



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijden- water (R8) – nadere analyses

Briefrapport 607080001/2011

L. Posthuma | D. de Zwart | J. Postma | A.J.G. Reeze



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (R8) – nadere analyses

RIVM Briefrapport 607080001/2011

L. Posthuma | D. de Zwart | J. Postma | A.J.G. Reeze



Colofon

© RIVM 2011

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: 'Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave'.

L. Posthuma, RIVM
D. de Zwart, RIVM
J. Postma, Ecofide
A.J.G. Reeze, ARCADIS

Contact:

L. Posthuma
RIVM/LER
leo.posthuma@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van Deltares, in het kader van een onderbouwing van de Handreiking beoordelen waterbodems.

Rapport in het kort

KRW-maatlat zoet getijdenwater nader geanalyseerd

De Europese Kader Richtlijn Water (KRW) schrijft het gebruik voor van biologische methoden om te toetsen of een watersysteem een goede ecologische toestand heeft. De ecologische toestand is niet optimaal als de samenstelling van de dier- en plantensoorten afwijkt van de referentie. Dergelijke referenties verschillen per watertypen. De aard van de afwijkingen geeft inzicht in de oorzaak van de verandering in soortensamenstelling: er verdwijnen soorten die gevoelig zijn voor een bepaalde verstoring, of er verschijnen juist soorten die hiervoor ongevoelig zijn. Een ecosysteem wordt echter beïnvloed door een verscheidenheid aan verstoringen, waarvan de effecten slechts gedeeltelijk verschillend zijn.

Om de chemische kwaliteit van sedimenten in zoete getijdewateren (watertype R8) te beoordelen is in de periode 2007-2009 in opdracht van Rijkswaterstaat een biologische methode ontwikkeld. Uit onderzoek van het RIVM blijkt dat deze methode kan worden verbeterd door soorten met een geringe indicatiewaarde voor verontreiniging anders of niet mee te wegen. Dit onderzoek is in opdracht van Rijkswaterstaat uitgevoerd, om de R8-maatlat te verbeteren en het vertrouwen in de uitkomsten van de maatlat te vergroten.

Indertijd is bij het afleiden van deze methode uitgegaan van de levensgemeenschap van soorten als geheel. Ook zijn de concentraties van individuele giftige stoffen in de sedimenten betrokken. Bij de nu uitgevoerde analyse van dezelfde meetgegevens is de reactie van individuele soorten bekeken in relatie tot enkele uiteenlopende milieufactoren en één kwantitatieve waarde voor de mate waarin het mengsel toxicanten in de betrokken sedimenten schadelijk is (toxische druk). Dit maakt het mogelijk om met grotere zekerheid de indicatiewaarde van de individuele soorten voor de aanwezigheid van toxiciteit te bepalen.

Trefwoorden:

Kaderrichtlijn Water, maatlat, goede ecologische toestand, zoete getijdewateren, toxische druk

Abstract

WFD-metric tidal surface waters reanalyzed

The European Water Framework Directive (WFD) prescribes the use of biological methods to determine the ecological status of water bodies. The ecological condition is considered sub-optimal if the assemblage of species is deviating from a water type specific reference condition. The nature of the deviation may reveal the disturbing factors that are causing the change in species composition: species that are sensitive towards a particular stress factor may disappear, and they may be replaced by species that are insensitive. However, ecosystems may simultaneously be influenced by a variety of disturbing factors causing effects that are only partially different.

To determine the effects of chemical quality of sediments in tidal freshwater bodies in the Netherlands (water body type R8), a biological evaluation method (R8-metric) is developed over the years 2007-2009 by order of the Netherlands Directorate General for Public Works and Water Management. The present RIVM-study indicates that this method can be improved by excluding or downweighting taxa with a weak indicative capacity. This study, conducted by order of the same water management authority, has the objective to improve the sensitivity of the R8-metric, and also to increase trust in the evaluation results obtained.

The original R8-metric method is derived by considering the local assemblage of macrofauna species as a whole. Furthermore, this method was based on the concentrations of individual toxicants contained in the local sediments. The RIVM-study, based on the same dataset, focused on the responses of individual species in relation to a variety of disturbing factors and a single quantitative estimate of the impacts caused by exposure to the local mixture of toxicants (toxic pressure). This approach allows us to increase certainty in the determination of the capacity of individual species to indicate the presence or absence of toxicity

Keywords:

Water Framework Directive, metric, good ecological status, tidal surface waters, toxic pressure

Inhoud

Samenvatting—6

Summary—8

1 Inleiding—10

- 1.1 Achtergronden—10
- 1.2 Kansen—11
- 1.3 Doelen—13
- 1.4 Leeswijzer—13

2 Materialen en methoden—15

- 2.1 Ruwe data—15
- 2.2 Abiotische gegevens—15
- 2.3 Voorbereidende data analyse stappen abiotische gegevens—15
- 2.4 Biotische gegevens—19
- 2.5 Data-analyses: abundanties in relatie tot predictoren—19

3 Resultaten—27

- 3.1 Voorbereidende data analyses—27
- 3.2 Toxische druk in plaats van afzonderlijke concentraties per stof—29
- 3.3 Evaluatie van patronen in de (bio)monitoring gegevens—31
- 3.4 Analyse van spaghetti-plots in relatie tot de betekenis van toxische druk—35
- 3.5 Analyse van de huidige R8-classificatie in relatie tot de huidige resultaten—38
- 3.6 Nadere specificatie van responspatronen voor afzonderlijke taxa via GLMs—45
- 3.7 Overeenkomst R8-klassificatie en toxische druk waarde—53

4 Discussie en Conclusies—56

- 4.1 Overzicht—56
- 4.2 Betekenisvolle elementen uit de voorbereidende data analyses—56
- 4.3 De classificatie volgens de R8-maatlat in vergelijking met de GLM-analyses—59
- 4.4 De betekenis van grenzen voor toxische druk in bredere zin—60
- 4.5 Conclusies—61

Appendix 1. Bepaling biobeschikbare fracties van stoffen—64

Appendix 2. Stofeigenschappen—65

Appendix 3. Lijst van taxa en indicatorsoorten R8—68

Appendix 4. Betekenis van toxische druk als voorspeller—69

Referenties—70

Samenvatting

De Europese Kader Richtlijn Water maakt gebruik van maatlatten, om in de praktijk te kunnen toetsen of een watersysteem in Goede Ecologische Toestand is, en om bij afwijkingen daarvan vast te stellen door welke oorzaken de afwijking ontstaan is. Van de zoete getijdenwateren in het benedenrivierengebied (watertype R8) bestaat een grote dataset met zowel veldwaarnemingen van de ecologie als stofgehalten in de waterbodem. Deze dataset is in 2007-2009 gebruikt bij het afleiden van een KRW-maatlat voor de macrofauna in dit watertype (Peeters *et al.*, 2010a, 2010b). Deze maatlat is gebaseerd op de twee deelmaatlatten, een voor algemene verstoring en een voor sedimentverontreiniging.

In het hier beschreven onderzoek zijn de gegevens die bij de afleiding van de R8-maatlat gebruikt zijn opnieuw bestudeerd met als hoofddoel: het nader kwantificeren van de relatie tussen de toxische druk van mengsels en de macrofaunasamenstelling in de Nederlandse R8-wateren door gebruik te maken van taxonspecifieke ecotoxicologische kennis. Daarbij werden twee technieken toegepast. In de eerste plaats zijn alle afzonderlijke concentraties van milieuvreemde stoffen omgerekend in één kwantitatieve waarde voor de lokale acute toxische druk van mengsels. Deze nieuwe variabele wordt uitgedrukt als fractie soorten waarvan voorspeld wordt dat zij aangetast worden (met meer dan 50% abundantie verlaging) bij acute blootstelling. In de tweede plaats zijn de abundanties van alle afzonderlijke taxa in het betreffende gebied gerelateerd aan de verschillende drukfactoren in het milieu, waaronder de netto toxische druk van mengsels.

Eerst werd vastgesteld dat de acute toxische druk in het gebied varieerde tussen 0 en 45% (percentage potentieel aangetaste soorten die acute effecten zal ondervinden). De chronische toxische druk zoals berekend via de Handreiking beoordelen waterbodems covarieert met deze variatie, en varieert tussen de 0 en 90% (op basis van chronische EC50-waarden). Dit wil zeggen: tussen 0 en 90% van de soorten in het veld zou een negatief abundantie-effect groter dan 50% vertonen bij chronische blootstelling. Op basis van deze uitkomsten wordt verwacht dat er in de R8 dataset grote verontreinigingseffecten aanwezig zijn.

Slechts voor enkele taxa bleek er echter een significante Pearson product-moment correlatie te bestaan tussen abundantie en toxische druk (als enige predictor), waarbij zowel dichtheidstoename als afname gevonden werd. De toxische druk bleek echter via GLM-analyses, waarin rekening gehouden wordt met meerdere predictoren, voor 74% van de waargenomen taxa (zeer significant) gerelateerd te zijn aan de lokale abundanties van die taxa, zodra er rekening werd gehouden met de effecten van andere stressoren.

Uit deze analyses bleek, dat de voorspelde fractie soorten met een abundantie-effect groter dan 50% evenredig is aan de waargenomen fractie taxa met een dergelijke abundantierespons in het veld, waarbij de fractie taxa die een positieve respons vertoonden hoger was dan de fractie met een negatieve respons. Met andere woorden: de acute toxische druk (modelvoorspelling gebaseerd op laboratoriumtoxiciteitsgegevens) is sterk gerelateerd aan de daadwerkelijk waargenomen fractie taxa met een groot abundantie-effect (veldgegevens).

De waargenomen relatie tussen modelmatig voorspelde toxische druk en waargenomen aangetaste fracties van taxa is in de eerste plaats van belang voor de evaluatie van de R8-maatlat voor sedimentverontreiniging. Uit de vergelijking van de verkregen gegevens met de bestaande maatlat-R8 bleek, dat de eerder voorgestelde R8-classificatie van de taxa, in subgroepen met verschillende gevoeligheden voor toxiciteit, redelijk – maar niet volledig – overeen stemt met de thans berekende effecten van mengsels op de subgroepen van taxa. Optimalisatie van de indicatiewaarde is mogelijk, door nadere analyse van de taxon-specifieke GLM-gegevens. Hierbij kan gebruik worden gemaakt van de aan- of afwezigheid van de predictor ‘toxische druk’ in de GLM van de verschillende taxa, aangezien bij een aantal taxa er geen significant signaal gevonden werd voor deze predictor. Ook kan gebruik worden gemaakt van het relatieve belang van de predictor toxische druk in vergelijking met het belang van de overige predictoren, aangezien voor een aantal taxa de bijdrage van de toxische druk aan de abundantiepatronen relatief gering is. Dit is een signaal voor een mogelijk zwakke indicatieve waarde van een dergelijk taxon voor een maatlat die verontreiniging zou moeten indiceren. Bij toepassing van dergelijke evaluaties zal bedacht moeten worden dat de gehele aanpak gepaard zal blijven gaan met de onzekerheden die kenmerkend zijn voor veldonderzoek.

In de tweede plaats zijn de resultaten die verkregen zijn met de R8-dataset van algemeen belang voor het stoffenbeleid en het waterbeleid, aangezien daarbij risicogrenzen worden gehanteerd die met toxische-druk bepalingen worden afgeleid. Bij het toelatingsbeleid van stoffen wordt een chronische toxische-druk grens van 5% (op basis van NOECs) gehanteerd om het Maximaal Toelaatbare Risiconiveau (per stof) te definiëren. In de Handreiking beoordelen waterbodems worden voorts grenswaarden van 20% en 50% gehanteerd om in de praktijk de verontreinigingsgraad van sedimenten te beoordelen, gebaseerd op chronische toxische druk bepalingen op het chronische EC50-niveau. Dit laatste houdt in dat de beoordeling van de lokale milieukwaliteit in de praktijk gebaseerd is op de twee (20 en 50%) genoemde toxische-druk waarden. Uit de uitgevoerde analyses blijkt, dat beide voor Handreiking beoordelen waterbodems gekozen grenswaarden indicatief zijn voor grote verschillen in abundanties van sediment-taxa en duiden op verschillende mate van toxische effecten van lokale mengsels bij de beide blootstellingsniveaus. De effecten zijn bovendien (veel) groter dan de abundantie-effecten die gevonden worden bij een veel lagere toxische druk, zoals een chronische toxische druk voor NOEC-overschrijding bij 5% van de soorten (het MTR-niveau). Uit de waargenomen abundantiepatronen blijkt dat de gekozen grenswaarden, zoals bedoeld, indicatief zijn voor verschillende mate van toxische effecten. Of de gekozen grenswaarden exact voldoen (qua niveau van respons) aan de vooraf gestelde beschermdoelen (MTR-niveau) of mate van aantasting (20% en 50% grens voor EC50-overschrijding in Handreiking beoordelen waterbodems) is een punt voor nadere evaluatie.

Summary

The European Water Framework Directive applies metrics on biological quality elements (taxa, often as species) to judge, in practice, whether water bodies are in Good Ecological Status, and – if not – to signal which stressors might have caused that deviation. The metric that has recently been developed for sediments in tidal fresh waters in the Netherlands (water type R8) has been scrutinized for its indicative value, based on the data used earlier for developing the metric-R8. This metric based on the assemblage of macrofauna taxa is composed of two partial indicators: 1) to indicate general deterioration, and 2) to indicate toxic pollution of the sediments.

Further insights into the metric and its meaning were obtained by re-analyzing the data with the main objective to quantify the relationship between toxic pressure and composition of the local macrofauna assemblage by using taxon-specific ecotoxicological knowledge. In order to do this two techniques were applied. First, the concept of toxic pressure quantification for mixtures was applied, replacing the originally used per-compound concentration data by a single toxic pressure value. The toxic pressure concept quantifies which fraction of the species is likely affected by a local mixture of toxic compounds. Second, including the use of the new toxic pressure data, focus was on the abundance of separate taxa in relation to the potential suite of stressors.

The results showed that the acute toxic pressure of the local mixtures in the study area varied between 0 and 45% (which is the percentage of species expectedly showing substantial adverse responses when exposed to such mixtures). The chronic toxic pressure varied between 0 and 90%. Given these values, it is expected that substantial abundance effects of contamination occur in the R8-dataset.

The acute toxic pressure was related to abundance for 74% of the taxa in a highly significant way. The relationship between predicted and observed adverse effects was systematic and nearly 1:1. Next to adverse effects, a larger fraction of taxa was shown to respond with abundance increases at increased toxic pressure levels. The nearly 1:1 relationship between model-predicted and observed affected species fractions is surprising, given the relative simplicity of the prediction model. The relationship as found is, however, of crucial importance for toxic compound- and water regulations and laws, since toxic pressure levels play a role in setting environmental quality criteria for toxic compounds. Such criteria are of key importance in evaluation of the potential ecotoxicity of compounds, and in quality-evaluation of the environment.

The classification of taxa into subgroups according to the R8-approach as currently in use is not fully supported by the current analyses – a different categorization is possible. Optimization is possible, but none of the systems to derive categories with indicative value will surpass the limitations associated with field research data.

The increase of sediment contamination leads to increased responses in the abundances of sediment-inhabiting taxa, regarding both the fractions of taxa responding as well as the magnitudes of the responses. The environmental quality criteria for sediments which are currently in use, viz. chronic toxic pressure of 20 and 50%, are indicative for different levels of adverse abundance changes, which are further coinciding with opportunistic responses of other taxa.

As such, the criteria indicate different degrees of responses in the exposed species assemblages, and as such their choice is not without meaning.

1 Inleiding

1.1 Achtergronden

Onder de Kaderrichtlijn Water wordt de ecologische toestand van een oppervlaktewaterlichaam bepaald aan de hand van ecologische maatlatten. Per type waterlichaam zijn ecologische maatlatten opgesteld voor vis, macrofauna, fytoplankton en overige waterflora. Als de maatlatscore voor een waterlichaam onvoldoende is, moet de waterbeheer maatregelen treffen ter verbetering van de ecologische toestand. De waterbeheerder brengt daartoe de oorzaken van de te lage maatlatscore, dat wil zeggen de 'drukfactoren' op de ecologische toestand, in beeld. Eén van de mogelijke oorzaken is een verontreinigde waterbodem. Voor het beoordelen van de effecten van verontreinigde waterbodems op de chemische en ecologische toestand van waterlichamen is de Handreiking beoordelen waterbodems ontwikkeld. De effecten op de ecologische toestand, met name de effecten op de macrofauna, worden volgens deze handreiking ingeschat door de msPAF te berekenen. Bij deze methode worden de effecten van de gehalten aan individuele stoffen (PAF=Potentieel-Aangetaste-Fractie) opgeteld tot een totale toxische druk (of de druk per stofgroep), de msPAF (multi-stoffen-PAF):

- bij een msPAF < 0,2 wordt gesteld dat een onvoldoende EKR-score macrofauna niet gerelateerd is aan de waterbodemkwaliteit;
- bij $0,2 < \text{msPAF} < 0,5$ wordt gesteld dat effecten van de waterbodemkwaliteit op de EKR-score macrofauna niet kunnen worden uitgesloten;
- bij msPAF > 0,5 wordt gesteld dat rekening moet worden gehouden met sterke effecten van de waterbodemkwaliteit op de EKR-score macrofauna.

Bovenstaande grenzen voor de msPAF zijn gebaseerd op theoretische overwegingen, maar zijn niet gebaseerd op veldwaarnemingen van de ecologische toestand. Van de zoete getijdenwateren in het benedenrivierengebied (watertype R8) bestaat een grote dataset met zowel veldwaarnemingen van de ecologie als stofgehalten in de waterbodem. Deze dataset is in 2007-2009 door Grontmij|AquaSense, Alterra en de WUR gebruikt bij het afleiden van een KRW-maatlat voor de macrofauna in dit watertype (Peeters *et al.*, 2010a, 2010b). De beoordeling met deze maatlat is gebaseerd op de twee belangrijkste 'drukfactoren' in het benedenrivierengebied: algemene factoren (zoals bodemtype en stroming) en sedimentverontreiniging. Deze drukfactoren worden in de maatlat apart geanalyseerd en beoordeeld. In de studie van Peeters *et al.* is met een Canoco-analyse een significante (statistische) relatie tussen toxische stoffen en veldwaarnemingen aangetoond. De studie geeft weinig inzicht in de stoffen en stofconcentraties die het waargenomen toxische effect bepalen. In 2009 is in een eerste verkennend onderzoek niet de relatie van de individuele stoffen maar de relatie van de gezamenlijke toxische druk van het lokale mengsel van tontaminanten met de veldwaarnemingen onderzocht. Deze verkennende studie in 2009 (Reeze en Postma, 2010) wees uit dat enig verband bestaat tussen de score op de R8-deelmaatlat sedimentverontreiniging en de msPAF-waarde. Het RIVM heeft vervolgens een methode (Generalized Linear Modelling; GLM) naar voren gebracht waarmee de kwantitatieve relatie tussen de msPAF-waarden en de

macrofauna-veldwaarnemingen in de dataset van de 'R8-studie' aanvullend kan worden geanalyseerd.

1.2

Kansen

De maatlat is afgeleid, door de beschikbare (bio)monitoring data van de R8-watersystemen te onderzoeken met een statistische techniek, die alle beschikbare gegevens in één keer analyseert. In deze nadere studie wordt de dataset ook op een andere manier bestudeerd, met daarin drie te onderscheiden aspecten.

In de eerste plaats is het mogelijk om een analyse uit te voeren die gebruik maakt van het concept 'toxische druk' van mengsels. Door de toxische druk van een lokaal mengsel te kwantificeren is het mogelijk om het aantal drukfactoren in de statistische analyses te reduceren tot **één parameter voor de te verwachten ecotoxiciteit** (in plaats van zoveel parameters als er stoffen gemeten zijn). Dit is voor de veldsituatie van praktisch belang, omdat het ecosysteem blootgesteld wordt aan de cocktail van verontreiniging, en niet stof voor stof apart. Dit is ook statistisch van groot belang, aangezien er voor elke toegevoegde parameter in een statistische analyse in principe een (zeer) groot aantal extra monsterpunten zou moeten worden toegevoegd om de analyse voldoende gevoelig te houden. Of omgekeerd: door het toepassen van toxische druk als parameter voor de te verwachten mengseltoxiciteit neemt het aantal parameters bij een vaststaande hoeveelheid monsterpunten af, waardoor de statistische gevoeligheid van de methodiek toeneemt. Met andere woorden: effecten die in de dataset verborgen zitten worden sneller zichtbaar.

De toxische druk van een lokaal mengsel kan worden berekend door middel van *Species Sensitivity Distributions* (SSDs). Dit is een risicobeoordelingmethodiek die ook gebruikt wordt voor de afleiding van kritische milieuconcentraties van stoffen, zoals de MTR (het Maximaal Toelaatbare Risiconiveau), en de op basis daarvan vastgelegde wettelijke milieukwaliteitsnormen (Posthuma et al. 2002). Het MTR is bijvoorbeeld gerelateerd aan een chronische toxische druk waarbij voor 95% van de (geteste) soorten geen overschrijding van de NOEC plaats vindt (het 95%-beschermingscriterium). Op dit niveau wordt beleidsmatig aangenomen dat ecosystemen volledig beschermd zijn, zowel qua structurele als functionele aspecten. Naast de SSDs voor elk van de aanwezige stoffen wordt er gebruik gemaakt van correcties voor biologische beschikbaarheid (zie bijvoorbeeld De Zwart et al. 2008a) en voor aggregatie van de risico's van alle stoffen gezamenlijk (De Zwart and Posthuma 2006). De toxische druk kan worden bepaald in meerdere vormen; in dit rapport worden de chronische en de acute *toxische* druk onderscheiden, beide op zowel EC50 als L(E)C50 niveau (Tabel 1).

In eerdere studies in andere gebieden (De Zwart et al. 2006b) bleek de factor 'toxische druk' (de acute toxische druk van mengsels) voor (ruim) meer dan 50% van de bestudeerde taxa samen te hangen met de lokale dichtheden van die taxa, terwijl de fractie taxa waarvoor een directe correlatie tussen abundantie en stofconcentraties (of acute toxische druk) vrijwel nul was. Dit laatste is het gevolg van de versluitende werking van een groot aantal andere omgevingsfactoren. Ook in de huidige studie wordt vastgesteld of de voorspelde toxische druk een betekenis heeft in termen van effecten op taxa in het veld, zodat de verdere analyses (zie hieronder) daarmee een betekenisvolle basis krijgen.

Tabel 1. Er zijn verschillende manieren om met SSD-modellering om te gaan. Deze tabel toont vier voorbeelden, en hun toepassing. In deze studie wordt gerefereerd aan de werkwijze bij de Handreiking beoordelen waterbodems (rij 2; potentieel aangetaste fractie die effecten zal vertonen >50% bij chronische blootstelling aan een bepaald mengsel)) en de acute toxische druk (rij 4, potentieel aangetaste fractie die effecten zal vertonen >50% bij acute blootstelling aan een bepaald mengsel).

Invoer	Toetsduur	SSD	Gebruiksvormen
NOEC	Chronisch	SSD-NOEC-chronisch	Afleiden MTR Beslissing verspreiden bagger op land
EC50 en LC50	Chronisch	SSD-EC50-chronisch	Handreiking beoordelen waterbodems
NOEC	Acuut	SSD-NOEC-acuut	N.v.t.
EC50 en LC50	Acuut	SSD-EC50 en LC50 -acuut	Deze studie

In de tweede plaats is het mogelijk om de analyses te richten op **afzonderlijke taxa** die waargenomen zijn. Via *Generalized Linear Modelling (GLM)* kan het vóórkomen en/of de abundantie per taxon bestudeerd worden in (statistische) relatie tot een serie van milieufactoren. Uiteraard kan dit ook indien de toxische druk als predictor wordt gehanteerd voor de relatieve toxiciteit van sedimentmonsters (zie bijvoorbeeld De Zwart et al. 2006b). Zichtbaar kan worden gemaakt welke taxa gevoelig zijn voor bijvoorbeeld toxische stoffen in het milieu. Deze *GLM*-analyse biedt de kans om te valideren of de taxa die bij de afleiding van de maatlat bijvoorbeeld als 'gevoelig voor toxicanten' werden geïdentificeerd inderdaad ook als zodanig via de *GLM*-analyses herkend worden.

In de derde plaats leiden de taxongerichte analyses in combinatie met het toepassen van de methodiek voor mengsel toxische druk tot de mogelijkheid om vast te stellen met welke mate van effecten de thans gekozen risicogrenzen voor effecten van verontreiniging samenhangen. In dit rapport wordt de aandacht hierbij gericht op de twee grenswaarden voor sedimentverontreiniging die in de Handreiking beoordelen waterbodems worden gehanteerd, te weten: 20% en 50% chronische toxische druk op basis van effectwaarnemingen (SSD-EC50/LC50-chronisch).

Risicogrenzen hebben een belangrijke praktische rol bij het beoordelen van de ecologische kwaliteit van het milieu, maar vaak worden ze vastgesteld op basis van de aanwezige (partiële) kennis en binnen de context van milieubescherming (preventief stoffenbeleid). Door specifieke aandacht voor de ligging van de gekozen criteria in relatie tot ecologische veranderingen die daadwerkelijk optreden bij de verschillende taxa kan (meer) inzicht verkregen worden in de ecologische betekenis van de gekozen criteria. Met andere woorden: de vastgestelde beleidsgrenswaarden voor de toxische druk krijgen een betekenis in termen van de fractie taxa die effecten zal kunnen ondervinden. Zie verder Box 1.

Box 1. De huidige beoordelingskaders, toegepast in de Handreiking beoordelen waterbodems

Toetsingsgrenzen in de huidige praktijk (Handreiking beoordelen waterbodems)

De toxische druk wordt, via de Handreiking beoordelen waterbodems, gebruikt om te bepalen of sedimentverontreiniging een rol kan spelen bij het niet-halen van ecologische doelen in het bovenstaande water. Een *chronische* toxische druk kleiner dan 20% (fractie: 0,2), afgeleid van EC50 en LC50 effectgegevens, wordt in de Handreiking beoordelen waterbodems geïnterpreteerd als "Waterbodem is geen factor van betekenis voor het bovenstaande water", terwijl dit ook geconstateerd wordt bij een waarde van deze chronische toxische druk tussen 20 en 50% in combinatie met een waarde voor de Ecologische Kwaliteits Ratio (EKR) voor sedimentverontreiniging kleiner dan 0.6. Indien de laatste waarde hierbij echter groter is dan 0,6 wordt geconcludeerd dat waterbodem matige effecten veroorzaakt

Deze beleidsmatig vastgestelde constatering is (deels) gebaseerd op een eerder gekozen risicogrens (per stof), te weten de HC50 (chronische toxische druk van 50% op basis van NOEC gegevens).

Via de in dit onderzoek verzamelde gegevens en modellen kan bestudeerd worden hoe de chronische toxische druk van mengsels in sedimenten (berekend op basis van EC50 en LC50 waarden) samenhangt met veranderingen in de levensgemeenschappen, uiteraard primair in het sediment zelf (gegeven de R8-data). Via de in dit rapport beschreven methodieken komen er namelijk gegevens beschikbaar over de relatie tussen de toxische druk (lees: "voorspelde fractie van taxa die een respons zouden moeten gaan vertonen") en de fractie van taxa waarbij er in de R8-dataset daadwerkelijk een respons optreedt.

1.3

Doelen

Het hoofddoel van deze studie is het nader kwantificeren van de relatie tussen de toxische druk van lokale mengsels en de macrofaunasamenstelling in de Nederlandse R8-wateren door gebruik te maken van taxonspecifieke ecotoxicologische kennis (GLM). Meer in detail zijn de volgende onderzoeksvragen geformuleerd:

1. Zijn de thans gehanteerde grenswaarden in de Handreiking beoordelen waterbodem (20% en 50% chronische toxische druk op basis van EC50 en LC50 waarden) indicatief voor de mate waarin effecten in het veld kunnen optreden?
2. Worden de indicatorsoorten van de R8-maatlat ondersteund door de GLM-methode, of zijn op basis van de GLM andere soorten indicierend voor sedimentverontreiniging? Hiervoor wordt het volgende gedaan:
 - a. Het afleiden van lokale toxische druk waarden per monsterlocatie, waarin de toxische druk wordt uitgedrukt in zowel de acute als de chronische toxische druk. De acute toxische druk hanteert het RIVM als maat die gerelateerd is aan waarneembare veldeffecten; de chronische toxische druk is de keuze die is gemaakt in de Handreiking beoordelen waterbodems.
 - b. Het onderzoeken van de correlaties tussen abundantie (per taxon) en de toxische druk
 - c. Het afleiden van taxonspecifieke GLM-modellen en het onderzoeken van de correlaties tussen abundantie (per taxon) en de acute toxische druk.
3. Het beschrijven van de relatie tussen de voorspelde acute toxische druk en waargenomen patronen in de abundanties van taxa in het R8-gebied ("validatie toxische druk"), beiden als fracties taxa met effect.

1.4

Leeswijzer

Hoofdstuk 2, "Materialen en methoden" geeft een overzicht van de statistische- en ecotoxicologische analysestappen die gemaakt zijn tussen het verkrijgen van de data en de eindresultaten

Hoofdstuk 3, "Resultaten" toont de resultaten van de statistische- en ecotoxicologische analyses

Hoofdstuk 4 "Discussie en Conclusies" evalueert de verkregen resultaten, en vergelijkt deze met de inzichten die met de bestaande maatlat R8 verkregen zijn

In diverse Appendices zijn enkele analysestappen nader uitgewerkt, of wordt achtergrondinformatie gegeven.

2 Materialen en methoden

2.1 Ruwe data

De (bio)monitoring data zijn geleverd door Deltares. De verkregen dataset was identiek aan die van Peeters et al. (2010a).

De dataset bevat gegevens over lokale milieucondities en abundantiegegevens van 220 aquatische evertrebraten (macrofauna), zoals over meerdere jaren verzameld op 379 locaties in de Nederlandse zoetwater getijdenwateren. De parameters die de milieucondities (abiotische factoren) op de monsterlocaties vastleggen worden voortaan aangeduid als predictoren.

2.2 Abiotische gegevens

De lijst predictoren, hun percentielwaarden en het gebruik ervan bij de afleiding van de R8-maatlat en de huidige studie is weergegeven in Tabel 2. Bij de huidige analyses zijn de gegevens niet gestandaardiseerd (naar waarden tussen 0 en 1) en niet getransformeerd.

Voor de huidige studie is het concept 'toxische druk van mengsels' toegepast als een nieuwe, samengestelde parameter, die gebruikt wordt als *proxy* voor de lokale druk van het mengsel van toxische stoffen op biota. De waarde van de acute toxische druk varieert tussen een minimumwaarde van 0 in sediment waarin de gemeten stoffen niet of nauwelijks verhoogd aanwezig waren, tot een voorspelde fractie van 0,42. Dit betekent, dat er in dat monster bij 42% van de in ecotoxiciteitstoetsen geteste taxa serieuze effecten (>50% op vitale kenmerken) zouden optreden als zij in een dergelijk belast systeem zouden worden blootgesteld. De mediane waarde voor deze predictor is 0.14. Met andere woorden: de R8-dataset omvat een brede gradiënt in de acute toxische druk van mengsels van toxische stoffen. Verwacht mag worden, dat dit tot uiting komt in dichtheidseffecten op afzonderlijke taxa en op biodiversiteitsindices.

2.3 Voorbereidende data analyse stappen abiotische gegevens

2.3.1 *Biologische beschikbaarheid*

Lokale eigenschappen van het substraat kunnen de sorptie van toxische stoffen sterk beïnvloeden, waardoor de (kans op) blootstelling van de aanwezige taxa afneemt. Hiervoor kan gecorrigeerd worden door middel van een aantal formules, waarin de lokale substraateigenschappen betrokken zijn. De formules hiervoor zijn weergegeven in Appendix 1, en komen overeen met de formules zoals de Handreiking beoordelen waterbodems die hanteert.

2.3.2 *Toxische druk*

De toxische druk van een milieumonster geeft aan welk percentage van de (in ecotoxiciteitstoetsen geteste) soorten een zekere mate van hinder zouden ondervinden indien zij in een substraat zouden worden blootgesteld (De Zwart 2002). De toxische druk wordt bepaald met behulp van soortengevoeligheidsverdelingen, die afgeleid worden met behulp van gegevens uit ecotoxicologische testen met een enkele stof uitgevoerd met verschillende soorten organismen.

Tabel 2. Lijst van predictoren en hun percentielwaarden in de dataset voor de R8 maatlat, inclusief aanduiding van het gebruik van de predictoren bij de afleiding van de R8-maatlat en de huidige studie.

Predictor code	Betekenis	Eenheden	Range	Gebruikt R8	Gebruikt GLM	Min	5%	10%	25%	50%	75%	90%	95%	Max
Semester1	Eerste halfjaar	Categorie	0 of 1	*	*	0	0	0	1	1	1	1	1	1
Biesbosch	Biesbosch	Categorie	0 of 1	*	*	0	0	0	0	0	0	1	1	1
VGHVN	Haven of vaargeul	Categorie	0 of 1	*	*	0	0	0	0	0	1	1	1	1
VWKL	Vaarwegklasse	Categorie	7 klassen	*	*	0	0	0	1	3	6	6	6	6
Cl10%	10 centiel Chloridegehalte	mg/L	68 - 97	*	*	68	68	73.6	83	83	91	93.8	97	97
Cl70%	70 centiel Chloridegehalte	mg/L	119 - 2104	*	*	119	119	133.4	137	137	163	173	177	2104
DSPerc	Droge stof % WW	% natgewicht	18.3 - 96.3	*	*	18.3	29.5	32.6	41.0	56.6	72.6	77.5	80.0	96.3
Diepte	Waterdiepte	m	0 - 39	*	*	0	0.2	0.286	0.7	1.7	4.9	8.72	12.2	39
SedEro	jaarlijkse erosie (-) of sedimentatie (+)	cm	-8.2 - 2.5	*	*	-8.2	-4.5	-3.9	-0.2	0.3	1	1.6	1.6	2.5
FrGr210Perc	Zandfractie Korrelgrootte > 210 µm	% drooggewicht	2 - 100	*	*	2	10	13.8	20	26	45.5	80.4	92.24	100
Getijdif	Getijdeverschil	cm	24 - 156	*	*	24	26	26	27	28	50	156	156	156
pHKCL	pH KCL extractie	-	4.4 - 9.7	*	*	4.4	7.1	7.3	7.5	7.8	8.1	8.4	8.6	9.7
LutumPerc	Kleigehalte	% drooggewicht	0 - 44	*	*	0	0.819	1.20	3.53	10.08	21	27	30.02	44
OSPerc	Gehalte organische stof	% drooggewicht	0.1 - 26	*	*	0.1	0.1	0.5	1.35	4.5	8.5	10	12	26
msPAFra DdZ	Toxische druk acuut	PAF	0 - 0.42	*	*	0	0	0.00	0.07	0.14	0.17	0.21	0.24	0.42

De toxische druk kan op meerdere manieren bepaald worden, zoals (a) per stof of voor een mengsel, of een subgroep van stoffen in het mengsel met een vergelijkbaar werkingsmechanisme, of (b) voor verschillende toxiciteitseindpunten (zoals NOECs of EC50s). Dit zijn fundamentele keuzes, die betekenis hebben voor de interpretatie van de resultaten die met de SSDs verkregen worden. Verder zijn er technische keuzes, zoals (a) het werken met beschikbare gegevens die van toepassing zijn op de te beoordelen situatie (locatiespecifieke risicobeoordeling), of (b) met een methodiek zoals voor herhaalde toepassing vastgelegd in *Guidance* documenten, waarbij die *Guidance* uiteraard afgeleid is bij een repeterende probleemstelling (zoals afleiding van normen, of het beoordelen van sedimentkwaliteit ten behoeve van beoordelingen).

In dit onderzoek zijn twee methodieken gebruikt, waarvan de details in de volgende paragraaf zijn beschreven. De parameters van de SSDs die bij Methode 1 en Methode 2 gebruikt zijn, zijn samengevat in Appendix 2.

2.3.3

De twee toegepaste methodes voor bepaling toxische druk

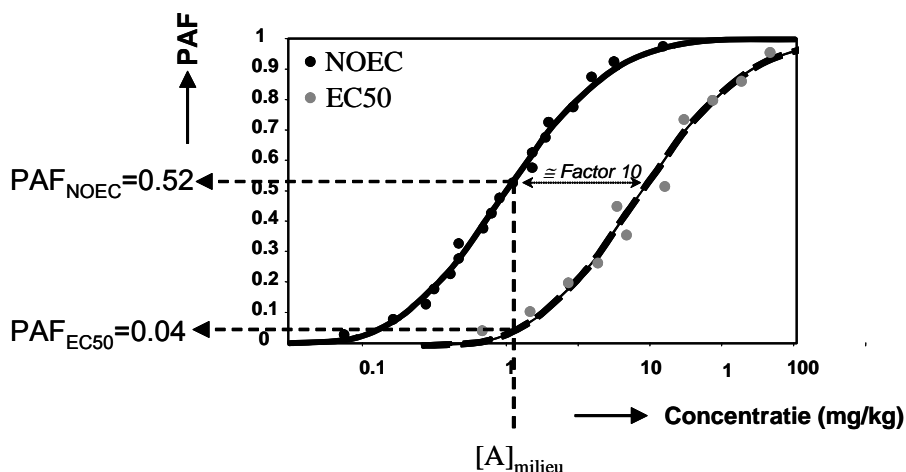
Voorafgaand aan de GLM-analyses zijn diverse voorbereidende bewerkingen uitgevoerd, waaronder het kwantificeren van de lokale toxische druk van mengsels. Hierbij zijn twee methoden toegepast:

- Methode 1: de voorbehandelingen van de data werden uitgevoerd volgens een aantal recent gepubliceerde technieken; het gaat hier om de acute toxische druk, gebaseerd op acute EC50 en LC50 gegevens
- Methode 2: *idem*, maar dan volgens de gekozen technieken in de voor de Nederlandse situatie toegepaste Handreiking beoordelen waterbodems; het gaat hier om de chronische toxische druk gebaseerd op chronische EC50 en LC50 gegevens

In beide gevallen worden achtereenvolgens de gemeten totaalgehalten van toxische stoffen omgerekend naar schattingen van de biobeschikbare concentraties, waarna deze verder worden omgerekend naar schattingen van de lokale toxische druk, hetzij van afzonderlijke stoffen, hetzij van de lokale mengsels. De verschillen tussen beide methodes zijn gerelateerd aan de stoffen die meegenomen worden in de berekeningen, en de gehanteerde SSDs. Zie Tabel 3.

Het verschil tussen de vier mogelijke methoden wat betreft het concept van 'toxische druk' (getoond in Tabel 1) wordt geïllustreerd in Figuur 1. De SSD-NOEC-chronisch van een stof ligt bijvoorbeeld links ten opzichte van de SSD-EC50-acuut van die stof; indien specifieke gegevens ontbreken, wordt vaak een verschuiving met een factor 10 tussen een acute- en een chronische SSD aangenomen (De Zwart 2002). Bij één milieuconcentratie kan aldus tegelijkertijd een (hogere) chronische toxische druk en een (lagere) acute toxische druk afgeleid worden. De SSDs volgens methode 1 en methode 2 zouden op een vergelijkbare wijze ongeveer een factor drie ten opzichte van elkaar verschillen, wat ook het geval bleek te zijn (zie Resultaten).

Voor de duidelijkheid constateren we hier, dat de relatie tussen de milieuconcentratie van een stof en de toxische druk niet-lineair is. Dit betekent, dat er bij een aanvankelijke concentratietoename in het lage concentratiebereik niet direct sprake is van een evenredig toenemende toxische druk. In het hoge concentratiebereik is de toxische druk gemaximeerd op de waarde 1, waarbij (onder de aanname dat de veldsoorten een vergelijkbare verdeling van gevoeligheden hebben als de getoetste soorten) alle blootgestelde soorten effecten zullen gaan vertonen (boven hun NOEC, of boven hun EC50).



Figuur 1. Conceptuele uitleg van het verschil tussen acute en chronische toxische druk, zoals af te leiden van een SSD die gemaakt is met EC50-gegevens respectievelijk met NOEC-gegevens, verkregen met ecotoxiciteitstoetsen met een stof voor verschillende organismen. Elke zwarte of grijze punt is een NOEC resp. een EC50 voor een afzonderlijk getoetste soort. Zoals aangegeven is er vaak een duidelijke verhouding tussen bijvoorbeeld een chronische SSD op basis van NOECs en een acute SSD op basis van EC50 of LC50 waarden (zoals bijvoorbeeld een factor 10 (De Zwart 2002)).

Tabel 3. Stoffenlijsten met afgekorte stofnamen gebruikt bij de berekeningen van de acute toxische druk en de chronische toxische druk volgens de Handreiking beoordelen waterbodems-methode, en de toepassing van deze gegevens bij de afleiding van de R8-maatlat.

Nummer	Acute	Chronic (Sedias)	R8	Nummer	Acute	Chronic (Sedias)	R8
1	1Nafta	1Nafta	1Nafta	25	Aldr	Aldr	Aldr
2	2BaA	2BaA	2BaA	26	Dieldr	Dieldr	Dieldr
3	3BghiP	3BghiP	3BghiP	27	Endr	Endr	Endr
4	4BaP	4BaP	4BaP	28	Isodr	Isodr	Isodr
5	5Fenant	5Fenant	5Fenant	29	Telodr	Telodr	Telodr
6	6Anthra	6Anthra	6Anthra	30	aEndo	aEndo	
7	7BkF	7BkF	7BkF	31	aHCH	aHCH	aHCH
8	8Chry	8Chry	8Chry	32	bHCH	bHCH	bHCH
9	9Fluorant	9Fluorant	9Fluorant	33	gHCH	gHCH	gHCH
10	10I123P	10I123P	10I123P	34	HeptaCl	HeptaCl	HeptaCl
11	Acenafte	Acenafte		35	HCb	HCb	
12	Acenafy	Acenafy		36	HCButa	HCButa	
13	Fluore	Fluore		37	DDD	DDD	DDD
14	Pyre	Pyre		38	DDE	DDE	DDE
15	BbF	BbF		39	DDT	DDT	DDT
16	DahA	DahA		40	PCBenz	PCBenz	
17	As	As	As	41	Olie		Olie
18	Cd	Cd	Cd	42	1PCB28		1PCB28
19	Cr	Cr	Cr	43	2PCB52		2PCB52
20	Cu	Cu	Cu	44	3PCB101		3PCB101
21	Hg	Hg	Hg	45	6PCB153		6PCB153
22	Ni	Ni	Ni	46			4PCB118
23	Pb	Pb	Pb	47			5PCB138
24	Zn	Zn	Zn	48			7PCB180
				49			EOX

In de loop van de analyses bleek dat beide methodes resultaten opleveren die sterk aan elkaar gecorreleerd zijn (zie Paragraaf 3.2). Voor de GLM-analyses moest slechts één van beide predictoren meegewogen worden (vanwege de hoge onderlinge correlatie), en is vervolgens gekozen voor het gebruiken van de toxische-druk gegevens van Methode 1 (acute toxische druk op basis van acute EC50 en LC50 gegevens).

2.3.4 Selectie van predictoren

Predictoren kunnen onderling sterk gecorreleerd zijn, waarbij de ene predictor een zogenoemde *proxy* (indirecte voorspeller) is van een aantal andere predictoren, vanwege mogelijke oorzakelijke verbanden tussen de predictoren. Om deze reden is de set van predictoren bestudeerd, en zijn de meest betekenisvolle, en "basale" predictoren geselecteerd voor de GLM-analyses.

Geen van de toxische stoffen is uit de analyse verwijderd, aangezien de toxische druk berekend werd voor alle aanwezige (gemeten) stoffen, waarna deze nieuwe parameter in de GLM-analyses gebruikt werd (en de concentratiedata dus niet meer).

Via de voorbewerkingen werd voor alle monsters zowel de acute (Methode 1) als de chronische (Methode 2) toxische druk berekend. Voor de selectie van predictoren werd in dit geval specifiek bestudeerd of beide parameters aan elkaar gerelateerd zijn. Indien dit het geval is, en beiden eenzelfde reikwijdte van toxische druk variatie laten zien, zullen de GLM-resultaten van beide methoden sterk vergelijkbaar zijn: de GLM formules worden namelijk met name bepaald door de variabiliteit van een predictor, en niet van de relatieve hoogte

van de predictor-waarden. Dat wil zeggen: als een predictor A varieert tussen 0 en 1 en een parameter A' evenredig tussen 0 en 100, dan wordt deze parameter met dezelfde kans opgenomen in de GLM van een taxon. Daarbij verandert uiteraard wel de geschatte coëfficiënt a ; zie onder). Voor de vergelijking werd de correlatie tussen de waarden van de acute- en de chronische toxische druk vastgesteld. Uiteindelijk werd één predictor voor toxische druk voor de GLM-analyses gekozen.

2.3.5 *Correllogram en variatie van de geselecteerde predictoren*

Via twee methoden werd bestudeerd hoe de predictor-waarden binnen de dataset variëren, en of de geselecteerde predictoren overigens nog gecorreleerd zouden zijn. In een ideale dataset zijn de predictoren niet gecorreleerd, en is de spreiding van de waarden van één predictor maximaal en evenredig. Dit laatste wil zeggen: de toxische druk (fractie soorten dat effect zou ondervinden) varieert bij een ideale dataset van 100 monsters tussen 0 en 1, waarbij 0.01, 0.02, 0.03 enz. allemaal in de dataset vertegenwoordigd zijn.

De correlatiestructuur van de verkregen dataset werd bestudeerd door het afleiden van een correllogram.

Via relatieve frequentieverdelingen werd bestudeerd welke spreiding er voor de predictoren in de dataset aanwezig is.

Via het correllogram en de variatieplot werd besloten of er statistische redenen bestonden om de set van predictoren nog verder te reduceren dan via de eerdere selectiemethode tot stand was gebracht.

2.4 **Biotische gegevens**

De beschikbare dataset bevat gegevens over de abundantie van 220 macrofauna taxa. Voor een deel betreft het taxa die op extreem weinig plaatsen voorkomen. De statistiek waarmee we de abundantie van taxa in verband willen brengen met de variatie in een verscheidenheid van standplaatsfactoren is niet in staat om deze zeldzame taxa op betrouwbare wijze in te delen.

Daarom hebben we op arbitraire gronden alle taxa verwijderd die op minder dan 5 van de 379 zoetwaterlocaties voorkomen. De lijst van 103 resterende taxa is weergegeven in Appendix 3.

2.5 **Data-analyses: abundanties in relatie tot predictoren**

2.5.1 *Pearson correlaties abundantie en toxische druk*

Bij hoge variabiliteit van de (acute) toxische druk in een dataset mag verwacht worden, dat er voor een aantal taxa een negatieve correlatie gevonden kan worden tussen de abundantiegegevens van die taxa en de toxische druk: er wordt een significante negatieve correlatie verwacht met abundantie. Per taxon is onderzocht of er sprake is van een significante Pearson correlatie tussen abundantie en acute toxische druk.

2.5.2 *GLM-analyses*

Na de selectie van de predictoren en de vervanging van alle concentratiegegevens van toxische stoffen voor de predictor toxische druk werden de gegevens per taxon verder gebruikt voor de GLM-analyses.

Een GLM-analyse leidt tot een taxonspecifiek GLM-model, dat de aan- of afwezigheid respectievelijk de abundantie van een taxon beschrijft aan de hand van de predictoren die een significante invloed hebben op de aan/afwezigheid of de abundantie, als volgt:

$$P_i = (a \cdot X_1 + a'X_1^2) + (b \cdot X_2 + b'X_2^2) + (c \cdot X_3 + c'X_3^2) + \dots$$

$$A_i = (a \cdot X_1 + a'X_1^2) + (b \cdot X_2 + b'X_2^2) + (c \cdot X_3 + c'X_3^2) + \dots$$

Waarbij:

P_i = Presentie/Absentie van taxon i (weergegeven als $\ln(P/(1-P))$ in de modelleerstep, waarbij P de kans op voorkomen is)

A_i = Abundantie van taxon i (weergegeven als $\ln(A)$ in de modelleerstep)

X = (significante) predictor

a, b, c = geschatte coëfficiënten bij een predictor

Van elke predictor kan er in de dataset sprake zijn van een lineaire associatie tussen de predictor en de abundantie (X), van een kwadratische curve (X^2), of van een combinatie van beide, er sprake is van een optimum (met een negatieve kwadratische coëfficiënt) of minimum curve (met een positieve kwadratische coëfficiënt). Een duidelijk voorbeeld van een optimumcurve wordt vaak gevonden voor de predictor pH. Een optimumcurve kan ontstaan bij directe effecten, maar ook bij indirecte effecten: een taxon kan een verhoogde abundantie vertonen bij een hogere toxische druk, omdat andere (meer gevoelige taxa) verdwijnen, waardoor het opportunistische(r) taxon kan floreren.

Na het afleiden van een GLM kan de formule voor een taxon gebruikt worden om de lokale aan/afwezigheid of abundantie van een taxon te voorspellen, gegeven de lokale gemeten waarden van de predictoren en de coëfficiënten van de verschillende predictoren van de taxonspecifieke GLM.

2.5.3 'Variance inflation factors' (VIFs) en hun interpretatie

In databestanden met veldgegevens over predictoren kunnen bepaalde predictoren onderling gecorreleerd zijn, zoals bijvoorbeeld pH(KCl) en pH(H₂O). Dergelijke correlaties werden al visueel getoond in het correllogram, maar de betekenis van eventuele lagere of hogere correlaties van één predictor met één of meer andere predictoren kan de eindconclusie van een analyse onjuist maken: een aan predictor p toegeschreven invloed op aan/- of afwezigheid of abundantie in de GLM zou ook toe te schrijven zijn aan één of meer alternatieve predictoren (een soort van meervoudige correlatie tussen sets van predictoren onderling). Dit is in deze studie met name van belang voor de specifieke *proxy* 'acute toxische druk'. Deze zou 'zo onafhankelijk mogelijk' moeten zijn van overige predictoren, om een goede maatlat voor sedimentverontreiniging te kunnen vormen.

Dit soort afwijkingen wordt opgespoord door de zogenoemde 'Variance Inflation Factor' (VIF) van een predictor te bepalen. De VIF-waarde wordt getoetst aan een aantal criteria, waarna geconcludeerd kan worden of een effect toegeschreven kan worden aan één bepaalde predictor (lage VIFs), dan wel of de toeschrijving aan die ene predictor twijfelachtig is (hogere VIFs; er is een subset van covariërende predictoren).

De VIFs worden berekend en geïnterpreteerd volgens (Kline 1998) en (O'Brian 2007). De VIF voor een predictor p is de mate waarin de coëfficiënt van deze predictor 'opgeblazen' is door covariatie met andere predictoren. VIFs boven de waarde van 4 worden gezien als potentieel problematisch, terwijl VIFs boven de waarde 10 leiden tot onjuiste conclusies (onjuist toeschrijven van een aan- of afwezigheidseffect of een abundantie-effect aan een predictor).

2.5.4 Afleiding 'spaghetti-plots'

Met de GLM's afgeleid van abundantiedata kunnen grafieken worden gemaakt waarin wordt getoond hoe de abundanties van taxa veranderen (Y) indien de toxische druk verandert (X). De abundanties van alle taxa kan hierbij, via de taxonspecifieke GLM's, voorspeld worden in relatie tot de mogelijke waarden van de lokale acute toxische druk, bij alle overige mogelijke permutaties en combinaties van waarden in de overige predictoren. Dit laatste is mogelijk via Monte Carlo simulaties met de GLM-formules van de verschillende taxa (uitgevoerd in Microsoft Excel, Crystal Ball *Add in*, 10.000 iteraties). Dit levert zogenoemde 'spaghetti-plots'.

Spaghetti-plots worden in dit onderzoek gebruikt voor twee doelen:

1. het duiden van de betekenis van het begrip toxische druk in termen van effecten op abundanties van taxa
2. het, mede aan de hand hiervan, nader onderzoeken van de maatlat R8

In dit rapport worden de spaghetti-plots weergegeven via puntschattingen, steeds op msPAF-waarden die 5% stijgen.

Hierbij worden de volgende opmerkingen gemaakt:

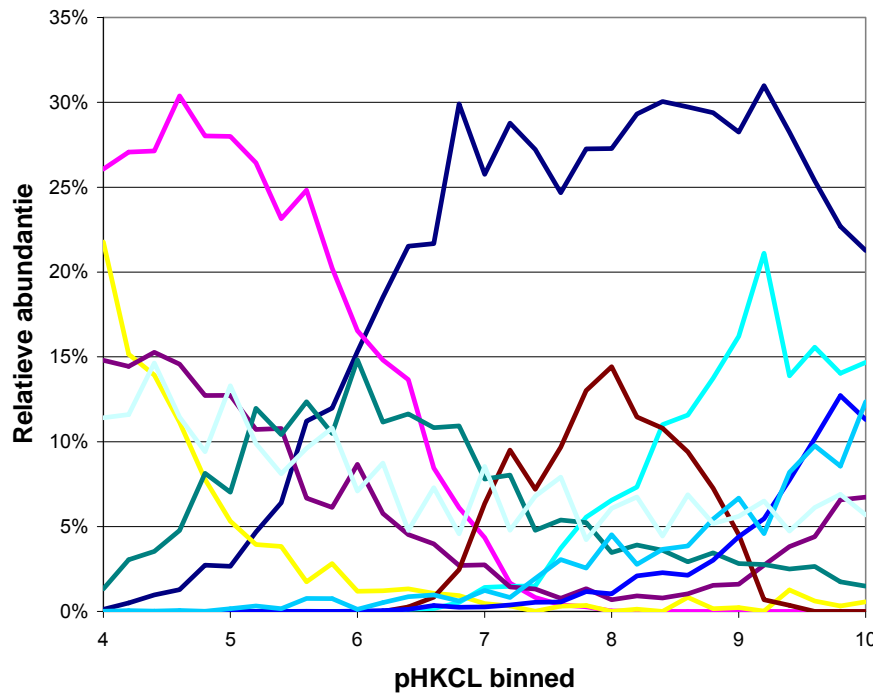
1. dat de achterliggende modellen (SSD, GLM, Monte Carlo) in principe 'vloeiend' zijn en dus ook 'vloeiende' spaghetti-plots kunnen opleveren, mits de iteraties uitgevoerd worden op oneindig kleine stapjes op de msPAF as
2. dat de mogelijke voorspelde waarden bij 1 waarde van de msPAF allemaal weergegeven kunnen worden als een kansdichtheid, per taxon en per msPAF; dit laatste zou een onoverzichtelijke presentatie betekenen
3. dat de kansdichtheidsverdeling bij hogere waarden van de msPAF (op de verticale as) "breder" (verticale spreiding in mogelijke abundanties bij een gegevens msPAF-waarde) wordt, omdat er minder waarnemingen aanwezig zijn bij hogere waarden van de toxische druk

Spaghetti-plots tonen de voorspelde dichtheid dus als functie van een predictor (bijvoorbeeld: de toxische druk), alsof het R8-watersysteem 10.000 maal bemonsterd zou zijn, met als resultante 10.000 ideale, onafhankelijke monsters met onafhankelijke variaties van alle predictoren (vergelijk het correllogram; de werkelijke monsterring kent covariaties), maar dezelfde taxonspecifieke GLM's. Een voorbeeldresultaat wordt getoond in

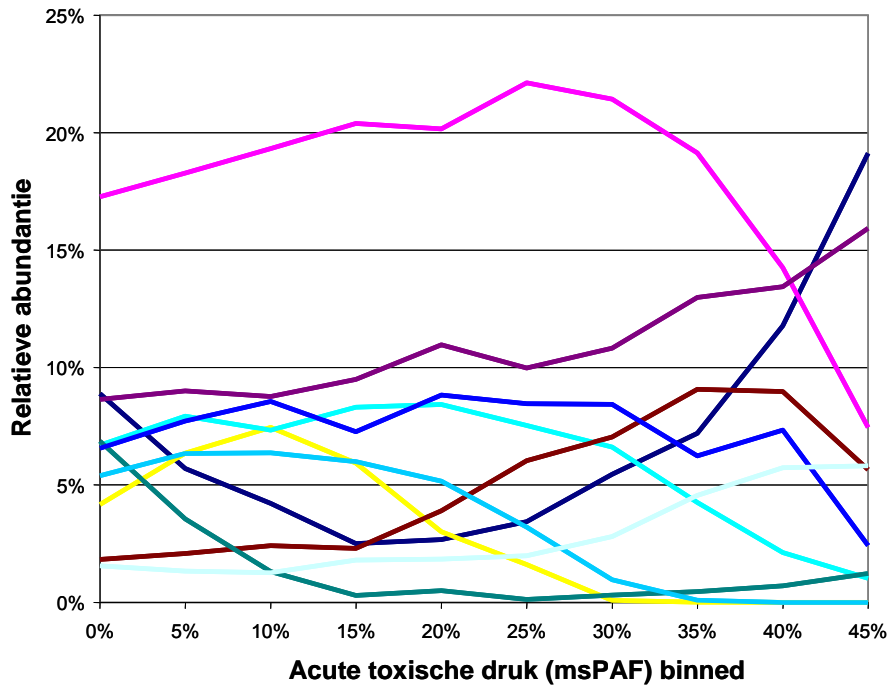
Figuur 2 voor de predictor 'pH', en in Figuur 3 voor de predictor 'acute toxische druk'.

De voorbeelden tonen de voorspelde abundantiepatronen voor een beperkt aantal taxa als functie van de pH respectievelijk de acute toxische druk. In het voorbeeld voor pH zijn duidelijk de (te verwachten) optimumcurves te herkennen. Dit voorbeeld toont, dat de GLM-modellen in combinatie met de Monte Carlo simulaties kunnen leiden tot taxon-specifieke curves, met taxon-specifieke pH-optima, dit vanwege de kwadratische termen die in de GLM's zijn opgenomen.

In het voorbeeld voor toxische druk zijn er diverse taxa die bij lage abundanties vóórkomen in schone sedimenten en die dan toenemen in abundanties bij hogere acute toxische druk. De figuur toont twee taxa die aanvankelijk een belangrijke numerieke bijdrage leveren aan de totale abundantie, maar die bij toenemende acute toxische druk eerst min of meer indifferent reageren, en vervolgens in abundanties afnemen bij hoge toxische druk.



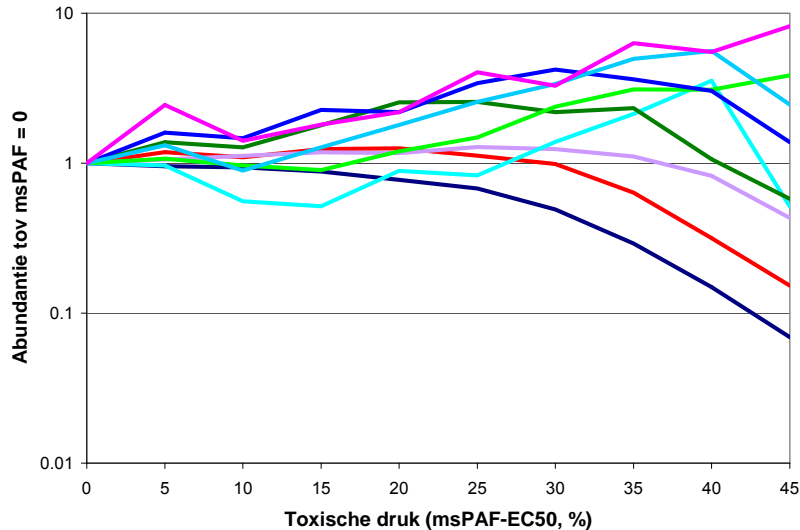
Figuur 2. Illustratie van het begrip 'spaghetti-plot', via het voorbeeld van de voorspelling van de abundantiepatronen van een aantal taxa (kleuren, Y) in relatie tot de pHKCI (X), verkregen via de combinatie van de taxonspecifieke GLM's en Monte Carlo simulatie, gegeven de R8-dataset. De Y-waarde is niet de absolute dichtheid van een taxon, maar toont de relatieve bijdrage van een taxon aan de levensgemeenschap (voor alle taxa samen 100%). De getoonde taxa zijn een aantal voorbeeld-taxa die een sterk signaal voor pH in de GLM's voor abundantie vertoonden.



Figuur 3. Illustratie van het begrip 'spaghetti-plot' van de voorspelling van het abundantiepatroon van een aantal willekeurig geselecteerde taxa (kleuren, Y) in relatie tot de acute toxische druk (X), verkregen via de combinatie van de taxonspecifieke GLM's en Monte Carlo simulatie, gegeven de R8-dataset. De Y-waarde is niet de absolute dichtheid van een taxon, maar toont de relatieve bijdrage van een taxon aan de levensgemeenschap (voor alle taxa samen 100%). De getoonde taxa zijn voorbeeld-taxa die een significant signaal voor msPAF in de GLM's voor abundantie vertoonden.

Uit de gegevens kunnen absolute abundanties en respons patronen (als functie van de acute toxische druk) worden afgeleid, maar vervolgens – uit die waarden – ook relatieve abundanties en responsies. Voorbeelden hiervan zijn abundantiegegevens die zijn getransformeerd op basis van de hoogste abundantie van een taxon die op 100% wordt gesteld, of abundantiegegevens die bij de laagste toxische druk op de waarde 1 zijn gesteld (Figuur 4).

Na het afleiden van de GLM's voor abundanties zijn de Monte Carlo simulaties uitgevoerd, en zijn er diverse spaghetti-plots afgeleid. De resulterende figuren worden gebruikt om het concept 'toxische druk' nader te duiden in kwantitatieve (respons) termen (abundanties van afzonderlijke taxa, en fractie taxa die een bepaalde respons vertoont, zie volgende paragraaf), en om de R8-maatlat voor sedimentverontreiniging nader te bestuderen.



Figuur 4. Spaghetti-plot vergelijkbaar met Figuur 3, maar nu met een onderlinge relatieve schaling waarbij de abundantie van willekeurig geselecteerde taxa bij een lage toxische druk op 1 gesteld wordt. De selectie van taxa is niet dezelfde als in Figuur 3.

2.5.5 Interpretatie van het begrip acute toxische druk

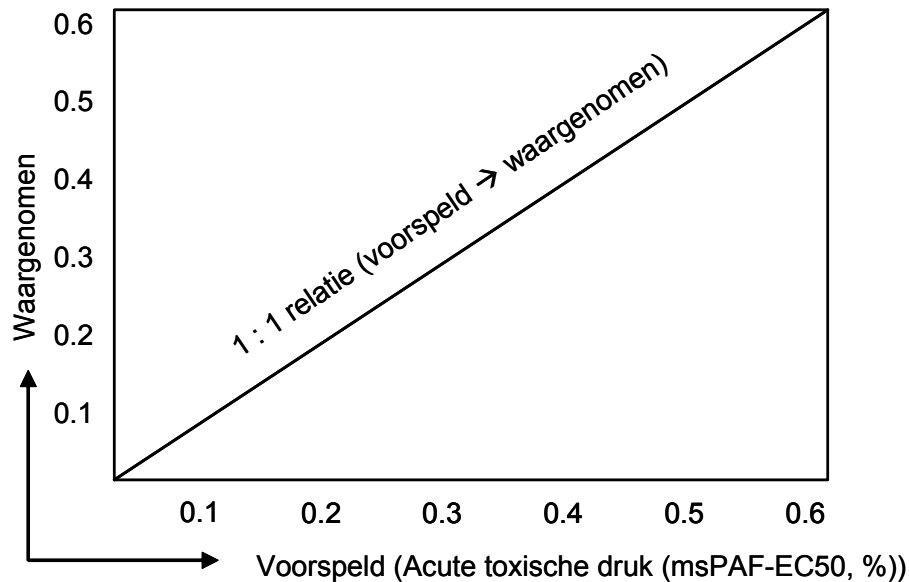
De spaghetti-plots die in de vorige paragraaf zijn vertoond, kunnen specifiek worden geïnterpreteerd in relatie tot de betekenis van het begrip acute toxische druk. Dat wil zeggen: in termen van fracties van taxa die een bepaalde respons vertonen. Dit is relevant, omdat het onderzoek aan de R8-maatlat voor sedimentverontreiniging in dit rapport gebaseerd is op het toepassen van dit begrip.

Door op de Y-as niet de 'abundantie' (of een getransformeerde waarde voor de abundantie) te tonen, maar 'de fractie van taxa die een bepaald minimum abundantie-effect vertoont bij een gegeven toxische druk' worden de eenheden op de X-as en Y-as vergelijkbaar (namelijk: beide als 'fractie taxa die een bepaalde respons vertoont'):

- *voorspelde waarde*: op de X-as de fractie taxa waarvan op basis van de laboratorium-toxiciteitsdata een respons verwacht wordt die hoger is dan 50% van het gemeten eindpunt (bv.: X=35% betekent dat bij 35 van de 100 taxa die in het sediment zouden leven een respons van meer dan 50% reductie van groei of reproductie zou moeten optreden in het veld; de voorspelde waarde)
- *waargenomen waarde R8-data*: op de Y-as de fractie van taxa waarbij op basis van de R8-data in het veld, bij toenemende toxische druk, een abundantierespons blijkt die groter is dan (bijvoorbeeld) 50% reductie ten opzichte van de abundantie bij de laagste toxische druk.

Met andere woorden: in het ideale geval, waarbij de *voorspelde* acute toxische druk een exacte voorspeller is van *waargenomen* veldeffecten, zou er een 1:1 relatie bestaan tussen voorspelde fracties van soorten met een (test) effect > 50% (bijvoorbeeld op het eindpunt reproductie) en de waargenomen fractie van taxa met een effect > 50% (op het eindpunt abundantie). Deze

verwachting bij een ideale uitkomst van de SSD-modellering is conceptueel weergegeven in Figuur 5.



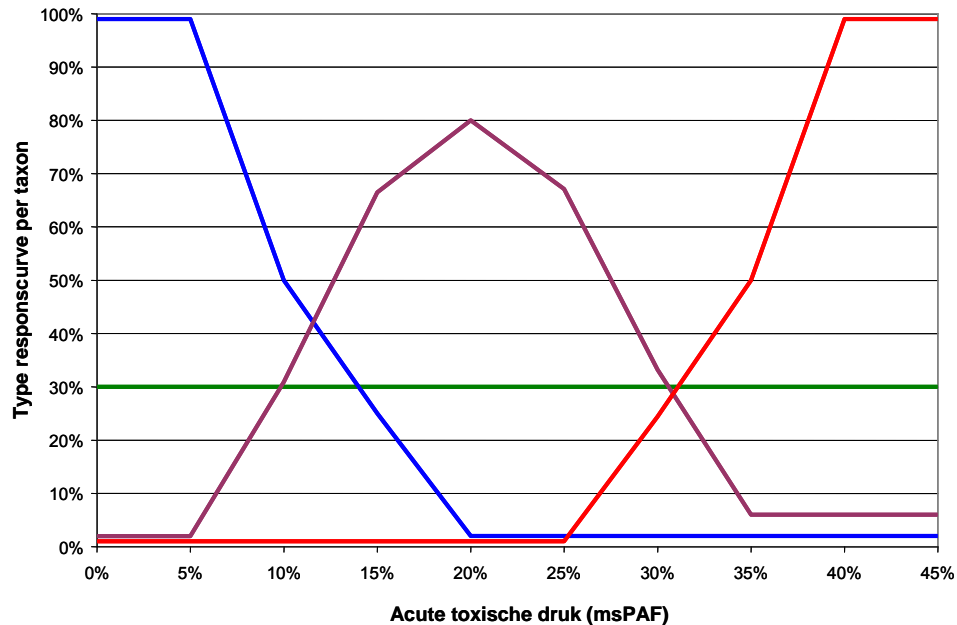
Figuur 5. Conceptuele weergave van de verwachte abundantierespons van een groot aantal taxa bij toenemende toxische druk. Op de X-as staat de voorspelde acute toxische druk door mengsels, dat wil zeggen: de fractie soorten waarvan verwacht mag worden dat zij een wezenlijk negatief effect (>50%) zullen vertonen bij een mengselblootstelling bij een gegeven msPAF. Op de Y-as staat de fractie van soorten waarvan de abundantierespons meer dan 50% daalt ten opzichte van de abundantie in schone condities (toxische druk minimaal). Het model voorspelt geen taxa waarbij de abundantie zal toenemen bij toenemende toxische druk.

Merk op, dat spaghetti-plots aantonen dat er ook taxa zijn die in dichtheid *toenemen* bij toenemende acute toxische druk. Dit is niet specifiek voor de R8-dataset. Dit effect komt ook voor in proefsloten, waarin levensgemeenschappen worden blootgesteld aan bestrijdingsmiddelen, en waarvoor ook de abundanties van alle taxa worden gemonitord (zie bijvoorbeeld: Van den Brink en Ter Braak 1999).

2.5.6 *Vergelijking GLM-resultaten en de R8-maatlat*

Na het vaststellen of en hoe de toxische druk gerelateerd is aan het optreden van effecten wordt onderzocht hoe de in dit onderzoek gevolgde methodieken leiden tot conclusies over de maatlat-R8.

Onderzocht wordt, of de GLM van een taxon hetzij wel, hetzij niet (lineair of kwadratisch of een combinatie van beide) gerelateerd is aan de toxische druk. In theorie mag verwacht worden, dat er taxa zijn die bij de vóórkomende variatie in acute toxische druk niet reageren met abundantieverschillen. Verder zullen er taxa zijn die voornamelijk negatief reageren (dalende abundantie, met een "veld-NOEC" die per taxon verschillend kan zijn), taxa die voornamelijk positief reageren (abundantie neemt toe), en taxa die een optimum (eerst toenemen, dan afnemen; of omgekeerd) vertonen. De responspatronen zijn conceptueel samengevat in Figuur 6. Dit zijn ook de responspatronen die in de eerder afleiding van de maatlat R8 verwacht werden.



Figuur 6. Theoretisch voorstelbare responspatronen voor abundantiegegevens als functie van de acute toxische druk tot 45%. Merk op, dat de curve voor de gevoelige taxa (blauw, dalend) bij andere waarden van de toxische druk kan gaan dalen. Idem voor de stijging bij de curve voor de opportunistische soorten (rood) en de curve voor de taxa met een (positieve of negatieve) optimumcurve (bruin).

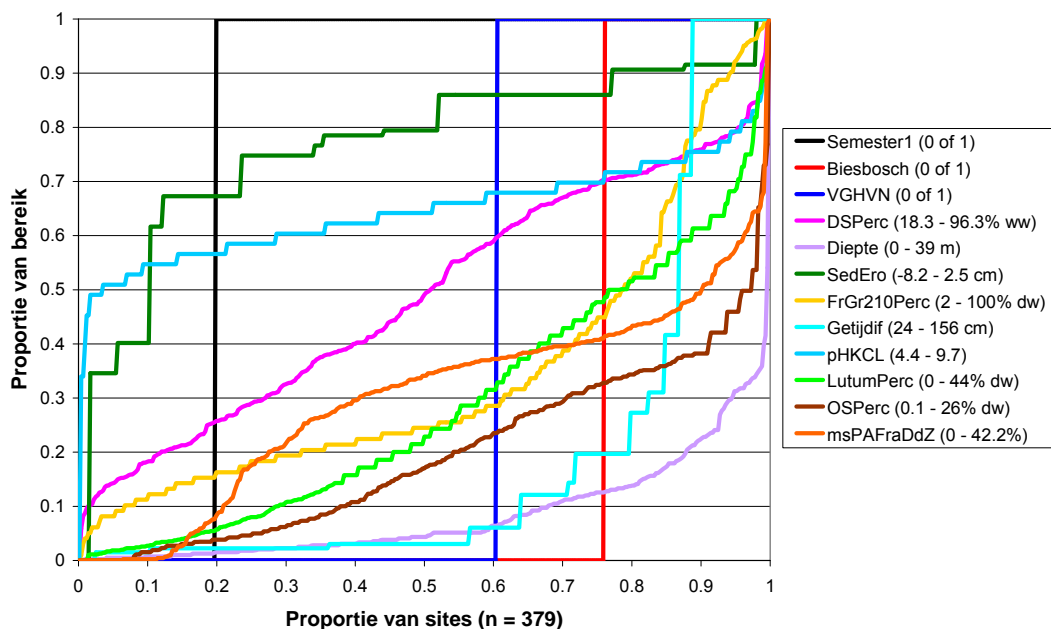
Doordat de taxa waarbij de toxische druk gerelateerd is aan de abundantie via de GLM-modellen geselecteerd kunnen worden, waarna de vorm en ligging van die curve kan worden vastgesteld, kan onderzocht worden of de in het R8-rapport samengevatte indicatortaxa voor verontreiniging hetzelfde zijn als de via de GLM-methode geïdentificeerde taxa (zie Appendix 3), én hoe voor die taxa de abundantie varieert met de verandering in de toxische druk. Met andere woorden: de GLM-resultaten kunnen vergeleken worden met de bestaande R8-classificatie, om de betekenis van de maatlatcores ten aanzien van het aspect sedimentverontreiniging vast te stellen.

3 Resultaten

3.1 Voorbereidende data analyses

3.1.1 Overzicht abiotische predictor-waarden

De variabiliteit van de predictoren wordt getoond in Tabel 2 en Figuur 7. In Figuur 7 wordt de variatie tussen alle monsterlocaties voor de geselecteerde predictoren cumulatief weergegeven. Dat wil zeggen: de monsterlocatie met de laagste waarde voor een predictor staat links in de Figuur, gevolgd door de op één na laagste waarde, enzovoorts.



Figuur 7. Relatieve frequentieverdeling van de geselecteerde predictoren. Voor alle predictoren afzonderlijk zijn de waarnemingen gerangschikt van laag naar hoog (links naar rechts) en cumulatief uitgezet. Bij een ideale dataset zou de getoonde set van lijnen voor alle continu variërende predictoren precies diagonaal verlopen.

Er zijn drie predictoren die een binaire waarde hebben (semester = monstertijdstip; Biesbosch = watersysteem Biesbosch of niet; VGHVN = vaargeul of haven). In alle drie de gevallen is er spreiding. De VGHVN-spreiding (vaargeul-haven) is meer ideaal dan die van beide overige predictoren, aangezien voor deze variabele de aantallen locaties met de waarden 0 resp. 1 meer evenredig is.

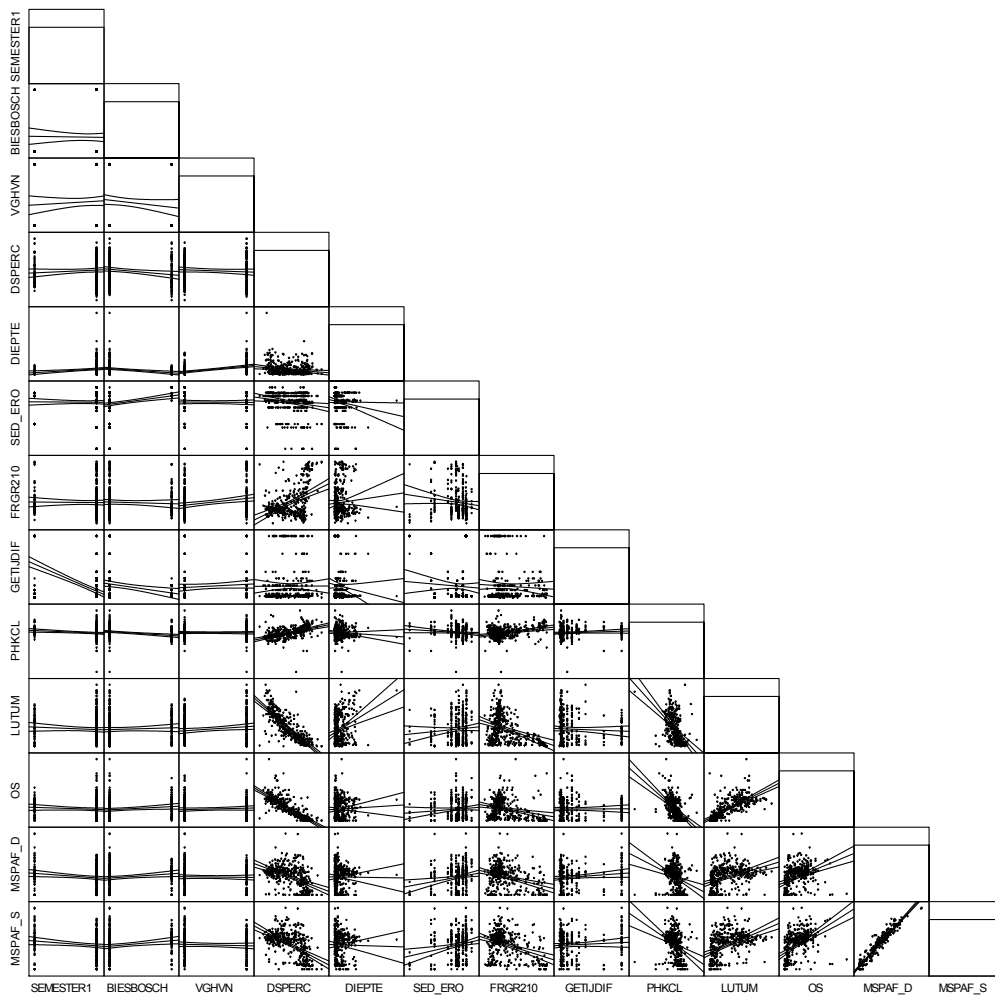
De overige geselecteerde predictoren vertonen kwantitatieve spreiding tussen de verschillende monsterlocaties. De variatie voor de parameter DSPerc (percentage droge stof in het sediment) is het meest optimaal (een vrijwel diagonale cumulatieve plot).

De variatieplot van de acute toxische druk (msPAFra, *Multi-substance Potentially Affected Fraction*, bepaald via *Response Addition over subgroups of compounds*)

suggereert, dat de (bio)monitoring dataset gekenmerkt wordt door een relatief ruime variatie aan toxische-druk waarden; deze is groter dan voor andere (bio)monitoring datasets werd gevonden (De Zwart et al. 2008b, 2009). Dit betekent kortweg, dat de R8 data een duidelijke en lange gradiënt bevatten wat betreft de variatie in de predictor 'acute toxische druk', waardoor de impact van deze predictor op de taxa en de biodiversiteit duidelijk statistisch aantoonbaar moet zijn indien deze *proxy* in het veld daadwerkelijk betekenis heeft.

3.1.2 Correllogram

Het correllogram van de geselecteerde predictoren, en de beide toxische-druk berekeningen (Methode 1 en Methode 2) is weergegeven in Figuur 8.



Figuur 8. Correllogram van de geselecteerde predictoren, en de acute en chronische toxische druk.

De toxische drukwaarden zoals berekend met Methode 1 (één na onderste rij, de acute toxische druk) en Methode 2 (onderste rij, de chronische toxische druk) zijn sterk aan elkaar gecorreleerd. Zie ook Paragraaf 3.2 voor nadere toelichting. Beide varianten toxische druk zijn verder in meerdere of mindere mate gecorreleerd met andere predictoren. In welke mate dit betekenis heeft voor de

interpretatie van de rol van toxische druk op de taxa wordt geanalyseerd in de paragraaf over 'Variance Inflation Factors'.

3.1.3 'Variance Inflation Factors' (VIFs)

De resultaten van de VIF-bepalingen zijn samengevat in Figuur 9. Voor alle predictoren ligt de VIF-waarde onder de hoge kritische VIF-waarde van 10. De getallen in de Tabel suggereren hierdoor, dat de effecten van covariaties in de dataset op de interpretatie van alle analyses beperkt zijn. De meeste VIF-waarden zijn overigens (veel) kleiner dan de lage kritische VIF-waarde van 4. De drie predictoren met de relatief hoogste waarden zijn DSPerc, LutumPerc en OSPerc, de percentages droge stof, lutum en organisch stof in de dataset. Vanwege het 'percentage'-karakter van deze parameters zijn deze deels van elkaar afhankelijk.

De belangrijkste indicatie van de VIF-resultaten is, in het kader van deze studie, dat de VIF-waarde van de predictor 'acute toxische druk' (ruim) lager dan de onderste kritische waarde van 4 ligt. Dit betekent dat aan- of afwezigheidseffecten of abundantie-effecten die aan deze predictor worden toegeschreven (in de GLM's en de verdere interpretaties) nauwelijks 'opgeblazen' zijn door de invloeden van andere predictoren die gemeten zijn. Merk op, dat er andere (niet gemeten) factoren kunnen zijn die sterk correleren met de acute toxische druk, en de feitelijke oorzaak kunnen zijn van aan- en afwezigheidseffecten of abundantie-effecten. Er is echter geen aanleiding om een specifiek idee te operen over dergelijke extra factoren.

Predictor	Variance Inflation Factor
Semester	1.79
Biesbosch	1.46
VGHVN	1.39
DSPerc	5.67
Diepte	1.74
SedEro	1.18
FrGr210Perc	1.57
Getijdif	1.71
pHKCL	1.70
LutumPerc	3.94
OSPerc	3.61
msPAFraDdZ	1.37

Criteria	Reference: Kline 1998, O'Brian 2007
VIF < 4	Green
4 < VIF < 10	Yellow
VIF > 10	Red

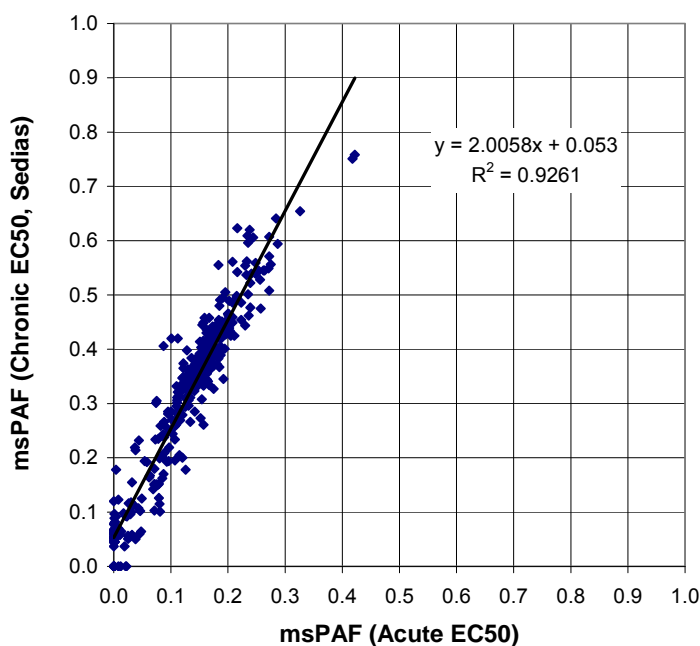
Figuur 9. "Variance Inflation Factors" voor de verschillende predictoren.

3.2 Toxische druk in plaats van afzonderlijke concentraties per stof

De toxische druk is bepaald met twee methoden, en wordt toegepast om (zo mogelijk) het aantal predictoren in de dataset (sterk) te verminderen, waardoor het statistische onderscheidingsvermogen ten aanzien van de diverse signalen in de dataset (sterk) toeneemt. Het aantal predictoren voor toxiciteit neemt af met van 45 of 40 (concentratiegegevens van afzonderlijke stoffen) naar 1 (netto toxische druk). Methode 1 en Methode 2 verschillen niet wat betreft de afleiding van de biobeschikbare concentraties, maar wat betreft de afleiding van de acute versus de chronische toxische druk, alsmede een klein verschil in meegewogen

stoffen. De uitkomsten van beide methoden zijn echter sterk aan elkaar gerelateerd (zie Figuur 8 rechtsonder, en uitvergroet Figuur 10).

msPAF_{Fra} Overall



Figuur 10. Vergelijking van de netto toxische druk van de lokale mengsels zoals berekend via de twee Methodes (Methode 1: acute toxische druk op basis van EC50 en LC50 waarden; Methode 2: Handreiking beoordelen waterbodems, chronische toxische druk op basis van EC50 en LC50 waarden). In tabel 2 wordt vermeld welke stoffen er in de beide berekeningsmethoden voor de toxische druk betrokken zijn. Conform verwachting zou er ongeveer een factor 2 a 3 verschil moeten zitten tussen beide predictoren, wat ook het geval blijkt te zijn (het factoriële verschil uit Figuur 1 tussen acute en chronische SSDs op basis van EC50 en LC50 waarden is ongeveer van deze grootteorde (De Zwart 2002)).

Figuur 10 toont, dat de resultaten van de twee methoden in relatieve zin sterk aan elkaar gecorreleerd zijn ($P < 0.001$). Met andere woorden: de chronische toxische druk zoals berekend volgens de Handreiking beoordelen waterbodems is sterk gerelateerd aan de acute toxische druk. Tevens blijkt, dat de fractie van taxa die acuut zou worden blootgesteld lager is dan de chronisch blootgestelde fractie, zoals verwacht (bij $X=0.1$ blijkt $Y \cong 0.25$, bij $X=0.4$ blijkt $Y \cong 0.85$).

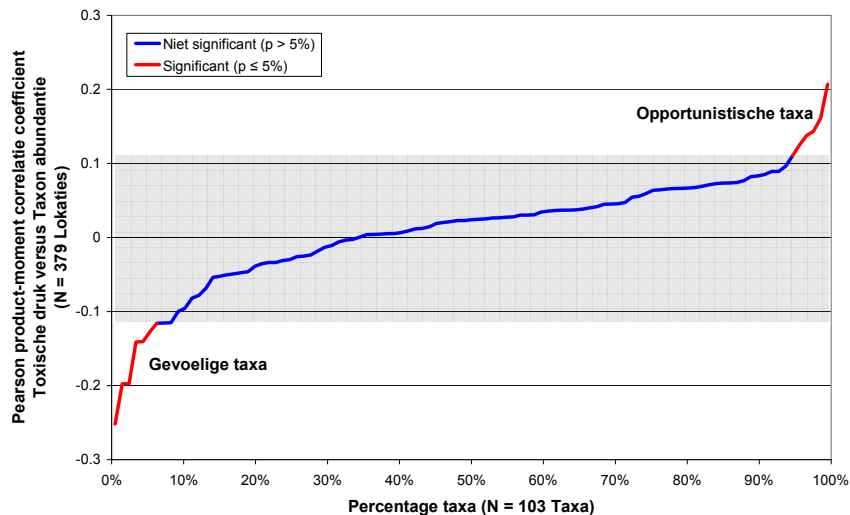
Uit de hoge correlatie volgt, dat het voor de GLM-analyses vergelijkbaar is of de ene of de andere toxische-druk predictor wordt gebruikt – maar niet beide (vanwege de hoge covariatie).

Voor het vervolg van de analyses is de acute toxische druk gehanteerd, aangezien daar meer stoffen in zijn verdisconteerd (zie Tabel 3, stoffenlijsten). In principe kan, indicatief, bij elke resultaatfiguur verder de acute toxische druk (X-assen voor de acute toxische druk van 0 – 45% afgelezen worden als een tweede X-as met chronische toxische druk, variërend van ca. 0 tot 90%).

3.3 Evaluatie van patronen in de (bio)monitoring gegevens

3.3.1 Pearson correlaties: abundanties en toxische druk

Omdat de toxische druk in de R8-dataset een vrij sterke en lange datagradiënt vertoont, werd verwacht dat er mogelijk eenvoudige correlaties zouden kunnen bestaan tussen de toxische druk en de abundanties van de taxa. Daarom zijn directe Pearson correlaties afgeleid tussen toxische druk (X) en abundanties (Y) per taxon. Vervolgens zijn alle correlaties getoetst op statistische significantie. Hierbij bleek, dat er taxa zijn waarvan de abundantie negatief covarieert met de toxische druk, taxa waarvan de abundantie positief covarieert met de toxische druk, en taxa waarbij de covariatie noch negatief, noch positief is. Na de berekeningen zijn alle correlaties gesorteerd, van de waarde voor het taxon dat de laagste (negatieve) correlatie vertoont tot en met het taxon dat de hoogste (positieve) waarde vertoont, en geplot (zie Figuur 11).



Figuur 11. Rangordening van Pearson correlaties tussen de abundantie van een taxon en de toxische druk, gerangordend van lage naar hoge correlatie. De grijze balk geeft aan voor welke taxa de correlatie niet significant is.

Via de correlatie analyses blijkt een klein aantal taxa een significante directe negatieve relatie te vertonen tussen acute toxische druk en abundantie (links, 6 taxa), en ook een klein aantal (rechts, 5 taxa) een positieve relatie. Deze aantallen zijn relatief laag, gegeven de te verwachten correlaties bij de in de dataset aanwezige hoge waarden voor de acute toxische druk. Het vóórkomen van signaal betekent overigens dat de dataset inderdaad signaal bevat voor een deelmaatlat sedimentverontreiniging.

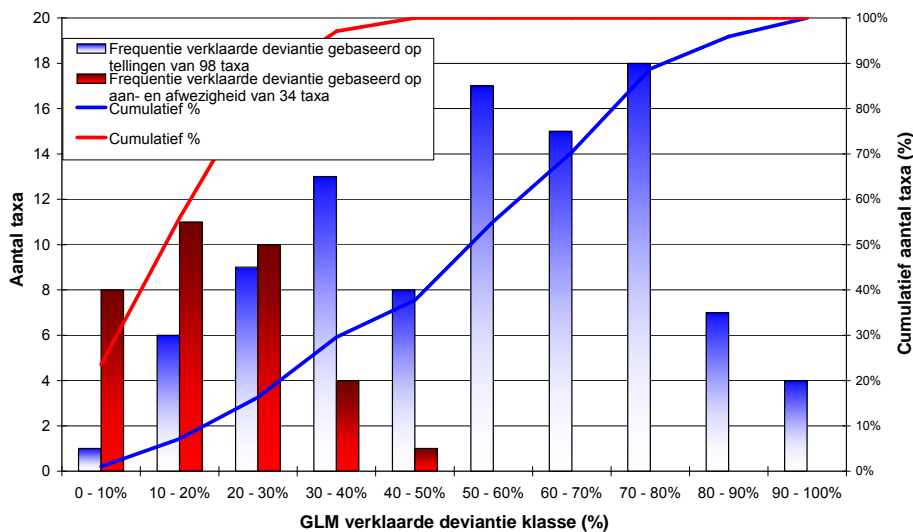
Het lage aantal significante correlaties is eerder waargenomen in andere databestanden met veldgegevens, en werd toen verklaard door de maskerende effecten van de andere predictoren (zie bijvoorbeeld (De Zwart et al. 2009)). Vanwege het mogelijke maskerende effect van de overige predictoren zijn de GLM-analyses uitgevoerd.

3.3.2 Taxonspecifieke abundanties en toxische druk (GLM-modellen)

3.3.2.1 Vergelijking van GLM-modellen voor aan/afwezigheid en abundantie

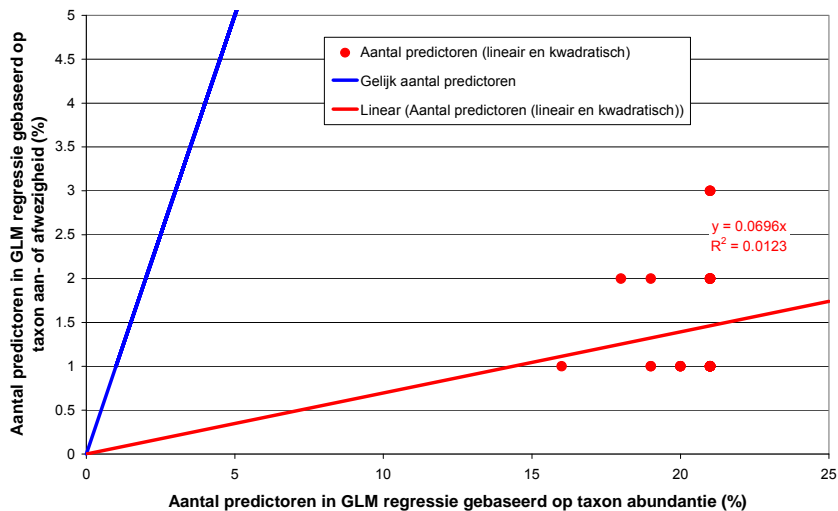
De beschikbare gegevens werden geanalyseerd met GLM's die afgeleid werden op basis van aan- en afwezigheidsscores en op abundantiegegevens. De aan/afwezigheidsscore is in feite een binaire vorm van de abundantiegegevens: er is een waarde 0 bij dichtheid 0, en een waarde 1 bij dichtheden groter of gelijk aan 1 individu per monster. Een overzicht van de resultaten van beide vormen van GLM-modellering is weergegeven in Figuur 12. Tabel 4 toont de GLM-formules voor een aantal voorbeeldtaxa.

De figuur toont twee trends. Ten eerste (staafdiagrammen en cumulatieve curves) is de door de GLM's verklaarde deviantie (een begrip vergelijkbaar met het begrip verklaarde variantie; hier als frequentieverdeling gepresenteerd over alle taxa) substantieel lager voor de GLM's voor aan/afwezigheid dan voor de GLM's voor abundanties. De hoogste verklaarde deviantie bij aan/afwezigheid is circa 50%, terwijl die voor abundantie bijna 100% is. Ten tweede is het aantal taxa waarvoor de GLM's afgeleid konden worden veel lager voor aan/afwezigheid (34 van de 103 taxa) dan voor abundantie (98 van de 103 taxa).



Figuur 12. Vergelijking van de resultaten van beide vormen van GLM-modellering (aan/afwezigheid resp. abundantie per taxon).

In Figuur 13 wordt verder getoond, dat het aantal predictoren binnen de GLM's voor de fits op aan/afwezigheid veel kleiner is dan het aantal predictoren binnen de GLM's voor de fits op abundantie.



Figuur 13. Het aantal predictoren in GLM-regressie bij een fit op abundantie (X) en op aan/afwezigheid (Y).

Tabel 4. De GLM-formules zoals afgeleid voor een aantal voorbeeldtaxa.

Formules

$\ln(\text{Abundance}[\text{Valvata cristata}]) = 4.73 + -5.3 * [\text{Semester1}] + 4.53 * [\text{Biesbosch}] + -19.88 * [\text{VGHVN}] + 0.46 * [\text{DSPerc}] + -0.32 * [\text{pHKCL}]^2$
 $\ln(\text{Abundance}[\text{Hygrobates nigromaculatus}]) = -3.31 + 2.58 * [\text{Biesbosch}] + 29.31 * [\text{SedEro}] + -0.05 * [\text{FrGr210Perc}] + -0.22 * [\text{OSPerc}] + -9.19 * [\text{msPAFraDdZ}] + -25.06 * [\text{SedEro}]^2$
 $\ln(\text{Abundance}[\text{Hemiclepsis marginata}]) = -10.82 + 1.42 * [\text{VGHVN}] + 0.56 * [\text{FrGr210Perc}] + -.01 * [\text{FrGr210Perc}]^2 + -0.07 * [\text{pHKCL}]^2 + -34.45 * [\text{msPAFraDdZ}]^2$
 $\ln(\text{Abundance}[\text{Bithynia tentaculata}]) = -4.28 + 1.34 * [\text{Biesbosch}] + 0.14 * [\text{DSPerc}] + 0.01 * [\text{pHKCL}] + -0.03 * [\text{LutumPerc}] + 13.05 * [\text{msPAFraDdZ}] + -36.11 * [\text{msPAFraDdZ}]^2$

Verklaarde deviantie

66%

53%

40%

27%

3.3.2.2 Keuze: vervolganalyses met GLM's voor abundantie

De gegevens van Figuur 12 en Figuur 13 suggereren dat de GLM-modellen gebaseerd op aan/afwezigheid van taxa veel minder in staat zijn om genuanceerde signalen in de dataset te beschrijven dan de GLM's gebaseerd op abundanties: lagere verklaarde deviantie, lager aantal taxa waarop een GLM gefit kan worden, en lager aantal significante predictoren. Dit diskwalificeert de aan/afwezigheids-GLM's niet in algemene zin: ook deze GLM's kunnen waarde hebben voor verschillende milieuvraagstukken. Voor de huidige studie, waarin een nadruk ligt op de indicatorwaarde van taxa voor de druk van toxische stoffen, worden de analyses verder vervolgd met de (meer gevoelig reagerende) GLM's voor abundantie.

Voor 5 van de bestudeerde 103 taxa convergeerde deze GLM-modellering niet, waardoor voor die taxa geen relatie beschikbaar is voor bestudering van de relatie tussen waarden van de verschillende predictoren en de abundantie. Voor de overige taxa (98) convergeerde de GLM-modellering wel, en werden evenzoveel GLM-modellen afgeleid, gebaseerd op abundanties.

3.3.2.3 Significante predictoren en aantallen taxa met die predictoren

De GLM-abundantiemodellen bestaan voor de verschillende taxa uit verschillende combinaties van predictoren, en verschillende coëfficiënten (Tabel 5). Hieruit blijkt, dat de abundanties van alle taxa op hun eigen typerende wijze samenhangen met de condities in hun leefmilieu.

Tabel 5 Overzicht van de predictoren (linkerkolom) die een relatie hebben met de abundantie van taxa (aantal resp. percentage van alle taxa waarvoor het GLM-model convergeerde¹).

	$p < 0.001$	$0.001 < p = 0.01$	$0.01 < p = 0.05$	$0.05 < p = 0.1$	$0.1 < p = 0.5$	$0.5 < p = 1.0$	Tot # Taxa	Taxa%
Semester1	66	2	4	0	0	0	72	73%
Biesbosch	83	3	3	0	0	0	89	91%
VGHVN	64	8	2	0	0	0	74	76%
DSPerc	69	0	2	0	1	0	72	73%
Diepte	68	2	2	0	0	0	72	73%
SedEro	68	4	3	0	0	0	75	77%
FrGr210Perc	76	0	1	0	1	0	78	80%
Getijdif	69	3	1	0	0	1	74	76%
pHKCL	77	5	2	0	0	0	84	86%
LutumPerc	74	0	1	0	0	0	75	77%
OSPerc	66	4	4	0	0	0	74	76%
msPAFraDdZ	70	3	0	0	0	0	73	74%

Door een samenvatting van de predictoren en hun statistische associatie met de abundantie van taxa wordt getoond, dat er voor 12 predictoren (zeer) significante associaties werden gevonden (separaat, of als multistress combinaties) tussen de abundantie van taxa en de predictor-waarden. Voor de predictor 'Semester' (monsterseizoen, binaire invoerwaarde) geldt bijvoorbeeld dat de abundantie van 4 taxa met beperkte significantie samenhangt met deze predictor ($0.01 < P < 0.05$). Voor 2 taxa is de samenhang sterk significant ($0.001 < P < 0.01$) en voor 66 taxa zeer sterk ($P < 0.001$).

3.3.2.4 Significantie van acute toxische druk

De acute toxische druk blijkt in de R8-dataset een (sterke of zeer sterke) significante predictor voor 73 taxa. Dat wil zeggen: voor 73 taxa hangt de abundantie statistisch (voor deze dataset) systematisch samen met de toxische druk.

Het hoge percentage taxa met acute toxische druk als significante predictor lijkt opvallend, omdat eerder is getoond dat er voor weinig taxa significante product-moment correlaties werden gevonden tussen toxische druk en de abundanties van de taxa (Figuur 11).

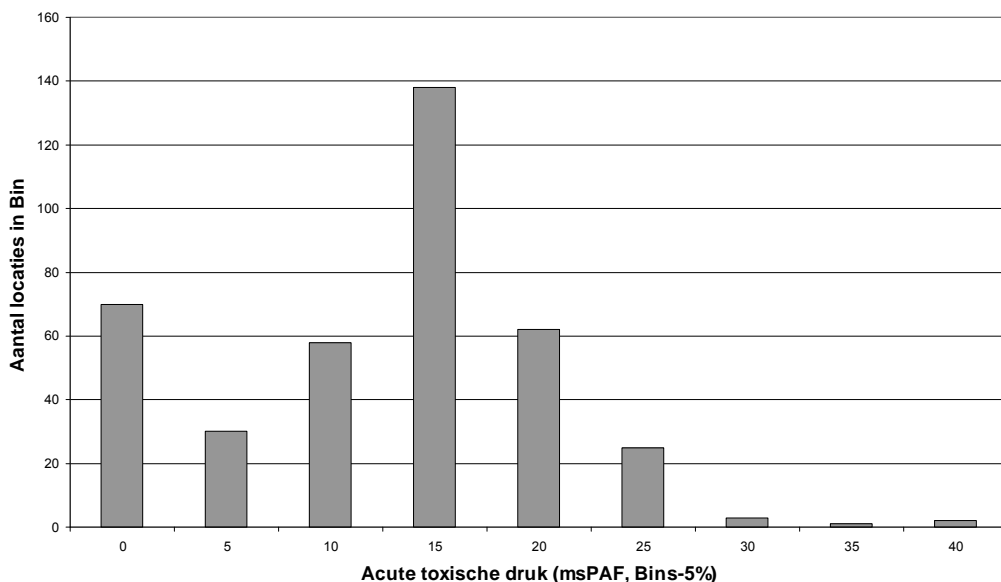
In dit soort gevallen (en ook voor de huidige dataset) versluieren de invloeden van de overige predictoren kennelijk de aanwezige relaties tussen mengseltoxiciteit en abundantie. Met andere woorden: slechts door specifiek rekening te houden met de overige predictoren kan het netto-effect van een toxisch mengsel in het veld opgespoord worden.

¹ De getoonde tabel geeft een aantal "1"-waarnemingen in de kolommen bij $p > 0.1$. Hier is sprake van een programmafout in het stapsgewijs verwijderen van termen die na toevoeging van andere termen geen significante bijdrage aan het totale model meer hebben. Nagegaan is, of deze fout effecten heeft gehad op de interpretatie van de resultaten die verkregen zijn. Dit bleek niet het geval.

3.3.3 Spaghetti-plots: responspatronen voor abundantie

3.3.3.1 Algemeen

De GLM-resultaten maken het mogelijk om een spaghetti-plot te maken van de abundantie van de taxa (Y) als functie van de acute toxische druk (X). Bij de interpretatie daarvan moet rekening worden gehouden met variabiliteit (de curve van een taxon is de gemiddelde waarde van 10.000 iteraties, en de betrouwbaarheidsgrenzen daarvan worden niet getoond vanwege technische en visuele beperkingen). Als interpretatiehulp wordt wel getoond, op hoeveel gegevens een voorspelde abundantie gebaseerd is. Dit is weergegeven in Figuur 14. Door de lagere aantallen locaties met een toxische druk van bijvoorbeeld 30-35%, 35-40% en 40-45% is de voorspelling van de abundanties van taxa bij die waarden van de toxische druk onzekerder dan bij lagere toxische druk.



Figuur 14. Aantallen waarnemingen in een bepaalde klasse van acute toxische druk. Lagere aantallen waarnemingen betekenen in de spaghetti-plots een ruimer betrouwbaarheidsinterval. Het bin-interval "0" omvat de locaties met een acute toxische druk van 0 tot 5% van de taxa. De waarde van "0" betekent hier de bin van 0 tot 5; 5 is de bin van 5 tot 10, enzovoorts. "Bin" is een begrip uit de statistiek; het geeft een klasse van waarden weer, zoals bijvoorbeeld "waarden die vallen in de klasse van 5 tot 10".

3.3.3.2 Toepassingen van de spaghetti-plots

In de volgende paragrafen wordt met behulp van de spaghetti-plots een aantal analyses uitgevoerd. Eerst wordt bestudeerd of en hoe er een relatie bestaat tussen de voorspelde toxische druk en de abundantie van taxa (3.4). Met de daarbij verkregen inzichten wordt de analyse van de R8-maatlat sedimentverontreiniging verder bestudeerd (Paragraaf 3.5).

3.4 Analyse van spaghetti-plots in relatie tot de betekenis van toxische druk

Voordat de vergelijking van de R8-classificatie met de GLM-abundantiepatronen verder wordt uitgewerkt, wordt eerst geanalyseerd of en hoe er een relatie bestaat tussen de voorspelde fractie van taxa waarbij er een bepaalde respons optreedt en de waargenomen fractie met evenredige abundantie-responsies in het veld (zie Figuur 5 voor de verwachte relatie bij een ideaal model om de toxische druk te voorspellen).

De relatie wordt getoond voor de voorspelde acute toxische druk van mengsels (gebaseerd op SSD-EC50 curves, X-waarde) en abundantie-responsies van ≥ 20 , ≥ 50 en $\geq 80\%$ toe- of afname van abundanties ten opzichte van schoon sediment (Figuur 15, Figuur 16, Figuur 17). Hierbij werd eerst gecontroleerd, of schoon sediment (lage acute toxische druk) niet een specifieke deelverzameling was, zoals bijvoorbeeld: alleen zandige monsters. Deze analyse toonde dat lage waarden voor de toxische druk in alle typen sediment voorkomt, zodat de resultaten niet verstoord worden door specifieke eigenschappen van schone sedimentmonsters (zie Appendix 4).

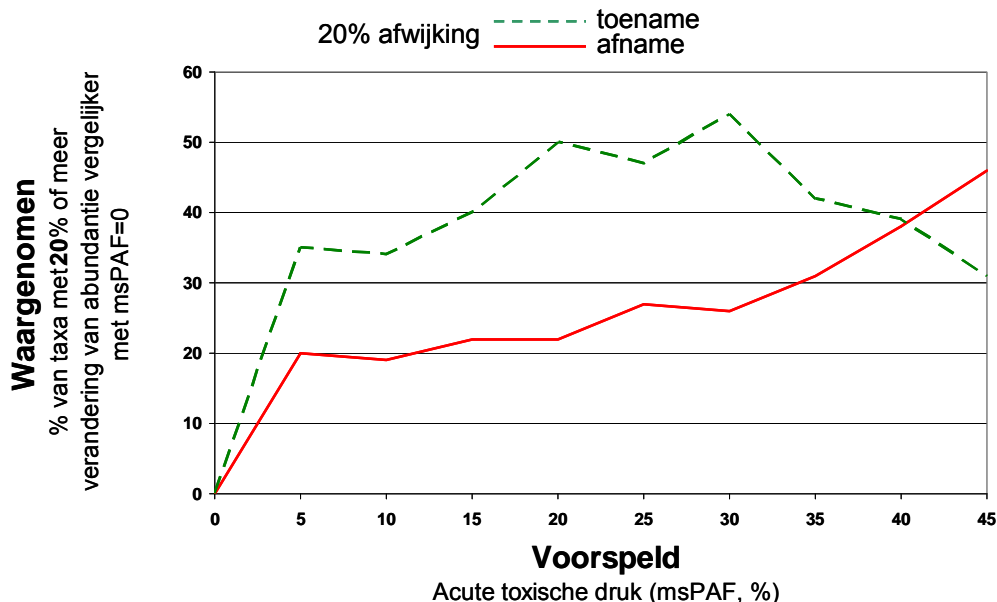
Wat betreft de negatieve abundantie-responsies verschillen de drie figuren gradueel. Als bijvoorbeeld gekeken wordt naar abundantie-effecten groter dan 80%, dan is duidelijk dat die effecten bij minder taxa optreden dan negatieve effecten van 50% of 20%.

Van de drie negatief indicerende curves is de curve in Figuur 16 het meest opvallend. Deze curve geeft de relatie tussen voorspelde negatieve effecten ($>50\%$ in de ecotoxiciteitstoetsen) en waargenomen negatieve effecten ($>50\%$ op abundantie in het veld). De lijn die door deze punten gefit kan worden is zeer significant (fit op 10 gekozen data punten: 0, 5, 10, ... , 45):

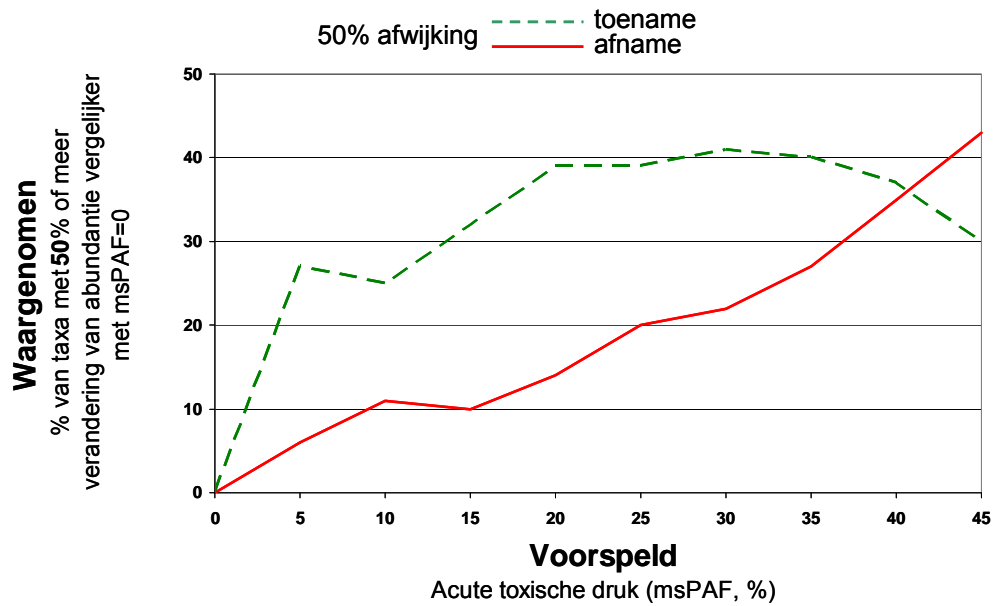
$$y = 0.863x - 0.6182$$

$$R^2 = 0.9568, N=10, P < 0.001$$

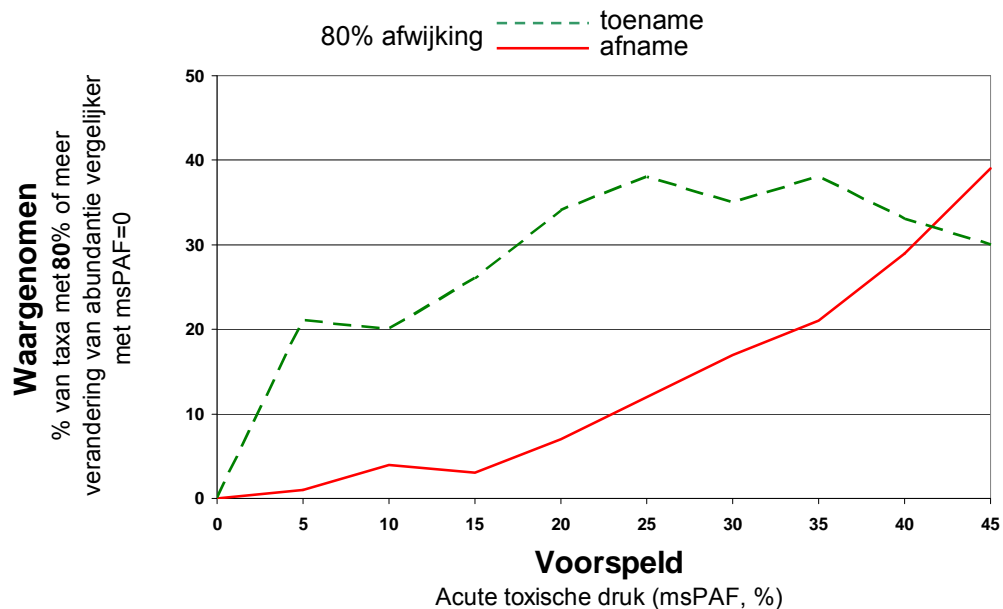
Dit betekent, dat in de R8-dataset de acute toxische druk (afgeleid van EC50 en LC50 waarnemingen) geïnterpreteerd kan worden als voorspeller van de fractie van taxa waarbij acute effecten optreden (met een omvang van -50% of meer), met een relatie die vrijwel 1:1 is (in werkelijkheid: 1: 0.863).



Figuur 15. De betekenis van de acute toxische druk, zoals afgeleid voor de R8-dataset. De acute toxische druk is afgeleid van acute EC50 en LC50-data (voorspelde msPAF acuut, X; zie Tabel 1). Percentage van de taxa met $\geq 20\%$ toename of afname van de abundantie ten opzichte van de laagste bin (msPAF 0 < msPAF < 2,5%, vgl. figuur 16 t/m 20) (Y).



Figuur 16. Als Figuur 15 Percentage van de taxa met $\geq 50\%$ toename of afname van de abundantie ten opzichte van de laagste bin ($msPAF\ 0 < msPAF < 2,5\%$) (Y).



Figuur 17. Als Figuur 15 Percentage van de taxa met $\geq 80\%$ toename of afname van de abundantie ten opzichte van de laagste bin ($msPAF\ 0 < msPAF < 2,5\%$) (Y).

Een tweede opvallende effect is, dat in alle drie de grafieken het percentage taxa dat in abundanties toeneemt altijd hoger is dan het aantal taxa waarbij de abundantie afneemt (bij de gegeven abundantierespons grenzen van 20, 50 en 80%), behalve bij de hoogste waarden voor de toxische druk ($>40\%$). Bij die acute toxische druk waarden neemt het aantal taxa dat opportunistisch reageert af. Dit duale patroon (veel taxa vertonen hogere dichtheid en tegelijkertijd vertonen een aantal taxa een lagere dichtheid bij toenemende toxische druk)

geeft aan, dat er taxa benoemd zouden kunnen worden die indicatief zijn voor verhoogde toxische druk en daar méér voorkomen, en taxa die indicatief zijn voor schoon sediment en juist hogere abundanties hebben bij een lage toxische druk. Het getoonde verschijnsel suggereert bovendien, dat bestudering van de respons van het gehele systeem (bijvoorbeeld: via verandering van de Shannon-Wiener index) ongevoeliger is dan bestudering van het systeem via afzonderlijke taxa.

Ten slotte is opvallend, dat een verandering in de acute toxische druk van 5% een relatief eenduidige relatie vertoont met abundantie-effecten. Bijvoorbeeld, een lage acute toxische druk van 5% (de msPAF-EC50 bin loopt van 5% tot 10% van de taxa) worden er zichtbare abundantie-effecten gescoord bij 20% (verlaagde abundantie) en 35% (verhoogde abundantie) van de taxa. Bij een toename van de toxische druk van 10 (bin: 10-15) naar 20% (bin 20-25%) verschilt het aantal taxa met abundantie-veranderingen ook wezenlijk. Bij Figuur 17 bijvoorbeeld van 4 naar 8% van de taxa (verlaagde abundantie) en van 20 naar 34% van de taxa (verhoogde abundantie). Met andere woorden: de toename van de acute toxische druk in het veld gaat in de R8-dataset gepaard met wezenlijke abundantie-effecten.

Vanwege de hoge correlatie tussen de acute- en de chronische toxische druk geldt dezelfde set van conclusies voor de chronische toxische druk. Zoals eerder gesuggereerd kunnen de X-as waarden van de figuren voor de acute toxische druk ook afgelezen worden als chronische toxische druk (Tabel 6).

Tabel 6. De via regressieformule van Figuur 10 afgeleide verhouding tussen acute en chronische toxische druk in de R8-dataset. De X-as in Figuur 15, Figuur 16 en Figuur 17 kan gelezen worden als "0 – 90% chronische toxische druk van mengsels".

Tox druk	Waarde (%)								
Acuut	5.0	10.0	15.0	20.0	25.0	30.0	35.0	40.0	45.0
Sedias	10.1	20.1	30.1	40.2	50.2	60.2	70.3	80.3	90.3

3.5

Analyse van de huidige R8-classificatie in relatie tot de huidige resultaten

Nu uit de vorige paragraaf duidelijk is dat de (op basis van laboratorium toxiciteitsgegevens afgeleide) toxische druk een betekenis heeft binnen de R8-dataset voor verschuivingen in de abundanties van taxa kan met de spaghetti-plots en de overige gegevens een evaluatie gemaakt worden van de categorieën die in de R8-maatlat onderscheiden worden.

Dat gebeurt in deze paragraaf. De huidige categorieën van de R8-maatlat zijn afkomstig uit Bijlage H van Peeters et al. (2010b). Daar worden 4 klassen van taxa onderscheiden wat betreft indicatieve waarde voor sedimentverontreiniging, namelijk:

- R-8 taxa met een indicatorwaarde van
- -1 = Taxon is indifferent voor sedimentverontreiniging
- +1 = Taxon is indicator voor schoon sediment
- +2 = Taxon is indicator voor zwak verontreinigd sediment
- +3 = Taxon is indicator voor verontreinigd sediment

Verder is voor 4 van de hier bestudeerde taxa geen R8-classificatie afgeleid. In het vervolg worden dus resultaten getoond voor 94 taxa (berekend als 98 taxa met een GLM-model minus 4 taxa die niet ingedeeld zijn in de R8-classificatie).

De verschillen tussen de oorspronkelijke R8-methode en de huidige analyses in dit rapport zijn met name gelegen in de analyse van de abundantiegegevens wat betreft het niet resp. wel gebruiken van de toxische druk als proxy voor de te verwachten verschillen in toxiciteit van mengsels in de sedimenten, en het niet resp. wel analyseren van de data van afzonderlijke taxa. Door de toepassing van verschillende methodieken op dezelfde dataset kunnen de resultaten onderling vergeleken worden. Dit kan van belang zijn, als de methodieken hetzelfde eindresultaat opleveren: in dat geval is de maatlat – bij de gegeven dataset – kennelijk robuust. Het is ook van belang om verschillen te constateren: in dat geval kunnen de verschillen aanleiding zijn om de maatlat te verbeteren.

3.5.1 *Vergelijking R8-classificatie en taxonspecifieke Pearson product-moment correlaties*

De vergelijking van de R8-karakterisatie en de resultaten van de taxonspecifieke correlatie analyses zijn samengevat in Figuur 18.

Sediment gevoeligheidsscore		Betekenis	
-1		Indifferent (algemeen of zeldzaam)	
1		Indicator voor schoon sediment	
2		Indicator voor zwak verontreinigd	
3		Indicator voor verontreinigd sediment	

Taxon	R-Score	R8 Score	Taxon	R-Score	R8 Score
Lipiniella araeicola	1	1	Uncinaiis uncinata	-1	3
Enchytraeidae	1	1	Unionicola crassipes	-1	2
Chironomus nudiventris	1	1	Unionicola intermedia	-1	2
Kloosia pusilla	1	1	Valvata cristata	-1	1
Robackia demejerei	1	1	Valvata piscinalis	-1	-1
Corbicula	1	-1	Alboglossiphonia heteroclita	-1	2
Stictochironomus	1	2	Asellus aquaticus	-1	1
Anodonta anatina	-1	2	Caenis	-1	1
Bithynia leachi	-1	3	Ceratopogonidae	-1	3
Bithynia tentaculata	-1	3	Chaoborus flavicans	-1	2
Chaetogaster diaphanus	-1	2	Chironomus acutiventris	-1	3
Dreissena polymorpha	-1	3	Chironomus bernensis	-1	3
Ecnomus tenellus	-1	2	Chironomus plumosus agg.	-1	3
Einfeldia carbonaria	-1	3	Cladopelma laccophila gr.	-1	3
Einfeldia dissidens	-1	3	Cladotanytarsus	-1	3
Endochironomus albipennis	-1	2	Corophiidae	-1	2
Erpobdella octoculata	-1	2	Cryptochironomus	-1	2
Forelia variegator	-1	3	Cryptotendipes	-1	2
Glossiphonia complanata	-1	3	Dicrotendipes	-1	2
Gyraulus albus	-1	1	Gammaridae	-1	-1
Helobdella stagnalis	-1	3	Glyptotendipes	-1	3
Hemiclepsis marginata	-1	3	Harnischia	-1	2
Hypania invalida	-1	1	Hygrobates nigromaculatus	-1	3
Jaera istri	-1	1	Lumbriculidae	-1	1
Lithoglyphus naticoides	-1	3	Microchironomus	-1	3
Microtendipes chloris agg.	-1	2	Micronecta	-1	2
Nais elinguis	-1	2	Mideopsis orbicularis	-1	2
Nais pardalis	-1	2	Musculium lacustre	-1	3
Neumania deltooides	-1	2	Mystacides	-1	2
Ophidonais serpentina	-1	3	Orthocladus	-1	2
Paracladius conversus	-1	3	Parachironomus arcuatus gr.	-1	3
Paratendipes nubilus	-1	1	Paratendipes albimanus gr.	-1	1
Pisidium amnicum	-1	3	Phaenopsectra	-1	3
Pisidium casertanum	-1	-1	Piona	-1	2
Pisidium casertanum f. ponderosa	-1	3	Piscicolidae	-1	2
Pisidium henslowianum	-1	-1	Pisidium casertanum f. plicatum	-1	3
Pisidium nitidum	-1	-1	Pisidium crassum	-1	3
Pisidium subtruncatum	-1	2	Psectrocladius sordidellus/limbatellus gr.	-1	3
Pisidium supinum	-1	3	Sialis lutaria	-1	1
Polypedium bicrenatum	-1	3	Sphaerium corneum	-1	2
Polypedium nubeculosum	-1	3	Tanytus	-1	2
Polypedium scalaenum	-1	1	Tanytarsus	-1	3
Potamopyrgus antipodarum	-1	-1	Unio	-1	2
Proasellus coxalis	-1	3	Viviparus viviparus	-1	3
Proasellus meridianus	-1	3	Chironomus	3	3
Prodiamesa olivacea	-1	1	Tubificidae	3	-1
Sphaerium rivicola	-1	1	Pisidium moitessierianum	3	-1
Sphaerium solidum	-1	2	Vejdovskyella intermedia	3	2
Stylaria lacustris	-1	2	Chironomus muratensis	3	3
			Procladius	3	-1

Figuur 18. Vergelijking van de R8-indicatiewaarde zoals die eerder is afgeleid (R-8 score) en de abundantie-effecten zoals afgeleid via Pearson correlaties tussen abundantie en acute toxische druk (R-score). De R-score is hier op dezelfde manier gedefinieerd als de R8 score.

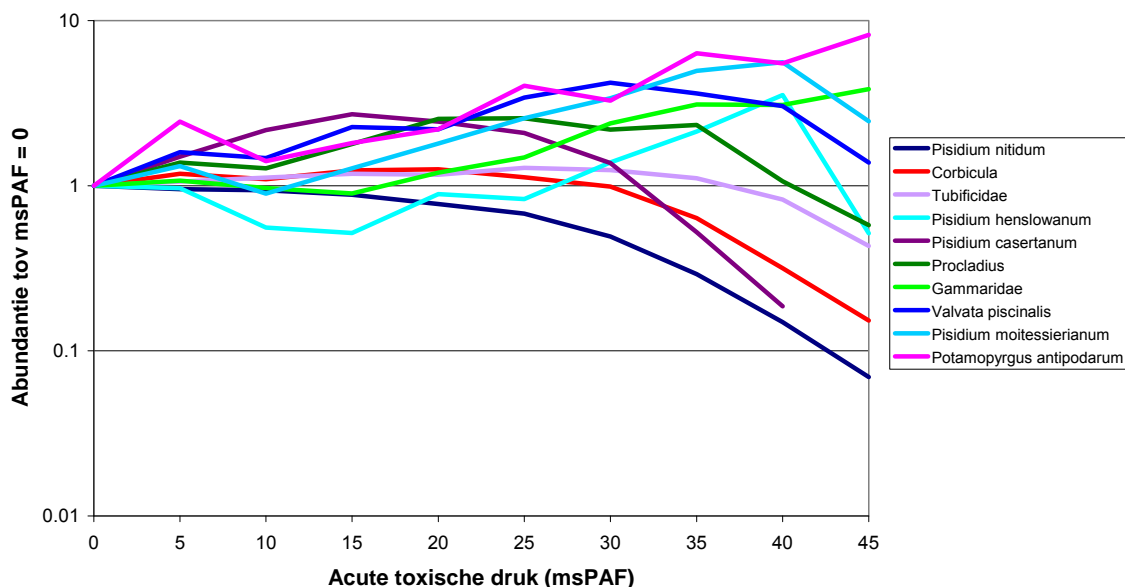
In de correlatie-analyses waren er veel taxa die geen significante covariatie toonden met de toxische druk (geel in de figuur), en er waren enkele taxa die negatief (groen) resp. positief (rood) gecorreleerd waren met de toxische druk. Uit de figuur blijkt, dat de correlatie-analyses een minder verfijnde indeling genereert dan de integrale R8-maatlat analyse, en dat beide indelingen niet identiek zijn. Eerder is gesteld, dat de correlatie analyse weliswaar enig signaal voor toxiciteit in de dataset suggereert, maar dat de methodiek niet verfijnd genoeg is om bestaande relaties te tonen (vergelijk het hoge aantal taxa met significante respons op toxische druk in de GLM-analyses). Om deze reden wordt de correlatieanalyse verder niet geïnterpreteerd als basis om de R8-maatlat eventueel te verfijnen of nader te interpreteren.

3.5.2 *Vergelijking R8-classificatie en de spaghetti-plots*

In deze paragraaf worden eerst de spaghetti-plots van alle afzonderlijke taxa waarvoor een GLM kon worden afgeleid (98 taxa) getoond bij indeling volgens de R8-classificatie (Paragrafen 3.5.2.1 tot en met 3.5.2.4). Daarna worden deze patronen vergeleken met de R8-categorieën op de manier zoals in Figuur 18.

3.5.2.1 R8-“indifferent (algemeen of zeldzaam)”

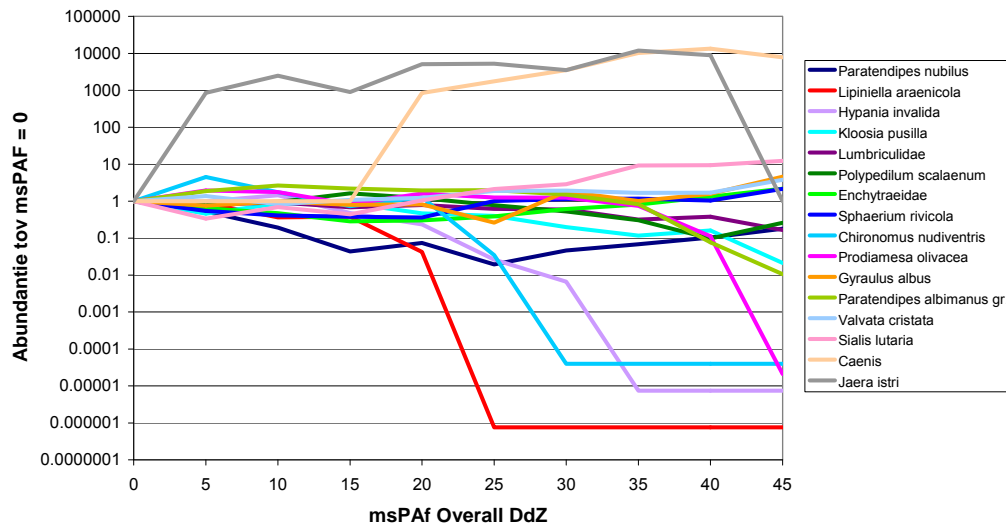
De spaghetti-plot van de taxa die in de R8-maatlat als “indifferent (algemeen of zeldzaam)” worden geclassificeerd wordt getoond in Figuur 19. Rekening houdend met de onzekerheid die volgt uit Figuur 14 toont deze figuur, dat de abundantie van de genoemde taxa nauwelijks beïnvloed lijkt te worden door de acute toxische druk. De abundantie responderen binnen een marge van + of – één ordegrrootte (abundantie toe- resp. afname).



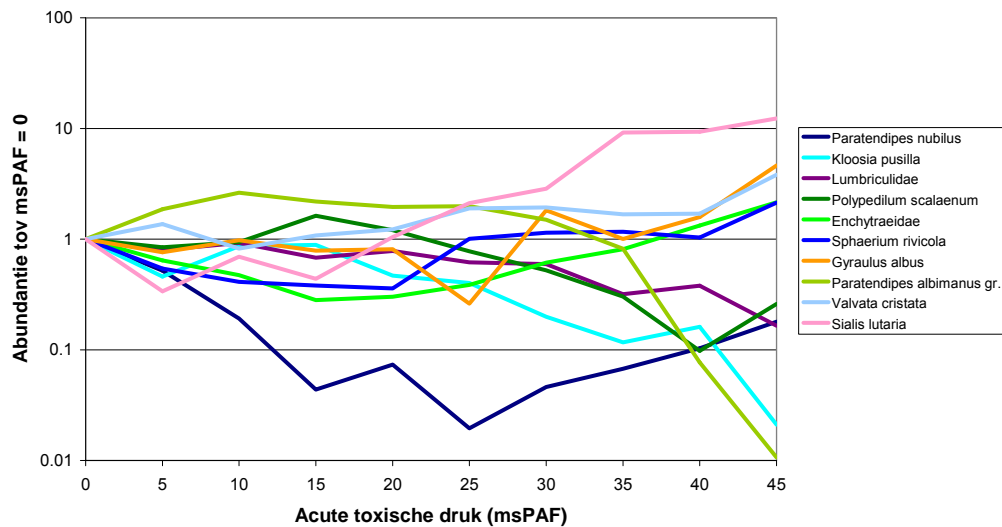
Figuur 19. Spaghetti-plot van de abundanties van de taxa die in de R8-maatlat als “indifferent (algemeen of zeldzaam)” worden geclassificeerd. De waarde “0” betekent hier de bin van 0 tot 2,5; de waarde 5 de bin van 2,5 tot 7,5, enzovoorts.

3.5.2.2 R8-“indicator voor schoon sediment”

De spaghetti-plot van de taxa die in de R8-maatlat als “indicator voor schoon sediment” worden geïdentificeerd wordt getoond in Figuur 20 en Figuur 21; in de laatste figuur is een aantal taxa met een hoge positieve of negatieve abundantierespons verwijderd. Rekening houdend met de onzekerheid die volgt uit Figuur 14 tonen deze figuren, dat een aantal taxa een grote respons vertoont, terwijl dit op grond van de R8-classificatie niet verwacht werd. De overige taxa (Figuur 21) vertonen een respons die erg vergelijkbaar is met die van Figuur 19, de taxa die “indifferent” geïdentificeerd zijn in de R8-maatlat. Als trendmatig verschil lijkt het wel zo te zijn, dat de indifferente taxa vrijwel allemaal pas bij acute toxische druk waarden boven de (ongeveer) 20% een respons vertonen die groter is dan +5 of -0.05, terwijl dit bij de taxa die indicatief voor schoon sediment geïdentificeerd zijn bij lagere acute toxische druk optreedt. Het verschil is echter gradueel; een taxon uit de ene klasse had ook in de andere klasse kunnen worden geïdentificeerd.



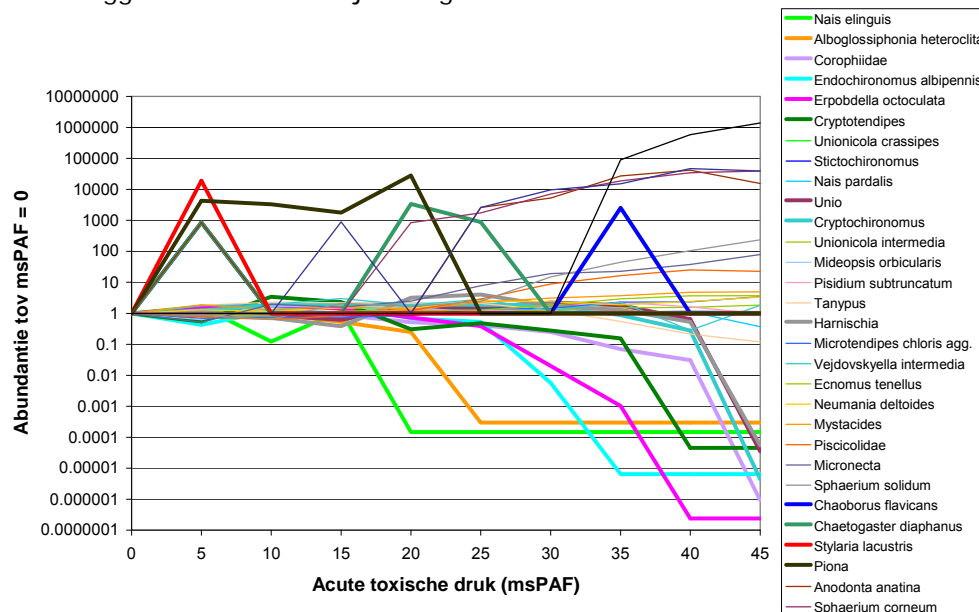
Figuur 20. Spaghetti-plot van de abundanties van de taxa die in de R8-maatlat als “indicator voor schoon sediment” worden geïdentificeerd. De waarde “0” betekent hier de bin van 0 tot 2,5; de waarde 5 de bin van 2,5 tot 7,5, enzovoorts.



Figuur 21. Als Figuur 19, met restrictie naar taxa die een dichtheidsrespons van 0.01 tot 100 vertonen ('schoon-restrictief'). De waarde "0" betekent hier de bin van 0 tot 2,5; de waarde 5 de bin van 2,5 tot 7,5, enzovoorts.

3.5.2.3 R8- "indicator voor zwak verontreinigd sediment"

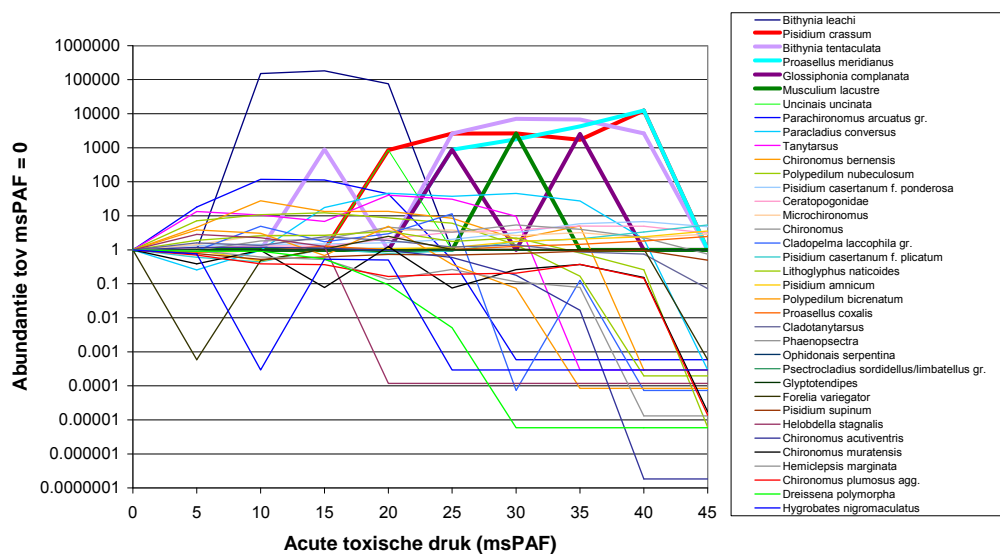
De spaghetti-plot van de taxa die in de R8-maatlat als "indicator voor zwak verontreinigd sediment" worden geïdentificeerd wordt getoond in Figuur 22. Rekening houdend met de onzekerheid die volgt uit Figuur 14 toont deze figuur, dat er (in tegenstelling tot de verwachting) taxa zijn die in abundantie afnemen bij toenemende toxische druk (curves onder de Y-waarde van 1). Bij de overige taxa is er sprake van een kleinere of grotere toename van de abundanties bij toenemende toxische druk, en voor diverse taxa is er sprake van een optimum, dat wil zeggen: een afname bij de hogere waarden voor de toxische druk.



Figuur 22. Spaghetti-plot van de abundanties van de taxa die in de R8-maatlat als "indicator voor zwak verontreinigd sediment" worden geïdentificeerd". De waarde "0" betekent hier de bin van 0 tot 2,5; de waarde 5 de bin van 2,5 tot 7,5, enzovoorts.

3.5.2.4 R8-“indicator voor verontreinigd sediment”

De spaghetti-plot van de taxa die in de R8-maatlat als “indicator voor verontreinigd sediment” worden geïdentificeerd wordt getoond in Figuur 23. Rekening houdend met de onzekerheid die volgt uit Figuur 14 toont deze figuur, dat er (in tegenstelling tot de verwachting) ook in deze klasse taxa zijn die in abundantie afnemen bij toenemende toxische druk (curves onder de Y-waarde van 1). Bij de overige taxa is er sprake van een kleinere of grotere toename van de abundanties bij toenemende toxische druk, en voor diverse taxa is er ook weer sprake van een optimum, dat wil zeggen: een afname bij de hogere waarden voor de toxische druk.



Figuur 23. Spaghetti-plot van de abundanties van de taxa die in de R8-maatlat als “indicator voor verontreinigd sediment” worden geïdentificeerd”. De waarde “0” betekent hier de bin van 0 tot 2,5; de waarde 5 de bin van 2,5 tot 7,5, enzovoorts.

3.5.2.5 R8-classificatie en indeling van taxa via GLMs

De vergelijking van de R8-karakterisatie en de resultaten van de taxonspecifieke GLMs wordt getoond in Figuur 24.

De R8-classificatie is niet identiek aan de indeling van de abundantie-responstypen zoals afgeleid via de GLM-analyses. De hier toegepaste indeling is echter gebaseerd op visuele inspecties in relatie tot de R8-score als uitgangspunt. Omdat dit geen visueel duidelijk onderscheidbare klassen van patronen oplevert wordt deze analyse in de volgende paragraaf specifiek uitgevoerd, namelijk: door de GLM-resultaten als uitgangspunt te nemen, en dan af te leiden op welke gronden taxa ingedeeld zouden zijn indien de GLMs de basis zouden zijn geweest voor de maatlat.

3.5.2.6 Overzicht Monte Carlo analyses van de GLM curves

De Monte Carlo analyses dienen met enige voorzichtigheid te worden geïnterpreteerd. Ten eerste vanwege de onzekerheidsmarges, zoals uitgelegd bij Figuur 14. Ten tweede vanwege de mogelijkheid, dat de associatie tussen de acute toxische druk en de abundanties (zoals getoond in de figuren) – mede - het gevolg kunnen zijn van andere factoren. Hoewel de VIF-analyses suggereren

dat de patronen *wat betreft de gemeten predictoren* inderdaad toegeschreven kunnen worden aan de acute toxische druk, kunnen er niet-gemeten veldparameters zijn, die covariëren met de toxische druk, en die dus de feitelijke respons in het veld kunnen bepalen.

Alle Monte Carlo scenario analyses gezamenlijk suggereren, ondanks benodigde voorzichtigheid bij de interpretaties, dat de indeling van de taxa in de verschillende subgroepen van de R8-maatlat volgens de huidige GLM-modelleringen geen absolute indeling reflecteert. Taxa zouden via de GLM+Monte Carlo analyses wellicht in andere groepen zijn ingedeeld dan die van de R8-maatlat thans. Het verschil is het gevolg van de focussering in de statistische analyses die uitgevoerd zijn. Bij de R8-afleiding zijn alle taxa in één multivariate analyse betrokken, en zijn alle stoffen afzonderlijk in de analyse betrokken. In de GLM-analyse zijn de taxa afzonderlijk bestudeerd, in relatie tot de totale acute toxische druk van de lokale mengsels. Het is hierdoor niet vreemd dat de classificaties niet volledig overeenstemmen.

Sediment gevoeligheidsscore	Betekenis	
-1	Indifferent (algemeen of zeldzaam)	
1	Indicator voor schoon sediment	
2	Indicator voor zwak verontreinigd	
3	Indicator voor verontreinigd sediment	

Taxon	R8 Score	GLM-Score	Taxon	R8 Score	GLM-Score
Corbicula	-1	1.5	Micronecta	2	3
Pisidium casertanum	-1	2	Mideopsis orbicularis	2	2
Pisidium henslowanum	-1	2	Mystacides	2	3
Pisidium nitidum	-1	1.5	Orthocladius	2	3
Potamopyrgus antipodarum	-1	3	Piona	2	2
Valvata piscinalis	-1	2	Piscicolidae	2	3
Gammaridae	-1	3	Sphaerium corneum	2	2.5
Tubificidae	-1	-1	Tanytus	2	2
Pisidium moitessierianum	-1	2	Unio	2	1.5
Procladius	-1	2	Vejdovskyaella intermedia	2	2
Lipiniella araneicola	1	1	Bithynia leachi	3	2
Enchytraeidae	1	3	Bithynia tentaculata	3	2
Chironomus nudiventris	1	1	Dreissena polymorpha	3	1
Kloosia pusilla	1	2	Einfeldia carbonaria	3	
Robackia demeijerei	1		Einfeldia dissidens	3	
Gyraulus albus	1	3	Forelia variegator	3	1.5
Hypania invalida	1	1	Glossiphonia complanata	3	-1
Jaera istri	1	2	Helobdella stagnalis	3	1
Paratendipes nubilus	1	1	Hemiclepsis marginata	3	1.5
Polydora scalaeum	1	2	Lithoglyphus naticoides	3	2
Prodiamesa olivacea	1	1.5	Ophidonais serpentina	3	-1
Sphaerium rivicola	1	3	Paracladius conversus	3	2
Valvata cristata	1	3	Pisidium amnicum	3	3
Asellus aquaticus	1		Pisidium casertanum f. ponderosa	3	3
Caenis	1	2.5	Pisidium supinum	3	-1
Lumbriculidae	1	1.5	Polydora bicrenatum	3	1.5
Paratendipes albimanus gr.	1	2	Polydora nubeculosum	3	1.5
Stalis lutaria	1	3	Proasellus coxalis	3	3
Stictochironomus	2	-1	Proasellus meridianus	3	2.5
Anodonta anatina	2	2.5	Uncinaxis uncinata	3	-1
Chaetogaster diaphanus	2	2	Ceratopogonidae	3	3
Ecnomus tenellus	2	3	Chironomus acutiventris	3	1.5
Endochironomus albipennis	2	2	Chironomus bernensis	3	1.5
Erpobdella octoculata	2	1.5	Chironomus plumosus agg.	3	1.5
Microtendipes chloris agg.	2	3	Cladopelma laccophila gr.	3	2
Nais elinguis	2	1	Cladotanytarsus	3	2
Nais pardalis	2	-1	Glyptotendipes	3	-1
Neumania deltoidea	2	2.5	Hygrobates nigromaculatus	3	1.5
Pisidium subtruncatum	2	-1	Microchironomus	3	2.5
Sphaerium solidum	2	3	Musculium lacustre	3	-1
Stylaria lacustris	2	1	Parachironomus arcuatus gr.	3	2
Unionicola crassipes	2	-1	Phaenopsectra	3	-1
Unionicola intermedia	2	3	Pisidium casertanum f. plicatum	3	3
Alboglossiphonia heteroclita	2	1.5	Pisidium crassum	3	2.5
Chaoborus flavicans	2	-1	Psectrocladius sordidellus/limbatellus gr.	3	-1
Corophiidae	2	1	Tanytarsus	3	2
Cryptochironomus	2	2	Viviparus viviparus	3	3
Cryptotendipes	2	1.5	Chironomus	3	2
Dicortendipes	2	2.5	Chironomus muratensis	3	1.5
Harnischia	2	1.5			

Figuur 24. Vergelijking van de R8-indicatiewaarde zoals die eerder is afgeleid (R-8 score) en de abundantie-effecten zoals afgeleid via GLMs tussen abundantie en acute toxische druk. De score is hier op dezelfde manier gedefinieerd als de R8 score, zie het dat er enige tussenvormen zijn aangehouden met de waarde 1.5 als intermediair voor een indicatiewaarde tussen schoon en zwak verontreinigd sediment en een waarde van 2.5 als intermediair voor een indicatiewaarde tussen zwak en sterk verontreinigd sediment.

3.6 Nadere specificatie van responspatronen voor afzonderlijke taxa via GLMs

3.6.1 Algemeen

In de voorgaande paragrafen is – uitgaande van *alle* taxa en de R8-classificatie – bestudeerd of er overeenkomsten en verschillen optreden tussen de twee uitgevoerde data analyses (namelijk de oorspronkelijke methode volgens Peeters et al. 2010b en de methoden van dit rapport). In deze Paragraaf wordt een aanvullende vergelijking gemaakt, omdat in de voorgaande paragrafen bleek dat de resultaten slechts deels overeen komen.

Door het afleiden van GLM-formules per taxon kan per taxon vastgesteld worden of er in de abundantiegegevens een signaal te onderkennen is van de acute toxische druk van mengsels. Een signaal kan bestaan uit een lineaire component en een kwadratische component. Beide kunnen positief of negatief van teken zijn, dan wel de waarde 0 (nul) hebben. Directe toxische effecten die bij lage expositie al effect op de abundantie beginnen te hebben zullen leiden tot een negatieve lineaire component en mogelijk ook een kwadratische component met een waarde van nul tot negatief. Indirecte (ecologische) effecten kunnen er toe leiden dat een taxon elke andere combinatie van lineaire en kwadratische coëfficiëntwaarden (negatief, nul of positief) vertoont.

Het doel van de nadere analyse is om op basis van de GLM-gegevens vast te stellen of er taxa zijn waarvoor de GLM-analyses tonen dat zij sterk of minder sterk zijn als potentiële indicator voor de maatlat R8. In de eerste plaats is vastgesteld voor welke afzonderlijke taxa de GLM-formules géén significante bijdrage van de toxische druk kennen (Paragraaf 3.6.2). Met andere woorden: is er voor een taxon wel een signaal van toxische druk. In de tweede plaats is vastgesteld welke relatieve bijdrage de predictor 'toxische druk' relatief heeft aan de verschillen in abundanties tussen locaties ten opzichte van de andere predictoren. Met andere woorden: hoe sterk is het relatieve signaal van toxische druk (Paragraaf 3.6.3).

Figuur 25 en Figuur 26 tonen een samenvatting van de spaghetti-plots van de met GLM gemodelleerde relaties tussen toxische druk en de abundantie van de verschillende taxa in één oogopslag (toenames, afnamen, en al dan niet systematische patronen).

3.6.2 Taxa zonder toxische-druk component in hun GLM

3.6.2.1 Analyse

Voor de R8-dataset is afgeleid dat er 25 taxa zijn waarvoor geldt dat noch de lineaire- noch de kwadratische coëfficiënt voor acute toxische druk in de GLM van dat taxon significant zijn: voor deze taxa geldt kennelijk, dat er geen sprake is van een significante (< 5%) covariatie tussen abundantie en toxische druk van lokale mengsels (Figuur 25). Met andere woorden: voor deze taxa lijkt er geen signaal te bestaan op basis waarvan verwacht mag worden dat het taxon typerend reageert op toxiciteit. Kortom: deze taxa kunnen niet als indicatief voor toxiciteit van mengsels gehanteerd worden.

Voor 9 taxa geldt, dat de GLM een hoge verklaarde deviantie heeft (>50%; groen in kolom E van Figuur 25), en voor 5 taxa geldt een verklaarde deviantie tussen 30 en 50% (oranje in kolom E). De overige taxa vertonen een lage verklaarde deviantie (geel in kolom E). Voor de meeste taxa is de overwegende abundantierespons overigens "groen" in de subkolommen onder C. Dit betekent,

dat bij toenemende "bin" van de acute toxische druk de toename van de abundantie regelmatig groter dan 50% is ("groen" in de kolommen onder C), en veel minder een abundantiedaling signaleert ("oranje" in de kolommen onder C).

Taxon	A	B	C									D	E	
			msPAF Acut Bins											
		Respons	0	5	10	15	20	25	30	35	40	45	GLM Expl dev %	Hoog/Laag
Niet geklassificeerd: 2														
<i>Dero</i>		afname	0	0	1	1	1	1	0	1	0	1	60%	Groen
		toename	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	60%	
<i>Dugesia</i>		afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35%	Oranje
		toename	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	35%	
Indifferent: 0														
Geen taxa														
Schoon: 4														
<i>Gyraulus albus</i>		afname	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	93%	Groen
		toename	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	93%	
<i>Valvata cristata</i>		afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	66%	Groen
		toename	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	66%	
<i>Sialis lutaria</i>		afname	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	28%	Geel
		toename	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	28%	
<i>Caenis</i>		afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27%	Geel
		toename	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	27%	
Matig: 13														
<i>Mideopsis orbicularis</i>		afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	74%	Groen
		toename	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	74%	
<i>Unionicola intermedia</i>		afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	70%	Groen
		toename	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	70%	
<i>Mystacides</i>		afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	57%	Groen
		toename	0	1	0	1	0	1	1	1	1	1	57%	
<i>Neumania deltoides</i>		afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50%	Groen
		toename	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	50%	
<i>Micronecta</i>		afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35%	Oranje
		toename	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	35%	
<i>Unionicola crassipes</i>		afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32%	Oranje
		toename	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32%	
<i>Ecnomus tenellus</i>		afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	31%	Oranje
		toename	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	31%	
<i>Chaoborus flavicans</i>		afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	28%	Geel
		toename	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	28%	
<i>Anodonta anatina</i>		afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22%	Geel
		toename	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1	22%	
<i>Sphaerium corneum</i>		afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22%	Geel
		toename	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	22%	
<i>Microtendipes chloris agg.</i>		afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22%	Geel
		toename	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	22%	
<i>Piscicolidae</i>		afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20%	Geel
		toename	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	20%	
<i>Dicrotendipes</i>		afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11%	Geel
		toename	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	11%	
Sterk: 6														
<i>Proasellus coxalis</i>		afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	88%	Groen
		toename	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	88%	
<i>Musculium lacustre</i>		afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	73%	Groen
		toename	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	73%	
<i>Psectrocladius sordidellus/limbatellus gr.</i>		afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35%	Oranje
		toename	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35%	
<i>Phaenopsectra</i>		afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13%	Geel
		toename	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13%	
<i>Pisidium crassum</i>		afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11%	Geel
		toename	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	11%	
<i>Proasellus meridianus</i>		afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9%	Geel
		toename	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	9%	

Figuur 25. Taxa uit de R8-dataset waarvoor geen significante GLM coëfficiënten (lineair noch kwadratisch) gevonden werden, per klasse gesorteerd naar mate van verklaarde deviantie (kolommen D en E). Kolommen: A – de naam van het taxon, en aantal taxa in deze klasse; B en C – het abundantie-patroon van het taxon bij toenemende toxische druk (de bins van kolom C; een "0" betekent dat de respons kleiner is dan 50%, en een "1" betekent meer dan 50% afname of toename van abundantie); D – verklaarde deviantie van het GLM-model voor het taxon; E – beschrijvende kwaliteit in kleurcodes (bij een verklaarde deviantie >50%: groen; 30-50% oranje; <30% geel). Van boven naar beneden zijn de subgroepen van de R8-klassificatie aangegeven.

De abundantietoename is vaak relatief systematisch: als er eenmaal een toename is in een toxische druk "bin", dan blijft de positieve respons vaak systematisch bestaan. Bij een aantal taxa is de abundantierespons echter "niet systematisch consistent", dat wil zeggen dat de spaghetti-plot bij toenemende toxische druk een variabele abundantieverandering suggereert (zoals bijvoorbeeld bij *Dero*: zowel een afname als toename in de abundantie bij toenemende toxische druk).

Verder kan vermeld worden, dat de verklaarde deviantie sterk verschilt tussen de taxa. Soms is er sprake van een zeer lage verklaarde deviantie, zoals een waarde van slechts 9% voor de Zoetwaterpissebed (*Proasellus meridianus*). Een dergelijk lage verklaarde deviantie kan er op duiden, dat het abundantiepatroon van het taxon causaal in het geheel niet gerelateerd is aan de in het gebied vóórkommende variatie in predictorwaarden, of dat de abundantie door natuurlijke oorzaken sterk varieert.

3.6.2.2 Betekenis voor de Maatlat R8

Samenvattend kan gesteld worden, dat de R8-maatlat een betere indicator voor verontreiniging van sedimenten kan worden indien de 25 hier geïdentificeerde taxa verwijderd zouden worden als indicator op basis van het ontbreken van significante coëfficiënten voor toxische druk, als ook wat betreft lage verklaarde deviantie. Met andere woorden: deze resultaten zouden kunnen tonen dat het opnemen van deze taxa in de maatlatscore onnodige 'ruis' voor die maatlat oplevert. Dit omdat voor deze taxa immers geldt, dat er géén significante coëfficiënten voor toxische druk zijn gevonden, en/of dat deze taxa overigens ook nauwelijks te associëren zijn met omgevingsfactoren.

3.6.3 *Taxa met toxische-druk component in hun GLM*

3.6.3.1 Analyse

Door het afleiden van GLM-formules per taxon is ook vastgesteld voor welke taxa er significante coëfficiënt(en) zijn voor de predictor 'toxische druk'. Dit bleek het geval te zijn voor 73 taxa (Figuur 26). De significantie duidt op de aanwezigheid van systematische associaties tussen toxische druk en abundantie, maar niet op welke mate van abundantie-effecten deze associatie betrekking heeft.

De kolommen F en G in Figuur 26 duiden aan wat de relatieve bijdrage van toxische druk is aan abundantie-effecten van alle significante predictoren voor een taxon: laag (lichtgeel) of relatief sterker (oranje en rood). Een relatief laag abundantie-effect treedt op als de andere predictoren voor een taxon relatief (gezamenlijk) veel sterker de abundantie bepalen dan de predictor 'toxische druk'. Met andere woorden: bij een rode cel in kolom G is er sprake van sterke abundantie-effecten van (vrijwel alleen) toxische druk, en bij een lichtgele cel is er sprake van weliswaar systematische effecten van 'toxische druk' maar daarnaast zijn er dominante effecten van alle andere predictoren tezamen.

Wat betreft de R8-klassen kunnen de volgende opmerkingen gemaakt worden. Er zijn twee taxa niet volgens de R8 geclassificeerd (Figuur 26 A). Beide taxa hebben een hoge verklaarde deviantie (>61%), maar kennen een significante maar lage invloed van de toxische druk op de abundantie. De taxa kunnen aan de hand van de GLM's ook ingedeeld worden als (relatief) ongevoelig of indifferent, hoewel voor het genus *Paranais* geldt dat er een systematische toename wordt waargenomen ten opzichte van de schoonste 'bin' in de spaghetti-plots (groene cellen in de kolommen onder C). Dit kan echter duiden op een 'slechte' definitie van de schone 'bin', in plaats van op echte toename van abundantie bij hogere toxische druk. De afhankelijkheid van het genus *Limnesia* van de toxische druk is uit deze analyse niet goed te duiden.

Figuur 26 A: Niet in R8 geklassificeerd

A	B	C								D	E	F	G		
		msPAF Acuut Bins													
Taxon	Respons	0	5	10	15	20	25	30	35	40	45	GLM Expl dev %	Hoog/Laag	SSTox	Hoog/Laag
Niet geklassificeerd: 2															
<i>Paranais</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	79%		2%	
<i>Paranais</i>	toename	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1				
<i>Limnesia</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	61%		1%	
<i>Limnesia</i>	toename	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0				

Figuur 26 B: R8-klasse "Indifferente taxa mbt sediment verontreiniging"

A	B	C								D	E	F	G		
		msPAF Acuut Bins													
Taxon	Respons	0	5	10	15	20	25	30	35	40	45	GLM Expl dev %	Hoog/Laag	SSTox	Hoog/Laag
Indifferent: 10															
<i>Valvata piscinalis</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35%		16%	
<i>Valvata piscinalis</i>	toename	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1				
<i>Corbicula</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	34%		4%	
<i>Corbicula</i>	toename	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>Pisidium casertanum</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	57%		4%	
<i>Pisidium casertanum</i>	toename	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0				
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	54%		2%	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	toename	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1				
<i>Procladius</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50%		2%	
<i>Procladius</i>	toename	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0				
<i>Tubificidae</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	51%		1%	
<i>Tubificidae</i>	toename	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>Pisidium nitidum</i>	afname	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	62%		1%	
<i>Pisidium nitidum</i>	toename	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>Pisidium molitessierianum</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	54%		1%	
<i>Pisidium molitessierianum</i>	toename	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1				
<i>Gammaridae</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29%		0.4%	
<i>Gammaridae</i>	toename	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1				
<i>Pisidium henslowanum</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	63%		0.2%	
<i>Pisidium henslowanum</i>	toename	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0				

Figuur 26 C: R8-klasse "Schoon indicerende taxa"

Taxon	A	B	C							D	E	F	G				
			msPAF Acuut Bins														
Taxon	Respons		0	5	10	15	20	25	30	35	40	45	GLM Expl dev %	Hoog/Laag	SSTox	Hoog/Laag	
Schoon: 12																	
<i>Lipiniella araeicola</i>	afname	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	89%		38%	
<i>Lipiniella araeicola</i>	toename	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>Polypedilum scalaenum</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	70%		23%		
<i>Polypedilum scalaenum</i>	toename	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>Paratendipes nubilus</i>	afname	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	91%		20%		
<i>Paratendipes nubilus</i>	toename	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>Chironomus nudiventris</i>	afname	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	75%		13%		
<i>Chironomus nudiventris</i>	toename	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>Sphaerium rivicola</i>	afname	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	45%		8%		
<i>Sphaerium rivicola</i>	toename	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0				
Lumbriculidae	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	78%		7%		
Lumbriculidae	toename	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Enchytraeidae	afname	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	49%		4%		
Enchytraeidae	toename	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0				
<i>Jaera istri</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	57%		2%		
<i>Jaera istri</i>	toename	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0				
<i>Paratendipes albimanus gr.</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	48%		1%		
<i>Paratendipes albimanus gr.</i>	toename	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0				
<i>Hypania invalida</i>	afname	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	71%		1%		
<i>Hypania invalida</i>	toename	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>Kloosia pusilla</i>	afname	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	82%		0.4%		
<i>Kloosia pusilla</i>	toename	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>Prodiamesa olivacea</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	42%		0.4%		
<i>Prodiamesa olivacea</i>	toename	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0				

Figuur 26 D: R8-klasse "Matig verontreinigd indicerende taxa"

Taxon	A	B	C							D	E	F	G			
			msPAF Acuut Bins													
Taxon	Respons		0	5	10	15	20	25	30	35	40	45	GLM Expl dev %	Hoog/Laag	SSTox	Hoog/Laag
Matig: 19																
<i>Orthocladus</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15%		100%	
<i>Orthocladus</i>	toename	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0			
<i>Sphaerium solidum</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25%		24%	
<i>Sphaerium solidum</i>	toename	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0			
<i>Cryptochironomus</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	36%		13%	
<i>Cryptochironomus</i>	toename	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0			
<i>Unio</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	40%		12%	
<i>Unio</i>	toename	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0			
<i>Nais elinguis</i>	afname	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	37%		11%	
<i>Nais elinguis</i>	toename	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>	afname	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	33%		7%	
<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>	toename	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Harnischia</i>	afname	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	40%		7%	
<i>Harnischia</i>	toename	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0			
<i>Endochironomus albipennis</i>	afname	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	72%		5%	
<i>Endochironomus albipennis</i>	toename	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Nais pardalis</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	75%		5%	
<i>Nais pardalis</i>	toename	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Stictochironomus</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	83%		5%	
<i>Stictochironomus</i>	toename	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Tanytus</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	72%		4%	
<i>Tanytus</i>	toename	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0			
<i>Cryptotendipes</i>	afname	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	60%		3%	
<i>Cryptotendipes</i>	toename	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Vejdovskyaella intermedia</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	68%		2%	
<i>Vejdovskyaella intermedia</i>	toename	0	1	1	1	1	1	0	1	0	1	0	0			
Corophiidae	afname	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	38%		2%	
Corophiidae	toename	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Stylaria lacustris</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	65%		2%	
<i>Stylaria lacustris</i>	toename	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Pisidium subtruncatum</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35%		2%	
<i>Pisidium subtruncatum</i>	toename	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0			
<i>Erpobdella octoculata</i>	afname	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	74%		1%	
<i>Erpobdella octoculata</i>	toename	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Chaetogaster diaphanus</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	72%		1%	
<i>Chaetogaster diaphanus</i>	toename	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0			
<i>Piona</i>	afname	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	78%		0.5%	
<i>Piona</i>	toename	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0			

Figuur 26 E: R8-klasse "Sterk verontreinigd indicerende taxa"

Taxon	A	B	C													D	E	F	G
			msPAF Acuat Bins																
		Respons	0	5	10	15	20	25	30	35	40	45	GLM Expl dev %	Hoog/Laag	SSTox	Hoog/Laag			
Sterk: 30																			
<i>Chironomus</i>	afname		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	58%		39%				
<i>Chironomus</i>	toename		0	0	1	1	1	1	1	1	1	0							
<i>Microchironomus</i>	afname		0	0	0	0	0	0	0	0	0	62%		31%					
<i>Microchironomus</i>	toename		0	0	1	1	1	1	1	1	1	1							
<i>Ophidonia serpentina</i>	afname		0	0	0	0	0	0	0	0	0	87%		27%					
<i>Ophidonia serpentina</i>	toename		0	0	0	0	0	0	0	0	0								
<i>Cladopelma laccophila gr.</i>	afname		0	0	0	0	0	0	1	1	1	82%		26%					
<i>Cladopelma laccophila gr.</i>	toename		0	0	1	1	1	1	0	0	0								
<i>Glossiphonia complanata</i>	afname		0	0	0	0	0	0	0	0	0	20%		20%					
<i>Glossiphonia complanata</i>	toename		0	0	0	0	0	1	0	1	0								
<i>Polypedium bicrenatum</i>	afname		0	0	0	0	0	1	1	1	1	66%		14%					
<i>Polypedium bicrenatum</i>	toename		0	1	1	0	1	0	0	0	0								
<i>Hemiclepsis marginata</i>	afname		0	0	0	0	1	1	1	1	1	40%		12%					
<i>Hemiclepsis marginata</i>	toename		0	0	0	0	0	0	0	0	0								
<i>Polypedium nubeculosum</i>	afname		0	0	0	0	0	0	0	1	1	49%		12%					
<i>Polypedium nubeculosum</i>	toename		0	1	1	1	1	1	0	0	0								
<i>Bithynia tentaculata</i>	afname		0	0	0	0	0	0	0	0	0	27%		12%					
<i>Bithynia tentaculata</i>	toename		0	0	0	1	0	1	1	1	1								
<i>Hygrobates nigromaculatus</i>	afname		0	0	1	0	0	1	1	1	1	53%		10%					
<i>Hygrobates nigromaculatus</i>	toename		0	0	0	0	0	0	0	0	0								
<i>Paraccladius conversus</i>	afname		0	1	0	0	0	0	0	0	0	57%		10%					
<i>Paraccladius conversus</i>	toename		0	0	0	1	1	1	1	1	1								
<i>Bithynia leachi</i>	afname		0	0	0	0	0	0	0	0	0	85%		8%					
<i>Bithynia leachi</i>	toename		0	0	1	1	1	0	0	0	0								
<i>Parachironomus arcuatus gr.</i>	afname		0	0	0	0	0	1	1	1	1	60%		7%					
<i>Parachironomus arcuatus gr.</i>	toename		0	1	1	1	1	0	0	0	0								
<i>Forelia variegator</i>	afname		0	1	1	0	0	0	0	0	0	53%		7%					
<i>Forelia variegator</i>	toename		0	0	0	0	1	0	0	0	0								
<i>Chironomus acutiventris</i>	afname		0	0	0	0	0	0	1	1	1	99%		7%					
<i>Chironomus acutiventris</i>	toename		0	0	0	0	0	0	0	0	0								
<i>Cladotanytarsus</i>	afname		0	0	0	0	0	0	0	0	1	63%		6%					
<i>Cladotanytarsus</i>	toename		0	1	0	1	1	0	0	0	0								
<i>Chironomus bernensis</i>	afname		0	0	0	0	0	0	0	0	1	71%		4%					
<i>Chironomus bernensis</i>	toename		0	1	1	1	1	1	1	1	0								
<i>Tanytarsus</i>	afname		0	0	0	0	0	0	0	1	1	71%		3%					
<i>Tanytarsus</i>	toename		0	1	1	1	1	1	1	0	0								
<i>Glyptotendipes</i>	afname		0	0	0	0	0	0	0	0	0	59%		3%					
<i>Glyptotendipes</i>	toename		0	0	0	0	0	0	0	0	0								
<i>Chironomus muratensis</i>	afname		0	1	0	0	1	1	1	1	1	91%		2%					
<i>Chironomus muratensis</i>	toename		0	0	0	0	0	0	0	0	0								
<i>Pisidium amnicum</i>	afname		0	0	1	0	0	0	0	0	0	61%		2%					
<i>Pisidium amnicum</i>	toename		0	0	0	0	0	1	1	1	1								
<i>Chironomus plumosus agg.</i>	afname		0	0	1	1	1	1	1	1	1	57%		2%					
<i>Chironomus plumosus agg.</i>	toename		0	0	0	0	0	0	0	0	0								
<i>Dreissena polymorpha</i>	afname		0	0	0	0	1	1	1	1	1	54%		2%					
<i>Dreissena polymorpha</i>	toename		0	0	0	0	0	0	0	0	0								
<i>Lithoglyphus naticoides</i>	afname		0	0	0	0	0	0	0	0	1	61%		1%					
<i>Lithoglyphus naticoides</i>	toename		0	1	1	1	1	1	1	0	0								
<i>Helobdella stagnalis</i>	afname		0	0	0	0	1	1	1	1	1	55%		1%					
<i>Helobdella stagnalis</i>	toename		0	1	1	0	0	0	0	0	0								
<i>Ceratopogonidae</i>	afname		0	0	0	0	0	0	0	0	0	78%		1%					
<i>Ceratopogonidae</i>	toename		0	0	0	0	1	1	1	1	1								
<i>Uncinaiis uncinata</i>	afname		0	0	0	0	0	0	0	0	0	55%		1%					
<i>Uncinaiis uncinata</i>	toename		0	0	0	0	1	0	0	0	0								
<i>Pisidium casertanum f. ponderosa</i>	afname		0	0	0	0	0	0	0	0	0	65%		0.5%					
<i>Pisidium casertanum f. ponderosa</i>	toename		0	0	0	0	1	1	1	1	1								
<i>Pisidium casertanum f. plicatum</i>	afname		0	0	0	0	0	0	0	0	0	77%		0.4%					
<i>Pisidium casertanum f. plicatum</i>	toename		0	0	0	0	0	1	1	1	1								
<i>Pisidium supinum</i>	afname		0	0	0	0	0	0	0	0	0	74%		0.4%					
<i>Pisidium supinum</i>	toename		0	0	0	0	0	0	0	0	0								

Figuur 26. Taxa uit de R8-dataset waarvoor wel significante GLM coëfficiënten (lineair en/of kwadratisch) gevonden werden, per klasse gesorteerd naar de mate waarin de acute toxische druk bijdraagt aan de totale Sum of Squares (kolommen F en G; gesorteerd van grote bijdrage naar kleine bijdrage). Kolommen: A – de naam van het taxon, en aantal taxa in deze klasse; B en C – het abundantie-patroon van het taxon bij toenemende toxische druk (de bins van kolom C; een "0" betekent dat de respons kleiner is dan 50%, en een "1" betekent meer dan 50% afname of toename van abundantie); D – verklaarde deviantie van het GLM-model voor het taxon; E – beschrijvende kwaliteit in kleurcodes (bij een verklaarde deviantie >50%: groen; 30-50% oranje; <30% geel); F en G – De geaggregeerde 'Sum of Squares' van de GLM-modellen (voor de lineaire en de kwadratische term) voor de predictor 'toxische druk' als percentage van de totale 'Sum of Squares' (kortom: de relatieve bijdrage van toxische druk aan abundantie-effecten van alle significante predictoren voor een taxon). Van boven naar beneden zijn de subgroepen van de R8-klassificatie aangegeven.

Voor de tien onder R8 als 'indifferent' geklassificeerde taxa (Figuur 26 B) geldt, dat voor de meeste taxa er sprake is van een relatief lage bijdrage van de toxische druk aan de abundantiepatronen. Op één taxon na zijn alle waarden kleiner dan 4% in kolom F; lichtgeel in kolom G. Alleen voor een kieuwslak (*Valvata piscinalis*) is er een hogere en significante relatieve bijdrage van toxische druk aan de abundantiepatronen gekwantificeerd (16%). Daarbij gaat het om een redelijk systematische toename van abundantie bij toenemende toxische druk. Indien er een taxon nader geëvalueerd zou moeten worden wat betreft passing in deze R8-klasse, dan geldt dat voor dit taxon vanwege de 16%-waarde in kolom F. Dit taxon komt wellicht beter tot zijn recht in de R8-klassen die matig tot sterke verontreiniging indiceren.

Ook voor een aantal van de overige taxa (*P. casertanum*, *P. antipodarum*, *Procladius*, *P. moitessierianum*, *Gammaridae* en *P. henslowanum*) in de indifferente R8-klasse lijkt het patroon in de spaghetti-plots zo te zijn dat er bij een beperkte toename van de toxische druk een verhoogde abundantie optreedt (groene cellen onder kolommen C), gevolgd door een afname (oranje) of een gelijk blijven (wit) bij hogere toxische druk. Voor de taxa *Corbicula* en *Tubificidae* en de soort *Pisidium nitidum* vindt bij toenemende toxische druk niet eerst een toename van de abundantie plaats (wit). Boven een voor elke soort verschillende toxische druk neem de abundantie af (oranje). Gezien de geringe bijdrage van de toxische druk in de GLM-voorspellingen van de abundantie van deze taxa zijn de betrokken taxa niet aan een ander R8-klasse toe te delen.

Bij de twaalf 'schoon' indicerende taxa kan worden opgemerkt, dat er veel meer oranje cellen onder de kolommen C getoond worden, wat betekent dat de spaghetti-plots bij toenemende toxische druk in deze R8-klasse relatief vaak een dalende abundantie vertonen. Opvallend in deze R8-klasse zijn de volgende taxa en de bij dat taxon passende vergelijkbare taxa: *Lipiniella araeicola*, *Paratendipes nubilus*, *Hypania invalida* en *Kloosia pusilla*. *L. araeicola* is een typerende soort vanwege een zeer hoge verklaarde deviantie en een zeer hoge relatieve bijdrage van de toxische druk aan de abundantiepatronen, in de vorm van een sterke daling van abundanties vanaf de bin met een toxische druk van 10-15%. Het abundantiepatroon is typerend voor een taxon dat in de R8-klasse 'schoon' geplaatst zou moeten worden. De overige genoemde taxa vertonen een vergelijkbaar patroon (kleurverandering onder de kolommen C, maar met afnemend relatief belang van toxische druk ten opzichte van andere predictoren in de desbetreffende GLM's). Hoe lager een taxon in deze subgroep geplaatst is, hoe minder sterk de indicatieve waarde van het taxon, dit omdat de relatieve bijdrage van de toxische druk aan de abundantiepatronen minder wordt. Bij een relatieve bijdrage van de toxische druk van 2% of minder zijn er twee taxa (*Jaera istri* en *Paratendipes albimanus* gr.) die opvallen vanwege hun 'groene' patroon onder kolommen C, dat wil zeggen dat voor deze taxa de abundantie licht toeneemt bij toenemende toxische druk. Zonder exacte beschouwing van aantallen en patronen lijkt dit patroon in tegenspraak met 'schoon indicierend': indien het taxon wordt aangetroffen kan er sprake zijn van verhoogde toxische druk. Op basis van deze patronen kan worden overwogen om deze twee soorten in te delen in de R8-klasse die een matige verontreiniging indiceert.

Bij de 19 'matig verontreinigd' indicerende taxa is het meest opvallende patroon de toenemende mate van verklaarde deviantie (van geel naar oranje naar groen, kolom E) bij een afname van de mate waarin de toxische druk relatief belangrijk is voor het abundantiepatroon (van rood naar lichtgeel, kolom G). Met andere woorden: taxa met een relatief sterke component van toxische druk vertonen een relatief matige GLM-fit. Bij de R8-classificatie als 'matig

verontreinigd' wordt bij toenemende toxische druk een abundantiepatroon onder de kolommen C verwacht van eerst een abundantie toename tot matige toxische druk, en dan een abundantie afname of stabilisering bij hogere toxische druk, ofwel: een patroon dat van links naar recht in het algemeen wit – groen – wellicht beetje wit – oranje is. Diverse taxa voldoen aan dit patroon, zoals *Cryptochironomus*, *Tanytus*, *Cryptotendipes* en *Erpobdella octoculata*. Om ruis te verminderen verdient het aanbeveling om de minder representatieve soorten niet in deze R8-klasse onder te brengen. De taxa *Orthocladus* en *Sphaerium solidum* horen duidelijk tot de soorten die een hoge toxische druk tolereren en dus eigenlijk thuishoren in de R8-klasse sterk verontreinigd. De resterende taxa vertonen een wat diffuus beeld, waarvan niet duidelijk is bij welke R8-klasse ze behoren.

Bij de 30 'sterk verontreinigd' indicerende taxa is het opvallende patroon dat bij de vorige groep werd gevonden niet aanwezig. Er is in het algemeen sprake van een relatief hoge verklaarde deviantie van de GLM's (veel groen in kolom E), en van een frequenter optreden van hoge relatieve bijdragen van toxische druk (meer rood en oranje in kolom G). Bij de R8-klassificatie als 'sterk verontreinigd' wordt een abundantiepatroon onder de kolommen C verwacht van eerst een abundantietoename bij matige tot hoge toxische druk, en geen of beperkte afname daarvan bij nog hogere toxische druk, ofwel: een patroon dat van links naar recht in het algemeen wit – veel groene cellen – soms nog oranje is. Diverse taxa voldoen aan dit patroon, zoals *Chironomus*, *Microchironomus*, *Pisidium amnicum*, *Ceratopogonidae*, *Pisidium casertanum* f. *ponderosa*, en *P. casertanum* f. *plicatum*. Taxa die minder aan dit patroon voldoen zijn *Ophidonais serpentina* en *Glyptotendipes* die geen respons vertonen in de spaghetti-plot, waardoor ze beter als indifferent kunnen worden geklasseerd. De taxa *Cladopelma laccophila* gr., *Polypedilum bicrenatum*, *Hemiclepsis marginata*, *Polypedilum nubeculosum*, *Hygrobates nigromaculatus*, *Parachironomus arcuatus* gr., *Chironomus acutiventris*, *Chironomus bernensis*, *Tanytarsus*, *Chironomus muratensis*, *Chironomus plumosus* agg., *Dreissena polymorpha*, *Lithoglyphus naticoides*, en *Helobdella stagnalis* vertonen al een abundantieafname vanaf matig hoge toxische druk. Deze soorten kunnen wellicht beter ingedeeld worden bij de taxa die een matige verontreiniging indiceren. De overige taxa lijken alleen bij te dragen aan de ruis in de R8-klassificatie.

3.6.3.2 Betekenis voor de Maatlat R8

Samenvattend kan gesteld worden, dat de R8-maatlat een betere indicator voor toxiciteit van sedimenten zou kunnen worden indien voor de hierboven genoemde (licht) afwijkende taxa een andere R8-indeling zou worden gekozen. Dit zowel op grond van de relatieve bijdragen van de significante coëfficiënten voor toxische druk aan de abundanties van individuele taxa als de waargenomen abundantiepatronen in relatie tot toenemende toxische druk (kolommen C), waarbij ook de voorspellende waarde (goodness-of-fit zoals gekwantificeerd door de verklaarde deviantie) van de GLM-regressie kan worden meegewogen.

3.6.4 De lineaire en kwadratische coëfficiënten voor toxische druk

In de voorgaande paragraaf werden de twee vormen waarin de toxische druk samenhangt met abundantiepatronen in het veld steeds als gezamenlijk geheel beschouwd, namelijk: als de geaggregeerd 'Sums of Squares' van de lineaire en de kwadratische termen voor de toxische druk in alle GLMs' (ten opzichte van de totale 'Sum of Squares' van alle predictoren per taxon-GLM), en via de geaggregeerde abundantiepatronen onder de kolommen C. Het is uit de

patronen onder de kolommen C duidelijk, dat taxa verschillende typen respons vertonen, zoals neutraal, dalend, eerst stijgend dan dalend en zelfs eerst dalend dan stijgend. Hierbij kan ook naar de GLM-toxische druk predictoren gekeken worden, namelijk: wat zijn de vóórkomende waarden van de coëfficiënten van de lineaire term en van de kwadratische term afzonderlijk? De resultaten van deze analyse zijn weergegeven in Figuur 27.

De meeste lineaire termen blijken, gemiddeld binnen een klasse, altijd positief te zijn, wat duidt op een aanwezige trend van toenemende abundanties bij toenemende verontreiniging voor een deel van het toxische-druk traject. Individuele taxa kunnen ook een negatieve trend vertonen, via de intervallen die tot onder 0 reiken. Dit is vooral zichtbaar bij de schoon indicerende taxa.

Het omgekeerde treedt op voor de kwadratische termen: die zijn veelal gemiddeld negatief, met positieve waarden voor individuele taxa.

Netto levert de combinatie van beide taxa alle getoonde spaghetti-plots op, met alle verschillende patronen van toe- en afname van abundanties.

Opvallend in de patroonanalyse is, dat de gemiddelde positieve waarde van de lineaire term, en de gemiddelde negatieve waarde van de kwadratische term van links naar rechts toenemen in de grafiek. Dat wil zeggen: de waarden van beide coëfficiënten nemen toe resp. af als de R8-klassificatie duidt op sterkere verontreiniging. Op dit moment hebben we nog geen idee hoe een dergelijk patroon is te duiden voor de R8-interpretatie.

3.6.5 *Is de R8-maatlat af te leiden uit de GLM-analyses?*

De dataset van de maatlat R8 bevat de gegevens over allerlei taxa, waarvan de abundanties op allerlei wijzen co-variëren met de toxische druk en andere predictoren. Doordat hier eerder sprake is van een continue in plaats van stapsgewijze respons, is het indelen van taxa in klassen per definitie problematisch. Er zullen 'overgangssituaties' zijn, waarbij bijvoorbeeld een lineaire GLM-coëfficiënt 'net niet' significant is, en een kwadratische wel, waardoor dit taxon een andere positie kan krijgen in een klassenindeling dan een taxon dat voor beide coëfficiënten significant is. Het algemene beeld dat in deze paragrafen getoond wordt, is dat de klassenindeling van de R8-maatlat een systematisch patroon lijkt te omvatten, maar tegelijkertijd dat er mogelijkheden zijn om de klassenindeling wat betreft de duidelijkheid van de indicatieve waarde voor sedimentverontreiniging te verbeteren. Dit kan door bij de diverse taxa de achterliggende analyses van de R8-maatlat afleiding te vergelijken met de huidige gegevens en de ruwe data.

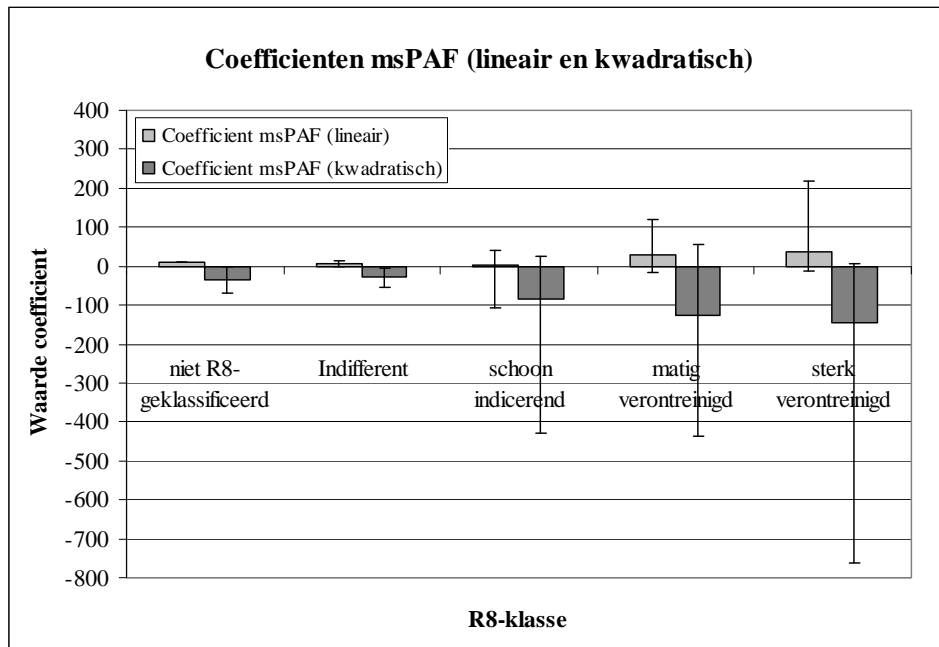
3.7 **Overeenkomst R8-klassificatie en toxische druk waarde**

In Figuur 28 wordt de relatie gegeven tussen de waarde van de acute toxische druk (msPAF, variatie tussen 0 en 1, X) en twee varianten van de Ecologische Kwaliteits Ratio (EKR, variatie tussen 0 en 1, Y) van elk monster.

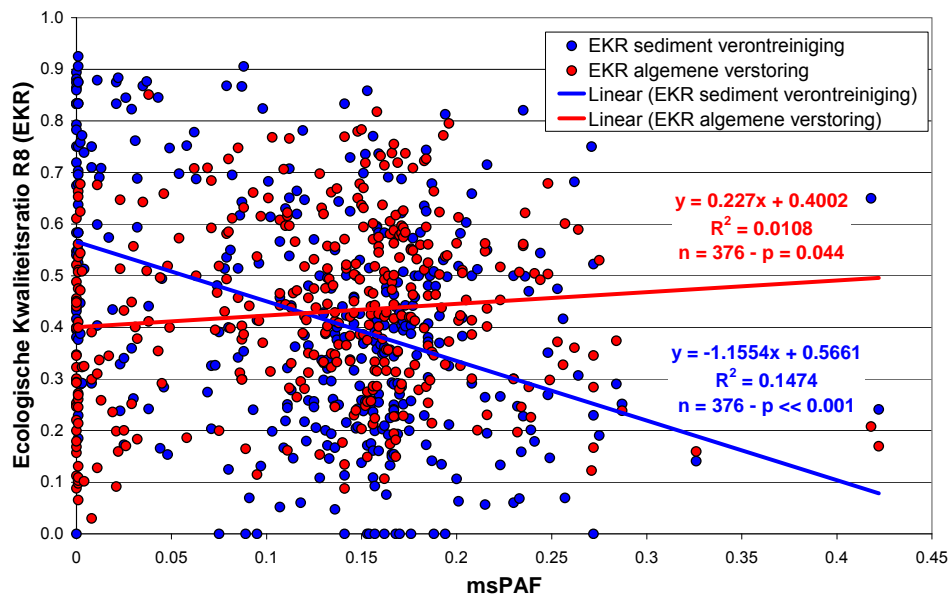
De 'EKR voor algemene verstoring' wordt vastgesteld via ongewogen scores voor de biodiversiteit. Bij deze EKR blijkt er geen relatie te zijn met de acute toxische druk.

De 'EKR voor sedimentverontreiniging' zoals afgeleid volgens de huidige R8-maatlat geeft in eenzelfde analyse echter een significante relatie tussen de acute toxische druk en deze EKR. Met andere woorden: de huidige maatlat voor

sedimentverontreiniging is gerelateerd aan de toxische druk, welke vervolgens covarieert met toxische effecten (zie Paragraaf 3.4).



Figuur 27. De waarde van de coëfficiënten van de toxische-druk predictor in de GLM's van de taxa, bij de gegeven indeling van de taxa in de R8-klassen, voor (lichte balkjes) de lineaire coëfficiënten, en (donkere balkjes) de kwadratische coëfficiënten. Een positieve waarde voor de lineaire coëfficiënt betekent 'toename van abundantie bij toenemende toxische druk' (een negatieve waarde het omgekeerde), en een negatieve waarde voor de kwadratische coëfficiënt in combinatie met een positieve waarde voor de lineaire coëfficiënt indiceert een optimum respons met na aanvankelijke abundantie-stijging een abundantie-daling. Een positieve waarde voor de kwadratische term bij een negatieve lineaire term indiceert de omgekeerde situatie van een minimum-respons. De onderlinge verhouding van beide bepaalt voor een taxon het waargenomen abundantiepatroon. De hoogste en laagste waarde van de coëfficiënten binnen een klasse worden weergegeven door de intervallen.



Figuur 28. De relatie tussen de acute toxische druk (msPAF, fractie soorten) en de Ecologische Kwaliteitsratio (zie Box 1), voor de EKR's voor (1) algemene verstoring en (2) voor sedimentverontreiniging met de R8-maatlat. De waarde "0" betekent hier de bin met toxische druk waarden van 0 tot 0,025; de waarde 0,05 de bin van 0,025 tot 0,075, enzovoorts.

Opvallend is de grote variabiliteit in Y-waarden (EKR's) bij een bepaalde toxische druk. De R8-maatlatscore voor sedimentverontreiniging heeft aldus een zekere indicatieve waarde voor het vaststellen van 'effectieve' sedimentverontreiniging, maar deze indicatie is door de getoonde variabiliteit niet "keihard" (Figuur 28).

Dit verschijnsel zal voor elke predictor gelden, aangezien geen enkele predictor of combinatie van predictoren tot volledig verklaarde deviantie leidt: er is natuurlijke variatie en model-error, en er is onverklaarde deviantie vanwege ontbrekende predictoren (niet gemeten milieu variabelen die wel relevant zijn). Het is echter niet uitgesloten, dat de huidige studie leidt tot een subselectie van indicerende taxa, zoals bijvoorbeeld het uitsluiten van de 'variabele' taxa voor het afleiden van de maatlat voor sedimentverontreiniging. Indien een subselectie zou worden toegepast op basis van de GLM-resultaten is het mogelijk dat de indicatieve waarde van de maatlat voor sedimentverontreiniging verbetert (de correlatie in de figuur wordt sterker), bijvoorbeeld doordat de taxa met een variabele indicatiewaarde worden uitgesloten.

4 Discussie en Conclusies

4.1 Overzicht

De nadere analyses aan de R8-dataset die in dit onderzoek uitgevoerd zijn, richtten zich op diverse aandachtspunten en doelen (zie Paragraaf 1.3), met specifieke aandacht voor eventuele aanpassingen in de R8-maatlat en voor de betekenis van grenswaarden zoals in de Handreiking beoordelen waterbodems worden gebruikt. Hiertoe werden nadere analyses uitgevoerd aan de R8-dataset, via toepassing van enerzijds het begrip toxische druk, en anderzijds aandacht voor de individuele taxa. In het algemeen kan gesteld worden, dat de toepassing van beide technieken meer inzicht hebben geleverd in de structuur van de R8-dataset. Wat dit betekent wordt in dit hoofdstuk geëvalueerd. Daarbij is het van belang onderscheid te maken tussen de resultaten zelf, en de eventuele toepassing in de vorm van een aangepaste maatlat, of aangepaste grenswaarden. Tot dergelijke aanpassingen zou besloten kunnen worden na evaluatie van de bevindingen van deze analyses, en is geen onderdeel van dit rapport.

4.2 Betekenisvolle elementen uit de voorbereidende data analyses

4.2.1 *Afleiding en toepassing van het begrip toxische druk op velddata*

In de sedimentmonsters die ten grondslag liggen aan de maatlat R8 varieert de toxische druk chronisch tussen de 0 en ca. 90% en acuut tussen 0 en 45%; beide grootheden zijn gebaseerd op EC50 en LC50 waarden (de eerste: chronisch, de tweede: acuut), en tussen beide grootheden bestaat een lineaire relatie (Figuur 10).

De relatief hoge waarden voor de acute en de chronische toxische druk in deze dataset suggereren, dat een eventuele reactie van de in het gebied aanwezige taxa traceerbaar zou moeten zijn. Immers, een acute toxische druk van 45% betekent, dat er voor 45% van de in het laboratorium geteste soorten een negatief effect van meer dan 50% verwacht mag worden op een vitaal kenmerk (zoals reproductie in het laboratorium, of abundantieverandering in het veld).

De kwantificering van de lokale toxische druk van mengsels is conceptueel eenvoudig, maar kent in de praktijk een aantal belangrijke stappen en beslissingen. Men kan wel of niet corrigeren voor biobeschikbaarheid, bijvoorbeeld via formules die de sorptie van de verschillende stoffen weergeven als functie van de sedimenteigenschappen. Men kan ook kiezen voor een acute of een chronische toxische druk. Men kan daarbinnen al dan niet kiezen voor een strenge- of soepele selectie van ecotoxiciteitsgegevens om de verschillende SSDs af te leiden. Met andere woorden, er zijn diverse vrijheidsgraden: "de ene toxische druk is de andere niet".

In dit onderzoek zijn twee vrijwel onafhankelijke werkwijzen gebruikt om toxische druk te kwantificeren. De methoden verschillen in diverse relevante technische aspecten (invoerdata, aantal stoffen, en acuut versus chronisch) bij gelijke correctie voor biobeschikbaarheid. Opvallend aan het resultaat (Figuur 10) is, dat beide vormen van kwantificering zeer sterk met elkaar gecorreleerd zijn. Dit betekent, dat beide vormen van toxische druk (acuut en chronisch) een robuuste, vergelijkbare voorspeller zijn van de relatieve milieubezwaarlijkheid (voorspelde ecotoxiciteit) van de verschillende sedimentmonsters. Dat wil

zeggen: via beide methoden worden de monsters op eenzelfde volgorde gerangschikt wat betreft de te verwachten effecten op de lokale taxa. Wat deze effecten zijn is het onderwerp van de volgende paragraaf.

Doordat de rangorde vergelijkbaar is (en de acute toxische druk via een regressieformule om te rekenen is uit de chronische toxische druk, en vice versa) is het om het even welke *proxy* er in de GLM-analyses van het vóórkomen van taxa of hun abundanties verder gebruikt wordt. De GLM-analyses zijn met name gericht op relatieve gradiënten in de dataset, en zullen een significante relatie tussen vóórkomen resp. abundantie en de predictor tonen indien de predictor relatief covarieert met de abundanties van een taxon.

Voor de uiteindelijke GLM-analyses werd de acute toxische druk gebruikt, omdat:

- deze meer stoffen omvat
- de acute toxische druk conceptueel duidelijker gerelateerd is aan een verwachte respons dan de chronische toxische druk: bij de acute toxische druk van 20%, als voorbeeld, wordt in principe bij 20% van de soorten grote effecten verwacht – die ook waarneembaar zullen zijn vanwege hun omvang. Bij de chronische toxische druk van 20% kunnen er weliswaar ook bij 20% van de soorten effecten verwacht worden, maar vanwege de signaal-ruis verhouding bij veldonderzoek zal een groot deel van deze effecten statistisch niet waarneembaar zijn.

Geconcludeerd wordt, dat het concept toxische druk goed toepasbaar is op de velddata, en dat daaruit belangrijke nieuwe inzichten verkregen konden worden (zie onder).

4.2.2 *De betekenis van toxische druk bij het aantonen van veldeffecten*

Bij analyse van diverse (bio)monitoringdatasets is gebleken dat toxische stoffen wezenlijke predictoren zijn voor de abundanties van een groot aantal taxa. Dit in tegenstelling tot een vaak gememoreerde afwezigheid van statistisch significante signalen voor toxische effecten in dergelijke datasets. Dit verschil kan, gegeven de toepassing van beide soorten van analyses op de R8-data, toegeschreven worden aan twee effecten:

- Pearson correlaties negeren de wezenlijke invloeden van andere stressoren, waardoor een aanwezige respons niet zichtbaar wordt in de correlatie-waarden (versluitende effecten van andere stressoren), en
- Indien afzonderlijke concentraties van stoffen worden gebruikt bij de analyse leidt dit tot een sterke daling van de statistische gevoeligheid, waardoor aanwezige responsies niet opgemerkt worden

In de huidige analyses werd, zoals verwacht, slechts voor een klein aantal taxa een directe correlatie gevonden tussen acute toxische druk en de abundanties van taxa. Vermoed werd, dat andere stressfactoren de covariatie tussen abundantie en toxische druk zouden versluieren, en dit bleek ook het geval: toen de acute toxische druk werd ingezet als *proxy* voor de relatieve milieubezwaarlijkheid van stoffenmengsels in de lokale sedimenten, en tevens de enkelvoudige product-moment correlatietechniek vervangen werd door de GLM-analyse, bleek voor een hoge fractie van de taxa een significante associatie te bestaan tussen toxische druk en abundantie. De acute toxische druk van mengsels bleek voor een groot aantal taxa in de R8-dataset een zeer significante stuurvariabele voor lokale abundanties te zijn. De predictor 'toxische

druk' covarieert enigszins met enkele andere gemeten predictoren, maar dit heeft niet geleid tot hoge *Variance Inflation Factors* (VIFs), bij de GLM-analyses, zodat de bevindingen die hieronder worden beschreven waarschijnlijk grotendeels zijn toe te schrijven aan toxische mengsels.

Geconcludeerd wordt, dat de acute toxische druk van mengsels in dit onderzoek covarieert met de berekening van de chronische toxische druk zoals die in de Handreiking beoordelen waterbodems wordt gehanteerd, en dat via toepassing van toxische-druk berekeningen een beter inzicht verkregen kan worden in het optreden van veldeffecten van mengsels dan via analyses met afzonderlijke stoffen.

4.2.3 *De kwantitatieve betekenis van toxische druk in relatie tot veldeffecten*

Het toepassen van een nieuw begrip in ecologische analyses van veldgegevens vraagt om uitleg over de betekenis van het nieuwe begrip. Voor toxische druk is dit kwantitatief onderzocht, door de relatie tussen de toxische druk en de abundanties van taxa te onderzoeken.

Een hoge toxische druk (een hoge msPAF) van bijvoorbeeld 45% heeft een duidelijke *conceptuele* betekenis. Namelijk: als 100 geteste soorten worden gehouden in een sediment met een acute toxische druk van 45%, dan mag verwacht worden dat er bij 45% van de geteste soorten een wezenlijk effect op de abundantie zal optreden (idealiter: een reductie van 50% of meer van abundanties bij die taxa, wanneer de acute toxische druk bepaald is via een SSD van EC50-testgegevens) als alle andere relevante milieufactoren gelijk blijven. Deze betekenis bleek echter niet alleen een conceptuele verwachting: het onderzoek toonde een sterke associatie tussen de acute toxische druk en het optreden van grote abundantie-effecten in het veld. Er bleek een (bijna) 1: 1 relatie te bestaan tussen de fractie taxa waarbij substantiële effecten voorspeld wordt (letterlijk: voorspelling aan de hand van in het laboratorium geteste soorten) en de fractie taxa in de R8-dataset waarbij negatieve abundantie-effecten > 50% optreden.

Dit laatste is een belangwekkende constatering voor de toepassing van het begrip toxische druk in het milieubeleid. Een chronische toxische druk van 5% is immers de grenswaarde die gehanteerd wordt bij het afleiden van het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR, in mg/kg sediment of grond, of mg/L water) van een stof in het Stoffenbeleid van Nederland en andere landen. Ook in de Handreiking beoordelen waterbodems, en in andere beoordelingssystemen wordt het begrip toxische druk toegepast in de praktijk. In Paragraaf 4.4 wordt verder ingegaan op de omvang van de effecten in het veld, bij de thans vigerende criteria.

Geconcludeerd wordt, dat toename van de acute toxische druk gepaard gaat met wezenlijke abundantie-effecten, waarbij zowel negatieve- als positieve abundantie-effecten optreden. De omvang van die effecten is, in termen van fracties taxa, bij een gelijk toxiciteits-eindpunt (bv. 50% effecten) evenredig aan de in het veld aangetaste fractie. De fractie taxa die een abundantie-toename vertoont is groter dan de fractie die een afname vertoont. Mogelijk worden mengseffecten in het veld dus primair ("*early warning*") geïndiceerd door toename van de meest opportunistische taxa.

4.2.4 *Taxon-specifieke effecten*

De taxon-specifieke analyses toonden via de spaghetti-plots, dat elk taxon op een eigen wijze covarieert met de acute of chronische toxische druk. Er zijn taxa

die negatief-, via een optimum-curve-, en via een toename in abundantie reageren. Er is één taxon dat een minimum-curve vertoont. Bij geringe toename van de toxische druk, met bijvoorbeeld 5%, treden bij een groot aantal taxa systematische abundantie-effecten op. De spaghetti-plots kunnen hierbij geïnterpreteerd worden als een vorm van een veld-concentratie-effect curve, waarbij elk taxon dus een eigen specifieke curve heeft (zowel vorm als ligging op de msPAF-as).

Geconcludeerd wordt, dat elk taxon een eigen "veld-concentratie-effect" relatie vertoont tussen de acute toxische druk en de abundantie. Er zijn daarin vijf patronen te onderscheiden (alleen gevoelig, alleen opportunistisch, eerst opportunistisch dan gevoelig, eerst gevoelig dan opportunistisch, en neutraal). Verder zijn er taxa met een variabele respons, mogelijk door beperkte data kwaliteit (hoge model-error door bijvoorbeeld lage frequentie van monsters waarin het taxon wordt aangetroffen in combinatie met een hoge variabiliteit in de kans om het taxon te vinden indien het taxon aanwezig is).

4.3 De klassificatie volgens de R8-maatlat in vergelijking met de GLM-analyses

De spaghetti-plots toonden, na onderverdeling in de verschillende subgroepen zoals in de R8-maatlat gehanteerd worden, dat de subgroepen geen homogene groepen vormden wat betreft de aard en omvang van de abundantie-effecten. Een taxon dat volgens de maatlat-R8 ingedeeld wordt als indifferent voor sedimentverontreiniging kan via de GLM-analyses en de spaghetti-plots bijvoorbeeld beter ingedeeld worden in een groep die een optimumcurve vertoont (abundantietoename bij lage toxische druk, en afname bij hoge toxische druk). Via de GLM-analyses zijn resultaten verkregen die een specifieke evaluatie van de verschillende taxa mogelijk maken: de taxonspecifieke patronen kunnen daarbij beoordeeld worden op zowel vorm (gevoelig, ongevoelig, matig gevoelig) als ook op ligging.

In algemene zin wordt geconcludeerd wordt, dat de de uitgevoerde analyses voldoende aanknopingspunten bieden voor heroverweging van de R8-indicatiewaarde van verscheidene taxa.

Afgaande op de GLM-resultaten blijken de taxa die in de R8-maatlat geklassificeerd zijn als indicatief voor schone, zwak verontreinigde en sterk verontreinigde sedimenten niet te bestaan uit volledig homogene groepen taxa. Dat wil zeggen: de taxa vertonen verschillende responsies bij toenemende toxische druk. Sommige taxa binnen een groep vertonen bijvoorbeeld een toenemende abundantie bij stijgende toxische druk, terwijl andere taxa binnen die groep een omgekeerde respons vertonen.

Alle gegevens overziend is het afleiden van homogene groepen van taxa in een dataset met veldgegevens niet eenvoudig. Met andere woorden: een klassificatie die opgebouwd is uit veldgegevens kan geen absolute interpretaties opleveren over (bijvoorbeeld) de graad van sedimentverontreiniging, *tenzij* de dataset zodanig groot is, en de predictoren zodanig van elkaar onafhankelijk en afdoende variabel, dat de indicatieve taxa er (statistisch) eenduidiger uit kunnen komen.

In feite zit de beperkte indicatieve waarde van de klassen besloten in de analytische werkwijzen: die zijn in essentie (zowel voor de oorspronkelijke afleiding van de maatlat R8 en de huidige GLM-analyses) "continu" (qua

variabiliteit die zij beschouwen en beschrijven), terwijl de uiteindelijke klassificatie “discontinu” van aard is.

Desalniettemin is er een associatie tussen de R8-klassificatie en de GLM-klassificatie, gevonden, en is de klassificatie mogelijk te verbeteren door vooraf een aantal criteria te stellen waaraan abundantiepatronen in een spaghetti-plot moeten voldoen om gebruikt te worden, en om tot een indeling te komen. De spaghetti-plots geven een duidelijk inzicht in de taxon-specifieke responspatronen die kunnen optreden, en er wordt dan ook aanbevolen om de R8-maatlatcategorieën kritisch te evalueren met de huidige gegevens.

4.4 De betekenis van grenzen voor toxische druk in bredere zin

Een belangrijk doel van de studie aan de R8-dataset in meer algemene zin was de validatie van eerder afgeleide en generiek toegepaste criteria voor (chronische) toxische druk. Wat is er in het veld aan responspatronen waarneembaar bij een chronische toxische druk van 20% of van 50% (de toetswaarden zoals thans gehanteerd in de Handreiking beoordelen waterbodems, zie Box 1). Het belang van goede grenswaarden is groot. Enerzijds dienen de grenswaarden gerelateerd te zijn aan gestelde beschermdoelen (zoals: afwezigheid van effecten bij ten minste 95% van de taxa bij blootstelling aan één stof) of effectomvang (bij 50% chronische toxische druk worden de effecten zodanig groot geacht dat er beleidsmatig gesproken wordt van een ernstig risico niveau). Als dergelijke grenzen (vooral het MTR) ‘te conservatief’ gekozen worden (laag zijn), dan wordt er gesuggereerd dat er effecten zijn (en mogelijk dat er vervolgonderzoek moet plaatsvinden, resp. dat er maatregelen nodig zijn) terwijl die effecten daadwerkelijk in dit geval kleiner zijn dan verwacht. Omgekeerd, bij “te hoog” gekozen grenzen treden er effecten op die eigenlijk niet beleidsmatig geaccepteerd worden. Posthuma et al. (2008) beschreef al dat criteria tot grote (beleidsmatige) dilemma’s leiden.

In De Handreiking beoordelen waterbodems worden twee criteria voor de chronische toxische druk genoemd, te weten: 20% en 50%. De bij deze waarden behorende acute toxische druk, zoals berekend aan de hand van de huidige gegevens, zou 10% resp. 25% zijn (zie Figuur 10).

Bij deze waarden treden bij veel taxa – zoals berekend aan de hand van de GLM-formules en de Monte Carlo analyses – abundantie-effecten op, terwijl de omvang van die effecten groot kan zijn (abundantie-effecten groter dan 75%). Het meest opvallend in de veldgegevens is echter, dat het aantal taxa waarvan de abundantie aan de hand van de spaghetti-plots blijkt toe te nemen met een bepaald percentage vrijwel altijd groter is dan het aantal taxa waarvan de abundantie evenredig afneemt. De levensgemeenschappen veranderen dus wat betreft relatieve dominantie van taxa, vanaf (vrij) lage waarden van de acute toxische druk; hetzelfde geldt voor de chronische toxische druk.

Een centrale vraag is, of de eerdergenoemde grenswaarden van 20 en 50% “valide” zijn. Dit is op zich eigenlijk niet te beantwoorden. Dit hangt samen met het volgende:

- er is geen exacte verwachting gedefinieerd, namelijk bijvoorbeeld: “bij een chronische toxische druk van 20% verwachten we bij 20% van de soorten een negatieve abundantierespons van meer dan 10%”
- de verwachting negeert (benoemt niet expliciet), tot heden, dat er ook taxa zijn die bij toenemende toxische druk in het veld toenemende abundanties (kunnen) vertonen, door bijvoorbeeld indirecte effecten.

De gekozen waarden van 20% en 50% kunnen daarentegen wel “van ecologische betekenis worden voorzien” in termen van vóórkomen en omvang van impacts bij die grenswaarden. De verschillende spaghetti-plots tonen dit. Bij een acute toxische druk van 20% (ofwel een chronische toxische druk van ruwweg 40%) kan afgelezen worden dat er een groot aantal taxa een abundantierespons vertoont, zowel positief als negatief. Aan de hand van al deze gegevens kan geconcludeerd worden, dat de toename van de toxische druk gepaard gaat met een toenemend aantal taxa waarvoor een respons wordt gevonden, en dat daarbij de omvang van die respons (abundantie-effecten) ook toeneemt. Binnen dit algemene patroon zouden de gekozen grenzen van 20 en 50% chronische toxische druk niet “automatisch boven komen drijven als opvallende knikpunten” in de R8-dataset.

Andere keuzes zouden mogelijk geweest zijn. De analyses suggereren daarentegen echter met grote zekerheid, dat 50%-belaste sedimenten niet alleen sterker verontreinigd zijn dan 20%-belaste sedimenten of 0%-belaste sedimenten, maar dat ook de ecologische condities van de soortengemeenschappen in die sedimenten ruim sterker beïnvloed worden. De (acute en chronische) toxische druk zijn betekenisvolle maten, om de relatieve milieubezwaarlijkheid van chemisch belaste milieumonsters te rangordenen. Via dergelijke rangordeningen kan goed beleid worden gevoerd. De thans gebruikte beleidsgrenzen zijn daarbinnen valide keuzes om graduele maar substantiële verschillen in mate van waarschijnlijk effect aan te duiden. Aldus voldoen beide grenzen relatief ten opzichte van elkaar, en ten opzichte van het MTR-niveau (95% van de soorten beschermd).

4.5 Conclusies

Toxische druk: bepaling en variabiliteit

1. De chronische en acute toxische druk van de sedimentmonsters kon bepaald worden, en varieerde tussen 0 en 90% (chronisch, volgens de Handreiking beoordelen waterbodems) en 0 en 45% (volgens de alternatieve de acute toxische druk methode).
2. Op basis van deze gegevens worden substantiële ecologische effecten verwacht binnen de R8-dataset.
3. De beide methoden om de toxische druk te kwantificeren zijn voor de R8-dataset sterk aan elkaar gerelateerd, waarbij de volgende formule werd afgeleid voor de R8-dataset:

$$\text{Chronische toxische druk} = 2.006 * \text{Acute toxische druk} + 0.053$$

$$R^2 = 0.926, P < 0.001$$
4. Door toepassing van de toxische druk als *proxy* voor de relatieve toxiciteit van de lokale mengsels die in de sedimenten aanwezig zijn, kon de statistische *power* in de navolgende analyses sterk verhoogd worden. Omgekeerd: door het grote aantal stoffen ten opzichte van het aantal monsterlocaties is het problematisch om relaties vast te stellen tussen de concentraties van afzonderlijke stoffen en de abundantie van taxa.

Relatie toxische druk en abundanties van taxa: correlaties

5. Er bestond voor slechts een klein aantal taxa een significante Pearson correlatie tussen toxische druk en abundantie.
6. Voor een aantal taxa was de abundantierespons positief (bij toenemende acute toxische druk een toename van abundantie) en voor een aantal negatief (bij toenemende acute toxische druk een afnemende

abundantie). Voor het merendeel van de taxa was er geen significante correlatie.

7. Dit wordt mogelijk veroorzaakt door versluierende effecten van andere stressoren, die de dichtheden van de taxa ook beïnvloeden, en door de versluierende effecten van compensatie als gevolg van weggevallen competitie om beperkte 'resources'
8. Om deze reden zijn GLM-analyses uitgevoerd.

GLM-analyses

9. Voor 98 van de 103 taxa convergeerde de GLM-modellering die gebaseerd was op abundantiegegevens van de taxa; voor een veel kleiner aantal convergeerde dezelfde analyse voor aan/afwezigheidsgegevens van de taxa. Daarbij was in het laatste geval de verklaarde deviantie (veel) lager. Om deze redenen zijn de verdere data-analyses uitgevoerd met abundantie-gegevens.
10. Voor een hoog percentage van deze taxa was er een sterke tot zeer sterke associatie tussen de waarde van de acute toxische druk van de sedimentmonsters en de abundantie van die taxa.
11. Dit gold ook voor overige predictoren.
12. Niet alle predictoren zijn relevant voor alle taxa.
13. Vanwege de waarde van de *Variance Inflation Factors* (laag, ruim onder de waarde 4) is er geen reden te veronderstellen dat de spaghetti-plots (zie onder) waarin abundanties worden weergegeven als functie van de toxische druk geen goede weergave zouden zijn van mogelijke oorzakelijke relaties. Bij VIFs groter dan 4 of 10 zou (ernstig) getwijfeld moeten worden aan de relaties zoals in de spaghetti-plots zouden worden getoond.

GLM-analyses en de betekenis van het begrip toxische druk

14. De voorspelde acute toxische druk (de fractie taxa waarbij een substantieel effect verwacht wordt, gebaseerd op SSD-EC50 gegevens) blijkt voor de R8-dataset nauw gerelateerd aan de fractie taxa waarbij dergelijke effecten in het veld optreden (gekwantificeerd als 50% abundantie-daling ten opzichte van schoon sediment). De verhouding tussen de voorspelde- en waargenomen fracties soorten (taxa) met substantiële effecten was (vrijwel) 1:1 ($P < 0.001$).
15. Door de relatie tussen de acute- en de chronische toxische druk geldt het bovenstaande ook voor de chronische toxische druk: bij toenemende chronische toxische druk neemt de fractie taxa waarbij abundantie-effecten worden verwacht ook toe.
16. Naast de negatieve abundantie-effecten is het voor de R8-dataset opvallend dat er meestal een grotere fractie taxa reageert met een toegenomen abundantie, tenzij de acute toxische druk groter wordt dan 40 a 45%, waarbij de meeste taxa in aantal achteruitgaan.
17. Bij relatief lage toename van de toxische druk, van bijvoorbeeld 5%, worden er doorgaans abundantie-effecten voorspeld.
18. Bij de laagste waarden van de toxische druk, rond de bins van 0 en 5% in de figuren, zijn er mogelijk relatief grote onzekerheden, waardoor de respons patronen in dit deel van de toxische druk gradiënt voorzichtig geïnterpreteerd dienen te worden.

GLM-analyses en spaghetti-plots

19. Spaghetti-plots van alle taxa, geconstrueerd door de taxon-specifieke GLM-formules van de taxa te combineren met Monte Carlo simulaties, toonden een variëteit aan respons patronen (indifferent ten opzichte van

- de toxische druk in de R8-dataset, of continu dalend-, continu stijgend-, optimum- of minimum- ten opzichte van een stijgende toxische druk).
20. De abundantiepatronen zouden mogelijk niet direct geleid hebben tot de indeling in 4 categorieën van taxa zoals in de maatlat-R8 voor sedimentverontreiniging gehanteerd worden.
 21. Aanscherping van de categorieën lijkt, met de huidige gegevens, mogelijk. Daarvoor dienen tevoren criteria te worden opgesteld op basis waarvan de gegevens voor een taxon bruikbaar geacht worden voor indicatieve doeleinden (of niet), en op basis waarvan responspatronen (spaghetti-plots) ingedeeld worden.
 22. Bij het indelen in categorieën wordt informatie verborgen, maar dit is nodig voor bruikbaarheid in de praktijk.
 23. De gegevens suggereren, dat de indicatieve waarde van de verschillende taxa sowieso voorzichtig gehanteerd dient te worden in de praktijk; dat wil zeggen: hoe de afleiding van de categorieën ook zal zijn, de indeling wordt nooit "hard". De waargenomen verschillen tussen de taxa zijn immers allemaal gradueel van aard.

Indicatieve waarde van taxa voor sedimentverontreiniging

(Aansluitend op de opmerkingen onder 19 - 23)

24. Er zijn beperkte overeenkomsten tussen de indicatieve categorieën van sedimentverontreiniging zoals afgeleid voor de R8-dataset en de variatie in abundantierespons en abundantiepatronen van de verschillende taxa binnen de indicatieve categorieën.
25. De indicatiewaarde van taxa is, wanneer deze alleen is afgeleid uit veldonderzoek, relatief beperkt door de methodologische beperkingen die gepaard gaan aan veldonderzoek.
26. De indicatieve waarde van taxa is echter ook zeker niet verwaarloosbaar, hetgeen geconcludeerd kan worden uit de overeenkomsten tussen de R8-indeling en de dichtheidsresponsies binnen de subgroepen.

Criteria toxische druk

27. Het is op basis van veldonderzoek niet mogelijk, om criteria in absolute termen te valideren, dat is: als "goed" of "fout". Het is omgekeerd echter wel mogelijk, om de effecten die optreden bij een bepaalde criteria te beschrijven. Op basis van dergelijke beschrijvingen kan beleidsmatig worden afgeleid of de grenswaarden nuttig zijn voor de gestelde doelen.
28. De in de Handreiking beoordelen waterbodems (en elders) gekozen grenswaarden voor de chronische toxische druk van 20 en 50% vertegenwoordigen wezenlijk verschillende effect-niveaus in de R8-dataset. Dit uit zich in (relatief) grote verschillen in aantallen taxa die een respons vertonen, en de mate waarin die taxa toe- of afnemen in abundanties. Opvallend is de relatief grotere toename van de fractie (kennelijk) opportunistische taxa ten opzichte van de taxa die teruglopen in abundantie bij toenemende druk.

Appendix 1. Bepaling biobeschikbare fracties van stoffen

Formules voor bepaling van de biobeschikbare fracties van stoffen (gelijk voor beide methodes van berekening toxische druk).

Rood = Eigenschap monsterlokatie

Blauw = Stofeigenschap (zie Appendix 2)

OC%Limited =

$\text{IIf}([\text{OS}\%] < [\text{MinOS}\%],$
 $[\text{MinOS}\%] / [\text{OS}\%/\text{OC}\%],$
 $\text{IIf}([\text{OS}\%] > [\text{MaxOS}\%],$
 $[\text{MaxOS}\%] / [\text{OS}\%/\text{OC}\%],$
 $[\text{OS}\%] / [\text{OS}\%/\text{OC}\%])$

Lutum%Limited =

$\text{IIf}([\text{Lutum}\%] < [\text{MinLutum}\%],$
 $[\text{MinLutum}\%],$
 $\text{IIf}([\text{Lutum}\%] > [\text{MaxLutum}\%],$
 $[\text{MaxLutum}\%],$
 $[\text{Lutum}\%])$

StandardAdjustedConcentration (mg/kg ds) =

$\text{Totaal Concentratie gemeten} *$
 $\text{IIf}([\text{Type_M/O}] = \text{"M"},$
 $(\text{Astand} + \text{Bstand} * 25 + \text{Cstand} * 10) / (\text{Astand} + \text{Bstand} * [\text{Lutum}\% \text{Limited}] +$
 $\text{Cstand} * [\text{OC}\% \text{Limited}] * [\text{OS}\%/\text{OC}\%],$
 $1)$

PorewaterDissolvedConcentration (mg/L) =

$\text{IIf}([\text{Type_M/O}] = \text{"M"},$
 $[\text{StandardAdjustedConcentration}] / (10^{\text{LogKd}}),$
 $[\text{StandardAdjustedConcentration}] / (10^{\text{LogKoc}} * [\text{OC}\% \text{Limited}] / 100)$

PorewaterDOCCorrectedConcentration (mg/L) =

$[\text{PorewaterDissolvedConcentration}] * \text{CorrDOC}$

Appendix 2. Stofeigenschappen

Eigenschappen van de stoffen, inclusief parameters van de acute SSDs. Uitleg van afkortingen: CAS=Chemical Abstracts Service. Type M/O=Type stof: Metaal of Organisch. LogKd – CorrDOC = stofeigenschappen gebruikt in de Handreiking beoordelen waterbodems bij de berekening van de biobeschikbare fractie van een stof. Mu and Sigma: middelpunt en helling van de log-normaal verdeelde soorten gevoeligheidsverdeling (SSD). TMOA=primair werkingsmechanisme van een stof. Astand – Cstand and A-pH – C-logOS%: constanten en omgevingsvariabelen die gebruikt worden bij de berekening van de biobeschikbare fractie van een stof. nDdZ=aantal soortspecifieke toxiciteitsgegevens die gebruikt zijn voor het afleiden van een acute SSD. Acu=Acute. Chron=Chronic.

<i>ChemCode</i>	<i>As</i>	<i>Cd</i>	<i>Cr</i>	<i>Cu</i>	<i>Hg</i>	<i>Ni</i>	<i>Pb</i>	<i>Zn</i>
<i>ChemName</i>	<i>As</i>	<i>Cd</i>	<i>Cr</i>	<i>Cu</i>	<i>Hg</i>	<i>Ni</i>	<i>Pb</i>	<i>Zn</i>
<i>CAS</i>	<i>7440-38-2</i>	<i>7440-43-9</i>	<i>7440-47-3</i>	<i>7440-50-8</i>	<i>7439-97-6</i>	<i>7440-02-0</i>	<i>7439-92-1</i>	<i>7440-66-6</i>
CAS#	7440382	7440439	7440473	7440508	7439976	7440020	7439921	7440666
Type_M/O	M	M	M	M	M	M	M	M
Group	HM	HM	HM	HM	HM	HM	HM	HM
LogKd	3.82	4.93	5.28	4.53	5.05	3.72	5.63	4.86
LogKoc								
Astand	15	0.4	50	15	0.2	10	50	50
Bstand	0.4	0.007	2	0.6	0.0034	1	1	3
Cstand	0.4	0.021	0	0.6	0.0017	0	1	1.5
MinLutum%	2	2	2	2	2	2	2	2
MaxLutum%	100	100	100	100	100	100	100	100
MinOS%	0	0	0	0	0	0	0	0
MaxOS%	100	100	100	100	100	100	100	100
OS%/OC%	1.724	1.724	1.724	1.724	1.724	1.724	1.724	1.724
CorrDOC	1	0.42	1	0.25	1	0.63	0.34	0.44
MuChronEC50SediasMF(mg/L)	-0.082	-0.816	-0.152142431	-1.219	-1.717	0.06	-0.185	-0.361
SigmaChronEC50SediasMF(mg/L)	1.773	1.29	1.284323323	1.064	1.079	1.295	0.843	0.8
TMOASedias	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
InterceptLogKp	3.0486	0.8404	2.8768	0.9978	5.05	1.6836	2.3084	0.3488
A-pH	0	0.1982	0.1324	0.1285	0	0.1012	0.1807	0.2864
B-LogLutum%	0.5399	0	0	0.2591	0	0.5756	0.7174	0.1681
C-LogOS%	0	0.6166	0.5506	0.5703	0	0	0	0
nDdZ	6	68	26	68	33	19	19	43
MuAcuEC50DdZ(mg/L)	0.38	-0.1	0.85	-0.79	-0.62	0.69	0.72	0.27
SigmaAcuEC50DdZ(mg/L)	0.36	1.25	1.1	0.92	0.93	0.89	0.68	1
TMOADdZ	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Remarks								

<i>ChemCode</i>	<i>Aldr</i>	<i>Dildr</i>	<i>Endr</i>	<i>Isodr</i>	<i>Telodr</i>	<i>DDT</i>	<i>DDD</i>	<i>DDE</i>
<i>ChemName</i>	<i>Aldrin</i>	<i>Dieldrin</i>	<i>Endrin</i>	<i>Isodrin</i>	<i>Telodrin</i>	<i>DDT</i>	<i>DDD</i>	<i>DDE</i>
<i>CAS</i>	<i>309-00-2</i>	<i>60-57-1</i>	<i>72-20-8</i>	<i>465-73-6</i>	<i>297-78-9</i>	<i>50-29-3</i>	<i>72-54-8</i>	<i>72-55-9</i>
CAS#	309002	60571	72208	465736	297789	50293	72548	72559
Type_M/O	O	O	O	O	O	O	O	O
Group	OCPEst	OCPEst	OCPEst	OCPEst	OCPEst	OCPEst	OCPEst	OCPEst
LogKd								
LogKoc	5.82	4.84	4.84	5.82	4.84	5.51	5.08	5.08
Astand	10	10	10	10	10	10	10	10
Bstand								
Cstand								
MinLutum%								
MaxLutum%								
MinOS%	2	2	2	2	2	2	2	2
MaxOS%	30	30	30	30	30	30	30	30
OS%/OC%	1.724	1.724	1.724	1.724	1.724	1.724	1.724	1.724
CorrDOC	1	1	1	1	1	1	1	1
MuChronEC50SediasMF(mg/L)	-1.818	-1.819	-2.476	-2.420818754	-0.58479737	-2.905	-2.299	-2.613264207
SigmaChronEC50SediasMF(mg/L)	1	1	1	1	1	1	1	1
TMOASedias	OCPEst	OCPEst	OCPEst	OCPEst	OCPEst	OCPEst	OCPEst	OCPEst
InterceptLogKp								
A-pH								
B-LogLutum%								
C-LogOS%								
nDdZ	61	105	100	2	6	178	23	12
MuAcuEC50DdZ(mg/L)	-1.28	-1.63	-2.51	-2.07	0.35	-1.61	-1.57	-0.92
SigmaAcuEC50DdZ(mg/L)	1.11	1.04	1.05	0.21	2.06	1.01	1.14	1.5
TMOADdZ	CYCLO	CYCLO	CYCLO	CYCLO	CYCLO	DDT	DDT	DDT
Remarks								

<i>ChemCode</i>	<i>aHCH</i>	<i>bHCH</i>	<i>gHCH</i>	<i>aEndo</i>	<i>PCBenz</i>	<i>HCB</i>	<i>HeptaCl</i>	<i>HCButa</i>
<i>ChemName</i>	<i>a_HCH</i>	<i>b_HCH</i>	<i>g_HCH</i>	<i>alfa-Endosulfartachloorbenze</i>	<i>xachloorbenze</i>	<i>118-74-1</i>	<i>Heptacl</i>	<i>HCButa</i>
<i>CAS</i>	<i>319-84-6</i>	<i>319-85-7</i>	<i>58-89-9</i>	<i>959-98-8</i>	<i>608-93-5</i>	<i>118-74-1</i>	<i>76-44-8</i>	<i>87-68-3</i>
CAS#	319846	319857	58899	959988	608935	118741	76448	87683
Type_M/O	O	O	O	O	O	O	O	O
Group	OCPEst	OCPEst	OCPEst	OCPEst	NP	NP	OCPEst	HCButa
LogKd								
LogKoc	3.39	3.36	3.37	4.05	4.14	4.61	4.61	4.05
Astand	10	10	10	10	10	10	10	10
Bstand								
Cstand								
MinLutum%								
MaxLutum%								
MinOS%	2	2	2	2	2	2	2	2
MaxOS%	30	30	30	30	30	30	30	30
OS%/OC%	1.724	1.724	1.724	1.724	1.724	1.724	1.724	1.724
CorrDOC	1	1	1	1	1	1	1	1
MuChronEC50SediasMF(mg/L)	-0.551	-0.551	-1.272	-1.387	-0.395956735	-1.127693287	-1.735	-0.21428067
SigmaChronEC50SediasMF(mg/L)	1	1	1	1	0.830679507	0.830679507	1	1.452976382
TMoASedias	OCPEst	OCPEst	OCPEst	OCPEst	NP	NP	OCPEst	HCButa
InterceptLogKp								
A-pH								
B-LogLutum%								
C-LogOS%								
nDdZ	9	2	153	5	9	13	53	11
MuAcuEC50DdZ(mg/L)	0.14	0.2	-0.91	-2.15	-0.26	-0.15	-1.61	-0.39
SigmaAcuEC50DdZ(mg/L)	0.43	0.03	1.06	1.6	0.87	1.62	0.94	0.52
TMoADdZ	CYCLO	CYCLO	CYCLO	CYCLO	NON POLAR	NON POLAR	CYCLO	ALKYLATION
Remarks								

<i>ChemCode</i>	<i>Olie</i>	<i>1Nafta</i>	<i>2BaA</i>	<i>3BghiP</i>	<i>4BaP</i>	<i>5Fenant</i>	<i>6Anthra</i>	<i>7BkF</i>
<i>ChemName</i>	<i>Olie</i>	<i>Naftaleen</i>	<i>Benzo(a)anthraceen</i>	<i>Benzo(ghi)peryleen</i>	<i>Benzo(a)pyreen</i>	<i>Fenantreen</i>	<i>Anthraceen</i>	<i>Benzo(k)fluorantheen</i>
<i>CAS</i>	<i>68334-30-5</i>	<i>91-20-3</i>	<i>56-55-3</i>	<i>191-24-2</i>	<i>50-32-8</i>	<i>85-01-8</i>	<i>120-12-7</i>	<i>207-08-9</i>
CAS#	68334305	91203	56553	191242	50328	85018	120127	207089
Type_M/O		O	O	O	O	O	O	O
Group	NP	NP	NP	NP	NP	NP	NP	NP
LogKd								
LogKoc	6	2.85	5.46	6.47	5.82	4.05	4.07	5.75
Astand	10	10	10	10	10	10	10	10
Bstand								
Cstand								
MinLutum%								
MaxLutum%								
MinOS%	2	2	2	2	2	2	2	2
MaxOS%	30	30	30	30	30	30	30	30
OS%/OC%	1.724	1.724	1.724	1.724	1.724	1.724	1.724	1.724
CorrDOC	1	1	1	1	1	1	1	1
MuChronEC50SediasMF(mg/L)		-0.539	-2.156361072	-2.284228794	-1.497686221	-0.827	-2.218	-2.943697499
SigmaChronEC50SediasMF(mg/L)		1.195	0.830679507	0.830679507	0.830679507	1.195	1.195	0.830679507
TMoASedias		NP	NP	NP	NP	NP	NP	NP
InterceptLogKp								
A-pH								
B-LogLutum%								
C-LogOS%								
nDdZ	7	50	2	1	13	29	29	
MuAcuEC50DdZ(mg/L)	3	0.384630278	-2.141126503	-2.871208706	-0.415864967	-0.926147745	-0.441695758	-2.443697499
SigmaAcuEC50DdZ(mg/L)	0.6	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2
TMoADdZ	NON POLAR	PAH	PAH	PAH	PAH	PAH	PAH	PAH
Remarks	Diesel - DMA - Marine Gas Oil							

ChemCode ChemName	Olie Olie	8Chry Chryseen	9Fluorant Fluorantheen	101123P Indeno(123) pyreen	Acenafta Acenafteen	Acenafty Acenaftyteen	Pyre Pyreen	BbF Benzo(b) fluorantheen
CAS	68334-30-5	218-01-9	206-44-0	193-39-5	83-32-9	208-96-8	129-00-0	205-99-2
CAS#	68334305	218019	206440	193395	83329	208968	129000	205992
Type_M/O		O	O	O	O	O	O	O
Group	NP	NP	NP	NP	NP	NP	NP	NP
LogKd								
LogKoc	6	5.47	4.61	6.47	3.78	3.75	4.82	5.76
Astand	10	10	10	10	10	10	10	10
Bstand								
Cstand								
MinLutum%								
MaxLutum%								
MinOS%	2	2	2	2	2	2	2	2
MaxOS%	30	30	30	30	30	30	30	30
OS%/OC%	1.724	1.724	1.724	1.724	1.724	1.724	1.724	1.724
CorrDOC	1	1	1	1	1	1	1	1
MuChronEC50SediasMF(mg/L)		-0.591	-1.355	-2.943251382	-0.442847022	-0.362398036	-2.384	-1.185040267
SigmaChronEC50SediasMF(mg/L)		1.195	1.195	0.830679507	0.830679507	0.830679507	1.195	0.830679507
TMoASedias		NP	NP	NP	NP	NP	NP	NP
InterceptLogKp								
A-pH								
B-LogLutum%								
C-LogOS%								
nDdZ	7	4	59		22		20	
MuAcuEC50DdZ(mg/L)	3	0.2716953	-1.189542667	-2.443251382	0.065717429	0.137601964	-1.373028926	-0.685040267
SigmaAcuEC50DdZ(mg/L)	0.6	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2
TMoAdDdZ	NON POLAR	PAH	PAH	PAH	PAH	PAH	PAH	PAH
Remarks	- DMA - Marine Gas Oil							

ChemCode ChemName	Fluore Fluoreen	DahA Dibenzo(ah) antraceen	1PCB28 PCB 28	2PCB52 PCB 52	3PCB101 PCB 101	6PCB153 PCB 153
CAS	86-73-7	53-70-3	7012-37-5	35693-99-3	37680-73-2	35065-27-1
CAS#	86737	53703	7012375	35693993	37680732	35065271
Type_M/O	O	O				
Group	NP	NP	PCB	PCB	PCB	PCB
LogKd						
LogKoc	3.71	6.76	4.94	5.3	5.7	6.11
Astand	10	10	10	10	10	10
Bstand						
Cstand						
MinLutum%						
MaxLutum%						
MinOS%	2	2	2	2	2	2
MaxOS%	30	30	30	30	30	30
OS%/OC%	1.724	1.724	1.724	1.724	1.724	1.724
CorrDOC	1	1	1	1	1	1
MuChronEC50SediasMF(mg/L)	-0.341	-0.71771741				
SigmaChronEC50SediasMF(mg/L)	1.195	0.830679507				
TMoASedias	NP	NP				
InterceptLogKp						
A-pH						
B-LogLutum%						
C-LogOS%						
nDdZ	17	1	2	2	4	3
MuAcuEC50DdZ(mg/L)	0.160831883	-1.753221702	-0.795880017	-1.522878745	-1.299984208	-2.284925269
SigmaAcuEC50DdZ(mg/L)	1.2	1.2	0.85	0.85	0.85	0.85
TMoAdDdZ	PAH	PAH	AhR	AhR	AhR	AhR
Remarks						

Appendix 3. Lijst van taxa en indicatorsoorten R8

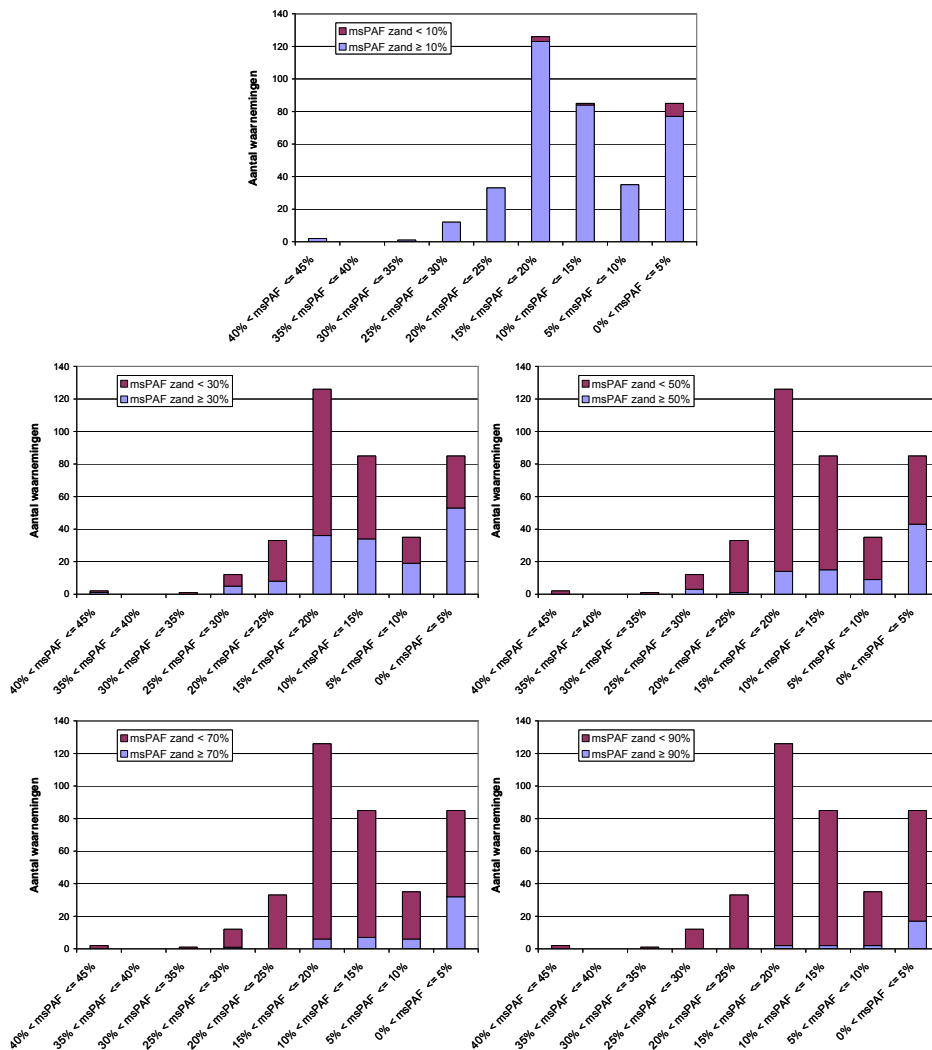
Afkorting R1	Afkorting R2	IndicatorwaardeR8	Betekenis indicatorwaarde	Taxon-naam
CORBICSP	CORB	-1	Indifferent	<i>Corbicula</i>
Gammarae	GAMA	-1	Indifferent	<i>Gammaridae</i>
PISICASE	PISICASE	-1	Indifferent	<i>Pisidium casetanum</i>
PISIHENS	PISIHENS	-1	Indifferent	<i>Pisidium henslowianum</i>
PISIMOIT	PISIMOIT	-1	Indifferent	<i>Pisidium moitessianum</i>
PISINITI	PISINITI	-1	Indifferent	<i>Pisidium nitidum</i>
POPYANTI	POPYANTI	-1	Indifferent	<i>Potamopygus antipodarum</i>
PRCLADSP	PRDI	-1	Indifferent	<i>Procladius</i>
Tuficiae	TUFI	-1	Indifferent	<i>Tubificidae</i>
VALVPISC	VALVPISC	-1	Indifferent	<i>Valvata piscinalis</i>
ASELAQUA	ASLLAQUA	1	Indicator schoon	<i>Asellus aquaticus</i>
CAENISSP	CANI	1	Indicator schoon	<i>Caenis</i>
CHIRNUDI	CHONNUVE	1	Indicator schoon	<i>Chironomus nudiventris</i>
Eneidae	ENEI	1	Indicator schoon	<i>Enchytraeidae</i>
GYRAALBU	GYRAALBU	1	Indicator schoon	<i>Gyraulus albus</i>
HYPAINVA	HYPAINVA	1	Indicator schoon	<i>Hypania invalida</i>
JAERISTR	JAERISTR	1	Indicator schoon	<i>Jaera istri</i>
KLOOPUSI	KLOOPUSI	1	Indicator schoon	<i>Kloosia pusilla</i>
LIPIARAE	LIPIARAE	1	Indicator schoon	<i>Lipiniella arenicola</i>
LUCULIAE	LUCU	1	Indicator schoon	<i>Lumbiculidae</i>
PATEALBG	PATEALGR	1	Indicator schoon	<i>Paratendipes albimanus gr.</i>
PATENUBI	PATENUBI	1	Indicator schoon	<i>Paratendipes nubilus</i>
POPESCAL	POPESCAL	1	Indicator schoon	<i>Polypedilum scalanum</i>
PRODOLV	PRODOLV	1	Indicator schoon	<i>Procladius olivacea</i>
ROBADEME	ROBADEMI	1	Indicator schoon	<i>Robackia dernejerei</i>
SIALLUTA	SILLUTA	1	Indicator schoon	<i>Siatis lutaria</i>
SPUMRVI	SPUMRVI	1	Indicator schoon	<i>Sphaerium nivicola</i>
VALVCRIS	VALVCRIS	1	Indicator schoon	<i>Valvata cristata</i>
ALB0hete	ALGHETE	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Alboglossophonia heteroclita</i>
ANODANAT	ANODANAT	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Anodonta anatina</i>
CHTEDIAP	CHTEDIAP	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Chaetogaster diaphanus</i>
CHAOFIAP	CHOBFLAV	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Chaoborus flavicans</i>
Corophae	CORO	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Corophidae</i>
CRCHIRSP	CRCH	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Cryptochironomus</i>
CRTEENDSP	CRTE	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Cyrotendipes</i>
DITENDSP	DITE	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Dicrotendipes</i>
ECNOTENE	ECNOTENE	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Ecnomus tenellus</i>
ENDOALBI	ENDOALBI	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Endochironomus albigenuis</i>
ERPOOCTO	ERPOOCTO	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Eriopodella octoculata</i>
HARNISP	HARN	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Harnischia</i>
MINECTSP	MINE	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Micronecta</i>
MITECHLA	MITECHLA	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Microtendipes chloris agg.</i>
MIOPORBI	MIEOORBI	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Mideopsis orbicularis</i>
MYSTACSP	MYST	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Mystacides</i>
NAISELIN	NAISELIN	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Nais elinguis</i>
NAISPARD	NAISPARD	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Nais pardalis</i>
NEUMDELTA	NEUMDELTA	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Neumania deltoidea</i>
ORCLADSP	ORTH	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Orthocladus</i>
PIONASP	PINA	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Piona</i>
PISCICAE	PICI	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Piscicolidae</i>
PISISUBT	PISISUBT	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Pisidium subtruncatum</i>
SPUMCONU	SPUMCORN	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Sphaerium comeum</i>
SPUMSOLI	SPUMSOLI	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Sphaerium solidum</i>
STCHIRSP	STTO	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Stictochironomus</i>
STLALACU	STLALACU	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Stylania lacustris</i>
TANYPUSP	TAPU	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Tanytus</i>
UNIOSP	UNIO	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Unio</i>
UNNICRAS	UNNICRAS	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Unionicola crassipes</i>
UNINIITE	UNINIITE	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Unionicola intermedia</i>
VEDJINTE	VEDOINTE	2	Indicator zwak verontreinigd sediment	<i>Vejdovskyella intermedia</i>
BINILEAC	BINILEAC	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Bithynia leachi</i>
BINIENT	BINIENT	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Bithynia tentaculata</i>
CEPOGOAE	CEAT	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Ceratomyxidae</i>
CHIRONSP	CHON	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Chironomus</i>
CHIRACUT	CHONACUT	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Chironomus acutiventris</i>
CHIRBERN	CHONBERN	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Chironomus bernensis</i>
CHIRMURA	CHONMURA	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Chironomus muratensis</i>
CHIRPLUA	CHONPLUA	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Chironomus plumosus agg.</i>
CLADLACG	CLPELAGR	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Cladopelma laccophila gr.</i>
CLADOTSP	CLAD	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Cladotanytarsus</i>
DREIPOLY	DREIPOLY	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Dreissena polymorpha</i>
EINF CARB	EINF CARB	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Einfeldia carbonaria</i>
EINF DISS	EINF DISS	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Einfeldia dissidens</i>
FOREVARI	FOREVARI	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Forelia variegator</i>
GLSICOMP	GLSICOMP	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Glossophonia complanata</i>
GLTOTESP	GLTO	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Glyptotendipes</i>
HEBDBTAG	HEBDBTAG	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Helobdella stagnalis</i>
HECLMARG	HECLMARG	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Hemiclepsis marginata</i>
HYGRNIGR	HYTENIGR	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Hygrobatas nigromaculatus</i>
LIGLNATI	LIGLNATI	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Lithoglyptus naticoides</i>
MICHIRSP	MICH	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Microchironomus</i>
MUSCLACU	MUCULACU	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Musculium lacustre</i>
OPHISERP	OPHISERP	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Ophidionais serpentina</i>
PACHARCG	PACHARGR	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Parachironomus arcuatus gr.</i>
PADICONV	PADICONV	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Paracladius conversus</i>
PHAENOSP	PHAE	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Phaenopsectra</i>
PISIAMNI	PISIAMNI	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Pisidium annicum</i>
PISICAPL	PISICAPC	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Pisidium casetanum f. plicatum</i>
PISICAPO	PISICAPO	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Pisidium casetanum f. ponderosa</i>
PISICASS	PISICRAS	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Pisidium crassum</i>
PISISUPI	PISISUPI	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Pisidium supinum</i>
POPEBICR	POPEBICR	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Polypedilum bicrenatum</i>
POPENUBE	POPENUBE	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Polypedilum nubeculosum</i>
PROAC OXA	PROAC OXA	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Proasellus coxalis</i>
PROAMERI	PROAMERI	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Proasellus meridianus</i>
PSCLSOGO	PSCLSOGO	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Psechocladius sordidellus/limbatellus gr.</i>
TATARSOP	TANY	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Tanytarsus</i>
UNCINUCI	UNCINUCI	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Uncinaxis uncinata</i>
VIVIVIVI	VIVAVIVI	3	Indicator sterk verontreinigd sediment	<i>Viviparus viviparus</i>
DEROspec	DERO	Geen waarde		<i>Dero spec.</i>
DUGEsisp	DUGE	Geen waarde		<i>Dugesia spec.</i>
LISIspec	LISI	Geen waarde		<i>Limnesia spec.</i>
PANAspec	PANA	Geen waarde		<i>Paranis spec.</i>

Appendix 4. Betekenis van toxische druk als voorspeller

De analyse van de betekenis van de toxische druk als voorspeller van effecten en mogelijke afwijkingen.

De analyse van de betekenis van de toxische druk in ecologische termen, zoals abundantie-effecten in het veld kan verstoord worden indien het "ijkpunt" (de laagste bin van acute toxische druk waarnemingen) een niet-random selectie van punten uit de monsterdata zouden zijn, zoals bijvoorbeeld: alle schone monsters zijn monsters met de karakterisatie "zand". Een dergelijk effect zou de interpretatie verstoren, doordat het "ijkpunt" dan niet alleen "lage toxische druk" zou zijn, maar ook "zandige monsters". Hierdoor zouden de voorspeld/waargenomen abundantiecurves niet aan de toxische druk gerelateerd kunnen worden.

Onderstaande figuur werd gemaakt om dergelijke afwijkingen op te sporen. Uit de figuur blijkt, dat de schoonste monsters niet specifiek betrekking hebben op zandige monsters.



Referenties

- Arcadis. 2009. Toepassing maatlat R8 op RWS-data MWTL (2007 en 2008). Excel-spreadsheet. Projectnummer C01013.000046.
- De Zwart D. 2002. Observed regularities in SSDs for aquatic species. In: Posthuma L, Suter GW, II, Traas TP, editors. *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*. Boca Raton, FL, USA: Lewis Publishers. p 133-154.
- De Zwart D, Posthuma L. 2006a. Complex mixture toxicity for single and multiple species: proposed methodologies. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24:2665-2672.
- De Zwart D, Dyer SD, Posthuma L, Hawkins CP. 2006b. Use of predictive models to attribute potential effects of mixture toxicity and habitat alteration on the biological condition of fish assemblages. *Ecological Applications* 16(4):1295-1310.
- De Zwart D, Warne A, Forbes VE, Peijnenburg WJGM, Van de Meent D. 2008a. Matrix and media extrapolation. In: Solomon KR, Brock TCM, Dyer SD, Posthuma L, Richards SM, Sanderson H, Sibley PK, Van den Brink PJ, De Zwart D, editors. *Extrapolation practice for ecological effect characterization of chemicals (EXPECT)*. Pensacola, FL: SETAC Press.
- De Zwart D, Posthuma L, Pemberton E. 2008b. Attributing impacts in UK-river ecosystems to probable causes. Environment Agency. Report nr SC030189/SR5.
- De Zwart D, Posthuma L, Gevrey M, Von der Ohe P, De Deckere E. 2009. Diagnosis of ecosystem impairment in a multiple stress context - how to formulate effective river basin management plans *Integr Environ Assess Management* 5(1):38-49.
- Ecofide. 2008. *Ecologische risicobeoordeling Haringvliet-Oost*. Weesp, The Netherlands: Ecofide.
- Kline RB. 1998. *Principles and Practice of Structural Equation Modeling*. . New York, NY, USA: Guilford Press.
- O'Brian RM. 2007. A Caution Regarding Rules of Thumb for Variance Inflation Factors. *Quality & Quantity* 41:673-690.
- Peeters ETHM, De Lange HJ, De la Haye MAA, Reeze AJG. 2010a. *KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (R8)*. Hoofdrapport. Amsterdam, The Netherlands: Grontmij/AquaSense.
- Peeters ETHM, De Lange HJ, De la Haye MAA, Rutjes HA, Janmaat LM. 2010b. *Achtergrondrapport KRW-maatlat macrofauna R8*. Amsterdam, The Netherlands: Grontmij/AquaSense.
- Posthuma L, Eijsackers HJP, Koelmans AA, Vijver MG. 2008. Ecological effects of diffuse mixed pollution are site-specific and require higher-tier risk assessment to improve site management decisions: A discussion paper. *Science of the Total Environment* 406:503-517.
- Posthuma L, Suter GW, II, Traas TP, editors. 2002. *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*. Boca Raton, FL, USA: Lewis Publishers. 587 p.
- Reeze AJG en Postma J. 2010. *Vervolgwerkzaamheden KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (R8)*. Rapport Deltares 074520775:0.1 - C01012.200108/
- Van den Brink PJ, Ter Braak CJF. 1999. Principal response curves: analysis of time-dependent multivariate responses of biological community to stress. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18:138-148.

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl