

ESF TOXICITET

stowa

ECOLOGISCHE SLEUTELFACTOR TOXICITEIT

➤ Deel 2

Kalibratie: toxische druk en ecologische
effecten op macrofauna



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

stowa



COLOFON

Amersfoort, september 2016

Uitgave Stichting toegepast Onderzoek Waterbeheer, Postbus 2180, 3800 CD Amersfoort

Auteurs Leo Posthuma (RIVM), Dick de Zwart (RIVM, DdZ Ecotox), Rineke Keijzers (Ecofide), Jaap Postma (Ecofide).

Begeleidingsgroep Renée Talens (STOWA), Bas van der Wal (STOWA), Anke Durand-Huizing (Waterschap Vechtstromen), Roelof Veeningen (Wetterskip Fryslân), Miriam Colombron (Wetterskip Fryslân), Ronald Gylstra (Waterschap Rivierenland), Arjan de Bruine (Waterschap Rivierenland), Sanne Bink (Waterschap Rivierenland), Frans de Bles (Waterschap Vallei en Veluwe), Roel Knobben (Royal Haskoning DHV), Carti Aulich (Hoogheemraadschap van Delfland), Anja Derksen (ADeco advies), Laura Moria (Waternet), Jos Goossen (Waterschap Scheldestromen), Ernst Raaphorst (Hoogheemraadschap van Delfland).

Referaat De ecologische sleutelfactoren vormen een denkkader voor het uitvoeren van een ecologische watersysteemanalyse. Ze geven inzicht in het ecologisch functioneren van het watersysteem en in belangrijke stuurknoppen voor ecologisch herstel. Om inzicht te krijgen of toxiciteit een knelpunt vormt voor het ecologisch functioneren van het watersysteem en in de desbetreffende effecten op het waterleven is de sleutelfactor toxiciteit ontworpen en is het concept uitgewerkt in een vijftal rapporten. Voorliggend rapport is deel 2 uit deze serie en is een technische onderbouwing van de ontwikkelde methode gepresenteerd in deel 1. In dit rapport wordt beschreven op welke wijze de maatlat voor toxiciteit in de ESF-toxiciteit, de toxische druk van een watermonster, samenhangt met de omvang van ecologische effecten. Tevens wordt in dit rapport een aantal case studies beschreven, waardoor geïllustreerd wordt wat de ESF-toxiciteit aanpak betekent voor het beantwoorden van beleids- en beheersvragen (praktijk-validatie).

Trefwoorden Ecologische sleutelfactor, watersysteemanalyse, toxiciteit, ecologische effectbeoordelingen, calibratie, validatie.

Eindredactie Marloes van der Kamp (STOWA)

Vormgeving Shapeshifter, Utrecht

STOWA 2016-15 B

ISBN 978.90.5773.727.5

Copyright De informatie uit dit rapport mag worden overgenomen, mits met bronvermelding. De in het rapport ontwikkelde, dan wel verzamelde kennis is om niet verkrijgbaar. De eventuele kosten die STOWA voor publicaties in rekening brengt, zijn uitsluitend kosten voor het vormgeven, vermenigvuldigen en verzenden.

Disclaimer Dit rapport is gebaseerd op de meest recente inzichten in het vakgebied. Desalniettemin moeten bij toepassing ervan de resultaten te allen tijd kritisch worden beschouwd. De auteurs en STOWA kunnen niet aansprakelijk worden gesteld voor eventuele schade die ontstaat door toepassing van het gedachtegoed uit dit rapport.



INHOUDSOPGAVE

Colofon	3
Inhoudsopgave	4
Samenvatting	7
<hr/>	
1 INLEIDING	9
1.1 Ecologische Sleutelfactoren	9
1.2 De sleutelfactor 'Toxiciteit'	10
1.3 Naar een ecologische interpretatie van het Chemie-spoor	11
1.4 Doelen, aanpak, beperking en leeswijzer	12
<hr/>	
2 VERWACHTINGEN OVER DE BETEKENIS VAN TOXISCHE DRUK	14
2.1 Waarom twee verwachtingen?	14
2.2 Verwachting 1: verschillende soorten tonen verschillende effecten	14
2.3 Verwachting 2: ecologische effect uitgedrukt als biodiversiteit	14
2.4 De beperkingen van de aanpak	16
<hr/>	
3 STAPSGEWIJZE AANPAK, RESULTATEN EN DISCUSSIE	18
3.1 Overzicht: hoofdlijnen en bijlagen	18
3.2 Van monitoring data naar basisdataset	18
3.3 Eigenschappen van de basisdataset	18
3.3.1 <i>Aantal onderzoekslocaties</i>	18
3.3.2 <i>Ruimtelijke verdeling van de monsterpunten</i>	19
3.3.3 <i>Tijdstip van bemonstering</i>	20
3.3.4 <i>Monsterlocaties en watertypen</i>	20
3.3.5 <i>Tussenconclusie</i>	22
3.4 Van basisdata naar de onderzoeksgegevens	22
3.4.1 <i>Fysisch-chemische factoren</i>	22
3.4.2 <i>Ecologische gegevens</i>	22
3.4.3 <i>De toegevoegde toxicologische parameter: $msPAF_{EC50}$</i>	23
3.5 Geschiktheid van de dataset voor het onderzoek	23
3.5.1 <i>Evaluatiestappen</i>	23
3.5.2 <i>Tussenconclusie</i>	24
3.6 Evaluatie van eventuele storende patronen	24
3.6.1 <i>Effect van aantal gemeten stoffen</i>	24
3.6.2 <i>Effect van watertypen op toxische druk</i>	24
3.6.3 <i>Trend meetjaar en mengsel toxische druk</i>	25
3.7 Geschiktheid van de dataset voor het onderzoek	25
3.8 Directe correlatie tussen toxische druk en ecologische effecten	25
3.8.1 <i>Analyse en bevindingen</i>	25



3.8.2	<i>Tussenconclusie</i>	26
3.9	Multi-stress relaties tussen toxische druk en ecologische effecten	26
3.9.1	<i>Analyse en bevindingen</i>	2
3.9.2	<i>Tussenconclusie</i>	28
3.10	Robuustheid van de relaties nader onderzocht	28
3.10.1	<i>Analyse en bevindingen</i>	28
3.10.2	<i>Tussenconclusie</i>	28
		29
<hr/>		
4	VOORLOPIGE EVALUATIE VOOR DE STOPLICHT-FUNCTIE	30
4.1	Welk onderscheid wordt gezocht?	30
4.2	Over vergelijkbaarheid met andere sleutelfactoren	31
4.3	Illustratie bij verwachting 1: "All animals react unequal"	31
4.4	Evaluatie verwachting 2: onderscheid oranje/rood	32
4.4.1	<i>Feiten-analyse</i>	32
4.4.2	<i>Evaluatie van de beleidskeuze oranje/rood</i>	34
4.5	Evaluatie verwachting 2: onderscheid groen/oranje	36
4.5.1	<i>Feitenanalyse</i>	36
4.5.2	<i>Evaluatie van een beleidskeuze groen/oranje</i>	37
4.6	Consequentie-analyse van de twee grenswaarden	38
4.7	Evaluatie onzekerheden bij de vaststelling van grenswaarden	39
4.8	Grenswaarden bij het verspreiden van baggerspecie op land	39
<hr/>		
5	PRAKTIJKVALIDATIE VAN DE CHEMIE TOOL	40
5.1	Motief praktijkvalidatie	40
5.2	Gewasbeschermingsmiddelen en ecologische effecten	40
5.2.1	<i>Verantwoording</i>	40
5.2.2	<i>De Casus</i>	40
5.2.3	<i>Betekenis van de toepassing van de Chemie tool</i>	43
5.3	De Boven-Dommel	44
5.3.1	<i>Verantwoording</i>	44
5.3.2	<i>De Casus</i>	44
5.3.3	<i>Betekenis van de toepassing van de Chemie tool</i>	49
5.4	Prioriteit effect-veroorzakende stoffen bij complexe mengsels	49
5.4.1	<i>Verantwoording</i>	49
5.4.2	<i>De Casus</i>	49
5.4.3	<i>Betekenis van de toepassing van de Chemie tool</i>	50
5.5	Complexe mengsels rond een puntbron	51
5.5.1	<i>Verantwoording</i>	51
5.5.2	<i>De Casus</i>	51
5.5.3	<i>Betekenis van de toepassing van de Chemie tool</i>	52
5.6	De aanvullende waarde van de ESF-toxiciteit	52



6	INTEGRATIE VAN DE BEVINDINGEN	54
6.1	Onzekerheden	54
6.2	Zekerheden	55
6.3	Toepassing van de Chemie maatlat	55
6.4	Betekenis voor monitoring	56
6.5	Vervolgonderzoek	56
6.6	Nut van de Chemie benadering: eenvoud en complexiteit in één	56

7	CONCLUSIES	58
----------	-------------------	-----------

	LITERATUUR	60
--	-------------------	-----------

	BIJLAGEN	62
Bijlage 1	Verkrijgen bestanden ruwe data	62
Bijlage 2	Geüniformeerd combinatiebestand	63
Bijlage 3	Keuzes in de taxonomie, inclusief omgaan met exoten	65
Bijlage 4	Taxa met data statistisch robuuste eigenschappen	69
Bijlage 5	Aanvulling met mengsel-toxische druk tot basisbestand	70
Bijlage 6	Variatie in toxische druk	71
Bijlage 7	Patronen in andere drukfactoren	72
Bijlage 8	Patronen in toxische druk: covariantie met andere drukfactoren	73
Bijlage 9	Patronen in toxische druk: aantal gemeten stoffen	75
Bijlage 10	Trend watertypen en verdeling toxische druk	76
Bijlage 11	Trend meetjaar en mengsel toxische druk	77
Bijlage 12	Uitleg relatie tussen ESF-toxiciteit en normstelling	78
Bijlage 13	Taxa met GLM-model en met msPAF-term	79
Bijlage 14	Case study Gewasbeschermingsmiddelen Wetterskip Fryslân	82
Bijlage 15	Case study Dokkumer Ee	89
Bijlage 16	Case study Opsterlandse Compagnonsvaart	94

	STOWA in het kort	98
--	-------------------	----

Samenvatting

De door STOWA ontwikkelde systematiek van de ecologische sleutelfactoren (ESF's) biedt een kapstok voor het uitvoeren van goede watersysteemanalyses met als doel het begrijpen van het watersysteem en hierdoor inzicht krijgen in belangrijke stuurknoppen voor herstel van het ecosysteem.

Voor stilstaande wateren zijn er negen sleutelfactoren ontwikkeld, waarbij:

- ESF 1 (productiviteit van het water), 2 (lichtklimaat) & 3 (productiviteit van de waterbodem) gaan over voorwaarden voor het voorkomen van ondergedoken waterplanten;
- ESF 4 (habitatgeschiktheid), 5 (verspreiding) & 6 (verwijdering) gaan over voorwaarden voor specifieke soortgroepen;
- ESF 7 (organische belasting) & 8 (toxiciteit) gaan over specifieke omstandigheden. Deze sleutelfactoren spelen alleen in specifieke situaties een rol;
- ESF 9 (context) gaat over de afweging tussen functies van watersystemen.

Voor stromende wateren zijn ook sleutelfactoren in ontwikkeling. De sleutelfactor toxiciteit is geldig voor zowel stilstaande, als stromende wateren.

In een serie van vijf rapporten is de sleutelfactor toxiciteit uitgewerkt. De serie bestaat uit een hoofdrapport (deel 1) en vier bijrapporten (deel 2, 3, 4 en 5).

Voorliggend rapport is deel 2 en gaat heel specifiek over de ecologische interpretatie van het begrip 'mengsel toxische druk', of te wel: de mate waarin ecologische effecten in watersystemen toenemen bij toenemende toxische druk.

De generieke aanpak van de ESF-toxiciteit (beschreven in deel 1) bestaat uit drie werkstappen en twee elkaar aanvullende sporen, te weten het chemie-spoor en het toxicologie spoor.



CHEMIE-SPOOR



TOXICOLOGIE-SPOOR

Bij het Chemie-spoor wordt het begrip toxische druk gebruikt, met de eenheid "Potentieel Aangetaste Fractie" van soorten (PAF), als maatlat voor ecologische effecten van toxische stoffen en hun mengsels. Deze maatlat wordt in dit rapport gekalibreerd op waargenomen effecten van stoffen in het veld.

Bovendien wordt een aantal praktijktoepassingen van de Chemie tool samengevat. De voorbeelden duiden op toepasbaarheid en nut van de aanpak in de praktijk (praktijkvalidatie).

Voor de kalibratie zijn bij een groot aantal waterschappen data verzameld over abiotische en biotische parameters van Nederlandse watersystemen. Het uitgevoerde onderzoek toont aan dat een toename van de toxische druk samengaat met toenemende ecologische effecten. De effecten zijn zichtbaar op het niveau van individuele taxa maar ook op de macrofaunagemeenschap als geheel. Op het niveau van individuele taxa is een toename in toxische druk gecorreleerd aan afnemende dichtheden. Dit geldt voor ten minste 34% van de taxa waarvoor significante multi-stress relaties konden worden afgeleid. Bij een meer precieze evaluatie met statistisch robuuste taxa was dit percentage 84%. De sterkte van het effect verschilt per soort. Er zijn ook soorten die positief reageren op toxische druk, waarschijnlijk als gevolg van veranderingen in de competitie tussen soorten. Op de macrofaunagemeenschap als geheel is het effect van toxische druk zichtbaar in een afnemende diversiteit. De uitgevoerde kalibratie kan samengevat worden als: "een hogere mengsel toxische druk betekent hogere ecologische effecten". Dit is waardevolle informatie in een watersysteemverkenning.

In het kader van de ESF-systematiek is het ook wenselijk om de effectwaarnemingen ook in te delen volgens de stoplichtfunctie van de ESF-systematiek, om aan te geven of de voorwaarden voor een ecologisch gezond systeem voldoen. De kalibratiewaarnemingen in dit rapport kunnen gebruikt worden om voorlopige grenswaarden voor de stoplichtfunctie van de ESF-toxiciteit voor te stellen. Uit de data over macrofauna werd een voorlopige set grenswaarden voor het ESF-toxiciteit Chemie spoor afgeleid. De grenswaarde tussen groen en oranje kan gedefinieerd worden bij een $msPAF_{EC50}$ van 0,5%. Deze grenswaarde is zo goed als mogelijk afgestemd met de beginselen die bij de normstelling worden gehanteerd; bij deze mate van blootstelling aan mengsels is er geen zichtbare afname van de biodiversiteit van macrofauna. De grenswaarde tussen oranje en rood kan gekozen worden op een twintig maal zo hoge waarde, een $msPAF_{EC50}$ van 10%. Bij deze waarde is er sprake van ongeveer 10% verlies aan taxa, terwijl veel taxa abundantie-effecten ondervinden. Bij deze voorlopige indeling in groen, oranje en rood worden de bestudeerde Nederlandse monsters als volgt ingedeeld: 32% groen (veilig, geen of geringe effecten), 66% (signalering van enig effect) en 2% (grote effecten). Nadrukkelijk wordt vermeld, dat de grenswaarden voorlopig zijn, omdat ze betrekking hebben op slechts één soortgroep (macrofauna), en de definitieve keuze afhankelijk is van een beleidsafweging die nog niet gemaakt is. De beleidsafweging moet er toe leiden dat de stoplichtfunctie binnen de ESF-systematiek voldoet, dat deze zo mogelijk een heldere aansluiting kent op de normstelling, en dat de indeling van watersystemen in 'groen', 'oranje' of 'rood' voor waterbeheerders hanteerbaar is.

De relaties tussen toxische druk en ecologische effecten die in dit rapport beschreven worden geven aan waterbeheerders inzichten over de ecologische betekenis van toxiciteit in de door hen beheerde watersystemen.

1 Inleiding

1.1 ECOLOGISCHE SLEUTELFACTOREN

Het concept van de ecologische sleutelfactoren is ontworpen door STOWA om inzicht te krijgen in het ecologisch functioneren van een watersysteem. Dit doen de ESF'en heel expliciet doordat ze binnen een systeemanalyse de voorwaarden onder de aandacht brengen, die bepalend zijn voor de ecologische toestand die je kunt waarnemen. De ecologische sleutelfactoren maken helder waarom de ecologische waterkwaliteit is zoals die is, ze helpen te bepalen waar - bij onvoldoende kwaliteit - de schoen wringt en ze bieden logische handvatten voor het vaststellen van haalbare doelen en het nemen van effectieve maatregelen.

Binnen de methodiek van de ESF's zijn er ecologische sleutelfactoren voor (overwegend) stilstaande wateren en voor (overwegend) stromende wateren. Voor zowel stilstaande wateren als stromende wateren is uitgegaan van een onderverdeling in respectievelijk 9 en 10 onafhankelijke sleutelfactoren, waarbij sprake is van een zekere hiërarchie. De sleutelfactoren zijn gegroepeerd, waarbij iedere groep een specifiek aspect van waterkwaliteit behandelt (Figuur 1).

Voor de stilstaande wateren gaan de sleutelfactoren 1, 2 en 3 over voorwaarden voor het voorkomen van ondergedoken waterplanten. Het betreft de productiviteit van het water, het lichtklimaat en de productiviteit van de (water)bodem. De sleutelfactoren 4, 5 en 6 gaan over voorwaarden voor specifieke soortgroepen. Het betreft de habitatgeschiktheid, de verspreiding en de verwijdering. De sleutelfactoren 7 en 8 gaan over specifieke omstandigheden. Het betreft organische belasting en toxiciteit. Wanneer één van deze sleutelfactoren niet voldoet, kan het aanpakken van deze ESF-en prioriteit hebben boven het aanpakken van de andere sleutelfactoren. De sleutelfactor 9, context, gaat over de afweging tussen functies van watersystemen. Vanzelfsprekend moeten de sleutelfactoren in de systeemanalyse integraal worden beschouwd en in samenhang met de ecologische toestand. De sleutelfactor toxiciteit is geldig voor zowel stilstaande, als stromende wateren.

Wilt u meer weten over ecologische sleutelfactoren in het algemeen, dan verwijzen we u graag naar de STOWA-uitgaven 'Ecologische Sleutelfactoren, begrip van het watersysteem als basis voor beslissingen' (2014-19), 'Ecologische sleutelfactoren voor herstel van onderwatervegetatie'. Toepassing van de ecologische sleutelfactoren 1, 2 en 3 in de praktijk' (2015- 17), en de website www.ecologischsleutelfactoren.nl.

FIGUUR 1

De ecologische sleutelfactoren die worden ontwikkeld voor het beheer van watersystemen (zie STOWA (2014)).



1.2 DE SLEUTELFACTOR 'TOXICITEIT'

In de wereld van nu worden meer dan 100 duizend stoffen gemaakt en gebruikt in de maatschappij. Die stoffen komen deels in het water terecht, en ze verplaatsen zich met het water vanuit de puntbronnen of de diffuse bronnen naar elders, voor zo ver ze niet afgebroken worden of zich hechten aan het substraat. De beoordeling van het effect van dergelijke stoffen op het ecosysteem wordt vaak gezien als zeer complex. Immers: er is sprake van een erg groot aantal potentieel toxische stoffen, een oneindig aantal combinaties daarvan (mengsels), en grote aantallen en variëteiten van organismen, soorten en soortgroepen die blootgesteld kunnen worden, waarbij al dan niet naast structurele parameters (biodiversiteit) ook ecosysteemdiensten kunnen worden aangetast. De complexiteit is eigenlijk oneindig groot. De methoden ontwikkeld in het kader van de ESF-toxiciteit zijn specifiek ontwikkeld om – aanvullend en aansluitend op de beoordeling van de waterkwaliteit aan de hand van waterkwaliteitsnormen en de systematieken van de Kader Richtlijn Water – deze complexiteit hanteerbaar te maken.

In een serie van vijf rapporten is de sleutelfactor toxiciteit uitgewerkt. De serie bestaat uit een hoofdrapport (deel 1) en vier bijrapporten die ingaan op ontwikkelde methoden (deel 2 en 3 chemie-spoor; deel 4 en 5 toxicologie-spoor).



CHEMIE-SPOOR



TOXICOLOGIE-SPOOR

Voorliggend rapport is deel 2 en gaat heel specifiek over de ecologische interpretatie van het begrip 'mengsel toxische druk', of te wel: de mate waarin ecologische effecten in watersystemen toenemen bij toenemende toxische druk.

Het ontwerp van de ESF-toxiciteit bestaat (net zoals alle andere ESF ontwerpen) uit drie werkstappen die al naar gelang de vraagstelling (iteratief) uitgevoerd kunnen worden.

Stap 1 is een quickscan. Hiermee wordt bekeken of de sleutelfactor toxiciteit mogelijk een knelpunt vormt voor het ecologisch functioneren en of een gedetailleerde analyse benodigd is. Stap 2 bestaat uit een oriënterende aanpak waarbij op basis van metingen verder wordt ingezoomd om te bekijken en te bevestigen of toxiciteit inderdaad een belangrijke rol speelt. Stap 3 is een verdiepende analyse en is echt maatwerk. Deze stap kan bijvoorbeeld bestaan uit aanvullende monitoring of lab-analyses.

Werkstap 1 en 3 vallen buiten de scope van dit rapport.

Werkstap 2 is zo ontworpen dat een groot aantal monsters op een eenvoudige manier geanalyseerd kan worden. Dat gebeurt via een tweesparen aanpak, namelijk een chemie-spoor en een toxicologie-spoor, waarbij beide sporen elkaars beperkingen zo goed mogelijk aanvullen. In het Chemie-spoor wordt op basis van concentraties van stoffen afgeleid wat de toxische druk van een stof, een stofgroep of een totaal mengsel is, zoals veroorzaakt door chemische stoffen. De mengsel toxische druk wordt gekwantificeerd als $msPAF_{EC50}$ en uitgedrukt als fractie soorten die ecologische effecten zou ondervinden bij de blootstellingsgegevens die ingevoerd zijn. Deze voorspelde waarde wordt gehanteerd als proxy voor toxiciteit, waardoor een serie monsters naar toxiciteit gerangordend kunnen worden met behulp van deze proxy. Deze relatieve interpretatie is op zichzelf al waardevolle informatie, omdat duidelijk wordt waar, wanneer en in welke mate er ecologische effecten optreden in een watersysteem. Deze relatieve interpretatie kan aangevuld worden met een absolute interpretatie. Dit heeft geleid tot een stoplichtfunctie die qua ontwerp een indeling maakt in drie situaties, namelijk groen (voldoet), rood (voldoet niet) en een oranje signaal (stoffen beginnen effecten te krijgen, maar de omvang daarvan is nog beperkt).

De indeling van de proxy-waarden in de drie stoplichtkleuren vraagt om kalibratie van de proxy op waargenomen effecten. Dit rapport gaat over deze kalibratie. De studie is daarbij beperkt tot kalibratie op de effecten van contaminanten op de macrofauna.

Dit rapport gaat ook over een aantal voorbeelden van praktijktoepassingen van de Chemie tool. De voorbeelden illustreren op welke wijzen beheerders hun vraagstelling over toxiciteit kunnen formuleren in het kader van een watersysteemanalyse, hoe de ESF-toxiciteit helpt om inzicht te geven in de effecten van toxiciteit, en hoe de uiteindelijke interpretatie er uit ziet. Deze voorbeelden zijn bedoeld als illustratie van de procesgang bij het gebruik van de Chemie tool, ze maken slechts een beperkte analyse van de bij de betrokken waterschappen beschikbare gegevens, en ze leveren om deze redenen dus geen inzichten die direct voor het beleid van de betrokken waterschappen geldig zouden zijn. De voorbeelden geven inzicht in de praktijkvalidatie van de Chemie tool: geeft de aanpak betekenisvolle resultaten voor de praktijk?

1.3 NAAR EEN ECOLOGISCHE INTERPRETATIE VAN HET CHEMIE-SPOOR



In dit rapport is de aandacht gericht op het Chemie-spoor uit werkstap 2. In dit spoor worden gemeten (of waar nodig: voorspelde) concentraties van stoffen omgerekend naar een waarde voor de toxische druk, van afzonderlijke stoffen, groepjes van stoffen, of een totaal mengsel. Het begrip toxische druk kan daarna volgens de ESF-toxiciteit methode gebruikt worden bij de interpretatie van alle gegevens.

De toxische druk is ontworpen als een eenvoudige proxy voor ecologische effecten door toxiciteit van stoffen: “een hogere toxische druk betekent grotere ecologische effecten”. Dit geldt voor zowel de toxische druk van afzonderlijke stoffen als voor die van mengsels. De dimensieloze eenheid van toxische druk is “Potentieel Aangetaste Fractie soorten” (PAF). Deze proxy is echter (nog) niet gekalibreerd op de in het veld zichtbare effecten op soorten (af- of toename van abundanties) of ecosystemen (biodiversiteits-verandering) onder toxische stress.

Dit rapport behandelt inhoudelijk de volgende twee vragen:

- Wat betekent de proxy als je ecologische effecten van toxiciteit wilt kwantificeren?
- Waar zit op de maatlat van de proxy een voorlopig onderscheid tussen groen, oranje en rood, zoals bedoeld volgens de algemene ESF-systematiek?

Door het onderzoek wordt ook duidelijk welke variabiliteit de proxy heeft voor Nederlandse watersystemen. Varieert de proxy de maatlat ($msPAF_{EC50}$), zoals theoretisch mogelijk is, van 0 tot 100% ernstig aangetaste soorten? Of is de spreiding kleiner?

Het onderzoek werd uitgevoerd voor één soortgroep: aquatische macrofauna. Deze keuze is op praktische gronden gemaakt: voor deze soortgroep kon een zeer grote monitoring-data set worden samengesteld. Eenzelfde kalibratie-onderzoek is echter ook denkbaar voor andere soortgroepen, mits er gegevens beschikbaar zijn.

Naast de kalibratie wordt ook aandacht besteed aan praktijkvalidatie van de uitslagen van de Chemie tool: wat is hun nut in de praktijk? Via een aantal case studies wordt getoond of en hoe groot de verschillen zijn tussen locaties wat betreft de omvang van ecologische effecten, en van de verschillende mate waarin stoffen of stofgroepen bijdragen aan de mengsel-effecten. De praktijkvalidatie richtte zich op de vragen (a) of de Chemie tool bij toepassing op realistische data sets van chemische gegevens resultaten oplevert, en (b) of die resultaten betekenisvolle informatie opleveren in het kader van een watersysteemanalyse.

1.4 DOELEN, AANPAK, BEPERKING EN LEESWIJZER

Het eerste doel van dit rapport is inzicht geven in de wijze waarop een toename van toxische druk is gerelateerd aan ecologische effecten op de macrofauna in Nederlandse oppervlaktewateren, zowel op het niveau van soorten als op gemeenschappen. Het beschrijven van de ecologische effecten op de beide niveaus is nuttig, omdat enerzijds de afleiding van de toxische druk gebaseerd is op verschillen in gevoeligheid tussen soorten (die dus ook zichtbaar kunnen zijn in het veld, aanpak 1), maar anderzijds ook een voorspelling doet over de fractie aangetaste soorten (een geaggregeerde parameter, aanpak 2).

Het tweede doel van dit rapport is het tonen van enkele uitgewerkte voorbeelden die nauw aan de praktijk gerelateerd zijn, en die illustreren hoe de Chemie tool in de praktijk toegepast kan worden, en welke relevantie de uitkomsten hebben.

Het rapport vat de resultaten van de uitgevoerde kalibratiestudie samen. Het onderzoek is uitgevoerd met monitoring gegevens die door de Nederlandse waterschappen zijn aangeleverd. De gegevens hebben betrekking op een lange periode (1980-2014), waardoor de gegevens ook veranderingen laten zien door andere factoren zoals toegenomen determinatiekennis, binnenkomst van exoten en veranderende chemische analysepakketten. Desondanks werden er heel duidelijke resultaten gevonden, waarvan beargumenteerd wordt waarom ze robuust zijn. Dat wil zeggen: onvolkomenheden in de dataset kunnen weliswaar invloed hebben op details binnen de resultaten, maar niet op de bedoelde eindconclusies: de vertaling de voorspelde proxy-waarden naar inzicht in ecologische effecten, en vervolgens naar een voorlopige indeling volgens de stoplichtfunctie. Via dit rapport wordt primair duidelijk dat er betekenisvolle “dosis-effectrelaties” tussen toxische druk en ecologische effecten bestaan.

De ESF-systematiek vraagt om de indeling van de resultaten voor een sleutelfactor in een stoplicht-systematiek. De in dit rapport getoonde indeling van de stoplichtfunctie van de ESF-toxiciteit in groen-oranje-rood is nadrukkelijk een zeer voorlopige indeling. Voor deze inperking bestaan meerdere redenen, namelijk:

1. De indeling die getoond wordt is gebaseerd op gegevens over uitsluitend effecten van stoffen op macrofauna
2. De indeling die uiteindelijk in de ESF-systematiek gehanteerd zal worden vraagt om een beleidsmatige keuze (die wordt in dit rapport niet gemaakt), en
3. De beleidsmatige keuze heeft als context een viertal belangrijke overwegingen:
 - a. Afstemming met de normstelling. Een situatie die via beoordeling met normen afdoende beschermd wordt geacht, zodat er geen ecologische effecten zouden moeten zijn, zou via de ESF-toxiciteit als “groen” moeten worden gekarakteriseerd. Deze afstemming vraagt aandacht en uitleg, omdat de normatieve aanpak gebaseerd is op “geen effect”, en de ESF-toxiciteit aanpak op “effect”.
 - b. Afstemming binnen de ESF-systematiek. Het is binnen deze systematiek consistent indien de ESF-toxiciteit overgang naar ‘rood’ een gelijke effect-omvang betekent als de overgang naar ‘rood’ bij de andere ESF’en.
 - c. Afstemming met de beleids- en bestuurspraktijk. In die praktijk is het wenselijk dat de ESF-toxiciteit ‘kaf en koren’ onderscheidt, en niet het merendeel van de watersystemen als ‘rood’ zou karakteriseren terwijl de daadwerkelijke effecten sterk verschillen. Door een duidelijke identificatie van de locaties met de grootste effecten kan de aandacht in de beheerplannen afgestemd worden op prioritaire (aangeaste) situaties. Deze vereiste komt voort uit de zogenoemde MET-toets (Milieu Effecten Toets), waarbij de consequenties van voorgenomen beleid *a priori* geëvalueerd worden (EZ/VROM/Justitie 2003)
 - d. Evaluatie van het gebruik van een voorlopige stoplichtfunctie via praktijktoepassing is belangrijk voor het vaststellen van een (meest) bruikbare indeling.

De stoplichtfunctie is aanvullend op de functie van de ESF-toxiciteit. De basisfunctionaliteit van de ESF-toxiciteit is het kunnen rangordenen van een serie locaties naar de mate van ecologische effecten.

Hoewel de stoplichtfunctie verder een normatief karakter lijkt te hebben is dit niet zo. De geldende normstelling voor stoffen blijft onverkort van kracht. De uitkomsten van de ESF-toxiciteit maken het mogelijk om bij een serie monsters in een watersysteem-analyse deze monsters, en de stoffen daarin, relatief ten opzichte van elkaar te rangordenen: welke locaties kennen de hoogste ecologische effecten, en welke stoffen hebben daarbij de hoogste bijdrage aan die effecten. De voorlopige stoplichtfunctie is daarbij indicatief: bij een volledig geharmoniseerde stoplichtfunctie voor alle ESF's wordt het mogelijk om verschillende oorzaken van effect te prioriteren. De stoplichtfunctie helpt dus bij de identificatie van de rol van verschillende sleutelfactoren bij de analyse van een watersysteem onder multi-stress, maar is geen normatief instrument, noch een vervanger van bestaande normen.

Het rapport is 'verhalend' opgebouwd. Dat betekent, dat we voor de kalibratie van de msPAF op de veld-effecten eerst beschrijven wat eigenlijk de verwachtingen zijn rond de betekenis van de $msPAF_{EC50}$ -proxy, daarna hoe de dataset werd verzameld en bewerkt om de betekenis van de proxy te analyseren, en vervolgens stapsgewijs welke statistische analyses zijn uitgevoerd en wat de resultaten betekenen, om te eindigen met antwoorden op de twee hoofdvragen. Details van de gehanteerde analyse-methodieken zijn samengevat in Bijlagen.

Ook de praktijkvoorbeelden worden verhalend beschreven, via een korte beschrijving van de praktijkvragen, de ESF-toxiciteit-resultaten, en de interpretatie ervan. De toegevoegde waarde van de ESF-toxiciteit-resultaten wordt beschreven.



2 Verwachtingen over de betekenis van toxische druk

2.1 WAAROM TWEE VERWACHTINGEN?

Zoals in het hoofdrapport over de opbouw en werking van de ESF-toxiciteit wordt uitgelegd (Posthuma et al. 2016b), heeft het begrip toxische druk voornamelijk een kwantitatieve betekenis. Verwacht wordt, dat een hogere toxische druk tot uiting komt in grotere ecologische effecten. Dat wordt dan uitgedrukt als een hogere fractie soorten die door toxische stoffen of mengsels zal worden aangetast.

Op theoretische gronden kan echter tegelijkertijd gesteld worden dat verschillende soorten bij eenzelfde mate van blootstelling een verschillende mate van effect zullen tonen. Immers: “*All animals [species] are unequal*” wat betreft gevoeligheid voor intoxicatie. Een fotosyntheseremmend bestrijdingsmiddel heeft grote effecten op planten, maar waarschijnlijk minder op dieren. Het Chemie model is daarbij *niet* bedoeld om aan te duiden welke soorten precies worden aangetast. De proxy is dus kwantitatief (fractie aangetaste soorten), niet kwalitatief (welke soorten aangetast). Uit deze feitelijke waarnemingen volgen twee verwachtingen.

2.2 VERWACHTING 1: VERSCHILLENDE SOORTEN TONEN VERSCHILLENDE EFFECTEN

Allereerst veroorzaakt de blootstelling aan een stof of een mengsel een effect op de moleculaire receptoren in organismen, daarna op cellen, organen, individuen, enzovoorts. Wanneer we op het niveau van soorten (of hogere taxonomische groepen, zoals geslachten) kijken, als ecologisch relevante maat voor effecten, dan luidt Verwachting 1 als volgt:

Verwachting 1: bij toenemende toxische druk van een serie monsters mag, bij verder gelijke condities, worden verwacht dat de effecten voor verschillende soorten en soortgroepen in het ecosysteem anders zullen zijn.

De onderbouwing hiervan ligt in de universele waarneming dat elke soort anders reageert op een stof. Dit was de basis voor het model dat in het Chemie spoor van de ESF-toxiciteit gehanteerd wordt voor het kwantificeren van de toxische druk (Posthuma et al. 2016b). Verder kan er sprake zijn van indirecte effecten, waardoor de dichtheden van enkele opportunistische soorten bij een beperkte toename van de toxische druk kunnen toenemen. Als bijvoorbeeld de predatoren gevoelig zijn voor toxiciteit, dan kunnen dichtheden van prooi toenemen als de druk van de predatoren door toxiciteit vermindert terwijl de prooi nog niet door toxiciteit aangetast wordt.

Uit Verwachting 1 volgt een relatie tussen toxische druk en abundanties van soorten zoals is weergegeven in Figuur 2.

2.3 VERWACHTING 2: ECOLOGISCHE EFFECT UITGEDRUKT ALS BIODIVERSITEIT

Als er (zoals onder verwachting 1) effecten optreden op de afzonderlijke soorten, dan zal er ook een geaggregeerd effect zijn op het niveau van de levensgemeenschap, uit te drukken in een maatlat voor biodiversiteits-effecten. Uit de literatuur is te verwachten, dat daarvoor een sigmoïdale toxiciteit-effect curve verwacht mag worden (Posthuma et al. 2014). Verwachting 2 luidt daarbij als volgt:

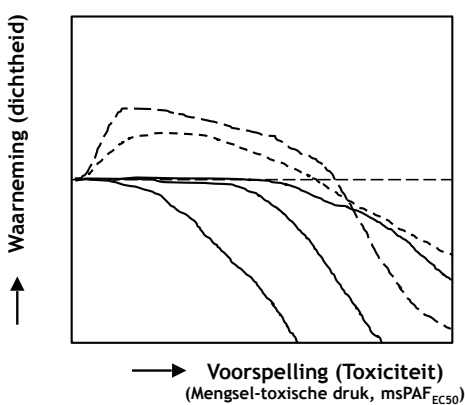
Verwachting 2: bij toenemende toxische druk van een serie monsters, bij verder gelijke condities, mag worden verwacht dat de effecten op een geaggregeerde maatlat voor biodiversiteit in die serie monsters ook toenemen, en wel volgens een sigmoïdale curve.

Omdat toxische druk een kwantitatieve maat is voor de voorspelde fractie aangetaste soorten kan hierbij het effect op levensgemeenschappen in het veld ook uitgedrukt worden als fractie in het veld aangetaste soorten (Figuur 3). In deze figuur wordt ook een (theoretische verwachting rond de) relatie met het ‘stoplicht-concept’ van de ESF-systematiek getoond: groen, oranje en rood als samenvatting van de mate van (afwezigheid van) effecten. Bij deze verwachting is het van belang om te onderkennen dat deze figuur op basis van veldonderzoek met grote datasets ook als lineair model tevoorschijn

kan komen. Bijvoorbeeld, als de data van het groene deel op de X-as heel dicht bij elkaar liggen (een gevoelig ecosysteem waarbij lage concentraties al tot effecten leiden), of als de effect-data alleen over het gele deel gaan (de toxische druk is onvoldoende hoog om in het rode gebied te komen).

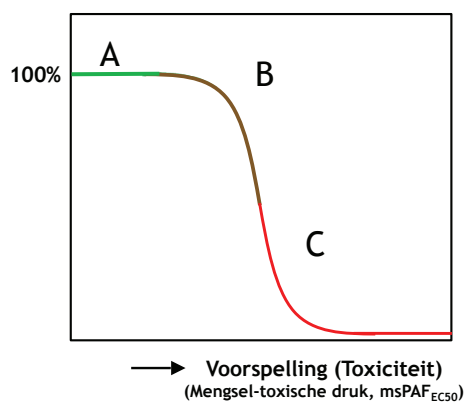
FIGUUR 2

Schematische weergave van de effecten van toxiciteit volgens Verwachting 1. Als de toxische druk (X-as, uitgedrukt als $msPAF_{EC50}$) toeneemt wordt verwacht dat de dichtheden van blootgestelde soorten door directe effecten (toxiciteit) en indirecte effecten (ecologische interacties) op soort-specifieke manieren veranderen. De doorgetrokken lijnen symboliseren de trends van soorten met alleen negatieve dichtheidseffecten, de horizontale stippellijn symboliseert de soorten die indifferente reageren op toxiciteit, en de gebogen stippellijnen symboliseren soorten die bij toenemende toxische druk eerst met verhoogde en dan met verlaagde dichtheid op toxiciteit reageren. Noot: de dichtheden zijn voor de onderlinge vergelijking van de soorten genormaliseerd naar een identieke dichtheid bij Toxiciteit = 0.



FIGUUR 3

Schematische weergave van de effecten van toxiciteit volgens verwachting 2. Als de toxische druk (X-as, uitgedrukt als $msPAF_{EC50}$) toeneemt verandert de fractie aangetaste soorten door directe (toxiciteit) en indirecte effecten (ecologische interacties), als aggregatie van de soort-specifieke effecten (Y-as, uitgedrukt als aantal taxa). Noot: hierbij moeten volgens de stoplicht-functie van de ESF drie delen worden onderscheiden: (A, groen): nog geen of vrijwel geen effect zichtbaar, (B, oranje) effect begint zichtbaar te worden, en (C, rood) wezenlijke fractie soorten aangetast. In werkelijkheid zal de curve vloeiend van geen-effect naar hoog-effect lopen, en is er een beleidskeuze nodig om grenswaarden voor dagelijkse toepassing als toplichtfunctie af te leiden.



2.4 DE BEPERKINGEN VAN DE AANPAK

In dit rapport worden de relaties tussen de toxische druk en ecologische effecten in het veld beschreven en geanalyseerd. Daarvoor voeren we statistische analyses uit. Uit de statistische analyses van data voor beide verwachtingen kan vervolgens een aantal observaties worden afgeleid, zoals:

- Leidt toename van de toxische druk tot toename van effecten, en zo ja, in welke mate?
- Tonen verschillende soorten zoals verwacht ook verschillende effecten?
- Is er in relatie tot het 'stoplicht-concept' van de ESF-systematiek een kritische grenswaarde voor de toxische druk aan te geven, waarboven de ecologische effecten beginnen? Waar ligt een eventueel onderscheid tussen "groen" en "oranje"?
- Is het zo, dat een toxische druk van 40% (in het gebied van B en C) ook leidt tot een in het veld aangetaste fractie van soorten van 40%? Waar ligt – als er sprake is van effecten – het onderscheid "oranje" en "rood"?

Let op:

Bij het bestuderen van veld-data voor de bovengenoemde doelen spelen drie problemen, die onoplosbaar zijn (wetenschappelijk), maar wel hanteerbaar zijn (onderbouwing van de stoplichtfunctie voor ondersteuning van de besluitvorming bij waterbeheer). De problemen (en hun oplossingen voor dit rapport) zijn:

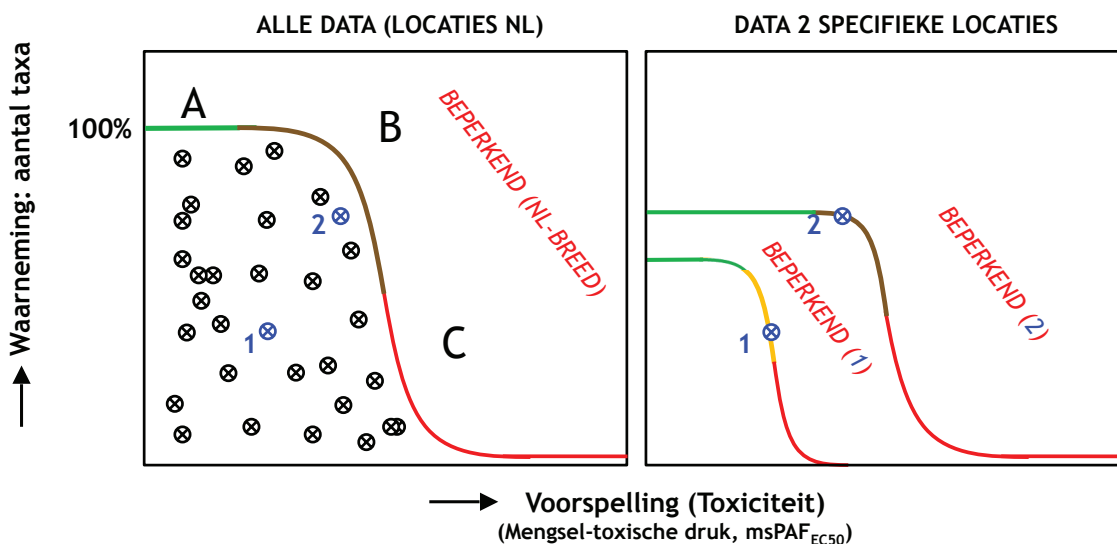
1. Bij de analyse van velddata bestaan de resultaten uit statistische correlaties tussen toxische druk en abundanties of aan-/afwezigheid van soorten, en geen oorzakelijke verbanden tussen blootstelling en (bewezen) effect. In de tekst gebruiken we desondanks voor de duidelijkheid wel het woord "effect", omdat dit de makkelijker communiceert.
2. De in Figuur 2 en Figuur 3 getoonde verwachtingen over de relatie tussen toxische druk en ecologische effecten gelden voor één watersysteem. Voor dat systeem zou de getoonde relatie tussen toxiciteit en effect gelden. De curves zijn als het ware een dosis-effect relatie, die afgeleid zou zijn van een serie blootstellingsniveaus (X-as) in dat systeem. Dat is echter niet het geval. De data waarop de analyses gebaseerd zijn vertegenwoordigen heel veel watersystemen, en van elk van die watersystemen hebben we alleen een punt-schatting van de blootstelling en de ecologie (X en Y). We kennen dus de echte dosis-respons relaties van elk afzonderlijk waterlichaam in de dataset niet, en we kunnen dus geen rekening houden met verschillen in gevoeligheid tussen waterlichamen. De betekenis van dit principe wordt getoond in Figuur 4. Dit verschijnsel leidt tot een onzekerheid, namelijk: dat de relatie tussen toxische druk en effecten in een lokaal systeem 'gevoeliger kan zijn' dan wij kunnen waarnemen. De oplossing die we in dit rapport kiezen is, dat we ons beperken tot de vraag naar de relatie "voor heel Nederland", en geen onderscheid maken tussen (bijvoorbeeld) watertypen. Deze keuze is gebaseerd op het willen toepassen van de ESF-toxiciteit-maatlat op alle watersystemen. Dat daarbij onzekerheid geldt, is een feit dat afgewogen moet worden bij de keuze voor deze maatlat.

FIGUUR 4

Schematische weergave van de interpretatie van de gegevens die mogelijk is voor de gehele data set (links), en het interpretatieprobleem dat verschillen in gevoeligheid tussen watersystemen niet waargenomen kan worden (rechts).

Uitleg links: De curve die we afleiden bij verwachting 2, maar nu zijn ook de XY-gegevens van de monsterpunten van de gehele dataset uitgezet. X=toxische druk ($msPAF_{EC50}$), Y=aantal taxa (100%=ongestoord ecosysteem). De curve geeft de buitengrens van de verzameling waarnemingen, en het gebied waar het aantal taxa beperkt wordt door toxiciteit ("Beperkend, NL-breed"). De variantie van de punten onder de curve bij elke waarde van X wordt veroorzaakt door multiple stress, die tussen de locaties verschilt. De curve kan gezien worden als een 'dosis-effect relatie' voor toxiciteit voor de gehele data set, waarbij hoe toxische druk bij hogere waarden beperkend wordt voor het aantal taxa dat kan vóórkomen (rechtsboven geen datapunten).

Uitleg rechts: De dosis-respons curves van toxiciteit per locatie blijven onbekend. Elk van de XY-punten is de waarneming van slechts één punt op de (verder onbekende) lokale dosis-effect curve. Er wordt een aantal lokale hypothetische dosis-respons curves van twee specifieke locaties (1 en 2) getoond. De onderste curve zou horen bij een waterlichaam met lage natuurlijke soortenrijkdom en een hoge gevoeligheid voor stress. De bovenste zou horen bij een systeem met een vrij hoge soortenrijkdom, maar een lage gevoeligheid voor stress. Let op: links ligt punt 1 in "groen" en punt 2 in "oranje", maar bij gevoelige- en ongevoelige lokale ecosystemen kan de situatie in werkelijkheid dus anders zijn ("1" ligt rechts in "oranje", "2" in "groen").



3 Stapsgewijze aanpak, resultaten en discussie

3.1 OVERZICHT: HOOFDLIJNEN EN BIJLAGEN

De diverse vergelijkingen tussen toxische druk en ecologische effecten zijn gebaseerd op een aantal stappen:

1. Verzamelen van monitoring gegevens bij Nederlandse waterschappen, zowel abiotische- als biotische parameters (toxische stoffen en andere drukfactoren enerzijds, en aquatische macrofauna anderzijds);
2. Harmoniseren van deze gegevens (bijv. uniforme eenheden en naamgeving van zowel de chemische parameters als macrofauna) en samenstellen van ‘gekoppelde’ monsters (unieke locatie-jaar combinaties waarin er zowel naar de macrofauna als naar de waterkwaliteit is gekeken);
3. Voor de dataset de ESF-toxiciteit-parameter “toxische druk” (eenheid: $\text{msPAF}_{\text{EC50}}$) berekenen en toevoegen;
4. Diverse verkenningen en controles van de dataset, om te voorkómen dat we onterechte conclusies afleiden over de relatie tussen toxische druk en ecologische effecten;

en uiteindelijk:

5. De beschrijving van de relaties tussen toxische druk en ecologische effecten, en
6. Het afleiden van conclusies over de waargenomen relaties (ad 5), en de betekenis daarvan voor de afleiding van stoplicht-grenswaarden zoals toegepast in de ESF-systematiek.

Hierna wordt stapsgewijs beschreven waar de belangrijkste controles op de kwaliteiten van de onderzoeksgegevens uit bestaan, en wat daarvan de tussenresultaten zijn, inclusief de interpretatie voor de erop volgende stap(pen). Onderzoekstechnieken en details zijn samengevat in Bijlagen (vanaf pagina 60).

3.2 VAN MONITORING DATA NAAR BASISDATASET

Achttien van de 23 Nederlandse waterschappen hebben voor dit onderzoek ruwe data aangeleverd (Bijlage 1). De gegevens hebben betrekking op een lange periode van verzamelen (1983-2014), en op een groot deel van Nederland. Naast de fysisch-chemische en macrofauna gegevens hebben sommige waterschappen van iedere geselecteerde locatie ook allerlei aanvullende informatie aangeleverd, zoals watertype, grondsoort, breedte en diepte, slibdikte, etc.

De diverse gegevens waren in verschillende mate van gedetailleerdheid voorhanden. Dit betekent dat de dataset een aantal gebreken heeft. De dataset is dus niet – zoals onder ideale condities – op één moment verzameld, met alle abiotische en biotische parameters steeds gezamenlijk op exact hetzelfde meetpunt, en alle parameters met eenzelfde methode, en zonder technische onvolkomenheden. Daarom werden de ruwe-datasets van de waterschappen eerst gekoppeld en geoptimaliseerd (Bijlage 2).

3.3 EIGENSCHAPPEN VAN DE BASISDATASET

3.3.1 Aantal onderzoekslocaties

De ruwe data omvatten na samenvoeging 5939 unieke locatie/tijd combinaties. Een monster wordt hierna gedefinieerd als unieke locatie/tijd combinatie, en de abiotische parameters worden verder drukfactoren genoemd. De ruwe data beslaan ongeveer 300.000 regels met macrofauna gegevens en meerdere miljoenen aan chemische gegevens.

De eindresultaten van dit onderzoek zijn vanwege deze aantallen gebaseerd op een zeer grote dataset van Nederlandse monitoring-data. Daarin kunnen fouten vóórkomen die in dit onderzoek – vanwege de historische diversiteit aan databronnen – niet hersteld konden worden. Wel zijn er vanwege deze reden een aantal controles gedaan om na te gaan of de dataset representatief is voor de Nederlandse watersystemen (dekkingsgraad) en of er effecten van eventuele fouten, of patronen in de dataset, te onderkennen en zo nodig te corrigeren zijn. *A priori* lijkt de stelling echter terecht dat het,

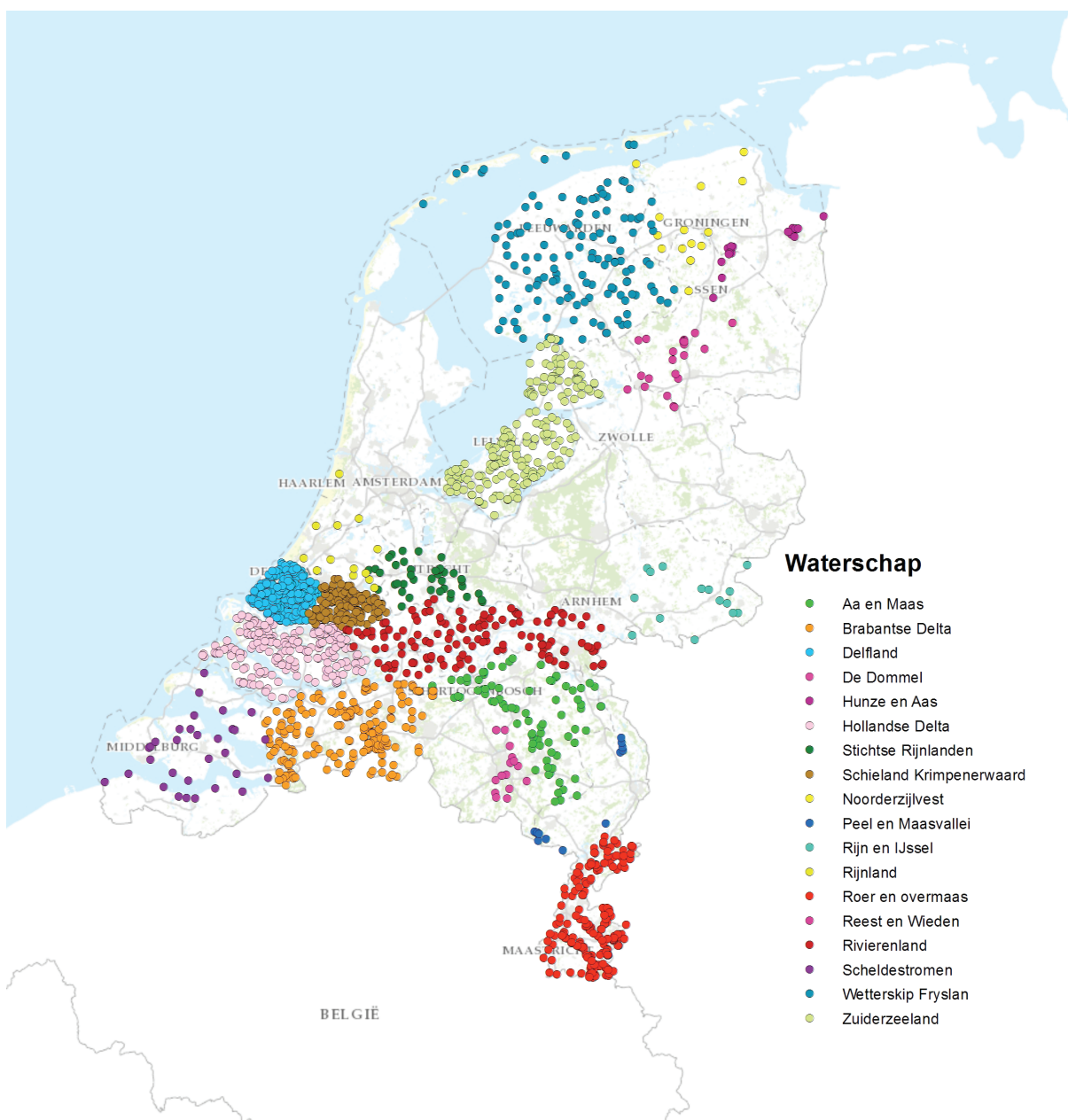
door het grote aantal data en de dekking over de waterschappen, waarschijnlijk is dat de eindconclusies robuust zullen zijn, mits het aantal en het belang van de eventuele fouten als gering kan worden gekenschetst. Om deze reden is ook de robuustheid van de resultaten nog eens extra getest.

3.3.2 Ruimtelijke verdeling van de monsterpunten

Figuur 5 toont de ligging van de onderzoekslocaties onderverdeeld naar waterschap. Eén locatie in die figuur kan verschillende monsters omvatten (meerdere jaar-plaats combinaties). Het aantal geografisch verschillende locaties is 1764. De locaties zijn verspreid over allerlei watertypen en landschappen en vormen van bodemgebruik. Duidelijk is echter ook, dat een aantal (grote) waterschappen niet in de dataset vertegenwoordigd zijn.

FIGUUR 5

Ligging van de onderzoekslocaties, onderverdeeld naar waterschap.



3.3.3 Tijdstip van bemonstering

Tabel 1 toont de verdeling van de monsters over de jaren per waterschap. De oudste gegevens dateren van 1983. Oude gegevens van vóór 1995 blijken bij slechts een beperkt aantal waterschappen verzameld of beschikbaar te zijn. Daarna neemt het aantal monsters toe tot ongeveer 300-400 geschikte monsters per jaar in de periode 2006-2013. Het lagere aantal in 2014 komt omdat ten tijde van de dataverzameling nog niet ieder waterschap hun gegevens al had gecontroleerd en opgenomen in de databases. Door het tijdsverloop treden allerlei veranderingen op, zoals veranderde (of betere) technieken bij (a) monsterneming, (b) parameter-analyses, en (c) macrofauna-identificatie. De watersystemen kunnen ook een tijds-trend rond toxiciteit hebben, omdat enerzijds milieubeleid de emissies van stoffen dempt, maar anderzijds innovatie tot emissies van nieuwe stoffen leiden, terwijl uiteraard ook de analysetechnieken beter en meeromvattend zijn geworden. Deze trends zijn voor zo ver mogelijk onderzocht (zie onder).

TABEL 1

Overzicht van de monsters naar herkomst (waterschap en jaar).

Waterschap	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	Totaal		
Aa & Maas			25	35	17	24	25	7					3	7	4	4	14	30	28	36	22	37	41	17	27	15	20	23	15	25	27		528		
Brabantse Delta																							79	52	83	82	52	76	110	62	86	104		786	
Delfland				1	2				2		8	22	28	53	56	72	50	58	74	80	41	62		79	16	16		32	29	34	24	22		861	
Dommel																					8	12	15	16	17	7	10	12	13	10	13	14		147	
Fryslân																							26	24	25	35	34	17	5	9	4			179	
Hollandse Delta	20	18	11	4	1	2	1	4	2	2	1	5	5	5	6	7	2	18	5	39	49	13	43	39	78	81	81	90	69	63	3	16		783	
Hunze & Aa																							2	3	7		2	2	5	5	19	1		46	
Noorderzijlvest																								5	8	8	9	11	9	10	9	7		79	
Peel & Maasvallei																		2	7	2	4	3				1	1	8						48	
Reest & Wieden																													16	6	6	20		48	
Rijn & IJssel																												9	3	5	4	2		23	
Rijnland													1	3	1					2	2	1	2											35	
Rivierenland																								43	48	27	24	20	6	9	4				181
Roer & Overmaas	20	30	59	77	114	59	54	28	34	32	40	50	16	22	19	43	15	26	20	19	19	22	18	26	17	24	38	39	24	32	20	19		1075	
Scheldestromen																																			83
Schieland&Krimpenerwaard	16	18	10	20	8			8		10	17	9	7		4	6	7	6	17	20	10	11	33	11	26	18	11	8	4					315	
Stichtse Rijnlanden															6	6	6	6	6	6	2	2	9	27	26	25	24	32	4	7				194	
Zuiderzeeland								2	1				4	16	19	31	41	26	26	22	34	10	7	3	5	41	46	52	48	44	50			528	
Totaal	56	66	105	137	142	85	80	49	39	44	66	86	64	106	115	169	135	172	185	226	191	176	358	283	386	369	392	428	390	341	293	205		5939	

3.3.4 Monsterlocaties en watertypen

Tabel 2 en Figuur 6 tonen de onderverdeling van monsters naar het KRW-watertype. In het onderzoek zijn sommige watertypen vanwege de beperkte aantallen monsters soms samengenomen (zoals de kanalen behorend tot M6 of M7 of de brakke wateren M30 en M31). Daarnaast hebben we de categorieën “overig” en “onbekend” toegevoegd. In de categorie “overig” zitten alle locaties waar een minder frequent voorkomend KRW-watertype aan is toegekend, terwijl de categorie “onbekend” veelal bestaat uit locaties waar nog geen KRW-watertype aan is toegekend. Voor veel watertypen zijn veel gegevens beschikbaar, en voor andere minder. Deze onderverdeling naar watertypen kan relevant zijn. Sommige watertypen kunnen bijvoorbeeld gevoeliger op milieudruk reageren dan andere, of hogere toxiciteit hebben door het regionale gebruik van water en bodem. Vanwege de vraagstelling van de betekenis van de ESF-toxiciteit-maatlat (en de stoplichtfunctie van de ESF-toxiciteit) voor geheel Nederland werden de data-analyses voor dit rapport uitgevoerd met de gegevens van alle 5939 monsters. We achten de resultaten daarmee relevant voor toepassing in Nederland.

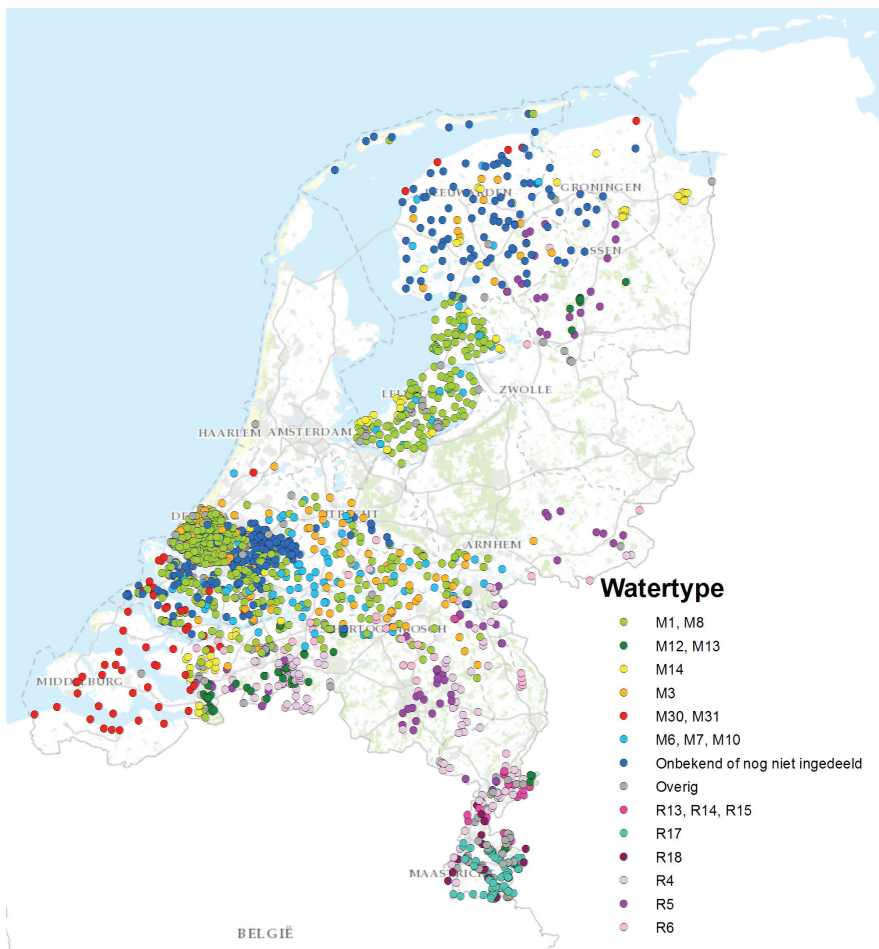
TABEL 2

Overzicht van de gebruikte gegevens onderverdeeld naar waterschap en watertype.

Waterschap	M1 M8	M3	M6 M7 M10	M12 M13	M14	M30 M31	R4	R5	R6	R13 R14 R15	R17	R18	Overig	Onbekend	Totaal
Dommel							4	110	33						147
Aa & Maas	82	98	16				175	85	52	20					528
Brabantse Delta	75	10	20	107	95	29	199	67	98				83	3	786
Delfland	446	359	3										37	16	861
Hunze & Aa					28			16					2		46
Hollandse Delta	218	66	109		6	177							35	172	783
Stichtse Rijnlanden	47	49	41						9					48	194
Schieland&Krimpenerwaard	41		22		16	1							34	201	315
Noorderzijlvest					10	6							9	54	79
Peel & Maasvallei							24	8	16						48
Rivierenland	58	29	57		2		4	21	3				3	4	181
Rijn & IJssel		1					2	13	6				1		23
Rijnland	6	11	7			4							7		35
Roer & Overmaas				9			126	22		226	376	218	98		1075
Reest & Wieden				16				22	2				8		48
Scheldestromen						81							2		83
Fryslân	2	20	12		15	5	2	12					7	104	179
Zuiderzeeland	368		74		46								40		528
Totaal	1343	643	361	132	218	303	536	376	219	246	376	218	366	602	5939

FIGUUR 6

De monsterlocaties, opgedeeld naar watertypen.



3.3.5 Tussenconclusie

De geaggregeerde en opgeschoonde dataset, die in het vervolg van het onderzoek gebruikt werd is groot. Enerzijds omvat deze dataset een groot deel van de Nederlandse oppervlaktewateren en -watertypen. Anderzijds zijn de gegevens over een lange tijd verzameld. Daarom is de data set waarschijnlijk niet ideaal, doordat de lange tijdsduur betekent dat er variatie in meetmethoden en taxonomische sleutels kan bestaan. De data set bevat echter wel een zeer groot aantal gekoppelde abiotische- en biotische gegevens (macrofauna), inclusief de gegevens die nodig zijn om de parameter voor toxiciteit conform de Chemie tool af te leiden. Het was vanwege deze (samengestelde) eigenschappen van de dataset noodzakelijk om enkele controles uit te voeren, om uit te sluiten dat verborgen patronen in de dataset de afleiding van goede eindconclusies onmogelijk maken. Deze additionele analyses worden hieronder kort samengevat, details staan in de Bijlagen 3 en 4.

3.4 VAN BASISDATA NAAR DE ONDERZOEKSGEGEVENS

Kijken we naar de uiteindelijk geschikte onderzoeksgegevens, dan zijn er voor 5939 monsters (plaats-tijd combinaties waarvoor er abiotische en biotische gegevens gekoppeld konden worden) diverse aantallen gegevens beschikbaar over de fysische, chemische, toxicologische en ecologische eigenschappen van de monsters.

3.4.1 Fysisch-chemische factoren

De aard en aantallen fysische en chemische metingen zijn samengevat in Tabel 3. De laatste, nieuw ingevoerd ESF-toxiciteit parameter, is in dit onderzoek gekwantificeerd als de $msPAF_{EC50}$ van alle stoffen die gemeten zijn via de Chemie reken-tool (zie onder). Aan de hand van dit overzicht werd besloten om de factor 'diepte' niet verder in de statistische analyses te betrekken. Voor diepte waren relatief zeer weinig gegevens in de dataset aanwezig. Het betrekken van deze factor in de analyses zou het introduceren van statistische problemen betekenen; een 'vierkante dataset' is vanuit statistisch oogpunt het meest ideaal (dat is: alle parameters beschikbaar voor alle monsterpunten).

TABEL 3

Factoren die in het onderzoek zijn betrokken.

Drukfactor	Aantal
Chloride	5467
Kjeldahl N	5131
Doorzicht	4215
pH	3439
Biologisch Zuurstof Verbruik	2649
Totaal P	2466
Diepte	424
Mengsel toxische druk ($msPAF_{EC50}$)	5680
Totaal aantal jaar-plaats	5939

3.4.2 Ecologische gegevens

De gegevens hebben betrekking op 2143 verschillende taxa, veelal op soortsniveau maar deels ook op hogere taxonomische niveaus als geslachten en families. Bij aggregatie op genus niveau en hoger resteren er 798 taxa. Het aggregeren van de ruwe gegevens naar de 798 bestudeerde taxa (op genus-niveau en hoger) is beschreven in Bijlage 3, inclusief het motief daarvoor. Een test op robuustheid van de eindresultaten (zie onder) werd uitgevoerd met een subset van deze taxa (zie onder, en Bijlage 4),

3.4.3 De toegevoegde toxicologische parameter: $msPAF_{EC50}$

Voor de 5939 monsters is met de Chemie rekentool de totale toxische druk van elk monster bepaald. Dit leverde evenzovele $msPAF_{EC50}$ -data. De aanpak is beschreven in Bijlage 5.

Noot: Het aantal drukfactoren dat van belang kan zijn voor de ecologische toestand in een watersysteem is hoger dan de in Tabel 3 getoonde drukfactoren. De beperking tot de genoemde drukfactoren is het gevolg van beperkingen in de oorspronkelijke databestanden.

3.5 GESCHIKTHEID VAN DE DATASET VOOR HET ONDERZOEK

3.5.1 Evaluatiestappen

Het onderzoek naar de relatie tussen toxische druk en ecologische effecten wordt statistisch het meest betekenisvol als de onderzoeksgegevens voldoen aan twee eigenschappen:

- De toxische druk verschilt tussen monsters. Als het verschil tussen het schoonste en het vuilste monster heel klein zou zijn, is er namelijk ook een slechts kleine kans om met statistische technieken eventuele ecologische effecten van toxiciteit te vinden. Bij een ideale dataset is de verdeling van toxiciteit 'evenredig'. Dat wil zeggen: bij 100 monsters zou de $msPAF_{EC50}$ van 0 tot 100% moeten lopen, en zou als de monsters op volgorde gezet worden ieder monster met evenredige stappen toxischer worden (dus: 0 – 1% – 2% – 3%, enz.).
- De toxische druk is niet gerelateerd aan één of meer andere drukfactoren. Als dat namelijk wel zo is, dan is het beoogde eindresultaat (de relatie tussen toxische druk en ecologische effecten) mogelijk wel te beschrijven en te zien (als grafiek), maar is die uitslag niet zo relevant. Het waargenomen patroon kan dan ook door de andere (gerelateerde) drukfactor komen.

Beide eigenschappen van de dataset zijn bestudeerd. De details van de analyses zijn samengevat in de Bijlagen.

Bijlage 6 toont de aanwezigheid van voldoende variatie in de dataset voor de toxische druk: deze varieert tussen nihil en 60,1%, met als mediane waarde 1,2%. Dit betekent, dat in het monster met de hoogste toxiciteit grote ecologische effecten verwacht worden: als de getoetste soorten (waarmee de SSD's achter de Chemie tool afgeleid zijn) in dit water zouden worden losgelaten, zou bij 60% van die soorten sprake zijn van acute effecten groter dan 50% per soort. Voor een gemiddeld watersysteem zou het percentage op EC50-niveau aangetaste soorten voor deze data set echter 1,2% zijn: de toxische drukverdeling is dus scheef.

De Chemie tool levert ook inzicht in de stoffen die sterk bijdragen aan de toxische druk van een monster (Tabel 4). De variatie in de toxische druk blijkt – op basis van het overzicht over de Nederlandse data – dus scheef verdeeld over de veroorzakende stoffen, en vaak toe te schrijven aan enkele qua toxiciteit vaak voorkomende en relatief dominante stoffen. Bij de interpretatie van dit overzicht is het van belang om te blijven realiseren dat de analysepakketten tussen de monsters verschilt én dat metalen het meest frequent zijn geanalyseerd.

Bijlage 7 vat samen, dat er ook variabiliteit is voor de andere drukfactoren, zoals chloride, N en P of pH. Ook voor deze drukfactoren is de verdeling niet ideaal. De bijlage toont ook de laagste en hoogste waarde van elke drukfactor.

Noot: bij bovenstaande analyse van de top-10 stoffen zijn de bijdragen van aluminium en ijzer verwijderd. Deze stoffen komen voor in de samengestelde data set, maar de metingen kunnen betrekking hebben op onder meer de aanwezigheid van kleideeltjes in een aantal monsters. Voor toelichting: zie (Posthuma et al. 2016a).

Bijlage 8 toont dat de toxische druk niet zodanig covarieert met andere (gemeten) drukfactoren dat de (latere) conclusies verstoord zouden worden.

Noot: het kan uiteraard zo zijn, dat niet-gemeten drukfactoren een rol spelen, en wel covariëren met toxische druk. Dit kan echter niet worden nagegaan met de beschikbare gegevens.

TABEL 4

Top 10 van vaak dominante stoffen, afgeleid van het vóórkomen in de ESF-toxiciteit Top5 uitvoer.

Stofnaam	Gemiddelde van het aantal keer in 5939 monsters
som ammoniak en ammonium	5686
zink	3575
nikkel	1571
cadmium	610
arseen	390
imidacloprid	354
gamma-hexachloorcyclohexaan (lindaan)	326
diuron	318
vanadium	316
mangaan	282

3.5.2 Tussenconclusie

Dit overzicht van de eigenschappen van de dataset geeft aan, dat de gegevens op de getoetste punten voldoende betrouwbaar zijn voor de in dit onderzoek te beantwoorden vragen naar de relaties tussen toxische druk en ecologische effecten.

3.6 EVALUATIE VAN EVENTUELE STORENDE PATRONEN

De samenstelling van de dataset heeft een kwaliteit die verwacht mag worden van een samengesteld bestand dat over vele jaren en uit vele bronnen is samengesteld, en kan daardoor verborgen patronen bevatten die storend kunnen zijn voor het onderzoek. Een aantal van deze mogelijke verstoringen is onderzocht, om te evalueren of ze daadwerkelijk van invloed zijn op de eindresultaten die beoogd worden. We willen 'trash in – trash out' zo veel mogelijk uitsluiten.

3.6.1 Effect van aantal gemeten stoffen

Het aantal gemeten stoffen varieert van een laag aantal tot bijna 140 stoffen in één monster (Bijlage 9). Als alle stoffen even toxisch zijn en in min of meer gelijke concentratie aanwezig in een monster, zou dit betekenen dat de toxische druk tussen monsters evenredig hoger wordt met het aantal aanwezige stoffen. De werkelijke variatie blijkt echter niet aan dit patroon te voldoen. Uit de gegevens kan de conclusie getrokken worden dat waterschappen (logischerwijs) gericht metingen doen aan stoffenpakketten die voor de locatie of het waterschap van belang zijn, bijvoorbeeld omdat ze vaak vóórkomen of eerder tot normoverschrijdingen hebben geleid. Om deze reden verwachten we geen systematisch nadelig effect op de eindconclusies van dit onderzoek.

3.6.2 Effect van watertypen op toxische druk

De verschillende watertypen kunnen verschillen wat betreft hun belasting met toxische stoffen. Dit is onderzocht door de verdelingen van de toxische druk per watertype te analyseren, vergelijkbaar met de analyse in Bijlage 6. De resultaten zijn samengevat in Bijlage 10. Er zijn geringe verschillen in de verdeling van de mengsel-toxische druk tussen watertypen. Om deze reden verwachten we geen systematisch nadelig effect op de eindconclusies van dit onderzoek.

Noot: Niet onderzocht kon worden, of er ook verschillen bestaan in de gevoeligheid van de watertypen voor één of meer drukfactoren (zie Figuur 4). Het is voorstelbaar, dat verschillende watertypen verschillende ecologische responsies zullen vertonen bij eenzelfde milieudruk. De combinatie van verschillen in toxische druk en gevoeligheid tussen watersystemen zou kunnen leiden tot verschillen in de grafieken die de relatie tonen tussen toxische druk en ecologische effecten. Dit is echter niet onderzocht, vanwege de verkennende aard van deze studie, en vanwege de oriëntatie op een landelijk toepasbare stoplicht-functie van de ESF-toxiciteit.

3.6.3 Trend meetjaar en mengsel toxische druk

De dataset omvat monsters die over een groot aantal meetjaren verzameld zijn (Bijlage 11). Dit kan betekenen, dat de dataset een aantal systematische afwijkingen kent, zoals: door technische ontwikkelingen worden meer stoffen gemeten of stoffen worden preciezer gemeten. Deze afwijkingen gelden ook tussen gebieden (andere waterschappen andere keuzes stoffenpakket; andere labs andere analysewijze en rapportagegrenzen etc.).

Analyse van de dataset toont een significante maar kwantitatief zwakke relatie tussen meetjaar en toxische druk: de toxische druk neemt over de jaren iets af maar er blijft een grote scatter van de individuele datapunten. Er is op basis van deze resultaten geen reden om bepaalde meet-jaren, of oudere gegevens, uit de dataset voor dit onderzoek te verwijderen.

Noot: De significante daling kan, ondanks de grote variabiliteit en de niet-ideale verzameling monsters, een aanduiding zijn van de effectiviteit van de op Nederlandse schaal genomen (sets van) maatregelen om emissies, blootstelling en toxiciteit van stoffen en mengsels terug te dringen. Als deze grafiek geïnterpreteerd zou worden als resultaat van een watersysteemanalyse van historische Nederlandse gegevens, dan kan voorzichtig geconcludeerd worden dat maatregelen effecten hebben op de toxische druk, en als gevolg daarvan (zie onder) op verlaagde ecologische effecten van toxiciteit. Gerichte analyses van waterschappen over trends in de tijd kunnen dit beeld specificeren, bijvoorbeeld voor bepaalde stofgroepen in het kader van gericht beleid (zoals beleidsmaatregelenpakketten rond de verduurzaming gewasbeschermingsmiddelen-gebruik zichtbaar zouden worden als dalende msPAFEC50 van bestrijdingsmiddelen in de tijd; voor een gepubliceerd voorbeeld van een dergelijk effect: Zijp et al. (2014)).

3.7 GESCHIKTHEID VAN DE DATASET VOOR HET ONDERZOEK

Uit de voorgaande analyses wordt geconcludeerd, dat de dataset niet ideaal is, maar wel afdoende geschikt is voor de oogmerken van dit onderzoek. Hierna worden de resultaten van de analyses getoond die zijn uitgevoerd om de relatie toxiciteit – effecten te onderzoeken. Te beginnen bij directe correlaties tussen toxische druk en ecologische effecten, gevolgd door multivariate analyses, en uiteindelijk de evaluatie van de gegevens ten behoeve van de voorlopige indeling van de stoplichtfunctie van de ESF-toxiciteit.

3.8 DIRECTE CORRELATIE TUSSEN TOXISCHE DRUK EN ECOLOGISCHE EFFECTEN

3.8.1 Analyse en bevindingen

De eenvoudigste manier om een relatie tussen toxische druk en ecologische effecten te bestuderen is het vaststellen van de correlatie tussen de drukfactor en de abundantie van de afzonderlijke taxa.

Daarom onderzochten we eerst de directe correlaties tussen de dichtheden van de bestudeerde taxa en de toxische druk (msPAF_{EC50}). Omdat hiervoor de benodigde dataset voor alle drukfactoren niet compleet hoeft te zijn, werd deze analyse uitgevoerd met alle 798 taxa op genus-niveau. De berekeningen leidden tot 798 correlatie-coëfficiënten, die vervolgens op volgorde werden gezet en geplot.

In formule:

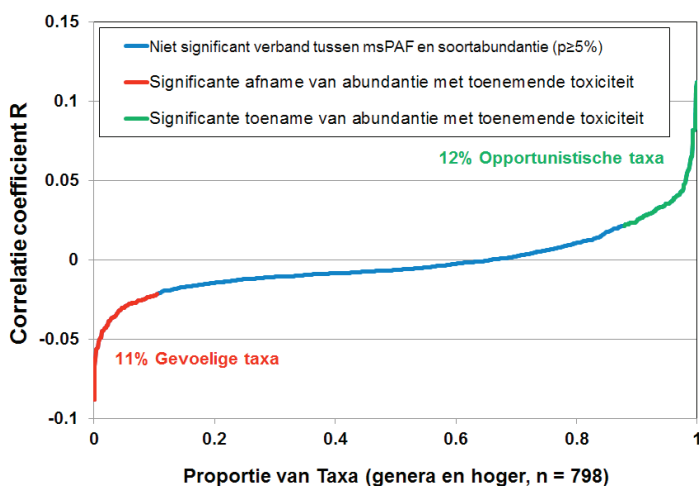
$$\text{Abundantie}_{\text{taxon } i} = a * \text{msPAF} + \text{Constante} + \epsilon$$

Grafisch weergegeven (Figuur 7) blijkt dat er voor het merendeel van de genera (77%) geen significante directe correlatie bestaat tussen toxische druk (alle stoffen) en abundantie. Voor 181 taxa is er wel een directe, significante ($P < 0.05$) relatie gevonden, zowel negatief (afnemende abundantie bij toenemende toxische druk, 11% van de taxa) als positief (het omgekeerde, 12% van de taxa). Kortom: deze analyse leverde voor 23% van de taxa een signaal, dat toxische druk gerelateerd is aan ecologische effecten. In vergelijking met de voorspellingen en verwachtingen (zie Hoofdstuk 2) tonen de resultaten aan, dat de effecten variabel zijn, van dalende tot stijgende abundantie met toenemende toxiciteit. De (op basis van SSD-modellering niet voorspelde) toename van abundantie bij een aantal taxa is waarschijnlijk een

gevolg van ecologische interacties. De modellering van toxische druk voorspelt een dergelijke abundantie-toename niet (kwantitatief), maar sluit het effect ook niet uit (door toxische effecten kunnen interacties tussen soorten veranderen).

FIGUUR 7

Cumulatieve verdeling van de correlaties tussen mengsel-toxische druk en abundanties van alle bestudeerde taxa (genus-niveau), inclusief aanduiding significanties.



3.8.2 Tussenconclusie

Verschillen in toxische druk tussen monsters hebben een directe relatie met de abundanties van soorten voor 23% van de genera. Oftewel: dit resultaat is de eerste indicatie dat de relaties die in dit onderzoek onderzocht worden ook daadwerkelijk bestaan. Vanwege de variaties van de andere drukfactoren is de afwezigheid van univariate correlaties voor de andere 77% van de genera mogelijk toe te schrijven aan versluierende effecten van die andere factoren, en kan ook de correlatie voor de hier wel geïdentificeerde taxa gemodificeerd zijn door andere drukfactoren. Om deze redenen zijn aanvullend ook multivariate analyses uitgevoerd (zie volgende paragraaf).

3.9 MULTI-STRESS RELATIES TUSSEN TOXISCHE DRUK EN ECOLOGISCHE EFFECTEN

3.9.1 Analyse en bevindingen

Multi-stress effecten van alle drukfactoren op de abundanties van de afzonderlijke taxa werden onderzocht met een andere statistische techniek, te weten een GLM-analyse (GLM=Generalized Linear Model). Als voorbeeld wordt de gebruikte formule getoond, waarbij de abundanties eerst via een Poisson-verdeling getransformeerd werden voor het afleiden van statistisch geldige resultaten:

$$\ln (\text{Abundantie}_{\text{taxon } i}) = a * \text{msPAF} + a' * \text{msPAF}^2 + b * \text{Chloride} + b' * \text{Chloride}^2 + [\dots] + \text{Constante} + \epsilon$$

In woorden: de variatie in de (natuurlijke logaritme van de) abundanties van taxon i (gegevens van alle monsterpunten) wordt beschreven door een multi-stress functie. Die wordt in de GLM opgebouwd door de factoren a, a', b, b',enzovoorts, die uit de fit van dit model op de dataset van drukfactoren (msPAF, Chloride, enzovoorts) afgeleid worden. Alleen significante waarden voor a, a', b, b',enzovoorts worden getoond. De lineaire termen (msPAF, Chloride, enzovoorts) geven net als in de vorige paragraaf lineaire relaties aan tussen abundantie en de drukfactor. De kwadratische termen (msPAF²,

Chloride², enzovoorts, geven aan of de relatie een optimum (of minimum) curve heeft (geheel of gedeeltelijk). Deze analyse is uitgevoerd met 535 van de 798 genera (en hoger), omdat die taxa minimaal 10 keer aangetroffen werden in de dataset van 5939 monsters. Voor de vaststelling van het percentage taxa dat op toxische druk reageert werden de taxa met te weinig data (<10 waarnemingen) niet mee-gewogen.

Deze analyse leidde voor 308 van de 535 genera (58%) tot een GLM-model op basis van de abundanties van de genera. Voor de overige genera leidde deze vorm van analyse niet tot een betekenisvolle uitkomst (geen fit), wat er op duidt dat voor die genera de relatie tussen de abundantie en de drukfactoren niet eenduidig is. Dit kan komen doordat niet alle relevante drukfactoren zijn gemonitord maar evengoed door de aanwezige variatie in combinatie met soms een beperkt aantal waarnemingen. Voor alle genera die in de Pearson-correlatie analyse een significante relatie vertoonden (zie vorige paragraaf) plus twee extra genera geldt overigens, dat voor deze genera een hoog-significante GLM werd afgeleid.

Uit de inspectie van de GLM modellen bleek dat er voor een groot aantal genera een hoog-significante relatie tussen toxische druk en de abundantie van die genera werd gevonden. De resultaten voor alle drukfactoren zijn samengevat in Tabel 5. Deze tabel toont een significante relatie indien er voor de rol van de toxische druk sprake is van een lineaire term, en kwadratische term, of beide.

TABEL 5

*Resultaten van de multi-stress analyses voor afzonderlijke genera, door afleiding van de significante drukfactoren die (gezamenlijk) de abundantie van een genus bepalen. Significanties: ***: $P < 0,001$; **: $0,001 < P < 0,01$; * $P < 0,05$. # Taxa: aantal taxa met een significante bijdrage van een drukfactor aan abundanties. % Taxa: percentage van de taxa waarvoor een GLM-model gefit kon worden waarin een drukfactor significant is. Noot: het totaal aantal taxa is 535; voor 308 taxa kon een GLM-model gefit worden.*

Drukfactor	***	**	*	# Taxa	% Taxa (van 308)
Mengsel toxische druk (msPAFEC50)	163	13	6	182	59%
Chloride	168	11	7	186	60%
Kjeldahl-N	157	6	0	163	53%
Doorzicht	164	8	3	175	57%
pH	190	8	4	202	66%
Biologisch Zuurstof Verbruik	110	6	2	118	38%
Totaal-P	160	11	9	180	58%

Het aantal genera waarvoor de toxische druk van mengsels de abundantie (meestal zeer) significant mede bepaalt is 182. Dat is hetzelfde als 59% van 308 taxa waarvoor de GLM-modellering gefit kon worden, en als 34% van alle 535 taxa, wat in dit geval een minimum-schatting voor het aantal relaties representeert. Vergelijkbare bevindingen werden geconstateerd voor de invloed van de overige drukfactoren op de abundantie van genera (de andere regels in de Tabel). Dat wil zeggen, dat de abundantie van taxa (zoals op ecologische gronden verwacht) in de dataset vaak bepaald wordt door een aantal gezamenlijk werkende drukfactoren. Er is dus in de meeste gevallen sprake van een multi-stress impact van de drukfactoren op de abundantie van de taxa. Het maximale aantal significante drukfactoren is zeven, gelijk aan het aantal bestudeerde factoren.

De GLM-analyse is ook op een andere manier uitgevoerd om ecologische effecten te beschrijven, namelijk: via het vaststellen van het aantal taxa per monster. Op deze manier worden de responsies van alle afzonderlijke taxa (afname abun-

dantie, neutrale abundantie respons, en toename van abundantie) in één respons-parameter voor ecologische effecten samengevat. Ook in dit geval was het GLM-model significant, met als significante drukfactoren de toxische druk, naast chloride en biologisch zuurstofverbruik (alle $P < 0.001$). In een latere paragraaf wordt grafisch getoond hoe toxische druk en aantallen taxa per monster samenhangen (Figuur 10 en Figuur 12).

3.9.2 Tussenconclusie

Voor ten minste 34% van de genera, maar waarschijnlijk 59% van de genera, bleek toxische druk een significant effect op de abundantie te hebben. Het kwantitatieve belang van dit effect verschilt tussen de genera. De abundanties van de genera zijn duidelijk mede afhankelijk van andere significante drukfactoren als chloride, pH en nutriënten. Ook het effect op biodiversiteit (aantal taxa per monster) correleert met de toxische druk. De conclusies van de directe correlatieanalyses (Figuur 7) worden door deze resultaten bevestigd en verder aangescherpt.

3.10 ROBUUSTHEID VAN DE RELATIES NADER ONDERZOCHT

3.10.1 Analyse en bevindingen

Het percentage taxa dat respondeert op veranderingen in toxische druk kon niet precies vastgesteld worden (het percentage varieert tussen 34 en 59%). Deze onzekerheid wordt deels veroorzaakt door genera waarvoor de data matig of niet geschikt zijn voor GLM-analyse. Zo zijn in bovenstaande analyse zo veel mogelijk taxa meegewogen (taxa die voorkomen in minimaal 10 monsters), terwijl men zich kan afvragen of dit statistische criterium t.b.v. de robuustheid van de analyses niet scherper had gemoeten. Om nader vast te stellen hoeveel taxa op toxiciteit reageren is aanvullend onderzocht wat de resultaten zijn wanneer *a priori* gesteld kan worden dat de dataset in statistische zin optimaal geschikt is voor een GLM-analyse. Met andere woorden, als uitgesloten wordt dat de GLM-fit mank zou gaan omdat de dataset voor een taxon te klein of te variabel is (bv. weinig monsterlocaties waar een taxon wordt aangetroffen).

Voor deze analyse is een 'statistisch meest robuuste subset van taxa' vastgesteld, gevolgd door de herhaling van de GLM-analyses. Een (taxonomische) screening leverde een selectie van 110 genera die geschikt zijn voor de bedoelde robuuste statistische analyses, voor een subset van 4755 locaties waar de meeste drukfactoren daadwerkelijk gemeten waren. Deze 110 taxa zijn breed verspreid en relatief dominant voor deze monsterpunten. De identiteiten van de 110 taxa zijn weergegeven in Bijlage 4.

Via een asymptotische Mantel analyse (Douglas en Endler 1982) werd voor deze subset van taxa vastgesteld dat er (onder meer) een relatie bestaat tussen de patronen in de abundanties van de 110 taxa met de mengsel toxische druk ($p < 0.0001$, $t = 6.29$). Via eenzelfde test bleek er tegelijkertijd ook een significante en iets sterkere relatie met Kjeldahl stikstof te bestaan ($p < 0.0001$, $t = 20.17$). Ook deze data-analyse is een aanwijzing voor het optreden van toxische effecten, en de aanwezigheid van multi-stress effecten.

De GLM-modellering met de 110 statistisch robuuste taxa leidde tot de resultaten die in Tabel 6 worden getoond. Het GLM-model fite voor 101 van deze 110 taxa (92%), waarvan voor 86% een relatie bleek tussen toxische druk en abundantie. Dat zijn veel hogere percentages dan bij de eerdere resultaten met alle taxa. Enerzijds kan dit betekenen, dat mogelijk in werkelijkheid bijna alle soorten responderen op toenemende toxische druk: dat wordt in dit geval 'ontdekt' door alleen de taxa met veel datapunten te modelleren. Anderzijds blijft het onduidelijk of er bij de taxa waarvoor de fit van de GLM niet vastgesteld kon worden sprake is van een relatie tussen toxische druk en abundantie. Als we echter beschouwen dat de taxa met robuuste data vaak in Nederland zullen vóórkomen doordat ze een relatief hoge robuustheid hebben ten aanzien van vele vormen van milieudruk (anders zouden ze alleen meer specifiek en gelokaliseerd vóórkomen) zou het resultaat voor deze groep (86% toont een relatie) kunnen betekenen dat het percentage taxa dat respondeert op toxische druk in werkelijkheid (veel) hoger zal zijn dan de (minimale schatter van) 34%.

TABEL 6

GLM-resultaten voor de 110 robuuste taxa. Het resultaat 'Taxa%110' geeft aan welk percentage van de 110 taxa een significante relatie heeft met een drukfactor (noot: voor 9 genera fite het GLM-model niet).

Drukfactor	***	**	*	# Taxa	% Taxa
Mengsel toxische druk (msPAFEC50)	91	4	0	95	86%
Chloride	89	1	2	92	84%
Kjeldahl-N	88	2	0	90	82%
Doorzicht	78	3	3	84	76%
pH	89	0	1	90	82%
Biologisch Zuurstof Verbruik	65	3	2	70	64%
Totaal-P	82	1	2	85	77%

3.10.2 Tussenconclusie

Duidelijk kan geconcludeerd worden dat de fractie genera die respondeert goed te identificeren is, zeker niet klein is (eerste GLM-tabel; 34-59%), en mogelijk zelfs bijna alle taxa kan betreffen (Mantel-test en de tweede GLM-tabel). Uit de analyses kan verder geconcludeerd worden, dat er een significante relatie is tussen toxische druk en biodiversiteit, uitgedrukt als aantal taxa dat respondeert dan wel als abundantie per taxon, terwijl deze relatie in alle gevallen mede bepaald wordt door (ook) andere drukfactoren (multi-stress). De relaties zijn voor een deel negatief (hogere toxische druk – lagere abundantie of biodiversiteit), en deel positief (toename van de abundantie van kennelijke opportunistische taxa bij een beperkte toename van de toxische druk). Beide typen effect zijn op te vatten als door toxische druk geïnitieerde ecologische effecten.

4 Voorlopige evaluatie voor de stoplicht-functie

4.1 WELK ONDERSCHIED WORDT GEZOCHT?

De laatste stap in de analyse van deze dataset heeft tot doel om inzicht te geven in de volgende vragen, gerelateerd aan de bedoelde stoplichtfunctie van de ESF-‘Toxiciteit’:

- Waar zou het onderscheid tussen ESF-toxiciteit-Groen en ESF-toxiciteit-oranje kunnen liggen?
- Idem voor het onderscheid ESF-toxiciteit-oranje en ESF-toxiciteit-rood?

Noot: De stoplicht-functie van de ecologische sleutelfactoren bevordert de eenvoud van de toepassing van de verschillende ESF's in een watersysteemanalyse. Echter, het toepassen van de stoplicht-interpretatie is een samenvatting van gegevens in drie ‘vakjes’: groen, oranje, en rood. Deze samenvatting is erg nuttig bij onderlinge vergelijking van de relevantie van verschillende sleutelfactoren. Binnen de sleutelfactor ESF-toxiciteit is de maatlat “msPAF_{EC50}” echter ook een kwantitatieve waarde, die direct gebruikt kan worden om inzicht te krijgen in de rol van toxiciteit tussen locaties, en ten opzichte van ecologische effecten.

De resultaten van de data-analyse geven voor de afleiding van de stoplichtfunctie een aantal feitelijke inzichten. Echter, de onderzoeksresultaten “maken geen keuze” voor ESF-toxiciteit-grenswaarden. Ze maken slechts een gemotiveerde beleidskeuze voor beide grenswaarden mogelijk. Een goede keuze voor beide grenswaarden omvat (naast de hier geanalyseerde effect-analyses voor toxische druk) ook afstemming met die voor de andere ESF'en (zie Figuur 8). Immers, de wens is om consistent te zijn tussen de ESF'en (STOWA 2014), om goede watersysteemanalyses te doen en eenduidige conclusies te kunnen trekken over het relatieve belang van de verschillende sleutelfactoren. Dit betekent, dat de grenswaarden bij het onderscheid groen/oranje allemaal zouden moeten betekenen dat er sprake is van situaties die voor de betreffende drukfactor niet meer afdoende veilig zijn, en bij oranje/rood allemaal een x-percentages effecten op de ecologie (bv: 10% soortenverlies door de drukfactor).


FIGUUR 8

De algemene stoplichtfunctie van de ESF-systematiek vraagt om tussen de sleutelfactoren vergelijkbare grenswaarden voor (geen-)effect niveaus, om door de onderlinge consistentie, goede stuur-informatie voor waterbeheer te geven (links), en de betekenis waarnaar voor de ESF-toxiciteit-stoplichtfunctie gestreefd wordt in de ESF-systematiek (rechts, bron: STOWA). Noot: In het rapport over de afleiding van de ESF-toxiciteit wordt een onderscheid groen-oranje-rood voorgesteld voor deze sleutelfactor.


STOPLICHTSYSTEEM: OP ROOD OF OP GROEN?

Elk van de sleutelfactoren vormt een belangrijke voorwaarde voor een goed functionerend watersysteem. Elke factor kunnen we daarom beschouwen als een stoplicht dat op groen of rood kan staan. Als duidelijk is welke factoren op rood staan, wordt ook duidelijk waar de belangrijkste stuurknoppen zitten voor het bereiken van de ecologische doelen.





ESF 8 ROOD
Organismen gaan dood door de aanwezigheid van giftige stoffen.



ESF 8 GROEN
De hoeveelheid giftige stoffen overschrijdt de veilige waarden voor planten en dieren niet.

VAN ROOD NAAR GROEN: MOGELIJKE MAATREGELEN

- ☞ Bestrijdingsmiddelengebruik tegengaan.
- ☞ Bufferstroken aanleggen langs landbouwpercelen.
- ☞ Inzamelpunten maken voor overtollige medicijnen.

Ten slotte geldt ook, dat de ESF-systematiek ontworpen is om inzicht te krijgen in het ecologisch functioneren van een watersysteem. Hierbij gaat het niet zozeer over een beoordeling van een toestand, maar inzicht of de voorwaarden optimaal zijn voor het ecologisch functioneren van een watersysteem. Of de voorwaarden in orde zijn wordt weergegeven met een stoplichtfunctie.

In een voorbeeld-toepassing van de ESF's 1 tot en met 3 (STOWA 2015) wordt benadrukt hoe de stoplichtfunctie ("rekenregels") gehanteerd moeten worden: *"Het is belangrijk niet blind te varen op de rekenregels en normen die in dit document worden genoemd; het uiteindelijke doel is systeembegrip. Afhankelijk van de specifieke situatie in het watersysteem, kan afgeweken worden van deze rekenregels en grenswaarden. Het vastleggen van deze keuzes helpt bij het herleiden van alle beslissingen die worden genomen naar aanleiding van de analyse"*.

Vanaf dit punt in dit rapport worden dus feitelijke resultaten getoond die deels volgen uit de data, en daarna betrokken worden in een potentiële beleidskeuze, namelijk voor de grenzen tussen groen/oranje en tussen oranje/rood.

Noot: in de praktijk kunnen de grenswaarden voor de ESF-toxiciteit die bij de eerste toepassingen van de ESF-toxiciteit gekozen worden geëvalueerd en bijgesteld aan de hand van praktijkervaringen. De rol is immers: informatie geven die beleidskeuzes helpt te onderbouwen.

4.2 OVER VERGELIJKBAARHEID MET ANDERE SLEUTELFACTOREN

Een belangrijk kenmerk van het ESF-systeem is, dat 'groen' en 'rood' dezelfde betekenis zouden moeten hebben voor alle sleutelfactoren. Slechts dan is het mogelijk een afgewogen oordeel af te leiden uit de analyse van verschillende ESF's, omdat dan immers geldt dat 'rood' steeds evenveel effect vertegenwoordigt, onafhankelijk van de factor die bestudeerd wordt. Op dit moment is die afstemming nog niet mogelijk. Voor de ESF-toxiciteit wordt daarom op basis van de gegevens een aantal overwegingen getoond over de grenswaarden voor de stoplichtfunctie.

Zoals eerder beschreven is 'toxiciteit' een bijzondere sleutelfactor, omdat er immers een oneindig complexe situatie moet worden samengevat: veel stoffen, veel mengsels, veel blootstellings-situaties, en veel blootgestelde soorten met elke een eigen sensitiviteit. Het onderzoek aan de Nederlandse monsters (dit rapport) en ook andere onderzoeksresultaten tonen aan, dat de effecten van één of enkele stoffen bij incidenten (ongevallen, acute blootstelling aan hoge concentraties) weliswaar een 'omslag-reactie' kunnen opleveren – zoals massale vissterfte – maar dat de effecten van stoffenmengsels in eco-systemen veelal gradueel zijn. Bij toenemende toxische druk is er sprake van toenemende effecten, die deels onzichtbaar blijven door multi-stress effecten (De Zwart et al. 2006, Kapo et al. 2008, Posthuma en De Zwart 2012, Kapo et al. 2014), zoals ook in dit rapport wordt aangetoond. Hierdoor is het onderscheid tussen groen/oranje en oranje/rood mogelijk anders van aard dan bij andere sleutelfactoren. Kijken we bijvoorbeeld naar nutriënten, dan is er bij de achterliggende nutriënt-effect relaties sprake van zogenoemde 'tipping points', en is de respons in het watersysteem "van helder naar troebel" of – door maatregelen – omgekeerd (STOWA 2008).

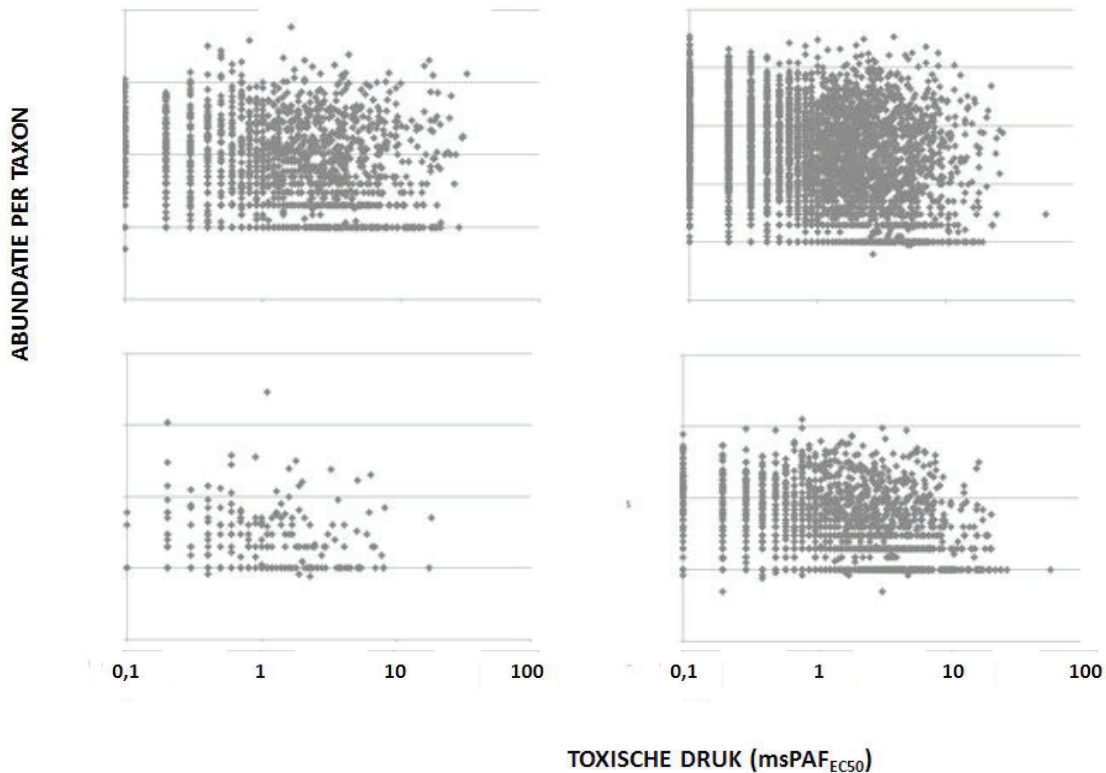
Voor de vergelijking met andere sleutelfactoren geldt dus, dat er (behalve incidenten met hoge emissies van toxicanten) in de meeste watersystemen sprake is van een geleidelijke, sigmoïdale oorzaak-gevolg relatie. Voor de maatregelen geldt verder, dat het terugdringen van emissies van toxische stoffen kan leiden tot gradueel herstel van de ecologische kwaliteit. Hoewel de dataset van dit onderzoek heel veel variatie kent, is het toch opvallend dat de toxische druk in de tijd afneemt (Bijlage 11), en dat de ecologische effecten daarmee gaandeweg moeten zijn afgenomen (betekenis van de maatlat zoals gevonden in dit rapport).

4.3 ILLUSTRATIE BIJ VERWACHTING 1: "ALL ANIMALS REACT UNEQUAL"

Verwachting 1 luidde, dat individuele taxa individuele gevoeligheden hebben voor blootstelling aan toxische stoffen, en dat er *dus* een grote variabiliteit aan ecologische effecten op de abundanties van soorten te verwachten is. Deze variabiliteit wordt geïllustreerd in Figuur 9.

FIGUUR 9

Illustratie van de vorm van de relaties tussen toxische druk (X) en de abundanties van vier willekeurig gekozen genera (Y). Deze grafieken illustreren aan de hand van de ruwe data dat een hogere toxische druk beperkend wordt voor hogere abundanties (lege ruimte rechtsboven).



De figuur illustreert dat de genera in de dataset heel verschillend in de dataset gerepresenteerd zijn (veel of weinig XY-punten). Duidelijk is echter ook, dat voor alle taxa geldt dat de hoogste waarden voor de toxische druk kennelijk beperkend zijn voor de hogere abundanties. In de deel-figuren is het aantal waarnemingen 'rechtsboven' gering. Er bestaan statistische technieken om hieruit grenswaarden af te leiden, maar deze worden in het kader van dit onderzoek toegepast op eenzelfde type grafiek, met daarin het aantal genera per monster. Die maatlat kan namelijk uitgedrukt worden als 'waargenomen' percentage taxa dat aangetast wordt, en dat relateert aan de voorspelde toxische druk ('voorspelde' percentage aangetaste soorten).

4.4 EVALUATIE VERWACHTING 2: ONDERSCHIED ORANJE/ROOD

Verwachting 2 luidde, dat (kortweg) de ecologische effecten – uitgedrukt als dalend aantal taxa – op een non-lineaire wijze zouden afnemen met toenemende toxische druk. Deze verwachting wordt in twee stappen geëvalueerd, namelijk op het niveau van grotere effecten (oranje/rood) en op het veilige niveau (groen/oranje). De eerste analyse is gericht op het oranje/rood onderscheid.

4.4.1 Feiten-analyse

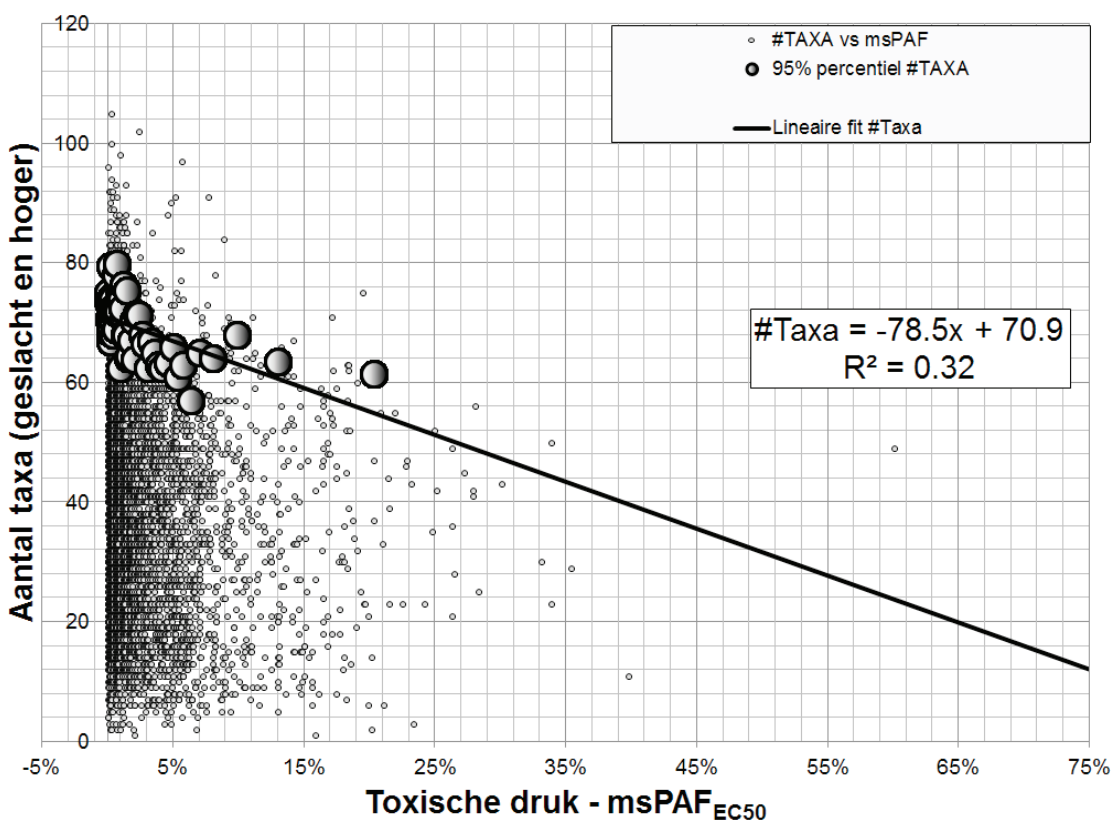
Volgens het STOWA-ontwerp criterium voor toxiciteit moet gelden dat het stoplicht voor de toxiciteit "rood" moet worden bij het volgende verschijnsel: "organismen gaan dood door de aanwezigheid van giftige stoffen" (Figuur 8). In dit onderzoek omvat de dataset geen sterfte-waarnemingen. Daarom wordt het signaal voor "rood" afgeleid uit de gegevens over het verdwijnen van taxa.

Het eerste data-patroon dat hiervoor afgeleid werd is de relatie tussen toxische druk en ecologische effecten, waarbij de laatste uitgedrukt is als “aantal taxa per monster”, als vertaling van het rode ESF-toxiciteit-criterium.

Deze analyse levert het datapatroon en de XY-relatie in Figuur 10.

FIGUUR 10

De relatie tussen toxische druk ($msPAF_{EC50}$) en het aantal taxa in monsters van Nederlandse oppervlaktewateren. Puntjes: observaties. Groot grijs-zwarte gradiënt markers: dezelfde waarnemingen na groepering in X en Y bins (een bin is een subgroep van vergelijkbare data, bv een $msPAF$ bin van 0 tot 2,5%). Zwarte lijn: de lineaire fit door de 95ste-percentielen van de Y-waarden. $P < 0.001$. De zwarte lijn wordt ook wel aangeduid als de 'buiten-envelop' van de XY-ruimte waarin de meeste waarnemingen liggen.



In de Figuur zijn allereerst alle 5939 individuele punten opgenomen (kleine puntjes). Visuele analyse hiervan toont onmiddellijk en overtuigend, dat een toenemende toxische druk (X) leidt tot beperking van het maximale aantal in een monster voorkomende taxa. De rechterbovenhoek van de figuur is vrijwel leeg. De enkele uitzondering (bijvoorbeeld de $msPAF$ van 60,1%) heeft bij een aantal waarnemingen van 5939 geen effect op de ligging van de overige punten en de gefitte lijn. De ligging van alle waarnemingen in het XY-vlak wordt uiteraard bepaald door de eerder aangetoonde overige drukfactoren. Bij een lage toxische druk kan het aantal taxa vrijwel nul zijn, door die andere drukfactoren.

Om het patroon in de data zichtbaar te maken zijn vervolgens de X-waarden gegroepeerd in groepjes van vergelijkbare toxische druk. Daarna zijn de 95-percentielen van de Y-waarden berekend. Door deze keuze wordt de 'buitengrens' van de ruwe waarnemingen beschreven, zonder overwicht van de uitzonderlijk taxa-rijkste monsters (de 95^{ste} tot 100^{ste} percentie-

len van de Y-waarden). Dit leverde een beperkte aantal samengevatte XY-waarden op, die het patroon in de data zichtbaar maken. Statistische analyse van deze data levert een significant verband op, als volgt:

$$\text{Aantal taxa} = 70,9 - 78,5 * \text{msPAF}_{\text{EC50}}$$

In Tabel 7 wordt samengevat hoe de gefitte verhouding tussen voorspelde- en waargenomen aangetaste percentages taxa zich verhouden. Er is sprake van een kalibratie, waarbij geldt dat de maatlat voor toxische druk het percentage verloren taxa behoorlijk goed voorspelt. Bij een $\text{msPAF}_{\text{EC50}}$ van 10% (voorspelling op basis van concentraties van stoffen en omgevingscondities) is het waargenomen verlies aan macrofauna-taxa (los van de taxa die een toegenomen abundantie hebben) 8%, bij 20% druk is het effect 16%, enzovoorts.

TABEL 7

Analyse van de relatie tussen mengsel toxische druk ($\text{msPAF}_{\text{EC50}}$) en het percentage verloren macrofauna genera in Nederlandse watersystemen (volgens lineair model).

msPAF (EC50)	Integriteit (# Taxa)	Verloren taxa %
0%	100%	0%
5%	96%	4%
10%	92%	8%
15%	88%	12%
20%	84%	16%
25%	80%	20%
30%	76%	24%
35%	73%	27%
40%	69%	31%

4.4.2 Evaluatie van de beleidskeuze oranje/rood

Op de getoonde lijn kan beleidsmatig een grenswaarde oranje/rood worden voorgesteld, waarbij de volgende vragen gesteld kunnen worden:

- (a) is de waarde ecologisch betekenisvol?, en
- (a) is de waarde onderscheidend, dat is: wordt er voor het waterkwaliteitsbeheer voldoende duidelijk dat niet alle locaties 'rood' kleuren, of juist 'geen enkele', maar juist: 'een aantal dat helpt prioriteiten te stellen'.

Aan de hand van Figuur 10 en de informatie over de grenswaarde tussen groen en oranje (zie volgende paragraaf), wordt een beleidskeuze voor een voorlopige grenswaarde oranje/rood bij een $\text{msPAF}_{\text{EC50}}$ van 10% voorgesteld. Dit houdt een soortenverlies bij macrofauna van ca. 8% in.

Deze keuze betekent voor beide criteria het volgende:

- (a) dat deze waarde een signaal is van daadwerkelijke ecologische effecten op een betekenisvolle fractie van de diversiteit: het aantal genera is met bijna 10% afgenomen, zie Tabel 7). Daarnaast mag worden aangenomen dat ook van de genera die nog wel aanwezig zijn een betekenisvol aandeel nadelige toxische effecten van de toxische druk ondervindt.

(b) qua onderscheidendheid hebben we de locaties met een $msPAF_{EC50}$ van groter dan 10% en van na 2000 gekarteerd (zie Figuur 11). Deze kaart toont, dat – van de huidige dataset – de locaties die volgens deze ESF-toxiciteit-grenswaarde ‘rood’ zouden worden in regio’s liggen die ‘logisch’ zijn. Dat betreft onder meer het kassengebied van Zuid Holland. Let op: dit wil niet per se zeggen dat er in de rest van Nederland veel minder sprake zou van ‘rood’-signalering. Zo mist een deel van de waterschappen in de analyse en hebben de waterschappen in Zuid Holland een goede koppeling tussen hun chemische en ecologische meetnetten waardoor er veel gegevens in de dataset aanwezig zijn. Voor andere waterschappen kan er bijvoorbeeld in hun chemische meetnet ook sprake zijn van hoge toxische drukken (>10%) maar deze gegevens zijn nu niet meegenomen indien er niet ook macrofauna gegevens van dat punt bekend zijn.

Noot: de grenswaarde oranje/rood is in dit geval gelijk aan de 99^{ste} percentiel van de set van alle $msPAF_{EC50}$ -waarden van monsterpunten met toxiciteits- en macrofauna data. De 95^{ste} percentiel van deze verdeling zou een $msPAF_{EC50}$ grenswaarde van 5% als onderscheid ‘oranje-rood’ opleveren. In het eerste geval heeft 1% van de monsterpunten een $msPAF_{EC50}$ hoger dan 10% (en dus ongeveer 10% soortenverlies). In het tweede geval heeft 5% van de monsterpunten een $msPAF_{EC50}$ hoger dan 5% (en dus 5% soortenverlies).

In vergelijking met de grenswaarde die tussen groen en oranje kan worden overwogen (zie volgende paragraaf) is de $msPAF_{EC50}$ -grenswaarde bij 10% van de taxa potentieel aangetast als optie voor de ‘oranje/rood’-grens een factor 20 hoger dan die voor de hieronder geïllustreerde ‘groen/oranje’ optie (waarvan de waarde 0,5% verkend is).

FIGUUR 11

Consequentie-analyse van de keuze voor een stoplicht-grenswaarde tussen oranje/rood bij een $msPAF_{EC50}$ van 10%.

Noot: het aantal locaties dat getoond wordt is waarschijnlijk een onderschatting van het werkelijke aantal locaties (zie tekst).



Tussenconclusie

In principe kan beleidsmatig elke $msPAF_{EC50}$ -waarde als grenswaarde ‘oranje/rood’ gekozen worden, mits er sprake is van ‘toxische effecten’ (definitie conform STOWA, zie Figuur 8). Een oranje/rood grenswaarde bij een $msPAF_{EC50}$ van 10% duidt op wezenlijke ecologische effecten van toxiciteit, het aantal en de ligging van ‘rode’ locaties geeft een logisch beeld, en de grenswaarde is een factor 20 hoger dan de grenswaarde tussen groen en oranje zoals hieronder voorgesteld.

4.5 EVALUATIE VERWACHTING 2: ONDERSCHIED GROEN/ORANJE

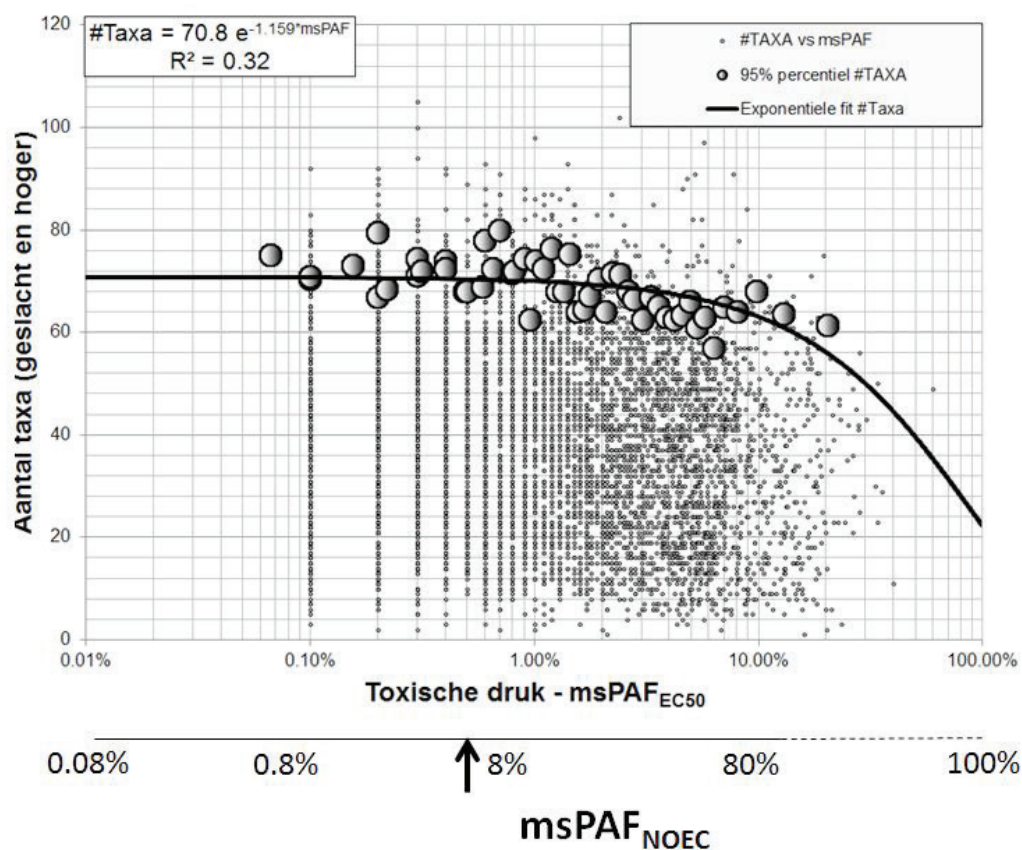
4.5.1 Feitenanalyse

Het tweede data-patroon dat geanalyseerd wordt is gericht op de beleidsmatige keuze voor de grenswaarde ‘groen/oranje’ bij de beschikbare effect-gegevens. Een ‘groen’ situatie wordt gekenschetst door de situatie dat de hoeveelheid giftige stoffen de veilige waarden voor planten en dieren niet overschrijdt (Figuur 8).

Om hiervoor nuttige feiten aan te reiken is de eerder getoonde relatie (Figuur 10) uitvergroot voor de locaties met lage toxische druk. Dat is gedaan door de X-as logaritmisch uit te zetten. Dat biedt extra inzicht in een mogelijk sigmoïdaal verloop van de curve (zoals getoond bij verwachting 1 in Figuur 3). Hieruit resulteert Figuur 12, met overigens dezelfde uitleg als Figuur 10.

FIGUUR 12

De relatie tussen toxische druk en ecologische effecten, uitvergroot voor de lagere waarden van de toxische druk ($msPAF_{EC50}$). Er is een tweede X-as afgeleid, die het verband legt met de fractie soorten waarvoor de NOEC is overschreden. De pijl geeft op die as het niveau van het MTR (Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau) uit het stoffenbeleid aan bij de waarde van $msPAF_{NOEC}=5\%$. Bij die waarde wordt 95% van de soorten beschermd tegen enig nadelig effect, wat beleidsmatig geïnterpreteerd wordt als blootstelling waarbij structurele en functionele integriteit van ecosystemen is gewaarborgd. Voor uitleg: zie Figuur 10 en tekst.



De toename van de ecologische effecten bij hogere $msPAF_{EC50}$ waarden zijn ook bij deze vorm van data-presentatie duidelijk aanwezig (rechtsboven geen XY-waarnemingen). De uitvergroting van de X-as voor de grote serie monsters met lagere X-waarden toont nu echter duidelijk (ook) het non-lineaire karakter van de relatie tussen toxische druk en ecologische

effecten, zoals verwacht werd. Dit non-lineaire deel heeft een belangrijke betekenis in verband met de afleiding van de grenswaarde tussen groen en oranje. De gefitte power-curve luidt:

$$\text{Aantal taxa} = 70,8 * e^{(- 1,159 * \text{msPAF}_{\text{EC50}})}$$

Aanvullend is dezelfde analyse gedaan voor de subset van de 110 ‘robuuste’ taxa (zie Paragraaf 3.10). De daarop gefitte power-curve luidt:

$$\text{Aantal taxa} = 70,6 * e^{(- 2,867 * \text{msPAF}_{\text{EC50}})}$$

Bij de taxa met statistisch robuuste data blijkt dus niet alleen dat het aantal taxa dat op toxiciteit reageert hoger geschat wordt dan bij analyses met alle taxa, maar dat ook de relatie tussen het voorspelde en waargenomen verlies aan taxa ‘scherper’ is. De power-curve buigt in het geval van de robuuste data scherper naar beneden af. Dit levert de volgende relaties op tussen toxische druk ($\text{msPAF}_{\text{EC50}}$) en de effecten op de samenstelling van het aantal macrofauna-taxa, als volgt (Tabel 8):

TABEL 8

Analyse van de relatie tussen mengsel toxische druk ($\text{msPAF}_{\text{EC50}}$, hier als %) en het percentage verloren macrofauna taxa in Nederlandse watersystemen (volgens fit power curve). Links: na fit met de gegevens van alle taxa. Rechts: na fit met de gegevens van de 110 veel voorkomende taxa. Via Figuur 12 kan afgeleid worden voor welk percentage soorten bij de genoemde $\text{msPAF}_{\text{EC50}}$ -waarden het geen-effect niveau wordt overschreden.

msPAF (EC50)	Integriteit (# Taxa)	Verloren taxa %
0%	100%	0%
0.2%	100%	0%
0.4%	100%	0%
0.6%	99%	1%
1.0%	99%	1%
5.0%	94%	6%
10%	89%	11%
20%	79%	21%
40%	63%	37%

msPAF (EC50)	Integriteit (# Taxa)	Verloren taxa %
0%	100%	0%
0.2%	99%	1%
0.4%	99%	1%
0.6%	98%	2%
1.0%	97%	3%
5.0%	87%	13%
10%	75%	25%
20%	56%	44%
40%	32%	68%

Deze analyses suggereren, dat de effecten (effecten op aantal verloren taxa) enigszins onderschat worden via de lineaire modellering ten opzichte van de power-modellering. De verschillen zijn echter gering: er is een duidelijk beperkend effect van verhoogde toxische druk op ecologische integriteit.

4.5.2 Evaluatie van een beleidskeuze groen/oranje

Voor de beleidskeuze groen/oranje is de aandacht gericht op de afwezigheid van effecten. Visuele inspectie van de figuur toont dat de curve begint af te buigen vanaf msPAF -waarden rond de 1-5%? (zie Figuur 12). Uit de besproken onzekerheden (zoals de vraag: “Zijn er specifiek gevoelige watersystemen?”) is het van belang om de grenswaarde groen/oranje vanwege de diverse onzekerheden (ruim) lager te kiezen dan 1-5% mengsel toxische druk.

De volgens STOWA bedoelde grens gaat over “... concentraties van stoffen die de veilige waarden niet overschrijden”. Dergelijke veilige grenzen zijn in het verleden in relatie tot de normstelling van stoffen afgeleid. Daarbij is gebruik gemaakt van het begrip ‘beschermdoel’ en SSD, net als bij de ESF-toxiciteit. In het intermezzo wordt uiteengezet hoe de koppeling tussen ESF-toxiciteit en veilige blootstelling is.

Intermezzo: afleiding van de relatie tussen ESF-toxiciteit en de principes van normstelling voor stoffen

Het beschermdoel dat bij aanvang van de normstelling voor stoffen gesteld is luidt: de blootstelling aan een stof zodanig laag houden dat er sprake is van structurele en functionele integriteit van ecosystemen (Sijm et al. 2002).

Dit is beleidsmatig operationeel gemaakt door de definitie van het 95%-beschermingsniveau: dat niveau wordt afgeleid met SSD modellen, net als bij het Chemiespoor. Hierdoor kan er een tweede-X-as afgeleid worden bij Figuur 12. De basis hiervoor is extrapolatie tussen de SSD_{EC50} en de SSD_{NOEC} van stoffen: deze zijn gerelateerd (ze zijn ten opzichte van elkaar verschoven).

Bij de normstelling wordt een SSD_{NOEC} gebruikt, en het 95%-beschermingsniveau werd daarmee oorspronkelijk operationeel gedefinieerd als een blootstelling die voor 95% van de soorten geen effect veroorzaakt. Die concentratie is in het beleid het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) genoemd. In de praktijk worden hierbij verder nog veiligheidsfactoren gehanteerd, gerelateerd aan de kwaliteit en aantallen ecotoxiciteitsgegevens (zie Bijlage).

Het beschermen van 95% van de soorten tegen enig effect is hetzelfde als maximaal 5% van de soorten blootstellen op NOEC-niveau. Met andere woorden: het maximaal toelaatbare risiconiveau (% soorten blootgesteld boven de NOEC) is volgens de MTR-definitie gelijk aan 5%, waardoor het door STOWA bedoelde ‘veilige niveau’ gelijk is aan een potentieel aangetaste fractie van 5% op NOEC-niveau.

Dit betekent ten slotte volgens de logica dat een situatie beleidsmatig veilig wordt geacht als er sprake is van (tegelijktijd) voor elke stof i dat de concentratie van i niet hoger is dan het MTR_i van die stof (de blootstelling aan een stof leidt tot een PAF_{NOEC} -waarde van maximaal 5%), én dat de blootstelling aan een lokaal mengsel niet leidt tot een $msPAF_{NOEC}$ -waarde van maximaal 5%.

De extrapolatie tussen SSD_{NOEC} en SSD_{EC50} die nodig is voor het afleiden van de X-as met “veilige blootstelling”-betekenis wordt beschreven in Bijlage 12.

Figuur 12 toont de extra X-as die afgeleid is uit deze extrapolatie.

In Figuur 12 is de bovenste X-as de maatlat voor de $msPAF_{EC50}$ die gedefinieerd wordt bij gebruik van de Chemie tool. De onderste X-as representeert dezelfde gegevens als geëxtrapolerde $msPAF_{NOEC}$ -waarden. De ‘veilige grens’ uit de normstelling voor stoffen ligt op de onderste X-as bij 5% ($msPAF_{NOEC}$ maximaal 5%). Dit betekent, dat de veilige grens op de ESF-toxiciteit X-as bij $\sim 0,5\%$ van de soorten aangetast op EC50-niveau zou liggen. Dit punt is evenredig aan het Maximaal Toelaatbare Risiconiveau uit de normstelling. Blootstelling aan een stoffenmengsel op dit niveau zou evenredig zijn met een situatie van één EC50-overschrijding per 200 aanwezige taxa. Samengevat in termen van de st`oplicht-functie betekent dit, dat de veilige grens (tussen groen en oranje) bij een $msPAF_{EC50}$ van 0,5% zou kunnen liggen en dan hetzelfde beschermingsdoel nastreeft als de MTR-waarden en JG-MKN waarden in het stoffenbeleid. Dit is een factor 20 beneden de hierboven besproken grenswaarde tussen oranje en rood. Indien voor een lagere grens wordt gekozen, om diverse onzekerheden te verdisconteren, dan leidt dat tot lager kans op het optreden van effecten bij een ‘groene’ kwalificatie volgens deze ESF-toxiciteit-grensen.

4.6 CONSEQUENTIE-ANALYSE VAN DE TWEE GRENSWAARDEN

Als we met deze beide grenswaarden kijken naar de consequenties van de toepassing van die grenswaarden voor de indeling van de bestudeerde dataset, dan blijkt dat deze grenswaarden zouden leiden tot een onderverdeling van de huidige 5939 monsters in:

- 1899 keer ‘groen’
- 3900 keer ‘oranje’
- 140 keer ‘rood’

Oftewel respectievelijk 32% (veilig, geen effecten), 66% (signalering van effecten) en 2% (grote effecten) van de monsters.

Noot: Omdat de effecten van toxische druk eigenlijk gradueel toenemen, en omdat de uitkomsten van de statistische analyses ook afhangen van arbitrair gemaakte keuzes in het data-analyse proces (verschil tussen beide uitkomsten getoond in Figuur 12) zijn er meerdere argumenten om de grens tussen groen en oranje lager te leggen dan 0,5%, maar ook om hem hoger te leggen. Een lagere grenswaarde leidt tot een hoger aantal waterlichamen waarbij gesignaleerd wordt dat er mogelijk effecten van stoffenmengsels bestaan, waardoor er bij het afleiden van maatregelenpakketten in die gevallen ook met stoffen rekening wordt gehouden. Een hogere grenswaarde leidt tot een situatie waarbij de aandacht voor stoffen zich meer richt op de subset aan locaties waar stoffen een duidelijke factor zijn.

4.7 EVALUATIE ONZEKERHEDEN BIJ DE VASTSTELLING VAN GRENSSWAARDEN

De vaststelling van grenswaarden wordt beïnvloed door feiten en door evaluatie van de consequenties (zie de evaluatie van de ‘rode’ waterlichamen in Figuur 11), maar ook door arbitraire keuzes in de data-analyses (zie boven) en feitelijke onzekerheden. Het is wenselijk om al deze factoren af te wegen voordat de twee grenswaarden worden vastgesteld.

Wat betreft de onzekerheden kan gesteld worden dat:

- (a) er bestaan gevoelige watersystemen, waardoor de “buiten-envelop” tussen watersystemen verschilt; dit heeft als gevolg dat de curve van sommige watersystemen “verder naar links” kan liggen, waardoor de afstand tussen bescherm-doel en effect-grens voor die systemen kleiner is dan in Figuur 12,
- (b) niet alle geëmitteerde stoffen zijn gemeten, en
- (c) bij het afleiden van vergelijkbare curves voor afzonderlijke taxa zal de “buiten-envelop” per taxon anders zijn (zie Figuur 9), waarbij de constatering ‘groen’ voor het aantal taxa niet voor alle taxa beschermend hoeft te zijn.

4.8 GRENSSWAARDEN BIJ HET VERSPREIDEN VAN BAGGERSPECIE OP LAND

Praktijkproblemen met bestaand beleid hebben ook voor andere situaties geleid tot het afleiden van een kwantitatieve proxy voor toxische druk, en het vervolgens koppelen van handelingsperspectieven aan bepaalde proxy waarden. Een voorbeeld is het beleid rond het verspreiden van (licht) verontreinigde baggerspecie op land. Ook voor baggerspecie was er sprake van normoverschrijdingen (concentraties van stoffen in de specie hoger dan de beschermende norm), waardoor verspreiding van de specie op de landbodem werd afgeremd, en er uiteindelijk een achterstand ontstond in het uitbaggeren van regionale wateren. Dat leidde vervolgens tot problemen in het waterkwantiteitsbeheer, en tot een noodzaak voor nieuw beleid. Dat beleid is gebaseerd op de chronische toxische druk ($msPAF_{NOEC}$), vanwege de relatie met de context van het bodembeleid waarin het chronische geen-effect niveau van belang was, en het baggerspreidingsbeleid een ‘geen-effect’ beleid moest blijven. De grenswaarden in dat beleid zijn specifiek gesteld voor metalen en overige stoffen, en luiden: baggerspecie is verspreidbaar als de $msPAF_{NOEC}$ -metalen < 50%, en $msPAF_{NOEC}$ -organisch < 20%, terwijl 5 stoffen individueel genormeerd werden (Osté et al. 2008). Dit beleid is geëvalueerd wat betreft de mate van bescherming van de bodem en wat betreft de praktische effectiviteit, met positief resultaat (Agentschap.NL 2011, Harmsen et al. 2012).

5 Praktijkvalidatie van de Chemie tool

5.1 MOTIEF PRAKTIJKVALIDATIE

Eén van de grondleggers van het werkveld van de ecologische risicobeoordeling (G. Suter, van de U.S. EPA) heeft twee vormen van validatie van methodieken in de risicobeoordeling onderscheiden:

1. Wetenschappelijke validatie: levert de aanpak goede wetenschappelijk onderbouwde inzichten in de feiten (hier: de omvang van ecologische effecten);
2. Praktijkvalidatie: levert de aanpak nuttige informatie voor beslissingen.

Het merendeel van dit rapport gaat over de wetenschappelijke validatie (met name de resultaten van analyse van de Nederlandse monitoring data in de Hoofdstukken 3 en 4). In dit hoofdstuk 5 beschrijven we de resultaten van een praktijkvalidatie. De praktijkvalidatie bestond uit het verzamelen en analyseren van een aantal typerende beleidsvragen aan de hand van een aantal case studies. Voor elke case study werd beschreven welke vraagstelling er geformuleerd was vanuit de optiek van het watersysteembeheer, wat de rol van de analyses van de ESF-toxiciteit-analyses was, en welke lessen er getrokken kunnen worden over de rol van de ESF-toxiciteit aanpak bij de beantwoording van de praktische vraagstellingen uit het waterbeheer. De case studies konden worden gemaakt door de belangeloze inbreng vanuit verschillende waterschappen.

5.2 GEWASBESCHERMINGSMIDDELEN EN ECOLOGISCHE EFFECTEN

5.2.1 Verantwoording

Deze casus maakt gebruik van data uit het gewasbeschermingsmiddelenmeetnet van Wetterskip Fryslân. De ruwe data zijn door het waterschap verzameld en geanalyseerd met behulp van de normatieve kaders en Chemie tool (zie Bijlage 14 voor oorspronkelijke tekstbijdrage). De case study richt zich op de vraag hoe de resultaten van de toetsing aan normen en die van de analyses met de ESF-toxiciteit betekenisvol na en naast elkaar geïnterpreteerd kunnen worden.

5.2.2 De Casus

Aanleiding

Wetterskip Fryslân neemt deel aan het landelijk meetnet gewasbeschermingsmiddelen en monitort deze middelen in verschillende akkerbouwgebieden. Zoals verwacht variëren de concentraties sterk in de tijd en kennen de middelen een gepiekt voorkomen. Zowel de mate van normoverschrijding als het aantal normoverschrijdingen verschilt per stof, per gebied (gewas) en per jaar. De stoffen die het vaakst en/of het sterkst de waterkwaliteitsdoelen (normen) overschrijden worden aangeduid als probleemstoffen.

Vraagstellingen

In hoeverre zijn de uitkomsten van de Chemie tool aanvullend en aansluitend op toetsing van de waargenomen concentraties met de geldende waterkwaliteitsnormen? Waar zijn de antwoorden hetzelfde en waar zitten de verschillen? En wat vertellen deze verschillen ons dan over de manier waarop wij de problemen rond toxiciteit beoordelen? Hoe toxisch is ons (sloot)water nu? En besteden we wel aan de juiste stoffen aandacht?

Resultaten

In Tabel 9 zijn de uitkomsten van alle analyses samengevat, waarbij de eerste kolom aangeeft of de stof als belangrijke probleemstof wordt ervaren in de gebruikelijke toetsing aan de hand van de waterkwaliteitsnormen (afhankelijk van de stof: overschrijding van MTR dan wel JG- of MAC-MKN). In de tweede kolom wordt aangegeven of de stof door de msPAF-tool wordt aangeduid als een stof die bijdraagt aan toxiciteit.

TABEL 9

Resultaten van de toetsing van de concentraties van gewasbeschermingsmiddelen via enerzijds de geldende normen (waterkwaliteitsdoelen) en anderzijds de Chemie tool (omvang ecologische effecten). Een probleemstof duidt aan dat een waterkwaliteitsdoel niet wordt gehaald (norm-toetsing) resp. dat de PAF_{EC50} hoger is dan 0,5% (in de voorlopige stoplichtfunctie: “oranje”).

	Waterkwaliteitsdoelen	Chemie tool
Fluoxastrobin	Probleemstof	
Imidacloprid	Probleemstof	Probleemstof
Azoxystrobin	Probleemstof	
Linuron	Probleemstof	Probleemstof
Thiacloprid	Probleemstof	Probleemstof
Fluopicolide	Probleemstof	Probleemstof
Boscalid	Probleemstof	
Terbutylazine	Probleemstof	Probleemstof
Methyl-metsulfuron	Probleemstof	
Tritosulfuron		Probleemstof
Isoproturon		Probleemstof
Pencycuron		Probleemstof
Pyraclostrobin		Probleemstof
Ethoprofos		Probleemstof

Uit deze vergelijking blijkt dat 36% van de stoffen door beide methoden als probleemstof wordt aangemerkt: er is normoverschrijding, en die leidt ook tot directe ecologische effecten. Bij 28% van de stoffen wordt de waterkwaliteitsnorm overschreden, maar volgens de Chemie tool vallen de verwachte ecologische effecten van directe blootstelling mee. Voor de resterende 36% van de stoffen lijken de resultaten aan te geven dat de huidige norm onvoldoende beschermend is.

Om deze overeenkomsten en verschillen beter te begrijpen is eerst naar de herkomst van de norm gekeken. De herkomst van de verschillende normen is in het rapport over de opzet van de ESF-toxiciteit uiteengezet (in Bijlage 1 van dat rapport: (Posthuma et al. 2016b). Dit levert het overzicht zoals samengevat in tabel 10.

TABEL 10

Overzicht van de herkomst van de waterkwaliteitsnormen van de onderzochte gewasbeschermingsmiddelen.

Waterkwaliteitsdoelen	Chemie tool	Aard van de norm (www.rvs.rivm.nl)	Stof
Probleemstof	Probleemstof	JG- en MAC-MKN	Imidacloprid
Probleemstof	Probleemstof	“	Linuron
Probleemstof	Probleemstof	“	Thiacloprid
Probleemstof	Probleemstof	“	Terbutylazine
Probleemstof	Probleemstof	“	Fluopicolide
Probleemstof		(indicatieve) MTR	Azoxystrobin
Probleemstof		“	Boscalid
	Probleemstof	“	Pencycuron
	Probleemstof	“	Pyraclostrobin
	Probleemstof	“	Ethoprofos
Probleemstof		JG- en MAC-MKN	Fluoxastrobin
Probleemstof		JG- en MAC-MKN	Methyl-metsulfuron
	Probleemstof	JG- en MAC-MKN	Isoproturon
	Probleemstof	Geen norm beschikbaar	Tritosulfuron

Samenvattend laat dit overzicht zien dat:

- Er voor alle vijf stoffen, die in beide methoden als probleemstof worden aangeduid, JG- en MAC-MKN normen zijn afgeleid (in één geval nog wel met als status indicatief). Dit betekent dat er een gedegen normafleiding heeft plaats gevonden, waarbij er meestal ook voldoende ecotoxiciteitsgegevens zijn om de norm mee af te leiden. Deze ecotoxiciteitsgegevens vormen ook de basis van de Chemie tool dus een overeenkomst in beide methoden is dan te verwachten.
- Alle vijf stoffen met een (indicatieve) MTR leiden tot een verschil tussen de beoordeling in beide methoden. Dit kan komen door verschillen in de methoden zoals het omgaan met ecotoxiciteitsgegevens, waarvan de kwaliteit niet optimaal is of de wijze waarop een beperkt aantal gegevens kan leiden tot extra veiligheidsfactoren. Vanuit een beheerderperspectief kunnen deze constatering aanleiding zijn om het (laten) afleiden van een gedegen norm te overwegen. Overigens hoeft een gedegen normafleiding niet te betekenen dat de norm qua hoogte ook sterk verandert. Alleen is de norm dan wel betrouwbaarder. Iets vergelijkbaars geldt ook voor een stof als Tritosulfuron: er is geen norm voor het Nederlandse oppervlaktewater beschikbaar maar de Chemie tool duidt wel op mogelijke effecten.

De verschillen kunnen ook per stof bekeken worden.

- Zo is er voor het fungicide fluoxastrobin een gedegen norm afgeleid, die in het beheergebied van Wetterskip Fryslân regelmatig wordt overschreden (JG-MKN) terwijl de Chemie tool de stof toch niet als probleemstof herkent. Een belangrijke verklaring van dit verschil is een extra veiligheidsfactor, die bij de normstelling is toegepast. Bij fluoxastrobine en andere strobilurinen is er weinig informatie over de vraag of het specifieke aangrijpingspunt van dit middel bij schimmels ook in andere organismen voorkomt. De gangbare veiligheidsfactor is daarom met een factor 5 verhoogd om met de 1^{ste} lijnstoetsing aan de veilige kant te blijven. Zonder deze extra veiligheidsfactor zou de JG-MKN norm 0,06 µg/l bedragen en zou het aantal normoverschrijdingen logischerwijs fors lager zijn. Dit illustreert de aanvullende rol van de ESF-toxiciteit: Er zijn onzekerheden in de normstelling, die (logisch voor een 1ste lijnsbeoordeling) leiden tot een hogere veiligheidsfactor. Als een stof aan de norm voldoet, kan men er op deze manier zeker van zijn dat er voor deze stof ook geen problemen zijn. Als er wel een normoverschrijding wordt geconstateerd, leidt zo'n 'vlag' tot een verdiepingsslag. De Chemie tool geeft aan dat de verwachte ecologische effecten op de KRW-kwaliteitselementen mee kunnen vallen (dit hoeft overigens voor aquatische schimmels niet zo te zijn, maar ecotoxiciteitsgegevens over deze organismegroep zijn zeldzaam). Daarmee verschilt het ESF-toxiciteit oordeel van fluoxastrobin van andere gewasbeschermingsmiddelen als imidacloprid en linuron, die bij een norm overschrijding wel tot ecologische effecten cf. de ESF-toxiciteit tool leiden.
- Voor azoxystrobin worden de meetresultaten nu vergeleken met een indicatieve MTR-waarde van 0,056 g/l. De monitoringsresultaten van Wetterskip Fryslân laten zien dat er in 30% van de metingen sprake is van een normoverschrijding. Deze indicatieve MTR-waarde stamt uit 2002 en is afgeleid met een veiligheidsfactor van 1000. Ondertussen is er in Zwitserland ook een gedegen JG-MKN norm conform de KRW-systematiek afgeleid. Deze bedraagt 0,2 µg/l. Geen ordegrottes verschil met de huidige indicatieve MTR, maar voor een beheerder weldegelijk relevant: Ten opzichte van deze Zwitserse norm is er in slechts 5% (t.o.v. de eerdere 30%) van de metingen sprake van een normoverschrijding. Dit komt ook beter overeen met de Chemie tool. Vanaf een concentratie van ±1 µg/l geeft de tool een respons voor acute effecten (de JG-MKN norm is gericht op chronische effecten).
- Voor Boscalid geldt iets vergelijkbaars. De huidige indicatieve MTR van 0,55 µg/l is afgeleid met een veiligheidsfactor van 3000, terwijl Zwitserland recent een JG-MKN van 11,6 µg/l heeft afgeleid. Deze waarde ligt dicht in de buurt van het toelatingscriterium van 12,5 µg/l en ook de Chemie tool geeft vanaf concentraties van ±10 µg/l een respons. Smit en Kalf (2014) hebben deze verschillen eerder al geconstateerd en voor onder andere boscalid en azoxystrobin geadviseerd om een gedegen norm af te leiden en de Nederlandse norm hierop aan te passen.
- Ook het omgekeerde komt voor. De stof pencycuron leidt in de Chemie tool wel tot een respons, terwijl die op basis

van de waterkwaliteitsnormen nog niet als probleemstof werd ervaren. In dit geval zijn het vooral nuance verschillen. De respons van de Chemie tool werd alleen aangetroffen voor één monster met de hoogste pencycuron concentratie van 4,7 µg/l. Deze concentratie leidt ook tot een overschrijding van de waterkwaliteitsnorm (een indicatieve MTR met een waarde van 2,7 µg/l). Alleen door de geringe frequentie en mate van normoverschrijding wordt deze stof door Wetterskip Fryslân niet als een echte probleemstof ervaren. Een beeld dat door de Chemie tool wordt ondersteund.

Zijn er ecologische effecten in de akkerbouwgebieden van Wetterskip Fryslân?

Dit is de vraag waar de Chemie tool voor is ontwikkeld.

Van de 225 beschikbare monsters is de $msPAF_{EC50}$ in 38 monsters (17%) groter dan 0,5% en in 1 geval >10%. Dit zijn de grenswaarden zoals die dit rapport als voorlopige opties voor de grenswaarden groen/oranje resp. oranje/rood worden voorgesteld. Deze voorlopige ondergrens van het ESF-toxiciteit stoplicht van 0,5% komt op ordegrrootte overeen met het beschermingsniveau dat in de normstelling wordt beoogd en de uitgevoerde kalibratie laat zien dat boven deze grenswaarde de diversiteit van de macrofauna begint te verminderen.

Men mag dus concluderen dat in 17% van de monsters toxische druk een rol speelt in het functioneren van het ecosysteem, naast vast een aantal andere stressfactoren. In één monster van sprake van een toxische druk van 11%. Voor dit monster mag men concluderen dat er sterke effecten op het ecosysteem aanwezig zijn.

Nu lijkt 17% van de monsters waarschijnlijk niet erg zwaarwegend. Men kan echter ook kijken naar het aantal locaties en naar de waarnemingen en dan blijkt dat voor alle 8 locaties uit het meetnet een grenswaarde van toxische druk van 0,5% ten minste eens is overschreden en voor 6 van de 8 locaties in beide jaren (2014 en 2015). De conclusie op watersysteemniveau zou men dus ook mogen veralgemeniseren tot:

In alle onderzochte wateren in het akkerbouwgebied veroorzaken de onderzochte gewasbeschermingsmiddelen ten minste periodiek een toxische druk die tot ecologische effecten op de macrofauna leidt.

In het merendeel van de gevallen treedt dit meerdere keren per jaar op waardoor ook het herstel van de levensgemeenschap na een piekbelasting wordt beïnvloed.

5.2.3 Betekenis van de toepassing van de Chemie tool

De toetsing aan de normen geeft aan welke gewasbeschermingsmiddelen als probleemstof aandacht van het waterschap vragen, om de normoverschrijdingen terug te dringen.

De additionele toetsing van de gemeten gewasbeschermingsmiddelenconcentraties met de Chemie tool toont aan, dat de gewasbeschermingsmiddelen ecologische effecten veroorzaken. Daarbij suggereren de uitkomsten dat dat van sommige stoffen de concentratie weliswaar verhoogd is, maar dat die stoffen relatief weinig bijdragen aan de directe toxische effecten van de waargenomen mengsels. De uitkomsten suggereren ook dat er stoffen gevonden die volgens de ESF-toxiciteit-analyse wezenlijk bijdragen aan de effecten, terwijl daarvoor geen- of indicatieve normen beschikbaar zijn. Voor deze laatste stoffen kan de uitkomst van de ESF-toxiciteit-resultaten aanleiding zijn om een gedegen normering af te leiden.

De ESF-toxiciteit vat de gegevens van verschillende gewasbeschermingsmiddelen samen in één getal (mengsel toxische druk) per monster. De resultaten tussen monsters kunnen daardoor in ruimte of tijd vergeleken worden (hier niet gedaan), waarbij kan blijken dat de mengsel-effecten bijvoorbeeld dicht bij de kavelsloten hoger zijn dan op verder van de akkers gelegen watersystemen, en dat de effecten hoger zijn tijdens periodes van gebruik van bestrijdingsmiddelen. De ESF-toxiciteit levert (effect beoordeling in ruimte en tijd) het inzicht dat de mengsels van stoffen in de tijd sterk variëren, maar dat er in deze case study regelmatig effect-veroorzakende mengsels aanwezig zijn in het watersysteem. De hier uit-

gevoerde ESF-toxiciteit-analyse leverde bovenstaande resultaten door de beschikbare metingen op systeemniveau, en met logisch inzicht in gedrag en effecten van stoffen, te analyseren. Succesvolle toepassing van de ESF-toxiciteit vraagt bewust omgaan met vraagstelling, data en aanpak van de analyses.

5.3 DE BOVEN-DOMMEL

5.3.1 Verantwoording

Deze casus maakt gebruik van data van een meetpunt op de grens van Vlaanderen en Nederland in de rivier de Dommel. De ruwe data zijn door het waterschap verzameld en geanalyseerd met behulp van de normatieve kaders en Chemie tool. De case study richt zich op de vraag hoe de resultaten van de toetsing aan normen en die van de analyses met de ESF-toxiciteit betekenisvol na en naast elkaar geïnterpreteerd kunnen worden.

5.3.2 De Casus

Aanleiding

In de periode van 1980 tot 2015 is op een vast meetpunt in het stroomgebied van de Dommel de waterkwaliteit gemeten en is over die periode een tijdreeks opgebouwd. Bovenstrooms is er sprake van een historische belasting van het gebied met metalen, en er worden dan ook metaalmengsels aangetroffen in het rivierwater. Het landgebruik in het Vlaamse achterland wordt gekenmerkt door een mix van industrie, woonkernen, natuur en landbouw. Bovenstrooms zijn ook enkele rioolwaterzuiveringsinstallaties en riool overstorten aanwezig.

Op basis van >24.000 waterkwaliteitsmetingen over de genoemde periode is onder meer gesignaleerd dat de waterkwaliteitsnormen voor zink en cadmium in de gehele periode overschreden worden. De normoverschrijding indiceert dat deze metalen mogelijk ecologische effecten kunnen veroorzaken. De eerste concrete beleidsvraag voor het huidige waterkwaliteitsbeheer is of de toxiciteit (mate van ecologisch effect) sinds het begin van de metingen in de jaren '80 daadwerkelijk is afgenomen in relatie tot uitgevoerde beleidsmaatregelen. Daarnaast is de vraag hoe de mogelijke ecologische effecten van de metalenbelasting zich verhouden tot die ten gevolge van de andere lokale bron van stoffenbelasting, namelijk de belasting die veroorzaakt wordt door bestrijdingsmiddelen. Daar is toenemende aandacht voor in het kader van beleid rond de duurzame toepassing van dergelijke middelen.

Aanvullend op deze gegevens is een analyse van de omvang van de ecologische effecten in de tijd uitgevoerd met de Chemie tool. De invoergegevens bestaan uit de gemeten metalen en bestrijdingsmiddelen, en uit enkele fysisch-chemische waterkwaliteitsparameters (o.a. Kjeldahl N, Total Suspended Solids (TSS), en Biologisch Zuurstof Verbruik (BZV)). Hierbij is het meetpunt sinds 1980 gelijk gebleven, maar is het pakket aan gemeten parameters en de meetfrequentie per jaar variabel. Met name in de laatste jaren zijn er ook veel bestrijdingsmiddelen gemeten. Niet alle parameters die in de ESF-toxiciteit gebruikt worden om voor verschillen in de biologische beschikbaarheid van stoffen in de monsters te kunnen corrigeren zijn gemeten. Daardoor zijn de berekende $msPAF_{EC50}$ -waarden deels gebaseerd op correcties met *default-waarden voor deze parameters*.

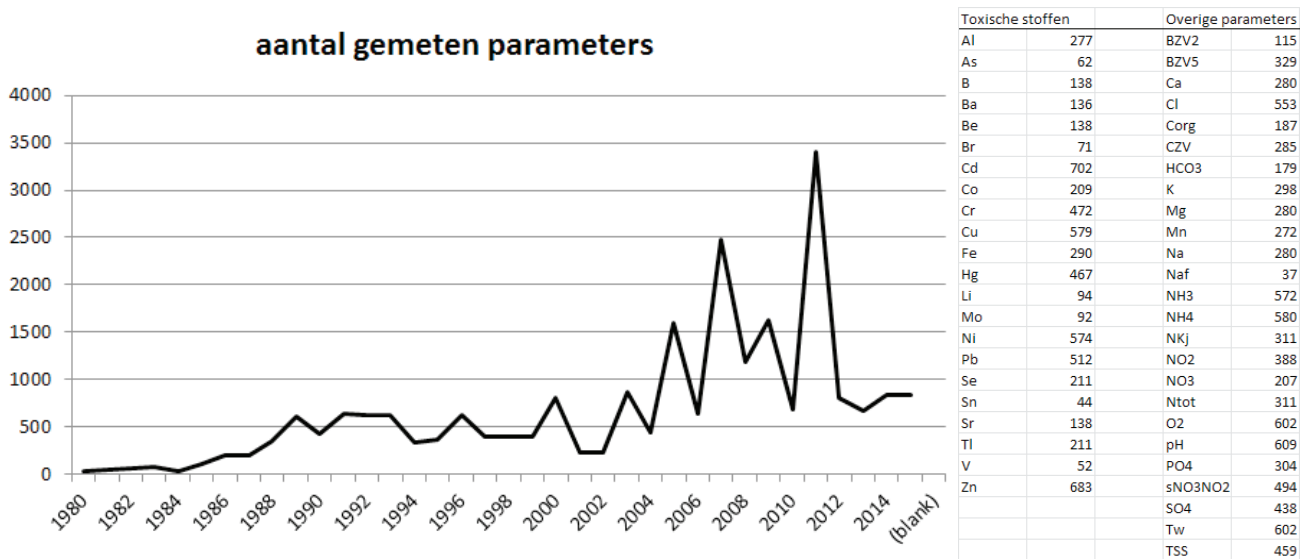
Resultaten

Data

Het aantal gemeten parameters varieert tussen de meetjaren zoals getoond in Figuur 13. Bij de interpretatie van de toxische druk van mengsels moet met deze variatie in aantallen gemeten stoffen rekening gehouden worden. Immers, de toxische druk van mengsels neemt niet alleen toe door hogere concentraties, maar ook door stoffen die in de berekening worden meegenomen.

FIGUUR 13

Variatie van aantallen en aard van de gemeten parameters op het meetpunt in de Dommel tussen 1980-2015.

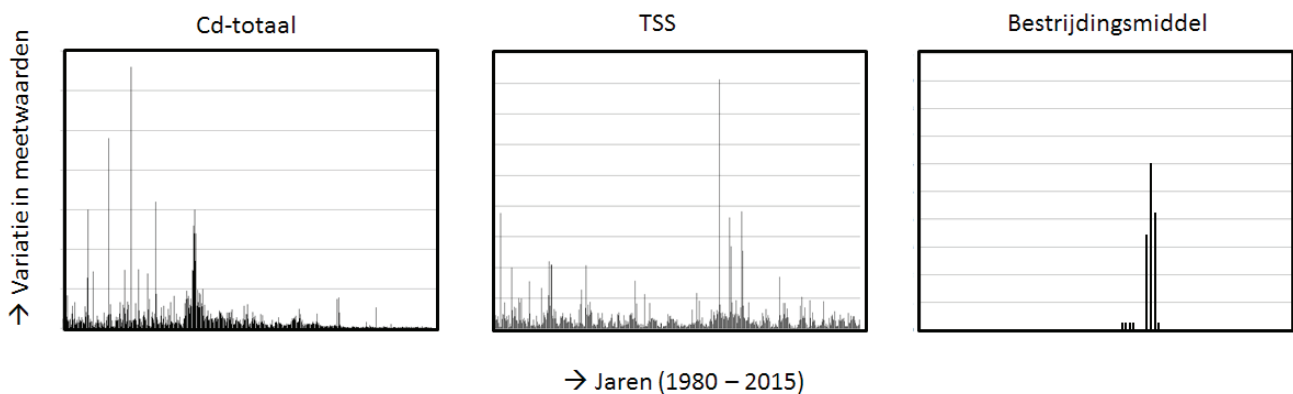


Variatie

Enkele voorbeelden van de variatie van de waarde van de gemeten stoffen en parameters worden gegeven in Figuur 14. De figuur illustreert via het aantal getoonde staafjes dat sommige parameters vaak gemeten worden, en andere parameters slechts incidenteel. De figuur illustreert via de hoogtes van de staafjes dat alle parameters in de tijd sterk variëren. Dit kan komen door emissies naar het watersysteem die in de tijd variëren, zoals vanwege bestrijdingsmiddelengebruik, of door het debiet van de rivier (mate van verdunning, zoals onder meer beïnvloed door regenval).

FIGUUR 14

Impressies over de variatie van gemeten parameters in de tijd. X-as: elk balkje is een monstertijdstip, monsters staan op volgorde van tijd van monsternamen. Y-as: de hoogte van het balkjes illustreert de variatie van de gemeten parameters in de tijd. Links: frequente metingen van cadmium (concentratie na filtratie). Midden: frequente metingen van Total Suspended Solids (TSS). Rechts: incidentele metingen van een bestrijdingsmiddel (vier meetpunten in 2003, en vier meetpunten in 2007).



Normtoetsing

Toetsing van de waarnemingen (metaalconcentraties “na filtratie”) aan de huidige normatieve kaders toonde onder meer dat de JG-MKN (jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm) voor cadmium en zink in geen van de meetjaren voldoet. Voor alle jaargemiddelden van cadmium en zink luidt het oordeel: “voldoet niet”. Deze vorm van toetsing toont geen trend die aanduidt of het gevoerde beleid voor terugdringing van de metaalbelasting heeft gewerkt. De metingen voor de bestrijdingsmiddelen leverden bij toetsing aan de normen een variabel beeld: voor individuele monsters, en voor de jaargemiddelden, traden er overschrijdingen op van de JG-MKN en/of de MAC-MKN. Deze vorm van toetsing toont een scatter van “voldoet” en “voldoet niet” resultaten per stof. Visuele inspectie van de concentratie-gegevens toont per stof een grote scatter van aantal metingen en de gemeten concentraties in de tijd (voor glyfosaat: Figuur 14, rechts).

Samengevat levert de toetsing aan de normatieve kaders een groot aantal overschrijdingen op: altijd voor cadmium en zink, en in afwisselende mate en frequentie voor de verschillende bestrijdingsmiddelen. Deze toetsingen signaleren dat voor beide metalen en voor afzonderlijke bestrijdingsmiddelen ecologische effecten niet zijn uit te sluiten.

Analyse met de ESF-toxiciteit

Wanneer dezelfde metingen worden betrokken met behulp van de analyse van de totale toxische druk ($msPAF_{EC50}$) in de tijdserie van monsters ontstaat (a) een samengevat beeld van de effecten van veranderende condities in de tijd, met (b) een betekenis die aansluit bij de omvang van te verwachten ecologische effecten. Hiermee kunnen antwoorden worden afgeleid op de genoemde vragen voor het waterbeheer.

De eerste stap in de analyse is het analyseren van de data ‘in systeemverband’, dus niet als serie losse waarnemingen per stof. Daarbij wordt door beredenering aan de hand van de situatie rond het monsterpunt duidelijk dat ecologische effecten van de metalen ontstaan een relatief continue blootstelling (op ieder moment in het jaar is er cadmium en zink belasting, door continue emissies naar het watersysteem), en dat de effecten van bestrijdingsmiddelen ontstaan door piekbelastingen, die relatief hoog zijn en kort duren (concentratiepieken) maar vanwege de effecten van die pieken ecologische sporen nalaten (een soort die tijdens de piekbelasting verdwijnt is niet direct weer terug: het ecologische effect kan blijvender zijn dan de duur van de piekconcentratie).

De samenvatting van de data in de vorm van de mengsel-toxische druk is daarom vanwege de grote verschillen in systeemgedrag van de stofgroepen afzonderlijk uitgevoerd voor de metalen en de bestrijdingsmiddelen (BM). Bij onderstaande analyses worden de resultaten van de kalibratie studie in dit rapport gebruikt: bij toenemende toxische druk nemen de ecologische effecten toe (bv. ongeveer 10% soortenverlies bij een berekende $msPAF_{EC50}$ van 10%),

Zijn er effecten?

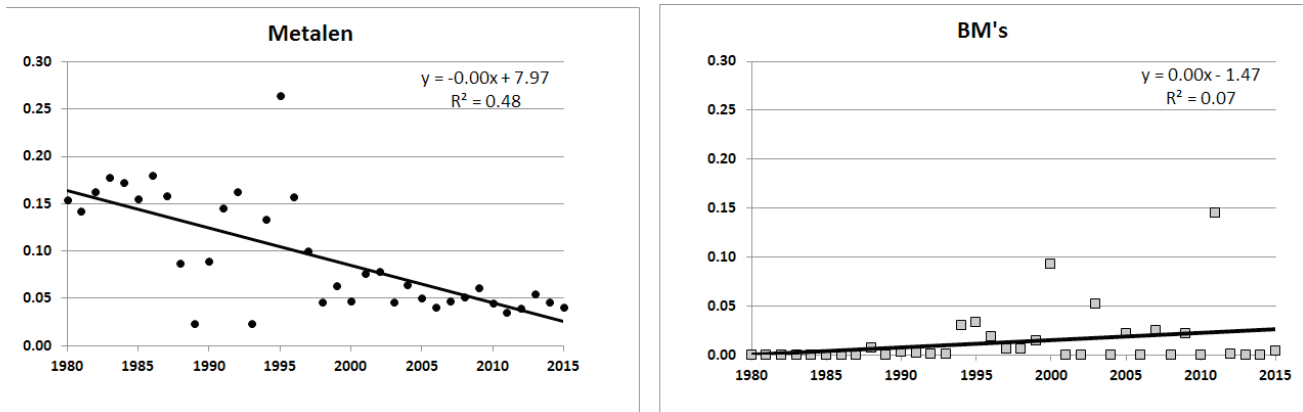
De variatie in toxische druk van de metaal- en BM-mengsels worden voor een eerste indruk samengevat via de hoogste waarden en de jaargemiddelden. Als die immers nihil zijn voor stoffenmengsels, dan geldt voor die stoffen nog steeds het wettelijke kader (bv. inspanningsverplichting om concentraties terug te dringen), maar is het effect ervan op het herstel van de ecologische kwaliteit waarschijnlijk gering. In beide gevallen (hoogste waarden en jaargemiddelden) is de toxische druk van de metalen hoger dan die van de BM, namelijk: op basis van maximale $msPAF_{EC50}$ geldt dat metalen grotere ecologische effecten veroorzaken dan BM's (52% resp. 38%), en idem op basis van jaargemiddelde waarden: metalen (27%) en BM's (15%). Vanwege de beoordelingsgrenzen die voor de ESF-toxiciteit zijn voorgesteld is er sprake van monsters die met de codes ‘oranje’ en ‘rood’ zouden worden ingedeeld bij toepassing van de voorlopige stoplichtgrenswaarden van $msPAF_{EC50} > 0,5\%$ → oranje codering, resp. $> 10\%$ → rode codering.

Tijdstrends in effecten?

Een trendanalyse geeft interessante en aanvullende informatie over de betekenis van alle metingen (Figuur 15).

FIGUUR 15

Trendanalyse van de omvang van de voorspelde ecologische effecten gedurende de tijd, zoals beoordeeld aan de hand van de toxische druk van metalen (links) en bestrijdingsmiddelen (rechts) voor het meetpunt 1980-2015, op basis van gemiddelde concentraties van metalen resp. de bestrijdingsmiddelen per jaar.



Voor de toxische druk van metalen levert deze analyse het inzicht dat de ecologische effecten van metalen in de tijd significant dalen, volgens een min of meer regelmatig patroon. Afwijkingen van meetjaren ten opzichte van de trendlijn kunnen veroorzaakt worden door bijvoorbeeld hydrologische condities, zoals jaren met een ‘nat’ of juist een ‘droog’ karakter. Neerslag bepaalt de mate van af- en uitspoeling van metalen, maar ook de concentraties (concentraties zijn immers uitgedrukt als $\mu\text{g/L}$ en representeren dus afhankelijk van de massa van het metaal dat geëmitteerd wordt als van het debiet).

Voor de toxische druk van de BM's levert de systeemanalyse het inzicht dat de ecologische effecten van BM's in de tijd sterk variëren en netto een toenemende trend vertonen. Hierbij dient enerzijds de vraag te worden gesteld of dit komt door langzame uitbreiding van het analyse-pakket in de tijd (zie Figuur 13) of door werkelijke toename van toxiciteit, en anderzijds hoe de metingen zich verhouden tot de door de ecosystemen ‘waargenomen’ toxiciteit.

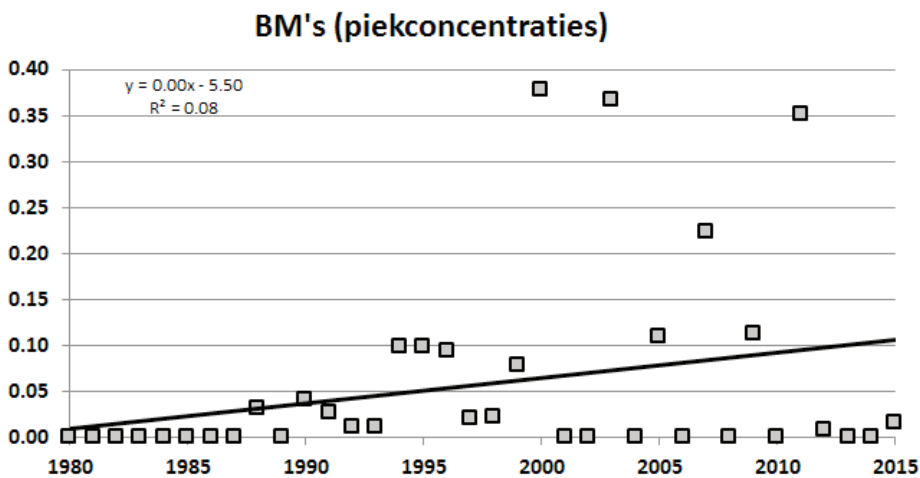
Het analysepakket varieert inderdaad (Figuur 13), en enkele van de relatief hoge pieken in de BM-figuur blijken met name veroorzaakt te worden door de invloed van de zogenoemde “Brede Screening Bestrijdingsmiddelen” die om de vier jaar wordt uitgevoerd (1999, 2003, 2007 en 2011). Hierdoor is in die meetjaren de totale toxische druk van de BM's deels verhoogd als effect van het grotere analysepakket.

Voor de beantwoording van tweede vraag moet overwogen worden, dat ecosystemen via piekbelastingen aan BM's worden blootgesteld, waardoor de jaargemiddelde waarden onvoldoende zicht geven op de meer “blijvende” ecologische effecten na piekbelasting. Daarom is de BM-analyse ook op de piekconcentraties uitgevoerd: dit kan beter inzicht geven in de werkelijke omvang van ecologische effecten dan jaargemiddelden.

De resultaten voor de piekconcentraties worden getoond in Figuur 16. De omvang van de voorspelde ecologische effecten van piekconcentraties van BM's ligt bij deze analyse de laatste jaren veel meer op vergelijkbare hoogte als die van de metalen. Met andere woorden, de ecologische effecten van de toepassing van BM's in het gebied rond het monsterpunt (bovenstrooms) zijn van eenzelfde grootteorde als die van de metalen, maar ze zijn meer discontinu van aard.

FIGUUR 16

Trendanalyse van de omvang van de voorspelde ecologische effecten gedurende de tijd, zoals beoordeeld aan de hand van de toxische druk van piekconcentraties van bestrijdingsmiddelen voor het meetpunt 1980-2015.



De samenstelling van de aangetroffen stoffen per monster, en van de piekconcentraties van de monsters, verschilt tussen de tijdstippen in hoge mate, maar de netto omvang van het ecologische effect (inclusief het berekenbare na-ijl effect van 'verdwenen=verdwenen') is inmiddels als "vergelijkbaar" in te schatten als de netto effecten van metalen. Nadere studie van deze data set, in de vorm van een analyse van de bronnen, zou zich kunnen richten op verdere detaillering van Figuur 16, door vast te stellen welk type BM's eventueel dominant is voor het veroorzaken van ecologische effecten. Dit gaat voorbij aan het illustratieve karakter van deze case study, maar is goed mogelijk door toepassing van de ESF-toxiciteit (zie voorbeeld in paragraaf 5.2).

Conclusie

Samenvattend leveren de analyses van de monsters voor één monsterpunt in de tijd een complex beeld bij beoordeling van de afzonderlijke stoffen. Er is vaak sprake van de signalering dat ecologische effecten van een stof op een monstertijdstip niet kunnen worden uitgesloten. De normoverschrijdingen kunnen op allerlei wijzen worden samengevat (als frequentie, als aantal malen overschrijding, etc.), maar de scatter daarvan in de tijd geeft beperkt inzicht in de netto omvang van te verwachten ecologische effecten, en in dit geval in de vraag naar enerzijds eventuele afname in de toxiciteit van metalen, en anderzijds de relatieve rol van BM's.

De analyse met de Chemie tool toont aanvullend aan, dat er op het monsterpunt sprake is van enkele eenvoudige verschijnselen en trends, namelijk:

- *Overzicht.* De Chemie tool voorspelt het optreden van ecologische effecten (ESF-toxiciteit "oranje" en "rood") op de meetlocatie
- *Metalen.* Voor de metalen is er sprake van een wezenlijke dalende trend wat betreft de ecologische effecten over de jaren, hoewel variatie in hydrologische condities en dergelijke een variabel beeld tonen bij vergelijkingen tussen individuele monsters. De waterbeheerder kan deze netto dalende trend interpreteren in het licht van de maatregelen die gedurende de jaren genomen zijn. Hoewel de beleidsmaatregelen in deze case study niet benoemd zijn suggereert de dalende trend in de ecologische effecten een betekenisvol positief effect van het beleid.

- *BM's*. Voor de *BM's* is er sprake van een stijgende trend, die deels veroorzaakt is door uitbreiding van het analysepakket, maar die los daarvan ecologische effecten voorspelt van piekbelastingen die op het niveau liggen, of daar soms voorbijgaan, van de metalen. De waterbeheerder kan deze waarneming verder uitdiepen, door te analyseren of er specifieke stoffen of stofgroepen grote ecologische effecten zouden kunnen opleveren. Deze detaillering gaat voorbij aan het illustrerende karakter van deze case study.

De watersysteemanalyse met de ESF-toxiciteit toont aan, dat het watersysteem – samenvattend – er ecologisch op vooruit gaat wat betreft de kans op optreden van metaaleffecten, en in stijgende mate beïnvloed wordt door *BM's*.

5.3.3 Betekenis van de toepassing van de Chemie tool

De toetsing aan de normen geeft dat zowel de metalen als de bestrijdingsmiddelen als probleemstof aandacht van het waterschap vragen, om de normoverschrijdingen van deze stoffen terug te dringen. De conclusie dat de waterkwaliteit veelvuldig gekarakteriseerd werd en wordt als “voldoet niet” verhult het beeld dat de effecten van de metalen (waarschijnlijk als gevolg van beleidsmaatregelen) afneemt, terwijl die van bestrijdingsmiddelen lijkt toe te nemen in de tijd.

De ESF-toxiciteit vat de gegevens van de metalen en de bestrijdingsmiddelen bewust afzonderlijk samen, in één getal (mengsel toxische druk) voor metalen en één voor bestrijdingsmiddelen per jaar. Wanneer na toepassing van enkele logische overwegingen om de meetwaarden te ordenen en te interpreteren met de ESF-toxiciteit samengevatte data geanalyseerd worden blijken er twee heldere tijdstrends te bestaan. De ESF-toxiciteit levert in een dergelijke analyse (effect beoordeling in de tijd) het inzicht dat de mengsels van stoffen in de tijd op detailniveau sterk variëren, maar er sprake is van (voortgaand) succes van de beleidsinspanning voor de terugdringing van de effecten van metalen, en dat beleidsaandacht voor bestrijdingsmiddelen nodig is (nadere detail-analyse). De hier uitgevoerde ESF-toxiciteit-analyse leverde bovenstaande resultaten door de beschikbare metingen op systeemniveau, en met logisch inzicht in gedrag en effecten van stoffen, te analyseren. Succesvolle toepassing van de ESF-toxiciteit vraagt bewust omgaan met vraagstelling, data en aanpak van de analyses.

5.4 PRIORITEIT EFFECT-VEROORZAKENDE STOFFEN BIJ COMPLEXE MENGSELS

5.4.1 Verantwoording

Deze casus maakt gebruik van data over de Dokkumer Ee aangeleverd door Wetterskip Fryslân. De ruwe data zijn door het waterschap verzameld en geanalyseerd met behulp van de normatieve kaders en Chemie tool (zie Bijlage 15 voor oorspronkelijke tekstbijdrage). De case study richt zich op de vraag hoe de resultaten van de toetsing aan normen en die van de analyses met de ESF-toxiciteit betekenisvol na en naast elkaar geïnterpreteerd kunnen worden.

5.4.2 De Casus

Aanleiding

In de periode 2011 – 2014 zijn er voor meerdere stoffen normoverschrijdingen in de Dokkumer Ee vastgesteld, aan de hand van 65 monsters. Dit zijn kobalt, arseen, zink, uranium, verschillende PAK's, Hcbd, heptachloor, ammonium en Irgarol. Soms betreft het een normoverschrijding van de JG-MKN en soms van de MAC-MKN en ook in de hoogte van de overschrijding zijn er verschillen tussen de stoffen en de jaren. Dit signaleert dat ecologische effecten niet worden uitgesloten.

Voor het waterschap is het op basis van alleen deze normoverschrijdingen moeilijk om te achterhalen of er ook ecologische effecten optreden en zo ja door welke stoffen dit dan wordt veroorzaakt. Daarom zijn aanvullend ook de PAF_{EC50} en $msPAF_{EC50}$ waarden van iedere datum berekend. Daarmee wordt aanvullend op de signalering beoogd om vast te stellen hoe groot de ecologische effecten van de stoffen zijn, en welke stoffen het meeste bijdragen aan die effecten.

Resultaten

Aan de hand van de metingen is vastgesteld dat de $msPAF_{EC50}$ -waarden variëren tussen de <0,1 en 1,7%. Van de 65 metingen liggen er 54 (83%) onder de 0,5%, dat is de waarde die dit rapport voorlopig als grens voor mogelijke directe ecolo-

gische effecten wordt gezien. De grenswaarde van een $msPAF_{EC50}$ van 10%, als voorlopig voorgestelde indicatie voor sterke ecologische effecten, wordt niet overschreden. De hoogste waarde is een $msPAF_{EC50}$ van 1,7%.

Bij verdere analyse van de ESF-toxiciteit-gegevens blijkt dat de drie hoogste individuele PAF_{EC50}-waarden telkens door Irgarol zijn veroorzaakt. Dit is een opvallende situatie. Vanaf de laatste maanden van 2012 heeft Wetterskip Fryslân op 18 locaties in totaal 368 metingen op Irgarol uitgevoerd. In 11 daarvan is Irgarol aangetroffen in een concentratie tussen de 0,05 (gelijk aan de rapportagegrens) en 0,14 µg/l. Omdat de MAC-MKN kleiner is dan deze rapportagegrens betekent iedere vaststelling van Irgarol ook een overschrijding van de MAC-MKN. De elf overschrijdingen zijn echter alleen in 2013 aangetroffen en wel op vier locaties (met de nummers 10, 26, 33 en 117).

Aan de hand van systeemgericht onderzoek (waar de locaties liggen, hoe ze zijn gepositioneerd in het watersysteem als geheel en ten opzichte van mogelijke bronnen) blijkt, dat de locaties 10, 26 en 33 allen in de boezemwateren zijn gelegen, en dat ze daarmee grotere wateren met scheepvaart betreffen. Scheepvaart is ook een van de mogelijke bronnen van deze stof. Cybutryne, beter bekend onder de handelsnaam Irgarol, is namelijk een biocide, een bestrijdingsmiddel dat niet in de landbouw gebruik wordt. Sinds het verbod op het gebruik van TBT (tributyltin) als aangroei werend middel op (zee) schepen, worden alternatieve middelen gebruikt. Irgarol is zo'n alternatief.

Hier bewijst de systeemanalyse met de msPAF-tool zijn toegevoegde waarde. Op basis van alleen de normoverschrijdingen zou Irgarol wellicht niet direct als een van de belangrijkste effect-veroorzakende stoffen worden beschouwd, aangezien zowel het aantal locaties als het aantal jaren met een normoverschrijding beperkt is. De msPAF-tool wijst echter uit dat deze stof, als hij wordt aangetroffen, wel degelijk ecologisch nadelige effecten kan veroorzaken, die ook groter kunnen zijn in vergelijking met andere stoffen. Voor een bekeerder kan dat aanleiding zijn om deze stof te blijven monitoren en te bekijken of dit soort situaties vaker voorkomen, en wat de bronnen van de lokale piekbelastingen zijn. Aan de hand van de bronnen-analyse kunnen dan gerichte maatregelen getroffen worden die de waterkwaliteit doen toenemen, en de daadwerkelijk te verwachten effecten doen afnemen.

Naast Irgarol wijst de msPAF analyse ook op een aantal andere probleemstoffen, namelijk zink, arseen, vanadium, PAK's en ammonium. De individuele PAF-waarden van al deze stoffen vertonen logischerwijs een directe link met de gemeten stofconcentraties, terwijl de $msPAF_{EC50}$ een integrale inschatting van de omvang van het ecologische effect van alle stoffen tezamen geeft. Op vrijwel alle momenten in 2011, 2012 en 2014 ligt deze waarde onder de 0,5%. Alleen in 2013 bereikt de $msPAF_{EC50}$ soms waarden boven de 0,5%. Naast Irgarol blijkt ammonium / ammoniak hier een rol in te spelen.

Conclusie

Samenvattend levert dit een beeld dat op de locatie Dokkumer Ee in het algemeen sprake is van een lichte verontreiniging met verwaarloosbare of geringe ecologische effecten. De eerste lijnstoetsing wijzen op normoverschrijding door meerdere stoffen en signaleert daarmee enkele potentiële bronnen van ecologische effecten, maar de aanvullende msPAF-berekening laat zien dat de ecologische effecten meestal gering zullen zijn. Daarmee zal de sleutelfactor "Toxiciteit" niet een van de meest dominante aspecten in een systeemanalyse vormen. Tegelijkertijd laten de metingen in 2013 ook zien dat er soms sprake kan zijn van piekbelastingen van een individuele stof, die wel degelijk ecologische schade kan veroorzaken. Ammonium/ammoniak en Irgarol zijn in dat kader de belangrijkste stoffen, in een deel van het watersysteem.

5.4.3 Betekenis van de toepassing van de Chemie tool

De toepassing van de Chemie tool op de beschikbare chemische monitoring-gegevens toonde meerwaarde, door het rangordenen van het belang van een aantal stoffen naar omvang van de directe ecologische effecten, en toonde aanvullend op de normtoetsing een relatief belangrijke en nautisch verklaarbare lokale bijdrage van Irgarol aan ecologische effecten. De systeemanalyse van het watersysteem rond de Dokkumer Ee zou hierbij overigens een bredere betekenis krijgen op het niveau van het waterschap of belangrijke deelgebieden daarbinnen indien een bredere serie metingen – zoals gebleken

is bij de vergelijking tussen wateren met en zonder scheepvaart – betrokken zou worden. Een grotere meetserie toont in een strategische verkenning van de rol van toxiciteit in een beheergebied, waar en waardoor directe ecologische effecten van toxiciteit belangrijk zijn. Met andere woorden: de toepassing van de msPAF-tool op een groter gebied, en rekening houdend met hydrologische en nautische verbanden tussen vaarten, meren en sloten, geeft een dieper en betekenisvoller inzicht dan de analyse van enkele monsters.

5.5 COMPLEXE MENGSELS ROND EEN PUNTBRON

5.5.1 Verantwoording

Deze casus maakt gebruik van data over de Opsterlandse Compagnonsvaart aangeleverd door Wetterskip Fryslân. De ruwe data zijn door het waterschap verzameld en geanalyseerd met behulp van de normatieve kaders en Chemie tool (zie Bijlage 16 voor oorspronkelijke tekstbijdrage). De case study richt zich op de vraag hoe de resultaten van de toetsing aan normen en die van de analyses met de ESF-toxiciteit betekenisvol na en naast elkaar geïnterpreteerd kunnen worden.

5.5.2 De Casus

Aanleiding

In de periode 2011 – 2014 is de waterkwaliteit van de locatie in de Opsterlandse Compagnonsvaart op verschillende tijdstippen beoordeeld aan de hand van een vrij beperkt analysepakket bestaande uit metalen en ammonium. In deze periode zijn er verschillende normoverschrijdingen aangetroffen voor kobalt, zink en ammonium. Dit signaleert dat ecologische effecten niet uitgesloten kunnen worden. Voor zink, maar wellicht ook kobalt en ammonium, vormt een nabijgelegen RWZI een mogelijke bron.

De msPAF-waarde van de locatie is voor de diverse monsters berekend om meer zicht te krijgen op de ecologische effecten van de genoemde stoffen. Daarmee wordt aanvullend op de signalering beoogd om vast te stellen hoe groot de ecologische effecten van de stoffen zijn, en welke stoffen het meeste bijdragen aan die effecten. De analyse van het watersysteem is in deze casus beperkt tot de analyse van een lokale tijdreeks in relatie tot een lokale potentiële bron van stoffen-emissies.

Resultaten

Aan de hand van de metingen is vastgesteld dat de $msPAF_{EC50}$ -waarden variëren tussen de <0,1 en 5,6%. Van de 26 metingen liggen er 12 (46%) boven de 0,5%, een waarde die in dit rapport voorlopig wordt voorgesteld als grens voor mogelijke ecologische effecten op macrofauna. Dit is een vrij hoog percentage van metingen in de tijdreeks, wat duidt op een vrij continue blootstelling aan concentraties die mogelijk ecologische schade veroorzaken.

Tegelijkertijd valt op dat waar de eerste lijnsbeoordeling duidt op kobalt, zink en ammonium als normoverschrijdende stoffen de msPAF-berekening met name aluminium en ijzer aanduidt als stoffen die lokaal ecologische effecten kunnen veroorzaken. Nu komen aluminium en ijzer ook veelvuldig van nature voor (“klei”). De eerste stap bij het beschouwen van deze resultaten is dan ook om de opgeloste aluminium en ijzer concentraties te analyseren. Dit heeft Wetterskip Fryslân ook gedaan. De resultaten laten zien dat de opgeloste concentraties van met name ijzer beduidend lager zijn en daarmee ook de verwachte ecologische effecten. Voor aluminium is dit verschil kleiner en wordt ook vanuit de opgeloste aluminium concentraties een toxisch effect voorspeld.

In 2002 heeft het toenmalige RIZA een indicatieve MTR voor aluminium in oppervlaktewater afgeleid (deze is overigens niet beleidsmatig vastgesteld). Deze bedraagt 48 µg/l voor opgeloste aluminium concentraties. Deze in de Opsterlandse compagnonsvaart gemeten concentraties gaan daar ver overheen. Over 2013 en 2014 varieert de opgeloste aluminium concentratie tussen de 20 en 820 µg/l met een mediane waarde van 115 µg/l. In hetzelfde RIZA rapport is ook een indicatieve achtergrond concentratie afgeleid (metingen van Lobith en Eijdsden). Deze bedraagt 13 en 36 µg/l opgelost aluminium voor de Rijn en Maas respectievelijk. Zouden de metingen aan deze veldgegevens en de indicatieve norm getoetst zijn, dan zouden de resultaten het signaal vanuit de Sleutelfactor Toxiciteit ondersteunen.

Tegelijkertijd moet hier ook een kanttekening bij geplaatst worden. Het gedrag van aluminium in het milieu is vrij complex en sterk afhankelijk van de pH. De indicatieve MTR-waarde is met name gebaseerd op toxiciteitsgegevens bij lage pH-waarden (<6,5) en daarmee beperkt relevant voor de Nederlandse oppervlaktewateren.

Conclusie

De Chemie tool duidt op ecologische effecten als gevolg van stoffen als zink en ammonium. Naast deze niet onverwachte effecten voorspelt de Chemie tool met name effecten van aluminium. Dit laatste is een onverwacht resultaat aangezien aluminium op basis van normtoetsingen niet eerder als mogelijke probleemstof is aangeduid. Een indicatieve MTR voor opgelost aluminium (deze is echter niet beleidsmatig vastgesteld en wordt daarom niet gehanteerd bij toetsingen) bevestigt deze aanduiding als mogelijke probleemstof, aangezien de concentraties aluminium in Opsterlandse Compagnonsvaart de indicatieve MTR regelmatig ruim overschrijden. Tegelijkertijd moet men hierbij een kanttekening plaatsen omdat de toxiciteit van aluminium sterk afhankelijk is van de pH en de indicatieve MTR met name is gebaseerd op gegevens bij voor Nederlandse oppervlaktewateren niet relevante pH-waarden. Het is echter wel een signaal dat aluminium wellicht meer aandacht verdient en eens nader beschouwd moet worden.

In het licht van de lokale RWZI kunnen de resultaten voor de waterbeheerder aanleiding zijn om de genoemde stoffen te blijven monitoren en vast te stellen wat de bron(nen) van de lokale belastingen met stoffen zijn. Aan de hand van de bronnen-analyse kunnen dan gerichte maatregelen getroffen worden die de waterkwaliteit doen toenemen, en de daadwerkelijk te verwachten effecten afnemen.

5.5.3 Betekenis van de toepassing van de Chemie tool

De toepassing van de Chemie tool kan de bevindingen uit toetsingen aan de normen bevestigen, maar er kunnen ook effect-signalen worden opgepikt die onverwacht zijn, maar bij nadere studie aanduiden dat een stof toch effecten heeft. Dit effect zou kunnen leiden, bijvoorbeeld als het vaak voorkomt, tot 'vigilantie', het afleiden van een norm voor een stof waarvoor dit op basis van informatie uit het veld nodig is.

5.6 DE AANVULLENDE WAARDE VAN DE ESF-TOXICITEIT

De vier geanalyseerde case studies staan model voor de analyse van een aantal vragen uit het praktische waterbeheer:

- Wat zijn de netto effecten van stoffen?
- Verschillen die tussen plekken?
- Zijn er stoffen die effect hebben, maar die we in ons beheer niet meenemen?
- Leiden beleidsmaatregelen tot terugdringen van effecten?

De set van voorbeelden toont aan dat de toepassing van de Chemie tool op bestaande monitoring data meerwaarde heeft bij het beantwoorden van deze vraag ten opzichte van de staande praktijk. In alle voorbeelden leidt de toetsing aan de vigerende normenkaders tot de constatering dat ecologische effecten niet uitgesloten zijn, vanwege blootstelling aan één- of meer stoffen, maar feitelijk in alle gevallen aan een mengsel van bekende en onbekende stoffen tegelijk. Bij de gebruikelijke werkwijzen van deze toetsing wordt geen inzicht verkregen in de mate van verschil in netto effecten, noch tussen locaties, noch in de relatieve toxiciteit tussen stoffen binnen een locatie.

De set van voorbeelden toont verder aan, dat de toepassing van de ESF-toxiciteit-analyse in het kader van de verkenning van de betekenis van toxiciteit in een watersysteem moet beginnen met:

- a. een goede set vraagstellingen (enkele voorbeelden zijn getoond);
- b. een bredere set monsters (omdat dan relatieve verschillen tussen locaties en verschillen die veroorzaakt worden door bijvoorbeeld de hydrologie van een beheersgebied zichtbaar worden, als basis voor de formulering van een beheerstrategie);
- c. een aan de vraagstelling gerelateerde onderverdeling van de gegevens in relevante subgroepen (zoals de afzonderlijke

analyse van metalen en bestrijdingsmiddelen bij de Dommel);

- d. de keuze van concentratie-gegevens die representatief zijn voor de vraagstelling (dus bijvoorbeeld de piek-concentraties van bestrijdingsmiddelen, ten opzichte van de jaargemiddelde concentratie van metalen bij de Dommel).

De interpretatie van de gegevens volgt dan de omgekeerde lijn, van 'samenvattend naar detaillering'. Een eerste belangrijke antwoord is: zijn er ecologische effecten voorspeld? Zo ja, bij hoeveel plekken? Is het vanuit landgebruik en diffuse bronnen, of vanuit puntbronnen begrijpelijk dat bepaalde stoffen aangetroffen worden, en effecten veroorzaken? En hoe hoog zijn de voorspelde effecten ten opzichte van andere sleutelfactoren? Daarna volgt – voor de locaties met (grotere) effecten – de analyse van de belangrijkste stoffen per locatie. Komen die stoffen uit één bron? Wat betekent dat voor de terugdringen van de concentraties en de effecten van die stoffen? Waarom komen sommige stoffen wel uit de ESF-toxiciteit en niet uit de toetsing van de normen? Welke extra stoffen verdienen aandacht voor beleid en in de monitoring?

Bij de interpretatie is het belangrijk om de valkuilen van alle beoordelingen af te wegen. Bijvoorbeeld: door verschillen in het analysepakket kan de $msPAF_{EC50}$ variëren aan de hand van zowel concentraties als het aantal gemeten stoffen. Een systeemanalyse krijgt de duidelijkste betekenis indien er uitgegaan wordt van identieke series monsters, in ruimte of tijd. Een andere valkuil is het over-interpreteren van resultaten. Dit wordt geïllustreerd door de situatie bij in één van de case studies rond aluminium: de Chemie tool signaleert (bij toepassing van wetenschap op monstergegevens) dat er mogelijk sprake is van een ecologisch effect. Net als bij normoverschrijding moet dit leiden tot verificatie van de betekenis van verhoogde PAF-Aluminium waarden: is het een incidenteel slecht gefilterd monster met kleimineralen erin? Hoe is de lokale zuurgraad (die sterk inwerkt op aluminium-beschikbaarheid en toxiciteit), et cetera. Een derde valkuil is dat de Chemie tool geen inzicht geeft in sommige vormen van blootstelling en effecten van stoffen, zoals via doorvergiftiging.

Samengevat tonen de resultaten van case studies dat de normstelling en de ESF-toxiciteit samenhangen in een getrappt systeem, zoals dat bij veel risicobeoordelingen wordt toegepast. De normstelling vormt als eerste trap een effectieve vorm van beschermen tegen- en analyse van het mogelijk optreden van ecologische- en humaantoxicologische effecten van toxiciteit. Waar nodig wordt via de ESF-toxiciteit bestudeerd waar, hoe hoog en waardoor ecologische effecten met name worden veroorzaakt. De principes van de getrapte beoordeling van risico's en effecten worden uiteengezet in Bijlage 1 van het rapport over de ESF-toxiciteit-systematiek (Posthuma et al. 2016b). Beide trappen hebben nut: de eerste trap signaleert dat effecten niet zijn uit te sluiten, de tweede trap geeft aan hoe hoog de effecten zijn. Beiden typen antwoord zijn nuttig voor (kosten-)effectief waterbeheer.

6 Integratie van de bevindingen

De stapsgewijze analyseresultaten tonen enerzijds duidelijke patronen, en anderzijds onzekerheden. In deze paragraaf wordt beschreven hoe alle bevindingen, alles overziend, geïntegreerd worden tot een verantwoorde conclusie over de betekenis van de Chemie maatlat.

6.1 ONZEKERHEDEN

Als we beginnen met de onzekerheden, dan zijn dat er in beginsel heel veel.

De eerste onzekerheid is, dat de modellering met de Chemie tool slechts uitslagen geeft aan de hand van invoergegevens. Als het gemeten stoffenpakket niet de stoffen omvat die juist erg toxisch zijn, dan is de berekende mengsel-toxische druk een onderschatting van de werkelijke effecten. Deze onzekerheid is in het ontwerp van de ESF-toxiciteit deels ondervangen door het andere analyse-spoor: het Toxicologie spoor. Daarin wordt met een aantal bioassays naar netto-effecten gekeken, ook van onbekende stoffen en mengsels. Deze onzekerheid wordt dus deels ondervangen in het totale ESF-toxiciteit-ontwerp.

De grootste onzekerheid van het gebruik van de Chemie tool en de kalibratie daarvan is methodologisch van aard: het type veldinventarisaties dat gebruikt wordt in dit onderzoek leidt tot inzicht in kwantitatieve verbanden, maar niet in oorzaak-gevolg relaties. Op basis van (uitsluitend) veldgegevens kan niet 'bewezen' worden dat toxische stoffen en hun mengsels effect hebben, of hebben gehad, in Nederlandse watersystemen. Daarvoor is aanvullende informatie nodig, zoals uit experimenten in het laboratorium, of in proefsloten. We kunnen echter opmerken, dat de data-analyses in dit rapport overeenkomen met resultaten van gecontroleerde experimenten in proefsloten waaraan een stof wordt toegevoegd. Dergelijke experimenten tonen ook (a) toenemende ecologische effecten bij toenemende blootstelling, en (b) een grote diversiteit aan veranderingen in de abundanties van soorten, die (c) ook variëren van negatief, via nihil of gering tot aan positieve aantalsveranderingen. Hierdoor wordt de aard van de in dit onderzoek gevonden respons-patronen bevestigd. Er is dus een fundamentele onzekerheid (de resultaten zijn statistische verbanden), maar de vergelijkbaarheid met gecontroleerd blootstellings-onderzoek in proefsloten is hoog, naar aard en omvang van de ecologische effecten. Om deze reden kunnen we de resultaten toepassen bij een watersysteemanalyse, en een eventuele rol van toxiciteit bij het aantasten van systemen signaleren.

Door gerichte data-analyses kan verder de plausibiliteit van de uitkomsten onderbouwd worden. Door de diverse onderzoeks-stappen is onder meer vastgesteld, dat de mengsel-toxische druk zeer beperkt gerelateerd is aan de variatie in andere drukfactoren, waardoor het aannemelijk is dat de relaties tussen toxische druk en de ecologische effecten ook inderdaad toegeschreven kunnen worden aan toxiciteit.

De gerichte data-analyses konden echter niet alle onzekerheden wegnemen. Omdat het een verkennend onderzoek is, dat gericht is op een Chemie stoplichtfunctie voor geheel Nederland, is het onderzoek uitgevoerd met de voor Nederland verzamelde dataset. De uitkomsten van het onderzoek zijn dan ook gerelateerd aan deze keuze. Gemiddeld genomen zullen de stoplicht-grenswaarden van $msPAF_{EC50}$ van 0,5% en 10% leiden tot "geen of verwaarloosbare toxiciteit" bij waarden onder de groene grens (<0,5%), en waarneembare effecten boven de rode grens (10%), maar het kán zijn, dat er gevoelige watertypen zijn, waarin de effecten groter zijn dan deze gemiddelden. Tevens geldt, dat alle data en de modellen die getoond zijn een continue relatie beschrijven tussen toxiciteit en ecologische effecten. Er geldt dus, als duidelijke betekenis naast de eventuele stoplichtfunctie, dat emissies van toxische stoffen die uiteindelijk in het watersysteem terecht komen de 'milieugebruiksruimte' opvullen: het watersysteem wordt bij toenemende concentraties altijd minder 'vitaal'. Hoe meer stoffen er al aanwezig zijn in een watersysteem, ook zonder effecten, hoe beperkter de 'ruimte' tot aan de effect-grens is. Dat wil zeggen: als er een licht verhoogde toxische druk aanwezig is, zonder zichtbare effecten (dus $msPAF_{EC50}$ verhoogd, maar wel < 0,5%) dan is er minder "ruimte" voor andere emissies voordat die leiden tot effecten. De toepassing

van de ESF-toxiciteit kan hierdoor niet – door onjuiste redenering over eventueel voorspelde lage effecten – onverhoopt gebruikt worden om emissies toe te laten. De emissie-reductiedoelstellingen uit de diverse vormen van stoffenbeleid blijven onverkort van kracht.

6.2 ZEKERHEDEN

Ondanks de in de stapsgewijze analyses genoemde onzekerheden kunnen we er van uitgaan dat de eindresultaten betekenis vol zijn. Er zijn namelijk ook zekerheden.

Een zekerheid is dat de sterke logica achter de ESF-toxiciteit-maatlat bevestigd wordt door de waarnemingen. We hebben namelijk de concentraties van stoffen op een logische manier verwerkt tot de ESF-toxiciteit-Chemie-maatlat, waarbij het op basis van alleen de theorie al te verwachten is dat hogere $msPAF_{EC50}$ -waarden tot hogere ecologische effecten zullen moeten leiden. We volgen hierbij het toxicologische basisprincipe van de ‘vader van de toxicologie’, Paracelsus, die stelde dat de mate van blootstelling de mate van giftigheid bepaalt (vrije geciteerd: “*alle dingen zijn giftig, het is de dosis die de giftigheid bepaalt*”). Uitgaande van gemeten concentraties, en (eigenlijk) corrigerend voor de intrinsieke verschillen in ecotoxiciteit van stoffen voor taxa (via de SSDs) is – na correctie voor biobeschikbaarheid op basis van de kennis van binding van stoffen aan niet-beschikbare fracties – voorspeld wat de te verwachten toxische respons is. Die is dan – indachtig Paracelsus – hoger bij hogere toxische druk. Het uitgevoerde onderzoek bevestigt dat de bevindingen overeen komen met deze logica, en wel via de specifieke relaties (ijking) die getoond wordt in de verschillende grafieken en tabellen.

Een ander sterk punt is, dat bij de analyses – voor een deel – volstaan kon worden met visuele inspectie van de ruwe data: hogere toxische druk leidt tot beperkingen in het aantal taxa, en tot abundantie-effecten per taxon. De visuele plotposities (XY-punten) van de ruwe data (waarnemingen) zijn heel duidelijk, ondanks de enorme ecologische variabiliteit die ook getoond wordt. Dit onderzoek toont aan, dat mengsels van toxische stoffen zeer waarschijnlijk een meetbare systematische druk uitoefenen op Nederlandse aquatische ecosystemen. Een analyse van een trend in de tijd suggereert bovendien dat de toxische druk significant terugloopt.

6.3 TOEPASSING VAN DE CHEMIE MAATLAT

Wat betreft de analyse van watersystemen is de maatlat te gebruiken als een eenvoudig instrument, aansluitend en aanvullend op een eerstelijns beoordeling van de waterkwaliteit conform de geldende normen. Met de ESF-toxiciteit maatlat kunnen dezelfde data worden samengevat tot een score van de toxische druk per monster. Hetzij als totaalscore over alle stoffen, hetzij als een score gericht op sommige stofgroepen (zoals metalen of bestrijdingsmiddelen). Dit geeft aan welke fractie soorten (letterlijk: eigenlijk de in het laboratorium geteste soorten) er op basis van de theorie wordt aangetast door een stof, of door een stoffenmengsel. Deze vorm van uitdrukken van toxiciteit levert een grote vereenvoudiging bij de interpretatie van monitoringgegevens: voor één monster wordt (voor de in dat monster aanwezige stoffen) in kwantitatieve zin met één getal voorspeld hoe groot de ecologische effecten zullen zijn. Dit is als voorbeeld al eens gedaan voor de gegevens van de Bestrijdingsmiddelenatlas, waarbij de gegevens van heel veel middelen via het begrip toxische druk eenvoudig samengevat, gekarteerd en geïnterpreteerd konden worden (De Snoo en Vijver 2012).

Het eenvoudige instrument geeft een kwantitatieve interpretatie, geen kwalitatieve. Dit rapport maakt duidelijk, dat verhoogde toxische druk samenhangt met verhoogde ecologische effecten. Die effecten kunnen zowel verlaagde als verhoogde abundanties betekenen, en de effecten worden mede bepaald door andere drukfactoren (multi-stress). Deze, en voorgaande analyses van vergelijkbare monitoring data, maken duidelijk dat het niet eenvoudig is om de effecten van toxische stoffen (alleen, of als mengsel) aan te tonen met monitoring-gegevens uit het veld. Bij de kleinere (gebruikelijke) datasets is het effect van stoffen en hun mengsels door alle bronnen van variatie en covariatie vaak *statistisch* niet te onderscheiden, maar *bestaat het wel*. Door bijvoorbeeld de multi-stress invloeden kan het ‘signaal’ van de toxische stoffen deels niet waarneembaar zijn, maar wel aanwezig.



6.4 BETEKENIS VOOR MONITORING

De toepassing van de ESF-toxiciteit kan ook leiden tot suggesties voor monitoring: welke stoffen, waar en hoe vaak? De Chemie tool geeft immers inzicht in de stoffen die relatief belangrijk zijn bij het veroorzaken van effecten, alsmede stoffen die dat juist niet zijn (wat betreft de Chemie tool zijn dat stoffen die geen of nauwelijks directe effecten veroorzaken). Vanuit de normstelling blijft de inspannings- of resultaatverplichting gelden om concentraties van stoffen terug te dringen waarvan de concentraties hoger zijn dan de normen. De ESF-toxiciteit-analyse toont daarbovenop aan welke stoffen grote effecten hebben. De monitoring-aandacht kan, waar nodig, aangepast worden om juist die stoffen te meten, op tijdstippen en plaatsen die in een watersysteemanalyse relevant zijn (bijvoorbeeld: bestrijdingsmiddelen tijdens de toepassingsperiode).

6.5 VERVOLGONDERZOEK

Het databestand leent zich voor verdere analyses. Als aangenomen wordt dat watersystemen bijvoorbeeld kunnen verschillen in hun intrinsieke resistentie tegen stress, kan onder meer onderzocht worden of de relatie tussen toxische druk en effecten tussen watersystemen verschilt. Het huidige onderzoek heeft zich niet gericht op dergelijke verschijnselen, en onderscheidt dus geen potentiële verschillen in de relatie tussen toxische druk en effecten tussen watersystemen, of tussen de toxiciteit van verschillende stofgroepen. Dergelijke effecten kunnen van belang zijn voor het afleiden van maatregelen.

6.6 NUT VAN DE CHEMIE BENADERING: EENVOUD EN COMPLEXITEIT IN ÉÉN

De eindresultaten van dit onderzoek tonen samengevat een beeld dat tegelijk eenvoudig en complex is.

De eenvoud is: bij toenemende toxische druk (de voorspelde ESF-toxiciteit-parameter) nemen de ecologische effecten toe. Deze eenvoud is van groot belang voor de praktijk van het waterbeheer. Door de eenvoud kan een zeer groot aantal gegevens worden samengevat tot een nieuwe proxy-variabele (mengsel toxische druk) die op betekenisvolle wijze een eerste inzicht geeft in de rol van toxiciteit in oppervlaktewateren. De eenvoud kan verbazingwekkend genoemd worden, als we bedenken dat deze proxy in principe één getal kan toekennen aan een watermonster, of er nu één, vijf, of vijfhonderd stoffen in dat monster aanwezig zijn. Het kan daarbij verstandig zijn om, afhankelijk van de situatie en de beheersvraag, specifieke aandacht te besteden aan de toxische druk van stofgroepen zoals alleen de metalen, of alleen de bestrijdingsmiddelen. De proxy (of deze proxies) kan (kunnen) alliterend samengevat worden als een maat voor “*wat voelt een vis*” (wat betreft het totale mengsel, of wat betreft de metalen of juist de bestrijdingsmiddelen): een blootgestelde soort wordt namelijk blootgesteld aan “het geheel van stoffen”, als het ware “*één complexe stof*”, en maakt daarbij zelf geen onderscheid tussen de stoffen: het effect is als het ware één ‘*samenvatting*’ van de nadelige effecten van allerlei stoffen.

De eenvoud die hierbij verder blijkt is dat de toxische druk van een monster vaak voor een hele grote fractie toegeschreven kan worden aan enkele stoffen, die door de Chemie tool kunnen worden geïdentificeerd. Dit leidt tot de volgende situatie die relevant is voor de praktijk-toepassing van de ESF-toxiciteit. De Chemie tool helpt, op basis van bestaande concentratiemetingen:

- (1) bij het rangordenen van een serie monsters naar toxiciteit, om de aandacht vooral op de meest toxische monsters te kunnen richten, en
- (2) bij het rangordenen van het relatieve belang van stoffen binnen een monster, om de aandacht specifiek op die stoffen, en de bronnen van die stoffen, te richten.

Deze twee resultaten vatten de cruciale betekenissen van de toepassing van de Chemie tool voor het watersysteembeheer samen. De $msPAF_{EC50}$ -proxy is daarbij zeer nauw gerelateerd aan het beschermdoel: een goede ecologische toestand, resp. de in de EU nagestreefde ‘non-toxische omgeving’.

De complexiteit die tegelijkertijd geldt is: de ecologische effecten verschillen van taxon tot taxon, en variëren van ne-

gatieve-, via neutrale-, tot positieve dichtheidsresponsies, die mede beïnvloed worden door multi-stress. De proxy geeft enerzijds dus een vrij grof inzicht in de omvang van effecten en de waarschijnlijk belangrijke stoffen/stofgroepen, maar niet in de aard van die effecten. Bovendien is de volledige complexiteit van de meer dan 100.000 stoffen die door mensen gemaakt worden nog niet in de Chemie tool verwerkt. Om deze reden bestaat de ESF-toxiciteit ook uit een Toxicologie-spoor, naast het hier bestudeerde Chemie-spoor.

Het hoofdstuk over de praktijk-validatie toont daarbij aan wat in de praktijk het nut van de resultaten van de Chemie tool is, aanvullend op de normtoetsing. De case studies zijn uitgevoerd door en met collega's uit de waterschappen, aan de hand van concrete beleids- en beheersvragen. In alle gevallen geeft de Chemie tool uitslagen die aanvullend en aansluitend zijn ten opzichte van de normtoetsing, en zicht bieden op de locaties met de hoogste directe toxische effecten, en de stoffen die daaraan het meeste bijdragen. Het hoofdstuk toont ook aan, dat een goed bruikbare uitslag ook afhangt van de goede vraagstelling en de goede analyse van de beschikbare data.

7 Conclusies

Dit rapport handelt over de wetenschappelijke kalibratie en de praktijkvalidatie van de Chemie tool.

KALIBRATIE

De relaties tussen toxische druk en aantal taxa dat in een monster (waterlichaam) kan vóórkomen, en van de diversiteit van de relaties tussen toxische druk en de effecten op afzonderlijke taxa, zijn beschreven. Deze relaties waren voorafgaand aan dit onderzoek voor Nederlandse oppervlaktewateren onbekend, maar werden wel verwacht op basis van (inter)nationale publicaties. De gevonden relaties geven een inschatting van de betekenis van de toename van de mengsel-toxische druk in termen van in het veld waargenomen ecologische effecten op macrofauna in Nederlandse oppervlaktewateren. De beschrijvingen van deze relaties zijn de basis om beleidsmatige keuzes te maken over de stoplicht-functie van de Chemie maatlat (in een watersysteem-verkenning met meerdere sleutelfactoren), of ze kunnen direct geïnterpreteerd worden als maatlat voor toename van ecologische effecten van toxiciteit.

Er zijn op de dataset meerdere statistische analyses uitgevoerd, die allen aantonen dat een toenemende toxische druk leidt tot een toenemend ecologisch effect. Dit gaat om effecten op de dichtheden van individuele taxa maar ook op het verdwijnen van soorten.

1. Monovariatie correlatie was significant voor 23% van de genera. Daarbij was sprake van 11% gevoelige en 12% opportunistische soorten;
2. Multivariate analyses toonden een significant effect van toxische druk op 34-59% van de genera. Dit percentage varieert afhankelijk van het aantal genera dat in de analyse wordt meegenomen (bepaald door criteria als het aantal waarnemingen van de genera in de dataset). Overigens toonden deze multivariate analyses ook aan dat naast toxische druk ook andere drukfactoren als chloride, pH en nutriënten een significant effect hebben;
3. Als de multivariate analyse wordt uitgevoerd op 110 genera die allemaal zeer vaak in de monsters aanwezig waren, dan blijkt zelfs dat er in 89% van de genera een significant effect van toxische druk wordt vastgesteld;
4. Ten slotte toonden de analyses niet alleen aan dat niet alleen de dichtheden van de genera verbanden met toxische druk vertoonden maar ook de diversiteit als geheel, waarbij de afname van diversiteit groter is naarmate de toxische druk hoger is. De curve begint vanaf een toxische druk van 1-5% af te buigen en bij een toxische druk van 10% is het aantal genera gemiddeld ook circa 10% lager.

Deze uitslagen zijn robuust, in de zin dat er vanuit een evaluatie van versturende patronen in de dataset geen grote wijzigingen in de conclusies verwacht worden: verhoging van toxische druk bleek via alle analyses verbonden te zijn aan verhoging van ecologische effecten.

Door de combinatie van de waargenomen feiten met het stoplicht-concept van de ESF-toxiciteit (een hulp bij een praktische watersysteem-analyse) is geïllustreerd wat de beleidskeuzes betekenen indien bepaalde stoplichtwaarden gekozen zouden worden:

- Ten eerste: Wetenschappelijk is de systematiek achter de chemie tool (de SSD-modellering) hetzelfde als de methode zoals die in de normstelling wordt gebruikt. Dit betekent dat beide methoden ook op eenzelfde beschermingsniveau gebaseerd kunnen worden. Een toxische druk van 0,5% (op basis van acute EC50-waarden) is in dat geval globaal genomen gelijkwaardig aan het beschermingsniveau dat met de normstelling van stoffen wordt beoogd. De huidige dataset geeft aan dat dit in het Nederlandse waterbeheer een redelijke grens is: vanaf een toxische druk van 1-5% begint de diversiteit van de macrofauna zichtbaar af te nemen;
- Ten tweede: indien een $msPAF_{EC50} = 10\%$ gekozen wordt als onderscheid tussen oranje en rood betekent dit een verlies van diversiteit in de macrofauna van ca. 10% of meer. Daarboven op zal een aanzienlijk deel van de genera die nog niet zijn verdwenen wel degelijk in hun dichtheid ook de effecten van toxische druk laten zien.

De twee potentiële beleidskeuzes die geschetst zijn als voorbeeld zouden leiden tot een onderverdeling van de huidige 5939 monsters in 1899 keer 'groen', 3900 keer 'oranje' en 140 keer 'rood' (32%, 66% en 2% van de monsters).

PRAKTIJKVALIDATIE

De Chemie tool levert voor relevante beleids- en beheersvraagstukken relevante informatie. De resultaten geven een nadere specificatie van de ecologische effecten van normoverschrijdingen, voor afzonderlijke stoffen, stofgroepen of lokale complexe mengsels. De praktijkvalidatie beschrijft hoe de aanpak op watersysteemniveau aangepakt van de analyse van toxiciteit op watersysteemniveau opgezet moet worden, en wat de uitkomsten zijn:

- Prioritering van locaties wat betreft de mate van (mengsel)effecten;
- Prioritering van stoffen binnen locaties;
- Signalering van stoffen waarvoor mogelijk een norm moet worden afgeleid vanwege vermoedelijk optredende effecten, en waarvoor monitoring wenselijk kan zijn;
- Evaluatie van de ecologische effecten van beleidsinspanningen die beoogden de waterkwaliteit te verhogen;
- Vergelijking met andere sleutelfactoren;
- Het leveren van informatie voor het opstellen van plannen voor (kosten-)effectief waterkwaliteitsbeheer.

Literatuur

- Agentschap.NL. 2011. Evaluatie Besluit bodemkwaliteit. Versie 5. Datum 29 april 2011. Definitief. Agentschap NL, Den Haag.
- De Snoo, G. R., and M. Vijver. 2012. Bestrijdingsmiddelen en water kwaliteit [Plant protection products and water quality]. Leiden, the Netherlands.
- De Zwart, D. 2002. Observed regularities in SSDs for aquatic species. Pages 133-154 in L. Posthuma, G. W. Suter, II, and T. P. Traas, editors. Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA.
- De Zwart, D., S. D. Dyer, L. Posthuma, and C. P. Hawkins. 2006. Predictive models attribute effects on fish assemblages to toxicity and habitat alteration. *Ecological Applications* **16**:1295-1310.
- Douglas, M. E., and J. A. Endler. 1982. Quantitative matrix comparisons in ecological and evolutionary investigations. *Journal of Theoretical Biology* **99**:777-795.
- EZ/VR0M/Justitie. 2003. Effectbeoordeling voorgenomen regelgeving. 03ME19, Ministeries van EZ, VR0M en Justitie.
- Gittenberger, E., A. W. Jansen, W. J. Kuijper, J. G. J. Kuiper, T. Meijer, G. Van der Velde, and J. N. De Vries. 1998. De Nederlandse zoetwatermollusken. Recente en fossiele weekdieren uit zoet en brak water. . Nederlandse Fauna (Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, Leiden) **2**:1-288.
- Glöer, P., and C. Meier-Brook. 2003. Süßwassermollusken. Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland.
- Harmsen, J., R. P. J. J. Rietra, J. E. Groenenberg, J. Lahr, A. Van den Toorn, and H. J. Zweers. 2012. Verspreiden van bagger op het land in klei- en veengebieden. Alterra, Wageningen, the Netherlands.
- Kapo, K. E., G. A. J. Burton, D. De Zwart, L. Posthuma, and S. D. Dyer. 2008. Quantitative lines of evidence for screening-level diagnostic assessment of regional fish community impacts: a comparison of spatial database evaluation methods *Environmental Science and Technology* **42**:9412-9418.
- Kapo, K. E., C. M. Holmes, S. D. Dyer, D. De Zwart, and L. Posthuma. 2014. Developing a foundation for eco-epidemiological assessment of aquatic ecological status over large geographic regions utilizing existing data resources and models. *Environmental Toxicology and Chemistry* **33**:1665-1677.
- Killeen, I., D. Aldridge, and G. Oliver. 2004. Freshwater bivalves of Britain and Ireland. . Aidgap Occasional Publication (Field Studies Council) **82**:1-114. ISBN 111-85153-85892-85155.
- Kline, R. B. 1998. Principles and practice of structural equation modeling. Guilford Press, New York, NY, USA.
- Moller Pillot, H. K. M. 2003. A key to the larvae of the aquatic Chironomidae of the North-West European lowland. Provisional translation of De larven der Nederlandse Chironomidae (Moller Pillot, H.K.M., 1984) (With many additions). Concept, niet gepubliceerd.
- O'Brian, R. M. 2007. A caution regarding rules of thumb for Variance Inflation Factors. *Quality & Quantity* **41**:673-690.
- Osté, L. A., A. Wintersen, E. Ten Kate, and L. Posthuma. 2008. Nieuwe normen waterbodems. Normen voor verspreiden en toepassen op bodem onder oppervlaktewater. RIZA-report no. 2007.003, RIVM-rapport 711701064, RIZA, Lelystad.
- Posthuma, L., A. Bjørn, M. C. Zijp, M. Birkved, M. L. Diamond, M. Z. Hauschild, M. A. J. Huijbregts, C. Mulder, and D. Van De Meent. 2014. Beyond safe operating space: Finding chemical footprinting feasible. *Environmental Science and Technology* **48**:6057-6059.
- Posthuma, L., and D. De Zwart. 2012. Predicted mixture toxic pressure relates to observed fraction of benthic macrofauna species impacted by contaminant mixtures. *Environmental Toxicology and Chemistry* **31**:2175-2188.
- Posthuma, L., D. De Zwart, J. Postma, and B. Reeze. 2011. KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (R8) nadere analyses. (WFD-metric tidal surface waters reanalyzed) (In Dutch). RIVM report 607080001 National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven.
- Sijm, D. T. H. M., A. P. Van Wezel, and T. Crommentuijn. 2002. Environmental risk limits in the Netherlands. Pages 221-253 in L. Posthuma, G. W. I. Suter, and T. P. Traas, editors. Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA.
- Smit, C. E., and D. Kalf. 2014. Bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater. Vergelijking tussen Nederland en andere Europese landen. . RIVM briefrapport 601714026.

- STOWA. 2008. Van helder naar troebel...en weer terug. Een ecologische systeemanalyse en diagnose van ondiepe meren en plassen voor de kaderrichtlijn water., STOWA, Amersfoort, the Netherlands.
- STOWA. 2014. Ecologische Sleutelfactoren. Begrip van het watersysteem als basis voor beslissingen., STOWA - Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Amersfoort.
- STOWA. 2015. Ecologische sleutelfactoren voor het herstel van onderwatervegetatie. Toepassing van de ecologische sleutelfactoren 1,2 en 3 in de praktijk. STOWA, Amersfoort, the Netherlands.
- STOWA, 2016a. Posthuma, L., D. De Zwart, L. Osté, R. Van der Oost, and J. Postma. Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit. Deel 1: Methode voor het in beeld brengen van de effecten van giftige stoffen in het oppervlaktewater, STOWA, Amersfoort, the Netherlands.
- STOWA. 2016c. Posthuma, L., D. De Zwart, L. Osté, and J. Postma. Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit. Deel 3. Handleiding en tips voor de Chemie tool (versie 1.0) STOWA rapport nr. : 2016-15 C, STOWA, Amersfoort, the Netherlands.
- Timm, T., and H. H. Veldhuijzen van Zanten. 2002. Freshwater Oligochaeta of North-West Europe. World Biodiversity Database CD-ROM Series. Expert Center for Taxonomic Identification (ETI), Amsterdam. ISBN 90-75000-44-8.
- Vallenduuk, H. J., and E. Morozova. 2005. *Cryptochironomus*. An identification key to the larvae and pupal exuviae in Europe. *Lauterbornia* **55**:1-22.
- Van Haaren, T., and J. Soors. 2013. Aquatic oligochaeta of the Netherlands and Belgium. KNNV publishing.
- Verdonschot, R. C. M., J. H. Vos, and P. F. M. Verdonschot. 2013. Exotische macrofauna en macrofyten in de Nederlandse zoete wateren; voorkomen en beleid in 2012.
- Zijp, M. C., L. Posthuma, and D. Van de Meent. 2014. Definition and applications of a versatile chemical pollution footprint methodology. *Environmental Science and Technology* **48**:10588–10597.

Bijlagen

BIJLAGE 1 VERKRIJGEN BESTANDEN RUWE DATA

Aan ieder waterschap is gevraagd of zij beschikken over monitoringsgegevens waarbij op één locatie zowel macrofauna als fysisch-chemische gegevens zijn verzameld. Als selectie criterium is aangegeven dat er binnen de fysisch-chemische gegevens niet alleen naar basis-parameters als pH, geleidbaarheid, zuurstof en nutriënten wordt gezocht, maar dat een locatie voor de huidige kalibratie alleen interessant is als er ten minste enkele milieuverontreinigingen zijn gemonitord, zoals metalen, PAKs en/of gewasbeschermingsmiddelen. Hoe breder deze set parameters, hoe interessanter de locatie voor de huidige vraagstellingen. Maar locaties zijn ook meegenomen indien slechts een beperkte set milieuverontreinigingen is bepaald. Eén locatie is hierbij omschreven als een situatie waarbij volgens de inschatting van het waterschap de set fysisch-chemische parameters een goede inschatting vormt van de situatie op het macrofauna-punt. Dit begrip is breder dan “gelijke x- en y-coördinaten”. Zo ligt het chemische monitoringspunt vaak in het midden van een meer, terwijl de macrofauna langs de oever wordt verzameld. Ook in een beek kan een stroomopwaarts gelegen chemisch meetpunt representatief zijn voor een stroomafwaarts gelegen macrofauna-punt. Deze selectie is op basis van locatiekennis door het waterschap uitgevoerd.

In totaal hebben 18 van de 23 waterschappen gegevens kunnen aanleveren. Naast de fysisch-chemische en macrofauna gegevens hebben de waterschappen van iedere geselecteerde locatie ook allerlei aanvullende informatie aangeleverd, zoals watertype, grondsoort, breedte en diepte, slibdikte etc. Deze gegevens waren echter in verschillende mate van gedetailleerdheid voorhanden.

BIJLAGE 2 GEÛNIFORMEERD COMBINATIEBESTAND

Om een samenhangend bestand te krijgen zijn alle aangeleverde gegevens bewerkt en geüniformeerd. Dit bestand omvatte 5939 relevante jaar-plaats gegevens met gekoppelde abiotische en macrofauna gegevens, verder aangeduid als monsters.

Koppeling abiotische- en biotische gegevens: naar 5939 monsters

Als eerste is geverifieerd of de overlap in fysisch-chemische en macrofauna-gegevens ook betrekking had op hetzelfde jaar. Als dit niet het geval was zijn de betreffende locatie-jaar combinaties niet meegenomen in de uiteindelijke dataset. In enkele gevallen is hierop een uitzondering toegepast. Zo was het verschil soms beperkt tot één jaar of waren er één jaar eerder enkele aanvullende milieuverontreinigingen geanalyseerd. In die gevallen zijn deze chemische analyses toch gebruikt, tenzij er ook macrofauna-gegevens uit datzelfde jaar aanwezig waren. Bij deze keuzes is als uitgangspunt gehanteerd dat de macrofauna gegevens nooit zijn gedoubleerd, terwijl de fysisch-chemische gegevens zoveel mogelijk enkelvoudig zijn gebruikt. Fysisch-chemische gegevens werden bijvoorbeeld zo nodig twee maal ingevoerd in het databestand, indien er macrofauna-gegevens uit zowel het voorjaar als het najaar aanwezig waren, maar slechts één meting van de fysico-chemische gegevens.

Aangezien de naamgeving van de locaties in de macrofauna en fysisch-chemische gegevens niet overal uniform was, zijn alle uiteindelijk geselecteerde locatie-jaar combinaties voorzien van een unieke code. In het vervolg wordt hiervoor de term monsters gebruikt.

Het uiteindelijke bestand bestond uit 5939 unieke macrofauna monsters, ieder voorzien van een, meer of minder uitgebreide, set fysisch-chemische parameters.

Fysisch/chemische gegevens

Als tweede werd de naamgeving en codering van de fysisch chemische parameters geüniformeerd en bruikbaar gemaakt voor het onderzoek.

De parameters werden waar nodig gekoppeld aan de gebruikelijke Aquo-parameter lijst. Daarnaast werden de CAS-nummers van de verschillende stoffen toegevoegd, aangezien de rekenapplicatie van de ESF-toxiciteit, waarmee de msPAF-waarden worden berekend, deze als basis hanteert. De verdere data-controle en standaardisatie was gericht op eenheden, uitschieters, detectiegrenzen en hoedanigheid (bijv. al dan niet gefiltreerd). Waarden met verschillende eenheden werden in één uniforme eenheid omgerekend. Gegevens die betrekking hadden op sediment of zwevende stof (eenheden als mg/kg) zijn uit de dataset verwijderd. Ook alle data met een concentratie "0" zijn verwijderd. Ten slotte is dit databestand in tweeën opgesplitst, die gekoppeld blijven via de unieke monstercode. Het ene deel bevatte alle gegevens, die bij de berekening van de msPAF-waarde een rol spelen (zowel de eigenlijke milieuverontreinigingen als de ondersteunende parameters om voor de beschikbaarheid te corrigeren). Het tweede deel bevatte alle overige parameters, zoals nutriënten, geleidbaarheid, enkele macro-ionen, BZV en doorzicht.

Macrofauna: naamgeving en codering

Als derde werd de naamgeving van de taxa geharmoniseerd, en werden waar nodig keuzes gemaakt. De waterschappen hebben de macrofaunamonsters zoveel mogelijk tot op soort gedetermineerd, wat leidde tot 2143 soorten in de database. De naamgeving en codering van de macrofauna is gecontroleerd op de aanwezigheid van synoniemen en tik- of schrijffouten en vervolgens geüniformeerd en waar nodig aangepast aan de TWN-lijst¹. De gegevens zijn aanvullend opgeschoond, waarbij terrestrische taxa (zoals de landslakken *Succineidae*) als mede taxa die niet tot de evertebrate macrofauna behoren (zoals nematoden, amfibieën of vissen) uit de bestanden zijn verwijderd. Een eventueel aangebracht onderscheid tussen larvale stadia, poppen en adulte dieren is verwijderd door de aantallen te sommeren. Verder zijn ondersoorten gegroepeerd op het niveau van de soort en zijn de verschillende aggregaten geüniformeerd (bijv. de dansmug *Nanocladius bicolor*,

1 TWN staat voor Taxa Waterbeheer Nederland en betreft de standaardlijst voor de naamgeving en codes bij ecologische analyses (waaronder de macrofauna) in het Nederlandse waterbeheer.

N. bicolor agg. en *N. bicolor/distinctus*, die allen zijn ondergebracht in *N. bicolor/distinctus*). Ten slotte is door een macrofauna-specialist beoordeeld in hoeverre een eventueel onderscheid tussen soorten wordt beïnvloed door het verschijnen van nieuwe determinatiewerken in de periode tussen het eerste jaar met gegevens (1983) en het laatste jaar met gegevens (2014). Ter illustratie: als een groep vroeger als één soort werd gezien, maar momenteel als twee verschillende soorten wordt gedetermineerd, zijn alle drie de taxa tot één naam samengevoegd. Ook in het geval van een genus, waarin slechts één soort aanwezig is, zijn de codes van beide determinatieniveaus geüniformeerd. Ten slotte zijn voor iedere soort ook de genus- en familie-namen aan het bestand toegevoegd om vervolganalyses op meerdere taxonomische niveaus uit te kunnen voeren.

De aanpak en resultaten van de taxonomische detailstudies zijn in Bijlage 3 verder gespecificeerd.

De onderzoeksgegevens

Vanuit alle basis-bestanden (in Excel) werd ten slotte een combinatiebestand in Access opgebouwd, met daarin de onderzoeksgegevens. Hierin heeft ieder monster dus een unieke code en zijn de macrofauna en fysisch-chemische gegevens aangevuld met de x- en y-coördinaten en een KRW-watertype.

BIJLAGE 3 KEUZES IN DE TAXONOMIE, INCLUSIEF OMGAAN MET EXOTEN

Noodzaak van keuzes

Bij de beschrijving van de betekenis van de toxische druk gaat het om een koppeling tussen toxische druk en het “verwacht aantal beïnvloede soorten” (msPAF) versus het “daadwerkelijk aantal beïnvloede soorten”. Het lijkt daarom logisch om het onderzoek op soortsniveau uit te voeren. Toch zijn er ook enkele argumenten om hier niet voor te kiezen. De belangrijkste drie zijn voortschrijdende inzichten op het gebied van taxonomie en determinatie literatuur, de opkomst van exoten, en de statistische nadelen van het werken op dit taxonomische niveau. De resultaten van enkele uitgevoerde analyses rond de taxonomie zijn hieronder samengevat.

Verandering van soorten-identificatie en taxonomische sleutels

Vanaf 1983, het eerste jaar waarvan data in de huidige kalibratie zijn opgenomen, zijn er voor verschillende macrofauna groepen nieuwe standaardwerken verschenen of zijn aanvullende werken gepubliceerd waarmee bepaalde families (beter) tot op soort gedetermineerd konden worden. Dit geldt onder meer voor enkele lastig te determineren maar veel voorkomende groepen als oligochaeten (de CD-ROM van Timm en Veldhuijzen van Zanten (2002) en meer recent het boek van Van Haaren en Soors (2013)), chironomiden ((Moller Pillot 2003) of losse aanvullingen voor bepaalde geslachten zoals *Cryptochironomus* (Vallenduuk en Morozova 2005) of bijv. schelpdieren uit het geslacht *Pisidium* (Gittenberger et al. 1998, Glöer en Meier-Brook 2003, Killeen et al. 2004).

Het gebruik van nieuwe determinatiewerken leidt tot betere determinaties maar ook tot trendbreuken in de geaggregeerde dataset (Figuur 17). Van de dansmuggen (chironomiden) werd in de jaren 1983-1986 bijvoorbeeld ca. 41% van de individuen tot op soort gedetermineerd. In de periode 2010-2014 ligt dit percentage op gemiddeld 70%. Een ander voorbeeld: de *Pisidium* soorten *P. amnicum*, *P. obtusale*, *P. pseudosphaerium* en *P. pulchellum* worden pas vanaf 2002-2005 enigszins consistent in de monsters aangetroffen. De ontwikkeling van het aantal soorten in de door de waterschappen verzamelde gegevens is in hieronder (boven, midden) geïllustreerd voor Sphaeriidae en Chironomidae, waarbij op de x-as het verschijnen van enkele determinatiewerken is aangegeven (als illustratie; zeker niet volledig).

Trends in de taxonomie en keuze voor Genus-niveau (en hoger)

De hiervoor beschreven analyses tonen aan, dat er op het niveau van soorten veranderingen in de macrofaunagemeenschap over de jaren waarneembaar zijn als gevolg van deze meer methodische veranderingen. Statistische analyse van de eventuele effecten daarvan (met een Mantel-test) toonde echter aan dat de correlatie met taxonomische sleutels niet significant is (geen grotere correlatie dan die door kans verwacht).

Om een eventueel tijd-effect van taxonomische specificaties toch te verkleinen, en om de dataset robuuster te maken voor de nadelige effecten van grote detaillering van de taxonomische indeling, is besloten om de uiteindelijke analyses op een hoger taxonomisch niveau dan soorten uit te voeren. De dataset bleek voor het niveau van soorten namelijk te gefragmenteerd. Op het niveau van taxonomische families zou dit echter weer een groot verlies aan informatie en daarmee onderscheidend vermogen voor deze studie betekenen. Deze overwegingen hebben geleid tot een besluit voor de verdere analyses in deze studie: vanwege bovenstaande patronen in de data is besloten om de kalibratie uit te voeren op het taxonomisch niveau van het geslacht [tenzij anders vermeld]. De soortentellingen van de monsterIDs zijn daarom samengevat op het niveau van geslacht ('genus') en hoger. Het aantal in het onderzoek betrokken taxa werd daardoor: 798. Abundanties zijn opgeteld voor soorten binnen hetzelfde geslacht ('genus'). Deze keuze voor analyse op het taxonomische niveau van het geslacht komt overeen met een vergelijkbare kalibratie van de toxische druk voor sedimenten in het benedenrivierengebied, waarbij de macrofauna gegevens ook op het niveau van geslachten, en om dezelfde redenen, werden gestandaardiseerd (Posthuma et al. 2011). Dit levert betekenisvolle resultaten over de effecten van toxiciteit.

Exoten

Binnen de aquatische macrofauna zijn tot 2012 66 exoten vastgesteld (Verdonschot et al. 2013). Dit is zo'n 3% van het totaal

aantal macrofauna-soorten. De verdeling kan per groep echter sterk verschillen. Zo worden er in Nederland steeds meer verschillende soorten vlokreeften aangetroffen, waaronder de exoten *Gammarus tigrinus* (oorspron: N-Amerika; vanaf 1960 in Ned.), *Crangonyx pseudogracilis* (oorsprong: N-Amerika; 1979), *Chelicorophium curvispinum* (oorsprong: Ponto-Kaspisch; 1987), *Echinogammarus ischnus* (oorsprong: Ponto-Kaspisch; 1991), *Dikerogammarus villosus* (oorsprong: Ponto-Kaspisch; 1994), *Echinogammarus trichiatus* (oorsprong: Ponto-Kaspisch; 1998), *Chelicorophium robustum* (oorsprong: Ponto-Kaspisch; 2003) en *Dikerogammarus haemobaphes* (oorsprong: Ponto-Kaspisch; 2006). Deze soorten spelen ook kwantitatief een rol. Zo zijn er in het gehele databestand 116.773 waarnemingen van de inheemse *G. pulex*, terwijl er van de genoemde exoten in totaal 182.833 waarnemingen zijn. Dat de aankomst van steeds weer nieuwe exoten tot een trendbreuk in databestanden kan leiden is in de eerder getoonde figuur van deze Bijlage geïllustreerd middels het aantal taxa binnen de groep *Gammaridae*.

Verdeling van soorten over de taxa

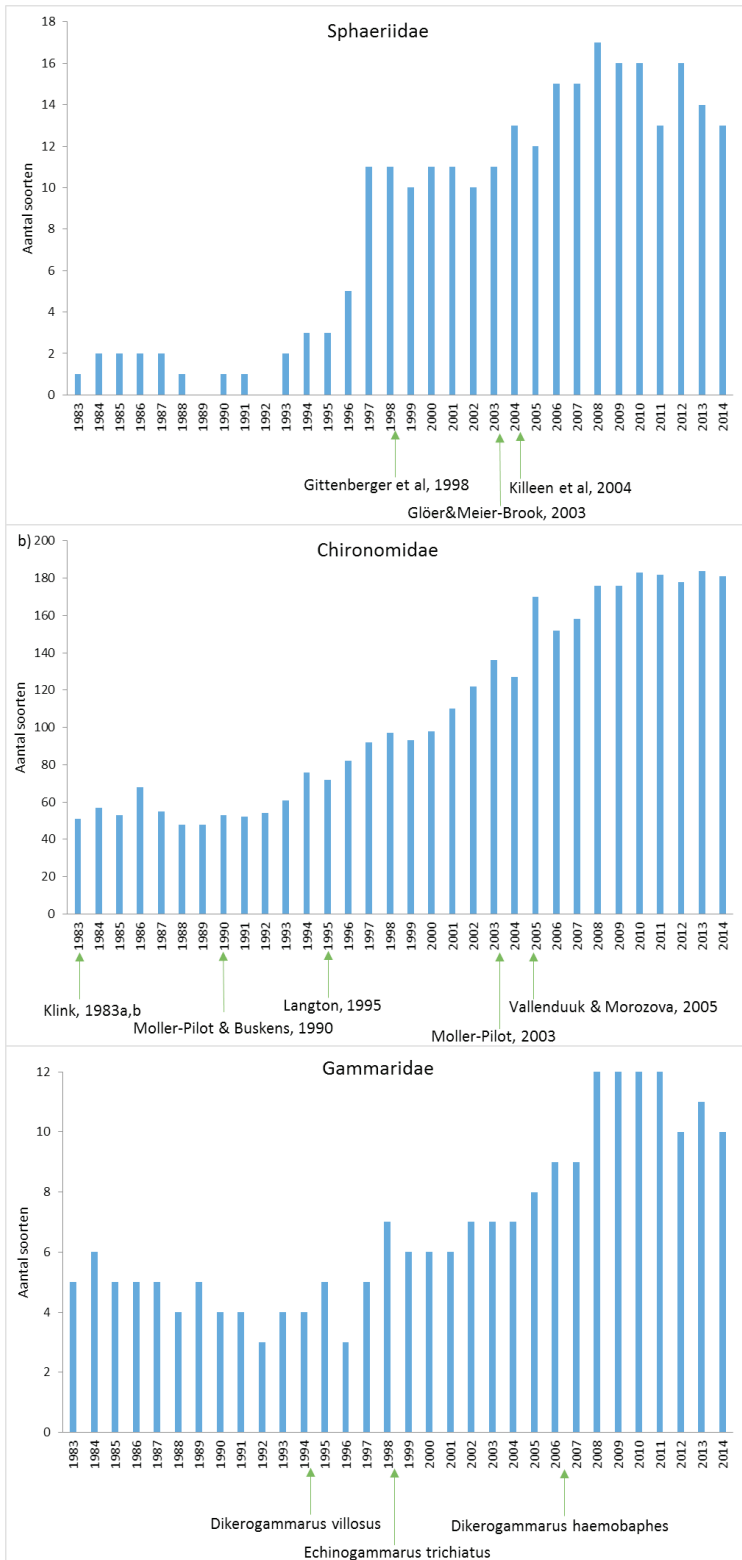
Een verdere controle op de eigenschappen van het databestand betreft een analyse van de verdeling van soorten over taxa. Hier kan sprake zijn van *sampling bias* en van taxa met heel weinig waarnemingen. In het eerste geval zijn de taxonomische gegevens voor bepaalde groepen gedetailleerder door betere taxonomische identificatie. In het tweede geval worden individuele waarnemingen die door toevallige condities bepaald worden te belangrijk voor de gewenste analyses. Deze controle toonde aan dat er sprake is van *sampling bias* en van taxa met hele lage aantallen waarnemingen (bv. *Chironomini* en *Tanytarsini*). Dit heeft geleid tot een besluit om de statistische analyse in twee stappen te doen: verkennend, met alle data, en vervolgens specifiek met een robuuste subset aan data.

Verdeling van taxa over groepen: Scheef of uniform?

Voor statistische analyses is het vaak ideaal als de dataset in vele opzichten evenredig is qua samenstelling. In dit geval zou dat betekenen, dat de taxa zo evenredig mogelijk verdeeld zijn over de families, enzovoorts. Dit is onderzocht door in het basisbestand de hogere groepen bij elkaar te zetten, en te analyseren op evenredigheid van vertegenwoordiging van aantallen families, taxa, enzovoorts. Dit leverde het resultaat zoals hieronder getoond voor de hogere groepen die voor ten minste 1% aan de *taxonomic summary bijdragen* (Figuur 18). Er zijn in totaal 2143 soorten in het bestand aanwezig, dus we selecteerden hier alle taxa met 22 geslachten/families of meer. Door deze subselectie bleven er 10 hogere groepen over. Onderstaande figuur toont, dat de verdeling van taxa over de hogere groepen scheef is, met een hoge vertegenwoordiging in de Chironomidae (niet onverwacht zijn 460 van de 2143 taxa chironomiden).

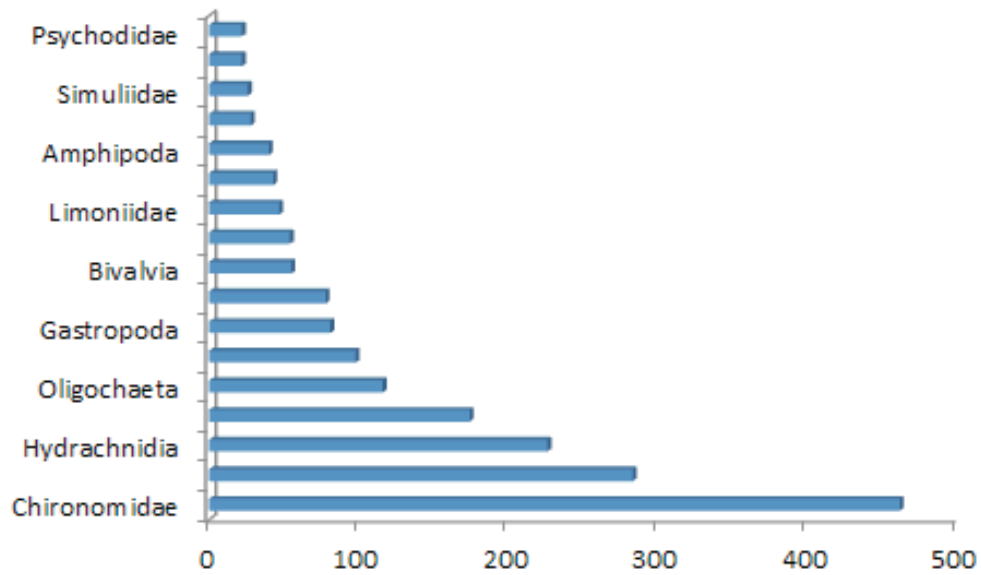
FIGUUR 17

(boven, midden, onder). Het aantal soorten, dat binnen de groepen Sphaeriidae (schelpen; boven), Chironomidae (dansmuggen, midden) en Gammaridae (vlokreeften; onder) aanwezig is in de verzamelde inventarisatiegegevens, inclusief tijdsaanduidingen over wijzigingen in de taxonomische literatuur (boven, midden) of de vestiging van exoten (onder).



FIGUUR 18

Representatie van aantallen taxa per hogere groep, gesorteerd voor de 10 groepen met de meeste taxa in het basisbestand. X-as: de aantallen taxa per hogere groep (2143 soorten). Y-as: de hogere groepen die onderscheiden werden.



BIJLAGE 4 TAXA MET DATA STATISTISCH ROBUUSTE EIGENSCHAPPEN

De namen van de taxa met eigenschappen die een statistisch robuuste analyse mogelijk maken zijn samengevat in onderstaande tabel. In rood worden een aantal met elkaar gecorreleerde genera aangegeven. Dit zijn genera die in alle monsters aanwezig waren en daarmee minder gevoelig zijn voor de statistische beperkingen van meer zeldzame taxa die in een beperkter aantal monsters zijn aangetroffen. Of op een andere manier enige toelichting op wat wij “robuust” vinden.

Variable	N	Mean	Std Dev
Ablabesmyia	5939	1.56482	9.74258
Alboglossiphonia	5939	4.05417	13.78034
Anisus	5939	13.0879	54.7441
Arrenurus	5939	13.0395	40.13431
Asellidae	5939	1.42581	16.61867
Asellus	5939	60.6842	231.9144
Aulodrilus	5939	2.77766	22.85927
Baetis	5939	9.84827	45.08905
Bathyomphalus	5939	1.57887	15.95973
Bithynia	5939	32.3758	165.3998
Caenis	5939	9.94741	38.30125
Ceratopogonidae	5939	4.95021	22.35891
Chaoborus	5939	1.30778	16.76135
Chelicorophium	5939	7.55072	170.013
Chironomus	5939	47.7636	235.1368
Cladopelma	5939	1.36744	9.36653
Cladotanytarsus	5939	2.14755	18.84912
Clinotanypus	5939	1.43539	7.0633
Cloeon	5939	21.4409	99.82683
Coenagrionidae	5939	1.78988	11.56311
Conchapelopia	5939	1.80435	15.31221
Corixidae	5939	5.66208	33.11735
Crangonyx	5939	2.28272	18.11195
Cricotopus	5939	23.1472	68.86952
Dero	5939	1.56867	17.43347
Dicrotendipes	5939	4.80069	22.10283
Dikerogammarus	5939	1.62077	16.93842
Dreissena	5939	4.2967	35.86343
Echinogammarus	5939	1.39401	28.61395
Ecrobia	5939	5.05102	140.1774
Electra	5939	14.3118	367.6717
Endochironomus	5939	10.4557	34.9352
Erpobdella	5939	8.36115	33.81275
Gammaridae	5939	6.69137	51.26732
Gammarus	5939	78.4072	229.0332
Glossiphonia	5939	2.27348	10.58625
Glyptotendipes	5939	21.8855	71.86614
Gyraulus	5939	7.78638	28.40477
Halipilus	5939	3.74658	11.77135
Hediste	5939	1.19928	25.56431
Heleobia	5939	1.28843	48.70056
Helobdella	5939	13.0126	41.20832
Hippeutis	5939	2.81143	18.97158
Hydrachnidae	5939	2.45537	17.50275
Hydrodroma	5939	2.31513	13.02061
Hydropsyche	5939	4.76884	38.19007
Hygrobates	5939	1.93121	11.99011
Ischnura	5939	2.70427	7.55593
Lekanesphaera	5939	3.74005	66.46924
Limnephilus	5939	1.95237	54.09485
Limnesia	5939	19.2734	315.291
Limnodrilus	5939	10.9323	48.57694
Limnomysis	5939	7.09322	66.00141
Lumbriculus	5939	3.85052	53.75891
Lymnaea	5939	2.09022	21.88029

Variable	N	Mean	Std Dev
Micronecta	5939	11.3916	71.98447
Micropsectra	5939	12.7574	105.8717
Microtendipes	5939	5.15502	27.07129
Mideopsis	5939	1.53943	7.68313
Monocorophium	5939	1.72564	62.73961
Musculium	5939	3.67231	21.8676
Mystacides	5939	1.96566	10.7147
Naididae	5939	1.81506	25.32523
Nais	5939	6.73701	109.6137
Nemoura	5939	1.55639	25.62968
Neomysis	5939	5.46647	111.6364
Noterus	5939	1.60842	6.92765
Notonecta	5939	1.49652	9.69468
Oligochaeta	5939	4.2636	44.49315
Ophidonais	5939	6.30594	61.30874
Orthocladius	5939	1.39513	15.96615
Parachironomus	5939	3.69037	16.25123
Paratanytarsus	5939	3.1736	32.62019
Paratendipes	5939	2.12382	15.33485
Phaenopsectra	5939	1.46095	7.63468
Physa	5939	4.86667	19.33413
Physella	5939	4.57193	22.12819
Piona	5939	12.3549	43.59257
Piscicolidae	5939	1.47093	5.57372
Pisidium	5939	21.6822	175.0842
Planorbarius	5939	1.98488	13.32418
Planorbis	5939	10.1932	61.49175
Plea	5939	2.08557	15.14281
Polypedilum	5939	18.6152	182.9858
Potamopyrgus	5939	16.8978	186.4771
Potamothrix	5939	1.65711	16.56545
Proasellus	5939	9.09909	60.15725
Procladius	5939	8.47982	29.55187
Prodiamesa	5939	3.58391	30.84526
Psammoryctides	5939	1.48163	25.37208
Psectrocladius	5939	1.9584	22.30356
Psectrotanypus	5939	5.54048	47.98752
Quistadrilus	5939	4.14174	38.24084
Radix	5939	17.7491	291.9079
Rheotanytarsus	5939	1.48673	28.85838
Sialis	5939	1.40679	8.73331
Sigara	5939	10.4172	47.382
Simulium	5939	27.1688	323.2194
Sphaeriidae	5939	2.39476	22.39954
Sphaerium	5939	6.31072	38.72556
Stagnicola	5939	2.22296	19.94237
Stylaria	5939	16.4065	89.00641
Tanypus	5939	2.971	20.24995
Tanytarsus	5939	9.92014	446.9496
Trienodes	5939	1.5086	10.11225
Tubifex	5939	1.44042	22.94512
Tubificida	5939	61.9931	219.9584
Tvetenia	5939	2.85078	39.64234
Unionicola	5939	3.78876	21.04114
Valvata	5939	22.4965	126.8309



BIJLAGE 5 AANVULLING MET MENGSEL-TOXISCHE DRUK TOT BASISBESTAND

Na samenvoeging tot de 5939 monsters is het databestand uitgebreid met voor ieder monster de waarde van de toxische druk van het in het monster aanwezige, geanalyseerde mengsel aan milieuverontreinigingen. Dit leidde tot toevoeging van de drukfactor $msPAF_{EC50}$, alle stoffen aan de onderzoeksgegevens. De berekeningen zijn gebaseerd op alle concentratiemetingen van stoffen boven de rapportagegrens.

De waarden voor de toxische druk zijn berekend met de Chemie rekentool.

Specifiek vermeldenswaardig over deze toegevoegde data is:

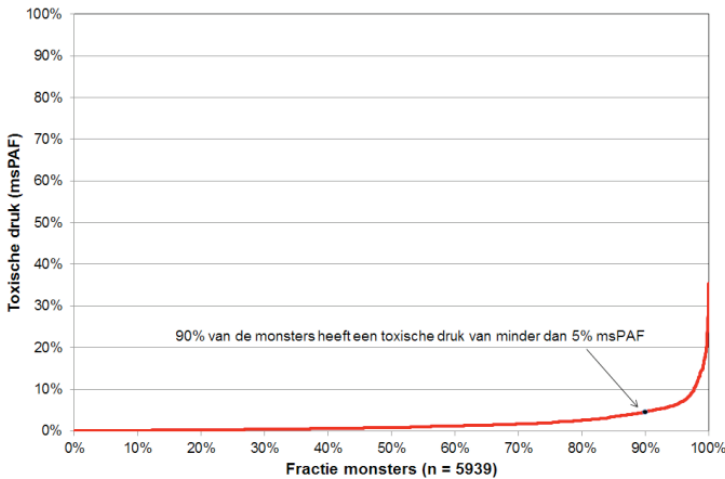
- In de ruwe data, zoals aangeleverd door de waterschappen, bevonden zich concentratie-gegevens over aluminium (Al) en ijzer (Fe). Deze twee stoffen leidden tot bijdragen aan de toxische druk in een aantal monsters. De toxische vorm van Al en Fe is zeer sterk afhankelijk van de speciatie, en deze wordt sterk bepaald door lokale waterchemie. De toxiciteit van een monster wordt overschat indien er geen rekening gehouden kan worden met speciatie, of indien het onduidelijk is of de concentraties bepaald zijn met of zonder filtratie. Tevens geldt, dat Al en Fe gewone mineralen zijn. Indien echter op correcte wijze (nieuwe) monsters worden genomen, en de speciatie/biobeschikbare fractie kan goed bepaald worden, kan de toxiciteit van Al en Fe echter wel gekwantificeerd worden.
- Biobeschikbaarheid: deze is meegewogen via gemeten parameters, en zo nodig via de defaults van de Chemie rekentool.

BIJLAGE 6 VARIATIE IN TOXISCHE DRUK

Er bestaat variatie in toxische druk tussen de monsters (Figuur 19). De verdeling van de gevonden waarden is hieronder getoond. Deze variatie blijkt aanwezig, maar is niet ideaal. Een ideale verdeling zou in bijgaande figuur een diagonale verdeling hebben opgeleverd. De verdeling toont aan, dat de dataset in 90% van de monsters een mengsel toxische druk heeft van minder dan 5% ($msPAF_{EC50} < 5\%$, zonder Al en Fe).

FIGUUR 19

Verdeling van de toxische druk tussen de monsters.



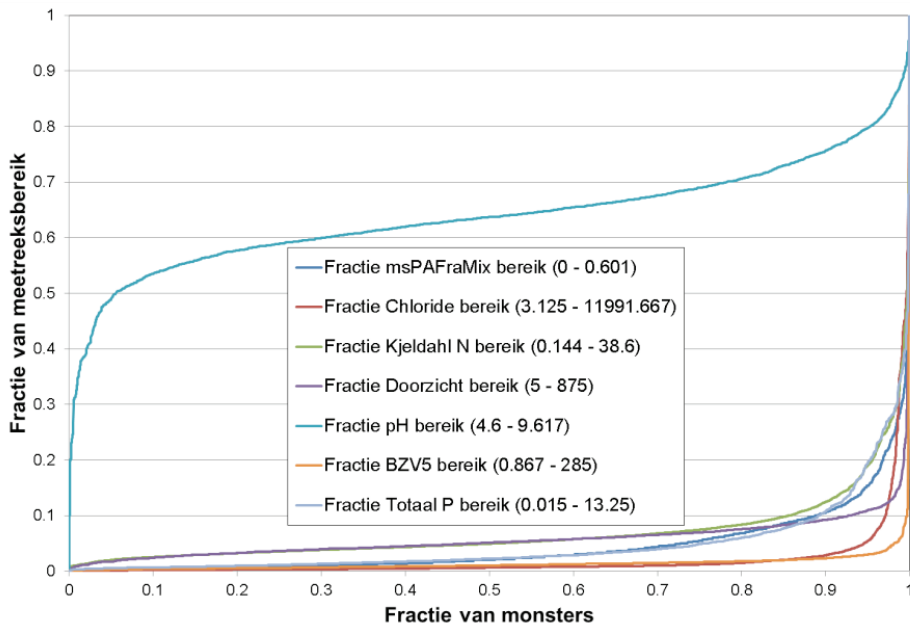
Noot: de hier getoonde verdeling kan van belang zijn bij het bepalen van de stoplicht-grenswaarden (zie Paragraaf 4.6). De verdeling toont welke aantallen monsters bij een gekozen grenswaarde in een bepaald domein (groen, oranje, of rood) gaan vallen.

BIJLAGE 7 PATRONEN IN ANDERE DRUKFACTOREN

Er bestaat ook variatie tussen de monsters voor de overige drukfactoren. De verdelingen van de gevonden waarden is hieronder getoond (Figuur 20). Deze variatie blijkt wederom aanwezig, maar is ook niet ideaal. Een ideale verdeling zou in bijgaande figuur een aantal diagonale verdelingen hebben opgeleverd. De verdeling van de msPAF_{EC50}-waarden is hier inclusief Al en Fe.

FIGUUR 20

Verdeling van de waarnemingen voor de verschillende drukfactoren.



BIJLAGE 8 PATRONEN IN TOXISCHE DRUK: COVARIANTIE MET ANDERE DRUKFACTOREN

De eindconclusies van dit onderzoek kunnen ongeldig worden doordat drukfactoren (stressfactoren) variëren. Als de toxische druk bijvoorbeeld (exact) covarieert met een andere drukfactor, X, dan kan het resultaat “Er is een relatie tussen toxische druk en een effect” niet geïnterpreteerd worden als een relevante uitslag rond de verwachtingen: het effect kan immers (juist ook) door deze andere drukfactor “X” worden veroorzaakt!

Om deze reden is eerst een (co)variatie-analyse uitgevoerd. Het resultaat is weergegeven in een tabel met covarianties (Tabel 11), en een figuur met de correlaties (Figuur 21). De toxische druk van mengsels (msPAFraMix) blijkt significant te correleren met de drukfactoren ‘N’ (Kjeldahl Stikstof), ‘Doorzicht’, ‘pH’, ‘BZV5’ (Biologisch Zuurstof Verbruik), en ‘P’ (totaal Fosfor). Dit betekent dus in potentie, dat de dataset mogelijk storende covariaties bevat, en dat dat conclusies over de effecten van toxische druk op de ecologie daardoor verstoord kunnen worden. Dit heeft alles te maken met verschillen tussen watertypen en landgebruik.

TABEL 11

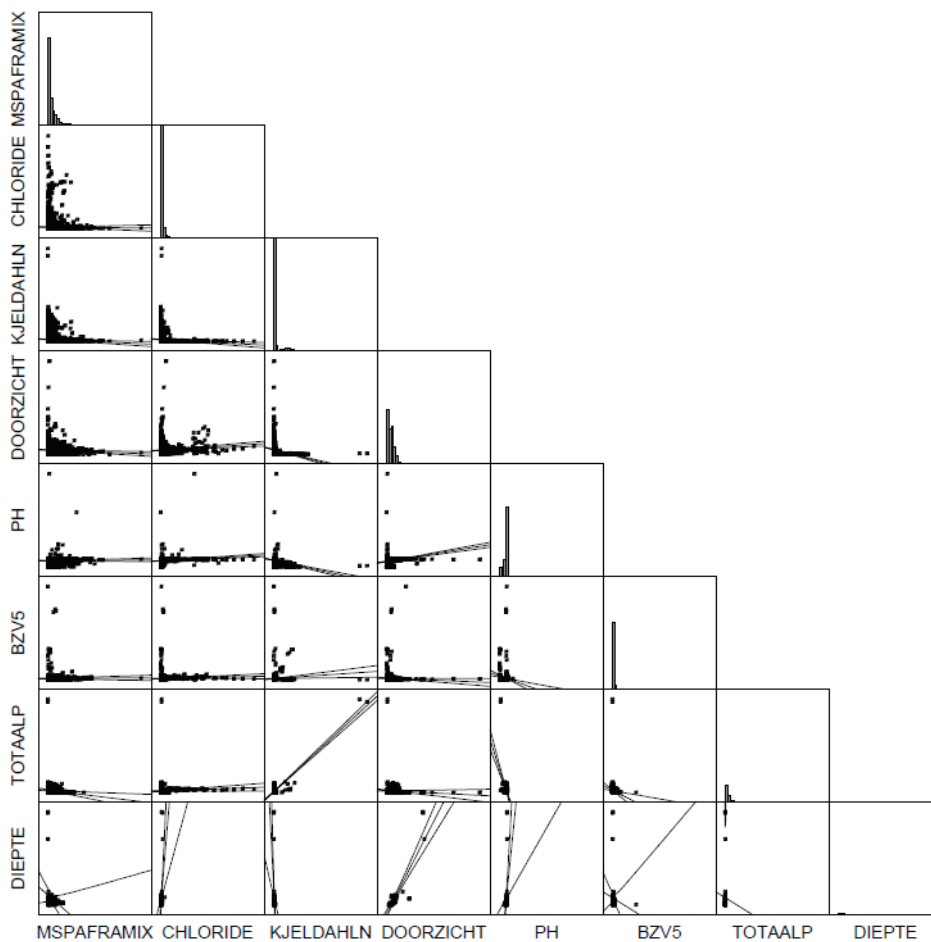
Tabel met correlaties tussen drukfactoren (en hun significanties).

Correlatie R	Factor	Aantal	msPAFraMix	Chloride	Kjeldahl N	Doorzicht	pH	BZV5	Totaal P
	msPAFraMix	5680							
	Chloride	5467	-0.0132						
	Kjeldahl N	5131	0.1600	-0.0588					
	Doorzicht	4215	-0.1198	0.0208	-0.2560				
	pH	3439	-0.1314	0.1613	-0.1379	0.0704			
	BZV5	2649	0.0649	0.0593	0.5099	-0.2549	-0.0105		
	Totaal P	2466	0.2969	0.1212	0.3504	-0.0941	-0.0132	0.3321	
	Diepte	424	-0.0979	-0.0484	-0.1648	0.8365	0.1999	-0.1221	-0.1224
Significantie	Factor	Aantal	msPAFraMix	Chloride	Kjeldahl N	Doorzicht	pH	BZV5	Totaal P
	msPAFraMix	5680							
	Chloride	5467	24.8%			Significante relatie P < 5%			
	Kjeldahl N	5131	0.0%	0.0%					
	Doorzicht	4215	0.0%	16.0%	0.0%				
	pH	3439	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%			
	BZV5	2649	0.1%	0.4%	0.0%	0.0%	34.5%		
	Totaal P	2466	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	32.1%	0.0%	
	Diepte	424	5.2%	24.3%	0.1%	0.0%	0.0%	1.7%	1.6%

Bij grote aantallen waarnemingen kan echter een geringe mate van covariatie statistisch significant zijn, maar inhoudelijk (relatief) irrelevant. Dat laatste kan vastgesteld worden door de afleiding van zogenoemde *Variance Inflation Factors* tussen de drukfactoren, en deze te vergelijken met kritische waarden. De uitslagen van deze toetsing tonen, dat de lineariteit tussen de drukfactoren weliswaar aantoonbaar is (correlatie-coëfficiënten) maar van gering belang is, en dat de toetsing van de verwachtingen dus ‘onbiased’ aan kan duiden wat de relatie is tussen voorspelde toxische druk en mate van effecten (Tabel 12). Noot: andere drukfactoren, die niet gemeten zijn, kunnen uiteraard wel co-variëren met de toxische druk, maar dat is met de huidige data niet na te gaan. De verdere analyses vinden dan ook plaats onder aanname dat dergelijke co-variërende, ongemeten drukfactoren er niet zijn.

FIGUUR 21

Corellogram van de correlaties tussen drukfactoren.



TABEL 12

Toetsing van eventuele storende covarianties tussen de drukfactoren zoals beoordeeld via de waarden Variance Inflation Factors (VIFs), inclusief beoordeling van de gevonden VIFs aan de hand van VIF-toetscriteria (Kline 1998, O'Brian 2007).

Drukfactor	VIF	Oordeel
msPAFraMix	1.39	OK
Chloride	1.15	OK
Kjeldahl N	2.38	OK
Doorzicht	1.17	OK
pH	1.33	OK
BZV 5	1.41	OK
Totaal P	1.99	OK

BIJLAGE 9 PATRONEN IN TOXISCHE DRUK: AANTAL GEMETEN STOFFEN

Het aantal gemeten stoffen varieert van een laag aantal tot bijna 140 stoffen in één monster. Als alle stoffen even toxisch zijn, zou dit betekenen dat de toxische druk in een monster evenredig oploopt met het aantal gemeten stoffen. De analyse van de dataset toont echter een ander beeld. Er is grote niet-systematische variatie (zie de scatter), met een significante maar niet erg voorspellende relatie tussen het aantal gemeten stoffen en de mengsel toxische druk (Figuur 22). Een voorzichtige interpretatie van deze gegevens is, dat de waterschappen zich kennelijk vaak hebben beperkt tot het meten van stoffen die – vanwege inhoudelijke vermoedens (eerdere metingen, watersysteem-analyse, bronnen-analyse) – lokaal relevant geacht worden. Als die stoffen vervolgens – zie de resultaten van het onderzoek – tot de relatief belangrijkste oorzaken van effecten leiden (grote bijdragen aan de toxische druk), dan is het effect van het wisselend aantal stoffen per monster relatief beperkt verstorend voor de data analyses van dit onderzoek. De niet-gemeten stoffen, of veel wel-gemeten stoffen, doen er in dat geval immers minder toe in het veroorzaken van effecten. Voor het onderzoek naar de betekenis van toxische druk voor ecologische effecten verwachten we dat de verschillen in aantallen gemeten stoffen de conclusies nauwelijks beïnvloeden.

FIGUUR 22

Relatie tussen aantal gemeten stoffen in monsters en de mengsel toxische druk.



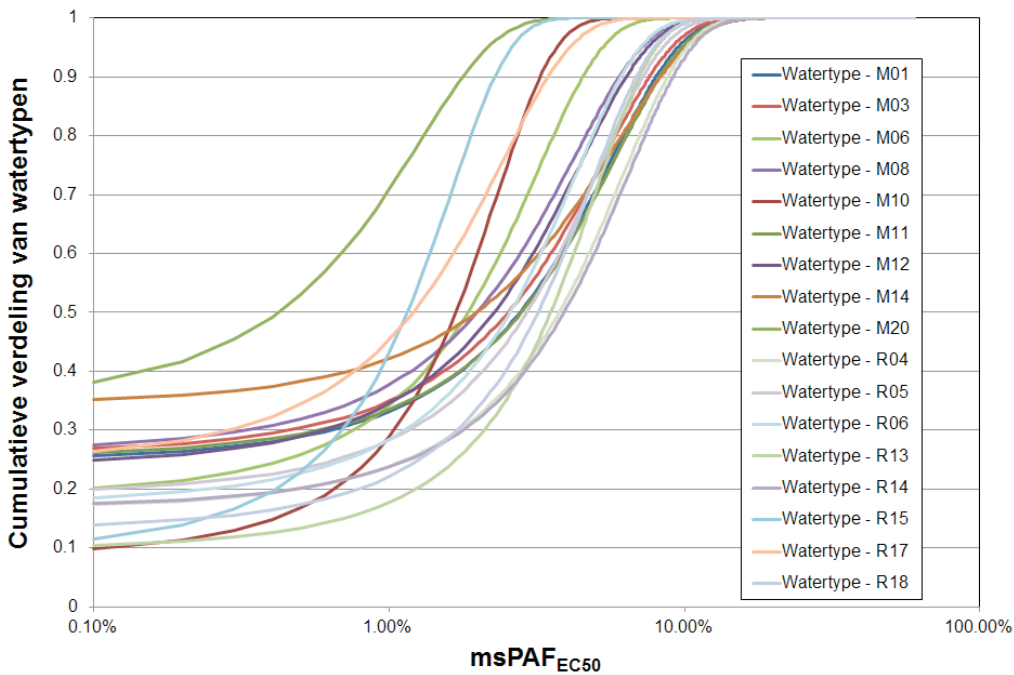
BIJLAGE 10 TREND WATERTYPEN EN VERDELING TOXISCHE DRUK

Een onzekerheid bij de analyses van de data is de vraag of er sprake is van hetzij watersystemen met een hogere toxiciteit, hetzij watersystemen met een hogere ecologische gevoeligheid, of beide.

De dataset bevat informatie die aangeeft dat de verschillende watersystemen in geringe mate een andere verdeling van de waarden van de toxische druk kennen (de variatie tussen minimum tot maximum waarde, en de verdeling van de waarden tussen de monsters, Figuur 23). De watertypen M10 (Laagveen vaarten en kanalen), M20 (Matig grote diepe gebufterde meren), R15 (Snelstromend riviertje op kiezelhoudende bodem) en R17 (Snelstromende bovenloop op kalkhoudende bodem) vertonen een relatief lagere toxiciteits-verdeling tussen de monsters, terwijl andere wateren enkele relatief hoge waarnemingen voor toxische druk omvatten. Er is echter geen sprake van heel grote verschillen. Verder is er een gering effect van de samenstelling van het stoffenpakket, zie onder. Ook dit effect is echter gering.

FIGUUR 23

Verdeling van de msPAF_{EC50} in de verschillende watertypen.

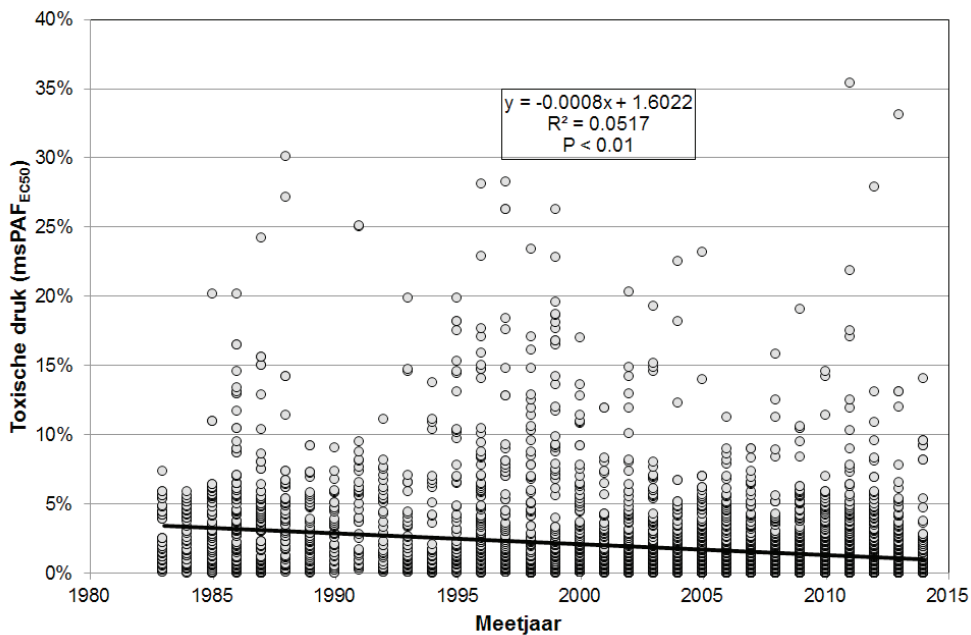


BIJLAGE 11 TREND MEETJAAR EN MENGSEL TOXISCHE DRUK

De dataset omvat monsters die over een groot aantal meetjaren verzameld is. Dit kan betekenen, dat de dataset een aantal systematische afwijkingen kent, zoals: door technische ontwikkelingen worden meer stoffen gemeten, stoffen worden preciezer gemeten, of door beleid worden de meest toxische stoffen gaandeweg teruggedrongen. Analyse van de dataset toont een zwakke maar significante relatie tussen meetjaar en toxische druk: de toxische druk neemt over de jaren significant, maar met geringe mate, af en individuele datapunten tonen een grote scatter (Figuur 24). Er is op basis van deze resultaten geen reden om bepaalde meet-jaren, of oudere gegevens, uit de dataset voor dit onderzoek te verwijderen.

FIGUUR 24

Relatie tussen meetjaar en toxische druk ($msPAF_{EC50}$).



BIJLAGE 12 UITLEG RELATIE TUSSEN ESF-TOXICITEIT EN NORMSTELLING

Er is een relatie tussen de ESF-toxiciteit-maatlat en de normstelling. In beide gevallen wordt gebruik gemaakt van SSD-modellering (Posthuma et al. 2016b). Bij de Chemie tool wordt gebruik gemaakt van de SSD_{EC50} 's van stoffen, en bij de normstelling van de SSD_{NOEC} 's van de stoffen. De relaties tussen beide SSD's is beschreven door (onder meer) De Zwart (2002)). In de voor dit rapport uitgevoerde extrapolatie is op basis van die studie (en aanvullende gegevens die sindsdien verzameld zijn) aangenomen dat de mediaan van de chronische SSD_{NOEC} en die van de acute SSD_{EC50} een factor 10 verschoven zijn (aangenomen is, dat de chronische NOEC gesteld kon worden op $1/10 \times$ acute EC50). Vervolgens zijn de $msPAF_{EC50}$ en $msPAF_{NOEC}$ resultaten van alle monsters berekend, en geplot. In onderstaande figuur ontstaat door de aanname – vanwege de effecten in de ‘staarten’ van de verdeling – “ruis” rond de voorspelde $msPAF_{EC50}$ en $msPAF_{NOEC}$.

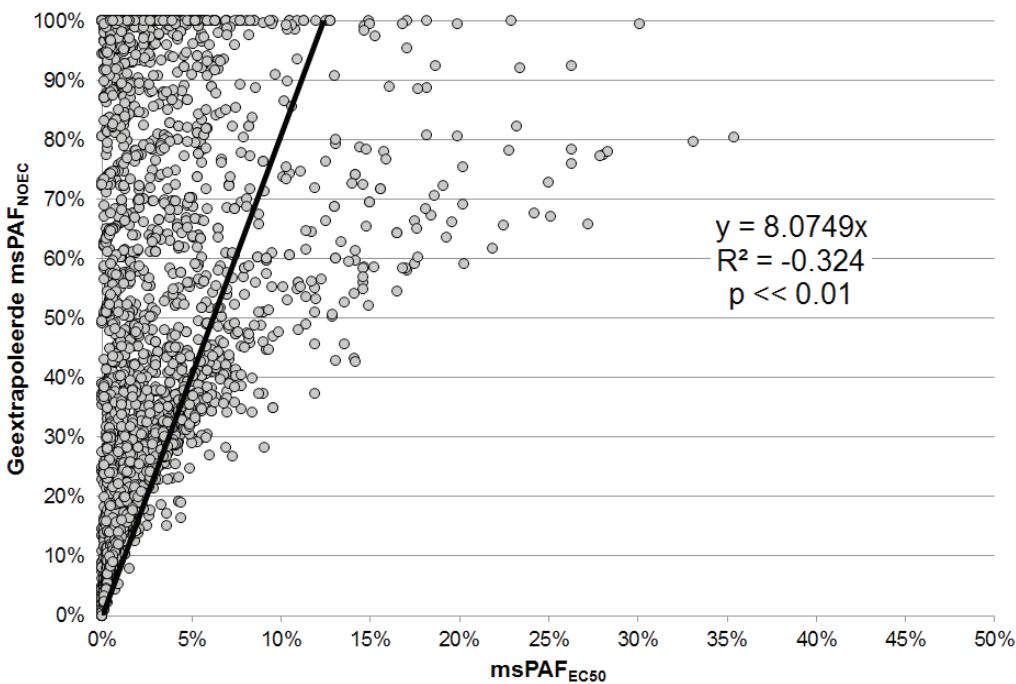
De $msPAF_{EC50}$ en de $msPAF_{NOEC}$ hangen als volgt samen:

$$msPAF_{NOEC} \sim 8 * msPAF_{EC50}$$

Deze samenhang wordt getoond in Figuur 25. Deze figuur is gebruikt om de $msPAF_{NOEC}$ -schaal van Figuur 12 af te leiden. Bij deze extrapolatie geldt, dat de berekende $msPAF_{EC50}$ van een serie monsters eenzelfde waarde kan hebben (bijvoorbeeld 10%), maar dat het daarbij behorende percentage soorten waarvoor bij die monsters de $msPAF_{NOEC}$ is overschreden kan variëren (bij $X=10\%$ is de variatie in de Y-waarde ca. 30 en 100%), vanwege de sigmoïdale vorm van SSD-modellen.

FIGUUR 25

Relatie tussen de mengsel-toxische druk van monsters uitgedrukt als $msPAF_{EC50}$ (X) en de $msPAF_{NOEC}$ (Y).



BIJLAGE 13 TAXA MET GLM-MODEL EN MET MSPAF-TERM

De namen van de taxa en de significante GLM-termen, uitgedrukt als P-waarde (veelal: $P < 0,001$: zeer significant).

Een significante GLM-term betekent:

- Significante lineaire relatie tussen abundantie en een drukfactor in de GLM van een taxon, of
- Significante kwadratische relatie tussen abundantie en een drukfactor in de GLM van een taxon, of
- Beide

Niet-significant betekent dus: geen statistische associatie, noch lineair, noch kwadratisch.

Genera en hoger	msPAF	Chloride	Kjeldahl-N	Doorzicht	pH	BOD5	P-totaal	#Predictoren
Acricotopus	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000		0.00000	5
Agabus	0.01732			0.00000	0.00000		0.01658	4
Agraylea	0.00000	0.00000	0.00000	0.00003	0.00000	0.00000		6
Alboglossiphonia	0.00000	0.00000	0.00000	0.01761	0.00000		0.00000	6
Ancylus	0.00000			0.00000	0.00000	0.00000		4
Anisus	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000	6
Anodonta	0.03886		0.00004		0.00002		0.00001	4
Aquarius	0.00012			0.00000	0.00011			3
Argulus	0.00003							1
Arrenurus	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Asellidae	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Asellus	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Athripsodes	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000		0.00000	5
Atyaephyra	0.00000	0.00626	0.00000		0.00000			4
Aulodrilus	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000		6
Baetidae	0.00000	0.00108	0.00000	0.00000		0.00135	0.00000	6
Bathyomphalus	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000	6
Bithynia	0.00000		0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	6
Bivalvia	0.00347	0.01441		0.00000			0.00000	4
Brachypoda	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000	0.00000		5
Caenidae	0.00000			0.00000	0.00000	0.00000		4
Caenis	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000		6
Cataclysta	0.00281	0.00660		0.00000	0.00000			4
Centroptilum	0.00000				0.00000			2
Chaetogaster	0.00000			0.00000	0.00047			3
Chaoborus	0.00117		0.00000			0.00794	0.00000	4
Chelicorophium	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Chironomus	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Cladopelma	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000		6
Cladotanytarsus	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000		0.00012	6
Clinotanytus	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Cloeon	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.01989	0.00000	7
Coenagrionidae	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000	0.00000	0.00000	6
Colymbetinae	0.00081				0.00001			2
Conchapelopia	0.00000	0.00000		0.00000	0.00000		0.00000	5
Corbicula	0.00000			0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	5
Corixa	0.00000	0.00003	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	6
Corixidae	0.00136	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Corophiidae	0.00276		0.00000	0.00006	0.00000	0.00000	0.00000	6
Crangonyx	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Cricotopus	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00001	0.00000	7
Cryptochironomus	0.00000			0.00000	0.00000	0.00000		4
Culex	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000	6
Culiseta	0.00000			0.00000			0.00000	3
Cyphon	0.00166							1
Dicrotendipes	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Dikerogammarus	0.00000	0.00023	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000		6
Dreissena	0.00000	0.00001	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Ecnomus	0.00014				0.00000			2
Endochironomus	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Enochrus	0.00000	0.00000	0.00000		0.00001		0.00000	5
Ephemeroptera	0.00000	0.00000	0.00181	0.00000	0.00017		0.00000	6
Erpobdella	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00055	0.00000	7

Genera en hoger	msPAF	Chloride	Kjeldahl-N	Doorzicht	pH	BOD5	P-totaal	#Predictoren
Erpobdellidae	0.00014		0.00545			0.00000		3
Erythromma	0.00000	0.00000			0.00000		0.00000	4
Ferrissia	0.00076	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000	6
Gammaridae	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000		6
Gammaridea	0.00000	0.00024	0.00000	0.00000		0.00000	0.00000	6
Gammarus	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Gastropoda	0.03440	0.01246			0.00000			3
Gerridae	0.00000							1
Gerris	0.01428	0.00000	0.00000		0.00000			4
Girardia	0.00000							1
Glossiphonia	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000	0.00000		5
Graptodytes	0.00000	0.00000		0.00000			0.00000	4
Guttipelopia	0.00000	0.00000		0.00000			0.00000	4
Gyraulus	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Haliphus	0.00000	0.00000	0.00000	0.00040	0.00000		0.00000	6
Helobdella	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Helochares	0.00000	0.00287			0.00008	0.00000	0.00000	5
Helophorus	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000	6
Hippeutis	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Hirudinea	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Hydrachna	0.00000	0.00000	0.00005	0.00014	0.00000		0.00000	6
Hydrachnidae	0.00000	0.00000	0.00000	0.00182		0.00000	0.00000	6
Hydrobiidae	0.00000	0.00000		0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	6
Hydrochoreutes	0.00444	0.00131						2
Hydrodroma	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Hydroporinae	0.00000		0.00000	0.00000	0.00132	0.00000		5
Hydroporus	0.00000	0.00066		0.00000		0.00000	0.00000	5
Hygrobates	0.00000	0.01865	0.00000		0.00000		0.00000	5
Hygrotus	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000	0.00127	0.00000	6
Hyphydrus	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000		0.00000	5
Ilyocoris	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000	6
Ilyodrilus	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000	6
Ischnura	0.00000		0.00000	0.00000			0.00000	4
Leptoceridae	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000		0.00000	5
Limnephilus	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Limnesia	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Limnodrilus	0.00001	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000	6
Limnomysis	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000	6
Lumbricidae	0.00235				0.00347			2
Lumbriculidae	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000		5
Lumbriculus	0.00000	0.00000	0.00000	0.02861	0.00000	0.00209	0.00000	7
Lymnaea	0.00039	0.00000	0.00000	0.01599	0.00000	0.00000	0.00000	7
Lymnaeidae	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000	0.00000	6
Macropelopia	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000			4
Marstoniopsis	0.00002					0.00000		2
Microchironomus	0.00000	0.00000	0.00015	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Microsectra	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Microtendipes	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Mideopsis	0.00000	0.00752	0.00000				0.03455	4
Monopelopia	0.00000	0.00027	0.00000				0.00000	4
Musculium	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Mystacides	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00001	0.00053	7
Naididae	0.00000	0.00000		0.00000	0.00000		0.00000	5
Nais	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Naucoridae	0.00002			0.00001		0.00000		3
Neomysis	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000	0.00000	0.00000	6
Noterus	0.00000	0.00000	0.00000			0.00000	0.00000	5
Notonecta	0.00000		0.00000	0.00033	0.00004			4
Odontomyia	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000	6
Oecetis	0.00000	0.00029					0.00000	3
Oligochaeta	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Ophidonais	0.00000	0.00000	0.00000	0.00008	0.00000	0.00000	0.00000	7
Orthocladius	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000	0.00693	0.00000	6
Orthotrichia	0.00063	0.00000			0.00000			3
Oulimnius	0.00000	0.00002	0.00041	0.00000		0.00013		5
Oxyethira	0.00127	0.00001		0.00000	0.00000		0.00000	5
Parachironomus	0.00000	0.00000	0.00000	0.00065	0.00000	0.00000	0.00000	7

Genera en hoger	msPAF	Chloride	Kjeldahl-N	Doorzicht	pH	BOD5	P-totaal	#Predictoren
Paratanytarsus	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000	6
Paratendipes	0.00000	0.00000		0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	6
Phaenopsectra	0.00459	0.00000	0.00000		0.00000			4
Phryganea	0.00003					0.00000		2
Physa	0.00000	0.00000		0.00000	0.00000	0.00096	0.00000	6
Physella	0.00000	0.00000	0.00000	0.00447	0.00000	0.00000		6
Piona	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Pionidae	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000	0.00000	6
Pionopsis	0.00004				0.00000			2
Pisidium	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Planorbarius	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Planorbis	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Plea	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00013	0.00000	7
Plumatella	0.00000							1
Polycelis	0.00000	0.00000	0.00003	0.00000	0.00000		0.00000	6
Polypedilum	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Potamopyrgus	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Potamothrix	0.00000	0.00000	0.00370	0.00298		0.00090		5
Proasellus	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000	0.00000	6
Procladius	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Prodiamesa	0.00000	0.00000	0.00000			0.00000	0.00000	6
Psectrocladius	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000		0.00239	6
Psectrotanypus	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000	6
Pyrrhosoma	0.00000		0.00000		0.00000			3
Quistadrilus	0.00000	0.00000	0.00000	0.00023	0.00000	0.00000	0.00000	7
Radix	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Rhantus	0.00012	0.00001			0.00009	0.00008		4
Rheotanytarsus	0.00127	0.00023		0.00000	0.00000			4
Schmidtea	0.04702	0.00000		0.00000	0.00000		0.00000	5
Scirtes	0.00000	0.00039	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Scirtidae	0.00000	0.00010	0.00000	0.00000			0.00000	5
Sialis	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00019	7
Sigara	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Simulium	0.00000		0.00005	0.00000	0.00000		0.00000	5
Sphaeriidae	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00002	7
Sphaerium	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Stagnicola	0.00000	0.00000		0.00000				3
Stratiomys	0.00000		0.00021	0.00000			0.01700	4
Stylaria	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Stylodrilus	0.00006			0.00173	0.00000			3
Sympetrum	0.00000						0.00000	2
Syrphidae	0.00000			0.00651	0.00000		0.00000	4
Tanypodinae	0.00000	0.00000		0.00000	0.00002	0.00001	0.00000	6
Tanypus	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000	0.04049	0.00000	6
Tanytarsini	0.00000	0.00000		0.00000	0.00000	0.00000		5
Tanytarsus	0.00000		0.00000	0.00000	0.00000			4
Theromyzon	0.00000			0.00000	0.00000	0.00000		4
Tiphys	0.00000		0.00000	0.00030				3
Triaenodes	0.00045	0.00000	0.00000	0.00000	0.02411		0.00000	6
Trichoptera	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000	6
Tubifex	0.00000			0.00000	0.00000		0.00000	4
Tubificida	0.00000	0.00000			0.00000	0.00000	0.00000	5
Tubificidae	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000		0.00000	0.00000	6
Tubificoides	0.00138	0.00003	0.00003			0.00000		4
Unionicola	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Valvata	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	7
Velia	0.00000	0.00000	0.00010	0.00000				4
Viviparus	0.00000		0.00001	0.00000	0.00000		0.00000	5
Xenochironomus	0.01867		0.00000		0.00000			3
Zavrelia	0.00000		0.00001	0.00000			0.00011	4
Zavreliella	0.00924							1

BIJLAGE 14 CASE STUDY GEWASBESCHERMINGSMIDDELEN WETTERSKIP FRYSLÂN

Onderstaande tekst is aangeleverd door Wetterskip Fryslân en integraal overgenomen als verantwoording van de samenvattende tekst in de ESF-toxiciteit-rapporten. De figuur-nummers gelden binnen deze bijlage.

Inleiding

Wetterskip Fryslân neemt deel aan het landelijk meetnet gewasbescherming door metingen uit te voeren in het akkerbouwgebied. Gemeten concentraties worden getoetst aan normen. Maar in algemene zin is het steeds de achterliggende vraag: hoe erg is een overschrijding?

Dat vraagt om een uitgebreidere beschouwing. De verwachting is dat een uitgebreidere beschouwing van de toxiciteit kan worden opgesteld door deel te nemen aan de ontwikkeling van de sleutelfactor- toxiciteit van de STOWA (toepassing msPAF tool en de toepassing van bio-assays).

Het gaat bij gewasbeschermingsmiddelen (GBM) vaak om kortdurende pieken. Vraag is dan hoe erg dat zoiets is. We vinden hier vaak verschillende stoffen. Ook nuttig is te weten hoe schadelijk het effect is van het mengsel aan stoffen. Hierna wordt verslag gedaan van de toetsing van de GBM en de berekening van de msPAF. Belangrijke vraagstelling: komen de probleemstoffen op basis van normtoetsing overeen met de resultaten van msPAF berekening?

Aanpak

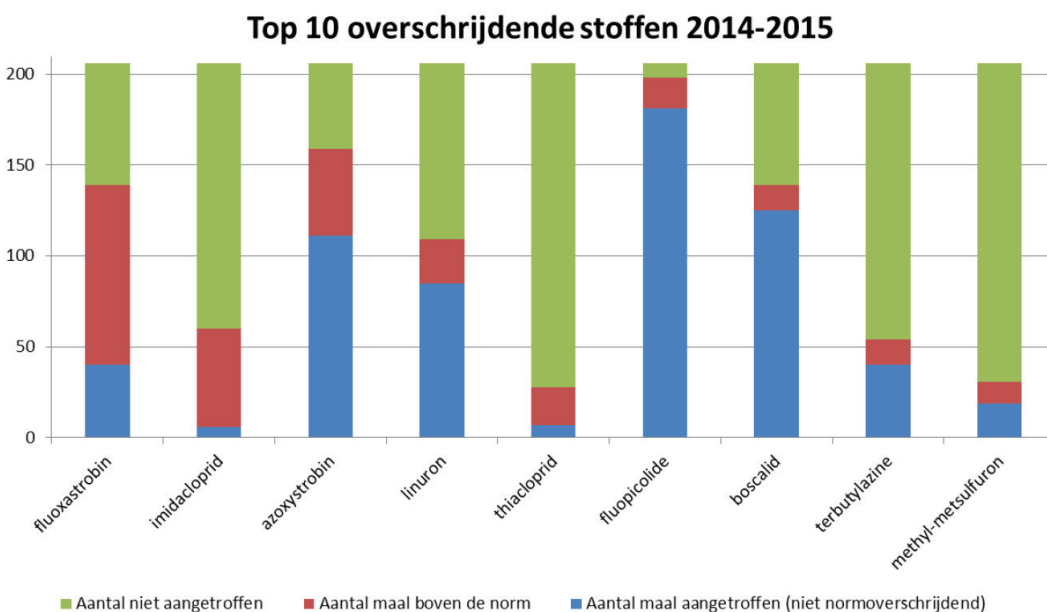
Het gaat om gegevens van 8 locaties. De monstername heeft in de jaren 2014 en 2015 plaatsgevonden in de periode april tot en met oktober (daarbuiten worden zelden overschrijdingen gevonden). Aandachtspunt: we meten hier alleen GBM, geen fysisch chemische data of andere potentieel schadelijke stoffen zoals PAK's en metalen.

Resultaten: normtoetsing

Alle meetresultaten in de periode 2014-2015 zijn getoetst aan normen.

FIGUUR 1

De top tien van de gewasbeschermingsmiddelen (GBM) in de periode 2014-2015 (geprioriteerd op basis van aantal overschrijdingen).



Figuur 1 laat de resultaten van het landelijk meetnet zien van 2014 en 2015. Het gaat om de individuele waarden die vergeleken worden met de norm. Er zijn per stof 205 waarnemingen. Groen geeft aan hoe vaak de stof niet is aangetroffen (beneden detectiegrens). In deze grafiek is alleen het resultaat te zien van de toetsing aan de MAC-MKN waarden en dus niet aan de jaargemiddelde waarden (JG-MKN). Jaargemiddelde waarden (concentraties) kunnen ook met ESF8-tool geanalyseerd worden. In dat geval wordt duidelijk of er langdurig sprake is van een blootstelling die tot grote ecologische effecten (verdwijnen van soorten) leidt.

Resultaten: Chemie tool

Invoer gegevens

Invoer gegevens van de meetpunten van het landelijk meetnet gewasbeschermingsmiddelen uit de periode 2014-2015 in de Chemie tool via het Excel format.

Resultaat berekening msPAF

Op basis van de berekening van de msPAF kunnen de probleemstoffen (op basis van de toxische druk) bepaald worden. In onderstaande tabel worden daarnaast de probleemstoffen op basis van de gangbare normtoetsing weergegeven.

nr	stofnaam	Waterkwaliteitsdoelen	NORM	Chemie tool (hoogste msPAF waarden)
1	Fluoxastrobin	Probleemstof	JGM	
2	Imidacloprid	Probleemstof	MAC	Probleemstof
3	Azoxystrobin	Probleemstof	AD HOC 90 PERC.	
4	Linuron	Probleemstof	Mac EN jgm	Probleemstof
5	Thiacloprid	Probleemstof	MAC en JGM	Probleemstof
6	Fluopicalide	Probleemstof	JGM=MAC	Probleemstof
7	Boscalid	Probleemstof	Ad hoc 90 PERC	
8	Terbutylazine	Probleemstof	MAC en JGM	Probleemstof
9	Methyl-metsulfuron	Probleemstof	MAC en JGM	
10	Tritosulfuron			Probleemstof
11	Isoproturon		MAC en JGM	Probleemstof
12	Pencycuron		Ad hoc 90 perc.	Probleemstof
13	Pyraclostrobin		Ad hoc 90 perc. 0.023	Probleemstof
14	Ethoprofos		MTR 90 perc. 0.063	Probleemstof

Wel norm overschrijding, weinig toxische druk

De stoffen fluoxastrobin, azoxystrobin, boscalid en methyl-metsulfuron komen niet in de top 5 voor van de msPAF. Waarschijnlijk komt dit omdat deze stoffen een ad-hoc norm hebben en dat deze normen laag zijn i.v.m. veiligheidsmarges.

Geen norm overschrijding, wel toxische druk

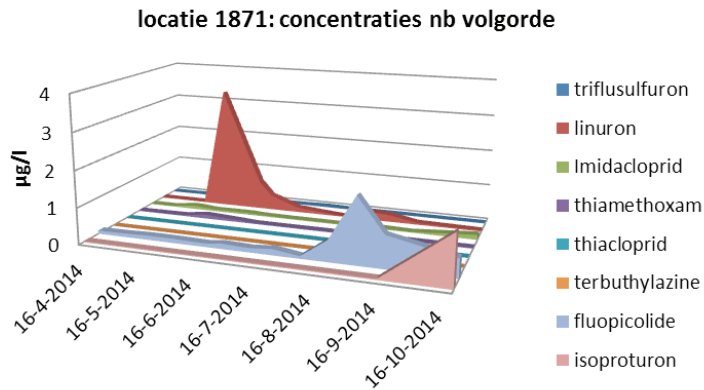
Andersom is opmerkelijk dat pencycuron, een stof met een vrij ruime norm, wel uit de toxiciteitstest komt. Deze stof wordt wel veel aangetroffen, maar meestal in concentraties beneden de norm. Ook de stoffen tritosulfuron, isoproturon, ethoprofos en pyraclostrobin worden niet vaak normoverschrijdend aangetroffen in de normtoetsing, maar vertonen dus wel relatief hoge msPAF waarden.

Specifiek locatie nr 1871

Om nader in te gaan op verschillen en overeenkomsten tussen gangbare normtoetsing en bepaling toxische druk worden hierna de resultaten van locatie 1871 onder de loupe genomen.

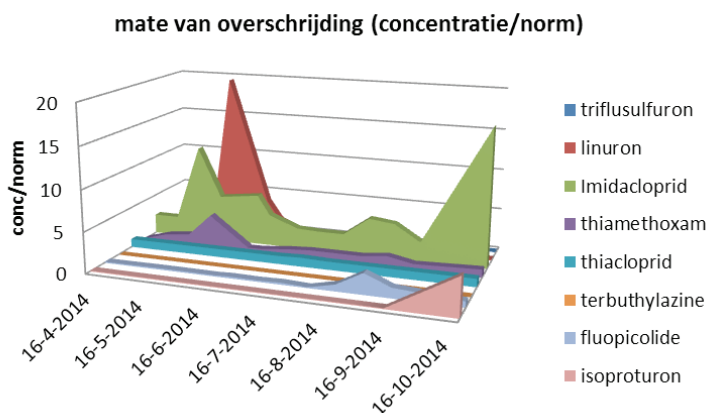
FIGUUR 2

De absolute concentraties van 8 stoffen in 2014.



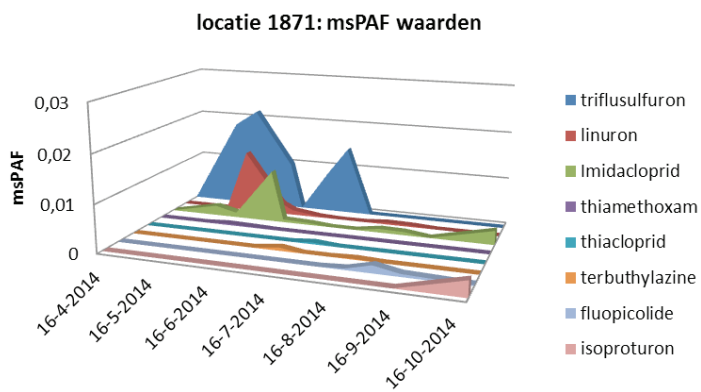
FIGUUR 3

De mate van overschrijding van de normen bij 8 stoffen.



FIGUUR 4

De berekende PAF waarden = toxische druk van de 8 stoffen.



De msPAF wordt op locatie 1871 voornamelijk bepaald door de stof trifusulfuron-methyl terwijl er geen normoverschrijdingen zijn gevonden. De enige hoge waarde die er uitspringt is 0,049 ug/l terwijl de norm 0,13 ug/l is.

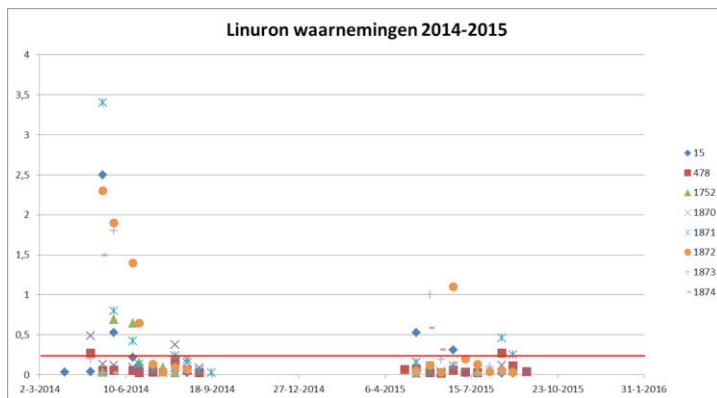
Op de navolgende pagina's worden de resultaten van de metingen van de concentraties van de GBM op alle 8 locaties in grafiek weergegeven.

LINURON: Overschrijdingen en Toxische Druk

Het patroon van de toxische druk vanwege linuron komt overeen met het patroon van de gemeten concentraties.

FIGUUR 5

Gemeten concentraties Linuron op 8 locaties 2014-2015. (rode lijn is MAC-waarde= 0.29µg/l).

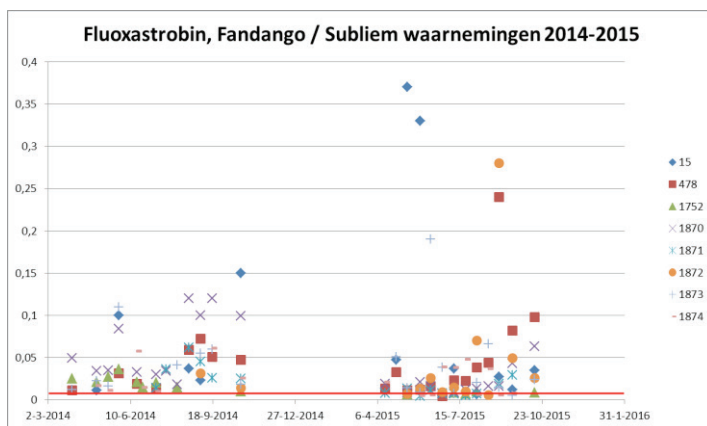


Uit de weergave van alle metingen van de stof linuron kan geconcludeerd worden dat er bij deze stof sprake is van kortdurende piekconcentraties. De hoogste concentratie linuron is gevonden op locatie 1871. Voor dat moment en die locatie is ook de hoogste PAF (3,5 %) berekend. Wat je ziet bij individuele normtoetsing maar ook in de msPAF berekeningen is dat het gaat om piekconcentraties.

FLUOXASTROBIN: VEEL EN FREQUENTE Overschrijdingen/ GEEN TOXISCHE DRUK

FIGUUR 6

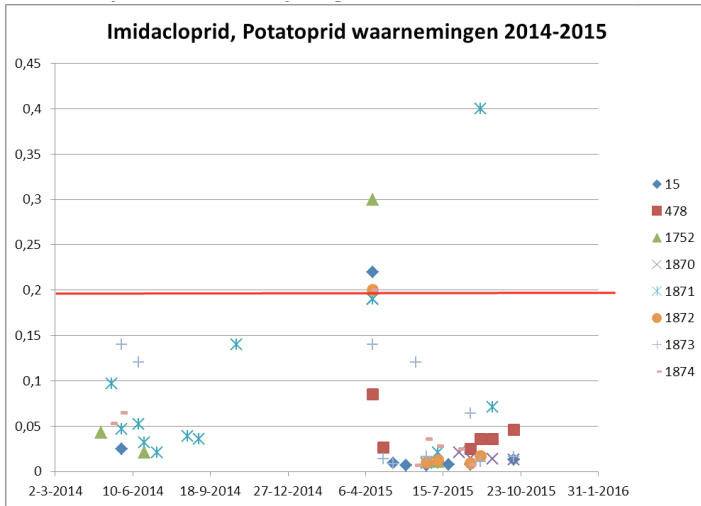
Gemeten concentraties Fluoxastrobin op 8 locaties 2014-2015; (rode lijn is JG-MKN 0.012 µg/l; MAC-waarde= 0.64 µg/l).



IMIDACLOPRID: Overschrijding norm en toxische druk (MAX. 1,1 % OP LOK 1871, 18 JUNI 2014)

FIGUUR 7

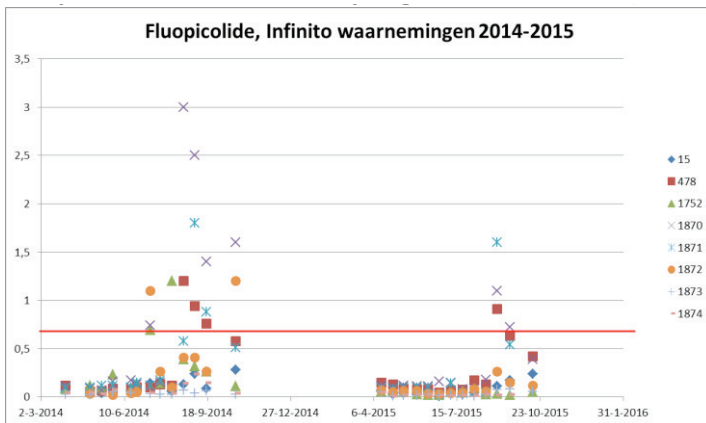
Imidacloprid gemeten op 8 locaties in de periode 2014-2015 (rode lijn is MAC-waarde= 0.2 µg/l).



FLUOPICOLIDE: Norm overschrijding en toxische druk (MAX. 0,2 IN 2014 BIJ LOK 1871)

FIGUUR 8

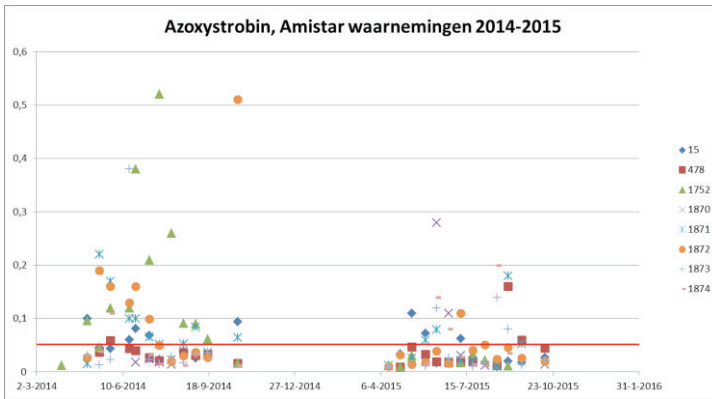
Fluopicolide gemeten op 8 locaties in de periode 2014-2015 (rode lijn is MAC-waarde= 0.71 µg/l).



AZOXYSTROBIN: WEL NORMOVERSCHRIJDING/ GEEN TOXISCHE DRUK

FIGUUR 9

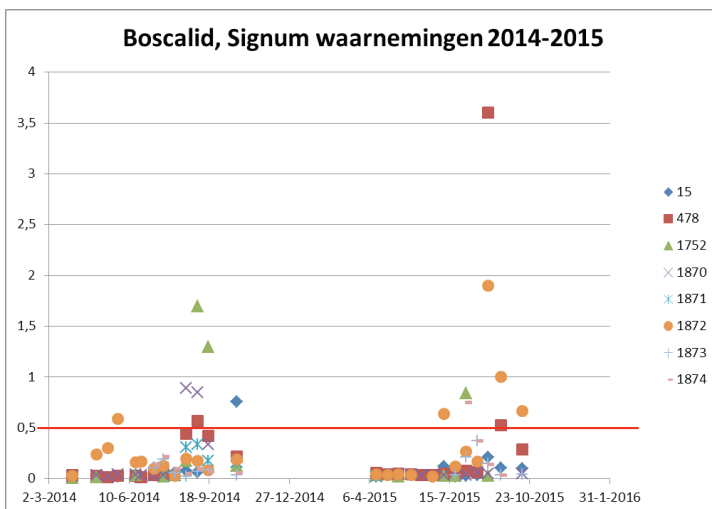
Azoxystrobin gemeten op 8 locaties in de periode 2014-2015 (rode lijn is indicatieve MTR= 0.056 µg/l)



BOSCALID: WEL NORM OVERSCHRIJDING/ GEEN TOXISCHE DRUK

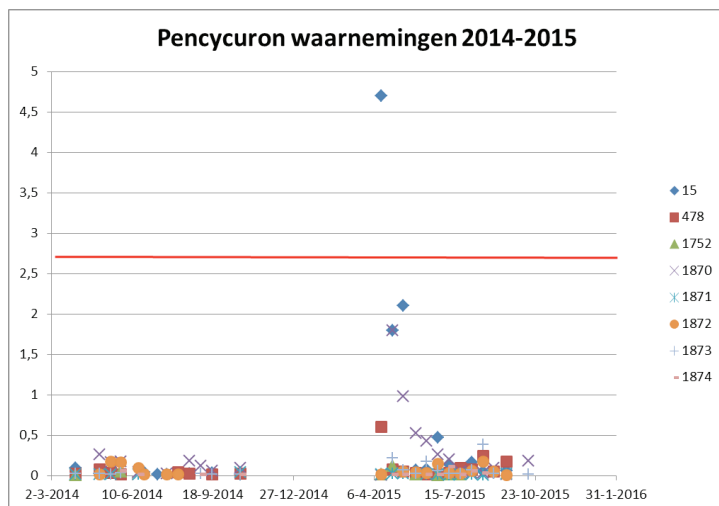
FIGUUR 10

Boscalid gemeten op 8 locaties in de periode 2014-2015; (rode lijn is indicatieve MTR= 0.55 µg/l)



PENCYCURON: EEN ENKELE NORMOVERSCHRIJDING/ GEEN TOXISCHE DRUK**FIGUUR 11**

Pencycuron gemeten op 8 locaties in de periode 2014-2015 (rode lijn is indicatieve MTR=2.7 µg/l)



De respons van de Chemie tool werd alleen aangetroffen voor één monster met de hoogste pencycuron concentratie van 4,7 µg/l. Deze concentratie leidt ook tot een overschrijding van de waterkwaliteitsnorm (een indicatieve MTR met een waarde van 2,7 µg/l). Alleen door de geringe frequentie en mate van normoverschrijding wordt deze stof door Wetterskip Fryslân niet als een echte probleemstof ervaren. Een beeld dat door de Chemie tool wordt ondersteund.

Slotbeschouwing

- Voor veel gewasbeschermingsmiddelen zijn (nog) geen KRW normen. Belangrijkste stoffen waar wel een KRW norm voor is en die hieruit naar voren zijn gekomen zijn; imidacloprid en linuron
- We denken ook dat de ESF-toxiciteit heel erg geschikt is voor gewasbeschermingsmiddelen om een trend te laten zien. In deze sector vindt veel wisseling van stoffen/middelen plaats waardoor het lastig vergelijken is over de jaren heen. Door een uitspraak te doen over een mengsel kun je wel aangeven of de msPAF is toegenomen of afgenomen.
- msPAF berekeningen kunnen ook in verband gebracht worden/gerelateerd worden aan de neerslaggegevens (de piekbelastingen bij forse neerslag), omdat forse neerslag tot meer verdunning leidt, en daardoor tot lagere blootstelling bij dezelfde massa geëmitteerde bestrijdingsmiddelen.

BIJLAGE 15 CASE STUDY DOKKUMER EE

Onderstaande tekst is aangeleverd door Wetterskip Fryslân en integraal overgenomen als verantwoording van de samenvattende tekst in de ESF-toxiciteit-rapporten. De figuur-nummers gelden binnen deze bijlage.

Inleiding

De toxische druk van mengsels (msPAFEC50) is berekend m.b.t. meetreeksen van locatie 0010, de Dokkumer Ee, in de omgeving van rwzi Birdaard. Dit is een boezemkanaal met beperkte scheepvaart. In de periode 2011-2014 is er een uitgebreid pakket stoffen gemeten, waaronder alle zware metalen, de prioritaire stoffen en de specifiek verontreinigende stoffen. Met ingang van 1-1-2015 worden geen milieuvreemde stoffen meer gemeten op locatie 0010 (wel NH4).

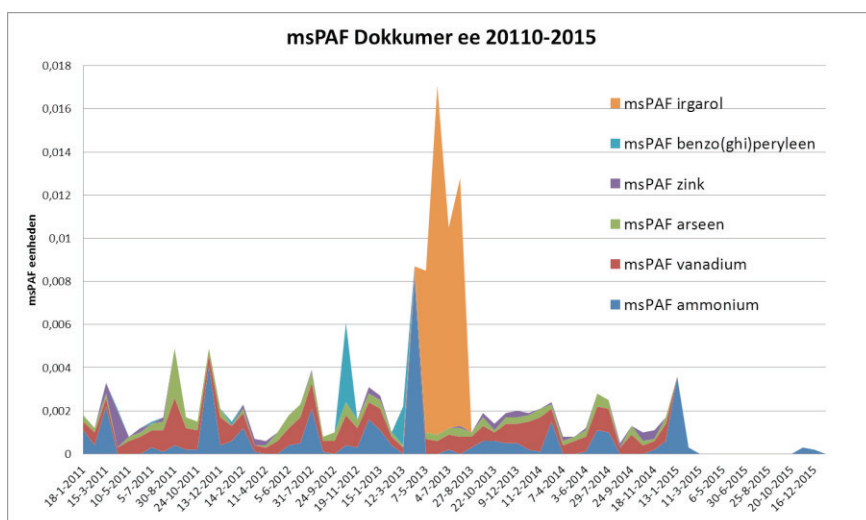
Berekening PAF en msPAF

In februari 2016 is de berekening van de toxische druk van de afzonderlijke stoffen en hun mengsels uitgevoerd. Op basis van de uitkomsten is een selectie gemaakt van stoffen waarvan de toxische-druk resultaten hier worden gepresenteerd (hoogste PAF waarden en de meest voorkomende). Van de milieuvreemde stoffen is alleen een PAF berekend voor de metingen in de periode 2011-2014 omdat die metingen per 1.1.2015 op dit punt zijn stopgezet.

Resultaten

FIGUUR 1

De toxische druk (PAFEC50) van 6 afzonderlijke stoffen op locatie 0010 in de Dokkumer Ee.



Uit de grafiek kan worden afgeleid dat zelfs de som van de individuele PAF per stof in de periode 2011-2014 niet boven de 0,2 % uitkomt. De hoogste waarde van de gesommeerde PAF is 1,7 %. De toxische druk kan op dat moment bijna volledig worden toegeschreven aan Irgarol. Bovenstaande grafiek laat in 1 beeld zien dat de toxische druk van Irgarol groot is t.o.v. de andere 5 stoffen. Het gaat wel om een relatief korte periode.(mei-juli 2013). Alle PAF en de msPAF-waarden waarden zijn opgenomen in tabel 1.

TABEL 1

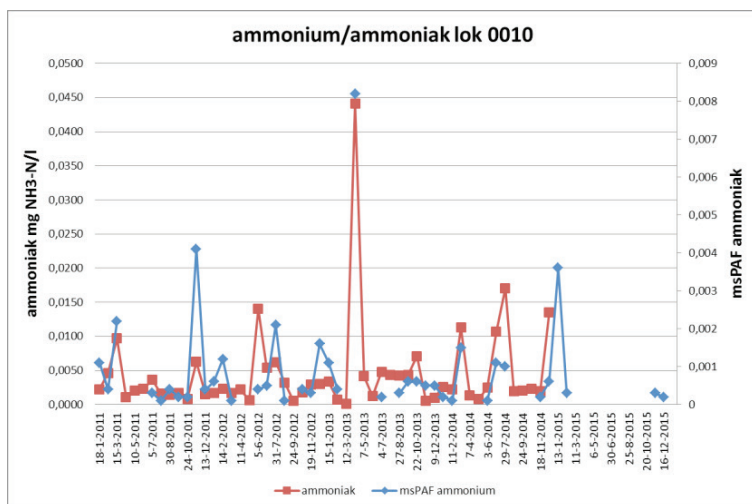
De berekende PAF en msPAF waarden voor 6 stoffen voor locatie 0010 (in 2015 is van de 6 stoffen alleen ammonium gemeten).

datum	msPAFfraMix	msPAF ammonium	msPAF vanadium	msPAF arseen	msPAF zink	msPAF benzo(ghi)p eryleen	msPAF irgarol
18-1-2011	0,002	0,0011	0,0004	0,0003			
15-2-2011	0,001	0,0004	0,0006	0,0002			
15-3-2011	0,004	0,0022	0,0004	0,0002	0,0005		
11-4-2011	0,003		0,0003		0,0017	0,0001	
10-5-2011	0,001		0,0006	0,0002			
9-6-2011	0,001		0,0008	0,0002	0,0002		
5-7-2011	0,002	0,0003	0,0008	0,0003		0,0001	
2-8-2011	0,002	0,0001	0,001	0,0004	0,0002		
30-8-2011	0,005	0,0004	0,0022	0,0023			
26-9-2011	0,002	0,0002	0,001	0,0005			
24-10-2011	0,002	0,0002	0,0009	0,0004			
21-11-2011	0,005	0,0041	0,0005	0,0003			
13-12-2011	0,002	0,0004	0,0013	0,0004			
17-1-2012	0,003	0,0006	0,0007			0,0002	
14-2-2012	0,002	0,0012	0,0007	0,0002	0,0002		
13-3-2012	0,001	0,0001	0,0003		0,0003		
11-4-2012	0,001		0,0003	0,0001	0,0002		
9-5-2012	0,001		0,0006	0,0004			
5-6-2012	0,006	0,0004	0,0008	0,0006			
3-7-2012	0,004	0,0005	0,0012	0,0006			
31-7-2012	0,004	0,0021	0,0012	0,0005	0,0001		
28-8-2012	0,001	0,0001	0,0005	0,0002			
24-9-2012	0,001		0,0006	0,0004			
23-10-2012	0,016	0,0004	0,0014	0,0006		0,0037	
19-11-2012	0,002	0,0003	0,0009	0,0004			
10-12-2012	0,003	0,0016	0,0008	0,0004	0,0003		
15-1-2013	0,003	0,0011	0,001	0,0004	0,0002		
12-2-2013	0,001	0,0004	0,0004	0,0002			
12-3-2013	0,008		0,0003	0,0001		0,0018	
9-4-2013	0,009	0,0082	0,0003	0,0001	0,0001		
7-5-2013	0,009		0,0007	0,0003			0,0075
4-6-2013	0,017		0,0006	0,0003			0,0162
4-7-2013	0,011	0,0002	0,0007	0,0003			0,0093
30-7-2013	0,014		0,0008	0,0004	0,0001		0,0115
27-8-2013	0,001	0,0003	0,0005	0,0002			
24-9-2013	0,003	0,0006	0,0007	0,0004	0,0002		
22-10-2013	0,001	0,0006	0,0004	0,0001	0,0003		
19-11-2013	0,002	0,0005	0,0009	0,0003	0,0002		
9-12-2013	0,002	0,0005	0,0009	0,0003	0,0003		
14-1-2014	0,002	0,0002	0,0013	0,0003	0,0001		
11-2-2014	0,002	0,0001	0,0016	0,0004			
11-3-2014	0,003	0,0015	0,0006	0,0002	0,0001		
7-4-2014	0,001		0,0004	0,0002	0,0002		
6-5-2014	0,001		0,0006	0,0002			
3-6-2014	0,001	0,0001	0,0007	0,0003	0,0001		
1-7-2014	0,004	0,0011	0,0011	0,0006			
29-7-2014	0,005	0,001	0,0011	0,0004			
26-8-2014	0,001		0,0003		0,0002		
24-9-2014	0,001		0,0009	0,0004			
21-10-2014	0,001		0,0004	0,0002	0,0004		
18-11-2014	0,001	0,0002	0,0004	0,0001	0,0004		
16-12-2014	0,002	0,0006	0,0008	0,0003			
13-1-2015	0,004	0,0036					
11-2-2015	0	0,0003					
11-3-2015	0						
8-4-2015	0						
6-5-2015	0						
4-6-2015	0						
30-6-2015	0						
29-7-2015	0						
25-8-2015	0						
21-9-2015	0						
20-10-2015	0						
19-11-2015	0	0,0003					
16-12-2015	0	0,0002					

Hieronder worden de metingen van de afzonderlijke stoffen geanalyseerd in het licht van de kennis over die stoffen, zoals via de evaluatie ten opzichte van de normen (MAC-MKN en JG-MKN).

FIGUUR 2

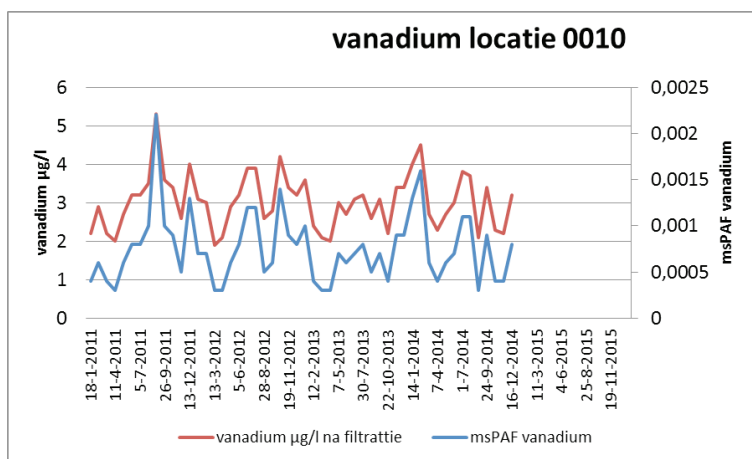
De berekende NH₃-concentratie (links) en de msPAF voor ammonium/ammoniak (rechts) in de periode 2011-2015. Noot: de Y-as was in de gebruikte beta-versie van de Chemie tool uitgedrukt als fractie; deze Y-as moet dus uitgelezen worden als de waarde * 100 om tot percentage aangetaste soorten te komen.



De MAC-waarde voor ammoniak is 0,008 mg NH₃-N/l. Deze waarde wordt in de genoemde periode 8 maal overschreden. De PAF is dan ongeveer 0.2% en eenmaal 0.8%.

FIGUUR 3

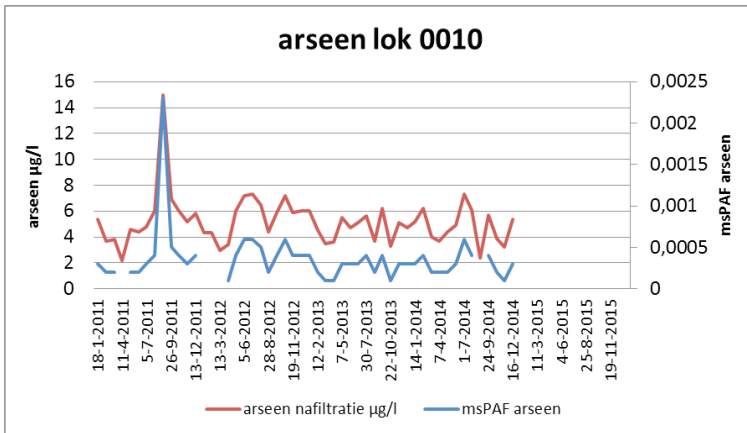
De vanadium concentratie na filtratie (links) en de berekende msPAF waarden (let op: weer uitgedrukt als fractie) in de periode 2011-2014.



Er is geen MAC norm voor vanadium. De JG-MKN 3.5 µg/l wordt niet overschreden. De PAF is maximaal 0.2%.

FIGUUR 4

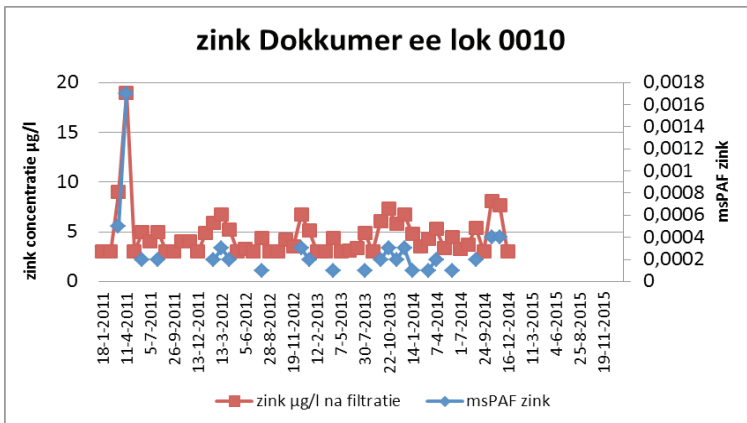
De arseen concentratie na filtratie (links) en de berekende msPAF waarden (rechts, als fractie) in de periode 2011-2014.



De MAC-waarde van arseen is 8 µg/l; de JGM-MKN is 0,5 µg/l. De MAC waarde wordt eenmaal in 2011 overschreden; er is echter in alle 4 jaren een overschrijding van het jaargemiddelde. De maximale PAF waarde is 0,2 % in 2011 en overigens bijna altijd onder 0,05 %.

FIGUUR 5

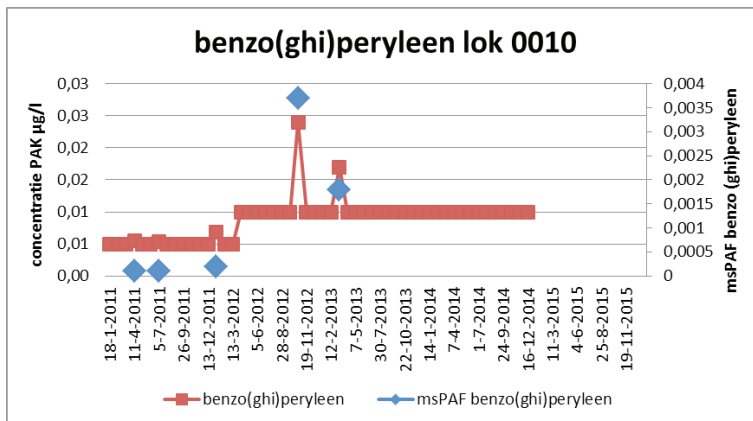
De zinkconcentratie na filtratie (links) en de berekende msPAF waarden (rechts, als fractie) in de periode 2011-2014.



De MAC-waarde van zink is 15,6 µg/l; deze wordt eenmaal overschreden in 2011. De JGM-MKN van 7,8 µg/l wordt niet overschreden. De maximale waarde van de PAF is bijna 0,02 % in 2011; overigens is de PAF onder de 0,04 %.

FIGUUR 6

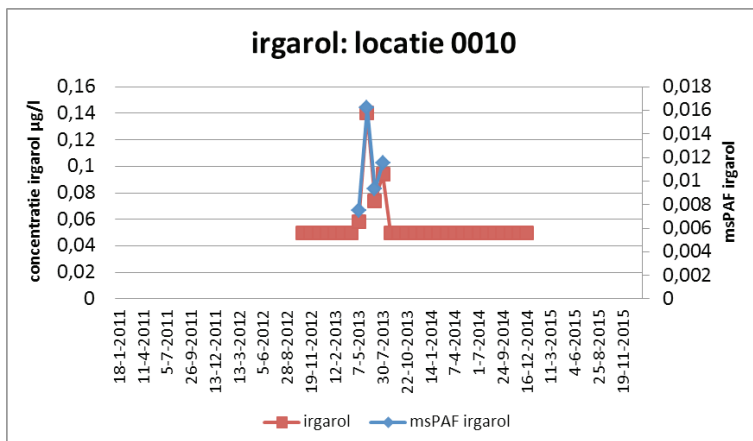
De gemeten concentratie benzo(ghi)peryleen (links) en de berekende PAF (rechts, als fractie) in de periode 2011-2014.



De MAC-waarde van deze PAK is 0,0082 µg/l en wordt twee keer overschreden. De berekende PAF-waarden zijn dan 0,4 % en 0,2 %.

FIGUUR 7

De gemeten concentratie Irgarol (links) en de berekende PAF (rechts, als fractie) voor deze stof. Irgarol is in een beperkte periode gemeten (oktober 2012-december 2014).



De MAC-MKN voor irgarol is 0.016 µg/l. Deze waarde wordt in de genoemde periode 4 keer overschreden. De overige (29) resultaten liggen beneden de rapportagegrens. De PAF volgt deze concentraties met toxische drukken van 0.8 tot bijna 2 %. N.B. De rapportagegrens is 0.05 µg/l; het is niet uitgesloten dat de ernst van de problematiek wordt onderschat.

BIJLAGE 16 CASE STUDY OPSTERLANDSE COMPAGNONSVAART

Onderstaande tekst is aangeleverd door Wetterskip Fryslân en integraal overgenomen als verantwoording van de samenvattende tekst in de ESF-toxiciteit-rapporten. De figuur-nummers gelden binnen deze bijlage.

Inleiding

msPAF is berekend op basis van meetreeks op locatie 0081 in de Opsterlandse compagnonsvaart (in de omgeving van de rwzi Wijnjewoude). In de periode 2011-2014 zijn van de milieuvreemde stoffen alleen de zware metalen gemeten. In 2015 is er een onderbreking. Per 1.1.2016 is de meting van zware metalen weer gestart. Locatie 0081 is een knelpunt vanwege hoge concentraties zink in het oppervlaktewater (en vermoedelijk ook in het effluent van de rwzi).

Berekening PAF en msPAF

De msPAF berekeningen zijn uitgevoerd in februari 2016. Op basis van de uitkomsten is een selectie van stoffen gemaakt waarvan de PAF en msPAF in beeld worden gebracht (o.b.v. hoogste PAF waarden die ook nog vaak voorkomen).

Grafieken

De gemeten en berekende (ms)PAF waarden zijn in Tabel 1 en diverse grafieken samengevat.

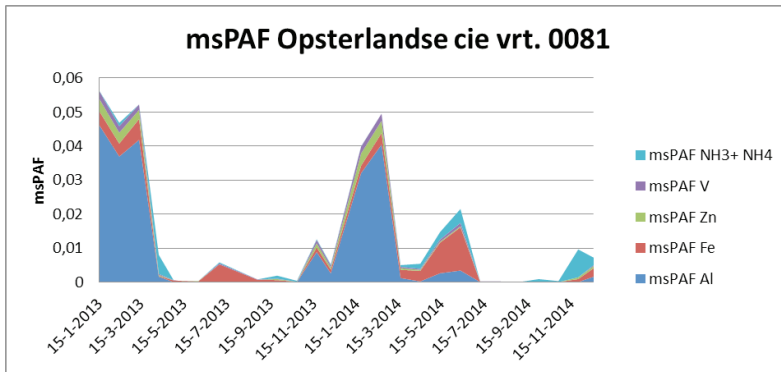
TABEL 1

Berekende toxische druk (PAFEC50) en mengsel-toxische druk (msPAFEC50) van de metingen van de Opsterlandse Compagnonsvaart.

datum	msPAF _{FraMix}	msPAF _{Al}	msPAF _{Fe}	msPAF _{Zn}	msPAF _V	msPAF _{NH}
15-1-2013	0,056	0,046	0,0041	0,0036	0,0023	0,0001
12-2-2013	0,046	0,0369	0,0038	0,0032	0,0019	0,001
12-3-2013	0,052	0,0418	0,0061	0,0027	0,0016	0
9-4-2013	0,008	0,0016	0,0002	0,0003	0,0003	0,0056
7-5-2013	0,001	0,0001	0,0003			0
4-6-2013	0,001		0,0002	0,0001		0
4-7-2013	0,006		0,0052		0,0003	0,0003
30-4-2013	0,001		0,0005		0,0001	0
27-8-2013	0,001		0,0007		0,0001	0
24-9-2013	0,002		0,0006	0,0003	0,0001	0,0009
22-10-2013	0,001		0,0001			0,0003
19-11-2013	0,012	0,0088	0,0014	0,0012	0,001	0,0002
9-12-2013	0,005	0,0026	0,0011	0,0006	0,0006	0,0003
21-1-2014	0,04	0,032	0,0022	0,0036	0,002	0,0001
19-2-2014	0,049	0,0404	0,0034	0,0036	0,0021	0
18-3-2014	0,005	0,0012	0,0024	0,0005	0,0004	0,0005
15-4-2014	0,005	0,0002	0,0031	0,0003	0,0003	0,0015
13-5-2014	0,015	0,0026	0,009	0,0003	0,0006	0,0022
11-6-2014	0,021	0,0034	0,0127	0,0003	0,001	0,0041
9-7-2014	0			0,0001	0,0001	0
5-8-2014	0				0,0002	0
2-9-2014	0					0
30-9-2014	0,001					0,0009
28-10-2014	0					0,0003
25-11-2014	0,01		0,0009	0,0005		0,0082
17-12-2014	0,007	0,0016	0,0025	0,0006	0,0003	0,0022

FIGUUR 1

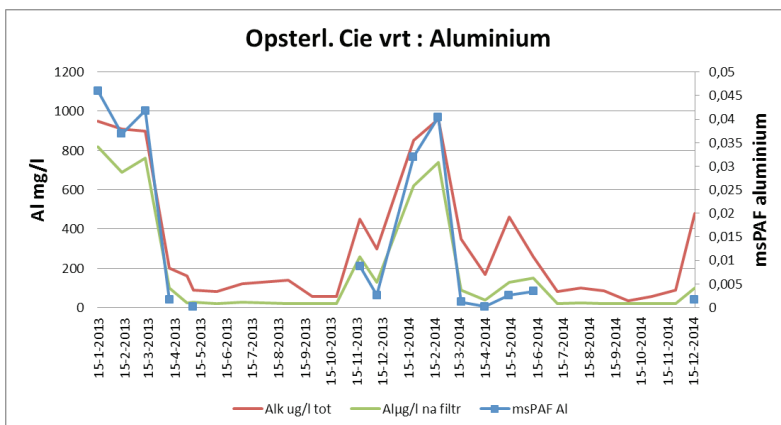
PAF waarden van Aluminium, ijzer, zink, vanadium en ammoniak in de jaren 2013-2014.



Bij deze meetwaarden dragen aluminium (en mindere mate ijzer) het meeste bij aan de berekende toxiciteit. In een water-systeem-analyse moet de mogelijke oorzaak van deze interpretatie worden nagegaan. Aluminium en ijzer zijn elementen die in opgeloste vorm toxic zijn, maar waarvan heel hoge concentraties gemeten kunnen zijn door het mee-meten van bv. klei-mineralen (filtering monster incompleet). Bij de verdere analyse moet hierop bedacht zijn. Aluminium en ijzer kunnen daarbij bijvoorbeeld weglaten worden.

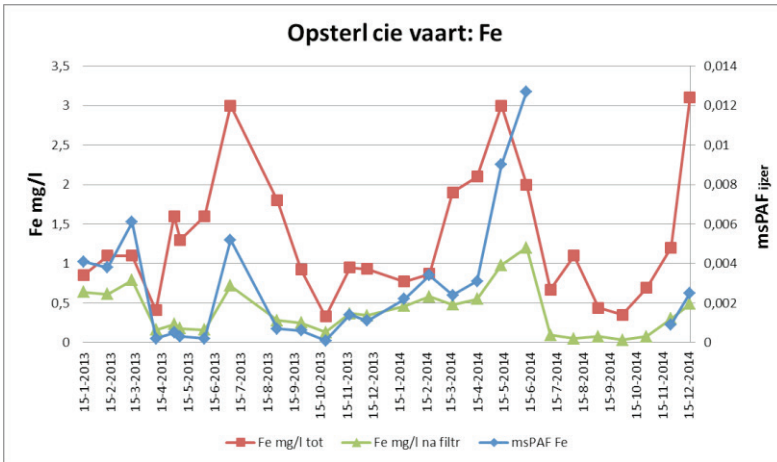
FIGUUR 2

De PAF aluminium volgt de aluminiumconcentraties.



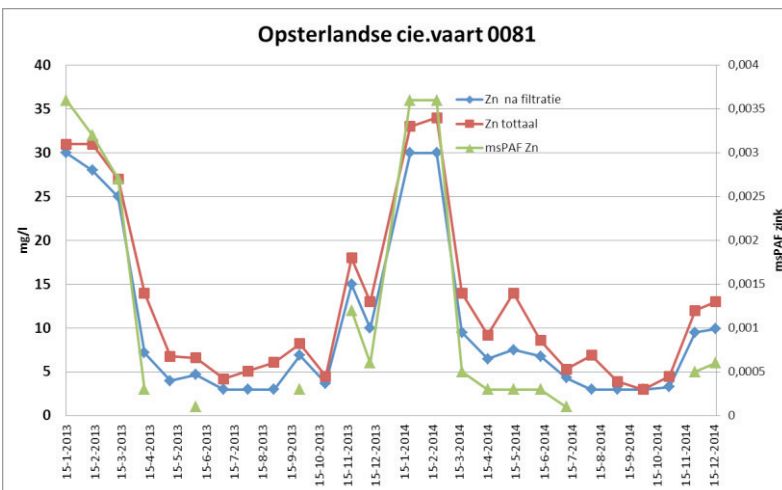
FIGUUR 3

De PAF voor ijzer volgt de concentraties van ijzer.



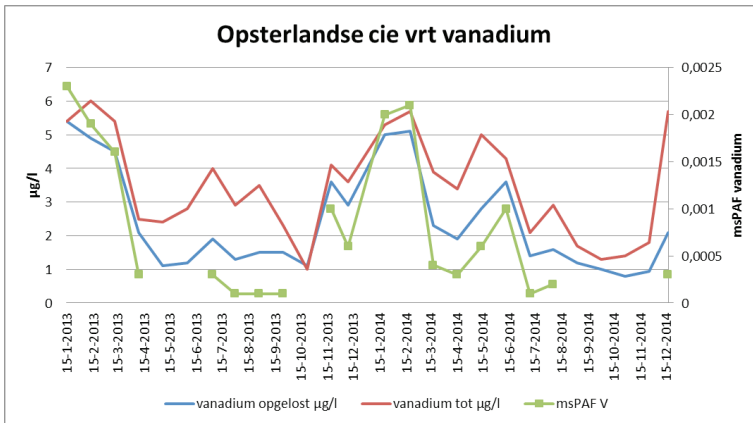
FIGUUR 4

De PAF voor zink volgt de gemeten concentratie (totaal en opgelost).



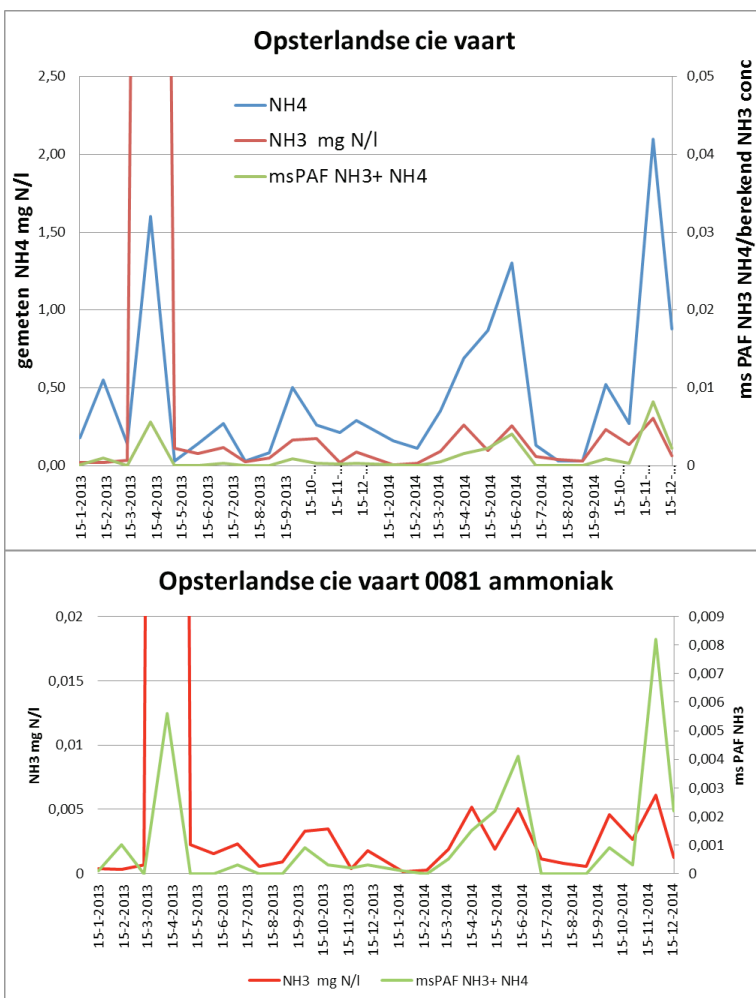
FIGUUR 5

De PAF voor vanadium volgt de gemeten concentratie (totaal en opgelost).



FIGUUR 6

De PAF (NH₄/NH₃) vergeleken met de gemeten NH₄ (boven) en de berekende NH₃ concentraties (onder). De PAF ammoniak volgt redelijk NH₃. Let op verandering schalingen.



STOWA in het kort

STOWA is het kenniscentrum van de regionale waterbeheerders (veelal de waterschappen) in Nederland. STOWA ontwikkelt, vergaart, verspreidt en implementeert toegepaste kennis die de waterbeheerders nodig hebben om de opgaven waar zij in hun werk voor staan, goed uit te voeren. Deze kennis kan liggen op toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk-juridisch of sociaalwetenschappelijk gebied.

STOWA werkt in hoge mate vraaggestuurd. We inventariseren nauwgezet welke kennisvragen waterschappen hebben en zetten die vragen uit bij de juiste kennisleveranciers. Het initiatief daarvoor ligt veelal bij de kennisvragende waterbeheerders, maar soms ook bij kennisinstellingen en het bedrijfsleven. Dit tweerichtingsverkeer stimuleert vernieuwing en innovatie.

Vraaggestuurd werken betekent ook dat we zelf voortdurend op zoek zijn naar de 'kennisvragen van morgen' - de vragen die we graag op de agenda zetten nog voordat iemand ze gesteld heeft - om optimaal voorbereid te zijn op de toekomst.

STOWA ontzorgt de waterbeheerders. Wij nemen de aanbesteding en begeleiding van de gezamenlijke kennisprojecten op ons. Wij zorgen ervoor dat waterbeheerders verbonden blijven met deze projecten en er ook 'eigenaar' van zijn. Dit om te waarborgen dat de juiste kennisvragen worden beantwoord. De projecten worden begeleid door commissies waar regionale waterbeheerders zelf deel van uitmaken. De grote onderzoeklijnen worden per werkveld uitgezet en verantwoord door speciale programmacommissies. Ook hierin hebben de regionale waterbeheerders zitting.

STOWA verbindt niet alleen kennisvragers en kennisleveranciers, maar ook de regionale waterbeheerders onderling. Door de samenwerking van de waterbeheerders binnen STOWA zijn zij samen verantwoordelijk voor de programmering, zetten zij gezamenlijk de koers uit, worden meerdere waterschappen bij één en het zelfde onderzoek betrokken en komen de resultaten sneller ten goede van alle waterschappen.

DE GRONDBEGINSELEN VAN STOWA ZIJN VERWOORD IN ONZE MISSIE:

Het samen met regionale waterbeheerders definiëren van hun kennisbehoeften op het gebied van het waterbeheer en het voor én met deze beheerders (laten) ontwikkelen, bijeenbrengen, beschikbaar maken, delen, verankeren en implementeren van de benodigde kennis.

stowa