

stowa

ESF TOXICITET

ECOLOGISCHE SLEUTELFACTOR TOXICITEIT

⇒ Deel 1

Methode voor het in beeld brengen van de effecten
van giftige stoffen in oppervlaktewater



water  net

stowa



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

Deltares
Enabling Delta Life 


Ecofide
Natuurlijk vertrouwen



COLOFON

Amersfoort, september 2016

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

Auteurs Leo Posthuma (RIVM), Dick de Zwart (RIVM, DdZ Ecotox), Leonard Osté (Deltares), Ron van der Oost (Waternet), Jaap Postma (Ecofide).

Begeleidingsgroep Renée Talens (STOWA), Bas van der Wal (STOWA), Anke Durand-Huiting (Waterschap Vechtstromen), Roelof Veeningen (Wetterskip Fryslân), Miriam Collombon (Wetterskip Fryslân), Ronald Gylstra (Waterschap Rivierenland), Arjan de Bruine (Waterschap Rivierenland), Sanne Bink (Waterschap Rivierenland), Frans de Bles (Waterschap Vallei en Veluwe), Roel Knoben (Royal Haskoning DHV), Carli 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 voor het ecologisch functioneren van het watersysteem en in de desbetreffende effecten op het waterleven is de sleutelfactor toxiciteit ontworpen. Voorliggend rapport beschrijft verschillende methoden die ingezet kunnen worden bij de analyse van de sleutelfactor toxiciteit. De voorgestelde methoden zijn aanvullend en aansluitend op de gebruikelijke toetsingen van de waterkwaliteit wat betreft de aanwezigheid en effecten van microverontreinigingen.

Trefwoorden Ecologische sleutelfactor, watersysteemanalyse, toxiciteit, ecologische effectbeoordelingen.

Eindredactie Marloes van der Kamp (STOWA)

Fotografie Adobe stock, Vildaphoto (Yves Adams, pagina 16 en Rollin Verlinde, pagina 88 en 124)

Vormgeving Shapeshifter, Utrecht

Druk Zwaan Printmedia

STOWA 2016-15 A - **Deltares** 1210758 - **Waternet** 15.125832 A

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. Desalnietteming moeten bij toepassing ervan de resultaten te allen tijde 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.

TEN GELEIDE

De Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit geeft waterschappen beter inzicht in het effect van toxische stoffen op de ecologische waterkwaliteit en daarmee zijn de KRW-maatregelen beter te prioriteren.

De laatste jaren is er meer en meer aandacht voor de schadelijke effecten die de andere, of 'opkomende', of 'nieuwe' stoffen zoals (dier)geneesmiddelen, antibiotica, bestrijdingsmiddelen kunnen hebben op de volksgezondheid en het (water)milieu. Van alle gebruikte chemische verbindingen wordt naar schatting zo'n 10%, 100.000 stoffen, in het oppervlaktewater aangetroffen. Slechts een fractie van die stoffen wordt door de waterbeheerders geanalyseerd en voor een nog kleinere fractie (circa 120 stoffen) is een wettelijke (KRW) norm vastgelegd. Het is onmogelijk om al deze stoffen grondig te analyseren en hiervoor goed onderbouwde waterkwaliteitsnormen op te stellen.

Met een stofgerichte aanpak is er gereede kans dat de toxische effecten van stoffen die we niet meten en/of niet genormeerd zijn, het waterleven zodanig belemmeren dat de doelstellingen van de Kaderrichtlijn Water niet worden gerealiseerd terwijl onduidelijk blijft waarom dat zo is.

De 'Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit' is ontwikkeld om inzicht te geven in de mate waarin toxische stoffen het waterleven bedreigen. Deze sleutelfactor is een van een serie van 'ecologische sleutelfactoren' die gezamenlijk inzicht geven in de ecologische omstandigheden in het oppervlaktewater. Het verbeteren van die omstandigheden is één van de belangrijke opgaven bij de uitvoering van de Kaderrichtlijn water (KRW).

Het rapport dat voor u ligt beschrijft het resultaat van twee onderzoekssporen.



Het eerste spoor heeft geresulteerd in een praktisch toepasbaar instrument waarmee het effect berekend kan worden dat alle gemeten stoffen (en hun afbraakproducten) tezamen zouden kunnen hebben op flora en fauna, uitgedrukt als 'toxische druk'.



Het tweede spoor heeft geleid tot de beschrijving van een serie relatief eenvoudige toxiciteitstesten, waarmee direct de daadwerkelijke giftigheid van het water kan worden vastgesteld.

De resultaten van bovenstaande analyses plaatsen de uitkomsten van toetsingen aan (wettelijke) normen in perspectief. De wettelijke normen vormen de basis, de uitkomsten van de toepassing van deze sleutelfactor geven echter aanvullende informatie over de ernst van de overschrijding.

Daarbij bieden de uitkomsten van de analyses beleidsmakers de mogelijkheid om bestaande normen tegen het licht te houden en om ook voor andere stoffen normen te ontwikkelen. Meer informatie over de sleutelfactoren in het algemeen, en over de ESF-toxiciteit in het bijzonder is te vinden op de STOWA-websites, waaronder www.ecologischessleutelfactoren.nl. Daar kunnen de rapporten, alsook een software-instrument worden gedownload.

De in dit rapport beschreven instrumenten zullen in de praktijk hun waarde moeten bewijzen. De STOWA is zeer geïnteresseerd in de ervaringen die worden opgedaan.

JOOST BUNTSMA,

Directeur STOWA

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). In deze bijrapporten worden verschillende ontwikkelde methoden nader belicht.

Voorliggend rapport is het hoofdrapport en beschrijft verschillende methoden om een indruk te krijgen van de toxiciteit op een locatie. De voorgestelde methoden zijn aanvullend en aansluitend op de gebruikelijke toetsingen van de waterkwaliteit wat betreft de aanwezigheid en effecten van microverontreinigingen. De bestaande toetsingskaders zijn geoperationaliseerd via waterkwaliteitsnormen voor afzonderlijke stoffen. Toepassing van die normen leidt tot bescherming van watersystemen tegen toxiciteit, en maakt het mogelijk te signaleren of er sprake is van onvoldoende bescherming tegen ecologische effecten.

Aansluitend en aanvullend op de normen leiden de methoden tot inzicht in de omvang van de ecologische effecten van mengsels van stoffen, en zo nodig in de belangrijkste afzonderlijke stofgroepen of stoffen. De voorgestelde methode kan antwoord geven op de volgende vragen:

-
- Welk ecologisch effect hebben mengsels, wat is de toxische druk van mengsels?
 - Welke stof(groepen) veroorzaken het hoogste risico?
 - Welk soort impact wordt veroorzaakt?

Het rapport beschrijft de instrumenten die ingezet kunnen worden om inzicht te krijgen in bovenstaande vragen. Er zijn twee elkaar aanvullende sporen, te weten het chemie-spoor en het toxicologie-spoor. In het chemie-spoor wordt op basis van gemeten stofconcentraties het te verwachten ecologische effect gemodelleerd. In het toxicologie-spoor worden met bioassays de gezamenlijke effecten van alle extraheerbare stoffen vastgesteld. Het gaat in het toxicologie-spoor om de daadwerkelijk meetbare effecten. De combinatie van beide sporen leidt tot één oordeel per locatie.

In onderhavig rapport staat verder beschreven wat op hoofdlijnen de technisch-wetenschappelijke onderbouwing is, welke typen resultaten er verkregen worden, en hoe deze resultaten inzicht geven in de effecten van toxiciteit op watersystemen.

Voor beide sporen zijn toepassingsgerichte instrumenten ontwikkeld, in de vorm van (a) een software applicatie, die uit beschikbare concentraties van stoffen de acute toxische druk afleidt, en (b) het SIMONI-model (Slimme Integrale Monitoring) waarmee uit de resultaten van een geoptimaliseerd pakket biologische effectmetingen (bioassays) een screening wordt uitgevoerd naar de aard en omvang van microchemische risico's voor de ecologie. Dit rapport beschrijft de eerste gebruikersversies van de instrumenten ontwikkeld in het kader van de ESF-toxiciteit.

INHOUDSOPGAVE

	Ten geleide	04
	Samenvatting	06
1	INLEIDING	10
1.1	De ecologische Sleutelfactoren	11
1.2	Systeemanalyse	12
1.2.1	<i>Een kapstok</i>	12
1.2.2	<i>De ecologische toestand en de voorwaarden</i>	14
1.3	Doelen, leeswijzer en beperkingen	14
2	HOOFDLIJNEN VAN HET ESF-TOXICITEIT-ONTWERP	16
2.1	Achtergrond	17
2.2	Randvoorwaarden	18
2.3	Theoretisch kader	19
2.4	Uitwerking van de methode	19
2.4.1	<i>Globale opzet</i>	19
2.4.2	<i>Uitwerking stap 2</i>	23
3	SPOOR 1, CHEMIE: BEPALEN VAN TOXISCHE DRUK UIT CONCENTRATIES	30
3.1	Principes	31
3.2	Ontwikkeling van het spoor Chemie	33
3.2.1	<i>Selectie van stoffen voor de ESF-toxiciteit-spoor Chemie</i>	33
3.2.2	<i>Verzamelen van toxiciteitsgegevens van deze relevante stoffen</i>	35
3.2.3	<i>Van toxiciteitsgegevens naar SSD's en hun kwaliteit</i>	35
3.2.4	<i>Van SSD's naar uitvoervarianten van de toxische druk</i>	38
3.3	Rekentool voor het kwantificeren van toxische druk	38
3.4	Interpretatie van toxische druk resultaten	39
3.4.1	<i>Relatieve of absolute interpretatie en de ESF-toxiciteit-stoplichtfunctie</i>	39
3.4.2	<i>Beperkingen en afstemming met normen</i>	40
3.4.3	<i>Specifieke werkingsmechanismen en nieuwe stoffen</i>	41
3.5	Praktijkvoorbeelden Chemie	41
3.5.1	<i>Voorbeeld 1: Toxische druk vat chemische monitoring data samen</i>	42
3.5.2	<i>Voorbeeld 2: Relatie tussen toxische druk en een bioassay-veldtest</i>	45
3.5.3	<i>Voorbeeld 3: Evaluatie van gewasbeschermingsmiddelen</i>	46

3.5.4	<i>Voorbeeld 4: Evaluatie effectiviteit van maatregelen</i>	49
3.6	Conclusies praktijkvoorbeelden Chemie-spoor	51
4	SPOOR 2, TOXICOLOGIE: EFFECTMETINGEN MET BIOASSAYS	52
4.1	Principes	53
4.2	Ontwikkeling van het spoor Toxicologie	53
4.2.1	<i>Selectie van relevante bioassays</i>	54
4.2.2	<i>Ontwikkelen van signaalwaarden voor ecologische risico's</i>	56
4.3	SIMONI 1.2: model om de ecologische risico's te kwantificeren	61
4.4	Praktijkvoorbeeld Toxicologie	65
5	EVALUATIE EN AANBEVELINGEN	68
5.1	Stand van zaken	69
5.2	Verdere ontwikkeling	70
5.2.1	<i>Algemeen</i>	70
5.2.2	<i>Uitbreiding</i>	71
5.2.3	<i>Onzekerheden</i>	71
5.2.4	<i>Kalibratie en validatie</i>	72
5.2.5	<i>Gebruikerservaringen</i>	75
5.3	De watersysteemanalyse en de richting van maatregelen	77
5.3.1	<i>Toepasbaarheid van de twee sporen bij ecologische risicoanalyse</i>	77
5.3.2	<i>Betekenisvolle analyse van series chemische metingen</i>	78
5.3.3	<i>Relatieve- of absolute interpretatie en verwachtingen</i>	78
5.3.4	<i>De richting van maatregelen</i>	80
5.4	Stand van zaken en aanbevelingen	80
6	LITERATUUR	82
	Stowa in het kort	88
	BIJLAGEN	90
Bijlage 1	Samenhang van normen en de ESF-toxiciteit voor gebruikers	90
Bijlage 2	Technische aspecten van het Chemie-spoor	106
Bijlage 3	Waternet benchmark data Toxicologie-spoor	124

HOOFDSTUK 1

Inleiding



Het behouden en verkrijgen van schoon water is één van de taken waar waterbeheerders voor staan. Hiervoor stellen ze waterkwaliteitsdoelen op voor zowel de ecologie als de chemie. Voor het bereiken van deze doelen is het nodig maatregelen te nemen. Het is belangrijk dat de doelen die gekozen worden haalbaar zijn en dat de maatregelen goed gekozen worden, zodat ze effectief bijdragen aan het bereiken van de gekozen doelen. Hiervoor is een analyse nodig van het watersysteem. De ecologische sleutelfactoren (ESF'en) bieden een kapstok voor het uitvoeren van watersysteemanalyses.

Dit kennisrapport beschrijft verschillende methoden om een indruk te krijgen van de toxiciteit (een van de ecologische sleutelfactoren). Dit rapport is deel 1 van een serie van vijf rapporten. Deel 2 en 3 geven respectievelijk een technische onderbouwing van een ontwikkelde methode (chemie-spoor) en een technische handleiding voor het gebruik van de bijbehorende rekentool. Deel 4 en 5 gaan in op effectgerichte monitoring door bioassays.

1.1 DE ECOLOGISCHE SLEUTELFACTOREN

De ecologische sleutelfactoren zijn ontworpen 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 (zie voor meer uitleg over voorwaarden en toestand [paragraaf 1.2.1](#)). 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 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.

☞ **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.**

1.2 SYSTEEMANALYSE

1.2.1 Een kapstok

De ecologische sleutelfactoren (ESF'en) bieden een kapstok voor het uitvoeren van goede watersysteemanalyses. Met de verschillende sleutelfactoren (zie [figuur 1](#)) worden in een systeemanalyse stap voor stap de bepalende factoren voor een ecologisch goed functionerend watersysteem doorgenomen. Bij een systeemanalyse werk je steeds van grof naar fijn, startend met een integrale blik op het gehele systeem en inzoomend op de ESF'en die in het bijzonder van belang lijken.

In een eerste stap kunnen de ESF-en als checklist worden gebruikt om globaal in beeld te brengen wat er speelt in en rond een watersysteem. Hierdoor wordt ook bepaald of nadere analyse van een sleutelfactor nodig is. In een tweede en derde stap kan worden ingezoomd op ESF-en die in het bijzonder van belang lijken voor een gebied, waarbij er bijvoorbeeld aanvullend gemeten kan worden.

Door gebruik te maken van de sleutelfactoren kan er voor iedere factor afzonderlijk worden bepaald of deze ‘groen’ is: het watersysteem voldoet aan de voorwaarde waar de sleutelfactor voor staat, of ‘rood’: het watersysteem voldoet niet aan de voorwaarde waar de sleutelfactor voor staat. Daarnaast geeft de toepassing van de sleutelfactoren een genuanceerde analyse van de omvang en de mogelijke oorzaken van de ecologische effecten. Alleen als het beeld van de ecologische toestand in overeenstemming is met de voorwaarden, is er sprake van begrip (we snappen waarom ‘het is zoals het is’). Dit begrip is van belang voor het identificeren van kansrijke maatregelen en is een van de belangrijkste meerwaardes ten opzichte van de huidige beoordelingstechnieken die gehanteerd worden om de kwaliteit van watersystemen te karakteriseren.

FIGUUR 1

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

-  **Productiviteit water**
-  **Lichtklimaat**
-  **Productiviteit bodem**
-  **Habitatgeschiktheid**
-  **Verspreiding**
-  **Verwijdering**
-  **Organische belasting**
-  **Toxiciteit**
-  **Context**

Door het toepassen van de ESF'en is het mogelijk om managementbeslissingen te baseren op de ecologische effecten van verstoringen in de plaats van (alleen) op de verstoring zelf. Dit vraagt om aandacht voor stressor-effect relaties en aandacht voor de ecologische verschillen in gevoeligheid tussen watersystemen (elk watersysteem is uniek (N=1)) (zie Hering *et al.*, 2010).

1.2.2 De ecologische toestand en de voorwaarden

Het maken van een onderscheid tussen de ecologische toestand en de onderliggende voorwaarden in een systeemanalyse is essentieel, maar is niet altijd gemakkelijk. Generiek kan je zeggen dat alles dat je kunt zien en meten de toestandvariabelen zijn. De toestand is geen toevalligheid, en is een resultante van voorwaarden die vaak in het verleden bestonden.

De voorwaarden bepalen via een optredend proces de toestand. Indirect geeft de toestand een beeld van deze voorwaarden. Vissterfte (toestand) wijst bijvoorbeeld op een lozing van toxische stoffen (voorwaarde). Andersom vertelt de voorwaarde iets over de toestand. Zo zegt een lozing (voorwaarde) iets over de effecten op de ecologie.

De toestand kan soms ook verbloemen wat er daadwerkelijk aan de hand is. Zo kan de hoeveelheid vis laag zijn door een grote predatiedruk maar ook door lozing van schadelijke stoffen. Door de oorzaak van de toestand vast te stellen kan door maatregelen effectief ingegrepen worden om het probleem op te lossen. Het in beeld brengen van voorwaarden, naast het in beeld brengen van de toestand, is daarom cruciaal om vast te stellen waar de schoen wringt. Ook kun je als beheerder op voorwaarden sturen, met als doel het veranderen van de toestand.

1.3 DOELEN, LEESWIJZER EN BEPERKINGEN

Dit rapport beschrijft de instrumenten die ingezet kunnen worden om inzicht te krijgen in toxiciteit in het watersysteem. Er zijn drie werkstappen geformuleerd en twee elkaar aanvullende sporen, te weten het chemie-spoor en het toxicologie-spoor. Het doel van het rapport is om de werkstappen en sporen te introduceren, de onderbouwing ervan te beschrijven, en de toepassing (als handreiking) te illustreren. Tevens wordt de relatie met normstelling beschreven, omdat de ESF-toxiciteit aansluitend en aanvullend bedoeld is op de toetsing van de waterkwaliteit aan de hand van normen. Waar normen voor het waterbeheer signaleren waar ecologische risico's niet uitgesloten zijn, wordt de ESF-toxiciteit aansluitend ingezet om (zo nodig) in het kader van een watersysteemanalyse inzicht te krijgen in de aard en de omvang van ecologische effecten van combinaties van stoffen, en in de identiteit van de stoffen

of stofgroepen die de ecologische effecten voornamelijk veroorzaken. Naast dit rapport (Deel 1) zijn er nog vier andere rapporten over de ESF-toxiciteit (ESF-toxiciteit) geschreven. In Deel 2 wordt beschreven op welke wijze de maatlat voor toxiciteit in de ESF-toxiciteit, de berekende toxische druk van een watermonster, samenhangt met de omvang van ecologische effecten. Tevens wordt in dat rapport een aantal case studies beschreven, waardoor geïllustreerd wordt wat de ESF-toxiciteit aanpak betekent voor het beantwoorden van beleids- en beheersvragen (praktijk-validatie). Deel 3 is een technische handleiding voor het toepassen van de ESF-toxiciteit rekentool waarmee de toxische druk kan worden afgeleid. In deel 4 worden de procedures beschreven voor het uitvoeren van een effectgerichte monitoring met bioassays en deel 5 (Engelstalig) is een achtergrond beschrijving voor het vaststellen van effect signaalwaarden.

DIT RAPPORT (DEEL 1) BESTAAT UIT DE VOLGENDE HOOFDSTUKKEN:

- ⇒ **Hoofdstuk 'Hoofdlijnen van het ESF-toxiciteit-ontwerp' beschrijft het integrale ontwerp van de ESF-toxiciteit.**

- ⇒ **Hoofdstuk 'Spoor 1, Chemie: bepalen van toxische druk uit concentraties' beschrijft hoe het Chemie-spoor van de ESF-toxiciteit is ontworpen en ingevuld.**

- ⇒ **Hoofdstuk 'Spoor 2, Toxicologie: effectmetingen met bioassays' beschrijft hoe het Toxiciteit-spoor van de ESF-toxiciteit is ontworpen en ingevuld.**

- ⇒ **Hoofdstuk 'Evaluatie en aanbevelingen' beschrijft wat er wel en (nog) niet bereikt is met de ESF-toxiciteit-aanpak die in dit rapport wordt beschreven.**

HOOFDSTUK 2

Hoofdlijnen van het ESF-toxiciteit- ontwerp



2.1 ACHTERGROND

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.

Om toxische effecten in het oppervlaktewater te beoordelen zijn er in Nederland voor een groot aantal stoffen vanouds waterkwaliteitsnormen beschikbaar. Deze zijn in Europese (KRW) of Nederlandse regelgeving vastgelegd en vormen een goede eerstelijns basis voor bescherming en beoordeling van de waterkwaliteit. Zolang de concentratie van een bepaalde stof aan de norm voldoet, kan men er vanuit gaan dat die stof niet tot problemen in het waterbeheer leidt (Vos *et al.* 2015). Normen worden gebruikt bij het verlenen van vergunningen, voor handhaving wanneer er overtredingen geconstateerd worden, voor het beoordelen van de ernst van incidenten, en in de communicatie over de noodzaak van maatregelen die er toe moeten leiden dat de concentraties van stoffen in watersystemen aan de normen gaan voldoen.

Voor de beoordeling van verschillende situaties die zich in watersystemen kunnen voordoen bestaan verschillende normen:

- Jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm (JG-MKN; beoordelen langdurige verontreiniging);
- Maximaal acceptabele milieukwaliteitsnorm (MAC-MKN; beoordelen kortdurende blootstelling aan verontreiniging);
- Maximum toelaatbaar risiconiveau (MTR; langetermijn-toxiciteit);
- Verwaarloosbaar risiconiveau (VR), vroeger ook wel aangeduid als streefwaarde, berekend als MTR/100 of JG-MKN/100;
- Ernstig risiconiveau (ER).

Via de website 'Risico's van stoffen' (www.rivm.nl/rvs) is van een groot aantal stoffen de actuele status van de normen op te vragen.

Het normensysteem kent echter ook zijn beperkingen. De waterbeheerder wil (als het vermoed dat toxiciteit een knelpunt vormt) in het kader van een watersysteemanalyse inzicht kunnen krijgen in de antwoorden op een aantal vragen over toxiciteit:

- *Hoe erg?* Kan een mengsel ook ecologische effecten geven als er geen normen worden overschreden? Wat zijn de effecten van stoffen waarvoor (nog) geen normen bestaan? Bij een

overschrijding van normen is niet iedere situatie even ernstig, door verschillen in duur en mate van de normoverschrijding. Daarnaast gaat het om het totale ecologische effect van het aanwezige mengsel. Een analyse moet daarom een kwantitatieve maat voor ecologische risico's van stoffen en hun mengsels kunnen geven: toxische druk;

- *Welke stoffen?* Toxiciteit kan door een groot aantal stoffen worden veroorzaakt. Een analyse moet inzicht geven in de stoffen (stofgroepen) die het hoogste risico voor de ecologie vormen, en kan mogelijk stoffen aanwijzen die voor een watersysteem weinig beheersprioriteit vragen vanwege verwaarloosbare effecten;
- *Soort impact?* Stoffen kunnen een specifiek of juist een specifiek werkingsmechanisme (zoals pesticiden en hormoonverstorende stoffen) hebben. Door kennis over dit werkingsmechanisme te combineren met inzicht in daadwerkelijke (in bioassays gemeten) effecten kan de ESF-toxiciteit richting geven aan de organismegroep(en) waar effecten als eerste zichtbaar kunnen worden;
- *Noodzaak en prioritering van maatregelen?* Als de ESF-toxiciteit een hoog ecologisch risico door chemische verontreiniging aangeeft, kunnen gerichte maatregelen worden genomen die leiden tot het terugdringen van de toxische druk. Met de informatie uit de ESF-toxiciteit kan bepaald worden voor welke locaties en stoffen maatregelen het grootste effect hebben voor het herstel richting goede ecologische toestand.

2.2 RANDVOORWAARDEN

Het ontwerp van de ecologische sleutelfactor Toxiciteit moet aan een aantal randvoorwaarden voldoen:

- Met ESF-toxiciteit moet een waterbeheerder praktische beleids- en beheersvragen kunnen beantwoorden, aanvullend en aansluitend op de bestaande normen en regels en de overige sleutelfactoren;
- ESF-toxiciteit dient op eenvoudige en begrijpelijke manier inzichten te geven in de betekenis van toxiciteit als stuurfactor in een watersysteem, en moet logische handvatten bieden voor het vaststellen van haalbare doelen en het nemen van effectieve maatregelen. Daarbij verschillen de eerder genoemde beleids- en beheersvragen wezenlijk van aard, wat betekent dat de ESF-toxiciteit voor de diverse doelen geschikt moet zijn;
- De ESF moet complexe informatie samenvatten: De intrinsieke complexiteit van de verschijnselen waar deze sleutelfactor over gaat is immers hoog: in een watersysteem kunnen veel stoffen aanwezig zijn (met in de tijd sterk wisselende concentraties, zoals bij gebruik van bestrijdingsmiddelen), het aantal mengsels dat kan ontstaan is oneindig, en het gaat om een groot aantal waterorganismen dat ecologische effecten kan ondervinden. De methodiek moet rekening houden met de gecombineerde effecten van stoffen (EC 2014);

- De methode voor het analyseren van ESF-toxiciteit moet flexibel inzetbaar zijn op basis van huidige chemische en/of ecologische monitoringsgegevens of op basis van een kostenefficiënt alternatief;
- De te ontwikkelen methode moet aansluiten op hoe in andere nationale en internationale beleidskaders met toxiciteit wordt omgegaan;
- Het ontwerp moet toekomstbestendig zijn: men moet nieuwe kennis en/of nieuwe stoffen kunnen opnemen zonder de methodiek aan te passen.

2.3 THEORETISCH KADER

Het ontwerp van de ESF-toxiciteit is vanwege de gedefinieerde randvoorwaarden afgeleid van werkwijzen die in het milieubeleid en -beheer ook breed en succesvol worden toegepast, zoals Milieu Impact Analyse (Jay *et al.* 2007), Levens Cyclus Analyse voor stoffen (Rosenbaum *et al.* 2008, Guinée *et al.* 2010) en bioassessment (het uit monitoringsgegevens afleiden van ecologische effecten en hun mogelijke oorzaken, zie Hering *et al.* (2010)). Normstelling en deze methoden werken complementair, en worden vaak in een getrappt systeem gebruikt: met eenvoudige principes (zoals beschermingsfactoren) als het kan om het doel (bescherming) te bereiken, en met specifiekere benaderingen (zoals kwantitatieve milieu impact analyse) als het moet.

Deze werkwijze is samengevat in [Figuur 2](#), met normering als eerste trap, en de ESF-toxiciteit als tweede. Beide methoden zijn nodig en gebruikelijk om - in dit geval - de effecten van stoffen in watersystemen terug te dringen (Eijsackers *et al.* 2006, Eijsackers *et al.* 2007, Posthuma *et al.* 2008a).

Uiteraard zijn er ook nog complexere methodieken denkbaar, maar in de praktijk wordt de balans gezocht tussen praktische vereisten en kosten/complexiteit. De precieze relatie tussen de normenkaders en de ESF-toxiciteit is uiteengezet in [Bijlage 1](#), zodat duidelijk wordt wat de methodieken doen, wie ze soms moet, maar altijd mag gebruiken, en wat de resultaten zijn.

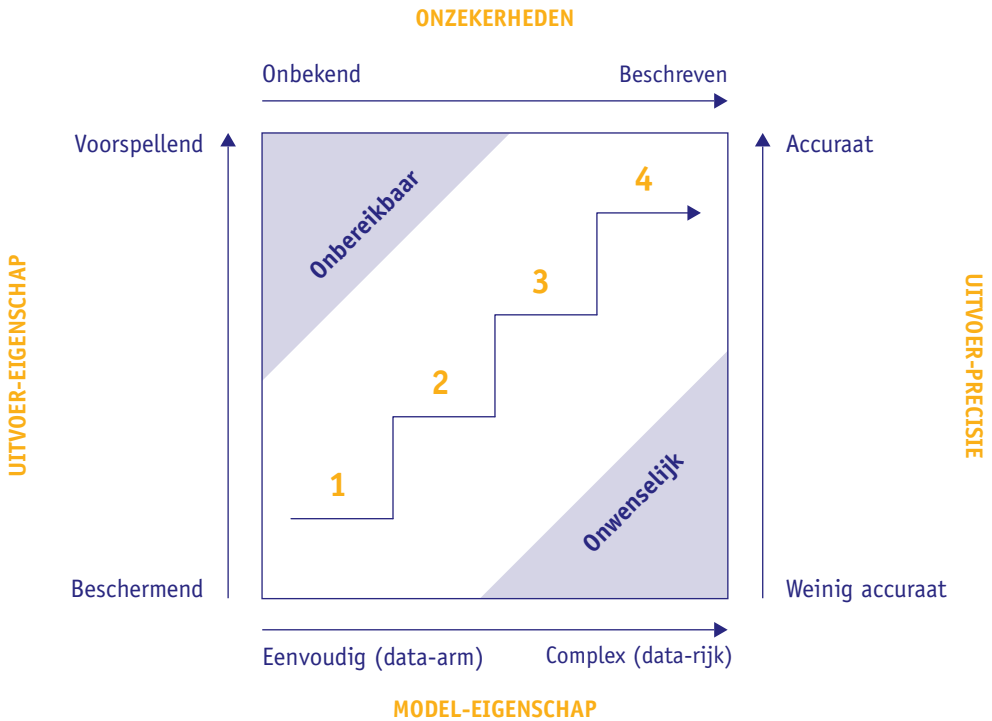
2.4 UITWERKING VAN DE METHODE

2.4.1 Globale opzet

De sleutfactor toxiciteit is ontworpen in de context van een watersysteemanalyse. Een watersysteemanalyse is een belangrijke tool voor waterbeheerders om begrip te krijgen van het watersysteem en door dit begrip te komen tot de selectie van effectieve maatregelen. De ecologische sleutfactoren (ESF'en) bieden een kapstok voor het uitvoeren van goede watersysteemanalyses.

FIGUUR 2

Het principe van de getrapte aanpak voor risicobeoordeling zoals dat in milieubeleid en -beheer wordt toegepast (Solomon et al. 2005). De eerste trap is: beschermende normstelling; als voor een stof de normen niet worden overschreden is er sprake van afdoende bescherming. Als vermoed wordt dat er sprake is van toxiciteit kan de tweede trap worden toegepast (ESF-toxiciteit) om vast te stellen hoe groot de ecologische effecten van stoffen en/of combinaties van stoffen zijn, en door welke stoffen ze worden veroorzaakt.



Bij systeemanalyses werk je steeds met een ‘grof naar fijn’ benadering: je begint steeds met een beschouwing van de waterkwaliteit vanuit een brede systeemblik en je zoomt al naar gelang de uitkomsten steeds verder in. Het gebruik van meerdere analyse stappen zorgt ervoor dat het detailniveau dat nodig is voor het beslissen over maatregelen kan worden afgestemd op het probleem en de behoefte. Voor alle ESF-en behelst dit eenzelfde soort aanpak waarbij er drie stappen doorlopen kunnen worden (iteratief proces).

Figuur 3 illustreert dat er bij de ESF-toxiciteit, net als bij de andere sleutelfactoren, sprake is van eenzelfde aanpak waarbij er drie stappen doorlopen kunnen worden (iteratief proces), namelijk: een quick scan, oriënterende aanpak ('screening' via twee sporen), zo nodig gevolgd door een verfijnde analyse ('verdieping'). De quick scan en de verdieping vallen buiten de scope van dit rapport. De stappen zijn hier globaal voor ESF-toxiciteit weergegeven (Figuur 3):

⇒ STAP 1: QUICKSCAN

Stap 1, de quick scan, is het creëren van begrip op hoofdlijnen. De kennis en inzichten die zo verkregen worden gebruik je om te bepalen waar de vervolgvragen liggen en welke instrumenten moeten worden ingezet voor de bijpassende fijnere analyse. Om te bepalen of ESF-toxiciteit een knelpunt kan vormen voor het ecologisch functioneren van een watersysteem kan een grove analyse volstaan. Deze analyse bestaat uit een inschatting van het risico van (de aanwezigheid van) stoffen of optredende toxiciteit. Dit kan aan de ene kant door te bekijken of er functies in het gebied zijn waardoor stoffen geloosd worden op het oppervlaktewater. Een hotspot analyse of het in beeld brengen van bronnen en stofstromen zijn hiervoor instrumenten. Anderzijds kan een onverklaarbare ecologische toestand (bijvoorbeeld het uitblijven van groei van waterplanten of sterfte van vis) een gevolg zijn van optredende toxiciteit.

Mocht één van bovenstaande analyses op een risico duiden dan is verdere analyse van ESF-toxiciteit aan te raden.

⇒ STAP 2: SCREENING

In stap 2, de screening wordt er verder ingezoomd om te bekijken en te bevestigen of toxiciteit een belangrijke rol speelt in het functioneren van het watersysteem. Voorliggend rapport presenteert een methode waarbij door middel van twee sporen de vraagstelling rond toxiciteit in het waterbeheer aangepakt kan worden:

Spoor 1; Monitoring en gemodelleerde effecten, afgekort als "Chemie-spoor"



Gegevens over de concentraties van aanwezige en vaak routinematig gemonitorde stoffen worden gebruikt om de te verwachten ecologische effecten via modellering te kwantificeren.

Spoor 2; Monitoring en gemeten effecten, afgekort als "Toxicologie-spoor"



De gezamenlijke effecten van alle aanwezige extraheerbare organische stoffen, ook de onbekende, worden vastgesteld via bioassays.

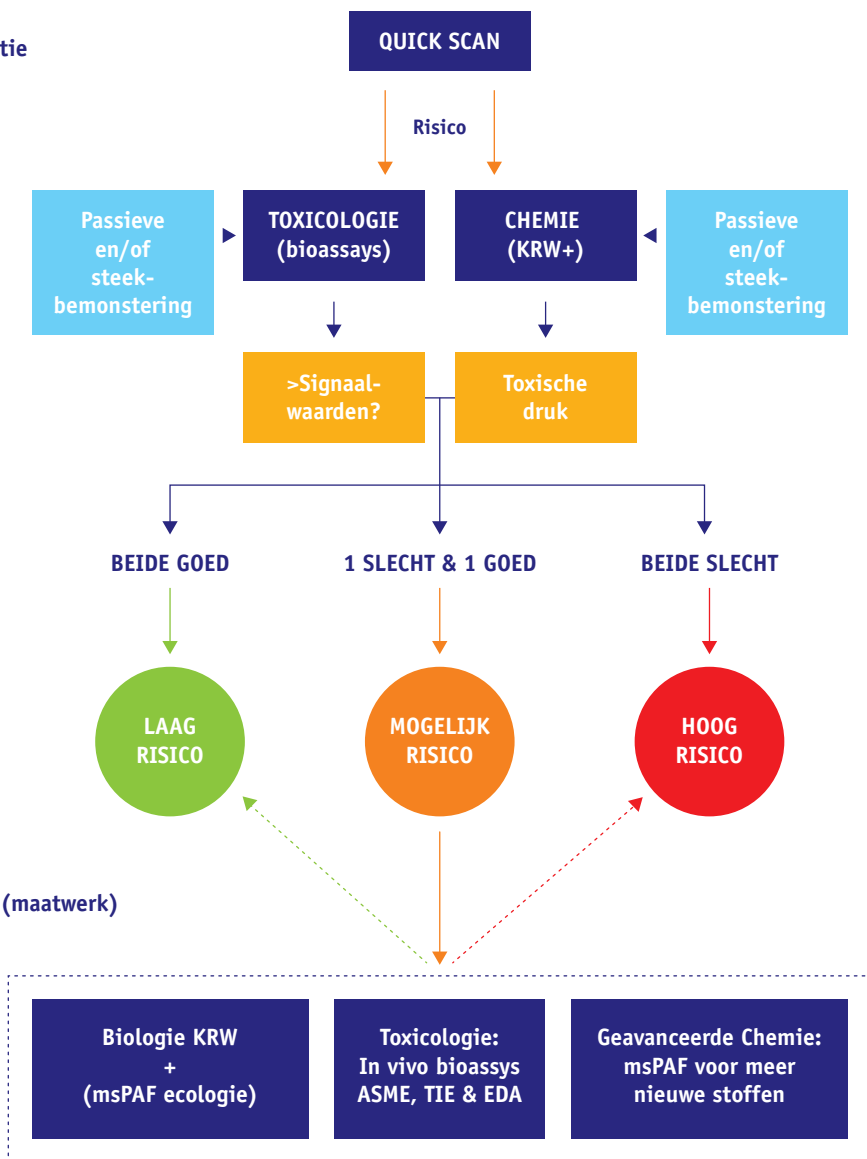
FIGUUR 3

Schematisch overzicht van de ESF-toxiciteit, inclusief de 3 stappen. Voorliggend rapport gaat in op stap 2. Voor afkortingen: zie tekst.

STAP 1: Inventarisatie

STAP 2: Screening

STAP 3: Verdieping (maatwerk)



Soms blijkt deze kennisbasis niet genoeg voor het beantwoorden van de vragen en zijn aanvullende metingen of een nog gedetailleerdere analyse nodig (stap 3).

➤ STAP 3: VERDIEPING

Stap 3, de verdieping is maatwerk. Dit maatwerk kan bestaan uit aanvullende monitoring, maar bijvoorbeeld ook uit in vivo bioassays. In dit rapport gaan we hier niet verder op in.

2.4.2 Uitwerking stap 2

De twee samenhangende sporen van stap 2 zijn weergegeven in [figuur 3](#) en [Tabel 1](#). Het ene spoor (Chemie) sluit aan bij de huidige monitoring van stoffen. Dit spoor werkt via modellen. Chemische monitoring-gegevens (concentraties) zijn hierbij de invoer. Het andere spoor (Toxicologie) is gebaseerd op het meten van effecten in biologische testen (bioassays), zonder dat bekend hoeft te zijn welke stoffen er aanwezig zijn. Doordat er twee sporen nodig zijn voor de beoordeling van toxiciteit is er - zoals bij de andere sleutelfactoren - niet alleen sprake van 'groen' of 'rood' als mogelijk uitkomsten, maar ook van 'oranje'. Er is in dat geval sprake van een 'mogelijk risico' als de uitkomsten van beide sporen voor een situatie of gebied verschillen. Eén van beide sporen geeft dan signaal. Het onderzoeken van de betekenis en mogelijke oorzaak daarvan vraagt voor een dergelijk geval dan om verdiepend onderzoek.

Wat betreft uitvoeringskosten maakt het Chemie-spoor zoveel mogelijk gebruik van bestaande monitoringsgegevens. Het Toxicologie-spoor kan kosteneffectief worden uitgevoerd met een geoptimaliseerde batterij van bioassays. Hiermee is het mogelijk om inzicht te krijgen in de toxische effecten (en risico's) van bijna alle aanwezige stoffen.

De keuze voor de twee sporen is ingegeven door de hoofdvragen over toxiciteit ([§2.1](#)). Beide sporen zijn echter ook bewust aanvullend op elkaar, waarbij de voordelen van het ene spoor de nadelen van het andere spoor ondervangen ([Tabel 1](#): op elke regel ten minste één spoor toepasbaar). Hierdoor biedt de voorgestelde methode de waterbeheerder een optimaal inzicht in de mogelijke toxiciteit en de richting waarin de eventuele maatregelen gezocht kunnen worden.

In de beoordeling zijn de twee sporen complementair aan elkaar. Waar het Chemie-spoor de nadruk legt op de vertaling van aangetroffen concentraties naar de omvang van de verwachte effecten, ligt de nadruk in het Toxicologie-spoor op de beoordeling van daadwerkelijke meetbare effecten en de relevantie voor de veldsituatie.

TABEL 1

Voor- en nadelen en complementariteit van beide ESF-toxiciteit-spooren (compilatie uit internationale ervaringen). Noot: metalen en ammoniak (bepaald via het Chemie-spoor) worden meegewogen in het Toxicologie-spoor van de ESF-toxiciteit. ● Eenduidige interpretatie. ● (Nog) niet eenduidige interpretatie

ASPECT	CHEMIE-SPOOR  (effectvoorspelling op basis van modellering van concentraties stoffen)	TOXICOLOGIE-SPOOR  (effectmeting op basis van met een aantal bioassays)
Effecten van mengsels (combinatietoxiciteit)	<ul style="list-style-type: none"> ● Kan voor de geselecteerde stoffen worden berekend op basis van additiviteit 	<ul style="list-style-type: none"> ● Met bioassays wordt het gecombineerde effect van grote groepen stoffen integraal bepaald
Biobeschikbaarheid	<ul style="list-style-type: none"> ● Kan worden berekend als het milieuchemische gedrag van de stof bekend is 	<ul style="list-style-type: none"> ● Wordt impliciet gemeten in de in vivo bioassays zonder dat het milieuchemisch gedrag van de stof(fen) bekend is
Langdurige blootstelling in het veld	<ul style="list-style-type: none"> ● Indien chronische toxiciteitstesten beschikbaar zijn, kunnen deze worden meegenomen 	<ul style="list-style-type: none"> ● Bij de screening wordt acute toxiciteit gemeten, die in 20x geconcentreerde monsters indicatief kan zijn voor chronische toxiciteit
Bioaccumulatie	<ul style="list-style-type: none"> ● Wordt momenteel nog niet beoordeeld maar zou in de toekomst kunnen worden toegevoegd, via modellering 	<ul style="list-style-type: none"> ● Wordt voor een belangrijk deel meegenomen als de bemonstering wordt uitgevoerd met passieve samplers
Wat zegt het resultaat?	<ul style="list-style-type: none"> ● Uitslag 'Geen effect' sluit niet uit dat onbekende en/of niet gemeten stoffen een effect kunnen geven ● Uitslag 'Wel effect' geeft meteen aan welke stof(fen) het effect mogelijk veroorzaken. Nader onderzoek of dit effect daadwerkelijk optreedt. 	<ul style="list-style-type: none"> ● Uitslag 'Geen effect' geeft een redelijke mate van zekerheid dat stoffen een laag risico voor de ecologie vormen (behoudens effecten die niet in de bioassay-batterij vertegenwoordigd zijn, zoals effecten op gedrag) ● Uitslag 'Wel effect' vraagt nader onderzoek of stoffen daadwerkelijk een probleem zijn.



▶▶ ASPECT	CHEMIE-SPOOR	TOXICOLOGIE-SPOOR
Specifieke effecten	<ul style="list-style-type: none"> ● Thans heeft de bepaling van de toxische druk betekenis voor directe biodiversiteits-effecten. Specifieke effecten (zoals enerzijds doorvergiftiging en anderzijds op specifieke biologische receptoren vanwege specifieke werkingsmechanismen van stoffen) worden niet beschouwd. 	<ul style="list-style-type: none"> ● Bioassays kunnen gericht worden ingezet bij vermoedens van specifiek werkende stoffen.
Relatie met werkelijke effecten in het veld	<ul style="list-style-type: none"> ● De modellen waarmee de lokale toxische druk wordt afgeleid zijn geaccepteerd voor het afleiden van normen voor individuele stoffen, maar de relatie tussen de (mengsel) toxische druk en veldeffecten is beperkt onderbouwd. IJking op absolute effecten wordt in de ESF-toxiciteit-aanpak later uitgewerkt. ● Methode kan locatiespecifieker worden gemaakt door biobeschikbaarheids-correcties o.b.v. omgevingscondities mee te nemen. 	<ul style="list-style-type: none"> ● Uitvoering is locatiespecifiek, ontwerp van ‘signaalwaarden’ (referentiekader) op basis van ecotoxicologische data en modellen (zie spoor Chemie) kan een indicatie geven van mogelijk nadelige effecten in het veld. ● Referentiekader nog niet geaccepteerd.
Aansluiting op huidige normkaders	<ul style="list-style-type: none"> ● Sluit goed aan en is aanvullend op bestaande normen en de monitoring van stoffen 	<ul style="list-style-type: none"> ● Thans beperkt, al verkent de EU momenteel de mogelijkheden voor inzet bioassays, vanwege de voordelen
Volledigheid t.a.v. stoffen	<ul style="list-style-type: none"> ● Beperkt: selectie van stoffen is weliswaar o.b.v. gebruik, toxiciteit en waargenomen effecten, maar het aantal stoffen blijft een fractie van het geheel en nieuwe stoffen worden niet meegenomen. 	<ul style="list-style-type: none"> ● Groot: gericht op werkingsmechanismen of niet-specifieke werking van stoffen. De meeste onbekende organische stoffen en omzettingsproducten worden meegenomen in niet-specifieke assays
Mogelijkheid tot afleiden mitigerende maatregelen	<ul style="list-style-type: none"> ● Direct mogelijk, omdat bijdrage van individuele stoffen inzichtelijk is 	<ul style="list-style-type: none"> ● Indirect, nadat op basis van effect is achterhaald om welke stof(fen) het gaat.

De beginselen en principes van beide sporen hebben internationaal een brede kennisbasis, die is toegelicht bij de uitleg van het ontwerp van beide sporen (Hoofdstukken 2, 3 en 4). Ook in het EU-project SOLUTIONS (2013 - 2017) is deze twee-sporen aanpak de basis om beleidsmatige vragen over de effecten van stoffen in het Europese waterbeheer te kunnen beantwoorden (Brack *et al.* (2015), www.solutions-project.eu).

Chemie-spoor



Het 'Chemie'-spoor maakt inzichtelijk wat de mogelijke ecologische effecten van de aangetroffen stoffen en hun mengsels kunnen zijn. Er wordt gekwantificeerd welke stoffen welke effecten kunnen hebben.

Dit gebeurt via het begrip *toxische druk*. Dit begrip wordt afgeleid via een werkwijze die ook gebruikt wordt bij de afleiding van milieurisicogrenzen uit laboratoriumgegevens (ECHA 2008, EC 2011), als één van de manieren voor het afleiden van beschermende normen (zie ook [Bijlage 1](#)). Bij het vaststellen van waterkwaliteitsnormen is in dit geval de operationele beschermings-doelstelling voor het voorkómen van schade aan de biodiversiteit gedefinieerd als “de concentratie van een stof waarbij 95% van de mogelijk voorkomende soorten beschermd wordt tegen enig nadelig effect”. Die concentratie wordt afgeleid via een soorten-gevoeligheidsverdeling, in het Engels: *Species Sensitivity Distribution*, SSD (zie [Figuur 4](#), met X=concentratie, en Y=toxische druk, uitgedrukt als Potentieel Aangetaste Fractie, PAF). De SSD die hierbij gebruikt wordt is een SSD_{NOEC} , een model dat afgeleid is van geen-effect gegevens (NOEC=No Observed Effect Concentration). De chronische toxische druk (PAF_{NOEC}) die bij de afleiding van normen een rol speelt - in deze context uitgedrukt als percentage - is daarbij gelijk aan 5% (ofwel: een fractie van 0,05). Bij deze waarde is 95% van de soorten volledig beschermd tegen directe effecten van stoffen. Aan de hand deze beleidsmatig gekozen maximaal toelaatbare chronische toxische druk (Y-as) kan voor iedere stof een bijbehorende risicogrens-concentratie worden afgeleid (X-as), waarbij geldt: hoe toxischer de stof, hoe lager de kritische concentratie, zie [Figuur 4](#)¹.

In de ESF-toxiciteit wordt het begrip *toxische druk* de andere kant op gebruikt. Nu is de concentratie van een stof bekend of via modellen voorspeld (X), en leidt men juist af welk deel van de mogelijk aanwezige soorten een negatief effect zal ondervinden (PAF, Y). Die fractie wordt aangeduid als de Potentieel Aangetaste Fractie (PAF), en de waarde varieert van 0 tot 1,

1 Op basis van de hoeveelheid en kwaliteit van de beschikbare gegevens worden ook andere werkwijzen gevolgd voor de afleiding van normen, en kan aanvullend een extra veiligheidsfactor worden toegepast. Zie [Bijlage 1](#).

vaak dus aangeduid als 0 tot 100%. De toxische druk wordt in de ESF-toxiciteit voor iedere afzonderlijke stof uitgerekend en vervolgens wordt het effect van alle aanwezige stoffen samen gecombineerd tot een mengsel-toxische druk (meer-stoffen PAF ofwel: msPAF). Deze msPAF van een groep stoffen, of zelfs een heel monster, varieert (dus) ook van 0 tot 100%. Voor zowel de normstelling als de ESF-toxiciteit-toepassing wordt de beoordeling van toxiciteit in het Chemie-spoor uiteindelijk gebaseerd op toxiciteitsgegevens uit het laboratorium. Die worden verkregen door het testen van iedere stof afzonderlijk op verschillende soorten. De testen kunnen acuut of chronisch zijn. Om deze reden kan er ook onderscheid gemaakt worden tussen de acute- en de chronische toxische druk van een stof, die dan ook gebaseerd zijn op acute- resp. chronische SSDs. Bij de ESF-toxiciteit is gekozen om de toxische druk te baseren op acute (snel werkende) toxiciteit. De redenen daarvoor worden uitgelegd in [Bijlage 2](#).

Toxicologie-spoor



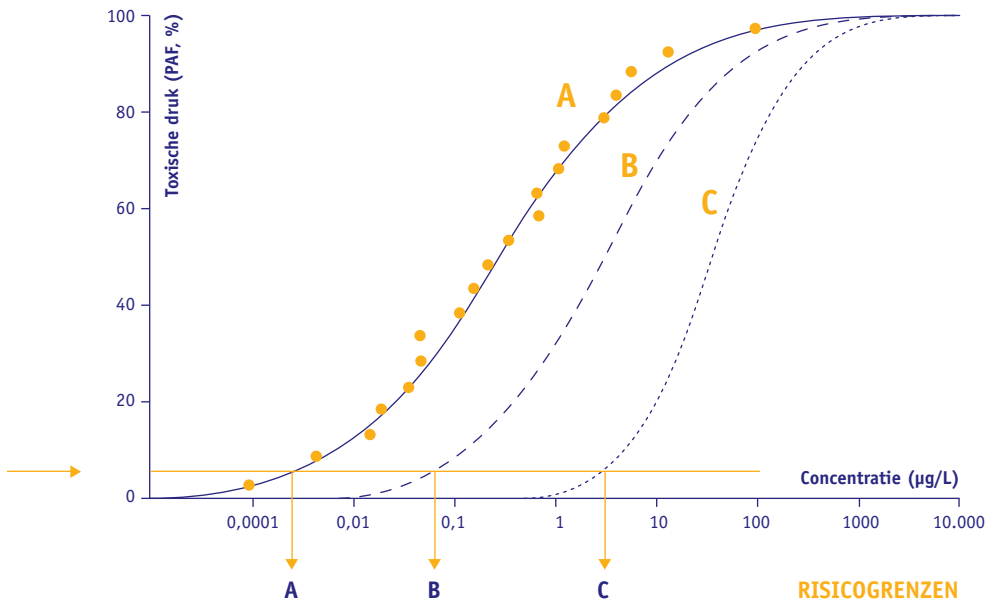
Het Toxicologie-spoor maakt met effectmetingen inzichtelijk of de aanwezige combinatie van stoffen een nadelig effect kan hebben op waterorganismen. Hierbij wordt zowel de algemene toxiciteit (testen met organismen) als de specifieke toxiciteit (testen met cellijnen, gericht op een bepaald werkingsmechanisme) bepaald.

In dit spoor wordt het nadelige effect van een zeer grote groep stoffen beoordeeld. De effectmetingen worden uitgevoerd met bioassays waarin de organismen of cellen worden blootgesteld aan extracten van geconcentreerde watermonsters met een onbekend stoffenmengsel. Om een indicatie van de chronische toxiciteit te geven (die in ongeconcentreerd water niet meetbaar is met kortdurende bioassays) is het nodig om het water te concentreren. Dit kan met vaste fase extractie (*solid-phase extraction*, SPE) van een groot volume water of met behulp van passieve bemonstering (*passive samplers*, PS). Het voordeel van passieve sampling is dat er in ca. 6 weken een tijdgeïntegreerd monster wordt genomen van de biologisch beschikbare stoffen. Er worden alleen organische stoffen geconcentreerd, zodat voor metalen een chemische analyse (met een bepaling van de toxische druk in het Chemie-spoor) nodig blijft.

Bioassays zijn toxiciteitstesten met levende dieren, planten, weefsels of cellen. Met een goed gekozen testbatterij worden de mogelijke risico's van het gehele mengsel van in het water aanwezige stoffen (ook afbraakproducten en onbekende stoffen) geanalyseerd. Hiermee wordt een meer volledig beeld van de risico's van chemische verontreinigingen verkregen dan mogelijk is met de chemische analyses van een beperkte groep stoffen. Het is bij een bioassay echter niet bekend welke stoffen de waargenomen effecten veroorzaken.

FIGUUR 4

Toepassing van soorten-gevoeligheidsverdelingen (SSDs afgeleid van chronische geen-effect concentraties, zogenoemde NOECs) bij het afleiden van milieurisicogrenzen van de stoffen A, B en C, waarbij voor deze drie stoffen met sterk verschillende toxiciteit (zoals wordt weerspiegeld in de ligging van de curves) getoond wordt hoe een eenduidig beleidsmatig gekozen beschermingsniveau (op de Y-as: bijvoorbeeld maximaal 5% van de soorten blootgesteld boven hun NOEC, ofwel 95% van de soorten wordt beschermd tegen enig effect) leidt tot verschillende milieurisicogrenzen (kritische concentraties van de stoffen, op de X-as) die bij dat ene beschermingsniveau horen. Door de verschillen in toxiciteit tussen de stoffen verschillen dus de milieurisicogrenzen voor directe toxiciteit tussen de stoffen. Stof A is de meest toxische. Slechts voor één van de stoffen, de meest toxische, worden de gebruikte ecotoxiciteitsdata (de bolletjes in de grafiek) getoond.



Combinatie van beide sporen

De combinatie van beide sporen in de ESF-toxiciteit-methode (volgens [figuur 3](#)) leidt vervolgens tot één oordeel per locatie in de watersysteemanalyse. Als beide methoden hetzelfde resultaat geven is het oordeel duidelijk: “laag risico” als beide ‘goed’ signaleren (groen), en “hoog risico” als beide ‘slecht’ signaleren (rood). Een nader onderzoek is nodig als de ene methode een ‘goed’ en de andere een ‘slecht’ resultaat geeft. In het geval van een hoog risico (rood) wordt aanbevolen om bij het overwegen van maatregelen eerst na te gaan wat de oorzaak en omvang van het probleem is. Hiervoor worden de gegevens van verschillende monsters van een watersysteem gezamenlijk geïnterpreteerd. Hoe complexer of duurder de maatregelen, hoe meer aanleiding er is om verdiepend onderzoek te doen.

HOOFDSTUK 3

Spoor 1, Chemie:
bepalen van toxische
druk uit concentraties





3.1 PRINCIPES

Het Chemie-spoor is gebaseerd op een aantal wetmatigheden:

- De (biobeschikbare) concentratie van een stof bepaalt de mate van effect;
- De blootstellingsduur bepaalt de mate van effect;
- De mate van effect van een stof is afhankelijk van de gevoeligheden van de soorten in een watersysteem voor die stof;
- De uiteindelijke effecten van stoffen op soorten worden bepaald door de samenstelling en concentraties van alle stoffen in het lokaal aanwezige mengsel.

Om een voorspelling van de toxiciteit in oppervlaktewater te kunnen maken moet men dus beschikken over (1) gemeten concentraties en de biobeschikbaarheid ervan, over (2) inzichten in de soort-specifieke gevoeligheden van soorten voor stoffen en (3) inzichten in hun gecombineerde effecten.

Gegevens over (1) de concentraties van stoffen in watersystemen zijn - als invoer van het Chemie-spoor - op ruime schaal voorhanden via de routinematige en projectgerichte monitoring van oppervlaktewater. Ook zijn er veel gegevens en kennis die het mogelijk maken om uit totaalconcentraties af te leiden wat - bij de gegeven lokale condities - de biobeschikbare concentratie is.

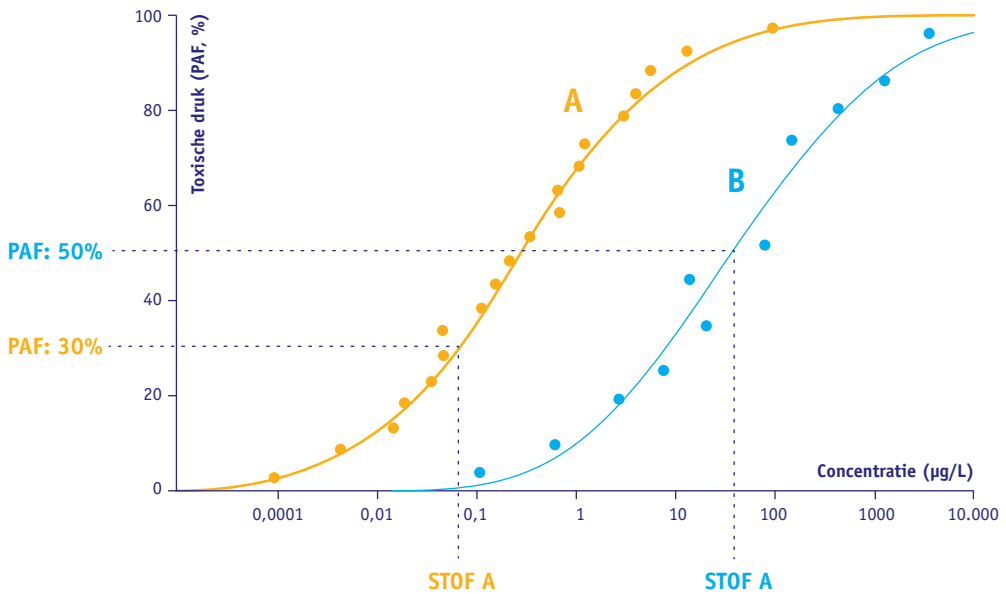
Inzicht in (2) de gevoeligheden van soorten wordt wereldwijd vastgelegd in databases, zoals database van de U.S. EPA (<https://cfpub.epa.gov/ecotox>) of de RIVM e-toxBASE (Wintersen *et al.* 2004). Deze databases bevatten toxiciteitsgegevens voor veel stoffen en veel soorten.

Inzichten in (3) de wijze waarop de effecten van de afzonderlijke stoffen geaggregeerd moeten worden tot een netto maat voor de mengsel-toxische druk zijn ook beschikbaar (De Zwart en Posthuma 2005). Die inzichten zijn gebaseerd op experimenten met combinaties van stoffen.

De toxische druk van een stof kan vervolgens worden afgeleid zoals wordt getoond in [Figuur 5](#). In [Bijlage 2](#) wordt de methode verder toegelicht, inclusief de afleiding van de lokale toxische druk van een mengsel. De berekende mengseltoxiciteit van de twee in het figuur getoonde stoffen is 0,65 (fractie aangetaste soorten), uitgedrukt als: msPAF = 65%.

FIGUUR 5

Toepassing van soorten-gevoeligheidsverdelingen (SSDs) bij het afleiden van de toxische druk die veroorzaakt wordt door een mengsel van twee stoffen (Stof A en Stof B). De punten zijn toxiciteitsgegevens van testen met de verschillende stoffen en verschillende soorten waterorganismen, de curves zijn de beide SSD's. Bij een milieuconcentratie (X) van een stof wordt de toxische druk (Y) van die stof afgelezen en uitgedrukt als toxische druk van die stof (PAF, %). Die PAF-waarden worden geaggregeerd tot de totale mengsel-toxische druk (msPAF, zie Bijlage 2). Bij de ESF-toxiciteit wordt gewerkt met SSD_{EC50} curves, en zijn de resultaten (ms)PAF_{EC50}-waarden.



Eerder onderzoek suggereert verder nog twee belangrijke punten voor dit deel van het ESF-toxiciteit-ontwerp:

- 1 De toxische druk meetlat is betekenisvol. Veldonderzoek in diverse ecosystemen binnen en buiten Nederland heeft het inzicht opgeleverd dat een toename van de voorspelde mengsel-toxische druk gerelateerd is aan een toename van ecologische effecten. Bij onderzoek aan effecten van mengsels van toxische stoffen op sedimentorganismen werd bijvoorbeeld aangetoond dat de relatie tussen de voorspelde en de waargenomen impact ongeveer 1:1



was voor het effect op 'biodiversiteit', terwijl de waargenomen effecten per soort - zoals verwacht op basis van de SSDs in [Figuur 4](#) - varieerden tussen de soorten (Posthuma en De Zwart 2012). Kortom, de aanpak van het ESF-toxiciteit-Chemie-spoor wordt dus technisch mogelijk door de combinatie van de drie wetmatigheden, via modellen en beschikbare data, en wordt dus inhoudelijk zinvol geacht vanwege de waargenomen relatie tussen voorspelde- en waargenomen ecologische effecten. Op deze basis is voor de Nederlandse watersystemen de aanpak voor het ESF-toxiciteit-Chemie ontwikkeld (dit rapport) en op veldeffecten gekalibreerd (Posthuma *et al.* 2016a).

- 2 De eindresultaten van het Chemie-spoor zijn 'handig' in het kader van een watersysteem-analyse, omdat ze - zoals geïllustreerd in [Figuur 5](#) - leiden tot één samenvattende meetlat voor ecologische effecten van een monster. De gegevens van de Bestrijdingsmiddelenatlas zijn bijvoorbeeld al eens op deze wijze samengevat (De Snoo en Vijver 2012).

3.2 ONTWIKKELING VAN HET SPOOR CHEMIE

Zoals hierboven kort toegelicht, zijn er bij het ontwikkelen van het Chemie-spoor verschillende stappen te onderscheiden:

- 1 Selectie van stoffen die in de spoor Chemie worden opgenomen;
- 2 Verzamelen van toxiciteitsgegevens van deze stoffen;
- 3 Afleiden van SSD-parameters per stof;
- 4 Maken van software om met de SSD's de gemeten concentraties van stoffen om te rekenen in (mengsel) toxische druk.

Bij elke stap zijn keuzes gemaakt. Deze keuzes zijn onderbouwd in [Bijlage 2](#), en ze worden hieronder kort toegelicht.

3.2.1 Selectie van stoffen voor de ESF-toxiciteit-spoor Chemie

Er bestaan meer dan 100 miljoen stoffen met een uniek CAS²-nummer. Een gedeelte daarvan - geschat wordt ongeveer 100.000 - kan daadwerkelijk in de watercyclus terecht komen (Maugh 1978, Steiner 2015). Het Chemie-spoor richt zich op een deel van deze stoffen. Enerzijds omdat slechts een deel van deze stoffen regelmatig wordt aangetroffen en daardoor beleidsrelevant is. Anderzijds omdat niet van alle stoffen voldoende toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn om een SSD af te kunnen leiden. ESF-toxiciteit besteedt daarbij ook aandacht aan stoffen waarvoor (nog) geen normen zijn afgeleid. Dat is mogelijk omdat voor deze stoffen vaak wel

² Chemical Abstracts System, <https://www.cas.org>

TABEL 2

Overzicht van stoffen waarvoor beleidsmatige interesse bestaat, ingedeeld naar categorieën stoffen, en aantal stoffen per categorie. Vanuit deze inventarisatie van interessante stoffen zijn ecotoxiciteitsdata verzameld voor het afleiden van de ESF-toxiciteit-Chemie tool. Noot: in een Europees project wordt aanvullend gewerkt vanuit productie- en emissiegegevens van stoffen.

CATEGORIE	AANTAL STOFFEN	CRITERIA
A	143	Alle KRW-prioritaire stoffen, aangevuld met alle stoffen die in Nederland de waterkwaliteitsnorm frequent overschrijden of in de top 5 van de Nederlandse Watchlist stonden.
B	711	Alle stoffen die incidenteel de norm overschrijden, lager op de Nederlandse Watchlist stonden of stoffen die niet normoverschrijdend zijn, maar vaak door waterbeheerders gemeten worden.
C	230	Alle stoffen die in andere beleidskaders (bodem, emissiebeheer) aandacht hebben, maar in het oppervlaktewater de geldende norm niet overschrijden, echter soms wel worden aangetroffen met een concentratie boven de detectielimiet.
D	1601	Alle overige stoffen, die ergens in Nederland geanalyseerd worden, in overzichten zijn opgenomen of waaraan al standaard parameter-codes zijn toegekend (ruim 60%).
E	178	Som variabelen die in het Nederlandse milieubeleid zijn gecategoriseerd: bijvoorbeeld "som 2,4'-DDT, 4,4'-DDT, 4,4'-DDD en 4,4'-DDE" dat binnen de KRW is aangemerkt als prioritaire stofgroep.
F	2969	Niet gecategoriseerde toxicanten.
G	58	Stoffen die niet zijn aan te merken als toxicant: bijvoorbeeld Zuurstof (niet opgenomen in ESF-toxiciteit-Chemie).
H	130	Elementaire isotopen (bijv. Pb206)(niet opgenomen in ESF-toxiciteit-Chemie), behalve de meest voorkomende stabiele vorm (Pb207)
Totaal	6020	Initieel beschouwde stoffen

(veel) acute EC50-gegevens beschikbaar zijn. Overigens blijft het aantal toxiciteitsgegevens toenemen, waardoor in de loop der tijd voor meer stoffen een SSD kan worden bepaald. Tegelijkertijd neemt het totaal aantal stoffen ook steeds toe.



Er zijn in deze studie verschillende criteria gebruikt om stoffen te selecteren die beleidsrelevant worden geacht. Deze selectieprocedure is samengevat in [Bijlage 2](#). Het resultaat is samengevat in [Tabel 2](#). Het proces van selectie van stoffen heeft resulterend in een basislijst van 6020 stoffen voor het Chemie-spoor van de ESF-toxiciteit.

3.2.2 Verzamelen van toxiciteitsgegevens van deze relevante stoffen

Voor alle bovengenoemde stoffen van de categorieën A tot en met F is in de (internationaal) beschikbare databases gezocht naar ecotoxiciteitsgegevens. Voor stoffen uit categorie A en B, die niet in deze databases aanwezig waren (of met een te beperkte hoeveelheid gegevens), is aanvullend ook in de internationale literatuur naar toxiciteitsgegevens gezocht, zodat deze stoffen alsnog konden worden meegenomen. In totaal zijn bijna 95.000 testgegevens (verdeeld over 4436 stoffen resp. 2257 soorten, met soms dus meer testgegevens per stof-soort combinatie) verzameld, gestandaardiseerd en verwerkt.

Een belangrijk element in deze standaardisatie was het onderscheid tussen acute en chronische toxiciteitsgegevens. Dit onderscheid is per soort verschillend, waarbij een blootstelling pas als chronisch is bestempeld indien een significant deel van de levensduur van de soort in de test is betrokken. Voor een alg kan dat criterium al binnen een dag gehaald worden, terwijl er voor een vis eerder weken nodig zijn. Van de bijna 95.000 beschikbare testgegevens had uiteindelijk 50% betrekking op acute EC_{50} -waarden, die direct voor het afleiden van SSD's gebruikt konden worden. De andere gegevens hadden betrekking op acute NOEC's ($\pm 21\%$), chronische EC_{50} -waarden ($\pm 2\%$) of chronische NOEC-waarden ($\pm 26\%$).

3.2.3 Van toxiciteitsgegevens naar SSD's en hun kwaliteit

Voor iedere stof is de hoeveelheid en de aard van de beschikbare gegevens bepaald. Daaruit zijn kwaliteitsscores afgeleid die aangeven wat de kwaliteit van de SSD van een stof is (voor definitie van de scores zie [Tabel 3](#)).

Bij de interpretatie van de uitvoer van de rekentool is de kwaliteit van de SSD van belang. De kwaliteit van de SSD van een stof is weergegeven in tabel "Acute SSD moments and MoA extrapolated optimally" van de rekentool en is ook opgenomen in het Excel-invoerbestand "ConcentrationData" werkblad "Toxdata". Onder de kop "QualityScore" wordt de kwaliteit van de SSD aangegeven. Deze score is opgebouwd uit tientallen en eenheden. De tientallen geven aan of en hoe er is geëxtrapolerd. De eenheden hebben betrekking op het aantal soorten organismen die zijn meegewogen. In de eenheden betekent een lagere waarde (meer soorten) een meer betrouwbare SSD ([Tabel 3](#)).

TABEL 3

Overzicht van het aantal stoffen dat in de ESF-toxiciteit tool is opgenomen, per kwaliteitsscores van de SSDs die konden afgeleid. Voor een aantal stoffen uit Tabel 2 waren geen gegevens beschikbaar. Het aantal SSDs is daardoor kleiner dan het aantal stoffen dat mogelijk interessant genoemd werd voor beleid en beheer.

SSD KWALITEITSCORE	OPMERKINGEN	A PRIORITAIRE STOF
1	Niet geëxtrapoleerd. Ruim voldoende soorten voor SSD (>10)	81
2	Niet geëxtrapoleerd. Voldoende soorten voor SSD (6-10)	18
11	Geëxtrapoleerd vanuit acute NOECs. Ruim voldoende soorten voor SSD (>10)	1
12	Geëxtrapoleerd vanuit acute NOECs. Voldoende soorten voor SSD (6-10)	1
22	Geëxtrapoleerd vanuit chronische EC50s. Voldoende soorten voor SSD (6-10)	1
31	Geëxtrapoleerd vanuit chronische NOECs. Ruim voldoende soorten voor SSD (>10)	1
32	Geëxtrapoleerd vanuit chronische NOECs. Voldoende soorten voor SSD (6-10)	4
41	Alle data per stof geëxtrapoleerd naar EC50 en samengevoegd. Ruim voldoende soorten voor SSD (>10)	1
42	Alle data per stof geëxtrapoleerd naar EC50 en samengevoegd. Voldoende soorten voor SSD (6-10)	10
43	Alle data per stof geëxtrapoleerd naar EC50 en samengevoegd. Marginaal voldoende soorten voor SSD (3-5)	14
	Aantallen toxische stoffen vermeld op beleidsmatige lijsten	152
	Aantal SSDs beschikbaar in chemische ESF-toxiciteit	126
	Percentage van het aantal lijststoffen met een SSD	83%



B NORMOVER- SCHRIJDEND	C BOVEN DET. LIM.	D ANDERE LIJST STOFFEN	E SAMENGESTELDE STOFFEN	F NIET GECA- GORISEERD	AANTAL
199	16	118	1	137	552
158	19	109	1	226	531
1	1	1		1	5
1	1	2		2	7
1			4	6	
5				1	7
			5	9	
				1	
19	5	16		31	81
89	32	147	1	508	791
736	260	1601	178	2964	5891
478	75	393	3	915	1990
65%	29%	25%	2%	31%	34%

3.2.4 Van SSD's naar uitvoervarianten van de toxische druk

Naast gegevens over de toxiciteit en het werkingsmechanisme van iedere stof zijn er ook gegevens over stoffeigenschappen verzameld die de biologische beschikbaarheid bepalen (Kd, Koc), alsmede gegevens over stoftypen (organisch, zware metalen, anorganisch), typen gebruik en emissie-situaties. Dit laatste is vooral van belang voor het afleiden van de richting van mogelijke maatregelen.

De analyse van de toxische druk van een watermonster levert daardoor op meerdere “niveaus” inzicht op:

- 1 de totale toxische druk;
- 2 de individuele toxische druk van vijf stoffen die relatief de belangrijkste bijdrage aan de toxische druk in een monster bepalen;
- 3 de toxische druk van subgroepen van stoffen: zware metalen, andere anorganische stoffen (zoals nitriet en ammoniak), of organische stoffen;
- 4 de afzonderlijke toxische druk die gerelateerd is aan bepaalde vormen van gebruik en emissies van stoffen, met als indeling het onderscheiden van emissies door/van: verbranding, voedselproductie, *geurstoffen*, huishoudelijke producten, industriële producten, natuurlijke producten, producten voor persoonlijke hygiëne, pesticiden en farmaceutica.

Alle voor de berekening van (mengsel)toxische druk benodigde gegevens zijn vastgelegd in de rekentool voor het Chemie-spoor. Ten slotte wordt in de afleiding van de (mengsel)toxische druk rekening gehouden met biologische beschikbaarheid van stoffen. De daadwerkelijke blootstelling van soorten in een watersysteem wordt namelijk niet bepaald door de totaalconcentraties, maar door de fractie die beschikbaar is voor blootstelling en opname. Om die fractie te berekenen zijn milieuchemische rekenregels toegepast (zie detail-uitwerking hieronder).

3.3 REKENTOOL VOOR HET KWANTIFICEREN VAN TOXISCHE DRUK

Alle berekeningen binnen het Chemie-spoor kunnen worden uitgevoerd met een software-tool ontwikkeld voor het Chemie-spoor. Deze tool is geprogrammeerd in MS-Access (2007&2010) en is via STOWA vrij beschikbaar via een ZIP-bestand (zie toelichting over *Beschikbaarheid en gebruik* van de tool in *Bijlage 2* en de technische handleiding voor het gebruik van de Chemietool (Posthuma *et al.* 2016b)). Het ZIP-bestand bevat in- en uitvoer bestanden (via MS-Excel), een aantal toelichtende bestanden, en de MS-Access rekentool. De rekentool bevat zelf ook een aantal tabellen met daarin uitgeschreven de gedetailleerde uitleg van rekenstappen en procesverduidelijking in de vorm van een gecondenseerde handleiding. De tekst



hieronder geeft van alle stappen slechts een samengevat overzicht, en [Bijlage 2](#) geeft waar nodig details.

De tool bevat een groot aantal gegevens over de ecotoxiciteit van stoffen, hun gebruik, hun werkingsmechanisme en eigenschappen die de biologische beschikbaarheid bepalen. Die gegevens maken het mogelijk om concentratie-gegevens (monitoring) te corrigeren voor de invloed van diverse waterparameters op de biologische beschikbaarheid, en om de beschikbare concentraties vervolgens om te rekenen in de toxische druk van stoffen, stofgroepen of voor de bekende stoffen van het gehele monster (PAF en msPAF). De tool is geschikt voor een watersysteemanalyse: de tool kan de gegevens van grote aantallen monsters verwerken, na het inlezen van een (in MS-Excel geformatteerd en bijgeleverd) standaard invoerbestand.

ESF-toxiciteit-Chemie-spoor

Als de tool wordt gebruikt hebben de resultaten betrekking op een groot aantal monsters. Door de uitvoer in *MS-Excel* kunnen verdere (statistische) analyses voor een (gedeelte van een) watersysteem eenvoudig worden uitgevoerd. Hierbij valt te denken aan het berekenen van een gebiedsgemiddelde toxische druk (en standaarddeviaties ervan) om te beoordelen of bepaalde gebiedsdelen zwaarder zijn belast dan andere, of aan het beoordelen van eventuele veranderingen in de tijd. De uitvoer per monster is dus een basis voor de interpretatie; het is niet de interpretatie van de watersysteemanalyse zelf.

3.4 INTERPRETATIE VAN TOXISCHE DRUK RESULTATEN

3.4.1 Relatieve of absolute interpretatie en de ESF-toxiciteit-stoplichtfunctie

Een verhoogde toxische druk in een watersysteem betekent dat de kans op effecten en de omvang van deze effecten (in principe) *op de geteste soorten* verhoogd zal zijn, namelijk: wanneer die soorten in het watermonster getest zouden worden. Er zijn echter geen aanwijzingen dat de gevoeligheid van in het laboratorium geteste soorten systematisch afwijkt van de soorten in het veld. Daarom is inzicht in de toxische druk van een aantal locaties goed te gebruiken als een relatieve maat voor de te verwachten verschillen in effecten van de lokale mengsels van stoffen tussen locaties. De conclusies die getrokken kunnen worden uit vergelijkingen tussen situaties zijn hierbij 'logischer en betrouwbaarder' als de monsters en systemen die vergeleken worden van nature meer vergelijkbaar zijn. Anders gezegd: als er feitelijk twee typen monsters zijn (bv. de ene uit stromend, de ander uit stilstaand water), dan is de onderlinge vergelijking het meest robuust en betekenisvol tussen de monsters binnen beide systemen.

De toxische druk kan echter ook een meer absolute betekenis krijgen door een relatie te leggen met in het veld waargenomen effecten. Dit is gedaan door een relatie te leggen met de sterfte van de watervlo in veldtesten (zie §3.5) en door een relatie te leggen met macrofauna-inventarisaties (Posthuma *et al.* 2016a). In dat rapport wordt ook afgeleid hoe de stoplichtfunctie voor het Chemie-spoor op veldeffecten gekalibreerd kan worden. De stoplichtfunctie vereenvoudigt de interpretatie van de gegevens van een brede watersysteemanalyse in relatie tot de andere sleutelfactoren waar nodig, maar de onderliggende relatieve interpretatie van de resultaten van het Chemie-spoor (rangordening: “hier hogere ecologische effecten dan daar”) blijft beschikbaar voor ondersteuning van beslissingen in het waterbeheer.

3.4.2 Beperkingen en afstemming met normen

Doordat de toxische druk is gebaseerd op toxiciteitstesten met individuele soorten in een laboratorium kent het begrip ook enkele beperkingen.

In een ecosysteem bestaan er allerlei interacties tussen soorten. Een nadelig effect op bijvoorbeeld de overleving van soort A kan daardoor leiden tot een indirect extra effect op soort B. Dat kan positief zijn, wat bijvoorbeeld optreedt als de toxische stof een concurrerende soort benadeelt, waardoor de andere soort in dichtheid toe kan nemen. Het effect kan ook negatief zijn, als door toxiciteit een prooi-soort wegvalt, waarna ook de predator indirect wordt beïnvloed. Dergelijke indirecte effecten worden niet gekwantificeerd met de SSD-modellen; wel geldt op basis van logische redenering dat indirecte effecten alleen kunnen voorkomen als er directe effecten zijn, en dat indirecte effecten groter zullen worden als de directe effecten groter zijn.

Verder is het voor de interpretatie belangrijk om de verschillen tussen “toxische druk” en het “niet voldoen aan waterkwaliteitsdoelen” toe te lichten. Allereerst worden bij de afleiding van normen veiligheidsfactoren gebruikt ten opzichte van de beschikbare toxiciteitsgegevens, waarbij de grootte van de factor afhankelijk is van de beschikbaarheid van betrouwbare data. Dat kan er toe leiden dat de norm meer dan een factor 10 lager wordt dan het meest gevoelige eindpunt (zie [Bijlage 2](#)). De reden hiervoor is dat de waterkwaliteitsnormen uitgaan van een geen-effectniveau. In de ESF-tool wordt de toxische druk berekend op basis van EC50-waarnemingen, en zonder de toepassing van veiligheidsfactoren.

Ten slotte wordt in de normstelling niet alleen gekeken naar de directe effecten op blootgestelde soorten (zoals in de ESF-toxiciteit), maar wordt ook gekeken naar de risico's voor organismen hogerop in de voedselketen en naar de eventuele humane risico's bij de consumptie



van bijvoorbeeld vis of schelpdieren. Het meest kritische effect-scenario bepaalt de hoogte van de uiteindelijke waterkwaliteitsdoelstelling. Als men in de monitoring een normoverschrijding vaststelt voor een stof, waarbij de norm op humane consumptierisico's of doorvergiftiging is gebaseerd, kan het zo zijn dat dit niet of nauwelijks leidt tot een manifestatie van verhoogde directe effecten op de waterorganismen. Tegelijkertijd wil dit niet zeggen dat er geen risico's zijn: bij blootstelling van mensen (door het drinken van water of het eten van vis) kunnen er dan wel degelijk risico's zijn en als vogels en zoogdieren effecten ondervinden betekent dat ook een risico voor het ecosysteem.

3.4.3 Specifieke werkingsmechanismen en nieuwe stoffen

Tot slot gaat speciale aandacht uit naar specifieke werkingsmechanismen en enkele nieuwe stoffen, zoals geneesmiddelen. Sommige van deze stoffen hebben zeer specifieke effecten op bijvoorbeeld de hormoonhuishouding of het gedrag. Dergelijke specifieke effecten worden niet standaard in de normstelling opgenomen (alleen als er voldoende kennis en inzicht bestaat in de relatie met populatie-effecten) en zijn ook niet altijd in voldoende mate in de databases met toxiciteitsgegevens opgenomen. Deze risico's worden vooralsnog dus onvolledig in het Chemie-spoor meegenomen (juist daarom zijn er specifieke bioassays in het Toxicologie-spoor opgenomen). Een lage score voor de toxische druk van mengsels betekent dus *niet* dat er geen specifieke toxiciteit is: de interpretatie van de acute toxische druk van mengsels is beperkt tot het afleiden van de fractie soorten die aangetast zal worden wat betreft de directe effecten van stoffen op groei, reproductie en overleving, en leidt niet tot inzicht in specifiekere effecten. In de toekomst komt er door lopend onderzoek meer kennis beschikbaar en kunnen de berekeningen van de toxische druk ook voor deze stoffen worden aangepast. Daarnaast leveren de specifieke bioassays in het spoor Toxicologie nu al een goede manier om veel van deze effecten inzichtelijk te maken.

Het is vanwege deze uitleg belangrijk om bij de interpretatie van de gegevens over een watersysteem de beperkingen van de ESF-toxiciteit-methodiek te kennen en mee te wegen.

3.5 PRAKTIJKVOORBEELDEN CHEMIE

In deze paragraaf worden voorbeelden gegeven van de toepassing van de Chemie rekentool op een aantal bestaande monitoring-gegevens. De voorbeelden zijn tot hun essenties ingeperkt: de resultaten van de toepassing van de Chemie rekentool, en de interpretatie daarvan. Het rapport over de kalibratie van de voorspelde toxische druk op waargenomen effecten toont meer voorbeelden die het inzicht in de rol van toxiciteit in watersystemen verhogen (Posthuma *et al.* 2016c).

3.5.1 Voorbeeld 1: Toxische druk vat chemische monitoring data samen

Doel

Bij gebruik van de rekentool voor het Chemie-spoor kan een groot aantal concentratie-gegevens in ruimte en/of tijd worden samengevat tot gegevens over de omvang van ecologische effecten van de bestudeerde monsters.

Aanpak

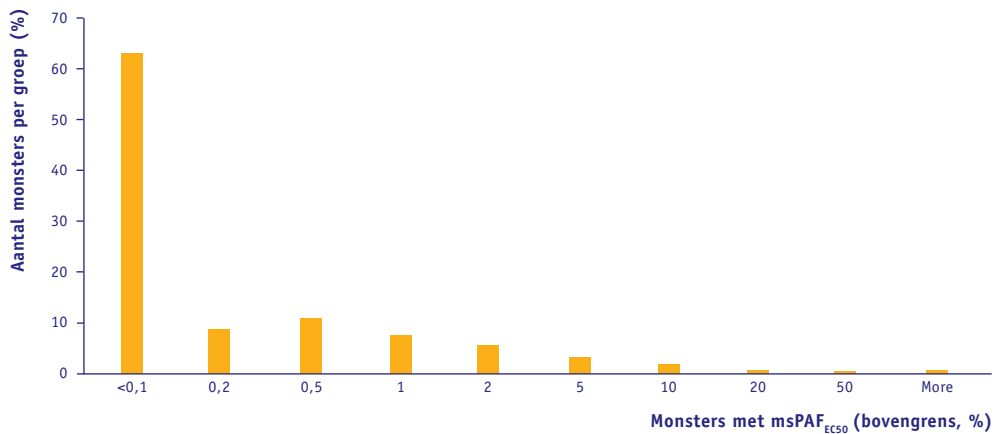
Het samenvatten van een zeer groot aantal gegevens is - als voorbeeld - gedaan voor landelijke waterkwaliteitsdatabase van 2013, zoals beschikbaar op het waterkwaliteitsportaal (www.waterkwaliteitsportaal.nl). Deze database bevat in totaal bijna 60.000 monsters. In veel monsters zijn echter geen (toxische) stoffen bepaald. Bovendien wordt voor veel stoffen vaak een waarde onder de rapportagegrens gevonden. Om te voorkomen dat waarden onder de rapportagegrens substantieel bijdragen aan de msPAF, zijn deze verwijderd. Verder zijn NH₄, Fe en Al verwijderd, omdat de toxiciteit onder lab-omstandigheden (tox-testen) niet goed vergelijkbaar is met veldomstandigheden. Uiteindelijk heeft de msPAF-tool voor 17.650 monsters een msPAF berekend, inclusief correcties voor biobeschikbaarheid. Vervolgens zijn alle monsters met minder dan drie gemeten stoffen verwijderd, omdat een msPAF gebaseerd op 0, 1 of 2 stoffen wel een heel beperkt beeld van het mengsel geeft. Dan blijven er ruim 10.000 monsters over.

Resultaten

Met de toxische druk gegevens van 10.000 monsters zijn veel vormen van systeemanalyse mogelijk, bijvoorbeeld: onderzoek naar verschillen in toxiciteit tussen watertypen en welke stoffen daarvoor verantwoordelijk zijn. Er kan onderscheid worden gemaakt per beheerder, of op datum. We beperken ons in dit voorbeeld tot een belangrijke samenvatting, namelijk: de hoogte en variatie van de berekende mengsel toxische druk voor de Nederlandse wateren in 2013 en prioritering van stoffen of stofgroepen die het meest bijdragen aan toxiciteit. **Figuur 6** toont het histogram. Veruit de meeste monsters vertonen geen of verwaarloosbare acute toxiciteit (<0,1%). Ca. 19% van de monsters heeft een $msPAF_{EC50} > 0,5\%$ en 0,7% van de monsters heeft een $msPAF_{EC50} > 10\%$. Voor de verdere analyse is alleen gekeken naar de monsters waarin stoffen (conform de voorgestelde maatlat) een rol spelen, dus met een $msPAF > 0,5\%$. Dat betreft bijna 2000 monsters. De rekentool toonde aan dat in 65% van de 2.000 monsters zink de hoogste bijdrage aan de toxiciteit van lokale mengsels levert (**Tabel 4**). Hier speelt zeker in mee dat zink nagenoeg altijd detecteerbaar is en haast altijd wordt gemeten. Voor ethylchloorpyrifos geldt bijvoorbeeld dat in haast alle gevallen dat de stof boven de rapportagegrens werd gemeten, deze stof meteen de hoogste bijdrage aan de msPAF leverde.

**FIGUUR 6**

Verdeling van de mengsel toxische druk ($msPAF_{ECS0}$) waarden voor de Nederlandse oppervlaktewateren op basis van de IHW-monitoringdata in 2013 (met biobeschikbaarheidscorrecties).

**TABEL 4**

Frequentie van de stoffen die het vaakst de hoogste toxische druk (PAF_{ECS0}) van een monster hadden ($n=2000$, met biobeschikbaarheidscorrecties).

STOF	AANTAL KEREN DE HOOGSTE SCORE
zink	1325
nikkel	97
imidacloprid	83
ethylchloorpyrifos	54
vanadium	50
methylpirimifos	33
ammoniak*	29
endrin	27
benzo(ghi)peryleen	24
trifluisulfuron-methyl	19
overige stoffen	155

*Voor ammoniak betreft het hier om uit ammonium berekende waarden.

Naast de hoogste bijdrage per monster, is ook gekeken wat de maximale PAF van een stof in de database was (Tabel 5). Ook hier komt zink weer naar voren, maar ammoniak staat in deze lijst bovenaan. Dit zijn door de beheerder (of Aquokit) zelf berekende ammoniakconcentraties op basis van ammonium, temperatuur en pH. Voor een deel komen de stoffen uit Tabel 4 terug, dus stoffen die vaak overschrijden kennen een hoge maximale waarde. Daarnaast kent het pesticide esfenvaleraat een maximale PAF_{EC50} van bijna 20%. Verder is er een aantal pesticiden dat maximaal tussen de 7 en 10% van de soorten op EC50-niveau aantast. Ook voor Tabel 5 geldt dat stoffen die vaak gemeten worden natuurlijk een hogere kans hebben op een hoge PAF_{EC50} .

TABEL 5

Hoogste waarde voor stoffen die in één van de monsters een toxische druk (PAF_{EC50}) > 5% scoren (met biobeschikbaarheidscorrecties).

STOF	MAXIMALE PAF (%)
ammoniak*	51
zink	47
ethylchlorpyrifos	20
benzo(ghi)peryleen	18
esfenvaleraat	18
lambda-cyhalothrin	10
triflusulfuron-methyl	10
pirimicarb	9
methylpirimifos	9
imidacloprid	8
fenvaleraat	8
diuron	7
nikkel	6

*Voor ammoniak betreft het hier om uit ammonium berekende waarden.

Evaluatie

Deze resultaten tonen aan, dat de data - die over veel stoffen in veel monsters gaan - op eenvoudige wijze kunnen worden samengevat, in dit geval voor een “beheersgebied” zo groot



als Nederland. De uitkomsten illustreren dat de toepassing van de ESF-toxiciteit-Chemie tool een algemeen beeld van de toxiciteit kan geven, inclusief inzicht in de stoffen en stofgroepen die vaak aan toxiciteit bijdragen. De vraagstellingen van de waterbeheerder bepalen daarbij uiteindelijk in welke vorm(en) de toxische druk gegevens van een beheergebied worden samengevat. De vraagstelling kan gaan over “alle stoffen” (dit voorbeeld), maar ook inzoomen op onderlinge vergelijking van locaties voor alleen de metalen, of alleen de bestrijdingsmiddelen. De uitkomsten van de ESF-toxiciteit kunnen door een goede set deel-vragen uitkomsten krijgen die wat betreft het nemen van maatregelen zinvoller zijn dan via de vraag naar de totale mengsel-effecten, bijvoorbeeld door een focus op alleen bestrijdingsmiddelen, of alleen PAKs.

De resultaten van dit voorbeeld zijn bedoeld als illustratie van het type inzichten dat (samen-vattend) verkregen kan worden, maar de getoonde resultaten hoeven niet representatief voor Nederland te zijn. De getoonde resultaten zouden representatief zijn als de monsterlocaties representatief zijn voor de Nederlandse watersystemen, en als op alle locaties hetzelfde stof-fenpakket zou zijn gemeten.

3.5.2 Voorbeeld 2: Relatie tussen toxische druk en een bioassay-veldtest

Dit voorbeeld toont de resultaten van de kalibratie van toxische druk op effecten, namelijk: door onderlinge vergelijking van de uitslagen van de beide sporen op dezelfde monsters. Ver-wacht wordt, dat beide sporen elkaar aanvullen, en ook grotendeels covariëren.

Doel

Het vergelijken van resultaten van de Chemie-tool met de effecten van stoffenmengsels in een geselecteerde bioassay uit het Toxicologie-spoor, voor dezelfde monsters. Dit illustreert de betekenis van toxische druk aan de hand van waargenomen ecologische effecten in bioas-says.

Aanpak

In de periode 1990-2008 heeft het Hoogheemraadschap van Delfland in totaal ruim 2250 veld-testen met de watervlo *Daphnia magna* uitgevoerd. In het glastuinbouwgebied, enkele over-gangsgebieden en een aantal referentielocaties werd maandelijks de overleving van de wa-tervlooien vastgesteld. Effecten op de overleving konden worden gekoppeld aan de simultaan verkregen concentratiegegevens van een groot aantal bestrijdingsmiddelen, en de daarbij horende mengsel-toxische druk. Details van de aanpak en resultaten zijn elders beschreven (Postma en Keijzers 2008).

Resultaten

De Chemie resultaten worden in **Figuur 7** vergeleken met de veld-bioassay resultaten. Er is een statistisch significant verband, waarbij de overleving van de watervlo afneemt naarmate de acute toxische druk van bestrijdingsmiddelen toeneemt. Dit is qua trend geheel volgens verwachting.

Belangrijk gegeven uit die eerdere studie is, dat ongeveer 40% van de aanwezige variatie in de sterfte van de watervlooien door de geanalyseerde stoffen kon worden verklaard. Vooral de concentraties van insecticiden speelden een belangrijke rol in deze verklaarbaarheid (met name de concentraties van a-endosulfan, dichloorvos, diazinon, endosulfansulfaat en ethylparathion).

Evaluatie

Het is te verwachten, dat er andere relaties gevonden zullen worden bij het bestuderen van andere soorten of soortgroepen. Dat is het logische gevolg van het feit dat soorten andere gevoeligheden hebben (zie **Figuur 4**) - en dat er dus ook gevoelige en ongevoelige dosis-effect relaties zullen bestaan bij toenemende toxische druk in het veld. Dit betekent, dat bij toename van de (mengsel) toxische druk de ecologische effecten zullen toenemen, maar dat die effecten voor elke soort anders zijn.

3.5.3 Voorbeeld 3: Evaluatie van gewasbeschermingsmiddelen

Wetterskip Fryslân neemt deel aan het landelijk meetnet gewasbeschermingsmiddelen en monitort deze middelen in verschillende akkerbouwgebieden. Zoals verwacht variëren zowel de mate van normoverschrijding als het aantal normoverschrijdingen per stof, per gebied (gewas) en per jaar. De stoffen die het vaakst en/of het sterkst de waterkwaliteitsdoelen overschrijden worden aangeduid als probleemstoffen, maar het is moeilijk om een integraal beeld van de ernst van de aanwezigheid van de probleemstoffen te schetsen. Met de ESF-toxiciteit Chemie-tool worden al deze metingen per locatie tot één getal, de toxische druk van het lokale mengsel, samengevat.

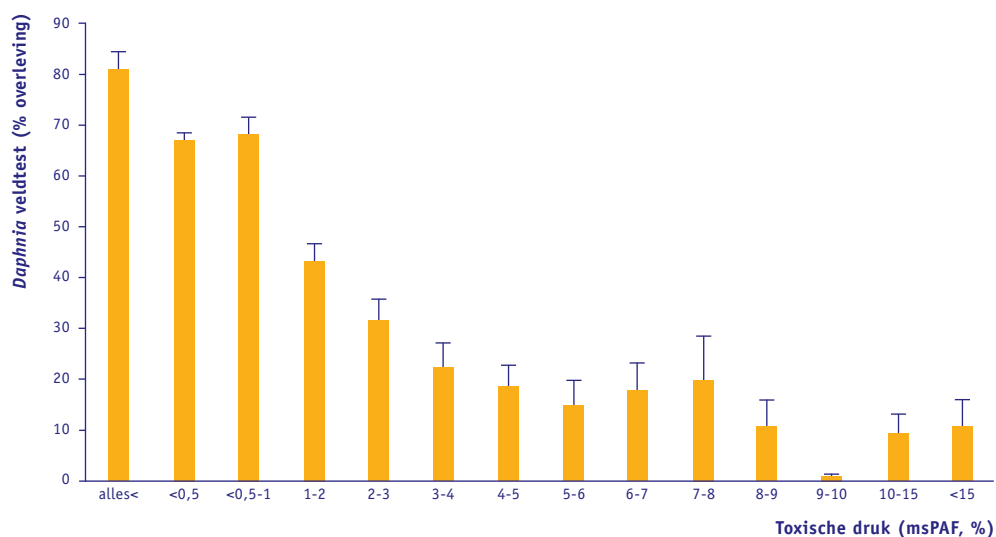
Doel

De vraag vanuit de beheerder is of de evaluatie met de Chemie-tool tot eenzelfde beeld leidt als de overschrijdingen van de waterkwaliteitsnormen en zo nee, waar de verschillen door worden veroorzaakt. De achterliggende vraag van beide methoden is uiteindelijk in welke mate de aquatische ecosystemen in de akkerbouwgebieden effecten van de gewasbeschermingsmiddelen ondervinden.



FIGUUR 7

Verband tussen de berekende acute toxische druk (x-as, $msPAF_{EC50}$ -waarden in %-klassen ingedeeld) van bestrijdingsmiddelen en de waargenomen effecten op de overleving van de watervlo D. magna in veldtesten (y-as). Weergegeven zijn de gemiddelde waarden en de standaard fouten. De toxische druk is berekend op basis van de concentraties van alle, simultaan geanalyseerde bestrijdingsmiddelen. De kolom “alles <” betreft veldtesten, waarbij in de uitgevoerde chemische analyses geen enkel bestrijdingsmiddel in een meetbare concentratie werd aangetroffen.



☞ **Noot:** deze figuur is slechts één voorbeeld van de relaties die gevonden kunnen worden. Als de toxische druk voor meer stoffen wordt beschouwd ontstaat een andere relatie. In het onderzochte watersysteem bleek, op basis van concentratiemetingen van metalen uit ongefiltreerde monsters, dat de watervlooiën ook waren blootgesteld aan metalen, waarbij koper, zink en nikkel de belangrijkste extra bijdragen aan de geschatte acute toxische druk leverden.

Resultaten

De bevindingen van deze case zijn in meer detail beschreven in het kalibratierapport van de Chemietool (Posthuma *et al.* 2016a) en hieronder samengevat.

Evaluatie

Wanneer de gemeten concentraties van stoffen leiden tot overschrijding van de JG-MKN van die stoffen komt ook de ESF-toxiciteit tool vaak tot de conclusie dat er sprake is van ecologische effecten. Dit is ook niet zo verwonderlijk aangezien beide methoden gebruik maken van dezelfde achterliggende ecotoxicologische gegevens.

Er zijn echter ook verschillen. Deze zijn meestal te herleiden tot details in beide methoden. Zo zijn er voor veel gewasbeschermingsmiddelen nog geen gedegen normen in Nederland beschikbaar. De wel beschikbare (indicatieve) MTR waarden kennen een hogere onzekerheid en daarmee ook vaak een hogere veiligheidsfactor. De toxische druk, berekend met de ESF-toxiciteit tool, geeft dan aanvullende informatie in welke mate er bij een geconstateerde normoverschrijding ook daadwerkelijk effecten verwacht mogen worden.

Overigens wordt er door Smit en Kalf (2014) ook al geadviseerd om voor meerdere gewasbeschermingsmiddelen gedegen normen af te leiden. Dit zijn veelal middelen die op basis van een indicatieve MTR als probleemstof worden ervaren. Een meer betrouwbare norm (die overigens niet per se hoger hoeft te zijn) is dan aan te bevelen.

Daarnaast werd in 17% van de monsters de voorlopig voorgestelde grenswaarde van een acute toxische druk van 0,5% overschreden (onderscheid ESF-toxiciteit tussen groen en oranje; zie motivatie in Posthuma *et al.* (2016a)) en was in één geval sprake van een toxische druk >10% (11%, voorlopig geclassificeerd als 'rood'). Dit lijken lage waarden, maar een acuut toxische druk van 0,5% komt globaal overeen met het beschermingsniveau zoals in de normstelling beoogt en de uitgevoerde ESF-toxiciteit-calibratiestudie laat ook zien dat er bij hogere waarden in toenemende mate effecten op de macrofauna optreden.

De overschrijding van de voorlopige groen/oranje grenswaarde in 17% van de monsters lijkt een relatief lage waarde. Het beeld verandert echter als men naar het aantal locaties kijkt. In alle 8 gemonitorde locaties werd deze grenswaarde van 0,5% ten minste één keer in de tweejarige onderzoeksperiode overschreden en voor 6 van de 8 locaties in beide jaren.

De conclusie zou men dus op systeemniveau mogen veralgemeniseren tot: In alle onderzochte wateren in het akkerbouwgebied veroorzaken 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.



3.5.4 Voorbeeld 4: Evaluatie effectiviteit van maatregelen

De monitoring van de Boven-Dommel sinds 1983 laat zien dat de concentraties aan zink en cadmium door allerlei gerichte maatregelen flink zijn afgenomen. Tegelijkertijd ziet het waterschap ook dat er steeds vaker hoge piekconcentraties van bestrijdingsmiddelen worden gedetecteerd en ondanks de dalende concentraties overschrijden zowel de zink en cadmium als de bestrijdingsmiddelenconcentraties de huidige waterkwaliteitsnormen.

Doel

Het waterschap wil graag de balans kunnen opmaken: gaat de waterkwaliteit nu vooruit of niet? Wat is er aan de hand qua effecten van de stoffen, en welk maatregelenpakket dringt de waarschijnlijke ecologische effecten het sterkst terug?

Aanpak

De beschikbare (>24.000) gegevens zijn geanalyseerd via toetsing aan de vigerende normen, en aansluitend en aanvullen via berekeningen van de toxische druk van mengsels met behulp van de ESF-toxiciteit-Chemie rekentool.

Resultaten

De bevindingen van deze studie zijn in detail samengevat in Posthuma *et al.* (2016a).

Bij de metalen bleek dat de concentraties van cadmium en zink in geen van de meetjaren met terugwerkende kracht voldoet aan de huidige JG-MKN (jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm). Voor individuele bestrijdingsmiddelen, monsters, en jaargemiddelden traden er sterk variabele overschrijdingen op van de JG-MKN en/of de MAC-MKN op. Deze analyses toonden, samengevat, dat de waterkwaliteit niet voldeed aan de normen, noch in 1983, noch in de tussenliggende tijd tot heden. Voor beide stofgroepen signaleert het patroon van normoverschrijdingen dat ecologische effecten van elk van de gemeten stoffen niet zijn uit te sluiten.

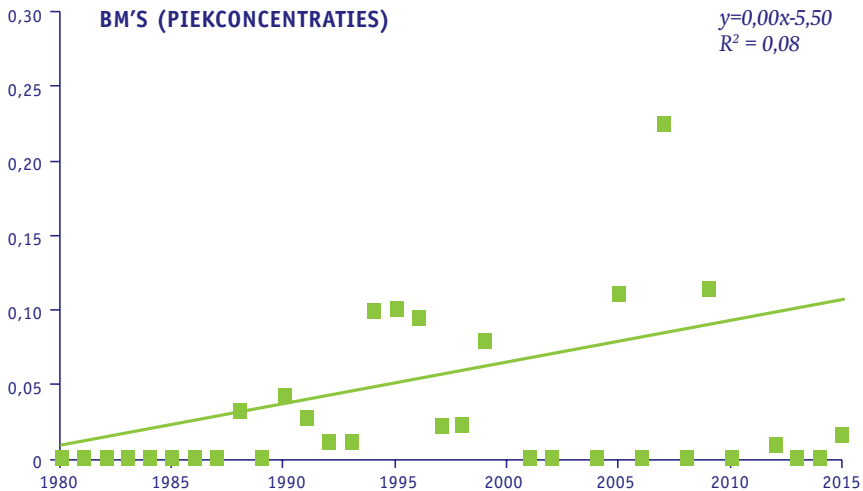
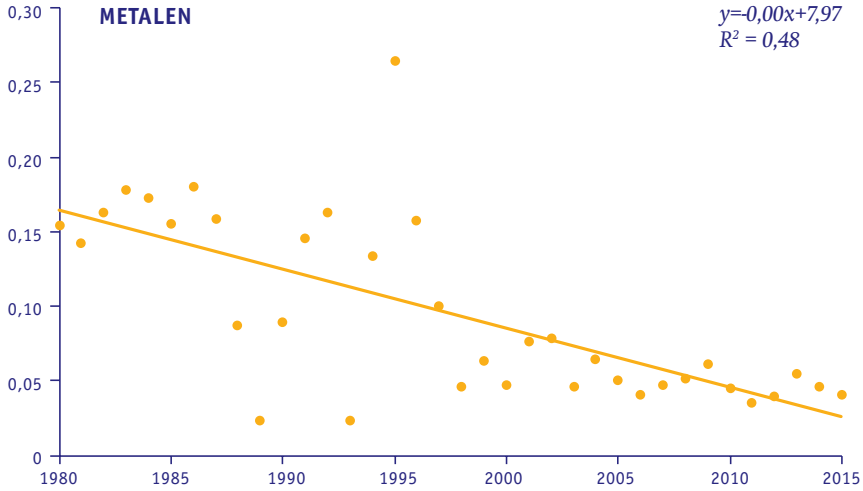
Aansluitend en aanvullend bleek dat ESF-toxiciteit-Chemietool twee duidelijke en informatieve trends opleverde wat betreft voorspelde invloeden van de normoverschrijdingen op de ecologische toestand.

Op het meetpunt bleek dat er sprake is duidelijke trends, namelijk:

- de waarden van de mengsel-toxische druk impliceren het optreden van ecotoxicologische effecten (de uitslagen volgens de voorlopige stoplichtclassificatie zijn op het meetpunt “oranje” en “rood”);

FIGUUR 8

Systeemanalyse van de eventuele veranderingen in de omvang van de voorspelde ecologische effecten gedurende de tijd (X, jaren) beoordeeld aan de hand van de toxische druk (Y, als PAF tussen 0 en 1). Voor de metalen (boven) en voor de bestrijdingsmiddelen (onder). Uitslagen (Y-waarden) op basis van gemiddelde concentraties van metalen resp. de piekconcentraties van bestrijdingsmiddelen per jaar.





- voor de metalen is er sprake van een wezenlijke dalende trend over de jaren;
- voor de BM's is er sprake van een stijgende trend, met regelmatig hoge waarden die veroorzaakt zijn door de analyse van een breed stoffenpakket, die ecologische effecten voorspelt van piekbelastingen die op en boven het niveau liggen van de metaaleffecten.

Deze watersysteem-analyse toont aan, dat het watersysteem - samenvattend - er ecologisch wel op vooruit gaat door afname van de kans op optreden van metaaleffecten, maar anderzijds beïnvloed wordt door andere stoffen zoals bestrijdingsmiddelen.

Evaluatie

Wat betreft de vergelijking van de normtoetsingen en de ESF-toxiciteit blijkt dat beide werkwijzen hetzelfde beeld opleveren. Via de normen werd op hoofdlijnen vaak “voldoet niet” gesignaleerd. De Chemietool indiceert aanvullend daarop dat er ondanks de continue “voldoet niet” informatie toch duidelijke ecologisch betekenisvolle trends in de dataset aanwezig zijn. Enerzijds een afname van de toxiciteit van de metalen, wat een signalering is van een positief effect van het gevoerde beleid. Anderzijds geven de ESF-toxiciteit-uitslagen een signalering van de mogelijk toenemende toxiciteit van bestrijdingsmiddelen. Dit laatste zou een aandachtspunt voor huidig beleid kunnen zijn. Door de resultaten van de ESF-toxiciteit-Chemietool verder te analyseren kunnen de meest milieubezwarende bestrijdingsmiddelen nader geïdentificeerd worden, voor eventuele beheersmaatregelen.

3.6 CONCLUSIES PRAKTIJKVOORBEELDEN CHEMIE-SPOOR

De praktijkvoorbeelden tonen aan dat de Chemietool, door toepassing op een serie monsters in een watersysteemanalyse, inzicht geeft in verschillen in de omvang van ecologische effecten van combinaties van stoffen (rangordening van locaties naar de omvang van ecologische effecten) en in de belangrijkste stoffen die die effecten veroorzaken (rangordening van stoffen per locatie naar hun relatieve bijdrage aan de ecologische effecten). Beide vormen van rangordening zijn het meest betekenisvol als de aard van monstergegevens gelijk, of zeer vergelijkbaar is. Beide vormen van rangordening geven, aansluitend en aanvullend op de toetsing aan normen, een genuanceerder inzicht in het optreden (waar en wanneer) van toxiciteit in een watersysteem, en in de meest relevante stoffen. De Chemietool kan daarbij toegepast worden op grote aantallen monsters in een watersysteemanalyse. De verschillen in effect kunnen zowel tussen locaties zichtbaar als via tijdreeksen zichtbaar worden gemaakt. Trendanalyse in de tijd maakt het bijvoorbeeld mogelijk om de effecten van gevoerd beleid te evalueren.

HOOFDSTUK 4

Spoor 2, Toxicologie:
effectmetingen met
bioassays





4.1 PRINCIPES

Bioassays of bioanalyses zijn biologische proeven met levende dieren en planten (*in vivo*) of weefsels en cellen (*in vitro*), waarmee de biologische activiteit en toxiciteit die door stoffen wordt veroorzaakt kunnen worden bepaald. Omdat bioassays de effecten van stoffen op levend materiaal meten, zijn ze essentieel bij de risicoanalyse van milieuverontreinigingen (Van der Oost *et al.* 2003). Met een goed gekozen batterij bioassays kunnen de mogelijke risico's van het gehele mengsel van in het water aanwezige organische stoffen (ook afbraakproducten en onbekende stoffen) worden bepaald. Hierdoor krijgt men een meer volledig beeld van de risico's dan met alleen chemische analyses van een beperkte groep stoffen.

Omdat de bioassays worden uitgevoerd op geconcentreerde extracten (SPE of passive sampling) van het water worden alleen de risico's van organische microverontreinigingen beoordeeld. Om een volledig beeld van de microchemische risico's te krijgen moeten daarom ook chemische analyses van metalen en ammoniak in het water worden uitgevoerd.

Er zijn bioassays die de algemene toxiciteit van alle stoffen bepalen, maar er zijn ook bioassays die alleen het effect van een bepaalde groep stoffen meten (zoals hormoonverstoring, DNA beschadiging, dioxine-achtige effecten, etc.). Als er een duidelijk effect wordt gevonden dat niet met de resultaten van chemische analyses kan worden verklaard (Hoofdstuk 3), dan kan een effect gestuurde analyse ('*effect directed analysis*', EDA) of *toxiciteit identificatie evaluatie* (TIE) worden uitgevoerd om de belangrijkste toxische stoffen alsnog te identificeren³. De toepassing van dergelijke technieken valt buiten de reikwijdte van dit rapport, en wordt verder uitgewerkt in het Smart Monitoring project dat vanaf 2016 wordt uitgevoerd door de Universiteit van Amsterdam (ibed.uva.nl/news-events/news/content/2015/08/smart-monitoring-grant.html).

4.2 ONTWIKKELING VAN HET SPOOR TOXICOLOGIE

Bij het ontwikkelen van het spoor Toxicologie, de risicoanalyse met effectgerichte testen, zijn drie stappen te onderscheiden:

- 1 Selectie van relevante toxische eindpunten en bioassays;
- 2 Ontwikkelen van signaalwaarden voor ecologische risico's;
- 3 Ontwerpen van het SIMONI model om de ecologische risico's te kwantificeren.

³ Bij "effect gestuurde analyse" wordt een monster gefractioneerd, waarna de toxiciteit in alle fracties wordt bepaald om vervolgens gerichte chemische analyses uit te kunnen voeren op alleen die fracties, waarin toxiciteit is waargenomen. Ook bij "toxiciteit identificatie evaluatie" draait het om het koppelen van toxiciteit en chemische verbindingen, maar begint het onderzoek veelal met het verwijderen van groepen toxicanten om vervolgens vast te stellen bij welke behandeling de toxiciteit afneemt.

4.2.1 Selectie van relevante bioassays

Bij Waternet is een strategie ontwikkeld, waarbij een batterij simpele bioassays is geselecteerd om de algemene toxiciteit en de meest relevante specifiek toxische effecten te analyseren (Van der Oost *et al.* in voorbereiding-a). Deze selectie is gebaseerd op de onderstaande criteria:

- *Identificatie van de risico's van een breed spectrum aan microverontreinigingen*

In tegenstelling tot chemische monitoring, waarbij een beperkt aantal stoffen wordt geanalyseerd, kunnen met een goed gekozen set bioassays de eventuele effecten van onbekende stoffen die in het watersysteem een probleem kunnen zijn worden aangetoond, door analyse van zowel algemene als specifieke toxiciteit. De algemene toxiciteit wordt bepaald met organismen van verschillende niveaus in de voedselketen (bacteriën, fytoplankton, zoöplankton). De meer gevoelige, specifieke bioassays kunnen samen de belangrijkste groepen microverontreinigingen aantonen.

- *Kosteneffectieve batterij bioassays*

Voor monitoring, zijn er 15 vooral eenvoudige, snel uit te voeren bioassays geselecteerd. De kosten van de totale batterij van 15 bioassays zijn lager dan de kosten van een chemische analyse van de KRW prioritaire stoffen.

- *Betrouwbare bioassays*

De geselecteerde bioassays moeten aan bepaalde kwaliteitseisen voldoen, zoals robuustheid (niet foutgevoelig), selectiviteit, reproduceerbaarheid, gevoeligheid en snelheid. Daarnaast moeten de bioassays toepasbaar zijn op extracten van complexe milieumonsters.

- *Gemakkelijk implementeerbare bioassays*

Naast de lage kosten moeten de bioassays gebruiksvriendelijk zijn, zonder de noodzaak van geavanceerde apparatuur en zeer specialistische kennis voor de uitvoering. De bioassays moeten bij voorkeur kunnen worden uitgevoerd op de laboratoria van de waterbeheerders.

- *Relevantie voor de watercyclus*

De bioassays moeten gevoelig zijn voor microverontreinigingen, die in het afval- en oppervlaktewater voorkomen en zullen in een aanzienlijk deel van de geconcentreerde watermonsters een respons moeten geven.

Op basis van de bovenstaande criteria en na bestudering van de wetenschappelijke literatuur is een selectie gemaakt van de meest relevante toxische eindpunten (Tabel 6). In deze tabel zijn ook de bioassays, waarmee deze effecten kunnen worden bepaald, opgenomen en de stoffen waarvoor de verschillende bioassays gevoelig zijn. Noot: Het is mogelijk om de verschillende eindpunten met andere bioassays te analyseren dan in de tabel aangegeven mits deze ook aan de bovenstaande criteria voldoen.



TABEL 6

Selectie van toxiciteit eindpunten en bioassays voor effectgerichte monitoring van de waterkwaliteit en stofgroepen waarop ze een respons geven (Van der Oost et al. in voorbereiding-a).

EINDPUNT	BIOASSAY	RESPONS OP STOFFEN
Algemene Toxiciteit (<i>in vivo</i>)		
Bacteriën	Microtox	Alle stoffen
Fytoplankton	Algaltoxkit	Alle stoffen
Zooplankton	Daphniatoxkit	Alle stoffen
	In situ Daphnia	Alle stoffen
Celweek	Cytotox CALUX	Alle stoffen
Specifieke Toxiciteit (<i>in vitro</i>)		
Estrogene activiteit	ER CALUX	Natuurlijke en synthetische estrogenen, pseudo-estrogenen, bisfenol A, alkylfenolen, medicijnen, pesticiden
Anti-androgene activiteit	Anti-AR CALUX	Pesticiden, insecticiden, herbiciden, gebromeerde vlamvertragers, (pseudo-) androgenen, anabole steroïden, antibiotica, groeipromotors, estrogenen, polychloorbiphenylen (PCB's)
Glucocorticoïde activiteit	GR CALUX	Verskillende medicijnen, corticosteroïden
Omzetting giftige stoffen	PXR CALUX	Pesticiden, polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's), alkylfenolen, triazine pesticiden, medicijnen, PCB's
Omzetting giftige stoffen	DR CALUX	Polychloor dibenzo dioxinen (PCDD's) en furanen (PCDF's), PCB's, PAK's, gebromeerde stoffen
Omzetting giftige stoffen	PAH CALUX	Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's)
Vetmetabolisme	PPAR γ CALUX	Organotin verbindingen, perfluorverbindingen (bijv. PFOS, PFOA), esters, vetzuurderivaten
Antibiotica activiteit	RIKILT WaterSCAN	Vijf klassen antibiotica (tetracyclines, quinolonen, macroliden/ -lactam, sulfonamiden en aminoglycosiden), biociden (bijv. triclosan)
Oxidatieve stress	Nrf2 CALUX	Algemene chemische stress, reactive stoffen, fungiciden, insecticiden, fenolen, medicijnen, estrogenen
Genetische toxiciteit	P53 CALUX	Gechloreerde stoffen, aromatische aminen, PAK's

4.2.2 Ontwikkelen van signaalwaarden voor ecologische risico's

Een belangrijke voorwaarde voor de toepasbaarheid van bioassays in de reguliere monitoring is het ontwikkelen van een methodiek om de resultaten te interpreteren. Hiervoor zijn signaalwaarden afgeleid die indicatief zijn voor de ecologische risico's. Als een bioassay respons de signaalwaarde niet overschrijdt duidt dit op een laag risico op nadelige ecologische effecten. Wordt de signaalwaarde wel overschreden, dan is er sprake van mogelijke nadelige ecologische effecten. Voor de afleiding van effect signaalwaarden (ESW) voor in vivo bioassays voor algemene toxiciteit is de benadering van RIVM en RIZA gevolgd. Die wordt in detail beschreven door Durand *et al.* 2009. Het opstellen en valideren van signaalwaarden voor in vitro bioassays, zoals samengevat in deze paragraaf, wordt elders in detail beschreven (STOWA, 2016e en Van der Oost *et al.*, Van der Oost *et al.* in voorbereiding-a). De afleiding van beide typen effect signaalwaarden (ESW's) wordt hieronder kort toegelicht.

Effect signaalwaarden voor algemene toxiciteit

Het vaststellen van effect signaalwaarden voor niet-specifieke bioassays (algemene toxiciteit) is gebaseerd op de veronderstelling dat acute toxiciteit in een geconcentreerd watermonster een indicatie kan zijn voor chronische toxiciteit in het oorspronkelijke watermonster (Durand *et al.* 2009). Het meten van chronische toxiciteit in het oorspronkelijke water is tijdrovend en duur, en past daarom niet in deze kosteneffectieve strategie. De toegepaste verhouding tussen acute en chronische toxiciteit is een factor 10. Deze factor is gebaseerd op een vergelijking van honderden testen met verschillende soorten en stoffen tijdens het toepassen van de SSD-systematiek (De Zwart en Sterkenburg 2002, Raimondo *et al.* 2007). Aangezien de meeste stoffen niet volledig worden opgenomen bij het concentreren met vaste fase extractie (*solid phase extraction*, SPE) of passieve bemonstering (*passive sampling*, PS), kan de toxiciteit van het oorspronkelijke monster in de geconcentreerde extracten worden onderschat. Daarom zijn de signaalwaarden met een factor 2 (50% recovery) voor dit verlies gecorrigeerd, zoals door Durand *et al.* (2009) werd voorgesteld voor XAD concentrering. Door het samenspel van de acuut/chronisch ratio én deze veiligheidsfactor, is een acuut effect (meetbare EC_{50}) bij een concentratiefactor onder de 20 een indicatie voor chronische toxiciteit bij waterdieren. Acute effecten, die pas bij hogere concentratiefactoren optreden, wijzen op een laag risico.

EC_{50} -waarden (uitgedrukt in volume-%) worden kleiner als het effect groter wordt. Dit wordt soms als onlogisch ervaren. Daarom wordt er vaak gebruik gemaakt van het begrip Toxische Eenheid (*Toxic Units*; TU). Deze wordt berekend met $TU = 100/EC_{50}$ en neemt daarmee toe als de toxiciteit groter wordt. Als ook de signaalwaarde op deze manier wordt omgerekend betekent dit dat een signaalwaarde $>0,05$ TU duidt op potentiële chronische effecten in het ecosys-



teem. Bij een TU onder deze waarde wordt een laag ecologisch risico verondersteld (kleiner dan *effect signaalwaarde*, ESW) en bij een waarde $<0,005$ TU wordt een verwaarloosbaar effect aangenomen.

Om de werking van de bioassays en signaalwaarden te illustreren zijn acht referentielocaties geselecteerd. Op de ecologische maatlat van de KRW zijn deze locaties allemaal als goed beoordeeld. De verwachting was daarom dat er op deze locaties geen toxische effecten zouden worden waargenomen. Dit werd ook in de praktijk bevestigd: de gemiddelde TU van alle vier algemene bioassays lag onder het verwaarloosbaar effectniveau (“veilig” in Tabel 7).

TABEL 7

Ontwikkeling effect signaalwaarden van algemene toxiciteit eindpunten voor risico's voor het aquatische ecosysteem; waarden voor verwaarloosbare (veilig) en lage risico's (ESW) (Van der Oost et al. in voorbereiding-a).

EINDPUNT*	Veilig	ESW	Ecologie goed
	TU	TU	TU
Microtox	0.005	0.05	0.004
Algextox	0.005	0.05	0
Daphniatox	0.005	0.05	0
CALUX cytotox	0.005	0.05	0.002

*De activiteiten van de algemene bioassays worden uitgedrukt als *toxic units* (TU = 100/EC50).

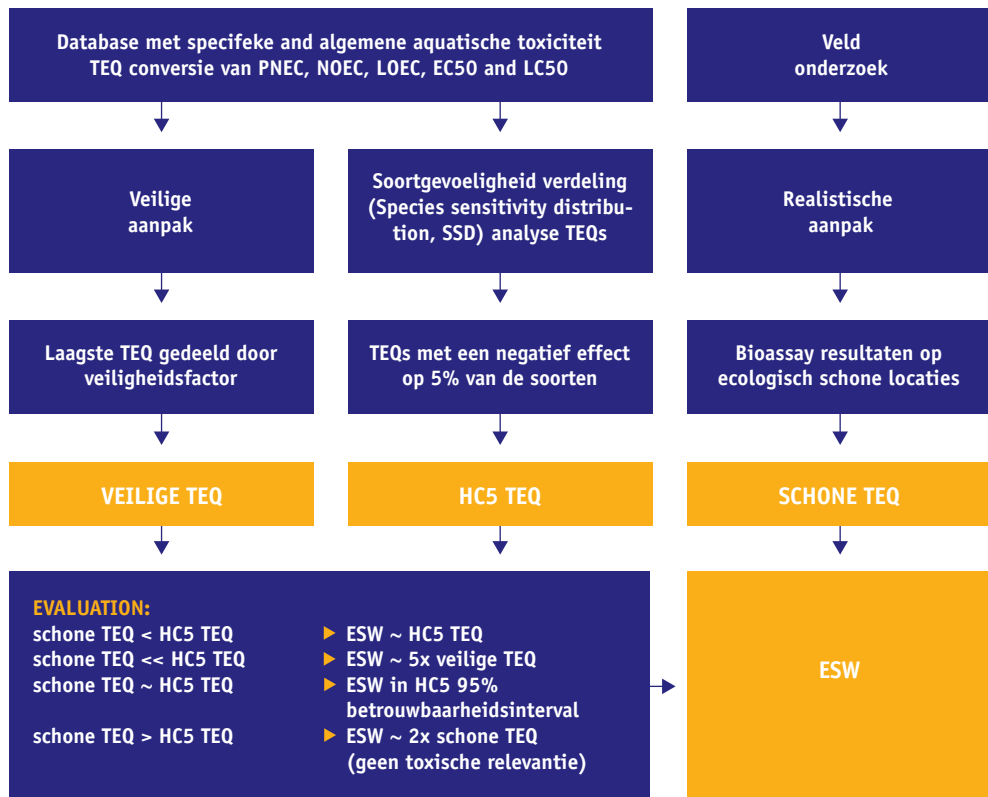
Effect signaalwaarden voor specifieke toxiciteit

Maas *et al.* (2003) hebben aanbevolen om signaalwaarden voor *in vitro* bioassays (specifieke toxiciteit) af te leiden met een aanpak op basis van toxische equivalenten (TEQ's) van geselecteerde stoffen die een hoge respons geven in de bioassays, gecombineerd met een benchmark-benadering met behulp van bekende chemische, toxicologische en biologische gegevens. Toxisch equivalente concentraties (TEQ) zijn een maat voor het effect van een mengsel van stoffen dat wordt vertaald naar het effect dat een bekende referentiestof zou veroorzaken (Escher en Leusch 2012). De selectie van stoffen die wordt gebruikt voor het ontwerpen van signaalwaarden is gebaseerd op de relatieve effect potentie (REP). Dat is de verhouding tussen de effectconcentraties van de stof met die van de referentiestof van de bioassay. De REP waarden van

de geselecteerde stoffen zijn minimaal 0.001. De meeste hormoonverstorende stoffen die zijn gebruikt voor deze signaalwaarde-afleiding zijn ook gebruikt voor het afleiden van effect signaalwaarden voor de humane risico's van hormoonverstorende stoffen in drinkwater (Brand *et al.* 2013). De door ons gevolgde procedure wordt hieronder kort samengevat. De procedure wordt uitgebreid beschreven in het achtergrondrapport Ecological key factor Toxicity, part 5 (STOWA, 2016e) en in een wetenschappelijke publicatie (Van der Oost *et al.* in voorbereiding-a).

FIGUUR 9

Schematische weergave van de ontwikkeling van effect signaalwaarden (ESW's). TEQ = toxische equivalenten; ESW = laag risico Effect Signaalwaarde.



Er worden 3 routes doorlopen voor het afleiden van de effect signaalwaarden (Figuur 9):



- *Literatuuronderzoek toxiciteitsgegevens: veilige TEQ*

Voor het afleiden van de ESW's zijn verschillende typen toxiciteitsdata uit de literatuur gebruikt, zoals de voorspelde concentraties zonder effect [PNEC, *Predicted No Effect Concentration*], concentraties zonder waarneembaar effect [NOEC, *No Observed Effect Concentration*], laagste waarneembaar effect concentraties [LOEC, *Lowest Observed Effect Concentration*], concentraties waarbij een 50% effect werd veroorzaakt [EC50] of concentraties die dodelijk waren voor 50% van de proefdieren [LC₅₀]. De aquatische toxiciteitsgegevens (waterconcentraties) van alle geselecteerde stoffen zijn omgerekend naar de respectievelijke TEQ-waarden door ze te vermenigvuldigen met de relatieve effect potentie (REP) van de stof. Bij kortduurende proeven (acuut) zijn de waterconcentraties gedeeld door een veiligheidsfactor 10, als indicator voor langdurige blootstelling (chronisch). De laagste van alle waargenomen TEQ concentraties, eventueel met veiligheidsfactor (PNEC, NOEC, LOEC/5, EC₅₀/10 en LC₅₀/100) is aangenomen als ecologisch 'veilige' effect (veilige TEQ) voor een toxisch eindpunt.

- *SSD-analyse toxiciteitsgegevens: HC₅ TEQ*

Een tweede stap is gemaakt door soortengevoeligheidsverdeling (SSD, zie [Figuur 5](#)) te analyseren voor de EC₅₀ TEQs van alle relevante stoffen, om de TEQ concentratie te schatten die gevaarlijk is voor 5% van de soorten (HC₅-TEQ, met HC5=Hazardous Concentration for 5 percent of the species, zoals in [Figuur 4](#)). De HC₅-TEQ is beschouwd als indicatie voor een 'laag ecologisch risico'.

- *Benchmark vergelijking met ecologisch goede locaties: schone TEQ*

Ten slotte is een benchmark met beschikbare gegevens gebruikt om een realistische effect signaalwaarde (ESW) te bepalen, liefst onder de HC₅-TEQ. De benchmark aanpak is toegepast op de bioassay responsen die werden gevonden op acht locaties met een goede ecologische toestand. Als de ecologie goed is kunnen we aannemen dat de gemiddelde bioassay responsen op deze locaties onder de voorgestelde laag-risico signaalwaarden moeten liggen. De gemiddelde bioassay respons op de ecologisch schone locaties werd beschouwd als de 'schone TEQ'.

Afleiding van de ESW

De signaalwaarden voor specifieke effecten die voor deze ESF studie zijn afgeleid aan de hand van de veilige, HC₅ en schone TEQs, zijn weergegeven in Tabel . Voor vijf bioassays is de voorgestelde signaalwaarden op basis van de Benchmark hoger dan de HC₅-TEQ (zie [Tabel 8](#), grijs). De ESW voor de PAH-CALUX valt echter nog wel binnen de statistische 95% betrouwbaarheidsintervallen van de HC₅-TEQ. De CALUX bioassays voor anti-androgene activiteit,

TABEL 8

Afleiding van effect signaalwaarden (ESW) voor in vitro bioassys voor specifieke toxiciteit voor het aquatische ecosysteem, aan de hand van de veilige, HC₅ en schone TEQs.

BIOASSAY*	VEILIGE TEQ	HC5-TEQ**	SCHONE TEQ	ESW
Estrogene activiteit	0.0066	0.52	0.06	0.5
ER CALUX [ng EEQ/L]	LOEC/estron	(0.019-5.4)		
Anti-androgene activiteit	0.00005	0.13	4.55	25
anti-AR CALUX [µg F1EQ/L]	LC50/endosulfan	(0.05-0.27)		
Dioxine-achtige activiteit	0.4	137	13.18	50
DR CALUX [pg TEQ/L]	LOEC/2,3,7,8-TCDD	(15-736)		
Glucocorticoïde activiteit	20	2145	0	100
GR CALUX [ng DEQ/L]	LOEC/dexamethason	(116-14311)		
PPARy vetmetabolisme	0.00014	0.3	4.37	10
PPARg CALUX [ng REQ/L]	PNEC/dibenzo[a.h] anthraceen	(0.002-6.9)		
Toxische PAK activiteit	0.04	41	62.7	150
pah CALUX [ng BEQ/L]	LOEC/2,3,7,8-TCDD	(2.5-254)		
Oxidatieve stress	0.000006	0.034	4.25	10
Nrf2 CALUX [µg CEQ/L]	NOEC/estradiol	(0.008-0.11)		
Pregnaan X receptor	0.000004	0.008	1.5	3
PXR CALUX [ng N1EQ/L]	LOEC/chlorpyrifos-ethyl	(0.002-0.024)		
Antibiotica activiteit:	Antibiotics activities:			
• Aminoglycosiden	300	33222	0	500
RIKILT [ng N2EQ/L]	PNEC/neomycine	(1546-219614)		
• Macroliden/β-Lactam	1.8	98	0	50
RIKILT [ng PEQ/L]	EC50/tiamuline	(13-470)		
• Sulfonamiden	10	67037	7.06	100
RIKILT [ng SEQ/L]	LOEC/sulfadiazine	(24675-148222)		
• Tetracyclinen	170	27275	0	250
RIKILT [ng OEQ/L]	PNEC/oxytetracycline	(8292-68544)		
• Quinolonen	5.3	8759	0	100
RIKILT [ng F2EQ/L]	EC50/triclosan	(2197-26050)		

* De activiteiten van de specifieke bioassays worden uitgedrukt als toxische equivalenten van de referentiestoffen (TEQ/L); EEQ = estradiol; F1EQ = flutamide; TEQ = 2378-TCDD; DEQ = dexamethasone; REQ = rosiglitazone; BEQ = benzo[a]pyrene; CEQ = curcumine; N1EQ = nicardipine; N2EQ = neomycine; PEQ = penicillin; SEQ = sulfamethoxazole; OEQ = oxytetracyclin; F2EQ = flumequine.

** 95% betrouwbaarheidsinterval (tussen haakjes)

GRIJS LAAG-RISICO SIGNAALWAARDEN (ESW) HOGER DAN HC5-TEQ



oxidatieve stress, afbraak van stoffen (Pregnaan X) en vetmetabolisme (PPARg) zijn gevoelig voor zeer veel stoffen, met grote verschillen in toxiciteit. Enkele van die stoffen met een zeer hoge toxiciteit kunnen in de SSD analyse zorgen voor een erg lage HC₅-TEQ waarde. De ESW van deze bioassays zijn vooral aan de hand van de benchmark met ecologisch goede locaties (schone TEQ) vastgesteld omdat de kans klein is dat het totale mengseffect in de bioassay wordt veroorzaakt door alleen de stoffen met de hoogste toxiciteit. De ESW van deze bioassays hebben echter geen toxicologische relevantie, maar moeten worden gezien als gevoelige indicatoren van de chemische druk.

De volledige Benchmark, waarin alle resultaten van het onderzoek van Waternet van 2010-2014 zijn opgenomen, is weergegeven in [Tabellen B1-B4 in Bijlage 3](#). In die tabellen zijn de risicoanalyses weergegeven, waarbij de oorspronkelijke bioassay resultaten zijn gedeeld door de ESW. Waarden groter dan 1 zijn een indicatie voor mogelijke ecologische risico's. [Tabel B4](#) is een heatmap met alle bioassay resultaten waarbij de SIMONI-scores van de locaties zijn weergegeven.

Genotoxiciteit

Bij de normstelling van genotoxische stoffen, die mogelijk tot tumorvorming kunnen leiden (kankerverwekkend), wordt er op dit moment vanuit gegaan dat er geen veilig niveau is. De kansen nemen wel af bij lagere blootstelling, maar er blijft altijd een theoretische kans op effecten bestaan. Bij het interpreteren van bioassays voor genotoxiciteit (bijv. Ames, umuC en p53 CALUX) geldt hetzelfde en liggen de risico's hoger dan voor chronische toxiciteit. Hierom zijn de *effect signaalwaarden*, zoals die voor de algemene bioassays zijn afgeleid, nogmaals een factor 10 verlaagd, waardoor een laag-risico signaalwaarde van 0,005 TU (meetbare genotoxiciteit bij een 200x geconcentreerd monster) wordt voorgesteld.

De veilige TEQ waarden en de effect signaalwaarden voor algemene en specifieke toxiciteit kunnen worden gebruikt voor het kwantificeren van de ecologische risico's. Door toetsing van de bioassay-resultaten aan die signaalwaarden kan onderscheid worden gemaakt tussen de locaties met verwaarloosbare, lage of potentieel verhoogde chemische risico's voor het ecosysteem.

4.3 SIMONI 1.2: MODEL OM DE ECOLOGISCHE RISICO'S TE KWANTIFICEREN

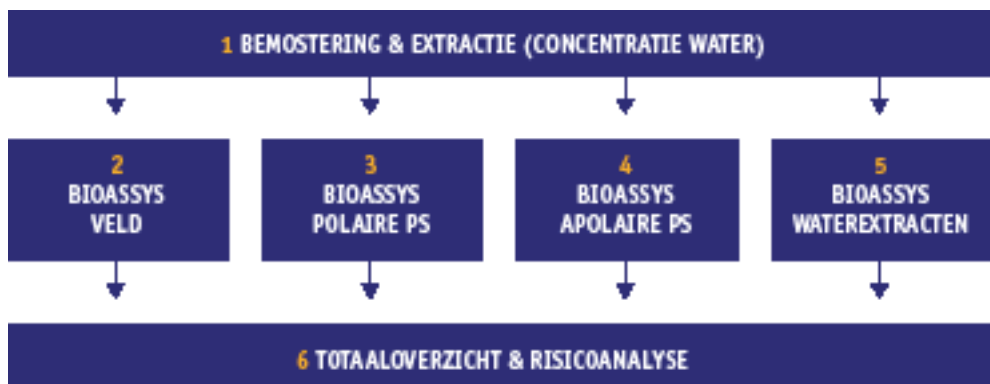
Als laatste stap in het ontwikkelen van het Toxicologie-spoor binnen de ESF-toxiciteit, is er een model ontwikkeld waarmee de effecten gemeten in bioassays worden vertaald naar eco-

logische risico's. Dit model, SIMONI (Slimme Integrale Monitoring) geeft een indicatie van de milieuchemische risico's voor zowel iedere afzonderlijke bioassay als voor het totale pakket aan bioassays.

Om een breed en gevoelig beeld van de chemische risico's te analyseren gaat het model uit van een veldbioassay en een batterij *in vivo* en *in vitro* bioassays die op extracten van (polaire en apolaire) passieve samplers of op geconcentreerde waterextracten worden uitgevoerd. De ecologische risico's kunnen ook voorspeld worden als men niet de volledige set bioassays van Tabel 6 heeft toegepast. Wel is het belangrijk om te realiseren dat de betrouwbaarheid van de uitkomst bij een volledige analyse hoger zal zijn. Het SIMONI-model zal in meer detail worden toegelicht in een wetenschappelijk artikel (Van der Oost *et al.* in voorbereiding-a) en wordt hieronder kort samengevat. Het model is schematisch weergegeven in Figuur 10, en vat de gegevens van alle bioassays systematisch samen.

FIGUUR 10

Schematische weergave van het SIMONI model voor effectgerichte risicoanalyse.



Eerste laag, monstergegevens

In de eerste laag van het rekenmodel worden alle gegevens ingevoerd over de bemonstering (locaties, GIS coördinaten, data inzetten en uithalen, hoeveelheden, duur *passive sampling*, aantal *passive samplers*, *passive sampler* uitwisselingssnelheden) en de extracties (eindvolume). Met deze gegevens worden vervolgens de concentratiefactoren van de monsters geschat.



Tweede laag, bioassay-resultaten

In de tweede laag van het model worden de bioassay resultaten ingevoerd. Deze laag is in vier onderdelen opgesplitst gericht op bioassays, die in het veld worden uitgevoerd (Figuur 10, nr. 2) en bioassays die in het laboratorium worden uitgevoerd (nrs. 3, 4 en 5). Deze laatste groep is opgedeeld in bioassays met extracten van polaire *passive samplers* (3) en apolaire *passive samplers* (4) en extracten van steekmonsters (5). Het model berekent de ecologische risico's per eindpunt door het resultaat van de bioassay analyse in het extract om te rekenen naar de geschatte watervolumes en dat te toetsen aan de effect signaalwaarde (ESW). Bij een overschrijding van de ESW (een mogelijk ecologisch risico) wordt het resultaat oranje gekleurd.

Is deze overschrijding meer dan een factor 10 dan duidt dit op een actueel risico (mogelijk acuut effect) en zal het veld rood kleuren. De rode kleur voor een individueel bioassay resultaat moet niet worden verward met de beoordeling rood (hoog risico) voor de betreffende locatie, want die kan alleen na chemische bevestiging voorkomen. Bij een overschrijding van de signaalwaarde voor algemene toxiciteit kan niets worden gezegd over de mogelijke oorzaken omdat alle stoffen een respons kunnen veroorzaken in deze bioassays. Bij bioassays voor specifieke toxiciteit is echter voor iedere bioassay bekend welke stofgroepen effecten kunnen veroorzaken (zie Tabel 6).

Het model zet de berekende resultaten uit in een staafdiagram. In Figuur 11 is een illustratie van de tweede laag van het model, waarbij de invoer van de resultaten van de PAH-CALUX analyse zijn weergegeven (lichtgele vlakken). Het model berekent met de in laag 1 ingevoerde gegevens waterconcentraties en voert de toetsing aan de signaalwaarden uit (laag-risico signaalwaarde = 150 ng benzo[a]pyreen eqs/L).

Derde laag, evaluatie totaalbeeld

Als er slechts bij één of twee bioassays een lichte overschrijding van de signaalwaarde wordt waargenomen, hoeft dat niet meteen een verhoogd ecologisch risico te betekenen. Als er een hoge overschrijding of lichte overschrijdingen bij een groot aantal bioassays worden aangetroffen, worden de indicaties steeds sterker. Daarom is er in de derde laag van het model een eenvoudige formule toegepast, waarmee het gezamenlijke effect van alle uitgevoerde bioassays wordt gekwantificeerd. Hiermee kan een indicatie van het gezamenlijke ecologische risico van alle aanwezige organische microverontreinigingen worden gegeven.

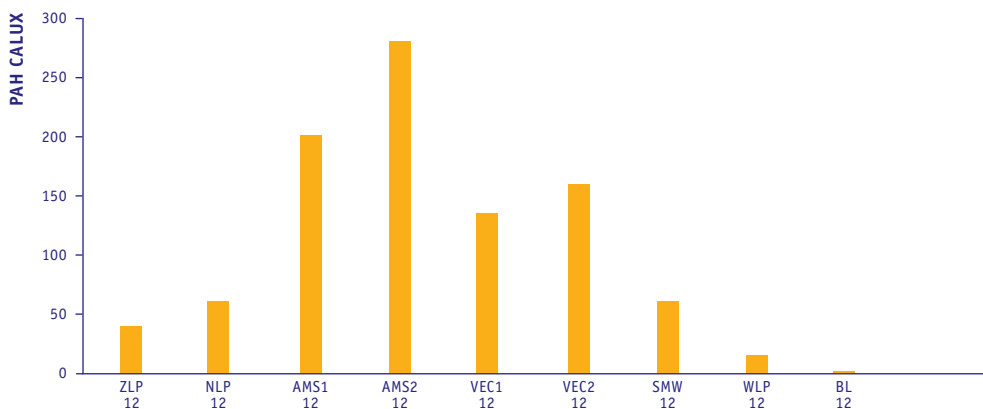
In het model hebben alle bioassays een gewichtsfactor gekregen (2 voor algemene toxiciteit en 1 voor specifieke effecten). SIMONI 1.1 deelt de bioassay resultaten door de bijbehorende

FIGUUR 11

Uitsnedes uit het SIMONI 1.2 model - berekening van risico's van reactieve PAK-verbindingen met de PAH-CALUX. BEQ = Benzo[a]pyreen equivalenten, LOD = Limit of Detection.

SPECIFIEK APOLAIR: ACTIVITEIT TOXISCHE PAK'S

PAH CALUX	BIOASSAY	CONCENTRERING	BIOASSAY	ESW
LOCATIES	extract ng BEQ/ml	sil rubbers	water ng BEQ/L	water
Zuider Legmeerpolder	649	15795	41,1	0
Noorder Legmeerpolder	1570	25515	61,5	0,17
Amstel voor Uithoorn	6545	31815	205,7	150
Amstel na Uithoorn	12832	44415	288,9	1500
Vecht bij Utrecht	6150	43785	140,5	
Vecht bij Ankeveen	5413	33075	163,7	
Smal bij Weesp	3626	68985	52,6	
Waterleidingplas	130	9765	13,3	
Blanko	15	34144	0,4	
Gemiddeld PAH			115,8	
LOD	10	30729	0,33	





laag-risico signaalwaardes en vermenigvuldigt ze met deze weegfactor. Deze resultaten worden vervolgens voor alle uitgevoerde bioassays opgeteld en gedeeld door 50% van het totale bioassay gewicht:

$$\text{SIMONI score} = \frac{\sum \frac{\text{Effect bioassys}}{\text{ESW}} * \text{gewicht}}{0,5 * \text{Totaal gewicht bioassys}}$$

Als voorwaarde voor een betrouwbaar resultaat wordt gesteld dat het totaal gewicht van de toegepaste bioassays minimaal 10 moet zijn (maximum gewicht van alle bioassays is 20; 10 voor de *in vivo* en 10 voor de *in vitro* bioassays). Als de totaal SIMONI score hoger is dan 1, wordt een mogelijk risico voor de ecologie verwacht als gevolg van de aanwezigheid van te hoge concentraties aan microverontreinigingen. Bij deze score is er van uitgegaan dat er een verhoogd risico voor het ecosysteem is als het resultaat van alle bioassays gemiddeld hoger is dan 50% van de voorgestelde signaalwaarden (de factor 0,5 in de SIMONI score). Dit percentage is arbitrair gekozen en zal op basis van voortschrijdend inzicht en validatiestudies op meerdere locaties in de toekomst ongetwijfeld nog worden bijgesteld.

4.4 PRAKTIJKVOORBEELD TOXICOLOGIE

De procedures voor het uitvoeren van een effectgerichte monitoring volgens de SIMONI strategie worden beschreven door Van der Oost en Nguyen (STOWA, 2016d). Bij Waternet is al een aantal jaren geëxperimenteerd met de SIMONI-strategie. Zo is er in 2012 op acht locaties in het Amstel-Gooi-Vecht (AGV) beheergebied een uitgebreid chemisch-toxicologisch onderzoek uitgevoerd. Als referentielocatie is hierbij gebruik gemaakt van de Waterleidingplas bij Loenen, die in de KRW-systematiek een zeer goede ecologische toestand heeft. De bemonstering voor dit onderzoek is uitgevoerd met *passive sampling* (POCIS *passive samplers* voor polaire stoffen en siliconen rubbers *passive samplers* voor apolaire stoffen), en de extracten van de *passive samplers* zijn zowel met bioassays als analytisch chemisch onderzocht. De resultaten van dit onderzoek zijn schematisch samengevat in Tabel 9.

Als we de bioassay data (TOX Algemeen en TOX Specifiek, links) vergelijken met de in deze studie ontwikkelde signaalwaarden dan worden er op vijf locaties overschrijdingen waargenomen (oranje voor ten minste één bioassay). Uit de SIMONI analyse blijkt dat op basis van

de totale bioassay responsen de hoogste risico's te verwachten zijn op de twee glastuinbouw locaties ZLP en NLP (Figuur 12). Op basis van de chemische analyses zou er (bij toetsing aan de milieukwaliteitsnormen, rechts, "Chemie") bij zes locaties een hoog risico te verwachten zijn door overschrijding van de MTR of MAC-MKN, terwijl de jaargemiddelde MKN op alle locaties wordt overschreden. De resultaten van de chemische analyses zijn ook onderzocht met de in Hoofdstuk 3 beschreven tool (ESF-toxiciteit-spoor Chemie). De resultaten van deze vergelijking worden besproken in Hoofdstuk 5.

TABEL 9

Onderzoek Waternet locaties 2012: classificatie en ecologisch risico op basis van ESF-toxiciteit-Toxicologie (links) in vergelijking met de resultaten van toetsing aan de MTR en KRW-beoordelingswijze van de concentraties van stoffen (rechts). Locatiecodes zoals in Figuur 11. PAK = polycyclische aromatische koolwaterstoffen; PCB = polygechloreerde bifenylen; OCB = organochloor bestrijdingsmiddelen; NP-pesticiden = stikstofjfosfor bestrijdingsmiddelen; PP = polaire bestrijdingsmiddelen

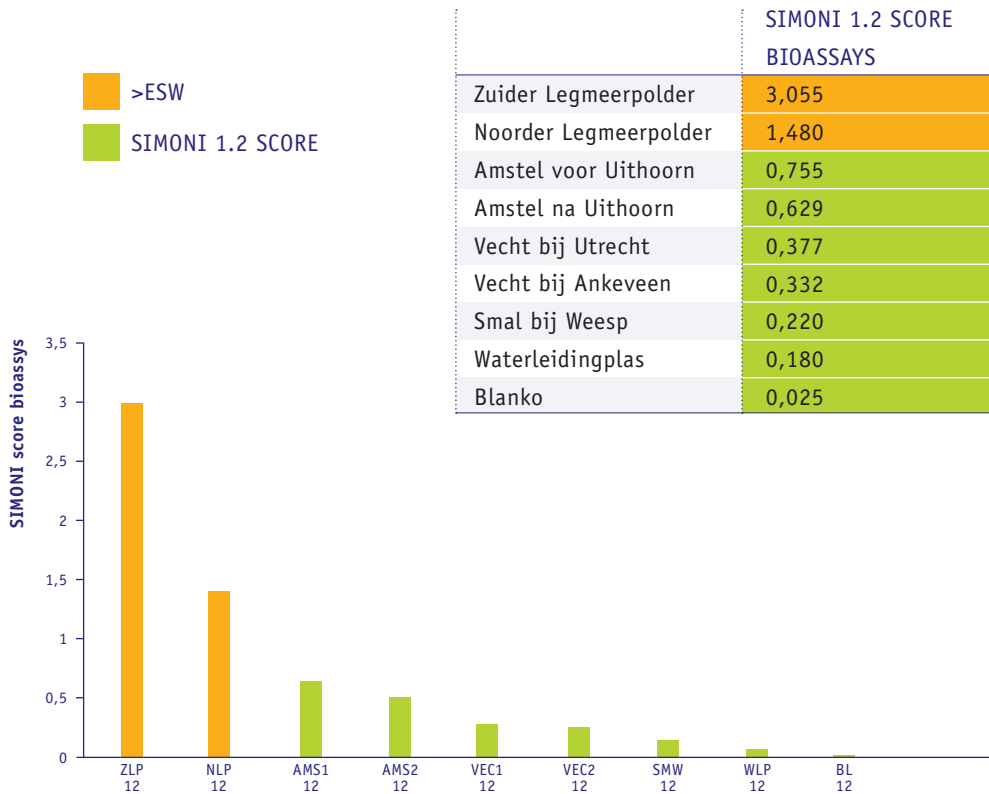
LOCATIE	TOX ALGEMEEN				TOX SPECIFIEK						TOX totaal	MTR & KRW CHEMIE						CHEM totaal
	veld daphnia microtox algentox daphniatox	antibiotica ER calux anti-AR calux GR calux DR calux PAH calux PPARg-calux P53 calux	PAK	PCB	OCB	NP-pesticiden	PP	Medicijnen										
ZLP 12	■ □ □ ■	□ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	
NLP 12	■ □ □ ■	□ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	
AMS1 12	■ □ □ □	□ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	
AMS2 12	□ □ □ □	□ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	
VEC1 12	□ □ □ □	□ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	
VEC2 12	□ □ □ □	□ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	
SMW 12	□ □ □ □	□ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	
WLP 12	□ □ □ □	□ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	■ □ □ □ □ □ □ □	

- laag risico
- overschrijding van individuele TOX signaalwaarden, maar totaal risico niet verhoogd
- mogelijk ecologisch risico door overschrijding TOX signaalwaarde of JGM-MKN norm
- hoog risico door overschrijding van vastgestelde MTR of MAC-MKN normen chemie



FIGUUR 12

Uitsnede uit het SIMONI 1.2 model: totaalscore voor de mogelijke ecologische risico's van organische microverontreinigingen op basis van alle bioassay effecten. SIMONI scores > 1 duiden op een mogelijk risico voor de ecologie door microverontreinigingen, en zijn oranje gekleurd. Locatiecodes zoals in Figuur 11.



HOOFDSTUK 5

Evaluatie en aanbevelingen



5.1 STAND VAN ZAKEN

De ontwikkeling van de ecologische sleutelfactor *Toxiciteit* (ESF-toxiciteit) heeft geleid tot een ontwerp bestaande uit drie stappen en twee elkaar aanvullende sporen (Chemie en Toxicologie), twee toepassingsgerichte tools (een Access rekentool voor de Chemie met in- en uitvoer in Excel, en het SIMONI-model in Excel voor de Toxicologie), en een interpretatiekader. Voor het Chemie-spoor wordt het interpretatiekader bepaald door het begrip ‘toxische druk’, waarmee wordt aangegeven wat de milieubezwaarlijkheid van een (serie) watermonsters is voor soorten die in het laboratorium getest zijn. Hogere toxische druk wordt geïnterpreteerd als hogere te verwachten effecten op toetssoorten, en daarmee (via extrapolatie) ook op veldsoorten, ofwel: ecologische effecten, ook wel aangeduid via het samenvattende begrip biodiversiteit. De kalibratie ten behoeve van de ESF-toxiciteit-stoplicht functie is gerapporteerd in Deel 2 (Posthuma *et al.* 2016a). Voor het Toxicologie-spoor wordt het interpretatiekader bepaald door signaalwaarden, die via ijking zijn afgeleid op ecologische effecten. Beide sporen van de ESF-toxiciteit hebben eerste gebruikersversies van de instrumenten opgeleverd, die toepasbaar zijn in de praktijk. Dat bleek onder meer uit een toetsing van de Chemietool door waterbeheerders aan de hand van praktijkgegevens (zie ook [Deel 2](#)).

Geconsulteerde waterbeheerders (toepassers) bleken positief te zijn over de inzichten die met de ESF-toxiciteit-aanpak over het belang van toxiciteit in watersystemen verkregen kunnen worden. Wat betreft de ontwerpprincipes van de ESF-toxiciteit die in dit rapport worden beschreven worden als voordelen gemeld:

- De aanpak past in de bredere systeemanalyse;
- De aanpak benut meer informatie dan de informatie die wordt gebruikt voor normafleiding;
- De aanpak houdt rekening met combinatietoxiciteit, hetzij via modellen, hetzij via bioassays;
- De aanpak betreft een groter gebied (het ‘systeem’) in de toetsing, in plaats van een toetsing op een KRW meetpunt, dat vaak in een groter water ligt (verdund);
- De methode geeft een eenduidiger beeld van toxische druk dan alleen concentratienormtoetsen, ook omdat onduidelijkheid bestaat over normen buiten waterlichamen en over de status van de verschillende ‘generaties’ normen (MTR, MTN, KRW, etc.), met alle hun eigen monitorings- en toetsingsprotocollen.

Wat betreft de toepasbaarheid van de ESF-toxiciteit-methodieken voor gebruikers wordt verwezen naar de voorbeelden in [§3.5](#) en [§4.4](#). Uiteraard geldt bij toepassing, dat de analyse niet méér inzicht kan opleveren dan dat de beschikbare gegevens over de waterkwaliteit

mogelijk maken. Als er voor een bestrijdingsmiddel bijvoorbeeld een maand gemeten wordt na de toepassing van het middel zal de lokale toxische druk van het middel op dat moment goed bepaald kunnen worden, maar is het ecologische effect van de eerdere piekbelasting “gemist”. De analyse geeft dus inzicht in de ecologische effecten van stoffen mengsels voor de beschikbare monstergegevens. De uitslagen van de analyse zijn slechts representatief voor een watersysteem als de monstergegevens representatief zijn voor het watersysteem.

De ESF-toxiciteit-aanpak moet gezien worden als aansluitend en aanvullend op de beoordelingen die volgens de geldende wet- en regelgeving moeten worden uitgevoerd. De meerwaarde van het systeem is dat een beter inzicht wordt verkregen in milieuchemische bedreigingen van het watersysteem dan met de gangbare toetsingen. Die leveren wel inzicht in normoverschrijding, maar niet in aard en omvang van de te verwachten ecologische effecten. Toepassing van de ESF-toxiciteit geeft dit inzicht in aard en omvang van de ecologische risico's van mengsels van stoffen wel, maar vervangt de norm-toetsing niet (zie [Bijlage 1](#)). Toepassing van de ESF-toxiciteit moet - samen met de andere ESF's - bijdragen aan het afleiden van (kosten)effectieve maatregelen om de kwaliteit van het watersysteem te verbeteren.

5.2 VERDERE ONTWIKKELING

5.2.1 Algemeen

Een prototype van de rekentool van het Chemie-spoor is in een zogenoemde β -test door toekomstige gebruikers in het waterbeheer getoetst. De toetsing en kalibratie van het Toxicologie-spoor vindt plaats in lopend onderzoek. Deze eerste gebruikersversie beschrijft wat de ESF-toxiciteit versie 1 doet, waar dat op gebaseerd is, en door wie en hoe de ESF-toxiciteit gebruikt wordt. Voorzien wordt, dat de eerste gebruikersversie door ervaringen in de eerste periode van toepassing nog verbeterd kan worden. Die verbetering kan bestaan uit technische verbeteringen, zoals handiger instrumenten of vollediger dekking van het stoffenpakket (meer SSD's in het Chemie-spoor en/of bioassays in het Toxicologie-spoor), maar ook uit sociale verbeteringen. Omdat de beoordeling van toxiciteit via normen en/of de ESF een complex probleemveld betreft (zie [Bijlage 1](#)), kan de toepassing ook verbeterd worden door aandacht voor opleiding en het organiseren van uitwisseling van ervaringen.

Een belangrijk punt van discussie bij deze eerste gebruikersversie is het evalueren van de stoplichtfunctie. In het kalibratie-onderzoek wordt een eerste inzicht gegeven in mogelijke grenswaarden voor de stoplichtfunctie van het Chemie-spoor. Hierbij moet bedacht worden

dat de stoplichtfunctie vanuit drie kaders geëvalueerd kan worden:

- 1 Binnen de ESF-systematiek zou de overgang van groen naar rood voor elke sleutelfactor op dezelfde mate van ecologische schade gebaseerd moeten zijn; slechts dan is de ESF-systematiek intern consistent, en leidt de signalering van drie 'rode' ESF's eenduidig tot de conclusie dat die drie factoren een bepaalde mate van schade veroorzaken; dit leidt tot focus in het afleiden van een maatregelenpakket om de situatie te verbeteren;
- 2 Ten opzichte van de normstelling zou de overgang van groen naar rood gedefinieerd moeten worden op het punt waar de normstelling het begin van schade signaleert (zie Bijlage 1 voor details over de afstemming met de normstelling);
- 3 Ten opzichte van bestuur en strategie zou de overgang van groen naar rood een gewenste mate van onderscheid moeten maken, zodanig dat er een duidelijke aanleiding is om beleids- en beheersprioriteit te geven aan de gevallen met de meeste schade, bijvoorbeeld slechts de top-10% van een aantal situaties in een watersysteemanalyse met hoge mengseleffecten. Dit type argument vloeit voort uit overwegingen die door de rijksoverheid hieromtrent opgesteld gesteld zijn (EZ/VRM/Justitie 2003), en die momenteel verder ontwikkeld worden in het beleidsprogramma Bewust Omgaan met Veiligheid (Ministerie I&M 2014).

In de toekomst zal de ESF-toxiciteit zich dus verder inhoudelijk kunnen ontwikkelen, zoals onder meer via het toevoegen van ecotoxicologische informatie over nieuwe stoffen (spoor Chemie), nieuwe bioassays (spoor Toxiciteit), ecologische informatie (kalibratie van beide sporen op effectmetingen in het veld), en met name de afstemming met andere kaders. Nadrukkelijk kan worden gesteld, dat juist het laatste aspect (onder meer de stoplicht-grenswaarden) door praktijkervaringen kan wijzigen.

5.2.2. Uitbreiding

De methodiek die in dit rapport beschreven wordt, wordt sterker als de gegevens-set die aan de basis ligt wordt uitgebreid. Bijvoorbeeld door uitbreiding van het aantal stoffen dat via het Chemie-spoor gemodelleerd kan worden. Of toepassing van nieuwe (specifieke) bioassays onder het Toxicologie-spoor. Door dergelijke uitbreidingen wordt de ESF-toxiciteit gaandeweg meer dekkend voor de beoordeling van eventuele problemen met stoffen in watersystemen. De dekkingsgraad kan dus beter.

5.2.3 Onzekerheden

Zoals bij elk model zit er een aantal onzekerheden in de beide sporen van ESF-toxiciteit. Het Chemische spoor geeft meer en andere informatie dan normtoetsingen van individuele

stoffen, maar lang niet van alle relevante stoffen zullen de concentraties bekend zijn. Voor de inschatting van biobeschikbaarheid en combinatietoxiciteit worden modelberekeningen gedaan die niet voor alle situaties exact te voorspellen zijn. Bovendien zal de toxische druk van mengsels hoger zijn als er meer stofconcentraties bekend zijn, zodat onderlinge vergelijkingen tussen monsters het meeste betekenisvol zijn als dezelfde set stoffen gemeten is.

Ondanks deze onzekerheden hebben validatiestudies aangetoond, dat toename van de geschatte toxische druk van mengsels samenhangt met grotere effecten in het veld (zie onder). Een zwak punt bij het toxicologische spoor is dat het slechts globaal bekend is welke stoffen de effecten in de (aspecifieke) bioassays veroorzaken. Als met passieve samplers wordt gewerkt moeten daarom schattingen worden gemaakt om de effecten in de extracten terug te rekenen naar de watervolumes die zijn geëxtraheerd.

Als alternatief kunnen grote volumes water worden geëxtraheerd, maar dan gaan de voordelen van de passieve bemonstering (tijdgeïntegreerde monsternamen van biologisch beschikbare stoffen) verloren. Het is niet mogelijk om aan de hand van signaalwaarden een exact risico aan te geven omdat het onbekend is hoe snel de stoffen die het effect veroorzaken ophopen in de passieve samplers. Uit de resultaten tot nu toe blijkt echter dat het SIMONI model wel een goede indicatie geeft van de chemische risico's.

Door de realisatie van ESF-toxiciteit zetten we een stap vooruit ten opzichte van de huidige aanpak. De bestaande chemische monitoring gaat namelijk uit van de analyse van een groep (prioritaire) microverontreinigingen in steekmonsters, die individueel worden getoetst aan milieukwaliteitsnormen. Hiermee is het meestal onmogelijk om een goede indicatie van de aard en omvang van de milieurisico's te geven: de normoverschrijding signaleert een probleem dat voor één of meer stoffen ecologische risico's niet zijn uit te sluiten, geeft aan dat er een resultaat- of inspanningsverplichting geldt om de normoverschrijding terug te dringen, maar duidt de te verwachten effecten niet naar aard of omvang (zie [Bijlage 1](#)). Met de ESF-toxiciteit methodiek wordt een aanvullende indicatie verkregen van de mogelijke effecten van stoffen en hun mengsels op het aquatische ecosysteem. Aan de hand van toekomstige validaties en optimalisaties zullen de onzekerheden in het ESF-toxiciteit model worden verkleind.

5.2.4 Kalibratie en validatie

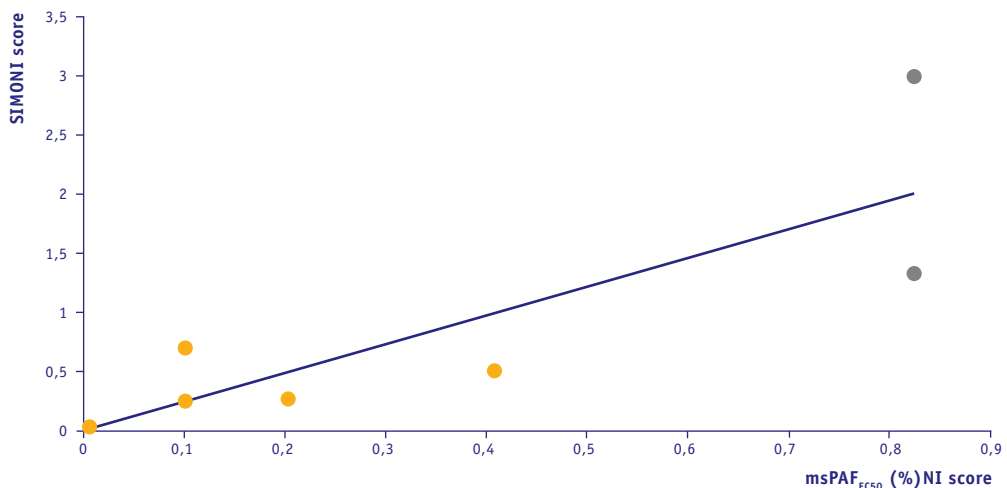
De ESF-toxiciteit levert in stap 2 - via beide sporen - inzicht in toxische effecten in watersyste-

men. In beide gevallen is het van belang de meetlatten voor toxiciteit te kalibreren op daadwerkelijk waargenomen effecten in Nederlandse watersystemen.

Voor het Chemie-spoor is een dergelijke kalibratie uitgevoerd, aan de hand van een grote data set van monitoring-gegevens (zie Deel 2). Daaruit bleek, op welke wijze de voorspelde toxische druk (in theorie variërend van 0 tot 100% van de soorten aangetast boven hun EC50-niveau) samenhangt met ecologische effecten. Deze resultaten van deze studie zijn elders gerapporteerd (Posthuma *et al.* 2016a). De studie levert belangrijke inzichten in de verdeling van Nederlandse monsters wat betreft hun rangordening op de $msPAF_{EC50}$ -maatlat, en is een basis voor het vaststellen van de stoplicht-functie van de ESF-toxiciteit voor het Chemie-spoor. De resultaten van die studie sluiten aan op andere studies over de relatie tussen toxische druk en ecologische effecten (Posthuma en De Zwart 2006, Carafa *et al.* 2011, Posthuma en De Zwart 2012, Sánchez-Bayo en Goka 2012, Beketov *et al.* 2013, Jesenska *et al.* 2013, Schäfer *et al.* 2013, Smetanová *et al.* 2014). De kalibraties suggereren, dat het aantal verdwenen soorten (macrofauna) goed voorspeld wordt door de $msPAF_{EC50}$.

FIGUUR 13

Vergelijking tussen de SIMONI-score op basis van effectmetingen (Y) en de $msPAF_{EC50}$ waarde op basis van chemische analyses (X) op acht locaties in het Waternet/AGV beheergebied. Twee glastuinbouw locaties zijn grijs gemarkeerd.



Voor het Toxicologie-spoor loopt een vergelijkbare studie nog. Bij dit spoor is een beperkte Benchmark uitgevoerd met effect-waarnemingen om de effect-sigitaalwaarden (ESW) van de methodiek te ijken (het maken van onderscheid tussen de stoplicht kleuren groen en oranje). Aan de hand van een landelijk onderzoek zal de bioassay batterij worden geoptimaliseerd, de bemonstering worden verbeterd en de sigitaalwaarden mogelijk worden aangepast. Ook zullen de onzekerheden van de combinatie passieve bemonstering en effectgeriche analyses worden verkleind door intensieve vergelijking van chemische en biologische analyses. De formule voor de SIMONI totaalscore zal naar aanleiding van dit onderzoek waarschijnlijk worden aangepast.

De andere mogelijke ijking, van het Chemie-spoor op het Toxicologie-spoor, is ook uitgevoerd, met een beperkt aantal monsters. Een eerste vergelijking tussen de twee sporen is gemaakt met de dataset van het onderzoek dat in 2012 op acht Waternet locaties is uitgevoerd. In [Figuur 13](#) is de vergelijking tussen de mengsel-toxische druk ($msPAF_{EC50}$) van de organische microverontreinigingen uitgezet tegen de SIMONI-score van de totale bioassay analyse.

De twee glastuinbouw locaties met SIMONI-scores boven 1 (grijs gecodeerd; volgens de SIMONI-indicatie voor ecologisch risico) hebben de beide hoogste $msPAF$ waarden, waarbij de PAF -resultaten betekenen dat ca. 0,8% van de organismen een acuut toxisch effect zal ondervinden. Op het eerste gezicht lijkt het erop dat er een overschatting van de risico's op basis van bioassay analyses of een onderschatting van de risico's op basis van de chemie wordt aangetoond. Bij het SIMONI model is echter uitgegaan van chronische toxiciteit, terwijl de $msPAF_{EC50}$ resultaten zijn gebaseerd op acute effecten. Als we de veiligheidsfactor van 10 toepassen die bij de SIMONI sigitaalwaarden werd gebruikt bij de schatting van chronische toxiciteit met acute testen komen we op een geschatte $msPAF_{NOEC}$ van 8%, waarbij dus 8% van de organismen op chronische basis een nadelig effect zou kunnen ondervinden. In dat geval komen de SIMONI-scores boven 1 overeen met de $msPAF$ waarden waarbij meer dan 5% van de organismen nadelige effecten ondervinden van de microverontreinigingen, wat overeenkomt met onvoldoende bescherming (conform het 95%-beschermingsniveau van PAF_{NOEC} maximaal 5% van de normstelling). Een belangrijke denkstap om de uitkomsten van beide sporen op elkaar af te stemmen is dus het in acht nemen van de verschillende grondbeginselen van beide maatlatten (chronisch resp. acuut). De beide maatlatten zijn bewust gekozen, omdat ze de meest ideale vorm zijn binnen de afzonderlijke sporen. [Figuur 13](#) toont (voor slechts enkele monsters) de verhoudingen tussen beide meetlatten. Het kalibratierapport (Posthuma *et al.* 2016a) biedt hierbij verdere verdiepende gegevens. Daarin blijkt dat de afleiding van grenswaarden voor de stoplichtfunctie van het ESF-toxiciteit-Chemie-spoor

leidt tot een voorgesteld onderscheid 'groen-oranje' voor acute toxische druk bij een msPA- F_{EC50} van 0,5% (1 op de 200 soorten blootgesteld boven de EC50). Deze waarde, die gebaseerd is op het patroon van toxiciteits-effecten in een zeer groot aantal ecologische veldgegevens en dus geheel onafhankelijk is van de SIMONI-score, komt verrassend goed overeen met de resultaten van [Figuur 13](#).

5.2.5 Gebruikerservaringen

Het prototype van de ESF-toxiciteit is via een zogenaemde β -test van het prototype getest, wat geleid heeft tot een verzameling gebruikerservaringen, met name gericht op het Chemie-spoor.

De gebruikerservaringen bleken voor een groot deel positief: de ESF-toxiciteit-tool levert kwantitatieve inzichten op die in een watersysteemverkenning duidelijke, ecologisch betekenisvolle en samenvattende inzichten geven in het optreden van effecten als gevolg van toxiciteit. De gebruikerservaringen hebben ook inzicht gegeven in gewenste of noodzakelijke verbeteringen van technische aspecten (het gebruik van de instrumenten), en in verbeteringen wat betreft de interpretatie van de resultaten. De specifieke opmerkingen voor verbeteringen zijn in de Gebruikershandleiding verwerkt (Posthuma *et al.* 2016b). Door het verzamelen van gebruikerservaringen kan de tool steeds verbeterd worden.

De gebruikerservaringen leidden tot enkele resterende vragen, met name over de relatie tussen de stoplichtfunctie en de normstelling. Bij de stoplichtfunctie wordt (in principe) relatieve uitslag van de ESF-toxiciteit ingedeeld naar effect-classes. Elders is al gemeld, dat deze effect-classes in principe gekalibreerd zouden moeten zijn met de andere sleutelfactoren (qua effect-grenswaarden), met de normstelling (qua gedefinieerde beschermingsdoelstellingen) en met wensen vanuit beleids- en beheers optiek (gewenst percentage watersystemen met een 'rood' signaal). Deze drie manieren om de stoplichtfunctie in te richten conflicteren naar hun aard, waardoor de functie gezien zou kunnen worden als 'altijd fout voor twee van de drie doelen'. Dit is echter vanwege het ontwerp van de ESF-systematiek niet aan de orde. In principe wordt het ESF-systeem door kennis van watersystemen en door inzicht in effecten van stress daarop ingericht, en niet door werkwijzen waarin impliciete waardeoordelen zitten (zoals bij de beide andere denkwijzen). Als er voor alle sleutelfactoren gekozen wordt voor een vast waarde van p% schade als grens tussen groen en rood, zou dit voor de ESF-Toxiciteit ook moeten gelden. Bij toepassing leidt dit principe echter tot vraagtekens, die voor de vergelijking tussen normstelling en de ESF-toxiciteit als volgt uitgelegd kunnen worden (zie [Tabel 10](#)).

TABEL 10

Vergelijking van combinaties van uitslagen bij normtoetsing en bij toepassing van de ESF-toxiciteit, en bijbehorende betekenissen en handelingsperspectieven. Het woord 'effect-scenario' wordt gebruikt om aan te duiden welke ecologische effecten kunnen optreden (bv. directe effecten, of blootstelling via de voedselketen, zie Bijlage 1).

UITSLAG	UITLEG	HANDELINGSPERSPECTIEF
<ul style="list-style-type: none"> ● via norm ● via ESF toxiciteit 	Voor alle effect-scenario's is de blootstelling per stof lager dan het niveau waarop ecologische effecten van die stof zich zouden kunnen beginnen te manifesteren (groen normstelling), en er is geen signaal van ecologische effecten per stof (groen ESF-toxiciteit).	Signalen zijn eenduidig: de beleidsinzet kan gericht zijn of worden op het instandhouden van deze situatie van het watersysteem
<ul style="list-style-type: none"> ● via norm ● via ESF toxiciteit 	Voor alle effect-scenario's is de blootstelling per stof lager dan het niveau waarop ecologische effecten van die stof zich zouden kunnen beginnen te manifesteren (groen normstelling); het effect-sigitaal van de ESF-toxiciteit duidt op de mogelijkheid dat er directe effecten van niet-genormeerde stoffen of van het totale mengsel bestaan.	Nadere analyse van de gegevens nodig. Zo nodig: vigilantie, dat is het verzoek tot afleiden van een gedegen norm voor de stoffen die het effect waarschijnlijk veroorzaken. Dit leidt tot gerichte uitbreiding van het normstelsel.
<ul style="list-style-type: none"> ● via norm ● via ESF toxiciteit 	Voor ten minste één effect-scenario's is de blootstelling hoger dan het geen-effect niveau; de afwezigheid van een effect-sigitaal (ESF-toxiciteit) duidt op de mogelijkheid dat het mengsel relatief eenvoudig is, lage concentraties van stoffen kent, dat de lokale biobeschikbaarheid laag is, en/of dat er sprake van niet-directe vorm van toxiciteit. Er kan sprake zijn van een type-1 fout (zie Bijlage 1).	Volgens geldende regelgeving is er sprake van een resultaat- of inspannings-verplichting tot het terugdringen van de stoffenbelasting.
<ul style="list-style-type: none"> ● via norm ● via ESF toxiciteit 	Voor ten minste één effect-scenario is de blootstelling hoger dan het geen-effect niveau (normstelling), en er is signaal van ecologische effecten (ESF-toxiciteit).	Volgens geldende regelgeving resultaat- of inspannings-verplichting tot het terugdringen van de stoffenbelasting. Aanvullend kan de aandacht prioritair gericht worden op de situaties met de hoogste effecten. Prioritering mogelijk, zowel naar locaties als naar stof(groep). Tevens bij juridische zaken en incidenten: strafmaat en maatregelen zijn gerelateerd aan de ernst van de effecten.

De gebruikerservaringen met de stoplichtfunctie geven aan dat de stoplichtfunctie die bij de eerste gebruikersversie van de ESF-toxiciteit is afgeleid een zeer voorlopige is. De stoplichtfunctie moet worden afgestemd met de drie kaders (de kaders van de normstelling, de intrinsieke consistentie binnen de ESF-systematiek, en de wensen van bestuur en beleid). De relatieve interpretaties zijn echter waardevol om strategische beleidskeuzes te onderbouwen, of de effecten van gevoerd beleid te evalueren.

5.3 DE WATERSYSTEEMANALYSE EN DE RICHTING VAN MAATREGELEN

Bij een watersysteemanalyse wordt het onderzoek naar toxiciteit (m.b.v. ESF-toxiciteit) uitgevoerd in samenhang met de opzet van de ESF-systematiek als geheel (STOWA 2014). Binnen dat kader kan de ESF-toxiciteit op verschillende manieren dienst doen. Hieronder wordt een aantal varianten besproken.

5.3.1 Toepasbaarheid van de twee sporen bij ecologische risicoanalyse

Stap 2 van ESF-toxiciteit (screening) is ontworpen met het oogmerk dat beide sporen bij voorkeur tegelijk worden toegepast omdat beide sporen elkaars intrinsieke beperkingen ondervangen. Afhankelijk van de vraagstelling of het beschikbare budget kan het in de praktijk vóórkomen, dat slechts een van de twee sporen wordt gevolgd of dat het ene spoor wordt toegepast voorafgaand aan het andere spoor. Als er bijvoorbeeld al concentraties van een groot aantal stoffen uit de monitoring beschikbaar zijn, dan is het volgen van het Chemie-spoor zeer eenvoudig. De resultaten kunnen eventueel worden gebruikt om de meest relevante locaties voor het Toxicologie-spoor te identificeren.

Bij het Chemie-spoor kan echter alleen onderscheid worden gemaakt tussen rood (hoog risico vanwege gemeten concentraties) en oranje (mogelijk risico bij lage concentraties), maar is een oordeel groen (laag risico) theoretisch onmogelijk. Ecologische risico's door toxische effecten kunnen immers niet worden uitgesloten vanwege onbekende en niet-gemeten stoffen. Als er weinig of geen concentraties van microverontreinigingen bekend zijn kan het Toxicologie-spoor worden ingezet om de chemische risico's te analyseren. Hiermee kan een onderscheid worden gemaakt tussen groen (laag risico, geen effecten boven de LR-ESW) en oranje (mogelijk risico, relevante effecten boven de LR-ESW). Zolang de stoffen die het negatieve effect veroorzaken echter onbekend zijn, kan nog geen oordeel 'rood' worden gegeven. Inzet van het Chemie-spoor is bij deze optie dus alleen nodig op locaties waar een verhoogd ecologisch risico (oranje) wordt aangetoond. Bij een gecombineerd chemisch-toxicologisch onderzoek is een volledige risicoanalyse (groen-oranje-rood) mogelijk als de stoffen die de bioassay effecten boven de LR-ESW veroorzaken zijn geïdentificeerd.

5.3.2 Betekenisvolle analyse van series chemische metingen

Het Chemie-spoor levert op basis van concentratiemetingen inzicht in de mengsel-toxische druk van de stoffen in de monsters, en zo nodig ook in de toxische druk per stofgroep of stof. Het is van belang om bij een watersysteemanalyse een aantal regels te hanteren. De belangrijkste is om de vraagstellingen van de watersysteem-analyse goed te formuleren. Als de waterbeheerder wil weten wat de ecologische effecten van de totale mengsels zijn, dan worden alle gegevens ingevoerd, kunnen alle monsterlocaties naar 'graad van effect' gerangschikt worden, en kan de aandacht prioritair gericht worden op de locaties met de hoogste toxische druk. De ESF-toxiciteit-toepasser moet echter wel scherp opletten, dat de invoergegevens betekenisvol zijn, en dus zo veel mogelijk betrekking hebben op eenzelfde type meting aan eenzelfde serie stoffen. Als de invoergegevens onvergelykbaar zijn dan is de uitvoer minder betekenisvol dan bij vergelijkbaar analysepakket. De beleidsvraag kan echter ook 'beter' geformuleerd worden, omdat *a priori* duidelijk is dat er bij effecten van bestrijdingsmiddelen andere actoren dienen ter worden aangesproken dan bij verontreiniging met bijvoorbeeld PAKs. Bij een vraagstelling die toegespitst wordt op de vraag naar de ecologische effecten van bestrijdingsmiddelen, en die van PAKs, beide afzonderlijk, worden met de ESF-toxiciteit twee inzichten verkregen. De resultaten rond de bestrijdingsmiddelen tonen bijvoorbeeld aan, dat de piekconcentraties en ecologische effecten in voorjaar en zomer hoog zijn in de kavelsloten, en minder in de boezem- en rijkswateren, terwijl die van de PAKs het gehele jaar constant zijn maar zich concentreren bij bijvoorbeeld oude beschoeiingen. De goede specificatie van de vraagstelling - voorafgaand aan de berekeningen - leidt hier tot betere inzichten in de effecten (waar, wanneer, waardoor), waarna het waterbeheer zich kan richten op duidelijke 'doelgroepen' en gerichte maatregelen. Wat betreft milieuchemisch gedrag en effecten is het in het algemeen aan te raden om de analyses van metaaleffecten apart te houden van de effecten van de andere contaminanten.

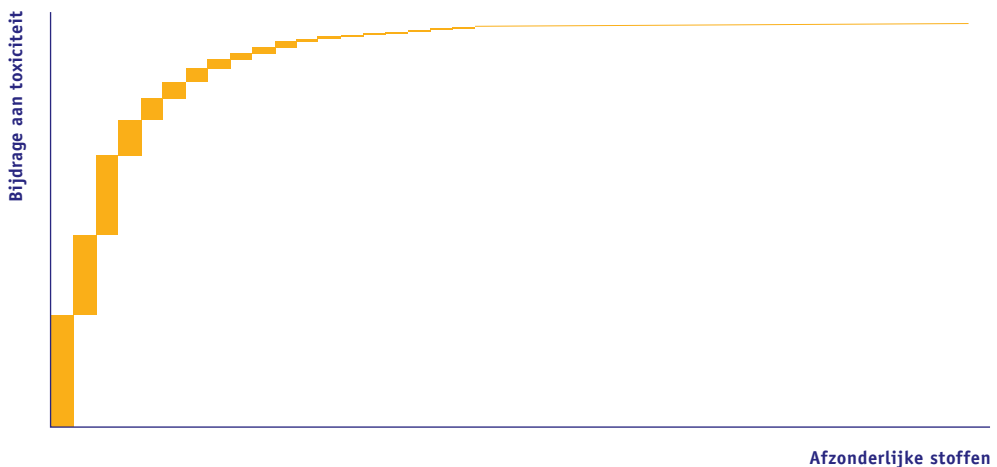
5.3.3 Relatieve- of absolute interpretatie en verwachtingen

Bij een watersysteemanalyse wordt in een eerste grove analyse bepaald of een bepaalde sleutelfactor een knelpunt vormt voor het ecologisch functioneren van een watersysteem. Wanneer ESF-toxiciteit niet voldoet, heeft het aanpakken ervan prioriteit boven het aanpakken van andere sleutelfactoren. ESF-toxiciteit gaat namelijk als enige sleutelfactor over een heel groot aantal potentiële oorzaken van ecologische impacts (heel veel stoffen en hun mengsels). Het is daarbij belangrijk te onderkennen, dat stap 2 van ESF-toxiciteit tot een samenvatting (en dus versimpeling) leidt. Hierbij gelden grofweg twee vuistregels die bij de interpretatie door de watersysteem-analist van belang zijn: alle stoffen 'doen er toe' en 'de 80-20 regel'. De eerste vuistregel over de rol van stoffen in mengsels is na uitgebreide evaluatie van

de literatuur in Europees verband vastgesteld als uitgangspunt voor risicobeoordelingen van mengsels van stoffen (Kortenkamp *et al.* 2009, Altenburger *et al.* 2013). De tweede vuistregel levert twee *a priori* verwachtingen op, die voor de interpretatie van de ESF-toxiciteit van belang kunnen zijn. Vanwege de 80-20-regel mag verwacht worden dat (a) een groot deel van de toxiciteit in een beheergebied veroorzaakt kan worden op een relatief klein aantal locaties, en (b) in een monster toxiciteit in hoge mate veroorzaakt kan worden door slechts enkele stoffen. Een literatuurvoorbeeld van de 80-20 regel staat in [Figuur 14](#).

FIGUUR 14

De 80-20 regel toegepast op de relatieve bijdrage van stoffen aan de toxiciteit van een lokaal mengsel. X-as en balkjes: gegevens over individuele stoffen (elk balkje is een stof). Y-as: relatieve bijdrage aan de combinatietoxiciteit (hoe groter het balkje, hoe hoger de relatieve bijdrage aan toxiciteit). Vergelijkbare patronen voor een groot aantal milieumonsters zijn samengevat in Backhaus en Karlsson (2014).



Beide soorten verwachtingen betekenen: rangordening, en daardoor de mogelijkheid tot prioritering van maatregelen. De toepassing van de 80-20 regel leidt tot prioritering op basis van relatieve inzichten. De 80-20 regel is natuurlijk niet absoluut: de werkelijke verhoudingen voor een watersysteem kunnen anders zijn. Maar het omgekeerde (alle locaties zijn even toxisch, en in alle mengsels zijn alle stoffen even toxisch) is intuïtief eigenlijk zelfs niet voor te stellen: hoe zou het immers komen dat alle monsters een identieke toxiciteit zouden heb-

ben, en dat daarbinnen in alle monsters alle stoffen evenveel bijdragen? Kortom: ESF-toxiciteit geeft inzicht in waar, en hoe erg, op (ten minste) relatieve schaal.

5.3.4 De richting van maatregelen

De inzichten die met ESF-toxiciteit verkregen worden leiden tot inzichten in de rol van toxiciteit in het watersysteem, en tot de identificatie van stoffen die normoverschrijdend zijn en relatief grote bijdragen leveren aan ecologische effecten, maar nog niet naar de richting van concrete maatregelen. Voor dat laatste speelt de combinatie van de ESF-toxiciteit-resultaten met het bron - pad - receptor model potentieel een belangrijke rol. In dit denkmodel is vastgelegd dat de beheersmaatregel gericht kan zijn op de bron van de stoffen (terugdringen, wegnemen, of isoleren), de blootstellingsroute (het 'pad': blokkeren van de route tussen bron en ecosysteem, of verlagen biobeschikbaarheid), en de receptor (de soorten in het ecosysteem). Om deze reden is in het Chemie-spoor onder meer informatie toegevoegd over de gebruiksvormen van een stof. Hierdoor kan bestudeerd worden of een bepaalde gebruiksvorm bijdraagt aan een hoge toxische druk, zodat maatregelen juist op die gebruiksvorm gericht kunnen worden. Vanuit de vraag "waar?" kan bijvoorbeeld blijken, dat er een duidelijke emissiebron (van meerdere stoffen) in het beheersgebied is. Of kan duidelijk worden dat locatie B vanwege hydrologische verbindingen belast wordt door bronnen in locatie A. Kortom, ESF-toxiciteit-toepassing geeft kwantitatieve inzichten in ecologische effecten, maar suggereert zelf geen maatregelen.

5.4 STAND VAN ZAKEN EN AANBEVELINGEN

- 1 Het systeem van Ecologische Sleutelfactoren (ESF) dat door STOWA wordt ontwikkeld wordt stapsgewijs ingevuld, en dit systeem onderscheidt onder meer de sleutelfactor Toxiciteit (ESF-toxiciteit). Dit is een sleutelfactor die op eenvoudige wijze (eindresultaat) inzicht moet geven of toxiciteit een knelpunt vormt in het ecologisch functioneren van het watersysteem en inzicht moet geven in de ecologische effecten van in principe vele (tien- tot honderd)duizenden stoffen en hun mengsels, aan de hand van goed te verzamelen invoergegevens;
- 2 Er is een prototype ontwikkeld voor stap 2 van de Ecologische Sleutelfactor 'Toxiciteit', dat bestaat uit twee elkaar aanvullende sporen: het spoor Chemie en het spoor Toxicologie;
- 3 Het spoor Chemie is gebaseerd op het door modellering kwantificeren van de toxische druk van de aangetroffen stoffen op een locatie, met concentratiegegevens als invoer. Hierbij wordt gebruik gemaakt van acute toxiciteitsgegevens uit laboratoriumtesten voor verschillende soorten organismen, en van het soorten-gevoeligheidsverdeling-model (SSD: Species Sensitivity Distribution);

- 4 Het spoor Toxicologie is gebaseerd op - via meting - kwantificeren van effecten van het gehele mengsel van in water aanwezige microverontreinigingen met biologische effectmetingen (bioassays). Er wordt gebruik gemaakt van een batterij bioassays voor algemene en specifieke toxiciteit. De uitslagen kunnen dus een breed inzicht geven in de omvang van de effecten en de aard van de stofgroepen die een mogelijk risico vormen voor de ecologie;
- 5 De resultaten van beide sporen zijn aanvullend op elkaar. Waar het Chemie-spoor geen inzicht geeft in stoffen waarvoor concentratiegegevens ontbreken, geeft het Toxicologie-spoor toch een kwantitatieve impact-uitslag voor onbekende stoffen. Waar het Toxicologie-spoor geen inzicht geeft in individuele stoffen die een effect veroorzaken, geeft het Chemie-spoor stof-specifieke effect informatie;
- 6 De opzet van beide sporen weerspiegelt de stand van kennis in de ecotoxicologie, en de methode is daardoor de huidige optimalisatie daarvan in een operationele aanpak. De beide modellen zijn flexibel opgezet, zodat ze bij voortschrijdende kennis kunnen worden uitgebreid of aangepast;
- 7 De resultaten van de Chemie-spoor zijn voor de Nederlandse situatie gekalibreerd op ecologische gegevens over effecten van stoffen in Nederlandse watersystemen. De resultaten van deze studie worden in een ander rapport besproken en leiden samengevat conform de verwachting tot de conclusie dat de toename van de mengsel-toxische druk een toename van ecologische effecten betekent. In het achtergrond-rapport over de kalibratie wordt besproken hoe de stoplicht-functie voor het ESF-toxiciteit-Chemie-spoor uit de waargenomen feiten kan worden afgeleid. Tevens wordt besproken welke consequenties de beleidskeuze over de stoplicht-functie heeft wat betreft het indelen van watersystemen in ‘groen, oranje, rood’ volgens die functie;
- 8 Het prototype van de ESF-toxiciteit is onderworpen aan een beta-test periode, waardoor ervaring is opgedaan met het prototype van de rekentool voor het Chemie-spoor en met het SIMONI-model voor het Toxicologie-spoor, en met de interpretatie van de uitkomsten in het kader van een watersysteemanalyse. De beta-test leverde het inzicht op dat de ESF-toxiciteit-aanpak waardevolle informatie oplevert voor de gebruikers;
- 9 Het prototype van de aanpak in het Chemie-spoor wordt onder meer toegepast en mogelijk verder uitgebreid en gevalideerd in het Europese project SOLUTIONS (www.solutions-project.eu);
- 10 Het prototype van de strategie van het Toxicologie-spoor en het SIMONI-model wordt de komende 4 jaar verder geoptimaliseerd, gevalideerd en wetenschappelijk onderbouwd in een door waterschappen en RWS gefinancierd promotieonderzoek “Smart Monitoring” aan de Universiteit van Amsterdam (<http://ibed.uva.nl/news-events/news/content2/2015/08/smart-monitoring-subsidie.html>).

An underwater photograph of a pond. The water is clear, showing various aquatic plants. In the foreground, there are large, round lily pads, some green and some brown. Thin, reddish-brown reeds or stems rise from the bottom. A vertical line of yellow dots is visible on the left side of the image. The text 'HOOFDSTUK 6' and 'Literatuur' is overlaid in the top left corner.

HOOFDSTUK 6

Literatuur

- Altenburger, R., T. Backhaus, W. Boedeker, M. Faust, and M. Scholze. 2013. Simplifying complexity: Mixture toxicity assessment in the last 20 years. *Environmental Toxicology and Chemistry* **32**:1685-1687.
- Backhaus, T., and M. Karlsson. 2014. Screening level mixture risk assessment of pharmaceuticals in STP effluents. *Water Research* **49**:157-165.
- Beketov, M. A., B. J. Kefford, R. B. Schäfer, and M. Liess. 2013. Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **110**:11039-11043.
- Bootsma, H. P., and J. P. M. Vink. 2016. Simple equations for the calculation of free metal ion activities in natural surface waters. Deltares, Delft, The Netherlands.
- Brack, W., R. Altenburger, G. Schüürmann, M. Krauss, D. López Herráez, J. van Gils, J. Slobodnik, J. Munthe, B. M. Gawlik, A. van Wezel, M. Schriks, J. Hollender, K. E. Tollefsen, O. Mekenyan, S. Dimitrov, D. Bunke, I. Cousins, L. Posthuma, P. J. van den Brink, M. López de Alda, D. Barceló, M. Faust, A. Kortenkamp, M. Scrimshaw, S. Ignatova, G. Engelen, G. Massmann, G. Lemkine, I. Teodorovic, K. H. Walz, V. Dulio, M. T. O. Jonker, F. Jäger, K. Chipman, F. Falciani, I. Liska, D. Rooke, X. Zhang, H. Hollert, B. Vrana, K. Hilscherova, K. Kramer, S. Neumann, R. Hammerbacher, T. Backhaus, J. Mack, H. Segner, B. Escher, and G. de Aragão Umbuzeiro. 2015. The SOLUTIONS project: Challenges and responses for present and future emerging pollutants in land and water resources management. *Science of the Total Environment* **503-504**:22-31.
- Brand, W., C. M. De Jongh, S. C. Van der Linden, W. Mennes, L. M. Puijker, C. J. Van Leeuwen, A. P. Van Wezel, M. Schriks, and M. B. Heringa. 2013. Trigger values for investigation of hormonal activity in drinking water and its sources using CALUX bioassays. *Environment International* **55**:109-118.
- Carafa, R., L. Faggiano, M. Real, A. Munné, A. Ginebreda, H. Guasch, M. Flo, L. Tirapu, and P. C. v. der Ohe. 2011. Water toxicity assessment and spatial pollution patterns identification in a Mediterranean River Basin District. Tools for water management and risk analysis. *Science of the Total Environment* **409**:4269-4279.
- De Hoop, L., R. Huisman, H. Bouwhuis, J. Matthews, and R. S. E. W. Leuven. 2015. Gevoeligheid van aquatische doelsoorten voor klimaatadaptatiemaatregelen: van concept naar ruimtelijke vertaling. H2O - online 16 July 2015.
- De Snoo, G. R., and M. Vijver. 2012. Bestrijdingsmiddelen en waterkwaliteit [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., and L. Posthuma. 2005. Complex mixture toxicity for single and multiple species: Pro-

- posed methodologies. *Environmental Toxicology and Chemistry* **24**:2665-2676.
- De Zwart, D., and A. Sterkenburg. 2002. Toxicity-based assessment of water quality. Pages 383-402 *in* L. Posthuma, G. W. Suter, II, and T. P. Traas, editors. *Species sensitivity distributions in ecotoxicology*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA.
- Durand, A. M., S. Rotteveel, M. T. Collombon, E. Van der Grinten, J. L. Maas, and W. Verweij. 2009. Toxicity measurements in concentrated water samples; evaluation and validation. Report no. 607013010, RIVM (National Institute for Public Health and the Environment) Bilthoven, the Netherlands.
- EC. 2011. Common implementation strategy for the Water framework Directive (2000/60/EC) - Guidance Document No. 27 - Technical guidance for deriving environmental quality standards. Brussel, Belgium.
- EC. 2014. Living well, within the limits of our planet. General Union Environment Action Programme to 2020.
- ECHA. 2008. Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.10: Characterisation of dose [concentration]-response for environment. European Commission, Helsinki, Finland.
- Eijsackers, H. J. P., L. Posthuma, and M. Vijver. 2006. Gebiedsbeleid helpt diffuse verontreiniging oplossen. *Milieu* **7**:38-39.
- Eijsackers, H. J. P., N. M. Van Straalen, and T. de Kort. 2007. Diffuus verontreinigde gronden beheren? Beleids- en beheersopties voor diffuus verontreinigde terreinen, een systeemecotoxicologische analyse. SSEO-i. Inventarisatie van implementatiekansen voor het NWO Stimuleringsprogramma Systeemgericht Ecotoxicologisch Onderzoek. Netherlands Organisation for Scientific Research (NWO), The Hague.
- Escher, B., and F. Leusch. 2012. *Bioanalytical Tools in Water Quality Assessment*. IWA Publishing, London, UK.
- EZ/VROM/Justitie. 2003. Effectbeoordeling voorgenomen regelgeving. 03ME19, Ministeries van EZ, VROM en Justitie.
- Guinée, J. B., R. Heijungs, G. Huppes, A. Zamagni, P. Masoni, R. Buonamici, T. Ekvall, and T. Rydberg. 2010. Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future†. *Environmental science & technology* **45**:90-96.
- Hering, D., A. Borja, J. Carstensen, L. Carvalho, M. Elliott, C. K. Feld, A.-S. Heiskanen, R. K. Johnson, J. Moe, D. Pont, A. L. Solheim, and W. De Bund. 2010. The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of the Total Environment* **408**:4007-4019.
- Jay, S., C. Jones, P. Slinn, and C. Wood. 2007. Environmental impact assessment: Retrospect and prospect. *Environmental Impact Assessment Review* **27**:287-300.

- Jesenska, S., S. Nemethova, and L. Blaha. 2013. Validation of the species sensitivity distribution in retrospective risk assessment of herbicides at the river basin scale-the Scheldt river basin case study. *Environmental Science and Pollution Research* **20**:6070-6084.
- Kortenkamp, A., T. Backhaus, and M. Faust. 2009. State of the art report on mixture toxicity. University of London (ULSOP), London, UK.
- Maas, J. L., Van de Plassche E., A. Straetmans, A. D. Vethaak, and A. C. Belfroid. 2003. Normstelling voor bioassays. Uitwerking voor oppervlaktewater en waterbodem. RIZA report 2003.005, (in Dutch).
- Maugh, T. H. 1978. Chemicals: how many are there? *Science* **199**:162.
- Ministerie I&M. 2014. Bewust Omgaan met Veiligheid: Rode Draden. Een proeve van een IenM-breed afwegingskader veiligheid., Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Den Haag.
- Posthuma, L. 1992. Genetic ecology of metal tolerance in *Collembola*. Vrije Universiteit.
- Posthuma, L., and D. De Zwart. 2006. Predicted effects of toxicant mixtures are confirmed by changes in fish species assemblages in Ohio, USA, rivers. *Environmental Toxicology and Chemistry* **25**:1094-1105.
- 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., and D. De Zwart. 2014. Species Sensitivity Distributions. Pages 363-368 *Encyclopedia of Toxicology*, 3rd edition. Elsevier Inc., Academic Press.
- Posthuma, L., H. Eijsackers, and M. Vijver. 2006. Toxische stoffen, normen en ecologische risico's-hoe zit dat. *Milieu Dossier* **7**:19-23.
- Posthuma, L., H. J. P. Eijsackers, A. A. Koelmans, and M. G. Vijver. 2008a. Ecological effects of diffuse mixed pollution are site-specific and require higher-tier risk assessment to improve site management decisions: A discussion paper. *Science of the Total Environment* **406**:503-517.
- Posthuma, L., H. J. P. Eijsackers, A. A. Koelmans, and M. G. Vijver. 2008b. Ecological effects of diffuse mixed pollution are site-specific and require higher-tier risk assessment to improve site management decisions: A discussion paper. *Science of the Total Environment* **406**:503-517.
- Posthuma, L., T. P. Traas, and G. W. Suter, II, editors. 2002. Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Postma, J. F., and C. M. Keijzers. 2008. Twee decennia monitoring van bestrijdingsmiddelen en *Daphnia*'s. Een data-analyse voor het beheersgebied van HH Delfland., Weesp.
- Prato, S., P. La Valle, E. De Luca, L. Lattanzi, G. Migliore, J. G. Morgana, C. Munari, L. Nicoletti, G. Izzo, and M. Mistri. 2014. The "one-out, all-out" principle entails the risk of imposing unnecessary restoration costs: A study case in two Mediterranean coastal lakes. *Marine Pollution Bulletin* **80**:30-40.

- Raimondo, S., B. J. Montague, and M. G. Barron. 2007. Determinants of variability in acute to chronic ratios for aquatic invertebrates and fish. *Environ. Toxicol. Chem.* **26**:2019-2023.
- Rosenbaum, R. K., T. M. Bachmann, L. S. Gold, M. A. J. Huijbregts, O. Jolliet, R. Juraske, A. Koehler, H. F. Larsen, M. MacLeod, M. Margni, T. E. McKone, J. Payet, M. Schuhmacher, D. Van De Meent, and M. Z. Hauschild. 2008. USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: Recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* **13**:532-546.
- Sánchez-Bayo, F., and K. Goka. 2012. Evaluation of suitable endpoints for assessing the impacts of toxicants at the community level. *Ecotoxicology* **21**:667-680.
- Schäfer, R. B., N. Gerner, B. J. Kefford, J. J. Rasmussen, M. A. Beketov, D. de Zwart, M. Liess, and P. C. von der Ohe. 2013. How to Characterize Chemical Exposure to Predict Ecologic Effects on Aquatic Communities? *Environmental science & technology* **47**:7996-8004.
- Smetanová, S., L. Bláha, M. Liess, R. B. Schäfer, and M. A. Beketov. 2014. Do predictions from Species Sensitivity Distributions match with field data? *Environmental Pollution* **189**:126-133.
- Smit, C. E., and D. Kalf. 2014. Bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater. Vergelijking tussen Nederland en andere Europese landen. . RIVM briefrapport 601714026.
- Solomon, K., P. Sibley, H. Sanderson, S. Richards, S. Dyer, T. Brock, P. van den Brink, L. Posthuma, and D. de Zwart. 2005. Extrapolation practice for ecological effect characterization of chemicals (EXPECT).
- Solomon, K. R., and P. Takacs. 2002. Probabilistic risk assessment using species sensitivity distributions. Pages 285-313 *in* L. Posthuma, G. W. Suter, II, and T. P. Traas, editors. *Species sensitivity distributions in ecotoxicology*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA.
- Steiner, A. 2015. Reflections. In: Making our future chemical-safe. Pages 4-5 *Our Planet*. The magazine of the United Nations Environment Programme. (UNEP). September 2015., UNEP, Nairobi, Kenya.
- Stephan, C. E., D. I. Mount, D. J. Hansen, J. H. Gentile, G. A. Chapman, and W. A. Brungs. 1985. Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses. PB 85-227049, US EPA ORD ERL, Duluth MN.
- STOWA, 2014. Ecologische Sleutelfactoren. Begrip van het watersysteem als basis voor beslissingen., STOWA - Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Amersfoort.
- STOWA, 2016a. Posthuma, L., D. De Zwart, L. Osté, R. Van der Oost, and J. Postma. Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit. Deel1: Methode voor het in beeld brengen van de effecten van giftige stoffen in oppervlaktewater. STOWA rapport nr. 2016 - 15 A, STOWA, Amersfoort, the Netherlands.
- STOWA, 2016b. Posthuma, L., D. De Zwart, R. Keijzers, and J. Postma. Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit. Deel 2. Calibratie: toxische druk en ecologische effecten op macrofauna. STOWA rapport nr. 2016 - 15 B, 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 ESF-toxiciteit-Chemie tool (versie 1.0). STOWA rapport nr. 2016 - 15 C, STOWA, Amersfoort, the Netherlands.
- STOWA, 2016d. Van der Oost, R., and M. T. Nguyen. Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit. Deel 4. SIMONI procedures voor effectgerichte monitoring. STOWA rapport nr. 2016 - 15 D, STOWA, Amersfoort, the Netherlands.
- STOWA, 2016e. Ron van der Oost & Giulia Sileno. Ecological key factor toxicity: part 5 Effect-Based Trigger Values for Environmental Water Quality. STOWA - Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Amersfoort.
- Van der Oost, R., J. Beyer, and N. P. E. Vermeulen. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental Toxicology and Pharmacology* **13**:57-149.
- Van der Oost, R., G. Sileno, M. Suarez Muñoz, M. T. Nguyen, H. Besselink, and A. Brouwer. in voorbereiding-a. SIMONI as a novel bioanalytical monitoring strategy for surface water quality assessment; Part I: model design with effect-based trigger values.
- Van der Oost, R., G. Sileno, M. Suarez Muñoz, M. T. Nguyen, H. Besselink, and A. Brouwer. in voorbereiding-b. SIMONI TTL as a novel bioanalytical monitoring strategy for water quality assessment: Part 2: Field feasibility survey.
- Van Straalen, N. M., and C. A. J. Denneman. 1989. Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **18**:241-251.
- Vos, J., C. E. Smit, D. Kalf, and R. Gylstra. 2015. Normen voor het waterkwaliteitsbeheer: wat kun, mag en moet je er mee? H2O **H2O-Online / 14 december 2015**.
- Wintersen, A., L. Posthuma, and D. De Zwart. 2004. The RIVM e-toxBASE. A database for storage, retrieval and export of ecotoxicity data. RIVM - Dutch National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands.



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 onderzoekslijnen 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.

BIJLAGE 1

Samenhang
van normen en
de ESF-toxiciteit
voor gebruikers



INLEIDING

Normen zijn een goede methode die vaak wordt toegepast om toxiciteit in watersystemen te helpen voorkómen en/of tegen te gaan. Omdat deze methode niet altijd afdoende is (zie de Inleiding van dit rapport) is aanvullend en aansluitend de ESF-toxiciteit ontwikkeld.

De ESF-toxiciteit kan in een watersysteemanalyse toegepast worden om de omvang van de ecologische effecten van mengsels van stoffen te duiden. Dit wordt vaak gevraagd, want het is niet mogelijk dat er in een watersysteem slechts één stof aanwezig is. Toepassing van de ESF-toxiciteit op een aantal monsters levert inzicht in de relatieve verschillen in netto-toxiciteit van de lokale mengsels.

De ESF-toxiciteit kan aansluitend en aanvullend worden ingezet, na en naast beoordelingen van de waterkwaliteit aan de hand van waterkwaliteitsnormen. In deze Bijlage wordt uiteengezet hoe de aansluiting precies werkt. Er wordt uiteengezet (1) waar de aansluiting in theorie uit bestaat en (2) hoe de beide methodieken voor de verschillende rollen in het watersysteembeheer (vergunningverlening, handhaving en beleid & strategie) kunnen worden gehanteerd. De gebruikers staan bij dit laatste centraal. Hierbij geldt dat de toetsing aan normen complex is (Vos *et al.* 2015), en op zichzelf al vraagt om kennis over de achtergronden van de normen en de verschillende toetsingen zoals die in Vos *et al.* (2015) beschreven worden.

Het aanvullend toepassen van een sleutelfactor toxiciteit zou kunnen leiden tot een perceptie van extra complexiteit, terwijl de sleutelfactoren bedoeld zijn als systematische hulp en vereenvoudiging van een watersysteemanalyse. Om deze reden wordt samengevat hoe de toetsing aan normen zich verhoudt tot de aanpak en de resultaten van de ESF-toxiciteit.

GEBRUIKERS

In het waterbeheer worden diverse rollen onderscheiden:

- Vergunningverlening;
- handhaving en;
- beleid & strategie.

Deze verschillende gebruikers kunnen op verschillende wijze gebruik maken van de normen en de ESF-toxiciteit, omdat er soms een verplichting geldt, en soms de strategische doelstelling voor (kosten-)effectief integraal waterbeheer meegewogen kan worden. Voordat uiteengezet wordt wat de verschillende gebruikers aan de normen en de ESF-toxiciteit hebben wordt op basis van Vos *et al.* (2015) samengevat hoe de normen worden afgeleid, hoe hun toepassing werkt, en welke vraagtekens overblijven bij deze vorm van toetsing.

ACHTERGRONDEN VAN DE NORMSTELLING: AFLEIDING EN BETEKENIS

Een norm is een concentratie van een stof waaronder er sprake is van afdoende bescherming van mens en ecosystemen. Voor ecosystemen geldt dat de gevoeligste soort beschermd wordt bij concentraties onder de norm. Dit uitgangspunt wordt gehanteerd in diverse Europese wettelijke kaders, zoals de Kaderrichtlijn water (KRW), de toelating van bestrijdingsmiddelen en de beoordeling van industriële stoffen.

De normen in de wet- en regelgeving zijn gebaseerd op ‘gedegen’ onderzoek. Er is sprake van een groot belang van correcte en afdoende bescherming van aquatische systemen, en hun functies, en van het signaleren en tegengaan van zich ontwikkelende milieuproblemen (door normoverschrijding). De gevolgen van besluitvorming op basis van normen zijn belangwekkend en hoog, waardoor de grondige afleiding van normen duidelijk gemotiveerd is.

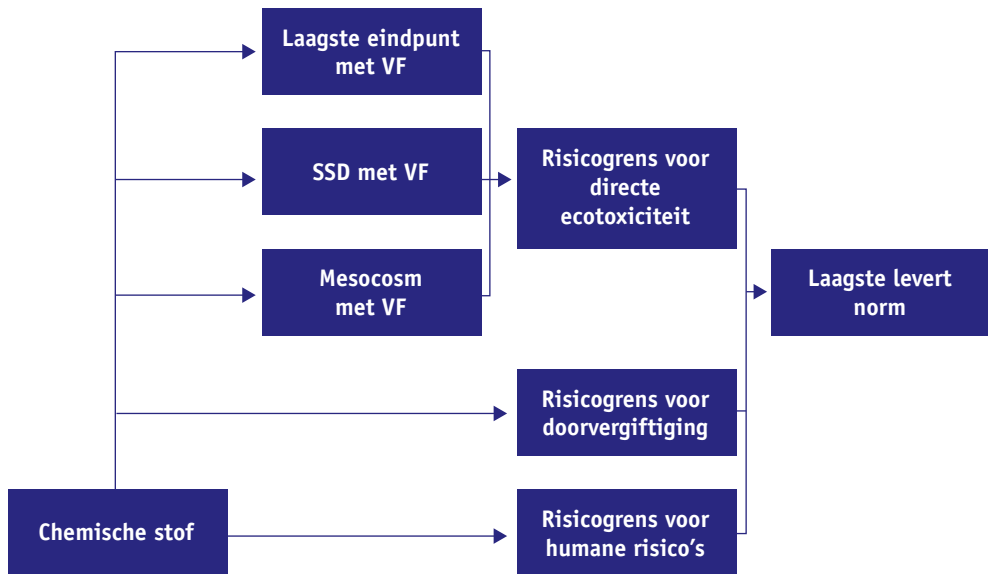
Gedegen normen zijn afgeleid op basis van een analyse van directe en indirecte effecten op soorten (zie [Figuur 15](#)).

In laboratoriumexperimenten wordt gekeken bij welke concentratie er directe effecten optreden op overleving, groei en voortplanting. Deze bedoelde waarde wordt de risicogrenswaarde genoemd. Voor een stof worden literatuurgegevens van dit soort experimenten verzameld en geëvalueerd. Daaruit worden geen-effectwaarden afgeleid, concentraties waaronder er geen effecten op die verschijnselen optreden. De vertaling van laboratoriumexperimenten naar de veldsituatie kent de nodige onzekerheid. Daarom worden veiligheidsfactoren toegepast om uit de risicogrenswaarde een veilige concentratie voor de uiteindelijke normstelling te berekenen.

De hoogte van de factor is afhankelijk van de hoeveelheid gegevens, het aantal soorten waarvoor gegevens beschikbaar zijn. Als er voldoende gegevens zijn van andere soorten dan vis, watervlo en alg, kan een SSD worden toegepast (het model dat ook in de ESF-toxiciteit gebruikt wordt). Met de gevoeligheid van de geteste soorten wordt berekend bij welke concentratie ten hoogste 5% van alle soorten in een ecosysteem bij chronische blootstelling een effect zou ondervinden. Ook hier wordt op de uitkomsten van deze analyse een veiligheidsfactor toegepast om de vertaling van laboratorium naar veld te maken. Interacties tussen soorten en herstel zijn niet te vangen in laboratoriumtoetsen met een enkele soort. Daarom zijn er semi-veldstudies ontwikkeld, waarbij een model-ecosysteem met verschillende soorten onder min of meer natuurlijke omstandigheden wordt blootgesteld aan een stof. Ook deze studies kunnen leiden tot de afleiding van een risicogrenswaarde.

FIGUUR 15

Afleiding van een gedegen milieukwaliteitsnorm voor een chemische stof voor toepassing bij de beoordeling van watersystemen. Voor de stof worden data van verschillend aard verzameld. Via de bovenste drie analyses wordt een risicogrens afgeleid voor resp. directe toxiciteit via data uit ecotoxiciteits-toetsen, SSD-modellering, en/of mesocosm-toetsen, en de laagste daarvan levert de risicogrens (concentratie) voor directe ecotoxiciteit. VF=veiligheidsfactor, die groter is naarmate de onzekerheden in de data groter zijn. Op vergelijkbare wijze worden risicogrenzen voor doorvergiftiging en humane risico's afgeleid. De laagste risicogrenswaarde wordt voorgesteld als formele milieukwaliteitsnorm.



Afhankelijk van de eigenschappen van de stof wordt bij normstelling ook gekeken naar indirecte effecten op mensen die kunnen worden blootgesteld via het eten van vis en naar effecten op vogels en zoogdieren die ontstaan door doorvergiftiging. Dit is van belang voor stoffen die kankerverwekkend zijn of een effect hebben op de voortplanting en stoffen die stapelen in de voedselketen.

Vanuit de geanalyseerde gegevens wordt uiteindelijk de meest gevoelige respons gebruikt om de risicogrenswaarde af te leiden die als basis dient voor de normstelling.

Bij toepassing van een op deze wijze afgeleide norm leidt dit logischerwijs tot de conclusie dat bij milieuconcentraties onder de norm de kenbare ecologische effecten (door directe en indirecte blootstelling) nihil zijn. De norm beschermt de gevoeligste respons, zoals beleidsmatig wordt beoogd. Schematisch is dit samengevat in Figuur . De afleidingswijze betekent dat een concentratie onder de norm aanduidt dat er sprake is van afdoende bescherming van mens en ecosysteem.

NORMOVERSCHRIJDING

Overschrijding van de ecotoxicologische norm van een stof is een signaal dat ecologische effecten van die stof niet uitgesloten zijn. De aard en omvang van de ecologische effecten bij normoverschrijding zou daarbij vervolgens afgeleid kunnen worden door een omgekeerde analyse uit te voeren voor alle in de figuur getoonde afleidingsroutes die bij de normaflleiding bestudeerd zijn, of door alleen die afleidingsroute te analyseren die het meest gevoelig bleek te zijn.

In de praktijk is (vrijwel) altijd sprake van de aanwezigheid van mengsels van stoffen in watersystemen. Dat leidt dan weer vragen over de betekenis daarvan. Een recente evaluatie van de wereldwijde literatuurgegevens over de effecten van mengsels van stoffen toonde aan, dat de omvang van de effecten van mengsels belangrijk zijn, en benaderd kunnen worden via een aantal goed onderbouwde werkwijzen (Kortenkamp *et al.* 2009). Deze werkwijzen zijn in de Chemietool van de ESF-toxiciteit toegepast. De aanpak die daarbij is toegepast verschilt echter van een intuïtief logische methode, die in de praktijk van de milieu-analyse wordt toegepast, namelijk: het optellen van zogenoemde Hazard Indices. In dat geval wordt de milieuconcentratie van elke stof gedeeld door de norm, en worden de resulterende Hazard Indices geaggregeerd tot een totaalwaarde voor een mengsel. Dergelijke waarden worden ook wel aangeduid als risico-quotiënt, en ze zijn in de praktijk handig. De aanname hierbij is immers dat Hazard Indices die lager zijn dan de waarde 1 aanduiden dat er geen ecologische effecten zijn, en dat bij toenemende HI de ecologische effecten toenemen. Dat is logisch correct, maar deze werkwijze kent in de praktijk een aantal problemen, terwijl er een betere werkwijze voorhanden is. Deze is gebaseerd op de aggregatie van de per-stof voorspelde effectniveaus tot een waarde voor de toxische druk van een mengsel (De Zwart en Posthuma 2005). De basis voor deze methode bestaat sinds de tachtiger jaren (Stephan *et al.* 1985, Van Straalen en Denneman 1989), en is specifiek ontwikkeld voor de kwantificering van de directe effecten van blootstelling via modellering op basis van concentraties door middel van het SSD-model (dat ook in één van de sporen van de normstelling wordt gebruikt, zie Figuur). Daarnaast is de ESF-toxiciteit gebaseerd op waarnemingen aan toxiciteit via bioassays. Dit laatste is het

‘vangnet’ dat toeziet op specifieke werkingsmechanismen, die naast de directe effecten van de SSD-aanpak op kunnen treden, en dat ook werkt indien de concentraties van stoffen niet gemeten zijn, terwijl die stoffen wel risico kunnen hebben. Bioassays worden toegepast voor het vaststellen van netto effecten van (ook onbekende) mengsels. Beide werkwijzen sluiten aan op de noodzaak die Hering *et al.* (2010) aanduiden om voor toxiciteit inzicht te krijgen in stressor-effect relaties (hier voor toxiciteit).

Samenvattend zijn normen dus geschikt om vast te stellen of een waterlichaam afdoende beschermd is tegen een beperkte groep microverontreinigingen. Bij normoverschrijding kan aan de hand van de data over de afleiding van een gedegen norm onderzocht worden welk type effect verwacht mag worden: bijvoorbeeld voornamelijk directe effecten, of effecten via doorvergiftiging of op de mens. Bij normoverschrijding kan het spoor van de directe effecten via de ESF-toxiciteit-Chemie tool worden ingevuld. Het gaat daarbij niet alleen om de hoogte van een gemiddelde concentratie, maar ook om de vraag hoe lang of hoe vaak een stof aanwezig is. Een kortdurende piek kan tot sterfte leiden, maar het effect op de populatie als geheel is beperkt als de overgebleven organismen zich weer snel kunnen voortplanten nadat de stof verdwenen is. Lage concentraties leiden niet direct tot sterfte, maar kunnen de populatie aantasten als de voortplanting langdurig wordt geremd.

Door de voorgeschreven wijze van toetsing van de KRW-normen bestaat er een kans op zogenoemde Type-I fouten⁴: de beoordeling van waterlichamen op basis van het ‘one-out-all-out’ principe als beleidsmatige aanpak van de KRW zorgt ervoor dat veel waterlichamen ‘niet voldoen’ aan de kwaliteitseisen voor stoffen (of andere stressoren). Er is een kans dat de effecten van toxiciteit op het lokale ecosysteem daardoor onjuist worden geschat zonder hulp van een nadere analyse. Als bijvoorbeeld een watersysteem op 10 plekken wordt bemonsterd, en er worden op elke locatie 10 stoffen gemeten, en op elk van de locaties is de concentratie van één of meer stoffen boven de norm, dan vat het ‘one-out-all-out’ principe deze gegevens samen als “alle 10 locaties voldoen niet”. Dit is een signaal voor beleidsaandacht voor alle locaties. De ecologische schade kan daarbij echter sterk variëren, bijvoorbeeld tussen vrijwel geen schade op locatie 1 (1 stof geringe normoverschrijding) tot ‘zeer hoog’ op locatie 10 (alle 10 stoffen ruim boven de norm). De ESF-toxiciteit voorziet in deze meer genuanceerde analyse van de directe effecten, met een geringere kans op Type-I fouten voor dit soort effecten. Hierbij kan opgemerkt worden dat Type-I fouten tot zeer kostbare maatregelen kunnen leiden,

4 Type-I fouten: conform Hering *et al.* (2010): een waterlichaam is onjuist geclassificeerd als matig of slecht, en er is een risico dat er maatregelen worden getroffen die niet werkelijk nodig zijn

die echter (bij situaties zoals in voorgaande locatie 1) geen merkbaar en betekenisvol herstel-effect zullen hebben (Posthuma *et al.* 2006, Eijsackers *et al.* 2007, Posthuma *et al.* 2008b). Het ‘one-out-all-out’ principe reduceert tegelijkertijd type-II fouten⁵. Er kan onderschatting van risico’s optreden bij bijvoorbeeld aggregatie risico’s door de blootstelling aan mengsels. Zoals in Figuur 14 getoond wordt, wordt de beschermingsdoelstelling grotendeels benaderd via de normstelling, maar wordt de vraag naar ecologische effecten ingevuld via een meer gespecificeerde techniek zoals de ESF-toxiciteit; deze is gericht op de directe effecten van blootstelling aan mengsels (zie Figuur 15).

ELKAAR AANVULLENDE TOEPASSINGEN VAN NORMEN EN ESF-TOXICITEIT

De verschillende rollen in het waterbeheer gebruiken de normen en de ESF-toxiciteit op andere manieren, die elkaar aanvullen en die op elkaar aansluiten. Hoe dit werkt kan met een parabel worden geschetst.

De parabel gaat over het wegverkeer. Het doel is: veilig verkeer, met als doel het beheersen van risico’s.

De eerste stap bestaat uit vergunningverlening en de normering. Hierbij wordt door de rijksoverheid getoetst of voertuig-typen veilig zijn en de weg op mogen (Rijksdienst voor het wegverkeer) en wordt via normen langs de wegen aangegeven wat veilige snelheden zijn onder de lokale condities. De normen zijn generiek. Handhaving van de normen vindt plaats door op locaties radardetectie in te zetten, en door surveillance door de politie. Door deze combinatie van werkwijzen (keuring, normering, handhaving) is de basis voor een veilig wegverkeer grotendeels gelegd. Op het niveau van bestuur en strategie wordt bijgehouden of er eventueel op wegvakken extra politie-inzet nodig is, waar radardetectoren moeten komen, en ook waar de verkeersdruk door de groei van het aantal auto’s te veel toeneemt. Op basis van die analyses worden strategische plannen gemaakt en uitgevoerd. Ondanks deze combinatie van werkwijzen is het verkeer echter nog niet volledig ‘ingeregeld’.

Naast deze beginselen en de bijbehorende rollen zijn er daarom aanvullende methodieken gebruikelijk. Op bepaalde plekken kan zich veel verkeer ophopen. Matrixborden signaleren locaties waar (alle op zich veilige) voertuigen zich te veel ophopen, waardoor via de lokale

5 Type-II fouten: conform Hering *et al.* (2010): een waterlichaam is onjuist geclassificeerd als goed, zodat er geen maatregelen worden getroffen die werkelijk nodig zijn

snelheidsbeperking voorkómen wordt dat de ongevalsrisico's lokaal toenemen. In het totale systeem kunnen bestuurders (door de koppeling van het autoverkeer aan de basisstations voor mobiele telefonie) via smartphone apps zien of er files staan (afgeleid van de snelheid waarmee mobiele telefoons van basisstation naar basisstation verspringen). De filedruk wordt ook door overheden statistisch op langere termijn bijgehouden voor strategie en beleidsbeslissingen.

In deze parabel over het verkeer worden aldus de effecten aan de 'voorkant' (keuring, normen, monitoring) nuttig aangevuld met overige maatregelen aan de 'achterkant' (matrixborden, file-apps en ongevals/filestatistieken). Op deze wijze verhouden zich enerzijds de regels (in Europa: REACH en de Kader Richtlijn Water) en de beoordelingstechnieken (normen en ESF-toxiciteit). Ze zijn aanvullend en aansluitend, en ze zijn nuttig voor de verkeersveiligheid.

Voor het onderwerp 'toxiciteit en waterbeheer' geldt hetzelfde. Normatieve kaders staan 'aan de voorkant' en beschermen algemeen, en de ESF-toxiciteit vult 'aan de achterkant' aan waar nodig in specifieke zin en duidt de mate van ecologische impact zoals dat via directe effecten op soorten ontstaan als gevolg van de concentratie en samenstelling van een lokaal mengsel.

SPECIFIEKE VORMEN VAN TOEPASSING: HANDREIKING BIJ GEBRUIK

De toepassing van de normen en de ESF-toxiciteit voor de verschillende vormen van toepassing is samengevat in de [Tabel 11](#).

De normen en de ESF-toxiciteit kunnen gebruikt worden voor drie doeleinden: vergunningverlening, handhaving en bestuur & strategie van een waterschap.

Wat betreft de toepassing van de normen het volgende. De formele status van normen voor deze doeleinden is weliswaar complex, maar helder als verplichtend beginpunt voor het voorkómen of terugdringen van toxiciteit. Voor de toetsingen onder het regime van de KRW zijn bijvoorbeeld voor zo'n 120 stoffen wettelijke kwaliteitsnormen beschikbaar, waarvoor een 'resultaatverplichting' geldt. Voor die stoffen is voor de KRW-waterlichamen terugdringen tot concentraties onder de norm verplichtend. Voor een groter aantal stoffen en overige wateren is een Nederlandse beleidsmatige norm van toepassing, waarvoor een inspanningsverplichting geldt. Dit zijn deels gedegen normen, afgeleid volgens de KRW-systematiek en deels indicatieve normen. Indicatieve normen zijn afgeleid met een versnelde methode, waarbij gebruik is gemaakt van een beperkt aantal gegevensbronnen en de eindpunten van de onderliggende studies zonder verdere evaluatie zijn overgenomen.

Er moeten inspanningen geleverd worden voor het terugdringen tot concentraties onder de norm. Als aan de norm wordt voldaan kan vergunning verleend worden omdat er sprake is van afdoende bescherming van de ecosystemen, is er geen signaal dat er tot handhaving moet worden overgegaan, en kan bestuur&strategie de status quo bewaken. Als er niet aan de norm wordt voldaan, kan de vergunning geweigerd worden, wordt handhavend opgetreden, en wordt bestuur en beleid gericht op terugdringing van de overschrijding. Bij handhaving kan overigens overgeschakeld worden naar de toepassing van de ESF-toxiciteit. Bij een overtreding van de milieuregels (bewust of door een incident) is de aanleiding voor handhaving de normoverschrijding, maar zijn zowel de aard en omvang van de te nemen (acute) maatregelen als ook de eventuele strafmaat in een juridisch traject afhankelijk van de ernst van de situatie. Hier kan doorgelinkt worden naar toepassing van de ESF-toxiciteit bij #10 in de tabel.

TABEL 11

#	VRAAGSTELLING	AANPAK	UITSLAG
<i>Norm-domein: toetsing per stof, afhankelijk van wettelijke kaders en per waterlichaam</i>			
1	Vergunningverlening	Toetsing aan norm	Voldoet
2			Voldoet niet
3	Handhaving	Toetsing aan normen	Voldoet
4			Voldoet niet
5	Bestuur en strategie	Communicatie normoverschrijdingen	Aard en aantal
6		Voorstel maatregelenpakket	Plan van aanpak
<i>ESF Toxiciteit domein: evaluatie van verschillen in ecologische effecten op watersysteemniveau, mede i.r.t. overige stressoren</i>			
7	Vergunningverlening	Formele rol: geen	nvt
8		Aabvullend: evaluatie multi-stress	Diagnose
9	Handhaving	Formele rol: geen	nvt
10		Aabvullend: ernst van effecten	Diagnose
11	Bestuur en strategie	Communicatie ecologische effecten	Omvang
12		Voorstel maatregelenpakket	Plan van aanpak

Het systeem 'aan de voorkant' heeft echter enkele beperkingen: (1) het aantal stoffen waarvoor een grondige norm is afgeleid is beperkt, en er wordt wat betreft normafleiding geprioriteerd, hoewel er bij twijfel of gesignaleerde problemen met een stof wordt via zogenoemde 'vigilantie' alsnog een norm wordt afgeleid; (2) de precieze duiding van ecologische effecten van normoverschrijding is per stof, en van mengsels, onduidelijk (Solomon en Takacs 2002); (3) bij een indicatieve norm is er meer twijfel over de betekenis van normoverschrijding dan bij een gedegen norm, (4) de interactie met overige stressoren wordt niet meegewogen, en (5) de risicocommunicatie rond normoverschrijding is niet eenvoudig, omdat bij normoverschrijding effecten niet worden uitgesloten, maar het onderscheid tussen kleinere en grotere ecologische effecten niet direct zichtbaar is. Door dat onderscheid zichtbaar te maken kan de beleidsinspanning om de effecten terug te dringen mede gebaseerd worden op een inschatting van de directe effecten.

RESULTAAT	HANDELINGS- PERSPECTIEF	UITZONDERING / OPMERKING
Afdoende bescherming per stof en lozingspunt	Vergunning wordt verleend Vergunning wordt niet verleend	Incidenten
Afdoende bescherming per stof en lozingspunt	Geen (extra) actie nodig voor de stof	Incidenten
Geen ecologische effecten te verwachten	Maatregelen terugdringen	Mengsels, multi-stress
Ecologische effecten niet uitgesloten	overschrijdingen	Zie ook #10
Ruimtelijke en volgtijdelijke overzichten	Integraal actieplan	Zie ook #11
Inschatting effecten maatregelen	Beleids-evaluatie	Zie ook #12
nvt		
Cumulatieve stress effecten	Integraal actieplan multi-stress	
nvt		
Omvang mengseffect van incident of lozing	Urgentie maatregelen, resp. bepalen strafmaat	
Ruimtelijke en volgtijdelijke overzichten	Integraal actieplan	
Inschatting effecten maatregelen	Beleids-evaluatie	

Vanwege deze beperkingen, en in het kader van de ambities in de KRW, is de ESF-toxiciteit aanvullend en aansluitend afgeleid. De ESF-toxiciteit sluit verder aan op de recent geformuleerde Europese ambitie dat per 2020 een niet-giftige omgeving is gerealiseerd, waarbij specifieke aandacht gevraagd wordt voor mengsel-effecten (EC 2014).

De ESF-toxiciteit ziet op ecologische effecten, en past daarbij waar mogelijk stressor-effect relaties toe. Voor de vergunningverlening is geen formele rol van de ESF-toxiciteit gedefinieerd (zie #7). Wel is het mogelijk om de netto-effecten van meervoudige stress van mengsels in een waterlichaam kwantitatief te beoordelen. Hierdoor kan - in geval van cumulatie van effecten - een vergunningsverlening zo mogelijk gemotiveerd beperkt worden bij dreigende overbelasting van een bepaald watersysteem (zie #8). Onder meer is het mogelijk om de bioassays van de ESF-toxiciteit bij effluenten-toetsing in te zetten, om de netto effecten (en typen effecten) te duiden en te onderkennen. Bij incidenten kan afgeleid worden of de effecten van dat incident relatief klein of groot zijn, en dat is van belang voor het handelingsperspectief voor de waterbeheerder (terugdringing effecten incident) en voor de bepaling van de eventuele strafmaat bij handhaving en vervolging. In het rechtssysteem geldt immers: hoe erger, hoe hoger de strafmaat. Voor bestuur en strategie is het ruimtelijke en volgtijdelijke inzicht in de omvang van effecten in een watersysteem-analyse van belang om de Type-1 fouten te adresseren die uit de KRW-beoordeling op basis van 'one-out-all-out' kunnen volgen. De werkwijze van de ESF-toxiciteit volgt hierbij net als de normstelling de principes van de 'vader van de toxicologie' (Paracelsus): *"alle stoffen zijn giftig, maar het is de dosis/concentratie die bepaalt hoe giftig een stof is"*. De normstelling doet dit 'aan de voorkant' door een veilige concentratie aan te geven, de ESF-toxiciteit aan de achterkant door te duiden wat de mate van effect (van een stof of mengsel) is.

TOEPASSING IN EEN WATERSYSTEEMANALYSE

De ESF-toxiciteit is expliciet bedoeld als benadering in het kader van een watersysteem-analyse. De reden daarvoor is dat de systeemanalyse - in de kern - vergelijkend van aard is: de toxiciteit is "hier" hoger dan "daar". Deze relatieve rangordening is van grote waarde in een systeemanalyse, omdat immers duidelijk wordt waar, door welke stofgroepen, en op welke tijdstippen een watersysteem door stoffen aangetast wordt. De ESF-toxiciteit-systematiek is bij deze relatieve interpretatie uitsluitend gebaseerd op kennis van de ecotoxicologie en de ecologie, inclusief de kalibratie op veldeffecten. Wanneer daarbij verder de stoplichtfunctie zou worden gehanteerd om af te leiden in hoeverre toxiciteit effecten heeft die groter of kleiner zijn dan die van andere stressoren dan geldt dat daarbij voor alle sleutelfactoren effectgrenzen zijn gekozen om het onderscheid groen/oranje en oranje/rood vast te kunnen stellen.

WETENSCHAPPELIJKE ACHTERGRONDEN VAN DE NORMSTELLING EN DE ESF-TOXICITEIT

In de parabel over het wegverkeer zijn de methodieken ‘aan de voorkant’ anders dan ‘aan de achterkant’. Aan de voorkant staan type-keuringen en snelheidsborden, en aan de achterkant staan matrixborden en smartphone apps. Samen zorgen ze voor veilig verkeer, ook bij complexe ‘mengsels’ van voertuigen. Dat is ook zo voor het afleiden van normen in combinatie met het kwantificeren van ecologische effecten.

Bij de afleiding van normen worden de beschikbare ecotoxiciteitsdata geïnterpreteerd volgens vaak internationaal afgestemde en afgesproken methodieken, die een weerslag zijn van meer dan drie decennia succesvolle beleidsinspanningen, en de vereiste van het werken op een ‘level playing field’ (alle te toetsen stoffen leiden via het afgesproken protocol tot een norm die vanwege dat uniforme protocol internationaal gehanteerd kan worden, bijvoorbeeld bij de toelating van een stof). Op historische gronden, en in relatie tot de preventieve doelstelling van de normen, is het doel een geen-effect niveau af te leiden voor elk denkbaar scenario waarlangs effecten kunnen optreden.

Bij de ESF-toxiciteit worden de stressor-respons relaties afgeleid uit dezelfde moeder-set van gegevens (>300.000 data), maar is de focus in de data-analyse gericht op data over de gemeten acute 50%- effect-niveaus en de volledige dosis-effect relaties. Deze andere vraag- en doelstelling leidde tot andere logische keuzes in het data-selectie en -analyse proces. De ESF-toxiciteit richt zich hierbij via het Chemie-spoor op het scenario van directe effecten, die gemodelleerd zijn via (alleen de) SSDs-modellering. Het is goed om hierbij expliciet te melden welke verschillen in data-selectie er voor de SSD-modellering bestaan tussen de werkwijzen van de KRW-normering en de ESF-toxiciteit-Chemie modellering.

Uit interne technische analyses van beide werkwijzen blijkt, dat er tussen de normering en de ESF-toxiciteit-werkwijzen drie subgroepen van stoffen kunnen worden onderscheiden:

- 1 stoffen zonder KRW- of beleidsmatige norm;
- 2 stoffen met een gedegen KRW-norm gebaseerd op SSD;
- 3 stoffen met gedegen KRW-norm die niet op een SSD is gebaseerd

Bij stoffen in groep 1 is goede data-selectie voor de doelen van de ESF-toxiciteit afdoende, en is er geen sprake van een eventuele uitleg van verschillen tussen normering en ESF-toxiciteit werkwijzen.

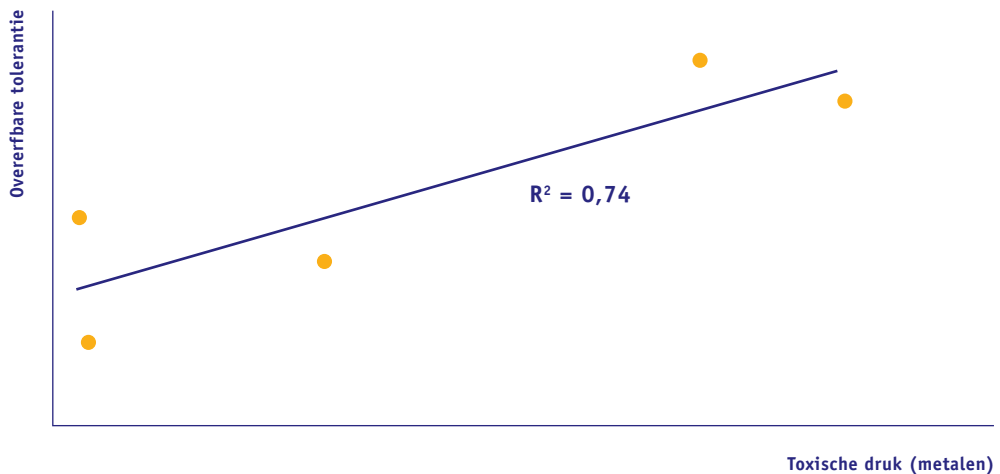
Bij stoffen in groep 2 ligt het voor de hand om de gedegen SSD van de normaflleiding ook te gebruiken bij de ESF-toxiciteit in de tweede trap, als die gericht zou zijn op hetzelfde doel (het geen-effect niveau). Dat is echter niet aan de orde. De ESF-toxiciteit is ingericht om een niveau van ecologische effecten aan te duiden op EC50-niveau. Hierdoor is zijn de data-zoek en -selectie criteria fundamenteel anders geweest dan bij de normstelling. Opgemerkt wordt, dat KRW-toetsing ca. 120 stoffen (Vos *et al.*, 2014) betreft. De beleidsmatige normen meegerekend zijn er voor meer dan 900 stoffen waterkwaliteitsnormen beschikbaar. De eerste selectie van stoffen waarvoor potentieel aandacht bestaat in het waterbeleid omvatte 6020 stoffen (Tabel 2), wat na grondige data- en kwaliteitsevaluatie voor de ESF-toxiciteit leidde tot een naar kwaliteitsklassen geormerkte set van SSD-modellen: 552 stoffen hebben een SSD die afgeleid is met meer dan 10 invoergegevens (verschillende taxa), en 1990 stoffen hebben een SSD die afdoende bruikbaar is voor toepassing in de ESF-toxiciteit (zie Tabel 3). De kwalificaties en keuzes zijn vermeld in het rapport. De ESF-toxiciteit-SSDs zijn daarbij niet noodzakelijkerwijs geselecteerd op basis van de werkwijzen die elders gehanteerd worden. Dit is gedaan om een balans te vinden tussen strenge selectiecriteria enerzijds (die het aantal SSD's uiteindelijk zouden reduceren) en de gewenste hoge aantallen stoffen waarvoor een SSD-EC50 kan worden afgeleid (om te voorkómen dat het effect van een stof niet meegevoegd wordt in de effect-beoordeling terwijl deze stof wel bijdraagt aan de effecten). De kwaliteit van de SSD's die bij een beoordeling met de ESF-toxiciteit-Chemietool worden gebruikt kunnen teruggelezen worden uit de uitvoer van de tool. De ESF-toxiciteit-rekentool geeft daardoor dus een inzicht in de schatting van de ecologische effecten (toxische druk), maar ook in de kwaliteit van de onderliggende SSD. Het spreekt voor zich dat een tool als de ESF-toxiciteit geen methodiek is die - zonder contextuele gegevens - tot maatregelen leidt. De uitslagen geven aan waar en wanneer er in een watersysteem stoffen een effect hebben op de ecologie, en welke onzekerheden daarbij spelen (zoals: een mindere kwaliteit van de SSD van stof). Het ligt bijvoorbeeld niet voor de hand om dure maatregelen te treffen indien alleen bekend is dat de Chemietool voorspelt dat de $msPAF_{EC50}$ gelijk is aan 11%, en dat dit met name veroorzaakt wordt door stof A. Het ligt dan wel voor de hand om na te gaan of die stof wat betreft aanwezigheid verhoogde concentraties heeft ten opzichte van de rest van het watersysteem, of bijvoorbeeld de biobeschikbaarheidscorrectie op 'default' waarden gebaseerd is (en mogelijk is overschat), en of de SSD gebaseerd is op een ruim aantal invoergegevens. De waarde van de ESF-toxiciteit voor watersysteembeheer is afhankelijk van een systeem-analytische en kritische evaluatie van de verschillen tussen locaties, tijdstippen en bijdragen van stoffen aan de $msPAF$ -variatie.

Bij stoffen die in groep 3 vallen is duidelijk dat de normstelling kan signaleren dat er sprake

is van bijvoorbeeld gevoelige ecologische effecten via doorvergiftiging, terwijl de ESF-toxiciteit-werkwijze dit scenario niet dekt, dat wil zeggen: geen ecologische beoordeling geeft van risico's die ontstaan door doorvergiftiging. De ESF-toxiciteit-Chemie werkwijze ziet alleen op de directe effecten (via het spoor Chemie), maar ondervangt een groot deel van de overige scenario's door het spoor Toxicologie.

FIGUUR 16

De toxische druk van een mengsel van metalen (X) is gerelateerd aan de mate van toename van overerfbare metaaltolerantie van veldpopulaties die in metaalverontreinigde gebieden leven (Y). Dit is een aanwijzing voor de ecologische betekenis van (mengsel)toxische druk.



De SSD-modellering binnen de ESF-toxiciteit is geen geheel nieuwe werkwijze. De ESF-toxiciteit werkwijze is bijvoorbeeld afgestemd met de methodieken die in het wereldwijde (UNEP) consensus model USEtox worden gehanteerd (www.usetox.org). Net als de ESF-toxiciteit is ook USEtox een effectgerichte methodiek. De ESF-toxiciteit methodiek gebruikt dosis-effect relaties voor stoffen die vrijwel gelijk zijn aan de methodieken van USEtox. Deze methodieken zijn gevalideerd, wat betekent dat een toename van de (via de ESF-toxiciteit bepaalde) voorspelde omvang van de ecologische effecten in een serie monsters relateert aan de waargenomen toename van ecologische effecten in het veld. Het oudste voorbeeld hiervan stamt uit

1992, en wordt in [Figuur 16](#) getoond (Posthuma 1992). Bij toename van de toxische druk van metalen en blootstelling over vele generaties neemt de overerfbare tolerantie van blootgestelde dierpopulaties systematisch toe. Nadien zijn meerdere validatiestudies gepubliceerd, met dezelfde uitkomst: toename van toxische druk gaat gepaard met toename van ecologische effecten.

Door bewuste en doelgerichte keuzes bestaan er technisch-wetenschappelijke verschillen tussen normstelling en effectbeoordeling. De ESF-toxiciteit kan hierbij twee internationaal geaccepteerde methodieken (bv. de geaccepteerde werkwijzen in de EU-KRW en bij de UNEP-USEtox methodiek) niet unificeren. Dat hoeft ook niet. Beide methoden hebben geen elkaar uitsluitende betekenis, noch is er een vereiste om dezelfde methodieken toe te passen. Beiden zijn internationaal geaccepteerde methodieken, die geschikt zijn voor beide afzonderlijke doelen.

WETENSCHAPPELIJKE ASPECTEN VAN ANDERE SLEUTELFACTOREN

Bij de afleiding van de sleutelfactoren 1 tot en met 7 wordt gebruik gemaakt van ecologische kennis die in het veld verzameld wordt. Die kennis omvat de relaties tussen de stressoren en de effecten onder veldcondities. Dit leidt onder meer tot soorten-verdelings modellen (Species Distribution Models, SDMs), en andere vormen van het vastleggen van stressor-respons relaties. Uit die brede ecologische kennis, die al sinds de benoeming van de ecologie als discipline eind 19e eeuw ontwikkeld is, worden effect-grenzen afgeleid, die dus daadwerkelijke effect-gerelateerde grenzen zijn. Opgemerkt zij, dat SDMs en SSDs beide stressor-respons relaties zijn, waardoor er sprake is van conceptuele vergelijkbaarheid van beide modellen (dus voor de sleutelfactoren ESF1-7 en ESF-toxiciteit). Van laboratorium-gegevens afgeleide SSDs voor toxische stoffen zijn echter noodzakelijk, omdat het onethisch en ondoenlijk is om voor elke toxische stof veldgegevens te verzamelen over veld-dosis-effect relaties van die stoffen. Waar SSDs en SDMs dus conceptueel vergelijkbaar zijn is de normering voor bijvoorbeeld stikstof en fosfaat voor oppervlaktewateren echter geheel anders dan bij toxische stoffen. Bij stikstof en fosfaat is de norm systeem- en effect gerelateerd. Bij toxische stoffen is de norm gericht op de meest gevoelige soort. Hierdoor kan de ESF-toxiciteit afgestemd worden op de andere ESF's als dat gebeurt op een effect-niveau dat voor alle ESF's de omslag van groen naar rood zou moeten duiden, maar is dat niet mogelijk voor normen voor toxische stoffen.

BIJLAGE 2

Technische aspecten van het Chemie-spoor





Deze bijlage beschrijft enkele technische details, die van belang zijn geweest bij de afleiding van het Chemie-spoor van ESF-toxiciteit en bij het gebruik van de Access tool.

ACHTERGRONDEN VAN HET SSD MODEL

Om uit een milieuconcentratie van een stof de toxische druk van een watermonster af te kunnen leiden, worden eerst alle beschikbare toxiciteitsgegevens van deze stof verzameld. Vervolgens worden deze gegevens van allerlei verschillende soorten gebruikt om per stof een zogenoemde soorten-gevoeligheidsverdeling te maken. In het Engels is de term voor deze methodiek: SSD, *Species Sensitivity Distribution* (zie Posthuma en De Zwart (2014)). Een SSD is een cumulatieve verdelingscurve van de gegevens, waarbij met toenemende concentraties op de x-as het percentage soorten dat een toxisch effect zal ondervinden (y-as) toeneemt tot uiteindelijk de concentratie zo hoog is dat alle soorten een effect ondervinden. De Y-as loopt dus van 0 tot 100%; zie [Figuur 5](#)).

Let op:

De toxische druk wordt uitgedrukt als de Potentieel Aangetaste Fractie; de eenheid van fractie is in theorie altijd dimensieloos, dus PAF kan variëren tussen 0 (geen effect op soorten voorspeld) en 1 (effect voorspeld op alle soorten). In de (inter)nationale literatuur over toxische druk en PAF is het (vanwege de formulering van de beschermings-doelstelling als percentage van de soorten) een ingeslopen gebruik, dat de voorspelde effecten uitgedrukt worden als percentage van de soorten met een effect, dus: een toxische druk, die uitgedrukt wordt als PAF (fractie), maar waarbij de uitslag is genoteerd als percentage, dus tussen 0 en 100%. In dit rapport gebruiken we daarom de percentage-notering.

Toxische druk van een stof

Als de SSD-curve voor een stof en een blootstellingsvorm (acuut of chronisch) eenmaal is vastgesteld, is het bepalen van de (acute of chronische) toxische druk niets anders dan op de y-as een percentage (acuut of chronisch) beïnvloedde soorten aflezen behorend bij de concentratie die in het oppervlaktewater is vastgesteld (x-as). De resulterende grootte (toxische druk) geeft dus aan hoe 'gevaarlijk' het watermonster is, in principe voor de verzameling van de in het laboratorium geteste soorten. Omdat aangenomen wordt dat toenemende druk op testsoorten inzicht geeft in de druk op veldsoorten geldt dat hoe hoger waarde van de (mengsel) toxische druk, hoe groter het aantal veld-soorten dat te lijden zal hebben van de aanwezige toxische stoffen. Toenemende toxische druk betekent een toenemende kans op biodiversiteits-effecten.

Toxische druk van een mengsel

In Figuur 5 zijn de SSDs van twee verschillende stoffen weergegeven. De twee SSDs liggen van elkaar gescheiden doordat stof A toxischer is dan stof B. De figuur toont hoe de toxische druk per stof wordt afgeleid bij een gemeten concentratie ($X > Y$). Het voorspelde effect van beide stoffen samen kan vervolgens afgeleid worden door gevalideerde rekenregels voor het kwantificeren van mengseleffecten (De Zwart en Posthuma 2005). Hierbij spelen de werkingsmechanismen van de stoffen in het mengsel een rol. Stel dat de stoffen A en B eenzelfde werkingsmechanisme hebben. Een grote meerderheid van alle stoffen is bijvoorbeeld apolair narcotisch, wat betekent dat uitsluitend de werking en de doorlaatbaarheid van celmembranen wordt verstoord.

Dit specifieke werkingsmechanisme geeft aanleiding tot de zogenaamde 'minimum- of basis toxiciteit'. De ene stof kan wel veel toxischer zijn dan de andere, maar grijpt aan op exact dezelfde receptor in het organisme. De toxiciteit van het mengsel wordt dan berekend door de concentraties te schalen (via HU - Hazard Units) op de toxiciteit van de individuele stoffen alvorens de concentraties op te tellen. De hellingen van zowel de individuele als de gemeenschappelijke SSDs worden bij deze berekening gelijk verondersteld. De rekenregel die bij een gelijk werkingsmechanisme wordt toegepast heet 'concentratie-additiviteit'. Indien de stoffen A en B echter verschillende werkingsmechanismen hebben (bijv. stof A is een herbicide en stof B is een insecticide, en de stoffen leiden via hun concentraties tot PAF-waarden van 0.5 en 0.3 voor stof A resp. stof B, conform de figuur), dan worden de effecten van dit mengsel geschat via de rekenregel: $msPAF = 1 - (1 - 0.5) * (1 - 0.3) = 0,65$. Dat wil zeggen: 65% van de soorten zou zijn aangetast door dit mengsel van stof A en B.

De rekenregel die in dit voorbeeld wordt toegepast is toxicologisch onderbouwd en heet 'respons-additiviteit'. De basis voor deze regel is dat een soort uiteraard 'maar één keer kan verdwijnen' (als gekeken wordt naar sterfte). Het effect van een stof wordt benaderd als onafhankelijk van het effect van andere stoffen. Dit voorbeeld toont hoe concentratie-metingen van diverse stoffen worden omgerekend naar de toxische druk per stof, en vervolgens via aggregatie tot de totale toxische druk van het mengsel. Bij deze aggregatie zijn de werkingsmechanismen van de stoffen in het mengsel van belang.

In de rekentool die voor ESF-Chemie is ontwikkeld wordt voor het bepalen van toxische druk van mengsels dan ook rekening gehouden met de aanwezigheid van stoffen en stofgroepen met verschillende werkingsmechanismen. De rekenregels die daarbij horen zijn in de rekentool van het Chemie-spoor geïmplementeerd. De gebruikte rekenregels gelden voor de meest gebrui-



kelijke situatie. Dat is een situatie waarin de stoffen in het mengsel zijn onder te verdelen in subgroepen met onderling eenzelfde werkingsmechanisme (bijvoorbeeld: een groep insecticiden en een groep fotosyntheseremmers). In dit geval rekent de tool met de rekenregel van de ‘concentratie-additiviteit’ binnen de stofgroepen, en ‘respons-additiviteit’ tussen de groepen. Met andere woorden: de toxische druk van een mengsel uit een gebruikelijke veldsituatie met ‘complexe mengsels’ wordt via een zogenoemde ‘mixed-model’-benadering gekwantificeerd.

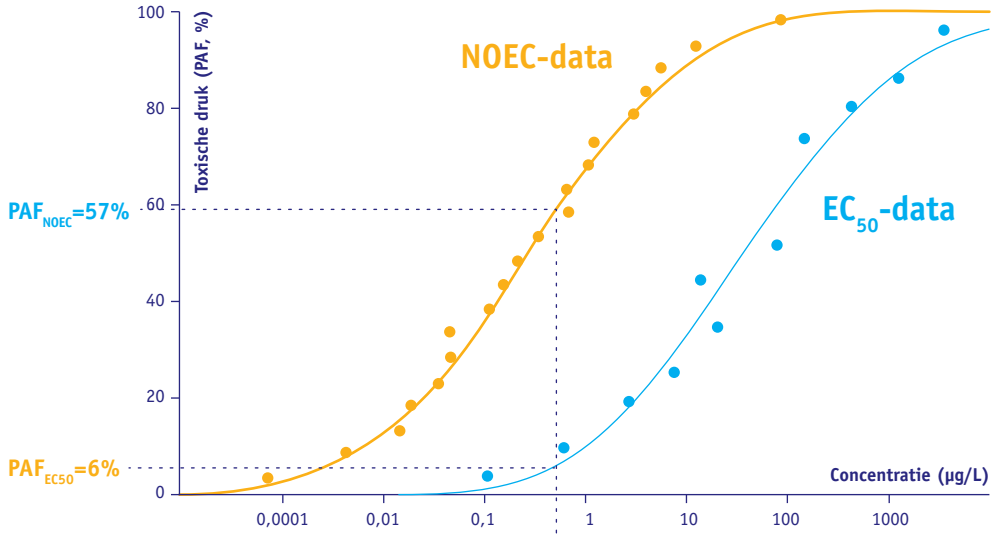
Acute en chronische toxische druk

Bij de ESF-toxiciteit is gekozen om de toxische druk te baseren op acute (snel werkende) toxiciteit. Hier zijn twee redenen voor. Allereerst wordt verwacht dat de relatie met werkelijke (meetbare) ecologische effecten in het veld hierdoor verbetert. Hoe dit uitwerkt wordt getoond in een rapport over de kalibratie van de eenheid ‘toxische druk’ op waargenomen ecologische effecten (Posthuma et al. 2016a). Daarnaast zijn de benodigde toxiciteitsgegevens voor de ESF-toxiciteit-modellering voor dit eindpunt groter in aantal, statistisch betrouwbaarder te bepalen, en is de dekking van de gegevens over de soortgroepen in het algemeen vollediger dan de alternatieve modellering van effecten via chronische eindpunten. Als basis voor de bepaling van de toxische druk wordt bij de ESF-toxiciteit-modellering daarom gebruik gemaakt van zogenaamde acute EC_{50} -waarden. Dit zijn concentraties waarbij de testorganismen tijdens een korte blootstelling (veelal <1 week) 50% effect op de overleving, groei of reproductie ondervinden. In de ESF-toxiciteit wordt de toxische druk daarom uitgedrukt als fractie van de soorten waarvoor de acute EC_{50} wordt overschreden. In een studie met verontreinigde sedimenten in het benedenrivierengebied is aangetoond dat deze acute toxische druk een goede en directe relatie vertoont met daadwerkelijke effecten op de biodiversiteit van de aanwezige macrofauna (Posthuma en De Zwart 2012). Als vuistregel gaf die studie aan: “een acute toxische druk van $p\%$ (bijv. $msPAF_{EC50} = 10\%$) komt overeen met ongeveer $p\%$ soortenverlies (bv. 10% soortenverlies)”.

Overigens wil deze keuze voor het kwantificeren van de acute toxische druk niet zeggen dat er met deze sleutelfactor niet ook een indruk over chronische (langzaam werkende) toxiciteit kan ontstaan. Hiervoor gelden alleen andere maatstreepjes op dezelfde PAF-maatlat. Als de acute toxische druk bijvoorbeeld 6% is (de acute EC_{50} zou voor 6% van de geteste soorten overschreden worden) dan kan de fractie soorten met chronische effecten bijvoorbeeld 57% zijn (zie [Figuur 17](#)). Deze verhouding is hier slechts een voorbeeld. De werkelijke verhouding tussen de waarden van een acute en een chronische toxische druk van een monster worden bepaald door de ligging en de hellingen van de SSDs-curves, en kan per stof verschillen (zie [§3.1](#), en verder ook het eerdergenoemde kalibratie-rapport, Deel 2).

FIGUUR

Voor één stof kunnen meerdere SSD's worden afgeleid, zoals een SSD_{NOEC} op basis van chronische testen gericht op het vaststellen van een geen-effect niveau (rood) en de SSD_{EC50} op basis van acute EC_{50} -waarnemingen. Bij één gemeten milieuconcentratie geldt dus dat tegelijkertijd geldt dat bij 57% van de soorten meer dan 'enige mate van effect' zal optreden, en bij 6% van de soorten meer dan 50% effect.



DE RELATIE TUSSEN SSD'S VOOR NORMSTELLING EN VOOR KWANTIFICEREN VAN DE TOXISCHE DRUK

SSD-modellen worden wereldwijd toegepast voor de afleiding van generieke waterkwaliteitsnormen voor stoffen, scenario-specifieke normen en het kwantificeren van effecten (toxische druk) bij verontreinigingen (Posthuma *et al.* 2002, Posthuma en De Zwart 2014). Ook wordt de techniek succesvol toegepast voor de beoordeling van andere stressoren (zie o.a. De Hoop *et al.* (2015)). Belangrijk in deze benadering is de aard van de toxiciteitsgegevens waar de SSD-curve op is gebaseerd. De gevoeligheid van soorten neemt toe naarmate de blootstelling aan een stof langer duurt. Een SSD-curve gebaseerd op toxiciteitsgegevens uit chronische blootstellingsexperimenten ligt dus links (hogere gevoeligheid) van de SSD-curve voor dezelfde stof, maar dan gebaseerd op experimenten met een kortdurende blootstelling. Bij één bepaalde milieuconcentratie is de chronische toxische druk ($PAF_{\text{chronisch}}$) dus altijd groter dan de acute toxische druk (PAF_{acuut}).



Het verband tussen het gebruik van SSD's bij normstelling en bij de ESF-toxiciteit is als volgt⁶: bij de preventieve normstelling maakt men gebruik van SSD's, die op chronische geen-effect concentraties (NOEC's, *No-Observed Effect Concentrations*) zijn gebaseerd. Een chronische NOEC is de concentratie waarbij een bepaalde soort bij een langdurige blootstelling nog net geen negatief effect ondervindt. De norm wordt dan afgeleid van de concentratie waarbij 95% van de soorten blootgesteld is onder het geen-effect niveau; deze concentratie staat bekend als het 95%-beschermingsniveau. Bij een dergelijke blootstelling wordt beleidsmatig aangenomen dat het watersysteem wat betreft structuur en functie van het ecosysteem intact is. Verder bestaat er de MAC-MKN (Maximaal Aanvaardbare Concentratie - milieukwaliteitsnorm) voor kortdurende blootstelling.

De MAC-MKN beoogt een acuut geen-effect niveau te zijn. Voor de kwantitatieve beoordeling van waterverontreiniging via de ESF-toxiciteit is gekozen om gebruik te maken van SSD's gebaseerd op acute EC₅₀-waarden, in plaats van (a) chronische NOECs zoals voor preventieve normstelling, resp. (b) acute NOECs (zoals MAC-MKN). Acute EC50-waarden zijn concentraties, waarbij een soort tijdens een kortdurende blootstelling 50% effect op parameters als overleving of groei ondervindt. Deze keuze is gebaseerd op meerdere argumenten. Zolang er in een watersysteem acute effecten optreden is het vanuit een beheerdersperspectief relevanter om de maatregelen op deze probleemsituaties te richten. Hier is ecologisch de grootste winst te behalen. Daarnaast is er een praktisch argument: er zijn veel meer acute dan chronische toxiciteitsdata beschikbaar. De SSD's voor acute effecten zijn daardoor meer betrouwbaar dan de SSD's voor chronische effecten.

DE STOFFEN IN DE ESF-TOXICITEIT

De stoffen die zijn opgenomen in de ESF-toxiciteit zijn op twee manieren verzameld. Ten eerste zijn alle stoffen opgenomen die in (wetenschappelijke) toxiciteitsdatabases voorkomen. Ten tweede zijn alle stoffen die beleidsrelevant zijn opgenomen.

Bij de selectie van beleidsrelevante stoffen is de zogenaamde PARAmeter-CAS-nummer (PARCAS-)lijst van het Informatie Huis Water (IHW). Hierin zijn ruim 3000 stoffen met CAS-nummer opgenomen. Daarnaast zijn er ca. 70 somparameters opgenomen. De huidige PARCAS-lijst is gegroeid als lijst van stoffen die ooit in een beleids- of beheer/vergunningkader relevant zijn geworden, onder meer vanwege uitgevoerde toetsingen.

⁶ Zie voor uitgebreide uitleg de website: www.rivm.nl/rvs/normen

De PARCAS-lijst bevat het CAS-nummer, de parametercode en de parameternaam. Deze basis-lijst is per stof voor ESF-toxiciteit aangevuld met de volgende kenmerken:

- **Heeft de stof een norm en zo ja, welke?**
 - Waternorm (inclusief biotnorm);
 - Prioritaire stof conform lijst 2006;
 - Specifiek verontreinigende stoffen 2006;
 - Prioritaire stof conform lijst 2012;
 - Norm in Nationaal kader 2014.
 - Grondwaternorm;
 - GWR-norm (drempelwaarden voor arseen, cadmium, nikkel, lood, chloride en fosfaat);
 - Interventiewaarden grondwater.
 - Bodemnorm.
 - Besluit bodemkwaliteit: IW waterbodem.

- **Wordt de stof gemeten? En zo ja, hoe vaak?**
 - Door Rijks Water Staat (RWS);
 - Door regionale waterbeheerders;
 - I.h.k.v. de Bestrijdingsmiddelenatlas.
- **Overschrijdt de stof de waternorm (zie tekstkader)? En zo ja, hoe vaak?**
 - Volgens KRW-rapportages per waterlichaam?;
 - Volgens de Bestrijdingsmiddelenatlas per locatie?;
 - Grondwater data KRW portaal per grondwaterlichaam.

- **Krijgt de stof aandacht in het emissiebeheer?**
 - Komt de stof voor in de emissieregistratie?;
 - Komt de stof voor in de monitoring van RWZI's o.b.v. de Watson database.

Uit de aldus aangevulde PARCAS-lijst is voor het ESF-toxiciteit-Chemie-spoor de 'Lijst beleids-relevante stoffen' afgeleid. Van in totaal 6020 stoffen die in deze studie in beschouwing zijn genomen zijn 3051 stoffen aangetroffen in Nederlandse (beleids)stukken (categorieën A-E, G en H, zie Tabel 2), terwijl een vergelijkbaar aantal (2969) wel in databestanden met toxiciteitsgegevens is aangetroffen, maar niet in beleidsstukken (categorie F in tabel 2). De categorieën G en H worden voor de ESF-toxiciteit in termen van toxiciteit niet van belang geacht, en buiten beschouwing gelaten.



TOETSING STROOM GEBIED BEHEER PLAN (SGBP)

Voor de toetsing van 2014 zoals gepubliceerd op het waterkwaliteitsportaal was het de bedoeling dat er aan de nieuwe normen getoetst zou worden. Dit is niet door alle waterbeheerders identiek uitgevoerd, zonder dat momenteel duidelijk is in welke gevallen de nieuwe normen gebruikt zijn (pers. John Hin, RWS).

In de database op het portaal is niet zichtbaar op welke normen de concentraties van stoffen zijn getoetst, maar wel op basis van welke meetwaarde. Het overgrote deel van de As en Cu-toetsingen (ook van RWS) is uitgevoerd op basis van NVT (dus totaal-water) metingen. Dat is de oude norm. Het lijkt er dus op dat er vooral op basis van oude normen is getoetst. In mei/juni 2015 komt de nieuwe toetsing, die wel op basis van Nationaal kader normen is uitgevoerd. De grootste verschillen tussen Nationaal kader 2014 en specifiek verontreinigende stoffen 2006 zit in het aantal stoffen (nieuwe lijst bevat minder stoffen) en in de metalen (normwijzigingen).

TOETSING BESTRIJDINGS MIDDELEN ATLAS (BMA)

De toetsing volgens de bestrijdingsmiddelenatlas hangt af van het toetsingsmoment, aangezien er de laatste jaren een beperkt aantal normwijzigingen is geweest. De meest in het oog springende wijziging tussen BMA en Nationaal kader geldt voor Imidacloprid. In het Nationaal kader is een lagere norm vermeld.

VERGELIJKING SGBP EN BMA

Een directe vergelijking tussen de uitkomsten van de SGBP en de BMA resultaten is lastig omdat de meetpunten niet gelijk zijn. In de stoffen die vallen onder categorie A van de ESF-toxiciteit blijken toch 7 prioritaire stoffen te zijn die cf. de SGBP's niet overschrijden terwijl de BMA wel 1 of meer overschrijdingen rapporteert. Voor specifiek verontreinigende stoffen zijn er 39 stoffen die niet overschrijden, terwijl de BMA wel overschrijdingen rapporteert. Vermoedelijk betreft dit ook bestrijdingsmiddelen die in Nationaal kader niet genormeerd zijn. Het omgekeerde komt niet voor.

PRIORITERING

Voor ESF-toxiciteit is de PARCAS-lijst onderverdeeld in 4 categorieën (met categorie A als hoogste prioriteit voor de ontwikkeling van ESF-toxiciteit en categorie D als laagste prioriteit):

Criteria voor categorie A-stoffen:

- Alle prioritair stoffen cf. de lijst 2012;
- Alle probleemstoffen: stoffen die minimaal 5 keer de meest recent getoetste waternorm overschrijden (o.b.v. databases Waterkwaliteitsportaal);
- Alle overschrijdende stoffen cf. toetsing bestrijdingsmiddelenatlas (> 5x normoverschrijding);
- De top 5 Watch-list stoffen: amidotrizoïnezuur, carbamazepine, metformine, metoprolol en di-isopropylether.

Criteria voor categorie B-stoffen:

- Als de stof gemiddeld in 2012 of 2013 meer dan 50 keer per jaar is gemeten in landelijke stoffendatabases (IHW)?;
- Alle probleemstoffen: stoffen die 1- 5 keer de meest recent getoetste waternorm overschrijden (o.b.v. databases Waterkwaliteitsportaal);
- Alle overschrijdende stoffen cf. toetsing bestrijdingsmiddelenatlas (1- 5x normoverschrijding);
- Stoffen die in 2010, 2011 of 2012 meer dan 20 keer aangetroffen zijn in oppervlaktewater en zijn aangeleverd aan de bestrijdingsmiddelenatlas;
- De overige *Watch list* stoffen.

Criteria voor categorie C-stoffen:

- Stoffen waarvoor bekend is dat ze regelmatig de interventiewaarde waterbodem of grondwaternormen overschrijden (i.v.m. afstemming op die compartimenten);
- Stoffen die meer dan 7 keer per jaar in het in- of effluent zijn aangetroffen o.b.v. de Watson database (2006-2012);
- Stoffen die zijn opgenomen in de Emissieregistratie.

Categorie D:

- Alle overige stoffen.

AFLEIDING VAN SSD'S EN DE BETROUWBAARHEID VAN SSD'S

Principes

In de hoofdtekst wordt vermeld, dat de SSD voor een stof in principe wordt afgeleid met de EC₅₀-testgegevens van ten minste 6 soorten. Voor stoffen die niet aan dit criterium voldeden, is gekeken of met een extrapolatie als nog aan dit criterium kon worden voldaan door sequentieel te kijken naar:



- Extrapolaties vanuit acute NOEC's;
- Extrapolaties vanuit chronische EC_{50} -waarden;
- Extrapolaties vanuit chronische NOEC-waarden.

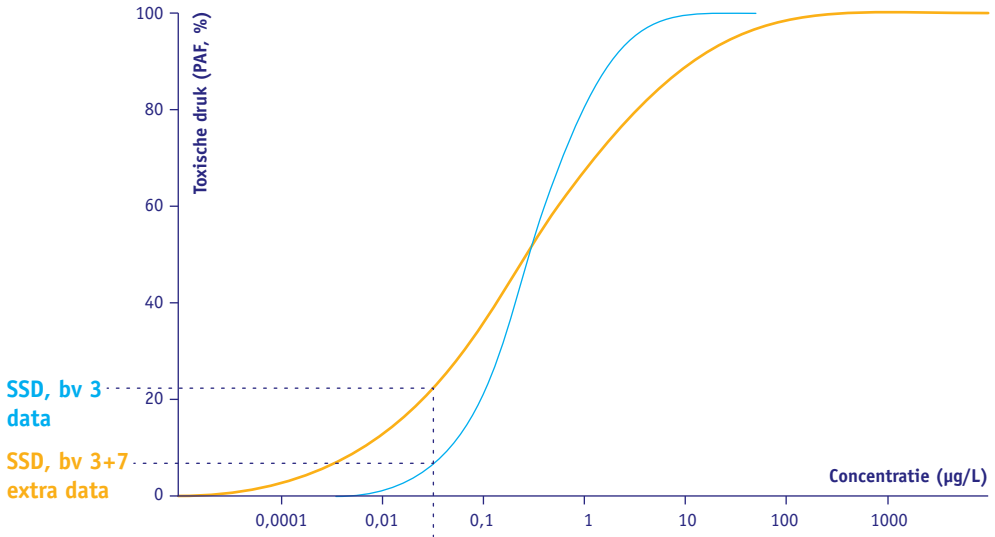
Dergelijke extrapolaties zijn mogelijk, omdat er tussen de acute en chronische SSD's van stoffen wetmatige patronen bestaan (De Zwart 2002). Op een 10log-schaal (zie x-as van **Figuur 5**) liggen de mediane waarden binnen deze vier sets aan toxiciteitsgegevens (acuut/chronisch & NOEC/ EC_{50}) op systematische afstanden van elkaar. Zo verschilt de mediane acute EC_{50} een 10log-factor van 0,5 van zowel de mediane acute NOEC als mediane chronische EC_{50} . Daarnaast verschilt de mediane acute EC_{50} een 10log-factor van 1 van de chronische NOEC.

SSD's voor stoffen met toxiciteitsgegevens van slechts 4 of 5 soorten zijn minder betrouwbaar dan wanneer er voor veel meer soorten toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn. Een nadelig effect hiervan is echter zo goed mogelijk tegen gegaan door ook gebruik te maken van kennis over het werkingsmechanisme. Stoffen met eenzelfde werkingsmechanisme hebben SSD's met eenzelfde helling (maar een ander middelpunt). Voor alle stoffen met eenzelfde werkingsmechanisme is daarom een standaard helling gehanteerd, die is gebaseerd op stoffen met een grote dataset aan toxiciteitsgegevens. Voor stoffen met eenzelfde werkingsmechanisme maar minder toxiciteitsgegevens hoefde daarom alleen het middelpunt geschat te worden. Dit kan met minder data worden uitgevoerd.

Voor sommige stoffen kon ook na de extrapolaties uit §3.2.2 geen SSD worden afgeleid door een gebrek aan toxiciteitsgegevens. In sommige van die gevallen is besloten om de mogelijke toxiciteit van zo'n stof alsnog te schatten. Dit is alleen gedaan als er een "zuster-stof" is, die én een SSD heeft én toxischer is. Een voorbeeld is endrin. Hiervoor kon geen SSD worden afgeleid, maar dieldrin is een zuster-stof, waarvoor wel een SSD is afgeleid én die giftiger is. In die gevallen kan de toxiciteit van endrin als nog worden geschat, zei het met een grotere onzekerheid. De berekende toxische druk kan bij het gebruik van 'toxischer' zusterstoffen aan de hoge kant zijn ten opzichte van de werkelijke toxische druk van de gemeten stof. Bij de interpretatie dient dit te worden meegewogen. Of er gebruik wordt gemaakt van gegevens over de toxiciteit van zusterstoffen is na te gaan in de rekentool. In de tabel "Chemical names and codes" onder de kop "CASReplace" en "RemarkCASReplace" is weergegeven welke stof er is gebruikt om de toxiciteit af te leiden. Verder is dit ook te zien bij de toxiciteitsevaluatie van individuele stoffen in het resultaat van de query "P50QryAcuteHUPAF" onder de kop "ToxReplacedByCAS#" en "ToxReplacedByChemNam".

FIGUUR 18

Schematische uitleg van het effect van SSD-kwaliteit op toxische druk. De zekerheid van de berekende toxische druk wordt bepaald door de betrouwbaarheid van de SSD en daarmee door het aantal waarnemingen waarop de SSD gebaseerd is. De figuur toont een hypothetisch voorbeeld waarbij de SSD van een stof met eerst met drie en later met tien (3+7) gegevens kan worden afgeleid. De toxische druk bij de situatie met drie gegevens wordt overschat.



Resultaten

Voor stoffen met acute EC_{50} -waarden voor minstens 6 verschillende soorten zijn de SSD's direct afgeleid, met als hoogste kwaliteitscore "meer dan tien acute EC_{50} 's", en op één na hoogste score "idem, 6-10 gegevens". Indien er minder gegevens beschikbaar waren wordt de SSD voor die stof minder betrouwbaar.

Uiteindelijk zijn er 1990 SSD's afgeleid, waarvan 1083 direct gebaseerd konden worden op acute toxiciteitsgegevens voor meer dan 6 soorten (552+531)⁷. De rest van de SSD's is afgeleid

7 Dit zijn dus expliciet SSD's van acute toxiciteit op EC_{50} niveau. Voor de normstelling wordt gericht op chronische toxiciteit en geen-effect niveau. Hierdoor ontstaat een groot verschil in aantal stoffen waarvoor een SSD kan worden afgeleid. Voor de ESF-toxiciteit is dit aantal (veel) groter dan voor de normstellingscontext.



door een extrapolatie op basis van andere toxiciteitsgegevens, zoals chronische NOEC's. Hierdoor konden er ook voor andere stoffen SSD's worden afgeleid, die vergelijkbare eigenschappen hebben als de 1083 genoemde SSD's (acute EC_{50}): het gebruik van deze SSD's levert een schatting van de acute toxische druk. De extrapolatie kent een minimum aantal van drie testgegevens. De definities van de scores, en de aantallen SSD's per kwaliteitsklasse, zijn samengevat in Tabel 3. Dit minimumaantal testen dat gebruikt is om een SSD te extrapoleren uit data is gelijk aan het aantal gegevens dat internationaal geldt als basisset voor het afleiden van een norm (ten minste drie taxa).

DE MS-ACCES REKENTOOL VOOR BEPALING TOXISCHE DRUK

Deze tool is geschikt gemaakt voor Nederlandse waterbeheerders, maar er is ook rekening gehouden met toepasbaarheid voor (aanstaand) internationaal gebruik. Deze basis-keuze is gemaakt, omdat de Kaderrichtlijn Water - waarop de tool aansluit - nu eenmaal een internationale richtlijn is. Dit betekent dat er pragmatische keuzes gemaakt zijn, zoals de keuze voor Engels als taal die in de tool gebruikt wordt. De tool gebruikt bijvoorbeeld "SW" (surface water), terwijl in Nederland OW (oppervlakte water) gebruikt zou worden. Het gebruik van de Engelse taal betekent onder meer dat niet alle (technische) details konden worden opgelost, zoals: spelfouten- en spellingsverschillen die (inter)nationaal bestaan voor de naamgeving van stoffen, of problemen met CAS-nummers. Ook kon hierdoor de tool niet volledig "Aquo-standaard" proof gemaakt worden. In de gebruikershandleiding (Deel 3 van de ESF-toxiciteit rapportenserie) wordt daarom een lijst van aandachtspunten gegeven, om de toepassing van de tool te ondersteunen, eventuele problemen (die "buiten de tool" bestaan en zullen blijven bestaan) te helpen oplossen of praktisch hanteerbaar te maken.

Voor een watersysteemanalyse wordt het invoer-Excelbestand door de gebruiker gevuld met de relevante concentratiegegevens van een watersysteem. De invoerstandaard is het bestand "ConcentrationData.xlsx". De uitvoer is wederom een MS-Excel-bestand (ieder monster één regel, de invoergegevens worden in de uitvoer ook getoond). Door de uitvoer in de vorm van een Exceltabel (1 regel per monster) kan de gebruiker de resultaten (totale toxische druk, toxische druk van metalen, gemiddelde toxische druk van een serie monsters, enz.) eenvoudig verder analyseren (door het berekenen van gemiddelden, trends in de tijd, enz.). Voor de duidelijkheid bevat de uitvoertabel ook de bijbehorende invoergegevens (tabblad "WaterConcentration-Data") en de beschrijving van de uitgevoerde rekenstappen (tabblad "ExplanationOfOutput").

Goede invoergegevens zijn cruciaal. Dit betreft enerzijds een controle op eenheden (let op: de ESF-tool kent voor chemische stoffen alleen $\mu\text{g/l}$), codes etc., zoals altijd van belang is.

Daarnaast moeten er voor deze specifieke rekentool in meerdere gevallen keuzes worden gemaakt, voordat gegevens op een zinvolle manier door de tool kunnen worden verwerkt. De belangrijkste keuzes en de noodzakelijke bewerkingen worden in [Bijlage 2](#) toegelicht, en zijn ook vastgelegd op een tabblad in de standaardfile voor invoergegevens.

In theorie is elke stof giftig, als organismen er maar genoeg aan worden blootgesteld. Dit betekent dat er een keuze is gemaakt over welke stoffen wel en welke stoffen niet worden meegenomen. Deze keuzes hebben vooral betrekking op anorganische stoffen. Zo zijn Ca, Mg niet opgenomen als toxische stof (wel als ondersteunende parameter), maar sporenelementen als Cu, Zn en Co wel. Ook bij de nutriënt-parameters is sprake van een overgangsgebied. Fosfaat en nitraat zijn stoffen die niet in de rekentool zijn opgenomen, terwijl nitriet juist wel is meegenomen. De totale stoffenlijst is voor de gebruiker eenvoudig in te zien in het invoerbestand (werkblad “*Chemical Names and codes*”).

Het resultaat van de berekeningen die de tool uitvoert bestaat uit waarden voor de mengsel-toxische druk (msPAF-waarde) voor het monster als geheel. Als voorbeeld: Een msPAF van 32% betekent in letterlijke zin dat bij 32% van de getoetste soorten de acute EC_{50} (50% effecten of meer) zou zijn overschreden, indien zij aan dit monster zouden worden blootgesteld. In ecologische zin gaat het uiteraard om de effecten op veld-soorten (en niet op de getoetste soorten); daarbij wordt aangenomen dat de SSD als geheel ook de gevoeligheidsverdeling van niet-geteste veldsoorten weerspiegelt. Dat betekent vervolgens weer, dat een msPAF van 32% geïnterpreteerd wordt als een voorspeld effect op 32% van de veldsoorten. Het kalibratierapport toont de verhouding tussen toxische druk en ecologische effecten (Posthuma *et al.* 2016a).

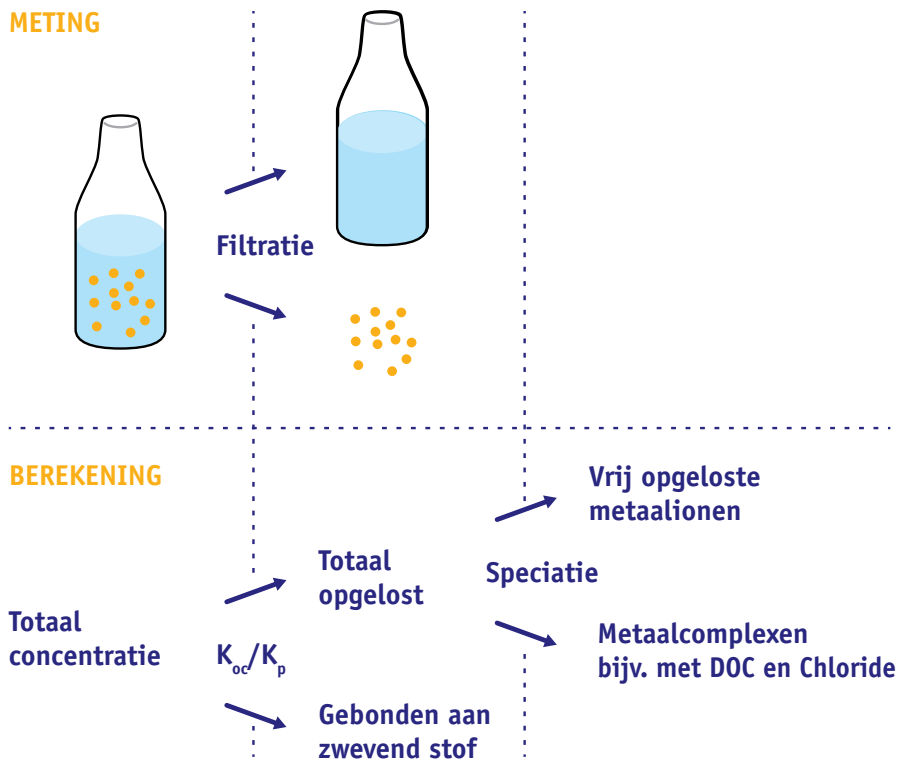
Het uitvoerbestand bevat eerst de gegevens om de getoetste monsters te identificeren (zoals monstercode, beheerder, datum en jaar; één regel per monster). Daarna de kwantitatieve resultaten over mengsel-toxische druk van alle stoffen in het totale monster: aantal stoffen in de berekening, en de msPAF-totaal, daarna de top-5 van stoffen die in een monster het meest bijdragen aan de mengsel-toxische druk, gevolgd door de bijdrage van bepaalde stofgroepen aan de toxische druk, in diverse “uitsnedes”. De uitsnedes geven onder meer de toxische druk van specifieke subgroepen van stoffen (de toxische-druk bijdrage van metalen, anorganische stoffen en organische stoffen), of de toxische-druk bijdrage van bepaalde vormen van gebruik van stoffen, zoals “verbranding”, “gebruik van huishoudchemicaliën” of “pesticiden”. Inzicht in ruimte- of tijd patronen in de totale toxische druk van alle stoffen, en/of van bepaalde stofgroepen, en/of van bepaalde gebruiks-gerelateerde redenen van emis-



sies kunnen allen behulpzaam zijn bij de analyse van de toxiciteit van een watersysteem, en bij het identificeren van mogelijke oplossingsrichtingen. Als bijvoorbeeld een watersysteem voornamelijk wordt belast door huishoudchemicaliën zal een effectief maatregelenpakket anders zijn dan bij “verbranding” of “industriële chemicaliën”.

FIGUUR 19

Overzicht van de stappen om te komen tot een beschikbare concentratie. Boven de mogelijkheden voor metingen (totaal water meting links en gefiltreerde metingen rechts met nog een extra mogelijkheid om gehalten in zwevend stof te meten), onder de mogelijkheden voor berekeningen (eerste de correctie voor zwevend stof o.b.v. evenwichtspartitie, vervolgens in de opgeloste fase een onderscheid tussen vrije metaal-ionen en gecomplexeerde metalen).



BIOBESCHIKBAARHEID - FORMULES IN DE MS-ACCESS TOOL

Aanleiding

Toxiciteit is vooral gerelateerd aan de biobeschikbare concentraties van stoffen, en minder aan totaalconcentraties. De biobeschikbaarheid van stoffen, en dus ook de toxische druk daarvan, hangt af van lokale condities in het watersysteem en van stofspecifieke eigenschappen van de toxicanten. De ESF-toxiciteit corrigeert waar mogelijk voor verschillen in biobeschikbaarheid tussen monsters, door rekening te houden met een aantal kenmerken van het water in een watersysteem. De uitwerking verschilt tussen metalen en organische contaminanten.

De situatie rond bestaande monsters

Binnen de KRW-monitoring is de overstap gemaakt van totale metaalconcentraties in water naar gefiltreerde monsters, zodat tijdreeksen van metalen-data beide typen monsters bevatten. Door de filtering-stap is er niet langer een correctie voor “zwevende stof gebonden” metalen nodig. Oude metingen voor metalen (en alle metingen voor organische contaminanten) zijn echter lange tijd als totale concentratie in water gemeten. In dat geval kan de opgeloste concentratie voor de oudere monsters worden berekend, maar dat levert een toegevoegde onzekerheid op, waar gebruikers in een watersysteemanalyse met een tijdstrend alert op moeten zijn.

Organische stoffen

Voor organische stoffen wordt alleen de vrij opgeloste fractie biologisch beschikbaar geacht. Deze stoffen adsorberen echter aan organisch koolstof in particulier materiaal, waardoor ze minder beschikbaar worden. De verdeling over water en particulier materiaal is afhankelijk van de partitie coëfficiënt tussen water en particulier organisch koolstof (K_{oc} - uitgedrukt als 10 log getransformeerde waarde in L/kg), in samenhang met het zwevend stofgehalte in het water (TSS - Total Suspended Solids in mg/L) en het gehalte organisch koolstof in zwevend stof (POC - Particulate Organic Carbon in mg/kg). Deze partitie wordt beschreven met het volgende formulairium:

$$C_{\text{opgelost}} = C_{\text{totaal}} / (1 + TSS * 10^{-6} * POC * 10^{-6} * K_{oc})$$

Metalen

Voor metalen wordt alleen de vrij opgeloste ionogene fractie beschouwd als biologisch beschikbaar. Voor metalen wordt deze fractie in twee stappen afgeleid.



De eerste stap beschrijft de adsorptie aan particulier materiaal. Anders dan bij de organische stoffen is de partitie tussen water en zwevend stof alleen afhankelijk van de hoeveelheid zwevend stof in het water (TSS - Total Suspended Solids in mg/L) en de metaal specifieke partitie coëfficiënt (Kd uitgedrukt in L/kg):

$$\text{Opgeloste fractie metaal} = 1 / (1 + \text{TSS} * 10^{-6} * \text{Kd})$$

Noot

Omdat metalen tegenwoordig worden gemeten in gefiltreerde watermonsters is de eerste stap van de biobeschikbaarheid in recent gemeten monsters overbodig geworden. De opgeloste fractie is dan gelijk aan 1.

De tweede stap beschrijft de complexering van de opgeloste metalen, waardoor deze nog minder beschikbaar worden. De correctieformules voor het niet gecomplexeerde metaalion zijn berekend met een geavanceerd metaalspeciatiemodel (WHAM VII, (Bootsma en Vink 2016)). Omdat het onmogelijk is om een dergelijk model op te nemen in de ESF-toxiciteit-applicatie, is op basis van de in Nederland voorkomende concentraties en versimpelde versie gemaakt. Deze formules bleken de berekeningen goed te simuleren ($R^2 > 0,9$). Deze stuurvariabelen zijn het gehalte opgelost organische koolstof (DOC - Dissolved Organic Carbon in mg/L), de pH en de niet gefiltreerde totaalgehalten aan Ca, Na, Mg en Cl uitgedrukt in µg/L.

Hieruit volgden voor slechts enkele metalen (13) de hieronder samengevatte algemene (statistische) relaties tussen de stuurvariabelen en de biologisch beschikbare ionogene fractie:

Fractie Ag ionen

$$= 10^{(2.161 + 1.0686 * \log(\text{opgeloste Ag concentratie}) - 0.044096 * \log(\text{DOC}) - 0.0092476 * \text{DOC} - 0.61811 * \log(\text{Cl}))} / \text{opgeloste Ag concentratie}$$

Fractie Ba ionen

$$= 10^{(0.4927 + 1.0 * \log(\text{opgeloste Ba concentratie}) - 0.14223 * \log(\text{Ca}))} / \text{opgeloste Ba concentratie}$$

Fractie Be ionen

$$= 10^{(2.7464 + 1.1336 * \log(\text{opgeloste Be concentratie}) - 0.86836 * \log(\text{DOC}) + 0.21866 * \log(\text{Ca}) - 0.73278 * \text{pH})} / \text{opgeloste Be concentratie}$$

Fractie Cd ionen

$$= 10^{(-0.00085563 + 1.0822 * \log(\text{opgeloste Cd concentratie}) - 0.21108 * \log(\text{DOC}) + 0.056259 * \log(\text{Ca}) - 0.081587 * \text{pH} - 0.019479 * \text{DOC})} / \text{opgeloste Cd concentratie}$$

Fractie Co ionen

$$= 10^{(1.0766 + 1.0133 * \log(\text{opgeloste Co concentratie}) - 0.19212 * \text{pH} - 0.0041586 * \text{DOC} - 1.3787\text{e-}06 * \text{Ca})} / \text{opgeloste Co concentratie}$$

Fractie Cu ionen

$$= 10^{(-7.3295 + 1.7941 * \log(\text{opgeloste Cu concentratie}) - 2.0364 * \log(\text{DOC}) + 1.8044 * \log(\text{Ca}) - 0.33617 * \text{pH} - 1.48\text{e-}05 * \text{Ca})} / \text{opgeloste Cu concentratie}$$

Fractie Hg ionen

$$= 10^{(-1.2681 + 8.4744 * \log(\text{opgeloste Hg concentratie}) - 2.9851 * \log(\text{DOC}) - 1.952 * \text{pH})} / \text{opgeloste Hg concentratie}$$

Fractie La ionen

$$= 10^{(-3.9256 + 2.5031 * \log(\text{opgeloste La concentratie}) - 1.9846 * \log(\text{DOC}) + 0.52938 * \log(\text{Ca}) - 0.45585 * \text{pH})} / \text{opgeloste La concentratie}$$

Fractie Mn ionen

$$= 10^{(0.16799 + 1.0723 * \log(\text{opgeloste Mn concentratie}) - 0.025571 * \log(\text{DOC}) + 0.011686 * \log(\text{Ca}) - 0.092772 * \text{pH} - 0.010187 * \text{DOC})} / \text{opgeloste Mn concentratie}$$

Fractie Ni ionen

$$= 10^{(-2.6476 + 1.0748 * \log(\text{opgeloste Ni concentratie}) + 0.83397 * \log(\text{Ca}) - 0.19093 * \text{pH} - 0.0102 * \text{DOC} - 7.0743\text{e-}06 * \text{Ca})} / \text{opgeloste Ni concentratie}$$

Fractie Pb ionen

$$= 10^{(0.97883 + 1.1816 * \log(\text{opgeloste Pb concentratie}) - 0.98543 * \log(\text{DOC}) + 0.26464 * \log(\text{Ca}) - 0.51543 * \text{pH})} / \text{opgeloste Pb concentratie}$$

Fractie Sr ionen

$$= 10^{(0.47277 + 0.9999 * \log(\text{opgeloste Sr concentratie}) - 0.13302 * \log(\text{Ca}))} / \text{opgeloste Sr concentratie}$$



Fractie Zn ionen

$$= 10^{(0.75785 + 1.0961 * \log(\text{opgeloste Zn concentratie}) - 0.050913 * \log(\text{DOC}) - 0.048873 * \log(\text{Ca}) - 0.14668 * \text{pH} - 0.01287 * \text{DOC})} / \text{opgeloste Zn concentratie}$$

Noten

- 1 Alle logaritmen zijn uitgerekend met grondtal 10;
- 2 Wanneer in de invoerdata parameters voor biobeschikbaarheidsbeoordeling ontbreken worden de volgende standaard-waarden gebruikt (op basis van kenmerken van Nederlandse watersystemen): Ca=100.000 µg/L, Na=50.000 µg/L, Mg=15.000 µg/L, Cl= 50000 µg/L, pH=7, DOC=5mg/l, TSS 5 mg/L en POC 100000 mg/kg.

In de rekentool wordt de uiteindelijk biologisch beschikbare opgelost ionogene concentratie van deze set metalen berekend door de gemeten concentratie (gefiltreerd opgelost of ongefiltreerd totaal) te vermenigvuldigen met de opgeloste fractie uit stap een (bij gefiltreerd gemeten gelijk aan 1), en de uitkomst daarvan te vermenigvuldigen met de opgelost ionogene fractie uit stap 2.

BIJLAGE 3

Waternet

benchmark data

Toxicologie-spoor





LEGENDA

- NIET GEANALYSEERD
 - GEEN RESPONS IN BIOASSAY
 - BIOASSAY RESPONS ONDER ESW
 - BIOASSAY RESPONS BOVEN ESW
 - SIMONI 1.2 SCORE > 1 ALS INDICATIE VOOR MOGELIJK ECOLOGISCH RISICO DOOR MICROVERONTREINIGINGEN
-



TABEL B1 WATERNET BENCHMARK 2010-2015 VOOR BIOASSAYS VOOR ALGEMENE TOXICITEIT

LOCATIES	JAAR	VELD %/ESW	BACTERIËN TU/ESW	ALGEN TU/ESW	DAPHNIA TU/ESW	CYTOTOX TU/ESW
	polair					
	apolair					
EFFECT SIGNAALWAARDE		20	0,05	0,05	0,05	0,05
Schoon						
Waterleidingplas '12	2012	0,00	0,15	0,00	0,00	0,00
Naardermeer	2015	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00
Waterleidingplas '15	2015	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00
Botschol	2015	0,25	0,06	0,00	0,00	0,00
Reeuwijk	2015	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00
Peelkanaal	2015	1,50	0,10	0,00	0,00	0,00
Geestmerambacht	2015	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00
Kennemerland	2015	0,00	0,06	0,00	0,00	0,00
ESW overschrijding		12,5%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Matig vervuild						
Amstelveen A1-1	2010		0,00	0,00	0,00	0,00
Amstelveen A2-1	2010		0,00	0,00	0,00	0,00
Amstelveen A1-2	2011		0,90	0,58	0,00	0,00
Amstelveen A2-2	2011		0,74	0,00	0,00	0,00
KRW spagaat Zodden	2011		0,00	0,00	0,00	0,00
KRW spagaat Strook	2011		0,00	0,00	0,00	0,00
KRW spagaat Vecht	2011		0,00	0,59	0,00	0,00
KRW spagaat WL kanaal	2011		0,00	0,00	0,00	0,00
KRW spagaat Zodden	2011		0,07	0,13	0,04	0,00
KRW spagaat Strook	2011		0,02	0,04	0,02	0,00
KRW spagaat Vecht	2011		0,06	0,05	0,04	0,00
KRW spagaat WL kanaal	2011			0,05	0,02	0,00
Amstel voor Uithoorn	2012-1	1,50				
Amstel na Uithoorn	2012-1	0,00				
Amstel voor Uithoorn	2012-2	1,50	0,08	0,04	0,15	0,00
Amstel na Uithoorn	2012-2	0,00	0,18	0,07	0,45	0,00
Vecht Utrecht	2012	0,00	0,06	0,03	0,31	0,00
Vecht Loenen	2012	0,00	0,24	0,04	0,24	0,00



Weesp nabij Solvay Zevenhoven Zevenhoven Horstermeer Utthoorn Ronde Venen '14 Amstelveen '14 Amstelveen '15 Ronde Venen '15 Eemmeer	2012	0,00	0,13	0,02	0,02	0,02	0,02	0,00	0,00	
	2013-1	0,00	0,14	0,10	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	
	2013-2	0,75	0,34	0,00	0,00	0,53	0,00	0,00	0,00	
	2014	1,25	0,03	0,02	0,02	0,05	0,01	0,01	0,00	
	2014	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	
	2014	0,00	0,00	0,02	0,02	0,07	0,01	0,01	0,00	
	2014	0,00	0,02	0,02	0,02	0,05	0,00	0,00	0,00	
	2015	0,00	0,02	0,02	0,02	0,17	0,00	0,00	0,00	
	2015	0,00	0,03	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	
	2015	0,50	0,03	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	
	ESW overschrijding		23,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%

Sterk vervuild rwzi Amstelveen A3-1 rwzi Amstelveen A3-2 Zuider Legmeerpolder Noorder Legmeerpolder Zuider Legmeerpolder Noorder Legmeerpolder Zuider Legmeerpolder 1 Zuider Legmeerpolder 2 Zuider Legmeerpolder 3 Zuider Legmeerpolder 4 Zuider Legmeerpolder 5 Noorder Legmeerpolder 1 Noorder Legmeerpolder 2 Zuider Legmeerpolder 1 Zuider Legmeerpolder 2 Zuider Legmeerpolder 3 Zuider Legmeerpolder 4 Zuider Legmeerpolder 5 Noorder Legmeerpolder 1 Noorder Legmeerpolder 2 Zuider Legmeerpolder 1 Zuider Legmeerpolder 2 Zuider Legmeerpolder 3 Zuider Legmeerpolder 4 Zuider Legmeerpolder 5 Noorder Legmeerpolder 1 Noorder Legmeerpolder 2 Hilversum '14 Hilversum '15 Blaricum	2010	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	2011	0,75	0,97	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	2012-1	5,00							
	2012-1	0,50							
	2012-2	0,25	0,26	0,08	0,08	7,63	0,00	0,00	0,00
	2012-2	3,50	0,19	0,07	0,07	1,17	0,00	0,00	0,00
	2013-1	3,00	0,19	0,06	0,06	0,85	0,00	0,00	0,00
	2013-1	2,25	0,45	0,07	0,07	0,15	0,00	0,00	0,00
	2013-1	3,50	0,09	0,02	0,02	0,22	0,00	0,00	0,00
	2013-1	3,00	0,24	0,26	0,26	1,14	0,00	0,00	0,00
	2013-1	0,00	0,05	0,02	0,02	0,07	0,00	0,00	0,00
	2013-1	2,75	0,02	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00
	2013-1	1,25	0,07	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00
	2013-2	1,25	0,07	0,04	0,04	0,24	0,00	0,00	0,00
	2013-2	2,50	0,26	0,08	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00
	2013-2	0,50	0,26	0,00	0,00	1,10	0,00	0,00	0,00
	2013-2	5,00	0,15	0,00	0,00	0,74	0,00	0,00	0,00
	2013-2	0,00	0,13	0,05	0,05	0,59	0,00	0,00	0,00
	2013-2	2,75	0,37	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	2013-2	0,25	0,37	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	2014	1,00	0,03	0,02	0,02	0,06	0,01	0,01	0,00
	2015	1,75	0,02	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00
	2015	1,00	0,02	0,00	0,00	0,08	0,01	0,01	0,00
	ESW overschrijding		78,9%	0,0%	0,0%	19,0%	0,0%	0,0%	0,0%

TABEL B2 WATERNET BENCHMARK 2010-2015 VOOR BIOASSAYS VOOR SPECIEFIEKE TOXICITEIT IN POLAIRE EXTRACTEN

LOCATIES	JAAR	ER eq/ESW	ANTI-AR eq/ESW	GR eq/ESW	AMINO eq/ESW	MACRO eq/ESW	SULFON eq/ESW	TETRA eq/ESW	QUINO eq/ESW
EFFECT SIGNAALWAARDE		0,5	25	100	500	50	100	250	100
Schoon									
Maarsseveense plassen	2010				0,00	0,50	0,00	0,00	0,00
Waterleidingplas '12	2012	0,02	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Naardermeer	2015	0,04	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Waterleidingplas '15	2015	0,03	0,21	0,00	0,00	0,00	0,37	0,00	0,00
Botschol	2015	0,02	0,54	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Reeuwijk	2015	0,03	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Peelkanaal	2015	0,21	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Geestmerambacht	2015	0,55	2,36	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Kennemerland	2015	0,07	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ESW overschrijding		0,0%	12,5%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Matig vervuild									
Amstelveen A1-1	2010	0,48		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Amstelveen A2-1	2010	0,38		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Vecht 1	2010				0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Vecht 2	2010				0,00	0,31	0,00	0,00	0,00
Vecht 3	2010				0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Vecht 4	2010				0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Vecht 5	2010				0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Vecht 6	2010				0,00	0,31	0,00	0,00	0,00
Amstelveen A1-2	2011	0,63	1,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Amstelveen A2-2	2011	0,38	1,36	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
KRW spagaat Zouden	2011	0,09	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
KRW spagaat Strook	2011	0,00	1,31	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
KRW spagaat Vecht	2011	0,81	0,47	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
KRW spagaat WL kanaal	2011	0,87	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Amstel voor Uithoorn	2012	0,07	0,63	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Amstel na Uithoorn	2012	0,14	1,21	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00
Vecht Utrecht	2012	0,35	0,67	0,04	0,25	0,23	0,00	0,00	0,00



Vecht Loenen	2012	0,11	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Weesp nabij Solvay	2012	0,27	0,48	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Zevenhoven	2013	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Horstermeer	2014	1,21	0,70	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Uithoorn	2014	0,79	0,29	0,29	1,09	1,68	0,63	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ronde Venen '14	2014	0,43	0,75	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ronde Venen '14	2014	0,38	0,69	0,02	0,26	0,22	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Amstelveen '15	2015	0,67	0,47	0,13	0,46	0,18	0,42	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ronde Venen '15	2015	0,36	0,26	0,10	0,40	0,11	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Emmeer	2015	3,29	0,46	0,73	0,16	0,27	1,40	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ESW overschrijding		9,5%	21,1%	0,0%	3,7%	7,4%	7,4%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%

Sterk vervuild													
Amstelveen A3-1	2010	1,00	0,87	0,43	0,11	1,06	2,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Amstelveen A3-2	2011	3,62	1,44	0,00	0,13	0,56	1,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Zuider Legmeerpolder	2012	0,17	2,66	0,00	0,00	0,00	0,63	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Noorder Legmeerpolder	2012	0,23	0,92	0,00	0,00	0,00	0,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Zuider Legmeerpolder 1	2013-1	1,21	0,95	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Zuider Legmeerpolder 2	2013-1	1,60	1,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Zuider Legmeerpolder 3	2013-1	1,26	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Zuider Legmeerpolder 4	2013-1	0,45	0,54	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Zuider Legmeerpolder 5	2013-1	1,26	0,91	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Noorder Legmeerpolder 1	2013-1	0,45	0,47	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Noorder Legmeerpolder 2	2013-1	0,50	0,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Zuider Legmeerpolder 1	2013-2	1,36	0,63	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Zuider Legmeerpolder 2	2013-2	0,29	0,51	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Zuider Legmeerpolder 3	2013-2	0,98	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Zuider Legmeerpolder 4	2013-2	0,31	1,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Zuider Legmeerpolder 5	2013-2	0,40	0,60	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Noorder Legmeerpolder 1	2013-2	0,45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Noorder Legmeerpolder 2	2013-2	1,60	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hilversum '14	2014	5,52	1,73	2,70	1,83	2,29	2,29	0,42	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hilversum '15	2015	5,24	0,39	2,26	0,20	0,38	3,49	0,19	0,73	0,00	0,00	0,00	0,00
Blaricum	2015	7,80	0,54	1,83	0,10	0,37	1,40	0,14	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00
ESW overschrijding		52,4%	25,0%	14,3%	4,8%	9,5%	23,8%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%

TABEL B3 WATERNET BENCHMARK 2010-2015 VOOR BIOASSAYS VOOR SPECIEFIEKE TOXICITEIT IN APOLAIRE EXTRACTEN

LOCATIES	JAAR	DR eq/ESW	PPARG eq/ESW	PAH eq/ESW	NRF2 eq/ESW	PXR eq/ESW	P53- TU/ESW	P53+ TU/ESW
EFFECT SIGNAALWAARDE								
Schoon	apolair	50	10	150	10	3	0,01	0,01
Waterleidingplas '12	2012	0,24	0,55	0,09			0,00	
Naardermeer	2015	0,25	0,25	0,30	0,41	0,91	0,00	1,30
Waterleidingplas '15	2015	0,34	0,18	0,21	0,41	0,45	0,00	0,00
Botschol	2015	0,39	0,26	0,19	0,58	1,00	0,00	0,00
Reeuwijk	2015	0,27	0,26	0,93	0,22	0,50	0,00	0,00
Peelkanaal	2015	0,25	0,45	1,42	0,86	0,50	0,00	0,00
Geestmerambacht	2015	0,10	0,04	0,05	0,17	0,19	0,00	0,00
Kennemerland	2015	0,23	0,00	0,14	0,34	0,43	0,00	0,00
ESW overschrijding		0,0%	0,0%	12,5%	0,0%	0,0%	0,0%	14,3%
Matig vervuild								
Amstelveen A1-1	2010	0,01		0,06			0,00	
Amstelveen A2-1	2010	0,00		0,02			0,16	
Amstelveen A1-2	2011	0,00	0,10	0,38			0,00	
Amstelveen A2-2	2011	0,00	0,00	0,81			0,00	
KRW spagaat Zodden	2011	0,00	0,21	0,23			0,00	
KRW spagaat Strook	2011	0,00	0,60	0,15			0,10	
KRW spagaat Vecht	2011	0,00	0,08	0,50			0,12	
KRW spagaat WL kanaal	2011	0,00	0,11	0,14			0,14	
Amstel voor Uithoorn	2012	0,60	0,27	1,37			0,00	
Amstel na Uithoorn	2012	0,64	0,64	1,93			0,00	
Vecht Utrecht	2012	0,39	0,34	0,94			0,00	
Vecht Loenen	2012	0,36	0,44	1,09			0,00	
Weesp nabij Solvay	2012	0,17	0,37	0,35			0,00	
Zevenhoven	2013-1	0,15	5,18				0,00	
Zevenhoven	2013-2	0,24	1,81				0,00	
Horstermeer	2014	0,38	0,00		0,31		0,28	
Uithoorn	2014	1,01	0,00		0,15		0,40	
Ronde Venen '14	2014	1,10	0,00		0,29		0,36	



Amstelveen '14	2014	0,45	0,00	0,11	0,00	0,00
De Sniep	2015	0,92	0,44	0,11	0,00	0,00
Vecht bij Utrecht	2015	0,82	0,54	0,11	0,00	0,00
Vecht bij Oud-Zuilen	2015	1,14	0,62	0,11	0,00	0,00
Vecht bij Loenen	2015	5,44	2,04	0,11	0,00	0,00
Vecht bij Nederhorst	2015	0,95	0,58	0,11	0,00	0,00
Vecht bij Nigtevecht	2015	1,35	0,65	0,11	0,00	0,00
Vecht bij Uftermeer	2015	1,06	0,30	0,11	0,00	0,00
Amstelveen '15	2015	0,74	0,29	0,15	1,23	0,00
Ronde Venen '15	2015	1,24	0,20	0,47	1,28	0,00
Emmeer	2015	0,68	0,46	0,43	0,45	0,28
ESW overschrijding		24,1%	5,0%	20,0%	66,7%	0,0%
Sterk vervuild						
rwzi Amstelveen A3-1	2010	0,02	0,11	0,00	0,00	0,00
rwzi Amstelveen A3-2	2011	0,00	0,13	0,14	0,00	0,00
Zuider Legmeerpolder	2012	0,34	0,53	0,28	6,34	0,00
Noorder Legmeerpolder	2012	0,27	0,29	0,41	0,00	0,00
Zuider Legmeerpolder 1	2013-1	0,53	0,00	0,00	0,00	0,00
Zuider Legmeerpolder 2	2013-1	0,30	1,58	1,06	1,06	0,00
Zuider Legmeerpolder 3	2013-1	0,19	0,67	0,00	0,00	0,00
Zuider Legmeerpolder 4	2013-1	0,54	2,34	2,86	2,86	0,00
Zuider Legmeerpolder 5	2013-1	0,17	0,32	0,00	0,00	0,00
Noorder Legmeerpolder 1	2013-1	0,31	0,85	0,00	0,00	0,00
Noorder Legmeerpolder 2	2013-1	0,42	0,00	0,00	0,00	0,00
Zuider Legmeerpolder 1	2013-2	0,42	0,66	0,00	0,00	0,00
Zuider Legmeerpolder 2	2013-2	0,46	1,70	0,00	0,00	0,00
Zuider Legmeerpolder 3	2013-2	1,09	3,51	0,00	0,00	0,00
Zuider Legmeerpolder 4	2013-2	0,39	3,75	0,00	0,00	0,00
Zuider Legmeerpolder 5	2013-2	0,44	3,04	0,00	0,00	0,00
Noorder Legmeerpolder 1	2013-2	0,41	1,12	0,00	0,00	0,00
Noorder Legmeerpolder 2	2013-2	0,84	0,00	0,00	0,00	0,00
Hilversum '14	2014	0,54	0,00	0,21	0,24	0,00
Hilversum '15	2015	0,83	0,34	0,43	1,47	0,44
Blaricum	2015	0,70	0,54	0,39	0,80	0,00
ESW overschrijding		4,8%	20,0%	0,0%	50,0%	14,3%
						0,0%

TABEL B4 HEATMAP VAN DE TOTALE WATERNET BENCHMARK 2010-2015 VOOR ALLE BIOASSAYS EN SIMONI 1.2 SCORES VAN ALLE LOCATIES

LOCATIES	JAAR	ALGEMENE TOXICITEIT										SPECIFIEKE TOXICITEIT										ANTIBIOTICA				TOTAAL
		VELD	BACT	ALGEN	DAPHNIA	CYTOX	ER	ANTI-AR	GR	DR	PPARG	PAH	NRF2	PXR	P53-	P53+	AMINO	MACRO	SULFON	TETRA	QUINO					
EFFECT SIGNALWAARDE		0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,5	25	100	50	10	150	10	3	0,005	0,005	500	50	100	250	100	SIMONI 1.2				
Schoon																										
Waterleidingplas '12	2012																					0,2				
Naardermeer	2015																					0,3				
Waterleidingplas '15	2015																					0,3				
Botshol	2015																					0,4				
Reeuwijk	2015																					0,2				
Peelkanaal	2015																					0,6				
Geestmerambacht	2015																					0,4				
Kennemerland	2015																					0,1				
Matig vervuild																										
KRW spagaat Zodden	2011																					0,2				
KRW spagaat Strook	2011																					0,3				
KRW spagaat Vecht	2011																					0,3				
KRW spagaat WL kanaal	2011																					0,3				
Amstel voor Uithoorn	2012																					0,8				
Amstel na Uithoorn	2012																					0,6				
Vecht Utrecht	2012																					0,4				
Vecht Loenen	2012																					0,3				
Weesp nabij Solvay	2012																					0,2				
Zevenhoven	2013																					1,0				
Horstermeer	2014																					0,9				
Uithoorn	2014																					0,6				
Ronde Venen '14	2014																					0,4				
Amstelveen '14	2014																					0,4				
De Sniep	2015																					0,6				
Vecht bij Utrecht	2015																					-				

stowa