

TOXICITEIT VAN NEDERLANDS OPPERVLAKTEWATER IN DE JAREN 2013-2018

2021
43



**TOXICITEIT VAN
NEDERLANDS
OPPERVLAKTEWATER
IN DE JAREN
2013-2018**

2021
43



COLOFON

STOWA-nummer 2021-43

ISBN 978.90.5773.945.3

Download

Dit rapport is beschikbaar als pdf op www.stowa.nl

Check Bibliotheek > Publicaties > STOWA 2021-43

Publicatie

STOWA | P.O. Box 2180 | 3800 CD Amersfoort

September 2021 © STOWA

Auteurs

Jaap Postma | Ecofide

Rineke Keijzers | Ecofide

Jaap Slootweg | RIVM

Leo Posthuma | RIVM

Eindredactie

Bert-Jan van Weeren

Design

Shapeshifter.nl | Utrecht

Photografie

Adobe stock, Dollar Photo Club, Shutterstock

De volgende reviewers hebben waardevolle suggesties gedaan bij een eerdere versie van dit rapport, waarvoor dank: Anke Durand-Huizing, Leonard Osté, Martine Vijver, Mattie de Vries, Nico van Straalen en Ronald Gylstra.

Copyright

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

Disclaimer

Dit rapport is gebaseerd op de meest recente inzichten in het vakgebied. Desalniettemin moeten bij toepassing ervan de resultaten te allen 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.



INHOUDSOPGAVE

2	COLOFON
74	STOWA IN HET KORT

	TEN GELEIDE	6
	UITGEBREIDE SAMENVATTING	10
1	Inleiding	20
1.1	Aanleiding	20
1.2	Toxische druk	22
1.3	Doelstelling van dit onderzoek	23
1.4	Gehanteerde uitgangspunten	23
1.5	Leeswijzer	24
2	MATERIAAL EN METHODEN	26
2.1	Verzamelen van chemische monitoringgegevens	27
2.2	Data-controle en verrijking	27
2.3	Berekenen van de toxische druk	29
2.4	Naar een ruimtelijk beeld van de toxiciteit	35
3	RESULTATEN	42
3.1	Karakterisering van de dataset	43
3.2	Ruimtelijke variatie	46
3.3	Temporele variatie	47
3.4	Toxische druk per stofgroep	50
4	EINDOORDEEL EN DISCUSSIE	58
4.1	Huidige toxiciteit van oppervlaktewater	59
4.2	Discussie	60
5	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	66
5.1	Conclusies	66
5.2	Aanbevelingen	67
	REFERENTIES	70



➔ TEN GELEIDE

Van toxische druk naar effectieve maatregelen om de ecologische waterkwaliteit te verbeteren

In dit rapport is voor bijna 86 honderd locaties in Nederland (periode 2013-2018) de toxische druk bepaald, dat wil zeggen: het gezamenlijk effect dat alle aangetroffen stoffen in interactie met elkaar hebben op het leven rond en in het water. Met de uitgevoerde analyse kunnen waterbeheerders hun maatregelen beter prioriteren (op welke locaties?) en beter richten (op welke stofgroep(en)?). Ook kunnen ze hiermee het effect van genomen maatregelen veel beter monitoren: is er sprake van toe- of afname van de toxische druk?

De chemische waterkwaliteit wordt op dit ogenblik nog vooral beoordeeld aan de hand van vastgestelde normen voor afzonderlijke stoffen. Als de concentratie van een stof onder de norm blijft, is de kans zeer klein dat die stof een belemmering vormt voor de gezondheid van de mens of het aquatisch ecosysteem. Dit geeft een eenduidige beoordeling van individuele stoffen. Maar er zijn voor slechts ca. 200 stoffen normen, terwijl er ongeveer 150.000 kunnen voorkomen. De werkelijke giftigheid – en de mogelijk daaruit voortkomende effecten op het waterleven – wordt niet bepaald door die 200 afzonderlijk getoetste stoffen, maar door het gezamenlijk effect van alle stoffen in interactie met elkaar.

In het huidige rapport is dit manco geadresseerd door gebruik te maken van het begrip toxische druk. Dit begrip wordt zowel nationaal als internationaal in toenemende mate en op meerdere beleidsvelden gebruikt om na te gaan of aanwezige milieuverontreinigende stoffen een belemmering vormen voor het behalen, behouden dan wel herstellen van een goede ecologische toestand.

In het huidige rapport is de toxische druk geanalyseerd voor 8591 locaties in Nederland waar de waterbeheerders gedurende de periode 2013-2018 chemische monitoring van het oppervlaktewater hebben uitgevoerd. Hiervoor is gebruik gemaakt van het binnen de Kennisimpuls Waterkwaliteit doorontwikkelde instrument ESFTox 2.0. STOWA heeft hiervoor in 2016 reeds de basis gelegd (versie 1.0).

De resultaten laten zien dat de toxische druk tussen locaties sterk kan verschillen en tevens dat de stoffen die dit effect veroorzaken, ook tussen locaties verschillen. De resultaten laten verder zien dat de aquatische levensgemeenschappen in de helft van alle onderzochte locaties in enigerlei mate worden belemmerd door de (berekende) toxische druk. Voor 12 procent van de locaties zal deze belemmering zich vooral uiten in een vertraagde groei of afgenomen reproductie, terwijl bij de andere 38 procent ook het vórkomen van soorten en daarmee de diversiteit van de aquatische levensgemeenschap wordt beperkt. De stoffen die dit effect veroorzaken variëren over Nederland, maar zijn meestal een samenspel van ammonium, metalen, PAK's en vooral gewasbeschermingsmiddelen.

De in dit rapport getoonde uitkomsten zijn een bevestiging van de resultaten van recent Europees onderzoek, waarbij mengsels van stoffen een duidelijke belemmering bleken te zijn bij het kunnen behouden of herstellen van een goede waterkwaliteit¹. Gezamenlijk illustreren deze resultaten het feit dat toxiciteit van oppervlaktewater - naast bijvoorbeeld nutriënten - een belangrijke sleutelfactor in watersysteemanalyses vormt.

Een verdere verdieping en regionalisering van deze analyses gericht op de relaties met emissies, landgebruik of temporele trends kan bijdragen aan het vaststellen van (kosten)effectieve maatregelen.

Ik nodig alle waterbeheerders uit om de uitkomsten van het hier beschreven onderzoek te gebruiken bij het prioriteren van maatregelen om de ecologische en waterkwaliteitsdoelstellingen te realiseren.

**JOOST BUNTSMA,
DIRECTEUR STOWA**

¹ Lemm et al. (2020), Posthuma et al. (2020), Birk et al. (2020)



➔ **UITGEBREIDE SAMENVATTING**

HET WAAROM VAN DIT ONDERZOEK

De waterkwaliteit is de laatste decennia sterk verbeterd, door maatregelen op Europees, nationaal en lokaal niveau. Toch wordt nog niet op alle fronten aan de normen voldaan en veroorzaken resterende milieuverontreinigingen nog steeds nadelige effecten op de aquatische levensgemeenschap. Verdere verbeteringen zijn dan ook noodzakelijk.

Om de kosteneffectiviteit van deze investeringen te vergroten, wordt bij voorkeur ingezet op maatregelen die zowel de chemische als de ecologische waterkwaliteit verbeteren. De door STOWA in 2016 ontwikkelde sleutelfactor Toxiciteit - met als parameter 'toxische druk' - is een bruikbare methode

gebleken om beide met elkaar te verbinden. Onder toxische druk wordt verstaan het *gezamenlijk* effect dat *alle* aangetroffen stoffen in interactie met elkaar hebben op het leven rond en in het water. Hoge EKR-waarden² komen alleen voor bij locaties waar de toxische druk laag is (PBL, 2020; Posthuma *et al.*, 2019a,b; Figuur 1). De parameter toxische druk biedt daarmee een maatlat die aangeeft in welke mate de ecologische toestand wordt belemmerd door milieuverontreinigingen.

Mede vanwege deze relatie tussen toxische druk en ecologische effecten zijn eerder twee data-analyses uitgevoerd om de toxiciteit in het Nederlandse oppervlaktewater te karakteriseren. Zo hebben Vijver *et al.* (2012) een landsdekkende analyse uitgevoerd van de toxische druk door gewasbeschermingsmiddelen. Hierbij werd onder meer geconstateerd dat de toxische druk, die door deze middelen wordt veroorzaakt, in de periode 1997-2009 is afgenomen. Daarnaast heeft het Planbureau voor de Leefomgeving een eerste analyse van de toxische druk op de Nederlandse waterlichamen gepresenteerd (PBL, 2020). Ook de auteurs van dit rapport concludeerden dat er een verband is tussen toenemende toxische druk en een afnemende ecologische toestand van de macrofauna³ (EKR-waarde). De auteurs concludeerden echter ook dat het door hen verkregen resultaat indicatief was, omdat er bij het berekenen van de toxische druk door de verschillende waterschappen geen uniforme methodiek is gehanteerd. Deze PBL-analyse is destijds noodgedwongen alleen op de grotere watereenheden (de zgn. KRW-waterlichamen) gericht, waarin de concentraties van stoffen door verdunning lager kunnen zijn dan in de kleinere regionale wateren en/of perceelsloten (zie bijv. RIVM, 2020⁴).

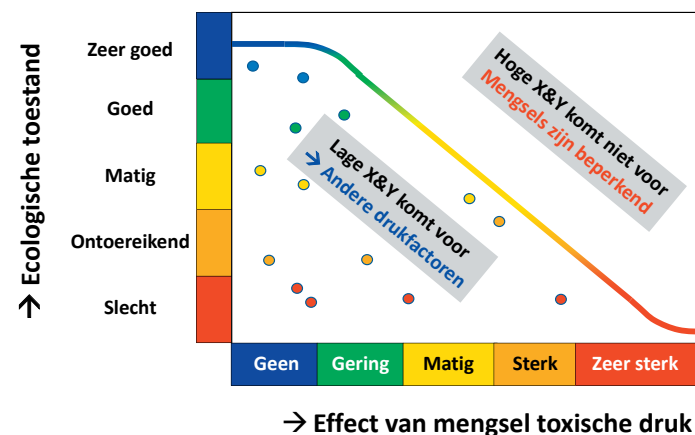
2 EKR-waarde. Ecologische Kwaliteitsratio, zoals die binnen de Kader Richtlijn Water systematiek wordt gehanteerd. Hoe hoger de waarde, hoe meer de aquatische levensgemeenschap overeenkomt met vooraf gedefinieerde referentieomstandigheden.

3 Kleine, met het oog waarneembare waterdiertjes, zoals larven van insecten, slakjes en wormen.

4 Vergelijking waterkwaliteit tussen landbouwsloten en regionale oppervlaktewateren | RIVM

FIGUUR 1

Illustratie van het verband tussen toxische druk (x-as) en de ecologische toestand volgens de KRW (y-as, Posthuma *et al.*, 2020). Hoe hoger de mengsel toxische druk, hoe meer toxiciteit een belemmering vormt voor de aquatische levensgemeenschap.



DOEL VAN DIT ONDERZOEK

Aansluitend op de twee hierboven genoemde eerdere analyses van de toxiciteit in Nederlands oppervlaktewater, had dit onderzoeksproject tot doel om de toxiciteit te beoordelen van alle in Nederland gemonitorde locaties en de daar aangetroffen stoffen over de periode 2013-2018. Het betrof in totaal 8.591 locaties. Hiervoor is gebruik gemaakt van het binnen de Kennisimpuls Waterkwaliteit (door ontwikkelde instrument ESFTox 2.0. STOWA heeft in 2016 de basis gelegd voor dit instrument (ESFTox versie 1.0).

De uitgevoerde beoordeling geeft de waterbeheerders twee duidelijke handelingsperspectieven, namelijk:

1. Met de uitgevoerde analyse kunnen waterbeheerders hun maatregelen beter prioriteren (op welke locaties vormen stoffen de grootste belemmering?) en beter richten (welke stofgroep vormt daarbij de grootste belemmering?)
2. Na het uitvoeren van maatregelen kunnen waterbeheerders de effectiviteit daarvan evalueren door de toxische druk te vergelijken van deze 'nulmeting' (2013-2018) met die op een later moment

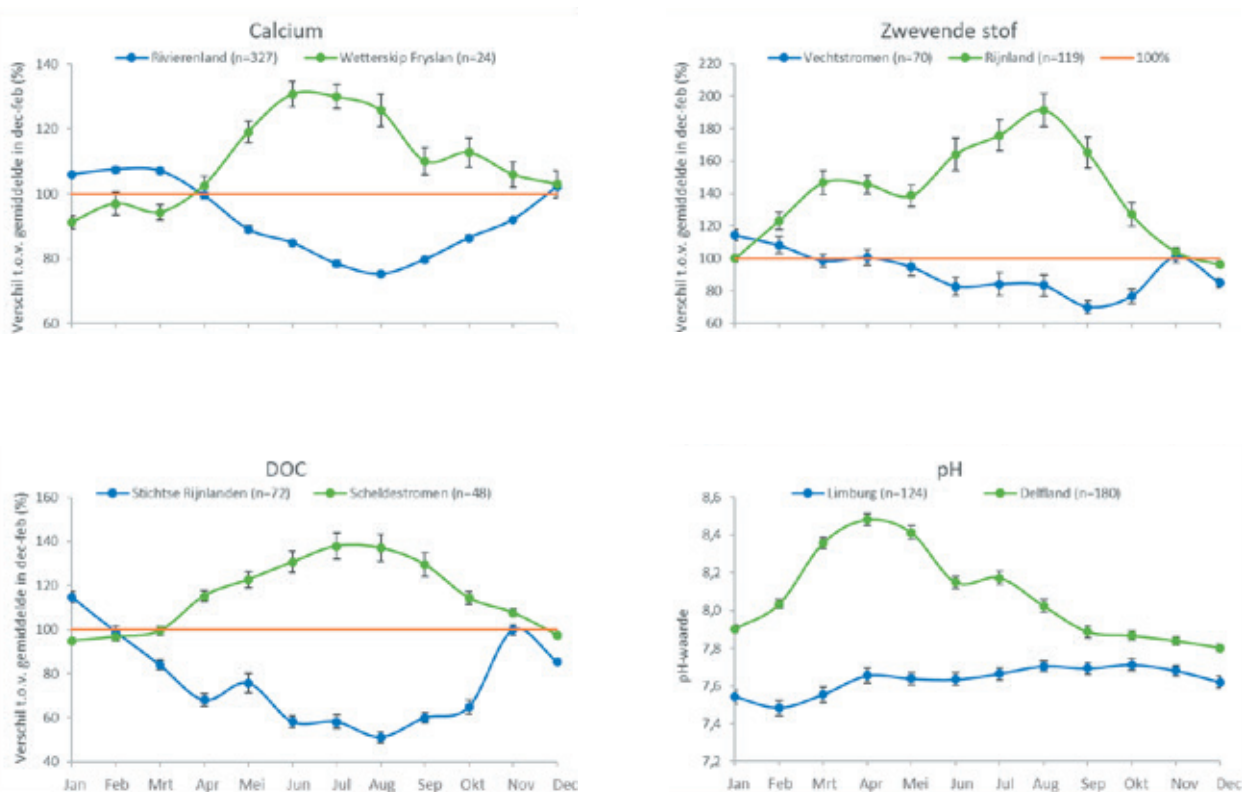
WELKE UITGANGSPUNTEN ZIJN GEHANTEERD?

Grootschalige analyses van bestaande monitoringdata kennen meestal meerdere aandachtspunten. Zo varieert niet alleen het aantal gemonitorde stoffen, maar ook de gevoeligheid van de hierbij gehanteerde analysetechniek. Een aantal van deze tekortkomingen kan overbrugd worden door de juiste statistische technieken en modellen toe te passen. Daarbij moet wel voor ogen gehouden worden dat de onzekerheid van de berekeningen met iedere aanvullende modelmatige stap toeneemt. Het risico hiervan is dat discussies over de resultaten zich meer gaan richten op methoden en keuzes en minder op de boodschap.

Om deze reden zijn wij in dit onderzoek daarom zo dicht mogelijk bij de ruwe meetresultaten gebleven. Waar keuzes nodig waren, is telkens zo gekozen dat de toxiciteit niet onterecht kan worden overschat. Hiermee geeft het huidige rapport

FIGUUR 2

Maandgemiddelde waarden (incl. standaardfout) voor calcium, zwevend stof, DOC en pH, als illustratie voor de ruimtelijke en temporele variatie in de parameters, die de biobeschikbare fractie van toxische stoffen bepalen. Voor iedere parameter zijn telkens twee waterschappen met een tegengesteld patroon met elkaar vergeleken. Omdat de gemiddelde concentraties in absolute zin sterk kunnen variëren is de seizoensvariatie van calcium, DOC en zwevend stof in beeld gebracht als het percentage afwijking ten opzichte van de gemiddelde winterconcentratie (maanden dec-feb). Voor de pH was dat niet nodig.



een betrouwbare inschatting van de toxiciteit, die *ten minste* op de bemonsterde locaties aanwezig is geweest. Zo weten waterbeheerders zeker dat de berekende giftigheid van het water niet is overschat en kan men de juiste maatregelen nemen om de toxische druk te verlagen.

EERSTE EN TWEEDE VERSIE ECOLOGISCHE SLEUTELFACTOR TOXICITEIT: WAT IS ER VERANDERD?

Binnen het project ‘Toxiciteit’ van de Kennisimpuls Waterkwaliteit (KIWK), onderdeel van de Delta-aanpak Waterkwaliteit en Zoetwater, is onderzocht op welke manier het rekenmodel voor toxische druk, dat in 2016 werd gelanceerd door STOWA (ESFTox 1.0), kon worden verbeterd. De belangrijkste verbeteringen betreffen een uitbreiding van het aantal stoffen dat in de berekeningen kan worden meegenomen, een meer accurate vaststelling van de biologisch beschikbare fractie daarvan en het beschouwen van de toxische druk bij zowel een kortdurende als langer durende blootstelling.

Door de gelijktijdige uitvoering van het KIWK-project ‘Toxiciteit’ met dit onderzoekproject kon ook in het onderhavige project van deze nieuwe kennis gebruik worden gemaakt. Zo zijn de uitgevoerde toxische-drukberekeningen nu gebaseerd op een database met toxiciteitsinformatie van meer dan 12 duizend stoffen, waardoor het aantal stoffen dat in de berekeningen kan worden meegenomen groter is dan in de eerste versie van de toxiciteitstool. Voor het bepalen van de biologisch beschikbare fractie richt de belangrijkste wijziging zich op situaties waarbij de parameters die deze beschikbaarheid beïnvloeden (zoals pH, DOC en zwevend stof), niet simultaan met de stoffen zijn gemonitord. In het eerste rekenmodel uit 2016 werd in die gevallen gebruik gemaakt van defaultwaarden. Aangezien deze parameters in tijd en ruimte variëren (figuur 2), is in deze studie gekozen voor een eenvoudige modelbenadering om voor iedere locatie op iedere dag een zo goed mogelijke inschatting van deze waarden te kunnen geven.

Tot slot: de toxische druk in het rekenmodel uit 2016 (ESFTox 1.0) werd alleen gebaseerd op gegevens over de toxiciteit bij een kortdurende blootstelling (zo-

genaamde acute EC_{50} -waarden). De hiermee berekende toxische druk bleek zich goed te verhouden met het verlies aan soorten (STOWA, 2016b). Bekend is echter dat stoffen bij een langer durende blootstelling allerlei subtielere effecten veroorzaken en dit vaak al doen bij lagere concentraties. Aanvullend is daarom nu ook de toxische druk berekend op basis van wat in de ecotoxicologie als chronische NOEC-waarden wordt aangeduid⁵. Op deze manier houdt de huidige analyse ook rekening met effecten op bijvoorbeeld de groeisnelheid of voortplanting van soorten. Deze twee vormen van toxische druk zijn vervolgens samengebracht in één eenduidige, kwalitatieve beoordeling volgens de KRW-beoordelingsklassen (zeer goed, goed, matig, ontoereikend en slecht).

Bij het beschouwen van de kwantitatieve uitkomsten worden de twee vormen van toxische druk apart benoemd. De toxische druk die samenhangt met het verlies van soorten, wordt aangeduid als de $msPAF_{\text{kort}}$ ⁶. Deze is gebaseerd op acute EC_{50} -waarden. De toxische druk die samenhangt met onvoldoende bescherming en subtielere effecten op bijvoorbeeld groei en voortplanting, wordt aangeduid als de $msPAF_{\text{lang}}$. Deze is gebaseerd op chronische NOEC-waarden.

GEBRUIKTE MONITORINGGEGEVENS EN DATAVERWERKING

Gedurende de periode 2013-2018 hebben de 21 waterschappen in Nederland op 8.591 locaties gegevens over de aanwezige stoffen verzameld. Dit is ca. 1 locatie op iedere 5 km² (figuur 3), waarbij iedere locatie gedurende gemiddeld vier van de zes jaar is onderzocht. Deze dataset is aangevuld met fysisch-chemische monitoringgegevens van enkele locaties in Rijkswateren (met name Lobith en Eijsden vanwege het uitgebreide stoffenpakket dat hier wordt geanalyseerd).

⁵ NOEC staat voor *No Observed Effect Concentration* en in combinatie met de toevoeging ‘chronisch’ duidt dit op de hoogste concentratie van een stof, die bij een langdurende blootstelling nog geen nadelige effecten op een organisme veroorzaakt.

⁶ De termen *Toxische druk* en *msPAF* zijn twee termen voor hetzelfde begrip. De term *msPAF* staat voor meerdere stoffen *Potentieel Aangetaste Fractie* soorten en is gebaseerd op de manier waarop *Toxische druk* wordt berekend.

FIGUUR 3

Ligging van de locaties, die in de periode 2013-2018 zijn bemonsterd.



Op al deze locaties werden niet altijd dezelfde stoffen geanalyseerd. Op sommige locaties werden bijvoorbeeld alleen ammonium of juist alleen enkele metalen gemonitord, terwijl op andere locaties een veel uitgebreidere monitoring werd toegepast. Voor het ruimtelijke beeld van de toxische druk

in Nederlands oppervlaktewater werd daarom een onderscheid gemaakt in vijf stofgroepen, namelijk: ammonium⁷, metalen, PAK's, gewasbeschermingsmiddelen⁸ en overige organische microverontreinigingen.

Het voordeel hiervan is dat de gemonitorde stoffen per groep slechts beperkt variëren, waardoor de locaties in het ruimtelijk beeld van één stofgroep onderling beter vergelijkbaar zijn. Dit betreft vooral het ruimtelijk beeld van ammonium/ammoniak, metalen en PAK's. De groep van gewasbeschermingsmiddelen kent een grotere variatie van het analysepakket tussen locaties. De reden hiervan is dat de geanalyseerde middelen meestal zijn afgestemd op het gebruik ervan en dus op de verwachting dat ze konden worden aangetroffen in bepaalde oppervlaktewateren. Voor de groep 'overige organische microverontreinigingen' bleef de variatie in analysepakket groot en is het onderling vergelijken van locaties lastig. Zoals uit de gegevens zal blijken, speelt deze stofgroep echter een relatief beperkte rol in de uiteindelijk berekende toxische druk.

⁷ Ammonium (NH_4^+) is een zwak zuur. In een basisch milieu kan een H^+ -ion worden afgesplitst, waardoor ammoniak (NH_3) ontstaat. De toxiciteit van ammoniak is veel groter dan die van ammonium. De berekende toxische druk is alleen op de effecten van ammoniak gebaseerd.

⁸ Waaronder ook afbraakproducten hiervan en biociden.

Naast deze variatie tussen locaties, variëren de analysepakketten ook tussen de jaren, bijvoorbeeld als gevolg van roulerende meetnetten. Daarom is het beeld van de huidige toxische druk van het oppervlaktewater gebaseerd op de periode 2013-2018. Stoffen die in deze periode in bijvoorbeeld slechts één of twee jaren zijn gemonitord zijn daarmee volwaardig meegenomen in de berekeningen.

BEREKENING EN BEOORDELING VAN DE TOXISCHE DRUK

Over de periode 2013-2018 zijn meetgegevens van 1629 verschillende stoffen beschikbaar. Voor 701 stoffen kon de toxische druk berekend worden, omdat er van deze stoffen enerzijds voldoende gegevens over de ecotoxiciteit en de biologische beschikbaarheid beschikbaar waren⁹ en anderzijds omdat de stof op ten minste enkele locaties in concentraties boven de rapportagegrens is aangetroffen.

Stoffen die ook van nature voorkomen, vormen een aparte categorie. Dit zijn stoffen als ammo-

⁹ Voor nog eens 534 stoffen waren onvoldoende ecotoxicologische gegevens beschikbaar voor een betrouwbare beoordeling. Deze zijn meer indicatief beoordeeld.

nium, sulfaat, chloride en alle metalen. Zo worden sommige door grondwater beïnvloede watersystemen gekenmerkt door opvallend hoge ijzer- en mangaanconcentraties en zijn in brakke wateren de sulfaat- en boriumconcentraties van nature vaak verhoogd. In deze situaties kunnen de aanwezige stoffen tot toxische effecten op een ‘gemiddelde’ gemeenschap van soorten leiden, maar wordt de lokaal aanwezige gemeenschap juist door deze omstandigheden bepaald en kan deze karakteristiek zijn.

Tegelijkertijd geldt dat in andere wateren menselijk handelen wel degelijk tot verhoogde concentraties van deze stoffen kan hebben geleid. Een aantal van deze ‘van nature voorkomende’ stoffen zijn daarom niet in de berekeningen meegenomen. Dit betreft chloride, sulfaat en de metalen aluminium, ijzer, silicium, borium en mangaan. Deze keuze is gebaseerd op een inschatting van de mogelijke bijdrage vanuit antropogene (i.c. door menselijke oorzaak ontstane) emissies. Voor de stoffen die niet in de berekeningen zijn meegenomen, wordt verwacht dat antropogene bronnen geen betekenisvolle bijdrage leveren.

Ook de temporele variatie van concentraties speelt een belangrijke rol bij het beoordelen van de toxische druk. Dit geldt zowel binnen als tussen jaren. Op dit punt is een pragmatische keuze gemaakt, gebaseerd op aannames over de ecologische effecten van toxicanten. Zo is bekend dat het gelijktijdig aanwezig zijn van meerdere stoffen kan leiden tot een hoger effect (mengseltoxiciteit). Iets vergelijkbaars kan ook optreden als deze stoffen elkaar in de tijd opvolgen. Als de tijd tussen twee piekconcentraties kort is, is de aquatische levensgemeenschap bij de tweede blootstelling nog niet volledig hersteld en zal het gezamenlijke effect van beide stoffen hoger zijn. Deze hersteltijd verschilt per organisme en kan van dagen tot jaren variëren. Op pragmatische gronden is gekozen voor de periode van één jaar. Voor iedere locatie en kalenderjaar zijn de berekeningen daarom gebaseerd op de hoogste, biologisch beschikbare concentratie per stof, die in dat jaar aanwezig is geweest.

TABEL 1

Gehanteerde kwalitatieve beoordelingscriteria

Klasse indeling	Mate van toxiciteit	Kortdurende blootstelling; msPAF _{kort} (%) ¹⁾	Langdurende blootstelling; msPAF _{lang} (%) ¹⁾
Zeer goed	Geen	≤ 0,5	én ≤ 0,5
Goed	Gering	≤ 0,5	én > 0,5 en ≤ 5
Matig	Matig	≤ 0,5	én > 5
Ontoereikend	Hoog	> 0,5 en ≤ 10	
Slecht	Zeer hoog	> 10	

1) *Technisch worden beide msPAF-waarden berekend door gebruik te maken van een soorten-gevoeligheidsverdeling (in het Engels: Species Sensitivity Distribution, SSD) op basis van acute effecten op EC₅₀-waarde niveau (msPAF_{kort}) dan wel van een SSD op basis van chronische effecten op NOEC-niveau (msPAF_{lang}).*

In KRW-termen kan de toxiciteit van oppervlaktewater als een ‘ecologie ondersteunende parameter’ worden gezien, vergelijkbaar met parameters als pH, doorzicht en nutriënten. Bij de beoordeling van de toxische druk wordt daarom een onderscheid gemaakt in vijf klassen, overeenkomend met de zeer goede, goede, matige, ontoereikende of slechte toestand (Tabel 1). Deze indeling is tot stand gekomen binnen het project Toxiciteit van de Kennisimpuls Waterkwaliteit en kort samengevat in § 2.4 van het huidige rapport. In dit rapport worden de klassen matig, ontoereikend en slecht aangeduid als matige, hoge en zeer hoge toxiciteit.

DE RESULTATEN: TOXICITEIT IN NEDERLANDS OPPERVLAKTEWATER PER STOFGROEP

De mate waarin stoffen een belemmering vormen voor een gezond aquatisch ecosysteem, verschilt tussen de vijf stofgroepen. Dit verschil betreft zowel de hoogte van het effect als het aantal locaties waar een effect wordt aangetroffen. Dit wordt hieronder voor alle vijf stofgroepen toegelicht. Het betreft ten overvloede ammoni-

um, metalen, PAK's, gewasbeschermingsmiddelen en overige organische microverontreinigingen.

PAK's en overige organische microverontreinigingen

De toxische effecten van PAK's en 'overige organische microverontreinigingen' zijn over het algemeen relatief klein (figuur 4a). In zo'n 15 procent van de gemonitorde locaties is een verhoogde toxische druk aangetroffen. In ten minste de helft hiervan (PAK's: 50%; overige organisch: 80%) treden effecten alleen op bij een langdurende blootstelling en zullen blootgestelde organismen vooral hinder ondervinden op hun groei of voortplanting. In de andere locaties zijn de effecten sterker en zullen er ook soorten uit de aquatische levensgemeenschap verdwijnen. Voor beide stofgroepen is het aantal gemonitorde locaties relatief beperkt (ca. 600 tot 700) en laat het ruimtelijke beeld over Nederland geen hele duidelijke regionale verschillen zien¹⁰. Individuele waterbeheerders zullen bekende hotspots met PAK-verontreiniging in het oppervlaktewater, dan wel de ligging van sommige, als hotspot aangemerkte rwzi's (STOWA, 2017-42), kunnen herkennen.

¹⁰ Locaties met een verhoogde toxische druk door PAK's liggen vooral in de lagere delen van Nederland, maar de meetintensiteit is daar ook hoger. Locaties met een verhoogde toxische druk door overige organische microverontreinigingen liggen juist meer in de oostelijke helft van Nederland.

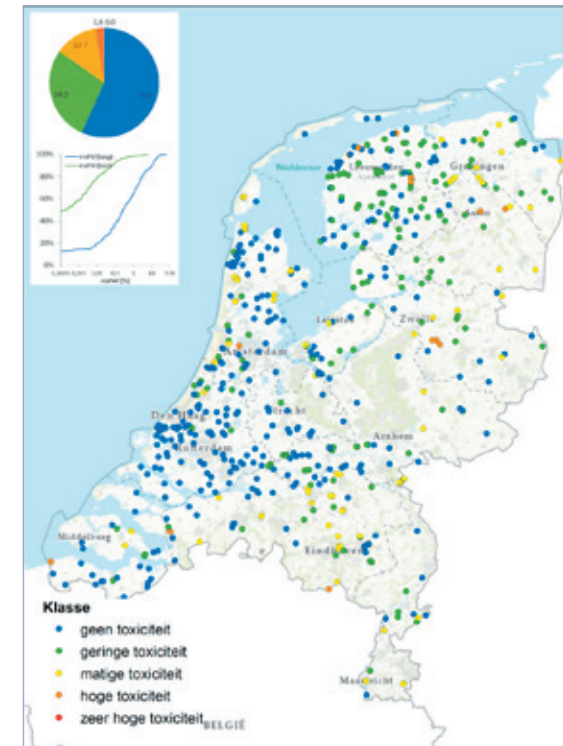
FIGUUR 4A

Toxische druk van PAK's (links) en overige organische microverontreinigingen (rechts), opgedeeld in vijf klassen. In de linkerbovenhoek is de procentuele verdeling van de locaties over de vijf klassen weergegeven en de cumulatieve frequentieverdeling van zowel de $msPAF_{kort}$ als $msPAF_{lang}$ ¹¹.

PAK'S



OVERIGE ORGANISCHE MICROVERONTREINIGINGEN



¹¹ Interpretaties van $msPAF$ -waarden $<0.01\%$ zijn ecologisch minder zinvol. Naast de in absolute zin lage waarde komt dit ook omdat ze zijn afgeleid uit een deel van de SSD-curve waar de helling vrij vlak verloopt. Hierdoor hebben de waarden rekenkundig een grotere onzekerheid. Om de weergegeven curves visueel op een y-waarde van 0 te laten beginnen, is dit deel toch in deze figuren opgenomen.

Ammonium en metalen

Voor ammonium (ammoniak) en metalen is de toxische druk globaal vergelijkbaar, aangezien verhoogde waarden voor beide in ongeveer een kwart van de gemonitorde locaties zijn aangetroffen (figuur 4b). De ruimtelijke verdeling over Nederland vertoont echter duidelijke verschillen. Uit het kaartbeeld voor ammonium blijkt dat locaties met een verhoogde toxische druk vooral in de westelijke provincies worden aangetroffen (N- en Z-Holland, Flevoland en Zeeland). Locaties met een verhoogde toxische druk door aanwezige metaalconcentraties worden daarentegen juist op de zandgronden en dan met name Brabant en Limburg aangetroffen¹². Door historische belasting (zowel natuurlijk als door menselijke activiteiten) zijn de metaalconcentraties in deze twee provincies hoger dan in de rest van Nederland.

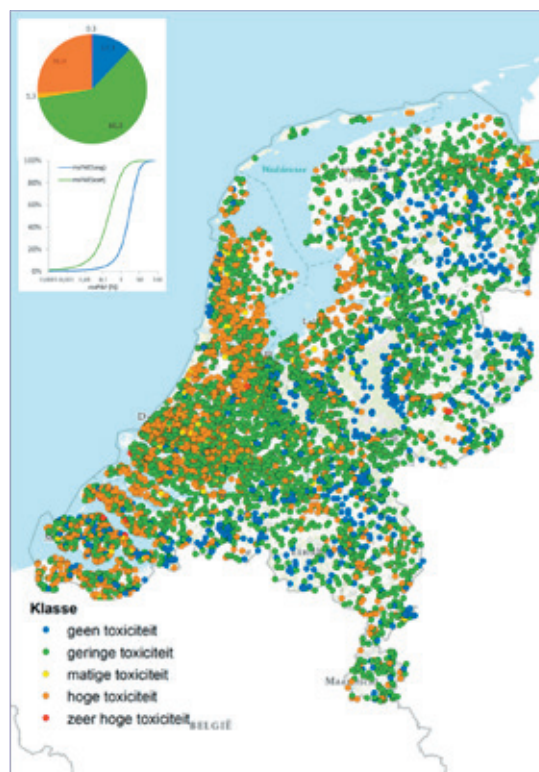
Gewasbeschermingsmiddelen

In de periode 2013-2018 zijn op 969 locaties gewasbeschermingsmiddelen aangetroffen. In meer dan de helft van deze locaties (66%) zijn de concentraties zo hoog, dat matige (6,7%), hoge (42,5%) of zelfs zeer hoge (16,8%) toxische effecten berekend worden. Deze locaties liggen verspreid over Nederland, waarbij voor de waterschappen bekende

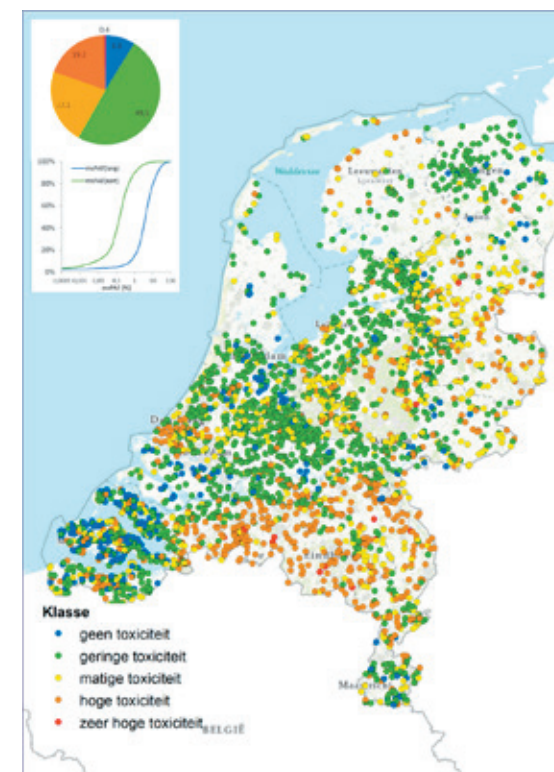
FIGUUR 4B

Toxische druk door ammonium/ammoniak (links) en metalen (rechts), opgedeeld in vijf klassen. In de linkerbovenhoek is de procentuele verdeling van de locaties over de vijf klassen weergegeven en de cumulatieve frequentieverdeling van zowel de $msPAF_{kort}$ als $msPAF_{lang}$.

AMMONIUM



METALEN



¹² Op kleinere schaal zijn in iedere kaart gebieden of locaties met een verhoogde toxische druk te herkennen. Voor waterbeheerders, die nader willen inzoomen, zijn alle berekeningen beschikbaar in Excel.

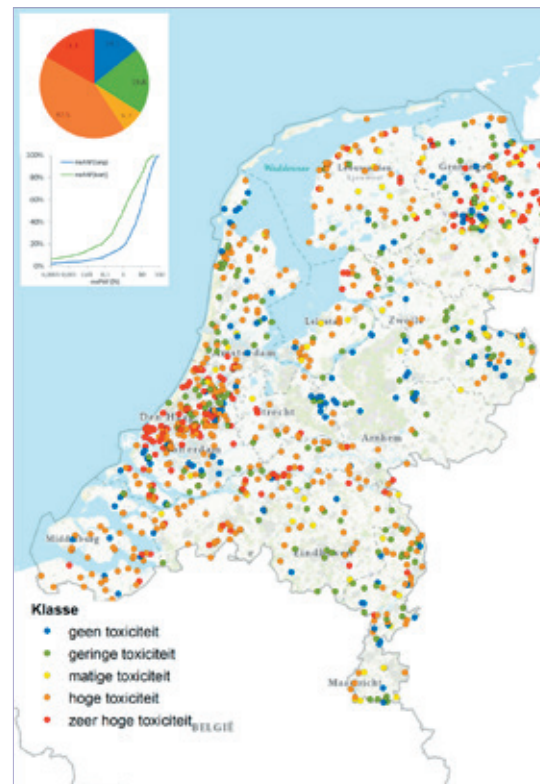
probleemgebieden zijn terug te vinden, zoals die in en rond het Westland maar bijvoorbeeld ook de regio rond Venlo (Figuur 4c).

Het aandeel locaties met een hoge tot zeer hoge toxische druk ligt voor gewasbeschermingsmiddelen (59%) veel hoger dan bij de vier andere stofgroepen (3-26%). Dit komt deels omdat veel monitoringgegevens van gewasbeschermingsmiddelen afkomstig zijn van specifiek voor deze middelen opgezette meetnetten. Vaak betreft dit locaties in kleinere watersystemen ('overige wateren' in KRW-termen) met een directe belasting. Tegelijkertijd zijn de concentraties van gewasbeschermingsmiddelen in slechts 969 locaties bekend, terwijl verwacht mag worden dat deze middelen in een groter deel van de in totaal 8.591 gemonitorde locaties aanwezig zijn. Daarnaast kennen de concentraties van gewasbeschermingsmiddelen vaak piekwaarden, gekoppeld aan een periodiek gebruik. De kans dat routinematige monitoring juist tijdens deze pieken is uitgevoerd, is klein. Verder kunnen de schadelijkste gewasbeschermingsmiddelen nog niet voldoende nauwkeurig geanalyseerd worden (Verschoor *et al.*, 2019). Alle drie aspecten leiden tot een onderschatting van de werkelijke toxiciteit door gewasbeschermingsmiddelen. Hierdoor wordt de toxiciteit van gewasbeschermingsmiddelen in het kaartbeeld van alle stofgroepen samen ook onderschat.

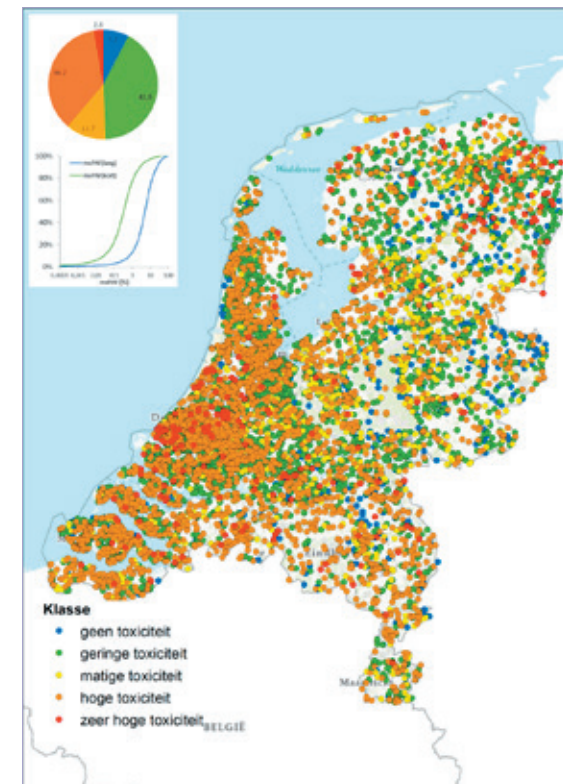
FIGUUR 4C

Toxische druk van gewasbeschermingsmiddelen (links) en van het complete mengsel aan stoffen (rechts), opgedeeld in vijf klassen. In de linkerbovenhoek is de procentuele verdeling van de locaties over de vijf klassen weergegeven en de cumulatieve frequentieverdeling van zowel de $msPAF_{kort}$ als $msPAF_{lang}$.

GEWASBESCHERMINGSMIDDELEN



MENGSEL VAN ALLE STOFFEN



RESULTATEN: DE EFFECTEN IN HET NEDERLANDSE OPPERVLAKTEWATER VAN HET TOTALE MENGSEL AAN STOFFEN

Naast bovenstaande resultaten over de toxische druk per stofgroep is ook gekeken naar de toxische druk van het complete mengsel aan stoffen. In de helft van de 8.591 locaties is een verhoogde toxische druk aangetroffen, waarbij deze toxische druk in 12 procent van de locaties als matig, in 36 procent als hoog en in 2,6 procent als zeer hoog wordt beoordeeld.

Voor de interpretatie van dit kaartbeeld en de mogelijke oorzaken is het goed om te realiseren dat alle locaties die op de kaartbeelden per stofgroep als hoog of zeer hoog toxisch werden beoordeeld, dat op dit gezamenlijke beeld ook zullen zijn. Door het in de berekeningen samenvoegen van de vijf stofgroepen kan de toxiciteit per locatie namelijk alleen maar toenemen. Locaties met bijvoorbeeld matige effecten op meerdere stofgroepen kunnen door hetzelfde effect wel als eindoordeel over alle stoffen in de categorie met hoge effecten vallen.

Uit deze kaartbeelden blijkt dat de hoge toxiciteit in de laaggelegen klei- en veengebieden vooral door de hogere ammoniumconcentraties worden veroorzaakt, waarbij gewasbeschermingsmiddelen en in enige mate PAK's en metalen ook aan het effect hebben bijgedragen. Op de hoger gelegen zandgronden wordt het gezamenlijke effect vooral door de aanwezige metaalverontreiniging gestuurd (dit geldt voor de Kempen regio in sterke mate), waarbij het effect lokaal wordt versterkt door de aangetroffen concentraties van ammonium en gewasbeschermingsmiddelen.

Naast dit ruimtelijke beeld is ook gekeken naar verschillen in de toxiciteit tussen de stofgroepen. Aangezien het aantal gemonitorde locaties per stofgroep verschilt, is dit in figuur 5 geïllustreerd als kans op het aantreffen van een individuele stof met een PAF_{kort} -waarde $>0,5\%$ (oranje, hoge toxiciteit) of $>10\%$ (rood, zeer hoge toxiciteit). Voor metalen, PAK's en ammonium is de kans ongeveer 25 procent dat er in een willekeurig monitoringjaar van een locatie een hoge toxiciteit wordt vastgesteld en voor zeer hoge toxiciteit is deze kans 0,5 - 1 procent.

Voor de groep van gewasbeschermingsmiddelen zijn deze kansen veel groter, namelijk 82 procent voor een hoge en 5 procent voor een zeer hoge toxiciteit. Ter illustratie: op de 969 locaties waar gewasbeschermingsmiddelen zijn gemonitord zijn over de periode 2013-2018 in totaal 2531 meetreeksen voor een locatie*jaar combinatie aanwezig. In deze 2531 meetreeksen werd 2073 keer een stof met een hoge toxiciteit en 134 keer een stof met een zeer hoge toxiciteit aangetroffen. In totaal is daarmee de kans om in een bepaald jaar op een monitoringlocatie een gewasbeschermingsmiddel met hoge of zeer hoge toxiciteit aan te treffen 87 procent. In werkelijkheid zal deze kans nog groter zijn, doordat (zoals hierboven vermeld) met een routinematige monitoring het vóórkomen van piekbelastingen moeilijk in beeld is te brengen.

SLOTCONCLUSIE

Aquatische gemeenschap in helft onderzochte locaties belemmerd door toxische druk

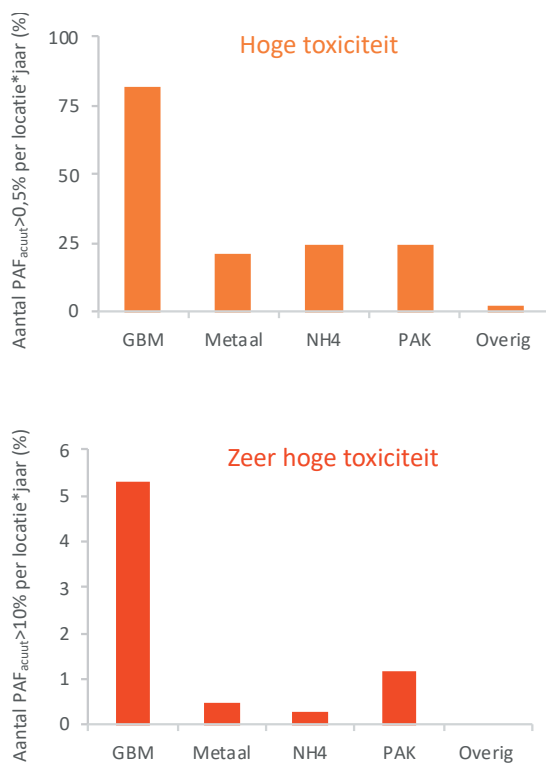
De analyse van de toxische druk in het Nederlandse oppervlaktewater over de periode 2013-2018 maakt het aannemelijk dat de aquatische levensgemeenschap in de helft van alle onderzochte locaties in enigerlei mate wordt belemmerd door de aanwezigheid van toxische stoffen. Voor 12 procent van de locaties zal deze belemmering zich vooral uiten in relatief milde effecten zoals een vertraagde groei of afgenomen reproductie; bij de andere 38 procent wordt ook het vóórkomen van soorten en daarmee de diversiteit van de aquatische levensgemeenschap beperkt.

Resultaten bevestigen Europees onderzoek naar toxiciteit

De in dit rapport getoonde uitkomsten zijn een bevestiging van de resultaten van recent Europees onderzoek, waarbij mengsels van stoffen ook een duidelijke belemmerende rol bleken te spelen bij het kunnen behouden of herstellen van een goede waterkwaliteit (Lemm *et al.*, 2020; Posthuma *et al.*, 2020; Birk *et al.* 2020). De stoffen die dit effect veroorzaken variëren over Nederland, maar zijn meestal een samenspel van ammonium, metalen, PAK's en vooral gewasbeschermingsmiddelen.

FIGUUR 5

Kans op het aantreffen van individuele stoffen met een $msPAF_{kort}$ -waarde $>0,5\%$ (boven) dan wel $>10\%$ (onder). Beide zijn uitgedrukt als het aantal waarnemingen gedeeld door het aantal op die stofgroep gemonitorde locatie*jaar combinaties.

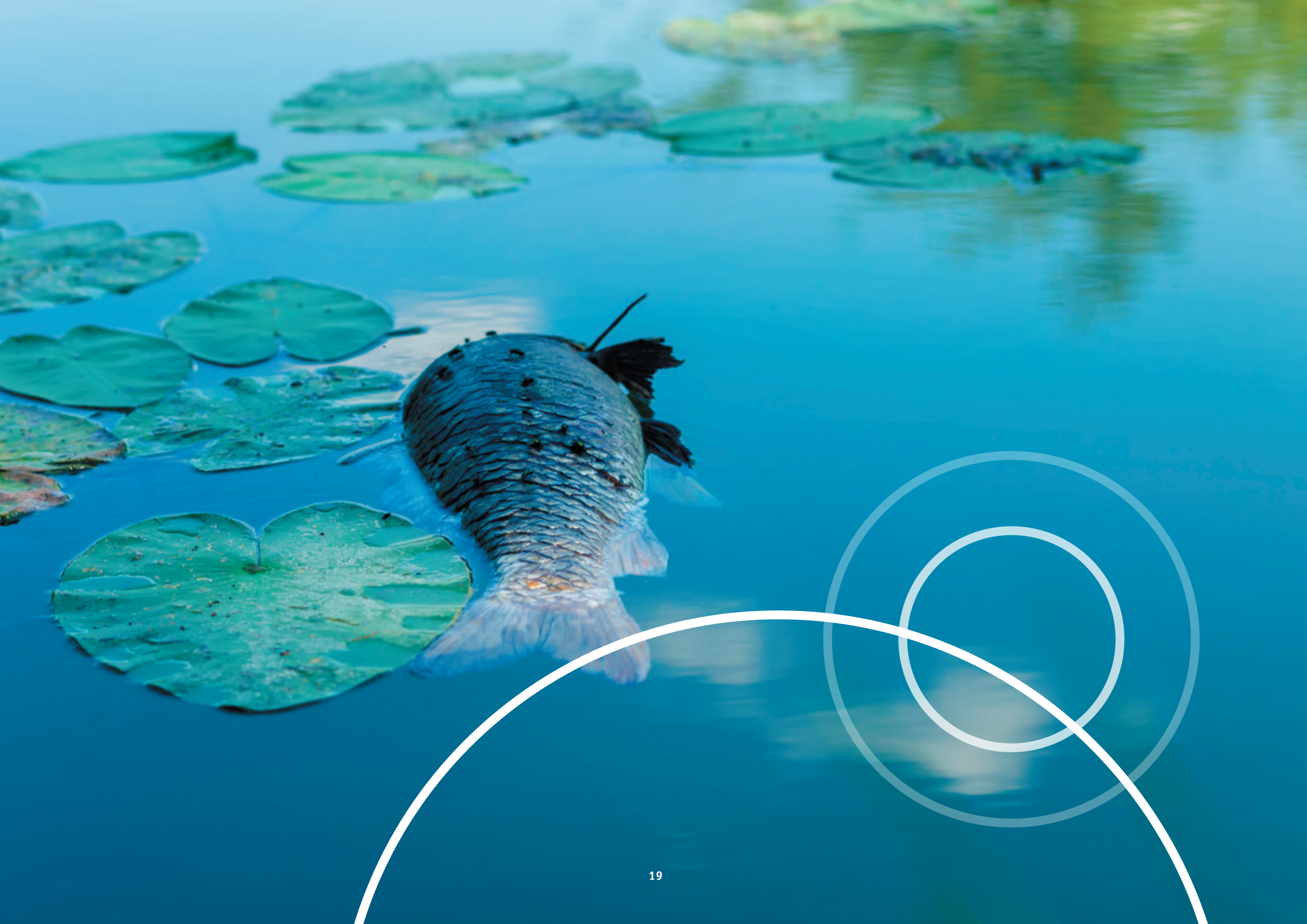


Geografische spreiding toxische druk

Toxische effecten van ammonium/ammoniak worden vooral in de lagere delen van Nederland aangetroffen en ook voor de PAK's lijken de toxische effecten in de laaggelegen delen van Nederland iets groter te zijn. Voor de metalen is de situatie omgekeerd en zijn de meeste toxische effecten juist op de hogere zandgronden vastgesteld (met de Kempen-regio als uitschieter), terwijl gewasbeschermingsmiddelen overal in Nederland tot toxische effecten op de aquatische levensgemeenschap leiden.

Nader onderzoek wenselijk om meer grip te krijgen

Toxiciteit van oppervlaktewater vormt een belangrijke sleutelfactor in watersysteemanalyses. Een verdere verdieping van dit toxische effect op aquatische levensgemeenschappen is wenselijk. Dit kan gaan om meer regionale analyses, maar ook om vragen gericht op een hoger detailniveau (bijv. de vraag naar welke gewasbeschermingsmiddelen de meeste effecten veroorzaken), op oorzakelijke verbanden (bijv. gericht op een relatie met watertypen of landgebruik) of op veranderingen in de tijd (bijv. gericht op een effect van genomen maatregelen).





➤ 1 INLEIDING

1.1 AANLEIDING

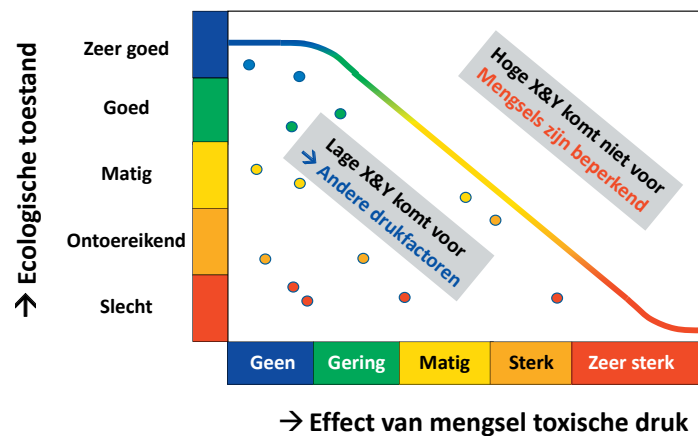
Ondanks het feit dat de chemische waterkwaliteit in Nederland op allerlei fronten verbetert (PBL, 2020; www.clo.nl¹³; stoffiches bijlage o-SGBP) zijn er nog de nodige zorgen en hardnekkige problemen. Nutriënten blijven een bron van zorg (PBL, 2020) en ook gewasbeschermingsmiddelen komen nog steeds in normoverschrijdende concentraties voor (www.bestrijdingsmiddelenatlas.nl). Voor sommige middelen neemt de belasting van het oppervlaktewater zelfs toe (www.clo.nl¹⁴). Daarnaast kan ook het gebruik van allerlei andere stoffen tot milieuproblemen leiden (zie bijv. Ketenaanpak Medicijnresten uit water¹⁵).

TERMINOLOGIE

Het huidige onderzoek richt zich op het ecologische effect van stoffen. Veel van deze stoffen hebben betrekking op milieuverontreinigingen, die door menselijk toedoen in het milieu terecht zijn gekomen. Andere stoffen (zoals aluminium en chloride) hebben vooral een natuurlijke oorsprong en zijn niet in deze studie opgenomen. Ten slotte is er nog een categorie met stoffen, die vanuit zowel natuurlijke als antropogene bronnen in het oppervlaktewater terecht kunnen komen (zoals ammonium en zink). De term milieuverontreinigende stof kan in die gevallen tot verwarring leiden. In het huidige rapport wordt daarom de algemene term 'stoffen' gehanteerd.

FIGUUR 1.1

Illustratie van het verband tussen toxische druk (x-as) en de ecologische toestand volgens de KRW (Posthuma et al., 2020).



Een groeiend aantal onderzoeken toont aan dat de aanwezigheid van deze stoffen niet alleen met chemische analyses kan worden vastgesteld maar ook tot merkbare effecten op de aquatische levensgemeenschap leidt. Op Europees niveau werd een duidelijke relatie gevonden tussen de blootstelling aan mengsels van stoffen en de ecologische toestand (Lemm et al., 2020; Posthuma et al., 2020). Ook onderzoek voor de Nederlandse waterschappen toont aan dat een toenemende toxiciteit van oppervlaktewater gepaard gaat met toenemende ecologische effecten (STOWA, 2016b). Niet alleen verdwijnen er individuele soorten maar ook de soortenrijkdom van de macrofaunagemeenschap als geheel neemt af¹⁶. Een goede ecologische toestand komt dan ook alleen voor in waterlichamen met een lage toxiciteit (Figuur 1.1; Posthuma et al., 2019a,b). Ondanks de al gerealiseerde waterkwaliteitsverbeteringen is toxiciteit daarmee nog steeds een belangrijke (maar vaak verborgen) belemmering voor het kunnen halen van de (KRW) doelen.

Het kunnen bereiken van een goede waterkwaliteit vergt in de komende KRW-periode een forse inzet van alle betrokkenen en krijgt momenteel veel (beleidsmatige) aandacht. Zo leidt de Delta-aanpak Waterkwaliteit tot een verdieping van de kennis en tot een versnelling van de aanpak, aanvullend op de maatregelen die binnen de KRW al worden genomen.

13 Gewasbeschermingsmiddelen in oppervlaktewater 2013-2018 | Compendium voor de Leefomgeving (clo.nl)

14 <https://www.clo.nl/indicatoren/nl0518-belasting-van-het-oppervlaktewater-door-het-gebruik-van-gewasbeschermingsmiddelen-in-de-landbouw> en <https://www.clo.nl/indicatoren/nl0548-belasting-van-het-milieu-door-gewasbeschermingsmiddelen>;

15 <https://www.rijksoverheid.nl/onderwerpen/geneesmiddelen/documenten/beleidsnotas/2019/02/12/ketenaanpak-medicijnresten-uit-water>;

16 Hier wordt over macrofaunasoorten gesproken omdat deze kalibratiestudie met deze soortgroep is uitgevoerd. In werkelijkheid zullen de effecten van toxische stoffen niet tot deze soortgroep beperkt blijven. Zo mag men verwachten dat in het geval van herbiciden vooral algen en waterplanten effecten ondervinden.

Naast deze bestuurlijke eendracht zorgt het thema Toxiciteit, onderdeel van de Kennisimpuls Waterkwaliteit, voor het operationaliseren van bestaande kennis. Het zal het inzicht in de toxiciteit van oppervlaktewater vergroten, waardoor maatregelen beter en effectiever kunnen worden uitgevoerd¹⁷.

1.2 TOXISCHE DRUK

In bovengenoemde onderzoeken (Lemm *et al.*, 2020; Posthuma *et al.*, 2020, STOWA, 2016b) werd het begrip toxische druk gebruikt als maat voor de toxiciteit. Hoe hoger de toxische druk, hoe hoger de mate waarin het bereiken van een goede ecologische toestand wordt belemmerd. De maatlat is te zien als een ‘proxy’: het is een eenduidige maat voor de *mate* van belemmering, maar voorspelt niet precies *hoe* die belemmering zich aan de waterbeheerder voordoet. De ecologische toestand hangt tenslotte ook af van andere drukfactoren, die het effect van stoffen kunnen versluieren of versterken (zoals bij overmaat resp. tekort aan nutriënten; zie de variatie in ecologische toestand bij eenzelfde toxische druk in Figuur 1.1). De toxische druk wordt berekend door de concentraties van alle aangetroffen stoffen te vergelijken met de mate waarin deze stoffen nadelige effecten op organismen veroorzaken (zie §2.3 voor details). Daarmee geeft de (mengsel) toxische druk een relatieve inschatting van het gezamenlijke effect van al deze stoffen op de aanwezigheid en gezondheid van aquatische organismen. *Noot.* Naast het begrip toxische druk wordt ook de term ‘msPAF-waarde’ gehanteerd. Deze afkorting staat voor *meerdere stoffen Potentieel Aangetaste Fractie soorten* en is afgeleid van de methode waarmee de toxische druk wordt berekend (§2.3)¹⁸. Als fractie ligt de waarde altijd tussen 0 en 1, maar de toxische druk wordt ook geregeld als percentage weergegeven (0-100%).

In de jaren 90 van de vorige eeuw verschijnen de eerste publicaties waarin het begrip toxische druk wordt toegepast om inzicht te krijgen in de toxische effecten van stoffen (bijv. Klepper & Van de Meent, 1997; Klepper *et al.*, 1998; Van de Meent, 1999). Deze toepassingen borduurden voort op de constatering van Van Straalen en Denneman (1989), dat kennis over ecotoxiciteit van stoffen enerzijds kan worden gebruikt voor de normstelling van afzonderlijke stoffen en anderzijds voor het berekenen van de toxische druk. Sindsdien wordt dit begrip in toenemende mate en bij meerdere beleidsvelden toegepast waaronder oppervlaktewater (bijv. ecologische sleutelfactor Toxiciteit; STOWA, 2016a), waterbodem (bijv. Hin *et al.*, 2010) en terrestrische bodem (bijv. Posthuma *et al.*, 2008). Ook internationaal wordt het begrip toxische druk in toenemende mate toegepast (bijv. Beaumelle *et al.*, 2017; Silva *et al.*, 2015).

De bruikbaarheid van toxische druk als maat voor de toxiciteit van oppervlaktewater blijkt uit bovenstaande studies naar de relaties tussen toxische druk en macrofaunagemeenschappen op Nederlandse en Europese schaal. Ook op kleinere schaal kan deze bruikbaarheid worden geïllustreerd. Zo is de toxische druk sterk gecorreleerd aan de overleving van watervlooien in veldtesten, uitgevoerd door het Hoogheemraadschap van Delfland (Figuur 1.2). Hiermee krijgt het begrip toxische druk ook betekenis in de vorm van directe effecten, die in Nederlandse oppervlaktewateren zijn/waren aan te tonen.

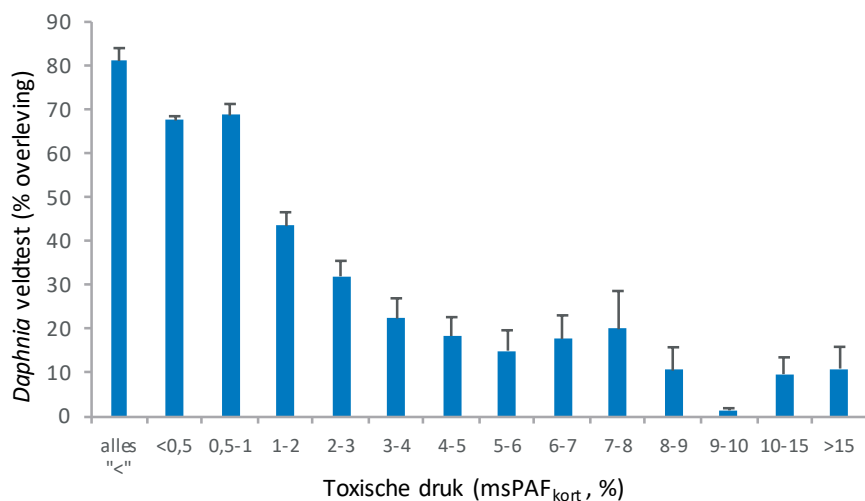
Mede vanwege deze relatie tussen toxische druk en ecologische effecten, zijn eerder twee data-analyses uitgevoerd om de toxiciteit in het Nederlandse oppervlaktewater te karakteriseren. Zo hebben Vijver *et al.* (2012) een landsdekkende analyse van de toxische druk vanuit gewasbeschermingsmiddelen uitgevoerd. Hierbij werd onder meer geconstateerd dat de toxische druk, die door deze middelen wordt veroorzaakt, in de periode 1997-2009 is afgenomen. Daarnaast heeft het PBL een eerste analyse van de toxische druk op de Nederlandse waterlichamen gepresenteerd (PBL, 2020). Ook deze auteurs concludeerden dat er een verband is tussen toenemende toxische druk en een afnemende ecologische toestand van de macrofauna (EKR-waarde). De auteurs

¹⁷ Binnen de KRW gaat het niet alleen om herstel maar ook om beschermen (voorkómen van achteruitgang). Voor beide doelen is inzicht in huidige resp. toekomstige toxiciteit in oppervlaktewater wenselijk.

¹⁸ Als het over de toxiciteit van één stof gaat zijn de termen toxische druk en PAF-waarde.

FIGUUR 1.2

Verband tussen de berekende toxische druk van gewasbeschermingsmiddelen (x -as) en de waargenomen effecten op de overleving van de watervlo *D. magna* in veldtesten in het beheergebied van HH Delfland (y -as). Weergegeven zijn de gemiddelde waarden en de standaardfouten. De kolom 'alles <' betreft veldtesten, waarbij in de uitgevoerde chemische analyses geen enkel gewasbeschermingsmiddel in een meetbare concentratie werd aangetroffen (Figuur afkomstig uit STOWA, 2016a; data uit Ecofide, 2008).



concludeerden echter ook dat het door hen verkregen resultaat indicatief was, omdat er bij het berekenen van de toxische druk door de verschillende waterschappen geen uniforme methodiek is gehanteerd.

1.3 DOELSTELLING VAN DIT ONDERZOEK

Aansluitend op twee eerdere nationale analyses van de toxiciteit in Nederlands oppervlaktewater (PBL, 2020; Vijver *et al.*, 2012) heeft het huidige project tot doel om de toxiciteit van Nederlands oppervlaktewater te beoordelen op basis van alle gemonitorde locaties en alle daar aangetroffen stoffen over de periode 2013-2018. Deze beoordeling heeft vervolgens twee potentiële toepassingen, die allebei belangrijk zijn voor het bereiken van een goede waterkwaliteit, namelijk:

1. Waterbeheerders kunnen maatregelen gaan prioriteren op basis van de kartering (op welke locaties vormen stoffen de grootste belemmering?) en beter richten doordat de toxische druk ook voor individuele stofgroepen wordt gegeven (welke stofgroep vormt daarbij de grootste belemmering?).
2. De effectiviteit van de genomen maatregelen kan geëvalueerd worden door de toxische druk te vergelijken tussen deze 'nulmeting' (2013-2018) en een later evaluatiemoment.

1.4 GEHANTEERDE UITGANGSPUNTEN

Grootschalige analyses van bestaande monitoringdata kennen meestal meerdere aandachtspunten. Zo varieert niet alleen het aantal gemonitorde stoffen, maar ook de gevoeligheid van de hierbij gehanteerde analysetechniek. Een aantal van deze tekortkomingen kan overbrugd worden door de juiste statistische technieken en modellen toe te passen. Daarbij moet wel voor ogen gehouden worden dat de onzekerheid van de berekeningen met iedere aanvullende modelmatige stap toeneemt. Het risico hiervan is dat discussies over de resultaten zich meer gaan richten op methoden en keuzes en minder op de boodschap.

Om deze reden zijn wij in dit onderzoek daarom zo dicht mogelijk bij de ruwe meetresultaten gebleven. Waar keuzes nodig waren, is telkens zo gekozen dat de toxiciteit niet onterecht kan worden overschat. Hiermee geeft het huidige rapport een betrouwbare inschatting van de toxiciteit, die *ten minste* op de bemonsterde locaties aanwezig is geweest. Zo weten waterbeheerders zeker dat de berekende giftigheid van het water niet is overschat en kan men de juiste maatregelen nemen om de toxische druk te verlagen.

Binnen het thema Toxiciteit van de Kennisimpuls Waterkwaliteit (KIWK), onderdeel van de Delta-aanpak Waterkwaliteit en Zoetwater, wordt bekeken op welke manier het rekenmodel voor toxische druk, dat in 2016 is gepubliceerd, kan worden verbeterd. Het aantal stoffen dat kan worden beoordeeld, wordt uitgebreid van ca. 1800 naar meerdere duizenden. Ook zal er via het KIWK-project meer inzicht ontstaan in de relatie tussen toxische druk en het halen van KRW-doelen (de toxische druk wordt gekalibreerd op de ecologische toestand; zie figuur 1.1). Door de gelijktijdige uitvoering van het KIWK-onderzoek kon ook in het onderhavige project van deze nieuwe kennis gebruik worden gemaakt. Belangrijk hierin is dat de toxische druk sinds kort niet alleen bij een kortdurende blootstelling maar nu ook bij een langdurende blootstelling berekend kan worden.

1.5 LEESWIJZER

In hoofdstuk 2 zijn de uitgevoerde werkzaamheden in meer detail beschreven en in hoofdstuk 3 zijn de resultaten samengevat en zijn kaartbeelden gepresenteerd over de huidige toxiciteit in het oppervlaktewater. In hoofdstuk 4 is het uiteindelijke, integrale beeld van de huidige toxiciteit in het Nederlandse oppervlaktewater gegeven en bediscussieerd. Om in de toekomst de effectiviteit van genomen maatregelen te kunnen beoordelen, komt via het thema Toxiciteit van de Kennisimpuls Waterkwaliteit (KIWK) een gedetailleerd protocol beschikbaar, waarmee de huidige werkwijze ook in de toekomst gelijkwaardig kan worden uitgevoerd op de nieuw te verzamelen monitoringgegevens.





2 MATERIAAL EN METHODEN

De uitgevoerde werkzaamheden omvatten allerlei keuzes en berekeningen. In een achtergronddocument ('Protocol') worden deze in detail beschreven en wordt toegelicht op basis van welke argumenten bepaalde keuzes zijn gemaakt. In onderstaande paragrafen 2.1 tot 2.4 zijn de werkzaamheden stapsgewijs samengevat. De berekeningen werden uitgevoerd door het toepassen van een R-script op de beschikbare, gecontroleerde en samengevoegde data. R is een programmeertaal, waarmee de stappen van het inlezen en corrigeren van data tot en met het afleiden van de toxische druk in modules uitgevoerd kunnen worden. Het R-script, de definitie van de in te lezen datatabel en het protocol worden uiteindelijk door het thema Toxiciteit van de Kennisimpuls Waterkwaliteit (KIWK) beschikbaar gesteld voor decentraal gebruik door waterbeheerders.

2.1 VERZAMELEN VAN CHEMISCHE MONITORINGGEGEVENS

Uit steekproefsgewijze controles van de waterkwaliteitsgegevens op het Waterkwaliteitsportaal bleek dat deze niet volledig zijn. Daarom zijn in één grote, gezamenlijke activiteit alle fysisch-chemische monitoringgegevens van alle locaties en alle jaren bij alle waterschappen opgevraagd. Dit is veel meer dan nodig voor het huidige project, dat zich op de periode 2013-2018 richt. De opgebouwde dataset is echter ook gebruikt voor onderzoek van de Radboud Universiteit Nijmegen naar trends bij aquatische insecten en mogelijke oorzaken daarvan (Hallmann & Jongejans, 2021). Vervolgens is de dataset aangevuld met fysisch-chemische monitoringgegevens van enkele locaties in Rijkswateren (met name Lobith en Eijsden vanwege het uitgebreide stoffenpakket dat hier wordt geanalyseerd).

In totaal omvat deze dataset 29.446 locaties verspreid over geheel Nederland en ruim 44 miljoen analyses. Voor de periode 2013-2018 zijn de gegevens afkomstig van 10.613 locaties. Voor 2.022 van deze locaties hadden de uitgevoerde analyses uitsluitend betrekking op enkele meer basale gegevens (zoals pH, temperatuur, doorzicht of geleidbaarheid) waarmee geen toxische-drukberekeningen uitgevoerd kunnen worden óf lagen de concentraties van alle geanalyseerde, mogelijk toxische stoffen onder de rapportagegrens. Daarmee resteerde er een dataset met 8.591 locaties respectievelijk ruim 35.000 locatie-jaar combinaties waarvoor toxische-drukberekeningen zijn uitgevoerd.

2.2 DATA-CONTROLE EN VERRIJKING

Om de toxische druk te kunnen berekenen zijn eerst enkele voorbereidingen en controles uitgevoerd:

- * de naamgeving en codering van de parameters is vergeleken met de Aquo-parameterlijst en waar nodig geüniformeerd. Zeker in de laatste jaren zijn de waterkwaliteitsgegevens steeds beter geüniformeerd, waarbij de Aquo-codes de standaard vormen. Deze werkzaamheden betroffen dan ook vooral de oudere jaren. Daarnaast zijn de parameters voorzien van een CAS-nummer.
- * er is een controle uitgevoerd op eenheden, uitschieters, rapportagegrenzen en hoedanigheid (bijv. al dan niet gefiltreerd). Waar de eerste versie van de

toxische-druktool (STOWA, 2016a) een verplichte eenheid kende, is dat in de nieuwe versie niet langer nodig. Een analyse van lage en hoge percentielwaarden is gebruikt als eerste inzicht in eventuele invoerfouten. Overigens is deze controle nooit volledig. Daarvoor is de dataset eenvoudigweg te omvangrijk. Aanvullend zijn daarom ook de ruwe data gecontroleerd van de stoffen, die het vaakst een hoge toxische druk veroorzaakten.

- * alle dataregels van stoffen met een concentratie '0', 'nb', etc. zijn verwijderd. Ook parameters als kroos, vuil, breedte en geur zijn uit de dataset verwijderd¹⁹. In sommige gevallen zijn meetgegevens van sediment of effluent aangeleverd. Ook deze zijn uit de dataset verwijderd.
- * extreme waarden in de meetdata zijn alleen aangepast als de reden van deze afwijking met grote zekerheid kon worden achterhaald. Een voorbeeld is een verkeerd ingevoerde eenheid, waardoor alle waarden in een bepaalde deelset een factor 1000 hoger waren dan in de rest van het databestand. Een ander voorbeeld is een watertemperatuur van 165°C in juni waarbij kan worden aangenomen dat het decimaalteken is vergeten en dat de juiste temperatuur 16,5°C had moeten zijn. Bij een temperatuur van 0°C in december kan het echter een juiste meetwaarde zijn maar zijn er ook situaties aangetroffen waar de 0 duidt op een niet uitgevoerde of ingevoerde meting. Alle oorspronkelijke waarden zijn in een aparte kolom bewaard.

De toxiciteit van oppervlaktewater wordt niet alleen door de aanwezige stoffen beïnvloed maar ook door de biologische beschikbaarheid van deze stoffen. Zo neemt de toxiciteit van veel metalen af bij hogere DOC-concentraties²⁰ en geldt hetzelfde voor allerlei organische microverontreinigingen in aanwezigheid van zwevend stof. Dit principe van biologische beschikbaarheid wordt ook toegepast bij het toetsen van de oppervlaktewaterkwaliteit aan de milieukwaliteitseisen voor koper, zink, nikkel en lood. De biologische beschikbaarheid van een stof

¹⁹ Verwijderde gegevens zijn bewaard en daarmee beschikbaar.

²⁰ DOC = Dissolved Organic Carbon of te wel opgeloste organische koolstof

varieert omdat ook de achterliggende causale factoren (naast DOC en zwevend stof ook parameters als pH en hardheid) in tijd en ruimte variëren. Helaas zijn deze factoren, die de biologische beschikbaarheid beïnvloeden, niet voor alle monsters simultaan geanalyseerd (overigens geldt ook hiervoor dat dit de laatste jaren steeds consequenter gebeurt). In de eerste versie van de toxische-druktool (STOWA, 2016a) werd in die gevallen van zogenaamde defaultwaarden gebruik gemaakt om een overschatting van de toxiciteit te voorkomen. Voor deze defaultwaarden is een relatief lage waarde gehanteerd, waardoor men met grote zekerheid kon aannemen dat een dergelijke concentratie in ieder geval aanwezig is geweest (bijv. DOC = 5 mg/l; zwevend stof = 5 mg/l; pH=7).

In de huidige analyse is hierop voortgeborduurd en is de dataset op dit punt verrijkt. Als eerste keuze zijn bij de toxiciteitsberekeningen altijd de lokaal vastgestelde waarden van deze parameters gebruikt. Bij het ontbreken hiervan werd echter niet langer van defaultwaarden gebruik gemaakt maar werden de waarden via een gevalideerde maar relatief eenvoudige modelbenadering aangevuld. Met alle beschikbare metingen als invoer, is deze statistische extrapolatie gebaseerd op de methode van Generalised Additive Modelling (GAM), zoals die in het R-package *mgcv*²¹ beschikbaar is (Wood, 2017). Hierbij is dus geen hydrologisch of bodemchemisch model gebruikt, maar werden alleen de plaats (als rijkdriehoekcoördinaten) en datum als variabelen gebruikt. Voor de temperatuur is eenzelfde type ruimtelijk en temporeel model gebruikt om de hierboven al genoemde uitschieters te traceren. Als de meetwaarde boven het 95-percentiel van de modelwaarde lag, is de waarde van dit percentiel gebruikt.

Om het effect van deze wijziging te beoordelen zijn beide werkwijzen met elkaar vergeleken (Figuur 2.1). Het eerste dat opvalt is dat de uitkomsten van beide werkwijzen sterk aan elkaar gecorreleerd zijn. Voor de toxische druk bij een

kortdurende blootstelling²² is dit verband vrijwel 1:1, terwijl de toxische druk bij een langdurende blootstelling meer variatie laat zien maar gemiddeld toch ook dicht tegen de 1:1 lijn aanzit. Verder valt op dat het effect van deze gewijzigde methode per stofgroep verschilt. De toxische druk van organische microverontreinigingen (PAK's, gewasbeschermingsmiddelen en overige organische stoffen) ligt meestal iets boven de $y=x$ lijn. Dit betekent dat bij gebruik van defaultwaarden de berekende toxische druk iets hoger is dan bij de huidige werkwijze met gemodelleerde biobeschikbaarheidsparameters. Dit komt doordat de voor zwevend stof gekozen defaultwaarde van 5 mg/l aan de lage kant is (deze is gelijk aan 11-percentielwaarde voor alle metingen in Nederland). De gemodelleerde zwevend-stofgehalten zullen daarmee in 89% van de gevallen boven de 5 mg/l liggen, waardoor de berekende biologische beschikbaarheid en daarmee de toxische druk iets zal afnemen (organische stoffen kunnen aan zwevend stof binden).

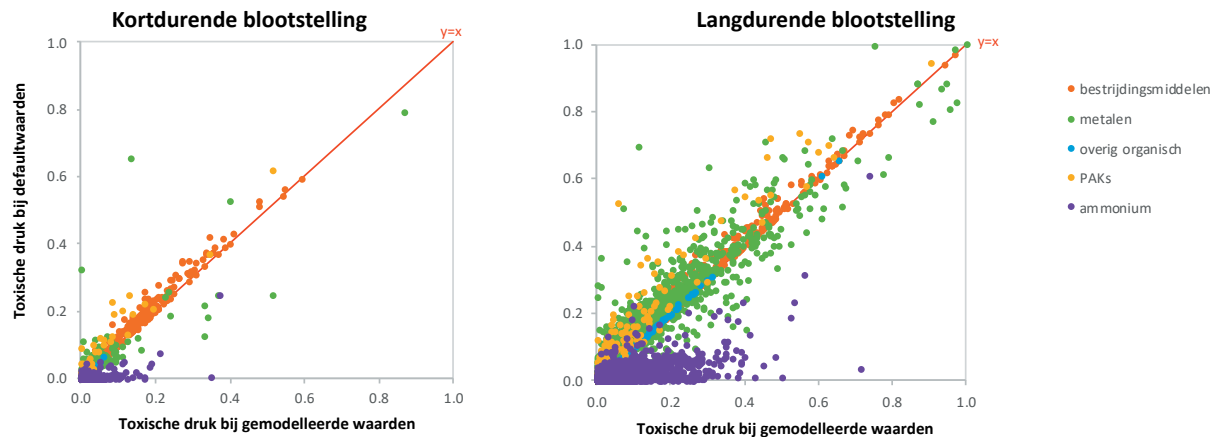
Voor de metalen liggen de waarden zowel onder als boven de $y=x$ lijn (met name bij een langdurende blootstelling). Dit komt doordat de biologische beschikbaarheid van metalen door meerdere parameters wordt beïnvloed, zoals pH, DOC, Ca en Mg. Daarbij liggen de gekozen defaultwaarden voor pH (7,0) en DOC (5 mg/l) aan de lage kant (9 resp. 19 percentiel van de verdeling over Nederland), terwijl de defaultwaarden voor Ca (100 mg/l) en Mg (15 mg/l) juist aan de hoge kant van de verdeling liggen (80 resp. 84 percentiel). Ten slotte kan het effect van deze parameters ook per metaal verschillen. Voor zink leidt zowel een hogere DOC als een hogere pH bijvoorbeeld tot een afname van de toxiciteit, terwijl een hogere pH de toxiciteit van nikkel juist doet toenemen. Voor ammonium kan het verschil tussen beide methoden aanzienlijk zijn. Dit komt doordat de pH een zeer sterk effect op het evenwicht tussen ammonium en het toxische ammoniak heeft. De gekozen defaultwaarde van 7,0 ligt aan de ondergrens van de verdeling en zorgt voor een lagere toxiciteit. Daardoor zullen de gemodelleerde pH-waarden veelal hoger liggen, waardoor ook de berekende toxiciteit toeneemt.

21 *Mixed GAM Computation Vehicle*

22 *Het onderscheid tussen kortdurende en langdurende blootstelling is in §2.3 toegelicht.*

FIGUUR 2.1

Vergelijking tussen het gebruik van defaultwaarden (STOWA, 2016a; y-as) dan wel gemodelleerde waarden (huidige methode; x-as) voor het berekenen van de biologische beschikbaarheid in situaties dat deze parameters (bijv. pH, DOC of zwevend stof) niet simultaan zijn geanalyseerd. De vergelijking is gepresenteerd voor de toxische druk bij zowel een kortdurende (links) als langdurende blootstelling (rechts; zie §2.3 voor toelichting).



Samenvattend geven de gegevens, zoals in figuur 2.1 getoond, inzicht in de verschillen tussen beide methoden, waarbij de huidige werkwijze met gemodelleerde waarden op inhoudelijke gronden is te verkiezen. Dit komt vooral doordat de gekozen defaultwaarden generieke waarden voor heel Nederland zijn en daarbij aan de uiteinden van de verdelingen liggen. De nu gemodelleerde waarden

zullen hierdoor dichterbij de werkelijkheid in de buurt liggen en geven daarmee een meer accurate inschatting van de biologische beschikbaarheid en daarmee van de berekende toxiciteit. Overigens is het goed om te realiseren dat het effect van deze keuzes op de uiteindelijke kaarten van de toxiciteit in Nederlands oppervlaktewater beperkt is. Dit komt doordat deze parameters om de biologische

beschikbaarheid van stoffen te kunnen berekenen in steeds meer locaties simultaan bij de analyses worden meegenomen. De keuze tussen defaultwaarden of gemodelleerde waarden is alleen relevant voor locaties, waar deze parameters niet zijn geanalyseerd.

2.3 BEREKENEN VAN DE TOXISCHE DRUK

Bij het berekenen van de toxische druk per locatie zijn verschillende stappen doorlopen. De rekenregels zijn in R geprogrammeerd, in een achtergronddocument in detail beschreven en hieronder op hoofdlijn gekarakteriseerd.

Parameterkeuze

Tussen 2013 en 2018 zijn meetgegevens van 1629 stoffen beschikbaar. Het benodigde inzicht in de toxiciteit van deze stoffen varieert echter sterk. Voor sommige stoffen (zoals zink) zijn zoveel testgegevens voorhanden dat de toxische druk accuraat kan worden berekend, terwijl voor andere stoffen (zoals de pijnstiller fenazon) slechts enkele waarden voorhanden zijn en de toxische druk hoogstens op ordegrootte kan worden ingeschat.

Om dit onderscheid in betrouwbaarheid te kunnen maken hebben Posthuma *et al.* (2019a) aan iedere soortsgoedheidsverdeling (SSD's; zie intermezzo) een kwaliteitsscore gekoppeld. Hiermee zijn de 1629 stoffen in vijf categorieën ingedeeld;

Groep	Stoffen (n)	Kwaliteit van de SSD's ¹⁾	Meegenomen in huidige berekeningen?
A	215	Hoog	Ja
B	486	Voldoende	Ja
C	534	Matig tot slecht	Nee (alleen verkennende analyse; Fig 2.2)
D	367	Geen toxiciteitsinformatie	Nee
E ²⁾	27	n.v.t.	Nee

- 1) De kwaliteit van de SSD hangt van meerdere factoren af, zoals het aantal geteste soorten, de verdeling over soortgroepen als planten, insecten en vissen, het aantal testen bij een kortdurende en langdurende blootstelling en de gerapporteerde testparameters als NOEC, EC₁₀ of EC₅₀-waarde (zie Posthuma et al, 2019a).
- 2) Deze groep bestaat uit i) stoffen met een natuurlijk voorkomen, zoals Al, Fe, Mn, Si, F, sulfaat, nitraat en natuurlijke toxines zoals microcystine ii) parameters die voor de biologische beschikbaarheid van belang zijn, zoals Ca, Mg en DOC

Voor 701 stoffen (groepen A en B) kan de toxische druk voldoende betrouwbaar berekend worden. Voor de 534 stoffen in groep C is wel enige informatie over de toxiciteit beschikbaar, maar deze is onvoldoende voor betrouwbare schattingen. Deze stoffen zijn daarom niet meegenomen in de berekeningen om er zo voor te zorgen dat de berekende toxische druk een betrouwbare maat is voor de toxiciteit, die in ieder geval op een locatie aanwezig is geweest. De mate waarin deze keuze over het al dan niet meenemen van groep-C-stoffen de uiteindelijke toxische druk beïnvloedt, is hieronder nader gekarakteriseerd. Verder was van 367 stoffen geen enkele informatie over de toxiciteit beschikbaar (groep D).

Stoffen, die ook van nature voorkomen, vormen een aparte categorie (ook de KRW maakt om deze reden een onderscheid tussen synthetische en niet-synthetische stoffen). Dit zijn stoffen als ammonium, sulfaat, chloride en alle metalen. Zo worden sommige grondwater beïnvloede watersystemen gekenmerkt door

opvallend hoge ijzer- en mangaanconcentraties en zijn in brakke wateren de sulfaat- en boriumconcentraties van nature vaak verhoogd. In deze situaties kunnen de aanwezige stoffen tot toxische effecten op een 'gemiddelde' gemeenschap van soorten leiden, maar wordt de lokaal aanwezige gemeenschap juist door deze omstandigheden bepaald en kan deze hiervoor karakteristiek zijn. Tegelijkertijd geldt dat in andere wateren menselijk handelen wel degelijk tot verhoogde concentraties van deze stoffen kan hebben geleid. Het onderscheid tussen beide is echter alleen te maken met een grondige analyse van de natuurlijke achtergrondconcentraties van al deze locaties (wat binnen de huidige studie niet tot de mogelijkheden behoorde).

Verder is het voor sommige metalen nog moeilijk om de biologische beschikbaarheid accuraat in te schatten en leidt een berekening snel tot een overschatting van de toxiciteit. Dit geldt bijvoorbeeld voor een metaal als aluminium maar ook voor redox-gevoelige metalen als ijzer. Om verwarring bij de interpretatie te voorkomen is daarom gekozen om een aantal van deze 'van nature voorkomende' stoffen niet in de berekeningen mee te nemen. Dit zijn metalen als aluminium, ijzer, mangaan, antimoon en silicium, stoffen als nitraat, chloride, fluoride en sulfaat alsmede natuurlijke toxines zoals sulfide, microcystine en anatoxine. De volledige lijst wordt opgenomen in het achtergrondrapport. Deze keuze is gebaseerd op een inschatting van de mogelijke rol van natuurlijke respectievelijk antropogene bronnen. Voor de eerstgenoemde stoffen werd ingeschat dat het merendeel een natuurlijke oorsprong heeft, terwijl voor stoffen als ammonium, zink en koper ook antropogene bronnen een betekenisvolle bijdrage aan de toxiciteit kunnen leveren.

Verder zijn in sommige locaties zowel de opgeloste als de totaal metaalconcentraties vastgesteld. In die gevallen zijn de totaal-concentraties niet in de berekeningen meegenomen, omdat er anders een dubbeltelling optreedt. Ditzelfde geldt voor somparameters zoals bijvoorbeeld de 'som4 drins', als ook de concentraties van de individuele stoffen aldrin, dieldrin, endrin, isodrin en telodrin zijn opgenomen.

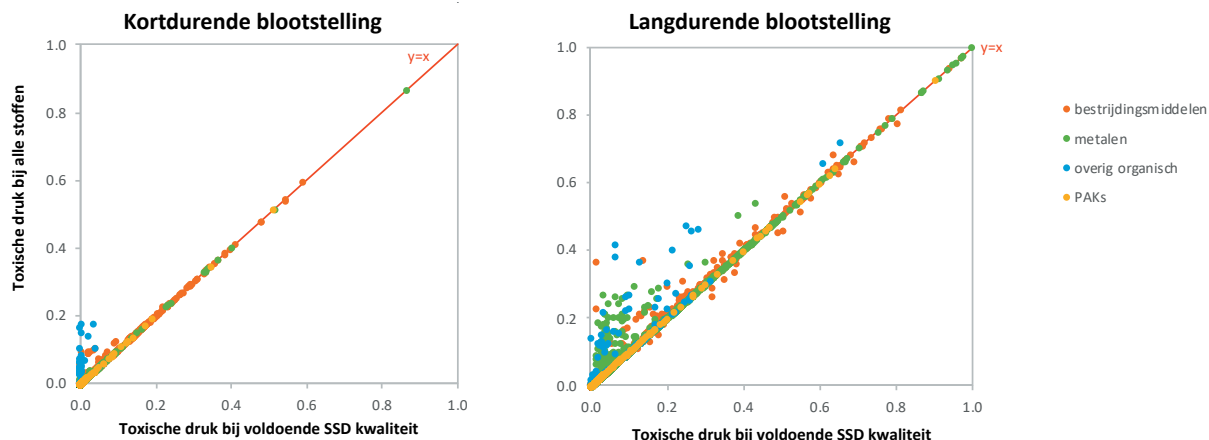
Verschil in toxische druk als gevolg van het al dan niet meenemen van groep-C-stoffen

Zoals hierboven toegelicht zijn de 1629 gemonitorde stoffen in groepen ingedeeld, waarbij de groepen A en B in totaal uit 701 stoffen bestaan, waarvoor voldoende informatie over de toxiciteit aanwezig is. Groep C omvat 534 stoffen waar wel enige informatie over de toxiciteit en/of biobeschikbaarheid aanwezig is maar onvoldoende voor betrouwbare berekeningen. Deze groep-C-stoffen is daarom niet in de berekeningen meegenomen. Om na te gaan wat het effect van deze keuze is, zijn de toxische-drukwaarden voor de groep A en B stoffen vergeleken met de toxische druk op basis van groepen A, B en C (Figuur 2.2). Uit deze vergelijking blijkt dat het meenemen van groep-C-stoffen kwantitatief weinig invloed heeft. Bij een kortdurende blootstelling zitten de verschillen vooral in enkele stoffen uit de groep 'overige organische verontreinigingen', maar voor het merendeel van alle locaties zijn de msPAF-waarden onder beide opties gelijkwaardig. Dit komt niet alleen door de verwachte toxiciteit van deze groep-C-stoffen, maar ook doordat dit vaak stoffen zijn die minder frequent worden geanalyseerd. Bij een langdurende blootstelling nemen de verschillen toe en zijn er ook enkele metalen die een rol kunnen gaan spelen.

Groep-C-stoffen met een PAF_{kort} -waarde $>10\%$ zijn butylbenzeen (n=1), furosemide (n=3; plasmiddel), oestron (n=1), fenazon (n=2; pijnstillers).

FIGUUR 2.2

Vergelijking van de toxische druk van groep-A- en B-stoffen (x-as) en van alle stoffen (groep A, B en C; y-as). De vergelijking is gepresenteerd voor de toxische druk bij zowel een kortdurende (links) als langdurende blootstelling (rechts).



Als naar de effecten onder een langdurende blootstellingen wordt gekeken dan hebben naast deze stoffen ook enkele andere stoffen een PAF_{lang} -waarde $>10\%$. Dit zijn bijvoorbeeld de gewasbeschermingsmiddelen spinosad, lenacil en dodemorf, het geneesmiddel atorvastatine en de metalen zilver en barium.

Samenvattend betekent dit dat het weglaten van groep-C-stoffen de kaart van de toxiciteit in Neder-

lands oppervlaktewater niet betekenisvol verandert. Tegelijkertijd zijn er dus enkele individuele locaties waar het al dan niet meenemen van deze stoffen tot een merkbare verhoging van de toxische druk zou leiden. In de praktijk betekent dit dat de hierboven genoemde stoffen als verdacht beschouwd moeten worden, maar dat meer informatie over de toxiciteit nodig is om te kunnen beoordelen of deze al dan niet een probleem voor de waterkwaliteit vormen.

INTERMEZZO

'PRINCIPES VAN EEN TOXISCHE DRUK BEREKENING'

Het principe van toxische-drukberoeeningen is uitgebreid toegelicht in STOWA (2016a) en hieronder samengevat. Enerzijds maken de berekeningen gebruik van fysisch-chemische monitoringgegevens. Deze geven inzicht in de aanwezige concentraties van stoffen maar ook in de biobeschikbare fractie hiervan. Anderzijds maken de berekeningen gebruik van bestaande kennis over de toxiciteit van individuele stoffen. Dit inzicht is weer te geven in een zogenaamde soortsgoeligheidverdeling (SSD, in het Engels Species Sensitivity Distribution).

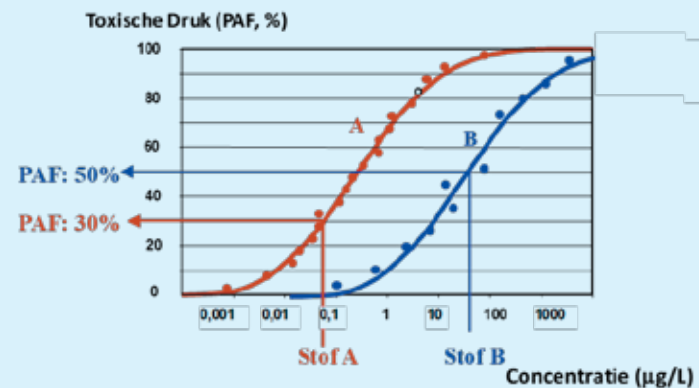
De toepassing van SSDs bij het berekenen van de toxische druk is in onderstaande figuur geïllustreerd voor een mengsel van twee stoffen (Stof A en Stof B). De punten zijn toxiciteitsgegevens van testen met deze twee stoffen en verschillende soorten waterorganismen. De curves zijn modelbenaderingen van beide SSD's. Dit betreft log-normale verdelingen van de toxiciteitsgegevens van de verschillende geteste soorten, die via gebruikelijke werkwijzen zijn gefit op de beschikbare gegevens. Bij een milieuconcentratie (X-as) van een stof wordt de toxische druk (Y-as) van die stof afgelezen als het percentage beïnvloede soorten (PAF%). Die PAF-waarden per stof worden vervolgens geaggregeerd tot de toxische druk van het mengsel (msPAF; meerdere stoffen Potentieel Aangestaste Fractie van soorten). Dit gebeurt via de formule: $msPAF = 1 - \prod (1 - PAF_i)$ voor $i = 1 \dots n$ waarbij $n =$ aantal stoffen.

Rekenvoorbeeld: Stel er zijn twee stoffen A en B, met ieder een toxische druk van 50%. Dan wordt de gezamenlijke toxische druk 75% en niet 100% aangezien $Toxische\ druk = 1 - ((1 - 0.5) * (1 - 0.5)) = 0.75$.

Dit model van een soortsgoeligheidverdeling wordt ook in de normstelling gebruikt. Alleen start de afleiding dan op de y-as (startpunt is de beleidskeuze om de normen te baseren op een situatie, waarbij maximaal 5% van de soorten mogelijk een eerste nadelig effect zou kunnen ondervinden) en wordt vervolgens op de x-as afgelezen bij

welke concentratie van een stof dit beschermingsniveau wordt gehaald. Het SSD-model dat daarbij wordt gebruikt is gebaseerd op geen-effect gegevens²³, zodat er bij de norm sprake is van een beschermingsniveau van ten minste 95%, respectievelijk dat er bij 5% van de soorten dus een begin van enige hinder kan bestaan (overschrijding van het geen-effect niveau).

Bij het berekenen van de toxische druk gaat het alleen om zogenaamde directe toxische effecten op blootgestelde organismen. Denk hierbij aan een verhoogde sterfte, vertraagde groei of verminderde reproductie. Een stof kan ook indirecte effecten veroorzaken bijvoorbeeld bij toppredatoren (waaronder de mens) als de stof in de voedselketen kan accumuleren. Of hele specifieke effecten, zoals bijvoorbeeld via hormoonverstoring. Dergelijke risico's worden in de normstelling wel meegenomen, maar vormen geen onderdeel van de huidige toxische drukberekening.



23 NOEC=No Observed Effect Concentrations

Berekeningen van de toxische druk per stof

De basis van het berekenen van toxische druk is samengevat in het intermezzo 'Principes van een toxische druk berekening'. Naast het berekenen van de biologische beschikbaarheid (zie §2.2) is er nog een aantal andere aspecten relevant bij het berekenen van de toxische druk van een stof.

- * Dit is allereerst het onderscheid tussen de toxiciteit bij een kortdurende en langdurende blootstelling. In de eerste versie van de sleutelfactor Toxiciteit (STOWA, 2016a) werd de toxische druk berekend op basis van de effecten bij een kortdurende blootstelling (acuut), met als motieven dat er meer acute toxiciteitsgegevens bestaan, en met name omdat de berekende 'acute' toxische druk goed aan het verlies van soortenverlies blijkt te relateren. Als echter een concentratie van een stof geen toxisch effect bij een kortdurende blootstelling veroorzaakt, kan een dergelijk effect nog wel optreden als de blootstelling langer is. Deze insteek sluit juist weer beter aan op de afleiding van milieukwaliteitsnormen voor de KRW. Alle toxische-druk-berekeningen zijn daarom uitgevoerd met zowel de Species Sensitivity Distribution (SSD; zie intermezzo) op basis van een kortdurende blootstelling als op basis van de SSD passend bij een langdurende blootstelling. Bij een langdurende blootstelling is de toxische druk altijd groter dan bij een kortdurende blootstelling (Figuur 2.3). Het R-script berekent altijd beide waarden. Voor het huidige rapport zijn beide waarden in een gezamenlijke maatlat opgenomen (§2.4), die aansluit op de KRW-terminologie.

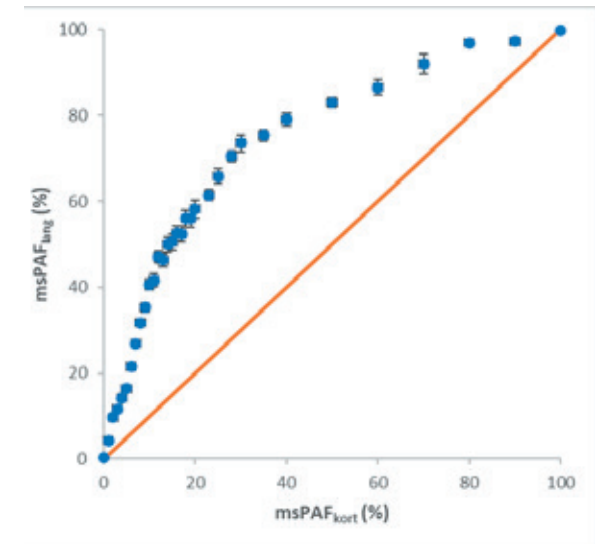
- * Ook de rapportagegrens speelt een rol. Voor sommige stoffen kunnen concentraties rondom de rapportagegrens al toxische effecten veroorzaken. Dat geldt bijvoorbeeld voor stoffen waarvoor de waterkwaliteitsnorm onder de huidige rapportagegrens ligt. Bij analyses 'kleiner dan de rapportagegrens' is de werkelijke concentratie echter niet bekend. Ondanks het feit dat deze concentraties best een toxisch effect kunnen veroorzaken, zijn deze meetgegevens niet meegenomen. De onzekerheid over de berekeningen is hiervoor te groot.

Noot. Bij het analyseren van trends over jaren moet hier rekening mee worden gehouden. Zo leiden analytische verbeteringen geregeld tot het aanscherpen van rapportagegrenzen, waardoor eenzelfde concentratie in latere jaren wel kan worden aangetoond (en dus meedoet in toxische-druk-berekeningen). Overigens geldt dit vice versa ook voor trendberekeningen op basis van de chemische stoffen zelf. Doordat de huidige studie zich tot de jaren 2013-2018 heeft beperkt, speelt dit aspect bij de huidige analyses nauwelijks een rol.

- * Daarnaast speelt variatie in de tijd een rol, zowel binnen als tussen jaren. Op dit punt is een pragmatische keuze gemaakt, gebaseerd op aannames over de ecologische effecten van toxicanten. Zo is bekend dat het gelijktijdig

FIGUUR 2.3

Verband tussen de toxische druk voor soortenverlies (x-as, afgeleid van SSDs voor acute EC₅₀-waarden) en voor effecten bij langdurige blootstelling (y-as; afgeleid van SSDs voor chronische NOEC-waarden) vanuit de onderzochte dataset van Nederlandse monitoring-gegevens. Weergegeven zijn de gemiddelde waarden plus hun standaardfout. De oranje lijn is $y=x$. Afgelezen kan worden, dat er 20% soortenverlies zou zijn (x-as) als de mengsel toxische druk bij chronische blootstelling ongeveer 60% van de soorten zou hinderen (Y-as).



aanwezig zijn van meerdere stoffen tot een hoger effect leidt (mengseltoxiciteit). Iets vergelijkbaars kan ook optreden als deze stoffen elkaar in de tijd opvolgen. Als de tijd tussen twee piekconcentraties kort is, is de aquatische levensgemeenschap bij de tweede blootstelling nog niet volledig hersteld en zal het gezamenlijke effect van beide stoffen toenemen. Deze hersteltijd verschilt per organisme en kan van dagen tot jaren variëren. Op praktische gronden is gekozen voor de periode van één jaar. Voor iedere locatie en kalenderjaar zijn de berekeningen daarom gebaseerd op de hoogste, biologisch beschikbare concentratie per stof, die in dat jaar aanwezig is geweest.

- * Er is gekeken naar berekeningen bij zeer lage concentraties, die echter wel (net) boven de rapportagegrens liggen. Het gehanteerde rekenmodel (R-script) berekent ook in die gevallen keurig een toxische-drukwaarde. In absolute zin is deze echter vaak heel laag en niet/minder betrouwbaar omdat de berekeningen zijn gebaseerd op een deel van de SSD-curve met een zeer vlak verloop. Als illustratie: het invoeren van een uitgebreid meetpakket aan gewasbeschermingsmiddelen met een concentratie van iedere stof gelijk aan de rapportagegrens levert een verhoogde toxische druk (tussen de 1 en 10%) waarvan de betekenis en betrouwbaarheid gering is. Bij het berekenen van de mengsel-toxischedruk is daarom als voorwaarde (drempelwaarde) gesteld dat individuele stoffen alleen meedoen als hun PAF-waarde > 0,01% is.

Om de kwaliteit van alle berekeningen te borgen zijn er uitgebreide controles op het R-script uitgevoerd. Zo is door een onafhankelijk expert nagegaan of de argumenten, keuzes en uitwerking zoals die in het protocol zijn beschreven ook op de juiste manier zijn geprogrammeerd. Ook is nagegaan of de keuzes, zoals die tijdens het ontwikkelen van de eerste versie (STOWA, 2016a) zijn gemaakt, voldoende aansluiten op de huidige stand van kennis. Vervolgens is aan de hand van een kleine uitsnede van de dataset nagegaan in hoeverre de uitkomsten van de eerste versie en het huidige R-script met elkaar overeenkomen. Overigens was hierbij niet de verwachting dat de beide uitkomsten 1:1 met elkaar overeen zouden komen, wel dat ze gemiddeld genomen een duidelijke correlatie vertonen.

Bij afwijkingen ten opzichte van de 1:1-lijn is nagegaan of deze afwijking was te verklaren uit één van de onderstaande wijzigingen in de rekenmodule:

- * **Gebruik van defaultwaarden voor biobeschikbaarheidsberekeningen**

Waar de eerste versie in het geval van missende data defaultwaarden gebruikte, is in de huidige studie voor een modelmatige inschatting gekozen (§2.2). De modelmatig berekende waarden voor parameters als DOC en zwevend stof waren over het algemeen hoger dan de (bewust laag gekozen) defaultwaarden. Het gevolg hiervan is dat de berekende biobeschikbare concentraties in de huidige studie iets lager zijn en daarmee ook de berekende toxiciteit.

- * **Biobeschikbaarheidsberekeningen vanuit zwevend stof**

Voor organische milieuverontreinigingen wordt de biobeschikbare concentratie berekend vanuit een evenwichtsverdeling tussen de opgeloste (biobeschikbare) concentratie en de aan het zwevend stof gebonden fractie. Door een uitbreiding van het aantal beschikbare evenwichtspartiticoëfficiënten kon deze berekening in de huidige studie voor meer organische verbindingen worden uitgevoerd. Aangezien de biobeschikbare concentratie per definitie kleiner is dan de totaalconcentratie kan deze uitbreiding alleen tot een verlaging van de berekende toxiciteit leiden.

- * **Toxiciteit van ammonium/ammoniak**

Vanuit de gebruikte databestanden met toxiciteitsgegevens zijn er voor zowel ammonium (NH_4) als ammoniak (NH_3) SSD's beschikbaar, waarbij bekend is dat ammoniak veel toxischer is dan ammonium. In de eerste versie van de toxiciteitstool zijn beide SSD's gebruikt bij het berekenen van de toxiciteit. Vanuit de onderliggende databestanden over de toxiciteit is echter niet te herleiden in hoeverre de gerapporteerde testparameters (zoals een NOEC of EC_{50} -waarde) voldoende accuraat onderscheid maken tussen de toxiciteit van ammonium en ammoniak. Hiervoor zou de achterliggende, oorspronkelijke literatuur uitgebreid bestudeerd moeten worden. Aangezien dit binnen het huidige project niet mogelijk was, kon niet met zekerheid worden geconsta-

teerd of beide SSD's volledig onafhankelijk van elkaar zijn en kon enige dubbel telling daarom niet worden uitgesloten. Om ook in dit geval de toxiciteit niet te overschatten is de toxiciteit in het R-script daarom alleen op die van ammoniak gebaseerd. Door de waterschappen wordt veelal de concentratie NH_4 gerapporteerd (deze bestaat analytisch overigens uit de som van NH_4 en NH_3). Voorafgaand aan de toxiciteitsberekening en met behulp van de pH en temperatuur berekent het R-script hieruit de ammoniakconcentratie.

* **Meer stoffen**

Door een uitbreiding van de beschikbare toxiciteitsgegevens omvat de gebruikte database momenteel toxiciteitsinformatie van meer dan 12.000 stoffen. Hierdoor is het aantal stoffen dat in de berekeningen kan worden meegenomen groter dan in de eerste versie van de toxiciteitstool. Dit zal de berekende toxiciteit verhogen (overigens betekent dit slechts dat de berekende toxiciteit de werkelijke toxiciteit dichterbij zal benaderen).

Ten slotte is een laatste vergelijking tussen de eerste versie van de ecologische sleutelfactor Toxiciteit en het huidige R-script uitgevoerd, waarbij deze methodologische verschillen kunstmatig in de berekeningen zijn uitgesloten. In die situatie geven beide berekeningen gelijkwaardige uitkomsten. Het aantal afwijkende situaties betrof slechts 0,6% (12 keer op een proefset van 1979 berekeningen). Deze laatste 0,6% werd door een verschil in de gehanteerde SSD veroorzaakt: verschillen kunnen het gevolg zijn van het (hierboven al genoemde) feit dat het aantal beschikbare toxiciteitsgegevens ieder jaar groter wordt, en de gebruikte SSD-modellering en uitvoer hierdoor actueler en betrouwbaarder worden.

2.4 NAAR EEN RUIMTELIJK BEELD VAN DE TOXICITEIT

Via de methodieken uit de vorige paragraaf is het mogelijk om voor elke locatie de toxische druk van stoffen, stofgroepen of het totale mengsel te berekenen. Voor het uitwerken van het ruimtelijke beeld van de toxiciteit in Nederlands oppervlaktewater zijn echter nog enkele vervolgstappen nodig. Bij het ontwerpen en toepassen van die stappen is in ogenschouw genomen, dat de uiteindelijke

kaartbeelden niet tot doel (konden) hebben om vanuit (incomplete) monitoringgegevens een wetenschappelijk perfecte kaart van de toxische druk te leveren, maar wel tot doel hadden om zo goed mogelijk inzicht te geven in de locaties, stofgroepen en stoffen die het meest relevant zijn bij het beschouwen en prioriteren van maatregelen. Verder kan bedacht worden, dat waterbeheerders strategisch zinvolle monitoring doen, waardoor de monitoring is gericht op stoffen die lokaal (vermoedelijk) belangrijk zijn vanwege bekende emissies cq. landgebruik. Stoffen kunnen daardoor in de monitoring 'lijken te missen', terwijl hun bijdrage aan de toxische druk in werkelijkheid klein zal zijn geweest (omdat ze in de praktijk nauwelijks werden toegepast). Dit kan het probleem van incomplete monitoringgegevens niet voorkómen maar verkleint het wel.

1) Rekening houden met verschillende werkingsmechanismen

Bij onderzoek naar de toxische effecten van mengsels op afzonderlijke soorten wordt vanouds altijd onderscheid gemaakt tussen concentratie-additie en responsadditie (zie bijv. Bopp *et al.*, 2018; Kortenkamp *et al.*, 2019): concentratie-additie is het verschijnsel dat de concentraties van stoffen in een mengsel, na schaling in toxiciteit, optelbaar zijn. De stoffen zijn eigenlijk als verdunningen van elkaar te beschouwen. Dit is van toepassing op stoffen, die eenzelfde werkingsmechanisme hebben²⁴. Bij responsadditie geldt dat de stoffen verschillende werkingsmechanismen hebben en dat de gevoeligheden van een soort voor iedere afzonderlijke stof niet aan elkaar gecorreleerd zijn. In dat geval wordt een eenvoudig statistisch model gebruikt om het gezamenlijke effect van deze onafhankelijke gebeurtenissen te berekenen. Hierbij worden dus niet de concentraties maar juist de berekende effecten van de verschillende stoffen bij elkaar 'opgeteld' (zie ook Intermezzo 'Principes van een toxische druk berekening'). In de eerste versie van de rekentool (STOWA, 2016a) is aan iedere stof een werkingsmechanisme toebedeeld en zijn de mengsel toxische-drukbereke-

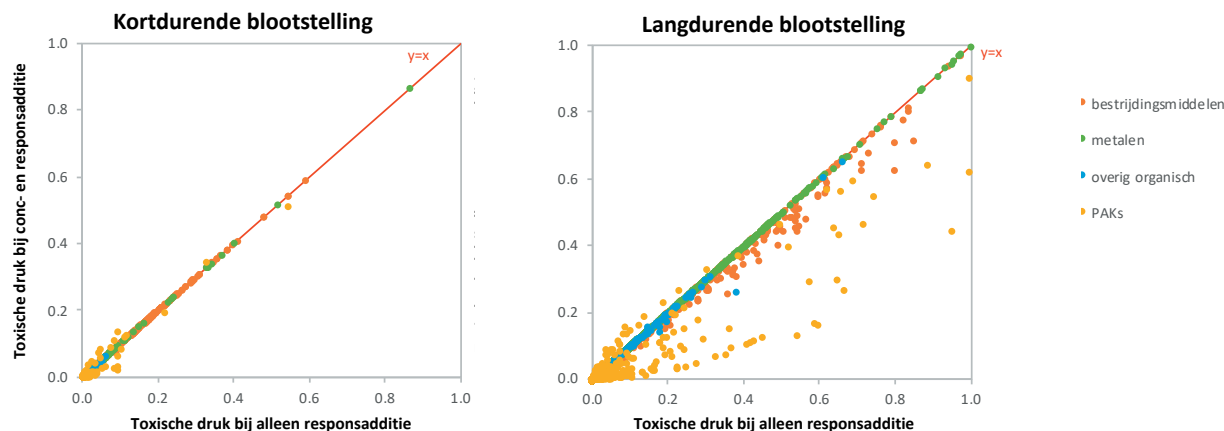
²⁴ Hierbij wordt de HU (Hazard Unit) van elke stof berekend als de concentratie van die stof gedeeld door de μ (middelpunt) van de SSD van die stof, waarna de HU's 'opgeteld' worden, en omgezet in de msPAF van de beschouwde stoffen.

ningen gebaseerd op een gemengd model, waarbij eerst concentratie-additie werd toegepast op stoffen met een uniform werkingsmechanisme en vervolgens responsadditie om te komen tot de uiteindelijke msPAF-waarde. Sinds de eerste versie van de ecologische sleutelfactor is het inzicht toegenomen dat deze methodiek een aantal nadelen heeft. Het belangrijkste nadeel is de theoretische complexiteit, die optreedt bij het toedelen van werkingsmechanismen in de ecotoxicologie: een herbicide kan bij planten via bijvoorbeeld een remming van de fotosynthese tot toxiciteit leiden, maar de toxiciteit van deze stof zal voor insecten logischerwijs via een ander werkingsmechanisme plaatsvinden. Een scherp onderscheid tussen concentratie- en responsadditie is in situaties met veel stoffen en dito organismen daarom niet eenduidig te maken. Daarnaast tonen Drescher & Bödeker (1995) aan dat de berekende toxische druk niet erg gevoelig is voor het wel of niet doorvoeren van deze aannames over werkingsmechanismen. Voor het huidige rekenmodel is daarom gekozen om alleen responsadditie toe te passen. Dit vereenvoudigt de berekeningen en (belangrijker) is inhoudelijk beter te beargumenteren.

Ook in dit geval is weer nagegaan welke gevolgen deze keuze kan hebben voor de uiteindelijk berekende toxische druk. Hiertoe is de hele dataset doorgerekend met zowel het gemengde model uit de eerste versie van de rekentool (concentratie- en responsadditie) als met het huidige model waarbij alleen responsadditie is toegepast (Figuur 2.4).

FIGUUR 2.4

Vergelijking van de toxische druk van mengsels als deze mengseleffecten worden berekend met alleen het model van responsadditie (x-as) dan wel een gemengd model waarbij zowel concentratie- als responsadditie is toegepast (y-as). De vergelijking is gepresenteerd voor de toxische druk bij zowel een kortdurende (links) als langdurende blootstelling (rechts).



Zoals verwacht op basis van Drescher en Bödeker (1995) laten de resultaten zien dat de uitkomsten van beide berekeningsopties grotendeels vergelijkbaar zijn. Dit geldt zeker voor de toxische druk bij een kortdurende blootstelling. Bij een langdurende blootstelling blijken de uitkomsten van met name PAK's alsook enkele gewasbeschermingsmiddelen soms wel een verschil te geven, waarbij de toxische druk onder alleen responsadditie veelal hoger is. Dit verschil tussen de kortdurende en

langdurende blootstelling is eenvoudig te verklaren. Concentratie-additie kan namelijk alleen worden toegepast bij stoffen waar de hellingen van de soortgevoeligheidsverdelingen (SSD) aan elkaar gelijk zijn. Voor PAK's is dit bij een kortdurende blootstelling voor de meeste stoffen niet het geval en werd ook in het gemengde model daarom al responsadditie toegepast. Bij een langdurende blootstelling zijn de hellingen van de SSD's van PAK's wel aan elkaar gelijk en kunnen beide

modellen tot verschillende uitkomsten leiden. De oorzaak hiervan ligt in de gebruikte meetgegevens, waarbij niet iedere stof in ieder jaar is geanalyseerd. Een fictief voorbeeld is opgenomen in onderstaand schema: In alle drie de jaren zijn PAK's gemonitord, waarbij fluorantheen alleen in 2014 in een meetbare concentratie is aangetroffen. Bij concentratie-additie worden de aangetroffen stoffen met eenzelfde werkingsmechanisme (cq. PAK's) eerst binnen een jaar opgeteld en worden deze gegevens vervolgens over de jaren gemiddeld tot een oordeel over de toxische druk van de locatie. In dit rekenvoorbeeld wordt dit $(0,2 + 2,2 + 0,2) / 3 = 0,89$. Bij responsadditie wordt per stof gekeken naar de aanwezige gegevens, waarna die over de jaren worden gemiddeld en pas daarna voor alle stoffen met eenzelfde werkingsmechanisme worden opgeteld. In dit rekenvoorbeeld levert dit $(2 + 0,1 + 0,1) = 2,2$.

	2013	2014	2015	Responsadditie
Fluorantheen		2		2
Chryseen	0,1	0,1	0,1	0,1
Benzo(a)pyreen	0,1	0,1	0,1	0,1
Conc additie	0,2	2,2	0,2	

Bij het maken van een keuze tussen beide methodieken zou men eigenlijk de oorzaak van de 'lege cellen' willen kennen. Een stof die wel is gemonitord maar niet is aangetroffen (conc < rapportagegrens) geeft andere informatie dan een situatie waarbij de stof überhaupt niet is gemonitord. Voor PAK's is de kans dat een bepaalde individuele PAK niet is gemonitord natuurlijk klein, maar hetzelfde probleem speelt ook bij variaties in rapportagegrenzen en groepen gewasbeschermingsmiddelen. Voor een individuele locatie kan men op basis van de ruwe meetgegevens eenvoudig kiezen wat de meest reële aanpak geeft. In de huidige, landsdekkende analyse met ruim 35.000 locatie-jaar combinaties is dit niet mogelijk, maar is de impact van dit verschil ook beperkt. De kaartbeelden veranderen nauwelijks doordat enerzijds de toxiciteit van PAK's in Nederland beperkt blijkt

(zie hoofdstuk 3) en anderzijds doordat dit effect alleen optreedt bij de msPAF_{lang}, terwijl het oordeel over optredende toxiciteit vooral op msPAF_{kort} wordt gebaseerd (zie onderstaande klasseindeling in tabel 2.1). Voor individuele waterbeheerders, die nader op hun eigen beheergebied willen inzoomen kan het anders liggen. De inhoudelijke keuze voor responsadditie kan dan leiden tot iets meer locaties waar een verhoogde toxische druk wordt voorspeld (er worden 'vlaggetjes' gezet), maar in die gevallen is er ook de ruimte om deze situaties nader te beoordelen door na te gaan welke stof de verhoogde druk heeft veroorzaakt en vervolgens te kijken naar de ruwe monitoringgegevens.

Samenvattend heeft de (inhoudelijk betere) keuze voor alleen responsadditie nauwelijks kwantitatieve gevolgen voor de kortdurende blootstelling, doordat de hellingen van de meeste groep-stoffen verschillend zijn en concentratie-additie ook in het gemengde model niet werd toegepast. Bij een langdurende blootstelling waren die verschillen er soms wel en dan met name voor de PAK's en enkele gewasbeschermingsmiddelen. Aangezien de kaarten van de toxiciteit in het Nederlandse oppervlaktewater vooral zijn gestuurd op de effecten bij een kortdurende blootstelling (de meer toxische kant van de verdeling) heeft dit geen invloed op de hoofdconclusies.

2) Rekening houden met roulerende meetnetten

Door het toepassen van roulerende meetnetten kunnen de gemonitorde stoffen per jaar verschillen. Zo kan het gebeuren dat op een bepaalde locatie de metaalconcentraties ieder jaar zijn gemonitord terwijl de gewasbeschermingsmiddelen gedurende twee van de zes jaar zijn gemonitord. Het middelen van de mengsel toxische druk per jaar over de periode 2013-2018 geeft dan een onderschatting, aangezien men mag veronderstellen dat gewasbeschermingsmiddelen ook aanwezig zijn geweest in de jaren dat ze niet zijn gemonitord. Om deze onderschatting te voorkómen wordt door het R-script eerst voor alle stoffen de toxiciteit per jaar berekend. Voor stoffen met gegevens in meerdere jaren wordt deze toxiciteit vervolgens over de jaren gemiddeld en ten slotte combineert het R-script deze toxiciteitswaarden per stof tot één schatting van de toxische druk voor de betref-

fende locatie. Of in andere woorden: de toxiciteit van de gewasbeschermingsmiddelen in de twee gemonitorde jaren uit bovenstaand voorbeeld worden representatief verondersteld voor de gehele periode 2013-2018. In de praktijk zal dat zeker niet altijd het geval zijn (wisselende teelten, piekconcentraties, weersafhankelijke doseringen etc.), maar deze aanpak levert desondanks een meer accurate schatting ten opzichte van het alternatief, waarin er rekenkundig geen toxiciteit van gewasbeschermingsmiddelen in de niet gemonitorde jaren wordt verondersteld. De aanwezigheid van roulerende meetnetten is het belangrijkste argument waarom de huidige toxiciteit van het oppervlaktewater is gebaseerd op de periode 2013-2018 in plaats van alleen 2018.

3) Rekening houden met verschillende analysepakketten

De hierboven beschreven aanpak zorgt ervoor dat de toxische druk van een locatie over de periode 2013-2018 niet nadelig wordt beïnvloed als niet in ieder jaar hetzelfde pakket parameters is gemonitord. Desondanks wordt op het allergrootste deel van de 8.591 locaties slechts een beperkt stoffenpakket gemonitord. Ammoniumconcentraties zijn van het overgrote deel van de locaties beschikbaar (8.086 resp. 94%), terwijl metaalconcentraties, PAK's en gewasbeschermingsmiddelen in een steeds kleiner deel van de locaties zijn gemonitord. Dit is een belangrijk aandachtspunt bij de interpretatie van toxische-drukberekeningen. Stoffen die wel aanwezig waren maar niet zijn geanalyseerd, kunnen tenslotte niet aan de berekeningen bijdragen en zullen tot een onderschatting van de berekende toxische druk leiden. De eenvoudigste oplossing (alleen de stoffen beoordelen, die overal zijn gemeten) is geen realistische optie, omdat dan alleen ammonium overblijft. Als alternatief is gekeken of eenvoudige ruimtelijke modelleringen een oplossing kunnen bieden. Voor enkele ondersteunende factoren zoals pH, Ca en DOC bleek dit een goede aanpak (zie §3.3). Voor de mogelijk toxische stoffen was de ruimtelijke spreiding over Nederland echter te beperkt voor betrouwbare resultaten. Een alternatieve aanpak zou zijn om bij de modellering rekening te houden met het Landelijk Hydrologisch Model (gemonitorde stoffen op locatie x geven ook inzicht in de verwachte concentraties op boven- en benedenstroomse locaties) en gegevens over landgebruik en de stoffenemissies per landgebruik

(cq. emissiebronnen). Door beide kaartbeelden met elkaar te vergelijken ontstaat inzicht in het mogelijke effect van deze wel aanwezige, maar niet geanalyseerde stoffen. In het KIWK-project Toxiciteit is vastgesteld, dat zowel het huidige hydrologische modelinstrumentarium voor de Nederlandse situatie als de emissiegegevens voor dit idee momenteel nog ontoereikend zijn. Deze potentiële aanpak vormt daarom geen onderdeel van de huidige studie. Binnen het huidige project zijn de stoffen daarom ingedeeld in vijf groepen, met in iedere groep stoffen die veelal in eenzelfde analysepakket worden meegenomen, namelijk gewasbeschermingsmiddelen²⁵, PAK's, overige organische stoffen²⁶, metalen en ammonium. Binnen ieder van deze groepen geeft de berekende toxiciteit een accurate inschatting van de huidige situatie voor de geanalyseerde stoffen. Bij de ook opgestelde 'overall' kaart van alle vijf stofgroepen samen moet men de regel aanhouden dat de werkelijke toxiciteit nooit lager kan zijn dan de gegeven waarde, maar wel hoger.

Het presenteren van kaartbeelden per stofgroep heeft als aanvullend voordeel dat deze indeling beter aansluit op het eventueel nemen van maatregelen om de toxiciteit te verlagen.

4) Kwalitatieve beoordeling van de resultaten met criteria aansluitend op KRW-doelen

Voor de ecologische doelen wordt de toestand voor natuurlijke wateren in vijf klassen onderverdeeld, oplopend van slecht, ontoereikend via matig naar goed en zeer goed²⁷. Bij het beoordelen van de toxische effecten van aanwezige stoffen

²⁵ In deze groep zijn ook afbraakproducten van gewasbeschermingsmiddelen en biociden opgenomen

²⁶ De diversiteit aan geanalyseerde stoffen in deze categorie is groot en bemoeilijkt de onderlinge vergelijking van gemonitorde locaties. De omvang van de berekende toxische druk blijkt echter relatief gering (zie §3.4), waardoor deze diverse groep stoffen niet verder is opgesplitst.

²⁷ Voor sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen ontbreekt de klasse 'zeer goed': er zijn immers invloeden van menselijk handelen, en die hebben ook betrekking op chemische verontreinigingen.

is hier zo goed mogelijk op aangesloten, aangezien er een duidelijke relatie tussen toxische druk en ecologische toestand bestaat (Posthuma *et al*, 2020). Voor het halen van de zeer goede ecologische toestand dienen de fysisch chemische kwaliteitselementen (en de hydromorfologische) te voldoen aan een extra scherpe norm ten opzichte van de goede toestand. Als in analogie met deze omschrijving en eisen naar het begrip toxiciteit wordt gekeken dan betekent dit dat:

- 1) er in de klassen goed en zeer goed geen sprake is van toxische effecten op de aquatische levensgemeenschap *met als* onderscheid dat het voor de klasse ‘zeer goed’ duidelijk is dat menselijk handelen geen stoffen aan het watersysteem heeft toegevoegd, terwijl er bij ‘goed’ wel sprake van een geringe toevoeging van stoffen kan zijn, waarbij de toxische druk evengoed onder de drempelwaarde van de eerste (chronische) effecten blijft²⁸. Een soort vinger aan de pols.
- 2) er in de klassen matig, ontoereikend en slecht sprake is van toenemende toxische effecten op de aquatische levensgemeenschappen, waardoor maatregelen nodig zijn om de ecologische doelen te kunnen realiseren.

Dit leidt tot het overzicht in tabel 2.1, waarbij de nadere onderbouwing in het intermezzo is opgenomen. De toxische-drukwaarde, die op deze manier kwalitatief kan worden beoordeeld, is telkens gebaseerd op de hoogste, biologisch beschikbare concentratie per stof per jaar (§2.3), die vervolgens over de jaren is gemiddeld (§2.4).

²⁸ Dit is ook de definitie van de goede ecologische toestand: er zijn wel menselijke invloeden, maar (nog) geen significant effect.

TABEL 2.1

Bij de beoordeling gebruikte klassegrenzen.

Klasse indeling	Mate van toxiciteit	Kortdurende blootstelling; msPAF _{kort} (%) ¹⁾	Langdurende blootstelling; msPAF _{lang} (%) ¹⁾
Zeer goed	Geen	≤ 0,5	én ≤0,5
Goed	Gering	≤ 0,5	én > 0,5 en ≤ 5
Matig	Matig	≤ 0,5	én > 5
Ontoereikend	Hoog	> 0,5 en ≤ 10	
Slecht	Zeer hoog	> 10	

¹⁾ Technisch worden beide msPAF-waarden berekend door gebruik te maken van een soorten-gevoeligheidsverdeling (in het Engels: Species Sensitivity Distribution, SSD) op basis van acute effecten op EC₅₀-waarde niveau (msPAF_{kort}) dan wel van een SSD op basis van chronische effecten op NOEC-niveau (msPAF_{lang}).

INTERMEZZO

'ONDERBOUWING GRENSWAARDEN MSPAF_{KORT & LANG}'

Deze indeling is tot stand gekomen binnen het thema Toxiciteit van de Kennisimpuls Waterkwaliteit (KIWK-notitie, in prep.) en hieronder samengevat. De KRW heeft tot doel om de waterkwaliteit te beschermen waar die in zeer goede of goede toestand is, en om de waterkwaliteit te herstellen waar de toestand minder dan goed is (matig, ontoereikend en slecht; voor sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen ontbreekt de klasse 'zeer goed' en zijn er per definitie menselijke invloeden). Als ecologische sleutelfactor wordt ook bij de sleutelfactor Toxiciteit dit onderscheid in vijf klassen gehanteerd, die elk een logische betekenis hebben overeenkomstig met de KRW-definities:

- **Zeer goed (blauw):** er zijn geen menselijke invloeden; d.w.z. de concentratie van synthetische stoffen is nihil, en de concentratie van natuurlijk voorkomende stoffen is uitsluitend het gevolg van natuurlijke processen (zoals ijzerrijke kwel). Er zijn dus ook geen blootstellingen aan stoffen of mengsels, die een effect veroorzaken in de lokale ecosystemen. Opmerking: technisch wordt de vaststelling van een zeer goede classificatie belemmerd door de precisie waarin stoffen geanalyseerd kunnen worden (cq. rapportagegrenzen). Hierdoor kan de toestand 'zeer goed' voor stoffen en mengsels formeel niet worden vastgesteld. Om toch enig onderscheid te maken is als pragmatische bovengrens een $msPAF_{lang}$ van 0,5% gehanteerd. Overigens is deze classificatie alleen bedoeld voor natuurlijke wateren. Voor kunstmatige en sterk veranderde wateren is de navolgende klasse ('goed') van toepassing als haalbare doelstelling.
- **Goed (groen):** er zijn geringe menselijke invloeden, die zich uiten in iets verhoogde concentraties maar nog niet zodanig dat effecten zichtbaar zijn. Enkele synthetische stoffen zijn chemisch analytisch te detecteren, maar hun concentraties zijn zo laag dat er minder dan 1 op de 20 soorten een begin van hinder ondervindt ($msPAF_{lang} < 5\%$). Deze bovengrens van 5% van de soorten, die hinder kan

ondervinden (blootstelling boven het geen-effect niveau bij chronische blootstelling) komt conceptueel overeen met het 95%-beschermingsniveau dat bij de normstelling voor stoffen wordt gehanteerd.

- **Matig (geel):** de blootstelling aan een stof, stofgroep of mengsel is zodanig dat er sprake is van een significante belemmering en aantoonbare effecten bij een langer durende blootstelling ($msPAF_{lang} > 5\%$; meer dan 1 op de 20 soorten ondervindt effect) maar nog geen effecten bij een kortdurende piekbelasting ($msPAF_{kort} < 0,5\%$; minder dan 1 op de 200 soorten ondervindt een effect).
- **Ontoereikend (oranje):** Bij deze classificatie geldt dat er al bij een kortdurende blootstelling sprake is van forse nadelige effecten (van 50% of meer) voor tussen de 1 op de 200 en 1 op 10 soorten. Deze onder- en bovengrenzen zijn gelijk aan de waarden die in de ESF-Toxiciteit versie 1 zijn gebruikt, en zijn gekalibreerd op vergelijking tussen toxische druk en veld-effecten.
- **Slecht (rood):** De $msPAF_{kort}$ is zo hoog, dat al bij een kortdurende blootstelling meer dan 1 op de 10 soorten een nadelig effect van 50% of meer ondervindt.

Noten

Bovenstaande omschrijvingen zijn gebaseerd op synthetische stoffen, die niet van nature voorkomen. Ook van nature voorkomende stoffen als metalen en ammonium kunnen toxische effecten veroorzaken. Voor deze stoffen zijn dezelfde grenswaarden gehanteerd maar zou de tekstuele omschrijving iets moeten worden aangepast. Daarnaast kan een lokaal aanwezige aquatische levensgemeenschap aan deze van nature voorkomende stoffen zijn geadapteerd dan wel er op geselecteerd. In dat geval duidt de kwantitatieve waarde, die met de ecologische sleutelfactor Toxiciteit berekend wordt, weliswaar op een zekere 'giftigheid' van het watermonster, maar is die 'giftigheid' niet meer van toepassing op de lokaal specifieke aquatische soortenverzameling.





➔ 3 RESULTATEN

In onderstaande paragrafen is eerst een beeld geschetst van de omvang van de gebruikte dataset (§3.1) en vervolgens van de ruimtelijke (§3.2) en temporele (§3.3) variatie binnen deze dataset. In §3.4 is voor vijf groepen van stoffen de berekende toxische druk weergegeven. Dit zijn ammonium/ammoniak, metalen, PAK's, gewasbeschermingsmiddelen en overige organische microverontreinigingen.

3.1 KARAKTERISERING VAN DE DATASET

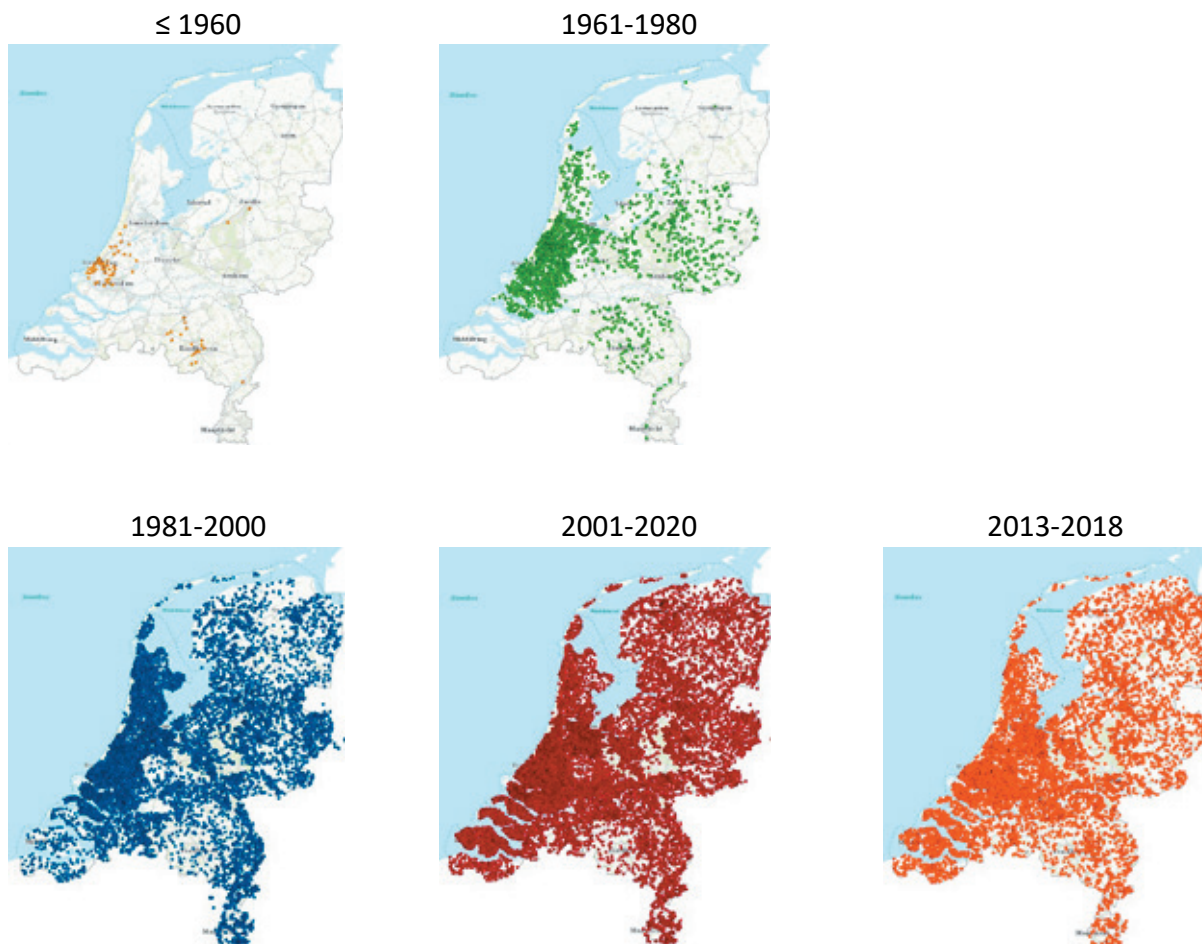
De dataset bevat ruim 44 miljoen analyses afkomstig van 29.446 locaties, waarbij de eerste waterkwaliteitsgegevens in 1952 zijn verzameld. Vanaf de jaren tachtig van de vorige eeuw geven de bemonsterde locaties een goede dekking over Nederland (figuur 3.1). In totaal zijn er gegevens van ongeveer 190.000 locatie-jaar combinaties.

Voor het huidige project zijn de analyses gericht op de periode 2013-2018. In deze periode zijn er 8.591 locaties bemonsterd met in totaal ruim 35.000 locatie-jaar combinaties. Dat betekent dat er gemiddeld voor iedere locatie gegevens van vier meetjaren beschikbaar zijn.

Waterbeheerders werken vaak met roulerende meetnetten, waarbij niet iedere locatie ieder jaar wordt bemonsterd. Deze variatie is in figuur 3.2 geïllustreerd door te kijken naar het aantal locaties dat de waterschappen jaarlijks hebben bemonsterd. Ondanks de altijd aanwezige variatie illustreert figuur 3.2 ook dat de jaarlijkse meetintensiteit van de waterschappen redelijk constant is, zeker over de periode 2000-2019. De afname in 2019 komt doordat op het moment van dataverzameling (december 2019-januari 2020) nog *niet alle* meetgegevens uit 2019 beschikbaar waren. Daarom is gekozen om het beeld van de huidige toxiciteit in oppervlaktewater te baseren op de periode 2013-2018. Gelet op de (redelijk) constante meetintensiteit in combinatie met roulerende

FIGUUR 3.1

Ruimtelijke verdeling van de bemonsterde locaties in verschillende tijdvakken. De ligging van de locaties, die in het huidige project zijn meegenomen (2013-2018), is apart geïllustreerd.



meetnetten (waarbij de roulatiefrequentie meestal drie jaar bedraagt), leidt een periode van zes jaar ertoe dat de toxiciteit van de meeste locaties wordt gebaseerd op ten minste twee meetjaren. Een overschatting van de lokale toxiciteit door eenmalige concentratie-uitschieters wordt hierdoor beperkt en leidt daarmee tot een hogere betrouwbaarheid van het op te stellen kaartbeeld.

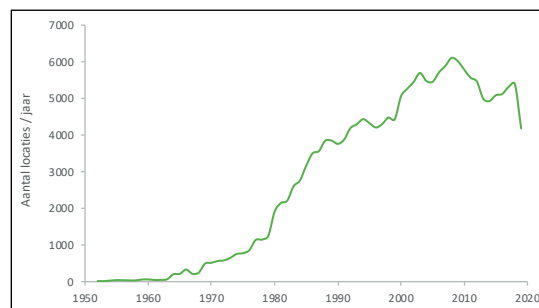
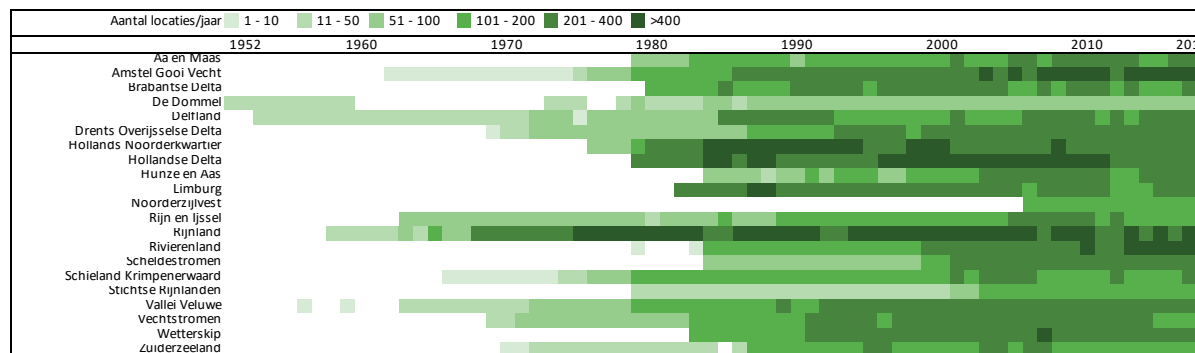
Ten slotte is de aanwezige variatie in de concentraties van stoffen gekarakteriseerd door het opstellen van cumulatieve frequentieverdelingen van de gemeten waarden. Deze zijn onder andere gebruikt bij het controleren van eventuele sprongen in de verdeling (of in andere woorden: op afwijkingen van een normale of tenminste 'vloeiende' verdeling, die vaak het gebruikelijke patroon samenvat). Zo'n sprong zou bijvoorbeeld kunnen duiden op de situatie dat het ene deel van de dataset is opgenomen in mg/l en het andere deel in µg/l of op de situatie dat er verschillende rapportagegrenzen in het bestand aanwezig zijn. Waar nodig en mogelijk zijn deze gecorrigeerd. Voor zowel enkele algemene parameters als enkele verontreinigende stoffen zijn deze verdelingen in de figuren 3.3 en 3.4 geïllustreerd. Mede door de omvang van de gebruikte dataset geven de cumulatieve frequentieverdelingen een helder, geleidelijk verloopend beeld, dat overeenkomt met de verwachting. Zo laat de chlorideconcentratie zien dat zo'n 95% van de monsters afkomstig is uit zoetwater (chloride < 300mg/l) en dat de

chlorideconcentratie in de resterende monsters kan oplopen tot zo'n 20 g/l (vanuit visuele overwegingen is de x-as op 600 mg/l afgekapt. Dit is het 98 percentiel). Ook de parameters, die de biobeschikbaarheid van de stoffen beïnvloeden (zoals DOC en zwevend stof concentraties) laten

een flinke variatie zien, waarbij het verschil tussen het 10 en 90-percentiel een factor 5 tot 10 bedraagt. Door deze verschillen in de biologische beschikbaarheid van een stof zal het toxische effect van eenzelfde totaalconcentratie in tijd en ruimte variëren.

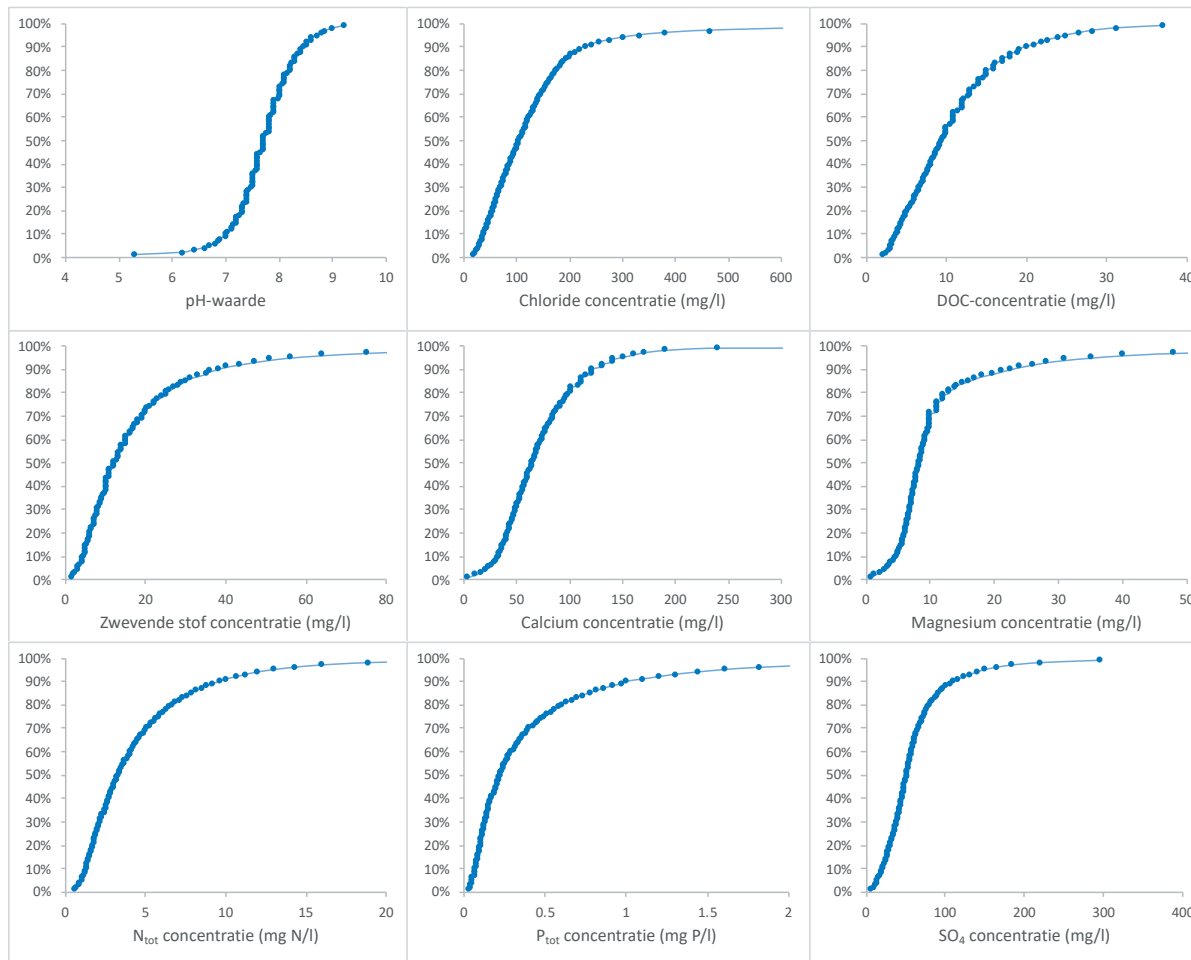
FIGUUR 3.2

Aantal locaties dat jaarlijks door de waterschappen is bemonsterd.



FIGUUR 3.3

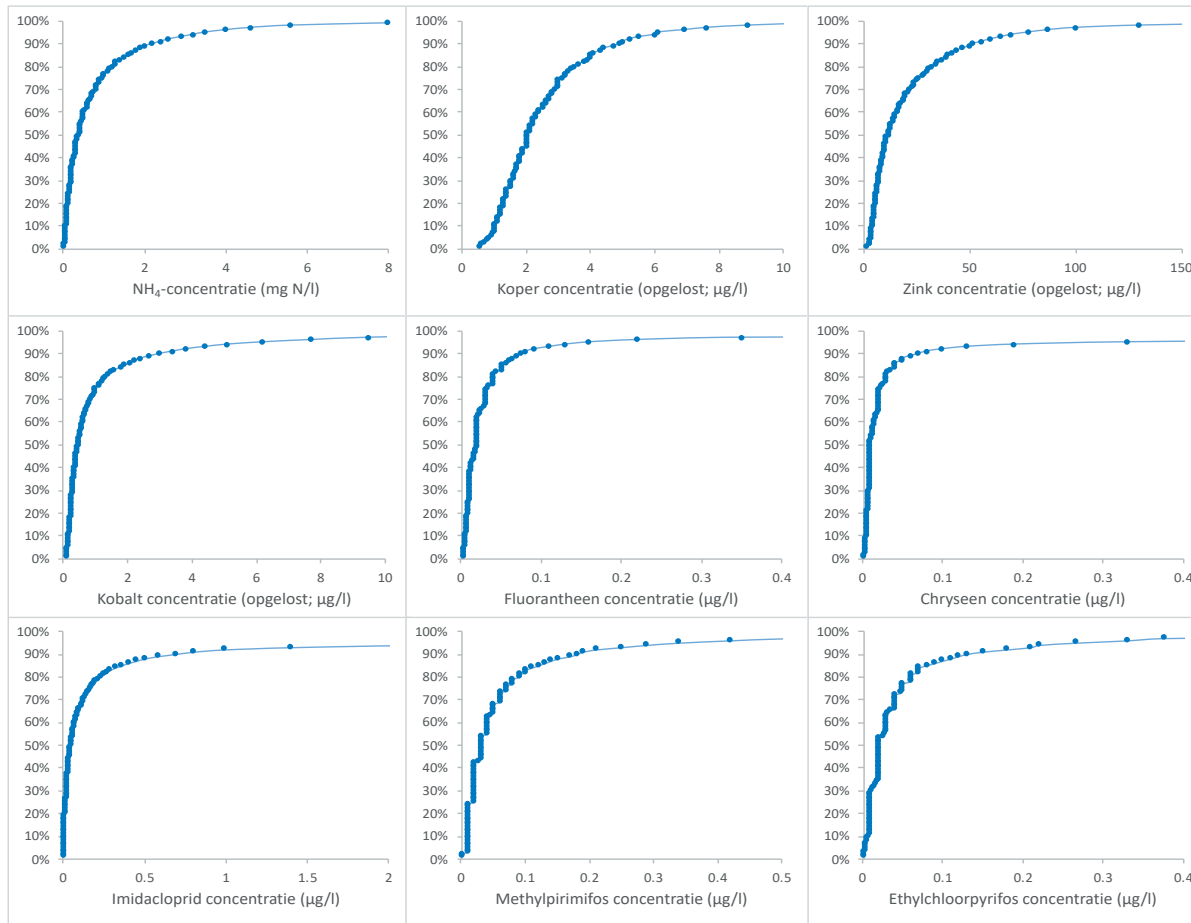
Cumulatieve verdeling van negen algemene parameters, die een helder, geleidelijk verlopend beeld laten zien, indicatief voor de afwezigheid van onnatuurlijke 'sprongen' in de data, bijvoorbeeld als gevolg van verschillen in de gebruikte eenheden.



Voor de stoffen verschilt de aanwezige variatie tussen enerzijds ammonium en metalen en anderzijds PAK's en gewasbeschermingsmiddelen (Figuur 3.4). Dit komt vooral door de aanwezigheid van piekconcentraties aan PAK's en (vooral) gewasbeschermingsmiddelen. Getalsmatig ligt het 99-percentiel van ammonium en de drie in figuur 3.4 geïllustreerde metalen een factor 5-37 boven de mediaan, terwijl deze verschilfactor voor PAK's en gewasbeschermingsmiddelen tot 840 kon oplopen (gemiddelde=320; range 40-840). Verder laten de frequentieverdelingen van methylpirimifos en ethylchloorpyrifos zien dat een groot deel van de analyses onder de rapportagegrens ligt, waarbij deze rapportagegrens ook tussen de laboratoria en jaren verschilt. Hierdoor laat de frequentieverdeling sprongsgewijze toenames in het lage concentratiebereik zien. Ten slotte heeft een onbekend aantal monsters betrekking op calamiteiten of andere bijzondere omstandigheden, zoals monsters die direct na een lozingspunt zijn genomen. Deze zijn soms te traceren door te kijken naar uitzonderlijk hoge waarden in het gebied tussen de 98 en 100-percentiel om vervolgens in de naam van het monster iets van 'calamiteit' terug te vinden. Ondanks de uitzonderlijke situatie zijn ook deze situaties in de periode 2013-2018 voorgekomen en zijn ze dus ook in de berekeningen meegenomen. Op de 8.591 locaties speelt dit echter geen rol van betekenis voor de patroonanalyses, die op de kaarten getoond worden (alhoewel een individuele locatie met hoge toxiciteit natuurlijk best door een calamiteit kan zijn veroorzaakt).

FIGUUR 3.4

Cumulatieve verdeling van negen mogelijk toxische stoffen die een helder, geleidelijk verlopend beeld laten zien, indicatief voor de afwezigheid van 'sprongen' bijvoorbeeld door verschillen in de gebruikte eenheden. Metaalconcentraties zijn gebaseerd op de opgeloste concentraties. Een verticale curve op X=0 duidt op afwezigheid van vervuiling, en afwijkingen daarvan op een gradueel toenemend aantal locaties met verhoogde concentraties. De stapsgewijze toename bij enkele organische microverontreinigingen zijn het gevolg van de gehanteerde rapportagegrenzen.



3.2 RUIMTELIJKE VARIATIE

De nauwkeurigheid, waarmee de toxiciteit in het oppervlaktewater berekend kan worden, hangt niet alleen af van het aantal bemonsterde locaties. Ook het aantal en de aard van de geanalyseerde verontreinigingen speelt een belangrijke rol. Stoffen die wel aanwezig waren maar niet zijn geanalyseerd, kunnen tenslotte niet aan de berekeningen bijdragen maar in het veld wel tot effecten leiden. Dit kan tot een onderschatting van de berekende toxische druk leiden. De mate waarin hangt sterk af van de argumenten achter het gekozen analysepakket. Als het analysepakket is gebaseerd op een goed inzicht in de verwachte emissies, dan zal de onderschatting gering zijn. Een verdere uitbreiding van de geanalyseerde stoffen zal de berekende toxische druk weinig beïnvloeden. Er zijn ook situaties waarin bewust gekozen wordt om een bepaalde groep niet te analyseren. Bijvoorbeeld omdat deze al op een nabijgelegen locatie wordt gemonitord en er verwacht wordt dat die locatie voldoende inzicht in het gebied als geheel geeft. In die situatie zou natuurlijk gekozen kunnen worden om de monitoringresultaten van de ene locatie ook mee te nemen bij het berekenen van de toxische druk op de andere locatie. In de huidige, landsdekkende analyse was dit echter niet mogelijk.

De mate waarin de analysepakketten verschillen is geïllustreerd door voor een viertal stoffen (ammonium, zink, fluorantheen en imidacloprid) de lig-

ging van de gemonitorde locaties weer te geven (Figuur 3.5). Dit figuur illustreert ook dat de gemiddelde concentratie over de periode 2013-2018 tussen locaties en/of regio's verschilt (zie kleurcodering per stof).

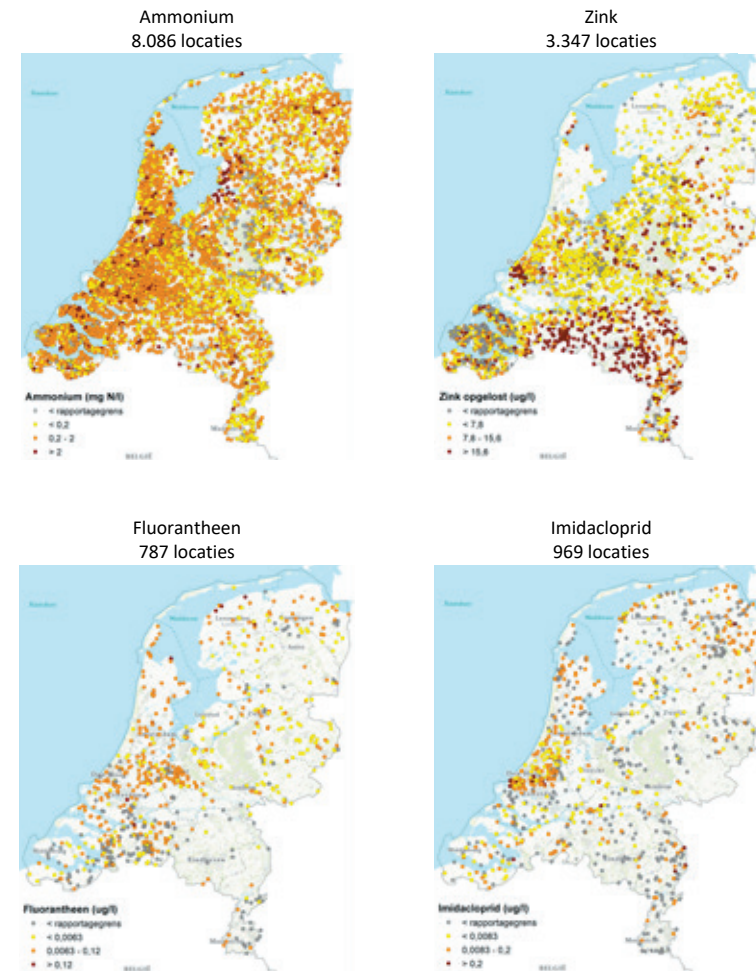
3.3 TEMPORELE VARIATIE

In §3.2 is geïllustreerd dat (logischerwijs) niet op iedere locatie alle stoffen zijn geanalyseerd en dat er dus verschillen in de ruimtelijke dichtheid van de meetgegevens bestaan. Naast deze ruimtelijke variatie is er ook sprake van temporele variatie, waarbij deze variatie zowel tussen maanden als jaren kan optreden. Dit kan bijvoorbeeld een gevolg zijn van een verschillend gebruik van gewasbeschermingsmiddelen over het groeiseizoen (variatie tussen maanden) of een veranderde teeltkeuze (variatie tussen jaren). Voor het huidige project is de variatie tussen jaren slechts beperkt in ogenschouw genomen en is de uiteindelijke analyse van de toxiciteit gebaseerd op een integraal beeld over de jaren 2013-2018 (§2.3). Deze keuze is allereerst gebaseerd op het veelvuldig hanteren van roulerende meetnetten. Aangezien deze vaak een meetcyclus van eens per drie jaar hebben, betekent de keuze voor een periode van zes jaar dat de huidige toxiciteit meestal is gebaseerd op een gemiddelde situatie van twee of meer jaren. Daarnaast geven meerdere trendanalyses van allerlei stoffen en regio's aan, dat de snelheid waarmee de concentraties over de periode 2013-2018 veranderen niet erg hoog is (bijv. Ecofide, 2019; HKV & Ecofide, 2017; ICASTAT & AMO, 2013; Reeze *et al.*, 2020).

Variatie over de maanden speelt wel een belangrijke rol. Zo hebben veel gewasbeschermingsmiddelen een periodiek gebruik, is voor ammonium de uitspoeling van landbouwgronden in de winter hoger (Ecofide, 2015) en kan de inlaat van zoetwater uit andere gebieden ook tot allerlei veranderingen leiden. Op dit punt is een pragmatische keuze gemaakt, gebaseerd op aannames over de ecologische effecten van toxicanten, zoals in §2.3 is beschreven. Hierdoor zijn de berekeningen voor iedere locatie en kalenderjaar gebaseerd op de hoogste, biologisch beschikbare concentratie per stof, die in dat jaar aanwezig is geweest. Eerder is aangetoond dat de op deze manier berekende toxische druk een goede relatie vertoont met afnemende diversiteit van de macrofauna (STOWA, 2016b).

FIGUUR 3.5

Voor vier voorbeeldstoffen (ammonium, zink, fluorantheen en imidacloprid) is de ligging van alle, op deze stof gemonitorde locaties weergegeven als illustratie van de verschillen in analysepakketten per locatie. Per stof geven de gehanteerde kleuren een indruk van de gemiddelde concentratie over de periode 2013-2018.



Seizoensvariatie is echter niet beperkt tot de concentraties van de verschillende stoffen. Ook de factoren, die de biologische beschikbaarheid van de stoffen beïnvloeden, variëren over de maanden. Om dit te illustreren zijn voor alle locaties de maandgemiddelde concentraties van calcium, zwevend stof, DOC en de pH berekend. Vervolgens zijn hiermee het maandgemiddelde en de standaardfout per waterschap berekend, waarbij alleen locaties zijn meegenomen waar deze factoren in iedere maand gemeten zijn. In figuur 3.6 zijn de resultaten geïllustreerd door telkens twee waterschappen onderling te vergelijken. Dit figuur illustreert niet alleen het optreden van seizoensvariatie maar ook dat de aard van deze seizoensvariatie per waterschap verschilt. Dit geldt overigens niet alleen tussen waterschappen. Ook de verschillende locaties binnen een waterschap kunnen verschillende patronen laten zien. Vanuit de grote variatie in watertypen, waterkwantiteitsaspecten (bijv. zoute kwel, inlaat van zoet water etc.), ecologische aspecten (zoals algenbloei) en landgebruik is deze variatie op zich niet verwonderlijk. Het betekent echter wel dat, ook al zou de totale concentratie van een stof in het jaar constant zijn, de beschikbare concentratie even goed tussen de maanden varieert.

Zolang de parameters die de biologische beschikbaarheid van stoffen bepalen (zoals pH, DOC en zwevend stof) in ieder monster zijn geanalyseerd, geeft dit rekenkundig geen probleem voor de toxische druk, aangezien de biologisch beschikbare

FIGUUR 3.6

Maandgemiddelde waarden (incl. standaardfout) voor calcium, zwevend stof, DOC en pH. Voor iedere parameters zijn telkens twee waterschappen met een tegengesteld patroon als voorbeeld opgenomen. Omdat de gemiddelde concentraties in absolute zin sterk kunnen variëren is de seizoensvariatie van calcium, DOC en zwevend stof in beeld gebracht als het percentage afwijking ten opzichte van de gemiddelde winterconcentratie (maanden dec-feb). Voor de pH was dat niet nodig.



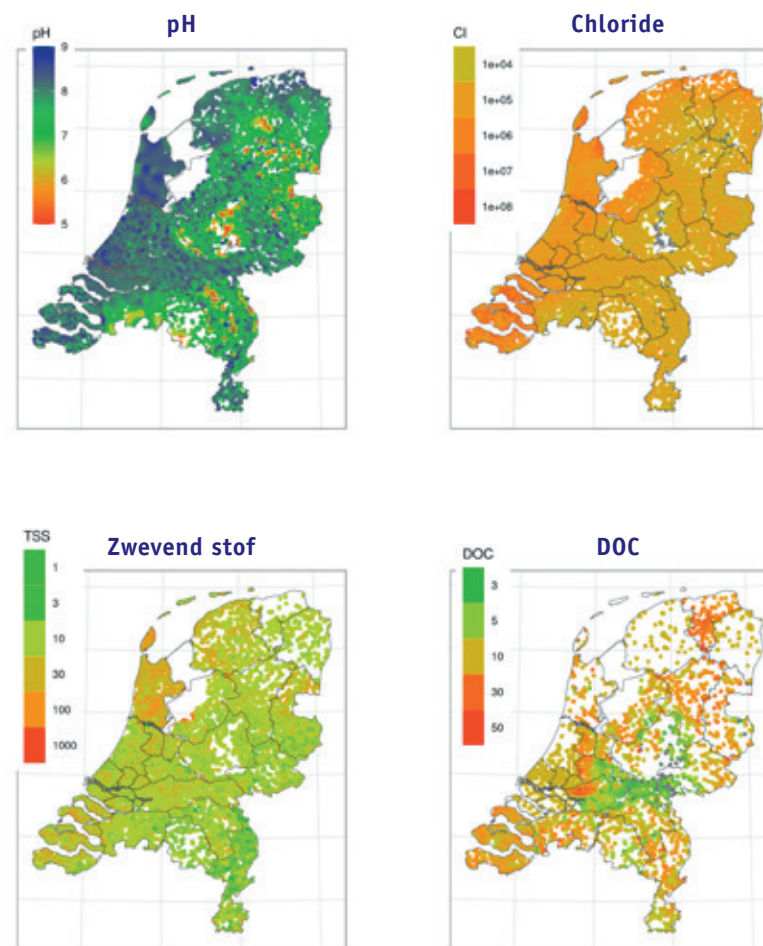
concentraties voor iedere locatie en ieder monster telkens opnieuw worden berekend. Er zijn echter ook veel situaties waarbij de parameters, die deze beschikbaarheid beïnvloeden, niet in ieder individueel monster zijn geanalyseerd.

In de eerste versie van de toxische-druktool (STOWA, 2016a) werd in die gevallen van een defaultwaarde gebruik gemaakt. Voor DOC en zwevend stof was deze 5 mg/l. Deze defaultwaarden liggen aan de lage kant van de range in Nederlands oppervlaktewater (zie ook figuur 3.3 in §3.1). De zekerheid dat op iedere locatie ten minste een DOC resp. zwevend stof van 5 mg/l aanwezig is, is daarmee groot. In werkelijkheid ligt de gemiddelde waarde een factor 2 tot 3 hoger. Dit betekent dat in deze eerste versie van de toxische-druktool de biologische beschikbaarheid en daarmee de toxiciteit werd overschat. Dit is niet nieuw. Zo zijn de toxische-drukberekeningen voor de Hoogheemraadschappen van Delfland en Hollands Noorderkwartier uitgevoerd met locatie-en/of regio-specifieke defaultwaarden (Ecofide, 2018a,b). Dit verkleint het probleem maar neemt nog steeds de seizoensvariatie niet in ogenschouw. Voor de huidige analyse is daarom voor alle relevante biobeschikbaarheidsfactoren een interpolatie in tijd en ruimte uitgevoerd (figuur 3.7). Met deze modelaanpak (§2.2) kon voor de meeste locaties voor iedere dag een voorspelling van de pH, DOC, zwevend stof en chlorideconcentratie worden gemaakt²⁹. De detaillering en betrouwbaarheid hangt logischerwijs af van het aantal beschikbare meetpunten, die voor de pH bijvoorbeeld veel hoger is dan voor de DOC-concentratie. Voor de DOC kon daarom geen Nederland-dekkende extrapolatie worden uitgevoerd. Voor locaties in de witte vlekken is de gebruikte waarde daarom gebaseerd op een seizoens-/tijdsafhankelijke schatting voor ieder waterschap afzonderlijk. Deze modelmatige extrapolatie kent weer zijn eigen onzekerheden, maar het uiteindelijke effect is dat de anders zeker optredende én onjuiste overschatting van de toxiciteit wordt verkleind en/of voorkómen. De huidige analyse levert daarmee een meer reëel beeld van de toxiciteit in het oppervlaktewater in vergelijking met de eerste versie van het rekenmodel uit 2016.

²⁹ De berekeningen zijn voor alle factoren uitgevoerd die invloed op de beschikbaarheid hebben en dus ook voor Ca, Na, Mg en temperatuur.

FIGUUR 3.7

Modelmatige extrapolatie van de pH, chloride, zwevend stof en calcium concentratie in ruimte en tijd (voor de tijd is willekeurig gekozen om de berekeningen weer te geven voor 15 april). Witte vlekken in deze kaartbeelden duiden op situaties met een beperkt aantal gemonitorde locaties, waardoor de ruimtelijke extrapolatie te onbetrouwbaar werd.



3.4 TOXISCHE DRUK PER STOFGROEP

Bij het beoordelen van de toxiciteit van het oppervlaktewater is een onderscheid in vijf verschillende stofgroepen gemaakt, namelijk ammonium/ammoniak, metalen, PAK's, gewasbeschermingsmiddelen en overige organische verbindingen. Dit was nodig omdat niet iedere stofgroep op iedere locatie is geanalyseerd (zie toelichting in §2.4 en §3.2). Daarnaast geeft dit onderscheid ook een eerste inzicht in de belangrijkste probleemstoffen en daarmee mogelijke oplossingsrichtingen. De resulterende kaartbeelden zijn opgenomen in figuren 3.8, 3.10-3.13 en gebaseerd op de klassengrenzen uit §2.4.

Bij deze kaartbeelden zijn ook de cumulatieve verdelingen van de toxische druk getoond. Onafhankelijk van de gekozen klassengrenzen ontstaat hierdoor inzicht in de verdeling van de fractie soorten, die bij een chronische blootstelling voldoende is beschermd (y-waarde van $msPAF_{lang}$) dan wel in de mate waarin blootstelling tot soortenverlies leidt (y-waarde van $msPAF_{kort}$). Om ook een beeld van de lagere blootstellingen te geven, is de X-as logaritmic weergegeven. Hierbij moet worden aangetekend, dat interpretaties van $msPAF$ -waarden $<0.01\%$ ecologisch minder zinvol zijn. Naast de in absolute zin lage waarde komt dit ook doordat ze zijn afgeleid uit een deel van de SSD-curve waar de helling vrij vlak verloopt. Hierdoor hebben de waarden rekenkundig een grotere onzekerheid. Om de weergegeven curves

visueel op een y-waarde van 0 te laten beginnen, is dit deel toch in deze figuren opgenomen.

Ammoniak

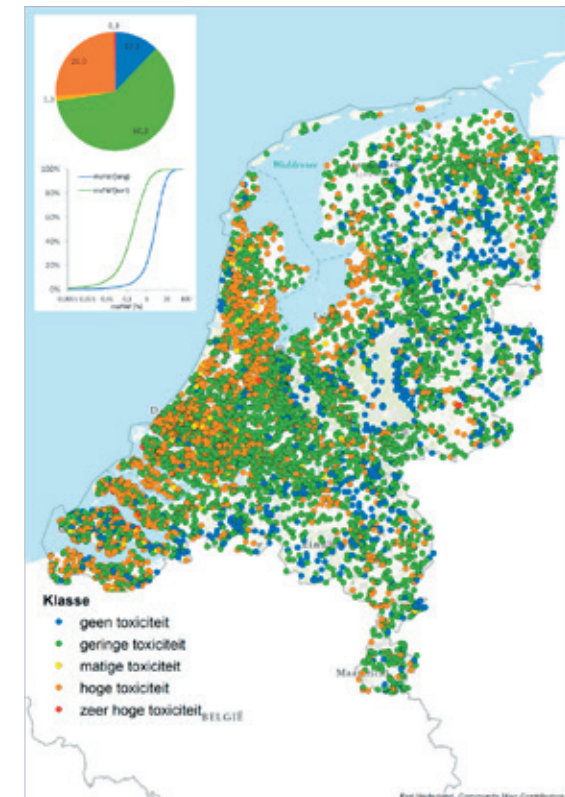
In driekwart van de locaties (72%) is de ammoniakconcentratie zo laag dat er ten hoogste geringe toxische effecten op de aquatische levensgemeenschap verwacht worden (groen en blauw in figuur 3.8). In de resterende 28% is de concentratie hoger en is veelal sprake van een hoge toxiciteit.

Uit het kaartbeeld blijkt dat deze hoge toxiciteit vooral in de westelijke provincies wordt aangetroffen (N en Z-Holland, Flevoland en Zeeland). Dit komt goed overeen met zowel de gemiddelde ammoniumconcentraties (figuur 3.5) als de overschrijding van de JG- en MAC-MKE³⁰ (figuur 3.9). Daarnaast zal het feit, dat ook de pH in deze regio's gemiddeld genomen iets hoger is dan op de hogere zandgronden (figuur 3.7) aan dit effect hebben bijgedragen. Het dissociatie-evenwicht van ammonium in ammoniak en H^+ verschuift namelijk naar het toxische ammoniak bij een toename van de pH.

30 Dit zijn de Jaargemiddelde Milieukwaliteitsis (JG-MKE) en de Milieukwaliteitsis voor de Maximaal Aanvaardbare Concentratie (MAC-MKE).

FIGUUR 3.8

Toxische druk van ammoniak, opgedeeld in vijf klassen. In de linkerbovenhoek is de procentuele verdeling van de locaties over de vijf klassen weergegeven alsmede de cumulatieve frequentieverdeling van zowel de $msPAF_{kort}$ als $msPAF_{lang}$.



Als de kaartbeelden van de berekende toxische druk en de gebruikelijke KRW-normtoetsing met elkaar worden vergeleken dan blijkt dat de normtoetsing voor ammoniak over het algemeen iets gevoeliger indiceert (cq. meer overschrijdingen). Ter illustratie: van de 5900 locaties met een $msPAF_{lang} < 5\%$ wordt de JG-MKE in 963 locaties overschreden en voor de 7993 locaties met een $msPAF_{kort} < 5\%$ wordt de MAC-MKE in 4469 locaties overschreden. Dit verschil komt met name doordat de normen van ammoniak op de effecten voor de gevoeligste soort(en) zijn gebaseerd, terwijl de toxische-drukberekeningen zijn gebaseerd op een afgeleide SSD (Species Sensitivity Distribution) en daarmee de effecten op alle soorten in ogenschouw neemt (zie intermezzo 'normtoetsing ammonium').

Metalen

In 58% van de locaties zijn de biobeschikbare metaalconcentraties zo laag dat er ten hoogste geringe toxische effecten op de aquatische levensgemeenschap verwacht worden (groen en blauw in figuur 3.10). Dit kan met lage metaalconcentraties te maken hebben maar ook met hoge DOC-concentraties, waardoor de beschikbaarheid van de aanwezige metalen afneemt (zie figuur 3.7). In de resterende 42% van de locaties varieert het effect veelal tussen een matige (22%) en een hoge (19%) toxiciteit. Voor 16 locaties (0,4%) wordt een zeer hoge toxiciteit berekend (figuur 3.10).

INTERMEZZO NORMTOETSING AMMONIUM

De milieukwaliteitsnorm voor ammonium is gebaseerd op de toxiciteit van ammoniak (NH_3) en kent een pH en temperatuur afhankelijke toetsing. De normaflleiding is beschreven in een ICBR-rapport (ICBR, 2009). De richtwaarde voor de jaargemiddelde norm (JG-MKE; $5 \mu g NH_3/l$ cq. $4,1 \mu g NH_3-N/l$) is gebaseerd op beschikbare NOEC-waarden met een veiligheidsfactor van 10. De NOEC-waarden zijn gebaseerd op diverse visstudies, waaruit bekend is dat vissen (en zeker het net uitgekomen broed) zeer gevoelig op ammoniak reageren. In dit ICBR-rapport is ook aangegeven dat schelpdieren mogelijk nog gevoeliger op ammoniak reageren dan vissen, maar dat er voor deze groep organismen helaas geen geschikte NOEC-waarden beschikbaar waren. Vandaar de extra veiligheidsfactor van 10.

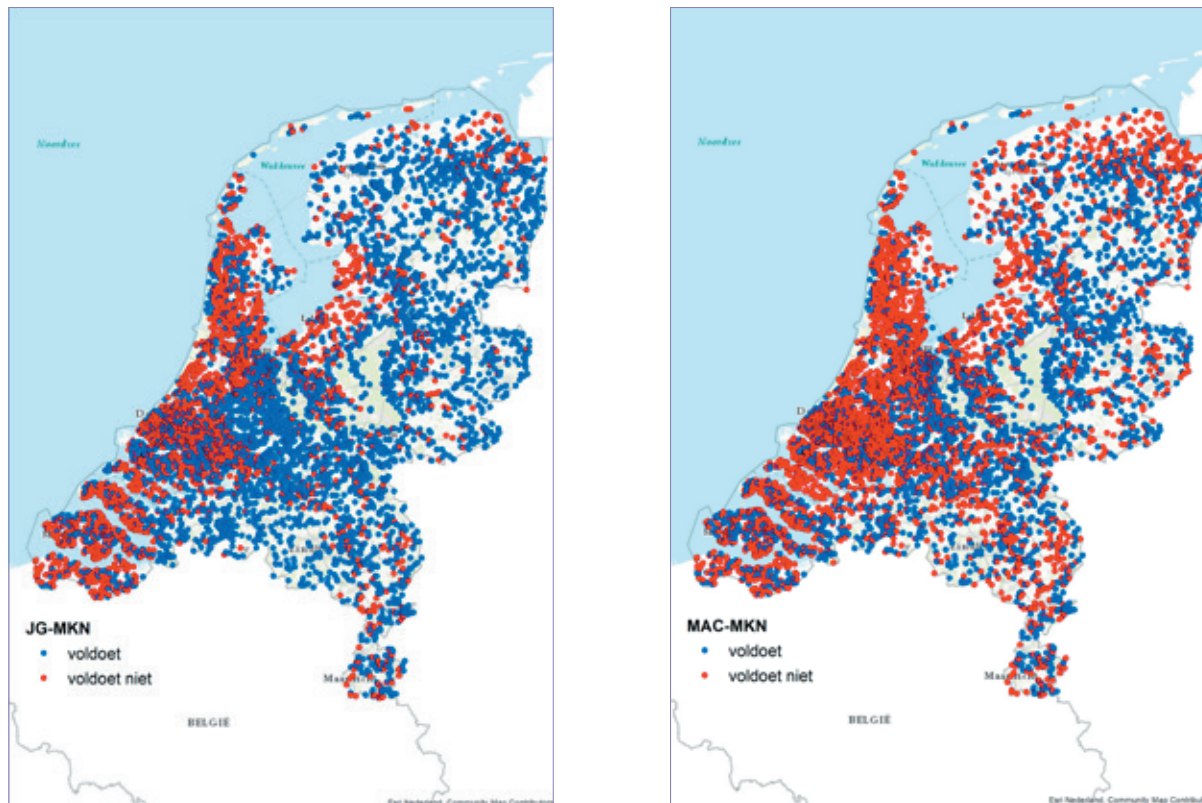
De MAC-MKE is gebaseerd op acute visstudies met de zalm, die LC_{50} -waarden lieten zien van $0,1 - 0,2 mg NH_3/l$ bij een blootstelling gedurende 24 uur. Een LC_{50} -waarde is de concentratie waarbij 50% van de blootgestelde dieren tijdens de test dood gaat.

Omdat de zalm weer in het Rijngebied moest worden geïntroduceerd, is men bij de normstelling uitgegaan van een maximaal toegestane concentratie van $0,1 mg/l$ ammoniak (NH_3). Mede gelet op de korte blootstellingsduur van 24 uur in de experimenten, is er een extra veiligheidsfactor van 10 gehanteerd waardoor de MAC-MKE op $10 \mu g NH_3/l$ ligt c.q. $8,2 \mu g NH_3-N/l$.

Ter vergelijking: De toxische-drukberekeningen zijn gebaseerd op SSD's voor kortdurende en langdurige blootstelling (resp. acute EC_{50} en chronische NOEC-waarden). Op basis van deze SSD's wordt berekend dat 5% van de soorten wordt blootgesteld boven hun effectdrempel als de NH_3 concentraties boven de 173 respectievelijk $17 \mu g NH_3/l$ liggen. Deze zijn hoger dan de normwaarden (10 en $5 \mu g/l$ respectievelijk), maar in een meer kwalitatieve beoordeling valt een verschil van een factor 3 op de JG-MKE (5 versus $17 \mu g/l$) alleszins mee. Temeer daar er bij de normstelling altijd nog een veiligheidsfactor, variërend van $1 - 3$, op een afleiding vanuit een SSD wordt toegepast.

FIGUUR 3.9

Normoverschrijdingen voor ammonium op basis van de JG-MKE (links; groter of kleiner dan $5 \mu\text{g NH}_3/\text{l}$) en MAC-MKE (rechts; groter of kleiner dan $10 \mu\text{g NH}_3/\text{l}$). De getoetste gemiddelde concentratie is gebaseerd op de gemiddelde waarde van de jaargemiddelden over de periode 2013-2018. De getoetste maximum concentratie betreft de maximale NH_3 concentratie over 2013-2018.



Door historische belasting (zowel natuurlijk als door menselijke activiteiten) zijn de concentraties in het oppervlaktewater in N-Brabant/N-Limburg (o.a. Kempen-regio) hoger dan in de rest van Nederland. Het is dan ook niet onverwacht dat de locaties, waar een hoge toxiciteit door de aanwezige metaalverontreiniging wordt berekend, in met name deze regio worden aangetroffen. Locaties met matige toxiciteit worden in grotere delen van Nederland aangetroffen maar concentreren zich vooral op de zandgronden. In de lager gelegen (klei en veen) gebieden van Nederland wordt de metaal toxiciteit over het algemeen als afwezig of gering ingeschat³¹. Globaal genomen is dit kaartbeeld daarmee het spiegelbeeld van ammonium, waar de hoogste toxiciteit juist in de klei en veengebieden (laag Nederland) werd aangetroffen.

PAK's

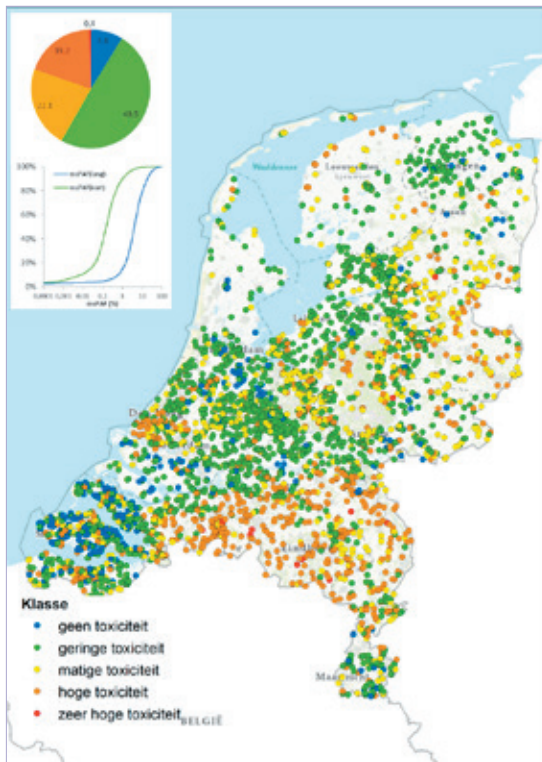
Voor 697 locaties kon de toxiciteit van de aanwezige PAK-concentraties berekend worden. In circa 17% hiervan zijn de PAK-concentraties zo hoog dat matige (8,0%), hoge (7,7%) of zeer hoge (1,0%) toxische effecten berekend worden (Figuur 3.11). Deze locaties liggen vooral in de lagere delen van Nederland³²; een beeld dat duidelijk verschilt

³¹ Op kleinere schaal zijn in iedere kaart gebieden of locaties met een verhoogde toxische druk te herkennen. Voor waterbeheerders, die nader willen inzoomen, zijn alle berekeningen beschikbaar in Excel.

³² Ook de meetintensiteit is hier hoger

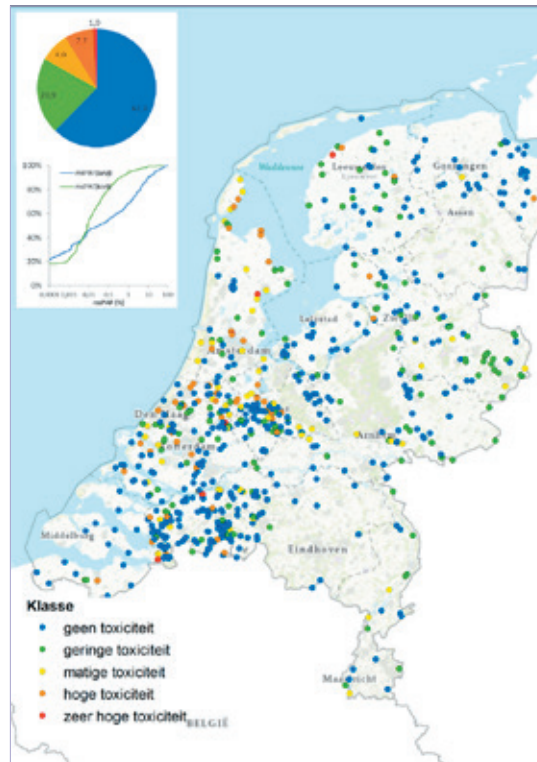
FIGUUR 3.10

Toxische druk vanuit de geanalyseerde metalen, opgedeeld in vijf klassen. In de linkerbovenhoek is de procentuele verdeling van de locaties over de vijf klassen weergegeven alsmede de cumulatieve frequentieverdeling van zowel de $msPAF_{kort}$ als $msPAF_{lang}$.



FIGUUR 3.11

Toxische druk vanuit de geanalyseerde PAK's, opgedeeld in vijf klassen. In de linkerbovenhoek is de procentuele verdeling van de locaties over de vijf klassen weergegeven alsmede de cumulatieve frequentieverdeling van zowel de $msPAF_{kort}$ als $msPAF_{lang}$.³³



met dat van de metalen. Voor veruit de meeste locaties (83%) waren de PAK-concentraties echter zo laag dat er ten hoogste geringe toxische effecten verwacht worden. Dit beeld met een over het algemeen lage toxische druk van PAK's verschilt sterk van de normtoetsingen, aangezien meerdere PAK's de waterkwaliteitsnormen in grote delen van Nederland overschrijden (zie de stoffiches, bijlage van het ontwerp-SGBP 2022-2027). Dit verschil kent meerdere oorzaken. Zo zijn de normen voor fluorantheen en benzo(a)pyreen op humane risico's gebaseerd, terwijl voor de toxische druk alleen de effecten op direct blootgestelde aquatische organismen worden beschouwd. Daarnaast worden de normen getoetst aan de zogenaamde totaalconcentratie (concentratie inclusief de aan zwevend stof gebonden fractie), terwijl bij het berekenen van de toxische druk voor deze gebonden fractie wordt gecorrigeerd en naar de biobeschikbare concentratie wordt gekeken. Nader onderzoek, uitgevoerd in het beheergebied van waterschap Hollandse Delta, toont deze invloed van zwevend stof op de normtoetsingen ook duidelijk aan (Ecofide, 2021).

Gewasbeschermingsmiddelen

In de periode 2013-2018 zijn op 969 locaties de concentraties van allerlei gewasbeschermingsmiddelen gemonitord. Voor 66% van deze locaties worden toxische effecten berekend, waarbij deze toxiciteit als matig (6,7%), hoog (42,5%) of zeer hoog (16,8%) wordt beoordeeld (Figuur 3.12). Deze

³³ Dat deze verdelingen elkaar in het lage gebied kruisen geeft aan dat bij deze lage concentraties rondom de rapportagegrens de onzekerheid van de berekeningen toeneemt, terwijl de numerieke waarde van de toxische druk zo laag is ($msPAF < 0,01\%$) dat deze ecologisch nauwelijks meer relevant is.

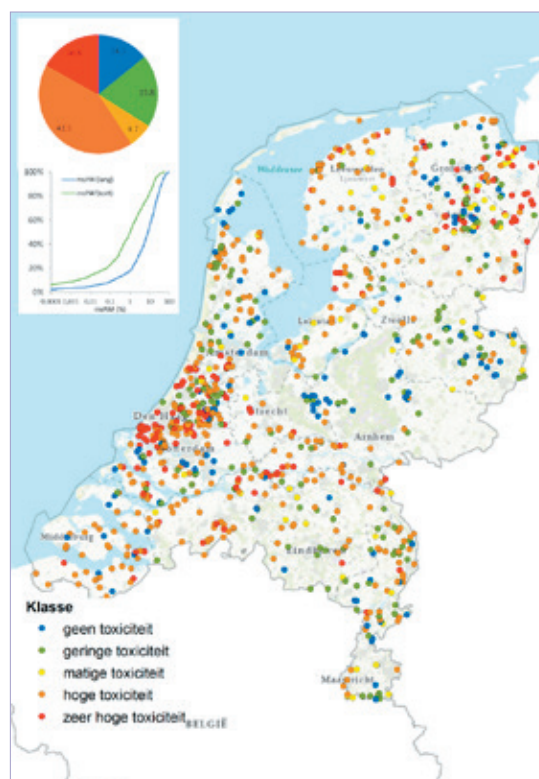
locaties liggen verspreid over Nederland, waarbij voor de waterschappen bekende ‘probleemgebieden’ zijn terug te vinden, zoals die in en rond het Westland maar bijvoorbeeld ook de regio rond Venlo.

Dit beeld, met in 60% van de locaties hoge tot zeer hoge toxiciteit, wijkt in negatieve zin af van de andere vier stofgroepen. Zo worden voor ammonium, metalen, PAK’s en andere organische microverontreinigingen hoge tot zeer hoge effecten in 3 – 26% van de locaties aangetroffen. Dit verschil heeft meerdere oorzaken. Enerzijds hebben veel gewasbeschermingsmiddelen een hoge intrinsieke toxiciteit. Daar zijn ze tenslotte voor ontwikkeld. Zelfs lage rest-concentraties van middelen als deltamethrin, esfenvaleraat en lambda-cyhalotrin kunnen daarmee al tot toxische effecten leiden³⁴. Aan de andere kant vormen de locaties waar gewasbeschermingsmiddelen worden gemonitord geen representatief beeld van het gemiddelde oppervlaktewater in Nederland. Veel gegevens zijn afkomstig uit specifiek opgezette meetnetten met een analysepakket, dat is afgestemd op de meest voorkomende teelten. Vaak zijn dit locaties in kleinere watersystemen (‘overige wateren’ in KRW-termen) en zijn de concentraties in de grotere waterlichamen door verdunning lager.

34 <https://www.clo.nl/indicatoren/nl0548-belasting-van-het-milieu-doorgewasbeschermingsmiddelen?ond=20880>

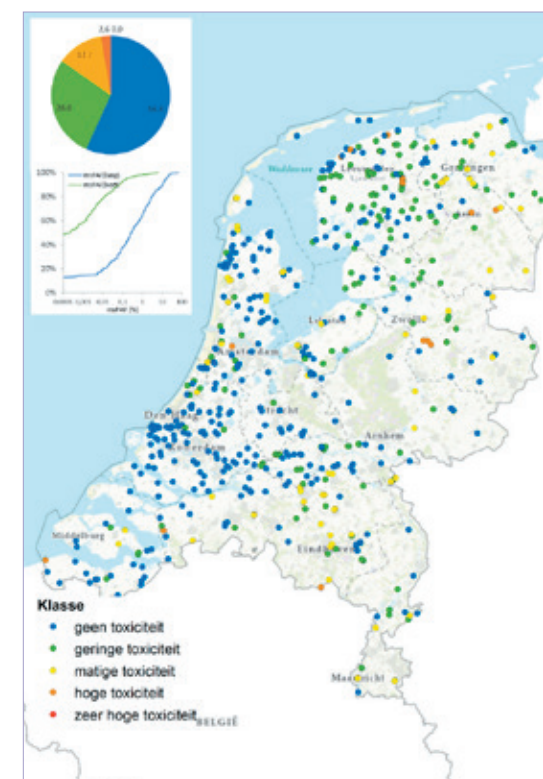
FIGUUR 3.12

Toxische druk vanuit de geanalyseerde gewasbeschermingsmiddelen, opgedeeld in vijf klassen. In de linkerbovenhoek is de procentuele verdeling van de locaties over de vijf klassen weergegeven alsmede de cumulatieve frequentieverdeling van zowel de $msPAF_{kort}$ als $msPAF_{lang}$.



FIGUUR 3.13

Toxische druk vanuit de overige geanalyseerde organische microverontreinigingen, opgedeeld in vijf klassen. In de linkerbovenhoek is de procentuele verdeling van de locaties over de vijf klassen weergegeven alsmede de cumulatieve frequentieverdeling van zowel de $msPAF_{kort}$ als $msPAF_{lang}$.



Tegelijkertijd zijn de concentraties van gewasbeschermingsmiddelen in ‘slechts’ 969 locaties bekend, terwijl verwacht mag worden dat deze middelen in een groter deel van de in totaal 8.591 gemonitorde locaties aanwezig zijn. Daarnaast kennen de concentraties van gewasbeschermingsmiddelen vaak piekwaarden, gekoppeld aan een periodiek gebruik. De kans dat routinematige monitoring juist tijdens deze pieken is uitgevoerd, is klein. Verder kunnen de schadelijkste gewasbeschermingsmiddelen nog niet voldoende nauwkeurig geanalyseerd worden (Verschoor *et al.*, 2019). Alle drie aspecten leiden tot een onderschatting van de werkelijke toxiciteit door gewasbeschermingsmiddelen. Hierdoor wordt ook de toxiciteit van gewasbeschermingsmiddelen in het kaartbeeld van alle stofgroepen samen (zie hoofdstuk 4) onderschat.

Overige organische microverontreinigingen

Onder deze stofgroep valt een grote verscheidenheid aan organische microverontreinigingen, zoals 1,2,3-benzotriazool, allerlei chloorbenzenen maar ook meer specifiek werkende stoffen als geneesmiddelen (bijv. bezafibraat, carbamazepine en chlooramfenicol). De lijst bestaat in totaal uit 532 verschillende stoffen³⁵. Op 576 locaties zijn monitoringgegevens van (enkele van) deze stoffen beschikbaar. In het merendeel van de gevallen (85% van de locaties) worden geen of ten hoogste geringe toxische effecten op de aquatische levensgemeenschappen voorspeld (blauw of groen in figuur 3.13). In de overige locaties zijn de berekende effecten matig tot soms hoog. Deze locaties liggen vooral in de oostelijke helft van Nederland. De achterliggende oorzaken zijn niet nader onderzocht, maar enkele van de hotspots uit de landelijke hotspotanalyse geneesmiddelen (STOWA, 2017; met name i.r.t. de concentratiebijdrage bij het lozingspunt van de rwzi's) zijn in het kaartbeeld van figuur 3.13 terug te vinden met een matige en soms hoge toxiciteit.

³⁵ Deze diversiteit aan geanalyseerde stoffen bemoeilijkt de onderlinge vergelijking van gemonitorde locaties. De omvang van de berekende toxische druk is echter relatief gering, waardoor deze diverse groep stoffen niet verder is opgesplitst.

Analysepakketten

In bovenstaande paragrafen is de berekende toxiciteit besproken op basis van vijf verschillende stofgroepen. Dat was nodig omdat *niet alle* stoffen op alle locaties zijn gemonitord. Een beoordeling van de toxiciteit per stofgroep levert dan een meer accuraat beeld van de situatie op. Tegelijkertijd is dit een onderschatting van de werkelijke toxische druk. Een matig effect van zowel metalen als gewasbeschermingsmiddelen kan bijvoorbeeld gezamenlijk alsnog een hoge toxiciteit veroorzaken. Desondanks kunnen de berekende toxische drukwaarden toch een onderschatting van de werkelijke situatie zijn. Dit komt door het *al* genoemde verschil in analysepakketten. Stoffen die wel aanwezig waren, maar niet zijn gemonitord kunnen logischerwijs niet worden meegenomen in de uitgevoerde berekeningen maar kunnen in de praktijk wel aan de toxiciteit hebben bijgedragen. Deze variatie in toegepaste analysepakketten in figuur 3.14 geïllustreerd door voor iedere locatie aan te geven voor welk van de stofgroepen monitoringgegevens aanwezig zijn. Om het aantal mogelijke pakketten (en daarmee het aantal kleurcodes) te beperken is de groep ‘overige organische verbindingen’ niet in de groepsindeling meegenomen. Het aantal locaties waar deze stofgroep is geanalyseerd was qua omvang ook beperkt (n=576; figuur 3.13).

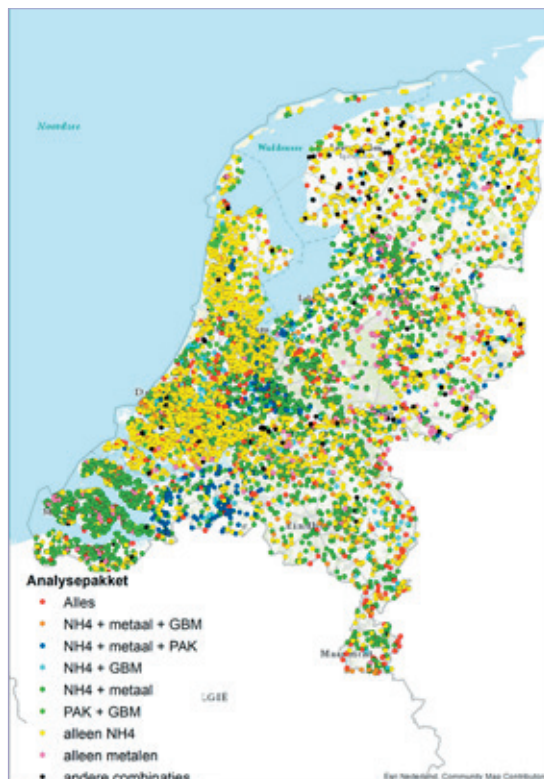
De twee meest frequent gebruikte analysepakketten waren ‘alleen ammonium’ (51%) en ‘ammonium + metalen’ (28%). Op 2% van de locaties zijn alle vijf stofgroepen geanalyseerd. De overige groepen varieerden in frequentie van 2-8% van het aantal locaties.

Veroorzakende stoffen

De indeling in vijf stofgroepen geeft al enig inzicht in de belangrijkste probleemstoffen. Dit inzicht is vervolgens verdiept door te kijken naar locaties waarbij één van de gemonitorde stoffen al een PAF_{kort}-waarde boven de 0,5% heeft. Op basis van de criteria in §2.4 zijn dit situaties waar deze individuele stof al tot een hoge of zeer hoge toxiciteit kan leiden. De gegevens zijn in figuur 3.15 samengevat voor zowel de stoffen die een hoge (>0,5%) als een zeer hoge toxiciteit (>10%) veroorzaken. Van de situaties met een zeer hoge toxiciteit wordt het merendeel door

FIGUUR 3.14

Analysepakketten op de gemonitorde locaties opgedeeld in 9 verschillende groepen.



gewasbeschermingsmiddelen veroorzaakt (68%) en voor 20% door zink en nikkel. Ook de situaties met een hoge toxiciteit worden voor het merendeel door gewasbeschermingsmiddelen (49%) en de metalen zink en nikkel (42%) veroorzaakt. Vaak terugkomende gewasbeschermingsmiddelen zijn abamectine, ethylchloorpyrifos, esfenvaleraat, imidacloprid en lambda-cyhalothrin, maar zeker in de groep stoffen, die een hoge toxiciteit kan veroorzaken, is het aantal middelen divers. Zo bestaat de groep 'overige GBM' uit nog eens 68 verschillende middelen, waaronder stoffen als chloorfenvinifos, cypermethrin, dimethoaat, isoproturon, methylpirimifos en terbutylazine. Niet alleen behoort de helft van de stoffen met een $PAF_{kort} > 0,5\%$ tot de gewasbeschermingsmiddelen, maar dit aandeel is ook op minder locaties gebaseerd. Ter vergelijking: de 1807 gevallen waarbij zink of nikkel een $PAF_{kort} > 0,5\%$ hadden zijn afkomstig van 3347 op deze metalen gemonitorde locaties (54%), terwijl de 2073 vergelijkbare gevallen bij gewasbeschermingsmiddelen van 969 bemonsterde locaties afkomstig zijn (214%).

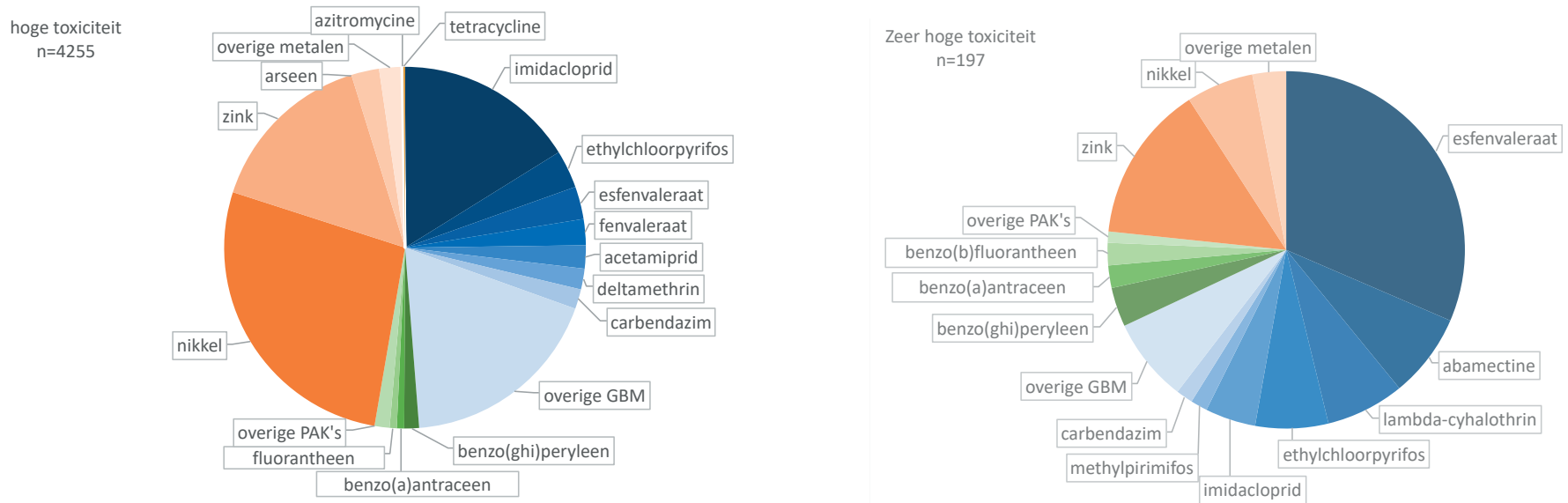
Verder valt op dat het aandeel van de situaties, die door PAK's worden veroorzaakt, bij de zeer hoge toxiciteit groter is dan bij de hoge toxiciteit (8,6 versus 3,9%). Dit komt vooral door benzo(b)fluorantheen, benzo(a)anthraceen en benzo(ghi)peryleen. De concentraties van deze stoffen liggen vaak onder de rapportagegrens, maar als deze stoffen wel in meetbare concentraties worden vastge-

steld kunnen ze ook sterke effecten veroorzaken. Ditzelfde geldt overigens ook voor enkele gewasbeschermingsmiddelen zoals lambda-cyhalothrin en abamectine. Binnen de groep 'overige organische microverontreinigingen' hebben vooral de twee antibiotica azitromycine en tetracycline af en toe een PAF_{acuut} -waarde $> 0,5\%$ ($n=12$) maar ook het antibioticum ciprofloxacine is een keer met een PAF_{acuut} -waarde $> 0,5\%$ aangetroffen.

Noot. Dit overzicht is exclusief de effecten van ammonium/ammoniak. Doordat ammonium op veel meer locaties is gemeten, zijn er (ten opzichte van bovenstaande stofgroepen) in absolute zin ook meer locaties waar ammonium een PAF_{acuut} -waarde $> 0,5\%$ heeft, namelijk 2955 waardoor het onderscheid in de andere groepen minder duidelijk is te illustreren.

FIGUUR 3.15

Van alle situaties dat er een PAF_{kort} -waarde groter dan 0,5% (links; hoge toxiciteit) dan wel groter dan 10% (rechts; zeer hoge toxiciteit) is vastgesteld, geven de figuren de procentuele verdeling over de betreffende individuele stoffen. Blauw: Gewasbeschermingsmiddelen; Groen: PAK's; Oranje: Metalen en Bruin: Overige organische verontreinigingen.





➤ 4 EINDOORDEEL EN DISCUSSIE

In §4.1 wordt de toxische druk van het Nederlandse oppervlaktewater gevisualiseerd en zijn de belangrijkste veroorzakende stoffen nader toegelicht. In §4.2 worden de verkregen resultaten bediscussieerd. De resultaten geven inzicht in de mate waarin en de stoffen waardoor chemische verontreiniging een belemmering vormt voor de ecologische toestand. De analyse is gericht op zogenaamde directe effecten op aquatische soorten. Dit zijn effecten als een verminderde overleving, groei of reproductie. Stoffen kunnen echter ook allerlei andere effecten veroorzaken zoals hormoonverstoring of gedragsverandering. Dergelijke typen effecten kunnen ook tot belemmeringen leiden, maar zijn in dit onderzoek niet getoond. Dit komt eenvoudigweg omdat de gegevens, die nodig zijn om de toxische druk voor bijv. hormoonverstorende stoffen kwantitatief te duiden, nog ontbreken.

4.1 HUIDIGE TOXICITEIT VAN OPPERVLAKTewater

Over de periode 2013-2018 is voor 8.591 locaties de toxiciteit in het oppervlaktewater berekend. Op 36% van deze locaties is een hoge toxiciteit aangetroffen en in 2,6% van de locaties is sprake van een zeer hoge toxiciteit (Figuren 4.1 en 4.2). Dit aandeel ligt iets hoger dan voor de vijf afzonderlijke stofgroepen (zie hoofdstuk 3), hetgeen een illustratie is van hoe de simultane aanwezigheid van meerdere stoffen en stofgroepen tot een hogere toxiciteit kan leiden (mengseltoxiciteit). Ter vergelijking: het aandeel locaties met een hoge en zeer hoge toxiciteit door NH_4 , metalen, PAK's, gewasbeschermingsmiddelen en overige organische microverontreinigingen bedroeg respectievelijk 26, 20, 9, 59 en 3%. Hierbij moet worden opgemerkt dat het relatief hoge aandeel bij de gewasbeschermingsmiddelen op een beperkt aantal locaties is gebaseerd (969 van de 8.591) en daarmee in het totaal enigszins wordt uitgemiddeld.

Voor de interpretatie van dit kaartbeeld en de mogelijke oorzaken is het goed om te realiseren dat alle locaties, die op de kaartbeelden per stofgroep (zie hoofdstuk 3) als hoog of zeer hoog werden beoordeeld, dat op dit gezamenlijke beeld ook zullen zijn. Door het in de berekeningen samenvoegen van de vijf stofgroepen kan de toxiciteit per locatie namelijk alleen maar toenemen. Locaties met bijvoorbeeld matige effecten op meerdere stofgroepen kunnen door hetzelfde effect wel als eindoordeel over alle stoffen in

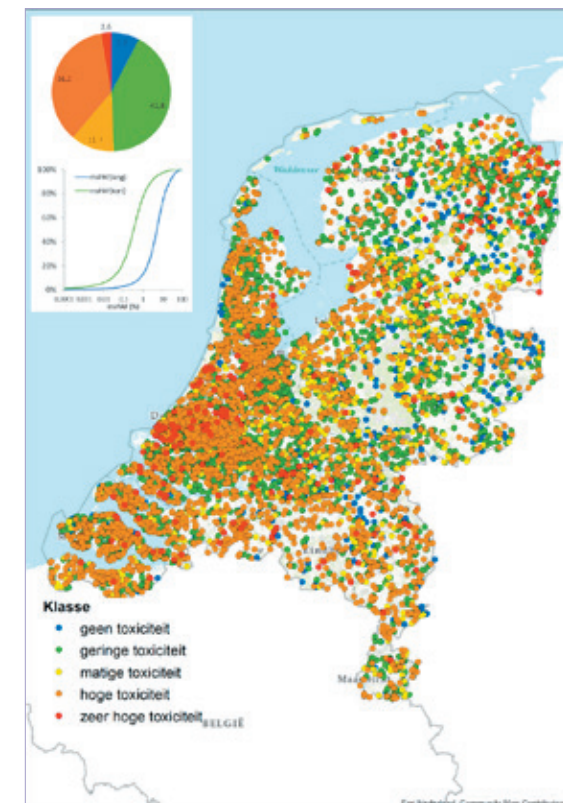
de categorie met hoge effecten vallen. Uit deze kaartbeelden blijkt dat de hoge toxiciteit in de laaggelegen klei- en veengebieden vooral door de hogere ammoniumconcentraties zijn veroorzaakt, waarbij gewasbeschermingsmiddelen en in enige mate PAK's en metalen ook aan het effect hebben bijgedragen. Op de hoger gelegen zandgronden wordt het gezamenlijke effect vooral door de aanwezige metaalverontreiniging gestuurd (dit geldt voor de Kempen regio in sterke mate), waarbij het effect lokaal wordt versterkt door de aangetroffen concentraties van ammonium en gewasbeschermingsmiddelen.

In met name het westen van Nederland is het aantal gemonitorde locaties zo hoog dat de locaties in het kaartbeeld van figuur 4.1 elkaar onderling overlappen. Om het onderscheid te verduidelijken is dit kaartbeeld van berekende toxische effecten nogmaals gepresenteerd (figuur 4.2), waarbij de locaties in drie groepen zijn weergegeven (geen of geringe toxiciteit, matige of hoge toxiciteit en zeer hoge toxiciteit).

Ten slotte zijn de locaties met een zeer hoge toxiciteit nader opgedeeld per stofgroep en waterschap (figuur 4.3). Deze verdeling komt goed overeen met de verwachting. Zo is 75% van de zeer hoge metaal toxiciteit aangetroffen in de waterschappen Brabantse Delta, Dommel en Aa en Maas en wordt in het Westland vaak een zeer hoge toxiciteit door gewasbeschermingsmiddelen aangetroffen.

FIGUUR 4.1

Toxische druk van het mengsel van alle gemeten stoffen in het oppervlaktewater opgedeeld in vijf klassen. In de linkerbovenhoek is de procentuele verdeling van de locaties over de vijf klassen weergegeven alsmede de cumulatieve frequentieverdeling van zowel de $\text{msPAF}_{\text{kort}}$ als $\text{msPAF}_{\text{lang}}$.



FIGUUR 4.2

Toxische druk in het oppervlaktewater met links de locaties waarin geen (n=658) of geringe toxiciteit (n=3587) wordt berekend, in het midden de locaties met een matige (n=1009) of hoge (n=3111) toxische druk en rechts de 226 locaties waar zeer hoge effecten zijn berekend. Als de kaarten in meer detail worden bekeken dan blijkt dat de toxische druk ook binnen nabijgelegen locaties kan verschillen. Voor waterbeheerders, die nader willen inzoomen, zijn alle berekeningen beschikbaar.



Overigens valt voor de gewasbeschermingsmiddelen op, dat ook bij het Hoogheemraadschap van Rijnland en waterschap Hunze en Aa's relatief vaak een zeer hoge toxiciteit door deze middelen is berekend. Voor waterschap Hunze en Aa's komt dit vooral doordat esfenvaleraat relatief vaak in concentraties boven de 50 ng/l is aangetroffen (ter vergelijking: de MAC-MKE bedraagt 0,85 ng/l; <https://rvszoekstysteem.rivm.nl>). In de periode 2013-2018 gebeurde dit bij waterschap Hunze en

Aa's meer dan 40 keer, terwijl er bij Hoogheemraadschap van Delfland in dezelfde periode slechts één zo'n waarneming is. Ook bij het Hoogheemraadschap van Rijnland werd esfenvaleraat relatief vaak in meetbare concentraties aangetroffen, maar dragen ook de lambda-cyhalothrin metingen bij aan locaties met een zeer hoge toxiciteit. Voor beide stoffen geldt dat de normen voor oppervlaktewater kleiner zijn dan de rapportagegrens (10-50 ng/l), waardoor het niet vreemd is dat zelfs in deze zeer

lage concentratieranges toxische effecten berekend worden. Overigens zijn deze verschillen niet per se indicatief voor verschillen in de belasting tussen waterschappen, aangezien ook de omvang en intensiteit van het gewasbeschermingsmeetnet directe invloed heeft op de kans op piekconcentraties.

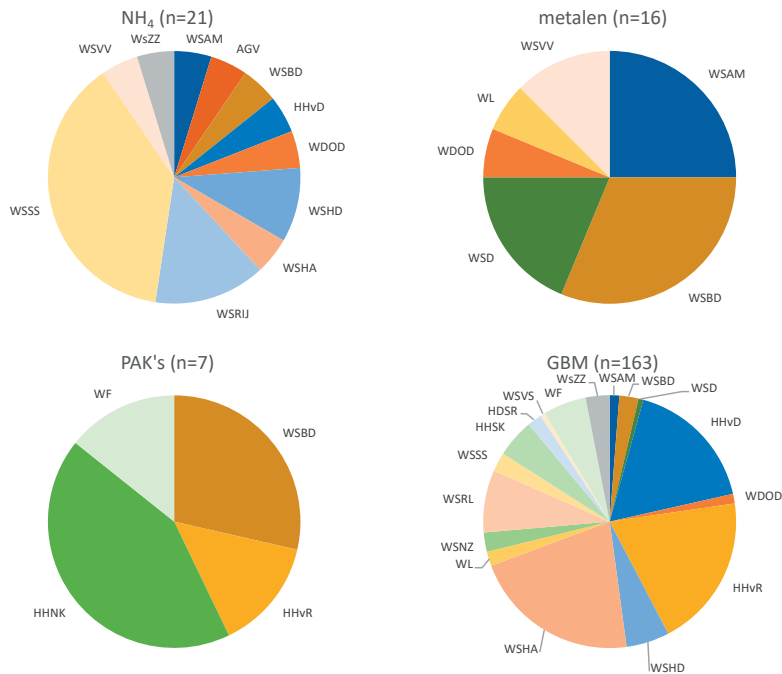
Voor ammonium valt het hoge aandeel van waterschap Scheldestromen op (38%). Dit komt doordat de ammoniumconcentraties in brakke wateren vaak hoger zijn dan in zoet water. Daarbij valt te verwachten dat de aanwezige brakwater flora en fauna ook aan deze (van nature) verhoogde concentraties zijn aangepast en dat de uitgevoerde toxische druk berekening de werkelijke toxiciteit voor deze lokale soorten overschat. Momenteel is echter slechts één SSD voor ammoniak beschikbaar en kon hierbinnen nog geen onderscheid tussen zoetwater en mariene/brakwater soorten worden aangebracht.

4.2 DISCUSSIE

Figuur 4.1 laat zien dat de aanwezige stoffen op ruim een derde van alle locaties tot een hoge toxiciteit voor de aquatische levensgemeenschap leiden. Deze effecten worden veroorzaakt door de aanwezige cocktail van stoffen, waarbij de belangrijkste veroorzakende stoffen regionaal verschillen. Waar de aanwezige metalen vooral op de hogere zandgronden tot effecten leiden geldt dit voor ammonium (en PAK's in minder mate) juist in de lagere delen van Nederland.

FIGUUR 4.3

Locaties met een zeer hoge toxiciteit opgedeeld per stofgroep en waterschap.



Een verhoogde toxische druk leidt tot een afname van zowel het aantal soorten als de EKR-waarden van de macrofaunagemeenschap (STOWA, 2016b; Birk *et al.*, 2020). Ook het PBL (2020) constateert dat hoge EKR-waarden voor macrofauna alleen bij lage msPAF-waarden voorkomen, terwijl de macrofauna bij hoge msPAF-waarden nooit voldoende scoort op de KRW-maatlat. Verder heeft het RIVM, in een nog niet gepubliceerd onderzoek, de relaties tussen toxische druk in het Nederlandse oppervlaktewater en de macrofauna nader bestudeerd. De resultaten bevestigen dat vanaf een $msPAF_{lang} > 5\%$ de eerste, meest gevoelige soorten nadelige effecten onder-

vinden, te zien als afnemende dichtheid. In de huidige kleurschema's betekent dit dat dergelijke effecten in de kleurcodes geel, oranje en rood optreden en dat deze effecten steeds groter worden naarmate de toxische druk groter wordt. De huidige analyse van de toxische druk in het Nederlandse oppervlaktewater illustreert daarmee dat in de helft van alle onderzochte locaties de dichtheid en uiteindelijk ook soortenrijkdom van de macrofauna door de toxiciteit wordt beperkt³⁶. Toxiciteit van oppervlaktewater vormt daarmee een belangrijke sleutelfactor in watersysteemanalyses en een verdere verdieping van dit toxische effect op aquatische levensgemeenschappen is daarmee wenselijk. Mede dankzij het thema Toxiciteit van de Kennisimpuls Waterkwaliteit (KIWK) voorziet het huidige project in een aantal belangrijke basisvoorwaarden voor een dergelijke verdieping door de eigenlijke berekeningen te standaardiseren en inhoudelijk te verbeteren. Daarmee kan het nu ontwikkelde rekenmodel worden gebruikt voor een verdere analyse van ruimtelijke en temporele variatie door bijvoorbeeld in te zoomen op een deelgebied, stofgroep, emissiebron of maatregelenpakket dan wel de relatie met de ecologie verder uit te diepen. Bij deze vervolgstappen spelen meerdere aspecten een rol.

* Gestandaardiseerde berekening

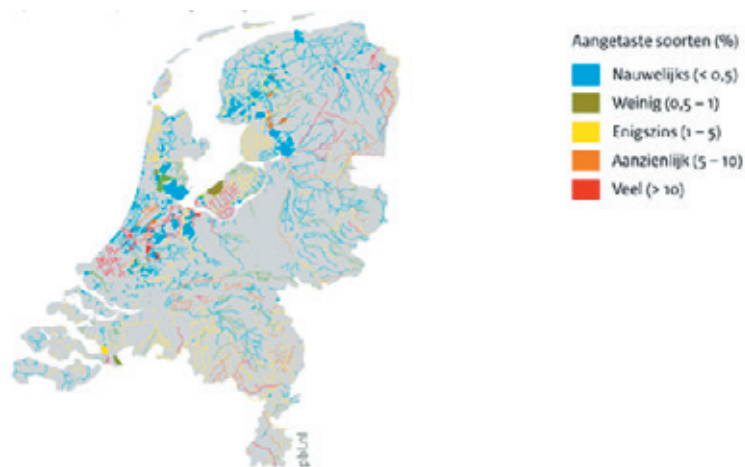
De door het PBL (2020) gepresenteerde kaart van de toxische druk in waterlichamen (Figuur 4.4) duidt in zijn algemeenheid op een lagere toxiciteit in vergelijking met de huidige berekeningen. Dit verschil wordt deels veroorzaakt doordat het PBL zich alleen op KRW-waterlichamen heeft gericht terwijl bij de huidige berekeningen ook de toxiciteit in al de 'overige wateren' werd meegenomen. Aangezien veel emissies juist in deze overige wateren plaatsvinden (bijv. afspoeling van landbouwgrond) kan verwacht worden dat de concentraties in een waterlichaam door de optredende verdunning lager liggen (zie bijvoorbeeld [RIVM.nl](#)³⁷).

³⁶ Hier wordt telkens over macrofaunasoorten gesproken omdat de genoemde studies zich op deze soortgroep hebben gericht. In werkelijkheid zullen de effecten van toxische stoffen niet tot deze soortgroep beperkt blijven. Zo mag men verwachten dat in het geval van herbiciden vooral algen en waterplanten effecten ondervinden.

³⁷ Vergelijking waterkwaliteit tussen landbouwsloten en regionale oppervlaktewateren | RIVM;

FIGUUR 4.4

Toxische druk per KRW-waterlichaam in 2018. Illustratie overgenomen uit de nationale analyse waterkwaliteit (PBL, 2020). De berekeningen zijn decentraal uitgevoerd met de ESF-Toxiciteit uit 2016, en de uitvoer is gekleurd met een andere schaal dan het huidige rapport (§2.4).



Ook de wijze waarop de toxiciteit is berekend, is echter een belangrijke oorzaak van dit verschil. Zo wijst PBL (2020) op variatie als gevolg van het al dan niet meenemen van ammonium in de berekeningen. Dit zal in het PBL-rapport tot een verlaging van de gemiddelde toxische druk hebben geleid. Daarnaast zijn sommige berekeningen uitgevoerd op basis van de gemiddelde concentraties en anderen op basis van de maximale concentraties per jaar. Mede daarom adviseerde het PBL om binnen het KIWK-project Toxiciteit aan een standaard protocol te werken. Deze gewenste uniformiteit in de berekeningen is met het huidige project gerealiseerd, waarmee de uitkomsten onderling beter vergelijkbaar zijn. Binnen het thema Toxiciteit van de Kennisimpuls Waterkwaliteit (KIWK) zal hierop worden voortgeborduurd en zal het rekenmodel en de bijbehorende gestandaardiseerde werkwijze beschikbaar komen.

* Verbeterde berekening

Binnen het systeem van ecologische sleutelfactoren werd in 2016 een eerste rekenmodel voor toxische druk ontwikkeld (STOWA, 2016a). De huidige berekeningen zijn op een aantal punten verbeterd:

I) Berekening per monster of per jaar

In de eerste versie van het rekenmodel voor de sleutelfactor Toxiciteit (STOWA, 2016a) werd de toxische druk voor ieder, door de gebruiker ingevoerd monster berekend. Sommige kozen hierbij voor alle individuele watermonsters, anderen kozen voor de jaargemiddelde of maximale concentraties. In de studie waarin de toxische druk op de effecten voor macrofauna werd gekalibreerd (STOWA, 2016b) is gekozen voor het gebruik van maximale jaarconcentraties, gebaseerd op aannames over de ecologische effecten van elkaar in de tijd opvolgende verontreinigingen. In de huidige studie is deze aanpak verder verfijnd door eerst alle metingen te corrigeren voor de biologische beschikbaarheid en vervolgens de toxische druk te berekenen op basis van de maximale, biobeschikbare concentraties. De keuze voor maximale concentraties zal de getalsmatige waarde van de berekende toxische druk verhogen, maar levert tegelijkertijd een betere inschatting van de toxiciteit, zoals die door de aquatische levensgemeenschap wordt ondervonden. Dit werd geconcludeerd in een onderzoek, waarbij de toxiciteit met zowel gemiddelden als met piekconcentraties werd berekend en waar alleen in het laatste geval de uitkomsten met de verwachtingen overeenkwamen (Posthuma *et al.*, 2019a).

II) Correctie op de biologische beschikbaarheid

Een belangrijke wijziging betreft het berekenen van de biologisch beschikbare concentraties als de parameters die deze beschikbaarheid sturen (zoals pH, Ca, DOC en zwevend stof) niet in het betreffende monster zijn geanalyseerd. In de eerste versie van de sleutelfactor Toxiciteit (STOWA, 2016a) werd in dat geval van defaultwaarden gebruik gemaakt, waarbij de hoogte van deze waarden voor bijvoorbeeld pH, DOC en zwevend stof aan de ondergrens van de verdelingen lagen. In het huidige project is gebruik gemaakt van een relatief eenvoudig model om deze waarden in tijd en ruimte in te kunnen schatten. Voor belangrijke factoren als

DOC en zwevend stof betekent dit dat er in het huidige project met gemiddeld hogere concentraties is gerekend, waardoor de berekende toxische druk lager zal zijn (de biologische beschikbaarheid en daarmee toxiciteit wordt lager als de DOC of zwevend stof concentraties hoger zijn). Een van de resterende aandachtspunten is het berekenen van de biologisch beschikbare metaalconcentraties in brakwater. De momenteel gebruikte formules zijn gebaseerd op zoetwater, terwijl bekend is dat bij hogere chlorideconcentraties de beschikbaarheid van veel metalen daalt. De metaaltoxiciteit in Zeeland maar ook in brakke wateren langs de kust zal daarom in enigerlei mate zijn overschat.

III) Effect van een verschil in analysepakketten

Zoals al eerder is aangegeven worden toxische-drukberekeningen beperkt doordat (logischerwijs) niet alle stoffen op alle locaties zijn gemonitord. Stoffen die wel aanwezig waren maar niet zijn gemonitord kunnen wél aan toxische effecten in het veld bijdragen maar kunnen niet worden meegenomen in de berekeningen. In werkelijkheid zal de toxiciteit daarom altijd hoger zijn dan de verwachting op basis van de uitgevoerde berekeningen. Variatie in de analysepakketten speelt zowel binnen locaties (roulerende meetnetten³⁸) als tussen locaties een rol. Binnen het huidige project is nagegaan of dit effect kan worden ondervangen.

Het effect van variabele analysepakketten binnen een locatie is opgelost door de berekeningswijze aan te passen. Dit is in onderstaand overzicht geschematiseerd. In blauw is de gebruikelijke manier aangegeven, waarbij alle geanalyseerde stoffen per tijdseenheid (nu per jaar) tot een berekende toxische druk leiden. In de donker gemarkeerde jaren zijn meer stoffen geanalyseerd en zal de toxische druk naar verhouding hoger zijn dan in de licht blauw gekleurde jaren. Het middelen van de toxische druk over de jaren levert dan een onderschatting omdat mag worden aangenomen dat gewasbeschermingsmiddelen (hier als chloorfenvinfos en

imidacloprid geïllustreerd) en PAK's (fluorantheen) ook in de niet gemonitorde jaren aanwezig zijn geweest. In groen is de voor dit project gehanteerde werkwijze geïllustreerd. Hierbij is voor iedere stof eerst de toxische druk per jaar berekend om vervolgens deze toxische-drukwaarden per stof over de jaren te middelen. Deze toxische druk geeft dan een over de jaren gemiddeld beeld van het effect van bijvoorbeeld het aanwezige imidacloprid. Ten slotte zijn deze toxische-drukwaarden van alle stoffen tot een eindwaarde samengevoegd. Onafhankelijk van het aantal monitoringjaren spelen hierdoor alle stoffen een evenredige rol in de eindwaarde. Om een beeld te krijgen van de huidige toxische druk zijn alle monitoringgegevens van zes jaar (2013-2018) bij elkaar genomen, aangezien de meeste roulerende meetnetten een meetcyclus van 1-6 jaar kennen.

	2013	2014	2015	2016	2017	2018		msPAF	Eindwaarde
Chloorfenvinfos				x			▶	y	} y
Imidacloprid				x			▶	y	
Zink	x	x	x	x	x	x	▶	y	
Fluorantheen		x					▶	y	
.....									
	▼	▼	▼	▼	▼	▼			
msPAF	z	z	z	z	z	z			
Eindwaarde	z								

- : geen metingen uitgevoerd;
- x: berekeningen gebaseerd op maximale biologisch beschikbare concentratie van dat jaar;
- y: berekeningen gebaseerd op over de jaren gemiddelde maximale biologisch beschikbare concentratie; deze waarden y per stof zijn vervolgens omgezet in de eindwaarde Y, op basis van alle stoffen die in de periode 2013-2018 zijn geanalyseerd.
- z: berekeningen gebaseerd op maximale biologisch beschikbare concentraties van alleen de stoffen die in het betreffende jaar zijn gemonitord; deze waarden z kunnen vervolgens tot een gemiddelde eindwaarde Z over

38 Als voorbeeld: soms worden de metaal en ammonium concentraties jaarlijks gemonitord terwijl de PAK's iedere drie jaren worden bepaald.

de periode 2013-2018 worden berekend. Variaties in het analysepakket hebben dan een grote invloed op de eindwaarde Z.

Het effect van de variatie in analysepakketten tussen locaties kan alleen met extrapolaties en/of modelmatige methoden worden opgelost. In de basis komt dit erop neer dat men vanuit kennis over de ruimtelijke verspreiding van bijvoorbeeld PAK's aannames doet over de PAK-concentraties in een locatie waar deze stoffen niet zijn gemonitord. Een dergelijk model zal gebaseerd moeten zijn op zowel emissie- (bijv. vanuit landgebruik) als transportprocessen (bijv. Landelijk Hydrologisch Model). Deze aanpak is binnen het EU-project SOLUTIONS eerder op Europese schaal met succes toegepast (Posthuma *et al.*, 2020). Om dit effect van verschillende analysepakketten te verkleinen, is besloten om niet alleen de uiteindelijk berekende toxische druk van het lokaal aanwezige mengsel aan stoffen te presenteren maar ook die van een vijftal hoofdgroepen (§3.4).

IV) Beoordeling van mengseleffecten

Sinds 2005 is het principe van toxische-drukberendingen veelvuldig in binnen- en buitenland toegepast. Dit heeft onder meer geleid tot ontwikkelingen omtrent de theoretische aspecten van de berekeningen. Met deze kennis kon de berekeningsmethodiek van mengseltoxiciteit uit de eerste versie worden verbeterd en vereenvoudigd. Waar het in de eerste versie nodig was om stoffen in te delen in werkingsmechanismen, en daarover (dus) aannames te doen, is dit in de huidige werkwijze niet langer nodig. Deze indeling in stofgroepen heeft enkele nadelen, waaronder het probleem dat stoffen binnen een werkingsmechanisme niet altijd dezelfde helling van de SSD hebben, terwijl dit wel een voorwaarde voor deze berekeningen is. In die gevallen werd een pragmatische oplossing gekozen door aan al deze stoffen eenzelfde helling toe te kennen dan wel door de stoffen alsnog in verschillende groepen onder te verdelen. De huidige berekeningswijze (responsadditie) is theoretisch beter onderbouwd en praktisch eenvoudiger. Ook is het begrijpen van soortenverlies en effecten eenvoudiger, omdat de berekening aansluit bij de intuïtieve verwachting: twee stoffen, die elk 50% soortenverlies veroorzaken leveren een netto-soortenverlies van 75% (eerste stof 50%, tweede stof 50% van het restant).

V) Interpretatie en beoordeling volgens de KRW-systematiek

Meer gegevens over de blootstelling aan stoffen en de toxiciteit van die stoffen verhoogt per definitie de betrouwbaarheid en representativiteit van de uitkomsten. Binnen het thema Toxiciteit van de Kennisimpuls Waterkwaliteit (KIWK) is het aantal stoffen, dat in de berekeningen kan worden meegenomen flink uitgebreid. Zo zijn er momenteel toxiciteitsgegevens van 12.386 stoffen beschikbaar. Naast deze verbreding heeft het KIWK-project er ook voor gezorgd, dat de toxische druk voor zowel een kortdurende als langdurende blootstelling berekend kan worden. Met deze gegevens kan de toxische druk in vijf klassen worden ingedeeld (§2.4) en zo beter aansluiten op de ecologische toestandsbeoordeling onder de KRW. Hierdoor is een waardevolle koppeling aangebracht tussen de ecotoxicologische en ecologische beoordeling van de waterkwaliteit, op een wijze die behulpzaam is bij het prioriteren van maatregelenpakketten.

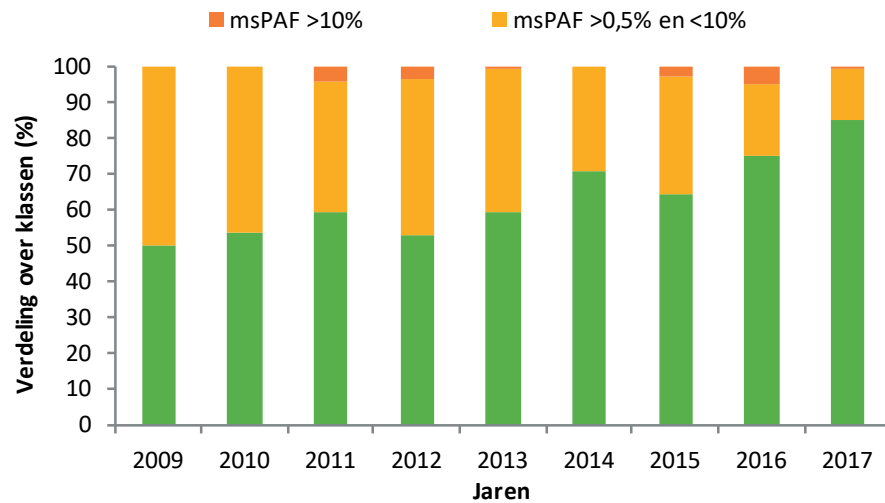
* Ruimtelijke en temporele variatie

Zoals gezegd voorziet het huidige project met bovengenoemde verbeteringen in een aantal belangrijke basisvoorwaarden voor een verdere verdieping van ruimtelijke en temporele variatie. Tegelijkertijd is het belangrijk om in dergelijke analyses ook de invoerdata aan een nauwkeurige inspectie te onderwerpen. Met name bij onderzoek naar temporele trends kunnen veranderingen in de chemische monitoring een bepalende rol spelen. Dit geldt overigens niet alleen voor toxische druk maar evenzo (en wellicht zelfs sterker) voor onderzoek naar trends in de achterliggende concentraties zelf. Voor het huidige project is dit minder relevant omdat de analyses zich op een beperkte periode hebben gericht (2013-2018). Op een langere tijdschaal vragen veranderingen meer aandacht. Denk bijvoorbeeld aan de omslag van totaal naar opgeloste metaalconcentraties of verbeteringen in de analysetechniek, die tot steeds lagere rapportagegrenzen leiden. Overigens is dit een generiek probleem: naarmate een onderzoek zich verder verfijnd, worden er steeds hogere eisen aan de nauwkeurigheid van de waarnemingen gesteld. Zolang men deze randvoorwaarden in ogenschouw neemt zijn toxische-drukbe-

rekeningen zeker in staat om het gezamenlijke effect van genomen maatregelen op de toxiciteit van het oppervlaktewater te evalueren. Dit wordt bijvoorbeeld geïllustreerd in een voor Hoogheemraadschap van Delfland uitgevoerde studie (Ecofide, 2018a), waar temporele trends zijn beoordeeld voor een subset van 23 locaties, die in alle bestudeerde jaren met een vergelijkbaar pakket aan gewasbeschermingsmiddelen zijn gemonitord. Uit deze studie bleek dat de toxische druk van gewasbeschermingsmiddelen sinds 2009 is afgenomen (zie figuur 4.5). Genomen maatregelen blijken daarmee tot een meetbare afname van de toxiciteit te kunnen leiden, een hoopvol gegeven voor de toekomst.

FIGUUR 4.5

Frequentieverdeling van de $msPAF_{kort}$ -waarde voor gewasbeschermingsmiddelen in een set van 23 locaties van het Hoogheemraadschap van Delfland, die in alle jaren zijn gemonitord





➤ 5 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

5.1 CONCLUSIES

- In het oppervlaktewater aanwezige stoffen leiden op 36% van de gemonitorde locaties tot een hoge toxiciteit voor de aquatische levensgemeenschap en in 2,6% van de locaties is sprake van een zeer hoge toxiciteit³⁹. Deze toxische effecten leiden in ieder geval tot een afnemende dichtheid van de gevoeligste soorten. Naarmate de toxische druk hoger wordt, zal een steeds groter deel van de soorten worden belemmerd en zullen de effecten zich niet langer beperken tot afnemende dichtheden maar zullen er ook soorten verdwijnen. Voor locaties met zeer hoge toxiciteit is bekend dat de diversiteit van de macrofauna met ten minste 10% is afgenomen (STOWA, 2016b). De huidige bevindingen

zijn een bevestiging van de resultaten van recent Europees onderzoek, waarbij mengsels van stoffen ook een duidelijke, belemmerende rol bleken te spelen bij het kunnen behouden of herstellen van een goede waterkwaliteit (Lemm *et al.*, 2020; Posthuma *et al.*, 2020; Birk *et al.* 2020). De toxiciteit van oppervlaktewater is daarmee een belangrijke sleutelfactor in watersysteemanalyses.

- De stoffen die dit effect veroorzaken, variëren over Nederland en zijn meestal een samenspel van ammonium, metalen, PAK's en gewasbeschermingsmiddelen. Zo worden de toxische effecten in de laaggelegen klei- en veengebieden vooral door de hogere ammoniumconcentraties veroorzaakt⁴⁰, waarbij ook gewasbeschermingsmiddelen en in enige mate PAK's en metalen aan dit effect hebben bijgedragen. Op de hoger gelegen zandgronden wordt het gezamenlijke effect vooral door de aanwezige metaalverontreiniging gestuurd (dit geldt voor de Kempen regio in sterke mate), waarbij de toxiciteit wordt versterkt door meer lokaal aangetroffen effecten van ammonium en gewasbeschermingsmiddelen. De rol van de overige organische stoffen bij het veroorzaken van directe toxiciteit is het minst duidelijk. Dit komt deels door het nog beperkte aantal metingen, maar ook omdat nog niet van al deze stoffen evenveel kennis over de ecotoxicologische effecten beschikbaar is. Meer illustratief werd verschillende keren vastgesteld dat ook antibioticum-concentraties aan de hoge toxiciteit hebben bijgedragen. Dit betrof azitromycine, tetracycline en ciprofloxacine.
- Als alleen naar de locaties met een zeer hoge toxiciteit wordt gekeken dan worden die situaties in 51% door gewasbeschermingsmiddelen veroorzaakt en is het aandeel van metalen en ammonium ongeveer een factor 2 kleiner

³⁹ In de praktijk kan de chemische monitoring een bias geven doordat niet verontreinigde locaties minder intensief worden gemonitord. Gelet op de omvang van het aantal locaties en de spreiding over Nederland wordt verwacht dat dit effect de huidige conclusies niet wezenlijk heeft beïnvloed.

⁴⁰ Dit effect wordt versterkt doordat in deze gebieden ook de pH-waarde gemiddeld genomen hoger is.

(18 en 24% respectievelijk). Dit hoge aandeel gewasbeschermingsmiddelen komt deels door de intrinsieke toxiciteit van deze middelen maar ook door de gehanteerde meetstrategie, waarbij de gemonitorde locaties een zo goed mogelijk beeld van de belaste gebieden geven. Dit leidt tot gemiddeld hogere toxische-drukwaarden. Anderzijds zijn er ook factoren waardoor de toxiciteit van gewasbeschermingsmiddelen wordt onderschat. Zo zijn de concentraties van deze middelen op 'slechts' 969 locaties gemonitord (11% van het totaal aantal locaties) en zullen deze middelen in werkelijkheid op meer locaties aanwezig zijn geweest. Daarnaast kennen de concentraties van gewasbeschermingsmiddelen vaak piekwaarden, gekoppeld aan het periodiek gebruik. De kans dat routinematige monitoring juist tijdens deze pieken is uitgevoerd, is klein. Verder kunnen de schadelijkste gewasbeschermingsmiddelen nog niet voldoende nauwkeurig geanalyseerd worden (Verschoor *et al.*, 2019). Alle drie aspecten leiden tot een onderschatting van de werkelijke toxiciteit door gewasbeschermingsmiddelen. Hierdoor wordt ook de toxiciteit van gewasbeschermingsmiddelen in het kaartbeeld van alle stofgroepen samen onderschat.

5.2 AANBEVELINGEN

- Het ontwikkelde rekenmodel kan worden gebruikt voor een verdere analyse van de ruimtelijke en temporele variatie van milieuverontreinigende stoffen. Aanbevolen wordt om deze variatie in ruimte en trends in de tijd niet alleen holistisch te bekijken (op basis van Nederland als geheel), maar juist ook per deelgebied, stofgroep en zo nodig per stof. Met die verfijnde blik kan een meer nauwkeurig oordeel worden gegeven over plaatsen, stofgroepen en stoffen waar maatregelen zich bij voorkeur op moeten richten, maar ook over het effect van eventueel al genomen maatregelen.
- Een van de beperkingen van de nu uitgevoerde berekeningen is de per definitie optredende onderschatting van de toxische druk doordat de routinematige monitoring zich meestal op een beperkt aantal stoffen richt. Niet gemonitorde, maar wel aanwezige stoffen hebben geen invloed op de berekeningen maar kunnen in werkelijkheid wel tot een toxisch effect leiden. Dit effect van varia-

tie in analysepakketten tussen locaties kan alleen met extrapolaties en/of modelmatige methoden worden opgelost. In de basis komt dit erop neer dat men vanuit kennis over de ruimtelijke verspreiding van bijvoorbeeld PAK's aannames doet over de PAK-concentraties in een locatie waar deze stoffen niet zijn gemonitord. Een dergelijk model zal een combinatie moeten maken van zowel emissie- (bijv. vanuit landgebruik en/of emissieregistratie) als transportprocessen (bijv. Landelijk Hydrologisch Model). Deze aanpak is binnen het EU-project SOLUTIONS eerder op Europese schaal met succes toegepast (Posthuma *et al.*, 2020) en verdient landelijke navolging. Hiervoor zijn in het thema Toxiciteit van de Kennisimpuls Waterkwaliteit (KIWK) al enkele resultaten verkregen en worden in het CEC-project SUSPECT goede vorderingen gemaakt (L. Posthuma, pers. mededeling).

- De gehanteerde klassegrenzen zijn gebaseerd op verwachte en eerder ook aangetoonde effecten op de aquatische levensgemeenschap. In een eerdere studie (STOWA, 2016b) is een eerste kalibratie hiervan uitgevoerd. Ondanks de in omvang veel beperktere dataset werd inderdaad een correlatie met de diversiteit van macrofauna aangetroffen (hogere toxische druk leidt tot een afname van de diversiteit). Het verdient aanbeveling om deze relatie met daadwerkelijk effecten op de aquatische levensgemeenschappen verder in beeld te brengen.

- Niet alleen overschrijden de ammonium-/ammoniakconcentraties op grote schaal de JG- en MAC-MKE waarden, ook de toxische-drukberekeningen geven aan dat in meer dan 25% van de locaties de concentraties zo hoog zijn dat er toxische effecten op de aquatische levensgemeenschap optreden. Beide indicatoren geven aan dat de ammonium-/ammoniakconcentraties in met name de laaggelegen delen van Nederland belangrijke stuurfactoren voor de ecologische waterkwaliteit kunnen zijn. Het verdient daarom aanbeveling om deze toxiciteit in meer detail te beoordelen. Aspecten die hierbij een rol spelen, zijn het (kunnen maken van een) onderscheid tussen de toxiciteit van ammonium en ammoniak en het nagaan in hoeverre mariene/brakwaterorganismen een andere gevoeligheid hebben ten opzichte van zoetwatersoorten. Een dergelijke nadere studie leidt tot een betere onderbouwing van zowel de normstelling als de nu berekende toxische druk.





REFERENTIES

- Beaumelle L, CD Vedova, K Beaugelin-Seiller, J Garnier-Laplace & R Gilbin (2017). Ecological risk assessment of mixtures of radiological and chemical stressors: Methodology to implement an msPAF approach. *Environ. Pollut.* 231 (2): 1421-1432.
- Birk S, D Chapman, L Carvalho, BM Spears, HE Andersen, C Argillier, S Auer, A Baatrup-Pedersen, L Banin, M Bekliolu, E Bondar-Kunze, A Borja, P Branco, T Bucak, AD Buijse, AC Cardoso, R-M Couture, F Cremona, D de Zwart, CK Feld, MT Ferreira, H Feuchtmayr, MO Gessner, A Gieswein, L Globevnik, D Graeber, W Graf, C Gutiérrez-Cánovas, J Hanganu, U Ikin, M Järvinen, E Jeppesen, N Kotamäki, M Kuijper, JU Lemm, S Lu, AL Solheim, U Mischke, SJ Moe,

- P Nöges, T Nöges, SJ Ormerod, Y Panagopoulos, G Phillips, L Posthuma, S Pouso, C Prudhomme, K Rankinen, JJ Rasmussen, J Richardson, A Sagouis, JM Santos, RB Schäfer, R Schinegger, S Schmutz, SC Schneider, L Schülting, P Segurado, K Stefanidis, B Sures, SJ Thackeray, J Turunen, MC Uyarra, M Venohr, PC von der Ohe, N Willby and D Hering (2020). Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. *Nature Ecology and Evolution*. 4(8): 1060-1068. doi: 10.1038/s41559-020-1216-4.
- Bopp, SK, R Barouki, W Brack, S Dalla Costa, J-LCM Dorne, PE Dravvik, M Faust, TK Karjalainen, S Kephelopoulos, J van Klaveren, M Kolossa-Gehring, A Kortenkamp, E Leuret, T Lettieri, S Nørager, J Rüegg, JV Tarazona, X Trier, B van de Water, J van Gils and Å Bergman (2018). Current EU research activities on combined exposure to multiple chemicals. *Environ. Intern.* 120: 544-562.
- Drescher, K and W. Bödeker (1995). Assessment of the combined effects of substances - the relationship between concentration addition and independent action. *Biometrics* 51: 716-730.
- Ecofide (2008). Twee decennia monitoring van bestrijdingsmiddelen en Daphnia's. Een data-analyse voor het beheersgebied van HH Delfland. Rapportnr. 8 in opdracht van Rijkswaterstaat Waterdienst.
- Ecofide (2015). De chemische toestand van de waterlichamen van Wetterskip Fryslân. Toetsing van de jaren 2011-2014. Rapportnr. 73.
- Ecofide (2018a). Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit. Berekeningen over de jaren 2009-2017. Uitgevoerd in opdracht van Hoogheemraadschap van Delfland. Rapportnr. 108.
- Ecofide (2018b). Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit. Berekeningen over de jaren 1990-2018. Uitgevoerd in opdracht van Hoogheemraadschap HollandsNoorderkwartier. Rapportnr. 110.
- Ecofide (2019). Watersysteemanalyse voor de Midden Limburgse en Noord-Brabantse kanalen (MLNBK) . Analyse chemische waterkwaliteit. Uitgevoerd in opdracht van Rijkswaterstaat Zuid-Nederland. Rapportnr. 129.
- Ecofide (2021). Nader onderzoek PAK's. Geven oppervlaktewater- en biotamonitoring hetzelfde antwoord? In opdracht van waterschap Hollandse Delta. Rapportnummer 134.
- Hallmann, CA & E Jongejans (2021). Long-term trends in aquatic insects in the Netherlands. Radboud University, Institute for Water and Wetland Research, Nijmegen. Uitgevoerd in opdracht van STOWA.
- Hin JA, LA Osté & CA Schmidt (2010). Handreiking Beoordelen Waterbodems. Methoden ter bepaling van de mate waarin het realiseren van kwaliteitsdoelen van een watersysteem wordt belemmerd door verontreinigde waterbodems. Uitgegeven door Ministerie van Infrastructuur en Milieu - DG Water.
- HKV Lijn in water & Ecofide (2017). Data- en Trendanalyse MWTL-gegevens. Uitgevoerd in opdracht van Rijkswaterstaat. Rapportnr. 3699.10.
- ICASTAT & AMO (2013). Trendanalyses oppervlaktewaterkwaliteit waterschap Rivierenland.
- ICBR (2009). Afleiding van milieukwaliteitsnormen voor Rijnrelevante stoffen. Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn. Rapportnr. 164.
- Klepper O & D Van De Meent (1997). Mapping the Potentially Affected Fraction (PAF) of species as an indicator of toxic stress. Bilthoven, The Netherlands, National Institute for Public Health and the Environment.
- Klepper O, J Bakker, TP Traas & D van de Meent (1998). Mapping the potentially affected fraction (PAF) of species as a basis for comparison of ecotoxicological risks between substances and regions. *Journal of Hazardous Materials* 61: 337-344.
- Kortenkamp, A, M Faust, T Backhaus, R Altenburger, M Scholze, C Müller, S Ermler, L Posthuma and W Brack (2019). Mixture risks threaten water quality: the European collaborative project SOLUTIONS recommends changes to the WFD and better coordination across all pieces of European chemicals legislation to improve protection from exposure of the aquatic environment to multiple pollutants. *Environmental Sciences Europe* 31(1): 69.
- Lemm JU, M Venohr, L Globevnik, K Stefanidis, Y Panagopoulos, J Van Gils, L Posthuma, P Kristensen, CK Feld, J Mahnkopf, D Hering & S Birk (2020). Multiple stressors determine river ecological status at the European scale: towards an integrated understanding of river status deterioration. *Global Change Biology* (revised and resub, under review).

- PBL (2019). Geïntegreerde gewasbescherming nader beschouwd. Tussenevaluatie van de nota Gezonde Groei, Duurzame Oogst. PBL-publicatienummer: 3549.
- PBL (2020). Nationale analyse waterkwaliteit. Onderdeel van de Delta-aanpak Waterkwaliteit. PBL-publicatienummer: 4002.
- Posthuma L, R Westerhof, A Wintersen, PF Otte & S Lukács (2018). Kijk op de Risicoolbox Bodem. Beoordelen van de actuele bodemkwaliteit en kiezen van Lokale Maximale Waarden. RIVM rapport 711701082.
- Posthuma L, J van Gils, MC Zijp, D van de Meent & D de Zwart (2019a). Species sensitivity distributions for use in environmental protection, assessment, and management of aquatic ecosystems for 12386 chemicals. *Environ. Toxicol Chem.* 38(4): 905-917.
- Posthuma L, W Brack, J van Gils, A Focks, C Müller, D de Zwart & S. Birk (2019b). Mixtures of chemicals are important drivers of impacts on ecological status in European surface waters. *Environ Sci Eur* (2019) 31:71.
- Posthuma L, MC Zijp, D De Zwart, D Van de Meent, L Globevnik, M Koprivsek, A Focks, J van Gils & S Birk (2020). Chemical pollution imposes limitations to the ecological status of European surface waters. *Sci Rep* 10, 14825. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-71537-2>.
- Reeze B, W Liefveld, J Postma, H Barneveld, N van Kessel, H van der Jagt, T Smit, H Coops & D Tjabbes - Van der Gaag (2020). Watersysteemrapportage Maas. Uitgevoerd in opdracht van Rijkswaterstaat. Rapportnr. Anteagroup 434242.100.
- Silva E, MA Daam & MJ Cerejeira (2015). Predicting the aquatic risk of realistic pesticide mixtures to species assemblages in Portuguese river basins. *J Environ Sci* 31: 12-20.
- STOWA (2016a). Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit. Deel 1. Methode voor het in beeld brengen van de effecten van giftige stoffen in oppervlaktewater. STOWA rapport 2016-15A.
- STOWA (2016b). Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit. Deel 2 Kalibratie: toxische druk en ecologische effecten op macrofauna. STOWA rapport 2016-15B.
- STOWA (2017). Landelijke hotspotanalyse geneesmiddelen rwzi's. STOWA rapport 2017.42.
- Van de Meent D (1999). Potentieel Aangetaste Fractie (PAF) als maatlat voor toxische druk op ecosystemen. RIVM rapport nr. 607504 005.
- Van Straalen NM & CAJ Denneman (1989). Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. *Ecotox. and Environ. Saf.* 18: 241-251.
- Verschoor A, J Zwartkruis, M Hoogsteen, J Scheepmaker, F de Jong, Y van der Knaap, P Leendertse, S Boeke, R Vijftigschild, R Kruijne & W Tamis (2019). Tussenevaluatie van de nota 'Gezonde groei, Duurzame Oogst'. Deelproject Milieu. RIVM rapport 2019-0044.
- Vijver MG, M van 't Zelfde, D de Zwart, E Roex & GR de Snoo (2012). Ecologische schade aan aquatische ecosystemen. In: Bestrijdingsmiddelen en waterkwaliteit (Editors GR de Snoo & MG Vijver) Pag. 73-83.
- Wood S (2017). *Generalized Additive Models: An Introduction with R*, 2nd edition. Chapman and Hall/CRC.





➤ **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.

STOWA

Postbus 2180
3800 CD Amersfoort

Bezoekadres

Stationsplein 89, vierde etage
3818 LE Amersfoort

033 460 32 00
stowa@stowa.nl
www.stowa.nl

stowa

STICHTING
TOEGEPAST ONDERZOEK WATERBEHEER



stowa@stowa.nl www.stowa.nl
TEL 033 460 32 00 FAX 033 460 32 01
Stationsplein 89 3818 LE Amersfoort
POSTBUS 2180 3800 CD Amersfoort

