

Sleutelfactor Toxiciteit



Diagnose en communicatie van de effecten van chemische verontreiniging op aquatische ecosystemen

Achtergronddocument beschikbare kennis bij de sleutelfactor Toxiciteit

Auteurs:

Leo Posthuma (RIVM)
Inge van Driezum (RIVM)
Jappe Beekman (RIVM)

Contact: leo.posthuma@rivm.nl

Datum: 30 november 2021

Bij verwijzing naar deze notitie graag de volgende gegevens gebruiken:

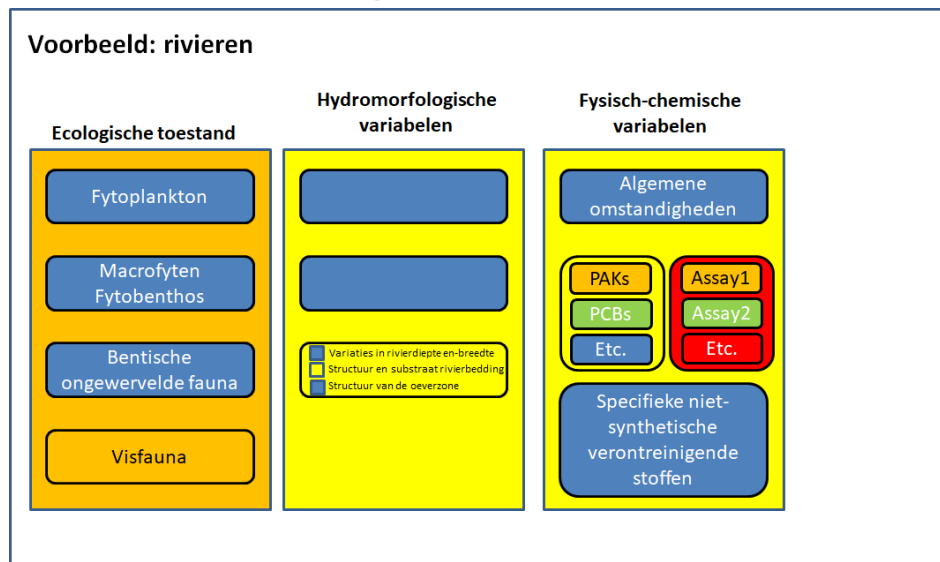
Posthuma, L., I. Van Driezum and J. Beekman (2021). Diagnose en communicatie van de effecten van chemische verontreiniging op aquatische ecosystemen. Achtergronddocument beschikbare kennis bij de sleutelfactor Toxiciteit. Versie 1, 30 oktober 2021. KIWK-Toxiciteit Notitie S2. Amersfoort, the Netherlands. Kennis Impuls Water Kwaliteit.



Highlights

1. De Kaderrichtlijn Water (KRW) heeft intuïtief toepasbare manier om vast te stellen welke drukfactoren de waterkwaliteit aantasten
2. Deze notitie toont die manier en legt uit hoe waterbeheerders die methode kunnen toepassen
3. De manier om een diagnose van de rol van drukfactoren te doen bestaat uit een omkering van de KRW methode die de waterkwaliteit classificeert
4. Door omkering van de methode wordt duidelijk welke drukfactoren er afwijken van de natuurlijke referentie voor die factoren
5. De rol van chemische verontreinigingen kan worden gediagnosticeerd met de resultaten van de ecologische sleutfactor Toxiciteit (zowel de toxische druk die berekend wordt als de resultaten van bioassays).
6. Na diagnose kunnen resultaten worden samengevat via een kaartbeeld, ten behoeve van communicatie en overleg over maatregelen
7. Deze notitie beschrijft de wetenschappelijke basis en de hulpmiddelen die bij toepassing van de ESFT2 gebruikt kunnen worden voor diagnose en communicatie.

Grafische samenvatting



Chemische verontreiniging vormt samen met andere drukfactoren vaak een belangrijke belemmering voor het behouden of bereiken van de goede ecologische toestand in Europese watersystemen. De classificatie-systematiek van de Kaderrichtlijn Water kan 'omgekeerd' gebruikt worden om inzicht te krijgen in de mogelijke oorzaken van een verminderde ecologische toestand (links). Het KRW-principe van 'one out all out' dat bij de classificatie gebruikt wordt helpt, door de omgekeerde toepassing als ware het een 'Matroesjka-poppenschema', voor de diagnose van de oorzaken van de effecten.



Inhoudsopgave

Highlights	2
Grafische samenvatting	2
Inhoudsopgave.....	3
Samenvatting	5
1 Inleiding.....	6
1.1 Classificatie van de waterkwaliteit in de KRW	6
1.2 Van classificatie naar diagnose van de waterkwaliteit	8
1.2.1 De classificatie omkeren is de basis voor diagnose.....	8
1.2.2 De chemische en ecologische toestand worden gekoppeld	8
1.2.3 Naar een verbeterde diagnose – eerste trap: een intuïtieve diagnose	9
1.2.4 Naar een verbeterde diagnose (2) – hogere trappen	11
1.3 Deze Notitie: hulp bij diagnose en communicatie van de resultaten ervan.....	12
2 Classificatie is geen diagnose	14
3 Diagnose: waarom en met welke basis?	15
3.1 Over diagnose.....	15
3.2 Groepen van drukfactoren en interacties	15
3.3 Diagnose van effecten op ecosystemen: voorgestelde aanpak	16
3.3.1 De wetenschappelijke basis.....	16
3.3.2 Indeling van drukfactoren in klassen voor praktijkevaluaties	18
4 Diagnose volgens de KRW: stapsgewijze aanpak in de praktijk	19
4.1 Koppeling tussen kennis en KRW.....	19
4.2 De intuïtieve diagnose uitvoeren (voorbeeld zonder toxische stoffen)	19
4.2.1 Stap 1. Begin bij: de ecologische toestand.	19
4.2.2 Stap 2. Maak een figuur van alle kwaliteitselementen.	19
4.2.3 Stap 3. Voor de intuïtieve diagnose uit.....	20
4.2.4 Stap 4. Interpreteer de diagnose correct	21
4.3 De intuïtieve diagnose uitvoeren inclusief toxische stoffen en normen	21
4.3.1 De situatie met een beperkt aantal gemeten stoffen	21
4.3.2 Voer de diagnose uit via de normen per stof.....	22
4.4 De intuïtieve diagnose uitvoeren met mengsels en de ESFT2	22
4.4.1 De situatie met ESFT2-gegevens (afwijking alleen door gele kleur).....	22
4.4.2 De diagnose	23
4.4.3 De situatie met ESFT2-gegevens (afwijking via de vijfklassen-indeling)	24
4.5 Uitwerking voor de zuiveringsinspanning.....	24
4.6 Samenvatting – per monster	25
4.7 Naar een overzicht voor een heel watersysteem.....	25
5 Communicatie bij een complete watersysteemanalyse.....	26
5.1 Motieven voor goede communicatie	26
5.2 Presenteren van DPSIR-gegevens per monster: principes.....	26
5.3 Presenteren van alle resultaten in een watersysteemanalyse	27
5.4 De samenhang van drukfactoren en effecten op systeemniveau	29
6 Eindresultaat: diagnose en communicatie van ESFT2-resultaten	31
7 Conclusie en aanbeveling	33
Colofon.....	33



Referenties.....33



Samenvatting

Deze notitie beschrijft een methode voor het uitvoeren van een eenvoudige, intuïtieve diagnose van de oorzaken van een verminderde ecologische toestand, en de wetenschappelijke basis daarvan. De methode is onderdeel van de ecologische sleutelfactor Toxiciteit (versie 2.0, ESFT2). De beschreven diagnose kan ingezet worden naast de methodieken die door de toegepaste ecologie (ook) zijn ontwikkeld. Ook in de ecologie wordt – net als bij deze methode – gewerkt vanuit een stroomgebiedsbreed perspectief. Het uitvoeren van adequate diagnoses is nodig om goede maatregelen te treffen tegen de drukfactor(en) die de verminderde toestand van de waterkwaliteit veroorzaakt hebben.

Diagnose: De eenvoudige diagnose is beschreven in het kader van een watersysteemanalyse volgens de Kaderrichtlijn Water (KRW) en de watersysteemanalyse volgens de methodieken van de ecologische sleutelfactoren. In deze notitie wordt specifieke aandacht besteed aan de diagnose van de effecten van chemische verontreiniging. Dat is complex, omdat er meer dan 170.000 stoffen in de handel zijn in Europa, en er in watersystemen dus ook zeer diverse mengsels worden aangetroffen.

Communicatie: Aanvullend op de voorgestelde, diagnosemethodiek wordt ook een manier voorgesteld om de resultaten samen te vatten en te presenteren. Daarbij worden de resultaten per locatie samengevat in een ruimtelijk beeld, in de samenhang die bestaat in het hydrologische systeem. Een goede communicatie van diagnoseresultaten is nodig voor het afleiden van effectieve maatregelen. De voorgestelde presentatiewijze maakt via een kaartbeeld een aantal belangrijke resultaten inzichtelijk, namelijk de samengevatte resultaten van de analyses van (1) economische activiteiten (de emissiebronnen) en de stoffen die daarbij vrijkomen, (2) de ecologische toestand en de diagnose van de drukfactoren die mogelijk een oorzaak zijn van een verlaagde toestand en (3) de mogelijke maatregelen die genomen kunnen worden.

Noot: omdat de sleutelfactor toxiciteit geactualiseerd wordt, en ook de kennis voor deze notitie toeneemt, kan deze notitie in de toekomst geactualiseerd/verbeterd worden.



1 Inleiding

1.1 Classificatie van de waterkwaliteit in de KRW

De Kaderrichtlijn Water (KRW) is actiegericht: als de waterkwaliteit bedreigd wordt door voorgenomen menselijke activiteiten, of als de waterkwaliteit minder is dan ‘goed’, moeten waterbeheerders maatregelen nemen die de waterkwaliteit beschermen of de effecten die al bestaan teniet doen.

Voor de KRW zijn krachtige concepten ontwikkeld om deze actiegerichtheid vorm te geven, zoals de manier om voor alle watertypen, zoals sloten, meren, kanalen en rivieren, een maatlatsysteem af te leiden dat overal, en voor elke soortgroep, eenzelfde betekenis heeft. De maatlatten geven onder meer aan of er effecten (van bekende of onbekende drukfactoren) aanwezig zijn, en of de waterbeheerder maatregelen moet nemen om de effecten teniet te doen. Er zijn via internationale afstemming zelfs meer dan 300 ecologische indicatorsystemen verwerkt tot een eenduidige classificatie van de ecologische toestand. De zogenoemde ‘inter-kalibratie’ inspanning heeft geleid tot de classificatie van de ecologische toestand over geheel Europa in de klassen hoog, goed, ontoereikend, matig en slecht (Birk et al., 2012). Deze classificatie wordt toegepast op monitoringdata en signaleert of er maatregelen nodig zijn voor herstel van goede waterkwaliteit (bij de klassen ontoereikend, matig en slecht), of voor bescherming (bij de klassen zeer goed en goed, vooral bij voorgenomen economische activiteiten die tot emissies kunnen leiden).

Voor chemische stoffen bestaat de classificatie uit een indeling in ‘voldoet’ en ‘voldoet niet’, wat getoetst wordt aan de hand van Milieukwaliteitsnormen (MKN). **De recente ‘fitness check’ van de KRW heeft geconcludeerd dat de chemische verontreiniging met betere manieren beoordeeld en aangepakt zou moeten worden (EC, 2019).** De huidige classificatie maakt zichtbaar of chemische verontreiniging een probleem is. Dat wordt geconstateerd als er tenminste één van de stoffen die beoordeeld wordt aanwezig is in een concentratie boven de norm van die stof. In dat geval is namelijk sprake van onvoldoende bescherming, met mogelijke effecten op de mens, of op ecosystemen via directe effecten op eindpunten zoals groei en reproductie dan wel via doorvergiftiging. Het woord ‘mogelijk’ is toegevoegd, omdat een norm niet alleen gebaseerd is op kennis over effecten op de drie eindpunten maar ook op onzekerheid: hoe minder gegevens over de (eco)toxiciteit van een stof, hoe hoger de onzekerheid en hoe lager de norm. Deze classificatie van de chemische toestand wordt momenteel toegepast voor 45 prioritare stoffen die op Europees niveau van belang zijn¹, en \approx 100 stoffen die specifiek zijn voor Nederland (voor de vier riviersystemen waarvan een deel van het stroomgebieden in Nederland ligt)².

De classificatiemethodieken van de KRW zijn samengevat in Figuur 1. Uiteindelijk wordt de waterkwaliteit beoordeeld door het samenbrengen van de classificaties voor verschillende biologische kwaliteitselementen (BKE) en de chemische kwaliteitselementen, waarbij de laagst-scorende uitvoer voor een kwaliteitselementen steeds doorgegeven wordt naar het integrale oordeel. Dit principe staat bekend als het *one out, all out*-principe. **Uiteindelijk betekent de toepassing van dit principe dat een waterbeheerder een signaal krijgt om maatregelen te nemen, totdat de laatste drukfactor is**

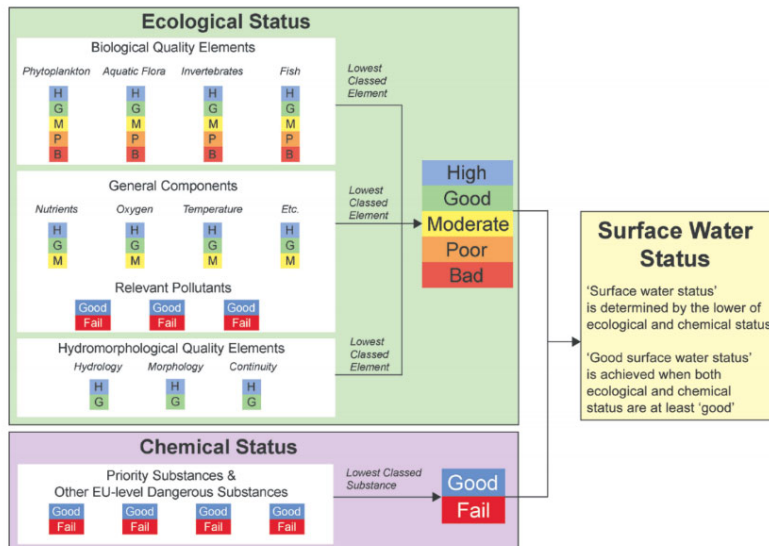
¹<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/NL/TXT/PDF/?uri=CELEX%3A02000L0060-20141120&rid=1#page=89&zoom=100>

² <https://wetten.overheid.nl/BWBR0027502/2015-11-19#Bijlage>



weggenomen, en de waterkwaliteit tenminste goed is. Dit in overeenstemming met de doelen van de KRW om overall in Europa goede waterkwaliteit te behouden of te herstellen³.

verminderde ecologische toestand.



Figuur 1. De KRW is actiegericht: zodra de grens van de goede (chemische en/of ecologische) toestand is overschreden moet de waterbeheerder maatregelen afleiden die het waterlichaam in goede toestand terugbrengen. Als veranderend landgebruik kan leiden tot een dergelijke overschrijding, dan moeten maatregelen voorzien in het beschermen van de waterkwaliteit tegen deze achteruitgang.

De classificatie van Figuur 1 is gebaseerd op een groot aantal gegevens. Die worden samengevat in de vijf klassen van de ecologische toestand, en de twee klassen voor chemische verontreinigingen. In Tabel 1 worden de essenties van de definitie van de klassen genoemd (voor rivieren, meren, enz. zijn deze definities nog verder uitgewerkt in KRW-Bijlage V).

Er wordt – kort samengevat – bekeken of de waarden van een meting in een bepaald watersysteem afwijkt van de watertype-specifieke (ongestoorde) referentie. Als die afwijking er is, dan kan een drukfactor of een combinatie van drukfactoren de oorzaak zijn van een slechtere ecologische toestand en dat is vervolgens een indicatie dat het water (mogelijk) niet voor alle gebruiksdoelen geschikt geacht kan worden. En omgekeerd: als de ecologische toestand (zeer) goed is, dan zijn alle drukfactoren (kennelijk) onvoldoende om het systeem uit balans te brengen – ofwel: de drukfactoren samen (ook onbekende stoffen!) zijn in dat geval kennelijk niet bedreigend.

³ In de literatuur over de KRW worden allerlei voor- en nadelen van het *one out, all out*-principe besproken. Op dit moment wordt het toegepast bij de classificatie conform de KRW en wordt het daardoor ook bij de sleutfactor Toxiciteit gebruikt.



Tabel 1. Overzicht van de letterlijke normatieve definities van de ecologische toestandsklassen (bron: KRW, 2000), bijlage V).

1.2. Normatieve definities van ecologische toestandsklassen			
Tabel 1.2 Algemene definities voor rivieren, meren, overgangswateren en kustwateren			
In de volgende tekst wordt een algemene definitie gegeven van ecologische kwaliteit. Ten behoeve van de klasse-indeling staan de waarden voor de kwaliteitselementen van de ecologische toestand voor elke categorie oppervlaktewater in de tabellen 1.2.1—1.2.4.			
Definitie	Zeer goed	Goed	Matig
Algemeen	Er zijn geen of slechts zeer geringe antropogene wijzigingen in de waarden van de fysisch-chemische en hydro-morfologische kwaliteitselementen voor het type oppervlaktewaterlichaam ten opzichte van wat normaal is voor dat type in onverstoorde staat. De waarden van de biologische kwaliteitselementen voor het oppervlaktewaterlichaam zijn normaal voor dat type in onverstoorde staat, en er zijn geen of slechts zeer geringe tekenen van verstoring. Dit zijn de typespecifieke omstandigheden en gemeenschappen.	De waarden van de biologische kwaliteitselementen voor het type oppervlaktewaterlichaam vertonen een geringe mate van verstoring ten gevolge van menselijke activiteiten, maar wijken slechts licht af van wat normaal is voor het type oppervlaktewaterlichaam in onverstoorde staat.	De waarden van de biologische kwaliteitselementen voor het type oppervlaktewaterlichaam wijken matig af van wat normaal is voor het type oppervlaktewaterlichaam in onverstoorde staat. De waarden vertonen matige tekenen van verstoring ten gevolge van menselijke activiteiten en zijn significant meer verstoord dan bij een goede toestand.
Wateren waarvan de toestand minder dan matig is, worden als ontoereikend of slecht ingedeeld:			
wateren die tekenen van sterke wijzigingen vertonen in de waarden van de biologische kwaliteitselementen voor het type oppervlaktewaterlichaam en waarin de relevante biologische gemeenschappen sterk afwijken van wat normaal is voor dat type oppervlaktewaterlichaam in onverstoorde staat, worden als ontoereikend ingedeeld;			
wateren die tekenen van zeer sterke wijzigingen vertonen in de waarden van de biologische kwaliteitselementen voor het type oppervlaktewaterlichaam en waarin grote delen van de relevante biologische gemeenschappen die normaal zijn voor dat type oppervlaktewaterlichaam in onverstoorde staat ontbreken, worden als slecht ingedeeld.			

1.2 Van classificatie naar diagnose van de waterkwaliteit

1.2.1 De classificatie omkeren is de basis voor diagnose

De **classificaties** van de ecologische en chemische toestand zijn niet hetzelfde als de **diagnose** van de oorzaak van eventuele verminderde waterkwaliteit. In Figuur 1 verloopt de classificatie namelijk ‘van links naar rechts’: een grote hoeveelheid gegevens wordt samengevat in één eindoordeel, de waterkwaliteitsklasse. Vaak worden de gegevens van een watersysteemanalyse (een serie lokale classificaties) samengevat tot een taartdiagram, met de frequenties van elke klasse. Dat is nuttig, omdat succesvolle maatregelen zouden moeten leiden tot verschuivingen naar hogere frequenties van de betere toestandsklassen.

Een **diagnose loopt echter andersom**, ‘van rechts naar links’. Bij de sleutfactor Toxiciteit (ESFT2) wordt de aandacht gericht op de **diagnose van de effecten van chemische verontreiniging op de waterkwaliteit voor alle stoffen en hun mengsels, waarbij ook rekening gehouden wordt met andere drukfactoren**. Als de ecologische toestand verminderd is, moet de diagnose inzichtelijk maken welke oorzaken daaraan mogelijk hebben bijgedragen. Daarbij moeten in principe *alle drukfactoren* worden beschouwd, omdat elke drukfactor een oorzaak kan zijn van een verslechterde ecologische toestand.

1.2.2 De chemische en ecologische toestand worden gekoppeld

Vaak worden bij de communicatie en de analyse van de uitkomsten van een waterkwaliteitsanalyse volgens de KRW momenteel twee uitslagen apart gepresenteerd:

- de chemische toestand
- de ecologische toestand.

Chemische toestand: De chemische toestand geeft een samenvattende uitslag die aanduidt of er één of meer chemische verontreinigingen aanwezig zijn waarvoor het waterkwaliteitsbeleid op Europees niveau geformuleerd wordt (de 45 prioritare stoffen die in geheel Europa vaak een belemmering vormen



voor de waterkwaliteit). Deze stoffen leiden op Europees niveau tot een bedreiging voor de mens, voor aquatische ecosystemen via directe effecten, of voor aquatische ecosystemen via doorvergiftiging. De diagnose, en de maatregelen, zijn voor prioritair stoffen dus op Europees niveau beschreven, en de waterbeheerder kan (dus) bij het aantreffen van een onvoldoende chemische toestand aansluiten bij de Europa-brede diagnose en de daarbij op Europees niveau omschreven maatregelenpakketten, aangevuld met maatregelen die lokaal mogelijk zijn (dit uiteraard mits de stof lokaal aangetroffen wordt in de monitoring). Bij de chemische toestand gaat het (momenteel) dus om 45 stoffen, die elk afzonderlijk worden beoordeeld ten opzichte van hun milieukwaliteitsnorm (MKN, waarna de classificatie plaatsvindt via het 'one out, all out' principe). Ze worden vanaf het Europese niveau aangepakt, omdat ze vaak en op veel plekken een belemmering zijn voor de waterkwaliteit.

Diagnose ecologische toestand: Wat betreft de ecologische toestand is de situatie wat betreft de diagnose anders. Als de ecologische toestand minder is dan 'goed' moeten er één of meer drukfactoren zijn die dit veroorzaken. Elke drukfactor afzonderlijk, of elke combinatie van drukfactoren, kan belemmerend werken voor het handhaven of bereiken van een goede ecologische toestand op een locatie. 'Elke drukfactor' betekent dus ook: elke stof of elk mengsel van stoffen.

Bij de diagnose van de oorzaken van verminderde ecologische toestand is elke verontreinigende stof die lokaal aanwezig is, en de ecologische toestand kan helpen belemmeren, belangrijk en geldt er voor de diagnose dus geen a priori onderscheid in prioritair stoffen (bedreigend op Europese schaal), Nederland-specifieke stoffen (bedreigend op de schaal van de stroomgebieden van de Rijn, Maas, Schelde en Eems), of zogenoemde 'opkomende stoffen'⁴ (Osté et al., 2017)). **De aandacht richt zich – volgens de definities van de KRW zelf – op 'specifieke stoffen'. Dat zijn alle stoffen die – apart of als mengsel – de ecologische toestand of de gezondheid van de mens belemmeren**⁵. 'Specifieke stoffen' kunnen op elk schaalniveau vóórkomen, van Europees en stroomgebiedsniveau tot aan bijvoorbeeld een polder.

1.2.3 Naar een verbeterde diagnose – eerste trap: een intuïtieve diagnose

De **diagnose** van de oorzaken van een verlaagde ecologische toestand zou bestaan uit het doorlopen van het classificatieproces van Figuur 1 in omgekeerde volgorde: als de waterkwaliteit niet hoog of goed is, dan moet daarvoor een oorzaak te vinden zijn. Die kan bestaan uit het effect of samenspel van één of meer drukfactoren. Bij de **diagnose** is het doel om de samengevatte kennis te ontrafelen, en af te leiden welke drukfactor(en) belemmerend werken. Recent heeft de Europese Commissie in de 'fitness check' van de KRW geconcludeerd dat de diagnose van de rol van chemische verontreinigingen beter ontwikkeld moet worden (EC, 2019). In een recent artikel, *River Doctors* (Elosegi et al., 2017), werd dit ook al opgemerkt. In deze ESFT2-notitie beschrijven we eerst de intuïtieve werkwijze die voor de diagnose gevolgd kan worden, en die 'ingebouwd' is in het classificatiesysteem.

In het artikel over 'River Doctors' werd voorgesteld om het proces van diagnose onder de KRW beter te ontwikkelen, met als vergelijkbare en nuttige basis de standaard-werkwijzen die door artsen worden gebruikt bij de diagnose van aandoeningen bij mensen. Op dit moment wordt voor de classificatie de Handreiking KRW-doelen (STOWA, 2018) gebruikt. Deze notitie vormt een op de praktijk gerichte

⁴ Opkomende stoffen zijn nieuwe relatief nog onbekende stoffen die nog niet genormeerd zijn en stoffen waarvoor nieuwe informatie uitwijst dat er toch reden tot zorg is (Osté et al., 2017).

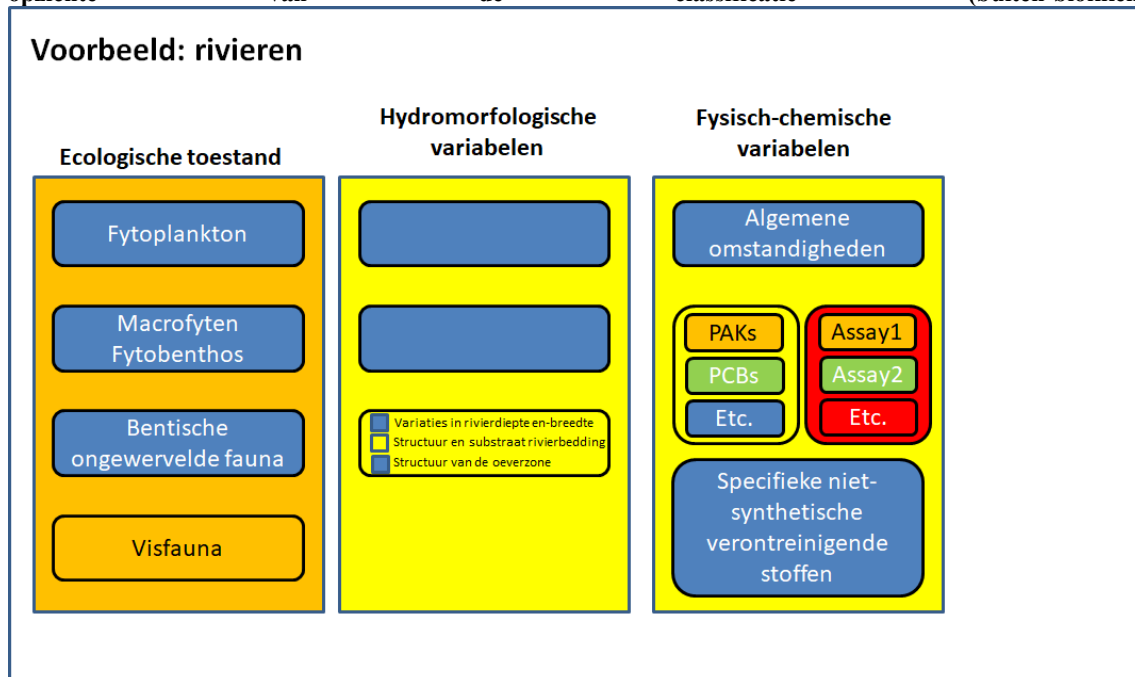
⁵ KRW-Artikel 2 lid 31 definieert wat een *verontreinigende stof* is ("verontreinigende stof": iedere stof die tot verontreiniging kan leiden, met name de in bijlage VIII genoemde stoffen"), en artikel 2 lid 33 definieert *verontreiniging*: "verontreiniging: de directe of indirecte inbreng door menselijke activiteiten van stoffen of warmte in lucht, water of bodem die de gezondheid van de mens of de kwaliteit van aquatische ecosystemen of van rechtstreeks van aquatische ecosystemen afhankelijke terrestrische ecosystemen kunnen aantasten, schade berokkenen aan materiële goederen, dan wel de belevingswaarde van het milieu of ander rechtmatig milieugebruik aantasten of daaraan in de weg staan".



uitbreiding daarvan met een nadruk op het verwerken van gegevens die over chemische verontreiniging verzameld kunnen worden, te weten:

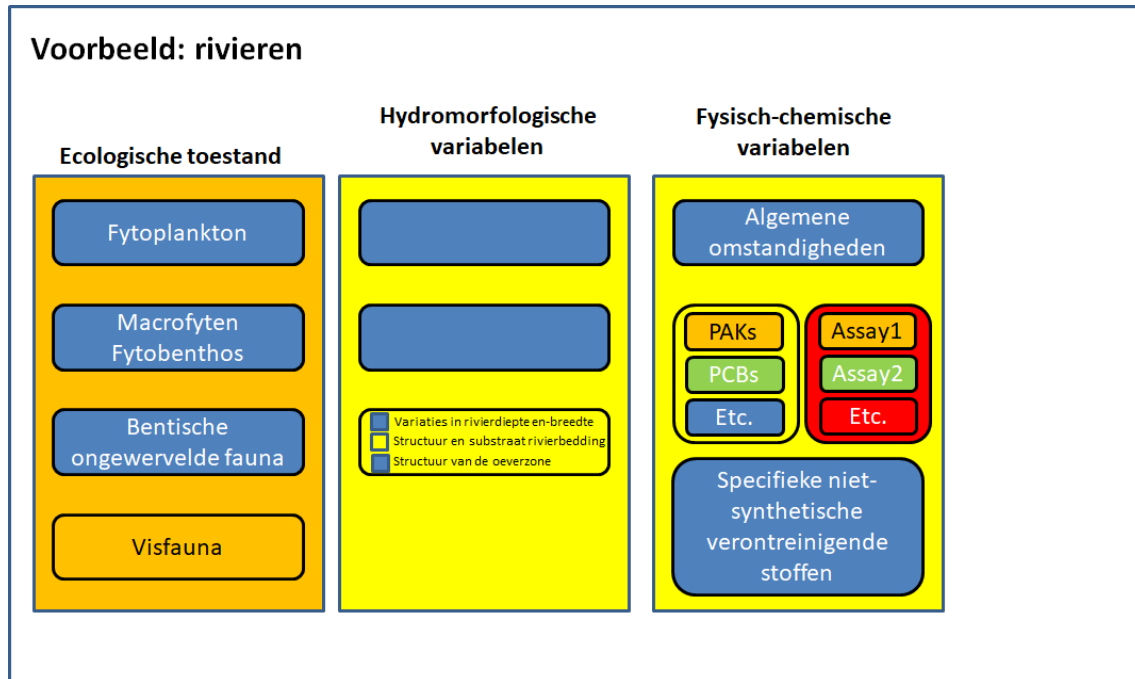
- Resultaten van het Chemie-spoor van de ESFT2, waarbij gegevens over de toxische druk van stoffen, stofgroepen en totale mengsels worden verkregen op basis van concentratiegegevens van stoffen
- Resultaten van het Bioassay-spoor van de ESFT2, waarbij gegevens over de toxiciteit van watermonsters worden verkregen door de uitvoering van biologische toetsen (bioassays).

De intuïtieve diagnose **bestaat uit een aanpak die lijkt op een set Matroesjka poppen, waarbij het ‘one out, all out’-principe geleid heeft tot een ‘geneste’ presentatie van de monitoring-gegevens (binnen-blokken) ten opzichte van de classificatie (buiten-blokken,**



Figuur 2). Dit Figuur illustreert het principe: detail-gegevens van de monitoring zijn de binnenste blokjes; elk blokje is een zogenoemd KRW-kwaliteits-element (er zijn ecologische-, fysisch-chemische- en hydromorfologische elementen). De ‘slechtste’ waarde van een groepje kwaliteitselementen bepaalt de klasse van het eromheen liggende blok, enzovoorts. In de Figuur is de visfauna in ontoereikende=oranje condities, en is de vraag: door welke drukfactor(en) kan dit veroorzaakt zijn? De intuïtieve interpretatie toont dat dit “structuur en substraat van de rivierbedding’ kan zijn (matig=geel) binnen de hydromorfologische variabelen, maar ook een aantal stoffen. Dat laatste is afgeleid van de niet-blaauwe en niet-groene classificaties zoals die met de ESFT2 kunnen worden afgeleid. De praktische aanpak van de intuïtieve diagnose wordt later beschreven.





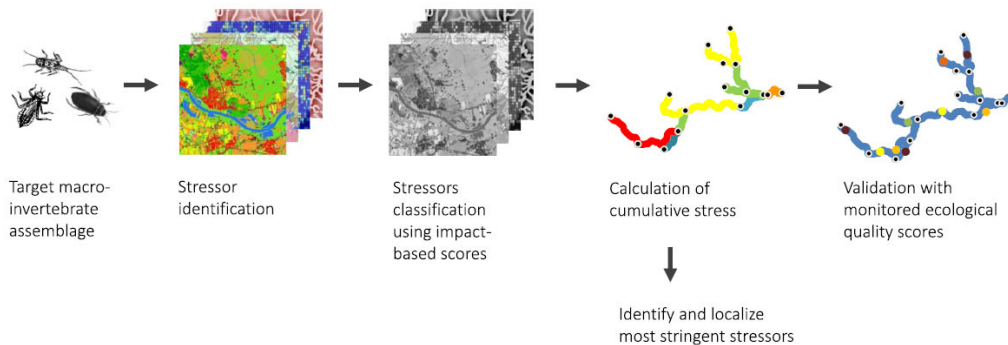
Figuur 2. Het presenteren van gegevens over de ecologische toestand en over fysisch-chemische en hydromorfologische kwaliteitselementen is bruikbaar voor een intuïtieve, eenvoudig diagnostische werkwijze. Het KRW ‘one out, all out’-principe is omgezet in een presentatie die lijkt op een setje Matroesjkapoppen. Voor uitleg: zie tekst.

1.2.4 Naar een verbeterde diagnose (2) – hogere trappen

De wetenschappelijke literatuur toont, naast de in deze notitie beschreven intuïtieve diagnosemethodiek ook nog andere werkwijzen. De set van momenteel beschikbare methodieken kan gezien worden als een getrap systeem.

Hogere diagnosetrappen zijn op dezelfde data gebaseerd als de data die voor classificatie gebruikt worden, maar passen additionele technieken toe, om rekening te houden met verschijnselen zoals ecologische interacties en interacties tussen drukfactoren. Voorbeelden daarvan met Europese datasets zijn onder meer beschreven in van der Lee et al. (2020), Feld et al. (2020) en de Vries et al. (2019), en in De Zwart et al. (2006), Kapo and Burton Jr (2006) en Kapo et al. (2014) voor data uit de Amerikaanse staat Ohio. De resultaten van deze technieken kunnen, net als bij de eerste trap, weergegeven worden als kaartbeelden (Figuur 3). Bij deze werkwijzen kan een (berekende) cumulatieve druk (van allerlei drukfactoren samen) in een aantal kleuren (klassen) worden weergegeven, en kan de cumulatieve druk gevalideerd zijn met ecologische waarnemingen.





Figuur 3. Voorbeeld van de resultaten van een diagnose met een methodiek die gebaseerd is op monitoringdata die geanalyseerd zijn met statistische en ecologische methodieken (voorbeeld uit de Vries et al. (2019)).

Recente studies waarin grotere data sets zijn geanalyseerd met ecologische en statistische technieken (Birk et al., 2020; Grizzetti et al., 2017; Lemm et al., 2020; Posthuma et al., 2020) tonen aan dat belemmeringen van de ecologische toestand (de mate van effect op soorten, soortgroepen, of ecologische toestand) vrijwel altijd een gevolg zijn van een samenspel van drukfactoren. Vaak blijkt ook, dat er allerlei interacties meespelen (tussen drukfactoren, zoals tussen nutriënten en toxische druk, en tussen soorten). De technieken voor de hogere trappen van diagnose worden niet in deze notitie uitgewerkt. Het toepassen van bijvoorbeeld *Bayesian Belief Networks* voor de diagnose van effecten in grote data sets wordt bijvoorbeeld ontwikkeld in het KIWK-project Ecologie.

1.3 Deze Notitie: hulp bij diagnose en communicatie van de resultaten ervan

Deze Notitie beschrijft hoe de wetenschappelijke kennis over de effecten van drukfactoren op aquatische ecosystemen in de Kaderrichtlijn Water is omgewerkt tot een beoordelingssysteem (de classificatie) die – bij omgekeerde toepassing – kan helpen om op eenvoudige, visuele wijze een diagnose uit te voeren door de waterbeheerder. Dat gebeurt door met de voor de classificatie gebruikte gegevens een ‘omgekeerde interpretatie van de classificatie’ uit te voeren, als eerste trap van een diagnose die meer kan omvatten.

Het uitvoeren van een goede diagnose van de mogelijke oorzaken van een verminderde ecologische toestand wordt expliciet gesuggereerd in Bijlage 2 van de KRW, waar gesteld wordt dat:

“De lidstaten gebruiken de bovenvermelde informatie die zij verzameld hebben, en alle andere relevante informatie met inbegrip van bestaande milieumonitoringsgegevens, om een beoordeling te maken van de kans dat oppervlaktewaterlichamen in het stroomgebiedsdistrict niet zullen voldoen aan de milieukwaliteitsdoelstellingen die artikel 4 aan die lichamen stelt. De lidstaten kunnen bij die beoordeling modelleringstechnieken gebruiken”.

Met ‘bovengenoemde informatie’ worden alle gegevens die verkregen worden door de systematische toepassing van een DPSIR-causale analyse (Posthuma et al., 2021d) bedoeld. De KRW omschrijft door toepassing van het DPSIR-model dus, dat de diagnose het best gebaseerd kan worden op de combinatie



van enerzijds ‘macrogegevens’ – dat wil zeggen: de zichtbare dingen, zoals de diverse vormen van landgebruik, de typerende stoffen die daarbij vrijkomen, en het watersysteem – in combinatie met anderzijds ‘micro-gegevens’ – de gegevens uit monitoring en/of gegevens uit specifiek onderzoek aan de waterkwaliteit. Deze combinatie van gegevens voor een diagnostische en operationeel bruikbare doelstelling (zoals voor waterbeheerders en de KRW) is voor het eerst gesuggereerd door *Statistics Canada* (Rapport and Friend, 1979), daarna voor Europese toepassingen geëvalueerd en geaccepteerd (Thomas, 1995) en uiteindelijk een belangrijke bouwsteen voor toepassing onder de KRW geworden (EC, 2003). Zie voor verdere toelichting: Posthuma et al. (2021d), en <https://www.helpdeskwater.nl/onderwerpen/wetgeving-beleid/kaderrichtlijn-water/uitvoering/rijn-west/we/krw/dpsir/>.

Waterbeheerders kijken via deze causale analyse op een systematische wijze naar de Drivers en Pressures in hun beheergebied (economische activiteiten, resp. de emissie van typerende stoffen en hoeveelheden per stof die uit die economische activiteiten volgen). De ESF-Toxiciteit helpt hierbij doordat er typerende scenario’s van landgebruik en emissies van stoffen zijn opgesteld (zie website ESFT2). Vervolgens worden die gegevens gecombineerd met monitoring gegevens van de waterlichamen. Daarbij kan blijken dat de stoffen die bij een scenario horen ook daadwerkelijk aanwezig zijn, en in welke concentraties en tijd-ruimte patronen. Dat vormt de statusanalyse, ofwel de vaststelling van deze aspecten van het begrip waterkwaliteit. Tenslotte wordt een impactanalyse gemaakt, die wordt samengevat in de ecologische toestandsklasse (zie Figuur 1). Voor de zuiveringsopgave wordt dit samengevat in het zuiveringsspanningsniveau (Pronk et al., 2020b).

Samenvattend is de KRW classificatie dus:

- Het samenvatten van monitoringgegevens, om de toestand van het waterlichaam samen te vatten (in Figuur 1 geheel rechts), op basis van de samenvatting van de ecologische en de chemische toestand; dit is een proces ‘van links naar rechts’ in Figuur 1, en is diagnose slechts kort gedefinieerd (in Bijlage 2, zie citaat hierboven), terwijl die betekent:
- Het ontrafelen van de beschikbare gegevens uit een DPSIR-analyse, waardoor duidelijk wordt aan welke oorzaak of combinatie van oorzaken een ecologisch effect of een verhoogde zuiveringsopgave waarschijnlijk kan worden toegeschreven; dit is een proces ‘van rechts naar links’ in Figuur 1

In deze notitie wordt een voorstel gedaan voor een handige werkwijze bij het omzetten van de classificatiegegevens in een diagnose van de oorzaken van verlaagde ecologische toestand. Verder wordt een voorstel gedaan om de diagnoseresultaten samen te vatten in een kaartbeeld, waarin ook gegevens over landgebruik (scenario’s, zie website ESFT2) en de hydrologische verbanden zichtbaar worden. Daarbij wordt beoogd om voor het afleiden van een samenhangend maatregelenpakket zo goed mogelijk in kaart te brengen wat de ‘macro’ en ‘micro’ gegevens zijn, en wat de bijbehorende maatregelen zijn.



2 Classificatie is geen diagnose

De waterkwaliteit wordt, conform de KRW, voor rapportages en het afleiden van maatregelen samengevat in de ecologische toestand en de chemische toestand. In rapporten over de toestand van de Europese watersystemen wordt de classificatie vaak samengevat als *frequentie van waterlichamen* in elke klasse (EEA, 2012; 2018). Door de resultaten te vergelijken tussen verschillende rapportageperiodes kan vastgesteld worden of de waterkwaliteit voor een gebied verandert. Door maatregelen zou de frequentie van de lagere klassen (slechtere waterkwaliteit) afnemen, en die van hogere (goede waterkwaliteit) toenemen. Als maatregelen effectief zijn neemt de frequentie van waterlichamen in goede toestand uiteindelijk toe, en vervalt voor die waterlichamen de ‘trigger’ voor verdere aandacht voor herstelplannen, totdat alle waterlichamen in (tenminste) goede toestand zijn. Bij de classificatie wordt gebruik gemaakt van het *one out, all out*-principe, wat betekent dat bij de aggregatie van allerlei gegevens steeds de slechtste classificatie-uitslag van een stap de einduitslag bepaalt (zie Figuur 1).

Hierboven staat in een notendop het sterke aspect van het KRW-classificatiesysteem: de waterbeheerder wordt geattendeerd op de noodzaak van maatregelen zolang tenminste één waterlichaam op tenminste één drukfactor niet voldoet. Ook is het een voordeel dat kan worden vastgesteld of de doelen van de KRW bereikt zijn: in dat geval is 100% van de waterlichamen in goede toestand (ecologisch, zuiveringsopgave technisch en chemisch). Afwijkingen daarvan zijn in feite op het niveau van een beheergebied, met vele waterlichamen, een *distance to target*: voor hoeveel waterlichamen zijn er nog maatregelen nodig?

Het zwakke aspect van de classificatie is echter, dat de uitslagen *geen inzicht geven in de mate waarin een drukfactor effecten veroorzaakt*. Dat geldt het sterkst voor verontreinigende stoffen, waar slechts duidelijk is dat een stof aanwezig is boven diens norm, maar niet welk eindpunt (mens, of directe of indirecte effecten op aquatische levensgemeenschappen) met welke omvang kan zijn aangetast. Dit zwakke aspect kwam opvallend naar voren in de EEA-analyse van de Europese water in 2012: alle >22k waterlichamen van Zweden hadden een chemisch onvoldoende kwaliteit, op basis van (dus) slechts 45 prioritair stoffen (EEA, 2012). In het verlengde hiervan ligt het voor de hand te denken dat de classificatie voor geheel Europa ‘niet voldoende’ zou aangeven als de waterkwaliteit via het *one out, all out*-principe getoetst zou worden met de voorlopige normeringsvoorstellen voor meer dan 40k stoffen van het EU-NORMAN-netwerk (<https://www.norman-network.com/nds/ecotox/>). Iedere waterbeheerder zou er via dit indicatorensysteem op gewezen worden dat chemische verontreiniging overal optreedt, schijnbaar evenredig is qua sterkte en dat ze dat probleem overal moeten aanpakken.

De feitelijke situatie die door de classificatiesystematiek in Europa bestaat is geanalyseerd in (Posthuma et al., 2020). Zevenenzestig procent van de Europese KRW-waterlichamen bleek vanwege slechts enkele tientallen stoffen geclassificeerd te worden als ‘voldoet niet’ qua chemische verontreiniging. In de discussie van deze Europa-brede data analyse werd gesteld, dat de diagnose beter kan en moet, omdat de huidige classificatie – zoals uit de voorbeelden blijkt – uiterst gevoelig is voor verslechtering en tegelijkertijd nauwelijks voor daadwerkelijke verbetering van de waterkwaliteit. De waterkwaliteit valt pas in de klasse ‘voldoet’ als geen enkele stof boven diens norm aanwezig is. Beide (onbedoelde) effecten belemmeren het prioriteren van maatregelen (‘tegen alles, overal?’) en het volhouden ervan (‘de classificatie verandert niet, ondanks grote investeringen in maatregelen’).



3 Diagnose: waarom en met welke basis?

3.1 Over diagnose

De hierboven genoemde classificatie voor een beheergebied vormt duidelijk géén ‘diagnose’ in de klassieke zin van het woord. Het woord ‘diagnose’ heeft daarbij diverse betekenissen, waaronder (a) het proces waarin afgeleid wordt wat de onderliggende oorzaken zijn van een afwijking van de normale situatie (‘er is een afwijking die zich uit als effect x, en in de diagnose analyseren we of de factoren a, b, c.... hierbij een rol kunnen hebben gespeeld), en (b) het resultaat van dat proces (‘de diagnose is, dat factor x de afwijking veroorzaakt heeft’).

Omdat er veel DPSIR-gegevens verzameld en gebruikt worden bij de classificatie kwam de gedachte op om (vooral voor chemische verontreinigingen) de classificatiesystematiek ‘omgekeerd’ te interpreteren, als eerste trap van een diagnose: beschikbare gegevens worden gebruikt om af te leiden welke drukfactoren mogelijk een rol spelen bij een verminderde waterkwaliteit. Ofwel: het zodanig kijken naar de classificatie dat de oorzaken, en hun relatieve belang, duidelijk worden. In relatie tot de actiegerichtheid van de KRW is het belangrijk dat de aandacht niet alleen gericht wordt op de waterlichamen met een minder-dan-goede classificatie, maar daarbinnen specifiek op de drukfactoren die het sterkst bijgedragen hebben aan die classificatie. Dat is niet direct af te leiden uit de classificatie. De vergelijking met het ‘*River Doctors*’-Artikel zou kunnen zijn dat er in de gezondheidszorg snel kan worden geïdentificeerd (x% van de mensen gaat naar de huisarts, y% van de mensen gaat naar de orthopeed, etc.) maar dat de diagnose (door huisarts of specialist) een grondige analyse is van de oorzaken achter de aandoening van elke patiënt, met (daarna) een patiënt-specifiek behandelplan (een gebroken been leidt tot een ander behandelingsadvies dan griep). Voor waterbeheerders geldt, dat een goede diagnose zal helpen om de waterlichamen te identificeren waar de drukfactoren een bedreiging zijn (of lijken te worden) voor een beheergebied, hoe groot de bijhorende effecten zijn (bijvoorbeeld via de geel, oranje of rood codering van de ecologische toestand), en door welke (combinatie van) drukfactor(en) de impacts worden veroorzaakt.

3.2 Groepen van drukfactoren en interacties

De **mogelijke oorzaken** van verminderde waterkwaliteit zijn een combinatie van:

- Hydromorfologische factoren, zoals de stroming van een rivier, diepte, breedte en substraat-type
- Fysisch-chemische factoren, zoals thermische omstandigheden, zuurstofhuishouding, zoutgehalte, verzuringsgraad en nutriënten

en binnen de fysisch-chemische factoren (ook)

- Verontreinigende stoffen, te onderscheiden in
 - o natuurlijke stoffen (zoals zware metalen) en
 - o synthetische stoffen

Hierbij geldt, dat de **effecten op de ecologische toestand** heel vaak veroorzaakt kunnen zijn door **meer dan één van de genoemde drukfactoren** en daarbinnen door **één of meer stoffen (samen: een mengsel)**. Ook is er vaak sprake van interacties, waarbij de aanwezigheid van de ene drukfactor de effecten van de andere drukfactor versterkt of teniet doet. Dat geldt bijvoorbeeld voor nutriënten en chemische stoffen, die elkaars effecten in het veld beïnvloeden (significante interactie, zie Lemm et al. (2020)), en waarbij dit logisch is om te verwachten. Dat laatste blijkt uit alleen al de titel van het



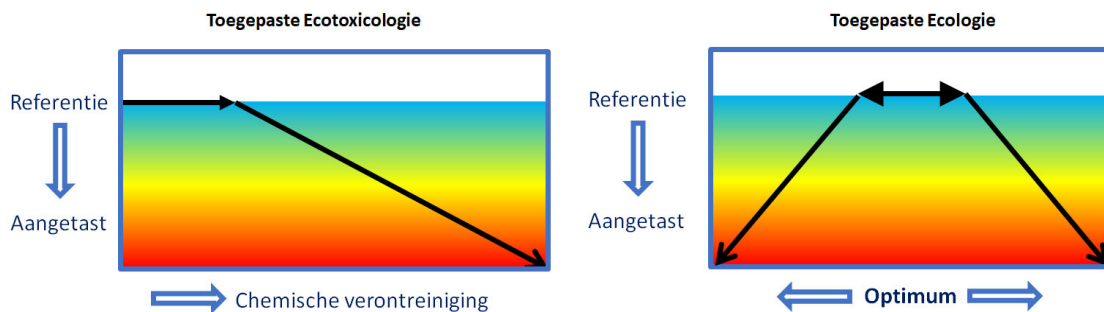
ecotoxicologische artikel *Survival of the fittest: implications for acute effects of lipophilic chemicals on aquatic populations* (Lassiter and Hallam, 1990), waarbij de hoeveelheid voeding de effecten van chemische stoffen duidelijk beïnvloedt. De interacties kunnen veel vormen hebben (tussen drukfactoren, tussen soorten, etc.), maar als het aquatische ecosysteem (vrijwel) in ongestoorde toestand is (teruggebracht door maatregelen) zijn de interacties die dan bestaan ook de natuurlijke interacties die bij die situatie horen.

3.3 Diagnose van effecten op ecosystemen: voorgestelde aanpak

3.3.1 De wetenschappelijke basis

Door combinatie van de (1) principes van het artikel *River Doctors*, (2) de basis van de KRW-methodieken in de toegepaste ecologie en de toegepaste ecotoxicologie en (3) de KRW-classificatie is afgeleid hoe de intuïtieve, eerste-trap diagnosemethode voor ecosystemen er uit ziet.

Zowel in de toegepaste ecologie als de toegepaste ecotoxicologie is er sprake van stressor-respons relaties, zoals uiteengezet in de KIWK-notitie over het optreden van effecten (Posthuma et al., 2021b) en het bijhorende Deltafact (Posthuma et al., 2021c). In die notitie worden die stressor-respons relaties uitgebeeld zoals in Figuur 4. Het ecologische concept van de optimum-curve staat onder meer bekend als ‘Shelford’s Law of Tolerance’ uit 1911 (Shelford, 1929). Het (eco)toxicologische concept van de dosis-respons relatie wordt toegeschreven aan de middeleeuwse wetenschapper Paracelsus. Beide curves tonen, dat een verandering van de blootstelling aan een drukfactor (op de x-as) gevolgen heeft voor bijvoorbeeld het vóórkomen van een soort (toegepaste ecologie) of de groei of reproductie bij blootstelling aan een toxische stof (toegepaste ecotoxicologie). In de figuur wordt dan ook de relatie met de kleuren codes van de classificatie van de KRW geïllustreerd. De toegepaste disciplines tonen voor zowel chemische als andere drukfactoren dat een toenemende druk meestal zichtbaar wordt in toenemende effecten (gradueel).

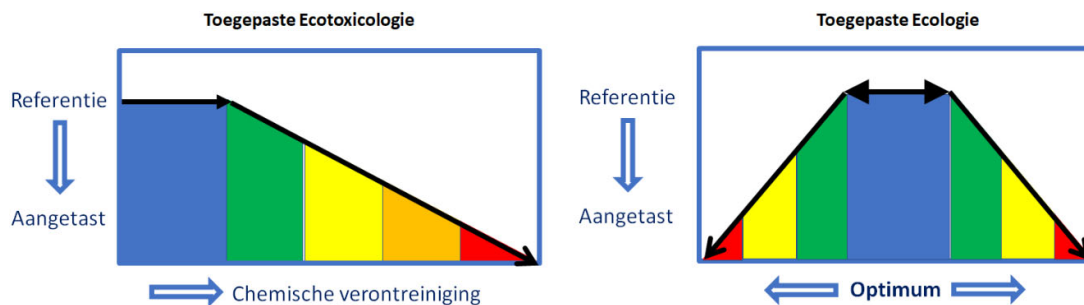


Figuur 4. Links: De relatie tussen de concentratie van chemische verontreiniging en toenemende effecten. Het principe van deze curve wordt toegeschreven aan Paracelsus, die wel de vader van de toxicologie wordt genoemd. Rechts: De relatie tussen de druk van een factor in het water (zoals pH) en toenemende effecten. Het principe van deze curve wordt toegeschreven aan Shelford. In beide gevallen wordt door de graduele kleuren aangegeven dat ecologische effecten (op de Y-as) op een continue schaal veranderen, met toenemende druk van een factor (X-as).

In Figuur 4 staan de vijf kleuren van de ecologische toestand ingekleurd op de Y-as, van zeer goed (blauw) naar slechts (rood), maar nu als gradiënt (omdat de ecologische effecten gradueel toenemen bij toenemende druk). Er is geen conceptueel verschil tussen de curves uit de toegepaste ecologie en de toegepaste ecotoxicologie, behalve dan dat bij nutriënten er sprake kan zijn van een tekort dat nadelige



effecten heeft. Dit figuur kan ook anders weergegeven worden, namelijk op een manier waarbij de kleuren op de X-as weergegeven worden, zoals in Figuur 5. *Het grote (handige) verschil is, dat een waterbeheerder aan de hand van abiotische monitoringdata een klasse kan toekennen aan de gemeten waarden van drukfactoren (X-as), doordat die gerelateerd zijn aan de mate van effect (Y-as, het beschermdoel). De X-as is het middel, de Y-as vertegenwoordigt het doel.* In de stap die geïllustreerd wordt, wordt de continue variatie in de ecologische effecten omgezet in vijf (uiteindelijk beleidsmatig gedefinieerde) klassen (en dus vijf kleuren).



Figuur 5. Als Figuur 4, maar nu met een strikt doorgevoerde indeling in vijf effect-classes, die overeenkomen met vijf klassen van de waarde van de drukfactor (op de X-as). Dit illustreert de relatie tussen de mogelijk te definiëren drukfactor-classes en de effect-classes. Blauw: geen (menselijke) invloeden op de drukfactor; groen: enige menselijke invloed en een begin van effect, maar dat effect is nog niet significant, geel/oranje/rood – bij deze drukwaarden nemen de effecten toe.

Intermezzo. Verdieping ten opzichte van de intuïtieve diagnose: In de toegepaste ecologie is de theorievorming verder uitgebreid dan de intuïtieve relaties, met onder meer de filter-hypothese. De filterhypothese bouwt voort op het optimumcurve concept voor soorten, door naar de samenstelling van soortenverzamelingen te kijken als resultante van een aantal filters, bij een gegeven regionale verzameling van soorten die in de onderdelen van het watersysteem zou kunnen vóórkomen: de lokale soortenverzameling is de resultante van de huidige en lokale processen (die via onder meer optimumcurves werken op elke soort), maar ook van regionale en historische processen die soorten kunnen belemmeren in hun vóórkomen (Peralta-Maraver et al., 2018; Poff, 1997; Tonn, 1990; Tonn et al., 1990). Een habitat kan bijvoorbeeld in alle opzichten optimaal zijn wat betreft lokale waterkwaliteit ('blauw' in Figuur 4 en Figuur 5 voor alle lokale drukfactoren) voor bijvoorbeeld 20 soorten, maar door bijvoorbeeld dammen en sluizen komen er lokaal maar 4 soorten voor (het effect van deze constructies als filter). De kennis over optima van soorten en over filterprocessen voor verzamelingen van soorten duiden er op, dat drukfactoren effecten kunnen hebben op aquatische ecosystemen, doordat ze belemmerend werken en uiteindelijk beginnende ('groen') en significante effecten hebben ('geel, oranje, rood'). De mate van belemmering die vastgelegd is in een klasse (zoals 'geel') is echter geen 'voorspeller' van een precies omschreven effect, zoals 'soort x zal met y% minder individuen vóórkomen' (zie bijvoorbeeld Feld et al. (2014)). Deze auteur benadrukt ook, dat voor het bepalen van de mate van effect of belemmering er gekeken moet worden op soort of soortgroepsniveau, in plaats van hoog geaggregeerde biodiversiteits-maten. Dit laatste is van belang voor de diagnose van toxische effecten, en wordt verder gebruikt in de indeling in ecotoxicologische effectklassen (zie Posthuma and Slootweg (2021)).



3.3.2 *Indeling van drukfactoren in klassen voor praktijkevaluaties*

In Figuur 5 wordt getoond dat een afwijking in de y-as (effecten) ook een relatie heeft met een afwijking op de x-as, namelijk: een afwijking van de watertype-specifieke abiotische condities. Noot: het kan dus óók vóórkomen dat de y-as een lagere classificatie heeft (bijvoorbeeld: oranje), maar dat de x-as niet afwijkend is van de watertype-specifieke referentie: *dan is een ándere factor dan de bestudeerde factor op de x-as de waarschijnlijke oorzaak van de effecten.*



4 Diagnose volgens de KRW: stapsgewijze aanpak in de praktijk

4.1 Koppeling tussen kennis en KRW

Dit hoofdstuk beschrijft hoe de wetenschappelijke kennis over effecten en belemmeringen (de optimumcurve, de filterhypothese, enz.) en de KRW-classificatie van ecologische toestandsklassen gebruikt kunnen worden voor een eerste-trap, eenvoudige en intuïtieve diagnose. Dat wordt geïllustreerd voor eerst één locatie, en vervolgens voor het watersysteemniveau. De basis hiervoor is, dat de waterbeheerder hierbij gewoon de tekst en methodieken van de KRW toepast:

De waterbeheerder moet immers, volgens Bijlage II van de KRW, het volgende doen:

“[maken van] een beoordeling [...] van de kans dat oppervlaktewaterlichamen in het stroomgebiedsdistrict niet zullen voldoen aan de milieukwaliteitsdoelstellingen [van de KRW]”

Zie Bijlage II, 1.5. Hier staat, dat de waterbeheerder de bedreigingen moet diagnosticeren.

De diagnosemethodiek hiervoor zit al in de KRW ‘verborgen’, maar is deze desondanks nauwelijks voor de praktijk uitgewerkt. Rapportages over KRW-monitoringsdata zijn vaak vooral gericht zijn het samenvatten van de resultaten van de classificatie voor een gebied of een land, en presenteren dan de frequenties van het vóórkomen van verschillende klassen in een groep waterlichamen. Veel minder duidelijk wordt gerapporteerd wat de diagnose is, wat voor stoffen betekent: wat de omvang is van de kans op nadelige effecten, waar die kans het grootst is, en wat de bronnen zijn.

4.2 De intuïtieve diagnose uitvoeren (voorbeeld zonder toxische stoffen)

Figuur 6 toont de diagnostische toepassing van de KRW-classificatie van de waterkwaliteit op basis van het *one out, all out*-principe. De diagnostische toepassing is door dat principe als het ware een Matroesjka-systeem (in het Engels een ‘genest’ systeem).

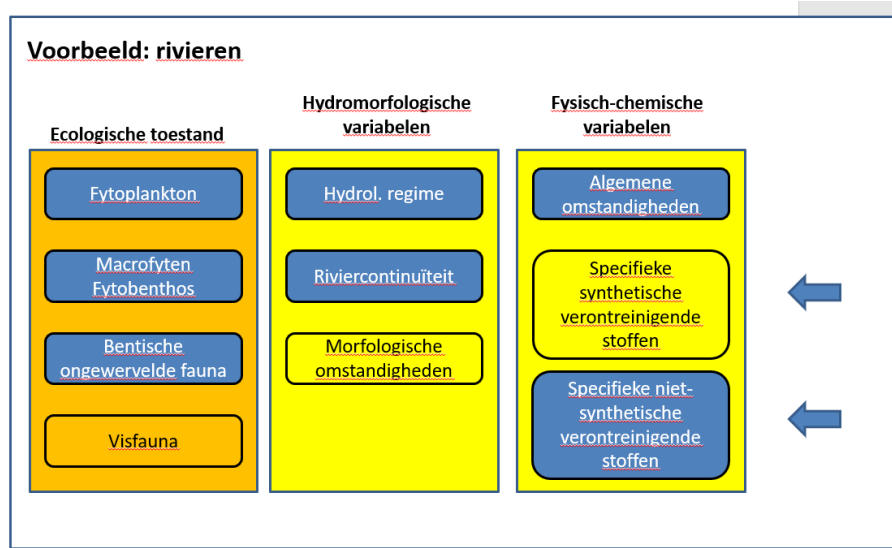
4.2.1 Stap 1. Begin bij: de ecologische toestand.

De ecologische toestand staat centraal. De redenering van de KRW is:: als die ‘(zeer) goed is’, dan leidt de combinatie van mogelijke drukfactoren niet tot significante effecten, ergo: als er al drukfactoren zijn, dan hebben ze nauwelijks invloed. De drukfactor (X in Figuur 4) leidt (nog) niet tot verlaagde ecologische kwaliteit (effecten).

4.2.2 Stap 2. Maak een figuur van alle kwaliteitselementen.

Alle KRW-kwaliteits-elementen worden in een figuur opgenomen, van links naar rechts zoals in Figuur 6. De KRW-classificatie wordt overgenomen. In het voorbeeld is gekozen voor een bepaald watertype, en een bepaalde set voorbeeld-classificaties.





Figuur 6. Het principe van de ‘geneste’ diagnosemethodiek voor de eerste trap van een (visuele) intuïtieve diagnose van de mogelijke oorzaken van effecten op ecosystemen. De illustratie is gemaakt voor de gegevens die voor de classificatie van de waterkwaliteit in rivieren wordt gehanteerd, zoals gedefinieerd in de KRW-Bijlage V. Voor andere watertypen gelden andere effect- en drukfactoren. Voor uitleg: zie tekst.

De ecologische toestand wordt dus links in de figuur ingedeeld in één van de vijf klassen, hoog, goed, matig, ontoereikend, en slecht (met de kleurencodes blauw, groen, geel, oranje en rood). Als één soortgroep leidt tot classificatie als ‘ontoereikend’ (in de figuur: de visfauna, het ‘binnen-blokje’), dan wordt de ecologische toestand als netto oordeel geclassificeerd als ‘ontoereikend’ (het ‘buitenblok’).

Ditzelfde wordt gedaan voor de hydromorfologische en de fysisch-chemische kwaliteitselementen. Daar wordt een afwijking van de niet door mensen beïnvloede waarden vaak ingedeeld in ‘voldoet niet’ (vaak alleen ‘geel’), hoewel de KRW in principe zou kunnen leiden tot een indeling van deze kwaliteitselementen in vijf klassen (zie Figuur 4 en Figuur 5). Ook hier geldt het Matroesjka-principe: een geel ‘binnen-blokje’ levert een geel ‘buiten-blok’ (het ergste ‘binnen-blok’ is leidend).

4.2.3 Stap 3. Voor de intuïtieve diagnose uit

De intuïtieve interpretatie volgt uit de nu samengevatte toestanden van alle kwaliteitselementen.

In Figuur 6 is de diagnose duidelijk: de visfauna (in het voorbeeld) kan in principe aangetast zijn door de morfologische omstandigheden en door specifieke verontreinigende stoffen. Daar duiden de classificaties van de kwaliteitselementen op afwijkingen van de watertype-specifieke condities.

Noot: Het is dus momenteel onder de KRW gebruikelijk om de x-as kleur vaak alleen te coderen als ‘geel’ (en bestaan oranje en rood niet voor de abiotische factoren). Dit volgt echter niet uit de KRW-definities; in Bijlage V van de KRW kan in principe afgelezen worden dat er voor de drukfactoren ook een gradueel systeem mogelijk is om aan te duiden dat de afwijking van een drukfactor (ten opzichte van een ongestoorde referentie) relatief klein, matig of groot.

Noot: de intuïtieve diagnose leidt niet tot duidelijkheid over interacties, zoals al eerder omschreven tussen nutriënten en toxiciteit. Als de ‘binnen-blokjes’ voor twee drukfactoren afwijken van de



ongestoorde condities, en dus mogelijk effect hebben, dan kan het gezamenlijke effect beïnvloed worden door interacties (dus: minder toxische effecten dan verwacht bij voedselrijke condities). Als beide factoren via maatregelen teruggedrongen worden neemt echter logischerwijze ook de interactie af, totdat de interactie het natuurlijke niveau bereikt heeft. Interactie wordt dus *niet gekwantificeerd*, maar *impliciet wel meegenomen als er maatregelen worden genomen*. Als echter slechts tegen één van beide drukfactoren maatregelen worden genomen, *kan herstel van de visfauna uitblijven*, doordat de andere factor beperkend kan zijn (bv. als voedseloverschot teruggebracht wordt tot natuurlijke niveaus, dan kan toxiciteit – die onder voedselrijkdom beperkter van omvang was – zichtbaar worden).

4.2.4 Stap 4. Interpreteer de diagnose correct

Het resultaat van de diagnose, bij allerlei varianten van de mogelijke uitkomsten zoals samengevat volgens het stramien van Figuur 6, *kan uit de volgende interpretaties bestaan* (meer dan één!):

1. **Dat de ecologische toestand hoog of goed** is en de hydromorfologische en fysisch-chemische condities in referentiecondities zijn (alles kwaliteitselementen groen of blauw) – het waterlichaam toont geen effecten en er zijn ook geen (bekende) drukfactoren die een bedreiging vormen
2. **Dat de ecologische toestand hoog of goed** is, maar **één of meer drukfactoren wijken af** van de waarden die gevonden worden onder referentiecondities – het waterlichaam toont geen effecten, maar de toename in de afwijking van de drukfactor(en) leidt tot de constatering dat beschermende maatregelen mogelijk gewenst zijn tegen de betreffende drukfactor(en)
3. **Dat de ecologische toestand minder is dan goed**, terwijl **één of meer drukfactoren afwijken** van de waarden die gevonden worden onder referentiecondities – die drukfactoren zijn een mogelijke oorzaak van de effecten (noot: niet-gemeten drukfactoren kunnen ook belemmerend zijn – zie volgende punt)
4. **Dat de ecologische toestand minder is dan goed**, terwijl **geen van de bekende drukfactoren afwijken** van de waarden die gevonden worden onder referentiecondities – er zijn andere drukfactoren die een oorzaak zijn van de effecten, wat om nadere monitoringstappen vraagt om die factoren te diagnosticeren.

Bij 1 en 2 zijn er nog geen (gezamenlijke) effecten van bekende en onbekende drukfactoren, en worden zo nodig maatregelen getroffen ter bescherming van de waterkwaliteit. Bij 3 en 4 zijn er effecten op de ecologie, als signaal dat de (gezamenlijke, bekende en onbekende) drukfactoren effecten veroorzaken, waardoor de waterbeheerder herstelmaatregelen moet nemen. Dit kan gericht worden op de kwaliteitselementen die afwijken, maar er moet altijd rekening worden gehouden met drukfactoren die (nog) onbekend zijn, en wel invloed hebben. Dit geldt vaak voor chemische verontreinigingen en hun mengsels, omdat die enerzijds effecten veroorzaken (Posthuma et al., 2021c), maar anderzijds vaak niet afdoende in beeld zijn.

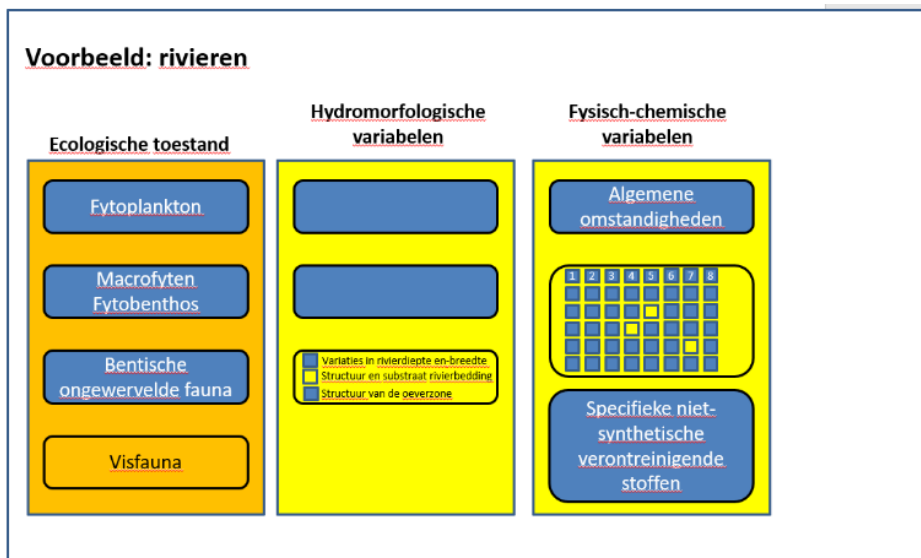
4.3 De intuïtieve diagnose uitvoeren inclusief toxische stoffen en normen

4.3.1 De situatie met een beperkt aantal gemeten stoffen

Het simpele voorbeeldschema van Figuur 6 wordt uitgebreid doordat er een mengsel van chemische verontreinigingen aanwezig is. Dit wordt getoond in Figuur 7. Het is weer de visfauna die in ontoereikende conditie is (conclusie is als: “er zijn drukfactoren die dit veroorzaken”). Voor de hydromorfologische factoren wordt waargenomen dat de ‘structuur en substraat van de rivierbedding’ afwijken van de watertype-specifieke condities (waardoor via het ge-neste systeem de hydromorfologische conditie ‘geel’ is). Verder is voor de fysisch-chemische kwaliteitselementen



ingetekend, dat 48 stoffen gemeten zijn in het blokje dat de synthetische stoffen vertegenwoordigt, waarbij er 3 aanwezig zijn boven hun milieukwaliteitsnorm.



Figuur 7. Als Figuur 6, maar met een meer gedetailleerde diagnose-stap.

4.3.2 Voer de diagnose uit via de normen per stof

De diagnose volgt uit Figuur 7. Namelijk, het is nog steeds de visfauna die in ontoereikende conditie is (conclusie is als: “er zijn drukfactoren die dit veroorzaken”).

Voor de hydromorfologische factoren wordt waargenomen dat de ‘structuur en substraat van de rivierbedding’ een nadere specificatie is van de verminderde hydromorfologische classificatie.

Voor de fysisch-chemische kwaliteitselementen weerspiegelt het tweede blok van boven de groep van synthetische chemische verontreinigingen. Van de 48 gemeten stoffen is gebleken dat voor 3 stoffen de milieukwaliteitsnorm is overschreden. Dit betekent, dat voor drie stoffen er onvoldoende bescherming is ten aanzien van de mens, het milieu via directe effecten van blootstelling of het milieu via voedselketen-blootstelling, of dat er sprake is van onzekerheid over bescherming (omdat de norm gebaseerd is op een beperkte set gegevens).

De diagnose van een situatie inclusief chemische verontreinigingen is doenbaar in dit voorbeeld met 48 stoffen, maar het wordt complexer, en minder goed interpreteerbaar, als er veel meer stoffen of hun totale mengsels beoordeeld worden. De ecologische sleutfactor Toxiciteit (versie 2.0, ESFT2) biedt aanvullende mogelijkheden voor een goede diagnose. Dat staat in de volgende paragraaf.

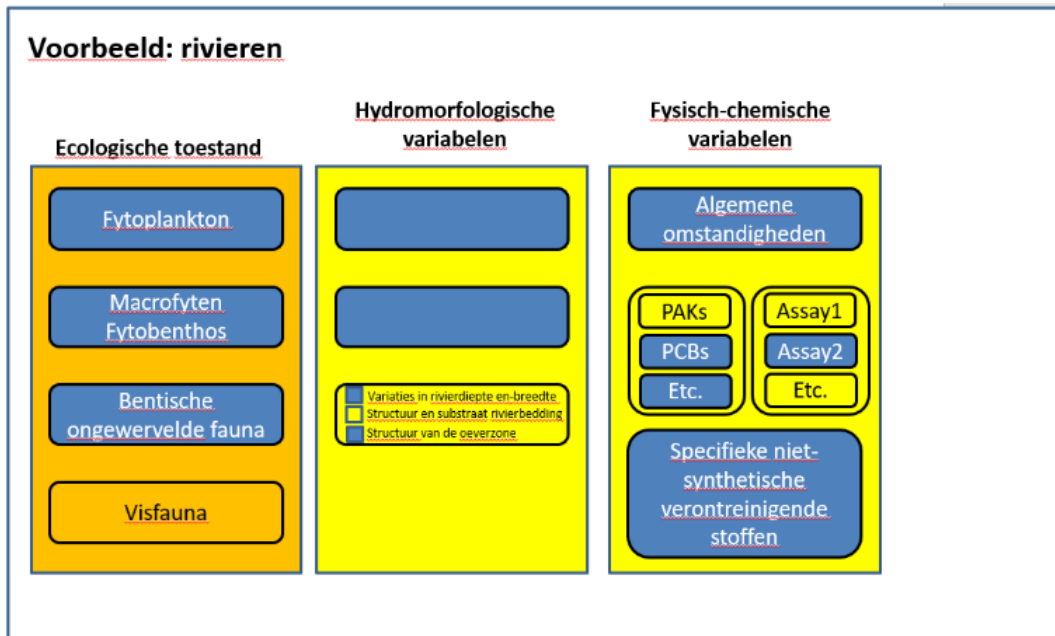
4.4 De intuïtieve diagnose uitvoeren met mengsels en de ESFT2

4.4.1 De situatie met ESFT2-gegevens (afwijking alleen door gele kleur)

Watersystemen bevatten zeer complexe en uiteenlopende mengsels. Via de ESFT2 – en het daarbij ontwikkelde classificatiesysteem voor chemische verontreinigingen (Posthuma et al., 2021a) – kan de



diagnosemethode verder uitgewerkt worden voor alle mogelijke mengsels van chemische verontreinigingen. Figuur 8 toont een voorbeeld.



Figuur 8., Als Figuur 7, waarbij de diagnose van de mogelijke effecten van verontreinigende stoffen beoordeeld wordt met de ecologische sleutelfactor toxiciteit.

4.4.2 De diagnose

De diagnose is zoals bij Figuur 7, maar door de resultaten voor de chemische verontreiniging tonen nu drie binnen-blokjes voor chemische verontreinigingen, als volgt:

- via metingen van concentraties van stofgroepen (getoond zijn: PCBs en PAKs, maar voor elke stofgroep kan een blokje worden ingekleurd via de ESFT2-rekentool van het Chemie-spoor) is duidelijk, dat de toxische druk van PAKs belemmerend is voor de ecologische toestand
- via bioassays (Assay 1, Assay 2, etc.) is vastgesteld dat bioassay-1 een toxisch signaal vertoont, en dat dit een leidraad is naar de waarschijnlijke effecten van de stoffen/stofgroepen die specifiek uitwerken op bioassay-1.

De ESFT2 kan resultaten opleveren op basis van concentratiemetingen en toxische druk-berekeningen, op basis van bioassays, of beide. Beide typen uitslagen, apart of bij elkaar, zijn relevant voor de beoordelaar, die immers – volgens Bijlage 2 van de KRW – *de kans moet bepalen dat drukfactor(en) bijdragen aan ecologische impacts*, en daarbij *diverse bronnen van informatie mag combineren*.

In Figuur 8 luidt de diagnose dan ook, dat er een gerede kans is dat de visfauna in ontoereikende conditie is door de condities van het substraat en door mengsels van chemische stoffen. Die kans is verhoogd, als er één of meer stoffen, stofgroepen, of bioassays, of het totale mengsel, als ‘geel’ wordt beoordeeld.

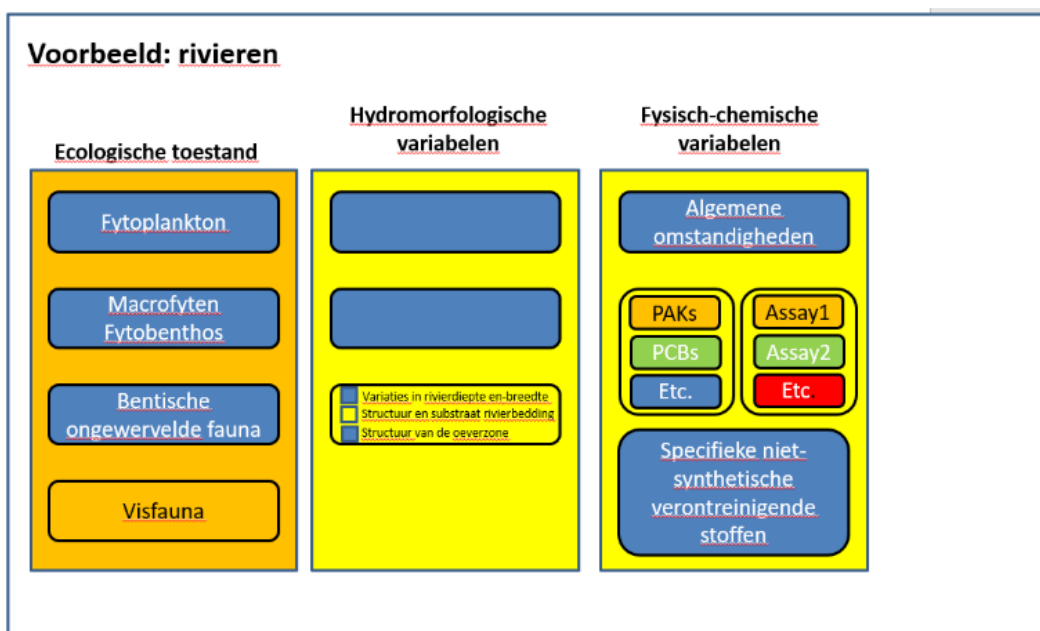
Noot: In het voorbeeldplaatje illustreert de figuur echter ook, dat er bioassays zijn die een signaal hebben gegeven (het gele blokje ‘etc’ in de Assay-kolom), terwijl er vanuit de metingen van de stoffen die bij



deze assay effecten veroorzaken, geen signaal waargenomen is. In dit geval zou de beoordelaar constateren dat er effecten van stoffenmengsels zijn die niet direct zijn toe te schrijven aan de bekende, gemeten stoffen.

4.4.3 De situatie met ESFT2-gegevens (afwijking via de vijfklassen-indeling)

De diagnose van chemische verontreinigingen kan met behulp van de ESFT2 uiteindelijk de vorm hebben die weergegeven is in Figuur 9: het blokje over synthetische chemische verontreinigingen toont in dit geval sterke effecten van PAKs, enige blootstelling aan PCBs (waarbij de toxische druk lager blijft dan msPAF-NOEC=0.05), en sterke effecten in Bioassay-1, en zeer licht signaal in Bioassay-2, en zeer sterke effecten in het laatste bioassay. Doordat er een opzoektabel beschikbaar is in de ESFT2 die het mogelijk maakt om bioassay-resultaten te koppelen aan vermoedelijke stofgroepen die een effect veroorzaken, kan de waterbeheerder diagnosticeren welke stofgroepen waarschijnlijk de visfauna belemmeren.



Figuur 9. Als Figuur 8, maar met versterkte diagnose door de drukfactoren kwantitatiever weer te geven (in vijf kleuren).

4.5 Uitwerking voor de zuiveringsinspanning

Voor de zuiveringsinspanning kan dit visuele systeem ook uitgewerkt worden. De figuren kunnen daarvoor uitgebreid worden met een blokje dat specifiek de kleuren-coderingen geeft voor de zuiveringsinspanning voor de bereiding van drinkwater. De principes daarvoor zijn gerapporteerd door Pronk et al. (2020a), en samengevat in het Deltafact 'Classificatie en communicatie van de graad van chemische verontreiniging'. De interpretatie van de kleurencodes voor de zuiveringsinspanning is, dat de kleurklassen steeds hogere eisen stelt aan de zuiveringstechnieken (door steeds moeilijker verwijderbare stoffen).



4.6 Samenvatting – per monster

De KRW is actiegericht, dat wil zeggen: bij verminderde waterkwaliteit moet de oorzaak gediagnosticeerd worden, en door maatregelen teniet gedaan.

In de praktijk worden veel monitoringgegevens verzameld, maar is er ruimte voor verbetering wat betreft het gebruik van die gegevens voor de diagnose van de oorzaken van verminderde waterkwaliteit.

De KRW bevat echter een ‘verborgen’ diagnostisch systeem, dat logisch volgt uit de combinatie van ecologische en ecotoxicologische concepten zoals druk-effect relaties met het *one out, all out*-principe en met de KRW-aanwijzing om te kans te bepalen of drukfactor(en) belemmerend zijn voor de waterkwaliteit.

Deze combinatie leidt tot een eerste trap met een intuïtief uitvoerbare diagnose, dat is: het identificeren van de soortgroep(en) die afwijken van de ongestoorde watertype-specifieke referentie en het identificeren van drukfactoren die afwijken.

De resultaten van de toepassing van de sleutfactor Toxiciteit, via zowel het chemie- als het toxicologiespoor, kunnen in de diagnose worden opgenomen.

De toepassing van het schema geeft de waterbeheerder inzicht in de drukfactoren die mogelijk bijdragen aan verminderde waterkwaliteit.

4.7 Naar een overzicht voor een heel watersysteem

De KRW is systeemgericht: waterbeheerders moeten alle verschijnselen evalueren in de context van het hele watersysteem. In het volgende hoofdstuk wordt dan ook uiteengezet hoe het principe voor de diagnose per monsterpunt verder uitgewerkt wordt in het kader van een watersysteemverkenning. Het oogmerk daarvan is om tijdens het diagnose-proces zicht te krijgen op de samenhang tussen landgebruik, emissies, hydrologie en chemische verontreinigingen die zich in het watersysteem verplaatsten. Het tweede oogmerk daarvan is om de resultaten voor een groot aantal monsterpunten samen te vatten, ten behoeve van een ‘holistische diagnose’ van de rol van drukfactoren in het watersysteem, en om de samenvatting en communicatie van resultaten ten behoeve van het afleiden van maatregelen mogelijk te maken.



5 Communicatie bij een complete watersysteemanalyse

5.1 Motieven voor goede communicatie

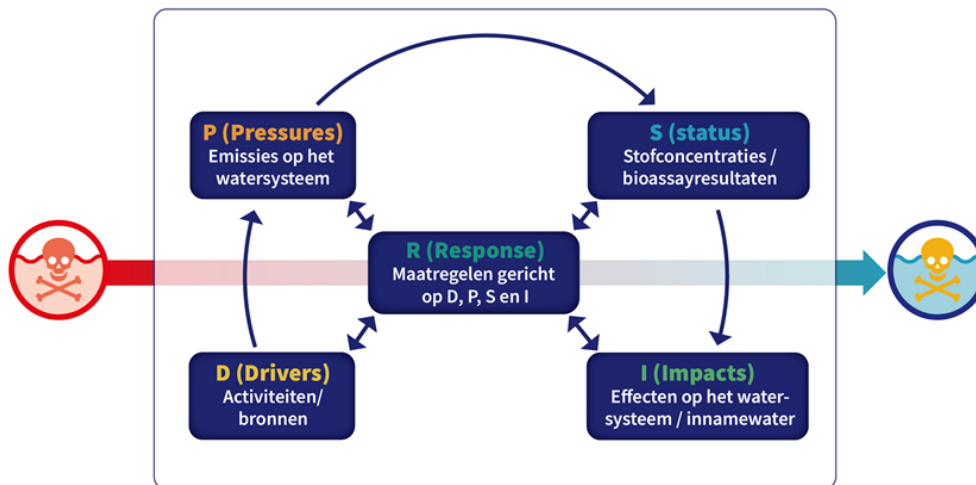
De waterkwaliteit verbetert alleen als er effectieve maatregelen worden genomen.

Omdat water stroomt, en drukfactoren zich dus in het watersysteemverband kunnen verplaatsen, is het belangrijk om de diagnoseresultaten *weer te geven in het kader van het hydrologische systeem*. Verder is het wenselijk om ook het *DPSIR-causale denkmodel van de KRW in de samenvatting van de gegevens te verwerken*. Een goede presentatie van de gegevens voor een watersysteem moet leiden tot een goed begrip bij alle belanghebbenden (bestuurders, industrie, landbouwers, burgers, etc.), zodat er ook in samenwerking tussen allerlei belanghebbenden *goede maatregelen kunnen worden afgeleid*, met een breed draagvlak. Die samenwerking is onlangs benadrukt, vanuit het onderzoek aan *water governance* vraagstukken door Susanne Wuijts (Wuijts, 2020; Wuijts et al., 2018).

5.2 Presenteren van DPSIR-gegevens per monster: principes

Het toepassen van een DPSIR-analyse is een belangrijke aanpak binnen de KRW, en ook een belangrijk, centraal onderdeel van de sleutelfactor Toxiciteit. Het DPSIR-model dat voor de ESFT2 is ontwikkeld wordt getoond in Figuur 10 en voor de sleutelfactor Toxiciteit uitgelegd in Posthuma et al. (2021d).

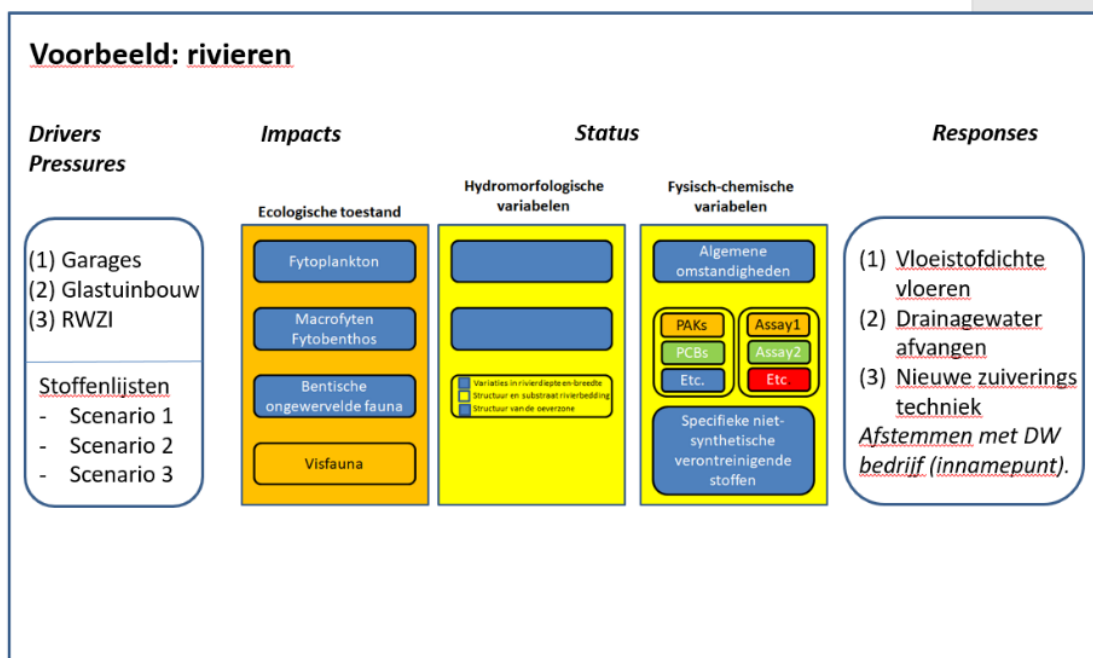
Zoals in bijvoorbeeld Figuur 4 getoond wordt beslaat de intuïtieve diagnose tot hieraan toe alleen de onderdelen S en I (*Status* en *Impact*), en niet de onderdelen D en P (*Drivers* en *Pressures*, de economische activiteiten en de emissies van stoffen die zij veroorzaken), en het kern-onderdeel R (*Response*, maatregelen).



Figuur 10. Het DPSIR-model dat in de KRW gebruikt wordt voor het analyseren van de rol van drukfactoren ten opzichte van de waterkwaliteit, met een centrale positie voor de maatregelen (R). Bron: Posthuma et al. (2021d).

De andere onderdelen kunnen echter toegevoegd worden. Dit levert een complete weergave van de DPSIR-uitslagen, zoals in Figuur 11.





Figuur 11. Schematisch overzicht van de opzet van de communicatie voor een watersysteemanalyse van de rol van drukfactoren in relatie tot de ecologische toestand, volgens de KRW gebaseerd op de DPSIR-causale analysestappen en op de classificatie (weergegeven als 'geneste' blokken).

De integrale presentatie van DPSIR-resultaten, die diagnose mogelijk maakt en die direct ook ruimte geeft om de maatregelen (R=Response) te verwoorden, omvat de onderdelen:

- **wit, links:** hier vat de waterbeheerder de resultaten van de *Driver* en *Pressure* analyse samen: welke economische activiteiten zijn er die, via emissies van stoffen, de waterkwaliteit kunnen beïnvloeden? De ESFT2 assisteert bij deze diagnosestap met het voorzien in stoffenlijsten die bij belangrijke economische activiteiten (kunnen) horen. *Hier staan dus als long-list: stoffenlijsten met vermoedelijk aanwezige stoffen uit lokale economische activiteiten, aangevuld met de prioritaire stoffen en Nederland-specifieke stoffen, en als short-list: de daadwerkelijke aangetroffen stoffen (gemonitorde stoffen die meermalen niet gevonden worden kunnen worden verwijderd uit de regelmatige monitoring).*
- **kleuren, midden:** de diagnostische aanpak van de monitoringresultaten, zoals uiteengezet in de voorgaande hoofdstukken; bij voorkeur uitgewerkt door kwantitatieve analyses (hogere druk = grotere schade), of als (vijf) KRW-klassen, voor zowel de ecologische toestand als de omvang van de drukfactoren (inclusief toxiciteit)
- **wit, rechts:** de inventarisatie van *mogelijke* maatregelen, of later: de *gekozen* maatregelen. De sleutelfactor toxiciteit assisteert bij de verkenning van denkbare maatregelen door middel van de diagnose, maar ook door die te tonen in de holistische context van de economische activiteiten en de samenhang tussen de waterlichamen in het hydrologische systeem.

2.

5.3 Presenteren van alle resultaten in een watersysteemanalyse

Na samenvatting van alle resultaten in een watersysteem-analyse wordt daarna samenhangend inzicht gegeven, zoals in Figuur 12.

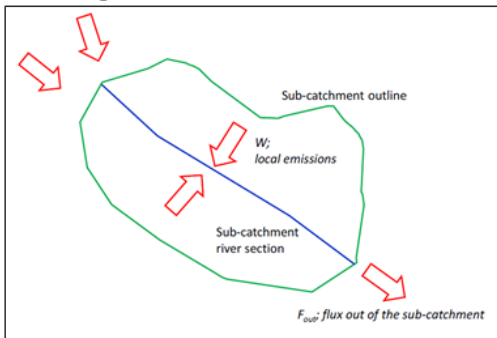


5.4 De samenhang van drukfactoren en effecten op systeemniveau

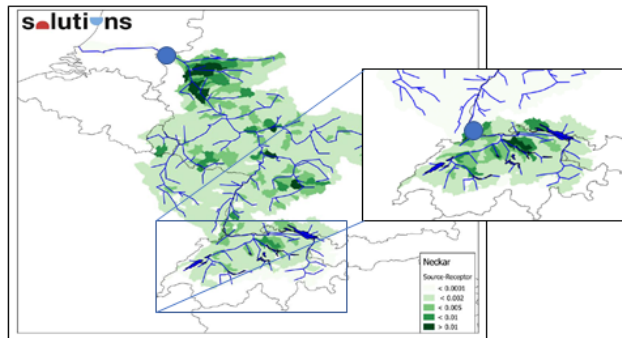
Het weergeven van diagnoseresultaten als kaartbeeld is cruciaal, omdat dan duidelijk wordt dat waterkwaliteitsproblemen hydrologische samenhang vertonen: bovenstroomse bronnen kunnen leiden tot benedenstroomse druk en belemmeringen van de ecologische toestand, ook als er geen lokale emissies zijn.

De ESFT2 heeft hiervoor diverse hulpmiddelen ontwikkeld, of inzichtelijk gemaakt (ontwikkeling duurt nog voort). Zo heeft de ESFT2 een aantal kaartbeelden gemaakt die tonen hoe chemische verontreinigingen zich door het watersysteem verplaatsen. Drie voorbeeldkaarten worden getoond in Figuur 13. De lokale toxische druk bepaalt de mate van belemmering in het lokale systeem.

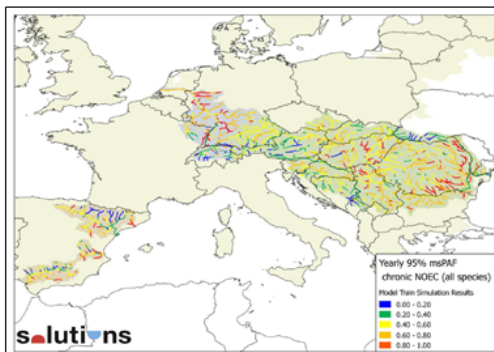
A: Chemische verontreiniging:
bovenstroomse bronnen, lokale bronnen en afstroming naar benedenstrooms



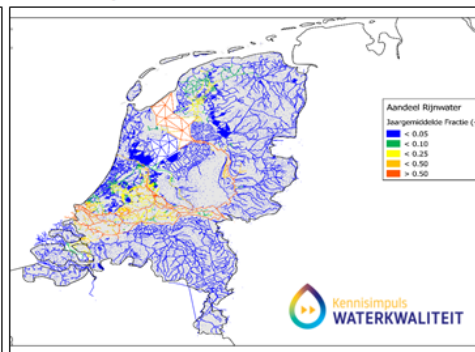
B: Bijdragen bovenstroomse bronnen:
Hoofd-figuur: de toxische druk beoordeeld bij Lobith
Uitsnede: de toxische druk beoordeeld bij Basel



C: Lokale toxische druk



D: uitstroom naar benedenstrooms:
Aandeel Rijnwater in lokale wateren



Figuur 13. Een complete diagnose omvat ook de ruimtelijke dynamiek van chemische verontreiniging in het watersysteem. **A:** waterbeheerders moeten qua verontreinigingen en maatregelen rekening houden met bovenstroomse bronnen en lokale bronnen en afvoer naar benedenstrooms (conceptuele weergave); **B:** door hydrologische modellering is het mogelijk om de bijdrage van alle bovenstroomse bronnen aan lokale toxische druk te duiden (hoe donkerder de kleur, hoe meer een bovenstroomse gebied bijdraagt aan de toxiciteit van Rijnwater bij Lobith (grote figuur) en Basel (kleine figuur). **C:** de lokale toxische druk, afgeleid van monitoring-gegevens, varieert ruimtelijk en belemmert de lokale ecologische toestand, en **D:** door hydrologische modellering is het mogelijk om (thans op hoofdlijnen) het aandeel Rijnwater (met de daarin aanwezige verontreiniging) te bepalen in hydrologisch verbonden benedenstroomse wateren.



Ten aanzien van maatregelen is het van belang te weten voor het waterbeheer of maatregelen gericht moeten zijn op bovenstroomse bronnen (en welke dan), en/of op lokale bronnen. Verder is het belangrijk, om na te gaan of water dat een beheergebied verlaat benedenstrooms toxiciteit oplevert. De meest effectieve maatregelen kunnen afgeleid worden, en zo nodig in samenwerking met bovenstroomse, lokale en benedenstroomse beheerders worden afgeleid, als inzicht verkregen kan worden in alle typen informatie.

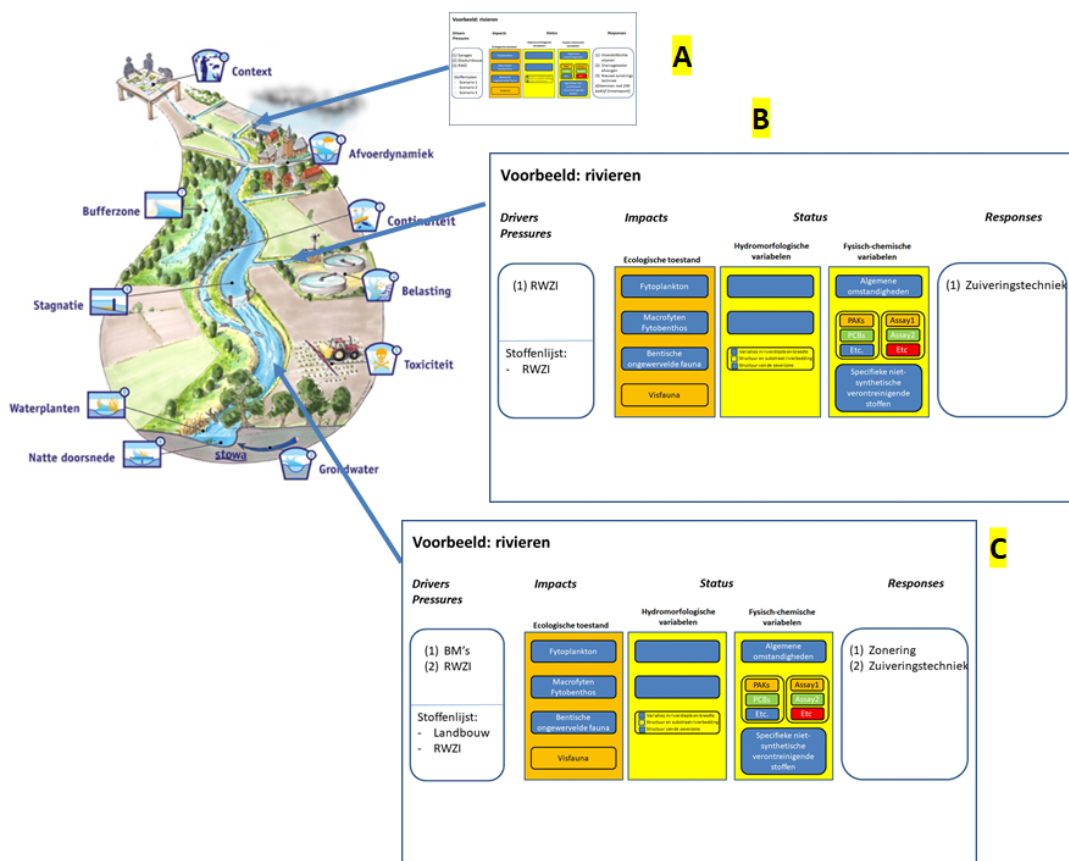


6 Eindresultaat: diagnose en communicatie van ESFT2-resultaten

De ESFT2 heeft als uitgangspunten:

1. Actiegerichtheid (maatregelen nemen als de waterkwaliteit bedreigd wordt of aangetast is)
2. Systeemgerichtheid (uitgaande van de hydrologische samenhang in het systeem)
3. Holistisch (alle drukfactoren kunnen beoordelen, om na diagnose gericht maatregelen te kunnen nemen)

Deze beginselen zijn in de ESFT2 ontwikkeld door voor mengsels van chemische verontreinigingen het (eerst) mogelijk te maken die kwantitatief (naar de graad van belemmering) samen te vatten voor stofgroepen en totale mengsels, en (vervolgens) die resultaten in te voeren in het (verborgen) diagnostische systeem van de KRW. Dor de kaartbeeld-samenvatting (van het voorbeeld in Figuur 13) te koppelen aan de logo's van de STOWA-ecologische sleutelfactoren kan het eindproduct van een diagnose- en communicatie actie voor een watersysteem door-ontwikkeld worden vanuit de schets van Figuur 14.



Figuur 14. Voorbeeld van drie samenhangende diagnose-resultaten volgens de complete DPSIR-presentatie. Bij A levert een dorp enige emissies, door afspoeling van de straat, bij B en C (groter getoond) zijn er specifieke emissies van een RWZI en van landbouw. De diagnose bij C 'ziet' de stoffen van beide bronnen, die immers op die locatie 'gemengd' zijn.



Indien de resultaten op deze manieren worden samengevat en in de onderlinge samenhang van een kaartbeeld worden gepresenteerd, wordt voldaan aan de principes waar de KRW op gebaseerd is:

- Het volledig gebruiken van de DPSIR-analyse-stappen, en het tonen van een kaartbeeld met de *Drivers* (de economische activiteiten die tot mogelijke schade leiden)
- Het daaruit afleiden van een concrete diagnose, door combinatie van typen DPSIR-gegevens
- De focus op de signalering *dat* maatregelen nodig zijn (via de KRW-classificatie en -kleuren), en *waar en hoezeer* maatregelen nodig zijn en *waartegen* (via de diagnose-presentatie op de kaart), en ook welke maatregelen dan (het R-blokje).
- Het gebruikmaken van het watersysteem als uitgangspunt om betekenisvolle analyses te kunnen doen



7 Conclusie en aanbeveling

De in Figuur 14 getoonde resultaten zijn de concrete invulling van de systeem-uitgangspunten van de KRW en de verplichtingen van de waterbeheerder om vast te stellen of en zo ja welke factoren de kwaliteitstoestand van het water benadelen (KRW-Bijlage II).

Aanbevolen wordt, om de watersysteemanalyse van chemische verontreinigingen met de ESFT2-hulpmiddelen samen met de resultaten voor andere drukfactoren samen te vatten zoals in Figuur 14, als basis voor keuze en prioritering van maatregelen, en communicatie tussen experts, bestuurders en belanghebbenden.

Colofon

Deze notitie is geschreven in het kader van het project Toxiciteit van de Kennisimpuls Waterkwaliteit. In de Kennisimpuls werken Rijk, provincies, waterschappen, drinkwaterbedrijven en kennisinstituten aan meer inzicht in de kwaliteit van het grond- en oppervlaktewater en de factoren die deze kwaliteit beïnvloeden. Daarmee kunnen waterbeheerders en andere partijen de juiste maatregelen nemen om de waterkwaliteit te verbeteren en de biodiversiteit te vergroten.

In het programma brengen partijen bestaande en nieuwe kennis bijeen, en maken ze deze kennis (beter) toepasbaar voor de praktijk. Hiermee verstevigen ze de basis onder het waterkwaliteitsbeleid. Het programma is gestart in 2018 en duurt vier jaar. Het wordt gefinancierd door het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, STOWA, waterschappen, provincies en drinkwaterbedrijven.

Referenties

- Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Brucet, S., Courrat, A., Poikane, S., Solimini, A., van de Bund, W., Zampoukas, N. and Hering, D. 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators* 18, 31-41.
- Birk, S., Chapman, D., Carvalho, L., Spears, B.M., Andersen, H.E., Argillier, C., Auer, S., Baattrup-Pedersen, A., Banin, L., Beklioglu, M., Bondar-Kunze, E., Borja, A., Branco, P., Bucak, T., Buijse, A.D., Cardoso, A.C., Couture, R.-M., Cremona, F., de Zwart, D., Feld, C.K., Ferreira, M.T., Feuchtmayr, H., Gessner, M.O., Gieswein, A., Globevnik, L., Graeber, D., Graf, W., Gutiérrez-Cánovas, C., Hanganu, J., Işkın, U., Järvinen, M., Jeppesen, E., Kotamäki, N., Kuijper, M., Lemm, J.U., Lu, S., Solheim, A.L., Mischke, U., Moe, S.J., Nöges, P., Nöges, T., Ormerod, S.J., Panagopoulos, Y., Phillips, G., Posthuma, L., Pouso, S., Prudhomme, C., Rankinen, K., Rasmussen, J.J., Richardson, J., Sagouis, A., Santos, J.M., Schäfer, R.B., Schinegger, R., Schmutz, S., Schneider, S.C., Schülting, L., Segurado, P., Stefanidis, K., Sures, B., Thackeray, S.J., Turunen, J., Uyarra, M.C., Venohr, M., von der Ohe, P.C., Willby, N. and Hering, D. 2020. Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. *Nature Ecology and Evolution*.
- de Vries, J., Kraak, M.H.S., Verdonschot, R.C.M. and Verdonschot, P.F.M. 2019. Quantifying cumulative stress acting on macroinvertebrate assemblages in lowland streams. *Science of The Total Environment* 694, 133630.
- De Zwart, D., Dyer, S.D., Posthuma, L. and Hawkins, C.P. 2006. Predictive models attribute effects on fish assemblages to toxicity and habitat alteration. *Ecological Applications* 16(4), 1295-1310.
- EC 2003 Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 3. Analysis of Pressures and Impacts., EC, CIS-Working Group 2.1 - IMPRESS, Brussels, Belgium.
- EC 2019 Fitness check of the Water Framework Directive, Groundwater Directive, Environmental Quality Standards Directive and Floods Directive



- [https://ec.europa.eu/environment/water/fitness_check_of_the_eu_water_legislation/documents/Water%20Fitness%20Check%20-%20SWD\(2019\)439%20-%20web.pdf](https://ec.europa.eu/environment/water/fitness_check_of_the_eu_water_legislation/documents/Water%20Fitness%20Check%20-%20SWD(2019)439%20-%20web.pdf), pp. 1-176.
- EEA 2012 European waters — assessment of status and pressures, EEA Report No 8/2012 EEA, Copenhagen, Denmark.
- EEA 2018 European waters — assessment of status and pressures <https://www.eea.europa.eu/publications/state-of-water>.
- Elosegi, A., Gessner, M.O. and Young, R.G. 2017. River doctors: Learning from medicine to improve ecosystem management. *Science of the Total Environment* 595, 294–302.
- Feld, C.K., de Bello, F. and Dolédec, S. 2014. Biodiversity of traits and species both show weak responses to hydromorphological alteration in lowland river macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 59(2), 233-248.
- Feld, C.K., Saeedghalati, M. and Hering, D. 2020. A framework to diagnose the causes of river ecosystem deterioration using biological symptoms. *Journal of Applied Ecology* 57(11), 2271-2284.
- Grizzetti, B., Pistocchi, A., Liqueste, C., Udias, A., Bouraoui, F. and Van De Bund, W. 2017. Human pressures and ecological status of European rivers. *Scientific Reports* 7: 205(1).
- Kapo, K.E. and Burton Jr, G.A. 2006. A geographic information systems-based, weights-of-evidence approach for diagnosing aquatic ecosystem impairment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25(8), 2237-2249.
- Kapo, K.E., Holmes, C.M., Dyer, S.D., De Zwart, D. and Posthuma, L. 2014. Developing a foundation for eco-epidemiological assessment of aquatic ecological status over large geographic regions utilizing existing data resources and models. *Environmental Toxicology and Chemistry* 33(7), 1665-1677.
- Lassiter, R.R. and Hallam, T.G. 1990. Survival of the fittest: Implications for acute effects of lipophilic chemicals on aquatic populations. *Environmental Toxicology and Chemistry* 9(5), 585-595.
- Lee, G.H.v.d., Baat, M.L.d., Wieringa, N., Kraak, M.H.S., Verdonschot, R.C.M. and Verdonschot, P.F.M. 2020. Structural and functional assessment of multi-stressed lowland waters. *Freshwater Science* 39(4), 621-634.
- Lemm, J.U., Venohr, M., Globevnik, L., Stefanidis, K., Panagopoulos, Y., van Gils, J., Posthuma, L., Kristensen, P., Feld, C.K., Mahnkopf, J., Hering, D. and Birk, S. 2020. Multiple stressors determine river ecological status at the European scale: Towards an integrated understanding of river status deterioration. *Glob Chang Biol*.
- Osté, L., Derksen, A., Smit, C.E., Berbee, R., Ter Laak, T., Van Duijnhoven, N. and Ten Hulscher, D. 2017 Naar een strategie voor opkomende stoffen
Deltares, Delft, the Netherlands.
- Peralta-Maraver, I., Galloway, J., Posselt, M., Arnon, S., Reiss, J., Lewandowski, J. and Robertson, A.L. 2018. Environmental filtering and community delineation in the streambed ecotone. *Scientific Reports* 8(1), 15871.
- Poff, N.L. 1997. Landscape Filters and Species Traits: Towards Mechanistic Understanding and Prediction in Stream Ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16(2), 391-409.
- Posthuma, L. and Slootweg, J. 2021 Mensel toxische druk en de mate van belemmering in aquatische ecosystemen uitgedrukt als tellingen van daadwerkelijke aantallen aangetaste soorten in het veld. Achtergronddocument beschikbare kennis bij de sleutelfactor Toxiciteit. Versie 1, 30 oktober 2021. . Kennis Impuls Water Kwaliteit (ed).
- Posthuma, L., Slootweg, J., Pronk, T., De Baat, M.L. and Van den Berg, S. 2021a Classificatie en communicatie van de graad van chemische verontreiniging. Deltafact. Versie 30 oktober 2021., STOWA, Amersfoort, the Netherlands.
- Posthuma, L., Van Driezum, I. and Pronk, T. 2021b Chemische verontreiniging en effecten op ecologie en de zuiveringsinspanning. Achtergronddocument beschikbare kennis bij de sleutelfactor Toxiciteit. Versie 1, 30 oktober 2021. . Kennis Impuls Water Kwaliteit (ed).
- Posthuma, L., Van Driezum, I. and Pronk, T. 2021c Van toxische druk naar betere waterkwaliteit in Nederland. Deltafact. Versie 30 oktober 2021., STOWA, Amersfoort, the Netherlands.
- Posthuma, L., Van Driezum, I., Van Gils, J. and Pronk, T. 2021d De DPSIR-aanpak van de kaderrichtlijn water (KRW) en toepassing en nut voor de Ecologische Sleutel Factor Toxiciteit (versie 2.0). Achtergronddocument beschikbare kennis bij de sleutelfactor Toxiciteit. Versie 1, 30 oktober 2021. . Kennis Impuls Water Kwaliteit (ed).



- Posthuma, L., Zijp, M.C., De Zwart, D., Van de Meent, D., Globevnik, L., Koprivsek, M., Focks, A., Van Gils, J. and Birk, S. 2020. Chemical pollution imposes limitations to the ecological status of European surface waters. *Scientific Reports* 10(1), 14825.
- Pronk, T.E., Hofman-Caris, R.C.H.M., Vries, D., Kools, S.A.E., ter Laak, T.L. and Stroomberg, G.J. 2020a. A water quality index for the removal requirement and purification treatment effort of micropollutants. *Water Supply* 21(1), 128-145.
- Pronk, T.E., Vries, D., Kools, S.A.E., Hofman-Caris, R. and Stroomberg, G.J. 2020b. Removal requirement and purification treatment effort for Dutch Rhine water from 2000-2018, RIWZ-Rijn report
- Rapport, D. and Friend, A. 1979. Towards a comprehensive framework for environmental statistics. A stress-response approach <https://www.worldcat.org/title/towards-a-comprehensive-framework-for-environmental-statistics-a-stress-response-approach/oclc/21772350>.
- Shelford, V.E. (1929) *Laboratory and field ecology: the responses of animals as indicators of correct working methods*, Williams & Wilkins, Baltimore.
- STOWA 2018 *Handreiking KRW-doelen*, STOWA, Amersfoort, the Netherlands.
- Thomas, R.e. 1995 *A general strategy for integrated environmental assessment* the European Environment Agency, RIVM, Bilthoven, the Netherlands.
- Tonn, W.M. 1990. *Climate Change and Fish Communities: A Conceptual Framework*. *Transactions of the American Fisheries Society* 119(2), 337-352.
- Tonn, W.M., Magnuson, J.J., Rask, M. and Toivonen, J. 1990. *Intercontinental Comparison of Small-Lake Fish Assemblages: The Balance between Local and Regional Processes*. *The American Naturalist* 136(3), 345-375.
- Westcountry Rivers Trust 2015 *Dart & Teign Catchment Restoration Fund Report* Callington, Cornwall, United Kingdom.
- Wuijts, S. (2020) *Towards more effective water quality governance. Improving the alignment of social-economic, legal and ecological perspectives to achieve water quality ambitions in practice*, Thesis, Universiteit Utrecht.
- Wuijts, S., Driessen, P. and Van Rijswijk, H. 2018. *Towards More Effective Water Quality Governance: A Review of Social-Economic, Legal and Ecological Perspectives and Their Interactions*. *Sustainability* 10(4), 914.

