

ADVIES VOOR HET MONITOREN VAN DE ECOLOGISCHE WATERKWALITEIT

▶▶ KIWK 2022-02



Kennisimpuls
WATERKWALITEIT

ADVIES VOOR HET MONITOREN VAN DE ECOLOGISCHE WATERKWALITEIT

▶▶ KIWK 2022-02

Gea van der Lee,
Ralf Verdonschot en
Piet Verdonschot



▶▶ KIWK IN HET KORT

Dit rapport is geschreven in het kader van het project **Systeemkennis ecologie en waterkwaliteit** 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.

Kennisimpuls Waterkwaliteit.

Beter weten wat er speelt en wat er kan.

►► COLOFON

Opdrachtgever	Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK)
Auteurs	Gea van der Lee, Ralf Verdonschot en Piet Verdonschot (correspondentie: gea.vanderlee@wur.nl)
Gebruikerscommissie Kennisimpuls waterkwaliteit Systemkennis ecologie en waterkwaliteit	
Marjoke Muller	Rijkswaterstaat WVL
Gerard ter Heerdt	Waternet
Arnold Osté	Waterschap Rivierenland
Nikki Dijkstra	Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden, voorzitter
Hermen Klomp	Waterschap Hunze en Aa's
Roger Meijs	Hoogheemraadschap van Delfland
Gertie Schmidt	Waterschap Vechtstromen
Bas van der Wal	STOWA
Ineke Barten	Waterschap De Dommel
Sandra Roodzand	Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier
Peter van Puijenbroek	Planbureau voor de Leefomgeving
Esther de Jong	Waterschap Limburg
Vormgeving	Shapeshifter.nl Utrecht
Beeldmateriaal	Piet Verdonschot
STOWA-rapportnummer	2022-02
ISBN	978.90.5773.955.2
DOI	https://doi.org/10.18174/560601
Leesgroep	Roger Meijs (Hoogheemraadschap van Delfland), Barend van Maanen en Esther de Jong (Waterschap Limburg)
Wijze van citeren	Van der Lee G.H., Verdonschot R.C.M. en Verdonschot P.F.M. (2021). Advies voor het monitoren van de ecologische waterkwaliteit. Notitie Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK), Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen UR, Wageningen. pp. 28.
Trefwoorden	Monitoren, waterkwaliteit, ecologie, toestand, trend, diagnose, maatregel-effect
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.
Disclaimer	Deze uitgave is met de grootst mogelijke zorg samengesteld. Niettemin aanvaarden de auteur(s) en de uitgever geen enkele aansprakelijkheid voor mogelijke onjuistheden of eventuele gevolgen door toepassing van de inhoud van dit rapport.

▶▶ VOORWOORD

Geachte lezer,

Sinds de invoering van de Kaderrichtlijn water (KRW) is het signaleren van eventuele achteruitgang van aquatische systemen en het uitvoeren van herstelopgaven steeds belangrijker geworden. Dit heeft ervoor gezorgd dat het stellen van een diagnose en het kennen van maatregel-effect relaties ook steeds relevanter is geworden. Het monitoren om de toestand van het aquatische ecosysteem te bepalen, zoals die nu vaak door de waterbeheerders wordt uitgevoerd, leent zich onvoldoende voor het stellen van diagnoses omdat er andere eisen worden gesteld aan de opzet van het monitoringsprogramma.

Het doel van dit rapport is om per monitoringsdoel richtlijnen te geven voor een doelgerichte monitoringsopzet. De aandacht in de rapportage gaat daarom uit naar richtlijnen en aandachtspunten bij het vaststellen van trends, de diagnose van stressoren en het inzicht krijgen in maatregel-effect relaties. Het rapport biedt een handvat voor het opstellen van nieuwe monitoringsprogramma's en geeft de theoretische achtergronden bij het waarom en hoe.

Dr. Nikki Dijkstra (Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden)

Voorzitter gebruikerscommissie 'Systeemkennis en Ecologie' Kennisimpuls Waterkwaliteit

▶▶ INHOUD

	Kennisimpuls Waterkwaliteit in het kort	2
	Voorwoord	4
	Samenvatting	6
1	INLEIDING	10
1.1	Huidige monitoring	10
1.2	Vaststellen van trends	11
1.3	Diagnose	13
1.4	Maatregel-effect-relaties	14
1.5	Doel monitoringsadvies	16
1.6	Kernvragen	16
1.7	Leeswijzer	17
2	RICHTLIJNEN MONITORING 18	18
2.1	WAAROM monitoren?	18
2.2	WAT te meten (doel- of indicatorvariabelen)	18
2.3	HOE, WAAR en WANNEER meten?	21
2.4	HOE data verwerken en interpreteren?	25
3	KENNISLEEMTES	28
4	CONCLUSIES	30
5	LITERATUUR	31

►► SAMENVATTING

In Nederland bestaat het grootste deel van de monitoring in stilstaande en stromende wateren uit het meten van een voorgeschreven set parameters met standaardmethoden. Deze metingen vinden grotendeels plaats op vaste meetpunten, die samen het meetnet vormen. Op basis van deze monitoring wordt gewoonlijk de toestand vastgesteld met kwaliteitselementen voorgeschreven in de Kaderrichtlijn Water (KRW). De locaties worden met een bepaalde frequentie gemeten. De meetfrequentie varieert per parameter; van maandelijks voor fysisch-chemische parameters tot eenmaal per 3 tot 6 jaar voor de flora en fauna. Soms worden meetpunten verplaatst of extra meetpunten toegevoegd, die volgens dezelfde systematiek worden bemonsterd en beoordeeld. Indien meetpunten langjarig en frequent volgens een vast protocol worden bemeaten, is het naast het vaststellen van de toestand ook mogelijk trends te detecteren. Deze monitoring wordt daarom toestand- en trendmonitoring genoemd.

Het signaleren van degradatie van aquatische systemen en de herstelopgaven die hiermee samenhangen heeft ervoor gezorgd dat het stellen van een diagnose en het kennen van maatregel-effect-relaties steeds belangrijker is geworden. De toestandsbepalingen, zoals die op dit moment wordt uitgevoerd, lenen zich vaak onvoldoende voor dit type monitoringsdoelen, omdat er andere eisen gesteld worden aan de opzet van het monitoringsprogramma.

Het doel van dit rapport is om per monitoringsdoel richtlijnen op te stellen voor een doelgerichte monitoringsopzet.

Richtlijnen voor het uitvoeren van een toestandsbepaling zijn al uitgebreid beschreven omdat ze de basis vormen van de huidige meetnetten en worden daarom slechts zijdelings besproken in deze rapportage. Dit geldt niet voor de trendmonitoring; om trends vast te kunnen stellen worden aanvullende eisen gesteld, waar in de praktijk vaak niet aan wordt voldaan. De aandacht in de rapportage gaat daarom uit naar richtlijnen en aandachtspunten bij het vaststellen van trends, de diagnose van stressoren en het inzicht krijgen in maatregel-effect-relaties.

Deze drie vormen van monitoring zijn in de rapportage verder uitgewerkt aan de hand van verschillende stappen, waarvan de belangrijkste elementen hieronder in tabelvorm zijn weergegeven.

WAAROM KIEZEN VOOR EEN BEPAALDE MONITORINGSOPZET?

Trend	Diagnose	Maatregel-effect
<ul style="list-style-type: none">- Volgen van generieke veranderingen- Vroegtijdig duiden van veranderingen- Waarnemen van zeldzame of vooraf onbekende omstandigheden- Inzicht verkrijgen in tijdvertragingen- Onderzoeken van het effect van stressoren op meerdere generaties van een populatie	<ul style="list-style-type: none">- Het detecteren van knelpunten en de achterliggende factoren, zodat de meest effectieve maatregel(en) kunnen worden genomen	<ul style="list-style-type: none">- Informatie leveren over de effectiviteit van maatregel(en), zodat via deze kennis een terugkoppeling kan plaatsvinden naar het beheer en/of het beleid, wat kan leiden tot bijstelling of voortzetting van de maatregel(en)

WELKE PROBLEMEN WORDEN ERVAREN BIJ DE HUIDIGE MONITORING?

Trend	Diagnose	Maatregel-effect
<ul style="list-style-type: none"> - Niet voldoende meetjaren (in vergelijkbare seizoenen) - Variatie en onzekerheid door verschillen in monsternamen, uitzoeken en determineren - Veel locaties met voldoende meetjaren bevinden zich in het grensgebied waardoor ze minder representatief zijn voor trends die in Nederland plaatsvinden 	<ul style="list-style-type: none"> - Knelpunten in abiotische parameters in de tijd die moeilijk te vangen zijn met huidige meetfrequentie fysische-chemie, hydrologie en morfologie - Te weinig ruimtelijke dekking i.c.m. versnipperd landgebruik - KRW maatlaten bevatten geen diagnostische methoden 	<ul style="list-style-type: none"> - Geen of beperkte (<3 jaar) metingen voorafgaand aan de maatregel(en), waardoor geen goed beeld is van de nul-situatie - Geen controle meetpunten, waardoor geen onderscheid kan worden gemaakt met grootschaligere (stroomgebied, polder) ontwikkelingen

WELKE DOEL- OF INDICATORVARIABLEN ZIJN PASSEND BIJ HET MONITORINGSDOEL?

Trend	Diagnose	Maatregel-effect
<ul style="list-style-type: none"> - Alle ecologische indicatorgroepen (macrofauna, vis, waterplanten, algen) - Mogelijk ook flora en fauna van het beekdal of andere lage terreindelen te betrekken 	<ul style="list-style-type: none"> - Macrofauna zijn zeer geschikt als ecologische indicatorgroep (reageren op een breed scala aan stressoren, levenscyclus komt overeen met de ruimtelijke en temporele schaal waarop beheersmaatregelen worden genomen) - Directe metingen van abiotische processen 	<ul style="list-style-type: none"> - Meest geschikte variabelen afhankelijk van gebied en project - Gekozen variabelen worden beïnvloed door de genomen maatregel(en). Een conceptueel model kan hier inzicht in geven - Abiotische milieuprocessen kunnen aanvullend op de biotische respons variabelen op korte termijn inzicht geven in effectiviteit maatregel(en)

HOE KAN DE VERZAMELDE DATA WORDEN VERWERKT EN GEÏNTERPRETEERD?

Trend	Diagnose	Maatregel-effect
<ul style="list-style-type: none"> - Interpretatie op basis van gekwantificeerde kennis van soorten en hun biotische en abiotische milieu - Statistische analyse met bijv. lineaire of polynomiale regressie, gemixte modellen, 'change-point' analyse, populatiemodellen 	<ul style="list-style-type: none"> - Interpretatie op basis van gekwantificeerde kennis van soorten en hun biotische en abiotische milieu - Statistische analyse met bijv. RLQ analyse, correspondentie analyse (CA), conditional inference trees, fuzzy correspondentie analyse, negative binomial regression models (NBM), generalized joint attribute modeling (GJAM) 	<ul style="list-style-type: none"> - Interpretatie op basis van gekwantificeerde kennis van soorten en hun biotische en abiotische milieu - Statistische analyse met bijv. Principal Response Curve methode (PRC), lineaire modellen (variantie analyses), interventie analyses of Bayesiaanse hiërarchische modellering

HOE, WAAR EN WANNEER KAN HET BESTE GEMETEN WORDEN?

Trend	Diagnose	Maatregel-effect
<ul style="list-style-type: none"> - Vastleggen van een selectie van locaties op nationaal niveau in verschillende watertypen, die worden omgeven door verschillend landgebruik. Ook overlap met meetpunten die in het verleden over lange termijn en gestandaardiseerd zijn bemonsterd - Kleine variatie en onzekerheid dient te worden bereikt door: <ul style="list-style-type: none"> o Voldoende grote monsters (alle aanwezige habitats) o Verschillende seizoenen (voorjaar en najaar voor macrofauna) per jaar o Gestandaardiseerde methode (bij voorkeur door één instantie uitgevoerd, waarbinnen strikte certificering en kwaliteitscontrole wordt toegepast) o Het standaardiseren van de gebruikte determinatieliteratuur 	<ul style="list-style-type: none"> - Dichte dekking op groter ruimtelijk schaalniveau (bijv. stroomgebied, polder) <ul style="list-style-type: none"> o Stratificatie van het waterlichaam op basis van gebiedskennis (bodem, landgebruik etc.) met uitzondering van moeilijktoegankelijke gebieden o Kans-steekproef door minimaal drie meetpunten per stratum te loten - De diagnose van de stressoren wordt nauwkeuriger door de metingen (op opnieuw gelote meetpunten) te herhalen in de tijd. - Abiotische milieuprocessen dienen te worden gemeten afhankelijk van de tijdsspanne waarbinnen de relevante processen in het jaar verlopen 	<ul style="list-style-type: none"> - Voor/ na/ controletraject/ maatregeltraject- ontwerp ('BACI-design'): <ul style="list-style-type: none"> o Minimaal drie meetjaren voor maatregel om nulsituatie te kwantificeren o Minimaal vier meetjaren na maatregel om effecten te evalueren o In het maatregel- en controletraject om de temporele veranderingen in ecologie die maatregel-onafhankelijk zijn uit te schakelen

Kennisleemtes

Dit rapport geeft richtlijnen voor een doelgerichte monitoringsopzet, maar is gebaseerd op een theoretisch kader. Een belangrijk aandachtspunt is daarom het optimaliseren van de juiste meetfrequentie en ruimtelijke schaal van meten in de praktijk: Hoeveel herhalingen zijn minimaal nodig? Wanneer kan het beste gemeten worden? Hoe moeten de meetpunten over het waterlichaam verdeeld zijn om uitspraken te kunnen doen?

Daarnaast zijn er belangrijke kennishiaten op het gebied van de interpretatie van de verzamelde gegevens. Voor de interpretatie van de abiotische gegevens dienen aspecten als de intensiteit, frequentie, voorspelbaarheid en duur van de relevante processen te worden gekoppeld aan de knelpunten voor organismen. Voor de biologie zijn bijvoorbeeld ecologische milieu- en habitatpreferenties een stap in de goede richting, maar behoeven: 1.) een verbetering van de bestaande indicatiewaarden voor alle organismegroepen, en 2.) een aanvulling van de indicatorenlijsten op tenminste de aspecten biologische aanpassingen, interacties met andere soorten en dispersie-/connectiviteitskenmerken.

Conclusies en aanbevelingen voor het waterbeheer

1. Selectie van meetpunten binnen de huidige waterschapsmeetnetten die expliciet het vaststellen van trends als doel hebben

Naast de bestaande meetnetten waarmee de toestand van waterlichamen wordt vastgesteld, is het belangrijk meer aandacht te besteden aan de criteria die nodig zijn om uit deze gegevens trends te kunnen afleiden. Trends vaststellen is nu vaak geen expliciet doel, waardoor het risico bestaat dat tijdreeksen onderbroken worden en de trendbeoordeling in gevaar komt. Als borging wordt daarom aanbevolen Lange Termijn Ecologische Monitorings-meetpunten (LTEM) te selecteren binnen de meetnetten van de waterschappen en deze beleidsmatig vast te leggen. Op deze meetpunten moet vervolgens binnen een strikt gestandaardiseerd protocol gemeten worden.

2. Meer aandacht voor de diagnose van stressoren en maatregel-effect-monitoring in monitoringsprogramma's

Er zijn investeringen nodig in monitoring ten behoeve van het stellen van diagnoses en het beter begrijpen van maatregel-effect relaties. De huidige opzet van de monitoring voldoet onvoldoende voor deze doelen.

Het stellen van een diagnose en het begrijpen van de achterliggende processen vraagt om goede gegevens in ruimte en tijd voor specifieke (combinaties van) stressoren. Met deze kennis kan vervolgens bepaald worden welke maatregelen of maatregelpakketten het meest effectief zullen zijn op een locatie. Opschalen in de ruimte en tijd, oftewel een gebiedsdekender insteek met frequentere metingen, kan bijvoorbeeld worden gerealiseerd door quickscan-methoden, moleculaire technieken of sensortechnologie toe te passen.

Om diagnoses te stellen en maatregel-effect-relaties te bepalen is het nodig om in de monitoring te gaan werken met controletrajecten en het uitvoeren van nulmetingen (minimaal drie meetjaren voor de maatregel) om respectievelijk de autonome ontwikkelingen en de uitgangssituatie vast te stellen. Als de monitoring vervolgens minimaal vier meetjaren na het nemen van de maatregel(en) wordt voortgezet, kan een goed gefundeerd inzicht worden verkregen in de effecten van de maatregel(en). Door het uitvoeren van maatregel-effectmonitoring volgens dit zogenoemde voor-na-controle-impact(maatregel)-ontwerp (het 'BACI-design') wordt in beeld gebracht welke maatregelen wel en niet werken in specifieke watersystemen en welke randvoorwaarden dit bepalen.

Door monitoring uit te voeren die beter past bij de doelen, komt ook beter in beeld welke maatregelen wel en niet werken in bepaalde situaties, waardoor in de toekomst de meest effectieve en kostenefficiënte maatregelen kunnen worden ingezet. De initiële investering die dit type monitoring met zich meebrengt gaat daardoor na verloop van tijd renderen. Daar komt bij dat via de toegenomen kennis van het functioneren van aquatische ecosystemen en de achterliggende mechanismen de extrapolatie van kennis uit de specifieke studies wordt vergemakkelijkt, waardoor opschaling binnen een beheergebied of regio mogelijk wordt.

▶▶ 1 INLEIDING

1.1 HUIDIGE MONITORING

Oppervlaktewateren kunnen worden gemonitord met als doel: (1) de toestand te beoordelen, (2) trends te evalueren, (3) diagnoses te stellen en (4) maatregel-effect-relaties te bepalen. Tot de eeuwwisseling had de monitoring van de ecologische waterkwaliteit vooral als doel de toestand van het oppervlaktewater te bepalen (toestand-monitoring). Het beschrijven van de toestand geeft een oordeel van de waterkwaliteit op een bepaalde plaats op een bepaald moment. Wordt de toestand in de tijd herhaaldelijk vastgesteld dan levert dit inzicht in (lange-termijn) trends voor zowel de effecten van menselijke activiteiten als veranderingen in natuurlijke omstandigheden (trendmonitoring). Met de komst van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) in 2000 werden ook de monitoringsvormen ‘operationele monitoring’ en ‘monitoring nader onderzoek’ geformaliseerd. Beide worden verricht om te achterhalen waarom één of meer waterlichamen de kwaliteitsdoelstellingen niet bereiken (diagnostische monitoring) en om de effectiviteit en het doelbereik van de uitgevoerde herstelmaatregelen te beoordelen (maatregel-effectmonitoring) (Verdonschot *et al.* 2018).

Sinds medio 2000 bestaat het merendeel van de monitoring in Nederland uit het meten van een voorgeschreven set parameters met standaardmethoden conform de richtlijnen van de KRW om de toestand vast te stellen. Het zwaartepunt van de monitoring ligt op de biologie (biologische kwaliteitselementen macrofauna, vis, waterplanten, algen) en de fysisch-chemische waterkwaliteit (bijv. zuurstofgehalte en nutriëntenconcentraties, maar ook prioritaire en specifiek verontreinigende stoffen). Daarnaast wordt een mix van ondersteunende biologische, hydrologische en morfologische parameters genoteerd; de zogenoemde meetpunt- en monstervariabelen (Verdonschot *et al.* 2020). Deze landelijke monitoringsaanpak is gedetailleerd beschreven in het Handboek Hydrobiologie (Bijkerk 2014).

Iedere waterbeheerder heeft een meetnet van meestal vaste monsterpunten waar monitoring wordt uitgevoerd. De keuze is een combinatie van historie, (bijzondere) eigenschappen van de wateren, bereikbaarheid voor de monsternemers en beleidskaders: waterlichamen KRW, N2000, provinciale doelen (bijv. oppervlaktewateren met een bijzondere ecologische kwaliteit in Gelderland: HEN en SED wateren), grensoverschrijdende wateren enzovoorts. De parameters worden met een bepaalde frequentie gemeten, bijvoorbeeld maandelijks voor fysisch-chemische parameters, 3-jaarlijks voor macrofauna en 6-jaarlijks voor vis. Soms worden meetpunten verplaatst in de tijd of worden extra meetpunten toegevoegd, die volgens dezelfde systematiek worden bemonsterd en beoordeeld.

Monitoring wordt vrijwel altijd op dezelfde manier uitgevoerd, ondanks dat de doelen van de monitoring verschillend kunnen zijn (Verdonschot *et al.* 2018). De maatregel-effectiviteit-, casus- en tijdreeksanalyses van de Kennisimpuls waterkwaliteit laten echter zien dat toestandsbepalingen niet altijd voldoende informatie geven om trends te detecteren, een diagnose te stellen of maatregel-effect-relaties vast te stellen. Het probleem is dat de verbanden waarnaar gezocht wordt, gemaskeerd kunnen worden door patronen die het gevolg zijn van andere factoren, bijvoorbeeld de manier waarop gemonitord is (Tabel 1). Dit maakt het moeilijk de stap te zetten van aanwijzingen die de data geven in relatie tot kennis van de onderzochte systemen naar het vaststellen van causale verbanden met de bijbehorende statistische onderbouwing. Juist het kennen van de causale verbanden is voor waterbeheerders essentieel om effectieve maatregelen te kunnen nemen. In de volgende paragrafen wordt dieper ingegaan op de achterliggende knelpunten.

TABEL 1

Overzicht van potentiële knelpunten bij de toepassing van monitoringsdata wanneer deze wordt ingezet voor het vaststellen van trends, het stellen van diagnoses en het ontdekken van maatregel-effect-relaties.

Doel	Trend	Diagnose	Maatregel-effect
Analyse knelpunten in monitorings-datasets	<ul style="list-style-type: none"> - Niet voldoende meetjaren (in vergelijkbare seizoenen) - Variatie en onzekerheid door verschillen in monsternamen, uitzoeken en determineren - Veel locaties met voldoende meetjaren bevinden zich in grensregio's, waardoor ze minder representatief zijn voor trends die in Nederland plaatsvinden 	<ul style="list-style-type: none"> - Knelpunten in abiotische parameters in de tijd die moeilijk te vangen zijn met huidige meetfrequentie fysisch-chemische parameters, hydrologie en morfologie - Te weinig ruimtelijke dekking, i.c.m. versnipperd landgebruik - KRW maatlatten bevatten geen diagnostische methoden 	<ul style="list-style-type: none"> - Geen of beperkte (<3 jaar) metingen voorafgaand aan de maatregel(en), waardoor er geen goed beeld is van de nul-situatie - Geen controle meetpunten, waardoor geen onderscheid kan worden gemaakt tussen de gevolgen van de maatregelen en grootschaligere (stroomgebied, polder) ontwikkelingen

1.2 VASTSTELLEN VAN TRENDS

Het minimaal aantal meetjaren dat nodig is om trends te detecteren hangt af van de sterkte van de trend en de natuurlijke variabiliteit die in een systeem optreedt. Er zijn relatief veel metingen nodig om uitspraken te kunnen doen over trends. White (2019) schat op basis van fluctuaties in de populaties van verschillende diersoorten in dat er gemiddeld ten minste 15 meetjaren nodig zijn om trends te detecteren. Een analyse van het herstel van macrofaunalevensgemeenschappen in beken van een periode van verzuring liet zien dat de eerste veranderingen na 15 meetjaren fragmentarisch aantoonbaar waren en dat na 20 meetjaren de trends met meer zekerheid konden worden aangetoond (Murphy *et al.* 2014).

Een recente analyse van tijdreeksen van macrofauna in de Nederlandse wateren laat zien dat veel meetpunten niet voldoende metingen hebben om een trendanalyse op uit te kunnen voeren (Van der Lee *et al.* 2021a). Op veel locaties wordt namelijk met een lage frequentie gemonitord, bijvoorbeeld 3-jaarlijks voor macrofauna en zelfs 6-jaarlijks voor vis. Met het minimum van 15 meetjaren in gedachte (zie hierboven) is de consequentie dat over een zeer lange periode moet worden bemonsterd om voldoende metingen te hebben voor een trendanalyse. Voor macrofauna komt dit bijvoorbeeld neer op een tijdsperiode van 45 jaar en voor vis zelfs op 90 jaar.

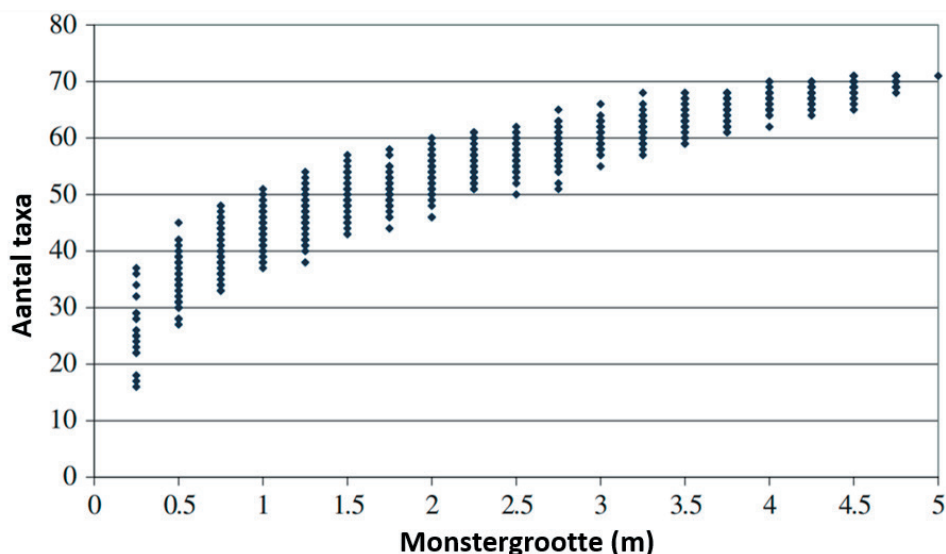
Het komt regelmatig voor dat meetpunten worden verschoven van locatie, waardoor de tijdreeksen onderbroken worden. Ook zijn er in de tijd verschuivingen geweest van het seizoen waarop bemonsterd wordt. In de loop van de tijd is voor macrofauna bijvoorbeeld de nadruk komen te liggen op bemonsteringen in het voorjaar i.v.m. betere herkenbaarheid van soorten binnen indicatieve groepen zoals kokerjuffers, steenvliegen en haften. Meetreeksen in het najaar zijn vaak niet systematisch voorgezet. Idealiter wordt in beide seizoenen gemeten, omdat anders soorten die in een bepaald seizoen voorkomen en niet in het andere seizoen, worden gemist.

Daarnaast neemt met de lengte van de tijdreeks ook de variatie en onzekerheid door verschillen in monsternamen, manier van uitzoeken van het materiaal en de kennisniveau van determinatiekenmerken (Clarke & Hering 2006). Dit laatste hangt samen met de ontwikkeling van het kennisniveau binnen het vakgebied. Voor macrofauna is dit bijvoorbeeld pas vanaf de jaren '70-'80 van de vorige eeuw tot ontwikkeling is gekomen in combinatie met voortschrijdende technologische ontwikkelingen waardoor kenmerken beter zichtbaar, gedocumenteerd en onder vakgenoten gecommuniceerd konden worden.

Hoewel in het Handboek Hydrobiologie de landelijke monitoringsaanpak is beschreven, is dit geen protocol maar een richtinggevend advies, waarbij soms meerdere interpretaties van de richtlijnen mogelijk zijn. In de praktijk ontstaat daardoor variatie door eigen inzichten en interpretaties van de monsternemers. Ook worden er soms aanpassingen gedaan aan het meetprotocol door de veldmedewerker om de bemonstering werkbaar te houden, bijvoorbeeld bij dichte kroosbedekking.

FIGUUR 1

De relatie tussen het aangetroffen aantal taxa en de monstergrootte op basis van fijn organisch materiaal monsters uit de Molenbeek (Vlek et al. 2006).



Het voor de macrofauna bepalen van de monsterlengte aan de hand van de diversiteit aan substraten in plaats van een standaardlengte met een verdeling naar dominante habitattypen is een belangrijke bron van dit type variatie, net zoals het nemen van kleinere monsters of sub-samplen van materiaal om tijd te besparen bij de verwerking in het laboratorium en dit omrekenen naar 5-m-monsters. Des te meer habitat er bemonsterd wordt, des te meer taxa er aangetroffen zullen worden en omgekeerd hoe minder er bemonsterd wordt hoe lager het aantal taxa (Figuur 1, Vlek et al. 2006). Deze variatie is nooit helemaal weg te nemen, maar standaardprotocollen in combinatie met goede training kunnen de mate van standaardisatie ten goede komen. Een goede documentatie, bijvoorbeeld de bemonsterde substraten en bijbehorende geschepte meters kan achteraf de interpretatie vergemakkelijken en biedt soms mogelijkheden om correcties op de data uit te voeren om deze te homogeniseren. Minimalisatie in de variatie en onzekerheden in de data zal het uitvoeren van tijdreeksanalyses in de toekomst verbeteren.

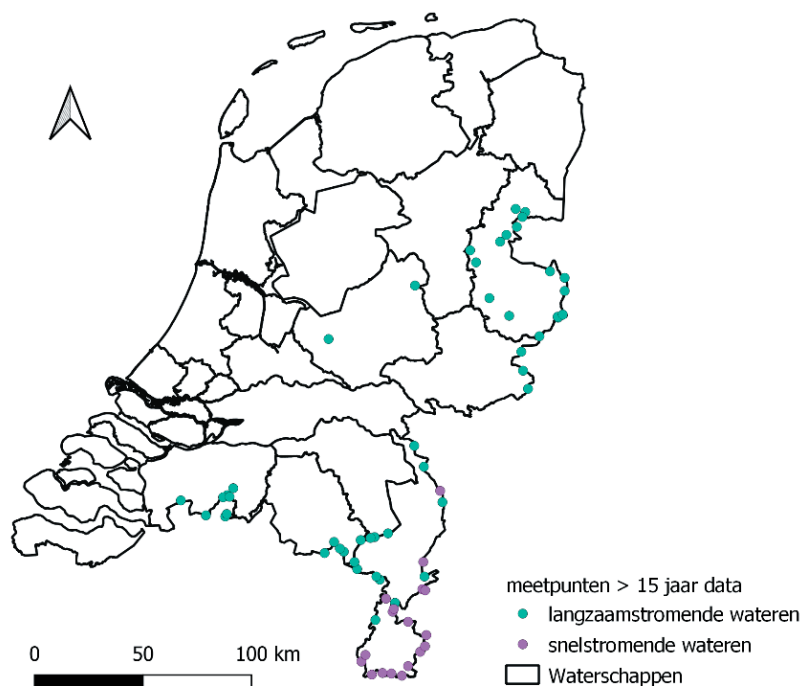
Feit blijft dat de oude data een gegeven zijn, hier kan niks meer aan veranderd worden. Het is daarom belangrijk om te blijven zoeken naar manieren om met de onzekerheden die deze data in zich heeft om te kunnen gaan in analyses. Immers vertellen veranderingen die in het verleden hebben plaatsgevonden ons veel over degradatie en herstel van aquatische ecosystemen en kunnen zo bruikbare informatie opleveren die we nu kunnen toepassen. Een mogelijkheid is te zoeken naar overeenkomsten door de tijd heen, bijvoorbeeld door te kijken naar het voorkomen van onmiskenbare soorten.

Tenslotte kwam er in het tijdreeksonderzoek (Van der Lee et al. 2021a) bij het bepalen van trends in macrofauna op basis van de huidige monitoringsdata nog een ander patroon naar voren, namelijk dat de langste meetreeksen uit voornamelijk grensoverschrijdende stromende wateren bestaan (Figuur 2). De op de landsgrenzen met België en Duitsland gelegen

meetpunten hebben als probleem dat ze voornamelijk worden beïnvloed door veranderingen bovenstrooms, waarmee ze minder representatief zijn voor de Nederlandse situatie omdat de context anders kan zijn in termen van bijvoorbeeld landgebruik, industrie en waterbeheer.

FIGUUR 2

Ligging macrofauna-meetpunten met meer dan 15 meetjaren tussen 1980 en 2020, die op een gestandaardiseerde manier is verzameld in stromende wateren.



1.3 DIAGNOSE

De toestand van veel als waterlichaam aangeduide stilstaande en stromende wateren in Nederland is momenteel ontoereikend (Compendium voor de Leefomgeving 2019). Voor deze waterlichamen is herstel noodzakelijk om in 2027 aan de doelen van de KRW te voldoen. Om effectieve maatregel(en) te kunnen nemen om het gewenste herstel te realiseren moet per waterlichaam een diagnose van de oorzaken van de ontoereikende biologische toestand worden gesteld. De KRW-methode is hiervoor vaak ontoereikend, omdat deze niet alle achterliggende factoren in beeld brengt die bepalen in welke toestand het water zich bevindt.

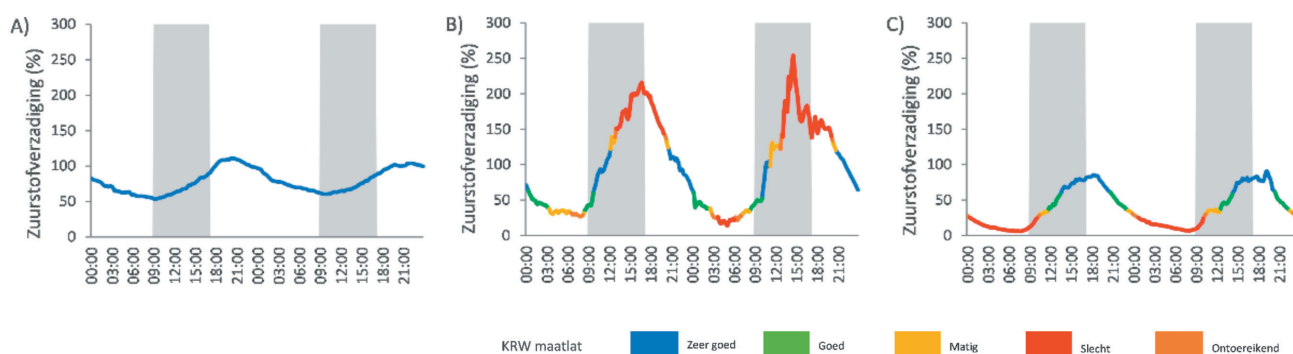
De huidige beoordeling van de biologie met de KRW-maatlatten geeft de toestand van het waterlichaam van 'slecht' tot 'zeer goed' op basis van het voorkomen van positieve en negatieve indicatoren. Zo'n beoordeling geeft echter geen indicatie van de knelpunten en de achterliggende factoren die bepalen in welke toestand het water zich bevindt. Deze diagnose ligt (deels) besloten in de autoecologie van de afzonderlijke soorten, de milieu- en habitatpreferenties en biologische eigenschappen ('traits'). De aan- of afwezigheid van bepaalde indicatorsoorten zegt daarmee iets over het milieu op de monsterlocatie, waarbij dit ook nog eens een integratie is van de omstandigheden over een langere tijdsperiode. Zijn milieugegevens daarmee overbodig? Nee, want de biologie kan een vertekend beeld geven. Soorten kunnen na herstel van het systeem niet terugkeren omdat ze er simpelweg niet meer kunnen komen door de aanwezigheid van migratiebarrières en/of een gebrek aan bronpopulaties (Verdonschot & Van der Lee 2021). Anderzijds kan een situatie ook als te positief beoordeeld worden door uitstralingseffecten vanuit gebieden met grote populaties of een vertraagde respons van bijvoorbeeld planten die nog jaren kunnen blijven staan nadat de omstandigheden niet meer geschikt zijn.

De verklarende abiotische variabelen die naast de biologie worden gemeten (fysisch-chemische, hydrologische en morfologische kwaliteitselementen), zijn ook niet altijd toereikend omdat de oppervlaktewateren worden bemeaten als statische systemen, waarbij de meetintensiteit in de ruimte ijl is en in de tijd laagfrequent (Verdonschot *et al.* 2020, Van der Lee *et al.* 2021). Zoetwaterecosystemen zijn dynamisch in ruimte en tijd, variërend van de afvoerpatronen in beken tot de zuurstofdynamiek in sloten (Verdonschot 2012, De Brouwer 2020, Van der Lee 2020).

Het abiotische milieu varieert over de seizoenen, van dag tot dag en afhankelijk van bijvoorbeeld neerslag, en zelfs binnen dagen door de dag-nacht cycli in licht en temperatuur. Voor organismen is bijvoorbeeld de zuurstofhuishouding, afvoerpieken, het chloridegehalte of het temperatuurverloop essentieel, maar de knelpunten hierin treden in veel waterlichamen maar incidenteel op. Echter, kan een eenmalige overschrijding van de tolerantiegrenzen van organismen ervoor zorgen dat deze op een locatie verdwijnen. Met de huidige monitoringsprogramma's zijn deze momenten moeilijk te vangen (Skarbøvik & Roseth 2015, Verdonschot *et al.* 2020, Van der Lee *et al.* 2021). Voor zuurstof treden deze knelpunten bijvoorbeeld s' nachts of in de vroege ochtend op en worden dus niet later op de dag waargenomen, zoals een voorbeeld in **Figuur 3** voor laagveensloten laat zien. De monitoring sluit niet altijd goed aan op deze dynamiek, waardoor belangrijke knelpunten die de kwaliteit beïnvloeden gemist kunnen worden en ze zo hun rol als ondersteunende parameters voor de KRW-beoordeling niet goed kunnen vervullen. Bij de biologie speelt dit iets minder sterk omdat het voorkomen van soorten een resultante is van een langere periode, maar daarvoor geldt nog steeds dat de meetintensiteit in de pas moet lopen met de levenscycli van de te onderzoeken organismegroepen.

FIGUUR 3

Zuurstofhuishouding in drie laagveensloten (KRW watertype M1a) langs een eutrofiëringsgradiënt: A) mesotroof, B) eutroof en C) hypertroof (Van der Lee *et al.* 2021). De zuurstofverzadiging is gekleurd op basis van het kwaliteitsoordeel op de KRW maatlat. Het tijdsblok waarin veldmedewerkers standaard een zuurstofmeting doen is aangegeven met grijze balken. De metingen zijn op 10 cm diepte in de zomer genomen met HOBO U26 zuurstofloggers van Onset (02/09/2016 - 03/09/2016).



De mate van stress varieert niet alleen in de tijd, maar ook in de ruimte. Deze ruimtelijke variatie is bijvoorbeeld het gevolg van het landgebruik, dat vaak sterk versnipperd is. In de huidige meetnetten wordt er van uitgegaan dat één of enkele metingen van de toestand in een waterlichaam representatief is/zijn voor het gehele waterlichaam, zeker voor de biologische kwaliteitselementen (Keizer-Vlek *et al.* 2012). De gedachte hierbij is dat dominante stressoren op een relatief grote landschappelijke schaal invloed uitoefenen op het systeem en daardoor terug te zien zijn op iedere willekeurige plek in een beek of sloot. Deze aanname is echter sterk context-afhankelijk. Lokale factoren kunnen immers een grote negatieve invloed uitoefenen op een traject of gedeelte binnen een waterlichaam, te denken aan intensief bemeste percelen, overstorten, kunstwerken, peilbeheer, scheepvaart enzovoorts. In stromende wateren, meren die een instroom hebben en polders waar water in en uit gelaten wordt werken deze lokale effecten door binnen het afwaterings- of peilgebied.

Vice versa kunnen lokale effecten ook positief doorwerken, zoals plekken met sterke relatief voedselarme kwel, intacte land-water overgangen aan de rand van plassen en sloten, bospercelen die voor beschaduwing zorgen in stromende wateren. kunstwerken en in positieve zin bospercelen, trajecten met een groter verhang, kwelplekken enzovoorts. Voor het detecteren van dit soort effecten is een hogere ruimtelijke dekking binnen een stroomgebied of polder nodig. Echter, omdat op een locatie vaak verschillende stressoren en ruimtelijke schaal van effecten door elkaar spelen (multistress) is het vaststellen van de causale verbanden lastig. Het uitvoeren van (veld-)experimenten kan hierbij meer inzicht verschaffen.

1.4 MAATREGEL-EFFECT-RELATIES

Veel waterkwaliteitsmaatregelen worden uitgevoerd terwijl de randvoorwaarden voor een optimale effectiviteit in de praktijk niet goed bekend zijn, zoals het aanleggen van natuurvriendelijke oevers (NVO's) langs sloten en kanalen, het hermeanderen van beken en riviertjes en het ontwikkelen van moerassen (Dos Reis Oliviera *et al.* 2020). De aandacht gaat vooral uit naar de uitvoering van projecten en niet of minder naar de monitoring ervan, wat ingegeven is door de wens de gestelde doelen voor de KRW in 2027 te halen in combinatie met dat het soms als lastig ervaren wordt budget gealloceerd te krijgen voor de monitoring. Om de maatregelen te evalueren wordt daarom vaak gebruik gemaakt van bestaande meetpunten binnen de waterschapsmeetnetten. Het is echter lastig om op basis van deze gegevens de effectiviteit van de genomen maatregelen vast te stellen, omdat hiervoor niet op de juiste plekken en momenten in de tijd is gemeten (Dos Reis Oliviera *et al.* 2020). Het gaat hierbij om twee onderdelen in het meetprogramma: controle en impact locaties en voor en na metingen. Omdat de effecten van lokale maatregelen zowel worden beïnvloed door de situatie ter plekke als door factoren die spelen op een grotere ruimtelijke schaal moet je voor beide corrigeren voordat je het effect van een maatregel kan duiden.

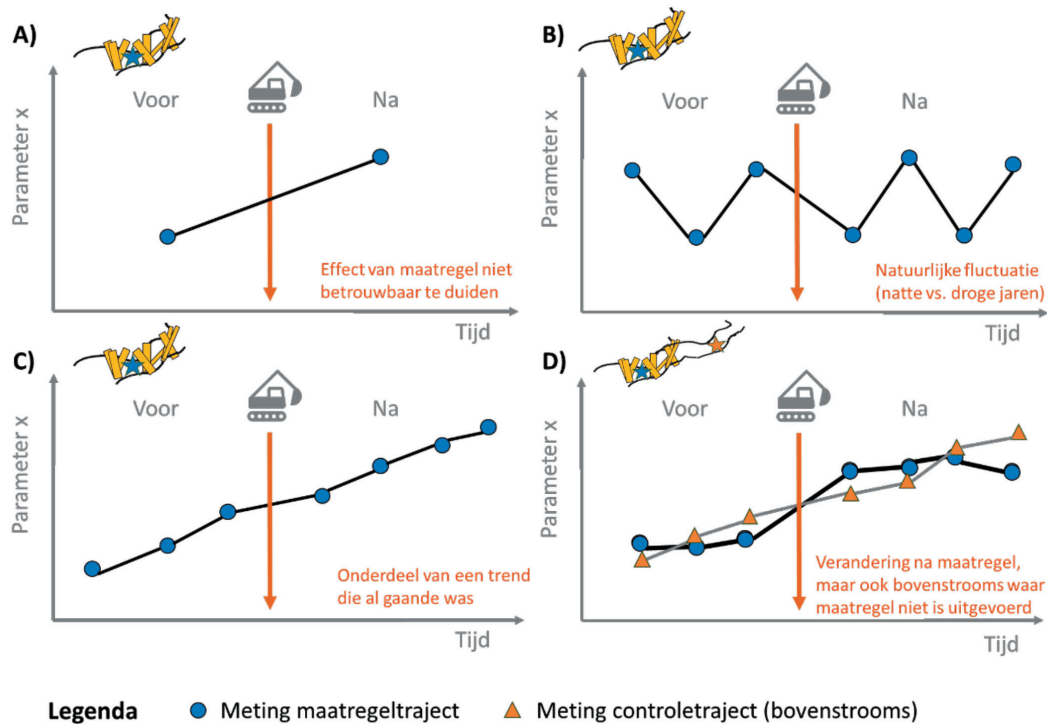
Metingen voorafgaand aan het nemen van de maatregelen (nulmetingen) worden tot op heden niet of beperkt opgenomen in meetprogramma's en er ontbreken vaak controlemeetpunten (Verdonschot *et al.* 2020). Met een beperkte meetfrequentie kan het effect van een maatregel niet betrouwbaar worden aangetoond (zie bijvoorbeeld 1 nulmeting en 1 effectmeting van een houtinbreng-project in een beek in [Figuur 4A](#)). Het lijkt in eerste opzicht alsof in [Figuur 4A](#) een verbetering heeft plaatsgevonden. Bij een hogere meetintensiteit zou echter kunnen blijken dat deze verandering onderdeel uitmaakt van een natuurlijke fluctuatie ([Figuur 4B](#)). Wordt er bijvoorbeeld toevallig in een droog jaar gemeten met lage afvoeren, dan geeft dit een ander beeld dan wanneer er in een normaal of nat jaar gemeten wordt. Ook kan de verandering onderdeel zijn van een trend die al gaande was ([Figuur 4C](#)). Dit voorbeeld laat zien dat er meer metingen in de tijd nodig zijn om dit soort variatie te kunnen scheiden van de veranderingen als gevolg van de maatregel.

Daarnaast is het bij het gebruik van één meetpunt lastig om ontwikkelingen op trajectniveau als gevolg van de maatregel(en) (bijv. hermeandering, inbrengen dood hout; [Figuur 4D](#) in blauwe stip) te scheiden van andere, vaak grootschaligere (stroomgebied, polder) ontwikkelingen binnen het waterlichaam (bijv. lagere nutriëntenbelasting; [Figuur 4D](#) in oranje driehoek). In [Figuur 4D](#) bewegen beide meetpunten in dezelfde richting ongeacht of herstelmaatregelen hebben plaatsgevonden. Het onderscheid tussen het effect van de lokale maatregelen en grootschalige ontwikkelingen is cruciaal voor het meten van effecten van herstelmaatregelen, want als een ontwikkeling overal plaatsvindt dan kan deze niet, in positieve of negatieve zin, toegeschreven worden aan het uitvoeren van het herstelproject.

De voorbeelden laten zien dat het vaststellen van maatregel-effect-relaties een complexe aangelegenheid kan zijn. Consequentie is dat het een intensieve meetcampagne vraagt om directe maatregel-effect-relaties in beeld te kunnen brengen. Echter, als de mechanismen begrepen worden die achter het effect van een maatregel zitten, dan kan deze informatie weer geëxtrapoleerd worden naar andere locaties, waardoor niet overal dezelfde grote meetinspanning geleverd hoeft te worden. Meten om te leren is dan ook uiteindelijk het doel.

FIGUUR 4

Voorbeeld van monitoring in de tijd (A-D) en in de ruimte (D) van een houtinbreng-project in een beek om te laten zien dat met een beperkte set aan metingen het effect van een maatregel op parameter x op een locatie (bolletjes) niet kan worden aangetoond (A), omdat deze verandering onderdeel kan uitmaken van een natuurlijke fluctuatie (bijv. natte en droge jaren) (B), een trend die al gaande was (C), of een verandering die ook bovenstrooms (driehoekjes) waar de maatregel niet is uitgevoerd (D).



1.5 DOEL MONITORINGSADVIES

De huidige monitoringsprogramma's zijn niet altijd geschikt voor de beoordeling van trends, diagnose van problemen en het vaststellen van maatregeleffect-relaties. Om in de toekomst de doelen en de uitvoering van meetprogramma's optimaal op elkaar af te stemmen zijn per doel richtlijnen opgesteld.

In dit rapport wordt per monitoringsdoel een richtlijn op gesteld voor een doelgerichte monitoringsopzet.

Richtlijnen voor het uitvoeren van een toestandsbepaling zijn al uitgebreid beschreven omdat ze de basis vormen van de huidige meetnetten en worden daarom slechts zijdelings besproken in deze rapportage. De monitoring van trends wordt wel apart behandeld, omdat een trendanalyse aanvullende eisen aan de monitoring stelt.

1.6 KERNVRAGEN

Bij het opstellen van de richtlijnen worden per monitoringsdoel (trend, diagnose, maatregeleffect-relaties) de volgende kernvragen uitgewerkt (Kemmers *et al.* 1995, Verdonschot *et al.* 2017a):

1 WAAROM monitoren?

Het scherp definiëren van het monitoringsdoel.

2 WAT moet er gemeten worden?

Het is onmogelijk alle parameters te monitoren, al was het maar om financiële en logistieke redenen.

Er moet dus vooraf worden bepaald welke indicator(groep)en of variabelen dienen te worden gemeten.

Deze keuze hangt direct samen met het doel en de verwachtingen.

3 HOE, WAAR en WANNEER meten?

Formuleren hoe, waar en wanneer de geselecteerde parameters het meest effectief kunnen worden gemeten. Deze keuze hangt samen met de verwachte/voorspelde processen/veranderingen, de wijze waarop de data worden geanalyseerd (zie 4) en of de oorspronkelijke vraag kan worden beantwoord.

4 HOE kan de verzamelde data worden verwerkt en geïnterpreteerd?

(Vooraf) bepalen hoe de verzamelde data geanalyseerd kan worden om bruikbare informatie op te leveren.

1.7 LEESWIJZER

Hoofdstuk 2 beschrijft de richtlijnen per monitoringsdoel (trend, diagnose, maatregel-effect-relaties) aan de hand van de bovenstaande kernvragen. Daarnaast worden arbeidsextensieve en data-intensieve (en daarmee kostenefficiënte) technieken besproken die kunnen worden ingezet om bepaalde doelen te halen. Hoofdstuk 3 gaat in op de kennisleemtes van de voorgestelde richtlijnen. Hoofdstuk 4 bevat de conclusies, waarin wordt beschreven hoe de doelgerichte monitoring in de toekomst kan worden ingezet.

►► 2 RICHTLIJNEN MONITORING

2.1 WAAROM MONITOREN?

De basis van de monitoring wordt gevormd door het bepalen van de **toestand**. Het beoordelen van de toestand heeft als doel een waardeoordeel toe te kennen aan de staat van het watersysteem op een bepaalde plaats op een bepaald moment op basis van één of meerdere parameters. Aan iedere toestand van een parameter is een waarde gekoppeld, vaak afgeleid van een gekozen referentiesituatie. Het doel van de toestandbepaling is signalering, afwijkingen geven bijvoorbeeld aanleiding tot het inzetten van monitoring om een diagnose te stellen.

Op het moment dat monitoring in de tijd wordt herhaald, is het na herhaaldelijk meten mogelijk (nadat voldoende gegevens verzameld zijn) **trends** af te leiden aan de hand van de verzamelde data. Het monitoren van trends kan als doel hebben om generieke veranderingen in een gebied te volgen (bijv. soortenrijkdom), vroegtijdig veranderingen te signaleren (bijv. opkomst invasieve soorten), de ontwikkeling van vooraf onbekende veranderingen in omstandigheden waar te nemen (bijv. klimaatverandering), inzicht te krijgen in tijdvertragingen ('time-lags') of het effect van stressoren over langere tijd (op meerdere generaties van een populatie) te onderzoeken.

Het signaleren van degradatie van aquatische systemen en de herstelopgaven die hiermee samenhangen heeft ervoor gezorgd dat het stellen van een **diagnose** en het kennen van **maatregel-effect-relaties** steeds belangrijker is geworden. Een diagnose van een water heeft als doel om knelpunten en achterliggende oorzakelijke factoren te detecteren, zodat vervolgens de meest effectieve maatregel(en) kunnen worden genomen. Het monitoren van maatregel-effect-relaties heeft vervolgens als doel om informatie te leveren over de effectiviteit van maatregel(en), zodat via deze kennis een terugkoppeling kan plaatsvinden naar het beheer en/of het beleid, wat kan leiden tot bijstelling, voortzetting of uitvoering elders van de maatregel(en).

2.2 WAT TE METEN (DOEL- OF INDICATORVARIABLEN)

Om meer inzicht te krijgen in wat er moet worden gemeten, kan het beste vooraf in een conceptueel model worden beschreven hoe de belangrijke componenten en processen in het ecosysteem elkaar beïnvloeden (Verdonschot *et al.* 2017a). Een conceptueel model helpt bij het verwerven van inzicht en het opstellen van hypothesen. Centrale vragen in een conceptueel model zijn bijvoorbeeld: Hoe functioneert een water (beek, sloot, plas) in relatie tot de positie die het inneemt in de omgeving (stroomgebied, polder)? Welke veranderingen in de toestand en de processen die daaraan ten grondslag liggen zijn te verwachten? Hoe werken die processen door op de biota?

Het conceptueel model helpt bij het kiezen van de juiste parameters om de toestand te bepalen. Deze parameters, ook wel metrics genoemd, kunnen zowel biotisch als abiotisch zijn. Voorbeelden van biotische parameters zijn het voorkomen van bepaalde soorten of daarvan afgeleide parameters zoals rijkdom, diversiteit, milieu- en habitatpreferenties of andere eigenschappen. Abiotische parameters zijn milieufactoren, het verloop van processen enzovoorts. Ook combinaties zijn mogelijk, vaak gebundeld in de zogenoemde multi-metric indices.

Hieronder volgen aanvullende aanbevelingen voor de specifieke monitoringsdoelen:

Vaststellen van trends

Trendmonitoring dient voor alle groepen met een indicatieve waarde plaats te vinden, tenminste de biologische kwaliteitselementen macrofauna, vis, waterplanten en algen. Een brede selectie is belangrijk omdat ook niet nog bekende problemen in trendmonitoring moeten kunnen worden gesignaleerd. In het kader van bijvoorbeeld beekdal-breed herstel of vernatting van veenweidegebieden zou het daarom nuttig zijn ook de flora en fauna van het beekdal of andere lage terreindelen te betrekken in deze monitoring.

Het stellen van een diagnose

Voor het stellen van een diagnose is het van belang te weten naar welke stressoren wordt gekeken en op welke schaal in ruimte en tijd deze stressoren een rol spelen, zodat de juiste indicatorgroep geselecteerd kan worden. Hieronder wordt een beknopt overzicht gegeven van de indicatiewaarden van verschillende aquatische organismegroepen; een uitgebreidere omschrijving van indicatoren wordt gegeven in Verdonschot & Verdonschot (2021a).

Algen

Algen, waaronder diatomeeën en groenwieren, zijn kleine organismen met een korte levenscyclus en een snelle reproductie waarmee ze binnen een kort tijdsbestek en op lokale schaal reageren op met name directe chemische factoren in de waterkolom, zoals pH en nutriënten. Hierdoor zijn ze bijzonder geschikt om de lokale, korte-termijn effecten van nutriënten en eutrofiëring te diagnosticeren. Door intrinsieke kenmerken (bijv. drijfvermogen om in suspensie te blijven of te 'zinken') en de biologische interacties (bijv. begrazing) is de samenstelling van de algengemeenschap echter niet altijd direct gerelateerd aan specifieke milieumomstandigheden.

Waterplanten

Waterplanten functioneren op een grotere ruimtelijke en temporele schaal dan algen. De afwezigheid van bepaalde soorten waterplanten en de toename in abundantie van andere soorten waterplanten kan een indicatie geven voor bijvoorbeeld de mate van eutrofiëring en alkalinisering, troebelheid van het water, de kwaliteit van de waterbodem, indringing van chloride, het maaibeheer, de oevervorm en het peilregime, maar hangt ook sterk samen met typologische verschillen (bijv. diepte en stroming). Sommige plantensoorten kunnen zich nog jarenlang handhaven, ook al heeft er verstoring plaatsgevonden en is de groeiplaats ongeschikt geworden voor nieuwe vestiging. Waterplanten geven daarmee een lange-termijn indicatie van de effecten. Dit maakt ze bijvoorbeeld geschikt voor trend analyses.

Vissen

Vissen functioneren op een grote ruimtelijke en temporele schaal. Vissen kunnen door hun zwemvermogen vaak grote afstanden afleggen, waardoor ze in staat zijn om lokale stress te vermijden. Ook hebben ze een relatief lange levensduur. Vaak zijn ze in verschillende levensstadia op andere plekken in het watersysteem aanwezig. De aanwezigheid van vissen wordt daarom naast de lokale milieumomstandigheden (bijvoorbeeld hoeveelheid stroming, dimensies, beddingstructuren/vegetatie, zuurstofgehalte) die per levensstadium vereist zijn bepaald door aquatische verbindingen. Vissen zijn daardoor erg geschikt om bijvoorbeeld de verstoringen van de laterale en longitudinale connectiviteit op landschapsschaal te bepalen.

Macrofauna

De macrofaunagemeenschap is soortenrijk en zeer heterogeen van samenstelling, waardoor soorten reageren op een breed scala aan verstoringen, waaronder fysisch-chemische stress (bijv. eutrofiëring, organische belasting of verzuring), maar ook hydrologische en morfologische stress (bijv. kanalisatie). Daarnaast is de macrofaunagemeenschap door hun grotendeels sedentaire levenscyclus representatief voor lokale omstandigheden. Door hun generatietijd van enkele weken tot jaren (veelal 1 jaar) reageren ze relatief snel op stress (vergeleken met planten en vis), terwijl ze tegelijkertijd de milieumomstandigheden integreren over een langere periode (vergeleken met algen). Door deze combinatie en variatie van eigenschappen en het hoge aantal taxa waarvan de ecologische vereisten en functioneel belangrijke eigenschappen bekend zijn, is macrofauna geschikt voor diagnose van (organische) vervuiling en hydrologische en morfologische verstoringen op een regionale schaal (Astorga *et al.* 2011).

Aangezien de organismegroepen verschillend reageren op ecologische stressoren op verschillende schalen in ruimte en tijd, kunnen ze complementaire informatie geven in een diagnose. Om doelgericht en kosteneffectief te monitoren is het echter aan te bevelen zorgvuldig de meest indicatieve organismegroepen te kiezen passend bij het doel van het onderzoek. Naast het gebruik van ecologische indicator(groep)en kunnen directe metingen van abiotische processen een waardevolle bijdrage leveren aan de diagnose van knelpunten in het ecosysteem functioneren, zoals fysisch-chemische, morfologische en hydrologische processen (Box 1; Van der Lee *et al.* 2021b).

BOX 1: CONTINUE METINGEN VAN MILIEUPROCESSEN

Door technologische ontwikkelingen, zoals verbeterde rekenkracht van computers, sensortechnologie en digitale beeldvorming, data-opslag-capaciteit en stroomvoorziening, is het mogelijk om gedurende langere periodes hoogfrequente metingen uit te voeren van processen die zich in het water en het omringende land afspelen. Deze metingen kunnen een waardevolle bijdrage leveren aan de diagnose van knelpunten in het ecosysteem functioneren, doordat de uitersten in de abiotische milieuparameters (de knelpunten voor organismen) worden gedetecteerd die met reguliere monitoring vaak over het hoofd worden gezien. Ook kan het informatie leveren om (op kortere termijn) de effectiviteit van een ingreep te evalueren, soms zelfs real-time.

Hieronder volgt een overzicht van enkele technieken (niet uitputtend) die op dit moment beschikbaar zijn (naar Verdonchot *et al.* 2020, Van der Lee *et al.* 2021b):

- Continuummetingen met dataloggers met geïntegreerde sensoren zijn beschikbaar om relatief goedkoop en gemakkelijk verschillende fysische-chemische processen te meten, waaronder watertemperatuur, lichtintensiteit, zuurstofgehalte, pH, zoutgehalte (geleidbaarheid) en troebelheid (turbiditeit). Glasvezelkabels kunnen worden ingezet om ook een ruimtelijke component aan dit type metingen toe te voegen (Kaandorp *et al.* 2017).
- De ontwikkeling om betrouwbaar en nauwkeurig hoogfrequent nutriënten in het water te meten, is ingewikkelder. Er zijn bijvoorbeeld opties beschikbaar voor nitraat, ammonium en fosfaat.
- Hydrologische processen, waaronder stromings- en afvoerpatronen, kunnen worden gemeten door middel van akoestische doppler-stromingsmetingen, waterstands-, en golfmetingen met drukmeters en troebelheidsmeters op basis van backscatter-technologie.
- Ook is het mogelijk om morfologische processen, waaronder veranderingen in beddingmorfologie en substraatpatronen in beken en rivieren, in te meten door met digitale camera's op vaste tijdstippen geautomatiseerd beelden te nemen (time-lapse). Een nadeel daarbij is dat het vast te leggen oppervlak relatief klein (d.w.z. enkele vierkante meters) is.
- Op grotere ruimtelijke schaal kan daarom met remote sensing, door met drones of satellieten op vaste tijdsperiodes te vliegen, een beeld van bijvoorbeeld structuren (vegetatie), bodemeigenschappen en morfologische processen worden verkregen.

Los van nieuwe uitdagingen als foutmeldingen, drift, vervuiling van sensoren en de problemen die gepaard gaan met het opslaan en verwerken van big-data. kan niet iedere methode worden toegepast in elk systeem (Skarbøvik & Roseth 2015). Bepaalde meetmethoden kunnen bijvoorbeeld alleen worden toegepast wanneer een watergang een zekere diepte of afvoer heeft. Ook moet worden bepaald wanneer en hoe vaak in de tijd de betreffende parameters het meest effectief moeten worden gemeten. Belangrijk hierbij is inzicht te hebben in de tijdsspanne waarbinnen de ecologisch relevante processen wanneer in het jaar optreden/verlopen. Invloeden van korte termijn veranderingen (zoals weersomstandigheden) en middellange termijn veranderingen (zoals reeksen van droge en natte jaren) moeten worden losgekoppeld van daadwerkelijke ontwikkelingen in het te monitoren systeem. Ook de keuze voor de meest geschikte opstelling in het waterlichaam is essentieel (bijv. op welke diepte kan iedere parameter het beste gemeten worden?). De meest effectieve plaats van het meten hangt af van de ruimtelijke variatie van de relevante processen en het voorkomen van de beoogde indicatorsoorten. Voor de interpretatie van de abiotische gegevens dienen aspecten als de intensiteit, frequentie, voorspelbaarheid en duur van de relevante processen te worden gekoppeld aan de knelpunten voor organismen. Omdat de hoeveelheid sensorgegevens vaak te groot is voor handmatige verwerking is de ontwikkeling van toegespitste data-analysetechnieken noodzakelijk.

Maatregel-effect-relaties

De responsvariabelen waaraan de effectiviteit van de maatregel(en) het best kunnen worden afgelezen verschillen van gebied tot gebied (afhankelijk van gebied-specifieke factoren, zoals geohydrologie, morfologie en beheer) en van project tot project (afhankelijk van welke maatregel(en) worden genomen). Het inbrengen van dood hout in beken is bijvoorbeeld gericht op het verbeteren van de hydromorfologische processen, zoals stromingsvariatie en habitatheterogeniteit. Verwacht wordt dat deze verbeterde habitat- en voedselcondities vooral een positief effect hebben op de macrofauna en op vis (o.a. schuilplaatsen, paaiplaatsen, meer voedsel in de vorm van macrofauna). Hetzelfde geldt voor het inbrengen van grindbedden (Verdonschot *et al.* 2017b). In deze voorbeelden vormen macrofauna en vissen dus respectievelijk relevante biotische responsevariabelen, terwijl planten bijvoorbeeld relevanter zijn bij het meten van de effectiviteit van de aanleg van natuurvriendelijke oevers of andere land-water-overgangen, het omschakelen naar extensiever beheer en onderhoud of het doorspoelen van polders met water van elders. Er kunnen ook alternatieven voor de gangbare biologische indicatoren worden gebruikt. Bij het herstel van de beekbegeleidende zone kan de semi-terrestrische fauna bijvoorbeeld erg indicatief zijn voor hydrologische en morfologische ontwikkelingen langs beken en rivieren (Hering *et al.* 2015).

Met biotische responsvariabelen kunnen echter niet de veranderingen in processen worden vastgesteld. Een extra probleem kan zijn dat soorten niet direct reageren op een verandering, bijvoorbeeld door vertraagd verdwijnen (niet-levensvatbare populaties die stand houden zolang organismen nog leven maar geen nakomelingen meer voortbrengen) of trage kolonisatie als gevolg van het ontbreken van bronpopulaties in de nabijheid of de aanwezigheid van dispersiebarrières. Om de effectiviteit van een ingreep toch (op de kortere termijn) te kunnen evalueren is informatie over abiotische processen die relevant zijn voor het ecologisch functioneren vaak wenselijk (Box 1). Ook hier geldt dat niet alle processen in elk gebied dienen te worden gemeten. Wanneer de maatregel bestaat uit het hermeanderen en het inbrengen van dood hout zijn bijvoorbeeld de voornaamste veranderingen te verwachten in de afvoer, de stromingscondities en de morfologie (Verdonschot *et al.* 2017a).

2.3 HOE, WAAR EN WANNEER METEN?

Een waarneming of meting kan op ieder moment en iedere plaats worden gedaan, maar de waarde van de waarneming of meting wordt pas zichtbaar wanneer deze worden vergeleken met andere metingen, bijvoorbeeld een bepaalde referentiewaarde. Dit geeft de toestand weer. Voor iedere parameter zijn er criteria om de meest relevante informatie te verkrijgen: hoe de waarneming of meting moet worden gedaan, waar en op welk moment in de tijd. De richtlijnen hiervoor in aquatische systemen zijn onder andere beschreven in het Handboek Hydrobiologie.

Vaststellen van trends

Om de trendmonitoring veilig te stellen verdient het aanbeveling om op nationaal niveau een beperkt aantal locaties te selecteren, de zogeheten Lange Termijn Ecologische Monitoringsmeetpunten (LTEM) en deze beleidsmatig vast te leggen. Het risico op trendbreuken is met het simpelweg gebruiken van de meetpunten voor de toestand-bepalingen te groot. Bij voorkeur worden hiervoor meetpunten geselecteerd in verschillende watertypen, die worden omsloten door een matrix met een homogeen maar verschillend landgebruik (selectie van natuur, urbaan en agrarische typen). Het is aan te bevelen om zo veel mogelijk bestaande meetpunten mee te nemen die al langjarig zijn bemonsterd, voor het historische beeld, maar er moeten ook nieuwe meetpunten worden toegevoegd om een zo representatief mogelijk beeld te krijgen van de trends in heel Nederland (en niet alleen van meetpunten in de grensgebieden).

Voor LTEM meetpunten is het van belang dat de variatie en onzekerheid in deze data zo laag mogelijk is. Dit dient te worden bereikt door:

- Voldoende grote monsters te nemen en niet te sub-samplen. De precisie van de monsternamen wordt hoger bij een groter aantal replica's, wanneer er zo veel mogelijk habitatvariatie wordt meegenomen en/of wanneer een groter oppervlak wordt bemonsterd (Clarke & Hering 2006, Vlek *et al.* 2006).
- Meerdere seizoenen te bemonsteren waarbij de periode waarin wordt bemonsterd zo kort mogelijk wordt gehouden (bijv. voorjaar (maart-mei) en najaar (september-november), waardoor soorten die alleen in een bepaald seizoen voorkomen niet worden gemist (Verdonschot 1990).

- De bemonstering bij voorkeur door één instantie gestandaardiseerd uit te voeren (bijv. bemonsteringsmethode, de totale monsterlengte, het monstervolume en het monsteroppervlak, standaardnetbreedtes en maaswijdten). Daarnaast verdient het aanbeveling om alle kenmerken die samenhangen met de bemonsteringsmethode als ruwe basisinformatie op te slaan bij het databestand (Verdonschot & Van Oosten-Siedlecka 2010).
- Het opzetten van professionele training voor het bemonsteren, het sorteren en het determineren van organismen met 5-jaarlijkse verplichte certificering van de taxonomische kennis (zoals de North American Benthological Society's Taxonomist Certification Program, <https://stroudcenter.org/sfstcp>) (Haase *et al.* 2006).
- Een selectie van het verzamelde materiaal langdurig op te slaan, zodat achteraf (bijvoorbeeld bij nieuwe taxonomische inzichten) correcties kunnen worden uitgevoerd of eventueel metingen kunnen worden verricht.

Stellen van een diagnose

Het verdient aanbeveling knelpunten te diagnosticeren op de ruimtelijke schalen die door stressoren worden beïnvloed. Vaak is dit in Nederland een grotere schaal dan een sloot, plas of beektraject en hangt samen met het landgebruik in de omgeving (Dos Reis Oliveira *et al.* 2020). Die omgeving heeft meestal een sterk versnipperd en daarmee heterogeen karakter met allerlei punt- en diffuse bronnen die stress kunnen uitoefenen. Er is daarom een relatief fijnmazig meetnet nodig om een ruimtelijk dekkend beeld te krijgen van de knelpunten.

Om statistisch betrouwbare uitspraken te doen op een groter ruimtelijk schaalniveau (bijv. stroomgebied, polder) kan een selectie van meetpunten met de kans-steekproef ('probability sampling') methode worden uitgevoerd (Keizer-Vlek 2014). Hierbij heeft iedere locatie in een afgebakend gebied een bepaalde kans om geselecteerd te worden en kunnen de resultaten statistisch gefundeerd worden geëxtrapoleerd naar andere plekken in het gebied.

Om recht te doen aan de heterogeniteit in gebieden kan een optimale ruimtelijke spreiding van meetpunten worden bereikt door stratificatie van het waterlichaam in min of meer homogene deelgebieden (Figuur 5; Heijkers *et al.* 2011). Stratificatie kan plaatsvinden op basis van bijvoorbeeld geohydrologische, bodem- en landgebruikskenmerken. In elk deelgebied wordt vervolgens een bepaald aantal (minimaal 3) meetpunten vastgesteld met behulp van loting. Moeilijk toegankelijke gebieden (bijv. op te grote afstand van wegennet) kunnen vooraf worden uitgesloten, zodat meetpunten daar niet worden ingeloot. Door met stratificatie de beschikbare gebiedskennis te benutten in het ontwerp van de steekproef kan een nauwkeurigere diagnose in de ruimte worden gesteld. Deze gestratificeerde kans-steekproef methode is bijvoorbeeld toegepast in de monitoring voor verdrogingsbestrijding (Heijkers *et al.* 2011) en een pilot voor nutriëntenmetingen in een polder (Brus & Knotters 2008).

De diagnose van de stressoren wordt verder nauwkeuriger door de metingen (op opnieuw gelote meetpunten) te herhalen in de tijd. Door de diagnose te baseren op monsters genomen op verschillende momenten in de tijd kan een beter beeld van de stressoren en hun werking worden gemaakt, zoals bijvoorbeeld het optreden van stressorpieken. Het moment dat abiotische processen het best kunnen worden gemeten is afhankelijk van de tijdsspanne waarbinnen de relevante processen in het jaar verlopen en de momenten van te verwachten uitschieters.

De ruimtelijke opschaling heeft tot gevolg dat er meer meetpunten nodig zijn dan op dit moment in de meeste gebieden het geval is. Bij gelijkblijvend monitoringsbudget zijn bij deze opzet goedkope en snel uitvoerbare methoden voor het verzamelen en verwerken van monsters noodzakelijk. Een methode die hiervoor toegepast kan worden is de QuickScan Macrofauna, die ontwikkeld is voor sloten (Keizer-Vlek *et al.* 2013) en beken (Verdonschot & Verdonschot 2019, 2020ab). Door kleinere monsters te nemen ten opzichte van de standaard KRW-bemonstering en deze te determineren 'op het oog' hoogst zichtbare taxonomische niveau kan snel een uitspraak worden gedaan over de globale toestand en belangrijkste stressoren. Nadeel van deze methode is dat hogere taxonomische niveaus minder zeggingskracht hebben over de specifieke onderliggende factoren die bepalen of soorten wel of niet voor kunnen komen, waardoor een gedetailleerde diagnose niet mogelijk is. Vervolgonderzoek is dan ook noodzakelijk om de exacte relaties vast te stellen.

FIGUUR 5

Voorbeeld van een monitoringsontwerp van gestratificeerde steekproef in een polder met vijf gelote meetpunten in drie deelgebieden (bijvoorbeeld op basis van landgebruikstype).



Daarnaast is de moleculaire detectie en identificatie van macrofauna op basis van DNA volop in ontwikkeling en biedt steeds meer mogelijkheden om de aanwezigheid van soorten vast te stellen (bijv. Beentjes *et al.* 2018). Aanzetten voor quickscan methoden zijn ook voor diatomeeën en waterplanten voorgesteld, zie bijvoorbeeld de DNA Diatom Biosensor (Hootsmans 2020) en de Biotoets met 15 plantensoorten (Weeda 2011). Ook kunnen door technologische vooruitgang voor langere periodes hoogfrequente metingen worden genomen van abiotische processen die in het water en omringende stroomgebied of polder spelen (zie [Box 1](#); Verdonschot *et al.* 2020, Van der Lee *et al.* 2021).

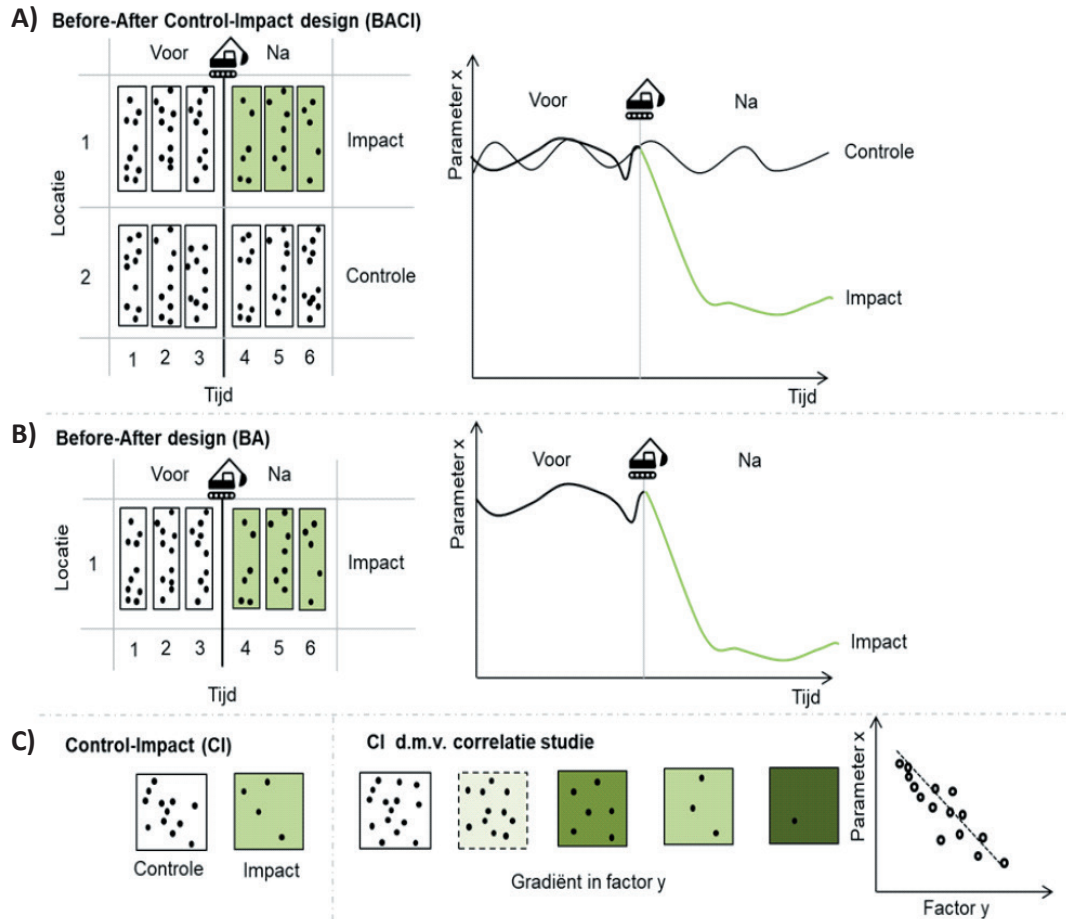
Maatregелеffect-relaties

Het meeste inzicht in de effecten van maatregel(en) kan worden verkregen met het voor-na-controle-impact(maatregel)-ontwerp (het 'BACI-design', wat staat voor before-after-control-impact-design'). Bij dit meetnetontwerp wordt in de tijd voor (meest effectief is minimaal drie meetjaren) en na (minimaal vier, maar bij voorkeur meer meetjaren) het uitvoeren van de maatregel gemeten in zowel het maatregeltraject als in één of meerdere controletrajecten ([Figuur 6A](#); Stewart-Oaten *et al.* 1986, Smokorowska & Randall 2017). Het controletraject kan bestaan uit een traject dat vergelijkbaar is met het hersteltraject vooraf, maar waar geen maatregel(en) zijn genomen. Deze opzet corrigeert zowel voor de uitgangssituatie (bijv. de samenstelling van de levensgemeenschap) in het traject waar de maatregel(en) worden uitgevoerd als voor veranderingen die in de tijd optreden in het stroomgebied of polder via de controle (Verdonschot *et al.* 2020). Ook kan de gewenste/referentiesituatie (bijvoorbeeld een natuurgebied) worden meegenomen als controletraject, maar dan is de uitgangssituatie minder vergelijkbaar met het hersteltraject.

Soms is het gebruik van controle-trajecten niet mogelijk omdat een waterlichaam voor een regio unieke eigenschappen heeft en er daardoor geen vergelijkbare controlesituatie te vinden is. In dit geval kan het voor-na-impact(maatregel)-ontwerp ('BA-design') een uitkomst zijn, waarbij in de tijd zowel voor als na uitvoering van de maatregel gemeten wordt ([Figuur 6B](#)). Bij een BA-ontwerp is het echter niet uit te sluiten of de veranderingen wel door de herstelmaatregel(en) worden veroorzaakt of in het hele gebied hebben plaatsgevonden. Immers is er geen controletraject om dit type veranderingen te identificeren.

FIGUUR 6

Drie monitoringsontwerpen die gebruikt kunnen worden voor het opzetten van een monitoringsprogramma om de doelrealisatie van herstelprojecten vast te leggen (Verdonschot et al. 2020). Het effect van herstel in de tijd op parameter x wordt gemeten voor en na een ingreep. A) BACI bevat zowel een impact als een controlelocatie waar voor en na de ingreep gemeten wordt, B) BA bevat alleen een impactlocatie waar voor en na gemeten wordt en C) CI bevat een eenmalige meting op een impact en een controlelocatie. Om het effect van parameter x in een CI ontwerp vast te kunnen stellen kunnen verschillende impactlocaties ook nog worden vergeleken die variëren in factor y .



De effectiviteit van maatregel(en) kan tenslotte ook worden vastgesteld door trajecten waar maatregel(en) zijn uitgevoerd te vergelijken met trajecten met dezelfde eigenschappen die onveranderd zijn (controle): het controle-impact(maatregel)-ontwerp ('CI-design') (Figuur 6C). Beïnvloeding van de maatregel op het controletraject moet altijd worden voorkomen (in stromende wateren moeten controletrajecten bijvoorbeeld altijd bovenstrooms van de maatregeltrajecten liggen). Een nadeel van dit ontwerp is dat het gevoelig is voor de al aanwezige verschillen in de milieu-omstandigheden (typologie) tussen de trajecten. Ook is niet uit te sluiten dat de veranderingen al vóór de herstelmaatregel(en) waren begonnen. Als alternatief kan een serie locaties worden gekozen waarvan bijvoorbeeld de tijd sinds uitvoering (de zogenoemde 'place-for-time substitution' oftewel ruimte-voor-tijd benadering) of de omvang van de ingreep varieert. In zo'n meetontwerp kan vervolgens naar correlatieve verbanden gezocht worden.

Verwacht wordt dat abiotische en biotische responsen gefaseerd in de tijd zullen optreden en dat groepen parameters een vergelijkbare respons vertonen. Het herinrichten van beken kan bijvoorbeeld op korte termijn een positief effect hebben op de hydrologische en fysisch-chemische processen, zoals stroming en de zuurstofhuishouding in de beek. De morfologische processen zullen zich vaak pas herstellen als bomen op de oevers zijn volgroeid en organismen kunnen soms pas na decennia terugkeren als alle abiotische processen op orde zijn.

2.4 HOE DATA VERWERKEN EN INTERPRETEREN?

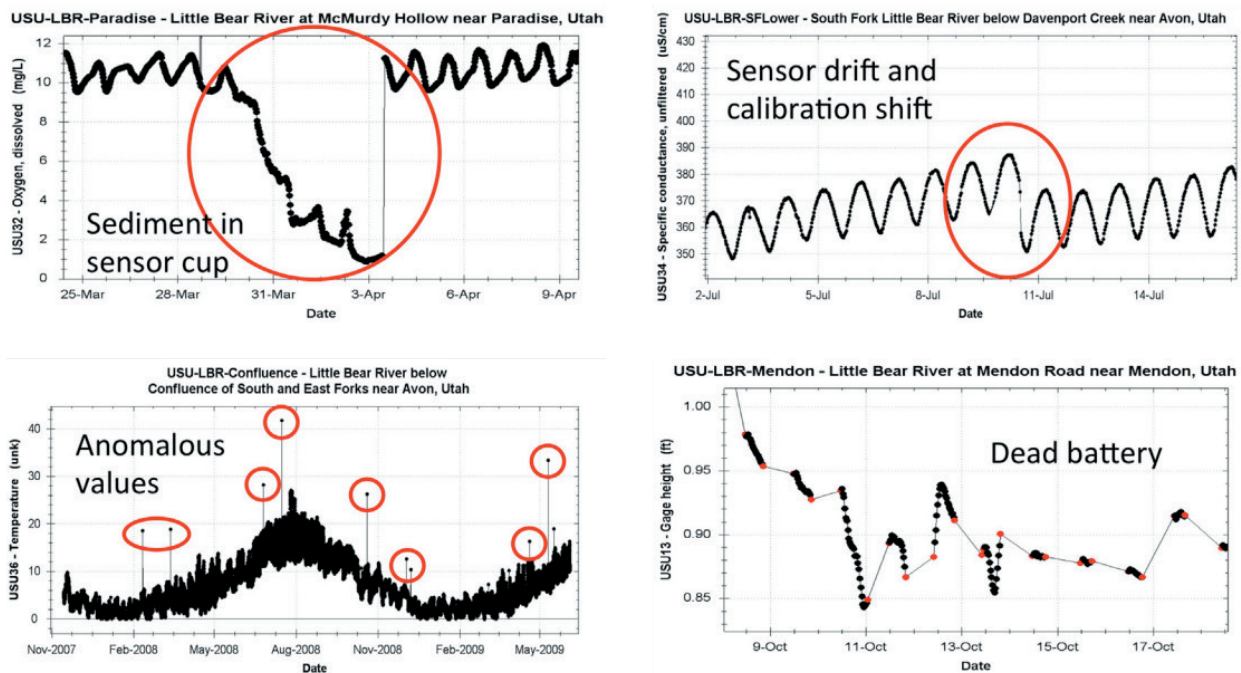
De in het veld verzamelde data moet worden verwerkt, geïnterpreteerd en vervolgens worden geanalyseerd om inzicht te krijgen in de toestand, trends, effecten of relaties. Hieronder worden deze stappen één voor één beschreven

Verwerking

Het verwerken van abiotische data verkregen met sensortechnieken vereist een kwaliteitscontrole. Afwijkende of foutieve sensorgegevens kunnen o.a. optreden door vervuiling van sensoren, sensor drift en verschuiving van de sensorkalibratie, foutmeldingen, storingen, lege batterijen en extreme weersomstandigheden zoals overstroming en vorst (Figuur 7, Wagner *et al.*, 2006). Elk van deze afwijkingen heeft zijn eigen correctieprocedures, variërend van de verwijdering van foutieve waarden bij storingen tot het corrigeren voor sensorafwijking en vervuiling (uitgebreid overzicht Wagner *et al.*, 2006, Horsburgh *et al.* 2015). De kwaliteitscontrole vormt een iteratief proces waarbij onbewerkte gegevens worden gevisualiseerd, afwijkingen en foutieve gegevens worden geïdentificeerd en gecorrigeerd en gewijzigde gegevens weer worden geïnspecteerd. Door de toegepaste correcties te registreren (met bijvoorbeeld bestaande softwarepakketten) zijn de gegevensbewerkingstappen traceerbaar en reproduceerbaar (Horsburgh *et al.* 2015).

FIGUUR 7

Voorbeelden van afwijkende of foutieve sensorgegevens (Horsburgh *et al.* 2015).



Bij het verwerken van biotische data zijn een aantal stappen voor alle monitoringsdoelen relevant.

Determinatie

Er moet afhankelijk van het monitoringsdoel worden bepaald op welk taxonomisch niveau de biologische monsters worden verwerkt. In het algemeen is informatie op soortniveau het meest indicatief voor veranderingen in de omgeving, maar kost de verwerking meestal meer tijd, geld en expertise dan dat van hogere taxonomische niveaus (geslacht of familie) (Downes 2010). Analyses op basis van DNA-extractie en identificatie uit het gesorteerde monster kunnen hier in de toekomst een oplossing voor bieden.

Voor trendmonitoring is soortniveau aan te bevelen, omdat dit wordt beschouwd als de belangrijkste eenheid van biodiversiteit (Gaston 2000). Voor diagnose en maatregel-effect monitoring geldt dat kan worden volstaan met een hoger taxonomisch niveau mits de hogere taxonomische resolutie patronen vertegenwoordigen die vergelijkbaar zijn aan het soortniveau. Er kan dan meer tijd worden besteed aan het vaker bemonsteren van meer locaties (Verdonschot & Verdonschot 2021a). Het behoeft echter meer kennis van ecologische en functionele vergelijkbaarheid van soorten om te bepalen welke soorten op een hoger taxonomisch niveau kunnen worden gegroepeerd en waarom (Downes 2010). Ook kan worden overwogen om een specifieke organismegroep te selecteren waar veel ecologische informatie beschikbaar is. Voor de macrofauna in Nederlandse wateren zijn bijvoorbeeld kokerjuffers zeer relevante indicatoren; Keizer-Vlek 2014).

Organismen kunnen echter niet altijd tot het vooraf bepaalde taxonomische niveau worden gedetermineerd. Ze staan bijvoorbeeld niet in bloei of hebben vrucht gezet, of in het geval van macrofauna en vissen zijn ze te jong waardoor bepaalde kenmerken voor een sluitende determinatie op soort niet zichtbaar zijn. Om vervolgens wel tot een eenduidig gegevensbestand te komen, kan worden verkozen alleen individuen op soortniveau mee te nemen of de data taxonomisch af te stemmen op basis van frequentie van voorkomen in de monsters en totale abundantie of bedekking per taxon.

Bij het verwerken van biologische monsters is het van belang dat de gebruikte determinatieliteratuur gestandaardiseerd is (met name bij trendanalyses, waarbij er veranderingen in de determinatieliteratuur over tijd kunnen optreden). Bij de determinatie moet niet alleen de wetenschappelijke naam, maar ook de gebruikte determinatiesleutels worden vermeld, zodat taxonomische aanpassingen in de toekomst kunnen worden herleid. Daarnaast dienen taxonomische wijzigingen voor de analyse met terugwerkende kracht te worden aangepast met behulp van een geannoteerde conversielijst (m.a.w. meegroeien met taxonomische ontwikkelingen). De biologische monsters worden zoveel mogelijk bewaard in een collectie om taxonomische kwesties in de toekomst te kunnen oplossen.

Meta-data monster of vegetatie-opname

Het verdient de aanbeveling om alle kenmerken die samenhangen met het monster of de vegetatie-opname, bemonsterde (meso)habitats, bemonsteringsmethode, monsterlengte, monstervolume, monsteroppervlak als ruwe basisinformatie op te slaan bij het databestand. Het verdient verder aanbeveling om bij de monstermethode ook details als standaardnetbreedtes, maaswijdten, monsternemer en determinandus als kenmerken op te nemen. Tenslotte is het voor de interpretatie van belang om ook kenmerken van de omgeving worden vastgelegd, omdat deze later vaak lastig te achterhalen zijn, te denken aan landgebruik, ontwikkeling van de oevervegetatie en profiel.

Interpretatie

Voor de interpretatie van fysisch-chemische, morfologische en hydrologische parameters is kennis nodig van het ecosysteem functioneren, biogeochemische processen en de systeemrandvoorwaarden. Het eerder benoemde conceptuele model van het ecosysteem (paragraaf 2.2) kan hierbij behulpzaam zijn om de relevante processen te kunnen duiden. Aspecten als de intensiteit, frequentie, voorspelbaarheid en duur van de relevante processen te worden gekoppeld aan de knelpunten voor organismen binnen het monitoringsdoel (Van der Lee *et al.* 2020).

Voor de interpretatie van de biologische gegevens is gekwantificeerde kennis van soorten en hun biotische en abiotische milieu nodig. Niet elke soort komt overal voor. Soorten hebben zich gedurende de evolutie door middel van verschillende biologische eigenschappen ('traits') aangepast aan het milieu waarin ze zijn geëvolueerd (Verdonschot & Van der Lee 2020). Deze aanpassingen kunnen worden gebruikt om het milieu waar de betreffende soorten zijn aangetroffen te duiden.

De koppeling tussen soorten en traits verloopt volgens een vast proces. Eerst moet een soort \times trait-matrix worden opgesteld met alle soorten in de dataset en hun scores per trait-/kenmerkcategory. De scores voor trait-categorieën worden bij voorkeur gestandaardiseerd, zodat binnen een trait de som van de waarden over categorieën gelijk is aan één. Daarna wordt per locatie de informatie van de traits gecombineerd met de soorten-abundanties, wat resulteert in een locatiespecifiek 'trait-profiel'. Hierbij worden de scores per trait-categorie vermenigvuldigd met de soortabundantie en voor alle soorten van de locatie samen opgeteld (vermenigvuldigen van de locatie- \times soorten-matrix met de soort \times traits-matrix

geeft de locatie × traits-matrix). Locatiespecifieke trait-profielen geven de belangrijkste milieu- en of functionele kenmerken van betreffende locatie. De abundanties van soorten kunnen vóór de berekeningen worden log- of wortel-getransformeerd om de abundantiewaarden of bedekkingen tussen dominante en zeldzame soorten meer vergelijkbaar te wegen.

De aangetroffen trait-profielen en veranderingen daarin kunnen worden gebruikt om een oorzaak achter veranderingen in het milieu over tijd te duiden, een diagnose te stellen voor een water waar betreffende soorten zijn aangetroffen en uitspraken te doen over de effectiviteit van de maatregelen. In het kennisdocument *Indicatie waarden van organismen* staat een overzicht van beschikbare lijsten met traits voor verschillende organismegroepen (Verdonschot & Verdonschot 2021a). Hoewel er aan deze lijsten voor alle groepen nog veel problemen kleven, zijn ze op dit moment de beste optie.

Statistische analyse

De gegevens dienen te worden geanalyseerd met statistische toetsen, zodat betrouwbare informatie gegenereerd wordt. Er zijn veel statistische methoden beschikbaar om monitoringsdata te analyseren. De te gebruiken methode hangt af van het monitoringsdoel en de aard van de data. Wanneer een ongeschikte statistische toets wordt gebruikt, zal in het beste geval niet alle informatie uit de data worden gehaald (een verspilling van middelen), maar in het slechtste geval kan dit leiden tot onjuiste conclusies (Chandler & Scott 2011, Wauchope *et al.* 2021). Bij twijfel over de juiste toetsen verdient het daarom altijd aanbeveling een statisticus advies te vragen. Hieronder volgen enkele (niet-uitputtende) suggesties voor statistische toetsen:

Vaststellen van trends

Indien er sprake is van een lineair stijgende trend kan een eenvoudige lineaire regressie een geschikte toets zijn. Trends zijn echter veelal niet lineair, maar fluctueren, bijvoorbeeld door time-lags (Verdonschot & Verdonschot 2021b) en plotselinge omslagen (Wauchope *et al.* 2020). Polynomiale regressies zijn vaak geschikter om niet lineaire veranderingen te detecteren. Gemixte modellen kunnen worden gebruikt wanneer de resultaten van meerdere meetpunten tegelijk worden geanalyseerd en om correlaties tussen metingen op te sporen. Als men geïnteresseerd is in het moment in tijd dat er veranderingen in de trend hebben plaatsgevonden, kan een ‘change point’ model worden toegepast. Daarnaast kan de relatie tussen milieu en organismen worden onderzocht met populatiemodellen (Chandler & Scott 2011, Sturludóttir 2015).

Stellen van een diagnose

Om patronen in locatie specifieke trait-profielen en relaties met omgevingsfactoren te detecteren, kunnen multivariate analyses worden uitgevoerd. Met bijvoorbeeld RLQ-analyses worden drie datatabellen (R: een tabel met milieuvariabelen, L: een soortentabel en Q: een tabel soortkenmerken) gelijktijdig met ordinatie van steeds twee tabellen geanalyseerd met bijvoorbeeld correspondentie analyse (CA) of co-inertia (CoI) analyse (Dolédec *et al.* 1996, Dray *et al.* 2003, Kleyer *et al.* 2012). Andere statistische toetsen om relaties tussen eigenschapskenmerken (“traits”) en omgevingsfactoren te onderzoeken zijn bijvoorbeeld conditional inference trees (CIT; Hothorn *et al.* 2006), fuzzy correspondentie analyse (Chevenet *et al.* 1994), negative binomial regression models (NBM) (bijv. Forio *et al.* 2018) en generalized joint attribute modeling (GJAM; Clark *et al.* 2017).

Maatreegeffect-relaties

Ordinatie-technieken kunnen worden gebruikt om patronen in de data te verkennen. Ordinatie plaatst monsters met een vergelijkbare soortensamenstelling bij elkaar in een multidimensionale ruimte. Monsters die van elkaar verschillen komen juist ver van elkaar af te liggen. Ordinatie-diagrammen kunnen echter moeilijk te interpreteren zijn door hun multidimensionale karakter. Als alternatief kan Principal Response Curve (PRC) methode worden gebruikt om de controlemetingen als referentie te nemen waarmee de impactmetingen worden vergeleken langs de horizontale tijd-as (Van den Brink & ter Braak 1999). Een nadeel is dat ze echter slechts één gradiënt representeren terwijl er in werkelijkheid meerdere gradiënten in milieufactoren aanwezig kunnen zijn. Daarnaast kunnen BACI-ontwerpen bijvoorbeeld worden getoetst met lineaire modellen (variantie-analyses), interventie analyses of Bayesiaanse hiërarchische modellering (Conner *et al.* 2016). Het is hierbij belangrijk niet alleen de gemiddelde waarden voor of na een maatregel te vergelijken, maar ook de mogelijke veranderingen in trends en timelags in beeld te krijgen (Wauchope *et al.* 2021)

▶▶ 3 KENNISLEEMTES

Dit rapport geeft een richtlijn voor een doelgerichte monitoringsopzet op basis van een theoretisch kader. Een goede verificatie van de voorgestelde richtlijnen heeft echter nog niet plaatsgevonden, omdat de monitoringsgegevens die in het verleden zijn verzameld hiervoor niet bedoeld noch geschikt waren. Een belangrijk aandachtspunt is om de juiste meetfrequentie en ruimtelijke schaal van meten te optimaliseren (hoeveel herhalingen zijn nodig? wanneer kan het beste gemeten worden? hoe moeten die over het waterlichaam verdeeld zijn?).

Daarnaast zijn er belangrijke kennishiaten op het gebied van de interpretatie van de verzamelde gegevens. Voor de interpretatie van de abiotische gegevens dienen aspecten als de intensiteit, frequentie, voorspelbaarheid en duur van de relevante processen te worden gekoppeld aan de knelpunten voor organismen. Elke gemeenschap wordt gevormd uit een subset van de regionale soortenpoule. De fundamentele vraag is welke mechanismen bepalend zijn voor de gemeenschap in een waterlichaam. Wanneer namelijk de grenswaarden waarbinnen soorten succesvol overleven bekend zijn, kan veel beter bepaald worden waarom trends optreden, welke stressoren spelen en wat het effect van herstelmaatregelen zal zijn. Ecologische preferenties zijn een stap in de goede richting, maar behoeven een verbetering van de indicatiewaarden.

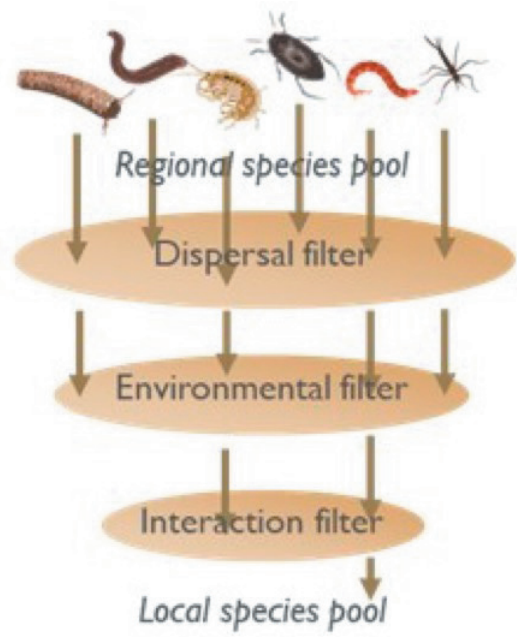
Indicatiewaarden voor soorten worden klassiek uitgedrukt in een set van milieufactoren met daaromheen een tolerantierange. Deze kennis is voor veel soorten niet beschikbaar en zeker niet voor meerdere milieufactoren tegelijkertijd. Ook is de realiteit vaak complexer en niet uit te drukken in mono- of multifactoriële soort-response relaties. Op een meetpunt wordt vaak op meerdere stressoren onvoldoende gescoord en is de vraag wat de hiërarchie en interacties zijn tussen de verschillende stressoren. Wat is nu bepalend of doorslaggevend geweest? Het zou bijvoorbeeld kunnen dat de een stressor of combinatie van stressoren zo'n groot effect heeft dat op andere stressoren ook slecht gescoord wordt omdat simpelweg alle indicatoren verdwenen zijn. Ook kunnen twee stressoren samen een groter effect hebben dan beide afzonderlijk of omgekeerd (Verdonschot & Verdonschot 2021a).

Daarbij speelt tijd een belangrijke rol, vooral wanneer bepaalde milieumomstandigheden een tijdelijk karakter hebben, zoals afvoerdynamiek (piekafvoer en droogte) en zuurstofhuishouding. Het ontbreekt aan een continue beeld van veel milieufactoren. Extremen in het milieu (m.a.w. onvoorspelbare, kortstondige verstoringen) zijn veelal de oorzaak (kortstondige overschrijding van grenswaarden) van het verdwijnen van soorten, met name wanneer ze tijdens een bepaalde kwetsbare fase van een levenscyclus optreden (Van der Lee 2020). Dit gebrek aan kennis vraagt om aanvullend onderzoek naar de relatie tussen geaggregeerde stressorgroepen (bijvoorbeeld de combinatie van verslibbing en voedselverrijking en hun extremen) en de levenscyclus en 'grenswaarden' van soorten over ruimte en tijd.

Tenslotte zijn we er met het abiotische milieu over tijd in beeld nog niet. Of een soort lokaal aanwezig kan zijn, wordt naast de milieumomstandigheden ook bepaald door dispersiemogelijkheden en biotische interacties (Figuur 8; de Vries 2021). Het afleiden van stress en het effect van herstelmaatregelen uit soort-response relaties op alleen milieufactoren kan daarom misleidende informatie geven. Of dispersie plaatsvindt hangt af van de soorten in kwestie (dispersiecapaciteit), de afstand tot en de omvang van bronpopulaties en de mate van connectiviteit (Verdonschot & Verdonschot 2021c). Ook allerlei biologische werkingsmechanismen zijn van invloed op het lokaal voorkomen van soorten. Het gaat hierbij zowel om de intrinsieke aanpassingen van een soort of zelfs een populatie of individu en om de interacties tussen soorten, zoals parasitisme, predatie en competitie (Bakker *et al.* 2021). Er is echter amper kennis over biologische aanpassingen, interacties met andere soorten, en dispersie-/connectiviteitskenmerken. Dit behoeft aanvullend onderzoek.

FIGUUR 8

De soorten uit de regionale soortenpoule doorlopen verschillende 'filters', die bestaan uit zowel aspecten van dispersie, milieuomstandigheden (habitatgeschiktheid) en biotische interacties (zoals competitie) (de Vries 2021).



►► 4 CONCLUSIES

Op basis van de bevindingen gepresenteerd in deze rapportage kan worden gesteld dat het belangrijk is bij het vormgeven van de monitoring in de toekomst meer aandacht te geven aan: 1.) de manier waarop trendmonitoring wordt ingestoken en 2.) om te investeren in het diagnostiseren van stressoren en monitoring van maatregel-effect-relaties.

Trends vaststellen is nu vaak geen expliciet doel maar wordt uitgevoerd als een afgeleide van de toestandsmonitoring. Zonder borging bestaat het risico dat meetseries onderbroken worden, waardoor de bruikbaarheid voor het vaststellen van trends kleiner wordt. Voor het beoordelen van de trend wordt daarom aanbevolen aparte Lange Termijn Ecologische Monitorings- meetpunten (LTEM) te selecteren binnen de meetnetten van de waterschappen en deze beleidsmatig goed te borgen. Op deze meetpunten moet vervolgens op zeer gestandaardiseerde wijze (geprotocolleerd) gemeten worden, wat een uitgebreider monitoringspakket vraagt dan de reguliere toestandsmonitoring die op dit moment wordt uitgevoerd.

Het is nodig te investeren in diagnostisch en maatregel-effect monitoren. Met deze monitoringsvormen komt beter in beeld welke maatregelen wel en niet werken in specifieke situaties, waardoor in de toekomst de meest effectieve en kostenefficiënte maatregelen kunnen worden ingezet. De huidige meetnetten voldoen vaak onvoldoende voor deze doelen, omdat de meetpunten ruimtelijk en in de tijd niet de verdeling hebben die gevraagd wordt voor de hier gepresenteerde methoden. Het stellen van een diagnose en het begrijpen van de achterliggende processen vraagt om gegevens die op een specifieke manier in ruimte en tijd zijn verzameld, waarbij de aanpak verschillend kan zijn afhankelijk van de onderzochte stressoren. Hierbij bepaald het doel van de monitoring welke parameters gemeten moeten worden. Opschalen in de ruimte en in de tijd, oftewel een gebiedsdekkende insteek met frequentere metingen, kan bijvoorbeeld worden gerealiseerd door quickscan-methoden, moleculaire technieken of sensortechnologie toe te passen.

Het diagnosticeren van stressoren vormt de basis om te bepalen welke maatregel(en) het meest effectief zullen zijn wanneer herstel noodzakelijk is en hangt daarmee sterk samen met het vaststellen van maatregel-effect relaties. Een ruimtelijke diagnose kan worden gebruikt voor de selectie van controletrajecten, m.a.w. de selectie van een traject met de gewenste situatie of een situatie vergelijkbaar met het hersteltraject waar geen maatregel(en) worden genomen om voor grootschalige (stroomgebied, polder) veranderingen die in de tijd optreden te controleren. Daarnaast dient het als de start van de nulmetingen om de uitgangssituatie vast te stellen. Worden vervolgens maatregelen genomen dan kan, als vervolgens na het nemen van de maatregel(en) monitoring wordt uitgevoerd, inzicht worden verkregen in de effecten van de maatregel(en). Door het op deze manier uitvoeren van maatregel-effectmonitoring volgens het voor-na-controle-impact(maatregel)-ontwerp ('BACI-design') wordt een beter beeld verkregen van welke maatregelen wel en niet werken in specifieke watersystemen.

We verwachten dat de initiële investeringen die andere vormen van monitoring met zich meebrengen uiteindelijk gaan renderen door een verhoogde maatregeleffectiviteit. Verder is het niet noodzakelijk op iedere locatie waar maatregelen worden genomen dezelfde monitoring uit te voeren. Wanneer het functioneren van aquatische ecosystemen en de achterliggende mechanismen in beeld wordt gebracht op representatieve locaties dan vergemakkelijkt dit de extrapolatie van de bevindingen naar andere locaties binnen een beheergebied of regio. Hierdoor wordt het rendement nog verder verhoogd.

►► 5 LITERATUUR

- Astorga, A., Heino, J., Luoto, M., & Muotka, T. (2011). Freshwater biodiversity at regional extent: determinants of macroinvertebrate taxonomic richness in headwater streams. *Ecography*, 34(5), 705-713.
- Bakker A. M., de Vries, J., Verdonschot P.F.M. & Verdonschot R.C.M. (2021). Biotische interacties in aquatische ecosystemen. Kennisdocument Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK), Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen UR, Wageningen
- Beentjes, K.K., Speksnijder, A.G.C.L., Schilthuizen, M., Schaub, B.E.M., van der Hoorn, B.B. (2018). The influence of macroinvertebrate abundance on the assessment of freshwater quality in The Netherlands. *Metabarcoding and Metagenomics* 2:e26744.
- Bijkerk, R. (red.) (2014). *Handboek Hydrobiologie. STOWA rapport 2014-02. STOWA, Amersfoort.*
- Brouwer, J. H. F. (2020). *Spatiotemporal Heterogeneity in Lowland Streams. A benthic macroinvertebrate perspective. PhD thesis. University of Amsterdam, Amsterdam.*
- Brus, D. J., & Knotters, M. (2008). Sampling design for compliance monitoring of surface water quality: A case study in a Polder area. *Water Resources Research*, 44(11), W11410.
- Chandler, R., & Scott, M. (2011). *Statistical methods for trend detection and analysis in the environmental sciences. John Wiley & Sons: Chichester.*
- Chevène, F., Doledec, S., & Chessel, D. (1994). A fuzzy coding approach for the analysis of long term ecological data. *Freshwater biology*, 31(3), 295-309.
- Clark, J. S., Nemergut, D., Seyednasrollah, B., Turner, P. J., & Zhang, S. (2017). Generalized joint attribute modeling for biodiversity analysis: Median zero, multivariate, multifarious data. *Ecological Monographs*, 87(1), 34-56.
- Clarke, R. T., & Hering, D. (2006). Errors and uncertainty in bioassessment methods—major results and conclusions from the STAR project and their application using STARBUGS. In: Furse, M.T., Hering, D., Brabec, K., Buffagni, A., Sandin, L., Verdonschot, P.F.M. (eds). *The Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods. Springer, Dordrecht*, pp. 433-439.
- Compendium voor de leefomgeving (2019). *Beoordeling kwaliteit oppervlaktewater volgens Kaderrichtlijn Water. www.clo.nl/nl143808.*
- Conner, M. M., Saunders, W. C., Bouwes, N., & Jordan, C. (2016). Evaluating impacts using a BACI design, ratios, and a Bayesian approach with a focus on restoration. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(10), 1-14.
- De Vries, J. (2020). *Biology-based approaches to unravel multiple stressor impacts on aquatic ecosystems. PhD thesis. University of Amsterdam, Amsterdam.*
- Dolédec, S., Chessel, D., Ter Braak, C. J., & Champely, S. (1996). Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics*, 3(2), 143-166.
- Dos Reis Oliveira, P.C., Van der Geest, H.G., Kraak, M.H.S., Westveer, J.J., Verdonschot, R.C.M., Verdonschot P.F.M. (2020) Over forty years of lowland stream restoration: lessons learned? *Journal of Environmental Management* 264:110417.
- Downes, B. J. (2010). Back to the future: little used tools and principles of scientific inference can help disentangle effects of multiple stressors on freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 55, 60-79.
- Dray, S., Chessel, D., & Thioulouse, J. (2003). Co inertia analysis and the linking of ecological data tables. *Ecology*, 84(11), 3078-3089.
- Forio, M. A. E., Goethals, P. L., Lock, K., Asio, V., Bande, M., & Thas, O. (2018). Model-based analysis of the relationship between macroinvertebrate traits and environmental river conditions. *Environmental Modelling & Software*, 106, 57-67.
- Gaston, K. J. (2000). Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405(6783), 220-227.
- Haase, P., Murray-Bligh, J., Lohse, S., Pauls, S., Sundermann, A., Gunn, R., & Clarke, R. (2006). Assessing the impact of errors in sorting and identifying macroinvertebrate samples. In: Furse, M.T., Hering, D., Brabec, K., Buffagni, A., Sandin, L., Verdonschot, P.F.M. (eds). *The Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods. Springer, Dordrecht*, pp. 505-521.
- Heijkers, J., Rijnlanden, H. D. S., Nijsten, G. J., & Utrecht, P. (2011). Een statistisch gefundeerde en dus pragmatische aanpak voor monitoring verdrogingsbestrijding, *H2O*, 7, 36-39.

- Hering, D., Aroviita, J., Baattrup-Pedersen, A., Brabec, K., Buijse, T., Ecke, F., Friberg, N., Gielczewski, M., Januschke, K., Köhler, J., Kupilas, B., Lorenz, A.W., Muhar, S., Paillex, A., Poppe, M., Schmidt, T., Schmutz, S., Vermaat, J., Verdonschot, P.F.M., Verdonschot, R.C.M., Wolter, C. & J. Kail (2015) Contrasting the roles of section length and instream habitat enhancement for river restoration success: a field study on 20 European restoration projects. *Journal of Applied Ecology* 52, 1518-1527.
- Hootsmans, M. (2020). DNA Diatom Biosensor. <https://www.tkiwatertechnologie.nl/projecten/dna-diatom-biosensor/>.
- Horsburgh, J. S., Reeder, S. L., Jones, A. S., & Meline, J. (2015). Open source software for visualization and quality control of continuous hydrologic and water quality sensor data. *Environmental Modelling & Software*, 70, 32-44.
- Hothorn, T., Hornik, K., & Zeileis, A. (2006). Unbiased recursive partitioning: A conditional inference framework. *Journal of Computational and Graphical statistics*, 15(3), 651-674.
- Kaandorp, V., De Louw, P., Doornenbal, P. (2017) Monitoring met glasvezelkabels in beken laat lokale effecten en heterogeniteit in watertemperatuur zien. *Water Matters* 2, 36-39.
- Keizer-Vlek, H. E. (2014). Fifty shades of grey: Variability in metric-based assessment of surface waters using macroinvertebrates. PhD thesis. Alterra, Wageningen.
- Keizer-Vlek, H. E., Verdonschot, P. F., Verdonschot, R. C., & Goedhart, P. W. (2012). Quantifying spatial and temporal variability of macroinvertebrate metrics. *Ecological Indicators*, 23, 384-393.
- Keizer-Vlek, H., Gylstra, R., Verdonschot, R., Verdonschot P. (2013). KRW QuickScan macrofauna 'overige wateren'. H2O-online 7 juni 2013. 10 p.
- Kemmers, R. H., Gieske, J. M. J., Veen, P., & Zonneveld, L. M. L. (1995). Standaard meetprotocol verdroging; voorlopige richtlijnen voor monitoring van anti-verdrogingsprojecten (No. 15.1). Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging.
- Kleyer, M., Dray, S., Bello, F., Lep, J., Pakeman, R. J., Strauss, B., ... & Lavorel, S. (2012). Assessing species and community functional responses to environmental gradients: which multivariate methods?. *Journal of Vegetation Science*, 23(5), 805-821.
- Murphy, J. F., Winterbottom, J. H., Orton, S., Simpson, G. L., Shilland, E. M., & Hildrew, A. G. (2014). Evidence of recovery from acidification in the macroinvertebrate assemblages of UK fresh waters: a 20-year time series. *Ecological Indicators*, 37, 330-340.
- Skarbøvik, E., & Roseth, R. (2015). Use of sensor data for turbidity, pH and conductivity as an alternative to conventional water quality monitoring in four Norwegian case studies. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B—Soil & Plant Science*, 65(1), 63-73.
- Smokorowski, K. E., & Randall, R. G. (2017). Cautions on using the Before-After-Control-Impact design in environmental effects monitoring programs. *Facets*, 2(1), 212-232.
- Stewart-Oaten, A., Murdoch, W. W., & Parker, K. R. (1986). Environmental impact assessment: "Pseudoreplication" in time?. *Ecology*, 67(4), 929-940.
- Sturludóttir, E. (2015). Statistical analysis of trends in data from ecological monitoring. PhD thesis. University of Iceland, Reykjavík.
- Van den Brink, P. J., & Braak, C. J. T. (1999). Principal response curves: Analysis of time dependent multivariate responses of biological community to stress. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 18(2), 138-148.
- Van der Lee G.H. Verdonschot, R.C.M. en Verdonschot P.F.M. (2021a). Tjeddreeksanalyse van de macrofauna. Notitie KIWK, Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen UR, Wageningen.
- Van der Lee, G. H. (2020). Organisms make ecosystems function. Identifying functional indicators of anthropogenic stress in aquatic ecosystems. PhD thesis. University of Amsterdam, Amsterdam.
- Van der Lee, G. H., Verdonschot, R. C. M., & Verdonschot, P. F. M. (2021b). Hoe kan continue monitoring de ecologische doelen dichterbij brengen? H2O *Water Matters* 1, 40-43.
- Verdonschot P.F.M. & Verdonschot R.C.M. (2020c). Het belang van dispersie en connectiviteit voor macroinvertebraten en planten. Kennisdocument Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK), Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen UR, Wageningen.
- Verdonschot P.F.M. & Verdonschot R.C.M. (2021a). Indicatiewaarden van aquatische organismen. Kennisdocument Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK), Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen UR, Wageningen.

- Verdonschot P.F.M. & Verdonschot R.C.M. (2021b). Tijdvertraging (time-lags) in regionale wateren. Kennisdocument Kennisimpuls waterkwaliteit, Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen UR, Wageningen.
- Verdonschot, P. F. (1990). Ecological characterization of surface waters in the province of Overijssel, The Netherlands. PhD thesis. Wageningen University and Research, Wageningen.
- Verdonschot, P. F. M., & Van Oosten-Siedleka, A. M. (2010). Graadmeters aquatische natuur: analyse gegevenskwaliteit Limnodata (No. 210). Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu.
- Verdonschot, P. F. M., Verdonschot, R. C. M., van der Lee, G. H., & de Baat, M. L. (2018). Adaptief monitoren: Versterking kennisbasis en verfijning waterbeheer. *Landschap: tijdschrift voor landschapsecologie en milieukunde*, 2018(1), 58-65.
- Verdonschot, P. F.M., & van der Lee, G. H. (2020). Perspectives on the functional assessment of multi-stressed stream ecosystems. *Freshwater Science*, 39(4), 605-620.
- Verdonschot, P., Runhaar, H., Hendriks, D., & Verdonschot, R. (2017a). Integraal Natuurherstel in Beekdalen. Ontwikkeling van diffuse afvoersystemen, gedempte afvoerdynamiek en beekprofielherstel. OBN rapport.
- Verdonschot, P., Verdonschot, R., Bauwens, J., Brugmans, B., Dees, A., Kits, M., Moeleker, M., de Hoog, J., Scheepens, M., Barten, I., Coenen, D., van Vugt, A., & Roovers, S. (2017b). Kennisoverzicht kleinschalige maatregelen in brabantse beken. (Stowa rapport; No. 2017-16). Stowa.
- Verdonschot, R. C. M. (2012). Drainage ditches, biodiversity hotspots for aquatic invertebrates. Defining and assessing the ecological status of a man-made ecosystem based on macroinvertebrates. PhD thesis. Alterra, Wageningen.
- Verdonschot, R. C. M. (2020a) Quickscan knelpuntenanalyse macrofauna Snelle Loop traject Grotelsche heide – Aa monding juli 2020. Notitie Zoetwatersystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen UR, Wageningen.
- Verdonschot, R. C. M. (2020b) Quickscan knelpuntenanalyse macrofauna Peelse loop traject Reijseweg – Aa monding juni 2020. Notitie Zoetwatersystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen UR, Wageningen.
- Verdonschot, R. C. M., Maas, G., & Penning, E. (2020). Monitoringstrategieën voor het meten van de effectiviteit van beekherstelprojecten. Deltafact Lumbricus, onderdeel Boeiende Beekdalen door Wageningen Environmental Research en Deltares.
- Verdonschot, R. C. M., Van der Lee, G. H. (2021). Populatieontwikkeling na herintroductie van de kokerjuffer *Lepidostoma basale* op de Zuidwest-Veluwe. Rapport nummer OBN-29-BE, VBNE, Driebergen
- Verdonschot, R. C. M., Verdonschot P.F.M. (2019) QuickScan macrofauna Sterkselsche Aa 2018. Notitie Zoetwatersystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen UR, Wageningen.
- Vlek, H. E., Šporka, F., & Krno, I. J. (2006). Influence of macroinvertebrate sample size on bioassessment of streams. In *The Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods* (pp. 523-542). Springer, Dordrecht.
- Wagner, R. J., Boulger Jr, R. W., Oblinger, C. J., & Smith, B. A. (2006). Guidelines and standard procedures for continuous water-quality monitors: station operation, record computation, and data reporting (No. 1-D3).
- Wauchope, H. S., Amano, T., Geldmann, J., Johnston, A., Simmons, B. I., Sutherland, W. J., & Jones, J. P. (2021). Evaluating impact using time-series data. *Trends in Ecology & Evolution*, 36(3), 196-205.
- Weeda, E. J. (2011). Waterplanten als maat voor de biologische kwaliteit van oppervlaktewateren. Biotoets met 15 plantensoorten in de Noardlike Fryske Wâlden. Alterra.
- White, E. R. (2019). Minimum time required to detect population trends: the need for long-term monitoring programs. *BioScience*, 69(1), 40-46.



Kennisimpuls
WATERKWALITEIT