



Richtlijn KRW Monitoring Oppervlaktewater en Protocol Toetsen & Beoordelen

Datum	3 juli 2014
Status	Update vastgesteld in MRE-bijeenkomst 26 juni 2014

**Aangepaste tekstgedeelten zijn
blauw gemarkeerd.**

Richtlijn KRW Monitoring Oppervlaktewater en Protocol Toetsen & Beoordelen

Datum	3 juli 2014
Status	Update vastgesteld in MRE-bijeenkomst 26 juni 2014

**Contactpersonen Rijkswaterstaat Water, Verkeer en
Leefomgeving:**

M. Ohm, D. ten Hulscher & R. Smits

Algemene vragen:

www.helpdeskwater.nl

Inhoud

1 Inleiding 7

2 Toestand - en Trendmonitoring 10

- 2.1 Algemene doelstellingen Toestand en Trendmonitoring 10
- 2.2 Locatiekeuze 10
 - 2.2.1 Keuze waterlichamen en clustering, algemeen 11
 - 2.2.2 Keuze waterlichamen en clustering: Chemie 11
 - 2.2.3 Keuze waterlichamen en clustering: Ecologie 14
 - 2.2.4 Locatiekeuze meetpunten binnen een waterlichaam (bemonsteringstrategie) 17
- 2.3 Keuze voor cyclus en frequentie 21
 - 2.3.1 Cyclus 21
 - 2.3.2 Frequentie 23
- 2.4 Kwaliteitselementen en parameters 25
 - 2.4.1 Chemie: Prioritaire stoffen, specifieke verontreinigende stoffen 25
 - 2.4.2 Ecologie: Biologie, algemeen fysisch-chemisch, hydromorfologisch 26
- 2.5 Bemonstering- en analyse methode 32
 - 2.5.1 (Fysische) chemie 32
 - 2.5.2 Fysische chemie 33
 - 2.5.3 Hydromorfologie 34
 - 2.5.4 Biologie 34

3 Operationele monitoring 37

- 3.1 Algemene doelstellingen Operationele monitoring 37
- 3.2 Locatiekeuze 38
 - 3.2.1 Keuze waterlichamen en clustering, algemeen 38
 - 3.2.2 Keuze waterlichamen en clustering: Chemie 40
 - 3.2.3 Keuze waterlichamen en clustering: Biologie 40
 - 3.2.4 Locatiekeuze meetpunten binnen een waterlichaam (bemonsteringstrategie) 41
- 3.3 Keuze voor cyclus en frequentie 43
 - 3.3.1 Cyclus 44
 - 3.3.2 Frequentie 45
- 3.4 Kwaliteitselementen en parameters 47
 - 3.4.1 Chemie, at risk: Prioritaire stoffen en specifieke verontreinigende stoffen 47
 - 3.4.2 Ecologie, at risk: Biologie, algemeen fysisch-chemisch, hydromorfologie 48
- 3.5 Bemonstering- en analyse methode 49
- 3.6 Operationele monitoring van beschermde gebieden 50

4 Monitoring Nader Onderzoek 53

- 4.1 Doelstelling 53
- 4.2 Rapportage Monitoring nader onderzoek 55

Deel 2: Protocol Toetsen en Beoordelen 57

5 Toetsen en beoordelen chemische en fysisch-chemische parameters 58

- 5.1 Inleiding 58
- 5.2 Omgaan met meetwaarden onder de bepalingsgrens 58
- 5.3 Aggregeren 59
 - 5.3.1 Aggregeren binnen één jaar 59
 - 5.3.2 Aggregeren over de jaren heen 60
 - 5.3.3 Aggregeren in de ruimte 62
- 5.4 **Correctie voor beschikbaarheid van metalen** 63

- 5.5 Toetsen en beoordelen chemische stoffen 64
- 5.6 Toetsen en beoordelen algemeen fysisch-chemische parameters 70
- 5.7 Toetsen en beoordelen in relatie tot beschermde gebieden 70

6 Toetsen en beoordelen biologische kwaliteitselementen 73

- 6.1 Inleiding 73
- 6.2 Aggregatie 73
 - 6.2.1 Aggregeren binnen één jaar 73
 - 6.2.2 Aggregeren over de jaren heen 73
 - 6.2.3 Aggregeren in de ruimte 74
- 6.3 Bepaling, toetsen en beoordelen Ecologische Kwaliteitsratio 75
 - 6.3.1 Berekening EKR 75
 - 6.3.2 Toetsen en beoordelen 76
- 6.4 Fytoplankton 77
 - 6.4.1 Inleiding 77
 - 6.4.2 Aggregatie per meetpunt binnen één meetjaar 77
 - 6.4.3 Ruimtelijke aggregatie binnen een waterlichaam 77
 - 6.4.4 Berekenen, toetsen en beoordelen Ecologische Kwaliteitsratio 78
- 6.5 Overige waterflora 78
 - 6.5.1 Inleiding 78
 - 6.5.2 Overige waterflora zoet 78
 - 6.5.3 Overige waterflora zout 80
- 6.6 Macrofauna 81
 - 6.6.1 Macrofauna zoete wateren 81
 - 6.6.2 Macrofauna zoute wateren 82
- 6.7 Vis 83
 - 6.7.1 Inleiding 83
 - 6.7.2 Aggregatie van data 83
 - 6.7.3 Beoordeling 84
 - 6.7.4 Aggregatie van beoordeling 84
- 6.8 Hydromorfologie 84

7 Projectie en integratie 85

- 7.1 Inleiding 85
- 7.2 Projectie 85
- 7.3 Integratie van parameters en kwaliteitselementen 86
- 7.4 Integratie TT oordeel OM oordeel 91
- 7.5 Rapportage 93

8 Bepaling van de toestand over een planperiode 94

- 8.1 Inleiding 94
- 8.2 Toestand nieuw SGBP 94
- 8.3 Geen achteruitgang 94
- 8.4 Analyse methode of er achteruitgang heeft plaatsgevonden 96

9 Bepaling toetswaarde en betrouwbaarheid ecologische en chemische toestandbeoordeling 100

- 9.1 Inleiding 100
- 9.2 Berekening van de toetswaarde van een kwaliteitselement 101
- 9.3 Toestandsbepaling van een kwaliteitselement 102

Literatuur 106

Bijlagen 110

Bijlage 1: Definities en begrippen 110

Bijlage 2: Stroomgebied relevante stoffen 122

Bijlage 3: Keuze biologisch kwaliteitselement per druk voor operationele monitoring 123

Bijlage 4: Landelijke achtergrondconcentraties metalen voor zoete en zoute wateren 130

Bijlage 5: Beoordeling van metalen 131

Bijlage 6: Bewerking monitoringsdata voor toetsing en beoordeling macrofyten
zoete wateren 132

Bijlage 7: Bewerking monitoringsdata voor toetsing en beoordeling vissen zoete wateren 135

1 Inleiding

Aanleiding en doelstelling

In deze 'Richtlijn KRW Monitoring Oppervlaktewater en Protocol Toetsen & Beoordelen' zijn de voorschriften voor waterbeheerders opgenomen voor het monitoren van de toestand van het oppervlaktewater voor ecologie en chemie. Zo zijn voor oppervlaktewaterbeheerders in Nederland onder andere de wijze van inrichting van het monitormeetnet, de wijze van meten, de frequentie van meten en de wijze van toetsen in deze richtlijn voorgeschreven, met als doel te zorgen dat de uitgevoerde monitoring éénduidig, uniform en KRW-proof is. Na vaststelling wordt de programmering van het toetsingsprogramma Aquokit door het InformatieHuis Water (IHW) gebaseerd op de teksten van deze richtlijn.

De huidige versie van deze richtlijn is een actualisatie van de richtlijn van 26 januari 2011 op basis van veranderde regelgeving, nieuwe afspraken en inzichten. Verder is een inhoudelijke verbetering doorgevoerd door teksten te verduidelijken aan de hand van informatie verkregen vanuit een uitvraag naar verbeterpunten aan alle oppervlaktewaterbeheerders in Nederland. Op basis van alle beschikbare informatie is een tabel met de ingebrachte verbeterpunten samengesteld, die via het Regulier Afstemmingsoverleg Monitoring (RAM) met alle oppervlaktewaterbeheerders is besproken. Op basis van deze tabel is de richtlijn van 26 januari 2011 geactualiseerd en wederom met de oppervlaktewaterbeheerders besproken. In totaal zijn 215 verbeterpunten doorgevoerd. De belangrijkste wijzingen in deze richtlijn zijn:

- de tweedelijnsbeoordeling van metalen op basis van biobeschikbaarheid (met behulp van Biotic Ligand Models (BLM));
- de tweedelijnsbeoordeling van metalen met correcties voor natuurlijke achtergrond-concentraties;
- de mogelijkheid voor waterbeheerders de tendens in concentraties in de afgelopen jaren mee te wegen bij de beoordeling van de toestand;
- de betrouwbaarheidsbepaling voor de totaaloordeelen voor chemie en voor ecologie;
- een beschrijving van de methode voor het bepalen van 'geen' achteruitgang.

Dit document bestaat uit twee onderdelen, namelijk de 'Richtlijn KRW Monitoring Oppervlaktewater' en het 'Protocol Toetsen & Beoordelen'. In de richtlijn wordt de opzet van de monitoring voorgeschreven, terwijl in het protocol het toetsen van gemeten waarden wordt beschreven. Deze twee onderdelen kunnen niet afzonderlijk worden gezien, want de stappen die tijdens de toetsing worden doorlopen, hebben invloed op de wijze waarop de monitoring moet worden opgezet en andersom, zoals bijvoorbeeld bij de wijze van het clusteren van monitoringsgegevens.

In voorliggend document wordt regelmatig verwezen naar andere gerelateerde documenten en instrumenten. Tabel 1.1 geeft een overzicht.

Tabel 1.1 Overzicht van documenten / instrumenten die een relatie hebben met dit document.

	Richtlijn KRW Monitoring Oppervlaktewater	Protocol Toetsen & Beoordelen
Handboek Hydrobiologie	'hoe' monitoren biologie; zoete Rijks- en regionale wateren	
Handboek Hydromorfologie	'hoe' monitoren hydromorfologie; zoete en zoute Rijkswateren	
Rijkswaterstaat Standaard Voorschriften (RWSV's)	'hoe' monitoren biologie en chemie; zoete en zoute Rijkswateren	
Maatlatten en Referenties Natuurlijke Wateren	informatiebehoefte KRW; zoete en zoute wateren; Rijks- en regionale wateren	Kentallen voor beoordeling
Omschrijving MEP en Maatlatten Sloten en Kanalen	informatiebehoefte KRW; zoete Rijks- en regionale wateren	Kentallen voor beoordeling
Richtlijnen Projectmonitoring	t.b.v. monitoring nader onderzoek	
Handleiding QBWAT		biologie; zoete wateren
BEQI-2		biologie; macrofauna; zoute wateren
Aquo-kit		chemie; zoete en zoute wateren

Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt de Toestand- en Trendmonitoring besproken waarna in hoofdstuk 3 de Operationele monitoring en hoofdstuk 4 de Monitoring Nader Onderzoek aan bod komt. Vervolgens wordt in hoofdstuk 5 en 6 beschreven hoe de toetsing en beoordeling van respectievelijk chemische en fysisch-chemische parameters, biologische kwaliteitselementen en hydromorfologische parameters plaatsvindt. Hoofdstuk 7 geeft weer hoe de verschillende meetgegevens geïntegreerd moeten worden tot één eindbeoordeling. In hoofdstuk 8 wordt weergegeven hoe de toestand over een planperiode van zes jaar bepaald moet worden. Tot slot beschrijft hoofdstuk 9 hoe de betrouwbaarheid van een beoordeling bepaald kan worden.

De hoofdstukken 2, 3 en 4 vormen gezamenlijk de Richtlijn en de hoofdstukken 5 tot en met 9 het Protocol.

Tot slot zijn groen gearceerde tekstblokken overgenomen teksten uit de KRW (Anonymous, 2000, 2002, 2003a en 2003b).

Deel 1: Richtlijn KRW Monitoring Oppervlakte Water

2 Toestand - en Trendmonitoring

2.1 Algemene doelstellingen Toestand en Trendmonitoring

T&T monitoring heeft tot doel het vaststellen en beoordelen van lange termijn trends voor zowel de effecten van menselijke activiteiten als veranderingen in natuurlijke omstandigheden. Relevant voor bijvoorbeeld hydromorfologie zijn mogelijk veranderingen in afvoerpatronen van rivieren door klimaatveranderingen of veranderd landgebruik, maar ook bijvoorbeeld langzame veranderingen in sedimentatiezones in overgangswateren als gevolg van natuurlijke processen. De gepresenteerde indicatoren moeten dit soort veranderingen kunnen detecteren. T&T monitoring beoogt ook het beoordelen in hoeverre de risico-analyse op grond van menselijke belastingen goed is uitgevoerd. Veel risico-beoordelingen zijn voor de eerste planperiode uitgevoerd op basis van gegevens verkregen uit monitoringsdata die al aanwezig waren. De resultaten zijn gebruikt voor het vaststellen van MEP en GEP van sterk veranderde en kunstmatige wateren. Met behulp van de resultaten van de T & T monitoring kunnen andere monitoringsprogramma's efficiënter en effectiever worden gepland. Deze doelstelling is in Nederland maar beperkt relevant gezien de lange historie van waterkwaliteitsmonitoring in Nederland. Veel informatie is al voorhanden. De in de T&T monitoring verzamelde informatie moet leiden tot een globale beoordeling van de wateren binnen een stroomgebieddistrict. Uit T&T monitoring moet (mede) blijken dat het voorgenomen waterkwaliteitsresultaat/doel ook daadwerkelijk is gehaald. Het is niet de bedoeling dat resultaten van maatregelen gemonitord worden omdat dat onder de Operationele monitoring valt (hoofdstuk 3). Monitoringsresultaten en de precisie en betrouwbaarheid van de T&T monitoring worden aan de EU gerapporteerd.

Tot slot kan ook worden vastgesteld dat T&T monitoring niet primair is bedoeld voor:

- Het in kaart brengen en analyseren van problemen met waterkwaliteit;
- Het testen van de effectiviteit van het programma van maatregelen;
- Het geven van een gedetailleerd of compleet overzicht van de kwaliteit van alle watertypen.

2.2 Locatiekeuze

De locatiekeuze van de monitoring wordt uitgewerkt voor twee aspecten:

- keuze waterlichamen, in welke waterlichamen wordt gemonitord, en daar aan gerelateerd de clustering, waterlichamen representatief stellen voor anderen
- locatiekeuze meetpunten binnen één waterlichaam (bemonsteringstrategie)

2.2.1 Keuze waterlichamen en clustering, algemeen

Een lidstaat moet in ieder geval een T&T locatie/waterlichaam selecteren als er wordt voldaan aan één van de volgende algemene uitgangspunten voor locatiekeuze met het oog op T&T monitoring (§ 1.3.1 van bijlage V van de KRW):

- 1 Daar waar het waterdebiet significant is binnen het stroomgebiedsdistrict in zijn geheel, met inbegrip van locaties in grote rivieren met een stroomgebied van meer dan 2500 km².
- 2 Daar waar het aanwezige watervolume significant is binnen het stroomgebiedsdistrict inclusief grote meren;
- 3 Daar waar significante waterlichamen de grens van een lidstaat overschrijden;
- 4 Punten die nodig zijn om de verontreinigingvracht te schatten bij grenzen van lidstaten én op de overgangen naar het mariene milieu.'

Bij T&T monitoring wordt binnen elk geselecteerd waterlichaam in principe één KRW-monitoringlocatie vastgesteld. Bij chemie is de KRW-monitoringlocatie gelijk aan een meetpunt. Het opvoeren van één KRW-monitoringlocatie bij biologische en hydromorfologische monitoring betekent niet dat alleen op die locatie gemeten wordt. Een KRW-monitoringlocatie bevat dan vaak meerdere meetpunten (monsters en deelmonsters) binnen een waterlichaam of er wordt vlakdekkende informatie verzameld. Bij biologie is de KRW-monitoringlocatie vaak uitsluitend een administratief punt.

De ligging van de meetpunten binnen een waterlichaam valt onder bemonsteringsstrategie (§ 2.2.4).

Clustering van waterlichamen

De EU geeft aan (Guidance on Monitoring (Anonymous 2003b)) dat clustering mogelijk is als de waterlichamen vergelijkbaar zijn qua hydrologische, geomorfologische, geografische of trofische condities. Een voor monitoring geselecteerd waterlichaam wordt dan representatief geacht voor een cluster van waterlichamen.

Het T&T monitoringsprogramma hoeft niet alle waterlichamen in Nederland af te dekken. Er is namelijk ook een OM-monitoringsprogramma waarin gezien de huidige at-risk bepaling voor veel waterlichamen één of meerdere kwaliteitselementen/stoffen opgenomen moeten worden (hoofdstuk 3). De T&T en OM monitoring dienen samen wel alle individuele kwaliteitselementen/stoffen in alle waterlichamen in Nederland af te dekken. Afstemming van KRW-monitoringlocaties met andere lidstaten is in geval van grensoverschrijdende wateren noodzakelijk.

2.2.2 Keuze waterlichamen en clustering: Chemie

Chemie: prioritaire stoffen en specifieke verontreinigende stoffen

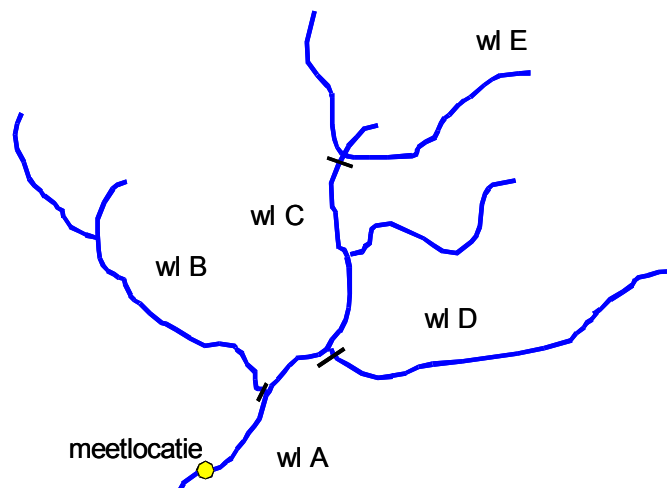
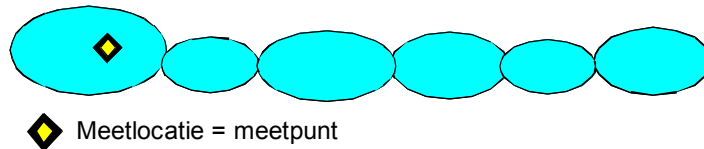
Conform de KRW-uitgangspunten voor waterlichaamkeuze T&T (§ 2.2.1) is het niet de bedoeling om alle stoffen in alle 'haarvaten' te meten. Het chemisch T&T KRW-meetnet wordt samengesteld uit locaties in mondingen van grotere stroomgebieden, bij grensovergangen en met representatieve locaties in de belangrijkste watersystemen en grotere meren. Waterlichamen met verschillend type of verschillende status kunnen bij de chemische T&T monitoring dus gewoon geclusterd worden.

Grofweg betekent dit dat de meeste locaties gelegen zijn in de Rijkswateren, aangevuld met een aantal belangrijke regionale wateren en waarvan duidelijk is dat zij een significante bijdrage leveren voor wat betreft lozingen.

Aangezien de clustering van de chemische T&T monitoring waterlichamen vooral op basis van hydrologische afwateringseenheden plaats vindt, ligt het voor de hand om de chemische T&T KRW-monitoringlocatie in beginsel te situeren aan het stroomafwaartse eind van zo'n gebied of eenheid. Er wordt binnen een dergelijk cluster één representatief waterlichaam gekozen, met daarin één KRW-monitoringlocatie, zoals weergegeven in figuur 2.1.

Figuur 2.1

Clustering voor T&T chemie; algemeen en in clusters meren (boven) en van rivieren (onder).



Bij de clustering van rivieren of beeksystemen kan, bij wijze van uitzondering, gekozen worden voor het aanwijzen van twee chemische T&T KRW-monitoringlocaties in één cluster (figuur 2.2). Eén locatie in een bovenstrooms gelegen waterlichaam (of een grenslocatie) en één locatie in het waterlichaam in de monding van het stroomgebied. Indien hiervoor gekozen wordt dienen de KRW-monitoringlocaties in verschillende waterlichamen binnen het cluster te vallen. Bij het toetsen en beoordelen geldt dan dat de toetswaarden van beide locaties zullen worden gemiddeld, en dat het uiteindelijke oordeel gebaseerd zal zijn op deze gemiddelde toetswaarde (§ 7.2).

De Waddenzee, IJsselmeer en de Noordzee zijn gezien hun omvang opgenomen als waterlichamen in het T&T monitoringprogramma. Voor deze zeer grote waterlichamen mag afgeweken worden van de principe regel dat in één waterlichaam maar één T&T locatie ligt (figuur 2.2). Dit is nodig om een voor het gehele waterlichaam representatief oordeel te krijgen en om lange termijn effecten van drukken in deze waterlichamen goed te kunnen weergeven.

Figuur 2.2

Uitzonderingen bij clustering rivieren (links) (1 KRW-monitoringlocatie aan het eind van het stroomgebied en 1 bij een grensovergang) en grote rijkswateren (rechts): aantal KRW-monitoringlocaties in de Waddenzee, het IJsselmeer en Noordzee (2 KRW-monitoringlocaties per waterlichaam).



De locatiekeuze en clustering voor prioritaire stoffen en specifieke verontreinigende stoffen is veelal gelijk omdat dezelfde criteria gelden. Omdat de specifieke verontreinigende stoffen ondersteunend zijn aan de biologie, is het wel zinvol om die rol te verwerken in de locatiekeuze en clustering van de specifieke verontreinigende stoffen. Dat kan in grote lijnen in het T&T meetnet en meer specifiek in het OM-meetnet.

Vastleggen clustering op stof niveau

In het monitoringprogramma wordt de clustering vastgelegd in een aparte tabel (BeherenProjectieregels). Dat wordt gedaan op stof-niveau. Voor elke aparte chemische stof moet dus aangegeven worden welke T&T KRW-monitoringlocatie representatief is voor welke waterlichamen. In de meeste gevallen zullen de koppeling tussen een T&T locatie en het cluster waterlichamen voor alle stoffen binnen een groep gelijk zijn. Dus voor alle prioritaire stoffen wordt dezelfde clustering toegepast, evenzo voor alle specifieke verontreinigende stoffen. Indien echter voor één of enkele stoffen een andere locatie representatiever is, kan specifiek voor die stoffen een andere clustering opgevoerd worden. Een voorbeeld hiervan is de keuze van een afwijkende T&T locatie in een cluster voor bestrijdingsmiddelen.

Internationale afstemming

De KRW spreekt zich niet uit over welk land verantwoordelijk is voor het uitvoeren van de metingen op de grens van lidstaten. Afstemming op internationaal niveau is dan ook nodig, bij voorkeur in een vroeg stadium (bijvoorbeeld via bestaande internationale riviercommissies). In de praktijk vindt de afstemming op internationaal niveau plaats parallel aan de afstemming op nationaal en regionaal niveau.

Vrachten

Voor zover vrachten relevant zijn voor de kwaliteitsbeschrijving (landsgrenzen en overgang van binnenwateren naar marien milieu), dient naast een kwaliteitsmeetpunt een representatief meetpunt voor het debiet te bestaan. Vrucht is immers het product van stofconcentratie en debiet. Op dit moment zijn er nog geen afspraken gemaakt over de vrachtberekingsmethode voor de KRW; wat gemeten moet worden is wel eenduidig.

2.2.3 Keuze waterlichamen en clustering: Ecologie

Biologie, Algemeen fysisch-chemisch, hydromorfologie

Conform de KRW-uitgangspunten voor waterlichaamkeuze T&T (§ 2.2.1) is het niet de bedoeling om alle biologische, algemeen fysisch-chemische en hydromorfologische kwaliteitselementen in alle 'haarvaten' te meten. Waterlichamen komen voor T&T in aanmerking indien één van de volgende vragen met ja kan worden beantwoord. Deze waterlichamen worden op een lijst geplaatst.

- Is het binnen het stroomgebieddistrict een belangrijk water gezien de omvang, mate van voorkomen en functie in het gehele stroomgebied?
- Is het een grensoverschrijdend waterlichaam van significante omvang?

Met het laatste punt wordt beoogd dat op Europese schaal weinig betekenisvolle wateren niet oververtegenwoordigd raken in het T&T meetnet. Alle met bovenstaande criteria geselecteerde waterlichamen in een stroomgebied worden beschreven op basis van hun hydrologische, geomorfologische, geografische en trofische kenmerken. Clustering mag alleen plaats vinden indien de waterlichamen vergelijkbaar zijn qua hydrologische, geomorfologische, geografische of trofische condities.

Indien binnen een stroomgebied het aantal waterlichamen met vergelijkbare kenmerken groot is en sterk verspreid over het stroomgebied (bijvoorbeeld tientallen waterlichamen M3 kunstmatig verspreid over heel Rijn-West) dan kan er voor gekozen worden om twee T&T clusters te onderscheiden. Dat dient dan te gebeuren op basis van globale overeenkomsten in drukken. De methodiek voor het selecteren van het representatieve waterlichaam binnen zo'n cluster blijft gelijk.

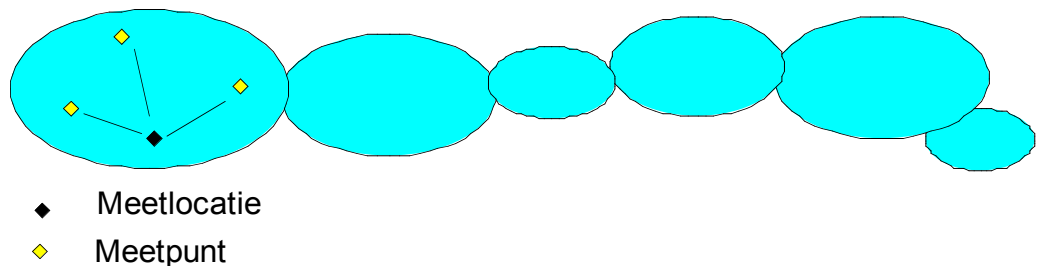
Locatiekeuze binnen cluster op basis van de Mediaanmethode

Binnen de groep waterlichamen met vergelijkbare kenmerken die aan bovenstaande criteria voldoen kan clustering plaatsvinden (figuur 2.3). Om tot een representatief waterlichaam van een geclusterde groep waterlichamen te komen, wordt de mediaanmethode toegepast. Dit betekent dat er een ranking van de waterlichamen plaatsvindt op basis van ecologische toestand (van laag naar hoog) en op basis van oppervlakte (van klein naar groot). De mediaanmethode voorziet in de volgende stappen:

- De ranking vindt primair plaats op de ecologische toestand (van slecht, ontoereikend, matig, naar goed of zeer goed indien aanwezig).
- Bij gelijke ecologische toestand bepaalt het oppervlak de volgorde van ranking (van klein naar groot).
- Het middelste waterlichaam wordt aangewezen als T&T locatie.

Figuur 2.3

Clustering voor T&T ecologie (waterlichamen hoeven niet met elkaar verbonden te zijn).



Bij even aantallen (er is dan geen mediaan) wordt gekozen voor het waterlichaam met de betere ecologische toestand of (bij twee waterlichamen met dezelfde

ecologische toestand) het waterlichaam met het grootste oppervlak. De ecologische toestand wordt gebaseerd op de formele risicoanalyse. Bovenstaande wordt toegelicht in de onderstaande twee voorbeelden.

Voorbeeld 1 Mediaan methode (fictief)

In het linker deel van voorbeeld 1 zijn alle wateren van het type R5 (langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand) in het deelstroomgebied Rijn-Noord op een rij gezet. Alle waterlichamen blijken 'Sterk Veranderd' te zijn.

In de risicoanalyse ('at-risk'-assessment) is een inschatting gemaakt van de huidige ecologische toestand (die is hier deels fictief ingevuld). De wateren scoren matig en ontoereikend. In de eerste sortering worden de slechtste waterlichamen bovenaan geplaatst en de beste onderaan. De wateroppervlaktes worden toegevoegd (van klein naar groot). Bij gelijke ecologische toestand bepaalt de grootte de volgorde. Het middelste element van de nieuwe lijst wordt nu aangewezen als T&T waterlichaam voor type R5 in Rijn-Noord.

Gekozen wordt voor het opnemen van het Eelderdiep en Peizerdiep voor T&T monitoring biologie.

In het rechter deel van voorbeeld 1 zijn aan het Koningsdiep en het Eelderdiep/Peizerdiep andere toestanden toegekend en dan rolt het riviertje de Linde als T&T waterlichaam uit de bus.

Voorbeeld 2 Mediaan methode (fictief)

Goed voorbeeld: Mediaan van de gehele lijst na uitvoeren van stap 1: sorteren op ecologische toestand (van slecht naar goed) en stap 2: sorteren op oppervlakte (van klein naar groot).

Fout voorbeeld: Mediaan van de 'middelste' ecologische toestand na uitvoeren van stap 1: bepalen van de mediaan (= gemiddelde) ecologische toestand door te sorteren op ecologische toestand (van slecht naar goed) en stap 2: binnen deze 'gemiddelde' ecologische toestand de mediaan bepalen door binnen deze ecologische toestand te sorteren op oppervlakte (van klein naar groot).

Watergang	Type	Status	Ecologische toestand	Ecologische toestand numeriek*	Oppervlakte (ha)
22	M6	K	slecht	1	0,9
23	M6	K	slecht	1	3,6
10	M6	K	slecht	1	4
21	M6	K	slecht	1	5,8
12	M6	K	slecht	1	8
15	M6	K	slecht	1	8,1
4	M6	K	ontoereikend	2	2
3	M6	K	ontoereikend	2	3
25	M6	K	ontoereikend	2	3,7
9	M6	K	ontoereikend	2	3,9
6	M6	K	ontoereikend	2	4
24	M6	K	ontoereikend	2	4,6
2	M6	K	ontoereikend	2	5,5
5	M6	K	matig	3	1
7	M6	K	matig	3	1,5
8	M6	K	matig	3	3,8
17	M6	K	matig	3	4,6
16	M6	K	matig	3	5,9
19	M6	K	matig	3	6
13	M6	K	goed	4	2,6
18	M6	K	goed	4	3,4
20	M6	K	goed	4	4,5
11	M6	K	goed	4	6,7
1	M6	K	zeer goed	5	6
14	M6	K	zeer goed	5	6,4

*: 1 = slecht
2 = ontoereikend
3 = matig
4 = goed
5 = zeer goed

Watergang	Type	Status	Ecologische toestand	Oppervlakte (m2)
1	M6	K	zeer goed	6
2	M6	K	ontoereikend	5,5
3	M6	K	ontoereikend	3
4	M6	K	ontoereikend	2
5	M6	K	matig	1
6	M6	K	ontoereikend	4
7	M6	K	matig	1,5
8	M6	K	matig	3,8
9	M6	K	ontoereikend	3,9
10	M6	K	slecht	4
11	M6	K	goed	6,7
12	M6	K	slecht	8
13	M6	K	goed	2,6
14	M6	K	zeer goed	6,4
15	M6	K	slecht	8,1
16	M6	K	matig	5,9
17	M6	K	matig	4,6
18	M6	K	goed	3,4
19	M6	K	matig	6
20	M6	K	goed	4,5
21	M6	K	slecht	5,8
22	M6	K	slecht	0,9
23	M6	K	slecht	3,6
24	M6	K	ontoereikend	4,6
25	M6	K	ontoereikend	3,7

----- Origineel ----->

De groene balk is het juiste voorbeeld, waaruit blijkt dat het gaat om het mediane waterlichaam uit de hele reeks. De mediaan wordt bepaald (in 1 slag) door primair te sorteren op ecologische toestand (van slecht naar goed) en secundair op grootte (van klein naar groot). In sommige gevallen kan deze werkwijze er toe leiden dat een (qua formaat) afwijkend waterlichaam wordt geselecteerd. Om dergelijke

uitbijters te elimineren is derhalve een 'common sense' stap ingevoegd (zie volgende paragraaf).

Common sense bij T&T locaties Ecologie

Toets of na toepassen van bovenstaande regels de T&T locaties goed verdeeld zijn binnen het stroomgebied; oftewel geven de geselecteerde waterlichamen een beeld van de belangrijkste en veel voorkomende watertypen in het Nederlandse deel van het stroomgebied.

Het aantal T&T lokaties in kunstmatige wateren kan beperkt worden (maar niet gelijk zijn aan nul). De kunstmatige waterlichamen zijn geen logische locaties om autonome veranderingen te detecteren. Veelal zijn die waterlichamen ook niet van belang gezien hun volume of is hun ecologische functie gering.

Voor het vaststellen van de T&T waterlichamen wordt éénmalig de mediaanmethode toegepast. Deze KRW-monitoringlocaties liggen dan vast en zullen bij een volgende meetronde (planperiode) niet aangepast worden. Bij uitzondering kan er een locatie gewijzigd worden.

Fysisch chemische, biologische en hydromorfologische kwaliteitselementen moeten (zoveel mogelijk) in hetzelfde waterlichaam gemeten worden, zodat trends zo goed mogelijk verklaard kunnen worden.

In de praktijk zullen waterlichamen met een voor het stroomgebied zeldzame combinatie van hydrologische, geomorfologische, geografische of trofische kenmerken, geen onderdeel zijn van een T&T cluster. Het betreft hier bijvoorbeeld een waterplas van onbelangrijke ecologische waarde met hydrologische kenmerken die verder niet voorkomt in het stroomgebied. Voor deze "unieke" waterlichamen

zou volgens de regels toch een T&T of OM KRW-monitoringlocatie aangewezen moeten worden om een oordeel te krijgen. Bij ecologische onbelangrijke waterlichamen is dat kostenintensief en levert het in de praktijk weinig toegevoegde waarde. Daarom geldt voor deze "unieke" waterlichamen een uitzondering.

Bij deze "unieke" waterlichamen geldt voor biologie dat de monitoring beperkt wordt tot het meest gevoelige kwaliteitselement welke vervolgens representatief is voor de overige kwaliteitselementen in het waterlichaam. Dit kwaliteitselement mag geclusterd worden met een T&T of OM-KRW-monitoringlocatie van een waterlichaam met vergelijkbare condities (zie §2.2.1 definitie clustering van waterlichamen).

Indien clustering alsnog niet mogelijk is, dient alléén dit ene kwaliteitselement gemonitord te worden in het "unieke" waterlichaam zelf middels T&T of OM monitoring.

Algemeen fysisch-chemisch

Algemene fysisch-chemische parameters zijn biologie ondersteunend. Deze fysisch-chemische parameters moeten daarom zoveel mogelijk op dezelfde monitoringslocatie en hetzelfde tijdstip worden gemeten als waar de biologische monitoring plaats vindt (fytoplankton en fyto-benthos). De algemeen fysisch-chemische parameters behoeven echter niet op alle biologische meetpunten gemeten te worden, maar dienen representatief te zijn voor het betreffende waterlichaam.

Hydromorfologie

De hydromorfologische parameters zijn ondersteunend voor de biologie. Hydromorfologische parameters moeten voor T&T zoveel mogelijk worden gemeten in hetzelfde waterlichaam als de biologische parameters. In het geselecteerde waterlichaam dient het hele pakket aan hydromorfologische parameters te worden gemeten, dus zowel de hydrologie, continuïteit en morfologie.

2.2.4 Locatiekeuze meetpunten binnen een waterlichaam (bemonsteringstrategie)

Naast de keuze van het waterlichaam waar monitoring van de verschillende kwaliteitselementen plaatsvindt is een strategie voor de keuze van meetpunten binnen een waterlichaam van belang. Een KRW-monitoringlocatie kan dus bestaan uit 1 of meer meetpunten. Op elk meetpunt wordt een vlak of traject uitgezet waar daadwerkelijk gemonsterd wordt. Ook kunnen rondom het meetpunt meerdere monsters genomen worden. Een meetpunt is op deze wijze een punt identificatie van een proefvlak / traject / meetvlak / meerdere monsterpunten.

In de 'Guidance on monitoring' wordt hierover gemeld: 'De meetpunten worden binnen het waterlichaam gekozen op plaatsen die representatief zijn voor de algemene conditie van het waterlichaam met speciale aandacht voor lange termijn effecten door menselijke drukken alsmede voor het opzetten van toekomstige monitoringsprogramma's.'

In het algemeen wordt geadviseerd om bij iedere beheerplan periode opnieuw te kijken naar de situering van de meetpunten, opdat een representatieve verdeling wordt bereikt. Hierbij dient bijvoorbeeld de situering van uitgevoerde KRW-maatregelen meebeschouwd te worden.

Voor zowel chemie als ecologie (biologie, fysische-chemie en hydromorfologie) worden hieronder uitgangspunten gepresenteerd voor representatieve bemonstering op waterlichaamniveau.

Chemie: Prioritaire stoffen, specifieke verontreinigende stoffen

Chemische monsternamen vindt bij T&T monitoring in principe plaats op de KRW-monitoringlocatie. Bij T&T monitoring is de KRW-monitoringlocatie dus gelijk aan het meetpunt, en dat is er maar één in een voor T&T monitoring geselecteerd waterlichaam.

De keuze van maar één KRW-monitoringlocatie in een voor T&T geselecteerd waterlichaam is genomen omdat de T&T locaties voor een cluster van waterlichamen gelden, en de ruimtelijke variatie tussen de waterlichamen binnen het cluster groter is dan de ruimtelijke variatie binnen het geselecteerde waterlichaam.

Bij chemische OM monitoring mogen wel meerdere meetpunten in een waterlichaam geselecteerd worden. Hier is namelijk de clustering beperkt of niet aanwezig en is de ruimtelijke variatie binnen het gekozen waterlichaam de belangrijkste variatie.

De locatie van het T&T meetpunt moet zo gekozen zijn dat bij significante belasting vanuit één of meer bestaande of geplande puntbronnen het meetpunt representatief is voor de belasting van het gehele waterlichaam of cluster van waterlichamen. Bij significante belasting vanuit bestaande (of in de toekomst geplande) **diffuse** bronnen moet eveneens een locatie worden gekozen die representatief is voor de belasting van het gehele waterlichaam of cluster van waterlichamen. Hierbij dient dus ook rekening gehouden te worden met autonome ontwikkelingen (toekomstige ruimtelijke ontwikkelingen en lozingen).

Ecologie: Biologie, algemeen fysisch-chemisch, hydromorfologisch

Algemeen

Omdat binnen een waterlichaam aanzienlijke verschillen kunnen bestaan, wordt voor de biologische kwaliteitselementen het waterlichaam opgedeeld in relevante deelgebieden. Elk van deze deelgebieden wordt met voldoende herhalingen bemonsterd zodat een representatief resultaat wordt verkregen. Tenslotte worden de resultaten van de deelgebieden bijeengebracht tot een eindoordeel. Deze benadering wordt toegepast voor macrofauna (macrozoöbenthos), macrofyten en vissen. Voor fytoplankton en fytoëbenthos is dit niet nodig omdat die in principe op

één representatief KRW-monitoringlocatie per waterlichaam worden gemeten en dit punt dus representatief wordt geacht voor het gehele waterlichaam. Bij kustwateren kunnen de biologische metingen beperkt blijven tot de 1-mijls zone (1800 meter).

Biologie

Fytoplankton

In principe één KRW-monitoringlocatie per waterlichaam (is gelijk aan het meetpunt). De KRW-monitoringlocatie sluit waar mogelijk aan bij het chemisch meetnet (kosten efficiënt). KRW-monitoringlocaties dienen zoveel mogelijk vrij te liggen van huidige en toekomstige versturende invloeden zoals zijwateren en humane activiteiten. Elke KRW-monitoringlocatie bevat twee monsterpunten waar op verschillende dieptes bemonsterd wordt. De deelmonsters vormen samen één mengmonster. Voor meer achtergrondinformatie over de locatiekeuze van meetpunten en monsterpunten wordt verwezen naar het STOWA Handboek Hydrobiologie, werkvoorschrift 7A en de toelichting bij de werkvoorschriften (§ 7.3) (Bijkerk, 2014).

Fytobenthos

In principe één KRW-monitoringlocatie per waterlichaam (is gelijk aan het meetpunt). Fytobenthos wordt bemonsterd op levend riet (of andere substraat, § 2.5) op diverse monsterpunten bij deze KRW-monitoringlocatie. De KRW-monitoringlocatie en de monsterpunten moeten zoveel mogelijk vrij liggen van huidige en toekomstige versturende invloeden. Een andere eis is dat de monsterpunten in de fototrofe zone (dicht bij het wateroppervlak) en zoveel mogelijk in het open water moeten liggen. Rietvegetaties in de luwte van baaien of zijwatertjes zijn dus niet geschikt omdat zij een vertekend beeld kunnen geven. Het substraat mag niet recent drooggestaan hebben. Voor meer achtergrondinformatie over de locatiekeuze van meetpunten en monsterpunten wordt verwezen naar het STOWA Handboek Hydrobiologie, werkvoorschrift 9A en de toelichting bij de werkvoorschriften (§ 9.3) (Bijkerk, 2014).

Macrofauna

Voor dit kwaliteitselement wordt het waterlichaam ingedeeld in één of meerdere deelgebieden. Indien er meerdere deelgebieden geselecteerd zijn wordt aanbevolen om de deelgebieden te benoemen op basis van de inrichting, gebieds- of landschapkenmerken en de belangrijkste vormen van belasting en aantasting. In de meeste waterlichamen zal het wenselijk zijn minimaal twee deelgebieden te onderscheiden (de meest basale vorm van opsplitsing in deelgebieden): 'nauwelijks aangetast cq natuurlijk' vs. 'aangetast cq niet-natuurlijk'. Maar voor beken betekent dit bijvoorbeeld een onderscheid tussen meanderende delen en rechtgetrokken delen, voor poldergebieden is (hoewel als geheel kunstmatig) bijvoorbeeld een indeling in hoofdwatervangsten en subwatervangsten aanbevolen. Voor meren kan een onderscheid gemaakt worden tussen beschoeide en onbeschoeide oevers. Diep water (dieper dan 1,5 meter) hoeft alleen gemonitord te worden in R8. Per deelgebied wordt één meetpunt gekozen. Voor locatiekeuze van meetpunten en monsterpunten wordt verwezen naar het STOWA Handboek Hydrobiologie, werkvoorschrift 12A en de toelichting bij de werkvoorschriften (§ 12.3) (Bijkerk, 2014).

Angiospermen en Macroalgen

Angiospermen (beide zeegrassoorten en schor-/kwelderplanten) worden gemonitord middels een gridkartering (zeegras) of het gehele waterlichaam (schor-/kwelderplanten). Groeiplaatsen worden op kaart ingetekend op basis van veldwaarnemingen en luchtfotokartering. Luchtfotokartering wordt tevens gebruikt

om inzicht te geven in de samenstelling en dichtheid van drijvende macroalgenpopulaties en wieren die zich in schor-/kweldergeulen bevinden.

Macrofyten (waterplanten zoet of brak)

Er wordt een onderscheid gemaakt tussen ondiepe meren en diepe meren. Diepe meren zijn meren van het type M20. De overige typen behoren tot de ondiepe meren, omdat zij zich, hoewel ze soms diep zijn, gedragen als een ondiep meer. Voor een meer van het type ondiep geldt dat het hele meer, met uitzondering van de vaargeul, begroeibaar is. Voor een diep meer bepaalt het diepste punt waar nog submerse begroeiing wordt gevonden de grens voor het begroeibaar areaal. De plek waar de vegetatieopnamen worden gemaakt wordt scherper bepaald door de ligging van het begroeibaar areaal. In de praktijk komt het erop neer dat er in een meetpunt in een meer ten minste drie opnames nodig zijn voor een goede beoordeling voor macrofyten. Soms is nog een vierde opname nodig, maar alleen als de begroeiing in de submerse zone duidelijke verschillen vertoont:

opname 1: oever

opname 2: ondiep zone; (tot 10 m uit oever; tot 1 m diep)

opname 3: matig diepe submerse zone (1-3 m diep; > 10 m uit de oever)

opname 4: diepe submerse zone (niet in figuur 1)

In elk deelgebied worden één of meerdere meetpunten gekozen, afgestemd op het verkrijgen van een betrouwbaar beeld van het deelgebied. De onderstaande bemonsteringsinspanning is richtinggevend:

- | | |
|----------------------------------|--|
| • Waterlichamen => 500 hectare | 20 meetpunten per waterlichaam |
| • Waterlichamen <500 ha =>100 ha | 10 meetpunten per waterlichaam |
| • Waterlichamen < 100 hectare | minimaal 3 en maximaal 6 meetpunten per waterlichaam. In zeer kleine en eenvormige waterlichamen kan het voorkomen dat er minder dan 3 deelgebieden zijn geselecteerd. Hier mag het aantal meetpunten gelijk gesteld worden aan het aantal deelgebieden. |

Per meetpunt wordt één proefvlak uitgezet waar inventarisatie plaatsvindt. Een proefvlak is:

Bij lijnvormige wateren een traject van 100 meter oeverlengte. Bij smalle lijnvormige wateren (<8 meter) wordt de oevervegetatie aan twee zijden opgenomen en de watervegetatie van oever tot oever. Bij bredere lijnvormigewateren (>8 meter) vindt een éézijdige opname van oeverplanten plaats en worden waterplanten alléén in het ondiepe, begroeibare deel bemonsterd. Indien de gehele watergang dermate ondiep en dus begroeibaar is wordt tot het midden van de watergang bemonsterd.

Bij rivieren is het proefvlak gelegen tussen de gemiddelde hoog- en laagwaterlijn (indien van toepassing). Stromingsluwe delen (nevengelen, zijtakken in open verbinding) worden hierbij ook meegenomen. De hoofdgeul wordt in principe buiten beschouwing gelaten. Het gehele proefvlak wordt vlakdekkend bemonsterd. Bij meren bestaat een proefvlak uit een vierkant van 10x10 tot 100x100 meter (afhankelijk van vegetatiepatroon). Indien er meer dan één meetpunt (en dus proefvlak) in een deelgebied is uitgezet worden er kleinere proefvlakken gekozen (afhankelijk van vegetatiepatroon 10 tot 100 vierkante meter). Het proefvlak wordt vlakdekkend bemonsterd.

Bij grote meren (Rijkswateren) is een proefvlak een vierkant van 200x200 meter of een lijn van 400 meter. Binnen de proefvlakken wordt op elk hoekpunt (of bij een lijn om de 100 meter) een deelbemonstering uitgevoerd. De resultaten van de deelbemonstering worden samengevoegd tot één resultaat voor het proefvlak (meetpunt).

Voor meer achtergrondinformatie over de locatiekeuze van meetpunten en monsterpunten wordt verwezen naar het STOWA Handboek Hydrobiologie, werkvoorschrift 11A "inventarisatie" en de toelichting bij de werkvoorschriften (§ 11.3) (Bijkerk, 2014) en de RWSV.'s (http://www.rws.nl/water/waterdata_waterberichtgeving/meetgegevens_bij_rijkswaterstaat/rijkswaterstaat_standdaard_voorschriften/biologie/).

Vissen

Op basis van de in het waterlichaam aanwezige habitattypen welke van belang zijn voor vis wordt het waterlichaam opgedeeld in deelgebieden. In meren en brede lijnvormige waterlichamen (breedte >20 meter) worden minimaal twee deelgebieden onderscheiden namelijk de oeverzone en het open water. Meestal zullen echter meer dan twee deelgebieden nodig zijn. Mogelijke deelgebieden zijn:

- Diepe (onbegroeide) en ondiepe (begroeide) delen;
- Beschoeide en onbeschoeide delen;
- Stromende en niet stromende delen;
- Luwe en winderige delen;
- Heldere en troebele delen;
- smalle en brede delen;
- verstuwde en onverstuwde delen;
- rechte en slingerende delen;
- delen in landbouw- en delen in natuurgebied;
- Kruisingen van wateren.

Voor niet-Rijkswateren als meren, kleine rivieren, beken en stagnante lijnvormige wateren is de standaard methode voor een KRW-bemonstering de Bevist-Oppervlak-Methode (BOM). Hierbij wordt volgens een voorschreven bemonsteringsinspanning gevist (een percentage van het oppervlak van het waterlichaam, § 2.5).

Bij grote waterlichamen kunnen deze voorgeschreven percentages (bemonsteringsinspanning) leiden tot een zeer omvangrijk monitoringsprogramma. In dat geval kunnen kerngebieden geselecteerd worden. Een kerngebied is een gebied dat alléén of samen met andere kerngebieden representatief is voor het gehele waterlichaam. De KRW-monitoring wordt vervolgens alléén uitgevoerd binnen de kerngebieden. De methodiek is dan hetzelfde als in een geheel waterlichaam. De bemonsteringsinspanning-percentage geldt bij gebruik van kerngebieden alléén voor het oppervlak van het kerngebied in plaats van het hele waterlichaam. De visstand van het waterlichaam berekent men vervolgens achteraf op basis van de visstanden van de afzonderlijke kerngebieden.

Indien, ook als de kerngebiedenbenadering in ogenschouw genomen is, de bemonsteringsinspanning (monitoringskosten) nog steeds buitensporig hoog is mag in **zeer grote waterlichamen (>2.000 ha)** een absolute oppervlakte bovengrens gehanteerd worden.

In de grote rivieren en overgangswateren wordt de MWTL methodiek gevolgd.

Voor meer achtergrondinformatie over de locatiekeuze van meetpunten en monsterpunten wordt verwezen naar het STOWA Handboek Hydrobiologie, werkvoorschrift 13A "bestandsopname van vis voor de KRW" en de toelichting bij de werkvoorschriften (§ 13.3) (Bijkerk, 2014) en de RWSV.'s

[\(http://www.rws.nl/water/waterdata_waterberichtgeving/meetgegevens_bij_rijkswaterstaat/rijkswaterstaat_standdaard_voorschriften/biologie/\)](http://www.rws.nl/water/waterdata_waterberichtgeving/meetgegevens_bij_rijkswaterstaat/rijkswaterstaat_standdaard_voorschriften/biologie/).

Fysisch-chemisch

Algemeen fysisch-chemische parameters worden eveneens op een vast meetpunt gemeten en sluiten aan bij de meetpunten voor de biologie, in het bijzonder fytoplankton (meren, overgangs- en kustwateren) en fyto-benthos (rivieren). Aanvullende informatie over bemonstering van fysisch-chemische parameters is terug te vinden in het Handboek Hydrobiologie Hoofdstuk 5 "meetpuntbeschrijving" (Bijkerk R., 2010).

Hydromorfologie

Voor de hydromorfologische monitoring zijn, op basis van de kwaliteitselementen uit bijlage V van de KRW, de parameters gedefinieerd (§ 2.4.2). Deze parameters zijn veelal niet direct meetbaar, maar worden afgeleid uit bestaande informatiebronnen. Uitgangspunt hierbij is om zoveel mogelijk gebruik te maken van bestaande, landelijk beschikbare gegevens. Hierbij gaat het om bijvoorbeeld neerslag en verdampingsgegevens van het KNMI, waterstands- en afvoerinformatie uit het eigen waterschaps- of MWTL (Rijkswaterstaat)-programma, topografische kaarten, de landelijke kwelkaart en de Rijkswaterstaat ecotopenkartering. De dichtheid van meten van deze bestaande programma's is vaak voldoende voor de KRW doelstelling (uit: Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 2006). Als lokaal gedetailleerdere informatie beschikbaar en nodig is kan deze natuurlijk worden gebruikt.

In het algemeen kan worden gesteld dat voor de morfologische parameters vaak het hele waterlichaam wordt beschouwd. Voor de hydrologische en continuïteitsparameters is er vooral sprake van puntmetingen.

In paragraaf 2.4.2 is per parameter een verwijzing opgenomen naar de bijbehorende paragraaf van het Handboek Hydromorfologie (Bijkerk R., 2010). In het Handboek Hydromorfologie (Dam *et al.*, 2007) is per parameter onder het kopje "KRW-monitoringlocatie" een verdere uitwerking gegeven van de keuze voor KRW-monitoringlocaties en eventueel meetpunten binnen waterlichamen.

2.3 Keuze voor cyclus en frequentie

Binnen het KRW-monitoringprogramma wordt via de begrippen cyclus en frequentie vastgelegd wanneer gemeten wordt:

- monitoringcyclus: om de hoeveel jaar moet er gemonitord worden. Eenmaal per 6 jaar dan is de cyclus 6. Bij jaarlijkse monitoring is de cyclus 1.
- monitoringfrequentie: aantal metingen in een meetjaar. Bijvoorbeeld: elke maand, dan is de frequentie 12, één keer per kwartaal dan is de frequentie 4.

2.3.1 Cyclus

De KRW stelt dat bij T&T monitoring gedurende één jaar in de door het stroomgebiedbeheersplan bestreken periode (= zes jaar) voor elke monitoringslocatie alle kwaliteitselementen worden gemeten.

Voor T&T monitoring is de cyclus dus 6.

Als bij de laatste T&T monitoring een goede toestand is aangetoond en als de effecten van menselijke activiteiten niet zijn veranderd, kan T&T monitoring één maal per drie stroomgebiedbeheersplannen oftewel één maal in de 18 jaar worden uitgevoerd. Die goede toestand gebaseerd op dat laatste TT meetjaar moet dan wel betrouwbaar zijn. Die betrouwbaarheid kan aangetoond worden via de at-risk

bepaling waarbij data van meerdere jaren data gebruikt kan worden; of indien beschikbaar op basis van OM-metingen.

Indien gebruik gemaakt wordt van deze optie, dan moet de waterbeheerder de onderbouwing dat voldaan is aan alle voorwaarden, vastleggen.

In de onderstaande tabel is de door de KRW voorgeschreven cyclus weergegeven en de voorgeschreven minimum frequentie. Voor fysische-chemie wordt in deze rapportage een andere frequentie als minimum gehanteerd. Dit wordt toegelicht in paragraaf 2.3.2.

Tabel 2.1

Cyclus en minimale meetfrequentie T&T monitoring biologische en chemische kwaliteitselementen voorgeschreven door KRW. Zie Handboek Hydrobiologie (Bijkerk, 2014) en RWSV's (http://www.rws.nl/water/waterdata_waterberichtgeving/meetgegevens_bij_rijkswaterstaat/rijkswaterstaat_standdaard_voorschriften/biologie/) voor de voorkeursperiode van bemonsteren binnen betreffend meetjaar.

Kwaliteitselement	Minimale frequentie per meetjaar	T&T cyclus (om de hoeveel jaar meten)
Merén		
Fytoplankton bloeien	2x (electrolytarne wateren) of 4x (electrolytrijke wateren)	6
Fytoplankton chl-f-a	6x	6
Fytobenthos (alleen M12)	1 x	6
Macrofyten	1 x	6
Macrofauna	1 x	6
Vissen	1 x	6
Rivieren		
Fytobenthos	1 x	6
Macrofyten	1 x	6
Macrofauna	1 x	6
Vissen	1 x	6
Overgangswateren		
Fytoplankton bloeien	4x	6
Fytoplankton chl-f-a	7x	6
Macrofauna	1 x	6
Angiospermen	1 x	6
Macroalgen	1 x	6
Vissen	2 x	6
Kustwateren		
Fytoplankton bloeien	4x	6
Fytoplankton chl-f-a	7x	6
Macrofauna	1 x	6
Angiospermen	1 x	6
Macroalgen	1 x	6
Chemie		
Prioritaire stoffen	12 (1x per maand)	6
Specifieke verontreinigende stoffen	4 (1 x per kwartaal)	6
Fysisch- chemische parameters	6 (1 x per maand in het zomer-halfjaar)	6

In het STOWA Handboek Hydrobiologie (Bijkerk, 2014) en de RWSV.'s (http://www.rws.nl/water/waterdata_waterberichtgeving/meetgegevens_bij_rijkswaterstaat/rijkswaterstaat_standdaard_voorschriften/biologie/) wordt uitvoerig ingegaan op de voorkeursperiode waarin de biologische kwaliteitselementen bemonsterd dienen te worden.

De T&T-monitoring wordt in veel Europese landen roulerend uitgevoerd: ieder jaar wordt in een deelselectie van de T&T waterlichamen de metingen verricht. Voordeel

hiervan is dat de bemonstering een routine blijft en de kosten gelijkelijk over de jaren verdeeld worden. Nadeel is dat de gegevens tussen de waterlichamen lastiger te vergelijken zijn.

Indien gebruik gemaakt wordt van een roulerend meetnet, moeten de biologische, fysisch chemische kwaliteitselementen en hydromorfologische kwaliteitselementen op een KRW-monitoringlocatie in hetzelfde jaar gemeten worden. Bij voorkeur ook specifiek verontreinigende stoffen in hetzelfde meetjaar meten (zijn immers ondersteunend aan biologie).

2.3.2 Frequentie

De KRW geeft voor zowel de chemische als biologische, fysisch-chemische en hydromorfologische monitoring de minimum frequenties aan. Deze staat in tabel 2.1.

In de Nederlandse praktijk meten waterbeheerders bepaalde parameters met een hogere frequentie dan het minimum genoemd in de KRW. Deze rapportage geeft de waterbeheerders de mogelijkheid om deze hogere frequentie op te nemen in het KRW-monitoringprogramma. Dit komt ten goede aan de betrouwbaarheid van het oordeel. Ook bij de verwerking van de metingen bij het toetsen en beoordelen is het benutten van de in de praktijk toegepaste frequentie een voordeel. Er hoeven dan geen metingen uit de meetreeks geselecteerd te worden voorafgaand aan de toetsing.

Indien een meetfrequentie hoger dan het minimum toegepast wordt, is het voor de beoordeling van het waterlichaam / cluster van waterlichamen van belang dat de hogere meetfrequentie zorgt voor gelijke of hogere betrouwbaarheid van de beoordeling ten opzichte van de minimale frequentie. Voor de meeste stoffen kan dat vertaald worden in de voorwaarde dat er equidistant gemeten wordt. Dit houdt in dat de voorgeschreven, vaste tijdsperiode gehanteerd moet blijven. Voorbeeld: indien een minimale meetfrequentie van 4 keer per jaar (1 keer per kwartaal) is voorgeschreven en in de praktijk wordt 12 keer gemeten dan mag dat ook als maandelijks gemeten wordt. Het is echter niet toegestaan om de meetfrequentie op te hogen van 4 naar 12 door 9 metingen in het eerste kwartaal en de rest in de overige kwartalen.

Voor bepaalde stoffen zoals bestrijdingsmiddelen kan het zijn dat een niet equidistante verdeling (gezien over het gehele jaar) een betrouwbaardere beoordeling geeft. Daar kan dan voor gekozen worden indien de waterbeheerder de motivatie vastlegt.

Wanneer er om wat voor reden dan ook (bijvoorbeeld ijsvorming) minder metingen beschikbaar zijn in een meetjaar, dan dient de beheerder dit te motiveren.

Fysisch-chemisch

De in de KRW genoemde lage meetfrequentie (drie maandelijks) is weinig zinvol voor de fysisch-chemische parameters als ondersteuning van de biologie (bijvoorbeeld zuurstof). In de praktijk meten veel waterbeheerders deze parameters al met een hogere frequentie dan de KRW voorschrijft. Aangezien de beoordeling (§ 5.3) plaatsvindt op basis van het gemiddelde van het zomer-halfjaar (april – september) is de minimale frequentie in deze instructie gezet op 6 metingen, dus maandelijks in het zomer-halfjaar. Voor de monitoring van nutriënten in zoute wateren via de parameter Nanorg (opgelost anorganisch stikstof) geldt een minimale frequentie van maandelijks in het winter-halfjaar (van dec t/m feb). In paragraaf 5.3 wordt hier verder op ingegaan.

Daarnaast schrijft de KRW voor dat de bescherming van het oppervlaktewater onder

de KRW niet achteruit mag gaan. Artikel 7 van de KRW stelt eisen aan de waterlichamen die voor drinkwateronttrekking worden gebruikt. De inmiddels in 2013 vervallen Viswaterrichtlijn en Schelpdierwaterrichtlijn gaven voor de waterlichamen waarin beschermde gebieden liggen, ook een bepaald beschermingsniveau voor fysisch-chemisch parameters. Ondanks dat deze Richtlijnen zijn vervallen, moet dit beschermingsniveau worden gehandhaafd. Het is daarmee ook mede bepalend voor de KRW monitoringprogramma's en dus ook voor de frequentie van meten van de fysisch-chemische parameters voor waterlichamen met beschermde gebieden.

Aangewezen waterlichamen waaruit drinkwateronttrekkingen plaatsvinden, dienen overeenkomstig bijlage V van de KRW te worden gemonitord. Welke extra parameters gemeten moeten worden in waterlichamen met beschermde gebieden en welke aanvullende toetsingen er dan gedaan moeten worden om het huidige beschermingsniveau te handhaven is beschreven in paragraaf 3.6 en paragraaf 5.7.

Volgens de Guidance Monitoring mogen algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen die weinig zinvol worden geacht minder vaak worden gemeten mits dit goed onderbouwd kan worden op grond van technische kennis en deskundigheidsoordeel. Die onderbouwing moet dan ook aantonen dat het huidige beschermingsniveau niet in gevaar komt.

Hydromorfologie

Voor de hydromorfologie is in tabel 2.3 de cyclus en de minimale frequentie ingevuld voor de verschillende parameters. Deze parameters zijn een uitwerking van de hydromorfologische kwaliteitselementen en worden beschreven in het Handboek Hydromorfologie (Dam *et al.*, 2007). In paragraaf 2.4.2 is per parameter een verwijzing opgenomen naar de bijbehorende paragraaf van het Handboek Hydromorfologie.

In de tabel is voor respectievelijk rivieren, meren, kust- en overgangswateren per parameter het benodigde aantal metingen binnen het meetjaar weergegeven en het aantal meetjaren per planperiode van 6 jaar.

Voor de frequentie binnen het meetjaar geldt dat bijna alle parameters éénmaal binnen het meetjaar worden afgeleid uit bepaalde informatiebronnen. Als frequentie is dan 1 opgenomen. Hierbij dient wel opgemerkt te worden dat de gegevens die gebruikt worden om de parameter uit af te leiden een hogere frequentie kunnen hebben. In het Handboek Hydromorfologie is de afleidingsmethode beschreven van de parameters en welke informatiebronnen benodigd zijn.

Slechts voor een beperkt aantal parameters zijn continue metingen nodig. Continu meten wordt in de praktijk vaak vertaald naar een 10- of 15-minuutgemiddelde, een uurgemiddelde of een daggemiddelde. De keus is afhankelijk van de variatie van het te bemeten proces. Dit wordt verder uitgewerkt bij de beschrijving van de parameters voor de hydromorfologische kwaliteitselementen in Handboek Hydromorfologie.

Voor het continu meten van een kwaliteitselement dient vaak een robuuste meetopstelling gebouwd te worden. Het is niet zinvol om deze meetopstelling maar 1 meetjaar binnen de planperiode van 6 jaar te gebruiken. Het is logischer en vanuit het oogpunt van statistische betrouwbaarheid gewenst om gedurende de gehele planperiode continu te meten.

Nota bene: Hydromorfologische kwaliteitselementen spelen bij de toestandsbeoordeling alleen een rol spelen in het onderscheid tussen de klasse zeer goed en goed.

Tabel 2.2

Cyclus en minimale meet frequenties T&T monitoring hydromorfologische parameters per watertype

Parameter	Minimale frequentie binnen het meetjaar	T&T cyclus, om de hoeveel jaar meten
Rivieren		
Aantal, ligging en passeerbaarheid barrières	1	6
Bereikbaarheid voor vissen	1	6
Afvoer en stroomsnelheid	continu	6
Rivierloop	1	6
Dwarsprofiel en mate van natuurlijkheid	1	6
Aanwezigheid kunstmatige bedding	1	6
Mate van natuurlijkheid substraatsamenstelling bedding	1	6
Aanwezigheid oeververdediging	1	6
Landgebruik oevers	1	6
Landgebruik uiterwaard/beekdal	1	6
Meren		
Oppervlakte variatie	1	6
Waterdiepte	1	6
Waterdiepte variatie	1	6
Volume	1	6
Volume variatie	1	6
Verblijftijd	1	6
Kwel	24	6
Bodem oppervlak	1	6
Helling oeverprofiel	1	6
Kust- en Overgangswateren		
Gemiddeld getijverschil	1	6
Debiet zoet water	continu	6
Stroomrichting	1	6
Golfhoogte	1	6
Waterdiepte	1	6
Samenstelling substraat	1	6
Natuurlijke oever	1	6

2.4 Kwaliteitselementen en parameters

De algemene regel is dat bij T&T-monitoring alle stoffen en kwaliteitselementen worden gemeten (één keer in de 6 jaar).

2.4.1 Chemie: Prioritaire stoffen, specifieke verontreinigende stoffen

Prioritaire stoffen

De prioritaire stoffen(stofgroepen) zijn conform artikel 18 van de KRW in de dochterrichtlijn Prioritaire stoffen opgenomen. Stoffen van deze lijst hoeven niet in elke planperiode gemeten te worden indien onderbouwd kan worden (bijvoorbeeld door metingen en lozingsgegevens) dat ze in het stroomgebied niet voorkomen. Uitsluiting van prioritaire stoffen voor T&T- monitoring voor een periode van 18 jaren (3 planperioden) kan alleen mits een goede toestand voor het desbetreffende waterlichaam is bereikt en aangetoond en mits aangetoond kan worden dat de stoffen niet worden geloosd. Deze stelling moet onderbouwd kunnen worden met meetgegevens die ingewonnen zijn conform de frequentiekeuzes van de KRW.

Specifieke verontreinigende stoffen

De 'specifiek verontreinigende stoffen' zijn stoffen die in significante hoeveelheden worden geloosd, maar waarvoor geen EU-norm is vastgesteld. Voor deze stoffen dienen nationale indicatoren te worden vastgesteld volgens een methode die vergelijkbaar is met die van de Technical Guidance no. 27 uit 2011 (Anonymus, 2011). Het Rijk heeft de lijst met chemische stoffen geactualiseerd. Dit is beschreven in Smit & Wuijts (2012). De geactualiseerde lijst wordt opgenomen in de herziene Regeling Monitoring KaderrichtlijnWater (MR) horend bij de herziening van het Besluit Kwaliteitseisen en Monitoring Water (Bkmw; vóór 22 december 2015).

In alle gevallen blijft dus uiteindelijk voor de T&T chemische monitoring één lijst van stoffen met EU-norm over die maandelijks in een T&T meetjaar gemeten moeten worden en een beperkte lijst van specifieke verontreinigende stoffen die 3-maandelijks in dat meetjaar gemeten moeten worden.

Binnen de 4 internationale stroomgebieden waar Nederland deel van uit maakt, is ook gekeken naar de specifieke verontreinigende stoffen voor het stroomgebied. In elk stroomgebied is via internationaal overleg een lijst opgesteld met stroomgebied relevante stoffen die alle lidstaten in het stroomgebied gaan monitoren, omdat ze voor het stroomgebied significant zijn. Dit worden de stroomgebied relevante stoffen genoemd. Afgesproken is om de stroomgebied relevante stoffen voor alle waterlichamen te bepalen. Dus die moeten ook in het T&T monitoringprogramma verwerkt worden als onderdeel van de specifieke verontreinigende stoffen. In bijlage 2 is de tabel opgenomen met de stroomgebied relevante stoffen gespecificeerd voor de stroomgebieden Rijn, Maas, Schelde en Eems.

Als een waterbeheerder gebruik wil maken van de mogelijkheid om de biologische beschikbaarheid voor de zware metalen koper, nikkel en zink te bepalen ten behoeve van de 2^e lijnsbeoordeling, dienen naast de metalen zelf in hetzelfde monster de volgende parameters te worden bepaald: DOC (mg/l, na filtratie over 0,45µm), pH, Ca, Mg en Na. Alleen DOC is noodzakelijk voor toepassing BLM-methodiek, de overige parameters zijn niet verplicht, maar verhogen wel de betrouwbaarheid van de 2^e lijnsbeoordeling.

2.4.2 Ecologie: Biologie, algemeen fysisch-chemisch, hydromorfologisch

Biologische kwaliteitselementen

Voor vaststelling van de te meten parameters per kwaliteitselement zijn de maatlatten als uitgangspunt gebruikt. De maatlatten voor natuurlijke wateren en het MEP/GEP voor sloten en kanalen zijn uitgewerkt in respectievelijk Van der Molen *et al.* (2012) en 2013. De KRW-maatlatten ecologische beoordeling voor natuurlijke wateren komen in het kort op het volgende neer:

Fytoplankton:

M, O en K typen abundantie (chlorofyl-a) en soortensamenstelling (bloeien van ongewenste soorten). Determinatie tot op soortniveau voor een aantal soorten. Maatlat in zoete wateren gaat uit van negatieve indicatoren in de vorm van algenbloeien; in O- en K-wateren geldt *Phaeocystis* (een schuimalg) als negatieve indicator. Het ontbreken van negatieve indicatoren geeft een gunstig oordeel.

Overige waterflora

Fytobenthos (diatomeeën):

R en M typen: soortensamenstelling en abundantie. Determinatie tot op soortniveau. Beperkt tot benthische diatomeeën. De fyto-benthos is een deelmaatlat van de macrofyten in rivieren (alle R-typen) en voor M12 (vennen).

Overige waterflora

Macrofyten (waterplanten):

R en M typen: soortensamenstelling en abundantie. Determinatie tot op soortniveau. Abundantie per groeivorm (submerse, emergente waterplanten, drijfbladvegetatie, draadwier / flab, kroos en oever), binnen het daarbij behorende begroeibare areaal. Per groeivorm is de definitie van het begroeibare areaal in detail uitgewerkt in het Handboek Hydrobiologie, werkvoorschrift 11A (Bijkerk, 2014).

Overige waterflora

Angiospermen (water/oeverplanten in zoute wateren):

O en K typen : soortensamenstelling en abundantie. Determinatie tot op soortniveau (zeegrasvegetaties en kwelder-/schorvegetaties). Angiospermen zijn een deelmaatlat en gelden voor O2 wateren en K2 wateren (beschut kustwater zoals Oosterschelde en Waddenzee). K1 wateren zijn niet opgenomen in de deelmaatlat.

Overige waterflora

Macroalgen (zeewieren):

M32, O en K typen : soortensamenstelling en abundantie. De soortgroep geldt voor O2 wateren en K2 wateren (beschut kustwater zoals Waddenzee en Oosterschelde). Voor M32 (zoute meren) bestaat een deelmaatlat voor zeesla, waarbij het voorkomen van zeesla als negatieve indicator wordt beschouwd.

Macrofauna:

R, M, O en K typen: soortensamenstelling en abundantie. Determinatie tot op soortniveau. Uitzondering in zoete wateren zijn borstelwormen (Oligochaeta), die vaak niet uitgedetermineerd kunnen worden tot op soort. Er wordt dan onderscheid gemaakt tussen Tubificidae en overige Oligochaeta, die beiden als één taxon meetellen. In de R8-wateren moeten borstelwormen en mijten wél tot op soortniveau gedetermineerd worden. In grote wateren (M14, M20 en M21) gelden mijten (Hydracarina) als één groep en hoeven derhalve (officieel) niet tot op soort te worden gedetermineerd. Er zijn echter meerdere watermijtsoorten in de maatlaten van M14, M20 en M21 die als dominant positief of kenmerkend zijn aangemerkt. Er wordt daarom geadviseerd de watermijten wel tot op soortniveau te determineren.

Vissen:

R, M en O typen: soortensamenstelling, abundantie en leeftijdsopbouw. Determinatie tot op soortniveau. De maatlat vis verschilt per type water en valt uiteen in vijf categorieën: zoete meren, rivieren, sloten+kanalen, brakke wateren en overgangswateren. Voor alle type wateren is soortensamenstelling vereist. De abundantie wordt echter op verschillende manieren bepaald en ook het gebruik van leeftijdsopbouw verschilt per watertype (Van der Molen et al, 2012 & 2013; Bijkerk, 2014).

- In de stagnante lijnvormige wateren (kanalen) worden visstandschattingen voor beoordeling gemaakt per traject.
- In meren en grote rivieren (R7, R8, R16) wordt de beoordeling gebaseerd op een bestandschatting voor het gehele waterlichaam.
- In beken en kleine rivieren wordt de beoordeling gebaseerd op de aantallen in de vangsten per traject, dus zonder correcties naar efficiëntie.

Algemeen fysisch-chemische parameters

In de KRW zijn de volgende fysisch-chemische parameters voorgeschreven: thermische omstandigheden, zuurstofhuishouding, zoutgehalte, verzuringstoestand, nutriënten en doorzicht. Deze KRW-parameters zijn verplicht voor alle KRW-typen. Uitzonderingen hierop zijn de parameter 'doorzicht' die niet verplicht is voor de Rivier-typen en de parameter 'verzuringstoestand' die niet verplicht is voor de Overgangs- en Kusttypen.

Ook voor de algemeen fysisch-chemische parameters zijn de normen uitgewerkt en vastgelegd voor de verschillende typen waterlichamen (Referenties en maatlatten, Van der Molen et al, 2012). Ook de waterlichaamspecifieke normen voor de sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen zijn bepaald en vastgelegd (in de plannen van de provincies/waterschappen en in de KRW-doelendatabase). Bij de uitwerking van de normen voor de fysisch-chemische parameters in Nederland zijn in enkele situaties beargumenteerd nog andere uitzonderingen op het verplicht meten van alle parameters doorgevoerd. Bijvoorbeeld het niet meenemen van de parameter 'doorzicht' bij Overgangstypen. In die situaties, als het dus geen rol speelt in de beoordeling heeft, is het niet verplicht de parameter te monitoren.

Hydromorfologie

In de onderstaande tabellen 2.3, 2.4 en 2.5 worden de te monitoren parameters weergegeven, welke verplicht zijn voor de T&T-monitoring hydromorfologie in respectievelijk rivieren, meren, kust- en overgangswateren. Dit betreft de hydromorfologische parameters die onderdeel zijn van de KRW-maatlatten voor de beoordeling van de ecologische toestand van natuurlijke wateren (Van der Molen & Pot, 2007).* De overige parameters uit het Handboek hydromorfologie (Van Dam et al., 2007) of uit de voorgaande Richtlijnen Monitoring oppervlaktewater (Splunder et al., 2006) zijn géén onderdeel van de maatlatten. Deze parameters zijn daarom facultatief. Deze parameters kunnen informatie opleveren voor een nadere karakterisering van waterlichamen. Ook kunnen deze parameters geselecteerd worden voor de twee andere typen KRW-monitoring: operationele monitoring en monitoring nader onderzoek.

Per verplichte KRW-parameter is tevens een verwijzing opgenomen naar het Handboek Hydromorfologie (Van Dam et al., 2007), waar beschreven wordt "hoe" de parameter gemeten moet worden.

- Een uitzondering betreft kust- en overgangswateren. Volgens het Maatlattendocument (Van der Molen et al., 2012) hoeft alleen getoetst te worden aan het 'percentage natuurlijke oever'. Vanuit de KRW moet echter naast de structuur van de oeverzone ook een aantal andere hydromorfologische parametergroepen gemonitord worden. In tabel 2.5 zijn deze parametergroepen daarom ingevuld met parameters die in het Maatlattendocument (Van der Molen et al., 2012) gebruikt worden voor de karakterisering van de KRW-watertypen.

Tabel 2.3

Kwaliteitselementen en –parameters T&T-monitoring hydromorfologie voor beken, rivieren en zoetwater-getijdenrivieren.

Kwaliteits-element	Parameter-groep	Parameters uit KRW maatlatten	Vergelijk-bare parameters zoals beschreven in Handboek Hydromorfologie	Hoe monitoren (verwijzing naar par.nr. Handboek Hydromorfologie)
Rivier-continuïteit	riviercontinuïteit	aantal, ligging en passeerbaarheid barrières	idem	3.1 en 3.2
		bereikbaarheid voor vissen	idem	3.3
Hydrologisch regime	kwantiteit en dynamiek van de waterstroming	waterstroming: afvoer en stroomsnelheid	idem	3.5 en 3.6
Morfologie	variaties in rivierdiepte en – breedte	rivierloop	idem	3.13
		dwarsprofiel en mate van natuurlijkheid	idem	3.14
	structuur en substraat van de rivierbedding	aanwezigheid kunstmatige bedding	idem	3.15
		mate van natuurlijkheid substraatsamenstelling bedding	idem	3.16
	structuur van de oeverzone	aanwezigheid oeververdediging	idem	3.18
		landgebruik oevers	idem	3.19
		landgebruik uiterwaard / beekdal	idem	3.20

- Van de 18 parameters beschreven in de voorgaande Richtlijnen monitoring en het Handboek hydromorfologie zijn er 10 één op één opgenomen in de maatlatten.

Tabel 2.4
Kwaliteitselementen
en -parameters
T&T-monitoring
hydromorfologie
voor meren.

Kwaliteits- element	Parametergroep	Parameters uit KRW maatlatten	Vergelijkbare parameters zoals beschreven in Handboek hydromorfologie	Hoe monitoren (verwijzing naar par.nr. Handboek Hydromorfolo- gie)
Hydrologisch regime	kwantiteit en dynamiek van de waterstroming	oppervlakte variatie	waterstand	4.6
			diepteverdeling	4.7
		waterdiepte	diepteverdeling	4.7
		volume	waterstand	4.6
			diepteverdeling	4.7
		volume variatie	waterstand	4.6
	diepteverdeling		4.7	
	verblijftijd	verblijftijd	kwel of wegzijging	4.1
			neerslag	4.2
			verdamping	4.3
			aanvoer	4.4
afvoer			4.5	
verbinding met het grondwater- lichaam	kwel	kwel of wegzijging	4.1	
Morfologie	variatie van de meerdiepte	bodemopper- vlak / volume	waterstand	4.6
			diepteverdeling	4.7
		waterdiepte variatie	diepteverdeling	4.7
		helling oeverprofiel	helling oever	4.10

- Van de 9 parameters uit de KRW-maatlatten zijn er 6 af te leiden uit de parameters van het Handboek hydromorfologie en 3 (waterdiepte(variatie), kwel, helling oeverprofiel) identiek aan een parameter uit het Handboek.

De meeste zoute meren in Nederland hebben geen natuurlijke oorsprong en behoren van origine tot een andere categorie, namelijk een kust- of overgangswater. Het zou dus kunnen zijn dat indicatoren ook voor meren geschikt zijn. Het is echter van belang om voor dergelijke meren ook de lijst met indicatoren te checken voor kust- of overgangswateren.

Tabel 2.5

Kwaliteitselementen en -parameters T&T-monitoring hydromorfologie voor kust- en overgangswateren.

Kwaliteits-element	Parameter-groep	Parameters uit KRW-maatlatten	Vergelijkbare parameters zoals beschreven in Handboek hydromorfologie	Hoe monitoren (verwijzing naar par.nr. Handboek Hydromorfologie)
Hydrologisch regime	algemeen	gemiddeld getijverschil	getijslag	5.1
	zoetwaterstroming	debiet zoet water	debiet zoet water	5.2
	overheersende stroomrichtingen	stroomrichting	overheersende stroomrichting en stroomsnelheid	5.5
	golfslag	golfhoogte	golfklimaatklasse	5.4
Morfologie	dieptevariatie	waterdiepte	hypsometrische curve of diepteverdeling	5.6
		<i>geeft minder detail dan gewenst bij mineraal slib en zand*</i>	samenstelling substraat	5.8
	structuur van de getijdenzone	natuurlijke oever	soort oever	5.11

**Van de 8 parameters uit de maatlatten zijn er 6 af te leiden uit dan wel identiek aan de parameters van het Handboek Hydromorfologie. *De parameters 'mineraal slib en mineraal zand' zijn niet in het Handboek opgenomen. Parameter 'samenstelling substraat' kan hier als alternatief dienen. Door éénmalig een monster te nemen kunnen deze 2 parameters ook meegenomen worden in de analyse.*

De parameterkeuze is gebaseerd op de verplichte KRW-kwaliteitselementen. Voor elk kwaliteitselement zijn één of meerdere parameters benoemd die zijn gescreend aan andere systemen of voorschriften (CEN-documenten o.a. CEN guidance standard for assessing the hydromorphological features of rivers (CEN TC 230/WG 2/TG 5: N32) en de concept CEN guidance on assessing river quality based on hydromorphological features (CEN TC 230/WG 2/TG 5: N48), RWSR, EU Guidance on monitoring). Er zijn twee typen parameters. Enerzijds parameters die een basale weergave geven van het hydromorfologisch functioneren (zoals diepteverdeling, waterbalans). Anderzijds een klein aantal parameters die sterk gekoppeld zijn aan een menselijke ingreep (zoals % lengte kunstmatige oever).

De insteek is een zo gering mogelijke inspanning te verrichten die wel voldoet aan alle richtlijnen die er zijn en die een goed beeld geeft van de hydromorfologische situatie. Daarom is van een groot aantal parameters een kwalitatieve inschatting voldoende. In veel gevallen zal slechts één maal een gebiedsdekkende inventarisatie nodig zijn, waarna alleen veranderingen geregistreerd zullen worden. Dat geheel is dan de vastlegging van de uitgevoerde hydromorfologische monitoring.

2.5 Bemonstering- en analyse methode

In deze paragraaf wordt voor de (fysisch)chemische parameters, de biologische kwaliteitselementen en voor de hydromorfologische parameters een korte samenvatting weergegeven van de KRW-monitorings- en/of analysemethodiek. Voor de exacte uitvoering van de bemonsteringen en analyse van de biologische kwaliteitselementen wordt echter meestal doorverwezen naar het Handboek Hydrobiologie (Bijkerk, 2014) en de rijkswaterstaat standaard voorschriften (http://www.rws.nl/water/waterdata_waterberichtgeving/meetgegevens_bij_rijkswaterstaat/rijkswaterstaat_standdaard_voorschriften/biologie/). Voor de bemonstering van de hydromorfologische parameters is het Handboek Hydromorfologie (Dam *et al.*, 2007) leidend.

Er is geprobeerd de KRW-methodiek zoveel mogelijk aan te laten sluiten op reeds bestaande methodieken zoals beschreven in het Handboek Hydrobiologie (Bijkerk R., 2010) en het Handboek Hydromorfologie (Dam *et al.*, 2007). Indien verschillen opgemerkt worden tussen de KRW-methodiek zoals hieronder beschreven en de twee handboeken dan is de informatie uit voorliggende Richtlijnen monitoring leidend voor de KRW-monitoring.

2.5.1 (Fysische) chemie

Strategie ten aanzien van analysemethoden

Laboratoria zijn vrij om de metingen uit te voeren met eigen methoden. De kwaliteit van toegepaste analysemethoden wordt gegarandeerd door het bewaken van prestatiekenmerken van de toegepaste methoden, de validatie en documentatie van de analysemethode, en methoden voor kwaliteitsborging en - beheersing van laboratoria. Deze eisen zijn uitgewerkt in de Richtlijn 2009/90/EC tot vaststelling van technische specificaties voor chemische analyse en monitoring van de watertoestand voor de KRW, verder aangeduid als QA/QC Richtlijn.

Alle analysemethoden die voor de monitoring van stoffen voor de chemische toestand, de specifieke verontreinigende stoffen en de algemeen fysisch-chemische parameters worden gebruikt moeten overeenkomstig de norm ISO/IEC 17025 of een andere gelijkwaardige norm worden gevalideerd en gedocumenteerd (art. 3 QA/QC Richtlijn).

Bij het opstellen van het stroomgebiedbeheerplan in 2009 is duidelijk geworden dat bepaalde stoffen niet goed door (alle) waterbeheerders geanalyseerd kunnen worden doordat er (nog) geen techniek voorhanden is die aan de minimale prestatiekenmerken voldoet, of dat de best beschikbare techniek zeer hoge kosten met zich meebrengt. Dit kan tot gevolg hebben dat er geen oordeel voor die stoffen bepaald kan worden. In het protocol wordt aangegeven (paragraaf 5.2 en 5.5) hoe hiermee omgegaan moet worden in het proces van toetsen en beoordelen. Ook het omgaan met meetwaarden onder de rapportage grens (art. 5 QA/QC Richtlijn) wordt daar omschreven.

Door voortschrijdende ontwikkeling van methoden en technieken zal die groep stoffen steeds kleiner worden. Waterbeheerders dienen de ontwikkelingen te volgen en daar op in te spelen zodat op termijn voor alle stoffen aan de eis van de prestatiekenmerken of best beschikbare techniek zonder buitensporige kosten kan worden voldaan. Ook kan een waterbeheerder vooruitlopend op bruikbare technieken voor monitoring in totaal water onderzoeksmonitoring via zwevend stof of sediment inzetten om inzicht te krijgen in de aanwezigheid van de stof. Dat is een optie die dan onder de noemer monitoring nader onderzoek opgepakt kan worden (zie hoofdstuk 4).

Compartimentkeuze

In de Richtlijn Prioritaire Stoffen is opgenomen dat de organische verbindingen in "totaal water" gemeten dienen te worden. Alle metalen dienen gemeten te worden

als "opgelost in water". Voor "opgelost" is een operationele definitie geformuleerd die aansluit bij de meetpraktijk (filtreren over 0,45 µm filter). Naast de Richtlijn Prioritaire Stoffen gelden bijvoorbeeld ook stroomgebieds-relevante stoffen. Daarin moeten bijvoorbeeld de metalen wel in "totaal water" worden gemeten.

Er dient in principe maximaal 1 liter water bemonsterd te worden. Nederland houdt zich hier strikt aan en kiest dus niet om vanwege de lage gevraagde bepalingsgrenzen grotere hoeveelheden monster in bewerking te nemen.

Voor de prioritaire stoffen hexachloorbenzeen, hexachloorbutadieen en kwik zijn in het Bkmw2009 naast de normen voor oppervlaktewater (alleen directe blootstelling) ook normen opgenomen vastgesteld voor biota, omdat met het oog op indirecte effecten en secundaire vergiftiging verdergaand bescherming nodig is. De waterbeheerder kan dus ook kiezen om voor die stoffen monitoring van biota toe te passen. De gemaakte keuze van monitoring wordt door de waterbeheerder gemotiveerd in het monitoringprogramma en bij meten in oppervlaktewater moet wel een beschermingsniveau geboden worden gelijkwaardig aan de monitoring en kwaliteitsnormen die gelden voor biota.

2.5.2 Fysische chemie

Tabel 2.6

Bemonstering van fysisch-chemische parameters.

Aanvullende informatie is terug te vinden in het

Handboek Hydrobiologie (Bijkerk, 2014) en RWSV's (http://www.rws.nl/water/wat/erdata_waterberichtgeving/meetgegevens_bij_rijkswaterstaat/rijkswaterstaat_standandaardvoorschriften/biologie/).

Meren en Rivieren	
Aantal meetpunten en monsterpunten per waterlichaam	Per waterlichaam 1 meetpunt
Locatiekeuze meetpunten en monsterpunten	Aanbevolen wordt om de bemonstering van de fysisch-chemische parameters te combineren met de biologische kwaliteitselementen fyto-benthos en/of fytoplankton.
Bemonsteringsmethodiek	Bemonstering vanaf oever, brug of vanuit een boot. Bij voorkeur vinden metingen van het EGV, de thermische omstandigheden, het zoutgehalte, de zuurgraad en het zuurstofgehalte met veldmeters plaats op een diepte van dertig centimeter onder het wateroppervlak of (bij ondiep water < 60 cm) op de helft van de waterdiepte. Voor zoute locaties wordt veelal een diepte van 100 cm gebruikt en bemonstering via een pomp- of rosette-systeem. Zuurgraad en zuurstofgehalte bij voorkeur rechtstreeks meten in het oppervlaktewater en niet in een emmer.
Instrumenten	Veldmeters voor watertemperatuur, pH, zuurstofgehalten geleidbaarheid, stroomsnelheid en Secchi-schijf.
Bemonsteringsperiode / -tijdstip	Zomerhalfjaar (april – September) Nanorg in winterhalfjaar Aanbevolen wordt om de bemonstering van de fysisch-chemische parameters te combineren met de biologische kwaliteitselementen fyto-benthos en/of fytoplankton. De metingen voert men uit tussen 8:00 en 16:00 uur.

2.5.3 Hydromorfologie

In paragraaf 2.4.2 staat een overzicht van de hydromorfologische parameters welke verplicht zijn voor de Toestand- en Trendmonitoring. Per verplichte KRW-parameter is tevens een verwijzing opgenomen naar het Handboek Hydromorfologie, waar beschreven wordt "hoe" de parameter gemeten moet worden.

2.5.4 Biologie

Fytoplankton

Tabel 2.7

Bemonstering en analyse fytoplankton. Aanvullende informatie is terug te vinden in het Handboek Hydrobiologie (Bijkerk, 2014) en RWSV's (http://www.rws.nl/water/wat/erdata_waterberichtgeving/meetgegevens_bij_rijkswaterstaat/rijkswaterstaat_standdaardvoorschriften/biologie/).

Meren	
Aantal meetpunten en monsterpunten per waterlichaam	Per waterlichaam 1 representatief meetpunt met minimaal 2 monsterpunten (onbufferd water) en 4-6 monsterpunten (bufferd water).
Kust en Overgangswateren	
Aantal meetpunten en monsterpunten per waterlichaam	In principe één representatief meetpunt per waterlichaam. Per meetpunt meerdere monsters.
Locatiekeuze meetpunten en monsterpunten	Bemonstering in de 1 mijl zone. Hier liggen de eerste punten van een aantal raaien die conform OSPAR-methodiek worden bemonsterd.
Instrumenten	Bemonstering door water op te pompen. In diepere waterlagen wordt gebruik gemaakt van rosette-systeem.
Bemonsteringsmethodiek	Men pompt watermonsters omhoog volgens standaard B001 t/m B004. Bemonsteringen vinden plaats langs raaien. Bemonstering aan het oppervlak en in het verticaal
Bemonsteringsperiode	7 keer per meetjaar (maart t/m september)

Diatomeeën (fyto bentos)

Tabel 2.8 Bemonstering en analyse diatomeeën. Aanvullende informatie is terug te vinden in het Handboek Hydrobiologie (Bijkerk, 2014).

Stromende waterlichamen en vennen (M12)	
Aantal meetpunten en monsterpunten per waterlichaam	Per waterlichaam 1 representatief meetpunt met 4-8 monsterpunten.

Tabel 2.9

Bemonstering macrofyten, zeegras en angiospermen.

*Aanvullende informatie voor de bemonstering van macrofyten in rivieren en meren is terug te vinden in het Handboek Hydrobiologie (Bijkerk, 2014). Voor de bemonstering van zeegras en angiospermen wordt verwezen naar de RWSV's (http://www.rws.nl/water/waterdata_waterberichtgeving/meetgegevens_bij_rijkswaterstaat/rijkswaterstaat_standandaard_voorschriften/biologie/).

Macrofyten, zeegras en angiospermen

*Rivieren en Meren		
Kust en Overgangswateren		
Bemonsteringsmethodiek		Angiospermen (beide zeegrassoorten en schor-/kwelderplanten) worden gemonitord middels een kartering van het gehele waterlichaam.
		Zeegras: begroeide oppervlak en percentage bedekking zeegras karteren met een gridkartering op basis van luchtfoto en veldwerk.
		Schorren en kwelders: vaststellen van oppervlak en samenstelling van vegetatie op schorren en kwelders in getijdengebieden. Dit op basis van luchtfoto's en veldwerk.
		Macroalgen: (voor zover van toepassing) in gebieden waar macroalgen overlast veroorzaken, op basis van satellietbeelden (NDVI-methode) abundantie macroalgen bepalen.
Determinatie		tot op soortniveau

Tabel 2.10

Bemonstering en analyse macrofauna. Aanvullende informatie is terug te vinden in het Handboek Hydrobiologie (Bijkerk, 2014) en RWSV's (http://www.rws.nl/water/waterdata_waterberichtgeving/meetgegevens_bij_rijkswaterstaat/rijkswaterstaat_standandaard_voorschriften/biologie/).

Macrofauna

Alle watertypen		
Aantal meetpunten en monsterpunten per waterlichaam		Elk waterlichaam wordt opgedeeld in deelgebieden. Per deelgebied wordt bij voorkeur 1 meetpunt aangewezen (wenselijkheid van meer meetpunten bij voorkeur opvangen door benoemen van meer deelgebieden in combinatie met één meetpunt per deelgebied). Monsters worden verzameld volgens multihabitatmethodiek.
Locatiekeuze / vorm meetpunten	O1 en O2	Sublittoraal: puntlocaties (monsters met boxcorer). Intergetijdegebied: puntlocaties met een steekbuis.
Bemonsteringsmethodiek	Zoute wateren	Ecotopen-methodiek in de Delta : de belangrijkste ecotopen worden bemonsterd, waarbij een voldoende groot bemonsteringsoppervlak per ecotoop, bij voorkeur minimaal 0.2 m2, moet worden bemonsterd rekening houdend met de ruimtelijke variabiliteit in het ecotoop. In de Wadden wordt een raai bemonstering uitgevoerd.
Instrumenten	Zoute wateren Delta	In het litoraal worden steekbuizen met verschillende diameters gebruikt voor bemonstering. In het sublittoraal wordt de boxcorer gebruikt.

Bemonsterings-inspanning	Zoute wateren Delta	de voorkeur gaat uit naar het toepassen van random sampling binnen een ecotoop. Indien er duidelijke redenen voor zijn kan hiervan worden afgeweken, bijvoorbeeld bij het gebruik van vaste locaties op zee.
Bemonsterings-periode	Zoute wateren	de voorkeur gaat uit naar bemonstering in het najaar, omdat de benthos dan het meest volgroeid en daardoor het makkelijkst determineerbaar en kwantificeerbaar is.
Determinatieniveau	Zoute wateren	in principe tot op soortniveau, tenzij dit echt niet realiseerbaar is.

Vis

Tabel 2.11

Bemonstering en analyse vis.
Aanvullende informatie is terug te vinden in het Handboek Hydrobiologie (Bijkerk, 2014) en RWSV's (http://www.rws.nl/water/waterdata_waterberichtgeving/meetgegevens_bij_rijkswaterstaat/rijkswaterstaat_stand_aard_voorschriften/biologie/).

Alle watertypen		
Aantal meetpunten en monsterpunten per waterlichaam		Eén monsterlocatie per waterlichaam of kerngebied. Elk waterlichaam / kerngebied wordt op basis van voor vis belangrijke habitats opgedeeld in deelgebieden met ieder één meetpunt. Binnen deelgebied bemonsteren van meerdere trekken / trajecten conform BOM-methodiek.
Bemonsterings-methodiek	Rijkswateren	Boomkor en electrovisserij in rivieren en meren. Ankerkuil in stromende overgangswateren.
Bemonsterings-periode	open (niet-geïsoleerde) watersystemen	Voorkeursperiode half juli - eind september (in de Rijkswateren najaar en voorjaar)

3 Operationele monitoring

3.1 Algemene doelstellingen Operationele monitoring

Doelstelling

Operationele monitoring heeft twee doelstellingen (Guidance on monitoring):

- de toestand vast te stellen van de waterlichamen waarvan gebleken is dat ze gevaar lopen de milieudoelstellingen niet te bereiken;
- uit de maatregelenprogramma's resulterende wijzigingen in de toestand van die waterlichamen te beoordelen.

Een waterbeheerder is verplicht operationele monitoring uit te voeren als één of meerdere kwaliteitselementen niet voldoen; at risk kwaliteitselementen. Deze toestandsbeoordeling vindt niet plaats op basis van 1 jaar TT-metingen, maar op de frequentie van OM-metingen. Dit omdat op basis van 1 meetjaar geen betrouwbare beoordelingen kunnen worden gevormd.

Daarnaast dient een waterbeheerder een operationele monitoring uit te voeren als voor een waterlichaam bekend is dat als gevolg van autonome ontwikkelingen (toekomstige ruimtelijke ontwikkelingen of lozingen) één of meerdere kwaliteitselementen niet gaan voldoen.

Zodra de Goede Toestand/Potentieel is bereikt, mag operationele monitoring worden gestopt. Hierbij geldt dat de operationele monitoring alleen gestopt kan worden als de volgens het protocol berekende toestand voldoet. Hieruit volgt dat de OM-monitoring van de biologische- en chemische toestand gestopt kan worden als:

- Uit een trendberekening blijkt dat er sprake is van een significante trend en de waarde op de trendlijn bij het laatste meetjaar van deze trend een beoordeling "goed" heeft óf;
- het meerjarengemiddelde (berekend op basis van bij voorkeur 3 meetjaren en minimaal 2 meetjaren) een beoordeling "goed" heeft.

Een tweede voorwaarde voor het stopzetten van de OM-monitoring voor biologie is dat de drukken die er voor zorgen dat de doelstelling niet werd behaald, zijn stopgezet.

In paragraaf 5.3.2 en hoofdstuk 6 is uitgelegd hoe een trendanalyse / de betrouwbaarheid van een beoordeling berekend kan worden.

Indien de operationele monitoring beëindigd is, krijgt het betreffende waterlichaam een beoordeling via de T&T monitoring. Veel waterlichamen zijn nu al gekoppeld aan een T&T-locatie, maar als dat niet het geval is dan moet dat na het stopzetten van de operationele monitoring wel gedaan zijn. Bijvoorbeeld door het waterlichaam toe te voegen aan een bestaand T&T cluster van waterlichamen. Indien op termijn de meeste OM-monitoring gestopt is, kunnen eventueel enkele nieuwe T&T KRW-monitoringlocaties en bijbehorende clusters waterlichamen aangewezen worden om er voor te zorgen dat, ook alleen gebaseerd op T&T monitoring, representatieve oordelen per waterlichaam bepaald kunnen worden.

Afbakening

Operationele monitoring richt zich niet op het beoordelen van het effect van elke maatregel afzonderlijk, maar op het effect van de combinatie van maatregelen op de toestand van het waterlichaam. Evenmin richt de monitoring zich op de omvang van de genomen maatregel.

Operationele monitoring wordt verricht in waterlichamen:

- waarvan gebleken is, dat ze volgens de effectbeoordeling van de significante antropogene belastingen (risicobeoordeling volgens artikel 5 KRW), gevaar lopen om de milieudoelstellingen niet te bereiken en/of
- waarvan uit de T&T – monitoring aanwijzingen zijn, dat ze gevaar lopen om de milieudoelstellingen niet te bereiken en/of
- waarin de prioritaire stoffen worden geloosd.

Operationele monitoring richt zich alleen op de parameters die (veranderingen in) de slechte toestand het beste indiceren. Dat kunnen zowel chemische, hydromorfologische als biologische parameters zijn. Voor het beoordelen van de goede ecologische toestand/potentieel dient tenminste één biologisch kwaliteitselement te worden meegenomen (Guidance on monitoring).

Het programma voor de 'Operationele monitoring' kan in de planperiode (6 jaar) wel worden gewijzigd. De monitoringfrequentie kan bijvoorbeeld verlaagd worden wanneer een effect niet (meer) significant wordt geacht of de betrokken belasting is weggenomen.

Aanpak

In dit hoofdstuk is stapsgewijs uitgewerkt hoe een waterbeheerder kan nagaan of, waar en welke Operationele monitoring dient te worden uitgevoerd. Met behulp van de verschillende stappen wordt een specifiek, probleemgericht Operationeel Monitoringsprogramma opgesteld. Hiervoor wordt de risicobeoordeling ('at-risk'-assessment artikel 5 KRW) gebruikt en wordt een overzicht van de (belangrijkste) drukken en (te nemen) maatregelen gemaakt.

3.2 Locatiekeuze

De locatiekeuze van de monitoring wordt uitgewerkt voor twee aspecten:

- keuze waterlichamen, in welke waterlichamen wordt gemonitord, en daar aan gerelateerd de clustering, waterlichamen representatief stellen voor anderen
- locatiekeuze meetpunten binnen één waterlichaam (bemonsteringstrategie)

3.2.1 Keuze waterlichamen en clustering, algemeen

Wel / niet Operationele monitoring?

Om te bepalen of in een waterlichaam Operationele monitoring moet plaatsvinden, moet bekend zijn of een waterlichaam 'at risk' is (als gevolg van ontoereikende ecologische of chemische toestand) oftewel de doelstelling voor 2015 niet dreigt te halen. De 'at risk'-bepaling is een inschatting. Het betreft immers de verwachte toestand in 2015 en is dus mede afhankelijk van de inschatting van de realisatie en het effect van maatregelen. Conform de 'Guidance monitoring' moet voor de Operationele monitoring uitgegaan worden van de feitelijk toestand op dit moment. Daarnaast wordt bij de at-risk-bepaling rekening gehouden met autonome ontwikkelingen (toekomstige ruimtelijke ontwikkelingen of lozingen). Met andere woorden: zolang de chemische en ecologische kwaliteitselementen niet aan de normen cq. doelstellingen voldoen, of als verwacht wordt dat als gevolg van autonome ontwikkelingen deze normen cq. doelstellingen niet gehaald worden, is een waterlichaam 'at-risk' en is Operationele monitoring vereist.

De doelstellingen van de beschermde gebieden (bijvoorbeeld Natura 2000-gebieden of zwemwateren) hebben een relatie met de doelen van de Kaderrichtlijn Water. Indien de doelstellingen van het beschermde gebied niet gehaald worden als gevolg van een ontoereikende kwaliteit van het waterlichaam waar het in ligt, mee overlapt

dan wel direct van afhankelijk is, geldt een verplichting tot operationele monitoring (Guidance Document No 7, § 2.11) .

Dit betekent dat de waterbeheerder nagaat welke problemen vanuit het waterlichaam bijdragen aan het niet halen van de doelen van het beschermd gebied en stemt daarbij zo nodig af met de beheerder van het beschermd gebied. Deze problemen zijn de drukken op basis waarvan het operationele monitoringprogramma wordt vastgesteld. In paragraaf 3.6 wordt nader ingegaan op de KRW-monitoringsverplichtingen in relatie tot beschermde gebieden.

Zodra er resultaten uit Toestand- & Trend monitoring bekend zijn worden die ook ingezet voor de afweging wel of geen operationele monitoring te starten. De operationele monitoring is niet (langer) nodig als GET of GEP wordt gehaald, aanwezige beschermde gebieden niet negatief worden beïnvloed en tevens kan worden aangetoond dat alle relevante belastingen voldoende zijn weggenomen. De KRW en de Guidance on monitoring geven duidelijk aan dat niet alle waterlichamen die 'at risk' zijn gemonitord hoeven te worden. Er kan clustering tussen waterlichamen plaatsvinden op basis van gelijkheid in stroomgebied, druk en ecologisch en (hydro)morfologisch functioneren. Dit betekent dat de monitoring plaats kan vinden in representatieve waterlichamen.

Het effect van de druk, dan wel het effect van de genomen maatregelen, op het cluster van waterlichamen wordt in een gekozen waterlichaam gemeten. In waterlichamen heersen vaak talloze drukken. Een aantal hiervan worden beschouwd als onomkeerbaar (zoals dijken). Voor de clustering van waterlichamen op basis van (toekomstige) drukken worden alleen (toekomstige) drukken geselecteerd die daadwerkelijk met maatregelen zullen worden aangepakt (= de prioritaire drukken). Welke drukken dat zijn blijkt uit de doelstelling van het waterlichaam. In deze doelstelling zijn namelijk de effecten van maatregelen verwerkt die genomen worden omdat zij economisch haalbaar zijn en een goed ecologisch rendement hebben. De clustering dient aan te sluiten bij het schaalniveau waarop de maatregelen effect hebben. Dus als de voornaamste drukken regionaal spelen (zoals voorbelasting met stoffen) zal het effect van maatregelen ook regionaal merkbaar zijn en kunnen de waterlichamen in dat (regionale) stroomgebied worden samengevoegd indien ze ecologisch op elkaar lijken en er hydrologische samenhang etc. is. Zijn daarentegen de voornaamste (beperkende) drukken lokaal van aard dan zullen de maatregelen ook lokaal effect hebben en moeten ze dus ook lokaal gemonitord worden. In dat geval worden de clusters klein of kunnen waterlichamen niet geclusterd worden

Clustering van waterlichamen kan niet over grenzen van stroomgebieden (Rijn, Maas etc.) gaan en er moet een hydrologische samenhang tussen de waterlichamen zijn. De waterlichamen moeten elkaar minimaal in één richting beïnvloeden. Hydrologische eenheden zijn in deze context bijvoorbeeld Dommel, Overijsselse Vecht, Dinkel, maar ook afwateringseenheden zoals Amstelboezem of Friese boezem. Op dit laatste zijn uitzonderingen mogelijk, bijvoorbeeld indien verschillende hydrologische eenheden onderhevig zijn aan dezelfde drukken (en maatregelen). Dit kan bijvoorbeeld het geval zijn in agrarische gebieden waar het mestbeleid een belangrijke rol speelt. In dergelijke gevallen kan één waterlichaam als representatief worden gekozen voor een cluster van hydrologische afwateringseenheden.

Vastleggen clustering op stof niveau

In het monitoringprogramma wordt de clustering vastgelegd in een aparte tabel (BeherenProjectieregels). Dat wordt gedaan op stof-niveau. Voor elke aparte chemische stof of ecologisch kwaliteitselement moet dus aangegeven worden welke OM KRW-monitoringlocatie representatief is voor welke waterlichamen. Aangezien bij OM-monitoring niet alle parameters en kwaliteitselementen gemeten worden is

het ook logisch om de clustering alleen voor de geselecteerde parameters en kwaliteitselementen op te geven.

Voor de Nederlandse situatie is de locatiekeuze en clustering in de volgende subparagrafen verder uitgewerkt voor chemie en voor biologie

3.2.2 Keuze waterlichamen en clustering: Chemie

Chemie: Prioritaire stoffen, specifieke verontreinigende stoffen

Operationele chemische monitoring moet worden uitgevoerd voor alle waterlichamen waarin prioritaire stoffen of specifieke verontreinigende stoffen in significante hoeveelheden worden geloosd en wanneer voor één of meer van deze stoffen de norm wordt overschreden.

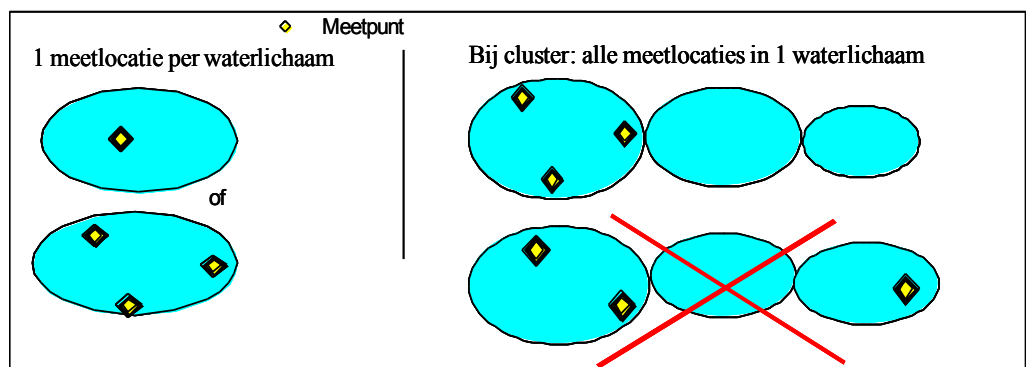
Clustering van waterlichamen voor OM-monitoring chemie is mogelijk bij gelijkheid van (toekomstige) drukken en uit te voeren maatregelen.

Aangezien bij de prioritaire stoffen en de specifieke verontreinigende stoffen de normen voor de waterlichamen gelijk zijn binnen het stroomgebied kunnen bij de clustering voor chemie wel waterlichamen van verschillend type geclusterd worden, mits er sprake is van gelijkheid van (toekomstige) drukken en uit te voeren maatregelen.

Bij OM-monitoring dient binnen elk cluster altijd één waterlichaam als representatief aangewezen te worden (figuur 3.2). In dat waterlichaam wordt de OM-monitoring uitgevoerd. (het aanwijzen van 2 verschillende waterlichamen met daarin KRW-monitoringlocaties die gezamenlijk het cluster afdekken mag dus niet bij OM-monitoring)

In tegenstelling tot T&T monitoring kunnen er bij OM-monitoring meer dan één KRW-monitoringlocatie in het waterlichaam opgevoerd worden. Meer dan één locatie is nodig als de ruimtelijke variatie in het waterlichaam groot is (figuur 3.2). Dit wordt uitgewerkt in paragraaf 3.2.4; de keuze van meetpunten binnen het waterlichaam.

Figuur 3.2
Clustering voor OM chemie



3.2.3 Keuze waterlichamen en clustering: Biologie

Ecologie: Biologie, algemeen fysisch-chemisch, hydromorfologie

Nadat op basis van de risico-beoordeling de waterlichamen geselecteerd zijn waarvan de huidige toestand voor ecologie niet voldoet of verwacht wordt dat deze toestand in de toekomst niet voldoet als gevolg van autonome ontwikkelingen (toekomstige ruimtelijke ontwikkeling, lozingen), kan gekeken worden of er clustering van waterlichamen plaats kan vinden.

De EU geeft aan (Guidance on Monitoring (Anonymous 2003b)) dat clustering mogelijk is als de waterlichamen vergelijkbaar zijn qua hydrologische, geomorfologische, geografische of trofische condities. Aangezien in Nederland veel sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen aanwezig zijn, en voor die

waterlichamen waterlichaamspecifieke doelen afgeleid worden, moet bij de clustering ook rekening gehouden worden met de doelen van de waterlichamen. Deze Rapportage geeft aan dat binnen een cluster het EKR van het representatieve waterlichaam gekopieerd wordt naar alle waterlichamen in het cluster (§ 8.2). Clustering bij gelijkheid in druk betekent ook dat rekening gehouden moet worden met de geplande maatregelen / autonome ontwikkelingen (toekomstige ruimtelijke ontwikkelingen / lozingen). Immers de maatregelen gaan over het wegnemen van drukken. Als waterlichamen met heel verschillende maatregelpakketten geclusterd worden, zullen in de periode dat de maatregelen operationeel worden, de drukken / autonome ontwikkelingen van elkaar gaan verschillen.

Hier is een uitzondering op bij kunstmatige waterlichamen, zoals kanalen, waar geen maatregelen genomen gaan worden. Zij kunnen het EKR krijgen van het sterk veranderde of natuurlijke water waar ze mee in verbinding staan. De chemische druk is dan gelijk, maar de biologische druk kan verschillen. Het doel voor deze kunstmatige wateren mag dan gelijk zijn aan de huidige toestand/eindoordeel van het water waar zij hun EKR van krijgen.

Samengevat gelden er voor clustering OM-monitoring biologie concreet de volgende criteria:

- Binnen hetzelfde stroomgebied;
- Overeenkomstige (toekomstige) drukken en uit te voeren maatregelen;
- Overeenkomstig ecologisch of (Hydro)morfologisch functioneren.

Net als bij T&T monitoring biologie dient voor OM-monitoring biologie binnen elk cluster één waterlichaam als representatief opgevoerd te worden.

Binnen dat waterlichaam vallen onder die KRW-monitoringlocatie dan wel vaak meerdere meetpunten (monsters, submonsters) bij de kwaliteitselementen Macrofauna, Vis en Overige Waterflora. Bij Fytoplankton mogen er bij OM-monitoring wel meerdere KRW-monitoringlocaties opgevoerd worden, indien de grote ruimtelijke variatie binnen het waterlichaam dat noodzakelijk maakt (geldt alleen bij zeer grote waterlichamen; in Nederland zijn dat alleen de Waddenzee, Noordzee en het IJsselmeer). De keuze van KRW-monitoringlocaties binnen het waterlichaam, bemonsteringstrategie wordt in de volgende paragraaf toegelicht.

3.2.4 Locatiekeuze meetpunten binnen een waterlichaam (bemonsteringstrategie)

Chemie: Prioritaire stoffen en specifieke verontreinigende stoffen

Bij OM-monitoring moeten KRW-monitoringlocaties gekozen worden die zorgen voor een representatief oordeel voor het gehele waterlichaam. Daarvoor is inzicht in de huidige en toekomstige belasting vanuit puntbronnen en vanuit huidige en toekomstige diffuse bronnen en de daarmee samenhangende ruimtelijke variatie van concentraties van stoffen in het waterlichaam. Hierbij dient dus ook rekening gehouden te worden met autonome ontwikkelingen (toekomstige ruimtelijke ontwikkelingen en lozingen).

In de Quickscan (Herpen et al, 2009) precisie en betrouwbaarheid KRW monitoringprogramma wordt nader ingegaan op de ruimtelijke (en temporele) variatie van stoffen in waterlichamen. Uit die studie volgt de aanbeveling om bij het bepalen van het monitoringprogramma rekening te houden met de ruimtelijke variatie.

Voor OM-monitoring chemie wordt de aanbeveling uit de Quickscan overgenomen. Indien de ruimtelijke variatie voor een stof in een waterlichaam beperkt is dan volstaat één KRW-monitoringlocatie die representatief is voor het gehele waterlichaam. Indien de ruimtelijke variatie binnen het waterlichaam groot is, dan moeten er meer, 2 of 3 KRW-monitoringlocaties aangewezen worden. Elk van die KRW-monitoringlocaties moet dan representatief zijn voor een aanzienlijk deel van het waterlichaam. Indien er meerdere KRW-monitoringlocaties binnen een

waterlichaam opgevoerd worden moet de monitoringfrequentie van die locaties wel gelijk zijn.

Om tot een oordeel voor het gehele waterlichaam te komen worden de toetswaarden van de KRW-monitoringlocaties binnen het waterlichaam gemiddeld per jaar, maar mag op geen enkele locatie de MAC overschreden worden (§ 4.3). De ruimtelijke variatie wordt mede bepaald door de (toekomstige) drukken op het waterlichaam. Bij significante belasting met stoffen vanuit (toekomstige) **puntbronnen** moeten er voldoende locaties gekozen worden om het effect van de puntbronnen te beoordelen. Indien meerdere (toekomstige) puntbronnen aanwezig zijn, moet één of meer meetpunten worden gekozen die gezamenlijk representatief zijn voor de belasting van het gehele waterlichaam en elk afzonderlijk representatief zijn voor een aanzienlijk deel van het waterlichaam. Voor meer gedetailleerde informatie over de belasting vanuit (toekomstige) puntbronnen is echter de informatie vanuit het afvalwateronderzoek aanzienlijk beter geschikt dan de monitoringgegevens van oppervlaktewater. Het is dus niet de bedoeling om KRW-monitoringlocaties bij alle puntbronnen op te voeren.

Bij significante belasting vanuit (toekomstige) **diffuse** bronnen moet eveneens een locatie worden gekozen die representatief is voor de (toekomstige) belasting van het gehele waterlichaam of bij grote waterlichamen voor een aanzienlijk deel van het waterlichaam.

Ecologie: biologie, fysisch-chemisch, hydromorfologie

Biologie

De bemonsteringstrategie binnen het waterlichaam is conform de T&T-monitoring. (§ 2.4.2).

Voor OM-monitoring biologie wordt ook de aanbeveling uit de Quickscan overgenomen. Voor de biologische kwaliteitselementen Macrofauna, Vis en Overige Waterflora is de ruimtelijke variatie in een waterlichaam altijd aanwezig, daar wordt via de bemonstering strategie al rekening mee gehouden. De ruimtelijke variatie wordt daar afgedekt door de verschillende meetpunten die onder één KRW-monitoringlocatie vallen (figuur 3.3).

Bij Fytoplankton geldt dezelfde lijn als bij chemie OM-monitoring. Indien de ruimtelijke variatie voor Fytoplankton in een waterlichaam beperkt is dan volstaat één KRW-monitoringlocatie met één meetpunt die representatief is voor het gehele waterlichaam. Indien bij zeer grote waterlichamen (in Nederland zijn dat alleen de Waddenzee, Noordzee en het IJsselmeer) de ruimtelijke variatie binnen het waterlichaam groot is dan moeten er 2 of 3 KRW-monitoringlocaties aangewezen worden met ieder één meetpunt. Elk van de KRW-monitoringlocaties moet dan representatief zijn voor een aanzienlijk deel van het waterlichaam.

Om tot een oordeel voor het gehele waterlichaam te komen worden de EKR's van de KRW-monitoringlocaties binnen het waterlichaam gemiddeld (§ 5.4)

Voor alle kwaliteitselementen geldt dat de bemonsteringsstrategie enigszins samenhangt met de te gebruiken veldtechnieken. Een algemene en belangrijke aanbeveling bij operationele monitoring is om de meetpunten binnen een waterlichaam zodanig te kiezen **dat effecten van voorgenomen maatregelen snel zichtbaar worden**. Vooral bij lokale maatregelen betreffende de inrichting van het water ligt het voor de hand om in ieder geval ook op of nabij de locatie waar de maatregelen zijn genomen een monster te nemen. Uiteraard laat dit onverlet dat de KRW monitoring er uiteindelijk op gericht is de kwaliteit van een waterlichaam als geheel te beoordelen, dus zullen ook punten verder weg van de maatregel-locaties in de bemonstering moeten worden meegenomen. Hierbij geldt wel dat de meetpunten altijd binnen hetzelfde waterlichaam als de KRW-monitoringlocatie gelegen dienen te zijn, ook als er sprake is van een cluster van waterlichamen (figuur 3.3).

Ook hier dient bij de locatiekeuze van meetpunten en meetpunten rekening gehouden te worden met autonome ontwikkelingen; meetpunten dienen zodanig gekozen te worden dat als gevolg van autonome ontwikkelingen er niet plotseling normen overschreden worden.

Fysisch chemische kwaliteitselementen

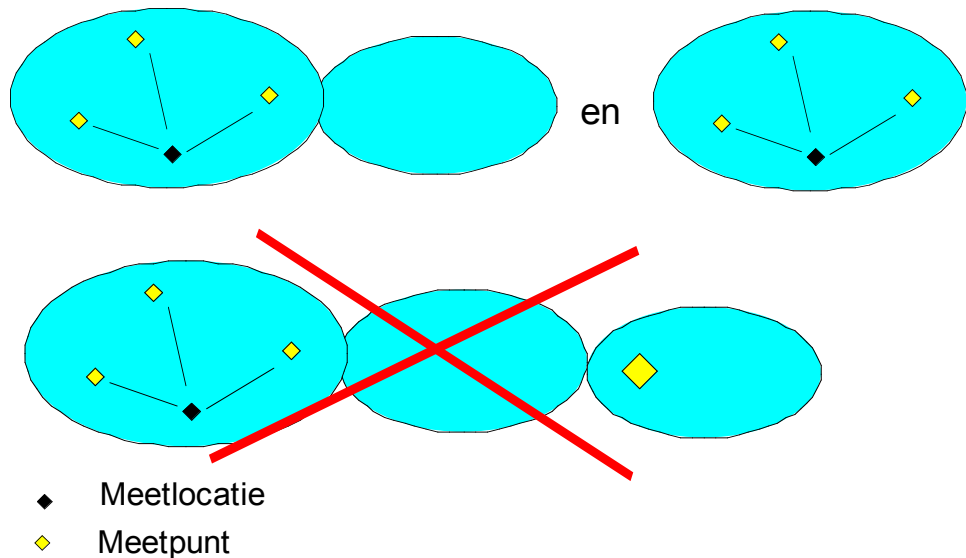
Het meten van de biologie ondersteunende fysisch-chemische parameters sluit aan bij de biologische monitoring. Algemeen fysisch-chemische parameters moeten in hetzelfde waterlichaam gemeten worden als waar de biologische monitoring plaats vindt. De te monitoren parameters moeten representatief zijn voor dat (cluster van) waterlicha(a)m(en). De metingen moeten in hetzelfde jaar plaatsvinden en daar waar mogelijk op dezelfde locatie als waar de biologie gemeten wordt (in ieder geval representatief zijn voor de meetpunten waar biologische metingen plaatsvinden).

Hydromorfologie

Zie paragraaf 2.2.4.

Figuur 3.3

Clustering voor OM ecologie. Meetpunten dienen altijd binnen hetzelfde waterlichaam te liggen als de KRW-monitoringlocatie, ook als er sprake is van clustering.



3.3 Keuze voor cyclus en frequentie

In de Quickscan precisie en betrouwbaarheid KRW monitoringprogramma wordt ook nader ingegaan op de temporele variatie van stoffen en kwaliteitselementen in waterlichamen. Uit die studie volgt dat de jaar tot jaar variatie voor stoffen en kwaliteitselementen groot is en wordt de aanbeveling gedaan om bij het bepalen van de toestand bij voorkeur 3 meetjaren te gebruiken en deze te middelen. Met 3 meetjaren bestaat tevens de mogelijkheid om een trendanalyse uit te voeren, waardoor een aanzienlijk betere betrouwbaarheid van de beoordeling kan worden verkregen. Met deze aanbeveling wordt rekening gehouden bij de richtlijnen voor het opstellen van het OM-monitoringprogramma, zoals hieronder beschreven. In de KRW wordt in bijlage V ingegaan op de frequentie van de OM-monitoring. Het daar gebruikte begrip meetfrequentie is een combinatie van de begrippen frequentie (aantal metingen in één jaar) en cyclus (om de hoeveel jaar meten) zoals die in deze Rapportage gebruikt worden.

Voor Operationele monitoring wordt door de lidstaten voor elke parameter de vereiste meetfrequentie vastgesteld met het oog op voldoende gegevens voor een betrouwbare beoordeling van de toestand van het betrokken kwaliteitselement.'

In de regel dient de monitoring te geschieden met tussenpozen die niet langer zijn dan aangegeven in tabel 3.1 en 3.2.

De frequentie kan verlaagd worden, wanneer aangetoond kan worden, dat een effect niet significant is of de betrokken belasting is weggenomen. De frequenties worden gekozen met het oog op een aanvaardbare betrouwbaarheidsgraad en precisie (KRW Bijlage V § 1.3.4 meetfrequentie).

Voor OM-monitoring zijn dus duidelijke richtwaarden voor frequentie en cyclus weergegeven, zie tabel 3.1 en 3.2, maar een lidstaat heeft de ruimte om daar vanaf te wijken, onder de voorwaarde dat voldoende gegevens beschikbaar zijn voor een betrouwbare beoordeling.

Dat kan dus betekenen dat een waterbeheerder meer metingen in een jaar doet om beter om te gaan met de variatie binnen een jaar of meer jaren meet om beter in te spelen op de jaar tot jaar variatie.

Minder meten kan ook, maar dan moet de afname van de betrouwbaarheid van de beoordeling nog wel acceptabel zijn. In geval van minder meten, dus een lagere frequentie of een hogere cyclus, dient de waterbeheerder de onderbouwing hiervan te documenteren.

3.3.1 Cyclus

Chemie: prioritaire stoffen en specifieke verontreinigende stoffen

De KRW geeft als richtwaarde voor prioritaire stoffen en specifieke verontreinigende stoffen welke niet aan de doelstelling voldoen (probleemstoffen) een OM-monitoringscyclus van 6 meetjaren per planperiode. Dat is dus jaarlijkse meting of te wel een cyclus van 1.

Met een jaarlijkse meting kan voldoende ingespeeld worden op de jaar tot jaar variatie.

Ecologie: Biologische kwaliteitselementen en fysisch chemische kwaliteitselementen

Per kwaliteitselement / parameters is er door de KRW een richtwaarde gegeven voor het aantal meetjaren per planperiode. Voor vrijwel alle biologische (en fysisch-chemische) kwaliteitselementen is dat 2 meetjaren per planperiode (=1 meting per 3 jaar, dus cyclus =3). Alleen fytoplankton dient vaker gemeten te worden namelijk 6 meetjaren per planperiode (=jaarlijkse meting). In tabel 3.1 is de richtwaarde voor de cyclus voor OM-monitoring weergegeven.

Voor Macrofauna, Vis en Overige Waterflora geeft een cyclus van 3 jaar binnen een planperiode 2 EKR waarden. Uit statistisch onderzoek uit de Quicksan precisie en betrouwbaarheid KRW monitoringprogramma blijkt dat de gemiddelde EKR gebaseerd op 2 meetjaren veelal overeenkomt met de gemiddelde EKR gebaseerd op 3 meetjaren. Echter de betrouwbaarheid van de berekende EKR is bij gebruik van 3 meetjaren aanzienlijk groter.

Een intensivering van de meetcyclus van 3 naar 2 jaar wordt in verband met kosten en uitvoerbaarheid in de praktijk, door waterbeheerders niet haalbaar geacht. De cyclus van 1 keer per 3 jaar blijft daarom gehandhaafd voor OM-monitoring biologie. Minder vaak meten dan 1 keer per 3 jaar, dus het verhogen van de cyclus mag alleen als goed gemotiveerd kan worden dat 3-jaarlijkse monitoring geen meerwaarde heeft om de wijzigingen als gevolg van het maatregelenprogramma te beoordelen. En daarnaast de betrouwbaarheid van de beoordeling nog acceptabel is. De onderbouwing van een hogere cyclus moet door de waterbeheerder gedocumenteerd worden.

De beoordeling moet bij voorkeur op basis van 3 en minimaal op basis van 2 meetjaren plaatsvinden. Daarom wordt de ruimte gegeven om gebruik te maken van een meetjaar uit de vorige planperiode. Er kan bij de beoordeling gekeken worden naar de meetjaren in een periode van 9 jaar, zodat toch een betrouwbaar oordeel gebaseerd op 3 meetjaren berekend kan worden (§ 4.3.2).

In die gevallen waarbij minder vaak dan 1 keer per 3 jaar gemeten wordt, moeten de meetjaren zo gekozen worden dat in een periode van 9 jaar dan wel 2 meetjaren beschikbaar zijn. Anders kan de betrouwbaarheid niet berekend worden en is dus geen onderbouwing van de hogere cyclus mogelijk.

Binnen de voorgeschreven cyclus van 3 jaar is ruimte om aan te sluiten bij temporele variatie over de jaren heen. Indien voor het volgen van een maatregel het gewenst is om voor een specifiek kwaliteitselement vaker of in een ander meetjaar te meten, is dat toegestaan (voor de planperiode 2010-2015 bijvoorbeeld moeten 2 meetjaren gedaan worden, dit hoeft niet perse om de drie jaar, maar mag ook in bijvoorbeeld 2010 en 2014).

Binnen een planperiode kunnen voor de afzonderlijke biologische kwaliteitselementen daarom verschillende meetjaren voor OM-monitoring gekozen worden. Voorwaarde hiervoor is dat de bij het kwaliteitselement behorende ondersteunende fysisch-chemische parameters in hetzelfde jaar gemeten worden. Tevens dient binnen de planperiode de gerapporteerde meetcyclus van alle kwaliteitselementen gerealiseerd te worden.

Hydromorfologie

Zie tabel 3.2. *Frequentie*

De frequentie in de monitoringprogramma's geeft het aantal metingen binnen één meetjaar weer. De richtwaarden voor OM-monitoring gegeven in de KRW zijn overgenomen in tabel 3.1. voor chemie, biologie en fysische-chemie. In tabel 3.2 staan de frequenties voor de hydromorfologische parameters.

Ook voor het aantal metingen binnen een jaar geldt dat de frequentie afgestemd moet zijn op het verkrijgen van voldoende gegevens voor een betrouwbare beoordeling. Er moet dus rekening gehouden worden met de variatie binnen het jaar. Aangeraden wordt om deze minimale meetfrequenties te hanteren, omdat op basis van een lagere frequentie anders geen betrouwbare beoordeling uitgevoerd kan worden. Indien in de praktijk al meer metingen binnen een jaar gedaan worden kan die frequentie benut worden.

Tabel 3.1

Cyclus en minimale meetfrequentie Operationele monitoring biologische en chemische kwaliteitselementen opgenomen als richtwaarde in de KRW. Zie Handboek Hydrobiologie (Bijkerk, 2014) en RWSV's (http://www.rws.nl/water/waterdata_waterberichtgeving/meetgegevens_bij_rijkswaterstaat/rijkswaterstaat_standdaard_voorschriften/biologie/) voor de voorkeursperiode van bemonsteren binnen betreffend meetjaar.

Kwaliteitselement	Minimale frequentie per meetjaar	OM Cyclus (om de hoeveel jaar meten)
Meren		
Fytoplankton bloeien	2x (electrolytarme wateren) of 4x (electrolytrijke wateren)	1 (jaarlijks)
Fytoplankton chlf-a	6x	1 (jaarlijks)
Fytobenthos (M12)	1 x	3 (1 x per 3 jaar)
Macrofyten	1 x	3 (1 x per 3 jaar)
Macrofauna	1 x	3 (1 x per 3 jaar)
Vissen	1 x	3 (1 x per 3 jaar)
Rivieren		
Fytobenthos	1 x	3 (1 x per 3 jaar)
Macrofyten	1 x	3 (1 x per 3 jaar)
Macrofauna	1 x	3 (1 x per 3 jaar)
Vissen	1 x	3 (1 x per 3 jaar)
Overgangswateren		
Fytoplankton bloeien	4x	1 (jaarlijks)
Fytoplankton chlf-a	7x	1 (jaarlijks)
Macrofauna	1 x	3 (1 x per 3 jaar)
Angiospermen	1 x	3 (1 x per 3 jaar)
Macroalgen	1 x	3 (1 x per 3 jaar)
Vissen	2 x	3 (1 x per 3 jaar)

Kustwateren		
Fytoplankton bloeien	4x	1 (jaarlijks)
Fytoplankton chl-f-a	7x	1 (jaarlijks)
Macrofauna	1 x	3 (1 x per 3 jaar)
Angiospermen	1 x	3 (1 x per 3 jaar)
Macroalgen	1 x	3 (1 x per 3 jaar)
Chemie		
Prioritaire stoffen	12 (1x per maand)	1 (jaarlijks)
Specifieke verontreinigende stoffen	4 (1 x per kwartaal)	1 (jaarlijks)
Fysisch- chemische parameters	6 (1 x per maand in het zomer-halfjaar)	1 (jaarlijks)

Voor fysisch-chemische parameters is voor de minimale frequentie afgeweken van de KRW. Dat is bij frequentie T&T monitoring uitgelegd (§ 2.3.2).

Indien een meetfrequentie hoger dan het minimum toegepast wordt, is het voor de beoordeling van het waterlichaam / cluster van waterlichamen van belang dat de hogere meetfrequentie zorgt voor gelijke of hogere betrouwbaarheid van de beoordeling ten opzichte van de minimale frequentie. Voor de meeste stoffen kan dat vertaald worden in de voorwaarde dat er equidistant gemeten wordt. Dit houdt in dat de voorgeschreven, vaste tijdsperiode gehanteerd moet blijven.

Voor bepaalde stoffen zoals bestrijdingsmiddelen kan het zijn dat een niet equidistante verdeling (gezien over het gehele jaar) een betrouwbaardere beoordeling geeft. Daar kan dan voor gekozen worden indien de waterbeheerder de motivatie vastlegt.

Tabel 3.2

Minimale meetfrequenties hydromorfologische parameters Operationele monitoring opgenomen als richtwaarde in de KRW.

Parameter	Minimale frequentie binnen het meetjaar	OM Cyclus Om de hoeveel jaar meten
Rivieren		
Aantal, ligging en passerbaarheid barrières	1	6
Bereikbaarheid	1	6
Afvoer en stroomsnelheid	Continu	6
Rivierloop	1	6
Dwarsprofiel en mate van natuurlijkheid	1	6
Aanwezigheid kunstmatige bedding	1	6
Mate van natuurlijkheid substraatsamenstelling bedding	1	6
Aanwezigheid oeververdediging	1	6
Landgebruik oevers	1	6
Landgebruik uiterwaard/beekdal	1	6
Meren		
Oppervlakte variatie	1	6
Waterdiepte	1	6
Waterdiepte variatie	1	6
Volume	1	6
Volume variatie	1	6
Verblijftijd	1	1
Kwel	24	6
Bodem oppervlak	1	6
Helling oeverprofiel	1	6

Parameter	Minimale frequentie binnen het meetjaar	OM Cyclus Om de hoeveel jaar meten
Kust- en Overgangswateren		
Gemiddeld getijverschil	1	1
Debiet zoet water	Continu	1
Stroomrichting	1	1
Golfhoogte	1	1
Overheersende stroomrichting en stroomsnelheid	1	1
Waterdiepte	1	6
Samenstelling substraat	1	6
Natuurlijke oever	1	6

3.4 Kwaliteitselementen en parameters

Na het bepalen van de waterlichamen, de clustering en de cyclus en frequentie is de volgende stap het bepalen welke kwaliteitselementen cq. parameters opgenomen worden in het operationele monitoringsprogramma. De KRW schrijft het volgende voor:

Om de omvang van de belasting waaraan oppervlaktewaterlichamen onderhevig zijn te beoordelen, verrichten lidstaten monitoring voor de kwaliteitselementen die een aanwijzing geven van de belasting op het lichaam of de lichamen. Om het effect van die belasting te beoordelen, monitoren de lidstaten voor zover nodig:

Parameters voor een of meer biologische kwaliteitselementen die het meest gevoelig zijn voor de belasting waaraan de waterlichamen onderhevig zijn;
geloosde relevante stoffen;

Parameters voor het hydromorfologische kwaliteitselement dat het meest gevoelig is voor de geconstateerde belasting.

3.4.1 *Chemie, at risk: Prioritaire stoffen en specifieke verontreinigende stoffen*

Prioritaire stoffen en specifieke verontreinigende stoffen, at risk

Voor de prioritaire stoffen en specifieke verontreinigende stoffen geldt dat alleen die stoffen waarvan bekend is of wordt verwacht dat die in het waterlichaam niet aan de norm voldoen, worden gemeten. Dit betekent dat de stoffen (stofgroepen) die in het T&T monitoringsprogramma de norm overschreden, niet perse in elk waterlichaam gemeten worden voor het OM monitoringsprogramma. Door verschil in drukken in de verschillende waterlichamen binnen een cluster kan de T&T-beoordeling immers niet geheel representatief zijn voor alle waterlichamen binnen dit cluster. Er wordt daarom in feite een doorvertaling gemaakt van het T&T KRW-monitoringlocatie naar de waterlichamen. Die doorvertaling vindt plaats op basis van de drukken die voor de verschillende waterlichamen in het T&T cluster gelden.

Als er bijvoorbeeld voor een cluster waterlichamen op basis van de T&T metingen bekend is dat de norm voor 3 prioritaire stoffen wordt overschreden. Dan moet voor die 3 stoffen wel ergens binnen het cluster van waterlichamen OM-monitoring plaats vinden. Het kan zijn dat het ene deel van de waterlichamen voor 2 stoffen OM-monitoring gedaan wordt en voor de 3^e stof in het andere deel van de waterlichamen OM-monitoring plaats vindt.

3.4.2 *Ecologie, at risk: Biologie, algemeen fysisch-chemisch, hydromorfologie*

Indien het waterlichaam at risk is als gevolg van een slechte beoordeling van de ecologische toestand is operationele monitoring van biologische parameters en relevante fysisch-chemische en hydromorfologische parameters vereist.

Conform de Guidance on monitoring: "the use of non-biological indicators for estimating the condition of a biological quality element may complement the use of biological indicators but cannot replace it."

De parameterkeuze voor biologische monitoring moet gebaseerd zijn op de maatlatten voor natuurlijke wateren of op de MEP/GEP's voor de sterk veranderde of kunstmatige waterlichamen.

Biologie, at risk

Uit de eerder doorlopen stappen is reeds bekend waarom het waterlichaam 'at-risk' is oftewel welke (belangrijke) drukken aanwezig zijn en welke kwaliteitselementen niet voldoen aan de normen cq. doelstellingen

Bij Operationele monitoring wordt per waterlichaam minimaal 1 biologisch kwaliteitselement geselecteerd voor monitoring en beoordeling. De KRW stelt dat het biologisch kwaliteitselement gemeten moet worden dat het meest gevoelig is voor de aanwezige belasting (druk). Om dit kwaliteitselement te bepalen moet de beheerder:

1) Een vertaling van druk naar stuurvariabele maken.

Drukken zijn vaak niet eenduidig: de druk doorbelasting kan zowel betrekking hebben op nutriënten als op toxische stoffen. Door het vertalen van drukken naar stuurvariabelen wordt het beeld specifieker en de relatie met het kwaliteitselement inzichtelijker. De stuurvariabele is de variabele die de beheerder beïnvloedt met het nemen van een maatregel (b.v. concentratie nutriënten). Voor het SGBP 2009 hebben de waterbeheerders per waterlichaam de aanwezige en significante drukken gerapporteerd. Deze zijn samenvattend beschreven in het SGBP 2009. Op basis van die informatie dient de waterbeheerder zelf de vertaling van druk naar stuurvariabele te maken. Dit is gebiedsspecifiek.

2) Een analyse maken van het functioneren van de waterlichamen.

De samenhang tussen de meest voorkomende drukken/stuurvariabelen in meren, rivieren en overgangswateren en biologische kwaliteitselementen zijn in bijlage 3 in schema's verbeeld. (Uit: Portielje e.a., 2005). Vaak zijn meerdere kwaliteitselementen gerelateerd aan een zelfde druk/stuurvariabele; ze verschillen echter in mate van gevoeligheid. Hieruit moet minimaal één kwaliteitselement gekozen worden (b.v. zowel fytoplankton als waterplanten als vis reageren op afname van concentraties nutriënten).

In bijlage 3a wordt het begrip gevoeligheid toegelicht. In bijlage 3b is een tabel opgenomen met stuurvariabelen en de daaraan gerelateerde kwaliteitselementen. Aanbevolen wordt het kwaliteitselement te kiezen dat het **snelst** reageert op maatregelen; hiernaast moet de reactie van het kwaliteitselement wel zichtbaar zijn in de beoordeling. Na verloop van tijd kan overgeschakeld worden naar een ander kwaliteitselement met langere responstijd waardoor met grotere zekerheid de ecologische kwaliteit van het waterlichaam beoordeeld kan worden. Hiernaast wordt aanbevolen (bij gelijke geschiktheid) te kiezen voor het goedkoopst te meten kwaliteitselement.

Het risico van een keuze voor de snelst reagerende kwaliteitselement is, dat nog niet duidelijk is of ook de langzamer reagerende kwaliteitselementen positief

reageren op de maatregel. Om de ontwikkeling van het hele ecosysteem in beeld te brengen kan ook gebruik gemaakt worden van gegevens van T&T monitoring. De meetfrequentie van de T&T monitoring is echter minder intensief dan van de OM-monitoring. Daar komt bij dat, als gevolg van clustering, de T&T KRW-monitoringlocatie meestal gelegen is in een ander waterlichaam. Het effect van de maatregel op de at-risk kwaliteitselementen is daarom niet of pas veel later aan te tonen met een T&T monitoring dan met een OM monitoring. Omdat de mogelijkheid bestaat dat de snelst reagerende kwaliteitselement niet representatief blijkt te zijn voor één of meerdere andere at-risk kwaliteitselementen, wordt aanbevolen extra kwaliteitselementen mee te nemen in de OM-monitoring. Dit is echter NIET verplicht. Een waterbeheerder kan ook accepteren dat het T&T oordeel benut wordt voor het kwaliteitselement wat buiten de OM-monitoring gehouden is. Echter bij het gebruik van het T&T oordeel is de kans groter dat het KRW-oordeel niet overeenstemt met het beheerderoordeel gebaseerd op alle metingen die een waterbeheerder ook voor eigen gebruik doet, of met het oordeel van experts.

Voor de gekozen biologische kwaliteitselementen bij OM-monitoring moeten alle in de maatlat opgenomen deelmaatlaten gemeten worden. Om wijzigingen in de toestand als gevolg van de maatregelen te volgen zou het soms voldoende kunnen zijn om te kijken naar de meest gevoelige deelmaatlaten gerelateerd aan die maatregelen. Echter omdat OM-monitoring ook gebruikt wordt voor de toestandbepaling, dus of de doelen gehaald worden voor het biologische kwaliteitselement, is een volledige beoordeling noodzakelijk. Een beoordeling op een selectie van de deelmaatlaten kan niet gelijkgesteld worden aan een volledige beoordeling op alle deelmaatlaten.

3) Weten welke kwaliteitselementen at risk zijn.

Kwaliteitselementen die niet at risk zijn zullen geen respons geven op afname van een belasting, oftewel kies uit de kwaliteitselementen die at risk zijn.

Fysisch chemische kwaliteitselementen, at risk

Indien binnen het waterlichaam tevens een significante fysisch-chemische druk aanwezig is, moet naast de biologische OM-monitoring tevens Fysisch-chemische OM-monitoring worden uitgevoerd (KRW Bijlage V, p. L327/54-55). Hierbij dienen ten minste die fysisch-chemische parameters meegenomen te worden welke ondersteunend zijn aan de at-risk biologische kwaliteitselementen (bijlage 3). Deze OM-fysisch-chemische parameters worden zoveel mogelijk gemeten ter plaatse van de meetpunten van het biologische OM-monitoringsprogramma.

Hydromorfologie, at risk

Indien binnen het (cluster van) waterlicha(a)m(en) tevens een significante hydromorfologische druk aanwezig is, moet naast de biologische Operationele monitoring tevens hydromorfologische Operationele monitoring worden uitgevoerd (KRW Bijlage V, p. L327/54-55). Zie Handboek Hydromorfologie voor de eisen ten aanzien van de monitoring van hydromorfologische parameters.

3.5 Bemonstering- en analyse methode

De bemonsterings- en analysemethodiek voor de chemische en fysisch-chemische parameters, biologische kwaliteitselementen en hydromorfologische parameters voor de OM-monitoring verschilt niet van de methodiek bij T&T-monitoring. De monitoringscyclus wordt echter wél aangepast voor OM-monitoring ten opzichte van T&T-monitoring. De monitoringscyclus voor OM-monitoring is reeds besproken in hoofdstuk 3.3 "Keuze voor cyclus en frequentie" (voor OM-monitoring), paragraaf 3.3.1 "cyclus".

Voor een beschrijving van de bemonstering- en analysemethodiek wordt verwezen naar hoofdstuk 2.5 "Bemonstering- en analyse methode" (T&T-monitoring).

3.6 Operationele monitoring van beschermde gebieden

De KRW schrijft voor om een register beschermde gebieden op te stellen, waarin gebieden zijn opgenomen voor de bescherming van hun oppervlaktewater of grondwater of voor het behoud van habitats en rechtstreeks van water afhankelijke soorten.

Het betreft de volgende gebieden (die zijn aangewezen op basis van):

- 1) Natura 2000-gebieden (Vogel- en Habitatrichtlijn; 79/409/EEC en 92/43/EEC);
- 2) zwemwaterlocaties ([Zwemwaterrichtlijn](#));
- 3) waterlichamen die gebruikt worden drinkwateronttrekking [2006/7/EG](#) (artikel 7 KRW).

Voor nutriëntgevoelige gebieden (Nitraatrichtlijn (91/676/EEC) en Richtlijn Stedelijk afvalwater (91/271/EEC)) zijn in Nederland geen beschermde gebieden aangewezen, omdat Nederland heeft toegezegd de eisen voor deze gebieden op het gehele Nederlandse grondgebied toe te passen.

In algemene zin geldt op grond van artikel 4, tweede lid, KRW dat de strengste milieudoelstelling van toepassing is, indien voor een bepaald waterlichaam verschillende milieudoelstellingen gelden. De afstemming van doelen en de weergave daarvan in het SGBP beperkt zich tot die delen van de doelstellingen van de beschermde gebieden die een relatie hebben met de ecologische of chemische kwaliteit van het water (SGBP, 2009).

Hieronder volgt een toelichting op de (extra) KRW-monitoringsverplichtingen in relatie tot beschermde gebieden.

Ad 1. Natura 2000-gebieden

Binnen een N2000-gebied zijn vaak meerdere habitattypen aanwezig met specifieke en lokale (strengere) eisen aan de watercondities. Deze lokale watereisen en de daarvoor benodigde maatregelen worden vastgesteld in de N2000-beheerplannen. Het rijk of de provincie is voortouwnemer in dit proces, en waterbeheerders of terreinbeheerders worden hier bij betrokken. De maatregelen die in het kader van Natura 2000 worden uitgevoerd, zijn te vinden in de betreffende N2000-beheerplannen. De bijbehorende monitoringsplannen en eventuele afspraken over aanvullende monitoring ten behoeve van de watervereisten van de N2000-doelen zijn opgenomen in de achtergronddocumenten bij deze beheerplannen. Deze zijn te vinden op www.helpdeskwater.nl.

Indien de doelstellingen van het Natura2000-gebied niet gehaald worden als gevolg van een ontoereikende kwaliteit van het waterlichaam waar het in ligt, mee overlapt dan wel direct van afhankelijk is, geldt een verplichting tot operationele monitoring. In veel gevallen zal de operationele monitoring in het waterlichaam voldoende zijn voor het Natura2000-gebied. Het kan ook zijn dat de schaal van de monitoring onvoldoende is om de omvang en het effect van de aanwezige belastingen goed te beschrijven. Op dat moment is uitbreiding van frequentie, aantal KRW-monitoringlocaties / meetpunten of parameters nodig. Daarnaast kan op grond van communautaire regelgeving van het betreffende Natura2000-gebied vereist zijn dat nog meer (niet-KRW) parameters gemonitord moeten worden.

Ad 2. Zwemwateren

Sinds 24 maart 2006 is de Europese Zwemwaterrichtlijn (2006/7/EG) van kracht. De Zwemwaterrichtlijn is een aanvulling op de Kaderrichtlijn Water en streeft het behoud, de bescherming en de verbetering van de milieukwaliteit en de bescherming van de gezondheid van de mens na. De kwaliteit van het zwemwater moet worden vastgesteld aan de hand van twee indicatoren voor bacteriële verontreiniging: intestinale enterococci en *Escherichia coli* (*E.coli*). Op zwemwaterlocaties die gevoelig zijn voor bijvoorbeeld blauwalgen, *formidium* (Randmeren) of *alexandrium* (Zeeland) worden aanvullende metingen verricht.

De Zwemwaterrichtlijn is opgenomen in de Wet hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden (Whvbz). Het toekennen van de functie zwemwater aan locaties vindt plaats op grond van de Waterwet. Daarnaast is het Besluit hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden (Bhvbz) onder de Whvbz gewijzigd. Regels over het monitoren van de zwemwaterlocaties zijn vastgelegd in de Regeling hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden (Rhvbz).

De monitoring, toetsing en beoordeling van zwemwateren is een apart traject met eigen protocollen en rapportages. In Nederland worden tijdens het badseizoen (van 1 mei tot 1 oktober) metingen uitgevoerd op ruim zeshonderdvijftig aangewezen zwemwaterlocaties. In de regionale wateren worden die uitgevoerd door de waterschappen. De kustwateren, grote rivieren en andere grote wateren worden gecontroleerd door Rijkswaterstaat. Aanvullend op de Whvbz, Bhvbz en Rhvbz zijn bestuurlijke afspraken tussen de betrokken overheden in Nederland vastgelegd in de "Beslisnotitie werkwijze individuele metingen en meetfrequentie microbiologische parameters zwemwaterrichtlijn" (Stuurgroep Water, 16 maart 2013) en in het Blauwalgenprotocol 2012 (www.helpdeskwater.nl).

De meetgegevens worden door de waterbeheerders in het zwemwaterregister geplaatst. Via het zwemwaterportaal heeft het publiek toegang tot deze gegevens (www.zwemwater.nl/zwr). De provincie gebruikt de gegevens om te beoordelen of een negatief zwemadvies of zelfs een zwemverbod ingesteld moet worden. Aan het eind van het badseizoen worden de gegevens uit het zwemwaterregister gebruikt door het Ministerie IenM voor de rapportage aan de EC.

Ad 3. Wateren bestemd voor drinkwaterwinning

De wijzigingen die in 2015 in het Bkmw worden doorgevoerd gaan consequenties hebben voor de monitoring van wateren bestemd voor drinkwaterwinning. De exacte consequenties zijn op dit moment nog niet bekend. Onderstaande tekst geeft de stand van zaken weer. Duidelijkheid hierover wordt in 2015 verwacht.

De KRW vereist een specifieke bescherming van oppervlaktewaterlichamen bestemd voor drinkwaterwinning. Deze waterlichamen zijn opgenomen in het register beschermde gebieden. De waterwinlocaties in de rijkswateren zijn opgenomen in het BPRW en die in regionale wateren in het regionale waterplan. Vanuit oppervlaktewaterlichamen is sprake van twee typen drinkwateronttrekkingen: directe onttrekkingen (oppervlaktewaterwinningen) en onttrekkingen via bodempassage (oevergrondwaterwinningen). Bij oppervlaktewaterwinningen is het innamepunt het monitoringspunt. Bij oevergrondwaterwinningen moet een nieuw of bestaand KRW-monitoringspunt aangewezen worden dat een representatief beeld geeft van de chemische toestand van het oppervlaktewaterlichaam. Dit monitoringspunt hoeft niet per se te liggen in (het gedeelte van) het waterlichaam waaruit het water via oeverinfiltratie wordt onttrokken.

Op de innamepunten van oppervlaktewaterwinningen wordt elk jaar met gelijke intervallen minimaal 12x gemeten. Deze meetfrequentie is gegeven in bijlage V, par. 1.3.5 van de KRW voor een voorzieningsgebied van minimaal 30.000 mensen en komt overeen met de eis die in de Drinkwaterregeling aan de drinkwaterbedrijven is gesteld. Dit betekent dat eenvoudig afspraken tussen waterbeheerder en drinkwaterbedrijf gemaakt kunnen worden over samenwerking bij de uitvoering van de monitoring. Op de representatieve monitoringspunten voor oevergrondwaterwinningen kan met minder intensieve monitoring worden volstaan. Dit wordt nog nader uitgewerkt.

Zowel op de innamepunten als op de representatieve monitoringspunten voor oevergrondwaterwinningen worden de drinkwaterrelevante stoffen uit het Bkmw en monitoringprogramma KRW gemeten.

Ad 4. Schelpdierwateren

Op grond van de KRW artikel 22 zijn de Schelpdier- en Viswaterrichtlijnen in 2013 vervallen, onder voorwaarde dat het door deze richtlijnen geboden beschermingsniveau wordt gehandhaafd. Om deze reden worden aanvullend analyses in het schelpdiervlees uitgevoerd. Er wordt niet over gerapporteerd.

4 Monitoring Nader Onderzoek

4.1 Doelstelling

De Kaderrichtlijn Water stelt als derde type monitoring de Monitoring Nader Onderzoek verplicht in specifieke gevallen:

1. wanneer de reden voor een overschrijding niet bekend is,
2. wanneer uit de T&T monitoring blijkt dat een waterlichaam 'at risk' is en er nog géén operationele monitoring is ingesteld, om te achterhalen waarom één of meer waterlichamen de milieudoelstellingen niet bereiken, of
3. om de omvang en het effect van een incidentele verontreiniging (calamiteit) vast te stellen, zodat met specifieke maatregelen ongewenste effecten op de toestand van het waterlichaam te voorkomen of te beperken zijn.

Punt 2 zal in Nederland niet voorkomen, punten 1 en 3 wel degelijk. Monitoring Nader Onderzoek moet informatie verschaffen voor de vaststelling van een maatregelenprogramma om de milieudoelstellingen te bereiken (1) en specifieke maatregelen die nodig zijn om de gevolgen van incidentele verontreiniging te verhelpen (3). Monitoring Nader Onderzoek is zeer sterk toegesneden op lokale en specifieke omstandigheden en vraagt om maatwerk.

Ad 1.

Indien een waterlichaam niet voldoet aan de KRW-doelen en het is niet duidelijk welke drukken verantwoordelijk zijn voor deze "at risk" situatie, moet een waterbeheerder besluiten extra onderzoek uit te voeren naar deze drukken; Monitoring Nader Onderzoek. Monitoring Nader Onderzoek wordt uitgevoerd aanvullend op de T&T- of OM-monitoring.

Met expertsystemen, modellen en eventueel biologische of ecologische analyses wordt nader onderzoek gedaan naar onvoldoende bekende oorzaken van overschrijdingen van stofnormen en/of een ontoereikende ecologische toestand. Om waterbeheerders een generiek hulpmiddel te bieden is specifiek voor punt 1 ('wanneer de reden van overschrijding niet bekend is') een methodiek ontwikkeld, die beschreven staat in de 'Handreiking diagnostiek ecologische kwaliteit van waterlichamen' (Royal Haskoning, 2006).

Verder is voor het ondersteunen van nader onderzoek op het gebied van gewasbestrijdingsmiddelen een Leidraad Monitoring Gewasbeschermingsmiddelen (Schomaker & Knobben, 2007) en een Bestrijdingsmiddelenatlas ontwikkeld (www.bestrijdingsmiddelenatlas.nl).

Zie onder voor een korte samenvatting van deze verschillende hulpmiddelen. Om meer inzicht te krijgen in het voorkomen van nieuwe of vergeten chemische stoffen in het water worden door sommige waterbeheerders aanvullend op de KRW T&T- en Operationele monitoring screenings naar een breed pakket aan stoffen uitgevoerd. Ook die kunnen gezien worden als onderdeel van Monitoring nader onderzoek. Een voorbeeld van een dergelijke screening is te vinden in Grontmij Aquasense (2009). Om inzicht te krijgen in de algemene milieukwaliteit of in de vracht die vanuit het buitenland Nederland binnenkomt, bestaat tevens de mogelijkheid om in het kader van Monitoring nader onderzoek, naast de drie stoffen waarvoor de EU normen heeft afgeleid, ook voor andere stoffen te meten in sediment dan wel biota.

Ad 3.

Onder calamiteit wordt hier verstaan een incidentele lozing van verontreinigingen in een oppervlaktewaterlichaam met een zodanige omvang in ruimte en tijd, dat er een negatief effect wordt verwacht op de KRW-beoordeling voor chemie en/of

biologie voor het waterlichaam in de eerst volgende SGBP-rapportage. Incidentele lozings die slechts een deel van een waterlichaam beïnvloeden en/of waarvan het effect slechts kortstondig van aard is (minder dan een jaar) vallen dus buiten deze definitie. Het uitgevoerde Monitoring Nader Onderzoek kan richting EC ondersteunend werken als een beroep wordt gedaan op een (tijdelijke) toestandsverslechtering als gevolg van het optreden van een calamiteit. In het geval van een calamiteit met lozing in het water beschikt Nederland over een alarmeringsysteem voor Maas en Rijn. Het alarmeringsysteem maakt gebruik van de grensmeeetstations Eijsden en Lobith worden, evenals meldingen van calamiteiten in Nederland, gebruikt om met een model te berekenen op welk moment een verontreiniging een bepaalde locatie, zoals een innamepunt voor drinkwater, bereikt. Daarnaast is Nederland ingedeeld in 25 veiligheidsregio's opererend onder de verantwoordelijkheid van de Commissaris van de Koning. Bij de provincies zijn draaiboeken aanwezig om snel de betrokken overheden en deskundigen in te schakelen en de aard en omvang van de calamiteit te analyseren. Het gezamenlijke optreden van de verschillende overheden wordt gecoördineerd door de burgemeester van de gemeente waar zich een calamiteit voordoet. De waterbeheerders hebben over het algemeen draaiboeken voor het optreden en bemonsteren van de betreffende wateren tijdens en na de calamiteit. Per incident wordt bekeken welke maatregelen en type monitoring nodig zijn. De 'Monitoring Nader Onderzoek' voor het beoordelen en volgen van de toestand van oppervlaktewaterlichamen bij calamiteuze lozings, vindt dus alleen plaats als er calamiteiten zijn.

Handreiking Diagnostiek Ecologische Kwaliteit van waterlichamen (Royal Haskoning, 2006)

Startpunt van de handreiking is het moment dat:

1. bij T&T- monitoring blijkt dat de ecologische doelstellingen niet bereikt worden en de oorzaak hiervan, ook na karakterisering van het waterlichaam en een inventarisatie van de drukken, niet duidelijk is, en/of,
2. bij Operationele monitoring sprake is van een blijvend significant effect en eventueel genomen maatregelen niet de gewenste resultaten hebben bereikt.

De Handreiking Diagnostiek Ecologische Kwaliteit van waterlichamen (Royal Haskoning, 2006) is een programma dat op Internet gedraaid kan worden en maakt gebruik van een zogenaamd 'doorklikstelsel', waardoor je steeds dieper in de voor het specifieke onderwerp relevante materie duikt. Aan de hand van een aantal keuzemogelijkheden krijgt de waterbeheerder inzicht in mogelijke oorzaken voor de onvoldoende score op de biologische en/of chemische maatlatten. Achter elke mogelijke oorzaak (de 'stuurvariabele') hangt een 'diagnostisch instrumentarium': een aantal praktische laboratorium- en veldexperimenten waarmee oorzaak en gevolg aangetoond en onderbouwd kunnen worden. De inzet van een dergelijk diagnostisch instrumentarium helpt bij de keuze voor bepaalde maatregelen, de prioritering ervan en vergroot de effectiviteit en haalbaarheid van de gekozen oplossingen. Ook zijn er links beschikbaar naar rapporten en documenten van waterbeheerders, die hun ervaring met desbetreffende variabelen hebben vastgelegd met als doel praktijkkennis te delen. De handreiking is op Internet beschikbaar via de site van de Helpdesk Water www.helpdeskwater.nl.

Samenvatting Leidraad Monitoring Gewasbeschermingsmiddelen (Schomaker & Knoben, 2007, te vinden op www.helpdeskwater.nl)

De chemische en biologische kwaliteitstoestand van watersystemen wordt door waterbeheerders in Nederland gemonitord om een veelheid aan vragen uit beleid en beheerspraktijk te beantwoorden. In 2001 is een Leidraad Monitoring gepubliceerd, dat de waterbeheerders kan helpen bij het ontwikkelen en ontwerpen van hun monitoringsmeetnetten. Deze leidraad is echter niet specifiek toegesneden op gewasbeschermingsmiddelen. De leidraad Monitoring Gewasbeschermingsmiddelen vormt een aanvullende module op de Leidraad Monitoring met een specifieke uitwerking voor gewasbeschermingsmiddelen.

Bestrijdingsmiddelenatlas (www.bestrijdingsmiddelenatlas.nl).

De bestrijdingsmiddelenatlas geeft op grond van meetgegevens van regionale waterbeheerders een landelijk beeld van de bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater. De atlas geeft aan waar bestrijdingsmiddelen worden gemeten in het oppervlaktewater (met onderscheid in KRW- en overige monitoringslocaties), waar en wanneer normen van een stof zijn overschreden en wat de belangrijkste probleemstoffen zijn.

4.2 Rapportage Monitoring nader onderzoek

Na het uitvoeren van Monitoring Nader Onderzoek dient de waterbeheerder een rapportage te maken van dit onderzoek. Tevens dient een kort verslag hiervan aan DG-water opgeleverd te worden als onderdeel van de rapportage van de KRW-monitoringsprogramma's. DG-water kan van al deze verslagen een samenvatting per stroomgebied maken voor de rapportage aan de EC.

De rapportage en het korte verslag dient ten minste de volgende punten te bevatten:

- *Aanleiding monitoring*: reden van overschrijdingen van stofnormen en/of een ontoereikende ecologische toestand niet bekend of om de omvang en het effect van een incidentele verontreiniging (calamiteit) vast te stellen;
- *"Wat"* is gemonitord?: overzicht van parameters;
- *"Waar"* is gemonitord?: overzicht van KRW-monitoringlocaties en meetpunten;
- *"Wanneer"* is gemonitord: overzicht van meetcyclus, -frequentie en -periode;
- *"Hoe"* is gemonitord: overzicht van gebruikte bemonsterings- en analysemethoden;
- *Resultaten*: Wat zijn de resultaten van het onderzoek;
- *Voorstel tot herstel schade / verbetering KRW-beoordeling*: waterlichamen waar Monitoring Nader Onderzoek plaatsvindt hebben vrijwel overal een KRW-beoordeling onvoldoende of zijn sterk achteruit gegaan in kwaliteit. In dit hoofdstuk kan men aangeven hoe men denkt deze situatie te verbeteren.

Deel 2: Protocol Toetsen en Beoordelen

5 Toetsen en beoordelen chemische en fysisch-chemische parameters

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt het beoordelen en toetsen van alle groepen chemische en fysisch-chemische parameters besproken. Het gaat hierbij zowel om de stoffen die de chemische toestand bepalen, als de stoffen die horen bij de ecologische toestand, de specifieke verontreinigende stoffen en algemeen fysisch-chemische parameters. De verschillende stappen die in dit hoofdstuk besproken worden zijn:

- Bepalingsgrenzen omzetten;
- Aggregeren naar een toetswaarde;
- Correctie voor beschikbaarheid van zware metalen;
- Toetsen en beoordelen.

De toetsing van chemische stoffen gebeurt geautomatiseerd in de toetsmodule van het Aquo-kit portaal. De toetsresultaten van chemie en biologie komen samen in de KRW beoordelingsmodule. In deze module vindt projectie van de toetsresultaten naar waterlichamen plaats in de KRW-integratiemodule. Het resultaat is per stof per waterlichaam een kwaliteitsoordeel. Hoe deze resultaten verder gecombineerd (geïntegreerd) moeten worden, is aangegeven in hoofdstuk 7. In hoofdstuk 9 wordt uitgelegd hoe de betrouwbaarheid van het uiteindelijke oordeel gerapporteerd moet worden.

5.2 Omgaan met meetwaarden onder de bepalingsgrens

Waarden onder de bepalingsgrens

Bij de analyse van vrijwel alle stoffen bestaat er een grens waaronder de concentratie niet meer nauwkeurig kan worden bepaald. Dit wordt de detectielimiet of aantoonbaarheidsgrens genoemd. De waarde van de detectielimiet is ondermeer afhankelijk van de gebruikte analysetechniek en -apparatuur. In de QA/QC richtlijn (Anonymous, 2009) wordt de term 'bepalingsgrens' gebruikt, die een veelvoud is van de aantoonbaarheidsgrens en redelijkerwijs met een aanvaardbaar nauwkeurigheds- en precisieniveau kan worden bepaald. Gemeten waarden onder deze grens worden gerapporteerd als "kleiner dan", aangevuld met de cijfermatige bepalingsgrens.

Bij het aggregeren van gegevens (paragraaf 5.3) moet een keus gemaakt worden hoe meetresultaten onder de bepalingsgrens gebruikt worden. Deze waarden worden conform de QA/QC richtlijn vervangen door de helft van de bepalingsgrens. Conform artikel 5 van deze richtlijn worden de gemiddelde waarden als volgt berekend en in het oordeel meegenomen:

1. de waarde van de fysisch-chemische parameters of chemische stoffen die onder de bepalingsgrens liggen, worden voor de berekening van de gemiddelde waarde van het meetresultaat vastgesteld op de helft van de waarde van de betrokken bepalingsgrens.
2. wanneer een berekende gemiddelde waarde onder de bepalingsgrens ligt, wordt deze waarde betiteld als "lager dan de bepalingsgrens".

De werkwijze onder punt 1 is niet van toepassing op stoffen die een totaal vormen van een bepaalde groep fysisch-chemische parameters of chemische stoffen, zogenaamde somparameters. Voor de berekening van de gemiddelde waarde van

somparameters worden resultaten onder de bepalingsgrens van de individuele stoffen vastgesteld op nul.

Voor fysisch-chemische parameters worden de volgende regels gehanteerd hoe om te gaan met bepalingsgrenzen:

- voor de parameters zuurgraad en zuurstofverzadigingsgraad zijn geen bepalingsgrenzen van toepassing;
- bij doorzicht wordt bij meetwaarden met limietsymbool '<' gerekend met de halve meetwaarde;
- bij doorzicht wordt bij meetwaarden met limietsymbool '>' (waarmee 'doorzicht tot op de bodem' wordt bedoeld) gerekend met de hoogste van de twee volgende waarden:
 - o normwaarde bij dat KRW-watertype bij de hoogste normklasse (goed of zeer goed);
 - o getalswaarde van de meetwaarde;
- bij temperatuur wordt de bepalingsgrens genegeerd, dus bijvoorbeeld <12 wordt meegenomen als 12;
- bij temperatuur onder 'nul' (<0) wordt bedoeld, dat de werkelijke temperatuur niet kan worden gemeten vanwege ijsvorming.

5.3 Aggregeren

In deze stap worden de meetwaarden van de verschillende stoffen/parameters geaggregeerd naar een toetswaarde. Dit kan op de volgende drie manieren:

- aggregatie van metingen in de tijd: binnen één jaar;
- aggregatie van metingen in de tijd: over jaren heen;
- aggregatie van metingen in de ruimte: op verschillende locaties in één waterlichaam.

Het resultaat van deze aggregatiestappen is voor elk waterlichaam, één toetswaarde per stof/parameter, die kan worden getoetst aan een norm. Voor alle chemische stoffen is er een milieukwaliteitsnorm voor het jaargemiddelde (JG-MKN) en voor de meeste stoffen is een MAC-waarde (Maximaal Aanvaardbare Concentratie) afgeleid (zie 5.5). Voor de eerste norm moeten meetgegevens geaggregeerd worden, voor de tweede norm niet.

5.3.1 Aggregeren binnen één jaar

T&T-monitoring en OM Monitoring

Voor zowel Toestand- en Trendmonitoring als Operationele Monitoring worden de gegevens van één meetjaar per meetlocatie geaggregeerd. In de praktijk betreft dit een serie van minimaal 12 meetwaarden voor prioritaire stoffen, en een serie van minimaal 4 meetwaarden voor specifieke verontreinigende stoffen. Voor fysisch-chemische parameters is het aantal metingen variabel met een minimum van 6 metingen.

Voor de prioritaire stoffen en de specifieke verontreinigende stoffen moet het rekenkundig jaargemiddelde van de relevante gegevens per meetlocatie berekend worden. Tevens dienen alle relevante gegevens te worden getoetst aan de MAC-waarde (indien aanwezig) (zie 5.5).

Voor fysisch-chemische parameters is de wijze van aggregeren afhankelijk van de parameter:

- De gemiddelde waarden per meetlocatie voor de nutriënten N-totaal en P-totaal in zoet water (R- & M-typen, behalve M32), saliniteit, doorzicht (van

- toepassing in M-typen) en zuurstofverzadiging zijn seizoensgemiddelde waarden. Het seizoen loopt van 1 april t/m 30 september.
- De gemiddelde waarden per meetlocatie voor de nutriënten in zoute wateren (K- & O-typen en M32) wordt bepaald uit gegevens van de maanden december t/m februari. Dit levert de jaarwaarde op van het jaar waarin januari valt. Het gaat hier om het oplosbaar deel van stikstof (Nanorg). Fosfor wordt in zoute wateren niet gemeten.
 - Het bepalen van de toetswaarde voor temperatuur is een afgeleide van de juridische en beleidsmatige verankering van de norm voor temperatuur in Nederland en de doorvertaling daarvan naar het BeheerPlan Rijkswateren (BPRW) en de regionale beheerplannen. Voor temperatuur is een norm in het Bkmw (2009) opgenomen. Deze norm geldt voor alle wateren die voor drinkwateronttrekking worden gebruikt, op het KRW meetpunt. Dit zijn de rijkswateren en een aantal regionale wateren. De norm wordt getoetst door het 98 percentiel van de metingen te vergelijken met de norm. Voor de andere wateren is de temperatuurnorm vastgelegd in de maatlatdocumenten (Van der Molen *et al.*, 2012; Evers *et al.*, 2012). Een overschrijding treedt op als gedurende een langere periode dan 1 week die norm wordt overschreden. In rijkswateren wordt de temperatuur dagelijks gemeten. Voor wateren waarin minder vaak gemeten wordt, moet wel hetzelfde beschermingsniveau gelden. Bij wekelijkse of maandelijkse monitoring is bij een gemeten overschrijding niet eenduidig vast te stellen of die overschrijding alleen op de gemeten dag of voor een periode langer dan een week geldt. Met die kennis zal de waterbeheerder per waterlichaam een keuze maken voor de frequentie van meten voor temperatuur. Daarbij dient wel opgemerkt te worden dat voor de meeste waterlichamen in Nederland de temperatuur doelen geen probleem vormen en een keuze voor een lagere, bijvoorbeeld de voorgeschreven minimale maandelijkse meetfrequentie is in die situaties mogelijk.
 - De pH-waarden mogen niet worden gemiddeld. De afzonderlijke pH waarden worden getoetst aan de ranges van pH waarden van het watertype, waarbinnen de betreffende meetlocatie valt. De STOWA maatlatdocumenten (Van der Molen *et al.*, 2012; Evers *et al.*, 2012) bevatten de range van pH waarden voor de verschillende watertypen. De meetwaarde die in de slechtste klasse valt, bepaalt het oordeel van de meetlocatie.

Het berekenen van het jaargemiddelde dient statistisch verantwoord uitgevoerd te worden. In hoofdstuk 9 staat weergegeven hoe de precieze en betrouwbare berekening van het jaargemiddelde plaats moet vinden. Het resultaat van deze aggregatie is een toetswaarde behorende bij een meetlocatie per meetjaar. Met deze toetswaarde kan een jaaroordeel worden bepaald door deze te toetsen aan de norm.

5.3.2 Aggregeren over de jaren heen

Om in te spelen op de jaar tot jaar variatie moeten de jaargemiddelden van een meetlocatie van meerdere jaren geaggregeerd worden tot een toetswaarde om te komen tot een periode oordeel (conclusie en aanbevelingen uit Quickscan Precisie en Betrouwbaarheid KRW). De wijze waarop dat gebeurt, verschilt voor T&T Monitoring en OM Monitoring. Met name bij OM-monitoring zijn of komen meetgegevens van meerdere meetjaren in een planperiode beschikbaar. De hieronder beschreven uitwerking wordt ook toegepast indien er meetjaren meegenomen worden die passen in de omschrijving van artikel 4.6 van de KRW. In

dat artikel wordt aangegeven dat afwijkingen als gevolg van uitzonderlijke natuurlijke omstandigheden (extreme overstromingen of lange droogteperioden) of niet voorziene ongevallen, onder bepaalde voorwaarden tot een tijdelijke achteruitgang mogen leiden. Een dergelijk meetjaar zal een meerjarig gemiddelde sterk beïnvloeden, meer dan de gebruikelijke variatie tussen verschillende jaren. In dergelijke situaties kan bij het berekende **meerjarengemiddelde** dan toegelicht worden dat het om een tijdelijke achteruitgang gaat.

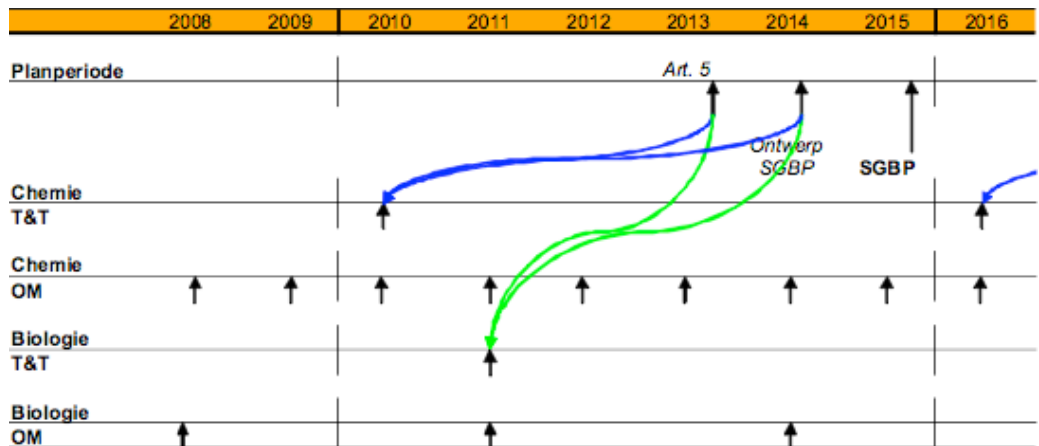
Toestand- en trendmonitoring (T&T)

Voor de chemische parameters wordt in principe de laatste toetswaarde van de planperiode gebruikt om te komen tot een periode oordeel. Aangezien er voor T&T één keer in de planperiode gemeten wordt, is hier het T&T jaarooordeel dus gelijk aan het periode oordeel. Dit is schematisch weergegeven in figuur 5.2 (**Chemie T&T**). Daarin is aangegeven hoe bij de update van de artikel 5 rapportage in 2013 een periode oordeel berekend is en bij de toestandbepaling voor het ontwerp SGBP in 2014.

Indien binnen een planperiode meerdere T&T meetjaren beschikbaar zijn, dan wordt het periode oordeel berekend volgens de methode gehanteerd bij OM.

Figuur 5.2

Schematisch weergave bepaling chemische en ecologische toestand bij T&T monitoring.



Operationele monitoring (OM)

Voor de operationele monitoring geldt dat het periode oordeel voor de chemische parameters per waterlichaam voortkomt uit maximaal de laatste drie meetjaren gedurende de planperiode (op basis studie Quicksan Betrouwbaarheid). Deze drie toetswaarden worden gemiddeld waarna het periode oordeel wordt bepaald. Dit is schematisch weergegeven in figuur 5.3 (**Chemie OM**). Als er voor de stof ook een MAC-norm aanwezig is, moeten ook alle metingen in de periode van 3 jaar **getoetst worden** aan die MAC-norm.

De afzonderlijke pH waarden van de meetlocatie en over meerdere jaren worden getoetst aan de ranges van pH waarden van het watertype, waarbinnen de betreffende meetlocaties vallen.

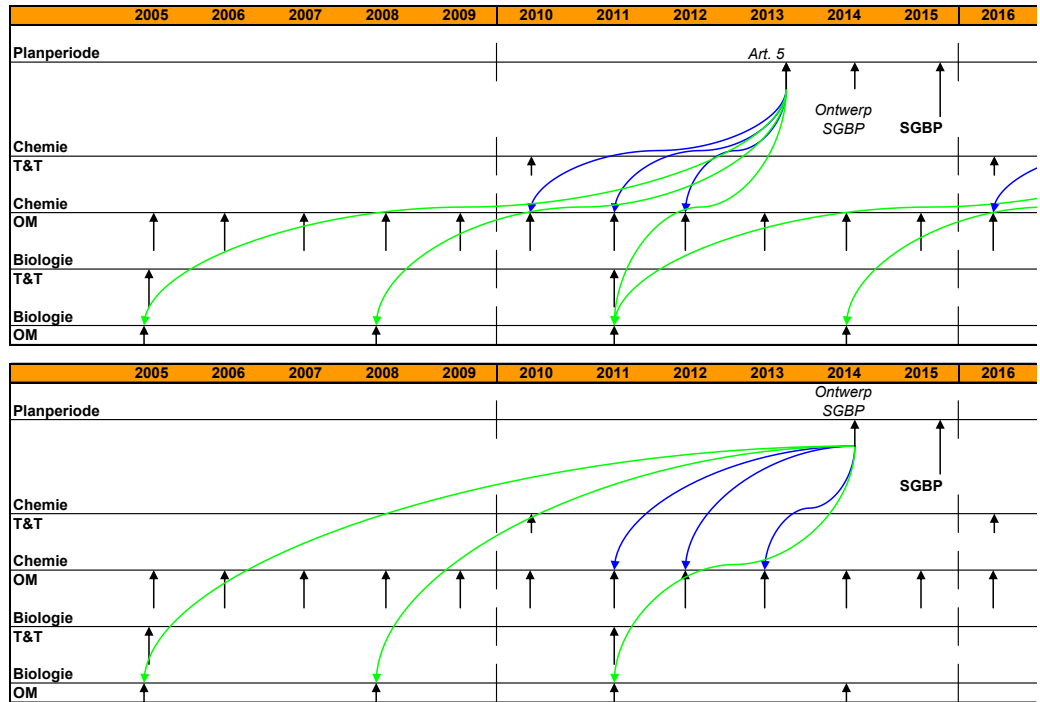
Bij de fysisch-chemische parameter temperatuur strookt deze manier van het bepalen van een periode oordeel niet met de manier waarop de norm is vastgesteld. Daarom geldt voor temperatuur dat het periode oordeel bepaald wordt door de hoogste jaartoetswaarde van de afgelopen 3 meetjaren af te zetten tegen de norm (het periode oordeel is dus gelijk aan het slechtste jaar oordeel)

Het berekenen van het periodeoordeel (gemiddelde van meerdere jaren) dient statistisch verantwoord uitgevoerd te worden. In hoofdstuk 9 staat weergegeven

hoe de precieze en betrouwbare berekening van het jaargemiddelde plaats moet vinden.

Figuur 5.3

Schematisch weergave bepaling chemische en ecologische toestand bij Operationele monitoring: Art. 5 rapportage en Ontwerp SGBP.



5.3.3 Aggregeren in de ruimte

Indien binnen een waterlichaam meerdere meetlocaties opgevoerd zijn, dan worden alle jaargemiddelden van alle meetlocaties in dat waterlichaam over één of meerdere jaren gemiddeld tot een toetswaarde, die gebruikt wordt om te komen tot een periode oordeel. Voor de chemische parameters geldt dat alle individuele waarden van alle meetlocaties tevens moeten voldoen aan de MAC-waarde (indien aanwezig). De afzonderlijke pH waarden van alle meetlocaties en over meerdere jaren worden getoetst aan de ranges van pH waarden van het watertype, waarbinnen de betreffende meetlocaties vallen.

Meerdere meetlocaties binnen een waterlichaam komt voor de chemie in principe alleen voor bij OM-monitoring als de ruimtelijke variatie binnen het waterlichaam groot is (§ 3.2.4). Enige uitzondering zijn T&T monitoring in de Waddenzee, IJsselmeer en Noordzee (§ 2.2.2).

Het ruimtelijk aggregeren van toetswaarden dient statistisch verantwoord uitgevoerd te worden (zie ook hoofdstuk 9).

Figuur 5.4

Schematisch weergave OM-meetlocaties binnen een waterlichaam met beperkte en grote ruimtelijke variatie.



NB. Als binnen een waterlichaam twee meetlocaties zijn waar in totaal $2 \cdot 12 = 24$ keer wordt gemeten (op elke locatie dus even vaak; 12 keer), dan geldt dat elke individuele waarde moet voldoen aan de MAC-waarde en dat het gemiddelde moet voldoen aan de gestelde norm.

5.4 Correctie voor beschikbaarheid van metalen

De EU heeft ruimte gegeven om voor metalen bij de toestandsbeoordeling rekening te houden met biologische beschikbaarheid of natuurlijke achtergrondconcentraties (Anonymus, 2011). Uitvoeren van zowel correctie voor biologische beschikbaarheid als achtergrondconcentratie bij dezelfde beoordeling wordt uitgesloten (Anonymus, 2011, p.56). De invulling van de mogelijkheid om te corrigeren voor biologische beschikbaarheid wordt vooralsnog aan de lidstaten overgelaten. In Nederland kan de waterbeheerder voor deze correctie voor biobeschikbaarheid voor 3 metalen gebruik maken van de BLM-systematiek (Biotic Ligand Model). Voor overige metalen vindt een correctie op basis van natuurlijke achtergrondconcentraties plaats. Cadmium vormt een uitzondering. Hiervoor is door de KRW aanvullend een correctiemethodiek gegeven om te corrigeren voor hardheid.

Gebruik van BLMs (Biotic Ligand Models)

Er zijn BLM's beschikbaar voor de metalen koper, nikkel en zink. Voor het uitvoeren van een biobeschikbaarheidscorrectie is naast de opgeloste metaalconcentratie (na filtratie over 0,45 µm) de DOC (in mg/l, na filtratie over 0.45 µm) een verplichte invoerparameter. De betrouwbaarheid neemt wel toe als er meer meetgegevens van het te toetsen oppervlaktewater beschikbaar zijn (pH, Ca, Mg en Na). Deze parameters moeten gelijktijdig met de metaalmeting zijn uitgevoerd. In bijlage 5 staat in hoofdlijnen beschreven hoe de BLM-methodiek wordt uitgevoerd. Daarbij wordt gebruik gemaakt van het model PNECpro. De rekenregels van dit model zijn beschreven in Verschoor *et al.* (2012) en zijn in Aquo-kit ingebouwd.

Gebruik van achtergrondconcentraties

Landelijke achtergrondconcentraties

De correctie voor landelijke achtergrondconcentratie vraagt geen aanvullende metingen. Er wordt namelijk gecorrigeerd voor een vaste waarde die landelijk is vastgesteld. In het achtergronddocument 'Achtergrondconcentraties op basis van meetdata in zoete en zoute wateren in Nederland' (Osté, 2012) is beschreven hoe de landelijke achtergrondconcentraties zijn afgeleid.

Afleiden van (regionale) achtergrondconcentraties

De waterbeheerder kan, indien hij aanwijzingen heeft dat de achtergrondconcentraties in zijn gebied afwijken van de landelijke waarden zelf regionale achtergrondconcentraties afleiden. Hiervoor moet dezelfde werkwijze worden toegepast als voor het afleiden van landelijke achtergrondconcentraties (Osté, 2012). Voor het vaststellen van regionale achtergrondconcentraties moet dezelfde procedure doorlopen worden als voor het vaststellen van de landelijke achtergrondconcentraties. De werkwijze moet worden voorgelegd aan en worden goedgekeurd door de wetenschappelijke klankbordgroep normstelling water en lucht en worden vastgesteld door de werkgroep normstelling water en lucht en de stuurgroep stoffen. Doorgeleiding naar deze laatste twee groepen vindt plaats door de wetenschappelijke klankbordgroep.

Gebruik van een hardheidscorrectie voor cadmium.

Voor cadmium en zijn verbindingen zijn de JG-MKN waarden afhankelijk van de hardheid van het water, ingedeeld in vijf klassen (zie kader).

Hardheidsklasse afhankelijke normen voor cadmium

(bron: Dochterraichtlijn prioritaire stoffen inclusief voetnoten, Anonymus,...).

hardheidsklasse	JG-MKN landoppervlakte- wateren*	MAC-MKN landoppervlakte- wateren*	MAC-MKN andere oppervlakte- wateren
1 <40 mg CaCO ₃ /l	≤ 0,08	≤ 0,45	≤ 0,45
2 40 - <50 mg CaCO ₃ /l	0,08	0,45	0,45
3 50 - <100 mg CaCO ₃ /l	0,09	0,6	0,6
4 100 tot <200 mg CaCO ₃ /l	0,15	0,9	0,9
5 ≥ 200 mg CaCO ₃ /l	0,25	1,5	1,5

*Landoppervlaktewateren omvatten rivieren en meren en de bijbehorende kunstmatige of sterk veranderde waterlichamen.

De hardheid in een waterlichaam kan variëren in de tijd (verschillende hardheidsklassen), waardoor een eenvoudige middeling en toetsing van de meetwaarden niet altijd mogelijk is. Om dit op te vangen dient per meetwaarde van cadmium bepaald te worden in welke klasse de meting valt, en dan aan de bijbehorende norm te toetsen. Voor iedere meting wordt de verhouding meting/norm berekend. Deze verhoudingsgetallen worden gemiddeld en geaggregeerd zoals in paragraaf 5.3 beschreven..

Naast correctie op hardheid mag ook nog een correctie op achtergrondconcentratie worden toegepast (zie 5.5).

5.5 Toetsen en beoordelen chemische stoffen

Het toetsen van chemische stoffen is het vergelijken van de toetswaarden met de normen vastgelegd in het geldende Bkmw (of de daaraan verbonden ministeriële regeling). Voor de prioritaire stoffen en specifieke verontreinigende stoffen is er een milieukwaliteitsnorm voor het jaargemiddelde (JG-MKN) en voor de meeste stoffen is een Milieukwaliteitsnorm voor de Maximaal Aanvaardbare Concentratie (MAC-MKN) afgeleid. Voor stoffen waarvoor nog geen KRW-proof norm beschikbaar is, wordt het MTR (Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau) gehanteerd als jaargemiddelde (JG-MKN). Voor enkele stoffen, zoals ammonium en metalen, zijn er uitzonderingen of bijzonderheden in de toetsing, die apart toegelicht worden.

In de dochterraichtlijn (Anonymus, 2013) is de datum vastgelegd wanneer de monitoring van nieuwe prioritaire stoffen en de gewijzigde en/of nieuwe normen moeten ingaan (zie kader). Uiterlijk 2018 zal dit leiden tot een aangepaste monitoring en toetsing met nieuwe MKN's.

Voor een groot aantal prioritaire stoffen zijn naast JG-MKN ook normen voor biota (MKNbiota) afgeleid. Monitoring in biota vindt voorsnog niet plaats. De monitoring in en toetsing van de MKNbiota wordt uitgewerkt in de Guidance 'monitoring in biota' (EU, 2014; in voorbereiding).

Gevolgen wijziging normen prioritair stoffen voor monitoring en toetsing (formele ingangsdata zoals vastgelegd in de dochterrichtlijn prioritair stoffen; Anonymus, 2013)

Huidige Prioritair stoffen en ongewijzigde MKNs

- monitoring ongewijzigd
- toetsing ongewijzigd

Huidige Prioritair stoffen en gewijzigde MKNs

- monitoring ongewijzigd
- gewijzigde toetsing: nieuwe MKN waarden toegepast vanaf 2015

Nieuwe Prioritair stoffen en MKNs

- monitoring aangepast ingaande 2018
- nieuwe MKN waarden toegepast vanaf 2018

Prioritair en specifieke verontreinigende stoffen

Alle individuele meetwaarden dienen te voldoen aan de **MAC-MKN**. De toetsing aan de **MAC-MKN** wordt uitgevoerd door de hoogste meetwaarde van de reguliere waarnemingen te vergelijken met de **MAC-MKN**.

De geaggregeerde jaargemiddelden of meerjarengemiddelden voor een waterlichaam worden getoetst aan de JG-MKN.

De kwaliteit van een bepaalde stof is pas goed, als aan beide normen voldaan wordt. Als aan één van beide **of beide** normen niet wordt voldaan, is de kwaliteit van de betreffende stof "niet goed".

Indien er metingen onder de bepalingsgrens¹ liggen, mag in sommige gevallen het oordeel voor de maximaal aanvaardbare concentratie of het jaargemiddelde buiten beschouwing gelaten worden (zie ook figuur 5.5):

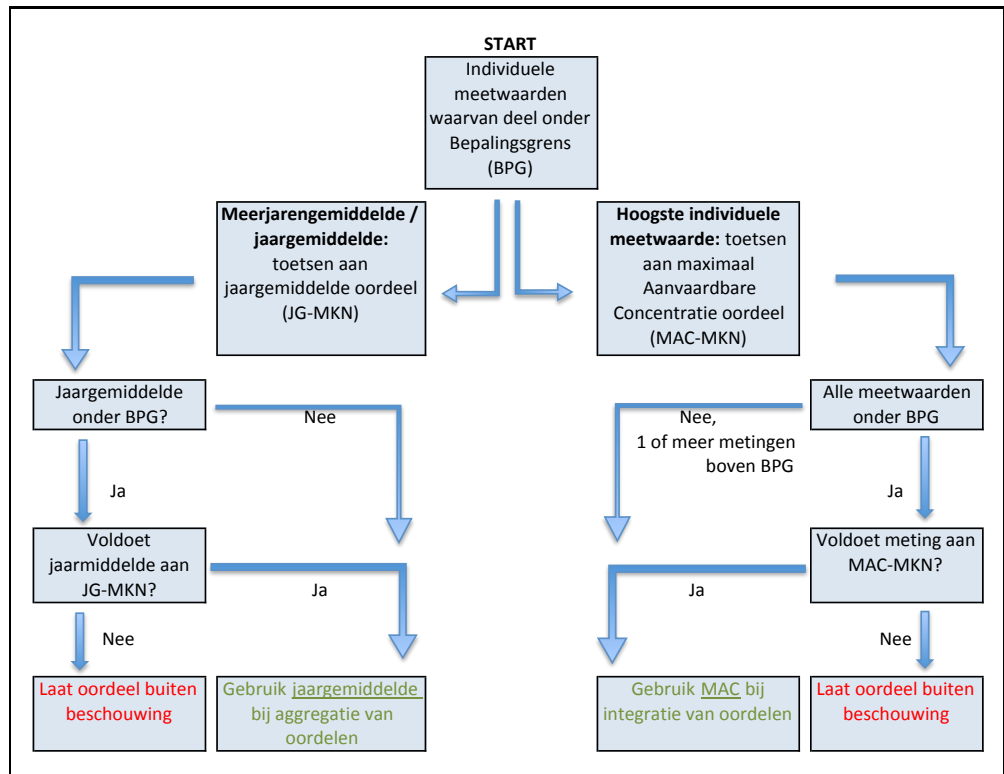
- Alleen als alle metingen **van een meetlocatie** onder de bepalingsgrens liggen, dus percentage metingen boven bepalingsgrens = 0%, en het **MAC** oordeel is 'voldoet niet', dan wordt het **MAC** oordeel buiten beschouwing gelaten,
- Als er één meting **van een meetlocatie** boven de bepalingsgrens ligt en die meting ligt boven de **MAC-MKN**, dan komt er een **MAC** oordeel 'voldoet niet', en dat oordeel doet wel mee in de verdere integratie.
Als die ene meting onder de **MAC-MKN** ligt komt er een **MAC** oordeel 'voldoet' en dat doet ook mee in de verdere integratie.
- Als het berekende jaargemiddelde onder de bepalingsgrens ligt, wordt dit jaargemiddelde betiteld als 'lager dan de bepalingsgrens' en buiten beschouwing gelaten als de aard van de beoordeling "voldoet niet" is.
- Als het berekende jaargemiddelde hoger is dan de bepalingsgrens dan wordt het oordeel meegenomen in de verdere aggregatie.
- Als het jaargemiddelde oordeel 'voldoet' dan doet het altijd mee in de verdere aggregatie.

¹ Met bepalingsgrens wordt bedoeld de gemiddelde bepalingsgrens. De gemiddelde bepalingsgrens is het rekenkundig gemiddelde van de bepalingsgrens van alle meetwaarden onder de bepalingsgrens die zijn meegenomen in de berekening van het jaargemiddelde/de toetswaarde.

² Het begrip meetpunt wordt hier voor een specifiek doel gebruikt en heeft in sommige monitoringsprogramma's een

Figuur 5.5

Schematisch weergave werkwijze bij metingen onder de bepalingsgrens (BPG). JG-MKN = milieukwaliteitsnorm voor het jaargemiddelde, MAC-MKN = Milieukwaliteitsnorm voor de Maximaal Aanvaardbare Concentratie



Uitzonderingen op de algemene werkwijze

Voor metalen en ammonium worden de jaargemiddelden en individuele meetgegevens eerst nog bewerkt voordat toetsing plaatsvindt volgens bovenstaande werkwijze.

Metalen

Toetsing aan de MAC-MKN:

Voor metingen die aan de MAC-MKN worden getoetst kan alleen rekening worden gehouden met natuurlijke achtergrondconcentraties (AC). Er is nog geen BLM (zie paragraaf 5.4) beschikbaar die gebruikt kan worden voor toetsing aan de MAC-MKN. Voor deze toetsing wordt de hoogste meetwaarde vergeleken met de MAC-MKN + AC. Als deze meetwaarde gelijk is aan of hoger is dan de MAC-MKN + AC dan is het oordeel: 'voldoet niet'.

Toetsing aan de JG-MKN:

Voor de metalen koper, nikkel en zink wordt in eerste instantie een BLM (Biotic Ligand Model) toegepast om te bepalen of de toestand voor de betreffende metalen aan de milieukwaliteitseisen voldoen (zie paragraaf 5.4). Indien geen BLM beschikbaar is (overige metalen en metalen in zoute wateren) kan gecorrigeerd worden voor de natuurlijke achtergrondconcentratie. Indien er ook geen natuurlijke achtergrondconcentratie beschikbaar is, geldt het resultaat van de toetsing aan de JG-MKN.

Als bij de toetsing rekening wordt gehouden met de achtergrondconcentratie wordt het jaargemiddelde getoetst aan de JG-MKN+AC. Als het jaargemiddelde gelijk aan of hoger is dan de JG-MKN+AC dan is het oordeel: 'voldoet niet'.

Uitzonderingen voor toetsing aan MAC-MKN en JG_MKN:

Voor een kleine groep metalen is de achtergrondconcentratie al in de norm verdisconteerd (zie kader) en kan niet meer gecorrigeerd worden voor achtergrondconcentratie.

Cadmium

Voor toetsing van cadmium en zijn verbindingen dient eerst zowel een correctie op achtergrondconcentratie als op hardheid uitgevoerd te worden volgens de volgende werkwijze:

- corrigeer de meetwaarde van cadmium eerst voor de achtergrondconcentratie;
- in het monster, waarin de cadmiumconcentratie gemeten is, moet ook de hardheid van het water gemeten zijn;
- bepaal aan de hand van de tabel (zie kader 5.4) wat de MAC-MKN en JG-MKN is voor de hardheid van het betreffende monster;
- bepaal per meting of de MAC-MKN wordt overschreden;
- bepaal per meting het quotiënt van $Cd_{\text{gemeten}} / \text{JG-MKN}$ (bij bepaalde hardheid);
- bereken uit alle quotiënten het rekenkundig gemiddelde en aggregaer de waarden zoals beschreven is in paragraaf 5.3;
- indien de toetswaarde >1 dan is de JG-MKN overschreden; als de toetswaarde ≤ 1 dan wordt aan de JG-MKN voldaan.

Metaalnormen en achtergrondconcentraties.

Waar mogelijk wordt voor alle stoffen een jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm (JG-MKN) en een milieukwaliteitsnorm voor de maximaal aanvaardbare concentratie (MAC-MKN) afgeleid. De JG-MKN beschermt het milieu tegen langdurige blootstelling, de MAC-MKN beschermt tegen kortdurende pieken.

Achtergrondconcentratie bij een MAC-MKN

Voor alle metalen waarvoor een MAC-MKN is afgeleid, mag altijd rekening worden gehouden met de achtergrondconcentratie. In het milieu komen metalen van nature voor. Het ecosysteem is dus gewend aan een zekere mate van blootstelling en daar mag bij de toetsing rekening mee worden gehouden. De MAC-MKN wordt berekend met gegevens uit toxiciteitsexperimenten waar metalen aan schoon water werden toegevoegd. De MAC-MKN is een norm voor de toegevoegde hoeveelheid metaal.

Achtergrondconcentratie bij een JG-MKN

Voor een grote groep metalen waarvoor een JG-MKN is afgeleid, mag rekening worden gehouden met de achtergrondconcentratie. Deze JG-MKN is berekend met gegevens uit toxiciteitsexperimenten waar metalen aan schoon water werden toegevoegd.

Voor een kleine groep metalen is de JG-MKN anders berekend. Voor deze metalen zijn mensen ook erg gevoelig. Daarom is eerst berekend welke concentratie er in een vis in het milieu mag zitten, zodat mensen geen nadelige gevolgen ondervinden van het eten van vis.

De JG-MKN is uit deze concentratie in vis berekend, en is de concentratie zoals die in het milieu kan voorkomen, inclusief een achtergrondconcentratie. Dit is immers ook waar een vis aan blootgesteld wordt.

De metalen waarvoor dit geldt, zijn met een voetnoot aangemerkt in de MR horend bij Bkwm 2014 (*in prep.*).

Achtergrondconcentratie bij metalen waarvoor een BLM wordt gebruikt

Voor drie metalen (koper, zink en nikkel) mag bij de toetsing rekening worden gehouden met biobeschikbaarheid. Dit gebeurt met behulp van een BLM (biotic ligand model). Deze modellen houden al rekening met een achtergrondconcentratie. Bij gebruik van een BLM mag daarom geen achtergrondconcentratie worden gebruikt bij de beoordeling van de toestand.

Ammonium

Voor ammonium geldt een afwijkende werkwijze:

Voor ammonium dient per meting een correctie voor pH en temperatuur uitgevoerd te worden volgens de volgende werkwijze (ICBR rapport, 2009):

1. Bij de bemonstering ter plaatse gelijk met de ammonium-stikstof meting steeds ook de watertemperatuur (T in °C) en de pH waarde meten.
2. De MKN voor het betreffende monster berekenen aan de hand van de formule (zie kader). De MKN voor ammonium stikstof is afhankelijk van de temperatuur en de pH-waarde die zijn gemeten bij de bemonstering, omdat de fractie NH₃-N verandert door pH en T invloeden.
3. Voor alle i metingen de quotiënten Q_i berekenen (NH₄-N gemeten / MKN bij bepaalde T, pH).
4. Uit alle Q_i het rekenkundig gemiddelde per jaar berekenen.
5. De rekenkundige gemiddelden per jaar aggregeren tussen jaren zoals in paragraaf 5.3. beschreven
6. Resultaat: als de toetswaarde > 1 dan is de JG-MKN overschreden, als de toetswaarde ≤ 1 dan is de JG-MKN nageleefd.

De fractie ammoniak (factor f) in het totaal-ammonium wordt berekend volgens de volgende formule van Emerson *et al.*, 1975:

$$\text{Percentage NH}_3 - \text{N in \%} : f = \frac{100}{[10^{pK_a - pH} + 1]}$$

$$pK_a = 0,09018 + (2729,92 / (273,2 + T))$$

$$T = \text{°C}$$

Met deze factor f kan voor de betreffende meting worden berekend wat de bijbehorende norm is uitgedrukt in totaal-ammonium-N (NH₄-N) voor iedere afzonderlijke meting:

$$\text{NH}_4\text{-N in mg/l} = \text{NH}_3\text{-N (MKN in mg/l)} \times 100 / f$$

De MKN voor NH₃-N, die in deze formule moet worden ingevuld is:

MAC-MKN: 0,0082 mg/l

JG-MKN: 0,0041 mg/l

5.6 Toetsen en beoordelen algemeen fysisch-chemische parameters

De algemeen fysisch-chemische parameters bestaan uit saliniteit (promille), zuurgraad (pH), zuurstofverzadigingsgraad (%), doorzicht (m), temperatuur (°C) en nutriënten (mg/l), waaronder totaal-N en totaal-P voor zoete wateren en DIN (Nanorg) voor zoute wateren. Voor de algemeen fysisch-chemische parameters gelden voor natuurlijke, sterk veranderde en kunstmatige wateren aparte normen. Deze zijn niet in een bijlage opgenomen, omdat deze voor de verschillende watertypen variëren. In de STOWA maatlattendocumenten (Van der Molen *et al.*, 2012; Evers *et al.*, 2012) staan de normen voor de verschillende parameters per watertype en status vermeld. Alle normen zijn vastgelegd in de plannen van de provincies/waterschappen en in de KRW-doelendatabase ([Waterkwaliteitsportaal](#)).

In tegenstelling tot bij de chemische parameters is het oordeel voor algemene fysisch-chemische parameters verdeeld in vijf klassen voor natuurlijke waterlichamen en vier klassen voor sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen (conform de maatlatten voor biologische kwaliteitselementen; zie figuur 6.2). Door de toetswaarde van iedere parameter af te zetten tegen de klassengrenzen voor die parameter van de natuurlijke waterlichamen of bij sterk veranderde of kunstmatige waterlichamen tegen de daarvoor bepaalde klassengrenzen, wordt het oordeel bepaald.

Het kwaliteitselement nutriënten wordt afhankelijk van het watertype bepaald door één parameter (DIN) of door twee parameters (N, P). In het laatste geval wordt het kwaliteitselement nutriënten bepaald door het beste toetsresultaat van de parameters fosfor totaal (totaal-P) en stikstof totaal (totaal-N).

5.7 Toetsen en beoordelen in relatie tot beschermde gebieden

Natura 2000-gebieden

Voor de resultaten van aanvullende operationele monitoring kan in de KRW-rapportages verwezen worden naar de N2000-rapportages waarin de monitoringsresultaten worden beschreven. Hoewel er geen monitoringsverplichting is vanuit de VHR, is er wel een rapportageverplichting ten aanzien van de toestand van de N2000-gebieden. Elke 6 jaar moet er een landelijke rapportage naar de EC plaats vinden en moet een 'gebieden-database' geupdate worden met recente monitoringsresultaten. Dit betekent expliciet dat er ook een monitoringsprogramma uitgevoerd moet worden (Remmelts, 2009). De landelijke N2000-rapportage en de update van de gebieden-database wordt verzorgd door [het Ministerie van Economische Zaken](#).

Het kan voorkomen dat een waterlichaam conform de KRW-methodiek wel voldoet aan een goede chemische cq. ecologische toestand, maar niet voldoet aan de strengere N2000-eisen aan waterkwaliteit. Aangezien de strengste doelstelling van toepassing is voor de KRW, wordt voor dat deel van het waterlichaam niet voldaan aan de goede toestand. Het feitelijke proces van toetsen en beoordelen moet voor de watervereisten conform de KRW-systematiek, echter de doelen kunnen strenger zijn.

In de KRW-rapportage aan de EC worden zowel de chemische en ecologische toestand gerapporteerd en kan daarnaast gerapporteerd wat de toestand van de watervereisten is gezien de Natura2000 doelen. Ook kan er voor gekozen worden om daarvoor door te verwijzen naar de Natura2000 rapportage.

Zwemwateren

De monitoring, toetsing en beoordeling van zwemwateren volgens de Europese Zwemwaterrichtlijn is een apart traject met eigen protocollen en rapportages. De betreffende bepalingen zijn opgenomen in de Wet, het Besluit en de Regeling hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden.

Wateren bestemd voor drinkwaterwinning

De wijzigingen die in 2015 in het Bkmw worden doorgevoerd gaan ingrijpende consequenties hebben voor de monitoring, toetsing en beoordeling van wateren bestemd voor drinkwaterwinning. De exacte consequenties zijn op dit moment nog niet bekend. Onderstaande tekst geeft de stand van zaken weer. Duidelijkheid over de wijze van toetsen wordt in 2015 verwacht.

Vanuit oppervlaktewaterlichamen is sprake van directe onttrekkingen (oppervlaktewaterwinningen) en onttrekkingen via bodempassage (oevergrondwaterwinningen). In het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water (Bkmw) zijn milieukwaliteitseisen opgenomen voor drinkwateronttrekkingen vanuit het oppervlaktewater. In het KRW monitoringprogramma zijn daarnaast signaleringswaarden opgenomen voor een breed pakket aan te monitoren drinkwaterrelevante stoffen in het te onttrekken oppervlakte- en grondwater. De milieukwaliteitseisen gelden voor het waterwinpunt, bij oppervlaktewaterwinningen is dat het innamepunt. Bij oevergrondwaterwinningen wordt op het waterwinpunt grondwater gewonnen. De signaleringswaarden zijn bedoeld om tijdig mogelijke problemen op het waterwinpunt te signaleren. Bij oppervlaktewaterwinningen wordt hiervoor gemeten op het innamepunt, bij oevergrondwaterwinningen op een representatief meetpunt.

Voor de toetsing wordt aangesloten bij hetgeen vermeld is bij de normtabellen in Bkmw en in het monitoringprogramma. Microverontreinigingen worden beoordeeld op basis van de 90-percentielwaarden (P90) van de meetreeks, terwijl voor bijvoorbeeld gesuspendeerde stoffen, fosfaat en chloride het gemiddelde wordt beoordeeld.

Evenals bij het toetsen voor de overige fysische en chemische KRW-parameters leidt de toetsing aan de milieukwaliteitseisen tot één kwaliteitsoordeel voor de planperiode. Dit geldt ook voor de toetsing aan signaleringswaarden.

Voor het omgaan met waarden onder de bepalingsgrens wordt paragraaf 5.2 uit dit protocol gevolgd. De drinkwaterparameters uit Bkmw worden elk jaar gemeten, zodat met het aggregeren van metingen in de tijd aangesloten wordt bij de beschrijving voor OM-meetlocaties in paragraaf 5.3. In tegenstelling tot de OM-locaties wordt voor de drinkwaterparameters niet eerst een toetswaarde per jaar berekend, maar wordt de toetswaarde direct berekend uit de meetreeks over meerdere jaren. Stelregel is namelijk dat voor een voldoende betrouwbare P90-waarde minimaal 20 metingen nodig zijn en dat het niet correct is om uit de P90-waarden van verschillende meetjaren een gemiddelde te berekenen voor het toetsen aan de norm. Bij oppervlaktewaterwinningen worden in drie meetjaren meer dan 20 metingen gedaan, zodat beoordeeld wordt over de laatste drie jaar. Bij oevergrondwaterwinningen kunnen in de laatste drie meetjaren minder dan 20 metingen gedaan zijn, in dat geval wordt de meetreeks over een 6-jarige (plan)periode beoordeeld.

Per onttrekkingspunt (oppervlaktewaterwinningen) en per representatief monitoringspunt (oevergrondwaterwinningen) wordt de toetswaarde berekend. Vergelijking van de toetswaarde met de norm levert het oordeel voor de (plan)periode op.

De berekeningen dienen statistisch verantwoord plaats te vinden door rekening te houden met het gestelde in hoofdstuk 9.

Voor drinkwaterparameters worden de gegevens van het onttrekkingspunt of representatieve monitoringspunt niet geaggregeerd in de ruimte, zodat paragraaf 5.3.3 niet van toepassing is. Een correctie voor achtergrondconcentratie of biobeschikbaarheid van metalen is bij de toetsing van de concentraties zware metalen aan de specifieke milieukwaliteitseisen en signaleringswaarden voor drinkwaterparameters evenmin aan de orde.

Schelpdierwateren

Voor schelpdierwateren moet volgens het Bkmw 2014 (*in prep.*) en de daarbij behorende ministeriële regeling aanvullend in schelpdierwater/vlees aan de eisen voor bacteriële besmetting worden getoetst. Het betreft de parameters E coli en intestinale enterococcon.

6 Toetsen en beoordelen biologische kwaliteitselementen

6.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt het toetsen en beoordelen van de biologische kwaliteitselementen besproken. Feitelijk is dit het toepassen van de maatlatten en het genereren van een Ecologische Kwaliteitsratio (EKR) per element uit de basisgegevens. Voor natuurlijke wateren staan de doelen in Referenties en maatlatten 2012 (Van der Molen *et al.*, 2012). Voor sterk veranderde en kunstmatige wateren zijn aangepaste doelen afgeleid. Maar ook aggregatie van gegevens, dat vóór of na het toepassen van de maatlat kan plaatsvinden, wordt in dit hoofdstuk besproken. Voor het hele hoofdstuk geldt dat indien er zowel OM- als TT-data beschikbaar zijn van een waterlichaam van hetzelfde jaar, de OM-data gebruikt moeten worden.

Onderstaande tekst is grotendeels overgenomen uit Pot (2014).

6.2 Aggregatie

De aggregatie van biologische kwaliteitselementen kan net als bij chemische parameters op de volgende drie manieren (zie ook § 5.3):

- van metingen in de tijd: binnen één jaar;
- van metingen in de tijd: over jaren heen;
- van metingen in de ruimte: op verschillende locaties in één waterlichaam.

Figuur 6.1 geeft een schematisch overzicht.

De wijze van aggregatie verschilt echter per biologische kwaliteitselement en niet alle manieren zijn van toepassing voor alle kwaliteitselementen. Per kwaliteitselement wordt dit nader toegelicht.

6.2.1 Aggregeren binnen één jaar

QBWat rekent EKR's uit volgens de maatlatten, die zijn geformuleerd in de maatlatdocumenten (Van der Molen *et al.*, 2012; Evers *et al.*, 2012; Van der Molen *et al.*, 2013). QBWat faciliteert ook tot in hoge mate de juiste manier van aggregeren, maar dat betekent wel dat de data voor alle kwaliteitselementen in een vergelijkbare structuur moeten worden aangeboden (zie de technische handleiding op <http://www.roelfpot.nl/qbwat/>) (zie ook paragraaf 6.3).

6.2.2 Aggregeren over de jaren heen

Voor de toestand- en trendmonitoring van de biologische kwaliteitselementen en parameters wordt in principe de laatste toetswaarde van de planperiode gebruikt om te komen tot een periode oordeel. Aangezien er voor T&T één keer in de planperiode gemeten wordt, is hier het T&T jaarooordeel dus gelijk aan het periode oordeel. Dit is schematisch weergegeven in par. 5.3.2, figuur 5.2 (Biologie T&T). Daarin is aangegeven hoe bij de update van de artikel 5 rapportage in 2013 een periode oordeel berekend is en de toestand bepaling voor het ontwerp SGBP in 2014.

Indien binnen een planperiode meerdere T&T meetjaren beschikbaar zijn, dan wordt het periode oordeel berekend volgens de methode gehanteerd bij operationele monitoring (zie hieronder).

Voor de operationele monitoring van biologische kwaliteitselementen en parameters geldt dat de laatste drie meetjaren worden gebruikt om te komen tot een periode oordeel waarbij de EKR van de drie metingen worden gemiddeld. De te gebruiken biologische gegevens mogen de planperiode overschrijden, maar mogen niet ouder zijn dan 10 jaar. Dit is schematisch weergegeven in par. 5.3.2, figuur 5.3 (Biologie OM).

Het berekenen van het jaargemiddelde, de ruimtelijke aggregatie van toetswaarden en het periode oordeel (meerjaarsgemiddelde) dient statistisch verantwoord uitgevoerd te worden. Zie hoofdstuk 9.

6.2.3 Aggregeren in de ruimte

De wijze van aggregatie verschilt per biologisch kwaliteitselement. Per kwaliteitselement wordt dit nader toegelicht in de paragrafen 6.4 tot en met 6.7. In dit document worden alle aggregatiestappen beschreven aan de hand van drie niveaus. Deze ruimtelijke niveaus zijn monster, meetpunt², KRW-monitoringlocatie en KRW waterlichaam. (Zie bijlage 1 voor een nadere toelichting op de hier gebruikte begrippen).

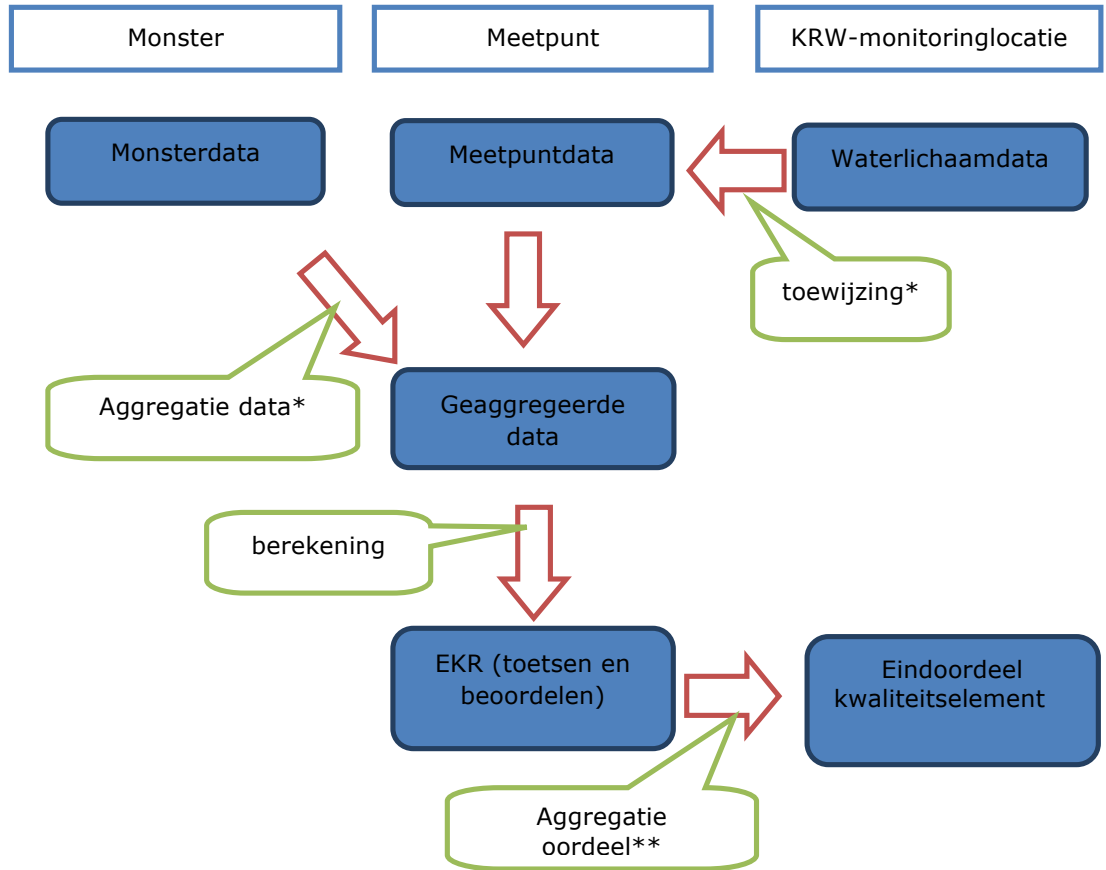
In principe vindt beoordeling plaats op het niveau van het meetpunt bij alle maatlatten³. Aggregatie van monsters tot meetpunt gebeurt door het (gewogen) middelen van de resultaten van metingen, aggregatie van meetpunt tot KRW-monitoringlocatie gebeurt door het (gewogen) middelen van EKR-scores. Als de beoordeling per monster of per KRW-monitoringlocatie plaatsvindt, dan valt monster respectievelijk KRW-monitoringlocatie samen met meetpunt en is er geen tussenliggende aggregatiestap.

² Het begrip meetpunt wordt hier voor een specifiek doel gebruikt en heeft in sommige monitoringsprogramma's een andere betekenis of er wordt een ander begrip voor gebruikt.

³ En uitzondering betreft de deelmaatlat bloei bij fytoplankton. Berekening van de EKR-score vindt hier op monsterniveau plaats (zie paragraaf 6.4).

Figuur 6.1

Schematisch overzicht van aggregeren in ruimte en tijd
 *Toewijzing van data die op waterlichaamniveau zijn verzameld (bijvoorbeeld oevervegetatie) en worden toegewezen aan alle meetpunten gelegen in betreffend waterlichaam.
 ** Zie paragraaf 6.2.3.



6.3 Bepaling, toetsen en beoordelen Ecologische Kwaliteitsratio

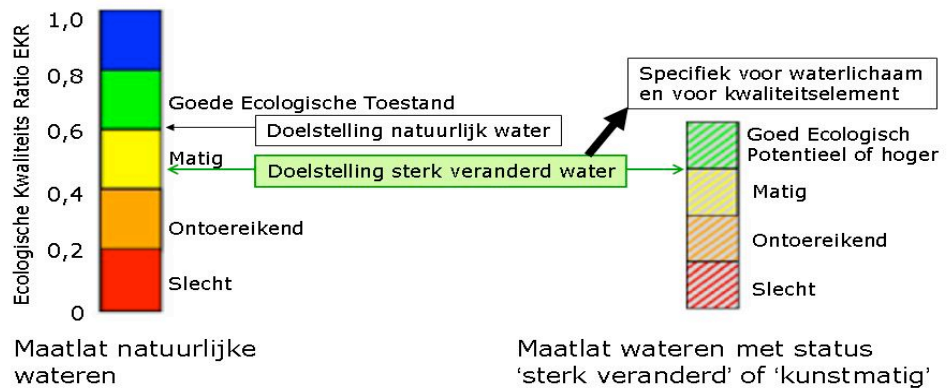
6.3.1 Berekening EKR

De ecologische kwaliteit wordt uitgedrukt in de Ecologische Kwaliteitsratio (EKR waarde). De EKR wordt berekend door de monitoringdata volgens de formules van de bijbehorende maatlat te gebruiken. Deze waarde heeft in de Nederlandse waterplannen en het intercalibratiebesluit van de Europese Commissie als kleinste gerapporteerde eenheid 0,01 en loopt van 0,00 (slecht) tot 1,00 (zeer goed). Dit is de kleinst mogelijke te rapporteren verandering. Van een kwaliteitsverandering van 0,01 is het met de huidige kennis over betrouwbaarheid van schattingen van de ecologische toestand zeker dat dit ruim binnen de marge van toevallige fouten en onzekerheden zal blijven.

Toepassing van de KRW-maatlatten levert een EKR op een schaal waarbij de waarde 1 de Referentietoestand vertegenwoordigt. Dit is de hoogst mogelijke ecologische waarde voor natuurlijke wateren. Voor Sterk veranderde en Kunstmatige wateren geldt het Maximaal Ecologisch Potentieel als hoogst mogelijke ecologische waarde. Deze waarde wordt ook uitgedrukt in een EKR op de maatlat van natuurlijke wateren, alleen met een aangepaste klasseverdeling (zie figuur 6.2).

Figuur 6.2

Relatie tussen maatlat voor natuurlijke wateren en maatlat voor sterk veranderde en kunstmatige wateren in Nederland. Het figuur is bedoeld om te illustreren hoe de twee typen maatlaten zich van elkaar onderscheiden. De klassengrenzen lopen vanaf de aangegeven waarde. Dus 0,4 hoort voor natuurlijke wateren bij matig, 0,39 bij ontoereikend.



De schaal voor Natuurlijke wateren is in 5 even grote klassen ingedeeld (elk dus met een range van 0,2 EKR). De schaal voor Sterk veranderde en Kunstmatige wateren is ingedeeld in vier klassen, die in omvang kunnen variëren. Indien er geen ecologische knippunten bepaald zijn of kunnen worden, dienen de klassen onder het GEP van gelijke grootte te zijn (figuur 6.2). (Working group 2.7 – monitoring, 2003).

6.3.2 Toetsen en beoordelen

Toetsen is het vergelijken van een toetswaarde of EKR met een norm of een maatlat.

Het **oordeel** wordt bepaald door de toetswaarde (EKR) af te zetten tegen de klassengrenzen van de natuurlijke maatlat of bij sterk veranderde of kunstmatige waterlichamen tegen de daarvoor bepaalde klassengrenzen.

Het berekenen van de EKR van alle kwaliteitselementen voor de natuurlijke wateren (nu nog met uitzondering van zoute wateren), sloten en kanalen kan met het programma QBWat geautomatiseerd worden uitgevoerd. Dit programma is gratis te downloaden: <http://www.roelfpot.nl/qbwat/>. Deze website is ook via de website van de STOWA te benaderen. Op de website is een handleiding te downloaden. Hierin staat onder meer beschreven hoe het invoerbestand moet worden opgebouwd en hoe het uitvoerbestand er uit ziet. In Pot (2014) zijn een aantal voorbeelden beschreven van het opbouwen van invoerbestanden voor verschillende kwaliteitselementen en watertypen. Daarnaast geeft ook het 'Verschillendocument KRW maatlaten SGBP1 en SGBP2' (Van Herpen en Pot, 2013) informatie over de opbouw van de invoerbestanden, voor zowel de oude als de nieuwe maatlaten. Vanaf versie 5.0 van QBWAT zijn zowel de oude maatlaten (2009) als de nieuwe maatlaten (2012) ingebouwd. Meteen bij het begin kan men kiezen met welke maatlaten men wil gaan rekenen. Er komen regelmatig updates van QBWAT beschikbaar. Gebruikers van het programma worden hier automatisch op geattendeerd.

QBWat levert EKR-scores van deelmaatlaten en EKR-eindscores per kwaliteitselement per meetpunt en (geaggregeerd) per KRW-monitoringlocatie (TT of OM). Met QBWAT kan een UM Aquo bestand worden gegenereerd (dit vergt een aantal eisen ten aanzien van de invoerfile; zie hiervoor ook het Aquo-kit stappenplan voor oppervlaktewater (www.ihw.nl)). Het UM Aquo bestand is nodig

om de EKR's uit QBWat om te zetten naar een KRW-beoordeling waarvoor de (beoordelingsmodule van) Aquo-kit wordt gebruikt. In de Aquo-kit zijn per waterlichaam de doelen opgenomen, zodat de toestand kan worden bepaald voor sterk veranderde en kunstmatige wateren. In de Aquo-kit vindt ook de integratie van de biologische en chemische toetsing plaats. De resultaten van de toetsing en beoordeling uit de Aquo-kit worden overgezet naar het Waterkwaliteitsportaal (vanaf 2014). Zie ook hoofdstuk 7 over projectie en integratie.

6.4 Fytoplankton

6.4.1 Inleiding

Er zijn twee deelmaatlaten:

- Chlorofyl-a;
- Bloei.

De maandelijkse waarden van de chlorofyl-concentraties moeten geaggregeerd worden (aggregatie binnen één jaar). Deze aggregatie-stap vindt dus plaats vóór het berekenen van de Ecologische Kwaliteitsratio. De stappen voor het beoordelen van fytoplankton zijn dus:

- Aggregeren in tijd en ruimte;
- Berekenen Ecologische Kwaliteitsratio;
- Toetsen en beoordelen.

6.4.2 Aggregatie per meetpunt binnen één meetjaar

Voor de deelmaatlat chlorofyl worden de 6 (zoete wateren) of 7 (zoute wateren) maandelijkse meetwaarden als volgt geaggregeerd:

- Zoete wateren : Middeling van de 6 maandelijkse meetwaarden (april t/m september).
- Zoute wateren : 90-percentiel van de 7 maandelijkse meetwaarden (maart t/m september).

Voor de deelmaatlat bloei vindt vooraf geen aggregatie van gegevens plaats! Dit is een uitzondering op de algemene regel (zie paragraaf 6.2.3).

6.4.3 Ruimtelijke aggregatie binnen een waterlichaam

Fytoplankton wordt niet gemeten in rivieren. In meren wordt per KRW-monitoringlocatie 6 maal in de zomermaanden (april t/m september) gemeten. In kust- en overgangswateren wordt 7 maal in de zomerperiode (maart t/m september) gemeten. Per waterlichaam is er één KRW-monitoringlocatie. Indien (in uitzonderlijke gevallen) er meerdere KRW-monitoringlocaties in een waterlichaam zijn, moeten deze geaggregeerd worden. Hierbij geldt de gemiddelde waarde. Vervolgens wordt de EKR berekend.

6.4.4 Berekenen, toetsen en beoordelen Ecologische Kwaliteitsratio

Voor de deelmaatlat bloei wordt in 2 (electrolytarme wateren) of 4 (electrolytrijke wateren) van de monsters de soortensamenstelling bepaald. Van elk van de monsters wordt een score uitgerekend. Berekening van de EKR-score vindt dus op monsterniveau plaats. Dit is, zoals reeds aangegeven, een uitzondering op de algemene regel (zie paragraaf 6.2.3). Deze scores worden gemiddeld tot een eindscore voor een waterlichaam voor dat jaar. Bij zoute wateren (kust- en overgangswateren) en bij type M32 wordt alleen de bloei van *Phaeocystis* beoordeeld. Het oordeel wordt bepaald door een geknikt lineair verband tussen kwaliteit en het aantal maanden per jaar met extreme *Phaeocystis* bloeien ($>10^6$ cellen/liter), uitgedrukt als percentage.

De beoordeling van de maatlaten voor chlorofyl-a en voor bloei worden gemiddeld, maar als een bloei niet kan worden geconstateerd geldt dat de beoordeling gebaseerd wordt op alleen de score voor chlorofyl-a (en de deelmaatlat bloei dus niet wordt meegenomen). Bij kust- en overgangswateren en bij M32 geldt bovendien dat de score gebaseerd wordt op chlorofyl-a als deze slechter scoort dan de score voor bloei (van *Phaeocystis*).

6.5 Overige waterflora

Onderstaande tekst is overgenomen uit Pot, 2014

6.5.1 Inleiding

Onder de 'overige waterflora' vallen:

- Macrofyten inclusief fyto benthos (alleen in zoete wateren);
- Angiospermen (alleen in zoute wateren).

In de KRW-maatlaten voor de zoete wateren worden macrofyten niet als zelfstandig kwaliteitselement beoordeeld, maar samen met fyto benthos als 'overige waterflora'. Bij monitoring worden macrofyten en fyto benthos apart bemonsterd en de procedures lopen gescheiden tot aan de eindbeoordeling. Fyto benthos wordt alleen gemonitord in de stromende waterlichamen (R-typen) en vennen (type M12).

6.5.2 Overige waterflora zoet

Macrofyten (zoete wateren)

Voor macrofyten zijn er twee deelmaatlaten:

1. Abundantie groeivormen;
2. Soortensamenstelling.

Het Handboek Hydrobiologie (Bijkerk, 2014) kent verschillende methoden voor het monitoren van watervegetatie. Het basisprincipe is dat er een zo adequaat mogelijke beschrijving wordt gegeven van de aanwezige begroeiing. De mogelijkheden om dat efficiënt te doen, zijn echter niet voor alle watertypen hetzelfde en daarom worden er verschillende methoden beschreven. Dit heeft ook vergaande consequenties voor de toepassing van de maatlaten. In bijlage 6 wordt dit nader toegelicht.

Bewerking van monsterdata

Idealiter bevatten vegetatieopnamen en monsters met aanvullende metingen meteen de juiste data voor beoordeling. Vaak echter worden (worden) de gegevens

nauwkeuriger of juist globaler verzameld. In vrijwel alle gevallen is afleiden van de juiste data mogelijk. In bijlage 6 wordt het bewerkingsproces beschreven, daarbij wordt ook aangegeven welk deel QBWat kan uitvoeren.

Aggregatie per meetpunt

Bij de meeste waterlichamen wordt volstaan met 3-6 meetpunten, maar voor grote rivieren kan dat tot 20 oplopen. Wanneer de deelgebieden te klein worden gekozen, vindt onvolledige beoordeling plaats die meestal ook een onderwaardering geeft. In zo'n geval moeten deelgebieden en meetpunten worden samengevoegd.

Beoordeling vindt plaats over de complete diepte-gradiënt. Een meetpunt bevat dus één of meerdere opnamen over de gehele gradiënt. Een meetpunt vertegenwoordigt het gehele waterlichaam of een deel(-gebied) ervan.

Bij lijnvormige wateren liggen meetpunten langs de oever en alleen de positie in de lengterichting is relevant; meetpunten vertegenwoordigen een deel van de totale lengte van het waterlichaam

In meren wordt de term meetpunt ook wel gebruikt voor monsterpunten die verspreid over de gradiënt zijn gelegd en waarbij de positie in twee richtingen relevant is.

Voor de beoordeling is het noodzakelijk meetpunten te (her-) definiëren die een deelgebied van het waterlichaam vertegenwoordigen, waarbij de scheidlijnen van de deelgebieden⁴ dwars op de oever liggen, net als bij lijnvormige waterlichamen.

Aan een meetpunt worden één of meerdere opnamen toegerekend die samen de gehele diepte-gradiënt beschrijven.

Als de vegetatieopnamen zijn gemaakt in transecten dwars op de oever, dan is elk transect gerelateerd aan één meetpunt.

Wanneer er slechts één opname gemaakt is per meetpunt en deze beschrijft de gehele diepte-gradiënt, dan wordt deze aggregatiestap niet uitgevoerd.

Bij meerdere opnamen per meetpunt:

- Bij de soorten vindt aggregatie plaats door een totale soortenlijst samen te stellen, de scores voor de bedekkingen per soort worden getransformeerd gemiddeld. Daarbij wordt van alle soorten de score eerst omgezet naar de 1-2-3-schaal. Vervolgens wordt daarvan de e-macht berekend. Deze waarden worden (gewogen) gemiddeld en daarvan wordt ten slotte de natuurlijke logaritme berekend en afgerond op een hele waarde.
- Bij de groeivormen in de waterzones vindt aggregatie plaats door de bedekkingen van de groeivormen rekenkundig te middelen, waarbij eventueel weging plaatsvindt. Een zone met een waterdiepte 1 – 3 meter, wordt alleen voor de groeivorm submers meegemiddeld.
- Er wordt niet gewogen als alle opnamen in dezelfde mate representatief zijn of worden geacht; weging mag achterwege blijven als de grootste wegingsfactor niet groter is dan 2 keer de kleinste.
- Voor de wegingsfactor geldt als uitgangspunt de breedte van de zone waarin de opname is gemaakt, gedeeld door het aantal opnamen dat in dezelfde zone is gemaakt.
- Als de meetwaarden voor maximum diepte (diepe meren) en/of oeverlengte (en breedte) alleen voor het gehele waterlichaam zijn bepaald, dan worden deze aan alle meetpunten toegewezen en gebruikt.

Al deze berekeningen worden door QBWat uitgevoerd.

Fytobenthos (zoete wateren)

Voor fyto-benthos wordt een mengmonster gemaakt van monsters die op één of op verschillende monsterpunten genomen zijn. Monsters worden slechts één maal per jaar genomen. Aggregatie vindt dus tijdens de bemonstering plaats. Er is zodoende

⁴ Er worden in meren ook wel deelgebieden onderscheiden per dieptezone, deze kunnen beter strata worden genoemd. Strata worden gebruikt om een evenwichtige verdeling van monsterpunten te verkrijgen, maar zijn niet geschikt voor het onderscheiden van deelgebieden voor beoordeling.

maar 1 monster per waterlichaam per meetjaar beschikbaar. Aggregatie van analyseresultaten hoeft bij fyto-benthos dus niet plaats te vinden.

Toetsen en beoordelen Overige waterflora zoet

Voor elk meetpunt wordt een EKR berekend voor macrofyten door de EKR's van de deelmaatlatten (macyt abundantie, macyt soortensamenstelling) te middelen. De beoordeling van het waterlichaam voor macrofyten vindt plaats door de berekende EKR's per meetpunt te middelen, eventueel rekenkundig gewogen naar importantie van de meetpunten. Voor deze weging wordt het oppervlak van de deelgebieden gebruikt, maar de wegingsfactor mag worden afgerond. Samenvoegen met de beoordeling van fyto-benthos gebeurt door de EKR's van de drie deelmaatlatten: soortensamenstelling, abundantie en fyto-benthos, op niveau van waterlichaam (meetobject) te middelen.

6.5.3 Overige waterflora zout

Angiospermen (zoute wateren)

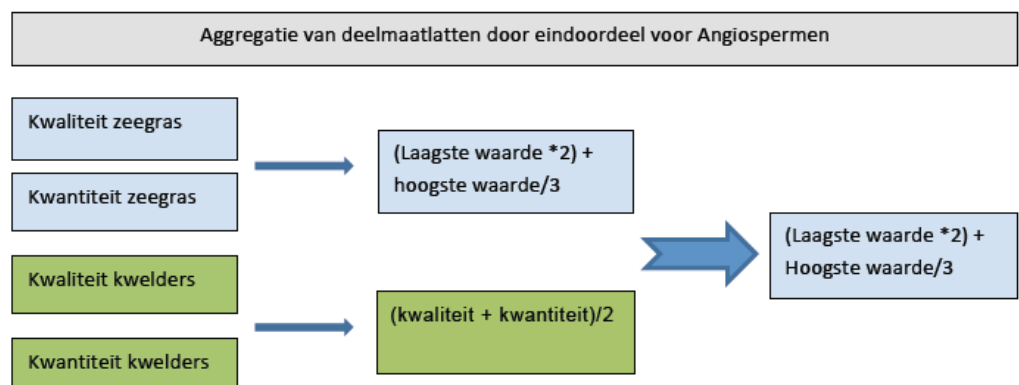
Voor zoute wateren spelen alleen angiospermen een rol. Er zijn vier deelmaatlatten, welke in detail beschreven zijn in Van der Molen et al. (2012):

1. Areaal kwelders;
2. Kwaliteit kwelders;
3. Areaal zeegras;
4. Dichtheid zeegrasvelden.

In kust- en overgangswateren wordt bij de opnamen (vegetatiekarteringen kwelders en zeegrasvelden) het waterlichaam als één geheel bekeken. Voor angiospermen hoeft daarom geen aggregatie plaats te vinden.

Toetsen en beoordelen Overige waterflora zout

Het eindoordeel wordt bepaald op grond van de vier deelmaatlatten: kwelder-areaal, kwelderkwaliteit, zeegras-areaal en zeegras-kwaliteit. De laagste waarde van de deelmaatlatten voor zeegras wordt verdubbeld, evenals bij het combineren van de zeegrasmaatlat met de kweldermaatlat. Tussen kwelderkwaliteit en kwantiteit worden de waarden wel ongewogen gemiddeld (zie figuur 6.3).



6.6 Macrofauna

6.6.1 Macrofauna zoete wateren

Voor macrofauna in zoete wateren zijn er geen echte deelmaatlatten, afgezien van R8. De maatlat macrofauna is gebaseerd op de verhouding tussen kenmerkende soorten en positieve en negatieve indicatorsoorten. Van elke groep moet het percentage berekend worden en via een formule wordt de EKR vastgesteld. In de beschrijving van de maatlatten (Van der Molen *et al.*, 2012 en 2013) is dit in detail uitgewerkt.

Aggregatie, toetsen en beoordelen

De berekening van de EKR-score vindt plaats per monster. Eén monster bestaat uit een verzameling van deelmonsters van verschillende habitats op een bepaald meetpunt en op een bepaald tijdstip. Per waterlichaam kunnen meerdere meetpunten en dus ook meerdere monsters beschikbaar zijn. Ook kan op één meetpunt vaker gemonsterd zijn, bijvoorbeeld in het najaar en in het voorjaar. De beoordeling wordt echter gebaseerd op voorjaarsmonsters of najaarsmonsters, niet op beiden. Indien beiden aanwezig zijn, gaat de voorkeur uit naar het voorjaarsmonster. Zie ook Handboek Hydrobiologie (Bijkerk R., 2014). Van elk monster (meetpunt) wordt eerst apart de Ecologische Kwaliteitsratio berekend worden.

Nadat de EKR's per monster (en dus per meetpunt) zijn bepaald, vindt aggregatie plaats indien er meerdere meetpunten per waterlichaam (KRW-monitoringlocatie) aanwezig zijn. Aggregatie vindt altijd per meetjaar plaats.

Voor het aggregeren op waterlichaamniveau wordt een gewogen gemiddelde van de EKR's van de beschikbare monsters berekend. De gewichten per monster moeten gerelateerd zijn aan de representativiteit van het monster voor het waterlichaam. Daarbij moet aan elk monster dus een deel van het waterlichaam worden toegekend waarvoor het representatief is. Het gehele waterlichaam moet op deze wijze verdeeld worden in deelgebieden (zie figuur 6.3).

Bij zoete wateren, behalve het type R8, speelt het diepe open water geen rol in de beoordeling, omdat de maatlat gericht is op het sublitoraal (zie bijlage 1). Een eventueel onderscheiden deelgebied 'diep water' (dieper dan ca. 1,5 meter) mag niet meegenomen worden in de beoordeling.

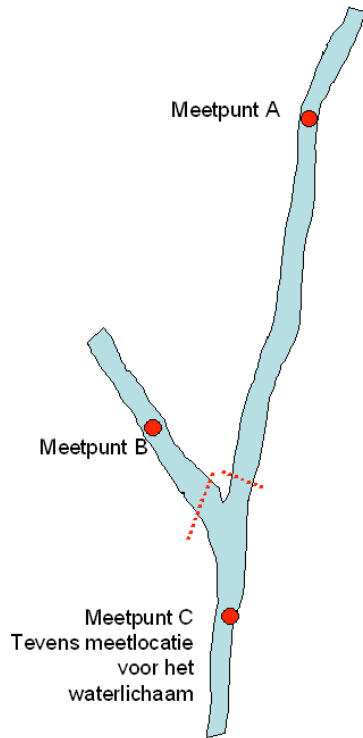
De verschillende stappen van toetsen en beoordelen bij macrofauna in zoete wateren zijn dus:

- Ecologische Kwaliteitsratio's berekenen per monster (meestal: per meetpunt);
- EKR's van monsters (meetpunten) aggregeren tot het niveau van waterlichaam (KRW-monitoringlocatie); Zie ook Handboek Hydrobiologie (Bijkerk R., 2014);
- Toetsen en beoordelen.

Het kwaliteitselement macrofauna wordt in het zoet getijdenwater (R8) op een andere manier bemonsterd, geanalyseerd en beoordeeld dan bij de overige riviertypen en meren. Voor details wordt verwezen naar referenties en maatlatten (Van der Molen *et al.*, 2012 en 2013) en het Handboek Hydrobiologie (Bijkerk R., 2014).

Figuur 6.3

Voorbeeld gewogen middeling EKR-scores voor zoete macrofauna. De mate van representativiteit wordt bepaald door de waterbeheerder op basis van expert judgement.



In dit waterlichaam zijn drie meetpunten: A, B en C. Meetpunt C is tevens de meetlocatie voor het waterlichaam. De gegevens van meetpunten A, B en C worden geaggregeerd en het resultaat wordt gerapporteerd als gegeven van meetlocatie C.

Aggregatie vindt plaats via gewogen middeling van representativiteit van de meetpunten. De representativiteit van de meetpunten is als volgt:

- Meetpunt A is representatief voor 50% van het waterlichaam.
- Meetpunt B is representatief voor 30% van het waterlichaam.
- Meetpunt C is representatief voor 20% van het waterlichaam.

De EKR-waarden voor de meetpunten zijn:

- EKR meetpunt A = 0,31
- EKR meetpunt B = 0,38
- EKR meetpunt C = 0,61

De gewogen gemiddelde EKR voor de meetlocatie C (waarde voor het waterlichaam) wordt als volgt berekend:

$$\begin{aligned} \text{EKR}_{\text{meetlocatie C}} &= (0,5 * \text{EKR}_A) + (0,3 * \text{EKR}_B) + (0,2 * \text{EKR}_C) \\ &= (0,5 * 0,31) + (0,3 * 0,38) + (0,2 * 0,61) \\ &= 0,39 \end{aligned}$$

Hoewel de EKR-waarde van meetpunt C vergeleken met die van de meetpunten A en B hoog is, is de EKR van meetlocatie C (het waterlichaam) niet erg hoog, omdat meetpunt C representatief is voor slechts een klein deel van het waterlichaam en dus niet zwaar meetelt.

6.6.2 Macrofauna zoute wateren

Voor macrofauna in kust- en overgangswateren (K1, K2, K3 en O2) en zoute meren (M32) is een nieuwe maatlat ontwikkeld, de BEQI2 (Benthic Ecosystem Quality Index 2) (<http://cran.r-project.org/web/packages/BEQI2/index.html>). In de BEQI2 zijn de niveau's 1 en 2 van de oude BEQI maatlat verwijderd, omdat deze niet intercalibreerbaar waren. Verder zijn de indicatoren van BEQI niveau 3 veranderd in soortenrijkdom, Shannon index en AMBI. Met deze drie indicatoren worden eerst indicator-EKR-waarden berekend. Deze drie indicator-EKR-waarden worden daarna gemiddeld tot de BEQI2 EKR-waarde.

Ruimtelijke en temporele aggregatie binnen een zout waterlichaam

Bemonstering binnen één groot zout waterlichaam omvat meestal een aanzienlijk aantal meetpunten (meestal liggend in meerdere ecotopen per waterlichaam), waarvan de meetgegevens per ecotoop en vervolgens op het niveau van waterlichaam worden geaggregeerd.

Eerst wordt per waterlichaam-ecotoop-jaar-**seizoen** een gemiddelde BEQI2 EKR-waarde berekend. Aggregatie van meetgegevens die verspreid over het jaar (verschillende seizoenen) zijn verzameld, vindt niet plaats. Voor de watertypen O2 en K2, met intergetijdengebied, worden veelal voorjaarsdata en najaarsdata gemonitord, omdat de dynamiek van de macrofauna-populaties daar vrij groot is. Omdat de najaarspopulaties meer volgroeid zijn en o.a. qua biomassa statisch meer betrouwbaar te monitoren en te analyseren, wordt voor het toetsen van deze watertypen uitgegaan van de najaarsdata. In de kustzone (zonder droogvallende delen) zijn de macrofauna-populaties redelijk stabiel en is één bemonstering per jaar voldoende om trends te meten. In de kustzone wordt standaard in het vroege voorjaar gemeten, omdat dit een goed startpunt geeft van de macrofauna-populatie

die zich gaat voortplanten. In de kustzone moet dus worden getoetst met voorjaarsdata.

Daarna wordt per waterlichaam één EKR berekend voor macrofauna. Deze EKR-waarde is berekend door een areaal-gewogen middeling van ecotoop-jaar-seizoen-EKR-waarden.

In specifieke gevallen van waterlichamen met een matige BEQI2 beoordeling, zoals bijvoorbeeld het Grevelingenmeer, kan voor "Beoordeling Nader Onderzoek" een nadere analyse met BEQI2 worden uitgevoerd naar de EKR-waarden in relatie tot de diepte. Hiermee kan worden onderzocht in welke diepte-strata het benthos kwaliteitsprobleem zich het meest voordoet, en waar maatregelen het meest effectief zouden kunnen zijn (Wanink, 2014).

Toetsen en beoordelen

Door de toetswaarde af te zetten tegen de klassengrenzen van de natuurlijke maatlat of bij sterk veranderde of kunstmatige waterlichamen tegen de daarvoor bepaalde klassegrenzen, wordt het oordeel bepaald.

6.7 Vis

Onderstaande tekst is overgenomen uit Pot, 2014

6.7.1 Inleiding

Voor vissen zijn er maatlaten voor meren (zoet en brak), stromende wateren en overgangswateren. Het biologisch kwaliteitselement vissen kent een aantal verschillende varianten van deelmaatlaten die, afhankelijk van het watertype, in verschillende combinaties worden gebruikt. Over het algemeen bestaan de maatlaten uit één of meer deelmaatlaten voor soortensamenstelling en één of meer deelmaatlaten voor abundantie. Voor een aantal stagnante watertypen is daar een deelmaatlat voor leeftijdsopbouw van snoekbaars aan toegevoegd.

De werkwijze voor databewerking wordt beschreven in bijlage 7. Aggregatie, toetsing en beoordeling van verschillende typen wateren wordt hieronder toegelicht.

6.7.2 Aggregatie van data

Aggregatie van vangstgegevens vindt in de regel al plaats bij het berekenen van de bestandschatting.

Bij meren en grote rivieren vindt bestandschatting en dus aggregatie van data tot op waterlichaam plaats: er is dan maar één meetpunt met één monster. Als bestandschattingen per deelgebied zijn gemaakt dan worden die eerst geaggregeerd door de waarden te sommeren, eventueel gewogen naar oppervlak van het deelgebied.

Bij lijnvormige wateren (behalve grote rivieren) worden vangsten of bestandschattingen geaggregeerd tot op trajectniveau: elk traject is een meetpunt met één monster. Als er meer dan één monster per traject is dan worden die gegevens, eventueel gewogen, samengevoegd.

De deelmaatlat leeftijdsopbouw snoekbaars wordt altijd per waterlichaam berekend, ook als de andere deelmaatlaten op een lager aggregatieniveau worden berekend. Dat laatste is het geval bij kanalen (M3, M4, M6, M7 en M10). De biomassaschattingen van maatse en ondermaatse snoekbaars worden bij de kanalen

verder geaggregeerd tot niveau van waterlichaam door deze (eventueel gewogen) te middelen. Het aantal gevangen individuen wordt gesommeerd.

6.7.3 Beoordeling

Bij meren en grote rivieren vind altijd beoordeling plaats per waterlichaam. Er is maar één bestandschatting per waterlichaam en dus ook maar één beoordeling. Bij lijnvormige wateren vind beoordeling plaats per meetpunt. Dat is bij vissen een traject. Voor elk meetpunt wordt een EKR berekend.

Bij meren, sloten en kanalen worden de waarden voor biomassa gebruikt voor beoordeling, voor rivieren worden de waarden voor aantallen gebruikt voor beoordeling. Het is voor de beoordeling niet van belang in welke eenheid de biomassa (kg/ha, ton/km²) of de aantallen (aantal in de vangst, aantal/ha) zijn uitgedrukt, omdat de maatlat alleen verhoudingen beoordeelt.

Voor de deelmaatlat leeftijdsopbouw bij meren en kanalen wordt het biomassa-aandeel maatse snoekbaars gebruikt, maar er geldt een drempelwaarde van minimaal 50 gevangen exemplaren in de totale bemonstering. Dit aantal mag dus niet zijn omgerekend naar eenheid per oppervlakte.

6.7.4 Aggregatie van beoordeling

Bij meren en grote rivieren is er sprake van één meetpunt per waterlichaam en wordt de beoordeling voor het waterlichaam overgenomen.

De beoordeling van lijnvormige waterlichamen (behalve de grote rivieren) vind plaats door de berekende EKR per meetpunt te middelen, eventueel rekenkundig gewogen naar importantie van de meetpunten.

6.8 Hydromorfologie

Hydromorfologische monitoring is vanuit de KRW verplicht. Er kan dus getoetst worden of dit type monitoring wordt uitgevoerd. De resultaten van de hydromorfologische monitoring, veelal vastgelegd in een gebiedsbeschrijving, moet dan ook bij de waterbeheerder opvraagbaar zijn.

In de beoordeling worden de hydromorfologische parameters echter alleen gebruikt om bij natuurlijke wateren het onderscheid tussen de klasse 'goed' (GET) en zeer goed (ZGET) vast te stellen. In de huidige situatie heeft de hydromorfologische monitoring weinig invloed op de ecologische beoordeling van de Nederlandse wateren, aangezien er maar zeer weinig wateren als natuurlijk zijn aangewezen. Zoals reeds vermeld, kunnen de hydromorfologische parameters wel gebruikt worden voor de nadere karakterisering van waterlichamen en voor operationele en onderzoeksmonitoring om meer inzicht te krijgen in het ecologisch functioneren van het waterlichaam. Indien een waterbeheerder zelf de hydromorfologische toestand wil beoordelen, kan gebruik worden gemaakt van het Handboek hydromorfologie (Van Dam et al., 2007), waarin per parameter een toetsingskader is uitgewerkt.

7 Projectie en integratie

7.1 Inleiding

Alvorens te komen tot een eindoordeel moeten twee stappen worden doorlopen. Allereerst vindt projectie plaats. Waterlichamen waarin niet gemonitord wordt krijgen de EKR en chemisch oordeel van het 'leen-waterlichaam' toegewezen. Vervolgens worden de beoordelingen van de aparte parameters / kwaliteitselementen geïntegreerd tot een eindoordeel. Integratie vindt plaats van parameters en kwaliteitselementen tot een beoordeling "chemie" en "ecologie". Daarbij kan onderscheid worden gemaakt in:

- een TT-oordeel;
- een OM-oordeel;

Hierbij geldt dat indien er zowel OM- als TT-data beschikbaar zijn, de OM-data gebruikt moeten worden om tot een oordeel te komen. Het combineren van het TT-oordeel en het OM-oordeel is niet toegestaan.

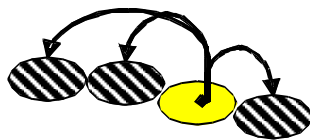
De waterbeheerders kunnen zelf wel onderscheid blijven maken tussen de verschillende oordelen en die gebruiken voor de verschillende doelen van de T&T en OM monitoring.

7.2 Projectie

Voorafgaand aan integratie vindt projectie plaats. Projectie is het overnemen van de EKR/chemisch oordeel voor een kwaliteitselement/stof van waterlichamen met een KRW-monitoringlocatie door waterlichamen zonder KRW-monitoringlocatie. Met andere woorden: waterlichamen waar niet gemonitord wordt, krijgen hun huidige toestand als EKR getal / chemisch oordeel van het 'leen-waterlichaam'.

Figuur 7.1

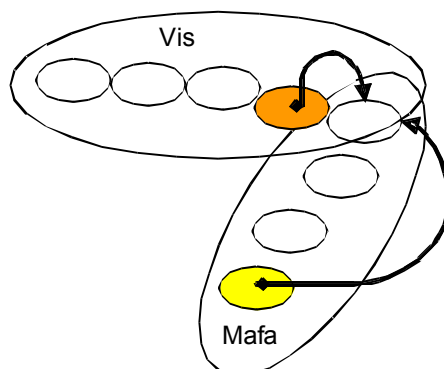
Schematische weergave projectie binnen een cluster.



Voor het komen tot een oordeel voor een waterlichaam komt het voor dat er voor verschillende parameters binnen verschillende clusters projectie plaats vindt. Dit is schematisch weergegeven in het onderstaande figuur.

Figuur 7.2

Schematische weergave projectie binnen meerdere clusters.



Voor zowel T&T Monitoring als voor OM Monitoring geldt dat binnen een cluster van waterlichamen, die dezelfde EKR lenen van hetzelfde 'leen-waterlichaam', eendoordelen verschillen tussen waterlichamen, omdat doelen verschillend kunnen zijn.

Indien er in een cluster van waterlichamen meerdere KRW-monitoringlocaties bestaan worden de toetswaarden van beide locaties gemiddeld. Figuur 7.3 laat zien dat het gehele cluster een T&T oordeel 'voldoet niet' krijgt. Het rechter waterlichaam houdt wel oordeel 'voldoet', omdat de T&T meting tevens als OM meting benut wordt, en dus het T&T cluster oordeel overschrijft.

Figuur 7.3: Schematisch weergave meerdere KRW-monitoringlocaties in één T&T cluster van waterlichamen. Hier geldt worst-case telt.



7.3 Integratie van parameters en kwaliteitselementen

Het integreren is het combineren van beoordelingsresultaten van verschillende parameters of kwaliteitselementen. Het integreren vindt in 5 stappen plaats:

1. Integratie per groep parameters of kwaliteitselementen;
2. Integratie van biologische, hydromorfologische en fysisch-chemische kwaliteitselementen tot een Ecologische Toestand of Ecologisch Potentieel;
3. Integratie bij Operationele monitoring;
4. Het integreren van de Chemische Toestand en de Ecologische Toestand of -Potentieel tot een eendoordeel;
5. Integratie van T&T en OM monitoring (§ 7.4).

Deze vijf stappen worden hieronder verder toegelicht:

Ad 1. Integratie per groep parameters of kwaliteitselementen

Het integreren van parameters of kwaliteitselementen gebeurt volgens het principe one out – all out. Dit betekent dat de laagste beoordeling het geïntegreerde oordeel bepaalt. De groepen waarover geaggregeerd wordt zijn:

- De prioritare stoffen. Het geïntegreerde oordeel is de Chemische Toestand. One-out-all-out van toepassing: als 1 of meer stoffen de norm niet halen is de chemische toestand niet goed;
- De specifieke verontreinigende stoffen. Voor het geïntegreerde oordeel bestaat geen officiële naam. Dit is een tusseoordeel voor de specifieke verontreinigende stoffen; One-out-all-out van toepassing: als 1 of meer stoffen de norm niet halen is de chemische toestand niet goed;
- De algemeen fysisch-chemische kwaliteitselementen;
- De hydromorfologische kwaliteitselementen;
- De biologische kwaliteitselementen. One-out-all-out van toepassing : Als één der biologische kwaliteitselementen de doelstelling niet haalt (klasse matig of lager) is de ecologische toestand gelijk aan de toestand van dat kwaliteitselement. Als bovendien een overige relevante stof dan wel een algemeen fysisch-chemische parameter*) de doelstelling niet haalt, wordt dit aangegeven met een zwarte stip op de kaart (zie §8.3, opmerking 3).
- *) Zie ook de 'checking procedure' in European Commission (2003) pag 19.

Voor de eerste drie groepen zijn er twee kwaliteitsklassen als resultaat mogelijk: goed of niet goed. Voor de laatste twee zijn in theorie 5 (voor natuurlijke wateren) of 4 (voor sterk veranderde en kunstmatige wateren) mogelijk. Alleen voor de biologische kwaliteitselementen en alleen voor natuurlijke wateren zijn de klassengrenzen zover uitgewerkt dat deze 5 klassen daadwerkelijk gedefinieerd kunnen worden. Voor sterk veranderde en kunstmatige wateren zijn voor de biologische kwaliteitselementen de klassengrenzen voor het Maximaal en het Goed Ecologisch Potentieel vastgesteld, evenals alle tussengrenzen.

De hydromorfologische kwaliteitselementen spelen alleen een rol bij het bepalen of een waterlichaam een zeer goede toestand heeft (natuurlijke wateren) dan wel het Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP niet-natuurlijke wateren) haalt (zie figuren 7.5 en 7.6).

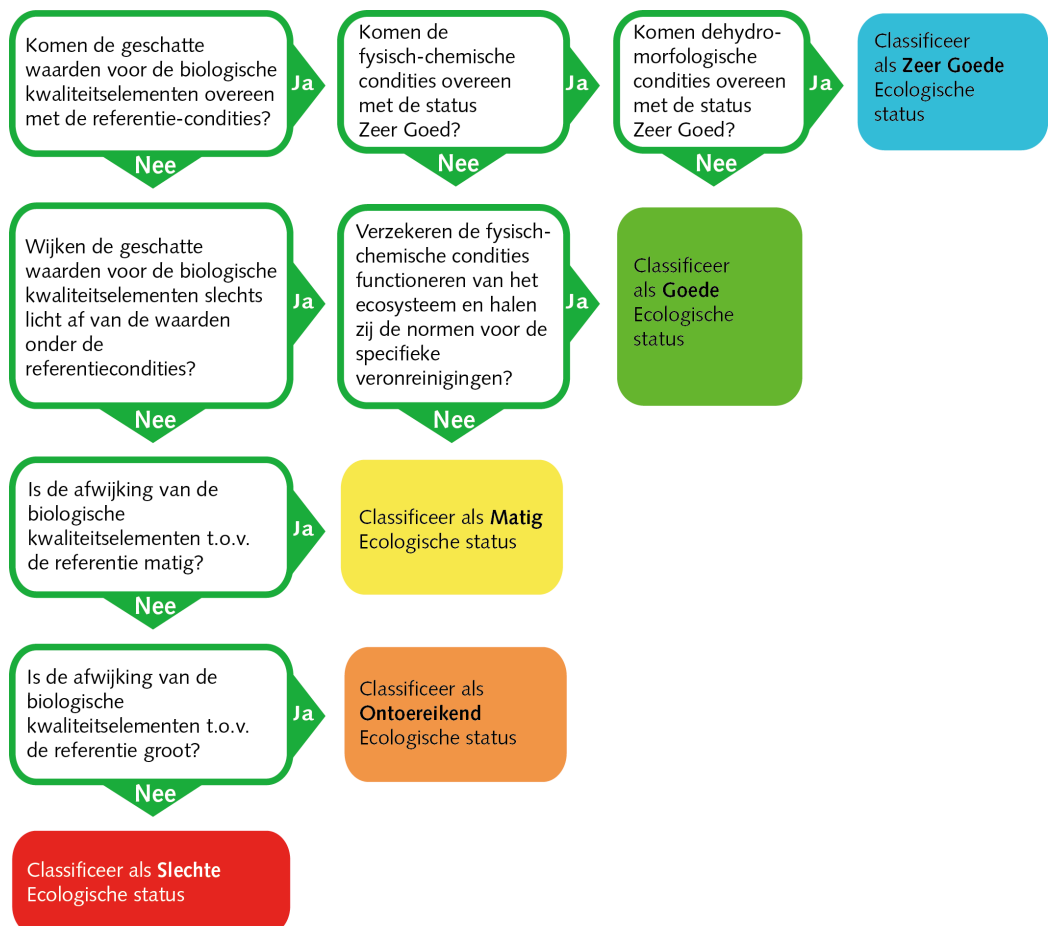
Ad 2. Integratie tot Ecologische toestand of -potentieel

Een volgende belangrijke - en ook relatief ingewikkelde stap - is het integreren van de specifieke verontreinigende stoffen, de algemeen fysisch-chemische stoffen en de biologische kwaliteitselementen, conform KRW bijlage V 1.4.2 en KRW Classification Guidance (European Commission, 2003). Er zijn in deze guidance twee schema's gegeven: één voor natuurlijke wateren en één voor sterk veranderde en kunstmatige wateren. Deze schema's zijn overgenomen in figuur 7.5 (voor natuurlijke wateren) en figuur 7.6 (sterk veranderde en kunstmatige wateren). Opmerkingen over figuur 7.5:

- Voor het halen van de Goede Ecologische toestand dienen de specifieke verontreinigende stoffen aan de (wettelijke) norm te voldoen.
- Voor het halen van de Zeer Goede Ecologische toestand dienen de fysisch-chemische kwaliteitselementen (en hydromorfologische) te voldoen aan een extra hoge norm.
- Als de biologische kwaliteitselementen Goed scoren maar de algemeen fysisch-chemische kwaliteitselementen **of** de specifieke verontreinigende stoffen voldoen niet, dan wordt de Ecologische toestand Matig.
- Als de biologische kwaliteitselementen Matig of slechter zijn, spelen de algemeen fysisch-chemische kwaliteitselementen en specifieke verontreinigende stoffen beiden geen rol meer bij de classificatie.
- De hydromorfologische kwaliteitselementen spelen alleen een rol bij het onderscheid tussen de Zeer Goede en de Goede Ecologische toestand.

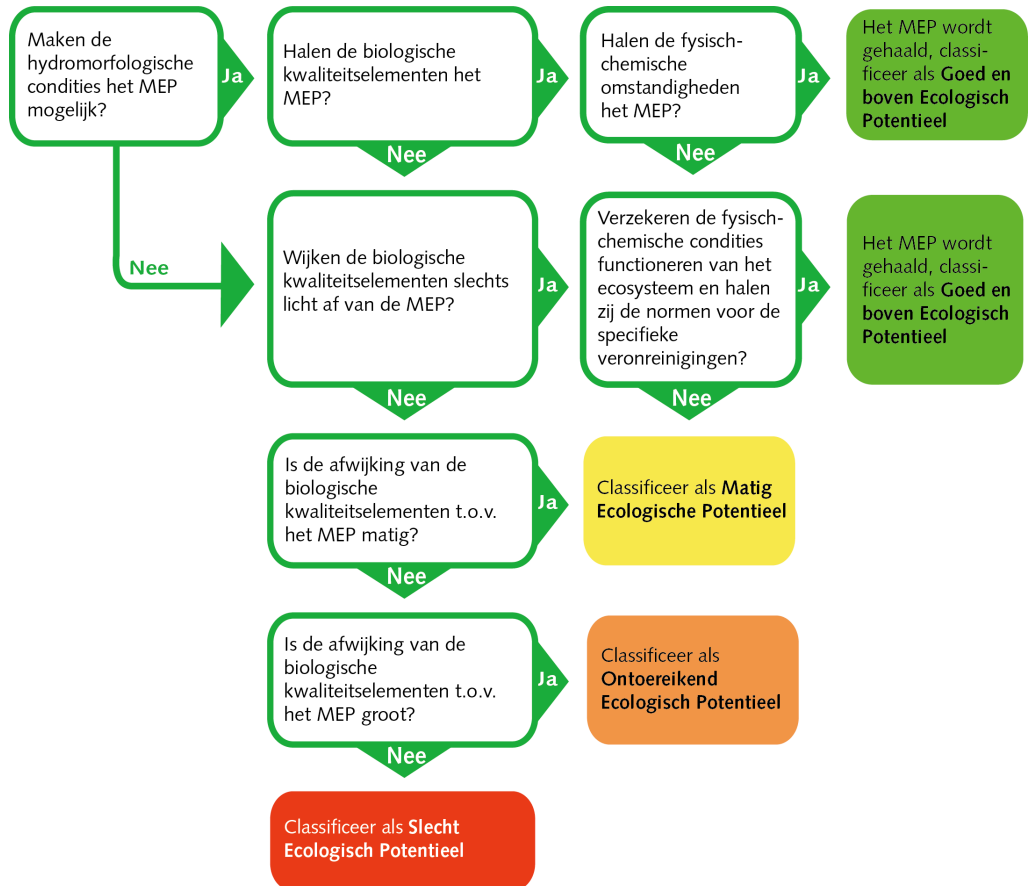
Figuur 7.5

Schema voor het integreren van biologische, hydromorfologische en fysisch-chemische kwaliteitselementen tot de Ecologische toestand (natuurlijke wateren). Aangepast naar het KRW-guidance document no. 13 (European Commission, 2003).



Figuur 7.6

Schema voor het integreren van biologische, hydromorfologische en fysisch-chemische kwaliteitselementen tot het Ecologisch Potentieel (sterk veranderde en kunstmatige wateren). Aangepast naar het KRW-guidance document no. 13 (European Commission, 2003).



Opmerkingen bij figuur 7.6:

- Het MEP is geen klasse (range op de EKR-schaal), maar vertegenwoordigt de bovengrens van de klasse Goed Ecologisch Potentieel. Het is vergelijkbaar met de Referentiecondities bij de maatlat voor natuurlijke wateren; daar is het de bovengrens voor de Zeer Goede Ecologische Toestand. Het halen van het MEP wordt geclassificeerd als Goed en boven GEP conform de KRW en krijgt dus ook de kleur groen.
- Voor het halen van de Goede Ecologische Potentieel dienen de specifieke verontreinigende stoffen **én** de algemeen fysisch-chemische kwaliteitselementen aan de (waterlichaam afhankelijke) doelen te voldoen⁵.
- Als de biologische kwaliteitselementen Goed scoren maar de specifieke verontreinigende stoffen voldoen niet aan de doelen (GEP-waarde), dan wordt de Ecologische Potentieel Matig.
- De overige klassen (Goed, Matig, Ontoereikend en Slecht Ecologisch Potentieel) zijn met de kleuren groen, geel, oranje en rood aangegeven. Volgens de systematiek van de KRW moeten deze kleuren eigenlijk grijs gearceerd worden voor sterk veranderde wateren en zwart gearceerd voor kunstmatige wateren. Vanwege de leesbaarheid van het figuur is dit niet gedaan;

⁵ Het kwaliteitselement nutriënten wordt afhankelijk van het watertype bepaald door één parameter (DIN) of door twee parameters (N, P). In het laatste geval geldt, dat wanneer één van de parameters fosfor totaal (totaal-P) en stikstof totaal (totaal-N) voldoet, het oordeel nutriënten voldoet.

- De hydromorfologische kwaliteitselementen spelen alleen een rol bij het onderscheid tussen het MEP en het GEP. Met andere woorden: het MEP kan in de beoordeling alleen worden gehaald als (uit de hydromorfologische monitoring of anderszins) kan worden aangetoond dat die condities goed genoeg zijn om het ecologisch functioneren wat hoort bij het MEP mogelijk te maken.

De normen en doelen voor de algemeen fysisch-chemische kwaliteitselementen zijn tot stand gekomen met inachtneming van de randvoorwaarde dat de biologische kwaliteitselementen aan de milieukwaliteitseisen voor een goede toestand of de doelen (GEP-waarden) kunnen blijven voldoen. Als de in dat licht opgestelde normen en doelen voor de algemeen fysisch-chemische kwaliteitselementen niet gehaald worden, kan de ecologische toestand respectievelijk goed ecologisch potentieel niet goed scoren, ook al scoren alle biologische kwaliteitselementen goed. Wanneer uit de monitoring blijkt dat in meerdere vergelijkbare waterlichamen voor de biologie steeds de goede toestand of een goed potentieel wordt bereikt, terwijl voor een algemene fysisch-chemisch kwaliteitselement de norm of het doel wordt overschreden, kan dit aanleiding zijn om te onderzoeken of de norm of de doelstelling voor de algemeen fysisch-chemische kwaliteitselementen moet worden aangepast.

3. Integreren bij Operationele Monitoring

Bij Operationele Monitoring hebben we te maken met verschillende meetfrequenties. Specifieke verontreinigende stoffen als bijvoorbeeld koper, maar ook de nutriënten worden jaarlijks gemeten, maar bijvoorbeeld de macrofauna eens in de 3 jaar. Om tot de ecologische toestand te kunnen komen (zie ook figuur 8.5), moeten we dus afspreken hoe we deze verschillende meetfrequenties bij elkaar brengen. Concreet moet dus worden bepaald hoe we de 3 (na 3 jaar) of 6 (na 6 jaar) toetswaardes van de Specifieke verontreinigende stoffen en algemeen fysisch-chemische parameters integreren met de 1 (na 3 jaar), 2 (na 6 jaar) of 3 (na max 9 jaar) **EKR scores** voor de ecologie.

De KRW geeft hier gelukkig iets over aan waar we ons aan kunnen vasthouden. Het leidende principe van de biologie speelt hier een rol. Per biologische meetcyclus (meestal 3 jaar voor OM monitoring) kan een kaart gemaakt worden met de ecologische toestand zoals die is bepaald na toetsing van de betrokken biologische kwaliteitselementen. Indien de biologie goed is, maar er in die 3 jaar een overschrijding van Specifieke verontreinigende stoffen of de algemeen fysisch-chemische parameters heeft plaatsgevonden, dan wordt in dat waterlichaam boven op de gerapporteerde kleur een zwarte stip geplaatst. Deze waarde wordt berekend conform de berekeningswijze voor een meerjarengemiddelde (5.3.2)

NB. De rapporteur kan er ook voor kiezen om jaarkaarten te maken (die qua biologie dus identiek zijn gedurende 3 jaar) waarin de getoetste jaarwaardes voor de Specifieke verontreinigende stoffen en de algemeen fysisch-chemische parameters middels een zwarte stip zijn aangeduid bij overschrijding.

4. Integratie tot eindoordeel en KRW-oordeel

Deze laatste integratiestap is het combineren van het oordeel over Chemische Toestand en het oordeel over de Ecologische Toestand (conform KRW artikel 2 lid 17). Hiervoor geldt het principe one out – all out. Omdat er voor de Chemische Toestand maar twee klassen zijn (goed en niet goed) kan het eindoordeel ook maar uit twee klassen bestaan: goed of niet goed.

Het resultaat van deze integratie-stap is per T&T-KRW-monitoringlocatie of per waterlichaam één eindoordeel per jaar.

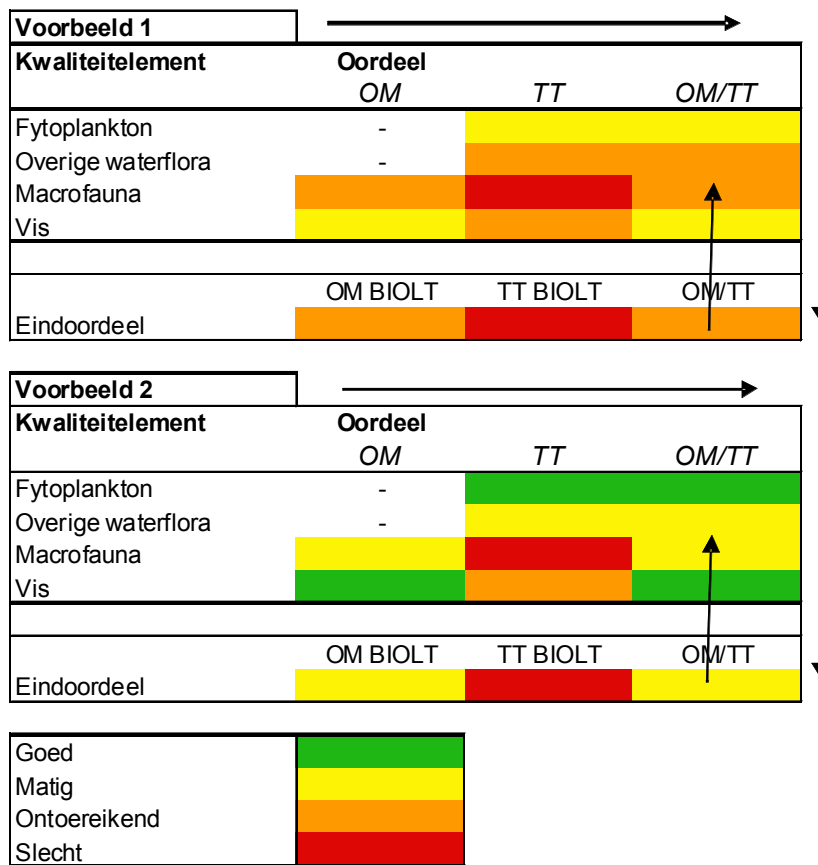
7.4 Integratie TT oordeel OM oordeel

Belangrijk is dat bij het bepalen van een geïntegreerd eindoordeel het OM oordeel het T&T oordeel overschrijft. Dit geldt ook als het OM oordeel minder recent is dan het T&T oordeel. Voor het OM-oordeel worden de laatste drie meetjaren gebruikt.

In de onderstaande figuur zijn drie voorbeelden weergegeven.

Figuur 7.7

Drie voorbeelden om te komen tot een geïntegreerd oordeel Biologie OM-T&T.



In de praktijk zal in bijna alle gevallen het slechtst scorende OM-oordeel het geïntegreerde OMTT oordeel bepalen. Alleen in die situaties waarin de geselecteerde OM kwaliteitselementen beter scoren dan TT kwaliteitselementen dan bepaalt het TT-oordeel het geïntegreerde OMTT-oordeel. Als geconstateerd wordt dat het OM-oordeel hoger ligt dan het TT-oordeel is het ook de verwachting dat het slecht scorende biologische TT kwaliteitselement later alsnog meegenomen zal worden in OM-monitoring.

Voorbeeld 3			
Kwaliteitselement	Oordeel		
	OM	TT	OM/TT
Fytoplankton	-		
Overige waterflora	-		
Macrofauna			
Vis			
	OM BIOLT	TT BIOLT	OM/TT
Eindoordeel			

Figuur 7.8
Voorbeeld chemische eindoordeel OM-T&T.

Voorbeeld 1			
Parameter	Oordeel		
	OM	TT	OM/TT
Koper	+	-	+
Zink	nb	+	+
PAK's	nb	+	+
Etc.	nb	+	+
	OM BIOLT	TT BIOLT	OM/TT
Eindoordeel			

Voorbeeld 2			
Parameter	Oordeel		
	OM	TT	OM/TT
Koper	+	-	+
Zink	nb	+	+
PAK's	-	-	-
Etc.	nb	+	+
	OM BIOLT	TT BIOLT	OM/TT
Eindoordeel			

Goed	
Slecht	

7.5 Rapportage

Zoals eerder genoemd is voor het toetsen en beoordelen een KRW-toetsinstrumentarium beschikbaar bekend onder de overkoepelende naam Aquo-kit. In 2013 bestaat Aquo-kit uit:

- Aquo-kit portaal toetsmodule voor chemische toetsing;
- QBWAT voor ecologische toetsing; QBWAT is een op zichzelf staand instrument, maakt geen onderdeel uit van Aquo-kit
- Aquo-kit portaal KRW beoordelingsmodule voor de projectie en integratie;
- en de standaard voor gegevensuitwisseling, UMaquo.

Dit KRW-toetsinstrumentarium berekent het TT-oordeel, OM-oordeel en het gecombineerde OMTT-oordeel per waterlichaam per parameter/kwaliteitselement en voor de groepen kwaliteitselementen. Deze uitkomst rapporteren de waterbeheerders voor de SGBP's naar het Waterkwaliteitsportaal. Met de gegevens uit de Waterkwaliteitsportaal worden vervolgens de toestand kaarten en tabellen voor de SGBP's gevuld en wordt ook de elektronische rapportage aan de EC opgesteld.

Van de oordelen die gerapporteerd worden aan de Waterkwaliteitsportaal is dus bekend of het OM of TT of gecombineerde oordelen zijn. Tevens is het rapportagejaar en de gebruikte meetjaren bekend. Via de monitoringprogramma's is ook te herleiden welke KRW-monitoringlocaties het oordeel van het waterlichaam bepalen. De betrouwbaarheid van het eindoordeel van de ecologische en chemische toestand of potentieel zal in de toekomst ook afgeleid en gerapporteerd worden (zie hoofdstuk 7).

8 Bepaling van de toestand over een planperiode

8.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt beschreven op welke wijze de informatie uit de voorgaande hoofdstukken kan worden geaggregeerd tot een beoordeling van de toestand over een planperiode. De beoordeling vindt plaats per stof en kwaliteitselement. Voor het bepalen van de toestand over de afgelopen planperiode, wordt alleen gebruik gemaakt van de monitoring gegevens die volgens het KRW-monitoringprogramma gemeten worden. In elk volgende stroomgebiedbeheerplan moet worden aangegeven of er sprake is van achteruitgang van de toestand. Hiervoor moeten de beoordelingen van de toestand over een planperiode vergeleken worden met het oordeel van de planperiode daarvoor. De wijze waarop dit plaats moet vinden is beschreven in paragraaf 9.4.

8.2 Toestand nieuw SGBP

Het bepalen van de toestand voor het nieuwe SGBP wordt alleen gebaseerd op de monitoringgegevens die afkomstig zijn uit het KRW monitoringprogramma. Dat is altijd het meest recente monitoringprogramma dat aan de EU gerapporteerd is. Het gebruik van dit monitoringprogramma betekent dat de daar in genoemde locaties en bijbehorende kwaliteitselementen en parameters gebruikt moeten worden. Om in te kunnen spelen op de jaar tot jaar variatie en een betrouwbaar oordeel te kunnen weergeven in het komende stroomgebiedbeheerplan worden meerdere meetjaren benut bij het bepalen van de "huidige toestand" (zie hoofdstuk 9).

8.3 Geen achteruitgang

Het begrip 'geen achteruitgang' wordt in de KRW op verschillende plaatsen aangehaald. De nadere uitwerking heeft vooral in internationale richtsnoeren of 'guidances' plaatsgevonden. Dit is in het Nederlandse recht op verschillende plaatsen verankerd.

Ten eerste is in artikel 5.2b van de Wet milieubeheer bepaald dat de vraag of achteruitgang heeft plaatsgevonden, wordt beantwoord aan de hand van toestandsklassen. Er is sprake van achteruitgang van een waterlichaam, indien het waterlichaam bij de beoordeling in een lagere toestandsklasse terecht komt. Binnen de bandbreedte van een toestandsklasse mag de feitelijke kwaliteit (concentratie van een stof of EKR-score) dus variëren. Ten tweede is in het Bkwm 2009 vastgelegd dat de beoordeling van achteruitgang van de toestand plaats vindt over gehele planperiodes. Aan het einde van een planperiode wordt bepaald of gedurende die planperiode achteruitgang is opgetreden ten opzichte van de toestand gedurende de vorige periode. Dat betekent dat in 2015 pas officieel voor het eerst wordt beoordeeld of er gedurende de eerste planperiode van 2009 tot en met 2015 sprake is geweest van een achteruitgang van de toestand. Vervolgens wordt op 22 december 2021 aan de hand van de monitoringsgegevens beoordeeld of er gedurende de tweede planperiode van 2015 tot en met 2021 sprake is van achteruitgang van de toestand ten opzichte van de eerste planperiode.

Ten derde is in het Bkwm 2009 vastgelegd dat de beoordeling van achteruitgang plaats vindt voor iedere stof en elk kwaliteitselement afzonderlijk. Hiermee wordt enerzijds voorkomen dat achteruitgang onbepaald toegestaan is, indien er reeds één stof of kwaliteitselement in de laagste toestandsklasse verkeert. Tevens wordt

voorkomen dat de ruimte om achteruit te gaan binnen de toestand 'goed' voor de ene parameter wordt beperkt, doordat er één andere parameter reeds in de laagste toestandsklasse zou verkeren.

Indien een waterlichaam zich voor een bepaalde stof of kwaliteitselement al in de slechtste toestandsklasse bevindt, is er voor die parameter geen achteruitgang naar een nog lagere toestandsklasse meer mogelijk. In deze gevallen moet juist wel naar de precieze kwaliteit (concentratie van een stof of EKR-score) worden gekeken om te bepalen of er sprake is van een achteruitgang in de zin van het Bkmw. Daarbij is het wel belangrijk om vast te stellen of een eventuele verandering van concentraties of EKR-scores werkelijk een aanwijzing vormt voor achteruitgang van de kwaliteit. De bepaling van de kwaliteit gaat namelijk gepaard met onzekerheden. De grootste oorzaken van deze onzekerheden zijn pas gedeeltelijk in beeld gebracht in de Quickscan betrouwbaarheid (Herpen *et al*, 2009), en de eerste resultaten wijzen uit dat onzekerheden aanzienlijk kunnen zijn. Pas bij langere looptijd van het monitoringprogramma kunnen de aard en grootte van de onzekerheden voor alle kwaliteitselementen voldoende in beeld worden gebracht. Voor chemie en ecologie wordt in de volgende paragraaf uitgewerkt hoe verslechtering in de laagste klasse wordt gedefinieerd.

De ecologische kwaliteit wordt uitgedrukt in de EKR waarde. Deze waarde heeft in de Nederlandse waterplannen en het intercalibratiebesluit van de Europese Commissie als kleinste gerapporteerde eenheid 0,01 en loopt van 0,00 (slecht) tot 1,00 (zeer goed). Van achteruitgang is geen sprake indien binnen de laagste toestandsklasse de gerapporteerde kwaliteitsvermindering tussen de planperiodes kleiner is dan 0,01. Dit is namelijk de kleinst mogelijke te rapporteren verandering. Van een kwaliteitsverandering van 0,01 is het met de huidige kennis over betrouwbaarheid van schattingen van de ecologische toestand zeker dat dit ruim binnen de marge van toevallige fouten en onzekerheden zal blijven. Een kwaliteitsverandering van 0,01 binnen de laagste toestandsklasse is daarom geen achteruitgang. Bij een grotere kwaliteitsverandering kan wel sprake zijn van achteruitgang.

De kwaliteit van stoffen (stoffen met een EU-norm, specifieke verontreinigende stoffen en algemene fysisch chemische parameters) wordt uitgedrukt in concentraties en eenheden. De waarden daarvan worden gemeten in de eenheden en decimalen waarin de normen zijn opgesteld. Deze bepalen tevens de kleinste eenheid waarin rapportage plaats vindt. Van achteruitgang is geen sprake indien de gerapporteerde kwaliteitsvermindering tussen de planperiodes kleiner is dan de kleinste eenheid waarin gerapporteerd wordt. Met de huidige kennis over betrouwbaarheid van schattingen van de toestand is zeker dat dit ruim binnen de marge van toevallige fouten en onzekerheden zal blijven.

Gedurende de planperiode kan er sprake zijn van nieuwe ontwikkelingen en initiatieven, waarmee op het moment van opstellen van het programma geen rekening is gehouden. Deze kunnen een milieubelasting opleveren die kan leiden tot een verslechtering van de toestand van waterlichamen. Het Toetsingskader Waterkwaliteit (BPRW herziening 2012) richt zich op de vraag of het realiseren van de milieukwaliteitseisen, de ecologische doelstellingen uit het BPRW en het waarborgen van 'geen achteruitgang' voor de toestand van de KRW waterlichamen nog wel mogelijk is, indien de activiteit of ontwikkeling daadwerkelijk plaats zal vinden.

Voor een aantal stoffen waarvan bekend is dat er problemen zijn met het halen van de doelen in de rijkswateren gelden als voorbeeld als kleinste eenheden waarin

wordt gerapporteerd: TBT 0,1 µg/kg ds, PAK's 0,001 µg/l, PCB's 1 µg/kg ds en stikstof 0,1 mg/l.

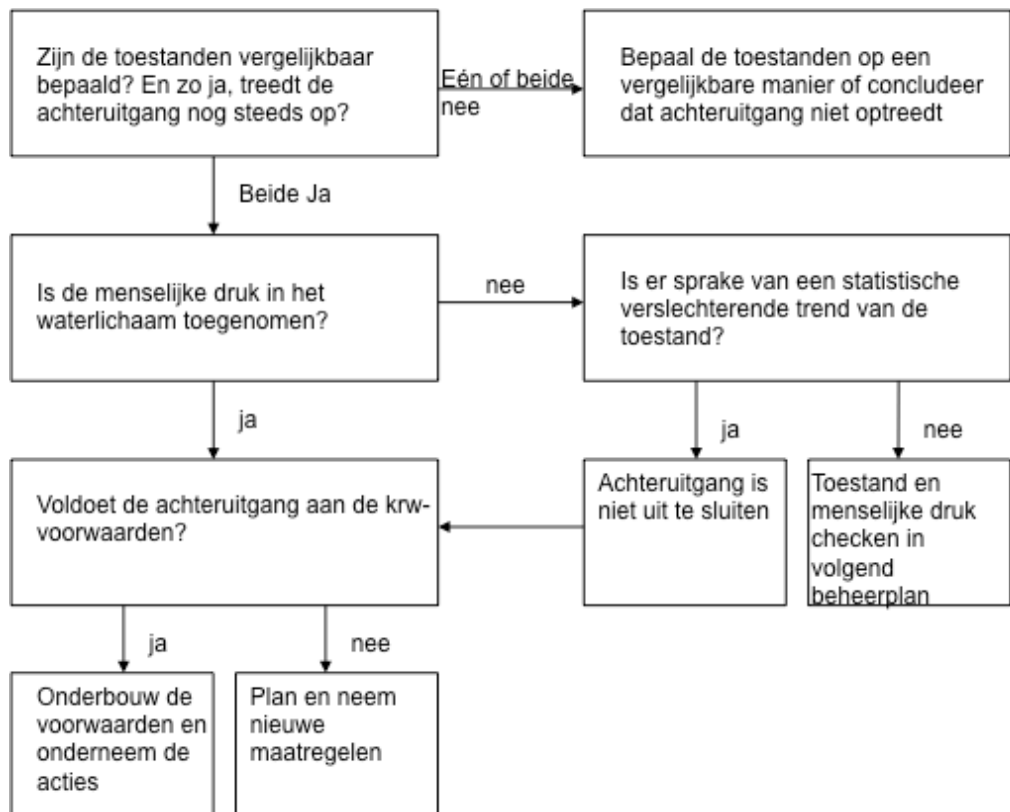
Hierbij wordt nadrukkelijk opgemerkt dat het gaat om een verslechtering die waarneembaar is op het niveau van het waterlichaam, zoals bepaald op het monitoringspunt. Het gaat hierbij dus niet om beoordeling van de toestand in de mengzone van een lozing.

8.4 Analysemethode of er achteruitgang heeft plaatsgevonden

Omdat het passeren van een klassengrens opgevat dient te worden als een achteruitgang (Besluit kwaliteitseisen en Monitoring Water, 2009) en omdat achteruitgang op grond van de KRW *in sommige gevallen* alleen voorwaardelijk is toegestaan, is het van belang zorgvuldigheid te betrachten. Als daadwerkelijk sprake is van achteruitgang dan kan dat het nemen van extra maatregelen betekenen.

Hoewel achteruitgang van de toestand in principe op het niveau van een waterlichaam is vastgelegd, is het nodig om per verslechterend kwaliteitselement de stappen te doorlopen. Dit heeft ook te maken met de tweede eis in het BKMW, namelijk dat de *kwaliteit* niet mag achteruitgaan in de laagste toestand (voor stoffen is dat vaak het geval). De hieronder beschreven stappen dienen als richtlijn en kunnen in de waterplannen of achtergronddocumenten hiervan (zoals bijvoorbeeld de factsheets) worden beschreven.

Figuur 8.1
Samenvatting van analysestappen om achteruitgang vast te stellen.



Stap 1 Geen appels met peren vergelijken

Belangrijk is vast te stellen of geen veranderingen hebben plaatsgevonden tussen de twee toetsperioden bij de toestandsbepaling, bijvoorbeeld bij het 'lenen' van oordelen, bemonstering, afronden van getallen, of aggregatie van gegevens. Het is van belang altijd op dezelfde wijze tot stand gekomen oordelen te gebruiken, dus de maatlatten en normen zoals gebruikt in het vorige SGBP of oude data met nieuwe maatlatten en normen te berekenen. Belangrijk is ook dat de protocollen en wijze van berekenen in Aquo-kit exact te vergelijken zijn met berekeningen gemaakt in het vorige SGBP. Voor het vaststellen van verschillen tussen chemische toestand waterlichamen bepaald in het vorige SGBP en in de nieuwe SGBP is het belangrijk om rekening te houden hoe omgegaan is met minimaal aantal waarden dat boven de rapportagegrens en boven de norm ligt.

Stap 2 Analyse van de menselijke druk

Als na stap 1 blijkt dat het oordeel nog steeds een klasse lager uitvalt dan kan een analyse plaatsvinden van de menselijke druk. Deze analyse kan gebruik maken van landelijke data, zoals de landelijke Emissie Registratie en regionale gegevens. Ook kan gebruikt gemaakt worden van informatie uit de vergunningverlening, bijvoorbeeld fysieke wijzigingen die hebben plaatsgevonden door nieuw vergunde activiteiten. Deze analyse dient op waterlichaamniveau gemaakt te worden en concludeert of de menselijke druk inderdaad is toegenomen, of dat dit niet het geval is. Bij deze stap kunnen de beheerders hun expertise inbrengen. Hierbij mag de focus liggen op de menselijke druk waarvoor het kwaliteitselement gevoelig is. Voor stoffen kan daarbij ook naar groepen van stoffen gekeken worden. Bij biologie zijn fysieke veranderingen bijvoorbeeld een dam of kade niet van belang voor 'fytoplankton'. Als de menselijke druk in het waterlichaam niet toeneemt dan hoeven geen nieuwe maatregelen overwogen te worden. Er kan dan geen echte achteruitgang opgetreden zijn. De schatting van de toestand is dan onbetrouwbaar. Dit kan gecontroleerd worden in stap 3. In het volgende beheerplan wordt opnieuw de toestand bekeken en worden ook de resultaten uit het eerste beheerplan betrokken. Dit om te voorkomen dat op lange termijn achteruitgang op zou treden die zich in kleine stappen manifesteert. Als de menselijke druk wel toeneemt dan is het aannemelijk of in elk geval niet uit te sluiten dat achteruitgang optreedt. Dan kan direct doorgedaan worden naar stap 4. In stap 4 zijn twee voorwaardelijke verklaringen beschreven voor de achteruitgang, of worden extra maatregelen genomen.

Stap 3 Inschatting betrouwbaarheid van de geschatte toestand

Als in stap 2 blijkt dat het geschatte oordeel een klassengrens passeert en de menselijke druk neemt niet toe dan kan de betrouwbaarheid van de schatting bekeken worden. Meestal wordt een gemiddelde bepaald op basis van 3 waarnemingen (biologie). Maar soms zijn langjarige reeksen beschikbaar (stoffen). In theorie zijn er dan twee mogelijkheden om de betrouwbaarheid te toetsen:

A) Schatting gemiddelde toestand

Het gemiddelde is feitelijk een schatting van de werkelijke toestand. Als het gemiddelde zich vlak boven een klassengrens bevindt (bv. 0,61 bij een grens van 0,60) dan is per definitie de kans bijna 50 % dat een volgende schatting van het gemiddelde zich onder de klassengrens bevindt. In dat geval is geen sprake van achteruitgang maar van een toevallig verandering die niet te maken heeft met een verandering van kwaliteit. Door de regel one-out-all-out treedt het verschijnsel op dat zelfs bij een hoge betrouwbaarheid de meetonzekerheid onterecht zorgt voor een relatief hoog aantal vermeende achteruitgangen. Voor stoffen kan een vergelijkbare redenering gevolgd worden, maar zijn duidelijkere regels voor

betrouwbaarheid toe te passen die getoetst kunnen worden. De QA-QC richtlijn (2009/90/EG) en wijze van bepalen normoverschrijding bij de vergunningstoets is leidend bij het bepalen van de betrouwbaarheid. Als blijkt dat de betrouwbaarheid voldoende is, dan is stap 4 noodzakelijk. Voor chemie kan naast beoordeling op gemiddelde ook getoetst worden op trends.

B) Schatting valt binnen de statistisch aanvaardbare variatie van een langjarig trend
Als langjarige gegevens beschikbaar zijn dan kan een trendanalyse statistisch uitsluitel geven of er sprake is van een trendmatige achteruitgang. Achteruitgang treedt op als de concentratie van een stof statistisch significant toeneemt naast het feit dat er normoverschrijding heeft plaatsgevonden. Als de norm niet is overschreden en er is wel een verslechterende trend, hoeft dit niet opgenomen te worden in de factsheets, maar dit verdient wel signalering bv. via het regionaal overleg. Stel dat er normoverschrijding heeft plaatsgevonden zonder significante (verslechterende) trend dan ligt het voor de hand om het betrouwbaarheidsinterval van de meting te bepalen, in samenhang met de norm en de detectielimiet. Als achteruitgang' optreedt, of als er een 'significante' achteruitgangstrend met normoverschrijding is, dan dient stap 4 doorlopen te worden.

Stap 4 Acties bij acceptatie van de achteruitgang

In stap 4 wordt geconcludeerd dat er sprake kan zijn van achteruitgang. Er zijn twee mogelijkheden om de achteruitgang voorwaardelijk te accepteren. De derde en laatste optie is het opnemen van maatregelen in het komende beheerplan om de achteruitgang te keren. De opties met hun voorwaarden:

A) De achteruitgang is tijdelijk – specifieke vermeldingen, indicatoren en maatregelen nodig

(ontheffing op grond van KRW artikel 4.6)

Als het aannemelijk is dat achteruitgang 'tijdelijk' is en indien deze het resultaat is van omstandigheden die zich door een natuurlijke oorzaak of overmacht voordoen en die uitzonderlijk zijn of niet redelijkerwijze waren te voorzien, met name extreme overstromingen of lange droogteperiodes, of het gevolg zijn van omstandigheden die zijn veroorzaakt door redelijkerwijs niet te voorziene ongevallen, op voorwaarde dat aan alle navolgende voorwaarden is voldaan:

- a) alle haalbare stappen worden ondernomen om verdere achteruitgang van de toestand te voorkomen teneinde het bereiken van de doelstellingen van deze richtlijn voor andere, niet door die omstandigheden getroffen waterlichamen niet in het gedrang te brengen;
- b) de voorwaarden waaronder uitzonderlijke of redelijkerwijs niet te voorziene omstandigheden mogen worden aangevoerd, met inbegrip van de vaststelling van passende indicatoren, worden in het stroomgebiedbeheersplan vermeld;
- c) de maatregelen die in dergelijke uitzonderlijke omstandigheden moeten worden genomen, worden opgenomen in het maatregelenprogramma en mogen het herstel van de kwaliteit van het waterlichaam niet in de weg staan wanneer die omstandigheden niet meer bestaan;
- d) de gevolgen van uitzonderlijke of redelijkerwijs niet te voorziene omstandigheden worden jaarlijks geëvalueerd, en onder voorbehoud van de redenen zoals uiteengezet in lid 4, onder a), worden alle haalbare maatregelen genomen om het waterlichaam zo snel als redelijkerwijs haalbaar is te herstellen in de toestand waarin het zich bevond voordat de effecten van die omstandigheden intraden, en
- e) in de volgende bijwerking van het stroomgebiedbeheersplan wordt een overzicht gegeven van de effecten van de omstandigheden en van de

maatregelen die overeenkomstig de punten a) en d) zijn of zullen worden genomen.

De argumentatielijnen en de onderbouwing van de voorwaarden kunnen op een vergelijkbaar manier worden uitgevoerd (detailniveau) als de onderbouwing voor Sterk Veranderde Waterlichamen.

B) De achteruitgang is veroorzaakt door fysieke veranderingen (onthefing op grond van KRW artikel 4.7)

Als het niet bereiken van een goede ecologische toestand (ook geldend voor grondwater), of in voorkomend geval een goed ecologisch potentieel, of het niet voorkomen van achteruitgang van de toestand van een oppervlakte of grondwaterlichaam het gevolg is van nieuwe veranderingen van de fysieke kenmerken van een oppervlaktewaterlichaam of wijzigingen in de stand van grondwaterlichamen, of wanneer het niet voorkomen van achteruitgang van een zeer goede toestand van een oppervlaktewaterlichaam naar een goede toestand het gevolg is van nieuwe duurzame activiteiten van menselijke ontwikkeling, en aan alle volgende voorwaarden is voldaan:

- a) alle haalbare stappen worden ondernomen om de negatieve effecten op de toestand van het waterlichaam tegen te gaan;
- b) de redenen voor die veranderingen of wijzigingen worden specifiek vermeld en toegelicht in het krachtens artikel 13 verplichte stroomgebiedbeheersplan en de doelstellingen worden om de zes jaar getoetst;
- c) de redenen voor die veranderingen of wijzigingen zijn van hoger openbaar belang en/of het nut van het bereiken van de in lid 1 vermelde doelstellingen voor milieu en samenleving wordt overtroffen door het nut van de nieuwe veranderingen en wijzigingen voor de gezondheid van de mens, de handhaving van de veiligheid van de mens of duurzame ontwikkeling, en
- d) het nuttige doel dat met die veranderingen of wijzigingen van het waterlichaam wordt gediend, kan vanwege technische haalbaarheid of onevenredig hoge kosten niet worden bereikt met andere, voor het milieu aanmerkelijk gunstigere middelen.

De argumentatielijnen en de onderbouwing van de voorwaarden kunnen op een vergelijkbaar manier worden uitgevoerd (detailniveau) als de onderbouwing voor Sterk Veranderde Waterlichamen.

C) De achteruitgang treedt op of is niet uit te sluiten en voldoet niet aan A) of B)
Als achteruitgang optreedt en niet voldoet aan de vereisten onder A) of B) dan zullen nieuwe maatregelen gepland moeten worden om de waargenomen achteruitgang teniet te doen. Deze maatregelen worden opgenomen in het beheerplan.

9 Bepaling toetswaarde en betrouwbaarheid ecologische en chemische toestandbeoordeling

9.1 Inleiding

Voor de KRW moet per waterlichaam de ecologische toestand en de chemische toestand worden bepaald. Hiervoor moeten onderliggende kwaliteitselementen (chemisch, fysisch-chemisch, biologisch en hydromorfologisch) worden gemonitord; en met deze monitoringsdata toetsingen en beoordelingen worden uitgevoerd. Hierbij zijn de beoordelingen van de fysisch-chemische kwaliteitselementen en specifiek verontreinigende stoffen ondersteunend aan de integrale ecologische toestandsbeoordeling. De toetsingen en beoordelingen in dit protocol gaan ervan uit, dat aan de minimale eisen voor de KRW monitoring per kwaliteitselement, zoals beschreven in de KRW en de Nederlandse Richtlijnen monitoring, is voldaan. Als er in bepaalde gevallen meetwaarden ontbreken, bijvoorbeeld door het uitvallen van een bemonsteringstocht, dan moet de waterbeheerder deze ontbrekende waarden zelf aanvullen alvorens de Aquokit berekeningen uit te voeren. In Faber *et al.* (2011) Bijlage 7 stap 1 worden hiervoor enkele methoden gesuggereerd, maar de waterbeheerder mag naar eigen inzicht ook andere methoden gebruiken.

In hoofdstuk 5 en 6 is voor stoffen respectievelijk biologische kwaliteitselementen beschreven hoe het jaargemiddelde moet worden berekend. In het geval van stoffen gaat het meestal om het berekenen van het rekenkundig gemiddelde van een jaarreeks (4 of 12 metingen per jaar) op 1 locatie in een waterlichaam. In het geval van biologische kwaliteitselementen gaat het vaak om het berekenen van een ruimtelijk gemiddelde EKR-waarde van een waterlichaam. Echter, voor fysisch-chemische beoordelingen worden vaak afwijkende jaartoetswaarden gebruikt; met name het zomergemiddelde, het wintergemiddelde, en de 90 en 98 percentielwaarde. In paragraaf 9.2 wordt per type kwaliteitselement aangegeven hoe het meerjaarsgemiddelde moet worden berekend.

Het jaargemiddelde is in de praktijk nog niet geschikt als toetswaarde, omdat de natuurlijke jaar-tot-jaar variatie (b.v. variaties in rivierafvoeren en strenge winters) een belangrijke invloed heeft op de afzonderlijke jaargemiddelden (Van Herpen *et al.*, 2009; Baggelaar *et al.*, 2010). Daarom vindt de toetsing en beoordeling standaard plaats door gebruik te maken van het meerjaarsgemiddelde gebaseerd op 3 meest recente jaargemiddelden. Als er voor bepaalde kwaliteitselementen nog maar 2 TT-meetwaarden ter beschikking zijn dan gebruikt de Aquokit deze voor de toestandsbeoordeling en geeft een waarschuwing. Er mag door een waterbeheerder optioneel trendanalyse worden gebruikt om de actuele toestand te schatten (zie verder paragraaf 9.2).

Op basis van per kwaliteitselement beschikbare correcte en complete monitoringsdataset moeten daarna per waterlichaam en per KRW-planperiode de volgende stappen worden doorlopen:

- a. Berekening van de toetswaarde (meerjaarsgemiddelde of significante trend) van de kwaliteitselementen;
- b. Toestandsbepaling van de kwaliteitselementen;
- c. Bepaling betrouwbaarheid van de integrale ecologische en chemische toestandsbepaling (ecologie totaal en prioritair totaal).

9.2 Berekening van de toetswaarde van een kwaliteitselement

Samenvatting

De toetsing en beoordeling vindt standaard plaats door gebruik te maken van het meerjaarsgemiddelde gebaseerd op 3 meest recente jaargemiddelden. Indien een waterbeheerder voor een kwaliteitselement maar 2 TT meetjaren ter beschikking heeft, dan produceert de Aquokit wel een beoordeling maar geeft ook een waarschuwing.

Elke waterbeheerder kan vervolgens optioneel (handmatig) per kwaliteitselement een trendanalyse uitvoeren. In het geval van een significante trend (p-waarde ≤ 0.05 ; ofwel betrouwbaarheid trend $\geq 95\%$) mag de trendlijnwaarde in het meest recente meetjaar worden gebruikt als toetswaarde (voor tips over trendanalyse zie paragraaf 9.4). Vervolgens kan de waterbeheerder handmatig de beoordeling uitvoeren op basis van deze toetswaarde en eventueel het oordeel aanpassen in het Waterkwaliteitsportaal (beheerdersoordeel). De waterbeheerder dient er dan wel zorg voor te dragen dat deze werkwijze goed onderbouwd wordt beschreven en opvraagbaar wordt vastgelegd.

Voor de verschillende typen kwaliteitselementen moetende volgende methoden worden toegepast om het meerjaarsgemiddelde te berekenen:

1. Voor prioritaire stoffen en specifiek verontreinigende stoffen met EU norm: bereken het rekenkundige driejaarsgemiddelde.
2. Voor MAC-waarden mag geen meerjaarsgemiddelde worden bepaald; en moet de beoordeling per jaar worden uitgevoerd.
3. Voor EKR-waarden moeten 3 jaargemiddelden, die zijn verkregen met OM, worden gemiddeld. Het rekenkundig gemiddelde is correct als de verschillen tussen de afzonderlijke EKR-waarden < 0.3 is. Als de EKR-versillen groter zijn, dan zou in principe de logit transformatie moeten worden toegepast om een nauwkeurig meerjaarsgemiddelde te verkrijgen (zie formules 1 en 5 in Baggelaar et al., 2010).
4. Voor fysisch-chemische parameters worden vaak op een afwijkende manier jaargemiddeldes berekend (zie paragraaf 5.3 Aggregeren). Dit heeft in bepaalde gevallen gevolgen hoe het meerjaarsgemiddelde moet worden berekend. Ook is het in bepaalde gevallen niet toegestaan om een meerjaarsgemiddelde te berekenen.
 - a. Voor Temperatuur wordt de **98 percentielwaarde** van een jaar aan de norm wordt getoetst. Het meerjaarsgemiddelde mag niet worden gebruikt als toetswaarde, omdat het ecotoxicologisch kan worden gemotiveerd dat het toetsen over een periode van 3 jaar een te lange periode van temperatuursverhoging zou betekenen binnen 1 jaar.
 - b. Specifiek Verontreinigende Stoffen zonder KRW norm: bereken het meerjaarsgemiddelde van de **90 percentielwaarden** per jaar.
 - c. Nutriënten (N en P) in zoetwater: bereken het meerjaarsgemiddelde van de **zomergemiddelden** per jaar (berekend met alleen de data van april t/m september)
 - d. Nutriënten in zout water: bereken het meerjaarsgemiddelde van de **wintergemiddelden** per jaar (berekend met data van december t/m februari). Deze toetswaarde wordt toegekend aan het jaar waarin januari valt.

- e. Saliniteit en Doorzicht (in Meren): bereken het meerjaarsgemiddelde van de zomergemiddelden (april t/m september) per jaar.
- f. pH: bereken het meerjaarsgemiddelde op basis van H⁺-concentraties; die na rekenkundige middeling weer wordt terugrekend naar pH.

9.3 Toestandsbepaling van een kwaliteitselement

De toestandsbepaling wordt uitgevoerd door het vergelijken van het meerjaarsgemiddelde met de norm (voor stoffen en fysisch-chemische parameters); de klassegrens Goed/Matig (voor natuurlijke wateren) of de Goed Ecologisch Potentieel klassegrens (voor sterk veranderde wateren).

Uitzondering zijn de KE's prioritare stoffen-MAC-waarden en temperatuur, die op jaarbasis moeten worden getoetst.

9.4 Bepaling betrouwbaarheid van de totale ecologische en chemische toestand

Er is in het verleden een statistische methode ontwikkeld om de betrouwbaarheid van toestandsbepalingen per kwaliteitselement te schatten (Baggelaar *et al.*, 2010; Faber *et al.*, 2011). Deze statistische methode is gebaseerd op de Guidelines for Monitoring (2003; p. 17 en paragrafen 5.1.1 en 5.2.5) en Ecostat Technical Annex Classification Guidance (2003; Hoofdstuk 4).

In april 2014 is een nieuw concept Guidance voor de EU Reporting sheets verschenen (Anonymous, 2014), waarin is opgenomen dat de betrouwbaarheid van een bepaalde ecologische toestand van een waterlichaam mag worden gerapporteerd op basis van het al of niet beschikbaar zijn van gemeten data (zie p. 39). Het betreffende tekstfragment uit deze Guidance is gekopieerd in de Samenvatting hieronder.

Samenvatting

Guidance: Required. Indicate the confidence on the ecological status or potential assigned 0=no information, 1 = low confidence, 2 = medium confidence, 3 = high confidence. The criteria used by MSs to assess the confidence vary considerably, but general guidance may be the following: low = no monitoring data, medium = supporting QE data and/or limited data on one BQE, high = good data for at least one BQE and the most relevant supporting QE.

Toelichting: een ondersteunend kwaliteitselement wordt geïnterpreteerd als een fysisch-chemisch kwaliteitselement of een specifiek verontreinigende stof. Hierbij moet volgens de Guidance met name worden gekeken naar het ondersteunende kwaliteitselement dat wordt geschat het meeste effect op de ecologische toestand te hebben.

Praktijkvoorbeelden:

1. In een waterlichaam zijn voor fytoplankton, en nutriënten, meetdata beschikbaar. Met deze meetdata is voor de KRW de ecologische toestand bepaald. Nutrienten zijn hier de meest relevante "supporting Quality Element data" voor fytoplankton. De ecologische toestandsbeoordeling die hiermee wordt bepaald mag volgens de nieuwe EU reporting guidance worden getypeerd als "high confidence".
2. In een waterlichaam zijn geen gemeten biologische data beschikbaar, maar alleen gemeten fysisch-chemische data. De ecologische toestand die hiermee wordt bepaald moet volgens de EU guidance worden gekarakteriseerd als "medium confidence".
3. De ecologische toestand in een waterlichaam wordt bepaald op basis van de toestanden van **(een, meerdere of alle) operationeel gemonitorde kwaliteitselementen** die zijn geleend van een gekoppeld waterlichaam. In dit geval is de NL visie/methode dat aan deze geleende ecologische toestand geen "high confidence" mag worden toegekend gezien de onzekerheden die optreden bij het lenen van beoordelingen uit een ander waterlichaam; en dat daarom aan geleende/gekoppelde beoordelingen standaard "medium confidence" wordt toegekend. Met andere woorden: in een waterlichaam moet dus alle kwaliteitselementen die operationeel zouden moeten worden gemonitord in het waterlichaam zelf worden gemeten om een betrouwbaarheidsoordeel van "high confidence" te kunnen krijgen. N.B.: het lenen van kwaliteitsoordelen van kwaliteitselementen die alleen voor de TT-beoordeling worden gebruikt leidt niet tot een "medium confidence"
4. De ecologische toestand van een waterlichaam is niet gebaseerd op monitoringsdata en/of koppeling met een ander waterlichaam. In dit geval wordt de betrouwbaarheid van de toestandsbeoordeling gezet op "low confidence".
5. Voor de chemische toestand geldt in principe hetzelfde als voor de ecologie:

- a. De operationeel te monitoren stoffen worden in het waterlichaam zelf gemeten → high confidence.
- b. De oordelen voor operationeel te monitoren stoffen worden geleend van een gekoppeld waterlichaam → medium confidence.
- c. Geen metingen of koppelingen voor operationeel te monitoren stoffen → low confidence.

Let op: volgens deze concept Guidance mag de betrouwbaarheid op het niveau van de ecologische/chemische toestand worden bepaald; dus op een hoger niveau dan per individueel kwaliteitselement. Nederland zal deze eenvoudige methode voor het rapporteren van de betrouwbaarheid van de bepaalde ecologische toestand gaan gebruiken.

N.B.: verder zal Nederland ook de al ingevoerde methode van het **lenen/koppelen van oordelen** van kwaliteitselementen uit waterlichamen (zie ook paragraaf 7.2, Projectie). In tabel 9.2 worden beide methoden gecombineerd. Omdat het aannemelijk en realistisch wordt geacht dat een geleende/gekoppelde toestandsbeoordeling niet zo betrouwbaar is als één die is bepaald met monitoringsdata uit het waterlichaam zelf ("high confidence"), wordt de betrouwbaarheid voor geleende beoordelingen standaard op "medium confidence" gezet. Het gaat hier vooral om de kwaliteitselementen in een waterlichaam die operationeel zouden moeten worden gemonitord op basis van een TT-meting en/of kennis van bestaande menselijke drukken. Voor kwaliteitselementen waarvan bekend en zeker is dat ze geen waterkwaliteitsprobleem vormen heeft het lenen van kwaliteitsoordelen geen gevolgen voor de betrouwbaarheidsclassificatie van het Totale ecologische of chemische oordeel.

Voor chemische beoordelingen is in de Reporting Guideline de betrouwbaarheidsmethode niet gespecificeerd. In verband met de consistentie is het logisch om voor chemische toestand een vergelijkbare methode te gebruiken als voor de biologische toestand. Gezien de meer eenvoudige opzet van de chemische beoordeling is de betrouwbaarheidsmethode hiervoor nog eenvoudiger dan voor de ecologische toestand.

Met deze nieuwe EU guidance vervalt feitelijk de noodzaak voor de EU-rapportage van een statistische schatting van de betrouwbaarheden van toestandsbepalingen van kwaliteitselementen die zijn gebaseerd op monitoringsdata. Echter, voor de nationale waterbeheerder die voor eigen gebruik meer inzicht wil verkrijgen in de statistische betrouwbaarheid van toestandsbepalingen van individuele kwaliteitselementen volgens de methode van Baggelaar et al. (2010) is een tool beschikbaar gekomen (Walvoort en Van Loon, 2014). Hiermee kan de waterbeheerder op eigen initiatief de kans op misclassificatie van een kwaliteitselement (onterecht goede of matige/niet-goede beoordeling) zelf inschatten. *Met deze informatie kan het onnodig nemen van maatregelen op basis van een onbetrouwbare matige/niet-goede beoordeling worden voorkomen. Deze methode wordt bijvoorbeeld toegepast in de UK.*

Deze inschatting van het al of niet nemen van maatregelen kan het beste worden gemaakt in combinatie met een trendanalyse van het betreffende kwaliteitselement, omdat de waterbeheerder daarmee kan bepalen in welke richting de toestand van een kwaliteitselement zich ontwikkelt. Deze trendanalyses kunnen door de waterbeheerder op eigen initiatief worden uitgevoerd. In het algemeen zal een non-parametrische trendanalyse, bijvoorbeeld de Mann-Kendall (al of niet met seizoenscorrectie), betere trendsignificanties geven dan lineaire regressie. Er zijn diverse statistische programma's op de markt (o.a. Trendanalist van Icastat/AMO;

of Mystat) die dit type trendanalyses kunnen uitvoeren. Verder zijn in het algemeen minimaal 4 biologische jaargemiddeldes nodig om een trendanalyse zinvol uit te kunnen voeren. Voor stoffen wordt het gebruik van (a) minimaal 5 jaar meetdata en (b) het gebruik van afzonderlijke meetresultaten binnen een jaar (4 of 12 meetwaarden zonder jaarmiddeling) aanbevolen voor trendanalyse, omdat hiermee betere trendsignificanties worden verkregen.

Literatuur

Anonymous, 2000. Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid. Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen.

Anonymous, 2002. Handboek Kaderrichtlijn Water (versie 5 maart 2003) (www.kaderrichtlijnwater.nl).

Anonymous, 2003a Handbook for implementation of the European Water Framework Directive in the Netherlands (version 9 January 2003) (www.kaderrichtlijnwater.nl).

Anonymous, 2003b. Water Framework Directive. Common Implementation Strategy. Working Group 2.7 Monitoring. Guidance on Monitoring for the Water Framework Directive. Final Version 23 January 2003.

Anonymous, 2004. Regeling milieukwaliteitseisen gevaarlijke stoffen oppervlaktewateren, Staatscourant, 22 december 2004.

Anonymus, 2008. RICHTLIJN 2008/105/EG VAN HET EUROPEES PARLEMENT EN DE RAAD van 16 december 2008 inzake milieukwaliteitsnormen op het gebied van het waterbeleid tot wijziging en vervolgens intrekking van de Richtlijnen 82/176/EEG, 83/513/EEG, 84/156/EEG, 84/491/EEG en 86/280/EEG van de Raad, en tot wijziging van Richtlijn 2000/60/EG

Anonymus, 2009. QA/QC-richtlijn 2009/90/EC. Europese richtlijn over technische specificaties voor chemische analyse en monitoring van de watertoestand krachtens Richtlijn 2000/6/EG van het Europees Parlement en de Raad.

Anonymus, 2009a. Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009.

Anonymus, 2011. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Technical Report–2011-55 Guidance document no. 27. Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards.

Anonymus, 2013. RICHTLIJN 2013/39/EU VAN HET EUROPEES PARLEMENT EN DE RAAD van 12 augustus 2013 tot wijziging van Richtlijn 2000/60/EG en Richtlijn 2008/105/EG wat betreft prioritaire stoffen op het gebied van het waterbeleid

Anonymus, 2014. WFD Reporting Guidance 2016, Version 2.0, EU 28 April 2014.

Baggelaar, P., O. van Tongeren, R. Knoben en W. van Loon, 2010. Rapporteren van de betrouwbaarheid van KRW-beoordelingen. H20 / 16 -2010 p. 21-25.

Bijkerk R. (red) (2010) Handboek Hydrobiologie. Biologisch onderzoek voor de ecologische beoordeling van Nederlandse zoete en brakke oppervlaktewateren. Rapport 2010 - 28, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer.

Bijkerk, R. (red) 2014. Handboek Hydrobiologie. Biologisch onderzoek voor de ecologische beoordeling van Nederlandse zoete en brakke oppervlaktewateren. Deels aangepaste versie. Rapport 2014 - 02, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Amersfoort.

CEN guidance standard for assessing the hydromorphological features of rivers (CEN TC 230/WG 2/TG 5: N32).

CEN guidance on assessing river quality based on hydromorphological features (CEN TC 230/WG 2/TG 5: N48)(concept).

Dam O. van, A.J. Osté, B. de Groot & M.A.M. van Dorst, 2007. Handboek hydromorfologie. Monitoring en afleiding hydromorfologische parameters Kaderrichtlijn Water. Ingenieursbureau BCC in opdracht van Rijkswaterstaat Waterdienst.

Ecostat, Technical Annex Classification Guidance, 2003

Emerson, K., Russo, R.C., Lund, R.E, Thurston R.V., 1975. Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. J. Fish. Res. Board.

Evers C.H.M., R.A.E. Knoben & F.C.J. van Herpen, 2012. Omschrijving MEP en maatlatten voor sloten en kanalen voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2021. STOWA rapportnummer 2012-34.

Faber W., D. Wielakker, A. Bak, J.L. Spier & S. Smulders, 2011. Richtlijn KRW Monitoring Oppervlaktewater en Protocol Toetsen & Beoordelen. Rapport, Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 26 jan. 2011.

Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document no. 13. Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential.

Grontmij | Aquasense, 2009. Evaluatie screening RWS (2005 – 2009). Aanbevelingen wat betreft gewasbeschermingsmiddelen en farmaceutica. In opdracht van Rijkswaterstaat Waterdienst.

Herpen van F., O. van Tongeren, R. Knoben, P. Baggelaar en W. van Loon, 2009. Quickscan precisie en betrouwbaarheid KRW-monitoringsprogramma's (verkort "Quickscan betrouwbaarheid"). In opdracht van Rijkswaterstaat Waterdienst. Royal Haskoning rapport. Referentie 9V0539/R00002/902795/AH/DenB.

Herpen, F.C.J. van & R. Pot, 2013. Verschillendocument KRW maatlatten SGBP1 en SGBP2. RoyalHaskoningDHV rapport 9X5373/ R00002/ 902795/ BW/ DenB, in opdracht van Rijkswaterstaat WVL.

Hoorn, van M.K., C.L.M. van de Ven en W.M.G.M. van Loon, 2006. Overige relevante stoffen in KRW kust- en overgangswateren. RIKZ en Koeman en Bijkerk bv. RWS-rapportage 2006-111.

ICBR, 2009. Afleiding van milieukwaliteitsnormen voor Rijnrelevante stoffen. ICBR rapport nr. 164.

Knoben R.A.E. en Snijders J.M., 2010, Instructie voor het omgaan met normoverschrijdingen van metalen en andere microverontreinigingen in oppervlaktewater, RWS Waterdienst rapportage.

Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1998. Vierde nota waterhuishouding.

Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 2006. Hydromorfologie in Nederland. Pilot hydromorfologische parameters Kaderrichtlijn Water. Rijkswaterstaat AGI. AGI-2006-GPM-018.

Molen, van der, D.T. & R. Pot (2006). Referenties en maatlatten voor meren voor de Kaderrichtlijn Water – update april 2006. Referenties en maatlatten voor rivieren voor de Kaderrichtlijn Water – update april 2006. Referenties en maatlatten voor overgangs- en kustwateren voor de Kaderrichtlijn Water – update april 2006. www.stowa.nl.

Molen, van der, D.T. & R. Pot (eds) STOWA), 2007. Referenties en maatlatten voor Natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water. Definitieve versie december 2007. ISBN 978.90.5773.383.3

Molen van der D.T., R. Pot R., C.H.M. Evers en L.L.J. van Nieuwerburgh, 2012. Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2015 - 2021. STOWA rapportnr. 2012-31.

Molen D.T. van der; R. Pot; C.H.M. Evers; R. Buskens & F.C.J. van Herpen (red.) 2013. Referenties en maatlatten voor overige wateren. Stowa rapport 2013-14.

Osté, L.A., G.J. Zwolsman en J. Klein, 2012. Methods to derive natural background concentrations of metals in surface water. Deltares-rapport 1206111.005a.

Osté, L.A., 2012. Landelijke achtergrondconcentraties in oppervlaktewater als invulling van het Protocol toetsen en beoordelen. Deltares-rapport 1206111.005b.

Portielje, R., C. Schipper & M. Schoor, 2005. De invloed van hydromorfologische stuurvariabelen op ecologische KRW doelen vis, macrofauna, waterflora van fytoplankton. Concept 5.Werkdocument RIZA 2005.098X; RIKZ/ZDO/2005.

Pot, R., 2014. Van monitoring naar beoordeling. Notitie voor Rijkswaterstaat. Roelf Pot, Oosterhesselen.

Remmelts W., 2009. Programma van eisen Gebiedsgerichte Monitoring Natura 2000 – in concept (maart 2009)

Royal Haskoning, 2006. Handreiking diagnostiek ecologische kwaliteit van watersystemen. Versie 2. Eindrapport februari 2006.

Scientific Committee on Health and Environmental Risks (SCHER; 2010). Opinion on the Chemicals and the Water Framework Directive: Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards. European Union, ISBN 978-92-79-12762-5, Brussel.

Schomaker A.H.H.M., & R.A.E. Knoben, 2007. Leidraad Monitoring Gewasbeschermingsmiddelen. Royal Haskoning in opdracht van Rijkswaterstaat Waterdienst.

Smit, CE & S. Wuijts, 2012. Specifieke verontreinigende en drinkwater relevante stoffen onder de Kaderrichtlijn water. Selectie van potentieel relevante stoffen voor Nederland. RIVM rapport 601714022/2012

Splunder, I. van, T.A.M. Pelsma & A. Bak (red.), 2006. Richtlijnen monitoring oppervlaktewater. Europese Kaderrichtlijn Water. Versie 1.3, augustus 2006.

Staeb, J., G. Niebeek, N. Jonkers, G. Stroomberg, S. van Kuijck, 2008. Feasibility of the analytical performance requirements for WFD monitoring. Validation study in 6 laboratories determining limits of quantification and measurement uncertainty for selected priority substances. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Rijkswaterstaat. Document 2008.WIL03X.

STOWA, 2002. Handboek visstandbemonstering- en beoordeling. STOWA-rapport 2002-07.

STOWA, 2006. Referenties en concept-maatlatten voor Meren voor de Kaderrichtlijn Water. Update april 2006. STOWA-rapport 42A.

STOWA, 2006. Referenties en concept-maatlatten voor Rivieren voor de Kaderrichtlijn Water. Update april 2006. STOWA-rapport 43A.

STOWA, 2007. Referenties en concept-maatlatten voor Overgangs- en Kustwateren voor de Kaderrichtlijn Water. Update februari 2007. STOWA-rapport 44A.

Verschoor, A., J.P.M. Vink, M. Vijver, 2012. Simplification of biotic ligand models of Cu, Ni and Zn by one, two and three parameter transfer functions. *Integrated Environmental Assessment and Management* 4:738-748.

Vink, J.P.M., A. Verschoor, 2010. Biotic Ligand Models: availability, performance and applicability for water quality assessment. *Deltares report 1203842-000-BGS-0006*, Utrecht.

Vonk, J.A., E. van der Grinten, H.J. van Wijnen, J.H. Vos, S. Lukács en W. Verweij, 2008. Fysisch-chemische parameters en biobeschikbaarheid in oppervlaktewater. Punten van aandacht voor de AMvB. Rijksinstituut voor Volksgezondheid.

Walvoort D. & W.M.G.M. van Loon, Confidence tool, 2014. Tool voor het schatten van de betrouwbaarheden van oordelen van kwaliteitselementen. Beschikbaar op: <http://cran.r-project/web/packages/confidence/>

Wanink, J.H., 2014. Toepassing van het BEQI2 tool op diepte-ecotopen van het Grevelingenmeer. Koeman en Bijkerk, Rapport 2014-011.

Werkgroep MIR, 2007. Toetsen en Beoordelen. Achtergronddocument met toelichting en voorbeelden voor de toepassing van de KRW-maatlatten biologie in Nederland. Auteurs: R. Pot en T. Pelsma. Productie: R. Pot. In opdracht van RIZA. Status: eindrapport, bewerkt, 16 augustus 2007;

Zwolsman, J.J.G. & K. de Schampelaere, 2007. Biologische beschikbaarheid en actuele risico's van zware metalen in oppervlakte water. Stowa rapport 2007-12. Stowa, Utrecht.

Bijlage 1: Definities en begrippen

In tabel B1.1 is een overzicht gegeven van belangrijke begrippen die bij deze richtlijn een rol spelen. Het zijn definities met, waar nodig, een nadere toelichting. Deze definities, voor zover de termen in Aquo zijn opgenomen, zijn niet Aquo-proof.

Tabel B1.1
Definities en begrippen.

Term	Definitie, betekenis en/of toelichting
Abundantie	Het aantal planten of dieren van een soort of soortgroep in een bepaald gebied, doorgaans uitgedrukt per oppervlakte-eenheid of volume-eenheid.
Aggregeren	Het samenvoegen van meetgegevens van één parameter of één kwaliteitselement. De meetgegevens kunnen afkomstig zijn van verschillende KRW-monitoringlocaties en van verschillende meetdatums. Het aggregeren van meetgegevens van een chemische parameter leidt tot één waarde, die gebruikt kan worden als toetswaarde. Bij biologische gegevens kunnen soortenlijsten van verschillende monsters of opnamen geaggregeerd worden. Het resultaat is een gecombineerde soortenlijst die daarna verder bewerkt kan worden. De biologische gegevens kunnen echter ook eerst per monster bewerkt worden (berekenen van de EKR's), waarna de EKR's geaggregeerd kunnen worden. In beide gevallen is het eindresultaat één EKR per biologisch kwaliteitselement.
Andere stoffen met een EU-norm	In een aantal onderdelen van dochterrichtlijn 76/464 zijn voor 17 stoffen MKN vastgesteld. Een deel van de stoffen is terug te vinden op de lijst van prioritaire stoffen. Voor een achttal stoffen geldt dit niet. Deze acht stoffen zijn de zgn. andere stoffen met een EU-norm.
Aquo	Set van standaarden die in de plaats is gekomen van Adventus, Gegevensstandaarden Water, Omega e.d.
Aquo-kit	Een gereedschapskist voor het verwerken, toetsen, presenteren en rapporteren van gegevens; omvat onder meer Aquo-kit portaal. Resultaten worden ingelezen in het Waterkwaliteitsportaal.
Bedekking	Bij vegetatie: dat deel van het grondoppervlak dat bij verticale projectie van de begroeiing bedekt wordt door vegetatie, uitgedrukt als percentage.
Begroeibaar areaal	Deel van het waterlichaam waar, in de natuurlijke, ongestoorde toestand, waterplanten kunnen groeien.
Beheerdersoordeel	Het wijzigen van een beoordeling die uit Aquo-kit komt. Dit mag alleen gedaan worden, als: <ul style="list-style-type: none"> - het oordeel aantoonbaar niet correct is door niet herstelbare omissies in het protocol (incl. referentiedocumenten) of in de programmatuur; - het oordeel aantoonbaar niet correct is door onherstelbare fouten in beschikbare monitoringdata; - er een significante trend is aangetoond, waardoor een punt op de trendlijn de waarheid beter aangeeft.
Bemonsteringsstrategie	De wijze waarop een bemonstering wordt uitgevoerd, rekening houdend met variatie in plaats en tijd.
Benthos	De in of op de bodem van het oppervlaktewater levende macrofauna zoals Chironomidae en Oligochaeta.
Beoordelen	Het indelen in toestandsklassen. Voor chemische stoffen zijn er twee beoordelingsresultaten (goed of niet goed). Voor

Term	Definitie, betekenis en/of toelichting
Bepalingsgrens	<p>biologische kwaliteitselementen zijn er vijf (voor natuurlijke wateren) of vier (voor sterk veranderde en kunstmatige wateren) klassen.</p> <p>De laagste meetwaarde die met de gebruikte analyseapparatuur mogelijk is. Metingen onder de bepalingsgrens worden gerapporteerd als "kleiner dan" de bepalingsgrens.</p>
Bestandsopname	Onderzoek om de hoeveelheid van een plant of dier in een gegeven gebied te bepalen.
Bestandsschatting	Vis-monster of combinatie van vismonsters waarin de abundantie is aangepast op basis van efficiëntie-verschillen voor vangsttuigen, vissoorten en beviste oppervlakten per deelmonster; te gebruiken als monster voor de beoordeling
Betrouwbaarheid	Dit wordt in het kader van deze KRW-studie gedefinieerd als de mate van betrouwbaarheid van een beoordeling. In concreto wordt als maat hiervoor (voor stoffen) de overschrijdingskans van de chemische norm of (voor ecologie) de overschrijdingskans van de ecologische klassengrens goed/matig gebruikt. Hiermee wordt zowel de kans op correcte classificatie als de kans op misclassificatie verkregen.
Betrouwbaarheidsinterval	Het interval (van ondergrens tot bovengrens) waarbinnen een bepaalde waarde waarschijnlijk ligt: de kans dat de waarde binnen deze grenzen ligt wordt de betrouwbaarheid (1- α , zie ook onbetrouwbaarheid) genoemd.
Chemische Toestand	De toestand op basis van stoffen waarvoor op EU niveau MKN zijn vastgesteld. Dit betreft de prioritaire stoffen en acht specifieke verontreinigende stoffen van dochterrichtlijn 76/464.
Conservering	Het langdurig behouden of bewaren van biologisch materiaal; meestal door toevoeging van een conserveringsmiddel of door invriezen.
Deelgebied	Een deel van een waterlichaam dat zich op grond van belangrijke kenmerken onderscheid van andere delen van het waterlichaam.
	<p>Een ruimtelijke eenheid, deel van een meetobject, waarin één of meerdere meetpunten liggen. De oppervlakte van een deelgebied wordt gebruikt voor weging, maar verschillend:</p> <ul style="list-style-type: none"> - vissen in meren en grote rivieren: wordt gebruikt voor weging van trekken en trajecten bij de bestandsschatting voor het waterlichaam; - lijnvormige wateren: wordt gebruikt voor weging van de meetpunten; - meren 1: indien wordt gebruikt voor het onderscheiden van sectoren; de oppervlakten gebruiken voor weging van de monsters binnen een meetpunt; - meren 2: indien wordt gebruik voor het onderscheiden van strata; de oppervlakten gebruiken voor weging van de monsters binnen een meetpunt.
(Deel)maatlat	Een stelsel van normen voor één biologisch kwaliteitselement. Maatlatten worden alleen gebruikt bij biologische kwaliteitselementen. Bij alle biologische kwaliteitselementen

Term	Definitie, betekenis en/of toelichting
	worden meerdere parameters gebruikt, bijvoorbeeld het aantal kenmerkende soorten, of de bedekking van de vegetatie. Voor elke parameter is er dan een deelmaatlat. Voor natuurlijke wateren zijn op nationaal niveau (deel)maatlaten vastgesteld. Voor sterk veranderde en kunstmatige wateren moeten per waterlichaam daarvan aangepaste maatlaten worden afgeleid. De meest recente versies van de maatlaten voor natuurlijke wateren zijn te vinden op de website van de STOWA (www.stowa.nl).
Deelmonster (submonsters)	1 Een representatief deel van het monster waaraan de analyse wordt uitgevoerd. 2 Een monster dat men verzamelt in een bepaald habitat en met één of meer andere deelmonsters deel uitmaakt van het totale monster dat men op en rond de KRW-monitoringlocatie neemt (zie ook submonster).
Deelstroomgebied	Min of meer hydrologisch begrensde indeling van een stroomgebieddistrict. Bijv; het Nederlandse deel van het stroomgebieddistrict Rijn in opgesplitst in 4 deelstroomgebieden Rijn-Noord, Rijn-Midden, Rijn-Oost en Rijn-West.
Diatomee	Kiezelwier; een groep van eencellige algen met een schaalpje van kiezelzuur.
Diepe plas	Een plas met een gemiddelde diepte groter dan 6 m, waarin temperatuursstratificatie kan optreden in de periode mei-september. Tijdens stratificatie is de waterkolom van boven naar beneden verdeeld in epilimnion, metalimnion en hypolimnion.
Diversiteit	Verscheidenheid. Vaak als synoniem van soortenrijkdom gebruikt, maar in het begrip diversiteit speelt ook de relatieve abundantie van de soorten een rol.
Doorzicht	Zie Secchi-diepte.
Dwarsprofiel	Verloop van het oppervlak van de waterbodem in een dwarsdoorsnede van het water.
EBeo	Ecologische Beoordeling van oppervlaktewater (STOWA-beoordelingssystemen).
Ecologische Kwaliteitsratio (EKR)	Ecologische Kwaliteits Ratio; getal tussen 0 en 1 waarin het beoordelingsresultaat van de ecologische toestand voor de KRW wordt uitgedrukt: een EKR groter dan 0,8 is Zeer goed, een EKR lager dan 0,2 is Slecht.
Ecologische Toestand	De toestand op basis van de biologische kwaliteitselementen, de (hydro)morfologische parameters, de algemeen fysisch-chemische parameters en de overige relevante stoffen.
Eenheid	In het meten en analyseren: de maat waarin men de waarde uitdrukt, bijvoorbeeld graden Celsius, milligram stikstof per liter, cellen per milliliter.
Electrolytarm	Arm aan vrije ionen, zoals Na ⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ , Ca ²⁺ , Cl ⁻ , CO ₃ ²⁻ , door een laag gehalte aan (opgeloste) zouten.
Electrolytrijk	Rijk aan vrije ionen, zoals Na ⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ , Ca ²⁺ , Cl ⁻ , CO ₃ ²⁻ , door een hoog gehalte aan (opgeloste) zouten.
Epilimnion	Laag tussen wateroppervlak en spronglaag waarin de temperatuur en soortelijke massa (dichtheid) van het water in de diepte niet of nauwelijks veranderen (Zepi).

Term	Definitie, betekenis en/of toelichting
Eufotische zone	Zone van de waterkolom waarin netto primaire productie door fotosynthese plaatsvindt (Zeu). De zone is van boven begrensd door het wateroppervlak en van onder door het vlak waar de fototrofe productie door lichtbeperking zo laag is dat zij gelijk is aan de respiratie (verademing). De diepte van de eufotische zone is bij benadering gelijk aan 2.5 maal de Secchi-diepte (ZS).
Eutrofiëring	Toename van het gehalte aan voedingsstoffen, met name van ammonium, nitraat en fosfaat.
Fixeren	Het geschikt maken van een monster voor langdurige bewaring, met zo min mogelijk verlies van de karakteristieke kenmerken van de organismen; meestal door toevoeging van een conserveringsmiddel.
Flab	Drijvende massa draadalg (Floating Algal Biomass).
Fytoplankton	Verzamelnaam voor kleine, plantaardige, fototrofe organismen en cyanobacteriën die vrij zweven in het oppervlaktewater.
Gebufferd	Met het vermogen om H ⁺ -ionen (protonen) te neutraliseren, waardoor een toename van deze ionen niet leidt tot een daling van de pH.
Goed Ecologisch Potentieel (GEP)	De ecologische doelstelling voor sterk veranderde en kunstmatige wateren.
Habitat	Het leefgebied van planten en dieren. In de praktijk worden hiervoor substraten gebruikt (zand, slib, vegetatie).
Habitattype	Soort habitat, bijvoorbeeld het habitat 'kale oever', of het habitat 'ondergedoken vegetatie'.
Homogeen	Op alle punten met gelijke eigenschappen (van dezelfde aard of samenstelling).
Hydrologische eenheid	Verdere opdeling van een regio; hanteerbaar hydrologisch begrensd gebied waarop analyses, beoordelingen en maatregelen kunnen worden geformuleerd, bijv. Vecht
Hydromorfologie	Volgens het Handboek Hydromorfologie: de leer van de vormen in het landschap ontstaan door water; hydromorfologische kenmerken zijn o.a. breedte, diepte, meandering, oevervorm,
Hypolimnion	Laag tussen spronglaag en sedimentoppervlak, waarin de temperatuur en soortelijke massa (dichtheid) van het water in de diepte niet of nauwelijks veranderen.
(Individueel) waterlichaam	Kleinste hydrologische eenheid, gekenmerkt door uniform watertype, status en menselijke belasting.
Inrichting	Van een oppervlaktewater: het geheel aan hydromorfologische kenmerken inclusief die van de oever.
Intercept	Asafsnede, de voorspelde waarde wanneer alle verklarende variabelen de waarde 0 hebben.
(Internationaal) werkgebied	Binnen landsgrenzen gelegen deel van een stroomgebiedistrict, bijv. Rijn-Delta voor Nederlands deel Rijn.
Kerngebied	Een deel van een waterlichaam dat representatief is voor het hele waterlichaam en gekozen om te bevissen voor een bestandopname van grote waterlichamen.
Kiezelwier	Groep van algen die zich onderscheiden door een wandje van kiezelzuur (siliciumdioxide) dat de cel omgeeft.
KRW-monitoringlocatie	Locatie (ruim op te vatten) in een waterlichaam waarin één of meer meetpunten liggen.

Term	Definitie, betekenis en/of toelichting
	<p>Waterlichaam, EKR wordt berekend uit gemiddelden van dat van de meetpunten.</p> <p>Bij chemie is de KRW-monitoringslocatie gelijk gesteld aan het meetpunt. Bij biologie, hydromorfologie kan een KRW-monitoringslocatie uit meerdere of zelfs veel meetpunten bestaan. Voor sommige biologische en hydromorfologische kwaliteitselementen wordt een waterlichaam gebiedsdekkend bemonsterd. De KRW-monitoringslocatie is dan een fictief punt (bijvoorbeeld gekozen op het zwaartepunt van het waterlichaam) dat de bemonstering vertegenwoordigt. De KRW-beoordeling vindt uiteindelijk plaats op het niveau van waterlichaam, wat meestal overeenkomt met de KRW-monitoringslocatie. Hier zijn enkele uitzonderingen op die in dit protocol zijn beschreven.</p>
Kwaliteitselement	<p>Een levend onderdeel of kenmerk van een watersysteem, dat gebruikt wordt om de ecologische kwaliteit van een waterlichaam vast te stellen.</p> <p>Er zijn biologische kwaliteitselementen binnen de KRW zijn fytoplankton, macrofauna, diatomeeën, macrofyten.</p>
Kwaliteitszorg	<p>Het geheel van activiteiten dat men onderneemt om de kwaliteit van het hydrobiologisch onderzoek te onderzoeken, te borgen of te verbeteren en openbaar te maken (kwaliteit wil in dit geval zeggen: betrouwbaarheid en reproduceerbaarheid van de onderzoeksresultaten).</p>
Logaritmische transformatie	<p>Transformatie (verandering) van een getal door daarvan de logaritme (meestal de natuurlijke logaritme) te nemen. Deze transformatie wordt vaak toegepast om ervoor te zorgen dat wordt voldaan aan een normale kansverdeling, of (bij regressiemodellering) dat de residuele varianties homogeen (onafhankelijk van de afhankelijke variabelen) zijn.</p> $X' = \ln(X)$
Logit transformatie	<p>Het omgekeerde van de logaritmische transformatie is de exponentiële transformatie:</p> $X' = \exp(X)$ <p>Transformatie waarbij een kans (waarde tussen 0 en 1) wordt omgezet naar een waarde in het bereik $-\infty$ tot $+\infty$, door de logaritme te nemen van het quotiënt van kans en 1-kans'.</p> $EKR' = \text{logit}(EKR) = \ln(EKR / (1 - EKR))$ <p>Terugtransformatie:</p> $EKR = \exp(EKR') / (1 + \exp(EKR'))$
Maatlat	<p>In de waterkwaliteitsbeoordeling een systeem om de ecologische kwaliteit van een oppervlaktewater te bepalen uit de hoeveelheid en aard van de aanwezige planten of dieren.</p>
Macrofauna	<p>Verzamelnaam voor met het blote oog zichtbare, aan water gebonden levensstadia van ongewervelde dieren, waarvan de afbakening bij afspraak geschiedt aan de hand van een vastgestelde lijst van taxonomische groepen.</p>
Maximaal Aanvaardbare Concentratie (MAC-MKN)	<p>Een norm die geldt voor het maximum van de gemeten waarden van prioritaire stoffen en dochterrichtlijn 76/464 stoffen.</p>

Term	Definitie, betekenis en/of toelichting
Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP)	De hoogst haalbare ecologische waarde van sterk veranderde en kunstmatige wateren (mits het MEP op correcte wijze is herleid).
Meander	Lus of bocht in de loop van een natuurlijke beek of rivier.
Meandering	De mate waarin de waterloop zich kenmerkt door een natuurlijke loop met bochten en lussen.
Meting	Opsomming van één of meer parameters met een meetwaarde die daarvoor is bepaald, te behandelen als monster.
Meetgegevens	Resultaten van metingen. Dit kunnen concentraties van stoffen zijn, of soortenlijsten met aantallen, abundanties en/of bedekkingen.
Meetobject	Term die door QBWat wordt gebruikt voor KRW-monitoringlocatie of waterlichaam (MLC)
Meetprogramma	Het totale pakket aan bemonsteringen en veldanalyses dat wordt uitgevoerd in het kader van een onderzoeksproject.
Meetpunt	Een punt waarvan de positie nauwkeurig is vastgelegd door middel van x,y-coördinaten en waaraan de resultaten van metingen en bemonsteringen worden toegekend. Eenheid waarop in principe wordt beoordeeld. Bij een meetpunt worden één of meer monsters genomen die op verschillende aan het meetpunt gerelateerde monsterpunten kunnen liggen en op verschillende data kunnen zijn genomen. [lijnvormige wateren] punt langs of in het water dat een locatie aangeeft waar de monsters worden genomen; er is één punt dat de gehele breedte van het water representeert. Te gebruiken als meetpunt voor beoordeling. [meren 1] een punt op de oever of op een lijn dwars op de oever waaraan alle monsters dwars op de gradiënt worden gerelateerd. Te gebruiken als meetpunt voor beoordeling. [meren 2] verwarrende, in de context van beoordeling onjuiste term voor een punt waar daadwerkelijk naartoe wordt gevaren om te monstereen of te meten, de afstand tot de oever is relevant; hiervoor liever de term monsterpunt gebruiken.
Meetvlak	Een gebied rond een meetpunt, waarin metingen of bemonsteringen worden uitgevoerd.
Mengmonster	Een monster waarin twee of meer submonsters van verschillende microhabitats of diepten zijn samengebracht.
Microhabitat	Een klein, apart leefmilieu binnen een habitat waarin soorten voorkomen die in de omgeving niet of veel minder gevonden worden, door de specifieke milieu-omstandigheden of schuilgelegenheid binnen het microhabitat. Binnen het habitat 'ondergedoken vegetatie' kan men onderscheid maken tussen de microhabitats 'rand van de vegetatie' en 'centrum van de vegetatie'.
Monitoring	In de context van dit handboek: een herhaalde meting van de kwaliteit van het oppervlaktewater (bijvoorbeeld maandelijks, jaarlijks, of eens in de drie jaar).
Monster	Het verzamelen van een voorgeschreven hoeveelheid water, bodemsubstraat, plantaardig materiaal etc waarna in een laboratorium betreffend materiaal geanalyseerd wordt. Dit kunnen chemische analyses zijn, of het bepalen van soorten en aantallen van in het water (of op/in het substraat levende) dierlijke en plantaardige organismen. Ook het vangen van vis

Term	Definitie, betekenis en/of toelichting
Monsterpunt	op een unieke locatie wordt een monster genoemd. Plaats waar de meting of bemonstering daadwerkelijk wordt uitgevoerd, gelegen op of in de onmiddellijke nabijheid van een meetpunt waaraan de meet- of monsterresultaten worden toegekend. Locatie waar een monster of een serie monsters is genomen, er kunnen meerder monsterpunten liggen bij een meetpunt
Natuurlijke logaritme	De macht waartoe het getal e (het zogenaamde grondtal van de natuurlijke logaritme, bij benadering 2.7183) verheven moet worden om het getal te verkrijgen waarvan de logaritme genomen wordt: als $a=e^x$, dan is x de natuurlijke logaritme van a.
Norm	De waarde van een parameter die afgesproken is als grens van aanvaardbaarheid.
Nutriënten	Het kwaliteitselement nutriënten wordt afhankelijk van het watertype bepaald door één parameter (DIN) of door twee parameters (N, P). In het laatste geval wordt het kwaliteitselement nutriënten bepaald door het beste toetsresultaat van de parameters fosfor totaal (totaal P) en stikstof totaal (totaal N).
Oeververdediging	Bescherming tegen oeverafslag, bijvoorbeeld stortsteen, schanskorven.
Ondiepe plas	Een plas met een gemiddelde diepte kleiner dan of gelijk aan 6 m, waarin onder normale weersomstandigheden geen langdurige temperatuursstratificatie optreedt.
One-out all-out	Term uit de KRW. Slaat op de ecologische toestand die automatisch gelijk is aan het zwakst scorende biologische kwaliteitselement. Slaat óók op de chemische toestand waarbij de chemische toestand niet goed is als 1 of meer stoffen (met een EU norm) de norm niet halen. One-out all-out is zowel van toepassing bij Operationele Monitoring als Toestand en Trend Monitoring, waarbij een belangrijk verschil is dat bij Operationele Monitoring veel minder parameters/kwaliteitselementen meedoen.
Open water	Het niet begroeide deel of het door wind sterkst bewogen deel van het oppervlaktewater.
Operationele Monitoring	KRW-monitoring met als doel: de toestand vast te stellen van de waterlichamen waarvan gebleken is dat ze gevaar lopen de milieudoelstelling niet te bereiken; uit de maatregelenprogramma's resulterende wijzigingen in de toestand van die lichamen te beoordelen.
Opname	In de vegetatiekunde: een non-destructieve steekproef (in feite monster) van de vegetatie.
Specifieke verontreinigende stoffen	Dit zijn landelijke vastgestelde stoffen die een rol spelen bij de bepaling van de Ecologische Toestand of het Ecologisch Potentieel. De stroomgebied relevante stoffen zijn onderdeel van deze groep.
Overschrijdingskans	De kans op het optreden van een uitkomst gelijk aan of groter dan een waarde x is.
Populatie	Groep van individuen van dezelfde soort die op een bepaalde plaats leeft en zich van generatie tot generatie voortplant.
Precisie	In deze dit rapport gedefinieerd als de mate van variatie van

Term	Definitie, betekenis en/of toelichting
Prioritaire stoffen	toetswaarden. Precisie wordt uitgedrukt in de standaarddeviatie en het 90% betrouwbaarheidsinterval. Dit is een lijst van stoffen die door de Europese Commissie is vastgesteld in de dochterrichtlijn Prioritaire stoffen en in Nederland opgenomen is in het Bkmw.
Proefvlak	Een gebied rond een meetpunt, waarin de vegetatie wordt opgenomen (een meetvlak voor vegetatiebemonsteringen).
QBWAT	Software programma waarmee geautomatiseerd de beoordeling van de biologische kwaliteitselementen volgens de KRW-maatlatten berekend wordt.
Regressie (lineair)	Een statistische methode om het verband te schatten (fitten) tussen een zogenaamde afhankelijke variabele (de te voorspellen variabele) en één of meer onafhankelijke variabelen. Hierbij wordt de residuele variantie (MSQ fout) geminimaliseerd. Met lineaire regressie kunnen ook niet-lineaire relaties gefit worden door de variabelen te transformeren of door getransformeerde variabelen naast de oorspronkelijke variabelen in het regressiemodel op te nemen.
Regressiemodel	Een formule, die het verband beschrijft tussen de afhankelijke variabele en de onafhankelijke variabele(n). Bij lineaire regressie ziet deze er in het algemeen zo uit: $Y = a + bX_1 + cX_2 + \dots$. Het getal a is het intercept, b en c zijn de regressiecoëfficiënten, vermenigvuldigingsfactoren voor de onafhankelijke variabelen X1, X2 etc. De verwachte (geschatte) waarde voor Y wordt dus berekend door bij het intercept de producten op te tellen van de waarden van de onafhankelijke variabelen met hun regressiecoëfficiënten.
Regressiecoëfficiënt	Een getal dat aangeeft hoe sterk de waarde van de onafhankelijke variabele toeneemt (regressiecoëfficiënt > 0) of afneemt (regressiecoëfficiënt < 0) wanneer de onafhankelijke variabele verhoogd wordt met de waarde 1.
Relevant	Belangrijk; relevante kenmerken zijn kenmerken die belangrijk zijn voor het maken van onderscheid (bijvoorbeeld bij het determineren, of het vaststellen van deelgebieden).
Representatief	Karakteristiek; in zijn eigenschappen (bijvoorbeeld soortensamenstelling) geschikt om een groter geheel te vertegenwoordigen (bijvoorbeeld een waterlichaam).
Residu/ residuele afwijking	Het verschil tussen de waargenomen en de verwachte (voorspelde) waarde.
Residuele variantie	Het gemiddelde van de gekwadeerde verschillen tussen observaties en model (verwachte waarden). Zie MSQ fout.
Saliniteit	Zie zoutgehalte.
Secchi-diepte	Maximale diepte waarop een afgezonken witte Secchi-schijf nog juist zichtbaar is. De diepte wordt bepaald als het gemiddelde van de diepte waarop de neergelaten schijf uit het zicht verdwijnt en de diepte waarop hij bij het ophalen weer zichtbaar wordt. Ook wel zichtdiepte genoemd (ZSecchi of ZS).
Significant	1 Belangrijk. 2 Statistische term die uitdrukt dat een gevonden verschil tussen twee waarden waarschijnlijk niet op toeval berust.
Significantie	De mate van aannemelijkheid van de nulhypothese Bij

Term	Definitie, betekenis en/of toelichting
	regressie wordt de gevonden relatie significant bevonden als de significantie kleiner is dan de gekozen onbetrouwbaarheid. Meestal komt dit erop neer dat het betrouwbaarheidsinterval van de geschatte regressiecoëfficiënt de waarde 0 niet bevat.
Soortenrijkdom	Het aantal soorten in een monster of een gebied; meestal alleen de soorten van een bepaalde taxonomische of functionele groep.
Soortensamenstelling	De lijst van soorten in een monster of een gebied; meestal alleen de soorten van een bepaalde taxonomische of functionele groep.
Spronglaag	De dunne laag tussen epilimnion en hypolimnion. In deze laag veranderen de temperatuur en soortelijke massa (dichtheid) van het water in de verticaal veel sneller dan boven en onder deze laag (de temperatuur maakt een 'sprong'). De diepte waarop de spronglaag zich bevindt ligt meestal tussen 5 en 6 m. Andere termen voor spronglaag zijn metalimnion en thermocline.
Standaarddeviatie	Een maat voor de spreiding in de gegevens, de wortel uit de variantie of uit de schatter van de variantie (MSQ, bij een steekproef), zie ook variantie.
Stroomgebied	Een gebied vanwaar al het over het oppervlak lopende water via een reeks stromen, rivieren en eventueel meren door één riviermond, estuarium of delta, in zee stroomt.
Stroomgebiedsdistrict	Het gebied van land en zee, gevormd door een of meer aan elkaar grenzende stroomgebieden met de bijbehorende grond- en kustwateren, dat overeenkomstig artikel 3, lid 1, als de voornaamste eenheid voor stroomgebiedsbeheer is omschreven.
Sublitoraal	Zone beneden de laagwaterlijn, die in principe altijd onder water staat.
Submonster	Zie term "deelmonster".
Substraat	De vaste laag of het sediment waar een organisme zich kan bevinden.
Talud	Het schuine vlak langs een weg, watergang of dijk.
Taxon	Een groep organismen die op grond van overeenkomstige kenmerken een eenheid vormt waaraan een unieke naam is gegeven. Eenheden zijn opverschillende niveaus gedefinieerd, bijvoorbeeld soort, geslacht, familie, klasse.
Thermocline	Zie spronglaag.
Toestand- en Trend (T&T) monitoring	KRW-monitoring met als doel: aanvulling en bekrachtiging van de effectbeoordelingsprocedure (bijlage II van de KRW); een doelmatige en efficiënte opzet van toekomstige monitoringsprogramma's; de beoordeling van veranderingen in de natuurlijke omstandigheden op lange termijn; de beoordeling van veranderingen op lange termijn ten gevolge van algemeen voorkomende menselijke activiteit.
Toetsen	Het vergelijken van een toetswaarde of EKR met een norm of een maatlat.
Toetswaarde	Een waarde van een parameter die vergeleken kan worden met een norm of een maatlat.
Traject	Een doorgaans langwerpig meetvlak of proefvlak dat men bemonstert op vegetatie of vis.

Term	Definitie, betekenis en/of toelichting
Traject	<p>Gebied rond een meetpunt met zekere lengte waarin bemonstering plaatsvindt:</p> <ul style="list-style-type: none"> - macrofauna, fyto-benthos: gebied waarin monsters worden genomen die tot mengmonster worden samengevoegd; - macrofyten: proefvlak of transect van naast elkaar gelegen proefvlakken in een lijnvormig water; - vissen: beviste basis eenheid, vangstgegevens worden na bewerking gebruikt voor beoordeling, zie bestandsschatting.
Transformatie	<p>Het veranderen van de waarden van een variabele door daarop een wiskundige bewerking toe te passen. Omdat voor veel statistische modellen een vereiste is dat de residuele variantie onafhankelijk is van de waarde van de onafhankelijke (verklarende) variabelen wordt de afhankelijke variabele soms getransformeerd. In dit rapport is de logaritmische transformatie om die reden meerdere malen toegepast.</p>
Trek	<p>Een bemonstering van het oppervlaktewater met behulp van een net dat over enige afstand door het water getrokken wordt.</p>
	<p>Basisonster bij vissen met daadwerkelijke vangstgegevens van zegen of kuil, wordt na bewerking gebruikt voor beoordeling, zie bestandsschatting.</p>
Trend	<p>De verandering in het populatiegemiddelde van een variabele per tijdseenheid of per eenheid van afstand.</p>
Variantie	<p>Een maat voor de spreiding (variantie) in een variabele (zie ook MSQ, SSQ en vrijheidsgraden). Deze wordt berekend door de afwijkingen van het gemiddelde te kwadrateren en daarvan het gemiddelde te bepalen.</p>
Temporele	<p>De variantie in tijd.</p>
(steekproef)variantie	
Ruimtelijke	<p>De variantie in ruimte.</p>
(steekproef)variantie	
Verwachte/ voorspelde waarde	<p>In dit rapport: gemiddelde van een aantal waarnemingen of voorspelde waarde op basis van regressieanalyse.</p>
Vrijheidsgraden	<p>Maat voor de informatie-inhoud van een schatting. Door het schatten van één of meer populatieparameters (bijvoorbeeld het gemiddelde) uit een steekproef ligt de waarde van één of meer waarnemingen vast. Om die reden wordt bijvoorbeeld bij de schatting van de populatievariantie uit een steekproef gedeeld door het aantal waarnemingen minus 1, omdat voor deze berekening allereerst het gemiddelde bepaald wordt.</p>
Waarneming	<p>Een getelde eenheid van een planten- of diersoort. Bij algen kan een waarneming bestaan uit één of meer algencellen (bijvoorbeeld een filament), die als zelfstandig deeltje in het water aanwezig is.</p>
Watergang	<p>In het algemeen spraakgebruik: een lijnvormig, smal, niet stromend water, zoals een sloot of een klein kanaal.</p>
Waterkwaliteitsportaal	<p>Een internetsite voor de uitwisseling van gegevens voor KRW-rapportage.</p>

Term	Definitie, betekenis en/of toelichting
Waterlichaam	Een waterlichaam is een watersysteem van 'aanzienlijke omvang' en een uniforme status, waarbinnen de te behalen ecologische kwaliteit overal gelijk moet zijn.
Waterloop	In het algemeen spraakgebruik: een lijnvormig, smal, stromend water, zoals een beek of een klein riviertje.
Werkvoorschrift	Document dat voorschrijft hoe bepaalde werkzaamheden uitgevoerd moeten worden.
Zichtdiepte	Zie Secchi-diepte.
Zoutgehalte	De totale hoeveelheid opgeloste zouten.

In tabel B1.1 zijn van sommige begrippen de afkortingen gegeven. Voor de volledigheid volgt hieronder een lijst met alle afkortingen.

Tabel B1.2
Afkortingen.

Afkorting	Betekenis
CEN	Europese Normering
DIN	Dissolved Inorganic Nitrogen
EKR	Ecologische Kwaliteitsratio
GEP	Goed Ecologisch Potentieel
GET	Goede Ecologische Toestand
ISO	Internationale Organisatie voor Standardisatie
Categorie M,R,K en O	categorie Meer, Rivier, Kustwater of Overgangswater van KRW-waterlichamen
KRW	Europese Kaderrichtlijn Water
MAC-MKN	Maximaal Aanvaardbare Concentratie
MEP	Maximaal Ecologisch Potentieel
MKN	Milieukwaliteitsnorm
MRE	Monitoring, Rapportage en Evaluatie (cluster onder het Projectteam Water)
MTR	Maximaal Toelaatbaar Risico
MWTL	Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands
NATURA2000	Stelsel van Europees beschermde gebieden onder Vogel- en Habitatrichtlijn
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
OM	Operationele Monitoring
OSPAR	Oslo-Parijs verdrag inzake bescherming Atlantische Oceaan
RWSR	Regionale Watersysteem Rapportages
SVS	Specifieke verontreinigende stoffen
STOWA	Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer
T&T	Toestand en Trend
VHR	Vogelrichtlijn en Habitatrichtlijn (Natura2000)
ZGET	Zeer Goede ecologische Toestand

Bijlage 2: Stroomgebied relevante stoffen

Bron: Nota van Toelichting Bkmw 2009

NB. Voor de selectie van de stroomgebied relevante stoffen en de normen voor deze stoffen is de bron het Bkmw. De tabellen uit de meest recente versie daarvan en de bijbehorende nota van toelichting zijn dus altijd leidend.

Tabel B3.1

Stroomgebied relevante stoffen. De aangekruiste stoffen (X) zijn in dit stroomgebied relevant.

Stofnaam	Cas-nummer	Rijn	Maas	Eems	Schelde
Arseen	7440-38-2	X	-	-	-
Chroom	18540-29-9	X	-	-	-
Koper	7440-50-8	X	X	X	X
Zink	7440-66-6	X	X	X	X
Bentazon	25057-89-0	X	-	X	-
Chloortoluron	15545-48-9	X	-	-	-
Dichloorvos	62-73-7	X	-	-	-
Dichloorprop	120-36-5	X	-	-	-
Dimethoaat	60-51-5	X	-	-	-
Mecoprop	93-65-2	X	-	X	-
MCPA	94-74-6	X	-	X	-
Pyrazone (Chloridazon)	1698-60-8	-	-	X	-
Trifenylylverbindingen	668-34-8	-	-	X	-
PCB-101	37680-73-2	X	X	X	X
PCB-118	31508-00-6	X	X	X	X
PCB-138	35065-28-2	X	X	X	X
PCB-153	35065-27-1	X	X	X	X
PCB-180	35065-29-3	X	X	X	X
PCB-28	7012-37-5	X	X	X	X
PCB-52	35639-99-3	X	X	X	X
Dibutyltin	1002-53-5	X	-	-	-
Ammonium-N	14798-03-9	X	-	-	-
4-chlooraniline	106-47-8	X	-	-	-
Fluoride(n)	16984-48-8	-	-	-	-

Bijlage 3: Keuze biologisch kwaliteitselement per druk voor operationele monitoring

Bijlage 3a: Achtergrond van keuze sterkst gerelateerd biologisch kwaliteitselement

Voor het SGPB 2009 hebben de waterbeheerders per waterlichaam de aanwezige en significante drukken gerapporteerd. Deze drukken zijn terug te voeren tot een kleiner aantal stuurvariabelen. De stuurvariabele is de knop waaraan (dmv maatregelen) aan gedraaid kan worden. Om inzichtelijk te maken hoe een druk/stuurvariabele doorwerkt naar kwaliteitselementen zijn de onderstaande 3 schema's (voor meren, rivieren en overgangswateren (uit Portielje e.a. 2005) opgenomen. Soms is de relatie druk/stuurvariabele direct, soms loopt die via een ander kwaliteitselement.

Er zijn verschillende criteria op basis waarvan het kwaliteitselement gekozen kan worden (voor operationele monitoring) dat meest indicatief is voor de ecologische toestand van het waterlichaam. Iedere keuze heeft een consequentie (risico). Indien het snelst reagerende kwaliteitselement gekozen wordt is nog weinig zekerheid of het systeem in z'n geheel wel ecologisch goed functioneert. Indien voor de meest kritische kwaliteitselement gekozen wordt, wordt meer inzicht in de ecologische toestand verkregen (minder risico). Echter, dit kan erg lang op zich laten wachten. In onderstaand kader worden verschillende aspecten van gevoeligheid toegelicht. De samenhang tussen de meest voorkomende drukken/stuurvariabelen in meren, rivieren en overgangswateren en biologische kwaliteitselementen zijn in onderstaande schema's 1, 2, en 3 verbeeld. (Uit: Portielje e.a., 2005). Vaak zijn meerdere kwaliteitselementen gerelateerd aan een zelfde druk/stuurvariabele, ze verschillen echter in mate en/of type respons. Uiteindelijk moet één kwaliteitselement gekozen worden (b.v. zowel fytoplankton als waterplanten als vis reageren op afname van concentraties nutriënten). In bijlage 3b is een tabel opgenomen, die gebruikt kan worden bij de uiteindelijke keuze van het kwaliteitselement dat de kortste responsetijd heeft. Hierbij komen alleen die kwaliteitselementen in aanmerking voor operationele monitoring die at risk zijn; indien ze niet at risk zijn is een respons op de afname van de belasting niet te verwachten. De tabel is een hulpmiddel in de analyse van een waterbeheerder van z'n systeem en heeft niet de intentie alle beheersproblemen af te dekken.

Voorbeeld:

Een meer is at risk omdat bij beoordeling (o.a.) macrofyten en fytoplankton matig scoren. Het meer wordt flink belast door rwzi's en de landbouw en bestaat voor 75% uit verharde oevers. Om het MEP/GEP te halen zal zo wel nutriëntenlast naar beneden gebracht moeten worden en de oevers heringericht. Door maatregelen te nemen in de rwzi's worden de nutriënten gereduceerd – fytoplankton is het snelst reagerende kwaliteitselement bij de stuurvariabele nutriënten.

Bij nadere beschouwing van de beoordeling van de macrofyten blijkt dat alleen de deelmaatlat oeverplanten niet voldoet, de soortensamenstelling en abundantie van de waterplanten scoort wel goed. Het gaat met name om herinrichting van de directe oever (niet het begroeibare ondiepe deel van het meer). Aanpassing van de hellingshoek, waardoor oeverplanten zich kunnen vestigen is een voor de handliggend maatregel – areaal oeverplanten wordt gemonitord.

Voorgaande is een eenvoudig te interpreteren voorbeeld. Ingewikkelder ligt als een druk meerdere stuurvariabelen beïnvloedt: stroomsnelheid, afvoerfluctuaties en inundatie zijn sterk gerelateerde variabelen; substraat wordt bepaald door deze stuurvariabelen. In een rivier worden genoemde stuurvariabele beïnvloed door een waterkrachtcentrale. Om tot het meest indicatieve kwaliteitselement te komen is het belangrijk om de prioritaire drukken te onderscheiden (waar maatregelen tegen genomen gaan worden) en de monitoringgegevens van de biologische kwaliteitselementen (T&T of anderszins) te analyseren. Wat is er aan de hand in het waterlichaam en welke stuurvariabele(n) worden beïnvloed door de maatregelen.

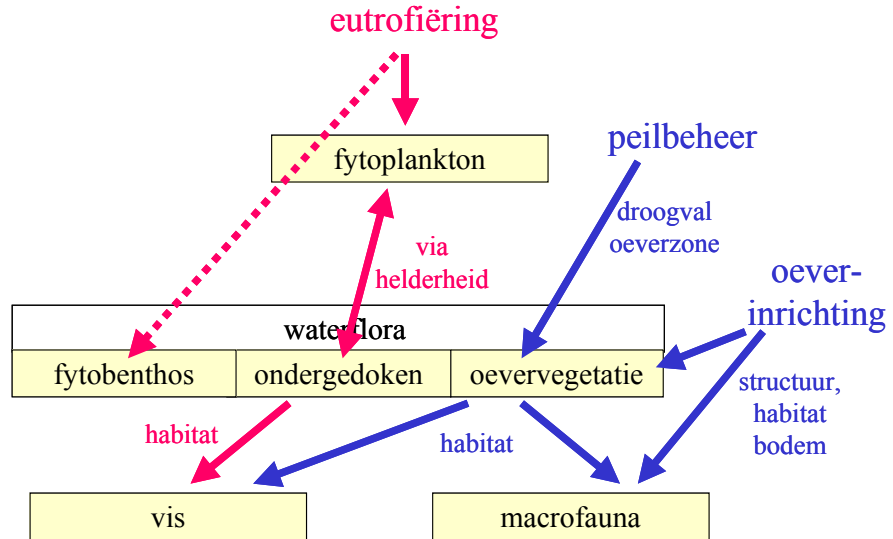
B.v. afwezigheid van jonge vis kan betekenen dat er geen geschikte of bereikbare paai- en opgroeigebieden zijn; incomplete vissoortensamenstelling kan betekenen dat niet alle soorten het waterlichaam kunnen bereiken; afwezigheid van oevervegetatie kan betekenen dat de afvoerfluctuaties ongunstig zijn; incomplete soortensamenstelling van de macrofauna kan betekenen dat de (variatie in) stroomsnelheid ongeschikt is. Waarschijnlijk is dat alle kwaliteitselementen door de ongunstige omstandigheden beïnvloed worden. Maar het kan ook zijn dat sommige kwaliteitselement niet at risk zijn, wat de keuze voor een kwaliteitselement al iets vereenvoudigt.

Uitgaande van de meest ingewikkelde situatie, dat alle kwaliteitselementen niet goed scoren, lijkt de keus voor vis (gehele visstand) logisch (tabel bijlage 3b): dit kwaliteitselement is indicatief voor zowel verandering in de stuurvariabele stroomsnelheid, afvoerfluctuatie als inundatie. Meer zekerheid over het herstel van het waterlichaam wordt verkregen als een tweede kwaliteitselement opgenomen wordt in operationele monitoring. Uitgangspunt voor KRW-monitoring is een minimum aan kwaliteitselementen te rapporteren aan Brussel. Mogelijkheden liggen in het kiezen van kwaliteitselementen die indicatief zijn voor verschillende drukken die in het systeem aanwezig zijn, b.v. de keus voor oeverplanten die zowel indicatief is voor de afvoerfluctuatie als voor de hoge dynamiek a.g.v. scheepvaart. De keuze van 2 kwaliteitselementen die een breed scala aan drukken indiceren (zoals waterplanten en vis), is effectiever dan 2 die ongeveer dezelfde drukken indiceren (zoals fytoplankton en fyto benthos). Ook kan er voor gekozen worden dat na een aantal jaren een ander kwaliteitselement gemonitord en aan Brussel gerapporteerd wordt.

Algemeen fysisch-chemische parameters zullen vaak ook reageren op een maatregel. Indien de waarde van deze parameters bij de beoordeling boven de norm lagen, worden ze in het operationele monitoringprogramma opgenomen; indien ze onder de norm lagen niet.

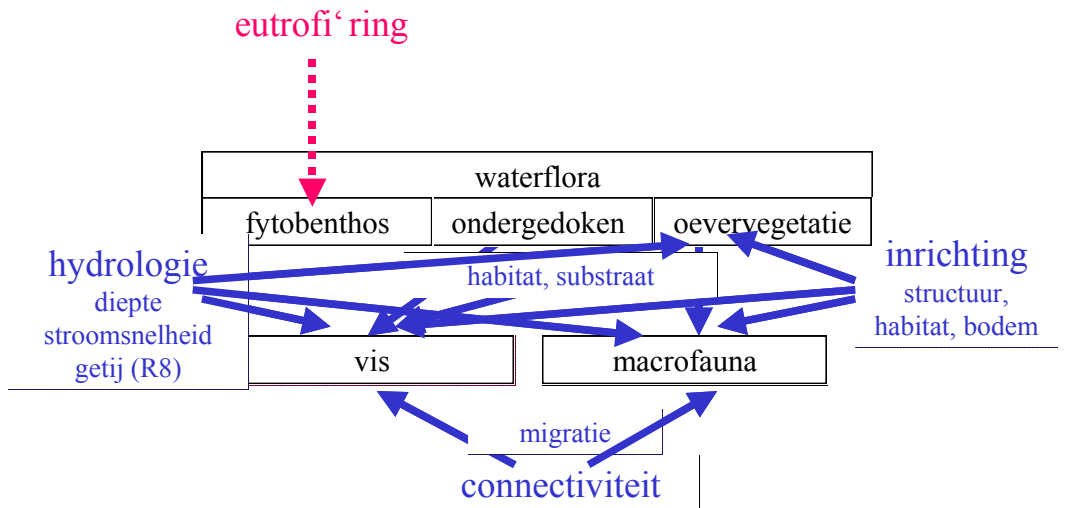
Schema B5.1

Interacties in **meren** tussen de belangrijkste drukken (en stuurvariabelen) en de verschillende (deel)maatlatten. Interacties gerelateerd aan eutrofiëring en hydromorfologie zijn rood respectievelijk blauw weergegeven.



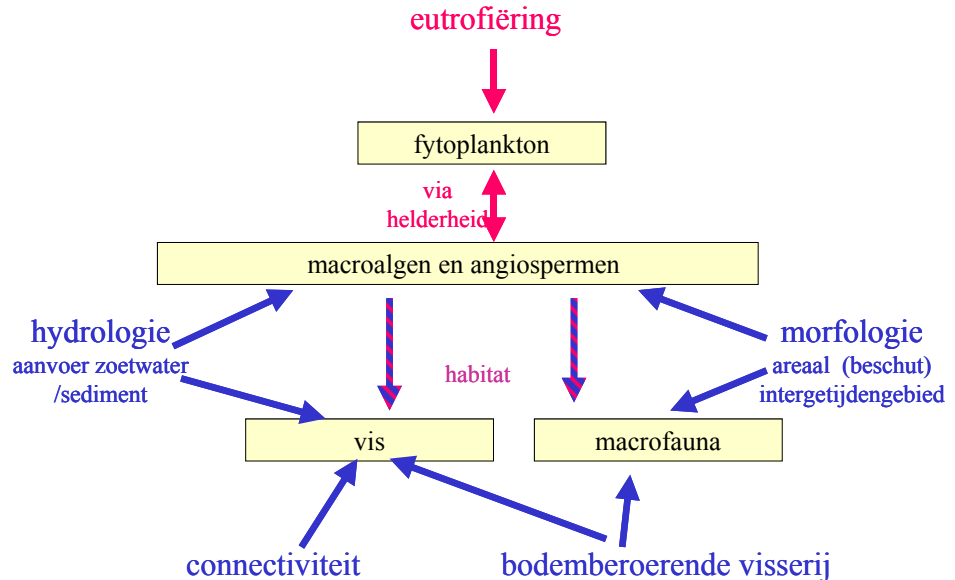
Schema B5.2

Interacties in **stromende wateren** (rivieren) tussen de belangrijkste drukken (en stuurvariabelen) en de verschillende (deel)maatlatten. Interacties gerelateerd aan hydromorfologie en eutrofiëring zijn blauw respectievelijk rood weergegeven. Gestippelde pijlen zijn intuïtief ingevuld.



Schema B5.3

Interacties in **overgangswateren** tussen de belangrijkste drukken (en stuurvariabelen) en de verschillende (deel)maatlatten. Interacties gerelateerd aan hydromorfologie en eutrofiëring zijn blauw respectievelijk rood weergegeven.

**Kader "Gevoeligheid"**

Gevoeligheid van een kwaliteitselement / indicator voor een druk heeft verschillende aspecten. Een kwaliteitselement die al bij een hele lage menselijke druk verandering te zien geeft, kan als 'zeer gevoelig' worden beschouwd. Echter ook andere aspecten kunnen een rol spelen bij selectie van indicatoren en bepalen hoe 'gevoelig' een maatlat is. Aanbevolen wordt om met een aantal aspecten rekening te houden die bepalend zijn voor 'de meest gevoelige indicator':

- de mate waarin een indicator reageert;
- de mate van precisie waarmee de indicator reageert;
- de mate waarin de indicator het meest kritisch is;
- de tijdschaal waarop de indicator reageert.

Op grond van deze criteria kan ruwweg al worden ingeschat welke indicatoren het meest voor de hand liggen om te gaan gebruiken voor Operationele monitoring voor verschillende menselijke drukken. Uiteindelijk zal het echter ook mogelijk moeten zijn om een bepaalde parameter uit een biologisch kwaliteitselement te selecteren op grond van de gevoeligheid. Uit deze toelichting zal blijken dat in veel gevallen maatwerk nodig zal zijn en dat regionale kennis nodig is om de beste indicatoren te selecteren. Validatie van de maatlatten moet de keuze van indicatoren voor het gebruik bij Operationele monitoring verder onderbouwen en rechtvaardigen.

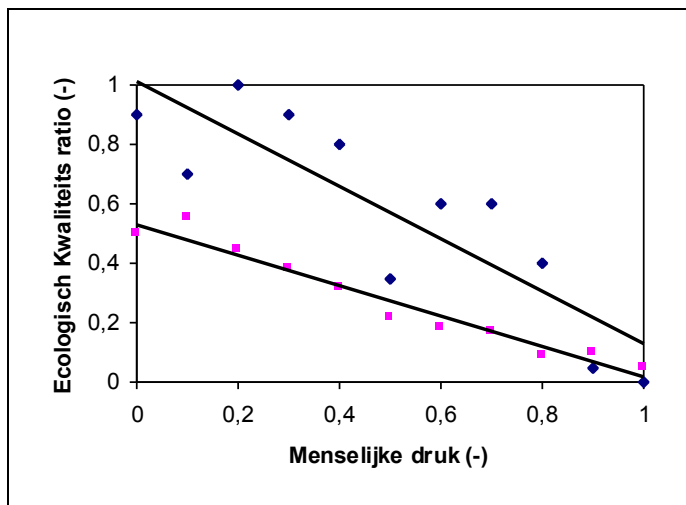
Voor mate van reactie en precisie van een indicator is in *figuur 1* een fictief voorbeeld uitgewerkt. Het voorbeeld laat zien dat de respons van een indicator wel de hele kwaliteitsrange beslaat, maar dat er bij een willekeurige druk nog vrij veel variatie bestaat in de biologische kwaliteit. Deze variatie kan door allerlei oorzaken ontstaan en hoeft niet altijd door een tekortkoming van de indicator veroorzaakt te zijn. Een andere mogelijkheid is dat de indicatorwaarde weinig variatie vertoont bij een bepaalde menselijke druk, maar dat niet alle kwaliteitsklassen worden bestreken. Feitelijk is de gevoeligheid dan niet zo groot, omdat de hoeveelheid verandering van de indicator klein is bij grote verandering in een bepaalde menselijke druk. De indicator is in dat geval ook voor andere menselijke drukken gevoelig. Idealiter zijn beide eigenschappen in een indicator verenigd en is de meest precieze indicator met de grootste verandering op menselijke druk de beste indicator.

Een derde aspect van 'meest gevoelig' is of de indicator het meest kritisch is voor de druk. In sommige gevallen zal het heel duidelijk zijn. Zo zal een dam in een rivier vooral een barrière zijn voor migrerende vis, maar zal het geen barrière vormen voor planten of macrofauna. De vis is in dit geval het meest kritische kwaliteitselement. Het wordt ingewikkelder als de dam ook effect heeft op het natuurlijke afvoerpatroon en/of stroomsnelheid. Feitelijk zijn deze veranderingen te beschouwen als een andere aspect van de menselijke druk, zodat hier zondig nog aanvullende parameters gemeten moeten worden. Dat zou opnieuw de vis kunnen zijn, maar waarschijnlijker is dat macrofyten of macrofauna gevoeliger zijn voor veranderingen in stroomsnelheden dan de vis. Een ander aspect dat kan meewegen is dat voor sommige normatieve beschrijvingen, zoals voor fytoplankton, de kwaliteit in relatie gesteld wordt tot de kwaliteit van andere (biologische) kwaliteitselementen. De toestand van het fytoplankton zegt dus indirect al iets over sommige andere kwaliteitselementen. Dit kan ook een rol spelen bij selectie.

In veel gevallen zal het laagst scorende kwaliteitselement ook de meest kritische zijn. Natuurlijk moet voor een andere indicator gekozen worden als beredeneerd kan worden dat een andere indicator toch kritischer is, bijvoorbeeld omdat de relatie tussen indicator en druk niet altijd lineair is.

Figuur 1

Fictieve respons van de twee kwaliteitselementen op een specifieke menselijke druk. De respons is sterk, maar vertoont een lage precisie (blauw). De respons is zwak maar vertoont een hoge precisie (rood).



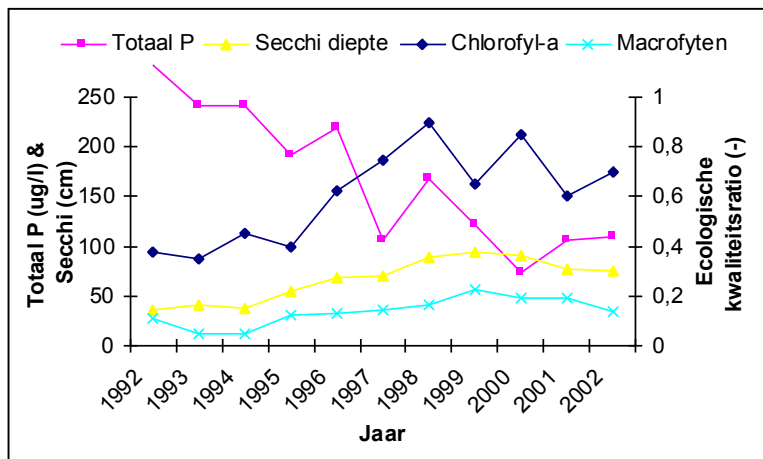
Het vierde aspect van 'gevoelig' gaat in op het verschil in tijdspanne waarin indicatoren reageren op veranderingen in menselijke druk. De snelheid van de reactie van een indicator zal in het algemeen sterk samenhangen met de generatietijd van de organismen die bij het berekenen van de indicatorwaarden worden gebruikt. Echter ook de snelheid van dispersie kan de reactiesnelheid van een indicator beïnvloeden. De verschillen in generatietijden tussen de vier biologische elementen zijn groot. Fytoplankton heeft een generatietijd van enkele uren, terwijl vissen daar enkele jaren over kunnen doen. Macrofyten (angiospermen en macroalgen) en macrofauna zitten daar tussenin. Dit grote verschil in generatietijd heeft een groot effect op de snelheid waarmee de kwaliteitselementen zullen reageren op menselijke druk. Fytoplankton kan dus feitelijk van dag tot dag variëren, terwijl de macrofyten abundantie zich nauwelijks over een jaar zal wijzigen afgezien van de natuurlijke piek in de zomer.

Verschillende kwaliteitselementen zeggen dus niet alleen over verschillende zaken iets, maar ook over verschillende periodes voorafgaand van de bemonstering.

Een voorbeeld waarbij dit relevant is, is het terugdringen van eutrofiering. Het duurt vaak erg lang (jaren) voordat ecologisch effect zichtbaar wordt van een genomen maatregel aan de bron. Het kwaliteitselement waar het eerst iets zichtbaar wordt, is meestal het fytoplankton (chlorofyl, zie voorbeeld Gooimeer figuur 2). In het voorbeeld van het Gooimeer is duidelijk te zien dat het chlorofyl zich al in de goede toestand bevindt, terwijl de macrofyten nog nauwelijks reageren (in de vorm van een ecologische kwaliteitsratio). De macrofyten zijn dus of geen goede indicator, of ze zijn zeer kritisch of, en dat is het meest waarschijnlijk, de respons van macrofyten is door wat voor reden dan ook, erg traag. Het verloop van het Gooimeer is karakteristiek voor veel meren in Nederland. De fosfaatgehalten zijn al erg laag, het chlorofyl is dichtbij de goede toestand, maar de macrofyten zijn nog marginaal ontwikkeld. Chlorofyl kan dus als indicator worden gebruikt om te zien of er vooruitgang wordt geboekt en of de maatregelen effectief zijn, maar de macrofyten zijn het meest kritisch en kunnen worden gezien als het meest gevoelige kwaliteitselement. Vis zal overigens een vergelijkbare respons laten zien als de macrofyten. Er kan dus ook worden gekozen om vis in plaats van macrofyten te bemonsteren.

Figuur 2

Respons van Chlorofyl-a en Macrofyten (alleen hydrofyten) op veranderingen in Totaal P ($\mu\text{g/l}^{-1}$) en Secchi diepte in het Gooimeer. Gegevens: MWTL data Rijkswaterstaat.



Bijlage 3b Tabel snelst reagerende biologisch kwaliteitselement(en) per stuurvariabele

In onderstaande tabel zijn per stuurvariabele de gerelateerd kwaliteitselement in rangorde weer gegeven. De rangorde geeft aan welk kwaliteitselement de korte responstijd heeft; 1 = kortst, 4 = langst. Dit hangt nauw samen met de generatietijd van de betreffende organismen: Een meetbare verandering in de fytoplankton is detecteerbaar in termen van maanden (afhankelijk van verblijftijd), een visgemeenschap verandert in termen van 5 a 10 jaar. Stuurvariabelen komen in de verschillende categorieën wateren (rivieren, meren, overgangswateren en kustwateren) in meer of mindere mate voor en zijn daarom niet opgesplitst per watercategorie.

Als voorbeeld hoe de tabel gebruikt kan worden de volgende schets: een meer heeft als belangrijkste drukken nutriënten en verharde oevers waardoor het z'n doelstelling niet zal halen. Een beheerder zal dus ingrijpen op de stuurvariabelen nutriënten en talud en of diepte verdeling om wel de goede toestand (potentieel) te behalen. De biologische kwaliteitselementen die sterk reageren op deze stuurvariabelen zijn fytoplankton, areaal oeverplanten en waterplanten. Indien deze kwaliteitselementen at risk zijn mag verwacht worden dat deze twee de meest indicatieve kwaliteitselementen zijn om voor operationele monitoring te volgen.

Het is dus van belang de specifieke situatie van het waterlichaam goed te beschouwen, de doelstellingen en te nemen maatregelen hierin te betrekken om tot een keus te komen. Sommige belastingen zijn zo specifiek dat geen rangorde aangegeven kan worden: begrazing kan zijn vegetatie door watervogels, vis door aalscholvers. Afhankelijk hiervan wordt duidelijk dat in dit geval areaal oeverplanten danwel waterplanten en vis gemonitord moet worden. Voor macrofyten en vis is een splitsing gemaakt naar deelmaatlaten die op een zelfde wijze gemonitord worden. Onderdeel waterplanten van macrofyten heeft deelmaatlat soortensamenstelling en abundantie die in één bemonstering worden opgenomen. Daarom wordt waterplanten hier als deelmaatlat aangemerkt. Hetzelfde geldt voor diadrome vis die op een specifieke manier bemonsterd wordt, apart van de gehele visstand.

Bijlage 4: Landelijke achtergrondconcentraties metalen voor zoete en zoute wateren

Tabel met achtergrondconcentraties voor metalen

Metaal	achtergrondconcentratie zoet water (ug/l)	achtergrondconcentratie zout water (ug/l)
As	0,8*	0,62
B	26	3000
Ba	73*	8,9
Be	0,02*	-
Cd	0,08*	0,03*
Co	0,2*	-
Cr	0,2*	-
Cs	0,03	-
Cu**	0,4*	0,3*
Li	3,5	120
Mo	1,4*	8,8
Hg-inorg	0,01*	0,003*
Hg-org	0,01*	-
Ni**	3,3*	0,25
Pb	0,2*	0,02*
Rb	2,3	88
Sb	0,3*	0,14
Se	0,04*	0,059
Sn	0,0002*	0,025
Sr	110	-
Tl	0,04*	-
U	0,33	2,7
V	0,8*	1,1
Zn**	2,8*	0,4*

* De gemarkeerde waarden zijn waarden afkomstig uit NW4 (1998). De overige waarden zijn recentelijk afgeleid door Deltares en inmiddels vastgesteld. Zie www.helpdeskwater.nl (zoekterm 'landelijke achtergrondconcentraties').

** Voor koper, nikkel en zink kan een correctie voor biologische beschikbaarheid worden toegepast. In dat geval mag niet voor de natuurlijke achtergrondconcentratie worden gecorrigeerd.

- : onvoldoende gegevens om een waarde af te leiden.

Bijlage 5: Beoordeling van metalen

Gebruik van BLMs (Biotic Ligand Models)

Er zijn BLM's beschikbaar voor de metalen koper, nikkel en zink.

Het model PNECpro berekent voor iedere meting een RCR (risk characterization ratio) en middelt deze RCRs over de gekozen periode van toetsing. De RCR is een maat voor het al dan niet overschrijden van de norm.

Voor Cu en Ni wordt de norm overschreden als de gemiddelde RCR groter dan of gelijk is aan 1. Voor Zn wordt de norm overschreden als de gemiddelde RCR groter dan of gelijk is aan 0,5

Een eindoordeel voor een waterlichaam volgt uit het middelen van alle berekende RCR waarden (per jaar en/of over meerdere jaren - zie paragraaf 5.3). De rekenregels van het model PNECpro zijn beschreven in Verschoor *et al.* (2012) en zijn in Aquo-kit ingebouwd.

Nadere informatie over het gebruik van achtergrondconcentraties.

Achtergrondconcentratie in overgangswateren

Deze achtergrondconcentratie moet per meetlocatie en per meettijdstip worden berekend. Hiervoor zijn saliniteitsgegevens van hetzelfde moment nodig, als waarop de concentratie van het betreffende metaal gemeten is.

De achtergrondconcentratie in overgangswateren (KRW-type) is gebaseerd op een combinatie van zoet en zout volgens de volgende formule:

$$AC_{overgang} = \frac{[saliniteit]}{35} * AC_{zee} + \left(1 - \frac{[saliniteit]}{35}\right) * AC_{zoet}$$

waarin:

ACovergang = achtergrondconcentratie in overgangswateren (µg/l)

ACzout = achtergrondconcentratie in zout water (µg/l)

ACzoet = achtergrondconcentratie in zoet water (µg/l)

saliniteit = gemiddelde saliniteit op de meetlocatie (promille)

Bijlage 6: Bewerking monitoringsdata voor toetsing en beoordeling macrofyten zoete wateren

Onderstaande tekst is overgenomen uit Pot (2014).

Monitoring

Monster: vegetatieopname

Een vegetatieopname beschrijft de vegetatie in een ruimtelijk begrensd proefvlak en bevat:

- soorten met een abundantieschatting;
- lagen met een schatting van de totale bedekking;
- eigenschappen proefvlak: waterdiepte (min/max), grootte (lengte/breedte), ..

Een proefvlak kan op verschillende schaalgroottes zijn gelegd:

- per vegetatiezone: elke opname representeert een bepaalde zone in de gradiënt, er is een hoge mate van homogeniteit binnen de opname; deze manier wordt toegepast in transecten bij meren en lijnvormige wateren, en bij random geplaatste proefvlakken in meren.
- over de gehele diepte-gradiënt: deze manier wordt vooral voor bij zeer kleine wateren en vaak ook bij lijnvormige wateren toegepast als de zonering niet goed te vatten is; consequentie van deze werkwijze is, dat de abundantie/bedekking van de soorten en vegetatielagen die over een beperkte breedte van de gradiënt voorkomen, altijd relatief laag scoort, ook als de bedekking lokaal hoog is.

Aanvullende metingen

Voor twee groeivormen worden ook gegevens verzameld die meestal niet uit de opnamen kunnen worden afgeleid. Ze worden ten minste op de schaal van meetpunt verzameld en vaak op de schaal van het waterlichaam. In het laatste geval krijgt elk meetpunt dezelfde waarde.

- maximum begroeiingsdiepte; alleen voor diepe meren, voor de beoordeling van de groeivorm 'submers';
- lengte-percentage en gemiddelde breedte van de kenmerkende oeverbegroeiing; voor de beoordeling van de groeivorm 'oever'.

Herleiden van deze aanvullende metingen uit de opnamen is soms mogelijk op de volgende wijzen:

- Maximum diepte kan ook uit de opnamen worden afgeleid als de diepte waarop de opnamen zijn gemaakt is genoteerd. Alle opnamen worden dan op volgorde van diepte gelegd en de maximum diepte wordt vastgesteld op de diepte van de opname die nog juist een totale bedekking kent van $\geq 10\%$ van de hoogste bedekking, of $\geq 1\%$ als de hoogste bedekking $< 10\%$ is.
- Oeverbreedte kan ook worden afgeleid uit de breedte van de opname in de oeverzone, indien deze de gehele breedte van de oevervegetatie omvat. Als de opname smaller is dan de zone, dan moet de zonebreedte apart zijn genoteerd om te kunnen worden gebruikt. De oeverbreedte bij het meetpunt moet wel representatief zijn voor het gehele deelgebied waarvoor dit meetpunt geldt.
- Oeverlengte, het percentage van de totale lengte van de oever van het deelgebied dat deze begroeiing kent, kan ook bij de opname zijn genoteerd bij waarneming in het veld of nadien uit landschap- of luchtfotoanalyse.

Databewerking

Soorten: score converteren

De soorten worden op een driedelige schaal beoordeeld: weinig – matig – veel (1–2–3). De maatlat schijft een standaard conversiemethode voor (bijlage 6 van het maatlatdocument voor natuurlijke wateren, Stowa, 2012). QBWat biedt mogelijkheden om deze conversie uit te voeren zodat de opgenomen scores (in % bedekking of volgens een gecodeerde schaal) kunnen worden aangeboden.

Groeivormen: afleiden uit de lagen

Voor de beoordeling van de groeivormen wordt zo veel mogelijk de totale bedekking van de vegetatielagen in de opname gebruikt, maar sommige lagen hebben een andere betekenis dan bedoeld bij de groeivormen.

- Groeivorm Submers: gebruik de bedekking van de submerse laag;
- Groeivorm Submers in diepe meren: zie aanvullende metingen.
- Groeivorm Drijfblad: hier wordt alleen de laag van grote drijfbladen gebruikt, als de totale drijf laag is opgenomen, dan moet de totale bedekking van de krooslaag en de flablaag daar van worden afgetrokken.
- Groeivorm Flab: laag van drijvende algen
- Groeivorm Kroos: alleen de kroosachtigen uit de laag van drijfbladplanten; als de drijfbladlaag alleen als totaal is geschat, dan op basis van soortensamenstelling splitsen.
- Groeivorm oever bij bronnen (typen R1, R2, R3): de totale bedekking van de moslaag wordt gedeeld door de totale bedekking van de moslaag en kruidlaag samen.
- Groeivorm oever bij andere typen: de opname in de oeverzone wordt alleen gebruikt om vast te stellen of de groeivorm oever voldoende ontwikkeld is; de waarden voor de groeivorm oever worden op een grotere schaal vastgesteld via aanvullende metingen. Voldoende ontwikkeld is:
 - Meren: een hoge kruidlaag >75% bedekking waarvan de soorten moeten voorkomen in bijlage 5 van het maatlatdocument
 - Rivieren: boomlaag, eventueel hoge struiklaag > 50%
 - Getijderivieren (type R8): er komen biezen voor in de begroeiing.

Groeivormen en begroeibaar areaal

Voor de groeivormen geldt dat ze alleen worden beoordeeld op het gedeelte van het profiel waar de groeivorm mag worden verwacht.

- Opnamen die per zone zijn gemaakt (in transecten of random): door het benoemen van de zone wordt duidelijk voor welke groeivorm de opname moet worden gebruikt.
 - Oeverzone: kenmerkend is een hoge bedekking van de emerse of terrestrische lagen en de (vrijwel) afwezigheid van submerse en/of drijvende laag; alleen de groeivorm oever wordt hier beoordeeld.
 - Waterzone: kenmerkend is de aanwezigheid van een submerse en/of drijvende laag en een (meestal veel) lagere bedekking van de emerse laag dan 75%; alle groeivormen behalve de groeivorm oever worden beoordeeld.
 - Waterzone met een waterdiepte van 0 tot maximaal 1 meter beneden de zomerwaterstand (bij meren, rivieren R6 en R15, kanalen); bij een natuurlijk peilverloop wordt dit verondersteld tussen de oeverzone en één meter dieper te liggen, bij een vast peil en bij onduidelijkheid daarover neemt men altijd de feitelijke diepte van 1 meter als grens; alle groeivorm behalve de groeivorm oever worden beoordeeld.
 - Waterzone met een waterdiepte tussen 1 en 3 meter (bij meren, rivieren R6 en R15, kanalen); bij meren en rivieren wordt alleen de groeivorm submers hier beoordeeld, bij kanalen wordt hier geen groeivorm beoordeeld.

- Waterzone met een waterdiepte van meer dan 3 meter (bij diepe meren, grotere rivieren); geen van de groeivormen wordt beoordeeld (een eventuele opname wordt uitsluitend voor de beoordeling van de soortensamenstelling gebruikt).
- QBWat herkent de zones aan een letter - resp. O,W,E,S,X - en selecteert dan de groeivormen die worden beoordeeld; bij ontbreken van een zone-aanduiding beoordeelt QBWat alle groeivormen die worden aangeboden
- Opnamen over de gehele gradiënt: de scores voor groeivormen moeten eventueel aangepast worden aan de breedte van het begroeibaar areaal als die niet volledig samenvalt met de gehele opname, én bij het opnemen daar geen rekening mee is gehouden. Dit geldt met name voor de matig grote en grote meren en voor de kleinere rivieren (R6, R15), waar het begroeibaar areaal voor de groeivorm submers niet samenvalt met die voor de andere groeivormen. Bij kanalen moeten de scores eventueel worden verhoogd als de opnamen de gehele breedte van het kanaal betreffen en dat breder is dan 8 (2x 4) meter en bekend is dat de dichtheid van de begroeiing in de 4 meter brede ondiepe zone hoger was dan in de diepere zone.

Bijlage 7: Bewerking monitoringsdata voor toetsing en beoordeling vissen zoete wateren

Onderstaande tekst is overgenomen uit Pot (2014).

Monitoring

Relevante termen

- trek = de kleinste bemonsteringseenheid bij gebruik van netten;
- traject = de kleinste bemonsteringseenheid bij electrovisserij. Bij gecombineerd gebruik van vangtuigen wordt ook over traject gesproken;
- deelgebied = deel van een waterlichaam met een bepaald habitatype. In meren worden ook deelgebieden naar diepte onderscheiden;
- kerngebied = representatief deel van een groot waterlichaam dat wordt bemonsterd.

Zie bijlage 1 voor een nadere toelichting op de hier gebruikte begrippen.

Monsters

Bij bemonstering worden gegevens per trek of traject verzameld per afzonderlijk individu. Per soort wordt per lengteklasse (in cm) het aantal gevangen vissen genoteerd. Per traject worden soms meerdere monsters genomen en soms ook met verschillende vangtuigen. Voor beoordeling worden de monsters bewerkt tot bestandschattingen, behalve bij beken en kleine rivieren waar de vangstgegevens per traject direct kunnen worden gebruikt.

Databewerking

Bestandsschatting

Uit de vangstgegevens wordt een bestandsschatting berekend, waarbij wordt gewogen en gecorrigeerd naar efficiëntie van de bevissingsmethode(n). De regels daarvoor zijn uitgewerkt in het Handboek Hydrobiologie (Bijkerk, 2014) en kunnen onder andere worden toegepast met het programma Piscaria.

Er wordt zowel een totaal aantal vissen per soort per bemonstering als een totale biomassa per soort per hectare berekend, na omrekening van aantallen per lengteklasse naar gewicht.

Een bestandsschatting kan worden gemaakt voor drie aggregatieniveaus: voor een compleet waterlichaam, voor de deelgebieden erin en voor afzonderlijke trajecten. In de stagnante lijnvormige wateren worden visstandsschattingen voor beoordeling gemaakt per traject.

In meren en grote rivieren (R7, R8, R16) wordt de beoordeling gebaseerd op een bestandsschatting voor het gehele waterlichaam.

In beken en kleine rivieren wordt de beoordeling gebaseerd op de aantallen in de vangsten per traject, dus zonder correcties naar efficiëntie.

Aanvullende data

Bij meren (uitgezonderd M12) en kanalen wordt behalve de totale biomassa per soort ook het aandeel maatse snoekbaars (> 40 cm) beoordeeld. Dat aandeel wordt berekend uit de grootteklasseverdeling van snoekbaars in de bestandsschatting. Daarnaast wordt het aantal gevangen individuen van snoekbaars in de beoordeling betrokken.