



Rijkswaterstaat
Ministerie van Infrastructuur en Milieu

Richtlijn KRW Monitoring Oppervlaktewater en Protocol Toetsen & Beoordelen

Datum 26 januari 2011
Status Eindrapport vastgesteld in DWO 10 februari 2011

Richtlijn KRW Monitoring Oppervlaktewater en Protocol Toetsen & Beoordelen

Datum 26 januari 2011
Status Eindrapport vastgesteld in DWO 10 februari 2011

Auteurs:

*Update: "Richtlijn KRW-monitoring Oppervlaktewater en
Protocol Toetsen & Beoordelen", 2010*

W. Faber

D. Wielakker

A. Bak

J.L. Spier (update 2009)

C. Smulders (lay-out)

*"Richtlijnen monitoring Oppervlaktewater Europese
Kaderrichtlijn Water, 2006*

I. van Splunder

T.A.H.M Pelsma

A. Bak (red.)

Protocol Toetsen & Beoordelen, 2008

R. Torenbeek

T.A.H.M Pelsma

Inhoud

1	Inleiding 7
2	Toestand - en Trendmonitoring 11
2.1	Algemene doelstellingen Toestand en Trendmonitoring 11
2.2	Locatiekeuze 11
2.2.1	Keuze waterlichamen en clustering, algemeen 12
2.2.2	Keuze waterlichamen en clustering: Chemie 12
2.2.3	Keuze waterlichamen en clustering: Ecologie 15
2.2.4	Locatiekeuze meetpunten binnen een waterlichaam (bemonsteringstrategie) 18
2.3	Keuze voor cyclus en frequentie 23
2.3.1	Cyclus 23
2.3.2	Frequentie 25
2.4	Kwaliteitselementen en parameters 28
2.4.1	Chemie: Prioritaire stoffen, specifieke verontreinigende stoffen 28
2.4.2	Ecologie: Biologie, algemeen fysisch-chemisch, hydromorfologie 30
2.5	Bemonstering- en analyse methode 35
2.5.1	(Fysische) chemie 35
2.5.2	Fysische chemie 37
2.5.3	Hydromorfologie 38
2.5.4	Biologie 38
3	Operationele monitoring 47
3.1	Algemene doelstellingen Operationele monitoring 47
3.2	Locatiekeuze 49
3.2.1	Keuze waterlichamen en clustering, algemeen 49
3.2.2	Keuze waterlichamen en clustering: Chemie 51
3.2.3	Keuze waterlichamen en clustering: Biologie 52
3.2.4	Locatiekeuze meetpunten binnen een waterlichaam (bemonsteringstrategie) 53
3.3	Keuze voor cyclus en frequentie 55
3.3.1	Cyclus 56
3.3.2	Frequentie 57
3.4	Kwaliteitselementen en parameters 59
3.4.1	Chemie, at risk: Prioritaire stoffen en specifieke verontreinigende stoffen 59
3.4.2	Ecologie, at risk: Biologie, algemeen fysisch-chemisch, hydromorfologie 60
3.5	Bemonstering- en analyse methode 62
3.6	Operationele monitoring van beschermde gebieden 62
4	Monitoring Nader Onderzoek 66
4.1	Doelstelling 66
4.2	Rapportage Monitoring nader onderzoek 68
	Deel 2: Protocol Toetsen en Beoordelen 70
5	Toetsen en Beoordeling chemische en fysisch-chemische parameters 71
5.1	Inleiding 71
5.2	Rapportagegrenzen omzetten 72
5.3	Aggregeren 73

- 5.3.1 Aggregeren binnen één jaar 74
- 5.3.2 Aggregeren over de jaren heen 74
- 5.3.3 Aggregeren in ruimte 77
- 5.4 Zware metalen 77
- 5.5 Toetsen en beoordelen chemische parameters 79
- 5.6 Toetsen en beoordelen algemeen fysisch-chemische parameters 80
- 5.7 Toetsen en beoordelen hydromorfologische parameters 80
- 5.8 Toetsen en beoordelen in relatie tot beschermde gebieden 81

6 Beoordelen en toetsen biologische kwaliteitselementen 83

- 6.1 Inleiding 83
- 6.2 Aggregatie 83
- 6.3 Bepaling Ecologische Kwaliteitsratio 84
- 6.4 Fytoplankton 86
- 6.5 Overige waterflora 87
- 6.6 Macrofauna 88
- 6.7 Vis 91

7 Statistische berekening precisie en betrouwbaarheid 92

- 7.1 Statistische methode aggregeren binnen één meetjaar 93
- 7.2 Statistische methode aggregeren tussen meerdere meetjaren 93
- 7.3 Omgaan met ruimtelijke variatie binnen een waterlichaam 98

8 Projectie en integratie 99

- 8.1 Inleiding 99
- 8.2 Projectie 99
- 8.3 Integratie van parameters en kwaliteitselementen 101
- 8.4 Integratie TT oordeel OM oordeel 105
- 8.5 Rapportage 106

9 Bepaling van de toestand over een planperiode 107

- 9.1 Inleiding 107
- 9.2 Toestand 2015 107
- 9.3 Toestand 2009 108
- 9.4 Geen achteruitgang 110

Literatuur 112

- Bijlage 1: Definities en begrippen 115
- Bijlage 2: Lijst van bij de uitwisseling van informatie betrokken monsternemings- of meetstations: Nederland (beschikking 77/795/EEG) 125
- Bijlage 3: Stroomgebied relevante stoffen 126
- Bijlage 4: Toelichting op eis meetonzekerheid en vertaling naar de toegepaste praktijk 127
- Bijlage 5: Keuze biologisch kwaliteitselement per druk voor operationele monitoring 129
- Bijlage 6: Meest gevoelige hydromorfologische kwaliteitselement(en) per hydromorfologische druk en overige fysische druk 136
- Bijlage 7: Statistische onderbouwing aggregatie in tijd en ruimte, trendberekening. 140

1 Inleiding

Aanleiding en doelstelling

De Richtlijnen monitoring ("Richtlijn") en het Protocol toetsen & beoordelen ("Protocol") moeten worden aangepast naar aanleiding van nieuwe afspraken en inzichten. Een eerste aanzet hiertoe is gedaan in "De Instructie" in 2009. In voorliggende rapportage zijn de overige delen van de Richtlijn en het Protocol geupdate. Hiermee zijn de Richtlijn en het Protocol volledig geupdate en komen de oude documenten te vervallen.

De ervaringen met het toetsen en beoordelen van de KRW-monitoringresultaten in 2008 hebben namelijk laten zien dat de representativiteit van het KRW-monitoringprogramma soms onvoldoende is. Dat is verklaarbaar doordat na vaststelling van het huidige KRW-monitoringprogramma de ecologische doelen per waterlichaam afgeleid zijn en sommige waterlichamen geherdefinieerd zijn.

De KRW-eis om de precisie en betrouwbaarheid van de monitoringsprogramma's en toetsresultaten te rapporteren is ook een belangrijke reden geweest voor het aanpassen van de Richtlijn en het Protocol. In de Quickscan precisie en betrouwbaarheid KRW monitoringprogramma's zijn namelijk een aantal aanbevelingen gedaan om de betrouwbaarheid te verhogen en in beeld te brengen.

Het verschijnen van het "STOWA Handboek hydrobiologie", het "Handboek Hydromorfologie" en de Europese richtlijn over technische specificaties voor chemische analyse en monitoring (QA/QC-richtlijn 2009/90/EC) gaf aanleiding tot afstemming van deze rapportages en richtlijn met het KRW-spoor (Richtlijn en Protocol). De onderwerpen "Monitoring nader onderzoek" en de afstemming met de monitoring voor beschermde gebieden, zoals de drinkwaterinname is tevens een onderdeel geweest van de update.

Tot slot vraagt ook de uitwerking van het KRW principe "geen achteruitgang" om een monitoringprogramma waarmee op waterlichaamniveau representatieve oordelen voor afzonderlijke kwaliteitselementen en parameters kunnen worden bepaald.

Voorliggende rapportage is een geactualiseerd document van de Richtlijnen monitoring en het Protocol Toetsen & Beoordelen.

Inhoud van deze rapportage

In de Richtlijn wordt gekeken naar de opzet van de monitoring terwijl het in Protocol het toetsen van gemeten waarden wordt besproken. Deze twee onderdelen kunnen niet afzonderlijk worden gezien, want de stappen die tijdens de toetsing worden doorlopen hebben invloed op hoe de monitoring moet worden opgezet (bijvoorbeeld hoe te clusteren), en andersom. De voorliggende rapportage is daarom als één gecombineerde update van beide documenten opgezet.

Het is belangrijk om te realiseren dat veel stoffen in hetzelfde monster of in dezelfde monstercyclus worden gemeten, maar dat deze worden opgesplitst in groepen tijdens het toetsen en beoordelen.

Indien nodig wordt daarom in de volgende hoofdstukken onderscheid gemaakt tussen:

Chemie:

- Prioritaire stoffen
- Specifieke verontreinigende stoffen

Ecologie:

- Biologische kwaliteitselementen
- Algemeen fysisch-chemische parameters
- Hydromorfologische kwaliteitselementen

De specifieke verontreinigende stoffen vallen in principe onder het onderdeel ecologie maar worden in het vervolg van deze rapportage behandeld bij het onderdeel Chemie. De stoffen hebben namelijk bij het monitoren en toetsen & beoordelen veel overeenkomsten met de prioritaire stoffen. Het is goed om te onthouden dat zij echter een rol spelen bij het bepalen van de ecologische toestand. Alleen de prioritaire stoffen zijn bepalend voor de chemische toestand.

Leeswijzer

In schema 1 staat weergegeven welke onderdelen uit de Richtlijn aan de orde komen in voorliggende rapportage, in schema 2 staan de onderdelen van het Protocol. In de gehele rapportage zullen onderstaande schema's als leeswijzer in de kantlijn opgenomen worden. Hierin wordt aangekruist welk onderdeel wordt behandeld in het betreffende hoofdstuk.

Schema 1

Inhoudsopgave deel 1 van de rapportage: Richtlijn.

Stofpr=prioritaire stoffen
Stofov=overige stoffen
Fyschem=fysisch-chemisch
Bio=biologie
Hmf=hydromorfologie

	Toestand & Trend					Operationeel				
	stofpr	stofov	fyschem	bio	hmf	stofpr	stofov	fyschem	bio	hmf
WAAR Locatiekeuze, clustering, bemonsterings-strategie										
WAT Welke stoffen/kwaliteits-elementen										
WANNEER Cyclus, frequentie										
HOE Bemonsterings-methodeken										

Schema 2

Inhoudsopgave deel 2 van de rapportage: Protocol.

	Prioritaire stoffen en overige stoffen met een EU-norm	Overige relevante stoffen	Alg. fysisch-chemische par.	Fytoplankton	Overige waterflora	Macrofauna	Vis
Rapportagegrenzen omzetten	X	X	X				
Aggregeren	X	X	X	X	X		
Ecol. Kwaliteitsratio berekenen				X	X	X	X
Aggregeren						X	
Toetsen en beoordelen	X	X	X	X	X	X	X
Integreren stap 1	X	X	X	X			
Integreren stap 2		X					
Integreren stap 3	X						

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 beoordeling en toetsing van respectievelijk fysisch-chemische stoffen, biologische kwaliteitselementen en hydromorfologische parameters plaatsvindt. In hoofdstuk 7 staat weergegeven hoe de betrouwbaarheid van een beoordeling berekend kan worden. Hoofdstuk 8 geeft weer hoe de verschillende meetgegevens geïntegreerd moeten worden tot één eindbeoordeling. Tot slot staat in hoofdstuk 9 weergegeven hoe de toestand over een planperiode van zes jaar bepaald moet 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).

In voorliggende rapportage komen de begrippen meetlocatie en meetpunt veel voor. Een meetlocatie is een locatie in een waterlichaam waarin voor biologische en hydromorfologische monitoring meerdere meetpunten vertegenwoordigd kunnen zijn. Die meetpunten kunnen op andere plekken in het waterlichaam liggen. 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.

Een meetlocatie is bij de chemische monitoring gelijk aan het meetpunt, dus de plek waar daadwerkelijk het monster genomen wordt. Dit wordt in hoofdstuk 2 en 3 verder toegelicht met figuren. In bijlage 1 is een lijst met alle gebruikte begrippen en definities opgenomen.

Deel 1: Richtlijn KRW Monitoring Oppervlakte Water

2 Toestand - en Trendmonitoring

2.1 Algemene doelstellingen Toestand en Trendmonitoring

Leeswijzer

	T&T	OM	MNO
Waar			
Wat			
Wanneer			
Hoe			

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

Leeswijzer

	T&T	OM	MNO
Waar	x		
Wat			
Wanneer			
Hoe			

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 Waterlichamen die zijn aangewezen uit hoofde van Beschikking 77/795/EEG*;
- 5 Punten die nodig zijn om de verontreinigingsvracht te schatten bij grenzen van lidstaten én op de overgangen naar het mariene milieu.'

* De richtlijn 77/795/EEG bevat een aantal vastgelegde locaties, zie lijst in de bijlage 2.

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

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 geografie, hydrologie, geomorfologie, trofieniveau en mate van menselijke belasting.

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 meetlocaties 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

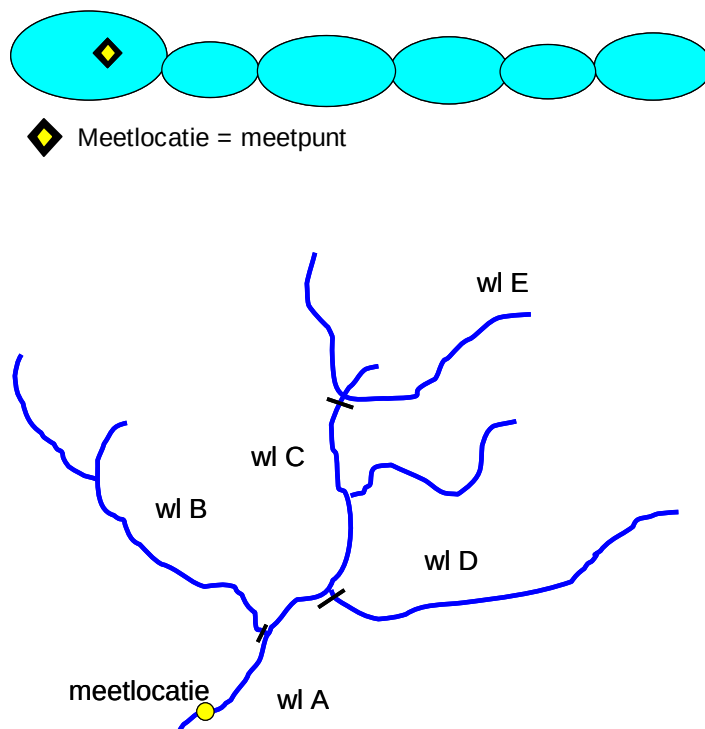
Conform de KRW-uitgangspunten voor waterlichaamkeuze T&T (§ 2.2.1) is het niet de bedoeling om alle stoffen in alle 'haarvaten' te meten. Het chemisch T&T KRW-metnet wordt samengesteld uit locaties in mondingen van grotere stroomgebieden, bij grensovergangen en met representatieve locaties in de belangrijkste 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. T&T punten die in dezelfde waterlichamen (of e.v.t. cluster van waterlichamen) liggen als de 77/795/EEG punten kunnen als representatief voor deze punten beschouwd worden. De 77/795/EG punten (bijlage 2) zijn ongeveer 15 punten in rijkswateren die in het verleden voor Europese informatie uitwisseling gebruikt zijn. Indien deze punten nu niet als TT locaties aangewezen worden, is dat geen probleem. De wel aangewezen TT locatie, neemt dan de rol over.

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 meetlocatie 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 meetlocatie, 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 meetlocaties in één cluster (figuur 2.2). Één 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 meetlocaties in verschillende waterlichamen binnen het cluster te vallen.

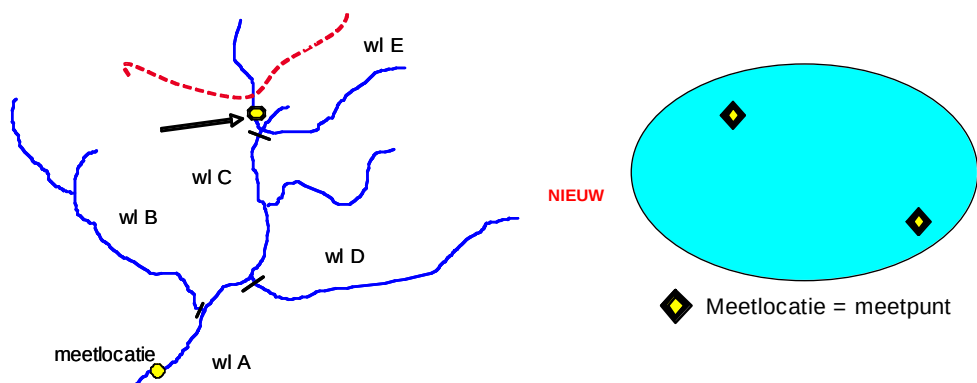
Bij het toetsen en beoordelen geldt dan wel dat de locatie met de laagste beoordeling de oordelen voor het gehele cluster bepaalt (§ 8.2).

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 (1 meetlocatie aan het eind van het stroomgebied en 1 bij een grensovergang, links) en aantal meetlocaties in de Waddenzee, het IJsselmeer en Noordzee (2 meetlocaties per waterlichaam, rechts).



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 (MLC_OWM). Dat wordt gedaan op stof-niveau. Voor elke aparte chemische stof moet dus aangegeven worden welke T&T meetlocatie 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 debietsmeetpunt te bestaan. Vracht is immers het product van stofconcentratie en debiet. Op dit moment zijn er nog geen afspraken gemaakt over de vrachtberekenningsmethode 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 en functie in het gehele stroomgebied?
- Is het een grensoverschrijdend waterlichaam van significante omvang?
- Behoort het watertype tot één van de dominante of belangrijke watertypen?

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 ingedeeld naar unieke type-status combinatie. Op basis van deze indeling kunnen clusters gevormd worden. Clustering mag dus alleen plaats vinden op basis van gelijkheid in type en gelijkheid in status binnen hetzelfde stroomgebied.

Indien binnen een stroomgebied het aantal waterlichamen met gelijke type-status combinatie groot is en sterk verspreid over het stroomgebied (bijvoorbeeld 59 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.

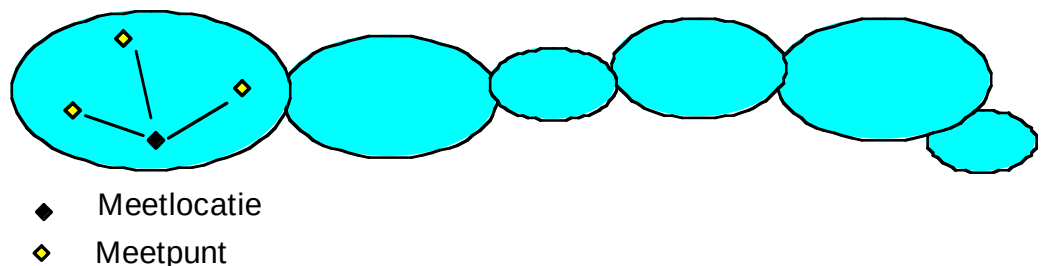
Locatiekeuze binnen cluster op basis van de Mediaanmethode

Binnen de groep waterlichamen van hetzelfde type en status 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)

Nr	Naam waterlichaam	(Geschatte) Ecologische toestand	Oppervlakte (ha)	Nr	Naam waterlichaam	(Geschatte) Ecologische toestand	Oppervlakte (ha)
1	Koningsdiep	Matig	3	1	Koningsdiep	Goed	3
2	Lauwers	Ontoereikend	4.5	2	Lauwers	Ontoereikend	4.5
3	Tjonger	Matig	4.5	3	Tjonger	Matig	4.5
4	Linde	Ontoereikend	6.2	4	Linde	Ontoereikend	6.2
5	Eelderdiep en Peizerdiep	Ontoereikend	7	5	Eelderdiep en Peizerdiep	Slecht	7
		Sorteren op toestand en dan op grootte				Sorteren op toestand en dan op grootte	
		↓				↓	
	Lauwers	Ontoereikend	4.5		Eelderdiep en Peizerdiep	Slecht	7
	Linde	Ontoereikend	6.2		Lauwers	Ontoereikend	4.5
	Eelderdiep en Peizerdiep	Ontoereikend	7		Linde	Ontoereikend	6.2
	Koningsdiep	Matig	3		Tjonger	Matig	4.5
	Tjonger	Matig	4.5		Koningsdiep	Goed	3

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. Uit de risicoanalyse ('at-risk'-assessment 2004) 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 meetlocaties liggen dan vast en zullen bij een volgende meetronde (planperiode) niet aangepast worden. Bij uitzondering kan er een locatie gewijzigd worden.

Algemeen fysisch chemische parameters, 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 zeldzaam type-status combinatie in het stroomgebied, niet onderdeel zijn van een T&T cluster. Het betreft hier bijvoorbeeld een zwemwaterplas van onbelangrijke ecologische waarde met een watertype welke verder niet voorkomt in het gehele stroomgebied. Voor deze "unieke" waterlichamen zou volgens de regels toch een T&T of OM meetlocatie 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-meetlocatie van een waterlichaam met een andere type/status combinatie, maar wel één die enigszins vergelijkbaar is. Hierbij wordt dus, afgeweken van de regel “clustering op basis van type/status”. 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 meetlocatie 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 op dit punt 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.’ 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 meetlocatie. Bij T&T monitoring is de meetlocatie dus gelijk aan het meetpunt, en dat is er maar één in een voor T&T monitoring geselecteerd waterlichaam.

De keuze van maar één meetlocatie 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 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

Bij kustwateren kunnen de biologische metingen beperkt blijven tot de 1-mijls zone (1800 meter).

Omdat binnen een waterlichaam aanzienlijke verschillen kunnen bestaan, wordt voor de biologische kwaliteitselementen het waterlichaam op gedeeld 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 meetlocatie per waterlichaam worden gemeten en dit punt dus representatief wordt geacht voor het gehele waterlichaam.

Biologie

Fytoplankton

In principe één meetlocatie per waterlichaam (is gelijk aan het meetpunt). De meetlocatie sluit waar mogelijk aan bij het chemisch meetnet (kosten efficiënt). Meetlocaties dienen zoveel mogelijk vrij te liggen van huidige en toekomstige versturende invloeden zoals zijwateren en humane activiteiten. Elke meetlocatie 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 R, 2010).

Fytoëbenthos

In principe één meetlocatie per waterlichaam (is gelijk aan het meetpunt).

Fytoëbenthos wordt bemonsterd op levend riet (of andere substraat, § 2.5) op diverse monsterpunten bij deze meetlocatie.

Het meetlocatie 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 R, 2010).

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 landschapsskenmerken 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 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 hoofdwatgangen en subwatgangen aanbevolen. Voor meren kan een onderscheid gemaakt worden tussen beschoeide en onbeschoeide oevers. Diep water (dieper dan 1,5 meter) speelt geen rol in de KRW beoordeling en hoeft dus voor de KRW niet gemonitord te worden. 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 R, 2010).

Angiospermen en Macroalgen

Angiospermen (beide zeegrassoorten en schor-/kwelderplanten) worden gemonitord middels een kartering van het gehele waterlichaam. 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-/kwelderdeulen bevinden.

Macrophyten (waterplanten zoet of brak)

Het waterlichaam wordt opgedeeld in deelgebieden (ook wel trajecten genoemd) op basis van bijvoorbeeld breedte, waterdiepte, ruimtelijk spreiding en/of landschapsskenmerken. In de meeste waterlichamen kan men toe met een selectie van 3-6 deelgebieden. Alleen in begroeibare delen van het waterlichaam worden deelgebieden uitgezet. Het onbegroeibare deel is te diep of te dynamisch voor waterplantengroei; in dit deel vindt geen monitoring plaats.

De volgende deelgebieden kunnen onderscheiden worden:

- Ondiep, minder dan 1.5 meter diep, natuurlijke oevers
- Ondiep, minder dan 1.5 meter diep, kunstmatige oevers
- Diep, delen van 1,5 tot 3 meter (5 meter in sommige plassen)

Of in poldergebieden /kunstmatige wateren

- Hoofdwatgangen
- Subwatgangen

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 éénzijdige 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 (nevengeulen, 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 R., 2010).

Vissen

Op basis van de in het waterlichaam aanwezige habitattypen welke van belang zijn voor vis wordt het waterlichaam opgedeeld in deelgebieden. Binnen brede waterlichamen (breedte >20 meter) worden minimaal twee deelgebieden onderscheiden namelijk de oeverzone (1) en het open water (2). Meestal zullen echter meer dan twee deelgebieden nodig zijn. Belangrijke vishabitats zijn (ontleend aan het STOWA handboek visstandbemonstering):

- Diepe (onbegroeide) en ondiepe (begroeide) delen;
- Beschoeide en onbeschoeide delen;
- Stromende en niet stromende delen;
- Luwe en winderige delen;
- Heldere en troebele delen;
- Kruisingen van wateren.

Voor 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 gevestigd (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 berekend 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 (>2000 ha)** een absolute oppervlakte bovengrens gehanteerd worden.

Pas daarna worden de maatlatten toegepast. De verrekking van de 'vangst' naar het gehele waterlichaam moet bij een volgend meetjaar opnieuw worden uitgevoerd omdat de vis dan anders over het water verspreid kan zijn.

De verspreiding van vissen kan sterk variëren in de tijd. Tevens zijn vissen in bepaalde delen van het jaar niet homogeen over het water verspreid (winter) en sommige soorten sowieso niet (bijvoorbeeld ruisvoorn altijd in de vegetatie). Het is daarom belangrijk om het tijdstip van bemonsteren te standaardiseren.

De voorgeschreven bemonsteringsperioden zijn als volgt:

Kleine, volledig geïsoleerde wateren (≤ 10 ha)	hele jaar afgezien van paaiperiode (half maart – half juli);
Smalle en brede lijnvormige wateren ($\leq 8-20$ ha)	voorkeursperiode half juli – eind oktober;
Open (niet-geïsoleerde) watersystemen	voorkeursperiode half juli – eind september.

Deze bemonsteringsperiode is ruim gekozen en het is daarom belangrijk om het tijdstip van bemonstering binnen deze periode zorgvuldig te kiezen. Het Handboek Hydrobiologie geeft hiervoor enkele handvaten (Werkvoorschrift 13A "Bestandsopname van vis voor de KRW" én de toelichting bij dit werkvoorschrift § 13.3) (Bijkerk R., 2010).

Er is gewerkt met een voorkeursperiode omdat in sommige gevallen de waterbeheerder gedwongen is om buiten de periode te monitoren omdat geen toestemming verleend wordt door de houder van het visrecht of om andere zwaarwegende redenen. In die gevallen motiveert de waterbeheerder de keuze van de periode.

Voor meer informatie over het vaststellen van deelgebieden, kerngebieden, de bemonsteringsinspanning en de bemonsteringsperiode wordt verwezen naar het STOWA Handboek Hydrobiologie (werkvoorschrift 13A "bemonsteringsopname van vis voor de KRW", "Toelichting op dit werkvoorschrift" § 13.3 én bijlage 10D) (Bijkerk R., 2010). Hier staat ook meer informatie over het vragen van toestemming aan de houder van het visrecht, er zijn modelafspraken gemaakt tussen de Unie van Waterschappen en de georganiseerde sport- en beroepsvisserij.

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 MWTL-programma van rijkswaterstaat, 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 "meetlocatie" een verdere uitwerking gegeven van de keuze voor meetlocaties en eventueel meetpunten binnen waterlichamen.

2.3 Keuze voor cyclus en frequentie

Leeswijzer

	T&T	OM	MNO
Waar			
Wat			
Wanneer	x		
Hoe			

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

De definitie van de monitoringcyclus is:

Om de hoeveel jaar moet er gemonitord worden. Eenmaal per 6 jaar dan is de cyclus 6. Bij jaarlijkse monitoring is de cyclus 1.
(MONCYCLUS in het uitwisselformaat voor monitoringprogramma's)

De definitie van de monitoringfrequentie is:

Aantal metingen in een meetjaar. Bijvoorbeeld: elke maand, dan is de frequentie 12. Één keer per kwartaal dan is de frequentie 4.
(MONFREQ is in het uitwisselformat voor monitoringprogramma's)

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.

Kwaliteitselement	Minimale frequentie per meetjaar	T&T cyclus (om de hoeveel jaar meten)
Merén		
Fytoplankton bloeien ³⁾	2x (electrolytarne wateren) of 4x (electrolytrijke wateren)	6
Fytoplankton chl-f-a ³⁾	6x	6
Fytobenthos ⁴⁾	1 x	6
Macrofyten	1 x	6
Macrofauna ¹⁾	1 x	6
Vissen ²⁾	1 x	6
Rivieren		
Fytobenthos ⁴⁾	1 x	6
Macrofyten	1 x	6
Macrofauna ¹⁾	1 x	6
Vissen ²⁾	1 x	6
Overgangswateren		
Fytoplankton bloeien ³⁾	4x	6
Fytoplankton chl-f-a ³⁾	7x	6
Macrofauna ¹⁾	1 x	6
Angiospermen	1 x	6
Macroalgen	1 x	6
Vissen ²⁾	2 x	6
Kustwateren		
Fytoplankton bloeien ³⁾	4x	6
Fytoplankton chl-f-a ³⁾	7x	6
Macrofauna ¹⁾	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) ⁵⁾	6

¹⁾ Macrofauna dient in rivieren, meren bij voorkeur in het voorjaar te worden bemonsterd; uitwijken naar najaar is mogelijk. In Kust- en Overgangswateren dient macrofauna bij voorkeur in najaar bemonsterd te worden.

²⁾ Vanuit de maatlaten voor vis in de overgangswateren is bemonstering in voor- en najaar vereist.

³⁾ Fytoplankton wordt bemonsterd in het zomerhalfjaar.

⁴⁾ Fytobenthos wordt vooralsnog wel gemonitord, maar loopt nog niet mee in de beoordeling.

⁵⁾ De minimale meetfrequentie voor fysisch-chemische parameters conform de KRW is 4x per jaar; aangezien de beoordeling 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 DIN geldt een minimale frequentie van maandelijks in het winter-halfjaar (dec-feb) dus 3 metingen.

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 wordt er aanbevolen om de biologische, algemeen fysisch chemische parameters en hydromorfologische kwaliteitselementen op een meetlocatie in hetzelfde jaar te meten.

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.

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 DIN geldt een minimale frequentie van maandelijks in het winter-halfjaar (van dec t/m feb). Temperatuur kent een aparte benadering omdat daar niet met een gemiddelde wordt gewerkt, maar met een referentienorm van 25 graden op waterlichaamniveau (bkmw 2009). 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 ten opzichte van de huidige wetgeving. De huidige Viswaterrichtlijn, Schelpdierwaterrichtlijn en Drinkwaterrichtlijn geven voor de waterlichamen waarin beschermde gebieden liggen, nu ook al een bepaald beschermingsniveau voor fysisch-chemisch parameters. Ook al komen de Viswaterrichtlijn en Schelpdierwaterrichtlijn te vervallen in 2013 (KRW art. 22), dit huidige beschermingsniveau is 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.

De fysisch-chemische parameters (met uitzondering van temperatuur) genoemd in de Viswater, Schelpdierwater en Drinkwaterrichtlijn zoals pH, Nitraat, Fosfaat, Ammonium, Ammoniak, Zuurstof, Chloride hebben een frequentie van 12 en soms ook 4 metingen in een jaar. Aangezien ook voor deze parameters de zomer de risicovolle periode is, volstaat ook hier de voorgestelde minimum KRW frequentie van maandelijks in het zomer-halfjaar.

Met de wijziging van de minimale KRW frequentie van 4 naar maandelijks in het zomer-halfjaar wordt de aanbeveling over de frequentie van fysisch-chemische parameters uit de RIVM studie 'Fysisch-chemische parameters en biobeschikbaarheid in oppervlaktewater' (Vonk *et al.*, 2008) overgenomen. 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 5.8.

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.

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

Leeswijzer

	T&T	OM	MNO
Waar			
Wat	x		
Wanneer			
Hoe			

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.

Voor de prioritaire stoffen en voor de stoffen waarvoor de dochterrichtlijnen van 76/464 /EEG zijn vastgesteld, zijn in de dochterrichtlijn prioritaire stoffen (EU, 2008) milieukwaliteitseisen voorgesteld. Deze milieukwaliteitseisen worden via nationale wetgeving vastgelegd in het Besluit Kwaliteitseisen en Monitoring Water (Bkmw 2009). De milieukwaliteitseisen voor prioritaire stoffen zijn niet als bijlage bij de Rapportage gevoegd om er voor te zorgen dat geen verouderde tabellen met milieukwaliteitseisen ontstaan.

Specifieke verontreinigende stoffen

De 'specifieke 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 vergelijkbaar aan die van de van de FHI-systematiek. Voor een aantal stoffen zijn al KRW-proof indicatoren afgeleid, voor een groot deel van de stoffen zijn ze nog niet beschikbaar en is de milieukwaliteitseis uit de 'Regeling milieukwaliteitseisen gevaarlijke stoffen oppervlaktewateren' (Anonymous, 2004) overgenomen. De milieukwaliteitseisen uit die Regeling vervangen de MTR's uit de Vierde Nota Waterhuishouding, hoewel het overgrote deel van de waarden van de milieukwaliteitseisen gelijk zijn aan de MTR-waarden.

Voor de milieukwaliteitseisen van de specifieke verontreinigende stoffen verwijst het Bkmw 2009 naar de kwalitatieve omschrijving van KRW bijlage V.1.2. Om te bepalen of aan deze milieukwaliteitseisen is voldaan, zijn indicatoren opgenomen in bijlage I van de Regeling monitoring kaderrichtlijn water. Voor de selectie van Specifiek Verontreinigde Stoffen in zoute wateren wordt verwezen naar de rapportage van Van Hoorn *et al.* (2006).

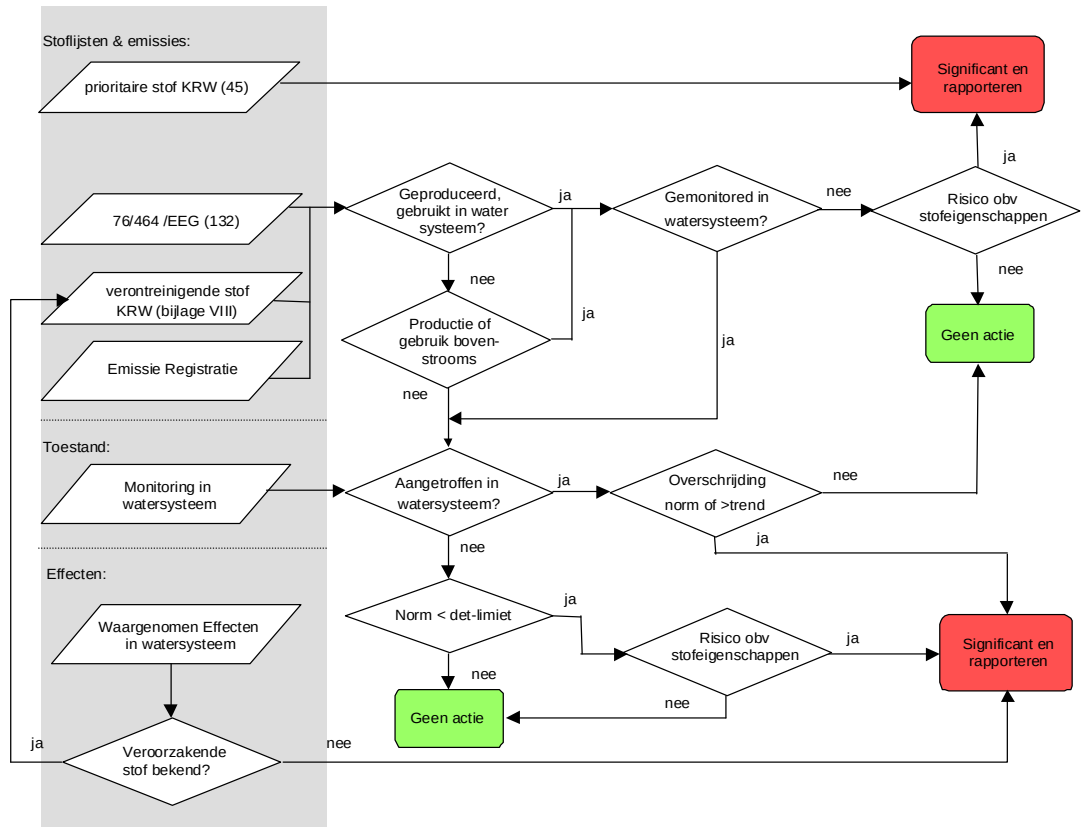
De KRW geeft geen definitie van significante hoeveelheden. De "WFD Monitoring Guidance For Surface Waters" stelt dat hoeveelheden, die het bereiken van de KRW doelstellingen in gevaar brengen, als significant moeten worden beschouwd. Er worden in de Guidance ter illustratie enkele voorbeelden gegeven. Een hoeveelheid die van invloed is op een beschermd gebied of die een overschrijding van nationale normen veroorzaakt of die een biologisch of eco-toxicologisch effect in een waterlichaam veroorzaakt, zou als een significante hoeveelheid bestempeld kunnen worden.

Eén en ander is weergegeven in schema 3 uit het Handboek Kaderrichtlijn water (Anonymous, 2002). Om éénduidig de relevante stoffen te selecteren wordt aanbevolen de systematiek zoals weergegeven in dit schema te hanteren. Deze

aanpak combineert stoflijsten, waterkwaliteitsmonitoring en emissieregistraties. De waterbeheerder wordt op die wijze aangespoord om te redeneren vanuit bronnen en oorzaken naar potentiële aanwezigheid van stoffen.

Schema 3

Model voor selectie relevante stoffen



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 vanuit 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 3 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 zware metalen te bepalen ten behoeve van de 2^e lijnsbeoordeling, dienen naast de metalen zelf de volgende parameters te worden bepaald: pH (zuurgraad), DOC (opgelost organisch materiaal) en CaCO₃ (hardheid).

2.4.2 Ecologie: Biologie, algemeen fysisch-chemisch, hydromorfologisch

Biologische kwaliteitselementen

Voor vaststelling van de te meten parameters per kwaliteitselement zijn de maatlatten voor natuurlijke wateren als uitgangspunt gebruikt. De maatlatten voor natuurlijke wateren en het MEP/GEP voor sloten en kanalen zijn uitgewerkt (rapport Referenties en maatlatten, Van der Molen en Pot, 2006). Daarnaast zijn door de waterbeheerders waterlichaamspecifieke MEP/GEP's uitgewerkt voor de overige sterk-veranderde of kunstmatige wateren (in de plannen van de provincies/waterschappen en in de KRW-doelendatabase). Alle biologische kwaliteitselementen die zijn opgenomen in de natuurlijke maatlatten of MEP/GEP's dienen op een T&T locatie gemeten te worden.

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). In riviertypen hoeft geen fytoplankton gemonitord te worden. Determinatie tot op soortniveau voor een aantal soorten. Maatlat in zoete wateren gaat uit van negatieve indicatoren in de vorm van algenbloeien; in zoute wateren *Phaeocystis* (een schuimalg) als negatieve indicator. Er is geen maatlat voor positieve indicatoren. Het ontbreken van negatieve indicatoren geeft een gunstig oordeel. De deelmaatlat sieraalgen (aanvankelijk voorgesteld als positieve deelmaatlat) is vervallen.

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 en is recent voor Rivieren ontwikkeld. Voor Rivieren moet voor deze deelmaatlat dus ook gemeten worden. Voor Meren en Kanalen (M-typen) wordt in Nederland geen deelmaatlat ontwikkeld voor fyto-benthos (rapport Referenties en maatlatten, Van der Molen en Pot, 2006) en wordt fyto-benthos dus niet meegenomen in de eindbeoordeling van de Overige Waterflora. Monitoring van fyto-benthos is in Meren en Kanalen daarom in de Nederlandse situatie niet verplicht (het mag wel in bijvoorbeeld enkele Meren en Kanalen om de ontwikkeling van fyto-benthos te volgen).

Overige waterflora

Macrofyten (waterplanten):

R en M typen: soortensamenstelling en abundantie. Determinatie tot op soortniveau.

Abundantie per groeivorm (submerse, emergente waterplanten, draadwier / flab, kroos). De deelmaatlat oeverplanten soortensamenstelling is vervallen (wordt niet meer meegenomen in de eindbeoordeling van de Macrofyten-maatlat). Het areaal aan oeverplanten telt wel mee in de maatlat macrofyten.

Overige waterflora

Angiospermen (water/oeverplanten in zoute wateren):

O en K typen : soortensamenstelling en abundantie. Determinatie tot op soortniveau (zeegrasvegetaties en kwelder-/schorvegetaties). In de K1 wateren (open kustwateren) worden angiospermen niet gemonitord. Voor K1 wateren is geen maatlat ontwikkeld omdat in open zee van nature geen substraat bestaat voor deze soortgroep of ze kunnen er niet groeien omdat de dynamiek te hoog is. De

soortgroep doet dus alleen mee in O2 wateren (overgangswater) en K2 wateren (beschut kustwater zoals Oosterschelde en Waddenzee).

Overige waterflora

Macroalgen (zeewieren):

M32, O en K typen : soortensamenstelling en abundantie. In de K1 wateren (open kustwateren) worden macroalgen niet gemonitord. Voor K1 wateren is geen maatlat ontwikkeld omdat in open zee van nature geen substraat bestaat voor deze soortgroep of ze kunnen er niet groeien omdat de dynamiek te hoog is. De soortgroep doet dus alleen mee in O2 wateren (overgangswater zoals Westerschelde) 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 alle 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 grote wateren (M14, M20 en M21) gelden mijten (Hydracarina) als één groep en hoeven derhalve niet tot op soort te worden gedetermineerd. De maatlat gebruikt dominant negatieve, dominant positieve en kenmerkende taxa.

Vissen:

- **R, M en O typen: soortensamenstelling, abundantie en leeftijdsopbouw (uitgezonderd overgangswateren).**
- **Meren :** Maatlatten maken per type onderscheid in indicatoren zoals aandeel brasem, aandeel plantminnende vis, aandeel zuurstoftolerante vis, aandeel baars-blankvoorn.
- **Rivieren :** De maatlatten maken onderscheid in diadrome soorten (zout-zoet trekkend), reofiele soorten (stroomminnend) en limnofiele soorten (soorten van stilstaand plantenrijk water).
- **Overgangswateren :** De maatlatten maken onderscheid in estuarien residente soorten, kinderkamersoorten, zoet-zout-migrerende soorten, seizoensgasten en dwaalgasten (zoete soorten of mariene soorten).

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 (rapport Referenties en maatlatten Van der Molen en Pot 2006). 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 & Pot, 2007) 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 & Pot, 2007) 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	Vergelijkbare 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 Hydromorfologie)
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	bodemoppervlak / 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.

Bedenk dat de meeste zoute meren niet een natuurlijke oorsprong hebben en van origine tot een andere categorie behoren, 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
	zoetwater-stroming	debiet zoet water	debiet zoet water	5.2
	overheersende stroom-richtingen	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.

Leeswijzer

	T&T	OM	MNO
Waar			
Wat			
Wanneer			
Hoe	x		

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 R., 2010). 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).

De prestatie kenmerken geven als uitgangspunt een maximale meetonzekerheid van de analysemethode aan; de uitgebreide meetonzekerheid (U).

De uitgebreide meetonzekerheid (U) is voor de KRW gedefinieerd als 2 maal de gecombineerde meetonzekerheid ($k=2$ dus $U = 2 \times U_c$). Hierbij betekent een gecombineerde meetonzekerheid dat zowel meetonzekerheden binnen een laboratorium (intern) als tussen laboratoria blijkend uit ringonderzoeken (extern) meegewogen moeten worden. In bijlage 4 en de rapportage van Staeb *et al.* (2008) is aangegeven hoe de uitgebreide meetonzekerheid berekend moet worden.

Voor de prestatie kenmerken geldt dat alle gebruikte analyse methoden worden gebaseerd op een gecombineerde meetonzekerheid van ten hoogste 50% ($k=2$.) geschat op het niveau van de relevante milieukwaliteitsnormen, en een rapportagegrens van ten hoogste 30% van de relevante milieukwaliteitsnorm.

Voorbeeld:

Kwaliteitsnorm = 10

50% vd kwaliteitsnorm = 5

Maximale meetonzekerheid is 5.

Kwaliteitsnorm = 10

Rapportagegrens moet minimaal 30% van 10 = 3 zijn.

Wanneer er geen relevante milieukwaliteitseisen zijn voor een bepaalde parameter of wanneer er geen analysemethode is die aan de minimale prestatiekenmerken voldoet dan zorgt de waterbeheerder er voor dat de monitoring wordt uitgevoerd met behulp van de beste beschikbare technieken die geen buitensporige kosten met zich mee brengen (art. 4 QA/QC Richtlijn).

Door in de richtlijn niet de analyse methode vast te leggen, maar de minimale prestatie kenmerken houden de uitvoerende laboratoria ruimte om innovatieve technieken toe te passen die meer betrouwbare resultaten kunnen leveren dan op dit moment met genormaliseerde methoden mogelijk is.

Als laatste wordt met de implementatie van de QA/QC Richtlijn een eis gesteld aan kwaliteitsborging en –beheersing van de chemische analyse en monitoring. Voor de laboratoria die de chemische analyse uitvoeren geldt dat ze methoden voor kwaliteitszorgsystemen hanteren die in overeenstemming zijn met ISO/IEC 17025 of andere gelijkwaardige norm. Daarnaast zorgen de laboratoria er voor dat de bekwaamheid bij de analyse van relevante chemische of fysisch-chemische parameters aangetoond wordt door deel te nemen aan programma's voor geschiktheidsbeproeving (ringonderzoeken) en door beschikbare referentiematerialen te analyseren die representatief zijn voor verzamelde monsters en adequate concentratieniveaus bevatten.

De programma's voor geschiktheidsbeproeving moeten worden georganiseerd door geaccrediteerde organisaties of internationaal of nationaal erkende organisaties. Ook de beoordeling van de resultaten van deelname aan de geschiktheidsbeproeving moeten beoordeeld worden op basis van een erkende norm, ISO/IEC-leidraad 43-1 of ISO 13528 of andere gelijkwaardige op internationaal niveau erkende norm (art. 6 QA/QC Richtlijn).

In Nederland kunnen laboratoria geaccrediteerd worden door de Raad van Accreditatie voor het organiseren van ringonderzoeken. Daartoe geaccrediteerde labs zijn bijvoorbeeld het lab van RWS Waterdienst en KWR (voorheen KIWA).

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

Organische verbindingen dienen gemeten te worden in "totaal water".

Metalen cadmium, lood, kwik en nikkel dienen gemeten te worden als "opgeloste metalen in water". Voor "opgelost" is een operationele definitie geformuleerd die aansluit bij de meetpraktijk (filtreren over 0,45 µm filter).

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 rapportagegrenzen 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 Hoofdstuk 5 "meetpuntbeschrijving". Bron: Vonk *et al.*, 2008 RIVM rapport.

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) DIN 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 "Werkvoorschrift 7A Fytoplankton" en de "Toelichting op de werkvoorschriften" in paragraaf 7.3 (Bijkerk R., 2010).

Meren en Rivieren	
Aantal meetpunten en monsterpunten per waterlichaam	Per waterlichaam 1 meetpunt met minimaal 2 monsterpunten.
Locatiekeuze meetpunten en monsterpunten	<u>Lijnvormige wateren</u> ; meetpunt en monsterpunten in midden van de watergang. Bij druk bevaren lijnvormige wateren of wateren breder dan 6 meter kies meetpunt op minimaal drie meter buiten de oever.
	<u>(On)diepe meren en plassen</u> : meetpunt in midden van meer of plas, waar de waterdiepte minimaal gelijk is aan de gemiddelde diepte van de plas.
Bemonsteringsmethodiek	Bemonstering vanaf oever, brug of vanuit een boot. Bemonstering op verschillende diepte-intervallen conform voorschriften uit Handboek hydrobiologie (werkvoorschrift 7A). Samenvatting: - stromende wateren --> halve diepte vd watergang; - sloten, kanaal, ondiepe plassen <0,5 m diep --> 0,2 m; - sloten >0,5 m diep --> 0,2 en 0,5 m; - plas of meer of kanaal >0,5 m en <3 m diep --> 0, 0,5, 1, 1,5 m....etc tot ca. 0,5 m boven sediment met waterhapper of bemonstering met steekbuis - kanalen > 3 m diep, --> 0, 1, 2, 3m, tot ca. 1,0 m boven sediment; - ondiepe plas >3 m diep en diepe plas niet gelaagd --> 0, 1, 2, 3m, tot ca. 1,0 m boven sediment; - Diepe plas gelaagd $Z_{eu} < Z_{epi}$ --> 0, 1, 2, 3 m, tot spronglaag - Diepe plas gelaagd $Z_{eu} > Z_{epi}$ --> 0, 1, 2, 3 m, tot 2,5 maal Secchi-diepte Z_{eu} = diepte eufotische zone (2,5 maal Secchi diepte) Z_{epi} = diepte epilimnion - zoute wateren - -> oppervlakte- spronglaag/halve diepte - nabij bodem
Instrumenten	Bemonstering met waterhapper, steekbuis of fles-monster Voor zoute locaties via pomp- of rosette-systeem
Bemonsterings-inspanning	Per meetpunt minimaal 2 monsterpunten op verschillende dieptes bemonsteren. De 2 deelmonsters vormen samen 1 mengmonster.
Bemonsteringsperiode	6 keer per meetjaar (april t/m september)
Telstrategie	Chlorofyl: ISO 5667-3 (2004) Water quality -sampling-part 3: Guidance on the preservation and handling of watersamples.
	Maatlat Planktonbloeiërs: CEN norm (2005): Water quality - Guidance standard for the routine analysis of phytoplankton abundance en composition using inverted microscopy (Utermöhl technique)

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.
Bemonsterings methodiek	Men pompt watermonsters omhoog volgens standaard B001 t/m B004. Bemonsteringen vinden plaats langs raaien. Bemonstering aan het oppervlak en in het verticaal
Bemonsterings periode	7 keer per meetjaar (maart t/m september)

Diatomeeën (fyto-benthos)

Aantal meetpunten en monsterpunten per waterlichaam	Per waterlichaam 1 meetpunt met 4-8 monsterpunten.
Locatiekeuze meetpunten en monsterpunten	Monsterpunten liggen centraal langs de oever, niet in de luwte van zijwateren, kreken, baaien of planten maar grenzend aan het open water.
Bemonsterings methodiek	Bemonstering van aangroei op 4-8 monsterpunten langs een traject van 50 meter. Voorkeur substraatkeuze: 1) rietstengel van 5 à 10 cm afgeknipt op 15 à 20 cm onder de waterspiegel 2) liesgras of rietgras, ondergedoken waterplanten zoals waterpest, fonteinkruid, veenmos, stengels van gele plomp of waterlelie (allen met lengte 5 à 10 cm) afgeknipt op 15 à 20 cm onder de waterspiegel 3) takjes die langere tijd in het water gelegen hebben, afschraapsel van oeverbeschoeiing of stenen op 15 à 20 cm onder de waterspiegel.
Instrumenten	Afknippen van substraat met (<u>snoei</u>)schaar, afborstelen van stenen met <u>tandenborstel</u> (bij elk monster een nieuwe!), <u>spuutfles</u> (<u>leidingwater of demiwater</u>) om afgeborsteld aangroei van stenen te spoelen, <u>zakmes of ijskrabber</u> om aangroei van beschoeiing te krabben.
Bemonsterings- inspanning	Per meetpunt 4-8 monsters verzamelen welke samen 1 mengmonster vormen.
Bemonsterings periode	Tussen 1 april en 1 juni eenmalig bemonsteren.

Tabel 2.8 Bemonstering en analyse diatomeeën. Aanvullende informatie is terug te vinden in het Handboek Hydrobiologie "Werkvoorschrift 9A Bemonstering van kiezelwieren in oppervlaktewater" en de "Toelichting op de werkvoorschriften" in paragraaf 9.3 (Bijkerk R., 2010).

Tabel 2.9

Bemonstering macrofyten, zeegras en angiospermen. Aanvullende informatie de bemonstering van macrofyten is terug te vinden in het Handboek Hydrobiologie "Werkvoorschrift 11A Inventarisatie macrofyten" (inclusief tabel 11A.4 "begrenzing van het begroeibaar areaal voor waterplanten") en de "Toelichting op de werkvoorschriften" in paragraaf 11.3 (Bijkerk R., 2010).

Macrofyten, zeegras en angiospermen

Aantal meetpunten, monsterpunten en proefvlakken per waterlichaam Locatiekeuze		Elk waterlichaam wordt opgedeeld in deelgebieden (richtlijn 3-6 deelgebieden per waterlichaam). Per deelgebied één of meerdere representatieve meetpunten. Bij elk meetpunt wordt 1 proefvlak uitgezet. Per waterlichaam van <100 ha minimaal 3 en maximaal 6 meetpunten (proefvlakken) opnemen afhankelijk van diversiteit. Bij zeer kleine en eenvormige waterlichamen waar minder dan 3 deelgebieden zijn geselecteerd, mag het aantal meetpunten gelijk gesteld worden aan het aantal deelgebieden. Bij waterlichamen >100 ha en >500 ha respectievelijk 10 en 20 meetpunten / proefvlakken opnemen. Elk proefvlak kan opgedeeld worden in twee delen namelijk de oeverzone en de waterzone. De grens tussen deze twee deelproefvlakken is de begrenzing van de begroeibare arealen; meestal de laagwaterlijn.
	<u>lijnvormige wateren</u>	Proefvlak lengte: 100 meter. Proefvlakbreedte: bij smalle wateren (<8m) oevervegetatie tweezijdig opnemen, watervegetatie van oever tot oever bemonsteren. Bij brede wateren (>8m) oevervegetatie éénzijdig opnemen en watervegetatie alléén in het ondiepe, begroeibare deel bemonsteren of tot het midden van de watergang.
	<u>kleine meren</u>	Een proefvlak is een vierkant van 100 tot 10.000 vierkante meter of, bij meer dan één proefvlak per deelgebied, 10 tot 100 vierkante meter (afhankelijk van vegetatiepatroon).
	<u>grote meren</u>	Een proefvlak is een vierkant van 200x200 meter of lijn van 400 meter.
	<u>rivieren</u>	proefvlak is gelegen tussen de gemiddelde hoog- en laagwaterlijn (indien van toepassing). Stromingsluwe delen (nevengeulen, zijtakken in open verbinding) ook meenemen.
		Hoofdgeul wordt in principe buiten beschouwing gelaten.
Bemonsterings-methodiek	<u>lijnvormige wateren, kleine meren en plassen, rivieren</u>	Vlakdekkende bemonstering van het proefvlak. Schatten van de totale bedekking van de vegetatie, de vegetatielagen (submers, emers, drijvend, flab en kroos) en afzonderlijke soorten in het gehele proefvlak. Bedekking schatten ten opzichte van het begroeibaar areaal volgens de KRW 1,2,3-schaal of andere abundatieschaal.

	<u>grote meren / hoofdgeul rivieren</u>	Bemonsteren van de vier hoekpunten van het vierkante proefvlak of om de 100 meter langs een lijn van 400m. Schatten van de totale bedekking van de vegetatie, de vegetatielagen (submers,emers, drijvend, flab en kroos) en afzonderlijke soorten op deze vier hoekpunten. Tezamen vormen deze 4 hoekpunten één inventarisatielijst met soorten en bedekkingen (één monster) Bedekking schatten ten opzichte van het begroeibaar areaal volgens de KRW 1,2,3-schaal of andere nader te bepalen schaal.
Instrumenten		Hark, werphark, kijkbuis of snorkel / duikapparatuur.
Bemonsterings-periode		1 keer per meetjaar van 1 juni tot 15 augustus. Bij de grote rivieren eventueel een uitloop tot 15 september in jaren met onverwacht hoog water.
Determinatie		tot op soortniveau
Kust en Overgangswateren		
Bemonsterings-methodiek		Angiospermen (beide zeegrassoorten en schor-/kwelderplanten) worden gemonitord middels een kartering van het gehele waterlichaam.
		Zeegras: begroeide oppervlak en percentage bedekking zeegras karteren op basis van luchtfoto en veldwerk.
		Schorren en kwelders: vaststellen van oppervlak en samenstelling van vegetatie op schorren en kwelders in getijdegebieden. 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 "Werkvoorschrift 12A Bemonstering van macrofauna", de "Toelichting op de werkvoorschriften" in paragraaf 12.3 (inclusief tabel 12.2 "Voorwaarden bij bemonstering van macrofauna") (Bijkerk R., 2010).

Macrofauna

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	<u>R1 t/m R6, R9 t/m R15, R17, R18, M1 t/m M13, M25, M26, M30 t/m M32</u>	Langs een rivier- of oevertraject van 50 tot 100 meter diverse deelmonsters nemen.
	M14 t/m M24, M27 t/m M29, R7, R8,	Oever: Langs een oevertraject van 50 tot 100 meter diverse deelmonsters nemen.

	R16	
	O1 en O2	Sublittoraal: puntlocaties (monsters met boxcorer). Intergetijdegebied: puntlocaties met een steekbuis.
Bemonsterings-methodiek	Zoete wateren	Multihabitatmethodiek: bemonstering waarbij alle voorkomende habitats / habitattypen bemonsterd worden waardoor alle voorkomende soorten gevangen worden. Alle deelmonsters van de verschillende habitats vormen samen één mengmonster.
	Zoute wateren	Ecotopen-methodiek: de belangrijkste ecotopen worden bemonsterd, waarbij een voldoende groot bemonsteringsoppervlak per ecotoop, bij voorkeur minimaal 0.2 m ² , moet worden bemonsterd rekening houdend met de ruimtelijke variabiliteit in het ecotoop.
Instrumenten	Zoete wateren	Bemonstering oever / ondiepe wateren met standaard macrofaunanet.
	Zoute wateren	In het litoraal worden steekbuizen met verschillende diameters gebruikt voor bemonstering. In het sublittoraal wordt de boxcorer gebruikt.
Bemonsterings-inspanning	Zoete wateren	Bemonsteren van alle habitats die een belangrijke bijdrage leveren aan de soortenrijkdom van het monster. Totale monstertraject 5 meter. Eventueel monstertraject bijstellen tot 1 meter (homogene wateren) of 10 meter (zeer diverse wateren). Variabele bemonsteringsinspanning per habitat (deelmonster) obv kenmerken van het habitat (en niet door het oppervlak of de hoeveelheid van het aanwezige habitat). Bij elk habitat wél een minimale inspanning (zowel soortenrijke als arme habitats voldoende bemonsteren).
	Zoute wateren	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	Zoete wateren	1 keer per meetjaar in het voorjaar (april-mei) of, in uitzonderlijke gevallen, in het najaar (september-oktober)
	Zoute wateren	de voorkeur gaat uit naar bemonstering in het najaar, omdat de bentos dan het meest volgroeid en daardoor het makkelijkst determineerbaar en kwantificeerbaar is.
Determinatieniveau	Zoete wateren	Tot op soort-niveau met uitzondering van de borstelwormen (<i>Oligochaeta</i>) (alle wateren) en mijten (<i>Hydracarina</i>) (in grote (rijks)wateren).

	Zoute wateren	in principe tot op soortniveau, tenzij dit echt niet realiseerbaar is.
--	---------------	--

Tabel 2.11

Bemonstering en analyse vis.
Aanvullende informatie is terug te vinden in het Handboek Hydrobiologie "Werkvoorschrift 13A Bemonsteringsopname van vis voor de KRW" en de "Toelichting op de werkvoorschriften" in paragraaf 13.3 (Bijkerk R., 2010).

Vis

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.
Locatiekeuze / vorm meetpunten	Zoet water	Trekken/trajecten verdelen over deelgebied zodat alle relevante habitattypen in één of meer trekken/trajecten vertegenwoordigd zijn.
Bemonsterings-methodiek		Bevist-Oppervlak-Methode (BOM): Bemonstering van een vast oppervlak in een waterlichaam / kerngebied. Bemonstering met een vangtuig waarvan het rendement bekend is. Op deze wijze kan de totale visstand (soortensamenstelling, aantallen en biomassa vis per hectare) terugberekend worden naar waterlichaam of kerngebied.
	Overgangs-wateren	RIVO-DLO methodiek. Gegevens afkomstig van 1) bestandsschattingen van de commerciële soorten. Primair gebaseerd op de vangsten van de Europese visserijvloot (marktmonitoringen op de visafslagen en logboekregistratie van individuele visser). 2) gegevens van niet commerciële soorten en juveniele vissen worden verzameld in specifieke monitoringsprogramma's.
Instrumenten		electrovisapparaat, zegen, kuil, schepnet, fuik (MWTL-meetnet) en kor (MWTL-meetnet)
Bemonsterings-inspanning		Zie tabel 2.12 "Visvangtuig en bemonsteringsinspanning vis". Bij grote waterlichamen kunnen deze voorgeschreven percentages (bemonsteringsinspanning) leiden tot een zeer omvangrijk monitoringsprogramma In dat geval kunnen kerngebieden geselecteerd worden: 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.
Bemonsterings-periode	Kleine, volledig geïsoleerde wateren (≤ 10 ha)	Hele jaar afgezien van paaiperiode (half maart – half juli)

	Smalle en brede lijnvormige wateren	Voorkeursperiode half juli - eind oktober
	open (niet- geïsoleerde) watersystemen	Voorkeursperiode half juli - eind september

Tabel 2.12

Visvangtuig en bemonsteringsinspanning vis. Keuze voor visvangtuigen en de voorgeschreven bemonsteringsinspanning (de minimale omvang aan trekken en trajecten) is opgesteld op basis van het Handboek hydrobiologie (werkvoorschrift 13A "bemonsteringsopname van vis voor de KRW") (Bijkerk R., 2010). Op enkele punten is afgeweken van de voorgeschreven methodieken uit het Handboek Hydrobiologie. Ten behoeve van de KRW zijn de bemonsteringsinspanning op enkele punten verlaagd en in grote wateren zijn visvangtuigen toegevoegd (dik gedrukte tekst).

Watertypen		Vangtuig		Minimale bemonsteringsinspanning in % t.o.v. waterlichaam / kerngebied
Lijnvormige wateren:		Oeverzone	Open water	
Groep A, D, E*	zeer smal (≤ 8 m)	Electro (schepnet)	Electro (schepnet)	7,5% oppervlakte
Groep B, F*	smal ($> 8 - 20$ m), stagnant tot zwak stromend	Electro (schepnet)	Zegen	7,5% oeverlengte met electro, 7,5% oppervlakte open water met zegen
Uit groep D: R13, R17* Uit groep E: R14, R18*	smal ($> 8 - 20$ m), snel stromend (stroomsnelheid > 1 m/s)	Electro (schepnet)	Electro	7,5% oppervlakte
Groep C, G*	breed ($> 20 - 100$ m)	Elektro	Groep C: Zegen en/of kuil. Groep G: kor	Groep C: 7,5% oeverlengte met electro, 1% met kuil Groep G: 1% van het oppervlak open water met kor (hoofdstroom, kribvakken, diepe zijarmen), nevengeulen en zijwateren met electro. Bij deze zeer grote waterlichamen (> 2000 ha) kan een absolute oppervlakte bovengrens gehanteerd worden om buitensporige inspanningen (monitoringskosten) te voorkomen.
Groep C, G*	zeer breed (> 100 m)	Elektro	Groep C: kuil. Groep G: kor	Groep C: 7,5% oeverlengte met electro, 7,5% oppervlakte open water met zegen of 1% met kuil Groep G: 1% van het oppervlak open water met kor (hoofdstroom,

				kribvakken, diepe zijarmen), nevengeulen en zijwateren met electro. Bij deze zeer grote waterlichamen (>2000 ha) kan een absolute oppervlakte bovengrens gehanteerd worden om buitensporige inspanningen (monitoringskosten) te voorkomen.
Bij specifiek onderzoek		Fuik	Fuik	NVT. Op strategische punten plaatsen.
Meervormige wateren				
groep 1*	Zeër smal (≤ 8 m breed)	Electro	Electro	20% oppervlakte open water.
groep 1*	Klein (≤ 10 ha)	Electro	Zegen	10% oeverlengte met electro, 20% oppervlakte open water met zegen.
groep 1 + 2*	Middelgroot (>10-100 ha)	Electro	Zegen en/of kuil	5% oeverlengte met electro, 10% met zegen of 1% met kuil van oppervlakte open water.
groep 2 en 3*	Groot (>100 ha)	Electro	Kuil / kor	5% oeverlengte met electro, 1-4% van oppervlakte open water met kuil. Bij meren >2000 ha 0,5%. Bij deze zeer grote waterlichamen (>2000 ha) kan een absolute oppervlakte bovengrens gehanteerd worden om buitensporige inspanningen (monitoringskosten) te voorkomen.
Overgangswateren				
			Passief: fuik en anker kuil. Actief: zegen en garnalenkor	

* Zie tabel 2.13 voor indeling van watertypen in groepen

Tabel 2.13

Indeling watertypen in groepen.

	KRW omschrijving	Bijbehorende watertype
Meren en plassen		
groep 1	< 0,5 km ² / < 50 ha	M11, M12, M13, M16, M17, M18, M19, M22, M24, M25, M26, M28, M30, M31
groep 2	0,5-100 km ² / 50-10.000 ha	M14, M20, M23, M27, M29, M30, M31
groep 3	>100 km ² / >10.000 ha	M15 - M21, M30
Lijnvormig: M-typen		
Groep A	< 8 m breed	M1, M2, M8, M9, M30, M31
Groep B	8-15 m breed	M3, M4, M5, M10, M30, M31
Groep C	> 15 m breed	M6, M7, M30
Rivieren		
Groep D	0-10 Km ² / 0-1000 ha 0 - 3 meter breed	R1, R2, R3, R4, R9, R11, R13, R17 (waarvan R13 en R17 snelstromend zijn)
Groep E	10-100 km ² / 1000-10.000 ha 3-8 meter breed	R5, R10, R12, R14, R18 (waarvan R14 en R18 snelstromend zijn)
Groep F	100-200 km ² / 10.000-20.000 ha 8-25 meter breed	R6, R15 (waarvan R15 snelstromend is)
Groep G	> 200 km ² / > 20.000 ha >25 meter breed	R7, R8, R16 (waarvan R16 snelstromend is)

3 Operationele monitoring

3.1 Algemene doelstellingen Operationele monitoring

Leeswijzer

	T&T	OM	MNO
Waar			
Wat			
Wanneer			
Hoe			

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;
- Indien er geen significante trend aanwezig is maar uit het meerjarengemiddelde (berekend op basis van bij voorkeur 3 meetjaren en minimaal 2 meetjaren) een beoordeling "goed" heeft met een betrouwbaarheid van 90%.

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 meetlocaties 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 biologische parameter 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.

Kleine waterlichamen

De KRW richt zich niet op aanwijzing van kleine waterlichamen (<0,5 km² (meren) of <10 km² stroomgebied (rivieren)). Hierop zijn echter twee uitzonderingen. Eén uitzondering geldt voor kleinere wateren waarvan aangetoond is dat de waterkwaliteit zorgt voor het niet bereiken van de doelstelling van een beschermd gebied (§ 3.2.1). De andere uitzondering is als het betreffende water van groot belang is voor het stroomgebied, zodat drukken op dat water ook een effect hebben op een groot deel van het hele stroomgebied. Als voorbeeld kan worden gedacht aan paaigronden van vissen.

Beide situaties kunnen aanleiding zijn om toch kleine waterlichamen aan te wijzen.

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. Daarbij dient ook de interactie met het grondwater goed te worden meegenomen. Vooral in laag Nederland kan de bijdrage van ondiep, vervuild grondwater (totaal N, P, zware metalen (vooral bij zure condities) en pesticiden) aan het oppervlaktewater relatief groot zijn.

3.2 Locatiekeuze

Leeswijzer

	T&T	OM	MNO
Waar		x	
Wat			
Wanneer			
Hoe		x	

De locatiekeuze van de monitoring wordt uitgewerkt voor twee aspecten:

- keuze waterlichamen, in welk 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.

Een waterlichaam wordt ook als 'at risk' aangemerkt als het een negatieve invloed heeft op de toestand van een aanwezig beschermd gebied, bijvoorbeeld een Natura2000 gebied of een zwemwaterlocatie.

Indien de doelstelling van het beschermde gebied niet gehaald wordt als gevolg van de ontoereikende kwaliteit van het waterlichaam waar het in of nabij gelegen is, geldt een verplichting tot operationele monitoring. Het gaat om waterlichamen waar beschermde gebieden in het waterlichaam liggen, hiermee overlappen, of direct afhankelijk zijn van het betreffende waterlichaam.

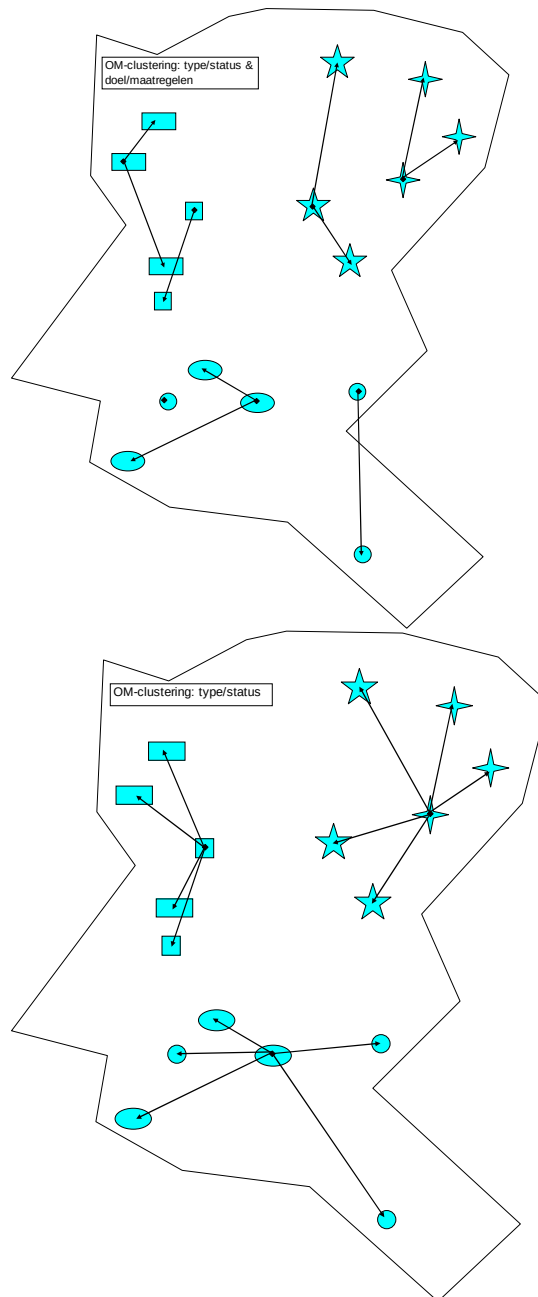
Dit betekent dat de waterbeheerder nagaat welke problemen vanuit het waterlichaam bijdragen aan het niet halen van de doelen van het beschermd gebied en stemt daarbij zonnodig af met de beheerder van het beschermd gebied. Deze problemen zijn de drukken op basis waarvan het operationele monitoringprogramma 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 beïnvloedt 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.

Figuur 3.1

OM- Clustering: Clustering op basis van zowel type/status als doel/maatregelen (bovenste figuur) geeft heeft een fijnere clustering als resultaat dan clustering op basis van alléén type/status (onderste figuur).



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

voorbelaasting 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 (MLC_OWM). Dat wordt gedaan op stof-niveau. Voor elke aparte chemische stof of ecologisch kwaliteitselement moet dus aangegeven worden welke OM meetlocatie 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.

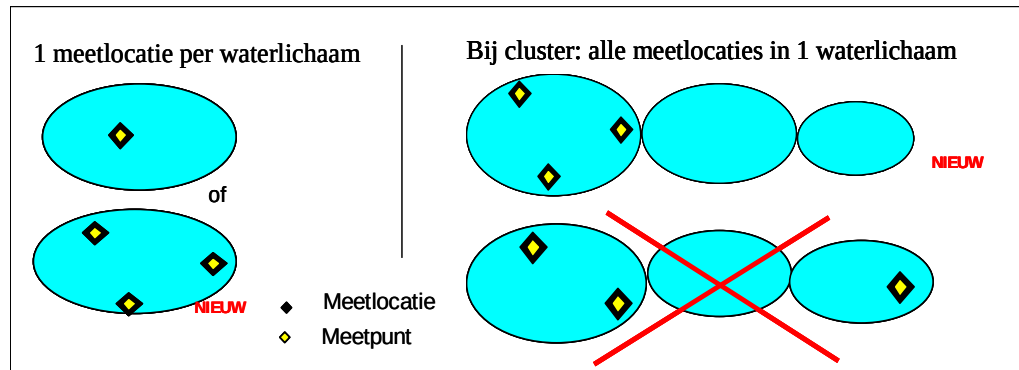
Bij OM-monitoring dient binnen elk cluster altijd één waterlichaam als representatief aangewezen te worden (figuur 3.2). In dat waterlichaam wordt de OM-monitoring uitgevoerd. (het aanwijzen van 2 verschillende waterlichamen met daarin meetlocaties die gezamenlijk het cluster afdekken mag dus niet bij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

In tegenstelling tot T&T monitoring kunnen er bij OM-monitoring meer dan één meetlocatie 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.

Clustering tussen waterlichamen kan plaatsvinden op basis van gelijkheid in stroomgebied, druk, ecologisch en (hydro)morfologisch functioneren.

Voor clustering bij OM-monitoring biologie betekent dat (net als bij T&T monitoring Biologie) dat clustering van waterlichamen alleen mogelijk is bij gelijkheid in type-status combinatie.

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 eindoordeel van het representatieve waterlichaam gekopieerd wordt naar alle waterlichamen in het cluster (§ 8.2). Gezien die regel is het aan te bevelen alleen waterlichamen te clusteren die qua doelen voor biologische kwaliteitselementen vergelijkbaar zijn.

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.

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

- Binnen hetzelfde stroomgebied
- Gelijkheid in type-status combinatie
- Overeenkomstige (toekomstige) drukken en uit te voeren maatregelen
- Overeenkomstige doelen

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 meetlocatie dan wel vaak meerdere meetpunten (monsters, submonsters) bij de kwaliteitselementen Macrofauna, Vis en Overige Waterflora. Bij Fytoplankton mogen er bij OM-monitoring wel meerdere meetlocaties 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 meetlocaties 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 meetlocaties 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 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 meetlocatie die representatief is voor het gehele waterlichaam. Indien de ruimtelijke variatie binnen het waterlichaam groot is, dan moeten er meer, 2 of 3 meetlocaties aangewezen worden. Elk van die meetlocaties moet dan representatief zijn voor een aanzienlijk deel van het waterlichaam. Indien er meerdere meetlocaties 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 meetlocaties 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 meetlocaties 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 daar al rekening meegehouden. De ruimtelijke variatie wordt daar afgedekt door de verschillende meetpunten: monsters en submonsters die onder één meetlocatie 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 meetlocatie 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 meetlocaties aangewezen worden met ieder één meetpunt. Elk van de meetlocaties moet dan representatief zijn voor een aanzienlijk deel van het waterlichaam.

Om tot een oordeel voor het gehele waterlichaam te komen worden de toetswaarden van de meetlocaties 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 meetlocatie 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.

Algemeen fysisch chemische parameters

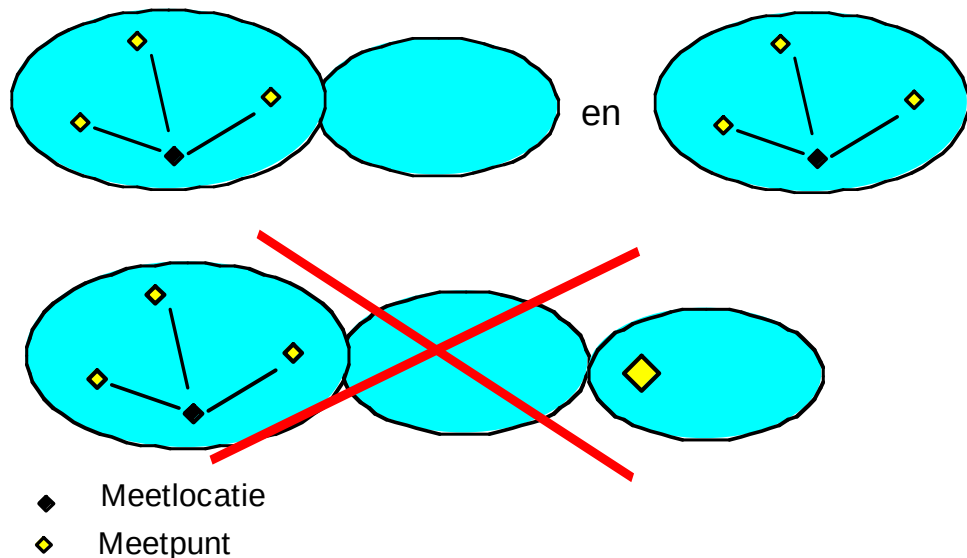
Het meten van de biologieondersteunende fysisch-chemische parameters sluit aan bij de biologische monitoring. Algemeen fysisch-chemische parameters moeten in hetzelfde waterlichaam gemeten worden als waar de biologische monitoring plaats vindt. De te monitoren parameters moeten representatief zijn voor 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 meetlocatie, ook als er sprake is van clustering.



3.3 Keuze voor cyclus en frequentie

Leeswijzer

	T&T	OM	MNO
Waar			
Wat			
Wanneer		x	
Hoe			

In de Quicksan 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 en minimaal 2 meetjaren mee te nemen. De voorkeur is 3 meetjaren omdat dan een trendanalyse uitgevoerd kan worden, een verder voordeel van 3 jaargemiddeldes is dat er een aanzienlijk betere betrouwbaarheid van de beoordeling wordt 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 overig relevante 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 parameters

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 metingen per planperiode (=1 meting per 3 jaar, dus cyclus =3). Alleen fytoplankton dient vaker gemeten te worden namelijk 6 metingen 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 toetswaarden. Uit statistische 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. (voorbeeld 2010-2015 moeten 2 meetjaren gedaan worden, hoeft niet perse om de drie jaar, mag ook in 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 fysisch-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.

Kwaliteitselement	Minimale frequentie per meetjaar	OM Cyclus (om de hoeveel jaar meten)
Meren		
Fytoplankton bloeien ³⁾	2x (electrolytarme wateren) of 4x (electrolytrijke wateren)	1 (jaarlijks)
Fytoplankton chl-f-a ³⁾	6x	1 (jaarlijks)
Fytobenthos ⁴⁾	1 x	3 (1 x per 3 jaar)
Macrofyten	1 x	3 (1 x per 3 jaar)
Macrofauna ¹⁾	1 x	3 (1 x per 3 jaar)
Vissen ²⁾	1 x	3 (1 x per 3 jaar)
Rivieren		
Fytobenthos ⁴⁾	1 x	3 (1 x per 3 jaar)
Macrofyten	1 x	3 (1 x per 3 jaar)
Macrofauna ¹⁾	1 x	3 (1 x per 3 jaar)
Vissen ²⁾	1 x	3 (1 x per 3 jaar)
Overgangswateren		
Fytoplankton bloeien ³⁾	4x	1 (jaarlijks)
Fytoplankton chl-f-a ³⁾	7x	1 (jaarlijks)
Macrofauna ¹⁾	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⁾	2 x	3 (1 x per 3 jaar)
Kustwateren		
Fytoplankton bloeien ³⁾	4x	1 (jaarlijks)
Fytoplankton chl-f-a ³⁾	7x	1 (jaarlijks)
Macrofauna ¹⁾	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 ⁵⁾	4 (1 x per kwartaal) is omgezet naar 6 (1 x per maand in het zomer-halfjaar)	1 (jaarlijks)

¹ Macrofauna dient bij rivieren en meren bij voorkeur in het voorjaar te worden bemonsterd; uitwijken naar najaar is mogelijk. In kust- en overgangswateren heeft bemonstering in het najaar de voorkeur.

² Vanuit de maatlaten voor vis in de overgangswateren is bemonstering in voor- en najaar vereist.

³ Fytoplankton wordt bemonsterd in het zomerhalfjaar.

⁴ Fytobenthos wordt vooralsnog wel gemonitord, maar loopt nog niet mee in de beoordeling.

⁵ De minimale meetfrequentie voor fysisch-chemische parameters conform de KRW is 4x per jaar; aangezien de beoordeling 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 DIN geldt een minimale frequentie van maandelijks in het winter-halfjaar (dec-feb) dus 3 metingen.

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
Merén		
Oppervlakte variatie	1	6

Parameter	Minimale frequentie binnen het meetjaar	OM Cyclus Om de hoeveel jaar meten
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
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

Leeswijzer

	T&T	OM	MNO
Waar			
Wat		x	
Wanneer			
Hoe			

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 meetlocatie 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 maatlaten 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 biologische 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 5 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 5a wordt het begrip gevoeligheid toegelicht. In bijlage 5b 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 meetlocatie 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.

Algemeen fysisch chemische parameters, 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 5). 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). Hiervoor is in bijlage 6 een tabel opgenomen waarin per type 'hydromorfologische druk' de meest gevoelige hydromorfologische parameter(s) is (zijn) aangegeven.

Leeswijzer

	T&T	OM	MNO
Waar			
Wat			
Wanneer			
Hoe		x	

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 te beschermen of voor het behoud van habitats en rechtstreeks van water afhankelijke soorten.

Leeswijzer

	T&T	OM	MNO
Waar			
Wat		x	
Wanneer			
Hoe		x	

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

- 1) Natura 2000-gebieden (Vogel- en Habitatrichtlijn; 79/409/EEC en 92/43/EEC);
- 2) zwemwateren (oude Zwemwaterrichtlijn; 76/160/EEC en de nieuwe Europese Zwemwaterrichtlijn (2006/7/EG);
- 3) gebieden die zijn aangewezen voor de onttrekking van water bestemd voor drinkwaterwinning (Drinkwaterrichtlijn; 80/778/EEC, zoals gewijzigd bij 98/83/EC);
- 4) schelpdierwateren en viswateren (water voor zalm- en karperachtigen) (Richtlijn voor economisch waardevolle waterflora en -fauna; respectievelijk 79/923/EEC en 78/659/EEC).

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.

De doelstellingen van de beschermde gebieden vallen ook onder de milieudoelen van de Kaderrichtlijn Water. 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).

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. In veel gevallen zal de operationele monitoring in het waterlichaam voldoende zijn voor het beschermde 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 meetlocaties / meetpunten of parameters nodig. Daarnaast kan op grond van communautaire regelgeving van het betreffende type beschermd gebied vereist zijn dat nog meer (niet-KRW) parameters gemonitord moeten worden.

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 watervereisten en de daarvoor benodigde maatregelen worden vastgesteld tijdens de N2000-beheerplanprocessen. Deze processen zijn momenteel (medio 2010) in volle gang. Het rijk of de provincie is voortouwnemer in dit proces, en waterbeheerders of terreinbeheerders worden hier bij betrokken. Watervereisten en eventueel aanvullende watermaatregelen worden vastgelegd in de N2000-beheerplannen en vervolgens in de tweede generatie regionale waterplannen overgenomen. Aanvullende watermaatregelen voor N2000-gebieden bovenop de huidige KRW maatregelpakketten zijn nu al in het waterplan opgenomen wanneer er voldoende consensus en uitvoeringszekerheid bestaat (bron: Inspraak-notitie t.a.v. landelijke lijn N2000, 17/4/9).

Eventuele afspraken over aanvullende monitoring ten behoeve van de watervereisten van de N2000-doelen staan in principe in de Monitorings-paragraaf van de N2000-beheerplannen en vormen onderdeel van de Natura2000 monitoring en dienen ook als zodanig herkenbaar te zijn ten opzichte van de KRW-monitoring. Ten aanzien van wie aanvullende monitoring voor N2000-doelen uit moet voeren, is nog discussie gaande. Waarschijnlijk zullen de aquatische parameters wel door de waterbeheerders (RWS, waterschappen) gemonitord gaan worden.

Ad 2. Zwemwateren

Sinds 24 maart 2006 is de Europese Zwemwaterrichtlijn (2006/7/EG) van kracht. Deze is omgezet in de Wet hygiëne en veiligheid bad- en zwemgelegenheden (Whvbz) en Wet op de waterhuishouding wat betreft aanwijzing van locaties. Daarnaast is het Besluit hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden (Bhvz) onder de Wet hvz gewijzigd. De oude Zwemwaterrichtlijn uit 1976 (76/160/EEG) wordt met ingang van 31 december 2014 ingetrokken.

De richtlijn 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 bacteriën: intestinale enterokokken en escherichia coli (E.coli).

De monitoring, toetsing en beoordeling van zwemwateren is een apart traject met eigen protocollen en rapportages. In Nederland worden tijdens het badseizoen (van mei-oktober) metingen uitgevoerd op ruim zeshonderdvijftig plaatsen. In de meeste gevallen worden die uitgevoerd door de waterschappen; de kustwateren en grote rivieren worden gecontroleerd door het Rijk. De provincie ontvangt de resultaten van deze metingen en kan eventueel een negatief zwemadvies geven of zelfs een zwemverbod instellen. De waterbeheerders rapporteren de gegevens weer aan de RWS Waterdienst die vervolgens in opdracht van V&W en VROM de rapportage aan de EC verzorgt.

Voor meer informatie ten aanzien van de monitoring van zwemwater wordt verwezen naar KWR Watercycle Research Institute (2009: Controle zwemwaterlocaties conform de Europese zwemwaterrichtlijn 2006/7/EG, Protocol)

Ad 3. Wateren bestemd voor drinkwaterwinning

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.

In bijlage 3 van het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water (Bkmw) 2009 zijn milieukwaliteitseisen opgenomen voor de onttrekking van drinkwater voor menselijke consumptie. Deze normen richten zich op de overheid die ervoor moet zorgen dat een duurzame drinkwatervoorziening gewaarborgd is. De richtwaarden en streefwaarden uit Bkmw bijlage 3, tabel 1 en 2 hebben betrekking op oppervlaktewaterlichamen waaruit direct water wordt onttrokken ten behoeve van de bereiding van drinkwater. Op waterwinlocaties binnen een KRW-waterlichaam worden in ieder geval de parameters uit tabel 1 en 2 gemeten. Als de waterwinlocatie tevens opgenomen is als locatie is voor de TT of OM monitoring van prioritaire stoffen of specifieke verontreinigende stoffen dan worden daar ook de betreffende KRW-stoffen gemeten.

De streefwaarden (Bkmw bijlage 3, tabel 2) zijn ook van toepassing op indirecte onttrekking (onttrekking via bodempassage ofwel oeverinfiltratie). Dit betekent dat in oppervlaktewaterlichamen waaruit via oeverinfiltratie drinkwaterwinning plaatsvindt een nieuw of bestaand KRW-monitoringspunt aangewezen moet worden dat een representatief beeld geeft van de chemische toestand van het desbetreffende oppervlaktewaterlichaam. Dit monitoringspunt hoeft niet per se te liggen in het gedeelte van het waterlichaam waaruit het water via oeverinfiltratie wordt onttrokken (Bkmw 2009, pag. 58). Indien een bestaande KRW chemische monitoringlocatie wordt aangewezen dan moeten naast de KRW-verplichte parameters ook de parameters worden gemeten uit tabel 2 (bijlage 3, Bkmw 2009). Bij een nieuwe extra locatie gaat het alleen om de parameters uit tabel 2.

Ad 4. Schelpdierwateren en viswateren

Voor schelpdier- en viswateren blijft het oude Bkmw vooralsnog gehandhaafd. Op grond van de KRW artikel 22 komen de Schelpdier- en Viswaterrichtlijn in 2013 te vervallen, onder voorwaarde dat het door deze richtlijnen geboden beschermingsniveau wordt gehandhaafd

Viswater

De zoete rijkswateren zijn in het verleden aangewezen als wateren voor karpers-achtigen. Deze aanwijzing is in het huidige BPRW gecontinueerd. De aanwijzing van de Grensmaas voor zalm-achtigen is echter ingetrokken met het huidige BPRW. In het BPRW en in het SGBP wordt geen aandacht besteed aan viswateren, omdat de KRW-doelen en monitoring voor het biologische kwaliteitselement vis in combinatie met de ondersteunende fysisch-chemische parameters in de aangewezen wateren het gewenste beschermingsniveau reeds voldoende garanderen. Voor temperatuur is de KRW-norm strenger, 25 in plaats van 28 graden. Daarnaast geldt een norm voor een temperatuurverhoging bij warmtelozing van maximaal 3 graden tot 28 graden aan de rand van de mengzone. Dat is reeds geïmplementeerd in de vergunningverlening via de beoordelingssystematiek warmtelozingen. Die systematiek blijft van kracht. Als laatste geldt een temperatuureis van maximaal 10 graden voor de voortplantingsperiode alleen voor die wateren waarin karpersoorten zitten die koud water nodig hebben voor hun voortplanting. Die eis is in de huidige situatie niet doorvertaald naar de aangewezen wateren en ook uit de RIVM studie 'Fysisch-chemische parameters en biobeschikbaarheid in oppervlaktewater (Vonk et al., 2008) blijkt dat die eis daarnaast niet duidelijk te onderbouwen is uit wetenschappelijk onderzoek. Vanuit het handhaven van het beschermingsniveau van de Viswaterrichtlijn is die eis dus niet relevant (een eis aan de temperatuur in de voortplantingsperiode kan mogelijk wel vanuit N2000 doelen voor specifieke

vissoorten gaan gelden) en hoeft niet doorvertaald te worden naar een eis aan de biologie ondersteunende parameter temperatuur.

Voor pH en zuurstof zijn de huidige eisen uit de Viswaterrichtlijn gelijkwaardig. De norm voor zuurstof opgelost van 6 ml/l O₂, is grotendeels gelijkwaardig aan de GEP-normen voor de zuurstofverzadigingsgraad in de zoete rijkswateren veelal 60-120% of 70-120 %.

Voor Ammonium, Ammoniak, Fosfaat, Zink en Koper zijn de KRW normen strenger. De eisen voor Nitriet komt terug via de KRW-eisen aan totaal stikstof.

Schelpdierwater

Tussen de Schelpdierwaterrichtlijn en de KRW zijn wel een aantal verschillen in beschermingsniveau, met name door eisen aan parameters die niet in de normale KRW-monitoring meegenomen worden. Daarom moet voor die wateren aangewezen als schelpdierwateren (Waddenzee, Eems-Dollard Kust, Voordelta, Grevelingen, Oosterschelde en Westerschelde) de reeds aanwezige monitoring voor de Schelpdierwaterrichtlijn gecontinueerd worden als onderdeel van de KRW-monitoring voor Kust en Overgangswateren. Vervolgens moeten toetsing van die gegevens conform de eisen van de Schelpdierwaterrichtlijn gecontinueerd worden als een aanvullende toetsing naast de KRW-toetsing (§ 5.8)

Voor de normen ten aanzien van temperatuurverhoging, gesuspenseerde stoffen en kleurintensiteit geldt dat ze gerelateerd zijn aan de natuurlijke situatie. In de aangewezen wateren is die natuurlijke situatie variabel en is norm toetsing niet goed mogelijk. In de eerdere rapportages aan de EC is dan ook geen oordeel voor die parameters gerapporteerd. Aanvullende monitoring kan dus voor die parameters achterwege blijven.

Zuurgraad en saliniteit moeten aanvullend gemeten worden. Daarnaast moet in het schelpdiervlees en het water aanwezig in de schelp bacteriën, metalen en gehalogeneerde stoffen gemeten worden en moet er gekeken worden naar aanwezigheid van olie op de schelpdieren. De parameters worden gemeten met een frequentie van 4 maal per jaar, echter voor saliniteit geldt 12 maal per jaar. Deze parameters moeten getoetst worden aan de normen uit het oude Bkmw (§ 5.8). Geur en smaak hoeven alleen gemeten te worden als er een afwijking van geur en smaak in het schelpdiervlees wordt vermoed.

Het beschermingsniveau voor zuurstof opgelost is gelijkwaardig aan de KRW monitoring voor zuurstofverzadigingsgraad en kan dus wel ingevuld worden met de bestaande KRW-monitoring.

4 Monitoring Nader Onderzoek

4.1 Doelstelling

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

Leeswijzer

	T&T	OM	MNO
Waar			
Wat			
Wanneer			
Hoe			

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 lozingen 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 alarmeringssysteem op de landsgrenzen en bij innamepunten voor drinkwater. Daarnaast is Nederland ingedeeld in 25 veiligheidsregio's opererend onder de verantwoordelijkheid van de Commissaris van de Koningin. 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 lozingen, 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 'doorklikstelsysteem', 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 matlatten. 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, die 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

Leeswijzer

	T&T	OM	MNO
Waar			
Wat			
Wanneer			
Hoe			

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 meetlocaties 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 Beoordeling 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:

- Rapportagegrenzen omzetten;
- Aggregeren naar een toetswaarde;
 - o van metingen in de tijd: binnen één jaar;
 - o van metingen in de tijd: over jaren heen;
 - o van metingen in de ruimte: op verschillende locaties in één waterlichaam;
- Toetsen en beoordelen.

Ten opzichte van het Protocol 2007 is het aggregeren van metingen over jaren heen een nieuw toegevoegd onderwerp. Reden voor deze toevoeging is om in te spelen op de jaar tot jaar variatie.

Ook het aggregeren van metingen van verschillende locaties binnen een waterlichaam is nieuw. Dat speelt bij OM-monitoring alleen als de ruimtelijke variatie binnen een waterlichaam groot is en er dus meerdere locaties aangewezen zijn (§ 3.2.4). Bij T&T geldt dit alleen voor uitzonderingen bijvoorbeeld bij zeer grote waterlichaam met veel ruimtelijke variatie zoals de Waddenzee, IJsselmeer en Noordzee (§ 2.2.2)

De ruimte variatie tussen waterlichamen in een cluster wordt in deze update van de Richtlijnen monitoring opgevangen door aangepaste richtlijnen voor clustering (verdere uitwerking zie § 3.2 en § 2.2 van deze rapportage).

Voor het beter inspelen op de variatie in tijd en ruimte is gebruik gemaakt van de conclusies en aanbevelingen uit de Quicksan precisie en betrouwbaarheid KRW monitoringprogramma's.

In hoofdstuk 7 wordt een stroomschema met formules gepresenteerd waarin stap voor stap wordt uitgelegd hoe de betrouwbaarheid van het monitoringresultaat en het uiteindelijke oordeel berekend dient te worden. De EC vraagt daar ook naar als onderdeel van de rapportage van de monitoringresultaten (geldt voor zowel chemie als biologie). De implementatie van het stroomschema en de formules in het KRW toetsinstrumentarium iBever, QBWAT en de KRW integratiemodule (Aquokit) is dan ook gewenst. Dat vraagt echter de nodige tijd en moet afgestemd worden met de andere wensen die aanwezig zijn voor het KRW toetsinstrumentarium. Daarnaast is ook nadere besluitvorming over het voorgestelde stroomschema en de formule's noodzakelijk.

Het geautomatiseerd bepalen van de betrouwbaarheid van de oordelen is voor de toetsing en beoordeling voor het SGBP van 2009 niet haalbaar, maar zou wel voor het SGBP van 2015 gerealiseerd moeten zijn.

De toetsing van chemische stoffen gebeurt geautomatiseerd in iBever en in de KRW-integratiemodule. Deze instrumenten zullen, aan de hand van dit protocol, aangepast moeten worden.

Het resultaat is per stof per waterlichaam een kwaliteitsoordeel. Hoe deze resultaten verder gecombineerd (geïntegreerd) moeten worden, is aangegeven in hoofdstuk 6.

Figuur 5.1

Schematische weergaven van dit hoofdstuk.

	Prioritaire stoffen en overige stoffen met een EU-norm	Overige relevante stoffen	Alg. fysisch-chemische par.	Fytoplankton	Overige waterflora	Macrofauna	Vis
Rapportagegrenzen omzetten	X	X	X				
Aggregeren	X	X	X	X	X		
Ecol. Kwaliteitsratio berekenen				X	X	X	X
Aggregeren						X	
Toetsen en beoordelen	X	X	X	X	X	X	X
Integreren stap 1	X	X	X	X			
Integreren stap 2		X					
Integreren stap 3	X						

5.2 Rapportagegrenzen omzetten

	Prioritaire stoffen en andere stoffen met een EU-norm	Overige relevante stoffen	Alg. fysisch-chemische par.	Fytoplankton	Overige waterflora	Macrofauna	Vis
Rapportagegrenzen omzetten	X	X	X				
Aggregeren	X	X	X	X	X		
Ecol. Kwaliteitsratio berekenen				X	X	X	X
Aggregeren						X	
Toetsen en beoordelen	X	X	X	X	X	X	X
Integreren stap 1	X	X	X	X			
Integreren stap 2	X						
Integreren stap 3	X						

Waarden onder de rapportagegrens

Bij de analyse van vrijwel alle stoffen bestaat er een grens waaronder de concentratie niet meer nauwkeurig kan worden bepaald. Dit wordt de detectielimiet genoemd. De waarde van de detectielimiet is ondermeer afhankelijk van de gebruikte analysetechniek en -apparatuur. Veel laboratoria houden een andere grens aan wanneer het gaat om het nog nauwkeurig kunnen meten van stoffen- de zgn. rapportagegrens. Gemeten waarden onder deze grens worden gerapporteerd als "kleiner dan", aangevuld met de cijfermatige rapportagegrens.

Bij het aggregeren van gegevens (§ 5.5) moet een keus gemaakt worden hoe meetresultaten onder de rapportagegrens gebruikt worden. In de dochterrichtlijn Prioritaire stoffen is gekozen voor het vervangen van het meetresultaat door de helft van de rapportagegrens. Bij somparameters geldt dat niet. Voor de berekening van Som parameters wordt de waarde nul gehanteerd voor parameters die onder de rapportagegrens liggen.

5.3 Aggregeren

	Prioritaire stoffen en andere stoffen met een EU-norm	Overige relevante stoffen	Alg. fysisch-chemische par.	Planten	Overige waterstof	Macrofauna	Vis
Rapportagegrenzen omzetten	x	x	x				
Aggregeren	x	x	x	x	x		
Ecotox. Kwaliteitsratio berekenen				x	x	x	x
Aggregeren						x	
Toetsen en beoordelen	x	x	x	x	x	x	x
Integreren stap 1	x	x	x			x	
Integreren stap 2				x			
Integreren stap 3			x				

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 elke T&T-meetlocatie en OM-meetlocatie, één toetswaarde per stof/parameter die kan worden getoetst aan een norm. Er zijn in principe twee soorten normen voor chemische stoffen: een norm voor het jaargemiddelde en een MAC-waarde (Maximaal Aanvaardbare Concentratie). Voor de eerste norm moeten meetgegevens geaggregeerd worden, voor de tweede norm niet.

Indien er nog geen KRW-proof norm beschikbaar is wordt voor een jaar de 90-percentiel waarde berekend en afgezet tegen de hierbij passende norm.

De wijze van het berekenen van de geaggregeerde waarde is afhankelijk van de groep waartoe de stof hoort (zie kader).

Wijze van aggregeren

- Voor de prioritaire stoffen en de specifieke verontreinigende stoffen waarvoor een KRW-proof norm afgeleid is, moet het rekenkundig jaargemiddelde van de relevante gegevens berekend worden; Tevens dienen alle relevante gegevens te worden getoetst aan de MAC-waarde, indien aanwezig. De MAC-waarde mag niet worden overschreden.
- Voor de specifieke verontreinigende stoffen zonder KRW-proof norm moet de 90-percentielwaarde berekend worden. De uitkomst van de toetsing aan de 90-percentielwaarde wordt gebruikt in de formele toestandsbeschrijving. Voor de (aanvullende) risico-analyse kan zowel aan de 90-percentiel als aan het jaargemiddelde getoetst worden. Voor het SGBP van 2015 zal voor alle specifieke verontreinigende stoffen een op de KRW gebaseerd nationaal normenstelsel ingevoerd worden (jaargemiddelde en MAC)
- De nutriënten in zoet water (R&M typen, behalve M32) worden berekend uit seizoensgemiddelden (april t/m sept). Het gaat hierbij om N-totaal en P-totaal.
- Bij nutriënten in zout water (K&O typen en M32) is de rekenwijze het gemiddelde 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 N (DIN). Voor een juiste berekening van de N-normwaarden in zout water dient een correctie op saliniteit te worden uitgevoerd.
- Saliniteit, doorzicht (van toepassing in M typen) en zuurstofverzadiging worden berekend via seizoensgemiddeldes. Het seizoen loopt van 1 april t/m 30 september.
- 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 en de regionale beheerplannen. Daarin wordt gewerkt met een referentienorm van 25 graden en daar is voor de rijkswateren niet vanaf geweken. Een overschrijding treedt op als gedurende een langere periode dan 1 week die norm wordt overschreden. Voor rijkswateren waarin de temperatuur dagelijks gemeten wordt, betekend dat de toetswaarde voor temperatuur het 98 percentiel is.
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 temperatuurdoelen geen probleem vormen en een keuze voor een lagere, bijvoorbeeld de voorgeschreven minimale maandelijkse meetfrequentie is in die situaties mogelijk.

- De pH mag niet worden gemiddeld, eerst moet omrekening naar de concentratie H^+ ionen worden uitgevoerd. Deze getallen worden gemiddeld tot een seizoenswaarde (als bij saliniteit), die weer wordt teruggerekend tot een pH waarde, welke met de norm wordt vergeleken.

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 en minimaal 6 meetwaarden in een zomer-halfjaar voor algemeen fysisch chemische parameters. Alle waarden binnen een waterlichaam worden gemiddeld. Het berekenen van het jaargemiddelde dient statistisch verantwoord uitgevoerd te worden. In paragraaf 7.1 staat weergegeven hoe de precieze en betrouwbare berekening van het jaargemiddelde plaats moet vinden.

Het resultaat van deze aggregatie is één jaargemiddelde (toetswaarde behorende bij een meetjaar). Met deze toetswaarde kan een jaaroordeel worden bepaald door deze te toetsen aan de norm.

5.3.2 Aggregeren over de jaren heen

Bij met name OM-monitoring zijn of komen meetgegevens van meerdere meetjaren in een planperiode beschikbaar. Die meetgegevens van meerdere jaren van één waterlichaam moeten ook geaggregeerd worden tot een toetswaarde voor een periode (om in te spelen op de jaar tot jaar variatie). Deze toetswaarde wordt gebruikt om te komen tot een periode oordeel. De wijze waarop dat gebeurt verschilt voor T&T Monitoring en OM Monitoring.

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 droogteperiodes) 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 meerjaren gemiddelde dan toegelicht worden dat het om een tijdelijke achteruitgang gaat.

Toestand- en trendmonitoring (T&T)

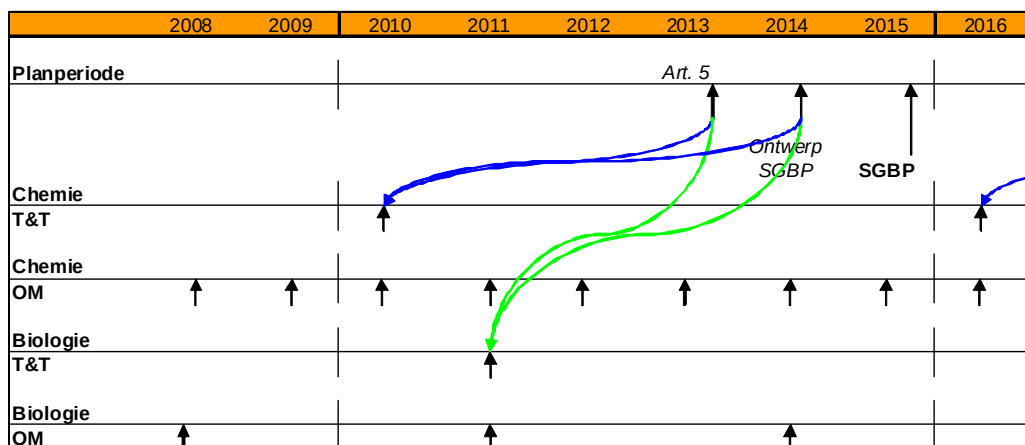
Voor de chemische parameters en biologische kwaliteitselementen wordt in principe de laatste toetswaarde van de planperiode gebruikt om te komen tot een periode oordeel. Aangezien er voor T&T één keer in de planperiode gemeten wordt is hier

het T&T jaaroordeel dus gelijk aan het periode oordeel. Dit is schematisch weergegeven in figuur 4.2. Daarin is aangegeven hoe bij de update van de artikel 5 rapportage in 2013 een periode oordeel berekend wordt en bij 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 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. Als er voor de stof ook een MAC-norm aanwezig is, moeten ook alle metingen in de periode van 3 jaar voldoen aan die MAC-norm.

Bij de algemeen 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 slechtste jaar oordeel is dus gelijk aan het periode oordeel).

Voor de biologische parameters geldt dat bij voorkeur de laatste drie en minimaal twee meetjaren worden gebruikt om te komen tot een periode oordeel waarbij de EKR van de drie (of 2) metingen worden gemiddeld. De te gebruiken biologische gegevens mogen de planperiode overschrijden, maar mogen niet ouder zijn dan 9 jaar. Dit is schematisch weergegeven in figuur 4.3.

Het berekenen van het periodeoordeel (gemiddelde van meerdere jaren) dient statistisch verantwoord uitgevoerd te worden. In paragraaf 7.2 staat weergegeven hoe de precieze en betrouwbare berekening van het jaargemiddelde plaats moet vinden.

Bepaling van een Trend

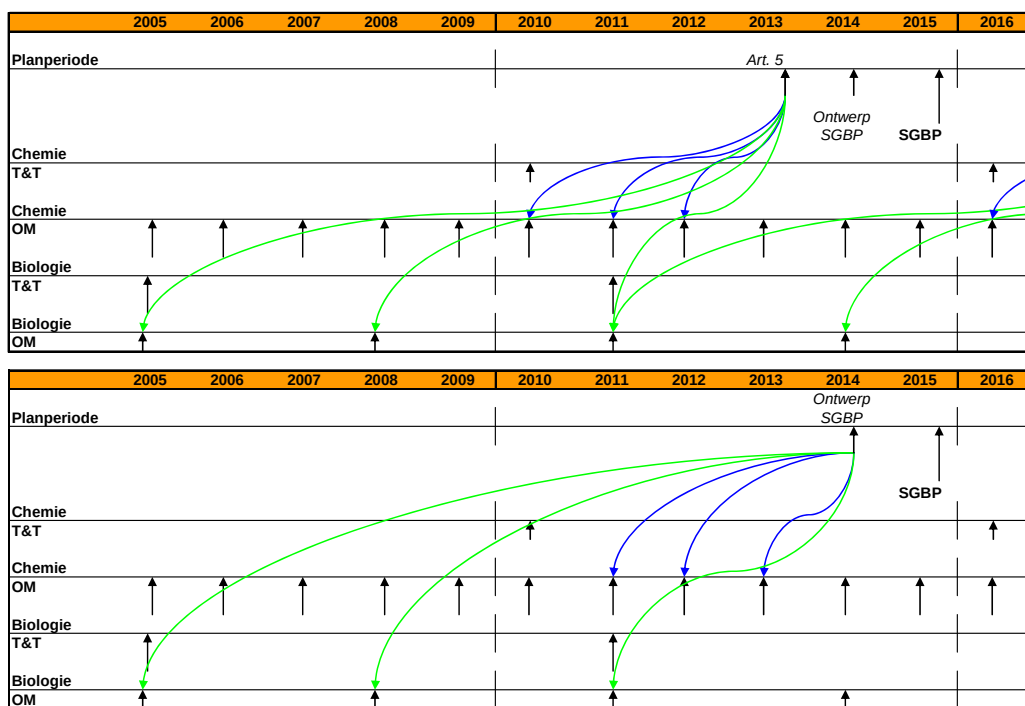
Zowel voor chemie als biologie geldt dat indien is aangetoond dat er sprake is van een trend, het oordeel wordt gebaseerd op de waarde op de trendlijn bij het laatste meetjaar (de gefitte waarde) in plaats van de laatste drie meetjaren. Deze trend kan worden bepaald op basis van minimaal vijf meetjaren. Voor het bepalen van een trend mag de waterbeheerder de meetfrequentie verhogen (met name biologische parameters).

Indien de berekening van de gefitte waarde nog niet geïmplementeerd is in het beoordelingsinstrumentarium wordt in plaats van de gefitte waarde de waarde van het laatste meetjaar gebruikt bij een geconstateerde trend.

Voor de berekening van een trendanalyse en de statistische onderbouwing hiervan wordt verwezen naar paragraaf 6.4.

Figuur 5.3

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



Trends

Uit statistisch onderzoek uit de Quicksan precisie en betrouwbaarheid KRW-monitoringsprogramma's (Herpen *et al.*, 2009, Baggelaar *et al.*, 2010) blijkt dat een KRW-beoordeling betrouwbaarder is naarmate de beoordeling wordt gebaseerd op meerdere meetjaren. Voor het berekenen van een KRW-beoordeling zijn de aanbevelingen uit de Quicksan als volgt verwerkt:

- Indien op basis van minimaal 3 meetjaren aangetoond kan worden dat er sprake is van een positieve danwel negatieve trend, dan **moet** de waarde op de trendlijn bij het laatste meetjaar (de gefitte waarde) gebruikt worden. Voor het verzamelen van minimaal 3 meetjaren voor de trendbepaling mag ook over de planperiode grens heen gegaan worden
- Indien op basis van 3 meetjaren aangetoond kan worden dat er géén sprake is van een positieve danwel negatieve trend óf indien er niet aangetoond kan worden dat er sprake is van een positieve danwel negatieve trend, dient de beoordeling gebaseerd te worden op een jaargemiddelde van bij voorkeur 3 meetjaren of minimaal 2 meetjaren. Een jaargemiddelde welke is berekend op basis van 2 meetjaren is echter minder betrouwbaar dan een jaargemiddelde van 3 meetjaren. De data voor het berekenen van het meerjarengemiddelde dient bij voorkeur afkomstig te zijn uit de betreffende planperiode. Aangezien er voor de biologische kwaliteitselementen minimaal 2 meetjaren per planperiode worden voorgeschreven, is het soms niet mogelijk om de 3 meetjaren uit dezelfde planperiode te halen. In dit geval mogen er ook data uit een eerdere planperiode gebruikt worden bij het vaststellen van een beoordeling. Hierbij mogen de data maximaal 9 jaar oud zijn.

Voor de berekening en statistische onderbouwing van een trendanalyse wordt verwezen naar paragraaf 7.3.

5.3.3 Aggregeren in ruimte

Indien binnen een waterlichaam meerdere meetlocaties opgevoerd zijn, dan worden de toetswaarden gemiddeld. De gemiddelde toetswaarde wordt getoetst aan de norm. Voor de chemische parameters geldt in een aantal gevallen dat alle individuele waarden van alle meetlocaties tevens moeten voldoen aan de MAC-waarde (Maximaal aanvaardbare concentratie).

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. In paragraaf 7.3 staat weergegeven hoe de precieze en betrouwbare berekening van ruimtelijke aggregatie plaats moet vinden.

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 $2 \times 12 = 24$ 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 Zware metalen

De EU heeft ruimte gegeven om rekening te houden met biologische beschikbaarheid voor metalen. De invulling van de mogelijkheid om te corrigeren voor biologische beschikbaarheid wordt vooralsnog aan de lidstaten overgelaten. In rapportages ten behoeve van de SGBP is het de bedoeling in ieder geval te rapporteren over de toetsing aan de indicatorwaarden voor nikkel, koper en zink, de zogenaamde 1^e lijnsbeoordeling en –eventuele- toetsing na correctie voor biologische beschikbaarheid aan een locatiespecifieke norm, de 2^e-lijnsbeoordeling.

Thans zijn de volgende rekenregels (tabel 5.1) beschikbaar om op basis van DOC (organisch oplosbaar koolstof) een aangepaste –locatiespecifieke- norm voor nikkel, koper en zink te herleiden (Zwolsman en Schamphelaere, 2007).

Tabel 5.1

Aangepaste normen voor koper, nikkel en zink op basis van DOC (organisch oplosbaar koolstof). Deze normen zijn locatie-specifiek en dienen dus altijd opnieuw te worden afgeleid. Daarbij gelden bovendien randvoorwaarden ten aanzien van pH en CaCO_3 , zie tabel 5.2.

	Aangepaste normen voor Cu, Ni en Zn op basis van DOC
HC5 voor Koper (Cu) $\mu\text{g/l}$	$3,0 \times \text{DOC (mg/l)} + 3,5$
HC5 voor Nikkel (Ni) $\mu\text{g/l}$	$1,8 \times \text{DOC (mg/l)} + 12,6$
HC5 Zink (Zn) $\mu\text{g/l}$	$4,2 \times \text{DOC (mg/l)} + 15,6$

Bij deze rekenregels gelden de in tabel 5.2 vermelde randvoorwaarden ten aanzien van pH en CaCO_3 . Indien in de meetperiode een of meer metingen deze grenswaarden overschrijden, kan geen locatiespecifieke norm voor dat metaal worden afgeleid. De rekenregels uit tabel 5.1 zijn recent afgeleid (Zwolsman &

Schamphelaere, 2007) van een complexere methode waarbij meer parameters gemeten moeten worden (de zogenoemde Biotic Ligand Models (BLM). De aangepaste normen uit de rekenregels zijn gebaseerd op HC5 (Hazardous Concentration for 5% of organisms) waarden, dwz de waarde waarbij 95 % van de organismen geen effect ondervindt.

Tabel 5.2

Rand-voorwaarden pH en CaCO_3 voor het toepassen van locatie-specifieke normen.

	Koper (Cu)	Nikkel (Ni)	Zink (Zn)
PH	6,0 – 8,5	5,9 – 8,2	6,0 – 9,0
Hardheid (mg CaCO_3 / l)	10 – 360	6 – 320	24 – 250

Voor de toetsing geldt dat de gemeten metaal concentratie dient te worden gedeeld door de berekende HC5 concentratie. Wanneer het quotiënt kleiner dan één is dan geldt er voor die specifieke locatie dat de hoeveelheid gemeten zware metaal (Cu, Ni of Zn) geen probleem voor het milieu vormt (tabel 5.3).

Tabel 5.3

Toetsing van Cu, Ni en Zn aan de hand van HC5 waarden.

	Koper (Cu) na filtratie ($\mu\text{g/l}$)	Nikkel (Ni) na filtratie ($\mu\text{g/l}$)	Zink (Zn) na filtratie ($\mu\text{g/l}$)
"Norm"	$\text{Cu (nf)}/\text{HC5}_{\text{Cu}} < 1$	$\text{Ni (nf)}/\text{HC5}_{\text{Ni}} < 1$	$\text{Zn (nf)}/\text{HC5}_{\text{Zn}} < 1$

Het gebruik van de rekenregels is ingezet als eenvoudige en praktisch toepasbare methode voor het SGBP 2009 en daarmee als hulpmiddel voor de prioritering van maatregelen. Ondertussen zijn er ook verbeterde methoden in ontwikkeling om de biobeschikbaarheid te bepalen die ook benut kunnen worden (Knoben R.A.E. en Snijders J.M., 2010; Vink, J.P.M. 2010). Als de Europese commissie met een verplicht te gebruiken methode komt zullen we die in Nederland over moeten nemen. Verder is in de decembernota 2006 al gesteld dat de correctie op biologische beschikbaarheid zeker niet mag leiden tot versoepeling van het preventiebeginsel.

Alvorens besloten wordt over een bredere toepassing van correctie op biologische beschikbaarheid na 2009, is aanvullend onderzoek nodig naar de mate waarin mogelijke afwenteling benedenstrooms en naar zee plaatsvindt.

NB Voor de reguliere toetsing (aan MTR) van koper wordt getoetst aan de gemeten waarde in totaal water, maar voor de te berekenen locatiespecifieke norm (zie hierboven) moet worden uitgegaan van waarden na filtratie. Dit betekent dat de beheerder voor koper zowel een toetswaarde in totaal water als na filtratie gereed zal moeten hebben. Voor nikkel (EU norm) en zink (KRW-proof norm) volstaat de waarde na filtratie.

5.5 Toetsen en beoordelen chemische parameters

	Prioritaire stoffen en andere stoffen met een EU-norm	Overige relevante stoffen	Alg. toxisch chemische par.	Fitoplankton	Overige waterflora	Macrofauna	Vis
Rapportagegrenzen omzetten	x	x	x				
Aggregeren	x	x	x	x	x		
Ecotox Kwaliteitsratio berekenen				x	x	x	x
Aggregeren						x	
Toetsen en beoordelen	x	x	x	x	x	x	x
Integreren stap 1	x	x	x			x	
Integreren stap 2				x			
Integreren stap 3				x			

Prioritaire stoffen

Het toetsen is het vergelijken van de toetswaarden met de normen vastgelegd in het Bkpw 2009 (of de daaraan verbonden ministeriële regeling). Voor de prioritaire stoffen en een aantal specifieke verontreinigende stoffen zijn twee normen: een norm voor het jaargemiddelde (JGM) en een norm voor de Maximaal Aanvaardbare Concentratie (MAC). Bij het berekenen van het JGM wordt bij een meetwaarde onder de rapportagegrens de helft van de waarde van de rapportagegrens gebruikt. Als het echter gaat om somparameters dan wordt de waarde nul gehanteerd (§ 5.2).

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

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

Indien er metingen onder de rapportagegrens liggen, mag in sommige gevallen de MAC of het JGM buiten beschouwing gelaten worden. Hierbij gelden de volgende voorwaarden:

Bij de aggregatie van meetwaarden tot JGM en MAC wordt doorgegeven hoeveel van de metingen aanwezig zijn (NUM) en hoeveel van de metingen onder de rapportagegrens liggen (NON). Op basis van het percentage metingen boven de rapportagegrens en aard van de beoordeling (voldoet of voldoet niet) wordt bepaald of het JGM oordeel en het MAC oordeel gebruikt gaan worden bij de verdere aggregatie. En dus meedoen in de one-out all-out bepaling van het oordeel chemische toestand of het oordeel specifieke verontreinigende stoffen.

Alleen als alle metingen onder de rapportagegrens liggen, dus percentage metingen boven rapportagegrens = 0%, en het MAC oordeel is 'voldoet niet', dan wordt het MAC oordeel buiten beschouwing gelaten en dus niet gebruikt in de verdere aggregatie.

Dit betekent ook dat als er één meting is boven de rapportagegrens en die meting ligt boven de MAC norm, 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 norm ligt komt er een MAC oordeel 'voldoet' en dat doet ook mee in de verdere aggregatie.

Alleen als alle metingen onder de rapportagegrens zitten, dus percentage metingen boven rapportagegrens = 0%, en het JGM oordeel is 'voldoet niet', dan wordt het JGM oordeel buiten beschouwing gelaten en dus niet gebruikt in de verdere aggregatie.

Dit betekent ook dat als er één meting is boven de rapportagegrens en de berekende toetswaarde JGM ligt boven de JGM norm, dan komt er een JGM oordeel 'voldoet niet', en dat oordeel doet mee in de verdere integratie.

Als het JGM oordeel 'voldoet' dan doet het altijd mee in de verdere aggregatie.

Voorbeelden:

A1) Rapportagegrens ligt boven de norm JGM:

rapportagegrens = 10 en norm JGM = 3 en norm MAC = 30

12 meetwaarden, allemaal onder de rapportagegrens dus percentage boven de rapportagegrens = 0%

JGM = 5 en MAC = 5

Oordeel JGM = voldoet niet en oordeel MAC = voldoet

Oordelen zijn ongeldig en worden niet meegenomen bij verdere aggregatie

A2) Rapportagegrens ligt boven de norm JGM:

rapportagegrens = 10 en norm JGM = 3 en norm MAC = 30

12 meetwaarden, 2 boven de rapportagegrens met meetwaarden 11 en 13
percentage boven de rapportage grens = 16,7%

JGM = 6,2 en MAC = 13

Oordeel JGM = voldoet niet en oordeel MAC = voldoet

Oordelen JGM is geldig, oordeel MAC geldig. Dus stof voldoet niet en dat wordt wel meegenomen bij verdere aggregatie

A3) Rapportagegrens ligt boven de norm JGM en boven norm MAC:

rapportagegrens = 40 en norm JGM = 3 en norm MAC = 30

12 meetwaarden, 1 boven de rapportagegrens met meetwaarde 45
percentage boven de rapportage grens = 8,3 %

JGM = 22,1 en MAC = 45

Oordeel JGM = voldoet niet en oordeel MAC = voldoet niet

Oordelen JGM is geldig, oordeel MAC geldig. Dus stof voldoet niet en dat wordt wel meegenomen bij verdere aggregatie

Specifiek verontreinigde stoffen

Bij de specifieke verontreinigende stoffen waarvoor nog geen KRW-proof norm is afgeleid, geldt dat de 90-percentiel toetswaarde afgezet wordt tegen de norm. Zodra de KRW-proof normen beschikbaar zijn (voor SGBP 2015) worden ze opgenomen in de regeling bij het Bkwm 2009 en moeten ze vervolgens toegepast worden.

5.6 Toetsen en beoordelen algemeen fysisch-chemische parameters

Voor de algemeen fysisch-chemische parameters gelden voor natuurlijke, sterk veranderde en kunstmatige wateren aparte normen. Deze zijn niet in de bijlage opgenomen omdat deze voor verschillende waterlichamen verschillend kunnen zijn. Alle normen zijn vastgelegd in de plannen van de provincies/waterschappen en in de KRW-doelendatabase (KRW-portaal voorheen kwrdoelen.nl).

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).

5.7 Toetsen en beoordelen hydromorfologische parameters

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 en

de ecologische toestand bijna altijd als matig of lager is beoordeeld. 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.

In de SGBP 2009 rapportage aan de EC is voor elk waterlichaam de chemische en ecologische toestand gerapporteerd. Bij de hydromorfologische toestand (die ondersteunend is aan de ecologische toestand) is 'unknown or no-information' gerapporteerd. Voor de SGBP 2015 zal samen met de waterbeheerders bekeken worden of en zoja, hoe de hydromorfologische toestand gerapporteerd wordt. 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.

5.8 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 LNV.

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 dus voor de watereisen 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 watereisen 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 is een apart traject met eigen protocollen en rapportages. In het oude Bkmw staan een aantal bepalingen die betrekking hebben op de milieukwaliteitsnormen voor zwemwater, die voornamelijk nog geldig zijn. Als de nieuwe zwemwaterrichtlijn volledig is geïmplementeerd, zullen deze bepalingen opgaan in het Besluit hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden. (Bron: Bkmw 2009, pag. 54)

Wateren bestemd voor drinkwaterwinning

Voor de onttrekking van drinkwater voor menselijke consumptie zijn in het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water (Bkmw) 2009 in bijlage 3 milieukwaliteitsnormen opgenomen. Bij directe onttrekking moet worden voldaan

aan de richtwaarden, tabel 1 uit bijlage 3 van het Bkmw. De richtwaarden zijn niet van toepassing oeverinfiltratie. Dit heeft te maken met de verbetering van de kwaliteit die het oppervlaktewater gedurende het verblijf in de bodem ondergaat. Daarnaast moet er, conform de KRW, naar worden gestreefd dat de waterkwaliteit geleidelijk verbeterd, zodat het vereiste zuiveringsniveau kan worden verlaagd. In bijlage 3, tabel 2 van het Bkmw is daarom een tabel met streefwaarden opgenomen. Ten aanzien van deze streefwaarden geldt een beleidsinspanning. Deze beleidsinspanning geldt voor zowel waterlichamen met direct onttrekking als voor waterlichamen met oeverinfiltratie.

In het Bkmw 2009 is al aangegeven dat voor het toetsen en beoordelen zoveel mogelijk wordt aangesloten bij de huidige beoordelingssystematiek. Deze systematiek is mede afhankelijk van de betreffende parameter. De toetsing wordt uitgevoerd met metingen op de waterwinlocatie bij directe onttrekking. Dat hoeft niet altijd de waterlichaam locatie te zijn waar voor de chemische toestand metingen verricht worden. Indien de parameter ook voor de KRW gemeten wordt en de KRW-norm strenger is en het oordeel voldoet dan hoeft geen aanvullende toets plaats te vinden. Als de KRW toestand niet voldoet dient ook de drinkwatertoetssystematiek toegepast te worden zodat duidelijk wordt of de eisen vanuit de drinkwaterrichtlijn wel gehaald worden.

Als een parameter aanvullend gemeten moet worden, of als de milieukwaliteitsnorm uit bijlage 3 strenger is dan de KRW-norm, dan wordt gebruik gemaakt van de beoordelingssystematiek die altijd al voor de drinkwaterrichtlijn benut is. Algemene chemische parameters worden beoordeeld op basis van de 92-percentielwaardes (P92), terwijl voor gesuspendeerde stoffen, biochemisch zuurstofverbruik het jaargemiddelde wordt gehanteerd.

Schelpdierwateren en viswateren

De normen voor schelpdierwater en viswater uit het oude Bkmw blijven voorsnog gehandhaafd. Op grond van de artikelen 19 en 20 Bkmw 2009 kunnen de desbetreffende bepalingen overeenkomstig artikel 22, tweede lid, KRW in 2013 worden ingetrokken, met dien verstande dat dan wel verzekerd moet zijn dat het door de desbetreffende richtlijnen geboden beschermingsniveau wordt gehandhaafd via de milieukwaliteitseisen die in dit besluit zijn opgenomen. (Bron: Bkmw 2009, pag. 54/55)

Voor viswater is via de KRW het gewenste beschermingsniveau gewaarborgd en is dus geen aanvullende toetsing en beoordeling nodig. Voor schelpdierwater moeten wel een aantal parameters extra getoetst worden aan de normen uit het oude Bkmw. Het betreft pH, saliniteit, opgelost zuurstof, bacteriën, metalen en gehalogeneerde stoffen in schelpdierwater/vlees (§ 3.6). Ook hier wordt de bestaande toetssystematiek gehandhaafd.

6 Beoordelen en toetsen biologische kwaliteitselementen

6.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt het beoordelen en toetsen 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. Maar ook aggregatie van gegevens, dat vóór of na het toepassen van de maatlat kan plaatsvinden, wordt in dit hoofdstuk besproken.

Figuur 6.1

Schematische weergaven van dit hoofdstuk.

	Prioritaire stoffen en overige stoffen met een EU-norm	Overige relevante stoffen	Alg. fysisch-chemische par.	Fytoplankton	Overige waterflora	Macrofauna	Vis
Rapportagegrenzen omzetten	X	X	X				
Aggregeren	X	X	X	X	X		
Ecol. Kwaliteitsratio berekenen				X	X	X	X
Aggregeren						X	
Toetsen en beoordelen	X	X	X	X	X	X	X
Integreren stap 1	X	X	X	X			
Integreren stap 2		X					
Integreren stap 3	X						

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.

De wijze van aggregatie verschilt echter per biologische kwaliteitselement en niet alle manieren zijn van toepassing voor alle kwaliteitselementen. Voor het kwaliteitselement vis en overige waterflora (wel integratie) vindt hier geen aggregatie meer plaats. Voor fytoplankton daarentegen vindt aggregatie in de tijd plaats binnen een meetjaar en kan het voorkomen dat aggregatie in de ruimte ook

plaats moet vinden. Bij de kwaliteitselementen macrofauna vindt ook aggregatie in de ruimte plaats (zie ook figuur 6.3). Per kwaliteitselement wordt dit nader toegelicht. Het berekenen van het jaargemiddelde, het periodeoordeel (meerjarengemiddelde) én de ruimtelijke aggregatie van toetswaarden dient statistisch verantwoord uitgevoerd te worden. In respectievelijk paragraaf 7.1, 7.2 en 7.3 staat weergegeven hoe de precieze en betrouwbare berekening van het jaargemiddelde en periodegemiddelde plaats moet vinden.

NB. Bepaling van een Trend

Ook voor biologie geldt dat indien is aangetoond dat er sprake is van een trend, het oordeel wordt gebaseerd op het laatste meetjaar i.p.v. de laatste 3 meetjaren. Deze trend kan worden bepaald op basis van 3 meetjaren (§ 5.3 en hoofdstuk 7). De berekening en statistische onderbouwing van een trendanalyse wordt besproken in paragraaf 7.3.

6.3 Bepaling Ecologische Kwaliteitsratio

In dit hoofdstuk wordt het beoordelen en toetsen van de biologische kwaliteitselementen besproken.

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 via de website van Roelf Pot, onderzoek- en adviesbureau voor water- en oevervegetatiebeheer: <http://www.roelfpot.nl/qbwat/>. Deze website is ook via de website van de STOWA te benaderen. Hierbij moeten wel de volgende opmerkingen worden gemaakt die gelden voor de situatie in 2010:

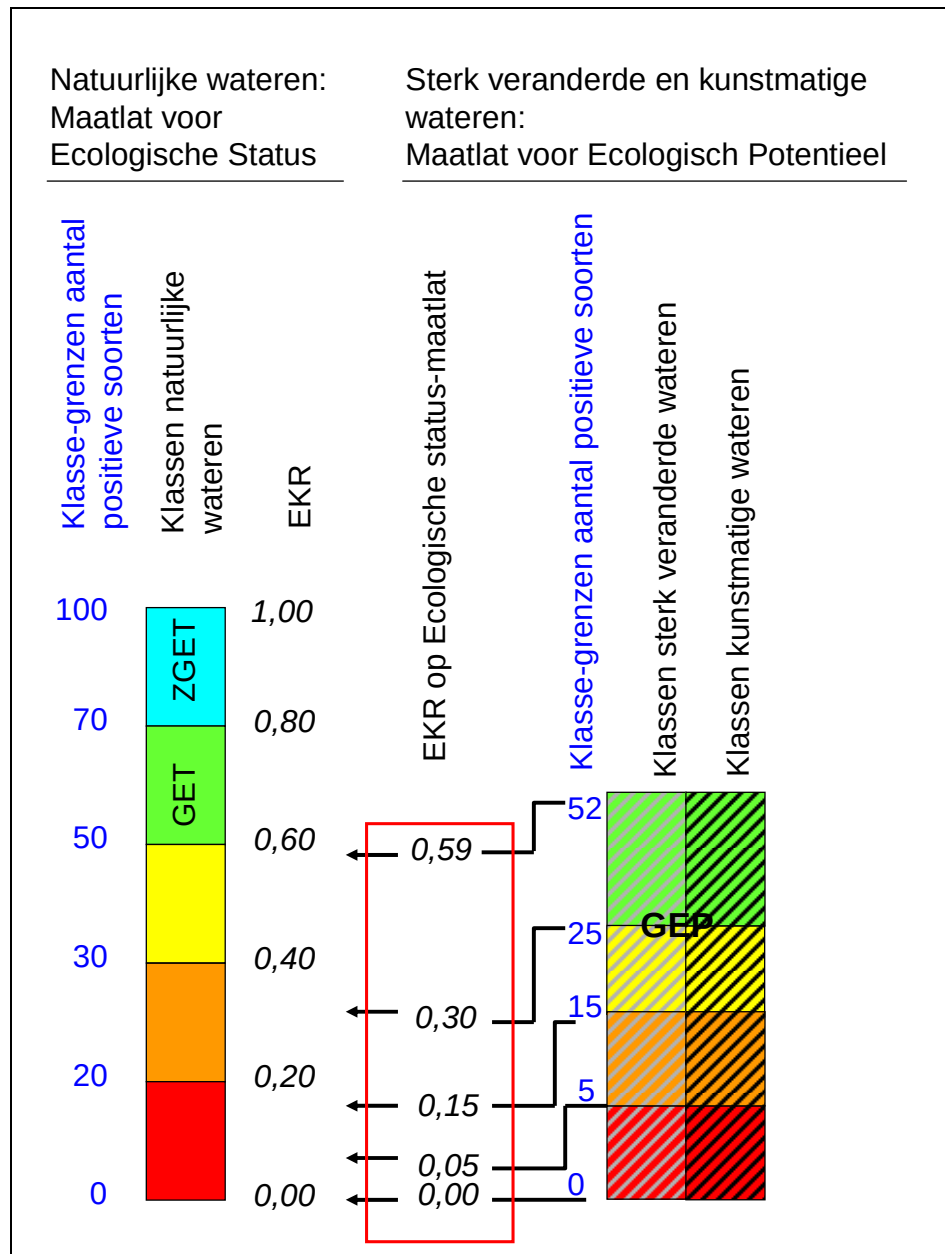
- Voor toetsing met QBWat dient een Excel-tabel in een vast tabel (<http://www.roelfpot.nl/qbwat/>) te worden gebruikte voor de invoer.
- In principe gebruikt QBWat de meest recente maatlatten en wordt daarom regelmatig aangepast. Gezien het grote aantal veranderingen in de maatlatten is het dus van belang om met de meest recente versie van QBWat te werken.
- QBWat levert zowel de score van de deelmaatlatten, de deel-EKR, als de eindscore voor het waterlichaam voor een kwaliteitselement, de EKR. De wijze van combineren van deel-EKR tot de EKR, verschilt per kwaliteitselement en kan in het achtergrond-document worden teruggevonden (Werkgroep MIR, 2007).

Toepassing van de maatlatten (al of niet met QBWat) 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. 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 (figuur 5.2).

In de geautomatiseerde versie van de maatlatten (het programma QBWat) worden de scores op de natuurlijke maatlatten berekend. De maatlatten (doelstellingen) voor de sterk veranderde en kunstmatige wateren (MEP/GEP's) zijn niet opgenomen in het programma QBWat, maar wel in het daarop aansluitende programma KRW-i (de KRW-integratiemodule). Hiermee kan de omzetting van de EKR naar de toestandklasse voor sterk veranderde en kunstmatige wateren gedaan worden.

Figuur 6.2

Relatie tussen maatlat voor natuurlijke wateren en maatlat voor sterk veranderde en kunstmatige wateren in Nederland. Als voorbeeld is het aantal positieve soorten als variabele voor de klassengrenzen gegeven. De ZGET is gelijk aan 70 positieve soorten of meer, het GET aan 50 tot 70, en voor dit waterlichaam is de norm, het GEP gesteld op 25 positieve soorten. Het figuur is bedoeld om te illustreren hoe de twee typen maatlaten zich van elkaar onderscheiden. In het cluster MRE van het LBOW is afgesproken dat in rapportages altijd de EKR (in rode kader) van de natuurlijke maatlaten moet worden gebruikt. De klassengrenzen lopen vanaf de aangegeven waarde. Dus 0,4 hoort bij matig, 0,39 bij ontoereikend.



Omdat de aggregatiestappen per biologisch kwaliteitselement verschillen, worden ze per kwaliteitselement apart behandeld.

Het resultaat van alle aggregatie stappen (aggregatie van alle T&T waterlichamen, aggregatie binnen een T&T meetjaar) is per T&T meetlocatie slechts één kwaliteitsoordeel per kwaliteitselement (EKR).

Voor de waterlichamen waar OM-monitoring plaats vindt is het resultaat per waterlichaam, één kwaliteitsoordeel per kwaliteitselement een oordeel voor elk OM meetjaar en een oordeel voor een periode.

De integratie van stoffen onderling en met biologische kwaliteitselementen wordt besproken in hoofdstuk 8.

6.4 Fytoplankton

	Probleem stellen en andere eisen met een EU doos	Overige relevante eisen	Ag. fysisch-chemische par.	Fytoplankton	Overige waterflora Macrofauna	Vie
Rapportagegrenzen omzetten	x	x	x			
Aggregeren	x	x	x	x	x	
Ecologische Kwaliteitsratio berekenen				x	x	x
Aggregeren				x	x	
Toetsen en beoordelen	x	x	x	x	x	x
Integreren stap 1	x	x	x		x	
Integreren stap 2				x		
Integreren stap 3				x		

Inleiding

Er zijn twee deelmaatlaten:

- Chlorofyl-a;
- Bloei.

De maandelijkse waarden van de chlorofyl-concentraties moeten geaggregeerd worden. 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.

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.

Zoute wateren : 90-percentiel van de 7 maandelijkse meetwaarden.

Voor de deelmaatlat bloei vindt vooraf geen aggregatie van gegevens plaats.

Ruimtelijke aggregatie binnen een waterlichaam

Fytoplankton wordt niet gemeten in rivieren. In meren wordt per meetlocatie 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 meetlocatie. Indien (in uitzonderlijke gevallen) er meerdere meetlocaties in een waterlichaam zijn, moeten deze geaggregeerd worden. Hierbij geldt de gemiddelde waarde

NB. in uitzonderlijke gevallen zijn er meerdere meetlocaties in één cluster van waterlichamen gelegen en liggen, deze meetlocaties niet in hetzelfde waterlichaam. Bijvoorbeeld in een rivierengebied waarbij bij de grens en bij de monding een meetlocatie is gelegd. In dit geval dienen de meetlocaties afzonderlijk getoetst te worden en geldt het principe one out – all out.

Berekenen 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 2 (electrolytarme wateren) of 4 (electrolytrijke wateren) monsters wordt een score uitgerekend. Deze 2 (electrolytarme wateren) of 4 (electrolytrijke wateren) 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 (>106 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 score voor chlorofyl-a bepalend is. Bij kust- en overgangswateren en bij M32 geldt bovendien dat de score voor chlorofyl-a bepalend is als deze slechter scoort dan de score voor bloei (van *Phaeocystis*).

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.

6.5 Overige waterflora

Inleiding

Onder de overige waterflora vallen:

- Macrofyten (alleen in zoete wateren);
- Macro-algen (alleen in zoute wateren, vervallen);
- Angiospermen (alleen in zoute wateren);
- Fytobenthos (alleen in zoete wateren).

	Probleem stoffen en andere stoffen met een EIL noem	Overige relevante stoffen	Alg (frisch-dieetische) per	Fytobenthos	Overige waterflora	Macrofyten	Via
Rapportagegrenzen omzetten	x	x	x				
Aggregeren	x	x	x	x			
Ecol. Kwaliteitsratio berekenen				x	x	x	x
Aggregeren						x	
Toetsen en beoordelen	x	x	x	x	x	x	x
Integreren stap 1	x	x	x			x	
Integreren stap 2				x			
Integreren stap 3				x			

Fytobenthos wordt voornamelijk wel gemonitord, maar loopt nog niet officieel mee in de beoordeling

Voor zoete wateren spelen verder macrofyten een rol bij de overige waterflora. Er zijn voor macrofyten twee deelmaatlaten:

1. Abundantie groeivormen;
2. Soortensamenstelling.

Voor zoute wateren spelen alleen macro-algen en angiospermen een rol. Er zijn drie deelmaatlaten, deze zijn in detail beschreven in Molen en Pot (eds) STOWA (2007):

1. Areaal kwelders;
2. Kwaliteit kwelders;
3. Areaal & dichtheid zeegrasvelden (gecombineerde deelmaatlat)

Integratie van deelmaatlaten

Fytobenthos

Voor fyto-benthos wordt een mengmonster gemaakt van monsters die op één of op verschillende meetpunten genomen zijn. Monsters worden slechts één maal per jaar genomen. Aggregatie vindt dus tijdens de bemonstering plaats. Er is zodoende maar 1 monster per waterlichaam per meetjaar beschikbaar. Aggregatie van analyseresultaten hoeft bij fyto-benthos dus niet plaats te vinden.

Macrofyten

Voor macrofyten vinden meerdere opnamen per waterlichaam plaats. Er zijn dus meerdere meetpunten. Deze gegevens moeten vóórdat de EKR berekend wordt, eerst geaggregeerd worden tot één "opname". De gegevens van deze opname zijn gekoppeld aan de meetlocatie, waarbij er dus één meetlocatie per waterlichaam is. De methode voor deze aggregatie is:

- De bedekkingspercentages van de groeivormen worden rekenkundig gemiddeld;
- De scores voor de bedekkingen per soort worden getransformeerd gemiddeld. Daarbij wordt van de scores eerst omgezet naar de 1-2-3-schaal. Vervolgens wordt daarvan de e-macht berekend. Deze waarden worden gemiddeld en daarvan wordt ten slotte de natuurlijke logaritme berekend.
- Voor macrofyten vindt dus aggregatie van meetpunten plaats en geen aggregatie van meetlocaties (EKR's). Er wordt per meetlocatie (waterlichaam) één EKR bepaald.

Angiospermen

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.

Berekenen Ecologische Kwaliteitsratio

Per watertype zijn klassengrenzen voor de verschillende deelmaatlaten opgenomen (STOWA 2006a, 2006b en 2007). Daarbij moeten tussenresultaten nog wel gecombineerd worden:

Macrofyten en fyto benthos

- De (deel)EKR's van de vijf groeivormen worden gemiddeld tot één (deel)EKR voor de deelmaatlat abundantie groeivorm. Daarbij geldt de clausule dat de (deel)EKR van kroos en flab niet relevant worden geacht (en dus niet bij de berekening van het gemiddelde betrokken worden) als ze de waarde van 0,6 of hoger hebben;
- De (deel)EKR van de deelmaatlat abundantie groeivorm en deelmaatlat soortensamenstelling worden gemiddeld tot één EKR;
- Als ook fyto benthos is beoordeeld, wordt het eindresultaat het gemiddelde van drie deelmaatlaten (soortensamenstelling, abundantie groeivormen en fyto benthos).

Angiospermen

Van de vijf (deel)EKR's van de vier deelmaatlaten bij overgangs- en kustwateren geldt de laagste score als eindwaarde.

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.

6.6 Macrofauna

Inleiding

Zoete wateren

Voor macrofauna in zoete wateren zijn er geen echte deelmaatlaten. 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 maatlaten (STOWA 2006a, 2006b en 2007) is dit in detail uitgewerkt.

De toetsing en beoordeling vinden 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. Van elk monster moet eerst apart de Ecologische Kwaliteitsratio berekend worden. De resultaten daar worden vervolgens gecombineerd, waarna de toetsing en beoordeling kan plaatsvinden. 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 (meetlocatie); Zie ook Handboek Hydrobiologie (Bijkerk R., 2010).

	Primaire stoffen en andere stoffen met een EU norm	Overige relevante stoffen	Alg. fysisch-chemische par.	Fytoplankton	Overige waterflora	Macrofauna	Via
Rapportagegrenzen omzetten	x	x	x				
Aggregeren	x	x	x	x	x		
Ecologische Kwaliteitsratio berekenen				x	x	x	x
Aggregeren						x	x
Toetsen en beoordelen	x	x	x	x	x	x	x
Integreren stap 1	x	x	x			x	
Integreren stap 2				x			
Integreren stap 3				x			

- Toetsen en beoordelen.
- De beoordeling kan zijn 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., 2010).

Zoute wateren

Voor macrofauna in kust- en overgangswateren (K1, K2, K3 en O2) en zoute meren (M32) is een maatlat ontwikkeld die in principe bestaat uit drie gegevensniveau's:

- Niveau 1: ratio biomassa macrofauna / primaire productie (fytoplankton + fyto-benthos)
- Niveau 2: relatieve arealen van de leefgebieden intergetijdengebied (zo mogelijk onderscheid maken tussen slikken en platen), ondiep water en litorale mosselbanken
- Niveau 3: dit niveau bevat voor 1 habitatype 4 parameters: dichtheid, biomassa, aantal soorten en similariteit index. In de huidige maatlat is om praktische redenen gekozen voor beperking tot 1 habitatype.

Voor de watertypen K1, K3 en M32 is niveau 2 in de huidige maatlat niet van toepassing.

Er is recent een besluit genomen om de BEQI, de zoute macrofauna maatlat, te gaan updaten. De geupdate BEQI zal in 2011 worden gepubliceerd.

Ruimtelijke aggregatie binnen een zout waterlichaam

Bemonstering binnen 1 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.

Aggregatie van meetgegevens die verspreid over het jaar 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 1 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.

Per waterlichaam wordt één EKR berekend voor macrofauna. Deze EKR-waarde is berekend door een gewogen middeling van deel-EKR-waarden. In tabel 6.1 worden de weegfactoren weergegeven voor de verschillende deelmaatlaten in de zoute macrofauna-maatlaten.

Tabel 6.1

Weegfactoren voor deelmaatlaten macrofauna. a. De deelmaatlatscore leefgebied is samengesteld uit subdeelmaatlatscores voor enkele leefgebieden. De gekozen leefgebieden variëren enigszins per watertype ; zie hiervoor de watertype-specifieke maatlaten. (Molen en Pod (eds) STOWA, 2007) De subdeelmaatlatscores worden even zwaar gewogen.

Niveau	Deelmaatlat	Weegfactor	O2	K1	K2	K3	M32
1	Ratio Biomassa / PP	1/5	X	X	X	X	X
2	Diverse leefgebieden ^a	2/5	X		X		
3	Dichtheid	2/5 * 2/7	X	X	X	X	X
3	Biomassa	2/5 * 2/7	X	X	X	X	X
3	Aantal soorten	2/5 * 2/7	X	X	X	X	X
3	Similariteitsindex	2/5 * 1/7	X	X	X	X	X

Ruimtelijke aggregatie binnen een zoet waterlichaam

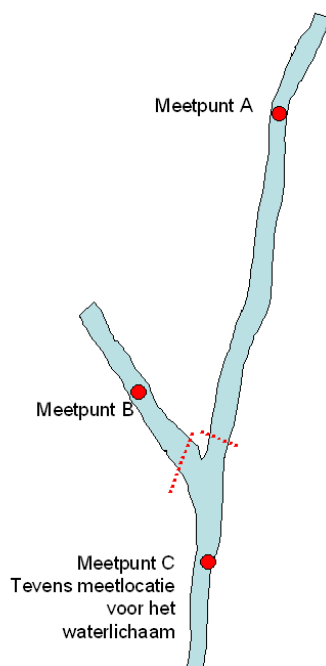
Nadat de EKR's per monster (en dus per meetpunt) zijn bepaald, vindt aggregatie plaats – voor zover dat nodig is. Aggregatie vindt altijd per meetjaar plaats.

Voor het aggregeren 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 (zie figuur 6.3). Deze methodiek sluit aan bij het bemonsteren van verschillende deelgebieden zoals voor de KRW is opgenomen.

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

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.

*Toetsen en beoordelen**Zoete wateren en zoute wateren*

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*Deelmaatlatten*

Er zijn maatlatten voor meren, rivieren en overgangswateren.

Het biologisch kwaliteitselement vissen kent een aantal verschillende varianten van deelmaatlatten die afhankelijk van het watertype in verschillende combinaties worden gebruikt. Over het algemeen bestaan de maatlatten uit één of meer deelmaatlatten voor soortensamenstelling en één of meer deelmaatlatten voor abundantie.

	Planten en dieren stoffen met een EU-romp	Overige relevante stoffen	Alg. fysisch-chemische par.	Fytoplankton	Overige waterflora	Macrofauna	Vis
Rapportsgrenzen omzetten	x	x	x				
Aggregeren	x	x	x	x	x		
Ecol. Kwaliteitsratio berekenen				x	x	x	x
Aggregeren						x	
Toetsen en beoordelen	x	x	x	x	x	x	x
Integreren stap 1	x	x	x		x		
Integreren stap 2				x			
Integreren stap 3				x			

Er wordt vanuit gegaan dat er volgens de Richtlijn Monitoring (Splunder *et al.*, 2006) en het STOWA-handboek visstandopname en -beoordeling (STOWA, 2002) bemonsterd is. In dat geval worden per waterlichaam meerdere deelopnamen gemaakt, maar deze worden na de opname al geaggregeerd tot één set gegevens. Aggregatie vindt feitelijk dan al plaats. Omdat er ook maar één opname (standaard visbemonstering) per meetjaar gemaakt hoeft te worden, hoeft er geen aggregatie van gegevens plaats te vinden.

Berekenen Ecologische Kwaliteitsratio

Voor de soortensamenstelling wordt meestal het aantal (karakteristieke) soorten uit een ecologische gilde bepaald, maar soms ook het totaal aantal soorten. De deelmaatlatten voor abundantie beoordelen afhankelijk van het watertype de verhoudingen in het aantal exemplaren of de biomassa van verschillende ecologische groepen. Per watertype zijn klassengrenzen voor de verschillende deelmaatlatten opgesteld. Dit resulteert in EKR per deelmaatlat. Deze EKR's moeten vervolgens gecombineerd worden, waarbij de methode per watertype kan verschillen: soms wegen bepaalde deelmaatlatten zwaarder mee dan anderen. Details over de werking van de deelmaatlatten en het berekenen van een eindscore voor de EKR zijn te vinden in de KRW-Maatlatten (STOWA 2006a, 2006b en 2007).

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.

7 Statistische berekening precisie en betrouwbaarheid

De Kaderrichtlijn Water verplicht lidstaten om waterlichamen te toetsen en te beoordelen. Praktische beperkingen in de monitoringsinspanning en natuurlijke variatie bij de KRW-monitoring en –toetsing kunnen echter leiden tot misclassificatie; een waterlichaam krijgt een beoordeling toegewezen maar er bestaat een bepaalde kans dat het waterlichaam feitelijk in een andere klasse thuishoort. Voorbeelden van factoren die tot misclassificatie kunnen leiden zijn ruimtelijke en temporele variatie van de betrokken parameters (soortensamenstelling, -abundantie), het gehanteerde bemonsteringsschema, de determinatie van soorten of de kwantitatieve analyse in het laboratorium. In de Kaderrichtlijn Water staat daarom aangegeven dat bij het toetsen en beoordelen van waterlichamen de precisie en betrouwbaarheid van deze beoordeling bepaald moet worden. In de "Quickscan precisie en betrouwbaarheid KRW-monitoringsprogramma's" (afgekort "Quickscan betrouwbaarheid") (Herpen *et al.*, 2009, Baggelaar *et al.*, 2010) wordt een statistische methodiek aangedragen voor het bepalen van de precisie en betrouwbaarheid van een kwaliteitsoordeel. In dit hoofdstuk worden de volgende aspecten van de statistische methodiek besproken:

- 1) Vaststellen van uitbijters (afwijkende meetgegevens);
- 2) Aanvullen van ontbrekende meetwaarden;
- 3) berekenen trendanalyse;
- 4) bepalen van representatieve toetswaarden en betrouwbaarheden van de resulterende beoordelingen (overschrijdingskans van een chemische norm / biologische klassengrens matig/goed);
- 5) Met de resultaten van punt 4 kan de kans op misclassificatie berekend worden. Tabel 7.1 geeft een voorbeeld weer van een eindresultaat van een betrouwbaarheidbeoordeling;
- 6) Bepalen van ruimtelijke variatie binnen een waterlichaam.

Tabel 7.1

Voorbeeld van eindresultaat betrouwbaarheid biologische beoordeling.

EKR-klasse	Oordeel	Kleur	Betrouwbaarheid
0 – 0,2	Slecht		12%
0,2 – 0,4	Ontoereikend		55%
0,4 – 0,6	Matig		30%
0,6 – 0,8	Goed		2%
0,8 – 1,0	Zeer goed		1%

De statistische methodiek is vastgelegd in één samenvattend schematisch overzicht (figuur 7.1). Dit schematische overzicht is vervolgens verder uitgewerkt in een stroomschema (3 delen, figuur 7.2, 7.3 en 7.4). In het stroomschema wordt stap voor stap uitgelegd hoe de statistische methodiek is opgebouwd en uitgevoerd dient te worden. De uitwerking van het stroomschema (de afzonderlijke stappen inclusief formules) zijn volledig uitgeschreven in bijlage 7 (=hoofdstuk 3 van de Quickscan betrouwbaarheid, (Herpen *et al.*, 2009, Baggelaar *et al.*, 2010)).

De methodiek voor het berekenen van de precisie en betrouwbaarheid van een beoordeling is bewerkelijk. Daarom is in het rapport "Quickscan betrouwbaarheid" aanbevolen deze methodiek gebruiksvriendelijk te implementeren in het toetsinstrumentarium voor de KRW zoals de programma's *iBever*, *QBwat* en de integratie-module. Dit ten behoeve van een efficiënte en foutloze toepassing van de statistische onderbouwing en een correcte rapportage van de betrouwbaarheden van de kwaliteitsoordelen in de EU rapportage van 2015.

7.1 Statistische methode aggregeren binnen één meetjaar

Uit de Quickscan betrouwbaarheid blijkt dat voor het berekenen van een representatieve toetswaarde, beoordeling en de betrouwbaarheid van een beoordeling bij voorkeur gegevens beschikbaar moeten zijn van drie meetjaren. Eventueel kunnen de gegevens van twee meetjaren gebruikt worden maar dat heeft gevolgen voor de betrouwbaarheid van de beoordeling.

Binnen één meetjaar is het daarom niet mogelijk om de betrouwbaarheid van de beoordeling van dat meetjaar te berekenen. Uiteraard kan er wél een jaargemiddelde vastgesteld worden. Hierbij dienen eventuele uitbijters (afwijkende meetwaarden) verwijderd te worden en kunnen eventueel ontbrekende meetwaarden aangevuld worden. In figuur 7.2 (deel 1 van het stroomschema, stap 1.0A t/m 1.5B) staat aan de hand van verschillende stappen beschreven hoe uitbijters opgespoord kunnen worden. In figuur 7.3 (deel 2 van het stroomschema, stap 2.1 tot en met 2.2) is aangegeven hoe eventuele ontbrekende meetwaarden aangevuld kunnen worden en een jaargemiddelde berekend wordt.

7.2 Statistische methode aggregeren tussen meerdere meetjaren

Het berekenen van het periodeoordeel begint met het uitvoeren van een trendanalyse op basis van minimaal 3 meetjaren. Bij ontbreken van 3 meetjaren wordt deze stap overgeslagen. Indien op basis van minimaal 3 meetjaren aangetoond kan worden dat er sprake is van een positieve danwel negatieve trend, dan **moet** de waarde op de trendlijn bij het laatste meetjaar (de gefitte waarde) gebruikt worden voor de KRW-beoordeling (en niet het gemiddelde van meerdere jaren).

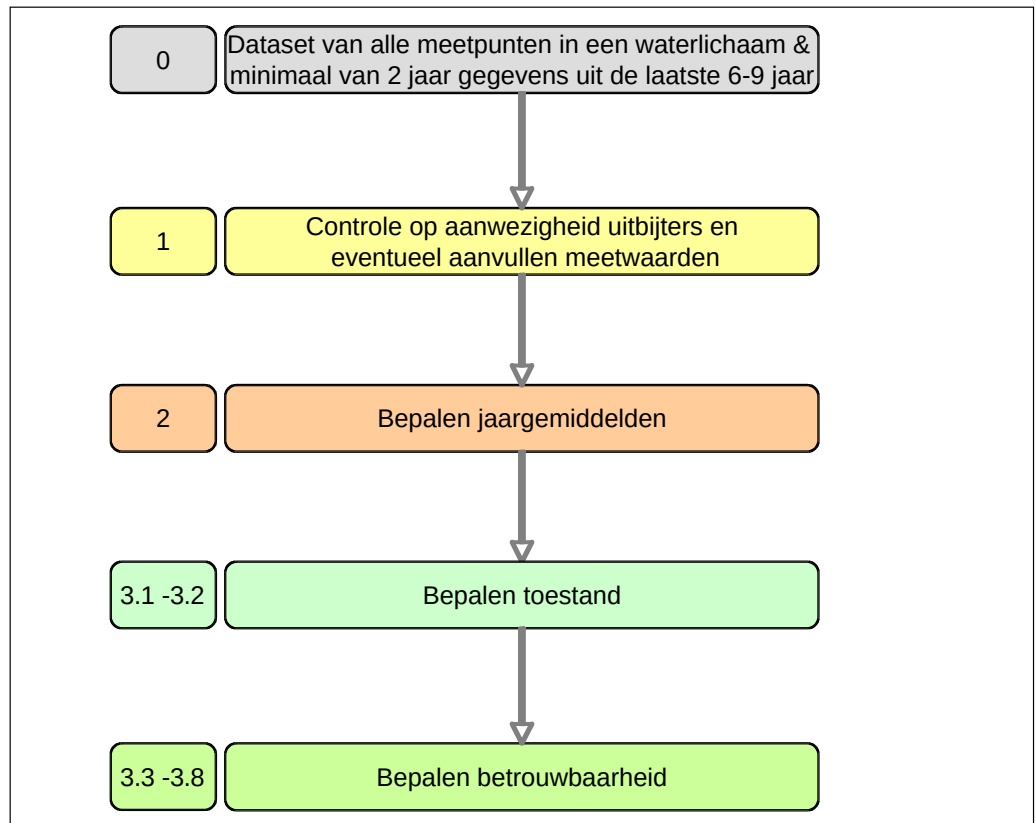
Indien er geen sprake is van een negatieve danwel positieve trend óf indien er geen trend wordt aangetoond kan het periodeoordeel berekend worden door het meerjaren gemiddelde te berekenen op basis van bij voorkeur 3 en minimaal 2 meetjaren. Hierbij dient ook de betrouwbaarheid van het periodeoordeel berekend te worden. In figuur 7.4 (deel 3 van het stroomschema (stap 3.1B t/m 3.8) is deze procedure schematisch weergegeven. In dit stroomschema is stap 3.5 "bepaal eventueel de betrouwbaarheid" licht afgedrukt. In Nederland is als uitgangspunt voor biologie en chemie een betrouwbaarheid van 90% als uitgangspunt genomen.

Een trend wordt berekend op basis van drie meetjaren. In Nederland is ervoor gekozen dat een trend significant betrouwbaar is bij een significantieniveau van 5% (tweezijdig). Dit is een heel gangbaar statistisch criterium.

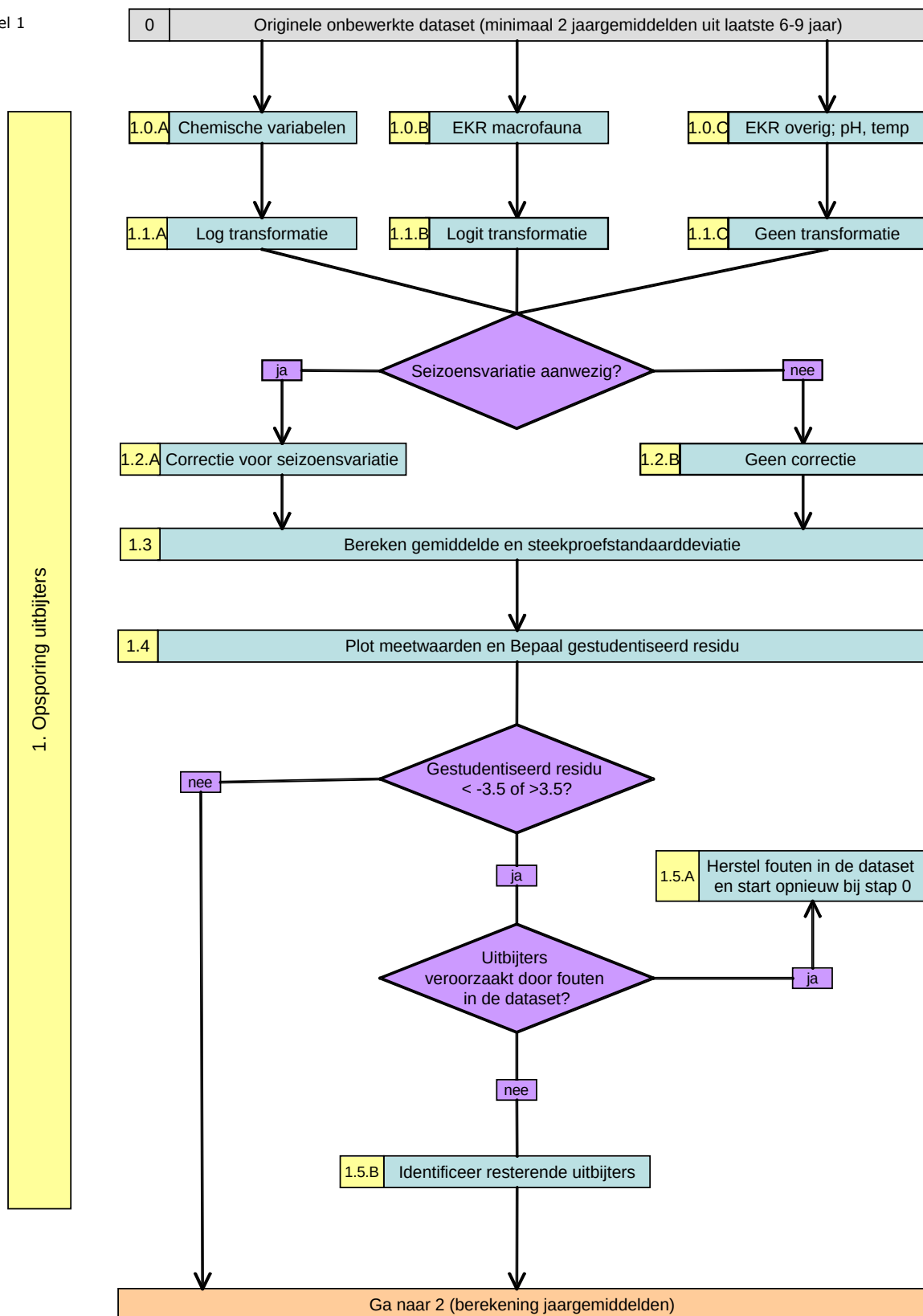
De methodiek voor de berekening van een trend staat uitgeschreven onder stap 3.1B uit het stroomschema (figuur 7.4) en wordt besproken in bijlage 7, stap 3.1B.

Figuur 7.1

Schematisch overzicht van het "Stroomschema precisie en betrouwbaarheid KRW-monitoring. Voor uitgebreid stroomschema zie § 7.2 en 7.3. Bron: "Quicksan betrouwbaarheid"

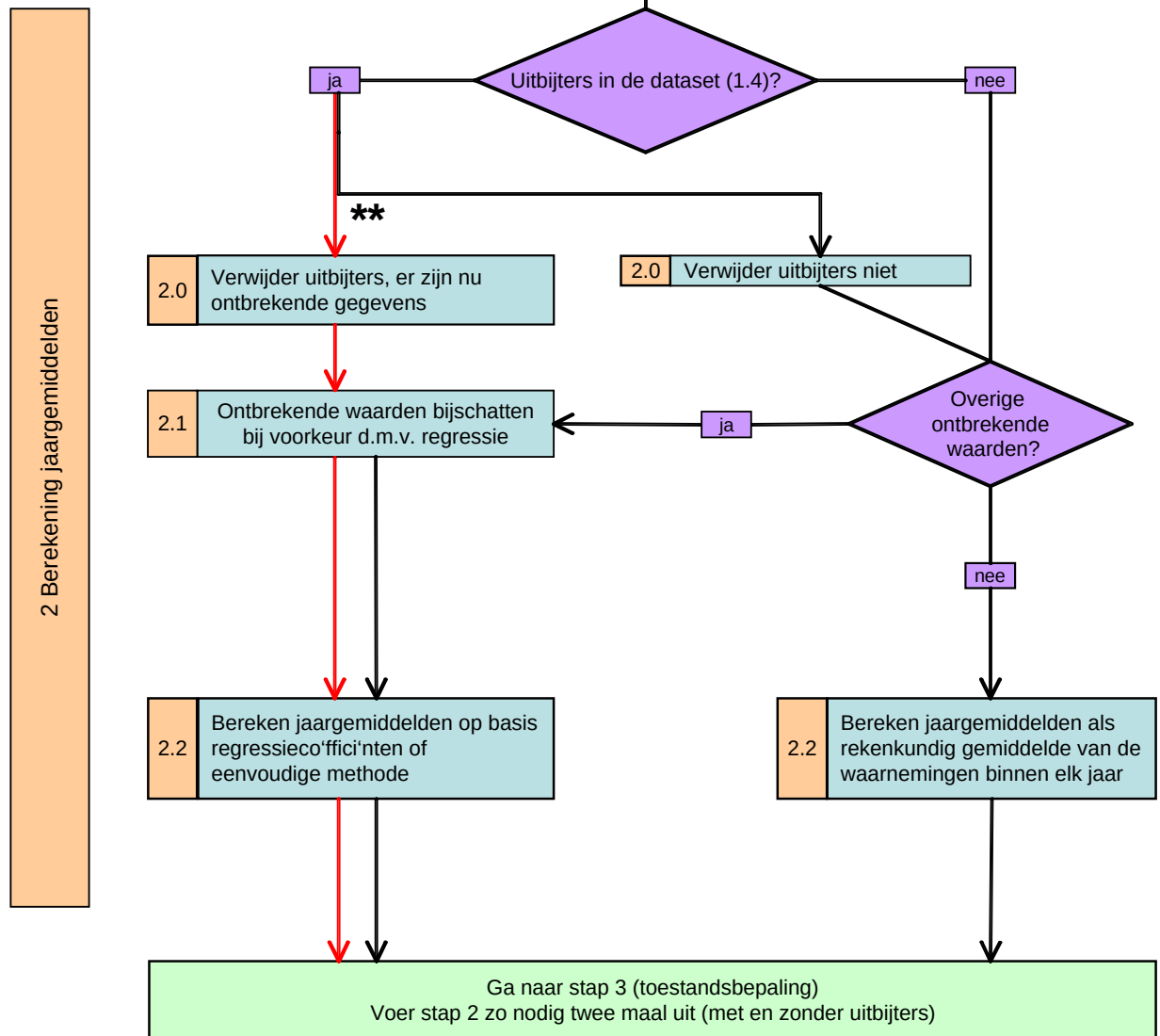


Figuur 7.2

Stroomschema deel 1
"uitbijters".


Figuur 7.3

Stroomschema deel 2
"berekening
jaargemiddelde".

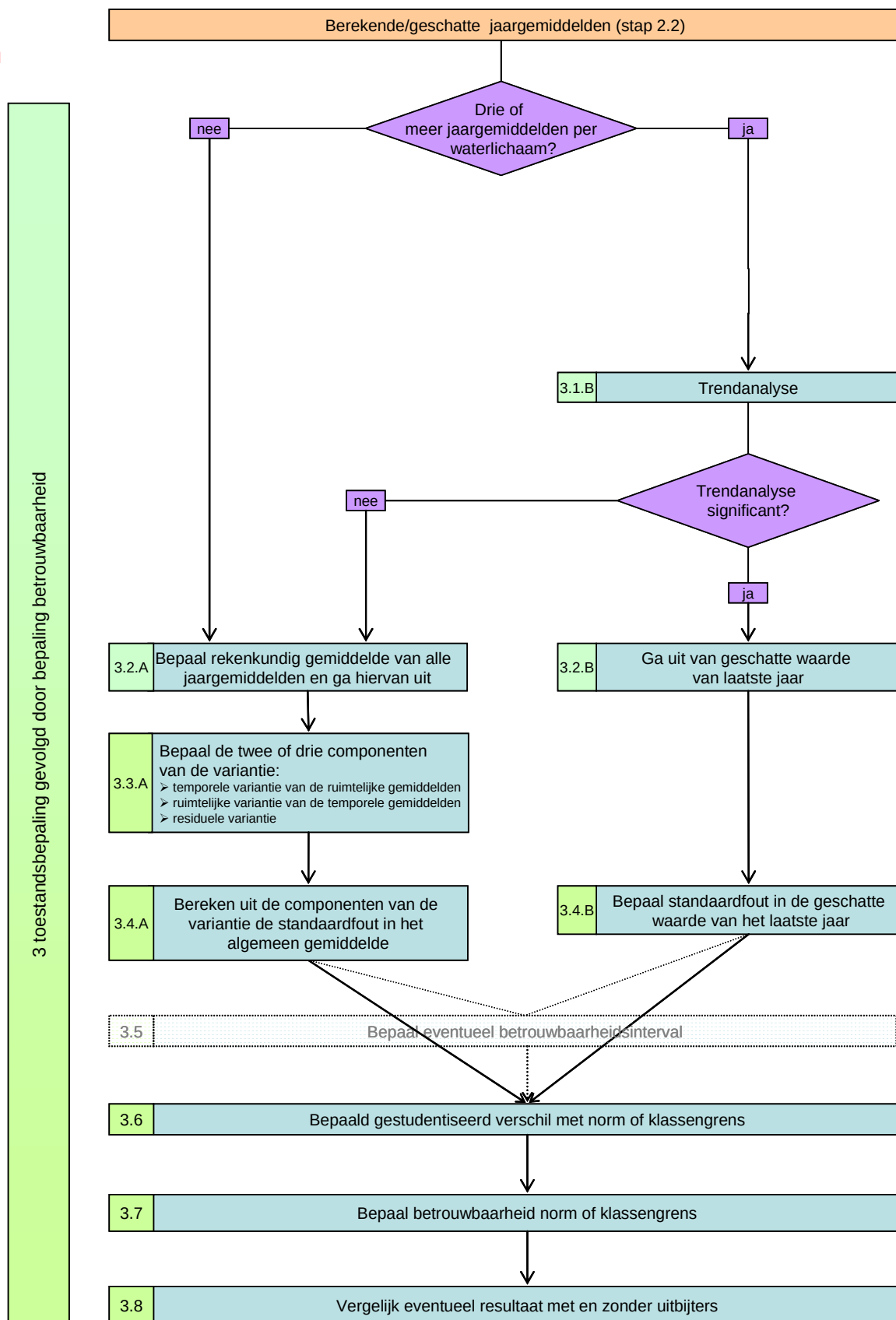


* Alleen voor macrofauna is gebruik logit-transformatie gebruiken. Voor andere biologische kwaliteitselementen is de mogelijkheid tot gebruik van de logit-transformatie nog niet aangetoond.

** Bereken bij aanwezigheid van uitbijters ook het jaargemiddelde en toestandsbepaling zonder de uitbijters te verwijderen (nodig in stap 4), dus volg zowel het rode als het zwarte pad

Figuur 7.4

Stroomschema deel 3
"toestandbepaling gevolgd
door bepaling
betrouwbaarheid".



7.3 Omgaan met ruimtelijke variatie binnen een waterlichaam

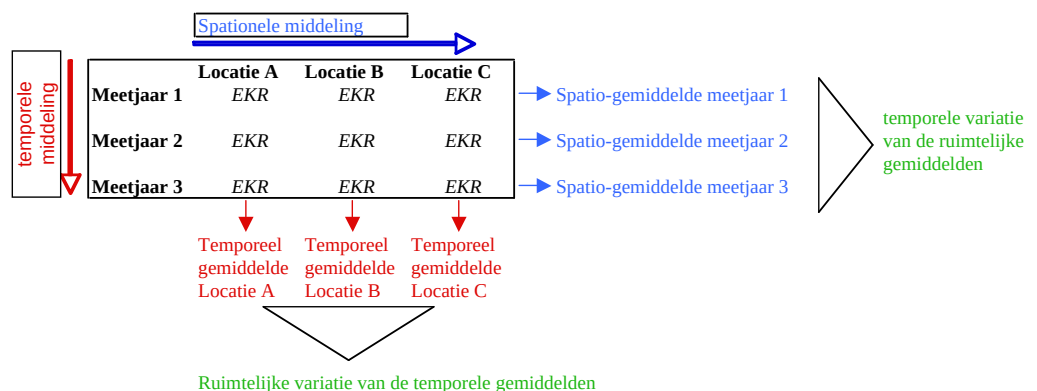
Binnen een waterlichaam kan een kwalitatieve variatie aanwezig zijn van één of meerdere kwaliteitselementen en/of chemische parameters. Bij het berekenen van een temporele gemiddelde van één meetpunt zal dit slechts informatie geven van het deel van het waterlichaam waar het monsterpunt / meetpunt gelegen is. Indien er meerdere monsterpunten / meetpunten in het waterlichaam aanwezig zijn wordt aanbevolen om naast het temporele gemiddelde ook het ruimtelijke gemiddelde te berekenen en het spatio-temporele gemiddelde. Het spatio-temporele gemiddelde geeft een zo representatief mogelijke toetswaarde van het gehele waterlichaam. Voor het berekenen van de betrouwbaarheid van beoordelingen van kwaliteitselementen in een waterlichaam is de bepaling van spatio-temporele betrouwbaarheidsintervallen en de overschijdingdkansen van groot belang. Bovenstaande is in de meeste gevallen niet van toepassing op de fysisch-chemische parameters en de biologische kwaliteitselementen macrofyten, vis, fytoplankton en diatomeeën. Dit omdat in bij deze parameters / kwaliteitselementen in principe sprake is van slechts één EKR-beoordeling per monitoringslocatie. Hier kan daarom alléén het temporele gemiddelde gerekend worden. Het spatio-gemiddelde mag hier achterwege gelaten worden. In stap 3.3.A van het stroomschema en bijlage 7 staat aangegeven hoe het temporele gemiddelde berekend moet worden. Bij de chemische parameters kan sprake zijn van meerdere meetpunten in één waterlichaam. Bij macrofauna is in principe altijd sprake van meerdere meetpunten of zoute ecotopen per waterlichaam. Hier is dus sprake van meerdere EKR-scores binnen één waterlichaam waardoor naast het temporele gemiddelde ook het spatio-gemiddelde berekend moet worden (figuur 7.5). Voor het berekenen van het spatio-gemiddelde voor chemie wordt verwezen naar stap 3.3.A uit het stroomschema en bijlage 7.

Voor de berekening van het spatio-gemiddelde bij zoete macrofauna geldt een uitzondering ten opzichte van stap 3.3.A. Bij de ruimtelijke aggregatie van de macrofauna-beoordelingen (spatio-gemiddelde) wordt namelijk een gewogen middeling toepast (grote deelgebieden wegen zwaarder mee in de middeling dan kleine deelgebieden, zie hoofdstuk 6.6). De formule voor een gewogen spatio-middeling is nog in ontwikkeling.

In hoofdstuk 5 van de Quickscan betrouwbaarheid (Herpen *et al.*, 2009) staat in een drietal case-studies weergegeven hoe het spatio-temporele gemiddelde berekend moet worden.

Figuur 7.5

Voorbeeld van berekening temporele gemiddelde en spatio-gemiddelde (ruimtelijke gemiddelde).



8 Projectie en integratie

8.1 Inleiding

Na het berekenen van de beoordeling van de aparte parameters / kwaliteitselementen, is integratie van deze oordelen noodzakelijk om tot een eindoordeel te komen. 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;
- en een gecombineerd oordeel ("OMTT oordeel")

Het laatste gecombineerde oordeel is nodig omdat naar de Europese Commissie maar één oordeel gerapporteerd moet worden. In de KRW tekst wordt ook bij T&T monitoring als neven doel het beoordelen van de goede uitvoering van de risico-beoordeling en dus het bepalen van de toestand genoemd.

Ook richting publiek is het veel duidelijker als er één oordeel gecommuniceerd wordt.

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.

Figuur 8.1

Schematische weergaven van dit hoofdstuk.

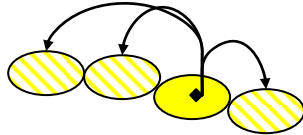
	Prioritaire stoffen en overige stoffen met een EU-norm	Overige relevante stoffen	Alg. fysisch-chemische par.	Fytoplankton	Overige waterflora	Macrofauna	Vis
Rapportagegrenzen omzetten	X	X	X				
Aggregeren	X	X	X	X	X		
Ecol. Kwaliteitsratio berekenen				X	X	X	X
Aggregeren						X	
Toetsen en beoordelen	X	X	X	X	X	X	X
Integreren stap 1	X	X	X	X			
Integreren stap 2		X					
Integreren stap 3	X						

8.2 Projectie

Voorafgaand aan de integratie gaat de projectie. Projectie is het overnemen van het oordeel een kwaliteitselement/stof van waterlichamen met een meetlocatie naar waterlichamen zonder meetlocatie of oordeel.

Figuur 8.2

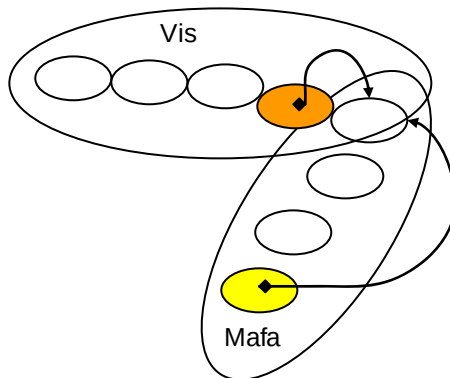
Schematische weergaven projectie oordeel binnen een cluster.



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 8.3

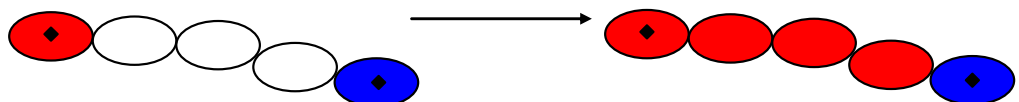
Schematische weergaven projectie oordeel binnen meerdere clusters.



Voor zowel voor T&T Monitoring als voor OM Monitoring geldt dat binnen een cluster de eindbeoordeling (zeer goed – slecht of voldoet-voldoet niet) van de meetlocatie voor alle overige waterlichamen geldt. Dit is een wijziging ten opzichte van het bestaande Protocol 2007. De gedachte hierachter is dat het waterlichaam met zijn drukken,doelen en maatregelen representatief is voor de andere waterlichamen. Dat speelt vooral bij clustering voor OM-monitoring biologie, waar de waterlichamen mede geclusterd zijn op basis van overeenkomstige doelen. Daardoor zal bij biologische beoordeling een eindwaarde (EKR) op de OM-metlocatie afgezet tegen het doel in dat waterlichaam, voor alle waterlichamen binnen het cluster een vergelijkbare beoordeling geven.

Indien er in een cluster van waterlichamen meerdere meetlocaties bestaan geldt de laagste score per parameter of kwaliteitselement. Dit mag alleen bij T&T chemische monitoring (§ 2.2.2). Figuur 8.4 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 overruled.

Figuur 8.4: Schematisch weergave meerdere meetlocaties in één T&T cluster van waterlichamen. Hier geldt worst-case telt.



8.3 Integratie van parameters en kwaliteitselementen

	Prioritaire stoffen en andere stoffen met een EU norm	Overige relevante stoffen	Algemeen fysisch-chemische pak	Fytoplankton	Overige waterflora	Macrofauna	Vis
Rapportagegrenzen omzetten	x	x	x				
Aggregeren	x	x	x	x	x		
Ecologische Kwaliteitsratio berekenen				x	x	x	x
Aggregeren						x	
Toetsen en beoordelen	x	x	x	x	x	x	x
Integreren stap 1	x	x	x	x	x	x	x
Integreren stap 2				x			
Integreren stap 3				x			

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 eindoordeel;
5. Integratie van het T&T en OM monitoringsprogramma (§ 7.4).

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 prioritaire 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 tussenoordeel voor de specifieke verontreinigende stoffen;
- De algemeen fysisch-chemische kwaliteitselementen;
- De hydromorfologische kwaliteitselementen;
- De biologische kwaliteitselementen. One-out-all-out van toepassing : Als één der biologische kwaliteitselementen de norm niet haalt 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 norm niet haalt, is de ecologische toestand hoogstens matig.

*) Zie ook de 'checking procedure' in European Commission (2003) pag 19.

Voor de eerste twee 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 in enkele gevallen alleen de klassengrenzen voor het Maximaal en het Goed Ecologisch Potentieel vastgesteld. Voor de algemeen fysisch-chemische kwaliteitselementen geldt dat in enkele gevallen ook alleen voor de hoogste kwaliteitsklassen grenzen zijn vastgesteld. Voor hydromorfologische kwaliteitselementen zijn op dit moment nog helemaal geen klassengrenzen. Bij het toetsen en beoordelen doen deze laatste kwaliteitselementen dan niet mee.

2. Integratie tot Ecologische toestand of -potentieel

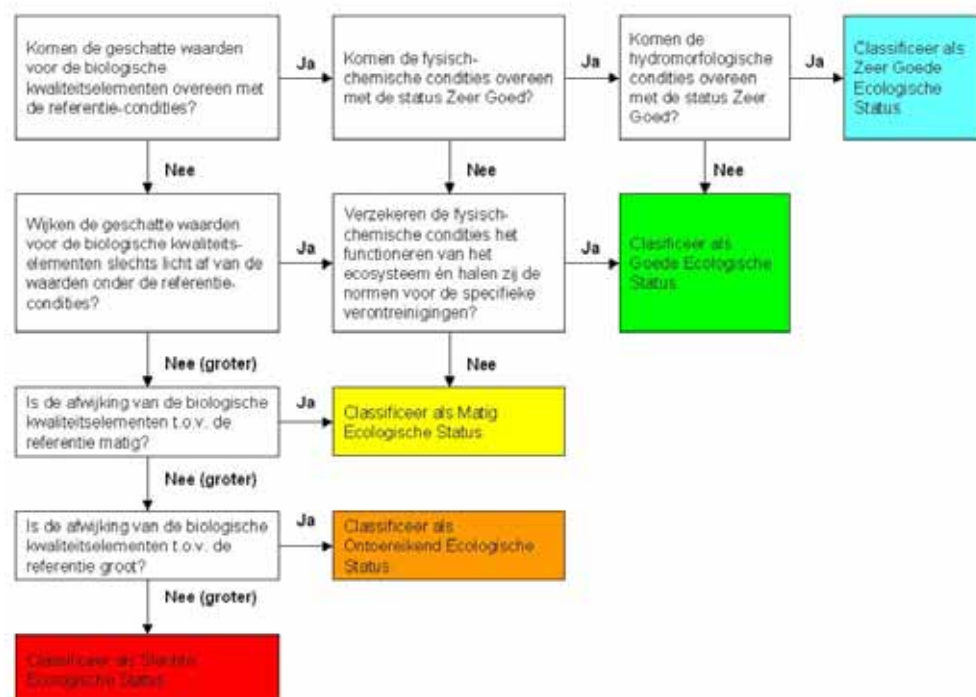
Een volgende belangrijke - en ook relatief ingewikkelde stap - is het integreren van de specifieke verontreinigende stoffen, de algemeen fysisch-chemische stoffen en de biologische kwaliteitselementen, conform KRW bijlage V 1.4.2 en KRW Classification Guidance (European Commission, 2003). Er zijn in 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 8.5 (voor natuurlijke wateren) en figuur 8.6 (sterk veranderde en kunstmatige wateren).

Opmerkingen over figuur 8.5:

- Voor het halen van de Goede Ecologische toestand dienen de specifieke verontreinigende stoffen **én** de algemeen fysisch-chemische parameters aan de (wettelijke) norm te voldoen.
- Voor het halen van de Zeer Goede Ecologische toestand dienen de fysisch-chemische parameters (en hydromorfologische) te voldoen aan een extra hoge norm.
- Als de biologische kwaliteitselementen Goed scoren maar de algemeen fysisch-chemische parameters **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 parameters 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.

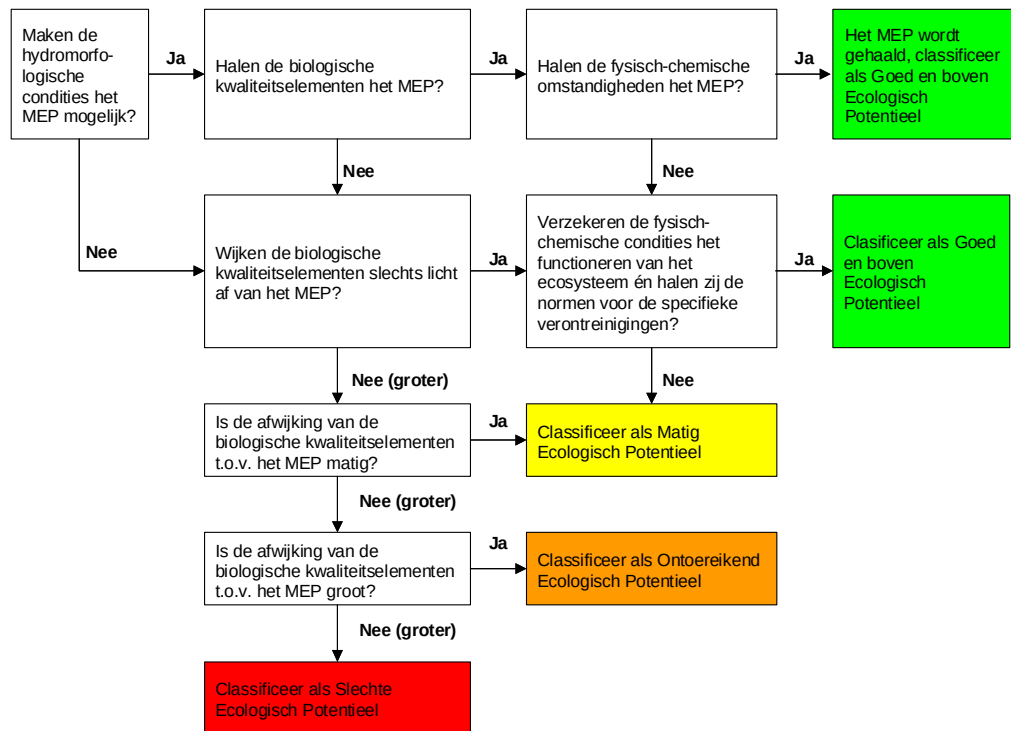
Figuur 8.5

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 8.6

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 8.6:

- 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 parameters aan de (wettelijke) norm te voldoen.
- Als de biologische kwaliteitselementen Goed scoren maar de algemeen fysisch-chemische parameters **of** de specifieke verontreinigende stoffen voldoen niet, dan wordt de Ecologische Potentieel Matig.
- Als de biologische kwaliteitselementen Matig of slechter zijn, spelen hydromorfologische of fysisch-chemische elementen geen rol meer bij de bepaling van het eindoordeel;
- 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;
- 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 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 kunnen blijven voldoen. Als de in dat licht opgestelde normen voor de algemeen fysisch-chemische kwaliteitselementen niet gehaald worden, kan de ecologische toestand 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 wordt overschreden, kan dit aanleiding zijn om te onderzoeken 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 (indien van toepassing!) 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) toetswaardes 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 een 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.

	Normale stoffen en andere stoffen met een EU norm	Overige relevante stoffen	Algemeen fysisch-chemisch	Fytoplankton	Overige waterflora	Macrofauna	Via
Rapportagegrenzen omzetten	X	X	X				
Aggregeren	X	X	X	X	X		
Ecologische Kwaliteitsratio berekenen				X	X	X	X
Aggregeren						X	
Toetsen en beoordelen	X	X	X	X	X	X	X
Integreren stap 1	X	X	X			X	
Integreren stap 2				X			
Integreren stap 3			X				

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-meetlocatie of per waterlichaam één eindoordeel per jaar.

8.4 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. Wel dient het OM jaar binnen de planperiode te liggen. Het gaat hierbij om het oordeel op parameterniveau (stof of kwaliteitselement). Voor het bepalen van het eindoordeel geldt one-out alle-out.

In de onderstaande figuur zijn twee voorbeelden weergegeven.

Figuur 8.7

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

Voorbeeld 1			
Kwaliteitselement	Oordeel		
	OM	TT	OM/TT
Fytoplankton	-		
Overige waterflora	-		
Macrofauna			
Vis			
Eindoordeel	OM BIOLT	TT BIOLT	OM/TT

Voorbeeld 2			
Kwaliteitselement	Oordeel		
	OM	TT	OM/TT
Fytoplankton	-		
Overige waterflora	-		
Macrofauna			
Vis			
Eindoordeel	OM BIOLT	TT BIOLT	OM/TT

Goed	
Matig	
Ontoereikend	
Slecht	

In de praktijk zal in bijna alle gevallen het slechts scorende OM-oordeel het geïntegreerde OM/TT oordeel bepalen. Alleen in die situaties waarin de geselecteerde OM kwaliteitselementen beter scoren dan TT kwaliteitselementen dan bepaalt het TT-oordeel het geïntegreerde OM/TT-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			
Eindoordeel	OM BIOLT	TT BIOLT	OM/TT

Figuur 8.8

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	

8.5 Rapportage

Zoals eerder genoemd is voor het toetsen en beoordelen een KRW-toetsinstrumentarium beschikbaar bekend onder de overkoepelende naam Aquokit. In 2009 bestaat de Aquokit-omgeving uit:

- iBever voor chemische toetsing;
- QBWAT voor ecologische toetsing;
- KRW-integratiemodule voor de projectie en integratie;
- en de standaard voor gegevensuitwisseling, UMaqo.

Dit KRW-toetsinstrumentarium berekent het TT-oordeel, OM-oordeel en het gecombineerde OM/TT-oordeel per waterlichaam per parameter/kwaliteitselement en voor de groepen kwaliteitselementen. Deze uitkomst rapporteren de waterbeheerders voor de SGBP's naar het KRW-portaal. Met de gegevens uit de KRW-portaal 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 KRW-portaal is dus bekend of het OM of TT of gecombineerde oordelen zijn. Tevens is bekend wat het rapportagejaar is, wat het meetjaar is, of meetjaren zijn. Via de monitoringprogramma's is ook te herleiden welke meetlocaties het oordeel van het waterlichaam bepalen. De betrouwbaarheid van het oordeel zal in de toekomst ook berekend en gerapporteerd worden (zie hoofdstuk 7).

Nieuw is de wens om ook andere kenmerken van het monitoringresultaat te rapporteren, bijvoorbeeld de gebruikte bemonsteringmethodiek of analysemethode. Of en hoe dat gedaan moet worden valt buiten de scope van deze rapportage.

9 Bepaling van de toestand over een planperiode

9.1 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. Het uitgangspunt is dat dit plaats vindt per stof en kwaliteitselement. Voor het bepalen van de toestand over de eerste planperiode (2010-2015, toestand 2015) wordt alleen uitgegaan van de monitoring gegevens die volgens het monitoringprogramma 2010 gemeten worden (§ 9.2). Voor de bepaling van de toestand vóór de eerste planperiode, ook wel toestand 2009 genoemd, wordt voor een deel afgeweken van deze procedure. Het is namelijk onder voorwaarden mogelijk om van andere gegevens gebruikt te maken (§ 9.3). De reden hiervoor is dat door later doorgevoerde wijzigingen in het KRW monitoringsprogramma er nog onvoldoende gegevens waren om een goed beeld op te stellen voor alle parameters.

In het tweede stroomgebiedbeheerplan moet worden aangegeven of er sprake is van achteruitgang van de toestand. Hiervoor moeten de beoordelingen van de toestand over de eerste planperiode vergeleken worden met het oordeel vóór de eerste planperiode (toestand 2009). De wijze waarop dit plaats moet vinden is beschreven in paragraaf 9.4.

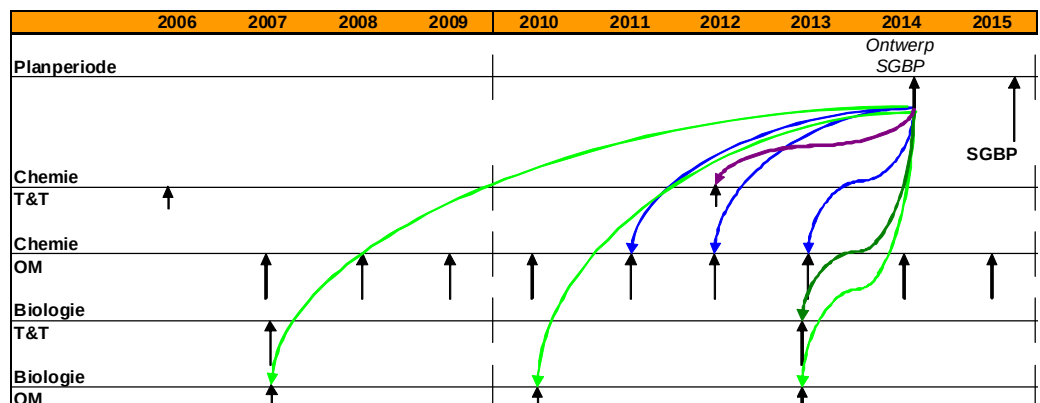
9.2 Toestand 2015

Het bepalen van de toestand 2015 wordt alleen gebaseerd op de monitoringgegevens die afkomstig zijn uit het KRW monitoringprogramma. Dat is het monitoringprogramma 2010 en de eventuele wijzigingen die in de eerste planperiode op dat monitoringprogramma aangebracht zijn en aan de EU gerapporteerd zijn. Het gebruik van het monitoringprogramma 2010 betekent dat de daar in genoemde locaties en bijbehorende kwaliteitselementen en parameters gebruikt moeten worden. Het kan dan wel om biologische monitoring gegevens gaan die voor 2010 gemeten zijn op die locaties voor die betreffende kwaliteitselementen.

Om in te kunnen spelen op de jaar tot jaar variatie en een betrouwbaarder oordeel te kunnen weergeven in het stroomgebiedbeheerplan 2015 worden meerdere meetjaren benut bij het bepalen van de toestand 2015. Het tweede deel van de rapportage (Protocol Toetsen & Beoordelen) geeft aan hoe dat gedaan moet worden (in § 4.3 wordt specifiek ingegaan op het benutten van meerdere meetjaren).

Figuur 9.1

Schematisch weergave gebruik eerdere gegevens toestand 2015.



9.3 Toestand 2009

Voor het bepalen van de huidige toestand 2009 per waterlichaam kan voor elke stof of kwaliteitselement het volgende stappenplan worden gehanteerd:

- a) Bent u, als KRW-expert / ecooloog / chemicus tevreden met het in 2008 berekende KRW-oordeel?
- b) Zo niet, gebruik aanvullende gegevens die u denkt nodig te hebben voor bepaling van de huidige toestand 2009;

De aanvullende gegevens dienen wel te voldoen aan de algemene voorwaarden en de eisen gesteld aan de bemonstering- en analysemethoden. Aanvullende meetgegevens kunnen zijn:

1. Gegevens van andere locaties (niet in 2007 of 2008 opgevoerde KRW-locaties);
2. Aanvullende gegevens van al gebruikte locaties (hogere frequentie);
3. Aanvullende gegevens van andere meetjaren;
4. Aanvullende gegevens ingewonnen op een andere manier dan de KRW voorschrijft, niet KRW-proof.

De verantwoording van het gebruik van aanvullende meetgegevens ligt bij de waterbeheerder die de toestand beoordeling uitvoert.

Ad1) Gegevens van andere meetlocaties.

Deze gegevens kunnen bestaan uit gegevens afkomstig van andere meetlocaties. Dit zijn dus in 2008 niet bestaande KRW T&T- of OM-locaties, maar meetpunten die worden gemonitord in een ander kader. Deze meetpunten worden vervolgens in principe opgenomen in het monitoringsprogramma 2010.

Ad 2) Aanvullende gegevens van al gebruikte locaties

In enkele gevallen zijn er binnen een meetjaar meer gegevens bekend van een meetlocatie (T&T of OM). Meer dan de formele KRW-frequentie, die in 2008 zijn gebruikt voor de bepaling van de huidige toestand. Dit kan voortkomen uit het feit dat de daadwerkelijke frequentie in de praktijk hoger was dan de minimum frequentie. Bijvoorbeeld 12 metingen in plaats van 4 voor specifieke verontreinigende stoffen en fysisch chemische parameters.

Ad3) Aanvullende gegevens van andere meetjaren

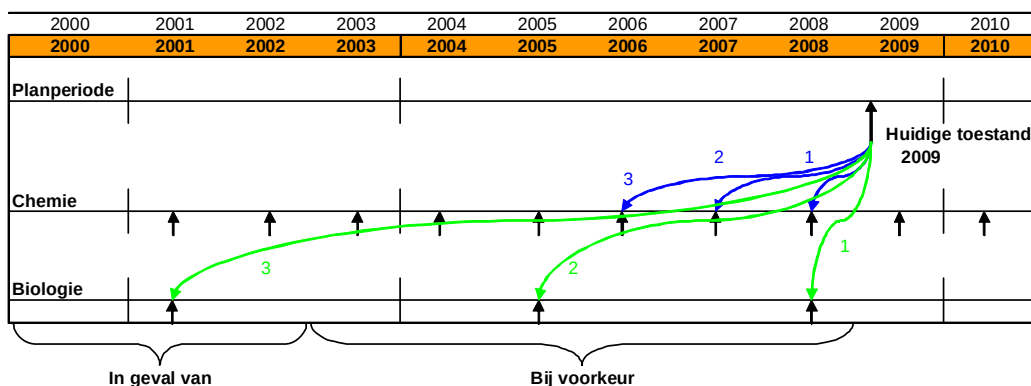
Voor het bepalen van de huidige toestand 2009 kunnen in principe de gegevens gebruikt worden van de voorgaande 6 jaar, de lengte van een normale KRW planperiode. Voor het eerste SGBP is die ruimte er, ook al moesten de KRW-monitoringprogramma's pas vanaf december 2006 operationeel zijn. Aangezien de KRW in december 2000 gepubliceerd is, wordt het gebruik van gegevens van 2001 en 2002 ook toegestaan. Alleen onder de voorwaarde dat er in de jaren 2003-2008 geen andere gegevens beschikbaar zijn of als het om biologische gegevens gaat en daarmee een betrouwbaarder oordeel kan worden bepaald.

Voor chemische metingen die toegevoegd worden als onderdeel van het OM-monitoring meetnet is het gebruik van gegevens van 2001 en 2002 niet relevant. Deze metingen zijn in de praktijk veelal jaarlijks uitgevoerd.

In de onderstaande figuur wordt bij de aanwezigheid van gegevens van meerdere meetjaren, aangegeven hoe het gebruik er uit kan zien. Dat is de ideale situatie. Voor veel biologische kwaliteitselementen zal er hooguit één meetjaar aanwezig zijn dat gebruikt kan worden voor een beoordeling volgens de KRW systematiek.

Figuur 9.2

Schematisch weergave gebruik eerdere gegevens toestand 2009.



Ad4) Niet KRW-proof metingen

De waterbeheerder kan in het uiterste geval gegevens gebruiken van locaties die niet volgens de bemonstering- en analyse methodieken uit de KRW Richtlijn Monitoring gemeten zijn en komen uit de periode 2001-2008. Deze data komen uit de eigen meetnetten (bijvoorbeeld STOWA-locaties) van de waterbeheerders. Als de data het toelaat kunnen deze worden getoetst volgens de KRW manier van toetsen en beoordelen (via het toetsprogramma iBever en QBWAT). Lukt dit niet, bijvoorbeeld omdat een andere methodiek is gehanteerd, zoals STOWA-beoordeling voor biologie, dan kan een vertaalslag gemaakt worden van die beoordeling naar een KRW-oordeel. Als kenmerk van die KRW-oordelen moet dan wel vastgelegd worden dat het een afwijkende beoordeling is mede gebaseerd op expert kennis. Deze optie dient pas overwogen te worden als alle andere werkwijzen niet tot een bevredigend resultaat leiden. Deze optie wordt immers alleen voor het begin van de eerste planperiode toegestaan. In 2015 worden oordelen die tot stand zijn gekomen op basis van metingen uit het monitoringsprogramma hiermee vergeleken in verband met het toetsen van 'geen achteruitgang'.

De waterbeheerder kan ontbrekende oordelen dus invullen door gebruik te maken van aanvullende meetgegevens en van expert-judgement. Dat moet dan wel als kenmerk vastgelegd worden. De waterbeheerder blijft dan zelf verantwoordelijk voor het kunnen onderbouwen van de uitgevoerde beoordeling.

Witte vlekken

De waterbeheerder kan ook besluiten zgn. 'witte vlekken' te laten bestaan. Er wordt dan voor een stof of kwaliteitselement en een waterlichaam geen oordeel ingevuld. Het juridische risico ligt dan bij de waterbeheerder. In dat geval is het niet altijd mogelijk om een 100% zeker geaggregeerd oordeel te geven, aangezien er volgens het principe *one out, all out* maar 1 stof of parameter in de laagste toestandklasse hoeft te verkeren om ervoor te zorgen dat de toestand van het hele waterlichaam als slecht moet worden beoordeeld. Dit speelt alleen voor waterlichamen die in een betere toestand verkeren dan slecht. Als het waterlichaam op basis van de toetsing en beoordeling van een andere parameter al in de laagste toestandklasse zit, speelt dit probleem niet meer.

Bij een 'witte vlek' is het ook niet mogelijk om te beoordelen of de toestand achteruit is gegaan voor de betreffende stof of kwaliteitselement. Dit kan problemen opleveren wanneer concrete besluiten in het waterlichaam raken aan de betreffende stof of kwaliteitselement. Het plan kan in dat geval als ontoereikend worden beoordeeld om te bepalen of het besluit gerechtvaardigd is. Het is wel mogelijk om achteraf de toestand 2009 te reconstrueren, maar hiermee wordt in feite een rechtstreekse koppeling tussen milieukwaliteitseis en concreet besluit bewerkstelligd, terwijl dat door de opzet van het Bkmw juist getracht is te voorkomen.

Er is dan ook beleidsmatig voor gekozen om zoveel mogelijk te voorkomen dat er 'witte vlekken' zijn. Wanneer een betreffende oordeel is gemarkeerd in de zin van 'voorlopig oordeel', is het nodig om in 2010 met een partiële planherziening een definitief oordeel te geven.

9.4 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. Een waterlichaam gaat pas achteruit, indien het bij de beoordeling in een lagere toestandsklasse terecht zou komen. 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 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 verslechtering onbeperkt zou zijn toegestaan indien er reeds één stof of kwaliteitselement in de laagste toestandsklasse zou verkeren. Tevens wordt voorkomen dat de ruimte om te verslechteren 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) worden gekeken om te bepalen of er sprake is van een achteruitgang in de zin van het Bkwm. Echter het is wel van groot belang om vast te stellen of een eventuele verlaging in kwaliteit een echte verslechtering is of niet. De bepaling van de kwaliteit gaat namelijk gepaard met onzekerheden. De grootte en oorzaken van deze onzekerheden zijn pas gedeeltelijk in beeld gebracht in de Quickscan betrouwbaarheid, en de eerste resultaten wijzen uit dat onzekerheden aanzienlijk kunnen zijn. Pas bij langere looptijd van het monitoringsprogramma zullen de aard en grootte van de onzekerheden voor alle kwaliteitselementen voldoende in beeld kunnen worden gebracht, omdat gewoonweg niet voldoende meetgegevens van sommige kwaliteitselementen beschikbaar zijn. 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 verslechtering is geen sprake indien de gerapporteerde

qualiteitsvermindering van de gemiddelde kwaliteit tussen de planperiodes kleiner is dan 0,01. Dit is namelijk de kleinste 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. Indien als gevolg van een nieuw initiatief beoordeeld dient te worden of er sprake is van 'verslechtering' in de toestand 'slecht', kan de 0,01 EKR verandering ook als richtinggevend criterium worden gebruikt. Immers, van een dergelijke verandering is het aannemelijk dat deze toch al kan optreden door de onzekerheden in de toestandsbepaling. Nieuwe initiatieven met een mogelijk cumulatief en negatief effect in de volgende planperiode groter dan 0,01 EKR vallen in de categorie 'nee, tenzij'. De 'tenzij' kan alleen worden toegepast indien de toestand van het waterlichaam op grond van een prognose van de trend en een onzekerheidsanalyse met zekerheid niet verslechterd.

De kwaliteit van stoffen (stoffen met een EU-norm, overige relevante stoffen en algemene fysisch chemische parameters) wordt uitgedrukt in concentraties. 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 verslechtering 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. Indien als gevolg van een nieuw initiatief beoordeeld dient te worden of er sprake is van 'verslechtering' in de toestand 'slecht', kan de verandering van de concentratie met een hoeveelheid van de kleinste eenheid waarin rapportage plaats vindt ook als richtinggevend criterium worden gebruikt. Immers, van een dergelijke verandering is het aannemelijk dat deze toch al kan optreden door de onzekerheden in de toestandsbepaling. Nieuwe initiatieven met een mogelijk cumulatief en negatief effect in de volgende planperiode groter dan deze kleinste eenheid vallen in de categorie 'nee, tenzij'. De 'tenzij' kan alleen worden toegepast indien de toestand van het waterlichaam op grond van een prognose van de trend en een onzekerheidsanalyse met zekerheid niet verslechterd.

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.

Wanneer er sprake is van een beoordeling van een nieuwe lozing, is het zaak om een monitoringspunt in het waterlichaam te hebben en geen gebruik te maken van een representatief punt elders. Er is immers geen sprake meer van 'representativiteit'. Bovendien mag er rekening gehouden worden met het effect van andere maatregelen. Hierbij kan bijvoorbeeld gebruik gemaakt worden van trends in de ontwikkeling van de waterkwaliteit. Wanneer die trend negatief is (verslechtering) en er geen verbetering is te verwachten van het maatregelenpakket, zal een significante nieuwe activiteit vermoedelijk leiden tot een ontoelaatbare verslechtering. In andere gevallen lijkt de nieuwe activiteit toelaatbaar.

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.

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

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,

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.

European Commission, 2003. Common Implementation Strategy for the Water 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.

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;

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.

KWR Watercycle Research Institute, 2009. Controle zwemwaterlocaties conform de Europese zwemwaterrichtlijn 2006/7/EG. Protocol.

Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 2006.

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

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.

Rommelts 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.

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

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 Kuijk, 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.

Vink, J.P.M., 2010. Biotic ligand models; availability, performance and applicability for water quality assessment. Deltares, Utrecht (in press).

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

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 Schamphelaere, 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.

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 meetlocaties 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, dat gebruikt kan worden als toetswaarde.
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 iBever, EbeoSys, QBWat en KRW-portaal.
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.
Bemonsteringsstrategie	De wijze waarop een bemonstering wordt uitgevoerd, rekening houdend met variatie in plaats en tijd.
Benthisch	Levend in of op (het aangroeisel) op de bodem van het oppervlaktewater.
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 biologische kwaliteitselementen zijn er vijf (voor natuurlijke wateren) of vier (voor sterk veranderde en kunstmatige wateren) klassen.
Bestandsopname	Onderzoek om de hoeveelheid van een plant of dier in een gegeven gebied te bepalen.
Betrouwbaarheid	Dit wordt in het kader van deze KRW-studie gedefinieerd

Term	Definitie, betekenis en/of toelichting
	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 ($1 - \alpha$, 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 onderscheidt van andere delen van het waterlichaam.
(Deel)maatlat	Een stelsel van normen voor één biologisch kwaliteitselement. Maatlatten worden alleen gebruikt bij biologische kwaliteitselementen. Bij alle biologische kwaliteitselementen 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)maatlatten vastgesteld. Voor sterk veranderde en kunstmatige wateren moeten per waterlichaam daarvan aangepaste maatlatten worden afgeleid. De meest recente versies van de maatlatten 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 meetlocatie neemt (zie ook submonster).
Deelstroomgebied	Min of meer hydrologisch begrensde indeling van een stroomgebiedsdistrict. Bijv; het Nederlandse deel van het stroomgebiedsdistrict Rijn in opgesplitst in 4 deelstroomgebieden Rijn-Noord, Rijn-Midden, Rijn-Oost en Rijn-West.
Diatomee	Kiezelwier; een groep van eencellige algen met een schaalje 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

Term	Definitie, betekenis en/of toelichting
	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).
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

Term	Definitie, betekenis en/of toelichting
	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-Portaal	Een internetsite voor de uitwisseling van gegevens voor KRW-rapportage.
Kwaliteitselement	Een levend onderdeel of kenmerk van een watersysteem, dat gebruikt wordt om de ecologische kwaliteit van een waterlichaam vast te stellen. Er zijn biologische kwaliteitselementen binnen de KRW zijn fytoplankton, macrofauna, diatomeeën, macrofyten.
Kwaliteitszorg	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).
Logaritmische transformatie	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. $X' = \ln(X)$ Het omgekeerde van de logaritmische transformatie is de exponentiële transformatie: $X = \exp(X')$
Logit transformatie	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'. $EKR' = \text{logit}(EKR) = \ln(EKR / (1 - EKR))$ Terugtransformatie: $EKR = \exp(EKR') / (1 + \exp(EKR'))$
Maatlat	In de waterkwaliteitsbeoordeling een systeem om de

Term	Definitie, betekenis en/of toelichting
	ecologische kwaliteit van een oppervlaktewater te bepalen uit de hoeveelheid en aard van de aanwezige planten of dieren.
Macrofauna	Verzamelnamen 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.
Maximaal Aanvaardbare Concentratie (MAC)	Een norm die geldt voor het maximum van de gemeten waarden van prioritare stoffen en dochterrichtlijn 76/464 stoffen.
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.
Meetgegevens	Resultaten van metingen. Dit kunnen concentraties van stoffen zijn, of soortenlijsten met aantallen, abundanties en/of bedekkingen.
Meetlocatie	Locatie (ruim op te vatten) in een waterlichaam waarin één of meer meetpunten liggen. Bij chemie is de meetlocatie gelijk gesteld aan het meetpunt. Bij biologie, hydromorfologie kan een meetlocatie uit meerdere of zelfs veel meetpunten bestaan. Voor sommige biologische en hydromorfologische kwaliteitselementen wordt een waterlichaam gebiedsdekkend bemonsterd. De meetlocatie 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 meetlocatie. Hier zijn enkele uitzonderingen op (o.a. macrofauna in zoute wateren) die in dit protocol zijn beschreven.
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.
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).
Monsterpunt	Plaats waar de meting of bemonstering daadwerkelijk wordt

Term	Definitie, betekenis en/of toelichting
	uitgevoerd, gelegen op of in de onmiddellijke nabijheid van een meetpunt waaraan de meet- of monsterresultaten worden toegekend.
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.
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.
Specifiek 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.
Parameters	In het hydrobiologisch onderzoek: een variabele waarvan de waarde bepalend is voor de toestand (ecologische, en fysisch-chemische kwaliteit) van het watersysteem. Vaak gebruikt als synoniem van variabele. Binnen de KRW zijn hydromorfologische (o.a. morfologie, hydrologisch regime) en fysisch-chemische (o.a. thermische omstandigheden (temperatuur) en nutriënten als parameter opgenomen.
Populatie	Groep van individuen van dezelfde soort die op een bepaalde plaats leeft en zich van generatie tot generatie voortplant.
Precisie	In deze studie gedefinieerd als de mate van variatie van toetswaarden. Precisie wordt uitgedrukt in de standaarddeviatie en het 90% betrouwbaarheidsinterval.
Prioritaire stoffen	Dit is een lijst van stoffen die door de Europese Commissie is

Term	Definitie, betekenis en/of toelichting
	vastgesteld in de dochterrichtlijn Prioritaire stoffen en in Nederland opgenomen is in het Bkmw. In 2010 gaat het om 33 stoffen.
Proefvlak	Een gebied rond een meetpunt, waarin de vegetatie wordt opgenomen (een meetvlak voor vegetatiebemonsteringen).
Rapportagegrens	De laagste meetwaarde die met de gebruikte analyseapparatuur mogelijk is. Metingen onder de rapportagegrens worden gerapporteerd als "kleiner dan" de rapportagegrens.
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 X_1 , X_2 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 gekwadrateerde 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.
Sublittoraal	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 met een norm of een maatlat.
Toetswaarde	Een waarde van een parameter die vergeleken kan worden met een norm of een maatlat. Bij biologische kwaliteitselementen is de EKR de toetswaarde.
Traject	Een doorgaans langwerpig meetvlak of proefvlak dat men

Term	Definitie, betekenis en/of toelichting
	bemonstert op vegetatie of vis.
Transformatie	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.
Trek	Een bemonstering van het oppervlaktewater met behulp van een net dat over enige afstand door het water getrokken wordt.
Trend	De verandering in het populatiegemiddelde van een variabele per tijdseenheid of per eenheid van afstand.
Variantie	Een maat voor de spreiding (variatie) 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.
Temporele (steekproef)variantie	De variantie in tijd.
Ruimtelijke (steekproef)variantie	De variantie in ruimte.
Verwachte/ voorspelde waarde	In dit rapport: gemiddelde van een aantal waarnemingen of voorspelde waarde op basis van regressieanalyse.
Vrijheidsgraden	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.
Waarneming	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.
Watergang	In het algemeen spraakgebruik: een lijnvormig, smal, niet stromend water, zoals een sloot of een klein kanaal.
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
AMvB	Algemene Maatregel van Bestuur
CEN	Europese Normering
DIN	Deutsches Institut für Normung
EKR	Ecologische Kwaliteitsratio
GEP	Goed Ecologisch Potentieel
GET	Goede Ecologische Toestand
ISO	Internationale Organisatie voor Standaardisatie
LBOW	Landelijk Bestuurlijk Overleg Water
Categorie M,R,K en O	Waterlichamen van de categorie Meer, Rivier, Kustwater of Overgangswater
KRW	Europese Kaderrichtlijn Water
MAC	Maximaal Aanvaardbare Concentratie
MEP	Maximaal Ecologisch Potentieel
MKN	Milieukwaliteitsnorm
MRE	Monitoring, Rapportage en Evaluatie (cluster onder het LBOW)
MTR	Maximaal Toelaatbaar Risico
MWTL	Monitoring Waterstaatkundige toestand des Landes
NAP	Normaal Amsterdams Peil
NATURA2000	Stelsel van Europees beschermde gebieden onder Vogel- en Habitatrichtlijn
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
NWO	Nationaal Wateroverleg
OM	Operationele Monitoring
ORS	Overige Relevante Stoffen
OSPAR	Oslo-Parijs verdrag inzake bescherming Atlantische Oceaan
RWSR	Regionale Watersysteem Rapportages
STOWA	Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer
T&T	Toestand en Trend
VHR	Vogelrichtlijn en Habitatrichtlijn (Natura2000)
ZGET	Zeer Goede ecologische Toestand

Bijlage 2: Lijst van bij de uitwisseling van informatie betrokken monsternemings- of meetstations: Nederland (beschikking 77/795/EEG)

Lobith bij binnenkomst in Nederland * Bovenrijn *
Kampen 133 km na de binnenkomst van de Rijn in Nederland * IJssel *
Gorinchem 93,5 km na de binnenkomst van de Rijn in Nederland * Boven-Merwede *
Vreeswijk 89 km na de binnenkomst van de Rijn in Nederland * Lek *
OM 42 Puttersboek , 120 km na de binnenkomst van de Rijn in Nederland * Oude Maas *
NM 34 nabij het eiland Brieneoord, 134 km na de binnenkomst van de Rijn in Nederland * Nieuwe Maas *
Eijsden 4,5 km na de binnenkomst van de Maas in Nederland * Maas *
Lith 201 km na de binnenkomst van de Maas in Nederland * Maas *
Keizersveer 248 km na de binnenkomst van de Maas in Nederland * Bergse Maas *
H 9 Haringvlietbrug * Haringvliet *
H 12 bij de Haringvlietdam * Haringvliet *
IJ 17 aan de monding van het Keteldiep , 143 km na de binnenkomst van de Rijn in Nederland * Keteldiep *
IJ 23 Zwaartepunt van het IJsselmeer * IJsselmeer *

BESCHIKKING VAN DE COMMISSIE van 24 juli 1984 tot wijziging van bijlage I van Beschikking 77/795/EEG
(84/422/EEG) van de Raad wordt wat de in de bijlage bij deze beschikking genoemde bemonsterings-of meetstations betreft gewijzigd.

Lijst van wijzigingen op bijlage I:

Kampen / 133 km na de binnenkomst van de Rijn in Nederland /IJssel/ Wordt gewijzigd in: Kampen /123 km na de binnenkomst van de Rijn in Nederland

IJssel /Gorinchem / 93,5 km na de binnenkomst van de Rijn in Nederland / Boven-Merwede. Wordt gewijzigd in: Vuren / 88 km na de binnenkomst van de Rijn in Nederland / Boven-Merwede

Vreeswijk /89 km na de binnenkomst van de Rijn in Nederland /Lek / Wordt gewijzigd in: Hagestein / 82 km na de binnenkomst van de Rijn in Nederland //

Lek / IJ 17 / aan de monding van het Keteldiep, 143 km na binnenkomst van de Rijn in Nederland /Keteldiep/ Wordt gewijzigd in: IJ 12 /Ketelbrug, 145 km na de binnenkomst van de Rijn in Nederland / Ketelmeer.

Bijlage 3: 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	-
Trifenylnitroverbindingen	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 4: Toelichting op eis meetonzekerheid en vertaling naar de toegepaste praktijk

Tabel B4.1

Berekening van meetonzekerheden conform ISO/DIS 13530 and Nordtest TR 537. Deze tabel is overgenomen uit het rapport van Staeb *et al.*, 2008.

Stap	Actie	In voorbeeld studie van Staeb <i>et al.</i> , 2008 (afkortingen zie tabel B4.2)
1	Selecteer de meetgegevens	
2	Kwantificeer u (R_w) A. Controle steekproef B. Mogelijk stappen welke niet behandeld worden in de controle steekproef	De waarden waarop de monsters belast (gespiked) zijn, zijn toegevoegd aan de echte steekproef. De $u(R_w)$ wordt berekend op basis van de RSD van 5 experimenten* onder reproduceerbare condities. RSD is hierbij de relatieve standaardafwijking berekend als $RSD = 100 * s/X$ s = de standaarddeviatie X = de meetwaarde. De RSD wordt uitgedrukt in %. De analyse bevat alle stappen na het bemonsteren en transport. Binnen de analyse zijn onzekerheden verkregen bij bemonstering en transport verwaarloosd.
3	Kwantificeer (onzekerheden van) methoden en laboratoria afwijkingen**	Verschillende bronnen van fouten kunnen hierbij gebruikt worden zoals CRM (Certified reference material) onzekerheden, interne laboratorium onzekerheden etc. In de voorbeeldstudie (Staeb <i>et al.</i> , 2008) is alleen de RMS (Root Mean Square) van het gebrek aan herstel van 5 experimenten gebruikt. $RMS_{bias} = (bias_1^2 + \dots + bias_s^2)^{0,5}$
4	Converteer naar standaard onzekerheden, $u(x)$	
5	Bereken de gecombineerde standaard onzekerheid, U_c	$U_c = (u(R_w)^2 + RMS_{bias}^2)^{0,5}$
6	Bereken de uitgebreide onzekerheid (waarbij $k=2$), $U = 2 * u_c$	$U = 2 * u_c$

*De procedure vraagt normaal om minstens 8 experimenten. In bovenstaand voorbeeld is in verband met excessieve kosten het aantal experimenten gereduceerd naar 5 experimenten (...).

** Nordtest verklaard dat indien mogelijk bronnen van bias (afwijkingen) altijd verwijderd moeten worden. Volgens GUM zou een berekening altijd gecorrigeerd moeten worden als de bias significant is en gebaseerd is op betrouwbare data zoals een CRM (Certified Reference Material). In de dagelijkse praktijk wordt binnen laboratoria het grootste deel van analytische data niet gecorrigeerd voor bias omdat betrouwbaarheid en precisie standards zoals CRM's niet beschikbaar zijn. In onderstaand tabel is daarin geen correctie op bias gebruikt.

Tabel B4.2

Definities en afkortingen bij berekenen meetonzekerheden overgenomen uit rapport Martens, 2008.

Afkorting	Definitie
b en %b	bias / relatieve bias
CRM	gecertificeerd referentiemateriaal (certified reference material)
k	dekkingsfactor om over te gaan van d relatieve meetonzekerheid %u naar de uitgebreide relatieve meetonzekerheid %U
RMS	(Root-mean-square) Effectieve waarde oftewel wortel uit het gemiddelde kwadraat
RSD	de relatieve standaardafwijking van de bias
u_{bias} en % u_{bias}	de (relatieve) meetonzekerheid op de bias
u_c	de gecombineerde meetonzekerheid
u_{RW} en % u_{RW}	de (relatieve) meetonzekerheid op de intra-lab reproduceerbaarheid
U en %U	de (relatieve) uitgebreide meetonzekerheid

Bijlage 5: Keuze biologisch kwaliteitselement per druk voor operationele monitoring

Bijlage 5a: 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 5b 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.

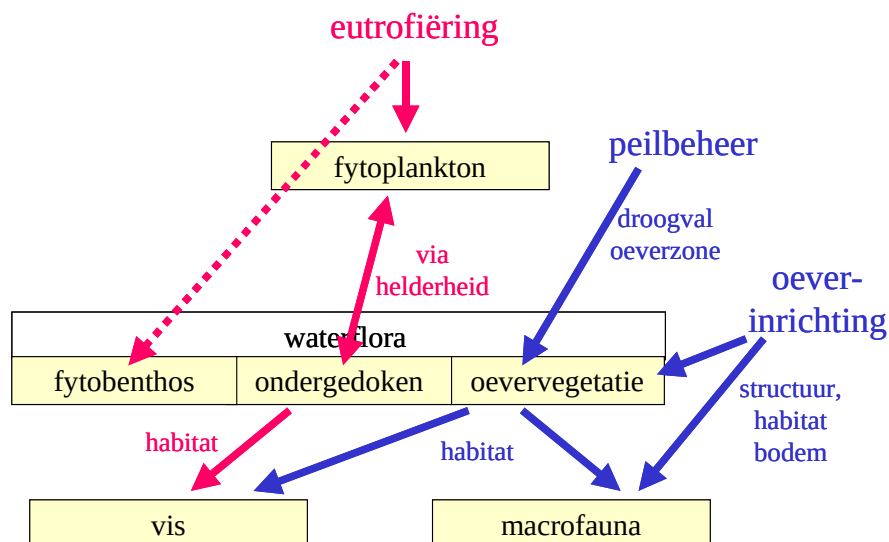
Voorgaande is een eenvoudig te interpreteren voorbeeld. Ingewikkelder ligt als een druk meerdere stuurvariabelen beïnvloedt: stroomsnelheid, afvoerfluctuaties en inundatie zijn sterk gerelateerde variabelen; substraat wordt bepaald door deze stuurvariabelen. In een rivier worden genoemde stuurvariabele 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 5b): 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 fytobenthos). 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.

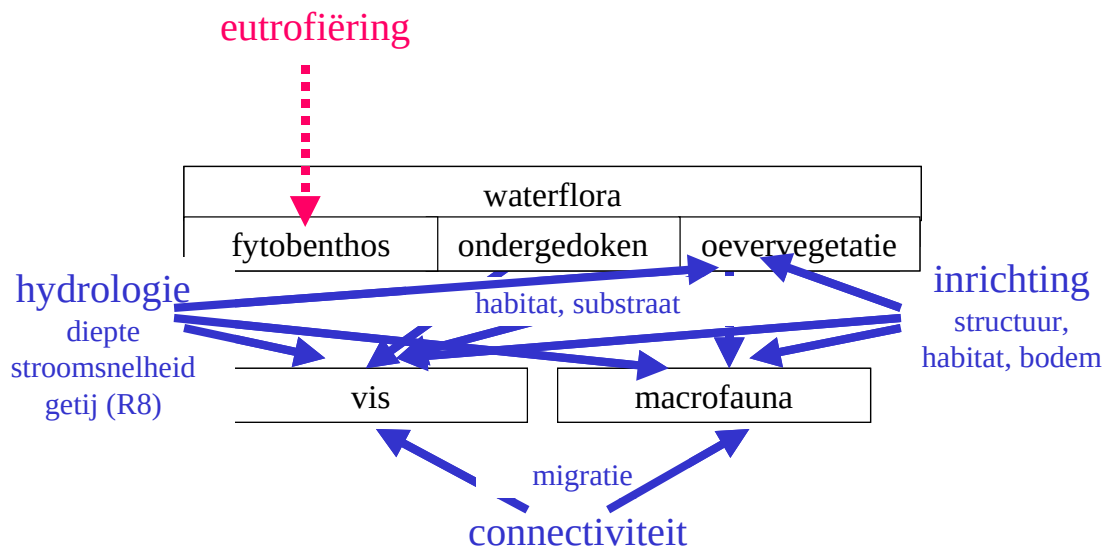
Schema B5.1

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.



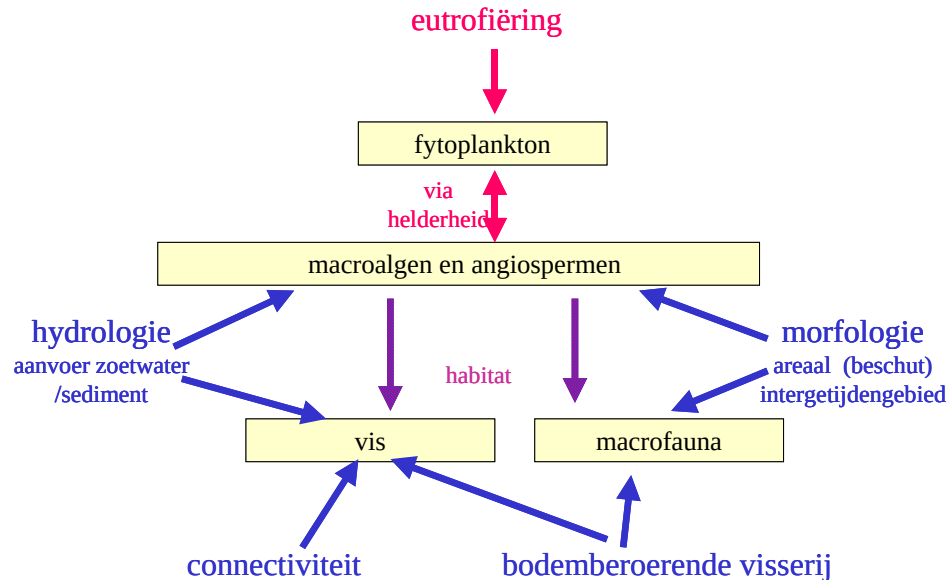
Schema B5.2

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':

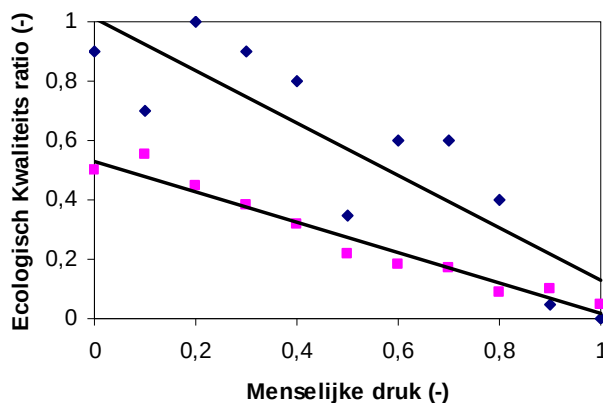
- de mate waarin een indicator reageert;
- de mate van precisie waarmee de indicator reageert;
- de mate waarin de indicator het meest kritisch is;
- de tijdschaal waarop de indicator reageert.

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 menselijk 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.



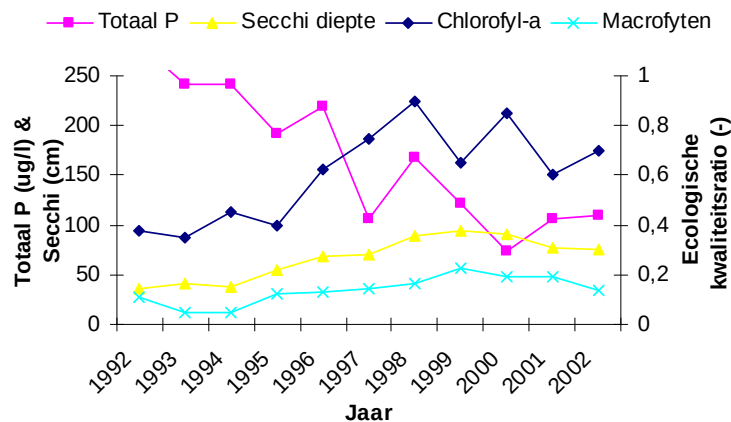
Figuur 1

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 5b 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.

	stuurvariabelen	fyto-plankton	fyto-benthos	macrofyten		macro-fauna	vissen		angiospermen/macroalgen
				oeverpl	waterpl		diadr. vis	gehele visstand	
fysico-chemie	nutriënten	1	1	2				3	2
	toxische stoffen					1		4	2
	saliniteit algemeen	1	1	2	2	2		3	2
	zuurstof water					1		1	2
	zuurstof bodem					1			
	temperatuur					2		1	
	doorzicht	1	1		1			2	2
hydrologie	verblijftijd (stagnante systemen)	1		2	2			3	
	stratificatie	1							
	peildynamiek (stagnante systemen)		3	1	2	2		2*	
	golfslag		3	1	2	2			
	stroomsnelheid (stromende systemen)		3	2	2	1		1	
	afvoerfluct/debiet (incl waterkrachtcentr)			1	2	1	1	1	
	(ijzerrijke) kwel			1	1	2			
	getijde werking			1 (R8)		1	1	1	2
	migratiebarrières (incl zoet-zout overg.)					2	1	1	
	overspoeling (zout)								1
morfologie	inundatie (zoet)			1				1*	
	substraattype (bodem, stenen, veg.)	4	3	2	2	1		3	2
	hellingshoek/talud			1		2		3	
biologie	diepteverdeling	2			1	2		3	1
	predatiedruk/begrazing	1		1	1			2	1
	visstandsbeheer (incl. mosselvisserij)	2				1		1	
	exotenbeleid	1		1		1		3	

Bijlage 6: Meest gevoelige hydromorfologische kwaliteitselement(en) per hydromorfologische druk en overige fysische druk

Hydromorfologische druk	Type Kust-wateren*	Overgangs-wateren*	Meren* (incl kanalen, vaarten, tochten, sloten, brakke en zoute meren)	Rivieren* Rivieren en beken**	Getijden rivieren R8**
aankoppelen stroomgebieden	1-5	1-4	1-6	4 (3, 6, 10, 12, 13)	4 (3, 6, 7, 10, 12, 13)
afkoppelen stroomgebieden	1-5	1-4	1-6	4 (3, 6, 10, 12, 13)	4 (3, 6, 7, 10, 12, 13)
baggeren	6,7,10	6,7,10	9	10 (3, 4, 6, 8, 12, 13,17, 18)	10 (3, 4, 6, 7, 8, 12, 13,17, 18)
baggerstort	6-9	6-9	9	10, 12 (3, 4, 6)	10, 12 (3, 4, 6, 7)
bodemdaling	7,10	7,10	1-6	10 (3, 4, 6, 8, 10, 12, 13,17, 18)	10 (3, 4, 6, 7, 8, 12, 13,17, 18)
kunstmatige afvoerverdeling door omleiding hoge afvoeren / bemalen	2	2,3	1-6	4 (3, 5, 6, 10, 12, 13)	4 (3, 5, 6, 7, 10, 12, 13)
normalisatie / kanalisatie (kribben / onnatuurlijk profiel)	10	10	11	9, 10, 14 (3, 4, 5, 6, 11, 13, 15, 18)	9, 10, 14 (3, 4, 5, 6, 7, 13, 15, 18)
peilbeheer / dynamiek	1	1	7-8	3, 5 (1, 2, 4, 6, 8, 10, 12, 13, 15)	3, 5 (1, 2, 4, 6, 7, 8, 10, 12, 13, 15)
wateraanvoer / afvoer (drainage/verdroging)	2	2,3	1-6	4 (3, 6, 8, 10, 12, 13, 15, 16)	4 (3, 6, 7, 8, 10, 12, 13, 15, 16)
wateronttrekking (voor drinkwater, proceswater, koeling en landbouw (veedrenking en beregening))	2	2,3	1-6	4 (3, 6, 8, 10, 12, 13, 15, 16)	4 (3, 6, 7, 8, 10, 12, 13, 15, 16)
zoute kwel	2	2,3	1-6	-	15 (8, 16)
aantasting natuurlijke inundatiezones	10-13	10-13	9,11	16, 17 (3, 4, 6, 15)	16, 17 (3, 4, 6, 7, 15)
dammen, dijken, sluizen, stuwen en kustverdedigingswerken (barriere voor fauna)	10-13	10-13		1, (2, 3, 4, 5, 6, 8, 10, 11, 12, 13, 17, 18)	1, 17 (2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 12, 13, 18)
havens	1,11,12	1,11,12	9,11,12	14, 15 (10, 16)	14, 15 (3, 4, 6, 7, 10, 16)
waterkrachtcentrale	1,10	1,10	1-6,9,11	1,4 (2, 3, 5, 6, 10, 11, 12, 13, 15, 16)	1,4 (2, 3, 5, 6, 7, 10, 11, 12, 13, 15, 16)
beheer & onderhoud (aantasting natuurlijke houtopstanden)	11	11		15 (3, 4, 6, 12, 16)	15 (3, 4, 6, 7, 16)
oeverinrichting / verdediging	12	12	11,12	14 (3, 4, 10, 13, 15, 16, 18)	14 (3, 4, 7, 10, 13, 15, 16, 18)
ontgronding / zandwinning / delfstoffenwinning	6-9	6-9	9	16 (3, 4, 17)	16 (3, 4, 7, 17)
verduikering / overkluizing	nvt	nvt		1 (2, 3, 4, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 18)	-
zandsuppletie	7,8,9,12	7,8,9,12	9,12, 1-6	10, 12 (3, 4, 18)	10, 12 (3, 4, 7, 18)
zandvangen	9	9	9	12 (1, 3, 4, 5, 10, 13, 18)	12 (1, 3, 4, 5, 7, 10, 13, 18)

Overige fysische druk	Type Kust-wateren*	Overgangs-wateren*	Meren* (incl kanalen, vaarten, tochten, sloten, brakke en zoute meren)	Rivieren* Rivieren en beken**	Getijden rivieren R8**
baggeren	6,7,10	6,7,10	1-6, 9	10 (3, 4, 6, 8, 12, 13,17, 18)	10 (3, 4, 6, 7, 8, 12, 13,17, 18)
baggerstort	6-9	6-9	1-6,9,10	10, 12 (3, 4, 6)	10, 12 (3, 4, 6, 7)
beheer en onderhoud	11	11	9, 11	15 (3, 4, 6, 12, 16)	15 (3, 4, 6, 7, 16)
beroepsscheepvaart	1,4,6,7,10	1,4,6,7,10		12 (3, 4, 10, 13, 14, 15)	12 (3, 4, 7, 10, 13, 14, 15)
offshore activiteiten				-	-
ontgronding / zandwinning / delfstoffenwinning	6-9	6-9	9 mogelijk 1-6	16 (3, 4, 17)	16 (3, 4, 7, 17)
recreatie (betreding)	13	13		15, 16 (13)	15, 16 (13)
recreatievaart	13	13		12 (3, 4, 10, 13, 14, 15)	12 (3, 4, 7, 10, 13, 14, 15)
visserij (omwoeling bodem)	8,9	8,9		12 (13)	12 (13)
zwerfvuil				15 (16)	15 (16)
militair oefenterrein (akoestisch; ruimtegebruik)				-	-

* zie onderstaande lijsten met nummering kwaliteitselementen en parameters per groep van wateren

** bij rivieren, beken en getijden rivieren wordt onderscheid gemaakt in primair beïnvloede parameters, die altijd gemonitord worden en secundair ofwel indirect beïnvloede parameters (tussen) die pas gemonitord worden als de primaire paramaters sterk beïnvloed worden. Dit onderscheid wordt gemaakt omdat veranderingen in de hydraulica (onherroepelijk) gevolgen hebben voor de morfologie en omgekeerd, én omdat veranderingen in bijvoorbeeld waterstanden gevolgen hebben voor de stroomsnelheden en debieten.

Tabel B6.1

Kwaliteitselementen en parameters hydromorfologie voor **beken, rivieren en zoetwater-getijdenrivieren** (stromende wateren).

Kwaliteitselement	Subelementen	Indicator / parameter
<i>Continuïteit</i>		1. Aantal, ligging en passeerbaarheid barrières 2. Bereikbaarheid
<i>Hydrologisch regime</i>	Kwantiteit en dynamiek van de waterstroming	3. Waterstand 4. Afvoer, stroomsnelheid 5. Mate van vrije afstroming 6. Mate van natuurlijk afvoerpatroon 7. Getijdenkarakteristiek: a. Kentering b. Getijslag c. Verhoudingsgetal horizontaal getij
	Verbinding met grondwaterlichamen	8. Grondwaterstand
<i>Morfologische condities</i>	Diepte- en breedtevariatie van de rivier	9. Rivierloop 10. Dwarsprofiel en mate van natuurlijkheid
	Structuur en substraat van de rivierbedding	11. Aanwezigheid kustmatige bedding 12. Mate van natuurlijkheid substraatsamenstelling bedding 13. Erosie/sedimentatie structuren
	Structuur van de oeverzone	14. Aanwezigheid oeververdediging 15. Landgebruik oevers 16. Landgebruik uiterwaard/beekdal 17. Mogelijkheid tot geheel natuurlijke inundatie 18. Mogelijkheid tot natuurlijke meandering

Tabel B6.2

Kwaliteitselementen en parameters hydromorfologie voor **meren**.

Kwaliteitselement	Subelementen	Indicator / parameter
<i>Hydrologie</i>	Kwantiteit en dynamiek van water (waterbalans),	1 Wegzijging
	Verblijf tijd, verbinding met grondwater	2 Kwel 3 Neerslag 4 Verdamping 5 Aanvoer (per significante bron) 6 Afvoer (per significant doel) (alles in m3j-1 per post)
	Kwantiteit en dynamiek water	7 Gemiddeld zomerpeil met 10 en 90 percentiel (m tov NAP) 8 Gemiddeld voorjaarspeil met 10 en 90 percentiel (m tov NAP)
<i>Morfologie</i>	Diepte variatie	9 Diepteverdeling in frequentie verdeling (in stappen van 0,25 m)
	Kwantiteit, structuur en substraat van bodem	10 Bodemsoort (in % van het WL oppervlak met dominant steen, grind, klei, zand, en organisch stof, watergehalte)
	Oeverstructuur	11 Bijdrage aan Oeverlengte (% onnatuurlijk) 12 Helling oever

Tabel B6.3

Kwaliteitselementen en parameters hydromorfologie voor **Kustwateren**.

Kwaliteitselement	Subelementen	Indicator / parameter
<i>Getijdenregime</i>	Algemeen	1. Getijslag 2. Debiet zoet water
	Golfslag	4. Golfklimaatklasse
	Overheersende stroomrichtingen	5. Overheersende Stroomrichting en stroomsnelheid
<i>Continuïteit</i>		
<i>Morfologie</i>	Algemeen	
	Dieptevariatie	6. Waterdieptevariatie 7. Hypsometrische curve of diepteverdeling
	Structuur en substraat van de bodem	8. Soort bodem (natuurlijk, kunstmatig) 9. Samenstelling substraat
	Structuur van de getijdenzone	10. Soort intergetijdengebied (platen, slikken, kwelders) 11. Soort oever (natuurlijk, kunstmatig) 12. Kust en oeververdediging 13. Landgebruik getijdenzone

Tabel B6.4

Kwaliteitselementen en parameters hydromorfologie voor **Oevergangswateren**.

Kwaliteitselement	Subelementen	Indicator / parameter
<i>Getijdenregime</i>	Algemeen	1. Getijslag
	Zoetwaterstroming	2. Debiet zoet water
		3. Verhoudingsgetal horizontaal getij
	Golfslag	4. Golfklimaatklasse
<i>Morfologie</i>	Algemeen	
	Dieptevariatie	6. Waterdieptevariatie 7. Hypsometrische curve of diepteverdeling
	Kwantiteit, structuur en substraat van de bodem	8. Soort bodem (natuurlijk, kunstmatig)
		9. Samenstelling substraat
	Structuur van de getijdenzone	10. Soort intergetijdengebied (platen, slikken, kwelders)
		11. Soort oever (natuurlijk, kunstmatig)
		12. Kust en oeververdediging
		13. Landgebruik getijdenzone

Bijlage 7: Statistische onderbouwing aggregatie in tijd en ruimte, trendberekening.

Bron: Onderstaande tekst is overgenomen uit de "Quickscan precisie en betrouwbaarheid KRW-monitoring" (Herpen et al., 2009)

Het ontwikkelde "*Stroomschema precisie en betrouwbaarheid KRW-monitoring*" is in hoofdstuk 7 op hoofdlijnen (figuur 7.1) en in detail (figuur 7.2, 7.3 en 7.4) gepresenteerd. In deze bijlage komt wordt het stroomschema in hoofdlijnen en daarna in detail aan bod, inclusief de aannamen die ten grondslag hebben gelegen aan het stroomschema, de statistische verantwoording en de formules voor het uitvoeren van de bewerkingen zoals voorgeschreven in het stroomschema.

Alvorens het stroomschema in te gaan is stap 0 belangrijk: het verzamelen van gegevens en samenstellen van de dataset voor een waterlichaam, gegeven een aantal minimumvereisten. Stap 1 in het stroomschema is het bepalen van de aanwezigheid van uitbijters in de dataset. Bij het constateren van uitbijters (zowel aan de boven- als onderkant) moeten alle berekeningen tweemaal uitgevoerd worden, namelijk: (1) op basis van alle gegevens en (2) op basis van de gegevens waaruit de uitbijters verwijderd zijn. Dit om het effect van de uitbijters te bepalen op de uiteindelijke beoordeling van de toestand. Ontbrekende waarden in de dataset (door verwijderde uitbijters of omdat er een meting ontbreekt) moeten worden bijgeschat, omdat anders vertekende jaargemiddelden kunnen resulteren als gevolg van seizoensvariatie. Voor de dataset (eventueel met bijgeschatte waarden) kunnen vervolgens jaargemiddelden worden bepaald als rekenkundig gemiddelde of op basis van regressiecoëfficiënten.

Als de jaargemiddelden bekend zijn kan, afhankelijk van de hoeveelheid beschikbare jaargemiddelden, met behulp van een trendanalyse of uit het rekenkundige gemiddelde de toetswaarde worden bepaald. Als er minder dan 2 jaargemiddelden beschikbaar zijn in een periode van 6 (bij chemische parameters) of 9 (bij biologische kwaliteitselementen) jaar kan het betrouwbaarheidsinterval rond de geschatte waarde van de toetswaarde niet worden bepaald. Voor de toetswaarde wordt uiteindelijk de betrouwbaarheid dat werkelijke toetswaarde de norm overschrijdt bepaald. Als er uitbijters zijn wordt deze betrouwbaarheid voor een dataset zonder uitbijters vergeleken met de betrouwbaarheid voor een dataset met uitbijters

Inleiding

In de studie naar de statistische eigenschappen van schatters voor het gemiddelde en het betrouwbaarheidsinterval is het volgende naar voren gekomen:

- a) De verdeling van enkele fysisch-chemische eigenschappen, zoals temperatuur en pH wijkt in het algemeen weinig af van de normale verdeling (er is geen relatie tussen standaarddeviatie en gemiddelde).
- b) Chemische variabelen, zoals nutriënten en prioritaire stoffen zijn in het algemeen lognormaal verdeeld (de standaarddeviatie is bij benadering recht evenredig met het gemiddelde).
- c) De relatie tussen gemiddelde en standaarddeviatie van EKR-waarden is voor diverse biologische kwaliteitselementen nog niet duidelijk. Voor zoete macrofauna is een op de binomiale verdeling gelijkende verdeling van EKR-waarden aangetoond. Om pragmatische redenen gaan we voorlopig uit van een normale verdeling, maar in het stroomschema is ook rekening gehouden met de verwachte verdeling (lijkend op de binomiale verdeling) van EKR-waarden zoals

voor macrofauna (zie figuur 2.5b uit de Quicksan precisie en betrouwbaarheid KRW-monitoring)

Naarmate het aantal waarnemingen toeneemt benadert de verdeling van gemiddelden steeds beter de normale verdeling, ongeacht de verdeling van de afzonderlijke waarnemingen (centrale limietstelling). Het is daarom wenselijk om zo veel mogelijk meetwaarden, bij voorkeur 6 of meer, te gebruiken voor het berekenen van een jaargemiddelde.

Door het gebruik van ruimtelijk geaggregeerde waarden (bijvoorbeeld meerdere macrofaunameetpunten in een waterlichaam) op een tijdstip per jaar (macrofauna wordt voor de KRW meestal éénmalig per jaar bemonsterd) kan eveneens een minder scheve verdeling van de jaargemiddelden verkregen worden.

Daarnaast levert seizoensvariatie voor een aantal stoffen een grote bijdrage aan de variantie in de waarnemingen. Schatting van het betrouwbaarheidsinterval van het jaargemiddelde in een meetpunt op basis van een aantal metingen gedurende het jaar leidt dan tot een te breed betrouwbaarheidsinterval.

Voor een verantwoorde schatting van het betrouwbaarheidsinterval zijn daarom meerdere jaargemiddelden noodzakelijk. Deze jaargemiddelden kunnen afkomstig zijn uit één jaar (meerdere meetpunten), van één meetpunt (meerdere jaren) of van meerdere meetpunten in meerdere jaren. Omdat zowel ruimtelijke variatie als jaar-tot-jaar variatie een belangrijke rol spelen is het wenselijk om in de bepaling van de betrouwbaarheid van een toetswaarde zowel meerdere meetpunten als meerdere meetjaren te betrekken. In het stroomschema gaan we er, om de analyse eenvoudig te houden, van uit dat voor alle beschouwde meetpunten jaargemiddelden beschikbaar zijn van alle jaren.

N.B. Daarnaast gaan we er impliciet van uit dat de meetpunten (eenmalig) random gekozen zijn, wat in de meeste meetnetten vermoedelijk niet het geval is. De schatting van de gemiddelde waarde over meerdere meetpunten is daarom niet per definitie een onvertekende schatting van het gemiddelde van een waterlichaam.

Hoewel een dergelijke randomisatie, bij voorkeur gecombineerd met stratificatie, gewenst is gaan we er dus, omwille van de eenvoud, impliciet van uit dat alle meetpunten in gelijke mate bijdragen aan het ruimtelijke gemiddelde en dat daarom weging niet noodzakelijk is bij de berekening van gemiddelde en spreiding.

Een en ander heeft ertoe geleid dat in het onderstaande stroomschema alle kwaliteitselementen min of meer gelijk behandeld worden, ongeacht de kansverdeling van de waarnemingen. Uitzonderingen hierop zijn het opsporen van uitbijters in de chemische meetwaarden en de toepassing van de logit-transformatie op de EKR's voor macrofauna.

Omdat een periode van (ten minste) vijf* jaar in het algemeen voldoende geacht wordt om een trend te schatten, wordt hieronder, wanneer meetgegevens van één meetpunt beschikbaar zijn, onderscheid gemaakt tussen drie gevallen. In de eerste twee gevallen gaat het om de analyse van precisie en betrouwbaarheid van 1 meetpunt en in het derde geval om de gecombineerde analyse van ruimtelijke en temporele variatie in meer dan 1 meetpunt in een waterlichaam of cluster, waarbij één of meer jaren waargenomen is.

** Inmiddels is onderbouwd dat een periode van drie jaar ook voldoende wordt geacht voor het schatten van een trend (Baggelaar et al.2010).*

1. In het eerste geval zijn minder dan vijf jaar waarnemingen beschikbaar en wordt een toestandsbepaling uitgevoerd door middel van middeling. De geschatte toestand is dan het gemiddelde over een periode van drie of meer jaar (bij uitzondering twee jaar) met bijbehorend betrouwbaarheidsinterval.
2. In het tweede geval is er een waarnemingsreeks van vijf of meer jaren beschikbaar en kunnen we pas een trendanalyse uitvoeren. Als daarbij geen sprake blijkt te zijn van een statistisch significante trend, schatten we de toestand op basis van de meest recente (drie of meer) jaargemiddelden, zoals boven vermeld bij 1. Als er wel sprake is van een statistisch significante trend, schatten we de toestand als de volgens de trendlijn verwachte waarde in het laatste jaar van de waarnemingsreeks.
3. Wanneer meer meetpunten in de analyse betrokken worden is het mogelijk om de ruimtelijke variatie te beschouwen en eventueel (als meer meetjaren beschikbaar zijn) het ruimtelijke aspect en het temporele aspect van de variatie in de gegevens gelijktijdig te analyseren.

In alle drie gevallen wordt een toetswaarde berekend, waarvan de precisie kan worden gedefinieerd als de standaarddeviatie van de gebruikte jaargemiddelden. Met behulp daarvan kunnen (a) betrouwbaarheidsintervallen berekend worden of (b) de betrouwbaarheid dat het werkelijke gemiddelde boven of onder een norm of binnen bepaalde klassengrenzen valt.

Een uitgebreid grafisch overzicht van het complete stroomschema wordt gegeven in figuur 7.2, 7.3 en 7.4 in hoofdstuk 7.

Het complete schema, zoals dat daar wordt gepresenteerd in hoofdstuk 7 is uitgebreid en daarom ook complex in het gebruik. Dit heeft enerzijds te maken met de aandacht die besteed wordt aan op het eerste gezicht misschien minder belangrijke punten zoals het opsporen van uitbijters in de gegevens, transformatie van de gegevens, correctie voor seizoensvariatie en het bijschatten van ontbrekende gegevens. Anderzijds hebben wij geprobeerd om zo veel mogelijk aandacht te geven aan de verschillende mogelijkheden voor de berekening van precisie en betrouwbaarheid, waartussen de keuze merendeels bepaald wordt door de beschikbaarheid van gegevens.

De basisregels van dit stroomschema zijn echter eenvoudig: (a) bereken als toetswaarde het gemiddelde van 2 of 3 jaargemiddelden en (b) bereken de betrouwbaarheid van de beoordeling in relatie tot de norm of klassengrens, uitgaande van de normale verdeling.

Het is de bedoeling dat het uitgebreide stroomschema in de toekomst gaat worden geïmplementeerd in gebruikersvriendelijke software.

De studie "Quickscan precisie en betrouwbaarheid KRW-monitoring" gaat uit van beschikbare meetgegevens, en gaat verder niet in op optimalisatie van een eventueel vernieuwd meetnetontwerp.

De nummering in het stroomschema is hiërarchisch, waarbij aan opeenvolgende stappen een nummer is toegekend en voor varianten op de stappen letters zijn gebruikt. In enkele gevallen worden nummers overgeslagen, om de opeenvolgende stappen in verschillende varianten vergelijkbaar te nummeren.

Stap 0: Verzameling gegevens

Verzamel allereerst alle meetgegevens:

Afhankelijk van de beschikbaarheid van gegevens binnen de geldigheidsduur (de KRW-planperiode is 6 jaar maar gezien de lage meetcyclus voor de biologische kwaliteitselementen geldt hiervoor een geldigheidsduur van 9 jaar) worden de gegevens verzameld. Indien met de gegevens slechts één jaargemiddelde berekend kan worden, m.a.w. indien slechts gegevens binnen één meetjaar van één meetpunt beschikbaar zijn, is bepaling van de precisie en betrouwbaarheid niet mogelijk.

Om de in paragraaf 2.3 van de Quicksan precisie en betrouwbaarheid KRW-monitoring vermelde reden is het wenselijk om **tenminste drie meetjaren** te hebben voor het berekenen van de temporele variatie, **en drie meetpunten** voor het berekenen van de ruimtelijke variatie. N.B. Indien het gemiddelde zeer sterk afwijkt van de grens tussen niet behalen of behalen van de norm kunnen twee jaargemiddelden voldoende informatie geven om met grote betrouwbaarheid te kunnen concluderen dat een waterlichaam of meetpunt al of niet voldoet aan de norm. In het algemeen is het echter vooraf niet te voorspellen of de afwijking van de normwaarde groot genoeg zal zijn en is het dus verstandig om voldoende meetgegevens te verzamelen en deze ook allemaal te gebruiken.

Stap 1: Opsporing uitbijters

Om rekening te kunnen houden met verschillen in de kansverdelingen van waarnemingen, verschilt het voorschrift voor de meeste chemische variabelen van het voorschrift voor EKR (in het bijzonder EKR macrofauna) en van het voorschrift voor pH en temperatuur. Zie voor toelichting op de procedure bijlage 3 van de Quicksan precisie en betrouwbaarheid KRW-monitoring. Hier volgt uitsluitend het stapsgewijze voorschrift.

Stap 1.1 Transformatie

Stap 1.1.A Chemische variabelen

Chemische variabelen worden voorafgaand aan de procedure logaritmisches getransformeerd, aangezien de residuen t.o.v. de gemiddelde waarde in het algemeen lognormaal verdeeld zijn.

$$X' = \ln(X) \quad (1)$$

Deze transformatie is nodig, omdat de scheve verdeling zonder transformatie leidt tot ongewenste effecten:

- uitzonderlijk lage waarden worden zelden geïdentificeerd als uitbijter;
- hoge waarden (die bij scheve verdelingen op zich verwacht kunnen worden) kunnen ten onrechte geïdentificeerd worden als uitbijter.

In tegenstelling tot wat we concludeerden voor het bepalen van toetswaarden (zie Quicksan precisie en betrouwbaarheid KRW-monitoring § 2.4) kunnen we hier wel een transformatie toepassen, omdat het hier een procedure betreft voor het bepalen van de uitbijters. Voor het berekenen van de toetswaarde (stap 3) kan niet worden getransformeerd, aangezien dat een onzuivere schatting van de toetswaarde (die

volgens de dochterrichtlijn prioritaire stoffen (Europese Commissie, 2006) gelijk is aan het rekenkundige gemiddelde) zou opleveren.

Indien gecensureerde waarden (waarden beneden de rapportagegrens, meestal betreft het de detectielimiet) aanwezig zijn worden deze voorafgaand aan de transformatie vervangen door de helft van de betreffende rapportagegrens. Gebruik de op deze wijze verkregen waarden in stap 2.2

Stap 1.1.B Biologische kwaliteitselementen (EKR)

Pas bij de EKR-waarden voorafgaand aan de verdere procedure *eventueel* de logit-transformatie toe.

$$EKR' = \text{logit}(EKR) = \ln(EKR/(1 - EKR)) \quad (2)$$

Voor macrofauna is deze transformatie in ieder geval wenselijk, aangezien dat is gebleken uit de empirische verdeling van EKR-waarden voor macrofauna. Voor andere EKR-waarden is dat nog niet aangetoond.

Stap 1.1.C Temperatuur en pH

Ga door naar stap 2.2 zonder de meetwaarden te transformeren.

Stap 1.2 Correctie voor seizoensvariatie (indien aanwezig)

Stap 1.2.A Seizoensvariatie aanwezig

Indien seizoensvariatie verwacht mag worden, zoals bijvoorbeeld meestal het geval is voor nutriënten en bestrijdingsmiddelen, moet eerst per maand of seizoen het gemiddelde over de beschikbare meetjaren en/of meetpunten worden berekend van de waarnemingen (dus bijvoorbeeld het gemiddelde van alle januari-waarnemingen, alle winterwaarnemingen etc.). Vervolgens moet van elke waarneming het bijbehorende gemiddelde worden afgetrokken. Deze seizoenscorrectie is noodzakelijk, omdat anders de variantie onnodig groot is en er een verminderde kans is op het vinden van uitbijters. Gebruik de op deze wijze voor seizoen gecorrigeerde waarden in de volgende stap (1.3). Bij twijfel over de aanwezigheid van seizoensvariatie is het overigens aan te bevelen deze seizoenscorrectie toch toe te passen.

Stap 1.2.B Seizoensvariatie afwezig

Gebruik de (al of niet getransformeerde) meetwaarden zonder verdere correctie in de volgende stap (1.3).

Stap 1.3 Berekening gemiddelde en standaarddeviatie

Bereken gemiddelde en steekproefstandaarddeviatie van alle waarnemingen (na eventuele transformatie en seizoenscorrectie). Indien seizoenscorrectie toegepast is dient overigens het gemiddelde 0 te zijn.

Bereken, indien gegevens over meerdere jaren beschikbaar zijn, ook gemiddelde en steekproefstandaarddeviatie van elk meetpunt afzonderlijk

$$\text{Gemiddelde:} \quad \bar{X} = \frac{\sum_{i=1}^N X_i}{N} \quad (3)$$

$$\text{Steekproefstandaarddeviatie: } s = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (X_i - \bar{X})^2}{N-1}}$$

(4)

waarin $\bar{X}$ het gemiddelde, N het aantal waarnemingen X_i de i -de waarneming en s de steekproefstandaarddeviatie.

Stap 1.4 Opsporen van fouten in de gegevens en/of van uitbijters

“Eerst tekenen, dan rekenen” is een veel door statistici gegeven raad. Het is raadzaam om nu per meetpunt per meetjaar alle waarden verticaal boven elkaar uit te zetten in een plot, waardoor verschillen tussen meetpunten, verschillen tussen meetjaren en ook uitbijters direct duidelijk zichtbaar worden.

Trek van elke waarneming het gemiddelde (indien gegevens van meerdere jaren gebruikt worden het meetpuntgemiddelde) af en deel het verschil door de bijbehorende steekproefstandaarddeviatie. We noemen deze waarden gestudentiseerde residuen of ook wel z -waarden.

$$\text{Gestudentiseerd residu: } z_i = \frac{X_i - \bar{X}}{s}$$

(5)

Als deze waarde kleiner is dan -3.5 of groter dan $+3.5$, dan is er sprake van een uitbijter, mogelijk veroorzaakt door fouten in de gegevens. Controleer dus zulke waarnemingen op alle mogelijke fouten (zie bijlage 3). Als er verklaarbare fouten worden gevonden dan dienen deze hersteld te worden, waarna de procedure vanaf stap 1 opnieuw doorlopen wordt.

Stap 1.5 Identificatie van uitbijters

Als er geen fouten in de gegevens (meer) hersteld kunnen worden, dan kunnen definitief de uitbijters (waarnemingen die onverklaarbaar afwijken, met een gestudentiseerd residu <-3.5 of >3.5) geïdentificeerd worden.

Als uitbijters in de data geïdentificeerd zijn, dan dienen alle volgende stappen twee maal te worden uitgevoerd: met en zonder de uitbijters.

Stap 2: Berekening jaargemiddelden

Gebruik voor chemische variabelen de originele gegevens

Omdat de KRW (in casu de dochterrichtlijn prioritaire stoffen (Europese Commissie, 2006)) voor prioritaire stoffen dit voorschrijft, moeten rekenkundige gemiddelden gebruikt worden. Ga dus uit van de niet-getransformeerde, ongecorrigeerde gegevens. Voor overige relevante stoffen moet in veel gevallen ook het rekenkundig gemiddelde worden gebruikt. Voor EKR-waarden is er geen voorschrift, dus mogen, indien van toepassing, logit getransformeerde gegevens gebruikt worden.

Stap 2.0 Ga na of er uitbijters en/of ontbrekende waarnemingen zijn

Er kunnen ontbrekende waarden zijn, al of niet als gevolg van de verwijdering van uitbijters. Het jaargemiddelde kan worden vertekend door zulke ontbrekende gegevens. Deze moeten daarom dus op verantwoorde wijze worden bijgeschat. We nemen aan dat de gevolgen van dit bijgeschatten op de verdere berekeningen, die uitgaan van de jaargemiddelden per meetpunt, verwaarloosbaar zijn. Ontbrekende gegevens kunnen worden bijgeschat met multi-pele lineaire regressie of met een eenvoudiger procedure die echter niet vrij is van vertekening als er een trend aanwezig is. Gebruik dus bij voorkeur stap 2.1.B. Als er geen ontbrekende waarnemingen zijn wordt stap 2.1 overgeslagen.

Stap 2.1.A Bijschatten ontbrekende gegevens, eenvoudige methode

Bereken alle maand- of seizoensgemiddelden.

Vul voor de ontbrekende waarden het desbetreffende maand- of seizoensgemiddelde in.

Door deze substitutie van waarden wordt de standaardfout in de jaargemiddelden uiteindelijk onderschat, met name als er een temporele trend aanwezig is. Daarom mogen niet al te veel van de waarden worden bijgeschat (maximaal ongeveer 10%).

Stap 2.1.B Gecomplieerdere methode (multi-pele regressie met dummy variabelen)

Met deze methode kunnen meer ontbrekende waarnemingen worden bijgeschat, omdat ook de tussen jaarvariatie wordt meegenomen. Wees echter voorzichtig met het bijschatten van teveel waarden!

Maak extra variabelen (dummy, 0-1 variabelen) aan met de namen van de maanden (of seizoenen, bijv. jan feb ... of kwartaal1, of voorjaar, zomer,). Geef deze variabelen de waarde 1 voor waarnemingen die in die periode zijn gedaan en 0 voor alle overige waarnemingen. Maak op dezelfde wijze variabelen voor de jaren op één na.

Dus als bijvoorbeeld een monster genomen is in februari 2003 en we hebben een tijdreeks van 2001 t/m 2008, dan hebben de nieuw geconstrueerde variabelen feb en j2003 de waarde 1 en de variabelen jan, mrt, apr dec en j2001, j2002, j2004 j2007 de waarde 0.

Voer nu de regressie van de beschouwde variabele op de dummy variabelen uit met de optie "geen intercept". Let op: Excel staat niet meer dan 16 onafhankelijke variabelen toe in een regressie, dus dit voorbeeld kan niet op deze wijze met Excel doorgerekend worden. Daarvoor is een statistiekprogramma nodig of moeten de waarden op andere wijze (met de solver) in Excel geschat worden.

De regressiecoëfficiënten van de dummy variabelen voor maand of seizoen zijn de maand- of seizoensgemiddelden voor het jaar waarvoor geen dummy variabele gedefinieerd is.

Stap 2.2 Berekening jaargemiddelden.

Na aanvulling van ontbrekende gegevens met de eenvoudige methode of wanneer de gegevens compleet zijn worden de jaargemiddelden per meetpunt berekend uit de waarnemingen, inclusief bijgeschatte waarnemingen (formule (3)).

Wanneer multi-pele regressie met dummy variabelen is toegepast voor het bijschatten van ontbrekende waarnemingen kunnen de schattingen voor de jaargemiddelden direct worden afgeleid uit de regressiecoëfficiënten: Het gemiddelde van deze regressiecoëfficiënten is het jaargemiddelde van dat jaar.

Bij het voorbeeld stap 3.1.B is dus het (geschatte) jaargemiddelde voor het niet van een dummy variabele voorziene jaar (2008) gelijk aan:

$$\bar{X}_{2008} = \frac{\sum_{jan}^{dec} rC_{maand}}{12}$$

(6)

(Indien meer of minder regressiecoëfficiënten geschat zijn moet uiteraard door een ander getal gedeeld worden.)

Het jaargemiddelde van de overige jaren wordt verkregen door de regressiecoëfficiënten van die jaren op te tellen bij het eerst berekende jaargemiddelde. Voor de overige jaren is het geschatte jaargemiddelde dus gelijk aan:

$$\bar{X}_i = \bar{X}_{2008} + rC_{jaar(i)}$$

(7)

In deze formules betekent de horizontale lijn boven de X weer dat het een gemiddelde betreft. Overigens komt het op deze wijze berekende gemiddelde voor jaren waarvan de gegevens compleet zijn exact overeen met het rechtstreeks berekende jaargemiddelde.

Stap 3 Toestandsbepaling, gevolgd door bepaling betrouwbaarheid

Als slechts één meetpunt beschouwd wordt en drie of meer jaargemiddelden beschikbaar zijn wordt eerst een trendbepaling uitgevoerd (stap 3.1.B). Bij een significante trend wordt de toestand geschat als de verwachte waarde in het laatste jaar (stap 3.2.B).

Als minder dan drie jaargemiddelden beschikbaar zijn, de trendbepaling geen significante trend heeft opgeleverd of meer meetpunten beschouwd worden, wordt de toestand bepaald als gemiddelde van de twee jaargemiddelden (stap 3.2.A).

Als de EKR's logit getransformeerd zijn moet de geschatte toestand teruggetransformeerd worden naar de oorspronkelijke meetschaal.

$$EKR = \exp(EKR') / (1 + \exp(EKR'))$$

(8)

Stap 3.1.B Trendbepaling

Schat met lineaire regressie de trend in de jaargemiddelden. Gebruik hiervoor de tijd als onafhankelijke ("verklarende") variabele. Gebruik Excel of een statistiekprogramma om deze regressie uit te voeren. Deze programma's gebruiken om de verwachte waarden van de jaargemiddelden uit te rekenen de formule:

$$\hat{\bar{X}}_i = \bar{\bar{X}} + \frac{\sum_i (T_i - \bar{T})(\bar{X}_i - \bar{\bar{X}})}{\sum_i (T_i - \bar{T})^2} \cdot (T_i - \bar{T}) \quad (9a)$$

waarin $\hat{\bar{X}}_i$ de verwachte waarde voor het jaargemiddelde van jaar i , $\bar{T}$ en $\bar{\bar{X}}$ de gemiddelde waarde van de onafhankelijke variabele (jaar) en de gemiddelde waarde van de jaargemiddelden, T_i en $\bar{X}_i$ het jaar en het jaargemiddelde van het i -de jaar.

Stap 3.2. Bepaling toestand

Indien uitbijters in de waarnemingen aanwezig zijn, bereken dan twee toetswaarden, namelijk: (1) berekend op basis van de jaargemiddelden inclusief uitbijters en (2) berekend op basis van de jaargemiddelden zonder uitbijters. Bepaal dan het effect van de uitbijters op de beoordeling.

Stap 3.2.A Meerdere meetpunten, trend niet significant of minder dan drie jaargemiddelden beschikbaar

Het rekenkundig gemiddelde van de drie of meer jaargemiddelden (indien van toepassing berekenen met en zonder uitbijters) is de toetswaarde, die vanaf hier aangeduid wordt met het symbool X^* .

N.B. indien meerdere meetpunten bij de berekening van precisie en betrouwbaarheid betrokken zijn is als alternatief ook een trendanalyse van de ruimtelijke gemiddelden mogelijk om zodoende de toestand in het laatste jaar te schatten. Deze is niet in het stroomschema opgenomen.

Stap 3.2.B Eén meetpunt, drie of meer jaargemiddelden beschikbaar, trend significant

De toetswaarde is gelijk aan de verwachte waarde voor het jaargemiddelde van het laatste jaar (formule (9)), dus

$$X^* = \hat{\bar{X}}_n = \bar{\bar{X}} + \frac{\sum_i (T_i - \bar{T})(\bar{X}_i - \bar{\bar{X}})}{\sum_i (T_i - \bar{T})^2} \cdot (T_n - \bar{T}) \quad (9b)$$

Stap 3.3 Bepaling variantiecomponenten (temporele, ruimtelijke en residuele variantie)

N.B. Vanaf hier worden jaargemiddelden niet meer weergegeven met $\bar{X}$ maar met X om al te ingewikkelde notaties te voorkomen.

Indien uitbijters aanwezig zijn in de gegevens worden ook deze berekeningen twee maal uitgevoerd (met en zonder uitbijters)

Stap 3.3.A Schatting van de variantiecomponenten

De berekening is in feite tweeweg variantie-analyse en kan dus uitgevoerd worden met een statistiekprogramma of met Excel. De gepresenteerde formules zijn niet de handigste formules om mee te rekenen, maar laten vanuit de definitie van het

begrip variantie beter zien hoe een en ander werkt (Als met gegevens van één meetpunt gewerkt wordt vervalt de ruimtelijke component, als met gegevens binnen één jaar gewerkt wordt vervalt de temporele component).
Bereken per jaar het ruimtelijk gemiddelde van alle meetpunten (formule (10a)) en per meetpunt het temporele gemiddelde (formule (10b))

$$\bar{X}_i = \frac{\sum_{j=1}^m X_{ij}}{m} \text{ en } \bar{X}_j = \frac{\sum_{i=1}^n X_{ij}}{n}$$

(10a,b)

waarin $\bar{X}_i$ het ruimtelijk gemiddelde in jaar i , $\bar{X}_j$ het temporele gemiddelde van monsterpunt j , m het aantal monsterpunten, n het aantal jaren en X_{ij} het jaargemiddelde van monsterpunt j in jaar i .

Bereken met behulp van de temporele en de ruimtelijke gemiddelden nu voor elk meetpunt in elk jaar het verwachte jaargemiddelde:

$$\hat{X}_{ij} = \bar{\bar{X}} + (\bar{X}_i - \bar{\bar{X}}) + (\bar{X}_j - \bar{\bar{X}}) = \bar{X}_i + \bar{X}_j - \bar{\bar{X}} \quad (11)$$

waarin $\hat{X}_{ij}$ het verwachte (geschatte) jaargemiddelde van monsterpunt j in jaar i , $\bar{\bar{X}}$ het spatio-temporele gemiddelde, $\bar{X}_i$ het ruimtelijk gemiddelde in jaar i , $\bar{X}_j$ het temporele gemiddelde van monsterpunt j , m het aantal monsterpunten, n het aantal jaren en X_{ij} het jaargemiddelde van monsterpunt j in jaar i .

Bereken de variantie van de jaargemiddelden (de temporele variantie) en de variantie van de meetpuntgemiddelden (de ruimtelijke variantie). Indien van toepassing berekenen met en zonder uitbijters.

$$s_t^2(X) = \frac{\sum_{i=1}^n (\bar{X}_i - \bar{\bar{X}})^2}{n-1} \text{ en } s_r^2(X) = \frac{\sum_{j=1}^m (\bar{X}_j - \bar{\bar{X}})^2}{m-1}$$

(12a,b)

waarin $s_t^2(X)$ de schatter voor de temporele variantie in de jaargemiddelden, $s_r^2(X)$ de schatter voor de ruimtelijke variantie in de jaargemiddelden $\bar{\bar{X}}$ het spatiotemporeel gemiddelde, dat gelijk is aan het gemiddelde van de temporele gemiddelden en aan het gemiddelde van de ruimtelijke gemiddelden, en de overige symbolen zoals in formules (10) en (11)

N.B. de variantie in de temporele gemiddelden en de variantie in de ruimtelijke gemiddelden kunnen ook berekend worden uit de mean squares van de variantie-analyse, maar zijn daaraan niet gelijk.

Bereken de residuele variantie of gebruik de "mean squared error" uit de variantie-analyse:

$$s_e^2(X) = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m (X_{ij} - \hat{X}_{ij})^2}{nm - n - m + 1} \quad (13a)$$

waarin $s_e^2(X)$ de schatter voor de residuele variantie in de jaargemiddelden (e staat voor error), $\hat{X}_{ij}$ de verwachte waarde voor het jaargemiddelde van monsterpunt j in jaar i en de overige symbolen zoals in formules (10) t/m (12). Het aantal vrijheidsgraden (in de noemer) wordt bepaald door het totaal aantal vrijheidsgraden (nm) te verminderen met 1 en daarvan de voor de variantie-analyse gebruikte vrijheidsgraden, ($n-1$ voor de factor tijd en $m-1$ voor de factor ruimte) af te trekken.

Wanneer gegevens van 1 meetpunt in meerdere jaren of van meerdere meetpunten in 1 jaar beschikbaar zijn dan wordt voor het schatten van de residuele variantie één van de volgende formules gebruikt:

$$s_e^2(X) = \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2}{n-1} \quad \text{en} \quad s_e^2(X) = \frac{\sum_{j=1}^m (X_j - \bar{X})^2}{m-1} \quad (13b,c)$$

waarin $\bar{X}$ het temporele of het ruimtelijke gemiddelde (de verwachte waarde), X_i het jaargemiddelde in jaar i , X_j het jaargemiddelde van meetpunt j en de overige symbolen als in de voorgaande formules. N.B. Omdat per jaar of per meetpunt slechts één jaargemiddelde beschikbaar is, is het onmogelijk om de temporele of de ruimtelijke variantie te scheiden van de residuele variantie.

Stap 3.3.B

De standaardfout in de toetswaarde wordt rechtstreeks berekend uit de regressieresultaten, ga naar stap 3.4.B

Stap 3.4. Berekening standaardfout in de toetswaarde

Stap 3.4.A De standaardfout in het (spatiotemporele) gemiddelde

De standaardfout in het (spatiotemporele) gemiddelde is gelijk aan de wortel uit de som van de variantiecomponenten. Omdat er in ons geval sprake is van vaste monsterpunten die op vaste tijdstippen in de tijd bemonsterd zijn, neemt de standaardfout in het spatiotemporele gemiddelde minder snel af dan bij random bemonstering. De bijdrage van de temporele variantie wordt gedeeld door het aantal meettijdstippen, de bijdrage van de ruimtelijke variantie wordt gedeeld door het aantal meetpunten en de bijdrage van de residuele variantie wordt gedeeld door het totaal aantal jaargemiddelden (aantal jaren vermenigvuldigd met aantal meetpunten):

$$s(X^*) = s(\bar{X}) = \sqrt{\frac{s_t^2(X)}{n} + \frac{s_r^2(X)}{m} + \frac{s_e^2(X)}{nm}} \quad (14a)$$

waarin $s(\bar{\bar{X}})$ de standaardfout in het spatiotemporele gemiddelde en de overige symbolen als in de voorgaande formules.

N.B. Deze formule verschilt van de formule van de Gruijter *et al.* (2006) (p.225 formule (15.8) die volgens de Gruijter *et al.* in het algemeen leidt tot een onderschatting van de standaardfout. De hier gebruikte formule leidt in het algemeen tot een overschatting van de standaardfout en resulteert daarom in een breder betrouwbaarheidsinterval.

Wanneer slechts gegevens van één meetpunt gebruikt worden dan wordt de volgende formule gebruikt:

$$s(X^*) = s(\bar{X}) = \sqrt{\frac{s_e^2}{k}} \quad (14b)$$

waarin $s(\bar{\bar{X}})$ de standaardfout in het temporele gemiddelde, k het aantal jaargemiddelden, gelijk aan n of m , en de overige symbolen als in de voorgaande formules.

Stap 3.4.B De standaardfout in de met regressie bepaalde toetswaarde

Excel of het statistiekprogramma berekent de standaardfout in de waarnemingen, in dit geval jaargemiddelden, als:

$$s(\bar{X}) = \sqrt{\frac{\sum (X_i - \hat{X}_i)^2}{(n-2)}} \quad (15)$$

Waarin X_i het jaargemiddelde van jaar i , $\hat{X}_i$ de verwachte waarde voor het jaargemiddelde van jaar i en n het aantal jaargemiddelden (het aantal vrijheidsgraden is gelijk aan het aantal jaargemiddelden verminderd met 1 voor de schatting van het algemeen gemiddelde en met 1 voor de regressie).

De standaardfout in de schatting van de toetswaarde (het laatste jaargemiddelde) is gelijk aan:

$$s(X^*) = s(\hat{X}_n) = se_{obs} \cdot \sqrt{\left(\frac{1}{n} + \frac{(T_n - \bar{T})^2}{\sum_i (T_i - \bar{T})^2}\right)} \quad (16)$$

waarin $s(\hat{X}_n)$ de standaardfout in het laatste jaargemiddelde, n het aantal jaargemiddelden, T_n het laatste jaar, $\bar{T}$ het gemiddelde van de jaarwaarden en T_i het jaar van de i -de waarneming.

Stap 3.5 Bepaling betrouwbaarheidsinterval (niet vereist)

Het betrouwbaarheidsinterval rond de toetswaarde (ook hier, indien van toepassing, met en zonder uitbijters) wordt berekend als het product van de standaardfout van de toetswaarde (berekend met de desbetreffende formule) en de inverse van de t-verdeling met het bijbehorende aantal vrijheidsgraden .

$$BI = X^* \pm t.inv_{v,1-\alpha/2} \cdot s(X^*) \quad (17)$$

waarin X^* de toetswaarde, v het aantal vrijheidsgraden voor de residuele fout, $t.inv_{v,1-\alpha/2}$ de Student t-waarde met tweezijdige overschrijdingskans α (en daarmee eenzijdige overschrijdingskans $1-\alpha/2$) bij v vrijheidsgraden en $s(X^*)$ de standaardfout in de toetswaarde.

De bij de verschillende toetswaarden behorende vrijheidsgraden staan in onderstaande tabel B7.1.

Tabel B7.1
Vrijheidsgraden behorend bij de verschillende toetswaarden.

Toetswaarde	Aantal jaren	Aantal meetpunten	Vrijheidsgraden
Spatio-temporeel gemiddelde	n	m	$nm-n-m+1$
Temporeel gemiddelde	n	1	$n-1$
Ruimtelijk gemiddelde	1	m	$m-1$
Trendanalyse, geschatte waarde in laatste jaar	n	1 (m)	$n-2$ ($nm-n-m$)

Na berekening van het betrouwbaarheidsinterval voor logit getransformeerde EKR's moeten de grenzen voor het betrouwbaarheidsinterval teruggetransformeerd worden.

[Toelichting: de EU gebruikt in de Guidelines on Monitoring regelmatig het 90% betrouwbaarheidsinterval. Een betrouwbaarheidsinterval heeft per definitie twee grenzen. De kansen om de ondergrens te onderschrijden of de bovengrens te overschrijden zijn bij een 90% betrouwbaarheidsinterval elk 5%. Hier is éénzijdige toetsing aan de orde, omdat we feitelijk willen nagaan of de norm niet wordt overschreden.]

Stap 3.6 Bepaling gestudentiseerd verschil met norm of klassengrens

Om de betrouwbaarheid te kunnen schatten dat de toetswaarde in een bepaalde klasse valt (stap 3.7) bepalen we eerst het gestudentiseerde verschil tussen de norm of klassengrens en de toetswaarde:

$$stv = \left[\frac{(norm - X^*)}{s(X^*)} \right] \quad (18)$$

waarin stv het gestudentiseerde verschil, norm de geldende normconcentratie of de klassengrens, X^* de toetswaarde en $s(X^*)$ de standaardfout in de toetswaarde.

Stap 3.7 Bepaling betrouwbaarheid dat de werkelijke toetswaarde in een bepaalde klasse valt.

Op vrijwel analoge wijze kan worden bepaald wat de betrouwbaarheid is dat de werkelijke toetswaarde onder of boven de norm of een klassengrens ligt, maar dan met gebruik van het gestudentiseerde verschil tussen de toetswaarde en de normwaarde of de klassengrenzen:

$$b(\tau > norm) = t.verd_v \left[\frac{(norm - X^*)}{s(X^*)} \right] \quad (18a)$$

en

$$b(\tau < norm) = 1 - t.verd_v \left[\frac{(norm - X^*)}{s(X^*)} \right] \quad (18b)$$

waarin b de betrouwbaarheid van de aanduiding tussen haakjes, t de werkelijke toetswaarde (dit is in feite de waarde die we zoeken), $t.verd_v []$ de eenzijdige overschrijdingskans van de tussen rechte haken berekende Student-t-waarde bij v vrijheidsgraden, X^* de toetswaarde, v het aantal vrijheidsgraden (zie tabel bij formule 17), $norm$ de norm of de klassengrens en $s(X^*)$ de standaardfout in de toetswaarde.

N.B. Bedenk hierbij dat de meeste tabellen van de t-verdeling en ook de functie voor de t-verdeling in Excel alleen de positieve waarden van t evalueren, zodat in de praktijk vaak vier formules nodig zijn om de toetsing uit te voeren.