

# RAPPORT

## Doorlichten MWTL meetnet en macrofauna maatlatten

Klant: Rijkswaterstaat Water Verkeer en Leefomgeving

Referentie: WATBF3698R001F01

Versie: 01/Finale versie

Datum: 30 april 2018



HASKONINGDHV NEDERLAND B.V.

Jonkerbosplein 52  
6534 AB NIJMEGEN  
Netherlands  
Water

Trade register number: 56515154

+31 88 348 70 00 **T**  
+31 24 323 93 46 **F**  
info@rhdhv.com **E**  
royalhaskoningdhv.com **W**

Titel document: Doorlichten MWTL meetnet en macrofauna maatlatten

Ondertitel:  
Referentie: WATBF3698R001F01  
Versie: 01/Finale versie  
Datum: 30 april 2018  
Projectnaam:  
Projectnummer: BF3698  
Auteur(s): Jaap Postma, Niels Evers, Roel Knoben

Opgesteld door: Fred Haarman en Roel Knoben

Gecontroleerd door: Fred Haarman

Datum/Initialen: 03-04-2018 / FH

Goedgekeurd door: Fred Haarman

Datum/Initialen: 03-04-2018 / FH

Classificatie

Open



## Disclaimer

*No part of these specifications/printed matter may be reproduced and/or published by print, photocopy, microfilm or by any other means, without the prior written permission of HaskoningDHV Nederland B.V.; nor may they be used, without such permission, for any purposes other than that for which they were produced. HaskoningDHV Nederland B.V. accepts no responsibility or liability for these specifications/printed matter to any party other than the persons by whom it was commissioned and as concluded under that Appointment. The integrated QHSE management system of HaskoningDHV Nederland B.V. has been certified in accordance with ISO 9001:2015, ISO 14001:2015 and OHSAS 18001:2007.*

## Inhoud

<b>DEEL A: Managementsamenvatting</b>	<b>1</b>
Evaluatie en verbetering MWTL meetnet macrofauna en maatlatten	1
<b>DEEL B: Onderzoeksvragen en verbeteropties</b>	<b>4</b>
<b>1 Inleiding</b>	<b>4</b>
<b>2 Onderzochte aspecten en verbeteropties</b>	<b>7</b>
2.1 Inleiding	7
2.2 Aantal meetpunten	7
2.3 Ligging meetpunten	9
2.4 Frequentie monitoring	11
2.5 Jaargetijde van bemonstering	12
2.6 Methodiek en apparatuur	14
2.7 Monsteranalyse	17
2.8 Soorten in de maatlat	18
2.9 Gevoeligheid van de maatlatparameters	20
2.10 Organisatie	22
<b>3 Adviezen</b>	<b>24</b>
<b>DEEL C: Data-analyse</b>	<b>25</b>
<b>1 Algemeen</b>	<b>25</b>
<b>2 Analyse van het meetnet</b>	<b>25</b>
2.1 Opbouw macrofaunameetnet	25
2.2 Werkwijze en gebruikte gegevens	26
2.3 Analyse van het aantal meetpunten	27
2.3.1 Achtergrond van de vraag	27
2.3.2 Variatie van de toestand over meetpunten	29
2.3.3 Analyse van de projectie	31
2.4 Ligging van de meetpunten	32
2.4.1 Achtergrond van de vraag	32
2.4.2 Fysieke afstand tot maatregelen	33
2.4.3 Effect van maatregelen op EKR	34
2.5 Frequentie van monitoring	35
2.5.1 Achtergrond van de vraag	35
2.5.2 Beschrijving herhalingsfrequentie	35
2.5.3 Analyse trendmatige veranderingen	38

2.6	Jaargetijde van bemonstering	41
2.6.1	Achtergrond van de vraag	41
2.6.2	Analyse jaargetijde van bemonstering	41
2.7	Methodiek en apparatuur	43
2.7.1	Achtergrond van de vraag	43
2.7.2	Analyse van gebruikte apparatuur	44
2.7.3	Analyse methodiek toestandsbeoordeling (toetsing)	53
<b>3</b>	<b>Monsteranalyse</b>	<b>55</b>
3.1.1	Achtergrond	55
3.1.2	Beschrijving	55
3.1.3	Analyse van de verschillende methoden	55
<b>4</b>	<b>Analyse van de maatlatten</b>	<b>64</b>
4.1	Soorten en parameters	64
4.1.1	Welk deel van de indicerende taxa wordt aangetroffen?	64
4.1.2	Welke hoofdgroepen komen voor in de rijkswateren?	67
4.1.3	Watermijten	70
4.1.4	Vergelijking met EKR wateren in regionale wateren	71
4.1.5	Exoten	72
4.2	Gevoeligheid van de maatlatparameters	76
<b>5</b>	<b>Referenties</b>	<b>86</b>

**Bijlage 1: Samenstelling projectgroep macrofauna**

**Bijlage 2: Verbeteropties, gevolgen en haalbaarheid**

**Bijlage 3: Resultaten workshop 7 maart 2018**

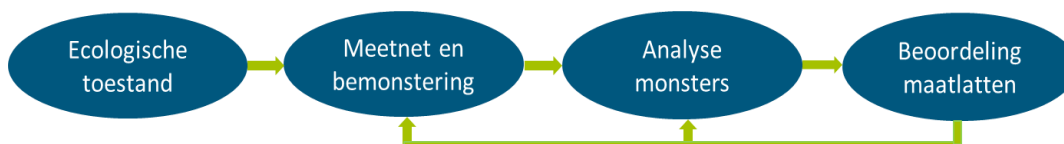
## DEEL A: Managementsamenvatting

### Evaluatie en verbetering MWTL meetnet macrofauna en maatlatten

Vanuit haar wettelijke taak monitort Rijkswaterstaat al decennia lang de toestand van de Rijkswateren in het programma MWTL ('Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands'). Vanaf 2006 doet dit meetprogramma dienst als invulling van de monitoringsverplichtingen vanuit de Europese Kader Richtlijn Water (KRW). Voor het vaststellen van de biologische toestand - als onderdeel van de ecologische toestand - kent het meetnet vier biologische kwaliteitselementen: algen, overige waterflora, macrofauna en vis.

Voor het onderdeel macrofauna in de zoete Rijkswateren had Rijkswaterstaat behoefte aan een kritische analyse van de wijze waarop de monitoringsverplichtingen voor de KRW zijn geïmplementeerd en in de praktijk worden uitgevoerd. De analyse moest het MWTL-monitoringprogramma in samenhang met de KRW-maatlatten en de internationale intercalibratie beschouwen.

Aanleiding voor de analyse was de constatering dat de toestand van de macrofauna in het hoofdwatersysteem volgens uitkomsten van de KRW-maatlatten achterblijft bij de opgestelde KRW-doelen en niet lijkt te reageren op de reeds uitgevoerde verbeteringsmaatregelen in de onderscheiden waterlichamen. De analyse heeft zich gericht op verschillende aspecten in de hele keten van meetplan tot beoordeling. Wat de keten en analyse daarvan complex maakt is dat er een duidelijke interactie bestaat tussen de verschillende schakels: aanpassingen van een onderdeel (bijvoorbeeld de wijze van monsternamen) moet zijn afgestemd op andere onderdelen (bijvoorbeeld de wijze waarop de maatlat is samengesteld).



Op basis van een uitgebreide data-analyse is onder meer geconstateerd dat:

- Grote variatie in aantal meetpunten bestaat per kilometer waterlichaam (1 meetpunt per 10 tot 50 km rivier-/oeverlengte).
- Spreiding van het ecologisch oordeel (Ecologische Kwaliteitsratio, EKR) tussen meetpunten binnen de zelfde waterlichamen gemiddeld één kwaliteitsklasse bedraagt en bij rivieren oploopt tot twee kwaliteitsklassen.
- Meetpunten in rivieren alleen de relatief biotopenarme hoofdgeul representeren, terwijl de maatlatten zijn gerelateerd aan een breed scala aan biotopen in het winterbed van de rivier.
- De afstand tussen uitgevoerde maatregelen en meetpunten sterk varieert, maar vaak groter is dan enkele kilometers, waardoor effecten van maatregelen niet worden waargenomen.
- In meren met een dermate lage frequentie (eens per drie jaar) wordt gemeten dat autonome ontwikkelingen in waterkwaliteit of effecten van maatregelen pas vele jaren later kunnen worden gedetecteerd.
- Monsternamen in rivieren en meren doorgaans plaatsvindt in het najaar, terwijl qua aansluiting op de KRW-systematiek en de levenscyclus van verschillende kenmerkende soorten een voorjaarsbemonstering de voorkeur heeft. In het voorjaar is het aantal positief indicerende soorten beduidend hoger, wat in veel gevallen ook gevolgen heeft voor de berekende EKR.
- De gebruikte bemonsteringsmethodiek en -apparatuur regelmatig afwijken van die welke gebruikt zijn voor de maatlatontwikkeling, met grote gevolgen voor de beoordeling.

- Monsternames die nu in diepe delen worden uitgevoerd niet nodig zijn voor de KRW-beoordeling van beschouwde watertypen (mogelijk wel voor andere vragen).
- Het uitgezochte deel van genomen handnetmonsters sinds 2006 sterk is afgenomen (van ca. 90% in 2006 tot 1-10% nu). Hoewel het voor de hand ligt dat dit effect heeft op het uiteindelijke toetsresultaat, kan dit niet eenduidig via de uitgevoerde data-analyse aangetoond worden.
- De maatlatparameters kunnen worden aangepast binnen de bandbreedte van de internationale harmonisatie (intercalibratie) als reactie op de constatering dat de Nederlandse maatlat voor rivieren relatief streng is ten opzichte van andere lidstaten.

Ten aanzien van proces en organisatie zijn de volgende constatering gedaan:

- Het ontbreekt aan overzicht over hele keten van meetplan t/m beoordeling en een duidelijke eindverantwoordelijkheid daarover. Gevolgen van gemaakte keuzen zijn daardoor niet goed in beeld bij alle betrokkenen.
- Er te weinig wordt gecommuniceerd over gemaakte keuzen in de keten.
- Gemaakte keuzen niet altijd worden vastgelegd t.b.v. traceerbaarheid en reproduceerbaarheid.

Uitgaande van deze constatering zijn 16 verbeteropties benoemd en globaal beoordeeld op hun bijdrage aan de betrouwbaarheid van het toetsresultaat, de financiële consequenties, de praktische uitvoerbaarheid en het effect op de EKR. Deze zijn met RWS experts besproken en aangescherpt. Zinnige en haalbaar geachte verbeteropties zijn vervolgens verwerkt in adviezen. De adviezen zijn in een workshop met betrokken afdelingshoofden en specialisten besproken. De op basis daarvan aangescherpte adviezen zijn hieronder weergegeven. Bij elk advies is een actiehouders aangegeven die het eerste initiatief of het besluit zal moeten nemen. In de praktijk zal elke actie in overleg met andere afdelingen en via de bestaande werkprocessen voor informatievoorziening verlopen.

- 1) Evalueer en optimaliseer het aantal en de ligging van de meetpunten vóór elke volgende KRW planperiode, waarbij het areaal van de voor het watertype karakteristieke biotopen leidend is. Hiervoor is een actuele kartering van biotopen per waterlichaam een randvoorwaarde. Deze dient dan ook eerst te worden uitgevoerd. Voorgesteld wordt om extra meetpunten toe te voegen wanneer specifieke biotopen een significant deel uitmaken van het waterlichaam (bijvoorbeeld 1 extra meetpunt wanneer nevengeulen meer dan 5% van het oppervlak van het waterlichaam omvatten, 2 extra meetpunten bij meer dan 10% e.d.). Om dit te kunnen uitvoeren zullen een actuele biotoopkartering en wellicht andere ondersteunende metingen beschikbaar moeten zijn of uitgevraagd moeten worden.

Actiehouders: RWS WVL – afdeling Waterkwaliteit en Natuurbeheer.

- 2) Wijzig de meetfrequentie voor alle watertypen naar tweejaarlijks om een betere balans te krijgen tussen de minimumvereisten en de wenselijkheid om sneller autonome ontwikkelingen en resultaten van maatregelen te kunnen meten. Vanuit logistiek en capaciteitsoogpunt voor de markt is een alternerende opzet (in even jaren de rivieren, in oneven de meren) wenselijk. De wijziging kan via het Intake-proces voor vraagbundeling verlopen.

Actiehouders: RWS WVL – afdeling Waterkwaliteit en Natuurbeheer.

- 3) Voer de macrofauna-monsternames voor rivieren, meren en kanalen in het voorjaar uit. Bepaal met specialisten nader het tijdvenster waarbinnen dit moet gebeuren en hoe te handelen bij hoogwater. Deze behoefte zal ook via het Intake-proces voor vraagbundeling verlopen.

Actiehouders: RWS WVL – afdeling Waterkwaliteit en Natuurbeheer.

- 4) Stem de monstername-apparatuur en te nemen deelmonsters af op de technieken die bij de maatlatontwikkeling zijn gebruikt. Voor rivieren zijn dat handnet- en rivierhoutmonsters en voor

meren alleen ondiepe (litorale) handnetmonsters. Diepe (profundale) monsters zijn niet nodig voor de KRW beoordeling in de onderzochte watertypen. Voor deze monsters dient door Data- en Informatiemanagement uitgezocht te worden of de resultaten voor andere doeleinden gebruikt worden, alvorens deze monsters te schrappen.

Actiehouder: afdeling Data- en informatiemanagement.

- 5) Voer een nadere analyse uit om het effect van gewijzigde monsteranalyses op verschillen in aantal soorten en aantallen individuen in de loop van de tijd beter te begrijpen. Ook hiervoor zal een Intake ingediend moeten worden.

Actiehouder: RWS laboratorium.

- 6) Pas de maatlatformules zodanig aan dat de gevoeligheid voor kenmerkende soorten verbetert en de toetsresultaten beter bij intercalibratieresultaten aansluiten. Voeg enkele kenmerkende soorten toe aan de maatlatlijst. Deze aanpassing houdt in: consulteren van de waterschappen met dezelfde watertypen, voorleggen aan de Werkgroep Doelstellingen, aanpassen maatlatdocumenten en volgen van het intercalibratieproces voor aanpassingen van maatlaten.

Actiehouder: RWS WVL - afdeling Waterkwaliteit en Natuurbeheer.

Naast deze inhoudelijke adviezen is tijdens het onderzoek en de workshop geconstateerd dat de organisatie rond de hele 'macrofaunaketen' op verschillende punten kan worden verbeterd. Genoemde aandachtspunten ten aanzien van regie op de hele keten, communicatie over gemaakte keuzen en het op traceerbare en reproduceerbare wijze vastleggen van gemaakte keuzen dienen verder te worden uitgewerkt. Omdat voorliggend onderzoek niet gericht was op organisatie en proces zijn concrete adviezen hierover achterwege gebleven.

## **DEEL B: Onderzoeksvragen en verbeteropties**

### **Evaluatie en verbetering MWTL meetnet macrofauna en maatlatten**

#### **1 Inleiding**

Vanuit haar wettelijke taak monitort Rijkswaterstaat al decennia lang de toestand van de Rijkswateren in het programma MWTL ('Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands'). Sinds 1992 is ook de macrofauna daarin opgenomen. Vanaf 2006 doet dit meetprogramma dienst als invulling van de monitoringsverplichtingen vanuit de Europese Kader Richtlijn Water (KRW). Voor het vaststellen van de biologische toestand - als onderdeel van de ecologische toestand - kent het meetnet vier biologische kwaliteitselementen: algen, overige waterflora, macrofauna en vis.

Voor het onderdeel macrofauna (of macrozoöbenthos, macro-evertebraten) in de zoete Rijkswateren had Rijkswaterstaat behoefte aan een kritische analyse van de wijze waarop de monitoringsverplichtingen voor de KRW zijn geïmplementeerd en in de praktijk worden uitgevoerd. De analyse moest het MWTL-monitoringprogramma in samenhang met de KRW-maatlatten en de internationale intercalibratie beschouwen.

Aanleiding voor de analyse was de constatering dat de toestand van de macrofauna in het hoofdwatersysteem volgens uitkomsten van de KRW-maatlatten achterblijft bij de opgestelde KRW-doelen en niet lijkt te reageren op de reeds uitgevoerde verbeteringsmaatregelen in de onderscheiden waterlichamen. Dit leidde in eerste instantie tot de vraag of de toestand van de macrofaunagemeenschappen wel verbetert, maar niet gedetecteerd wordt door de maatlatten. Vervolgens leidde dit tot vragen wat de oorzaken hiervan zijn en welke (kosten)effectieve maatregelen nodig zijn om de KRW-implementatie te verbeteren. De studie heeft zich gericht op verschillende aspecten in de hele keten van meetplan tot beoordeling.

Rijkswaterstaat WVL heeft Royal HaskoningDHV met onderaannemers Ecofide en Hydrobiologisch Adviesbureau Waterfauna opdracht verleend om deze analyse uit te voeren. Het onderzoek is vanuit Rijkswaterstaat begeleid door een projectgroep waarvan de samenstelling is opgenomen in Bijlage 1.

#### **Aandachtsgebied van het onderzoek**

Het onderzoek richtte zich op het MWTL-meetprogramma en de maatlatten voor macrofauna van de watertypen:

- meren: M14, M20, M21
- kanalen: M7
- rivieren: R7, R16

Het watertype R8 (getijdenrivieren) werd expliciet uitgesloten, omdat een vergelijkbare studie recent al heeft plaatsgevonden (Postma & Keijzers 2014, Reeze 2014).

#### **Onderzoeksvragen**

De analyse richtte zich op acht onderzoeksvragen, ingedeeld naar drie hoofdonderwerpen, namelijk het meetnet, de maatlatten en de methodische uitvoering. Concreet zijn de onderzoeksvragen:

1. Voldoet het huidige MWTL-monitoringprogramma voor het aspect:
  - 1a. Aantal locaties per waterlichaam.
  - 1b. Ligging van de meetpunten.



- 1c. Frequentie van monsternamen.
- 1d. Jaargetijde waarin wordt gemonitord.
- 1e. Methodiek en apparatuur.
- 2. Heeft de verandering van de uitzoekmethode van de macrofauna invloed gehad op de toestandsbeoordeling.
- 3. Voldoen de macrofauna maatlaten voor wat betreft:
  - 3a. De soorten en referenties.
  - 3b. De gevoeligheid van de parameters.

Zoals is weergegeven in tabel 1 hebben deze onderzoeksvragen betrekking op verschillende stappen in de keten van meetplan tot beoordeling:

*Tabel 1: Beschouwde onderzoeksvragen en aspecten die daarbij een rol spelen in de monitoringsketen.*

Onderzoeksvraag	Meetplan	Aanbesteding	Monsternamen	Analyse en dataverwerking	Beoordeling
1a) Aantal meetpunten	Ruimtelijke variatie Betrouwbaarheid Eigen meetpunt / projectie				
1b) Ligging meetpunten	Representatieve biotopen Afstand tot maatregelen Aansluiting bij maatlat				
1c) Frequentie monitoring	Afvoer-/peildynamiek Responsietijd maatregelen				
1d) Jaargetijde bemonstering	Biologische seizoensfluctuaties Trefkans soorten	Planbaarheid monsternamen Capaciteit marktpartijen	Kennis van watersysteem Bereikbaar bij hoog water Moment van monsternamen		
1e) Methodiek en apparatuur	Typen substraat Aansluiting bij maatlat Wel/geen diepe monsters	Stuurbaarheid Protocollen Kosten	Te bemonsteren substraten Aansluiting bij maatlat Intensiteit spoelen		
2) Monsteranalyse				Uitgezochte fractie Koppeling meetpunten aan monitoringslocaties Aansluiting bij de maatlat	
3a) Soorten in de maatlat					Ontbrekende kenmerkende soorten
3b) Gevoeligheid maatlat-parameters					Maatlat minder streng (intercalibratie) Afstemming waterschappen

### Gebruikte gegevens en toegepaste analysemethoden

Bij het beantwoorden van de verschillende onderzoeksvragen is vooral gebruik gemaakt van de MWTL-gegevens vanaf 2006, de zogenoemde RWS-Masterfile die ook projectgegevens omvat en allerlei rapporten over de monitoring en beoordeling van de macrofauna in Rijkswateren. Alle uitgevoerde analyses zijn in deel C in detail beschreven.

De data-analyses hebben geleid tot een aantal verbeteropties volgend uit de verschillende onderzoeksvragen. Deze zijn in een expert-sessie met medewerkers uit de RWS monitoringsketen doorgesproken op praktische haalbaarheid en wenselijkheid (zie tevens bijlage 2). Ten slotte zijn de

verbeteropties gecombineerd tot adviezen en in een workshop met afdelingshoofden en specialisten bediscussieerd. De betrokkenheid van de verschillende afdelingen bij de 'macrofaunaketen' zoals besproken tijdens de workshop is opgenomen in bijlage 3.

### **Soorten en taxa**

In deze rapportage zijn de termen 'soorten' en 'taxa' door elkaar gebruikt vanuit de gedachte dat de macrofaunadeterminatie meestal tot op soortniveau plaatsvindt en ook de soortenlijsten van de maatlatten doorgaans op soortniveau zijn opgesteld. De term taxa kan ook refereren aan individuen die tot op het niveau van geslacht, familie of hoger zijn gedetermineerd. In deze analyse is niet onderzocht of individuen die niet op soortniveau zijn gedetermineerd wellicht toch aan een specifieke soort zijn toe te delen. Het MWTL-databestand is met andere woorden niet taxonomisch opgeschoond omdat dit ook geen gangbare praktijk is bij de toetsing. Op enkele onderdelen, zoals bij de gevoeligheid van maatlatparameters, is het onderscheid tussen het begrip 'taxa' en 'soort' (species) echter wel relevant en wordt dit nader gespecificeerd.

### **Leeswijzer**

Deel B en C van deze rapportage zijn ingedeeld naar de bovengenoemde (gegroepeerde) onderzoeksaspecten. In deel B zijn de belangrijkste conclusies van de data-analyse (deel C) opgenomen en zijn per onderzoeksaspect opties voor verbetering aangegeven ten aanzien van het meetnet (par. 2.2 t/m 2.6), de monsteranalyse (par. 2.7), de maatlatten (par. 2.8 en 2.9) en de organisatie (par 2.10). In hoofdstuk 3 zijn adviezen opgenomen voor verbetering van het meetnet en de maatlatten.

## 2 Onderzochte aspecten en verbeteropties

### 2.1 Inleiding

De analyses van het MWTL-macrofaunameetnet en de relevante maatlatten hebben tot een aantal inzichten geleid over knelpunten of zwakke plekken die verbetering behoeven. Dit betreft zowel de opzet van het meetnet als de uitvoering van de monsternames, het analyseren van de monsters en de data-verwerking. Feitelijk kunnen op diverse plaatsen in de keten onbedoelde en ongewenste afwijkingen optreden die doorwerken in het uiteindelijke resultaat van de monitoringinspanning: de maatlatscore en toetsing aan de doelstelling. Ook die doelstelling kan de nodige vragen oproepen maar dit is in deze studie buiten beschouwing gelaten.

De mogelijke verbeteringen die wij voor de diverse gesignaleerde knelpunten zien, zijn in de verschillende paragrafen uitgewerkt als losse bouwstenen. Combinaties van deze bouwstenen zijn in adviezen samengevat die niet alleen meer of minder ingrijpend zijn voor de uitvoering van de monitoring en de meetstrategie, maar ook voor de organisatie binnen Rijkswaterstaat.

Per onderzoeksaspect worden in de volgende paragrafen achtereenvolgens de aanleiding, de conclusies van de data-analyse en de effecten en haalbaarheid van mogelijke verbeteropties in beeld gebracht. Voor de onderbouwing van de conclusies wordt verwezen naar deel C, waarin de analyse van de beschikbare data is beschreven.

### 2.2 Aantal meetpunten

Meetplan	Aanbesteding	Monstername	Monsteranalyse en dataverwerking	Toetsing en Beoordeling
----------	--------------	-------------	----------------------------------	-------------------------

#### ***Aanleiding***

Een waterlichaam is nooit homogeen en kent een meer of minder grote ruimtelijke variatie in biotopen en/of antropogene beïnvloeding. De variatie in biotopen heeft een naar verhouding grote invloed op de resultaten van een KRW-beoordeling. In een biotoopenrijk waterlichaam, zoals een rivier, zal daarom het aantal meetpunten een goede afspiegeling moeten zijn van de ruimtelijke variatie om tot een juiste beoordeling van de biologische toestand te kunnen komen. Bij maatregelen worden juist vaak ontbrekende biotopen toegevoegd aan het waterlichaam.

Bij het ontwerp van het meetnet is een afweging gemaakt tussen ruimtelijke en temporele variatie. Door de grote jaar-op-jaar variatie in rivieren is daar de nadruk gelegd op de temporele variatie, hetgeen resulteerde in een jaarlijkse meting op circa 3 meetpunten per waterlichaam. Bij meren is het uitgangspunt dat ze minder dynamisch zijn dan rivieren (minder verandering in de tijd), maar in oppervlak veel groter. Daarom is gekozen voor meer locaties maar een lagere meetfrequentie. Bij projectie wordt het oordeel van een ander vergelijkbaar waterlichaam geprojecteerd op het betreffende kanaalmeetpunt.

#### ***Conclusies data-analyse***

Op basis van de data-analyse in deel C worden de volgende conclusies getrokken ten aanzien van het aantal meetpunten:

- De 23 onderzochte KRW-waterlichamen hebben gezamenlijk 66 inliggende meetpunten vanuit het MTWL-meetnet.
- Het aantal kilometers rivier per meetpunt varieert van 9 (Vechtdelta Groot Salland) tot 47 (Zandmaas). Het aantal kilometers oeverlengte per meetpunt varieert bij meren van 12 (Zwartemeer en Randmeren-Zuid) tot 47 (IJsselmeer). De meeste kanalen worden niet

bemonsterd en ontlenen hun ecologische toestand aan die van een ander waterlichaam (projectie).

- De ruimtelijke variatie in de Ecologische Kwaliteitsratio (EKR) tussen de meetpunten binnen een waterlichaam is doorgaans 0,2 EKR (één kwaliteitsklasse). Kotter en Brus (2012) constateren dat 5 tot 10 monsters nodig zijn om een betrouwbare EKR te berekenen op basis van projectmonitoring in één nevengeul. In dat licht bezien is de vraag gerechtvaardigd of een waterlichaam met slechts één tot 3 meetpunten wel voldoende representatief is.
- De spreiding tussen de meetpunten binnen rivier-waterlichamen varieert van 0,1 EKR (ofwel halve kwaliteitsklasse) tot 0,4 EKR (ofwel 2 kwaliteitsklassen). Deze variatie speelt zich af binnen het bereik van twee kwaliteitsklassen want EKR's  $<0,2$  en  $>0,6$  komen vrijwel nooit voor. Bedacht moet worden dat hier ook allerlei methodische aspecten (verschillende bemonsteringsapparaten en effecten van het analyseren van de monsters) doorheen kunnen spelen.
- De toestandsbepaling van meeste kanalen wordt bepaald door middel van projectie vanuit een ander type waterlichaam (vaak een rivier). Uit een correspondentieanalyse volgt echter dat de daadwerkelijke samenstelling van de macrofaunagemeenschap tussen beide waterlichamen behoorlijk kunnen verschillen, alleen al vanwege de bemonsteringsstrategie (bemonsteringsmethode en biotoopkeuze). Dit wordt voor een belangrijk deel bepaald door het feit dat van de kanalen alleen profundale monsters ( $> 2$  meter waterdiepte) beschikbaar waren en litorale monsters ( $< 2$  meter waterdiepte) zijn gebruikt voor de KRW-toestandsbepaling.

#### **Verbeteropties en verwacht effect**

De verschillende meetpunten binnen één waterlichaam laten een grote ruimtelijke variatie zien, waardoor de berekende gemiddelde EKR een relatief grote spreiding heeft. De EKR kent met andere woorden een grote onbetrouwbaarheid, met name in rivieren. Bovendien representeren de meetpunten in een rivier alleen de hoofdgeul en laten de nevenwateren buiten beschouwing. Gezien bovenstaande verdienen het aantal meetpunten en hun ligging in het waterlichaam (onderzoeksvraag 1b) daarom een heroverweging.

Van de waterlichamen met slechts één meetpunt of zonder eigen meetpunt (projectie) kan überhaupt niet bepaald worden of er variatie aanwezig is en heeft de gemeten of geprojecteerde EKR dus maar beperkte waarde. Bij een geprojecteerde EKR geldt daarnaast dat die is gebaseerd op een afwijkend KRW-type waardoor de hoogte van de EKR niet meer aansluit bij de eigenschappen van het waterlichaam. Hierbij moet overigens wel worden aangetekend dat kanalen in eerste instantie uitsluitend bedoeld zijn als vaarwegen en daarop zijn ingericht. Door het ontbreken van natuurlijke oevers zijn er nauwelijks litorale biotopen aanwezig. Het zijn juist die biotopen waarop de beoordeling van een waterlichaam gebaseerd is.

Een betrouwbaardere benadering van de toestand van macrofaunagemeenschap in rivieren kan verkregen worden door het aantal meetpunten te vergroten. Zeker als er door maatregelen specifieke biotopen worden uitgebreid dan wel nieuwe ontstaan. Gezien de omvang van de waterlichamen zijn drie meetpunten per waterlichaam te weinig om alle ruimtelijke variatie te dekken en tot een betrouwbaar toestandsoordeel te komen (tabel 2 en 3). De ecologische toestand is mede afhankelijk van het areaal aanwezige biotopen in het betreffende waterlichaam ten opzichte van de referentiecondities. Aanbevolen wordt om na te gaan of specifieke biotopen daadwerkelijk ontbreken in de waterlichamen en/of meetpunten en op basis daarvan aanvullende meetpunten in te richten.

Een groter aantal meetpunten in de rivieren zal de betrouwbaarheid van de ecologische beoordeling weliswaar verhogen maar leidt ook tot hogere kosten. Het aantal vereiste meetpunten hangt samen met de gewenste betrouwbaarheid van de toestandsbepaling (toetsresultaat). Dit is niet kwantitatief gedefinieerd of beleidsmatig vastgelegd. De praktijk leert dat het benodigde aantal meetpunten om een acceptabele betrouwbaarheid te verkrijgen doorgaans zo groot is dat dit financieel niet haalbaar is.

Extra kosten kunnen in sommige gevallen weer worden beperkt of voorkomen door in andere waterlichamen, waar mogelijk, op minder meetpunten te meten. Ook daarvoor is een nadere analyse van aanwezige/ontbrekende biotopen noodzakelijk.

In meren is het huidige aantal meetpunten doorgaans hoger dan bij de rivieren. Met name het Markermeer en het IJsselmeer hebben een gering aantal meetpunten in verhouding tot hun oppervlak, wat vooral een gevolg is van het enkel meenemen van litorale monsters voor de KRW-toestandsbepaling. Hiervoor is bij de opzet van het meetnet bewust gekozen. Gerekend naar oeverlengte is het verschil met rivieren kleiner.

*Tabel 2: Verbeteroptie onderzoeksaspect aantal meetpunten rivieren 1.*

Verbeteroptie	Vergroten aantal meetpunten in waterlichamen met grote ruimtelijke variatie	Rivieren
Bijdrage aan betrouwbaarheid ecologische beoordeling	EKR wordt door meer meetpunten en betere aansluiting op aanwezige biotopen betrouwbaarder en representatiever voor het waterlichaam	
Financiële consequenties	Aanzienlijk duurder omdat meer meetpunten moeten worden ingericht en gegevens worden verwerkt	
Praktische uitvoerbaarheid	Goed uitvoerbaar. Eerst kartering van aanwezige biotopen in waterlichamen en/of meetpunten uitvoeren	
Effect op EKR	Onbekend	

*Tabel 3: Verbeteroptie onderzoeksaspect aantal meetpunten kanalen 1.*

Verbeteroptie	Kanalen van eigen meetpunten voorzien in plaats van projectie	Kanalen
Bijdrage aan betrouwbaarheid ecologische beoordeling	EKR wordt aanzienlijk betrouwbaarder door beoordeling van de locatie zelf	
Financiële consequenties	Afhankelijk van het aantal meetpunten beperkt duurder omdat nieuwe meetpunten moeten worden ingericht en resultaten moeten worden verwerkt	
Praktische uitvoerbaarheid	Niet altijd goed uitvoerbaar. Alleen mogelijk als representatieve litorale meetplekken aanwezig zijn	
Effect op EKR	Onbekend	

*Tabel 4: Verbeteroptie onderzoeksaspect aantal meetpunten kanalen 2.*

Verbeteroptie	In kanalen geen KRW-doelstelling voor macrofauna afleiden bij ontbreken van representatieve litorale zone	Kanalen
Bijdrage aan betrouwbaarheid ecologische beoordeling	Er wordt geen onjuist beeld meer gegeven als gevolg van projectie vanuit andere (slecht vergelijkbare) waterlichamen	
Financiële consequenties	Geen	
Praktische uitvoerbaarheid	Goed, echter nog onduidelijk of dit is toegestaan	
Effect op EKR	Geen EKR-score voor macrofauna	

## 2.3 Ligging meetpunten

Meetplan	Aanbesteding	Monsternamen	Monsteranalyse en dataverwerking	Toetsing en Beoordeling
----------	--------------	--------------	----------------------------------	-------------------------

### Aanleiding

De essentie van deze onderzoeksvraag ligt in de geschiktheid van de bemonsterde meetpunten en biotopen om de huidige toestand en dus ook effecten van maatregelen te kunnen beschrijven. Het doel van de operationele monitoring is immers om na te gaan of de maatregelen ter verbetering van de ecologische toestand wel effectief zijn. Om de geschiktheid van de meetpunten voor het detecteren van effecten van inrichtingsmaatregelen te onderzoeken, is de fysieke afstand tussen de meetpunten en de maatregelen onderzocht in relatie tot de verschillen in EKR tussen meetpunten binnen één waterlichaam.

**Conclusies data-analyse**

Op basis van de data-analyse in deel C worden de volgende conclusies getrokken ten aanzien van de ligging van meetpunten:

- Met enige aannamen is de afstand tussen een uitgevoerde maatregel in de Rijkswateren tot het dichtst bijgelegen meetpunt voor de KRW toestandsbeoordeling bepaald. Deze afstand varieert, maar is vaak groter dan enkele kilometers. Het is niet aannemelijk dat de effecten van een plaatsgebonden maatregel over een dergelijk bereik in een rivier meetbaar zal zijn in de hoofdgeul.
- Aan de hand van enkele cases is het mogelijk gebleken het effect van maatregelen met behulp van de EKR wel zichtbaar te maken, wanneer het meetpunt bij de maatregel of in de directe nabijheid daarvan ligt.

**Verbeteropties en verwacht effect**

Geconstateerd is dat de effecten van maatregelen buiten de hoofdgeul in de rivier in algemene zin niet meetbaar te maken zijn met het huidige meetnet met vaste meetpunten. Hiervoor moet een andere benadering gezocht worden.

In eerste instantie kan worden gedacht aan het per planperiode en per waterlichaam opnieuw positioneren van meetpunten, naar rato van uitgevoerde maatregelen of met een weegfactor bij de toetsing. Op deze manier worden uitgevoerde maatregelen en/of van nature optredende veranderingen expliciet meegenomen in het meetnet en meegewogen in de EKR berekening. Dit betekent dat een actuele kartering van de aanwezige, en dus ook gerealiseerde, biotopen beschikbaar moet zijn voor elke meetperiode om het aandeel van de verschillende biotopen te kunnen kwantificeren. Dit is thans niet het geval. Het gevolg van deze aanpak is overigens dat analyse van trends en reproduceerbaarheid van beoordelingen wat wordt bemoeilijkt omdat het meetnet niet meer stabiel is over langere tijd.

Een tweede benadering is om het handnetmonster gericht samen te stellen. Binnen een meetpunt zouden de meetpunten voor het handnetmonster verdeeld kunnen worden over de totale doorsnede van de rivier, dus inclusief een eventueel aanwezige nevengeul en andere nevenwateren, om een zo groot mogelijke diversiteit aan biotopen te kunnen bemonsteren. Hierdoor wordt de EKR niet meer alleen bepaald op basis van wat leeft in de hoofdgeul en dit geeft dus een betrouwbaarder oordeel van de EKR op de monitoringslocatie. Dit vergt wel het nodige inzicht van de veldploeg en kost in de uitvoering van de bemonstering meer tijd. Opgemerkt moet worden dat deze bemonsteringsstrategie niet altijd zal passen binnen het huidige voorschrift dat monsterplekken binnen een straal van 150 m verzameld moeten worden.

Een derde mogelijkheid kan zijn om monitoringgegevens van projectonderzoek te betrekken bij de EKR-berekening. Vaak wordt een natuurontwikkelingsproject of andere maatregel met een specifiek meetplan gedurende een aantal jaren gevolgd om het effect te meten. Als deze metingen volgens de KRW-methodiek uitgevoerd worden (wat niet altijd zo is), kunnen deze in beginsel meewegen in de EKR berekening. Hierbij dient wel een zekere wachttijd in acht genomen te worden omdat de levensgemeenschap zich in eerste jaren na een ingreep zich nog in het pioniersstadium bevindt. Daarnaast is het niet altijd direct bekend wat de status en voortgang van een project en bijbehorende monitoring is. Daarmee is de vergelijkbaarheid onzeker.

Verbeteropties voor de situering van de meetpunten zijn samengevat in de tabellen 5 t/m 7.

*Tabel 5: Verbeteroptie onderzoeksaspect Ligging meetpunten rivieren, meren en kanalen.*

Verbeteroptie	Per planperiode ligging meetpunten opnieuw evalueren en zo nodig aanpassen	Rivieren, meren en kanalen
Bijdrage aan betrouwbaarheid ecologische beoordeling	Geringe tot aanzienlijk verbetering van de representativiteit van de meetpunten voor het waterlichaam, afhankelijk van wel/niet betrekken van bijvoorbeeld nevengeulen	
Financiële consequenties	Kostenneutraal bij gelijkblijvend aantal meetpunten	
Praktische uitvoerbaarheid	Op zich goed uitvoerbaar maar reproduceerbaarheid van uitkomsten en analyse van trends wordt bemoeilijkt	
Effect op EKR	Beter inzicht in ruimtelijke spreiding en effect maatregelen. EKR naar verwachting hoger wanneer maatregelen op macrofauna gericht zijn	

*Tabel 6: Verbeteroptie onderzoeksaspect Ligging meetpunten rivieren 1.*

Verbeteroptie	Handnetmonsters verdelen over rivier en nevenwateren	Rivieren
Bijdrage aan betrouwbaarheid ecologische beoordeling	EKR wordt duidelijk betrouwbaarder omdat dan een betere afspiegeling van waterlichaam wordt verkregen en niet een beperkt (en relatief slecht) deel	
Financiële consequenties	Beperkt duurder, tenzij bestaande bemonsteringslocaties worden aangevuld met plekken in geulen e.d. (aanzienlijk duurder)	
Praktische uitvoerbaarheid	Iets lastiger voor veldploeg (meer inzicht vereist)	
Effect op EKR	Onbekend en afhankelijk van het aantal monsters dat buiten de hoofdgeul wordt genomen. EKR mogelijk iets hoger omdat ook andere rivierbiotopen bij de beoordeling worden betrokken	

*Tabel 7: Verbeteroptie onderzoeksaspect Ligging meetpunten rivieren 2.*

Verbeteroptie	Informatie uit projectmonitoring van maatregelen meenemen in beoordeling	Rivieren
Bijdrage aan betrouwbaarheid ecologische beoordeling	Mogelijk geringe verbetering van de betrouwbaarheid van de ecologische beoordeling	
Financiële consequenties	Kostenneutraal	
Praktische uitvoerbaarheid	Complex omdat vaak niet bekend is wanneer welke projecten lopen en of die op vergelijkbare wijze worden gemonitord	
Effect op EKR	Onbekend	

## 2.4 Frequentie monitoring

Meetplan	Aanbesteding	Monsternamen	Monsteranalyse en dataverwerking	Toetsing en Beoordeling
----------	--------------	--------------	----------------------------------	-------------------------

### Aanleiding

Binnen de KRW-richtlijnen voor de operationele monitoring is een meetfrequentie van minimaal eenmaal per drie jaar voorgeschreven voor het kwaliteitselement macrofauna. Bij het ontwerp van het macrofaunameetnet is voor de drie categorieën watertypen (rivieren, meren, kanalen) een verschillende keuze gemaakt in herhalingsfrequentie, namelijk jaarlijks voor rivieren<sup>1</sup> en driejaarlijks voor meren. Voor de meeste kanalen is gekozen voor projectie van resultaten vanuit andere waterlichamen. Bij rivieren is dus bewust de variatie in tijd boven de ruimtelijke variatie geplaatst en in de meren omgekeerd.

### Conclusies data-analyse

Op basis van de data-analyse in deel C worden de volgende conclusies getrokken ten aanzien van de frequentie van monitoring:

- De gemaakte keuzes voor de opzet van het meetnet (Reeze, 2008) zijn in grote lijnen gevolgd, maar de dataset laat zien dat er gedurende de periode 2007-2016 aanpassingen in de meetfrequentie zijn opgetreden.

<sup>1</sup> In 2017 is binnen RWS een proces in gang gezet om de meetfrequentie voor rivieren van jaarlijks naar eens per drie jaar te wijzigen.



- Voor alle onderzochte waterlichamen geldt dat daarmee qua frequentie wordt voldaan aan de KRW-vereisten uit de Richtlijn KRW-monitoring.
- De keuze voor een lagere frequentie in meren ten opzichte van rivieren is verklaarbaar vanuit oogpunt van (de beperkte) dynamiek van dergelijke waterlichamen, onder meer door het vaste peilregime, maar is minder wenselijk uit oogpunt van trenddetectie en het (relatief) snel zichtbaar kunnen maken van effecten van maatregelen.
- Uit de analyse blijkt tevens dat de spreiding in EKR bij de meren in veel gevallen redelijk beperkt is ( $<0,2$  EKR) maar in een enkel geval (Markermeer) tot twee kwaliteitsklassen (0,4 EKR) kan oplopen. Naast daadwerkelijk ecologische variatie kunnen wijzigingen in de monitoring hieraan ten grondslag liggen. Het achterhalen van de exacte oorzaken vraagt een diepgaande analyse van het waterlichaam en dat valt buiten de scope van dit project.
- Door de lage meetfrequentie zijn over alle meetjaren thans nog maar vier meetmomenten beschikbaar in een aantal meren, zodat trenddetectie nog niet goed mogelijk is (in de regel zijn daarvoor minimaal vijf momenten benodigd).

### **Verbeteropties en verwacht effect**

Voor rivieren worden geen verbeteropties voorgesteld voor de meetfrequentie omdat met jaarlijkse metingen de grote temporele variaties goed kunnen worden gevolgd. Aan de andere kant is momenteel al een groot aantal jaren gemeten en die fluctuaties bekend. Voor rivieren zou een tweejaarlijkse frequentie kunnen volstaan.

Bij de minimaal verplichte driejaarlijkse meetfrequentie in de meren duurt het relatief lang voordat effecten van maatregelen in de trenddetectie aan het licht komen. Bij de rapportage over de huidige toestand aan de EU, mag het gemiddelde over de afgelopen 3 meetjaren gebruikt worden. Bij een herhalingsfrequentie van drie jaar betekent dit dat gegevens van 7 jaar geleden meewegen in het oordeel. Op basis van de vuistregel dat ten minste vijf meetmomenten nodig zijn voor een goede trenddetectie, is de periode waarop verbetering detecteerbaar is 12 jaar. Gezien de afname van de fosfaatbelasting vanuit de rivieren naar de meren in de afgelopen jaren en de maatregelen die in KRW-kader worden uitgevoerd, mag op korte termijn ook een verbetering van de ecologische toestand verwacht worden. Vanuit beleidsmatig oogpunt is het wenselijk om de verbetering al eerder aan te kunnen tonen en effecten van maatregelen te rapporteren en communiceren. Dit kan bereikt worden door vaker dan driejaarlijks te monitoren (tabel 8), dus jaarlijks of tweejaarlijks.

Een hogere frequentie van de monitoring zal de betrouwbaarheid van de ecologische beoordeling duidelijk verhogen maar leidt ook tot hogere kosten. Extra kosten kunnen in een gering aantal gevallen worden beperkt door in een kleiner aantal waterlichamen te meten (bijvoorbeeld in minder Randmeren).

*Tabel 8: Verbeteroptie onderzoeksaspect frequentie monitoring meren.*

Verbeteroptie	Frequentie monitoring van driejaarlijks naar jaarlijks of tweejaarlijks	Meren
Bijdrage aan betrouwbaarheid ecologische beoordeling	Verkleining van onzekerheid in trendanalyses van EKR	
Financiële consequenties	Aanzienlijk duurder omdat meer meetpunten moeten worden ingericht en verwerkt	
Praktische uitvoerbaarheid	Eenvoudig uitvoerbaar	
Effect op EKR	Effecten van maatregelen zijn eerder zichtbaar in de EKR	

## **2.5 Jaargetijde van bemonstering**

Meetplan	Aanbesteding	Monsternamen	Monsteranalyse en dataverwerking	Toetsing en Beoordeling
----------	--------------	--------------	----------------------------------	-------------------------



**Aanleiding**

In de maatlatdocumenten is aangegeven dat de bemonstering van macrofauna bij voorkeur in het voorjaar dient plaats te vinden. Een beoordeling op basis van een najaarsbemonstering is echter ook toegestaan. Vanuit een praktische overweging (grotere kans op hoge waterstanden in de rivieren in het voorjaar) heeft Rijkswaterstaat voor een najaarsbemonstering gekozen. De vraag is of dit een andere EKR tot gevolg kan hebben.

**Conclusies data-analyse**

Op basis van de data-analyse, zoals die in deel C is beschreven, worden de volgende conclusies getrokken ten aanzien van het jaargetijde van bemonstering:

- Het aantal kenmerkende soorten is in ieder geval in de R7-watertypen in het voorjaar significant groter dan in het najaar. Aangenomen kan worden dat dit ook voor de andere watertypen geldt.
- Het verschil in de EKR tussen voor- en najaarsmonsters varieert tussen watertypen en datasets. Voor de watertypen M14 en M20 is er een statistisch significant verschil, waarbij de EKR in het voorjaar gemiddeld 0,06 hoger is. Voor het R7-watertype laat onderzoek aan rivierhout een vergelijkbaar, significant verschil in de EKR zien. Wordt er echter naar grotere en meer gevarieerde datasets gekeken, dan is zo'n significant verschil in EKR voor R7 niet langer aantoonbaar, ondanks het feit dat het aantal kenmerkende soorten in het voorjaar hoger is. Andere bronnen van variatie lijken daarmee het verschil tussen voor- en najaarsmonsters te kunnen versluieren.
- De huidige analyses ondersteunen de in de Richtlijn KRW-monitoring (Rijkswaterstaat, 2014) geformuleerde voorkeur voor voorjaarsmonsters, terwijl tegelijkertijd het gebruik van najaarsmonsters wordt toegestaan.
- De discrepantie tussen maatlatparameters (hoger aantal kenmerkende soorten in voorjaar) en het eindoordeel (geen consistent en/of significant verschil in EKR voor het watertype R7) is nader toegelicht in paragraaf 4.2 van deel C, waar ingegaan wordt op de gevoeligheid van parameters.

**Verbeteropties en verwacht effect**

Voor de meren is de EKR in het voorjaar gemiddeld 0,06 hoger dan in het najaar. In de rivieren is het aantal kenmerkende soorten in het voorjaar significant hoger, maar dit verschil komt niet altijd even duidelijk in de EKR naar voren. Overigens zal de in par. 2.9 voorgestelde wijziging van de EPT-factor er toe bijdragen dat de maatlat voor het R7-type gevoeliger zal reageren op het hogere aantal kenmerkende soorten in het voorjaar, aangezien dan ook de kans op een groter aantal waargenomen EPT-taxa toeneemt.

Verplaatsing van de MWTL-monitoring van het najaar naar het voorjaar zal de EKR gemiddeld genomen laten toenemen. Voor de meren kan deze wijziging zonder veel praktische problemen worden ingevoerd. Voor de rivieren kan monsternamen soms lastig zijn door verhoogde waterstanden vanwege de jaarlijkse voorjaarsafvoer die meestal groter is dan in het najaar. Ook moet rekening gehouden worden met de temperatuursom voor belangrijke indicerende soorten, om de trefkans te vergroten.

Als aanvullend voordeel leidt het verplaatsen van de monsternamen naar het voorjaar er toe dat de monitoringsresultaten eerder beschikbaar zijn. In eerdere jaren is geconstateerd dat de periode tussen de eerste oplevering van de analyseresultaten, de noodzakelijke controle ervan door Rijkswaterstaat en de eventueel noodzakelijke aanpassingen, erg krap is ten opzichte van de datum waarop de nieuwe beoordelingen van de waterlichamen beschikbaar moeten zijn.

In de onderstaande tabellen 9 en 10 zijn de verbeteropties en de te verwachten effecten samengevat.

*Tabel 9: Verbeteroptie onderzoeksaspect jaargetijde bemonstering rivieren.*

Verbeteroptie	Wijziging moment monsternamen van najaar naar voorjaar	Rivieren
Bijdrage aan betrouwbaarheid ecologische beoordeling	Duidelijke verbetering: Voorjaar sluit beter aan op levenscyclus van enkele kenmerkende soorten en op de Richtlijn KRW Monitoring	
Financiële consequenties	Mogelijk beperkt duurder i.v.m. bereikbaarheid tijdens hoog water	
Praktische uitvoerbaarheid	Vereist extra inspanning omdat rekening moet worden gehouden met hoog water en temperatuursom. Wijziging in aanbestedingsvorm nodig	
Effect op EKR	EKR wordt 0 tot 0,05 hoger, vooral als ook de EPT-factor (zie par. 2.9) wordt aangepast	

*Tabel 10: Verbeteroptie onderzoeksaspect jaargetijde bemonstering meren en kanalen.*

Verbeteroptie	Wijziging moment monsternamen van najaar naar voorjaar	Meren en kanalen
Bijdrage aan betrouwbaarheid ecologische beoordeling	Duidelijke verbetering: Meer uniforme aanpak die aansluit op de Richtlijn KRW Monitoring	
Financiële consequenties	Geen	
Praktische uitvoerbaarheid	Eenvoudig uitvoerbaar	
Effect op EKR	EKR wordt circa 0,06 hoger	

## 2.6 Methodiek en apparatuur

Meetplan	Aanbesteding	Monsternamen	Monsteranalyse en dataverwerking	Toetsing en Beoordeling
----------	--------------	--------------	----------------------------------	-------------------------

### Aanleiding

De macrofaunamaatlatten voor de riviertypen R7 en R16 richten zich op het litorale deel van het waterlichaam. Desondanks wordt de macrofauna op sommige locaties ook bemonsterd met een Van Veen-happer of een werpkorf, monsternamen-apparaten die normaliter gebruikt worden voor het profundaal. Tot een dergelijke monsternamen kan zijn besloten vanuit andere monitoringsdoeleinden (Reeze, 2008), waarbij ook de monitoringsfrequentie lager is. In sommige gevallen blijken de macrofaunamonsters, die met een Van Veen-happer of werpkorf zijn verzameld, echter óók in de EKR-beoordeling te zijn meegenomen, namelijk wanneer de bemonsteringsdiepte <2m was. Een ander aandachtspunt is dat onder andere het recente rivierhoutonderzoek (Klink, 2016) laat zien dat de monsternamen van rivierhout in de standaard MWTL-monitoring moet worden opgenomen.

De onderwatertaluds van de dijken langs de grote meren zijn, vanuit veiligheidsoogpunt, veelvuldig met stenen versterkt. Het resultaat is dat het litoraal daar eenvormig en artificieel is (stenen) en het litoraal bovendien meestal relatief steil afloopt naar een diepte van >2m. Aangezien dit soort oevers niet met een handnet kan worden bemonsterd, wordt er binnen de MWTL gebruik gemaakt van de stenenzak of het handmatig verzamelen en afborstelen van stenen. Het is echter de vraag in hoeverre deze monsternamenmethoden aansluiten bij de wijze waarop de maatlatten zijn opgezet. Een min of meer vergelijkbare situatie doet zich voor in de kanalen. Ook hier is de litorale zone, door de verticale damwanden, vrijwel afwezig en wordt de macrofauna veelal met een van Veen happer bemonsterd.

### Conclusies data-analyse

Op basis van de data-analyse in deel C worden de volgende conclusies getrokken ten aanzien van de gehanteerde methodiek en de gebruikte apparatuur:

- Sinds 1997 zijn er meerdere wijzigingen in de monsternamenprotocollen opgetreden. Zo is in 2007 begonnen met de multihabitat monsternamen en is in 2013 gestopt met de gerichte bemonstering van specifieke habitats als rivierhout. Dit beperkt de mogelijkheid tot het uitvoeren van trendanalyses over langere perioden.

- Het niet gericht bemonsteren van specifieke habitats als rivierhout kan de EKR beïnvloeden. Dit geldt met name voor het R7-type t.a.v. de EPT-factor (kan een relatief sterk effect hebben) en het R8-type voor wat betreft het aantal genera. Voor zover bekend is er indertijd geen gericht onderzoek uitgevoerd naar de invloed van dergelijke wijzigingen in de protocollen op het toetsoordeel.
- Ook in de monitoringstrategie (keuze van de monsternamen-apparaten per locatie) zijn over de jaren allerlei veranderingen opgetreden en wel in zodanige mate dat deze invloed kunnen hebben op de EKR per meetpunt én op het oordeel van het waterlichaam. De laatste jaren is de monitoringstrategie vrij stabiel maar trendanalyses over langere perioden zijn minder betrouwbaar.
- Er zit een groot verschil tussen de monsternametechnieken, zoals die in het huidige MWTL-programma worden toegepast enerzijds, en de technieken, die zijn toegepast bij de macrofaunamonsters die een rol speelden bij de opzet van de maatlaten anderzijds. Zo zijn bij het opstellen van de maatlat voor de typen R7 en R16 resultaten van zowel handnet-, stenen- als samengestelde monsters gebruikt. De maatlaten zouden daarmee voor alle monsternametechnieken toepasbaar moeten zijn. Daarbij is het dan wel opmerkelijk dat de monsters, die de hoogte van de KMmax hebben bepaald, voor slechts 10-20% afkomstig waren uit een handnet, terwijl in de huidige MWTL-monitoring op 72% van de meetpunten een handnet wordt toegepast.
- De keuze of op een meetpunt alleen stenen, stenen+handnet of alleen een handnet als bemonsteringstechniek wordt toegepast heeft invloed op de uiteindelijke EKR. In 66% van de monsters is de EKR van een stenenmonster groter dan die van het simultaan genomen handnetmonster. Van de 52 onderzochte stenenmonsters met een EKR tussen de 0,4 en 0,6 blijken er 35 op basis van het handnetmonster een EKR <0,4 te hebben. Dit betekent dat in deze subset 67% van de handnetmonsters een klasse lager scoort (waarvan sommige zelfs twee klassen).
- De oorzaak van dit verschil is een lager aandeel negatief dominante soorten en een hoger aandeel KM en dominant positieve soorten. Dit laatste heeft niet te maken met een hoger aantal KM+DP taxa (die is in het handnet juist hoger), maar met een lager aandeel DN en/of niet indicerende taxa<sup>2</sup>. Dit effect speelt vooral bij monsters waar de EKR op stenen hoog is.
- Los van de soortenrijkdom kan ook de macrofaunadichtheid in de monsters voor een verschil zorgen.

### **Verbeteropties en verwacht effect**

Uit de MWTL-monitoring blijkt dat de bemonsteringsinspanning bij rivieren niet alleen tussen meetpunten maar ook binnen een meetpunt kan variëren. Als verbeteroptie wordt daarom voorgesteld om op ieder meetpunt altijd én een handnetmonster én een monster van hard substraat te nemen. Dit laatste is bij voorkeur rivierhout maar kan als alternatief (in afwezigheid van rivierhout) ook om stenen gaan<sup>3</sup>. Als locaties worden vastgelegd op basis van de rivierkilometers, kan zo'n hard substraat monster in voorkomende gevallen ook uit een eventueel aanwezige nevengeul afkomstig zijn (tabel 12). Vanuit de KRW-beoordeling kan de monsternamen met de Van Veen-happer en de werpkorf vervallen<sup>4</sup>. De analyses bij meren en kanalen leiden tot de conclusie dat de macrofauna uit een stenenmonster niet gebruikt kan worden voor het berekenen van de EKR, aangezien de maatlat uitsluitend is gevalideerd voor handnetmonsters genomen in het litoraal.

<sup>2</sup> De kans op het aantreffen van kenmerkende en dominant positieve soorten is in een handnet groter dan op stenen, maar de kans op het aantreffen van een hoog KM+DP% is het hoogst bij stenenmonsters. Dit komt omdat de totale dichtheid (de noemer bij het berekenen van KM+DP%) in een macrofaunamonster van stenen lager is dan bij een handnet.

<sup>3</sup> Bij de keuze voor rivierhout zal een hierop gerichte monsternamen techniek nog moeten worden vastgelegd.

<sup>4</sup> Monitoring van diepe delen van meren kan nuttig zijn vanuit beheersperspectief, maar binnen dit project is alleen gekeken naar bemonsteringen in het kader van de KRW-verplichtingen.

Als verbeteroptie voor meren en kanalen wordt voorgesteld om de monsternamen van stenen en stenenzak (meren) te laten vervallen en voor de berekening van de EKR geen gebruik te maken van de monsternamen met de Van Veen-happer (kanalen). Voor kanalen is de conclusie dat in geval van afwezigheid van een litorale zone geen doel kan worden geformuleerd<sup>5</sup> (zie tevens tabel 4 Verbeteroptie onderzoekaspect aantal meetpunten kanalen). Voor de meren zou de verbeteroptie via de doelstelling moeten worden aangepakt. Een bestaande oever zou dan het doel "0" moeten hebben (geen litorale macrofauna) en de overige oevers een op die situatie afgestemd doel, waarmee het doel voor het waterlichaam het naar kilometer oeverlengte gewogen gemiddelde kan zijn. Het netto-effect op de EKR van het waterlichaam is als het goed is gering. Het bespaart echter in de monitoringskosten en de aansluiting tussen de meetstrategie en de maatlaten wordt verbeterd (tabel 11).

*Tabel 11: Verbeteroptie onderzoekaspect methodiek en apparatuur rivieren.*

Verbeteroptie	Rivieren altijd bemonsteren met handnet én op rivierhout (met stenen als alternatief)	Rivieren
Bijdrage aan betrouwbaarheid ecologische beoordeling	Duidelijk betrouwbaarder; Minder variatie, betere afstemming op habitatvoorkeur van kenmerkende soorten en betere afstemming met de maatlat	
Financiële consequenties	Beperkt. De kosten voor de extra hard substraat monsters vallen waarschijnlijk redelijk weg tegen de andere monsternamen apparaten die niet meer worden ingezet voor de KRW-bemonstering	
Praktische uitvoerbaarheid	Goed, alhoewel aanwezigheid rivierhout op sommige locaties aandachtspunt zal zijn	
Effect op EKR	EKR circa 0,06 hoger op locaties waar hard substraat nu niet wordt bemonsterd	

*Tabel 12: Verbeteroptie onderzoekaspect methodiek en apparatuur meren en kanalen.*

Verbeteroptie	Meren en kanalen uitsluitend bemonsteren met een handnet in de litorale zone	Meren en kanalen
Bijdrage aan betrouwbaarheid ecologische beoordeling	Duidelijk betrouwbaarder; Maatlat is gebaseerd op handnetmonsters en daarmee niet geschikt voor het toetsen van macrofauna op stenen. Als er geen litorale zone is, dan ook niet bemonsteren	
Financiële consequenties	Beperkt goedkoper omdat andere methoden kunnen vervallen vanuit KRW monitoring	
Praktische uitvoerbaarheid	Goed uitvoerbaar	
Effect op EKR	Onbekend; Voor het M7-type moet nog worden nagegaan of een macrofaunadoel gelijk aan nul is toegestaan als de litorale zone ontbreekt	

Naast deze verbeteropties kunnen de volgende kleinere aanpassingen worden doorgevoerd:

- De monitoring van stenen in de IJssel, op de locaties STEEG, VELP, OLST en WIJHE, is de enige echt langlopende macrofaunamonitoring in de zoete Rijkswateren. Dit is een goed argument om de monitoring op deze locaties voort te zetten. Het is echter niet logisch om deze locaties, zonder verder aanpassing, ook in het EKR-oordeel te betrekken. Het gewicht van stenenmonsters in de monitoring van de IJssel wordt daarmee te groot.
- Als een meetplek niet met alle beoogde monsternamen technieken bemonsterd kon worden, is het onjuist om voor dat meetpunt de EKR te berekenen op basis van de resterende monsters die wel genomen zijn (bijv. alleen stenen terwijl stenen én handnet was beoogd). Beter is dan om dat meetpunt voor dat jaar te laten vervallen voor de EKR-berekening van de monitoringlocatie.
- In het huidige protocol is wel beschreven dat klinkhout, aangetroffen in het handnet, moet worden afgeborsteld. Dit is echter iets anders dan een gerichte monsternamen van macrofauna op klinkhout. Voor dit laatste moet gericht naar geschikt klinkhout worden gezocht om te kunnen bemonsteren en zal dus het bemonsteringsprotocol moeten worden aangepast.

<sup>5</sup> Voor het Twentekanaal is bemonstering met een handnet hier en daar wellicht nog wel toepasbaar.

## 2.7 Monsteranalyse

Meetplan	Aanbesteding	Monstername	Monsteranalyse en dataverwerking	Toetsing en Beoordeling
----------	--------------	-------------	----------------------------------	-------------------------

### Aanleiding

De wijze waarop macrofaunamonsters worden geanalyseerd is in de afgelopen 20 jaar verschillende keren gewijzigd. Belangrijke wijzigingen zijn de overgang van lichtbak naar binoculair (verplicht vanaf 2003) bij het uitzoeken, de overgang van het uitzoeken van fracties op basis van de aantallen per groep naar totaal aantallen (2009) en het screenen van de niet-uitgezochte delen van een monster (2009). Het gevolg van deze wijzigingen is dat de huidige werkwijze niet langer aansluit op de werkwijze zoals gehanteerd bij de monsters die bij het opzetten en valideren van de maatlat zijn gebruikt. Er is voor zover bekend echter geen gericht onderzoek gedaan naar de eventuele effecten van al deze wijzigingen op de monitoringsresultaten en toetsoordelen.

### Conclusies data-analyse

Op basis van de data-analyse in deel C worden de volgende conclusies getrokken ten aanzien van de monsteranalyse:

- Voor handnetmonsters blijkt het uitgezochte deel van een monster sinds 2006 sterk af te nemen. Waar men in 2006 nog vaak het merendeel van het monster uitzocht, ligt die fractie in 2015-2016 gemiddeld rond 1/10 tot 1/15 deel (met uitschieters oplopend tot 1/64<sup>ste</sup> of soms 1/128<sup>ste</sup> deel). Overigens worden in die steeds kleinere fracties nog steeds even veel individuen aangetroffen als in de periode daarvoor. De berekende totale dichtheid neemt daardoor sterk toe. Of dit een gevolg is van de monsteranalyse of andere ontwikkelingen in het waterlichaam is moeilijk causaal vast te stellen, maar vanuit laboratoria wordt aangegeven dat dit zeker ook door bepaalde aspecten van de monsteranalyse komt. Bij stenenmonsters speelt de verkleining van de uitzoekfractie een minder grote rol omdat men bij deze monsters veelal een grotere fractie uitzoekt. Overigens neemt ook bij deze monsters de uitgezochte fractie gemiddeld genomen af.
- Voor zowel handnet- als stenenmonsters worden van allerlei kenmerkende groepen macrofauna minder individuen gedetermineerd dan geadviseerd vanuit het RWS-protocol en/of Hydrobiologisch handboek. Dit vergroot de kans op het missen van soorten. In het totale monster zijn meestal wel voldoende individuen van die groep aanwezig.
- Locaties, die frequent worden gemonitord, laten zien dat de trefkans een belangrijke rol speelt voor soorten met een geringe abundantie. Meerdere soorten worden dan niet ieder jaar aangetroffen, terwijl ze waarschijnlijk wel aanwezig zijn. Als de monstername en uitzoekmethode (monsteranalyse) niet zijn gewijzigd hoort deze trefkans bij het monsternameapparaat en meetpunt en is dit geen probleem. Als echter ook de trefkans tijdens het uitzoeken wijzigt (o.a. kleinere fracties) zijn trends niet meer af te leiden.
- Een steeds groter wordend aandeel van de taxa in een handnetmonster wordt uitsluitend aangetroffen tijdens de screening van het niet-uitgezochte deel. In 2016 ligt dit op gemiddeld 10% van de taxa; maar in 10% van de monsters is meer dan 25% van de taxa alleen tijdens die screening aangetroffen. De intensiteit waarmee deze screening wordt uitgevoerd (niet geminimaliseerd; wel gemaximaliseerd tot 1 uur) bepaalt daarmee mede het aantal aangetroffen taxa<sup>6</sup>.
- De methode waarop macrofaunamonsters worden verzameld en uitgezocht blijkt over de jaren zodanig te zijn gewijzigd dat de trefkans op zeldzame soorten is verlaagd. Voor de maatlaten voor de M14-, M20- en R16-typen is het effect op de EKR beperkt (gemiddeld verschil van 0,02) maar voor maatlaten waarin het absoluut aantal taxa een rol speelt (het R7-type via de EPT-

<sup>6</sup> Voor deze taxa is geen accurate abundantieschattingen mogelijk, waardoor ze ook niet (of nauwelijks) in de maatstaven DN% of DP+KM% een rol spelen.



factor; het R8-type via aantal genera) kan het effect beduidend groter zijn (voor het R7-type gemiddeld 0,08).

- Doordat de macrofaunadichtheid in de handnetmonsters toeneemt (tot een factor 10), neemt de relatieve bijdrage van een stenenmonster in de EKR-berekening af. Bij locaties waar beide bemonsteringsmethoden worden toegepast zorgt dit voor lagere EKR's<sup>7</sup>. Voor locaties waar slechts één bemonsteringsapparaat wordt toegepast heeft deze toenemende dichtheid geen invloed op de EKR.
- Omdat er geen gericht onderzoek is uitgevoerd naar het effect van de verschillende methodewijzigingen op de EKR is de meest bepalende causale factor niet uit de huidige data te achterhalen. Ook is niet te achterhalen in welke mate ecologische veranderingen in het veld bovenstaande effecten mogelijk beïnvloed hebben.

### Verbeteropties en verwacht effect

Vanuit laboratoria wordt aangegeven dat vooral de verplichting om alle individuen uit het uitgezochte deel te verzamelen een extra tijdsdruk betekent. Hierdoor wordt de omvang van het uitgezochte deel verkleind. Dit betekent dat het werkelijk aantal gedetermineerde individuen voor een aantal soortgroepen (ver) onder de 50 blijft, een aantal dat volgens het Handboek Hydrobiologie bij voorkeur gedetermineerd zou moeten worden. Vooral voor soorten met een lage dichtheid zal de trefkans hierdoor verkleinen. Dit geldt overigens niet alleen voor indicerende maar ook voor niet-indicerende soorten. Het netto-effect op de EKR zal daarom klein zijn, behalve voor maatlaten waar ook het absolute aantal taxa een rol speelt. Dit betreft de maatlat voor zowel het R7- (EPT-factor) als voor het R8-type (aantal genera). De omvang van dit effect is echter niet exact bekend omdat er nooit gericht onderzoek naar uit is gevoerd (zie tabel 13).

Als uiteindelijke oplossing moet ervoor worden gezorgd dat er aansluiting is tussen de monsternamen methoden die bij de maatlatontwikkeling zijn gebruikt én de huidige methoden. Dit kan betekenen dat de huidige methoden moeten worden aangepast óf dat maatlaten opnieuw moeten worden gevalideerd.

Tabel 13: Verbeteroptie onderzoekaspect monsteranalyse rivieren, meren en kanalen.

Verbeteroptie	Onderzoek de effecten van wijzigingen in de monsteranalyse op de EKR	Rivieren, meren en kanalen
Bijdrage aan betrouwbaarheid ecologische beoordeling	Er ontstaat beter inzicht in de effecten van veranderingen in monsteranalyse op de uitkomsten van de toestandbeoordeling	
Financiële consequenties	Extra kosten moeten eenmalig worden gemaakt voor aanvullende monsternamen en -analyses	
Praktische uitvoerbaarheid	Goed uitvoerbaar	
Effect op EKR	Onbekend. Waarschijnlijk beperkt voor meren, kanalen en R16 (alleen relatieve maatstaven) mogelijk effect voor R7 (en R8) in verband met de maatstaven op basis van absolute aantallen.	

## 2.8 Soorten in de maatlat

Meetplan	Aanbesteding	Monsternamen	Monsteranalyse en dataverwerking	Toetsing en Beoordeling
----------	--------------	--------------	----------------------------------	-------------------------

### Aanleiding

Om inzicht te krijgen in de vraag of de huidige maatlaten voldoen is gekeken naar de aanwezigheid van de verschillende dominant negatieve (DN), dominant positieve (DP) en kenmerkende (KM) soorten. Hierbij is tevens onderscheid gemaakt naar de kans op aantreffen (in welk deel van de monsters wordt de soort gevonden). Vervolgens is nagegaan of de niet in de MWTL aangetroffen soorten wellicht wél zijn

<sup>7</sup> Dit komt omdat stenenmonsters over het algemeen een hogere DP+KM% en een lagere DN% hebben dan handnetmonsters, terwijl het aandeel van de macrofauna in deze monster afneemt in de EKR-berekening.

aangetroffen in projectmonitoring in hetzelfde watertype (dit betreft vooral het R7-type). Daarna is nagegaan of de soorten die dan nog steeds niet zijn aangetroffen wellicht wel in andere Rijkswateren (dus andere watertypen) zijn gevonden en ten slotte is gekeken of de niet in Rijkswateren aangetroffen soorten wel in regionale wateren in de geselecteerde watertypen zijn aangetroffen.

### **Conclusies data-analyse**

Op basis van de data-analyse in deel C worden de volgende conclusies getrokken ten aanzien van de soorten in de maatlat:

- Voor alle zes beschouwde watertypen wordt slechts 20-40% van de KM- en DP-soorten in de MWTL-monitoring aangetroffen. Wordt naar een bredere aanwezigheid in Nederland gekeken (incl. andere Rijkswateren, projectgegevens en regionale wateren van deze watertypen) dan nemen deze percentages toe tot zo'n 50-60% voor R7- en R16-typen en 70-80% voor M7b-, M14, M20- en M21-typen. Deze toename wordt veroorzaakt door meerdere factoren. Zo voegen de projectgegevens (RWS-Masterfile) van bijvoorbeeld nevengeulprojecten veel kenmerkende soorten voor het R7-type toe en voegen regionale wateren veel soorten toe aan de lijsten voor M7b- en M14-typen.
- Uit de analyse van de monitoringsgegevens blijkt dat in de R7- en R16-typen vooral kenmerkende soorten binnen de groepen van de kokerjuffers, haften en steenvliegen naast dominant positieve soorten binnen groepen van de kriebelmuggen (Simuliidae) en vlokreeften ontbreken. Voor de watertypen M14, M20 en M21 zijn dit vooral voor de kenmerkende - en dominant positieve soorten binnen groepen van de watermijten, kokerjuffers, kevers en haften. Uit de resultaten van alle jaren blijkt bijvoorbeeld dat in de M20- en M21-typen nog nooit een kenmerkende watermijt of waterkever is aangetroffen. Aangezien deze soorten een veel hogere presentie kennen wanneer de zoekactie wordt uitgebreid naar Rijkswateren van een ander watertype en de regionale wateren, lijkt de afwezigheid van soorten in de MWTL-monitoring dus niet direct een gevolg te zijn van de afwezigheid van de soorten in Nederland. De afwezigheid van de juiste habitats (of het niet bemonsteren daarvan!) en/of de suboptimale leefomstandigheden spelen waarschijnlijk een belangrijkere rol.
- Binnen de regionale wateren zijn er meerdere M7-, M14- en M20-waterlichamen, die wel voldoen aan de macrofaunadoelstelling. Binnen deze groep zijn er ook waterlichamen met een EKR >0,6, zoals Merwedekanaal/Stenenhoek (M7), Naardermeer (M14) en Beekse Bergen (M20). De eventuele stellingname dat "de maatlat niet voldoet" is daarmee voor deze watertypen moeilijk te onderbouwen. De situatie is natuurlijk per waterlichaam verschillend, maar dit wijst er wederom op dat zaken als de inrichting, het beheer of de diversiteit aan habitats (óf het niet bemonsteren van alle aanwezige habitats) eerder beperkende factoren binnen de Rijkswateren zijn.
- Het rekenkundige effect van de exoten op de maatlatscore bedraagt de laatste jaren voor zowel de rivieren als de meren circa 0,03 EKR (de soorten doen niet mee in de teller maar wel in de noemer van de EKR-formules). Daarnaast blijkt dit effect in de rivieren te zijn afgenomen, aangezien het effect tussen 2000-2010 gemiddeld tussen de 0,05 en 0,08 lag. Overwegingen om dit rekenkundige effect van exoten via de GEP-doelstelling te verdisconteren lijken daarmee niet opportuun.

### **Verbeteropties en verwacht effect**

Bij het aanpassen van de conceptmaatlaten voor de grote rivieren is in 2006-2007 ook de lijst indicerende soorten beoordeeld en geëvalueerd. Aangezien een nieuwe evaluatie naar verwachting niet tot grote veranderingen zal leiden, is een dergelijke evaluatie niet uitgevoerd. Temeer daar een wijziging in de soortenlijsten die wél een significante verandering in de EKR teweegbrengt, automatisch betekent dat de maatlat bij de dan benodigde kalibratie weer minder gevoelig gemaakt moet worden omdat het internationale oordeel en de expertoordelen over deze monsters niet wijzigen. Wel zijn er enkele kleinere wijzigingen voorstelbaar:

- Opnemen van karakteristieke soorten als kenmerkend.  
In het onderzoek naar rivierhout wordt door Klink (2016) een overzicht gegeven van karakteristieke soorten. Deze soorten zijn in dit rapport aangeduid als “echte” rivierbewoners (expert judgement auteur), die vooralsnog niet als kenmerkend zijn meegenomen in de berekening van de EKR. In de meeste gevallen komen deze soorten momenteel nog slechts sporadisch voor. Daarom zal er vooralsnog geen grote verschuiving van de huidige EKR optreden wanneer deze wel als kenmerkend in berekeningen worden meegenomen.
- De slak *Physella acuta* is als kenmerkend taxon aangeduid voor het R7-type. Men kan discussiëren over de vraag of het oordeel “kenmerkend” wel terecht is en of opname van deze exoot op de lijst indicerende soorten wel terecht is. Deze discussie is geagendeerd in de werkgroep doelstelling.
- De familie Gammaridae is als kenmerkend aangeduid voor de R7- en R16-typen. Met de nieuw binnengekomen exoten uit de geslachten Dikerogammarus, Echinogammarus en Obesogammarus is dit een onterechte aanduiding, die beter kan worden gewijzigd in het geslacht “Gammarus”. Ook deze wijziging is via de werkgroep doelstelling geagendeerd.
- Verder is het goed om te vermelden dat door een gebrek aan geschikte gegevens er voor M21 geen specifieke macrofauna maatlat is ontwikkeld. De huidige maatlat is daarom gebaseerd op de maatlaten voor M14 en M20. In hoeverre een meer specifieke maatlat momenteel wel mogelijk is en in hoeverre dit tot een ander oordeel zou gaan leiden, is niet onderzocht.

Verder zou men bij het omgaan met exoten de volgende systematiek kunnen hanteren. Exoten horen van nature niet thuis in Nederland en zouden vanuit dat principe dus geen indicatiewaarde moeten krijgen binnen de maatlaten voor natuurlijke wateren. Vervolgens zou men in specifieke gevallen een uitzondering kunnen maken, mits dit goed beargumenteerd wordt en is te onderbouwen met onderzoek. In deze gevallen wordt verwacht dat er ook eenvoudiger consensus over de status en rol van een soort is te krijgen ten opzichte van een discussie over de rol van exoten in het algemeen. Het moment van binnenkomst kan in die overweging eveneens een rol spelen. Ook dit aspect is via de werkgroep doelstelling geagendeerd.

Binnen het huidige project zijn daarom geen verbeteringen aangedragen, die niet ook al in andere kaders zijn geagendeerd.

## 2.9 Gevoeligheid van de maatlatparameters

Meetplan	Aanbesteding	Monsternamen	Monsteranalyse en dataverwerking	Toetsing en Beoordeling
----------	--------------	--------------	----------------------------------	-------------------------

### Aanleiding

De EKR-score voor macrofauna wordt berekend op basis van het percentage individuen behorende tot de negatief dominante taxa op basis van abundantieclassen (DN %), het percentage kenmerkende taxa (KM %), het maximaal aantal kenmerkende taxa ( $KM_{max}$ ) en het percentage individuen behorende tot de kenmerkende en positief dominante indicatoren op basis van abundantieclassen (KM % + DP %). Het samenspel van deze parameters bepaalt het uiteindelijke effect op de EKR. Een positieve verandering in één van deze maatstaven leidt daarom niet persé tot een vergelijkbare verandering in de EKR.

Uit de internationale validatie (Birk et al., 2016) bleek dat de Nederlandse maatlaten voor de grote rivieren een relatief lage EKR opleverden. In feite zou een gemiddelde stijging van 0,1 EKR niet vreemd zijn, gelet op de beoordelingen in de ons omringende landen (mondelinge mededeling M. van den Berg, RWS). Blijft de eventuele aanpassing hierbinnen, dan zou een nieuwe validatie niet nodig zijn.



### **Conclusies data-analyse**

Op basis van de data-analyse in deel C worden de volgende conclusies getrokken ten aanzien van de gevoeligheid van de maatlatparameters:

- Monsters met een hoger totaal aantal taxa bevatten meestal ook hogere aantallen DP-, DN- en KM-taxa. Desondanks nemen de maatstaven KM%, DP+KM% en DN% af met een toenemend totaal aantal taxa. Dit komt omdat dan ook het aantal niet-indicerende soorten toeneemt. Deze werken alleen in de noemer door en verlagen daarmee zowel de DN%, DP+KM% als KM%. Het netto effect hiervan is een (licht) dalende EKR bij een hoger aantal taxa en vooral een meer stabiele waarde. "Stabiel" is goed als het gaat om zaken als jaar op jaar variaties, uitzoeeffecten en variaties in het meetnet. Het zelfde effect betekent echter ook dat de maatlat vrij ongevoelig reageert op 'gewenste' veranderingen zoals een toenemend aantal kenmerkende soorten.
- Samengestelde monsters hebben veelal een hoger aantal taxa dan enkelvoudige monsters en leiden daardoor gemiddeld genomen tot een daling van de EKR. Het eventueel in het meetnet opnemen van meetplekken gelegen in gebieden waar herstelmaatregelen zijn uitgevoerd (zoals nevengeulen), dient daarom vooralsnog als aparte locaties meetpunten te geschieden. Opnemen als meetplekken bij bestaande meetpunten in de hoofdgeul zal waarschijnlijk de EKR verlagen, ook als de EKR op deze meetplekken hoger is dan op de bestaande meetpunten in de hoofdgeul.
- Bij lage aantallen taxa wordt de toevalsfactor steeds groter. Het advies uit Evers et al. (2005) om monsters met minder dan 10 taxa (of soorten!) niet te toetsen zou daarom in Aquokit geïmplementeerd moeten worden.
- De toename van het aantal niet-indicerende soorten komt vooral doordat het aantal inheemse soorten toeneemt. Het gemiddeld aantal exoten per monster is sinds 2005 vrij constant.
- Sinds 1999 neemt de diversiteit in de monsters toe. Zo stijgt het gemiddelde aantal taxa per monster voor meerdere hoofdgroepen zoals de chironomiden, watermijten, kokerjuffers, wantsen, tweekleppigen en libellen. Deze toename kan duiden op een verbeterende waterkwaliteit. Dit is echter lastig hard te maken, omdat ook het aantal monsters per jaar varieert, er verschillen tussen watertypen en meetpunten optreden en er sinds 1999 meerdere nieuwe determinatiewerken zijn verschenen.
- Voor de R7- en R16-typen zijn de monsters met de hoogste EKR in de validatieset (zeer) onvolledig gedetermineerd. Een hoger determinatieniveau had de EKR waarschijnlijk verlaagd, maar de mate waarin is niet te beoordelen. In de recente MWTL-monsters zou de EKR in 70-80% van de gevallen toenemen indien alle individuen tot op soort zouden zijn gedetermineerd. Dit komt omdat daarmee het totaal aantal taxa lager wordt. Het gemiddelde verschil is echter relatief klein (0,03 voor stenenmonsters en 0,04 voor handnetmonsters).

### **Verbeteropties en verwacht effect**

De KMmax en DNmax waarden voor de watertypen R7 en R16 zijn gebaseerd op de 95-percentielwaarden, berekend vanuit een dataset bestaande uit respectievelijk 368 en 44 macrofaunamonsters uit zowel Nederlandse als enkele buitenlandse rivieren (zie achtergronddocument, Knoben et al., 2007). Er bestaan weliswaar verschillen in de werkwijze bij het verzamelen en analyseren van deze monsters ten opzichte van de huidige werkwijze, maar deze verschillen zijn niet zodanig consistent dat de gevoeligheid van de maatlat op een eenduidige manier is aan te passen. Daarom is gekeken naar de rol van de EPT-factor en de DNmax. De EPT-factor speelt alleen bij R7 een rol en biedt eenvoudige opties om de gevoeligheid van de maatlat te verlagen (leidend tot hogere EKR-waarden). Dit heeft echter geen invloed op R16, terwijl de conclusie uit de internationale validatie ook voor R16 geldt.

Een andere optie is het weglaten van de DNmax, waarmee de formule voor de grote rivieren weer gelijk wordt aan die van de kleine rivieren (uitgezonderd de EPT-factor). Het weglaten van de DNmax leidt vooral bij de als slecht beoordeelde monsters tot een relatief sterke stijging van de EKR en daarmee een

beduidend minder goede relatie met de expert-oordelen. Daarom is gekozen voor een combinatie van beide door:

- a) de DNmax te laten vervallen;
- b) de EPT-factor ook voor het R16-type in te voeren én;
- c) de EPT-factor anders te schalen (voor zowel het R7- als R16-type) en wel als volgt:

Aantal EPT-families	Huidige EPT-factor	Nieuwe EPT-factor
0	0,6	0,6
1	0,6	0,7
2	0,6	0,8
3	0,8	0,9
4	0,8	1,0
≥5	1,0	1,0

Het laten vervallen van de DNmax heeft zoals gezegd een ongewenst sterk effect op monsters met een slechte EKR-score. Deze monsters hebben echter meestal ook een laag aantal EPT-families. Het invoeren van de EPT-factor voor het R16-type compenseert hiervoor (tabel 14).

Effecten van deze veranderingen zijn beoordeeld via de monsters waar tijdens de validatie ook expert-oordelen van zijn verzameld. Uit de nieuwe berekeningen blijkt dat de correlatiecoëfficiënt voor zowel de R7- als de R16-typen licht verbetert en dat de afsnede van de y-as minder negatief wordt (en daarmee wordt de EKR gemiddeld genomen hoger). Het gemiddelde verschil in EKR tussen de nieuwe en oude formule bedraagt 0,09 voor het R7-type en 0,08 voor het R16-type. Daarmee voldoen de correcties aan de bevindingen van de internationale validatie (Birk et al., 2016), aangezien de Nederlandse maatlaten voor de grote rivieren hierbij een relatief lage EKR opleverden waarbij een gemiddelde stijging van 0,1 EKR niet vreemd zou zijn.

Vervolgens is het effect ook nagegaan voor de veel grotere MWTL-dataset met in totaal 980 handnet-, stenen- of samengestelde monsters uit R7 en R16 (respectievelijk 917 monsters uit het R7- 62 uit het R16-type). Het gemiddelde verschil bedraagt 0,08 en 0,11 voor respectievelijk het R7- en R16-type.

*Tabel 14: Verbeteroptie onderzoekaspect gevoeligheid van de maatlatparameters rivieren.*

Verbeteroptie	Aanpassen EKR formule voor R7 en R16 (andere EPT-factor en geen DNmax)	Rivieren
Bijdrage aan betrouwbaarheid ecologische beoordeling	Meer in lijn met de gevoeligheid van de maatlaten in de andere lidstaten	
Financiële consequenties	Geen	
Praktische uitvoerbaarheid	Goed	
Effect op EKR	Gemiddeld 0,08 hoger voor R7 en 0,11 hoger voor R16	

Naast deze verbeteroptie kan de volgende kleinere aanpassing worden doorgevoerd:

- Een algemeen kenmerk van percentages is dat de toevalsfactor steeds groter wordt als de teller en/of noemer in grootte afnemen. Het is dan ook terecht dat Evers et al. (2005) motiveren dat de macrofaunamaatlatten alleen gebruikt kunnen worden als het aantal taxa (of liefst het aantal soorten) >10 is. Deze regel is voor zover bekend niet in QBWat of Aquokit geïmplementeerd.

## 2.10 Organisatie

Meetplan	Aanbesteding	Monsternamen	Monsteranalyse en dataverwerking	Toetsing en Beoordeling
----------	--------------	--------------	----------------------------------	-------------------------

### Aanleiding

Deze studie heeft zich gericht op een aantal concrete onderzoeksvragen rond het MWTL-meetnet macrofauna. Tijdens de analysefase heeft het projectteam ook ervaringen en inzichten opgedaan die strikt genomen buiten de scope van de onderzoeksvragen vallen, maar niettemin toch nuttig kunnen zijn voor Rijkswaterstaat. Zij zijn vooral gericht op bewustwording en niet direct bedoeld als organisatieadvies.

### Constateringen tijdens de data-analyse

Op basis van de data-analyse in deel C is het volgende opgevallen ten aanzien van de gevoeligheid van de organisatie:

- Regie: De verantwoordelijkheid over het meetnet is verdeeld over verschillende afdelingen zonder dat er één regisseur of eindverantwoordelijke is die het overzicht heeft over de hele keten en daar ook besluiten over kan nemen.
- Fragmentatie in de keten: Het proces van het vertalen van de KRW-verplichtingen naar rapporteren van de ecologische toestand aan Brussel is onderverdeeld in een groot aantal activiteiten. Dat is op zich geen probleem, maar het feit is wel dat de verschillende ketenonderdelen bij verschillende afdelingen zijn ondergebracht. Elke afdeling doet zijn activiteit naar eer en geweten, maar maakt onherroepelijk ook bewust of onbewust keuzes, die naar verschillende kanten in de keten kunnen doorwerken. Bij onvoldoende communicatie daarover kunnen onverwachte consequenties en verrassingen optreden, die niet meer te herstellen zijn als bijvoorbeeld het veldwerk eenmaal is uitgevoerd.
- Transparantie en reproduceerbaarheid: Het MWTL-meetnet is een logistiek proces dat in sommige onderdelen vergaand geprotocolleerd is, maar op andere onderdelen ook veel minder goed is vastgelegd of in de weg gezeten wordt door aanbestedingsregels. Dit geldt bijvoorbeeld voor het omgaan met ontstane afwijkingen van de voorschriften. Deze kunnen verder op in de keten vergaande gevolgen voor het eindresultaat hebben.

### Verbeteropties en verwacht effect

Het blijkt lastig te zijn om vanuit het totale MWTL-databestand de toetsingsresultaten te reproduceren. De reden zit vermoedelijk in de combinatie van welke combinatie van meetpunten en bemonsteringsapparatuur meegenomen is in de toetsing. Dit vergt dus een transparante en goed toegankelijke administratie.

In het gehele monitoringstraject, van de opzet tot en met de uiteindelijke toetsing, worden keuzes gemaakt. De hoofdlijnen hierachter zijn grotendeels beschreven in rapporten. De meer alledaagse keuzes en eventuele wijzigingen zijn echter veel moeilijk tot niet terug te vinden. Vanuit kwaliteitsoogpunt zou dit laatste verbeterd moeten worden.

Tabel 15: Verbeteroptie organisatie 1.

Verbeteroptie	Aanstellen regisseur die voor de hele keten verantwoordelijk is	
Bijdrage aan betrouwbaarheid ecologische beoordeling	Aanzienlijke impact op de betrouwbaarheid van de uitkomsten	
Financiële consequenties	Extra tijdsinvestering intern RWS	
Praktische uitvoerbaarheid	Vergt acceptatie van verschillende organisatorische onderdelen	
Effect op EKR	Onbekend	

Tabel 16: Verbeteroptie organisatie 2.

Verbeteroptie	Communicatie over gemaakte keuzes in de keten	
Bijdrage aan betrouwbaarheid ecologische beoordeling	Grotere betrouwbaarheid door betere afstemming	
Financiële consequenties	Geen	
Praktische uitvoerbaarheid	Goed	

Effect op EKR	Onbekend
---------------	----------

Tabel 17: Verbeteroptie organisatie 3.

Verbeteroptie	Vastleggen gemaakte keuzen (traceerbaar en reproduceerbaar)	
Bijdrage aan betrouwbaarheid ecologische beoordeling	Het KRW-oordeel moet ook door derden gereproduceerd kunnen worden	
Financiële consequenties	Extra tijdsinvestering intern RWS	
Praktische uitvoerbaarheid	Goed	
Effect op EKR	Onbekend	

### 3 Adviezen

In hoofdstuk 2 is een aantal verbeteropties beschreven om de monitoring en beoordeling van macrofauna te verbeteren. De verbeteropties zijn in bijlage 2 in een overzicht geplaatst waarbij tevens een globale beoordeling is opgenomen van hun bijdrage aan de betrouwbaarheid van het toetsresultaat, de financiële consequenties, de praktische uitvoerbaarheid en het effect op hoogte van de EKR. Deze opties zijn met experts uit de monitoringsketen binnen Rijkswaterstaat onder de loop genomen en besproken. Daarbij zijn enkele verbeteropties verder aangescherpt en is gekeken naar welke verbeteropties zinvol en haalbaar zijn. De verbeteropties zijn vervolgens gebundeld tot adviezen waarbij de minder zinvolle of haalbare verbeteropties niet zijn meegenomen. Tijdens een workshop met afdelingshoofden en experts van de betrokken afdelingen zijn alle adviezen op hun merites doorgenomen. Op basis daarvan zijn de adviezen weer aangescherpt en in geval van meetfrequentie door ons naar eigen inzicht aangepast.

Tabel 18: Overzicht inhoudelijke adviezen.

	Geadviseerde aanpassing	Bijdrage aan betrouwbaarheid	Financiële consequenties	Praktische uitvoerbaarheid	Effect op EKR
1	Evalueer elke zes jaar het aantal en de ligging van meetpunten en pas het meetnet daarop aan	++	---	Vereist enige inspanning	positief
2	Wijzig meetfrequentie in rivieren en meren naar eens per twee jaar	+	---	Goed	Onbekend
3	Voer bemonstering in rivieren en meren uit in voorjaar i.p.v. najaar	++	--	Complex voor rivieren	ca. 0,05 hoger
4	Stem bemonsteringsmethode af met gebruikte methode voor maatlat	++	-/+	Goed	0,06 hoger voor rivieren
5	Onderzoek of wijzigingen in methode van monsteraanlyse leiden tot een andere EKR	?	--	Goed	Onbekend
6	Maak maatlatformules rivieren minder streng (internationale aansluiting)	++	Geen	Afstemming waterschappen	0,08 - 0,11 hoger

Bijdrage betrouwbaarheid
Onbekend
Geen/gering
Duidelijk

Financiële consequenties
Nauwelijks
Beperkt
Aanzienlijk

Praktische uitvoerbaarheid
Eenvoudig
inspanning
Complex

Effect op EKR
Onbekend
<0,06
>0,06

Bij elk advies is een actiehouders aangegeven die het eerste initiatief of het besluit zal moeten nemen. In de praktijk zal elke actie in overleg met andere afdelingen en via de bestaande werkprocessen voor informatievoorziening verlopen.

- 1) Evalueer en optimaliseer het aantal en de ligging van de meetpunten vóór elke volgende KRW planperiode, waarbij het areaal van de voor het watertype karakteristieke biotopen leidend is. Hiervoor is een actuele kartering van biotopen per waterlichaam een randvoorwaarde. Deze dient dan ook eerst te worden uitgevoerd. Voorgesteld wordt om extra meetpunten toe te voegen wanneer specifieke biotopen een significant deel uitmaken van het waterlichaam (bijvoorbeeld 1 extra meetpunt wanneer nevengeulen meer dan 5% van het oppervlak van het waterlichaam omvatten, 2 extra meetpunten bij meer dan 10% e.d.). Om dit te kunnen uitvoeren zullen een actuele biotoopkartering en wellicht andere ondersteunende metingen beschikbaar moeten zijn of uitgevraagd moeten worden.

Actiehouders: RWS WVL – afdeling Waterkwaliteit en Natuurbeheer.

- 2) Wijzig de meetfrequentie voor alle watertypen naar tweejaarlijks om een betere balans te krijgen tussen de minimumvereisten en de wenselijkheid om sneller autonome ontwikkelingen en resultaten van maatregelen te kunnen meten. Vanuit logistiek en capaciteitsoogpunt voor de markt is een alternerende opzet (in even jaren de rivieren, in oneven de meren) wenselijk. De wijziging kan via het Intake-proces voor vraagbundeling verlopen.

Actiehouders: RWS WVL – afdeling Waterkwaliteit en Natuurbeheer.

- 3) Voer de macrofauna-monsternames voor rivieren, meren en kanalen in het voorjaar uit. Bepaal met specialisten nader het tijdvenster waarbinnen dit moet gebeuren en hoe te handelen bij hoogwater. Deze behoefte zal ook via het Intake-proces voor vraagbundeling verlopen.

Actiehouders: RWS WVL – afdeling Waterkwaliteit en Natuurbeheer.

- 4) Stem de monsternamen-apparatuur en te nemen deelmonsters af op de technieken die bij de maatlatontwikkeling zijn gebruikt. Voor rivieren zijn dat handnet- en rivierhoutmonsters en voor meren alleen ondiepe (litorale) handnetmonsters. Diepe (profundale) monsters zijn niet nodig voor de KRW beoordeling in de onderzochte watertypen. Voor deze monsters dient door Data- en Informatiemanagement uitgezocht te worden of de resultaten voor andere doeleinden gebruikt worden, alvorens deze monsters te schrappen

Actiehouders: afdeling Data- en informatiemanagement.

- 5) Voer een nadere analyse uit om het effect van gewijzigde monsteranalyses op verschillen in aantal soorten en aantallen individuen in de loop van de tijd beter te begrijpen. Ook hiervoor zal een Intake ingediend moeten worden.

Actiehouders: RWS laboratorium.

- 6) Pas de maatlatformules zodanig aan dat de gevoeligheid voor kenmerkende soorten verbetert en de toetsresultaten beter bij intercalibratieresultaten aansluiten. Voeg enkele kenmerkende soorten toe aan de maatlatlijst. Deze aanpassing houdt in: consulteren van de waterschappen met dezelfde watertypen, voorleggen aan de Werkgroep Doelstellingen, aanpassen maatlatdocumenten en volgen van het intercalibratieproces voor aanpassingen van maatlaten.

Actiehouders: RWS WVL - afdeling Waterkwaliteit en Natuurbeheer.

Naast deze inhoudelijke adviezen is tijdens het onderzoek en de workshop geconstateerd dat de organisatie rond de hele 'macrofaunaketen' op verschillende punten kan worden verbeterd. Genoemde aandachtspunten ten aanzien van regie op de hele keten, communicatie over gemaakte keuzen en het op

traceerbare en reproduceerbare wijze vastleggen van gemaakte keuzen dienen verder te worden uitgewerkt. Omdat voorliggend onderzoek niet gericht was op organisatie en proces zijn concrete adviezen hierover achterwege gebleven.

**Geciteerde bronnen in deel B**

Birk, S., J. Böhmer & F. Schöll, 2016. Intercalibrating the national classifications of ecological status for very large rivers in Europe. Biological Quality Element: Benthic Invertebrates. XGIG Large River Intercalibration Exercise – Milestone 6 Report. EU-Joint Research Centre.

Evers, C.H.M., H. de Mars, A.J.M. van den Broek, R. Buskens, M. Klinge & N. Jaarsma, 2005. Validatie en verdere operationalisering van de concept KRW-maatlatten voor de natuurlijke rivier- en meertypen. Uitgevoerd in opdracht van het RIZA. Royal Haskoning projectnr. 9R3003.

Klink, A., 2016. KRW-proef: bomen in de Nederrijn-Lek en IJssel. Evaluatie 2014-2015. Hydrobiologisch Adviesburo Klink, Wageningen, rapporten en mededelingen nr. 139.

Kotter, M. & D. Brus, 2012. KRW monitoring: analyse van het aantal benodigde macrofaunamonsters. Alterra, Wageningen, rapportnr. 2368.

Postma, J.P. & C.M. Keijzers, 2014. De MWTL-monitoring van macrofauna in R8-water. Een vergelijking met de maatlat-methoden. Rapport Ecofide, Weesp, nr. 62.

Reeze, A.J.G., 2008. Biologische monitoring zoete Rijkswateren. Meetnet macrofauna. Intern RWS-document BM08.06.

Reeze, A.J.G., 2014. Verbeteren macrofauna maatlat R8. Rapport Ecofide, Weesp, nr. 77. Rijkswaterstaat, 2014.

## DEEL C: Data-analyse

### Evaluatie en verbetering MWTL meetnet macrofauna en maatlatten

#### 1 Algemeen

Voorliggend Deel C van deze rapportage gaat achtereenvolgens in op de analyse van: het meetnet (hoofdstuk 2), de monsteranalyse (hoofdstuk 3) en de macrofaunamaatlatten (hoofdstuk 4). Voor de data-analyse zijn gegevens gebruikt die door Rijkswaterstaat zijn aangeleverd, binnen RHDHV en Ecofide beschikbaar waren uit eerdere onderzoeken en publiek beschikbare gegevens tot en met 2016.

De analyse is gericht op de macrofauna van de watertypen R7 en R16 (rivieren), M14, M20 en M21 (meren) en M7 (kanalen).

#### 2 Analyse van het meetnet

Rond de inrichting van het MWTL-meetnet voor macrofauna zijn vijf aspecten onder de loep genomen, gekoppeld aan de vraag of de MWTL-meetpunten voldoen vanuit het oogpunt van:

1. het aantal meetpunten per waterlichaam;
2. de ligging van de meetpunten (zijn deze representatief, ook in relatie tot maatregelen?);
3. de frequentie van monitoren (1 maal per 3 jaar of moet dat frequenter?);
4. het gekozen jaargetijde (voor- en/of najaar?);
5. methodiek en apparatuur (worden de juiste monsternamen technieken ingezet?).

##### 2.1 Opbouw macrofaunameetnet

Voor een goed begrip van het meetnet is de relatie tussen de begrippen 'Waterlichaam', 'Monitoringslocatie', 'Meetpunt', en 'Meetplek' van belang. Een waterlichaam kent meestal één monitoringslocatie waarover gerapporteerd wordt. Dit hoeft geen fysieke locatie te zijn waar monsters worden genomen. De toestandsbeoordeling voor een monitoringslocatie vindt plaats door op ten minste één fysiek meetpunt, maar meestal meer, de toestand te bepalen, lees de EKR te berekenen. De EKR's van deze meetpunten worden gemiddeld tot een toestand voor de monitoringslocatie, en daarmee het waterlichaam. Op een meetpunt kan de bemonstering van macrofauna weer op meerdere plekken plaatsvinden, bijvoorbeeld met een handnet en/of op stenen. Voor de beoordeling worden de resultaten van de verschillende meetplekken tot één soortenlijst per meetpunt samengevoegd en vervolgens getoetst. Deze EKR per meetpunt wordt vervolgens over de meetpunten gemiddeld tot een oordeel voor het waterlichaam als geheel. Binnen de geselecteerde watertypen heeft RWS 23 zoetwaterlichamen in beheer. De verdeling over de watertypen staat in tabel 2.1.

Tabel 2.1 Aantal waterlichamen per watertype.

Watertype	Aantal waterlichamen
Rivieren R7	7
R16	1
Meren M14	4
M20	3
M21	2
Kanalen M7b	5
M6b*	1
<b>Totaal</b>	<b>23</b>

\* officieel geen onderdeel van het project, maar dusdanig vergelijkbaar met M7b dat deze op onderdelen in de analyses is betrokken.



## 2.2 Werkwijze en gebruikte gegevens

Voor de analyse zijn de volgende gegevens gebruikt:

- Officiële KRW-waterlichamen en KRW-meetpunten van de geselecteerde watertypen van het KRW-portaal (shape-bestand).
- Macrofaunabestand via Servicedesk: 1999-2016Mzb-data RWS met legenda t.b.v. het project.
- Toetsingsbestand RWS.
- Maatregelenkaart. Hiervoor zijn alle reeds uitgevoerde en geplande maatregelen voor de KRW opgevraagd in GIS of met geografische gegevens. Helaas blijkt een dergelijk vlakkenoverzicht nog niet beschikbaar te zijn met landelijke dekking. Afhankelijk van de regio is dit meer of minder concreet beschikbaar:
  - Viewer verkende maatregelen vanaf 1 januari 2015 'Mirt2 kaart':  
<https://geoweb.rijkswaterstaat.nl/middennederland/GeoWeb41/>
  - Viewer uitgevoerde maatregelen RWS Oost Nederland:  
<https://geoweb.rijkswaterstaat.nl/oostnederland/GeoWeb41/?Viewer=KRW>
  - Objectentabel 2016 met alle uitgevoerde maatregelen in Rijkswateren met coördinaten (gebruikt in de analyses: maatregelen 2006-2016 zijn gebruikt).

Met bovengenoemde bestanden is onderzocht hoeveel KRW-meetpunten zijn gebruikt voor de toestandbeoordeling, met welke bemonsteringsfrequentie en in welk jaargetijde de monsters zijn genomen. Daarbij is ook gekeken naar de spreiding van EKR's van onderliggende meetpunten ten opzichte van de eindtoestand per waterlichaam (zie paragraaf 2.3.2).

Vervolgens zijn met een vergelijkbare analyse ook alle MWTL-meetpunten, die vanaf 2006 tot en met 2016 zijn bemonsterd op macrofauna, gekoppeld aan de KRW-waterlichamen. Dit geeft inzicht in het maximaal aantal meetpunten en monsters, dat beschikbaar is voor gebruik binnen de KRW-beoordeling. Ook is bekeken welke meetpunten voor welke waterlichamen als projectie dienden (zie paragraaf 2.3.3).

Daarnaast zijn de KRW-maatregelen toegevoegd aan de shape met KRW-meetpunten. Hiermee kon de ligging van het meetpunt ten opzichte van een maatregel worden bepaald. Op enkele meetpunten waar verbeteringsmaatregelen zijn uitgevoerd, is onderzocht of dit ook zichtbaar is in de macrofaunagemeenschap.

Tot slot is onderzocht in hoeverre de officiële KRW-toetsing vanaf 2005 gereproduceerd kan worden met de ruwe gegevens uit het MWTL-databestand. Dit geeft inzicht in de herleidbaarheid van keuzes en stappen in het proces van ruwe monsters naar EKR's op waterlichaamniveau. Het MWTL-bestand is hiervoor opgeschoond naar alleen de methoden die bruikbaar zijn voor KRW-toetsing. Over het algemeen gaat het dan om de monsters uit het litoraal. Dit bestand is vervolgens met QBWat getoetst. De uitkomsten zijn tevens gebruikt om voor alle meetpunten trends te bepalen vanaf de start van de monitoring. Dit geldt zowel voor de EKR's als de onderliggende deelparameters.

## 2.3 Analyse van het aantal meetpunten

### 2.3.1 Achtergrond van de vraag



Figuur 2.1: Kaart met KRW-waterlichamen en KRW-meetpunten voor de geselecteerde watertypen.

Figuur 2.1 toont het aantal meetpunten in de geselecteerde waterlichamen (exclusief geprojecteerde meetpunten). Voor de vraag of dit aantal meetpunten geschikt is als basis voor een betrouwbare toestandsbepaling, is nader gekeken naar de variatie tussen de meetpunten per waterlichaam (par. 2.3.2) en naar de projectie (par. 2.3.3).

De toestand van een waterlichaam wordt over het algemeen gerapporteerd op basis van de resultaten van één monitoringlocatie. Aan zo'n monitoringlocatie zijn meestal meerdere meetpunten gekoppeld. In het KRW-toetsingsbestand zijn 66 meetpunten aan de 23 waterlichamen gekoppeld (periode 2006 t/m 2016). In de totale MWTL-dataset liggen er voor dezelfde periode 138 meetpunten in deze waterlichamen (bestand "1999-2016Mzb-data RWS met legenda t.b.v. project doorlichten MWTL"). De belangrijkste reden waarom niet alle meetpunten worden gebruikt is de bemonsteringsmethode. Slechts op 87 meetpunten betreft het de vereiste litorale monsters. Het is niet duidelijk waarom daarvan 22 MWTL-locaties alsnog niet zijn gebruikt, mogelijk heeft dit te maken met de representativiteit van locaties, de tijdelijkheid van locaties of principiële keuzes en het aantal locaties waarover voor de KRW-gerapporteerd wordt (met bijbehorende verplichtingen).

Het blijkt dat voor een aantal KRW-toestandsbepalingen monitoringresultaten zijn gebruikt van meetpunten, die niet in het waterlichaam lagen. Deze zogenaamde 'projectie' is toegestaan volgens het 'Protocol Toetsen en Beoordeling'. Deze projectie vindt vooral plaats voor de kanalen en heeft onder andere te maken met de zeer schaarse aanwezigheid van locaties die met een handnet bemonsterd kunnen worden. Alleen de litorale (ondiepe) bemonsteringen zijn bruikbaar in de maatlatten. Voor het omzetten van resultaten uit het meetnet naar KRW-oordelen in de Aquokit worden zogenaamde projectieregels gebruikt. In deze regels staat beschreven welke koppeling er is tussen meetlocaties en KRW-waterlichamen per parameter (zoals macrofauna). Uit het bestand "projectieregels macrofauna meren en rivieren" blijkt dat er voor ieder waterlichaam projectieregels zijn aangemaakt behalve voor het waterlichaam NL99\_VechtZwarteWater. Dit waterlichaam deelt Rijkswaterstaat met Waterschap Drents Overijsselse Delta (voorheen Groot Salland) en die rapporteren er over. Er is voor gekozen om bij kanalen zonder meetpunten projectiemeetpunten uit het dichtstbijzijnde andere waterlichamen te gebruiken. Dit zijn meestal waterlichamen van een afwijkend KRW-type (R7, zie tabel 2.2). Alleen voor het Bathse Spuikanaal wordt gebruik gemaakt van resultaten van een waterlichaam met hetzelfde watertype (M20).

Tabel 2.2: Aantal KRW meetpunten (n) per waterlichaam zoals gebruikt voor de toestandsbepaling in relatie tot omvang.

Type	Waterlichaam	Code	Oppervlak [km <sup>2</sup> ]	Lengte [km]*	n	Aantal km per meetpunt*	Aantal km <sup>2</sup> per meetpunt
<b>Rivieren</b>							
R7	Bovenmaas	NL91_BOM_A		14	1	14	
R7	Bedijkte Maas	NL91_BM_A		36	1	36	
R7	Zandmaas	NL91_ZM_A		95	2	47	
R7	Nederrijn, Lek	NL93_ELSTOT		80	3	27	
R7	Bovenrijn, Waal	NL93_OPHMT921		97	4	24	
R7	Vechtdelta Groot Salland	NL93_Vechtdelta_C		26	3	9	
R7	IJssel	NL93_VEESSN		121	5	24	
R16	Grensmaas	NL91_GM_A		53	3	18	
<b>Meren</b>							
M14	Zwartemeer	NL92_RAMSDP	21	35	3	12	7
M14	Ketelmeer, Vossemeer	NL92_KETMWT	42	64	3	21	14
M14	Randmeren-Zuid	NL92_EEMMDK23	43	81	7	12	6
M14	Randmeren-Oost	NL92_VELWMDN	65	141	9	16	7
M20	Bathse Spuikanaal	NL89_SPUIK	8		0**	0	

Type	Waterlichaam	Code	Oppervlak [km <sup>2</sup> ]	Lengte [km]*	n	Aantal km per meetpunt*	Aantal km <sup>2</sup> per meetpunt
		(NL89_ZOOMMMDN2					
M20	Zoommeer, Eendracht	NL89_ZOOMMMDN2	17	67	3	22	6
M20	Volkerak	NL89_NOORDGT	63	83	5	17	13
M21	Markermeer	NL92_MARKMMDN	699	221	5	44	140
M21	IJsselmeer	NL92_VROUWZD	1149	281	6	47	191
<b>Kanalen</b>							
M6b	Midden-Limb. & N-Brabantse kanalen	NL90_1 (NL91_ZM_A)		166	0**	0	
M7b	Maas-Waalkanaal	NL91MWK (NL93_OPHMT921)		11	0**	0	
M7b	Amsterdam-Rijnkanaal Betuwepand	NL86_5 (NL93_ELSTOT)		9	0**	0	
M7b	Julianakanaal	NL91JK (NL91_ZM_A)		36	0**	0	
M7b	Twentekanal	NL93_STRVLCZD		63	3	21	
M7b	Amsterdam-Rijnkanaal Noordpand	NL86_6 (NL93_ELSTOT)		55	0**	0	
<b>Totaal</b>					66		

\* = omtrek/oeverlengte meren, met GIS bepaald.

n = aantal meetpunten in waterlichaam.

\*\*= projectie toegepast; tussen haakjes: waterlichaam van waaruit geprojecteerd is.

Tabel 2.2 laat zien dat in rivieren een afzonderlijk meetpunt een lengte van 9 tot 47 km moet representeren. Bij meren is de variatie, naar oppervlak gemeten, 6 tot 191 km<sup>2</sup>; maar per km oeverlengte komt de variatie goed overeen met die voor de rivieren. Met name Markermeer en IJsselmeer ligt een gering aantal meetpunten in verhouding tot hun oppervlak, maar dat is vooral een gevolg van het alleen meenemen van litorale monsters voor de KRW-toestandsbepaling. Gerekend naar oeverlengte is de variatie kleiner. Daar is ook in de opzet van het meetnet bewust voor gekozen (Reeze, 2008).

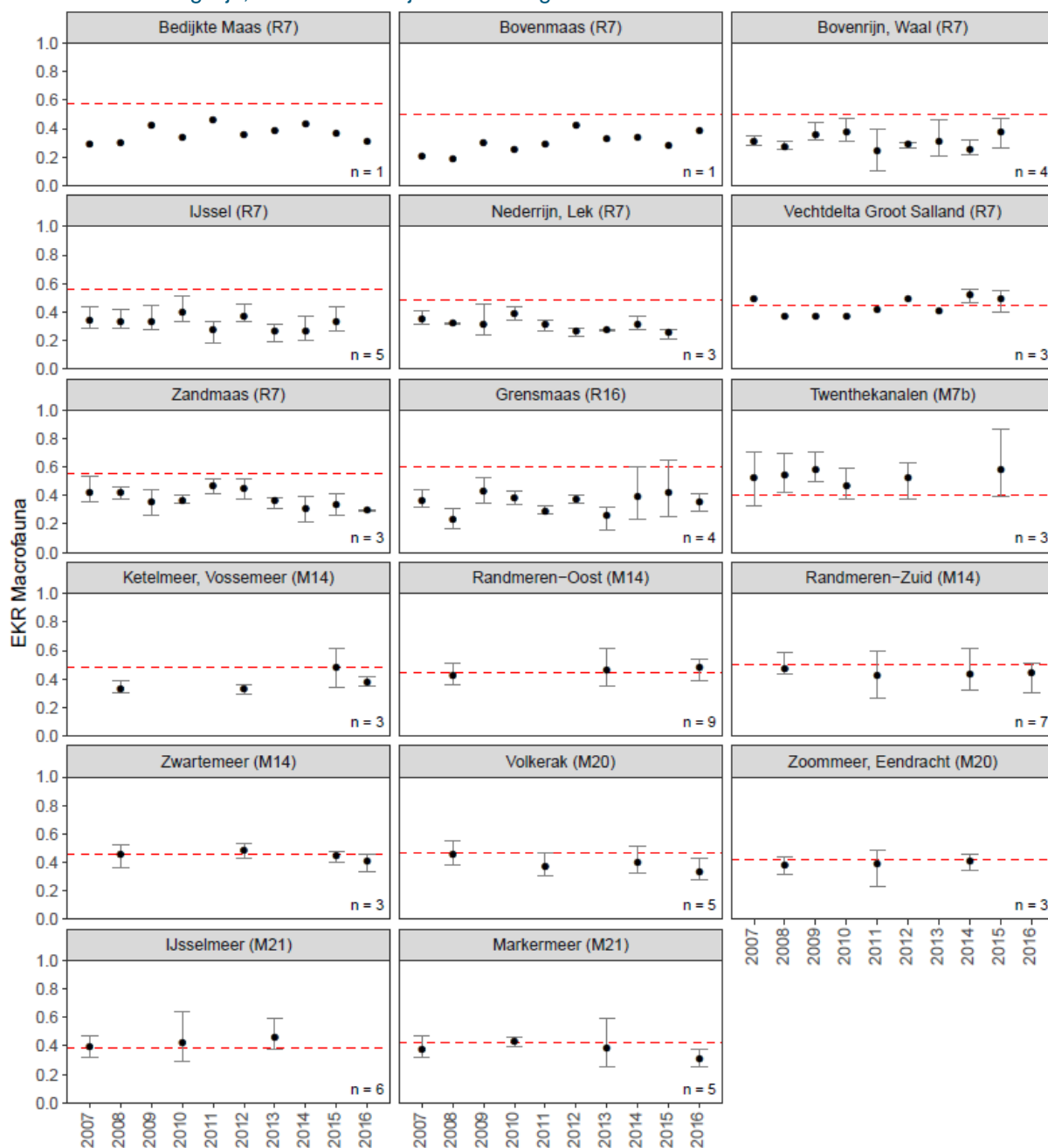
### 2.3.2 Variatie van de toestand over meetpunten

Een waterlichaam is nooit een homogeen geheel. Er is een meer of minder grote ruimtelijke variatie in biotopen en of menselijke beïnvloeding (drukken). Variatie in biotopen heeft invloed op de EKR. Een gevarieerd waterlichaam zal dus meer meetpunten moeten hebben om deze variatie en/of beïnvloeding in beeld te brengen. Ook kan er voor gekozen worden om voor het eindoordeel van een waterlichaam de variatie in de macrofaunatoestand tussen biotopen via een gewogen gemiddelde mee te nemen (correctie op het oppervlak van de biotoop). Hiervoor is door Rijkswaterstaat niet gekozen.

Door naar de variatie van de KRW-score van onderliggende meetpunten per KRW-waterlichaam te kijken, kan geanalyseerd worden in hoeverre er verschillen per meetpunt zijn. Dit biedt inzicht in de heterogeniteit van het waterlichaam en geeft daarmee een eerste indruk of er voldoende meetpunten aanwezig zijn om een representatief beeld van de toestand op waterlichaamniveau te kunnen schetsen. In figuur 2.2 is deze spreiding weergegeven. Voor de waterlichamen en jaren waar de resultaten van meerdere meetpunten beschikbaar zijn, is de berekende minimale en maximale EKR rond het gemiddelde weergegeven. Waterlichamen en jaren met slechts één meetpunt zijn daardoor alleen als stip zichtbaar. De bandbreedte is meestal minder dan 0,2 EKR (ofwel één kwaliteitsklasse). Echter als wordt beseft dat EKR's <0,2 en >0,6 vrijwel nooit voorkomen, is deze spreiding binnen één waterlichaam in één jaar relatief gezien toch erg groot. Daarnaast overschrijdt in globaal 40% van de gevallen de bandbreedte een klassengrens (figuur 2.2). Bij de Twentekanal is de spreiding nog groter (maar daar komen ook hogere

EKR's voor, >0,5). Daaruit kan worden afgeleid dat er eerder meer dan minder meetpunten nodig zijn voor de beoordeling van die waterlichamen. Om de redenen van de variatie goed te kunnen achterhalen is het noodzakelijk om te weten welke biotopen op de meetpunten aanwezig zijn. Dit valt echter buiten de scope van dit onderzoek, maar is wel een belangrijke aanbeveling om het meetnet goed te kunnen optimaliseren. In het licht van bovenstaande is het opmerkelijk dat sommige waterlichamen slecht één meetpunt bevatten (zeker de Bedijkte Maas met één meetlocatie op ruim 36 km lengte).

De projectie tussen waterlichamen is hiermee eveneens discutabel. Deze projectie vindt plaats vanuit een ander type waterlichaam (vaak een rivier) en hoewel de waterkwaliteit en drukken goed overeen kunnen komen, zijn de aanwezige biotopen geheel anders. Daarnaast is het GEP in de kanalen gebaseerd op een andere maatlat dan de toestand (EKR) die vanuit de rivieren wordt geprojecteerd. Conform de richtlijnen is dit wellicht wel mogelijk, maar inhoudelijk zeker niet gewenst.





*Figuur 2.2: Gemiddelde EKR per waterlichaam gegroepeerd naar watertype en min-max spreiding van de onderliggende meetpunten. Het aantal meetpunten (n) staat rechtsonder. De rode stippellijn geeft de ecologische doelstelling (GEP) weer.*

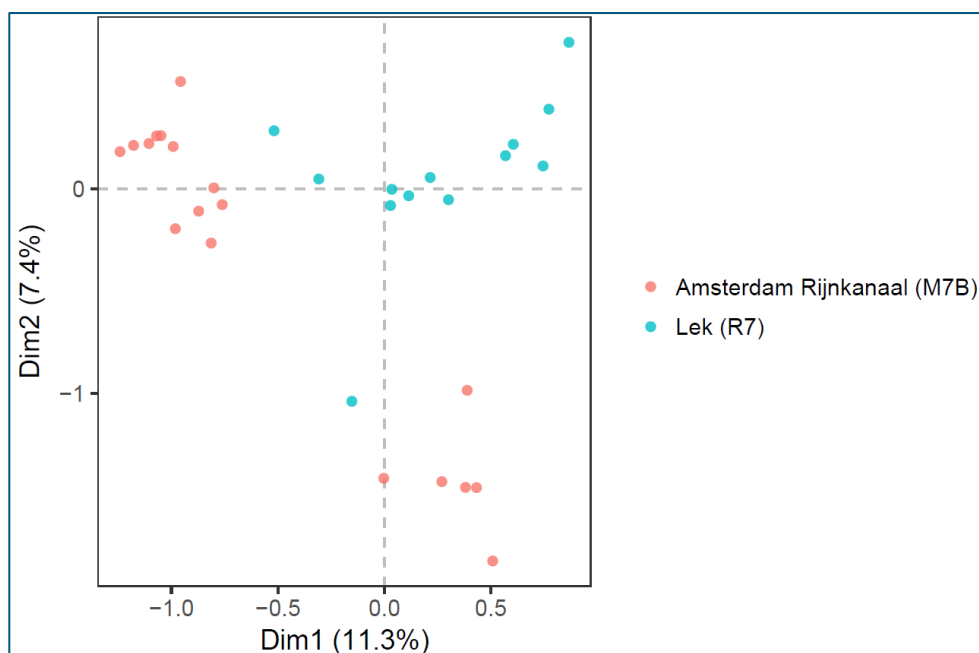
### 2.3.3 Analyse van de projectie

Voor een aantal waterlichamen is de EKR bepaald op basis van metingen in een ander waterlichaam (zie de waterlichamen zonder eigen meetpunten in tabel 2.2). De vraag is of dit gerechtvaardigd is. Zijn de macrofaunagemeenschappen zodanig vergelijkbaar dat projectie niet alleen formeel is toegestaan maar ook inhoudelijk is te verdedigen? Voor een aantal waterlichamen dat gebruik maakt van projectie van elders zijn echter wel macrofaunagegevens beschikbaar. Dit biedt de mogelijkheid om deze te vergelijken met de soortenlijsten van de meetpunten die geprojecteerd zijn. Het betreft echter wel profundale monsters in plaats van litorale monsters zoals gebuikt voor de KRW-toestandbepaling.

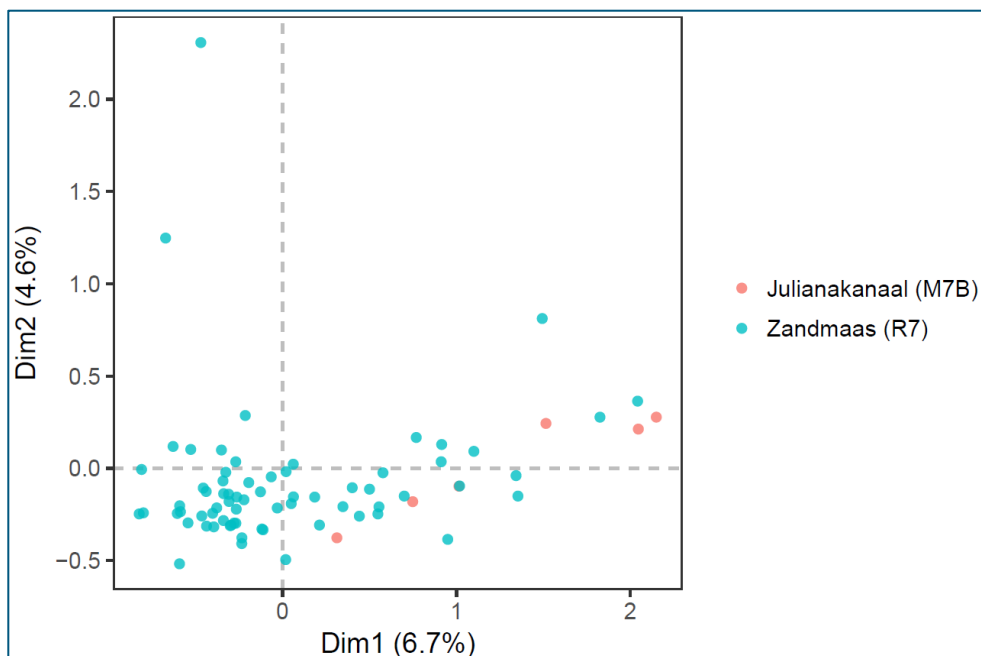
#### **Correspondentie Analyse (CA)**

*Een CA is een zogenaamde ordinatietechniek waarbij het algoritme op zoek gaat naar een gradiënt in de soortenlijsten van de verschillende meetpunten die aangeboden worden. Meetpunten die een vergelijkbaar voorkomen en abundantie hebben van soorten komen dicht bij elkaar te liggen; meetpunten met een sterk afwijkende soortensamenstelling liggen ver uit elkaar. De abundanties zijn log-getransformeerd zodat uitschieters het beeld niet teveel verstoren. De CA kan gradiënten in verschillende dimensies onderscheiden. De twee belangrijkste worden in een zogenaamde biplot grafisch uitgezet. De figuur geeft geen verklaring van de gradiënt.*

Met een Correspondentie Analyse (CA) is nagegaan in hoeverre de gemeten soortensamenstelling van het waterlichaam afwijkt van die van het 'projectie-waterlichaam'. Dit geeft een beeld van de validiteit van de projectie. Deze analyse is alleen uitgevoerd voor het Amsterdam Rijnkanaal (vergeleken met het projectie-waterlichaam Lek) en het Julianakanaal (vergeleken met het projectie-waterlichaam Zandmaas). Dit zijn namelijk de enige waterlichamen met projectie waarin metingen beschikbaar zijn vanuit MWTL. In de overige waterlichamen met projectie (het Bathse Spuikanaal, het Maas-Waalkanaal en de Midden-Limburgse en Noord-Brabantse kanalen) is de macrofauna-soortensamenstelling niet gemeten. De resultaten van deze CA-analyses staan in de figuren 2.3 en 2.4.



*Figuur 2.3: CA-analyse van de macrofaunasamenstelling van het Amsterdam Rijnkanaal met die van de Lek. Ieder punt is een individueel macrofauna monster (waar beschikbaar gecombineerd over verschillende monsternamen-apparaten).*



*Figuur 2.4: CA-analyse van de macrofaunasamenstelling van het Julianakanaal met die van de Zandmaas. Ieder punt is een individueel macrofauna monster (waar beschikbaar gecombineerd over verschillende monsternamen-apparaten).*

Figuur 2.3 laat zien dat de macrofaunagemeenschap in de Lek en het Amsterdam-Rijnkanaal waarop dit geprojecteerd wordt, behoorlijk in samenstelling van elkaar afwijken. Dit maakt projectie discutabel, hoewel we bij gebrek aan litorale monsters in het Amsterdam-Rijnkanaal dus gebruik hebben moeten maken van afwijkende profundale monsters. Daarnaast is het discutabel of een EKR van een ander watertype überhaupt wel geprojecteerd kan worden (van rivier naar kanaal). Bij het Julianakanaal (figuur 2.4) is de afwijking overigens minder groot.

## 2.4 Ligging van de meetpunten

### 2.4.1 Achtergrond van de vraag

De essentie van deze onderzoeksvraag ligt in de geschiktheid van de bemonsterde meetpunten en biotopen om de huidige toestand accuraat te beoordelen én om effecten van maatregelen te kunnen detecteren.

Om de geschiktheid van de meetpunten voor het detecteren van effecten van maatregelen te onderzoeken, is de fysieke afstand tussen de meetpunten en de maatregelen onderzocht in relatie tot de verschillen in EKR tussen meetpunten binnen één waterlichaam. Daarnaast is inzicht vereist in de aanwezige biotopen in relatie tot de bemonsterde biotopen. Deze analyse valt zoals eerder gesteld buiten de scope van dit onderzoek, maar is wel een belangrijke aanbeveling.

## 2.4.2 Fysieke afstand tot maatregelen

De ligging van uitgevoerde maatregelen zijn alleen met x,y coördinaten van het centrum ervan beschikbaar. Ook zijn in de beschikbare dataset veel oude (niet-KRW) maatregelen opgenomen. Deze lijst is in overleg met RWS opgeschoond, waarbij alleen maatregelen die vanaf 2006 tot en met 2016 (deels) zijn aangelegd en zijn toegedeeld aan een KRW-waterlichaam behouden. Dit leidt voor de watertypen, die in dit onderzoek zijn meegenomen, tot een lijst van 194 maatregelen in 19 KRW-waterlichamen (zie tabel 2.3).

De afstand van de ligging van de KRW-meetpunten tot die maatregelen varieert sterk. Vooral in de waterlichamen met projectie van meetpunten vanuit andere waterlichamen zijn deze afstanden zeer groot (kanalen). Dit is uiteraard ook te verwachten door de keuze voor deze projectie vanuit andere waterlichamen. Bij veel andere waterlichamen is de afstand tot het dichtstbijzijnde meetpunt in de orde grootte van kilometers tot tientallen kilometers.

Omdat de maatregelen nu als punt (in het midden) zijn meegenomen en niet als geografisch vlak (wat in de praktijk natuurlijk wel het geval is), is de afstand een overschatting van de werkelijke afstand. Desondanks zal voor de meeste inrichtingsmaatregelen gelden dat de effecten op de macrofaunatoestand niet direct zichtbaar kunnen zijn op de huidige meetpunten.

*Tabel 2.3: Maatregelen per KRW-waterlichaam en afstand tot dichtstbijzijnde KRW-meetpunt (bemonsterd vanaf 2006) (geen rekening gehouden met boven/benedenstroomse positie).*

Waterlichaam	Aantal maatregelen reeds uitgevoerd vanaf 2006 t/m 2016	Afstandsrange maatregelen tot dichtstbijzijnde meetpunt (km)	Gemiddelde afstand tot dichtstbijzijnde meetpunt (km)
Amsterdam-Rijnkanaal Noordpand	1	6	6
Volkerak	2	2-21	12
Midden-limburgse en Noord-brabantse kanalen	19	22-78	48
Bedijkte Maas	31	1-21	9
Bovenmaas	2	2-4	3
Grensmaas	5	3-10	8
Julianakanaal	2	24-37	31
Maas-Waalkanaal	1	7	7
Zandmaas	55	1-20	11
IJsselmeer	11	2-22	9
Ketelmeer, Vossemeer	1	2	2
Markermeer	5	1-12	6
Randmeren-Oost	1	2	2
Zwartemeer	1	2	2
Nederrijn, Lek	19	0-25	7
Bovenrijn, Waal	3	5-14	9
IJssel	21	17-76	36
Twentekanalen	13	2-14	6
Vechtdelta Groot Salland	1	7	7
<b>Totaal</b>	<b>194</b>	<b>0-78</b>	<b>16</b>

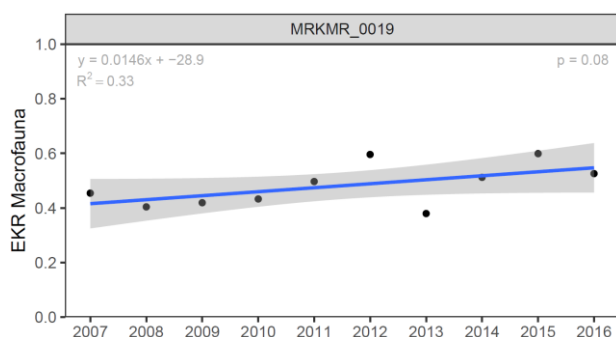


### 2.4.3 Effect van maatregelen op EKR

Om meer inzicht te krijgen in de mogelijkheden om effecten van maatregelen aan te tonen met monsters vanuit het MWTL zijn twee meetpunten geselecteerd waarvan bekend is dat er positieve ontwikkelingen zijn geweest waardoor waterplanten met bijbehorende macrofauna zijn teruggekeerd als gevolg van een betere waterkwaliteit:

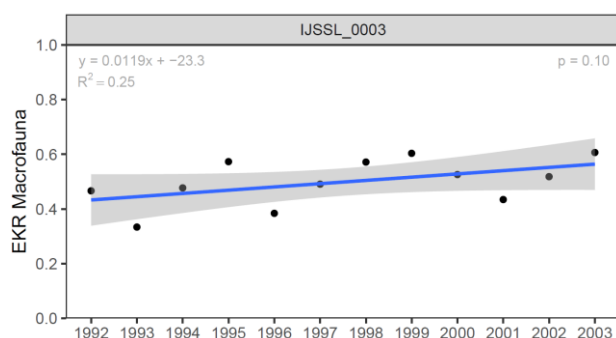
- Meren: Hoornse Hop in het Markermeer (M21) met meetpunt MRKMR\_0019.
- Rivieren: IJssel benedenstrooms Zwolle/Kampen (R7) met meetpunt IJSSL\_0003.

Voor het Hoornse Hop is er een licht positieve trend zichtbaar (figuur 2.5). Vooral het toenemende aandeel kenmerkende soorten en de afname van de relatieve abundantie aan negatieve soorten leidt tot een lichte verbetering van de EKR.



Figuur 2.5: Toestand (EKR) van het Hoornse Hop per jaar.

In het benedenstroomse deel van de IJssel zijn vanaf eind jaren '90 de waterplanten teruggekeerd. Benedenstrooms Zwolle is rond 2005 de grootste sprong zichtbaar (macrofytenlocatie Zwolle3, analyse Roelf Pot uit de Watersysteemanalyse Rijntakken 1990-2015). Ca. 7 km benedenstrooms van deze locatie ligt het macrofaunameetpunt IJSSL\_0003 bij Kampen. Daar is ook een positieve trend zichtbaar voor de EKR van macrofauna (figuur 2.6). Zowel het aandeel kenmerkende soorten neemt daar toe als de relatieve abundantie van kenmerkende + positieve taxa. Daarnaast neemt ook de relatieve abundantie negatieve soorten af. Alleen de factor EPT laat geen trend zien.



Figuur 2.6: Toestand (EKR) van de IJssel bij Kampen per jaar.

Het is dus mogelijk om verbeteringen inzichtelijk te maken met macrofaunamaatltoetsingen van MWTL-monsters. Ondanks beperkingen vanuit bemonsteringsmethoden en maatlatartefacten. In eerdere uitgebreide onderzoeken in nevengeulen en op rivierhout is ook aangetoond dat meer kenmerkende soorten aangetoond kunnen worden, hoewel het aantal soms niet hoger komt dan 3 (Klink, 2016). Mede daarom is een aantal meetpunten recent (2017) verlegd richting maatregelen (mededeling Marieke Ohm).

Behalve waterkwaliteitsverbetering zoals minder nutriënten, minder zwevende stof en minder toxische stoffen hebben de meeste inrichtingsmaatregelen vooral een lokaal effect. De KRW biedt de mogelijkheid om ook daar meetpunten te leggen en deze met een weging naar omvang een weegfactor te geven bij de beoordeling (representativiteit t.o.v. van het hele waterlichaam). Voor drie belangrijke typen maatregelen in de grote rivieren is dit met een rekenvoorbeeld onderzocht:

- *Nevengeulen*: de IJssel is 125 km lang met een gemiddelde breedte van de hoofdstroom in de zomer van ca 100 meter. Daarmee is het oppervlak 12,5 km<sup>2</sup>. Een nevengeul, zoals bij Zwolle, is ca. 2 km lang en 100 meter breed en bedraagt dus ca 0,2 km<sup>2</sup> en daarmee zijn er zes van dergelijke nevengeulen nodig om tot ca. 10% van de hoofdgeul van het waterlichaam te komen en dus enigszins significant mee te kunnen wegen in de toetsing. Op 125 km rivier is in totaal ca. 22 kilometer aan nevengeulen aangelegd en daarmee is het zeker een relevant habitat om mee te nemen in de toestandsbepaling.
- *Natuurvriendelijke oevers*: In de beheerobjectentabel van RWS staan negen natuurvriendelijke oevers benoemd aan de IJssel met een totale lengte van ca. 5,55 kilometer en daarmee dus iets meer dan 2% ten opzichte van de totale oeverlengte van het waterlichaam.
- *Ontstening*: in de R7 waterlichamen van de Maas bedraagt de ontstening 19-74% van de oeverlengte (deels nog in uitvoering, zie tabel 2.4). Ook dit is dus een substantiële maatregel die met een MWTL-meetlocatie gevolgd kan worden en met een weging mede de KRW-toestand mede kan bepalen.

Tabel 2.4: Aandeel ontstening oeverlengte waterlichamen in de Maas (R7).

Waterlichaam	Naam	Lengte in km	Lengte ontstening	percentage
NL91BM	Bedijkte Maas	36,5	26,9	74%
NL91GM	Grensmaas	52,7	10,0	19%
NL91BOM	Bovenmaas	13,7	4,5	33%
NL91ZM	Zandmaas	94,7	40,2	42%

## 2.5 Frequentie van monitoring

### 2.5.1 Achtergrond van de vraag

De frequentie van monitoring is van belang om de jaarlijkse fluctuatie en (langjarige) trends als gevolg van inrichtingsmaatregelen en waterkwaliteitsverbetering te kunnen scheiden en duiden. Een te hoge frequentie is onnodig kostbaar, maar met een te lage frequentie is het pas na lange tijd mogelijk om effecten van maatregelen te onderscheiden van toevallige schommelingen of hydrologische invloeden.

### 2.5.2 Beschrijving herhalingsfrequentie

In tabel 2.5 is het aantal monsters weergegeven dat beschikbaar is voor de toestandsbepaling op de eerder beschreven meetpunten. De frequentie is in deze paragraaf opgevat als herhalingsfrequentie. De term meetfrequentie is van toepassing binnen een jaar. In de opzet van het KRW meetnet zijn de volgende keuzes gemaakt ten aanzien van de frequentie van meten (Reeze, 2008):

- Rivieren: jaarlijks litoraal, 3-jaarlijks profundaal.
- Kanalen: jaarlijks litoraal, 3-jaarlijks profundaal.
- Meren: jaarlijks profundaal, 3-jaarlijks litoraal.
- Grenslocaties: 3 x per jaar, enkel het najaarsmonster wordt gebruikt voor de KRW-toestandsbepaling.

Voor de macrofaunamaatlatten van de onderzochte watertypen binnen deze analyse zijn alleen de litorale monsters relevant, omdat daar de maatlat op gebaseerd is.

Tabel 2.5: Aantal monsterdatums per meetpunt en jaar van 2006 t/m 2016.

Type	Waterlichaam	Meetpunt	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
M14	Ketelmeer, Vossemeer	KETELMDK			1				1			1	1
		VOSSMDK			1				1			1	1
		ZUIDMDK32			1				1			1	1
	Randmeren-Oost	ABBT			1					1			1
		BREMBSHK			1					1			1
		HIERDSBMDG			1					1			1
		KLARBMDG			1					1			1
		KRANSWVODLZD			1					1			1
		NULDDK37			1					1			1
		SCHAAPSDBMDG			1					1			1
		VELWMDK			1					1			1
		ZEEWDDK44			1					1			1
	Randmeren-Zuid	ALMRDVDN			1			1			1		1
		EEMMDK			1			1			1		1
		MAATNPDR			1			1					1
		MAATPDR									1		
		NIEUWHCSAK			1			1			1		1
		NIJKK			1			1			1		1
		OUDVKVN			1			1			1		1
	Zwartemeer	BROEKPDR1			1				1			1	1
		RAMSDP48			1				1			1	1
		ZWARTMR02			1				1			1	1
M20	Volkerak	DINTSGZNWT			1			1			1		1
		KRAMMSSKMDN			1			1			1		1
		MIDDLGT02			1			1			1		1
		POLDZLD			1			1			1		1
		VENTJGPTN			1			1			1		1
	Zoommeer, Eendracht	PRINSSPOT			1			1			1		
		PRINSSPZD			1			1			1		
		SPEELMPTN2			1			1			1		
M21	IJsselmeer	ENKHADDVN		1			1			1			
		ENKHADKZD		1			1			1			
		GAAST		1			1			1			
		MIRNS		1			1			1			
		ROODKF		1			1			1			
		ZEUGHK		1			1			1			
	Markermeer	HOFLD		1			1			1			1
		HOUTRDMKMZD					1			1			1
		OOSTVDDK19		1			1			1			1
		SCHELLHT		1			1			1			1
		WARDR		1			1			1			1
M7b	Twenthekanalen	MEENWND	1	1	1	1	1		1			1	
		STRVLCZD	1	1	1	1	1		1			1	
		VREDBZKWT	2	1	1	1	1		1			1	
R16	Grensmaas	ELSLRTOVR				1		1		1	1	1	1
		ELSLO		1	1		1		1				
		GREVBT		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Type	Waterlichaam	Meetpunt	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	
		OHE		1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	
R7	Bedijkte Maas	GRAVE2		1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	
	Bovenmaas	EIJSDPTN		1	4	4	2	1	1	4	1	1	1	
	Bovenrijn, Waal	LOBPTN			3	3				3	1			
		OPHMT921	1	1	1	1	1	1	2	1	1	2		
		SPIJKSDK860	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
		WOLFRN894	1	1	1	1	1	1	2	1	1	2		
	IJssel	IJSSL1000		1	1	1	1	1	1	1	1	2		
		OLST2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
		STEEG2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
		VELP2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
		WIJHE2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
		Nederrijn, Lek	REMMDN912	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	STEENWD943			1	1	1	1	1	1	1	1	1		
	WAGNGN900			1	1	1	1	1	1	1	1	1		
	Vechtdelta	HASSWZDE		1	1	1	1	1	1	1	1	1		
	Groot Salland	LVE64-VILSRN									1	1		
		LVE92-BERKM									1	1		
	Zandmaas	BELFRTOVR				1					2	1	1	2
		BERGN		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
		BELFBVN		1	1		1	1	1					
Totaal			18	32	57	28	35	33	30	46	36	33	40	

Uit de overzichtstabel kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- Vanaf 2007 is de nieuwe, vaste(re) frequentie van metingen zichtbaar, 2006 wijkt daar nog sterk van af en betreft de oude frequentie.
- De gegevens over 2016 lijken niet compleet te zijn voor alle waterlichamen. Het is opvallend dat deze ontbreken voor de waterlichamen Bovenrijn/Waal, IJssel, Nederrijn/Lek (normaal jaarlijks) en IJsselmeer (normaal driejaarlijks).
- In de meren is om de 3 jaar gemeten, maar de metingen in Randmeren-oost ontbreken geheel in 2010.
- In grote lijnen is de opzet daadwerkelijk uitgevoerd volgens de eerder beschreven keuzen, in enkele gevallen zijn er echter meer monsters genomen. Dat betreffen incidentele voorjaarsmonsters en profundale monsters op een afwijkende datum van het litorale monster (beide vooral in 2006).
- De twee meetpunten in Maas en Rijn bij de grens zijn niet, zoals gepland, structureel drie maal per jaar bemonsterd.
- Het Twenthekanaal is in het begin jaarlijks bemonsterd, maar vanaf 2010 eenmaal twee jaarlijks en vervolgens 3-jaarlijks. Kennelijk is de keuze gemaakt om het waterlichaam vanaf dat moment als een M-type te beschouwen.

In de Richtlijn KRW-monitoring is vastgelegd dat voor macrofauna in meren (en kanalen) en rivieren elke drie jaar bemonsterd moet worden met minimaal één bemonstering in het monsterjaar. Daar wordt voor alle waterlichamen inmiddels aan voldaan. In een aantal meren was de frequentie in het begin van de periode lager, maar ook daar wordt nu voldaan aan de richtlijn.

In de jaren voorafgaand aan dit meetnet is een (statistische) evaluatie uitgevoerd. Reeze (2008) constateert dat de trenddetectie in het voormalig meetnet moeilijk was vanwege de grote jaar-op-jaar variatie. Dit leidt tot de volgende uitspraak: *“De meest effectieve opzet voor het meetnet bestaat dus uit een systeem met jaarlijkse metingen. Dit betekent een hogere meetfrequentie ten koste van de ruimtelijke dekking. Ook voor het meetdoel ‘toestandsbepaling’ ligt de meest efficiënte opzet niet bij een nadruk op ruimtelijke dekking, maar zijn hoger frequente metingen beter”*.

De grote verschillen in dynamiek tussen rivieren en meren zijn een plausibele verklaring om rivieren jaarlijks en meren driejaarlijks te bemonsteren. Het nadeel van driejaarlijkse metingen is dat dit voor trenddetectie minder wenselijk is. Als vuistregel onder statistici geldt dat er minimaal 5 metingen nodig zijn voor een trendanalyse. Bij een 3-jaarlijks schema duurt het dus 12 jaar alvorens een trendtoets uitgevoerd kan worden. Hoewel dit vanuit de KRW toegestaan is, kan het vanuit bestuurlijk oogpunt onwenselijk zijn om lang te moeten wachten totdat effecten van afgenomen fosfaatbelasting en uitgevoerde maatregelen door monitoring kunnen worden aangetoond. Bij een tweejaarlijks schema in meren kunnen al na 8 jaar trendtoetsen uitgevoerd worden en effecten zichtbaar gemaakt worden.

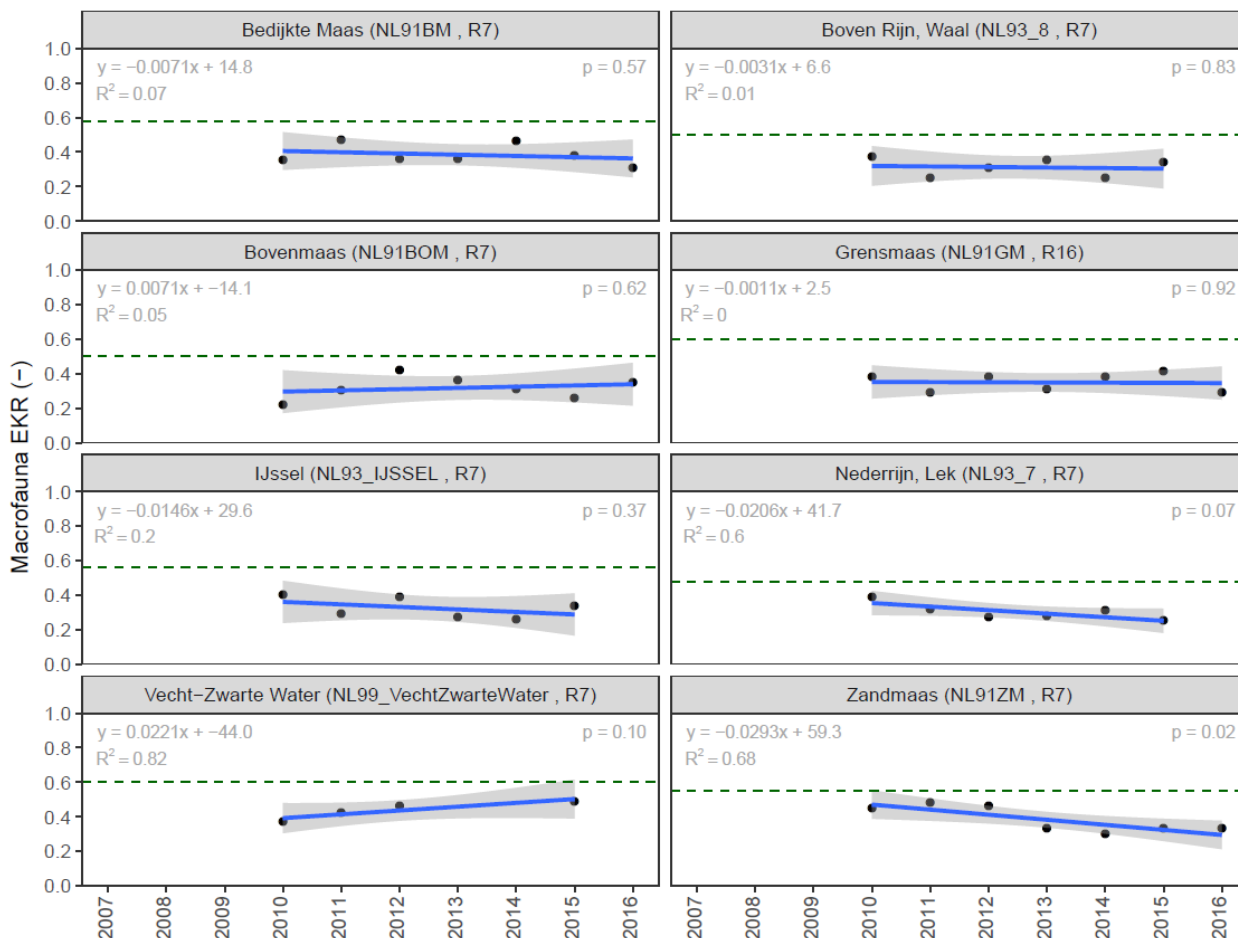
### **2.5.3 Analyse trendmatige veranderingen**

De vorige paragraaf laat zien dat de monitoring van waterlichamen een herhalingsfrequentie heeft van jaarlijks of driejaarlijks. Om een beeld te krijgen van de geschiktheid om daarmee trendmatige veranderingen zichtbaar te maken zijn de trends in EKR's in de loop van de tijd weergegeven ten opzichte van de doelstelling (GEP). Afhankelijk van het waterlichaam zijn daarbij meerdere en per jaar soms variabele meetlocaties gebruikt voor de KRW-toestandsbepaling.

#### **Rivieren**

De trends in de rivieren laten een wisselend beeld zien. In Boven-Rijn, Grensmaas, Boven-Maas en Bedijkte Maas is het verloop vlak, met een betrouwbaarheidsinterval van circa een hele klasse (0,2 EKR). De Nederrijn-Lek, IJssel en Zandmaas is een verwijdering van het doel zichtbaar. Alleen Vecht-Zwartewater lijkt te verbeteren.

Bij de rivieren liggen de GEP's over het algemeen tussen 0,5 en 0,6. Gezien het zeer sterk veranderde karakter van de grote rivieren is een dergelijk hoog GEP overigens opvallend. Het ligt immers vrij dicht bij het GET van 0,6 wat de doelstelling zou zijn voor natuurlijke wateren en deze wateren staan daar wat betreft inrichting en hydrologie ver van af. Zo wordt het GEP van 0,6 lang niet gehaald in de Grensmaas en lijken deze voor de Bedijkte Maas en de IJssel eveneens te hoog gegrepen (0,58, respectievelijk 0,56).

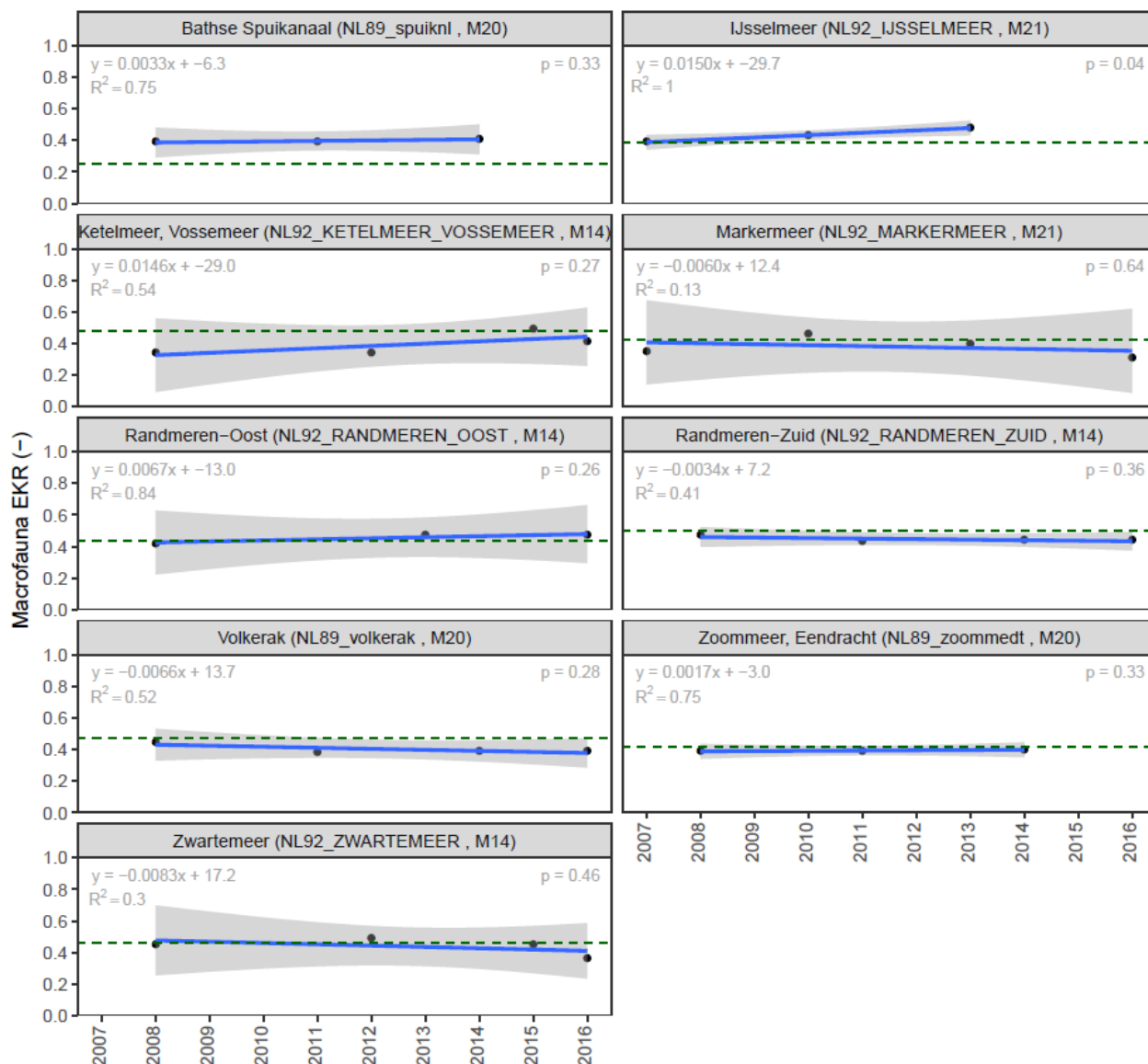


Figuur 2.7: Trends in de toestand (EKR) van KRW-waterlichamen R7 en R16 (rivieren), inclusief 95% betrouwbaarheidsinterval (grijs gearceerd). De onderbroken groene lijn geeft het doel aan.

## Meren

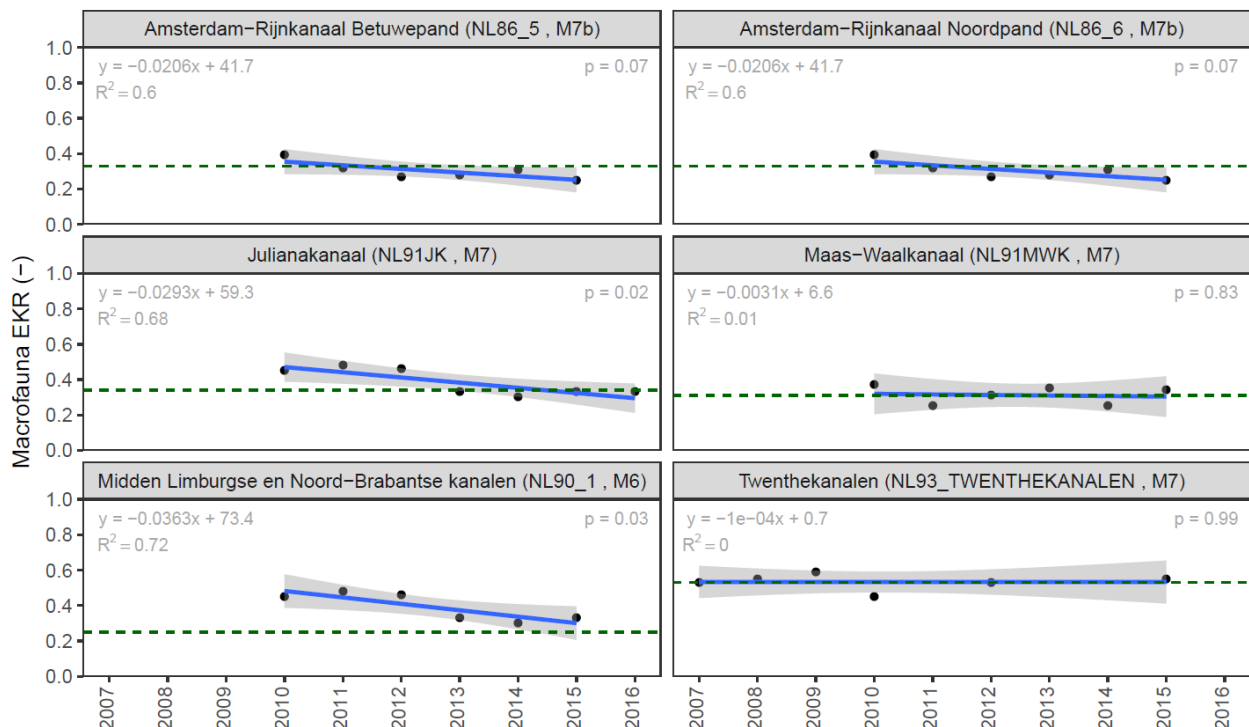
Bij de meren valt op dat het betrouwbaarheidsinterval of heel breed is (2 klassen bij Markermeer) of juist heel smal. Bij het Markermeer is de daadwerkelijk ecologische variatie is één van de oorzaken: door afwisseling van jaren met meer en minder wind is het meer niet elk jaar even helder en dat weerspiegelt zich in bedekkingen met waterplanten en indirect de macrofaunakwaliteit. Andere oorzaken zijn geleidelijke waterkwaliteitsverbeteringen, maar ook variaties in monitoring. Het achterhalen van de exacte oorzaken vraagt een diepgaande analyse van het waterlichaam wat buiten de scope van dit project valt.

De breedte van het betrouwbaarheidsinterval is afhankelijk van het aantal toetswaarden (EKR's) en de onderlinge ligging hiervan. Voor betrouwbare statistische uitspraken zijn in veel gevallen te weinig toetswaarden beschikbaar en kan aan het betrouwbaarheidsinterval geen oordeel worden toegekend. De EKR beweegt zich in de meeste gevallen rond het GEP zonder duidelijke opwaartse of neerwaartse trend. Vooral bij de meren wordt het GEP in de meeste gevallen gehaald of bijna gehaald. Bij de kanalen komt dit vooral doordat het GEP vrij laag ligt en de geprojecteerde toestand relatief hoog.



Figuur 2.8: Trends in de toestand (EKR) van KRW-waterlichamen M14, M20 en M21 (meren) met 95% betrouwbaarheidsinterval (grijs gearceerd). De onderbroken groene lijn geeft het doel aan.





Figuur 2.9: Trends in de toestand (EKR) van KRW-waterlichamen M6/M7 (kanalen) met 95% betrouwbaarheidsinterval (grijs gearceerd). De onderbroken groene lijn geeft het doel aan.

De kanalen waarvan de toestand is bepaald door projectie vanuit een ander waterlichaam zijn ook opgenomen. De waterlichamen met een negatieve trend (beide panden van het Amsterdam-Rijnkanaal, het Julianakanaal en de Midden Limburgse en Noord-Brabantse kanalen) hebben een negatieve trend als gevolg van de negatieve trend in de Lek en Zandmaas waaruit geprojecteerd wordt. Het Maas-Waalkanaal heeft dit niet vanuit de projectie en de Twentekanaal laten geen trend zien vanuit metingen op locaties binnen het waterlichaam.

## 2.6 Jaargetijde van bemonstering

### 2.6.1 Achtergrond van de vraag

In de maatlatdocumenten is aangegeven dat de bemonstering van macrofauna bij voorkeur in het voorjaar dient plaats te vinden. Een beoordeling op basis van een najaarsbemonstering is echter ook toegestaan. Vanuit een praktische overweging (grotere kans op hoge waterstanden in de rivieren in het voorjaar) heeft Rijkswaterstaat voor een najaarsbemonstering gekozen. De vraag is of dit een andere EKR tot gevolg kan hebben.

### 2.6.2 Analyse jaargetijde van bemonstering

Om inzicht te krijgen in een eventueel verschil tussen voor- en najaarsmonsters is zowel gekeken naar de literatuur als naar beschikbare databestanden.

#### Rivieren

Voor de macrofauna in grote rivieren (R7 en R16) constateert Klink (2016a) dat de EKR van rivierhout monsters in het voorjaar gemiddeld genomen 0,05 hoger is dan in het najaar. Ook het aantal

kenmerkende soorten is in het voorjaar veelal hoger dan in het najaar. Dit sluit aan bij een eerdere constatering van Greijdanus-Klaas (1997; gerefereerd in RIZA, 1997) dat verschillende soorten eendagsvliegen en kokerjuffers vrijwel uitsluitend in het voorjaar zijn waar te nemen. Ook in de jaarrapportage over de monitoring van nevengeulen concluderen de schrijvers (RIZA, 2001) dat de najaarsbemonstering minder taxa oplevert dan de voorjaarsbemonstering, waarbij de dichtheden dan wel weer hoger zijn dan in het voorjaar.

Vervolgens is nagegaan of de door Hydrobiologisch Adviesburo Klink verzamelde projectgegevens (de zogenaamde RWS-masterfile) aanvullende informatie kan leveren. In deze dataset zitten de analyseresultaten van bijna 4000 macrofaunamonsters, genomen met een grote verscheidenheid aan typen monsternamen-apparatuur, bemonsterde biotopen, locaties etc. Bij het beoordelen van eventuele seizoensvariatie is gezocht naar combinaties met niet alleen een identiek meetpuntplaats, jaar en monsternamen apparaat maar ook een zoveel mogelijk overeenkomstig fysiotoop, biotoop en/of substraat. Dit levert 88 geschikte combinaties, allen afkomstig uit R7. In overeenstemming met bovenvermelde literatuur blijkt ook uit deze projectgegevens dat het aantal kenmerkende soorten in het voorjaar significant hoger is dan in het najaar ( $p < 0,001$ ; gepaarde T-toets<sup>8</sup>). Tegelijkertijd bleek de EKR niet significant tussen beide seizoenen te verschillen. Dit komt deels doordat het gemiddelde verschil in het aantal kenmerkende soorten relatief beperkt was terwijl er tevens grote uitschieters naar beide zijden waren. Ook als er naar subsets van deze data wordt gekeken (bijv. alleen hout, of alleen bodemhappers) blijft dit beeld in stand. Telkens heeft op orde grootte 60-70% van de gepaarde monsters hogere EKR-waarden in het voorjaar, maar is het gemiddelde verschil niet significant (0,01-0,04).

Andere datasets, zoals MWTL en de data die bij het opstellen van de maatlat of de internationale kalibratie (Birk et al., 2016) zijn gebruikt, zijn slechts in beperkte mate aanvullend. In de MWTL zijn in totaal 16 locatie-jaar combinaties waar de macrofauna met hetzelfde monsternamen-apparaat in voor- en najaar is bemonsterd. Zes hiervan betreffen stenenzakmonsters. De resterende 10 locatie-jaar combinaties zijn allen afkomstig uit 2006 en betreffen 3 handnet-, 3 stenen-, 3 Van Veenhapper- en 1 werpkorfmonsters. Vier monsters hebben de hoogste EKR in het najaar en de andere zes in het voorjaar. Het gemiddelde verschil over deze 10 monsters bedraagt 0,05 EKR (hoger in het voorjaar), maar was statistisch niet significant. Ook de dataset die voor het opstellen van de maatlat voor R7 en R16 is gebruikt geeft een vergelijkbaar beeld. Het aantal kenmerkende soorten is in het voorjaar hoger maar er is geen statistisch significant verschil in de EKR (40 gepaarde locaties).

Samenvattend zijn er daarmee voldoende aanwijzingen dat de kans op het aantreffen van kenmerkende soorten in het voorjaar groter is dan in het najaar, terwijl tegelijkertijd het netto-effect op de uiteindelijke EKR beperkt en variabel is. Dit is in overeenstemming met de eerdere conclusie van Evers et al. (2005): het verschil in EKR tussen voor- en najaar is beperkt maar voldoende om het voorjaar als voorkeursperiode te bestempelen.

## **Mer**

Voor de watertypen M14 en M20 zijn gegevens over een eventueel seizoenseffect opgenomen in de data-analyse van Evers et al. (2005). Zij constateerden dat in goede meren ( $EKR > 0,6$ ) de scores van voorjaarsmonsters gemiddeld iets hoger liggen dan de scores van najaarmonsters. Deze analyse was gebaseerd op 192 monsters uit de watertypen M14, M20, M27, M30 en M31.

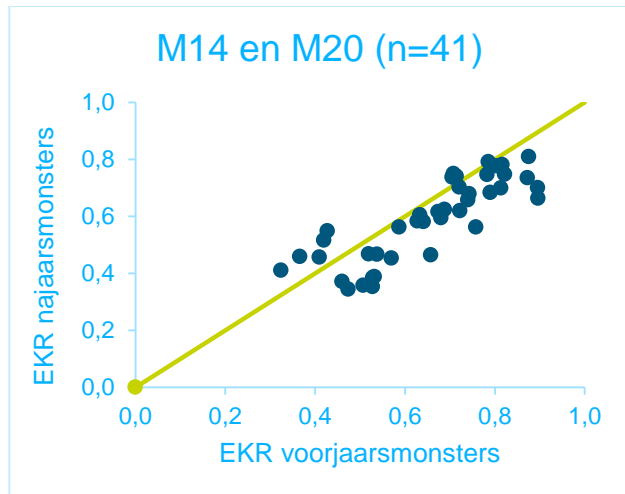
Aangezien voor de huidige studie alleen de watertypen M14 en M20 relevant zijn, is dezelfde analyse nogmaals uitgevoerd maar dan voor een uitsnede bestaande uit de 41 monsters afkomstig uit de watertypen M14 en M20 (figuur 2.8) Voor deze twee watertypen blijkt het verschil tussen voor- en

<sup>8</sup> De verdeling van het verschil tussen voor- en najaar week niet significant af van een normale verdeling.

najaarsmonster veel duidelijker naar voren te komen. In 32 van de 41 monsters (78%) is de EKR in het voorjaar hoger, waarbij het gemiddelde verschil 0,06 EKR bedraagt. Dit blijft ruim binnen een EKR-klasse, zoals ook al door Evers et al. (2005) ook werd opgemerkt. Tegelijkertijd is het verschil in 34% van de monsters >0,1 EKR in het voordeel van de voorjaarsmonsters. Daarmee is het begrijpelijk dat in de Richtlijn KRW-monitoring het voorjaar (maart-mei) als voorkeursperiode wordt benoemd (Rijkswaterstaat, 2014).

Er zijn voor zover bekend geen literatuurgegevens over een eventueel seizoenseffect voor de watertypen M7 en M21. Tegelijkertijd zijn er ook geen redenen om aan te nemen dat bovenstaande conclusie voor M14 en M20 niet ook op zou gaan voor deze twee watertypen. Verder is nagegaan of bestaande datasets aanvullende informatie kunnen opleveren. Dit blijkt in slechts zeer beperkte mate het geval. In de MWTL-data is slechts één locatie-jaar combinatie aangetroffen, waarbij de macrofauna in het voor- en najaar met dezelfde monsternamen is bemonsterd.

In de internationale kalibratie (Böhmer et al., 2014) zijn 149 Nederlandse macrofaunamonsters opgenomen afkomstig uit 32 verschillende meren. In deze dataset zitten 10 locatie-jaar combinaties, waarbij er in zowel het voor- als najaar is bemonsterd. Zes daarvan komen uit het Alkmaardermeer (1994). De andere vier uit de Vinkeveenseplas en de Ouderkerkerplas (2006). Deze locaties behoren alle drie tot het watertype M20. De EKR vertoont nauwelijks een verschil tussen het voor- en najaar. In zes monsters is de EKR in het voorjaar het grootst. Voor de andere vier logischerwijs het najaar. De dataset is onvoldoende omvangrijk voor degelijke, statistische analyses, maar illustreert tevens dat bovenstaand verschil tussen voor- en najaar niet altijd even eenduidig kan worden aangetoond (figuur 2.10).



Figuur 2.10. Verschil tussen de EKR van voorjaar en najaarsmonsters voor M14 en M20, gebaseerd op een uitsnede van de dataset zoals die is besproken door Evers et al. (2005). De lijn geeft  $y=x$  aan.

## 2.7 Methodiek en apparatuur

### 2.7.1 Achtergrond van de vraag

In deze paragraaf gaan we dieper in op enkele keuzes bij de monsternamen en totstandkoming van het toetsresultaat. De MWTL-dataset laat zien dat er over de jaren een heel scala aan bemonsteringsmethoden en apparatuur is gebruikt. Formeel kunnen alleen de analyseresultaten van litorale monsters gebruikt worden voor de KRW-toetsing (Rijkswaterstaat, 2014). Volgens de bemonsteringsvoorschriften van RWS wordt het litoraal van een waterlichaam gedefinieerd als het deel

van de oeverzone met een waterdiepte van minder dan twee meter. Tevens komt conform deze voorschriften alleen de volgende bemonsteringsapparatuur hiervoor in aanmerking (Rijkswaterstaat, 2013):

- macrofaunahandnet;
- stenen (handmatig verzamelen of met een grijper);
- stenenzak (als vervanger voor de knikkerkorf).

Het valt echter op dat in de MWTL-database ook resultaten beschikbaar zijn van macrofaunamonsters genomen met een:

- boxcorer;
- werpkorf;
- steekbuis;
- Van Veenhapper;
- Eckmanhapper.

Telefonisch contact met Frans Kerkum (RWS) leert dat van deze profundale bemonsteringsmethoden de resultaten van de Van Veen-happer en werpkorfbemonsteringen soms (wanneer in gezet bij <2 meter diepte, dus litoraal) zijn meegenomen in de officiële KRW-toetsing. Hierbij zijn deze monsters samengevoegd met de macrofaunaresultaten van andere simultaan uitgevoerde (litorale) methodieken.

## 2.7.2 Analyse van gebruikte apparatuur

De manier van monsternamen heeft een grote invloed op de uiteindelijke samenstelling van het macrofaunamonster. Dit betreft het bemonsterde substraat (zand, stenen, planten etc.), de gebruikte monsternamen-apparatuur (bijv. handnet, stenengrijper, bodemhapper) alsmede het bemonsterd oppervlak (of het aantal submonsters in een samengesteld monster). Sinds het begin van de MWTL-monitoring zijn hierin meerdere wijzigingen opgetreden en ook in de huidige opzet zijn er verschillen tussen watertypen en tussen locaties binnen watertypen. Om na te gaan in hoeverre deze wijzigingen de uiteindelijke oordelen beïnvloeden, is gekeken naar de RWS-protocollen waarin de monsternamen methoden zijn beschreven, naar wijzigingen in de MWTL-aanpak over de jaren en naar verschillen tussen de monsternamen technieken.

### Veranderingen in de protocollen voor monsternamen

Vanaf 1997 zijn in totaal 32 verschillende protocollen voor de monsternamen van macrofauna in de zoete en brakke rijkswateren verschenen. Zo waren er aparte protocollen voor het litoraal en het profundaal en werd in het begin (rond 2000) gewerkt met specifieke protocollen per monsternamen-apparaat, terwijl er recent met meer integrale voorschriften wordt gewerkt. Hieronder is een overzicht gegeven van enkele bepalende wijzigingen in de manier waarop de handnetmonsters zijn verzameld (tabel 2.6).

*Tabel 2.6. Overzicht van veranderingen in de voorschriften voor de handnetbemonstering. Enkele belangrijke wijzigingen zijn grijs gearceerd.*

Periode	Aantal biotopen	Welke biotopen	Lengte	Opmerkingen
1997-2004	één type biotoop	zand, slib, grind, waterplanten, oeverplanten	5*±1m	Bij een monster tussen waterplanten werd er zoveel materiaal verzameld dat er op het oog 200 individuen aanwezig waren <sup>1)</sup> .
2005-2006	idem	idem	idem	Bij waterplanten worden max. 5 trekken genomen onafhankelijk van het aantal organismen.

2007-2012	Multihabitat	Alle naar rato voorkomen	10*0,5m	Reserveer 1 of 2 trekken voor bijzondere habitats zoals een klein stuk hout. Bij grote monster onderscheid grove en fijne fractie
2013	idem	idem	idem	Protocol spreekt niet langer over gerichte monsternamen van hout en andere bijzondere habitats
2014-nu	idem	idem	idem	Protocol spreekt wel over klinkhout maar alleen als dat in het handnet is gekomen. Geen gerichte bemonstering van hout.

<sup>1)</sup> Het aantal trekken kan dus tussen meetpunten verschillen.

De belangrijkste wijziging is het begin van de multihabitatbemonstering in 2007. De impact van deze verandering is naar verwachting zo groot dat trendanalyses met gegevens van zowel vóór als ná 2007 weinig zinvol zijn. Ook kleinere wijzigingen kunnen best relevant zijn. Zo valt op dat er in de protocollen tussen 2007 en 2012 aandacht werd gevraagd voor het gericht bemonsteren van bijzondere habitats als klinkhout, terwijl die gerichte monsternamen in de latere jaren niet langer werd benoemd. In die jaren wordt alleen benoemd dat als er klinkhout in het handnet aanwezig is, dit moet worden afgespoeld. Recent onderzoek aan rivierhout (Klink, 2016) laat echter zien dat dergelijk hard substraat wezenlijk bijdraagt aan de diversiteit van de macrofauna in rivieren. Daarmee is het waarschijnlijk dat dergelijke veranderingen in het protocol ook gevolgen kunnen hebben voor bijv. het aantal EPT-taxa bij watertype R7 of het aantal genera voor de litorale beoordeling van R8-locaties.

### Veranderingen in de MWTL-opzet over de jaren

Sinds de start van het MWTL-programma zijn er meerdere wijzigingen opgetreden. Ter illustratie geeft tabel 2.7 een overzicht van de MWTL-meetpunten waar de macrofauna sinds 1999 met een handnet of op stenen is bemonsterd. Hieruit komt een aantal zaken naar voren. Zo is op een groot aantal meetpunten de macrofaunamonitoring na 2005 gestopt om op andere meetpunten te worden voortgezet. Deze verandering is gekoppeld aan periodieke, grootschalige, evaluaties van het meetnet (zie bijv. Reeze, 2008). Er zijn echter ook allerlei kleinere variaties. Zo is de macrofauna in Eijsden tot en met 2007 met zowel een handnet als op stenen verzameld, terwijl in de latere jaren alleen nog het handnet is toegepast. Dit zal gevolgen hebben voor de EKR van het samengevoegde oordeel over de locatie per jaar. Ook als naar de laatste drie jaren wordt gekeken (het toestandsoordeel wordt op een gemiddelde van 3 meetjaren gebaseerd) vallen er meerdere verschillen op. Dit heeft waarschijnlijk te maken met specifieke monsters, die om de een of andere reden niet genomen of geanalyseerd konden worden, zo:

- ontbreken de resultaten van het stenenmonster van meetpunten STRVLCZD, COENN1, GEBDKP en BALGY in 2012 en van het handnet van locatie KOP1 in 2012;
- verandert ELSLO van een handnet (2008, 2010) in stenen (2012) en;
- is er in BERGN een wisselende inzet van het handnet (wel in 2014, niet in 2013 en 2015, terwijl er ieder jaar stenen zijn bemonsterd).

Ook binnen een waterlichaam treden er wijzigingen over de jaren op. Zo wordt er voor de Maas routinematig en vrij consistent gemonitord op de locaties ELSLO en GREVBT (Elsloo en Grevenbicht), maar is er in 2015 ook een macrofaunamonitoring nabij Maasbracht uitgevoerd (locatie KONSDEGL). In de Randmeren-Zuid treden eveneens wijzigingen op. Hier is de vaste locatie in het Eemmeer (MAATNPDR) in 2014 750 meter in oostelijke richting verschoven (MAATPDR). Voor al deze wijzigingen zijn redenen en oorzaken aan te dragen. Tegelijkertijd geldt ook dat dit soort wijzigingen invloed kunnen hebben op het oordeel van de locatie (als er variaties optreden in de toegepaste monsternamen apparaten), van het waterlichaam als geheel (als de locaties variëren) of op de gevoeligheid waarmee trends kunnen worden vastgesteld. Deze invloed is hieronder nader bestudeerd.

*Noot: Voor een goed begrip van deze effecten is het van belang om te realiseren hoe er met samengestelde monsters wordt omgegaan. Om alle relevante biotopen te bemonsteren is er in het MWTL-programma voor gekozen om op sommige meetpunten meerdere monsternamen-apparaten toe te passen (vaak een handnet- en een stenenmonster maar soms ook bijv. Van Veen-happer, stenenzak of werpkorf). Dit levert per meetpunt 2 of soms 3 macrofaunamonsters op die apart worden uitgezocht en gedetermineerd. Vervolgens worden de soortenlijsten samengevoegd alsof het één monster was en wordt de EKR van dit samengestelde monster berekend.*

[illegible]

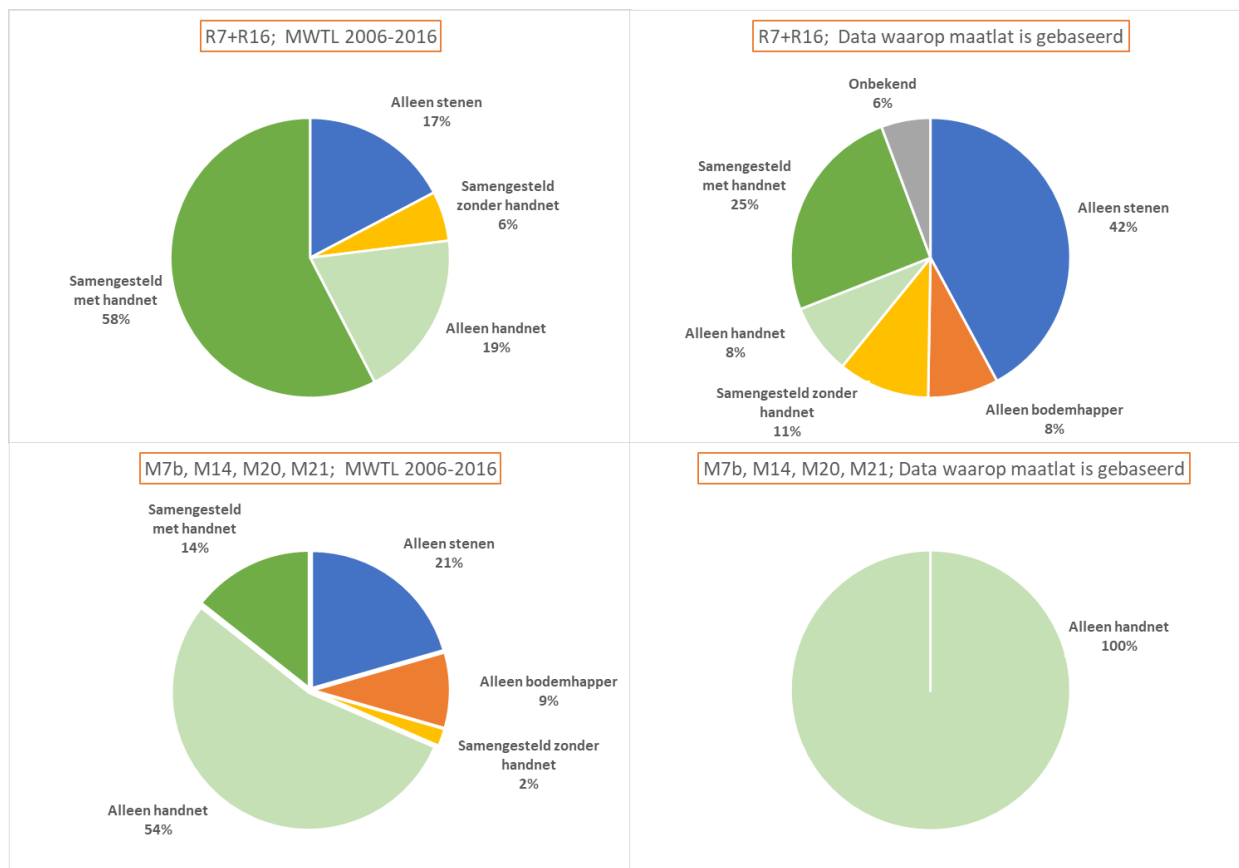


### Verschillen tussen de monsternametechnieken

Allereerst is gekeken naar het verschil in de gebruikte monsternametechniek tussen de MWTL-data (2006-2016) en die waarop de gegevens voor het opzetten van de maatlaten zijn gebaseerd (figuur 2.11). Hierbij zijn de gegevens van enerzijds de riviertypen (R7, R16) en anderzijds de meertypen (M14, M20, M21 en M7b) samengevoegd.

Het blijkt dat er aanzienlijke verschillen zijn. Voor de riviertypen valt bijvoorbeeld op dat er bij de MWTL-data in 77% ten minste ook een handnet is toegepast, voor de data waarop de R7 maatlat is dat slechts 33% (n=123 uit 368 monsters in totaal). Voor de meren is juist het tegenovergestelde het geval. Hier zijn bij de opzet van de maatlat alleen handnetmonsters gebruikt, terwijl dit in de MWTL data slechts in 54% van de monsters het geval was. Aan deze constatering is overigens niet direct een oordeel van 'goed' of 'fout' te hangen.

Binnen het MWTL-programma wordt ten slotte goed nagedacht over welke apparaten op welke locatie worden toegepast. Op basis daarvan zou men mogen verwachten dat een locatie waar bijvoorbeeld alleen stenen zijn bemonsterd, de stenen dan ook het meest representatieve beeld van de macrofaunagemeenschap levert<sup>9</sup>. Overigens is het dan wel opmerkelijk dat dit soms wijzigt zoals eerder is toegelicht.

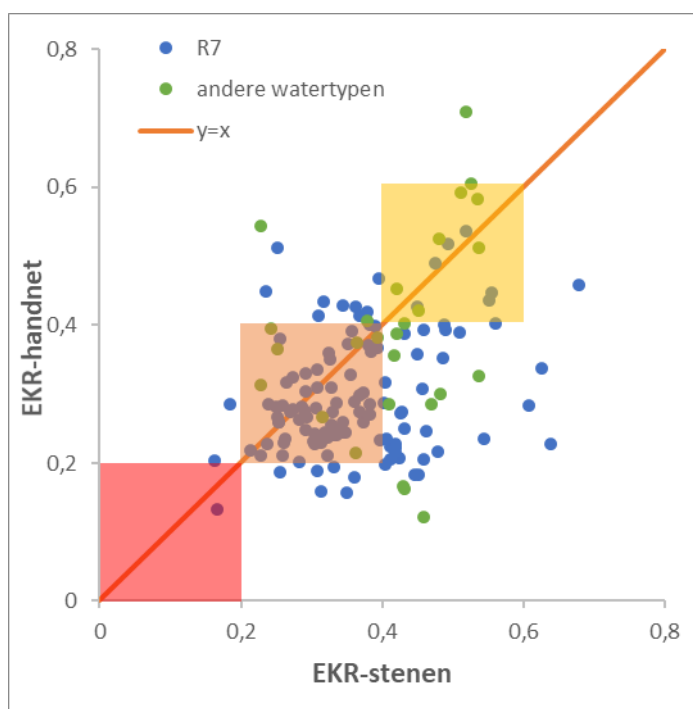


**Figuur 2.11.** Verdeling van de monsters over verschillende monsternametechnieken voor de MWTL-gegevens (links; 2006-2016; excl. boxcorer en stenenzak aangezien die geen rol in de EKR spelen) en de

<sup>9</sup> Opgemerkt moet worden dat de analyseresultaten van stenen in het litoraal, die overigens worden meegenomen in de EKR-berekening, een vertekend beeld kunnen geven van de werkelijkheid. Aangezien dit biotoop van nature niet in Nederlandse wateren voorkomt, vormen stenen in feite een onnatuurlijk substraat, terwijl zij tegelijkertijd een geschikte vestigingsplaats voor geïntroduceerde lithofiele organismen vormen. Wanneer dit invasieve soorten zijn kunnen ze de samengestelde macrofaunagemeenschap, die gebruikt wordt voor de EKR-berekening, sterk beïnvloeden.

*gegevens waar de maatlat op is gebaseerd of gekalibreerd (rechts). De bovenste twee figuren betreffen de rivier-type R7 en R17, de onderste twee de meertypen M14, M20, M21 en de kanalen M7b.*

De vervolgvraag is of de verschillende monsternametechnieken tot een ander EKR-oordeel kunnen leiden. Om hier inzicht in te krijgen is gezocht naar meetpunt-jaar combinaties, waarbij de macrofauna in hetzelfde seizoen met zowel een handnet als op stenen is bemonsterd (figuur 2.12). Om het aantal data toe te laten nemen, zijn hiervoor alle MWTL-gegevens vanaf 1999 gebruikt. Dit levert 148 combinaties op, die vooral afkomstig zijn uit R7 (n=121), R16 (n=10) en M7 (n=9). Vervolgens zijn van alle losse monsters de EKR's berekend en met elkaar vergeleken (figuur 2.12). In 66% van deze gevallen blijkt de EKR van de stenen groter dan die van het handnetmonster. Van de meetpunten met een stenenmonster met een EKR tussen de 0,4 en 0,6 (n=52) blijken er 35 op basis van het handnetmonster een EKR <0,4 te hebben. Dit betekent dat in deze subset 67% van het handnetmonster één en soms zelfs twee klassen lager scoort. Daarmee kan geconcludeerd worden dat de kans op een hoge EKR significant groter ( $p < 0,01$ ) is wanneer alleen de stenen worden bemonsterd. Gezien de verdeling van het aantal monsters, is deze conclusie vooral van toepassing op R7. Bij de andere watertypen kunnen er vergelijkbare verschillen optreden, maar is er gemiddeld over de 27 gepaarde monsters slechts een klein verschil ( $EKR_{\text{stenen}}$  is gem. 0,03 hoger). Of dit komt door het verschil tussen de watertypen of doordat de dataset voor de "niet-R7" meetpunten relatief beperkt is, is onduidelijk. Voor R16 komen bijvoorbeeld vrijwel alle gepaarde monsters van locatie OHE. In dat geval kan het ook een kenmerk van deze specifieke locatie zijn, maar dat is met de huidige dataset niet te controleren.



*Figuur 2.12. EKR's van MWTL-meetpunten vanaf 1999, waarbij zowel een stenen als een handnet in hetzelfde jaar en seizoen werd toegepast. De gekleurde vakken geven aan waar beide monsternametechnieken tot eenzelfde klasse leiden.*

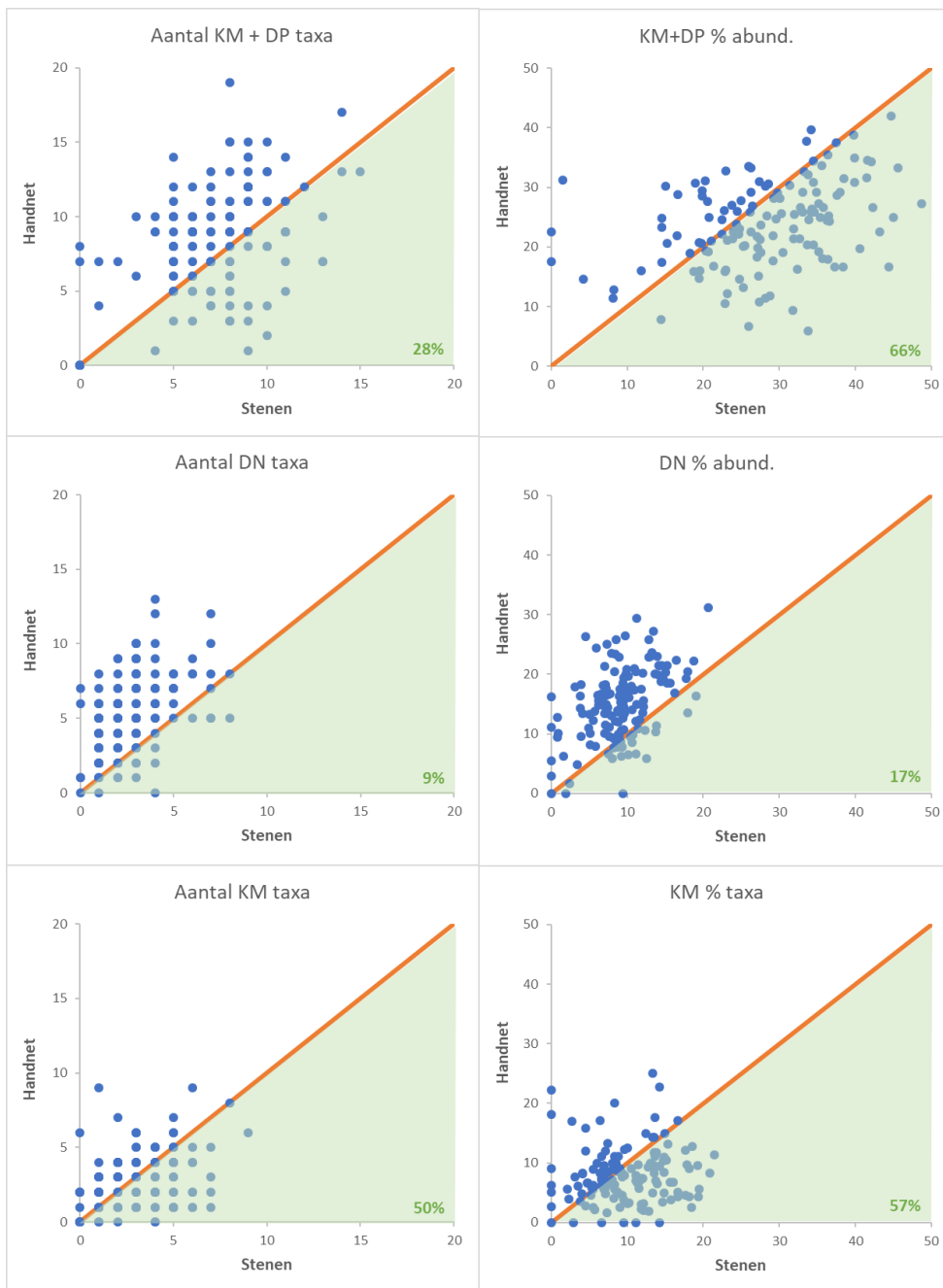
Aanvullend is ook bekeken of het toevoegen van een macrofaunamonster, dat met een Van Veenhapper of een werpkorf is genomen, tot een ander EKR-oordeel kan leiden. Hiervoor is gebruik gemaakt van alle MWTL-monsters uit de KRW-typen R7 en R16. De M-typen zijn hierin niet meegenomen, aangezien er voor deze watertypen geen werpkorf of Van Veen-happer wordt gebruikt. De resterende dataset bestaat

uit 60 handnet en/of stenen monsters uit R7 waar vervolgens een Van Veen-happer aan is toegevoegd, en 20 handnet en/of stenen monsters uit R7/R16 waar een werpkorf aan is toegevoegd. Van deze combinaties is de EKR berekend. Vervolgens zijn de EKR's ook van alle losse monsters berekend en met elkaar vergeleken. Uit deze vergelijking blijkt dat het toevoegen van een Van Veen of werpkorfmonster een klein en niet eenduidig effect op de EKR heeft. In de helft van de gevallen neemt de EKR een paar honderdsten toe en in de andere helft een paar honderdsten af na toevoeging van een Van Veen of werpkorf monster. Voor de Van Veen happer was de gemiddelde verandering in EKR over 60 monsters 0,003 en voor de werpkorf 0,01 gemiddeld over 20 monsters. In beide gevallen zijn er uitschieters tot +0,1 en -0,1.

### Oorzaken van de verschillen tussen de monsternametechnieken

Bekeken is waardoor het verschil tussen de EKR van stenen- en handnetmonsters wordt veroorzaakt. Hierbij is naar de verschillende maatlatparameters gekeken (zoals KM%) en naar de achterliggende taxatellingen (zoals het aantal KM-taxa). In figuur 2.13 zijn dezelfde data opgenomen als in figuur 2.12 met uitzondering van M7b, aangezien deze maatlat een andere opzet kent waarbij er onder andere niet met kenmerkende soorten wordt gewerkt. Het verschil in de EKR blijkt door meerdere factoren te worden veroorzaakt. Zo blijkt zowel het aantal DN taxa als de parameter DN% in het handnet vrijwel altijd groter te zijn dan in het stenenmonster (in 91 resp. 83% van de monsters). Dit verlaagt de EKR in het handnetmonster. Het aantal kenmerkende taxa blijkt weinig aan het verschil bij te dragen: in beide gevallen (aantal taxa en KM%) is het ongeveer evenredig tussen handnet en stenenmonsters verdeeld. Als er echter naar de kenmerkende en dominant positieve taxa wordt gekeken dan zijn er wel verschillen. Het aantal DP en KM taxa is in 72% van de gevallen het hoogst in het handnetmonster (wat gezien het veelal hogere aantal totaal taxa niet vreemd is), maar voor de maatlat parameter DP+KM % abundantie geldt precies het tegenovergestelde. Deze is in 66% van de gevallen het hoogst in de stenenmonsters. Ook dit draagt bij aan de kans dat de EKR in het stenenmonster hoger is dan in het handnetmonster<sup>10</sup>. Ten slotte is gekeken naar het aantal EPT-families. Deze factor blijkt tussen beide monsternametechnieken weinig te verschillen. In 34% is dit aantal iets hoger in de stenenmonsters, in 20% is de waarde het hoogst in de handnetmonsters en in de resterende 46% waren ze aan elkaar gelijk. Het geringe verschil wordt deels veroorzaakt doordat de aantallen in beide monsternametechnieken laag zijn.

<sup>10</sup> Dit wordt deels veroorzaakt door de exoten van het geslacht *Dikerogammarus* en *Echinogammarus*. Beide behoren tot de familie Gammaridae, en worden als zodanig automatisch als "dominant positief" beoordeeld. Het aandeel van deze taxa in het KM+DP% lijkt de laatste jaren overigens iets af te nemen van gemiddeld 30% in R7 over de jaren 1999-2007 tot gemiddeld 20-25% in R7 over de jaren 2013-2016. Zie ook §4.1.5.



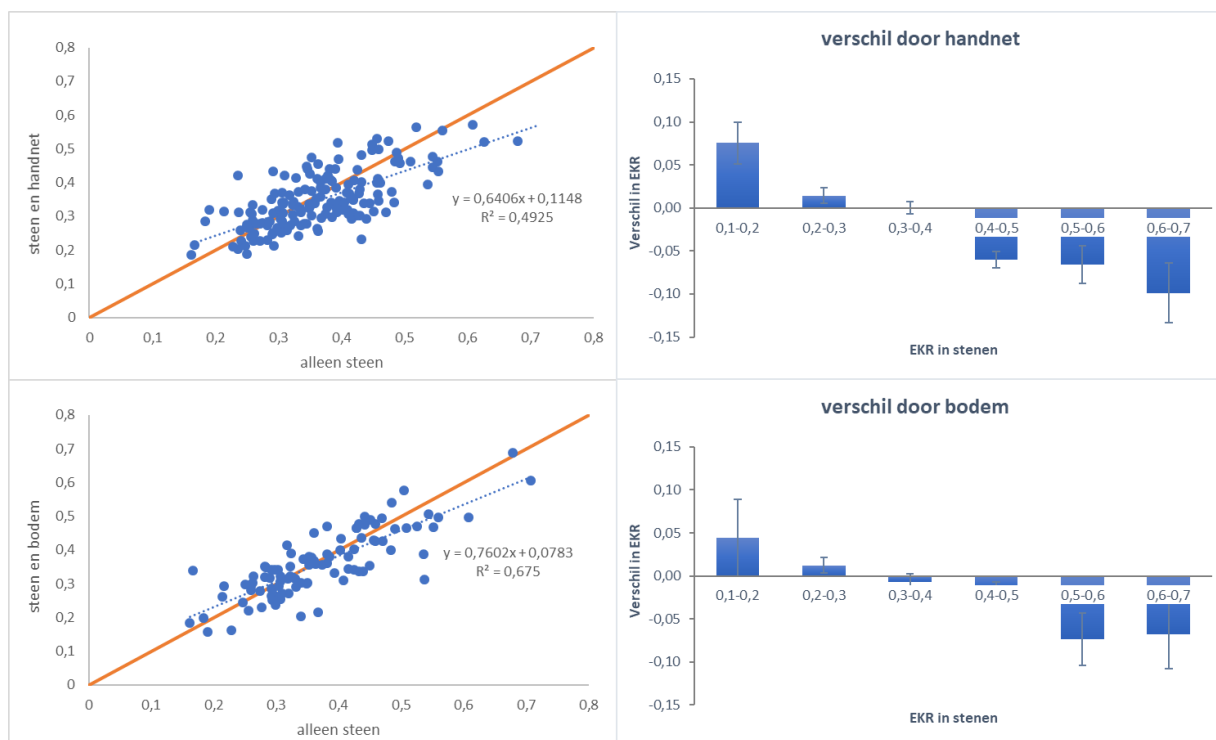
*Figuur 2.13. Vergelijking tussen stenen- en handnetmonsters, die op dezelfde plaats en tijd zijn verzameld binnen de MWTL-monitoring. De linker figuren geven de absolute aantallen taxa; de rechter figuren geven de daarvan afgeleidemaatlat parameter. De groene vlakken geven de monsters waar de waarde in de stenenmonsters het hoogst is (incl. bijbehorend %). De oranje lijn is  $y=x$ .*

Samenvattend betekent dit dat er twee redenen zijn waarom de EKR op stenen gemiddeld genomen hoger is dan voor het handnet, namelijk een lager aandeel negatief dominante soorten en een hoger aandeel KM en dominant positieve soorten. Dit laatste heeft niet te maken met een hoger aantal KM+DP taxa, maar met een lager aantal DN en/of niet indicerende taxa. In beide gevallen is het zeer waarschijnlijk dat deze aspecten niet alleen voor R7 opgaan, maar ook voor R16 en de verschillende meer-typen.

Beoordeeld is welk effect het samenvoegen van deze monsters heeft op de uiteindelijke EKR. Hiertoe zijn de EKR's opnieuw berekend onder drie opties:

- alleen de macrofauna van stenenmonsters;
  - samengevoegde monsters van én stenen én een handnet (van hetzelfde meetpunt, jaar en seizoen);
  - samengevoegde monsters van én stenen én een bodemhap (van hetzelfde meetpunt, jaar en seizoen).
- Deze laatste optie is toegevoegd omdat er dan een monsterapparaat wordt toegevoegd, dat net zoals bij een stenenmonster gekenmerkt wordt door een veelal laag taxa-aantal (dit in tegenstelling tot een handnet).

De resultaten zijn samengevat in figuur 2.14. Uit de analyse blijkt dat beide waarden sterk aan elkaar zijn gecorreleerd (linker figuur), maar tevens dat er een verschuiving optreedt (rechter figuur). Bij stenen monsters met een lage EKR (< 0,2 à 0,3) wordt de EKR gemiddeld genomen verhoogd als er op de locatie ook een handnet en/of bodemhapper wordt toegevoegd. Bij stenenmonsters met een hoge EKR (>0,4) neemt de EKR echter af als er op de locatie ook een handnet en/of bodemhapper wordt toegevoegd. Dit verschil kan oplopen tot gemiddeld 0,1 (een halve klasse). Ook is te zien dat dit effect bij een handnet groter is dan bij een bodemhap. Dit komt doordat een handnetmonster over het algemeen meer taxa en individuen zal bevatten dan een monster genomen met een bodemhapper. Door deze hogere aantallen is het rekenkundige belang dat dit tweede monstername-apparaat heeft op de EKR-berekening groter bij een handnetmonster dan bij een bodemhapper.



*Figuur 2.14. Een vergelijking van de EKR's als alleen de macrofauna van stenen wordt getoetst (x-as) ten opzichte van de situatie dat ook de macrofauna van een handnetmonsters of bodemhapper hieraan wordt toegevoegd (y-as). In de linker figuren zijn de werkelijke EKR's gepresenteerd; In de rechterfiguren is het verschil tussen beide gepresenteerd in afhankelijkheid van de EKR van alleen de stenen monsters. De oranje lijn is  $y=x$ .*

Dit verschil tussen de manier van monstername leidt niet direct tot een advies voor aanpassing van de bemonsteringstrategie. Er is ten slotte voor iedere MWTL-locatie goed nagedacht over de vraag of er alleen stenen, alleen een handnet of een combinatie van beide methoden moet worden toegepast.

Tegelijkertijd illustreert de analyse wel dat variaties in de gebruikte monsternamen-apparatuur over de jaren, gevolgen kan hebben voor de EKR. Het is ook niet zo, dat men door het gebruik van een handnet sowieso geen goede EKR meer kan halen. Zo zijn er binnen de 41 monsters die voor R7 als referentie worden aangeduid (vooral de Elbe, Pripyat en Oder) 12 monsters (29%) waar ook een handnet werd toegepast.

Het gaat om verhoudingen en kansen (zie ook §4.2). Zo zal het opnemen van een handnetmonster uit een eenvormige, zandig kribvak zonder vegetatie een veel kleiner effect op de uiteindelijke EKR hebben dan in een situatie waarbij er meer verschillende biotopen aanwezig zijn. Ook is de omvang van het monster relevant. Zo was er in eerdere RWS-monsternamenprotocollen opgenomen dat men als onderdeel van een handnetmonster ook specifieke habitats als hout moet afborstelen. Dit gaat dan meestal om enkele takken. Ter vergelijking is in onderstaande illustratie de situatie van een referentiemonster uit de Pripyat opgenomen. In zo'n geval zal logischerwijs een veel groter aandeel van de individuen van het hard substraat (de boomstam) afkomstig zijn.



Foto. Pripyat HG1, voorjaar 2000; afgeborsteld hout.

Ook het onderzoek naar rivierhout (Klink, 2016) laat zien dat dergelijk hard substraat wezenlijk bijdraagt aan de diversiteit van de macrofauna in rivieren. De mate waarin dit tijdens de MWTL-monitoring is meegenomen varieert over de jaren. Belangrijkste wijziging is dat er sinds 2013 geen gerichte bemonstering van rivierhout meer wordt uitgevoerd, waar dat in eerdere jaren (2007-2012) wel het geval was.

### 2.7.3 Analyse methodiek toestandsbeoordeling (toetsing)

Met de kennis van de te gebruiken monsters en bemonsteringsmethoden is de MWTL-dataset vervolgens opgeschoond naar enkel monsters uit het litoraal (<2m diep) en getoetst per jaar en locatie in QBWat versie 5.34. Vervolgens is de meetpuntkoppeling gebruikt om de KRW-toestand zoals aangeleverd door Frans Kerkum te reproduceren. Voor de waterlichamen zonder projectie leidt dit tot het beeld in tabel 2.8. In veel gevallen is het verschil 0,01 EKR of kleiner (licht- en donkergroen) wat verklaard kan worden door taxonomische aanpassingen in de monsters en/of kleine wijzigingen (ook vaak taxonomisch) in QBWat door de jaren heen. Verschillen van 0,01-0,05 (geel) zijn hier waarschijnlijk maar deels door te verklaren. Zeker bij de recente monsters met een dergelijke afwijking, lijkt er iets anders aan de hand te zijn. Mogelijk zijn er dan toch andere bemonsteringsmethoden meegenomen (die wel in het litoraal lagen). Dat

geldt vrijwel zeker bij de jaren met afwijkingen groter dan 0,05 (oranje). Afwijkingen groter dan 0,08 EKR komen niet voor, maar in 2005 zijn er wel twee waterlichamen waar vanuit MWTL helemaal geen EKR gereproduceerd kon worden. Beide locaties zijn toen in het voorjaar bemonsterd en in afwijking tot de andere jaren is daar wel het voorjaarsmonster gebruikt voor het bepalen van het oordeel.

*Tabel 2.8: KRW-toestand per KRW-waterlichaam en jaar, met kwalificatie van de afwijking bij reproduceren vanuit de basisgegevens vanuit MWTL.*

Naam waterlichaam	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Bedijkte Maas						0,35	0,47	0,36	0,36	0,46	0,38	0,31
Bovenmaas	0,41					0,22	0,30	0,42	0,36	0,31	0,26	0,35
Bovenrijn, Waal						0,37	0,25	0,31	0,35	0,25	0,34	
Grensmaas						0,38	0,29	0,38	0,31	0,38	0,41	0,29
IJssel	0,42					0,4	0,29	0,39	0,27	0,26	0,34	
IJsselmeer			0,39			0,43			0,48			
Ketelmeer, Vossemeer	0,39			0,34				0,34			0,49	0,41
Markermeer			0,35			0,46			0,4			0,31
Nederrijn, Lek						0,39	0,32	0,27	0,28	0,31	0,25	
Randmeren-Oost	0,43			0,42					0,47			0,47
Randmeren-Zuid	0,44			0,47			0,43			0,44		0,44
Twenthekanalen		0,51	0,53	0,55	0,59	0,45		0,53			0,55	
Vechtdelta Groot Salland						0,37	0,42	0,46			0,49	
Volkerak	0,42			0,45			0,38			0,39		0,39
Zandmaas	0,45					0,45	0,48	0,46	0,33	0,3	0,33	0,33
Zoommeer, Eendracht	0,43			0,39			0,39			0,4		
Zwartemeer	0,42			0,45				0,49			0,45	0,36

Donkergroen is exact gelijk.

Lichtgroen is (afgerond) 0,01 verschil.

Geel is tussen (afgerond) 0,02 en 0,05 verschil.

Oranje is 0,05 of meer verschil (groter dan 0,08 verschil komt niet voor).

Rood is geheel geen monster in MWTL om te kunnen reproduceren.



## 3 Monsteranalyse

### 3.1.1 Achtergrond

Binnen het project is ook gekeken naar de vraag of veranderingen in de manier, waarop de macrofaunamonsters over de jaren zijn uitgezocht, invloed op de EKR kan hebben. Deze onderzoeksvraag maakt feitelijk onderdeel uit van de methodische vraag in 2.6. Toch is deze hier in een apart hoofdstuk behandeld en uitgewerkt vanwege het belang dat Rijkswaterstaat aan deze vraag hecht.

### 3.1.2 Beschrijving

De kans dat een soort, die op een bepaalde locatie aanwezig is, ook in het macrofaunamonster wordt aangetroffen (de trefkans) hangt van vele factoren af, zoals de ervaring van de monsternemer, de specifieke veldsituatie en de bemonsteringsinspanning (bijv. alleen handnet, alleen stenen of handnet én stenen; zie §2.6). Ook bij het uitzoeken en determineren van de monsters spelen deze zaken een rol. Zo zijn de maatlatten veelal gebaseerd op een monster met een gestandaardiseerde omvang, zoals een trek met een handnet over 5m of het afborstelen van 5 stenen. Bekend is dat men met één handnettrek van 5m vaak slechts ongeveer de helft van het totaal aantal aanwezige soorten vangt. Dit hoeft niet erg te zijn als er tijdens de monitoring maar van dezelfde methode gebruik wordt gemaakt én deze methode over de jaren constant blijft.

Om na te gaan of dit zo is, zijn allereerst de RWS-werkvoorschriften “uitzoeken en determinatie van macro-evertebraten” over de jaren vergeleken (tabel 3.1). Hieruit blijkt dat er sinds 1996 meerdere wijzigingen zijn doorgevoerd. Voor zover bekend zijn er geen vergelijkingsonderzoeken beschikbaar naar eventuele effecten van deze wijzigingen.

*Tabel 3.1. Overzicht van veranderingen in de voorschriften voor het uitzoeken en determineren van macrofauna. Enkele belangrijke wijzigingen zijn grijs gearceerd.*

Periode	Apparaat	Deelmonsters	Uitzoeken
1996-1998	lichtbak of microscoop <sup>1)</sup>	>200 ind./hoofdgroep	hele monster of >100 ind./dominante groep
1999-2002	idem <sup>2)</sup>	Idem	idem
2003-2008	microscoop	Idem	idem
2009	idem	>200 ind./monster	- <200 ind.: hele monster - kans op missen taxa met abundantie >1% = <5% - restant monster screenen zeldzame taxa (< 1 uur)
2010-2016	idem	idem	Als 2009 maar bij lage “evenness” hele monster <sup>3)</sup>

<sup>1)</sup> Veelal lichtbak bij kwalitatieve monsters; stereo-zoom microscoop bij kwantitatieve monsters

<sup>2)</sup> In de versie voor externe laboratoria is alleen de microscoop toegestaan

<sup>3)</sup> Dit betreft monsters met zeer veel individuen van beperkt aantal taxa. In dit geval is het vinden van alle individuen minder relevant, maar is het wel relevant om alle niet dominante taxa te vinden. Dit mag op de lichtbak.

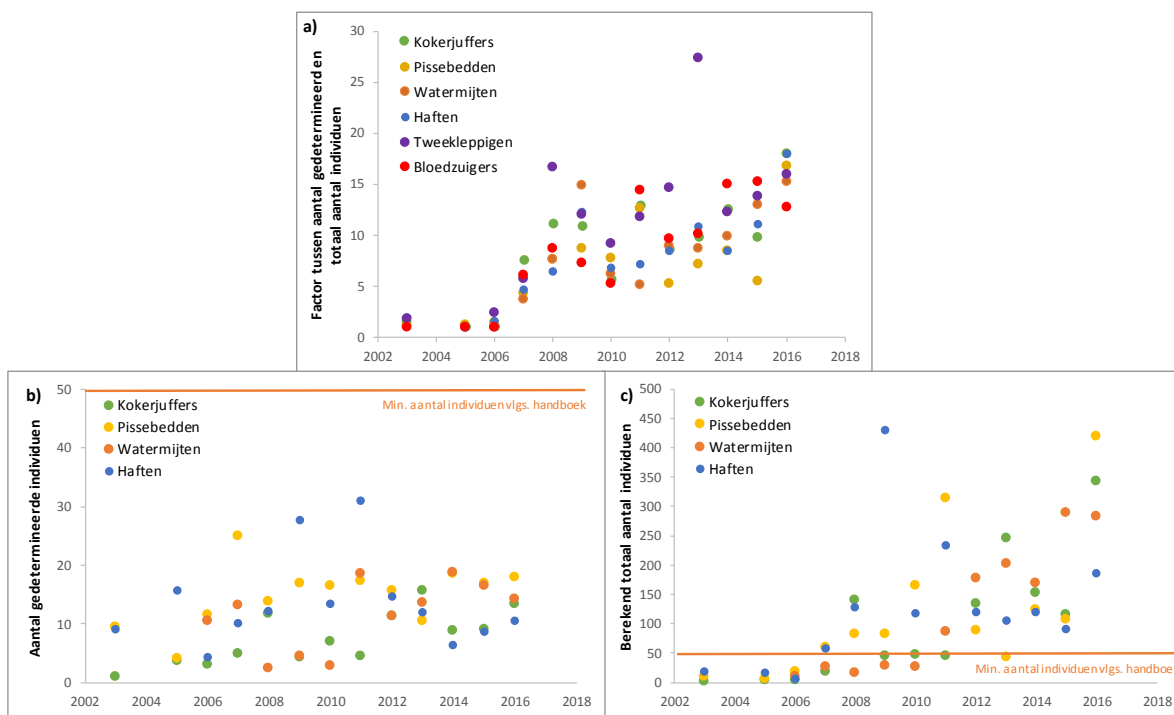
### 3.1.3 Analyse van de verschillende methoden

In de analyse is nagegaan wat de mogelijke gevolgen van de wijzigingen in de monsteranalyse zijn. Hierbij is de analyse gericht op handnet- en stenenmonsters, aangezien deze twee het vaakst zijn toegepast in de MWTL-monitoring en de EKR-toetsing. De resultaten zijn opgenomen in figuren 3.1 en 3.2.

Allereerst is gekeken naar de omvang van de uitgezochte fractie. Zeker bij een handnetmonster, waarin soms veel materiaal aanwezig is, is het gebruikelijk om slechts een gedeelte van het monster uit te zoeken. Dit betekent echter tegelijkertijd dat er soorten gemist kunnen worden, met name als die in lage

dichtheden voorkomen. Om de kans hierop te verkleinen wordt er in de RWS-werkvoorschriften sinds 2009 een methode gegeven om op basis van een hypergeometrische kansverdeling het minimum aantal te determineren organismen te berekenen. Een andere optie is om per soortgroep aan te geven hoeveel individuen er minimaal gedetermineerd moeten worden. Voor soortenrijke en veel voorkomende groepen als muggenlarven en oligochaete wormen is dat vaak 100. Daarnaast wordt vanaf 2009, bij de uitbesteding van de analyses, aan laboratoria gevraagd om het resterende deel van het monster (het niet uitgezochte deel) meer kwalitatief door te zoeken om te kijken of er nog 'nieuwe' soorten aanwezig zijn. Nadeel van deze laatste methode is dat de soorten wel worden aangetroffen maar dat een juiste abundantieschatting dan niet langer mogelijk is (anders dan de aanduiding "zeldzaam").

Om te beoordelen of de omvang van de uitgezochte fractie over de jaren is veranderd, is gekeken naar het verschil tussen de zogenaamde "AMT\_MEAS" en "AMT\_CALC" in de gehele MWTL-dataset voor alle betrokken watertypen (R7, R16, M7, M14, M20 en M21). AMT\_MEAS staat hier voor het totaal aantal gedetermineerde individuen en AMT\_CALC voor het daaruit berekende totaal aantal individuen in het monster. De factor tussen beide parameters is gelijk aan de fractie van het monster dat is uitgezocht. Uit de dataset blijkt dat de parameter "AMT\_MEAS" tot en met 2002 niet werd gebruikt (of niet is ingevuld). Tussen 2003 en 2005 zijn deze gegevens voor enkele monsters ingevuld en vanaf 2006 is dit voor vrijwel alle monsters gedaan. Vervolgens is deze factor voor ieder monster en voor iedere soortgroep (de uitgezochte fractie kan per soortgroep verschillen) berekend en per jaar gemiddeld. In figuur 3.1a zijn de resultaten voor een aantal soortgroepen uit handnetmonsters geïllustreerd. Voor al deze soortgroepen blijkt de uitgezochte fractie over de jaren 2006-2016 steeds kleiner te zijn geworden (de verschilfactor neemt toe). Waar in 2006 en eerder deze factor tussen de 1 en 2 varieerde (waarbij dus de helft t/m het gehele monster werd uitgezocht) lag de gemiddelde waarde per soortgroep in 2016 tussen de 12 en 57 (figuur 3.1; y-as is afgekapt op 30). De eenmalig voorkomende factor 57 betrof de vlokreeften, een soortgroep met een soms hele hoge dichtheid. In zo'n geval kan er al snel met uitzoeken worden gestopt omdat het minimum aantal te determineren individuen dan al is gehaald. Uit figuur 3.1b blijkt verder dat het werkelijk aantal gedetermineerde individuen voor een aantal andere soortgroepen (ver) onder de 100-200 blijft, een aantal dat volgens het Handboek Hydrobiologie bij voorkeur voor deze soortsgroepen gedetermineerd zou moeten worden. Ten slotte blijkt uit figuur 3.1c (het berekend totaal aantal) dat de monsters gemiddeld genomen wel degelijk voldoende individuen van deze soortgroepen bevatte om dit minimum aantal te kunnen halen. De beperkende factor is dus de tijd die men in de monsteranalyse investeert.



*Figuur 3.1. Handnetmonsters uit de MWTL-dataset. In figuur a (boven) is de factor tussen het totaal aantal aanwezige individuen en het aantal gedetermineerde individuen gegeven als gemiddelde per jaar (stdev zijn omwille van overzichtelijkheid weg gelaten). Hogere waarden betekent een kleinere uitgezochte fractie. In figuur b (linksonder) is het werkelijk aantal gedetermineerde individuen gegeven (AMT\_MEAS) en in figuur c (rechtsonder) het totaal aantal berekende individuen (AMT\_CALC).<sup>11</sup>*

Verder blijkt uit deze analyse dat de gemiddelde (berekende) dichtheid in de handnetmonsters sinds 2006 tot soms een factor 10 is toegenomen! Ook in dit geval zijn meerdere verklaringen mogelijk. Allereerst zijn er de veranderingen in het gebruik van het meetnet, waardoor de bemonsteringsinspanning op de meetpunten over de jaren verschilt. Vooral in 2007 zijn er de nodige wijzigingen opgetreden. Ook is er vanaf 2007 sprake van een toenemende gemiddelde dichtheid. Dit zou kunnen duiden op een verandering in het watersysteem waardoor de handnetmonsters in omvang toenemen (bijv. door de aanwezigheid van waterplanten<sup>12</sup>). In zo'n geval wordt logischerwijs een kleinere fractie uitgezocht waarin veel dieren aanwezig zijn hetgeen leidt tot een hogere berekende dichtheid. Tegelijkertijd is het erg opmerkelijk dat de dichtheid van al deze groepen gemiddeld over alle handnetmonsters in het MWTL-programma tot meer dan een factor 10 in dichtheid is toegenomen.

Het is ook mogelijk dat een verschil in de manier van uitzoeken dit effect heeft veroorzaakt. Dit is echter lastig te herleiden. Volgens de protocollen worden alle monsters sinds 2003 onder de binoculair uitgezocht, terwijl daarvoor ook van de lichtbak gebruik werd gemaakt. Het is waarschijnlijk dat uitzoeken onder de binoculair nauwkeuriger gebeurt waardoor de berekende dichtheid hoger wordt (zoekfout bij de lichtbak is groter). Tegelijkertijd verklaart dit niet waarom de toename vooral vanaf 2007 lijkt op te treden en ook in de latere jaren lijkt door te gaan. Dit zou een gevolg kunnen zijn van een voortschrijdende kwaliteitsborging. De door RWS uitgevoerde controle op de volledigheid van het uitzoeken zou voor de

<sup>11</sup> Bij handnet monsters uit meren is de uitgezochte fractie gemiddeld genomen iets kleiner dan bij rivieren, maar het beeld over de jaren blijft hetzelfde.

<sup>12</sup> Dit zou nader beoordeeld kunnen worden door via de veldformulieren van alle jaren na te gaan uit hoeveel potten het macrofaunamonster bestond.

laboratoria een drijfveer kunnen zijn om, binnen de randvoorwaarden van de protocollen en de commercie, te streven naar het werkelijk volledig uitzoeken en daartoe een steeds kleinere fractie kiezen. Naast mondelinge mededelingen vanuit de laboratoria zijn er weinig gegevens om dit mogelijke effect te kwantificeren. Alleen vanuit Grontmij<sup>13</sup> is er in 2015 een memo opgesteld over de effecten van het wijzigen van de zoekmethode. Hierin wordt geconcludeerd dat de verschillende zoekmethoden (monsteranalyse) die over de jaren zijn toegepast een wezenlijke invloed hebben op de uitkomst van de macrofaunamonitoring.

Dezelfde analyse is ook voor de stenenmonsters uitgevoerd. Ten opzichte van de handnetmonsters zijn de uitgezochte fracties voor stenenmonsters veel groter, hetgeen logisch is aangezien de omvang van het verzamelde materiaal van een stenenmonster beduidend kleiner is. Tegelijkertijd zijn er ook in dit geval enkele uitschieters waarbij er toch slechts 1/10 of minder van het monster werd uitgezocht (Let op: de waarden in figuur 3.2 zijn gemiddelden over alle stenen monsters uit het betreffende jaar!). Net zoals bij het handnet vertonen deze factoren overigens ook een relatie met de locatie. Sommige meetpunten leveren kennelijk heldere monsters met weinig materiaal, die jaar op jaar geheel worden uitgezocht; Voor andere monsters geldt het tegenovergestelde. Verder valt op dat er van enkele kenmerkende groepen als kokerjuffers, watermijten en haften steeds minder individuen gedetermineerd worden. Naast een effect van de uitgezochte fractie zou dit ook ecologische veranderingen kunnen indiceren.

In zijn algemeenheid zal het determineren van minder individuen ook betekenen dat de trefkans voor het aantreffen van specifieke soorten lager wordt. Dit effect is moeilijk uit de monitoringgegevens te herleiden omdat tegelijkertijd ook allerlei andere factoren wijzigen (zoals de opkomst van exoten). In tabel 3.2 is echter meer illustratief aangetoond dat de trefkans weldegelijk van belang is. Voor vier voorbeeld locaties is hierin aangegeven in welke jaren een bepaalde soort al dan niet is aangetroffen. Alle oranje vakken indiceren jaren waarin de soort niet is aangetroffen, terwijl deze in zowel het voorafgaande jaar als het erop volgende monitoringsjaar wél is aangetroffen. De kans dat deze soort in het tussenliggende jaar ook aanwezig is, is dan groot. Een verlaagde trefkans heeft vooral gevolgen voor maatlaten waar het absoluut aantal taxa een rol speelt, en daarmee vooral voor R7 (EPT-factor) en R8 (litorale beoordeling via aantal genera).<sup>14</sup>

**Tabel 3.2. Aanwezigheid van een aantal karakteristieke soorten in een viertal locaties over de jaren. Grijze vlakken indiceren jaren waarin er niet is gemonsterd. Kruisjes de jaren waarin de soort is aangetroffen en oranje vlakken de jaren waarin wel is gemonsterd maar de soort niet is aangetroffen.**

Locatie	Soort	Groep	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
R7 Bovenmaas	<i>Caenis luctuosa</i>	Haft						x	x			x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	
	<i>Ecnomus tenellus</i>	Kokerjuffer						x	x			x	x		x		x	x	x	x	x	x	x	
R16 Grensmaas	<i>Caenis luctuosa</i>	Haft		x	x			x							x	x	x	x	x	x	x	x	x	
	<i>Ecnomus tenellus</i>	Kokerjuffer		x				x				x			x		x	x	x	x	x	x	x	
	<i>Orthotrichia</i>	Kokerjuffer													x		x	x	x	x	x	x	x	
M7B Twenthekanaal	<i>Caenis luctuosa</i>	Haft										x		x	x									
	<i>Cyrtus trimaculatus</i>	Kokerjuffer										x					x							
	<i>Ecnomus tenellus</i>	Kokerjuffer										x		x			x							
M14 Wolderwijd	<i>Caenis luctuosa</i>	Haft			x				x				x								x			x

Om meer inzicht in de trefkans te krijgen is een analyse uitgevoerd op het aantal keer dat een soort in de MWTL-monitoring met een dichtheid van “>0” of “>1” is aangeduid. Dit is de manier om aan te geven dat deze soort niet in de uitgezochte fractie is aangetroffen, maar wel al screenend in het niet-uitgezochte deel. Deze werkwijze is in 2007 ingevoerd. De berekeningen zijn uitgevoerd met de resultaten van alle

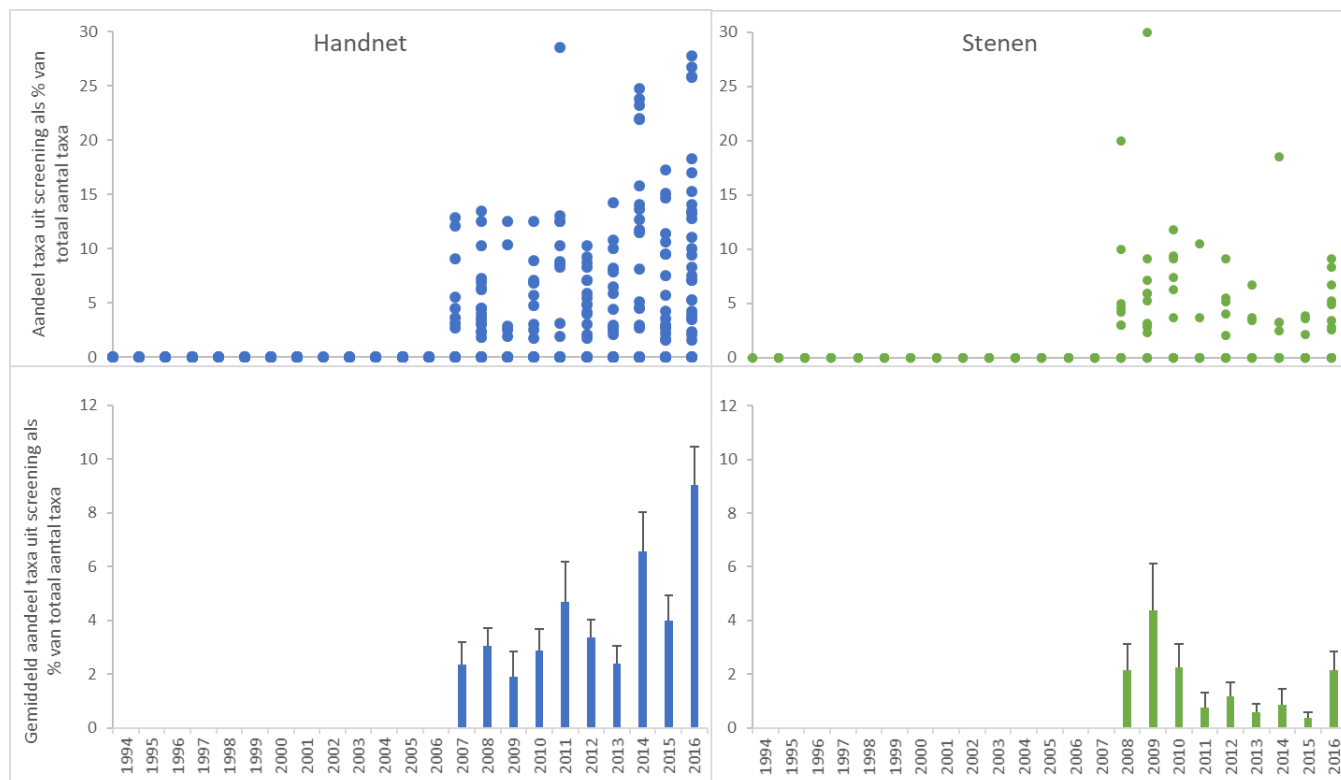
<sup>13</sup> Memo aan RWS van M. de la Haye, D. Templeman & M. Wilhelm d.d. 30-11-2015.

<sup>14</sup> De trefkans is een lastig begrip, die door vele factoren wordt beïnvloed, zoals de monsternamen en uitgezochte fractie maar ook eventuele waterstand wisselingen, de actuele stroomsnelheid, de toevallige aanwezigheid van geschikt substraat etc. Veel van deze factoren zitten in de ‘gewone’ ecologische variatie en zijn dus ook onderdeel van de variatie in de monsters waarmee de maatlat is gevalideerd. Verandert deze trefkans, bijvoorbeeld door een kleinere uitgezochte fractie, dan is er wel sprake van een verschil met de maatlatmethode.

handnet- en stenenmonsters uit de MWTL-dataset en betreffen daarmee alle watertypen. Uit figuur 3.2 blijkt dat het aandeel taxa dat uitsluitend in de screening van het niet-uitgezochte deel van een handnetmonsters steeds groter wordt en gelijke tred houdt met de ontwikkeling van de uitgezochte fractie over deze jaren (die steeds kleiner werd; figuur 3.1). In de handnetmonsters van 2016 werd gemiddeld 10% van de taxa uitsluitend in de screening aangetroffen en in 11% van monsters was dit aandeel >25%. Voor stenenmonsters liggen de percentages duidelijk lager, mede doordat er voor deze monsters een groter deel wordt uitgezocht.

Deze ontwikkeling heeft twee consequenties:

- De trefkans van een soort wordt met de jaren kleiner en wordt voor een groter deel bepaald door de hoeveelheid tijd die men in deze screening investeert. Deze is in de protocollen wel gemaximaliseerd maar niet geminimaliseerd.
- Voor de soorten aangetroffen in de screening ontbreekt een abundantieschatting. Voor zover dit DP, KM of DN soorten zijn spelen deze daardoor nauwelijks meer een rol in de abundantie parameters DN% en DP+KM%.

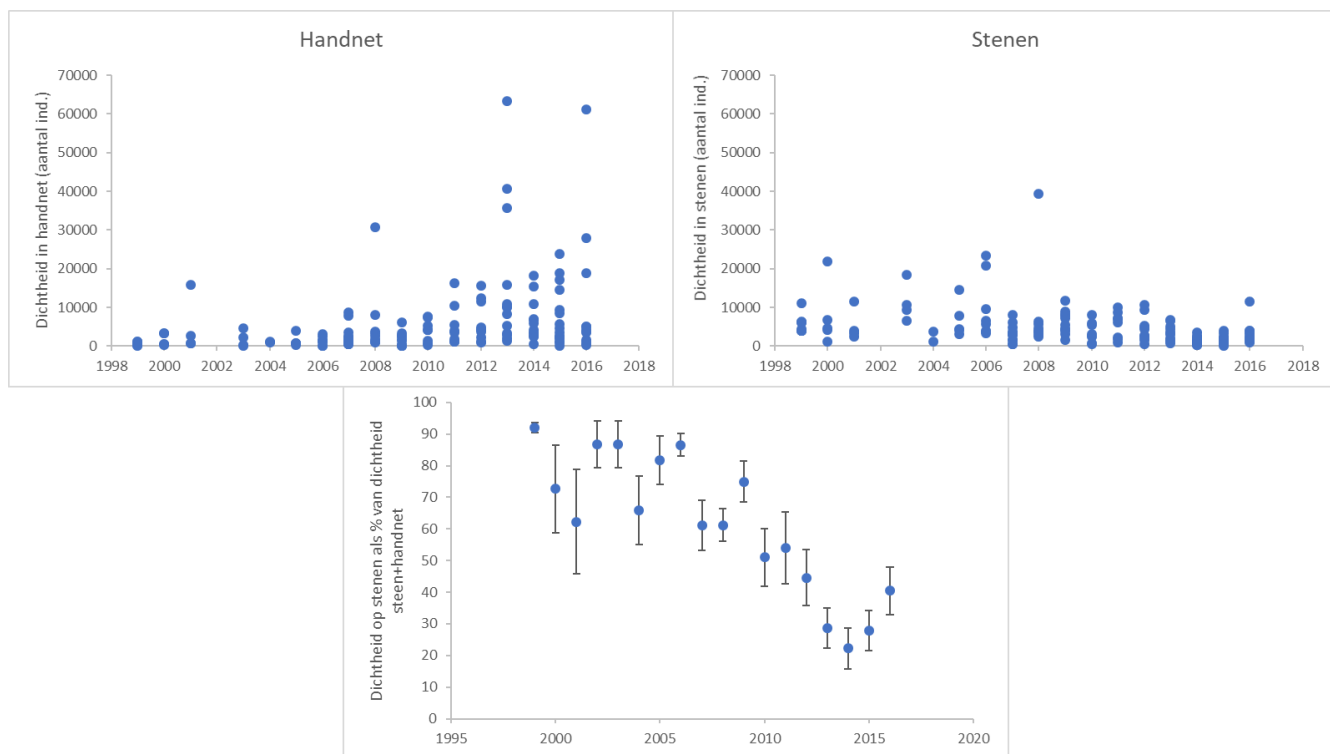


*Figuur 3.2. Aandeel taxa gevonden tijdens de screening van het niet-uitgezochte deel van een monster, als percentage van het totaal aantal taxa. Bovenste figuren betreffen scatterplots van alle monsters (links handnet; rechts stenen); Onderste figuren zijn de jaargemiddelden inclusief standaardfout.*

Ook de hierboven al besproken toename van de dichtheid in de handnetmonsters over de laatste 10 jaar heeft consequenties voor de EKR. Dit betreft vooral meetpunten waar de EKR is gebaseerd op samengestelde monsters (bijv. stenenmonster en handnetmonster). De dichtheid in de handnetmonsters is namelijk de afgelopen jaren tot een factor 10 toegenomen (figuur 3.1c), terwijl die toename op de stenenmonsters niet optrad of veel kleiner was. Dit heeft gevolgen voor de abundantie maatlatparameters en daarmee dus ook voor de EKR (die in 66% van de gevallen voor stenenmonsters hoger was).

Tenslotte komt een steeds groter deel van de organismen uit het handnet en betekent dit veelal een lager KM+DP% en een hoger DN% en daarmee een lagere EKR.

Om dit effect te illustreren is in figuur 3.3 een overzicht gegeven van de dichtheden in de handnet- en stenenmonsters van 148 meetpunt-jaar combinaties waar men sinds 1999 simultaan zowel een handnet- als een stenenmonster heeft genomen. Dit betreft alle watertypen, maar de dataset wordt gedomineerd door meetpunten uit watertype R7. Uit de gegevens blijkt dat, binnen het samengestelde monster, het aandeel van de individuen afkomstig uit de stenenmonsters rond 2000-2005 gemiddeld genomen tussen de 70 en 90% varieerde. Dit percentage vertoont vervolgens een dalende trend en varieerde de laatste vier jaren tussen de 20 en 40%. De toenemende dichtheid in de handnetmonsters (tot een factor 10) is hierbij meer bepalend dan een eventueel licht dalende trend in de dichtheid van de stenenmonsters. Daarmee krijgt de macrofauna uit het handnet een steeds grotere rol in de uiteindelijke EKR en dat betekent (zie figuren 2.12 en 2.13) dat de EKR gemiddeld genomen zal dalen. Overigens is het hierbij wederom van belang om te realiseren dat dit gemiddelden zijn van een set meetpunten, die in omvang en samenstelling over de jaren varieert. Ook zijn er grote verschillen tussen meetpunten. Voor sommige meetpunten blijft het aandeel dat de individuen vanuit het stenenmonster uitmaakt in het samengestelde monster over de jaren vrij constant en hoog, terwijl er ook meetpunten zijn waar de afname nog sterker is.



*Figuur 3.3. Totale dichtheid van de macrofauna in simultaan genomen handnet (links boven) en stenen (rechts boven) monsters alsmede de dichtheid in het stenenmonsters als % van de gesommeerde totale dichtheid (handnet+stenen).*

Alhoewel een ecologisch effect niet kan worden uitgesloten, lijkt uit bovenstaande analyses geconcludeerd te kunnen worden dat vooral de wijzigingen in de monsteranalyse er voor gezorgd hebben dat de berekende dichtheden van (vooral) handnetmonsters in de afgelopen jaren (zeer) sterk zijn



gestegen<sup>15</sup> en dat de trefkans van soorten is gedaald. Het effect op de EKR en de onderliggende maatlatparameters is in beeld gebracht voor de MWTL-gegevens van alle watertypen sinds 2011.

Allereerst is gekeken naar het effect van een verlaagde trefkans. Hiertoe is de gemiddelde EKR over de jaren 2011-2016 op twee manieren berekend, namelijk enerzijds op de gebruikelijke methode (per jaar berekenen en dan middelen) en anderzijds op een alternatieve methode waarbij eerst de dichtheden van de soorten over de jaren wordt gemiddeld en dan de EKR op basis van de gemiddelden wordt berekend. Aan deze aanpak zitten enkele overwegingen:

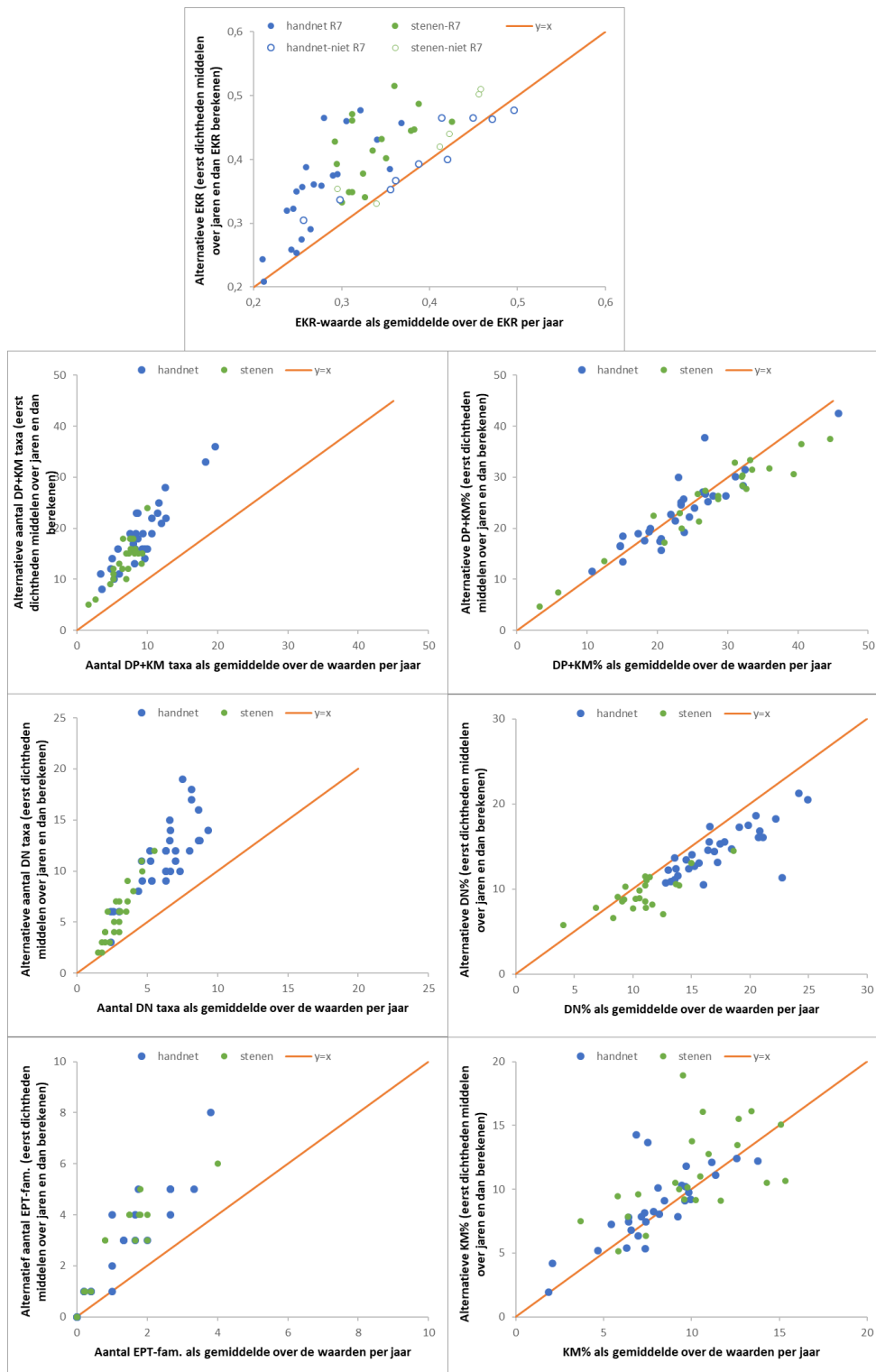
- Als de trefkans over de jaren niet zou zijn veranderd, is deze alternatieve aanpak feitelijk niet juist. De constatering dat sommige soorten het ene jaar wel en het andere jaar niet worden aangetroffen is dan een teken dat hun dichtheid is verlaagd (want de trefkans is gelijk gebleven) en dit wordt dan terecht in de beoordeling opgepikt. Als de trefkans echter wel is verlaagd (zoals bovenstaande analyse aangeeft) is het niet langer correct om dit als ecologische wijziging te zien. In dat geval kan daarvoor worden gecorrigeerd door eerst de abundanties van alle jaren per locatie te middelen. De soortenlijst die wordt getoetst is dan de gesommeerde lijst over de jaren.
- In ecologische monitoring zit veel variatie en “uitschieters” zijn niet ongewoon. Dit kan gaan om opmerkelijk hoge dichtheden of bijv. een opvallend laag aantal taxa. Zo zitten er in de MWTL-gegevens vanaf 2011 meerdere monsters met minder dan 10 taxa. Dit is zelfs het geval bij een aantal handnetmonsters. Waal\_0003 is daarbij een goed voorbeeld. In 2011 zijn daar slechts 5 taxa aangetroffen, terwijl dat voor de jaren 2012-2015 12-28 was. Nog steeds laag voor een handnet maar wel duidelijk hoger, waarmee ook de toevalsfactor een kleinere rol gaat spelen. In het monster van 2011 zijn bijvoorbeeld geen KM of DP taxa aangetroffen, terwijl die in de jaren erna wel aanwezig waren alsmede op het stenenmonster uit 2011. Een juist oordeel over hoe er in zo'n situatie gehandeld wordt, dient natuurlijk per geval met locatie-informatie beoordeeld te worden. Tegelijkertijd is de gevolgde alternatieve aanpak wel een methode om te beoordelen in hoeverre extremen effectief worden uitgemiddeld.

Vanuit alle MWTL-data over 2011-2016 zijn alleen meetpunten geselecteerd, waarbij er ten minste drie jaren is gemonsterd en de dichtheden zijn vervolgens over al die jaren gemiddeld (met een onderscheid in handnet en stenenmonsters). De resultaten zijn gepresenteerd in figuur 3.4 en laten zien dat de alternatieve aanpak (eerst de dichtheden over de jaren middelen en dan de EKR berekenen) tot duidelijk hogere EKR's leidt. Dit betreft vooral watertype R7, waar het gemiddelde verschil 0,08 bedraagt met in 25% van de gevallen een verschil groter dan 0,1. EKR. Voor de andere watertypen (M14, M20, R16) zijn de verschillen kleiner en/of afwezig. Wel moet worden opgemerkt dat er voor deze laatste watertypen minder gegevens voorhanden zijn (n=16 t.o.v. n=38 voor R7). De in figuur 3.4 opgenomen illustraties voor de onderliggende maatlatparameters laten zien waarom deze verschillen optreden.

**Noot:** Deze alternatieve berekeningswijze is meer te zien als een eventuele tussenoplossing dan als een voorgestelde wijziging van de huidige standaard werkwijze. Uiteindelijk wordt aangeraden om er zorg voor te dragen dat de huidige methode voor zowel bemonstering als analyse aansluit bij de methode, zoals die is toegepast voor de monsters waarop de maatlat is gebaseerd of waarmee deze is gevalideerd. Dit kan betekenen dat men de huidige methode moet aanpassen of dat men de maatlat opnieuw gaat valideren.

<sup>15</sup> Overigens geldt dit waarschijnlijk ook voor andere monsternametoestellen waar de kans op grote monsters hoog is. Bijvoorbeeld de box-core monsters op sommige locaties in de R8-watervan.





*Figuur 3.4. Vergelijking tussen twee methoden om een gemiddelde EKR te berekenen (incl. onderliggende maatlatparameters). Op de x-as de standaard methode: EKR berekenen per jaar en dan middelen over de jaren. Op de y-as een alternatief: eerst dichtheden per soort over de jaren middelen en dan één keer een EKR berekenen.*

Allereerst is gekeken naar het aantal DP+KM taxa. Deze ligt bij de alternatieve aanpak duidelijk hoger (waarbij wederom het verschil tussen stenen en handnetmonsters duidelijk wordt), hetgeen logisch is omdat soorten die niet ieder jaar worden aangetroffen in de alternatieve aanpak allemaal zijn opgenomen (maar met een lage dichtheid). Opvallend genoeg blijkt de formele maatstaf DP+KM% niet te verschillen. De trefkans, die het aantal taxa per monster beïnvloedt, verlaagt niet alleen de trefkans voor de kenmerkende en dominant positieve soorten maar voor alle soorten, ook de dominant negatieve en niet-indicerende taxa. Daarmee is het KM+DP% een relatief stabiele maat, die minder gevoelig is voor de hierboven besproken wijzigingen in de monsteranalyse. Iets vergelijkbaars geldt ook voor de DN: het aantal taxa neemt in de alternatieve methode toe, maar het DN% vertoont weinig verschil en lijkt bij de alternatieve aanpak zelfs iets lager te zijn. Ook het KM% is een vrij constante maat, alhoewel deze meer varieert dan de abundantie maatstaven DN% en DP+KM%, mede doordat deze laatste twee door meer taxa worden gestuurd. Ook voor de EPT-families is duidelijk dat de alternatieve aanpak tot hogere aantallen leidt. Dit is dan ook de belangrijkste reden voor de hogere EKR's bij het watertype R7.

**Noot.** *In dit project is het watertype R8 niet betrokken. In de maatlat voor R8 speelt het absoluut aantal taxa (genera in dit geval) ook een dominante rol in met name de maatlat voor het litoraal. Dit effect van verlaagde trefkans zal voor watertype R8 dan ook zeker (en wellicht zelfs een groter) effect hebben overeenkomstig met R7.*

Naast deze trefkans blijken de veranderingen in de monsteranalyse vooral bij grote monsters, zoals handnetten, tot hogere dichtheden te leiden. In principe zouden de maatlaten hier ongevoelig voor moeten zijn omdat deze allen op relatieve dichtheden zijn gebaseerd en er geen reden is om te verwachten dat het dichtheidseffect voor DP of KM soorten anders zou zijn dan voor DN of niet-indicerende soorten. Dit blijkt ook uit een controleberekening waarbij alle handnet en stenen MWTL-monsters vanaf 2011 opnieuw zijn doorgerekend met een 10\* hogere dichtheid. Het verschil in EKR waarde is in 80% van de monsters minder dan 0,01 EKR-eenheid. Daarnaast zijn er enkele monsters met een groter verschil. In dat geval kan het verschil oplopen tot 0,05 eenheid die zowel hoger als lager kan zijn geworden. Dit komt doordat de toename in abundantie klassen niet evenredig verloopt aan de toename in absolute abundantie, aangezien deze een ongelijke schaalgrootte kennen. Het effect hiervan is echter onbeduidend, *mits* dit binnen één type bemonsteringsapparaat gebeurt. Aangezien de zoekfout voor grote monsters (denk aan handnet maar ook veel box-cores) groter is dan voor kleine (zoals stenen en werpkorf) zal het meer nauwkeurig uitzoeken zoals dat in de laatste jaren gebruikelijk was ook vooral op deze grote monsters een effect sorteren. Dat betekent dat als er op locaties wordt gewerkt met samengestelde monsters (bijv. handnet + stenen) het gewicht van de samenstelling van stenen in het totaal afneemt (zie hierboven).

## 4 Analyse van de maatlatten

De onderzoeksvragen die zich richten op het functioneren van de maatlatten voor de geselecteerde watertypen zijn:

- 1) Soorten en referenties: zijn de juiste kenmerkende soorten gebruikt voor de maatlat en referenties en hoe gedragen de maatlatparameters zich?
- 2) Is de gevoeligheid van de maatlatparameters geschikt om het effect van maatregelen te meten?

In het verlengde van deze vragen is ook onderzocht in hoeverre de ontwikkeling in de macrofauna soortensamenstelling in de loop van de tijd zijn weerslag heeft in de ontwikkeling van de EKR.

### 4.1 Soorten en parameters

#### 4.1.1 Welk deel van de indicerende taxa wordt aangetroffen?

Om inzicht te krijgen in de vraag of de huidige maatlatten voldoen is allereerst gekeken naar de aanwezigheid van de DN (dominant negatief), DP (dominant positief) en KM (kenmerkende) soorten. Per watertype en groep (DN, DP of KM) is bekeken welke soorten er in de MWTL-monitoring van het betreffende watertype zijn aangetroffen. Hierbij is tevens onderscheid gemaakt naar de kans op aantreffen (in welk deel van de monsters wordt de soort gevonden). Vervolgens is bekeken of de niet in de MWTL aangetroffen soorten wellicht wél zijn aangetroffen in projectmonitoring in hetzelfde watertype (dit betreft vooral R7 uitgaande van het MWTL-databestand). Daarna is bekeken of de soorten die dan nog steeds niet zijn aangetroffen wellicht wel in andere rijkswateren (dus andere watertypen) zijn gevonden en ten slotte is bekeken of de niet in rijkswater aangetroffen soorten wel in regionale wateren van de geselecteerde watertypen<sup>16</sup> zijn aangetroffen. Dit levert gestapelde figuren op zoals samengevat in figuur 4.1. Dit levert de volgende inzichten op:

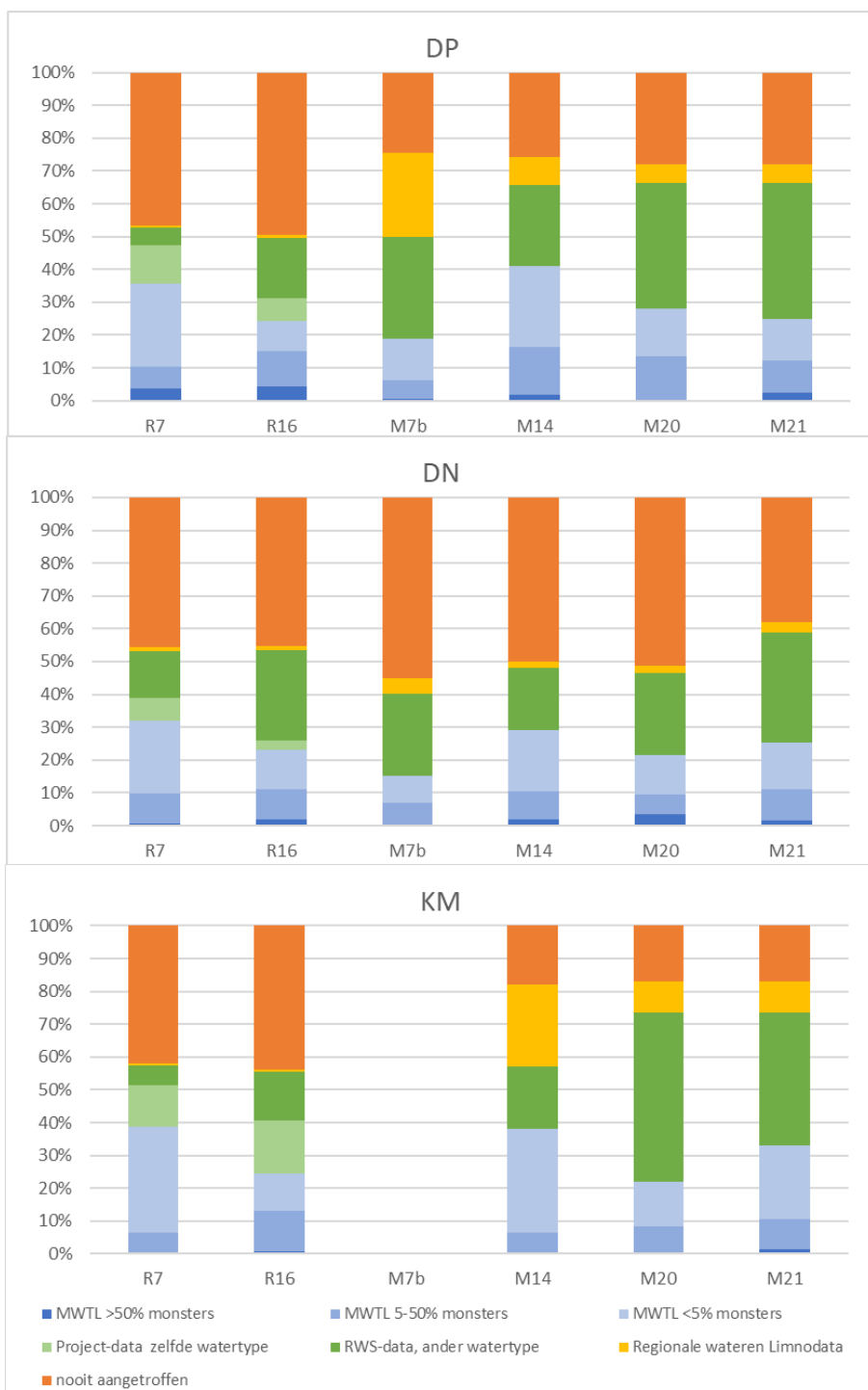
- In de watertypen R7 en R16 wordt slechts ca. 50-60% van de KM en DP soorten aangetoond<sup>17</sup>, terwijl dit percentage voor de watertypen M7b, M14, M20 en M21 tussen de 70 en 85% varieert. Dit heeft deels te maken met het feit dat er voor M14 en M20 ook allerlei regionale wateren tot deze watertypen behoren, waardoor er soorten worden aangetroffen die niet in de rijkswateren zijn aangetroffen.
- Verder laten de gegevens ook een effect zien van de monitoringsinspanning. Zo omvat de monitoring van R7 veel meer locaties en waterlichamen dan R16, waardoor het niet onlogisch is dat er in de MWTL-monitoring van R7 alleen daarom al een hoger aandeel soorten is aangetroffen.
- Naast deze meer technische aspecten zitten er ook ecologisch meer relevante factoren in. Zo valt voor zowel R7 als R16 op dat een redelijk deel van de KM en DP soorten níet in de MWTL-monitoring maar wél in projectmonitoring in hetzelfde watertype is aangetroffen. Voor R7 zijn dit veel gegevens van uiterwaard projecten zoals Gameren, Opijnen en Beneden Leeuwen. Voor R16 betreft het een aantal wat oudere projecten, zoals onderzoek uit 1984-1985 rondom Koeweide, Meers en Maasband of onderzoek in hoogwaterpoelen uit 1995 (Klink & Bij de Vaate, 1996). Ook het recente project naar de ontstening zou voor R16 wellicht nog aanvullende soorten kunnen opleveren (deze data zijn voor zover bekend nog niet in de databases beschikbaar). Overigens is het niet verrassend dat onderzoek in nevengeulen andere soorten oplevert dan het MWTL-programma, aangezien nevengeulen nu eenmaal andere biotopen bevatten dan de hoofdgeul. Daarnaast laat deze projectmonitoring ook positieve effecten van de genomen

<sup>16</sup> Er is geselecteerd op alle locaties behorende tot M6b, M7b, M14, M20, M21, R7 en R16 (althoewel dat voor R16 minder relevant is). Er is geen verdere opsplitsing tussen deze watertypen gemaakt.

<sup>17</sup> Althans voor zover dit met de ter beschikking staande databases kon worden geverifieerd. De soort zou nog kunnen voorkomen in andere regionale wateren, behorend tot andere watertypen.

maatregelen zien, zie bijv. de evaluatie van Gameren zoals beschreven door Bij de Vaate et al. (2007).

- Ten slotte geven deze gegevens aan dat een groot deel van de KM, DP of DN soorten, die binnen de rijkswateren niet in het betreffende watertype zijn aangetroffen, wel in door RWS beheerde wateren van andere watertypen zijn aangetroffen. Het is daarmee waarschijnlijk dat de afwezigheid van deze soorten eerder te maken heeft met de afwezigheid van specifieke habitats in het betreffende watertype (of het ontbreken van monitoring op plaatsen waar deze habitats wel te vinden zijn) en minder met de vraag of de soort de locatie wel kan bevolken of (re)koloniseren.



**Figuur 4.1.** Samenvattend overzicht van het aantreffen van KM, DP of DN soorten in de MWTL-monitoring, projectmonitoring, rijkswater van een ander watertype en regionale wateren van dezelfde watertypen.

**Noot.** Dit zijn gestapelde figuren. De totale lijst van bijv. de in regionaal water aangetroffen soorten is veel langer. Er is in dit geval alleen gekeken naar soorten, die nog niet in de rijkswateren zijn aangetroffen.

#### 4.1.2 Welke hoofdgroepen komen voor in de rijkswateren?

Vervolgens is de vraag welke soorten er dan wel of juist niet worden aangetroffen. Hiertoe zijn de gegevens samengevat door ze te groeperen per hoofdgroep, zoals kokerjuffers, dansmuggen en watermijten. Dit levert een veelheid aan figuren op, aangezien deze analyses zijn uitgevoerd voor de DP, DN en KM soorten van alle watertypen en voor meerdere databases. In figuur 4.2 is een voorbeeld gegeven voor de kenmerkende soorten in R7.

##### Rivieren

Voor de kenmerkende en dominant positieve soorten illustreert figuur 4.2 dat de grootste problemen voor R7 bij de groep EPT-taxa zitten. Dit is niet onverwacht en ook al in eerdere onderzoeken vermeld (bijv. Reeze et al., 2017; Klink et al., 2014). Tegelijkertijd laat onderzoek aan hoogwaterpoelen zien dat veel, in Nederland zeldzaam geworden taxa, ons land wel en soms in grote aantallen kunnen bereiken (AquaSense, 1999). MWTL-data ondersteunen deze conclusie. Zo zitten er in de hele dataset slechts 7 waarnemingen van Plecoptera, maar al deze 7 waarnemingen zijn afkomstig uit knikkerkorven (Kampen en Lobith, slechts één keer betreft het een najaarmonster; laatste waarneming was in 2000, echter in 2003 is met de knikkerkorfmonitoring gestopt).

Iets vergelijkbaars geldt voor de kriebelmuggen (Simuliidae): van de 37 waarnemingen in de periode 1993 – 2016 zijn er 29 (78%) afkomstig van het tijdelijk uitgehangen substraat (knikkerkorf of stenenzak). De soorten komen dus nog wel voor in het riviersysteem maar worden niet aangetroffen in de MWTL-monitoring omdat ze geen blijvende populatie kunnen opbouwen en/of omdat de juiste habitats (Simuliidae leven bijv. vooral op vast substraat, van nature hout en ondergedoken waterplanten, in stromend water zonder grote schommelingen in stroomsnelheid) niet gericht worden bemonsterd (zoals hout; zie §2.6.3). De gegevens van de projectmonitoring in R7 ondersteunen deze conclusie, aangezien er in de RWS-masterfile bijna 20 KM-taxa zijn aangetroffen, die niet tijdens de MWTL-monitoring zijn aangetroffen. Het betreft vooral dansmuggen (Chironomidae) maar ook enkele steenvliegen en kokerjuffers.

Ook binnen de dominant positieve taxa worden er in de projectmonitoring meer soorten aangetroffen dan in de MWTL-monitoring. Verder is het aardig om te constateren dat de kenmerkende Chironomidae nog een hoge presentie kennen, terwijl er niet alleen binnen de kriebelmuggen (Simuliidae) maar ook binnen de vlokreeften (Amphipoda) opvallend veel soorten ontbreken. Hierin verschillen de kenmerkende en dominant positieve soorten van de dominant negatieve taxa. Voor deze laatste groep blijkt de projectmonitoring namelijk nauwelijks nieuw taxa aan de lijst toe te voegen, die nog niet in de MWTL-monitoring zijn aangetroffen.

Op hoofdlijn komen deze constatering overeen met de conclusies voor R16: binnen de vier grootste groepen kenmerkende soorten worden de dansmuggen nog redelijk frequent aangetroffen, terwijl van de steenvliegen, kokerjuffers en haften veel taxa ontbreken. Wederom zijn er in de projectdata meer KM-taxa aangetroffen dan in de MWTL-monitoring. Verder blijkt dat er in de MWTL-monitoring slechts een kwart van de dominant positieve taxa is aangetroffen. Dit heeft overigens ook te maken met de trefkans. Het aantal monsters in R16 is namelijk veel kleiner dan voor R7.



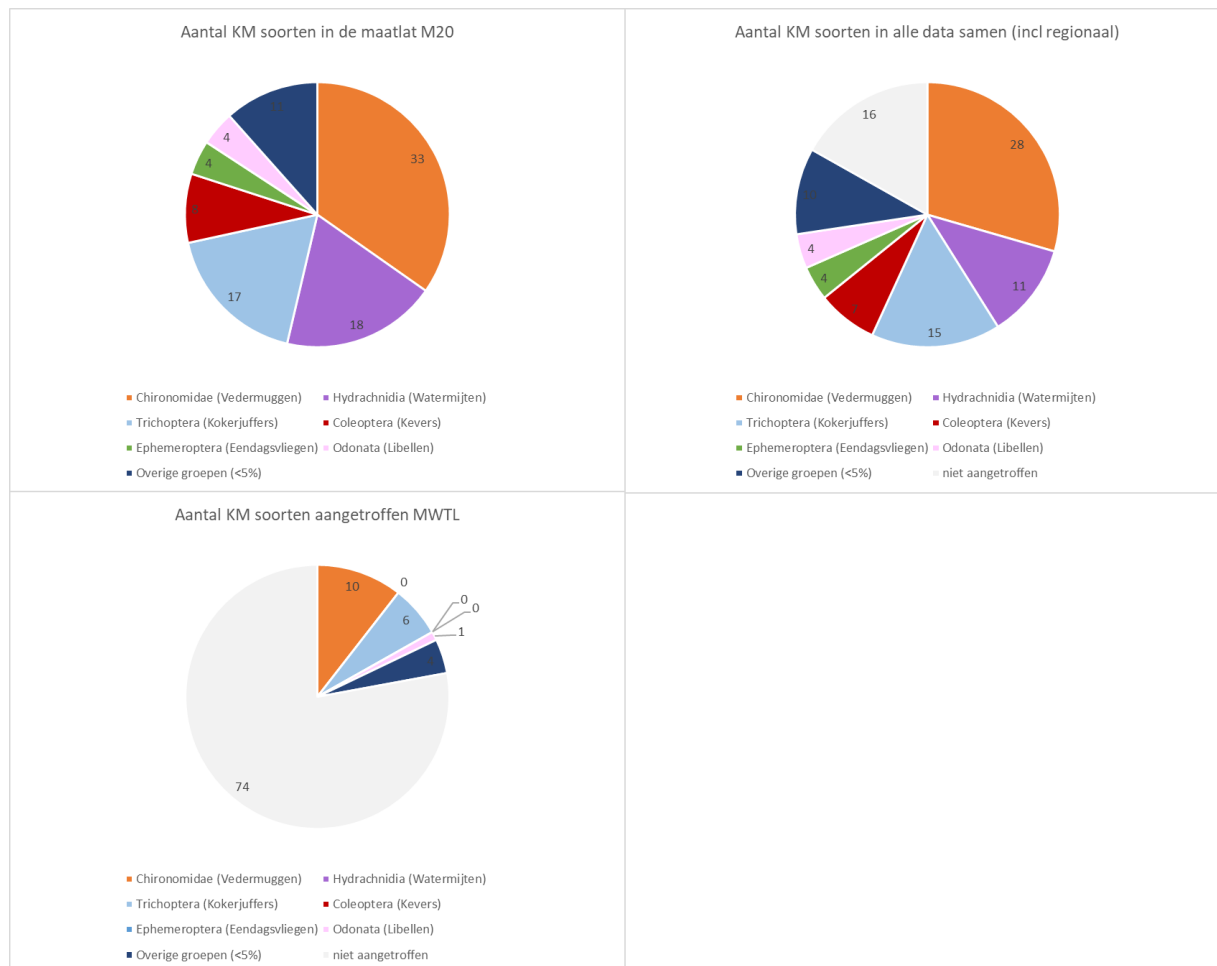
**Figuur 4.2.** Verdeling van de (aangetroffen) voor R7, kenmerkende soorten over hoofdgroepen op basis van de lijst in de maatlat (linksboven), de MWTL-database voor R7 (linksonder), projectgegevens uit R7 (rechtsonder) en voor alle rijks- en regionale wateren behorend tot een van de onderzochte watertypen (R7, R16, M7b, M14, M20, M21) samen (rechts boven).

## Meren

Vergelijkbare analyses zijn ook voor de watertypen M7b, M14, M20 en M21 uitgevoerd. Als illustratie hiervan zijn in figuur 4.3 de resultaten voor de kenmerkende soorten in watertype M20 opgenomen. Dit leidt tot een aantal opvallende constatering. Zo zijn er voor het watertype M20 binnen de MWTL-monitoring in totaal zo'n 170 macrofaunamonsters geanalyseerd. Desondanks zijn er in totaal slechts 21 van de 95 kenmerkende soorten aangetroffen en is er zelfs geen enkele kenmerkende watermijt, kever of haft gevonden (binnen deze drie groepen zijn er in totaal 30 als kenmerkende taxa in de maatlat aangeduid). Als echter naar de aanwezigheid van deze soorten in andere rijks- en regionale wateren wordt gekeken dan zijn er 79 van de 95 soorten aangetroffen. Een groot deel hiervan is niet alleen in regionale maar ook in rijkswateren aangetroffen, maar dan alleen in een ander watertype (zie figuur 4.3). Opnieuw is dit een aanwijzing dat een slechte of matige score op de maatlat niet direct een gevolg is van het eventueel verdwijnen van soorten uit Nederland maar eerder door factoren als het ontbreken of niet



bemonsteren van bepaalde habitats. Overigens wordt ook voor de DP en DN taxa slechts een klein gedeelte (resp. 28 en 22%) in de MWTL-monitoring van M20 aangetroffen.



**Figuur 4.3.** Verdeling van de (aangetroffen) voor M20, kenmerkende soorten over hoofdgroepen op basis van de lijst in de maatlat (linksboven), alle MWTL-data voor M20 (linksonder) en voor alle rijks- en regionale wateren behorend tot een van de onderzochte watertypen (R7, R16, M7b, M14, M20, M21) samen (rechts boven).

Voor M14 en M21 zijn de conclusies vrij vergelijkbaar. Alhoewel het aandeel “in de MWTL-monitoring aangetroffen kenmerkende soorten” hoger ligt dan in M20 (namelijk 33-38%), geldt ook voor M21 dat er geen enkele kenmerkende watermijt of waterkever is aangetroffen. Ook voor M14 is dit aandeel laag: er zijn 17 soorten kenmerkende watermijten en kevers aangetroffen terwijl er in de maatlat 65 als kenmerkend zijn aangemerkt. Tevens geldt ook voor M14 en M21 dat de niet-aangetroffen kenmerkende soorten wel in andere watertypen binnen de rijkswateren worden aangetroffen.

Voor watermijten heeft dit ook met veranderingen in het al dan niet uitzoeken en/of tot op soort determineren van deze groep te maken (zie hieronder). Voor waterkevers speelt dit echter niet. Dan is het des te opmerkelijk dat er van alle 262 handnetmonsters, die in de periode 1994 tot 2016 binnen de MWTL in M14, M20 en M21 zijn genomen, in slechts 30 monsters waterkevers zijn aangetroffen.

Ten slotte zijn deze analyses ook voor M7b uitgevoerd. Ook hier blijkt dat er slechts weinig positieve soorten in de MWTL-monitoring worden aangetroffen, namelijk slechts 141 van de 750 uit de maatlat.

Een derde hiervan bestaat uit chironomiden. Met name de vrijwel volledige afwezigheid van kevers, wantsen en watermijten is wederom opvallend. Ook van de negatieve soorten wordt slechts een klein deel in de MWTL-monitoring aangetroffen (29 van de 191 taxa). De vrijwel volledige afwezigheid van steekmuggen is hierbij het meest opvallend. Overigens zal voor zowel de positieve als negatieve taxa meespelen, dat de MWTL-monitoring in watertype M7b in omvang beperkt is. Zo wordt er op slechts 2 plekken (beide in het Twentekanaal) met een handnet gemonitord.

### 4.1.3 Watermijten

De watermijten is een soortenrijke groep, waarvan ook veel soorten als kenmerkend voor de verschillende watertypen zijn benoemd. Dit geldt ook voor de watertypen M14, M20 en M21, waar respectievelijk 25, 19 en 24% van alle kenmerkende soorten tot de watermijten behoort. Dit wetende is het opmerkelijk dat er in de maatlatdocumenten (Stowa, 2012) is opgenomen dat watermijten voor deze watertypen als één groep gelden en bij de berekening van KM% dus als 1 taxon worden meegenomen. Dit betekent namelijk dat de lijst kenmerkende soorten met 25% is gereduceerd. Overigens gaan niet alle waterbeheerders hier gelijkwaardig mee om. Door meerdere regionale waterbeheerders worden de watermijten ieder jaar tot op soort gedetermineerd en ook QBWat neemt deze dan gewoon op als kenmerkende taxa in de berekeningen. Voor Rijkswaterstaat is het beeld wisselend. Tabel 4.1 is een illustratie voor de watermijten in het gebied “Randmeren-Zuid” (M14). De tabel geeft een overzicht van de bemonsterde meetpunten. De “X” geeft aan welke meetpunten in welk jaar met een handnet zijn bemonsterd. De grijze cellen geven de monsters, waarin watermijten zijn aangetroffen. Dit overzicht laat zien dat in vrijwel ieder monster watermijten zijn aangetroffen, met als uitzondering de jaren 2008 en 2011. Deze gegevens lijken aan te geven dat de watermijten in de jaren 2008 en 2011 wellicht niet zijn uitgezocht. Vervolgens blijkt uit de gegevens over alle watertypen, dat de watermijten pas vanaf ongeveer 2009 op soort worden gedetermineerd. In 2007 is de MWTL-monitoring echter in omvang sterk terug gebracht. Waar er in de “Randmeren-Zuid” tot 2007 12 meetpunten per jaar werden bemonsterd, is dat aantal vanaf 2007 tot 3 teruggebracht. Dit soort patronen zal er mede toe geleid hebben dat er slechts zeer weinig kenmerkende watermijten in de MWTL-monitoring van M14, M20 en M21 zijn aangetroffen. In de jaren dat er volop werd gemonitord, werden ze niet tot op soort maar tot op genus gedetermineerd en in de laatste jaren wordt er wel tot op soort gedetermineerd maar is de trefkans veel kleiner door het kleiner aantal monsters (en wellicht dat de uitzoekmethode/monsteranalyse [zie hfst. 3] hier ook een rol in speelt).

*Tabel 4.1. Overzicht van de handnetmonitoring in Randmeren-Zuid over de jaren. Het jaar waarin een meetpunt is bemonsterd is aangegeven met een “X”. De grijze cellen geven aan dat in het betreffende jaar watermijten in het monster zijn aangetroffen.*

Locatienaam	1997	2001	2005	2008	2011	2014	2016
DODHND	X						
EEMMDG	X	X	X				
EEMMDK		X	X				
EEMMDK21		X	X				
GOOIMDK		X	X				
HUIZN	X	X	X				
HUIZN02	X	X	X				
HUIZZVRISLTE	X						
KROMSPK	X	X	X				
MAATNPDR				X	X		X
MAATPDR	X	X	X			X	
NAARDN	X	X	X				
NIJKK	X	X	X	X	X	X	X
OUDEVKN	X	X	X	X	X	X	X

SPAKBG	X	X	X				
VEENEVDDK	X						

Aangezien de watermijten de laatste jaren tot op soort worden gedetermineerd, zal dit aspect bij de huidige jaar-oordelen geen rol meer spelen. Het toestandsoordeel over het waterlichaam wordt echter gebaseerd op het gemiddelde van de laatste drie meetjaren. Voor Randmeren-Zuid (en waarschijnlijk ook anderen) betekent dit dat de monitoring van 2011 nog steeds een rol speelt. In een eerdere studie voor Wetterskip Fryslân (Van Belle et al, 2011) is aangetoond dat het tot op soort determineren en meenemen van de watermijten voor de watertypen M14, M20 en M21 in 25% van de monsters tot meer dan 0,1 hogere EKR kan leiden. Voor de rijkswateren werkt het echter net andersom. Hier is de EKR net iets hoger als de watermijten als 1 taxa worden beschouwd (gemiddeld 0,04). Dit komt doordat er meerdere niet-indicerende watermijten aanwezig zijn en geen of een enkele kenmerkende of dominant positieve. Als deze nu allemaal als “Hydracarina” worden ingevoerd, komen soorten die als “niet indicierend” in de maatlat staan plots als “indicerend” in de toetsing omdat “Hydracarina” als geheel dan kenmerkend is. Dit verhoogt het aantal KM% als er eigenlijk geen kenmerkende watermijten aanwezig zijn.

#### 4.1.4 Vergelijking met EKR wateren in regionale wateren

Naast de rijkswateren zijn er ook bij de regionale waterbeheerders waterlichamen, die tot de watertypen M7b, M14, M20 en R7 behoren (R16 betreft alleen Grensmaas en M21 alleen Marker- en IJsselmeer). Een andere manier om naar de gevoeligheid van de maatlaten te kijken, is dan ook nagaan of een aantal van deze regionale waterlichamen wel aan de doelen voldoen. Uit de factsheets van december 2015 (<https://www.waterkwaliteitsportaal.nl/Beheer/Rapportage/Publiek?viewName=Factsheets&jaar=2015&maand=December>) blijkt dat dit inderdaad voor sommige waterlichamen het geval is (tabel 4.2).

Tabel 4.2. Overzicht van enkele regionale waterlichamen, waarin aan de macrofaunadoelstelling wordt voldaan.

Watertype	Waterlichaam code	Naam waterlichaam	Waterbeheerder
M7	NL09_19_2	Merwedekanaal/Stenenhoek	WS Rivierenland
	NL43_32	Arkervaat	WS VV
	NL14_07	Merwedekanaal	HDSR
M14	NL11_4_1	Naardermeer	AGV
	NL12_202	‘t Twiske	HHNK
	NL13_16_2	Mooie Nel en Liede	HHR
	NL13_08_2	Braassemermeer en Wijde Aa	HHR
	NL13_06_2	Kagerplassen	HHR
	NL37_Bovenwater	Bovenwater	WS ZZ
	NL37_Harderbroek	Harderbroek	WS ZZ
M20	NL43_11	Bussloo	WS VV
	NL11_3_9	Waterleidingplas	AGV
	NL11_3_7	Wijde Blik	AGV
	NL11_3_8	Grote Maarsseveenseplas	AGV
	NL11_3_4	Vinkeveenseplassen	AGV
	NL27_R_3_2	Beekse Bergen	WS DD

Voor de regionale wateren van het type R7 is het oordeel maximaal matig (Eem en Vechtdelta). Overigens hoeft het voldoen aan de doelen niet te betekenen dat de EKR hoog is. Het doel kan namelijk ook relatief laag liggen. Voor alle drie watertypen is daarom nagegaan of er waterlichamen zijn waar de

EKR voor de macrofauna >0,6 is. Ook dit is het geval. Voor M7 betreft dit het Merwedekanaal/Stenenhoek; voor M14 het Naardermeer en voor M20 Beekse Bergen.

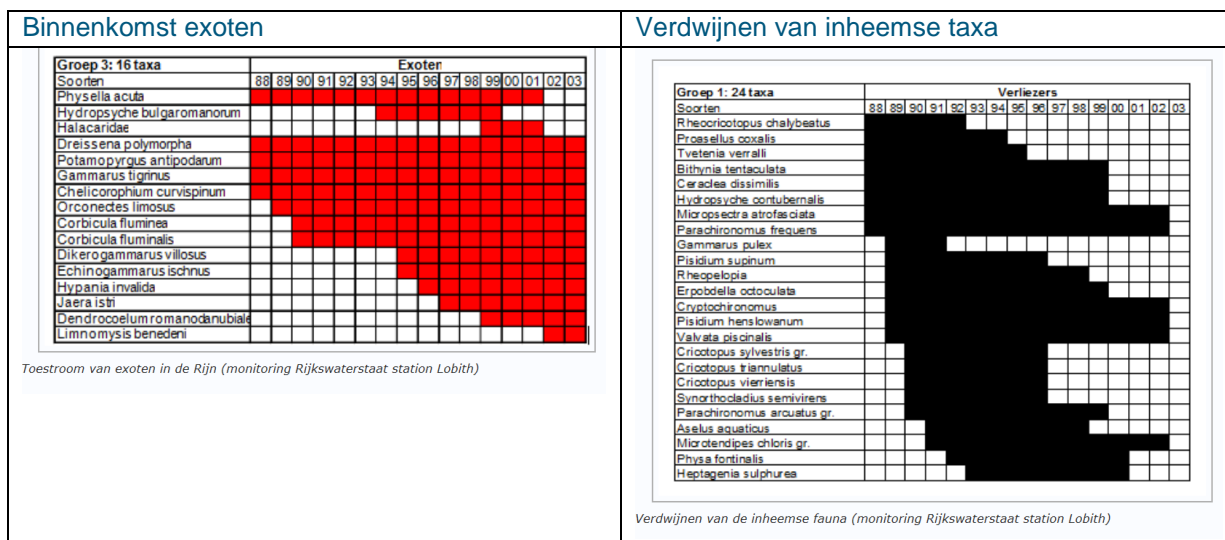
Merwedekanaal/Stenenhoek (M7)	
Naardermeer (M14)	
Beekse Bergen (M20)	

De eventuele stellingname dat “de maatlat niet voldoet” is daarmee voor deze watertypen moeilijk vol te houden, aangezien andere waterbeheerders er wel in slagen om een EKR >0,6 te scoren. De situatie is natuurlijk per waterlichaam verschillend, maar dit wijst er eerder op dat zaken als de inrichting, het beheer of de diversiteit aan (en het al dan niet bemonsteren van) habitats meer beperkende factoren binnen de rijkswateren zijn.

#### 4.1.5 Exoten

De binnenkomst van exoten kan allerlei ecologische effecten veroorzaken door factoren als predatie of juist concurrentie om voedsel en ruimte (Jaarsma et al., 2005). Aan de hand van monitoringdata bij Lobith

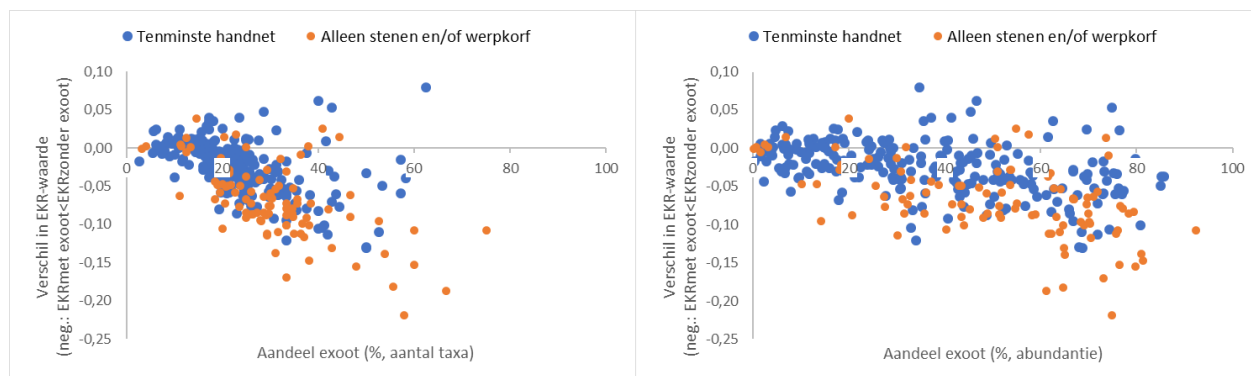
illustreert Hydrobiologisch Adviesburo Klink op zijn website wat de binnenkomst van exoten kan betekenen voor de aanwezige inheemse macrofauna (figuur 4.4)



**Figuur 4.4.** Overzicht van de binnenkomst van exoten en de mogelijke gevolgen voor de aanwezige inheemse macrofauna op basis van monitoringsdata bij Lobith (Bron: website Hydrobiologisch Adviesburo Klink).

Naast deze ecologische effecten sorteren de binnenkomende exoten ook een rekenkundig effect op de maatlat score doordat de exoten (op enkele al langer geleden binnengekomen soorten na) niet in de teller meewegen maar wel in de noemer. Dit geldt voor zowel de maatstaven op abundantie (DN%; DP+KM%) als die op aantal taxa (KM%). Om zicht te krijgen op het rekenkundige deel van het effect van exoten zijn de EKR van de MWTL-gegevens voor R7 en R16 uit de periode 1999-2016 nogmaals berekend maar pas nadat alle exoten uit de lijsten zijn verwijderd. Dit leverde voor R7 en R16 in totaal 330 locatie-jaar combinaties op. Deze selectie is gekozen om een eventueel effect van de jaren zoveel mogelijk te minimaliseren en omdat in de rivieren het effect van exoten waarschijnlijk het duidelijkst naar voren komt.

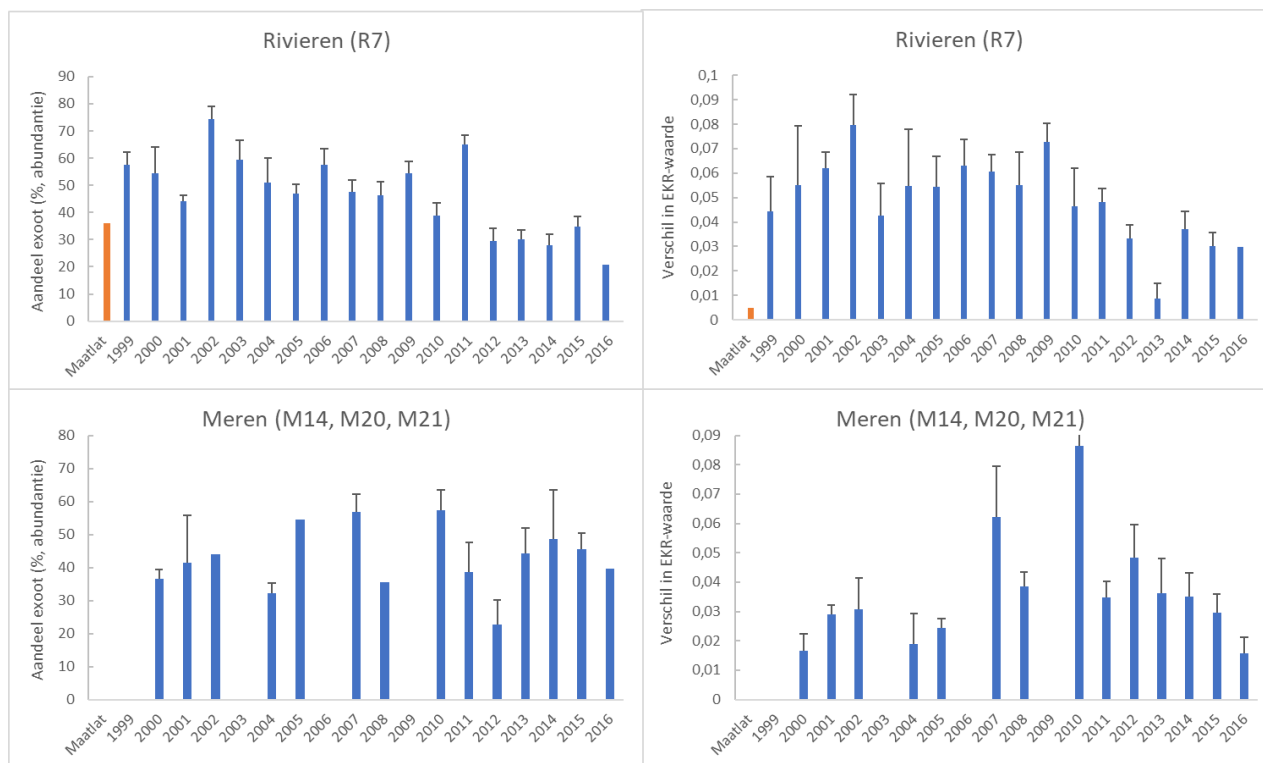
De resultaten zijn samengevat in figuur 4.5. Deze figuur illustreert dat het rekenkundig effect op de EKR inderdaad toeneemt als het aandeel exoten toeneemt. In sommige gevallen is dit effect gelijk aan een gehele EKR-klasse! Daarnaast illustreert dit figuur ook dat de effecten op stenenmonsters gemiddeld genomen groter zijn dan voor handnetmonsters. Het grotere aantal taxa en individuen in handnetmonsters heeft een dempend effect. Dit effect van habitatdiversiteit is ook benoemd door Jaarsma et al. (2005).





*Figuur 4.5. Effect op de EKR als de exoten niet langer in de berekening worden meegenomen in relatie tot het aandeel van de taxa die exoot is. Het aandeel van exoten is weergegeven op basis van aantal taxa (links) en de abundantie (rechts). Negatieve waarden indiceren dat de EKR mét exoten kleiner is dan de EKR zonder de exoten.*

Op basis hiervan zijn aanvullende analyses uitgevoerd door ook te kijken naar veranderingen in de tijd en door ook de meren in de analyse te betrekken. Deze resultaten zijn opgenomen in figuur 4.6. Voor R7 laat dit figuur zien dat het aandeel exoot in de jaren 1999-2011 duidelijk hoger was dan in de monsters, zoals die bij het opstellen van de maatlat zijn gebruikt. Sinds 2012 lijkt er echter een daling van het aandeel exoot op te treden. Deze daling is vooral (maar niet uitsluitend) zichtbaar in de macrofauna op de stenen en betreft alleen de abundantie. Als het aandeel exoot wordt uitgedrukt als percentage van de taxa dan is er geen daling zichtbaar. De verschillende exoten zijn dus nog steeds aanwezig maar de soms extreem hoge dichtheden op stenen lijken af te nemen. Dit is mogelijk een gevolg van verhoogde predatie door grondels (ook exoten). Door deze afname neemt ook het rekenkundige effect op de EKR af van gemiddeld 0,06 over de jaren 2000-2010 tot gemiddeld 0,03 sinds 2012. Ter vergelijking zijn in figuur 4.6 ook de waarden voor de meren opgenomen. Hier is geen dalende trend waar te nemen, maar waren de aandelen exoot over de jaren 1999-2011 ook minder extreem dan bij R7. Ook voor de meren is het rekenkundige effect op de EKR echter beperkt met gemiddeld zo'n 0,03 over de laatste 6 jaar.



*Figuur 4.6. Het aandeel exoot (% op basis van individuen) voor R7 (linksboven) en de meren (linksonder) sinds 1999, weergegeven als gemiddelde met de standaardfout. In de rechterfiguren is het rekenkundige effect op de EKR weergegeven door te kijken naar het verschil tussen de oorspronkelijke EKR en een alternatieve berekening waarbij alle exoten uit de soortenlijsten zijn verwijderd.*

Als het aandeel exoot in de huidige monsters hoger is dan in de monsters, die bij het valideren van de maatlat zijn gebruikt, zou men kunnen redeneren dat dit extra, rekenkundige effect in de doelstelling verdisconteerd kan worden als de aanwezigheid van exoten als “niet beïnvloedbaar” wordt beschouwd. Op basis van de huidige analyses kan deze redenering onvoldoende onderbouwd worden. Belangrijkste

element hierin is dat het aandeel exoot in de laatste jaren lijkt af te nemen en dus niet als “niet beïnvloedbaar” is te beschouwen. Daarmee neemt ook de hoogte van het rekenkundige effect af van zo’n 0,05-0,08 tussen 2000-2010 tot zo’n 0,03 in de rivieren en meren sinds 2013. Dit effect is te klein om dit in de doelstelling te verdisconteren.

**Noot:** De rol van de geslachten *Dikerogammarus* en *Echinogammarus* als dominant positieve taxa. In de maatlat voor R7 en R16 is er aan een tweetal Gammarus-soorten een indicatiewaarde toegekend, namelijk *G. pulex* (kenmerkend voor R7 en R16) en *G. roeseli* (KM voor R7). Daarnaast heeft ook de familie Gammaridae een indicatieve waarde en wel als dominant positief voor zowel R7 als R16. Dit betekent dat daarmee ook alle andere soorten en genera binnen de familie Gammaridae de status DP krijgen. Dit betreft daarmee ook de exoten *Dikerogammarus* en *Echinogammarus*. Dit is een ongewenst zij-effect van het opnemen van Gammaridae, die bij vooral de stenenmonsters tot een onterecht hogere EKR heeft geleid. De grootte van dit effect is niet beoordeeld, maar het aandeel van beide geslachten in de dominantpositieve taxa van stenenmonsters uit R7 ligt gemiddeld rond de 20-30% (met uitschieters daar boven). Desondanks blijkt uit bovenstaande analyse dat het totale rekenkundige effect van exoten negatief is. Zouden deze twee geslachten niet langer als dominant positief gezien worden dan zal dit rekenkundige effect van exoten alleen maar groter worden.

Verder zijn er hele verhandelingen op te stellen over de rol van exoten. Jaarsma et al (2005) geeft hierover een goede analyse. Uniformiteit over het omgaan met exoten vergt echter een andere, veel bredere, aanpak dan degene die nu voor het huidige project wordt gevolgd. Tegelijkertijd zijn er wel enkele overpeinzingen ter gedachtenvorming op te stellen.

- Er is momenteel geen uniforme aanpak. Dit geldt niet alleen tussen kwaliteitselementen maar ook binnen de macrofauna. Zo tellen alle exoten, ongeacht welke nadere specificaties, volledig mee in de litorale maatlat voor R8 (gebaseerd op het aantal aanwezige genera), terwijl exoten binnen bijvoorbeeld R4 en R5 nauwelijks een rol spelen. In tabel 4.3 is als illustratie een overzicht opgenomen van exoten, die desondanks toch een indicerende rol in verschillende maatlaten spelen. Dit overzicht is niet volledig, mede omdat er voor sommige soorten nog gediscussieerd wordt of deze nog wel of niet als exoot gezien moeten worden. Ook het jaar van eerste waarneming is soms slechts een globale indicatie.

Tabel 4.3. Overzicht van exoten, die als indicerende soort in verschillende maatlaten zijn opgenomen.

Soort	Indicerend als DN, DP of KM in maatlat documenten	Jaar eerste waarneming
<i>Mya arenaria</i>	K (M31); PT (M1b)	1250
<i>Dreissena polymorpha</i>	P (M14; M21); P (R7, R16); N (R15); PT (M1, M2, M3, M4, M6, M7, M8, M10)	1826
<i>Lithoglyphus naticoides</i>	K (R6, R7); M(M1, M2, M3, M4, M6, M7, M8, M10)	1870
<i>Physella acuta</i>	DN (M1, M2, M3, M4, M6, M7, M8 en M10); N (R4, R13, R17); K (R7)	1870
<i>Mytilopsis leucophaeata</i>	K (M30; M31); PT(M3, M4, M6, M7, M10)	1895
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	N (M13; M26); P (M30, M31); PT (M1, M2, M3, M4, M6, M7, M8, M10)	1913
<i>Alkmaria romijni</i>	K (M31); PT (M1b)	1914
<i>Atyaephyra desmarestii</i>	K (M21; R6); PT (M1, M2, M3, M4, M6, M7, M8, M10)	1915
<i>Branchiura sowerbyi</i>	K (R6)	1918
<i>Proasellus meridianus</i>	K (M11, M14, M16, M20, M21, M23, M25); PT (M1, M2, M3, M4, M6, M7, M8, M10); N (R13, R17)	1924
<i>Monocorophium sextonae</i>	K (M31)	1930
<i>Aphelochaeta marioni</i>	K (M30, M31); PT (M1b)	1940
<i>Proasellus coxalis</i>	K (M16; M25); PT (M1, M2, M3, M4, M6, M7, M8, M10); N (R5, R13, R14, R17, R18)	1948



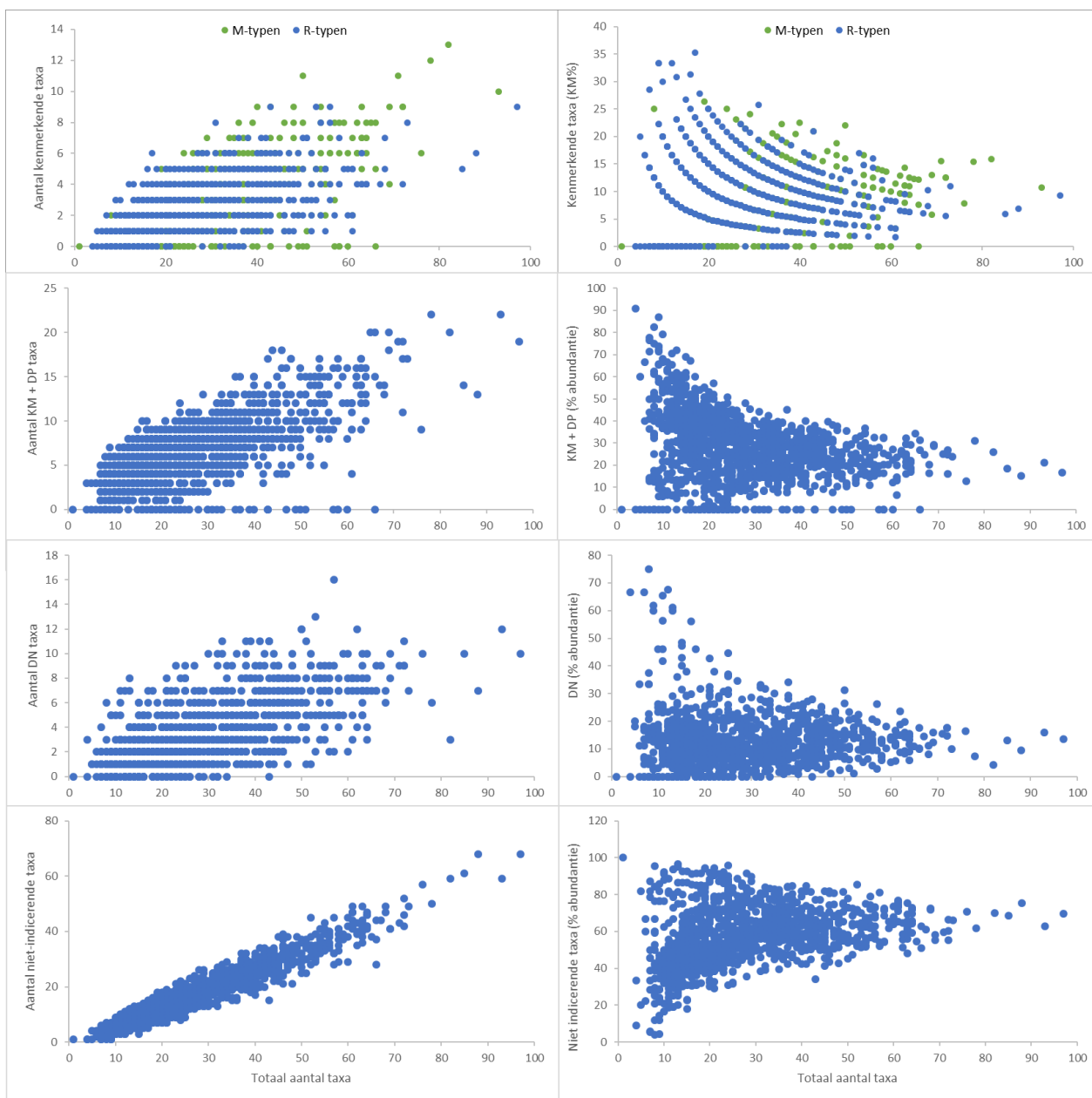
<i>Dugesia tigrina</i>	N (M13; M26; R16); PT (M1, M2, M3, M4, M6, M7, M8, M10)	1956
<i>Gammarus tigrinus</i>	N (M22, M24; M31); K (M30)	1960
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	N (R5, R12)	1979
<i>Corbicula fluminea</i>	PT (M1, M2, M3, M4, M6, M7, M8, M10)	1988
<i>Jaera istri</i>	N (R7, R16)	1997

- Voorstellen om in specifieke gevallen de lijst met indicerende soorten te wijzigen zijn daarmee ad-hoc oplossingen. Zo loopt er binnen de werkgroep Doelstelling momenteel een discussie over de vraag waarom de slak *Physella acuta* als kenmerkend voor R7 wordt gezien.
- Als gedachtenvorming zou men de volgende systematiek kunnen hanteren.  
Exoten horen van nature niet thuis in Nederland en zouden vanuit dat principe dus geen indicatiewaarde kunnen krijgen binnen de maatlaten voor natuurlijke wateren (niet als DP of KM maar ook niet als DN). Vervolgens zou men in specifieke gevallen een uitzondering kunnen maken, mits deze goed beargumenteerd wordt en is te onderbouwen met gegevens en onderzoek. In deze gevallen wordt verwacht dat er ook eenvoudiger consensus over de status en rol van een soort is te krijgen ten opzichte van een discussie over de rol van exoten in het algemeen. Voorbeelden kunnen dan gevonden worden binnen bovenstaand overzicht. Ook het moment van binnenkomst kan in die overweging een rol spelen.

## 4.2 Gevoeligheid van de maatlatparameters

In de paragrafen 2.6 en 4.1 is geconstateerd dat de maatlatparameters soms andere patronen laten zien dan de EKR zelf. Dit betreft bijvoorbeeld de constatering dat het aantal kenmerkende soorten in het voorjaar vaak hoger is dan in het najaar, terwijl dit niet altijd eenduidig in de EKR is terug te zien. Ook de omvang van het monster (totaal aantal taxa) lijkt van belang, met name voor meetpunten waar zowel een handnet- als een stenenmonster wordt genomen. Het samenvoegen van beide monsters leidt hierbij tot hogere aantallen kenmerkende soorten maar niet per se tot hogere EKR's. In deze paragraaf worden deze aspecten nader toegelicht.

Als eerste stap is gekeken naar het effect van het totaal aantal taxa in een monster. Dit kan verschillen als gevolg van de diversiteit, maar in dit geval is ook gekeken naar het verschil tussen handnet- en stenenmonsters. Hiertoe is gebruik gemaakt van de gehele MWTL-dataset, dus voor alle watertypen en alle jaren. De resultaten (figuur 4.7; linker figuren) illustreren dat als het totaal aantal taxa toeneemt ook het aantal KM, DP of DN soorten toeneemt. Dit is niet verrassend. Zo is algemeen bekend dat men met een standaard handnettrek van 5 meter vaak slechts circa de helft van het totaal aantal aanwezige soorten vangt. Een groter monster levert daarmee een grotere kans op extra soorten en er is geen reden om te veronderstellen dat deze trefkans zal verschillen tussen DP, DN, KM en niet-indicerende soorten. Ondanks dit toenemend totaal aantal DP, DN of KM taxa nemen de maatlatparameters van de maatlat (percentages op basis van taxa (KM%) of abundantie (DN% en KM+DP%)) af met een toenemend aantal soorten (figuur 4.7; rechter figuren). Dit wordt veroorzaakt door de niet-indicerende taxa: ook deze nemen toe met een toenemend totaal aantal taxa, en wel in een sterkere mate waardoor hun effect op de maatlat-score groter wordt.



**Figuur 4.7.** Verband tussen het totaal aantal taxa per monster (x-as) en:

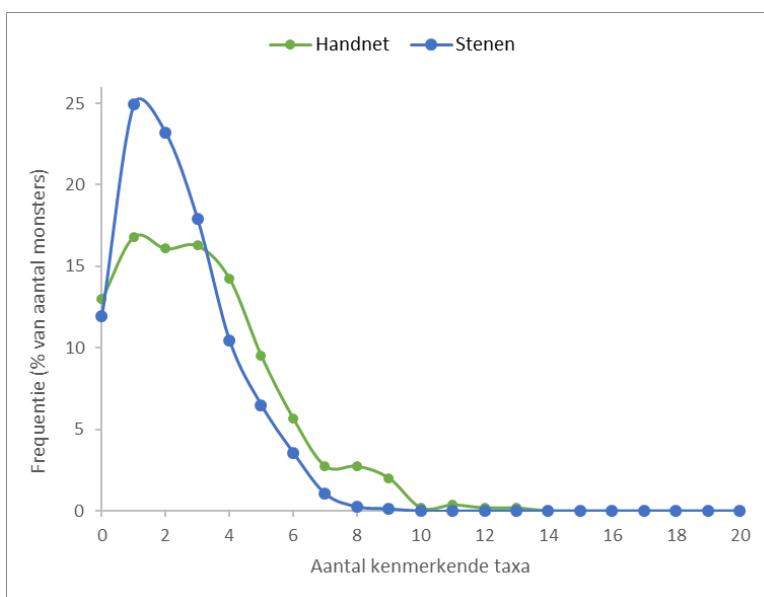
- i) de kenmerkende taxa (1<sup>ste</sup> rij; links: als aantal; rechts als %);
- ii) de KM + DP taxa (2<sup>de</sup> rij; links: als aantal; rechts als %);
- iii) de DN taxa (3<sup>de</sup> rij; links: als aantal; rechts als %);
- iv) de niet-indicerende taxa (4<sup>de</sup> rij; links: als aantal; rechts als %).

De berekeningen zijn uitgevoerd voor alle watertypen. De verschillen tussen de watertypen waren echter niet van doorslaggevend belang, zoals geïllustreerd voor de kenmerkende soorten met een onderscheid tussen de M- en R-typen (groene en blauwe symbolen). Voor de andere parameters is dit onderscheid in de figuren daarom achterwege gelaten.

Deze analyses leiden tot de volgende constatering:

- Het aantal kenmerkende soorten per monster is over het algemeen erg laag. De duidelijk te herkennen 'lijnen' in de scatterplot van KM% ontstaan door monsters met een in aantal oplopend aantal KM-taxa van 1, 2, 3 etc. (1 KM taxon op 20 taxa in totaal levert een KM% van 5). Dit is

geïllustreerd met een frequentie verdeling van het aantal KM-taxa in al deze 1301 macrofaunamonsters (figuur 4.8). Hieruit blijkt dat ruim de helft van het totaal aantal monsters slechts 0, 1 of 2 KM-taxa bevat. Het al dan niet aantreffen van slechts één extra kenmerkende soort kan daarmee een verdubbeling van het KM% veroorzaken. De wijze van monsternamen (bijv. het meenemen van klinkhout; §2.6.3) of monsteranalyse (bijv. het al dan niet screenen van het monster; §3.1.3) kan daarmee een betekenisvol verschil geven, alhoewel dit ook de kans op niet-indicerende soorten zal beïnvloeden.



*Figuur 4.8. Frequentieverdeling van het aantal KM-taxa in 547 handnet en 754 stenenmonsters afkomstig uit alle zes genoemde watertypen binnen de MWTL-monitoring.*

- Het samenvoegen van monsternamen-apparaten per locatie levert een groter monster met een hoger aantal taxa en een zeer stabiele EKR. De scatterplots (figuur 4.7) illustreren telkens een asymptoot, die bij hogere aantallen taxa naar een stabiele eindwaarde gaat. De waarden bedragen circa 10% KM, 20% KM+DP en 15% DN. Aangezien voor R7 ook het aantal EPT-families toeneemt (tot boven de 5; niet geïllustreerd), kunnen hiermee ook de EKR's per watertypen worden berekend. Voor de M-typen komt deze waarde op 0,41; voor R7 op 0,47 en voor R16 op 0,39. Dit zijn indicaties, die vooral laten zien hoe de maatlat werkt. Dit is relevant voor de opzet van de MWTL-monitoring. Zo blijkt dat het al dan niet samenvoegen van een handnet- en stenenmonsters zeer relevant is. Ook de gangbare praktijk (mond. mededeling F. Kerkum) dat een van Veen monster in het litoraal (<2m diep) in de EKR-berekening wordt meegenomen, betekent dat de EKR-eindwaarde voor die locatie gemiddeld genomen zal afnemen. Ditzelfde zou gelden voor een eventueel aanvullend monster in de nevengeul: Als dit niet als apart meetpunt wordt gezien maar wordt meegenomen in een bestaande locatie zal de EKR van dat meetpunt (gemiddeld genomen) dalen, ondanks het feit dat de EKR van alleen het monster uit de nevengeul best hoog kan zijn. Overigens illustreert de relatie met het totaal aantal taxa ook dat de toevalsfactor steeds groter wordt als het aantal taxa afneemt. Dit is een algemeen kenmerk van percentages. Het is dan ook terecht dat Evers et al. (2005) beschrijven dat de macrofauna maatlaten alleen gebruikt kunnen worden als het aantal taxa (of liefst het aantal soorten) >10. Deze regel is voor zover bekend niet in QBWat of Aquo-kit geïmplementeerd.

- In feite blijkt dat het totaal aantal niet-indicerende soorten wellicht even of misschien zelfs belangrijker is voor de EKR dan de DP, DN en KM soorten. Doordat het aantal niet-indicerende soorten veel groter is dan de som van het aantal indicerende soorten speelt deze groep een belangrijke rol in de noemer van alle maatlatparameters (zowel qua abundantie als qua aantal taxa). Gemiddeld over alle monsters is het aandeel niet-indicerende soorten zo'n 60%. Hierbij wordt ook het onderscheid tussen soorten en taxa relevant. In ieder macrofauna monster zitten individuen die niet tot op soortniveau gedetermineerd kunnen worden. Dit zijn vaak jonge exemplaren, maar het kan ook zijn dat een specifiek kenmerk net niet goed is te zien of het levensstadium van de soort laat een meer nauwkeurige determinatie nog niet toe. De lijsten met indicerende taxa zijn voor de verschillende maatlaten echter vrijwel volledig gebaseerd op soorten. Alle individuen die op geslacht of hoger worden gedetermineerd vallen daarmee min of meer automatisch onder de niet-indicerende soorten.

Dit maakt het relevant om na te gaan in hoeverre de verhouding tussen het aantal indicerende en niet-indicerende soorten over de jaren varieert. Deze analyse is primair uitgevoerd voor R7 en secundair voor M14. De keuze voor R7 is gebaseerd op het feit dat voor dit watertype de meeste monsters beschikbaar zijn en ook de verdeling over de jaren redelijk vergelijkbaar is. Van de eerder genoemde 1301 handnet- en stenenmonsters behoren er 755 tot R7 en vanaf 1999 zijn ieder jaar de resultaten van meerdere monsters beschikbaar. M14 is uitgewerkt ter vergelijking en illustratie van variaties. Voor M14 zijn 276 monsters beschikbaar maar is het aantal monsters per jaar soms beperkt tot vier of is er een jaar niet bemonsterd. Eventuele trends zijn daarom beter te illustreren aan de hand van R7 (zie figuur 4.8).

Uit figuur 4.9 blijkt dat in R7 het totaal aantal taxa per monster is toegenomen van 15 in 1999 tot 40 in 2016. Dit is meer dan een verdubbeling! De niet-indicerende taxa zijn hierbij de grootste groep en nemen toe van gemiddeld 10 per monster tot 26 in 2016. De jaargemiddelde aantallen DN, DP en KM taxa lijken weinig te verschillen. Dit verandert echter als de veranderingen over de jaren als procenten worden weergegeven. In dat geval (figuur 4.9, rechtsboven) blijkt de toename voor de KM en DN soorten sinds 1999 min of meer even sterk als voor het aantal niet-indicerende soorten. Alleen het aantal positief dominante soorten is zeer constant. Dit blijkt ook uit de procentuele verdeling over de vier groepen: het aandeel positief dominante soorten neemt af van 28% rond 2000 tot 10% in 2016. Ter vergelijking: het aandeel DN stijgt van 9 naar 14%; het aandeel KM van 6 naar 9% en de niet-indicerende van 55 naar 65%. Het aandeel van de niet-indicerende soorten was al groot in 1999 maar is sindsdien alleen maar toegenomen.

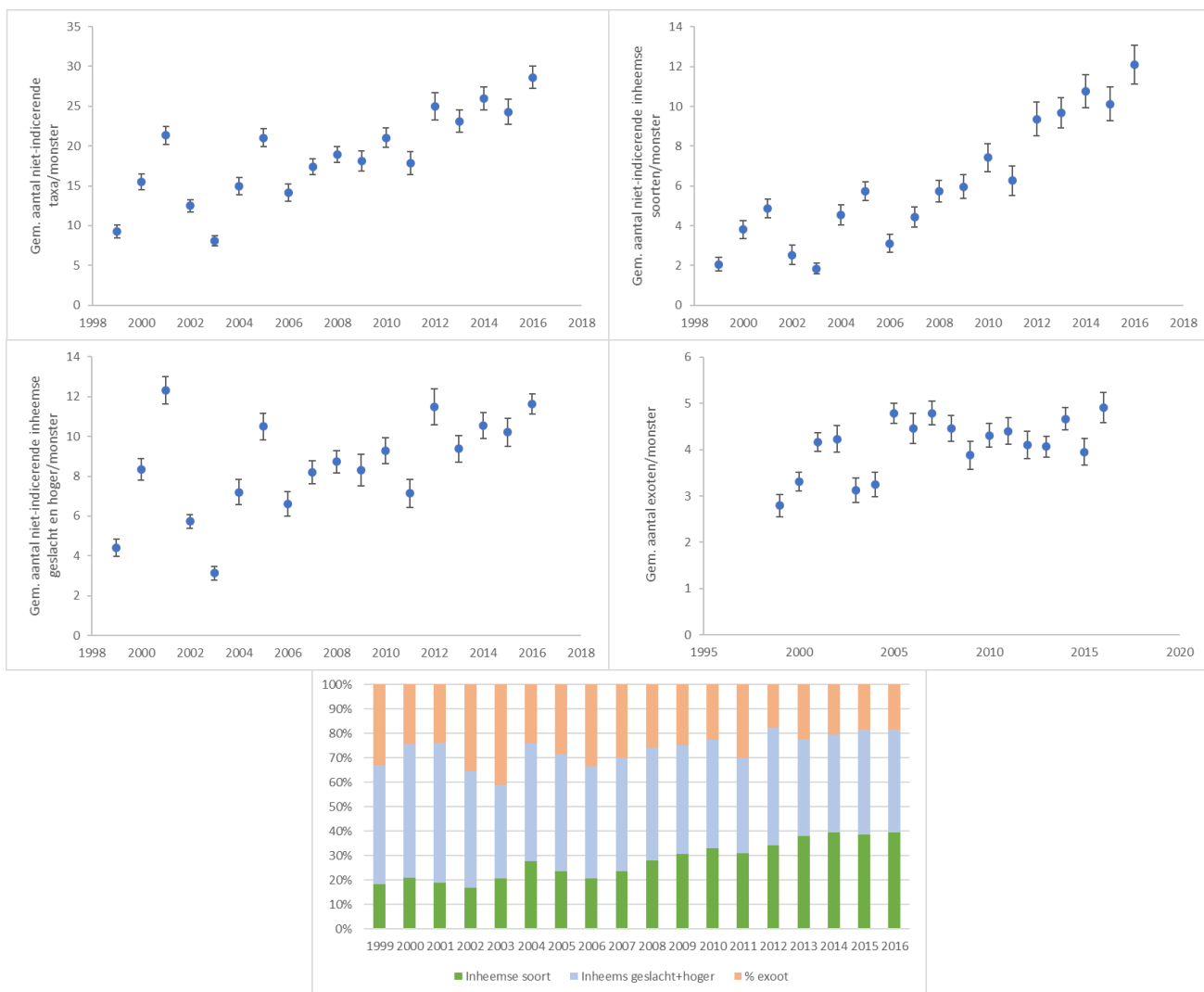
Voor M14 zijn zoals gezegd trends moeilijker te herkennen door het kleiner aantal monster en ontbrekende jaren. Desondanks laten de beschikbare getallen ook hier stijgende lijnen zien: het totaal aantal taxa is rond 2015 hoger dan rond 2000 en datzelfde geldt voor de DP, KM en DN soorten.



*Figuur 4.9. Veranderingen in het aantal taxa over de jaren in R7. Het figuur linksboven maakt onderscheid tussen niet-indicerende, DP, DN en KM taxa en is illustreert het gemiddeld aantal taxa per monster (zowel handnet als stenen). Het figuur rechtsboven laat dezelfde gegevens zien maar nu als % verandering t.o.v. 1999. Het onderste figuur geeft ten slotte de procentuele verdeling over de verschillende groepen. Standaard fouten zijn i.v.m. overzichtelijkheid weggelaten.*

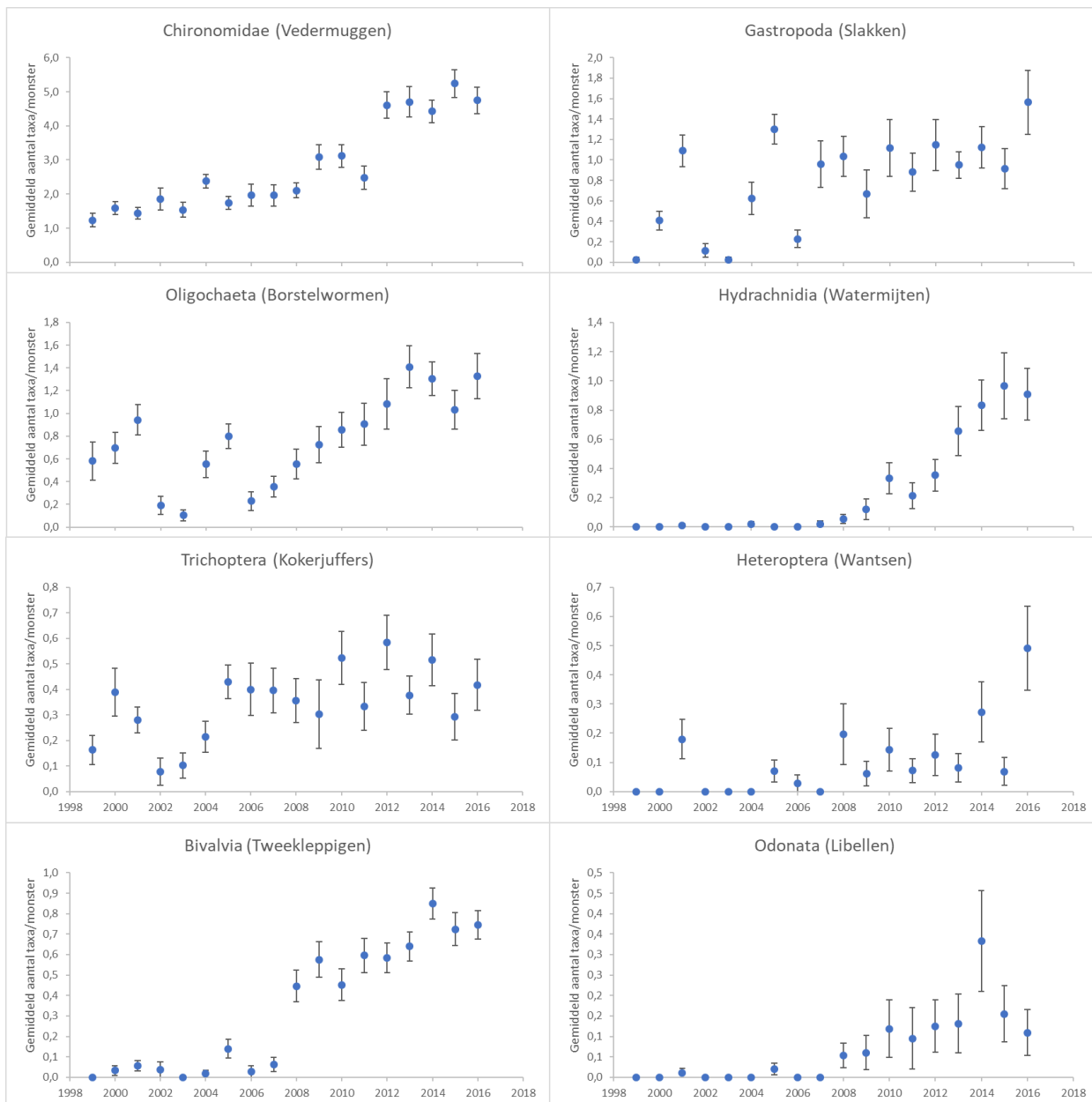
Op basis van deze constatering kan men concluderen dat het de goede kant op gaat met de ecologische kwaliteit van de waterlichamen. Het aantal soorten resp. de diversiteit neemt ten slotte toe. Tegelijkertijd zijn er ook tegenargumenten aan te dragen. Zo neemt het aantal dominant negatieve soorten net zo hard toe als het aantal kenmerkende soorten, terwijl het aantal dominant positieve soorten niet toeneemt. Daarnaast zou de toename van het aantal niet-indicerende taxa ook een gevolg kunnen zijn van de toename aan exoten en daarmee een negatieve klank krijgen. Als vervolgstap is daarom de groep niet-indicerende taxa nader gespecificeerd.

Figuur 4.10 laat zien dat de toename van het aantal niet-indicerende soorten vooral komt door een toename van het aantal inheemse soorten. Het gemiddeld aantal soorten exoten per monster is sinds 2005 redelijk constant en het aantal inheemse taxa op geslacht- en hoger niveau houdt gelijke tred met het aantal soorten (maar is in de jaren vóór 2005 wel erg variabel). Als er meer soorten in een monster worden aangetroffen, neemt tenslotte ook de kans op een hoger aantal taxa op geslacht en hoger niveau toe: Nieuwe soorten behoren voor een zeker deel ook tot nieuwe geslachten en er zullen altijd individuen zijn die niet tot op soort gedetermineerd kunnen worden. Door deze ontwikkeling neemt het aandeel inheemse soorten in de groep niet indicerende taxa over de jaren toe en verkleint het aandeel niet-inheemse soorten. Overigens is het goed om te realiseren dat dit gemiddelden over alle monsters en watertypen zijn. Op meer lokaal niveau (bijv. waterlichaam) of een bepaald type monsternamen-apparaat (bijv. stenen) kunnen trends anders liggen.



**Figuur 4.10.** Ontwikkeling van het aantal niet-indicerende taxa over de jaren op basis van het gemiddeld aantal taxa per monster voor alle handnet- en stenenmonsters uit de zes geselecteerde watertypen. Weergegeven zijn de jaargemiddelden met hun standaardfout. De vier bovenste figuren geven het totaal aantal niet-indicerende taxa (linksboven), het aantal niet-indicerende inheemse soorten (rechtsboven), het aantal inheemse taxa gedetermineerd op geslacht of hoger niveau (links onder) en het aantal exoten (rechts onder). Helemaal onderaan is de onderlinge procentuele verhouding weergegeven.

Dat roept als laatste de vraag op waarom het aantal inheemse, niet-indicerende soorten toeneemt. Geldt dat voor allerlei groepen en voor allerlei watertypen en is het een werkelijk effect of is het een artefact doordat er bijvoorbeeld nieuwe determinatieliteratuur is verschenen? Figuur 4.11 laat zien dat de toename in ieder geval voor meerdere hoofdgroepen geldt.



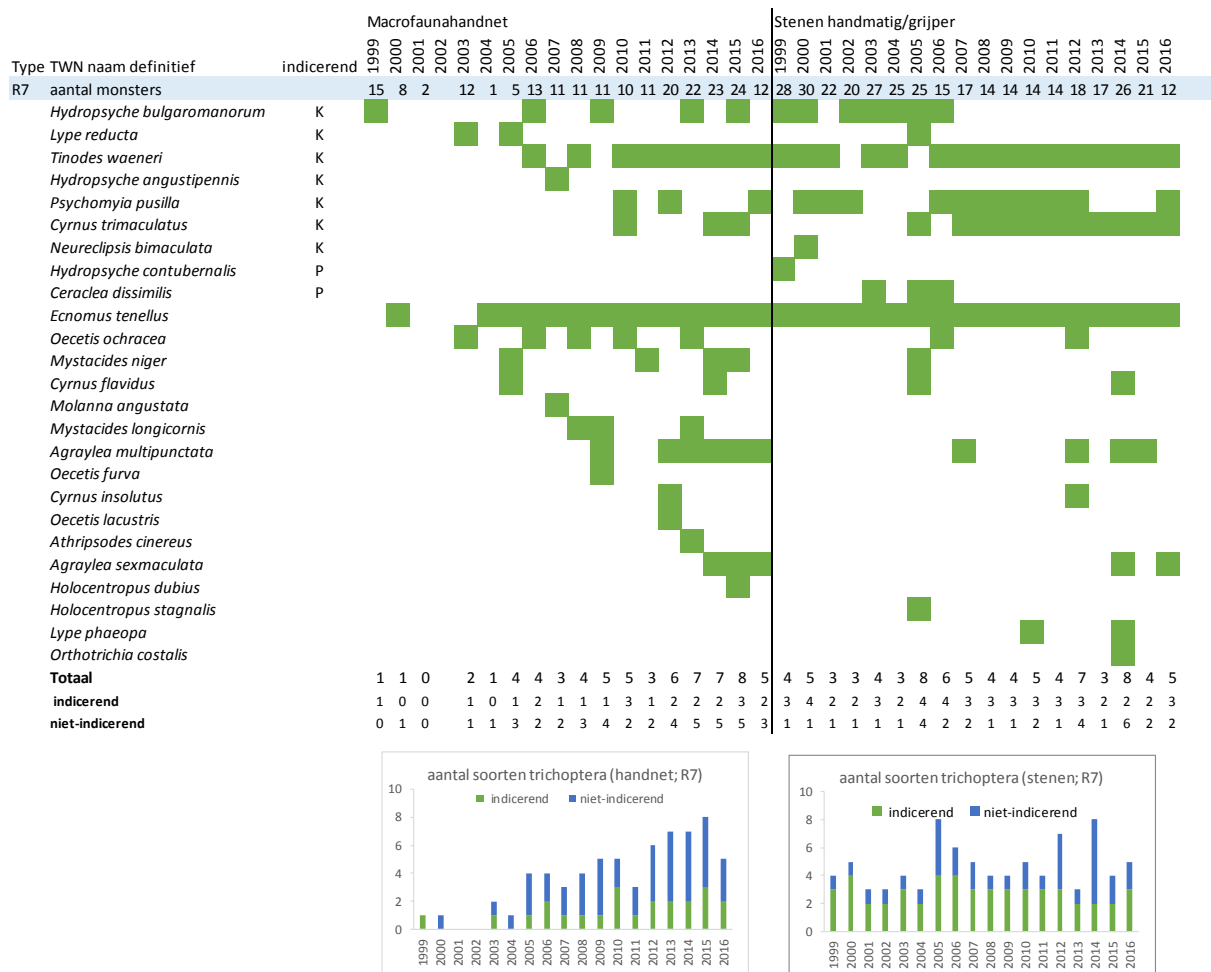
**Figuur 4.11.** Gemiddeld aantal niet-indicerende taxa per hoofdgroep per monster over alle handnet- en stenenmonsters uit de zes watertypen in de MWTL-monitoring. Weergegeven zijn het gemiddelde en standaardfout.

Deze trends kunnen nog steeds met meerdere factoren te maken hebben. Zo is de toename van de watermijten tenminste ten dele een gevolg van de eerder al genoemde ontwikkelingen in het determineren van deze groep (§4.1.3). Daarom is als illustratie de groep van de kokerjuffers in meer detail bekeken door deze op te splitsen en trends per watertype en per monsternamen-apparaat te beoordelen om vervolgens de trends over de gehele hoofdgroep (dus indicierend en niet-indicerende soorten) te beoordelen. Dit is hieronder geïllustreerd voor R7 en M14. Hierbij is alleen gekeken naar de op soort gedetermineerde taxa.

Voor R7 laat figuur 4.12 zien, dat het aantal soorten in vooral de handnetmonsters toeneemt. Deze toename komt waarschijnlijk door meerdere factoren. Naast een (hopelijk) verbeterde waterkwaliteit, is het



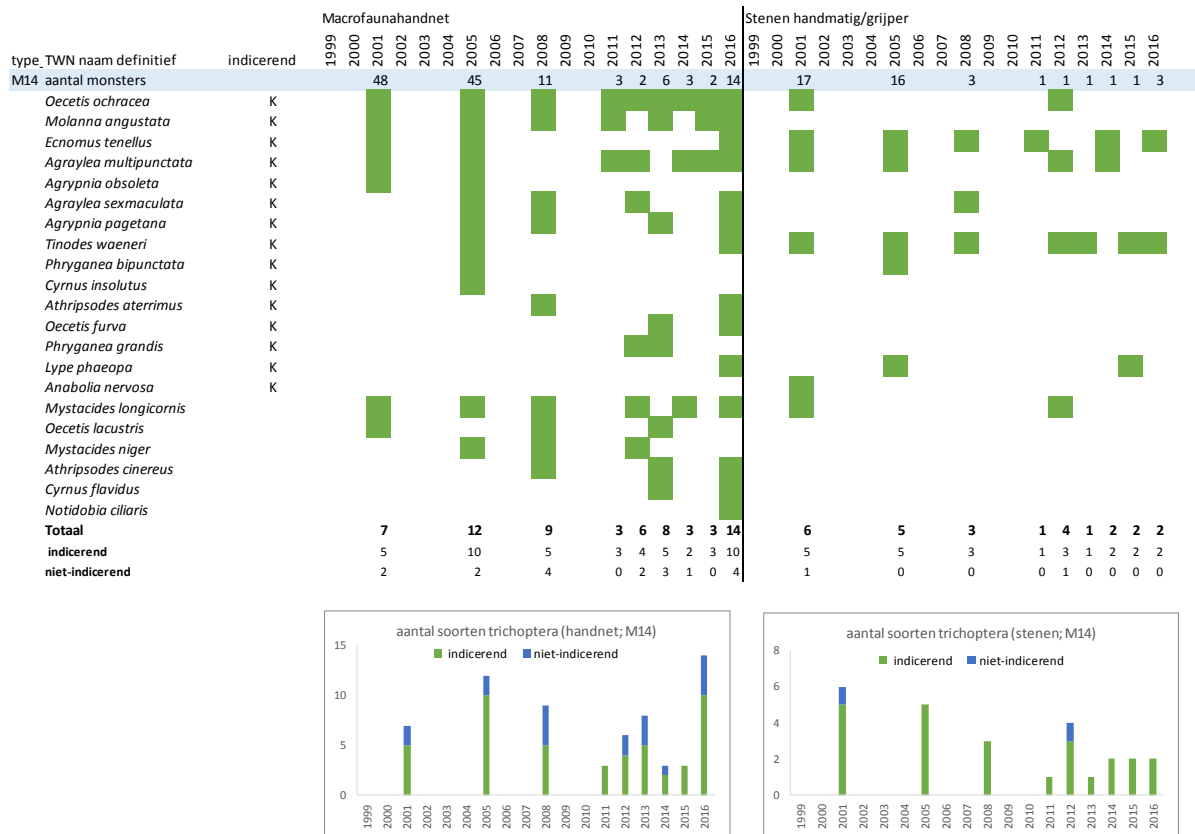
aantal monsters per jaar niet constant en zal een groter aantal monsters ook de kans op meer soorten vergroten (vergelijk bijv. 2015 en 2016). Daarnaast is het mogelijk dat het nieuwe determinatiewerk voor kokerjufferlarven (Higler, 2005) aan de stijging heeft bijgedragen. Verder geldt de toename van het aantal soorten voor zowel de indicerende soorten als de niet-indicerende soorten, waarbij de toename van de niet-indicerende soorten groter is. Dit laatste betekent dat ondanks een hoger aantal KM het KM% toch daalt.



Figuur 4.12. Gesommeerde aanwezigheid van de verschillende soorten kokerjuffers in alle R7 handnet- (links) of stenen- (rechts) monsters over de jaren. In de bovenste regel is in blauw het aantal genomen monsters weergegeven. Een groen vlak indiceert dat de soort in dat jaar is aangetroffen. In de 2<sup>de</sup> kolom is met een K of P aangegeven of de betreffende soort voor R7 als kenmerkend of dominant positief is aangemerkt.

Voor M14 zijn de patronen iets anders, alhoewel deze (zoals eerder al genoemd) ook meer variabel zijn door het lagere aantal monsters en ontbrekende jaren. Desondanks blijkt dat voor M14 het aandeel indicerende soorten groter is dan het aandeel niet-indicerende soorten (figuur 4.13). Verder blijkt het aantal soorten in 2016 fors te zijn toegenomen (van 3-8 in de jaren 2011-2015 tot 14 in 2016). In dit geval lijkt de toename echter vooral te komen door een groter aantal monsters (14 handnetmonsters in 2016). Deze voorbeelden laten zien dat het uitvoeren van analyses over het gehele MWTL-meetnet versus een meer gedetailleerde analyse van één soortgroep in één watertype en met één monsternamen-apparaat aanvullende aspecten laat zien. Deze laatste aanpak is echter te gedetailleerd voor het huidige project en

zou beter per waterlichaam beoordeeld kunnen worden. Alleen dan kan het samenspel van alle hierboven beschreven factoren in onderlinge samenhang beoordeeld worden.

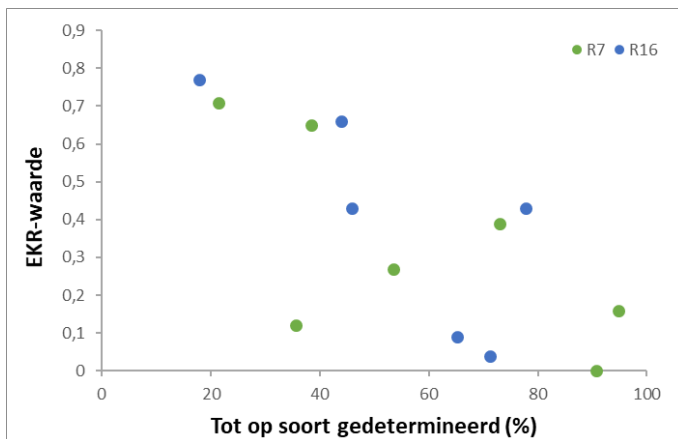


**Figuur 4.13.** Aanwezigheid van de verschillende soorten kokerjuffers in de M14 handnet (links) of stenen (rechts) monsters over de jaren. In de bovenste regel is in blauw het aantal genomen monsters weergegeven. Een groen vlak indiceert dat de soort in dat jaar is aangetroffen.

Vervolgens is gekeken naar het determinatieniveau van de macrofaunamonsters, die bij het opzetten en valideren van de maatlaten zijn gebruikt, ten opzichte van de macrofaunamonsters uit het MWTL-programma. Het aandeel individuen, dat binnen de MWTL-monitoring tot op soort wordt gedetermineerd, blijkt sinds 1990 relatief constant te zijn en varieert meestal tussen zo'n 50 en 80%. Bij de 13 monsters, die bij de validatie van R7 en R16 zijn gebruikt, blijkt dit percentage in verschillende gevallen beduidend lager te liggen en wel vooral voor de monsters met de hoogste EKR (figuur 4.14). Zo is het percentage tot op soort gedetermineerde individuen in alle vier monsters met een EKR >0,6 lager (en soms beduidend) dan de 50%, die in de huidige MWTL-monitoring ruim wordt gehaald. Ook hier spelen waarschijnlijk meerdere factoren een rol, maar voor twee buitenlandse monsters (Ardèche voor R16 en Elbe voor R7 met een EKR van 0,77 en 0,71 respectievelijk) is de belangrijkste factor dat de dansmuggen en borstelwormen niet tot op soort zijn gedetermineerd. Voor de Ardèche betrof dit 6820 individuen op een totaal van 8491 en voor de Elbe 3736 individuen op een totaal van 6706. Zouden beide groepen wel tot op soort zijn gedetermineerd, dan zou dit zeker tot een stijging van het aantal taxa hebben geleid en daarmee waarschijnlijk ook tot een daling van de EKR.

Overigens geldt deze onvolledige determinatie voor meerdere van deze 13 validatiemonsters. Zo zijn de dansmuggen niet gedetermineerd in het validatiemonster uit Velp (1977, R7), zijn de dansmuggen en de kokerjuffers niet gedetermineerd in het monster uit Kampen (1980, R7), zijn de borstelwormen niet

gedetermineerd in de monsters uit Ophoven en Stein (1984, R16) en zijn de dansmuggen in het monster van Geulle aan de Maas (2000; R16) grotendeels tot op subfamilie gedetermineerd.



*Figuur 4.14. Verband tussen het aantal tot-op-soort gedetermineerde individuen (%) in de macrofaunamonsters, zoals die bij de validatie van R7 en R16 zijn gebruikt, en de bijbehorende EKR.*

Dit betekent dat de relatie tussen de EKR en de expert-oordelen waarschijnlijk zou veranderen als deze groepen wel tot op soort gedetermineerd zouden zijn en wel in die zin dat bij een gelijkblijvende expert-oordeel een lagere EKR hoort. Dit is vooral relevant omdat uit de internationale calibratie (Birk et al., 2016) bleek dat de huidige Nederlandse maatlatten voor de grote rivieren aan de gevoelige kant lagen. Dat gezegd hebbende is het echter moeilijk om dit effect ook kwantitatief te beoordelen. De soortenlijsten zijn tenslotte niet retrospectief aan te vullen. Andersom is wel mogelijk. Hiertoe zijn de EKR berekeningen van alle handnet- en stenenmonsters uit het MWTL-programma sinds 1999 opnieuw uitgevoerd maar dan alleen voor taxa, die tot op soort zijn gedetermineerd. In 70-80% van de monsters is de EKR op basis van alleen soorten groter dan als de complete taxalijst wordt gebruikt. Het gemiddelde verschil is echter klein namelijk 0,03 voor stenenmonsters en 0,04 voor handnetmonsters.

## 5 Referenties

- AquaSense (1999). Macrofauna in hoogwaterpoelen langs de Rijn. Evaluatie van drift na de hoogwaters van begin 1995, najaar 1998 en voorjaar 1999. Rapportnr. 1349. Uitgevoerd in opdracht van het RIZA.
- Bij de Vaate, A., A.G. Klink, M. Greijdanus-Klaas, L.H. Jans, J. Oosterbaan & F. Kok (2007). Effects of habitat restoration on the macroinvertebrate fauna in a foreland along the river Waal, the main distributary in the Rhine delta. *River Research and Applications* 23: 171-183.
- Birk, S., J. Böhmer and F. Schöll (2016). Intercalibrating the national classifications of ecological status for very large rivers in Europe. Biological Quality Element: Benthic Invertebrates. XGIG Large River Intercalibration Exercise – Milestone 6 Report. EU-Joint Research Centre.
- Böhmer, J., K. Arbaciauskas, R. Benstead, W. Gabriels, G. Porst, B. Reeze and H. Timm (2014). Water Framework Directive Intercalibration Technical Report; Central Baltic Lake Benthic invertebrate ecological assessment methods. EU-Joint Research Centre.
- Evers, C.H.M., H. de Mars, A.J.M. van den Broek, R. Buskens, M. Klinge en N. Jaarsma (2005). Validatie en verdere operationalisering van de concept KRW-maatlatten voor de natuurlijke rivier- en meertypen. Uitgevoerd in opdracht van het RIZA; Royal Haskoning projectnr. 9R3003.
- Greijdanus-Klaas, M. (1997). Rekolonisatie gevoelige macro-invertebraten in het Nederlandse Rijnstroomgebied. Literatuurrecherche en veldinventarisatie RIZA werkdocument 97.125X.
- Higler, B. (2005). De Nederlandse kokerjufferlarven. Determinatie en ecologie. KNNV uitgeverij.
- Jaarsma, N., M. Greijdanus & R. Noordhuis (2005). Omgaan met exoten bij de beoordeling van de ecologische toestand van rijkswateren volgens de KRW. Witteveen & Bos projectcode RW 1347-1.
- Klink, A & B. Bij de Vaate (1996). Macrofauna en natuurontwikkeling in de Grensmaas. *Natuurhistorisch Maandblad* 85 (6): 116-119.
- Klink, A., M. Schoor, H. van Rheede & P. Duijn (2014). Aquatische macrofauna in het rivierengebied en mogelijkheden voor ecologisch herstel. *De Levende Natuur*, mei 2014 pag. 101-109.
- Klink, A. (2016). KRW-proef: bomen in de Nederrijn-Lek en IJssel. Evaluatie 2014-2015. Hydrobiologisch Adviesburo Klink rapporten en mededelingen nr. 139.
- Kuitert, M. (2009). Waterbodem - Uitzoeken en determineren van macrozoöbenthos. RWS, analysevoorschrift A 2. 112, versie 1.
- Kotter, M. & D. Brus (2012). KRW monitoring: analyse van het aantal benodigde macrofaunamonsters. Alterra rapport 2368.
- Reeze, A.J.G.(2008). Biologische monitoring zoete rijkswateren. Meetnet macrofauna. Intern RWS-document BM08.06.
- Reeze, B., A. van Winden, J. Postma, R. Pot, J. Hop en W. Liefveld (2017). Watersysteemrapportage Rijntakken 1990-2015. Ontwikkelingen waterkwaliteit en ecologie. Bart Reeze Water & Ecologie, Harderwijk.
- Rijkswaterstaat (1999). Monsterneming van macrofauna met een handnet. RWSV nr. 913.00.B003 en latere versie uit 2002, 2003, 2005.
- Rijkswaterstaat (2007). Bemonstering van macrofauna in het litoraal; methode: handnet en stenen. RWSV nr. 913.00.B050 en latere versie uit 2008, 2010, 2011, 2012.
- Rijkswaterstaat (2013). Bemonstering van macrozoöbenthos en bodemsamenstelling in het litoraal en profundaal in zoete en brakke wateren. Methode: handnet, stenen, stenenzak, v.Veenhapper, werpkorf en boxcorer. RWSV nr. 913.00.B060 en latere versie uit 2014 en 2017.
- Rijkswaterstaat (2014). Richtlijn KRW Monitoring Oppervlaktewater en Protocol Toetsen & Beoordelen.
- RIZA (1997). Biologische monitoring zoete rijkswateren. Watersysteem rapportage Rijn 1995. RIZA-rapport 97.066.
- RIZA (2001). Monitoring nevengeulen. Integrale jaarrapportage 1999/2000. RIZA Werkdocument 2001.062X.
- STOWA (2012). Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2021. STOWA rapport 2012.31.

- Swarte, M. & H. Zwarter, 1999. Analyse-protocol t.b.v externe laboratoria: macro-invertebraten. RIZA Analyse-protocol IMLB 8140 2.112U, versie 1.
- Swarte, M. (2003). Uitzoeken en determineren van macro-invertebraten. RIZA, werkvoorschrift W 8140 2.112, versie 5.
- Swarte, M. (2004). Uitzoeken en determineren van macro-invertebraten. RIZA, werkvoorschrift W 8140 2.112, versie 6.
- Van Belle, J., J. Postma, R. Keijzers, W. Bijkerk & M. Brongers (2011). Friese wateren en de KRW. Maatlattenoverzicht en ecologische toetsing 2006-2010. A&W-rapport 1696.
- Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden/Ecofide, Weesp.
- Zwarter, H. & M. Swarte (1999). Uitzoeken en determinatie van macro-invertebraten. RIZA, werkvoorschrift W 8140 2.112, versie 3.
- Zwarter, H. & M. Swarte (2000). Uitzoeken en determinatie van macro-invertebraten. RIZA, werkvoorschrift W 8140 2.112, versie 4.
- Zwarter, H. (1996). Uitzoeken en determinatie van macro-invertebraten. RIZA, werkvoorschrift W 8140 2.112, versie 1.
- Zwarter, H. (1997). Uitzoeken en determinatie van macro-invertebraten. RIZA, werkvoorschrift W 8140 2.112, versie 2.

**Bijlage 1: Samenstelling Projectgroep Macrofauna**

- |                       |  |
|-----------------------|--|
| • Harm Oterdoom       | RWS WVL, Waterkwaliteit en Natuurbeheer      |
| • Marijke Warnas      | RWS WVL, Waterkwaliteit en Natuurbeheer      |
| • Marieke Ohm         | RWS WVL, Waterkwaliteit en Natuurbeheer      |
| • Prisca Duijn        | RWS WVL, Waterkwaliteit en Natuurbeheer      |
| • Marcel van den Berg | RWS WVL, Waterkwaliteit en Natuurbeheer      |
| • Willem van Loon     | RWS WVL, Data en Informatiemanagement        |
| • Frans Kerkum        | RWS WVL, Waterkwaliteit en Natuurbeheer (vh) |
| • Gerrit Vossebelt    | RWS WVL, Data en Informatiemanagement        |
| • Myra Swarte         | RWS CIV, Laboratorium                        |
| • Ria Kamps           | RWS RD Midden Nederland                      |
| • Luuk Jans           | RWS RD Oost Nederland                        |
| • Fred Haarman        | Royal HaskoningDHV                           |
| • Roel Knoben         | Royal HaskoningDHV                           |
| • Jaap Postma         | Ecofide                                      |
| • Bram bij de Vaate   | Waterfauna                                   |

## Bijlage 2: Verbeteropties, gevolgen en haalbaarheid



**Bijdrage betrouwbaarheid**

	Onbekend
	Geen/gering
	Duidelijk

**Financiële consequenties**

	Geen/nauwelijks
	Beperkt
	Aanzienlijk

**Praktische uitvoerbaarheid**

	Eenvoudig
	Vereist wat inspanning
	Complex

**Effect op EKR**

	Onbekend
	<0,06
	>0,06

Nr	Onderzoekaspect	Verbeteroptie	Bijdrage aan betrouwbaarheid ecologische beoordeling	Financiële consequenties	Praktische uitvoerbaarheid	Effect op EKR
<b>Rivieren</b>						
1	Aantal meetpunten	Vergroten aantal meetpunten in waterlichamen met een grote ruimtelijke variatie	EKR wordt door meer meetpunten en aansluiting op aanwezige habitats betrouwbaarder	Aanzienlijk duurder <sup>18</sup> omdat meer meetpunten worden ingericht en gegevens verwerkt	Goed, analyse aanwezige biotopen per waterlichaam noodzakelijk	Onbekend, huidige spreiding ruimtelijke variatie van 0,1 tot 0,4
2a	Ligging meetpunten t.o.v. maatregelen	Per planperiode ligging meetpunten evalueren en zo nodig aanpassen	Geringe tot aanzienlijke verbetering van de betrouwbaarheid, afhankelijk van wel/niet betrekken van bijvoorbeeld nevengeulen	Duurder bij extra meetpunten, kostenneutraal bij gelijkblijvend aantal monsterpunten	Reproduceerbaarheid van uitkomsten en analyse van trends wordt bemoeilijkt	Beter inzicht in ruimtelijke spreiding en effect maatregelen. EKR hoger wanneer maatregelen op macrofauna gericht zijn
2b		Handnetmonsters verdelen over rivier en evt. nevenwateren	EKR wordt betrouwbaarder omdat een beter afspiegeling van het waterlichaam wordt verkregen	Beperkt duurder	Lastig voor veldploeg (meer inzicht vereist)	Onbekend. Afhankelijk van het aantal monsters dat buiten de hoofdgeul wordt genomen
2c		Informatie projectmonitoring van maatregelen meenemen in beoordeling	Mogelijk geringe verbetering van de betrouwbaarheid	Kostenneutraal	Complex, omdat vaak niet bekend is wanneer welke projecten lopen en of op vergelijkbare wijze wordt gemonitord	Onbekend, gericht biotopen toevoegen die ontbreken in MWTL
3	Frequentie monitoring	Geen omdat temporele variaties met jaarlijkse metingen voldoende kunnen worden gevolgd	-	-	-	-
4	Jaargetijde bemonstering	Monsternamen in het voorjaar	Voorjaar sluit beter aan op levenscyclus van enkele kenmerkende soorten én op Richtlijn KRW Monitoring	Mogelijk beperkt duurder	Uitvoerbaar, waarbij rekening moet worden gehouden met hoog water. Vraagt om andere vorm van aanbesteding	EKR wordt 0 – 0,05 hoger, vooral als ook EPT-factor (nr. 7) wordt aangepast
5	Apparatuur en methodiek	Altijd bemonsteren met handnet én op hard substraat (primair rivierhout; stenen als alternatief)	Minder variatie, betere afstemming op habitatvoorkeur van enkele kenmerkende soorten én betere afstemming op de maatlaf	Mogelijk beperkt goedkoper (andere methoden kunnen vervallen vanuit KRW-monitoring)	Goed, alhoewel aanwezigheid rivierhout op sommige locaties aandachtspunt zal zijn	EKR circa 0,06 hoger op locaties waar hard substraat nu niet wordt bemonsterd.

<sup>18</sup> Extra kosten kunnen eventueel worden beperkt/voorkomen door in andere waterlichamen waar mogelijk met minder meetpunten te monitoren.

Nr	Onderzoekaspect	Verbeteroptie	Bijdrage aan betrouwbaarheid ecologische beoordeling	Financiële consequenties	Praktische uitvoerbaarheid	Effect op EKR
6	Monsteranalyse	Onderzoek effecten van wijziging in monsteranalyse op de EKR	Beter inzicht in effecten van gewijzigde methodiek op de uitkomsten	Eenmalige kosten	Goed	Onbekend door ontbreken van vergelijkingsonderzoek, maar waarschijnlijk hoger voor R7 (R8)
7	Soorten in de maatlat	Geen, slechts kleine aanpassingen (zie deel B par. 2.8)	-	-	-	-
8	Gevoeligheid van de maatlatparameters	Wijzigen maatlatformules voor R7 en R16 (andere EPT-factor en geen DNmax)	Aanpassen van gevoeligheid op basis van internationale kalibratie	Geen	Afstemming met waterschappen benodigd	EKR circa 0,08 hoger voor R7 en 0,11 hoger voor R16
<b>Meren en kanalen</b>						
1a	Aantal meetpunten	Kanalen van eigen meetpunten voorzien i.p.v. projectie	Aanzienlijk betrouwbaarder door beoordeling van de locatie zelf	Beperkt duurder, afhankelijk van aantal monsterpunten	Alleen mogelijk als representatieve litorale meetplekken aanwezig zijn	Onbekend
1b		In kanalen geen macrofauna doel afleiden bij ontbreken litorale zone	Er wordt geen onjuist beeld meer gegeven a.g.v. projectie vanuit andere (slecht vergelijkbare) waterlichamen	Geen	Goed, echter nog onduidelijk of dit is toegestaan	Geen EKR-score voor macrofauna
2	Ligging meetpunten t.o.v. maatregelen	Per planperiode ligging meetpunten evalueren en zo nodig aanpassen	Verbetering doordat meer biotopen worden meegenomen	Duurder bij extra meetpunten, kostenneutraal bij gelijkblijvend aantal monsterpunten	Goed	Waarschijnlijk positief effect
3	Frequentie monitoring	Frequentie monitoring van driejaarlijks naar jaarlijks of tweejaarlijks	Huidig betrouwbaarheidsinterval loopt tot 0,2 EKR	Aanzienlijk duurder <sup>19</sup>	Goed	Door verbetering worden effecten van maatregelen eerder zichtbaar
4	Jaargetijde bemonstering	Monsternamen in het voorjaar	Meer uniforme aanpak, die aansluit op Richtlijn KRW-monitoring	Geen	Goed	EKR wordt circa 0,06 hoger
5	Apparatuur en methodiek	Alleen met handnet bemonsteren in litorale zone	Maatlat is gebaseerd op handnetmonsters en niet geschikt voor het toetsen van macrofauna op stenen. Als er geen litorale zone is, dan ook niet bemonsteren.	Beperkt goedkoper	Goed. Voor M7 nog nagaan of macrofaunadoel = 0 is toegestaan als litorale zone ontbreekt	Onbekend.
6	Monsteranalyse	Onderzoek effecten van wijziging in monsteranalyse op de	Beter inzicht in effecten van gewijzigde methodiek op de uitkomsten	Eenmalige kosten	Goed	Onbekend door ontbreken van vergelijkingsonderzoek

<sup>19</sup> Extra kosten kunnen eventueel worden beperkt door in andere waterlichamen waar mogelijk met minder meetpunten te monitoren.

Nr	Onderzoekaspect	Verbeteroptie	Bijdrage aan betrouwbaarheid ecologische beoordeling	Financiële consequenties	Praktische uitvoerbaarheid	Effect op EKR
		EKR				
7	Soorten in de maatlat	Geen, slechts kleine aanpassingen (zie deel B par. 2.8)	-	-	-	-
8	Gevoeligheid van de maatlatparameters	Geen, omdat internationale kalibratie daar geen aanleiding voor geeft	-	-	-	-
<b>Organisatie</b>						
1a	Organisatie	Aanstellen regisseur die eindverantwoordelijk is voor hele keten	Aanzienlijke impact op de betrouwbaarheid van de uitkomsten	Extra tijdinvestering intern RWS	Vergt acceptatie van verschillende organisatorische onderdelen	Onbekend
1b		Communicatie over gemaakte keuzen in de keten	Grotere betrouwbaarheid door betere afstemming	Geen	Goed	Onbekend
1c		Vastleggen gemaakte keuzen (traceerbaar en reproduceerbaar)	Het KRW-oordeel moet ook door derden gereproduceerd kunnen worden	Extra tijdinvestering intern RWS	Goed	Onbekend

### Bijlage 3: Resultaten workshop 7 maart 2018

#### Aanwezigen:

• Jeanette Plokker	RWS WVL, Waterkwaliteit en Natuurbeheer
• Harm Oterdoom	RWS WVL, Waterkwaliteit en Natuurbeheer
• Marijke Warnas	RWS WVL, Waterkwaliteit en Natuurbeheer
• Marieke Ohm	RWS WVL, Waterkwaliteit en Natuurbeheer
• Prisca Duijn	RWS WVL, Waterkwaliteit en Natuurbeheer
• Marcel van den Berg	RWS WVL, Waterkwaliteit en Natuurbeheer
• Jacky Straathof	RWS WVL, Waterkwaliteit en Natuurbeheer
• Gerrit Vossebelt	RWS WVL, Data en Informatiemanagement
• Karin Middeldjans	RWS WVL, Data en Informatiemanagement
• Willem Faber	RWS WVL, Data- en Informatiemanagement
• Jaap Graveland	RWS WVL Data en Informatiemanagement
• Johan van Harmelen	RWS CIV, Regie Data Derden Watermanagement
• Arie Naber	RWS CIV, Regie Data Derden Watermanagement
• Noel Geilen	RWS CIV, Watermanagement Services
• Bas van Gennip	RWS CIV, Watermanagement Services
• Arnold Veen	RWS CIV, Laboratorium
• Myra Swarte	RWS CIV, Laboratorium
• Ria Kamps	RWS ROO Midden Nederland
• Marjon Rietveld	RWS CIV
• Fred Haarman	Royal HaskoningDHV
• Roel Knoben	Royal HaskoningDHV
• Jaap Postma	Ecofide
• Bram bij de Vaate	Waterfauna

#### Betrokkenheid van afdelingen en knelpunten in de monitoringsketen

##### RWS WVL, afdeling Waterkwaliteit en natuurbeheer

Betrokkenheid in macrofaunaketen	
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Informatiebehoefte KRW-monitoring</li> <li>- Maatlatontwikkeling</li> <li>- Doelafleiding</li> <li>- Effectiviteit KRW-maatregelen</li> </ul>	
Knelpunten	Gewenste verbeteringen
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Betrouwbaarheid macrofauna-oordelen</li> <li>- Gebrek EKR expertise bij CIV (en KRW expertise)</li> <li>- Protocollen en maatlatten niet volledig op elkaar afgestemd</li> <li>- Lastig om veranderingen door te voeren in reguliere structurele macrofauna monitoring</li> <li>- Geen ruimte voor projectmatige informatiebehoefte</li> <li>- De keten is complex en lang</li> <li>- Te weinig communicatie en interactie in de keten</li> </ul>	

**RWS CIV, afdelingen Regie Derden Watermanagement / Watermanagement Services**

<b>Betrokkenheid in macrofaunaketen</b>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Vormgeven dienstverlening (gegevens/advisering) op basis van informatiebehoefte</li> <li>- Bepalen informatievzamelstrategie</li> <li>- Afhankelijk van keuze (zelf doen, inkopen, allianties) uitvoering, levering, bewaking</li> </ul>	
<b>Knelpunten</b>	<b>Gewenste verbeteringen</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Veel schakels, daardoor 'overgangsverlies'</li> <li>- Onbekendheid rollen binnen de leveringsketen</li> <li>- Vraag is niet helder genoeg/verandert gaandeweg</li> <li>- Opdrachtportfolio is groot (interactie tussen vragen) -&gt; gevolg voor flexibiliteit, uniformiteit</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Minder diversiteit in vragen (vraagbundeling)</li> <li>- Standaardisering/normering</li> <li>- Coördinatie verbeteren (koppelvlakken/teams)</li> </ul>

**RWS CIV, afdeling Data- en Informatiemanagement**

<b>Betrokkenheid in macrofaunaketen</b>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Informatiebehoefte helder krijgen (ism afd Waterkwaliteit)</li> <li>- Programma van eisen biologie</li> <li>- Interactie/doorzetten naar CIV (IGA/OSR)</li> <li>- Besluitvorming voorbereiden in stuurlijn (RT/ PFO WM jaarplannen)</li> <li>- Rapportage naar Europa</li> </ul>	
<b>Knelpunten</b>	<b>Gewenste verbeteringen</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Soms spanning bij inkoop</li> <li>- Spanning op budget voor monitoring, (tegenvaller macrofauna bij overgangswateren : 400 k/jr)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Van informatiebehoefte naar inkoop en terug (Kr8)</li> </ul>

**RWS CIV, Laboratorium**

<b>Betrokkenheid in macrofaunaketen</b>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Advies aan RDD-WM over kwaliteit analyseresultaten</li> <li>- Opstellen analyse- en rapportage protocollen</li> <li>- Ontsluiten analysedata (Aquadesk)</li> <li>- Standaardisatie naamgeving (TWN)</li> </ul>	
<b>Knelpunten</b>	<b>Gewenste verbeteringen</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Tijdige beschikbaarheid van foutloze metadata, tbv autorisatie en ontsluiting</li> <li>- Geen concrete informatiebehoefte beschikbaar</li> <li>- Geen aansluiting bij monsternamen</li> <li>- Geen feedback vanuit de klant</li> <li>- MWTL is niet KRW</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Kennis en samenwerking in de RWS-keten</li> <li>- Approval</li> </ul>

**RWS Regionale Diensten**

<b>Betrokkenheid in macrofaunaketen</b>	
-	Behoeftte aan informatie over toestand van areaal
<b>Knelpunten</b>	<b>Gewenste verbeteringen</b>
-	Info voor KRW maatlaten is niet gelijk aan benodigde informatie voor goed beheer van het areaal
-	Meetnet is hierop strikt ingericht
-	Extra vraag is lastig erin te krijgen
-	Onderliggende (niet bewerkte data) slecht toegankelijk
	- Naast vragen binnen huidige scope ook kijken of brede scope genoemde knelpunten kunnen oplossen