

Passive Sampling binnen Rijkswaterstaat

**Duiding resultaten en handelingsperspectief
Rijkswaterstaat WV**

29 februari 2024 - Public

Contactpersoon

CARY DE VRIES
Teamleider en projectleider
waterkwaliteit

T +31 (0)6 2534 6389
E cary.devries@arcadis.com

Arcadis Nederland B.V.
Postbus 56825
1040 AV Amsterdam
Nederland

Opdrachtgever

Rijkwaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving

Contactpersoon: Marcel Kotte
T +31 (0)88 797 71 02

Inhoudsopgave

1	Inleiding	5
1.1	Aanleiding	5
1.2	Doelstelling en leeswijzer	5
2	Relaties tussen gehalten in passive samplers en biota	6
2.1	Inleiding	6
2.2	Beschikbare dataset en de wijze van beoordeling	6
2.3	Analytische betrouwbaarheid en onderscheidend vermogen	10
2.4	PAK's	13
2.5	Voormalige bestrijdingsmiddelen (HCB, HCBd, sHpCl1, dicofol)	21
2.6	Broomhoudende stoffen (HBCD, PBDE's)	32
2.7	PFAS	37
2.8	Kansen en aandachtspunten voor toekomstig gebruik van passive samplers	40
3	Mogelijkheden passive sampling binnen toekomstige monitoring	46
3.1	Inleiding	46
3.2	Huidige toepassing van passive sampling	46
3.3	In hoeverre is gebruik van PS toegestaan?	48
3.4	Mogelijke toepassingen van passive sampling	49
3.4.1	Ondersteunend aan biotamonitoring	49
3.4.2	Monitoring van toestand en trends	50
3.4.3	Evaluatie van specifieke beleidsdoelstellingen	51
3.4.4	Beantwoorden van specifieke kennisvragen	52
3.4.5	Screeningsdoeleinden	53
3.4.6	Vergunningverlening, toezicht en handhaving	53
3.5	Selectiestap: niet-geselecteerde toepassingen	54
3.6	Van toepassingen naar scenario's	55
3.6.1	Nulscenario: stoppen met PS	55
3.6.2	Scenario 1: voortzetten huidige praktijk	55
3.6.3	Scenario 2: intensiveren in ruimte en/of tijd	56

3.6.4	Scenario 3: screening	57
3.6.5	Scenario 4: inzet in VTH-spoor	58
3.7	Handelingsperspectief	59
3.7.1	Nulscenario: stoppen met PS	60
3.7.2	Scenario 1: voortzetten huidige praktijk	60
3.7.3	Scenario 2: intensiveren in ruimte en/of tijd	61
3.7.4	Scenario 3: screening	63
3.7.5	Scenario 4: inzet in VTH-spoor	64
4	Adviezen	66
	Referenties	68
	Bijlagen	
	Bijlage A Afwegingskader biotamonitoring met behulp van passive sampling	70
	Colofon	71

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Op grond van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW; 2000/06/EG) moet uiterlijk in 2027 een goede chemische waterkwaliteit worden bereikt. Hiervoor moet voldaan worden aan de Europese normen voor prioritare stoffen, zoals vastgelegd in de Richtlijn Prioritaire Stoffen (RPS; 2013/39/EU) voldaan worden. Voor elf van deze stoffen of stofgroepen, die slecht meetbaar zijn in water, zijn hierin (tevens) normen voor de concentraties in biota vastgesteld¹. Om hieraan te kunnen toetsen heeft Rijkswaterstaat (RWS) sinds 2017 een biotamonitoringsnetwerk operationeel.

Bij overschrijding van één of meerdere biotanormen op een locatie moet afgewogen worden of in de bovenstrooms gelegen KRW waterlichamen ook monitoring van biota plaats dient te vinden. Vanwege ethische, logistieke en financiële redenen is het niet gewenst op alle bovenstrooms gelegen locaties biota te monitoren. Bovendien zijn veel van de stoffen ubiquitair² en is er weinig handelingsperspectief als de stof op alle locaties aanwezig is, tenzij hogere concentraties duidelijk wijzen op een lokale bron. Het is dan mogelijk niet zinvol om de biotamonitoring naar bovenstrooms gelegen locaties uit te breiden. Bij de afweging of biotamonitoring uitgebreid moet worden, zou passieve bemonstering (passive sampling, verder in dit rapport weergegeven als PS) een rol kunnen spelen, zo is al gebleken uit een eerder onderzoek door Deltares (2019).

In het eerder door Deltares uitgevoerde onderzoek is Deltares alleen gekeken naar de relatieve gehalten in het gebruikte materiaal van de passieve bemonstering (siliconen sheets en speedisk). Een vergelijking van de berekende concentraties vanuit de passieve samplers en de in biota gemeten concentraties heeft toen niet plaatsgevonden. Dit geldt ook voor rapportages door het IRAS (Jonker, 2012) en Wageningen Marine Research (o.a. Dogruer *et al.*, 2023). Een dergelijke vergelijking is wel van belang om de (meer)waarde van PS ten opzichte van biotamonitoring te kunnen duiden. Bovendien zijn sinds het onderzoek van 2019 meer gegevens beschikbaar gekomen. Rijkswaterstaat WVL heeft daarom Arcadis en Ecofide opdracht gegeven om de thans beschikbare gegevens van biotamonitoring en PS, van 2018 t/m 2022, te analyseren en van duiding te voorzien en hiermee tot adviezen voor het inpassen van PS in de toekomstige monitoringspraktijk van RWS te komen.

1.2 Doelstelling en leeswijzer

De doelstelling van het in deze rapportage beschreven onderzoek is om, op basis van analyse en duiding van de beschikbare gegevens van biotamonitoring en passieve sampling (PS), te komen tot adviezen voor het inpassen van PS in de toekomstige monitoringspraktijk.

Hierbij zijn de volgende onderdelen onderscheiden:

1. Analyse en duiding van de beschikbare data van PS en biotamonitoring (hoofdstuk 2).
2. Verkenning van de mogelijke toepassingen van PS in het reguliere meetnet van RWS (hoofdstuk 3, t/m paragraaf 3.5).
3. Doorvertaling naar een aantal scenario's voor inzet van PS (paragraaf 3.6), met beschrijving van het handelingsperspectief voor RWS (paragraaf 3.7).
4. Samenvattende adviezen (hoofdstuk 4).

¹ Hetzelfde geldt voor een drietal specifieke verontreinigende stoffen, welke mede bepalend zijn voor de ecologische toestand van het oppervlaktewater. Biotanormen voor deze stoffen zijn op nationaal niveau vastgesteld in de Regeling monitoring kaderrichtlijn water.

² Dit betreft een aantal alomtegenwoordige PBT-stoffen (persistent, bioaccumulerend en toxisch), welke nog tientallen jaren terug te vinden kunnen zijn in het aquatische milieu in concentraties die een significant risico vormen, zelfs als er reeds uitvoerige maatregelen zijn getroffen om de emissies van dergelijke stoffen te beperken of te beëindigen.

2 Relaties tussen gehalten in passieve samplers en biota

2.1 Inleiding

Zoals bij iedere vorm van monitoring en onderzoek hangt ook het toekomstig gebruik van passieve samplers sterk af van de mate, waarin de inzet tot een betrouwbaar oordeel over een bepaalde situatie kan leiden. Op hoofdlijn wordt deze betrouwbaarheid door drie factoren bepaald, namelijk.

1. de analytische betrouwbaarheid van de getalswaarde;
2. de omvang van de ruimtelijke en temporele variatie en;
3. de betrouwbaarheid van het oordeel over de getalswaarde.

Deze drie factoren zijn in onderstaande paragrafen nader toegelicht, maar het hoofdstuk begint met een karakterisatie van de beschikbare dataset en de wijze van beoordeling (paragraaf 2.2). Vervolgens is in paragraaf 2.3 gekeken naar de analytische betrouwbaarheid door aandacht te geven aan aspecten als het aandeel meetbare concentraties (waarden boven de rapportagegrens), de variatie in deze rapportagegrens en de lengte van de gradiënt (afstand tussen laagste rapportagegrens en hoogst gemeten gehalte)³. De andere twee factoren (aanwezige variatie en beoordeling) zijn telkens per stofgroep gekarakteriseerd (paragraaf 2.4 – 2.7 voor resp. de PAK's, (voormalige) gewasbeschermingsmiddelen, broomhoudende stoffen en PFAS). Iedere paragraaf wordt afgesloten met een korte samenvatting van conclusies en aandachtspunten. De vertaling van deze bevindingen naar de kansen en aandachtspunten bij een toekomstig gebruik van passieve samplers is in paragraaf 2.8 beschreven. Bemonsterde locaties en uitgevoerde chemische analyses gedurende 2018-2022

2.2 Beschikbare dataset en de wijze van beoordeling

Oorsprong van de beschikbare onderzoeksgegevens

De analyse is gebaseerd op de onderzoeksgegevens, die in de periode 2018-2022 door Wageningen Marine Research zijn verzameld. De basis van de gebruikte dataset bestaat uit de meetgegevens van het biotameetnet in zoete en zoute rijkswateren (Dogruer *et al.*, 2023; Ecofide, 2015; Figuur 1). Van de 13 stoffen met een biotanorm worden de meeste in vis gemonitord (blankvoorn voor zoetwater en bot voor zoutwater). PAK's kunnen echter door gewervelde dieren worden afgebroken en worden daarom in schelpdieren gemonitord (quaggamosselen voor zoetwater en de blauwe mossel voor zoutwater; resp. *Dreissena bugensis* en *Mytilus edulis*). Bij deze monitoring met schelpdieren worden dieren afkomstig van een schone referentielocatie gedurende 6 weken in kooitjes uitgehangen op de te onderzoeken locaties, waarna de geaccumuleerde PAK's bepaald kunnen worden. Simultaan aan deze actieve biotamonitoring met schelpdieren werden op dezelfde locaties ook telkens twee type passieve samplers uitgehangen (wederom 6 weken), namelijk siliconenrubbers voor de meer apolaire stoffen en speedisks voor de meer polaire stoffen⁴. De biotamonitoring met vis wordt niet op een specifieke locatie uitgevoerd, maar vindt verspreid over het waterlichaam plaats. De chemische analyses van de verzamelde vissen worden vervolgens met een mengmonster uitgevoerd. Het aantal gebruikte deellocaties in zo'n mengmonster kan tussen de 3



Figuur 1. Overzicht van de bemonsterde locaties in het biotameetnet rijkswateren

³ De analytische betrouwbaarheid betreft natuurlijk ook aspecten rondom de daadwerkelijke chemische analyse. De toegepaste analysemethoden zijn echter gecertificeerd door de RvA (voorheen STERLAB) en daarom niet nader beschreven.

⁴ Siliconenrubbers zijn zogenaamde 'evenwicht samplers'. Dit betekent dat een eerder aan de sampler gebonden stof ook tijdens de blootstelling weer vrij kan komen namelijk als de opgeloste concentraties in het omliggende oppervlaktewater tijdens de blootstelling zouden dalen. Dit is bij Speedisks niet het geval.

en 10 variëren, maar ligt meestal zo rond de 4 à 5. Door deze werkwijze is de koppeling tussen de meetgegevens van blankvoorns en passieve samplers minder direct dan voor de schelpdieren.

Bemonsterde locaties

In de periode 2018-2022 zijn er op 13 locaties in zoete rijkswateren in totaal 22 monsters van quaggamosselen verzameld (Tabel 1). Tevens zijn er uit 10 waterlichamen in totaal 20 blankvoorn-monsters verzameld alsmede twee monsters voor bot (Noordzeekanaal). Voor zoute rijkswateren is de meetinspanning kleiner en zijn er uit zeven waterlichamen in totaal 6 mossel en 7 bot monsters geanalyseerd. Voor het Hollandsch Diep is een jaarlijkse meetreeks beschikbaar.

Simultaan aan het uithangen van de mosselkooitjes zijn overal ook passieve samplers uitgehangen. Dit betreft 29 locatie*jaar combinaties. In één van deze combinaties (Maassluis, 2018) trad er volledige sterfte bij de uitgehangen quaggamosselen op (te hoog zoutgehalte) en kunnen de resultaten van de passieve samplers alleen met die van de bot vergeleken worden. Van deze 29 locatie*jaar combinaties is er in 14 ook een koppeling tussen de passieve sampler resultaten en de gehalten in vis mogelijk.

Tabel 1. Overzicht van de in 2018-2022 bemonsterde waterlichamen en locaties. Jacobahaven en Zeughoek zijn de referentielocaties, waar de blauwe mosselen resp. quaggamosselen worden verzameld

= ook passieve samplers uitgehangen

Riviersysteem / Waterlichaam	Locatie	Zoet/zout	Soort	Jaren				
Maas				2018	2019	2020	2021	2022
Grensmaas	Stevensweert	zoet	Vis			x		
Bovenmaas	Eijsden	zoet	Mossel			x		
Beneden Maas	Getijdemaas	zoet	Vis	x			x ³⁾	
Bergsche Maas	Keizersveer	zoet	Mossel			x		
Hollandsch Diep, HV-oost	Bovensluis	zoet	Vis	x	x ³⁾	x	x	x
			Mossel	x	x	x	x	x
Volkerak	Steenbergen	zoet	Vis		x			x ⁶⁾
			Mossel		x			x
Rijn								
Bovenrijn, Waal	Lobith	zoet	Vis				x	
			Mossel		x		x	
Hollandsche IJssel	Gouda voorhaven	zoet	Mossel			x		
Nieuwe waterweg	Maassluis	zout	Vis	x ^{3,4)}			x	
Nieuwe Maas	Van Brienenoordbrug ¹⁾	zoet	Mossel				x	
Noordzeekanaal	IJ Amsterdam ⁷⁾	zoet/zout	Vis	(2*) ^{3,5)}			x	
			Mossel	x			x	
Twentekanaal	Eefde	zoet	Mossel	x			x	

Riviersysteem / Waterlichaam	Locatie	Zoet/zout	Soort	Jaren	
IJsselmeer	Vrouwezand	zoet	Vis	x	x
			Mossel	x	x
Randmeren-oost	Wolderwijd	zoet	Vis	x ³⁾	x
			Mossel	x ²⁾	x
Ketelmeer	West	zoet	Vis	x	x
			Mossel		x
Hollandse Kust	Noordwijk 6km	zout	Vis	x	x
Waddenzee	Malzwin	zout	Mossel		x
Schelde					
Oosterschelde	Jacobahaven (ref)	zout	Mossel		x
	Wissenkerke	zout	Mossel		x
Grevelingen	Bommenede	zout	Vis		x ³⁾
			Mossel		x
Westerschelde	Middelgat Hansweert	zout	Vis	x	x
			Mossel		x
Voordelta	Slijkgat	zout	Mossel		x
Eems					
Eems-Dollard	Bocht van Watum	zout	Vis	x	x

1) Vervangende locatie door volledige sterfte in 2018 te Maassluis.

2) Waterlichaam Rijn (Lobith) vervangen door Wolderwijd, vanwege lage waterstand en baggerwerkzaamheden.

3) Minder dan 10 individuen.

4) Quaggamossel monster vervallen door volledige sterfte; locatie in latere jaren vervangen door de Van Brienoordbrug in waterlichaam de Nieuwe Maas.

5) Naast bot ook enkele blankvoorns.

6) Naast blankvoorns ook enkele botten.

7) IJ Amsterdam geldt voor passieve samplers, schelpdieren en zoetwater vis. De zoutwater vis is nabij IJmuiden gevangen.

Chemische analyses

In de verzamelde zoet- en zoutwater schelpdieren werden telkens de gehalten van 16 PAK's geanalyseerd alsmede de vet-, vocht- en asrestgehalten. In de monsters van blankvoorn en bot zijn de gehalten van dioxine-achtige stoffen (som-TEQ⁵⁾, kwik, heptachloor & -epoxide, hexachloorbenzeen, hexachloorbutadien, hexabroomcyclododecaan

⁵ Voor de som-TEQ waarde worden 29 verschillende stoffen geanalyseerd, namelijk zeven verschillende dioxines, tien furanen en twaalf dioxine-achtige PCBs. Deze analyse werd uitbesteed aan Wageningen Food Safety Research.

(HBCD), dicofol, PBDE's⁶ en PFAS⁷ geanalyseerd alsmede de vet- en vochtgehalten en de zogenaamde stabiele isotopenratio. Deze isotopenratio wordt gebruikt om inzicht in het voedselweb te krijgen. De bioaccumulatie is namelijk niet alleen afhankelijk van factoren als de vissoort, grootte en het geslacht maar hangt ook af van het voedsel dat voor de betreffende vissen beschikbaar is.

Het merendeel van deze analyses zijn ook in de passieve samplers uitgevoerd. Zo zijn in de extracten van de siliconenrubbers telkens de gehalten van PAK's, heptachloor & -epoxide, hexachloorbenzeen, hexachloorbutadien, hexabroomcyclododecaan (HBCD), dicofol en PBDE's bepaald. Aangezien de PFAS een meer polair karakter hebben, zijn de PFAS-gehalten in de extracten van de speedisk geanalyseerd. De kwik en som-TEQ gehalten zijn niet in passieve samplers bepaald.

Voor ieder van deze stoffen is in STOWA (2014) aangegeven hoe snel de gehalten op siliconenrubbers in evenwicht zijn met de opgeloste concentraties in het oppervlaktewater en hoe betrouwbaar de inzet van passieve samplers is. Voor alle stoffen, die in de siliconenrubbers zijn geanalyseerd, geeft STOWA (2014) als evenwichtsduur 'lang'. Dit betekent dat de evenwichtinstelling langer dan 4 weken duurt. Verder wordt aangegeven dat voor de vier PAK's, hexachloorbenzeen en hexachloorbutadien een kwantitatieve concentratiebepaling mogelijk is, terwijl voor de andere stoffen (PBDE's, heptachloor & -epoxide, dicofol en HBCD) de concentratiebepaling eerder als semi-kwantitatief wordt gezien. Door STOWA (2014) wordt de bepaling als kwantitatief gezien als de diffusie in de siliconenrubber toereikend is én de verdelingscoëfficiënt water-siliconenrubber (K_{pw}) bekend is én deze groter dan 2,5 is. De bepaling van de opgeloste concentraties wordt als semi-kwantitatief gezien als op basis van de molecuulstructuur een goede diffusie in siliconenrubber heel waarschijnlijk is (>90% van de atomen zijn C, H, Cl, Br) én de $\log K_{ow}$ >3 is én er geen verdelingscoëfficiënt water-siliconenrubber bekend is. In die gevallen kan een opgeloste concentratie alleen via de $\log K_{ow}$ ⁸ worden afgeleid. Dit geeft een grotere onzekerheid en wordt daarom als semi-kwantitatief beoordeeld.

De speedisk is een adsorptiesampler. In tegenstelling tot siliconenrubbers (waar na een bepaalde evenwicht met water wordt bereikt) geven adsorptiesamplers de eenmaal opgenomen stoffen niet meer af. De opname is daarmee lineair in de tijd (tot het moment dat de samplers vol zit). Het bemonsterd watervolume kan alleen geschat worden, waardoor dit soort samplers ten hoogste een semi-kwantitatieve concentratie bepaling mogelijk maken.

Standaardisatie

De gehalten in schelpdieren en vis zijn gestandaardiseerd conform de KRW-methodiek. Voor schelpdieren betekent dit dat de gehalten zijn omgerekend naar een schelpdier met 1% vet. Voor vissen zijn de PFAS-gehalten gestandaardiseerd naar 26% droge stof en de andere stoffen naar een vetgehalte van 5%.

Voor de passieve samplers heeft Wageningen Marine Research de gehalten in het extract teruggerekend naar de concentratie in het oppervlaktewater. Voor de siliconenrubbers is hierbij gebruik gemaakt van een Excel-rekensheet, die door Deltares voor de ILOW-laboratoria is ontwikkeld. Voor stoffen die binnen de uithangperiode van 6 weken in evenwicht zijn worden de opgeloste concentraties berekend vanuit bekende evenwichtsconstanten. Voor stoffen die niet binnen die 6 weken in evenwicht zijn, wordt gekeken naar het geëxtraheerde watervolume, die op basis van zogenaamde Performance Reference Compounds wordt vastgesteld. Voor de speedisk is gebruik gemaakt van een standaardwaarde voor het geëxtraheerde watervolume van 50 ml/dag.

Beoordeling van de meetgegevens

Voor stoffen met een biotanorm is bij de normstelling allereerst deze biotanorm vastgesteld. Vervolgens is de norm voor oppervlaktewater afgeleid door deze biotanorm te delen door de zogenaamde bioconcentratiefactor (BCF-waarde). Aangezien de bioaccumulatie door organismen afhangt van de biobeschikbare concentratie geldt deze oppervlaktewaternorm inhoudelijk gezien alleen voor de opgeloste concentratie van een stof. Door te toetsen aan de hand van de totaal concentraties (dit is de concentratie in water inclusief de fractie, die aan zwevend stof is gebonden; huidige KRW-procedure) blijft men aan de veilige kant. De data-analyse is daarmee gericht op de volgende werkhypothese: aangezien de opgeloste concentratie een directe afgeleide van de biotanorm is, zou een beoordeling

⁶ Negen verschillende isomeren namelijk BDE 28, 47, 66, 85, 99, 100, 153, 154 en 183. Aangezien BDE 154 een overlap heeft met BB 153, wordt de som van beide componenten gerapporteerd.

⁷ Naast PFOS zijn ook 15 andere PFAS-stoffen geanalyseerd, namelijk PFBA, PFBS, PFDcA, PFDoA, PFDS, PFHpA, PFHpS, PFHxA, PFHxS, PFNA, PFOA, PFPeA, PFTeA, PFTrA, PFUnA.

⁸ K_{ow} = octanol-water partiticoëfficiënt

aan de hand van de opgeloste stof concentratie (bijv. vast te stellen met passieve samplers) eenzelfde beschermingsniveau moeten bieden als toetsen aan de biotanorm.

De gebruikte dataset omvat gegevens over de gehalten in biota en over, de uit passieve samplers teruggerekende, opgeloste concentraties. De dataset is vervolgens verrijkt met monitoringsgegevens van Rijkswaterstaat, die aanvullend inzicht geven in de totaal concentraties in oppervlaktewater⁹. Op deze manier kan er een vergelijking worden gemaakt tussen:

1. Totaal concentraties in oppervlaktewater en gehalten in biota (dit zijn de thans voorgeschreven KRW-monitoringsmethoden).
2. Tussen de teruggerekende, opgeloste concentraties en de totaal concentraties (dit geeft inzicht in het aandeel dat aan zwevend stof is gebonden en niet meedoet in de bioaccumulatie).
3. Tussen de teruggerekende, opgeloste concentraties en de gehalten in biota (dit is inhoudelijk de meest logische vergelijking).

Gezamenlijk geven deze drie vergelijkingen inzicht in de toegevoegde waarde van de passieve samplers. Hierbij zijn telkens twee aspecten onderscheiden. Voor iedere stofgroep wordt allereerst gekeken naar de rekenkundige relatie tussen de teruggerekende, opgeloste concentraties en de gestandaardiseerde gehalten in biota. Dit geeft een beeld van variatie en eventuele oorzaken. Vervolgens is nagegaan hoe deze relaties passen op het oordeel over de toestand (oordeelkundige relatie). Tussen twee parameters kan tenslotte een zeer sterke rekenkundige relatie bestaan, terwijl de oordelen over de waarden heel verschillend zijn.

Hierbij moet telkens worden gerealiseerd dat de vergelijking tussen passieve samplers en schelpdieren 1:1 is, aangezien ze beide even lang en op exact dezelfde locatie zijn uitgehangen. Voor de koppeling tussen passieve samplers en vis is dat niet het geval, aangezien de vis monsters verspreid over het gehele waterlichaam worden verzameld. Uitgangspunt bij deze werkwijze is dat hiermee een beter beeld ontstaat over de situatie in het waterlichaam als geheel. Dit is voor zover bekend niet uitgebreid onderzocht, maar als deze aanname juist is zou dat ook voor passieve samplers gelden en zal er bij de huidige werkwijze dus altijd sprake van variatie zijn, die bij een andere opzet wellicht verkleind kan worden (of op zijn minst gekend moet zijn).

2.3 Analytische betrouwbaarheid en onderscheidend vermogen

Een algemeen aandachtspunt bij de beoordeling van verbanden tussen meetreeksen is het onderscheidend vermogen van de meetreeksen. Dit is allereerst beoordeeld op basis van het aandeel metingen boven de rapportagegrens (Tabel 2, aandeel meetbaar). Daarnaast is gekeken naar de variatie in de rapportagegrens en naar de afstand tussen de hoogst gemeten waarden en de laagste rapportagegrens (Tabel 3).

Een van de grote voordelen van het gebruik van passieve samplers is dat stoffen, die in oppervlaktewater moeilijk meetbaar zijn, met passieve samplers wel tot meetbare resultaten kan leiden. Dit geldt voor vrijwel alle stoffen (Tabel 2). Uitzonderingen zijn stoffen die in totaal water ook goed meetbaar zijn (fluorantheen, PFAS), waarbij voor de vier PFAS en dicofol geldt dat het aandeel meetbaar in totaal water hoger is dan in de passieve samplers.

Overigens geldt dit lage(re) aandeel meetbaar van dicofol, PFOA, PFNA en PFHxS ook voor de analyses in vis. Een andere moeilijk te meten stof is heptachloor, waarbij het aandeel meetbaar in alle drie de compartimenten (totaal concentraties, teruggerekende, opgeloste concentraties en biota) laag is. Deze stof is daarom niet nader beschouwd. De biotanorm is echter gebaseerd op de som van heptachloor en cis-heptachloorepoxide, waardoor de vergelijking met biotagehalten op alleen de metingen van cis-heptachloorepoxide is gebaseerd. Voor de gebromeerde vlamvertragers varieert het aandeel meetbaar sterk tussen de zes isomeren. Dit betekent dat de gesommeerde waarde (de biotanorm is gebaseerd op de som van 6 isomeren) vaak niet op alle zes maar op enkele isomeren is gebaseerd.

⁹ Data afkomstig van <https://waterinfo.rws.nl> en gebaseerd op de jaargemiddelde concentraties, waarbij waarden onder de rapportagegrens als 0,5*rapportagegrens zijn meegenomen. Helaas is deze monitoring niet voor iedere passieve sampler locatie beschikbaar en ook de meetgegevens van 2022 zijn nog niet vrijgegeven.

Bij waarden onder de rapportagegrens is voor deze data-analyse veelal met de helft van deze rapportagegrens gerekend. De gebromeerde vlamvertragers zijn de uitzondering. Aangezien dit om een som-norm gaat zijn alleen de isomeren met een gehalte boven de rapportagegrens meegenomen in de gesommeerde waarden.

Tabel 2. Het percentage monsters met een waarde groter dan de rapportagegrens (aandeel meetbaar) voor de verschillende stoffen in de verschillende matrices.

■ = >70% ■ = >30% en <70% ■ = <30%

	Passive samplers	Biota	Oppervlaktewater
Metingen van PAK's in siliconenrubber, schelpdieren en totaal water			
Benzo(a)antraceen	89	96	57
Benzo(a)pyreen	75	93	40
Chryseen	93	100	20
Fluorantheen	100	93	87
Metingen van PFAS¹⁾ in speedisk, vis en totaal water			
PFOS	70	100	100
PFOA	87	23	100
PFNA	50	47	99
PFHxS	57	30	100
Metingen van overige stoffen in siliconenrubbers, vis en totaal water			
Hexachloorbenzeen	97	100	7
Hexachloorbutadieen	77	70	8
Hexabroomcyclododecaan	31	43	Geen gegevens ²⁾
Heptachloor	0	37 ⁴⁾	2
Cis-Heptachloorepoxide	42	97	3
Gebromeerde vlamvertragers	17-83 ³⁾	100	2
Dicofol	14	3	59

1)Opgenomen zijn de vier PFAS uit de EFSA opinie, waarvoor het RIVM een biotanorm van 0,077 µg/kg vers heeft geadviseerd.

2)Voor de geselecteerde locaties en jaren waren slechts 6 metingen beschikbaar, die allen als onbetrouwbaar zijn gemarkeerd (code 9999).

3)Percentage meetbaar voor BDE-28 en -99 was 52%; voor BDE-47 83%; Rest <50%.

4)In 2018, 2019, 2020 en 2022 is 14% meetbaar (rapportagegrens varieert tussen 0,0003-0,002 µg/kg). In 2021 zijn echter alle monsters als meetbaar gerapporteerd met gehalten variërend tussen de 0,01 en 0,06. Dit is op ordegruotte een factor 10 hoger dan de hoogste rapportagegrens uit de andere jaren. Ook in de jaarlijkse meetreeks van het Hollandsch Diep wijkt alleen 2021 als meetbare waarde af. Heptachloor is daarom verder niet in de beoordeling meegenomen.

Naast dit aandeel meetbaar wordt het onderscheidend vermogen van een meetreeks ook beïnvloed door de variatie in de rapportagegrens en door de afstand tussen de hoogst gemeten waarden en deze rapportagegrens. Hierbij is gekeken naar het absolute gehalte dat in de extracten van de passieve samplers is aangetroffen¹⁰⁾, aangezien deze variatie zich beperkt tot het chemisch analytische gedeelte. Als de stof in siliconenrubbers is bepaald kan de variatie

¹⁰⁾ In de dataset is niet alleen de absolute waarde opgenomen (ng), maar ook het gewicht van de passieve sampler (siliconenrubber). De variatie in gewicht is echter beperkt, waardoor de absolute waarde al voldoende inzicht geeft.

verder toenemen, wanneer de berekening van de opgeloste concentratie op het geëxtraheerde watervolume is gebaseerd¹¹. Bij speedisk wordt weliswaar ook met het bemonsterd watervolume gerekend, maar in dit geval wordt een constante waarde gebruikt, waardoor de variatie niet toeneemt.

Uit Tabel 3 blijkt dat voor alle stoffen de hoogst gemeten waarden in passieve samplers telkens meer dan een factor 10 (en vaak meer dan een factor 100) groter dan de laagste rapportagegrens zijn. De lengte van de gradiënt is daarmee meestal voldoende groot om verschillen te kunnen onderscheiden. Voor cis-heptachloorepoxide en dicofol is deze lengte van de gradiënt het kleinst, waardoor de relatie tussen gehalten in passieve samplers en biota minder goed beoordeeld kan worden.

Tabel 3. Variatie in de rapportagegrens tussen de passieve sampler monsters en het verschil tussen de hoogste gemeten concentraties en de laagste rapportagegrens. De rapportagegrens is weergegeven als de absolute hoeveelheid stof (ng) in de sampler extracten. Voor de parameter 'variatie in rapportagegrens' zijn verschillen boven een factor 10 oranje gemarkeerd. Voor de parameter 'afstand van gemeten waarde tot laagste rapportagegrens' zijn factoren >10 groen gemarkeerd.

	Variatie in rapportagegrens			Afstand van gemeten waarde tot laagste rapportagegrens	
	Laagste (ng)	Hoogste drie (ng)	Factor verschil	Hoogste drie (ng)	Factor verschil
Benzo(a)antraceen	2,3	8, 13, 15	3,5 – 6,6	940, 941, 2800	409 - 1217
Benzo(a)pyreen	1.5	158, 160, 162	105 - 108	230, 260, 490	153 - 327
Chryseen	1.5	13, 13, 15	8,7 - 10	800, 950, 2400	533 - 1600
Fluorantheen	13	13, 13, 15	1,0 - 1,2	4300, 5100, 7900	331 - 608
PFOS	0.09	2.9, 3.1, 3.2	32 – 36	17, 20, 89	189 - 989
PFOA	0.09	0.8, 1.0, 3.4	9 -38	20, 36, 37	222 - 411
PFNA	0.09	1.2, 1.3, 1.7	13 – 19	4.0, 4.4, 4.7	44 - 52
PFHxS	0.09	2.9, 3.0, 3.2	32 - 26	7.9, 8.1, 26	88 - 289
Hexachloorbenzeen	0.5	0.7, 0.9, 1.6	1,4 – 3,2	95, 100, 120	190 – 240
Hexachloorbutadieen	0.1	0.9, 1.0, 1.6	9 – 16	92, 100, 270	920 – 2700
Hexabroomcyclododecaan	0.2	14, 15, 16	70 – 80	13, 14, 17	65 – 85
Heptachloor	0.7	1.7, 10, 11	2.4 - 16	-	-
Cis-Heptachloorepoxide	1.3	3.3, 20, 21	2.5 - 16	10, 11, 20	8 - 15
Gebromeerde vlamvertragers¹⁾	0.2	0.5, 1, 1	2.5 – 5	14, 20, 21	70 - 105
Dicofol	1.3	7.3, 7.4, 7.5	5.6 – 5.8	12, 14, 34	10 - 26

1) Weergegeven is de range voor BDE47, die het vaakst boven de rapportagegrens is aangetroffen.

Een ander aandachtspunt is de variatie in de rapportagegrens. Het optreden van verhoogde rapportagegrenzen komt vaker voor bij chemische analyses en kan aan zaken als een storende matrix te wijten zijn. Ook bij passieve samplers kan dit optreden, bijvoorbeeld als gevolg van de (soms overvloedige) aangroei in combinatie met een beperkte clean-up van de extracten. In de beschouwde datareeksen zijn er meerdere voorbeelden, waarbij de rapportagegrens van een monster meer dan een factor 10 (en soms zelfs 100) groter is dan de laagst gerealiseerde rapportagegrens (Tabel

¹¹ Dit geldt voor stoffen, die binnen de 6 weken uithangperiode niet in evenwicht komen.

3). Ook werd in sommige gevallen vastgesteld dat deze verschillen zijn gekoppeld aan een verschil tussen de jaren. Dit geldt bijvoorbeeld voor cis-heptachloorepoxide en hexabroomcyclododecaan, waar de rapportagegrens in 2022 opvallend veel hoger lag. In overleg met het uitvoerende laboratorium kan worden nagegaan of dit vermijdbare variatie is. In dat geval kan het onderscheidend vermogen van datareeksen in de toekomst sterk verbeteren. Zeker bij het gebruik voor trendmonitoring is dit van groot belang.

Conclusies en aandachtspunten 'onderscheidend vermogen'

- * *Voor stoffen, die in oppervlaktewater moeilijk meetbaar zijn, geeft de inzet van passieve samplers een beter inzicht in de aanwezige concentraties. Dit geldt voor meerdere PAK's, hexachloorbenzeen, hexachloorbutadieen, heptachloor & -epoxide en allerlei gebromeerde vlamvertragers.*
- * *De lengte van de gradiënten in de meetwaarden zijn veelal groot genoeg om verschillen te onderscheiden.*
- * *De variatie in de rapportagegrens bij de passieve samplers is soms opvallend hoog. Extra aandacht voor de vermijdbare factoren hierin zal het onderscheidend vermogen van de data-reeksen (soms sterk) laten toenemen.*

2.4 PAK's

Van de 16 routinematig geanalyseerde PAK's hebben er 10 een JG- en/of MAC-MKN norm voor oppervlaktewater, waarvan er vier ook een norm voor biota hebben (BaP, Flu, BaA en Chr¹²). De huidige data-analyse is gericht op deze vier stoffen, waarvan er twee tot de prioritaire (BaP, Flu) en twee tot de specifieke verontreinigende stoffen (BaA, Chr) behoren.

A) Rekenkundige relatie tussen teruggerekende, opgeloste concentraties en gestandaardiseerde gehalten in biota

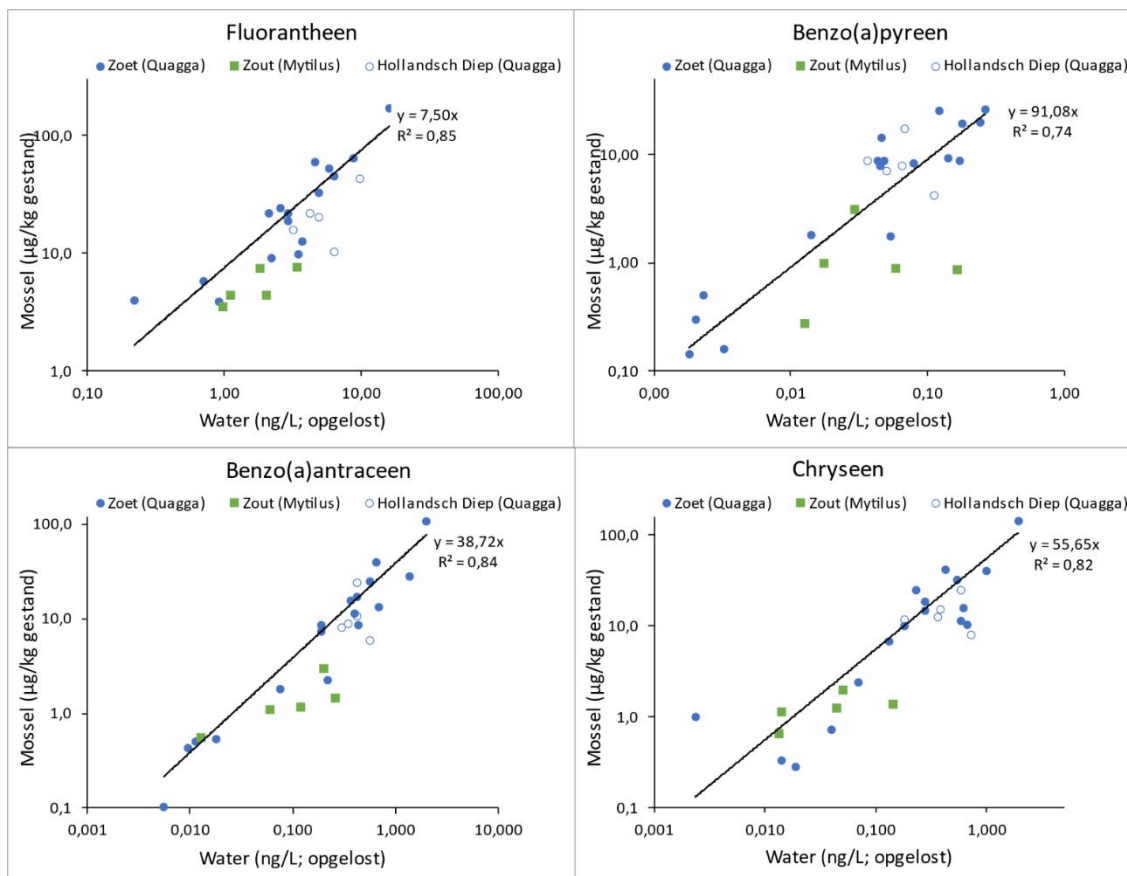
Voor de vier PAK's benzo(a)pyreen, fluorantheen, benzo(a)antraceen en chryseen geeft Figuur 2 de relaties tussen de (uit passieve samplers berekende) opgeloste concentraties en de naar 1% vet gestandaardiseerde gehalten in schelpdieren. Aangezien de range aan teruggerekende, opgeloste concentraties over meerdere ordegrottes varieert, zijn deze relaties op een log-log schaal weergegeven.

Uit Figuur 2 blijkt dat er voor alle vier PAK's een goede relatie bestaat tussen de teruggerekende, opgeloste concentraties en de gehalten in biota. Dit is niet onverwacht en ook in eerdere onderzoeken (bijv. Deltares, 2010a,b,c) geconstateerd. Verder valt op dat, bij een vergelijkbare teruggerekende, opgeloste concentratie, de gehalten in de zoutwater mossel gemiddeld genomen iets lager lijken dan de gehalten in de zoetwater quaggamossel. Zoals door Deltares (2010c) en Jonker (2012) aangegeven, beïnvloeden zowel de temperatuur als saliniteit de oplosbaarheid van stoffen in water en hebben deze daarmee invloed op de evenwichtsconstanten tussen siliconenrubber en de teruggerekende, opgeloste concentraties in water. Hoe groot dit effect exact is, is voor siliconenrubbers helaas nog onduidelijk. Voor een ander materiaal (PDMS) geeft Jonker (2012) aan dat de evenwichtsconstante Kpw toeneemt met afnemende temperatuur en toenemende saliniteit. Met de nodige slagen om de arm geeft Jonker (2012) aan dat de teruggerekende, opgeloste concentraties in koud en zout water mogelijk met grofweg een factor 2 zouden kunnen worden overschat, indien niet voor de effecten van temperatuur en zout wordt gecorrigeerd.

Voor zoete locaties zouden de teruggerekende, opgeloste concentraties niet, tot maximaal een factor 1,6 kunnen worden overschat. Een dergelijke correctie maakt dat de gegevens voor de zoute locaties minder zullen afwijken. Jonker (2015) verwoordt dan ook dat "het niet corrigeren voor de effecten van temperatuur en zout mogelijk de grootste onzekerheid in de resultaten met zich meebrengt. Voor deze onzekerheid is echter in principe te corrigeren, door de afhankelijkheid van de Kpw van de factoren in kaart te brengen". Daarom wordt aanbevolen om bij iedere komende monsternamen de zoutgehalten en temperatuur waarden vast te leggen en standaard in een data-rapportage mee te nemen, zoals al beschreven in Deltares (2012). Kern van de data-rapportage is dat niet zozeer de uiteindelijk berekende waterconcentraties maar vooral de achterliggende, ruwe meetgegevens worden vastgelegd. Dit is belangrijk om eventueel de waterconcentraties opnieuw te kunnen berekenen, indien een verbeterde berekeningsmethode of verbeterde evenwichtspartitie waarden beschikbaar komen.

¹² Respectievelijk Benzo(a)pyreen, Fluorantheen, Benzo(a)antraceen en Chryseen.

Het verschil tussen zoet- en zoutwater mosselen kan echter ook door biologische verschillen worden veroorzaakt. Zo bedraagt het vetgehalte bij de zoutwater mossel gemiddeld 1,1% (min-max: 0,8-1,7%), terwijl die bij de zoetwater quaggamossel gemiddeld 0,6% bedraagt (min-max: 0,3-1,9). Dit betekent onder meer dat het effect van standaardisatie op 1% vet bij de quaggamossel kwantitatief groter is. Daarnaast kan dit verschil in het vetgehalte ook op een verschil in de samenstelling van het vet duiden. Zo bedraagt het gehalte aan structurele lipiden, zoals de fosfolipiden¹³, meestal zo'n 0,5% van het drooggewicht. Naarmate het vetgehalte hoger wordt, zal ook het aandeel triglyceriden toenemen¹⁴. De evenwichtspartiticoëfficiënten verschillen echter tussen fosfolipiden en triglyceriden. Een verschil in de samenstelling van het vet kan daarmee, ondanks de standaardisatie op het vetgehalte, toch tot een verschil in het biotagehalte leiden. Overigens is dit verschil vooral relevant bij een verschil tussen schelpdieren en vissen (het verschil in vetgehalte is groter), maar een hoger aandeel vet bij bepaalde schelpdier soorten zou een aanwijzing kunnen zijn dat dit ook tussen schelpdieren een relevante factor vormt. Met de huidige dataset is deze mogelijkheid niet nader te duiden, met name doordat de dataset voor de zoutwater mossel beperkt in omvang is. Vanuit eerdere onderzoeken zijn er echter veel meer gegevens over de accumulatie van PAK's in zout- en zoetwater mosselen beschikbaar (o.a. Deltares, 2010a,c). Mits deze op eenzelfde blootstellingsduur zijn gebaseerd, zal het onderscheidend vermogen van de data-analyse toenemen als alle beschikbare gegevens worden gecombineerd. Overigens geldt dit natuurlijk ook voor aanvullende meetgegevens van zoetwater locaties.



Figuur 2. Relaties tussen de teruggerekende, opgeloste concentraties op de x-as en de biotagehalten op de y-as.

¹³ Fosfolipiden zijn de bouwelementen van celmembranen.

¹⁴ Triglyceriden vormen de vetvoorraad in een lichaam en zijn dus grotendeels opgeslagen in vetweefsel.

B) Oordeelkundige relaties tussen de biotagehalten, totaal concentraties en teruggerekende, opgeloste concentraties

Prioritaire PAK's

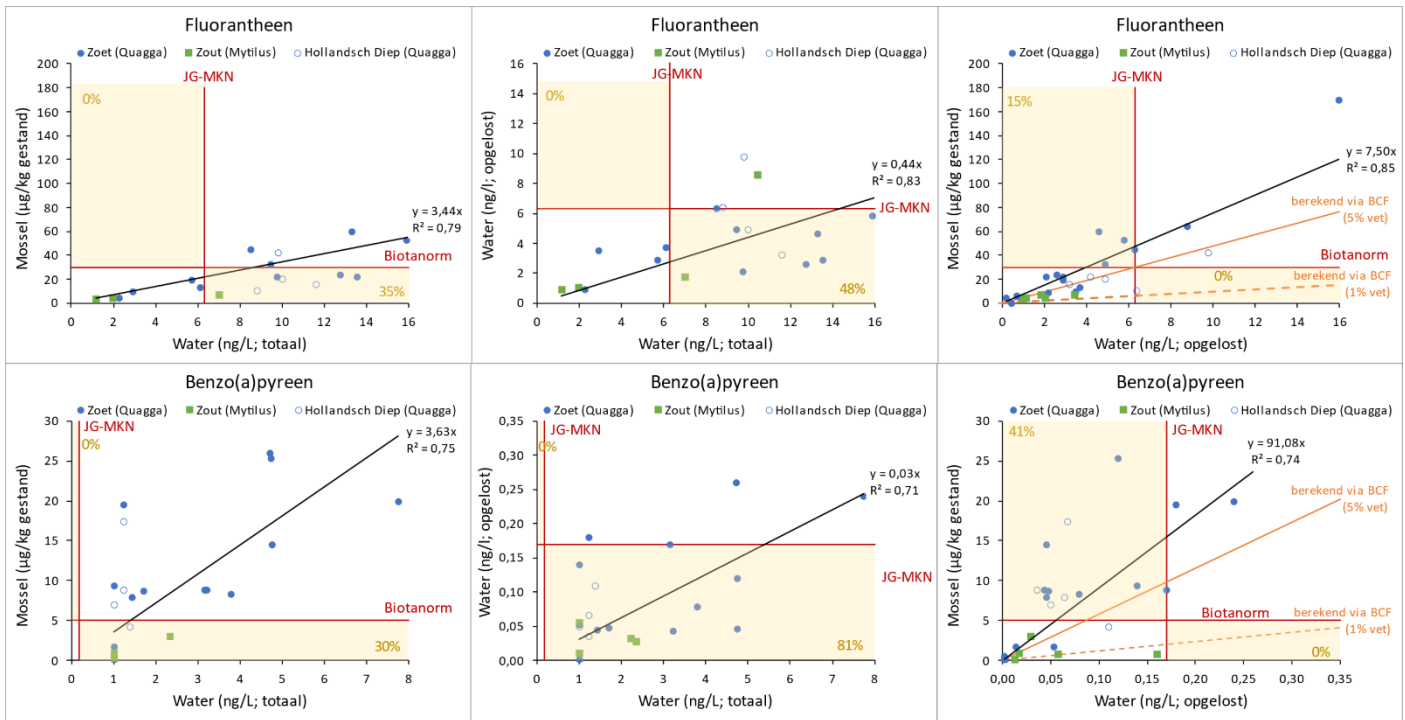
Allereerst is gekeken naar de huidige KRW-methodiek door een vergelijking te maken tussen de totaal concentraties in oppervlaktewater en de gehalten in biota (Figuur 2). Uit deze vergelijking blijkt dat in 30-35% van de gevallen een normoverschrijding in het oppervlaktewater niet correspondeert met een vergelijkbare overschrijding van de biotanorm. De overige 65-70% van de gevallen leiden wel tot een uniform oordeel (beide voldoen wel aan de normen of beide voldoen niet aan de normen). Dit verschil tussen de beoordeling van totaal concentraties in water en gehalten in biota is niet onverwacht.

Hierboven is tenslotte al vermeld dat de relatie tussen biotagehalten en waterconcentraties op de opgeloste concentraties is gebaseerd. Logischerwijs vergroten totaal concentraties dan de kans dat er onterecht een normoverschrijding in oppervlaktewater wordt geconstateerd.

Om de omvang van deze mismatch beter te beoordelen zijn vervolgens de teruggerekende, opgeloste concentraties en de totaal concentraties met elkaar vergeleken. Hierbij moet men zich wel realiseren dat deze vergelijking niet op exact dezelfde monsters is gebaseerd. De opgeloste concentraties zijn tenslotte teruggerekend vanuit de passieve samplers, die zes weken op een locatie hebben uitgehangen, terwijl de totaal concentraties uit de routinematige monitoring afkomstig zijn, waarbij er van de jaargemiddelde concentraties gebruik is gemaakt¹⁵. Zoals verwacht zijn de totaal concentraties hoger dan de teruggerekende, opgeloste concentraties. Voor fluorantheen is het verschil gemiddeld genomen een factor 2,5. Of in andere woorden: in bijna de helft van de gevallen (48%) overschrijdt de totaal concentratie de norm voor oppervlaktewater, terwijl de teruggerekende, opgeloste concentratie deze norm niet overschrijdt. Voor benzo(a)pyreen is dit verschil nog veel groter (factor 30). Dit resulteert voor 81% van de gevallen in een situatie, waarbij de totaal concentratie wel en de teruggerekende, opgeloste concentratie de norm voor oppervlaktewater niet overschrijdt. Dit verschil tussen fluorantheen en benzo(a)pyreen is eenvoudig te verklaren vanuit de fysisch-chemische eigenschappen van beide stoffen. Zo is de zwaardere, 5-rings benzo(a)pyreen slechter oplosbaar in water en bindt deze sterker aan organisch materiaal dan de lichtere fluorantheen.

Ten slotte is nogmaals gekeken naar de relaties tussen de teruggerekende, opgeloste concentraties en de gehalten in biota. In tegenstelling tot de twee hierboven beschreven situaties met totaal concentraties valt op dat bij teruggerekende, opgeloste concentraties een overschrijding van de oppervlaktewaternorm altijd gepaard gaat met een simultaan optredende overschrijding van de biotanorm (overigens is het aantal situaties hiervan beperkt). Dit is in overeenstemming met bovenstaande hypothese dat de teruggerekende, opgeloste concentraties een betere voorspelling geven voor overschrijdingen van de biotanorm dan de totaal concentraties. Tegelijkertijd valt echter ook op dat er nu juist situaties zijn waar het de andere kant om verkeerd gaat: er treden overschrijdingen op van de biotanorm terwijl de teruggerekende, opgeloste concentratie wel aan de norm voor oppervlaktewater voldoen. Ook in dit geval is deze mismatch voor benzo(a)pyreen groter (41% van de gevallen) dan voor fluorantheen (15% van de gevallen).

¹⁵ Voor sommige locaties met passieve samplers kon geen passende locatie voor de routinematige monitoring van oppervlaktewater worden gevonden. Dit betreft het Wolderwijd en de Getijdemaas.



Figuur 3. Relaties tussen de monitoringsresultaten in oppervlaktewater (totaal concentraties; ng/l), passieve samplers (telkens teruggerekend naar opgeloste concentraties in water; ng/l) en schelpdieren ($\mu\text{g}/\text{kg}$ vers en op 1% vet gestandaardiseerd voor fluorantheen (bovenste figuren) en benzo(a)pyreen (onderste figuren)). De linker figuren geven de relaties tussen de gemeten totaal concentraties (jaargemiddeld) en de gestandaardiseerde gehalten in biota. De middelste figuren geven de relaties tussen de gemeten totaal concentraties (jaargemiddeld) en de berekende opgeloste concentraties en de rechter figuren geven de relaties tussen de berekende opgeloste concentraties en de gestandaardiseerde gehalten in biota. De rode lijnen geven telkens de geldende normwaarden. Verder is een onderscheid gemaakt tussen de zoetwater quaggamossel en de zoutwater blauwe mossel. In het Hollandsch Diep is de monitoring jaarlijks uitgevoerd en ook deze zijn apart geïllustreerd. De regressielijn is op alle beschikbare monsters gebaseerd.

Noot. Voor beide stoffen zijn hiermee alle drie onderlinge relaties (totaal versus opgelost, totaal versus biota en opgelost versus biota) geïllustreerd en zijn de overeenkomsten en verschillen tussen deze relaties in beeld gebracht. Dit maakt dat de informatiedichtheid van dit figuur groot is. Daarom wordt naar de tekst verwezen voor nadere toelichting.

Voor dit verschil zijn meerdere mogelijke verklaringen aan te dragen.

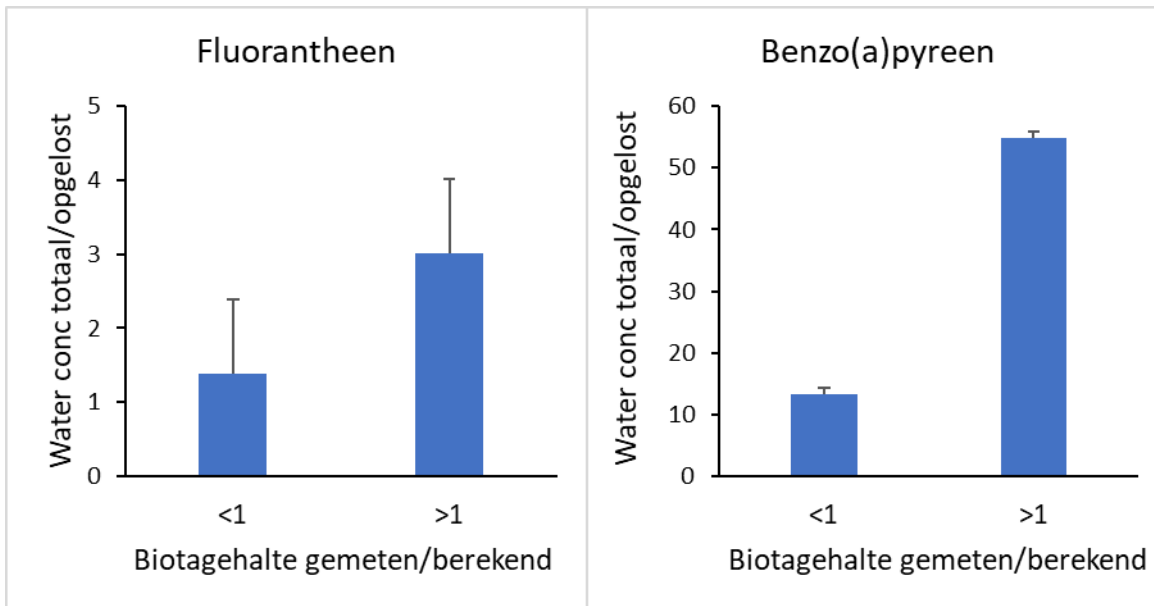
1. De in de Europese normstelling gehanteerde BCF-waarde is wellicht minder passend voor de specifieke situatie in Nederland. Als de biobeschikbaarheid in het Nederlandse oppervlaktewater om de een of andere reden consistent hoger is dan waar men bij de normstelling vanuit is gegaan, dan zijn de gehalten in biota logischerwijs hoger dan wat er theoretisch wordt voorspeld.
2. De analyses van gehalten in biota zijn variabel. Momenteel is er in Nederland nog weinig inzicht in eventuele verschillen tussen schelpdiersoorten onderling, tussen grote en kleine exemplaren en in variatie tussen de seizoenen. Als het echter om 'echte' (random) variatie gaat is het onlogisch om te veronderstellen dat dit tot een consistent verschil leidt, temeer daar de in het huidige onderzoek gebruikte organismen altijd van dezelfde soort, herkomst en grootte waren. Het foeragegedrag van schelpdieren vormt wellicht wel een mogelijke verklaring. Doordat schelpdieren constant bezig zijn om hun voedsel (algen) uit het water te filteren, zullen zij hierbij ook zwevend stof invangen. Dit zwevend stof zal deels uit dood organisch materiaal bestaan en kan (afhankelijk van de stroomsnelheid) ook minerale delen als zandpartikels omvatten. Deze voor schelpdieren oneetbare delen worden als pseudofaeces uitgescheiden, maar een deel hiervan zal ook in het darmstelsel terecht komen. Aan zwevend stof gebonden PAK's kunnen daarmee wel in de schelp aanwezig zijn (en tellen dan mee bij de chemische analyse), maar tegelijkertijd niet in het eigenlijke weefsel van het schelpdier zijn opgenomen. Dit laatste is vanuit risicoperspectief het meest relevante deel, aangezien in de commerciële schelpdierhandel de dieren ook eerst worden verwaterd alvorens ze aan klanten voor consumptie worden verkocht.
3. Er is een mismatch tussen de aannames, waarmee de normen zijn afgeleid en de huidige KRW-praktijk van toetsing. Zoals hierboven is toegelicht is de biotanorm de primair opgestelde norm, waarbij de volgende stappen in de normstelling voor de JG-MKN zijn gericht op de vraag op welke manier (aard van de metingen en bijbehorende grenswaarden) monitoring in oppervlaktewater een zo betrouwbaar mogelijk oordeel geeft over de vraag of er in

een waterlichaam aan de biotanorm zal worden voldaan. Het eerste (grote) aandachtspunt is het hierboven bediscussieerde verschil tussen de teruggerekende, opgeloste concentraties en de totaal concentraties: Voor benzo(a)pyreen is er in 81% van de gevallen een mismatch tussen het oordeel over de totaal concentraties en de teruggerekende, opgeloste concentraties. Er zijn echter ook twee andere aandachtspunten:

- In de EU-factsheet, waarin de normstelling voor benzo(a)pyreen is samengevat, zijn er voor drie groepen van organismen biotanormen voorgesteld, namelijk vis (2 µg/kg vers), schelpdieren (10 µg/kg vers) en 'kreeftachtigen en inktvissen' (5 µg/kg vers). Vanwege de al aangegeven problemen met de afbraak van PAK's in gewervelden is de normstelling vooral gericht op de andere twee groepen. Hierbij is beschreven dat niet alleen de biotanorm maar ook de BCF-waarde tussen deze groepen van organismen verschilt, namelijk 57981 en 11138 voor schelpdieren en kreeftachtigen respectievelijk. Dit levert bij omrekening naar waterconcentraties een waarde van $1,7 \cdot 10^{-4}$ voor schelpdieren en $4,5 \cdot 10^{-4}$ µg/l voor kreeftachtigen. De in de formele normstelling vastgelegde JG-MKN van $1,7 \cdot 10^{-4}$ µg/l is dus gebaseerd op schelpdieren, terwijl de formele biotanorm van 5 µg/kg vers op kreeftachtigen is gebaseerd. De gevolgen zijn in Figuur 4 direct zichtbaar: in 41% van de gevallen wordt de huidige biotanorm van 5 µg/kg vers overschreden, terwijl de teruggerekende, opgeloste concentratie onder de JG-MKN van $1,7 \cdot 10^{-4}$ µg/l ligt. In 73% van deze gevallen ligt het gehalte in schelpdieren echter onder de (eigenlijk voor schelpdieren geldende biotanorm van) 10 µg/kg vers en wordt dus aan de vastgestelde norm voor schelpdieren voldaan. Vanuit de inhoud gedacht zouden deze waterlichamen daarmee als 'voldoet' beoordeeld kunnen worden.
- Daarnaast is men bij de normstelling uitgegaan van een organisme met een vetgehalte van 5%¹⁶, terwijl dat voor de meeste schelpdieren veel lager ligt, namelijk rond de 1%. Een lager vetgehalte leidt tot een lagere bioconcentratiefactor (BCF-waarde) en bij eenzelfde maximale waarde in een organisme had een lagere BCF-waarde tot een hogere norm voor oppervlaktewater geleid.

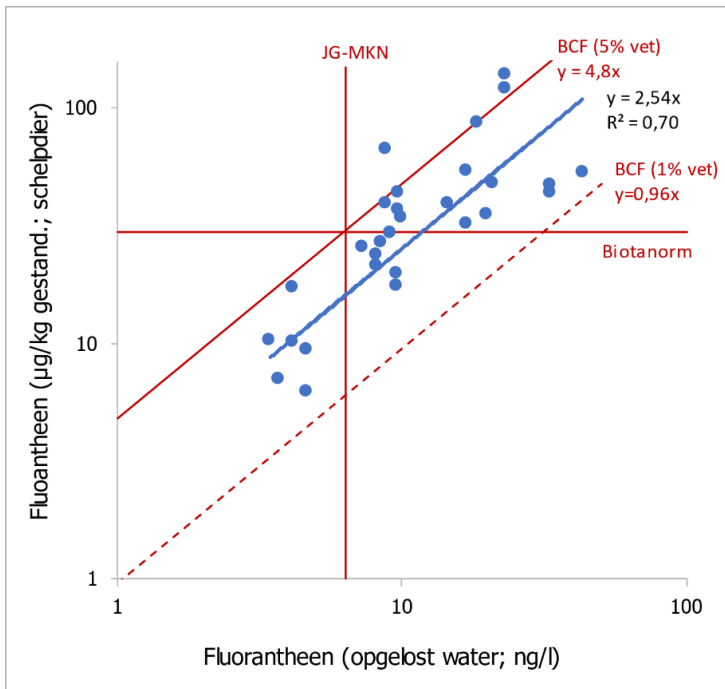
Dit laatste aspect over de normstelling heeft geen gevolgen voor de rekenkundige relaties tussen de verschillende parameters, maar uitsluitend voor het oordeel dat aan een bepaalde waarde wordt gegeven. Het eerstgenoemde aspect (afwijkende BCF-waarden) kan niet worden uitgesloten. Een beoordeling van dit aspect zal echter aan betrouwbaarheid winnen, naarmate de variatie door andere factoren kleiner wordt. Daarom is allereerst naar het tweede aspect gekeken (invloed van darminhoud en pseudofaeces). Het beschreven proces zou in de schelpdiermonsters tot een hogere asrest moeten leiden. In de praktijk blijkt deze asrest inderdaad te variëren (voor quaggamosselen tussen 0,2 en 1%), maar met deze asrest kan geen onderscheid worden gemaakt in het PAK-gehalte dat aan deze asrest is gebonden. Daarom is gekeken naar het verschil in de PAK-concentraties tussen de totaal concentraties en de teruggerekende, opgeloste concentraties (Figuur 4). Dit figuur laat zien dat, als het gemeten PAK-gehalte in biota hoger is dan wat men vanuit de BCF-waarde (5% vet) voorspelt, het verschil tussen de totaal concentratie en teruggerekende, opgeloste concentratie in oppervlaktewater ook groter is. Of in andere woorden: Als het verschil tussen de totaal concentraties en de teruggerekende, opgeloste concentraties groot is, is een relatief groot deel van de PAK's gebonden aan het zwevend stof in oppervlaktewater. Aangezien dit zwevend stof door schelpdieren uit het water wordt gefilterd leidt dit tot een hoger gehalte in biota als er bij de analyses geen aandacht is voor pseudofaeces en darminhoud.

¹⁶ De verschillende rapporten hanteren verschillende percentages. Dit heeft deels te maken met het jaartal waarin ze zijn vervaardigd. In de normstelling (RIVM, 2011a,b; Europees EQS dossier 2011; Bleeker & Verbruggen, 2009) is uitgegaan van een vetpercentage van 5%. Voor de KRW-toetsing is in EU (2014) echter aangegeven dat gehalten in schelpdieren worden genormaliseerd op basis van een vetgehalte van 1%.



Figuur 4. Relatie tussen de gehalten in de zoetwater quaggamosselen (weergegeven als ratio van het gemeten versus het via een BCF voor 5% vet voorspelde gehalte) en de concentraties in oppervlaktewater (weergegeven als de ratio tussen de totaal concentratie en de teruggerekende, opgeloste concentratie)

Ook in een onderzoek naar de emissies van fluorantheen uit gecreosoteerde oeverbeschoeiing (Ecofide, 2022) is gekeken naar de verschillen tussen totaal concentraties, opgeloste concentraties en gehalten in schelpdieren. Uit de resultaten bleek dat het verschil tussen de totaal en opgeloste concentraties slechts 20% bedroeg. Zo'n relatief klein verschil is te verwachten vanuit de fysisch-chemische eigenschappen van fluorantheen, als relatief kleine PAK. De belangrijkste reden is echter dat het merendeel van het fluorantheen in oppervlaktewater afkomstig was uit een nog doorgaande uitloging van gecreosoteerde oeverbeschoeiing, waarmee het om opgeloste concentraties gaat. Naast dit onderzoek aan totaal en opgeloste concentraties zijn in totaal ook 30 schelpdiermonsters geanalyseerd. Dit betrof deels de schildermossel en deels de vijvermossel, die ter plekke zijn verzameld. De relatie tussen de opgeloste concentratie en de gehalten in biota zijn opgenomen in Figuur 5. In deze situatie, waarbij fluorantheen grotendeels in opgeloste vorm aanwezig is, komt de vastgestelde relatie tussen de opgeloste concentraties en de gehalten in biota veel beter overeen met de vanuit de normstelling veronderstelde BCF. Zo is de regressiecoëfficiënt afgenomen van 7,5 (huidig onderzoek; Figuur 5) naar 2,5 en ligt deze regressiecoëfficiënt tussen de veronderstelde relatie met een BCF van 1 resp. 5% vet. De hierboven beschreven mismatch (normoverschrijdingen in biota terwijl de teruggerekende, opgeloste concentraties kleiner zijn dan 6,3 ng/l) komt nu niet meer voor.



Figuur 5. Relatie tussen de opgeloste fluorantheen concentraties en de bijbehorende gehalten in biota (gestandaardiseerd naar 1% vet). Gegevens afkomstig uit een onderzoek naar de gevolgen van gecreosoteerde oeverbeschoeiing (Ecofide, 2022). De rode lijnen geven de JG-MKN en biotanorm alsmede de verwachte relatie op basis van de BCF uit de Europese normstelling (4800 bij 5% vet) en de daarvan afgeleide, 5* lagere BCF voor schelpdieren van 1% vet.

Samenvattend wordt voor fluorantheen en benzo(a)pyreen geconcludeerd dat alle drie parameters (totaal concentraties, teruggerekende, opgeloste concentraties en biotagehalten) positief aan elkaar zijn gecorreleerd. Tegelijkertijd blijkt dat het gebruik van teruggerekende, opgeloste concentraties in plaats van totaal concentraties niet tot een betekenisvolle verbetering van de rekenkundige relaties met de biotagehalten leidt, terwijl dit vanuit de wetenschappelijke achtergrond wel werd verwacht. Daarbij zijn er geen redenen om te veronderstellen dat de (wetenschappelijk onderbouwde) stelling, dat de bioaccumulatie van PAK's vooral door de opgeloste concentraties wordt gestuurd, in Nederland niet zou opgaan. Dat betekent logischerwijs dat er andere bronnen van variatie zijn, waardoor de aangetroffen relaties tussen oppervlaktewater en biota minder eenduidig zijn. Dit komt hoogstwaarschijnlijk (deels) doordat PAK's in pseudofaeces en darminhoud analytisch worden meegenomen, maar in feite niet door de organismen zijn opgenomen.

Dit leidt tot de conclusie dat de risico's van PAK-verontreinigingen in het oppervlaktewater momenteel het best beoordeeld kunnen worden op basis van de (via passieve samplers teruggerekende) opgeloste concentraties, aangezien zowel de totaal concentraties van PAK's in oppervlaktewater als de gehalten in biota tot een (soms zeer aanzienlijke) overschatting leiden, waarbij in beide gevallen de aan zwevend stof gebonden fractie een belangrijke achterliggende oorzaak is (of lijkt). Verder kan de betrouwbaarheid van de risicobeoordeling vergroot worden door gebruik te maken van grenswaarden op basis van opgeloste concentraties en de meest recente EU-richtlijnen voor normstelling.

Dit lijkt in contradictie met de huidige KRW-beoordelingsmethodiek. Als men iets breder naar beoordelingsmethodieken in het algemeen kijkt, hoeft dit echter geen probleem te vormen. Zeker bij complexe en variabele situaties kiezen beoordelingsmethodieken er gewoonlijk voor om in de eerste stap aan de veilige kant te blijven. Als men aan de dan geldende grenswaarden voldoet, weet men met voldoende zekerheid dat er geen probleem is. Vice versa betekent dit logischerwijs (vanwege de altijd aanwezige variatie) ook dat een overschrijding van die grenswaarde niet automatisch betekent dat er risico's optreden. Louter dat men er in meer detail naar moet kijken. Zo'n nadere beoordeling kan worden meegenomen in de besluitvorming over de te nemen maatregelen.

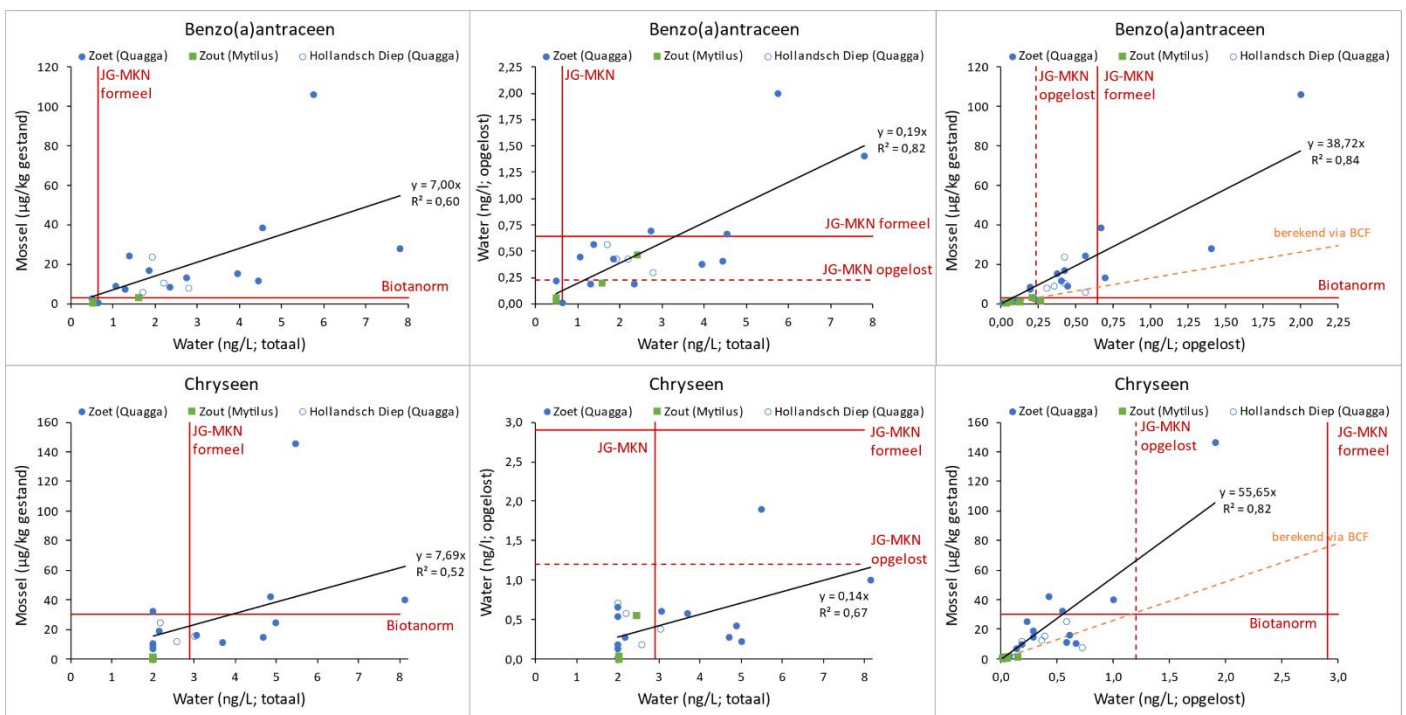
Specifieke verontreinigende PAK's

Er zijn twee specifieke verontreinigende PAK's met een biotanorm namelijk benzo(a)antracene en chryseen. Voor beide stoffen zijn dezelfde overzichten opgesteld (Figuur 6). De interpretatie van de resultaten verschilt echter, aangezien de JG-MKN's voor benzo(a)antracene en chryseen niet voor de opgeloste maar voor de totaal

concentraties in oppervlaktewater zijn vastgesteld (en meer specifiek voor situaties met 30 mg/l zwevend stof). In de achterliggende normstelling (RIVM, 2011a,b) zijn ook de normwaarden voor de opgeloste concentraties opgenomen. Gelet op het hierboven beschreven belang van het onderscheid tussen totaal en opgeloste concentraties, zijn deze normwaarden ook in Figuur 6 weergegeven. Verder is het voor de interpretatie van belang dat de norm weliswaar voor totaal water is opgesteld, maar dat er bij de toetsing niet op de hoeveelheid zwevend stof wordt gestandaardiseerd. Aangezien het zwevend stof gehalte van de nu onderzochte waterlichamen veelal tussen de 5 en 19 mg/l varieert (25 en 75 percentiel; mediaan 11 mg/l), betekent dit dat de overschrijding van de JG-MKN wordt onderschat (standaardisatie op een hoger zwevend stof gehalte betekent dat de gemeten waarde na standaardisatie hoger wordt).

Zeker als men met dit effect van standaardisatie rekening houdt geven de totaal concentraties aan dat voor zowel benzo(a)antracene als chryseen in vrijwel alle gevallen sprake is van een normoverschrijding. Voor benzo(a)antracene gaat dit vrijwel overal ook gepaard met een overschrijding van de biotanorm (3 µg/kg vers), terwijl er bij chryseen juist nauwelijks sprake van normoverschrijdingen is (30 µg/kg vers). Dit verschil blijkt gekoppeld aan de teruggerekende, opgeloste concentraties. Voor benzo(a)antracene zijn namelijk niet alleen de totaal concentraties maar ook de meeste teruggerekende, opgeloste concentraties groter dan de norm (0,23 ng/l voor opgeloste concentraties) en zijn overschrijdingen van de biotanorm daarmee te verwachten. Voor chryseen zijn de meeste teruggerekende, opgeloste concentraties echter kleiner dan de norm voor opgeloste concentraties (1,2 ng/l) en is het daarmee niet onlogisch dat er nauwelijks overschrijdingen van de biotanormen zijn vastgesteld. In vergelijking met de totaal concentraties laten de teruggerekende, opgeloste concentraties rekenkundig dan ook een betere relatie met de biotagehalten zien (in beide gevallen neemt de R^2 duidelijk toe). De term 'rekenkundig' is hieraan toegevoegd, omdat in absolute zin de biotagehalten (overeenkomstig met benzo(a)pyreen en fluorantheen) duidelijk hoger zijn dan verwacht op basis van de in de normstelling gehanteerde BCF.

De benzo(a)antracene en chryseen metingen leiden daarmee tot een vergelijkbare conclusie als die voor fluorantheen en benzo(a)pyreen: het gebruik van de teruggerekende, opgeloste concentraties levert in ieder geval een betrouwbaarder oordeel over het optreden van risico's dan de totaal concentraties en hetzelfde geldt momenteel ook ten opzichte van de gehalten in biota. Dit laatste kan veranderen als de (veronderstelde) invloed van (pseudo)faeces beter in beeld is. Naar verwachting zal dan het aantal normoverschrijdingen in biota afnemen en zal de relatie tussen teruggerekende, opgeloste concentraties en biota beter worden en meer overeenkomen met de verwachting op basis van de bioconcentratiefactoren, zoals in de normstelling gehanteerd.



Figuur 6. Relaties tussen de monitoringsresultaten in oppervlaktewater (totaal concentraties; ng/l), passieve samplers (telkens teruggerekend naar opgeloste concentraties in water; ng/l) en schelpdieren (µg/kg vers en op 1% vet gestandaardiseerd voor benzo(a)antracene (bovenste figuren) en chryseen (onderste figuren)). De linker figuren geven de relaties tussen de gemeten totaal concentraties (jaargemiddeld) en de gestandaardiseerde gehalten in biota. De middelste figuren geven de relaties tussen de

gemeten totaal concentraties (jaargemiddeld) en de berekende opgeloste concentraties en de rechter figuren geven de relaties tussen de berekende opgeloste concentraties en de gestandaardiseerde gehalten in biota. De rode lijnen geven telkens de geldende normwaarden. Verder is een onderscheid gemaakt tussen de zoetwater quaggamossel en de zoutwater blauwe mossel. In het Hollandsch Diep is de monitoring jaarlijks uitgevoerd en ook deze zijn apart geïllustreerd. De regressielijn is op alle beschikbare monsters gebaseerd. Zie tekst voor toelichting.

Conclusies en aandachtspunten PAK's

- * Voor alle vier PAK's is er een sterke correlatie (R^2 0,74 – 0,84) tussen de teruggerekende, opgeloste concentraties in water en de door schelpdieren geaccumuleerde hoeveelheid (gestandaardiseerd naar 1% vet).
- * De resterende variatie wordt in ieder geval deels veroorzaakt door de hierboven al genoemde variatie in rapportagegrenzen, maar daarnaast ook doordat:
 - de gebruikte evenwichtsconstanten afhangen van de temperatuur en het zoutgehalte. De beschikbare kennis is echter nog ontoereikend om hiervoor te corrigeren.
 - de vastgestelde gehalten in schelpdieren niet alleen bestaan uit de daadwerkelijk opgenomen hoeveelheid, maar ook door de in (pseudo)faeces aanwezige maar niet opgenomen hoeveelheid. Dit aspect behoeft nadere verificatie aangezien dit mogelijk ook betekent dat de toestandsbeoordeling op basis van biotamonitoring tot onterechte overschrijdingen kan leiden.
- * Dit leidt tot de conclusie dat de risico's van PAK-verontreinigingen in oppervlaktewater momenteel het best beoordeeld kunnen worden op basis van de (via passieve samplers vastgestelde) opgeloste concentraties, aangezien zowel de totaal concentraties van PAK's in oppervlaktewater als de gehalten in biota tot een (soms zeer aanzienlijke) overschatting leiden, waarbij in beide gevallen de aan zwevend stof gebonden fractie een belangrijke achterliggende oorzaak is (of lijkt). Verder kan de betrouwbaarheid van de risicobeoordeling vergroot worden door gebruik te maken van grenswaarden op basis van opgeloste concentraties en de meest recente EU-richtlijnen voor normstelling (vetpercentage van 1%).
- * Dit lijkt in contradictie met de huidige KRW-beoordelingsmethodiek. Als men iets breder naar beoordelingsmethodieken in het algemeen kijkt, hoeft dit echter geen probleem te vormen. Zeker bij complexe en variabele situaties kiezen beoordelingsmethodieken er gewoonlijk voor om in de eerste stap aan de veilige kant te blijven. Als men aan de dan geldende grenswaarden voldoet, weet men met voldoende zekerheid dat er geen probleem is. Vice versa betekent dit logischerwijs (vanwege de altijd aanwezige variatie) ook dat een overschrijding van die grenswaarde niet automatisch betekent dat er risico's optreden. Louter dat men er in meer detail naar moet kijken. Zo'n nadere beoordeling kan worden meegenomen in de besluitvorming over de te nemen maatregelen.

2.5 Voormalige bestrijdingsmiddelen (HCB, HCBd, sHpCl1, dicofol)

Net zoals voor de PAK's zijn ook de teruggerekende, opgeloste concentraties van hexachloorbenzeen (HCB), hexachloorbutadien (HCBd), cis-heptachloorepoxide (sHpCl1) en dicofol bepaald vanuit de extracten van siliconenrubbers. Voor de gehalten in biota wordt gekeken naar blankvoorn en bot.

Noot. In bovenstaande paragraaf 2.4 zijn verschillende monsters aangeduid aan de hand van hun locatiennaam, zoals opgenomen in Tabel 1, aangezien zowel de schelpdieren als passieve samplers van deze locatie afkomstig zijn. Voor de biotamonitoring met vis is dit niet het geval, aangezien er mengmonsters uit het gehele waterlichaam zijn onderzocht. Om te voorkomen dat de naamgeving tot verwarring leidt (voor passieve samplers de locatiennaam en voor vis de naam van het waterlichaam) zijn in onderstaande paragrafen de locatiennamen voor beide gehanteerd.

A) Rekenkundige relatie tussen teruggerekende, opgeloste concentraties en gestandaardiseerde gehalten in biota

Voor hexachloorbenzeen, hexachloorbutadien, cis-heptachloorepoxide zijn de rekenkundige relaties tussen de teruggerekende, opgeloste concentraties en de (naar 5% vet gestandaardiseerde) gehalten in vis samengevat in Figuur 6. Voor dicofol is deze vergelijking niet opgenomen vanwege het lage aantal meetbare resultaten (14% voor passieve samplers; 3% voor biota; Tabel 3).

Voor hexachloorbenzeen, hexachloorbutadien en cis-heptachloorepoxide blijken de relaties in het algemeen minder eenduidig te zijn dan de eerder gepresenteerde relaties voor PAK's (Figuur .7). Dit wordt onder andere geïllustreerd

door de duidelijk lagere R^2 -waarden van hexachloorbenzeen ($R^2=0,37$) en cis-heptachloorepoxide ($R^2=0,24$). Daarnaast wordt de weergegeven relatie van hexachloorbutadien ($R^2=0,83$) sterk gestuurd door één monster met een relatief hoge waarde in blankvoorn (2,6 $\mu\text{g/kg}$ vers gestand, terwijl alle andere HCBd gehalten <1 $\mu\text{g/kg}$ vers zijn). Zonder deze ene waarde daalt de R^2 naar 0,34.

Verder is er bij alle drie stoffen sprake van enkele opvallend afwijkende monsters. Voor hexachloorbenzeen betreft dit het Noordzeekanaal met een monsternamen in 2018 en 2021. De HCB-gehalten in vis zijn behoorlijk constant en variëren tussen de 0,8 en 0,96 $\mu\text{g/kg}$ vers (gestand. op 5% vet) op basis van twee monsters van bot (2018, 2021) en één van blankvoorn (2018). De absolute gehalten in siliconenrubbers verschillen iets meer en bedroegen 8,8 ng in 2018 en 2,6 ng in 2021. De naar water teruggerekende opgeloste concentraties verschillen echter een factor 30 (0,00019 ng/l in 2018; 0,0054 ng/l in 2021). Daarbij valt op dat in 2018 het absolute gehalte op de siliconenrubber groter is dan in 2021, terwijl dit voor de teruggerekende, opgeloste concentraties andersom is. Rekenkundig kan dit allemaal kloppen, aangezien het door de siliconenrubbers geëxtraheerde watervolume (sterk) tussen de jaren kan verschillen. Inhoudelijk gezien lijkt het echter zeer onwaarschijnlijk, dat de opgeloste concentraties van een stof als HCB in drie jaar een factor 30 is toegenomen. Dit geldt nog sterker als de blankvoorns juist min of meer dezelfde gehalten laten zien. Tegelijkertijd blijken de teruggerekende, opgeloste concentraties op ordegrrootte overeen te komen met eerder gerapporteerde waarden, zoals voor Lobith, Eefde en Malzwin (Deltares, 2011).

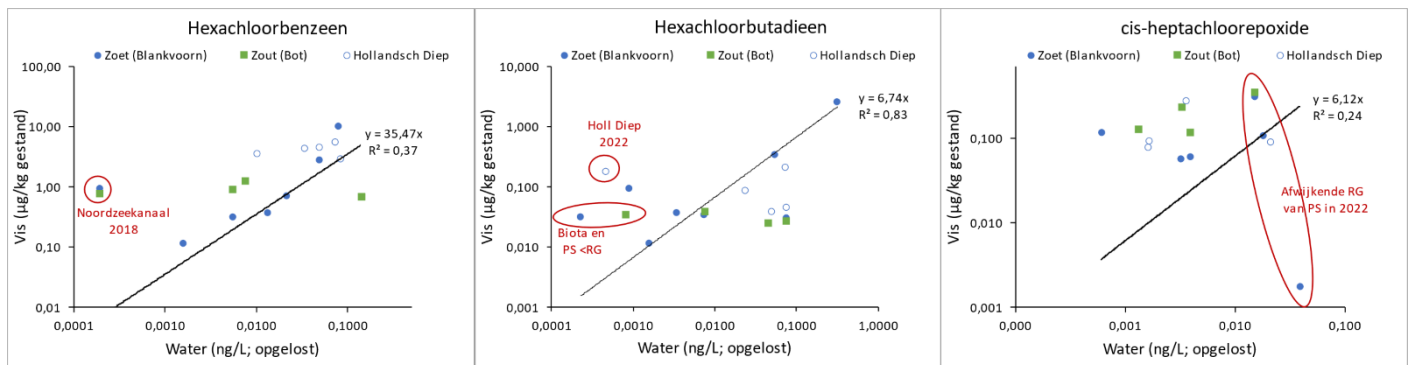
Voor hexachloorbutadien zijn er twee monsters, waarbij zowel het gehalte in vis als in siliconenrubber onder de rapportagegrens lag (Volkerak, 2019; Noordzeekanaal, 2021). De variabele analyses voor het Hollandsch Diep vormen echter een grotere bron van zorg, aangezien er nog geen eensluitende verklaring voor is. De meetwaarden zijn:

Jaar	Siliconenrubber extract (ng)	Teruggerekende, opgeloste conc (ng/l)	Blankvoorn ($\mu\text{g/kg}$ gestand.)
2018	38	0,074	0,22
2019	24	0,024	0,09
2020	34	0,050	$<0,04$
2021	58	0,075	$<0,05$
2022	$<0,35$	$<0,00047$	0,19

Hierbij valt vooral op dat het absolute gehalte in de extracten van de siliconenrubbers in 2022 een factor 100 lager is dan in de vier eerdere jaren, terwijl de gehalten in blankvoorn dat verschil niet laten zien.

Ook voor cis-heptachloorepoxide valt op dat de metingen van de siliconenrubbers sterk tussen de jaren variëren. Dit blijkt vooral uit de rapportagegrenzen in de verschillende jaren. In 2018 lagen deze tussen de 1,3 en 1,4 ng (absoluut). In 2019 zijn alle analyses als ongeldig beoordeeld (waarde 9999). In 2020 en 2021 waren de rapportagegrenzen 3,2-3,3 ng en 1,4 ng respectievelijk, maar vooral 2022 valt op met rapportagegrenzen van 20-21 ng. Deze variatie treedt niet op bij de analyses in biota, waar (op één na) alle analyses boven de rapportagegrens lagen.

Deze drie voorbeelden laten zien, dat de meetresultaten van de siliconenrubbers een veel grotere (en thans nog onverklaarde) variatie laten zien ten opzichte van de gehalten in vis. Het lijkt onwaarschijnlijk dat het hier om 'echte' meetvariatie gaat. Eerder lijkt het dat er in het gehele proces van veldwerk, monsternamen en analyse nog enkele zaken verder gestandaardiseerd moeten worden. Overigens is dit niet vreemd en zijn er over de jaren ook voor gehalten in biota verbeterlagen doorgevoerd. Zo is de hoeveelheid in te wegen (en te extraheren) visweefsel momenteel direct afgestemd op de te behalen rapportagegrens om toetsing aan de biotanormen mogelijk te maken. Dit kan ook voor passieve samplers worden nagegaan. Bij het maken van keuzes over het toekomstig gebruik van passieve samplers is het dan ook belangrijk dat de oorzaken van deze verschillen worden achterhaald.



Figuur .7 Relaties tussen de teruggerekende, opgeloste concentraties op de x-as en de biotagehalten (gestandaardiseerd op 5% vet) op de y-as voor hexachloorbenzeen, hexachloorbutadieen en cis-heptachloorepoxide.

B) Oordeelkundige relaties tussen de biotagehalten, de totaal concentraties en de teruggerekende, opgeloste concentraties

Voor dicofol en de som van heptachloor & cis-heptachloorepoxide zijn in de Europese normstelling zowel een biotanorm als een JG-MKN vastgesteld. Voor dicofol bedragen deze waarden 33 µg/kg vers en 1,3 ng/l respectievelijk. Voor de som van heptachloor & cis-heptachloorepoxide bedraagt de JG-MKN $2 \cdot 10^{-4}$ ng/l, die is afgeleid van een biotanorm van $6,7 \cdot 10^{-3}$ µg/kg vers. Voor hexachloorbenzeen en hexachloorbutadieen zijn er binnen de EU wel biotanormen vastgesteld (10 en 55 µg/kg vers respectievelijk), maar zijn geen JG-MKN waarden afgeleid. Om toch ook concentraties in oppervlaktewater te kunnen toetsen heeft het RIVM vanuit deze biotanormen de bijpassende JG-MKN waarden afgeleid¹⁷. Voor hexachloorbenzeen bedragen deze 0,026 en 0,027 ng/l voor teruggerekende, opgeloste concentraties respectievelijk totaal concentraties. Voor hexachloorbutadieen zijn de waarden 0,55 en 0,57 ng/l respectievelijk.

Hexachloorbenzeen

In Tabel 3 zijn de meetresultaten van de passieve samplers en biotamonsters met deze normwaarden vergeleken. Bij de analyses in vis is er maar in één geval (Lobith, 2021) sprake van een (nipte) normoverschrijding. In vergelijking daarmee geven de teruggerekende, opgeloste concentraties een naar verhouding groot aantal overschrijdingen te zien. De maximale overschrijding (Steenbergen, 2022) bedraagt echter slechts een factor 5. Er wordt van 'slechts' gesproken, aangezien er in de normstellingsmemo van het RIVM uit 2013 wordt geconstateerd dat "De nieuwe gegevens laten zien dat er een grote variatie is in bioaccumulatie tussen vissensoorten. De verschillen zijn moeilijk te verklaren op basis van bijvoorbeeld leeftijd van de vissen of hun voedselkeuze. Dit maakt een eenduidige vertaling naar een waternorm lastig en veroorzaakt onzekerheid rond de uiteindelijke waarde. Een biotanorm is minder onzeker, tenminste als het gaat om de normwaarde zelf. In het toetsingstraject zal echter de in het veld aangetroffen variatie tussen vissen evengoed voor grote onzekerheid zorgen. Het is immers niet duidelijk of de gevangen vis een goede afspiegeling is van de hele populatie. Daarvoor is een uitgebreide monsterring nodig." Dit komt overeen met de (t.o.v. PAK's) wat grotere variatie rondom de regressielijn (Figuur 8). Desondanks zijn beide parameters wel positief aan elkaar gecorreleerd. Zo is voor de locaties met een normoverschrijding voor de opgeloste concentraties (oranje in Tabel 4) het gemiddelde gehalte in vis (4,1 µg/kg vers) een factor vier groter dan het gehalte in vis voor de locaties waar de teruggerekende, opgeloste concentraties wel aan de norm voldoen (1,0 µg/kg vers). Zoals hierboven aangegeven kan de relatie tussen teruggerekende, opgeloste concentraties en gehalten in biota wellicht nog verbeteren als er in het traject tussen veldwerk, monsternamen en analyses bronnen van variatie verkleind kunnen worden. Tegelijkertijd zal, gelet op de opmerkingen vanuit het RIVM, de variatie in de biotagehalten groot blijven. Een uitgebreider onderzoek naar de variatie in visgehalten binnen een waterlichaam zal daar meer inzicht in geven, zeker als dan ook de passieve samplers gelijktijdig op de verschillende vanglocaties worden ingezet.

Overschrijdingen van de biotanorm zijn tot nu toe (vrijwel) niet aangetroffen (Lobith, 2021 is de enige; Dogruer *et al.*, 2023; STOWA, 2021). Daarmee zouden de vanuit passieve sampler berekende opgeloste concentraties als volgt geïnterpreteerd kunnen worden: zolang de teruggerekende, opgeloste concentraties kleiner zijn dan 0,14 ng/l, kan men er met behoorlijke zekerheid vanuit gaan dat de biotanormen niet (in ruime) mate overschreden worden.

¹⁷ Memo van mevr. Smit, 19-3-2013 aan de werkgroep normstelling water en lucht.

Er is echter ook een tegenargument in te brengen, namelijk het trofisch niveau. Voor de normtoetsing wordt ervan uitgegaan dat de beoogde monitoring wordt uitgevoerd in soorten met een trofisch niveau van 4. In de bestudeerde excel-bestanden zijn helaas slechts enkele isotopen ratio's voor bot en blankvoorns opgenomen en niet de vergelijkbare waarden voor schelpdieren. Hierdoor kan het trofisch niveau niet worden vastgesteld. Ook in het bijbehorende rapport (Dogruer *et al.*, 2023) wordt geen melding van het trofische niveau gemaakt. Uit vergelijkbaar onderzoek in regionale wateren (STOWA, 2021) blijkt dat het trofisch niveau van blankvoorns met een lengte tussen de 10 en 15 cm gemiddeld 2,7 bedraagt. In Ecofide (2015) is een rekenvoorbeeld opgenomen van de mogelijke consequenties. Hierin is beschreven dat het RIVM voor de zogenaamde Trophic Magnification Factor (TMF) een waarde van 2,47 hanteert. Het gestandaardiseerde gehalte van 5,83 µg/kg vers (Bovensluis, 2021) zou bij de correctie voor het trofisch niveau (veronderstelt dat deze 2,7 bedroeg) veranderen in: $5,83 * 2,47^{(4-2,7)} = 18,9$ µg/kg vers, waarmee er sprake van een normoverschrijding is. Aangezien er binnen Europa nog geen geüniformeerde en geacordeerde lijst met TMF-waarden bestaat, wordt deze correctie op het trofisch niveau, alhoewel wel verplicht, nog niet uitgevoerd. Het is daarmee niet uit te sluiten dat in meerdere van de blankvoorn monsters, na zo'n correctie, toch sprake van normoverschrijdingen is, waarmee het verschil in oordeel over de toestand tussen de (opgelost en totaal) concentraties in water en de gehalten in biota kleiner wordt.

Voor de totaal concentraties is het onderscheidend vermogen klein. In 59% is het oordeel 'niet toetsbaar' en in de negen gevallen dat er meetbare concentraties zijn vastgesteld ligt het gemiddelde meestal niet meer dan een factor 2 boven de rapportagegrens. Desondanks is er wel sprake van een relatie met de gehalten, zoals via de passieve samplers bepaald. Van de 11 gepaarde monsters, waar de teruggerekende, opgeloste concentratie kleiner is dan de normwaarde, is er in slechts twee gevallen (18%) sprake van een meetbare waarde in de totaal concentraties. Van de 11 gepaarde monsters, waar de norm voor opgeloste concentratie wel wordt overschreden, was er in zeven gevallen (64%) ook sprake van meetbare totaal concentraties.

Tabel 4. Samenvatting van de hexachloorbenzeen metingen, weergegeven als teruggerekende, opgeloste concentraties (ng/l), gehalten in vis (µg/kg; gestandaardiseerd op 5% vet) en de totaal concentraties in water (afkomstig van <https://waterinfo.rws.nl/>). De locaties zijn oplopend gesorteerd op basis van de, vanuit de passieve samplers berekende, opgeloste concentraties. Waarden onder de rapportagegrens zijn gehalveerd en alleen gekleurd als er een betrouwbare toetsing met de norm mogelijk was.

■ < norm, □ > norm maar < 10* norm, ■ > 10* norm

Locatie	Jaar	Water opgelost (ng/l)	Biota (µg/kg gestand.)	Soort vis	Water totaal (ng/l)
Normen		0,026¹⁾	10		0,027¹⁾
Wolderwijd	2018	0,0001			
IJ Amsterdam ²⁾	2018	0,0002	0,96	blankvoorn	<0,10
IJ Amsterdam ²⁾	2018	0,0002	0,80	bot	<0,10
Wolderwijd	2022	<0,0016	0,12	blankvoorn	
Middelgat Hansweert	2020	0,0046			<0,10
Bommenede	2020	0,0047			<0,10
Wissenkerke	2020	0,0051			<0,10
IJ Amsterdam ²⁾	2021	0,0054	0,95	bot	<0,10
Vrouwezand	2022	0,0055	0,33	blankvoorn	
Eefde	2018	0,0075			0,14
Maassluis	2018	0,0075	1,3	bot	0,16
Slijkgat	2020	0,0091			
Bovensluis	2022	0,0100	3,6	blankvoorn	

Locatie	Jaar	Water opgelost (ng/l)	Biota (µg/kg gestand.)	Soort vis	Water totaal (ng/l)
Malzwin	2020	0,0110			
Keizersveer	2020	0,0130			<0,10
Vrouwezeand	2019	0,0130	0,38	blankvoorn	<0,10
Steenbergen	2019	0,0210	0,74	blankvoorn	<0,10
Eefde	2021	0,0270			<0,10
Gouda voorhaven	2020	0,0310			<0,10
Bovensluis	2018	0,0330	4,5	blankvoorn	0,11
Eijsden	2020	0,0410			<0,10
Bovensluis	2020	0,0480	4,7	blankvoorn	0,14
Ketelmeer west	2020	0,0490	2,8	blankvoorn	0,11
Van Brienoordbrug	2021	0,0710			0,11
Bovensluis	2021	0,0720	5,8	blankvoorn	0,12
Lobith	2021	0,0790	10,3	blankvoorn	0,23
Bovensluis	2019	0,0830	3,0	blankvoorn	<0,10
Lobith	2019	0,1300			0,15
Steenbergen	2022	0,1400	0,73	blankvoorn	
Steenbergen	2022	0,1400	0,71	bot	

1) Voor zoutwater bedraagt de normwaarde 0,015 ng/l voor zowel de opgeloste als de totaal concentratie.

2) IJ Amsterdam geldt voor passieve samplers, schelpdieren en zoetwater vis. De zoutwater vis is nabij IJmuiden gevangen

Hexachloorbutadien

In Tabel 5 zijn de meetresultaten van de passieve samplers en de biotamonsters met de normwaarden vergeleken. Dit leidt tot de eenduidige conclusie, dat er binnen de huidige locaties nergens sprake van normoverschrijdingen is. Dit sluit aan bij de overige biotamonsters uit rijkswateren (Dogruer *et al.*, 2023) en regionale wateren (STOWA, 2021). Verder is het enigszins geruststellend dat het monster met de hoogste teruggerekende, opgeloste concentratie (Lobith, 2021) ook het hoogste gehalte in biota gaf.

Met als kanttekening dat de hierboven al beschreven, soms wat variabele meetgegevens aandacht behoeven, wordt geconcludeerd dat als de met passieve sampler bepaalde teruggerekende, opgeloste concentraties <0,32 ng/l zijn, er van kan worden uitgegaan dat ook aan de biotanorm wordt voldaan. Waarschijnlijk geldt dit ook voor teruggerekende, opgeloste concentraties, die nog iets hoger zijn, aangezien de afstand tussen het hoogst gemeten biotagehalte en de biotanorm groot is. Een eventuele toepassing van passieve samplers voor de toestandsbeoordeling is daarmee mogelijk, maar tegelijkertijd wellicht overbodig aangezien er in de biotamonstering tot nu toe nergens een normoverschrijding is vastgesteld. Wel blijkt uit de meetgegevens, dat de toepassing van passieve samplers in 77% van de monsters tot meetbare concentraties leidt (paragraaf 2.2). Een eventuele keuze om het aantal gebruikte passieve samplers te vergroten kan dit percentage verder laten toenemen¹⁸. De toepassing van passieve samplers voor trendonderzoek lijkt daarmee kansrijk (wederom met als kanttekening het oplossen van de soms wat variabele meetgegevens). Zeker in vergelijking met het meten in oppervlaktewater waar slechts 8% van de monsters tot een meetbare concentratie leidt.

¹⁸ Met meer passieve samplers wordt er in absolute zin meer stof gebonden. Als deze absolute hoeveelheid tijdens de extractie in eenzelfde volume wordt opgenomen zal de concentratie logischerwijs toenemen en het aandeel monsters met een gehalte onder de rapportagegrens afnemen.

Deze conclusies gelden voor de momenteel toegepaste beoordelingsmethodiek. Net zoals voor hexachloorbenzeen is er ook bij de normstelling van hexachloorbutadieen uitgegaan dat de biotanorm getoetst moet worden met organismen op trofisch niveau 4. Deze correctie wordt momenteel nog niet toegepast door het ontbreken van formeel vastgestelde TMF-waarden¹⁹. Toepassen van zo'n correctie zou tot hogere waarden in biota leiden, maar gezien de afstand tot de biotanorm lijkt het vooralsnog minder waarschijnlijk dat er door deze correctie normoverschrijdingen plaats zouden kunnen vinden. Verder geeft het RIVM aan, dat zowel het gebruik van de biotanorm als het gebruik van de door het RIVM afgeleide JG-MKN tot onzekerheden leidt. Voor de biotanorm vanwege de representativiteit van de meetgegevens (biologische variatie; trofisch niveau) en voor de JG-MKN door onzekerheden in de afleiding. Inhoudelijk is het beoordelen van de toestand op basis van de opgeloste concentraties daarmee in ieder geval beter dan op basis van totaal concentraties en gelijkwaardig aan het toetsen van de biotanorm.

Voor de totaal concentraties kon in 17 van de 21 situaties geen meetbare concentratie worden vastgesteld. De rapportagegrens is echter voldoende laag, zodat evengoed geconcludeerd kon worden dat aan de norm werd voldaan. Deze conclusie komt daarmee overeen met die voor de teruggerekende, opgeloste concentraties en de biotagehalten. Er zijn vier uitzonderingen, waar de totaal concentraties hoger zijn dan de normwaarde, terwijl de teruggerekende, opgeloste concentraties en/of de biotagehalten wel aan de norm voldeden. Het is moeilijk om in die gevallen tot een sluitend oordeel te komen. Wel moet worden opgemerkt dat de afstand van de rapportagegrens tot de norm voor teruggerekende, opgeloste concentraties (gem. factor 190) en biotagehalten (gem. factor 1375) veel groter is dan voor totaal concentraties (factor 1,1). Vanuit analytisch oogpunt zijn de normoverschrijdingen in de totaal concentraties dan ook minder betrouwbaar vast te stellen dan de oordelen voor de teruggerekende, opgeloste concentraties en biotagehalten.

Tabel 5. Samenvatting van de hexachloorbutadieen metingen, weergegeven als teruggerekende, opgeloste concentraties (ng/l), gehalten in vis (µg/kg; gestandaardiseerd op 5% vet) en de totaal concentraties in water (afkomstig van <https://waterinfo.rws.nl/>). De locaties zijn oplopend gesorteerd op basis van de, vanuit de passieve samplers berekende, opgeloste concentraties. Waarden onder de rapportagegrens zijn gehalveerd en alleen gekleurd als er een betrouwbare toetsing met de norm mogelijk was.

■ ≤ norm, ■ norm maar < 10* norm, ■ <10* norm

Locatie	Jaar	Water opgelost (ng/l)	Biota (µg/kg gestand.)	Soort vis	Water totaal (ng/l)
Normen		0,55	55		0,57
Steenbergen	2019	0,0002	<0,03	blankvoorn	<0,50
Bommenede	2020	0,0002			<0,50
Bovensluis	2022	<0,0005	0,19	blankvoorn	
IJ Amsterdam ¹⁾	2021	<0,0008	<0,04	bot	<0,50
Vrouwezand	2022	<0,0009	0,10	blankvoorn	
Wolderwijd	2022	<0,0016	0,01	blankvoorn	
Wolderwijd	2018	<0,0018			
Wissenkerke	2020	0,0027			<0,50
Vrouwezand	2019	0,0034	0,04	blankvoorn	<0,50
Malzwin	2020	0,0039			
Slijkgat	2020	0,0041			
Middelgat Hansweert	2020	0,0046			
Gouda voorhaven	2020	0,0059			<0,50
IJ Amsterdam ¹⁾	2018	<0,0075	0,04	blankvoorn	<0,50

¹⁹ TMF = Trophic Magnification factor.

Locatie	Jaar	Water opgelost (ng/l)	Biota (µg/kg gestand.)	Soort vis	Water totaal (ng/l)
IJ Amsterdam ¹⁾	2018	<0,0075	0,04	bot	<0,50
Keizersveer	2020	0,0150			<0,50
Bovensluis	2019	0,0240	0,09	blankvoorn	<0,50
Eefde	2021	0,0310			<0,50
Maassluis	2018	0,0450	0,03	bot	0,60
Eefde	2018	0,0480			<0,50
Bovensluis	2020	0,0500	<0,04	blankvoorn	<0,50
Ketelmeer west	2020	0,0540	0,35	blankvoorn	<0,50
Bovensluis	2018	0,0740	0,22	blankvoorn	<0,50
Bovensluis	2021	0,0750	<0,05	blankvoorn	<0,50
Steenbergen	2022	0,0750	0,03	blankvoorn	
Steenbergen	2022	0,0750	0,03	bot	
Van Brienenoordbrug	2021	0,0980			<0,50
Lobith	2019	0,1300			1,12
Eijsden	2020	0,2100			0,58
Lobith	2021	0,3200	2,6	blankvoorn	0,70

1) IJ Amsterdam geldt voor passieve samplers, schelpdieren en zoetwater vis. De zoutwater vis is nabij IJmuiden gevangen.

Cis-heptachloorepoxide

Ook voor cis-heptachloorepoxide zijn de meetresultaten van de passieve samplers en de biotamonsters met de normwaarden vergeleken (Tabel 6). Het eerste dat opvalt is dat er bij alle meetbare gehalten sprake is van een normoverschrijding. Dit geldt voor zowel passieve samplers als biota, waarbij de norm meestal met meer dan een factor 10 wordt overschreden. Alleen in het Wolderwijd zijn in 2022 blankvoorns gevangen, die aan de norm voldoen. Verder leidt de rapportagegrens bij biotamonitoring altijd tot een toetsbaar oordeel, terwijl de meetgegevens van passieve samplers in 58% tot de conclusie 'niet toetsbaar' leidt. De laagste rapportagegrens (0,0006 ng/l) ligt nog een factor 4 te hoog. Overigens is deze situatie nog steeds beter dan bij de directe monitoring van oppervlaktewater (totaal concentraties), waar in geen enkel geval een oordeel gegeven kon worden. Wellicht kan de inzet van meer passieve samplers de situatie nog verbeteren. Daarnaast is aandacht nodig voor de verschillen tussen de jaren. Zo vallen in 2022 de opvallend hoge rapportagegrenzen op. Daarnaast is het opmerkelijk dat in 2018 de gehalten in alle zes passieve sampler monsters onder de rapportagegrens lagen (0,65-0,7 ng absoluut), terwijl in 2020 het merendeel van de passieve samplers (70%) tot meetbare gehalten leiden met waarden die globaal een factor 10 hoger lagen (4,5 – 10 ng absoluut).

Vanwege het lager aandeel toetsbare resultaten bij de teruggerekende, opgeloste concentraties, lijkt het oordeel over de huidige toestand momenteel het best op biotamonitoring gebaseerd te kunnen worden. Dit hoeft echter niet zo te blijven. Zo is bij de biotamonitoring de opwerking en chemische analyse in de afgelopen jaren zodanig geoptimaliseerd, dat waarden onder de biotanorm betrouwbaar kunnen worden vastgesteld. Het valt niet uit te sluiten dat een vergelijkbare optimalisatie ook bij passieve samplers extracten overal tot toetsbare resultaten kan leiden. Verder geldt ook voor heptachloor & -epoxide bovenstaande afweging, waarbij de betrouwbaarheid van de JG-MKN wordt beperkt door onzekerheden in de normstelling en die van de biotanorm door biologische variatie en het niet corrigeren van de monsters op trofisch niveau 4. Overigens geldt voor de biologische variatie dat deze binnen de biotamonitoring an sich zoveel mogelijk wordt beperkt door telkens te kiezen voor juveniele blankvoorn met een beperkte variatie in lengte (10-15 cm²⁰) resp. bot met een lengte van 15-20 cm. Vanuit meer theoretische gronden is

²⁰ Deze hebben veelal een leeftijd van 2-3 jaar. Blankvoorn wordt geslachtsrijp vanaf 15cm / 3 jaar.

het nog steeds aannemelijk dat de inzet van passieve samplers een goed alternatief kan vormen, maar dan is er meer aandacht nodig voor het reduceren van de (tot nu toe onbegrepen) variatie en het verlagen van de rapportagegrenzen om zo het aandeel meetbare waarnemingen te verhogen.

Tabel 6. Samenvatting van de cis-heptachloorepoxide metingen, weergegeven als teruggerekende, opgeloste concentraties (ng/l), gehalten in vis (µg/kg; gestandaardiseerd op 5% vet) en de totaal concentraties in water (afkomstig van <https://waterinfo.rws.nl/>). De locaties zijn oplopend gesorteerd op basis van de, vanuit de passieve samplers berekende, opgeloste concentraties. Waarden onder de rapportagegrens zijn gehalveerd en alleen gekleurd als er een betrouwbare toetsing met de norm mogelijk was.

■ ≤ norm,
 ■ norm maar < 10* norm,
 ■ <10* norm

Locatie	Jaar	Water opgelost (ng/l)	Biota (µg/kg gestand.)	Soort vis	Water totaal (ng/l)
Normen		0,0002	0,0067		0,0002
Lobith	2021	<0,0006	0,12	blankvoorn	<0,025
Eefde	2021	<0,0007			<0,025
Van Brienoordbrug	2021	0,0011			<0,025
Maassluis	2018	<0,0013	0,13	bot	<0,025
Bovensluis	2020	<0,0016	0,08	blankvoorn	<0,025
Bovensluis	2018	<0,0017	0,09	blankvoorn	<0,025
Eefde	2018	<0,0017			<0,025
Wolderwijd	2018	<0,0019			
Ketelmeer west	2020	<0,0032	0,06	blankvoorn	<0,025
IJ Amsterdam ¹⁾	2021	0,0032	0,24	bot	<0,025
Gouda voorhaven	2020	<0,0035			<0,025
Bovensluis	2021	0,0036	0,28	blankvoorn	<0,025
IJ Amsterdam ¹⁾	2018	<0,0039	0,06	blankvoorn	<0,025
IJ Amsterdam ¹⁾	2018	<0,0039	0,12	bot	<0,025
Keizersveer	2020	0,0068			<0,025
Middelgat Hansweert	2020	0,0070			<0,025
Wissenkerke	2020	0,0083			<0,025
Malzwin	2020	0,0086			
Bommenede	2020	0,0096			<0,025
Slijkgat	2020	0,0100			
Eijsden	2020	0,0110			<0,025
Steenbergen	2022	<0,0150	0,31	blankvoorn	
Steenbergen	2022	<0,0150	0,36	bot	
Vrouwezand	2022	<0,0180	0,11	blankvoorn	
Bovensluis	2022	0,0210	0,09	blankvoorn	
Wolderwijd	2022	<0,0390	<0,0018	blankvoorn	

1) IJ Amsterdam geldt voor passieve samplers, schelpdieren en zoetwater vis. De zoutwater vis is nabij IJmuiden gevangen.

Dicofol

Op basis van de toestandsoordelen zijn er geen verschillen tussen de biotagehalten, de teruggerekende, opgeloste concentraties én de totaal concentraties in water, aangezien er nergens normoverschrijdingen zijn vastgesteld.

Wel valt op dat het aandeel meetbare analyses voor teruggerekende, opgeloste concentraties (14%) en biota (3%²¹) laag is, terwijl de concentraties in oppervlaktewater altijd meetbaar waren. Verder valt op dat de variatie in de totaal concentraties redelijk beperkt is, aangezien alle locatie gemiddelden tussen de 0,07 en 0,54 ng/l liggen (factor 8). Voor de teruggerekende, opgeloste concentraties is dit verschil veel groter met waarden tussen de 0,001 en 0,18 (factor 180). Als alleen naar de vier monsters wordt gekeken waar zowel de totaal als de teruggerekende, opgeloste concentraties meetbaar waren, dan is dit verschil een stuk kleiner en verschillen de totaal en teruggerekende, opgeloste concentraties niet meer dan een factor 2,5. Ten slotte valt op dat de afstand tot de norm ook duidelijk verschilt. Voor de teruggerekende, opgeloste concentraties is dit ten minste een factor 7 (1,3/0,18 ng/l), voor totaal concentraties een factor 2,5 (0,54/1,3) en voor biota ten minste een factor 38 (33/<0,88). Voor biota moet echter ook weer gewezen worden op de mogelijke onderschatting doordat er bij de toetsing geen correctie op het trofisch niveau is uitgevoerd. Tegelijkertijd lijkt het onwaarschijnlijk dat deze correctie zo groot is, dat er alsnog van normoverschrijdingen sprake kan zijn.

Tabel 7. Samenvatting van de dicofol metingen, weergegeven als teruggerekende, opgeloste concentraties (ng/l), gehalten in vis (µg/kg; gestandaardiseerd op 5% vet) en de totaal concentraties in water (afkomstig van <https://waterinfo.rws.nl/>). De locaties zijn oplopend gesorteerd op basis van de, vanuit de passieve samplers berekende, opgeloste concentraties. Waarden onder de rapportagegrens zijn gehalveerd en alleen gekleurd als er een betrouwbare toetsing met de norm mogelijk was.

■ ≤ norm, ■ norm maar < 10* norm, ■ <10* norm

Locatie	Jaar	Water opgelost (ng/l)	Biota (µg/kg gestand.)	Soort vis	Water totaal (ng/l)
Normen		1,3	33		1,3
Maassluis	2018	<0,001	<0,39	bot	0,45
Bovensluis	2018	<0,002	< 0,14	blankvoorn	0,26
Eefde	2018	<0,002			0,54
Wolderwijd	2018	<0,002			
IJ Amsterdam ¹⁾	2018	<0,006	<0,13	blankvoorn	0,43
IJ Amsterdam ¹⁾	2018	<0,006	<0,30	bot	0,43
Lobith	2019	<0,016			0,14
Lobith	2021	<0,016	<0,88	blankvoorn	0,23
Wissenkerke	2020	<0,017			0,09
Bovensluis	2019	<0,017	<0,09	blankvoorn	0,17
Steenbergen	2019	<0,018	<0,09	blankvoorn	0,12
Slijkgat	2020	<0,018			
Middelgat Hansweert	2020	<0,018			
Vrouwezand	2019	<0,018	<0,13	blankvoorn	0,13
Bovensluis	2022	<0,019	<0,14	blankvoorn	
Steenbergen	2022	<0,019	<0,10	blankvoorn	
Steenbergen	2022	<0,019	<0,54	bot	

²¹ In Tabel 7 zijn geen meetbare gehalten opgenomen. In de Getijdemaas werd in 2021 echter een meetbaar gehalte van 1,04 µg/kg vers vastgesteld. Deze is in Tabel 7 niet opgenomen, omdat er in dat jaar geen passieve sampler metingen zijn uitgevoerd.

Locatie	Jaar	Water opgelost (ng/l)	Biota (µg/kg gestand.)	Soort vis	Water totaal (ng/l)
Normen		1,3	33		1,3
Bommenede	2020	<0,019			0,07
Vrouwezand	2022	<0,020	<0,27	blankvoorn	
Bovensluis	2020	<0,021	<0,16	blankvoorn	0,17
Malzwin	2020	<0,021			
Gouda voorhaven	2020	<0,022			0,50
Ketelmeer west	2020	<0,022	<0,12	blankvoorn	0,13
Keizersveer	2020	<0,024			0,11
Wolderwijd	2022	<0,024	<0,12	blankvoorn	
Eijsden	2020	<0,025			0,08
IJ Amsterdam ¹⁾	2021	0,042	<0,71	bot	0,11
Eefde	2021	0,061			0,08
Van Brienoordbrug	2021	0,073			0,12
Bovensluis	2021	0,180	<0,28	blankvoorn	0,10

1) IJ Amsterdam geldt voor passieve samplers, schelpdieren en zoetwater vis. De zoutwater vis is nabij IJmuiden gevangen.

Conclusies en aandachtspunten 'voormalige bestrijdingsmiddelen'

- * Voor hexachloorbenzeen, hexachloorbutadieen en cis-heptachloorepoxide zijn de rekenkundige relaties tussen de teruggerekende, opgeloste concentraties en de biotagehalten duidelijk minder sterk dan voor PAK's. Naast de 'echte' variatie en het feit dat het bij teruggerekende, opgeloste concentraties altijd een modelmatige schatting betreft, spelen meerdere factoren hierbij een rol:
- variatie in rapportagegrens (waarbij voor heptachloor & -epoxide ook geldt dat een verlaging van de rapportagegrens wenselijk is om normtoetsing mogelijk te maken)
 - voor cis-heptachloorepoxide een lager aandeel meetbaar in passieve samplers dan in biota
 - koppeling van passieve samplers op één specifieke locatie met vis-gegevens (mengmonster) afkomstig uit het gehele (soms zeer grote) waterlichaam
 - een relatief kleinere dataset doordat niet in ieder jaar met vis-bemonstering ook passieve samplers zijn uitgehangen.
- Daarmee wordt geconcludeerd dat er in het gehele proces van veldwerk, monsternamen en analyse nog enkele zaken gestandaardiseerd en/of verbeterd kunnen worden om zo beter inzicht in de relaties met gehalten in biota te krijgen.
- * Voor de oordeelkundige relaties speelt er een mismatch tussen de normstelling en de huidige monitoring & toetsing. Zo geven de teruggerekende, opgeloste concentraties van hexachloorbenzeen in 43% van de locatie*jaar combinaties een overschrijding van de JG-MKN voor opgeloste concentraties, terwijl er bij de bijbehorende biotamonsters in slechts één geval van een (zeer nipte) normoverschrijding sprake was. Deze mismatch wordt veroorzaakt door de vraag hoe er met doorvergiftiging in de voedselketen rekening wordt gehouden. Bij stoffen waar doorvergiftiging een rol speelt is de biotanorm gebaseerd op organismen met trofisch niveau 4, terwijl de gemonitorde blankvoorns veelal een trofisch niveau van 2-3 hebben. Zonder correctie op dit trofisch niveau zal het aantal normoverschrijdingen bij biotamonitoring worden onderschat (want het biotagehalte van dieren met trofisch niveau 2-3 is lager dan bij organismen van trofisch niveau 4). Bij het gebruik van passieve samplers speelt dit geen rol, aangezien er bij het vaststellen van de JG-MKN rekening met dit effect van trofisch niveau is gehouden. De JG-MKN stoelt daarmee op eenzelfde beschermingsniveau als de biotanorm (voor trofisch niveau 4) en kan aan de hand van de teruggerekende, opgeloste concentraties getoetst worden. Deze mismatch geldt ook voor hexachloorbutadieen, dicofol en heptachloor & -epoxide, alhoewel er in deze drie gevallen bij zowel de teruggerekende, opgeloste concentraties als de biotanormen geen (Hcbd, dicofol) of juist vrijwel overal (sHpCl1) normoverschrijdingen zijn geconstateerd.
- * Voor dicofol moet hieraan worden toegevoegd dat het aandeel meetbare resultaten bij passieve samplers en biota (14 resp. 3%) veel lager is dan bij totaal concentraties (59%). Voor het beoordelen van trends zijn de totaal concentraties daarmee wellicht het meest geschikt. Aangezien ook de totaal concentraties kleiner dan de norm zijn, leidt de inzet van passieve samplers of biotamonitoring voor de toestandsbeoordeling niet tot een grote meerwaarde.

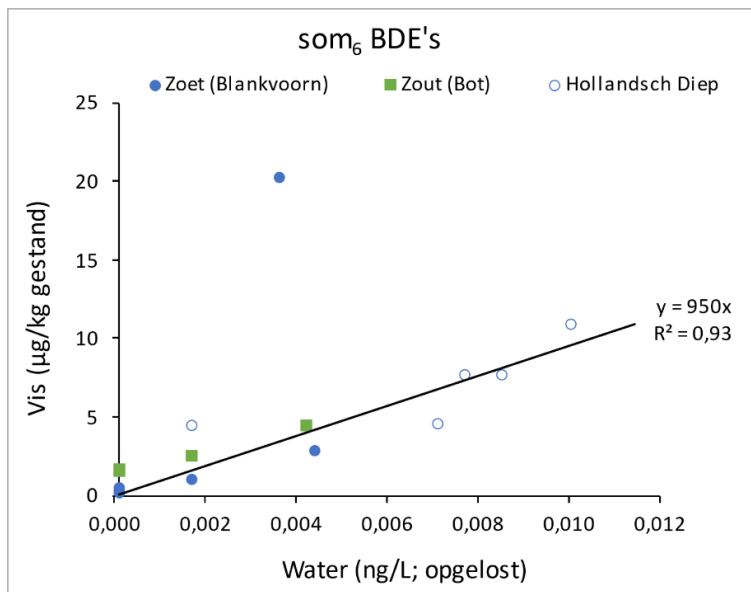
2.6 Broomhoudende stoffen (HBCD, PBDE's)

A) Rekenkundige relatie tussen teruggerekende, opgeloste concentraties en gestandaardiseerde gehalten in biota

Voor hexabroomcyclododecaan zijn er 17 locatie*jaar combinaties met gegevens van zowel de gehalten in vis als de (via passive samplers berekende) opgeloste concentraties. In zes daarvan lagen beide waarden onder de rapportagegrens en in slechts vier lagen beide boven de rapportagegrens. Daarnaast variëren de rapportagegrenzen tussen de jaren. Voor biota betreft dit soms meer dan een factor 10. Zo is er voor bot een verschil tussen 2018 (0,03-0,07 µg/kg vers) en 2021 (0,5-1,6 µg/kg vers) en voor blankvoorn tussen 2019 (0,02-0,03 µg/kg vers) en 2022 (0,26-0,42). Vergelijkbare verschillen treden ook op bij de siliconenrubbers. Zo ligt de rapportagegrens voor de absolute gehalten in 2018 op 0,2-0,3 ng, in 2019 op 3,4-3,8 ng, in 2020 op 1,1-1,5 ng en in 2022 tussen de 14 en 15 ng. Daarmee is de beschikbare dataset te klein en te variabel voor een betrouwbare analyse van de rekenkundige relaties tussen de teruggerekende, opgeloste concentraties en de gehalten in biota. Totaal gehalten van hexabroomcyclododecaan zijn op <https://waterinfo.rws.nl> helaas niet beschikbaar voor de betreffende waterlichamen.

Voor PBDE's zijn de normen gebaseerd op de som van 6 isomeren, namelijk BDE28, 47, 99, 100, 153 en 154, waarbij het aandeel meetbaar tussen de isomeren verschilt. In de extracten van siliconenrubbers was BDE154 bijvoorbeeld in 18% van de monsters meetbaar, terwijl dat voor BDE47 op 82% lag. Ook voor de gehalten in biota treden dergelijke verschillen op met een aandeel meetbaar van 30% voor BDE99 tot aan 100% voor BDE47. De analyses zijn uitgevoerd op de gesommeerde waarden, waarbij (zoals meestal bij somnormen) waarden onder de rapportagegrens niet worden meegenomen. De relatie tussen de teruggerekende, opgeloste concentraties en de gehalten in vis is weergegeven in Figuur 8. Aangezien de minimale en maximale teruggerekende, opgeloste concentraties slechts een factor 16 verschillen is deze figuur niet op een log-log schaal weergegeven. Uit deze figuur blijkt dat er voor 16 van de 17 locatie*jaar combinaties een zeer goed verband is tussen de teruggerekende, opgeloste concentraties en de gehalten in biota. De uitzondering wordt gevormd door de opvallend hoge gehalten in blankvoorns uit het waterlichaam Bovenrijn, Waal in 2021 (20,3 µg/kg vers; in de weergegeven regressielijn is deze uitschieter niet meegenomen). In zeven siliconenrubber extracten werd geen van de zes isomeren boven de rapportagegrens aangetroffen. Deze locatie*jaar combinaties zijn in de figuur opgenomen als 0,0001 ng/l.

Voor de totaal concentraties was slechts 2% meetbaar. Deze gegevens zijn daarom niet in de analyse opgenomen. In 2021 bedroeg de rapportagegrens voor de totaal concentraties van individuele BDE's 0,5 ng/l. Bij het gebruik van siliconenrubbers is de rapportagegrens een factor 1000 lager en het aandeel meetbaar hoger. Voor de monitoring van PBDE's concentraties in rijkswateren levert de inzet van siliconenrubbers daarmee een grote meerwaarde ten opzichte van de gebruikelijke monitoring van totaal concentraties in water. Temeer daar er tot nu toe nergens overschrijdingen van de MAC-MKN zijn vastgesteld, zou men zelfs kunnen beargumenteren dat de monitoring van totaal concentraties geen toegevoegde waarde heeft.



Figuur 8. Relaties tussen de teruggerekende, opgeloste concentraties op de x-as en de biotagehalten (gestandaardiseerd op 5% vet) op de y-as voor de som6 BDE's.

In de weergegeven regressie is de uitschieter met een biotagehalte van 20,3 µg/kg vers niet meegenomen.

B) Oordeelkundige relaties tussen de biotagehalten, de totaal concentraties en de teruggerekende, opgeloste concentraties

Hexabroomcyclododecaan

In de huidige dataset zijn geen normoverschrijdingen van hexabroomcyclododecaan vastgesteld (Tabel 8). De teruggerekende, opgeloste concentraties variëren tussen de <0,0001 en 0,021 ng/l en zijn daarmee ten minste een factor 76 kleiner dan de JG-MKN van 1,6 ng/l. De gestandaardiseerde gehalten in biota variëren tussen de <0,02 en 10,3 µg/kg vers en zijn ten minste een factor 16 kleiner dan de norm. Ondanks de beperkte omvang van de dataset zijn deze verschillen zodanig groot, dat men met de inzet van passieve samplers in de meeste gevallen met voldoende zekerheid kan vaststellen dat er aan de normen wordt voldaan. Zouden de teruggerekende, opgeloste concentraties meer dan een factor 10 hoger zijn dan de nu vastgestelde maximale concentratie van 0,021 ng/l, dan worden de conclusies minder zeker. Dit komt doordat er nog geen goede, kwantitatieve relatie tussen teruggerekende, opgeloste concentraties en gehalten in vis kan worden opgesteld.

Noot. Ook voor hexabroomcyclododecaan geldt de hierboven al beschreven discrepantie doordat er bij het vaststellen van de JG-MKN is uitgegaan van een biotanorm geldend voor trofisch niveau 4 terwijl er bij het toetsen van de biotagehalte momenteel niet voor het trofisch niveau wordt gecorrigeerd. Aangezien deze discrepantie niet geldt voor de teruggerekende, opgeloste concentraties, valt de inzet van passieve samplers wellicht te prefereren. Ook in dit geval wordt er echter op gewezen dat toetsen aan zowel de biotanorm als de JG-MKN onzekerheden met zich mee brengt, waarvan de grootte niet goed in beeld is.

Tabel 8. Samenvatting van de hexabroomcyclododecaan metingen, weergegeven als teruggerekende, opgeloste concentraties (ng/l) en gehalten in vis (µg/kg; gestandaardiseerd op 5% vet). Gegevens over de totaal concentraties in water waren op <https://waterinfo.rws.nl> helaas niet beschikbaar. De locaties zijn oplopend gesorteerd op basis van de, vanuit de passieve samplers berekende, opgeloste concentraties. Waarden onder de rapportagegrens zijn gehalveerd en alleen gekleurd als er een betrouwbare toetsing met de norm mogelijk was.

■ ≤ norm, ■ norm maar < 10* norm, ■ <10* norm

Locatie	Jaar	Water opgelost (ng/l)	Biota (µg/kg gestand.)	Soort vis
Normen		1,6	167	
Wolderwijd	2018	<0,0001		
IJ Amsterdam ¹⁾	2018	<0,0002	0,53	blankvoorn
IJ Amsterdam ¹⁾	2018	<0,0002	<0,05	bot
Middelgat Hansweert	2020	<0,0003		
Wissenkerke	2020	<0,0004		
Slijkgat	2020	<0,0005		
Malzwin	2020	<0,0007		
Keizersveer	2020	<0,0008		
Maassluis	2018	0,0009	<0,07	bot
Ketelmeer west	2020	<0,0013	3,55	blankvoorn
Gouda voorhaven	2020	<0,0015		
Bommenede	2020	<0,0015		
Lobith	2019	<0,0017		
Eijsden	2020	<0,0017		
Bovensluis	2019	<0,0017	1,61	blankvoorn
Bovensluis	2018	0,0025	2,17	blankvoorn
Eefde	2018	0,0025		
Bovensluis	2020	0,0028	1,43	blankvoorn
Vrouwezand	2019	<0,0039	<0,03	blankvoorn
Steenbergen	2019	<0,0046	<0,02	blankvoorn
Eefde	2021	0,0061		
Bovensluis	2022	<0,0075	3,98	blankvoorn
Van Brienoordbrug	2021	0,0077		
Lobith	2021	0,0094	10,29	blankvoorn
Bovensluis	2021	0,0110	5,19	blankvoorn
Steenbergen	2022	<0,0115	<0,26	blankvoorn
Steenbergen	2022	<0,0115	<0,89	bot
Vrouwezand	2022	<0,0135	1,85	blankvoorn
IJ Amsterdam ¹⁾	2021	0,0210	<1,07	bot
Wolderwijd	2022	<0,0320	<0,42	blankvoorn

1) IJ Amsterdam geldt voor passieve samplers, schelpdieren en zoetwater vis. De zoutwater vis is nabij IJmuiden gevangen.

Som6 PBDE's

Voor PBDE's is moeilijk vast te stellen of de oordelen over de teruggerekende, opgeloste concentratie en de gehalten in biota overeenkomen. Zo is er geen JG-MKN vastgesteld, waardoor er geen oordeel over de opgeloste concentraties mogelijk is. Overigens betekent het feit dat er geen JG-MKN is vastgesteld, terwijl er wel een biotanorm is, meestal dat er te veel onzekerheden waren over de BCF-waarde die bij deze (som)norm gebruikt kon worden. Verder is er geen variatie in het oordeel over de visgehalten, aangezien de biotanorm altijd wordt overschreden. Zelfs bij de laagst vastgestelde gehalten (5 monsters met een gehalte onder de 1 µg/kg vers) wordt de norm met ten minste een factor 10 overschreden, terwijl in de extracten van de siliconenrubbers geen enkele BDE kon worden gekwantificeerd (<RG). Dat betekent dat de methode van het toepassen en analyseren nog minstens een factor 10-30 gevoeliger moet worden om zodanig lage opgeloste concentraties betrouwbaar te kunnen meten dat er met voldoende zekerheid geconstateerd kan worden dat de vissen aan de biotanorm zullen voldoen. Overigens zal deze situatie in Nederland niet zo snel voorkomen. Tot nu toe (Dogruer *et al.*, 2023; STOWA, 2021) is er bij alle onderzochte vismonsters altijd sprake van een normoverschrijding. Tegelijkertijd geeft bovenstaande rekenkundige relatie wel aan dat er met passieve samplers een redelijk betrouwbare inschatting van de gehalten in vis gemaakt kan worden (mits de situatie in de Bovenrijn zich bij een groter aantal monsters nog steeds als een eenmalige uitschieter laat karakteriseren).

Gegevens over de totaal concentraties in water leverden in slechts 2% waarden boven de rapportagegrens en zijn daarom niet meegenomen. Dit lage aandeel meetbaar geldt voor alle zes isomeren (BDE28, 47, 99, 100, 153 en 154) en varieert daarbij tussen de 1,4 en 2,1%. In 2021 bedroeg de rapportagegrens voor de totaal concentraties van individuele BDE's 0,5 ng/l.

Tabel 9. Samenvatting van de som6 PBDE's metingen, weergegeven als teruggerekende, opgeloste concentraties (ng/l) en gehalten in vis (µg/kg; gestandaardiseerd op 5% vet). De locaties zijn olopend gesorteerd op basis van de, vanuit de passieve samplers berekende, opgeloste concentraties. Waarden onder de rapportagegrens zijn gehalveerd en alleen gekleurd als er een betrouwbare toetsing met de norm mogelijk was.

■ ≤ norm,
 ■ norm maar < 10* norm,
 ■ <10* norm

Locatie	Jaar	Water opgelost (ng/l)	Biota (µg/kg gestand.)	Soort vis
Normen		- 1)	0,0085	
Vrouwezand	2019	0 ²⁾	0,41	blankvoorn
Vrouwezand	2022	0 ²⁾	0,26	blankvoorn
Wolderwijd	2022	0 ²⁾	0,24	blankvoorn
Steenbergen	2019	0 ²⁾	0,18	blankvoorn
Steenbergen	2022	0 ²⁾	0,46	blankvoorn
Steenbergen	2022	0 ²⁾	1,75	bot
IJ Amsterdam ³⁾	2021	0 ²⁾	1,67	bot
Bommenede	2020	0,0007		
Lobith	2019	0,0008		
Malzwin	2020	0,0010		
Slijkgat	2020	0,0011		
Wissenkerke	2020	0,0012		
IJ Amsterdam ³⁾	2018	0,0017	1,06	blankvoorn
IJ Amsterdam ³⁾	2018	0,0017	2,60	bot
Bovensluis	2019	0,0017	4,49	blankvoorn
Middelgat Hansweert	2020	0,0022		
Wolderwijd	2018	0,0027		

Locatie	Jaar	Water opgelost (ng/l)	Biota (µg/kg gestand.)	Soort vis
Normen		- 1)	0,0085	
Eefde	2021	0,0029		
Eijsden	2020	0,0031		
Keizersveer	2020	0,0032		
Lobith	2021	0,0036	20,29	blankvoorn
Maassluis	2018	0,0042	4,50	bot
Ketelmeer West	2020	0,0044	2,91	blankvoorn
Gouda voorhaven	2020	0,0050		
Bovensluis	2022	0,0071	4,54	blankvoorn
Bovensluis	2021	0,0077	7,69	blankvoorn
Bovensluis	2018	0,0085	7,74	blankvoorn
Bovensluis	2020	0,0100	10,89	blankvoorn
Van Brienoordbrug	2021	0,0110		
Eefde	2018	0,0115		

1) Er is geen JG-MKN vastgesteld. Alleen een MAC-MKN. Die is voor de vergelijking met de biotagehalten niet relevant.

2) De concentraties van alle isomeren lagen onder de rapportagegrens. In het geval van een som-norm wordt de gesommeerde waarde echter uitsluitend gebaseerd op de componenten met een concentratie boven de rapportagegrens. Daarom is de waarde 0 opgenomen.

3) IJ Amsterdam geldt voor passieve samplers, schelpdieren en zoetwater vis. De zoutwater vis is nabij IJmuiden gevangen.

Conclusies en aandachtspunten 'broomhoudende stoffen'

- * Voor hexabroomcyclododecaan is de beschikbare dataset te klein en te variabel voor een betrouwbare analyse van de rekenkundige relaties tussen de teruggerekende, opgeloste concentraties en de gehalten in biota. Voor de PBDE's is dit wel mogelijk en bleken de teruggerekende, opgeloste concentratie en biotagehalten sterk aan elkaar te zijn gecorreleerd ($R^2 = 0,93$; dit is exclusief een uitschieter in de biotagehalten voor de Bovenrijn in 2021).
- * De rapportagegrens voor PBDE's in water ligt voor de (berekende) opgeloste concentraties een factor 1000 lager dan voor de (gemeten) totaal concentraties. Het aandeel meetbaar is daarmee ook veel hoger (2% voor totaal water). Aangezien er tot nu toe nergens overschrijdingen van de MAC-MKN zijn vastgesteld, zou men kunnen beargumenteren dat de monitoring van totaal concentraties geen toegevoegde waarde heeft. Vanuit de sterke correlatie tussen teruggerekende, opgeloste concentraties en gehalten in biota zou de inzet van passieve samplers voor de monitoring van PBDE's overwogen kunnen worden. Hiervoor zou de methode van het toepassen en analyseren van passieve samplers echter nog minstens een factor 10-30 gevoeliger moeten worden om de benodigde lage opgeloste concentraties betrouwbaar te kunnen meten.
- * Ook voor hexabroomcyclododecaan geldt de hierboven al beschreven discrepantie doordat er bij het vaststellen van de JG-MKN is uitgegaan van een biotanorm geldend voor trofisch niveau 4 terwijl er bij het toetsen van de biotagehalte momenteel niet voor het trofisch niveau wordt gecorrigeerd. Aangezien deze discrepantie niet geldt voor de opgeloste concentraties, valt de inzet van passieve samplers wellicht te prefereren. Ook in dit geval wordt er echter op gewezen dat toetsen aan zowel de biotanorm als de JG-MKN onzekerheden met zich mee brengt, waarvan de grootte niet goed in beeld is. Voor PBDE's speelt dit geen rol aangezien ook zonder een correctie op trofisch niveau alle biotamonsters al tot een normoverschrijding leiden.

2.7 PFAS

De thans binnen de KRW geldende biotanorm betreft een waarde van 9,1 µg/kg vers voor het gestandaardiseerde PFOS gehalte in vis. Voor opname door de mens heeft de Europese Autoriteit voor Voedselveiligheid (EFSA) echter ook een gezondheidkundige grenswaarde voor vier perfluoralkylstoffen (PFAS) gepubliceerd. Deze bedraagt 4,4 ng/kg lichaamsgewicht per week.

Op basis van de rekenmethode, zoals die bij de normstelling onder de KRW wordt gehanteerd, heeft het RIVM deze grenswaarde omgerekend tot een biotanorm, waarbij de geadviseerde waarde 0,077 µg/kg bedraagt (<https://www.rivm.nl/documenten/biotanorm-voor-pfas-in-vis>). Dit betreft zoals gezegd een normwaarde voor het gesommeerde gehalte van vier PFAS-verbindingen (PFOS, PFOA, PFNA en PFHxS). De data-analyse heeft zich daarom op deze vier PFAS gericht. Voor het vaststellen van de opgeloste PFAS-concentraties is van speedisks gebruikt gemaakt.

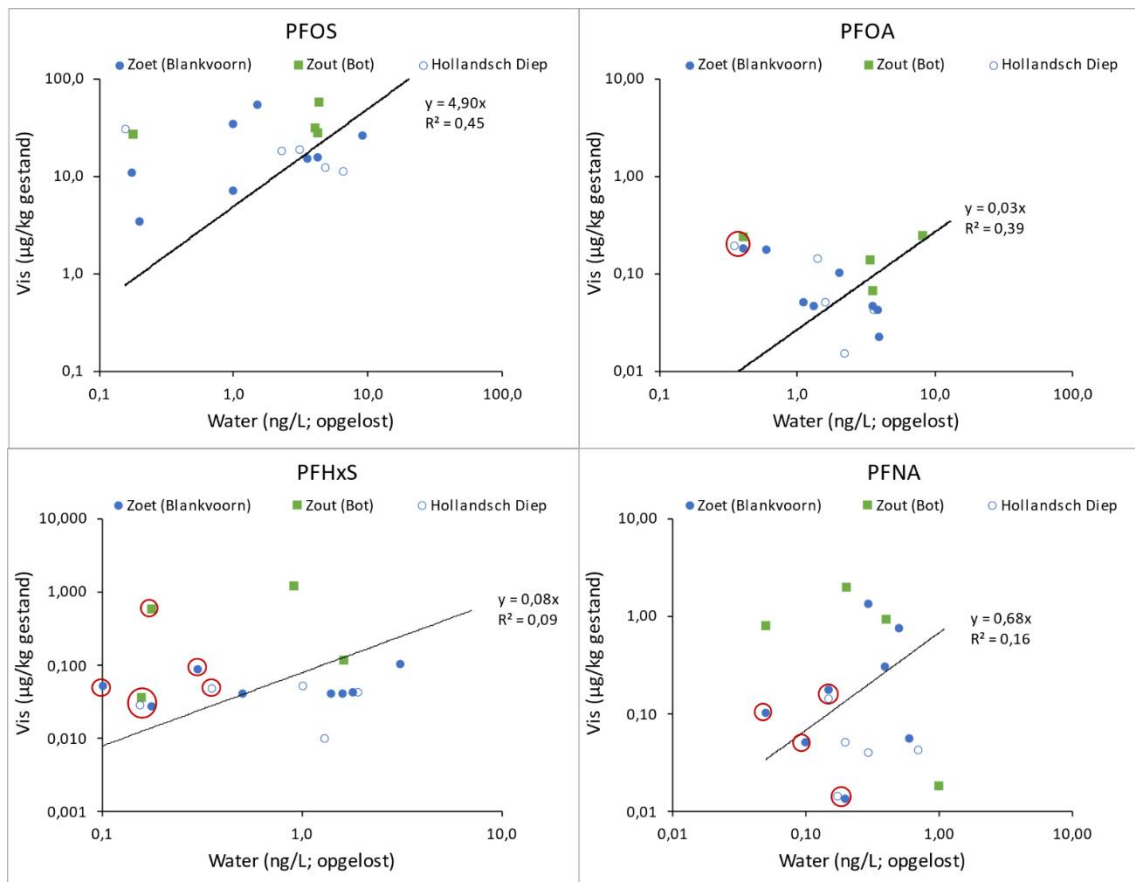
A) Rekenkundige relatie tussen teruggerekende, opgeloste concentraties en gestandaardiseerde gehalten in biota

Voor PFOS, PFOA, PFNA en PFHxS zijn de rekenkundige relaties tussen de teruggerekende, opgeloste concentraties en de gehalten in vis weergegeven in Figuur 9. De algehele conclusie is dat deze relaties vrij zwak zijn. De R²-waarde varieert tussen de 0,09 en 0,45 en doordat de lineaire regressie door het nulpunt is gedwongen past de weergegeven lijn slecht op de data. Als deze verplichte fit op het nulpunt wordt losgelaten, ontstaat er voor PFOS en PFOA een vrijwel horizontale lijn, voor PFNA en PFHxS een (licht) dalende lijn en komt de R²-waarde niet boven de 0,02.

Deze slechte fit heeft meerdere oorzaken:

- *Laag aandeel meetbaar*
Zo is het aandeel meetbaar voor PFOA, PFHxS en PFNA in biota laag (23-47%) en geldt voor PFHxS en PFNA hetzelfde voor passieve samplers (50-57%). Voor PFHxS zijn hierdoor zeven van de 17 gepaarde monsters (41%) voor zowel teruggerekende, opgeloste concentraties als biota gebaseerd op waarden onder de rapportagegrens. Voor PFNA geldt hetzelfde voor 6 van de 17 gepaarde monsters. Deze situaties zijn in Figuur 9 met een rode cirkel gemarkeerd. Zonder deze data-punten neemt de variatie op de x-as af, waarbij het verschil tussen de maximale en minimale waarde tussen de 6 en 20 varieert.
- *Variabele rapportagegrenzen*
In Tabel 3 is geïllustreerd dat het verschil tussen de hoogste en laagste rapportagegrens in de passieve sampler extracten ten minste een factor 10 bedraagt. Vooral in 2021 zijn lage rapportagegrenzen gerealiseerd. Ook voor de biotamonsters variëren de rapportagegrenzen meer dan een factor 10 (10 – 17 voor PFOA, PFHxS en PFNA).
- Een gebrekkige inschatting van het geëxtraheerde watervolume
Er mag verwacht worden dat het geëxtraheerde watervolume tussen locaties en jaren verschilt en daarmee invloed heeft op de berekening van de opgeloste concentraties. Voor speedisk bestaat echter geen methodiek om dit geëxtraheerde watervolume monsterspecifiek vast te kunnen stellen. De huidige berekeningen zijn dan ook op een vaste waarde gebaseerd.
- *Verschillen in de berekeningen*
De verhouding tussen het absolute gehalte per sampler en de berekende opgeloste concentratie zou daarmee constant moeten zijn (of althans op orde grootte aangezien er een klein verschil in de duur van het uithangen is). Dit blijkt voor de meeste jaren op te gaan. Alleen 2021 is beduidend anders, maar binnen het jaar wel weer constant. Hierdoor zijn de teruggerekende, opgeloste concentraties in 2021 naar verhouding hoog.

Deze oorzaken leiden daarmee tot een deel vermijdbare en een deel onvermijdbare variatie.



Figuur 9. Relaties tussen de teruggerekende, opgeloste PFAS-concentraties op de x-as en de biotagehalten op de y-as. Rode cirkels illustreren situaties, waarbij zowel de teruggerekende, opgeloste concentraties als de gehalten in biota onder de rapportagegrens lagen.

B) Oordeelkundige relaties tussen de biotagehalten, de totaal concentraties en de teruggerekende, opgeloste concentraties

In Tabel 10 zijn de PFOS-resultaten van passieve samplers en biota samengevat en vergeleken met beschikbare monitoringsgegevens van de totaal concentraties in water.

Allereerst valt op dat de teruggerekende, opgeloste concentraties en de totaal concentraties veelal in dezelfde orde grootte liggen (veelal tussen de 1 en 5 ng/l). Dit is opmerkelijk gelet op het ontbreken van een accurate inschatting van het geëxtraheerde watervolume bij de gebruikte speedisk. Wel valt op dat de range in totaal concentraties duidelijk kleiner is dan de range in teruggerekende, opgeloste concentraties. De vanuit de speedisk berekende concentraties laten zowel lagere waarden (onder de JG-MKN) als meer dan 10* boven de JG-MKN zien.

Zoals al in Figuur 9 geïllustreerd is er echter geen verband tussen de teruggerekende, opgeloste concentraties en de gehalten in vis. Zo bedraagt het gemiddelde PFOS-gehalte van de eerste acht monsters (met de laagste teruggerekende, opgeloste concentraties) 23,3 µg/kg vers, terwijl dat voor de laatste negen monsters (met de hoogste teruggerekende, opgeloste concentraties) 24,0 µg/kg vers bedraagt. Deze wat variabele resultaten zijn ook terug te zien in de jaarlijkse meetgegevens van het Hollandsch Diep (locatie Bovensluis). Hierbij valt vooral op dat 2018 afwijkt van de meetgegevens van 2019-2022. Opmerkelijk genoeg is de teruggerekende, opgeloste concentratie (<0,16 ng/l) in 2018 opvallend laag, terwijl het biotagehalte (30,7 µg/kg vers) juist opvallend hoog is.

Voor PFOA is de vergelijking met biota niet zinvol aangezien er voor de vissen binnen de 17 gepaarde monsters slechts in twee gevallen een meetbaar PFOA-gehalte werd vastgesteld (12%). Voor de vergelijking met totaal water (data niet gepresenteerd) geldt hetzelfde als voor PFOS: De concentraties zijn op orde grootte vergelijkbaar (de meeste concentraties tussen de 0,5 en 5 ng/l), maar de range is voor de teruggerekende, opgeloste concentraties groter met vijf waarden <0,5 en drie waarden >5 ng/l. Ook voor PFHxS en PFNA zijn de conclusies gelijkaardig: Het aandeel meetbaar is voor vissen te laag voor een zinvolle vergelijking met de teruggerekende, opgeloste concentraties (18% en 35% resp.) en de teruggerekende, opgeloste concentraties en totaal concentraties liggen in dezelfde

ordegrootte, waarbij de range binnen de teruggerekende, opgeloste concentraties iets groter is. Voor PFHxS is de range (min-max) in teruggerekende, opgeloste concentraties <0,1 – 7,1 ng/l, terwijl de totaal concentraties tussen de 0,28 en 1,7 ng/l liggen. De gemiddelde waarde bedraagt in beide gevallen 1,2 ng/l. Voor PFNA is de range in teruggerekende, opgeloste concentraties <0,05 – 1,1 ng/l, terwijl de totaal concentraties tussen de 0,08 en 0,59 ng/l liggen. De gemiddelde PFNA-concentratie bedraagt 0,35 en 0,36 ng/l respectievelijk.

Tabel 10. Samenvatting van de PFOS-metingen, weergegeven als teruggerekende, opgeloste concentraties (ng/l) en gehalten in vis (µg/kg gestandaardiseerd). De locaties zijn oplopend gesorteerd op basis van de, vanuit de passieve samplers berekende, opgeloste concentraties. Waarden onder de rapportagegrens zijn gehalveerd en alleen gekleurd als er een betrouwbare toetsing met de norm mogelijk was.

■ ≤ norm, ■ norm maar < 10* norm, ■ <10* norm

Locatie	Jaar	Water opgelost (ng/l)	Biota (µg/kg gestand.)	Soort vis	Water totaal (ng/l)
Normen		0,65	9,1		0,65
Bovensluis	2018	<0,16	30,7	blankvoorn	
Eefde	2018	<0,16			
IJ Amsterdam ¹⁾	2018	<0,18	11,0	blankvoorn	4,6
IJ Amsterdam ¹⁾	2018	<0,18	27,6	bot	3,7
Wolderwijd	2018	<0,19			
Wolderwijd	2022	<0,20	3,5	blankvoorn	
Gouda voorhaven	2020	<0,35			3,8
Wissenkerke	2020	<0,35			0,76
Malzwin	2020	<0,35			
Bommenede	2020	0,9			0,94
Vrouwezand	2022	1,0	34,7	blankvoorn	
Ketelmeer west	2020	1,0	7,1	blankvoorn	3,2
Slijkgat	2020	1,2			
Vrouwezand	2019	1,5	53,9	blankvoorn	4,0
Bovensluis	2020	2,3	18,3	blankvoorn	3,4
Eijsden	2020	2,5			3,0
Bovensluis	2022	3,1	18,6	blankvoorn	
Keizersveer	2020	3,4			3,6
Lobith	2019	3,5			3,6
Steenbergen	2019	3,5	15,3	blankvoorn	3,7
Maassluis	2018	4,0	31,4	bot	4,3
Steenbergen	2022	4,2	15,5	blankvoorn	
Steenbergen	2022	4,2	28,1	bot	
IJ Amsterdam ¹⁾	2021	4,3	58,1	bot	4,0
Bovensluis	2019	4,8	12,2	blankvoorn	3,5
Eefde	2021	5,2			
Bovensluis	2021	6,5	11,1	blankvoorn	3,3

Locatie	Jaar	Water opgelost (ng/l)	Biota (µg/kg gestand.)	Soort vis	Water totaal (ng/l)
Lobith	2021	9	26,1	blankvoorn	3,3
Van Brieneoordbrug	2021	13			3,3
Middelgat Hansweert	2020	20			

1) IJ Amsterdam geldt voor passieve samplers, schelpdieren en zoetwater vis. De zoutwater vis is nabij IJmuiden gevangen.

Conclusies en aandachtspunten 'PFAS'

- * De rekenkundige relaties tussen de teruggerekende, opgeloste concentraties en de gehalten in biota zijn zwak. Dit heeft meerdere oorzaken, waaronder een laag aandeel meetbaar, variabele rapportagegrenzen en een verschil in de berekeningen. Deze bronnen van variatie zijn in ieder geval deels vermijdbaar, waardoor de relaties zullen verbeteren. Tegelijkertijd blijft het ontbreken van een goede inschatting van het geëxtraheerde watervolume een belangrijke beperking bij de inzet van speedisk.
- * Opvallend genoeg komen de teruggerekende, opgeloste concentraties en de vanuit de routinematige monitoring beschikbare totaal concentraties op orde grootte goed overeen. Dit geldt niet alleen voor PFOS maar ook voor PFOA, PFHxS en PFNA, waarbij de gemiddelde teruggerekende, opgeloste en totaal concentraties goed overeenkomen, maar alleen de range in de teruggerekende, opgeloste concentraties iets groter is (zowel meer lage concentraties als meer hoge concentraties). Of het ontbreken van een goede bepaling van het geëxtraheerde watervolume hieraan ten grondslag ligt is onbekend.

2.8 Kansen en aandachtspunten voor toekomstig gebruik van passieve samplers

Bij het beantwoorden van de vraag naar de toepasbaarheid van metingen met passieve samplers is hierboven telkens naar de betrouwbaarheid van zowel de metingen als de beoordeling gekeken. De verkregen inzichten zijn hieronder vertaald naar kansen en aandachtspunten bij de verschillende toepassingsmogelijkheden van passieve samplers. Het gebruik van passieve samplers om kwalitatief de aanwezigheid van stoffen vast te kunnen stellen stelt bijvoorbeeld lagere eisen aan de betrouwbaarheid dan een oordeel over de huidige toestand. Deze toepassingsmogelijkheden zijn in Tabel 11 samengevat en van links naar rechts zo geordend dat met iedere stap naar rechts een hogere betrouwbaarheid nodig is.

Uit de data-analyse komen meerdere aandachtspunten naar voren. Deze zijn deels op te lossen door het verkleinen van de vermijdbare variatie en deels door het uitvoeren van aanvullend onderzoek. Tabel 11 geeft daarom niet zozeer de huidige stand van zaken weer, maar eerder een inschatting voor de nabije toekomst met als uitgangspunt dat de genoemde aandachtspunten inderdaad naar tevredenheid kunnen worden opgelost. Voor iedere toepassingsmogelijkheid is onder de tabel een nadere toelichting en onderbouwing gegeven.

Noot. Zeker waar het gaat om de vergelijking van teruggerekende, opgeloste concentraties en gehalten in biota is het van belang om te realiseren dat beide werkwijzen onzekerheden kennen. Meerdere van onderstaande aanbevelingen gelden ook voor biotamonitoring. Daarom is het momenteel moeilijk om te beoordelen welk van beide methoden het meest betrouwbare oordeel over de huidige toestand geeft.

Tabel 11. Kwalitatieve beoordeling van mogelijke toekomstige toepassingen van passieve samplers.

√ = toepassing momenteel of na uitvoeren van genoemde aanbevelingen in de nabije toekomst mogelijk

X = toepassing wordt momenteel nog niet aanbevolen

? = mogelijkheden voor toepassing onzeker

	Aantonen van stoffen	Concentraties kwantificeren	Variatie in tijd	Variatie in ruimte	Oordeel over toestand	
Zie toelichtende opmerking:	1	2	3	4	5 Rekenkundig	5 Oordeelkundig
Benzo(a)antraceen	√	√	√	√	√	√
Benzo(a)pyreen	√	√	√	√	√	√
Chryseen	√	√	√	√	√	√
Fluorantheen	√	√	√	√	√	√
PFAS (speedisk)	√	X	X	X	X	X
Hexachloorbenzeen	√	√	√	√	?	√
Hexachloorbutadieen	√	√	√	√	?	√
Hexabroomcyclododecaan	√	?	√	√	X	√
Heptachloor	√	?	√	√	?	√
Cis-Heptachloorepoxide	√	?	√	√	?	√
Gebromeerde vlamvertragers	√	?	√	√	√	X
Dicofol	√	?	√	√	X	√

Toelichtende conclusies en aanbevelingen

Voor iedere toepassing zijn hieronder verschillende aanbevelingen geformuleerd. Aanbevelingen in eerdere stappen kunnen ook gevolgen hebben voor de toepassing bij latere stappen, maar zijn slechts éénmalig opgenomen. Bij de beoordeling van een volgende mogelijke toepassing is ervan uitgegaan dat de eerder genoemde aanbevelingen naar tevredenheid zijn opgelost.

1) Aantonen van stoffen

Conclusies: Doordat passieve samplers gedurende meerdere weken in het oppervlaktewater worden uitgehangen geven ze een meer tijdsgéïntegreerd beeld ten opzichte van de steekmonsters uit de routinematige monitoring. Zeker voor stoffen met een gepeikt vóórkomen leidt dit tot een hogere trefkans. Daarnaast leveren extracten van passieve samplers een concentratiestap, waardoor het aandeel meetbare resultaten vaak hoger is dan voor de routinematige metingen van totaal concentraties in oppervlaktewater. Binnen de thans bestudeerde stoffen geldt dit voor benzo(a)antraceen, benzo(a)pyreen, chryseen, hexachloorbenzeen, hexachloorbutadieen, cis-heptachloorepoxide en PBDE's. Voor hexabroomcyclododecaan waren gegevens over de totaal concentraties niet voorhanden en kon deze vergelijking niet worden uitgevoerd. Dicofol vormt een uitzondering aangezien het aandeel meetbaar juist in de routinematige monitoring van totaal concentraties het hoogst is.

Aanbevelingen:

- Nagaan of de rapportagegrens voor dicofol en cis-heptachloorepoxide in extracten van passieve samplers verder verlaagd kan worden.
Noot. Deze en meerdere van onderstaande aanbevelingen gelden (in meer of mindere mate) ook voor biotamonitoring.

2) Kwantificeren van aanwezige opgeloste concentraties

Conclusies: Voor de speedisk is het niet mogelijk om tot een locatiespecifieke bepaling van het geëxtraheerde watervolume te komen. Daarmee is het ook niet mogelijk om de opgeloste concentraties in het oppervlaktewater betrouwbaar te kwantificeren. Binnen de thans bestudeerde stoffen geldt dit voor PFAS (waarbij het overigens wel opvallend is dat de teruggerekende, opgeloste concentraties op ordegrrootte goed met de totaal concentraties zijn te vergelijken). Toepassingen bij het beoordelen van variatie in ruimte en tijd of het geven van een oordeel over de toestand worden daarom niet ondersteund. Voor siliconenrubber is een betrouwbare, kwantitatieve vaststelling van opgeloste concentraties wel mogelijk, mits er voor de betreffende stof een betrouwbare evenwichtspartiticoëfficiënt tussen siliconenrubber en water beschikbaar is. Binnen de thans bestudeerde stoffen is dit volgens STOWA (2014) mogelijk voor de vier PAK's, hexachloorbenzeen en hexachloorbutadien, terwijl voor de andere stoffen (PBDE's, heptachloor & -epoxide, dicofol en HBCD) de concentratiebepaling eerder als semi-kwantitatief wordt gezien. Dit kan verbeteren zodra er voor deze stoffen wel een betrouwbare evenwichtspartiticoëfficiënt en is daarom in Tabel 11 als '?' aangeduid.

Aanbevelingen:

- Nagaan of er voor de nu nog ontbrekende evenwichtspartiticoëfficiënten tussen siliconenrubber en water al geschikte waarden beschikbaar zijn dan wel overwogen om die alsnog experimenteel vast te stellen.
- Nagaan of er voldoende inzicht is in de intralab variatie van het gehele proces van uithangen tot aan de chemische analyses. Kennis hiervan is noodzakelijk om vervolgens ook de variatie in tijd & ruimte te kunnen duiden. Jonker (2012) geeft aan dat de state-of-the-art waarde voor de meetonzekerheid bij concentraties, die ruim boven de rapportagegrens liggen, op circa 10% ligt²².
- Dataopslag aanpassen aan de adviezen in Deltares (2012). Kern hiervan is dat niet zozeer de berekende opgeloste concentraties worden opgeslagen, maar vooral de benodigde gegevens om tot die berekende waarden te kunnen komen. Als er in de toekomst een verbeterde waarde voor bijvoorbeeld een evenwichtspartiticoëfficiënt of een mogelijkheid tot correctie op basis van het zoutgehalte/temperatuur beschikbaar komt (Deltares, 2010c), kunnen de berekeningen opnieuw worden uitgevoerd. Nu is dat niet mogelijk.

3) Variatie in tijd

Conclusies: Als de concentraties betrouwbaar gekwantificeerd kunnen worden, moet het mogelijk zijn om deze waarden ook voor onderzoek naar temporele trends te gebruiken. Naast bovenstaande aandachtspunten bleek echter in de data-analyse dat er voor meerdere stoffen veel (nu nog) onverklaarde variatie in de gerealiseerde rapportagegrenzen zit. Alhoewel een enkel afwijkend monster waarschijnlijk nooit voorkomen kan worden, duidt de omvang van deze variatie en het feit dat deze deels ook betrekking heeft op een verschil tussen jaren op een situatie, waarbij het gehele proces van proefopzet en inzetten van de passieve samplers, extraheren en chemische analyses tot aan het uitwerken en berekenen van de opgeloste concentraties verder gestandaardiseerd en/of geoptimaliseerd kan worden. Verder is het voor het beoordelen van trends wenselijk om te controleren of de correctie op geëxtraheerd watervolume inderdaad zo goed werkt dat binnen een gebied met eenzelfde waterkwaliteit, maar andere stroomsnelheden, de berekende opgeloste concentraties voldoende gelijkwaardig zijn.

Verder geldt voor onderzoek naar variatie in tijd (en ruimte) dat de metingen en berekeningen goed replicerbaar moeten zijn. Of de uitkomsten 'juist'²³ zijn is daarbij minder van belang. Voor stoffen die in STOWA (2014) als 'semi-kwantitatief' zijn beoordeeld was de reden voor dit oordeel het ontbreken van een betrouwbare evenwichtspartiticoëfficiënt tussen siliconenrubber en water. In die gevallen wordt van de logKow-waarde gebruik gemaakt. Dit levert een minder betrouwbare (juiste?) uitkomst, maar de berekening is altijd gelijk. De uitkomsten kunnen daarmee wel een betrouwbaar inzicht in de variatie in tijd (en ruimte) geven.

²² Over het gehele traject vanaf extractie tot en met de analyse ligt de meetfout vaak wat hoger (20-30%).

²³ Door de aard van passieve sampler onderzoek is het lastig om onafhankelijk vast te stellen wanneer een berekende opgeloste concentratie een juist beeld van de werkelijkheid geeft. Een goede koppeling met gehalten in biota wordt wel gezien als onderbouwing dat zo'n waarde de waarheid goed benadert.

Aanbevelingen:

- Het gehele proces van veldwerk, monsternamen, analyse en dataverwerking stap voor stap nalopen en waar nodig aanscherpen en standaardiseren.
- Nagaan of er voldoende inzicht is in de vraag of de huidige methodiek bij eenzelfde waterkwaliteit maar andere omstandigheden (stroomsnelheden en daarmee geëxtraheerde watervolumes) toch tot vergelijkbare opgeloste concentraties leidt. Zo niet, overwegen om dit middels praktijkonderzoek vast te stellen.
- Nagaan of gegevens uit oudere jaren behulpzaam kunnen zijn om de nu bestudeerde relaties verder te onderbouwen (bijv. Deltares, 2010c; Jonker, 2012) en/of aanvullend inzicht geven in temporele variatie.

4) Variatie in ruimte

Conclusies: Bij variatie in de ruimte gaat het over het betrouwbaar kunnen beoordelen van verschillen in de waterkwaliteit, waarbij deze beoordeling niet door verschillen in bijv. de stroomsnelheid wordt beïnvloed. Kennis over de variatie in de ruimte is ook voor schelpdieren en vissen relevant. Voor vissen speelt er echter ook een aandachtspunt in de proefopzet bij het vergelijken van passieve samplers met biotagehalten. De passieve samplers worden tenslotte op één specifieke locatie uitgehangen, terwijl de analyses in vissen worden uitgevoerd met een mengmonster van meerdere locaties die op grote afstand van elkaar kunnen liggen. Dit leidt tot tegengestelde uitgangspunten: als reden voor het gebruiken van mengmonsters wordt aangegeven dat hiermee een beter beeld van de gemiddelde waterkwaliteit en bioaccumulatie wordt verkregen. Als dit betekent dat de waterkwaliteit/bioaccumulatie binnen een waterlichaam inderdaad varieert, geldt dit ook voor passieve samplers en neemt de koppeling tussen opgeloste concentraties en gehalten in vis sowieso af. Als deze ruimtelijke variatie in waterkwaliteit/bioaccumulatie beperkt is, kan worden volstaan met het uithangen van passieve samplers op één locatie en zou een mengmonster van vissen niet per se nodig zijn.

Aanbevelingen:

- Praktijkonderzoek naar de ruimtelijke variatie in een waterlichaam, waarbij op iedere (geschikte) deellocatie zowel een visbemonstering als passieve samplers worden toegepast en ieder deelmonster apart en liefst in meervoud wordt geanalyseerd.

5) Oordeel over de toestand

Conclusies: De vraag of een via passieve samplers berekende opgeloste concentratie een accurate beoordeling van de huidige toestand mogelijk maakt kan op twee manieren beoordeeld worden, namelijk rekenkundig en oordeelkundig. Bij een rekenkundige beoordeling wordt geen oordeel gegeven over de opgeloste concentratie an sich maar wordt deze via een vastgestelde rekenkundige relatie 'vertaald' in een biotagehalte, waarna dit biotagehalte met de biotanorm kan worden vergeleken. Bij de oordeelkundige manier worden de teruggerekende, opgeloste concentraties (ook) met de normwaarde voor opgeloste concentraties vergeleken. Om op hetzelfde beschermingsniveau te werken als de biotanorm betreft dit de JG-MKN, die inhoudelijk ook betrekking heeft op de opgeloste concentraties²⁴ (ook al worden ze in de praktijk met totaal concentraties vergeleken).

De **rekenkundige beoordeling** vereist logischerwijs een zeer goede correlatie tussen de teruggerekende, opgeloste concentraties en de gehalten in biota. De huidige data-analyse geeft aan dat dit voor PAK's en PBDE's (R^2 -waarden zijn telkens $>0,8$) waarschijnlijk in voldoende mate het geval is. Hier is het woord 'waarschijnlijk' toegevoegd omdat er op meerdere punten (waarschijnlijk) vermijdbare variatie rondom de regressielijn is vastgesteld. Een deel van de mogelijke oorzaken is hierboven al benoemd. Daarnaast lijken de PAK-analyses in schelpdieren de huidige toestand te overschatten (te hoge gehalten), mogelijk als gevolg van de aan (pseudo)faeces gebonden PAK's. Dit aandeel is feitelijk niet door het schelpdier opgenomen, maar is wel in de schelp aanwezig en wordt in de chemische analyses meegenomen. De verwachting is dat het verkleinen van deze vermijdbare variatie de rekenkundige relatie tussen teruggerekende, opgeloste concentraties en gehalten in biota verder zal verbeteren.

Voor hexachloorbenzeen, hexachloorbutadien, cis-heptachloorepoxide zijn de rekenkundige relaties nog onvoldoende sterk, waardoor deze optie voorsnog niet als mogelijke toepassing wordt gezien. Uit de hierboven al genoemde aandacht voor vermijdbare variatie kan echter blijken, dat de rekenkundige relaties toch voldoende sterk kunnen zijn. Naast deze variatie speelt soms ook de nu nog relatief kleine dataset (vooral Hbcd) en/of een laag aandeel meetbaar (dicofol) een rol. Voor dicofol en Hbcd wordt deze toepassing daarom voorlopig niet aanbevolen,

²⁴ Sommige specifieke verontreinigende stoffen, zoals benzo(a)antracene en chryseen, uitgezonderd.

terwijl voor hexachloorbenzeen, hexachloorbutadien, heptachloor & -epoxide de mogelijke toepassing nog onduidelijk is.

Voor PFAS zijn de rekenkundige relaties tussen de teruggerekende, opgeloste concentraties en de gehalten in biota zwak. Dit heeft meerdere oorzaken, waaronder een laag aandeel meetbaar, variabele rapportagegrenzen en een verschil in de berekeningen. Deze bronnen van variatie zijn in ieder geval deels vermijdbaar, waardoor de relaties zullen verbeteren. Tegelijkertijd blijft het ontbreken van een goede inschatting van het geëxtraheerde watervolume een belangrijke beperking bij de inzet van speedisk. Opvallend genoeg komen de teruggerekende, opgeloste concentraties en de vanuit de routinematige monitoring beschikbare totaal concentraties op ordegruote goed overeen. Dit geldt niet alleen voor PFOS maar ook voor PFOA, PFHxS en PFNA.

Bij een **oordeelkundige beoordeling** kan de via passieve samplers vastgestelde opgeloste concentratie direct met de normwaarde voor opgeloste concentraties worden vergeleken. Deze toepassing is de meest directe beoordeling, maar behoeft voor meerdere stoffen nog wel aandacht voor de te gebruiken normwaarde voor opgeloste concentraties. In feite geldt voor de meeste JG-MKN waarden dat deze inhoudelijk op opgeloste concentraties zijn gebaseerd, ondanks het feit dat ze met totaal concentraties worden vergeleken. Voor sommige stoffen is er echter ook op andere vlakken sprake van een mismatch tussen de normstelling en de huidige monitoring en toetsing. Voor PAK's is de huidige JG-MKN berekend uitgaande van organismen met 5% vet. In later verschenen updates van de Europese normstelling is besloten dat een vetgehalte van 1% voor schelpdieren meer representatief is. Daarnaast is er bij benzo(a)pyreen een opvallende keuze gemaakt waardoor de JG-MKN van $1,7 \cdot 10^{-4}$ µg/l op schelpdieren is gebaseerd, terwijl de biotanorm van 5 µg/kg vers op kreeftachtigen is gebaseerd. Voor benzo(a)antraceen en chryseen speelt verder een rol dat de JG-MKN is gebaseerd op totaalgehalten waarbij het water 30 mg/l zwevend stof bevat, terwijl er in de KRW-toetsingen niet voor het zwevend stof wordt gecorrigeerd. Het aantal normoverschrijdingen wordt daardoor waarschijnlijk te laag ingeschat. Door gebruik te maken van de eveneens afgeleide opgeloste concentraties en passieve samplers wordt dit voor benzo(a)antraceen en chryseen voorkomen. Voor fluorantheen en benzo(a)pyreen zou in overleg met het RIVM naar bovenstaande discussie over vetgehalten gekeken kunnen worden om vervolgens vast te stellen aan welke opgeloste concentratie de passieve sampler resultaten getoetst kan worden.

Voor de biotamonitoring met vis geldt dat er een verschil is in het trofisch niveau. Bij het terugrekenen van de biotanorm naar een JG-MKN is ervan uitgegaan dat de biotanorm geldt voor organismen van trofisch niveau 4, terwijl de blankvoorns die in de monitoring worden gevangen veelal op trofisch niveau 2-3 zitten. Dit betekent dat teruggerekende, opgeloste concentraties eerder tot normoverschrijdingen zullen leiden dan de (niet op trofisch niveau gestandaardiseerde) gehalten in biota. Dit komt voor hexachloorbenzeen duidelijk uit de resultaten naar voren²⁵, maar speelt ook voor hexachloorbutadien, cis-heptachloorepoxide, dicofol en gebromeerde vlamvertragers een rol.

Als besloten is aan welke opgeloste normwaarde getoetst moet worden, kunnen de teruggerekende, opgeloste concentraties van stoffen, die eerder als 'voldoende kwantificeerbaar' zijn beoordeeld ook met deze norm vergeleken worden. Dit betreft PAK's, hexachloorbenzeen en hexachloorbutadien. Voor hexachloorbenzeen en hexachloorbutadien geldt wel als voorwaarde dat met de eerder genoemde aanbevelingen de hoeveelheid variatie voldoende kan worden beperkt.

Als uitsluitend naar het oordeel (voldoet / voldoet niet) wordt gekeken en niet naar de mate van overschrijding is er ook nog een tussenoptie mogelijk, namelijk voor stoffen waar de huidige beoordeling van teruggerekende, opgeloste concentraties en biotagehalten tot eenzelfde oordeel leidt. De maximaal vastgestelde teruggerekende, opgeloste concentratie kan dan als drempelwaarde worden gebruikt, waaronder de biota waarschijnlijk aan de norm zal voldoen. Dit geldt voor hexachloorbutadien, dicofol en hexabroomcyclododecaan. Andersom (kiezen voor de laagst vastgestelde concentratie) kan op eenzelfde manier worden toegepast op heptachloor & -epoxide, aangezien daar overal van een normoverschrijding sprake is. Alleen voor PBDE's is dit niet mogelijk aangezien de biotanorm overal wordt overschreden, terwijl de teruggerekende, opgeloste concentraties in de minst belaste wateren onder de rapportagegrens lagen.

²⁵ 43% van de opgeloste concentraties geven een overschrijding van de normwaarde voor opgeloste concentraties, terwijl er bij de biotamonsters in slechts één geval van een (zeer nipte) normoverschrijding sprake was. Correctie op het trofisch niveau zal ook bij de biotagehalten tot normoverschrijdingen leiden.

Noot. Deze werkwijze verschilt met de huidige KRW-methodiek. De aanbevelingen zijn dan ook niet bedoeld als vervanging van de vastgelegde KRW-methode, maar als aanvullend inzicht die inhoudelijk waarschijnlijk beter met het beoogde beschermingsniveau vergeleken kan worden. Deze inzichten kunnen worden gebruikt bij het maken van keuzes in eventuele aanvullende maatregelen, vergunningverlening etc.

Aanbevelingen:

- Om de dataset voor vis te vergroten wordt aanbevolen om passieve samplers ook toe te passen in jaren dat er wel vis wordt bemonsterd maar geen schelpdieren.
- Voer aanvullend onderzoek uit naar de invloed van de aan (pseudo)faeces gebonden PAK's, die formeel niet door het schelpdier zijn opgenomen maar wel in de schelp aanwezig zijn. Dit aspect verdient extra aandacht, aangezien dit mogelijk ook betekent dat de huidige toestandsbeoordeling op basis van biotamonitoring tot onterechte overschrijdingen kan leiden.
- Voor de directe vergelijking van teruggerekende, opgeloste concentraties met een normwaarde is het nodig dat er overeenstemming wordt bereikt welke normwaarde het meest geschikt is voor de beoogde bescherming van de gevoeligste functies.

3 Mogelijkheden passieve sampling binnen toekomstige monitoring

3.1 Inleiding

Dit hoofdstuk begint in paragraaf 3.2 met een korte introductie op de huidige toepassing van PS binnen de monitoring door RWS. Vervolgens wordt in paragraaf 3.3 geschetst in hoeverre PS voor formele doeleinden mag worden ingezet.

Deze rapportage is gericht op het identificeren van mogelijke (en ook: toegestane) en zinvolle toepassingen van PS binnen het reguliere meetnet van RWS. Om hiertoe te komen wordt in de rest van dit hoofdstuk een trechterbenadering toegepast:



1. Eerst is een brede inventarisatie van mogelijke toepassingen uitgevoerd, passend bij een aantal (hoofd)doeleinden die aansluiten bij het takenpakket van RWS (paragraaf 3.4).
2. Vervolgens is beoordeeld welke van deze toepassingen haalbaar zijn en meerwaarde zouden kunnen bieden ten opzichte van de huidige monitoringspraktijk (paragraaf 3.5).
3. De betreffende toepassingen zijn vertaald naar een aantal mogelijke scenario's voor implementatie door RWS (paragraaf 3.6). Deze scenario's omvatten in een aantal gevallen meerdere goed te combineren toepassingen. Voor de betreffende scenario's is in paragraaf 3.7 het handelingsperspectief geschetst.

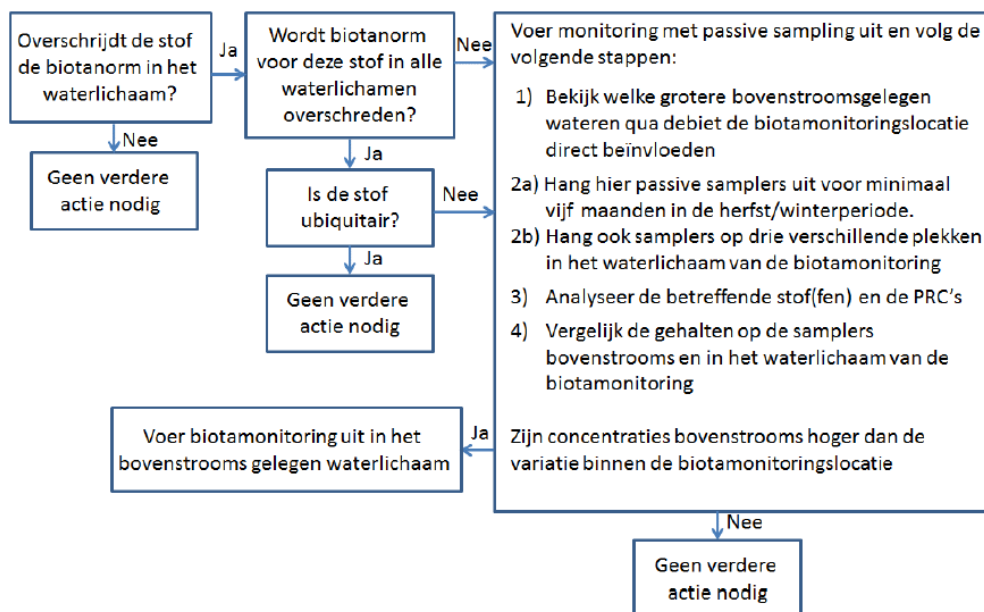
3.2 Huidige toepassing van passieve sampling

Opzet en doel

Passive sampling wordt in de huidige praktijk ingezet als beslissingsondersteunende techniek, voor het bepalen van de benodigde inzet van monitoring in biota. RWS heeft sinds 2017 een biotamonitoringsprogramma operationeel, om stoffen te meten die slecht meetbaar zijn in water en daarmee aan de KRW-eisen te voldoen. Hierbij worden roulerend over drie jaar op 20 meetlocaties in vis en/of mosselen de gehalten gemonitord. Bij overschrijding van één of meerdere biotanormen op een locatie moet afgewogen worden of in de bovenstrooms gelegen waterlichamen ook monitoring in biota plaats moet vinden. Vanwege ethische, logistieke en financiële redenen is het niet gewenst op alle bovenstrooms gelegen locaties in biota te monitoren. Bovendien zijn veel van de stoffen ubiquitair en is er weinig handelingsperspectief als de stof op alle locaties aanwezig is, tenzij hogere concentraties duidelijk wijzen op een lokale bron. Het is dan mogelijk niet zinvol om bovenstrooms van de biotamonitoringslocatie biota te gaan bemonsteren (Deltares, 2019).

Passive sampling kan mogelijk als alternatieve monitoringsmethode toegepast worden om biotamonitoring te beperken. Daarbij kan het gebruik van PS tweeledig zijn. Er kan worden bepaald waar het opportuun is om extra in biota te gaan monitoren én er kan wellicht alleen worden volstaan enkel te werken met PS op deze locaties en geen biota te bemonsteren. Om deze mogelijkheden verder te verkennen is, tevens sinds 2017, PS op een aantal locaties ingezet naast de biotamonitoring. De resultaten t/m de najaars-/winterbemonstering van 2018-2019 zijn gebruikt ten behoeve van een afwegingskader (Deltares, 2019), weergegeven in Figuur 10. Behalve door RWS kan dit kader ook door de waterschappen gebruikt worden. Een alternatief schema, waarmee tevens met behulp van PS bepaald wordt of biotamonitoring noodzakelijk is, is opgenomen in Bijlage A.

Na 2018/2019 is de monitoring middels PS doorgezet; Kotterman & De Hart (2023) geven een overzicht van locaties en periodes. Alle meetresultaten (dat wil zeggen: de berekende opgeloste concentraties) zijn in DONAR vastgelegd. In hoofdstuk 2 van dit rapport zijn de meetresultaten van 2018 t/m 2022 geëvalueerd, voor de stoffen met een biotanorm (er zijn in de PS-extracten ook andere stoffen geanalyseerd; zie hierna). De resultaten van de monitoring middels PS worden niet gebruikt voor formele rapportages. Ook is het afwegingskader nog niet in de praktijk toegepast.



Figuur 10. Stroomschema om met behulp van passieve sampling af te wegen of biotamonitoring uitgebreid dient te worden naar bovenstrooms gelegen waterlichamen (uit: Deltares, 2019)

Parameters

In de extracten van de passieve samplers worden naast de stoffen met een biotanorm ook een aantal andere, verwante stoffen gemeten. Tabel 12 geeft een overzicht.

Tabel 12. In extracten van de passieve samplers gemeten stoffen met en zonder biotanorm, per stofgroep (corresponderend met de stofgroepindeling in hoofdstuk 2).

Stofgroep	Parameters met biotanorm	Overige parameters	Type sampler
PAK's (16 PAK's EPA)	benzo(a)pyreen, fluorantheen, benzo(a)antraceen en chryseen	naftaleen, acenafteen, acenaftyleen, fluoreen, fenantreen, antraceen, pyreen, benzo(b)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen, indeno(1,2,3-cd)pyreen, benzo(ghi)peryleen en dibenz(ah)antraceen	Siliconenrubber
Voormalige bestrijdingsmiddelen	hexachloorbenzeen (HCB), hexachloorbutadieen (HCBd), heptachloor, cis-heptachloorepoxide en dicofol	trans-heptachloorepoxide	Siliconenrubber
Broomhoudende stoffen	hexabroomcyclododecaan (HBCD) PBDE's 28, 47, 99, 100 en 153 en sPBB153DE154	PBDE's 49, 66, 71, 75, 85, 119, 138, 183 en 190	Siliconenrubber
PFAS	PFOS, PFOA, PFNA en L_PFHxS ¹	PFBA, PFDA, PFDoA, PFHpA, PFHxA, PFPA, PFTDA, PFTeDA, PFUdA, L_PFBS, L_PFDS en L_PFHpS	Speedisk

1) Voor de parameters PFOA, PFNA en PFHxS is geen KRW-biotanorm beschikbaar, maar deze zijn wel onderdeel van een door het RIVM geadviseerde biotanorm, gebaseerd op een gezondheidkundige grenswaarde van de EFSA voor opname door de mens (zie paragraaf 2.7).

3.3 In hoeverre is gebruik van PS toegestaan?

PS kan voor verschillende doeleinden worden ingezet. De mate van geschiktheid ten opzichte van reguliere monitoring middels doelstofanalyses of biotamonitoring verschilt per toepassing en per type sampler. In STOWA (2014) is een overzicht gegeven, waarbij de soorten van monitoringsonderzoek zijn onderscheiden:

- a. Screening op aanwezigheid van stoffen;
- b. Bepalen van concentraties waarin stoffen voorkomen en, daaraan gekoppeld, ecologische risico's;
- c. Bepalen van de herkomst van stoffen;
- d. Bepalen van ecologische effecten van een mengsel van (gelijksortige) stoffen.

De huidige inzet van PS door RWS, beschreven in de vorige paragraaf, is vooral gericht op de tweede soort: het bepalen van concentraties. De resultaten worden hierbij echter niet gebruikt voor formele doeleinden, zoals het beoordelen van toestand en trends, maar alleen ter ondersteuning van de wél voor die doeleinden gebruikte monitoring in biota. Inzet van PS voor normtoetsing en, daaraan gekoppeld, formele toestandbeoordeling van oppervlaktewaterlichamen is binnen de huidige wetgeving (KRW en Richtlijn Prioritaire Stoffen (RPS)) niet toegestaan. Ditzelfde geldt voor trendbepaling. Formele beoordeling van toestand en trends dient thans op basis van (reguliere) monitoring in water, sediment en/of biota plaats te vinden.

In oktober 2022 heeft de Europese Commissie een voorstel voor herziening van de KRW, de Grondwaterrichtlijn en de RPS gepubliceerd (COM(2022) 540 final). Dit voorstel, dat nog niet is aangenomen, lijkt meer ruimte te bieden voor inzet van PS en andere innovatieve monitoringmethoden. In de bijlagen bij het voorstel wordt voorgesteld om aan paragraaf 1.3 van bijlage V van de KRW het volgende toe te voegen:

'Where the monitoring network involves earth observation and remote sensing rather than local sampling points, or other innovative techniques, the map of the monitoring network shall include information on the quality elements and the water bodies or groups of water bodies which have been monitored using such monitoring methods. Reference shall be made to CEN, ISO, or other international or national standards that have been applied to ensure that the temporal and spatial data obtained are as reliable as those obtained through the use of conventional monitoring methods at local sampling points.'

Member States may apply passive sampling methods to monitor chemical pollutants, where appropriate, in particular for screening purposes, on the condition that those sampling methods do not underestimate the concentrations of pollutants for which environmental quality standards apply, and thus reliably identify "failure to achieve good status", and that chemical analysis of water, biota or sediment samples, according to the environmental quality standards applied, is conducted wherever such failure is observed. Member States may also apply effect-based sampling methods subject to the same conditions.'

Bij het ongewijzigd aannemen van de voorstellen van de Europese Commissie lijkt er dus ruimte te ontstaan voor inzet van PS voor de beoordeling van toestand en trends, *mits* hiermee de concentraties van genormeerde stoffen niet onderschat worden en de chemische toestand niet onterecht als 'goed' wordt gekwalificeerd. Hierover is nationaal en internationaal nog veel discussie²⁶, met name vanwege onzekerheden in omrekening naar concentraties in water of andere matrices (zie ook diverse opmerkingen hierover in hoofdstuk 2). Vooralsnog lijkt inzet van PS alleen voor monitoring van trends haalbaar, voor stoffen waarvoor betrouwbare evenwichtsconstanten beschikbaar zijn. Hierbij valt te denken aan de monitoring van langetermijntendensen voor een aantal prioritaire stoffen op grond van de RPS (zie ook paragraaf 3.4.2).

Op andere soorten van monitoringsonderzoek waarvoor PS kan worden ingezet is in beginsel geen Europese wet- en regelgeving van toepassing. Hiervoor kan RWS zelf beoordelen in hoeverre de techniek voldoende betrouwbaar en geschikt wordt geacht, mogelijk in overleg met voor de betreffende toepassing relevante betrokkenen.

²⁶ De mogelijkheden van toepassing van PS voor (onder meer) formele doeleinden zijn onder andere bediscussieerd tijdens de 13^e International Passive Sampling Workshop (IPSW 2022, Utrecht). Hiervan zijn wel enkele video-opnamen beschikbaar (met gebrekkige geluidskwaliteit), maar kon geen verslaglegging worden achterhaald.

3.4 Mogelijke toepassingen van passieve sampling

In deze paragraaf wordt een aantal mogelijke toepassingen van PS geschetst, passend bij het takenpakket van RWS. Ten behoeve van het overzicht zijn deze toepassingen geclusterd naar verschillende doeleinden, in lijn met -maar niet exact gelijk aan- de door STOWA (2014) onderscheiden soorten van monitoringsonderzoek (zie paragraaf 3.3). De volgende doeleinden zijn onderscheiden, in willekeurige volgorde:

1. Ondersteunend aan biotamonitoring (o.a. huidige praktijk);
2. Monitoring van toestand en trends;
3. Evaluatie van specifieke beleidsdoelstellingen;
4. Beantwoorden van specifieke kennisvragen;
5. Screeningsdoeleinden;
6. Vergunningverlening, toezicht en handhaving (VTH).

Bij elk van deze doeleinden zijn meerdere concrete toepassingen denkbaar. In de hierna volgende paragrafen worden de doeleinden en de bijbehorende toepassingen verder toegelicht. Daarnaast is ook denkbaar dat monitoring middels PS geheel wordt gestopt. Dit komt als 'nulscenario' aan bod in paragraaf 3.6.

3.4.1 Ondersteunend aan biotamonitoring

Zoals geschetst in paragraaf 3.2 wordt PS in de huidige praktijk vooral beoogd als beslissingsondersteunende techniek voor het bepalen van de benodigde inzet van biotamonitoring. Hierbij kan middels PS worden bepaald of het nodig en zinvol is om biotamonitoring uit te voeren, of om deze monitoring uit te breiden naar bovenstrooms gelegen waterlichamen. Zie hiervoor de stroomschema's in Figuur 10 (paragraaf 3.2) en Figuur 11 (Bijlage A).

Toepassing A: huidige praktijk

In de huidige praktijk vindt PS plaats op de locaties uit het biotameetnet. Hier wordt PS parallel aan de biotamonitoring ingezet: 6 locaties per jaar, met een meetcyclus van 3 jaar. Als hier uit de toetsing aan de biotanormen blijkt dat er sprake is van normoverschrijdingen, dan kan door waterschappen of door RWS zelf inzet van PS overwogen worden om te bepalen of en waar aanvullende biotamonitoring nodig en zinvol is (rechter deel in Figuur 10). Deze aanvullende toepassing van PS biedt meer inzicht in de ruimtelijke variatie van de gemeten stoffen in het watersysteem, maar is in beginsel tijdelijk van aard. PS is in dit geval immers een tussenstap, als opmaat naar eventuele aanvullende monitoring in biota.

Toepassing B: vergroten inzicht ruimtelijke variatie

Het is ook denkbaar om op structurele basis PS uit te voeren op een groter aantal locaties dan die uit het biotameetnet, in en/of buiten de waterlichamen waar biotamonitoring plaatsvindt. Hierbij wordt de monitoringinspanning middels PS uitgebreid, maar wordt in beginsel wel dezelfde meetcyclus gehanteerd als in het biotameetnet (eens per 3 jaar). Hiermee wordt het inzicht in de ruimtelijke variatie vergroot. Dit is vooral relevant indien structureel meer inzicht gewenst is in de herkomst van normoverschrijdende stoffen, of in de mate van variatie in de belasting met probleemstoffen in en/of tussen de waterlichamen. Het kan ook inzicht geven in de ruimtelijke representativiteit van het toestandsoordeel op basis van één of meer locaties uit het biotameetnet, al is hiervoor wel een vertaling van de berekende opgeloste concentraties van de passieve samplers naar de PS naar een gehalte in biota nodig (zie paragraaf 2.8). Omwille van de representativiteit dienen aanvullende meetlocaties dan gelijktijdig met de hiermee te vergelijken locatie uit het biotameetnet te worden bemonsterd.

Uiteraard is het vergroten van inzicht in de ruimtelijke variatie ook op tijdelijke basis denkbaar. Dit ligt echter meer voor de hand bij bronopsporing (toepassing O), of andere projectmatige vraagstukken.

Toepassing C: vergroten inzicht temporele variatie

Ook uitbreiding van de meetinspanning in de tijd is denkbaar. Door de locaties uit het biotameetnet jaarlijks middels PS te bemonsteren, terwijl biotamonitoring net als nu eens per 3 jaar wordt uitgevoerd, wordt meer inzicht in de temporele (jaar tot jaar) variatie verkregen. Ook kan een trendmatige ontwikkeling hierdoor sneller worden gedetecteerd dan middels de driejaarlijkse biotamonitoring. In tegenstelling tot bij biotamonitoring spelen hierbij factoren als beschikbaarheid van geschikte biota en ruimtelijke variatie binnen een waterlichaam (vooral relevant bij het samenstellen van een mengmonster van op verschillende plekken in een waterlichaam gevangen vissen) geen rol; de passieve sampler kan altijd op dezelfde vaste locatie worden uitgehangen. Hierdoor is de spreiding in de

meetresultaten naar verwachting kleiner dan bij biotamonitoring. De PS-gegevens worden bij deze toepassing niet gebruikt voor de formele toestand- en trendbeoordeling.

Toepassing D: minimaliseren van biotamonitoring

In de toepassingen A t/m C blijft de huidige inzet van biotamonitoring gehandhaafd. Gebruik van PS ter vermindering van de inzet van biotamonitoring is ook denkbaar. Hierbij valt te denken aan een verlaging van de cyclus van biotamonitoring van eens per 3 naar eens per 6 jaar (of nog minder, indien op basis van eerdere monitoring in biota geen sprake is van normoverschrijdende stoffen), waarbij wel driejaarlijks (of jaarlijks) monitoring middels PS plaatsvindt. Hiermee wordt de biotamonitoring tot een minimum beperkt, zonder dat aan inzicht in het vóórkomen van de betreffende stoffen wordt ingeboet. Bovendien wordt hiermee nog altijd aan de minimale vereisten voor toestand- en trendmonitoring van niet-normoverschrijdende stoffen voldaan. Voor wél-normoverschrijdende stoffen is het niet raadzaam de monitoringscyclus te verlagen. In de huidige praktijk wordt voor operationele (biota)monitoring van deze stoffen dezelfde cyclus aangehouden als voor toestand- en trendmonitoring (RWS, 2022). Het verhogen van de cyclus voor operationele monitoring tot jaarlijks, conform het protocol monitoring en toestandsbeoordeling oppervlaktewaterlichamen KRW (RWS, 2020), betekent een aanzienlijke kostenstijging terwijl niet wordt verwacht dat de hiermee verzamelde extra gegevens tot wezenlijk andere maatregelen en beleidskeuzes zullen leiden (Ecofide, 2015).

3.4.2 Monitoring van toestand en trends

In de toepassingen A t/m D wordt PS ingezet ter ondersteuning van de biotamonitoring, waarbij de resultaten van de monitoring in biota worden gebruikt voor de formele beoordeling van toestand en trends. Er zijn echter ook toepassingen denkbaar waarin PS direct voor deze doeleinden wordt ingezet.

Toepassing E: vervangen van monitoring in biota door PS

Deze toepassing behelst het vervangen van monitoring in biota door monitoring middels PS. Hierbij worden de uit de passieve samplers berekende gehalten (omgerekend naar biota) gebruikt voor de formele beoordeling van toestand en trends van stoffen met een biotanorm. Dit is de 'rekenkundige' toestandbeoordeling zoals bedoeld in paragraaf 2.8. Monitoring in biota zou dan achterwege kunnen blijven.

Een voorwaarde voor deze toepassing is uiteraard dat betrouwbare berekening van de gehalten in biota vanuit de samplers mogelijk is. Uit paragraaf 2.8 blijkt dat dit voor PFAS (middels de speedisk) niet mogelijk is. Voor PAK's en PBDE's lijkt dit wel mogelijk, maar voor andere middels siliconenrubber gemonitorde stoffen zijn de rekenkundige relaties nog onvoldoende sterk, waardoor deze optie vooralsnog niet als mogelijke toepassing wordt gezien. Ook internationaal is er geen consensus over gebruik van PS voor normtoetsing (zie paragraaf 3.3). Daarom wordt deze toepassing voorlopig niet haalbaar geacht.

Toepassing F: vervangen van monitoring in water door PS

Binnen deze toepassing vervangt PS de reguliere monitoring van polaire stoffen in water door middel van steekmonsters. Hiermee worden stoffen met een relatief hoge rapportagegrens in water, ten opzichte van de norm, 'beter meetbaar' gemaakt. Dit is te zien als '2^e lijnsbeoordeling' voor stoffen met een JG-MKN. Voor toetsing aan een MAC-MKN is deze techniek niet geschikt, omdat tijdgeïntegreerde monsters worden verkregen en eventuele piekconcentraties hierdoor worden afgevlakt.

Deze toepassing is mogelijk voor stoffen met een biotanorm én een JG-MKN voor water. Een aandachtspunt is wel dat voor veel JG-MKN waarden geldt dat deze inhoudelijk op opgeloste concentraties zijn gebaseerd, ondanks het feit dat ze in de praktijk met totaalconcentraties worden vergeleken. Dit kan een 'mismatch' opleveren tussen de oordelen op basis van reguliere monitoring, op basis van door steekmonsters verkregen totaalconcentraties, en vanuit PS berekende opgeloste concentraties (zie bij de 'oordeelkundige' toestandbeoordeling zoals bedoeld in paragraaf 2.8). Ook is er geen internationale consensus over gebruik van PS voor normtoetsing (zie paragraaf 3.3). Daarom wordt ook deze toepassing voorlopig niet haalbaar geacht.

Toepassing G: monitoring langetermijntendensen

In de Richtlijn Prioritaire Stoffen (RPS) wordt specifiek aandacht gevraagd voor het monitoren en beoordelen van een twintigtal stoffen, die de neiging hebben om in sediment of biota te accumuleren. Een deel van deze stoffen heeft (ook)

een MKN voor biota²⁷, andere alleen voor water²⁸. In dezelfde richtlijn is voor deze stoffen opgenomen dat lidstaten de meetfrequentie in sediment en/of biota zodanig dienen vast te stellen dat zij voldoende gegevens voor een betrouwbare analyse van langetermijntendensen oplevert. Als richtsnoer geldt hierbij dat de monitoring met een meetcyclus van drie jaar wordt uitgevoerd, tenzij technische kennis en het oordeel van deskundigen een ander interval rechtvaardigen.

Voor het volgen van de langetermijntendensen maakt Nederland gebruik van de gegevens uit het KRW-meetnet. Dit betreft naast resultaten van monitoring in biota ook resultaten van monitoring in water (RWS, 2020 en 2022).

PS is in potentie ook geschikt voor het monitoren van langetermijntendensen, al is dit thans nog niet formeel toegestaan (zie paragraaf 3.3). De techniek leent zich voor intensievere monitoring in de tijd dan monitoring in biota. Enerzijds doordat een hogere monitoringsfrequentie mogelijk is (meerdere uithangperiodes per jaar) en anderzijds doordat de meetcyclus kan worden verhoogd (bijvoorbeeld naar jaarlijks), waardoor sneller een meetreeks wordt opgebouwd en trends kunnen worden gedetecteerd. Biotamonitoring is hiervoor te arbeidsintensief (en dus kostbaar) en brengt ethische bezwaren met zich mee. Ten opzichte van monitoring in water is het belangrijkste voordeel van PS dat stoffen in lagere concentraties meetbaar worden.

De stoffen met een biotanorm worden, met uitzondering van dioxinen en kwik (dat niet op passieve samplers accumuleert), in de huidige praktijk al middels PS gemeten, als aanvulling op de biotamonitoring. Dit geldt ook voor antraceen, waarvoor geen biotanorm geldt. Met uitzondering van PFOS kunnen al deze stoffen met siliconenrubber tenminste semi-kwantitatief worden gemeten, waarbij ook beoordeling van variatie in de tijd mogelijk is (zie paragraaf 2.8). Voor deze stoffen leent PS zich dus voor het monitoren van langetermijntendensen.

De overige stoffen waarvoor langetermijntendensen moeten worden gevolgd worden nog niet middels PS gemeten. Voor hexachloorcyclohexaan (alfa- en gamma-isomeer) en pentachloorbenzeen is kwantitatieve concentratiebepaling middels siliconenrubber mogelijk. Voor chlooralkanen, DEHP, hexachloorcyclohexaan (beta- en delta-isomeer) en quinoxifen is semi-kwantitatieve concentratiebepaling met siliconenrubber mogelijk. Voor deze stoffen zijn (of waren anno 2014) nog geen evenwichtspartiticoëfficiënten beschikbaar, maar deze kunnen wel worden bepaald. Van tributyltin is (of was anno 2014) de toepasbaarheid van PS nog niet bekend (STOWA, 2014). Cadmium en lood kunnen niet middels PS gemeten worden.

3.4.3 Evaluatie van specifieke beleidsdoelstellingen

Een ander doeleinde waarvoor inzet van PS denkbaar is, is de evaluatie van specifieke beleidsdoelstellingen. De hierna geschetste toepassingen omvatten enkele voorbeelden hiervan, maar zijn niet per sé uitputtend.

Toepassing H: evaluatie specifieke emissiereductiedoelstellingen

Deze toepassing omvat inzet van PS voor de evaluatie van (het effect van) emissiereductiedoelstellingen, zoals het doel van 30% vermindering van emissies in 2040 ten opzichte van de periode 2016-2018 uit het programma 'Rijn 2040' (ICBR, 2020). Voor evaluatie van dit programma is echter al een internationaal monitoring- en beoordelingssysteem vastgesteld (ICBR, 2022). Hierin wordt gebruik gemaakt van steekmonsters op een aantal locaties in Zwitserland, Frankrijk Duitsland en Nederland die representatief worden geacht voor de emissiebronnen stedelijk afvalwater en industrie, of landbouw. Daarnaast wordt gebruik gemaakt van mengmonsters van zwevend stof van enkele Duitse meetlocaties.

Bij vergelijkbare, nieuwe doelstellingen is een beoordeling van trends middels PS wel denkbaar voor stoffen waarvoor dit goede resultaten oplevert. Een aandachtspunt hierbij is dat de hiervoor benodigde (extra) meetinspanning doorgaans alleen opportuun is voor stoffen die slecht meetbaar zijn in water. Ook dienen referentiemetingen (in het genoemde voorbeeld van de periode 2016-2018) middels dezelfde techniek te zijn uitgevoerd.

²⁷ Dit betreft de volgende stoffen met een biota-MKN: gebromeerde difenylethers (PBDE's), fluorantheen, hexachloorbenzeen, hexachloorbutadien, kwik (en -verbindingen), benzo(a)pyreen (als marker voor meerdere PAK's), dicofol, PFOS, dioxinen (en dioxineachtige verbindingen), hexabroomcyclododecaan (HBCD) en heptachloor (en -epoxide).

²⁸ Dit betreft de volgende stoffen met alleen een water-MKN: antraceen, cadmium (en -verbindingen), chlooralkanen, di(2-ethylhexyl)falaat (DEHP), hexachloorcyclohexaan, lood (en -verbindingen), pentachloorbenzeen, tributyltinverbindingen en quinoxifen.

Toepassing I: evaluatie algehele effectiviteit minimalisatieplicht ZZS

Ook is denkbaar om PS in te zetten voor evaluatie van de (algehele) effectiviteit van de minimalisatieplicht voor zeer zorgwekkende stoffen (ZZS), middels vermijdings- en reductieplannen. Middels periodieke monitoring in het hoofdwatersysteem kunnen, voor ZZS waarvoor PS goede resultaten oplevert, trends worden vastgesteld.

Veel van de prioritare stoffen waarvoor ingevolge de RPS langetermijntendensen moeten worden gemonitord zijn tevens aangemerkt als ZZS. Ook is het doel van monitoring ten behoeve van evaluaties van de algehele effectiviteit van de minimalisatieplicht voor ZZS vergelijkbaar: het aantonen van (neerwaartse) trends in de concentraties van de gemeten stoffen. Dit maakt dat deze toepassing goed te combineren is met monitoring van langetermijntendensen (toepassing G).

3.4.4 Beantwoorden van specifieke kennisvragen

Er zijn binnen de beheerpraktijk van RWS ook diverse kennisvragen denkbaar, waarbij PS mogelijk een rol zou kunnen vervullen. De hierna geschetste toepassingen omvatten enkele voorbeelden hiervan, maar zijn niet per sé uitputtend.

Toepassing J: bepaling toxische druk

De ecologische sleutfactor (ESF) toxiciteit is een methode voor het in beeld brengen van de effecten van toxische stoffen in oppervlaktewater. Binnen deze methode worden twee 'sporen' onderscheiden. De eerste is het chemie-spoor, waarin aan de hand van vastgestelde soortengevoelighedsverdelingen (SSD's) wordt bepaald welke toxische druk de gemeten concentratie van een stof oplevert. De tweede is het toxicologie-spoor, waarin met bioassays wordt vastgesteld wat de toxische druk is van een mengsel van stoffen, uit een te beoordelen watermonster (STOWA, 2016).

Inzet van PS is binnen beide sporen denkbaar. Bij het eerste spoor kan PS worden ingezet voor het vaststellen van de concentratie van stoffen die in dusdanig lage concentraties voorkomen dat deze lastig of niet meetbaar zijn in water. Een voorwaarde voor toepassing binnen de ESF is dan wel dat er voor de betreffende stoffen betrouwbare SSD's beschikbaar zijn. Dit is niet altijd het geval. Bij het tweede spoor is PS wel zonder meer bruikbaar, omdat hier direct de toxicologische effecten worden gemeten. Om een indicatie van de chronische toxiciteit te geven (die in ongeconcentreerd water niet meetbaar is met kortdurende bioassays) is het nodig om het water te concentreren. Dit kan onder andere met PS²⁹, dat hierbij als voordeel heeft dat er in ca. 6 weken een tijdgeïntegreerd monster wordt genomen van de biologisch beschikbare stoffen. Een kanttekening bij dit spoor is dat er alleen organische stoffen worden geconcentreerd, zodat voor metalen en ammonium een chemische analyse (met een bepaling van de toxische druk in het chemie-spoor) nodig blijft (STOWA, 2016).

RWS heeft in het verleden wel geëxperimenteerd met inzet van PS binnen het toxicologie-spoor, bij effluentlozingen van rwzi's. Daarbij is echter gebleken dat dit niet tot (voldoende) betrouwbare resultaten leidde. In Ecofide (2020) wordt beargumenteerd dat groot volume bemonstering in combinatie met vaste-fase-extractie (LVSPE) voor biologische effectmonitoring in rwzi-effluent tot betere resultaten leidt dan PS. Zo is bij LVSPE het bemonsterde volume exact bekend, bleken de gemeten concentraties het meest representatief en bleek de bemonstering en analyse het best uitvoerbaar op de rwzi's en bij de (commerciële) laboratoria.

Toepassing K: vrachtbepaling

Ook is het denkbaar om PS in te zetten voor het schatten van (langeretijdgemiddelde) vrachten van stoffen. Dit kan bijvoorbeeld wenselijk zijn voor het bepalen van de verhouding tussen de grensoverschrijdende belasting en binnenlandse bronnen (lozingen) van normoverschrijdende stoffen, of stoffen die een probleem vormen bij de inname van oppervlaktewater voor drinkwaterbereiding. Inzicht in vrachten kan een belangrijke basis zijn voor (internationale) afstemming over emissiereductiemaatregelen, maar ook om te bepalen waar investering in binnenlandse maatregelen het meest effectief is.

Voor het bepalen van vrachten is van belang dat veel stoffen niet alleen (of zelfs nauwelijks) in opgeloste vorm, maar ook gebonden aan opgelost of particulier organisch materiaal, zwevend stof en/of sediment door het watersysteem worden getransporteerd. De totale vracht van een stof is de som van deze verschillende fracties. Een belangrijk kenmerk van PS is echter dat alleen de opgeloste fracties van stoffen op de samplers worden vastgelegd. Na analyse van de extracten kunnen dus alleen opgeloste concentraties worden teruggerekend. Vooral voor apolaire stoffen, waarvoor bepaling van concentraties middels PS (siliconenrubber) in veel gevallen goed mogelijk is (zie paragraaf

²⁹ Een andere mogelijkheid is vaste fase extractie (solid-phase extraction, SPE) van een groot volume water (STOWA, 2016).

2.8), geldt dat deze sterk binden aan organisch materiaal, zwevend stof en/of sediment. Een significant deel van de vracht van deze stoffen is dus niet opgelost in water en niet meetbaar middels PS. PS is daarom geen geschikte techniek om vrachten te monitoren. Hooguit is inzet van PS voor metingen van de opgeloste fracties van moeilijk in water meetbare apolaire stoffen van meerwaarde, náást monitoring in andere matrices.

3.4.5 Screeningsdoeleinden

Toepassing L: screening op aanwezigheid van stoffen

PS is bij uitstek geschikt voor screeningsdoeleinden, waarbij de inspanning vooral gericht is op het identificeren van in het watersysteem aanwezige stoffen, die niet binnen de reguliere monitoringsprogramma's worden bemeaten en veelal slechts in lage concentraties voorkomen. Met PS wordt de trefkans van stoffen verhoogd ten opzichte van screening op steekmonsters. Dit komt enerzijds doordat stoffen beter meetbaar zijn door cumulatie op de sampler en anderzijds doordat de kans dat stoffen die niet continu meetbaar in water voorkomen gemist worden sterk afneemt.

Screening kan gericht zijn op specifieke stoffen of stofgroepen, waarbij doorgaans doelstofanalyses worden ingezet, of op een breed spectrum aan stoffen. In het laatste geval worden de extracten van de samplers geanalyseerd middels suspect screening of non-target screening. In tegenstelling tot de meeste andere toepassingen kan PS ook worden ingezet voor stoffen waarvoor het niet goed mogelijk is om de concentratie eenduidig vast te stellen, zoals polaire stoffen op de speedisk. Het aantonen van de aan- of afwezigheid van stoffen is immers het belangrijkste doel van screening.

3.4.6 Vergunningverlening, toezicht en handhaving

Een laatste cluster van mogelijke toepassingen betreft taken op het gebied van vergunningverlening, toezicht en handhaving (VTH).

Toepassing M: toezicht op vergunde en onvergunde lozingen

Inzet van PS voor toezicht op vergunde lozingen door specifieke bedrijven geeft een beter beeld van de langeretijdgemiddelde lozingsconcentraties (chronische effecten) dan monitoring middels steekmonsters. Ook is de kans op selectieve monsternames door het bedrijf zelf hiermee aanmerkelijk kleiner. Voor toezicht op piekconcentraties (acute effecten) is PS niet geschikt.

Monitoring kan plaatsvinden in het te lozen water, ter toetsing van vergunde lozingsconcentraties. Een dergelijke monitoringsverplichting wordt doorgaans in de vergunning van het betreffende bedrijf opgenomen. Ook is monitoring in het ontvangende watersysteem denkbaar, boven- én benedenstrooms van de lozing. Hiermee kan een beeld worden verkregen van de effecten van de lozing op het ontvangende water, ter verificatie van de in het vergunningetraject uitgevoerde immissietoets. Dit zou door het bedrijf of door RWS kunnen worden uitgevoerd. Tot slot zou PS ook kunnen worden ingezet voor een beeld van emissies van niet-vergunde stoffen in de lozing (screening). Ook dit zou door het bedrijf zelf kunnen worden uitgevoerd (opname van een periodieke screeningsverplichting in de vergunning), of door RWS (in het kader van toezicht en handhaving).

Het gebruik van PS voor dit doeleinde vergt voor bestaande lozingen naar verwachting een aanpassing van de vergunning. Daarbij is van belang dat er zowel binnen RWS als tussen RWS en het betreffende bedrijf consensus is over de representativiteit van de monitoring.

Toepassing N: evaluatie minimalisatieplicht ZZS op bedrijfsniveau

Op bedrijfsniveau zou PS kunnen worden ingezet voor evaluatie van de minimalisatieplicht voor ZZS middels vermijdings- en reductieplannen. Middels gerichte periodieke inzet van PS in het te lozen water van specifieke bedrijven of in het ontvangende watersysteem (boven- én benedenstrooms van de lozing) kunnen, voor stoffen waarvoor PS goede resultaten oplevert, trends worden vastgesteld. Dit geldt niet voor polaire stoffen als PFAS (zie paragraaf 2.8), maar mogelijk wel voor meer apolaire stoffen waarvan is vastgesteld dat ze in de lozing voorkomen.

Het gebruik van PS voor dit doeleinde vergt voor bestaande lozingen naar verwachting een aanpassing van de vergunning. Daarbij is van belang dat er zowel binnen RWS als tussen RWS en het betreffende bedrijf consensus is over de representativiteit van de monitoring. Exacte vaststelling van concentraties is bij deze toepassing echter ondergeschikt aan de vaststelling van trends.

Toepassing O: opsporing bronnen of emissieroutes

Deze toepassing beoogt het gebruik van PS voor opsporing van bronnen of emissieroutes, nadat bij reguliere monitoring of screening een stof is aangetroffen waarvan de bron onduidelijk is. Door samplers op strategische locaties in het watersysteem uit te hangen kan inzicht worden verkregen in belangrijke bronnen en emissieroutes voor specifieke stoffen, ook als sprake is van discontinue lozingen die bij monitoring middels steekmonsters kunnen worden gemist. Voorbeelden van bedoelde strategische locaties zijn verschillende waterlopen, vóór het punt waar deze samenkomen, of boven- en benedenstrooms van een verdacht lozingspunt.

Deze toepassing is vooral denkbaar voor apolaire stoffen, die door monitoring met siliconenrubber kwantitatief kunnen worden gemeten. Als kwantitatieve concentratiebepaling niet goed mogelijk is, bijvoorbeeld bij polaire stoffen die met de speedisk gemonitord worden of bij stoffen waarvoor geen betrouwbare evenwichtsconstanten beschikbaar zijn, kan de aan- of afwezigheid van de stof ook nuttige informatie bieden.

3.5 Selectiestap: niet-geselecteerde toepassingen

In de vorige paragraaf zijn mogelijke toepassingen van PS beschreven, passend bij een aantal (hoofd)doeleinden die aansluiten bij het takenpakket van RWS. Deze toepassingen vormen een belangrijke stap in de richting van het hoofddoel van dit rapport: een advies over de plaats van PS in de toekomstige monitoringspraktijk van RWS. Om tot dat advies te komen wordt in de volgende paragraaf een aantal kansrijk geachte scenario's voorgesteld, die één of meer van de beschreven toepassingen omvatten.

De hierna genoemde toepassingen uit paragraaf 3.4 komen niet in de voorgestelde scenario's aan bod, omdat gebleken is dat de beoogde toepassing niet kansrijk is of er geen duidelijke aanleiding is om ze in de scenario's mee te nemen. Dit geldt voor de volgende toepassingen:

Niet-kansrijke toepassingen

- **Toepassing D: minimaliseren van biotamonitoring.** Een deel van de stoffen die thans in biota gemonitord worden voldoet aan de biotanorm. Voor deze stoffen mag de monitoringscyclus op de betreffende locaties worden teruggebracht naar eens per 6 jaar of nog minder. Om een vinger aan de pols te houden zou PS wel gecontinueerd kunnen worden. Echter, niet alle stoffen voldoen aan de biotanormen (zie hoofdstuk 2). Bovendien is PS niet geschikt voor vervanging van monitoring van PFAS en kwik in biota. Biotamonitoring blijft daarom voorsnog noodzakelijk voor een deel van de stoffen. Aanbevolen wordt daarom om alle stoffen met een biotanorm volgens de huidige cyclus in biota te blijven monitoren. Hierdoor blijft de meetinspanning eenduidig voor alle locaties (minder kans op fouten) en blijft de monitoring bijdragen aan het verbeteren van (het inzicht in) de correlaties tussen de resultaten van PS en biotamonitoring.
- **Toepassing E: vervangen van monitoring in biota door PS.** Inzet van PS voor toestand- en trendmonitoring is formeel nog niet toegestaan en er is internationaal geen consensus over de bruikbaarheid van PS voor normtoetsing. Bovendien zijn de rekenkundige relaties tussen de resultaten van biotamonitoring en PS voor een belangrijk deel van de beschouwde stoffen nog onvoldoende sterk, waardoor deze optie voorsnog niet als mogelijke toepassing wordt gezien. Daarom wordt deze toepassing voorlopig niet haalbaar geacht.
- **Toepassing F: vervangen van monitoring in water door PS.** Inzet van PS voor toestand- en trendmonitoring is formeel nog niet toegestaan en er is internationaal geen consensus over de bruikbaarheid van PS voor normtoetsing. Bovendien kan er een 'mismatch' ontstaan tussen de oordelen op basis van reguliere monitoring, gebaseerd op uit steekmonsters verkregen totaalconcentraties, en vanuit PS berekende opgeloste concentraties. Daarom wordt ook deze toepassing voorlopig niet haalbaar geacht.
- **Toepassing K: vrachtbepaling.** Een belangrijk kenmerk van PS is dat hiermee alleen de opgeloste fracties van stoffen gemeten kunnen worden. Juist voor apolaire stoffen, die (mits er betrouwbare evenwichtspartiticoëfficiënten beschikbaar zijn) relatief goed kwantitatief te meten zijn middels PS, geldt dat deze sterk binden aan organisch materiaal, zwevend stof en/of sediment. Een significant deel van de vracht van deze stoffen is dus niet opgelost in water en niet meetbaar middels PS. PS is daarom geen geschikte techniek om vrachten te monitoren en om die reden voorsnog niet in de scenario's opgenomen. Hooguit is inzet van PS voor meting van de opgeloste fracties van moeilijk in water meetbare apolaire stoffen van meerwaarde, náást monitoring in andere matrices.

Toepassing zonder duidelijke aanleiding

- **Toepassing H: evaluatie specifieke emissiereductiedoelstellingen.** PS is niet zomaar inpasbaar binnen lopende evaluatieprogramma's. Inzet van PS kan overwogen worden bij nieuwe doelstellingen voor stoffen waarvoor een beoordeling van trends middels PS goede resultaten oplevert.

Ook voor enkele ander toepassingen geldt dat er thans geen duidelijke aanleiding is, maar deze kunnen desgewenst wel betrekkelijk eenvoudig worden gecombineerd met één of meer van de in de volgende paragraaf beschreven scenario's. Dit geldt voor de toepassingen I (evaluatie algehele effectiviteit minimalisatieplicht ZZS) en J (bepalen toxische druk). Deze worden in paragraaf 3.6 benoemd.

3.6 Van toepassingen naar scenario's

In deze paragraaf worden de eerder beschreven toepassingen (met uitzondering van de in paragraaf 3.5 genoemde niet-geselecteerde toepassingen) vertaald naar een aantal mogelijke scenario's voor implementatie door RWS. Deze scenario's omvatten in een aantal gevallen meerdere goed te combineren toepassingen. Dit hoeft overigens niet te betekenen dat alle binnen een scenario beschreven toepassingen in de praktijk moeten worden gebracht. Zo kan binnen scenario 2 bijvoorbeeld worden gekozen voor intensivering van PS in de ruimte óf in de tijd, of voor beide. Ook is denkbaar dat meerdere scenario's in de praktijk worden gecombineerd. Dit geldt voor de scenario's 1 t/m 4 (al is een combinatie van 1 en 2 niet mogelijk).

Voor alle scenario's waarin PS wordt toegepast geldt als uitgangspunt dat de per scenario relevante aanbevelingen uit paragraaf 2.8 zijn opgevolgd.

3.6.1 Nulscenario: stoppen met PS

In paragraaf 3.4 zijn veel mogelijke toepassingen van PS beschreven. Daarnaast is echter ook denkbaar dat monitoring middels **PS geheel wordt beëindigd**. Dit is als 'nulscenario' toegevoegd.

Voor- en nadelen

Het beëindigen van de inzet van PS kent enkele voor- (+) en nadelen (-) ten opzichte van de huidige praktijk:

- **+** De PS-gegevens worden thans niet voor formele of operationele doeleinden gebruikt. Stoppen met PS betekent daarmee een besparing op de huidige monitoringskosten, zonder consequenties voor de invulling van essentiële informatiebehoeften.
- **-** PS biedt kansen om mogelijk in de toekomst gewenste aanvullende inzet van biotamonitoring, met de daaraan klevende praktische en ethische bezwaren, zoveel mogelijk overbodig te maken. Daarnaast is het zelfs denkbaar dat PS in de toekomst wordt ingezet om de huidige inzet van biotamonitoring te minimaliseren. Stoppen met (het opdoen van ervaring met) PS maakt dat deze toepassingen uit beeld raken, omdat de relaties tussen gemeten concentraties in biota en berekende concentraties uit PS moeilijker zijn vast te stellen.

Andere, hierna beschreven scenario's brengen meer mogelijke voordelen (en nadelen) met zich mee.

Haalbaarheid

Het beëindigen van de inzet van PS heeft geen consequenties voor de invulling van essentiële informatiebehoeften en is daarmee haalbaar.

3.6.2 Scenario 1: voortzetten huidige praktijk

Binnen scenario 1 wordt de **huidige praktijk** voortgezet. Dat wil zeggen dat PS parallel aan de biotamonitoring wordt ingezet, op dezelfde meetlocaties (toepassing A). Dit betreft 6 locaties per jaar, met een meetcyclus van 3 jaar. Als hier uit de toetsing aan de biotanormen blijkt dat er sprake is van normoverschrijdingen, dan kan inzet van PS overwogen worden (door een waterschap of door RWS zelf) om te bepalen of en waar biotamonitoring nodig en zinvol is (rechter deel in Figuur 10). Deze aanvullende toepassing van PS biedt meer inzicht in de ruimtelijke variatie van de gemeten stoffen in het watersysteem, maar is in beginsel tijdelijk van aard. PS is in dit geval immers een tussenstap,

als opmaat naar eventuele aanvullende monitoring in biota. Structurele intensivering in de ruimte is onderdeel van scenario 2.

Voor- en nadelen

Het voortzetten van de huidige wijze van inzet van PS kent enkele voor- (+) en nadelen (-):

- +
 - Het voortzetten van de huidige inzet van PS houdt de mogelijkheid open om mogelijk in de toekomst gewenste aanvullende inzet van biotamonitoring, met de daaraan klevende praktische en ethische bezwaren, zoveel mogelijk overbodig te maken. Datzelfde geldt voor de denkbare ontwikkeling dat PS in de toekomst wordt ingezet om de huidige inzet van biotamonitoring te minimaliseren.
 - Het betekent ook dat het opdoen en actueel houden van ervaring met deze techniek (eigenlijk technieken: siliconenrubbers en speedisk) gecontinueerd wordt. En, belangrijker nog, zo worden de inmiddels verkregen meetreeksen verder uitgebouwd. Dit maakt de stap naar verdere inzet van PS op langere termijn kleiner, als hier niet op korte termijn toe besloten wordt.
 - Dit scenario is desgewenst te combineren met inzet van PS voor evaluatie van de algehele effectiviteit van de minimalisatieplicht voor ZZS (toepassing I) en/of voor bepaling van de toxische druk in het hoofdwatersysteem (ESF toxiciteit; toepassing J).
- - De inzet van PS aanvullend op biotamonitoring kost geld, terwijl de PS-gegevens thans niet voor formele of operationele doeleinden worden gebruikt.

Andere, hierna beschreven scenario's brengen meer mogelijke voordelen (en nadelen) met zich mee.

Haalbaarheid

Het continueren van de huidige inzet van PS, als onderdeel van de reguliere monitoring door RWS, is technisch haalbaar. Hiervoor zijn echter wel financiële middelen nodig, terwijl de resultaten niet voor formele of operationele doeleinden worden gebruikt. Een scenario waarbij PS voor meer doeleinden wordt ingezet óf waarbij PS geheel wordt gestopt ligt daarom meer voor de hand.

3.6.3 Scenario 2: intensiveren in ruimte en/of tijd

In dit scenario wordt de inzet van PS ten opzichte van de huidige praktijk geïntensiveerd. Dit kan op één van de volgende manieren, of door deze te combineren:

- Door **intensiveren in de ruimte** (toepassing B). Dit is vooral relevant indien structureel meer inzicht gewenst is in de herkomst van normoverschrijdende stoffen, of in de mate van variatie in de belasting met probleemstoffen in en/of tussen de waterlichamen.
Deze toepassing is nauw gerelateerd aan bronopsporing (toepassing O), of andere projectmatige vraagstukken. In dat geval is echter sprake van tijdelijke intensieve(re) inzet van PS in de ruimte.
- Door **intensiveren in de tijd** (toepassing C). Door de meetcyclus voor PS te verhogen naar jaarlijks (tegenover driejaarlijks voor biotamonitoring) wordt meer inzicht verkregen in de temporele (jaar tot jaar) variatie en kunnen trendmatige ontwikkelingen sneller en betrouwbaarder worden gedetecteerd. De PS-gegevens worden hierbij niet gebruikt voor de formele toestand- en trendbeoordeling.
Deze toepassing kan ook gebruikt worden voor het monitoren van **langetermijntendensen** van een twintigtal prioritaire stoffen op grond van de RPS (toepassing G), al lijkt formeel gebruik ten behoeve van de KRW-rapportage hierover vooralsnog niet toegestaan. Dit gaat mogelijk veranderen, als een voorstel van de Europese Commissie voor aanpassing van de KRW wordt aangenomen (zie paragraaf 3.3). Een deel van de stoffen wordt thans al middels PS gemeten, de meeste andere kunnen aan het analysepakket worden toegevoegd (zie paragraaf 3.4.2). Alleen voor kwik, cadmium, lood en PFOS is monitoring van langetermijntendensen via PS niet haalbaar.

Wateren met wisselende zoutcondities vormen een aandachtspunt. Zoals genoemd in hoofdstuk 2 zijn de evenwichtspartiticoëfficiënten afhankelijk van de temperatuur en het zoutgehalte. Dit maakt dat meetlocaties op de overgang van zoete naar zoute condities niet geschikt zijn voor monitoring van temporele variatie, waaronder langetermijntendensen van prioritaire stoffen, middels PS. Ook bij monitoring van ruimtelijke variatie vormt dit een aandachtspunt.

NB. Zoals benoemd in hoofdstuk 2 is het voor de speedisk niet mogelijk om tot een locatiespecifieke bepaling van het geëxtraheerde watervolume te komen. Daarmee is het ook niet mogelijk om de opgeloste concentraties in het oppervlaktewater betrouwbaar te kwantificeren en om de variatie in tijd of ruimte betrouwbaar vast te stellen. Van de in

hoofdstuk 2 bestudeerde stoffen, die zowel in biota als middels PS worden gemonitord, heeft dit alleen betrekking op PFAS. De andere beschouwde stoffen worden op siliconenrubber gemonitord. Daarvoor zijn de binnen dit scenario beschouwde toepassingen wel mogelijk.

Voor- en nadelen

Het intensiveren van de inzet van PS in ruimte en/of tijd kent een aantal voor- (+) en nadelen (-):

- +
 - Intensiveren in de ruimte geeft meer inzicht in de ruimtelijke variatie van (in biota vastgestelde) normoverschrijdende stoffen. Daarbij gelden niet de ethische bezwaren van het alternatief: intensiveren van biotamonitoring. Bovendien is PS praktisch makkelijker toepasbaar en minder kostbaar dan monitoring in biota.
 - Intensiveren in de tijd geeft meer inzicht in de temporele variatie en maakt het mogelijk om trendmatige ontwikkelingen in concentraties sneller en betrouwbaarder vast te stellen dan middels de huidige monitoring in biota.
 - Vooral bij intensiveren in de tijd leent PS zich ook voor het monitoren van langetermijntendensen van de meeste stoffen waarvoor dit verplicht is op grond van de RPS, al is dit thans nog niet formeel toegestaan. Hiervoor moet een deel van de betreffende stoffen, die nu nog niet middels PS gemeten worden, aan het analysepakket worden toegevoegd. Alleen voor kwik, cadmium, lood en PFOS is dit niet haalbaar.
 - Dit scenario is desgewenst te combineren met inzet van PS voor evaluatie van de algehele effectiviteit van de minimalisatieplicht voor ZZS (toepassing I) en/of voor bepaling van de toxische druk in het hoofdwatersysteem (ESF toxiciteit; toepassing J). Dit zijn echter geen kerndoelen van dit scenario.
- - De toepassingen binnen dit scenario zijn alleen betrouwbaar te realiseren voor PS met siliconenrubber (apolaire/hydrofobe stoffen), niet met de speedisk (polaire/hydrofiele stoffen). Dit betekent dat het middels PS vaststellen van de variatie in ruimte en tijd (incl. trends) thans niet haalbaar is voor PFAS.
 - Structurele intensivering van PS in tijd en/of ruimte vergt een structurele extra investering in deze techniek, waarbij de PS-gegevens nog altijd niet voor formele doeleinden (rapportages) worden gebruikt.
 - Voor de formele vaststelling en rapportage van langetermijntendensen voor prioritaire stoffen, op grond van de RPS, blijft vooralsnog om twee redenen (ook) de huidige monitoring in water en biota nodig. De eerste reden is dat inzet van PS voor dit doel formeel nog niet is toegestaan. De tweede is dat overschakelen naar een andere monitoringstechniek betekent dat een nieuwe meetreeks gestart wordt. Voor detectie van trends moet eerst een voldoende lange meetreeks zijn opgebouwd.

Haalbaarheid

De beschreven toepassingen zijn, met inachtneming van de relevante aanbevelingen in paragraaf 2.8, haalbaar voor PS middels siliconenrubber. Dit betreft de meer hydrofobe stoffen ($\log K_{ow} > 3$). Voor de speedisk, waarmee thans PFAS worden gemonitord, geldt dit niet. Ook is inzet van PS op meetlocaties met wisselende zoutcondities in veel gevallen niet raadzaam.

3.6.4 Scenario 3: screening

Binnen dit scenario, dat op zichzelf staand of in combinatie met een of meer andere scenario's kan worden ingezet, wordt PS gebruikt voor **screeningsdoeleinden** (toepassing L). De inspanning is hierbij vooral gericht op het identificeren van in het watersysteem aanwezige stoffen, die niet binnen de reguliere monitoringsprogramma's worden bemeaten en veelal slechts in lage concentraties voorkomen. Met PS wordt de trefkans van stoffen verhoogd ten opzichte van screening op steekmonsters. Dit komt enerzijds doordat stoffen beter meetbaar zijn door cumulatie op de sampler en anderzijds doordat de kans dat stoffen die niet continu (meetbaar) in water voorkomen gemist worden sterk afneemt.

Screening kan gericht zijn op specifieke stoffen of stofgroepen, waarbij doorgaans traditionele doelstofanalyses worden ingezet, of op een breed spectrum aan stoffen. In het laatste geval worden de extracten van de samplers geanalyseerd middels suspect screening of non-target screening. Bij suspect screening, ook wel bibliotheekscreening genoemd, worden de extracten geanalyseerd op een vooraf vaststaand aantal stoffen waarvan het analytische profiel in een 'bibliotheek' is opgenomen. Bij non-target screening ligt de nadruk niet op specifieke doelverbindingen, maar op het verkennen van het volledige analytische profiel van een monster. Het doel is het identificeren van zoveel mogelijk verbindingen, inclusief onbekende of onverwachte stoffen.

In tegenstelling tot de meeste andere toepassingen kan PS ook uitstekend worden ingezet voor screening op stoffen waarvoor het niet goed mogelijk is om de concentratie eenduidig vast te stellen. Het aantonen van de aan- of afwezigheid van stoffen is immers het belangrijkste doel van screening.

Inzet van PS voor screening zou zowel structureel als tijdelijk/projectmatig kunnen:

- Bij structurele (of eventueel periodieke) inzet liggen in ieder geval de meetlocaties Lobith en Eijsden voor de hand. Hier zijn permanente meetstations aanwezig, waar de samplers naar verwachting aan bevestigd kunnen worden. De kans op verlies door bijvoorbeeld vandalisme is hier klein. Bij Lobith en Eijsden vindt al waterkwaliteitsbewaking plaats, middels het Aqualarm-systeem. PS kan dit niet vervangen. Enerzijds omdat kwaliteitsbewaking plaatsvindt op basis van kwantitatieve concentratiebepaling en toetsing aan alarmwaarden, anderzijds omdat de samplers meerdere weken uithangen en daardoor niet geschikt zijn om drinkwaterbedrijven tijdig te waarschuwen als er stoffen in problematische concentraties worden gedetecteerd. Wel is PS een uitstekende aanvulling om te bepalen of er middels de lopende kwaliteitsbewaking stoffen gemist worden (waar wellicht ook alarmwaarden voor moeten worden vastgesteld).
- Tijdelijke of projectmatige inzet is goed mogelijk binnen andere meetcampagnes, zoals de Brede Screening Maasstroomgebied, of op locaties waarvoor screening bij Lobith en Eijsden mogelijk een niet-representatief beeld geeft. Hierbij valt te denken aan het Eems- en Scheldestroomgebied maar ook aan periodieke screening in de monding(en) van de Rijn en de Maas, waardoor ook stoffen die benedenstrooms van Lobith en Eijsden in het systeem zijn terechtgekomen worden gedetecteerd.
- Ook is screening middels PS op tijdelijke basis denkbaar om te bepalen voor welke moeilijk middels reguliere monitoring in water aantoonbare stoffen het zinvol kan zijn om andere methoden, zoals grootvolume waterbemonstering, in te zetten om bijvoorbeeld vrachten te bepalen. Denk hierbij bijvoorbeeld aan vrachten vanuit puntbronnen of de instroom vanuit gemalen naar in het hoofdwatersysteem.

Voor- en nadelen

Inzet van PS voor screeningsdoeleinden kent enkele voor- (+) en nadelen (-):

- +
 - Met PS wordt de trefkans van stoffen verhoogd ten opzichte van screening op steekmonsters.
 - Omdat kwantificering van concentraties bij screening geel doel is, kunnen middels PS in potentie veel uiteenlopende stoffen worden gedetecteerd. De enige voorwaarde is dat ze worden opgenomen op de sampler (in de huidige praktijk siliconenrubber en speedisk).
 - De sampler-extracten kunnen voor verschillende analysetechnieken worden ingezet. Hierbij valt te denken aan traditionele doelstofanalyses, waarbij voor siliconenrubber ook kwantitatieve concentratiebepaling mogelijk is, voor stoffen waarvoor betrouwbare evenwichtspartiticoëfficiënten beschikbaar zijn. Daarnaast behoort ook analyse middels suspect screening of non-target screening tot de mogelijkheden.
 - PS kan in combinatie met suspect screening en/of non-target screening een goede aanvulling zijn op de Aqualarm-systemen bij Lobith en Eijsden.
- - De samplers hangen meerdere weken uit. PS is daarom niet geschikt als snel inzicht in de gedetecteerde stoffen noodzakelijk is, bijvoorbeeld om te bepalen welke niet-regulier bemeten stof verantwoordelijk zou kunnen zijn voor middels biologische kwaliteitsbewaking waargenomen effecten.
 - Inzet van PS voor screeningsdoeleinden komt niet in de plaats van bestaande screeningstechnieken en vergt daarmee een aanvullende investering.

Haalbaarheid

Inzet van PS voor screeningsdoeleinden is zonder meer haalbaar en lijkt een goede aanvulling te kunnen vormen op bestaande screeningsmethoden en waterkwaliteitsbewakingssystemen.

3.6.5 Scenario 4: inzet in VTH-spoor

In het laatste onderscheiden scenario wordt PS ingezet ten behoeve van vergunningverlening, toezicht en handhaving (VTH). Hierbij wordt gedacht aan de volgende toepassingen:

- **Toezicht op vergunde lozings** van specifieke bedrijven (toepassing M). Dit heeft betrekking op stoffen waarvoor lozingseisen zijn gesteld aan langeretijdgemiddelde lozingsconcentraties (chronische effecten). Middels een vergunningvoorschrift kan worden geregeld dat het bedrijf zelf de benodigde monitoring uitvoert.

- Toezicht op emissies van niet-vergunde stoffen in de lozing (**screening**; toepassing L). Zie ook scenario 3. Ook hiervoor kan middels een vergunningvoorschrift worden geregeld dat het bedrijf de benodigde monitoring uitvoert³⁰.
- Het voorgaande is te combineren met **evaluatie van de minimalisatieplicht voor ZZS** middels vermijdings- en reductieplannen (toepassing N), voor stoffen waarvoor PS goede resultaten oplevert. Ook dit is middels een vergunningvoorschrift te regelen.
- RWS zou PS zelf kunnen inzetten voor **opsporing van bronnen of emissieroutes** (toepassing O), nadat bij reguliere monitoring of screening een stof is aangetroffen waarvan de bron onduidelijk is. Deze toepassing is vooral denkbaar voor apolaire stoffen, die middels PS kwantitatief kunnen worden gemeten. Als kwantitatieve concentratiebepaling niet goed mogelijk is, kan de aan- of afwezigheid van de stof mogelijk ook nuttige informatie bieden.

De mogelijkheden en implicaties van deze toepassingen zijn in paragraaf 3.4.6 beschreven en hier niet allemaal herhaald.

Voor- en nadelen

Inzet van PS voor VTH-doeleinden kent enkele voor- (+) en nadelen (-):

- +
 - Met PS wordt een beter beeld verkregen van langeretijdgemiddelde concentraties van stoffen in een lozing (chronische effecten) dan met steekmonsters.
 - Bovendien verkleint dit de kans op bedoelde of onbedoelde selectieve monsternamen (bemonstering bij gunstige omstandigheden) door het bedrijf zelf.
 - PS kan, in combinatie met het toezicht op lozing van vergunde stoffen, ook worden gebruikt voor een beeld van emissies van niet-vergunde stoffen in de lozing (screening, middels doelstofanalyses, suspect of non-target screening; zie ook scenario 3).
 - Het voorgaande is te combineren met evaluatie van de minimalisatieplicht voor ZZS middels vermijdings- en reductieplannen, voor stoffen waarvoor PS goede resultaten oplevert.
- - De samplers hangen meerdere weken uit. PS is daarom niet geschikt voor toezicht op stoffen waarvoor acute effecten aan de orde kunnen zijn (toetsing aan MAC-MKN). Voor dergelijke stoffen, en voor stoffen waarvoor middels PS geen voldoende betrouwbare vaststelling van concentraties mogelijk is (zoals PFAS), blijft toezicht middels steekmonsters noodzakelijk.
 - Voor het gebruik van PS voor toezicht op bestaande lozingen is naar verwachting aanpassing van vergunningen nodig.
 - Daarbij is van belang dat er zowel binnen RWS als tussen RWS en het betreffende bedrijf consensus is of wordt bereikt over de representativiteit van de monitoring.

Haalbaarheid

Voor het gebruik van PS voor toezicht op bestaande lozingen is naar verwachting aanpassing van vergunningen nodig. Dit scenario is daarom kansrijk bij aanvragen voor nieuwe lozingen, of bij het herzien van bestaande vergunningen.

Aanbevolen wordt om de kansen en knelpunten (uitvoerbaarheid, representativiteit, juridische aspecten) in overleg met vergunningverleners en eventueel een juridisch adviseur (intern RWS) nader te verkennen.

3.7 Handelingsperspectief

In deze paragraaf wordt voor de in paragraaf 3.6 beschreven scenario's uiteengezet wat het 'handelingsperspectief' is. Concreet wordt hiermee bedoeld op de volgende aspecten:

- Informatiebehoefte: aan welke informatiebehoefte(n) kan PS in het geschetste scenario invulling geven?
- Toetsing en beoordeling: welke veranderingen treden op in de praktijk van toetsing en beoordeling, bij gebruik van PS-data (of gecombineerd gebruik van PS- en biotadata)?

³⁰ Zie bijvoorbeeld de Watervergunning van Sitech Services B.V. (Waterschap Limburg, 2020). In voorschrift 27 van deze vergunning is vastgelegd dat het te lozen effluent van de aanwezige afvalwaterzuiveringsinstallatie periodiek gescreend moet worden op stoffen uit een aantal gespecificeerde stofgroepen (apolaire tot polair). Hierbij is overigens geen inzet van PS voorgeschreven.

- Rapportage en dataleveringen: welke implicaties heeft het gebruik van PS voor de verschillende dataleveringen en rapportages? En in hoeverre past dat binnen de geldende nationale en Europese wet- en regelgeving?
- Vervolgstappen: welke stappen zijn nodig of raadzaam voordat het betreffende scenario in de praktijk gebracht kan worden? Denk hierbij aan afstemming (intern RWS of met externe partijen), onderzoek etc.

3.7.1 Nulscenario: stoppen met PS

Informatiebehoefte

De PS-gegevens worden thans niet voor formele of operationele doeleinden gebruikt. Stoppen met PS heeft daarom geen consequenties voor de invulling van essentiële informatiebehoeften. Net als in de huidige praktijk wordt inzicht in de toestand en trends van stoffen met een biotanorm dan uitsluitend verkregen middels monitoring in biota en in water (voor stoffen met zowel een biotanorm als een MAC-MKN). Datzelfde geldt voor langetermijntendensen van prioritaire stoffen die niet goed meetbaar zijn in water, maar wel in biota worden gemonitord (zie paragraaf 3.4.2, toepassing G).

Een consequentie van de keuze voor het stoppen met PS is dat de huidige inzet van biotamonitoring gehandhaafd blijft en in de toekomst, als daar aanleiding toe is, mogelijk zelfs uitgebreid dient te worden. Uitbreiding kan aan de orde zijn als normoverschrijdingen aanleiding vormen om ook in bovenstrooms gelegen waterlichamen te gaan meten.

Implicaties toetsing en beoordeling

Ten aanzien van de toetsing en beoordeling geldt hetzelfde als hiervoor genoemd. Omdat PS-data in de huidige praktijk niet gebruikt worden treden er geen veranderingen op ten aanzien van toetsing en beoordeling.

Implicaties dataleveringen en rapportage

Ten aanzien van dataleveringen en rapportage geldt hetzelfde als hiervoor genoemd. PS-data worden hier in de huidige praktijk niet voor gebruikt. De data wordt alleen opgeslagen in DONAR. Bij beëindiging van PS komt deze datastroom te vervallen.

Benodigde stappen voor realisatie

Een besluit tot het beëindigen van PS kan in principe zonder nadere afstemming met interne of externe relaties genomen worden.

3.7.2 Scenario 1: voortzetten huidige praktijk

Informatiebehoefte

De PS-gegevens worden thans niet voor formele of operationele doeleinden gebruikt. Dat blijft in scenario 1 in beginsel zo. Dit scenario heeft daarom net als het nulscenario geen consequenties voor de invulling van essentiële informatiebehoeften.

Wel wordt met scenario 1 invulling gegeven aan een meer impliciete informatiebehoefte. Door PS in de huidige vorm te continueren worden de inmiddels verkregen meetreeksen, in samenhang met biotamonitoring, verder uitgebouwd. Hierdoor kan het inzicht in de relaties tussen de resultaten van PS en biotamonitoring verder verbeterd. Dit maakt de stap naar verdere inzet van PS op langere termijn kleiner, als hier niet op korte termijn toe besloten wordt. Dit zou bijvoorbeeld aan de orde kunnen zijn als monitoring middels PS in de toekomst een formeel wordt toegestaan binnen de KRW.

Implicaties toetsing en beoordeling

Ten aanzien van de toetsing en beoordeling geldt hetzelfde als hiervoor genoemd. Omdat PS-data in de huidige praktijk niet gebruikt worden treden er geen veranderingen op ten aanzien van toetsing en beoordeling.

Implicaties dataleveringen en rapportage

Ten aanzien van dataleveringen en rapportage geldt hetzelfde als hiervoor genoemd. PS-data worden hier in de huidige praktijk niet voor gebruikt. De data wordt alleen opgeslagen in DONAR. Dat blijft zo, al wordt wel geadviseerd om daarbij de aanbevelingen van Deltares (2012; pagina 17) ten aanzien van het verbeteren van de dataopslag te implementeren. Kern hiervan is dat niet zozeer de uit de passieve samplers berekende opgeloste concentraties worden opgeslagen (zoals nu nog gebeurt), maar vooral de benodigde gegevens om tot die berekende waarden te kunnen komen.

Tevens wordt aanbevolen om, net zoals voor andere datastromen gangbaar is, jaarlijks een datavalidatie uit te voeren voordat de gegevens in DONAR worden opgeslagen. Hierbij zou de data ook moeten worden beschouwd in relatie tot de reeds opgebouwde meetreeksen. Hiermee wordt meerwaarde gecreëerd ten opzichte van de huidige praktijk, waarin de meetresultaten per jaar als losse gegevens worden beschouwd. Dit vergt een verbreding van de opdracht aan Wageningen Marine Research (WMR).

Benodigde stappen voor realisatie

Omdat de PS-gegevens in dit scenario niet voor formele of operationele doeleinden gebruikt, is daarover geen nadere afstemming met interne of externe relaties nodig.

Wel wordt aanbevolen om de wenselijke aanpassingen in de datavalidatie, -rapportage en -opslag af te stemmen met WMR, als uitvoerder van de bemonstering, analyse en (data)rapportage.

Daarnaast is in paragraaf 2.8 een aantal aanbevelingen opgenomen gericht op het beter kwantificeerbaar maken van concentraties, het verkleinen van de vermijdbare variatie bij het analyseren van de PS-data en het verbeteren van de relatie tussen gegevens verkregen middels biotamonitoring en PS. Het opvolgen hiervan is als uitgangspunt gehanteerd bij het definiëren en beschrijven van scenario's voor inzet van PS in paragraaf 3.6. Voor scenario 1 geldt dit tenminste voor de (hierna cursief herhaalde) aanbeveling gericht op het aantonen van stoffen:

- *Nagaan of de rapportagegrens voor dicofol en cis-heptachloorepoxide in extracten van passieve samplers verder verlaagd kan worden.*

Hiervoor is afstemming nodig met WMR.

Door bij keuze voor scenario 1 ook alvast opvolging van andere aanbevelingen uit paragraaf 2.8 in gang te zetten wordt voorgesorteerd op een mogelijke latere uitbreiding van de inzet van PS. Zie hiervoor bij scenario 2.

3.7.3 Scenario 2: intensiveren in ruimte en/of tijd

Informatiebehoefte

Binnen dit scenario kunnen de PS-gegevens worden gebruikt om invulling te geven aan verschillende informatiebehoefte:

- Structureel (meer) inzicht in de herkomst van normoverschrijdende stoffen, of in de variatie in de belasting met probleemstoffen in en/of tussen de waterlichamen. Dit kan door intensiveren in de ruimte.
- (Meer) inzicht in de temporele variatie in de concentraties van stoffen, voor het sneller en betrouwbaarder detecteren van trendmatige ontwikkelingen. Dit kan door intensiveren in de tijd (jaarlijkse toepassing van PS tegenover driejaarlijkse biotamonitoring). Een specifieke toepassing die hierbij past is het monitoren van langetermijntendensen van een aantal prioritaire stoffen op grond van de RPS (zie toepassing G in paragraaf 3.4.2 voor de betreffende stoffen).

De PS-gegevens worden hierbij niet gebruikt voor de formele toestand- en trendbeoordeling, maar vormen vooral een aanvulling op de gegevens die middels de reguliere monitoring in water en in biota verkregen worden. Ze kunnen bijvoorbeeld worden ingezet ter onderbouwing bij het handhaven of aanpassen van projectieregels in het KRW-monitoringsprogramma. Gebruik van PS-data ten behoeve van de KRW-rapportage is vooralsnog niet toegestaan³¹. Dit gaat mogelijk veranderen, als een voorstel van de Europese Commissie voor aanpassing van de KRW wordt aangenomen (zie paragraaf 3.3). Vooral voor het monitoren en rapporteren van langetermijntendensen wordt dit als kansrijk gezien.

Implicaties toetsing en beoordeling

Voor de formele toetsing en beoordeling treden er vooralsnog geen veranderingen op. Dit verandert als PS wordt ingezet ten behoeve van monitoring van langetermijntendensen. In dat geval worden (op termijn, als voldoende lange

³¹ In de huidige praktijk worden de langetermijntendensen gerapporteerd op basis van de reguliere monitoring in water en biota. Ook monitoring in water wordt in de RPS niet specifiek genoemd voor deze toepassing. Dit wordt tot nu toe wel geaccepteerd.

meetreeksen zijn opgebouwd) de uit de PS-extracten berekende opgeloste concentraties gebruikt voor de beoordeling van trends.

Implicaties dataleveringen en rapportage

Ook voor (formele) dataleveringen en rapportages treden er vooralsnog geen veranderingen op, maar dit verandert als PS wordt ingezet ten behoeve van monitoring van langetermijntendensen. In dat geval worden (op termijn, als voldoende lange meetreeksen zijn opgebouwd) de uit de PS-extracten berekende opgeloste concentraties gebruikt voor de beoordeling van trends. Alleen de trends zelf worden gerapporteerd aan de Europese Commissie.

Net als bij scenario 1 wordt geadviseerd om de daar genoemde aanbevelingen ten aanzien van het verbeteren van de datavalidatie en -opslag te implementeren.

Benodigde stappen voor realisatie

Zo lang de PS-gegevens in dit scenario niet voor formele of operationele doeleinden gebruikt worden, is daarover geen nadere afstemming met interne of externe relaties nodig. Voordat echter besloten wordt de gegevens te gebruiken voor rapportage over langetermijntendensen van prioritair stoffen is raadzaam dit eerst op landelijk niveau af te stemmen, bijvoorbeeld via de Werkgroep RAM (Regionaal Afstemmingsoverleg Monitoring) waarin ook de waterschappen en het Informatiehuis Water vertegenwoordigd zijn.

Wel wordt aanbevolen om de wenselijke aanpassingen in de datarapportage en -opslag af te stemmen met WMR, als uitvoerder van de bemonstering, analyse en (data)rapportage.

Daarnaast is in paragraaf 2.8 een aantal aanbevelingen opgenomen gericht op het beter kwantificeerbaar maken van concentraties, het verkleinen van de vermijdbare variatie bij het analyseren van de PS-data en het verbeteren van de relatie tussen gegevens verkregen middels biotamonitoring en PS. Het opvolgen hiervan is als uitgangspunt gehanteerd bij het definiëren en beschrijven van scenario's voor inzet van PS in paragraaf 3.6. Voor scenario 2 is opvolging van alle aanbevelingen raadzaam. Naast de bij scenario 1 genoemde aanbeveling betreft dit de volgende (cursief weergegeven) punten:

Aanbevelingen gericht op het kwantificeerbaar maken van concentraties

- *Nagaan of er voor de nu nog ontbrekende evenwichtspartiticoëfficiënten tussen siliconenrubber en water al geschikte waarden beschikbaar zijn dan wel overwogen om die alsnog experimenteel vast te stellen.* Dit heeft betrekking op PBDE's, heptachloor & -epoxide, dicofol en HBCD. Deze stoffen zijn genormeerd in biota en staan op de lijst van stoffen waarvoor langetermijntendensen moeten worden gemonitord. Ten behoeve van het monitoren van langetermijntendensen geldt dezelfde aanbeveling voor een aantal stoffen zonder biotanorm, te weten: chlooralkanen, DEHP, hexachloorcyclohexaan (beta- en delta-isomeer) en quinoxifen. Voor deze stoffen zijn (of waren anno 2014) nog geen evenwichtspartiticoëfficiënten beschikbaar, maar deze kunnen wel worden bepaald.
- Niet genoemd in paragraaf 2.8: ook van tributyltin moeten langetermijntendensen worden gemonitord. Voor deze stof is (of was anno 2014) de toepasbaarheid van PS nog niet bekend (STOWA, 2014).

Aanbevolen wordt voor bovengenoemde punten contact op te nemen met een in PS gespecialiseerde onderzoeksinstituten (bijvoorbeeld Deltares).

Aanbevelingen gericht op het verkleinen van vermijdbare variatie bij het analyseren van PS-data

- *Nagaan of er voldoende inzicht is in de intralab variatie van het gehele proces van uithangen tot aan de chemische analyses.* Kennis hiervan is noodzakelijk om vervolgens ook de variatie in tijd & ruimte te kunnen duiden.
- *Het gehele proces van veldwerk, monsternamen, analyse en dataverwerking stap voor stap nalopen en waar nodig aanscherpen en standaardiseren.*
- *Nagaan of er voldoende inzicht is in de vraag of de huidige methodiek bij eenzelfde waterkwaliteit maar andere omstandigheden (stroomsnelheden en daarmee geëxtraheerde watervolumes) toch tot vergelijkbare opgeloste concentraties leidt. Zo niet, overwogen om dit middels praktijkonderzoek vast te stellen.*

In relatie tot deze aanbevelingen is van belang dat er recent een NEN-norm voor PS voor chemisch en toxicologisch onderzoek in water is vastgesteld (NEN, 2023)³². Aanbevolen wordt om PS in de toekomst conform deze NEN-norm te laten uitvoeren en in beeld te (laten) brengen óf en op welke punten voor de door RWS beoogde inzet aanvullende richtlijnen nodig zijn. Dit leidt tot betrouwbaarder en beter reproduceerbare analyseresultaten en verkleint de kans op discussie over de inzet van PS voor het monitoren van langetermijntendensen. Aanvullend praktijkonderzoek zou bijvoorbeeld in samenwerking met Deltares en WMR kunnen worden voorbereid en uitgevoerd.

Aanbevelingen gericht op het verbeteren van de relatie tussen gegevens verkregen middels biotamonitoring en PS

- *Nagaan of gegevens uit oudere jaren behulpzaam kunnen zijn om de nu bestudeerde relaties verder te onderbouwen (bijv. Deltares, 2010c; Jonker, 2012) en/of aanvullend inzicht geven in temporele variatie.*
- *Praktijkonderzoek naar de ruimtelijke variatie in een waterlichaam, waarbij op iedere (geschikte) deellocatie zowel een visbemonstering als passieve samplers worden toegepast en ieder deelmonster apart en liefst in meervoud wordt geanalyseerd.* Hieraan kan middels structureel of tijdelijk intensiveren van de monitoring in de ruimte invulling worden gegeven.
- *Om de dataset voor vis te vergroten wordt aanbevolen om passieve samplers ook toe te passen in jaren dat er wel vis wordt bemonsterd maar geen schelpdieren.* Bij intensiveren van PS in de tijd wordt hier invulling aan gegeven.
- *Voer aanvullend onderzoek uit naar de invloed van de aan (pseudo)faeces gebonden PAK's, die formeel niet door het schelpdier zijn opgenomen maar wel in de schelp aanwezig zijn.* Dit aspect verdient extra aandacht, aangezien dit mogelijk ook betekent dat de huidige toestandsbeoordeling op basis van biotamonitoring tot onterechte overschrijdingen kan leiden.

Bij deze aanbevelingen kunnen diverse partijen ondersteunen (bijvoorbeeld -in alfabetische volgorde- Deltares, Ecofide, Universiteit Utrecht of WMR).

3.7.4 Scenario 3: screening

Informatiebehoefte

Zoals genoemd in paragraaf 3.6.4 komt inzet van PS voor screeningsdoeleinden niet in de plaats van bestaande screeningstechnieken, maar kan het wel een waardevolle aanvulling hierop vormen. Binnen dit scenario kunnen de PS-gegevens worden gebruikt om invulling te geven aan verschillende informatiebehoeften, zoals:

- Inzicht in stoffen die middels de lopende kwaliteitsbewaking op basis van semi-continue bemonstering (middels 12 uur-verzamelmonsters) bij Lobith en Eijsden gemist worden (en waar wellicht ook alarmwaarden voor moeten worden vastgesteld). Hiermee wordt (extra) invulling gegeven aan een belangrijke informatiebehoefte van de drinkwaterbedrijven, die oppervlaktewater als bron voor de drinkwatervoorziening gebruiken. De inzet van PS heeft hierbij een structureel karakter.
- Inzicht in het vóórkomen van stoffen op andere locaties, middels tijdelijke of projectmatige inzet van PS binnen specifieke meetcampagnes.

In beide gevallen leent PS (al dan niet gecombineerd met suspect screening of non-target screening) zich vooral voor het aantonen van de aanwezigheid van een breed pallet aan stoffen. Voor een deel van de apolaire stoffen is ook kwantitatieve concentratiebepaling mogelijk.

Implicaties toetsing en beoordeling

Bij screeningsdoeleinden is (formele) toetsing en beoordeling niet aan de orde.

Toetsing van binnen het Aqualarm-systeem gemeten concentraties aan alarmwaarden vindt plaats op basis van de reguliere monitoring door middel van semi-continue bemonstering. Dit verandert niet met de introductie van PS, omdat de drinkwaterbedrijven snel inzicht nodig hebben in stoffen die een bedreiging vormen voor de drinkwaterbereiding. Wel kunnen de PS-resultaten leiden tot het uitbreiden van het analysepakket binnen het Aqualarm-systeem.

Implicaties dataleveringen en rapportage

Bij screeningsdoeleinden zijn (formele) dataleveringen en rapportage niet aan de orde. Wel wisselen RWS en de

³² Ook de Europese NEN-EN-ISO 5667-23 (ISO, 2011) bevat veel algemene en specifieke informatie over passieve monsterneming. De Nederlandse NEN 6597 geeft echter meer specifieke informatie over de monsterneming, de bemonsteringsperiode, additie van referentiecomponenten (PRC's) en de monstervoorbewerking.

drinkwaterbedrijven de gegevens van de (reguliere) metingen bij Eijsden, Lobith en op de innamepunten uit. Aanvullende inzet van PS is hierop niet van invloed. Wel zouden aanvullende afspraken gemaakt kunnen worden over het delen van de (kwantitatieve, semi-kwantitatieve en/of kwalitatieve) resultaten van metingen middels PS.

Benodigde stappen voor realisatie

Voor de inzet van PS voor screeningsdoeleinden is het raadzaam een groot deel van de aanbevelingen uit paragraaf 2.8 uit te voeren. Dit betreft tenminste de aanbevelingen gericht op het verkleinen van vermijdbare variatie bij het analyseren van PS-data (zie bij scenario 2). Dit leidt tot betrouwbaarder en beter reproduceerbare analyseresultaten. Daarnaast worden bij voorkeur ook, maar zeker als kwantificering van concentraties gewenst is, de aanbevelingen gericht op het kwantificeerbaar maken van concentraties opgevolgd (zie bij scenario's 1 en 2).

Voor het gebruik van PS als aanvulling op het Aqualarm-systeem is het raadzaam vooraf afstemming te zoeken met RIWA-Rijn, RIWA-Maas en de Hoofdinspectie voor de Volksgezondheid. Deze partijen hebben samen met RWS het Aqualarm-systeem vormgegeven. Aanbevolen wordt om afspraken te maken over de te volgen procedure bij het (middels inzet van PS) aantreffen van 'nieuwe' stoffen³³ en over het delen van de meetgegevens.

3.7.5 Scenario 4: inzet in VTH-spoor

Informatiebehoefte

Binnen dit scenario kunnen de PS-gegevens worden gebruikt om invulling te geven aan verschillende informatiebehoefte vanuit vergunningverlening, toezicht en handhaving:

- Inzicht in de langeretijdgemiddelde concentraties van vergunde stoffen in lozingen van specifieke bedrijven.
- Inzicht in de aanwezigheid (en mogelijk ook concentraties) van niet-vergunde stoffen in lozingen van specifieke bedrijven.
- Inzicht in de realisatie van de minimalisatieplicht voor ZZS middels vermijdings- en reductieplannen van specifieke bedrijven, voor stoffen waarvoor PS goede resultaten oplevert.
- Inzicht in bronnen of emissieroutes, nadat bij reguliere monitoring of screening een stof is aangetroffen waarvan de bron onduidelijk is.

Voor het betrouwbaar vaststellen van concentraties is beschikbaarheid van evenwichtspartiticoëfficiënten een voorwaarde.

Implicaties toetsing en beoordeling

Bij inzet binnen het VTH-spoor is (formele) toetsing en beoordeling (in de zin van toestandsbeoordeling van waterlichamen) niet aan de orde. Wel is, voor een juridisch houdbare beoordeling van in het kader van toezicht op vergunningen of handhaving, van belang dat de aanwezigheid en/of de concentraties van stoffen betrouwbaar en reproduceerbaar kunnen worden vastgesteld. Zie onder 'benodigde stappen voor realisatie'.

Implicaties dataleveringen en rapportage

Bij inzet binnen het VTH-spoor zijn (formele) dataleveringen en rapportage niet aan de orde.

Benodigde stappen voor realisatie

Allereerst wordt aanbevolen om de kansen en knelpunten (uitvoerbaarheid, representativiteit, juridische aspecten) in overleg met vergunningverleners en eventueel een juridisch adviseur (intern RWS) nader te verkennen. In vervolg hierop zou wellicht een pilot gestart kunnen worden om de inzet van PS voor VTH-doeleinden te testen en te evalueren.

Ook voor de inzet van PS voor VTH-doeleinden is het van belang om een groot deel van de aanbevelingen uit paragraaf 2.8 uit te voeren. Dit betreft tenminste de aanbevelingen gericht op het verkleinen van vermijdbare variatie bij het analyseren van PS-data en het (laten) uitvoeren van PS conform NEN 6597:2023 (zie bij scenario 2). Dit leidt tot betrouwbaarder en beter reproduceerbare analyseresultaten. Dit is vermoedelijk essentieel voor draagvlak onder vergunningverleners, handhavers én vergunninghouders (bedrijven). Daarnaast worden bij voorkeur ook de

³³ Zie hierbij ook de 'Wegwijzer Opkomende Stoffen in Oppervlaktewater' (Min. IenW, 2021).

aanbevelingen gericht op het kwantificeerbaar maken van concentraties opgevolgd (zie bij scenario's 1 en 2). Dit laatste is vooral van belang als PS wordt ingezet voor toezicht op vergunde lozingen.

4 Adviezen

In hoofdstuk 2 van dit rapport zijn de resultaten beschreven van een analyse van de beschikbare PS-gegevens, in samenhang met die van biotamonitoring. Mede op basis hiervan zijn in hoofdstuk 3 mogelijke toepassingen van PS in de toekomstige monitoringspraktijk van RWS geschetst, verdeeld over een aantal scenario's. Uit deze onderdelen volgt een aantal concrete adviezen voor RWS.

Advies 1: neem uitbreiding van de inzet van PS serieus in overweging

Uit de beschrijving van mogelijke toepassingen en scenario's in hoofdstuk 3, maar ook uit contacten met betrokkenen binnen en buiten RWS, blijkt dat PS in potentie op verschillende manieren van meerwaarde kan zijn voor RWS. De betreffende toepassingen vormen de basis van de scenario's 2 (intensiveren in ruimte en/of tijd), 3 (inzet voor screeningsdoeleinden) en 4 (inzet voor vergunningverlening, toezicht en handhaving). Geadviseerd wordt om deze scenario's serieus in overweging te nemen.

De grootste meerwaarde wordt gezien in een combinatie van scenario's 2 en 3. Met inachtneming van een aantal aanbevelingen en kanttekeningen worden toepassingen binnen deze scenario's goed haalbaar geacht. Dit geldt mogelijk ook voor scenario 4, al is daarvoor allereerst een nadere verkenning van kansen en knelpunten nodig, gericht op zaken als uitvoerbaarheid, representativiteit en juridische aspecten.

Tot welk(e) scenario('s) besloten wordt is niet alleen afhankelijk van inhoudelijke aspecten van PS, maar ook van budgetten en de verhouding van PS tot andere monitoringstechnieken. Als niet besloten wordt tot uitbreiding van de inzet van PS, maar RWS deze optie voor de toekomst wel open wenst te houden, is tot die tijd het voortzetten van de huidige praktijk (scenario 1) raadzaam. Hierdoor worden de inmiddels verkregen meetreeksen verder uitgebouwd. Dit maakt de stap naar verdere inzet van PS op langere termijn kleiner, als hier niet op korte termijn toe besloten wordt.

Advies 2: optimaliseer de bruikbaarheid van PS-data

In paragraaf 2.8 is een aantal aanbevelingen gegeven voor het beter kwantificeerbaar maken van concentraties, het verkleinen van de vermijdbare variatie bij het analyseren van de PS-data, het verbeteren van de relatie tussen gegevens verkregen middels biotamonitoring en PS en het optimaliseren van de gegevensopslag. Het opvolgen van deze aanbevelingen leidt ertoe dat PS voor meer toepassingen kan worden ingezet en daarbij tot betrouwbaarder resultaten leidt dan nu het geval is. Het opvolgen van deze aanbevelingen is als uitgangspunt gehanteerd bij het definiëren en beschrijven van scenario's voor inzet van PS in hoofdstuk 3. Vooral voor de scenario's 2, 3 en 4 geldt dat opvolging van (een deel van) de aanbevelingen in belangrijke randvoorwaardelijk is aan het effectief inzetten van PS voor de betreffende doeleinden.

Zoals beschreven in paragraaf 3.7 is het raadzaam om bij de uitvoering van de aanbevelingen diverse externe partijen te betrekken (zie vooral bij de scenario's 1 en 2).

Advies 3: standaardiseer de inzet van PS

Ten behoeve van het verkrijgen van betrouwbare en reproduceerbare monitoringsresultaten wordt aanbevolen om PS in de toekomst conform de nieuwe NEN 6597:2023 te laten uitvoeren en daarbij in beeld te (laten) brengen óf en op welke punten voor de door RWS beoogde inzet aanvullende richtlijnen nodig zijn. Het belang hiervan is het grootst voor toepassingen als het monitoren van langetermijntendensen, waarbij de resultaten voor formele rapportagedoeleinden worden gebruikt, of de inzet voor VTH-doeleinden waarbij geen twijfel mag bestaan over de betrouwbaarheid van de analyseresultaten. Maar ook voor andere toepassingen is de meerwaarde van betrouwbare en reproduceerbare resultaten evident.

Ook STOWA (2014) geeft in hoofdstuk 6 van haar rapport een aantal adviezen gericht op standaardisatie, kwaliteitsborging en dataopslag. Aanbevolen wordt ook deze adviezen mee te nemen in de afstemming over standaardisatie.

Advies 4: deel de bevindingen en adviezen

De adviezen in deze rapportage hebben betrekking op monitoring, maar raken ook aan thema's als standaardisatie en de aanpak van opkomende stoffen. Daarom wordt aanbevolen om de rapportage in te brengen in de Werkgroep RAM (Regionaal Afstemmingsoverleg Monitoring) en, zeker bij keuze voor de scenario's 2, 3 en/of 4, het ILOW (Integraal Laboratorium Overleg Waterkwaliteitsbeheerders) en de Werkgroep 'aanpak opkomende stoffen'.

Tot slot wordt aanbevolen deze rapportage, bijvoorbeeld via de Werkgroep RAM, ook te delen met de waterschappen. Zij staan voor vergelijkbare opgaven als RWS en kunnen ook baat hebben bij de inzet van PS.

Referenties

Bleeker, EAJ & EMJ Verbruggen (2009). *Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic organisms*. RIVM-rapport 601779002.

Deltares (2010a). *Passive sampling en biomonitoring*. Projectnr. 1202337-004. In opdracht van Rijkswaterstaat.

Deltares (2010b). *Het gebruik van passive sampling in KRW-monitoring. De mogelijkheden van siliconenrubber als passive sampler*. Projectnr. 1202337-004. In opdracht van Rijkswaterstaat Waterdienst.

Deltares (2010c). *Evaluatie van monitoring met passive sampling. Relaties met mosselen, zwevend stof en totaal water*. Projectnr. 1202990-000. In opdracht van Rijkswaterstaat Waterdienst.

Deltares (2011). *MWTL passive sampling data 2010. HCB en HCBd in het voetlicht*. Projectnr. 1204699-000. In opdracht van Rijkswaterstaat Waterdienst.

Deltares (2012). *Leidraad voor de passive sampling van hydrofobe stoffen in water met siliconenrubber samplers*. Projectnr. 1206124-000. In opdracht van Rijkswaterstaat Waterdienst.

Deltares (2019). *Onderbouwing meetstrategie passive sampling en biotamonitoring*. Projectnr. 11203677-005. In opdracht van Rijkswaterstaat WV.

Dogruer, G, A Sneekes, MR de Hart & MJJ Kotterman (2023). *Biotamonitoring Rijkswateren tot en met 2021. Deel I: toetsing en trends*. Wageningen Marine Research. Rapportnr. C049/22A.

Ecofide (2015). *Biotamonitoring binnen de KRW. De opzet van een landelijk meetnet*. Uitgevoerd in opdracht van Rijkswaterstaat. Ecofide rapportnr. 82.

Ecofide (2020). *Handreiking voor uitvoeren van biologische effectmonitoring bij vergaande zuivering van RWZI-effluenten*. Memo, versie 0.7, 3 april 2020.

Ecofide (2022). *Nader onderzoek gecreosoteerde oeverbeschoeiing Noordoostpolder - aanvulling 2022*. Uitgevoerd in opdracht van waterschap Zuiderzeeland. Rapportnr. 166.

ICBR (2020). *Rijn 2040. De Rijn en zijn stroomgebied: duurzaam beheerd en klimaatbestendig*. Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn. Zestiende Rijnministersconferentie, 13 februari 2020, Amsterdam.

ICBR (2022). *Vermindering van microverontreinigingen in het Rijnstroomgebied - Monitoring en beoordelingssysteem*. Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn. Rapportnr. 287.

ISO (2011). *NEN-EN-ISO 5667-23. Water quality - Sampling - Part 23: Guidance on passive sampling in surface waters*. International Organization for Standardization, 1 maart 2011.

Jonker, MTO (2012). *MWTL passive sampling data 2011*. Institute for Risk Assessment Sciences (IRAS). Universiteit Utrecht. Uitgevoerd in opdracht van Deltares en Rijkswaterstaat.

Kotterman, MJJ & MR de Hart & (2023). *Biotamonitoring Rijkswateren tot en met 2022. Deel II: Toegepaste methoden*. Wageningen Marine Research. Rapportnr. C040/23.

Min. IenW (2021). *Wegwijzer Opkomende Stoffen in Oppervlaktewater. Op weg naar omgang met opkomende stoffen*. Arcadis in opdracht van het Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, 6 oktober 2021.

NEN (2023). *NEN 6597:2023. Water – Passieve monsterneming voor chemisch en toxicologisch onderzoek*. Stichting Koninklijk Nederlands Normalisatie Instituut, november 2023.

RIVM (2011a). *Environmental risk limits for benz(a)anthracene*. RIVM briefrapport 601357009.

RIVM (2011b). *Environmental risk limits for chrysene*. RIVM briefrapport 601357008.

RWS (2020). *Protocol monitoring en toestandbeoordeling oppervlaktewaterlichamen KRW*. Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving, 8 april 2020 (met errata verwerkt op 15 maart 2021).

RWS (2022). *Achtergronddocument KRW-monitoringsprogramma Rijkswaterstaat*. Arcadis in opdracht van Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving, 15 maart 2022 (status: eindrapport).

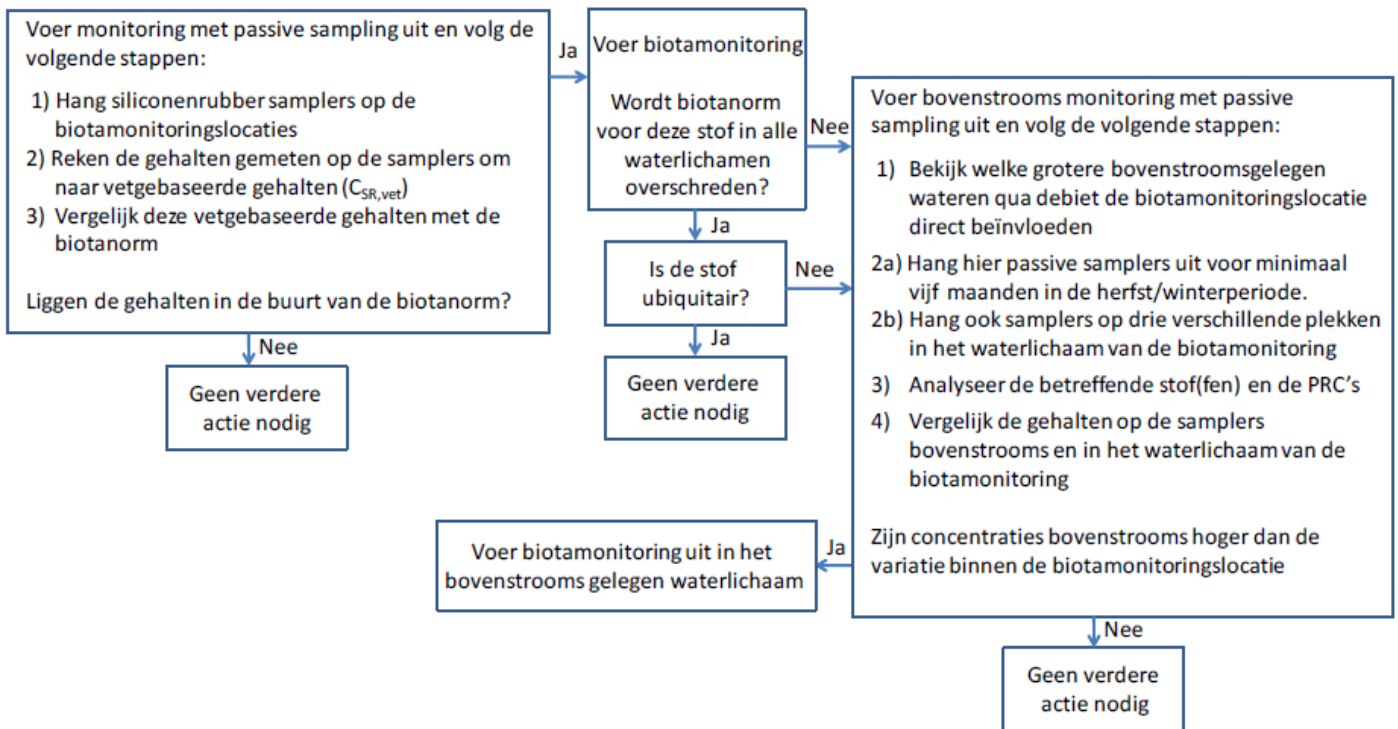
STOWA (2014). *Overzicht toepassingsmogelijkheden van passive sampling*. STOWA-rapportnr. 2014-42.

STOWA (2016). *Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit. Deel 1: Methode voor het in beeld brengen van de effecten van giftige stoffen in oppervlaktewater*. STOWA-rapportnr. 2016-15A.

STOWA (2021). *Meetcampagne biotamonitoring in regionale wateren*. STOWA-rapportnr. 2021-42.

Waterschap Limburg, 2020. *Besluit Watervergunning. Lozen van afvalwater afkomstig van de Integrale Afvalwater Zuiverings Installatie, gelegen aan de Dalerveltweg 5 te Stein, in het oppervlaktewater genaamd de Zijtak Ur*. Zaaknummer: 2019-Z4532. Datum: 15 december 2020.

Bijlage A Afwegingskader biotamonitoring met behulp van passieve sampling



Figuur 11. Stroomschema voor een alternatieve strategie (ten opzichte van Figuur 10) om eerst met passieve sampling af te wegen of biotamonitoring noodzakelijk en zinvol is en om vervolgens af te wegen of biotamonitoring uitgebreid dient te worden naar bovenstrooms gelegen waterlichamen (uit: Deltares, 2019)

Colofon

PASSIVE SAMPLING BINNEN RIJKSWATERSTAAT
DUIDING RESULTATEN EN HANDELINGSPERSPECTIEF

KLANT

Rijkswaterstaat WV

AUTEUR

Reijer Hoijsink (Arcadis) en Jaap Postma (Ecofide)

PROJECTNUMMER

30194921

ONZE REFERENTIE

HWHCQ4VTDMMX-2033839185-93:1.0

DATUM

29 februari 2024

STATUS

Definitief

GECONTROLEERD DOOR

Cary de Vries
Teamleider en projectleider waterkwaliteit

VRIJGEGEVEN DOOR

Cary de Vries
Teamleider en projectleider waterkwaliteit

Over Arcadis

Arcadis is de leidende wereldwijd opererende ontwerp- en consultancyorganisatie op het gebied van de natuurlijke en gebouwde omgeving. Wij helpen onze klanten en de maatschappij met doeltreffende, duurzame en digitale oplossingen. Wij zijn met 36.000 mensen actief die in ruim zeventig landen meer dan €4,2 miljard aan omzet genereren. Wij helpen UN-Habitat met onze mensen, die kennis en expertise leveren om de moeilijke leefomstandigheden te verbeteren in gebieden die lijden onder de gevolgen van klimaatverandering.

www.arcadis.com

Arcadis Nederland B.V.

Postbus 56825
1040 AV Amsterdam
Nederland

T +31 (0)88 4261 261