

Waterbodembodemkwaliteit in Rijn-Maas monding

Kan waterbodembeheer bijdragen aan het behalen van de KRW-doelen?



Waterbodempkwaliteit in Rijn-Maas monding

Kan waterbodembeheer bijdragen aan het behalen van de KRW-doelen?

Auteur(s)

Leonard Osté

Bart Reeze

Jaap Postma

Kevin Ouwerkerk

Waterbodempkwaliteit in Rijn-Maas monding

Kan waterbodembeheer bijdragen aan het behalen van de KRW-doelen?




Opdrachtgever	Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving
Contactpersoon	de heer J. Hin
Referenties	
Trefwoorden	

Documentgegevens

Versie	0.2
Datum	07-03-2022
Projectnummer	11206216-011
Document ID	11206216-011-BGS-0002
Pagina's	86
Classificatie	
Status	definitief

Auteur(s)

	Leonard Osté	

Doc. Versie	Auteur	Controle	Akkoord	Publicatie
0.2	Leonard Osté 	Jos Brils 	Gerard Blom 	

Samenvatting

Uit de monitoring van de waterkwaliteit voor de Kaderrichtlijn Water (KRW) in de Rijn-Maas monding blijkt dat diverse stoffen de normen voor water en/of biota overschrijden. Daarnaast zijn er problemen met de ecologische waterkwaliteit: de scores op de ecologische maatlatten duiden op een lage ecologische kwaliteit. Op dit moment is niet duidelijk welke rol de waterbodem speelt bij de gesignaleerde normoverschrijdingen en het bereiken van de ecologische doelen van de KRW. Bovendien is niet duidelijk wat Rijkswaterstaat kan doen om – zo die er zijn – de negatieve bijdragen van de waterbodem aan de gesignaleerde problemen te voorkomen of te beperken.

De centrale vraag in dit document is: hoe kan Rijkswaterstaat met waterbodembeheer bijdragen aan het behalen van de doelen voor de waterkwaliteit (KRW-doelen) en voedselkwaliteit (consumptienormen) in de Rijn-Maas monding?

Om die vraag te beantwoorden hebben we 3 stappen onderscheiden:

- 1 In welke mate is de waterbodem van invloed op (het niet halen van) de waterkwaliteitsdoelen?
- 2 In hoeverre zorgt de autonome ontwikkeling ervoor dat de waterbodempkwaliteit op termijn niet meer beperkend zal zijn voor het halen van doelen?
- 3 In hoeverre zijn maatregelen effectief?

We komen per stap tot de volgende bevindingen:

Stap 1: Vooral overschrijdingen van de biotanormen en de ecologische maatlatten worden beïnvloed door de waterbodempkwaliteit. Verder wordt in een deel van het gebied een normoverschrijding voor TBT geconstateerd, die mede wordt veroorzaakt door TBT in zwevend stof.

Stap 2: De waterbodempkwaliteit wordt bepaald door de kwaliteit van het zwevend stof dat sedimenteert. Als het zwevend stof een betere kwaliteit heeft dan de huidige waterbodem, mag op termijn een verbetering worden verwacht. In de Rijn-Maasmonding is de waterbodempkwaliteit voor Hg en PCB153 slechter dan het zwevend stof, maar voor PAK is er nauwelijks verschil. Voor de som PBDE's, PFOS, TBT en de som van heptachloor en cis-heptachloorepoxide is er geen goede vergelijking mogelijk tussen waterbodem en zwevend stof, omdat data in waterbodem of zwevend stof niet beschikbaar zijn of de rapportagegrens een probleem vormt. Vooralsnog lijkt het erop dat alleen voor Hg en PCB153 nog een autonome verbetering mag worden verwacht in de gebieden met netto sedimentatie.

Stap 3: Een aantal stoffen vraagt gebiedsdekkende ingrepen om de waterbodempkwaliteit te verbeteren. Het afgraven of afdekken van de hele Rijn-Maasmonding is fysiek en economisch onmogelijk. Op de lange termijn kan (langzame) verbetering worden bewerkstelligd door de resterende directe lozingen in het gebied te reduceren, de bovenstroomse belasting terug te dringen en door het slib reguleren van grond- en baggerverzet voor de KRW-probleemstoffen waarvoor de waterbodem een bijdrage levert aan de normoverschrijding. Daarnaast is voor een aantal gebieden nader onderzoek nodig op specifieke onderdelen, zoals de hele verontreinigingssituatie van de Hollandsche IJssel, opvallende stijgingen van TBT en PBDE's in zwevend stof bij Maassluis en de ligging van macrofaunameetpunten.

Inhoud

	Samenvatting	4
1	Inleiding	7
1.1	Aanleiding	7
1.2	Vraagstelling	7
1.3	Aandachtsgebied: zoet getijdenwater (KRW-watertype R8)	8
1.4	Werkwijze en leeswijzer	8
2	Belemmert de verontreinigde waterbodem het halen van doelen?	11
2.1	Normen voor gehalten in biota	12
2.2	KRW-normen voor chemische stoffen in oppervlaktewater	17
2.3	KRW-normen voor biologie (macrofauna)	26
2.4	Resumé over het effect van de waterbodemkwaliteit op de doelen	29
3	Autonome ontwikkelingen	31
3.1	Bronnen in het gebied	31
3.2	Kwaliteit van het zwevend stof van bovenstrooms	32
3.3	Sedimentdynamiek (zie uitgebreidere tekst in bijlage E)	35
3.4	De kwaliteit van het liggende sediment	37
4	Handelingsperspectief	40
4.1	De effectiviteit van waterbodemmaatregelen	40
4.2	Bestemmingen onderhoudsbagger beter afstemmen op KRW	44
5	Adviezen	46
5.1	Stoffen die in het hele gebied de norm overschrijden	46
5.2	De Hollandsche IJssel	48
5.3	Som 29 dioxines in het Haringvliet-oost / Hollandsch Diep	49
5.4	TBT en PBDE's rondom Rotterdam	49
5.5	Kwik (Hg) in het Rijnstroomgebied	50
5.6	Deelmaatlat sedimentverontreiniging	51
5.7	Algemene adviezen	52
6	Conclusies	53
6.1	Bijdrage van de waterbodem aan het niet halen van de doelen.	53
6.2	Wat mag worden verwacht van autonome ontwikkeling?	53
6.3	Zijn ingrepen in de waterbodem zinvol?	54

7	Referenties	55
A	Stoffen en locaties	58
A.1	Details van stoffen, stofcodes en log Koc / log Kp	58
A.2	Oordelen prioritaire stoffen	59
A.3	Oordelen specifieke verontreinigende stoffen	60
A.4	MWTL-locaties in het gebied	60
B	Fluxberekeningen	61
C	Gehalten in zwevend stof	67
C.1	Actuele gehalten in zwevend stof	67
C.2	Trends in zwevend stof	68
D	Achtergrondinformatie maatlat macrofauna	73
E	Sedimentdynamiek	75
E.1	Relevantie	75
E.2	Hoofdprocessen	75
E.3	Processen binnen het waterlichaam	81
F	Overzicht van ervaringen met saneringen	84

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Rijkswaterstaat streeft samen met haar partners naar het bereiken van een gezond aquatisch ecosysteem, waarin alle functies mogelijk zijn (recreatie, visserij, landbouw, scheepvaart, etc.). Daarbij draagt Rijkswaterstaat een specifieke verantwoordelijkheid voor de waterkwaliteit en de functies die hiervan afhankelijk zijn, zoals de landbouw en visserij. In dit kader zijn vooral de beleidskaders en -normen van de Kaderrichtlijn Water (KRW) en de voedselkwaliteit (vis en schelpdieren en vlees- en zuivelproducten) van belang.

Uit de monitoring van de waterkwaliteit voor de KRW in de Rijn-Maas monding¹ blijkt dat diverse stoffen de normen voor water en/of biota overschrijden. Daarbij zijn er problemen met de kwaliteit van vis en schelpdieren en vlees- en zuivelproducten uit het gebied: ook hier zijn er enkele stoffen die de norm stelselmatig overschrijden. Daarnaast zijn er problemen met de ecologische waterkwaliteit: de scores op de ecologische maatlatten duiden op een lage ecologische kwaliteit.

In het verleden is er veel onderzoek gedaan naar verontreinigde waterbodems in de Rijn-Maas monding. Het is bekend dat er sprake is van een grootschalige en diffuse verontreiniging van de waterbodem. Delen van het gebied zijn inmiddels gesaneerd; in andere delen is de verontreiniging met rust gelaten. Met het vervallen van de Wet bodembescherming voor waterbodems is het saneringsprogramma rond 2010 gestopt. Daarmee is de diffuse verontreiniging niet verdwenen.

Op dit moment is niet duidelijk welke rol de waterbodem speelt bij de gesignaleerde normoverschrijdingen en het bereiken van de ecologische doelen van de KRW. Bovendien is niet duidelijk wat Rijkswaterstaat kan doen om – zo die er zijn – de negatieve bijdragen van de waterbodem aan de gesignaleerde problemen te voorkomen of te beperken.

1.2 Vraagstelling

De centrale vraag in dit document is: hoe kan Rijkswaterstaat met waterbodembeheer bijdragen aan het behalen van de doelen voor de waterkwaliteit (KRW-doelen) en voedselkwaliteit (consumptienormen) in de Rijn-Maas monding?

Naast bekende kwaliteitsmaatregelen zoals afdekken of verwijderen gaat het bijvoorbeeld om de omgang met waterbodems bij onderhoud en aanleg. Het gaat dus om waterbodembeheer in de volle breedte. Andere maatregelen om de kwaliteit te verbeteren (bijvoorbeeld met betrekking tot bronaanpak of de preventie van opkomende stoffen) worden wel benoemd, maar vallen buiten de scope van dit project.

De waterbodem wordt hierbij beschouwd als een integraal onderdeel van het aquatisch systeem. Het speelt een essentiële rol in het voedselweb: veel dieren brengen een deel van hun cyclus in sediment door (bijv. als larve) of voeden zich met organismen uit de waterbodem (macrofauna, vissen en vogels). Het beheer van de waterbodem moet dan ook als onderdeel van het totale beheer worden ingepast.

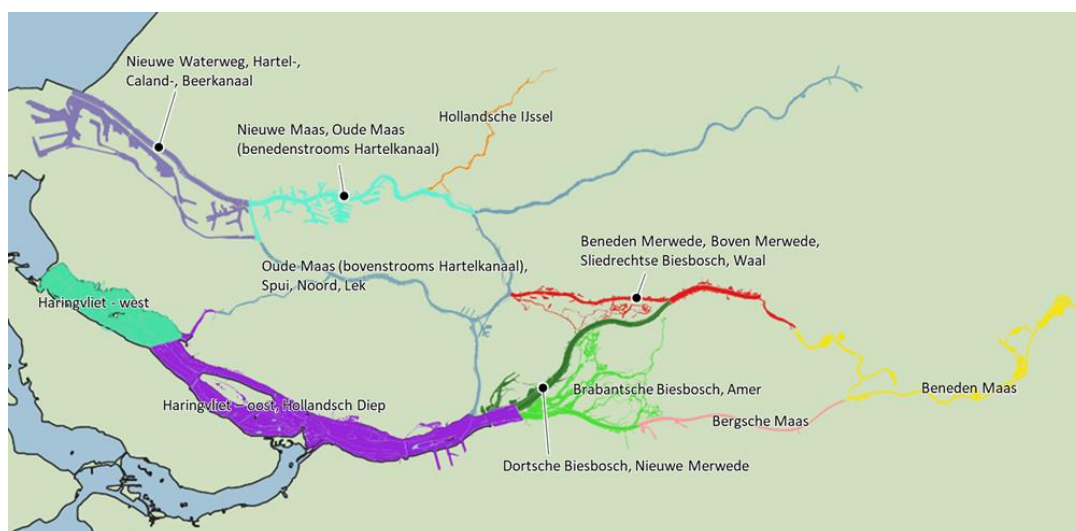
¹ De Rijn-Maas monding omvat in dit project alle zoete getijdenwateren (R8) in het beheersgebied van RWS West Nederland Zuid (zie Figuur 1.1). In het rapport wordt ook de term 'benedenriviereengebied' gebruikt.

Ten slotte kan de waterbodem worden gekarakteriseerd als een 'traag compartiment': het laadt langzaam op met stoffen en het duurt ook lang voordat de stoffen weer zijn afgegeven. Bovendien zijn ingrepen vaak omvangrijk en duur. Dit vraagt om een langetermijnvisie voor het waterbodembeheer.

1.3 Aandachtsgebied: zoet getijdenwater (KRW-watertype R8)

De Rijn-Maas monding (Figuur 1.1) betreft het hele benedenrivierengebied tussen de monding van de Rijntakken en de Maas in zee (via Nieuwe Waterweg en Haringvliet) en het punt in de rivieren tot waar de getijdewerking aanwezig is. In de Lek is dit de stuw bij Hagestein, in de Waal grofweg bij slot Loevestein en in de Maas bij de stuw bij Lith.

In het gebied zijn twee watertypen aanwezig: O2 en R8. De meest westelijk gelegen waterlichamen zijn overgangswateren (Nieuwe Maas, Nieuwe Waterweg en Haringvliet West) en behoren tot het KRW-watertype O2. Overgangswateren worden gekenmerkt door een gradiënt van zoet naar zout water. De overige waterlichamen behoren tot het zoete zoetwater getijdenwater (KRW-watertype R8). Zoetwater getiderivieren bevatten overwegend zoet water. Daarnaast is getijdewerking aanwezig als gevolg van de getijdebeweging (en opstuwung van water) vanuit zee. De focus van de studie ligt op de R8 waterlichamen.



Figuur 1.1: Waterlichamen in de Rijn-Maasmonding. De meest westelijke waterlichamen (Haringvliet-West, Nieuwe Waterweg en Nieuwe Maas) zijn overgangswateren (KRW-watertype O2); de overige wateren behoren tot de zoetwatergetijdende rivieren (KRW-watertype R8).

1.4 Werkwijze en leeswijzer

In dit rapport worden de resultaten vanuit de KRW-monitoring en de kennis over het beheer van verontreinigde waterbodems in samenhang met elkaar beschreven. Van daaruit worden adviezen gegeven voor het waterbodembeheer.

In de beleidskaders voor de waterkwaliteit (KRW-doelen) en voedselkwaliteit (consumptienormen) zijn diverse doelen (normen) gedefinieerd. Deze doelen worden gebruikt in diverse verantwoordingen en rapportages. De volgende normen kunnen in verband worden gebracht met (stoffen in) de waterbodem:

- Normen voor chemische stoffen in biota:
 - KRW-normen
 - Consumptienormen voor vis en schelpdieren
 - Consumptienormen voor vlees en zuivelproducten

- KRW-normen voor chemische stoffen in oppervlaktewater:
 - Anorganische stoffen
 - Organische microverontreinigingen
- KRW-normen voor biologie:
 - Macrofauna

Per norm wordt in kaart gebracht welke problemen er spelen en in hoeverre deze gerelateerd kunnen worden aan verontreinigingen in de waterbodem (hoofdstuk 2). Hierbij wordt gebruik gemaakt van drie vragen, die functioneren als zeefstappen, Figuur 1.2):

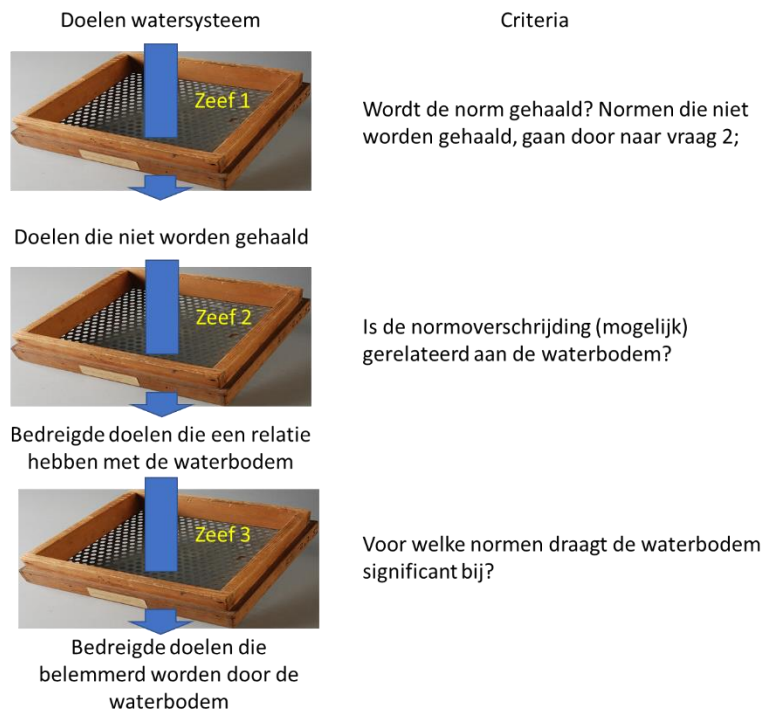
- Stap 1: De vraag bij de eerste zeefstap is: wordt de norm gehaald? Normen die niet worden gehaald, gaan door naar zeef 2;
- Stap 2: De aandacht gaat vervolgens uit naar die normoverschrijdingen die gerelateerd kunnen worden aan verontreiniging in de waterbodem: is de normoverschrijding (mogelijk) gerelateerd aan die waterbodemverontreiniging? Zo ja, dan volgt zeef 3.
- Stap 3: Voor welke stoffen is het aannemelijk dat waterbodemverontreiniging bijdraagt aan de normoverschrijding? Dit wordt zo veel mogelijk gekwantificeerd

Van de normoverschrijdingen met een aannemelijke bijdrage van de verontreinigde waterbodem wordt aangegeven in welke waterlichamen dit het geval is.

De normen die de drie zeven passeren, vragen nadere aandacht. In hoofdstuk 3 wordt gekeken wat er op basis van de autonome ontwikkeling (ontwikkeling bij ongewijzigd beleid/beheer) mag worden verwacht (hoofdstuk 3).

Als de autonome ontwikkeling tot onvoldoende verbetering leidt, wordt gekeken of waterbodemmaatregelen een bijdrage kunnen leveren aan het halen van de doelen (hoofdstuk 4). Ten aanzien van maatregelen willen we leren van ervaringen uit het verleden. In dit onderdeel willen we vragen beantwoorden zoals: In hoeverre zijn waterbodemmaatregelen effectief gebleken en voor welk doel? Wat zijn de argumenten geweest om een aantal geplande saneringen niet uit te voeren?

Dat leidt uiteindelijk tot een zestal specifieke adviezen ten aanzien van bepaalde doelen (stoffen, deelmaatlat sedimentverontreiniging) in bepaalde waterlichamen (hoofdstuk 5).



Figuur 1.2: Selectie van normoverschrijdingen die gerelateerd worden aan verontreinigde waterbodems via drie zeefstappen.

2 Belemmert de verontreinigde waterbodem het halen van doelen?

Zoals in hoofdstuk 1 is beschreven hanteren we drie zeefstappen:

- 1 Wordt de norm gehaald?
- 2 Is de normoverschrijding (mogelijk) gerelateerd aan de waterbodempkwaliteit?
- 3 Is het aannemelijk dat waterbodempverontreiniging bijdraagt aan de normoverschrijding?

Tabel 2.1 en Tabel 2.2 tonen alle normoverschrijdingen voor prioritaire stoffen in waterlichamen in de Rijn-Maasmonding zoals gerapporteerd door RWS. Deze tabellen vormen het startpunt voor paragrafen 2.1 (normen voor gehalten in biota) en 2.2 (KRW-normen voor chemische stoffen in oppervlaktewater).

Tabel 2.1: Prioritaire stoffen die in één of meerdere waterlichamen de norm overschrijden (bron: RWS-spreadsheet: Overzicht_probleemstoffen_waterlichamen_toetsing2021, d.d. 12-07-2021). Er wordt aangegeven of het gaat om overschrijding van de biotanorm (BIO), de jaargemiddelde concentratienorm (JG) of maximale concentratienorm (MAC). De verklaring van stofcodes (Aquo-codes) is te vinden in bijlage A.1.

	Alomtegenwoordige PBT-stoffen ²					
	BaP	BbF	BghiPe	Hg	sPBDE6	TC4ySn (TBT)
Dordtse Biesbosch	BIO	MAC	MAC	JG	BIO	
Boven- en Beneden Merwede	BIO	MAC	MAC	JG	BIO	
Oude Maas	BIO			JG	BIO	JG
Hollandsche IJssel	BIO	MAC	MAC	BIO	BIO	JG/MAC
Beneden Maas	BIO	MAC	MAC		BIO	
Bergsche Maas	BIO	MAC	MAC		BIO	
Brabantse Biesbosch	BIO	MAC	MAC		BIO	
Haringvliet-oost	BIO	MAC	MAC	BIO	BIO	
Totaal overschrijdingen	8	7	7	5	8	2

	Niet-alomtegenwoordige PBT-stoffen		Nieuwe prioritaire stoffen		
	Flu	cypmtn	sHpCl1	sDOxns29	sIinverPFOS
Dordtse Biesbosch			BIO		JG
Boven- en Beneden Merwede			BIO		JG
Oude Maas			BIO		JG
Hollandsche IJssel	BIO		BIO	BIO	BIO
Beneden Maas		JG/MAC	BIO		BIO
Bergsche Maas		JG/MAC	BIO		BIO
Brabantse Biesbosch		JG/MAC	BIO		BIO
Haringvliet-oost			BIO	BIO	BIO
Totaal overschrijdingen	1	3	8	2	8

² Deze stoffen zijn nog tientallen jaren terug te vinden in het aquatisch milieu in concentraties die een risico vormen, zelfs als alle denkbare maatregelen genomen zijn om emissies te beperken of te beëindigen.

Tabel 2.2: Specifieke verontreinigende stoffen die in één of meerdere waterlichamen de norm overschrijden (bron: RWS-spreadsheet: Overzicht_probleemstoffen_waterlichamen_toetsing2021, d.d. 12-07-2021). Er wordt aangegeven of het gaat om overschrijding van de biotanorm (BIO), de jaargemiddelde concentratienorm (JG) of maximale concentratienorm (MAC). De verklaring van de omschrijving van de stoffen (=Aquo-codes) is te vinden in bijlage A.1.

	BaA	Chr	Ag	As	Co	Se	Zn	NH4-N	dmtn	lcyhlt
Dordtse Biesbosch	BIO		MAC			JG	MAC			
Boven- en Beneden Merwede	BIO		MAC			JG				
Oude Maas	BIO			JG		JG		JG/MAC		
Hollandsche IJssel	BIO	BIO	MAC	JG	JG	JG		JG/MAC		
Beneden Maas	BIO		MAC		JG	JG				MAC
Bergsche Maas	BIO		MAC		JG	JG				MAC
Brabantse Biesbosch	BIO		MAC		JG	JG				MAC
Haringvliet oost	BIO			JG		JG		JG/MAC	MAC	
Totaal overschrijdingen	8	1	6	3	4	8	1	4	1	3

2.1 Normen voor gehalten in biota

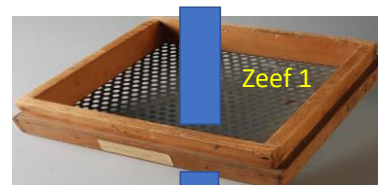
2.1.1 KRW-normen biota

Zeef 1: welke biotanormen worden niet gehaald?

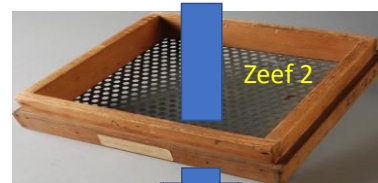
Op basis van het biotameetnet van Rijkswaterstaat zijn er 9 parameters (deels individuele, deels gesommeerde stoffen) die de KRW-normen voor biota overschrijden³: benzo[a]pyreen (BaP), kwik (Hg), som van 6 polybroomdifenylethers (sPBDE6), fluorantheen (Flu), som heptachloor en cis-heptachloorepoxide (sHpCl1), som van 29 dioxines en dioxineachtige stoffen (sDONxs29), som van lineaire en vertakte PFOS (slinvertPFOS), benzo[a]antraceen (BaA), chryseen (Chr).

Een aantal stoffen vormt in het hele rivierengebied een probleem (benzo[a]antraceen, benzo[a]pyreen, sHpCl1, som PBDE6, som PFOS). Kwik⁴ lijkt vooral een probleem te vormen in het Rijnstroomgebied. Fluorantheen en chryseen overschrijden de biotanorm alleen in de Hollandsche IJssel. De dioxines vormen een probleem in het Noordelijk deel (Hollandsche IJssel) en in het Haringvliet Oost/ Hollandsch Diep, maar ook in de Nieuwe Maas en Nieuwe Waterweg (geen R8-gebied).

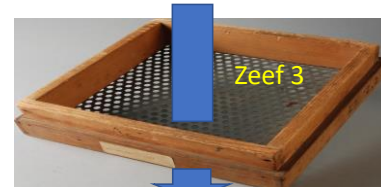
Normen Biota



BaP, BaA, Chr, Flu, Hg, sHpCl1, sPBDE6, sDONxs29, slinvertPFOS



Hg, sHpCl1, sPBDE6, sDONxs29, slinvertPFOS



Hg, sHpCl1, sPBDE6, sDONxs29, slinvertPFOS

³ Hexachloorbutadien geeft in biota (vis) nooit een normoverschrijding te zien. Niet op alle meetpunten kon voldoende vis worden gevangen waardoor in drie waterlichamen (Oude Maas, Boven/Beneden Merwede en Dordtse Biesbosch/Nieuwe Merwede) is getoetst aan de norm in oppervlaktewater. In de twee laatstgenoemde waterlichamen overschrijdt de concentratie hexachloorbutadien de norm. Omdat wordt aangenomen, dat in de toekomst biotametingen uitwijzen dat er geen probleem is, is deze stof niet aangemerkt als overschrijdende stof.

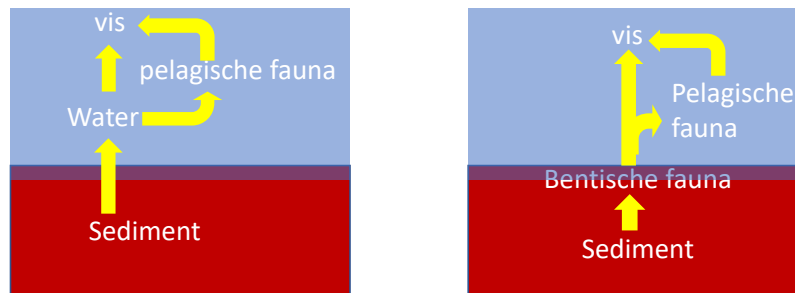
⁴ Voor kwik geldt hetzelfde als voor hexachloorbutadien: vanwege het ontbreken van gehalten in vis kon in Oude Maas, Boven/Beneden Merwede en Dordtse Biesbosch/Nieuwe Merwede alleen aan de oppervlaktewaternorm worden getoetst. In tegenstelling tot hexachloorbutadien overschrijdt kwik niet in alle waterlichamen voor Hg de biotanorm. Het is dus niet met zekerheid te zeggen dat Hg de biotanorm overschrijdt in de drie genoemde waterlichamen.

Zeef 2: is er een relatie met verontreiniging in de waterbodem?

In het algemeen binden stoffen, die sterk bioaccumuleren, ook sterk aan sediment en zwevend stof. Dit is echter geen direct bewijs dat stoffen gebonden aan sediment de oorzaak zijn voor de geconstateerde normoverschrijdingen (zeef 1). De tekstbox hieronder gaat daar verder op in. De in de box beschreven relatie geldt voor alle stoffen op dezelfde manier. Vooralsnog, met de aanbeveling in de tekstbox als randvoorwaarde, wordt voor alle stoffen die in vis worden gemeten een relatie verondersteld met verontreinigingen in de waterbodem. PAKs worden in mosselen gemeten die 1 meter onder de waterspiegel worden uitgehangen. De PAK gehalten worden wel door PAK in zwevend stof beïnvloed (voor relatie zwevend stof waterbodem, zie 2.2.2), maar niet direct door de waterbodem. maar niet direct door de waterbodem. Voor de genoemde PAK (benzo[a]pyreen (BaP), fluorantheen (Flu), benzo[a]antracene (BaA) en chryseen (Chr)) is een relatie met verontreiniging in de waterbodem onwaarschijnlijk. Dan blijven over: Hg, som heptachloor en cis-heptachloorepoxide, som PBDE, som dioxines en somPFOS.

De relatie tussen verontreinigingen in sediment en in vis

Biotametingen in zoete wateren worden uitgevoerd in blankvoorn. Dat is een pelagische vissoort en het is de vraag hoe blankvoorn wordt belast met stoffen. Als dit via de waterfase verloopt, geldt dat problemen met normen in biota primair moeten worden opgelost door de concentraties in het oppervlaktewater te reduceren (zie paragraaf 2.2). Een directe relatie is wel mogelijk indien accumulatie in benthische fauna een belangrijke rol speelt in de voedselketen (rechter figuur).



Het bewijs voor (de bijdrage van) de linker of de rechter route is moeilijk aan te tonen, omdat er experimenteel vaak een relatie is tussen sediment/poriewater en oppervlaktewater. Het onderscheid is wel relevant voor maatregelen. In de linker figuur helpen alle maatregelen die de concentraties in oppervlaktewater reduceren; in de rechter figuur dragen maatregelen die de kwaliteit van de waterbodem verbeteren specifiek bij aan de route via benthische fauna. Voor het beter onderbouwen van de bijdrage van de waterbodemkwaliteit aan de viskwaliteit wordt geadviseerd om nader onderzoek te doen. Dit zou moeten starten met een literatuuronderzoek.

Zoals opgemerkt in de tekstbox is het ingewikkeld om te bewijzen dat er een directe relatie is tussen sedimentkwaliteit en biotakwaliteit. Van den Heuvel-Greve et al., 2009 hebben gekeken naar de gehalten van PCB's en dioxines in paling. De relaties met sedimentkwaliteit waren sterker dan met waterkwaliteit. Het meest overtuigend wordt deze relatie aannemelijk gemaakt in de biotische effectonderzoeken die rond 2000 zijn uitgevoerd in het Benedenrivierengebied (Den Besten, 1994, Den Besten, 1997, Eys et al., 2001, Postma et al., 2001, Keijzers et al., 2003). Daarin is de accumulatie van stoffen zoals cadmium, kwik en PCB's berekend op basis van het bioaccumulatiemodel Cheops. De resultaten duiden erop dat diverse soorten, zoals bijv. steltlopers, een groot deel van de verontreiniging via sediment

binnen krijgen. Voor zeer sterk bindende stoffen zoals PCB's geldt voor bijna alle vogelsoorten dat het grootste deel van hun voedsel afkomstig is van in sediment levende organismen. In Nederland is sinds die tijd niet meer zo uitgebreid onderzoek gedaan naar de bijdrage van sediment. Ook een snelle scan van de wetenschappelijke literatuur leverde niets op. Een andere openstaande vraag is of stoffen die nu meer aandacht krijgen (PBDE's, PFAS) ook via organismen in sediment worden blootgesteld aan hogere organismen. De mate van accumulatie varieert sterk tussen de verschillende verbindingen, maar De Wit et al. (2020) stellen vast dat PFAS, gehalogeneerde brandvertragers en organofosfaatesters in vergelijkbaar mate kunnen accumuleren als PCB's en DDE. Ook Cai-Hong et al. (2009) vinden accumulatiewaarden die consistent zijn met de algemene patronen die je vanuit bioaccumulatie modellen verwacht. Het is dus heel aannemelijk dat de verontreinigingsgehalten in de waterbodem via voedsel een direct effect hebben op de gehalten in biota. De volgende vraag is dan of dat gekwantificeerd kan worden.

Zeef 3: Is het aannemelijk dat waterbodem bijdraagt aan de normoverschrijding?

Dioxines

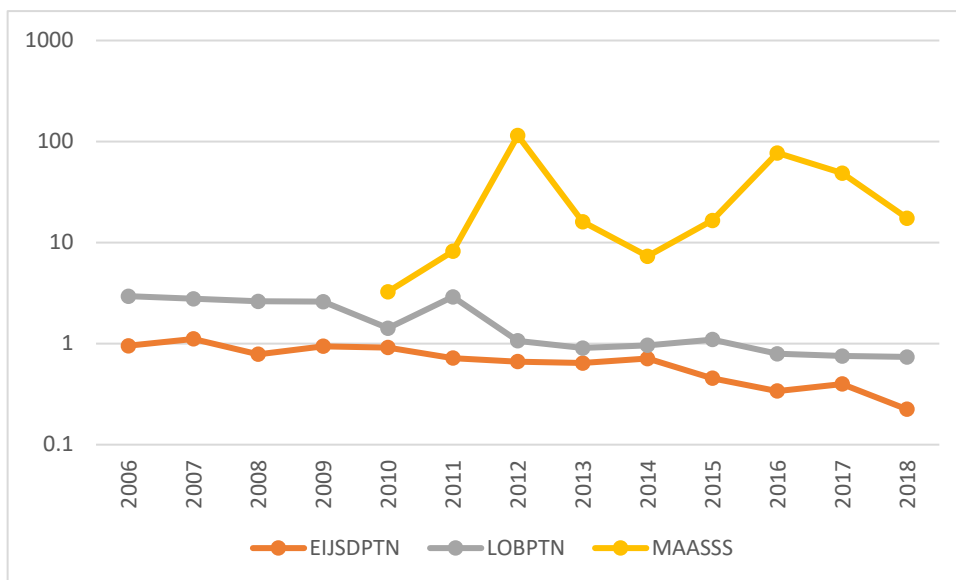
Voor de meeste stoffen in zeefstap 3 zijn relaties tussen de waterbodemkwaliteit en gehalten in vis niet aangetoond. De meeste informatie is beschikbaar over PCB's, die als indicator voor dioxines kunnen worden gebruikt. Dioxines zijn vrijwel nooit geanalyseerd in waterbodem, maar uit eerder onderzoek is bekend dat een relatie aannemelijk is tussen de gehalten aan dioxines en PCB's in waterbodems. Voor de diffuse verontreinigingen in het rivierengebied is een relatie gelegd tussen dioxines in vis en PCB153 in de waterbodem (Osté, 2016). Omdat PCB's in het standaardstoffenpakket waterbodem zitten, zijn er in het benedenrivierengebied veel gegevens beschikbaar voor PCB. Op basis van de eerder genoemde relatie tussen PCB153 in sediment en dioxines in biota is gesteld dat de KRW-norm voor dioxines wordt overschreden als het PCB153-gehalte in sediment hoger is dan 20,9 µg/kg. De KRW-norm wordt overschreden in 4 van de 7 waterlichamen (Tabel 2.3). De PCB-gehalten in het sediment in die vier waterlichamen (gemiddeld ca. 30 µg/kg) liggen duidelijk hoger dan in de Dordtse Biesbosch en de Merwedede (ca. 10 µg/kg), maar in de Brabantse Biesbosch worden de hoogste gehalten in de waterbodem gevonden terwijl het waterlichaam geen overschrijdingen geeft voor de biotanorm voor dioxines.

Tabel 2.3: Gestandaardiseerde gemiddelde PCB153-gehalten in de verschillende waterlichamen (µg/kg). In de roodgedrukte waterlichamen wordt de KRW-biotanorm voor dioxines overschreden.

Karakterisering monsters	PCB153
Haringvliet-oost (data Hollandsch Diep)	31
Dordtse Biesbosch (data Nieuwe.Merwede)	10
Boven- en Beneden Merwede	11
Hollandsche IJssel	46
Brabantse Biesbosch	55

PBDE's

Voor PBDE's is nauwelijks iets bekend over de gehalten in de waterbodem. Wel wordt al een decennium in zwevend stof gemonitord. PBDEs overschrijden in alle waterlichamen, variërend tussen een factor 24 en 1100. Er is geen duidelijk patroon in de overschrijdingsfactoren. Wat opvalt is dat de gehalten in zwevend stof in Maassluis sterk verhoogd zijn ten opzichte van eerdere meetpunten; alleen Lobith en Eijsden (Figuur 2.1). De stijging van de PBDE's in zwevend stof kan dus in het hele Nederlandse Rijn- en Maastraject plaatsvinden.



Figuur 2.1: Gestandaardiseerde jaargemiddelde gehalten somPBDE6 (µg/kg) in zwevend stof in Eijsden, Lobith en Maassluis. Let op de logaritmische schaal van de Y-as.

2.1.2 Voedselkwaliteit van vis en schelpdieren

Behalve voor de KRW zijn er ook normen in biota vastgesteld vanuit het belang van voedselveiligheid. De verantwoordelijkheid voor voedselveiligheid ligt bij het Ministerie van LNV. In dit rapport is beoordeeld of de waterbodempkwaliteit een belemmering vormt voor de voedselveiligheid.

Zeef 1: welke stofnormen worden overschreden?

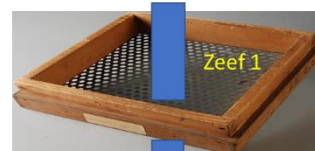
De Verordening (EG) Nr. 1881/2006 van 19 december 2006 (met wijzigingen in 420/2011 van 29 april 2011)⁵ tot vaststelling van de maximumgehalten aan bepaalde verontreinigingen in levensmiddelen geeft voor een viertal stoffen normen:

- Lood
- Cadmium
- Kwik
- Dioxines

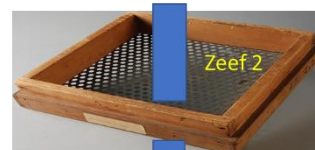
De normen kunnen variëren per levensmiddel. Voor het watersysteem zijn vooral de categorieën: vlees van vis (soms onderverdeeld naar vissoort), koppotigen (inktvis), schaaldieren (kreeft, krab, garnaal) en tweekleppige weekdieren (schelpdieren) van belang. Voor PAK zijn ook normen opgenomen, maar alleen voor gerookte producten. Dit is gericht op het tegengaan van te hoge PAK-gehalten als gevolg van het roken.

In het benedenrivierengebied is bekend dat de normen voor de som van 29 dioxines en dioxineachtige stoffen in paling en wolhandkrab (6,5 ng TEQ⁶/kg versgewicht; gelijk aan de

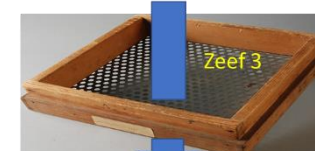
Normen voedselkwaliteit (vis)



dioxines



PCB153



PCB153

⁵ 02006R1881 — NL — 31.08.2021 — 028.001 — 1

⁶ TEQ staat voor Toxische EQquivalenten, waarin de verschillende dioxines op basis van hun toxiciteit worden opgeteld. Toxischere verbindingen tellen zwaarder mee in de TEQ-waarde.

KRW-norm⁷) worden overschreden. Daarom is een verbod ingesteld op het (beroepsmatig) vangen van paling en wolhandkrab in een deel van Nederland, waaronder het benedenrivierengebied (wijziging Uitvoeringsregeling visserij d.d. 25 maart 2011, nr. 194017; met wijziging op 28 september 2017, nr. WJZ / 17113736). Voor overige stoffen zijn geen afkeuringen bekend, maar de gehalten in vis en visproducten die RIVM hanteert liggen vaak dicht of zelfs boven de voedselnorm voor lood (Boon et al., 2016). Voor cadmium en kwik liggen de gebruikte gehalten meestal onder de voedselnorm.

Zeef 2: is er een relatie met de waterbodem?

Net als voor de KRW-normen die zijn gedefinieerd in biota (zie eerder in deze paragraaf) is ook voor vis en schelpdierkwaliteit (of gedefinieerd als gehalte in biota) een relatie aannemelijk met de waterbodempkwaliteit. Dioxines zijn vrijwel nooit geanalyseerd in waterbodem, maar uit eerder onderzoek is bekend dat een relatie aannemelijk is tussen de gehalten aan dioxines en PCB's in waterbodems. PCB's zijn wel vaak gemeten in waterbodems. Op basis van het gehalte PCB153 in waterbodem kan aldus geschat worden wat het dioxinegehalte in vis is (Osté, 2016).

Zeef 3: Is het aannemelijk dat waterbodem bijdraagt aan de normoverschrijding?

Ook hier wordt dezelfde route gevolgd als voor KRW-biotanormen. Daar blijkt uit dat het aannemelijk is dat de waterbodem bijdraagt aan de bioaccumulatie in de voedselketen, maar dat nadere onderbouwing hiervoor noodzakelijk is.

2.1.3 Voedselkwaliteit van vlees- en zuivelproducten

Zeef 1: welke stofnormen worden overschreden?

In de buitendijkse gebieden van de grote rivieren wordt landbouw bedreven. Landbouwproducten in de buitendijkse gebieden moeten voldoen aan de kwaliteitseisen⁵.

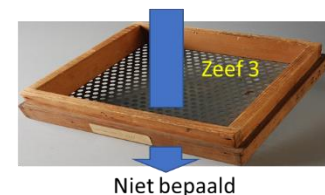
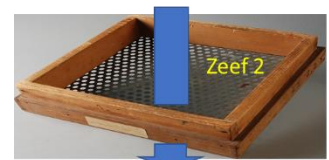
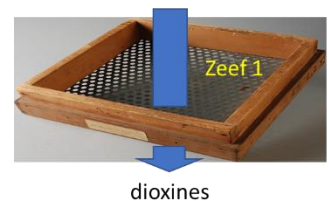
Voor cadmium en lood, en voor dioxineachtige stoffen zijn normen gesteld in producten als vlees, melk en groenten. Er is recent enige publiciteit geweest over dioxines in het vlees van runderen die in de buitendijkse gebieden (uiterwaarden) hadden gegraasd⁸ (som 29 dioxineachtige stoffen moet onder 2,5 ng TEQ/kg vet liggen en som 6 PCB's onder 40 µg/kg vet). Aangezien bekend is dat sommige delen van de buitendijkse gebieden in het R8-gebied regelmatig worden overstroomd kan dit ook spelen in deze gebieden met historische waterbodempverontreinigingen.

Voor overige stoffen zijn geen afkeuringen door de Nederlandse voedsel- en warenautoriteit (NVWA) bekend en de gehalten in vlees en melk die RIVM rapporteert voor lood en cadmium (Boon et al., 2016; Sprong en Boon, 2015) liggen meestal onder de voedselnorm.

Zeef 2: is er een relatie met de waterbodem?

De vleeskwaliteit van koeien wordt grotendeels bepaald door de kwaliteit van de vegetatie. De waterbodem in de buitendijkse gebieden wordt beïnvloed door afzettingen van slib vanuit de rivier, zowel actueel als historisch. Er is dus een relatie met de waterbodem.

Normen voedselkwaliteit (vee)



⁷ Getalsmatig is de norm gelijk, maar er is een verschil in de analyse: voor de KRW wordt de hele vis geanalyseerd, terwijl voor voedselkwaliteit alleen gehalten in de eetbare delen worden bepaald.

⁸ <https://www.freenature.nl/nieuws/2020/partij-rundvlees-uiterwaarden-lovestein-met-normoverschrijding-dioxine-en-pcb>

Zeef 3: Is het aannemelijk dat waterbodem bijdraagt aan de normoverschrijding?

Vegetatie kan verontreinigd raken via de waterbodem/ poriewater, maar ook via de lucht. De opname van verontreinigingen verloopt via het poriewater in de wortels. Grote moleculen kunnen de celwand niet passeren, kleine moleculen wel. Dit laatste geldt ook voor opname vanuit de lucht. Aangezien er beperkt gegevens beschikbaar zijn over de buitendijkse gebieden en nog onderzoek loopt over de aard van het probleem is de rol van de waterbodem niet kwantitatief uitgewerkt.

2.2 KRW-normen voor chemische stoffen in oppervlaktewater

De overschrijdingen van de KRW-normen voor stoffen in water zijn vermeld in Tabel 2.1 en 2.2. Hierbij wordt onderscheid gemaakt in het type norm dat wordt overschreden (MAC-MKN of JG-MKN).

In deze paragraaf maken we onderscheid tussen de anorganische stoffen (voornamelijk metalen, maar ook ammonium: paragraaf 2.2.1) en de organische verontreinigingen (paragraaf 2.2.2). De belangrijkste reden hiervoor is dat anorganische stoffen na filtratie worden geanalyseerd, terwijl organische stoffen in het bemonsterde water inclusief zwevend stof worden geanalyseerd. Verder wordt onderscheid gemaakt in het type milieukwaliteitsnorm (MKN) dat wordt overschreden: MAC-MKN (maximaal aanvaardbare concentratie) of JG-MKN (jaargemiddelde concentratie).

2.2.1 Anorganische stoffen

Zeef 1: welke stofnormen worden overschreden?

Zilver (MAC-MKN), arseen (JG-MKN/MAC-MKN), kobalt (JG-MKN), seleen (JG-MKN), zink (MAC-MKN) en ammonium (JG-MKN/MAC-MKN) overschrijden de norm in een of meerdere waterlichamen. Kwik overschrijdt in drie waterlichamen niet de biotanorm, maar dit komt door het ontbreken van metingen in vis⁹. Niet op alle meetpunten kon voldoende vis worden gevangen. Als er geen metingen in vis beschikbaar zijn wordt de concentratie in oppervlaktewater getoetst aan de JG-MKN oppervlaktewater (Oude Maas, Boven/Beneden Merwede en Dordtse Biesbosch/Nieuwe Merwede).

Zeef 2: is er een relatie met de waterbodem?

Anorganische stoffen binden in het algemeen goed aan sediment. De binding zorgt voor een voorraad in de waterbodem. Dat betekent dat nalevering van opgeloste stoffen vanuit sediment naar het oppervlaktewater relevant zou kunnen zijn. De naleveringsflux is een constante flux. Het is niet waarschijnlijk dat een min of meer constante nalevering uit de

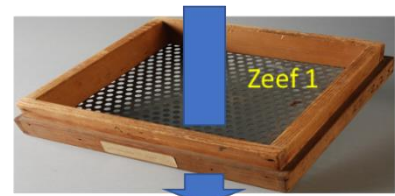
⁹ Niet op alle meetpunten kon voldoende vis worden gevangen waardoor in drie waterlichamen (Oude Maas, Boven/Beneden Merwede en Dordtse Biesbosch/Nieuwe Merwede) is getoetst aan de norm in oppervlaktewater.

waterbodembodem verantwoordelijk is voor een MAC-MKN-overschrijding (een incidentele piekconcentratie). De stoffen met alleen een MAC-MKN-overschrijding vallen daarom af (zilver en zink).

Voor stikstof wordt in het algemeen aangenomen dat het evenwicht tussen sediment en oppervlaktewater zich relatief snel instelt, waardoor er geen langdurige nalevering plaatsvindt als de externe belasting is teruggedrongen (Smits en Van Beek, 2009). Dit komt vooral doordat stikstof uit de waterbodembodem kan verdwijnen via denitrificatie. Over de stikstofvorm die vrijkomt uit de waterbodembodem is minder bekend. Naast ammonium kan dit N_2 als gevolg van denitrificatie, anorganisch stikstof (nitriet en nitraat) of organisch stikstof zijn.

In het Actieplan ammonium dat begin dit jaar is opgesteld (Osté en De Jong, 2021), wordt gesteld dat de dikte van sliblaag, de vegetatie en het beheer (baggeren/maaien) van belang kunnen zijn voor het vrijkomen van ammonium uit de waterbodembodem, maar er zijn nauwelijks data beschikbaar. Verder zijn er vele andere factoren die de ammoniumconcentraties kunnen beïnvloeden. Het is daarom onduidelijk of er sprake is van een relevante relatie met de waterbodembodem. Advies is om te wachten tot meer overtuigend bewijs beschikbaar is, voordat in het beheer rekening wordt gehouden met ammonium.

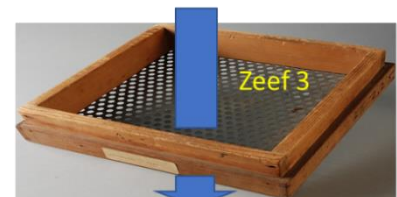
Normen anorganische stoffen



Ag, As, Co, Se, Zn, NH₄



As, Co, Se



geen

Zeef 3: Is het aannemelijk dat waterbodembodem bijdraagt aan de normoverschrijding?

Arseen, kobalt en seleen overschrijden de norm. Er is nagegaan of die normoverschrijding substantieel wordt beïnvloed door verontreinigingen in de waterbodembodem. Het mechanisme is dat nalevering van opgeloste metalen bijdraagt aan verhoging van de concentratie in de waterkolom. Dat is op twee manieren onderzocht:

- 1 door de flux van het gebied (incl. overgangswateren) te berekenen met SEDIAS (zie bijlage B).
- 2 door te kijken of concentraties in de Rijn-Maasmonding van bovenstrooms naar benedenstrooms toenemen.

Ad 1: Fluxberekening

Tabel 2.4 toont de berekende bijdrage (concentratieverhoging) van de waterbodembodem uit het hele benedenrivierengebied aan het oppervlaktewater. De berekeningen zijn gebaseerd op een continue flux als gevolg van een concentratieverschil tussen poriewater en oppervlaktewater (diffusie/dispersie). Deze flux kan in principe beide richtingen hebben: van poriewater naar oppervlaktewater komt het meeste voor, maar de omgekeerde richting is ook mogelijk. In deze aanpak wordt geen rekening gehouden met interactie met zwevend stof. Bijlage B gaat uitgebreid in op de methodiek van de fluxberekeningen.

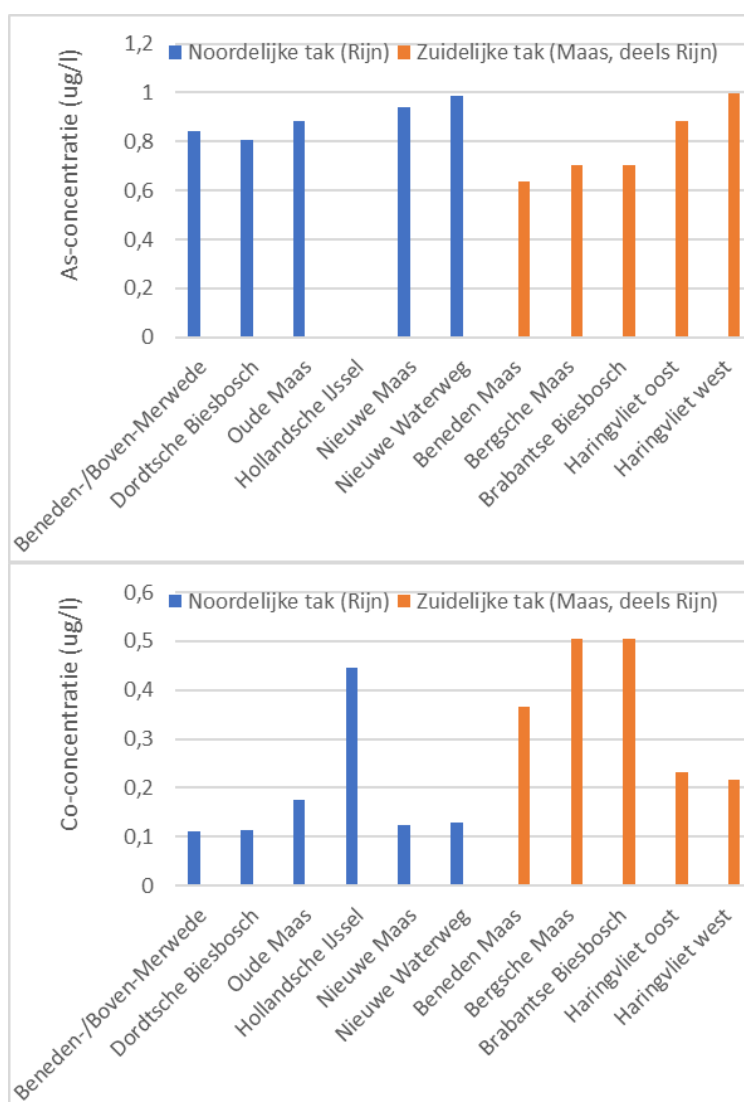
De berekende flux vanuit de waterbodembodem bedraagt enkele honderdste $\mu\text{g/l}$ voor arseen en kobalt. Vergeleken met de gemiddelde concentraties in het gebied is deze bijdrage voor arseen ongeveer 1% en voor kobalt ongeveer 5%. Voor seleen kon de flux niet worden bepaald, omdat seleen niet in het standaardstoffenpakket zit.

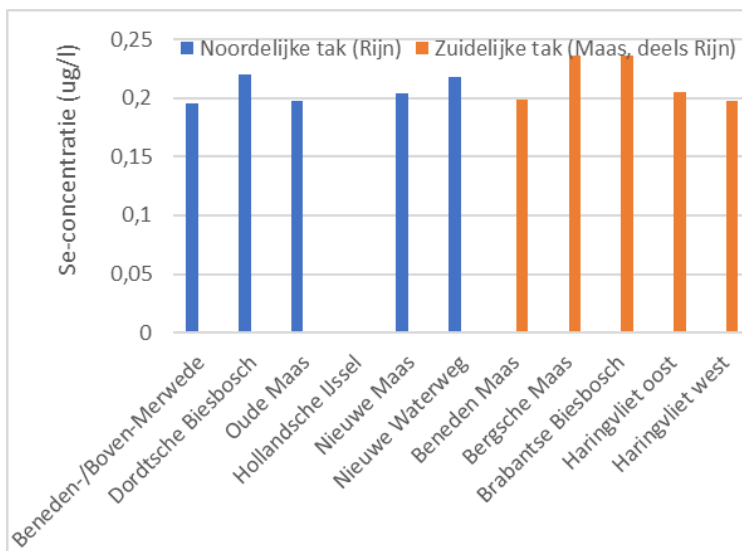
Tabel 2.4: Totale toevoeging aan de concentratie als gevolg van nalevering van het hele gebied (8 waterlichamen), gemiddelde gebiedsconcentratie en norm van metalen. De flux is per waterlichaam berekend met SEDIAS ([Sedias - Helpdesk water](#)). Op basis van het natte oppervlak zijn vrachten berekend, deze zijn opgeteld en vervolgens gedeeld door het totale netto-debiet dat het R8-gebied verlaat (2.300 m³/s).

Stof	Bijdrage flux waterbodembodem aan de oppervlaktewaterconcentratie	Gemiddeld gemeten concentratie in oppervlaktewater	Norm
As	0,010 µg/l	0,79 µg/l	1,0 µg/l
Co	0,016 µg/l	0,31 µg/l	0,2 µg/l
Se	Geen waterbodembodemdata	0,21 µg/l	0,052 µg/l

Ad 2: Ruimtelijke trends in concentraties in het benedenrivierengebied.

Figuur 2.2 toont de 3-jaargemiddelde As-, Co- en Se-concentraties in de verschillende waterlichamen. Hierbij zijn de waterlichamen per stroomgebied (Rijn en Maas) min of meer op volgorde van bovenstrooms naar benedenstrooms geordend.





Figuur 2.2: Driejarige gemiddelde concentraties voor As, Co en Se in het oppervlaktewater.

De arseenconcentratie toont een duidelijke stijging van bovenstrooms naar benedenstrooms (Figuur 2.2), zowel voor de Rijn als de Maas. Hoewel niet helemaal kan worden uitgesloten dat de waterbodem een rol speelt, lijkt dit veel meer te maken te hebben met natuurlijk verhoogde concentraties in grondwater in het kustgebied (Vink et al., 2010). Dat puntbronnen een grote rol spelen lijkt minder waarschijnlijk; het emissiebeheerplan RWS-WNZ (West-Nederland Zuid) besteedt geen aandacht aan As (Van Veen, 2017). In de Basisdocumenten probleemstoffen KRW wordt aangegeven dat uitspoeling uit de bodem waarschijnlijk de belangrijkste, maar niet gekwantificeerde, bron is (Osté et al., 2018).

Voor kobalt liggen de concentraties in de Maas hoger dan in de Rijn. De hoge concentraties in de Maas dalen in het Haringvliet door menging met Rijnwater. Verder valt de hoge kobaltconcentratie in de Hollandsche IJssel op, maar dat heeft weinig effect op de concentraties in de Nieuwe Maas en de Nieuwe Waterweg. In de Maas lijken de hoge kobaltconcentraties van bovenstrooms te komen en niet uit de waterbodem van het benedenrivierengebied. De verhoogde concentraties in de Hollandsche IJssel duiden wel op een bron. Dit zou nalevering uit de waterbodem kunnen zijn, maar evengoed een andere bron. Volgens stap 2 van de Basisdocumentatie zijn de belangrijkste bronnen atmosferische depositie, chemische industrie en, in mindere mate, rioolwater (Osté et al., 2018). Het emissiebeheerplan van RWS-WNZ (Van Veen, 2017) geeft geen aanwijzingen voor specifieke lozingen in de Hollandsche IJssel. De grootste industriële kobaltlozers (ExxonMobil Chemical Holland BV en Indorama Holdings) liggen in het Rotterdamse havengebied.

Voor seleen wordt geen ruimtelijke trend in het oppervlaktewater waargenomen. Dit duidt dus niet op een netto flux vanuit de waterbodem.

Bovenstaande leidt tot de conclusie dat er geen anorganische stoffen zijn gevonden, waarvoor de waterbodem significant bijdraagt aan de normoverschrijdingen in het oppervlaktewater. Kobalt in de Hollandsche IJssel zou deels veroorzaakt kunnen worden door de waterbodem, maar de fluxberekening voor kobalt geeft aan dat de bijdrage zeer klein is. Voor arseen wordt de stijging van de concentratie van boven- naar benedenstrooms waarschijnlijk veroorzaakt door een natuurlijke uitspoeling vanuit (water)bodems. Voor seleen is er geen trend te zien binnen het benedenrivierengebied.

2.2.2 Organische microverontreinigingen

Zeef 1: welke stofnormen worden overschreden?

Een zestal PAK overschrijdt de JG- en MAC-normen in het hele gebied:

- benzo(b)fluorantheen (BbF: MAC-MKN),
- benzo(ghi)peryleen (BghiPe: MAC-MKN),
- benzo[a]pyreen (BaP: JG-MKN),
- fluorantheen (Flu: JG-MKN),
- benzo[a]antracene (BaA: JG-MKN/MAC-MKN) en
- chryseen (Chr: JG-MKN/MAC-MKN).

Naast deze PAK overschrijden de volgende stoffen de norm in een of meerdere waterlichamen:

- TBT (JG-MKN/MAC-MKN),
- cypermethrin (JG-MKN/MAC-MKN),
- deltamethrin (MAC-MKN), en I
- lambda-cyhalothrin (MAC-MKN)

Voor cypermethrin, deltamethrin en lambda-cyhalothrin (behorend bij de pyrethoïden) geldt dat er alleen in het Maasstroomgebied (incl. Hollandsch Diep/Haringvliet Oost) overschrijdingen worden gerapporteerd. TBT overschrijdt in waterlichamen Oude Maas en Hollandsche IJssel (en ook in de Nieuwe Maas en de Nieuwe Waterweg). Samen betreft dat het gebied rond Rotterdam.

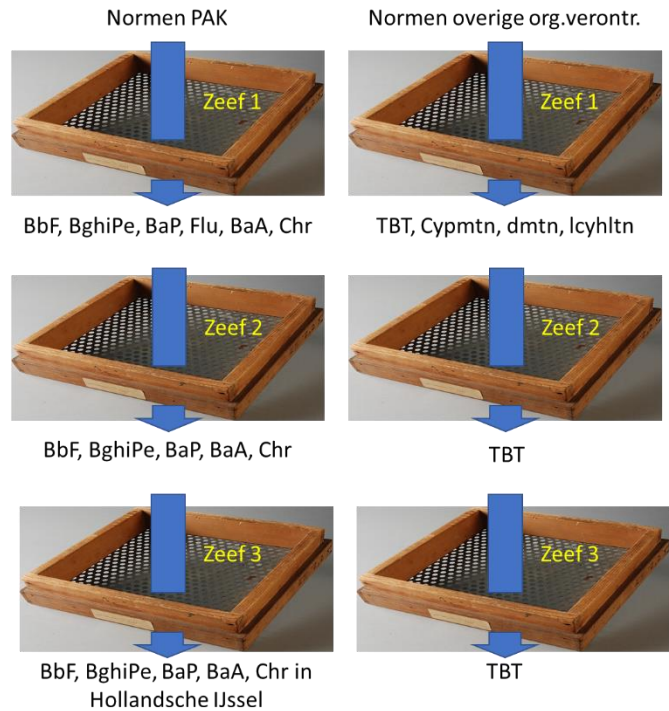
Zeef 2: is er een relatie met de waterbodem?

De ruwe data voor de pyrethoïden in oppervlaktewater tonen voor lambda-cyhalothrin alleen metingen onder de rapportagegrens, voor deltamethrin een paar metingen boven de rapportagegrens (waarvan eenmaal Keizersveer) en voor cypermethrin ca. 20-25% van de metingen boven de rapportagegrens, maar die liggen vooral in het bovenstroomse deel van de Maas (en wederom eenmaal Keizersveer). Dat laatste duidt er op dat juist in het R8-gebied geen toename maar een afname plaatsvindt. Er lijkt dus eerder aanrijking van de waterbodem plaats te vinden dan nalevering. Voor de normoverschrijdingen van pyrethoïden is het daarom niet aannemelijk dat de waterbodem in het R8-gebied bijdraagt aan normoverschrijdingen.

Voor de resterende stoffen is eerst gekeken of ze voldoende binden aan de vaste fase. Organische microverontreinigingen worden gemeten als totale concentratie in water. Dit is de opgeloste concentratie plus de concentratie van gebonden verontreinigingen aan zwevend stof. Dat betekent dat de hoeveelheid zwevend stof in het water en de kwaliteit van het zwevend stof samen bijdragen aan een overschrijding van de norm. De interactie met sediment vindt voor deze stoffen niet (alleen) plaats door het transport van opgeloste stoffen, maar ook door het mengen van opgewerveld sediment met zwevend stof van bovenstrooms.

Bij de analyse van de resterende stoffen wordt onderscheid gemaakt tussen normtypen: de norm voor het jaargemiddelde (JG-MKN) en de maximaal aanvaardbare concentratie (MAC-MKN).

Als de JG-MKN wordt overschreden is er doorgaans sprake van een structurele overschrijding. Het hangt van de stof af in hoeverre de opgeloste concentratie of het zwevend stof het meeste bijdraagt. Voor stoffen die een JG-MKN overschrijden, is de bijdrage van zwevend stof berekend bij een gemiddelde concentratie van 16 mg zwevend stof per liter. Uit Tabel 2.5 blijkt dat het zwevend stof voor fluorantheen en TBT (bij een JG overschrijding) een geringe bijdrage (<10%) levert aan de totale concentratie in de waterkolom. Voor de overige PAK is die bijdrage hoger dan 10%.



TBT wordt ondanks de lage log Koc (3,8) wel in sediment aangetroffen en moet dus ook in zwevend stof zitten. Dit is een stof die vooral in zoute wateren een probleem vormt, omdat het lang als coating voor (zee)schepen is gebruikt. Ook in het benedenrivierengebied worden de hoogste concentraties gevonden rondom Rotterdam. Toch wordt TBT ook gevonden in het zwevend stof in de rivieren. Dit is vermoedelijk gerelateerd aan scheepswerven of binnenvaartschepen. De hypothese is dat TBT als onderdeel van (metaal)deeltjes voorkomt als gevolg van oppervlaktebehandeling bij scheepswerven. Om die reden wordt vooralsnog aangenomen dat TBT-gehalten in de waterbodem wel kunnen bijdragen aan zwevend stof in het oppervlaktewater als gevolg van opwerveling van sediment.

Tabel 2.5: Bijdrage van stoffen gebonden aan 16 mg zwevend stof per liter aan de totale concentratie in oppervlaktewater voor stoffen die in een of meerdere waterlichamen de JG-MKN overschrijden.

Stof	BaA	BbF	BaP	Flu	Chr	TC4ySn (TBT)
log Koc	5,46	5,76	5,82	4,61	5,47	3,8
bijdrage ZS aan totale concentratie in water (%)	32	48	51	6,1	32	1,0

Als alleen de MAC-MKN wordt overschreden, kan dat veroorzaakt worden door een zwevend stof piek, bijvoorbeeld door wind, scheepvaart (bij lage waterstanden) of hoge debieten. Voor deze situatie is de bijdrage van zwevend stof met een hoge zwevend stof concentratie berekend, nl: 74 mg/l (99 percentiel-waarde van alle meetlocaties in 2017-2019). Tabel 2.6 toont dat het zwevend stof voor alle stoffen een substantiële bijdrage levert, behalve voor TBT, maar TBT wordt om eerder genoemde redenen wel relevant geacht voor de waterbodem (zie tekst boven Tabel 2.5).

Tabel 2.6: Bijdrage van stoffen gebonden aan 74 mg/l zwevend stof aan de totale concentratie in oppervlaktewater voor stoffen die in een of meerdere waterlichamen de MAC-MKN overschrijden.

Stof	BaA	BbF	BbF	BghiPe	Chr	TC4ySn (TBT)
log Koc	5,46	5,76	5,76	6,47	5,47	3,8
bijdrage ZS aan totale concentratie in water (%)	68	81	81	96	69	4,5

Zeef 3: Is het aannemelijk dat waterbodem bijdraagt aan de normoverschrijding?

In deze stap is nader bekeken voor welke stoffen de waterbodem een aannemelijke bijdrage levert aan de normoverschrijdingen. Hiervoor is gekeken of:

- 1 de waterbodemkwaliteit slechter is dan de (bovenstroomse) zwevend stof kwaliteit en
- 2 de zwevend stof kwaliteit in het gebied van bovenstrooms naar benedenstrooms verslechtert.

Ad 1: Een eerste berekening (Tabel 2.7) laat zien dat de waterbodem voor de PAK niet viezer (en regelmatig schoner) is dan het zwevend stof (negatieve waarden). Om die reden worden de PAK niet relevant geacht voor de waterbodem.

Tabel 2.7: Gemiddeld verschil in gehalten in zwevend stof (4 meetpunten) en de waterbodem (4 waterlichamen) op basis van gestandaardiseerde waarden (zowel zwevend stof als waterbodem: 10% organische stof). Een negatief getal geeft aan dat het gehalte in de waterbodem lager is dan in zwevend stof. De laatste kolom geeft het verschil weer ten opzichte van de gestandaardiseerde waarden in de waterbodem; rode getallen geven meer dan 25% hogere concentraties in de waterbodem weer.

	Gemiddeld verschil		
	Eenheid	Absoluut verschil	Relatief verschil (%)
Hg	mg/kg	0,16	21
Ant	mg/kg	0,07	24
BaA	mg/kg	-0,05	-12
BaP	mg/kg	-0,04	-09
BghiPe	mg/kg	-0,12	-35
BkF	mg/kg	0,01	03
Chr	mg/kg	-0,02	-05
Fen	mg/kg	-0,16	-33
Flu	mg/kg	-0,02	-03
InP	mg/kg	-0,14	-47
Naf	mg/kg	-0,18	-77
PCB153	µg/kg	18,1	51

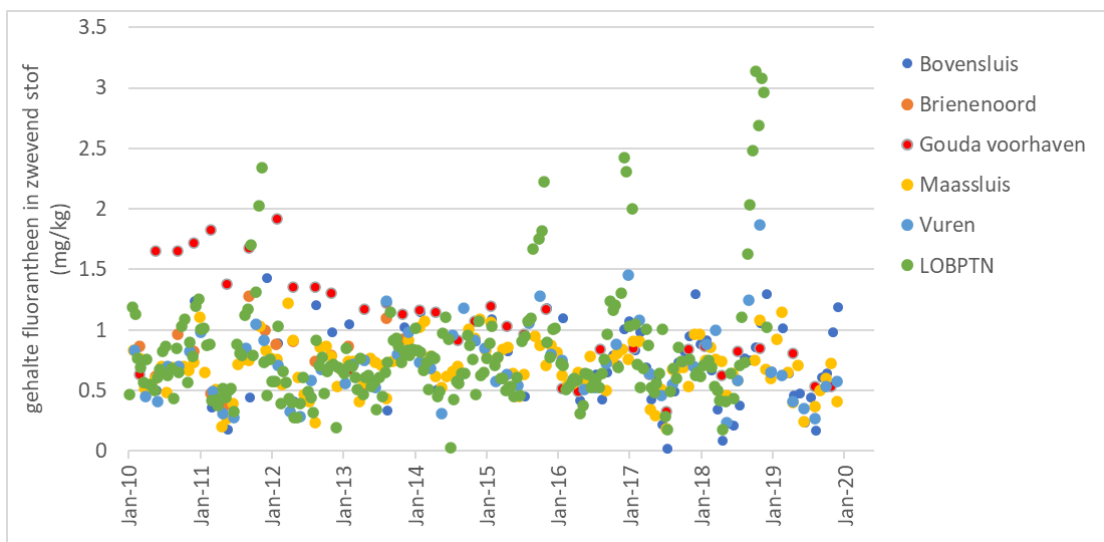
Er is nog specifiek gekeken naar de Hollandsche IJssel, omdat deze rivier een ander karakter heeft (minder diep, weinig afvoer; meeste debiet als gevolg van het getij).

- Zijn de gehalten in zwevend stof daar hoger? Dat is niet meer het geval. Sinds ongeveer 2016 zijn de gehalten in het zwevend stof in de Hollandsche IJssel ongeveer gelijk aan het gemiddelde van de rest van het gebied. Een voorbeeld voor fluorantheen is gegeven in Figuur 2.3; de andere PAK laten een vergelijkbaar beeld zien.

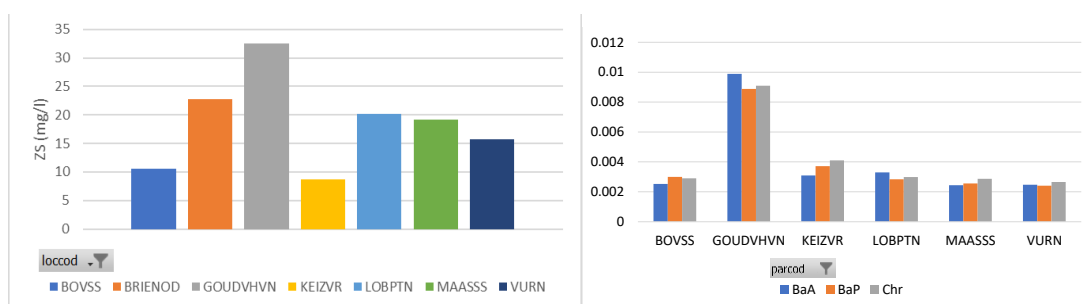
- Zijn de zwevend stof concentraties in het oppervlaktewater hoger? Ja, de zwevendstofconcentratie is ca. twee keer zo hoog als gemiddeld en dat geldt ook voor de totale concentraties in oppervlaktewater. Het hogere zwevend stof gehalte draagt bij aan hogere totale PAK-concentraties in oppervlaktewater.

Hoewel de waterbodemkwaliteit op het eerste zicht niet de hoofdoorzaak is (vergelijkbaar met de rest van het benedenrivierengebied), is de concentratie zwevend stof van belang voor de twee PAK die de oppervlaktewaternorm overschrijden: benzo(ghi)peryleen en benzo(b)fluorantheen. Met andere woorden: hoe meer zwevend stof, hoe meer kans dat de norm wordt overschreden.

Tenslotte is nog gekeken of de verdieping van de Nieuwe Waterweg effect zou hebben op de zwevendstofconcentraties in de Hollandsche IJssel, maar dit blijkt niet het geval. Een kaart van de ligging van de locaties is opgenomen in bijlage A.4.



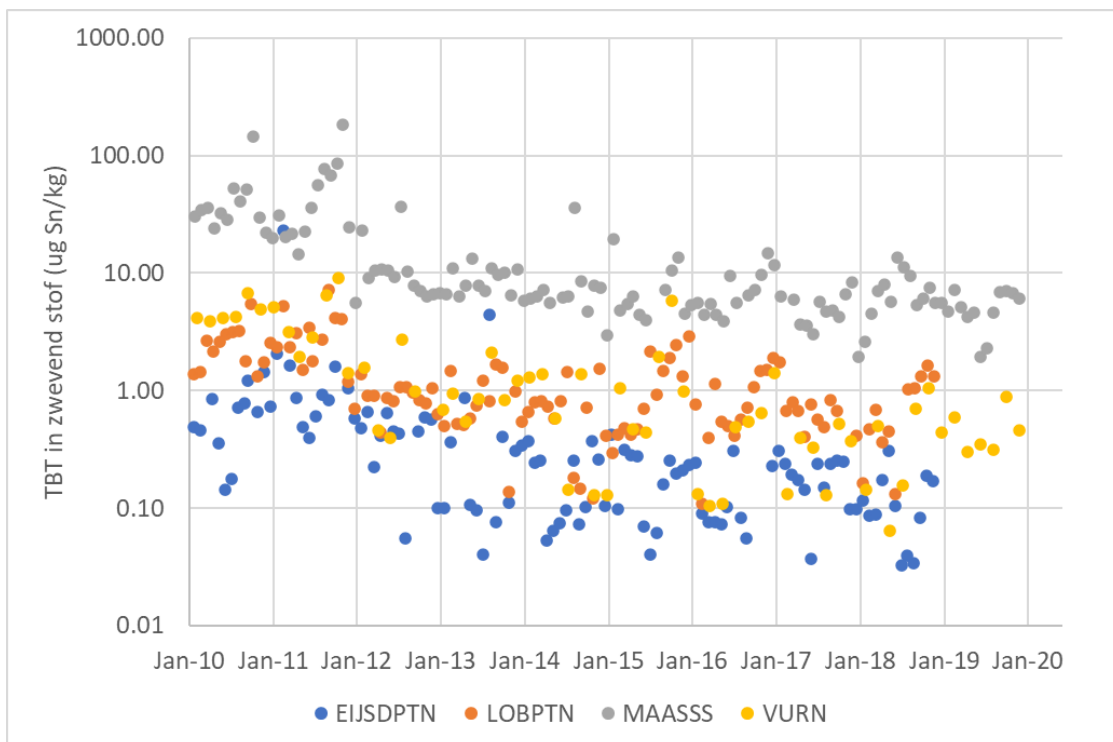
Figuur 2.3: Gestandaardiseerde gehalten van fluorantheen tussen 2010 en 2019 in zwevend stof op verschillende meetpunten. Het meetpunt in de Hollandsche IJssel is Gouda Voorhaven. Bovensluis, Brienoord en Maassluis liggen in of benedenstrooms van het zoetwater getijdengebied, terwijl Vuren en Lobith bovenstrooms liggen.



Figuur 2.4: Zwevend stof- en PAK-concentraties in het oppervlaktewater (3-jaargemiddelde 2016-2018). Een kaart van de ligging van de locaties is opgenomen in bijlage A.4

Ad 2) Verslechtert de zwevend stof kwaliteit in het zoetwater getijdengebied?

Er is getracht een beeld te krijgen van de gehalten in zwevend stof op bovenstroomse (Lobith, Vuren, Eijsden, Keizersveer) en benedenstroomse meetpunten (Maassluis, Haringvliet). Voor de meeste stoffen is er geen verschil te zien, behalve voor TBT (Figuur 2.5).



Figuur 2.5: Gestandaardiseerde gehalten TBT ($\mu\text{g Sn/kg}$) in zwevend stof in Eijsden, Lobith en Maassluis. Let op de logaritmische schaal van de Y-as.

Hoewel er in de tijd sprake van een dalende trend op alle locaties, stijgen de TBT-gehalten in zwevend stof tussen Vuren en Maassluis met een factor 10 stijging. Voor die stof moeten dus bronnen zijn in het tussenliggende gebied. Het is mogelijk dat de bronnen in de overgangswateren (Nieuwe Maas en Nieuwe Waterweg) liggen, maar verontreinigd sediment in het benedenrivierengebied zou ook een mogelijkheid kunnen zijn. Over de concentratie in de waterbodem is weinig bekend.

Resumé organische microverontreinigingen

Een zestal PAK (afhankelijk van de stof JG-MKN en/of MAC-MKN), TBT (JG-MKN/MAC-MKN), cypermethrin (JG-MKN/MAC-MKN), deltamethrin (MAC-MKN), en lambda-cyhalothrin (MAC-MKN) overschrijden de KRW-norm in een of meerdere waterlichamen. Voor pyrethoïden komen de overschrijdingen in het R8-gebied (in de Maas) vooral van bovenstrooms, voor deze stoffen draagt de waterbodem in het R8-gebied niet bij aan verhoging van de concentratie in oppervlaktewater.

Voor de PAK is het niet aannemelijk dat de waterbodem bijdraagt aan verslechtering van de zwevend stof kwaliteit, omdat de waterbodem niet meer verontreinigd blijkt te zijn dan het zwevend stof. In de Hollandse IJssel is de hogere zwevendstofconcentratie een belangrijke oorzaak voor de verhoogde PAK-concentraties in oppervlaktewater. Hier speelt niet zo zeer de kwaliteit van het zwevend stof een rol, maar de kwantiteit.

Tenslotte komt TBT in zwevend stof verhoogd voor in het gebied bij Rotterdam. Dat duidt op aanrijking in (of op de rand van) het zoetwater getijdengebied.

2.3 KRW-normen voor biologie (macrofauna)

De KRW-maatlat macrofauna kent een deelmaatlat 'diepe bodem', waarin indicator-organismen voor een schone waterbodembodem zijn opgenomen. Als deze deelmaatlat onvoldoende scoort, is dat een indicatie dat verontreinigingen in de waterbodembodem negatieve effecten hebben op de macrofauna.

In Tabel 2.8 zijn de ecologische kwaliteitsratio's (EKR-scores) voor KRW-maatlat macrofauna weergegeven zoals bepaald door Rijkswaterstaat WVL (bestand 17 juni 2020). Hierbij zijn de nieuwe maatlaten en nieuwe doelen voor de planperiode 2022-2027 gehanteerd (Van der Molen et al., 2018; Eichner & Oterdoom, 2020). De doelen zijn gebaseerd op de huidige toestand en de verbetering die wordt verwacht als gevolg van de uitvoering van de geplande maatregelen in de periode tot en met 2027.

Tabel 2.8: EKR-score voor macrofauna in de zoete getijdenwateren voor de periode 2010 – 2019 op basis van maatlaten 2018 en doelen 2020. In de onderste tabel staan de maatlatgrenzen weergegeven (bron: Rijkswaterstaat WVL).

KRW-waterlichaam	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Hollandsche IJssel	0,28	0,19	0,19	0,24	0,23	0,20		0,24	0,19	0,20
Oude Maas	0,38		0,46	0,50	0,38	0,45			0,36	
Boven- en Beneden Merwede	0,37		0,42	0,49	0,36			0,24	0,30	0,30
Beneden Maas	0,25	0,24		0,49	0,33	0,33	0,43		0,43	0,39
Bergsche Maas									0,28	
Brabantse Biesbosch	0,20	0,22	0,37	0,48	0,50	0,33	0,39	0,44	0,41	
Dordtse Biesbosch	0,40	0,22	0,42	0,47	0,34	0,33		0,31		
Haringvliet-Oost		0,34		0,32	0,42	0,32	0,29		0,30	

Doelen	Goed	Matig	ontoereiker	Slecht
Hollandsche IJssel	>=0,30	>=0,20	>=0,10	<0,10
Oude Maas	>=0,44	>=0,29	>=0,15	<0,15
Boven- en Beneden Merwede	>=0,32	>=0,21	>=0,11	<0,11
Beneden Maas	>=0,46	>=0,31	>=0,15	<0,15
Bergsche Maas	>=0,36	>=0,24	>=0,12	<0,12
Brabantse Biesbosch	>=0,36	>=0,24	>=0,12	<0,12
Dordtse Biesbosch	>=0,35	>=0,23	>=0,12	<0,12
Haringvliet-Oost	>=0,44	>=0,29	>=0,15	<0,15

Zeef 1: welke normen worden overschreden?

De huidige toestand wordt overwegend beoordeeld als 'matig'. De Brabantse Biesbosch scoort beter dan de overige waterlichamen, hier is het kwaliteitsoordeel de laatste jaren overwegend 'goed'. De Beneden Maas en de Oude Maas scoren in absolute zin vrij goed. Voor deze waterlichamen geldt echter een hogere doelstelling, waardoor het kwaliteitsoordeel hier op 'matig' uitkomt.

In Tabel 2.8 valt op dat enkele waterlichamen in de periode 2010-2012 'ontoereikend' scoren. In de jaren daarna (2012-2013) scoren veel waterlichamen juist opvallend 'goed'. De Beneden Maas scoort de laatste jaren 'matig' (2014-2019) en daarmee beter dan in 2010-2011. Dit hangt samen met de bemonsterde locaties en de bemonsteringswijze: vanaf 2011 worden naast de locatie Gewande (Beneden Maas, stenen) ook twee locaties in de Afgedamde Maas bemonsterd en meegenomen in de beoordeling (Veen en Nederhemert, handnet) (Reeze et al., 2020).

Zeef 2: is er een relatie met de waterbodem?

De KRW-score voor de zoete getijdenwateren wordt bepaald op basis van de deelmaatlat 'ondiepe oever' en 'diepe bodem'. De score voor de 'diepe bodem' wordt bepaald op basis van drie deelmaatlaten: de deelmaatlat 'algemene verstoring', de deelmaatlat 'sedimentvervuiling' en de deelmaatlat 'zoetwater' (van der Molen et al., 2018). De waterbodem is dus direct onderdeel van de norm voor macrofauna.

Zeef 3: Is het aannemelijk dat waterbodem bijdraagt aan de normoverschrijding?

De KRW-score voor de zoete getijdenwateren wordt bepaald door de laagste score van de deelmaatlat 'ondiepe oever' en 'diepe bodem' (van der Molen et al., 2018). Uit Tabel 2.9 blijkt dat dit soms de score voor de ondiepe oever is (groene vakjes) en soms voor de diepe bodem (oranje vakjes).

In de Hollandsche IJssel is de diversiteit van de macrofauna in de ondiepe oever het meest beperkend voor de EKR-score van het waterlichaam (overwegend groene vakjes). In de Brabantse en Dordtse Biesbosch is dat de kwaliteit van de diepe bodem (overwegend oranje vakjes). In de andere waterlichamen varieert dit wat; de laatste jaren wordt de EKR-score in de meeste waterlichamen bepaald door de diversiteit van de macrofauna in de ondiepe oever.



Tabel 2.9: EKR-score voor macrofauna in de zoete getijdenwateren voor de periode 2010 – 2019 met weergave van de deelmaatlat die bepalend is voor de eindscore: de deelmaatlat voor de ondiepe oever (groen) of de deelmaatlat voor de diepe bodem (oranje) (bron: Rijkswaterstaat WVL).

KRW-waterlichaam	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Hollandsche IJssel	0,28	0,19	0,19	0,24	0,23	0,20		0,24	0,19	0,20
Oude Maas	0,38		0,46	0,50	0,38	0,45			0,36	
Boven- en Beneden Merwede	0,37		0,42	0,49	0,36			0,24	0,30	0,30
Beneden Maas	0,25	0,24		0,49	0,33	0,33	0,43		0,43	0,39
Bergsche Maas									0,28	
Brabantse Biesbosch	0,20	0,22	0,37	0,48	0,50	0,33	0,39	0,44	0,41	
Dordtse Biesbosch	0,40	0,22	0,42	0,47	0,34	0,33		0,31		
Haringvliet-Oost		0,34		0,32	0,42	0,32	0,29		0,30	

Legenda

EKR score waterlichaam wordt bepaald door:
■ Ondiepe bodem (litoraal)
■ Diepe bodem (profundaal)

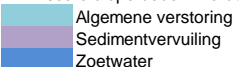
Voor de score van de 'diepe bodem' telt de laagste de score van de drie deelmaatlaten: 'algemene verstoring', 'sedimentvervuiling' en 'zoetwater'. Dit gebeurt op het niveau van de monsterlocatie; deze scores worden weer gemiddeld tot een score voor de diepe bodem van het waterlichaam (van der Molen et al., 2018).

In Tabel 2.10 is voor alle meetpunten de score voor de deelmaatlat voor de diepe bodem weergegeven. Hierbij is per locatie aangegeven welke deelmaatlat het laagst scoort en daarmee bepalend is voor de score: de deelmaatlat algemene verstoring (blauw), de deelmaatlat sedimentvervuiling (paars) of zoetwater (donkerblauw).

Uit dit overzicht blijkt dat de score in de waterlichamen met wat meer stromingsdynamiek (Oude Maas, Lek, Boven- en Beneden Merwede en Bergsche Maas) overwegend wordt bepaald door algemene verstoring (blauw). Hier zijn de scores voor de algemene verstoring bovendien over het algemeen vrij hoog ($\geq 0,5$), wat betekent dat de verstoring hooguit beperkt van invloed is op de macrofauna. In de Hollandsche IJssel, Beneden Maas, Brabantse Biesbosch, Dordtse Biesbosch, Hollandsch Diep en het Haringvliet-oost speelt de sedimentvervuiling daarentegen regelmatig een rol in de scores voor de diepe bodem (paars overheerst).

Tabel 2.10: Score voor de macrofauna van de diepe bodem voor de periode 2010 – 2019 met weergave van de deelmaatlat die bepalend is voor de score: de deelmaatlat voor algemene verstoring (blauw), de deelmaatlat voor sedimentvervuiling (paars), of de deelmaatlat zoetwater (donkerblauw) (bron: Rijkswaterstaat WVL).

Waterlichaam	Meetpunt	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Hollandsche IJssel	MOORDZD6	0,20	0,11	0,14	0,00	0,00	0,28		0,40	0,44	0,00
	HOLLSIJSL12	0,35	0,35	0,54	0,62	0,46	0,66		0,58	0,50	0,37
	KRIMADIJSL15	0,56	0,51	0,19	0,54	0,61	0,60		0,48	0,37	0,58
Oude Maas	ZWIJNDT983	0,42		0,44	0,45	0,42	0,48				0,52
	HOOGVT1001	0,48		0,42	0,63	0,50	0,47				0,29
Lek	NOORDLDK953			0,68	0,50	0,23	0,49				0,56
	POLDWLGRLK			0,65	0,51	0,42	0,47				0,65
	OPPDT982	0,25		0,43	0,40	0,32	0,34				0,49
Boven- en Beneden Merwede	LOEVSN	0,37		0,72	0,52	0,66					
	DEAWS3								0,66	0,53	0,57
	KOPVDOWL3								0,52	0,56	0,42
	MERWDBG3								0,53	0,50	0,57
Beneden Maas	GEWDE	0,54			0,67	0,60	0,44	0,63			0,69
	NEDHMT	0,30	0,40		0,44	0,37	0,38	nvt			0,44
	VEEN	0,49	0,22		0,36	0,34	0,17	nvt			0,35
Bergsche Maas	DRONGLN										0,54
	KEIZVR246										0,83
Brabantse Biesbosch	GATVDVEN	0,00	0,19	0,26	0,37	0,55	0,45	0,29			0,25
	GATVVKPNOT	0,35	0,07	0,49	0,49			0,47			0,42
	NOORDWMACP2							0,36	0,53	0,49	
	NOORDWMACP3							0,43	0,39	0,39	
	NOORDWMACP5							0,46	0,45	0,39	
	NOORDWMACP6							0,17	0,39	0,49	
	STEURGZD	0,25	0,39	0,36	0,58	0,45	0,43	nvt			0,47
Dordtsche Biesbosch	KIEVTWD	0,68		0,48	0,63	0,50	0,34			0,37	
	ZUIDHVN976	0,41		0,44	0,41	0,42	0,20			0,24	
	ZUIDMTGND	0,11	0,22	0,33	0,38	0,53	0,44			0,32	
Hollandsch Diep	HOLLDMDN		0,15		0,14	0,31	0,33	0,32			0,17
	HOLLDP02		0,35		0,34	0,37	0,45	0,31			0,20
	NOORDHLDWT02		0,53		0,23	0,63	0,38	0,57			0,43
	HARVT02		0,42		0,35	0,39	0,43	0,35			0,36
Haringvliet	VENTJGGTE		0,31		0,34	0,66	0,33	0,43			0,19
	VUILGT		0,30		0,52	0,65	0,65	0,45			0,45

Legenda EKR score diepe bodem wordt bepaald door:

 - Algemene verstoring
 - Sedimentvervuiling
 - Zoetwater

In Tabel 2.11 is samengevat in hoeverre de waterbodem bepalend is voor het niet halen van de doelen voor macrofauna (zeef 3). Voor de Dordtse Biesbosch is de sedimentkwaliteit de oorzaak voor het niet halen van de doelen. Voor de Beneden Maas en het Haringvliet-oost is dit soms ook het geval, namelijk wanneer de score voor de ondiepe oever lager uitvalt dan de score voor de diepe bodem. De matige scores voor de deelmaatlat sedimentvervuiling in de Hollandsche IJssel en de Brabantse Biesbosch leiden niet tot een normoverschrijding omdat de oevers nog slechter scores (Hollandsche IJssel) en de scores voor de sedimentvervuiling hoger zijn dan de doelstelling. In de bijlage is dit aspect verder uitgewerkt. Voor de overige waterlichamen geldt dat de EKR-score wordt bepaald door de score voor de ondiepe oever (Oude Maas, Boven- en Beneden Merwede, Bergsche Maas). De scores voor de diepe bodem zijn hier bovendien hoog (dus weinig effect van sedimentvervuiling); de sedimentvervuiling is dus hooguit beperkt van invloed op de macrofauna.

Tabel 2.11: Samenvatting doelbereik macrofauna gerelateerd aan de waterbodem (zeef 3).

KRW-waterlichaam	Waterlichaam voldoet aan doelstelling?	Diepe bodem beperkend voor EKR-score?	Sedimentkwaliteit bepalend voor EKR-score diepe bodem?	Normoverschrijding gerelateerd aan waterbodem? (zeef 3)
Hollandsche IJssel	nee	nee	ja	nee
Oude Maas	nee	soms	nee	nee
Boven- en Beneden Merwede	nee	soms	nee	nee
Beneden Maas	nee	soms	ja	soms
Bergsche Maas	nee	soms	nee	nee
Brabantse Biesbosch	ja	ja	ja	nee
Dordtse Biesbosch	nee	ja	ja	ja
Haringvliet-oost	nee	soms	ja	soms

Zeef 3: Is het aannemelijk dat waterbodem bijdraagt aan de normoverschrijding?

Welke stoffen verantwoordelijk zijn voor het niet halen van de doelen voor macrofauna is niet goed te zeggen. Bij de ontwikkeling van de maatlat is gekeken welke stoffen vooral verantwoordelijk waren voor effecten op de macrofauna. Gebiedsbreed leverden de volgende stoffen een significante bijdrage aan de analyse van de macrofauna (Peeters et al., 2012):

- Algemeen: Cadmium, Chroom, Som 3 drins, Som PCB en Olie
- Hoofdstromen (a): Lood, Zink, Arseen en Som 10 PAK
- Biesbosch (b): Nikkel en b-HCH

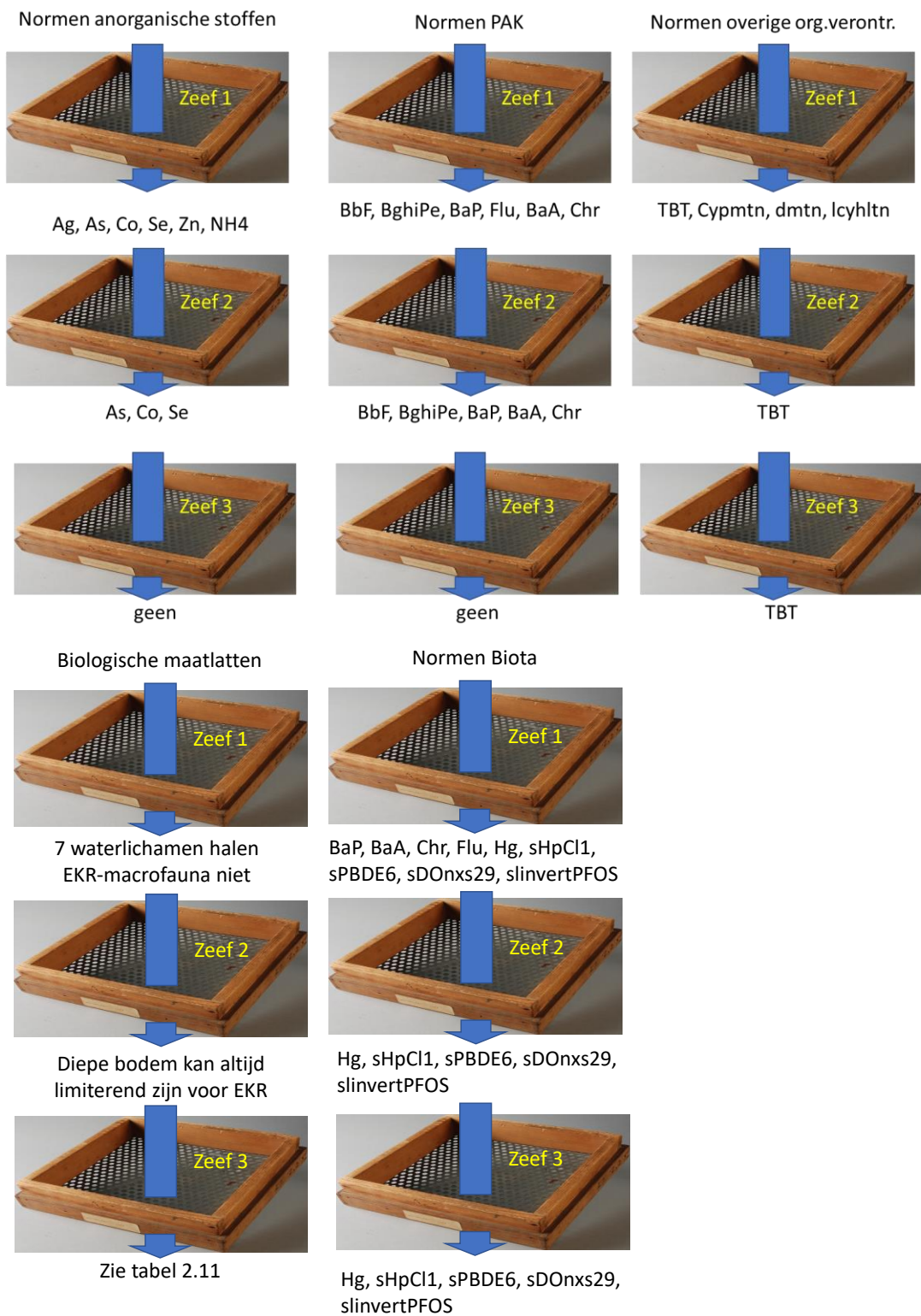
2.4 Resumé over het effect van de waterbodemkwaliteit op de doelen

In Figuur 2.6 zijn alle doelen in kaart gebracht en zijn de zeefstappen gevisualiseerd. Op basis van de analyse in hoofdstuk 2 is het aannemelijk dat de waterbodemkwaliteit van invloed is op het behalen van de doelen/ normen voor:

- Chemische stoffen: 2 PAKs (benzo[a]pyreen en benzo[a]anthraceen), som PBDE6, som PFOS en som heptachloor + cis-heptachloorexpoide overschrijden de biotanorm in het hele gebied, 2 PAKs (fluorantheen en chryseen) alleen in de Hollandsche IJssel, TBT in de regio Rotterdam, kwik vooral het Rijnstroomgebied en dioxines (met PCB153 als indicator in sediment) in de Hollandsche IJssel en het Hollandsch Diep/ Haringvliet Oost.
- Macrofauna: in de Hollandsche IJssel, Beneden Maas, Brabantse Biesbosch, Dordtse Biesbosch en het Haringvliet-oost is de sedimentverontreiniging bepalend voor de kwaliteit van de diepe bodem. Voor de Dordtse Biesbosch is de sedimentverontreiniging bepalend voor het niet halen van de doelen. Voor de Beneden Maas en het Haringvliet-oost is dit soms het geval, namelijk wanneer de score voor de ondiepe oever lager uitvalt dan de score voor de diepe bodem.

Het waterbodembeheer zou zich dus op de volgende doelen moeten richten:

- Vanuit het perspectief van de waterkwaliteit (chemische stoffen). Reductie van gehalten in sediment voor: PAK, som PBDE6 en PFOS (of PFAS) in het hele gebied, kwik (vooral Rijnstroomgebied), TBT (Noordrand = Oude Maas en Hollandsche IJssel) en dioxines (met PCB153 als indicator in sediment) in de noordrand en het Hollandsch Diep/Haringvliet Oost. Reductie van dioxinegehalten zou tevens positief zijn voor de (voedsel)kwaliteit van vis en schelpdieren.
- De sedimentkwaliteit van de diepe bodem in de Hollandsche IJssel, Beneden Maas, Brabantse Biesbosch, Dordtse Biesbosch en het Haringvliet-oost ten behoeve van de macrofauna in de diepe bodem.



Figuur 2.6: Overzicht van alle zeven voor de normen en stoffen in oppervlaktewater (boven) en stoffen in biota en biologische maatlatten (onder) van het benedenriviereengebied.

3 Autonome ontwikkelingen

Voordat er allerlei waterbodemmaatregelen worden genomen, wordt eerst gekeken hoe de waterbodem- en zwevendstofkwaliteit zich zouden ontwikkelen bij ongewijzigd beleid en beheer. Dit duiden we aan met autonome ontwikkelingen. Op de lange termijn wordt de kwaliteit van de waterbodem bepaald door:

- Bronnen in het gebied. Zolang deze bronnen niet gereduceerd zijn, zal nieuw sediment weer verontreinigd worden.
- De kwaliteit van het zwevend stof dat het gebied binnenkomt. Dit is primair de kwaliteit die zorgt voor de nieuwe slibkwaliteit in het benedenrivierengebied. De kwaliteit van het slib is bovendien onderhevig aan langjarige trends.
- De sedimentdynamiek (erosie en sedimentatie). De dynamiek in het gebied geeft inzicht in de gebieden waar nieuwe aangroei van de sliblaag en waar erosie plaatsvindt. In dit rapport wordt vooral gekeken naar de grootschalige processen (op waterlichaamniveau) en niet naar lokale erosie en sedimentatie.

Deze autonome ontwikkelingen zijn van belang voor het handelingsperspectief (zie hoofdstuk 4).

3.1 Bronnen in het gebied

RWS-WNZ heeft in 2017 een emissiebeheerplan opgesteld (Van Veen, 2017). Dit emissiebeheerplan is een hulpmiddel bij het minimaliseren van de lozingen van normoverschrijdende stoffen. Voor deze studie richten we ons op de stoffen, die in hoofdstuk 2 alle zeefstappen passeerden: kwik, som PBDE, som PFOS, som Dioxines, som heptachloor en cis-heptachloorepoxide, TBT en de PAK benzo[a]pyreen, fluorantheen, benzo[a]anthraceen en chryseen.

Het emissiebeheerplan besteedt van dit lijstje alleen aandacht aan PAK en kwik. Dat heeft er mee te maken dat ten tijde van het opstellen van het emissiebeheerplan 20 stoffen als overschrijdend zijn geoordeeld (7 PAK, Hg, Ni, Co, Se, U, Cu, Ba, Zn, NH₄, TBT, metazachloor, hexachloorbenzeen, hexachloorbutadieen), maar niet een aantal stoffen die voor alle zeefstappen passeerden: PBDE, PFOS, dioxines en de som heptachloor en cis-heptachloorepoxide. Bovendien waren voor TBT geen gegevens m.b.t. lozingen beschikbaar.

Voor PAK wordt op basis van landelijke EmissieRegistratie (ER) en op basis van de SAW@-database (data van de afdeling handhaving van RWS-WNZ) gesteld dat de totale PAK-belasting voor benzo[a]pyreen, benzo[b]fluorantheen, benzo[a]anthraceen en chryseen ca. 8-16 kg/jaar bedraagt voor het hele beheergebied. De belangrijkste bijdragen worden geleverd door depositie (vooral door particuliere houtstook) en verkeer. Industrie en RWZI's dragen beperkt bij: ca. 0,5-1 kg per jaar. De ER vermeldt altijd dat de bijdrage van de industrie wellicht onderschat wordt, omdat er geen registratieverplichting is als de lozing kleiner is dan 1 kg/jaar. De SAW@-database geeft echter geen indicatie dat er door veel bedrijven 'kleine' hoeveelheden worden geloosd. Voor PAK hebben we in hoofdstuk 2 geen vracht vanuit de waterbodem berekend, omdat is aangenomen dat de waterbodem weinig bijdraagt.

De kwikbelasting in het WNZ-gebied is volgens de ER 18 kg/jaar. De twee belangrijkste bronnen zijn RWZI's en depositie. Ook voor kwik is in dit rapport geen vracht berekend. Daarom kunnen we niet duiden hoe de genoemde 18 kg/jaar zich verhoudt tot bijdrage vanuit de waterbodem. In de basisdocumentatie probleemstoffen (Osté et al., 2018) is vermeld dat mogelijk uitspoeling uit de bodem en industriële bronnen (lozingen < 1 kg hoeven niet gerapporteerd te worden) ook relevant kunnen zijn.

3.2 Kwaliteit van het zwevend stof van bovenstrooms

3.2.1 Herverontreinigingsniveau (HVN)

Het landelijke herverontreinigingsniveau¹⁰ is in Nederland gebaseerd op het 95-percentiel van de gehalten in zwevend stof in Lobith over de periode 1996-2005. De intentie was aanvankelijk om dit periodiek te actualiseren, maar dat is tot nu toe niet gebeurd. Voor deze studie wordt daarom aanvullend gebruik gemaakt van recentere data (2010-2019) en andere meetlocaties die dichterbij het benedenrivierengebied liggen dan Lobith, zie Tabel 3.1.

Een paar dingen vallen op in Tabel 3.1:

- De verschillen ten opzichte van het HVN zijn voor de klassieke stoffen (PAK, Hg, PCB) beperkt; met andere woorden: hoewel de HVN's verouderd zijn, lijken ze nog behoorlijk goed bruikbaar voor de hier geselecteerde stoffen.
- Kwik, TBT en PBDE zijn lager in de Maas.
- Het HVN1996-2005 voor som heptachloor + cis-/trans-heptachloorepoxide lijkt beïnvloed te zijn door de rapportagegrenzen. Dat is nu nog steeds het geval. Deze stoffen worden in water maar af en toe boven de rapportagegrens aangetroffen. Dat de huidige P95-waarden lager zijn, wordt in elk geval niet veroorzaakt door lagere rapportagegrenzen. Wat wel een reden zou kunnen zijn is een dalende trend, maar de meetdata van 2020-2019 geven in elk geval geen dalende trend. Een andere reden die een rol speelt is dat het HVN, als onderdeel van het besluit bodemkwaliteit, gedefinieerd is als de som van 3 verbindingen (som van heptachloor + cis- + trans-heptachloorepoxide; sHpCl2), terwijl de KRW een norm kent voor 2 verbindingen (heptachloor+cis-heptachloorepoxide; sHpCl1). Dit verklaart echter zeker niet het hele verschil.
- De PAK-gehalten zijn lager direct bovenstrooms van het benedenrivierengebied in Vuren. Dit is niet te verklaren door organische stof gehalten in zwevend stof; die zijn ongeveer gelijk in Lobith en Vuren.

Tabel 3.1: Herverontreinigingsniveaus (HVN) en P95-waarden van PAK-gestandaardiseerde gehalten in zwevend stof op de bovenstroomse meetpunten over 2010-2019 voor de stoffen die alle zeven passeerden (hoofdstuk 2). N.b.= niet bepaald.

	HVN	P95-Lobith	P95-Vuren	P95 -Eijsden	P95-Keizersveer
	1996-2005	2010-2019	2010-2019	2010-2019	2010-2019
BaA (mg/kg)	0,8*	0,89	0,55	0,90	0,78
BaP (mg/kg)	0,8*	0,73	0,47	1,1	0,87
Chr (mg/kg)	0,9*	0,89	0,62	1,0	0,82
Flu (mg/kg)	1,8*	1,6	0,98	1,6	1,3
Hg (mg/kg)	1,2	1,4**	n.b.	0,5**	0,7**
sPBDE6 (ng/kg)	n.b.	2,4	n.b.	1,2	n.b.
SDOnxs29 (µg/kg)**	33	32	32	29	25
sInvertPFOS (µg/kg)***	n.b.	3,7	3,7	3,7	3,7
sHpCl1 (µg/kg)	n.b.	1,9	1,4	1,6	1,1
sHpCl2 (µg/kg)	4****	n.b.	2,4	n.b.	1,6
TBT (µg Sn /kg)	n.b.	3,1	2,8	1,3	n.b.

*formele HVN is 9 mg/kg voor de PAK(10)VRM. Dit zijn de individuele gehalten per stof.

¹⁰ Voor de meeste stoffen is het HVN ook de bovengrens voor klasse A, de norm die gebruikt wordt voor toepassen en verspreiden in oppervlaktewater.

**gestandaardiseerde waarde met een defaultwaarde voor lutum (25%; HVN wordt gestandaardiseerd o.b.v. waterbodem: 10%OS en 25% lutum))

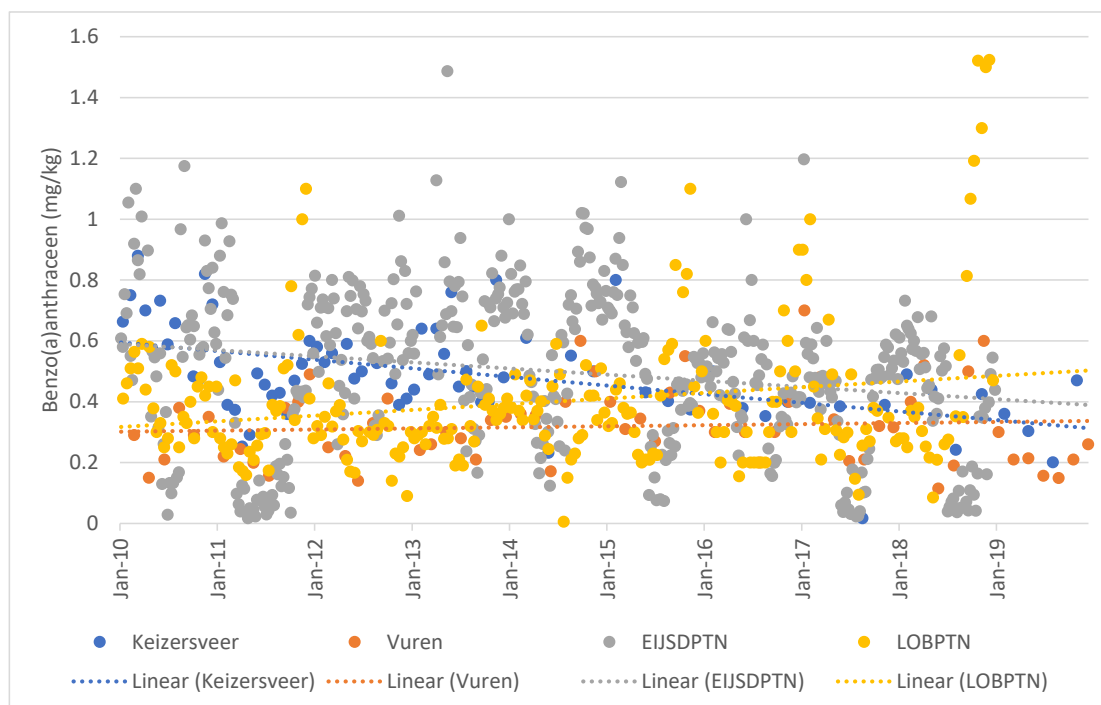
**waarden voor PCB153, die vaak als indicator voor dioxines wordt gebruikt.

***P95 gebaseerd op alle RWS-meetpunten in Maas en Rijnstroomgebied

3.2.2 Temporele trends in zwevend stof kwaliteit

Bijlage C.2 toont gehalten van verontreinigingen in zwevend stof voor de meetpunten Lobith, Vuren, Brienenoord, Maassluis (Rijn), Gouda (Hollandsche IJssel) en Eijsden/Belfeld, Keizersveer, Bovensluis, Haringvlietsluis (Maas¹¹) voor de periode 2010-2019. Er is gezocht naar gegevens voor alle stoffen in Tabel 3.1. Het in kaart brengen van trends in de tijd is vooral van belang om in te schatten of er nog sprake is van een dalende trend.

De vier PAK (allemaal getoond in bijlage C.2) laten een vergelijkbaar beeld zien als antraceen in Figuur 3.1. Vanwege de grote variatie in de data zijn de trendlijnen zeer indicatief. De gehalten in Eijsden en Keizersveer tonen een licht dalende trend, Vuren is nagenoeg stabiel en Lobith lijkt een licht stijgende trend te geven. Dat laatste wordt veroorzaakt door piekconcentraties in oktober 2015, winter 2016/2017 en najaar 2018. Mogelijk hangt dat samen met hoogwaters, maar dat is niet nader bekeken. Ook de variatie in Eijsden zou gerelateerd kunnen zijn aan debieten.

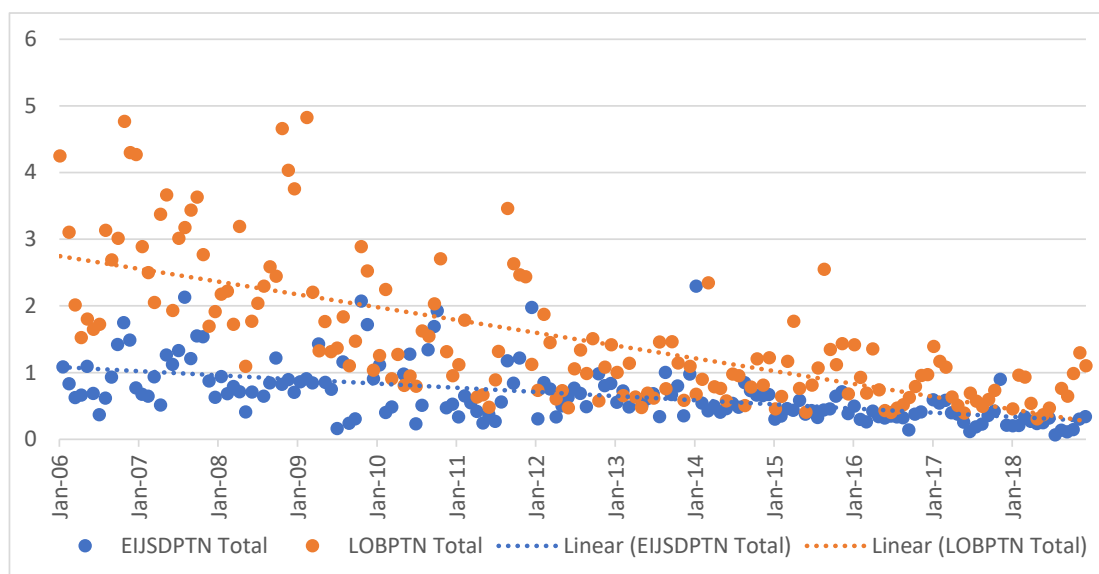


Figuur 3.1: PAK-gestandaardiseerde benzo(a)anthraceen-gehalten voor de jaren 2010-2019 in zwevend stof op bovenstroomse meetpunten in de Rijn (Lobith, Vuren) en Maas (Eijsden, Keizersveer).

Voor Hg is in Lobith ongeveer hetzelfde patroon te zien als voor PAK: door hoge pieken in de laatste jaren loopt de trend gemiddeld op. In de Maas is er geen stijgende of dalende trends (zie bijlage C.2).

¹¹ De meetpunten Bovensluis en Haringvlietsluis vormen het einde van de Maas, maar bevatten een groot deel Rijnwater

Van PBDE's zijn weinig gegevens bekend, maar de stoffen worden al wel geruime tijd gemeten in zwevend stof in Eijsden en Lobith. Daaruit blijkt dat er vooral in Lobith een daling is van de PBDE-gehalten. Wel lijkt vanaf 2012 de daling minder groot.



Figuur 3.2: som PBDE (28,47,99,100,153,154) in Lobith en Eijsden tussen 2006 en 2018.

Dioxines worden 2 keer per jaar gemeten in Lobith. Het omrekenen naar de somDioxines gebeurt met behulp van TEQ, omdat niet elke dioxineverbinding even toxisch is. De concentraties van de individuele verbindingen laten geen stijgende of dalende trend zien (bijlage C.2).

PFAS worden pas sinds 2018 gemeten in zwevend stof. Voor het bepalen van het herverontreinigingsniveau is een aantal monsters van locatie Lobith uit het zwevend stof archief geanalyseerd (Osté et al., 2019). Uit bijlage C.2 blijkt een dalende trend tussen 2005 en 2019 vooral voor PFOS, maar in mindere mate ook voor overige PFAS.

Voor de som heptachloor+cis-heptachloorepoxide (sHpC11) is geen trendgrafiek te maken. Het grootste deel van de data ligt onder de rapportagegrens. Het is wel opvallend dat de rapportagegrens vanaf 2016 van 0,5 µg/kg naar 1,0 µg/kg is gegaan.

De laatste probleemstof is TBT. Er is al geruime tijd een verbod op gebruik van TBT en dat is terug te zien aan de dalende gehalten in zwevend stof op alle locaties(Figuur 2.5).

Samengevat vertonen de zwevend stofgehalten van PBDE's (Lobith), PFOS (Lobith) en TBT een dalende trend vanaf 2010, al is een statistische analyse nodig om dit degelijk aan te tonen. De autonome ontwikkeling zal voor deze stoffen op de lange termijn dus leiden tot een kwaliteitsverbetering van het verse sediment. Voor PAK zijn wel licht dalende trendlijnen waar te nemen, maar de spreiding is erg groot. Voor de andere probleemstoffen is van een kwaliteitsverbetering nog geen sprake. Op lange termijn mag ook voor deze stoffen een daling worden verwacht, aangezien het KRW-probleemstoffen zijn waar emissie-reducerende maatregelen voor genomen moeten zijn/worden in het stroomgebied.

3.2.3 Is het beeld compleet?

Tot een aantal jaren geleden werd aangenomen dat sedimentverontreiniging vooral een probleem was van historische verontreinigingen. Maatschappelijke aandacht en de prioritaire stoffen van de KRW hebben echter nieuwe stofgroepen op de agenda gezet: PBDE, ftalaten, PFAS. Voor een groot deel betreft dat nog steeds oude verontreinigingen (PFAS, PBDE), alleen werd daar tot voor kort weinig aandacht aan besteed. Voordat het beheer van de waterbodem wordt aangepast, is het nodig om een beter beeld te hebben van het voorkomen van deze stoffen.

Daarnaast is de vraag hoe rekening gehouden kan worden met stoffen die nu nog nauwelijks of niet in beeld zijn. Het is goed mogelijk dat in de (nabije) toekomst nieuwe stoffen worden ontdekt. Een mogelijke nieuwe groep stoffen betreft de organofosfaatbrandvertragers (Blum, et al., 2019; Yang et al. 2019). Die spelen ook in Nederland een rol: tris(2-chloorethyl)fosfaat (TCEP) is in alle 51 door Waterschap Limburg in RWZI effluenten aangetroffen), Verder zouden gechloreerde chlooralkanen en gebromeerde verbindingen (anders dan PBDE) een probleem blijken te zijn (De Wit et al., 2020).

3.3 Sedimentdynamiek (zie uitgebreidere tekst in bijlage E)

De kwaliteit van de waterbodem is nauw gekoppeld aan de samenstelling van het zwevend stof en aan de afzettingsperiode¹². Sinds 1970 is vanwege de afsluiting van de delta in de Rijn-Maasmonding veel sediment, voornamelijk slib, afgezet. Slib bindt gemakkelijk verontreinigingen en weerspiegelt de chemische kwaliteit van het water waarmee het is aangevoerd. Sedimenten uit de eerste periode na afsluiting zijn het meest vervuild (RWS DZH, 1992).

Voor het bepalen van het ecologisch risico van een bepaalde locatie is zowel kennis van het ontstaan van de waterbodem (de afzettingsperiode) als de sedimentdynamiek (het optreden van erosie en sedimentatie) van belang:

- Erosie kan leiden tot het blootspoelen (en verspreiden) van (meer) verontreinigde of juist schone(re) waterbodems;
- Sedimentatie kan zorgen voor afdekking van de oudere, verontreinigde sedimenten. Hierbij is kennis van het actuele verontreinigingsniveau van belang (kwaliteit zwevend stof).

Netto erosie en sedimentatie op gebiedsniveau

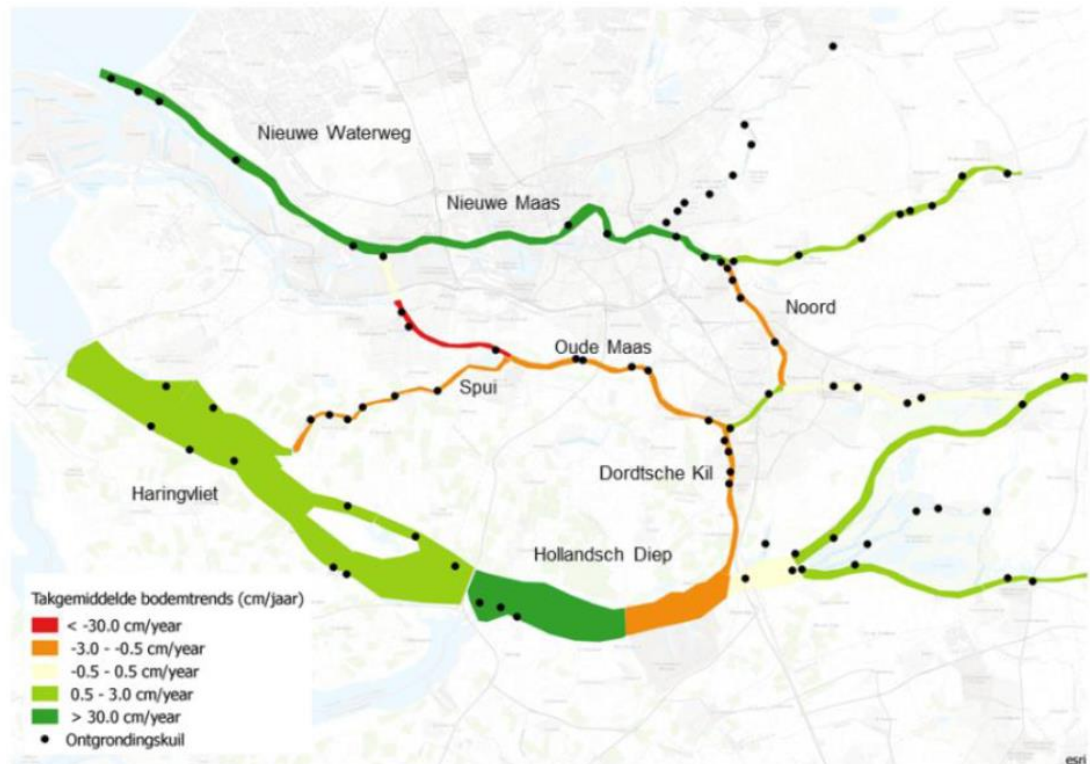
In de noordelijke takken vindt overwegend sedimentatie plaats, zie Figuur 3.3. Dit sediment is afkomstig van de rivieren (Lek, Merwedede). Daarnaast komt sediment uit de Noordzee binnen via de Nieuwe Waterweg. Dit sediment bezinkt grotendeels in de havens van Rotterdam, in de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas. Op de Nieuwe Maas en Nieuwe Waterweg wordt deze sedimentatie door baggeren teniet gedaan (Huisman en van Duin, 2016; RWS, 2019).

Ook in de zuidelijke takken (Hollandsch Diep en Haringvliet) vindt sedimentatie plaats (RWS, 2019). In de huidige situatie wordt geen sediment geïmporteerd vanuit zee en draagt alleen het slib en zand uit de rivieren bij aan de sedimentatie. Het sediment dat bezinkt, wordt niet weggebaggerd, behalve op de oversteek van het Hollandsch Diep naar Moerdijk (Barneveld et al., 2021).

¹² Hierbij wordt aangenomen dat de stoffen in sediment en zwevend stof stabiel zijn. Dat geldt voor alle 'klassieke' sedimentverontreinigingen. Alleen voor PFAS lijken de omzettingen van 'moederstoffen' naar 'eenvoudige eindverbindingen' in het watersysteem plaats te vinden. Dit specifieke gedrag is in dit rapport niet uitgebreid meegenomen.

De noordelijke en zuidelijke takken worden verbonden door de Oude Maas, het Spui, de Noord en de Dordtse Kil. Voor de afsluiting van het Haringvliet (1970) was het getij in de noordelijke en zuidelijke takken vergelijkbaar en in fase met elkaar. Na de afsluiting is het getij uit fase geraakt. Waar het voor sluiting gelijktijdig vloed en eb was in de noordelijke en zuidelijke takken, is het sinds de afsluiting tijdens vloed in de noordelijke takken, eb in de zuidelijke takken en vice versa. Hierdoor zijn de waterstandsverschillen tussen de noordelijke en zuidelijke takken gegroeid met als gevolg een toename van de hoeveelheid water die bij elk getij door de verbindende takken moet stromen. Door de toegenomen stroomsnelheden zijn deze riviertakken sterk gaan eroderen, een trend die zich tot op heden voortzet (Huismans en Van Duin, 2016; Wijsman et al., 2018).

Het effect van klimaatverandering op bovengenoemde patronen is nog onbekend (Barneveld et al., 2021).



Figuur 3.3: Huidige takgemiddelde bodemtrends (Wijsman et al., 2018). Hierin zijn de effecten als gevolg van baggerwerkzaamheden niet meegenomen. Positieve getallen betekenen sedimentatie (licht- en donkergroen), negatieve getallen erosie (oranje en rood).

Lokale erosie en sedimentatiegebieden

Op verschillende plaatsen zijn soms in korte tijd diepe erosiekuilen (ook wel ontgrondingskuilen) tot ontwikkeling gekomen (zwarte puntjes in Figuur 3.3). De kuilen kunnen ontstaan bij een sterke heterogeniteit van de ondergrond en voldoende hoge stroomsnelheden, met name in doorstroomgebieden (RWS DZH, 1992).

Daarnaast zijn er verschillende processen die kunnen bijdragen aan erosie en sedimentatie op een lokale schaal:

- Variatie in afvoer, versmallingen/ verbredingen en verdiepingen/ verondiepingen;
- Dwarsstromingen tussen binnen- en buitenbocht;
- Complexe stromingen rondom kunstwerken zoals kribben en de spuilsuizen in de Haringvlietdam;
- Invloeden door wind en scheepvaart (golven), met name in ondiepe delen;
- Menselijk handelen, zoals zandwinning, bagger- en stortwerken. Door het wegbaggeren van bodemvormen krijgt de stroom bovendien soms plaatselijk een andere loop, met erosie nabij de baggerlocatie als gevolg.

In de gebieden met permanente (hoge) sedimentatie zal de kwaliteit van de toplaag het resultaat zijn van de autonome ontwikkeling van het zwevend stof. In de gebieden met permanente (hoge) erosie is geen slib aanwezig en zal er naar verwachting sprake zijn van een schone waterbodem. De gebieden met de hoogste kans op een verontreinigde waterbodem zijn gebieden met af toe sedimentatie en af en toe erosie waarbij een oudere (sterk verontreinigde) laag weer bovenkomt of gebieden die vanwege ingrepen zijn veranderd van een sedimentatie in een erosiegebied en waar dus langzaam maar zeker oud (vies) materiaal wordt geërodeerd. Ten slotte moet worden opgemerkt dat de situatie lokaal sterk kan afwijken als gevolg van lokale omstandigheden, zoals bijvoorbeeld het geval is in kribvakken (luwtes achter de kribben), de vaargeul (baggeren) en havens (netto sedimentatie).

3.4 De kwaliteit van het liggende sediment

3.4.1 Regulier gemeten stoffen

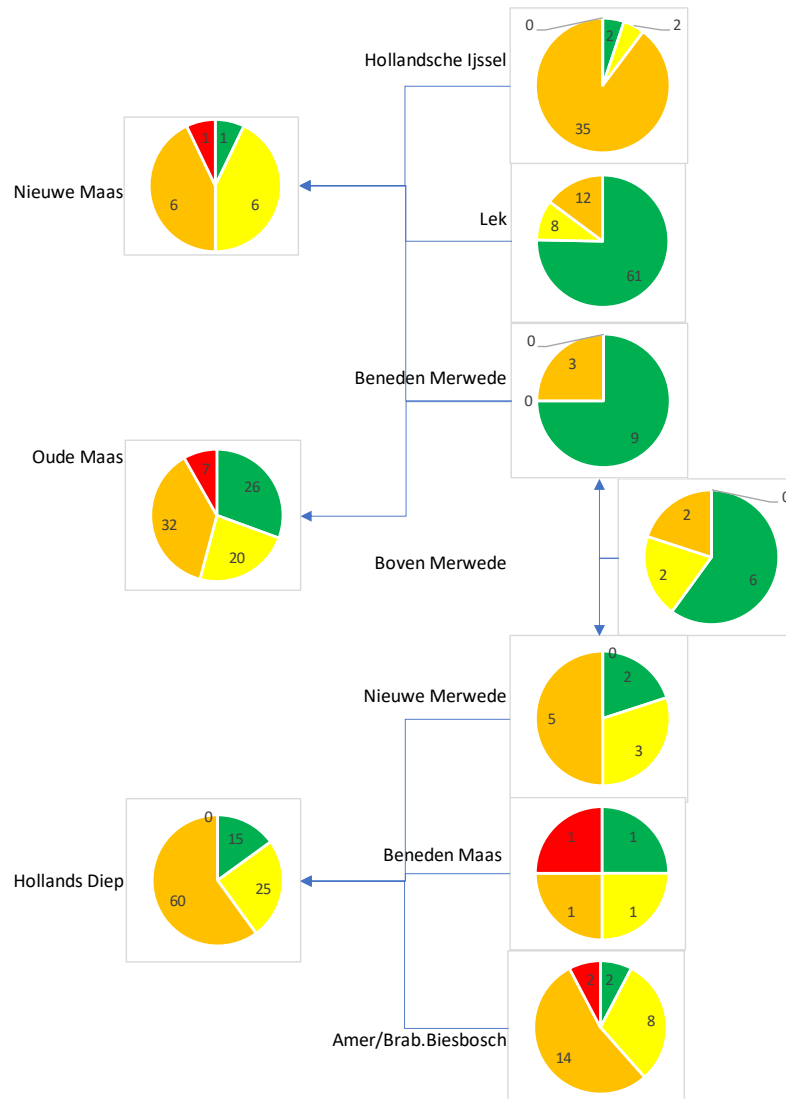
Er zijn in het benedenrivierengebied behoorlijk veel waterbodemonderzoeken uitgevoerd in het kader van onderhoudsbaggerwerk. Veelal zijn er SIKB(xml)-uitwisselbestanden beschikbaar, maar het is ten behoeve van dit rapport niet gelukt om deze data digitaal te ontsluiten en te voorzien van x,y-coördinaten. Met die informatie zouden kaarten gemaakt kunnen worden van recente waterbodemkwaliteit in aanslibbingsgebieden, zodat ook duidelijk wordt in hoeverre de onderzoeken een representatief beeld geven van de huidige waterbodem.

Als alternatief is in dit project een kwalitatieve analyse uitgevoerd op basis van de rapporten. De eindoordelen¹³ zijn per watersysteem geaggregeerd tot een taartdiagram waarin het percentage monsters in een bepaalde klasse wordt weergegeven (Figuur 3.4):

- Altijd toepasbaar (AT): is schone bagger → groen
- klasse A: is bagger die voldoet aan het herverontreinigingsniveau (licht verontreinigd) → geel
- klasse B: is bagger die voldoet aan de vroegere interventiewaarde die een indicatie was om te onderzoeken of sanering nodig was (middelmatig verontreinigd) → oranje
- Niet/nooit Toepasbaar (NT): is bagger die niet voldoet aan de interventiewaarde (sterk verontreinigd) → rood.

De volgorde is min of meer geografisch met de benedenstroomse watersystemen aan de linkerkant en de bovenstroomse watersystemen aan de rechterkant van de figuur.

¹³ Alle gemeten stoffen in een monster worden getoetst aan de norm zodat per stof(groep) een kwaliteitsoordeel wordt gegeven (AT, max.A, max.B, NT). Het slechtste oordeel geldt als eindoordeel voor het monster. PFAS is niet meegenomen, maar de beschikbare PFAS-data geven aan dat het aantal overschrijdingen van het HVN (3,7 ug/kg) zeer beperkt is in het R8-gebied. Alleen P90 en P95 in het Hollandsch Diep overschrijden het HVN.



Figuur 3.4: Aantal monsters in een bepaalde kwaliteitsklasse: AT=altijd toepasbaar (groen), A=klasse A (geel), B=klasse B (oranje) en NT=nooit toepasbaar (rood).

Uit de figuur blijkt dat de waterbodems in de bovenstroomse Rijntakken (Lek en Boven Merwede) relatief schoon is. De benedenstrooms gelegen Oude en Nieuwe Maas hebben een slechtere waterbodems kwaliteit in de delen waarin onderzoek is uitgevoerd. Omdat de Hollandsche IJssel, met (voornamelijk) klasse B bagger een zeer lage netto afvoer heeft zal er weinig invloed zijn van de Hollandsche IJssel op de Oude en Nieuwe Maas. Als bovenstroomse waterbodems schoner zijn, is het aannemelijk dat lokale en/of historische verontreinigingen de oorzaak van zijn de slechtere oordelen in de Oude en Nieuwe Maas. Aangezien de Oude Maas een erosiegebied is, wordt daar op den duur een schone waterbodems verwacht. Er is ook inderdaad een hoger percentage schoon (ca. 30%) dan bijvoorbeeld in de Nieuwe Maas. Ook in de Nieuwe Merwede is de baggerkwaliteit slechter dan in de bovenstroomse Boven Merwede, wat duidt op lokale en/of historische verontreiniging.

De zuidelijke route via Hollandsch Diep wordt gevoed door de Amer (Maas) en de Nieuwe Merwede. Deze watersystemen hebben een vergelijkbare baggerkwaliteit. De waterbodems in het Hollandsch Diep lijkt het resultaat van dit aangevoerde materiaal.

Samengevat blijkt uit deze kwalitatieve analyse dat de waterbodem in de bovenstroomse wateren in het Rijnstroomgebied (Lek/Boven Merwede/Beneden Merwede) schoner is dan gemiddeld in het benedenrivierengebied. De achteruitgang treedt vooral op in de Nieuwe Merwede, de Oude Maas en de Nieuwe Maas. Dat betekent dat de Rijn schoner materiaal aanvoert en dat op termijn het hele benedenrivierengebied ook schoner wordt. Deze mogelijke kwaliteitsverbetering kan verstoord actuele bronnen in het gebied zelf, maar ook als er geen netto sedimentatie optreedt. In dat laatste geval wordt de verontreinigde laag niet meer afgedekt.

Er is wel een grote kanttekening nodig bij bovenstaande analyse: er is gebruik gemaakt van de beschikbare waterbodemonderzoeken. Die worden uitgevoerd in gebieden waar gebaggerd wordt. In hoeverre dat een representatief beeld geeft van de waterbodem is, maar zeer de vraag. In gebieden als de Dordtse en Sliedrechtse Biesbosch en grote delen van de Brabantse Biesbosch wordt bijvoorbeeld niet (of nauwelijks) om onderhoudsredenen gebaggerd. Ook varieert het aantal metingen per waterlichaam sterk, net als de omvang van de gebieden (soms specifieke relatief kleine locaties, soms kilometers lange trajecten).

3.4.2 Opkomende stoffen

De kennis over de stoffen in de waterbodem betreft vooral stoffen die deel uitmaken van het standaardpakket waterbodems. Voor KRW-stoffen die daarbuiten vallen, zoals PBDE's, is het beeld al beperkt, maar de kans is groot dat er in de toekomst nog nieuwe stoffen opdoemen, die we nog niet kennen of die momenteel nog niet worden geloosd. Bij het starten van ingrepen in de waterbodem dient de waterbeheerder zich bewust te zijn van deze aspecten, al mag dit geen reden zijn om niets te doen. Het is vooral een reden om nog eens breed te evalueren als een ingreep in de waterbodem daadwerkelijk wordt overwogen.

4 Handelingsperspectief

Uit hoofdstuk 2 blijkt dat er diverse parameters zijn die niet aan hun doel voldoen en waarbij het aannemelijk lijkt dat verontreinigingen in de waterbodem hier mede oorzaak van is. Hoe met deze waterboderverontreinigingen om te gaan (handelingsperspectief) hangt niet alleen af van het probleem (hoofdstuk 2), maar ook van de autonome ontwikkeling (hoofdstuk 3). Maatregelen ter verbetering van de waterbodemkwaliteit kunnen alleen langdurig effectief zijn als de bronnen voldoende gereduceerd zijn.

Het handelingsperspectief voor het omgaan met problemen als gevolg van verontreinigingen in de waterbodem bestaat grofweg uit het kiezen uit 4 mogelijke opties:

- a. verwijderen van de verontreinigde laag waterbodem (baggeren);
- b. *in situ* immobiliseren van de verontreinigingen in de waterbodem,
- c. afdekken van de verontreinigde waterbodemplaat met een laag schoner materiaal.
- d. niets doen; autonome ontwikkeling afwachten.

Verder zou toepassen en verspreiden van (onderhouds)bagger mogelijk beter afgestemd kunnen worden op de KRW-doelen.

In dit hoofdstuk zijn de milieutechnische ervaringen met waterbodemsaneringen in het verleden samengevat. Daarnaast wordt ingegaan op de normen voor regulering van onderhoudsbagger (Bbk). Kosten maken geen onderdeel uit van deze studie, omdat is gebleken dat de locatiespecifieke aspecten van grote invloed zijn op de kosten van een sanering. Wel kan worden gesteld dat Nederland in de periode tot de Kaderrichtlijn water inwerking ging zo'n 30 miljoen euro per jaar besteedde voor de sanering van waterbodems (Ministerie van VenW, 2007).

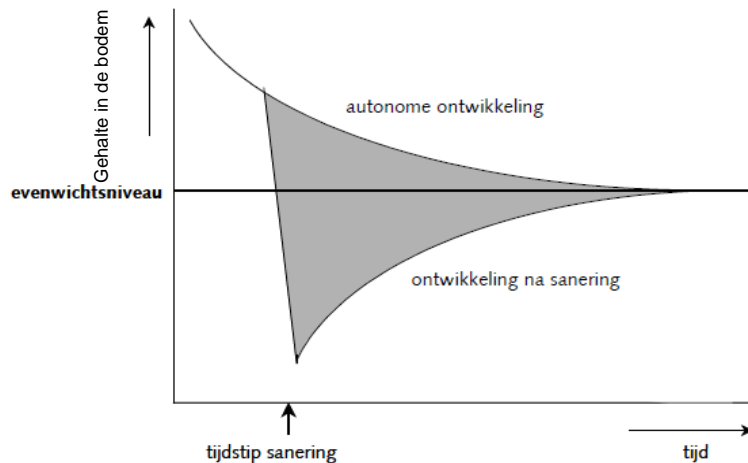
4.1 De effectiviteit van waterbodemmaatregelen

In het kader van dit rapport is vooral gekeken naar de effectiviteit van ingrepen in de waterbodem. In Nederland is vooral ervaring opgedaan met verwijderen en afdekken van verontreinigde waterbodems.

In situ immobilisatie is slechts uitgevoerd op pilotschaal¹⁴. Daarbij is gekeken naar de precipitatie van metalen als sulfide en later is door WUR middels 2 PhD-studenten onderzoek gedaan naar de binding van organisch en anorganische verontreinigingen aan actief kool (Kupryianchyk, 2013, Rakwoska, 2014). Momenteel wordt *in situ* immobilisatie met actieve kool in overweging genomen als onderdeel van de afdekking van diepe delen in het Noordzeekanaal die zijn opgevuld met verontreinigde bagger.

¹⁴ <https://www.bodemrichtlijn.nl/Bibliotheek/bodemsaneringstechnieken/h-behandelen-en-bestemmen-va9446/h2-in-situ-aanpak-van-waterbodems/in-situ-aanpak-van-waterbodems-immobilisatie> of <https://www.nwo.nl/cases/schoner-slib-met-norit-de-sloot> of

In het algemeen worden waterbodemmaatregelen beoordeeld op basis van de milieuwinst die ze opleveren (het grijze vlak in Figuur 2.2).

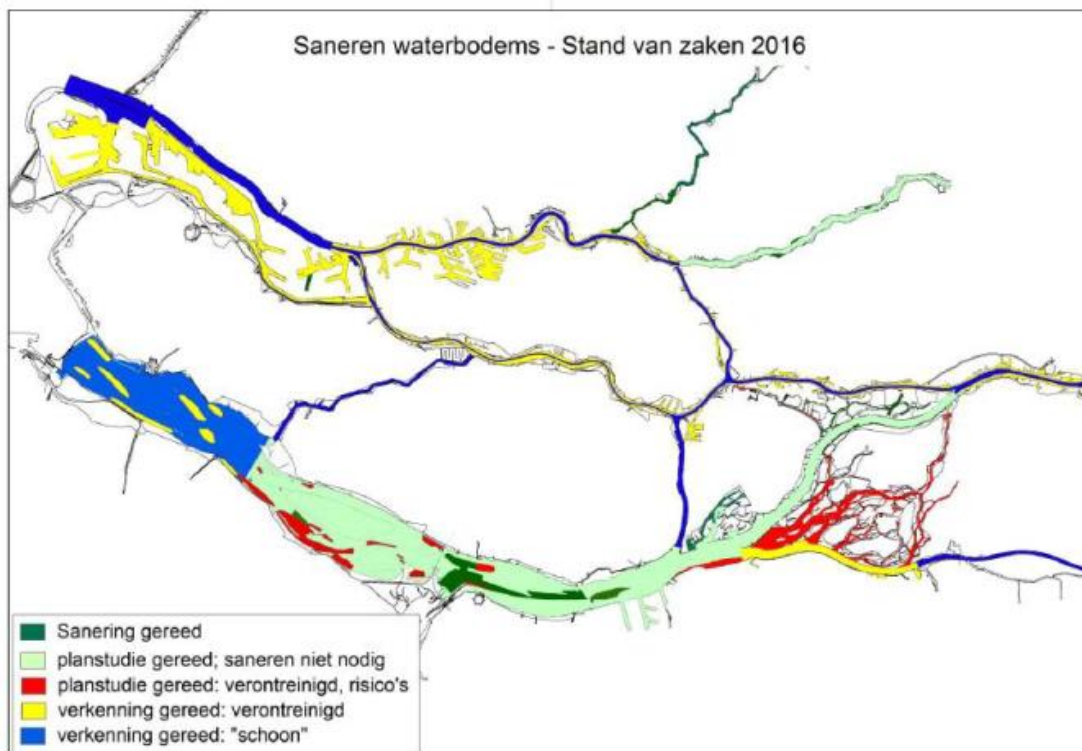


Figuur 4.1: Het gearceerde vlak geeft milieuwinst weer (uit: Schmidt en Den Besten, 2001), namelijk het verschil tussen niets doen en ingrijpen. Als je niets doet, is er sprake van autonome ontwikkeling, omdat het HVN schoner is dan de huidige waterbodemkwaliteit. Als er gesaneerd wordt, is aangenomen dat de waterbodemkwaliteit in korte tijd veel schoner wordt (schoner dan het HVN). Maar uiteindelijk zal het HVN op de lange termijn bepalend zijn voor de waterbodemkwaliteit. In deze figuur is het evenwichtsniveau constant. In werkelijkheid kan het evenwichtsniveau verbeteren of verslechteren afhankelijk van de kwaliteit van het nieuw afgezette sediment.

Milieuwinst is het in de tijd gecumuleerde verschil tussen de kwaliteit van de toplaag bij autonome ontwikkeling en de ontwikkeling van de toplaag na een ingreep/sanering. Een succesvolle ingreep moet dus op de korte termijn leiden tot een aanzienlijke kwaliteitsverbetering van de toplaag en op de langere termijn tot een kwaliteitsverbetering ten opzichte van de situatie voor de ingreep. Het laatste wordt beïnvloed door het herverontreinigingsniveau en de snelheid waarmee een nieuwe toplaag wordt gevormd.

4.1.1 Ervaringen met waterbodemsanering

Bijlage F toont samenvattingen van evaluaties van een aantal waterbodemsaneringen in Nederland. Meestal zijn de evaluaties gericht op de mate waarin de verontreiniging is verwijderd. In het algemeen kan worden gesteld dat de waterbodemkwaliteit na sanering is verbeterd. In een enkel geval werd teruggesaneerd tot onder de interventiewaarden (Rietbaan), maar vaak kon ongeveer herverontreinigingsniveau worden gehaald of zelfs schoner (Hollandsch Diep). De kwaliteitsverbetering wordt waargenomen voor zowel afdekken als baggeren, al moet bij baggeren altijd worden gezocht naar de balans tussen het wegbaggeren van zo veel mogelijk verontreinigd sediment en zo min mogelijk schone onderlaag. Daarnaast is het een uitdaging om bij baggerwerk te voorkomen dat gebaggerd materiaal 'gemorst' wordt (deels weer in het water terugvalt en/of weer in het water verspreid wordt). Als er voldoende waterdiepte en (erosiebestendige) afdekgrond beschikbaar is, kan met afdekken vaak een schonere toplaag worden gerealiseerd dan met baggeren. Locaties waar succesvol is afgedekt zijn delen in het Hollandsch Diep (zie Figuur 2.3), kleine delen in het Ketelmeer en locaties in regionale wateren zoals de Bergse Plassen in Rotterdam.



Figuur 4.2: Meest recente status van de saneringen in 2016 (Van Veen, 2017). Na die tijd zijn geen saneringen meer uitgevoerd.

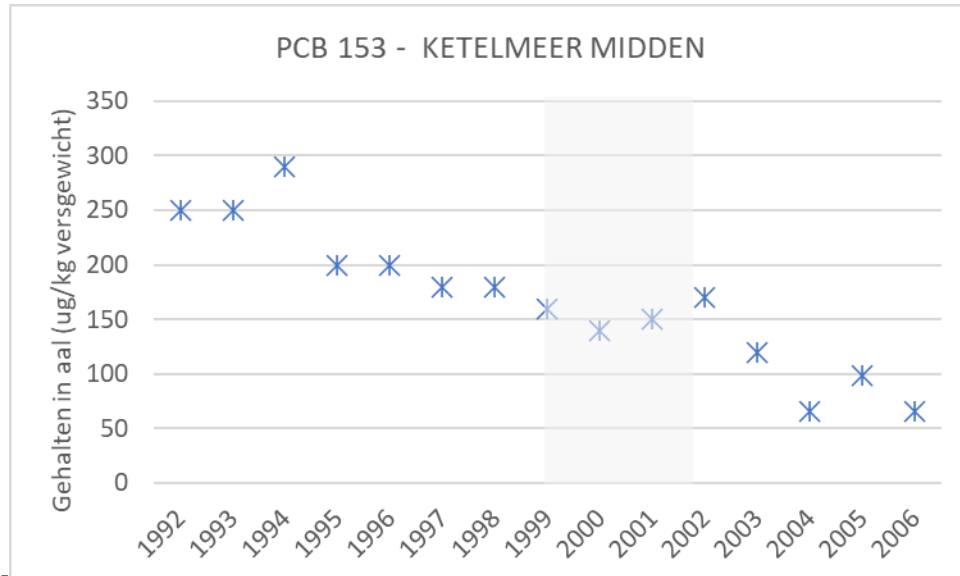
Er zijn twee belangrijke doelen waar een waterbodemmaatregel in het benedenrivierengebied aan kan bijdragen: minder accumulatie van verontreinigingen in organismen en verbetering van de ecologie.

4.1.2 Minder bioaccumulatie

Accumulatie van verontreinigingen in organismen in de Rijn-Maasmonding is met redelijke mate van waarschijnlijkheid gerelateerd aan de kwaliteit van de toplaag van de waterbodem. Indien besloten wordt tot ingrepen, moeten deze dus zo worden uitgevoerd dat de nieuwe toplaag van de waterbodem zo veel mogelijk verbetert met betrekking tot de in de voorgaande hoofdstukken geïdentificeerde kritische parameters: Hg, sHpCl1, sPBDE6, sDONxs29, slinverPFOS. Het verlagen van gehalten in vis vraagt wel maatregelen die de kwaliteit van een relatief groot oppervlak verbeteren, omdat vis niet gebonden is aan één plek. Voor mosselen geldt hetzelfde. Mosselen zijn dan wel meer plaatsgebonden, maar omdat ze water (en daarmee zwevend stof) filteren zijn ze alsnog afhankelijk van de kwaliteit van het aangevoerde (of 'langskomende') water.

In de Evaluatie sanering en herinrichting oevers Hollandsche IJssel is gekeken naar bioaccumulatie van PCB in aquatische wormen en muggenlarven. De wormen blijken goed op de sanering te reageren; de interne gehalten in gesaneerde delen liggen duidelijk lager dan de niet-gesaneerde delen. De interne gehalten van de blootgestelde muggenlarven laten nauwelijks verschil zien als gevolg van de sanering. Dit verschil kan berusten op een soortspecifiek effect, maar het wordt ook beïnvloed door een verschil in werkwijze. De aquatische wormen zijn vooral in het laboratorium aan sediment blootgesteld. Hierbij wordt er van schoon bovenstaand water gebruik gemaakt. De muggenlarven zijn veelal in veldexperimenten blootgesteld, waarbij de dieren dus ook verontreinigingen uit het water van de Hollandsche IJssel kunnen opnemen.

In de overige saneringen in het benedenrivierengebied zijn voor zover bekend geen evaluaties gedaan met betrekking tot bioaccumulatie. Wel zijn er data beschikbaar van de sanering Ketelmeer-Oost. Hoewel daar bekend was dat de opgeleverde waterbodems nog behoorlijk veel verontreiniging bevatte (mede door sturing op verwijderingsvolume in plaats van achterblijvende toplaagkwaliteit), is de toxiciteit voor mossel- en viseters (o.a. watervogels) in de 'schone' waterbodems wel afgenomen, al was dat effect na 5 jaar sterk verminderd. Ook in paling in het Ketelmeer nemen de gehalten af, hoewel deze afname ook al voor de sanering (1999-2002) zichtbaar was (Figuur 4.3).



Figuur 4.3: PCB153-gehalten in paling op locatie Ketelmeer-midden. Het gearceerde vlak geeft de saneringsperiode van Ketelmeer-Oost weer. Na 2006 is er geen paling meer gemeten.

4.1.3 Verbetering ecologie

Voor de ecologische doelen is zowel in de Hollandsche IJssel als in het Ketelmeer een verbetering vastgesteld (zie ook bijlage F). Voor de Hollandsche IJssel laten vooral de nematoden, en in mindere mate macrofauna, een verbetering zien (De la Haye en Postema, 2015). In het Ketelmeer is middels bioassays en veldinventarisaties vastgesteld dat de ecologische risico's zijn afgenomen (Postma en Keijzers, 2006).

Naast individuele evaluaties, meestal kort na sanering, is er ook een bredere morfologische en ecologische monitoring beschikbaar van de ontwikkeling van saneringsprojecten die zijn uitgevoerd tussen 2010 en 2013 (De la Haye en Postma, 2015). Bij zes van de zeven saneringsprojecten¹⁵ is een positief effect op de ecologie gevonden, alleen bij de afdekproef Haringvliet niet. De oorzaak hiervan lijkt het afdekken met niet-gebiedseigen materiaal. Verder lijkt het rendement soms beperkt door keuzes in de aanpak. Op basis van deze bevindingen, concluderen we het volgende:

- Als kleine locaties worden gesaneerd in een groter verontreinigd gebied zakt het rendement in relatief korte tijd door herverontreiniging (n.a.v. Hollandsche IJssel).
- Op locaties waar restverontreiniging is achtergebleven is het rendement beperkt.
- Bij het afdekken van vervuilde waterbodems heeft gebiedseigen of (qua substraat) vergelijkbaar materiaal de voorkeur.
- Op locaties waar oevers niet mee gesaneerd zijn (m.n. in de Biesbosch-locaties) is het rendement op de korte termijn lager.

¹⁵ Het gaat om: afdekken Hollandsch Diep, afdekproef Haringvliet, sanering Rietbaan & Strooppot, sanering Dordtse Biesbosch, 3 saneringen in Hollandsche IJssel.

- Waterbodemsanering zal alleen tot ecologische verbetering leiden als andere ecologische voorwaarden op orde zijn, denk aan ecologisch land/waterovergangen en paaiplaatsen voor vis. Het is zaak om de beperkende factor voor het ecosysteem te bepalen.

Voor de Brabantse Biesbosch/ Noordwaard is de eerder geplande sanering niet uitgevoerd. Belangrijkste reden is dat deze sanering is voorbereid in de periode dat de Wbb het wettelijk kader vormde voor waterbodemsaneringen, maar dat ten tijde van de geplande uitvoering van de sanering de Waterwet in werking was getreden. In een brief van RWS is dat als volgt verwoord (Hillen, 2009): *“De Waterwet is gericht op het realiseren van waterkwaliteitsdoelen in een waterlichaam. De waterbodemkwaliteit is hierbij een onderdeel dat wel of niet kan bijdragen aan het behalen van deze waterkwaliteitsdoelen [...]. Ten gevolge van de ontpoldering Noordwaard zijn er twee risico's te benoemen [...]:*

- 1) *Verontreinigde waterbodem erodeert en zal benedenstrooms sedimenteren.*
- 2) *Erosie leidt tot het blootleggen van een onderliggende slechtere waterbodemkwaliteit. De ontpoldering van de Noordwaard levert op basis van een expertsessie geen noemenswaardig risico op ten gevolge van erosie. Daarnaast wordt het risico van een blootgelegde, slechtere waterbodemkwaliteit beperkt en aanvaardbaar geacht [...]. Er is geen noodzaak tot het nemen van mitigerende maatregelen met betrekking tot de waterbodemkwaliteit. Mocht uit het KRW-monitoringsprogramma blijken dat de inschatting onjuist was, dan zullen er navenant maatregelen opgenomen worden in de volgende planperiode.”*

Het KRW-monitoringsprogramma is gericht op de monitoring van water, maar RWS meet ook gehalten in zwevend stof, bijvoorbeeld PCB's. Aangezien de Noordwaard alleen mee stroomt tijdens piekafvoeren is dat niet eenvoudig uit de monitoring data te halen. Een alternatief zou zijn om de waterbodemkwaliteit langjarig te monitoren. Die data zijn er tot nu toe niet. Voor het tweede risico (erosie) zou gekeken moeten worden naar de water- of sedimentkwaliteit in de Noordwaard zelf. Daarover is geen informatie bekend.

De Noordwaard staat niet op zichzelf. Sinds de inwerkingtreding van de KRW wordt er hoogstzelden gekozen voor een ingreep in de waterbodem als maatregel die bijdraagt aan het halen van de KRW-doelen. Dat heeft te maken met een voorkeur voor preventieve maatregelen (de 'kraan' moet eerst dicht) en met de proportionaliteit (hoge kosten en beperkte effectiviteit) van waterbodemmaatregelen.

4.2 Bestemmingen onderhoudsbagger beter afstemmen op KRW

Hoe sterker de baggerspecie is verontreinigd, hoe lastiger en/of duurder het is om een bestemming te vinden voor de bagger. Doorgaans zijn er drie opties:

- Licht verontreinigde baggerspecie kan vaak worden verspreid in de rivier of in zee (klasse A en schoner).
- Licht tot middelmatig verontreinigde baggerspecie kan worden toegepast (hergebruikt) in het watersysteem, bijvoorbeeld voor herinrichting (verondieping) van diepe plassen (klasse B en schoner)
- Sterker verontreinigde baggerspecie wordt gestort in een depot (bagger boven klasse B).

De verontreinigingsklasse wordt meestal bepaald op basis van een (minimaal) standaardstoffenpakket, het zogenaamde C2-pakket¹⁶. Als de baggerspecie naar een zoute omgeving gaat, wordt het C3 pakket ook geanalyseerd.

¹⁶ Voor de rijkswateren: metalen, PAK, PCB, pentachloorbenzeen, pentachloorfenol, chloordaan (5), aldrin, dieldrin, endrin, isodrin, telodrin, som-drins, a-endosulfan, endosulfansulfaat, a-HCH, b-HCH, g-HCH, d-HCH, heptachloor, som heptachloorepoxide, hexachloorbutadien en minerale olie (C2-pakket in standaardstoffenpakket - infoblad 2021 (sikb.nl)). Daarnaast is er sinds 2019 de verplichting om 30 PFAS verbindingen te meten.

Het C2-pakket is bepaald voordat de KRW in werking trad. Van de KRW-probleemstoffen (zie Tabel 3.1) maken som PBDE's, PFAS en som dioxines geen deel uit van het pakket. TBT wordt alleen gemeten in bagger die (mogelijk) op zee wordt verspreid en als daar aanleiding voor is, bijvoorbeeld als er jachthavens in de buurt liggen.

Tabel 4.1 laat zien welke parameters doorgaans klassebepalend zijn het toepassen en verspreiden van baggerspecie. Met andere woorden: welke stoffen bepalen of bagger kan worden hergebruikt of moet worden gestort?

Tabel 4.1: Stoffen die beperkend zijn voor hergebruik van bagger en stoffen (links) die voor de KRW- een probleem vormen (rechts).

Status	Klassebepalende stoffen voor hergebruik van bagger	KRW-probleemstoffen gerelateerd aan de waterbodem
Status van de stof is duidelijk	Vaak: PCB's, diverse metalen, hexachloorbutadieen, drins pentachloorbenzeen, PFAS. en soms: HCB, HCH, minerale olie, chloordaan en endosulfan	kwik, sPBDE6, SDOnxs29, sHpCl1, slinverPFOS, TBT. PAK (BaA, BaP, Chr, Flu) in de Hollandsche IJssel

Uit Tabel 4.1 valt het volgende af te leiden:

- De stoffen die bepalend zijn voor het hergebruik zijn niet gelijk aan de KRW-probleemstoffen.
- Kwik, PFOS en PCB's/dioxines vormen zowel bij hergebruik als voor de KRW een probleem. Het verlagen van de toepassingsnormen levert beperkingen op voor het hergebruik.
- Hexachloorbutadieen, drins, pentachloorbenzeen, hexachloorbenzeen, hexachloorcyclohexaan, minerale olie, chloordaan en endosulfan worden alleen genoemd als beperkend voor hergebruik. Overige metalen (Zn, Cd) overschrijden wel af en toe de KRW-norm, maar de rol van de waterbodem wordt op basis van deze studie niet relevant geacht. Minerale olie is niet genormeerd in de KRW en alle andere genoemde stoffen overschrijden de KRW-norm in het benedenrivierengebied niet. Mogelijk zouden de normen voor hergebruik voor deze stoffen wat versoepeld kunnen worden. Kanttekening daarbij is dat deze stoffen niet genormeerd zijn, maar wel kunnen bijdragen aan verstoring van de ecologie door toxische druk.

5 Adviezen

Dit hoofdstuk bestaat uit een aantal specifieke adviezen ten aanzien van specifieke stoffen en/of gebieden en een aantal algemene adviezen voor de waterbeheerder.

In de hoofdstukken 2 tot en met 4 zijn de verschillende stappen beschreven, namelijk:

- welke problemen (mede) worden veroorzaakt door de waterbodempkwaliteit;
- welke autonome ontwikkelingen verwacht worden;
- welke effecten verwacht mogen worden van mogelijke maatregelen.

Vervolgens is gezocht naar onderwerpen die op basis van bepaalde gebieden en/of bepaalde stoffen kunnen leiden tot concreet advies:

- 1 Stoffen die de norm overschrijden in het hele gebied
- 2 De Hollandsche IJssel
- 3 Som 29 dioxines in het Haringvliet-oost
- 4 TBT en PBDE's rondom Rotterdam
- 5 Kwik in het Rijnstroomgebied
- 6 Deelmaatlat sedimentverontreiniging (maatlat macrofauna) in de Dordtse Biesbosch, Beneden Maas en Haringvliet-oost.

5.1 Stoffen die in het hele gebied de norm overschrijden

5.1.1 Probleembeschrijving

Dit rapport maakt duidelijk dat het aannemelijk is dat de verontreinigingen in de waterbodempkwaliteit bijdragen aan bioaccumulatie. Heptachloor/cis-heptachloorepoxide, som PFOS en som 6PBDE overschrijden in alle waterlichamen de biotanorm. De grootste overschrijding is vastgesteld voor PDBE (factor 25 tot 1100). Voor de som van lineaire en vertakte PFOS-verbindingen ligt de overschrijdingsfactor, afhankelijk van het waterlichaam, tussen 1 en 7, maar hierin is de nieuwe lagere EFSA-norm nog niet verwerkt. De nieuwe EFSA-norm zal leiden tot grotere overschrijdingsfactoren zorgen. Voor de som van heptachloor en het afbraakproduct cis-heptachloorepoxide is de overschrijdingsfactor niet bekend.

5.1.2 Wat zal het effect van autonome ontwikkeling zijn?

Som heptachloor/cis-heptachloorepoxide (sHpCl1)

Deze stof is al sinds 1978 door de EU verboden. Er is nog een tijd overheen gegaan voordat de stof in alle EU-landen niet meer werd gebruikt, maar de kans lijkt klein dat er nu nog directe bronnen zijn van sHpCl1. Dan rest de verklaring dat gehalten in biota worden veroorzaakt door de nog resterende verontreiniging in het watersysteem. Nalevering uit de waterbodempkwaliteit is dan het meest waarschijnlijk.

De huidige P95 voor sHpCl1 in zwevend stof in Lobith is 1,9 µg/kg, met slechts één meting waar beide componenten boven de rapportagegrens zijn aangetroffen. Ook de P95 wordt daardoor beïnvloed en ligt in werkelijkheid waarschijnlijk iets lager. In de waterbodempkwaliteit worden deze stoffen nagenoeg nooit boven de rapportagegrens aangetroffen.

PFOS en PBDE

Voor de som PFOS is een daling in het zwevend stof aangetoond (Osté et al., 2019), al lijkt de daling de laatste jaren af te vlakken. Dat indiceert dat de waterkwaliteit mogelijk verbeterd als gevolg van vers sediment. PFOS maakt deel uit van een veel bredere (nog niet gereguleerde) groep PFAS, waarover nog veel onbekend is. In elk geval worden de

precursors EtFOSAA en MeFOSAA, die waarschijnlijk afbreken tot PFOS, veelvuldig aangetoond in anaeroob sediment. Van de waterbodem in het benedenrivierengebied zijn nauwelijks gegevens bekend.

De huidige P95 Lobith, die voor veel stoffen gebruikt wordt als HVN, voor som6PBDE is 2,4 µg/kg. In zwevend stof in Lobith is een dalende trend te zien van gemiddeld ongeveer 3 µg/kg in 2010 naar iets onder de 1 µg/kg in recente jaren. Hier zou nog wel een statistische toets op moeten plaatsvinden. Over de gehalten in de waterbodem is niets bekend. Voor een goed beeld van de bijdrage van de waterbodem is kennis daarvan essentieel.

Het emissiebeheerplan van RWS-WNZ besteedt geen specifieke aandacht aan deze stoffen, maar voor PFOS en PBDE kunnen er nog bronnen zijn als gevolg van de aanwezigheid van deze stoffen in producten. Voor PFOS komt daar nog bij dat het een eindverbinding is die overblijft na afbraak van andere PFAS-verbindingen die nog wel zijn toegelaten.

5.1.3 Welke effecten mogen worden verwacht van mogelijke maatregelen?

De stoffen die in het hele gebied overschrijden zijn allemaal alomtegenwoordige PBT-stoffen: Persistent (niet of nauwelijks afbreekbaar in het milieu) én Bioaccumulerend (ophoping van de stof in organismen) én Toxisch (giftig) voor mens of ecosysteem. Het gebruik is stevig beperkt of verboden, maar ze zijn zodanig persistent dat ze lang in het milieu blijven.

Dat wil niet zeggen dat nalevering uit de waterbodem de enige factor is, die zorgt voor normoverschrijdingen. Het gebruik in producten kan nog een lange tijd leiden tot lozingen door bijvoorbeeld RWZI's, maar ook uitspoeling via het (ondiepe) grondwater kan een factor van belang zijn. Dat vraagt aanpak van deze indirecte bronnen. De mogelijkheid om nalevering uit de waterbodem tegen te gaan doet zich vooral voor onderhoudsbaggeren en grondverzet bij herinrichting. Een gebiedsgerichte aanpak kan er voor zorgen dan bagger met concentraties hoger dan de regionale gebiedskwaliteit niet of minder hergebruikt worden in het aquatisch systeem.

5.1.4 Advies

Hoewel voor de stoffen, die in het hele gebied overschrijden, de primaire bronnen inmiddels beperkt zijn, adviseren we om geen grootschalige ingreep in de waterbodems te doen, omdat:

- zo'n grootschalige maatregel fysiek en economisch onmogelijk is. Het is wel zinvol om de waterbodemkwaliteit in kaart te brengen zodat inzicht wordt verkregen in eventuele hotspots¹⁷. Dat geldt in elk geval voor:
 - PBDE, omdat voor deze stoffen nauwelijks gegevens zijn over de lokale verschillen in de waterbodem. Overigens is het voor deze stoffen ook de na-ijling van deze stoffen via bijvoorbeeld RWZI's, AWZI's of stortplaatsen beter te kennen.
 - er voor PFOS (of liever gezegd PFAS) nog veel dynamiek is ten aanzien van de bronnen.
 - overige opkomende stoffen (waaronder andere PFAS-verbindingen) die nog niet voldoende in beeld zijn.

Voor die stoffen die duidelijk problemen veroorzaken voor de KRW-doelen wordt geadviseerd om gebruik te maken van de mogelijkheid in het Besluit bodemkwaliteit tot het ontwikkelen van gebied-/projectspecifieke normen voor het reguleren van grond/baggerstromen bij onderhoud- herinrichtingsprojecten. Die moet op termijn resulteren in een betere waterbodemkwaliteit.

¹⁷ Gebieden of (diepere) lagen met gehalten ruim boven regionale gebiedskwaliteit. De exacte grens is daarbij arbitrair. Kan een aantal maal de gebiedskwaliteit zijn of een hoog percentiel van een dataset.

5.2 De Hollandsche IJssel

5.2.1 Probleembeschrijving

De Hollandsche IJssel is een riviertak met een relatief laag netto debiet, maar wel met een flinke getijstroom. Al in 1988 is waterbodemonderzoek uitgevoerd en werd gesteld dat lozingen, stortplaatsen in de oever en onderhoudswerkzaamheden aan schepen de belangrijkste verontreinigingsbronnen waren (RWS, 1988). Er is nauwelijks sprake van een sedimentatie (-0,5 - +0,5 cm/jaar; Figuur 3.3).

Ondanks diverse saneringen is de Hollandsche IJssel nog steeds meer verontreinigd dan het overige benedenrivierengebied. Fluorantheen en chryseen overschrijden de biotanorm alleen in de Hollandsche IJssel (beide met een factor van ca. 2), terwijl Som 29 dioxines (ook een factor 2) en kwik (factor 7) alleen in de Hollandsche IJssel en het Hollandsch Diep (zie 5.3) de biotanorm overschrijden. Ook TBT vormt een probleem in dit waterlichaam. Daarnaast overschrijden natuurlijk ook de stoffen die in het hele benedenrivierengebied overschrijden, en vaak is de overschrijdingsfactor in de Hollandsche IJssel hoger (bijlage A).

De aard van de Hollandsche IJssel (met een laag netto debiet en relatief ondiep vergeleken met andere waterlichamen waardoor opwerveling door scheepvaart groter is) maakt dat de zwevend stof kwaliteit bepaald wordt door lokaal materiaal. Dat uit zich onder meer door twee keer zo hoge zwevendstofconcentraties als op de andere monitoringslocaties. Met andere woorden: de relatie tussen waterbodem en oppervlaktewater is sterker dan in de andere waterlichamen. Aanzienlijk meer partijen bagger dan elders in het benedenrivierengebied worden gekarakteriseerd als klasse B (middelmatig verontreinigd) (Figuur 3.4).

5.2.2 Wat zal het effect van autonome ontwikkeling zijn?

Voor kwik zijn de zwevend stof gehalten opvallend hoger dan voor alle andere locaties (bijlage C). Ze zijn gedaald van ca. 2 mg/kg naar ca. 1 mg/kg, maar lijken sinds 2016 te stabiliseren. Het zwevend stof in de rest van het benedenrivierengebied heeft een gehalte van ca. 0,6 mg/kg. Voor de overige stoffen wijkt het zwevend stof niet af van de rest van het benedenrivierengebied.

5.2.3 Welke effecten mogen worden verwacht van mogelijke maatregelen?

Hoewel er gesaneerd is in de Hollandsche IJssel en er ook positieve effecten daarvan zijn aangetoond, blijft de Hollandsche IJssel op een aantal punten achter: enkele overschrijdingen van de biotanorm doen zich alleen voor in dat waterlichaam, de kwaliteit van de baggerspecie is op basis van Bbk-klassen slechter dan elders in het benedenrivierengebied. Er is daarnaast sprake van verhoogde Hg-gehalten in zwevend stof, al wordt dat verschil wel kleiner vergeleken met de gehalten elders in het gebied. Een totaalbeoordeling van effecten van mogelijke nog aanvullende maatregelen is voor dit waterlichaam zinvol.

5.2.4 Advies

De Hollandsche IJssel is ondanks deelsaneringen nog niet schoon. Het is echter de vraag in hoeverre de waterbodem nog sterk bijdraagt aan de huidige KRW-normoverschrijdingen. Voordat ingrepen in de waterbodem worden overwogen, dient in elk geval een stoffenbalans te worden gemaakt waarin de bijdrage van alle bronnen wordt opgenomen. De kans dat de waterbodem bijdraagt is vooral groot voor kwik (gehalten in zwevend stof nog steeds hoger dan in de rest van het benedenrivierengebied), TBT (waarschijnlijk weinig andere bronnen), dioxines/PCBs en de PAK benzo(ghi)peryleen en benzo(b)fluorantheen, vanwege de hoge zwevendstofconcentraties.

5.3 Som 29 dioxines in het Haringvliet-oost / Hollandsch Diep

5.3.1 Probleembeschrijving

De dioxines (factor 1.3) overschrijden de norm ook in Haringvliet-oost. De overschrijdingen zijn in dit waterlichaam relatief klein. De belangrijkste vraag is dus of de autonome ontwikkeling leidt tot verbetering van de waterbodempkwaliteit.

5.3.2 Wat zal het effect van autonome ontwikkeling zijn?

Dioxine-niveaus in zwevend stof zijn in Lobith en Maassluis ongeveer gelijk en constant in de tijd (bijlage C.2). Gehalten in de waterbodems zijn niet bekend. Als we kijken naar de indicatorstof PCB153 is ook geen trend in gehalten in zwevend stof te zien, maar de gehalten in de waterbodem zijn doorgaans wel hoger dan in zwevend stof, ook in het Haringvliet-oost/Hollandsch Diep.

In het Hollandsch Diep is in het oostelijke deel sprake van lichte erosie (Figuur 3.3). Het is mogelijk dat daarbij oude verontreinigde lagen aan het oppervlak komen. In het westelijke deel van het Hollandsch Diep en in het Haringvliet is sprake van netto sedimentatie.

5.3.3 Welke effecten mogen worden verwacht van mogelijke maatregelen?

Het Hollandsch Diep is een groot open water. Delen zijn in het verleden succesvol afgedekt. Het afdekken van een groter gebied zou succesvol kunnen zijn, maar dan moet wel het totale gebied in kaart worden gebracht en moet bij de beoordeling van het effect rekening gehouden worden met erosie (oostelijk deel) en sedimentatie (westelijk deel).

5.3.4 Advies

Autonome ontwikkeling zal in het grootste deel van het Hollandsch Diep/Haringvliet zorgen voor langzame verbetering, zodat waterbodemmaatregelen niet nodig zijn. Voor het erosiegebied in het Hollandsch Diep is kwaliteitsverbetering niet vanzelfsprekend, maar vooralsnog adviseren we niet om dit deel grootschalig te saneren.

5.4 TBT en PBDE's rondom Rotterdam

5.4.1 Probleembeschrijving

TBT overschrijdt de JG-MKN in de Hollandsche IJssel de norm met een factor 10 en in de Oude Maas met een factor 1,2. De TBT-overschrijdingen zijn vermoedelijk gerelateerd aan scheepswerven en/of binnenvaartschepen. Er is al geruime tijd een verbod op gebruik van TBT.

Over de gehalten van TBT in de waterbodem is in het benedenrivierengebied nauwelijks iets bekend (TBT wordt wel gemeten in gebieden waar baggerspecie in zee wordt verspreid). De reden om deze stof juist te koppelen aan de regio Rotterdam is dat de TBT sterk verhoogde gehalten laat zien in het zwevend stof in Maassluis ten opzichte van eerdere zwevendstofmeetpunten. Voor TBT zijn Lobith, Eijsden, Vuren en Maassluis weergegeven in Figuur 2.5. Ergens in het gebied tussen Vuren en Maassluis verslechtert de kwaliteit van het zwevend stof met een factor 10. Dat kan een directe bron zijn, maar omdat TBT verboden is, lijkt dat niet waarschijnlijk. Een andere mogelijkheid is een sterk verontreinigde waterbodem, maar het is onduidelijk waar.

PBDEs overschrijden in alle waterlichamen, variërend tussen een factor 24 en 1100. Er is geen duidelijk patroon in de overschrijdingsfactoren. PBDE's-gehalten in zwevend stof zijn in Maassluis ruim een factor 10 hoger dan op de andere meetlocaties (Figuur 2.1). Een verschil is wel dat PBDE's in zwevend stof alleen gemeten worden in Lobith, Eijsden en Maassluis. De stijging van de PBDE's in zwevend stof kan dus in het hele Nederlandse Rijn- en Maastraject plaatsvinden.

5.4.2 Wat zal het effect van autonome ontwikkeling zijn?

Het verbod op TBT is duidelijk terug te zien in de gehalten in trends van TBT in zwevend stof. Gemiddeld dalen de gehalten met ongeveer een factor 5-10 op alle locaties al treed de grootste daling op tussen 2010 en 2013. Op de lange termijn mag worden verwacht dat de vers gesedimenteerd materiaal zorgt voor een schonere toplaag, mits lokale bronnen zijn verdwenen.

5.4.3 Welke effecten verwacht mogen worden van mogelijke maatregelen?

Vooralsnog is het nog niet duidelijk waar en waardoor de verhoogde gehalten in zwevend stof worden veroorzaakt. Dat maakt het nemen van effectieve maatregelen onmogelijk.

5.4.4 Advies

Voor deze stoffen is het eerst nodig om beter in kaart brengen waar de sterke stijging van de concentraties in zwevend stof ontstaat en te achterhalen wat de bronnen zijn.

5.5 Kwik (Hg) in het Rijnstroomgebied

5.5.1 Probleembeschrijving

Kwik overschrijdt niet in de Maas, maar wel in alle Rijn-waterlichamen. In de waterlichamen die de JG-MKN overschrijden was geen biota beschikbaar, maar als vismetingen uit de waterlichamen beschikbaar zouden zijn, zou in die waterlichamen de biotanorm vrijwel zeker ook worden overschreden. We nemen daarom aan dat kwik in het hele Rijnstroomgebied de biota-norm overschrijdt.

5.5.2 Wat zal het effect van autonome ontwikkeling zijn?

Voor kwik vermeldt het emissiebeheerplan nog actuele bronnen: RWZI's en depositie, maar ook uitspoeling uit bodems en industriële bronnen zouden van belang kunnen zijn.

Het zwevend stof geeft een min of meer stabiel beeld. De recente P95 is zelfs iets hoger dan de P95 1996-2005 (HVN). De zwevend stof concentraties in het Hollandsch Diep zijn vergelijkbaar met de overige locaties. Ook de waterbodem in het Hollandsch Diep laat geen hoge gehalten zien.

5.5.3 Welke effecten verwacht mogen worden van mogelijke maatregelen?

Omdat het gaat om een grootschalig probleem, zullen 'kleine' maatregelen weinig effect hebben. Alleen een grootschalige maatregel waarbij de nieuwe waterbodem minder kwik bevat zou kunnen helpen.

5.5.4 Advies

Ingrijpen lijkt niet zinvol, omdat de overschrijdingen beperkt zijn, er voor kwik nog bronnen zijn en het zwevend stof van bovenstrooms niet schoner is dan benedenstrooms. De huidige waterbodemkwaliteit is iets slechter dan de kwaliteit van zwevend stof, dus er mag nog enige verbetering verwacht worden als gevolg van autonome ontwikkeling.

5.6 Deelmaatlat sedimentverontreiniging

5.6.1 Probleembeschrijving

In de Hollandsche IJssel, Beneden Maas, Brabantse Biesbosch, Dordtse Biesbosch en het Haringvliet-oost is de sedimentverontreiniging bepalend voor de kwaliteit van de diepe bodem. Voor de Dordtse Biesbosch is de sedimentverontreiniging bepalend voor het niet halen van de doelen. Voor de Beneden Maas en het Haringvliet-oost is dit soms het geval, afhankelijk van de score voor de ondiepe oever. In de overige waterlichamen vormt de sedimentkwaliteit van de waterbodem geen belemmerende factor voor de eindscore van de KRW-maatlat macrofauna (Oude Maas, Boven- en Beneden Merwede, Bergsche Maas).

Welke stoffen verantwoordelijk zijn voor het niet halen van de doelen van de macrofauna is niet goed te zeggen. Bij de ontwikkeling van de maatlat leverden diverse stoffen een significante bijdrage aan de verklaring van de macrofauna-diversiteit (zie paragraaf 2.3). Bovendien zijn er sinds de analyse ten behoeve van de maatlat nieuwe stoffen in beeld gekomen, zoals PFOS en PBDE, stoffen die bovendien de normen in biota overschrijden. Ten slotte is de waterbodem in enkele van de benoemde probleemgebieden gesaneerd (o.a. Hollandsche IJssel, Dordtse Biesbosch, Hollandsch Diep en Haringvliet-oost). De effecten van deze saneringen komen niet tot uiting in de maatlatscores voor de diepe bodem (zie bijlage D).

Daarmee is de problematiek vergelijkbaar met die van de stoffen die in het hele gebied de norm overschrijden (zie paragraaf 5.1).

5.6.2 Advies

In de huidige situatie worden de doelen in enkele waterlichamen niet gehaald als gevolg van de sedimentverontreiniging (zie hierboven). Tegelijkertijd kunnen er op dit moment geen maatregelen worden geformuleerd met een duidelijk effect op de maatlat voor sedimentverontreiniging.

Dit betekent dat de ecologische doelen voor deze waterlichamen niet goed zijn afgeleid: het doel wordt immers bepaald als de som van de huidige situatie (EKR) plus het effect van mogelijke maatregelen. Bij het ontbreken van effectieve maatregelen is het doel dus gelijk aan de huidige situatie en dat is voor de genoemde waterlichamen nu niet het geval. Daarom wordt aanbevolen om de doelstellingen voor macrofauna opnieuw af te leiden. Hierbij moet nadrukkelijk worden gekeken naar de bijdrage van de verschillende deelmaatlaten aan de eindscore en het effect van mogelijke maatregelen op deze deelmaatlaten. Dit is bij de huidige doelafleiding niet gebeurd (pers. med. Tom Buijse, Deltares). Hierdoor wordt voorkomen dat de waterbodemkwaliteit als beperkende factor voor de macrofauna naar boven komt. Vanzelfsprekend moet hierbij ook (het effect van maatregelen op) de diversiteit van de macrofauna in de oever worden betrokken (deelmaatlat 'ondiepe oever'). Aanbevolen wordt om bij deze exercitie meteen ook de doelafleiding voor de overige zoete getijdenwateren (watertype R8) na te lopen (niet alleen voor de waterlichamen 'met problemen').

Hierbij wordt geadviseerd om aandacht te geven aan de interpretatie van de macrofauna gegevens op meetpunt niveau, met name in relatie tot de sedimentdynamiek op de meetpunten (erosie/ sedimentatie). Op locaties met overheersende sedimentatie wordt de kwaliteit van de toplaag voornamelijk bepaald door het HVN, op locaties met overheersende erosie door de kwaliteit van de onderliggende waterbodem (oude afzettingen). Voor het inschatten van de sedimentdynamiek kunnen om te beginnen de waterdiepte en de takgemiddelde bodemtrends (Figuur 3.4) als maat genomen worden, aangevuld met gebiedskennis. Een dergelijk onderzoek kan leiden tot het meer specifiek kunnen duiden van (slechte) scores op bepaalde locaties.

5.7 Algemene adviezen

Het is in dit project niet gelukt om de beschikbare waterbodemgegevens in een overzichtelijke database beschikbaar te maken. Dit verlaagt de betrouwbaarheid van de adviezen die zijn gedaan in dit rapport. Het advies aan Rijkwaterstaat is om er in alle projecten voor te zorgen dat ook de ruwe en getoetste data moeten worden opgeleverd, zodra de resultaten beschikbaar zijn en dat deze gegevens in een goed format worden opgeslagen.

De gehalten in zwevend stof in Lobith laten vanaf 2015 meer pieken zien (vooral in de tweede helft van het jaar), bijv. voor kwik (Figuur C.3), maar zeker niet alleen voor kwik. Dit advies reikt verder dan het benedenrivierengebied, maar in het belang van het herverontreinigingsniveau zou het goed zijn om nader te onderzoeken waar deze pieken vandaan komen: zijn te relateren aan (hoge) afvoeren of hangen ze samen met bepaalde activiteiten bijvoorbeeld beheer van sluizen en stuwen?

6 Conclusies

De centrale vraag is hoe het waterbodembeheer kan bijdragen aan het behalen van de doelen voor de waterkwaliteit. Het antwoord hierop is in 3 stappen gegeven. Eerst is beoordeeld welke waterkwaliteitsdoelen niet worden gehaald (mede) door de waterbodemkwaliteit. Ten tweede wordt gekeken of het probleem zich op een redelijke termijn 'vanzelf' oplost door autonome ontwikkeling. Als dat niet het geval is, wordt beoordeeld welke mogelijkheden een ingreep in de waterbodem biedt om bij te dragen aan het halen van de waterkwaliteitsdoelen.

6.1 Bijdrage van de waterbodem aan het niet halen van de doelen.

Tabel 6.1 laat zien welke stoffen in welke waterlichamen een belemmering vormen voor de KRW-doelen.

Tabel 6.1: Probleemstoffen die een relatie hebben met de waterbodemkwaliteit

Parameter	Biota	JG	MAC	Gebied
Kwik	X			Rijnstroomgebied
Dioxines	X			Hollandsche IJssel, Haringvliet-oost + Hollandsch Diep?
Som PBDE	X			Hele gebied
Som PFOS	X			Hele gebied
Som heptachloor + cis-heptachloorepoxide	X			Hele gebied
TBT		X	X	Hollandsche IJssel / Oude Maas
4 PAK (BaP, BaA, Flu, Chr)	X			BaP/BaA: hele gebied Flu/Chr: Hollandsche IJssel
Ecologie	Macrofauna			Dordtse Biesbosch, Beneden Maas, Haringvliet-oost

De veronderstelde bijdrage van de waterbodem aan de gehalten in biota (vis) berust op relatief oude studies. Omdat deze relatie zo belangrijk is voor de conclusies, zou het goed zijn om hier nader onderzoek naar te doen.

6.2 Wat mag worden verwacht van autonome ontwikkeling?

De belasting van het gebied bestaat uit: externe bronnen in het benedenrivierengebied (diffuus en puntbronnen), bovenstroomse belasting en interne belasting (vanuit sediment). Voor de autonome ontwikkeling is bovenstroomse belasting het belangrijkste. De afgelopen 10 jaar was de zwevend stof kwaliteit nauwelijks anders dan in de 10 jaar daarvoor. Voor PBDE's, TBT en PFOS is wel een dalende trend in de tijd zichtbaar.

De sedimentkwaliteit ligt gemiddeld dichtbij de zwevend stof kwaliteit. Voor Hg en PCB153 is de waterbodemkwaliteit slechter dan het zwevend stof, maar voor PAK is er nauwelijks verschil. Voor PBDE's, PFOS, TBT en sHpCl1 is er geen goede vergelijking mogelijk tussen waterbodem en zwevend stof, omdat data in een van de compartimenten missen of de rapportagegrens een probleem vormt.

De gebieden met de hoogste kans op een verontreinigde waterbodem zijn gebieden met af toe sedimentatie en af en toe erosie waarbij een oudere (sterk verontreinigde) laag weer bovenkomt of gebieden die vanwege ingrepen zijn veranderd van een sedimentatie- in een erosiegebied en waar dus langzaam maar zeker oud (vies) materiaal wordt geërodeerd.

Voor het beter inschatten van het effect van autonome ontwikkeling is het nodig om gedetailleerde waterbodemkwaliteitskaarten te maken. Samen met erosie/sedimentatie kaarten kan een betere inschatting worden gemaakt of nog kwaliteitsverbetering mag worden verwacht.

6.3 Zijn ingrepen in de waterbodem zinvol?

Grootschalige ingrepen ter verbetering van de waterkwaliteit zijn fysiek en economisch onmogelijk. Voor het halen van de KRW-doelen voor stoffen die in het hele gebied de biotnorm overschrijden (heptachloor/cis-heptachloorepoxide, som PFOS, som 6PBDE en kwik in de Rijn) is een betere sedimentkwaliteit wel nodig. Dit vraagt een langdurige inspanning gericht op:

- Het aanpakken van resterende externe bronnen en terugdringen van bovenstroomse belasting. Een (geactualiseerd) emissiebeheerplan, waarin TBT, PBDE's, dioxines, PFAS en de som heptachloor en cis-heptachloorepoxide meer aandacht krijgen en waarin ook wordt gekeken naar de bovenstroomse belasting, helpt om dit te onderbouwen.
- Een gebiedsvisie op bagger- en grondverzet. Een van de doelen van het Besluit bodemkwaliteit was het ontwikkelen van decentraal beleid, maar hier wordt in de waterwereld nauwelijks gebruik van gemaakt. De problematiek in het benedenrivierengebied vraagt om een gebiedsvisie op grondverzet. Voor de genoemde probleemstoffen zou dit moeten leiden tot minder hergebruik, maar voor stoffen, die voor de KRW geen probleem vormen zou dit kunnen leiden tot meer hergebruik..

Op onderdelen van het benedenrivierengebied zijn de volgende conclusies te formuleren:

- Het heeft zin om de verontreinigingssituatie van de Hollandsche IJssel nog eens in de volle breedte te beschouwen: een stoffenbalans voor de KRW-probleemstoffen kan de bijdrage van alle bronnen in beeld brengen. Daarna kan worden besloten welke maatregelen effectief zijn.
- Voor dioxines in het Hollandsch Diep wordt geadviseerd de autonome ontwikkeling af te wachten.
- Er treden opvallend sterke stijgingen op van TBT en PBDE's in het zwevend stof in Maassluis. Het is onduidelijk in welk deel van het gebied deze stijgingen veroorzaakt worden. Dit vraagt nader onderzoek.
- Voor macrofauna kan het zinvol zijn om de ligging van de meetpunten nader te evalueren in relatie tot de sedimentdynamiek op de monsterlocaties (erosie/ sedimentatie). De meetpunten moeten gezamenlijk representatief zijn voor de gemiddelde sedimentkwaliteit in het betreffende waterlichaam.

7 Referenties

- Barneveld, H., M. Boersema, F. Schuurman en H. de Vriend, 2021. Het Verhaal van het Sediment. Rijkswaterstaat, s.l. Platform Rivierkennis van Rijkswaterstaat.
- Besten, P.J. den, 1997. Biotisch effectonderzoek Hollandsch Diep en Dordtse Biesbosch. Nader onderzoek waterbodempkwaliteit. RIZA rapportnr. 97.098
- Blum, A, et al., 2019. Organo phosphateEster Flame Retardants: Are They a Regrettable Substitution for Polybrominated Diphenyl Ethers? Environ.Sci.Technol.Lett.2019,6,638-649.
- Boon, P.E., J.D. te Biesebeek, G. van Donkersgoed, 2016. Dietary exposure to lead in the Netherlands. RIVM Letter report 2016-0206
- Cai-Hong, Xiang Xiao-Jun Luo She-Jun Chen, Mei Yu, Bi-Xian Mai Eddy Y. Zeng. Polybrominated diphenyl ethers in biota and sediments of the Pearl River Estuary, South China. ETC, 2009
- De la Haye, M. & J. Postma (2015). Project monitoring Zuid-Holland 2010- 2013. Synthese ecologische en morfologische monitoring van 20 inrichtingsprojecten van Rijkswaterstaat in Zuid-Holland Grontmij rapport nr. 295111- 09. GM-0161093.
- De Wit, C.A. et al., 2020. Organo halogen compounds of emerging concern in Baltic Sea biota: Levels, biomagnification potential and comparisons with legacy contaminants. Environment International 144 (2020) 106037.
- Doze et al., 2005. Evaluatie sanering en herinrichting oevers Hollandsche IJssel. RIZA rapport 2005.021.
- Eichner, M. en H. Oterdoom, 2020. Technische doelaanpassing KRW Rijkswateren. Besprekingspunt op het SGWE 1 juli 2020.
- Eys, Y.A., J.F. Postma en P.J. den Besten, 2001. Biotisch Effectonderzoek Amer; Nader onderzoek waterbodempkwaliteit. RIZA rapport.
- Folkersma, J. 2008a. Evaluatie sanering krekens Sliedrechtse Biesbosch Fase 1. RWS-AKWA documentnummer: USB-2007-019-P.
- Folkersma, J. 2008b. Evaluatie sanering krekens Sliedrechtse Biesbosch Fase 2. RWS-AKWA documentnummer: Hbnr 577824.
- Hillen, R, 2009. Bindend advies ontpoldering Noordwaard. Brief van RWS-Waterdienst. RWS/WD-2009/4366.
- Huisman, Y. en O. van Duin, 2016. Advies beheer rivierbodemp van de Rijn-Maasmonding. Eindadvies project "Advies beheer rivierbodemp RMM". Deltares, Kenmerk 1208925-000-ZWS-0040
- Inspectie Verkeer en Waterstaat, 2010. Beschikking op het evaluatieverslag van de waterbodempsanering van de Rietbaan en Strooppot.
- Keijzers, C.M., J.F. Postma en P.J. den Besten, 2003. Biotisch effectonderzoek Brabantse Biesbosch. RIZA rapport 2003.038, ISBN 9036956609

- Koopmans, H., 2017. The development of scour holes in tidal rivers with heterogeneous subsoil under anthropogenic influence. MSc thesis TUDelft.
- Kupryianchyk, D. Activated carbon in sediment remediation. Benefits, risks and perspectives 264 pages. Thesis, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands (2013)
- MH Nederland BV, 2008. Evaluatie sanering Hollandsch Diep West. Projectnummer: W03.109.E2
- Molen, D.T. van der, R. Pot, C.H.M. Evers, F.C.J. van Herpen en L.L.J. van Nieuwerburgh (red), 2018. Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2021-2027. STOWA, Amersfoort. STOWA 2018-49.
- Osté, L., 2013a. Overkoepelende aanbiedingsnota sanering Ketelmeer Oost. Deltares-rapport 1208319.
- Osté, L., 2013b. Plan van aanpak monitoring sanering Ketelmeer West
- Osté, L., 2016. PCB's in the sediment discharge test. Deltares-rapport 1220101-005.
- Osté, L., 2017. Afleiden nieuwe herverontreinigingsniveau's o.b.v. Aqua nitrosa. Memo Deltares d.d. 18 januari 2017.
- Osté, L.A., Postma, J.F., Roskam, G.D., Keijzers, R., Van Duijnhoven, N., 2018. Basisdocumentatie probleemstoffen. Rapport 11202236-001.
- Osté, L.A., I van Tol, R. Berbee, W. Altena, 2019. Advies voorlopig herverontreinigingsniveau (HVN) PFAS voor waterbodems. Deltares-rapport 11203697-018.
- Postma, J.F., en P.J. den Besten, 2001. Biotisch Effectonderzoek Sliedrechtsche Biesbosch; Nader onderzoek waterbodemkwaliteit. RIZA rapport nr 01.027.
- Postma, J.F. en C.M. Keijzers, 2006. Evaluatie saneringsrendement ecologische risico's Ketelmeer-Oost. Grontmij/Aquasense project 206816.
- Rakowska, I.R. Ex situ treatment of sediments with granular activated carbon. A novel remediation technology, 244 pages. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen, NL (2014)
- Reeze, B., W. Liefveld, J. Postma, H. Barneveld, N. van Kessel, H. van der Jagt, T. Smit, H. Coops & D. Tjabbes - Van der Gaag, 2020. Watersysteemrapportage Maas. Antea Group, s.l. projectnummer 0434242.100. 11 februari 2020.
- Rijkswaterstaat, 1988. DE WATERBODEM VAN DE HOLLANDSCHE IJSSEL: oriënterend onderzoek 1987/1988.
- Ministerie van VenW, 2007. Saneringsprogramma Waterbodem Rijkswateren 2008-2013. September 2007
- RWS, 2019. Het verhaal van de Rijn-Maasmonding. Rijkswaterstaat, s.l. Platform Rivierkennis van Rijkswaterstaat.
- RWS DZH, 1992. Geomorfologische kartering van het Haringvliet, Hollandsch Diep, Nieuwe Merwede en Amer. Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland, Rotterdam. DI
- Schmidt, C.A. en P. den Besten, 2001. Integratie van Milieuwinst in Urgentiebeoordeling. RIZA rapport nr. 2001.030.

- Smits, J, en J. van Beek, 2009. Ontwikkeling screeningmodel eutrofiëring. Deltares-rapport 1200235-008.
- Sprong, R.C., P.E. Boon, 2015. Dietary exposure to cadmium in the Netherlands. RIVM Letter report 2015-0085
- Van den Heuvel-Greve, M.J., L. Osté, H. Hulsman, M. Kotterman Aal in het Benedenrivierengebied - 1. Feiten: Achtergrondinformatie, trends, relaties en risico's van dioxineachtige stoffen, PCB's en kwik in aal en zijn leefomgeving, 2009. Deltares-rapport.
- Van Veen, N. 2017. Emissiebeheersplan WNZ. RWS, 15 oktober 2017
- Vriese, F.T., J. Hop, B. Reeze, M. de la Haye, N. van Kessel, M. Claus & A. van Winden, 2021. Stromend habitat en connectiviteit in de Maas. ATKB, Waardenburg. Kenmerk: 20200920/rap01. Datum: 21-5-2021.
- Wijsman, J., V. Escaravage, Y. Huismans, A. Nolte, R. van der Wijk, Z. Bing Wang en T. Ysebaert, 2018. Potenties voor herstel getijdenatuur in het Haringvliet, Hollands Diep en de Biesbosch. Wageningen Marine Research, Wageningen. Wageningen Marine Research rapport C008/18.
- Yang et al., 2019. A Review of a Class of Emerging Contaminants: The Classification, Distribution, Intensity of Consumption, Synthesis Routes, Environmental Effects and Expectation of Pollution Abatement to Organophosphate Flame Retardants (OPFRs).
Int. J. Mol. Sci. 2019, 20, 2874; doi:10.3390/ijms20122874

A Stoffen en locaties

A.1 Details van stoffen, stofcodes en log Koc / log Kp

Toelichting op de stofcodes en log Koc-waarden (gebaseerd op de lijst die is gebruikt voor de 'beoordeling GBT in diepe plassen' (Schmidt et al., 2017¹⁸)).

Code	Chemische stof Omschrijving	Log Koc
abmtne	Abamectine	3,8
Ag	Zilver	3,6**
As	Arseen	3,8*
BaA	benzo(a)antraceen	5,5
BaP	benzo(a)pyreen	5,8
BbF	benzo(b)fluorantheen	5,8
BghiPe	benzo(ghi)peryleen	6,5
Chr	Chryseen	5,5
Co	Kobalt	3,6*
cypmtn	cypermethrin	4,9
DClvs	dichloorvos	1,8
dmtn	deltamethrin	7
esfvlt	esfenvaleraat	5,8
Flu	fluorantheen	4,6
Hg	Kwik	5,1*
HxCltDen	hexachloorbutadieen	4,1
imdcpd	imidacloprid	2,4
lcyhltN	lambda-cyhalothrin	5,2
mevfs	mevinfos	1,6
NH4	ammonium	
slinverPFOS	Som lineaire & vertakte PFOS	2*
sDOxn29	som dioxineachtige verbindingen	>3
Se	Seleen	2,6*
sPBDE	Som polygebromeerde difenylethers	5,5
TC4ySn	tributyltin (kation)	3,8
tefbzrn	Teflubenzuron	4,4
Zn	zink	4,9*

* gaat om Log Kp-waarden, omdat de partiticoëfficiënt niet afhangt van organische stof in sediment

** betreft een log Kp van US EPA (Allison and Allison, 2005¹⁹)

¹⁸ Schmidt, C.A., J.P.M. Vink, R.N.J. Comans, L.P.M. Lamers, J.F. Postma, J.P.A. Lijzen, L.A. Osté, S. Verbeek. 2017. Milieuhygiënisch toetsingskader voor grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen Voorstel voor beoordeling van partijen grond en bagger (gereviseerde versie). Ministerie I&M.

¹⁹ Jerry D. Allison, Terry L. Allison, 2005. PARTITION COEFFICIENTS FOR METALS IN SURFACE WATER, SOIL, AND WASTE. EPA/600/R-05/074.

A.2 Oordelen prioritaire stoffen

Overschrijdingsfactoren van de biotanorm (BIO), de JG-MKN (JG) en MAC-MKN (MAC) voor prioritaire stoffen.

		Chemie: alom- tegenwoordige stoffen					
		BaP	BbF	BghiPe	Hg	sPBDE6	TC4ySn (TBT)
NL94_2	Dordtse Biesbosch	1,8BIO	2,5MAC	2,5MAC	8,3JG	24BIO	
NL94_3	Boven- en Beneden Merwede	1,8BIO	2,5MAC	2,5MAC	8,3JG	24BIO	
NL94_4	Oude Maas	1,8BIO			7,6JG	24BIO	1,2JG
NL94_7	Hollandsche IJssel	6,3BIO	4,0MAC	19,1MAC	7,5BIO	344BIO	9,3JG/2,2MAC
NL94_5	Beneden Maas	2,1BIO	2,5MAC	2,5MAC		199BIO	
NL94_6	Bergsche Maas	2,1BIO	2,5MAC	2,5MAC		199BIO	
NL94_10	Brabantse Biesbosch	2,1BIO	2,5MAC	2,5MAC		199BIO	
NL94_1	Haringvliet oost	2,1BIO	1,6MAC	1,1MAC	2,3BIO	1101BIO	

		Chemie: niet-alom- tegenwoordige stoffen	
		Flu	HxC1btDen
NL94_2	Dordtse Biesbosch		2,0JG
NL94_3	Boven- en Beneden Merwede		2,6JG
NL94_4	Oude Maas		
NL94_7	Hollandsche IJssel	2,4BIO	
NL94_5	Beneden Maas		
NL94_6	Bergsche Maas		
NL94_10	Brabantse Biesbosch		
NL94_1	Haringvliet oost		

		Nieuwe prioritaire stoffen			
		cypmtn	DClvs	sDOxns29	slinvertPFOS
NL94_2	Dordtse Biesbosch				5,3JG
NL94_3	Boven- en Beneden Merwede				5,3JG
NL94_4	Oude Maas				5,3JG
NL94_7	Hollandsche IJssel			2,1BIO	3,4BIO
NL94_5	Beneden Maas	9,8JG/6,2MAC			1,3BIO
NL94_6	Bergsche Maas	9,8JG/6,2MAC			1,3BIO
NL94_10	Brabantse Biesbosch	9,8JG/6,2MAC			1,3BIO
NL94_1	Haringvliet oost			1,3BIO	1,8BIO

A.3 Oordelen specifieke verontreinigende stoffen

Overschrijdingsfactoren van de biotanorm (BIO), de JG-MKN (JG) en MAC-MKN (MAC) voor specifieke verontreinigende stoffen.

		BaA	Chr	Ag	As	Co
NL94_2	Dordtse Biesbosch	6,5BIO		1,5MAC		
NL94_3	Boven- en Beneden Merwede	6,5BIO		1,5MAC		
NL94_4	Oude Maas	6,5BIO			1,1JG	
NL94_7	Hollandsche IJssel	13BIO	1,7BIO	1,6MAC	1,6JG	2,0JG
NL94_5	Beneden Maas	3,4BIO		1,6MAC		1,9JG
NL94_6	Bergsche Maas	3,4BIO		1,6MAC		1,9JG
NL94_10	Brabantse Biesbosch	3,4BIO		1,6MAC		1,9JG
NL94_1	Haringvliet oost	4,5BIO			1,2JG	

		Se	Zn	NH4-N	dmtn	lcyhlt
NL94_2	Dordtse Biesbosch	3,9JG	1,1MAC			
NL94_3	Boven- en Beneden Merwede	3,9JG				
NL94_4	Oude Maas	3,7JG		1,2JG/8,5MAC		
NL94_7	Hollandsche IJssel	3,2JG		1,42JG/2,9MAC		
NL94_5	Beneden Maas	4,5JG				21,9MAC
NL94_6	Bergsche Maas	4,5JG				21,9MAC
NL94_10	Brabantse Biesbosch	4,5JG				21,9MAC
NL94_1	Haringvliet oost	3,7JG		1,2JG/4,1MAC	1,9MAC	

A.4 MWTL-locaties in het gebied

Onderstaande kaart geeft alle locaties in en nabij het benedenrivierengebied weer. Naast deze locaties zijn in dit rapport ook de grenslocaties met Duitsland (Lobith Ponton; LOBPTN; Rijn) en België (Eijsden; EIJSDN; Maas) gebruikt.

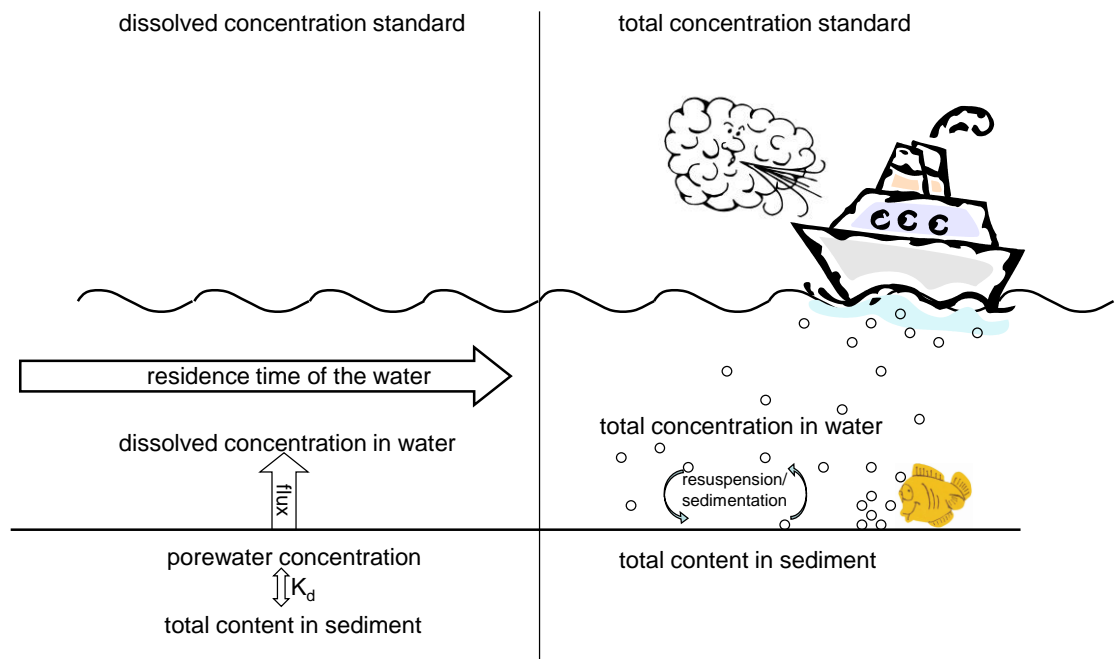


B Fluxberekeningen

Conceptueel kader voor de relatie waterbodem – oppervlaktewater

Figuur B.1 toont de twee belangrijkste transportmechanismen:

- de diffusie/dispersie van opgeloste verontreinigingen (links in Figuur B.1), waarbij het concentraties verschil tussen poriewater en oppervlaktewater de drijvende kracht is en
- het transport van deeltjes met daaraan gebonden verontreinigingen (rechts in Figuur B.1), waarbij opwerveling door scheepvaart, wind en organismen (bioturbatie) de oorzaak zijn van verontreinigd sediment dat zich als zwevend stof verspreid in de waterkolom.



Figuur B.1: Processen die leiden tot transport van verontreinigingen van sediment naar oppervlaktewater.

Nalevering van opgeloste verontreinigingen

Metalen worden na filtratie gemeten en getoetst. De waterbodem kan deze stoffen beïnvloeden door nalevering van opgeloste verontreinigingen uit het poriewater. Voor het maken van fluxberekeningen is de volgende informatie nodig:

- Gestandaardiseerde gehalten in de waterbodem
- Een K_p-waarde om de gehalten om te rekenen naar poriewater ($C_{pw} = C_{sed} / K_p$)
- De concentratie in het bovenstaande oppervlaktewater
- Een transport-formule voor de snelheid waarmee een stof van het poriewater naar het oppervlaktewater gaat (via diffusie, dispersie en bioturbatie).

Niet voor alle stoffen is deze informatie digitaal beschikbaar, niet voor alle waterlichamen en niet voor alle stoffen. Tabel B.1 geeft een overzicht.

Tabel B.1: beschikbaarheid van waterbodemplgehalten voor de verschillende stoffen. Voor de waterlichamen NL94_4, 5, 6 waren onvoldoende data digitaal beschikbaar. Codes zijn toegelicht onder de tabel.

WL	NL94_1	NL94_2	NL94_3	NL94_7	NL94_10
As	x	x	x	x	x
BbF					x
Co	x	x	x	x	
Hg	x	x	x	x	x
HxC1btDen	x	x	x	x	x
sPBDE					
PCB153	x	x	x	x	x
PFAS	x	x	x	x	
sdri3	x		x		x
sPAK10	x	x	x	x	x
TC4ySn			x		

NL94_1 Haringvliet oost
 NL94_2 Dordtse Biesbosch
 NL94_3 Boven- en Beneden Merwede
 NL94_4 Oude Maas
 NL94_5 Beneden Maas
 NL94_6 Bergsche Maas
 NL94_7 Hollandsche IJssel
 NL94_10 Brabantse Biesbosch

Uiteindelijk is een gemiddelde waarde bepaald voor zeven van de elf waterlichamen. Voor de Oude Maas, de Beneden Maas en de Bergsche Maas kon op basis van deze data geen schatting worden gemaakt van de gemiddelde gehalten in de waterbodem.

Voor de oppervlaktewaterconcentraties is gebruik gemaakt van de driejaargemiddeldes zoals deze voor de KRW worden berekend. Voor As, Co, Hg, PAK, PCB153, hexachloorbutadieen, TBT, EtFOSAA, Me-FOSAA en PFOS zijn fluxberekeningen gemaakt in zeven van de elf waterlichamen. Voor het maken van fluxberekeningen is de volgende informatie gebruikt:

- Gehalten in de waterbodem (tabel)
- Een Kp-waarde om de gehalten om te rekenen naar poriewater
- De concentratie in het bovenstaande oppervlaktewater
- Een transport-formule voor de snelheid waarmee een stof van het poriewater naar het oppervlaktewater gaat (via diffusie, dispersie en bioturbatie).

Tabel B.2: Gemiddelde gestandaardiseerde gehalten in de waterbodem op basis van ontvangen data in mg/kg

WL	metalen			PAK									
	As	Co	Hg	Ant	BaA	BaP	BghiPe	BkF	Chr	Fen	Flu	InP	Naf
NL94_1	13,42	14,93	0,37	0,23	0,36	0,36	0,37	0,29	0,43	0,30	0,63	0,23	0,12
NL94_2	7,28	9,39	0,14	0,08	0,13	0,10	0,07	0,07	0,10	0,12	0,20	0,07	0,06
NL94_3	11,06	10,45	0,33	0,11	0,17	0,16	0,12	0,10	0,19	0,17	0,29	0,13	0,06
NL94_7	21,33	14,62	0,87	0,42	0,52	0,54	0,38	0,43	0,64	0,62	1,06	0,35	0,17
NL94_10	27,07		1,54	0,33	0,65	0,65	0,45	0,35	0,71	0,83	1,33	0,50	0,58

WL	overig			PFAS			
	HxCIBtDen	PCB153	TC4ySn	EtFOSAA	N-MeFOSAA	somPFOS	slinvertPFOA
NL94_1	0,009	0,031		0,00031	0,00012	0,00122	0,00010
NL94_2	0,006	0,010		0,00018	0,00010	0,00029	0,00010
NL94_3	0,005	0,011	0,015	0,00032	0,00013	0,00044	0,00010
NL94_10	0,010	0,055					

Tabel B.3: Log Kp-waarden en log Koc-waarden voor de geselecteerde stoffen (L/kg). Indien een Koc-waarde als basis is gebruikt, is er 10% organische stof ($f_{oc}=0,058$) aangenomen.

	Log Koc	log Kp
Ant	4,07	2,83
As		3,80
BaA	5,46	4,22
BaP	5,82	4,58
BghiPe	6,47	5,23
BkF	5,75	4,51
Chr	5,47	4,23
Co		3,60
DClvs	1,83	0,59
EtFOSAA		2,36
Fen	4,05	2,81
Flu	4,61	3,37
Hg		5,10
HxCIBtDen	4,05	2,81
InP	6,47	5,23
Naf	2,85	1,61
N-MeFOSAA		2,36
PCB153	6,11	4,87
somPFOS		2,00
TC4ySn	3,8	2,56

Tabel B.4: berekende poriewaterconcentraties (µg/l) per waterlichaam op basis van digitaal beschikbare analysegegevens (gemiddelde gestandaardiseerde data gekozen).

µg/l	As	Co	Hg	Ant	BaA	BaP	BghiPe	BkF	Chr	Fen	Flu	InP	Naf
NL94_1	2,13	3,75	0,003	0,34	0,022	0,009	0,002	0,009	0,025	0,46	0,27	0,001	2,91
NL94_2	1,15	2,36	0,001	0,12	0,008	0,003	4E-04	0,002	0,006	0,18	0,08	4E-04	1,37
NL94_3	1,75	2,62	0,003	0,16	0,01	0,004	7E-04	0,003	0,011	0,26	0,12	8E-04	1,43
NL94_4													
NL94_5													
NL94_6													
NL94_7	3,38	3,67	0,007	0,61	0,031	0,014	0,002	0,013	0,038	0,96	0,45	0,002	4,11
NL94_10	4,29		0,012	0,48	0,039	0,017	0,003	0,011	0,042	1,28	0,56	0,003	14,0

	HxCIBtDen	PCB153	TC4ySn	EtFOSAA	N-MeFOSAA	slinvertPFOS
NL94_1	0,01321	0,000242		0,00135	0,000524	0,0122
NL94_2	0,00932	7,92E-05		0,00076	0,000439	0,00289
NL94_3	0,00808	8,44E-05	0,02348	0,00139	0,00058	0,00442
NL94_4						
NL94_5						
NL94_6						
NL94_7	0,003492	0,000359		0,002364	0,000639	0,009658
NL94_10	0,015777	0,000425				

Tabel B.5: 3-jarige gemiddelde oppervlaktewaterconcentraties (µg/l) per waterlichaam

WL code	As	Co	Hg	Ant	BaA	BaP	BghiPe	BkF	Chr	Fen	Flu	InP	Naf
NL94_1	0,883	0,23	5E-04	0,002	0,003	0,003	0,003	0,002	0,003	0,007	0,01	0,003	0,02
NL94_2	0,809	0,11	6E-04	0,002	0,003	0,003	0,003	0,002	0,003	0,008	0,012	0,003	0,01
NL94_3	0,842	0,11	6E-04	0,002	0,002	0,002	0,003	0,002	0,003	0,007	0,01	0,003	0,01
NL94_4	0,884	0,18	6E-04	0,002	0,004	0,004	0,004	0,003	0,004	0,008	0,012	0,004	0,01
NL94_5	0,638	0,37	4E-04	0,002	8E-04	0,001	8E-04	7E-04	0,002	0,011	0,008	8E-04	0,01
NL94_6	0,703	0,51	5E-04	0,002	0,003	0,004	0,004	0,002	0,004	0,006	0,01	0,004	0,01
NL94_7	0,839	0,45	5E-04	0,007	0,01	0,009	0,009	0,007	0,009	0,017	0,033	0,01	0,01
NL94_10	0,703	0,51	5E-04	0,002	0,003	0,004	0,004	0,002	0,004	0,006	0,01	0,004	0,01

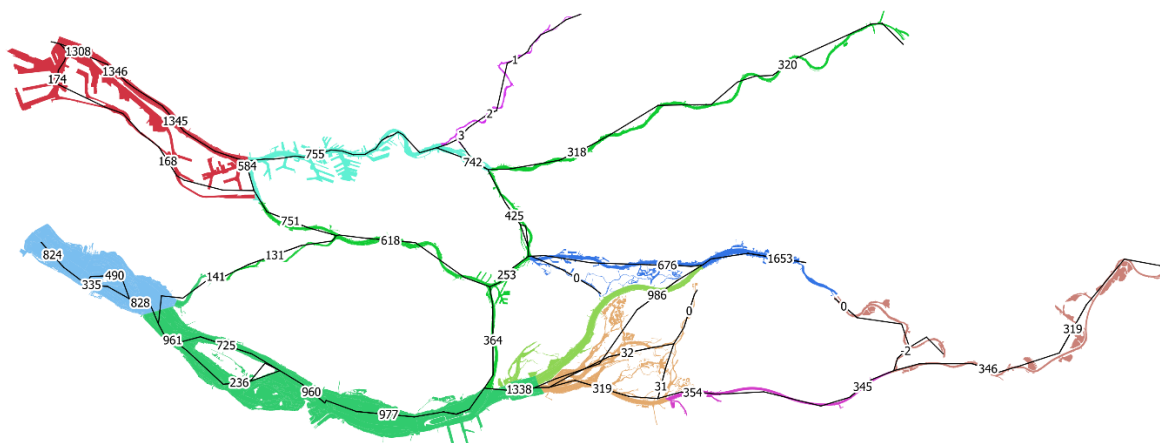
WL code	HxCIBtDen	PCB153	TC4ySn	EtFOSAA	N-MeFOSAA	slinvertPFOS
NL94_1	0,0005	0,000156	0,077295	0,000109	0,00005	0,0034
NL94_2	0,001178	0,00015	0,067743	0,000158	0,00011	0,003913
NL94_3	0,000752	0,000133	0,082828	0,000158	0,00011	0,003913
NL94_4	0,000703	0,000193	0,104168	7,77E-05	3,85E-05	0,00367
NL94_5	0,0005	4,14E-05	0,116991	0,000136	5,28E-05	0,003318
NL94_6	0,0005	0,000124	0,060534	0,000136	5,28E-05	0,003318
NL94_7	0,0005	0,00047	1,051522	0,00015	5,26E-05	0,0038
NL94_10	0,0005	0,000124	0,060534	0,000136	5,28E-05	0,003318

Het concentratieverschil tussen poriewater en oppervlaktewater vormt de basis voor de fluxberekening met het model SEDIAS ([Sedias - Helpdesk water](#)). Het transport van opgeloste stoffen wordt bepaald door kwel en diffusie/dispersie. In het Benedenrivierengebied nemen we aan dat er geen kwel is en blijft dus diffusie/dispersie over.

Om een bijdrage aan de waterkwaliteit te berekenen is het totale (natte) oppervlak van het waterlichaam nodig. Dit is bepaald op basis van polygonen van de waterlichamen waarin alle aquatische ecotopen (>20 dagen per jaar nat) zijn geselecteerd.

Tabel B.6: natte oppervlakken en debieten van de waterlichamen in het Benedenrivierengebied (ha).

KRW-code	KRW-waterlichaam (kort)	Oppervlakte (ha)	Debiet (m3/s)
NL94_1	Haringvliet Oost	8732	1000
NL94_2	Dordtse Biesbosch	1402	1000
NL94_3	Beneden Merwede, Boven Merwede	1431	675
NL94_4	Oude Maas	2896	750
NL94_5	Beneden Maas	1523	350
NL94_6	Bergsche Maas	527	320
NL94_7	Hollandsche IJssel	262	3
NL94_10	Brabantse Biesbosch	2200	350



Figuur B.2: gemiddelde jaardebieten zoals opgenomen in het hydrologische deel van de KRW-verkenner.

De berekende flux vanuit de waterbodem bedraagt enkele honderdste $\mu\text{g/l}$ voor arseen en kobalt. Vergelijken met de gemiddelde concentraties in het gebied is deze bijdrage voor arseen ongeveer 1% en voor kobalt ongeveer 5%. Voor seleen kon de flux niet worden bepaald, omdat seleen niet in het standaardstoffenpakket zit.

Tabel 2.4 toont de berekende bijdrage van de waterbodem uit het hele benedenrivierengebied aan het oppervlaktewater (concentratieverhoging). Voor waterlichamen zonder gehalten in de waterbodem is de gemiddelde flux van de wel berekende waterlichamen genomen. De berekeningen, die als een relatieve worst case

berekening mogen worden beschouwd, komen uit op ca. een honderdste $\mu\text{g/l}$ die wordt toegevoegd vanuit de waterbodem. Vergeleken met de norm en de concentraties die in het gebied worden gemeten is deze bijdrage voor arseen ongeveer 1% en voor kobalt ongeveer 5%. Voor seleen kon de flux niet worden bepaald, omdat seleen niet in het standaardstoffenpakket voor de waterbodem zit.

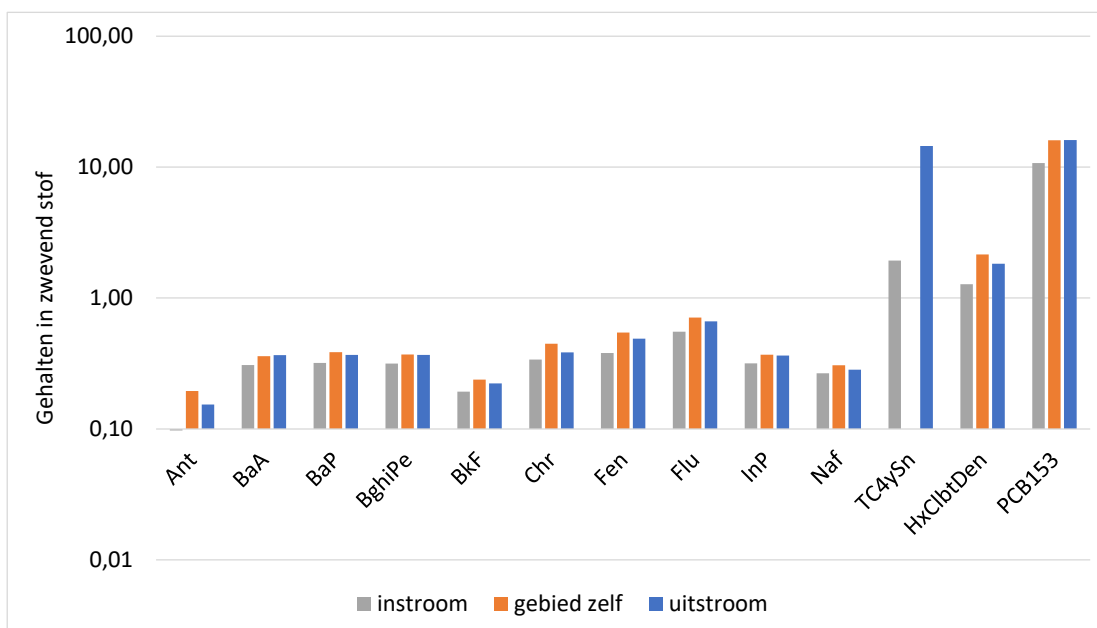
Tabel B.7: Totale toevoeging, gemiddelde gebiedsconcentratie en norm van metalen aan de concentratie in het oppervlaktewater als gevolg van nalevering van het hele gebied (8 waterlichamen). De flux is per waterlichaam berekend met SEDIAS. Op basis van het natte oppervlak zijn vrachten berekend en deze zijn opgeteld en gedeeld door het totale netto-debiet dat het R8-gebied verlaat (2300 m³/s).

Stof	Bijdrage aan de oppervlaktewaterconcentratie	Gemidd. concentratie	Norm
As	0,010 $\mu\text{g/l}$	0,79 $\mu\text{g/l}$	1,0 $\mu\text{g/l}$
Co	0,016 $\mu\text{g/l}$	0,31 $\mu\text{g/l}$	0,2 $\mu\text{g/l}$
Se	Geen waterbodemdata	0,21 $\mu\text{g/l}$	0,052 $\mu\text{g/l}$

C Gehalten in zwevend stof

C.1 Actuele gehalten in zwevend stof

Figuur C.1 toont de gehalten in zwevend stof voor 2 meetpunten die aan de bovenstroomse kant van het gebied liggen (Vuren en Keizersveer), een punt in het gebied zelf (Bovensluis) en twee punten benedenstrooms (Maassluis en Haringvlietsluis). Allereerst moet hier een voorbehoud gemaakt worden t.a.v. de frequentie en de meetpunten: het aantal meetpunten is beperkt tot vijf in het totale Maas-Rijnstroomgebied. Eigenlijk zijn er geen conclusies aan te verbinden behalve dat TBT een factor 10 hoger ligt dan in Vuren. Dit is wel gebaseerd op veel metingen op beide locaties, maar op andere locaties is TBT niet gemeten in zwevend stof. Verder is er geen bewijs dat er echt sprake is van trends, maar omgekeerd is er nauwelijks een trend te zien.

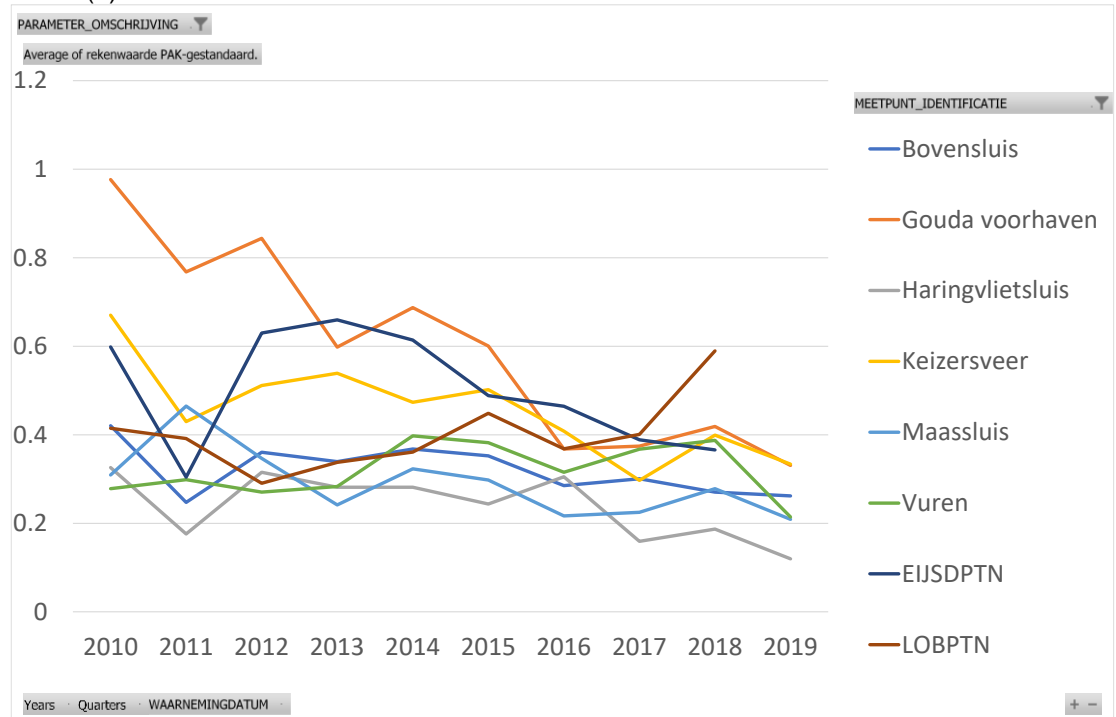


Figuur C.1: gehalten in zwevend stof voor bovenstroomse meetpunten / instroom, gebiedspunten en benedenstroomse meetpunten / uitstroom. TBT (TC4ySn) is gebaseerd op metingen in Vuren en Maassluis. Let op de logaritmische schaal!

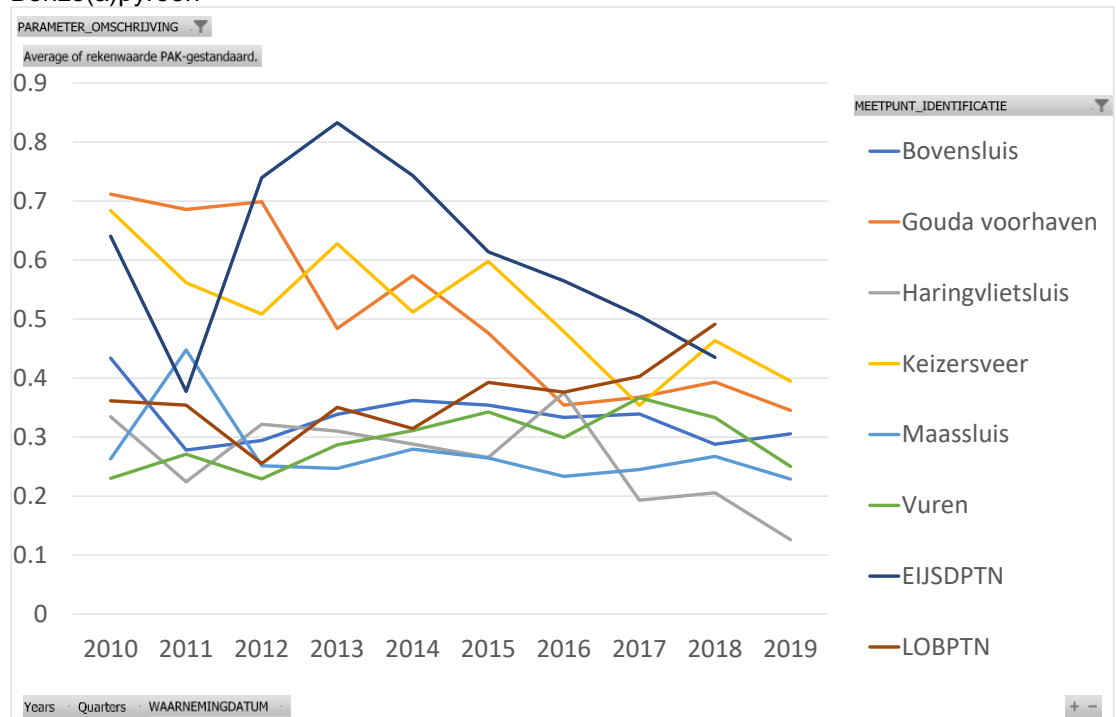
C.2 Trends in zwevend stof

De 4 PAK (in ug PAK/kg ZS): Benzo(a)anthraceen, benzo(a)pyreen, chryseen, fluorantheen

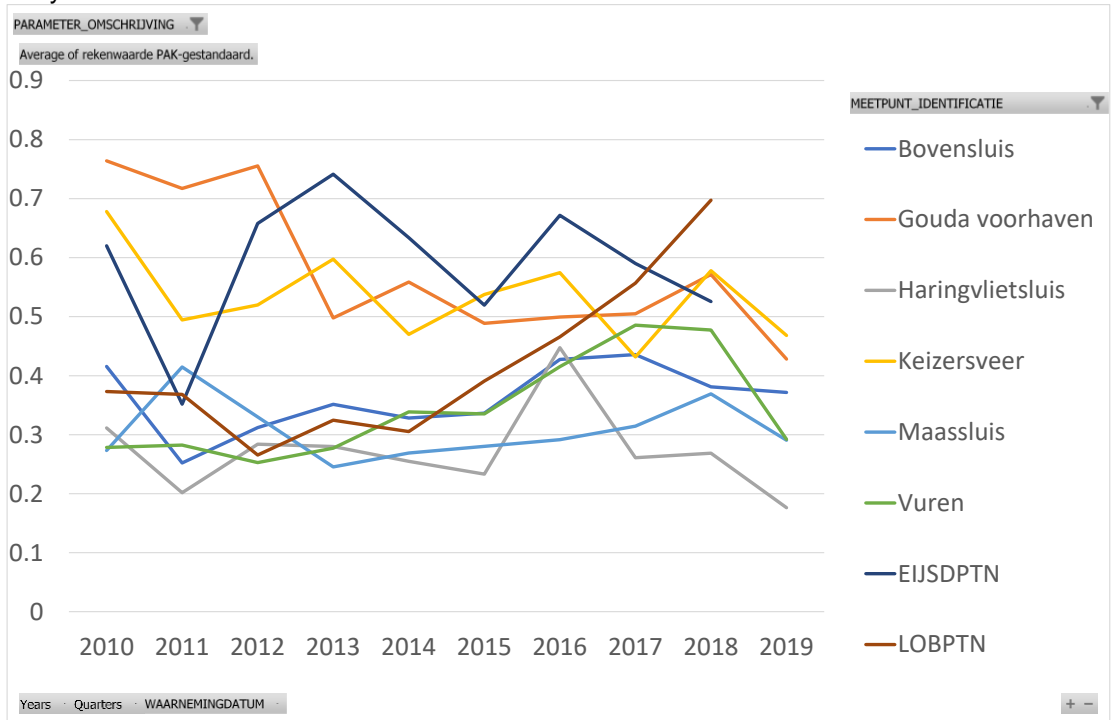
Benzo(a)anthraceen



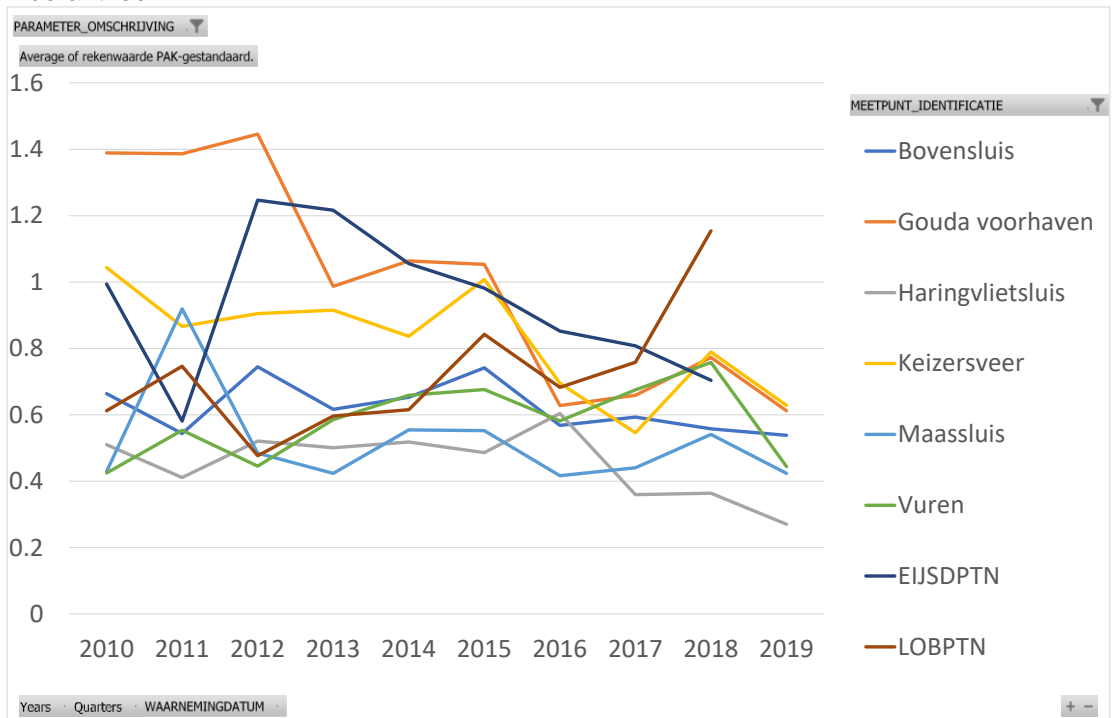
Benzo(a)pyreen



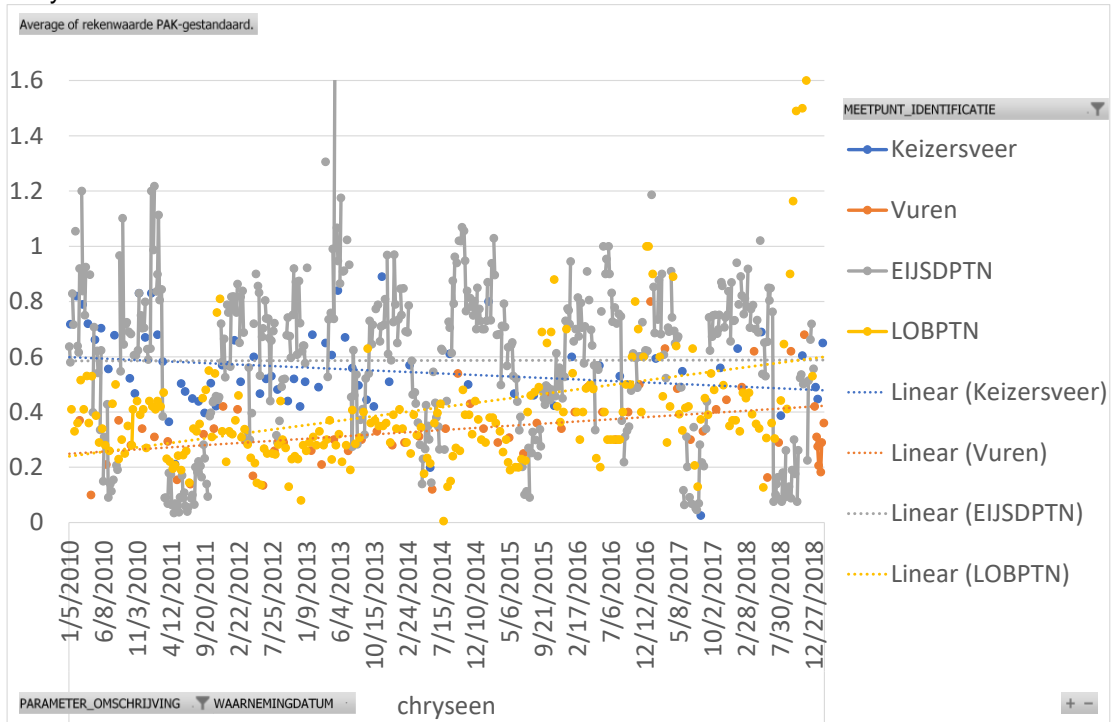
Chryseen



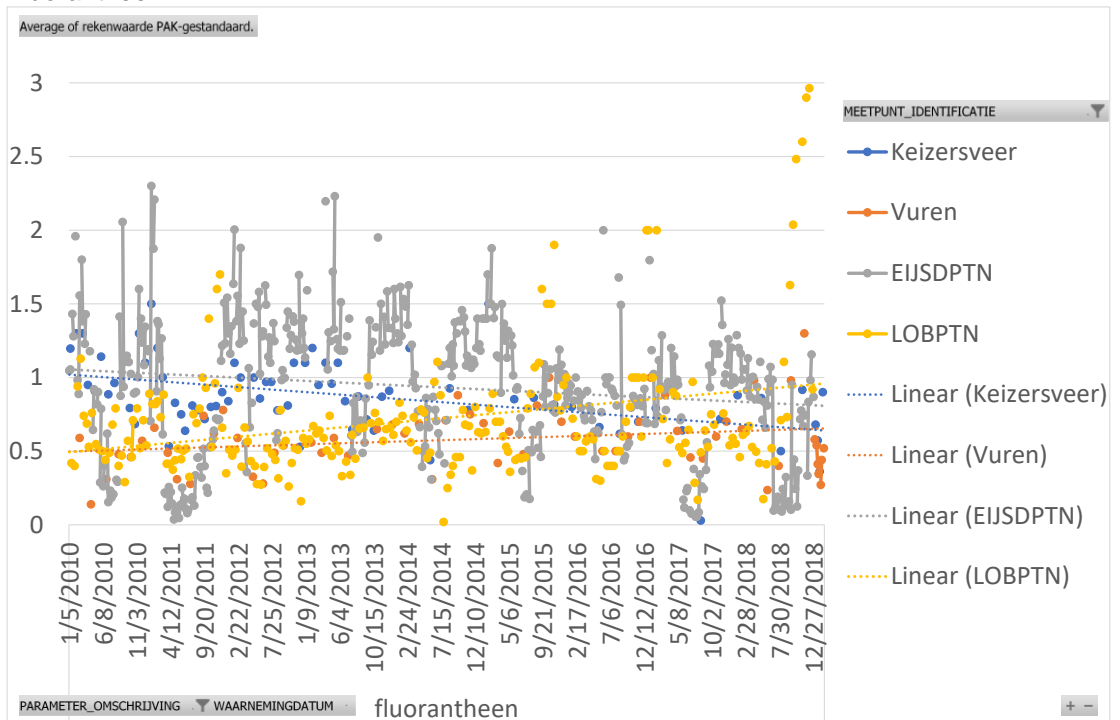
Fluoranthen



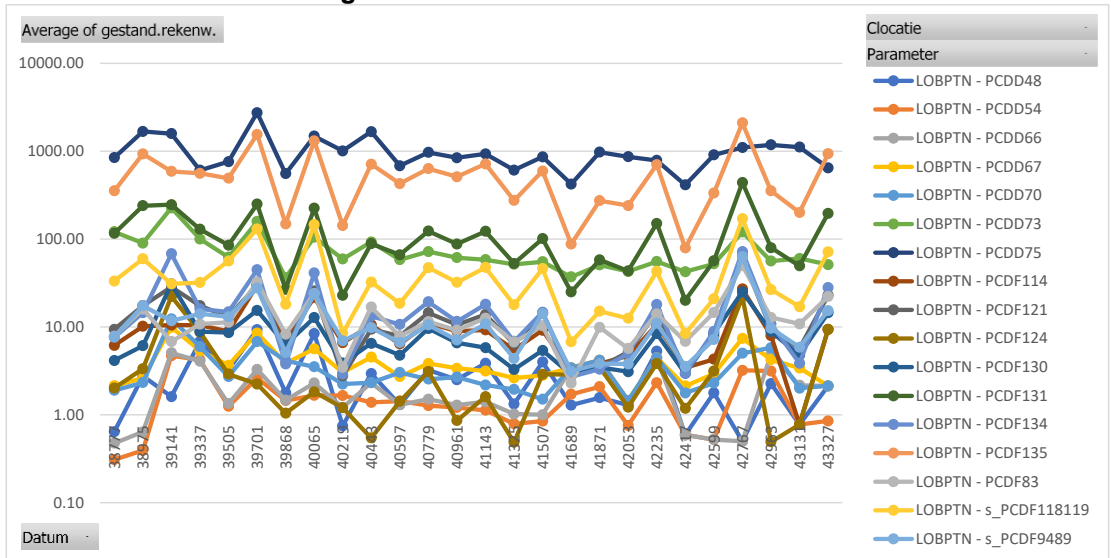
Chryseen



Fluorantheen

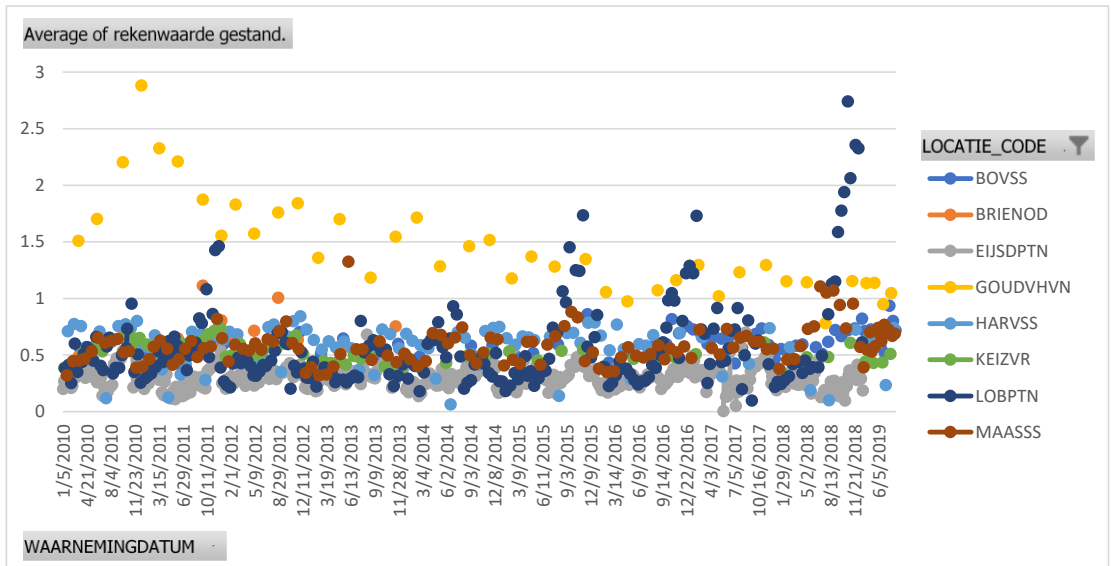


Gehalten dioxineverbindingen in zwevend stof



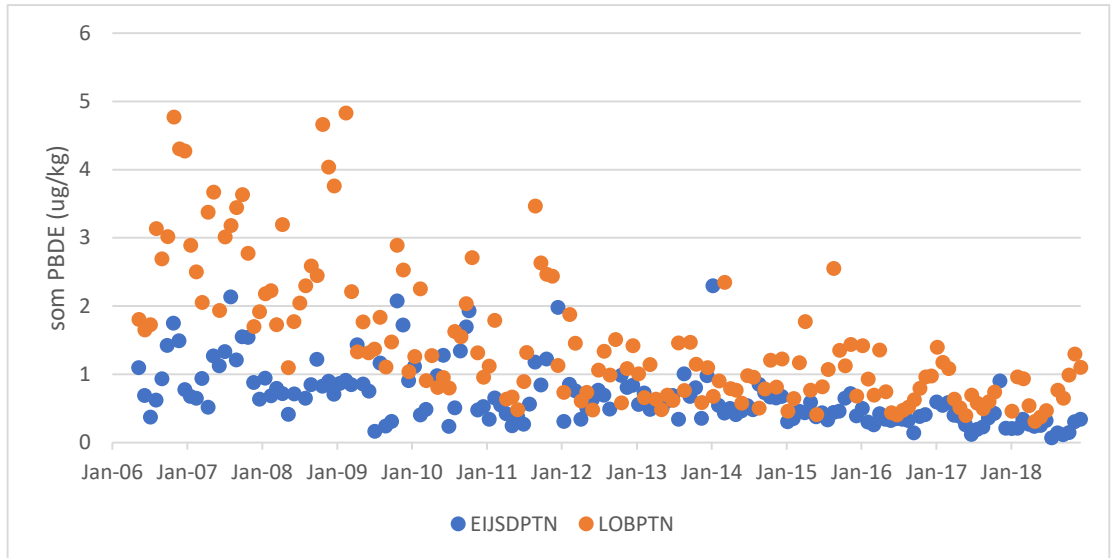
Figuur C.2: Gehalten van individuele dioxineverbindingen (exclusief de dioxineachtige PCB's) op logaritmische schaal tussen 2006 en 2018.

Kwik



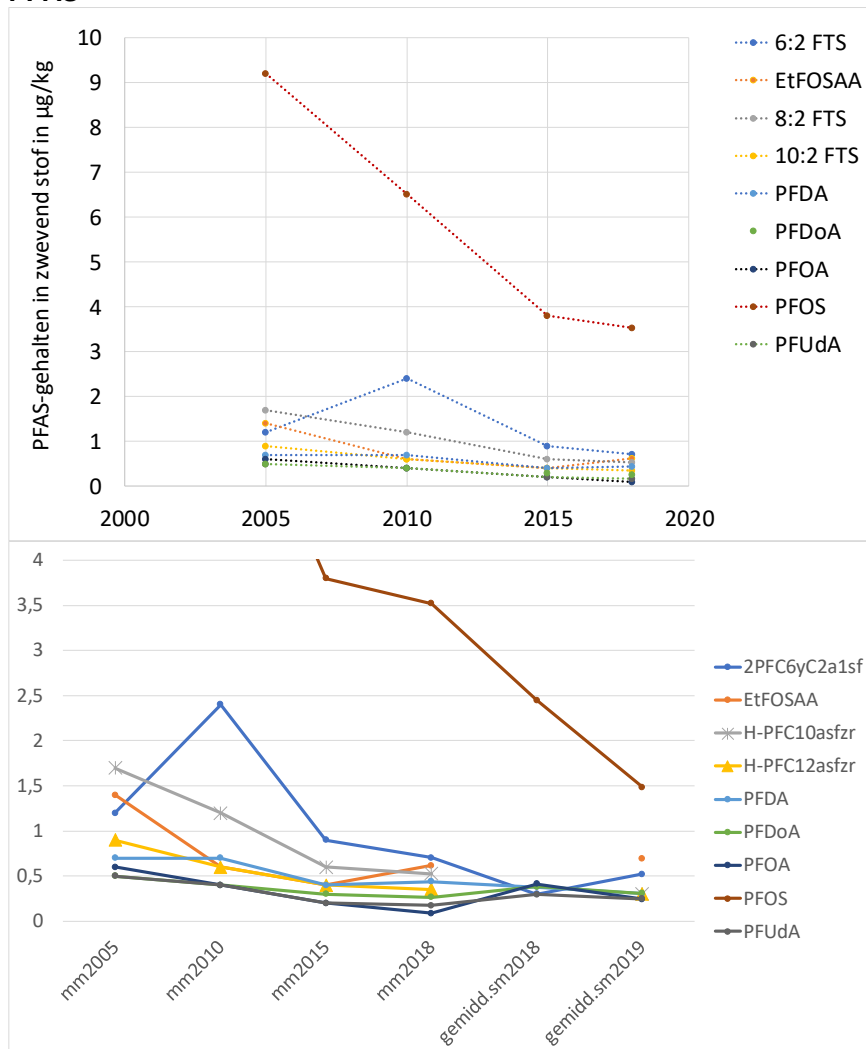
Figuur C.3: Gemeten kwikgehalten in zwevend stof tussen 2010 en 2019.

Som PBDE6



Figuur C.4: somPBDE6-gehalten in zwevend stof in Eijsden en Lobith.

PFAS



Figuur C.5: Gehalten van 9 detecteerbare PFAS-verbindingen in zwevend stof op basis van monsters van meetstation Lobith uit het zwevend stof archief (onderste figuur heeft een andere schaal op de y-as).

D Achtergrondinformatie maatlat macrofauna

In Tabel D.1 zijn de scores voor de deelmaatlat voor de sedimentverontreiniging weergegeven met een kleurcodering voor de kwaliteitsklasse ten opzichte van het doel voor het waterlichaam. Bij een (locatiegemiddelde) score boven de doelstelling kan de sedimentverontreiniging geen beperking vormen voor het behalen van het KRW-doel voor macrofauna. Uit de tabel blijkt dat er in de Hollandsche IJssel, Beneden Maas, Brabantse Biesbosch, Dordtse Biesbosch, Hollandsch Diep en het Haringvliet-oost nog locaties zijn die onder de doelstelling van het waterlichaam scoren. Hierbij is geen positieve trend waarneembaar.

Tabel D.1: Score voor de deelmaatlat sedimentvervuiling voor de periode 2010 – 2019 met weergave van de kwaliteitsklasse ten opzichte van het doel voor het waterlichaam (bron: Rijkswaterstaat WVL). Voor kwaliteitsklassen: zie Tabel 2.8)

Waterlichaam	Meetpunt	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Hollandsche IJssel	MOORDZD6	0,20	0,11	0,14	0,00	0,00	0,28		0,40	0,44	0,00
	HOLLSIJSL12	0,35	0,58	0,55	0,65	0,46	0,66		0,75	0,50	0,37
	KRIMADIJSL15	0,56	0,62	0,19	0,71	0,68	0,60		0,48	0,37	0,58
Oude Maas	ZWJNDT983	0,67		0,63	0,60	0,57	0,65			0,55	
	HOOGVT1001	0,50		0,83	0,63	0,50	0,78			0,50	
Lek	NOORDLDK953			0,85	0,72	0,63	0,72			0,57	
	POLDWLGRLK			0,65	0,83	0,42	0,88			0,65	
	OPPDT982	0,79		0,53	0,63	0,68	0,65			0,57	
Boven- en Beneden Merwede	LOEVSN	0,72		0,83	0,52	0,66					
	DEAWS3								0,69	0,78	0,73
	KOPVDOWL3								0,52	0,66	0,42
	MERWDBG3								0,65	0,61	0,67
Beneden Maas	GEWDE	0,74			0,67	0,60	0,69	0,63		0,69	0,62
	NEDHMT	0,30	0,40		0,44	0,37	0,38			0,44	0,14
	VEEN	0,64			0,75	0,58	0,17			0,35	0,40
Bergsche Maas	DRONGLN									0,77	
	KEIZVR246									0,87	
Brabantse Biesbosch	GATVDVEN	0,00	0,19	0,26	0,37	0,55	0,45	0,29		0,25	
	GATVKNPOT	0,35	0,07	0,49	0,49			0,47		0,42	
	NOORDWMACP2							0,36	0,53	0,49	
	NOORDWMACP3							0,43	0,39	0,39	
	NOORDWMACP5							0,46	0,45	0,39	
	NOORDWMACP6							0,17	0,39	0,51	
	STEURGZD	0,25	0,39	0,36	0,58	0,45	0,43			0,47	
Dordtse Biesbosch	KIEVTWD	0,83		0,60	0,79	0,65	0,73		0,66		
	ZUIDHVN976	0,61		0,53	0,53	0,42	0,22		0,24		
	ZUIDMTGND	0,11	0,22	0,33	0,59	0,53	0,44		0,32		
Hollandsch Diep	HOLLMDN		0,15		0,14	0,31	0,33	0,51		0,17	
	HOLLDP02		0,35		0,34	0,52	0,45	0,31		0,20	
	NOORDHLDWT02		0,53		0,23	0,63	0,59	0,57		0,43	
Haringvliet	HARVT02		0,47		0,70	0,74	0,75	0,73		0,39	
	VENTJGGTE		0,31		0,34	0,70	0,33	0,43		0,19	
	VUILGT		0,30		0,65	0,77	0,65	0,71		0,45	

Doelen	Goed	Matig	ntoereiker	Slecht
Hollandsche IJssel	>=0,30	>=0,20	>=0,10	<0,10
Oude Maas	>=0,44	>=0,29	>=0,15	<0,15
Boven- en Beneden Merwede	>=0,32	>=0,21	>=0,11	<0,11
Beneden Maas	>=0,46	>=0,31	>=0,15	<0,15
Bergsche Maas	>=0,36	>=0,24	>=0,12	<0,12
Brabantse Biesbosch	>=0,36	>=0,24	>=0,12	<0,12
Dordtse Biesbosch	>=0,35	>=0,23	>=0,12	<0,12
Haringvliet-Oost	>=0,44	>=0,29	>=0,15	<0,15

De KRW-maatlat voor zoete getijdenwateren is ontwikkeld op basis van gegevens van de huidige, sterk veranderde situatie (Peeters et al., 2012). De maatlat geeft daarmee een oordeel ten opzichte van de beste locaties in het benedenrivierengebied. Een geringe afwijking van deze beste locaties is een goede benadering van het Goed Ecologisch Potentieel (GEP). In de regel wordt hiervoor een EKR-waarde van 0,6 gehanteerd.

In Tabel D.2 is de score voor de deelmaatlat voor de sedimentverontreiniging nogmaals weergegeven, maar nu met de kwaliteitsklasse ten opzichte van het theoretisch GEP (EKR=0,6). Ook in dit overzicht scoren de Hollandsche IJssel, Beneden Maas, Brabantse Biesbosch, Dordtse Biesbosch, Hollandsch Diep en het Haringvliet-oost doorgaans 'matig' tot 'ontoereikend' en in sommige gevallen 'slecht'. In 2018 scoorden ook de Oude Maas en de Lek 'matig', maar hier lagen de meeste scores nog wel dichtbij de waarde van 0,6.

Tabel D.2: Score voor de deelmaatlat sedimentvervuiling voor de periode 2010 – 2019 met weergave van de kwaliteitsklasse ten opzichte van het Goed Ecologisch Potentieel (GEP = 0,6) (bron: Rijkswaterstaat WVL).

Waterlichaam	Meetpunt	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Hollandsche IJssel	MOORDZD6	0,20	0,11	0,14	0,00	0,00	0,28		0,40	0,44	0,00
	HOLLSIJSL12	0,35	0,58	0,55	0,65	0,46	0,66		0,75	0,50	0,37
	KRIMADIJSL15	0,56	0,62	0,19	0,71	0,68	0,60		0,48	0,37	0,58
Oude Maas	ZWIJNDT983	0,67		0,63	0,60	0,57	0,65			0,55	
	HOOGVT1001	0,50		0,83	0,63	0,50	0,78			0,50	
Lek	NOORDLDK953			0,85	0,72	0,63	0,72			0,57	
	POLDWLGRLK			0,65	0,83	0,42	0,88			0,65	
	OPPDT982	0,79		0,53	0,63	0,68	0,65			0,57	
	LOEVSN	0,72		0,83	0,52	0,66					
Boven- en Beneden Merwede	DEAWS3								0,69	0,78	0,73
	KOPVDOWL3								0,52	0,66	0,42
	MERWDBG3								0,65	0,61	0,67
	GEWDE	0,74			0,67	0,60	0,69	0,63		0,69	0,62
Beneden Maas	NEDHMT	0,30	0,40		0,44	0,37	0,38			0,44	0,14
	VEEN	0,64			0,75	0,58	0,17			0,35	0,40
	DRONGLN										0,77
Bergsche Maas	KEIZVR246										0,87
	GATVDVEN	0,00	0,19	0,26	0,37	0,55	0,45	0,29			0,25
Brabantse Biesbosch	GATVVKPNOT	0,35	0,07	0,49	0,49			0,47			0,42
	NOORDWMACP2							0,36	0,53	0,49	
	NOORDWMACP3							0,43	0,39	0,39	
	NOORDWMACP5							0,46	0,45	0,39	
	NOORDWMACP6							0,17	0,39	0,51	
	STEURGZD	0,25	0,39	0,36	0,58	0,45	0,43				0,47
	KIEVTWD	0,83		0,60	0,79	0,65	0,73		0,66		
Dordtsche Biesbosch	ZUIDHVN976	0,61		0,53	0,53	0,42	0,22		0,24		
	ZUIDMTGND	0,11	0,22	0,33	0,59	0,53	0,44		0,32		
	HOLLMDN		0,15		0,14	0,31	0,33	0,51			0,17
Hollandsch Diep	HOLLDP02		0,35		0,34	0,52	0,45	0,31			0,20
	NOORDHLDWT02		0,53		0,23	0,63	0,59	0,57			0,43
	HARVT02		0,47		0,70	0,74	0,75	0,73			0,39
Haringvliet	VENTJGGTE		0,31		0,34	0,70	0,33	0,43			0,19
	VUILGT		0,30		0,65	0,77	0,65	0,71			0,45

Doelen	Goed	Matig	toereike	Slecht
GEP	>=0,60	>=0,40	>=0,20	<0,20

E Sedimentdynamiek

E.1 Relevantie

De kwaliteit van de waterbodem is nauw gekoppeld aan de textuur en aan de afzettingsperiode. Vóór de afsluiting van het Volkerak en het Haringvliet werd er via Rijn en Maas ongeveer net zoveel zand en slib naar het bekken aangevoerd als er naar zee werd afgevoerd. Door de forse eb- en vloeddebieten trad zowel erosie als sedimentatie op. In het bekken sedimenteerde vrijwel alleen het zand, terwijl het slib naar zee werd afgevoerd. Verontreinigingen in het rivierwater hechten zich moeilijk aan zand: het voor 1970 afgezette zee- en rivierzand is dan ook relatief schoon (RWS DZH, 1992).

Met de afsluiting van het Volkerak en het Haringvliet werd dit dynamisch evenwicht verstoord. De aanvoer van zand en slib vanuit de Rijn en de Maas veranderde nagenoeg niet, maar de aanvoer vanuit zee viel geheel en de afvoer naar zee grotendeels weg. Sedert 1970 is in het bekken veel sediment, voornamelijk slib, afgezet. Slib bindt gemakkelijk verontreinigingen en weerspiegelt de chemische kwaliteit van het water waarmee het is aangevoerd. Sedimenten uit de eerste periode na afsluiting zijn het meest vervuild (RWS DZH, 1992).

Opname van zware metalen en organische verontreinigingen door bodemfauna vindt vooral plaats in de leeflaag (bovenste 10 à 20 cm) van de waterbodem. De meest risicovolle gebieden voor het ecosysteem zijn de gebieden waar sedimenten uit de eerste afzettingsperiodes aan de oppervlakte liggen (of komen te liggen). Sedimenten die zijn afgezet vóór ca. 1990 zijn doorgaans vervuild met 'klassieke verontreinigingen' zoals zware metalen, PCB's en OCB's (organochloorbestrijdingsmiddelen). Gebieden waar de oudere, meest vervuilde sedimenten zijn afgedekt door jongere sedimenten zijn minder gevaarlijk voor het ecosysteem. Sedimenten die zijn afgezet na ca. 1990 zijn doorgaans relatief 'schoon', maar ook deze kunnen nog steeds een risico vormen door verontreinigingen als TBT, PBDE's en PFOS.

Voor het bepalen van het ecologisch risico van een bepaalde locatie is zowel kennis van het ontstaan van de waterbodem (de afzettingsperiode) als de sedimentdynamiek (het optreden van erosie en sedimentatie) van belang:

- Erosie kan leiden tot het blootspoelen (en verspreiden) van (meer) verontreinigde of juist schone(re) waterbodems;
- Sedimentatie kan zorgen voor afdekking van de oudere, verontreinigde sedimenten. Hierbij is kennis van het actuele verontreinigingsniveau van belang (kwaliteit zwevend stof).

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de sedimentdynamiek in de Rijn-Maasmonding. Hierbij is gebruik gemaakt van kennisdocumenten en beschikbare bodemhoogtekaarten.

E.2 Hoofdprocessen

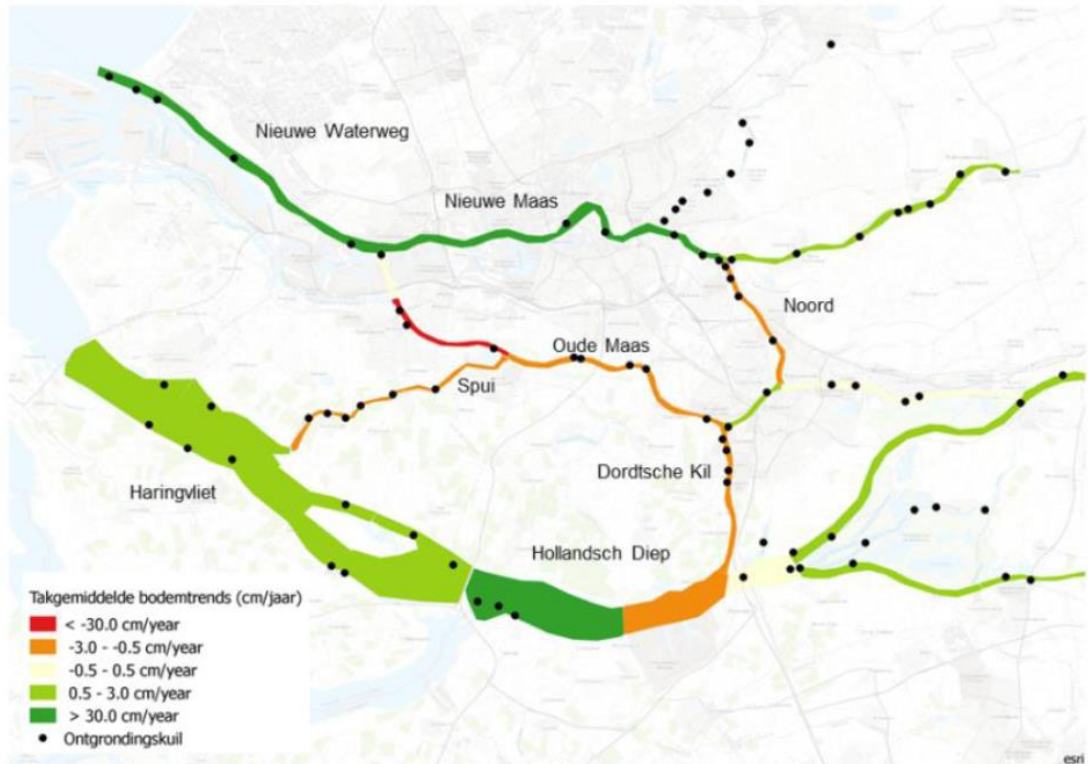
De Rijn-Maasmonding bestaat uit een complex stelsel van natuurlijke en gegraven waterlopen. De bodemdynamiek in de Rijn-Maasmonding wordt bepaald door vele componenten, waaronder de rivierafvoer, het getij, de zoutgradiënt, het slibgehalte, de ondergrond en menselijke ingrepen zoals het sluiten van het Haringvliet en het waterbodembeheer. In de Rijn-Maasmonding worden drie deelgebieden onderscheiden: de noordelijke takken, zuidelijke takken en de verbindende takken.



Figuur E.1: Watersystemen in de Rijn-Maasmonding met drie deelgebieden: noordelijke takken (rood), zuidelijke takken (Hollandsch Diep en Haringvliet) en verbindende takken (oranje) (Barneveld et al., 2021).

Noordelijke takken: sedimentatie en baggeronderhoud

In de noordelijke takken vindt overwegend sedimentatie plaats, zie Figuur 3.3. In de noordelijke takken vindt van nature sedimentatie plaats als gevolg van aanvoer van sediment vanuit de rivieren (Lek, Merwedens). Daarnaast komt ook sediment uit de Noordzee binnen via de Nieuwe Waterweg, dat grotendeels in de havens van Rotterdam, de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas bezinkt. De import van sediment vraagt voortdurend om baggeronderhoud voor de scheepvaart. Door het vele baggerwerk daalt de gemiddelde bodemligging. Ook voor de Lek en de Merwedens geldt dat de dalende bodemtrends worden veroorzaakt door baggerwerkzaamheden (Huismans en van Duin, 2016; RWS, 2019).



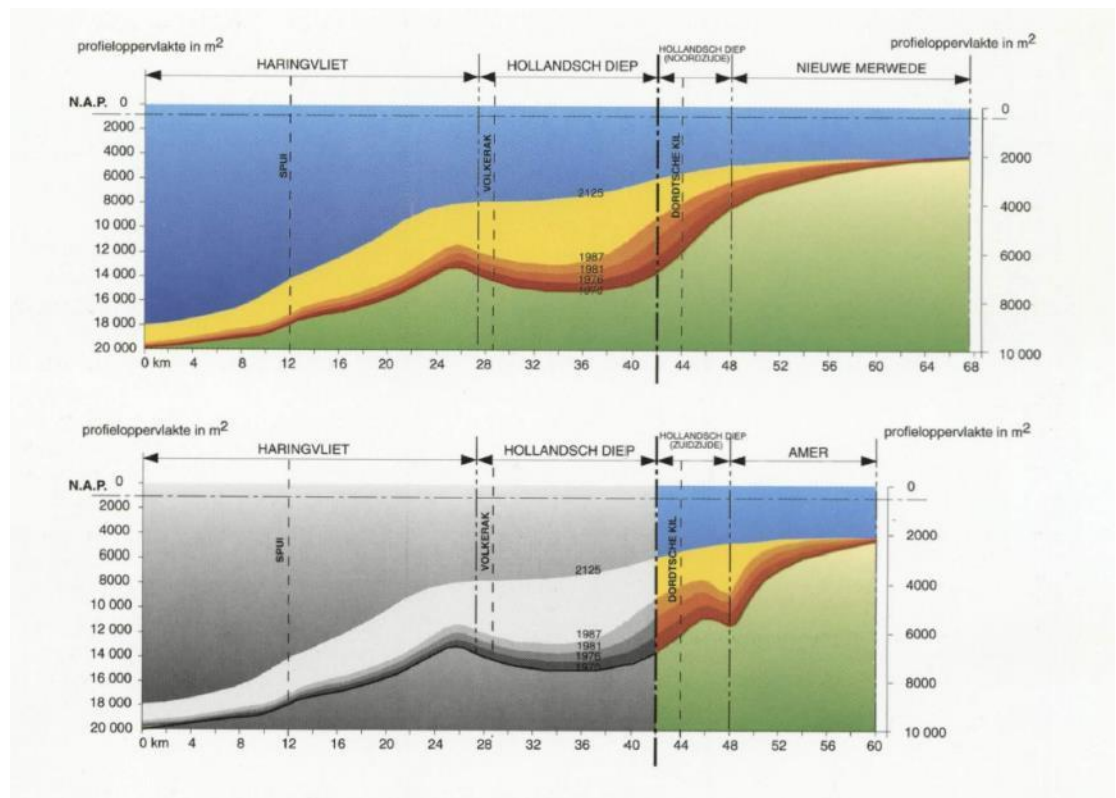
Figuur E.2: Huidige tagemiddelde bodemtrends (Wijsman et al., 2018).

Zuidelijke takken: sedimentatie

Ook in de zuidelijke takken (Hollandsch Diep en Haringvliet) vindt netto sedimentatie plaats (RWS, 2019). In de huidige situatie wordt geen sediment geïmporteerd vanuit zee en draagt alleen het slib en zand uit de rivieren bij aan de sedimentatie. Het sediment dat bezinkt, wordt niet weggebaggerd, behalve op de oversteek van het Hollandsch Diep naar Moerdijk (Barneveld et al., 2021).

Door de afsluiting van het Haringvliet is de getijslag in het Haringvliet en Hollands Diep afgenomen en is het doorstroomoppervlak te ruim geworden voor de hoeveelheid water die erdoorheen stroomt. De rivieren reageren hierop met versterkte sedimentatie ('zandhonger') om zodoende weer een nieuw evenwicht te vinden. Aanvankelijk trad de sterkste sedimentatie op in het oostelijke deel van het Hollands Diep, waar de Amer en de Nieuwe Merwede samenkomen, zie Figuur E.3. Dit proces verplaatst zich langzaam westwaarts (RWS DZH, 1992).

De mate van sedimentatie varieert sterk in de ruimte. Zo zijn in het oostelijke deel van het Hollands Diep de geulen vrijwel geheel opgevuld en ligt er een 6 tot 8 m dikke sliblaag. In het westelijke deel van het Hollands Diep en in het Haringvliet is de sedimentatie in de geulen minder sterk en betreft deze 1 à 2 m (Wijsman et al., 2018). Deze gradiënt in de sedimentatie is te beschouwen als een delta-afzetting. Bovenstrooms van het deltafront zijn er in de breedte weinig verschillen in de mate van sedimentatie. Benedenstrooms van het deltafront is de sedimentatie voornamelijk gekoppeld aan de diepere delen (RWS DZH, 1992).



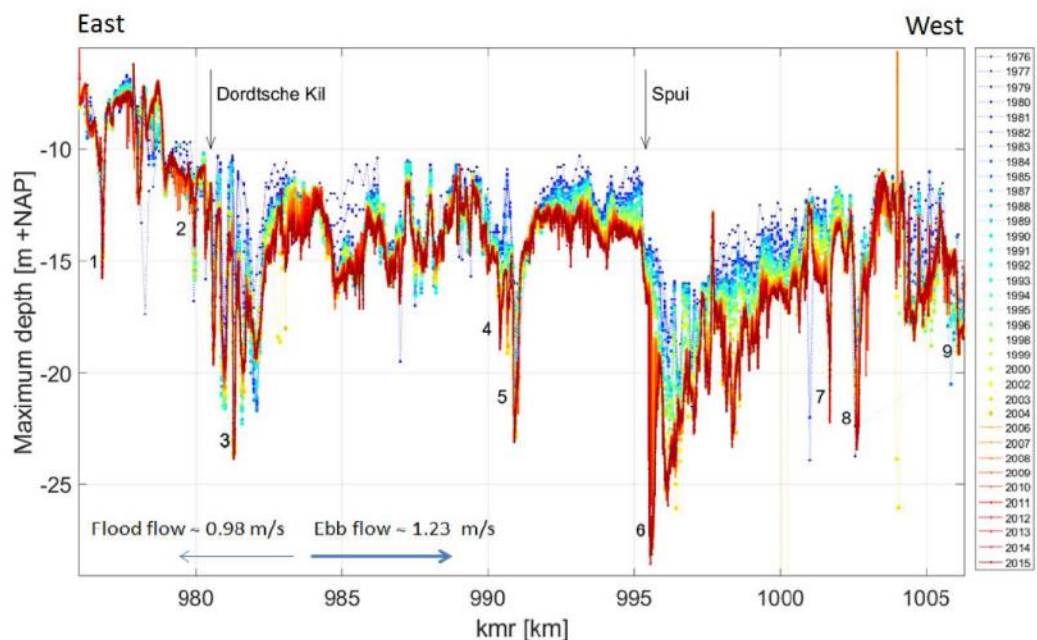
Figuur E.3: Afname van de natte doorsnede (= oppervlakte van het dwarsprofiel). De bovenkant van het groene gedeelte geeft de evenwichtstoestand weer vlak voor de afsluiting. Het bruine gedeelte geeft de waargenomen afname van de natte doorsnede tussen 1970 en 1987. Het gele gedeelte geeft de verwachte ontwikkeling weer tot het jaar 2125 (RWS DZH, 1992).

De huidige gemiddelde sedimentatietrends zijn orde 1 à 2 cm per jaar voor het Hollands Diep en 0,2 à 1 cm per jaar voor het Haringvliet. Bij gelijkblijvende sedimentatie zal het enkele honderden jaren duren voor een nieuw dynamisch evenwicht is bereikt (Wijsman et al., 2018).

Verbindende takken: erosie

Voor de afsluiting van het Haringvliet was het getij in de noordelijke en zuidelijke takken vergelijkbaar en in fase met elkaar. Na de afsluiting is het getij uit fase geraakt. Waar het voor sluiting gelijktijdig vloed en eb was in de noordelijke en zuidelijke takken, is het sinds de afsluiting tijdens vloed in de noordelijke takken, eb in de zuidelijke takken, vice versa. Hierdoor zijn de waterstandsverschillen tussen de noordelijke en zuidelijke takken gegroeid met als gevolg een toename van de hoeveelheid water die bij elk getij door de verbindende takken (Oude Maas, Spui, Noord en Dordtse Kil) moet stromen. Door de toegenomen stroomsnelheden zijn deze riviertakken sterk gaan eroderen, een trend die zich tot op heden voortzet (Huismans en van Duin, 2016; Wijsman et al., 2018).

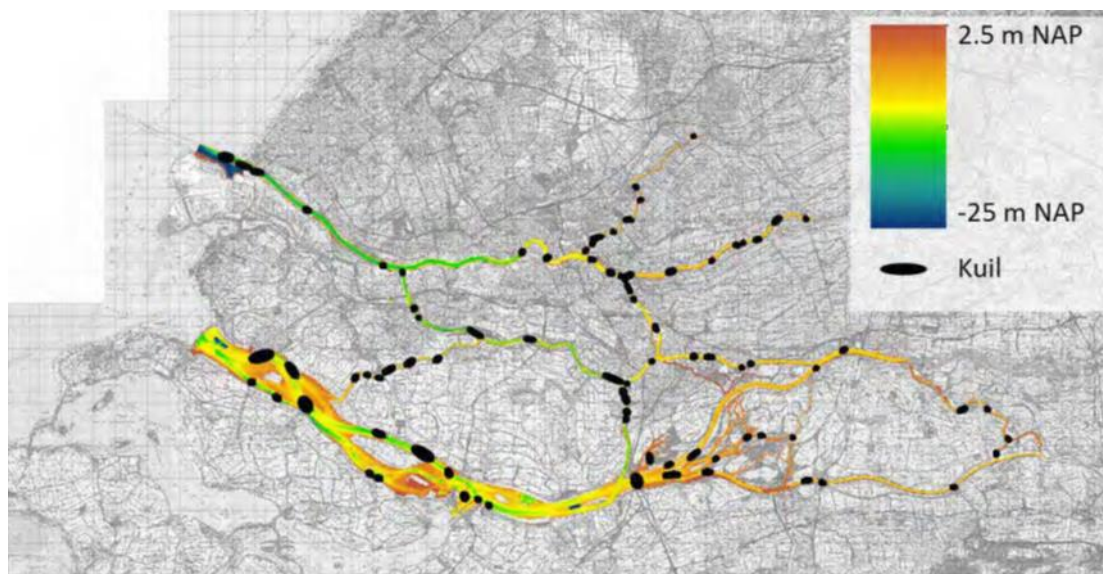
Voor de Oude Maas geldt bovendien dat ook de terugschrijdende erosie als gevolg van verschillende verdiepingen van de Nieuwe Waterweg in het verleden, extra bijdraagt aan de erosie van deze tak (RWS, 2019).



Figuur E.4: Ontwikkeling maximale diepteligging tussen 1976-2015 langs de as van de rivier voor de Oude Maas (Koopmans, 2017).

Erosiekuilen

Op verschillende plaatsen zijn soms in korte tijd diepe erosiekuilen (ook wel ontgrondingskuilen) tot ontwikkeling gekomen, zie Figuur E.5. De kuilen kunnen ontstaan bij een sterke heterogeniteit van de ondergrond en voldoende hoge stroomsnelheden, met name in doorstroomgebieden (RWS DZH, 1992). Ook kan door erosie of verwijdering van een erosiebestendige toplaag of mobiele pleisterlaag fijn zand aan de oppervlakte komen dat vervolgens gemakkelijk erodeert. De kuilen kunnen wel tientallen tot honderden meters lang worden en meters diep (Huismans en van Duin, 2016). Erosiekuilen kunnen een risico vormen voor de stabiliteit van de keringen en overige infrastructuur (brugpijlers, kribben, kabels en tunnels) (Huismans en van Duin, 2016).



Figuur E.5: Overzicht van de erosiekuilen in de Rijn-Maasmondung. De kuilen kunnen dieptes bereiken tot 30m (Huismans en van Duin, 2016).

Oevererosie

Daarnaast treedt er erosie op door wind en scheepvaart veroorzaakte golven in de oeverzones en langs platen en banken (afkalving) (RWS DZH, 1992). Bij de huidige waterstandvariantie van gemiddeld zo'n 30 cm wordt de erosieve kracht van de golven geconcentreerd op een klein gebied in de oever. In de periode na afsluiting heeft dit geleid tot flinke oevererosie met steilere oeverhellingen. In de geulen bevindt zich veel sediment van de platen en oevers, die onder invloed van de vastere waterstand zijn afgekald (tot wel 100 meter per jaar (RWS DZH, 1992).

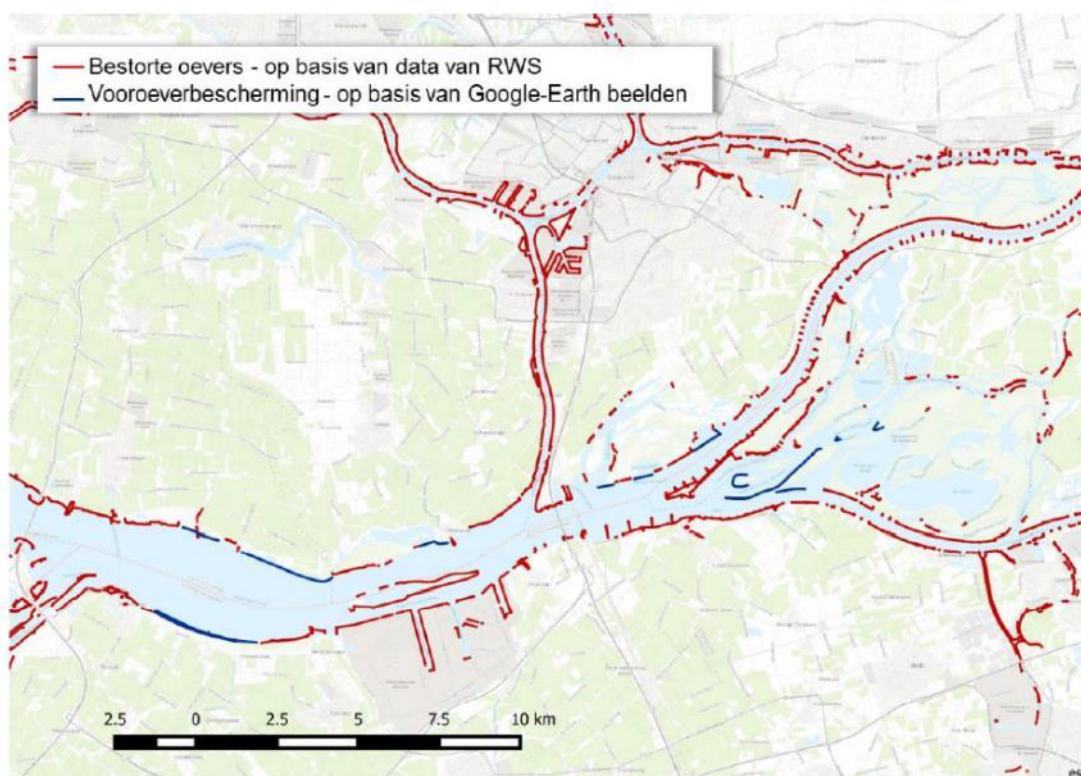
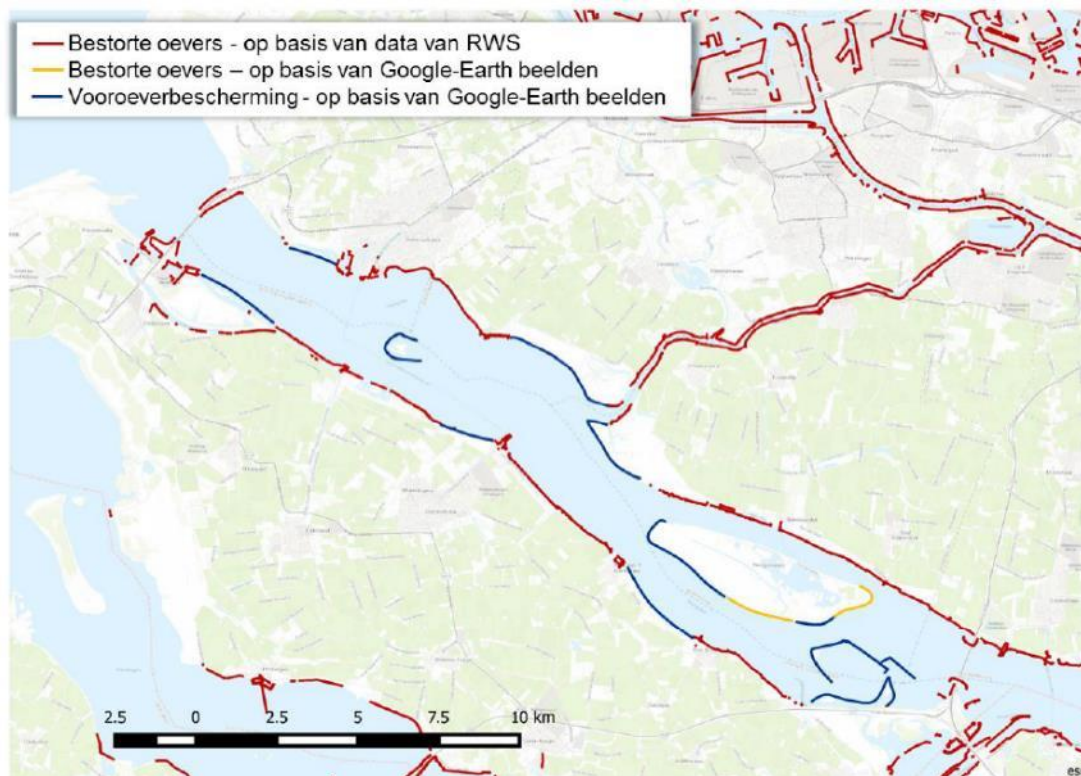
In de jaren '80 zijn de meeste oevers beschermd met vooroeververdedigingen. Deze vooroeververdediging is aangelegd op een hoogte van 0,8 m+NAP. Daarnaast is een groot deel van de oevers bestort of bekleed (zie Figuur E.6). Hoewel de oevererosie hierdoor drastisch is afgenomen, kan deze nog steeds lokaal optreden (Wijsman et al., 2018).

Zeespiegelstijging

In de Rijn-Maasmondung leidt versnelde zeespiegelstijging waarschijnlijk tot een grotere import van zand en slib uit de Noordzee. Het waterspiegelniveau waarop de rivieren in zee uitmonden, komt hoger te liggen. Dat leidt enerzijds tot sedimentatie in de bedding (die zich in stroomopwaartse richting zal uitbreiden) en anderzijds tot verdere doordringing van het getij waardoor de geulen en de rivierbedding juist ruimer worden. Welk effect zal overheersen, is nog onbekend (Barneveld et al., 2021).

Kier en Ruimte voor de Rivier

Naar verwachting zijn de morfologische effecten van de Kier (het op een kier zetten van de Haringvlietsluizen) en van de uitgevoerde maatregelen van het programma Ruimte voor de Rivier klein (RWS, 2019).



Figuur E.6: Overzicht beschermde oevers in Haringvliet (figuur boven) en Hollands Diep/ Biesbosch (figuur onder) (Wijsman et al., 2018).

E.3 Processen binnen het waterlichaam

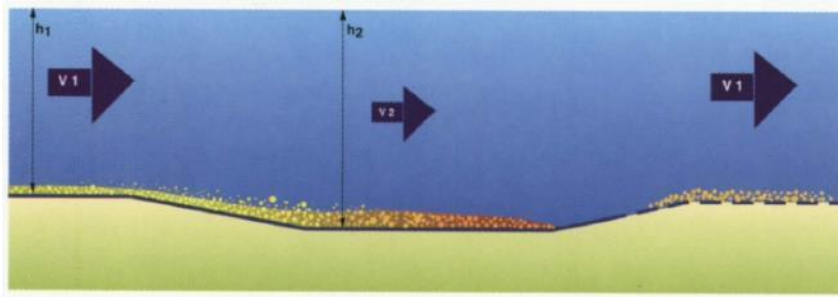
Binnen de hoofdprocessen zoals beschreven in paragraaf E.2 zijn er diverse factoren die op het schaalniveau van het waterlichaam van invloed zijn op erosie en sedimentatie en daarmee op de sedimentkwaliteit van de toplaag:

- Variatie in afvoer, versmallingen/ verbredingen en verdiepingen/ verondiepingen, zie Figuur E.7;
- Dwarsstromingen tussen binnen- en buitenbocht, zie Figuur E.8;
- Complexe stromingen rondom kunstwerken zoals kribben en de spuisluisen in de Haringvlietdam, zie bijvoorbeeld Figuur E.9;
- Invloeden door wind en scheepvaart (golven), met name in ondiepe delen;
- Menselijk handelen, zoals zandwinning, bagger- en stortwerken. Door het wegbaggeren van bodemvormen krijgt de stroom bovendien soms plaatselijk een andere loop, met erosie nabij de baggerlocatie als gevolg (RWS DZH, 1992).

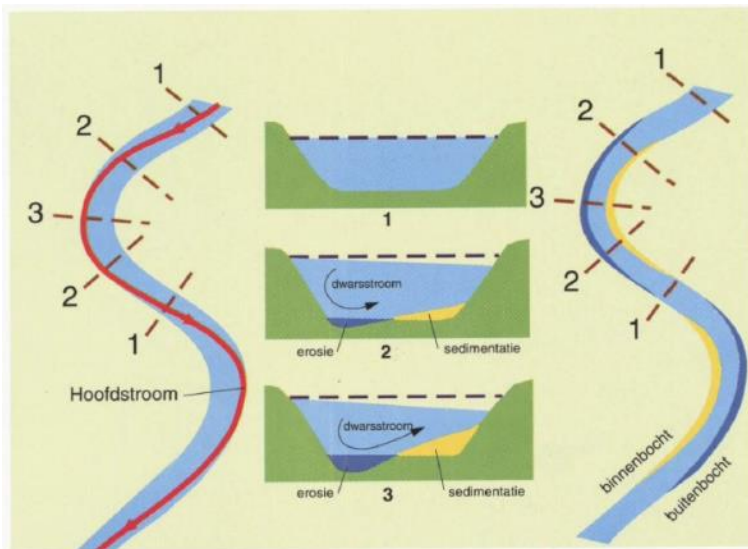
In de Rijn-Maasmonding worden grote hoeveelheden slib en zand gebaggerd voor vaarwegen en havenonderhoud (circa 10 miljoen m³/jaar). Verontreinigd slib gaat naar speciale stortlocaties, zoals de Slufter. Schoon slib gaat naar de Noordzee en zand wordt gebruikt voor kustverdediging (Barneveld et al., 2021). In de benedenlopen van de Rijnakken mag gebaggerd sediment ook in een aantal daarvoor aangewezen diepere kribvakken worden gestort. Het doel van dit stortbeleid is het doorgaande sedimenttransport te behouden en de erosie van het rivierbed te verminderen.

Het gevolg is dat er doorgaans een grote ruimtelijke variatie is van erosie en sedimentatie binnen het waterlichaam. Ter illustratie is in Figuur E.10 de dikte van de afzettingen in het Haringvliet weergegeven na 1972. De periode waarover deze sedimentatie is opgetreden is niet vermeld, maar de figuur laat goed zien dat er grote gebieden zijn waar sedimentatie is opgetreden, maar ook grote gebieden waar dit niet of nauwelijks is gebeurd.

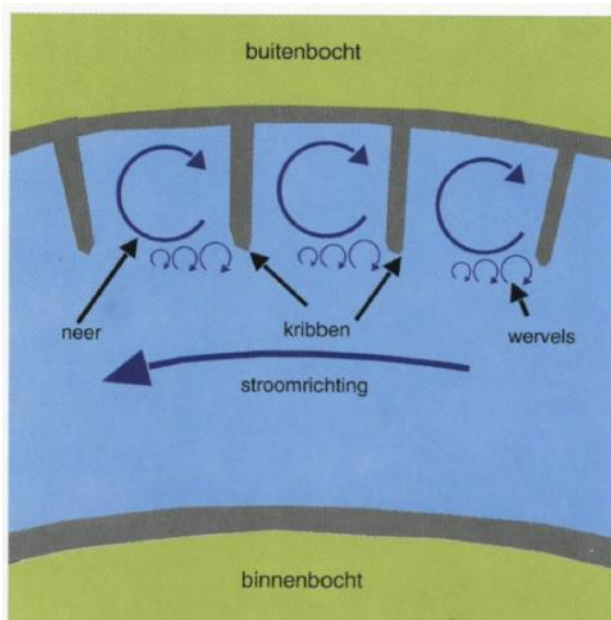
Figuur E.11 toont de ruimtelijke variatie in het Hollandsch Diep. In deze figuur is het verschil in bodemhoogte tussen 2007 en 2013 weergegeven. Ook deze figuur toont dat er grote verschillen zijn tussen gebieden met een afname van de bodemhoogte (blauw, vermoedelijk als gevolg van baggeren) en gebieden met een toename van de bodemhoogte (rood, sedimentatie).



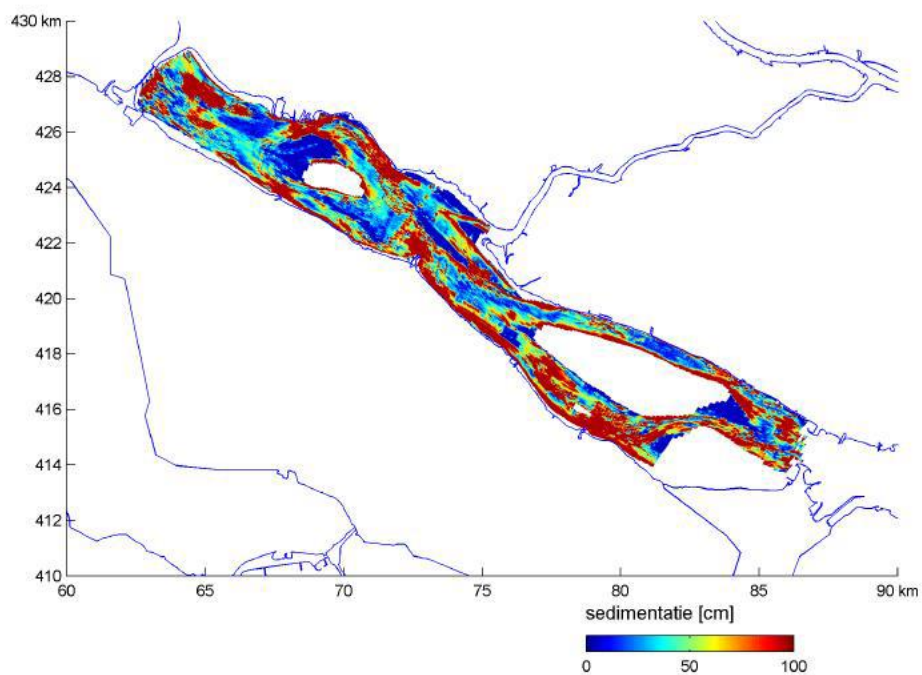
Figuur E.7: Een verdieping in de rivierbodemb door baggerwerk vertraagt de stroomsnelheid ($V_1 > V_2$), waardoor meer meegevoerd materiaal zal sedimenteren. Benedenstrooms van de verdieping neemt de stroomsnelheid weer toe en kan erosie optreden (RWS DZH, 1992).



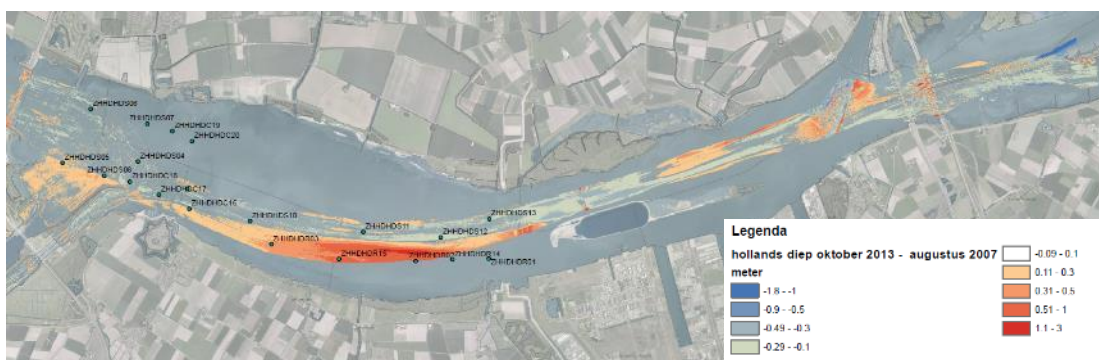
Figuur E.8: Dwarsstroom veroorzaakt erosie in de buitenbocht en sedimentatie in de binnenbocht (RWS DZH, 1992).



Figuur E.9: Stroombeeld rondom kribben. Hierdoor treedt erosie op nabij de kop van een krib (vorming neergaten) en afhankelijk van de diepte sedimentatie tussen de kribben (RWS DZH, 1992).



Figuur E.10: Dikte afzetting in Haringvliet na 1972 (Wijsman et al., 2018).



Figuur E.11: Verschilkaart bodemhoogte Hollandsch Diep oktober 2013 - augustus 2007 (Bron: Rijkswaterstaat).

F Overzicht van ervaringen met saneringen

Herinrichting Oevers Hollandsche IJssel

Een van de eerste evaluaties van een sanering betreft de herinrichting oevers Hollandsche IJssel. De titel geeft al aan dat het niet alleen om sanering, maar ook om natuurherstel ging ('schoner én natuurlijker'). De evaluatie is breed ingestoken met drie onderzoeksvragen en de bijbehorende antwoorden (Doze et al., 2005):

- Keren na sanering en de herinrichting de organismen terug die horen bij een zoetwater getijdenrivier? Ja, maar nog niet volledig binnen de huidige monitoringsperiode en de ambities voor de vissen zijn wellicht te hoog gesteld.
- Zijn de ontwikkelingen die zich afspelen in de gesaneerde en heringerichte gebieden te relateren aan de saneringsingreep, de herinrichting en/of natuurlijke ontwikkelingen? Dit verschilt per parameter. De nematoden en de macrofauna zullen vooral reageren op de uitgevoerde sanering, terwijl de vegetatie en daarmee ook de vogels eerder op de herinrichting reageren. Vooral de nematoden laten een lichte autonome verbetering zien. Specifiek over de sanering: de uitgevoerde maatregelen hebben duidelijk geleid tot het schoner worden van de locaties. Wel waren er in vooral de laatste jaren signalen, dat de herverontreiniging weer tot een eerste toename van de effecten leidt. Een grootschalige sanering van de Hollandsche IJssel zal dit risico verkleinen.
- Hoe zijn de resultaten te vertalen naar andere oeverlocaties in het Zuid-Hollandse beheersgebied? Goed. Verwacht wordt dat een vergelijkbare ingreep in andere gebieden ook tot vergelijkbare resultaten zal leiden.

Sanering Rietbaan en Strooppot

De evaluatie van de sanering van de Rietbaan en de Strooppot (waterlichaam Oude Maas) kent een veel directere insteek: er wordt gekeken naar de gehalten in de opgeleverde waterbodem. Terugsaneren naar de maximale waarde klasse A (HVN) wordt als niet haalbaar gezien. Er is terug gesaneerd tot onder de maximale waarde klasse B/interventiewaarde waterbodems om ernstige risico's weg te nemen (Inspectie Verkeer en Waterstaat, 2010).

Sliedrechtse Biesbosch

De saneringsdoelstelling voor de Sliedrechtse Biesbosch is in het saneringsplan als volgt geformuleerd (Folkersma, 2008a en b): "Het zoveel als mogelijk wegnemen van de blootstelling van mensen, organismen en oppervlaktewater aan de verontreinigde waterbodem". Dit is in de uitvoering geconcretiseerd door zoveel mogelijk verontreinigde slib te verwijderen en het afdekken (actief of natuurlijk) van het resterende slib waardoor het contactoppervlak geminimaliseerd werd. Na het ontgraven- en afdekken van slib met zand heeft een bemonstering van de afdeklaag van de waterbodem plaatsgevonden. Deze bemonstering was met name noodzakelijk om de laagdikte en kwaliteit te kunnen toetsen. Op basis van het uitgevoerde onderzoek is vastgesteld dat aan de gestelde eisen uit het contract voldaan is. Naast bovenstaande resultaat is er tevens getracht om middels bemonsteringen vast te stellen of er al dan niet sprake is van natuurlijke sedimentatie in het Gat van Hengst. Op basis van de bemonsteringen is reeds op diverse locaties een "nieuwe" toplaag aangetroffen met een gemiddelde laagdikte van 2 tot 4 cm. Op basis van dit onderzoek moet er rekening mee worden gehouden dat de risico's momenteel nog niet volledig zijn weggenomen. Op een termijn van 10 jaar wordt 30 cm slib door hersedimentatie verwacht waarmee de risico's wel weggenomen zijn. Dit zou gemonitord worden.

Hollandsch Diep

In Hollandsch Diep West is afgedekt met zand en bagger. Op basis van de productregistratie kan gesteld worden dat 90,27% van het saneringsgebied is afgedekt met een laagdikte van 30 cm of meer, waarmee volgens het evaluatierapport de risico's zijn weggenomen (MH Nederland BV, 2008).

Ketelmeer

De grootste waterbodemsanering in Nederland – weliswaar buiten het R8-gebied, maar qua karakter enigszins vergelijkbaar – is uitgevoerd in het Ketelmeer. In die sanering is gestuurd op het volume verontreinigd materiaal dat moest worden verwijderd door de aannemer. Het resultaat was dat meer dan 90% van het verontreinigde volume was verwijderd, dat de zinkconcentraties in de toplaag duidelijk lager waren dan voor sanering, maar dat door mors en het niet verwijderen van dunne lagen een aanzienlijk deel van de nieuwe toplaag niet schoon was na sanering (Osté, 2013a). Vijf jaar na afronding van de sanering is opnieuw gekeken naar de risico's van de waterbodem in Ketelmeer-Oost (Postma en Keijzers, 2006). Toen is geconcludeerd dat er geen risico's meer zijn voor de ecologie en verspreiding naar oppervlaktewater of grondwater en dat humane risico's effectief worden voorkomen door het vangstverbod van paling in het Ketelmeer. Voor Ketelmeer-West zijn de saneringsdoelen niet op volumebasis gesteld, maar op een percentage waterbodem (85%) na dat na sanering een gelijke of betere kwaliteit heeft dan het HVN Kampen (Osté, 2013b). De aannemer heeft dit deels door baggeren, deels door afdekken gerealiseerd. Na afronding van de sanering, relatief kort na sanering van Ketelmeer-West, wordt er niet meer gemonitord. Of de afgedekte delen voldoende bestand zijn tegen erosie is niet middels monitoring vastgesteld. De evaluatie van de ecologische risico's in Ketelmeer-Oost, op basis van veldinventarisaties en bioassays, is vervolgens geëxtrapoleerd naar Ketelmeer-West.

Ontpoldering Noordwaard / Brabantse Biesbosch

Bij de ontpoldering van de Noordwaard is sterk vanuit de KRW geredeneerd (Hillen, 2009). De waterbodem zelf is niet het doel, maar de KRW-doelen in oppervlaktewater. Daarom zijn de volgende risico's geformuleerd:

- 1 Verontreinigde waterbodem erodeert en zal benedenstrooms sedimenteren
 - 2 Erosie leidt tot het blootleggen van een onderliggende slechtere waterbodempkwaliteit
- Voor beide risico's is aangegeven dat deze aanvaardbaar zijn; het geërodeerde materiaal zal niet leiden tot verslechtering van de waterkwaliteit benedenstrooms net zo min als het 'blootleggen' van pakketten oude verontreiniging geen verslechtering geeft van de waterkwaliteit in de Noordwaard/Brabantse Biesbosch zelf.

Deltares is een onafhankelijk kennisinstituut voor toegepast onderzoek op het gebied van water en ondergrond. Wereldwijd werken we aan slimme oplossingen voor mens, milieu en maatschappij.

Deltares

www.deltares.nl