MILJØFARLIGE FORURENENDE STOFFER I VANDMILJØET

NOVANA. Tilstand og udvikling 2008-2019

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 466 2021

AARHUS UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

MILJØFARLIGE FORURENENDE STOFFER I VANDMILJØET

NOVANA. Tilstand og udvikling 2008-2019

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 466 2021

Susanne Boutrup[1]
Christian Kjær[2]
Liselotte Sander Johansson[2]
Martin M. Larsen[2]
Maria Bech Poulsen[3]
Rossana Bossi[3]
Mia Roest Christensen[4]
Thomas Frank-Gopolos[4]

[1]Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi
[2]Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience
[3]Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab
[4]Miljøstyrelsen

AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 466
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet
Undertitel:	NOVANA. Tilstand og udvikling 2008-2019
Forfattere:	Susanne Boutrup[1], Christian Kjær[2], Liselotte Sander Johansson2, Martin M. Larsen[2], Maria Bech Poulsen[3], Rossana Bossi[3] Mia Roest Christensen[4] & Thomas Frank-Gopolos[4]
Institutioner:	[1]Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, [2]Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience, [3]Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab & [4]Miljøstyrelsen
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	November 2021
Redaktion afsluttet:	Marts 2021
Faglig kommentering:	John Jensen, Institut for Ecoscience)
Kvalitetssikring, DCE:	Vibeke Vestergaard Nielsen
Ekstern kommentering:	Miljøstyrelsen. Kommentarerne findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/SR466_komm.pdf
Finansiel støtte:	Miljøministeriet
Bedes citeret:	Boutrup, S., Kjær, C., Johansson, L.S., Larsen, M.M., Poulsen, M.B., Bossi, R., Christensen, M.R. & Frank-Gopolos, T 2021. Miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet. NOVANA. Tilstand og udvikling 2008-2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 288 s. - Videnskabelig rapport nr. 466 http://dce2.au.dk/pub/SR466
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Sammenfatning: Denne rapport indeholder resultater fra overvågning af miljøfarlige forurenende stoffer (tungmetaller og andre uorganiske sporstoffer samt organiske forurenende stoffer i NOVANA i perioden 2008 til 2019. Rapporten omfatter målinger fra overvågning af punktkilder, luft og nedbør, vandløb, søer og marine områder. Målingerne på punktkilder omfatter målinger i udledning fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning, regnbetingede udledninger fra separat- og fælleskloakerede områder, slam fra bassiner til regnbetingede udledninger fra fælleskloakerede områder samt ferskvandsdambrug. Målinger i overfladevand er foretaget i vand, sediment og biota. Rapporten gennemgår stofgruppevis stoffernes forekomst i de forskellige dele af miljøet, og i det omfang der er tilstrækkeligt datagrundlag er der foretaget vurdering af eventuel statistisk signifikant forskel mellem koncentrationerne i perioden 2008-2013 og 2014-2019. Endvidere er resultaterne vurderet i forhold til miljøkvalitetskrav, grænseværdier eller andre kravværdier

Emneord:	Miljøfarlige forurenende stoffer, miljøfremmede stoffer, tungmetaller, pesticider, punktkilder, spildevand, vandløb, søer, havet, nedbør, atmosfærisk nedfald, sediment, biota, prioriterede stoffer
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Spildevand pipe forurener miljøet, Stock foto, Colourbox
ISBN:	978-87-7156-632-1
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	288
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR466

Indhold

Sammenfatning **7**

Summary **21**

Forkortelser **35**

1 Indledning og formål **36**

2 Direktiver, konventioner og national lovgivning **37**

3 NOVANA-overvågning af miljøfarlige forurenende stoffer **40**

3.1 NOVANA 2004-2009/2010 41
3.2 NOVANA 2011-2015 43
3.3 NOVANA 2016 48
3.4 NOVANA 2017-2021 48

4 Kvalitetssikring **51**

5 Datapræsentation og -behandling **52**

5.1 Databehandling 52
5.2 Vandprøver, filterede/ufiltrerede 53
5.3 Normalisering 53
5.4 Vurdering i forhold til miljøkvalitetskrav 54

6 Metaller **55**

6.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status 55
6.2 Kvalitetskrav 56
6.3 Metaller i overvågningen 57
6.4 Sammenfatning 85

7 Pesticider **88**

7.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status 88
7.2 Kvalitetskrav 89
Pesticider i overvågningen 89
7.3 Sammenfatning 106

8 Aromatiske kulbrinter **108**

8.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status 108
8.2 Kvalitetskrav 108
8.3 Aromatiske kulbrinter i overvågningen 108
8.4 Sammenfatning 121

9 Fenoler **123**

9.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status 123
9.2 Kvalitetskrav 124
9.3 Fenoler i overvågningen 124
9.4 Sammenfatning 134

10 Halogenerede alifatiske kulbrinter 135
10.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status 135
10.2 Kvalitetskrav 135
10.3 Halogenerede alifatiske kulbrinter i overvågningen 135
10.4 Sammenfatning 141

11 Halogenerede aromatiske kulbrinter 142
11.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status 142
11.2 Kvalitetskrav 142
11.3 Halogenerede aromatiske kulbrinter i overvågningen 142
11.4 Sammenfatning 143

12 Klorfenoler 144
12.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status 144
12.2 Kvalitetskrav 144
12.3 Klorfenoler i overvågningen 144
12.4 Sammenfatning 145

13 Polychlorerede biphenyler (PCB) 147
13.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status 147
13.2 Kvalitetskrav 147
13.3 PCB i overvågningen 147
13.4 Sammenfatning 153

14 Polyaromatiske kulbrinter (PAH) 154
14.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status 154
14.2 Kvalitetskrav 154
14.3 PAH i overvågningen 155
14.4 Sammenfatning 178

15 Perfluorerede forbindelser (PFAS) 180
15.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status 180
15.2 Kvalitetskrav 180
15.3 Perfluorerede forbindelser i overvågningen 181
15.4 Sammenfatning 188

16 Blødgørere 189
16.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status 189
16.2 Kvalitetskrav 189
16.3 Blødgørere i overvågningen 189
16.4 Sammenfatning 197

17 Organotinforbindelser 198
17.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status 198
17.2 Kvalitetskrav 198
17.3 Organotinforbindelser i overvågningen 198
17.4 Sammenfatning 206

18 Dioxiner og furaner 208
18.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status 208
18.2 Kvalitetskrav 208
18.3 Dioxiner og furaner i overvågningen 208
18.4 Sammenfatning 216

19 Bromerede flammehæmmere **217**
19.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status 217
19.2 Kvalitetskrav 217
19.3 Bromerede flammehæmmere i overvågningen 218
19.4 Sammenfatning 223

20 Ethere **224**
20.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status 224
20.2 Kvalitetskrav 224
20.3 Ethere i overvågningen 224
20.4 Sammenfatning 226

21 Fosfor-triestere **228**
21.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status 228
21.2 Kvalitetskrav 228
21.3 P-triestere i overvågningen 228
21.4 Sammenfatning 231

22 Detergenter **232**
22.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status 232
22.2 Kvalitetskrav 232
22.3 Detergenter i overvågningen 232
22.4 Sammenfatning 235

23 Kloralkaner **236**
23.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status 236
23.2 Kloralkaner i overvågningen 236

24 Lægemidler, veterinære og humane **237**
24.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status 237
24.2 Kvalitetskrav 237
24.3 Lægemidler, veterinære og humane i overvågningen 237
24.4 Sammenfatning 245

25 Østrogener **247**
25.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status 247
25.2 Kvalitetskrav 247
25.3 Østrogener i overvågningen 247
25.4 Sammenfatning 250

26 Dambrugshjælpestoffer **251**
26.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status 251
26.2 Kvalitetskrav 251
26.3 Hjælpestoffer i overvågningen 251

27 Hormonforstyrrende stoffer **253**

28 Referencer **254**

Bilag 1 – Statistisk analyse af udvikling **260**

Bilag 2. OSPAR/HELCOM statistiske assessment værktøjer **281**

Sammenfatning

Resultaterne fra overvågningen af miljøfarlige forurenende stoffer i overfladevand samt luft og punktkilder i perioden 2008-2019 er beskrevet i nærværende rapport. Rapporten er som udgangspunkt en opdatering af tilsvarende rapport, som beskriver resultaterne fra overvågningen i perioden 2004-2012, dog med blandt andet den forskel at data fra overvågning af miljøfarlige forurenende stoffer i grundvand ikke beskrives i nærværende rapport.

Der er et overlap mellem perioden for nærværende rapport og den foregående rapport. I tilfælde, hvor der ikke forefindes nye data siden afslutningen af den foregående rapport, henvises der til den foregående rapport.

Rapporten er opbygget med beskrivelse af resultaterne fra kontrolovervågning og operationel overvågning i de to seksårs-perioder 2008-2013 og 2014-2019. I det omfang der er tilstrækkeligt datagrundlag for det, er der foretaget en analyse af, om der er statistisk signifikant forskel på koncentrationerne i de to perioder.

Rapporten gennemgår de stofgrupper, der har været med i overvågningen.

Metaller

Metaller har i hele perioden 2008-2019 været med i alle de dele af overvågningen, der er beskrevet i nærværende rapport.

Metaller er naturligt forekommende, men på grund af den antropogene anvendelse forekommer nogle metaller i vandmiljøet i koncentrationer, hvor de kan udgøre et miljømæssigt problem.

Kilder til forekomsten af metaller i vandmiljøet er undersøgt i forskellige sammenhænge. Jensen og Bak (2018) har undersøgt kilder til zink og kobber i ferskvandsmiljøet. Ved undersøgelsen konkluderes det, at tab af zink og kobber fra landbrugsjorder formodes at udgøre en væsentlig kilde til forekomsten i det danske vandmiljø, samt at langt den største kilde (80-90%) til zink og kobber i de danske jorder stammer fra landbruget, primært gennem tilførsel med svinegylle. Ellermann et al. (2021) anfører, at den stigende kobberkoncentration i den atmosfæriske deposition kan tilskrives øget vejtransport som følge af stigning i udledninger fra slid på bremser.

Mediankoncentrationerne i de undersøgte medier og matricer af de fire metaller, bly, cadmium, kviksølv og nikkel, som er på vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer, samt zink er oplistet i tabel 1. I regnbetingede udløb (RBU) fra fælleskloakerede områder er bly, cadmium og zink fundet med højere mediankoncentrationer end i de øvrige vandige matrice. I udløb fra renseanlæg med avanceret rensning er nikkel fundet med højere mediankoncentration end i de øvrige vandige matricer, mens kviksølv er fundet med samme mediankoncentration i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning og regnbetingede udløb fra fælles- og separatkloakerede områder.

Tabel 1. Medianværdi for perioden 2014-2019 af koncentration i udløb fra renseanlæg, våddeposition samt sediment fra vandløb, søer og marine områder af metaller på vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer samt zink. i.m.: Ikke målt

	Enhed	Bly	Cadmium	Kviksølv	Nikkel	Zink
Miljøkvalitetskrav – generelt (ferskvand), (tabel 6.1)	µg/l	1,2	<0,08-0,25		4	7,8
Miljøkvalitetskrav – maksimumkoncentration (ferskvand) (tabel 6.1)	µg/l	14	<0,45-1,5	0,07	34	8,4
Estimeret naturlig baggrundskoncentration (tabel 6.11)	µg/l				0,82	1,5
Deposition til indre danske farvande (2019)	t/år	14	1	i.m.	6	250
Udløb fra renseanlæg med avanceret rensning	µg/l	<0,5	<0,05	0,025	2,9	24
Udløb fra renseanlæg med mindre avanceret rensning	µg/l	<0,5	<0,05	0,008	2,1	210
Udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning	µg/l	1,9	0,052	0,024	2,4	56
RBU fra fælleskloakerede områder	µg/l	3,8	0,10	0,025	2,5	165
RBU fra separatkloakerede områder	µg/l	0,75	<0,05	0,025	1,9	32
Slam fra bassin til RBU fra separatkloakerede områder	mg/kg TS	31	0,49	0,062	29	405
Årlig våddeposition (2019)	kg/km^2	0,42	0,016	i.m.	0,17	7,7
Vandløb, vand (kontrol)	µg/l	0,04	0,01	0,00050	1,3	5,3
Vandløb, vand (operationel)	µg/l	0,044	0,012	0,0010	1,6	8,7
Miljøkvalitetskrav – sediment (fersk og marin) (tabel 6.1)	mg/kg TS	163	3,8	-	-	-
Vandløb, sediment (kontrol)	mg/kg TS	6,4	0,24	0,031	8,1	46
Vandløb, sediment (operationel)	mg/kg TS	21	0,66	0,10	18	170
Søer, sediment (kontrol)	mg/kg TS	22	0,7	0,072	14	110
Søer, sediment (operationel)	mg/kg TS	28	0,8	0,09	15	110
Marine område, sediment	mg/kg TS	22	0,27	0,046	14	91
Åbne marine område (havstrategidirektivet), sediment	mg/kg TS	7,3	0,030	0,0050	3,1	16
Miljøkvalitetskrav – biota (fersk og marin) (tabel 6.1)	µg/kg VV	110	160	20		
Marine områder, muslinger	µg/kg VV	210	200	23	490	23.000
Marine områder, fisk-lever	µg/kg VV	100	180	150	i.m.	68.000
Marine områder, fisk-muskel	µg/kg VV	100	6	65	i.m.	16.000

Metalindholdet i udløb fra renseanlæg og regnbetingede udløb kan ikke umiddelbart sammenlignes med miljøkvalitetskrav fastsat for det overfladevand, der udledes til, da miljøkvalitetskravene er fastsat for det opløste indhold af metaller (filterede prøver), mens der i udløbsprøver er målt det totale metalindhold (ufiltrerede prøver). Med dette forbehold og under antagelse af at der sker en fortynding med en faktor 10 ved udledning til overfladevand, kan kobber, kviksølv, sølv og zink potentielt have medført koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene i det overfladevand, der udledes til.

Ved sammenligning af metalkoncentrationerne i de faste matricer, slam og sediment er de højeste mediankoncentrationer fundet i slam fra bassiner til regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder, bortset fra cadmium, som er fundet med højere mediankoncentration i sediment fra vandløb (operationel overvågning) og søer. I regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder er aluminium, zink og kobber fundet i højere koncentrationer end i regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder. Koncentrationsniveauet af aluminium og kobber i regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder er desuden højere end i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning. Det højere koncentrationsniveau i udløb fra fælleskloakerede områder kan skyldes tilledning af urenset spildevand i forbindelse med overløb på renseanlæg.

I vandløb er barium fundet i vandfasen på det højeste koncentrationsniveau, og det er samtidig det metal, der er fundet hyppigst i koncentrationer, der er højere end det generelle miljøkvalitetskrav. Blandt de undersøgte tungmetaller er zink fundet på det højeste koncentrationsniveau, efterfulgt af kobber og nikkel, som er fundet på nogenlunde samme koncentrationsniveau. Zink og

nikkel er i mellem 10 og 50% af de undersøgte prøver fundet i koncentrationer, der er højere end det generelle miljøkvalitetskrav. Vurderingen i forhold til det generelle miljøkvalitetskrav er dog med det forbehold, at dette miljøkvalitetskrav er gældende for et årligt gennemsnit af henholdsvis fire og 12 prøver. Zinkkoncentrationerne har i nogle tilfælde været højere end miljøkvalitetskravets maksimumkoncentration.

De fem metaller i tabel 1 er fundet med mediankoncentrationer på samme niveau i sediment i vandløb ved operationel overvågning, søer ved både kontrol- og operationel overvågning samt i marine kystnære områder. Koncentrationsniveauerne var lavere i sediment fra vandløb undersøgt ved kontrolovervågning og marint sediment i åbne marine områder. I alle tilfælde var de fundne sedimentkoncentrationer af bly og cadmium lavere end miljøkvalitetskravene. De lavere koncentrationer i vandløbssediment undersøgt ved kontrolovervågning end ved den operationelle overvågning kan tilskrives, at stationerne i den operationelle overvågning blandt andet er placeret i vandområder med risiko for manglende målopfyldelse. Der ses dog ikke samme forskel i sediment i søer undersøgt ved henholdsvis operationel og kontrolovervågning.

Vanadium er fundet i søsediment i koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravet i 10-50% af de undersøgte søer.

I muslinger og fisk, både lever og muskel, fra marine områder er zink fundet på det højeste koncentrationsniveau blandt de undersøgte metaller. I muslinger er kobber og arsen fundet på næsthøjest koncentrationsniveau, og kobber er desuden fundet på næsthøjest niveau i fiskelever, mens arsen er fundet på næsthøjest niveau i fiskemuskel. Indholdet af bly i fiskemuskel var i perioden 2008-2013 højere end miljøkvalitetskravet i mere end halvdelen af de undersøgte prøver og i perioden 2014-2019 højere end miljøkvalitetskravet i 10-50% af de undersøgte prøver.

Kviksølv er i fisk fra vandløb og søer fundet i koncentrationer, der var højere end miljøkvalitetskravet i mere end 90% af de undersøgte prøver. Det samme gælder prøver af fisk fra marine områder i perioden 2008-2013 og mere end halvdelen af prøverne i perioden 2014-2019.

I den atmosfæriske deposition var der i perioden frem til 2000 et betydeligt fald i koncentrationen af metaller. Fra 2000 og frem ses kun et mindre fald i koncentrationerne, og for kobber har der de senest år været en tendens til stigende koncentration. I spildevand og overfladevand er enkelte metaller fundet i forskellige dele af overvågningen i signifikant lavere koncentrationer i 2014-2019 end i 2008-2013. Det gælder:

- Nikkel i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning
- Arsen, bor og kobber i udløb fra renseanlæg med mindre avanceret rensning
- Bly og cadmium i vandfasen i vandløb
- Bly i søsediment.

I marine områder er forskellen mellem de to perioder undersøgt på stationsniveau. Arsen og sølv er fundet med stigende trend ved nogen af de undersøgte stationer, men der ikke er fundet stationer med faldende trend. Omvendt er kviksølv og krom fundet med faldende trend ved enkelte af de undersøgte stationer, men der ikke er fundet stationer med stigende trend. De øvrige metaller er fundet

med både faldende og stigende trend ved de stationer, hvor der er fundet ændringer.

Pesticider

Overvågningen af pesticider omfatter dels pesticider, som har eller har haft anvendelse i landbruget eller til ukrudtsbekæmpelse på eksempelvis bebyggede arealer, og dels de såkaldte ”gamle” chlorerede pesticider, bl.a. DDT. Sidstnævnte overvåges i marine områder, mens de andre pesticider overvåges i fersk overfladevand, punktkilder og luft. Overvågningen af pesticider omfatter både de aktive stoffer og en række nedbrydningsprodukter af aktive stoffer.

Blandt de overvågede pesticider er prosulfocarb, som er et herbicid, der anvendes om efteråret på vinterafgrøder. Prosulfocarb var i 2018 næstefter glyphosat det mest solgte ukrudtsmiddel i Danmark (Miljøstyrelsen, 2020). Ved opgørelse i forhold til pesticidernes miljøbelastning var prosulfocarb det pesticid, der havde den næststørste miljøbelastning (12,5% af den samlede miljøbelastning), mens glyphosat, som i 2018 bidrog med 7,8% af den samlede miljøbelastning, var det tredje mest miljøbelastende pesticid.

Glyphosat og dets nedbrydningsprodukt AMPA er med fundhyppigheder på 83-97% blandt de hyppigst påviste pesticider i regnbetingede udløb fra både separatkloakerede og fælleskloakerede områder samt i vandfasen i vandløb. Prosulforcarb blev påvist i 30-40% af de undersøgte prøver fra regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder, men ikke i nogen af prøverne fra fælleskloakerede områder. På de to målestationer, hvor der er foretaget målinger på nedbør, blev prosulfocarb fundet med størst deposition, mens det i vandløb blev påvist i ca. 15% af de undersøgte vandprøver ved både kontrolovervågning og operationel overvågning i 2008-2013 og 2014-2019.

Der er ikke fundet indikation på, at de pesticider, der er undersøgt i regnbetingede udløb, har medført koncentrationer, var højere end miljøkvalitetskravene i det overfladevand, der udledes til. Tilsvarende er der ikke fundet indikation på, at pesticider, der er undersøgt i vandfasen i vandløb, er forekommet i de undersøgte vandløb i koncentrationer, der var højere end fastsatte miljøkvalitetskrav. Koncentrationen af BAM i vandløbsvand var signifikant lavere i 2014-2019 end i 2008-2013.

Blandt de fire pesticider, der er undersøgt for i sediment fra vandløb og søer blev chlorpyrifos påvist i enkelte prøver. De øvrige, cypermethrin, isoproturon og tau-fluvalinat, blev ikke påvist eller påvist i enkelte prøver.

I marine områder er de undersøgte chlorerede pesticider fundet i fisk med højere koncentrationer i lever end i muskel. Hexachlorbenzen, som er et af de få stoffer, der er fastsat miljøkvalitetskrav for i biota, blev fundet i koncentrationer, der var lavere end miljøkvalitetskravet.

På de fleste af de marine stationer, hvor der er undersøgt for chlorerede pesticider, er der ikke fundet signifikant forskel på koncentrationerne i fisk imellem perioderne 2008-2013 og 2014-2019. I de tilfælde, hvor der blev fundet signifikant forskel, var der lavest koncentration i 2014-2019, med undtagelse af pp’-DDE, hvor koncentrationen var lavest i 2008-2013.

Aromatiske kulbrinter

Overvågningen af aromatiske kulbrinter omfatter benzen, toluen og xylen samt naphthalener, som indeholder to benzenringe. Aromatiske kulbrinter er undersøgt i alle dele af overvågningen.

Naphthalen, dimethylnaphthalener og toluen er de stoffer, der inden for denne gruppe, er fundet hyppigst i udløb fra renseanlæg med de undersøgte typer af rensning samt i regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder. I deposition er naphthalen fundet i højere koncentration end methylnaphthalener. Der er ikke undersøgt for dimethylnaphthalener.

Der er ikke fundet indikation på, at aromatiske kulbrinter i udløb fra renseanlæg eller regnbetingede udløb har giver anledning til koncentrationer, der var højere end de miljøkvalitetskrav, der er fastsat for aromatiske kulbrinter i det overfladevand, der udledes til

Dimethylnaphthalenerne er blandt de undersøgte aromatiske kulbrinter fundet på det højeste koncentrationsniveau i sediment fra vandløb, søer og marine områder med de højeste niveauer i søsediment. I mere end halvdelen af de undersøgte søer og i mere end halvdelen af de undersøgte kystnære marine områder var indholdet af methylnaphthalener i sediment højere end miljøkvalitetskravet for summen af methylnaphthalener. I vandløb var sedimentkoncentrationen af methylnaphthalener lavere end miljøkvalitetskravet og det samme gælder sedimentkoncentrationen af naphthalen i vandløb, søer og marine områder.

Koncentrationen af dimethylnaphthalener i udløb fra renseanlæg med avanceret og mindre avanceret rensning var signifikant højere i 2014-2019 end i 2008-2013, mens koncentrationen af naphthalen i udløb fra renseanlæg med mindre avanceret rensning var signifikant lavere. I søsediment var koncentrationen af trimethylnaphthalener signifikant højere i 2014-2019 end i 2008-2013. Der er ikke fundet signifikante forskelle mellem koncentrationerne i de to perioder af aromatiske kulbrinter, der er undersøgt ved renseanlæg og i vandløb.

Fenoler

Overvågningen af fenoler omfatter undersøgelse af stofferne phenol, alkylphenoler og bisphenol A i punktkilder, vandløb, søer og marine områder.

Bisphenol A og phenol er de hyppigst fundne fenoler i udledninger fra renseanlæg og samtidig de fenoler, der er fundet på det højeste koncentrationsniveau. De største fundhyppigheder og højeste koncentrationsniveauer er fundet i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning. Mere end en tiendedel af målingerne for de stoffer var højere end miljøkvalitetskravene i det overfladevand, der udledes til, når det antages, at der ved udledningen sker fortynding med en faktor 10.

I vandløbsvand er bisphenol A den hyppigst fundne af fenolerne, men i alle tilfælde i koncentrationer, der var lavere end miljøkvalitetskravet. Der er ikke undersøgt for phenol i vandløbsvand.

Nonylphenoler og nonylphenolethoxylater er fundet i sediment fra vandløb, søer og marine områder med størst hyppighed i kystnære marine områder. De fundne sedimentkoncentrationer var højere end miljøkvalitetskravet for

nonylphenol i mere end 10% af de undersøgte marine områder, både kystnære og åbne områder. Der er ikke fundet sedimentkoncentrationer, der var højere end miljøkvalitetskravet i de undersøgte vandløb og søer. Ligeledes er der ikke fundet octylphenolkoncentrationer, der var højere end miljøkvalitetskravet i hverken vandløb, søer eller marine områder.

Sammenligning af koncentrationen af fenoler ved stationer, hvor der er målt i både 2008-2013 og i 2014-2019, viser, at koncentrationen af nonylphenoler var signifikant lavere i vandløbsvand og søsediment i 2014-2019 end i 2008-2013, og koncentrationen af nonylphenolmonoethoxylater og 4-tert-octylphenol i søsediment var ligeledes signifikant lavere. Derudover blev der ikke fundet signifikante forskelle i koncentrationerne af de undersøgte fenoler mellem de to perioder.

Halogenerede alifatiske kulbrinter

Halogenerede alifatiske kulbrinter er ved overvågningen undersøgt i punktkilder og vandløbsvand.

Chloroform er sammen med tetrachlorethylen de to stoffer fra gruppen af halogenerede kulbrinter, der med fundhyppigheder på op til 100% er fundet med størst hyppighed i udløb fra renseanlæg uden markante forskelle mellem de tre grupper af renseanlæg. De øvrige halogenerede kulbrinter er ikke påvist eller kun påvist i enkelte prøver, bortset fra trichlorethylen som er påvist i op til 19% af de undersøgte prøver. Chloroform er ligeledes det stof, der er påvist i vandfasen i vandløb med størst hyppighed. Der er ikke undersøgt for tetrachlorethylen i vandfasen i vandløb.

I det omfang, der er fastsat miljøkvalitetskrav for de undersøgte halogenerede alifatiske kulbrinter, er der ikke fundet koncentrationer, der forventes at have givet anledning til overskridelse af miljøkvalitetskravene i vandløb eller det overfladevand, der udledes til fra punktkilder.

Halogenerede aromatiske kulbrinter

Halogenerede aromatiske kulbrinter er ved overvågningen undersøgt i punktkilder.

2,5-Dichloranilin er som den eneste af de undersøgte halogenerede aromatiske kulbrinter påvist i spildevand fra renseanlæg med avanceret rensning i perioden 2008-2013, men er dog ikke påvist i perioden 2014-2019. Der er ikke fastsat miljøkvalitetskrav for 2,5-dichloranilin.

Klorfenoler

Klorfenoler er ved overvågningen undersøgt i punktkilder.

De undersøgte klorfenoler er med undtagelse af 2,4-dichlorphenol i perioden 2008-2013 påvist i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning men ikke i udløb fra renseanlæg med mindre avanceret rensning. Der foreligger ikke data fra perioden 2014-2019.

Der er fastsat miljøkvalitetskrav for de to klorfenoler, pentachlorphenol og 4-chlor-3-methyl-phenol. Der er ikke indikation på, at udledning af spildevand

har givet anledning til overskridelse af kvalitetskravene i det overfladevand, der udledes til fra punktkilder.

Polychlorerede biphenyler (PCB)

Overvågning af PCB omfatter undersøgelse af en række PCB congenere i marine områder.

PCB er fundet udbredt i muslinger, fisk og sediment i marine områder. PCB congenerne PCB#138 og PCB#153 er enkelte steder fundet på koncentrationsniveauer, som var højere end de af OSPAR fastsatte baggrundsniveauer.

På de fleste af de undersøgte marine stationer er der ikke sket signifikant ændringer i koncentrationen i fisk af de undersøgte PCB'er fra 2008-2013 til 2014-2019. På en enkelt af de syv undersøgte stationer har der været signifikant højest koncentration af PCB#153 i 2014-2019, og tilsvarende på enkelte stationer signifikant lavere koncentration af henholdsvis PCB#101 og PCB#138 i 2014-2019.

Polyaromatiske kulbrinter (PAH)

PAH er undersøgt i alle de dele af overvågningen, der er beskrevet i nærværende rapport.

I udløb fra renseanlæg er de fleste af PAH'erne ikke påvist eller kun påvist i enkelte prøver. Enkelte PAH'er er fundet i op til 50% af de undersøgte prøver med størst hyppighed i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning. Den større hyppighed ved disse renseanlæg kan hænge sammen med den mindre avancerede rensning, men da der samtidig er færrest prøver fra denne gruppe af renseanlæg, er der også større usikkerhed på resultatet. PAH vil på renseanlæg blive bundet til slam, hvilket forklarer den generelt lave fundhyppighed i udløb fra renseanlæg, specielt renseanlæg med avanceret og mindre avanceret rensning.

I regnbetingede udløb fra fælleskloakerede og separatkloakerede områder skiller benzo(ghi)perylen, benzo(b+j+k)fluoranthen, crysen / triphenylen, fluoranthen, phenanthren og pyren sig ud ved at være fundet med større hyppighed end de øvrige PAH'er. Benzo(b+j+k)fluoranthen, fluoranthen, phenanthren samt pyren er samtidig de PAH'er, der indgår med størst mængde i den årlige deposition af PAH, hvilket kan være en af forklaringerne på den hyppigere forekomst i regnbetingede udløb.

Pyren er i regnbetingede udløb fra én station i fælleskloakeret område fundet i mere end 10% af de undersøgte prøver i 2014-2019 i koncentrationer, der efter antagelse om fortynding med en faktor 10, var højere end det generelle miljøkvalitetskrav i det overfladevand, der udledes til. Den højest fundne koncentration af pyren var ligeledes højere end miljøkvalitetskravets maksimumkoncentration efter antagelsen om fortynding. De øvrige PAH'er blev ikke fundet i regnbetingede udløb i koncentrationer, der efter antagelsen om fortynding var højere end fastsatte miljøkvalitetskrav for PAH. Vurderingen af resultaterne fra regnbetingede udløb er med det forbehold at undersøgelserne af PAH ved regnbetingede udløb kun omfatter få stationer og grundlaget for sammenligning af koncentrationerne derfor er usikkert.

I sediment fra de undersøgte vandløb, søer og marine områder er benzo(b+j+k)fluoranthen, fluoranthen og pyren fundet på de højeste koncentrationsniveauer. I marine områder er der fundet højere koncentrationsniveauer i de kystnære marine områder end i de åbne marine områder, som er undersøgt i forbindelse med havstrategidirektivet.

PAH er fundet med større hyppighed i slam fra bassiner til udløb fra separatkloakerede områder end i vandfasen i udløb fra fælles- og separatkloakerede områder, hvilket tilskrives PAH'ernes affinitet til partikler. 18 af de i alt 22 PAH'er, der er undersøgt i slam, er påvist i alle de undersøgte prøver. De PAH'er, der blev fundet hyppigt i vandfasen i regnbetingede udløb er samtidig fundet på de højeste koncentrationsniveauer i de undersøgte prøver af slam, dog bortset fra phenanthren.

1-methylpyren og dimethylphenanthren er fundet med lavest hyppighed i slam fra bassiner til regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder samt i sediment fra vandløb og søer. De to PAH'er er undersøgt i sediment fra marine områder, men der ikke fundet med tilsvarende markant lavere hyppighed end de øvrige PAH'er.

Der er ikke fundet indikation på, at PAH er forekommet i vandfasen i de undersøgte vandløb i koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene. Ligeledes er der ikke fundet indikation på, at udledning af PAH fra renseanlæg har givet anledning til koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene i det overfladevand, som spildevandet er udledt til.

Anthracen er fundet i sediment fra både vandløb, søer og kystnære marine områder i koncentrationer, der var højere end miljøkvalitetskravet, mens koncentrationerne i åbne marine områder var lavere end miljøkvalitetskravet.

Ved sammenligning af koncentrationen af PAH på vandløbsstationer undersøgt i henholdsvis 2008-2013 og 2014-2019 finder man signifikant lavere koncentration af to PAH'er (dibenzothiophen og dimethylphenanthren) i 2014-2019 end i 2008-2013. Ligeledes ses der på de fleste af de undersøgte marine stationer signifikant lavest koncentration i 2014-2019 af en række PAH'er i muslinger, mens der på enkelte stationer ses en stigning. I søsediment er der fundet højere koncentration i 2014-2019 end i 2011-2013 af PAH, i det omfang der er signifikant forskel på koncentrationerne i 2011-2013 og 2014-2019.

Perfluorerede forbindelser (PFAS)

Perfluorerede forbindelser er ved overvågningen undersøgt i punktkilder, vandløb og marine områder.

Perfluoroktansyre (PFOA), perfluoroktansulfonsyre (PFOS) og perfluornonansyre (PFNA) er i udløb fra renseanlæg de hyppigst påviste blandt de undersøgte perfluorerede forbindelser. Stofferne er fundet med de laveste fundhyppigheder i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning, hvilket indikerer, at spildevand fra husholdninger ikke er den væsentligste kilde. I regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder er PFOS fundet med størst hyppighed.

PFOA er blandt de undersøgte perfluorerede forbindelse fundet på det højeste koncentrationsniveau i udløb fra renseanlæg. De højeste koncentrationer er fundet i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning. PFOS er i udløb fra renseanlæg fundet i koncentrationer, der kan have medført koncentrationer,

der under antagelse om fortynding med en faktor 10 ved udledning er højere end miljøkvalitetskravet i det overfladevand, der udledes til.

PFOS og PFOA er de hyppigst påviste perfluorerede forbindelser i vandfasen i vandløb. Det kan ikke udelukkes, at PFOS er forekommet i de undersøgte vandløb i koncentrationer, der var højere end det generelle miljøkvalitetskrav, men ikke højere end maksimumkoncentrationen. Overvågningen i vandløb var en del af den operationelle overvågning, og omfattede dermed stationer, der er vurderet til at være i risiko for manglende målopfyldelse.

I lever fra fisk fra marine områder er PFOS påvist i alle de underøgte prøver. Perfluordecansyre (PFDA), PFNA og perfluorundecansyre (PFUnA) er fundet med næststørst hyppighed. Målingerne af PFOS i fiskelever giver ikke indikation på, at PFOS er forekommet i koncentrationer, der er højere end kvalitetskravet i de undersøgte områder.

Ved sammenligning af koncentrationen af PFAS ved stationer undersøgt i henholdsvis 2008-2013 og 2014-2019 finder man signifikant lavere koncentration af perfluorhexansyre (PFHxA) og PFDA i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning i 2014-2019 end i 2008-2013. I fiskelever fra marine områder er der ligeledes fundet signifikant fald af disse to stoffer samt af PFOS, mens PFOA er fundet i signifikant højere koncentration i 2014-2019 end i 2008-2013.

Blødgørere

Overvågningen af blødgørere omfatter undersøgelse af phthalater samt en enkelt adiphat i punktkilder, vandløb, søer og marine områder.

DEHP er den af de undersøgte blødgørere, der er fundet hyppigst og på det højeste koncentrationsniveau i udløb fra renseanlæg. De højeste koncentrationer er fundet i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning. Diisononylphthalat (DNP) er fundet med næststørst hyppighed og dernæst diethylphthalat. I regnbetingede udløb fra fælleskloakerede og separatkloakerede områder samt slam fra bassiner til regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder er DEHP og DNP ligeledes de hyppigst fundne blødgørere. Der er ikke fundet indikation på, at blødgørere i udløb fra de undersøgte renseanlæg eller regnbetingede udløb har givet anledning til koncentrationer, der, i det overfladevand der udledes til, er højere end miljøkvalitetskravene. Ligeledes er der ikke fundet indikation på, at blødgørere er forekommet i de undersøgte vandløb i koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene.

DEHP og diisononylphthalat (DNP) er desuden de to stoffer, der blandt de undersøgte blødgørere er fundet med størst hyppighed i sediment i både vandløb og søer, og på de højeste koncentrationsniveauer. I vandfasen i vandløb er det også DNP, de er fundet med størst hyppighed blandt de undersøgte blødgørere. I sediment fra kystnære marine områder er de undersøgte blødgørere fundet i 50-100% af de undersøgte prøver og generelt med større hyppighed end i sediment fra vandløb og søer. Diisodecylphthalat er fundet på det højeste koncentrationsniveau i åbne marine områder. Der er ikke undersøgt for diisodecylphthalat i sediment fra vandløb og søer.

Ved sammenligning af koncentrationen af blødgørere ved stationer undersøgt i henholdsvis 2008-2013 og 2014-2019 finder man, at der ikke er statistisk forskel på koncentrationerne af blødgørere i udløb fra renseanlæg. Derudover har der ikke været datagrundlag for at undersøge eventuel forskel.

Organotinforbindelser

Overvågning af organotinforbindelser omfatter undersøgelse af butyltinforbindelser og triphenyltin i punktkilder, vandløb og søer samt undersøgelse af yderligere en række organotinforbindelser i marine områder.

I udløb fra renseanlæg og regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder er monobutyltin fundet hyppigst blandt de undersøgte organotinforbindelser. Monobutyltin er ligeledes sammen med dibutyltin de hyppigst påviste organotinforbindelser i sediment fra vandløb. De samme stoffer er fundet på de højeste koncentrationsniveauer i spildevand og sediment fra vandløb og søer.

Der er fastsat miljøkvalitetskrav for tributyltin (TBT) i overfladevand. TBT i udløb fra renseanlæg kan have medført koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravets maksimumkoncentration i det overfladevand, der udledes til fra renseanlæg, når det antages, at der ved udledningen sker en fortynding med en faktor 10. Det er ikke muligt med de detektionsgrænser, der er anvendt ved analyse af vandprøver fra vandløb, at vurdere, om der er forekommet koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravet.

I sediment fra søer, vandløb og kystnære marine områder er monobutyltin og dibutyltin blandt de hyppigst påviste organotinforbindelser. I kystnære marine områder er TBT desuden blandt de hyppigst påviste. De undersøgte organotinforbindelser er ikke påvist eller kun påvist i enkelte prøver fra de undersøgte åbne marine områder. I muslinger og fiskelever fra kystnære marine områder er TBT, dibutyltin og monobutyltin de hyppigst fundne organotinforbindelser, ligesom i sediment. I fiskelever er triphenyltin og diphenyltin fundet med hyppigheder på samme niveau som mono-, di- og tri-butyltinforbindelserne, og triphenyltin er i fiskelever fundet på det højeste koncentrationsniveau.

Ved sammenligning af koncentrationerne af organotinforbindelser ved stationer undersøgt i både 2008-2013 og 2014-2019 finder man signifikant lavere koncentration af monobutyltin i 2014-2019 end i 2008-2013 i udløb fra renseanlæg med mindre avanceret rensning, mens der i sediment fra både vandløb og søer har været signifikant højere koncentration i 2014-2019. I marine områder ses der, i det omfang der er signifikant forskel på koncentrationerne i 2008-2013 og 2014-2019 primært tendens til faldende koncentration. Ved enkelte stationer ses der stigende koncentration af tributyltin og monobutyltin. Der er dog tale om koncentrationer tæt på detektionsgrænsen.

Dioxiner og furaner

Overvågning af dioxiner og furaner omfatter sediment og biota i marine områder.

I sediment og biota fra de undersøgte marine områder er dioxiner og furaner påvist med varierende hyppighed. I sediment var fundhyppigheden i de undersøgte åbne marine områder lavere end i de undersøgte kystnære områder.

Der er fastsat miljøkvalitetskrav for summen af toksicitetsækvivalenter af dioxiner, furaner og dioxinlignende PCB'er i biota. Der er ikke fundet indikation på overskridelse af dette miljøkvalitetskrav i marin biota.

Koncentrationen af dioxiner og furaner i marine områder har med en enkelt undtagelse været faldende i det omfang, der har været en signifikant udvikling.

På trods af dette har koncentrationen af dioxiner og furaner opgjort som toksicitetsækvivalenter (WHO-TEQ) været stigende. Hertil skal bemærkes, at ved beregning af toksicitetsækvivalenter skal der bare være ét stof med en koncentration over detektionsgrænsen for at der opnås en værdi for WHO-TEQ, og da nogle af de dioxinlignende PCB'er, især PCB#118, påvises hyppigt, betyder det, at der kan beregnes en toksicitetsækvivalent for fisk på disse stationer.

Bromerede flammehæmmere

Overvågningen af bromerede flammehæmmere omfatter undersøgelse af op til 15 forskellige congenere bromerede diphenylethere i punktkilder og marine områder.

Blandt de undersøgte bromerede flammehæmmere er primært BDE#209 påvist i udløb fra renseanlæg og i regnbetingede udløb fra et fælleskloakeret område. De øvrige bromerede flammehæmmere er ikke påvist eller kun påvist i en enkelt prøve.

I muslinger samt lever og muskel fra fisk fra marine områder er bromerede flammehæmmere påvist med varierende hyppighed, fra 0 til 100%. De bromerede flammehæmmere, der samlet set er påvist hyppigst, er BDE#47, BDE#49, BDE#99 og BDE#100.

Der er fastsat miljøkvalitetskrav for summen af seks BDE'er, BDE#28, #47, #99, #100, #153 og #154, i overfladevand og biota. Der ikke indikation på, at udledning af bromerede flammehæmmere fra punktkilder har givet anledning til koncentrationer, der var højere end miljøkvalitetskravene i det overfladevand, der udledes til. Dette kan hænge sammen med den ringe tendens hos bromerede flammehæmmere til at forekomme i vandige matricer. Indholdet af BDE#47 i fiskemuskel fra marine områder var derimod højere end miljøkvalitetskravet for biota i mere end 90% af de undersøgte prøver. Dette indikerer udbredt forekomst af bromerede diphenylethere i marine områder i koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravet.

I det omfang det har været muligt at påvise signifikant forskel mellem koncentrationen af bromerede flammehæmmere i 2008-2013 og 2014-2019, har der i marine områder været lavest koncentration af BDE#47 og BDE#100, og højere koncentration af BDE#154 i 2014-2019.

Ethere

Overvågningen af ethere omfatter undersøgelse af tertiær-butylmethyl-ether (MTBE) og triclosan i punktkilder og vandløb.

MTBE er påvist med større hyppighed i udløb fra de undersøgte renseanlæg med avanceret rensning end i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning. Det modsatte gør sig gældende for triclosan, som er påvist med størst hyppighed i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning. MTBE og triclosan er ikke påvist eller kun påvist i få prøver i regnbetingede udløb fra områder med fælles- og separatkloakering.

MTBE er påvist i få prøver af vandfasen fra de undersøgte vandløb.

Der er ikke fundet indikation på, at udledning af MTBE fra punktkilder har givet anledning til koncentrationer, der er højere end det fastsatte miljøkvalitetskrav for MTBE i det overfladevand, der udledes til, ligesom der ikke i vandløb er fundet indikation på, at der har været overskridelse af miljøkvalitetskravet.

P-triestere

Overvågningen af fosfor-triestere (P-triestere) omfatter undersøgelse ved punktkilder.

Trichlorpropylphosphat (TCPP) og triphenylphosphat er de hyppigst påviste P-triestere i udløb fra renseanlæg og regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder. TCPP er den hyppigst påviste i regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder.

TCPP og tributylphosphat er fundet i signifikant lavere koncentrationer i udløb fra renseanlæg med avanceret og mindre avanceret rensning i 2014-2019 end i 2008-2013.

Der ikke indikation på, at udledning af P-triestere fra renseanlæg eller regnbetingede udløb har givet anledning til koncentrationer, der var højere end miljøkvalitetskravene for P-triestere i det overfladevand, der udledes til, når det antages, at der ved udledningen sker en fortynding med en faktor 10.

Detergenter

Overvågning af detergenter omfatter undersøgelse i punktkilder og vandløb.

Anioniske detergenter bestemt som alkylbenzensulfonat (LAS) er i spildevand fundet hyppigere og på højere koncentrationsniveau i udledninger fra renseanlæg med mekanisk rensning end i udløb fra renseanlæg med avanceret eller mindre avanceret rensning.

LAS er påvist i få af de undersøgte prøver fra vandløb.

Koncentrationen af LAS i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning er på et niveau, hvor det kan have medført koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravets maksimumskoncentration og det generelle miljøkvalitetskrav i det overfladevand, som spildevandet udledes til, når det antages, at der ved udledningen sker en fortynding med en faktor 10. Der er dog ikke fundet indikation på, at koncentrationen i de undersøgte vandløb har været højere end miljøkvalitetskravene.

Lægemidler

Overvågningen af lægemidler omfatter både humane og veterinære lægemidler samt to nedbrydningsprodukter heraf. Lægemidlerne er undersøgt i punktkilder og vandløb.

En række lægemidler er påvist i tæt på 100% af de undersøgte prøver fra udløb fra renseanlæg. Det gælder carbamazepin, citalopram, furosemid, ibuprofen, 2-hydroxyibuprofen, sulfamethiazol og tramadol. Blandt disse blev furosemid, ibuprofen, 2-hydroxyibuprofen fundet på højere koncentrationsniveau i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning end fra renseanlæg med

de to andre grupper af rensning. Dette må dels tilskrives den mindre avancerede renseteknologi ved renseanlæg med mekanisk rensning, men det kan også være indikation på, at spildevand fra husholdninger er en væsentlig kilde til disse lægemidler i spildevand.

I regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder er lægemidlerne fundet med hyppigheder på niveau med fundhyppighederne i udløb fra renseanlæg, men på lavere koncentrationsniveauer.

Der er ikke indikation på, at de undersøgte lægemidler i udløb fra renseanlæg eller regnbetingede udløb har medført koncentration, der var højere end fastsatte miljøkvalitetskrav i det overfladevand, der udledes til, når det antages at der ved udledning sker fortynding med en faktor 10.

Tre af de i alt 19 undersøgte lægemidler er fundet med signifikant lavere koncentrationer i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning i 2014-2019 end i 2008-2013 (sulfamethiazol, sulfamethoxazol og trimethoprim). To lægemidler er fundet i højere koncentration i 2014-2019 end i 2008-2013 ved henholdsvis renseanlæg med avanceret rensning (salicylsyre) og mindre avanceret rensning (paracetamol).

Ved ferskvandsdambrug er furosemid, sulfamethoxazol og ibuprofen de hyppigst påviste blandt de otte lægemidler, der er undersøgt for i tilløb til og udløb fra dambrug. Fundhyppighed og koncentrationsniveau var højere i udløb fra dambrug end i tilløb. Forekomsten af lægemidlerne i tilløb til dambrug fortæller, at der opstrøms dambrugene var andre kilder til stoffernes forekomst i vandløbene.

Sulfadiazin og florfenicol, som er blandt de lægemidler, der er fastsat miljøkvalitetskrav for, er fundet i udløb fra ferskvandsdambrug i koncentrationer, der var højere end miljøkvalitetskravenes maksimumkoncentrationer. Der vil imidlertid ske en fortynding ved udledning i vandløbet, så eventuel højere koncentration i vandløbet end miljøkvalitetskravet vil afhænge af fortyndingszonen.

I vandløb er de hyppigst påviste lægemidler diclofenac, erythromycin og clarithromycin. Der er ikke indikation på, at der har forekommet lægemidler i de undersøgte vandløb i koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene. Sulfadiazin og trimethroprim er fundet med lavere hyppighed i de undersøgte vandløb end i tilløb til og udløb fra ferskvandsdambrug.

Østrogener

Overvågningen af østrogener omfatter to naturlige og et kunstigt kønshormon med undersøgelse i punktkilder og vandløb.

Det naturlige østrogen, østron er blandt de undersøgte østrogener fundet med størst hyppighed i udløb fra renseanlæg. Den største hyppighed og de højeste koncentrationer er fundet i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning. Det kunstige østrogen, ethinyløstradiol er ikke påvist eller kun påvist i få prøver af udløb fra renseanlæg.

I vandløb er østron fundet i 94-100% af de undersøgte prøver, og som den eneste af de undersøgte østrogener fundet i vandfasen i mere end enkelte prøver.

Udledning af 17β-østradiol fra renseanlæg med avanceret, mindre avanceret og mekanisk rensning kan i få tilfælde have medført koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravets maksimumkoncentration i det overfladevand, der udledes til. Det samme gælder udledning af ethinyløstradiol fra renseanlæg med avanceret rensning. Der er dog ikke fundet indikation på koncentrationer højere end miljøkvalitetskravene i de undersøgte vandløb.

Summary

In this report, the results of the monitoring of environmentally hazardous pollutants in surface water as well as air and point sources in the period 2008-2019 are described. As a general rule, the report is an update of the corresponding report, which describes the results of the monitoring in the period 2004-2012, but with, among other things, the difference that data from monitoring of environmentally hazardous pollutants in groundwater is not described in this report.

There is an overlap between the period for this report and the previous report. In cases where new data has not become available since the end of the previous report, please refer to the previous report.

The report is structured with a description of the results from surveillance monitoring and operational monitoring during the two six-year periods 2008-2013 and 2014-2019. To the extent that there is a sufficient data basis, an analysis has been conducted of whether there is a statistically significant difference between the concentrations in the two periods.

The report reviews the groups of substances that have been included in the monitoring.

Metals

Throughout the period 2008-2019, metals were included in all the parts of the monitoring described in this report.

Metals occur naturally, but due to their anthropogenic use, some metals occur in the aquatic environment in concentrations, where they can pose an environmental problem.

Sources for the presence of metals in the aquatic environment were studied in different contexts. Jensen and Bak (2018) examined sources of zinc and copper in the freshwater environment. Their study concludes that the loss of zinc and copper from agricultural soils is presumed to constitute a significant source of their presence in the Danish aquatic environment, and that the largest source (80-90%) by far of zinc and copper in Danish soils is agriculture, primarily through the application of pig manure. Ellermann et al. (2021) state that the increasing copper concentration in atmospheric deposition can be attributed to increased road transport due to increased emissions from abrasion of brakes.

The median concentrations in the studied media and matrices of the four metals lead, cadmium, mercury and nickel, which are on the Water Framework directive's list of prioritised substances, as well as zinc are listed in table 1. In rain-related effluents (RRE) from common sewered areas, lead, cadmium and zinc were found with higher median concentrations than in the other aqueous matrices. In effluents from treatment plants with advanced purification, nickel was found with a higher median concentration than in the other aqueous matrices, while mercury was found with the same median concentration in effluents from treatment plants with advanced purification and rain-related effluents from common and separate sewered areas.

The metal content of the effluents from the treatment plants and the rain-related effluents cannot immediately be compared with the environmental quality standards established for the surface water to which they are discharged, as the environmental quality standards are established for the dissolved content of metals (filtered samples), while the total metal content (unfiltered samples) is measured in the effluent samples. With this reservation and assuming that dilution with a factor of 10 takes place in discharge to surface water, copper, mercury, silver and zinc may potentially have resulted in concentrations that are above the environmental quality standards in the surface water to which they are discharged.

When comparing the metal concentrations in the solid matrices, sludge and sediment, the highest median concentrations were found in sludge from basins for rain-based effluents from separate sewered areas, apart from cadmium, which was found with a higher median concentration in sediment from streams (operational monitoring) and lakes.

Table 1. Median value for the period 2014-2019 of concentration in effluents from treatment plants, wet deposition and sediment from streams, lakes and marine areas of metals on the Water Framework Directive's list of prioritised substances and zinc. n.m.: Not measured

	Unit	Lead	Cadmium	Mercury	Nickel	Zink
Environmental quality standards – general (freshwater), (table 6.1)	µg/l	1.2	0,08-0,25		4	7.8
Environmental quality standards – maximum concentration (fresh water) (table 6.1)	µg/l	14	≤0.45-1.5	0.07	34	8.4
Estimated natural background concentration (table 6.11)	µg/l				0.82	1.5
Deposition to inner Danish waters (2019)	t/year	14	1	n.m.	6	250
Effluents from treatment plants with advanced purification	µg/l	< 0.5	< 0.05	0.025	2.9	24
Effluents from treatment plants with less advanced purification	µg/l	< 0.5	< 0.05	0,008	2.1	210
Effluents from treatment plants with mechanical purification	µg/l	1.9	0.052	0.024	2.4	56
RRE from common sewered areas	µg/l	3.8	0.10	0.025	2.5	165
RRE from separate sewered areas	µg/l	0.75	< 0.05	0.025	1.9	32
Sludge from basin to RRE from separate sewage areas	mg/kg TS	31	0.49	0.062	29	405
Annual wet deposition (2019)	kg/km^2	0.42	0.016	n.m.	0.17	7.7
Streams, water (control)	µg/l	0.04	0.01	0,00050	1.3	5.3
Streams, water (operational)	µg/l	0.044	0.012	0.0010	1.6	8.7
Environmental quality standards – sediment (fresh and marine)	mg/kg DW	163	3.8	-	-	-
Streams, sediment (control)	mg/kg DW	6.4	0.24	0.031	8.1	46
Streams, sediment (operational)	mg/kg DW	21	0.66	0.10	18	170
Lakes, sediment (control)	mg/kg DW	22	0.7	0.072	14	110
Lakes, sediment (operational)	mg/kg DW	28	0.8	0.09	15	110
Marine areas, sediment	mg/kg DW	22	0.27	0.046	14	91
Open marine areas (Marine Strategy Directive), sediment	mg/kg DW	7.3	0.030	0.0050	3.1	16
Environmental quality standards – biota (fresh and marine)	µg/kg WW	110	160	20		
Marine areas, mussels	µg/kg WW	210	200	23	490	23.000
Marine areas, fish livers	µg/kg WW	100	180	150	n.m.	68.000
Marine areas, fish muscles	µg/kg WW	100	6	65	n.m.	16.000

In rain-related effluents from common sewered areas, aluminium, zinc and copper were found in higher concentrations than in rain-related effluents from separate sewered areas. The concentration level of aluminium and copper in rain-related effluents from common sewered areas was also higher than in effluent from treatment plants with mechanical purification. The higher concentrations

in the effluents from common sewered areas may be caused by the discharge of untreated wastewater in connection with overflow at the treatment plants.

In streams, barium was found at the highest concentration level in the water phase, and it was also the metal found most frequently in concentrations above the general environmental quality standards. Among the heavy metals studied, zinc was found at the highest concentration level, followed by copper and nickel, which were found at roughly the same concentration level. In 10 and 50% of the studied samples, zinc and nickel were found in concentrations above the general environmental quality standards. However, in relation to the general environmental quality standards, the assessment is subject to the condition that this environmental quality requirement applies to an annual average of four and 12 tests, respectively. In some cases, the zinc concentrations were above the environmental quality standard's maximum concentration.

The five metals in table 1 were found with median concentrations at the same level in sediment in streams through operational monitoring, lakes through bothsurveillance and operational monitoring and in marine coastal areas. Concentration levels were lower in sediment from streams studied by surveillance monitoring and marine sediment in open marine areas. In all cases, the detected sediment concentrations of lead and cadmium were below the environmental quality standards. The lower concentrations in the sediment from streams that were examined by surveillance monitoring rather than by the operational monitoring can, among other things, be attributed to the fact that the stations in the operational monitoring were placed in water areas at risk of not meeting the goals. However, the same difference was not detected in sediment in lakes examined by operational and surveillance monitoring, respectively.

Vanadium was detected in lake sediment in concentrations above the environmental quality standards in 10-50% of the lakes studied.

In mussels and fish, both livers and muscles, from marine areas, zinc was detected at the highest concentration level among the studied metals. In mussels, copper and arsenic were found at the second-highest concentration level, and copper was also found at the second-highest level in fish livers, while arsenic was found at the second-highest level in fish muscles. In the period 2008-2013, the content of lead in fish muscles was above the environmental quality standard in more than half of the samples studied, and in the period 2014-2019 it was above the environmental quality standard in 10-50% of the studied samples.

In fish from streams and lakes, mercury was detected in concentrations that were above the environmental quality standard in more than 90% of the studied samples. The same applied to fish samples from marine areas in the period 2008-2013 and more than half of the samples in the period 2014-2019.

In the period up to 2000, there was a significant decrease in the concentration of metals in the atmospheric deposition. From 2000 onwards, only a small decrease in the concentrations has been observed, and for copper there has been a tendency in recent years of increased concentration. In wastewater and surface water, certain metals were found in different parts of the monitoring in significantly lower concentrations in 2014-2019 than in 2008-2013. This goes for:

- Nickel in effluents from treatment plants with advanced purification
- Arsenic, boron and copper in effluents from treatment plants with less advanced purification
- Lead and cadmium in the water phase in streams
- Lead in lake sediment.

In marine areas, the difference between the two periods was examined at station level. Arsenic and silver were found with an increasing trend at some of the stations that were studied, but no stations had a decreasing trend. The remaining metals were detected with both decreasing and increasing trends at the stations where changes were found.

Pesticides

Monitoring of pesticides partly included pesticides that are or have been used in the agricultural sector or for weed control, e.g. in built-up areas, and partly included the so-called "old" chlorinated pesticides, e.g. DDT. The latter were monitored in marine areas, while the remaining pesticides were monitored in fresh surface water, point sources and air. Monitoring of pesticides included both the active substances and a number of degradation products of active substances.

Among the monitored pesticides was prosulfocarb, which is a herbicide that is used on winter crops in the autumn. In 2018, following glyphosate, prosulfocarb was the most sold herbicide in Denmark (the Danish Environmental Protection Agency, 2020). In the calculation of the impact of pesticides, prosulfocarb had the second-largest environmental impact (12.5% of the total environmental impact), while glyphosate, which in 2018 contributed 7.8% of the total environmental impact, was the third most environmentally damaging pesticide.

Glyphosate and its degradation product, AMPA, were the most frequently detected pesticides (83-97%) in rain-related effluents from both separate and common sewage as well as in the water phase in streams. Prosulforcarb was detected in 30-40% of the studied samples taken from rain-related effluents from separate sewered areas, but not in any of the samples from common sewage areas. At the two measuring stations, where precipitation measurements were taken, prosulphocarb was found with the greatest deposition, while in streams it was detected in approx. 15% of the water samples studied in both monitoring and operational monitoring in both 2008-2013 and 2014-2019.

There was no indication that the pesticides examined in the rain-related effluents led to concentrations above the environmental quality standards established for the surface water to which they were discharged. Similarly, there was no indication that pesticides examined in the water phase in streams were present in the studied streams in concentrations above the established environmental quality standards. The concentration of BAM in stream water was significantly lower in 2014-2019 than in 2008-2013.

Of the four pesticides studied in sediment from streams and lakes, chlorpyrifos was detected in some samples. The remaining pesticides cypermethrin, isoproturone and tau fluvalinate were not detected or were detected in a few samples.

In marine areas, the studied chlorinated pesticides were found in fish, with higher concentrations in the liver than in the muscle. Hexachlorbenzene, which is one of the few substances for which environmental quality standards have been set in biota, was found in concentrations below the environmental quality standard.

At most of the marine stations examined for chlorinated pesticides, no significant difference was found in the concentrations in fish between the periods 2008-2013 and 2014-2019. In cases where a significant difference was found, the lowest concentration was found in 2014-2019, with the exception of the pp'-DDE, where the concentration was lowest in 2008-2013.

Aromatic hydrocarbons

The monitoring of aromatic hydrocarbons included benzene, toluene and xylene as well as naphthalenes containing two benzene rings. Aromatic hydrocarbons were studied in all parts of the monitoring.

Within this group, naphthalene, dimethylnaphthalene and toluene were the substances that were detected most frequently in the effluents from the wastewater treatment plants with the types of purification that were studied, as well as in rain-related effluents from common sewered areas. In deposition, naphthalene was detected in higher concentration than methylnaphthalenes. Dimethylnaphthalenes were not studied.

There was no indication that aromatic hydrocarbons in the effluents from purification systems or rain-related effluents have given cause to concentrations above the environmental quality standards established for aromatic hydrocarbons discharged to surface water.

Dimethylnaphthalens were among the studied aromatic hydrocarbons detected at the highest concentration level in sediment from streams, lakes and marine areas with the highest levels in lake sediment. In more than half of the lakes studied and in more than half of the studied coastal marine areas, the content of methylnaphthalenes in sediment was above the environmental quality standard for the sum of methylnaphthalenes. In streams, the sediment concentration of methylnaphthalenes was below the environmental quality standard, and the same applied to the sediment concentration of naphthalene in streams, lakes and marine areas.

The concentration of dimethylnaphthalenes in effluents from wastewater treatment plants with advanced and less advanced purification was significantly higher in 2014-2019 than in 2008-2013, while the concentration of naphthalene in effluents from treatment plants with less advanced purification was significantly lower. In lake sediment, the concentration of trimethylnaphthalenes was significantly higher in 2014-2019 than in 2008-2013. No significant differences were found between the concentrations of aromatic hydrocarbons at treatment plants and in streams in the two studied periods.

Phenols

The monitoring of phenols included the study of the substances phenol, alkylphenols and bisphenol A in point sources, streams, lakes and marine areas.

Bisphenol A and phenol were the most frequently detected phenols in effluents from treatment plants and were, at the same time, the phenols detected at

the highest concentration level. The highest detection frequencies and highest concentration levels were found in the effluents from treatment plants with mechanical purification. More than one-tenth of the measurements for these substances were above the environmental quality standards in the surface water to which they were discharged, under the assumption that dilution took place with a factor of 10.

In stream water, bisphenol A was the most commonly detected phenol, but in all cases in concentrations below the environmental quality standard. Phenol was not studied in stream water.

Nonylphenols and nonylphenolethoxylates were detected in sediment from streams, lakes and marine areas, with the highest frequency in coastal marine areas. The detected sediment concentrations were above the environmental quality standard for nonylphenol in more than 10% of the marine areas studied, both coastal and open areas. Sediment concentrations above the environmental quality standard in the studied streams and lakes were not found. Similarly, octylphenol concentrations were not found above the environmental quality standard in either rivers, lakes or marine areas.

Comparison of the concentration of phenols at stations that were measured in both 2008-2013 and 2014-2019 showed that the concentration of nonylphenoles was significantly lower in stream water and sea sediment in 2014-2019 than in 2008-2013, and the concentration of nonylphenolmonoethoxylate and 4-tert-octylphenol in sea sediment was also significantly lower. Apart from this, no significant differences were found in the concentrations of the studied phenols in the two periods.

Halogenated aliphatic hydrocarbons

In connection with monitoring, halogenated aliphatic hydrocarbons were examined in point sources and stream water.

Chloroform and tetrachlorylene were the two substances from the group of halogenated hydrocarbons that with collection frequencies of up to 100% were detected most frequently in the effluents from treatment plants, with no significant differences between the three groups of treatment plants. The remaining halogenated hydrocarbons were not detected, or were only detected in a few samples, apart from trichlorethylene, which was detected in up to 19% of the studied samples. Chloroform was also the substance that was detected most frequently in the water phase in streams. Tetrachlorethene was studied in the water phase of streams.

To the extent that environmental quality standards have been established for the halogenated aliphatic hydrocarbons studied, no concentrations were detected that are expected to have given rise to exceedances of the environmental quality standards in streams or the surface water discharged to from point sources.

Halogenated aliphatic hydrocarbons

In the monitoring, halogenated aromatic hydrocarbons were examined in point sources.

As the only one of the studied halogenated aromatic hydrocarbons, 2,5-dichloraniline was found in wastewater from treatment plants with advanced purification in the period 2008-2013 but was not detected in the period 2014-2019. Environmental quality standards have not been established for 2,5-dichloraniline.

Chlorphenols

In connection with the monitoring, chlorphenoles were examined in point sources.

With the exception of 2,4-dichlorphenol, the chlorinated phenols studied in the period 2008-2013 were detected in effluents from treatment plants with advanced purification, but not in effluents from treatment plants with less advanced purification. There is no data from the period 2014-2019.

Environmental quality standards have been established for the two chlorphenols, pentachlorphenol and 4-chlor-3-methyl-phenol. There was no indication that discharge of wastewater has given rise to exceedances of the quality standards in the surface water discharged from point sources.

Polychlorinated biphenyls (PCBs)

Monitoring of PCBs included the study of a number of PCBs in marine areas.

PCBs were detected to be prevalent in mussels, fish and sediment in marine areas. The PCB congeners PCB#138 and PCB#153 were detected at concentration levels above the background levels set by OSPAR.

At most of the studied marine stations, no significant changes were found in the concentration of the studied PCBs in fish from 2008-2013 to 2014-2019. At one of the seven stations studied, there was a significant higher concentration of PCB#153 in 2014-2019, and, correspondingly, at a few stations a significantly lower concentration of PCB#101 and PCB#138 in 2014-2019.

Polyaromatic hydrocarbons (PAH)

PAH was studied in all the parts of the monitoring described in this report.

In the effluents from treatment plants, most of the PAHs were not detected or were only detected in a few samples. A few PAHs were found in up to 50% of the studied samples, most frequently in the effluents from treatment plants with mechanical purification. The higher frequency at these treatment plants may be linked to the less advanced purification, but as this group of treatment plants also had the fewest samples, there is greater uncertainty about the result. At the treatment plants, PAH is bound to sludge, which explains the generally low incidence in the effluents from the treatment plants, particularly from treatment plants with advanced and less advanced purification.

In rain-related effluents from common sewage and separate sewered areas, benzo(ghi)perylene, benzo(b+j+k)fluoranthene, chrysene / triphenylene, fluoranthene, phenanthrene and pyrene stood out by being found more frequently than the other PAHs. Benzo(b+j+k)fluoranthene, fluoranthene, phenanthrene and pyrene were, at the same time, the PAHs that contributed the

highest amount in the annual deposition of PAHs, which may be one of the explanations for the higher frequency in rain-related effluents.

In rain-related effluents from one station in the common sewered area, pyrene was found in more than 10% of the studied samples in 2014-2019 in concentrations that, assuming a dilution factor of 10, were above the general environmental quality standards in the surface water to which they were discharged. The highest concentration of pyrene was also above the environmental quality standard's maximum concentration after the assumption of dilution. The remaining PAHs were not found in rain-related effluents in concentrations that, after the assumption of dilution, were above the established environmental quality standards for PAH. The assessment of the results from the rain-related effluents was made with the reservation that the studies of PAH for rain-related effluents only comprised a few stations, and the basis for comparison of the concentrations is therefore uncertain.

In sediment from the studied streams, lakes and marine areas, benzo(b+j+k)fluoranthene, fluoranthene and pyrene were detected at the highest concentration levels. In marine areas, higher concentration levels were detected in coastal marine areas than in the open marine areas that were studied in connection with the Marine Strategy Directive.

PAH was found more frequently in sludge from basins for effluents from separate sewered areas than in the water phase in the effluents from common and separate sewered areas, which is attributed to the PAHs' affinity to particles. Eighteen out of a total of 22 PAHs studied in sludge were identified in all the studied samples. The PAHs detected frequently in the water phase in rain-related effluents were also detected at the highest concentration levels in the studied samples of sludge, except for phenanthrene.

1-methylpyrene and dimethylphenanthrene were found with the lowest frequency in sludge from basins for rain-related effluents from separate sewage areas and sediment from streams and lakes. The two PAHs were studied in sediment from marine areas, but were not found with correspondingly significantly lower frequency than the other PAHs.

There was no indication that PAH was found in the water phase of the studied streams in concentrations above the environmental quality standards. Similarly, there was no indication that the discharge of PAH from wastewater treatment plants has given rise to concentrations above the environmental quality standards established for the surface water to which it was discharged.

Anthracene was detected in sediment from streams, lakes and coastal marine areas in concentrations above the environmental quality standard, while the concentrations in open marine areas were below the environmental quality standard.

When comparing the concentration of PAH at river stations in 2008-2013 and 2014-2019, significantly lower concentrations of two PAHs (dibenzothiophene and dimethylphenanthrene) were found in 2014-2019 than in 2008-2013. Similarly, at most of the studied marine stations, a significantly lowest concentration of a number of PAHs was found in mussels in 2014-2019, while at some stations an increase was found. In lake sediment, a higher concentration of PAH was found in 2014-2019 than in 2011-2013, to the extent that there is significant difference between the concentrations in 2011-2013 and 2014-2019.

Perfluorinated compounds (PFAS)

In connection with monitoring, perfluorinated compounds were examined in point sources, streams and marine areas.

Perfluorooctanoic acid (PFOA), perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and perfluorononanoic acid (PFNA) were the most frequently detected PFAS in effluents from wastewater treatment plants among the studied perfluorinated compounds. The substances were found with the lowest detection rates in the effluents from treatment plants with mechanical purification, which indicates that wastewater from households is not the most important source. PFOS was found most frequently in rain-related effluents from common sewered areas.

Of the studied perfluorinated compounds, PFOA was detected at the highest concentration level in the effluents from treatment plants. The highest concentrations were found in effluents from treatment plants with advanced purification. In the effluents from treatment plants, PFOS was found in concentrations that may have resulted in concentrations that, assuming dilution by a factor of 10 at discharge, were above the environmental quality standard in the surface water to which they were discharged.

PFOS and PFOA were the most frequently detected perfluorinated compounds in the water phase in streams. It cannot be ruled out that PFOS was present in the studied streams in concentrations above the general environmental quality standard, but below the maximum concentration. Monitoring of streams was part of the operational monitoring and thus included stations that were assessed to be at risk of failing to meet the targets.

PFOS was shown in all the studied samples of livers from fish in marine areas. Perfluordecanoic acid (PFDA), PFNA and perfluorundeanoic acid (PFUnA) were detected with the second highest frequency. The measurements of PFOS in fish livers did not indicate that PFOS occurred in concentrations above the quality standards in the areas studied.

By comparing the concentration of PFAS at stations studied in 2008-2013 and 2014-2019, respectively, there was a significantly lower concentration of perfluorohexanoic acid (PFHxA) and PFDA in effluent from the treatment plants with advanced purification in 2014-2019 than in 2008-2013. Fish livers from marine areas also showed significant decreases in these two substances as well as PFOS, while PFOA was found in significantly higher concentrations in 2014-2019 than in 2008-2013.

Softeners

The monitoring of softeners included the study of phthalates and an adiphate in point sources, streams, lakes and marine areas.

Of the studied plasticizers, DEHP was one of the most frequently detected and at the highest concentration level in effluents from the treatment plants. The highest concentrations were found in effluents from treatment plants with mechanical purification. Diisononylphthalate (DNP) was found with the second highest frequency, followed by diethylphthalate. In rain-related effluents from common sewage and separate sewered areas, as well as in sludge from basins for rain-related effluents from separate sewered areas, DEHP and DNP were also the most frequently found softeners. There was no indication that softeners in the effluents from treatment plants or rain-related effluents

have given cause to concentrations above the environmental quality standards in the surface water to which they were discharged. Likewise, there was no indication that softeners were detected in the studied streams in concentrations above the environmental quality standards.

DEHP and diisononylphthalate (DNP) were also the two substances that were detected with the highest frequency in sediment in both streams and lakes, and at the highest concentration levels. In the water phase in streams, DNP was also detected most frequently among the studied softeners. In sediment from coastal marine areas, the studied softeners were detected in 50-100% of the samples studied and, generally, with a higher frequency than in sediment from streams and lakes. Diisodecylphthalate was detected at the highest concentration level in open marine areas. Diisodecylphthalate was not studied in sediment from streams and lakes.

By comparing the concentration of softeners at stations examined in 2008-2013 and 2014-2019, respectively, it was found that there was no statistical difference between the concentrations of softeners in the effluents from treatment plants. In addition, there was no data basis for studying any differences.

Organotin compounds

Monitoring of organotin compounds included the study of butyltin compounds and triphenyltin in point sources, streams and lakes, as well as the study of a number of organotin compounds in marine areas.

In the effluents from wastewater treatment plants and rain-related effluents from common sewered areas, monobutyltin was found most frequently among the studied organotin compounds. Monobutyltin was also, together with dibutyltin, the most frequently identified organotin compound in sediment from streams. The same substances were found at the highest concentration levels in wastewater and sediment from streams and lakes.

Environmental quality standards have been established for tributyltin (TBT) in surface water. TBT in the effluents from treatment plants may have resulted in concentrations above the environmental quality standard's maximum concentration in the surface water emitted from the treatment plants, when it is assumed that a dilution factor of 10 occurred during discharge. With the detection limits used in the analysis of water samples from streams, it was not possible to assess whether concentrations occurred above the environmental quality standard.

In sediment from lakes, streams and coastal marine areas, monobutyltin and dibutyltin were among the most frequently identified organotin compounds. In coastal marine areas, TBT was also among the most frequently detected organotin compounds. The organotin compounds studied were not detected, or were only detected in a few samples from the open marine areas studied. In mussels and fish livers from coastal marine areas, TBT, dibutyltin and monobutyltin were the most commonly detected organotine compounds, as were they in sediment. In fish livers, triphenyltin and diphenyltin were found with frequencies at the same level as mono, di and tri-butyltin compounds, and triphenyltin was found at the highest concentration level in fish livers.

By comparing the concentrations of organotin compounds at stations studied in both 2008-2013 and 2014-2019, a significantly lower concentration of monobutyltin was found in 2014-2019 than in 2008-2013 in effluents from treatment plants with less advanced purification, while sediment from both streams and lakes had significantly higher concentrations in 2014-2019. To the extent that there was a significant difference in the concentrations in 2008-2013 and 2014-2019, the marine areas primarily showed a tendency towards decreasing concentration. At a few stations, an increasing concentration of tributyltin and monobutyl was detected. However, these concentrations were close to the detection limit.

Dioxins and furans

Monitoring of dioxins and furans covered sediment and biota in marine areas.

In sediment and biota from the studied marine areas, dioxins and furans were demonstrated with varying frequencies. In sediment, the discovery frequency in the studied open marine areas was lower than in the studied coastal areas.

Environmental quality standards have been established for the sum of toxicity equivalents of dioxins, furans and dioxin-like PCBs in biota. There was no indication that the environmental quality requirement was exceeded in marine biota.

With a single exception, the concentration of dioxins and furans in marine areas decreased to the extent that there was a significant development. Despite this, the concentration of dioxins and furans calculated as toxicity equivalents (WHO-TEQ) has increased. In addition, it should be noted that when calculating toxicity equivalents, only one substance with a concentration above the detection limit is required in order to obtain a value for WHO-TEQ, and since some of the dioxin-like PCBs, especially PCB#118, were detected frequently, this means that a toxicity equivalent can be calculated for fish at these stations.

Brominated flame retardants

The monitoring of brominated flame retardants included the study of up to 15 different congeners of brominated diphenyl ethers in point sources and marine areas.

Among the studied brominated flame retardants, BDE#209 was detected in effluents from treatment plants and in rain-related effluents from a common sewered area. The other brominated flame retardants were not detected or were only detected in a single sample.

In mussels as well as in the livers and muscles from fish from marine areas, brominated flame retardants were detected with varying frequencies, from 0 to 100%. The brominated flame retardants that were shown most frequently overall, were BDE#47, BDE#49, BDE#99 and BDE#100.

Environmental quality standards have been established for the sum of six BDEs, BDE#28, #47, #99, #100, #153 and #154, in surface water and biota. There was no indication that discharge of brominated flame retardants from point sources have given rise to concentrations above the environmental quality standards in the surface water to which they were discharged. This may

be linked to the slight tendency of brominated flame retardants to occur in aqueous matrices. The content of BDE#47 in fish muscles from marine areas, on the other hand, was above the environmental quality standard for biota in more than 90% of the studied samples. This indicates widespread occurrence of brominated diphenyl ethers in marine areas in concentrations above the environmental quality standard.

To the extent that was possible to demonstrate a significant difference between the concentration of brominated flame retardants in 2008-2013 and 2014-2019, marine areas had the lowest concentration of BDE#47 and BDE 100, and higher concentration of BDE#154 in 2014-2019.

Ethers

The monitoring of ethers included the study of tertiary butylmethyl ether (MTBE) and triclosan in point sources and streams.

MTBE was detected with a higher frequency in effluents from wastewater treatment plants with advanced purification than in the effluents from the treatment plants with mechanical purification. The opposite was the case for triclosan, which was detected most frequently in effluents from treatment plants with mechanical purification. MTBE and triclosan were not detected or were only detected in a few samples in rain-related effluents from areas with common and separate sewage.

MTBE was detected in a few samples of the water phase from the studied streams.

There was no indication that the discharge of MTBE from point sources has given rise to concentrations above the established environmental quality standard for MTBE in the surface water to which it was discharged, and no indication was found that the environmental quality standards were exceeded in streams.

P-triesters

The monitoring of phosphorus triesters (P-triesters) included studies at point sources.

Trichloropropyl phosphate (TCPP) and triphenyl phosphate were the most frequently identified P-triesters in effluents from treatment plants and rain-related effluents from common sewered areas. TCPP was the most frequently identified P-triester in rain-related effluents from separate sewered areas.

TCPP and tributyl phosphate were detected in significantly lower concentrations in effluents from treatment plants with advanced and less advanced purification in 2014-2019 than in 2008-2013.

There was no indication that the discharge of P-triesters from the treatment plants or rain-related effluents have given rise to concentrations above the environmental quality standards for P-triesters in the surface water to which they are discharged, when it is assumed that a dilution of a factor of 10 occured during discharge.

Detergents

Monitoring of detergents included studies in point sources and streams.

Anionic detergents, determined as alkylbenzensulfonate (LAS), were detected more frequently and at higher concentration levels in effluents from treatment plants with mechanical purification than in effluents from treatment plants with advanced or less advanced purification.

LAS was detected in a few of the samples from streams.

The concentration of LAS in effluents from treatment plants with mechanical purification was at a level where it may have resulted in concentrations above the environmental quality standard's maximum concentration and the general environmental quality standards for the surface water to which the wastewater was discharged, when it is assumed that a dilution of a factor of 10 took place during discharge. However, there was no indication on concentrations above the environmental quality standards in the studied streams.

Pharmaceuticals

The monitoring of pharmaceuticals included both human and veterinary medicines as well as two degradation products. The pharmaceuticals were studied in point sources and streams.

A number of pharmaceuticals were detected in close to 100% of the samples studied from effluents from treatment plants. These included carbamazepine, citalopram, furosemide, ibuprofen, 2-hydroxyibuprofen, sulfamethiazole and tramadol. Among these, furosemide, ibuprofen and 2-hydroxyibuprofen were found at higher concentration levels in effluents from treatment plants with mechanical purification than from treatment plants with the other two groups of treatment. This is partly due to the less advanced purification technology at treatment plants with mechanical purification, but it may also indicate that wastewater from households is a significant source of these pharmaceuticals in wastewater.

In rain-related effluents from common sewered areas, pharmaceuticals were detected at frequencies at the same level as they were in effluents from treatment plants, but at lower concentration levels.

There was no indication that the studied pharmaceuticals in the effluents from treatment plants or rain-related effluents have led to a concentration above the environmental quality standards in the surface water to which they were discharged, when it is assumed that dilution took place with a factor of 10.

Three of the 19 studied pharmaceuticals were detected with significantly lower concentrations in effluents from treatment plants with advanced purification in 2014-2019 than in 2008-2013 (sulfamethiazole, sulfamethoxazole and trimethoprim). Two pharmaceuticals were found in higher concentrations in 2014-2019 than in 2008-2013 at the treatment plants with advanced purification (salicylic acid) and less advanced purification (paracetamol).

In freshwater fish farms, furosemide, sulfamethoxazole and ibuprofen were the most frequently detected of the eight pharmaceuticals that were studied in influents and effluents from fish farms. The detection frequency and con-

centration levels were higher in the effluents from fish farms than in the influents. The occurrence of the pharmaceuticals in the influents to fish farms shows that upstream of the fish farms, there were other sources for the occurrence of the substances in the streams.

Sulfadiazine and florfenicol, which are among the pharmaceuticals for which environmental quality standards have been established, were found in the effluents of freshwater fish farms in concentrations above the environmental quality standards' maximum concentrations. However, dilution takes place in the event of discharge to the streams, so that any concentration above the environmental quality requirement in the stream depends on the dilution zone.

In streams, the most frequently identified pharmaceuticals were diclofenac, erythromycin and clarithromycin. There was no indication of pharmaceuticals in the studied streams in concentrations above the environmental quality standards. Sulfadiazine and trimethroprim were detected less frequently in the studied streams than in the influents and effluents from freshwater fish farms.

Estrogens

The monitoring of oestrogens included two natural and one artificial sex hormone studied in point sources and streams.

The natural estrogen, estrone, was among the estrogens studied that was detected with the highest frequency in effluents from treatment plants. The greatest detection frequencies and highest concentrations were found in the effluents from treatment plants with mechanical purification. The artificial estrogen, ethinyl estradiol, was not detected or was only detected in a few samples of effluents from treatment plants.

In streams, estrone was detected in 94-100% of the studied samples and was the only investigated oestrogen found in the water phase in more than a few samples.

In a few cases, discharge of 17β-estradiol from treatment plants with advanced, less advanced and mechanical purification may have resulted in concentrations above the environmental quality standard's maximum concentration in the surface water to which they were discharged. The same applied to the discharge of ethinyl estradiol from treatment plants with advanced purification. However, no indication was found of concentrations above the environmental quality standards in the studied streams.

Forkortelser

Arom. kulbr.: Aromatiske kulbrinter

BAC: Background Assessment Concentration (baggrundskoncentrationsniveau fastsat af OSPAR)

DG: Detektionsgrænse

DW: Dry weight

EAC: Environmental Assessment Criteria (økologiske vurderingskriterier fastsat af OSPAR)

EQS: Miljøkvalitetskrav (Environmental Quality Standards)

Flammehæm.: Flammehæmmere

Halif. Alif. Kulbr.: Halogenerede alifatiske kulbrinter

HELCOM: Baltic Marine Environment Protection Commission, Helsinkikommissionen. Dækker Østersø-området

LCPA: List of Chemicals for Priority Actions

LOQ: Limit of quantification (kvantifikationsgrænsen)

OSPAR: Oslo-Pariskonventionen. Dækker Nordsø-området

PAH: Polyaromatiske hydrocarboner

PCB: Polychlorerede biphenyler

PFAS: Perfluorerede forbindelser

POP: Persistente organiske miljøgifte (Persistant Organic Pollutants)

RBU: Regnbetingede udløb fra separat- og fælleskloakerede områder

TEQ: Toksicitetsækvivalenter

TS: Tørstof

VRD: Vandrammedirektivet

VV: Vådvægt

WW: Wet weight

1 Indledning og formål

Denne rapport sammenfatter resultaterne af den danske overvågning af miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet i det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur, også kaldet NOVANA, i perioden 2008-2019. Formålet med rapporten er at give et overblik over hvilke stoffer, der har været med i overvågningen, hvor de har været overvåget samt resultatet af denne overvågning. Rapporten er som udgangspunkt en opdatering af rapporten Miljøfremmede stoffer og metaller i vandmiljøet. NOVANA. Tilstand og udvikling 2004-2012 (Boutrup et al, 2015). Rapporten indeholder ikke uddybende beskrivelse eller tolkning af årsagen til stoffernes forekomst i miljøet.

Miljøfarlige forurenende stoffer omfatter organiske og uorganiske stoffer, herunder tungmetaller, som ikke er naturligt forekommende, eller som forekommer i koncentrationer, der er højere end de naturligt forekommende, og som kan være skadelige for natur, miljø og menneskers sundhed. Miljøfarlige forurenende stoffer har i tidligere programperioder været omtalt som *miljøfremmede stoffer og metaller*, men omtales i indeværende programperiode og nærværende rapport som *miljøfarlige forurenende stoffer*.

Miljøfarlige forurenende stoffer har være med i overvågningen af vandmiljøet siden 2004. Der har siden 2004 været to afsluttede programperioder: 2004-2010, 2011-2015 / 16 og den nuværende programperiode 2017-2021. Nærværende rapport indeholder en sammenstilling af data fra perioden 2008-2019 opdelt med opgørelse for de to seksårige perioder 2008-2013 og 2014-2019. I det omfang, der foreligger kvalitetssikrede data, der er indsamlet før 2008, og de kan bidrage til at beskrive en tidslig udvikling, er disse data inddraget.

Rapporten omfatter resultaterne fra overvågning af miljøfarlige forurenende stoffer i spildevand, regnbetingede udledninger, vandløb, søer, marine områder samt nedbør og deposition fra luften. Data for overvågning af grundvand er ikke med i rapporten, hvilket var tilfældet i den foregående rapport. Data fra overvågning af miljøfarlige forurenende stoffer i grundvand rapporteres i de årlige GRUMO-rapporter, senest Thorling et al. (2021). Data fra den del af luftovervågningen, som foretages af hensyn til menneskers sundhed, det såkaldte LMP-program, er ligeledes ikke med i rapporten. Data herfra er senest rapporteret i Ellermann et al. (2020).

I det omfang, der ikke er indsamlet nye data siden den foregående rapport, henvises der til denne. Det gælder for både stoffer og stofgrupper. Slam fra renseanlæg har ikke været med i overvågningen siden programmet 2004-2010 og data herfra vil ligeledes ikke indgå i nærværende rapport.

Rapporten er udarbejdet af DCE- Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet (DCE). Data fra overvågning af punktkilder (spildevand og regnbetingede udledninger) er leveret af Miljøstyrelsens fagdatacenter for punktkilder. Data fra overvågning af luft, vandløb, søer og marine områder er leveret af de respektive fagdatacentre ved DCE.

Projektet har været fulgt af en følgegruppe med repræsentanter fra Miljøstyrelsen og DCE. Følgegruppen har på møder drøftet opbygningen af rapporten samt problemstillinger, der er opstået undervejs i projektforløbet, og er kommet med anbefaling til håndtering af disse.

Miljøstyrelsen har haft mulighed for at kommentere et udkast til rapporten.

2 Direktiver, konventioner og national lovgivning

Overvågning af såvel miljøfarlige forurenende stoffer som andre dele af overvågningen er tilrettelagt med det formål målrettet at tilvejebringe det nødvendige dokumentations- og vidensgrundlag til at understøtte følgende overvågningsforpligtelser og –behov (Miljøstyrelsen 2017a):

- Danmarks forpligtelser i henhold til EU-lovgivningen
- National lovgivning og forvaltningsmæssige behov
- Internationale konventioner.

Prioriteringen af overvågningsforpligtelsen skal desuden styrke dokumentation og viden med henblik på iværksættelse af tiltag og virkemidler for at nå de fastsatte miljømål.

Den væsentligste EU-lovgivning i forhold til overvågning af miljøfarlige forurenende stoffer er vandrammedirektivet (EU 2000) og havstrategidirektivet (EU 2008). Vandrammedirektivet er implementeret i den danske lovgivning i Miljømålsloven og Lov om vandplanlægning (Miljø- og Fødevareministeriet 2017a; Miljø- og Fødevareministeriet 2017b). Direktiv om prioriterede stoffer indeholder en liste over prioriterede stoffer i vandrammedirektivets bilag X (EU 2013). Stofferne er opdelt som henholdsvis prioriterede og prioriterede farlige stoffer, hvor medlemslandene ifølge direktivet skal træffe foranstaltninger, der tager sigte mod en progressiv reduktion af udledninger, emissioner og tab af prioriterede stoffer, og for de prioriterede farlige stoffer tager sigte mod ophør eller standsning af udledninger, emissioner og tab. Stofferne på listen over prioriterede stoffer skal indgå i overvågningen af den fysisk-kemiske tilstand af overfladevand.

Havstrategidirektivet er implementeret i den danske lovgivning i Lov om havstrategi (Miljø- og Fødevareministeriet 2019). Overvågningen af miljøfarlige forurenende stoffer skal i medfør heraf også omfatte marine områder uden for de kystnære områder, dvs. Nordsøen, herunder Kattegat, og Østersøen. Overvågning i henhold til havstrategidirektivet startede i 2015 med et selvstændigt overvågningsprogram (Naturstyrelsen 2014b). Overvågningen er efterfølgende integreret som en del af NOVANA.

En række såkaldte ”nye” miljøfarlige forurenende stoffer er opført på EU’s observationsliste (EU Kommissionen 2015). Listen omfatter stoffer, som de enkelte lande skal indsamle data om med henblik på at danne grundlag for stillingtagen til, om stofferne skal tilføjes listen over prioriterede stoffer. Listen skal ajourføres hvert andet år (EU Kommissionen 2018). Stofferne på observationslisten undersøges i Danmark ved en selvstændig undersøgelse. Resultaterne heraf er som udgangspunkt ikke inddraget i nærværende rapport. På baggrund af resultaterne fra den første måling samt ny viden er listen revideret i 2018 og 2020 (Loos et al. 2018).

De internationale konventioner, der skal understøttes af overvågningen af miljøfarlige forurenende stoffer i NOVANA, er:

- Oslo-Pariskonventionen (OSPAR), som omfatter Nordsø-området
- Helsingforskommissionen (HELCOM), som omfatter det baltiske område
- Stockholmkonventionen om persistente organiske miljøgifte (POPs).

OSPARs liste over "chemicals for priority action" (OSPAR 2019) skelner mellem fire grupper af stoffer: 'substances which require no additional OSPAR action', 'substances which are not considered fulfilling the criteria as hazardous substances and should be removed from LCPA (List of Chemicals for Priority Actions) ', 'substances for which additional actions may be needed' og 'substances which require continuous monitoring and potentially evaluation of needs for additional measures'. Den sidste gruppe indgår i tabel 2.1.

Baltic Sea Action Plan omfatter et mål om 'Baltic Sea with life undisturbed by hazardous substances' (HELCOM 2007; HELCOM 2010). I den forbindelse har HELCOM en liste med 11 prioriterede stoffer / stofgrupper, som giver anledning til særlig opmærksomhed i forhold til dette mål.

Stockholmkonventionen omfatter ca. 30 stoffer / stofgrupper, for hvilke produktion og brug skal udfases eller underkastes restriktioner, eller hvor utilsigtet udslip skal reduceres (Stockholm Convention).

Tabel 2.1 indeholder en oversigt over, hvilke direktiver og konventioner stofferne er omfattet af. Ikke alle stoffer, der er omfattet af de oplistede direktiver eller konventioner i tabel 2.1, er målt i perioden 2008-2019. Nogle stofferne er målt ved overvågningen før 2008, og på baggrund af resultaterne er det ikke fundet relevant fortsat at analysere for disse stoffer (Boutrup et al. 2006), eller de er undersøgt ved screeningsundersøgelser.

I beskrivelsen af de enkelte stofgrupper i det følgende indgår der et afsnit om stofgruppernes overvågningsmæssige status i forhold til direktiver og konventioner. Anvendelsen af mange af stofferne er reguleret via national lovgivning, konventioner eller frivillige aftaler. Denne regulering er ikke medtaget i rapporten, medmindre der er en direkte sammenhæng mellem reguleringen og resultatet af overvågningen.

Tabel 2.1. Oversigt over stoffer på vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer samt stoffer omfattet af HELCOM-, OSPAR- og Stockholmkonventionerne, samt om stofferne er med i overvågningen i perioden 2008-2019 (HELCOM 2010; Stockholm Convention 2019).

Stof	Stofgruppe	Målt 2008-2019	VRD-prioriterede stoffer	HELCOM-prioriterede stoffer	OSPAR (se tekst)	Stockholm-konvention
Cadmium	Metal	X	X	X	X	
Bly	Metal	X	X		X	
Kviksølv	Metal	X	X	X	X	
Nikkel	Metal	X	X			
Aclonifen	Pesticid	X[3]	X			
Alachlor	Pesticid		X			
Aldrin	Pesticid					X
Atrazin	Pesticid	X	X			
Bifenox	Pesticid	X[3]	X			
Chlordan	Pesticid	X				X
Chlordecon	Pesticid					X
Chlorfenvinphos	Pesticid	X[1]	X			
Chlorpyrifos	Pesticid	X	X			
Cybutryn	Pesticid	X	X			
Cypermethrin	Pesticid	X	X			
DDT	Pesticid	X				X
Dichlorvos	Pesticid		X			
Dicofol	Pesticid		X			X

Stof	Stofgruppe	Målt 2008-2019	VRD-prioriterede stoffer	HELCOM-prioriterede stoffer	OSPAR (se tekst)	Stockholm-konvention
Dieldrin	Pesticid					X
Diuron	Pesticid	X	X			
Endosulfan	Pesticid		X	X		X
Endrin	Pesticid					X
Heptachlor og heptachlorepoxid	Pesticid	X	X			X
Hexachlorbenzen (HCB)	Pesticid	X	X			X
Hexachlorcyclohexan (lindan)	Pesticid	X	X			X
Isoproturon	Pesticid	X	X			
Mirex	Pesticid					X
Quinoxyfen	Pesticid		X			
Simazin	Pesticid	X	X			
Terbutryn	Pesticid	X	X			
Toxaphen	Pesticid					X
Trifluralin	Pesticid		X			
Benzen	Arom.kulbr.	X	X			
Nonylphenoler	Phenol	X	X	X		
Octylphenoler	Phenol	X	X	X		
Pentachlorphenol	Chlorphenol	X	X			
1,2-Dichlorethan	Hal.alif.kulbr.	X	X			
Dichlormethan	Hal.alif.kulbr.	X	X			
Hexachlorbutadien	Hal.alif.kulbr.	X	X			
Trichlormethan	Hal.alif.kulbr.	X	X			
Pentachlorbenzen	Hal.arom.kulbr.	X	X			X
Trichlorbenzener	Hal.arom.kulbr.		X			
Anthracen	PAH	X	X			
Fluoranthen	PAH	X	X			
Naphthalen	PAH	X	X			
PAH	PAH	X	X		X	
Bromerede diphenylethere	Flammehæm.	X	X		X	X
Hexabromcyclododecaner (HBCDD)	Flammehæm.	X	X	X		X
Kortkædede chloralkananer	Kloralkaner	X[2]	X	X		X
Mellemkædede chloralkananer	Kloralkaner	X[2]		x		
Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	Blødgører	X	X			
Dibythylphthalat (DBP)	Blødgører	X				
Organotinforbindelser	Organotin				X	
Tributylforbindelser	Organotin	X	X	X		
Triphenyltinforbindelser	Organotin	X		X		
Perfluoroctansulfonsyre (PFOS)	PFAS	X	X	X	X	X
Perfluoractansyre (PFOA)	PFAS	X		X		X
Dioxiner	Dioxiner	X	X	X	X	X
Furaner	Furaner	X		X	X	X
PBC	PCB	X			X	X

1: Screeningsundersøgelse (Bossi et al. 2009)

2: Screeningsundersøgelse (Larsen et al. 2010)

3: Screeningsundersøgelse (Vorkamp et al. 2014)

3 NOVANA-overvågning af miljøfarlige forurenende stoffer

Overvågningen af miljøfarlige forurenende stoffer i perioden 2008-2019 inkluderer overvågning fra programperioderne 2004-2009 / 2010, 2011-2015 / 16 og 2017-2021. Følgende matricer har været med i overvågningen:

- Luft – nedbør og partikler
- **Spildevand – tilløb og afløb samt slam fra renseanlæg, tilløb og afløb fra** dambrug, tilløb og afløb fra industri og regnbetingede udledninger samt slam fra bassiner til regnbetingede udledninger
- Grundvand – grundvandsovervågningen suppleret med data fra vandværkernes boringskontrol
- Vandløb – sediment, vand og fisk
- Søer – sediment, vand og fisk
- Marine områder – sediment, muslinger og fisk samt effektmålinger.

Programmet for overvågning af miljøfarlige forurenende stoffer for programperioderne 2004-2009 / 2010, 2011-2015 / 16 og 2017-2021 er beskrevet nedenfor i kapitel 3.1, 3.2 og 3.3.

Der er i løbet af perioden 2008-2019 sket tilpasninger af programmet med hensyn til hvilke stoffer, der er målt, og i hvilke matricer. Tabel 3.1 viser hvilke stofgrupper i de enkelte matricer, der er beskrevet i nærværende rapport. Der er i tabellen ikke skelnet mellem målinger i forbindelse med kontrolovervågning, som skal give en status på landsplan, eller operationel overvågning, som omfatter overvågning i overfladevanadsområder, hvor der er risiko for at fastsatte mål for tilstanden ikke opfyldes. Vandfasen i søer er i programperioden undersøgt 2017-2021 for pesticider, men data herfra forelå ikke i 2019, og er derfor ikke med i tabel 3.1.

Data fra overvågning af grundvand, spildevand fra industri og tilløb til renseanlæg samt effektmålinger i marine områder er ikke medtaget i nærværende rapport, og derfor ikke medtaget i beskrivelserne af programmerne i de tre programperioder i det følgende.

Tabel 3.1. Stofgrupper i overvågningen beskrevet i nærværende rapport.

	Punktkilder			Luft		Vandløb			Søer		Marine områder	
	Spilde-vand	RBU	Dam-brug	Ned-bør	Partik-ler	Sedi-ment	Vand	Biota	Sedi-ment	Biota	Sedi-ment#	Biota
Metaller og uorganiske sporstoffer	x	X	X	x	x	X	x	x	x	x	(x)	x
Pesticider		X		x		X	x		x			x
Aromatiske kulbrinter	x	X				X	x		x		(x)	
Phenoler	x	X				X	x		x		x	
Halogenerede ali-fatiske kulbrinter	x	x				X	x					
Halogenerede aromatiske kulbrinter	x	x										
Klorfenoler	x	X										
Polychlorerede phenyler (PCB)												x
Polyaromatiske kulbrinter (PAH)	x	X		x		X	x		x		(x)	
Perfluorerede forbindelser (PFAS)	x	x					x					x
Blødgørere	x	X				X	x		x		x	
Organotin-forbindelser	x	X				X	x		x		(x)	x
Dioxiner og furaner											(x)	x
Bromerede flammehæmmere	x	X									(x)	x
Ethere	x	x					x					
Phosphor-triestere	x	X										
Detergenter	x	X					x					
Østrogener	x	x					x					
Kloralkaner									x		(x)	
Lægemidler, veterinære og humane	x		X				x					
Dambrugs-hjælpestoffer			X									

(X) Udgået af programmet for kystnære sedimenter fra 2017, mens der fortsat er målinger i sediment fra åbne marine områder.

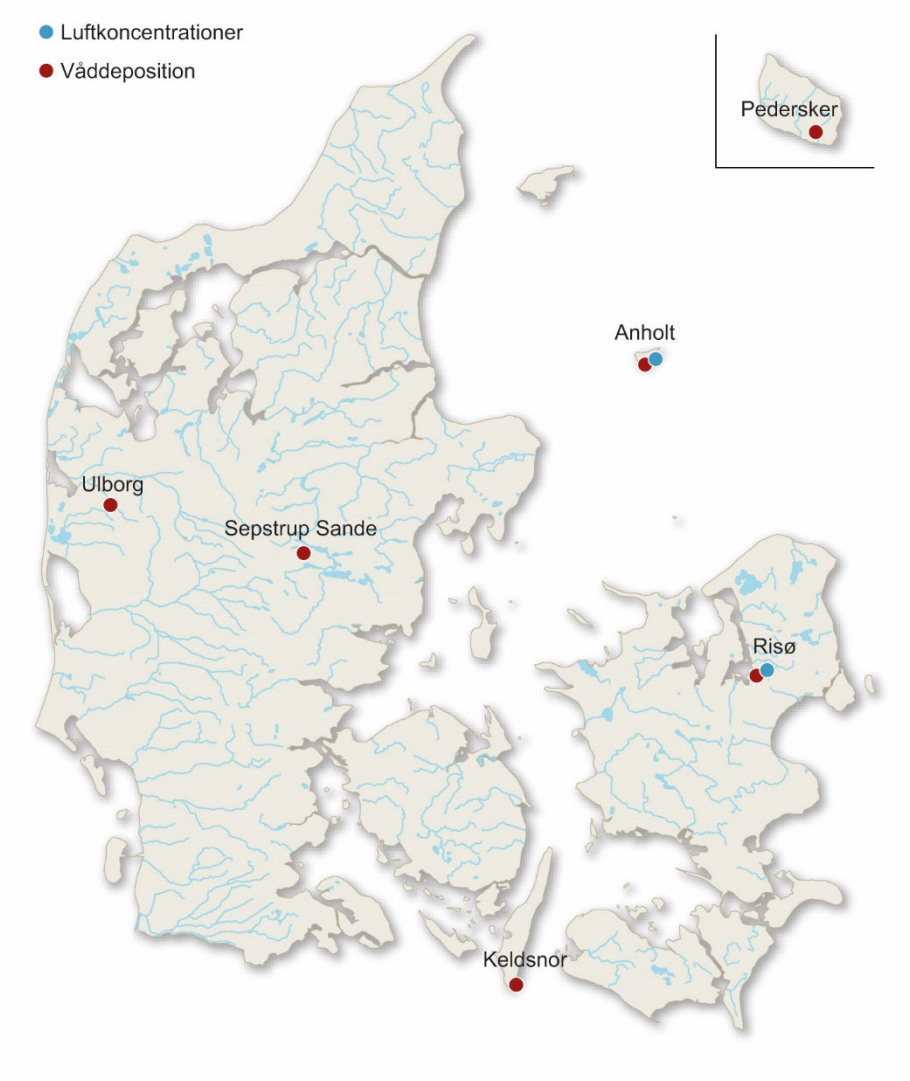
3.1 NOVANA 2004-2009/2010

NOVANA 2004-2009 blev suppleret med overgangsåret 2010. I denne overvågningsperiode indgik miljøfarlige forurenende stoffer i overvågningen på et udvalg af stationer i de enkelte delprogrammer (Svendsen et al. 2005). Stationerne blev udvalgt således, at de samlet set gav et så repræsentativt billede af tilstanden og udviklingen i stoffernes forekomst som muligt inden for de givne rammer.

3.1.1 Luft

Luftens indhold af organiske miljøfarlige forurenende stoffer er undersøgt ved årlige målinger i nedbør opsamlet på to stationer, mens metaller er undersøgt i nedbør opsamlet på ni stationer og partikler opsamlet på seks stationer (figur 3.1). Målingerne er gennemført på nedbørsprøver opsamlet på månedsbasis og partikler opsamlet på døgnbasis. Der er i løbet af perioden foretaget ændringer i hvilke stationer, der er opsamlet våddeposition på.

Figur 3.1. Stationer til måling af luftkoncentration og våddeposition af metaller. På målestationerne Sepstrup Sande, Anholt og Risø er der desuden målt organiske miljøfarlige forurenende stoffer i våddeposition.



3.1.2 Punktkilder

Spildevandets indhold af miljøfarlige forurenende stoffer er overvåget ved undersøgelse af tilløb og afløb samt slam fra 36 renseanlæg og 16 særskilte industrielle udledninger samt en station i udløb fra befæstede arealer (separatkloakeret) og på tre stationer i overløb fra fælleskloakerede områder. Renseanlæg og industrielle udledninger indgik i en turnus med målinger hvert tredje år.

3.1.3 Vandløb

Overvågningen af miljøfarlige forurenede stoffer i vandløb omfattede vandprøver fra store vandløb med 12 målinger pr. år. I perioden 2004-2006 er der målt i fem store vandløb og i perioden 2005-2010 i tre store vandløb. Desuden er sediment fra 21 mindre vandløb undersøgt i 2009.

3.1.4 Søer

Overvågningen af miljøfarlige forurenende stoffer i søer omfattede målinger i sediment fra 14 stationer fordelt på 12 søer i 2005 og fra 25 søer i 2008. Fokus var lagt på sedimentmålinger, da koncentrationen ved tidligere målinger i vandfasen fra søer var under eller meget tæt på detektionsgrænsen.

3.1.5 Marine områder

I marine områder blev miljøfarlige forurenende stoffer overvåget ved målinger i sediment fra ca. 50 stationer én gang i programperioden, og målinger i muslinger fra ca. 50 stationer hvert år, hvert andet eller hvert tredje år i perioden. Desuden blev der foretaget målinger i fisk fra fire stationer hvert år. De marine stationer omfatter stationer i såvel åbent hav som kystvande. Målingerne blev, som en del af NOVANA, suppleret med målinger af stoffernes effekt på muslinger, snegle og fisk indsamlet i marine områder. Effektundersøgelserne omfattede undersøgelse af cellestadier hos muslinger, imposex hos snegle samt effekter på reproduktion / kønsfordeling og abnormiteter hos fiskeyngel.

3.2 NOVANA 2011-2015

I forbindelse med revisionen af overvågningsprogrammet blev der udarbejdet Overordnet tværgående strategi for overvågning af miljøfremmede stoffer og metaller (Boutrup et al. 2009). Overvågningen i NOVANA 2011-2015 var tilrettelagt med udgangspunkt i denne strategi (Naturstyrelsen, 2009b).

Formålet med udarbejdelsen af strategien var at have en samlet strategi for overvågning af miljøfarlige forurenende stoffer for alle medier og matricer i overvågningen. Strategien omhandlede bl.a. valg af matrice, fastsættelse af overvågningsfrekvens, udvælgelse af stationer, udvælgelse af stoffer, overvågning i kampagner samt krav til analyse. Endelig lagde strategien op til, at programmet for overvågning af miljøfarlige forurenende stoffer skulle være dynamisk, idet stoffer skulle tages ind eller ud af programmet ud fra dokumenteret relevans, og frekvensen skulle justeres, når det blev vurderet relevant.

I strategien blev der skelnet mellem kontrolovervågning og operationel overvågning. Den operationelle overvågning blev foreslået gennemført i kampagner med undersøgelse i vandområder med samme potentielle kilde til manglende målopfyldelse inden for samme kampagne. Den operationelle overvågning i vandløb og søer var i 2011-2013 tilrettelagt som kampagner i vandområder, hvor henholdsvis 'landbrug og spredt bebyggelse', og 'regnbetingede udledninger fra befæstede områder og overløb fra fælleskloak' var de potentielle kilder. De stoffer, der indgik i den operationelle overvågning, var udvalgt med udgangspunkt i, at de kunne være indikatorer for påvirkning fra de potentielle kilder.

3.2.1 Luft

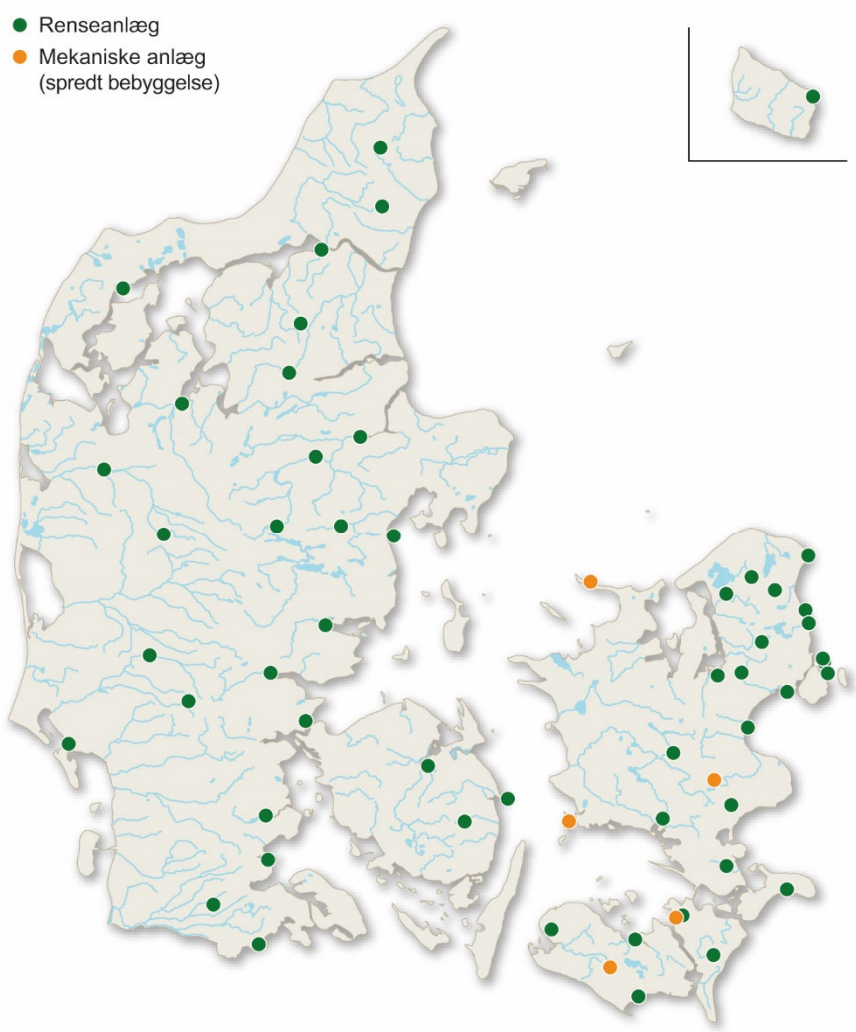
Overvågningen af miljøfarlige forurenende stoffer i luft i NOVANA 2011-2015 var uændret i forhold til NOVANA 2004-2009 / 2010 (se 3.1.1).

3.2.2 Punktkilder

Overvågningen af miljøfarlige forurenende stoffer i punktkilder var i NOVANA 2011-2015 tilrettelagt ud fra en strategi om at tilvejebringe enhedstal for udledningerne baseret på den enkelte kilde og på den enkelte stoftype (Naturstyrelsen 2011b). Som en del af denne strategi blev der udarbejdet nøgletal for udledning af miljøfarlige stoffer i spildevand fra renseanlæg (Naturstyrelsen 2014a).

Overvågningen af miljøfarlige forurenende stoffer i NOVANA 2011-2015 omfattede målinger i to årlige prøver fra tilløb og udløb fra syv større avancerede

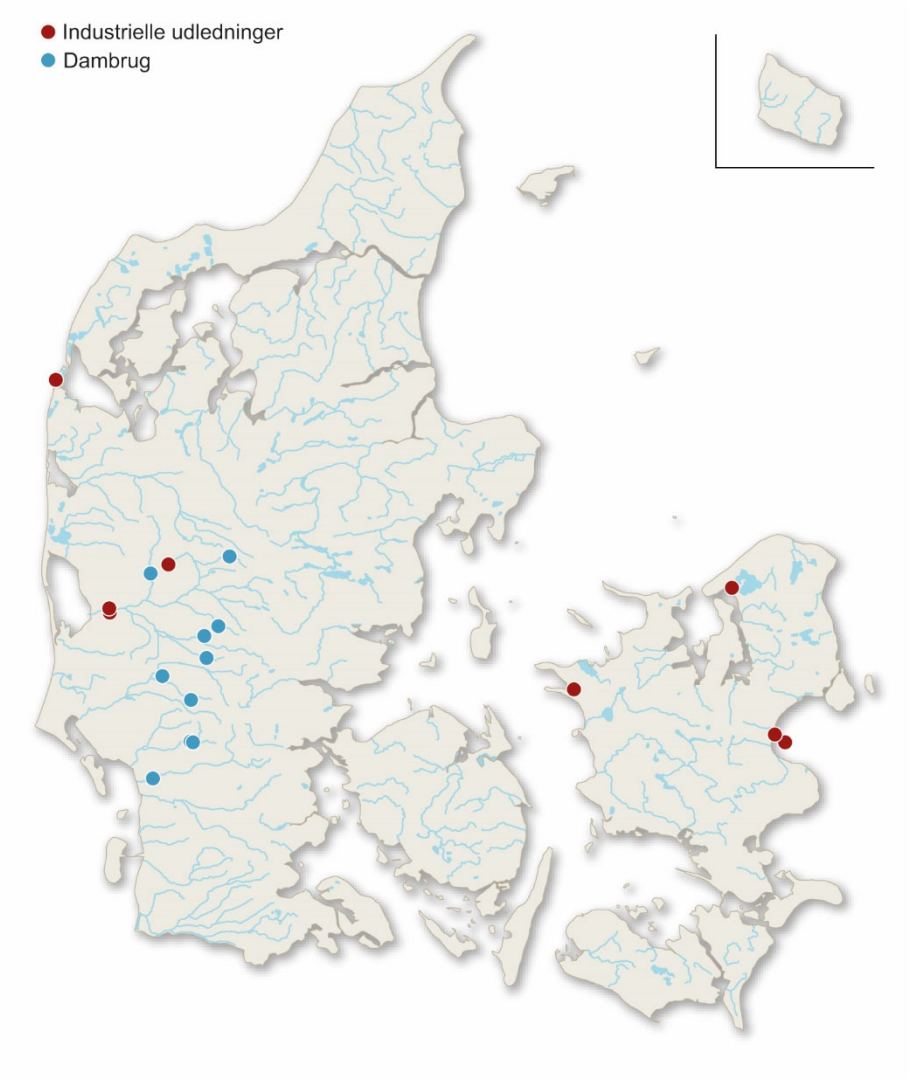
renseanlæg og en årlig prøve fra tilløbet og udløbet fra 15 små simple renseanlæg. Desuden blev indholdet målt i udløbet fra ca. 10 renseanlæg, som på baggrund af hidtidig erfaring blev vurderet til at kunne være medvirkende til, at et vandområde kan være i risiko for ikke at opfylde miljømålet. De avancerede renseanlæg var udvalgt således, at de var geografisk og belastningsmæssigt repræsentative for landets større avancerede renseanlæg. De udvalgte renseanlæg repræsenterede samlet set ca. 30% af den samlede spildevandsmængde, der blev tilledt til renseanlæg. Blandt de små simple renseanlæg var der udvalgt fem anlæg med mekanisk rensning, som primært var belastet med spildevand fra husholdninger. Udledningen fra disse anlæg blev anset for at være repræsentativ for udledningen fra spredt bebyggelse. De mekaniske anlæg var hovedsagelig beliggende på det sydlige Sjælland (figur 3.2).



Figur 3.2. Renseanlæg og mekaniske anlæg, hvor udledningen anses for at være repræsentativ for udledningen fra spredt bebyggelse med analyse af miljøfarlige forurenende stoffer i udledningen.

En række industrier har særskilt udledning af spildevand. Hertil henregnes industrier, som har en udledning på over 30 PE / år. De industrielle udledninger indgik i overvågningen af miljøfarlige forurenende stoffer (figur 3.3). Der blev målt ved ni virksomheder fordelt på otte brancher. Data fra virksomhedernes egenkontrol indgik ikke i overvågningen.

Figur 3.3. Industrier og dambrug med analyse af miljøfarlige forurenende stoffer i udledningen.



Udledning fra dambrug blev i 2011 inddraget i overvågningen af miljøfarlige forurenende stoffer med tre årlige prøver fra indløb og udløb på tre ferskvandsdambrug, en traditionel og to avancerede dambrug med recirkulering. Derudover blev der i forbindelse med operationel overvågning i perioden 2011-2015 analyseret én årlig prøve fra udløb på 10 dambrug. Dambrugene lå alle i Jylland (figur 3.3). Saltvandsbaserede fiskeopdræt var ikke med i overvågning af miljøfarlige forurenende stoffer.

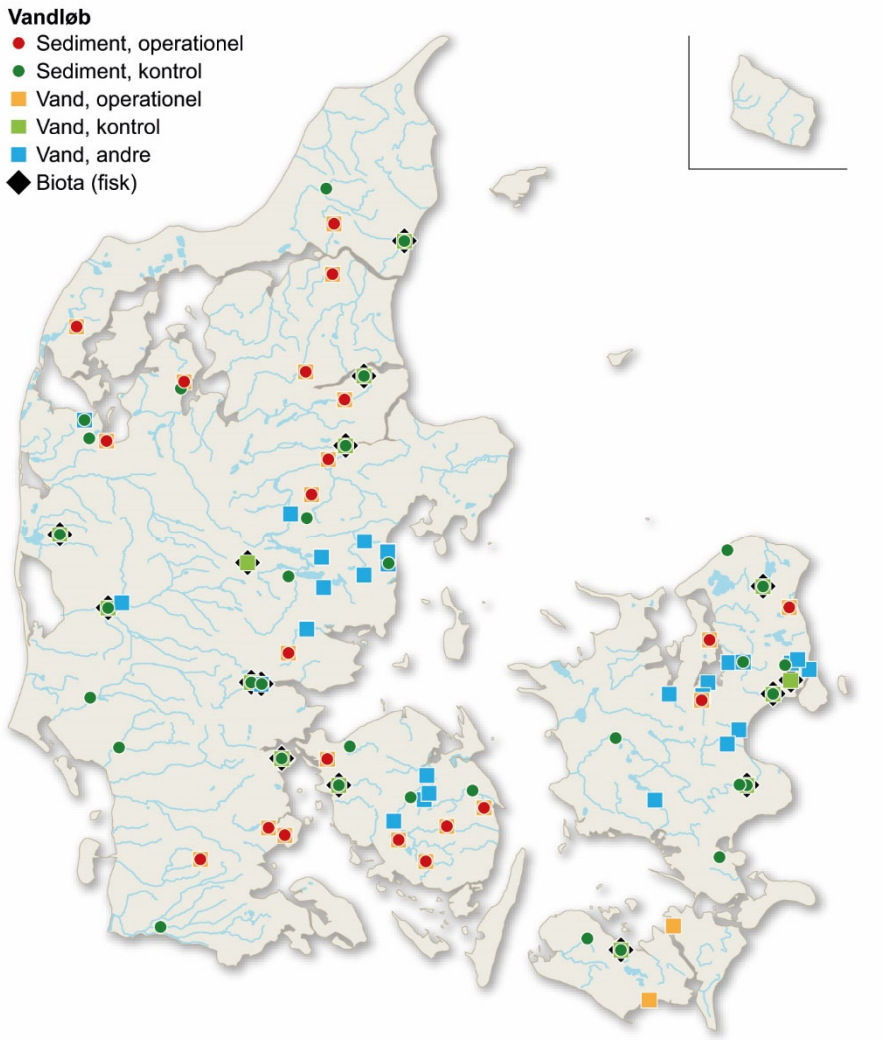
Fra to regnbetingede udløb blev miljøfarlige forurenende stoffer målt i fire årlige prøver af tilløb og udløb samt i seks årlige prøver af overløb fra regnbetinget udledning.

Overvågningen var samlet set tilrettelagt med henblik på, at der kunne udarbejdes en landsdækkende belastningsopgørelse, som bl.a. efterspørges af HELCOM.

3.2.3 Vandløb

Kontrolovervågningen af miljøfarlige forurenende stoffer i vandløb i NOVANA 2011-2015 omfattede 25 vandløbsstationer med undersøgelse på hver station i et år i programperioden (figur 3.4). De årlige undersøgelser omfat-

tede 12 vandprøver pr. vandløbsstation fordelt over året samt en sedimentprøve og en biotaprøve. Desuden blev der i den operationelle overvågning undersøgt en række vandløb, hvor der var risiko for manglende målopfyldelse. Disse vandløb blev undersøgt i kampagner koordineret med kampagner i søer, hvor der var risiko for manglende målopfyldelse. Der blev gennemført kampagner i vandområder, hvor påvirkning fra landbrug og spredt bebyggelse var potentiel årsag til manglende målopfyldelse, og i vandområder, hvor regnbetingede udledninger fra separat- og fælleskloakerede områder var potentiel årsag til manglende målopfyldelse.

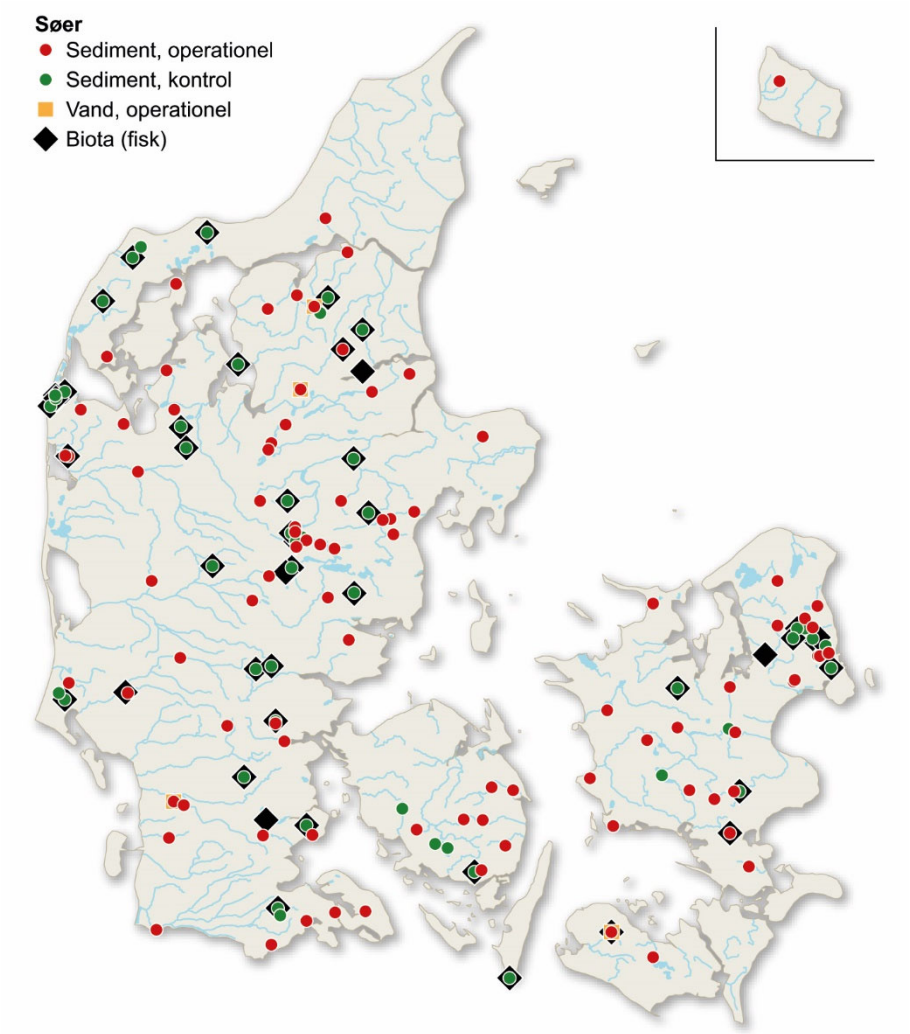


Figur 3.4. Stationer i vandløb til måling af miljøfarlige forurenende stoffer i vand, sediment og biota ved kontrol- og operationel overvågning i NOVANA 2011-2015.

3.2.4 Søer

Kontrolovervågningen af miljøfarlige forurenende stoffer i søer omfattede i NOVANA 2011-2015 målinger i sediment fra 80 søer med en prøve fra hver sø i løbet af programperioden. Derudover blev der taget en ekstra prøve i 20 af søerne, som blev vurderet til at have en høj sedimentationsrate (figur 3.5). Den operationelle overvågning blev gennemført i fire år som kampagner, hvor påvirkning fra landbrug og spredt bebyggelse eller regnbetingede udløb fra separat- og fælleskloakerede områder var potentielle årsager til manglende målopfyldelse. Overvågningen omfattede samlet sedimentprøver fra ca. 160 søer, og vandprøver fra fire søer.

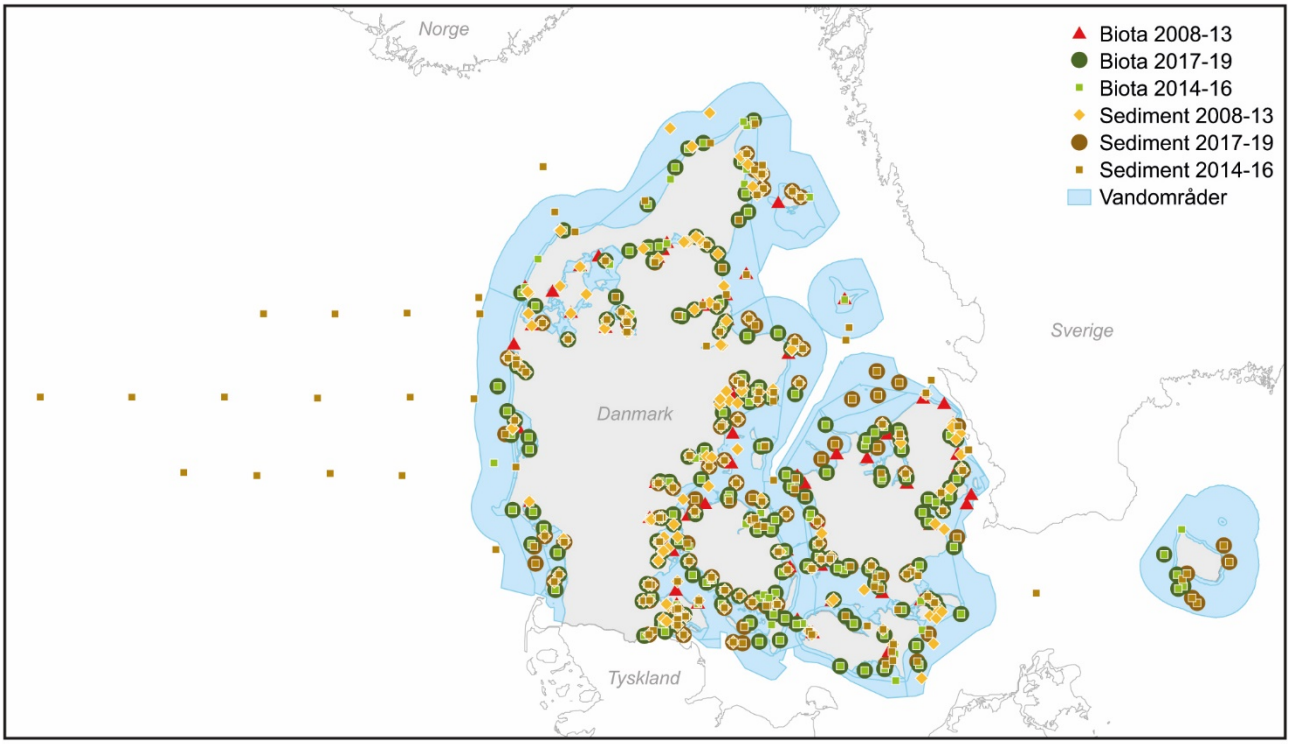
Figur 3.5. Stationer i søer til måling af miljøfarlige forurenende stoffer i vand, sediment og biota ved kontrol- og operationel overvågning i NOVANA 2011-2015.



3.2.5 Marine områder

I marine område blev miljøfarlige forurenende stoffer i NOVANA 2011-2015 overvåget ved målinger i sediment fra ca. 100 stationer én gang i programperioden, og målinger i muslinger (blåmusling og sandmusling) fra ca. 60 stationer hvert år, hvert andet eller hvert tredje år i perioden. Desuden blev der foretaget målinger i fisk (skrubbe og ålekvabbe) fra fem stationer hvert år. De marine stationer omfattede stationer i såvel kystvande som åbent hav. Målingerne blev suppleret med målinger af stoffernes effekt på muslinger, snegle og fisk indsamlet i marine områder.

Overvågning i marine områder i NOVANA 2011-2015 blev i 2015 suppleret med et særskilt program for havstrategi-overvågning (Naturstyrelsen 2014b). Havstrategidirektivets overvågningsprogram er opbygget af 13 delprogrammer, med et delprogram for miljøfarlige forurenende stoffer. Overvågningen omfatter supplerende overvågning i forhold til overvågningen i NOVANA på udvalgte stationer i alle de danske havområder, men hvor målingerne i åbne marine områder er tilføjet i medfør af havstrategidirektivet.



Figur 3.6. Stationer i marine områder med måling af miljøfarlige forurenende stoffer i sediment og biota i NOVANA 2008-2019. Bemærk at data er splittet op i 2008-2013 og 2014-2016/2017-2019, og med de seneste tre år fremhævet med større symboler og lidt mørkere farve.

3.3 NOVANA 2016

Året 2016 var i programmæssig forstand et overgangsår, som byggede bro mellem NOVANA 2011-2015 og NOVANA 2017-2021 (Naturstyrelsen 2016). NOVANA 2016 var i hovedtræk en videreførelse af NOVANA 2011-2015.

3.4 NOVANA 2017-2021

Overvågningen af miljøfarlige forurenende stoffer i NOVANA 2017-2021 er tilrettelagt med udgangspunkt i et grundlag, som skal sikre den nødvendige sammenhæng mellem overvågningen af miljøfarlige forurenende stoffer i de enkelte medier og matricer inden for delprogrammerne punktkilder og overfladevand. Den tidligere strategi for overvågning af miljøfarlige forurenende stoffer blev opdateret i forbindelse med tilrettelæggelse af NOVANA 2017-2021 (Miljøstyrelsen 2017b).

Overvågningen af miljøfarlige forurenede stoffer i overfladevand er som i perioden 2011-2015 tilrettelagt således, at overvågningen imødekommer kravene til henholdsvis kontrolovervågning og operationel overvågning. Som udgangspunkt har stationerne for kontrolovervågning været de samme som i den foregående programperioder for at fastholde tidsserier og dermed muligheden for at beskrive udviklingen, dog blev antallet af søer. Stationer i den operationelle overvågning er primært udvalgt således, at de imødekommer Miljøstyrelsens databehov i forhold til vandplanarbejdet.

3.4.1 Luft

Overvågningen af miljøfarlige forurenende stoffer i luft omfatter årlige målinger af organiske stoffer (pesticider og nedbrydningsprodukter, PAH og nitrophenoler) i nedbør på to stationer samt måling af pesticider i luft på en station. Metaller måles i nedbør opsamlet på seks stationer og på partikler opsamlet ved fem stationer. I forhold til overvågningen i den foregående programperiode overvåges der for et større antal pesticider og nedbrydningsprodukter.

Overvågning af pesticider i deposition er i 2017-2019 suppleret med måling af prosulfocarb i luft som følge af, at fund af prosulfocarb i økologiske æbler antages at skyldes luftbåren tilførsel af prosulfocarb. Resultatet af disse målinger er beskrevet i Ellermann et al. (2021).

3.4.2 Punktkilder

Overvågningen af miljøfarlige forurenende stoffer i punktkilder fokuserer på udledning fra renseanlæg og regnbetingede udledninger. Ved renseanlæg skelnes der mellem renseanlæg med henholdsvis avanceret rensning og mekanisk rensning.

Ved renseanlæg med avanceret rensning omfatter de årlige undersøgelser en årlig prøve fra indløb og udløb, og ved renseanlæg med mekanisk rensning tre årlige prøver fra indløb og udløb. I overvågningen indgår syv anlæg med avanceret rensning og fem renseanlæg med mekanisk rensning. Data fra målinger på prøver fra indløb er ikke med i nærværende rapport, men kan findes i rapport om nøgletal for miljøfarlige forurenende stoffer i punktkilder (Miljøstyrelsen 2021).

I nærværende rapport skelnes der mellem renseanlæg med 'avanceret' rensning og renseanlæg med 'mindre avanceret' rensning. Det fremgår af tabel 5.1, hvordan de to typer af renseanlæg er grupperet i forhold til den type af rensning, der foregår på de enkelte anlæg.

Ved de regnbetingede udledninger skelnes der mellem regnbetingede udløb fra henholdsvis fælleskloakerede områder, og separatkloakerede områder. Spildevand i regnbetingde udløb fra fælleskloakerede områder er en blanding af overfladisk afstrømning og overløb fra renseanlæg i forbindelse med regnhændelser, og må derfor antages at svare til fortyndet urenset spildevand. I separatkloakerede områder er overløb fra renseanlæg og overfladisk afstrømning adskilt, og udløb fra separatkloakerede områder indeholder alene overfladisk afstrømning. Overvågningen omfatter ét udløb fra fælleskloakeret område med otte årlige prøver fra udløbet, og to udløb fra separatkloakerede områder med otte årlige prøver fra både indløb og udløb. Desuden indgår slam fra bassin til regnbetingede udløb fra to separatkloakerede områder med en årlig prøve per anlæg. Det er ikke i alle tilfælde de samme anlæg til regnbetingede udløb, der er undersøgt i denne overvågningsperiode som i de foregående perioder

3.4.3 Vandløb

Overvågningen af miljøfarlige forurenende stoffer i vandløb i NOVANA 2017-2021 er tilrettelagt som en videreførelse af overvågningen i den foregående periode, dvs. kontrolovervågning på 25 vandløbsstationer med undersøgelse på

hver station i ét år inden for programperioden. De årlige undersøgelser omfatter måling af vandrammedirektivets prioriterede stoffer i 12 vandprøver pr. vandløbsstation og måling af øvrige miljøfarlige forurenende stoffer i fire årlige vandprøver. Desuden indsamles der på de samme stationer årligt en sedimentprøve og en biotaprøve, som analyseres for udvalgte stoffer.

Den operationelle overvågning foretages ved prøvetagning i en række vandløb, hvor tilstanden er ukendt, og der er risiko for manglende målopfyldelse. Disse vandløb er undersøgt i kampagner koordineret med kampagner i søer, hvor der er risiko for manglende målopfyldelse. Overvågningen omfatter forskellige stofgrupper, afhængig af hvilke potentielle kilder, der er i oplandet (påvirkningstype). Der skelnes mellem følgende påvirkningstyper: 'landbrug og spredt bebyggelse', 'renseanlæg med avanceret rensning', 'regnbetingede overløb' og 'landbrug – fokus på pesticider'. Den operationelle overvågning omfatter såvel vandprøver, som sediment- og biotaprøver.

3.4.4 Søer

Overvågningen af miljøfarlige forurenende stoffer i søer i NOVANA 2017-2021 omfatter kontrolovervågning i sediment og biota i 65 søer med et areal større end 5 ha. Der indgår én måling på hver station inden for programperioden. Søerne er udvalgt blandt de søer, der indgår i den øvrige kontrolovervågning i søer, og således at de samlet set giver en udbredt geografisk dækning og dækning af forskellige typer af søer.

Operationel overvågning af miljøfarlige forurenende stoffer i søer i NOVANA 2017-2021 omfatter undersøgelse af sediment og biota i 64 søer større end 5 ha med én prøve fra hver sø inden for perioden. Desuden undersøges i ét år inden for perioden pesticider i vandprøver fra fire søer med 12 prøver udtaget i løbet af året. Den operationelle overvågning er målrettet de stoffer, der potentielt tilføres den enkelte sø fra kilder i oplandet, fx fra landbrug.

3.4.5 Marine områder

Overvågningen af miljøfarlige forurenende stoffer i marine områder i NOVANA 2017-2021 omfatter overvågning i sediment, muslinger og fisk. Overvågningen er tilrettelagt således, at de enkelte stofgrupper som udgangspunkt overvåges i enten sediment, muslinger eller fisk, dog kviksølv i både muslinger og fisk.

Overvågningen omfatter prøver fra alle 133 vandområder, og dækker således både kontrolovervågning og operationel overvågning (se figur 3.7). Der indgår én prøve fra hver station i ét år inden for overvågningsperioden.

Derudover indgår der prøver indsamlet som en del af overvågningen i medfør af havstrategidirektivet i 2015-2016. Denne overvågning omfatter sedimentprøver fra 20 stationer i Nordsøen samt muslinger og fisk fra et mindre antal stationer i åbne marine områder.

4 Kvalitetssikring

Dataindsamlinen i overvågningsprogrammet er underlagt en række kvalitetskrav (Miljøstyrelsen 2017a). Kvaliteten af data fra overvågning af miljøfarlige forurenende stoffer sikres ved:

- Tekniske anvisninger, som beskriver, hvordan prøvetagningen skal foregå
- Metodedatablade, som anviser, hvordan prøverne skal håndteres fra prøvetagning til analyse samt evt. analysemetode
- Krav om at analyserne skal være akkrediterede eller udføres under et kvalitetsstyringssystem i overensstemmelse med EN ISO / IEC 17025 eller tilsvarende standard (Miljø- og Fødevareministeriet, 2019)
- Interkalibrering af feltarbejde
- Elektronisk og faglig kvalitetskontrol af data, som beskrevet i datatekniske anvisninger (Miljøstyrelsens kontrol) og i kvalitetssikringsmetodebeskrivelser (fagdatacentrenes kontrol).

De tekniske anvisninger er udarbejdet af fagdatacentrene for de enkelte områder og findes på fagdatacentrenes hjemmesider
(https: / / dce.au.dk / udgivelser / tekniske-anvisninger /).

Metodedatabladene er en del af lovgivningen om kvalitetskrav til miljømålinger (Miljøministeriet 2020), og findes på hjemmesiden for Miljøstyrelsens Referencelaboratorium for Kemiske og Mikrobiologiske Miljømålinger. Metodedatabladene indeholder bl.a. krav til prøvehåndtering, herunder filtrering og opbevaring af prøver.

Interkalibrering af feltarbejde i forhold til overvågning af miljøfarlige forurenende stoffer omfatter indsamling af prøver med henblik på efterfølgende undersøgelse i laboratorium. Interkalibreringerne tilrettelægges af de respektive fagdatacentre, og deltagerne er medarbejdere hos de institutioner, der udfører feltarbejdet. Resultatet af interkalibreringerne findes på fagdatacentrenes hjemmesider.

Kravene til den kemiske analysekvalitet fremgår af Bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger (Kvalitetsbekendtgørelsen) (Miljøministeriet 2020). Kravene er anført som krav til detektionsgrænser og måleusikkerhed samt et krav om, at analysen er akkrediteret.

Den acceptable relative ekspanderede måleusikkerhed[1] er 50% for både fersk og marint sediment og biota, 20% for metaller i spildevand og ferskvand og 30% for organiske miljøfarlige forurenenede stoffer i ferskvand. Kravene til den relative ekspanderede måleusikkerhed er gældende ved høje koncentrationsniveauer, mens der ved lave koncentrationsniveauer er fastsat absolutte værdier på parameterniveau. Det er ikke i bekendtgørelsen præciseret, hvad der menes med 'lave' og 'høje' niveauer.

Det er i nærværende rapport forudsat, at de præsenterede data imødekommer de fastsatte kvalitetskrav.

[1] Den ekspanderede måleusikkerhed er et interval omkring resultatet af en måling, der forventes at omfatte en stor del af den fordeling af værdier, der med rimelighed (konfidens) kan tillægges måleresultatet (Miljøministeriet, 2014a).

5 Datapræsentation og -behandling

Data er som udgangspunkt præsenteret som resultater for de to foregående seksårsperioder, det vil sige perioderne 2008-2013 og 2014-2019. De to perioder inkluderer data fra tre overvågningsperioder. Denne tilgang er valgt, da den seneste af de tre overvågningsperioder afsluttes i 2021, hvilket betyder, at der ikke har foreligget et fuldt datasæt ved rapportens udarbejdelse.

Opdelingen i data i de to perioder omfatter også data, som ikke er målt i hele perioden 2008 – 2019. Som udgangspunkt er det anført i de tilfælde, hvor det har været gennemgående som en del af programtillæggelsen, eksempelvis overvågningen af sediment i søer, som startede i 2011.

Overvågningen ved renseanlæg og regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder har omfattet prøver af både indløb og udløb. I rapporten er der ikke medtaget data fra indløb, jf kapitel 3.4.2. Data fra renseanlæggene er præsenteret som data fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning. Grupperingen af renseanlæg er vist i tabel 5.1.

Tabel 5.1. Fordeling af renseanlæg i forhold til rensetyper. (M: mekanisk, B: biologisk, D: Denitrifikation, N: Nitrifikation, K: Kemisk fældning, F: Filtrering, L: Lagune, S: Sandfiltrering).

Avanceret rensning	Mindre avanceret rensning	Mekanisk rensning
MBDNK	BS	M
MBDNKF	MB	
MBDNKL	MBK	
MBDNKS	MBN	

5.1 Databehandling

Der er på baggrund af de indsamlede data beregnet middelværdi, median samt 10%- og 90%-fraktiler for hvert stof.

Hvis fundhyppigheden af et givent stof er større end 20%, indgår værdier under detektionsgrænsen i beregning af middelværdien med værdien ½*detektionsgrænsen, jf. Larsen et al. (2013). Ved fundhyppigheder mindre end 20% indgår værdier under detektionsgrænsen med værdien nul. Undtaget herfra er data fra luftovervågningen, hvor data er præsenteret som årlige gennemsnitskoncentrationer for hele perioden 2008-2019 i henholdsvis luft (partikler) og nedbør (deposition). I de tilfælde, hvor der kun indgår få prøver, er der ikke estimeret median eller 10%- og 90%-fraktiler.

Fundhyppighed er beregnet som procentdelen af analyseresultater over detektionsgrænsen.

Ved beregningerne af middelværdien er der taget udgangspunkt i detektionsgrænsen (jf. beskrivelsen ovenfor), dvs. der er ikke anvendt kvantifikationsgrænsen, således som det er et krav ved vurdering af opfyldelse af miljømål (Miljø- og Fødevareministeriet 2016). Begrundelsen for dette er, at det vurderes, at der med anvendelse af detektionsgrænsen beregnes en værdi, der er tættere på den sande middelværdi, end hvis der bruges ½*kvantifikationsgrænsen ved værdier, der er lavere end kvantifikationsgrænsen. Det skyldes,

at kvantifikationsgrænsen er defineret som 3*detektionsgrænsen, og dermed at målte værdier mellem detektionsgrænsen og 3* detektionsgrænsen skal indgå som estimeret værdi lig 1½*detektionsgrænsen (Miljøministeriet 2020).

Detektionsgrænsen for de enkelte stoffer er oplyst som interval for laveste og højeste rapporterede detektionsgrænse.

Der er foretaget statistisk analyse af eventuel forskel mellem koncentrationerne i de to perioder, som data er opdelt i. Dette er beskrevet i bilag 1. I det omfang forskellene er illustreret i figurer, er det med boksplot, hvor kassens øvre og nedre grænse viser øvre og nedre fraktiler, den vandrette streg i kassen viser median og krydset viser middelværdien. Toppen og bunden af den lodrette streg viser 90%-fraktil og 10%-fraktil, og prikkerne viser værdier større end 90%-fraktilen.

For de marine biota prøver anvendes dataene i to regionale havkonventioner: OSPAR (Oslo-Pariskonventionen) for Nordsøen ned til toppen af Sjælland og ud ad, og HELCOM (Helsingforskonventionen) for Østersøen fra Skagen og ind ad. Kattegat indgår altså i begge konventionsområder. I de to områder laves der tidstrendsanalyser baseret på en fittet model af logaritmisk transformerede data. Der testes for lineær sammenhæng ved dataserier på mellem fem og seks års længde og udglattede sammenhænge, når der er syv års data eller mere. En nærmere beskrivelse af metoderne kan findes i bilag 2, som også indeholder linket til grafisk præsentation for de seneste regionale vurderinger. Kvalitetskrav og vurderingskriterier, der anvendes ved de marine konventioner, er ikke altid i overensstemmelse med de danske miljøkvalitetskrav, og derfor er der ikke altid overensstemmelse mellem konventionernes vurderinger og nationale vurderinger af tilstandene i danske farvande.

5.2 Vandprøver, filterede/ufiltrerede

Stofkoncentrationen i vandprøver kan være bestemt som det totale indhold, dvs. analyse af ufiltrerede prøver, eller det opløste indhold, dvs. analyse af filtrerede prøver.

Indholdet af organiske miljøfarlige forurenende stoffer i vandprøver er bestemt som det totale indhold i ufiltrerede prøver.

Indholdet af metaller og sporstoffer i vandprøver fra overfladevand (vandløb og søer) er bestemt som det opløste indhold, dvs. prøverne er filtrerede gennem 0,45 µm filter inden analyse, da kvalitetskravet for metaller i overfladevand er gældende for koncentrationen i opløsning, jf. kapitel 6.2. Indholdet af metaller i spildevand er bestemt som det totale indhold i ufiltrerede prøver.

5.3 Normalisering

Normalisering kan være aktuelt ved data fra sedimentanalyse og analyse af biota. Data i nærværende rapport er som udgangspunkt ikke normaliserede. Dog er sedimentdata normaliserede i de tilfælde, hvor det er nødvendigt for at kunne vurdere de målte koncentrationer i forhold miljøkvalitetskrav fastsat i forhold til sedimentets totale indhold af organisk stof (f_{oc}).

Data fra overvågning af sediment og biota i Boutrup et al. (2015) var normaliserede. Sedimentets indhold af metaller var normaliseret i forhold til indholdet af

lithium, og indholdet af organiske miljøfarlige forurenende stoffer var normaliseret i forhold til indholdet af TOC, alternativt glødetabet. Normaliseringen blev foretaget for at eliminere forskelle i sedimentstrukturen ved sammenligning og vurdering af sedimentkoncentrationer på tværs af geografiske områder. Data fra overvågning i biota var normaliseret til tørstof for at reducere indflydelsen af vævsprøvernes vandindhold for de variationer, der måtte være i vandindholdet over tid og mellem forskellige geografiske områder.

5.4 Vurdering i forhold til miljøkvalitetskrav

De fundne koncentrationer er vurderet i forhold til miljøkvalitetskrav i det omfang, der er fastsat miljøkvalitetskrav.

Generelle miljøkvalitetskrav for vandfasen i overfladevand er gældende for årsgennemsnit af de målte koncentrationer i det enkelte vandområde. I nærværende rapport er median og 10%- og 90%-fraktiler af samtlige målte koncentrationer i vandfasen i vandløb i de to perioder vurderet i forhold til miljøkvalitetskravene. På baggrund heraf er det vurderet, om der er indikation på, om der har forekommet overskridelse af miljøkvalitetskravet.

De målte koncentrationer i udløb fra renseanlæg og regnbetingede udledninger er på tilsvarende måde vurderet i forhold til, om der er indikation på, at udledningen kan have medført koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene af de målte stoffer i det overfladevand, der udledes til. Ved denne vurdering er det antaget, at der sker en fortynding med en faktor 10 ved udledning af spildevand fra renseanlæg til overfladevand (Tørslev et al. 2002).

Miljøkvalitetskrav i biota er fastsat enten af hensyn til menneskers sundhed eller af hensyn til prædatorer højere i fødekæden. Hvis kravet er fastsat af hensyn til menneskers sundhed, er kravet gældende for fiskemuskel, som anses for at være den spiselige del af fisk, mens kravet gælder for hele fisk, hvis kravet er fastsat af hensyn til prædatorer (EU 2014). Hvis målingerne ikke er foretaget på den del af fisk, som miljøkvalitetskravet er gældende for, er det muligt at foretage omregning med estimerede omregningsfaktorer. Der er estimeret omregningsfaktorer for kviksølvkoncentration i hel fisk til muskel (Larsen 2019), og for PFOS-koncentration i lever til hel fisk (Larsen & Bossi 2021).

Ved vurdering af biotakoncentrationer er der ikke korrigeret for trofisk niveau i de tilfælde, hvor miljøkvalitetskravet er fastsat af hensyn til topprædatorer, og der ikke er målt på højeste trofiske niveau.

6 Metaller

Metaller og andre uorganiske sporstoffer findes i jordens geologiske udgangsmateriale og frigives herfra ved kemiske, fysiske og biologiske nedbrydningsprocesser. Stofferne er således en naturlig del af de terrestriske og akvatiske økosystemer, og det naturlige indhold af metaller i jorden er på grund af geologiske variationer yderst varierende. I overvågning af luft, spildevand, ferskvand og havvand er der særligt fokus på tungmetaller. Med tungmetaller menes i denne sammenhæng bly, cadmium, krom, kobber, nikkel og zink. Der er ikke en entydig definition af tungmetaller, men oprindeligt blev det brugt som betegnelse for metaller, der har større massefylde end jern.

Siden midten af det forrige århundrede har menneskets industrielle aktiviteter resulteret i, at metaller bundet i fossile brændstoffer og andre geologiske materialer er frigivet til miljøet. Dette har resulteret i, at nogle metaller forekommer i miljøet i koncentrationer, der ligger over det naturlige baggrundsniveau. De koncentrationer, der måles ved overvågningen, er således en sum af de naturlige baggrundskoncentrationer og de koncentrationer, der er tilført som følge af menneskelige aktiviteter.

Forbruget af råmaterialer har medført en global spredning af metaller via atmosfærisk nedfald eller lokal forurening, eksempelvis på grund af anvendelse af restprodukter som slagger og flyveaske fra kraftvarmeværker og affaldsforbrændingsanlæg (Miljøstyrelsen 1999a). Indhold af metaller i handelsgødning samt kobber og zink som fodertilskud og medicinsk zink bidrager ligeledes via husdyrgødning til spredning af metaller. I forbindelse med oppumpning af store vandmængder kan sænkning af grundvandsspejlet betyde, at der frigives tungmetaller og andre uorganiske sporstoffer til grundvand og overfladevand.

Metallerne kan inddeles i tre grupper:

- De toksiske, der har sundheds- og miljømæssigt skadelige effekter, selv ved små indtag (bl.a. arsen, bly, cadmium, kviksølv)
- De essentielle, der omfatter stoffer, som er nødvendige for alle levende organismer i små mængder, men som er sundhedsskadelige og økotoksiske i større koncentrationer (bl.a. nikkel, krom, kobber, zink)
- Stoffer, som normalt ikke optræder i så høje koncentrationer, at de udgør et problem, men som under særlige omstændigheder kan have både human- og økotoksikologiske effekter (GEUS 2004).

6.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status

Overvågning af metaller indgår i følgende direktiver, lovgivning og konventioner:

Vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer omfatter følgende metaller: Bly, cadmium, kviksølv og nikkel.

EU's luftkvalitetsdirektiver omfatter følgende metaller: Arsen, bly cadmium, kviksølv og nikkel (EU 2008/50, EU 2004/17). Direktiverne er implementeret i den danske lovgivning i Bek. nr. 1472 af 12/12/2017 (Miljø- og Fødevareministeriet 2017c).

OSPAR's liste over "chemicals for priority action" (OSPAR Commission, 2019) omfatter bly, cadmium og kviksølv i marint sediment og biota.

HELCOM's liste over prioriterede stoffer omfatter kviksølv og cadmium. HELCOM opgør tilførslen af kviksølv, cadmium, og bly til det baltiske havområde (HELCOM, 2018).

Metallerne omfattet af direktiver og konventioner har været med i overvågningen siden 2004 og i nogle tilfælde også tidligere (Boutrup et al. 2015).

6.2 Kvalitetskrav

Miljøkvalitetskrav for metaller i overfladevand er vist i tabel 6.1. Kvalitetskravene i vandfasen er gældende for den opløste fraktion (Miljø- og Fødevareministeriet 2017b). For en række metaller skal der tages hensyn til den naturlige baggrundskoncentration ved vurdering af overholdelse af miljøkvalitetskravet (fodnote 3 i tabel 6.1). Hvis miljøkvalitetskravet er gældende for den biotilgængelige fraktion (fodnote 4 i tabel 6.1), betyder at hvis den målte koncentration er højere end miljøkvalitetskravet, er det prøvens biotilgængelige indhold af metaller, der skal vurderes i forhold til kvalitetskravet.

Tabel 6.1. Kvalitetskrav for metaller og andre sporstoffer i overfladevand (Miljø- og Fødevareministeriet 2017b).

	Vand (µg/l)				Sediment (mg/kg TS)		Biota (µg/kg VV)	
	Generelt kvalitetskrav		Maksimumkoncentration					
	Fersk	Marin	Fersk	Marin	Fersk	Marin	Fersk	Marin
Antimon	113	11,3	177	177				
Arsen	4,3	0,6[3]	43	1,1[3]				
Barium	19[3]	5,8[3]	145	145				
Bly	1,2[4]	1,3	14	14	163	163	110	110
Bor	94[3] (20.000)[2]	94[3] (20.000)[2]	2.080[3]	2.080[3]			5.480	5.480
Cadmium	≤ 0,08-0,25[1,3]	0,2[3]	≤0,45-1,5[1,3]	≤0,45-1,5[1,3]	3,8[3,4]	3,8[3,4]	160	160
Jod	10[3]	10[3]	10[3]	10[3]				
Kobolt	0,28[3]	0,28[3]	18	34				
Kobber	1[3,4] (4,9)[2]	1[3] (4,9)[2]	2[3] (4,9)[2]	2[3] (4,9)[2]				
Krom	Cr VI: 3,4	Cr VI: 3,4	Cr VI: 17	Cr VI: 17				
	Cr III: 4,9	Cr III: 3,4	Cr III: 124	Cr III: 124				
Kviksølv			0,07	0,07			20	20
Mangan	150[3]	150[3]	420[3]	420[3]				
Molybdæn	67	6,7[3]	587	587				
Nikkel	4[4]	8,6	34	34				
Sølv	0,017[3]	0,2[3]	0,36[3]	1,2[3]	1,5	13		
Thallium	0,48[3]	0,048[3]	1,2[3]	1,2[3]				
Tin	2	0,2	20	20				
Vanadium	4,1[3]	4,1[3]	57,8	57,8	23,6[3]	23,6[3]	122	122
Zink	7,8[3,4] (3,1)[3,5]	7,8[3]	8,4[3]	8,4[3]				

1: Kvalitetskravene er graduerede afhængig af vandets hårdhed

2: Højest tilladte koncentration

3: Kvalitetskravet er værdien tilføjet den naturlige baggrundskoncentration

4: Gælder for den biotilgængelige koncentration, men ikke i kombination med 3).

5: Gælder for blødt vand (H<24 mg $CaCO_3$/l)

6.3 Metaller i overvågningen

Metaller, der er undersøgt i overvågningen i perioden 2008-2019 og beskrevet i nærværende rapport, fremgår af tabel 6.2. Metaller, der er anvendt som hjælpestoffer i dambrug, er beskrevet sammen med øvrige dambrugshjælpestoffer i kapitel 26.

Vandprøverne fra overfladevand er filtrerede inden måling af metalindholdet, dvs. der er målt det opløste indhold af metaller, mens prøverne af udløb fra renseanlæg og regnbetingede udløb (RBU) ikke er filtrerede, dvs. der er målt det totale indhold af metaller.

Ved vurdering af koncentrationer i overfladevand af metaller, hvor miljøkvalitetskravet er den anførte værdi tilføjet den naturlige baggrundskoncentration, er der korrigeret for baggrundskoncentrationer, når disse foreligger.

Tabel 6.2. Metaller undersøgt i NOVANA og beskrevet i nærværende rapport.

	Punktkilder			Luft		Vandløb			Søer		Marine områder	
	Spildevand	RBU	Dam-brug	Ned-bør	Partik-ler	Sediment	Vand	Biota	Sediment	Biota	Sediment	Biota
Aluminium (Al)		x							X			
Antimon (Sb)	X	X										
Arsen (As)	X	X		X	X	X	X		X		X	X
Barium (Ba)	X	X					X					
Bly (Pb)	X	X		X	X	X	X		X		X	X
Bor (B)	X	X										
Brom (Br)												
Cadmium (Cd)	X	X		X	X	X	X		X		X	X
Iod (I)			X									
Kobber (Cu)	X	X	X	X	X	X	X		X		X	X
Kobolt (Co)	X											
Krom (Cr)	X	X		X	X	X	X		X		X	X
Kviksølv (Hg)	X	X				X	X	X	X	X	X	X
Molybdæn (Mo)		X										
Nikkel (Ni)	X	X		X	X	X	X		X		X	X
Selen (Se)	X	X										
Sølv (Ag)	X	X										X
Thallium (Th)	X											
Tin (Sn)	X	X										
Uran (U)	X											
Vanadium (V)	X	X					X		X			
Zink (Zn)	X	X		X	X	X	X		X		X	X

6.3.1 Metaller i punktkilder

Metaller er målt i spildevand (udløb) fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning (tabel 6.3) samt fra regnbetingede udledninger fra fælleskloakerede og separatkloakerede områder (tabel 6.4 og 6.5) og slam fra bassiner, der modtager regnbetingede udledninger fra separatkloakerede områder (tabel 6.6).

Tabel 6.3. Metaller i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse. -: Fundhyppigheden er 0, og fraktiler derfor ikke bestemt

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
Aluminium											
Avanceret	2008-2013	66	<DG	<DG	<DG	150	710	50	30	17	78
Avanceret	2014-2019	66	<DG	<DG	<DG	90	2400	40	30	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	385	55	<DG	<DG	755	4200	58	30	12	38
Mindre avanceret	2014-2019	111	53	<DG	<DG	330	520	60	30	10	30
Mekanisk	2008-2013	1548	290	69	80	4960	6300	100	30	4	17
Mekanisk	2014-2019	856	440	<DG	58	1740	10000	95	30	6	64
Antimon											
Avanceret	2008-2013	1,6	<DG	<DG	<DG	2,0	33	20	1	27	143
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	1,2	8,7	15	1	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	6,900	2,1	1	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	1	10	30
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	1	4	17
Mekanisk	2014-2019	1,2	<DG	<DG	<DG	2,6	6,8	31	1	6	64
Arsen											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	1,3	2,9	41	0,8	26	144
Avanceret	2014-2019	0,85	0,40	<DG	0,400	1,2	11	45	0,3 - 0,8	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	1,2	1,1	<DG	<DG	2,3	2,8	64	0,8	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	0,97	0,82	<DG	<DG	1,9	2,1	53	0,8	10	30
Mekanisk	2008-2013	2,0	1,9	<DG	1,1	3,5	3,8	94	0,8	4	17
Mekanisk	2014-2019	2,8	2,2	<DG	0,41	5,4	13	91	0,3 - 0,8	6	64
Barium											
Avanceret	2008-2013	26	16	<DG	4,6	46	220	99	1	26	142
Avanceret	2014-2019	17	13	<DG	6,0	31	110	99	1	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	36	34	4,9	9,3	70	130	100	1	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	27	20	4,4	7,7	51	120	100	1	10	30
Mekanisk	2008-2013	69	58	33	44	114	130	100	1	4	17
Mekanisk	2014-2019	94	68	30	50	177	330	100	1	6	64
Bly											
Avanceret	2008-2013	0,97	<DG	<DG	<DG	2,0	14	39	0,5 - 1	26	150
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	1,0	4,9	20	0,5	19	86
Mindre avanceret	2008-2013	0,89	<DG	<DG	<DG	1,8	7,6	40	0,5 - 1	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	0,82	<DG	<DG	<DG	1,8	9,2	23	0,5	10	30
Mekanisk	2008-2013	1,4	1,5	<DG	<DG	2,4	2,6	88	0,5	4	17
Mekanisk	2014-2019	4,0	1,9	<DG	<DG	5,9	65	88	0,5	6	64
Bor											
Avanceret	2008-2013	467	200	25	82	1400	5400	100	10	26	142
Avanceret	2014-2019	363	190	32	81	888	2900	100	10	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	130	110	<DG	33	284	360	98	10	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	111	90	<DG	31	200	530	97	10	10	30
Mekanisk	2008-2013	220	210	<DG	59	360	430	94	10	4	17
Mekanisk	2014-2019	229	225	57	100	350	550	100	10	6	64
Cadmium											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,052	0,22	11	0,05 - 0,1	26	150
Avanceret	2014-2019	0,073	<DG	<DG	<DG	<DG	4,3	10	0,05	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,10	0,26	30	0,05 - 0,1	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,12	0,19	17	0,05	10	30
Mekanisk	2008-2013	0,058	<DG	<DG	<DG	0,12	0,32	29	0,05	4	17
Mekanisk	2014-2019	0,11	0,052	<DG	<DG	0,19	1,6	55	0,05	6	64

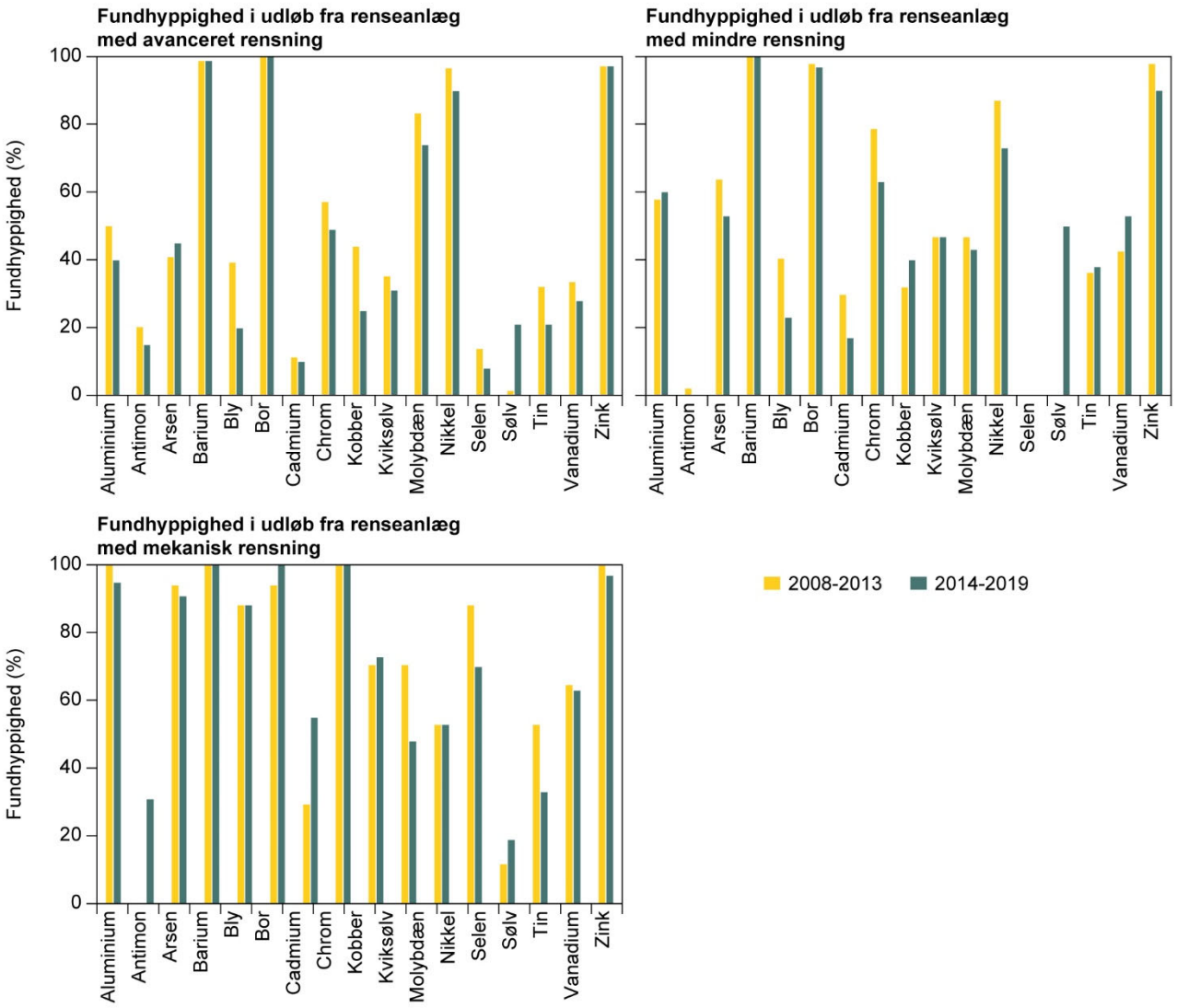
Enhed: µg/l	Periode	Mid-del	Me-dian	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
Kobber											
Avanceret	2008-2013	7,0	1,6	<DG	<DG	12	250	57	0,5 - 1	26	150
Avanceret	2014-2019	2,9	<DG	<DG	<DG	6,1	65	49	1	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	7,5	4,2	<DG	<DG	19	46	79	1	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	3,9	2,5	<DG	<DG	8,7	24	63	1	10	30
Mekanisk	2008-2013	19	14	2,2	4,0	37	39	100	1	4	17
Mekanisk	2014-2019	35	27	1,5	5,4	54	360	100	1	6	64
Kobolt											
Avanceret	2008-2013	1,5	1,3	<DG	0,600	2,9	5,1	92	0,5	22	64
Mindre avanceret	2008-2013	1,1	<DG	<DG	<DG	2,6	3,5	33	0,5	3	9
Krom											
Avanceret	2008-2013	0,85	<DG	<DG	<DG	1,8	8,6	44	0,5 - 2	26	150
Avanceret	2014-2019	0,53	<DG	<DG	<DG	1,0	6,9	25	0,5	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	2,5	<DG	<DG	<DG	3,2	30	32	0,5	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	0,55	<DG	<DG	<DG	1,2	1,6	40	0,5	10	30
Mekanisk	2008-2013	0,86	0,70	<DG	<DG	1,7	1,9	71	0,5	4	17
Mekanisk	2014-2019	2,5	1,4	<DG	<DG	4,0	34	73	0,5	6	64
Kviksølv											
Avanceret	2008-2013	0,17	0,024	<DG	<DG	0,13	0,014	35	0,002 - 0,05	26	150
Avanceret	2014-2019	0,055	0,025	<DG	<DG	0,055	0,0019	31	0,002 –0,05	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	0,039	0,003	<DG	<DG	0,11	0,74	47	0,002 –0,05	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	0,014	0,008	<DG	<DG	0,025	0,052	47	0,002 –0,05	10	30
Mekanisk	2008-2013	0,013	0,008	<DG	0,0024	0,030	0,040	71	0,002-0,005	4	17
Mekanisk	2014-2019	0,11	0,025	<DG	0,014	0,27	0,98	48	0,002– 0,05	6	64
Molybdæn											
Avanceret	2008-2013	3,5	1,9	<DG	<DG	6,0	53	83	1	26	144
Avanceret	2014-2019	3,1	1,5	<DG	<DG	5,2	40	74	1	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	1,0	<DG	<DG	<DG	1,6	6,2	47	1	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	1,5	1,6	43	1	10	30
Mekanisk	2008-2013	1,2	1,1	<DG	<DG	2,2	3,5	53	1	4	17
Mekanisk	2014-2019	1,9	<DG	<DG	<DG	3,6	17	53	1	6	64
Nikkel											
Avanceret	2008-2013	6,0	4,1	<DG	1,6	11	40	97	0,5 - 1	26	150
Avanceret	2014-2019	3,6	2,9	<DG	<DG	5,8	24	90	1	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	4,1	2,4	<DG	<DG	8,4	22	87	1	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	3,2	2,1	<DG	<DG	5,8	17	73	1	10	30
Mekanisk	2008-2013	3,3	2,1	<DG	1,1	3,3	22	88	1	4	17
Mekanisk	2014-2019	3,5	2,4	<DG	<DG	5,8	34	70	1	6	64
Selen											
Avanceret	2008-2013	0,4	<DG	<DG	<DG	1,4	12	14	0,3 - 1	26	144
Avanceret	2014-2019	1,1	<DG	<DG	<DG	<DG	71	8	1	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	1	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	1	10	30
Mekanisk	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	1,7	12	1	4	17
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	1,3	7,6	19	1	6	64
Sølv											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	3,7	2	1	23	65
Avanceret	2014-2019	2,0	<DG	<DG	<DG	6,2	14	21	1	17	24
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	1	3	9
Mindre avanceret	2014-2019	3,5	1,3	<DG	<DG	7,1	13	50	1	10	10
Mekanisk	2014-2019	3,5	<DG	<DG	<DG	3,7	32	25	1	4	12

Enhed: µg/l	Periode	Mid-del	Me-dian	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
Thallium											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	5,1	9	0,4	22	64
Mellem	2008-2013	0,4	<DG	<DG	<DG	0,7	3,7	11	0,4	3	9
Tin											
Avanceret	2008-2013	1,7	<DG	<DG	<DG	3,9	24	32	1	27	143
Avanceret	2014-2019	1,4	<DG	<DG	<DG	3,4	19	21	1	19	84
Mindre avanceret	2008-2013	2,5	<DG	<DG	<DG	3,7	58	36	1	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	1,9	<DG	<DG	<DG	4,0	11	38	1	10	29
Mekanisk	2008-2013	3,7	1,4	<DG	<DG	6,2	33	53	1	4	17
Mekanisk	2014-2019	1,5	<DG	<DG	<DG	3,6	17	33	1	6	64
Uran											
Avanceret	2008-2013	18	0,52	<DG	<DG	1,9	510	70	0,1	22	64
Mindre avanceret	2008-2013	0,51	0,29	<DG	0,12	0,88	2,6	89	0,1	3	9
Vanadium											
Avanceret	2008-2013	1,1	<DG	<DG	<DG	1,7	14	34	1	26	140
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	1,4	7,3	28	1	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	1,7	2,4	43	1	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	1,3	1,1	<DG	<DG	2,7	4,2	53	1	10	30
Mekanisk	2008-2013	1,3	1,4	<DG	<DG	2,2	3,6	65	1	4	17
Mekanisk	2014-2019	2,6	1,5	<DG	<DG	4,8	32	63	1	6	64
Zink											
Avanceret	2008-2013	42	27	<DG	11	90	300	97	5	26	150
Avanceret	2014-2019	33	24	<DG	11	71	150	97	5	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	37	21	<DG	10	85	250	98	5	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	31	21	<DG	6,0	74	110	90	5	10	30
Mekanisk	2008-2013	43	35	10	14	75	110	100	5	4	17
Mekanisk	2014-2019	112	56	<DG	18	157	1500	97	5	6	64

De undersøgte metaller er fundet med varierende hyppighed i udløb fra renseanlæg med henholdsvis avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning (tabel 6.3). Barium, bor og zink er de hyppigst fundne metaller i udløb fra alle tre grupper af renseanlæg med fundhyppigheder mellem 90 og 100% i begge perioder (tabel 6.3). For metallerne generelt er fundhyppigheden størst ved renseanlæg med mekanisk rensning. En visuel sammenligning af fundhyppighederne i de to perioder 2008-2013 og 2014-2019 af de enkelte metaller ved de tre typer af anlæg indikerer ikke væsentlig generel forskel i fundhyppighederne mellem de to perioder (figur 6.1).

Aluminium er ved renseanlæg med mekanisk rensning fundet i koncentrationer, der er højere end de øvrige metaller. Det samme gør sig ikke gældende ved renseanlæg med avanceret og mindre avanceret rensning. Barium, bor og zink er fundet i de højeste koncentrationer i udløb fra såvel renseanlæg med avanceret rensning som renseanlæg med mindre avanceret rensning og mekanisk rensning i begge perioder 2008-2013 og 2014-2019.

Da miljøkvalitetskravene for metaller er gældende for det opløste indhold, giver det ikke mening at vurdere de fundne metalkoncentrationer i forhold til miljøkvalitetskravene. Det kan dog konstateres, at udledning af det undersøgte spildevand potentielt kan have givet anledning til koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene for kobber, kviksølv, sølv og zink (tabel 6.1). Vurderingen tager udgangspunkt i en antagelse om, at spildevand ved udledning til overfladevand vil blive fortyndet med en faktor 10 (Tørslev et al. 2002).



Figur 6.1. Fundhyppighed af metaller i udløb fra renseanlæg med avanceret, mindre avanceret, og mekanisk rensning i perioderne 2008-2013 og 2014-2019.

En statistisk analyse af koncentrationerne af de enkelte metaller ved renseanlæg undersøgt i begge perioder viser, at koncentrationen af nikkel i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning var signifikant lavere i 2014-2019 end i 2008-2013. Koncentrationen af arsen, bor og kobber i udløb fra renseanlæg med mindre avanceret rensning var signifikant lavere i 2014-2019 end i 2008-2013. For de øvrige metaller har det ikke været muligt at påvise en signifikant udvikling (bilag 1).

Regnbetingede udledninger (RBU)

Spildevand fra regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder (overløb fra renseanlæg) (tabel 6.4) og separatkloakerede områder (tabel 6.5) er undersøgt ved henholdsvis et og to anlæg i 2008-2013 og to og tre anlæg i 2014-2019.

En række metaller er fundet i alle eller næsten alle de undersøgte prøver af udløb fra fælleskloakerede områder. Det gælder aluminium, barium, bly, kobber, krom, nikkel, vanadium og zink, som er påvist i mere end 90% af de undersøgte prøver i begge perioder. Det samme gælder cadmium i 2008-2013

men ikke i 2014-2019. Fundhyppighederne af de pågældende metaller er lavere i regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder. Kun aluminium, barium og zink er fundet i mere end 90% af de undersøgte prøver af udløb fra separatkloakerede områder.

Koncentrationerne af de undersøgte metaller er på samme niveau i udløb fra fælleskloakerede områder og separatkloakerede områder, med undtagelse af aluminium, zink og kobber. Aluminium er fundet på højere koncentrationsniveau i regnbetingede udløb fra separatkloakerede område, og zink og kobber på de højeste koncentrationsniveauer i regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder. Koncentrationsniveauerne svarer til koncentrationsniveauer i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning.

Tabel 6.4. Metaller i regnbetingede udløb (RBU) fra fælleskloakerede områder i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
Aluminium										
2008-2013	514	410	300	302	894	1100	100	30	1	12
2014-2019	1018	675	190	359	1950	4000	100	30	2	40
Antimon										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0	1	1	11
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	1,3	3,4	18	1	2	39
Arsen										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	1,1	1,4	25	0,8	1	12
2014-2019	0,66	0,40	<DG	0,37	1,2	1,8	55	0,3 - 0,8	2	40
Barium										
2008-2013	15	9,2	7,0	7,8	22	61	100	1	1	12
2014-2019	22	13	2,0	9,4	49	100	100	1	2	35
Bly										
2008-2013	3,0	2,8	1,4	2,1	4,1	5,3	100	0,5	1	12
2014-2019	5,6	3,8	1,1	1,7	10,4	23,0	100	0,5	2	40
Bor										
2008-2013	26	12	<DG	<DG	86	100	66,7	10	1	12
2014-2019	62	18	<DG	<DG	104	680	75	10	2	40
Cadmium										
2008-2013	0,10	0,10	0,055	0,068	0,15	0,19	100	0,05	1	12
2014-2019	0,12	0,10	<DG	<DG	0,23	0,37	78	0,05	2	40
Kobber										
2008-2013	35	8,4	5,5	5,6	29	290	100	1	1	12
2014-2019	20	16	1,8	9,4	36	78	100	1	2	40
Krom										
2008-2013	6,6	1,4	<DG	0,83	29	34	92	0,5	1	12
2014-2019	2,9	2,4	<DG	0,75	5,2	11	90	0,5	2	40
Kviksølv										
2008-2013	0,75	0,010	<DG	0,0025	0,084	8,8	75	0,002 - 0,005	1	12
2014-2019	0,15	0,025	<DG	0,014	0,15	2,7	60	0,002 - 0,05	2	40
Molybdæn										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	1	1	12
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	1,1	1,3	15	1	2	34

Enhed: µg/l	Middel	Me-dian	Mini-mum	10%-frak-til	90%-frak-til	Maximum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
Nikkel										
2008-2013	6,3	2,9	<DG	1,1	19	21	92	1	1	12
2014-2019	3,5	2,5	<DG	1,1	8,7	11	93	1	2	40
Selen										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	1	1	12
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	2,1	2,6	1	2	39
Sølv										
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	5,3	10	1	1	10
Tin										
2008-2013	3,0	1,4	<DG	<DG	6,5	16	58	1	1	12
2014-2019	3,3	1,7	<DG	<DG	6,7	23	70	1	2	40
Vanadium										
2008-2013	2,7	2,1	1,0	1,2	5,4	6,9	100	1	1	12
2014-2019	4,1	3,4	<DG	2,1	7,1	14	97	1	2	35
Zink										
2008-2013	112	110	73	75	138	240	100	5	1	12
2014-2019	209	165	90	129	355	580	100	5	2	40

Tabel 6.5. Metaller i regnbetingede udløb (RBU) fra separatkloakerede områder i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppig-hed (%)	Detektions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
Aluminium										
2008-2013	414	260	<DG	70	868	1300	94	30	2	17
2014-2019	1602	425	<DG	44	4270	18000	97	30	3	64
Antimon										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	1,1	2,3	19	1	3	31
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	2,3	3,2	16	1	3	64
Arsen										
2008-2013	1,2	0,92	<DG	<DG	2,6	3,4	52	0,8	3	31
2014-2019	1,6	1,2	<DG	<DG	3,2	8,5	86	0,3 - 0,8	3	64
Barium										
2008-2013	22	13	1,7	7,4	38	100	100	1	1	14
Bly										
2008-2013	4,3	2,3	<DG	<DG	11	24	79	0,5	3	34
2014-2019	2,3	0,750	<DG	<DG	7,3	20	69	0,5	3	64
Bor										
2008-2013	146	24	<DG	<DG	150	1500	65	10	3	31
2014-2019	46	23	<DG	<DG	92	340	67	10	3	64
Cadmium										
2008-2013	0,051	<DG	<DG	<DG	0,11	0,26	26	0,05	3	31
2014-2019	0,062	<DG	<DG	<DG	0,17	0,31	28	0,05	3	64
Kobber										
2008-2013	6,1	4,1	<DG	<DG	10	43	77	1	3	34
2014-2019	8,7	2,8	<DG	<DG	27	60	75	1	3	63
Kobolt (Co)										
2008-2013	0,56	<DG	<DG	<DG	1,1	2,3	36	0,5	1	14
Krom										
2008-2013	4,5	1,1	<DG	<DG	9,7	38	74	0,5	3	31
2014-2019	4,6	2,2	<DG	<DG	12	37	83	0,5	3	64

Enhed: µg/l	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
Kviksølv										
2008-2013	0,049	0,013	<DG	<DG	0,051	0,73	32	0,002 - 0,05	3	31
2014-2019	0,053	0,025	<DG	0,0027	0,13	0,32	41	0,002 - 0,05	3	64
Molybdæn										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	3,1	14	1	1	14
Nikkel										
2008-2013	2,8	1,8	<DG	<DG	6,5	15	74	1	3	31
2014-2019	4,7	1,9	<DG	<DG	12	27	64	1	3	64
Selen										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	1	3	31
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	9,0	9,4	1	3	64
Sølv										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0	1	1	14
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	2,5	10	1	2	10
Thallium										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,4	1	14
Tin										
2008-2013	3,7	<DG	<DG	<DG	9,6	35	48	1	3	31
2014-2019	1,3	<DG	<DG	<DG	2,7	21	27	1	3	64
Uran										
2008-2013	0,40	<DG	<DG	<DG	1,1	2,4	43	0,1	1	14
Vanadium										
2008-2013	3,6	2,9	<DG	<DG	6,0	12	86	1	1	14
Zink										
2008-2013	84	61	<DG	5,5	197	250	91	5	3	34
2014-2019	63	32	<DG	5,3	160	580	91	5	3	63

Slam fra bassiner til regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder (tabel 6.6) er i 2008-2013 undersøgt ved to anlæg og i 2014-2019 ved yderligere et anlæg. Alle de undersøgte metaller undtagen lithium og sølv er påvist i alle de undersøgte slamprøver (tabel 6.6).

Tabel 6.6. Metaller i slam fra bassiner til regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder i perioderne 2009-2013 og 2014-

Enhed: mg/kg TS	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
Aluminium										
2014-2019	11688	12500	2000	4170	17600	19000	100	10000	3	8
Arsen										
2014-2019	6,7	6,7	1,5	1,6	10	14	100	200	3	8
Bly										
2008-2013	27	26	17	17	37	39	100	100	2	4
2014-2019	28	31	3,3	6,7	48	54	100	100	3	12
Cadmium										
2008-2013	0,41	0,41	0,23	0,24	0,57	0,57	100	10	2	4
2014-2019	0,49	0,49	0,054	0,17	0,77	1,2	100	10	3	12
Kobber										
2008-2013	59	60	23	25	92	93	100	50	2	4
2014-2019	60	65,5	4,6	20	91	130	100	50 - 200	3	12
Krom										
2008-2013	42	42	24	26	58	59	100	100	2	4
2014-2019	38	40	4	11	55	75	100	100	3	12

Enhed: mg/kg TS	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
Kviksølv										
2008-2013	0,070	0,071	0,040	0,041	0,099	0,1	100	1	2	4
2014-2019	0,053	0,062	0,0056	0,018	0,080	0,11	100	1	3	12
Lithium										
2014-2019	13	12	<DG	3,7	22	23	87,5	1000	3	8
Nikkel										
2008-2013	27	28	21	22	32	32	100	100	2	4
2014-2019	28	28,5	3,8	12	42	42	100	100	3	12
Sølv										
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,18	0,19	50	150	2	2
Zink										
2008-2013	320	290	150	150	514	550	100	1000	2	4
2014-2019	593	405	61	240	1152	2100	100	1000	3	12

Aluminium er fundet i væsentlig højere koncentration end de øvrige metaller. Blandt de øvrige er zink fundet i højest koncentration.

I slambekendtgørelsen (Miljø-og Fødevareministeriet 2018) er der fastsat grænseværdier for en række metaller i slam beregnet til jordforbedring. Ved vurdering af de fundne metalkoncentrationer i slam i forhold til disse grænseværdier finder man, at den højest fundne koncentration af cadmium i perioden 2014-2019 var højere end grænseværdien på 0,8 mg / kg TS for cadmium i slam, og 90%-fraktilen af nikkel er højere end grænseværdien på 30 mg / kg TS for nikkel. Der er ikke fundet koncentrationer, der er højere end de øvrige grænseværdier, som er 120 mg / kg TS for bly, 1.000 mg / kg TS for kobber, 100 mg / kg TS for krom, 0,8 mg / kg TS for kviksølv og 4.000 mg / kg TS for zink.

6.3.2 Metaller i luft

De gennemsnitlige luftkoncentrationer målt i perioden fra 2004-2019 fremgår af tabel 6.7. Måleprogrammet blev revideret i 2010, og i den forbindelse skete der en omlægning af målestationerne og et skift i analysemetoder. Det er vurderet, at disse ændringer kun giver anledning til en mindre usikkerhed i forbindelse med vurdering af udviklingstendenserne, når vurdccccccceringerne er over lang tid (siden 1979), mens det giver usikkerhed i forbindelse med perioden 2008-2019.

Tabel 6.7. Årsmiddelværdier for luftkoncentrationer af udvalgte metaller. Grundet omlægningen af programmet er der ikke resultater fra 2010. Luftkoncentrationer er målt i prøver opsamlet på døgnbasis på to stationer.

Enhed ng/m³	Arsen	Cadmium	Krom	Kobber	Nikkel	Bly	Zink
2004	0,64	0,24	0,45	1,7	1,6	5,7	16,5
2005	0,69	0,23	0,65	2,0	2,2	5,2	15,0
2006	0,61	0,27	0,66	1,9	2,1	5,0	15,9
2007	0,43	0,17	0,53	1,4	1,5	3,2	12,0
2008	0,44	0,26	0,69	1,9	1,9	3,7	12,9
2009	0,51	0,31	0,40	1,7	2,0	3,7	12,6
2010							
2011	0,58	0,10	0,53	1,8	2,2	3,6	10,0
2012	0,44	0,07	0,57	1,5	1,4	2,0	7,4
2013	0,43	0,07	0,70	2,0	2,0	1,8	9,3
2014	0,70	0,09	0,80	1,8	1,5	3,0	8,1
2015	0,64	0,05	0,60	1,7	0,7	1,1	6,8
2016	0,32	0,04	0,94	2,4	0,9	1,3	6,8
2017	0,33	0,04	0,63	1,8	0,5	1,5	6,1
2018	0,37	0,05	0,47	3,0	0,6	1,7	9,0
2019	0,31	0,05	0,58	1,9	0,6	1,5	7,0

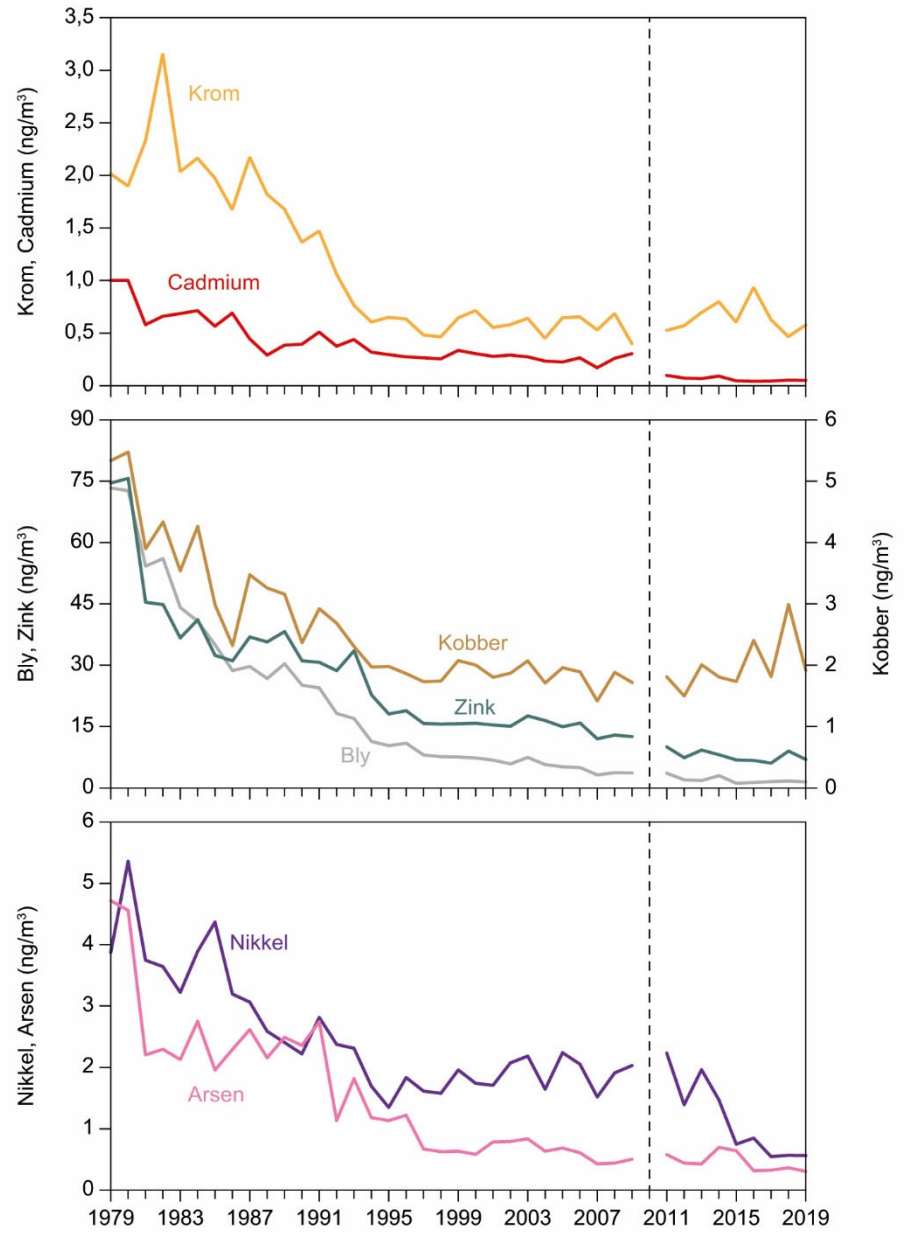
Der er sket et betydeligt fald i koncentrationerne af metaller i luft i perioden 1979 til 2000 (figur 6.2). Fra 2000 og frem ses kun et mindre fald i koncentrationerne, og for kobber har der i de seneste år været en tendens til at koncentrationen har været stigende. Den stigende kobberkoncentration tilskrives øget vejtransport, og dermed stigning i udledninger fra slid på bremser (Ellermann et al. 2021).

I forbindelse med EU's Luftkvalitetsdirektiv (2008/50/EF) og fjerde datterdirektiv (2004/107/EF) er der opstillet målværdier (svarer stort set til grænseværdier) for de maksimalt tilladte luftkoncentrationer i medlemsstaterne for de fire metaller, som er omfattet af datterdirektivet (arsen: 6 ng/m³, cadmium: 5 ng/m³, nikkel: 20 ng/m³, bly: 500 ng/m³). I danske baggrundsområder er koncentrationerne lave i forhold til disse målværdier (omkring 10% for arsen og nikkel, 3% for cadmium og 0,5% for bly).

Våddepositionens indhold af metaller har ligesom luftens indhold været faldende i perioden frem til 2000, hvorefter faldet er aftaget (figur 6.3). I perioden 2004-2019 har koncentrationerne været stort set uændrede (tabel 6.8). For kobber ses en svag stigning de seneste år, ligesom det er observeret i luftkoncentrationen. Indholdet af zink i våddeposition er steget i 2019, mens luftkoncentrationen fortsat er faldende. Årsagen hertil kendes endnu ikke.

I opgørelsen af våddepositionen af cadmium i 2019 er ni af målingerne fra en enkelt station udeladt, da der blev fundet væsentlig højere koncentrationer i forhold til tidligere år samt i forhold til koncentrationerne ved de øvrige fem målestationer i 2019. De udeladte målinger vil blive genevalueret, når der foreligger data fra 2020.

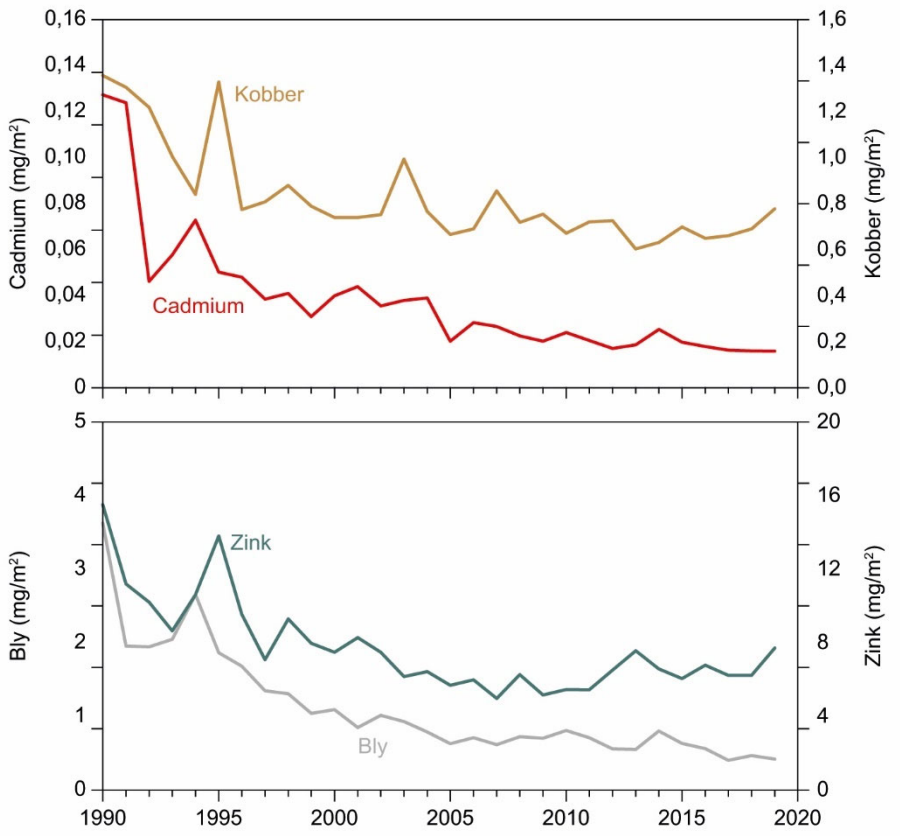
Figur 6.2. Udvikling af koncentrationer i luften af en række metaller siden 1979. Kurverne repræsenterer gennemsnit af målinger på to stationer, henholdsvis Keldsnor og Tange før 2010, og Anholt og Risø fra 2011 og frem. Den sorte stiplede linje indikerer dette skift i målestationerne.



Tabel 6.8. Årlig våddeposition af udvalgte metaller målt på de danske målestationer. Depositionen er beregnet på målinger i prøver opsamlet på månedsbasis på seks stationer.

Enhed kg/km²	Arsen	Bly	Cadmium	Kobber	Krom	Nikkel	Zink
2004	0,092	0,79	0,039	0,77	0,09	0,24	6,4
2005	0,073	0,63	0,020	0,67	0,08	0,19	5,7
2006	0,099	0,71	0,028	0,69	0,11	0,25	6,0
2007	0,072	0,62	0,027	0,86	0,09	0,21	5,0
2008	0,078	0,73	0,023	0,72	0,13	0,23	6,3
2009	0,083	0,70	0,020	0,75	0,11	0,16	5,2
2010	0,073	0,81	0,024	0,67	0,19	0,16	5,5
2011	0,083	0,71	0,021	0,72	0,16	0,18	5,5
2012	0,073	0,56	0,017	0,73	0,15	0,15	6,5
2013	0,081	0,55	0,019	0,60	0,11	0,16	7,56
2014	0,099	0,80	0,025	0,63	0,13	0,17	6,59
2015	0,084	0,63	0,020	0,70	0,14	0,15	6,06
2016	0,065	0,56	0,018	0,65	0,11	0,09	6,78
2017	0,072	0,40	0,016	0,66	0,11	0,16	6,24
2018	0,065	0,47	0,016	0,69	0,08	0,12	6,24
2019	0,083	0,42	0,016*	0,78	0,11	0,17	7,72

*målinger fra en station udeladt, da de betragtes som outlier.



Figur 6.3. Tidslig udvikling i årlig våddeposition af kobber og cadmium (øverst) og zink og bly (nederst). Enhed er mg metal pr. m², svarende til kg/km².

Tabel 6.9 viser et estimat af den samlede deposition af de udvalgte metaller til de danske landområder og de indre danske farvande. For hovedparten af metallerne ses der stort set uændrede depositioner i perioden fra 2004 til 2019, mens der for nikkel og bly ses en svag tendens til et fald i depositionen.

Tabel 6.9. Årlig deposition, estimeret fra tør- og våddeposition af metaller til danske landområder og de indre danske farvande.

Landområder, 43.000 km²							
Enhed: ton/år	**Arsen**	**Bly**	**Cadmium**	**Kobber**	**Krom**	**Nikkel**	**Zink**
2004	5	43	2	36	5	13	300
2005	4	35	1	31	4	11	267
2006	5	41	2	35	6	14	288
2007	4	32	1	39	5	11	233
2008	4	36	1	33	6	12	288
2009	4	35	1	35	5	9	239
2010	4	40	2	31	9	10	250
2011	5	36	1	32	8	11	250
2012	4	27	1	34	7	9	290
2013	4	27	1	29	6	10	341
2014	5	39	1	29	7	10	292
2015	4	30	1	31	7	8	272
2016	3	26	1	32	6	5	303
2017	4	20	1	31	6	8	278
2018	3	23	1	35	4	6	283
2019	4	20	1	35	6	8	340

De indre danske farvande, 31.500 km²							
Enhed: ton/år	**Arsen**	**Bly**	**Cadmium**	**Kobber**	**Krom**	**Nikkel**	**Zink**
2004	3	28	1	25	3	8	210
2005	3	22	1	22	3	7	186
2006	3	27	1	24	4	9	200
2007	2	21	1	28	3	7	163
2008	3	24	1	23	4	8	203
2009	3	24	1	24	4	6	168
2010	3	27	1	22	6	6	180
2011	3	24	1	22	5	6	170
2012	3	19	1	24	5	6	210
2013	3	18	1	20	4	6	243
2014	3	27	1	20	5	6	210
2015	3	21	1	22	5	5	194
2016	2	18	1	22	4	3	217
2017	2	13	1	22	4	5	200
2018	2	16	1	23	3	4	201
2019	3	14	1	25	4	6	250

6.3.3 Metaller i vandløb

Indholdet af metaller er i vandløb målt i vand og sediment (tabel 6.10 og 6.12) og kviksølv er desuden målt i fisk (tabel 6.13).

Metaller i vandløb – vandfasen

Tabel 6.10. Metaller i vandprøver fra vandløb undersøgt ved kontrolovervågning og operationel overvågning i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse. Miljøkvalitetskravene (generel og maksimumkoncentration) er vist i kolonnerne yderst til højre

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fund-hyppig-hed (%)	Detektions-grænse	Antal prø-ver/ stati-oner	MKK	Maks-konc.
Arsen									4,3	43
Kontrol	2014-2019	0,94	0,72	0,32	1,8	100	0,03	118/19		
Operationel	2014-2019	0,99	0,82	0,44	1,7	100	0,03	417/96		
Barium									19[1]	145
Kontrol	2014-2019	46	42,5	21	80	100	0,03	62/15		
Operationel	2008-2013	54	61,5	15	84	100	0,15	122/11		
Operationel	2014-2019	49	47	17	86	100	0,03-0,2	749/124		
Bly									1,2[3]	14
Kontrol	2008-2013	0,21	0,049	0	0,48	82	0,02-0,027	174/14		
Kontrol	2014-2019	0,061	0,04	0,0125	0,14	78	0,02-0,025	346/24		
Operationel	2008-2013	0,12	0,035	0	0,24	72	0,02-0,031	267/23		
Operationel	2014-2019	0,045	0,044	0,0125	0,16	78	0,02-0,025	1460/126		
Cadmium									<0,08-0,25[5]	<0,45-1,5[5]
Kontrol	2008-2013	0,021	0,013	0,003	0,055	90	0,003-0,01	321/18		
Kontrol	2014-2019	0,012	0,01	0	0,027	88	0,003-0,018	346/24		
Operationel	2008-2013	0,045	0,016	0,006	0,049	97	0,003-0,0031	266/23		
Operationel	2014-2019	0,020	0,012	0	0,048	89	0,003-0,004	1460/126		
Kobber									1[1,3]/4,9[6]	2[1]/4,9[6]
Kontrol	2008-2013	2,4	2,1	i.b.	i.b.	100	0,03	3/2		
Kontrol	2014-2019	1,4	1,3	0,32	2,3	100	0,03-0,04	241/24		
Operationel	2008-2013	1,7	1,4	0,5	3,2	99	0,03	255/22		
Operationel	2014-2019	4,0	1,3	0,52	2,8	100	0,03-0,04	810/129		
Krom									3,4/4,9[2]	17/124[2]
Kontrol	2014-2019	0,21	0,14	0,061	0,43	100	0,01	119/19		
Operationel	2008-2013	0,47	0,405	0,26	0,7	100	0,18	122/11		
Operationel	2014-2019	0,27	0,19	0,081	0,47	100	0,01-0,03	748/124		
Kviksølv										0,07
Kontrol	2008-2013	0,011	0,0010	0,00025	0,0064	46	0,0005-0,005	257/17		
Kontrol	2014-2019	0,00076	0,00050	0,00050	0,001	31	0,001-0,002	120/11		
Operationel	2008-2013	0,0008	0,00050	0,00050	0,002	36	0,0009-0,002	164/22		
Operationel	2014-2019	0,00032	0,0010	0,00050	0,002	18	0,001-0,01	330/28		
Nikkel									4[3]	34
Kontrol	2008-2013	2,3	1,5	0,66	5,5	99	0,03-0,2	174/14		
Kontrol	2014-2019	1,9	1,3	0,68	2,9	100	0,03	346/24		
Operationel	2008-2013	2,2	1,5	0,47	3	100	0,03-0,067	267/23		
Operationel	2014-2019	2,1	1,6	0,735	4,2	100	0,03-0,05	1460/126		
Vanadium									4,1[1]	57,8
Kontrol	2014-2019	0,45	0,39	0,11	0,91	99	0,05	62/15		
Operationel	2008-2013	0,55	0,525	0,13	0,97	93	0,02-0,05	122/11		
Operationel	2014-2019	0,51	0,48	0,16	0,9	96	0,05	343/35		

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fund-hyppig-hed (%)	Detektions-grænse	Antal prø-ver/ stati-oner	MKK	Maks-konc.
Zink									7,8[1,3]/3,1[1,4]	8,4[1]
Kontrol	2008-2013	9,8	3,4	2	24	100	0,5	3/2		
Kontrol	2014-2019	11	5,3	1,2	25	99	0,3-0,5	119/19		
Operationel	2008-2013	17	15	1	39	99	0,36-0,5	255/22		
Operationel	2014-2019	14	8,7	1,9	32	100	0,3-0,5	748/124		

1: Kvalitetskravet er denne koncentration tilføjet den naturlige baggrundskoncentration

2: Kvalitetskrav for CrVI/CrIII

3: Kvalitetskravet gælder for den biotilgængelige koncentration, men ikke i kombinaton med 1)

4: Kvalitetskravet gælder for blødt vand

5: Afhænger af vandets hårdhedsgrad

6: Øvre koncentration uafhængig af naturlig baggrundskoncentration

De undersøgte metaller er med undtagelse af kviksølv påvist i vandfasen i vandløb i ca. 70-100% af de undersøgte prøver i såvel kontrolovervågningen som den operationelle overvågning og i både 2008-2013 og 2014-2019. Kviksølv adskiller sig ved at være påvist i 36-46% af de undersøgte prøver i perioden 2008-2013 og i 18-31% i perioden 2014-2019. Det kan ikke udelukkes, at den lavere fundhyppighed i perioden 2014-2019 skyldes, at der er målt med højere detektionsgrænser.

Barium er fundet i de højeste koncentrationer. Blandt de undersøgte tungmetaller er zink fundet på det højeste koncentrationsniveau, og dernæst kobber og nikkel på nogenlunde samme koncentrationsniveau.

Miljøkvalitetskravene er for de fleste metaller i vandfasen og for vanadium i sediment fastsat som ”tilføjede koncentrationer” (tabel 6.1). Det betyder, at baggrundskoncentrationerne skal være kendte, for at det kan vurderes, om der er overskridelse af miljøkvalitetskravene. Der foreligger estimerede baggrundskoncentrationer for barium, kobber, nikkel, vanadium og zink i vandfasen i vandløb og søer (Bak & Jensen 2014) (tabel 6.11).

Tabel 6.11. Estimeret baggrundsniveau for metaller i vandløbsvand (Bak & Jensen 2014)

	Estimeret baggrundsniveau
Barium	15 µg/l
Kobber	0,66 µg/l
Nikkel	0,82 µg/l
Vanadium	0,11 µg/l
Zink	1,5 µg/l

Ved vurdering af de fundne koncentrationer af zink i vandfasen finder man, at 90%-fraktilen og middelværdien af målingerne fra kontrolovervågning og operationel overvågning i vandløb var højere end det generelle miljøkvalitetskrav for zink tillagt det estimerede baggrundsniveau (7,8 µg/l +1,5 µg/l) (tabel 6.1 og 6.11) Dette indikerer, at der har forekommet overskridelse af det generelle miljøkvalitetskrav for zink i de undersøgte vandløb. Der har været overskridelser af miljøkvalitetskravets maksimumkoncentration, idet koncentrationen var højere end maksimumkoncentrationen (8,4 µg/l +1,5 µg/l) i mere end 10% af målingerne ved både kontrolovervågningen og den operationelle overvågning i hele perioden 2008-2019.

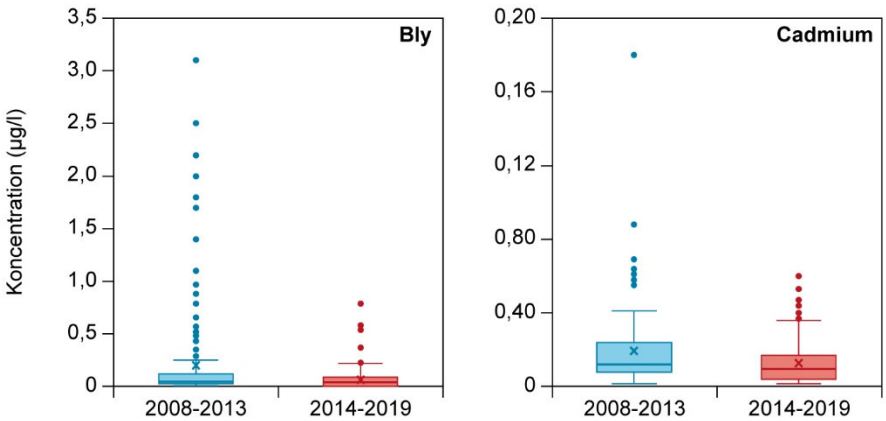
Barium er i mere end 90% af de undersøgte prøver fundet i koncentrationer, der var højere end det generelle miljøkvalitetskrav (tabel 6.1). Det gælder data fra hele perioden 2008-2019 og fra både kontrolovervågningen og den operationelle overvågning. Det indikerer, at barium har forekommet udbredt i koncentrationer, der er højere end det generelle miljøkvalitetskrav. Der er dog ikke indikation på, at der har været overskridelse af miljøkvalitetskravet maksimumkoncentration, idet 90%-fraktilen er lavere end dette krav.

Nikkel er i mere end 10% af målingerne ved kontrolovervågningen i 2008-2013 fundet i koncentrationer, der var højere end det generelle miljøkvalitetskrav tillagt det estimerede baggrundsniveau (4 µg/l + 0,82 µg/l) (tabel 6.1 og 6.11). Det var ikke tilfældet ved kontrolovervågningen i 2014-2019 eller ved den operationelle overvågning, 90%-fraktilerne af disse målinger er lavere end miljøkvalitetskravet. Der er således ikke indikation på, at der er udbredt forekomst af nikkelkoncentrationer i vandfasen i vandløb, der er højere end det generelle miljøkvalitetskrav. Der er ikke indikation på, at der har forekommet koncentrationer, der har været højere end miljøkvalitetskravet maksimumkoncentration, da 90%-fraktilerne er lavere end dette krav.

Kobber er i mere end 90% af målingerne ved den operationelle overvågning i 2008-2013 og 2014-2019 samt de få prøver ved kontrolovervågningen i 2008-2013 fundet i koncentrationer, der er højere end det generelle miljøkvalitetskrav tillagt det estimerede baggrundsniveau (1 µg/l + 0,66 µg/l) (tabel 6.1 og 6.11). Mere end 10% af målingerne ved den operationelle overvågning i både 2008-2013 og 2014-2019 var højere end miljøkvalitetskravets maksimumkoncentration, mens det var ikke tilfældet ved kontrolovervågningen. Det generelle miljøkvalitetskrav for kobber er suppleret med 'højest tilladt koncentration', som er på 4,9 µg/l. Såvel 90%-fraktil som middelværdi var ved både kontrolovervågningen og den operationelle overvågning lavere end denne koncentration. De øvrige metaller er fundet i koncentrationer, hvor såvel middelværdi som 90%-fraktilen er lavere end det generelle miljøkvalitetskrav og miljøkvalitetskravets maksimumkoncentration, selv før der tillægges de estimerede baggrundsniveauer. Det gælder for hele perioden og ved både kontrolovervågning og operationel overvågning. Der er således ikke indikation på, at koncentrationerne af disse metaller i vandfasen har været højere end miljøkvalitetskravene. En undtagelse er kviksølv, idet der er fastsat maksimumskoncentration men ikke et generelt miljøkvalitetskrav for kviksølv i vand. For kviksølv er der desuden fastsat miljøkvalitetskrav for indholdet i biota, se nedenfor.

En statistisk analyse, der sammenligner koncentrationerne af de enkelte metaller i perioderne 2008-2013 og 2014-2019 i vandfasen i vandløb, viser, at koncentrationen af bly og cadmium var signifikant lavere i 2014-2019 end i 2008-2013 (figur 6.4 og bilag 1). Analysen medtager kun værdier for de stationer, hvor der var gennemført prøvetagning i begge de angivne perioder. Analysen giver ikke forklaring på årsagen til de lavere koncentrationer i 2014-2019. For de øvrige metaller, hvor der har været tilstrækkeligt datagrundlag for en statistisk analyse, har der ikke været signifikant forskel (bilag 1).

Figur 6.4. Koncentration af bly og cadmium i vandløbsvand i perioderne 2008-2013 og 2014-2019 illustreret med boksplot.



Metaller i vandløb - sediment

Indholdet af metaller i vandløbssediment er vist i tabel 6.12.

De undersøgte metaller er fundet i tæt på 100% af de analyserede sedimentprøver. Zink er ligesom i vandfasen fundet på det højeste koncentrationsniveau. Arsen, bly, krom og nikkel er fundet i sediment på nogenlunde samme koncentrationsniveau. Bly og zink er ved den operationelle overvågning fundet med højere niveau for middelværdi, median og 90%-fraktil end ved kontrolovervågningen. Generelt er metallerne fundet på højere koncentrationsniveau ved den operationelle overvågning end ved kontrolovervågningen, hvilket er forventeligt, da de operationelle stationer blandt andet er placeret i vandområder med risiko for manglende målopfyldele.

Blandt de undersøgte metaller er der fastsat miljøkvalitetskrav for sediment for bly og cadmium på henholdsvis 163 mg / kg TS og 3,8 mg / kg TS. For cadmium er det den anførte koncentration tillagt den naturlige baggrundskoncentration. Ved vurdering af de fundne koncentrationer af cadmium og bly er der ikke indikation på, at der har forekommet sedimentkoncentrationer i de undersøgte vandløb, der var højere end miljøkvalitetskravene for de to metaller.

Der har ikke været tilstrækkeligt datagrundlag til en statistisk analyse af signifikant udvikling i metalkoncentrationerne i sediment.

Kviksølv i biota

Fisk fra vandløb er undersøgt for indhold af kviksølv ved både kontrolovervågningen og den operationelle overvågning (tabel 6.13). Der er målt på forskellige fiskarter afhængig af hvilke fisk, det har været muligt at indsamle fra de enkelte vandløb. I den tekniske anvisning for 'Miljøfremmede stoffer og tungmetaller i vandløb: Sediment og biota' (Wiberg-Larsen & Rasmussen 2017) er det anført, at "der til analyserne så vidt muligt kun anvendes én fiskeart: Ørred (bækørred). Denne art er den mest udbredte i danske vandløb. I mangel på bækørred kan der anvendes andre rovfisk som aborre, gedder eller sandart. Hvis der ikke findes rovfisk i fangsten, kan der vælges andre arter i følgende prioriteringsrækkefølge: Skalle>rudskalle>hundestejle>smelt".

Tabel 6.12. Metaller i sediment i vandløb undersøgt ved kontrolovervågning og operationel overvågning i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Den angivne detektionsgrænse er programbeskrivelsens detektionsgrænsekrav.

Enhed: mg/kg TS	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver/ stationer
Arsen								
Kontrol	2008-2013	16	14	12	21	100	0,2	5
Bly								
Kontrol	2008-2013	15	12	6,1	24	100	0,1	11
Kontrol	2014-2019	15	6,4	2,7	19	100	0,1	12
Operationel	2008-2013	24	21	8,0	40	100	0,1	9
Operationel	2014-2019	29	21	6,8	78	100	0,1	14
Cadmium								
Kontrol	2008-2013	0,58	0,44	0,33	0,95	100	0,01	11
Kontrol	2014-2019	0,50	0,24	0,056	1,1	100	0,01	12
Operationel	2008-2013	1,6	0,66	0,25	8,1	100	0,01	9
Operationel	2014-2019	0,56	0,49	0,19	0,96	100	0,01	14
Kobber								
Kontrol	2008-2013	14	14	4,4	25	100	0,1	11
Kontrol	2014-2019	24	9	2,2	30	100	0,1	12
Operationel	2008-2013	29	21	9,8	59	100	0,1	9
Operationel	2014-2019	33	22	7,4	60	100	0,05-0,5	14
Krom								
Kontrol	2008-2013	14	14	5,7	23	100	0,1	11
Kontrol	2014-2019	13	6,7	2,6	22	100	0,1	12
Operationel	2008-2013	19	18	9,3	43	100	0,1	9
Operationel	2014-2019	23	22	14	34	100	0,1	3
Kviksølv								
Kontrol	2008-2013	0,042	0,044	<DG	0,092	92	0,001-0,01	10
Kontrol	2014-2019	0,055	0,031	0,0048	0,058	100	0,001	12
Operationel	2008-2013	0,14	0,053	0,023	0,62	100	0,001	9
Operationel	2014-2019	0,11	0,10	0,020	0,20	92	0,001-0,01	14
Nikkel								
Kontrol	2008-2013	14	11	5,6	24	100	0,1	11
Kontrol	2014-2019	12	8,1	1,9	25	100	0,1	12
Operationel	2008-2013	24	18	8,9	62	100	0,1	9
Operationel	2014-2019	15	16	3,4	25	100	0,1	14
Zink								
Kontrol	2008-2013	88	69	36	190	100	1,0	11
Kontrol	2014-2019	119	46	10	240	95	1,0	12
Operationel	2008-2013	188	170	53	380	95	1,0	9
Operationel	2014-2019	191	160	43	340	100	1,0	14

Tabel 6.13. Kviksølv i ferskvandsfisk (vandløb). Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: mg/kg VV	Overvågningstype	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal prøver/stationer
Alle	Kontrol	2008-2013	0,097	0,058	0,037	0,25	100	0,0006-0,002	15
Aborre			0,062	0,050	i.b.	i.b	100	0,0006	3
Bækørred			0,054	0,058	i.b.	i.b	100	0,0006	3
Nipigget hundestejle			0,043	0,043	i.b.	i.b	100	0,0006	2
Skalle			0,24	0,24	I.b.	i.b	100	0,0006	2
Ørred			0,095	0,079	I.b.	i.b	100	0,0006-0,002	7
Alle	Kontrol	2014-2019	0,066	0,062	0,040	0,097	100	0,0004-0,005	24
Aborre			0,069	0,051	i.b.	i.b	100	0,0004-0,002	4
Bækørred			0,044	0,043	i.b.	i.b	100	0,0004	4
Gedde			0,090	0,090	i.b.	i.b	100	0,001-0,005	2
Laks			0,055	0,055	i.b.	i.b	100	0,002	1
Skalle			0,072	0,065	i.b.	i.b	100	0,001-0,005	6
Ørred			0,068	0,064	0,048	0,094	100	0,001-0,005	10
Alle	Operationel	2014-2019	0,070	0,060	0,034	0,11	100	0,001-0,005	82
Aborre			0,17	0,090	i.b.	i.b	100	0,001-0,005	6
Gedde			0,12	0,11	i.b.	i.b	100	0,001-0,005	5
Laks			0,015	0,015	i.b.	i.b	100	0,005-0,005	1
Nipigget hundestejle			0,055	0,051	0,016	0,098	100	0,001-0,005	9
Rudskalle			0,12	0,124	i.b.	i.b	100	0,001	1
Skalle			0,082	0,061	0,040	0,23	100	0,001-0,005	9
Trepigget hundestejle			0,053	0,053	i.b.	i.b	100	0,005	2
Ørred			0,063	0,059	0,035	0,10	100	0,001-0,005	55
Ål			0,28	0,28	i.b.	i.b	100	0,005	1

i.b.: Ikke beregnet på grund af få målinger.

Målingerne er foretaget på fiskenes muskelvæv. Det fastsatte miljøkvalitetskrav for kviksølv i biota (fisk) på 20 µg/kg vådvægt gælder for den hele fisk. Larsen (2019) indeholder en oversigt over faktorer for omregning af kviksølvindhold i muskel til indhold i hel fisk. De fandt, at der for de undersøgte fisk er den generelle omregningsfaktor på 0,93 (±38%).

Ved vurdering af de fundne kviksølvkoncentrationer i de undersøgte fisk efter korrektion for, at der er målt i muskel i stedet for den hele fisk, finder man under anvendelse af ovennævnte omregningsfaktor, at 10%-fraktilen af målingerne var højere end kvalitetskravet (tabel 6.1). Det betyder, at kviksølvindholdet har været højere end miljøkvalitetskravet i mere end 90% af de undersøgte fisk.

6.3.4 Metaller i søer

Indholdet af metaller i søer er målt i sediment (tabel 6.14) og kviksølv desuden i fisk (tabel 6.15)

Metaller i søer - sediment

Indholdet af metaller i sediment fra søer er vist i tabel 6.14. De undersøgte metaller blev, med undtagelse af kviksølv, fundet i alle de undersøgte sedimentprøver.

Tabel 6.14. Metaller i sediment i søer undersøgt ved kontrolovervågning og operationel overvågning i perioderne 2011-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: mg/kg TS	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver/ stationer
Aluminium								
Kontrol	2011-2013	9.200	6.700	3.600	18.000	100	10	31
Kontrol	2014-2019	9.100	7.800	2.350	17.500	100	10	60
Operationel	2011-2013	7.000	6.100	2.000	11.500	100	10	30
Operationel	2014-2019	9.300	7.000	3.000	18.000	100	10	77
Arsen								
Kontrol	2011-2013	14	7,7	2,4	18	100	0,2	31
Kontrol	2014-2019	14	6,9	2,2	29	100	0,2	60
Operationel	2011-2013	26	6,6	1,8	23	100	0,2	30
Operationel	2014-2019	11	7,0	2,6	28	100	0,2	77
Bly								
Kontrol	2011-2013	45	28	7,9	79	100	0,1	41
Kontrol	2014-2019	42	22	5,5	92	100	0,1	60
Operationel	2011-2013	51	28	8,3	110	100	0,1	108
Operationel	2014-2019	43	28	11	100	100	0,1	164
Cadmium								
Kontrol	2011-2013	1,2	0,76	0,37	2,7	100	0,01	41
Kontrol	2014-2019	1,2	0,72	0,21	2,5	100	0,01	60
Operationel	2011-2013	1,6	0,83	0,22	2,3	100	0,01	108
Operationel	2014-2019	1,0	0,79	0,32	2,1	99	0,01	164
Kobber								
Kontrol	2011-2013	25	18	10	33	100	0,05	41
Kontrol	2014-2019	27	20	5,4	45	100	0,05-0,2	60
Operationel	2011-2013	95	23	7,7	86	100	0,05	108
Operationel	2014-2019	37	22	10	51	100	0,05-0,2	164
Krom								
Kontrol	2011-2013	18	12	7,3	26	100	0,1	41
Kontrol	2014-2019	20	14	4,7	32	100	0,1	60
Operationel	2011-2013	30	15	5,0	35	100	0,1	108
Operationel	2014-2019	19	15	6,7	35	100	0,1	164
Kviksølv								
Kontrol	2011-2013	0,15	0,084	0,029	0,35	100	0,001-0,01	40
Kontrol	2014-2019	0,097	0,071	0,025	0,16	79	0,001-0,05	47
Operationel	2011-2013	0,22	0,11	0,023	0,46	99	0,001-0,01	108
Operationel	2014-2019	0,13	0,09	0,03	0,23	100	0,001-0,05	114
Nikkel								
Kontrol	2011-2013	24	14	6,5	42	100	0,1	41
Kontrol	2014-2019	22	14	3,8	39	100	0,1	60
Operationel	2011-2013	22	15	4,4	46	100	0,1	108
Operationel	2014-2019	21	15	6,9	36	100	0,1	164
Vanadium								
Kontrol	2014-2019	24	18	7,4	52	100	0,3	39
Operationel	2014-2019	25	22	12	49	100	0,3	51
Zink								
Kontrol	2011-2013	170	94	44	300	100	1,0	41
Kontrol	2014-2019	194	105	27	340	100	1,0	60
Operationel	2011-2013	279	120	28	500	100	1,0	108
Operationel	2014-2019	178	110	38	330	100	1,0	164

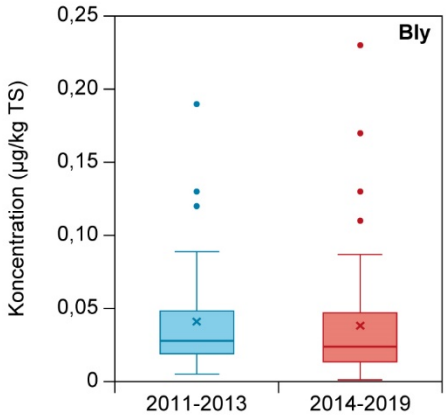
Der er ikke markante forskelle mellem koncentrationsniveauerne af de enkelte metaller undersøgt i søsediment ved henholdsvis kontrolovervågning og operationel overvågning.

Aluminium er det stof, der er fundet i de højeste koncentrationer i sedimentet. Blandt de øvrige metaller er zink fundet i de højeste koncentrationer, og bly i næsthøjeste koncentrationer.

Blandt de undersøgte metaller er der fastsat miljøkvalitetskrav i sediment for bly, cadmium og vanadium (tabel 6.1). For cadmium og vanadium er miljøkvalitetskravet den anførte koncentration tillagt den naturlige baggrundskoncentration, jf. tabel 6.1. Både middelværdien og 90%-fraktilen af de fundne koncentrationer af bly og cadmium var lavere end miljøkvalitetskravet. Der er således ikke indikation på, at de to metaller har forekommet i sediment i de undersøgte søer i koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravet. Der foreligger ikke et estimat af den naturlige baggrundskoncentration af cadmium i sediment, men koncentrationen er lavere end miljøkvalitetskravet før den naturlige baggrundskoncentration bliver tillagt.

Miljøkvalitetskravet for vanadium er 23,6 mg/kg TS tillagt det estimerede baggrundsniveau på 11 mg/kg TS (Bak & Jensen 2014). 90%-fraktilen af målingerne ved både kontrolovervågning og den operationelle overvågning var højere end miljøkvalitetskravet, mens middelværdi og median var lavere end kravet. Vanadium er således fundet i sediment i koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravet i mellem 10% og 50% af de undersøgte søer.

En statistisk analyse af metalkoncentrationerne i de to perioder 2011-2013 og 2014-2019 i sediment i søer, hvorfra der er prøver fra begge perioder, viser, at koncentrationen af bly var signifikant lavere i 2014-2019 end i 2011-2013 (figur 6.5). For de øvrige metaller, hvor der har været tilstrækkeligt datagrundlag for en statistisk analyse, var der ikke signifikant forskel (se bilag 1).



Figur 6.5. Koncentration af bly i søsediment i perioderne 2011-2013 og 2014-2019 illustreret med boksplot.

Kviksølv i biota

Fisk fra søer er undersøgt for indhold af kviksølv ved både kontrolovervågningen og den operationelle overvågning (tabel 6.15). Der er primært målt på aborrer, jf. den tekniske anvisning Miljøfarlige forurenende stoffer i fisk i søer – prøveindsamling (Johansson & Wiberg-Larsen 2018). I tilfælde af at det ikke er muligt at fange tilstrækkeligt mange aborrer, analyseres væv fra andre fisk som beskrevet i prioriteringsnøglen i ovennævnte tekniske anvisning.

Tabel 6.15. Kviksølv i fisk (muskelvæv) fra søer. Detektionsgrænserne er omregnet fra µg/kg TS til µg/kg VV, hvilket forklarer de "skæve" værdier for detektionsgrænserne. Der er målt på muskelvæv primært fra aborre, og kun hvor dette ikke har været muligt, er der anvendt en anden rovfiskeart, alternativt skalle, rudskalle eller hundestejle. Til og med 2017 er tabelværdierne baseret på et gennemsnit af 4-5 målinger (individer) fra hver sø, dog på 2-3 individer for skalle og gedde (detektionsgrænsen angiver interval for analyse af enkeltindivider). Efter 2017 blev der analyseret på en puljet prøve, bestående af væv fra fem aborrer (alternativt andre arter, udvalgt som ovenfor beskrevet). I enkelte tilfælde indgår der resultater fra to arter fra samme sø

Enhed: µg/kg VV	Overvåg-ningstype	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prø-ver/ statio-ner
Aborre	Kontrol	2011-2013	152	95	65	311	100	0,429-2,91	27
Gedde			150	202	21	227	100	0,573-1,983	3
Karpe			194	194	194	194	100	1,912-1,912	1
Karuds			26	26	26	26	100	1,438-1,438	1
Rudskalle			19	19	19	19	100	0,585-0,612	1
Skalle			52	52	52	52	100	0,57-0,624	1
Aborre	Kontrol	2014-2019	120	98	43	186	100	1-5	52
Gedde			182	78	68	399	100	1,67-5	3
Helt			7	7	7	7	100	5-5	1
Rudskalle			37	37	37	37	100	1,67-1,67	1
Skalle			46	46	46	46	100	1-1	1
Trepigget hundestejle			41	41	36	45	100	2,93-28,91	2
Aborre	Operatio-nel	2011-2013	132	102	55	403	100	0,4983-2,947	19
Nipigget hundestejle			55	55	55	55	100	2,274-2,274	1
Skalle			24	24	24	24	100	1,744-1,926	1
Trepigget hundestejle			14	14	12	17	100	0,813-0,975	2
Aborre	Operatio-nel	2014-2019	96	83	37	175	100	0,3566-5	61
Gedde			41	41	41	41	100	1-1	1
Lerkutling			33	33	33	33	100	2,081-2,159	1
Rudskalle			87	87	58	115	100	0,4368-1	2
Skalle			115	39	20	286	100	1-2,007	3
Trepigget hundestejle			16	16	16	16	100	2,373-2,457	1
Ål			115	115	115	115	100	1,67	1

Målingerne er foretaget på fiskenes muskelvæv. Der er anvendt de ovenfor beskrevne faktorer til omregning fra muskel til hel fisk. Omregningsfaktoren fra muskel til hel fisk for aborre er bestemt til 0,81 (+ 46%) og der er anført en litteraturværdi for skalle på 0,83. Ved vurdering af de fundne kviksølvkoncentrationer i aborre og skalle efter korrektion for, at der er målt i muskel i stedet for den hele fisk, finder man, at 10%-fraktilen af målingerne var højere end miljøkvalitetskravet. Det betyder, at kviksølvindholdet har været højere end miljøkvalitetskravet i mere end 90% af de undersøgte aborrer og skaller. Der er data fra målinger i enkelte prøver af muskel fra andre arter, men uden at der foreligger faktorer til omregning fra muskel til hel fisk. Kun de få målinger på trepigget hundestejle er på den hele fisk, og i to af de fire undersøgte prøver var koncentrationen højere end miljøkvalitetskravet.

Der er foretaget en sammenligning af kviksølvkoncentrationen i aborrer fra søer, der er målt to gange med mindst fire års mellemrum i løbet af perioden 2011-2019 (bilag 1). Der ikke er signifikant forskel i kviksølvkoncentrationen mellem de to perioder, heller ikke når fiskenes størrelse tages i betragtning.

6.3.5 Metaller i marine områder

Metaller er i marine områder målt i sediment (tabel 6.16), muslinger (tabel 6.17) og fisk (tabel 6.18). Målinger i sediment omfatter målinger på både kystnære marine stationer (målinger i 2008-2013 og 2014-2016) og stationer i åbne marine områder omfattet af havstrategidirektivet (målinger i 2015-2016). Fra 2017 har metaller ikke været med i det kystnære overvågningsprogram. Måling af sølv i muslinger blev tilføjet NOVANA programmet i 2010, da det indgik i skaldyrvandsbekendtgørelsen (EU 1979). De øvrige metaller er målt i muslinger i hele perioden 2008-2019.

Metaller i marine områder – sediment

De undersøgte metaller er i de undersøgte kystnære marine områder fundet i i alle de undersøgte sedimentprøver med undtagelse af cadmium, kobber og kviksølv, som blev fundet i henholdsvis 89, 99 og 86% af de undersøgte prøver i 2014-2016. Zink blev fundet på det højeste koncentrationsniveau, og dernæst krom og bly.

Figur 6.16 Metaller i sediment fra det marine miljø i perioden 2008-2013 og 2014-2016. Data fra 2015-2016 er fra stationer i havstrategiovervågningen. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: mg/kg TS	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal prøver
Arsen							
2008-2013	10	7,6	1,5	19,9	100	0,10	222
2014-2016	8,5	7,3	2,0	17	100	0,10	85
2015-2016	3,4	2,6	1,5	6,4	100	0,10	20
Bly							
2008-2013	22	16	5	49	100	1 – 3	223
2014-2016	29	22	9	68	100	1 – 1	85
2015-2016	7,4	7,3	1,7	15	100	1 – 1	20
Cadmium							
2008-2013	0,44	0,27	0,04	1,18	100	0,03-0,05	223
2014-2016	0,52	0,27	0,05	1,34	98	0,03	85
2015-2016	0,029	0,030	0,020	0,045	50	0,03	20
Kobber							
2008-2013	19	12	1,9	43	100	0,2 – 2	222
2014-2016	23	12	1,4	52	100	0,2 – 1	85
2015-2016	1,90	1,20	0,41	4,29	95	0,2 – 1	20
Krom							
2008-2013	41	36	6,0	78	100	1,00	222
2014-2016	41	34	11	70	100	0,02 – 1	83
2015-2016	11	11	2,5	20	100	0,02 – 1	20
Kviksølv							
2008-2013	0,086	0,053	0,0040	0,16	100	0,005 – 0,02	223
2014-2016	0,12	0,046	0,0050	0,28	94	0,005	85
2015-2016	0,0074	0,0050	0,0050	0,015	50	0,005	20
Nikkel							
2008-2013	17	14	1,7	36	100	0,5 – 1	223
2014-2016	18	14	2,8	34	100	0,2 – 0,5	85
2015-2016	3,1	2,6	1,1	7,0	100	0,2 – 0,5	20
Zink							
2008-2013	82	64	8,1	177	100	1 – 5	223
2014-2016	99	91	12	233	100	5	85
2015-2016	57	16	5,1	220	100	5	20

I de undersøgte åbne marine områder blev de undersøgte metaller fundet i 95-100% af de undersøgte prøver, undtagen cadmium og kviksølv, som blev fundet i halvdelen af de undersøgte prøver.

Blandt de metaller, der er undersøgt i sediment i det marine miljø, er der fastsat miljøkvalitetskrav for bly og cadmium i marint sediment. Miljøkvalitetskravet er den fastsatte koncentration tillagt den naturlige baggrundskoncentration, jf. tabel 6.1.

Ved vurdering af bly i forhold til miljøkvalitetskravet på 163 mg / kg TS (tabel 6.1) finder man, at 90%-fraktilen af målingerne er lavere (ca. det halve) end miljøkvalitetskravet. Der er således ikke indikation på, at der har været overskridelse af miljøkvalitetskravet for bly i hverken de undersøgte kystnære marine områder eller de undersøgte åbne marine områder.

Samme forhold som for bly gør sig gældende for cadmium, idet 90%-fraktilen af målingerne er lavere (ca. en tredjedel) end 3,8 mg / kg TS, som er den værdi, der tillagt den naturlige baggrundskoncentration er miljøkvalitetskravet for cadmium. Der foreligger ikke et estimat af den naturlige baggrundskoncentration af cadmium i marint sediment, men koncentrationen er lavere end miljøkvalitetskravet før den naturlige baggrundskoncentration bliver tillagt.

Metaller i marine områder – biota

De undersøgte metaller er fundet i muslinger i alle undersøgte prøver undtagen bly og krom, som er fundet i 99% af de undersøgte prøver i hele perioden 2008-2019, og sølv som er fundet i henholdsvis 36 og 66% af prøverne i 2008-2013 og 2014-2019 (tabel 6.17). Zink blev fundet på det højeste koncentrationsniveau, og dernæst arsen og kobber på nogenlunde samme koncentrationsniveau. Sølv er det eneste metal, som ikke har fundprocent tæt på 100% i muslinger.

Måling af metaller i fisk har omfattet måling i både lever (bly, cadmium, kobber, krom, nikkel og zink) og muskel (fortrinsvis kviksølv). I de fleste tilfælde er kviksølv også målt i lever, og i nogle år de øvrige metaller i muskel. I målingerne i perioden 2008-2013 indgik tre forskellige marine fiskearter, og i perioden 2014-2019 fem forskellige arter.

Fundhyppigheden af bly, cadmium og sølv var højere i leverprøverne end i muskelprøverne. Sammenlignet med fundhyppigheden i muslinger var fundhyppigheden af bly, cadmium (muskel), krom og nikkel i fisk lavere i hele den del af perioden, hvorfra der er data.

Tabel 6.17. Metaller i muslinger i det marine miljø i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænserne er omregnet fra mg/kg TS til mg/kg VV med 20% som proxy for tørstofindholdet

Enhed: mg/kg VV	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pig-hed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver
Arsen							
2008-2013	11	9,0	5,5	18	100	0,04	267
2014-2019	5,4	3,2	1,1	12	100	0,04	276
Bly							
2008-2013	1,3	0,90	0,40	2,3	99	0,04	276
2014-2019	0,48	0,21	0,076	1,3	99	0,04	282
Cadmium							
2008-2013	1,3	1,1	0,52	2,1	100	0,01	277
2014-2019	0,45	0,20	0,089	1,1	100	0,01	282
Kobber							
2008-2013	13	8,5	5,6	19	100	0,20	275
2014-2019	3,72	1,4	0,96	9,0	100	0,20	279
Krom							
2008-2013	1,6	1,1	0,39	3,3	99	0,04	267
2014-2019	0,43	0,20	0,059	0,90	99	0,04	278
Kviksølv							
2008-2013	0,13	0,11	0,049	0,25	100	0,002	277
2014-2019	0,052	0,023	0,009	0,12	100	0,002	280
Nikkel							
2008-2013	2,6	2,2	1,0	4,2	100	0,04	276
2014-2019	1,1	0,49	0,23	2,80	100	0,04	279
Sølv							
2010-2013	0,22	0,10	0,10	0,30	36	0,10	174
2014-2019	0,075	0,008	0,0011	0,20	66	0,10	268
Zink							
2008-2013	117	109	69	177	100	0,50	277
2014-2019	51	23	15	126	100	0,50	279

Tabel 6.18. Metaller fra det marine miljø målt i fisk (lever og muskel) i perioderne 2008-2013 (3 arter) og 2014-2019 (5 arter). Detektionsgrænserne er omregnet fra mg/kg TS til mg/kg VV med 20% som proxy for tørstofindholdet

Enhed: mg/kg VV	Organ	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prø-ver
Arsen								
2008-2013	Lever	7,1	6,4	2,8	12	100	0,04	34
2014-2019		6,4	4,5	0,85	11	100	0,20	34
2008-2013	Muskel	7,9	7,4	3,9	13	100	0,20	26
2014-2019		8,3	5,6	0,78	15	100	0,20	31
Bly								
2008-2013	Lever	0,24	0,20	0,10	0,43	34	0,04	44
2014-2019		0,12	0,10	0,010	0,20	50	0,20	34
2008-2013	Muskel	0,16	0,20	0,10	0,25	10	0,20	29
2014-2019		0,12	0,10	0,012	0,20	30	0,20	27
Cadmium								
2008-2013	Lever	0,43	0,33	0,09	0,95	95	0,01	43
2014-2019		0,32	0,18	0,0045	0,90	97	0,05	34
2008-2013	Muskel	0,020	0,01	0,0068	0,05	52	0,05	25
2014-2019		0,028	0,006	0,001	0,05	56	0,05	32
Kobber								
2008-2013	Lever	33	32	15	52	100	0,20	44
2014-2019		23	13	1,6	52	100	1,00	36
2008-2013	Muskel	1,7	1,0	0,80	1,6	100	1,00	29
2014-2019		0,61	0,30	0,11	1,47	97	1,00	32
Krom								
2008-2013	Lever	0,51	0,20	0,10	1,5	80	0,04	35
2014-2019		0,23	0,20	0,040	0,56	69	0,20	36
2008-2013	Muskel	0,22	0,20	0,10	0,50	72	0,25	29
2014-2019		0,17	0,20	0,024	0,35	68	0,20	31
Kviksølv								
2008-2013	Lever	0,20	0,14	0,070	0,43	100	0,002	44
2014-2019		0,20	0,15	0,024	0,45	100	0,012	35
2008-2013	Muskel	0,32	0,22	0,078	0,87	100	0,020	39
2014-2019		0,17	0,065	0,013	0,45	100	0,010	89
Nikkel								
2008-2013	Lever	0,31	0,20	0,10	0,65	59	0,04	44
2014-2019		0,20	0,20	0,040	0,32	64	0,20	36
2008-2013	Muskel	0,18	0,19	0,10	0,20	38	0,25	29
2014-2019		0,16	0,20	0,018	0,34	61	0,20	31
Sølv								
2008-2013	Lever	0,38	0,20	0,10	1,2	76	0,10	17
2014-2019		0,15	0,20	0,019	0,28	81	0,50	27
2008-2013	Muskel	0,09	0,10	0,029	0,10	29	0,10	17
2014-2019		0,10	0,10	0,01	0,20	10	0,50	31
Zink								
2008-2013	Lever	123	133	66	161	100	0,50	44
2014-2019		84	68	14	191	100	2,50	36
2008-2013	Muskel	47	53	21	69	100	2,50	29
2014-2019		27	16	4,2	61	100	2,50	32

Zink er fundet på de højeste koncentrationsniveauer i både lever og muskel i de undersøgte fisk. Kobber er fundet med det næsthøjeste koncentrationsniveau i lever, mens arsen i muskel er fundet på det næsthøjeste koncentrationsniveau. Der er lave fundprocenter (<80%) for bly, krom, nikkel og sølv, med lavere niveau generelt i muskel end lever.

Der er fastsat miljøkvalitetskrav for bly, cadmium og kviksølv i marint biota på henholdsvis 110, 160 og 20 µg/kg VV (tabel 6.1). Kvalitetskravene gælder for bly og cadmium for bløddele af biota og for kviksølv for hel fisk. Larsen (2019) har bestemt faktorer for omregning af kviksølvindhold i henholdsvis lever og muskel til hel fisk for forskellige arter. For rødspætte og skrubbe er omregningsfaktorerne fra muskel til hel fisk henholdsvis 0,91 (+25%) og 0,71 (+ 17%) og fra lever til hel fisk 0,55 (+40%) og 1,6 (+26%). Der foreligger ikke tilsvarende omregningsfaktorer for bly og cadmium.

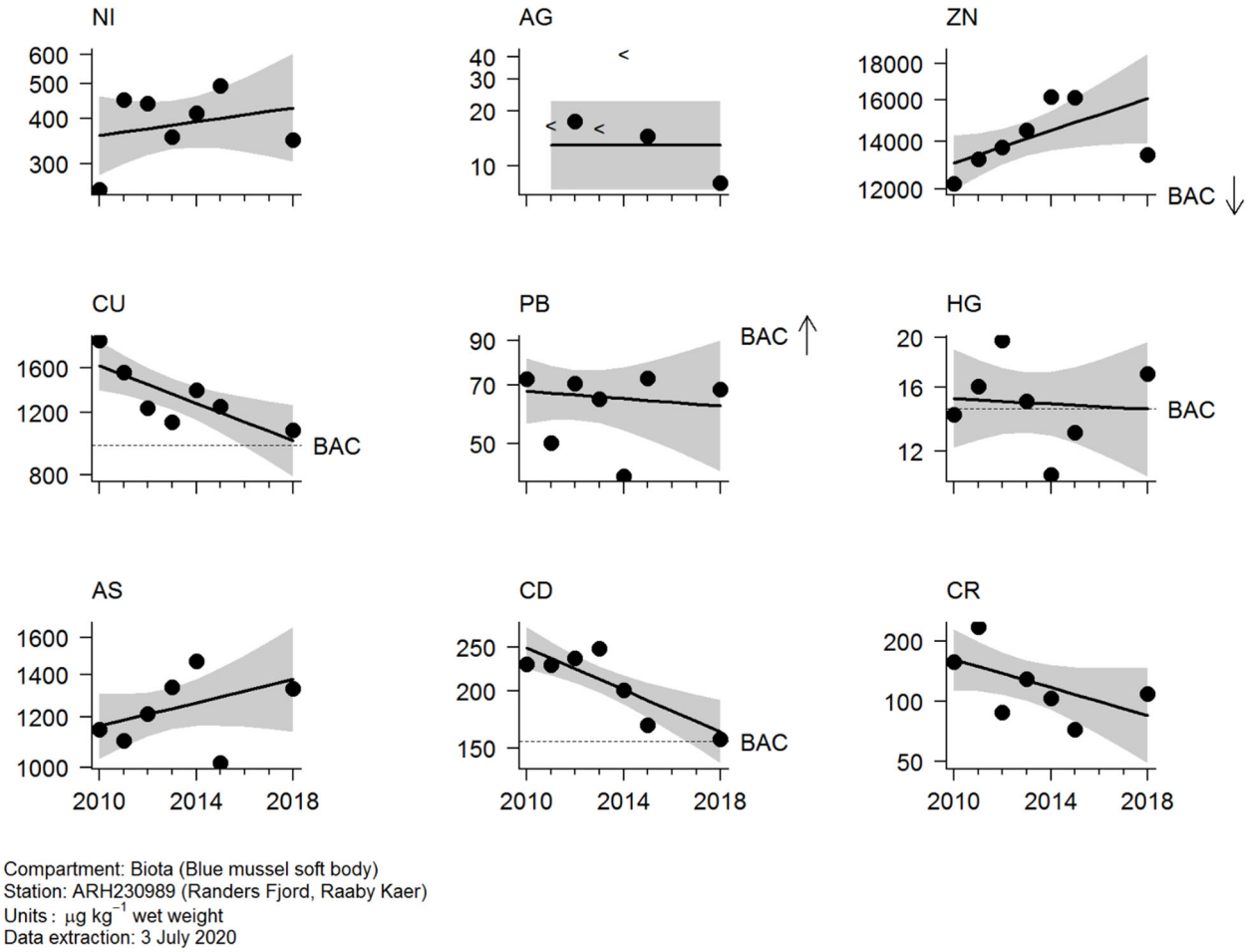
Målingerne af kviksølv i fisk er ikke opgjort på artsniveau. Selv hvis der anvendes den laveste omregningsfaktor, var middelværdi og medianværdi af målingerne i både muskel og lever i hele perioden højere end miljøkvalitetskravet for kviksølv. I perioden 2008-2013 gælder det desuden 10%-fraktilen af målingerne i både lever og muskel. Kviksølv er således fundet udbredt i de undersøgte marine områder i koncentrationer, som er højere end miljøkvalitetskravet for kviksølv i biota.

90%-fraktilen og middelværdien af målingerne af bly i både fiskelever og -muskel fra hele perioden 2008-2019 var højere end miljøkvalitetskravet, og medianværdien af målingerne i perioden 2008-2013 var ligeledes højere end miljøkvalitetskravet. Da de fundne koncentrationer er målt i enkelte organer, er de ikke direkte sammenlignelige med miljøkvalitetskravet, men de indikerer, at bly er forekommet i de undersøgte marine områder i koncentrationer, som har været højere end miljøkvalitetskravet for bly i biota. 90%-fraktilen af målingerne i lever var i perioden 2008-2013 ca. fire gange højere end miljøkvalitetskravet, og i muskel i hele perioden ca. dobbelt så høje. I muskel var medianværdien i perioden 2008-2013 ligeledes højere end miljøkvalitetskravet.

Cadmium er i de undersøgte leverprøver fundet i koncentrationer med både middelværdi, median og 90%-fraktil, der er væsentlig højere end miljøkvalitetskravet (tabel 6.1). Middelværdien var 2-3 gange højere end miljøkvalitetskravet. Koncentrationerne i muskel var imidlertid væsentligt lavere end miljøkvalitetskravet, idet 90%-fraktilen af målingerne var ca. en tredjedel af miljøkvalitetskravet. Med samme forbehold som for bly er der indikation på, at cadmium har forekommet i de undersøgte marine områder i koncentrationer, der har været højere end miljøkvalitetskravet for cadmium i biota.

Tabel 6.19. Koncentrationsudvikling for metaller mellem 2008-2013 og 2014-2019 i muslinger (17-26 st.) og fisk (2-6 st, lever og muskel). Antallet af stigninger og fald (t-test, parret p<=0,05) er angivet sammen med procentdelen, hvor der ikke er en statistisk udvikling (p>0,05). Antal stationer, hvor der var data fra mere end 4 år (minimum for t-test) er angivet. Antallet af år med målinger på de enkelte stationer er forskelligt. Antal stationer, hvor der var data fra mere end 4 år (minimum for t-test) er angivet (5. kolonne). Antal år i tidsserien er angivet som mindste-højeste antal år ved de undersøgte stationer (maks. 12) (6. kolonne). I parentes er angivet det maksimale antal år i henholdsvis 2008-2013 og 2014-2019.

Parameter	Stigende trend (+)	Faldende trend (-)	Ingen trend (0)	Antal stationer	Antal år i tidsserien
Kviksølv (Hg)	0%	8%	92%	36	4-9 (6 : 6)
Bly (Pb)	3%	6%	91%	32	4-10 (6 : 5)
Cadmium (Cd)	3%	12%	85%	34	4-10 (6 : 5)
Arsen (As)	9%	0%	91%	33	4-10 (6 : 5)
Kobber (Cu)	3%	3%	94%	34	4-10 (6 : 5)
Krom (Cr)	0%	9%	91%	33	4-10 (6 : 5)
Nikkel (Ni)	3%	6%	91%	34	4-10 (6 : 5)
Sølv (Ag)	16%	0%	84%	19	4- 7 (5 : 3)
Zink (Zn)	6%	3%	91%	34	4-10 (6 : 5)



Figur 6.6. Tidslig udvikling af metaller i den yderste del af Randers Fjord (Råby Kjær), baseret på OPSARs model. Det grå område markerer 95% konfidens intervallet på modellen. Bemærk at kun for cadmium og kobber er der signifikante tidslige udviklinger. Den stiplede linie angiver OSPAR's "Background Assessment Concentration" (BAC), hvorunder stationen kan siges at være tæt på baggrundskoncentrationen.

6.4 Sammenfatning

Blandt de undersøgte metaller er zink sammen med barium og bor fundet på de højeste koncentrationsniveauer i såvel udløb fra renseanlæg med avanceret rensning som mindre avanceret rensning og mekanisk rensning. De fundne mediankoncentrationer af de fire metaller, der er på vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer, samt zink i de undersøgte medier og matricer er oplistet i tabel 6.20. Blandt de vandige matricer er de højeste mediankoncentrationer fundet i regnbetingede udledninger fra fælleskloakerede områder, hvoraf en del udgøres af overløb af urenset spildevand fra renseanlæg. Blandt de faste matricer er de højeste mediankoncentrationer fundet i slam fra bassiner til udledninger fra separatkloakerede områder.

Tabel 6.20. Medianværdi for perioden 2014-2019 af koncentration i udløb fra renseanlæg, våddeposition samt sediment fra vandløb, søer og marine områder af metaller på vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer samt zink.

	Enhed	Bly	Cadmium	Kviksølv	Nikkel	Zink
Deposition til indre danske farvande (2019)	t/år	14	1	i.m.	6	250
Udløb fra renseanlæg med avanceret rensning	µg/l	<0,5	<0,05	0,025	2,9	24
Udløb fra renseanlæg med mindre avanceret rensning	µg/l	<0,5	<0,05	0,008	2,1	21
Udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning	µg/l	1,9	0,052	0,024	2,4	56
RBU fra fælleskloakerede områder	µg/l	3,8	0,10	0,025	2,5	165
RBU fra separatkloakerede områder	µg/l	0,75	<0,05	0,025	1,9	32
Slam fra bassin til RBU fra separatkloakerede områder	mg/kg TS	31	0,49	0,062	29	405
Årlig våddeposition (2019)	kg/km^2	0,42	0,016	i.m.	0,17	7,7
Vandløb, vand (kontrol)	µg/l	0,04	0,01	0,00050	1,3	5,3
Vandløb, vand (operationel)	µg/l	0,044	0,012	0,0010	1,6	8,7
Vandløb, sediment (kontrol)	mg/kg TS	6,4	0,24	0,031	8,1	46
Vandløb, sediment (operationel)	mg/kg TS	21	0,66	0,10	18	170
Søer, sediment (kontrol)	mg/kg TS	22	0,7	7E-02	14	110
Søer, sediment (operationel)	mg/kg TS	28	0,8	9E-02	15	110
Marine område, sediment	mg/kg TS	22	0,27	0,046	14	91
Åbne marine område (havstrategidirektivet), sediment	mg/kg TS	7,3	0,030	0,0050	3,1	16
Marine områder, muslinger	µg/kg VV	0,21	0,20	0,023	0,49	23
Marine områder, fisk-lever	µg/kg VV	0,10	0,18	0,15	i.m.	68
Marine områder, fisk-muskel	µg/kg VV	0,10	0,006	0,065	i.m.	16

Ud over zink, barium og bor er aluminium blandt de metaller, der er fundet i højest koncentration i udløb fra renseanlæg med mindre avanceret rensning og renseanlæg med mekanisk rensning.

I regnbetingede udløb fra henholdsvis fælleskloakerede og separatkloakerede områder er de undersøgte metaller fundet på samme koncentrationsniveau med undtagelse af aluminium, zink og kobber. Disse tre metaller er fundet i højere koncentrationer i regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder end fra separatkloakerede områder og aluminium og kobber desuden på højere koncentrationsniveau end i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning.

I vandløb er barium fundet i vandfasen på det højeste koncentrationsniveau og det er samtidig det metal, der hyppigst er fundet i koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravet. Blandt de øvrige metaller er zink fundet på det højeste koncentrationsniveau, og dernæst kobber og nikkel på nogenlunde samme koncentrationsniveau. Zink og nikkel er i 10 - 50% af de undersøgte prøver fundet i koncentrationer, der er højere end såvel de generelle miljøkvalitetskrav. Zink er desuden fundet i koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskra-

vets maksimumkoncentration ved både kontrolovervågningen og den operationelle overvågning, og det samme gælder kobber er ved den operationelle overvågning.

I vandløbssediment er zink ligesom i vandfasen fundet på det højeste koncentrationsniveau. Generelt er metallerne fundet på højere koncentrationsniveau ved den operationelle overvågning end ved kontrolovervågningen. Bly og cadmium er ikke fundet i det undersøgte vandløbssediment i koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene.

I søsediment er aluminium og zink fundet på det højeste koncentrationsniveau. Vanadium er fundet i sedimentet i koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravet i 10-50% af de undersøgte søer. Bly og cadmium er i det undersøgte søsediment ikke fundet i koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene.

I sediment fra marine områder er zink fundet på det højeste koncentrationsniveau, og dernæst krom og bly. Det gælder i både kystnære marine områder og åbne marine områder. For alle de undersøgte metaller er koncentrationsniveauerne lavere i sediment fra åbne marine områder end i sediment fra kystnære marine områder. De fundne bly- og cadmiumkoncentrationer i det undersøgte marine sediment har ikke været højere end miljøkvalitetskravene.

I muslinger og fisk, både lever og muskel, fra marine områder er zink fundet på det højeste koncentrationsniveau. I muslinger er kobber og arsen fundet på næsthøjest koncentrationsniveau, og kobber er desuden fundet på næsthøjest niveau i fiskelever, mens arsen er fundet på næsthøjest niveau i fiskemuskel. Indholdet af bly i fiskemuskel var i perioden 2008-2013 højere end miljøkvalitetskravet i mere end halvdelen af de undersøgte prøver og i perioden 2014-2019 højere end miljøkvalitetskravet i 10-50% af de undersøgte prøver.

I både ferskvand og marine områder er kviksølv fundet i de undersøgte fisk i koncentrationer der har været højere end miljøkvalitetskravet i mede end 90% af de undersøgte prøver. I fisk fra marine områder gælder det dog kun i perioden 2008-2013, i 2014-2019 gjaldt det for mere end halvdelen af de undersøgte prøver.

Ved vurdering af den tidslige udvikling af metallerne i miljøet er der fundet signifikant lavere koncentration af nikkel i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning i 2014-2019 end i 2008-2013. Koncentrationen af arsen, bor og kobber var i udløb fra renseanlæg med mindre avanceret rensning signifikant lavere i 2014-2019 end i 2008-2013. For de øvrige metaller har det ikke været muligt at påvise en signifikant udvikling i spildevand. I den atmosfæriske deposition har der i perioden frem til 2000 været et markant fald i koncentrationen af metaller. Fra 2000 og frem ses kun et mindre fald i koncentrationerne, og for kobber har der de senest år været en tendens til at koncentrationen har været stigende. I vandløb har der været signifikant lavere koncentration af bly og cadmium i vandfasen i 2014-2019 end i 2008-2013, og i søsediment har der tilsvarende været signikant lavere koncentration af bly. I marine områder er der på de fleste af de stationer, hvor der er undersøgt for metaller, ikke fundet signifikant ændring i koncentrationerne. Kviksølv og krom er fundet på enkelte stationer med signifikant faldende koncentrationer, og arsen og sølv på enkelte stationer med signifikant stigende koncentrationer.

Kilder til zink og kobber i ferskvandsmiljøet er undersøgt af Jensen og Bak (2018). Ved undersøgelsen konkluderes det, at det må formodes, at tab af zink og kobber fra landbrugsjorder udgør en væsentlig kilde til forekomsten i det danske vandmiljø, samt at langt den største kilde (80-90%) til zink og kobber i de danske jorder stammer fra landbruget primært gennem tilførsel med svinegylle. Den stigende kobberkoncentration i den atmosfæriske deposition tilskrives øget vejtransport, og dermed en stor stigning i udledninger fra slid på bremser.

7 Pesticider

Pesticider er en samlebetegnelse for midler til ukrudtsbekæmpelse (herbicider), insektbekæmpelse (insekticider), svampebekæmpelse (fungicider) og til vækstregulering (stråforkortere) m.v. Midler til ukrudts-, svampe- og insektbekæmpelse samt stråforkortere har udbredt anvendelse i landbrug, frugtavl og til dels i skovbrug. Ukrudtsmidler har desuden haft udbredt anvendelse på udyrkede arealer som f.eks. sportspladser, fortove, jernbaneterræn og golfbaner. Nogle pesticider anvendes også som biocid.

Biocider er samlebetegnelse for kemiske stoffer til beskyttelse af mennesker, dyr, vand og overflader mod skadegørere, fx skadedyr, bakterier eller svampe. Anvendelsen af biocider til bl.a. maling udvendig på bygninger medfører langsom frigivelse ved udsættelse for vind og vejr eller afvaskning fra overfladerne i forbindelse med regn, hvorefter biocider bliver ført til det afstrømmende regnvand (Vollertsen et al. 2017).

Det er med Aftale om Pesticidstrategi 2017-2021 et mål, at der anvendes så få pesticider som muligt i Danmark, og at der anvendes de mindst belastende pesticider (Regeringen m.fl. 2017). Der er tidligere indgået en aftale om afvikling af brugen af pesticider på offentlige arealer. Denne aftale skal ifølge strategien revurderes for at sikre effektiv bekæmpelse af invasive plantearter og ukrudt på fortove, veje mv.

For nogle pesticider findes nedbrydningsproduktet mere udbredt end selve pesticidet, eksempelvis 2,6-dichlorbezamid (BAM), som er nedbrydningsprodukt af 2,6-dichlobenil og chlorthiamid. Pesticidernes nedbrydelighed, og den hastighed, nedbrydningen sker med, har afgørende betydning for, om det er pesticiderne, deres nedbrydningsprodukt eller begge, der kan findes i miljøet. Overvågningen omfatter derfor såvel pesticider som en række nedbrydningsprodukter af pesticider.

7.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status

Overvågning af pesticider og deres nedbrydningsprodukter indgår i følgende direktiver, lovgivning og konventioner:

Vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer omfatter en række pesticider, som skal indgå i overvågning af den fysisk-kemiske tilstand af overfladevand. Deres status i forhold til overvågningen fremgår af tabel 7.1.

Følgende pesticider er omfattet af Stockholmkonventionen: Aldrin, chlordan, chlordecon, dicofol, dieldrin, DDT, endosulfan, endrin, heptachlor, lindan, mirex og toxafen (Stockholm Convention 2019).

Endosulfan er som det eneste pesticid på HELCOM's liste over prioriterede stoffer (HELCOM, 2018).

Tabel 7.1. Status for pesticider på vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer i forhold til overvågning i et eller flere medier i overvågningen.

Pesticid	Status i forhold til overvågning
Aclonifen	Indgik i screeningsundersøgelse i 2012 uden at blive påvist (Vorkamp et al. 2014). Blev stadig solgt i 2018 (Miljøstyrelsen 2020). Aclonifen er godkendt i EU, og står til udløb 31/07/22.
Alachlor	Har ikke været anvendt i Danmark siden 1986, og overvågning heraf er derfor vurderet til ikke at være relevant (Kjølholt et al. 2007).
Atrazin	Med i overvågningen siden 2004. Anvendelse i Danmark blev forbudt i 1994.
Bifenox	Indgik i screeningsundersøgelse i 2012 uden at blive påvist (Vorkamp et al. 2014). Har ikke været tilladt til anvendelse i Danmark siden 2013 (Miljøstyrelsen 2020a).
Chlorfenvinphos	Indgik i screeningsundersøgelse i 2009 uden at blive påvist. Har ikke været tilladt til anvendelse i Danmark siden 2004 (Bossi et al. 2009).
Chlorpyrifos	Med i overvågningen siden 2010.
Cybutryn	Indgik i screeningsundersøgelse i 2012 (Vorkamp et al. 2014), og med i overvågningen siden 2017.
Cypermethrin	Med i overvågningen siden 2010.
DDT	Med i overvågningen siden 2004.
Dichlorvos	Indgik i NOVA-2003 (Boutrup 2006). Fortsat overvågning blev vurderet til ikke at være relevant.
Dicofol	Er ikke godkendt til anvendelse i Danmark og har ikke været solgt siden 1993 (Miljøstyrelsen 1996). Overvågning vurderes ikke til at være relevant.
Diuron	Med i overvågningen siden 2004. Har ikke været godkendt til anvendelse siden 2010 (Miljøstyrelsen 2020a).
Endosulfan	Indgik i NOVA-2003 (Boutrup 2006). Fortsat overvågning blev vurderet til ikke at være relevant.
Heptachlor/heptachlorepoxid	Indgik i screeningsundersøgelse i 2012 (Vorkamp et al. 2014), og med i overvågningen 2019-2021.
Hexachlorbenzen (HCB)	Med i overvågningen siden 2004.
Hexachlorcyklohexan (HCH, lindan)	Med i overvågningen siden 2004.
Isoproturon	Med i overvågningen siden 2004.
Quinoxyfen	Har ikke været godkendt til anvendelse i Danmark (Middeldatabasen). Har ikke været med i overvågningen.
Simazin	Med i overvågningen siden 2004.
Terbutryn	Indgik i screeningsundersøgelse i 2012 (Vorkamp et al. 2014), med i overvågningen siden 2017.
Trifluralin	Indgik i NOVA-2003 (Boutrup 2006). Fortsat overvågning blev vurderet til ikke at være relevant.

7.2 Kvalitetskrav

Miljøkvalitetskrav til pesticider i overfladevand er vist i tabel 7.2.

Pesticider i overvågningen

Pesticider og nedbrydningsprodukter af pesticider, som er undersøgt og beskrevet i nærværende rapport, omfatter pesticider og nedbrydningsprodukter i vand og sediment samt de såkaldt gamle chlorerede pesticider i biota i marine områder (tabel 7.3). Herbiciderne er typisk lettere opløselige i vand end insekticiderne. Derfor er insekticiderne primært overvåget i sediment, mens herbiciderne primært er overvåget i de vandige matricer.

Overvågningen har i perioden 2008-2019 omfattet de fleste pesticider på vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer, undtagen alachlor, dichlorvos, dicofol, endosulfan, quinoxyfen og trifuralin (tabel 2.1). Begrundelsen for ikke at overvåge disse stoffer fremgår af tabel 7.1.

Tabel 7.2. Kvalitetskrav for pesticider og nedbrydningsprodukter i overfladevand (Miljø- og Fødevareministeriet 2017b).

	Vand (µg/l)				Biota
	Generelt kvalitetskrav		Maksimumkoncentration		(µg/kg VV)
	Fersk	Marin	Fersk	Marin	Fersk/marin
Atrazin	0,6	0,6	2,0	2,0	
Bentazon	45	45	450	450	
Bifenox	0,012	0,0012	0,04	0,004	
Chlorpyrifos	0,03	0,03	0,1	0,1	
Cybutryn	0,0025	0,0025	0,016	0,016	
Cyklodien-pesticider (aldrin, dieldrin, endrin, isodrin)	Σ=0,01	Σ=0,005	Ikke fastsat	Ikke fastsat	
Cypermethrin	$8x10^{-5}$	$8x10^{-6}$	$6x10^{-4}$	$6x10^{-5}$	
DDT (inkl. metabolitter DDD og DDE)	0,025	0,025	Ikke fastsat	Ikke fastsat	
2,6- Dichlorbenzamid (BAM)	78	7,8	780	780	
Dichlorprop-P	41	4,1	41	41	
Dichlorvos	$6x10^{-4}$	$6x10^{-5}$	$7x10^{-4}$	$7x10^{-5}$	
Diuron	0,2	0,2	1,8	1,8	
Fluazinam	0,29	0,029	0,36	0,36	
Heptachlor og heptachlorepoxid	$2x10^{-7}$	$1x10^{-8}$	$3x10^{-4}$	$3x10^{-5}$	$6,7 \times 10^{-3}$
Hexachlorbenzen					10
Hexachlorcyclohexan (alle isomerer og lindan)	0,02	0,002	0,04	0,02	
Isoproturon	0,3	0,3	1,0	1,0	
Mechlorprop-P	18	1,8	187	187	
Simazin	1	1	4	4	
Terbutryn	0,065	0,0065	0,34	0,034	

Ud over den programsatte overvågning blev der i perioden 2004-2012 gennemført en screeningsundersøgelse af udvalgte pesticider i vandløb og grundvand (Bossi et al. 2009). Undersøgelsen omfattede følgende pesticider: Chlorpyrifos, chlorfenvinfos, cypermethrin, tau-fluvalinat og fenpropidin.

I 2012 blev der gennemført en screeningsundersøgelse omfattende de pesticider, som blev føjet til vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer ved revision af listen, og som ikke tidligere var undersøgt i Danmark, jf. ovenfor (Vorkamp et al. 2014). Følgende pesticider indgik i denne undersøgelse: Aclonifen, bifenox, cypermethrin, heptachlor og heptachlorepoxid samt cybutryn og terbutryn. Pesticiderne blev undersøgt i vandprøver fra vandløb, søer og marine områder, og heptachlor og heptachlorepoxid desuden i biota fra marine områder. Cypermethrin, cybutryn, terbutryn og heptachlor / heptachlorepoxid blev på baggrund af resultatet af screeningsundersøgelsen inddraget i overvågningsprogrammet NOVANA 2017-21.

I 2017-2019 er der gennemført to screeningsundersøgelser af pesticider og nedbrydningsprodukter omfattende azoxystrobin, carbendazim, diazinon, diflufenican, cybutryn, pirimicarb, propiconazol, pyraclostrobin, tebuconzol, terbutryn, AE-B og AE-O samt tre biocider, 12-BAC, 14-BAC og 16-BAC (Lassen et al. 2021). Undersøgelserne omfattede vandprøver fra regnbetingede udløb, slam fra bassiner til regnbetingede udløb samt vandprøver fra vandløb.

En række pesticider er på vandrammedirektivets observationsliste. Det gælder følgende: Oxadiazon, triallat, methiocarb og neonikotinoider (imidacloprid, thiacloprid, thiamethoxam, clothianidin, acetamiprid) (EU Kommissionen 2015).

Tabel 7.3. Pesticider og nedbrydningsprodukter af pesticider beskrevet i nærværende rapport.

	Punktkilder RBU		Atmosfære	Vandløb		Søer	Marine områder
	Vand	Slam	Nedbør	Sediment	Vand	Sediment	Biota
Acetamiprid					x		
Aldrin	x						
Aminomethylphosphonsyre (AMPA)	x				x		
Atrazin			x		x		
Bentazon					x		
Chlorpyrifos		x		x	x	x	
Clomazon			x				
Cypermethrin		x		x	x	x	
DDT (inkl. DDD og DDE)							x
Desethylatrazin			x				
Deisopropyl-hydroxyatrazin	x						
Desethyldesiso-propylatrazin (DEIA)					x		
Desethylterbutylazin			x		x		
Desisopropylatrazin			x		x		
Dicamba	x						
Dichlobenil	x						
2,6-Dichlorbenzamid (BAM)	x				x		
Dichlorprop			x				
Diflufenican	x						
Diuron	x		x		x		
DNOC					x		
Endrin	x						
Ethofumesat			x				
Gamma-lindan (HCH)	x						x
Glyphosat	x				x		
Hexachlorbenzen (HCB)							x
Hydroxyatrazin			x		x		
Hydroxysimazin			x				
Imidacloprid					x		
Isodrin	x						
Isoproturon		x	x	x	x	x	
MCPA	x		x		x		
Mechlorprop	x		x		x		
Metazachlor			x				
Metribuzin							
Oxadiazon					x		
Pendimethalin			x		x		
Prosulfocarb	x		x		x		
Simazin					x		
Tau-fluvalinat		x		x		x	
Tebuconazol	x						
Terbutylazin			x		x		
Thiacloprid					x		
Thiamethoxam					x		
Triallat					x		

7.2.1 Pesticider i punktkilder

Pesticider er målt i regnbetingde udløb (RBU) fra separatkloakerede områder og fælleskloakerede områder. Målingerne fra separatkloakerede områder omfatter analyse af vandprøver fra udløb samt analyse af slam fra bassinet. Der er ved begge typer af områder og i begge perioder målt på få anlæg, ét til tre anlæg (tabel 7.4 og tabel 7.5).

Tabel 7.4. Pesticider **i** regnbetingede udløb (RBU) fra fælleskloakerede områder i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
2,6-Dichlorbenzamid (BAM)										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	1
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,05	1	5
AMPA										
2008-2013	0,13	-	-	-	-	-	100	0,01	1	1
2014-2019	0,17	0,13	<DG	0,11	0,27	0,35	80	0,01 - 0,3	1	5
Deisopropyl-hydroxyatrazin										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	1
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,05	1	5
Dicamba										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	1
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	5
Dichlobenil										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	1
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	5
Diflufenican										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	1
2014-2019	0,038	0,029	<DG	0,012	0,068	0,072	80	0,01	1	5
Diuron										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	1	1
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,05	1	5
Glyphosat										
2008-2013	0,34	-	-	-	-	-	100	0,01	1	1
2014-2019	0,73	0,44	<DG	0,23	1,46	1,8	80	0,01 - 0,4	1	5
MCPA										
2008-2013	0,049	-	-	-	-	-	100	0,01	1	1
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,013	0,018	20	0,01	1	5
Mechlorprop										
2008-2013	0,028	-	-	-	-	-	100	0,01	1	1
2014-2019	0,038	0,043	0,014	0,019	0,053	0,055	100	0,01	1	5
Prosulfocarb										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	1
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	5
Tebuconazol										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	1
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,05	1	5

-: Ikke angivet da fundhyppigheden er nul.

Tabel 7.5. Pesticider i regnbetingede udløb (RBU) fra separatkloakerede områder i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
2,6-Dichlorbenzamid (BAM)										
2008-2013	0,030	<DG	<DG	<DG	0,053	0,470	23	0,01	3	30
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,040	0,100	19	0,01 - 0,1	3	64
Aldrin										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	13
AMPA										
2008-2013	0,14	0,076	<DG	<DG	0,35	0,72	83	0,01	3	30
2014-2019	0,12	0,079	<DG	0,017	0,24	0,66	97	0,01	3	64
Deisopropyl-hydroxyatrazin										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	2	16
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,1	2	26
Dicamba										
2008-2013	0,020	<DG	<DG	<DG	0,084	0,170	18	0,01	2	17
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,052	3,1	0,01 - 0,5	3	64
Dichlobenil										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	2	17
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	2	26
Dieldrin										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	13
Diflufenican										
2008-2013	0,017	<DG	<DG	<DG	0,033	0,079	65	0,01	2	17
2014-2019	0,022	0,011	<DG	<DG	0,050	0,16	55	0,01	3	64
Diuron										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,021	0,023	18	0,02	2	17
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,15	9,4	0,01 - 0,1	3	64
Endrin										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	13
Gamma Lindan (HCH)										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	13
Glyphosat										
2008-2013	0,27	0,082	<DG	<DG	0,92	1,3	87	0,01	3	30
2014-2019	0,20	0,062	<DG	0,018	0,44	2,4	94	0,01 - 0,05	3	64
Isodrin										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	13
MCPA										
2008-2013	0,227	0,012	<DG	<DG	0,245	5,000	53	0,01	4	30
2014-2019	0,133	<DG	<DG	<DG	0,054	7,000	36	0,01 - 0,1	3	64
Mechlorprop										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	2	17
2014-2019	0,033	<DG	<DG	<DG	0,050	1,0	44	0,01 - 0,1	3	64
Prosulfocarb										
2008-2013	0,038	<DG	<DG	<DG	0,094	0,29	41	0,01	2	17
2014-2019	0,030	<DG	<DG	<DG	0,094	0,25	27	0,01 - 0,5	3	64
Simazin										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,11	7,7	0,01	1	13
Tebuconazol										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	2	17
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,05	2	26

-: Ikke angivet da fundhyppigheden er nul

Glyphosat og dets nedbrydningsprodukt AMPA er påvist hyppigst i regnbetingede udløb fra de undersøgte separatkloakerede områder. Glyphosat og AMPA er også blandt de hyppigst påviste pesticider og nedbrydningsprodukter i den ene prøve fra regnbetinget udløb fra det undersøgte fælleskloakerede område. Blandt de hyppigst påviste pesticider i regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder er desuden diflufenican, MCPA og prosulfocarb. Alle fire pesticider anvendes til ukrudtsbekæmpelse.

I det omfang, der er fastsat miljøkvalitetskrav for de undersøgte pesticider (tabel 7.2), er der ikke fundet indikation på, at regnbetingede udløb har medført, at pesticider er forekommet i koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene i det overfladevand, der udledes til, når det antages, at der ved udledning til overfladevand sker en fortynding med en faktor 10 (Tørslev et al. 2002).

Ved tre målesteder i bassiner til regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder er der i 2014-2019 indsamlet i alt otte prøver af slam. Ingen af de fire pesticider, chlorpyrifos, cypermethrin, isoproturon og tau-fluvalinat, der er undersøgt for i slam, blev påvist i nogen af prøverne (tabel 7.6).

Tabel 7.6. Pesticider i slam i regnbetingede udløb (RBU) fra separatkloakerede områder i 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

	Fundhyppighed (%)	Detektions-grænse (µg/kg TS)	Antal anlæg	Antal prøver
Chlorpyrifos	0	1	3	8
Cypermethrin	0	2,5 - 30	3	8
Isoproturon	0	3	3	8
Tau-fluvalinat	0	2 - 90	3	8

7.2.2 Pesticider i luft

Pesticider og nedbrydningsprodukter af pesticider i våddeposition antages primært at stamme fra landbrugsproduktion, hvor de ved sprøjtning af marker kan overføres til det atmosfæriske miljø ved aerosoldannelse eller ved fordampning af stofferne fra jord- og planteoverflader. Dette er understøttet af, at de højeste pesticidkoncentrationer måles i sprøjtesæsonen. De pesticider, der er målt i våddepositionen, har alle et vist fordampningspotentiale (Ellermann et al. 2021).

Den samlede deposition af pesticider er størst i maj-juni og september-oktober. Prosulfocarb er som det eneste af de undersøgte pesticider fundet i nedbør hele året. Den årlige deposition af de undersøgte pesticider i perioden 2013-2019 er vist i tabel 7.7. Prosulfocarb, pendimethalin, terbuthylazin og desethylterbutylazin er blandt de undersøgte pesticider og nedbrydningsprodukter fundet med størst årlig deposition ved både Sepstrup Sande og Risø i perioden 2013-2019 (figur 7.1).

Overvågning af pesticider i depostion er i 2017-2019 suppleret med måling af prosulfocarb i luft som følge af, at der i 2013 blev fundet prosulfocarb i økologiske æbler, og det blev antaget at skyldes luftbåren tilførsel af stoffet. Resultatet af målingerne af prosulfocarb i luften er beskrevet i Ellermann et al. (2021).

Prosulfocarb er et herbicid, som anvendes om efteråret på vinterafgrøder. Den høje deposition af prosulfocarb skyldes stoffets høje fordampningspotentiale, samt at prosulfocarb er et af de mest solgte ukrudtsmidler i Danmark (Miljøstyrelsen 2020a). Ved opgørelse i forhold til pesticidernes miljøbelastning er prosulfocarb det pesticid, der har den næststørste miljøbelastning (12,5% af den samlede miljøbelastning), mens glyphosat er på en tredjeplads med 7,8% af den samlede miljøbelastning (Miljøstyrelsen 2020a).

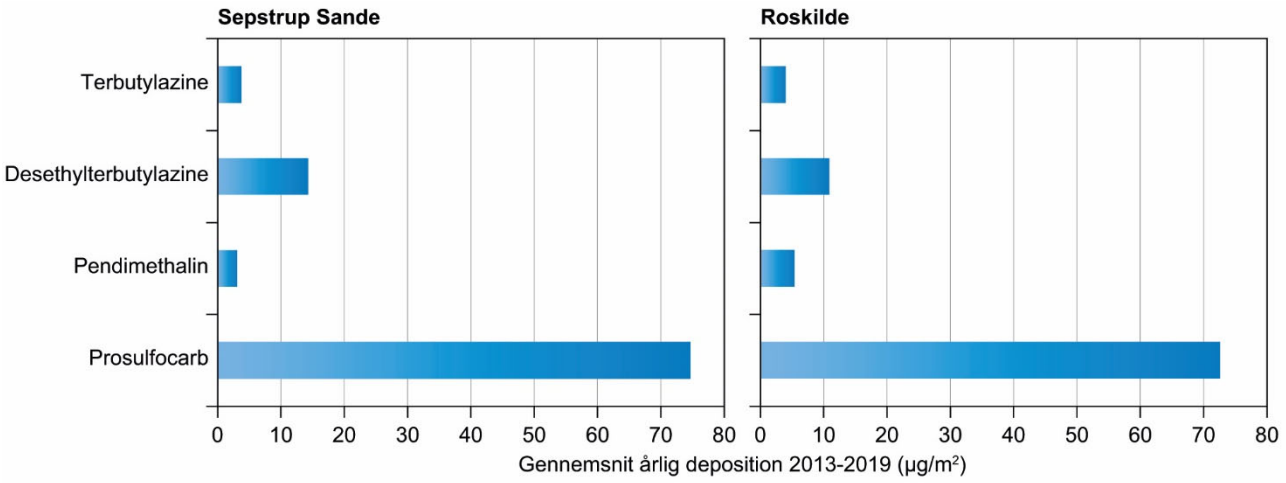
Depositionen af pendimetalin var højere i starten af perioden 2013-2019 end i slutningen. Dette er sammenfaldende med, at salget af pendimethalin er faldet fra 131.9800 kg i 2013 til 11.040 kg i 2018.

Terbuthylazin har ikke været solgt i Danmark siden 2008 (Middeldatabasen). Pesticidet og dets nedbrydningsprodukt desethylterbutylazin er på trods af dette fortsat fundet i regnvand i perioden 2013-2019.

Tabel 7.7. Gennemsnitlig årlig deposition af pesticider og nedbrydningsprodukter ved Risø og Sepstrup Sande i perioden 2013-2019.

	2013		**2014**		**2015**		**2016**		**2017**		**2018**		**2019**	
Enhed:		**Sepstrup**		**Sepstrup**		**Sepstrup**		**Sepstrup**		**Sepstrup**		**Sepstrup**		**Sepstrup**
µg/m2	**Risø**	**Sande**	**Risø**	**Sande**	**Risø**	**Sande**	**Risø**	**Sande**	**Risø**	**Sande**	**Risø**	**Sande**	**Risø**	**Sande**
Atrazin	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
Clomazon	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,42	0,40	1,20	0,42	0,84	0,60
Desisopropyl-atrazin	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	0,19	i.p.	i.p.	i.p.
Desethyl-atrazin	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
Desethyl-terbuthylazin	6,8	15	1,9	23	5,7	5,7	14	25	24	5,6	10	6,9	14	19
Dichlorprop	i.p.	0,04	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
Diuron	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	2,10	0,97	0,44	i.p.	0,44	i.p.	i.p.	i.p.	0,21	i.p.
Ethofumesat	0,80	0,96	1,00	0,55	0,60	0,00	0,30	0,00	0,44	0,00	0,30	0,00	1,12	0,30
Epoxiconazol	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,29	0,75	1,01	0,98	0,93	0,80
Hydroxy-atrazin	0,02	0,02	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
Hydroxy-simazin	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	0,32	i.p.
Isoproturon	1,1	1,3	2,7	1,5	0,42	1,0	i.p.	0,50	0,28	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
MCPA	3,5	1,1	2,4	1,2	2,4	0,89	3,0	1,3	1,2	0,63	3,4	0,9	5,0	2,1
Mechlorprop	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
Metamitron	0,61	0,28	0,39	0,42	i.p.	0,25	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	1,14	0,14	0,69	0,67
Metazachlor	1,6	0,36	1,4	0,55	2,9	1,7	0,39	0,35	1,13	0,88	0,83	0,51	0,97	i.p.
Pendimethalin	8,4	4,5	12	5,2	4,9	2,5	4,3	3,6	2,8	1,5	2,0	1,8	2,7	2,2
Prosulfocarb	39	60	92	67	76	83	114	131	88	58	39	33	61	91
Terbutylazin	1,7	3,4	0,53	4,5	5,4	2,3	5,2	9,4	9,0	1,9	1,8	0,92	4,4	4,1
Sum	**63**	**86**	**115**	**104**	**100**	**98**	**142**	**171**	**129**	**70**	**60**	**46**	**91**	**120**

i.p.: Ikke påvist; n.a.: Ikke analyseret



Figur 7.1. Gennemsnit af årlig deposition af de fire pesticider og nedbrydningsprodukter, der er fundet med størst deposition i Sepstrup Sande og Risø i perioden 2013-2019.

7.2.3 Pesticider i vandløb

Der er i perioden 2008-2019 undersøgt for en række pesticider i vand og sediment fra vandløb i forbindelse med kontrolovervågning og operationel overvågning (tabel 7.8).

Pesticider i vandfasen i vandløb

Tabel 7.8. Pesticider i vandprøver fra vandløb undersøgt ved kontrolovervågning og operationel overvågning i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse. MKK: Miljøkvalitetskrav

Enhed: ug/l	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fund-hyppig-hed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver/ stationer	MKK
2,6-Dichlorbenzamid (BAM)									78
Kontrol	2008-2013	0,014	0,013	<DG	0,029	64	0,01-0,05	169/14	
Kontrol	2014-2019	0,0043	<DG	<DG	0,019	23	0,01	236/24	
Operationel	2008-2013	0,010	<DG	<DG	0,03	48	0,01	152/13	
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,01	4/1	
4-Nitrophenol									
Kontrol	2008-2013	0,010	<DG	<DG	0,038	15	0,01	165/14	
Kontrol	2014-2019	0,0025	<DG	<DG	<DG	3,9	0,001	180/15	
Operationel	2008-2013	0,0084	<DG	<DG	<DG	15	0,01	152/13	
Acetamiprid									
Kontrol	2014-2019	0,00058	0,00058	i.b.	i.b.	100	0,0002	2/1	
Operationel	2014-2019	0,00011	<DG	<DG	0,0001	10	0,002-0,01	20/12	
AMPA									
Kontrol	2008-2013	0,12	0,065	0,005	0,26	75	0,01	165/14	
Kontrol	2014-2019	0,17	0,075	0,005	0,45	85	0,01-0,04	236/24	
Operationel	2008-2013	0,13	0,0465	0,005	0,27	87	0,01	152/13	
Operationel	2014-2019	0,018	0,015	i.b.	i.b.	75	0,01-0,02	4/1	
Atrazin									0,6
Kontrol	2008-2013	<DG	-	-	-	0	0,01	169/14	
Kontrol	2014-2019	0,000082	0	0	0	0,57	0,01	340/24	
Operationel	2008-2013	<DG	-	-	-	0	0,01	152/13	
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,01	12/1	

Enhed: ug/l	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fund-hyppig-hed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver/ stationer	MKK
Atrazin, desisopropy									
Kontrol	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	1,2	0,01	169/14	
Kontrol	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,01	120/10	
Operationel	2008-2013	0,00045	<DG	<DG	<DG	1,2	0,01	152/13	
Atrazin, hydroxy-									
Kontrol	2008-2013	0,00041	<DG	<DG	<DG	3	0,01-0,05	165/14	
Kontrol	2014-2019	0,00011	<DG	<DG	<DG	0,56	0,01	180/15	
Operationel	2008-2013	0,0023	<DG	<DG	0,011	10,5	0,01	152/13	
Bentazon									45
Kontrol	2008-2013	0,0043	<DG	<DG	0,013	14	0,01	169/14	
Kontrol	2014-2019	0,0012	<DG	<DG	<DG	8,1	0,01	236/24	
Operationel	2008-2013	0,0083	<DG	<DG	0,022	17,7	0,01	152/13	
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,01	4/1	
Chlorpyrifos									0,03
Kontrol	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,003-0,02	220/19	
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,003	12/1	
Cybutryn									0,0025
Kontrol	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,05	160/14	
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,05	12/1	
Cypermethrin									$8x10^{-5}$
Kontrol	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,0004-0,004	220/19	
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,0004	12/1	
DEIA									
Kontrol	2008-2013	0,00033	<DG	<DG	<DG	2,4	0,01	165/14	
Kontrol	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,01	120/10	
Operationel	2008-2013	0,0019	<DG	<DG	<DG	9,8	0,01	152/13	
Diuron									0,2
Kontrol	2008-2013	0,0021	<DG	<DG	<DG	5,9	0,01-0,05	169/14	
Kontrol	2014-2019	0,00053	0	0	0	3,2	0,01	340/24	
Operationel	2008-2013	0,0044	<DG	<DG	<DG	5,3	0,01	152/13	
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,01	12/1	
DNOC									
Kontrol	2008-2013	0,0057	<DG	<DG	0,028	15	0,01	169/14	
Kontrol	2014-2019	0,0027	<DG	<DG	0,013	12	0,01	236/24	
Operationel	2008-2013	0,0015	<DG	<DG	<DG	5,9	0,01	152/13	
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,01	4/1	
Glyphosat									
Kontrol	2008-2013	0,16	0,025	<DG	0,21	70	0,01	165/14	
Kontrol	2014-2019	0,10	0,0365	0	0,27	76	0,01-0,1	236/24	
Operationel	2008-2013	2,1	0,027	<DG	0,34	80	0,01-0,05	152/13	
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,01-0,02	4/1	
Imidacloprid									
Kontrol	2014-2019	0,0057	0,00565	0,0051	0,0062	100	0,0002	2/1	
Operationel	2014-2019	0,0027	<DG	<DG	0,0022	25	0,002-0,05	24/13	

Enhed: ug/l	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fund-hyppig-hed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver/ stationer	MKK
Isoproturon									0,3
Kontrol	2008-2013	0,00043	<DG	<DG	<DG	1,8	0,01	169/14	
Kontrol	2014-2019	8,2E-05	0	0	0	0,3	0,01	340/24	
Operationel	2008-2013	<DG	-	-	-	0	0,01	152/13	
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,01	12/1	
MCPA									
Kontrol	2008-2013	0,18	<DG	<DG	0,063	33	0,01	165/14	
Kontrol	2014-2019	0,027	<DG	<DG	0,075	34	0,01	236/24	
Operationel	2008-2013	0,92	<DG	<DG	0,03	23	0,01	152/13	
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,01	4/1	
Mechlorprop									
Kontrol	2008-2013	0,011	<DG	<DG	0,013	15	0,01	165/14	
Kontrol	2014-2019	0,00093	<DG	<DG	<DG	4,6	0,01	236/24	
Operationel	2008-2013	0,0012	<DG	<DG	<DG	1,9	0,01	152/13	
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,01	4/1	
Mercaptodimethur									
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,02	18/10	
Oxadiazon									
Operationel	2014-2019	0,0058	<DG	<DG	0,02	33	0,05	12/8	
Pendimethalin									
Kontrol	2008-2013	8,3E-05	<DG	<DG	<DG	6	0,01	168/14	
Kontrol	2014-2019	0,00011	<DG	<DG	<DG	0,6	0,01	180/15	
Operationel	2008-2013	0,0011	<DG	<DG	<DG	1,3	0,01	152/13	
Prosulfocarb									
Kontrol	2008-2013	0,0049	<DG	<DG	0,015	14	0,01	169/14	
Kontrol	2014-2019	0,0075	<DG	<DG	0,02	15	0,01	236/24	
Operationel	2008-2013	0,043	<DG	<DG	0,017	14	0,01	152/13	
Operationel	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	15	0,01	4/1	
Simazin									1
Kontrol	2008-2013	<DG	-	-	-	0	0,01	169/14	
Kontrol	2014-2019	0,00019	<DG	<DG	<DG	0,6	0.01	340/24	
Operationel	2008-2013	0,00076	<DG	<DG	<DG	3,9	0,01	152/13	
Operationel	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0	0,01	12/1	
Terbuthylazin-desethyl									
Kontrol	2008-2013	0,00055	<DG	<DG	<DG	2,4	0,01	165/14	
Kontrol	2014-2019	0,0001	<DG	<DG	<DG	0,8	0,01	120/10	
Operationel	2008-2013	0,00039	<DG	<DG	<DG	3,3	0,01	152/13	
Terbutryn									0,065
Kontrol	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,0065	160/14	
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,0065	12/1	
Terbutylazin									
Kontrol	2008-2013	0,00037	<DG	<DG	<DG	1,2	0,01-0,05	169/14	
Kontrol	2014-2019	5,6E-05	<DG	<DG	<DG	0,6	0,01	180/15	
Operationel	2008-2013	0,0011	<DG	<DG	<DG	3,9	0,01	152/13	

Enhed: ug/l	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fund-hyppig-hed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver/ stationer	MKK
Thiacloprid									
Kontrol	2014-2019	0,0021	0,0021	0,0015	0,0027	100	0,0002	2/1	
Operationel	2014-2019	0,000094	<DG	<DG	0,00039	10	0,0002-0,02	20/11	
Thiamethoxam									
Kontrol	2014-2019	0,0014	0,0014	0,0014	0,0014	100	0,0002	1/1	
Operationel	2014-2019	0,00066	<DG	<DG	0,0016	15	0,0002-0,01	20/11	
Tri-allat									
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,01	12/8	
Trichloreddikesyre									
Kontrol	2008-2013	0,022	<DG	<DG	0,058	44	0,01	165/14	
Kontrol	2014-2019	0,014	<DG	<DG	0,04	33	0,01-0,02	236/24	
Operationel	2008-2013	0,074	<DG	<DG	0,063	32	0,01	152/13	
Operationel	2014-2019	0,0075	0,005	<DG	0,02	50	0,01	4/1	

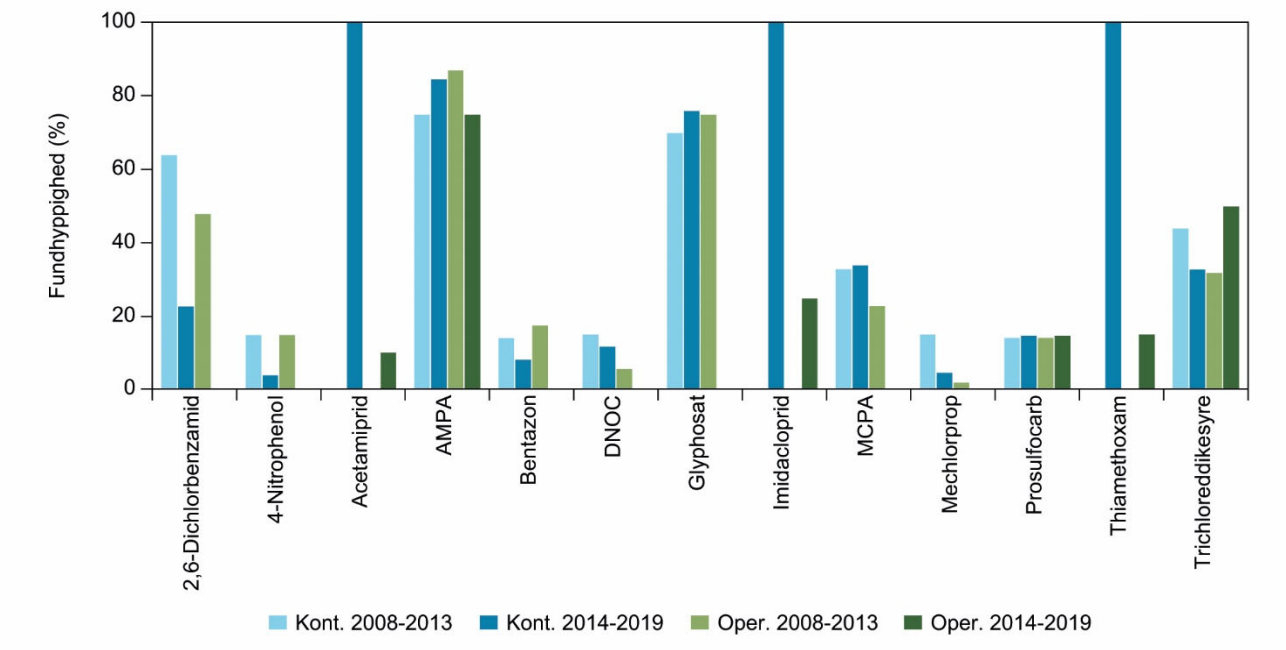
-: Ikke angivet da fundhyppigheden er nul; i.b.: Ikke beregnet på grund af få data.

Glyphosat og dets nedbrydningsprodukt AMPA, samt 2-6-dichlorbenzamid (BAM), som er nedbrydningsprodukt af bl.a. det forbudte dichlobenil, er de hyppigst fundne pesticider og nedbrydningsprodukter i vandfasen i vandløb. Glyphosat og AMPA er samtidig fundet på det højeste koncentrationsniveau.

Fundhyppigheden af de undersøgte pesticider er på samme niveau ved henholdsvis kontrolovervågning og operationel overvågning (figur 7.2). Enkelte pesticider er påvist med større fundhyppighed ved kontrolovervågning i perioden 2008-2013 end i 2014-2019. Det gælder BAM, 4-nitrophenol og bentazon. Det er ikke muligt at vurdere, om det samme gør sig gældende ved den operationelle overvågning, da de tre stoffer ikke er undersøgt eller kun er undersøgt i få prøver ved den operationelle overvågning i 2014-2019.

Anvendelse af de to pesticider dichlobenil og chlorthiamid, som BAM er nedbrydningsprodukt af, blev forbudt i 1997. Bentazon og glyphosat anvendes fortsat som ukrudtsmiddel.

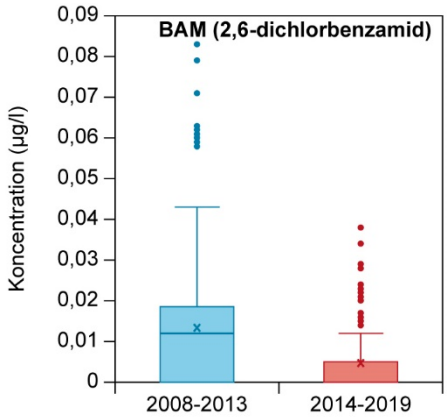
I det omfang, der er fastsat kvalitetskrav for de undersøgte pesticider (tabel 7,2), er der ikke fundet indikation på, at pesticiderne er forekommet i vandløb i årlige gennemsnitskoncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene. Dette afspejler sig bl.a. ved at 90%-fraktilerne er væsentlig lavere end såvel de generelle miljøkvalitetskrav som miljøkvalitetskravenes maksimumskoncentrationer. Der er dog det forbehold i forhold til cybutryn og cypermethrin, at cybutryn ved screeningsundersøgelsen i 2012 blev analyseret med en detektionsgrænse, som var 20 gange højere end miljøkvalitetskravet, og cypermethrin med detektionsgrænser, der var 5-50 gange højere end miljøkvalitetskravet. Selv om stofferne ikke blev påvist, er det ikke muligt ud fra resultaterne at vurdere, om de kan have forekommet i koncentrationer, der var højere end miljøkvalitetskravene.



Figur 7.2. Fundhyppighed af pesticider i vandløb undersøgt i kontrolovervågning og operationel overvågning i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. I figuren er vist pesticider, som er påvist i mere end 10% af de undersøgte prøver. Fundprocenten er opgjort som procentdelen af målinger over detektionsgrænsen. Antallet af prøver/stationer fremgår af tabel 7.7.

En statistisk analyse med sammenligning af pesticidkoncentrationerne i de to perioder 2008-2013 og 2014-2019 i vandfasen i vandløb, hvorfra der er prøver fra begge perioder, viser, at koncentrationen af BAM var signifikant lavere i 2014-2019 end i 2008-2013 (figur 7.3). Derudover blev der ikke fundet signifikante forskelle mellem de to perioder (bilag 1).

Figur 7.3. Koncentration af BAM i vandløbsvand i perioderne 2008-2013 og 2014-2019 illustreret med boksplot.



Ved screeningsundersøgelse af pesticiderne fenpropidin, chlorpyrifos, chlorfenvinfos, cypermethrin og tau-fluvalinat blev ingen af pesticiderne påvist i de undersøgte vandprøver fra vandløb (12 prøver fordelt på tre stationer) (Bossi et al. 2009).

Ved screeningsundersøgelse af aclonifen, bifenox, cypermethrin, heptachlor og heptachlorepoxid samt cybutryn og terbutryn blev der i de undersøgte vandprøver fra vandløb (10-11 vandløb med en prøve pr. vandløb) påvist cybutryn, terbutryn og heptachlorepoxid i henholdsvis 4, 9 og 11 prøver (Vorkamp et al. 2014). De fundne koncentrationer var lavere end miljøkvalitets-

kravene med undtagelse af heptachlorepoxid, hvor indholdet i alle de undersøgte prøver var højere end det generelle miljøkvalitetskrav. Det skal bemærkes, at der ved undersøgelse af cypermethrin blev analyseret med en detektionsgrænse på 0,11 µg/l, hvilket er ca. 1000 gange højere end det generelle miljøkvalitetskrav for cypermethrin i ferskvand på $8*10^{-5}$ µg/l og ca. 500 gange højere end miljøkvalitetskravets maksimumkoncentration på $6*10^{-4}$µg/l. Derfor er det ikke muligt at vurdere, om der kan have forekommet koncentrationer, der er højere end kvalitetskravet. Detektionsgrænserne ved analyse af cybutryn og terbutryn var ved screeningsundersøgelsen henholdsvis ca. 10.000 og ca. 1000 gange lavere end ved overvågningen, hvilket kan være forklaringen på, at stofferne blev påvist ved screeningsundersøgelsen, men ikke i overvågningen.

Pesticider i sediment i vandløb

Fire pesticider, chlorpyrifos, cypermethrin, isoproturon og tau-fluvalinat er undersøgt i sediment ved både kontrol og operationel overvågning på henholdsvis 11 og 15 vandløbsstationer i perioden 2008-2013. I perioden 2014-2019 er de fire pesticider undersøgt ved kontrolovervågning ved syv stationer. Der er analyseret med samme detektionsgrænser som ved analyse af søsediment (tabel 7.9).

Cypermethrin og isoproturon blev i perioden 2008-2013 påvist i prøven fra en enkelt station, men ikke fra nogen af de undersøgte stationer i 2014-2019. Der er ikke fastsat miljøkvalitetskrav for de to pesticider i sediment, og det er derfor ikke muligt at vurdere de fundne koncentrationer på 11 µg/kg TS for cypermethrin og 1,5 µg/kg TS isoproturon i forhold til miljøkvalitetskrav.

Chlorpyrifos og tauflauvalinat blev ikke påvist i nogen af de undersøgte prøver.

7.2.4 Pesticider i søer

Kontrolovervågning af pesticider i søer har omfattet måling af fire pesticider i sediment (tabel 7.9). Det er de samme fire pesticider, der er undersøgt ved overvågning af sediment i vandløb.

Tabel 7.9. Pesticider i sediment i søer undersøgt ved kontrolovervågning i 2011-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/kg TS	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal prøver/stationer
Chlorpyrifos								
Kontrol	2011-2013	0,90	<DG	<DG	<DG	8,8	1	34
Kontrol	2014-2019	<DG	-	-	-	0	1-3	21
Cypermethrin								
Kontrol	2011-2013	<DG	-	-	-	0	2,5-40	34
Kontrol	2014-2019	<DG	-	-	-	0	2,5-7,5	21
Isoproturon								
Kontrol	2011-2013	1,1	<DG	<DG	<DG	8,8	3-60	34
Kontrol	2014-2019	<DG	-	-	-	0	3-3	21
Tau-fluvalinat								
Kontrol	2011-2013	<DG	-	-	-	0	2	34
Kontrol	2014-2019	<DG	-	-	-	0	2-20	21

-: Ikke angivet da fundhyppigheden er nul

Chlorpyrifos og isoproturon blev påvist i enkelte sedimentprøver i 2011-2013, men ikke i nogen af de undersøgte prøver i 2014-2019. Det er ikke muligt at vurdere de fundne koncentrationer i forhold til miljøkvalitetskrav, da der ikke er fastsat miljøkvalitetskrav for de to stoffer.

Cypermethrin og tau-fluvalinat blev ikke påvist i nogen af de undersøgte sedimentprøver.

Pesticiderne aclonifen, bifenox, cybutryn, terbutryn, cypermethrin og heptachlor / heptachlorepoxid er ved screeningsundersøgelse undersøgt i vandprøver fra fem søer (Vorkamp et al. 2014). Desuden er heptachlor / heptachlorepoxid undersøgt i biota fra fire søer. De fundne koncentrationer i vandprøverne var lavere end kvalitetskravene med undtagelse af heptachlorepoxid, hvor indholdet i alle de undersøgte prøver var højere end det generelle miljøkvalitetskrav (tabel 7.2). Heptachlorepoxid blev påvist i tre ud af fire prøver af biota fra søer. Indholdet var højere end miljøkvalitetskravet for heptachlorepoxid i biota i en af de tre prøver. Brugen af heptachlor i Danmark blev forbudt i 1972, men på trods af dette findes nedbrydningsproduktet stadig i miljøet.

7.2.5 Pesticider i marine områder

Overvågningen af pesticider i marine områder har omfattet en række chlorerede pesticider, som ikke anvendes i Danmark. Disse pesticider indgår i overvågningen, da de er omfattet af aftaler i internationale konventioner, og ikke som i de øvrige dele af overvågningen fordi de er omfattet af direktiver og anvendes i dag eller har været anvendt inden for de senere år. Pesticiderne er i marine områder overvåget i muslinger og fisk, i fisk er der målt på lever og muskel. Da mange af pesticiderne var under detektionsgrænsen for muslinger blev de taget ud af programmet i 2010, men indgik i 2016 hvor de fortsat var under detektionsgrænserne. For fisk blev der i rødspætter og skrubber målt på 10 individder frem til 2015, fra 2016 og fremefter er der kun analyseret en puljet prøve af 10 individder. For ålekvabber og sortmundet kutling er der altid analyseret på puljede prøver af op til 25 individder, men det har ikke altid været muligt at fange nok fisk, så i nogle tilfælde er der målt på færre puljede individder for alle arter.

Følgende pesticider er ved screeningsundersøgelse undersøgt i vandprøver fra marine områder: Aclonifen, bifenox, cybutryn, terbutryn, cypermethrin og heptachlor / heptachloepoxid (Vorkamp et al. 2014). Heptachlor / hepta-chlorepoxid er desuden undersøgt i prøver af biota fra seks marine områder. Aclonifen, bifenox, cypermethrin og heptachlor blev ikke påvist i nogen af de undersøgte vandprøver. Heptachlorepoxid blev undersøgt og påvist i tre prøver. Cybutryn og terbutryn blev påvist i henholdsvis 12 og 13 af de undersøgte 14 vandprøver. I tre prøver var indholdet af cybutryn højere end det generelle miljøkvalitetskrav, men ikke højere end miljøkvalitetskravets maksimumkoncentration. Ved vurdering af cybutryn og cypermethrin er der samme forbehold som beskrevet i kapitel 7.3.3, at cybutryn er analyseret med en detektionsgrænse, som er 20 gange højere end miljøkvalitetskravet, og cypermethrin med detektionsgrænser, der er 5-50 gange højere end miljøkvalitetskravet. I de tilfælde, hvor stofferne ikke er påvist, er det ikke muligt ud fra resultaterne at vurdere, om de kan have forekommet i koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene. Indholdet af heptachlorepoxid var højere end det generelle miljøkvalitetskrav, men ikke højere end maksimumkoncentrationen. Heptachlorepoxid blev påvist i seks undersøgte prøver af biota fra marine områder i koncentrationer, der i alle tilfælde var højere end miljøkvalitetskravet for heptachlorepoxid i biota.

Pesticider i marine områder – biota

Blandt de undersøgte chlorerede pesticider er pp'-DDD og pp'-DDE påvist hyppigst i de undersøgte prøver af muslinger (tabel 7.10). De fleste af de undersøgte pesticider er påvist med større fundhyppighed i perioden 2008-2013 end i 2014-2019, på trods af at de anvendte detektionsgrænser var lavere i 2014-2019 end i 2008-2010.

Når man ser på de indsamlede data, viser det sig, at de rapporterede værdier er angivet som "< detektionsgrænsen" selvom resultatet er ca. 3x den forventede detektionsgrænse for muslinger og 2-10 x den forventede detektionsgrænse for fisk. Det indikerer, at de reelle detektionsgrænser i 2008-2013 var væsentligt lavere end den angivne detektionsgrænse, og modsat fra 2014. Det er sandsynligvis forklaringen på, at en række af pesticiderne ikke er påvist i 2014-2019, mens de er påvist i op til 86% af de undersøgte prøver i 2008-2013.

Tabel 7.10. Chlorerede pesticider i muslinger fra marine områder i 2008 – 2010 og 2016. Generelt er detektionsgrænserne for HCH'er og hexahlorbenzen angivet som lavere end de faktisk opnåede detektionsgrænser i 2014-2019 og modsat i 2008-2013, hvilket forklarer beregnede værdier selv om fundhyppigheden er 0.

Enhed: µg/kg VV	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver
DDD, o,p'-							
2008-2010	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	-	-	-
2016	0,065	0,064	0,054	0,069	96	0.022	49
DDD, p,p'-							
2008-2010	0,11	0,092	0,029	0,220	96	0,600	98
2016	0,083	0,067	0,054	0,122	57	0,022	53
DDE, o,p'-							
2008-2010	0,038	0,030	0,014	0,074	86	0,600	98
2016	0,063	0,064	0,054	0,067	100	0,022	53
DDE, p,p'-							
2008-2010	0,41	0,376	0,167	0,744	100	0,600	98
2016	0,230	0,192	0,089	0,380	2	0,022	53
DDT, o,p'-							
2008-2010	0,049	0,051	0,017	0,070	16	0,600	98
2016	0,063	0,064	0,054	0,067	100	0,022	53
DDT, p,p'-							
2008-2010	0,097	0,092	0,051	0,155	73	0,600	90
2016	0,064	0,064	0,054	0,068	98	0,022	53
Gamma Lindan (HCH)							
2008-2010	0,071	0,052	0,018	0,160	73	0,030	99
2016	0,158	0,160	0,134	0,170	100	0,057	53
HCH-alfa							
2008-2010	0,033	0,022	0,014	0,100	73	0,600	99
2016	0,343	0,160	0,060	0,292	40	0,057	54
HCH-beta							
2008-2010	0,043	0,037	0,020	0,073	66	0,600	99
2016	0,158	0,160	0,140	0,170	0	0,057	54
HCH-delta							
2008-2010	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	-	-	-
2016	0,158	0,160	0,139	0,170	0	0,1	50
Hexachlorbenzen							
2008-2010	0,036	0,034	0,020	0,051	79	0,1	99
2016	0,32	0,32	0,27	0,34	0	0,1	52

i.a.: Ikke analyseret

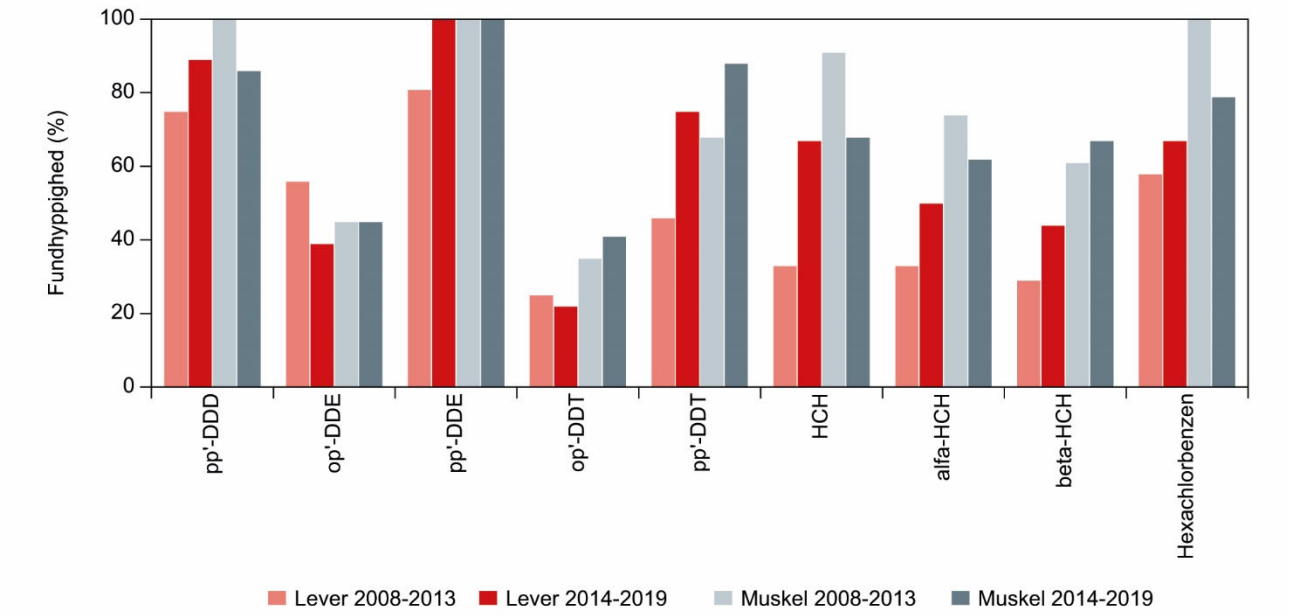
Tabel 7.11. Chlorerede pesticider i fisk fra marine områder i 2008 – 2013 og 2014-2019. Bemærk at for hexachlorbenzen er der kun data for 2016 og 2017, og de var alle fundet under detektionsgrænsen (angivne detektionsgrænse vist under median værdien).

Enhed: µg/kg VV	Organ	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver
DDD, o,p'-								
2008-2013	Lever	-	-	-	-	-	-	-
2014-2019		0,24	0,20	i.b.	i.b.	25	0,03	8
2008-2013	Muskel	-	-	-	-	-	-	-
2014-2019		i.b.	0,069	i.b.	i.b.	0	0,0	6
DDD, p,p'-								
2008-2013	Lever	4,1	2,1	0,67	15	75	0,500	24
2014-2019		1,5	1,2	0,36	2,7	89	0,50	18
2008-2013	Muskel	0,094	0,060	0,017	0,32	100	0,500	23
2014-2019		0,17	0,073	0,022	0,26	86	0,500	21
DDE, o,p'-								
2008-2013	Lever	0,34	0,32	0,070	0,66	56	0,500	16
2014-2019		0,19	0,20	0,11	0,26	39	0,50	18
2008-2013	Muskel	0,020	0,010	0,010	0,035	45	0,500	22
2014-2019		0,19	0,025	0,010	0,15	45	0,500	22
DDE, p,p'-								
2008-2013	Lever	6,2	5,8	1,0	13	81	0,500	26
2014-2019		9,5	7,2	3,0	21	100	0,50	17
2008-2013	Muskel	1,3	1,2	0,41	2,1	100	0,500	22
2014-2019		1,7	1,0	0,096	2,2	100	0,500	27
DDT, o,p'-								
2008-2013	Lever	0,376	0,392	0,073	0,70	25	0,500	16
2014-2019		0,21	0,20	0,07	0,41	22	0,50	18
2008-2013	Muskel	0,18	0,023	0,010	0,50	35	0,500	23
2014-2019		0,18	0,025	0,010	0,087	41	0,500	22
DDT, p,p'-								
2008-2013	Lever	1,02	0,935	0,410	1,7	46	0,500	24
2014-2019		1,10	0,49	0,16	3,0	75	0,50	17
2008-2013	Muskel	0,31	0,34	0,068	0,50	68	0,500	22
2014-2019		0,15	0,077	0,030	0,33	88	0,500	24
Gamma Lindan (HCH)								
2008-2013	Lever	0,38	0,26	0,11	0,77	33	0,110	24
2014-2019		0,43	0,20	0,085	1,2	67	0,50	18
2008-2013	Muskel	0,027	0,019	0,011	0,046	91	0,110	23
2014-2019		0,13	0,030	0,013	0,19	68	0,110	28
HCH-alfa								
2008-2013	Lever	0,31	0,23	0,13	0,61	33	0,110	24
2014-2019		0,50	0,47	0,11	1,7	50	0,50	18
2008-2013	Muskel	0,023	0,020	0,010	0,042	74	0,110	23
2014-2019		0,12	0,023	0,016	0,18	62	0,110	21
HCH-beta								
2008-2013	Lever	0,50	0,51	0,14	1,0	29	0,110	24
2014-2019		0,74	0,45	0,11	3,1	44	0,50	18
2008-2013	Muskel	0,020	0,012	0,010	0,056	61	0,110	23
2014-2019		0,092	0,054	0,015	0,21	67	0,110	27
HCH-delta								

2008-2013	Lever	-	-	-	-	-	-	-
2016-2017		i.b.	<0,49*	i.b.	i.b.	0	0,03	8
2008-2013	Muskel	-	-	-	-	-	-	-
2014-2019		i.b.	<0,17*	i.b.	i.b.	0	0,1	6
Hexachlorbenzen								
2008-2013	Lever	0,69	0,66	0,41	1,1	58	0,1	24
2014-2019		1,1	0,73	0,43	3,1	67	0,50	18
2008-2013	Muskel	0,11	0,052	0,035	0,23	100	0,1	23
2014-2019		0,14	0,060	0,025	0,35	79	0,2	28

i.b.: Ikke beregnet, da der er <10 data; *: Den faktisk anvendte detektionsgrænse

I fiskemuskel og -lever er de undersøgte chlorerede pesticider fundet med fundhyppigheder på op til 100% (tabel 7.11 og figur 7.4). Fundhyppigheden i de to organer adskiller sig ikke markant. Delta-HCH er som det eneste af de undersøgte stoffer ikke påvist i nogen af de få undersøgte prøver. Hertil skal dog bemærkes, at dette pesticid kun er undersøgt i få prøver.



Figur 7.4. Fundhyppighed af chlorerede pesticider i fiskelever og –muskel i 2008-2013 og 2014-2014. Antallet af prøver fremgår af tabel 7.10.

De højeste koncentrationer af de enkelte stoffer er fundet i prøverne af lever. Indholdet af hexachlorbenzen (HCB) er i ingen af de undersøgte prøver af fiskemuskel højere end miljøkvalitetskravet for biota (fisk) på 10 µg / kg VV. Miljøkvalitetskravet er fastsat af hensyn til menneskers sundhed, og vurdering i forhold til miljøkvalitetskravet vil derfor være i forhold til koncentration i fiskemuskel.

Koncentrationen af chlorerede pesticider i fisk har på de fleste af de undersøgte stationer været uden statistisk signifikant forskel mellem koncentrationerne i 2008-2013 og 2014-2019 (tabel 7.12). I det omfang der har været en udvikling, har koncentrationen været faldende, undtagen pp'-DDE, hvor der ses signifikant stigning ved 14% af de undersøgte stationer.

I regi af OSPAR er der lavet en mere avanceret analyse af tidstrend frem til 2014 af data fra stationer i Nordsøen. Ved en station i Vadehavet var der tilstrækkeligt mange data til, at stationen kunne indgå i OSPAR's analyse. Der blev fundet faldende trend for alfa-HCH-alfa og gamma-HCH (lindan), men der kunne ikke påvises en tendens for p,p'-DDE, og hexachlorbenzen. Det generelle billede for Nordsøen er, at der kun er få stationer med tendens til stigende koncentrationer, mens der ved en relativt stor andel af stationerne er faldende tendens. Der indgår ikke pesticider i HELCOM's indikatorer, derfor er der ikke beregnet tidstrends for stationer i Østersøen.

Tabel 7.12. Koncentrationsudvikling af pesticider i fisk mellem 2008-2013 og 2014-2019. I tabellen er vist andelen af stationer med stigninger og fald (t-test, parret p<=0,05) samt andelen, hvor der ikke er en statistisk udvikling (p>0,05). Antal stationer, hvor der var data fra mere end 4 år (minimum for t-test) er angivet (5. kolonne). Antal år i tidsserien er angivet som mindste-højeste antal år ved de undersøgte stationer (maks. 12) (6. kolonne). I parentes er angivet det maksimale antal år i henholdsvis 2008-2013 og 2014-2019. Signifikant forskel mellem alle prøver fra 2008-2013 og 2014-2019 er markeret med *, hvis p-værdien for t-test er over 0,01, er den angivet til information.

Parameter	Stigende trend (+)	Faldende trend (-)	Ingen trend (0)	Antal stationer	Antal år i tidsserien
DDD, p,p'-	0%	14%	86%	7	4 – 8 (6 : 5)
DDE, o,p'-	0%	14%	86%	7	4 – 8 (6 : 5)
DDE, p,p'-	14%	0%	86%	7	4 – 8 (6 : 5)
DDT, o,p'-	0%	0%	100%	7	4 – 6 (4 : 5)
DDT, p,p'-	0%	0%	100%	7	4 – 6 (4 : 5)
Gamma Lindan (HCH)	0%	29%	71%	7	4 – 8 (6 : 4)
HCH-alfa	0%	0%	100%	7	4 – 8 (6 : 5)
HCH-beta	0%	14%	86%	7	4 – 8 (6 : 5)
Hexachlorbenzen	0%	0%	100%	7	4 – 8 (6 : 5)

7.3 Sammenfatning

Glyphosat og dets nedbrydningsprodukt AMPA er de hyppigst påviste blandt de undersøgte pesticider i regnbetingede udløb fra separatkloakerede og fælleskloakerede områder samt i vandfasen i vandløb.

Prosulfocarb er blandt de undersøgte pesticider fundet med størst deposition på de to stationer, hvor der er foretaget målinger. Prosulforcarb er undersøgt i enkelte prøver i regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder, men ikke påvist i nogen af prøverne. I regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder er prosulfocarb undersøgt i et større antal prøver og påvist i 30-40% af prøverne. I vandløb er prosulfocarb påvist i ca. 15% af de undersøgte vandprøver ved både kontrolovervågning og operationel overvågning i både 2008-2013 og 2014-2019. Der er ikke fastsat miljøkvalitetskrav for prosulfocarb, og de fundne koncentrationer kan derfor ikke vurderes i forhold til dette.

Prosulfocarb er et herbicid, som anvendes om efteråret på vinterafgrøder. Prosulfocarb var efter glyphosat det mest solgte ukrudtsmiddel i Danmark i 2018 (Miljøstyrelsen, 2020a). Ved opgørelse i forhold til pesticidernes miljøbelastning var prosulfocarb det pesticid, der har den næststørste miljøbelastning (12,5% af den samlede miljøbelastning), mens glyphosat var på tredjepladsen med 7,8% af den samlede miljøbelastning.

I det omfang, der er fastsat miljøkvalitetskrav for de undersøgte pesticider, er der ikke fundet indikation på, at de undersøgte pesticider i de undersøgte vandløb er forekommet i vandfasen i koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene. Der er ligeledes ikke fundet indikation på, at udløb fra

regnbetingede udløb har medført pesticidkoncentrationer, der var højere end miljøkvalitetskravene i det overfladevand, der udledes til, når det antages at der ved udledningen sker en fortynding med en faktor 10. Enkelte pestcider er analyseret med detektionsgrænser, der var for høje til, at det var muligt at inddrage dem i vurderingen i forhold til miljøkvalitetskravene.

Chlorpyrifos er påvist i enkelte prøver af sediment fra både vandløb og søer. De tre andre pesticider, der er undersøgt for i sediment fra vandløb og søer, er ikke påvist eller kun påvist i enkelte prøver.

I marine områder er de undersøgte chlorerede pesticider fundet i muslinger med større hyppighed i 2008-2013 end i 2014-2019, uden at der er nogen umiddelbar forklaring på dette. I fisk er pesticiderne fundet i højere koncentrationer i lever end i muskel. Der er ikke i de undersøgte prøver af fiskemuskel fundet hexachlorbenzen i koncentrationer, der var højere end miljøkvalitetskravet for hexachlorbenzen i biota.

Koncentrationen af BAM i vandløbsvand har samlet set været lavere ved undersøgelse i 2014-2019 end i 2008-2013. I marine områder var koncentrationen af de undersøgte chlorerede pesticider ved de fleste af de undersøgte stationer uden signifikant ændring mellem perioderne 2008-2013 og 2014-2019. I de tilfælde, hvor der var signifikant ændring, var faldende koncentrationen faldende, med undtagelse af pp'-DDE, hvor koncentrationen var stigende.

8 Aromatiske kulbrinter

Aromatiske kulbrinter er i denne sammenhæng begrænset til den del af de aromatiske kulbrinter, der har til og med to benzenringe. Aromatiske kulbrinter med én benzenring er karakteriseret ved at være flygtige og findes primært i vandfasen i vandmiljøet, mens de toringede (naphthalener) har større affinitet til partikler og dermed større sandsynlighed for at blive bundet i sediment. Flere af stofferne findes i miljøet som følge af, at de indgår i olieprodukter eller som nedbrydningsprodukter af olieprodukter.

Aromatiske kulbrinter, som har flere end to benzenringe, hører til gruppen af polyaromatiske kulbrinter (PAH) og er beskrevet i kapitel 14.

Stoffernes anvendelse samt deres fysisk kemiske egenskaber betyder, at de primært tilføres miljøet via luft og spildevand. Aromatiske kulbrinter har i højere grad tendens til at blive bundet til partikler end at være opløst i vand.

8.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status

Vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer omfatter de to aromatiske kulbrinter benzen og naphthalen. Napthalen har været med i overvågningen siden 2004. Benzen har ligeledes været med i overvågning af spildevand siden 2004 og i overvågning af overfladevand i perioden 2004-2016.

8.2 Kvalitetskrav

Miljøkvalitetskravene til aromatiske kulbrinter i overfladevand er oplistet i tabel 8.1 i det omfang, de er fastsat.

Tabel 8.1. Kvalitetskrav for aromatiske kulbrinter i overfladevand (Miljø- og Fødevareministeriet 2017b).

	Vand (µg/l)				Sediment (mg/kg TS)		Biota (µg/kg VV)	
	Generelt kvalitetskrav		Maksimum-koncentration					
	Fersk	Marin	Fersk	Marin	Fersk	Marin	Fersk	Marin
Benzen	10	8	50	50				
Methylnaphthalener, sum[1]	0,12	0,12	2	2	0,478 x f_{oc}[2]	0,478 x f_{oc}[2]	2.400	2.400
Moskusxylen	0,11	0,057	0,68	0,68				
Naphthalen	2	2	130	130	0,138	0,138	2.400	2.400
Toluen	74	7,4	380	380				
Xylener (o-, p- og m-)	∑=10	∑=1	∑=100	∑=100				

1: Sum af methylnaphthalener, herunder 1-methylnaphthalen, 2-methylnaphthalen, dimethylnaphthalen og trimethylnaphthalen.

2: f_{oc} er fraktionen af organisk stof.

Kvalitetskravet for methylnaphthalener i sediment er fastsat i forhold til sedimentets fraktion af organisk stof (f_{oc}).

8.3 Aromatiske kulbrinter i overvågningen

Aromatiske kulbrinter, der er undersøgt i overvågningen 2008-2019 og beskrevet i nærværende rapport, fremgår af tabel 8.2. Aromatiske kulbrinter har været med i overvågningen siden 2004 (Boutrup et al., 2015).

Tabel 8.2. Aromatiske kulbrinter undersøgt i overvågningen i 2008-2019 og beskrevet i nærværende rapport.

	Punktkilder			Luft	Vandløb		Søer	Marine områder	
	Spilde-vand	RBU Vand	RBU Slam	Deposi-tion	Sedi-ment	Vand	Sedi-ment	Sediment	Mus-linger
Benzen	X	X							
Biphenyl	X	X							
Dimethyl-naphthalener	X	X	X		X		X	X	X
Ethylbenzen	X	X							
Isopropylbenzen	X	X							
1-Methyl-naphthalen	X	X	X	X	X		X	X	X
2-Methyl-naphthalen	X	X	X	X	X		X	X	X
Muskxylener	X	X							
Naphthalen	X	X	X	X	X	X	X	X	X
p-Tert-buthyltoluen	X	X							
Toluen	X	X	X						
Trimethyl-naphthalener	X	X	X		X		X	X	X
Xylener (p,m og o)		X							
M+p-xylen	X	X							
o-Xylen	X	X							
5-Tert-butyl-2,4,6-trinitro-m-xylen	X	X							

8.3.1 Aromatiske kulbrinter i punktkilder

Aromatiske kulbrinter er målt i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning (tabel 8.3). Desuden er aromatiske kulbrinter målt i regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder og separatkloakerede områder, samt i slam fra bassiner til regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder (tabel 8.4, 8.5 og 8.6).

Tabel 8.3. Aromatiske kulbrinter i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning beregnet på baggrund af udløbsdata fra renseanlæg i perioderne 2009-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fund-hyp-pighed (%)	Detek-tions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
1-Methylnaphthalen											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,061	1,9	0,05	17	53
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,27	1,9	0,05 - 0,07	19	54
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,05	12	38
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,05	10	30
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,05	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,13	5	0,05	5	20
2-Methylnaphthalen											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,18	3,8	0,05	17	53
Avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,07	19	75
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,05	12	38
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,05	10	30
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,05	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,33	7,8	0,01 - 0,5	6	64

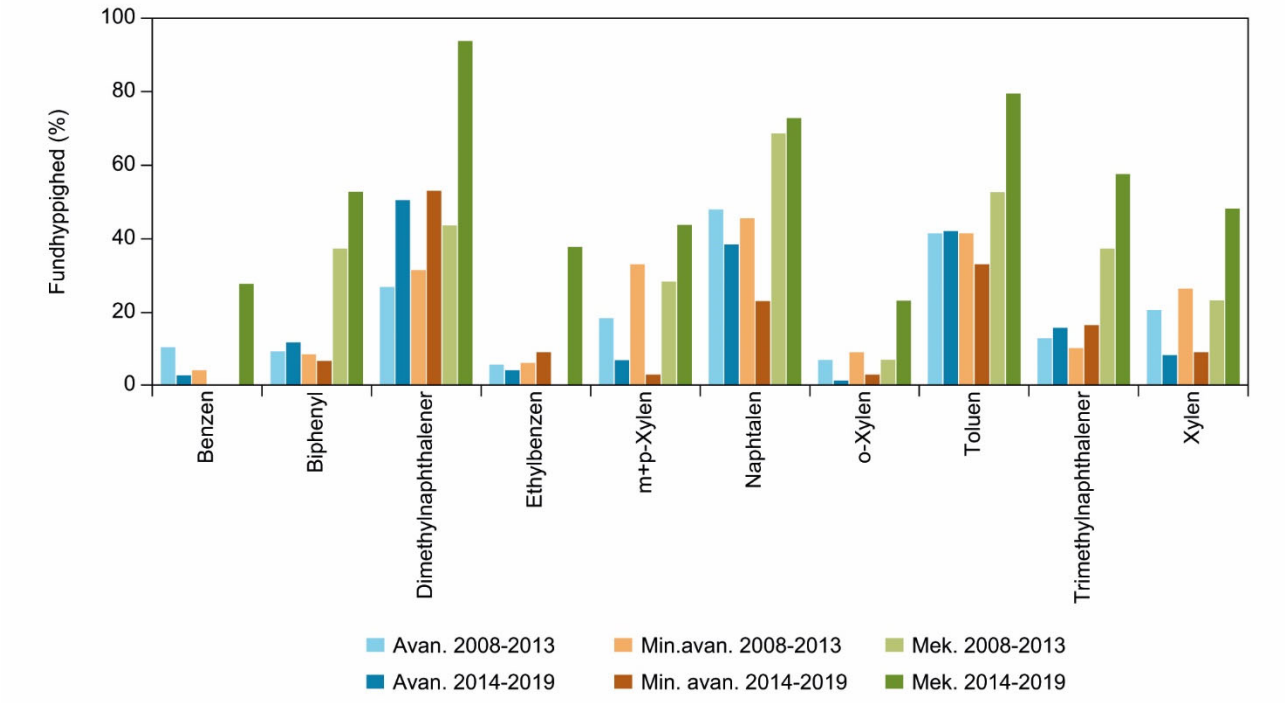
Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fund-hyp-pighed (%)	Detek-tions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
5-Tert-butyl-2,4,6-trinitro-m-xylen											
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,23	5,6	0,1	17	36
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1	10	17
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,13	7,7	0,1	5	13
Benzen											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,044	0,26	11	0,02 - 0,05	27	121
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,040	2,8	0,02	19	72
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,029	4,2	0,02 - 0,05	15	48
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	10	33
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	4	17
Mekanisk	2014-2019	0,045	<DG	<DG	<DG	0,095	1,0	28	0,02 - 2	6	64
Biphenyl											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,090	9,3	0,01	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,012	0,088	12	0,01	19	75
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,13	8,5	0,01	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,014	6,7	0,01 - 0,02	10	30
Mekanisk	2008-2013	0,010	<DG	<DG	<DG	0,021	0,037	38	0,01	4	16
Mekanisk	2014-2019	0,061	0,013	<DG	<DG	0,19	0,81	53	0,01	6	64
Dimethylnaphthalener											
Avanceret	2008-2013	0,019	<DG	<DG	<DG	0,051	0,14	27	0,01 - 0,05	18	59
Avanceret	2014-2019	0,043	0,011	<DG	<DG	0,083	1,1	51	0,01 - 0,1	19	75
Mindre avanceret	2008-2013	0,012	<DG	<DG	<DG	0,030	0,040	32	0,01	13	41
Mindre avanceret	2014-2019	0,031	0,031	<DG	<DG	0,064	0,12	53	0,01 - 0,07	10	30
Mekanisk	2008-2013	0,11	<DG	<DG	<DG	0,39	0,46	44	0,01	4	16
Mekanisk	2014-2019	0,28	0,12	<DG	0,027	0,59	3,1	94	0,01 - 0,5	6	64
Ethylbenzen											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,22	5,8	0,02 - 0,1	27	121
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,065	4,2	0,02	19	72
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,13	6,2	0,02 - 0,1	15	48
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,17	9,1	0,02	10	33
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	4	17
Mekanisk	2014-2019	0,078	<DG	<DG	<DG	0,20	1,0	38	0,02 - 2	6	64
Isopropylbenzen											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	17	53
Avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	19	30
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	12	38
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	10	20
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02 - 0,04	4	8
m+p-Xylen											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,023	0,093	19	0,02	17	43
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,12	6,9	0,02	19	72
Mindre avanceret	2008-2013	0,023	<DG	<DG	<DG	0,047	0,18	33	0,02	12	33
Mindre avanceret	2014-2019	0,033	<DG	<DG	<DG	<DG	1,1	3,0	0,02	10	33
Mekanisk	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,038	0,072	29	0,02	4	14
Mekanisk	2014-2019	0,068	<DG	<DG	<DG	0,17	1,0	44	0,02 - 2	6	64

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fund-hyp-pighed (%)	Detek-tions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
Moskusxylener											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,40	2,5	0,1	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1	12	18
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	2,2	0,1	15	45
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1	10	13
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1	4	7
Naphthalen											
Avanceret	2008-2013	0,034	0,016	<DG	<DG	0,068	0,53	48	0,01 - 0,05	26	112
Avanceret	2014-2019	0,021	<DG	<DG	<DG	0,019	0,83	39	0,01	19	75
Mindre avanceret	2008-2013	0,021	<DG	<DG	<DG	0,053	0,13	46	0,01	15	48
Mindre avanceret	2014-2019	0,011	<DG	<DG	<DG	0,013	0,14	23	0,01	10	30
Mekanisk	2008-2013	0,025	0,019	<DG	<DG	0,045	0,093	69	0,01	4	16
Mekanisk	2014-2019	0,035	0,025	<DG	<DG	0,057	0,29	73	0,01 - 0,04	6	64
o-Xylen											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,045	7	0,02	17	43
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,031	1,4	0,02	19	72
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,045	9,1	0,02	12	33
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,28	3	0,02	10	33
Mekanisk	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,031	7,1	0,02	4	14
Mekanisk	2014-2019	0,044	<DG	<DG	<DG	0,081	1,0	23	0,02 - 2	6	64
p-Tert-buthyl-toluen											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02 - 0,1	27	117
Avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	19	30
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02 - 0,1	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	10	20
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02 - 0,2	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	4	8
Toluen											
Avanceret	2008-2013	0,084	0,050	<DG	<DG	0,17	1,0	42	0,02 - 0,1	27	120
Avanceret	2014-2019	0,058	<DG	<DG	<DG	0,098	1,5	42	0,02	19	71
Mindre avanceret	2008-2013	0,062	0,025	<DG	<DG	0,089	0,77	42	0,02 - 0,1	15	48
Mindre avanceret	2014-2019	0,036	<DG	<DG	<DG	0,098	0,22	33	0,02 - 0,05	10	33
Mekanisk	2008-2013	7,5	0,030	<DG	<DG	26	38	53	0,02	4	17
Mekanisk	2014-2019	22	5,250	<DG	<DG	62	260	80	0,02 - 0,4	6	64
Trimethylnaphthalener											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,017	0,045	13	0,01	17	53
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,016	0,27	16	0,01 - 0,3	19	75
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,032	11	0,01	12	38
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,015	0,034	17	0,01 - 0,02	10	30
Mekanisk	2008-2013	0,62	<DG	<DG	<DG	0,17	9,4	38	0,01 - 0,03	4	16
Mekanisk	2014-2019	0,055	0,024	<DG	<DG	0,10	0,52	58	0,01 - 0,2	6	64

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fund-hyp-pighed (%)	Detek-tions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
Xylen											
Avanceret	2008-2013	0,11	0,025	<DG	<DG	0,12	3,3	21	0,02 - 0,1	26	115
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,22	8,3	0,02	19	72
Mindre avanceret	2008-2013	0,092	<DG	<DG	<DG	0,051	3,0	27	0,02 - 0,1	14	45
Mindre avanceret	2014-2019	0,053	<DG	<DG	<DG	<DG	1,5	9,1	0,02	10	33
Mekanisk	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,036	0,10	24	0,02	4	17
Mekanisk	2014-2019	0,12	<DG	<DG	<DG	0,30	1,1	48	0,02	6	64

Naphthalen, dimethylnaphthalener og toluen er med fundhyppigheder op til ca. 80% samlet set de hyppigst fundne af de undersøgte aromatiske kulbrinter i udløb fra renseanlæg (tabel 8.3 og figur 8.1). 1-methylnaphthalen, 2-methylnaphthalen, 5-tert-butyl-2,4,6-trinitro-m-xylen, isopropylbenzen, moskusxylener, p-tert-butyl-toluen er kun påvist i få prøver, 0 – ca. 8% af de undersøgte prøver.

Generelt er aromatiske kulbrinter fundet hyppigere ved anlæg med mekanisk rensning end ved anlæg med avanceret eller mindre avanceret rensning.



Figur 8.1. Fundhyppighed af aromatiske kulbrinter i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning (Avan.), mindre avanceret rensning (Min.avan.) og mekanisk rensning (Mek.) i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Fundprocenten er opgjort som procentdelen af målinger over detektionsgrænsen. Antallet af prøver/stationer fremgår af tabel 8.3.

Der er ikke fundet indikation på, at udledninger fra renseanlæg har medført overskridelse af de fastsatte miljøkvalitetskrav for aromatiske kulbrinter (tabel 8.1) i det overfladevand, der udledes til, når det antages, at der ved udledning af spildevand til overfladevand sker en fortynding med en faktor 10 (Tørslev et al. 2002).

En statistisk analyse af koncentrationerne af aromatiske kulbrinter i udløb fra renseanlæg, der er undersøgt i 2008-2013 og 2014-2019, viser, at koncentrationen af dimethylnaphthalener i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning og renseanlæg med mindre avanceret rensning var signifikant højere i 2014-2019 end i 2008-2013. Koncentrationen af naphthalen i udløb fra renseanlæg med mindre avanceret rensning har modsat været lavere i 2014-2019 end i 2008-2013. Derudover har det ikke været muligt at påvise signifikante forskelle i koncentrationer af aromatiske kulbrinter i spildevand.

Regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder (overløb fra renseanlæg) er undersøgt for de samme aromatiske kulbrinter som spildevand fra renseanlæg (tabel 8.4), mens regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder og slam fra bassiner til regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder er undersøgt for udvalgte af disse stoffer (tabel 8.5 og 8.6).

Dimethylnaphthalener, naphthalen og toluen er fundet med størst hyppighed i regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder, ligesom i spildevand fra renseanlæg. Toluen er fundet hyppigst i regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder, mens dimethylnaphthalener og naphthalen ikke er undersøgt der. Det skal bemærkes, at antallet af regnbetingede udløb, hvorfra der foreligger data, er væsentligt lavere end antallet af renseanlæg, og det er ikke i alle tilfælde de samme anlæg, der er undersøgt i de to perioder.

De fundne koncentrationer af aromatiske kulbrinter i regnbetingede udløb fra både fælleskloakerede og separatkloakerede områder er lavere end miljøkvalitetskravene for aromatiske kulbrinter i det overfladevand, der udledes til. Det gælder før hensyntagen til fortynding efter udledning til overfladevand.

De aromatiske kulbrinter, der er undersøgt for i slam fra bassiner til regnbetingede udløb i separatkloakerede områder er påvist i 50-100% af de undersøgte prøver. Dimethylnaphthalener er fundet på det højeste koncentrationsniveau.

Tabel 8.4. Aromatiske kulbrinter i regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder i perioderne 2009-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
1-Methylnaphthalen										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,05	1	12
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,11	4,5	0,05	1	22
2-Methylnaphthalen										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,05	1	12
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,15	2,6	0,01 - 0,05	2	39
5-tert-Butyl-2,4,6-trinitro-m-xylen										
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1	1	8
Benzen										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	1	11
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,023	0,049	17	0,02	2	30
Biphenyl										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	12
2014-2019	0,011	<DG	<DG	<DG	0,021	0,048	33	0,01 - 0,03	2	39
Dimethylnaphthalener										
2008-2013	0,051	0,031	<DG	<DG	0,10	0,23	75	0,01	1	12
2014-2019	0,069	0,047	<DG	0,015	0,13	0,34	97	0,01 - 0,2	2	35
Ethylbenzen										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	1	11
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,038	0,097	30	0,02	2	30
Isopropylbenzen										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	1	12
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,031	8,3	0,02	1	12
m+p-Xylen										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	1	11
2014-2019	0,086	0,057	<DG	<DG	0,17	0,37	81	0,02	2	31
Moskusxylener										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1	1	4
2014-2019	0,122	<DG	<DG	<DG	0,22	1,10	11	0,1	1	9
Naphthalen										
2008-2013	0,014	<DG	<DG	<DG	0,036	0,050	33	0,01	1	12
2014-2019	0,034	0,016	<DG	<DG	0,031	0,74	75	0,01	2	40
o-Xylen										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	1	11
2014-2019	0,036	0,023	<DG	<DG	0,078	0,13	55	0,02	2	31
p-Tert-buthyl-toluen										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,058	8,3	0,02	1	12
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	1	12
Toluen										
2008-2013	0,049	<DG	<DG	<DG	0,13	0,23	46	0,02	1	11
2014-2019	0,129	0,110	<DG	0,027	0,24	0,37	97	0,02	2	31
Trimethylnaphthalener										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,023	0,026	25	0,01	1	12
2014-2019	0,015	<DG	<DG	<DG	0,031	0,083	38	0,01 - 0,03	2	34
Xylen										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	1	11
2014-2019	0,090	0,044	<DG	<DG	0,15	0,60	54	0,02	1	13

-: Ikke angivet da fundprocent er 0.

Tabel 8.5. Aromatiske kulbrinter i regnbetingede udløb (RBU) fra separatkloakerede områder i perioderne 2009-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
1-Methylnaphthalen										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,079	3,3	0,05	3	30
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,05	2	26
2-Methylnaphthalen										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,100	6,7	0,05	3	30
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,05	2	26
Benzen										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,04 - 0,05	1	12
Biphenyl										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,030	6,7	0,01	3	30
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,014	0,019	19,2	0,01 - 0,02	2	26
Ethylbenzen										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,17	8,3	0,05 - 0,1	1	12
Moskusxylener										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1	1	13
Naphtalen										
2008-2013	0,026	<DG	<DG	<DG	0,051	0,27	23	0,01 - 0,05	3	30
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,014	0,028	19	0,01	3	64
p-Tert-buthyl-toluen										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,05 - 0,1	1	13
Toluen										
2008-2013	0,13	0,12	<DG	<DG	0,29	0,31	66,7	0,05 - 0,1	1	12
Xylen										
2008-2013	0,060	<DG	<DG	<DG	0,090	0,62	16,7	0,05 - 0,1	1	12

-: Ikke angivet da fundprocent er 0.

Tabel 8.6. Aromatiske kulbrinter i slam fra bassiner til regnbetingede udløb (RBU) fra separatkloakerede områder i perioderne 2009-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse

Enhed: µg/kgTS	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
1-Methylnaphthalen										
2008-2013	10	9,1	<DG	0,84	20	22	75	0,5	2	4
2014-2019	7,3	6,2	<DG	1,1	16	22	67	0,5 - 10	3	12
2-Methylnaphhtalen										
2008-2013	11	12	<DG	1,6	20	20	75	1	2	4
2014-2019	12	12	1,9	2,1	16	36	100	1	3	12
Dimethylnaphthalener										
2008-2013	322	42	<DG	<DG	864	1200	50	8	2	4
2014-2019	757	385	18	58	1431	4100	100	3	3	12
Naphtalen										
2008-2013	36	23	<DG	5,4	78	100	75	0,8	2	4
2014-2019	29	26	5,4	7,2	37	110	100	0,8	3	12
Trimethylnaphthalener										
2008-2013	13	2,3	<DG	<DG	35	48	50	1	2	4
2014-2019	45	21	2,7	5,3	51	290	100	1	3	12

8.3.2 Aromatiske kulbrinter i luft

Aromatiske kulbrinter findes i atmosfæren hovedsageligt i gasfasen, hvor de vil indgå i en ligevægt med regndråber og blive skyllet ud fra atmosfæren med regnvand. Processen kan beskrives med Henry's lov (fordeling af stofferne mellem gas- og vandfasen).

Måling af aromatiske kulbrinter i luft omfatter måling af naphthalen og methylnaphthalener i nedbør på to stationer. De målte stoffer er alle påvist i nedbør (tabel 8.7). Gennemsnitsdepositionen af naphthalen er på begge stationer højere end depositionen af methylnaphthalener.

Tabel 8.7. Total årlig deposition af aromatiske kulbrinter i perioderne 2004/2007-2012 og 2013-2019 ved Risø og Sepstrup Sande angivet som gennemsnit inden for måleperioderne.

Enhed: µg/m²/år	Sepstrup Sande		Risø	
	2004-2012	2013-2019	2007-2012	2013-2019
Naphthalen	23	15,24	7,3	11,16
1-Methylnaphthalen	5,1	5,18	3,6	4,21
2-Methylnaphthalen	7,9	9,43	4,3	8,31

8.3.3 Aromatiske kulbrinter i vandløb

Aromatiske kulbrinter indgår i overvågningen af vandløb i både vandfasen og sediment.

Aromatiske kulbrinter i vandfasen i vandløb

I vandfasen i vandløb er der undersøgt for naphthalen (tabel 8.8). Naphthalen er påvist i enkelte prøver, og vurderes på baggrund af den lave fundhyppighed og i de fundne koncentrationer til ikke at udgøre et miljømæssigt problem i vandfasen i vandløb.

Der er ikke fundet signifikant ændring i koncentrationen af naphthalen i vandløbsvand fra 2008-2013 til 2014-2019 (bilag 1).

Tabel 8.8. Aromatiske kulbrinter i vandprøver fra vandløb undersøgt ved kontrolovervågning i perioderne 2008-2013 og 2014-2019 og operation overvågning i 2008-2013.

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal prøver /stationer
Naphthalen								
Kontrol	2008-2013	0,00041	<DG	<DG	<DG	0,6	0,02	165/14
Kontrol	2014-2019	0,00036	<DG	<DG	<DG	1,1	0,02	180/15
Operationel	2008-2013	<DG	-	-	-	0	0,02	12/1

-: ikke angivet da fundprocent er 0

Aromatiske kulbrinter i sediment i vandløb

I vandløbssediment er aromatiske kulbrinter påvist i 60-100% af de undersøgte prøver (tabel 8.9), og dermed med væsentlig højere fundhyppighed end i vandfasen, hvilket er forventeligt på grund af stofgruppens tendens til at blive bundet til partikler.

Dimethylnaphthalener er blandt de undersøgte aromatiske kulbrinter fundet på det højeste koncentrationsniveau i vandløbssediment.

Indholdet af summen af methylnaphthalener, heriblandt dimethylnaphthalener er højere end miljøkvalitetskravet i mere end halvdelen af de undersøgte prøver af vandløbssediment. Miljøkvalitetskravet for methylnaphthalener i sediment er baseret på sedimentets indhold af organisk stof (tabel 8.1). Ved den beskrevne vurdering er der taget udgangspunkt i medianværdien for TOC i sediment i perioden 2014-2019, som er 5,5%. Det betyder at miljøkvalitetskravet er beregnet til 26,3 µg / kg TS (0,478 mg / kg TS *0,055).

For naphthalen er medianværdien af resultaterne fra den operationelle overvågning i perioden 2008-2013 på niveau med miljøkvalitetskravet på 138 µg / kg TS (0,138 mg / kg TS), men da der kun foreligger data fra tre prøver i denne periode, er vurderingsgrundlaget usikkert. Koncentrationsniveauet i perioden 2014-2019 var lavere og baseret på et større antal prøver.

Tabel 8.9. Aromatiske kulbrinter i sediment i vandløb undersøgt ved kontrolovervågning og operationel overvågning i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/kgTS	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal prøver/stationer
Naphthalen								
Kontrol	2008-2013	14	10	0,4	29	81	0,8	11
Kontrol	2014-2019	28	12	4,2	63	100	0,8	21
Operationel	2008-2013	87	120	i.b.	i.b.	67	0,8	3
Operationel	2014-2019	34	27	6	60	100	0,8	33
1-Methylnaphthalen								
Kontrol	2014-2019	4,8	3,8	0,5	12	88	0,5-1	18
Operationel	2014-2019	8,0	4,6	1	12	88	0,5-7	33
2-Methylnaphthalen								
Kontrol	2014-2019	6,7	4,3	0,5	22	78	1-1	18
Operationel	2014-2019	11	5,6	1	14	85	1-8	33
Dimethylnaphthalener								
Kontrol	2014-2019	125	57	8,7	330	100	3-3	18
Operationel	2014-2019	135	74	12	280	100	3	33
Trimethylnaphthalener								
Kontrol	2008-2013	9,4	3	0,5	25	81	1	11
Kontrol	2014-2019	12	0	0	33	100	1-40	25
Operationel	2008-2013	17	4	i.b.	i.b.	100	1	3
Operationel	2014-2019	18	8,8	0	36	60	1-40	33

i.b.: Ikke beregnet på grund af få prøver.

8.3.4 Aromatiske kulbrinter i søer

Aromatiske kulbrinter er i søer undersøgt i sediment (tabel 8.10).

Naphthalen og methylnaphthalenerne er fundet i sediment i 52 – 100% af de undersøgte prøver i perioden 2011-2013 og 63-100% af de undersøgte prøver i perioden 2014-2019. Fundhyppighederne var på samme niveau ved kontrol- og operationel overvågning.

Tabel 8.10. Aromatiske kulbrinter i sediment i søer undersøgt ved kontrolovervågning og operationel overvågning i 2011-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/kg TS	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal prøver/stationer
Naphtalen								
Kontrol	2011-2013	30	17	2,9	59	100	0,8	31
Kontrol	2014-2019	47	21	7,1	75	100	0,8	60
Operationel	2011-2013	45	24	2,5	110	97	0,8	29
Operationel	2014-2019	62	39	9,4	130	98	0,8-7	103
1-Methylnapthalen								
Kontrol	2011-2013	4,3	0,57	0,25	9,6	52	0,5	31
Kontrol	2014-2019	7,4	3,8	0,65	11	80	0,5-10	60
Operationel	2011-2013	6,5	3,3	0,25	16	86	0,5	29
Operationel	2014-2019	9,7	5	1,3	24	63	0,5-50	103
2-Methylnaphtalen								
Kontrol	2011-2013	10	5,9	1,4	17	94	1	31
Kontrol	2014-2019	14	6	0,9	19	80	1-10	60
Operationel	2011-2013	8,6	5	0,5	20	90	1	29
Operationel	2014-2019	17	10	2	37	72	1-40	103
Dimethylnaphthalener								
Kontrol	2011-2013	628	180	63	1800	100	3-8	31
Kontrol	2014-2019	772	545	42	1850	100	3-3	60
Operationel	2011-2013	920	260	9,9	3800	97	0,8-8	29
Operationel	2014-2019	1253	720	110	2800	100	3	103
Trimethylnaphthalener								
Kontrol	2011-2013	24	13	0,5	57	84	1-20	31
Kontrol	2014-2019	39	22,5	4,8	86	87	1-40	60
Operationel	2011-2013	15	3,5	0,5	63	76	1	29
Operationel	2014-2019	54	35	3,5	120	86	1-70	103

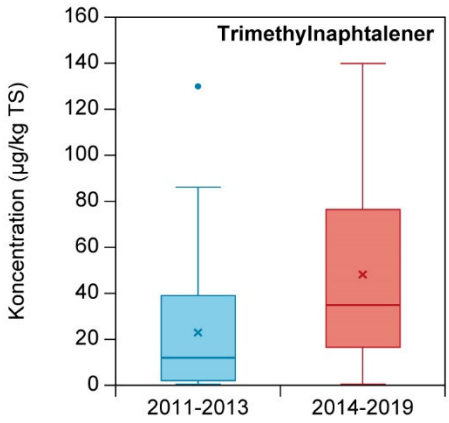
Dimethylnaphthalener er den stofgruppe blandt de undersøgte aromatiske kulbrinter, som er fundet i de højeste koncentrationer i søsediment. Der er ikke entydige forskelle i de målte koncentrationsniveauer ved kontrol- og operationel overvågning.

Miljøkvalitetskravet for summen af methylnaphthalener er fastsat i forhold til fraktionen af organisk stof (TOC) i sedimentet (tabel 8.1). Der er anvendt proxyværdien 12% for TOC i søsediment, svarende til medianværdien af TOC i søsediment undersøgt i perioden 2011-2019. Det betyder, at miljøkvalitetskravet for summen af methylnaphthalener beregnes til 57 µg/kg TS (=0,478 mg/kgTS *0,12). Koncentrationen af methylnaphthalener i sediment fra de undersøgte søer var dermed højere end miljøkvalitetskravet i mere end halvdelen af de undersøgte søer ved både kontrolovervågning og operationel overvågning i begge perioder. Det største bidrag til summen af methylnaphthalener kommer fra dimethylnaphthalener.

Indholdet af naphthalen i søsediment var i mere end 90% af de undersøgte søer ved både kontrolovervågning og operationel overvågning lavere end miljøkvalitetskravet for naphtalen i ferskvandssediment på 138 µg/kg TS (0,138 mg/kg TS). 90%-fraktilen af koncentrationerne (100 µg/kg TS og 130 µg/kg TS) målt

ved den operationelle overvågning er dog tæt på miljøkvalitetskravet, og det kan derfor ikke udelukkes, at der i enkelte søer har været naphthalenkoncentrationer på niveau med eller højere end miljøkvalitetskravet.

En sammenligning af koncentrationen af aromatiske kulbrinter i søsediment på stationer, hvor der er målt i både 2011-2013 og i 2014-2019, viser, at koncentrationen af trimethylnaphthalener var signifikant højere i 2014-2019 end i 2011-2013 (figur 8.2). Der blev ikke fundet signifikante forskelle mellem de to perioder for nogen af de øvrige undersøgte aromatiske kulbrinter i søsediment (bilag 1).



Figur 8.2. Koncentration af trimethylnaphthalener i søsediment i perioderne 2011-2013 og 2014-2019 illlustreret ved boksplot.

8.3.5 Aromatiske kulbrinter i marine områder

Aromatiske kulbrinter er undersøgt i sediment i kystnære marine områder og åbne marine områder (tabel 8.11) og i muslinger (tabel 8.12). Overvågningen af aromatiske kulbrinter i sediment i kystnære områder ophørte i 2017, hvorimod de fortsat forventes målt i åbent vand ca. en gang hver 6 år.

Naphthalen og methylnaphthalener er fundet i marint sediment i 87-91% af de undersøgte prøver i perioden 2008-2013 og 50-80% af de undersøgte prøver i perioden 2014-2017. Det skal dog bemærkes, at der er store forskelle på detektionsgrænser og antallet af prøver, der er undersøgt for de enkelte stoffer. Dimethylnaphthalener er fundet på det højeste koncentrationsniveau.

Der er ikke indikation på at indholdet af naphthalen i de undersøgte prøver af marint sediment har været højere end det fastsatte miljøkvalitetskrav for naphtalen i marint sediment på 138 µg/kg TS (0,138 mg/kg TS), idet miljøkvalitetskravet er ca. fire gange så højt som 90%-fraktilen af målingerne.

Miljøkvalitetskravet for summen af methylnaphthalener er fastsat i forhold til fraktionen af sedimentets indhold af organisk stof (tabel 8.1). For prøverne undersøgt i perioden 2008-2013, hvor medianværdien af TOC-indholdet er 1,64%, beregnes miljøkvalitetskravet til 7,8 µg/kg TS. I perioden 2014-2019 er medianværdien af TOC 2,72% og dermed beregnes miljøkvalitetskriteriet til 13,0 µg/kg TS. Indholdet af methylnaphthalener var højere end disse miljøkvalitetskrav i mere end halvdelen (summen af medianværdier af methylnaphthalener af de undersøgte sedimentprøver) fra kystnære marine områder.

Tabel 8.11. Aromatiske kulbrinter i sediment fra det marine områder i perioden 2008-2013 og 2014-2017. Data fra 2015-2016 er fra stationer i havstrategiovervågningen. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse

Enhed: µg/kg TS	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver
Naphtalen							
2008-2103	19	8,2	0,5	39	90	0,1	218
2014-2017	19	9,5	1,4	54	87	0,1-1	85
2015-2016	2,7	2,0	0,8	6,9	30	0,8-1	20
Methylnaphthalen							
2008-2103	5,8	2,8	0,1	14	82	0,11	142
2014-2017	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.		i.a.	i.a.
2015-2016	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.		i.a.	i.a.
Dimethylnaphthalener							
2008-2103	37	19	0,5	99	83	0,5	110
2014-2017	33	22	2,3	80	91	2	22
2015-2016	5,8	3,3	2,0	19	67	2	20
Trimethylnaphthalen							
2008-2103	53	29	0,5	135	83	0,5 – 1	30
2014-2017	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.		i.a.	i.a.
2015-2016	3,9	2,6	2,0	13	50	2	10
1-Methylnapthalen							
2008-2103	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.		i.a.	i.a.
2014-2017	5,3	4,0	1,5	13	100	0,0005-0,2	22
2015-2016	3,3	2,0	0,5	9,7	45	0,0005-0,0005	20
2-Methylnaphthalen							
2008-2103	10	4,8	0,25	22	87	1	144
2014-2017	8,0	5,0	2,0	21	86	0,001-0,003	22
2015-2016	4,0	2,0	1,1	12	45	0,001	20
TOC (% af TS)							
2008-2013	2,65	1,64	0,17	6,5		0,2	222
2014-2019	3,1	2,72	0,20	7,48		0,05-0,3	217
2015-2016	0,18	0,20	0,09	0,29		0,2	20

i.a.: Ikke analyseret.

Indholdet af TOC i sediment fra åbne marine områder er 0,2%, hvilket resulterer i et beregnet miljøkvalitetskrav for summen af methylnaphthalener på 0,96 µg / kg TS. Summen af 10%-fraktilerne af methylnaphthalener i sediment fra åbne marine områder er højere end miljøkvalitetskravet, og dermed sedimentkoncentrationer højere end miljøkvalitetskravet i mere end 90% af de undersøgte åbne marine områder.

En statistisk analyse af udviklingen i indholdet af naphthalen viser, at der ikke ved nogen af de stationer, hvor der er undersøgt for naphthalen er fundet signifikant udvikling i koncentrationen.

Tabel 8.12. Aromatiske kulbrinter i muslinger fra det marine miljø i perioden 2008-2013 og 2014-2019.

Enhed: µg/kg TS	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver
1-Methylnapthalen							
2008 - 2013	i.b.	i.b.	i.b.	i.b.	i.b.	0.1	1
2014 - 2019	1,4	0,6	0,5	2,9	59	0,2	85
2-Methylnaphthalen							
2008 - 2013	2,1	1,6	0,8	4,6	93	1,0	149
2014 - 2019	0,9	0,5	0,5	1,7	48	1,0	185
Dimethylnaphthalener							
2008 - 2013	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
2014 - 2019	2,3	2,0	0,3	4,4	95	1,0	181
Methylnaphthalen							
2008 - 2013	3,6	3,4	1,5	6,9	97	1,0	148
2014 - 2019	0,7	0,5	0,5	1,0	35	1,0	155
Naphtalen							
2013 - 2018	2,6	1,7	0,6	6,4	91	0,5	255
2014 - 2019	1,5	1,4	0,5	2,7	81	0,5	286
Trimethylnaphthalener							
2008 - 2013	1,1	1,0	0,5	1,4	36	0,2	90
2014 - 2019	4,5	4,5	1,9	7,7	94	2,0	102

i.b.: Ikke beregnet da <10 data; i.a.: Ikke analyseret.

Aromatiske kulbrinter er i muslinger fundet i op til ca. 95% af de undersøgte prøver i både 2008-2013 og 2014-2019. Der er ikke indikation på at koncentrationen af aromatiske kulbrinter har været højere end de fastsatte miljøkvalitetskrav (tabel 8.1) i de undersøgte marine områder.

Ved tidstrendanalyser udført af OSPAR på data fra overvågning af muslinger ved syv stationer i Nordsøen, Limfjorden, Vadehavet, Ringkøbing og Randers Fjord blev der for alle methylerede naphthalener fundet tendens til enten faldende koncentrationer eller ingen (for trimethylnaphthalener) udvikling. Naphthalen viste kun tendens til faldende koncentration ved én station i Ringkøbing Fjord, hvorimod der ved station i Randers Fjord var stigende tendens. Samlet er indikationen, at indholdet af napthhalener i muslinger er faldende, hvilket betyder, at man på længere sigt vil forvente, at sediment-koncentrationen også falder.

8.4 Sammenfatning

Naphthalen, dimethylnaphthalener og toluen er samlet set de hyppigst fundne aromatiske kulbrinter i udløb fra renseanlæg med den største fundhyppighed på renseanlæg med mekanisk rensning. De samme stoffer er fundet hyppigst i regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder. Der er ikke fundet indikation på, at aromatiske kulbrinter har givet anledning til koncentrationer, der er højere end de fastsatte miljøkvalitetskrav i det overfladevand, som spildevandet udledes til.

I deposition er naphthalen fundet i højere koncentration end methylnaphthalener. Der er ikke undersøgt for dimethylnaphthalner.

I sediment fra vandløb, søer og marine områder er det dimethylnaphthalenerne, der blandt de undersøgte aromatiske kulbrinter er fundet på det høje-

ste koncentrationsniveau. Generelt er de højeste koncentrationsniveauer fundet i søsediment (tabel 8.13). I vandløbssediment er de fundne koncentrationer lavere end de fastsatte miljøkvalitetskrav for naphthalen og methylnaphthalener. Det samme gælder naphthalen i søer og marine områder, hvorimod indholdet af methylnaphthalener i sedimentet er højere end miljøkvalitetskravet i mere end halvdelen af de undersøgte søer og i mere end halvdelen af de undersøgte kystnære marine områder.

Tabel 8.13. Medianværdier af aromatiske kulbrinter i sediment målt ved kontrolovervågning i vandløb, søer og kystnære marine områder i perioden 2014-2019 (2014-2017 for marine områder).

Enhed: µg/kg TS	Vandløb	Søer	Marine områder
Naphthalen	12	21	9,5
1-Methylnaphthalen	3,8	3,8	i.a.
2-Methylnaphthalen	4,3	6	5,0
Dimethylnaphthalener	57	545	22
Trimethylnaphthalener	<DG	23	i.a.

Koncentrationen af dimethylnaphthalener i udløb fra renseanlæg med avanceret og mindre avanceret rensning var signifikant højere i 2014-2019 end i 2008-2013 og koncentrationen af naphthalen i udløb fra renseanlæg med mindre avanceret rensning var signifikant lavere. I søsediment var koncentrationen af trimethylnaphthalener signifikant højere i 2014-2019 end i 2008-2013. Derudover er der ikke fundet signifikante ændringer i koncentrationerne på renseanlæg eller på nogen af de stationer i vandløb, der er undersøgt i både 2008-2013 og 2014-2019.

9 Fenoler

Gruppen af fenoler er i denne sammenhæng begrænset til phenol, alkylphenoler og bisphenol A.

Alkylphenolerne omfatter nonylphenol og octylphenol samt deres ethoxylater. Udledningen af nonylphenol og ethoxylater var ved en opgørelse i 2013 ca. 30 gange større end udledningen af octylphenol og ethoxylater (Lassen et. al 2015).

Vigtige kilder til nonylphenol i overfladevand skønnes af Lassen et al. (2015) til at være fremstilling af nonylphenolethoxylater samt dannelse af nonylphenol ud fra nonylphenolethoxylater i spildevand. Derudover skønnes importerede tekstiler, maling, lak, klæbemidler, fyldstoffer og fugemasser at være vigtige kilder til nonylphenol i spildevand. Rengørings- og affedtningsmidler er endvidere kilder til nonylphenolethoxyaler.

Octylphenol findes som en række forskellige forbindelser, men det er næsten udelukkende forbindelsen 4-tert-octylphenol, der bliver brugt, og det er derfor den forbindelse, der normalt er fokus på blandt octylphenolerne. Den vigtigste kilde til octylphenol skønnes at være restindhold i dæk, mens vigtige kilder til octylphenolethoxylater er tekstiler, læderbehandlingsmidler og vandbaserede malinger. Desuden skønnes brug af octylphenolethoxylater i pesticider og biocider at være vigtige kilder til octylphenolethoxylater i overfladevand.

Bisphenol A (BPA) er et af de industrikemikalier, der produceres i størst volumen på verdensplan. Bisphenol A fungerer som byggesten for epoxyharpikser og polycarbonat plast og som sådan anvendes bisphenol A i en lang række af forbrugerprodukter og artikler. Anvendelsen af bisphenol A er begrænset i flere produkter på grund af mistanke om, at stoffet har hormonforstyrrende effekt (Møller et al. 2013).

Fenoler bliver tilført miljøet via spildevand samt evt. afstrømning fra sprøjtede marker som følge af anvendelsen af sprøjtemidler. Stofferne vil forekomme i såvel overfladevand som partikulært bundet til sediment.

9.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status

Vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer omfatter følgende fenoler: Nonylphenoler og octylphenoler. Nonylphenoler omfatter isomere forbindelser, mens det for octylphenoler med CASnr. er angivet, at det er isomere forbindelser af 4-octylphenol. Stofferne har været med i overvågningen siden 2004.

Nonylphenoler og nonylphenolethoxylater samt octylphenol og octylphenolethoxylater er på HELCOM's liste over prioriterede stoffer.

9.2 Kvalitetskrav

Tabel 9.1. Kvalitetskrav for fenoler i overfladevand (Miljø- og Fødevareministeriet 2017b).

	Vand (µg/l)				Sediment (mg/kg TS)	
	Generelt kvalitetskrav		Maksimumkoncentration			
	Fersk	Marin	Fersk	Marin	Fersk	Marin
Bisphenol A	0,1	0,01	10	10		
Phenol	7,7	0,77	310	310		
Nonylphenoler[1]	0,3	0,3	2,0	2,0		
Nonylphenol[2]					$25*f_{oc}$	$2,5*f_{oc}$
Octylphenoler[3]	0,1	0,01	Anvendes ikke	Anvendes ikke		
Octylphenol[4]					$39,3*f_{oc}$	$3,93*f_{oc}$
Pentachlorphenol	0,007	0,0007	Anvendes ikke	Anvendes ikke		

F_{oc} er fraktionen af organisk stof i sedimentet.

1: CAS nr. 84852-15-3; 2: CAS nr. 25154-52-3; 3: CAS nr. 140-66-9; 4: CAS nr. 1806-26-3

Nonylphenoler og octylphenoler findes som forskellige isomere forbindelser. Nonylphenol og octylphenol på listen over prioriterede stoffer omfatter forskellige isomere forbindelser, og det er disse miljøkvalitetskravene i sediment er gældende for. Det er specificeret, at miljøkvalitetskravene i vandfasen for nonyphenol gælder for 4-nonylphenol (forgrenet) og miljøkvalitetskravet for octylphenol gælder for 4-tert-octylphenol (Miljø- og Fødevareministeriet 2017b).

Miljøkvalitetskravene for nonylphenol og octylphenol i sediment er fastsat i forhold til fraktionen af organisk stof i sedimentet.

9.3 Fenoler i overvågningen

Fenoler, der er undersøgt i overvågningen i 2008-2019 og beskrevet i nærværende rapport, fremgår af tabel 9.2.

Tabel 9.2. Fenoler undersøgt i overvågningen i 2008-2019 og beskrevet i nærværende rapport.

		Punktkiler			Vandløb		Sø	Marin
	CASnr.	Spildevand	RBU-vand	RBU-sediment	Sediment	Vand	Sediment	Sediment
Bisphenol A	80-05-7	X	X		X	X		
Nonylphenol	25154-52-3	X	X	X	X	X	X	X
4-Nonylphenol	104-40-5	X	X	X	X	X	X	X
Nonylphenol-monoethoxylater		X	X	X	X	X	X	X
Nonylphenol-diethoxylater	27986-36-3	X	X	X	X	X	X	X
Octylphenol	27193-28-8			X	X		X	X
4-n-Octylphenol	1806-26-4			X	X			X
4-tert-Octylphenol	140-66-9			X	X		X	X
Phenol	108-95-2	X	X					

9.3.1 Fenoler i punktkilder

Fenoler er målt i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning (tabel 9.3). Desuden er fenoler målt i regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder og separatkloakerede områder, samt i slam fra bassiner til regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder (tabel 9.4, 9.5 og 9.6).

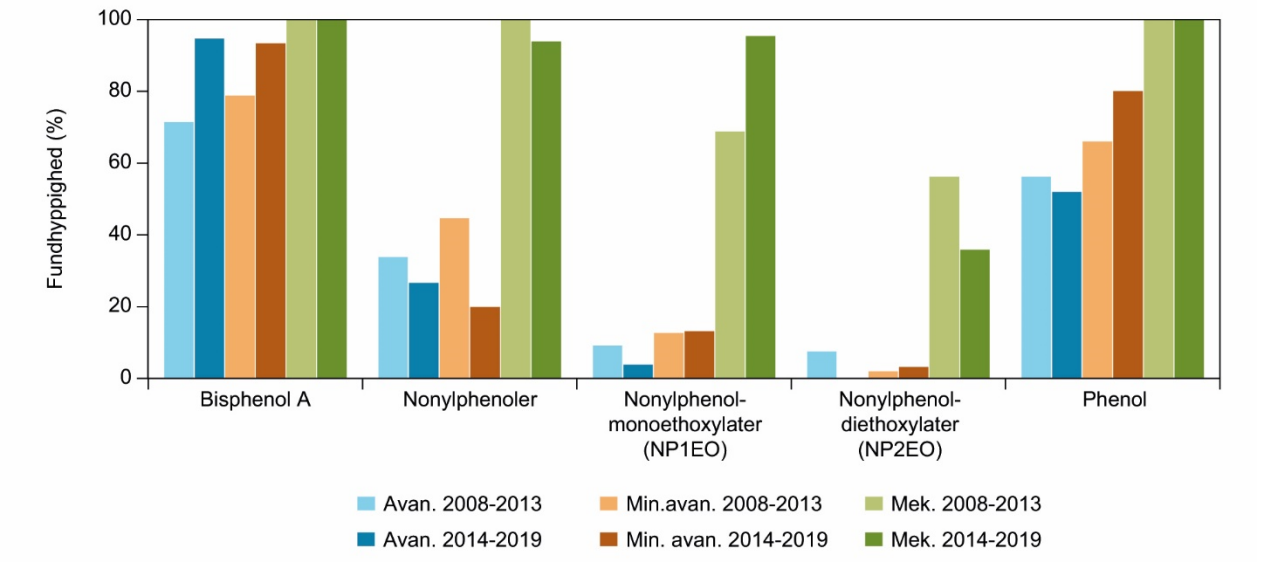
Tabel 9.3. Fenoler i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning beregnet på baggrund af udløbsdata fra renseanlæg i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
4-Nonylphenol											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	17	53
Avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,05	19	54
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	12	38
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,03	10	30
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	5	20
Bisphenol A											
Avanceret	2008-2013	0,44	0,14	<DG	0,050	0,48	26	71	0,01 - 0,1	26	112
Avanceret	2014-2019	0,12	0,070	<DG	0,020	0,23	1,8	95	0,01 - 0,03	19	74
Mindre avanceret	2008-2013	0,39	0,16	<DG	<DG	0,82	3,6	79	0,01 - 0,1	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	0,48	0,13	<DG	<DG	1,2	3,8	93	0,01	10	30
Mekanisk	2008-2013	1,1	0,72	0,11	0,22	2,4	3,8	100	0,01	4	16
Mekanisk	2014-2019	0,82	0,50	0,070	0,21	1,1	13	100	0,01	6	64
Nonylphenol +nonylphenolmono- og diethoxylater (sum)											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1	2	2
Nonylphenol-diethoxylater (NP2EO)											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,69	7,6	0,1	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1 - 0,5	19	75
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,17	2,1	0,1	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,16	3,3	0,1	10	30
Mekanisk	2008-2013	0,47	0,20	<DG	<DG	0,49	4,8	56	0,1	4	16
Mekanisk	2014-2019	0,32	0,14	<DG	<DG	0,50	5,6	36	0,1 - 1,2	6	64
Nonylphenoler											
Avanceret	2008-2013	0,088	<DG	<DG	<DG	0,23	0,43	34	0,05 - 0,1	27	118
Avanceret	2014-2019	0,053	<DG	<DG	<DG	0,11	0,43	27	0,05 - 0,3	19	75
Mindre avanceret	2008-2013	0,34	<DG	<DG	<DG	0,62	3,7	45	0,05 - 0,1	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,080	0,25	20	0,05	10	30
Mekanisk	2008-2013	0,54	0,48	0,17	0,24	0,86	1,5	100	0,05	4	16
Mekanisk	2014-2019	0,37	0,25	<DG	0,09	0,80	1,5	94	0,05 - 0,5	6	64
Nonylphenol-monoethoxylater (NP1E)											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,30	9,3	0,05 - 0,1	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,070	4	0,05 - 1,5	19	75
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,054	0,12	13	0,05 - 0,1	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,061	0,080	13	0,05	10	30
Mekanisk	2008-2013	0,49	0,28	<DG	<DG	1,2	2,6	69	0,05	4	16
Mekanisk	2014-2019	0,58	0,45	<DG	0,11	1,1	4,0	95	0,05 - 0,6	6	64
Phenol											
Avanceret	2008-2013	0,19	0,12	<DG	<DG	0,37	1,2	56	0,05 - 0,1	26	112
Avanceret	2014-2019	0,24	0,10	<DG	<DG	0,40	4,6	52	0,05 - 0,1	19	75
Mindre avanceret	2008-2013	1,9	0,16	<DG	<DG	1,3	40	66	0,05 - 0,1	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	0,27	0,18	<DG	<DG	0,36	2,1	80	0,1	10	30
Mekanisk	2008-2013	23	3,9	0,26	0,66	60	190	100	0,05 - 0,1	4	16
Mekanisk	2014-2019	32	9,9	0,22	1,5	114	170	100	0,1	6	64

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0

Bisphenol A er i perioden 2008-2013 samlet set fundet i 71-100% af de undersøgte prøver af udløb fra renseanlæg og i perioden 2014-2019 i 93-100%. Bisphenol A er dermed den hyppigst fundne af de undersøgte fenoler i udløb

fra renseanlæg (figur 9.1). Phenol er den næsthyppigst fundne blandt de undersøgte fenoler.



Figur 9.1. Fundhyppighed af fenoler i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning (Avan.), mindre avanceret rensning (Min.avan.) og mekanisk rensning (Mek.) i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Fundprocenten er opgjort som procentdelen af målinger over detektionsgrænsen. Antallet af prøver/stationer fremgår af tabel 9.3

Fenolerne er fundet med størst hyppighed i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning. Størst forskel i fundhyppighed i udløb fra de tre grupper af renseanlæg ses for nonylphenol-monoethoxylater og –diethoxylater.

Tabel 9.4. Fenoler i regnbetingede udløb (RBU) fra fælleskloakerede områder i perioderne 2009-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse

Enhed: µg/l	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
4-Nonylphenol										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	2	12
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	5	0,01 - 0,015	1	22
Nonylphenol-monoethoxylater (NP1EO)										
2008-2013	0,30	0,12	0,050	0,060	0,78	1,1	100	0,05	2	12
2014-2019	0,14	0,11	<DG	<DG	0,22	0,48	80	0,05 - 0,4	2	35
Nonylphenol-diethoxylater (NP2EO)										
2008-2013	0,28	<DG	<DG	<DG	0,19	2,6	25	0,1	2	12
2014-2019	0,12	<DG	<DG	<DG	0,27	0,50	34	0,1 - 0,25	2	35
Nonylphenoler										
2008-2013	0,23	0,22	0,11	0,123	0,37	0,40	100	0,05	2	12
2014-2019	0,20	0,15	<DG	0,070	0,38	0,64	93	0,05	2	40
Phenol										
2008-2013	0,39	0,31	<DG	0,13	0,68	0,86	92	0,05 - 0,1	2	12
2014-2019	1,2	0,61	<DG	0,18	2,5	8,0	93	0,1	2	40
Bisphenol A										
2008-2013	0,24	0,14	0,080	0,082	0,54	0,71	100	0,01	2	12
2014-2019	0,31	0,28	0,12	0,15	0,51	1,0	100	0,01	2	40

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0.

Phenol er fundet på det højeste koncentrationsniveau, og bisphenol A på det næsthøjeste koncentrationsniveau (tabel 9.3). For begge stoffer er mere end 10% af målingerne på udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning højere end de generelle miljøkvalitetskrav (tabel 9.2) i det overfladevand, der udledes til, når det antages, at der ved udledning af spildevand til overfladevand sker en fortynding med en faktor 10 (Tørslev et al. 2002). De fundne maksimumkoncentrationer af begge stoffer er lavere end miljøkvalitetskravets maksimumkoncentrationer.

For bisphenol A og phenol ved renseanlæg med avanceret og mindre avanceret rensning samt de øvrige fenoler er der ikke indikation på, at de har medført koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene (tabel 9.1) i det overfladevand, der udledes til under hensyntagen til antagelsen om fortynding ved udledning.

Bortset fra 4-nonylphenol og nonylphenol-diethoxylater er de undersøgte fenoler fundet i regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder i 80-100% af de undersøgte prøver fra de to anlæg, hvorfra der foreligger prøver (Tabel 9.4). Fundhyppigheden er på niveau med fundhyppigheden i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning. Koncentrationsniveauerne er dog lavere end i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning.

Tabel 9.5. Fenoler i regnbetingede udløb (RBU) fra separatkloakerede områder i perioderne 2009-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
4-Nonylphenol										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	2	17
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,03	2	26
Nonylphenol-monoethoxylater (NP1EO)										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,05 - 0,1	1	13
Nonylphenol-diethoxylater (NP2EO)										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1	1	13
Nonylphenoler										
2008-2013	0,067	<DG	<DG	<DG	0,13	0,21	43	0,05 - 0,1	3	30
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,20	11	0,05 - 0,3	3	64
Phenol										
2008-2013	0,33	0,10	<DG	<DG	0,55	2,7	53	0,05 - 0,1	3	30
2014-2019	0,12	<DG	<DG	<DG	0,16	2,1	21	0,1	3	63
Bisphenol A										
2008-2013	0,055	0,050	<DG	<DG	0,11	0,26	57	0,01 - 0,1	3	30
2014-2019	0,014	<DG	<DG	<DG	0,030	0,11	30	0,01 - 0,06	3	63

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0.

I regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder er fenolerne fundet med lavere hyppighed end i regnbetingede udløb fra fælleskloakerede anlæg (tabel 9.5). Bisphenol A, som blev fundet i alle de undersøgte prøver fra regnbetingede udløb fra fælleskloakerede anlæg, blev i 2008-2013 fundet i 57% af de undersøgte prøver fra regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder og i 2014-2019 i 30% af de undersøgte prøver.

Dette billede stemmer overens med, at regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder er sammensat af urenset spildevand, som til en vis grad svarer til spildevand fra renseanlæg med mekanisk rensning, fortyndet med overfladisk

afstrømning. Den overfladiske afstrømning svarer til regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder, som har et lavere indhold af fenoler.

Tabel 9.6. Fenoler i slam fra bassiner til regnbetingede udløb (RBU) fra separatkloakerede områder i perioderne 2009-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse

Enhed: µg/kg TS	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
4-Nonylphenol										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	1	1	12
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,5 - 9	3	12
Nonylphenoler										
2008-2013	130	<DG	<DG	<DG	246	300	50	100	1	12
2014-2019	138	<DG	<DG	<DG	160	650	50	100	3	12
Nonylphenol-monoethoxylater (NP1EO)										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	200	1	12
2014-2019	33	19	<DG	<DG	77	110	50	10 - 40	3	12
Nonylphenol-diethoxylater (NP2EO)										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	200	1	12
2014-2019	51	21	<DG	<DG	140	250	50	10 - 500	3	12
4-n-Octylphenol										
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	10	2	4
4-tert-Octylphenol										
2008-2013	8,5	8,5	1,0	2,5	15	16	100	0,5	1	12
2014-2019	19	11	<DG	1,9	59	65	75	0,5 - 20	3	12
Octylphenol										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	100	1	2
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	10	3	8

-: Ikke bestemt, da fundhyppigheden er 0

I slam fra bassiner til regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder er 4-tert-octylphenol den hyppigst fundne blandt de undersøgte fenoler (tabel 9.6). Nonylphenoler og nonylphenol-mono- og diethoxylater blev i 2014-2019 fundet i halvdelen af de undersøgte prøver med nonylphenoler på det højeste koncentrationsniveau.

9.3.2 Fenoler i vandløb

Fenoler er i vandløb undersøgt i vandfasen og sediment (tabel 9.7 og 9.8).

Fenoler i vandfasen i vandløb

Bisphenol A er den hyppigst fundne af de undersøgte fenoler i vandprøver fra vandløb (tabel 9.7). De øvrige fenoler er påvist i op til 10% af de undersøgte vandprøver.

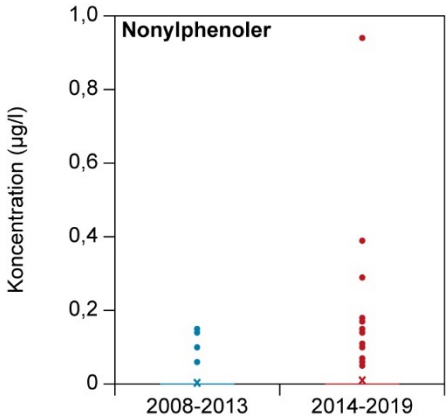
Blandt de undersøgte fenoler er der fastsat miljøkvalitetskrav for bisphenol A og 4-nonylphenol. Der er ikke fundet indikation på, at de to stoffer er forekommet i de undersøgte vandløb i årlige gennemsnitskoncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene (tabel 9.2). Dette afspejler sig dels ved de lave fundhyppigheder, og dels ved at middelværdien af de fundne koncentrationer er væsentligt lavere end miljøkvalitetskravene.

Tabel 9.7. Fenoler i vandprøver fra vandløb undersøgt ved kontrolovervågning og operationel overvågning i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver/ stationer
4-Nonylphenol								
Kontrol	2008-2013	<DG	-	-	-	0	0,01	165/14
Kontrol	2014-2019	<DG.	-	-	-	0	0,01-0,03	180/15
Operationel	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,7	0,01	283/24
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,01	324/28
Nonylphenoler								
Kontrol	2008-2013	0,012	<DG	<DG	<DG	6,5	0,05-0,1	169/14
Kontrol	2014-2019	0,038	<DG	<DG	0,065	11,6	0,05-0,6	180/15
Operationel	2008-2013	0,014	<DG	<DG	<DG	7	0,05-0,3	284/24
Operationel	2014-2019	0,025	<DG	<DG	<DG	9,3	0,05-1,5	324/28
Nonylphenol-diethoxylater (NP2EO)								
Kontrol	2008-2013	0,0055	<DG	<DG	<DG	1,2	0,1	165/14
Kontrol	2014-2019	0,0036	<DG	<DG	<DG	1,6	0,1	180/15
Operationel	2008-2013	0,0017	<DG	<DG	<DG	0,35	0,1	284/24
Operationel	2014-2019	0,00031	<DG	<DG	<DG	0,30	0,1	324/28
Nonylphenol-monoethoxylater (NP1EO)								
Kontrol	2008-2013	0,0036	<DG	<DG	<DG	1,2	0,05-0,07	165/14
Kontrol	2014-2019	0,0030	<DG	<DG	<DG	3,3	0,05-0,2	180/15
Operationel	2008-2013	0,0049	<DG	<DG	<DG	1,4	0,05	284/24
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,05-0,25	324/28
Nonylphenol +nonylphenolmono- og diethoxylater								
Kontrol	2008-2013	<DG	-	-	-	0	0,1	3/3
Bisphenol A								
Kontrol	2014-2019	0,010	<DG	<DG	0,020	22	0,01	60/5
Operationel	2008-2013	0,0076	<DG	<DG	0,020	18	0,01	272/23
Operationel	2014-2019	0,022	<DG	<DG	0,040	38	0,01-0,025	322/28

-: Ikke bestemt da fundhyppigheden er 0.

En sammenligning af koncentrationen af fenoler i vandløbsvand ved stationer, hvor der er målt i 2008-2013 og i 2014-2019 viser, at koncentrationen af nonylphenoler var signifikant højere i 2014-2019 end i 2008-2013 (figur 9.2). Der blev ikke fundet signifikante ændringer af de øvrige undersøgte fenoler i vandløbsvand (bilag 1).



Figur 9.2. Koncentration af nonylphenoler i vandløbsvand i perioderne 2008-2013 og 2014-2019 illustreret som boksplot.

Fenoler i sediment i vandløb

I sediment fra de undersøgte vandløb er 4-tert-octylphenol den hyppigst fundne blandt de undersøgte fenoler ved kontrolovervågningen, mens nonylphenol og nonylphenol-mono- og diethoxylater er de hyppigst fundne ved den operationelle overvågning i 2008-2013 (tabel 9.8). Denne vurdering er med det forbehold, at antallet af undersøgte prøver er forskelligt (1-64) og det er forskelligt, hvilke stoffer der er undersøgt ved kontrolovervågning og operationel overvågning og i perioderne 2008-2013 og 2014-2019.

Der er ikke fundet indikation på, at fenolkoncentrationen i det undersøgte vandløbssediment har været højere end miljøkvalitetskravene for nonylphenol og octylphenol. Ved denne vurdering er der taget udgangspunkt i medianværdien for TOC i sediment i perioden 2014-2019, som er 5,5%. Det betyder, at miljøkvalitetskravet for nonylphenol beregnes til 1.375 µg/kg TS (25 mg/kg TS *0,055) og for octylphenol til 2160 µg/kg TS (39,3 mg/kg TS * 0,055).

I det omfang der har været datagrundlag for at undersøge eventuel ændring i koncentrationen af fenoler i vandløbssediment fra 2008-2013 til 2014-2019, har der ikke været signifikant ændring (bilag 1).

Tabel 9.8. Fenoler i sediment i vandløb undersøgt ved kontrolovervågning og operationel overvågning i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/kg TS	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal prøvestationer
4-Nonylphenol								
Kontrol	2014-2019	0,068	0	0	0	8,3	0,5-10	12
Operationel	2008-2013	0,68	0	0	2,3	36	0,5-3	11
Operationel	2014-2019	0,23	0	0	0	6,3	0,5-60	64
Nonylphenoler								
Kontrol	2014-2019	11	0	0	0	7,6	100	13
Operationel	2008-2013	125	100	0	320	64	100-100	11
Operationel	2014-2019	19	0	0	100	11	100-300	64
Nonylphenol-diethoxylater (NP2EO)								
Kontrol	2014-2019	0,85	0	0	0	8	10-400	13
Operationel	2008-2013	18	17	0	56	55	10-200	11
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	10	1
Nonylphenol-monoethoxylater (NP1EO)								
Kontrol	2014-2019	<DG	-	-	-	0	10-30	13
Operationel	2008-2013	26	34	0	42	55	10-200	11
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	10	1
4-n-Octylphenol								
Kontrol	2008-2013	<DG	-	-	-	0	10-100	11
Kontrol	2014-2019	0,64	0	0	0	4	10	12
Operationel	2008-2013	<DG	-	-	-	0	10-100	3
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	10	64
4-tert-Octylphenol								
Kontrol	2008-2013	4,5	4	0	9,9	55	0,5	11
Kontrol	2014-2019	4,4	0	0	19	32	0,5-6	21
Operationel	2008-2013	13	0	i.b.	i.b.	33	0,5	3
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,5-20	64
Bisphenol A								
Operationel	2008-2013	3,7	0	0	11	18	6	11

-: Ikke bestemt da fundhyppigheden er 0; i.b.: Ikke beregnet på grund af få data.

Fenoler i søer

Overvågningen af fenoler har i søer omfattet undersøgelse af forbindelser af nonylphenol og octylphenol samt ethoxylater af begge i sediment (tabel 9.9).

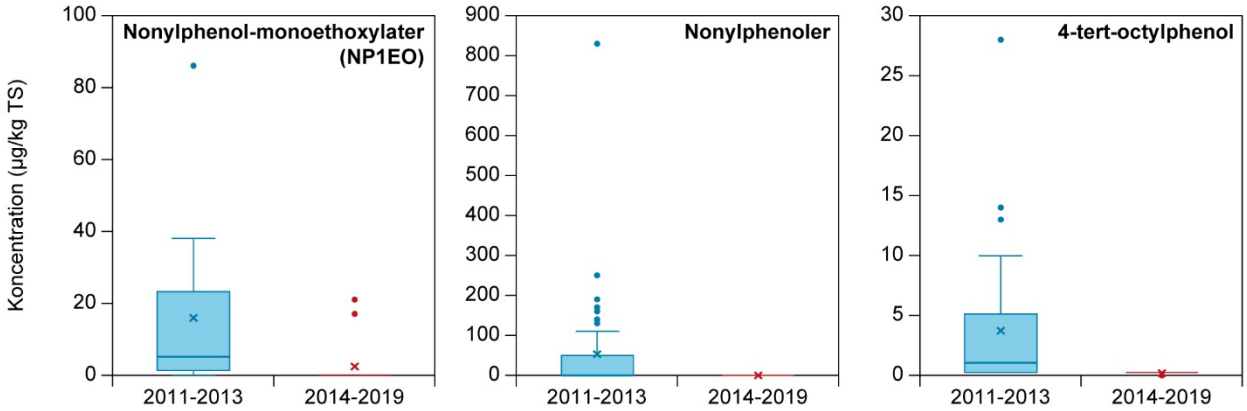
Fundhyppighederne er varierende. Variationerne ses for samme stof mellem både kontrolovervågning og operationel overvågning og mellem de to perioder. Ligeledes ses der ikke entydige forskelle i de målte koncentrationsniveauer af fenoler i søsediment ved henholdsvis kontrol- og operationel overvågning.

Tabel 9.9. Alkylphenoler i sediment i søer undersøgt ved kontrolovervågning og operationel overvågning i perioderne 2011-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/kg TS	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal prøver/stationer
Nonylphenoler								
Kontrol	2011-2013	23	<DG	<DG	130	15	100	41
Kontrol	2014-2019	4,7	<DG	<DG	<DG	1,7	100-300	60
Operationel	2011-2013	184	50	50	510	40	100	108
Operationel	2014-2019	96	<DG	<DG	<DG	5,8	100-500	137
4-Nonylphenol								
Kontrol	2011-2013	0,27	<DG	<DG	0,59	12	0,5-1	41
Kontrol	2014-2019	0,84	<DG	<DG	1,4	17	0,5-80	60
Operationel	2011-2013	0,41	<DG	<DG	1,4	14	0,5-3	108
Operationel	2014-2019	1,2	<DG	<DG	<DG	8,0	0,5-20	137
Nonylphenol-monoethoxylater (NP1EO)								
Kontrol	2011-2013	66	100	5	100	27	10-200	41
Kontrol	2014-2019	5,0	<DG	<DG	19	15	10-50	60
Operationel	2011-2013	6,4	<DG	<DG	27	19	10-200	108
Operationel	2014-2019	9,7	<DG	<DG	36	15	10-1000	88
Nonylphenol-diethoxylater (NP2EO)								
Kontrol	2011-2013	7,6	<DG	<DG	21	19	10-200	31
Kontrol	2014-2019	8,5	<DG	<DG	36	18	10-400	60
Operationel	2011-2013	1	<DG	<DG	<DG	3,4	10-200	29
Operationel	2014-2019	40	5	5	140	21	10-400	28
Octylphenol								
Kontrol	2011-2013	<DG	-	-	-	0	10-100	31
Kontrol	2014-2019	0,62	<DG	<DG	<DG	3,3	10-30	34
Operationel	2011-2013	<DG	-	-	-	0	10-100	29
Operationel	2014-2019	0,64	<DG	<DG	<DG	1,3	10-50	45
4-tert-Octylphenol								
Kontrol	2011-2013	3,1	1,2	0,25	6,6	60	0,0005-0,5	30
Kontrol	2014-2019	6,3	0,25	0,25	17	30	0,5-20	60
Operationel	2011-2013	4,2	0,8	0,25	13	56	0,0005-0,5	27
Operationel	2014-2019	2,5	<DG	<DG	<DG	9,1	0,5-30	77

-: Ikke bestemt, da fundhyppigheden er 0.

Der er ikke i de undersøgte søer fundet indikation på, at fenoler har forekommet i sediment i koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene for nonylphenol og octylphenol. Miljøkvalitetskravet for nonylphenol og octylphenol er fastsat i forhold til fraktionen af organisk stof (TOC) i sedimentet (tabel 9.1). Ved beregning af miljøkvalitetskravet er der anvendt proxyværdien 12% for TOC i søsediment, svarende til medianværdien af TOC i søsediment undersøgt i perioden 2011-2019. Det betyder, at miljøkvalitetskravet for nonylphenol beregnes til 3.000 µg/kg TS (=25 mg/kg TS *0,12) og for octylphenol til 4.716 µg/kg TS (=39,3 mg/kg TS *0,12). En statistisk analyse af koncentrationen af fenoler i søsediment ved stationer, hvor der er målt i 2011-2013 og i 2014-2019, viser, at koncentrationen af nonylphenoler, nonylphenol-monoethoxylatere og 4-tert-octylphenol var signifikant lavere i 2014-2019 end i 2011-2013 (figur 9.3). Der blev ikke fundet signifikante forskelle af de øvrige undersøgte fenoler i søsediment (bilag 1).



Figur 9.3. Koncentration af fenoler i søsediment i perioderne 2011-2013 og 2014-2019 illustreret ved boksplot.

9.3.3 Fenoler i marine områder

Fenoler er undersøgt i sediment fra kystnære marine områder og åbne marine områder (havstrategidirektivet) (tabel 9.10). Som i ferskvand har overvågningen af fenoler i marint sediment omfattet alkylphenolerne nonylphenol og octylphenol samt ethoxylater af begge.

Alkylphenolerne og ethoxylater heraf er i perioden 2008-2013 fundet i 66-95% af de undersøgte prøver af sediment fra kystnære marine områder, og i perioden 2014-2019 i 35-95% af de undersøgte prøver. Der er ikke sammenfald mellem fundhyppighederne af de enkelte stoffer i de to perioder. Nonylphenoler er blandt de undersøgte alkylpenoler og ethoxylater fundet på det højeste koncentrationsniveau.

I sediment fra åbne marine områder indsamlet i forbindelse med havstrategiovervågningen i 2015-2016 er alkylphenoler og ethoxylater fundet i 5-83% af de undersøgte prøver, hvor 4-tert-octylphenol er fundet med størst hyppighed og nonylphenol-monoethoxylater med lavest fundhyppighed.

Tabel 9.10. Alkylphenoler i sediment fra kystnære marine områder i perioden 2008-2013 og 2014-2019 og åbne marine områder i 2015-2016 (stationer i havstrategiovervågningen). Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/kg TS	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal prøver
Nonylphenoler							
2008-2013	244	30	1,0	719	83	1	194
2014-2019	52	13	1,0	182	75	1	211
2015-2016	2,0	1,0	1,0	5,7	35	1	20
4-Nonylphenol							
2008-2013	5,4	1,5	0,5	15	95	0,50	107
2014-2019	9,4	2,7	0,5	18	35	0,5 - 1	217
2015-2016	0,5	0,5	0,5	0,5	60	0,50	20
Nonylphenol (NP1EO)							
2008-2013	91	30	3,8	237	83	1	205
2014-2019	70	29	1,5	174	40	0,5 - 1	211
2015-2016	2,8	1,7	1,0	9,4	5	1	20
Nonylphenol (NP2EO)							
2008-2013	39	12	1,8	108	83	1	181
2014-2019	29	15,9	1,3	65	95	1	217
2015-2016	8,4	6,6	2,5	16	60	1	20
Octylphenol							
2008-2013	0,9	0,5	0,5	1,9	92	0,5	110
2014-2019	1,1	0,5	0,5	2,2	82	0,5 - 1	195
2015-2016	<DG	-	-	-	0	0,5	10
4-n-Octylphenol							
2008-2013	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.		i.a.	i.a.
2014-2019	11	1,3	0,50	58	32	0,5 - 1	22
2015-2016	0,63	0,50	0,50	1,1	89	0,5	10
4-tert-Octylphenol							
2008-2013	2,1	2,0	2,0	2,4	66	2	110
2014-2019	7,1	2,0	2,0	14	89	0,5- 2	216
2015-2016	2,0	2,0	2,0	2,0	83	2	20

i.a.: Ikke analyseret

Koncentrationsniveauet i prøver fra åbne marine områder er lavere end i prøverne fra kystnære områder. Nonylphenol-diethoxylater er fundet på det højeste koncentrationsniveau.

Miljøkvalitetskravene for nonylphenol og octylphenol er fastsat i forhold til fraktionen af organisk stof (TOC) i sedimentet (tabel 9.11). Det betyder, at sedimentkoncentrationen af nonylphenol var højere end miljøkvalitetskravet i mere end 10% af de undersøgte kystnære marine områder i perioden 2008-2019 og i åbne marine områder i 2015-2016. Der er ikke indikation på, at koncentrationen af octylphenol har været højere end miljøkvalitetskravet.

Tabel 9.11. Miljøkvalitetskrav (MKK) af nonylphenol og octylphenol i marint sediment i forhold til middelværdien af fraktionen af organisk stof (TOC) (Miljø- og Fødevareministeriet, 2017).

MKK	TOC (foc) (median)	Nonylphenol 2,5 mg/kg TS x foc	Octylphenol 3,93 mg/kg TS x foc
2008-2013	1,64%	41 µg/kg TS	64 µg/kg TS
2014-2019	2,72%	68 µg/kg TS	107 µg/kg TS
2015-2016	0,20%	5 µg/kg TS	7,9 µg/kg TS

9.4 Sammenfatning

Bisphenol A og phenol er samlet set de hyppigst fundne fenoler i udløb fra renseanlæg. Det er samtidig de to fenoler, der er fundet på det højeste koncentrationsniveau i udløb fra renseanlæg. Den største fundhyppighed og højeste koncentrationsniveau ses ved udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning, hvor koncentrationen af de to stoffer i mere end 10% af målingerne var højere end miljøkvalitetskravet i det overfladevand, der udledes til, når det antages, at der ved udledningen sker en fortynding med en faktor 10. For de øvrige fenoler er der ikke fundet indikation på, at udløb fra renseanlæg har medført koncentrationer, der med samme antagelse om fortynding er højere end miljøkvalitetskravene i det overfladevand, der udledes til.

I vandløbsvand er bisphenol A den hyppigst fundne af fenolerne, men i alle tilfælde i koncentrationer, der var lavere end miljøkvalitetskravet. Der er ikke undersøgt for phenol i vandløbsvand.

Nonylphenoler og nonylphenolethoxylater er fundet i sediment fra vandløb, søer og marine områder med størst hyppighed i kystnære marine områder (tabel 9.12). De fundne sedimentkoncentrationer var i mere end 10% af både de undersøgte kystnære og åbne marine områder højere end miljøkvalitetskravet for nonylphenol, mens der ikke blev fundet koncentrationer, der var højere end miljøkvalitetskravet i de undersøgte vandløb og søer. Der blev ikke fundet octylphenolkoncentrationer, der var højere end miljøkvalitetskravet i hverken vandløb, søer eller marine områder.

Tabel 9.12. Fundhyppighed af nonylphenol og nonylphenolethoxylater i sediment fra vandløb, søer og marine områder ved kontrol- og operationel overvågning i 2014-2019.

Enhed: %	Vandløb (Kontrol/Operationel)	Søer (Kontrol/Operationel)	Marine områder (Kystnære/åbne)
Nonylphenoler	7,6/11	1,7/5,8	75 / 35
Nonylphenol-monoethoxylater (NP1EO)	0 / 0	15/15	40 / 5
Nonylphenol-diethoxylater (NP2EO)	8/0	18/21	95 / 60
4-tert-Octylphenol	32/6	30 / 9,1	89 / 83

Sammenligning af koncentrationen af fenoler ved stationer, hvor der er målt i både 2008-2013 og i 2014-2019, viser, at koncentrationen af nonylphenoler var signifikant lavere i vandløbsvand og søsediment i 2014-2019 end i 2008-2013, og koncentrationen af nonylphenolmonoethoxylater og 4-tert-octylphenol i søsediment var ligeledes signifikant lavere (bilag 1). Derudover blev der ikke fundet signifikante ændringer af de undersøgte fenoler.

10 Halogenerede alifatiske kulbrinter

Halogenerede alifatiske kulbrinter har udbredt anvendelse som opløsningsmiddel i fx maling og lak. Derudover anvendes halogenerede alifatiske kulbrinter i den kemiske industri ved syntese, ekstraktion og affedtning.

Mange af de halogenerede opløsningsmidler er letflygtige og letopløselige i vand, og deres tilførsel til miljøet vil derfor være gennem luften og med spildevand. Dette gælder ikke for hexachlorbutadien, som har lavere vandopløselighed og større evne til at blive bundet til partikler end de øvrige halogenerede alifatiske kulbrinter.

10.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status

Vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer omfatter følgende halogenerede alifatiske kulbrinter: 1,2-dichlorethan, dichlormethan, trichlormethan og hexachlorbutadien. Alle fire stoffer har været med i overvågningen siden 2004 (Boutrup et al. 2015). Hexachlorbutadien i biota i ferskvand og marine områder er desuden undersøgt i en screeningsundersøgelse i 2010 (Strand et al. 2010).

10.2 Kvalitetskrav

Miljøkvalitetskrav for alifatiske halogenerede kulbrinter i overfladevand er oplistet i tabel 10.1.

Tabel 10.1. Kvalitetskrav for halogenerede alifatiske kulbrinter i overfladevand (Miljø- og Fødevareministeriet 2017b).

	Vand (vandløb, søer og havet) (µg/l)				Biota
	Generelt kvalitetskrav		Maksimumkoncentration		(µg/kg)
	Fersk	Marin	Fersk	Marin	
1,2-Dibromethan	0,002	0,002	0,02	0,02	
Dichlormethan	20	20	Anvendes ikke	Anvendes ikke	
Chloroform (trichlormethan)	2,5	2,5	Anvendes ikke	Anvendes ikke	
1,2–Dichlorethan	10	10	Ikke fastsat	Ikke fastsat	
1,1-Dichlorethylen	6,8	0,68	68	68	
1,2-Dichlorethylen					
Tetrachlormethan	12	12	Ikke fastsat	Ikke fastsat	
Tetrachlorethylen	10	10	Anvendes ikke	Anvendes ikke	
Trichlorethylen	10	10	Anvendes ikke	Anvendes ikke	
1,1,1-Trichlorethan	21	2,1	54	54	
Vinylchlorid	0,05	0,05	0,5	0,5	
Hexachlorbutadien			0,6	0,6	55

10.3 Halogenerede alifatiske kulbrinter i overvågningen

Halogenerede alifatiske kulbrinter, der er undersøgt i overvågning 2008-2019 og beskrevet i nærværende rapport, fremgår af tabel 10.2.

Tabel 10.2. Halogenerede alifatiske kulbrinter i undersøgt i overvågningen i 2008-2019 og beskrevet i nærværende rapport.

	Punktkilder		Vandløb
	Spildevand	**RBU-vand**	**Vand**
3-Chlorpropen	X	X	
1,2-Dibromethan	X	X	
1,1-Dichlorethan			X
1,2-Dichlorethan	X	X	X
1,1-Dichlorethylen			X
1,2-Dichlorethylen	X	X	
cis-1,2-Dichlorethylen	X	X	X
Dichlormethan	X	X	X
Hexachlorbutadien (HCBD)	X		
Tetrachlorethylen	X	X	
Tetrachlormethan	X	X	
1,1,1-Trichlorethan	X	X	
1,1,2-Trichlorethan			
trans-1,2-Dichlorethen	X	X	X
Trichlorethylen	X	X	X
Chloroform (trichlormethan)	X	X	X
Petachlorethan			
Vinylchlorid	X	X	X

10.3.1 Halogenerede alifatiske kulbrinter i punktkilder

Halogenerede alifatiske kulbrinter er målt i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning (tabel 10.3). Desuden er halogenerede alifatiske kulbrinter målt i regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder (tabel 10.4).

Blandt de halogenerede alifatiske kulbrinter, der er undersøgt i udløb fra renseanlæg, er der en række stoffer, der ikke er påvist i nogen af de undersøgte prøver eller kun i få prøver. Chloroform, dichlormethan, tetrachlorethylen og trichlorethylen er påvist i udløb fra renseanlæg med såvel avanceret rensning, som mindre avanceret rensning og mekanisk rensning (tabel 10.3). Chloroform og tetrachlorethylen er de hyppigst påviste ved alle tre grupper af renseanlæg (figur 10.1).

Der er fastsat miljøkvalitetskrav for en række af de stoffer, der er undersøgt i udløb fra renseanlæg (tabel 10.1). For ingen af stofferne er der fundet indikation på, at de har medført koncentrationer, der er højere end de fastsatte miljøkvalitetskrav i det overfladevand, der udledes til, når det antages, at der ved udledning af spildevand til overfladevand sker en fortynding med en faktor 10 (Tørslev et al. 2002).

Ved en statistisk analyse af koncentrationerne af halogenerede alifatiske kulbrinter i udløb fra renseanlæg blev der ikke påvist signifikante forskelle mellem de to perioder (bilag 1).

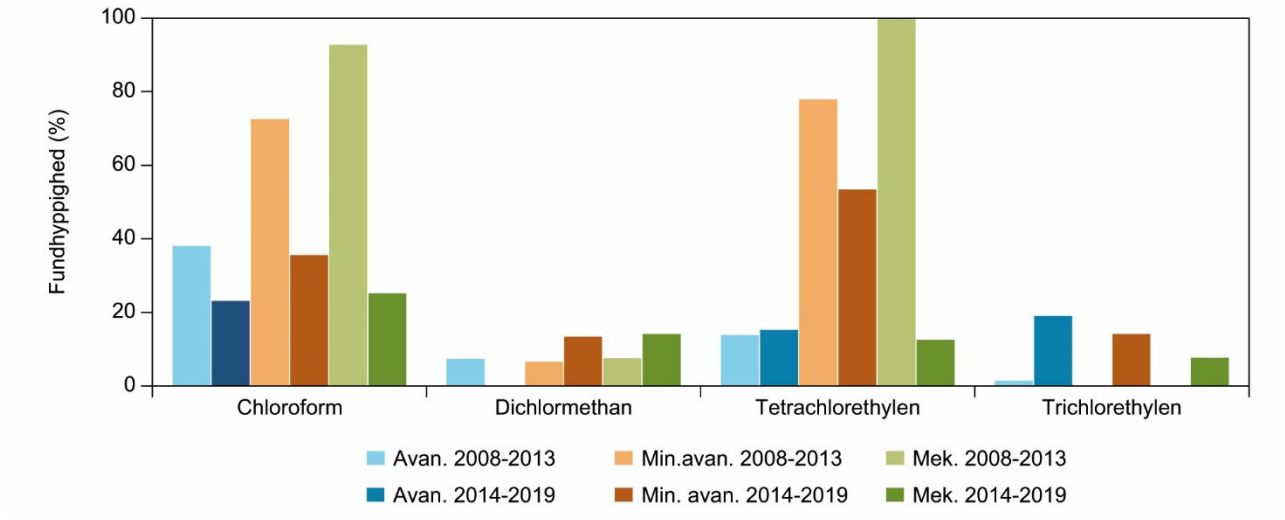
Tabel 10.3. Halogenerede alifatiske kulbrinter i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning beregnet på baggrund af udløbsdata fra renseanlæg i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
1,1,1-Trichlorethan											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	3	3
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,024	2,9	0,02	12	35
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	10	19
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	4	14
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	4	8
1,2-Dibromethan											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	3	3
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,003 - 0,02	12	35
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,003	10	19
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,003 - 0,02	4	14
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,003	4	8
1,2-Dichlorethan											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	3	3
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	12	35
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	10	19
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	4	14
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	4	8
1,2-Dichlorethylen											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	3	3
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02 - 0,1	12	33
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	1	1
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	4	14
3-Chlorpropen											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02 - 0,1	23	66
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02 - 0,1	15	45
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	10	22
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	4	13
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02 - 0,05	4	7
Chloroform											
Avanceret	2008-2013	0,081	0,050	<DG	0,050	0,17	0,35	38	0,02 - 0,1	24	68
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,041	0,062	23	0,02	14	26
Mindre avanceret	2008-2013	0,11	0,042	<DG	<DG	0,26	1,2	73	0,02 - 0,1	15	44
Mindre avanceret	2014-2019	0,13	<DG	<DG	<DG	0,039	3,0	36	0,02	10	28
Mekanisk	2008-2013	0,099	0,066	<DG	0,026	0,19	0,31	93	0,02	4	14
Mekanisk	2014-2019	0,026	<DG	<DG	<DG	0,059	0,190	25	0,02 - 0,04	6	63
Cis-1,2-dichlorethylen											
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	11	11
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,033	3,4	0,02	10	29
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	3	4
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	4	12
Dichlormethan											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	2,7	7,5	0,1 - 2	23	67
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,17	6,7	0,02 - 2	15	45
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,027	0,040	14	0,02	10	22
Mekanisk	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,26	7,7	0,02 - 0,1	4	13
Mekanisk	2014-2019	0,027	<DG	<DG	<DG	0,076	0,19	14	0,02	4	7
Hexachlorbutadien											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,05 - 0,1	23	65
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,05 - 0,1	3	9

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
Tetrachlorethylen											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,065	0,25	14	0,02 - 0,1	19	50
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,035	0,043	15	0,02	14	26
Mindre avanceret	2008-2013	0,081	0,060	<DG	0,021	0,18	0,46	78	0,02 - 0,1	14	41
Mindre avanceret	2014-2019	0,043	0,024	<DG	<DG	0,11	0,16	54	0,02	10	28
Mekanisk	2008-2013	0,11	0,12	0,056	0,059	0,16	0,21	100	0,02	4	14
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,036	0,16	13	0,02	6	63
Tetrachlormethan											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02 - 0,05	24	68
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02 - 0,05	15	44
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	10	19
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	4	14
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	4	8
Trans-1,2-dichlorethen											
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	11	11
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	10	29
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	3	4
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	4	12
Trichlorethylen											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,11	1,5	0,02 - 0,1	24	68
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,045	0,14	19	0,02	14	26
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02 - 0,1	15	44
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,054	0,17	14	0,02	10	28
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	4	14
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,057	7,9	0,02	6	63
Vinylchlorid											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	3	3
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,045	2,9	0,02	12	35
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	10	19
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	4	14
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	4	8

-: Ikke bestemt da fundhyppigheden er 0.

Der er ikke fundet entydige forskelle mellem hyppigheden af alifatiske halogenerede kulbrinter i udløb fra de undersøgte renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning. Fundhyppigheden af chloroform er lavere ved alle tre typer af renseanlæg i 2014-2019 end i 2008-2013, mens den er højere for dichlormethan og trichlorethylen, om end på et lavere niveau (figur 10.1).



Figur 10.1. Fundhyppighed af halogenerede alifatiske kulbrinter i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning (Avan.), mindre avanceret rensning (Min.avan.) og mekanisk rensning (Mek.) i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Fundprocenten er opgjort som procentdelen af målinger over detektionsgrænsen. Antallet af prøver/stationer fremgår af tabel 10.3.

I regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder er chloroform påvist i ca. halvdelen af de undersøgte prøver (tabel 10.4). De øvrige halogenerede alifatiske kulbrinter, der er undersøgt for, er ikke påvist eller kun påvist i få prøver.

Tabel 10.4. Halogenerede alifatiske kulbrinter i regnbetingede overløb fra fælleskloakerede områder i perioderne 2009-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal an-læg	Antal prøver
1,1,1-Trichlorethan										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	1	12
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	1	13
1,2-Dibromethan										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,005	8,3	0,003 - 0,02	1	12
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,003	1	13
1,2-Dichlorethan										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	1	12
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	1	13
1,2-Dichlorethylen										
2008-2013	0,024	<DG	<DG	<DG	0,049	0,065	25	0,02	1	4
3-Chlorpropen										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	1	10
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	1	13
Chloroform										
2008-2013	0,030	<DG	<DG	<DG	0,064	0,093	41,7	0,02	1	12
2014-2019	0,032	0,024	<DG	<DG	0,070	0,17	53	0,02	2	30
Cis-1,2-dichlorethylen										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	1	8
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	1	13
Dichlormethan										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02 - 0,1	1	10
2014-2019	0,17	<DG	<DG	<DG	0,17	1,8	23	0,02	1	13
Tetrachlorethylen										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,18	8,3	0,02	1	12
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	2	30

Enhed: µg/l	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal an-læg	Antal prøver
Tetrachlormethan										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	1	12
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	1	13
Trans-1,2-dichlor-ethen										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	1	8
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	1	13
Trichlorethylen										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,11	8,3	0,02	1	12
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	2	30
Vinylchlorid										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	1	12
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	1	13

Der ikke indikation på, at halogenerede alifatiske kulbrinter i udløb fra fælleskloakerede områder har medført koncentrationer, der er højere end de fastsatte miljøkvalitetskrav for halogenerede alifatiske kulbrinter i det overfladevand, der udledes til, når det antages, at der ved udledning af spildevand til overfladevand sker en fortynding med en faktor 10 (Tørslev et al. 2002).

10.3.2 Halogenerede alifatiske kulbrinter i vandløb

Halogenerede alifatiske kulbrinter er i vandløb undersøgt i vandfasen ved operationel overvågning i perioden 2014-2019, chloroform desuden ved kontrolovervågningen (tabel 10.5).

Tabel 10.5. Halogenerede alifatiske kulbrinter i vandprøver fra vandløb undersøgt ved kontrolovervågning og operationel overvågning i perioden 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver/ stationer
Chloroform								
Kontrol	2014-2019	0,0055	<DG	<DG	0,026	1,2	0,02	161/14
Operationel	2014-2019	0,00086	<DG	<DG	<DG	2,2	0,02-0,6	184/18
1,1-Dichlorethan								
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,02	16/4
1,1-Dichlorethylen								
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,02	16/4
1,2-Dichlorethan								
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,02	16/4
Cis-1,2-dichlorethylen								
Operationel	2014-2019	0,013	<DG	<DG	<DG	6,3	0,02	16/4
Dichlormethan								
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,02	16/4
Trans-1,2-dichlorethen								
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,02	16/4
Trichlorethylen								
Operationel	2014-2019	0,0025	<DG	<DG	<DG	6,3	0,02	16/4
Vinylchlorid								
Operationel	2014-2019	0,0041	<DG	<DG	<DG	3,7	0,02	27/5

-: Ikke bestemt da fundhyppigheden er 0.

Chloroform, som er undersøgt i vandløb væsentligt hyppigere end de øvrige halogenerede alifatiske kulbrinter, blev påvist i 1,2 – 2,2% af de undersøgte

prøver. Koncentrationsniveauet var samlet set væsentligt lavere end miljøkvalitetskravet på 20 µg/l, som er gældende for det årlige gennemsnit.

Der er ikke fundet signifikante ændringer i koncentrationen af halogenerede alifatiske kulbrinter i vandløbsvand fra 2008-2013 til 2014-2019 (bilag 1).

10.4 Sammenfatning

Chloroform er sammen med tetrachlorethylen de to stoffer fra gruppen af halogenerede alifatiske kulbrinter, der er fundet med størst hyppighed i udløb fra renseanlæg med såvel avanceret rensning, som mindre avanceret rensning og mekanisk rensning. Chloroform er ligeledes påvist i vandfasen i vandløb med størst hyppighed. Der er ikke undersøgt for tetrachlorethylen i vandfasen i vandløb. Den lave fundhyppighed i vandprøverne stemmer overens med, at der er tale om letflygtige stoffer.

Der er ikke fundet indikation på, at halogenerede alifatiske kulbrinter i spildevand har medført højere koncentrationer end miljøkvalitetskravene i det overfladevand, der udledes til.

11 Halogenerede aromatiske kulbrinter

Halogenerede aromatiske kulbrinter har eller har haft industriel anvendelse, bl.a. ved fremstilling af sprøjtemidler eller som sprøjtemiddel (hexachlorbenzen).

Halogenerede aromatiske kulbrinter er begrænset vandopløselige, men har tendens til at bindes til partikler. Stofferne vil således primært blive tilført miljøet via spildevand, og i miljøet primært forekomme bundet til partikler i sediment.

11.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status

Vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer omfatter følgende halogenerede aromatiske kulbrinter: Hexachlorbenzen, pentachlorbenzen og trichlorbenzen. Hexachlorbenzen og pentachlorbenzen har været med i overvågningen siden 2004. 1,2,4-trichlorbenzen var tidligere med i overvågningen af spildevand og slam fra renseanlæg, men blev fundet med så lav frekvens, at fortsat overvågning ikke vurderedes relevant (Boutrup 2008).

11.2 Kvalitetskrav

Miljøkvalitetskrav for halogenerede aromatiske kulbrinter i overfladevand er oplistet i tabel 11.1.

Tabel 11.1. Kvalitetskrav for halogenerede aromatiske kulbrinter i overfladevand (Miljø- og Fødevareministeriet 2017b).

	Vand (vandløb, søer og havet) (µg/l)				Biota
	Generelt kvalitetskrav		Maksimumkoncentration		(µg/kg VV)
	Fersk	Marin	Fersk	Marin	
Hexachlorbenzen			0,05	0,05	10
Pentachlorbenzen	0,007	0,0007	Anvendes ikke	Anvendes ikke	
Trichlorbenzener	0,4	0,4	Anvendes ikke	Anvendes ikke	

11.3 Halogenerede aromatiske kulbrinter i overvågningen

Halogenerede aromatiske kulbrinter har i NOVANA 2008-2013 været med i overvågningen af punktkilder. I den foregående overvågning var halogenerede aromatiske kulbrinter med i alle dele af overvågningen undtagen overvågningens luftprogram.

Tabel 11.2. Halogenerede aromatiske kulbrinter undersøgt i overvågningen i 2008-2013 og beskrevet i nærværende rapport.

	Punktkilder	
	Spildevand	RBU (vand)
2,5-Dichloranilin	X	X
1,4-Dichlorbenzen	X	X
Hexachlorbenzen		X
Pentachlorbenzen	X	X

11.3.1 Halogenerede aromatiske kulbrinter i punktkilder

Halogenerede aromatiske kulbrinter er målt i spildevand fra renseanlæg med avanceret og midre avanceret rensning (tabel 11.3) samt i regnbetinget udledning fra et separatkloakeret område. Der er ikke målt for halogenerede aromatiske kulbrinter ved renseanlæg med mekanisk rensning.

Tabel 11.3. Halogenerede aromatiske kulbrinter i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning og mindre avanceret rensning beregnet på baggrund af udløbsdata fra renseanlæg i perioden 2008-2013. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
1,4-Dichlorbenzen											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,05 - 0,1	23	65
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,05 - 0,1	3	9
2,5-Dichloranilin											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,550	10,3	0,05	21	58
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,05	3	9
Pentachlorbenzen											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,05	23	65
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,05	3	9

-: Ikke bestemt, da fundhyppigheden er 0.

Blandt de tre stoffer fra gruppen af halogenerede aromatiske kulbrinter, der er undersøgt i udløb fra renseanlæg, blev 2,5-dichloranilin påvist i 10% af de undersøgte prøver i perioden 2008-2013 (tabel 11.3). Der er ikke fastsat miljøkvalitetskrav for 2,5-dichloranilin, og det er derfor ikke muligt at vurdere de fundne koncentrationer i forhold til dette. De to andre stoffer blev ikke påvist i de undersøgte prøver.

Fire stoffer fra gruppen af halogenerede aromatiske kulbrinter er undersøgt i ét regnbetinget udløb fra separatkloakeret område (13 prøver) i perioden 2008-2013. De fire stoffer er 2,5-dichloranilin, 1,4-dichlorbenzen, hexachlorbenzen og pentachlorbenzen. Ingen af stofferne blev påvist i de undersøgte prøver.

11.4 Sammenfatning

Blandt de undersøgte halogenerede aromatiske kulbrinter er 2,5-dichloranilin påvist i spildevand fra renseanlæg med avanceret rensning i perioden 2008-2013. Der er ikke fastsat miljøkvalitetskrav for 2,5-dichloranilin.

De øvrige undersøgte halogenerede aromatiske kulbrinter er ikke påvist i de undersøgte prøver fra renseanlæg med avanceret rensning og mindre avanceret rensning eller i udløb fra et regnbetinget anlæg i separatkloakeret område.

12 Klorfenoler

Pentachlorphenol (PCP) har indtil 1977 haft udbredt anvendelse til konservering af træ, læder og visse tekstiler til udendørs brug. I dag kan en mulig tilførsel af PCP til miljøet være tilførsel via spildevandet fra vask af importerede PCP-imprægnerede tekstiler (Kjølholt et al. 2007).

De øvrige klorfenoler anvendes ved fremstilling af pesticider, eller forekommer som forurening i pesticider eller nedbrydningsprodukt af pesticider. Det betyder, at klorfenoler vil kunne spredes i omgivelserne via spildevand eller afstrømning fra dyrkede arealer. Stofferne vil kunne findes i såvel grundvand som overfladevand.

12.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status

Vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer har pentachlorphenol som det eneste fra denne stofgruppe. Pentachlophenol har været med i overvågningen siden 2004.

12.2 Kvalitetskrav

Miljøkvalitetskrav for klorfenoler i overfladevand er oplistet i 12.1.

Tabel 12.1. Kvalitetskrav for klorfenoler i overfladevand (Miljø- og Fødevareministeriet 2017b)

	Vand (vandløb, søer og havet) (µg/l)			
	Generelt kvalitetskrav		Maksimumkoncentration	
	Fersk	Marin	Fersk	Marin
4-Chlor-3-methylphenol	9	0,9	90	90
Pentachlorphenol	0,4	0,4	1	1

12.3 Klorfenoler i overvågningen

Klorfenoler, der er undersøgt i overvågning 2008-2013 og beskrevet i nærværende rapport, fremgår af tabel 12.2. Klorfenoler har tidligere været med i flere dele af overvågningen (Boutrup et al. 2015). Der er ikke undersøgt for klorfenoler i perioden 2014-2019.

Tabel 12.2. Klorfenoler undersøgt i overvågningen i 2008-2013 og beskrevet i nærværende rapport.

	Punktkilder	
	Spildevand	RBU
4-Chlor-3-methylphenol	X	x
2,4-Dichlorphenol	X	
Pentachlorphenol (PCP)	X	x
2,4,6-Trichlorphenol	X	x
2,4+2,5-Dichlorphenol	x	x

12.3.1 Klorfenoler i punktkilder

Der foreligger data fra overvågning af klorfenoler ved renseanlæg med avanceret rensning og mindre avanceret rensning i perioden 2008-2013 (tabel 12.3), men ingen data fra perioden 2014-2019 eller fra anlæg med mekanisk rensning.

Tabel 12.3. Klorfenoler i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning og mindre avanceret rensning beregnet på baggrund af udløbsdata fra renseanlæg i perioderne 2008-2013.

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal anlæg
2,4,6-Trichlorphenol											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	1,1	11	0,05	23	65
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,05	3	9
2,4+2,5-Dichlorphenol											
Avanceret	2008-2013	0,136	<DG	<DG	<DG	0,20	2,6	31	0,05	21	59
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,05	2	6
2,4-Dichlorphenol											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,05	2	6
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,05	1	3
4-Chlor-3-methylphenol											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,12	1,5	0,05	23	65
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,05	3	9
Pentachlorphenol											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,074	3,1	0,05	23	65
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,05	3	9

-: Ikke bestemt da fundhyppigheden er 0.

De undersøgte klorfenoler, undtagen 2,4-dichlorphenol, er påvist 1,5-31% af de undersøgte prøver af spildevand fra renseanlæg med avanceret rensning, men ikke i nogen af de undersøgte prøver fra renseanlæg med mindre avanceret rensning. Det skal dog bemærkes, at der er færre prøver fra renseanlæg med mindre avanceret rensning end fra renseanlæg med avanceret rensning.

En mulig forklaring på den hyppigere forekomst ved renseanlæg med avanceret rensning kan være, at renseanlæg med avanceret rensning i højere grad end renseanlæg med mindre avanceret rensning modtager spildevand fra industri. Dette underbygges af, at klorfenoler tidligere er fundet hyppigere og på højere koncentrationsniveau i spildevand fra industri med særskilt udledning end i spildevand fra renseanlæg (Boutrup et al. (2015).

Blandt de undersøgte klorfenoler er der fastsat miljøkvalitetskrav til pentachlorphenol og 4-chlor-3-methylphenol. Der er ikke indikation på, at udledning af spildevand fra renseanlæg har givet anledning til overskridelse af disse miljøkvalitetskrav i det overfladevand, der udledes til.

Klorfenoler er undersøgt i vand ved ét regnbetinget udløb i separatkloakeret område (13 prøver) i perioden 2008-2013. Ingen af stofferne blev påvist i de undersøgte prøver.

12.4 Sammenfatning

De undersøgte klorfenoler er med undtagelse af 2,4-dichlorphenol i perioden 2008-2013 påvist i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning men ikke i

spildevand fra renseanlæg med mindre avanceret rensning. Der foreligger ikke data fra perioden 2014-2019.

Der er ikke indikation på, at udledning af spildevand har givet anledning til overskridelse af miljøkvalitetskravene for pentachlorphenol og 4-chlor-3-methyl-phenol i det overfladevand, der udledes til.

13 Polychlorerede biphenyler (PCB)

Polychlorerede biphenyler (PCB) har på grund af deres egenskaber med god termisk stabilitet, varmeledning og elektrisk isolationsevne haft udbredt anvendelse i kondensatorer, transformatorer og andre elektriske apparater. Desuden har PCB været anvendt i bl.a. maling og fugematerialer.

Siden 1998 har det været forbudt at sælge og importere apparater med PCB, og samtidig kom der restriktioner på anvendelse af apparater, som indeholder PCB. På trods af dette forbud findes PCB fortsat i omgivelserne, primært på grund af, at PCB er langsomt nedbrydeligt og bliver bioakkumuleret. Yderligere tilførsel af PCB til miljøet bør dog være af meget begrænset omfang og alene begrundet i afgivelse fra de PCB-holdige produkter, der stadig er i anvendelse eller kasseres.

Gruppen af PCB omfatter 209 forskellige isomere forbindelser, som er navngivet med hver sit nummer. PCB forekommer typisk i en blanding af forskellige PCB congenere.

En række PCB congenere har dioxin-lignende giftighed. Det gælder de såkaldt co-planare PCB congenere (PCB #77, #81, #126 og #169) samt PCB congenerne PCB #105, PCB #114, PCB #118, PCB #123, PCB #156, PCB #157, PCB #167 og PCB #189 (Jensen 2003).

13.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status

Vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer har siden 2018 omfattet dioxinlignende PCB'er som en del af gruppen dioxiner og dioxinlignende forbindelser.

PCB er omfattet af Stockholmkonventionens bilag C med stoffer, hvis utilsigtede udslip skal reduceres.

13.2 Kvalitetskrav

Der er ikke fastsat miljøkvalitetskrav for PCB. Dioxinlignende PCB'er indgår i miljøkvalitetskravet for dioxiner og furaner. Dette miljøkvalitetskrav er fastsat som summen af toksicitetsækvivalenter af de tre stofgrupper (kapitel 18.1).

Der er fastsat en grænseværdi i fødevarer for summen af PCB #28, #52, #101, #138, #153 og #180 i fisk (muskel) på 75 ng/g VV (EU, 2011).

13.3 PCB i overvågningen

PCB, der er undersøgt i overvågningen 2008-2019 og beskrevet i nærværende rapport, fremgår af tabel 13.1. PCB har været med i overvågningen siden 2004 (Boutrup et al. 2015).

Tabel 13.1. PCB i overvågningen i 2008-2019 og beskrevet i nærværende rapport.
*: Dioxinlignende PCB

	Punktkilder	Marine områder	
		Muslinger	Fisk
PCB #28	X	X	X
PCB #31	X	X	X
PCB #44		X	X
PCB #49		X	X
PCB #52	X	X	X
PCB #77*		X	X
PCB #81*			X
PCB #99		X	X
PCB #101	X	X	X
PCB #105*	X	X	X
PCB #110		X	X
PCB #114*			X
PCB #118*	X	X	X
PCB #123*			X
PCB #126*		X	X
PCB #128		X	X
PCB #138	X	X	X
PCB #149		X	X
PCB #151		X	X
PCB #153		X	X
PCB #156*	X	X	X
PCB #157*			X
PCB #167*			X
PCB #169*		X	X
PCB #170		X	X
PCB #180	X	X	X
PCB #187		X	
PCB #189*			X
PCB #209			X

13.3.1 PCB i punktkilder

I perioden 2008-2013 er spildevand fra et enkelt renseanlæg med avanceret rensning undersøgt for indhold af følgende PCB'er: #28, #31, #52, #101, #105, #118, #138, #153, #156 og #180. Ingen af PCB'erne blev påvist.

Der er ikke undersøgt for PCB'er ved punktkilder i perioden 2014-2019.

13.3.2 PCB i marine områder

Ved overvågning af PCB i marine områder er der undersøgt for en række PCB congenere (tabel 13.1). De enkelte congenere er fundet i muskel og lever i fisk og muslinger med hyppigheder på op til 100% (tabel 13.2 og 13.3).

I lever og muskel fra fisk er PCB #153 fundet på de højeste koncentrationsniveauer i både 2008-2013 og 2014-2019. PCB #157 og #167 er ligeledes fundet på højere koncentrationsniveauer end de øvrige PCB'er i fiskemuskel og –lever i 2014-2019. De to congenere er dog kun undersøgt i én leverprøve og indgik ikke i overvågningen i 2008-2013.

Tabel 13.2. PCB i fisk fra marine områder i 2008 – 2013 og 2014-2019.

Enhed: µg/kg	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal prøver/stationer
PCB #28								
Lever	2008-2013	0,59	0,38	0,17	1,0	71	0,200	24
	2014-2019	0,75	0,42	0,19	2,1	61	1,00	18
Muskel	2008-2013	0,080	0,050	0,018	0,21	96	0,200	23
	2014-2019	0,14	0,11	0,010	0,29	60	0,200	67
PCB #31								
Lever	2008-2013	0,44	0,35	0,15	0,73	42	0,200	24
	2014-2019	0,57	0,34	0,18	1,0	39	1,00	18
Muskel	2008-2013	0,023	0,016	0,010	0,038	78	0,200	23
	2014-2019	0,12	0,029	0,010	0,29	49	0,332	67
PCB #44								
Lever	2008-2013	0,28	0,24	0,069	0,59	50	0,020	16
	2014-2019	0,20	0,21	0,11	0,28	70	0,50	10
Muskel	2008-2013	0,035	0,022	0,010	0,099	87	0,020	23
	2014-2019	0,048	0,031	0,011	0,12	93	0,020	15
PCB #49								
Lever	2008-2013	0,49	0,42	0,082	1,0	63	0,030	16
	2014-2019	0,30	0,29	0,13	0,43	70	0,50	10
Muskel	2008-2013	0,12	0,070	0,021	0,24	96	0,020	23
	2014-2019	0,10	0,075	0,017	0,25	100	0,020	15
PCB #52								
Lever	2008-2013	0,96	0,69	0,28	1,5	63	0,200	24
	2014-2019	0,77	0,71	0,25	1,2	61	1,00	18
Muskel	2008-2013	0,11	0,063	0,023	0,285	91	0,200	23
	2014-2019	0,15	0,11	0,010	0,289	52	0,200	67
PCB #77								
Lever	2008-2013	2,7	2,4	<10 data	<10 data	100	0,050	3
	2014-2019	2,4	2,4	<10 data	<10 data	100	0,05	1
Muskel	2008-2013	4,2	3,4	1,2	8,2	100	0,050	34
	2014-2019	2,1	0,80	0,066	5,1	94	0,050	47
PCB #81								
Lever	2008-2013	-	-	-	-	-	-	-
	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,07	1
Muskel	2008-2013	-	-	-	-	-	-	-
	2014-2019	0,091	0,070	0,070	0,130	17	0,110	24
PCB #99								
Lever	2008-2013	1,8	1,6	0,15	3,7	89	0,290	18
	2014-2019	1,7	1,7	0,55	2,7	100	0,50	10
Muskel	2008-2013	0,91	0,51	0,20	1,6	100	0,050	23
	2014-2019	1,3	1,1	0,27	3,4	100	0,050	15
PCB #101								
Lever	2008-2013	3,1	2,3	0,91	5,5	75	0,500	24
	2014-2019	1,9	1,7	0,72	3,6	83	1,00	18
Muskel	2008-2013	0,42	0,25	0,092	1,2	100	0,500	23
	2014-2019	0,46	0,28	0,020	0,73	69	0,500	68
PCB #105								
Lever	2008-2013	0,97	0,71	0,26	1,6	52	0,500	25
	2014-2019	1,2	1,0	0,24	2,8	74	1,00	19
Muskel	2008-2013	0,48	0,28	0,084	0,89	100	0,500	23
	2014-2019	1,1	0,044	0,010	1,3	79	0,867	70

Organ	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pig-hed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver/ stationer
PCB #110								
Lever	2008-2013	2,0	1,6	0,59	3,5	79	0,040	24
	2014-2019	1,2	1,2	0,29	2,1	100	0,50	10
Muskel	2008-2013	0,16	0,071	0,022	0,58	91	0,040	23
	2014-2019	0,23	0,10	0,020	0,94	100	0,040	15
PCB #114								
Lever	2008-2013	-	-	-	-	-	-	-
	2014-2019	5,0	5,0	i.b.	i.b.	100	0,09	1
Muskel	2008-2013	-	-	-	-	-	-	-
	2014-2019	0,72	0,11	0,11	2,7	50	0,110	24
PCB #118								
Lever	2008-2013	3,0	2,4	0,58	5,5	81	0,500	26
	2014-2019	4,0	2,5	0,81	10	100	1,00	19
Muskel	2008-2013	1,4	0,90	0,28	2,3	100	0,500	23
	2014-2019	3,4	0,15	0,030	3,8	91	3,100	69
PCB #123								
Lever	2008-2013	-	-	-	-	-	-	-
	2014-2019	5,2	5,2	i.b.	i.b.	100	0,10	1
Muskel	2008-2013	-	-	-	-	-	-	-
	2014-2019	9,4	0,69	0,100	31	92	0,100	24
PCB #126								
Lever	2008-2013	1,1	1,2	i.b.	i.b.	100	0,090	3
	2014-2019	1,6	1,6	i.b.	i.b.	100	0,09	1
Muskel	2008-2013	1,8	1,4	0,010	3,6	85	0,090	34
	2014-2019	1,0	0,25	0,070	3,5	65	0,090	52
PCB #128								
Lever	2008-2013	0,93	0,86	0,33	1,5	68	0,040	25
	2014-2019	0,71	0,68	0,28	1,1	100	0,50	10
Muskel	2008-2013	0,37	0,25	0,095	0,66	100	0,040	23
	2014-2019	0,62	0,55	0,086	1,6	100	0,040	15
PCB #138								
Lever	2008-2013	6,7	5,5	0,96	13	92	0,500	26
	2014-2019	9,7	6,3	2,4	24	94	1,00	18
Muskel	2008-2013	2,3	1,5	0,69	4,2	100	0,500	23
	2014-2019	1,3	0,29	0,060	5,5	74	0,500	66
PCB #149								
Lever	2008-2013	2,5	2,1	0,34	4,7	88	0,040	17
	2014-2019	2,1	2,2	0,31	3,6	100	0,04	10
Muskel	2008-2013	0,094	0,036	0,012	0,26	91	0,040	23
	2014-2019	0,33	0,080	0,021	1,6	93	0,040	15
PCB #151								
Lever	2008-2013	1,1	1,1	0,32	1,8	81	0,040	16
	2014-2019	0,97	0,97	0,27	1,6	100	0,50	10
Muskel	2008-2013	0,050	0,010	0,010	0,11	48	0,040	23
	2014-2019	0,18	0,030	0,010	0,93	67	0,040	15
PCB #153								
Lever	2008-2013	10	8,6	2,0	21	88	0,500	26
	2014-2019	15	11	4,1	43	100	1,00	18
Muskel	2008-2013	3,7	1,6	1,1	6,9	100	0,500	23
	2014-2019	2,2	0,42	0,10	7,6	83	0,500	66

Organ	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pig-hed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver/ stationer
PCB #156								
Lever	2008-2013	0,58	0,47	0,12	1,0	52	0,500	25
	2014-2019	0,78	0,58	0,13	1,9	68	1,00	19
Muskel	2008-2013	0,20	0,10	0,058	0,39	96	0,500	23
	2014-2019	0,42	0,020	0,0064	0,67	71	0,500	70
PCB #157								
Lever	2008-2013	-	-	-	-	-	-	-
	2014-2019	16	16	i.b.	i.b.	100	0,02	1
Muskel	2008-2013	-	-	-	-	-	-	-
	2014-2019	8,2	0,27	0,025	14	96	0,020	24
PCB #167								
Lever	2008-2013	-	-	-	-	-	-	-
	2014-2019	42	42	i.b.	i.b.	100	0,02	1
Muskel	2008-2013	-	-	-	-	-	-	-
	2014-2019	10	4,3	0,020	44	83	0,020	24
PCB #169								
Lever	2008-2013	0,067	0,051	i.b.	i.b.	67	0,020	3
	2014-2019	2,3	2,3	i.b.	i.b.	100	0,02	1
Muskel	2008-2013	0,070	0,010	0,010	0,25	38	0,020	34
	2014-2019	3,1	0,032	0,010	0,51	54	0,020	48
PCB #170								
Lever	2008-2013	0,78	0,64	0,16	1,6	60	0,500	25
	2014-2019	0,55	0,54	0,18	0,92	80	0,50	10
Muskel	2008-2013	0,23	0,14	0,065	0,567	100	0,500	23
	2014-2019	0,43	0,25	0,072	1,031	100	0,500	15
PCB #180								
Lever	2008-2013	2,1	1,9	0,38	3,7	76	0,500	25
	2014-2019	2,8	1,8	0,56	8,2	94	1,00	18
Muskel	2008-2013	0,64	0,39	0,20	1,5	100	0,500	23
	2014-2019	0,53	0,28	0,018	1,6	64	0,500	67
PCB #187								
Lever	2008-2013	2,9	2,9	0,94	5,2	88	0,040	16
	2014-2019	2,5	2,4	0,86	4,3	100	0,50	10
Muskel	2008-2013	0,13	0,010	0,010	0,20	26	0,040	23
	2014-2019	0,50	0,027	0,010	2,8	73	0,040	15
PCB #189								
Lever	2008-2013	-	-	-	-	-	-	-
	2014-2019	4,7	4,7	i.b.	i.b.	100	0,02	1
Muskel	2008-2013	-	-	-	-	-	-	-
	2014-2019	0,59	0,12	0,020	1,2	63	0,020	24
PCB #209								
Lever	2008-2013	-	-	-	-	-	-	-
	2014-2019	<DG	-	-	-	0	1,00	8
Muskel	2008-2013	-	-	-	-	-	-	-
	2014-2019	-	-	-	-	-	-	-

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0. i.b.: Ikke beregnet, da der er <10 data

I muslinger er PCB #77 fundet på de højeste koncentrationsniveauer i både 2008-2013 og 2014-2019.

Tabel 13.3 PCB i muslinger fra marine områder i 2008 – 2013 og 2016.

Enhed: µg/kg VV	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver/stationer
PCB #28							
2008-2013	0,050	0,041	0,020	0,096	97	0,200	99
2016	0,053	0,050	0,050	0,055	9	0,017	54
PCB #31							
2008-2013	0,038	0,025	0,017	0,070	75	0,200	99
2016	0,051	0,050	0,050	0,050	6	0,017	54
PCB #44							
2008-2013	0,042	0,030	0,014	0,10	89	0,020	99
PCB #49							
2008-2013	0,064	0,060	0,026	0,10	67	0,020	99
PCB #52							
2008-2013	0,068	0,054	0,020	0,11	89	0,200	99
2016	0,061	0,050	0,050	0,12	24	0,017	54
PCB #77							
2008-2013	3,8	3,4	0,97	7,3	100	0,050	46
2016	18,2	4,9	0,094	89	93	0,050	15
PCB #99							
2008-2013	0,14	0,11	0,050	0,28	89	0,050	99
PCB #101							
2008-2013	0,24	0,18	0,060	0,45	100	0,500	99
2016	0,14	0,10	0,050	0,30	69	0,017	54
PCB #105							
2008-2013	0,069	0,052	0,013	0,17	68	0,500	99
2016	0,062	0,050	0,050	0,10	17	0,017	54
PCB #110							
2008-2013	0,16	0,12	0,035	0,35	94	0,040	99
PCB #118							
2008-2013	0,24	0,19	0,060	0,47	92	0,500	99
2016	0,14	0,09	0,050	0,34	69	0,017	54
PCB #126							
2008-2013	0,75	0,65	0,056	1,4	91	0,090	46
2016	3,0	0,94	0,12	16	100	0,090	14
PCB #128							
2008-2013	0,071	0,055	0,020	0,14	94	0,040	99
PCB #138							
2008-2013	0,45	0,34	0,12	1,0	100	0,500	99
2016	0,38	0,26	0,11	0,65	100	0,017	54
PCB #149							
2008-2013	0,30	0,24	0,070	0,66	100	0,040	99
PCB #151							
2008-2013	0,088	0,071	0,022	0,18	92	0,040	99
PCB #153							
2008-2013	0,76	0,63	0,21	1,5	100	0,500	99
2016	0,46	0,32	0,13	0,84	100	0,017	54
PCB #156							
2008-2013	0,041	0,030	0,015	0,080	63	0,500	99
2016	0,052	0,050	0,050	0,050	2	0,017	54
PCB #169							
2008-2013	0,12	0,12	0,010	0,24	76	0,050	46
2016	0,10	0,080	0,010	0,28	73	0,020	15
PCB #170							
2008-2013	0,023	0,020	0,011	0,031	42	0,500	99

Enhed: µg/kg VV	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver/stationer
PCB #180							
2008-2013	0,057	0,040	0,020	0,11	78	0,500	99
2016	0,066	0,050	0,050	0,085	22	0,017	54
PCB #187							
2008-2013	0,21	0,15	0,055	0,53	100	0,040	99
PCB #209							
2016	0,053	0,050	0,050	0,069	14	0,01667	50

Blandt der undersøgte PCB'er i muslinger forekommer PCB #138 og #153 i enkelte af de undersøgte områder i koncentrationer, der er højere end det af OSPAR fastsatte baggrundskoncentrationsniveau (BAC) på 0,6 µg/kg for begge (OSPAR, 2009). Det gælder i både 2008-2013 og 2014-2019. De fundne koncentrationer af de øvrige PCB'er er lavere end baggrundskoncentrationerne i det omfang, de foreligger.

En statistisk analyse af udviklingen i indholdet af PCB i fisk undersøgt ved de samme stationer i 2008-2013 og 2014-2019 viser, at koncentrationen af PCB #101 og #138 er signifikant lavere ved én ud af syv stationer, imens PCB #153 er signifikant højere på en anden station (tabel 13.4). Derudover er der ikke fundet signifikante ændringer.

OSPAR's avancerede analyse af tidstrend i muslinger går kun frem til 2015, og kun ved én station i Vadehavet har datamængden været tilstrækkelig til en tidstrends analyse. Den viser ingen udvikling for de fleste PCB'er, men både PCB #28 og PCB #52 viser faldende tendens. I Østersøen er der en station i Storebælt, hvor der er lavet tidstrend på summen af de seks ikke-dioxinlignende PCB'er (PCB #28, #52, #101, #138, #153 og #180), uden at der blev påvist signifikant tidslig udvikling.

Tabel 13.4 Koncentrationsudvikling i fisk af udvalgte PCB mellem 2008-2013 og 2014-2019. I tabellen er vist andelen af stationer med stigninger og fald (t-test, parret p<=0,05) samt andelen, hvor der ikke er en statistisk udvikling (p>0,05). Antal stationer, hvor der var data fra mere end 4 år (minimum for t-test) er angivet (5. kolonne). Antal år i tidsserien er angivet som mindste-højeste antal år ved de undersøgte stationer (maks. 12) (6. kolonne). I parentes er angivet det maksimale antal år i henholdsvis 2008-2013 og 2014-2019. Signifikant forskel mellem alle prøver fra 2008-2013 og 2014-2019 er markeret med *, hvis p-værdien for t-test er over 0,01, er den angivet til information.

Parameter	Stigende trend (+)	Faldende trend (-)	Ingen trend (0)	Antal stationer	Antal år i tidsserien
PCB #28	0%	0%	100%	7	4-8 (6 :6)
PCB #52	0%	0%	100%	7	4-8 (6 :6)
PCB #101	0%	14%	86%	7	4-8 (6 : 6)
PCB #118	0%	0%	100%	7	4-8 (6 :5)
PCB #138	0%	14%	86%	7	4-8 (6 :6)
PCB #153	14%	0%	100%	7	4-8 (6 :6)
PCB #180	0%	0%	100%	7	4-8 (6 :6)

13.4 Sammenfatning

PCB er fundet udbredt i muslinger og fisk i marine områder. Enkelte PCB'er, PCB #138 og PCB #153, er enkelte steder fundet på koncentrationsniveauer, som ud fra OSPAR's vurderingskriterier er højere end baggrundsniveauerne. Ved de fleste af de undersøgte stationer er der ikke signifikant ændringer i koncentrationen af de undersøgte PCB'er i fisk fra 2008-2013 til 2014-2019. I det omfang, der er ændringer, er der tale om både faldende og stigende koncentrationer.

14 Polyaromatiske kulbrinter (PAH)

Polyaromatiske kulbrinter (PAH'er) er en væsentlig bestanddel i mange typer af råolie og stenkulstjære. PAH'er dannes desuden ved ufuldstændig forbrænding af organisk stof, hvilket betyder, at PAH'er også er naturligt forekommende forbindelser.

PAH er en gruppe af stoffer sammensat af et forskelligt antal benzenringe. Antallet af benzenringe er afgørende for de enkelte stoffers forekomst og skæbne i miljøet. Som hovedregel falder stoffernes nedbrydelighed og vandopløselighed med stigende antal benzenringe, og dermed har de større tilbøjelighed til at blive bundet til partikler. Alle PAH'er har log K_{ow}-værdier større end tre, hvilket betyder, at PAH'erne har større tendens til at blive bundet til partikler end til at forekomme opløst i vand.

PAH'er spredes primært via luften til omgivelserne, men vil også via overfladisk afstrømning blive tilført til vandmiljøet.

PAH'er omfatter i overvågningen aromatiske kulbrinter med mellem to og seks benzenringe. Ringstørrelsen af de enkelte PAH'er er (Lassen, 2018):

2-ringede PAH'er	3-ringede PAH'er	4-ringede PAH'er	5-ringede PAH'er	6-ringede PAH'er
Naphthalen*	Anthracen	Pyren	Benzo(a)pyren	Benzo(ghi)perylen
Acenaphthen	Benzo(a)fluoren	1-Methylpyren	Benzo(e)pyren	
Acenaphthylen	Fluoranthen	Benzo(a)anthracen	Dibenz(a,h)anthracen	
Dibenzothiophen	Phenanthren	Benzo(b+j+k)fluoranthen	Indeno(1,2,3,cd)pyren	
Fluoren		Chrysen/triphenylen	Perylen	

Ved en gennemgang af data fra overvågning af PAH i sediment og biota fra perioden 2011-2015 er det undersøgt, om der kunne identificeres en sammenhæng mellem forekomsten af de enkelte stoffer (Lassen 2018). Der blev ikke fundet entydig sammenhæng.

14.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status

Vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer omfatter PAH'erne anthracen og fluoranthen. Desuden er PAH anført som en sum baseret på benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranthener, benzo(k)fluoranthener, benzo(ghi)perylen og indeno(1,2,3-cd)pyren. Disse PAH-forbindelser har alle været med i overvågningen siden 2004.

14.2 Kvalitetskrav

Miljøkvalitetskrav for PAH i overfladevand er oplistet i tabel 14.1.

Tabel 14.1. Miljøkvalitetskrav for PAH i overfladevand (Miljø- og Fødevareministeriet 2017b).

	Vand (µg/l)				Sediment (mg/kg TS)		Biota (µg/kg VV)
	Generelt kvalitetskrav		Maksimumkoncentration				
	Fersk	Marin	Fersk	Marin	Fersk	Marin	
Acenaphthen	3,8	0,38	3,8	3,8			
Acenaphtylen	1,3	0,13	3,6	3,6			
Anthracen	0,1	0,1	0,1	0,1	0,024	0,0048	2400
Benzo(a)anthracen	0,012	0,0012	0,018	0,018			
Benzo(a)pyren	0,00017	0,00017	0,27	0,027			5[1)]
Crysen	0,014	0,0014	0,014	0,014			
Dibenz(a,h)anthracen	0,0014	0,00014	0,018	0,018			
Fluoranthen	0,0063	0,0063	0,12	0,12			30
Fluoren	2,3	0,23	21,2	21,2			
Phenanthren	1,3	1,3	4,1	4,1			
Pyren	0,0046	0,0017	0,023	0,023			

1) benz(a)pyren kan betragtes som markør for benz(b)flouranthen, benz(k)fluoranthen, benz(g,h,i)perylen og indeno(1,2,3-cd)-pyren

14.3 PAH i overvågningen

PAH'er, der er undersøgt i overvågningen i 2008-2019 og beskrevet i nærværende rapport, fremgår af tabel 14.2. PAH'er har været undersøgt i overvågningen siden 2004 (Boutrup et al., 2015). Crysen er i tabel 14.2 anført både som et selvstændigt stof og som summen af crysen og triphenylen, da der foreligger data fra punktkilder på begge måder.

Tabel 14.2. PAH'er undersøgt i overvågningen i 2008-2019 og beskrevet i nærværende rapport.

	Punktkilder			Atmosfære	Vandløb		Søer	Marine områder	
	Spilde-vand	RBU (vand)	RBU (slam)	Nedbør	Sedi-ment	Vand	Sedi-ment	Sedi-ment	Muslinger
Acenaphthen	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Acenaphthylen	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Anthracen	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Benzo(a)anthracen	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Benzo(a)fluoren	X	X	X		X	X	X	x	X
Benzo(a)pyren	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Benzo(e)pyren	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Benzo(ghi)perylen	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Benzo(b+j+k)fluoranthen	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Crysen	X		X						
Crysen og triphenylen	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Dibenz(a,h)anthracen	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Dibenzothiophen	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Dimethylphenanthren	X		X	X	X	X	X	X	X
Fluoranthen	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Fluoren	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Indeno(1,2,3-cd)pyren	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Methylphenanthrener								X	
2-Methylphenanthren	X	X	X	X	X	X	X	X	X
1-Methylpyren	X	X	X		X	X	X	X	X
2-Methylpyren	X	X	X		X	X	X		
Perylen	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Phenanthren	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Pyren	X	X	X	X	X	X	X	X	

14.3.1 PAH i punktkilder

PAH indgår i overvågning af punktkilder med målinger i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning (tabel 14.3) samt fra regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder og separatkloakerede områder og slam fra bassiner, der modtager regnbetingede udledninger fra separatkloakerede områder (tabel 14.4 - 14.6).

De undersøgte PAH'er er med undtagelse af phenanthren og pyren påvist i op til 10% af de undersøgte prøver af udløb fra renseanlæg med avanceret rensning og mindre avanceret rensning (tabel 14.3). Phenanthren og pyren blev i 2008-2013 påvist i op til 15% af de undersøgte prøver. Flere PAH'er er fundet med større fundhyppighed i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning end i udløb fra renseanlæg med avanceret og mindre avanceret rensning, men da der kun er få prøver fra renseanlæg med mekanisk rensning, er de højere fundprocenter i 2008-2013 forbundet med stor usikkerhed. Ingen af de undersøgte PAH'er er fundet med væsentlig højere hyppighed end de øvrige.

Med de lave fundhyppigheder er der ikke indikation på, at PAH har forekommet i udløb ved de undersøgte renseanlæg i koncentrationer, der ved udledning til overfladevand har givet anledning til overskridelse af de fastsatte miljøkvalitetskrav i det overfladevand, der udledes til, når det antages, at der ved udledning til overfladevand sker en fortynding med en faktor 10 (Tørslev et al. 2002). Det gælder såvel det generelle miljøkvalitetskrav som maksimumkoncentrationen (tabel 14.1).

Der er ikke grundlag for at vurdere, om der er signifikant ændring i koncentrationen af PAH'er i udløb fra renseanlæg fra 2008-2013 til 2014-2019.

Tabel 14.3. PAH'er i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning beregnet på baggrund af udløbsdata fra renseanlæg i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
1-Methylpyren											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	27	117
Avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	19	30
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,02	10	20
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,05	4	8
2-Methylphenanthren											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,019	0,8	0,01	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,03	19	30
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,02	10	20
Mekanisk	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,019	6,2	0,01 - 0,03	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,1	4	8
2-Methylpyren											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	19	30
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,02	10	20
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,1	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,06	4	8

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
Acenaphthen											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,020	3,4	0,01	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	3,3	0,01	19	30
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	10	20
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,012	12,5	0,01	4	8
Acenaphthylen											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,032	5,1	0,01	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	19	30
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,023	4,3	0,01	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	10	20
Mekanisk	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	6,2	0,01	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	4	8
Anthracen											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,046	6,8	0,01	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	19	30
Mindre avanceret	2008-2013	<hDG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,017	4,3	0,01	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	10	20
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	4	8
Benzo(a)anthracen											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,032	5,1	0,01	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,050	3,3	0,01	19	30
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	10	20
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,013	0,016	25	0,01	4	8
Benzo(a)fluoren											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	19	30
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,02	10	20
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,02	4	8
Benzo(ghi)perylen											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,036	5,1	0,01	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,029	6,7	0,005 - 0,01	19	30
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	10	20
Mekanisk	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,011	6,2	0,01	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	4	8
Benzo(a)pyren											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,049	4,2	0,01	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,040	6,7	0,003 - 0,01	19	30
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	10	20
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	4	8

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
Benzo(b+j+k)fluranthen											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,079	9,3	0,01	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,084	6,7	0,005 - 0,01	19	30
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,054	6,4	0,01	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	10	20
Mekanisk	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,012	0,017	19	0,01	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,013	0,017	25	0,01	4	8
Benzo(e)pyren											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,023	3,4	0,01	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,030	6,7	0,01	19	30
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,021	2,1	0,01	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	10	20
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,011	13	0,01	4	8
Chrysen											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,014	4,2	0,01	9	24
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	2	6
Crysen/triphenylen											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,027	5,3	0,01	24	94
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,046	3,3	0,01	19	30
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	13	41
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	10	20
Mekanisk	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,012	13	0,01	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,011	13	0,01	4	8
Dibenz(a,h)anthracen											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,013	1,7	0,01	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	19	30
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	10	20
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	4	8
Dibenzothiophe											
Avanceret	2008-2013	0,314	<DG	<DG	<DG	<DG	37	0,8	0,01	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	19	30
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	10	20
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	4	8
Dimethylphenanthren											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,017	0,9	0,01	26	112
Avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	19	30
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	14	44
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	10	20
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,04	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,03	4	8
Fluoranthen											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,055	8,5	0,01	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,14	3,3	0,005 - 0,01	19	30
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,020	2,1	0,01	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,011	5	0,01	10	20
Mekanisk	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,016	0,018	25	0,01	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,016	0,022	38	0,01	4	8

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
Fluoren											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,033	7,6	0,01	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,011	3,3	0,01	19	30
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,028	2,1	0,01	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,028	5	0,01	10	20
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	25	0,01	4	8
Indeno(1,2,3-cd)pyren											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,040	3,4	0,01	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,026	6,7	0,005 - 0,01	19	30
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	10	20
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	4	8
Perylen											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,022	1,7	0,01	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	3,3	0,01	19	30
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	10	20
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	4	8
Phenanthren											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,015	0,230	15	0,01	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,017	3,3	0,01	19	30
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,061	11	0,01	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	10	20
Mekanisk	2008-2013	0,011	<DG	<DG	<DG	0,022	0,035	38	0,01 - 0,03	4	16
Mekanisk	2014-2019	0,013	<DG	<DG	<DG	0,028	0,033	50	0,01	4	8
Pyren											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,013	0,150	13	0,01	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,120	3,3	0,01	19	30
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,034	2,1	0,01	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	10	20
Mekanisk	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,016	0,026	31	0,01 - 0,02	4	16
Mekanisk	2014-2019	0,015	<DG	<DG	<DG	0,033	0,050	25	0,01 - 0,1	4	8

-: Ikke bestemt da fundhyppigheden er 0.

En række PAH'er skiller sig ud fra de øvrige ved at være fundet med større hyppighed i de undersøgte regnbetingede udløb fra såvel fælleskloakerede områder som separatkloakerede områder end i udløb fra renseanlæg (tabel 14.4 og 14.5). Det gælder benzo(ghi)perylen, benzo(b+j+k)fluoranthen, crysen / triphenylen, fluoranthen, phenanthren og pyren. Disse PAH'er er blandt de PAH'er, der er fundet med størst årlig deposition (se afsnit 14.3.2). Den højere fundhyppighed i de regnbetingede udløb må derfor tilskrives tilførsel af stofferne til anlæggene i forbindelse med overfladisk afstrømning. De fire stoffer er fundet på samme koncentrationsniveauer i regnbetingede udløb fra fælles- og separatkloakerede områder i 2008-2013, men i 2014-2019 i højere koncentrationer i udløb fra fælleskloakerede områder. Der er dog det forbehold, at der kun foreligger data fra én station i fælleskloakerede områder i både 2008-2013 og 2014-2019 og tre og to stationer i separatkloakerede områder i 2008-2013 og 2014-2019. Det betyder, at sammenligningsgrundlaget er usikkert.

Enhed: µg/l	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal anlæg	Antal prø-ver
1-Methylpyren										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	12
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,020	8,3	0,01	1	12
2-Methylphenanthren										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	12
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,033	8,3	0,01 - 0,025	1	12
2-Methylpyren										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	12
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,040	8,3	0,01	1	12
Acenaphthen										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	12
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	12
Acenaphthy-len										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	12
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,040	8,3	0,01	1	12
Anthracen										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,016	8,3	0,01	1	12
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,019	8,3	0,01	1	12
Benzo(a)anthracen										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	12
2014-2019	0,019	<DG	<DG	<DG	0,051	0,080	33	0,01	1	12
Benzo(a)fluoreb										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	12
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,015	8,3	0,01	1	12
Benzo(ghi)perylen										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,016	0,019	25	0,01	1	12
2014-2019	0,034	0,015	<DG	<DG	0,073	0,180	67	0,01	1	12
Benzo(a)pyren										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	12
2014-2019	0,020	<DG	<DG	<DG	0,048	0,110	33	0,01	1	12
Benzo(b+j+k)fluranthen										
2008-2013	0,012	<DG	<DG	<DG	0,026	0,027	42	0,01	1	12
2014-2019	0,056	0,029	0,010	0,015	0,115	0,290	100	0,01	1	12
Benzo(e)pyren										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,011	0,014	17	0,01	1	12
2014-2019	0,028	0,012	<DG	<DG	0,045	0,180	58	0,01	1	12
Crysen/triphenylen										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,025	0,028	25	0,01	1	12
2014-2019	0,045	0,028	<DG	<DG	0,068	0,250	83	0,01	1	12
Dibenz(a,h)anthracen										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	12
2014-2019	0,010	<DG	<DG	<DG	0,018	0,037	33	0,01	1	12
Dibenzothiophen										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	12
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	12
Dimethylphenanthren										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	12
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	12

Enhed: µg/l	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal an-læg	Antal prø-ver
Fluoranthen										
2008-2013	0,010	<DG	<DG	<DG	0,023	0,027	33	0,01	1	12
2014-2019	0,044	0,025	0,011	0,015	0,088	0,190	100	0,01	1	12
Fluoren										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	12
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,013	8,3	0,01	1	12
Indeno(1,2,3-cd-)pyren										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	12
2014-2019	0,026	<DG	<DG	<DG	0,057	0,130	50	0,01	1	12
Perylen										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	1	12
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,030	8,3	0,01	1	12
Phenanthren										
2008-2013	0,011	<DG	<DG	<DG	0,018	0,027	50	0,01	1	12
2014-2019	0,028	0,020	0,014	0,016	0,048	0,088	100	0,01	1	12
Pyren										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,015	8,3	0,01	1	12
2014-2019	0,044	0,025	0,018	0,020	0,057	0,200	100	0,01	1	12

-: ikke bestemt, da fundhyppigheden er 0

Tabel 14.5. PAH'er i regnbetingede udløb (RBU) fra separatkloakerede områder i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
1-Methylpyren										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	3	30
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	2	16
2-Methylphenanthren										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	3	30
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,04	2	16
2-Methylpyren										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	3	30
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,02	2	16
Acenaphthen										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,019	3,3	0,01	3	30
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	2	16
Acenaphthylen										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,016	3,3	0,01	3	30
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	2	16
Anthracen										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,022	3,3	0,01	3	30
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	2	16
Benzo(a)anthracen										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,035	10	0,01	3	30
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,072	5,6	0,01 - 0,05	3	54
Benzo(a)fluoren										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	3	30
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,015	2	16
Benzo(ghi)perylen										
2008-2013	0,011	<DG	<DG	<DG	0,018	0,12	23,3	0,01	3	30
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,015	0,057	13	0,01	3	54

Parameter	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
Benzo(a)pyren										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,040	6,7	0,01	3	30
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,030	7,4	0,01 - 0,02	3	54
Benzo(b+j+k)fluranthen										
2008-2013	0,029	<DG	<DG	<DG	0,032	0,40	33	0,01	3	30
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,025	0,088	15	0,01	3	54
Benzo(e)pyren										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,015	0,082	13	0,01	3	30
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,021	0,061	15	0,01	3	54
Crysen/triphenylen										
2008-2013	0,016	<DG	<DG	<DG	0,029	0,190	33	0,01	3	30
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,013	0,087	11	0,01	3	54
Dibenz(a,h)anthracen										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,017	3,3	0,01	3	30
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,012	6,2	0,01	2	16
Dibenzothiophen										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,013	3,3	0,01	3	30
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	2	16
Dimethylphenanthren										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,014	3,3	0,01	3	30
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	2	16
Fluoranthen										
2008-2013	0,014	<DG	<DG	<DG	0,022	0,12	37	0,01	3	30
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,013	0,049	15	0,01 - 0,02	3	54
Fluoren										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,019	3,3	0,01	3	30
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	2	16
Indeno(1,2,3-cd)pyren										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,013	0,059	17	0,01	3	30
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,033	9,3	0,01	3	54
Perylen										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	3	30
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	2	16
Phenanthren										
2008-2013	0,012	<DG	<DG	<DG	0,021	0,084	33	0,01	3	30
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,026	5,6	0,01	3	54
Pyren										
2008-2013	0,015	<DG	<DG	<DG	0,030	0,15	33	0,01	3	30
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,025	0,080	17	0,01	3	54

-: ikke bestemt da fundhyppigheden er 0

Pyren er i mere end 10% af de undersøgte prøver af regnbetingede udløb fra ét fælleskloakeret område i 2014-2019 fundet i koncentrationer, der efter fortynding med en faktor 10 (Tørslev et al. 2002), var højere end det generelle miljøkvalitetskrav i det overfladevand, der udledes til (tabel 14.1). Den højest fundne koncentration af pyren var ligeledes højere end miljøkvalitetskravets maksimumkoncentration efter antagelsen om fortynding. For de øvrige PAH'er i udløb fra det fælleskloakerede område og PAH'er i regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder er der ikke indikation på, at de har forekommet i koncentrationer, der ved udledning har givet anledning til overskridelse af de fastsatte miljøkvalitetskrav i det overfladevand, der udledes

til. Vurderingerne omfatter ikke benzo(a)pyren, da detektionsgænsen for benzo(a)pyren er ca. 50 gange højere end miljøkvalitetskravet.

Tabel 14.6. PAH'er i slam fra bassiner til regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: mg/kg TS	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal an-læg	Antal prøver
1-Methylpyren										
2008-2013	0,028	0,027	0,0011	0,0018	0,056	0,059	100	0,5	2	4
2014-2019	0,022	0,013	0,0040	0,0043	0,031	0,11	100	0,5	3	12
2-Methylphenanthren										
2008-2013	0,030	0,027	0,0018	0,0029	0,060	0,065	100	0,5	2	4
2014-2019	0,027	0,020	0,0050	0,0063	0,037	0,12	100	0,5	3	12
2-Methylpyren										
2008-2013	0,042	0,042	<DG	<DG	0,078	0,078	50	10	2	4
2014-2019	0,026	<DG	<DG	<DG	0,039	0,16	33	10 - 60	3	12
Acenaphthen										
2008-2013	0,0014	<DG	<DG	<DG	0,0033	0,0046	25	0,6	2	4
2014-2019	0,0058	0,0033	<DG	0,0011	0,013	0,018	58	0,5 - 6	3	12
Acenaphthylen										
2008-2013	0,056	0,035	0,0027	0,0047	0,12	0,15	100	0,5	2	4
2014-2019	0,041	0,020	0,0047	0,0063	0,067	0,21	100	0,5	3	12
Anthracen										
2008-2013	0,042	0,029	0,0016	0,0032	0,092	0,11	100	0,5	2	4
2014-2019	0,037	0,023	0,0039	0,0045	0,053	0,2	100	0,5	3	12
Benzo(a)anthracen										
2008-2013	0,057	0,056	0,0057	0,0073	0,11	0,11	100	1,5	2	4
2014-2019	0,059	0,046	0,011	0,017	0,087	0,22	100	1,5	3	12
Benzo(a)fluoren										
2008-2013	0,032	0,027	0,0028	0,0039	0,064	0,071	100	0,5	2	4
2014-2019	0,036	0,023	0,0075	0,0084	0,048	0,16	100	0,5	3	12
Benzo(ghi)perylen										
2008-2013	0,18	0,18	0,014	0,020	0,33	0,34	100	1	2	4
2014-2019	0,20	0,16	0,042	0,051	0,24	0,95	100	1	3	12
Benzo(a)pyren										
2008-2013	0,079	0,079	0,0080	0,011	0,15	0,15	100	1	2	4
2014-2019	0,084	0,059	0,020	0,023	0,12	0,32	100	1	3	12
Benzo(b+j+k)fluranthen										
2008-2013	0,28	0,28	0,027	0,037	0,53	0,55	100	1,5	2	4
2014-2019	0,25	0,17	0,056	0,079	0,39	0,96	100	1,5	3	12
Benzo(e)pyren										
2008-2013	0,16	0,16	0,014	0,019	0,30	0,31	100	1	2	4
2014-2019	0,14	0,085	0,026	0,040	0,22	0,55	100	1	3	12
Crysen/triphenylen										
2008-2013	0,17	0,091	0,02	0,020	0,38	0,48	100	1	2	4
2014-2019	0,19	0,15	0,032	0,037	0,31	0,7	100	1	3	12
Dibenz(a,h)anthracen										
2008-2013	0,030	0,027	0,002	0,0029	0,059	0,064	100	1	2	4
2014-2019	0,042	0,026	0,0061	0,0082	0,13	0,15	100	1	3	12
Dibenzothiophen										
2008-2013	0,025	0,011	0,002	0,0023	0,060	0,078	100	1	2	4
2014-2019	0,013	0,0038	<DG	0,0021	0,017	0,087	50	1 - 30	3	12

Enhed: mg/kg TS	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal an-læg	Antal prøver
Dimethylphenanthren										
2008-2013	0,011	0,011	<DG	<DG	0,022	0,023	50	1	2	4
2014-2019	0,0076	<DG	<DG	<DG	0,017	0,072	17	1 - 20	3	12
Fluoranthen										
2008-2013	0,18	0,176	0,018	0,025	0,34	0,35	100	3	2	4
2014-2019	0,19	0,14	0,035	0,046	0,30	0,74	100	3	3	12
Fluoren										
2008-2013	0,017	0,014	0,0020	0,0026	0,033	0,037	100	0,5	2	4
2014-2019	0,013	0,011	0,0029	0,0032	0,017	0,045	100	0,5	3	12
Indeno(1,2,3-cd)pyren										
2008-2013	0,087	0,085	0,0090	0,012	0,16	0,17	100	2	2	4
2014-2019	0,12	0,092	0,023	0,031	0,16	0,46	100	2	3	12
Perylen										
2008-2013	0,031	0,032	0,0060	0,0075	0,054	0,054	100	1	2	4
2014-2019	0,031	0,027	0,0072	0,011	0,046	0,09	100	1	3	12
Phenanthren										
2008-2013	0,075	0,078	0,0069	0,012	0,14	0,14	100	0,6	2	4
2014-2019	0,090	0,066	0,015	0,025	0,12	0,38	100	0,6	3	12
Pyren										
2008-2013	0,23	0,22	0,018	0,027	0,44	0,46	100	3	2	4
2014-2019	0,22	0,15	0,038	0,054	0,31	0,99	100	3	3	12

Med enkelte undtagelser er de undersøgte PAH'er fundet i alle undersøgte prøver af slam fra bassiner til regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder. Undtagelserne er acenaphthen, 2-methylpyren og dimethylphenanthren samt dibenzothiophen i 2014-2019. De PAH'er, der er fundet hyppigt i vandet fra regnbetingede udløb, er samtidig fundet med de højeste koncentrationsniveauer i de undersøgte prøver af slam, dog bortset fra phenanthren. Den højere fundhyppighed i slam end i vandfasen er forventelig, idet PAH'er i højere grad bindes til partikler end forekommer opløst i vand.

14.3.2 PAH i luft

Alle de undersøgte PAH'er er med enkelte undtagelser påvist i nedbøren på de to stationer, hvor der opsamles nedbør. De største depositioner er på begge stationer fundet af benzo(b+j+k)fluoranthener, phenanthren, fluoranthen og pyren.

Tabel 14.7. Total årlig deposition af PAH i perioderne 2004/2017-2012 og 2013-2019 på stationer ved Risø og Sepstrup Sande angivet som gennemsnit inden for måleperioderne.

Enhed: µg/m²/år	**Sepstrup Sande**		**Risø**	
	2004-2012	**2013-2019**	**2002-2012**	**2013-2019**
Acenaphthen	1,6	1,62	0,11	0,74
Acenaphthylen	3,2	3,23	3,3	3,76
Anthracen	0,24	2,55	0,31	0,40
Benzo(a)anthracen	2,5	0,11	3,5	1,46
Benzo(a)pyren	3,0	1,43	3,5	2,21
Benzo(e)pyren	3,6	1,92	4,0	3,35
Benzo(ghi)perylen	4,1	1,26	5,1	3,14
Benzo(b+j+k)fluoranthener	9,1	7,1	6,4	9,71
Crysen og triphenylen	10	0,98	7,8	6,27
Dibenz(a,h)anthracen	1,7	1,01	1,5	1,37
Dibenzothiophen	0,29	i.p.	0,27	0,14
3,6-dimethylphenanthren	0,13	i.p.	ip	0,01
Fluoranthen	9,0	4,45	10	10,17
Fluoren	2,8	0,53	2,4	0,64
Indeno(1,2,3-cd)pyren	5,1	0,80	3,5	4,11
2-methylphenanthren	0,92	0,67	1,6	0,87
Perylen	1,9	2,08	2,2	1,18
Phenanthren	8,1	6,12	9,7	8,17
Pyren	5,4	2,42	6,6	6,7
Sum 2-6 ring PAH[1]	109	68,19	87	88,1

i.p.: Ikke påvist

14.3.3 PAH i vandløb

PAH er i vandløb undersøgt i såvel vandfasen som sediment (tabel 14.8 og 14.9).

PAH i vandfasen i vandløb

De undersøgte PAH'er er fundet i enkelte af de undersøgte vandprøver fra vandløb (tabel 14.8). På grund af den lave fundhyppighed er der ikke grundlag for at drage konklusioner om eventuelle forskelle mellem PAH'erne. Den lave fundhyppighed i vandfasen kan tilskrives den lave vandopløselighed af PAH'er.

Med de lave fundhyppigheder er der ikke indikation på, at PAH har forekommet i de undersøgte vandløb i koncentrationer, der har givet anledning til overskridelse af de fastsatte miljøkvalitetskrav for vandfasen.

Tabel 14.8. PAH'er i vandprøver fra vandløb undersøgt ved operationel overvågning i perioden 2008-2013. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver/ stationer
1-Methylpyren	<DG	-	-	-	0	-	132/11
2-Methylphenanthren	<DG	-	-	-	0	0,01	132/11
2-Methylpyren	<DG	-	-	-	0	0,01	132/11
Acenaphthen	<DG	-	-	-	0	0,01	132/11
Acenaphthylen	<DG	-	-	-	0	0,01	132/11
Antracen	0,00035	<DG	<DG	<DG	0,76	0,01	132/11
Benzo(a)anthracen	<DG	-	-	-	0	0,01	132/11
Benzo(a)fluoren	<DG	-	-	-	0	0,01	132/11
Benzo(ghi)perylen	0,00030	<DG	<DG	<DG	1,5	0,01	132/11
Benzo(a)pyren	0,00029	<DG	<DG	<DG	1,5	0,01-0,1	132/11
Benzo(b+j+k)fluranthen	0,00054	<DG	<DG	<DG	1,5	0,01	132/11
Benzo(e)pyren	0,00030	<DG	<DG	<DG	1,5	0,01	132/11
Crysen/triphenylen	0,00020	<DG	<DG	<DG	0,76	0,01-0,1	132/11
Dibenz(a,h)anthracen	<DG	-	-	-	0	0,01	132/11
Dibenzothiophen	<DG	-	-	-	0	0,01	132/11
Dimethylphenanthren	<DG	-	-	-	0	0,01	132/11
Fluoranthen	0,00045	<DG	<DG	<DG	0,76	0,01	132/11
Fluoren	<DG	-	-	-	0	0,01	132/11
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,00014	<DG	<DG	<DG	0,76	0,01	132/11
Perylen	0,00009	<DG	<DG	<DG	0,76	0,01	132/11
Phenanthren	0,00014	<DG	<DG	<DG	0,76	0,01	132/11
Pyren	0,00033	<DG	<DG	<DG	0,76	0,01	132/11

-: Ikke bestemt da fundhyppigheden er 0.

PAH i sediment i vandløb

I vandløbssediment er PAH med enkelte undtagelser fundet i både kontrolovervågningen og den operationelle overvågning i 75-100% af de undersøgte prøver (tabel 14.9). Undtagelserne er 2-methylpyren og dimethylphenanthren. Benzo(b+j+k)fluoranthen, fluoranthen og pyren er fundet på de højeste koncentrationsniveauer ved såvel kontrolovervågningen som den operationelle overvågning.

I sediment fra mere end 10% af de undersøgte vandløb er anthracen ved både kontrolovervågningen og den operationelle overvågning fundet i koncentrationer, der var højere end miljøkvalitetskravet på 0,024 mg/kg TS (24 µg/kg TS) (tabel 14.1). I halvdelen af de vandløb, der blev undersøgt ved den operationelle overvågning i 2008-2013, blev der fundet koncentrationer tæt på miljøkvalitetskravet.

I det omfang der har været datagrundlag for at undersøge eventuel ændring i koncentrationen af PAH i vandløbssediment, blev der fundet signifikant lavere koncentration af dibenzothiophen og dimethylphenanthren i 2014-2019 end i 2008-2013 (bilag 1).

Tabel 14.9. PAH'er i sediment i vandløb undersøgt ved kontrolovervågning og operationel overvågning i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/kg TS	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver/ stationer
1-Methylpyren								
Kontrol	2014-2019	4,7	2,4	<DG	19	73	0.5	15
Operationel	2008-2013	13	5,7	0,8	32	91	0,5	23
Operationel	2014-2019	6,5	2,95	<DG	18	75	0.5-10	108
2-Methylphenanthren								
Kontrol	2008-2013	9,0	5	<DG	16	82	0,5	11
Kontrol	2014-2019	10	5,2	<DG	21	81	0.5-30	23
Operationel	2008-2013	12	2,45	<DG	48	65	0.5-10	26
Operationel	2014-2019	8,4	4,95	<DG	21	73	0.5-90	108
2-Methylpyren								
Kontrol	2014-2019	1,5	<DG	<DG	<DG	6,7	10-30	15
Operationel	2008-2013	16	10	<DG	39	52	10	23
Operationel	2014-2019	6,1	<DG	<DG	24	21	10-40	108
Acenaphthen								
Kontrol	2014-2019	13	10	<DG	36	87	0.5-2	15
Operationel	2008-2013	5,3	2,9	0,7	16	91	0.5-0.6	23
Operationel	2014-2019	13	4,15	<DG	33	75	0.5-20	108
Acenaphthylen								
Kontrol	2008-2013	19	13	5,1	48	100	0,5	11
Kontrol	2014-2019	23	9,8	1,3	73	85	0.5-3	23
Operationel	2008-2013	44	22	2,1	83	100	0,5	26
Operationel	2014-2019	24	12	1,2	61	90	0.5-10	108
Anthracen								
Kontrol	2008-2013	20	11	2,6	50	100	0,5	11
Kontrol	2014-2019	38	12	3,3	83	100	0.5	23
Operationel	2008-2013	49	21,5	1,2	94	100	0,5	26
Operationel	2014-2019	27	16	3,9	54	99	0.5	108
Benzo(a)anthracen								
Kontrol	2008-2013	51	52	13	100	91	1,5	11
Kontrol	2014-2019	80	33	7,7	160	93	1.5	23
Operationel	2008-2013	79	48,5	10	170	100	1,5	26
Operationel	2014-2019	62	31	6,6	150	99	1.5	108
Benzo(a)fluoren								
Kontrol	2008-2013	16	12	3,3	28	91	0,5	11
Kontrol	2014-2019	20	7,2	0,25	55	85	0.5	23
Operationel	2008-2013	24	13	1,9	66	96	0,5	26
Operationel	2014-2019	15	6,55	0,25	36	81	0.5-20	108
Benzo(ghi)perylen								
Kontrol	2008-2013	77	42	16	170	100	1	11
Kontrol	2014-2019	78	35	11	230	100	1	23
Operationel	2008-2013	104	55	9	280	100	1	26
Operationel	2014-2019	157	49,5	9,4	240	100	1	108
Benzo(a)pyren								
Kontrol	2014-2019	91	34,5	12	245	95	1	20
Operationel	2008-2013	85	52	11	220	100	1	23
Operationel	2014-2019	117	44	7,6	220	100	1	108
Benzo(b+j+k)fluranthen								
Kontrol	2008-2013	160	120	47	350	100	1,5	11
Kontrol	2014-2019	192	77	26	480	100	1-5	23
Operationel	2008-2013	216	135	26	550	100	1,5	26
Operationel	2014-2019	241	110	21	420	100	1.5	108

Enhed: µg/kg TS	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver/ stationer
Benzo(e)pyren								
Kontrol	2008-2013	75	46	17	160	100	1	11
Kontrol	2014-2019	76	32	9,5	240	100	1	23
Operationel	2008-2013	98	54	10	240	100	1	26
Operationel	2014-2019	96	41,5	7,1	190	99	1	108
Crysen/triphenylen								
Kontrol	2008-2013	99	68	22	150	91	1	11
Kontrol	2014-2019	95	42	13	300	100	1	23
Operationel	2008-2013	123	69	15	300	100	1	26
Operationel	2014-2019	99	51	11	210	100	1	108
Dibenz(a,h)anthracen								
Kontrol	2008-2013	20	12	5	50	91	1	11
Kontrol	2014-2019	20	8,3	2,7	57	88	1-10	23
Operationel	2008-2013	33	14	2	73	96	1	26
Operationel	2014-2019	48	12	1,9	55	94	1-20	108
Dibenzothiophen								
Kontrol	2008-2013	14	4	2	30	91	1	11
Kontrol	2014-2019	3,7	<DG	<DG	13	44	1-10	23
Operationel	2008-2013	15	8,5	1	43	92	1	26
Operationel	2014-2019	3,5	1,7	<DG	8,5	61	1-20	108
Dimethylphenanthren								
Kontrol	2008-2013	2,7	<DG	<DG	5	36	1	11
Kontrol	2014-2019	<DG	-	-	-	0	1-20	23
Operationel	2008-2013	3,9	1	<DG	13	54	1	26
Operationel	2014-2019	0,71	<DG	<DG	2,3	11	1-10	108
Fluoranthen								
Kontrol	2008-2013	123	110	34	280	100	3	11
Kontrol	2014-2019	163	69	19	460	100	3	23
Operationel	2008-2013	193	115	24	540	100	3	26
Operationel	2014-2019	141	69	18	350	100	3	108
Fluoren								
Kontrol	2008-2013	6,8	4,1	1,1	14	100	0,5	11
Kontrol	2014-2019	8,0	5,8	2,1	15	100	0.5	23
Operationel	2008-2013	7,9	3,8	0,25	25	85	0,5	26
Operationel	2014-2019	7,6	4,7	0,9	17	83	0.5-5	108
Indeno(1,2,3-cd)pyren								
Kontrol	2008-2013	61	39	15	160	100	2	11
Kontrol	2014-2019	66	31	9,5	200	96	2	23
Operationel	2008-2013	78	49	8	190	100	2	26
Operationel	2014-2019	133	44	8	210	99	2	108
Perylen								
Kontrol	2014-2019	202	82	15	640	100	1	15
Operationel	2008-2013	35	30	3	78	100	1	23
Operationel	2014-2019	158	50	12	630	100	1	108
Phenanthren								
Kontrol	2014-2019	47	33	7,8	110	100	0.6	15
Operationel	2008-2013	72	41	5,7	200	100	0,6	23
Operationel	2014-2019	63	38	8,6	130	100	0.6	108
Pyren								
Kontrol	2014-2019	96	60	18	280	100	3	15
Operationel	2008-2013	172	87	20	440	100	3	23
Operationel	2014-2019	127	61	15	310	100	3	108

-: ikke bestemt da fundhyppigheden er 0.

14.3.4 PAH i søer

PAH er i søer undersøgt i sediment (tabel 14.10).

Tabel 14.10. PAH'er i sediment i søer undersøgt ved kontrolovervågning og operationel overvågning i perioderne 2011-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/kg TS	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver/ stationer
1-Methylpyren								
Kontrol	2011-2013	16	4,0	1,9	18	95	0,5	41
Kontrol	2014-2019	17	4,5	0,57	16	83	0,5-10	60
Operationel	2011-2013	15	6,6	1,7	46	95	0,5	108
Operationel	2014-2019	10	4,3	1	23	74	0,5-30	164
2-Methylphenanthren								
Kontrol	2011-2013	24	6,1	0,25	42	85	0,5	41
Kontrol	2014-2019	32	6,6	1	24	65	0,5-30	60
Operationel	2011-2013	22	8,9	0,25	56	89	0,5	108
Operationel	2014-2019	14	6,6	1,5	36	63	0,5-400	164
2-Methylpyren								
Kontrol	2011-2013	24	5	5	24	22	10	41
Kontrol	2014-2019	29	5	5	25	27	10-50	60
Operationel	2011-2013	22	5	5	71	39	10	108
Operatioel	2014-2019	14	5	5	27	22	10-200	164
Acenaphthen								
Kontrol	2011-2013	12	3,7	0,3	23	76	0,5-20	41
Kontrol	2014-2019	17	4,4	0,25	31	62	0,5-20	60
Operationel	2011-2013	13	7,2	0,7	33	87	0,5-20	108
Operationel	2014-2019	11	4,6	0,25	31	51	0,5-90	164
Acenaphthylen								
Kontrol	2011-2013	92	11	2,8	79	98	0,5	41
Kontrol	2014-2019	113	14	1,1	56	92	0,5-2	60
Operationel	2011-2013	54	21	1,7	130	94	0,5	108
Operationel	2014-2019	36	16	3,5	71	88	0,5-40	164
Anthracen								
Kontrol	2011-2013	80	11	3,7	72	100	0,5	41
Kontrol	2014-2019	85	13	3	88	93	0,5-20	60
Operationel	2011-2013	56	26	3,1	120	98	0,5	108
Operationel	2014-2019	36	17	5,6	79	95	0,5-60	164
Benzo(a)anthracen								
Kontrol	2011-2013	145	37	16	210	98	1,5-2	41
Kontrol	2014-2019	229	48	5,7	235	97	1,5-1,5	60
Operationel	2011-2013	140	52	11	300	100	1,5	108
Operationel	2014-2019	107	48	10	260	98	1,5-20	164
Benzo(a)fluoren								
Kontrol	2011-2013	49	11	3,7	69	95	0,5	41
Kontrol	2014-2019	91	16	1,65	83	95	0,5-10	60
Operationel	2011-2013	44	17	2,6	94	97	0,5	108
Operationel	2014-2019	34	15	3	93	91	0,5-30	164
Benzo(ghi)perylen								
Kontrol	2011-2013	197	51	19	200	98	1	41
Kontrol	2014-2019	303	75	8,5	395	100	1-1	60
Operationel	2011-2013	152	72	16	320	100	1	108
Opertationel	2014-2019	164	75	16	380	99	1	164

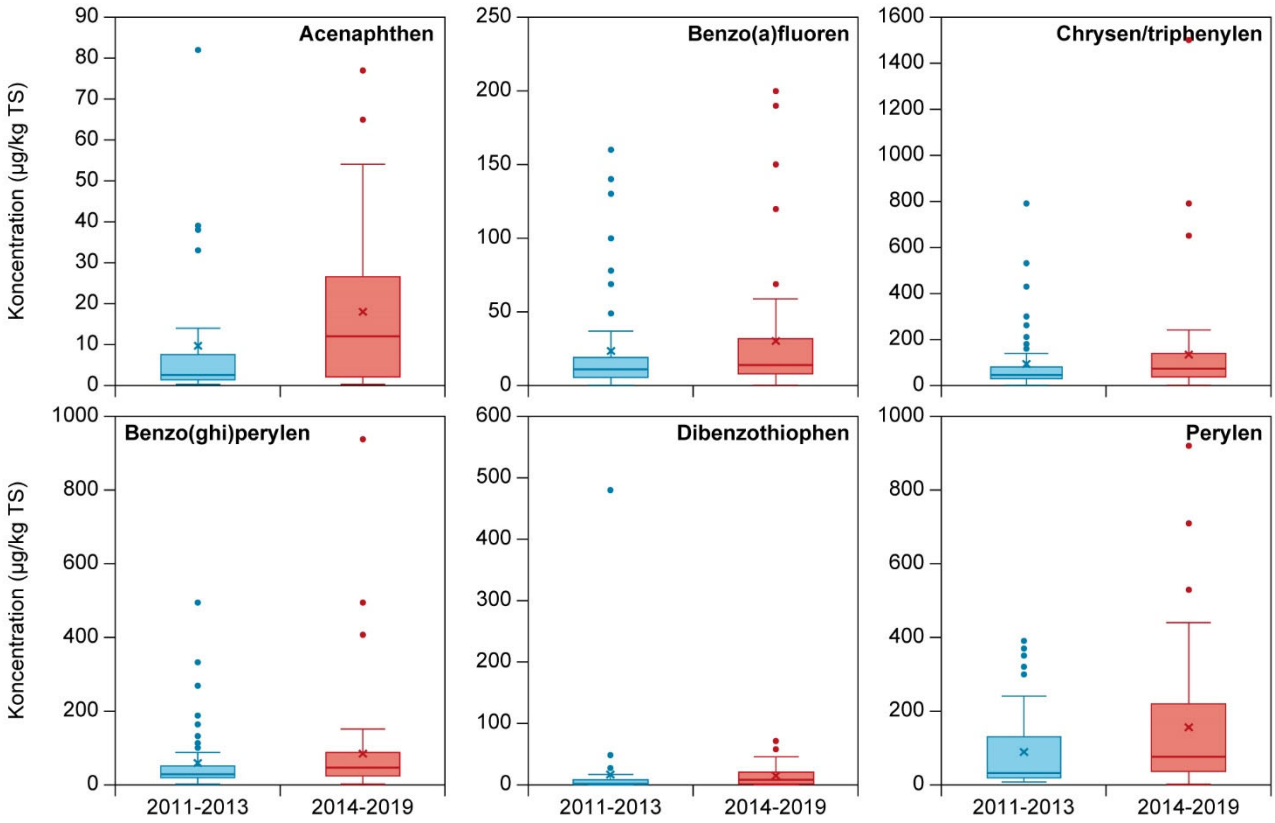
Enhed: µg/kg TS	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver/ stationer
Benzo(a)pyren								
Kontrol	2011-2013	187	41	17	220	98	1	41
Kontrol	2014-2019	259	56	4,9	205	95	1-60	60
Operationel	2011-2013	145	58	12	250	100	1	108
Operationel	2014-2019	117	52	9,7	260	96	1-40	164
Benzo(b+j+k)fluranthen								
Kontrol	2011-2013	429	91	45	480	98	1,5-2	41
Kontrol	2014-2019	624	130	15	715	100	1,5-1,5	60
Operationel	2011-2013	340	160	32	570	100	1,5	108
Operationel	2014-2019	331	150	32	690	99	1,5	164
Benzo(e)pyren								
Kontrol	2011-2013	183	42	17	180	98	1	41
Kontrol	2014-2019	253	51	6,1	260	97	1-20	60
Operationel	2011-2013	144	66	13	320	100	1	108
Opertaionel	2014-2019	135	58	12	290	94	1-300	164
Crysen/triphenylen								
Kontrol	2011-2013	193	38	19	260	100	1	41
Kontrol	2014-2019	311	70	7,6	255	100	1-1	60
Operationel	2011-2013	158	68	13	480	100	1	108
Operationel	2014-2019	148	70	17	380	98	1-50	164
Dibenz(ah)anthracen								
Kontrol	2011-2013	51	12	4,2	48	95	1	41
Kontrol	2014-2019	75	17	1,55	77	93	1-3	60
Operationel	2011-2013	39	21	2,4	79	93	1	108
Operationel	2014-2019	34	18	2,5	80	90	1-60	164
Dibenzothiophen								
Kontrol	2011-2013	13	3,4	0,5	19	76	1	41
Kontrol	2014-2019	22	5,8	1,15	28	83	1-5	60
Operationel	2011-2013	14	4,1	0,5	24	81	1-4	108
Operationel	2014-2019	9,5	4,5	1,3	23	62	1-80	164
Dimethylphenanthren								
Kontrol	2011-2013	4,3	0,5	0,50	3,9	27	1-2	41
Kontrol	2014-2019	6,5	1,0	0,5	8,6	25	1-20	60
Operationel	2011-2013	3,7	0,5	0,5	12	29	1-8	108
Operationel	2014-2019	3,8	1,8	0,5	10	24	1-20	164
Fluoranthen								
Kontrol	2011-2013	381	71	30	500	98	3	41
Kontrol	2014-2019	592	87	13	410	98	3-3	60
Operationel	2011-2013	279	120	20	470	100	3	108
Operationel	2014-2019	236	110	27	580	99	3	164
Fluoren								
Kontrol	2011-2013	33	12	3,6	32	98	0,5	41
Kontrol	2014-2019	48	15	4,1	61	95	0,5-20	60
Operationel	2011-2013	26	17	4,2	62	98	0,5-50	108
Operationel	2014-2019	29	21	5,6	63	96	0,5-50	164
Indeno(1,2,3-cd)pyren								
Kontrol	2011-2013	179	43	17	190	98	2	41
Kontrol	2014-2019	276	67	8,2	340	97	2-2	60
Operationel	2011-2013	136	63	16	250	100	2	108
Operationel	2014-2019	143	68	16	370	95	2-150	164

Enhed: µg/kg TS	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver/ stationer
Perylen								
Kontrol	2011-2013	95	29	14	170	100	1	41
Kontrol	2014-2019	192	56	8,3	360	98	1-20	60
Operationel	2011-2013	115	60	9,2	310	99	1	108
Operationel	2014-2019	151	69	6,3	390	91	1-300	164
Phenanthren								
Kontrol	2011-2013	155	39	18	170	100	0,6	41
Kontrol	2014-2019	266	48	14,5	160	100	0,6-0,6	60
Operationel	2011-2013	109	56	15	210	100	0,6	108
Operationel	2014-2019	99	63	21	230	99	0,6-60	164
Pyren								
Kontrol	2011-2013	292	60	24	360	98	3	41
Kontrol	2014-2019	453	70	9,4	285	98	3-3	60
Operationel	2011-2013	232	100	18	520	99	1-3	108
Operationel	2014-2019	193	93	24	440	98	3	164

I sediment fra søer er PAH'er med enkelte undtagelser fundet ved både kontrolovervågning og operationel overvågning i mere end 50% af de undersøgte prøver (tabel 14.10). Undtagelserne er 2-methylpyren og dimethylphenanthren. Benzo(b+j+k)fluoranthen, fluoranthen og pyren er generelt fundet på de højeste koncentrationsniveauer ved såvel kontrolovervågningen som den operationelle overvågning.

Anthracen er fundet i koncentrationer, der var højere end miljøkvalitetskravet på 0,024 mg / kg TS (24 µg / kg TS) (tabel 14.1) i mere end 10% af sedimentprøverne fra søer undersøgt ved kontrolovervågningen i 2011-2013 og 2014-2019. Ved den operationelle overvågning blev der i 2011-2013 fundet anthracenkoncentrationer, der var højere end miljøkvalitetskravet i mere end halvdelen af de undersøgte søer, mens det gjaldt for mere end 10% af prøverne i 2014-2019.

Ved en statistisk analyse af koncentrationen i søer, der er undersøgt i både 2011-2013 og 2014-2019, finder man signikant højere koncentrationer af acenaphthen, benzo(a)fluoren, benzo(ghi)perylen, crysen / triphenylen, dibenzothiophen og perylen i 2014-2019 end i 2011-2013 (figur 14.1). For de øvrige PAH'er har der ikke været signifikant ændring i koncentrationen (bilag 1).



Figur 14.1. Koncentration af udvalgte PAH'er i søsediment i perioderne 2011-2013 og 2014-2019 illustreret ved boksplot.

14.3.5 PAH i marine områder

PAH er i marine områder undersøgt i sediment (tabel 14.11) og muslinger (tabel 14.12). Overvågning af PAH i sediment i kystnære områder ophørte i 2017, hvorimod PAH fortsat forventes at blive målt i sediment i åbent vand ca. en gang hvert 6. år. PAH måles fortsat årligt i muslinger.

Tabel 14.11. PAH'er i sediment fra det marine miljø i perioden 2008-2013, 2015-2016 og 2014-2017. Data fra 2015-2016 er fra stationer i havstrategiovervågningen. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse. Ved fundhyppigheder mindre end 90%- er 10%-fraktilen sat lig den oplyste detektionsgrænse (forhøjet i forhold til detektionsgrænsekravet).

Enhed: µg/kg TS	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal prøver
1-Methylpyren							
2008-2013	9,6	3,8	0,5	25	78	0,5	211
2014-2017	5,8	2,3	0,5	19	60	0,0005 – 5	105
2015-2016	1,0	1,1	0,5	2,2	20	0,0005	20
2-Methylphenanthren							
2008-2013	13	10	0,6	26	92	0,5 – 0,5	110
2014-2017	13	7,0	0,5	33	82	0,0005 – 5	105
2015-2016	1,8	0,9	0,4	6,3	75	0,00	20
Acenaphthen							
2008-2013	13	6,6	0,5	28	85	2 – 2	173
2014-2017	3,5	1,1	0,4	10	57	0,5 – 200	103
2015-2016	1,1	0,5	0,4	4,4	40	0,50	20

Enhed: µg/kg TS	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prø-ver
Acenaphthylen							
2008-2013	8,1	2,7	0,5	20	75	0,5 – 0,5	207
2014-2017	6,3	2,0	0,2	17	68	0,5 – 200	104
2015-2016	0,6	0,5	0,2	1,7	45	0,5 – 1	20
Anthracen							
2008-2013	22	9,4	1,0	57	85	3,00	155
2014-2017	16	4,4	0,5	58	80	0,5 – 200	98
2015-2016	1,9	1,7	0,7	4,5	72	0,50	18
Benzo(a)anthracen							
2008-2013	63	25	1,0	128	94	10	216
2014-2017	59	21	0,8	181	91	1,5 – 10	103
2015-2016	3,3	1,6	0,3	11	75	1,5 – 2	20
Benzo(a)fluoren							
2008-2013	20	8,3	0,5	57	83	0,5	214
2014-2017	22	8,7	0,5	72	80	0,0005 – 5	105
2015-2016	1,9	0,5	0,5	8,2	45	0,0005	20
Benzo(ghi)perylen							
2008-2013	79	35	1,8	210	94	1	218
2014-2017	65	23	1,0	224	91	1	105
2015-2016	4,5	3,2	0,3	11	75	1	20
Benzo(a)pyren							
2008-2013	75	35	1,7	176	92	2	217
2014-2017	70	29	1,6	213	89	0,001 – 2	100
2015-2016	3,6	3,1	1,1	8,1	65	0,001	20
Benzo(b+j+k)fluoranthen							
2008-2013	164	71	3,0	429	95	2	220
2014-2017	162	78	3,8	502	98	0,002 – 2	96
2015-2016	13	11	2,4	28	100	0,002-1,5	19
Benzo(e)pyren							
2008-2013	66	31	1,2	157	93	1	220
2014-2017	58	23	1,2	208	94	1	105
2015-2016	3,6	3,1	1,1	8,1	90	0,001	20
Crysen/triphenylen							
2008-2013	73	29	0,6	153	92	10	219
2014-2017	61	26	1,0	177	94	0,001 – 10	105
2015-2016	3,1	1,9	0,7	8,0	85	0,001	20
Dibenz(a,h)anthracen							
2008-2013	16	7,7	1,7	39	78	1	205
2014-2017	15	5,5	0,6	49	72	1 – 2	105
2015-2016	1,1	1,0	0,6	2,3	40	1	20
Dibenzothiophen							
2008-2013	7,7	4,3	0,5	20	84	1	213
2014-2017	5,6	2,9	1,0	15	72	0,001 – 2	105
2015-2016	1,4	1,3	1,0	3,0	30	0,001	20
Dimethylphenanthren							
2008-2013	39	5,2	1,0	126	86	1	220
2014-2017	3,2	1,6	0,5	7,9	57	0,001 – 1	105
2015-2016	1,8	1,0	0,7	3,9	50	0,001	20
Fluoranthen							
2008-2013	133	60	1,8	289	99	10	219
2014-2017	104	48	1,1	286	87	3 – 10	105
2015-2016	4,9	3,0	0,9	12,9	65	3	20

Enhed: µg/kg TS	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal prøver
Fluoren							
2008-2013	26	18	i.b.	i.b.	100	5	8
2014-2017	6,9	3,0	0,5	18	75	0,0005 – 5	75
2015-2016	1,4	0,7	0,5	3,3	53	0,0005	19
Indeno(1,2,3-cd)pyren							
2008-2013	102	51	2,0	264	92	2	218
2014-2017	73	29	2,0	213	91	2	105
2015-2016	5,0	3,2	0,6	12	80	2	20
Methylphenanthrener							
2008-2013	53	25	1,0	172	90	0,5	110
2014-2017	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.			
2015-2016	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.			
Perylen							
2008-2013	38	24	1,0	93	86	2 – 2	215
2014-2017	35	16	1,0	88	79	0,8 – 2	99
2015-2016	2,4	2,8	1,0	3,6	35	0,8 – 1	20
Phenanthren							
2008-2013	62	31	1,7	129	94	3 – 3	217
2014-2017	43	21	1,9	119	93	0,6 – 3	105
2015-2016	6,0	3,5	1,7	18	80	0.6 – 1	20
Pyren							
2008-2013	110	53	1,6	248	96	10 – 10	218
2014-2017	94	37	2,5	289	81	3 – 10	105
2015-2016	4,3	3,0	2,5	9,9	35	3	20

i.b.: ikke beregenet da <10 data

De undersøgte PAH'er er i kystnære marine områder i 2008-2013 og 2014-2017 fundet i ca. 60-100% af de undersøgte sedimentprøver. I prøver indsamlet fra åbne marine områder i forbindelse med havstrategiovervågningen i 2015-2016 er PAH'erne generelt påvist med lavere hyppighed end i prøverne fra mere kystnære områder.

Benzo(b+j+k)fluoranthen, fluoranthen og pyren er fundet på de højeste koncentrationsniveauer i prøverne fra kystnære områder. I prøverne fra åbne marine områder (2015-2016) er benzo(b+j+k)fluoranthen fundet på højere koncentrationsniveau end de øvrige PAH'er. Der er ikke fastsat miljøkvalitetskrav for disse PAH'er.

Der er fastsat miljøkvalitetskrav for anthracen i marine områder 4,8 µg / kg TS (tabel 14.1). Indholdet af anthracen var i halvdelen af sedimentprøverne indsamlet fra kystnære områder i 2008-2013 ca. dobbelt højt som dette miljøkvalitetskrav, og på niveau med miljøkvalitetskravet i prøverne indsamlet i 2014-2017. Der blev ikke fundet indikation på, at indholdet af anthracen i sediment i de undersøgte åbne marine områder var højere end miljøkvalitetskravet (90%-fraktilen var lavere end miljøkvalitetskravet).

Fundhyppigheden af PAH i muslinger (tabel 14.12) er generelt høj. Kun enkelte methylerede PAH'er, dibenz(ah)anthracen, acenapthylen og antracen er ikke påvist i mere end ca. 1 / 3 af prøverne ud af 36 målte PAH'er. Der foreligger data for crysen og sum af crysen og triphenylen. Ligeledes foreligger der data for benzo(k)fluoranthen og benzo(b+j)fluoranthen samt sum af

benzo(b+j+k)fluoranthen. Forklaringen på dette er der ved analysen er anvendt forskellige GC-kolonner, og dermed forskellige muligheder for at adskille stofferne fra hinanden.

Der er fastsat miljøkvalitetskrav for anthracen og sum af methylnaphthalener i biota på 2.400 µg / kg for begge samt for benzo(a)pyren på 5 µg / kg og fluoranthen på 30 µg / kg (tabel 14.1). 90%-fraktilerne af målingerne er for alle stofferne vurderet ud fra indholdet i tørvægt mindre end miljøkvalitetskravene. Miljøkvalitetskravene er gældende for vådvægt. De fundne koncentrationer vil på vådvægtbasis være lavere end på tørvægtbasis, og der er derfor ikke indikation på, at der har forekommet koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene.

Tabel 14.12. PAH'er i muslinger fra det marine miljø i perioden 2008-2013 og 2014-2019.

Enhed: µg/kg TS	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal prøver
1-Methylpyren							
2008 - 2013	0,3	0,1	0,1	0,3	15	0,3	254
2014 - 2019	0,4	0,3	0,1	0,5	53	0,2	289
2-Methylphenanthren							
2008 - 2013	1,1	0,9	0,3	2,3	89	0,2-1	156
2014 - 2019	1,1	0,9	0,5	1,9	82	0,17-1	294
Acenaphthen							
2013 - 2018	2,4	2,0	0,3	4,3	70	0,5	228
2014 - 2019	0,6	0,5	0,2	1,4	37	0,5	295
Acenaphthylen							
2013 - 2018	0,3	0,3	0,2	0,7	42	0,5	255
2014 - 2019	0,2	0,2	0,1	0,5	1	0,5	295
Antracen							
2013 - 2018	0,3	0,3	0,1	0,5	33	0,5	255
2014 - 2019	0,3	0,3	0,1	0,5	44	0,5	294
Benzo(a)anthracen							
2013 - 2018	0,4	0,3	0,1	0,7	38	0,5	255
2014 - 2019	1,2	0,8	0,3	2,1	77	0,5	295
Benzo(a)fluoren							
2013 - 2018	0,8	0,6	0,3	1,4	82	0,5	253
2014 - 2019	0,5	0,4	0,1	0,7	50	0,5	295
Benzo(ghi)perylen							
2013 - 2018	0,7	0,6	0,3	1,4	63	0,5	254
2014 - 2019	0,7	0,6	0,2	1,3	74	0,5	295
Benzo(a)pyren							
2013 - 2018	0,8	0,6	0,4	1,4	83	0,5	311
2014 - 2019	0,6	0,5	0,2	1,1	58	0,5	295
Benzo(b+j+k)fluoranthen							
2013 - 2018	2,4	1,9	0,9	4,2	99	0,5	254
2014 - 2019	2,8	2,1	1,0	5,4	100	0,5	200
Benzo(b+j)fluoranthen							
2013 - 2018	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
2014 – 2019	0,8	0,6	0,4	1,5	81	0,2	85
Benzo(k)fluoranthen							
2013 – 2018	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
2014 – 2019	0,9	0,7	0,3	1,6	83	0,2	82
Benzo(e)pyren							
2013 – 2018	1,3	1,0	0,3	2,4	90	0,5	255
2014 – 2019	1,2	0,9	0,5	2,1	88	0,5	295

Enhed: µg/kg TS	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver
Chrysen							
2013 – 2018	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
2014 – 2019	1,1	0,8	0,5	1,8	92	0,2	85
Crysen/triphenylen							
2013 – 2018	1,9	1,4	0,5	3,5	91	0,5	254
2014 – 2019	2,2	1,7	0,9	3,8	99	0,5	210
Dibenz(a,h)anthracen							
2013 – 2018	0,5	0,3	0,3	1,0	5	0,5	254
2014 – 2019	0,2	0,1	0,1	0,5	7	0,5	295
Dibenzothiophen							
2013 – 2018	0,4	0,3	0,2	0,6	57	0,5	255
2014 – 2019	0,5	0,5	0,1	0,9	43	0,5	295
Dimethylerede dibenzothiophener							
2008 – 2013	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
2014 – 2019	0,5	0,5	0,5	0,5	8	0,2	49
Dimethylphenanthren							
2008 – 2013	3,1	2,3	0,2	7,3	79	0,5	155
2014 – 2019	0,5	0,3	0,3	0,9	30	0,5	271
Dimethylphenanthrener							
2008 – 2013	3,1	2,8	1,2	4,9	94	0,2	47
2014 – 2019	1,7	1,2	0,7	3,7	93	0,2	60
Fluoranthen							
2008 – 2013	3,8	3,3	1,7	6,3	100	0,5	254
2014 – 2019	3,0	2,4	1,1	5,2	98	0,5	295
Fluoren							
2008 - 2013	i.b.	i.b.	i.b.	i.b.	i.b.	0,5	4
2014 – 2019	0,7	0,5	0,3	1,3	61	0,5	240
Indeno(1,2,3-cd)pyren							
2008 – 2013	0,8	0,7	0,3	1,3	41	0,5	254
2014 – 2019	0,6	0,5	0,2	1,3	56	0,5	295
Methyldibenzothiophen							
2008 – 2013	1,6	1,2	0,6	3,3	86	1,0	148
2014 – 2019	i,b.	i.b.	i.b.	i.b.	i.b.	0,2	1
Methylphenanthrener							
2008 – 2013	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
2014 – 2019	1,7	1,6	0,8	2,7	98	1,0	59
Perylen							
2013 – 2018	1,0	0,7	0,2	2,2	76	0,5	252
2014 – 2019	0,8	0,5	0,2	2,2	55	1,0	278
Phenanthren							
2013 – 2018	4,9	4,5	1,7	8,1	96	1,0	248
2014 – 2019	2,7	2,3	1,0	4,6	88	1,0	292
Pyren							
2013 – 2018	2,8	2,5	1,3	4,4	100	1,0	254
2014 – 2019	2,3	1,9	0,6	3,8	93	0,5	295
Trimethylerede dibenzothiophener							
2008 – 2013	7,0	5,6	2,3	14	96	2,0	145
2014 – 2019	0,7	0,5	0,5	1,1	24	0,2	51
Trimethylphenanthrener							
2008 – 2013	1,8	1,6	0,9	3,1	100	1,0	43
2014 – 2019	1,0	0,7	0,5	2,3	68	0,2	63

i.b.: Ikke beregnet da <10 data; i.a.: Ikke analyseret

Forskellen mellem koncentrationerne i perioderne 2008-2013 og 2014-2019 er i gennemsnit små (±6%) alt efter om man ser på middelværdi eller median værdi, men der er stor forskel for de enkelte stoffer, især mellem methylerede og "almindelige" PAH'er.

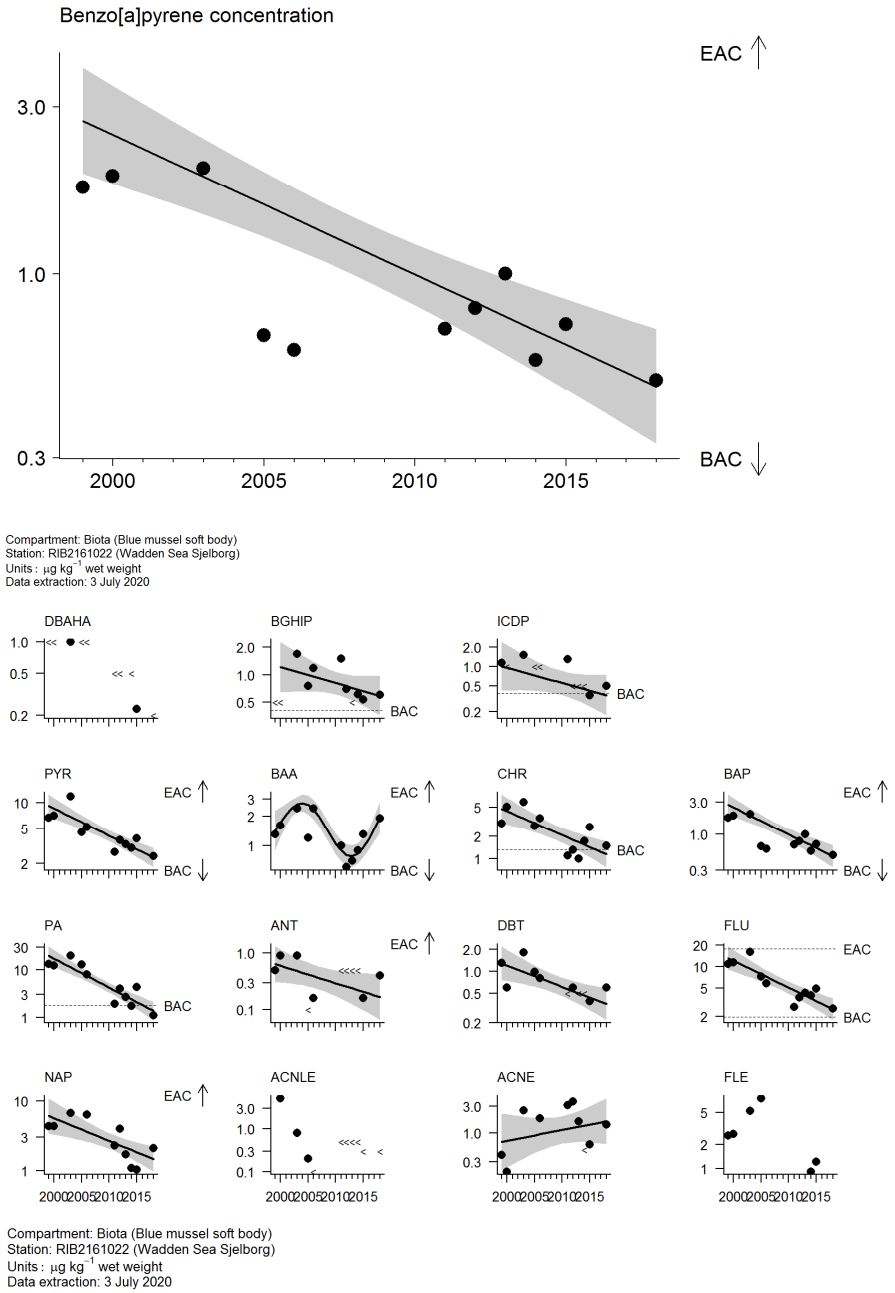
En statistisk analyse af udviklingen i indholdet af muslinger viser, at ved de stationer, hvor der er tilstrækkeligt datagrundlag for en statistisk analyse (mindst to stationer), er der for alle de undersøgte PAH'er sket et fald eller ingen udvikling (tabel 14.13). Størst fald ses for benzo(a)pyren. Et eksempel på tidslig udvikling i indholdet af PAH i blåmuslinger ved en enkelt station er vist i figur 14.2. Kun benzo(a)anthracen og benzo(b+j+k)fluoranthen er stigende for en station

Tabel 14.13. Koncentrationsudvikling for udvalgte PAH'er i muslinger 2008-2013 og 2014-2019. I tabellen er vist andelen af stationer med stigninger og fald (t-test, parret p<=0.05) samt andelen, hvor der ikke er en statistisk udvikling (p>0,05).). Antal stationer, hvor der var data fra mere end 4 år (minimum for t-test) er angivet (5. kolonne). Antal år i tidsserien er angivet som mindste-højeste antal år ved de undersøgte stationer (maks. 12) (6. kolonne). I parentes er angivet det maksimale antal år i henholdsvis 2008-2013 og 2014-2019. Signifikant forskel mellem alle prøver fra 2008-2013 og 2014-2019 er markeret med *, hvis p-værdien for t-test er over 0,01.

Parameter	Stigende trend (+)	Faldende trend (-)	Ingen trend (0)	Antal stationer	Antal år i tidsserien
Napthalen	0%	0%	100%	23	4-11 (6 :6) *
Anthracen	0%	9%	91%	23	4-11 (6 :6) *
Phenanthren	0%	10%	90%	21	4-10 (6 :6) *
Pyren	0%	9%	91%	23	4-11 (6 :6) *
Fluoranthen	0%	4%	96%	23	4-11 (6 :6) *
Benzo(a)anthracen	9%	0%	91%	23	4-11 (6 :6) *
Benzo(b+j+k)fluoranthen	9%	0%	91%	22	4-11 (6 :6) *
Benzo(ghi)perylen	0%	9%	91%	23	4-11 (6 :6) * (p=0.04)
Benzo(a)pyren	0%	26%	74%	23	4-11 (6 :6) *
Indeno(cd)pyren	0%	4%	96%	23	4-11 (6 :6) * (p=0.04)

OSPAR og HELCOM har gennemført mere avancerede analyser af tidstrends. For op til 25 tidserier for PAH'er i muslinger er der tilstrækkeligt mange års data for fluoranthen og benzo(a)pyren til test ved stationer, som indgår i både Nordsøen (OSPAR) og Østersøen (HELCOM) (bilag 1). For Østersøen er der data fra 10 fjorde i Storebæltsområdet, og desuden i Præstø Fjord, Køge Bugt og omkring Bornholm. I Nordsøen er der data fra Vadehavet (figur 14.2), Limfjorden og Ringkøbing Fjord. De fleste PAH'er har flere faldende trends end stigende. Ved HELCOM assessment blev der ved fire stationer ud af 42 blev fundet signifikant faldende trend for koncentrationen af flouranthen og ved seks stationer stigende trend. Der blev ikke fundet signifikant udvikling i koncentrationen af benzo(a)pyren på 28 stationer i HELCOM assessment af benzo(a)pyren. Ved OSPAR assessment blev der fundet faldende tendens for koncentrationen af benzo(a)pyren på tre ud af fem stationer, og faldende tendens for koncentrationen af flouranthen på tre ud af syv stationer. Blandt de 15 PAH'er, der er målt, blev der i OSPAR assessment fundet nedadgående tendenser for 13 af PAH'erne, kun acenapthen og benzo(a)anthracen havde ikke mindst en station med en faldende tendens. Kun for benzo(a)anthracen, chrysen / triphenylen og naphthalen blev der fundet stigende tendens ved én ud af fem eller syv stationer i Langerak og Randers Fjord.

Figur 14.2. Eksempel på de tydelige nedadgående trends for niveauet af forskellige PAH-forbindelser i muslinger fra de danske farvande, her eksemplificeret ved indholdet benzo(a)pyren i blåmuslinger fra Vadehavet samt 14 andre PAH'er (station RIB2161022), baseret op OSPAR's model (OSPAR assessmet 2020). Det grå område markerer 95% konfidensintervallet på modellen. For oversættelse af forkortelserne for PAH'erne se tabel 1 i appendix 2.



14.4 Sammenfatning

PAH er ikke påvist eller påvist i 0 - 15% af de undersøgte prøver af udløb fra renseanlæg med avanceret og mindre avanceret rensning uden væsentlig forskel mellem de enkelte stoffer, mens der i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning er påvist PAH i op til 50% af de undersøgte prøver. De højere fundhyppigheder i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning, kan skyldes, at der er et lavere antal prøver / anlæg fra denne gruppe af renseanlæg og dermed større usikkerhed på resultatet.

I regnbetingede udløb fra fælleskloakerede og separatkloakerede områder skiller benzo(ghi)perylen, benzo(b+j+k)fluoranthen, crysen / triphenylen, fluoranthen, phenanthren og pyren sig ud ved at være fundet med større hyppighed end de øvrige PAH'er. Pyren er i regnbetingede udløb fra én station i

fælleskloakeret område fundet i mere end 10% af de undersøgte prøver i 2014-2019 i koncentrationer, der efter antagelse om fortynding med en faktor 10, var højere end det generelle miljøkvalitetskrav i det overfladevand, der udledes til. Den højest fundne koncentration af pyren var ligeledes højere end miljøkvalitetskravets maksimumkoncentration efter antagelsen om fortynding. De øvrige PAH'er blev ikke fundet i regnbetingede udløb i koncentrationer, der efter antagelse om fortynding med en faktor 10, var højere end fastsatte miljøkvalitetskrav for PAH.

Benzo(b+j+k)fluoranthen, fluoranthen, phenanthren samt pyren er blandt de PAH'er, der er fundet med størst årlig deposition af PAH, hvilket kan være forklaringen på den hyppigere forekomst i regnbetingede udledninger.

PAH er fundet hyppigere i slam fra bassiner til udløb fra separatkloakerede områder end i vandfasen i regnbetingede udløb. 18 af de i alt 22 PAH'er, der er undersøgt i slam, er påvist i alle de undersøgte prøver. De PAH'er, der blev fundet hyppigt i regnbetingede udløb er samtidig fundet på de højeste koncentrationsniveauer i de undersøgte slamprøver, dog bortset fra phenanthren. Den hyppigere forekomst i slam end i vandfasen skyldes PAH'ernes større tendens til at blive bundet til partikler end at forekomme i vandfasen.

2-methylpyren og dimethylphenanthren er fundet med lavest hyppighed i slam fra bassiner til regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder samt i sediment i vandløb og søer. De to PAH'er er ikke fundet i sediment fra marine områder med tilsvarende lavere hyppighed end de øvrige PAH'er i marint sediment.

I sediment fra de undersøgte vandløb, søer og marine områder er benzo(b+j+k)fluoranthen, fluoranthen og pyren generelt fundet på de højeste koncentrationsniveauer. I marine områder er der fundet højere koncentrationsniveauer i de kystnære marine områder end i de åbne marine områder, som er undersøgt i forbindelse med havstrategidirektivet (Miljø- og Fødevareministeriet 2019).

Der er ikke fundet indikation på, at PAH er forekommet i de undersøgte vandløb i koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene for PAH.

Anthracen er fundet i sediment fra både vandløb, søer samt marine kystnære områder i koncentrationer, der var højere end miljøkvalitetskravet for anthracen. De fundne sedimentkoncentrationer af anthracen i åbne marine områder er lavere end miljøkvalitetskravet.

Ved sammenligning af koncentrationen af PAH ved vandløbsstationer undersøgt i henholdsvis 2008-2013 og 2014-2019 finder man signifikant lavere koncentration af to PAH'er (dibenzothiophen og dimethylphenanthren) i 2014-2019 end i 2008-2013. På marine stationer ses der ligeledes faldende koncentrationer af en række PAH'er i muslinger i de fleste af de tilfælde, hvor der har været en signifikant ændring. Ved enkelte stationer ses der stigning. I modsætning hertil ses der i sediment i søer signifikant højere koncentration af seks af de undersøgte PAH'er i 2014-2019 end i 2011-2013.

15 Perfluorerede forbindelser (PFAS)

Perfluorerede forbindelser (PFAS'er) er en gruppe på omkring 6.000 forskellige stoffer, der primært anvendes i produkter som imprægneringsmidler til tekstiler, læder og papir, voks og anden polish, maling, lak og trykfarver samt rengøringsmidler. Spredningen af PFAS til omgivelserne vil primært ske med spildevand. Perfluoroktansulfonsyre (PFOS) er en af de PFAS'er, der har været mest fokus på. Tørslev et al. (2020) anfører, at den væsentligste kilde til PFOS i spildevand sandsynligvis er vask af importerede tekstiler fra bl.a. Kina, men at importen af tekstiler med PFOS må forventes at falde på grund af øget fokus på stofgruppen også i Kina. En anden væsentlig kilde til forekomsten af PFAS i miljøet er den tidligere anvendelse af PFAS i brandslukningsskum.

PFAS er persistente, bioakkumulerbare og toksiske stoffer (PBT). I modsætning til de fleste PBT-stoffer er PFAS ikke lipofile, hvilket betyder, at de i højere grad akkumuleres i indre organer som lever end i fedtvævet.

En screeningsundersøgelse af forekomsten af PFAS i miljøet på tværs af de nordiske lande omfattede i alt 99 forskellige perfluorerede forbindelser (Kärrman et al. 2019). Ved undersøgelsen var der fokus på at undersøge forekomsten af "nye" PFAS, som bliver taget i brug i forbindelse med udfasning af bl.a. PFOS.

15.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status

Vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer omfatter PFOS som det eneste stof fra gruppen af PFAS, jf. tabel 15.1. PFOS blev undersøgt ved en screeningsundersøgelse i spildevand og marin biota i 2007 (Strand et al. 2007) og derefter inddraget i overvågning af spildevand i 2008 og marine fisk i 2011. PFAS blev inddraget i overvågning af fisk i vandløb og søer i NOVANA 2012-2021.

PFOS og salte af PFOS og perfluoroktansyre (PFOA) er omfattet af Stockholmkonventionen (Stockholm Convention 2019). PFOA blev inkluderet i 2019.

PFOS og PFOA er desuden på HELCOM's liste over prioriterede stoffer (HELCOM 2009).

Det blev pr. 1. juli 2020 forbudt at markedsføre fødevarekontaktmaterialer af papir og pap, hvori der har været anvendt per- og polyfluorerede alkylerede stoffer, medmindre der benyttes en funktionel barriere, hvorved migration af stofferne til fødevaren undgås (Miljø- og Fødevareministeriet, 2020a).

15.2 Kvalitetskrav

Miljøkvalitetskrav for PFAS i overfladevand er oplistet i tabel 15.1. Der er fastsat miljøkvalitetskrav for PFOS som det eneste stof fra gruppen af PFAS. Miljøkvalitetskravet er fastsat af hensyn til giftigheden ved human konsum af fisk, og derfor vurderes koncentrationen i den spisbare del af fisk, dvs. fiskemuskel i forhold til miljøkvalitetskravet (EU, 2014).

Tabel 15.1. Miljøkvalitetskrav for PFAS i overfladevand (Miljø- og Fødevareministeriet 2017b).

	Vand (vandløb, søer og havet) (µg/l)				Biota
	Generelt kvalitetskrav		Maksimumkoncentration		(µg/kg VV)
	Fersk	Marin	Fersk	Marin	
PFOS	$6,5 * 10^{-4}$	$1,3*10^{-4}$	36	7,2	9,1

Det er i direktivet om prioriterede stoffer anført, at kvalitetskravet gælder for PFOS og derivater. Det er efterfølgende afklaret, at kun PFOS skal inddrages ved vurdering i forhold til EQS (CIS Working Group 2014).

Miljøkvalitetskravet er fastsat på baggrund af human eksponering, og derfor er det koncentrationen i biota-muskel, kravet gælder for. PFAS i biota er målt i fiskelever, og for at kunne vurdere resultatet heraf i forhold til miljøkvalitetskravet er der bestemt omregningsfaktorer for fisk fra ferskvand og marine områder (Larsen & Bossi, 2021).

15.3 Perfluorerede forbindelser i overvågningen

PFAS'er, der er undersøgt i overvågningen i 2008-2019 og beskrevet i nærværende rapport, fremgår af tabel 15.2. PFAS har været med i overvågningen siden 2004 (Boutrup et al. 2015).

Tabel 15.2. PFAS'er beskrevet i nærværende rapport.

	Punktkilder		Vandløb	Marine områder
	Spildevand	RBU (vand)	Vand	Biota
Perfluorbutansyre (PFBA)	X	X		
Perfluorbutansulfonsyre	X	X		
Perfluorpentansyre	X	X		
Perfluorhexansyre (PFHxA)	X	X		
Perfluorhexansulfonsyre (PFHxS)	X	X	X	X
Perfluorheptansyre (PFHpA)	X	X		X
Perfluoroktansyre (PFOA)	X	X	X	X
Perfluoroktansulfonsyre (PFOS)	X	X	X	X
Perfluoroktansulfonamid (PFOSA)	X	X	X	X
Perfluornonansyre (PFNA)	X	X		X
Perfluordecansyre (PFDA)	X	X	X	X
Perfluorundecansyre (PFUnA)	X	X	X	X
1H,1H,2H,2H-Perfluoroktansulfonsyre	X	X		
Perfluordodecansyre (PFDoA)				X
Perfluortridecansyre				X
Perfluortetradecansyre (PFTeA)				X

Overvågningen af PFAS i søer har omfattet undersøgelse i søsediment i 2009 (Boutrup et al. 2015). Fra 2019 har overvågningen i vandløb og søer omfattet biota, men det har ikke været muligt at inddrage data herfra i nærværende rapport.

15.3.1 Perfluorerede forbindelser i punktkilder

PFAS har i perioden 2008-2019 været med i overvågning af punktkilder med målinger i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret

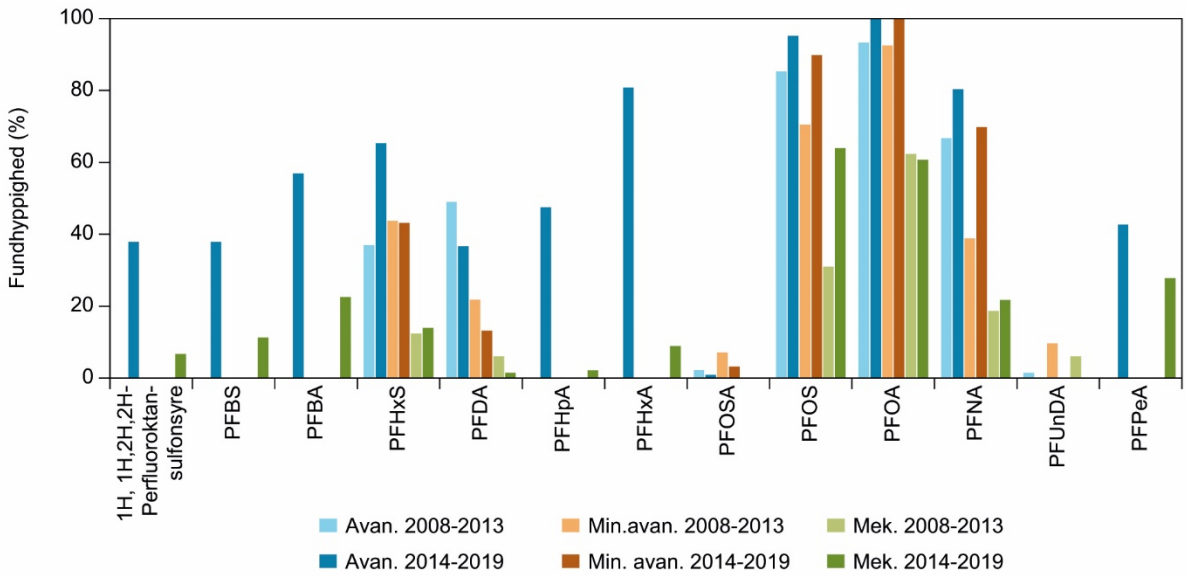
rensning og mekanisk rensning (tabel 15.3) samt fra regnbetingede udledninger fra fælleskloakerede områder (tabel 15.4). Ikke alle stoffer er undersøgt i de 2008-2013 og 2014-2019.

Tabel 15.3. PFAS i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning beregnet på baggrund af udløbsdata fra renseanlæg i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
1H, 1H,2H,2H- Perfluoroktansulfonsyre											
Avanceret	2014-2019	0,008	0,004	<DG	<DG	0,025	0,027	38	0,001 - 0,05	7	21
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,020	6,8	0,001 - 0,3	5	44
Perfluorbutansulfonsyre (PFBS)											
Avanceret	2014-2019	0,003	0,002	<DG	<DG	0,006	0,008	38	0,001 - 0,012	7	21
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,003	11	0,001 - 0,01	5	44
Perfluorbutansyre (PFBA)											
Avanceret	2014-2019	0,005	0,005	<DG	<DG	0,010	0,012	57	0,001 - 0,02	7	21
Mekanisk	2014-2019	0,008	0,005	<DG	0,001	0,014	0,050	23	0,001 - 0,1	5	44
Perfluorhexansulfonsyre (PFHxS)											
Avanceret	2008-2013	0,0027	0,0010	<DG	<DG	0,0033	0,14	37	0,0002 – 0,002	26	124
Avanceret	2014-2019	0,0009	0,00050	<DG	<DG	0,0026	0,0064	66	0,0002 – 0,001	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	0,0080	<DG	<DG	<DG	0,0033	0,14	44	0,0002 – 0,002	13	41
Mindre avanceret	2014-2019	0,0021	<DG	<DG	<DG	0,0020	0,042	43	0,0002	10	30
Mekanisk	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,00030	13	0,0002 - 0,0003	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,00030	0,00090	14	0,0002 – 0,01	6	64
Perfluordecansyre (PFDA)											
Avanceret	2008-2013	0,0040	<DG	<DG	<DG	0,0067	0,13	49	0,0016 – 0,004	26	124
Avanceret	2014-2019	0,0022	<DG	<DG	<DG	0,0052	0,0096	37	0,001 – 0,006	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	0,0063	<DG	<DG	<DG	0,0075	0,17	22	0,002	13	41
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,0026	0,016	13	0,002	10	30
Mekanisk	2008-2013	0,029	<DG	<DG	<DG	<DG	0,47	6,2	0,002 – 0,003	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,0098	1,6	0,001 – 0,01	6	64
Perfluorheptansyre (PFHpA)											
Avanceret	2014-2019	0,004	0,002	<DG	0,002	0,007	0,017	48	0,001 - 0,008	7	21
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,001	2,3	0,001 - 0,01	5	44
Perfluorhexansyre (PFHxA)											
Avanceret	2014-2019	0,017	0,006	<DG	0,002	0,049	0,13	81	0,001 - 0,008	7	21
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,003	9,1	0,001 - 0,01	5	44
Perfluoroktansulfonamid (PFOSA)											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,021	2,4	0,0003 – 0,002	26	124
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,00060	1,1	0,0003 – 0,001	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,0016	7,3	0,001 – 0,002	13	41
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,00050	3,3	0,0003 – 0,001	10	30
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,001	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,0003 – 0,01	6	64
Perfluoroktansulfonsyre (PFOS)											
Avanceret	2008-2013	0,017	0,0059	<DG	<DG	0,038	0,28	86	0,001 – 0,0015	26	124
Avanceret	2014-2019	0,0081	0,0039	<DG	0,0015	0,014	0,087	95	0,001 – 0,004	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	0,016	0,0027	<DG	<DG	0,037	0,25	71	0,001	13	41
Mindre avanceret	2014-2019	0,011	0,0047	<DG	0,0011	0,025	0,060	90	0,001	10	30
Mekanisk	2008-2013	0,0026	<DG	<DG	<DG	0,0041	0,024	31	0,001	4	16
Mekanisk	2014-2019	0,0053	0,0027	<DG	<DG	0,0098	0,082	64	0,001 – 0,006	6	64

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fund-hyppig-hed (%)	Detektions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
Perfluoroktansyre (PFOA)											
Avanceret	2008-2013	0,039	0,014	<DG	0,0041	0,038	0,71	94	0,002 – 0,003	26	124
Avanceret	2014-2019	0,015	0,012	0,0032	0,0050	0,025	0,093	100	0,001 – 0,002	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	0,016	0,0087	<DG	0,0035	0,025	0,18	93	0,002 – 0,003	13	41
Mindre avanceret	2014-2019	0,013	0,0084	0,0027	0,0049	0,023	0,068	100	0,002	10	30
Mekanisk	2008-2013	0,0045	0,0027	<DG	<DG	0,0063	0,032	63	0,002	4	16
Mekanisk	2014-2019	0,0038	0,0031	<DG	<DG	0,0056	0,025	61	0,001 – 0,01	6	64
Perfluornonansyre (PFNA)											
Avanceret	2008-2013	0,0044	0,0018	<DG	0,0010	0,0081	0,067	67	0,0008 – 0,003	26	124
Avanceret	2014-2019	0,0037	0,0022	<DG	<DG	0,0074	0,043	81	0,0008 – 0,002	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	0,0011	<DG	<DG	<DG	0,0022	0,0066	39	0,0008 – 0,003	13	41
Mindre avanceret	2014-2019	0,0016	0,0011	<DG	<DG	0,0028	0,012	70	0,0008	10	30
Mekanisk	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,0010	0,0014	19	0,0008	4	16
Mekanisk	2014-2019	0,0013	<DG	<DG	<DG	0,0041	0,015	22	0,0008 – 0,01	6	64
Perfluorundecansyre (PFUnA)											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,0040	1,6	0,002 – 0,004	26	124
Avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,002	19	66
Mindre avanceret	2008-2013	0,0073	<DG	<DG	<DG	<DG	0,14	9,8	0,002 – 0,003	13	41
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,002	10	30
Mekanisk	2008-2013	0,0033	<DG	<DG	<DG	<DG	0,052	6,2	0,002 – 0,003	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,002 – 0,01	5	20
Perfluorpentansyre (PFPeA)											
Avanceret	2014-2019	0,012	0,005	<DG	0,003	0,030	0,033	43	0,001 - 0,05	7	21
Mekanisk	2014-2019	0,016	0,013	<DG	<DG	0,025	0,15	28	0,001 - 0,3	5	43

PFOA er sammen med PFOS og PFNA de hyppigst fundne blandt de undersøgte PFAS'er i udløb fra alle tre grupper af renseanlæg (figur 15.1).



Figur 15.1. Fundhyppighed af PFAS i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning (Avan.), mindre avanceret rensning (Min.avan.) og mekanisk rensning (Mek.) i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Fundprocenten er opgjort som procentdelen af målinger over detektionsgrænsen. Antallet af prøver/stationer, herunder fra hvilke typer af renseanlæg, der foreligger data, fremgår af tabel 15.3.

Der er for PFOS som det eneste stof fra gruppen af PFAS fastsat et miljøkvalitetskrav i ferskvand på 0,00065 µg/l (tabel 15.1). Udløb fra renseanlæg kan have medført koncentrationer af PFOS i overfladevand, der er højere end det generelle miljøkvalitetskrav i det ferske overfladevand, der udledes til, når det under antages, at der ved udledningen sker en fortynding med en faktor 10 (Tørslev et al. 2002). Det gælder i højere grad spildevand fra renseanlæg med avanceret rensning og renseanlæg med mindre avanceret rensning end spildevand fra renseanlæg med mekanisk rensning. Da renseanlæg med mekanisk rensning primært ligger uden for større byområder og modtager husspildevand, indikerer dette resultat, at udledning af PFOS er knyttet til byer. Der er ikke indikation på, at udledningen af PFOS med spildevand har medført koncentrationer i overfladevand, der er højere end miljøkvalitetskravets maksimumkoncentration for ferskvand på 36 µg/l.

PFOA er fundet på højest koncentrationsniveau i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, og lavest i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning (tabel 15.3).

En statistisk analyse af koncentrationerne af PFAS i udløb fra renseanlæg undersøgt i begge perioder viser, at koncentrationen af PFHxS i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning har været signifikant højere i 2014-2019 end i 2008-2013, mens det modsatte gjorde sig gældende for PFDA (bilag 1).

I de undersøgte regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder er PFOS fundet med størst hyppighed og dernæst PFOA og PFBA. Koncentrationsniveauet i de undersøgte regnbetingede udløb var lavere end koncentrationsniveauet i udløb fra renseanlæg.

Der er ikke fundet indikation på, at PFOS i de undersøgte regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder har medført koncentrationer i overfladevand, der er højere end miljøkvalitetskravet.

Tabel 15.4. PFAS i regnbetingede udløb (RBU) fra fælleskloakerede områder i perioderne 2009-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Periode	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
1H, 1H,2H,2H- Perfluoroktansulfonsyre										
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,0003 - 0,01	1	18
Perfluorbutansulfonsyre (PFBS)										
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,0016	5,6	0,0003 - 0,01	1	18
Perfluorbutansyre (PFBA)										
2014-2019	0,0036	0,0020	<DG	<DG	0,007	0,017	44	0,0006 - 0,02	1	18
Perfluorhexansulfonsyre (PFHxS)										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,0003	8,3	0,0002	1	12
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,0003	2,9	0,0002 - 0,01	2	35
Perfluordecansyre (PFDA)										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,0036	8,3	0,002	1	12
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,001	0,0024	14,3	0,0003 - 0,02	2	35
Perfluorheptansyre (PFHpA)										
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,001	0,0016	16,7	0,0003 - 0,01	1	18
Perfluorhexansyre (PFHxA)										
2014-2019	0,0010	<DG	<DG	<DG	0,001	0,014	16,7	0,0003 - 0,01	1	18
Perfluoroktansulfonamid (PFOSA)										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,001	1	12
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,0004	2,9	0,0003 - 0,01	2	35

Enhed: µg/l	Middel	Median	Mini-mum	10%-frak-til	90%-fraktil	Maxi-mum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
Perfluoroktansulfonsyre (PFOS)										
2008-2013	0,0020	0,0022	<DG	<DG	0,0033	0,0064	58,3	0,001	1	12
2014-2019	0,0017	0,0010	<DG	0,0005	0,005	0,0077	40	0,0002 - 0,01	2	35
Perfluoroktansyre (PFOA)										
2008-2013	0,0020	<DG	<DG	<DG	0,0034	0,0085	27,3	0,002	1	11
2014-2019	0,0023	0,0010	<DG	0,001	0,005	0,010	37,1	0,0003 - 0,02	2	35
Perfluornonansyre (PFNA)										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,0015	8,3	0,0008	1	12
2014-2019	0,0010	0,0004	<DG	0,0004	0,0022	0,0050	22,9	0,0003 - 0,01	2	35
Perfluorundecansyre (PFUnA)										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,002	1	12
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,002 - 0,02	1	17
Perfluorpentansyre (PFPeA)										
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,00045	5,6	0,0003 - 0,05	1	18

-: ikke bestemt da fundhyppigheden er 0

15.3.2 Perfluorerede forbindelser i vandløb

PFAS er i vandløb undersøgt i vandfasen ved den operationelle overvågning (tabel 15.5).

Tabel 15.5. PFAS i vandprøver fra vandløb undersøgt ved operationel overvågning i perioden 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektionsgrænse	Antal prøver/ stationer
Perfluordecansyre (PFDA)							
2008-2013	0,00058	<DG	<DG	<DG	1,4	0,002	140/12
2014-2019	0,00021	<DG	<DG	<DG	6,5	0,002	324/28
Perfluorhexansulfonsyre (PFHxS)							
2008-2013	0,00055	<DG	<DG	<DG	9,3	0,0002	140/12
2014-2019	0,00040	<DG	<DG	0,0013	34	0,0002-0,001	324/28
Perfluoroctansulfonamid (PFOSA)							
2008-2013	0,000017	<DG	<DG	<DG	0,71	0,001	140/12
2014-2019	0,00025	<DG	<DG	<DG	8,6	0,001	324/28
Perfluoroctansulfonsyre (PFOS)							
2008-2013	0,0034	<DG	<DG	0,0042	32	0,001	140/12
2014-2019	0,0027	0,0012	<DG	0,0076	75	0,000065-0,065	324/28
Perfluoroctansyre (PFOA)							
2008-2013	0,00080	<DG	<DG	0,003	21	0,002	140/12
2014-2019	0,0064	0,0036	<DG	0,016	66	0,001-0,002	324/28
Perfluorundecansyre (PFUnA)							
2008-2013	0,0028	<DG	<DG	<DG	2,9	0,002	140/12
2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,001-0,02	324/28

-: ikke bestemt da fundhyppigheden er 0. i.b.: Ikke beregnet.

PFOS og PFOA er ved den operationelle overvågning i vandløb de to hyppigst fundne PFAS (tabel 15.5). Fundhyppigheden har for begge stoffer været højere i 2014-2019 end i 2008-2013.

Ved vurdering af koncentrationsniveauet for PFOS ud fra medianværdien af målingerne kan det ikke udelukkes, at der har forekommet overskridelser af det generelle miljøkvalitetskrav for PFOS på 0,00065 µg/l (tabel 15.1). Det generelle miljøkvalitetskrav i vandfasen er gældende for et gennemsnit af 12 årlige målinger.

Der er ikke tilstrækkeligt datagrundlag til, at det kan vurderes, om der er signifikant forskel på koncentrationerne af PFAS i vandløb undersøgt i både 2008-2013 og 2014-2019.

15.3.3 Perfluorerede forbindelser i søer

PFAS indgik i undersøgelse af sediment i søer i 2009 (Boutrup et al. 2015). Stofferne i undersøgelsen var PFOS, PFOSA, PFHxS, PFOA, PFNA, PFDA og PFUnA. Data fra overvågning af PFAS i søsediment i NOVANA programperioner 2017-2021 foreligger ikke så det har været muligt at inddrage dem i nærværende rapport.

15.3.4 Perfluorerede forbindelser i marine områder

Ved overvågningen i marine områder er der undersøgt for 11 perfluorerede forbindelser (PFAS) i leverprøver fra fisk (tabel 15.6), heraf fire stoffer dog kun i en prøve i 2019 i forbindelse med projekt for fastlæggelse af omregningsfaktor mellem lever og muskel (Larsen & Bossi 2021).

De øvrige syv undersøgte PFAS er alle fundet i de undersøgte prøver af lever fra fisk. PFOS blev påvist i alle undersøgte prøver, og dernæst perfluordecansyre (PFDA), perfluornonansyre (PFNA) og perfluorundecansyre (PFUnA) med de næststørste hyppigheder (69-99%). Dette gælder både 2011-2013 og 2014-2019. Hyppigheden har generelt været højere i 2014-2019 end i 2011-2013. Blandt de fire ”nye” stoffer, som kun er undersøgt i én prøve, blev kun perfluordodecansyre og perfluortetradekansyre påvist.

Der er fastsat miljøkvalitetskrav for PFOS i biota på 9,1 µg/kg. Kvalitetskravet gælder for human eksponering, dvs. fiskemuskel, som er den del af fisk, som mennesker forventes at spise. I overvågningen er PFAS målt i lever fra fisk. Larsen & Bossi (2021) har konkluderet, at forholdet mellem PFOS i lever og muskel er en faktor 5. Med udgangspunkt heri, er der ikke indikation på, at PFOS er forekommet i de undersøgte områder i koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravet.

Der foreligger data til undersøgelse af tidstrend af PFAS i fiskelever fra to stationer i 2011-2013 og 2014-2019, men da der er forskel på datagrundlaget mellem de to perioder, er der ikke lavet stationsbaseret analyse af eventuelle forskelle mellem perioderne.

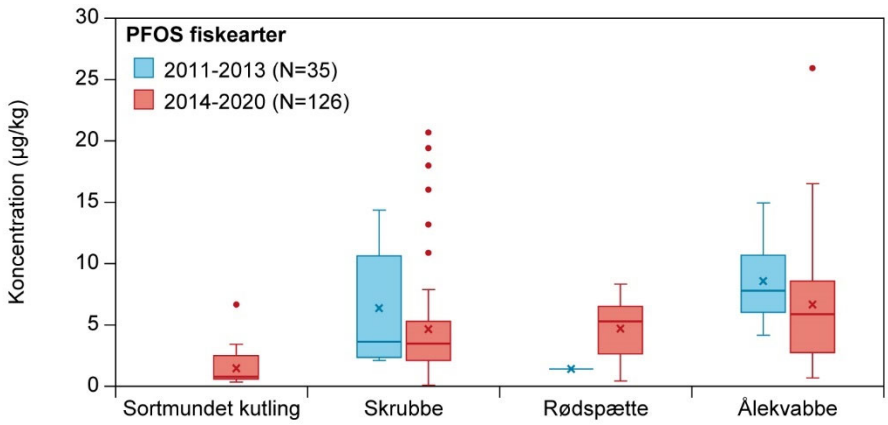
Tabel 15.6. PFAS'er i lever fra fisk fra marine områder i 2011 – 2013 og 2014-2019. Ved fundhyppigheder mindre end 90%- er 10%-fraktilen sat lig den oplyste detektionsgrænse (forhøjet i forhold til detektionsgrænsekravet).

Enhed: µg/kg	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyppig-hed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver/ stationer
Perfluordodecansyre (PFDoA)							
2011-2013	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.			
2014-2019	2,3	2,3	i.b.	i.b.	100	0,07	1
Perfluorhexansulfonsyre (PFHxS)							
2011-2013	0,81	0,80	0,62	0,85	11	0,60	35
2014-2019	0,55	0,62	0,16	0,69	35	0,06 - 1,0	84
Perfluordecansyre (PFDA)							
2011-2013	1,4	0,98	0,53	2,6	74	0,80	35
2014-2019	0,81	0,57	0,24	2,0	95	0,04 - 1,0	86
Perfluorheptansyre (PFHpA)							
2011-2013	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.			
2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,07	1
Perfluoroktansulfonamid (PFOSA)							
2011-2013	0,94	0,50	0,44	3,2	49	0,020	35
2014-2019	0,37	0,25	0,09	0,82	54	0,02 - 1,0	87
Perfluoroktansulfonsyre (PFOS)							
2011-2013	8,0	7,4	2,8	14	100	0,20	35
2014-2019	5,6	4,2	0,68	13	100	0,0030 - 1,00	87
Perfluoroktansyre (PFOA)							
2011-2013	0,92	1,2	0,066	1,4	37	0,030	35
2014-2019	1,0	0,31	0,03	1,3	80	0,03 - 1,20	87
Perfluornonansyre (PFNA)							
2011-2013	2,2	1,4	0,12	5,2	69	0,070	35
2014-2019	1,1	0,65	0,28	2,6	99	0,07 - 1,40	86
Perfluortridecansyre							
2011-2013	i.e.	i.e.	i.e.	i.e.			
2014-2019	0,91	0,91	i.b.	i.b.	100	0,19	1
Perfluorundecansyre (PFUnA)							
2011-2013	2,0	1,4	0,70	4,5	80	0,090	35
2014-2019	0,88	0,60	0,19	2,1	95	0,04 - 1,00	85
Perfluortetradekansyre (PFTeA)							
2011-2013	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.			
2014-2019	0,48	0,48	i.b.	i.b.	100	0,08	1

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0; i.a.: Ikke analyseret; i.b.: Ikke beregnet på grund af få data.

Der foreligger data til undersøgelse af tidstrend af PFAS i fiskelever fra to stationer i 2011-2013 og 2014-2019, men da der er forskel på datagrundlaget mellem de to perioder, er der ikke lavet stationsbaseret analyse af eventuelle forskelle mellem perioderne.

Der har været signifikant (parret t-test, $p<0,05$) stigning i koncentrationen af PFOA i fiskelever fra 2011-2013 til 2014-2019, men et signifikant fald i koncentrationen af PFHxA, PFDA og PFOS med det forbehold, der ligger i, at der er analyseret på 4 gange så mange stationer i 2014-2019 som i 2011-2013. Der ses derimod ikke nogen forskel for perfluoroktansulfonamid ($p=0,33$), perfluorononansyre ($p=0,20$) eller perfluoroundecansyre ($p=0,06$) mellem de to perioder. På de to stationer, hvor der er udtaget mindst to prøver i hver periode, er der ingen signifikant forskel mellem de to perioder. Der ses heller ikke generelt forskel mellem arter, når de forskellige stationer sammenlignes direkte (figur 15.2).



Figur 15.2. Koncentration af PFOS i fiskelever opdelt pr. fiskeart i perioderne 2011-2013 og 2014-2019 illustreret med boksplot. Bemærk at det ikke er de samme stationer eller antal stationer pr. art, der er analyseret mellem perioderne.

I HELCOM's vurdering for Østersøen indgår der tre stationer i Storebælt, Kalvebod Brygge og Hjelm Bugt, hvor der er nok data til tidstrends analyser. Ved stationen i Storebælt er koncentrationen faldende, mens der ved de to andre stationer ikke ses nogen udvikling. Der er ingen stationer i Nordsøen, hvor der er tilstrækkeligt datagrundlag til at der kan laves tidstrends analyser.

15.4 Sammenfatning

PFOA, PFOS og PFNA er de hyppigst påviste blandt de undersøgte PFAS i udløb fra de tre undersøgte grupper af renseanlæg, med de laveste fundhyppigheder i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning. I udløb fra regnbetingede udledninger fra fælleskloakerede områder er PFOS fundet med størst hyppighed.

PFOA er i udløb fra renseanlæg fundet på det højeste koncentrationsniveau, hvor det højeste niveau er fundet i renseanlæg med avanceret rensning. Dette er afvigende i forhold til de fleste andre stofgrupper, idet de højeste koncentrationer generelt er fundet ved renseanlæg med mekanisk rensning, dvs. mindst avancerede renseteknologi.

PFOS er i udløb fra renseanlæg fundet i koncentrationer, der kan have medført koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravet i det overfladevand, der udledes til.

PFOS og PFOA er de hyppigst påviste af de undersøgte perfluorerede forbindelser ved den operationelle overvågning i vandfasen i vandløb. Det kan ikke udelukkes, at PFOS er forekommet i de undersøgte vandløb i koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravet.

I lever fra fisk fra marine områder er PFOS påvist i alle de undersøgte prøver og PFDA, PFNA og PFUnA med næststørst hyppighed. Der er på baggrund af målingerne af PFOS i fiskelever ikke indikation på, at PFOS er forekommet i de undersøgte områder i koncentrationer, der er højere end kvalitetskravet.

Ved sammenligning af koncentrationen af PFAS ved stationer undersøgt i henholdsvis 2008-2013 og 2014-2019 finder man signifikant lavere koncentration af PFHxA og PFDA i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning i 2014-2019 end i 2008-2013. I marine områder er der fundet signifikant fald af de samme to stoffer samt af PFOS i fiskelever. For PFOA har der været en signifikant stigning i koncentrationen i fiskelever fra marine områder.

16 Blødgørere

Blødgørerne omfatter stofgruppen phthalater og en enkelt adipat, der anvendes som blødgørere i plastik, gummi, maling m.m. Blødgørerne har været medvirkende til, at fx plastmaterialer har kunnet anvendes til en lang række produkter, hvor der er behov for meget forskellige egenskaber, lige fra den hårde tagrende til den bløde regnfrakke. Blandt blødgørerne har di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) tidligere haft størst anvendelse, men stoffet er blevet pålagt reguleringer, og forbruget er derefter faldet markant (Kjølholt et al. 2007).

Blødgørerne tilføres til omgivelserne med spildevand, med overfladisk afstrømning og via afdampning til atmosfæren, hvorfra det udvaskes. Blødgørerne har forskellig vandopløselighed, mindst vandopløselig er DEHP.

16.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status

Vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer omfatter DEHP som det eneste stof fra gruppen af blødgørere. DEHP har været med i overvågningen siden 2004.

16.2 Kvalitetskrav

Miljøkvalitetskrav for blødgørere i overfladevand er oplistet i tabel 16.1 i det omfang, de er fastsat.

Tabel 16.1. Miljøkvalitetskrav for blødgørere i overfladevand og drikkevand (Miljø- og Fødevareministeriet 2017).

	Vand (vandløb, søer og havet) (µg/l)			
	Generelt kvalitetskrav		Maksimumkoncentration	
	Fersk	Marin	Fersk	Marin
Butylbenzylphthalat (BBP)	7,5	0,75	15	15
Di(2-ethylhexyl)adipat (DEHA)	0,7	0,07	6,6	0,66
Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	1,3	1,3	Anvendes ikke	Anvendes ikke
Dibutylphthalat (DBP)	2,3	0,23	35	35

16.3 Blødgørere i overvågningen

Blødgørere, der er undersøgt i overvågningen 2008-2019 og beskrevet i nærværende rapport, fremgår af tabel 16.2. Blødgørere har været med i overvågningen siden 2004 (Boutrup et al. 2015).

Tabel 16.2. Blødgørere beskrevet i nærværende rapport.

	Punktkilder			Vandløb		Søer	Marine områder
	Spildevand	RBU (vand)	RBU (slam)	Sediment	Vand	Sediment	Sediment
Butylbenzylphthalat (BBP)	X	X	X	X	X	X	X
Di(2-ethylhexyl)adipat (DEHA)	X	X	X	X	X	X	X
Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	X	X	X	X	X	X	X
Diisoninonylphthalat (DNP)	X	X	X	X	X	X	X
Di-n-octylphthalat (DOP)	X	X		X	X	X	X
Dibutylphthalat (DBP)	X	X		X	X		X
Diethylphthalat (DEP)	X	X					X
Diisodecylphthalat							X

16.3.1 Blødgørere i punktkilder

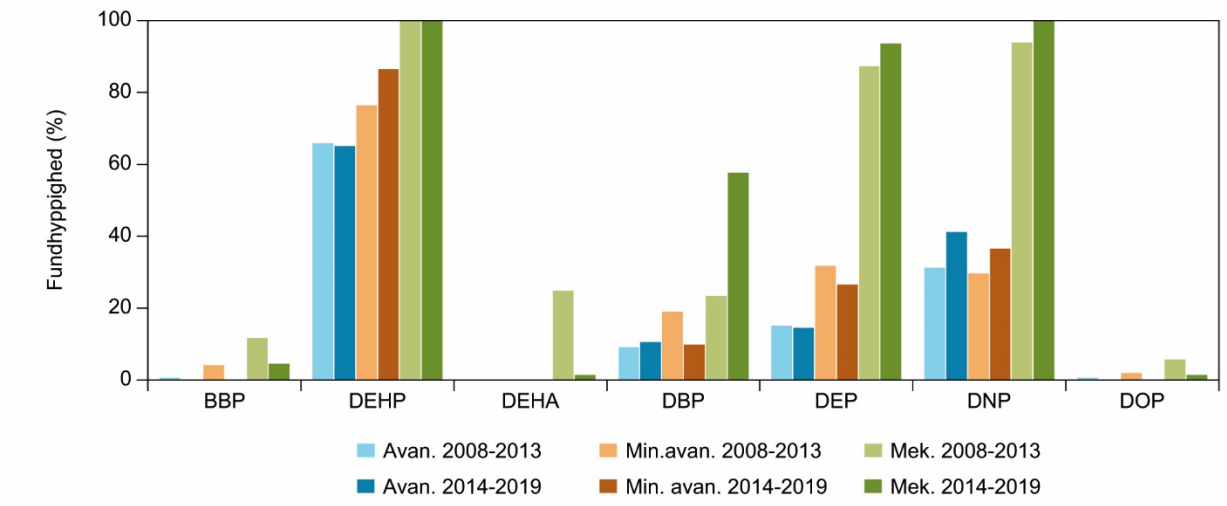
Blødgørere er målt i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning (tabel 16.3) samt fra regnbetingede udløb fra fælleskloakerede og separatkloakerede områder og slam fra bassiner, der modtager regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder (tabel 16.4 – 16.6).

Tabel 16.3. Blødgørere i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning beregnet på baggrund af udløbsdata fra renseanlæg i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
Benzylbuthylphthalat (BBP)											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,18	0,8	0,1	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1 - 0,5	19	75
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,12	4,3	0,1	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	<DG	0	0,1	10	30
Mekanisk	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,36	12	0,1	4	17
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,30	4,7	0,1 - 1	6	64
Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)											
Avanceret	2008-2013	2,5	0,38	<DG	<DG	7,2	37	66	0,1 - 0,5	27	118
Avanceret	2014-2019	1,4	0,23	<DG	<DG	3,3	17	65	0,1	19	75
Mindre avanceret	2008-2013	2,8	1,2	<DG	<DG	7,5	15	77	0,1 - 0,5	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	2,2	0,55	<DG	0,12	5,7	17	87	0,1 - 0,3	10	30
Mekanisk	2008-2013	11	6,7	1,0	3,5	23	61	100	0,1	4	17
Mekanisk	2014-2019	14	10	1,5	3,5	23	81	100	0,1	6	64
Di(2-ethylhexyl)adipat (DEHA)											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1	13	13
Avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1 - 0,5	19	75
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1	7	7
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1	10	30
Mekanisk	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,11	0,14	25	0,1	2	4
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,1	1,6	0,1 - 1	6	64
Dibuthylphthalat (DBP)											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,77	9,3	0,1 - 0,5	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	1,2	11	0,1 - 0,5	19	75
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,146	0,96	19	0,1 - 0,5	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,24	10	0,1 - 0,5	10	30
Mekanisk	2008-2013	0,22	0,25	<DG	0,11	0,25	0,35	24	0,1 - 0,5	4	17
Mekanisk	2014-2019	0,20	0,21	<DG	<DG	0,31	0,57	58	0,1 - 1	6	64
Diethylphthalat (DEP)											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,22	0,77	15	0,1 - 0,2	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,14	0,35	15	0,1 - 0,2	19	75
Mindre avanceret	2008-2013	0,35	<DG	<DG	<DG	1,3	2,9	32	0,1 - 0,2	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	0,18	<DG	<DG	<DG	0,36	1,2	27	0,1 - 0,2	10	30
Mekanisk	2008-2013	0,67	0,66	<DG	0,19	1,3	1,5	88	0,1 - 0,2	4	16
Mekanisk	2014-2019	0,75	0,60	<DG	0,20	1,5	3,0	94	0,1 - 1	6	64
Diisononylphthalat (DNP)											
Avanceret	2008-2013	1,1	0,15	<DG	<DG	0,63	32	31	0,1 - 0,3	27	118
Avanceret	2014-2019	0,38	0,15	<DG	<DG	0,49	8,8	41	0,1 - 0,3	19	75
Mindre avanceret	2008-2013	0,62	0,15	<DG	<DG	2,4	4,1	30	0,1 - 0,3	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	0,27	0,15	<DG	<DG	0,58	1,9	37	0,1 - 0,3	10	30
Mekanisk	2008-2013	3,1	3,2	<DG	0,79	6,2	7,5	94	0,1 - 0,3	4	17
Mekanisk	2014-2019	6,6	5,5	0,32	1,8	12	28	100	0,1 - 0,3	6	64

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
Di-n-octylphthalat (DOP)											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	1,2	0,8	0,1	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1	19	75
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,36	2,1	0,1	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1	10	30
Mekanisk	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,21	5,9	0,1	4	17
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,17	1,6	0,1 - 1	6	64

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0.



Figur 16.1. Fundhyppighed af blødgørere i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning (Avan.), mindre avanceret rensning (Min.avan.) og mekanisk rensning (Mek.) i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Fundprocenten er opgjort som procentdelen af målinger over detektionsgrænsen. Antallet af prøver/stationer, herunder fra hvilke typer af renseanlæg, der foreligger data, fremgår af tabel 16.3.

DEHP er den af de undersøgte blødgørere, der er fundet hyppigst i de undersøgte prøver af udløb fra alle tre grupper af renseanlæg (16.1.) Diethylphthalat (DEP) og diisononylphthalat (DNP) er fundet næsthyppigst. Alle blødgørere er fundet med størst hyppighed i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning. Der er kun mindre forskelle på fundhyppighederne i de to perioder 2008-2013 og 2014-2019.

DEHP er ligeledes fundet på højere koncentrationsniveau end de øvrige blødgørere i det undersøgte spildevand. Fælles for de undersøgte blødgørere er, at koncentrationsniveauerne er højere i spildevand fra renseanlæg med mekanisk rensning end i spildevand fra renseanlæg med henholdsvis avanceret rensning og mindre avanceret rensning.

Der er ikke indikation på, at DEHP eller de øvrige blødgørere, der er fastsat miljøkvalitetskrav for (tabel 16.1), er forekommet i udløb fra de undersøgte renseanlæg i koncentrationer, der har givet anledning til koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene for blødgørere i det overfladevand, der udledes til, når der tages udgangspunkt i, at der sker en fortynding med en faktor 10 ved udledning til overfladevand (Tørslev et al. 2002).

Der er ikke fundet statistisk forskel på koncentrationerne af blødgørere i udløb fra renseanlæg, der er undersøgt i både 2008-2013 og 2014-2019 (bilag 1).

Tabel 16.4. Blødgørere i regnbetingede udløb (RBU) fra fælleskloakerede områder i perioderne 2009-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
Benzylbuthylphthalat (BBP)										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1	1	12
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,11	0,16	15	0,1 - 0,2	2	39
Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)										
2008-2013	1,2	1,2	<DG	0,46	2,1	2,3	92	0,1	1	12
2014-2019	3,1	2,6	0,59	1,5	5,5	7,4	100	0,1	2	40
Di(2-ethylhexyl)adipat (DEHA)										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1	1	12
2014-2019	0,104	<DG	<DG	<DG	0,23	0,53	31	0,1 - 0,4	2	39
Dibuthylphthalat (DBP)										
2008-2013	0,28	0,25	<DG	0,21	0,25	0,79	33	0,1 - 0,5	1	12
2014-2019	0,21	0,24	<DG	<DG	0,31	0,80	58	0,1 - 0,5	2	40
Diethylphthalat (DEP)										
2008-2013	0,24	<DG	<DG	<DG	0,59	0,76	33	0,1 - 0,2	1	12
2014-2019	0,29	0,23	<DG	0,11	0,50	0,77	90	0,1 - 0,2	2	40
Diisononylphthalat (DNP)										
2008-2013	3,6	3,0	0,99	1,9	6,1	7,0	100	0,1 - 0,3	1	12
2014-2019	8,2	7,4	1,5	3,5	13	17	100	0,1 - 0,3	2	40
n-Octylphthalat (DOP)										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1	1	12
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1 - 0,2	2	39

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0.

I de undersøgte regnbetingede udløb fra fælleskloakerede og separatkloakerede områder er DEHP og DNP fundet med størst hyppighed (tabel 16.4 og 16.5). DNP er i regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder fundet på det 66højeste koncentrationsniveau og på niveau med de fundne koncentrationer i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning. Det samme gør sig ikke gældende i regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder. DEHP er fundet på samme koncentrationsniveau i regnbetingede udløb fra fælles- og separatkloakerede områder, og ikke som DNP på niveau med koncentrationerne i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning.

Der er ikke indikation på, at regnbetingede udløb har givet anledning til koncentrationer af blødgørere, der er højere end miljøkvalitetskravene for blødgørere i det overfladevand, der udledes til, når der tages udgangspunkt i, at der sker en fortynding med en faktor 10 ved udledning til overfladevand (Tørslev et al. 2002).

I slam fra de undersøgte bassiner til regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder er DNP og DEHP fundet med størst hyppighed og DNP på det højeste koncentrationsniveau (tabel 16.6). Da slam fra renseanlæg blev undersøgt i overvågningen i 2004-2009 blev DNP og DEHP ligeledes fundet med størst hyppighed, mens DEHP og DNP blev fundet på samme højeste koncentrationsniveau (Boutrup et al. 2015).

Tabel 16.5. Blødgørere i regnbetingede udløb (RBU) fra separatkloakerede områder i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
Benzylbuthylphthalat (BBP)										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,42	3,3	0,1	3	30
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1	2	26
Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)										
2008-2013	1,3	0,65	<DG	0,24	2,2	7,2	83	0,1 - 0,5	3	30
2014-2019	1,1	0,14	<DG	<DG	2,3	34	61	0,1	3	64
Di(2-ethylhexyl)-adipat (DEHA)										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1	2	8
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1	2	26
Dibuthylphthalat (DBP)										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,23	3,3	0,1 - 0,5	3	30
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,13	3,8	0,1 - 0,5	2	26
Diethylphthalat (DEP)										
2008-2013	0,22	<DG	<DG	<DG	0,42	1,5	30	0,1 - 0,2	3	30
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,39	1,6	0,1 - 0,2	3	64
Diisononylphthalat (DNP)										
2008-2013	0,86	0,26	<DG	<DG	2,4	5,2	53	0,1 - 0,3	3	30
2014-2019	0,88	0,16	<DG	<DG	3,3	6,7	58	0,1 - 0,5	3	64
Di-n-octylphthalat (DOP)										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1	3	30
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1	2	26

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0.

Tabel 16.6. Blødgørere i slam fra bassiner til regnbetingede afløb fra separatkloakerede områder i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: mg/kg TS	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
Benzylbuthylphthalat (BBP)										
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,010 - 0,020	2	6
Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)										
2008-2013	9,6	9,5	0,51	0,65	19	19	100	0,1	2	4
2014-019	5,4	1,7	<DG	0,14	8,9	34	83,3	0,010 - 0,20	3	12
Di(2-ethylhexyl)adipat (DEHA)										
2014-2019	0,053	<DG	<DG	<DG	0,074	0,46	41,7	0,010 - 0,020	3	12
Diisononylphthalat (DNP)										
2008-2013	26	20	4,1	4,1	54	62	100	0,15	2	4
2014-2019	14	9,7	2,3	3,5	18	56	100	0,02	3	12

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0.

16.3.2 Blødgørere i vandløb

Blødgørere er i vandløb undersøgt i både vandfasen og sediment i perioden 2014-2019, og begge steder i både kontrol og operationel overvågning (tabel 16.7 og 16.8). DEHP er desuden undersøgt ved operationel overvågning i 2008-2013.

Tabel 16.7. Blødgørere i vandprøver fra vandløb undersøgt ved kontrolovervågning og operationel overvågning i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detekti-ons-grænse	Antal prøver/ stationer
Benzylbuthylphthalat (BBP)								
Kontrol	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,1	56/14
Operationel	2014-2019	0,0043	<DG	<DG	<DG	3,4	0,1	234/38
Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)								
Kontrol	2014-2019	0,0058	<DG	<DG	<DG	3,8	0,1-0,5	160/14
Operationel	2008-2013	0,024	<DG	<DG	<DG	6,7	0,1	270/23
Operationel	2014-2019	0,020	<DG	<DG	<DG	9,5	0,1-0,15	444/38
Di(2-ethylhexyl)adipat (DEHA)								
Kontrol	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,07-0,3	56/14
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,07-0,1	234/38
Dibuthylphthalat (DBP)								
Kontrol	2014-2019	0,014	<DG	<DG	<DG	7,1	0,1	56/14
Operationel	2014-2019	0,018	<DG	<DG	<DG	9,4	0,1-0,15	234/38
Diisononylphthalat (DNP)								
Kontrol	2014-2019	0,23	<DG	<DG	0,18	13	0,1	56/14
Operationel	2014-2019	0,14	<DG	<DG	0,32	30	0,1	106/27
Di-n-octylphthalat (DOP)								

Tabel 16.8. Blødgørere i sediment fra vandløb undersøgt ved kontrolovervågning og operationel overvågning i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: mg/kg TS	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver/ stationer
Benzylbuthylphthalat (BBP)								
Kontrol	2014-2019	0,0040	<DG	i.b.	i.b.	91	10	5
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	10-20	9
Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)								
Kontrol	2008-2013	2,0	0,21	0,05	1,3	91	10-100	11
Kontrol	2014-2019	0,37	0,045	0,005	0,45	86	10	14
Operationel	2008-2013	1,9	0,52	0,05	3,5	85	10-100	26
Operationel	2014-2019	1,0	0,35	0,09	1,3	95	10	22
Di(2-ethylhexyl)adipat (DEHA)								
Kontrol	2008-2013	<DG	-	-	-	0	10-100	11
Kontrol	2014-2019	0,0067	<DG	<DG	0,04	17	10	12
Operationel	2008-2013	0,013	<DG	i.b.	i.b.	33	10-100	3
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	10-30	9
Dibuthylphthalat (DBP)								
Kontrol	2014-2019	0,020	0,02	i.b.	i.b.	60	10	5
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	10-100	9
Diisononylphthalat (DNP)								
Kontrol	2008-2013	6,0	<DG	<DG	2,7	45	150	11
Kontrol	2014-2019	1,2	0,030	<DG	1	58	20	12
Operationel	2008-2013	5,0	0,85	i.b.	i.b	67	150	3
Operationel	2014-2019	1,3	0,39	<DG	5,8	89	20-40	9
Di-n-octylphthalat (DOP)								
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	10	9

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0; i.b.: Ikke beregnet på grund af få data.

DNP er blandt de undersøgte blødgørere fundet med størst hyppighed i vandfasen i de undersøgte vandløb og DBP og DEHP med næststørst hyppighed ved både kontrolovervågning og operationel overvågning. De øvrige undersøgte blødgørere er ikke påvist eller kun påvist i få prøver. DNP er fundet på et koncentrationsniveau, der er ca. 10 gange højere end niveauet for de fundne koncentrationer af DBP og DEHP.

Der er ikke fundet indikation på, at der i vandfasen i de undersøgte vandløb har forekommet koncentrationer af blødgørere, der har været højere end miljøkvalitetskravene for blødgørerne (tabel 16.1).

I sediment i de undersøgte vandløb er DEHP fundet med størst hyppighed og DNP med næststørst hyppighed. De fundne koncentrationer af DEHP og DNP i vandløbssediment er på samme niveau. I det omfang, der er forskel på koncentrationsniveauerne i vandløb undersøgt ved henholdsvis kontrolovervågning og operationel overvågning, er koncentrationsniveauerne højest i vandløb undersøgt ved operationel overvågning. Der er ikke fastsat miljøkvalitetskrav for blødgørere i sediment.

Der er ikke tilstrækkeligt datagrundlag til, at det kan vurderes, om der er signifikant forskel på koncentrationerne af blødgørerne i vandløb undersøgt i både 2008-2013 og 2014-2019.

16.3.3 Blødgørere i søer

Blødgørere er i søer undersøgt i sediment ved kontrol- og operationel overvågning (tabel 16.9).

Tabel 16.9. Blødgørere i sediment i søer undersøgt ved kontrolovervågning og operationel overvågning i perioderne 2011-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: mg/kg TS	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal prøver/stationer
Benzylbuthylphthalat /BBP)								
Kontrol	2014-2019	0,00051	<DG	<DG	<DG	2,6	0,01-0,05	39
Operationel	2014-2019	0,0006	<DG	<DG	<DG	2,0	0,01-0,04	51
Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)								
Kontrol	2011-2013	0,18	0,05	0,005	0,39	46	0,01-0,1	41
Kontrol	2014-2019	0,14	0,055	0,005	0,4	65	0,01-0,15	60
Operationel	2011-2013	0,63	0,17	0,005	1,2	65	0,01-0,1	108
Operationel	2014-2019	0,33	0,13	0,005	0,79	71	0,01-0,05	164
Di(2-ethylhexyl)adipat (DEHA)								
Kontrol	2011-2013	0,012	<DG	<DG	<DG	9,7	0,01-0,1	31
Kontrol	2014-2019	0,00067	<DG	<DG	<DG	1,7	0,01-0,03	60
Operationel	2011-2013	0,036	<DG	<DG	<DG	6,9	0,01-0,1	29
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,01-0,05	77
Dibuthylphthalat (DBP)								
Kontrol	2014-2019	0,00051	<DG	<DG	<DG	5,1	0,01-0,03	39
Operationel	2014-2019	0,0039	<DG	<DG	<DG	5,9	0,01-0,1	51
Diisononylphthalat (DNP)								
Kontrol	2011-2013	0,047	<DG	<DG	0,29	13	0,15-0,2	31
Kontrol	2014-2019	0,18	0,03	0,01	0,55	48	0,02-0,2	60
Operationel	2011-2013	0,040	<DG	<DG	0,19	14	0,15-0,2	29
Operationel	2014-2019	0,19	0,05	0,01	0,52	52	0,02-0,2	77

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0.

I de undersøgte sedimentprøver fra søer er det DEHP, der blandt de undersøgte blødgørere er fundet med størst hyppighed og DNP med næststørst hyppighed. De øvrige blødgørere er påvist i få af de undersøgte prøver. DEHP er fundet på det højeste koncentrationsniveau, hvor det højeste niveau er i søer undersøgt ved operationel overvågning.

I det omfang der har været datagrundlag for at undersøge eventuel ændring i koncentrationen af blødgørere i søsediment fra 2011-2013 til 2014-2019, har der ikke været signifikant ændring (bilag 1).

16.3.4 Blødgørere i marine områder

Blødgørere er undersøgt i sediment fra marine områder (tabel 16.10).

Tabel 16.10. Blødgørere i sediment fra det marine miljø i perioden 2008-2013, 2014-2019 og 2015-2016. Data fra 2015-2016 er fra stationer i havstrategiovervågningen. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: mg/kg TS	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver
Butylbenzylphthalat (BBP)							
2008-2013	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.		i.a.	i.a.
2014-2019	2	1	0,001	0,006	50	0,001	132
2015-2016	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.		i.a.	i.a.
Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)							
2008-2013	0,167	0,084	0,005	0,375	93	0,002	202
2014-2019	0,141	0,092	0,015	0,339	97	0,0004 – 0,002	215
2015-2016	0,031	0,022	0,001	0,078	75	0,001	20
Di(2-ethylhexyl)adipat (DEHA)							
2008-2013	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.		i.a.	i.a.
2014-2019	0,090	0,037	0,001	0,267	84	0,001	146
2015-2016	0,003	0,001	0,001	0,014	45	0,001	20
Dibutylphthalat (DBP)							
2008-2013	0,050	0,021	0,001	0,142	88	0,001	210
2014-2019	0,048	0,023	0,001	0,118	88	0,001	217
2015-2016	0,011	0,009	0,001	0,027	80	0,001	20
Diethylphthalat (DEP)							
2008-2013	0,011	0,003	0,001	0,037	56	0,002	110
2014-2019	0,015	0,010	0,001	0,036	83	0,002	63
2015-2016	0,006	0,005	0,001	0,015	100		10
Diisodecylphthalat							
2008-2013	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.		i.a.	i.a.
2014-2019	0,258	0,177	0,019	0,610	95	0,001 – 0,010	129
2015-2016	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.		i.a.	i.a.
Diisononylphthalat (DNP)							
2008-2013	0,379	0,143	0,013	0,896	94	0,010	179
2014-2019	0,214	0,106	0,019	0,546	96	0,001 – 0,010	204
2015-2016	0,031	0,022	0,010	0,077	75	0,010	20
Di-n-octylphthalat (DOP)							
2008-2013	0,005	0,001	0,001	0,013	55	0,001	210
2014-2019	0,004	0,001	0,001	0,008	56	0,001 – 0,010	217
2015-2016	<DG	-	-	-	0	0,001	20

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0; i.a.: Ikke analyseret.

De undersøgte blødgørere er alle fundet med hyppigheder over 50% i sediment fra de undersøgte kystnære marine områder (tabel 16.10). Det samme gælder med undtagelse af DOP i sediment fra de undersøgte åbne marine områder (Havstrategidirektivet). Diisodecylphtalat, som alene er undersøgt i perioden 2014-2019 i kystnære marine områder, er i de undersøgte prøver fundet på det højeste koncentrationsniveau. Blandt de øvrige blødgørere er DNP fundet på det højeste koncentrationsniveau og dernæst DEHP.

16.4 Sammenfatning

DEHP er den af blødgørerne, der er fundet hyppigst i udløb fra de tre grupper af undersøgte renseanlæg. Diisononylphthalat (DNP) er fundet med næststørst hyppighed og dernæst diethylphthalat. I regnbetingede udløb fra fælleskloakerede og separatkloakerede områder samt slam fra bassiner til regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder er DEHP og DNP ligeledes de hyppigst fundne blødgørere.

DEHP er i udløb fra renseanlæg fundet på det højeste koncentrationsniveau med det højeste niveau i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning. DEHP og diisononylphthalat (DNP) er blandt de undersøgte blødgørere ligesom i spildevand og slam fra bassiner til regnbetingede udløb fundet med størst hyppighed i sediment i både vandløb og søer. I vandfasen i vandløb er DNP fundet med størst hyppighed.

Der er ikke fundet indikation på, at udløb fra de undersøgte renseanlæg eller regnbetingede udløb har givet anledning til koncentrationer af blødgørere, der er højere end miljøkvalitetskravene for blødgørere i det overfladevand, der udledes til. Ligeledes er der ikke fundet indikation på, at blødgørere er forekommet i de undersøgte vandløb i koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene.

I sediment fra kystnære marine områder er de undersøgte blødgørere fundet i 50-100% af de undersøgte prøver og generelt med større hyppighed end i sediment fra vandløb og søer. DEHP og DNP er fundet på de højeste koncentrationsniveauer i sediment i både vandløb og søer, mens diisodecylphthalat er fundet på det højeste koncentrationsniveau i åbne marine områder. Der er ikke undersøgt for diisodecylphthalat i sediment fra vandløb og søer.

Fundhyppigheder og medianværdier for DEHP og diisononylphthalat (DNP) i sediment fra vandløb, søer og marine områder er vist i tabel 16.11.

Tabel 16.11. Fundhyppighed og median af DEHP og diisononylphthalat i sediment i vandløb, søer og marine områder i 2014-2019, åbne marine områder dog 2015-2016.

	Vandløb				Sø				Marin			
	Kontrol		Operationel		Kontrol		Operationel		Kystnære		Åbne	
	Fund		Fund		Fund		Fund		Fund		Fund	
Enhed: mg/kg TS	**(%)**	**Median**	**(%)**	**Median**	**(%)**	**Median**	**(%)**	**Median**	**(%)**	**Median**	**(%)**	**Median**
DEHP	96	0,045	95	0,35	65	0,055	71	0,13	97	0,092	75	0,022
Diisononylphthalat	58	0,030	89	0,39	48	0,03	52	0,05	96	0,106	75	0,022

Der er ikke fundet statistisk forskel på koncentrationerne af blødgørere i udløb fra renseanlæg, der er undersøgt i både 2008-2013 og 2014-2019, eller i søer undersøgt i både 2011-2013 og 2014-2019. Der er ikke tilstrækkeligt datagrundlag til, at det kan vurderes, om der er signifikant forskel på koncentrationerne af blødgørerne i vandløb undersøgt i både 2008-2013 og 2014-2019.

17 Organotinforbindelser

En meget udbredt anvendelse af organotinforbindelser har været anvendelsen af tributyltin (TBT) som antibegroningsmiddel i bundmaling til skibe og som biocid i træbeskyttelsesmidler. Triphenyltin (TPhT) har haft samme anvendelse. Disse anvendelser er ikke længere tilladt. De øvrige organotinforbindelser, mono- og dibutyltin anvendes som stabilisator i PVC-plast, og forekommer desuden som nedbrydningsprodukter af TBT.

TBT virker specifikt på snegle ved at fremprovokere kønsændringer i ellers normalt kønnede havsnegle. Undersøgelse af denne effekt indgår i overvågningen (senest i Hansen, 2021), men er ikke beskrevet i nærværende rapport.

TBT og TPhT er langsomt nedbrydelige og bioakkumulerbare stoffer, og vil ud fra deres fysisk-kemiske egenskaber primært forekomme partikulært bundne. TBT nedbrydes til dibutyltin og monobutyltin, som er mindre giftige end TBT.

17.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status

Vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer omfatter tributyltinforbindelser, som de eneste fra gruppen af organotinforbindelser. Tributyltin har været med i overvågningen af punktkilder og overfladevand siden 2004.

Tributyltin og triphenyltin er på HELCOM's liste over prioriterede stoffer.

17.2 Kvalitetskrav

Miljøkvalitetskrav for organotinforbindelser i overfladevand er oplistet i tabel 17.1.

Tabel 17.1. Miljøkvalitetskrav for tributyltin i overfladevand (Miljø- og Fødevareministeriet 2017).

	Vand (vandløb, søer og havet) (µg/l)			
	Generelt kvalitetskrav		Maksimumkoncentration	
	Fersk	Marin	Fersk	Marin
Tributyltin (TBT)	0,0002	0,0002	0,0015	0,0015

17.3 Organotinforbindelser i overvågningen

Organotinforbindelser, der er undersøgt i overvågningen i 2008-2019 og beskrevet i nærværende rapport, fremgår af tabel 17.2. Organotinforbindelser har været med i overvågningen siden 2004 (Boutrup et al. 2015). Udover butyl- og triphenyltin, som indgår programbeskrivelsen, er der målt for en række andre organotinforbindelser, ligesom effekten af tributyltin på havsnegle indgår. De biologiske effektdata er ikke behandlet i denne rapport, men VDS (Vas Deference Sekvens) indgår som indikator i de regionale havkonventioner.

Tabel 17.2. Organotinforbindelser beskrevet i nærværende rapport.

	Punktkilder			Vandløb		Søer	Marine områder	
	Spildevand	RBU (vand)	RBU (slam)	Sediment	Vand	Sediment	Sediment	Biota
Monobutyltin (MBT)	X	X	X	X		X	X	X
Dibutyltin (DBT)	X	X	X	X		X	X	X
Tributyltin (TBT)	X	X	X	X	X	X	X	X
Triphenyltin (TPhT)	X		X	X		X	X	X
Dioctyltin								X
Diphenyltin								X
Monooctyltin								X
Monophenyltin								X
Tetrabutyltin								X
Tricyklohexyltin								X

17.3.1 Organotinforbindelser i punktkilder

Organotinforbindelser er målt i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning (tabel 17.3). Desuden er organotinforbindelser målt i regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder og slam fra bassiner til regnbetingede udløb i separatkloakerede områder (tabel 17.4 og tabel 17.5).

Tabel 17.3. Organotinforbindelser i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning beregnet på baggrund af udløbsdata fra renseanlæg i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
Dibutyltin											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,002	1,3	0,001 - 0,005	17	78
Avancert	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,004	2,3	0,001 - 0,005	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	0,003	<DG	<DG	<DG	<DG	0,072	5,3	0,001 - 0,005	12	38
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,001 - 0,005	10	30
Mekanisk	2008-2013	0,004	0,003	<DG	0,003	0,007	0,012	35	0,001 - 0,005	4	17
Mekanisk	2014-2019	0,005	0,002	<DG	<DG	0,005	0,13	34	0,001 - 0,01	6	64
Monobutyltin											
Avanceret	2008-2013	0,019	0,011	<DG	0,005	0,044	0,14	58	0,001 - 0,01	17	78
Avanceret	2014-2019	0,008	0,005	<DG	0,003	0,015	0,078	53	0,001 - 0,01	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	0,026	0,017	<DG	0,005	0,065	0,10	74	0,001 - 0,01	12	38
Mindre avanceret	2014-2019	0,005	0,005	<DG	0,002	0,005	0,012	37	0,001 - 0,01	10	30
Mekanisk	2008-2013	0,025	0,019	<DG	0,011	0,048	0,083	94	0,001 - 0,01	4	17
Mekanisk	2014-2019	0,026	0,014	<DG	0,005	0,052	0,16	88	0,001 - 0,01	6	64
Tributyltin (TBT)											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	1,3	0,001 - 0,004	17	78
Avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,001 - 0,004	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,021	2,6	0,001 - 0,004	12	38
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,001 - 0,004	10	30
Mekanisk	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	5,9	0,001 - 0,004	4	17
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,005	7,8	0,001 - 0,01	6	64
Triphenyltin(TPhT)											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,002	3,1	0,001	23	65
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,001	3	9

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0.

Monobutyltin er blandt de undersøgte organotinforbindelser fundet hyppigst i de undersøgte prøver fra udløb fra alle tre grupper af renseanlæg, og med størst hyppighed på renseanlæg med mekanisk rensning, hvor den er ca. 90%. Der er dog det forbehold, at der er undersøgt færre anlæg / prøver fra renseanlæg med mekanisk rensning end fra de to andre grupper af renseanlæg. De øvrige organotinforbindelser er påvist i mindre end 10% af de undersøgte prøver, bortset fra dibutyltin, som er påvist i ca. 35% af de undersøgte prøver fra renseanlæg med mekanisk rensning. Der er generelt lavere fundhyppighed af organotinforbindelser i prøverne indsamlet i perioden 2014-2019 end i 2008-2013.

Der er fastsat miljøkvalitetskrav for TBT (tabel 17.1). Der er i udløb fra renseanlæg med mindre avanceret rensning fundet TBT-koncentrationer, som med udgangspunkt i, at der sker en fortynding med en faktor 10 ved udledning til overfladevand, har været højere end miljøkvalitetskravets maksimumkoncentration for TBT i overfladevand på 0,0015 µg / l. Den højest målte koncentration i det undersøgte spildevand fra renseanlæg med mindre avanceret rensning er 0,021 µg / l (2008-2013). Der er ikke indikation på, at udledningen af spildevand fra de undersøgte prøver fra renseanlæg eller regnbetingede udledninger har givet anledning til koncentrationer, der i det overfladevand, der udledes til, er højere end det generelle miljøkvalitetskrav for TBT i overfladevand på 0,0002 µg / l.

Monobutyltin er blandt de undersøgte organotinforbindelser fundet på det højeste koncentrationsniveau med det højeste niveau i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning. Koncentrationen af monobutyltin var i udløb fra renseanlæg med mindre avanceret rensning signifikant højere i 2008-2013 end i 2014-2019. En kilde til monobutyltin kan være nedbrydning af dibutyltin og tributyltin. Det vil bl.a. afhænge af opholdstiden i renseanlægget, om det er tilfældet i spildevand. Der er ikke tilsvarende signifikant forskelle i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning eller renseanlæg med mekanisk rensning.

Tabel 17.4. Organotinforbindelser i regnbetingede udløb (RBU) fra fælleskloakerede områder i perioderne 2009-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse

Enhed: µg/l	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
Dibutyltin										
2008-2013	0,004	0,003	<DG	0,003	0,007	0,008	42	0,001 - 0,005	1	12
2014-2019	0,003	0,003	<DG	<DG	0,004	0,008	32	0,001 - 0,005	2	34
Monobutyltin										
2008-2013	0,017	0,018	<DG	0,006	0,027	0,029	83	0,001 - 0,01	1	12
2014-2019	0,019	0,013	<DG	0,005	0,030	0,150	86	0,001 - 0,01	2	35
Tributyltin (TBT)										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,001 - 0,004	1	12
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,005	2,9	0,001 - 0,005	2	34

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0; i.b.: Ikke beregnet.

I de undersøgte regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder er monobutyltin med fundhyppighed på ca. 85% den hyppigst påviste af de undersøgte organotinforbindelser ligesom i udløb fra renseanlæg. Koncentrationsniveauet af monobutyltin i regnbetingede udløb svarer til koncentrationsniveauet i de undersøgte udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning.

De undersøgte organotinforbindelser er alle påvist i slam fra bassiner til regnbetingede udløb i separatkloakerede områder (tabel 17.5). Der foreligger kun få prøver, og derfor et usikkert grundlag for at drage konklusioner.

Tabel 17.5. Organotinforbindelser i slam fra bassiner til regnbetingede afløb fra separatkloakerede områder i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse

Enhed: mg/kg TS	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
Dibutyltin										
2008-2013	0,0072	0,0081	<DG	<DG	0,011	0,011	75	0,003	2	4
2014-2019	0,020	0,020	0,014	0,016	0,024	0,026	100	0,001	2	4
Monobutyltin										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,0095	0,012	25	0,007	2	4
2014-2019	0,052	0,05	0,02	0,026	0,080	0,088	100	0,001	2	4
Tributyltin (TBT)										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,002	2	4
2014-2019	0,0025	0,0018	<DG	<DG	0,0049	0,0057	50	0,001	2	4
Triphenyltin(TPhT)										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,001	2	4
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,00017	0,0002	50	0,0001	2	4

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0; i.b.: Ikke beregnet.

17.3.2 Organotinforbindelser i vandløb

Organotinforbindelser er i vandløb undersøgt i sediment ved både kontrolovervågning og operationel overvågning i perioden 2008-2019 (tabel 17.6).

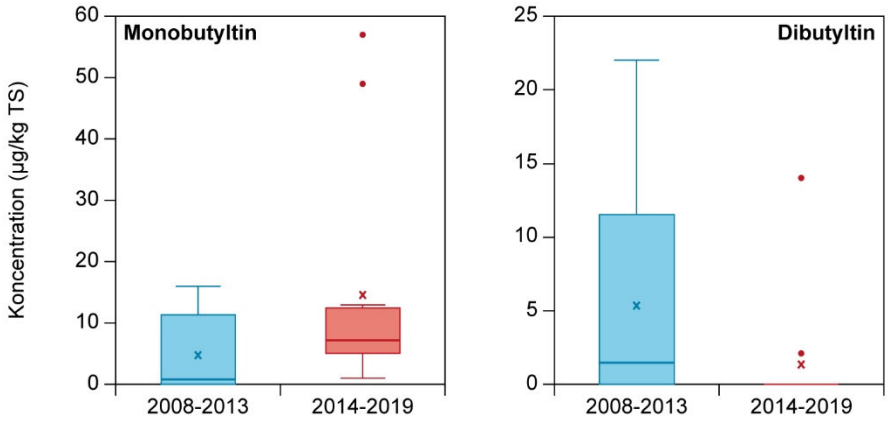
Tabel 17.6. Organotinforbindelser i sediment fra vandløb undersøgt ved kontrolovervågning og operationel overvågning i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/kg TS	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal prøver/ stationer
Dibutyltin								
Kontrol	2008-2013	5,6	0	0	15	45	1-5	11
Kontrol	2014-2019	9,9	0	0	14	24	1-10	21
Operationel	2008-2013	5,6	6,5	i.b.	i.b.	100	1-3	3
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	1	1
Monobutyltin								
Kontrol	2008-2013	4,9	0	0	15	45	1-7	11
Kontrol	2014-2019	15	6,8	0	49	24	1-5	21
Operationel	2008-2013	5,6	3,8	0	13	100	1-7	3
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	1	1
Tributyltin (TBT)								
Kontrol	2008-2013	1,7	<DG	<DG	2,1	18	1-2	11
Kontrol	2014-2019	2,0	<DG	<DG	1,9	16	1-5	25
Operationel	2008-2013	<DG	-	-	-	0	1-2	3
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	1	1
Triphenyltin(TPhT)								
Kontrol	2008-2013	<DG	-	-	-	0	0,1-1	11
Kontrol	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,1-0,5	25
Operationel	2008-2013	<DG	-	-	-	0	0,1-1	3
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,1	1

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0.

I vandfasen er der ved den operationelle overvågning i 2008-2013 undersøgt for organotinforbindelsen tributyltin (TBT) på 12 stationer (i alt 140 prøver). TBT blev ikke påvist i nogen af prøverne (detektionsgrænse 0,001-0,002 µg/l). Det er ikke med de anvendte detektionsgrænser muligt at vurdere, om der har forekommet koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravet for TBT i overfladevand på 0,0002 µg/l eller miljøkvalitetskravets maksimumkoncentration på 0,0015 µg/l (tabel 17.1). Mono- og dibutyltin er fundet i 24 - 45% af de undersøgte prøver indsamlet i kontrolovervågningen af sediment fra vandløb (tabel 17.6). Stofferne blev kun undersøgt i få prøver ved den operationelle overvågning.

Koncentrationerne af dibutyltin i sediment var signifikant lavere ved undersøgelse i 2014-2019 end i 2008-2013 på stationer, der er undersøgt i begge perioder (bilag 1). Det modsatte gør sig gældende for monobutyltin, idet der er signifikant højere sedimentkoncentrationer ved undersøgelse i 2014-2019 end i 2008-2013 (figur 17.1). En forklaring kan være, at sedimentets indhold af dibutyltin i den mellemliggende periode er blevet nedbrudt til monobutyltin. Der er ikke fastsat miljøkvalitetskrav for organotinforbindelser i sediment, og de fundne koncentrationer er derfor ikke vurderet i forhold til miljøkvalitetskrav.



Figur 17.1. Koncentration af monobutyltin og dibutyltin i vandløbssediment i perioderne 2008-2013 og 2014-2019 illustreret ved boksplot.

17.3.3 Organotinforbindelser i søer

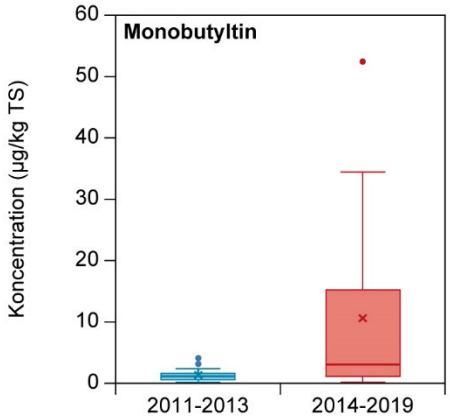
Organotinforbindelser er i søer undersøgt i sediment ved både kontrolovervågning og operationel overvågning i perioden 2011-2019 (tabel 17.7).

Alle de undersøgte organotinforbindelser er påvist i sediment fra søer. Monobutyltin og dibutyltin er fundet med fundhyppigheder på samme niveau og uden generelle forskelle mellem kontrolovervågning og operationel overvågning eller mellem de to perioder 2011-2013 og 2014-2019. Monobutyltin og dibutyltin er ligeledes fundet på et højere koncentrationsniveau i de undersøgte søer end TBT og TPhT.

Tabel 17.7. Organotinforbindelser i sediment i søer undersøgt ved kontrolovervågning og operationel overvågning i perioderne 2011-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/kg TS	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal prøver/stationer
Dibutyltin								
Kontrol	2011-2013	3,9	1,65	0,5	12	56	1-3	34
Kontrol	2014-2019	2,3	1,05	0,5	5,6	33	0,3-10	60
Operationel	2011-2013	7,7	2,6	1,5	21	57	1-30	63
Operationel	2014-2019	5,5	2,3	0,5	10	49	1-20	88
Monobutyltin								
Kontrol	2011-2013	3,4	3,5	0,5	6,2	65	1-7	34
Kontrol	2014-2019	21	9,1	1,7	47	88	1-15	60
Operationel	2011-2013	4,1	3,5	1,2	7,8	21	1-70	63
Operationel	2014-2019	8,0	3,1	0,5	21	78	1-5	88
Tributyltin (TBT)								
Kontrol	2011-2013	1,5	0,75	0,5	3,9	26	1-10	34
Kontrol	2014-2019	1,7	0,5	0,5	5	23	1-12	60
Operationel	2011-2013	3,4	1	0,5	5,8	33	1-20	63
Operationel	2014-2019	1,8	<DG	<DG	<DG	8,0	1-36	88
Triphenyltin(TPhT)								
Kontrol	2011-2013	0,081	<DG	<DG	0,4	19	0,1-1	31
Kontrol	2014-2019	0,068	<DG	<DG	0,25	13	0,1-2	60
Operationel	2011-2013	0,021	<DG	<DG	<DG	6,9	0,1-1	29
Operationel	2014-2019	0,039	<DG	<DG	0,2	14	0,1-4	28

Koncentrationen af monobutyltin i søsediment ved stationer, hvor der er målt i 2011-2013 og i 2014-2019, var signifikant højere i 2014-2019 end i 2011-2013 (figur 17.2). Der blev ikke fundet signifikante forskelle mellem de to perioder blandt de øvrige undersøgte organotinforbindelser i søsediment (bilag 1).



Figur 17.2. Koncentration af monobutyltin i søsediment i perioderne 2011-2013 og 2014-2019 illustreret ved boksplot

17.3.4 Organotinforbindelser i marine områder

Organotinforbindelser er i marine områder undersøgt i sediment i kystnære områder og åbne områder (Havstrategidirektivet) (tabel 17.8) samt i muslinger og i lever fra fisk (tabel 17.9 og 17.10).

Tabel 17.8. Organotinforbindelser i sediment fra det marine miljø i perioden 2008-2013 og 2014-2019. Data fra 2015-2016 er fra stationer i havstrategiovervågningen. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse. Forskellene i detektionsgrænserne afspejler, at analyserne er udført af to laboratorier, og analysemetodernes følsomhed er generelt påvirket af sedimentets svovlindhold.

Enhed: µg/kg TS	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal prøver
Tributyltin (TBT)							
2008-2013	16	4,6	2,4	31	46	2,44	180
2014-2019	24	4,9	1	67	34	1 – 2,44	85
2015-2016	<2,44	-	-	-	0	1-2,44	20
Dibutyltin							
2008-2013	8,3	2,4	1,3	23	44	1,96	181
2014-2019	11	3,9	1	29	25	1 – 5	85
2015-2016	<DG	-	-	-	0	0,98-1,96	20
Monobutyltin							
2008-2013	6,8	3,0	0,74	15	44	1,48	165
2014-2019	14	5,9	1	44	28	1 – 1,48	85
2015-2016	1,1	1,1	<DL	<DL	5	1-4,4	20
Triphenyltin(TPhT)							
2008-2013	<DG	-	-	-	0	14,75	111
2014-2019	27	15	0,1	65	7,1	0,1 – 14,75	85
2015-2016	<5,9	-	-	-	0	0,1 – 5,9	20

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0.

Tabel 17.9. Organotinforbindelser i muslinger fra marine områder i 2008 – 2013 og 2014-2019.

Enhed: µg/kg	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal prøver
Tributyltin (TBT)							
2008-2013	5,1	2,9	1,2	8,9	87	2,44	250
2014-2019	5,0	2,2	0,54	14	64	2,44	187
Dibutyltin (DBT)							
2008-2013	3,0	2,0	0,98	6,0	78	1,96	250
2014-2019	1,9	1,2	0,3	3,7	43	1,96	187
Monobutyltin (MBT)							
2008-2013	1,5	0,89	0,447	2,4	63	1,48	250
2014-2019	1,2	0,89	0,3	2,2	20	1,48	187
Triphenyltin(TPhT)							
2008-2013	7,0	5,9	3,0	15	2,3	5,9	214
2014-2019	7,1	5,9	0,3	15	6,2	0, -29,5	177
Dioctyltin							
2016-2016	<0,4	-	-	-	0	0,1-0,4	51
Diphenyltin							
2012-2013	<11	-	-	-	0	0,1-11	50
2014-2017	<11	-	-	-	0	0,1-11	50
Monooctyltin							
2016-2016	<DG	-	-	-	0	0,4	50
Monophenyltin (MPhT)							
2016-2016	<DG	-	-	-	0	0,3	50
Tetrabutyltin							
2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,3	51
Tricyklohexyltin							
2016-2016	<DG	-	-	-	0	0,1-0,3	51

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0.

Tabel 17.10. Organotinforbindelser i lever fra fisk fra marine områder i 2008 – 2013 og 2014-2019.

Enhed: µg/kg	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver
Tributyltin (TBT)								
Fisk, lever	2008-2013	11	2,4	1,3	55	88	2,44	24
	2014-2019	4,0	1,5	0,3	6,3	68	2,44	19
Dibutyltin (DBT)								
Fisk, lever	2008-2013	8,3	2,7	1,2	24	88	1,96	24
	2014-2019	3,8	1,2	0,3	4,7	74	1,96	19
Monobutyltin (MBT)								
Fisk, lever	2008-2013	1,6	0,89	0,592	3,6	75	1,48	24
	2014-2019	0,96	0,74	0,3	1,5	58	1,48	19
Triphenyltin(TPhT)								
Fisk, lever	2008-2013	29	14	3,4	75	71	5,9	24
	2014-2019	14	12	0,3	35	84	8,85	19
Dioctyltin								
Fisk, lever	2008-2013	-	-	-	-		-	-
	2014-2019	0,4	-	-	-	0	0,4	7
Diphenyltin								
Fisk, lever	2012-2013	7,1	4,2	1,1	26	76	10,55	21
	2014-2017	7,2	2,5	0,3	37	69	10,55	16
Monooctyltin								
Fisk, lever	2008-2013	-	-	-	-		-	-
	2016-2016	0,4	-	-	-	0	0,4	7
Monophenyltin (MPhT)								
Fisk, lever	2008-2013	1,9	0,94	0,78	4,0	38	7,8	21
	2016-2016	1,3	0,78	0,3	3,9	60	7,8	15
Tetrabutyltin								
Fisk, lever	2008-2013	-	-	-	-		-	-
	2016-2016	<DG	-	-	-	0	0,3	7
Tricyklohexyltin								
Fisk, lever	2008-2013	-	-	-	-		-	-
	2016-2016	<DG	-	-	-	0	0,3	7

-: ikke bestemt da fundhyppigheden er 0

TBT, dibutyltin og monobutyltin er påvist i 25-46% af de undersøgte sedimentprøver fra kystnære områder. Fundhyppigheden af de tre stoffer er på samme niveau, men dog lavere i perioden 2014-2019 end i 2008-2013. Dette afspejler sig ikke tilsvarende i koncentrationsniveauerne, idet de tre stoffer er fundet på samme koncentrationsniveau og uden forskel på koncentrationsniveauerne i de to perioder.

Monobutyltin er som den eneste af de undersøgte organotinforbindelser påvist i én enkelt sedimentprøve fra de undersøgte åbne marine områder. I muslinger fra de undersøgte marine områder er TBT, dibutyltin og monobutyltin fundet med størst hyppighed. Fundhyppigheden har generelt været lavere i perioden 2014-2019 end i 2008-2013. I det omfang triphenyltin er påvist i muslinger, har det været på højere koncentrationsniveau end de øvrige organotinforbindelser. Der er ikke påvist andre organotinforbindelser i muslinger.

I lever fra fisk fra de undersøgte marine områder er TBT, dibutyltin og monobutyltin fundet med hyppigheder på samme niveau som i muslinger. Phenyltinforbindelserne er påvist med langt større hyppighed i fiskelever (94-38%) end i muslinger (0-6%). I fiskelever er triphenyltin og diphenyltin fundet

med hyppigheder på samme niveau som butyltinforbindelserne, mens monophenyltin er fundet med lidt lavere hyppighed. Der er ikke påvist di / monooctyltin, tetrabutyltin eller cyklohexyltin i fiskeleverprøverne fra 2016, som blev analyseret for disse organotinforbindelser.

Tabel 17.11. Koncentrationsudvikling for organotinforbindelser mellem 2008-2013 og 2014-2019. I tabellen er vist andelen af stationer med stigninger og fald (t-test, parret p<=0,05) samt andelen, hvor der ikke er en statistisk udvikling (p>0,05). Antal stationer, hvor der var data fra mere end 4 år (minimum for t-test) er angivet (5. kolonne). Antal år i tidsserien er angivet som mindste-højeste antal år ved de undersøgte stationer (maks. 12) (6. kolonne). I parentes er angivet det maksimale antal år i henholdsvis 2008-2013 og 2014-2019. Signifikant forskel mellem alle prøver fra 2008-2013 og 2014-2019 er markeret med *, hvis p-værdien for t-test er over 0,01, er den angivet til information.

Parameter	Stigende trend (+)	faldende trend (-)	Ingen trend (0)	Antal stationer	Antal år i tidsserien
Tributyltin (TBT)	4%	35%	61%	26	4-11 (6 : 6)
Dibutyltin	0%	23%	77%	26	4-11 (6 : 6)
Monobutyltin	4%	15%	81%	26	4-11 (6 : 6)

Triphenyltin er fundet på det højeste koncentrationsniveau, og diphenyltin, tributyltin og dibutyltin på det næsthøjeste niveau. Stoffernes biologiske effekt er forskellig, idet tri-forbindelserne generelt er mest giftige og mono-forbindelserne mindst giftige, og kun TBT påvirker marine snegles reproduktion ved miljørelevante koncentrationsniveauer.

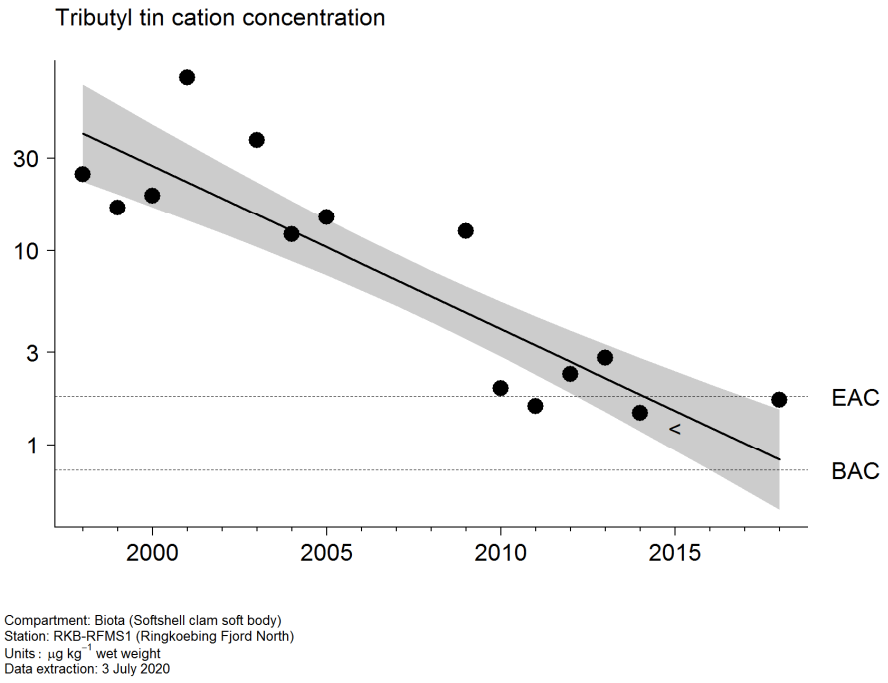
Ved statistisk analyse af udviklingen i indholdet af TBT i muslinger er der fundet fald i TBT-niveauet ved ca. en tredjedel af stationerne (tabel 17.11). Faldet er især sket efter forbuddet på brugen af TBT som antibegroningsmiddel i skibsmaling, som trådte i kraft i 2003. I de senere år har koncentrationsniveauet stabiliseret sig på et niveau, der ligger omkring detektionsgrænsen. Dette er eksemplificeret med TBT-indhold i sandmuslinger fra Ringkøbing Fjord (figur 17.3), hvor der ses et næsten konstant lavt niveau fra 2010 og fremefter. For de 26 stationer, hvor det er muligt at sammenligne koncentrationerne i 2008-2013 og 2014-2019, er der ved 35% af stationerne lavere koncentration i 2014-2019 end i 2008-2013, mens der ikke er forskel i 61% af tilfældene. For nedbrydningsprodukterne dibutyltin og monobutyltin ses et lidt mindre fald fra 2008-2013 til 2014-2019, men koncentrationsniveauerne var som udgangspunkt også lavere og er nu generelt omkring detektionsgrænsen. De to tilfælde med opadgående trends skyldes usædvanlig lav spredning mellem årene, alle resultaterne er tæt på detektionsgrænsen og den faktiske stigning er mindre end detektionsgrænsen men meget konstant for de to forskellige stationer, hvor der findes stigende tendens af hhv. mono- og tributyltin.

Sammenfatning

Monobutyltin er den hyppigst påviste af organotinforbindelserne i udløb fra renseanlæg og regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder, og samtidig den af organotinforbindelserne, der er fundet på det højeste koncentrationsniveau.

TBT i udløb fra renseanlæg kan have medført koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravets maksimumkoncentration i det overfladevand, der udledes til fra renseanlæg. Det er ikke muligt med de detektionsgrænser, der er anvendt ved analyse af vandprøver fra vandløb, at vurdere, om der er forekommet koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravet.

Monobutyltin og dibutyltin er blandt de undersøgte organotinforbindelser fundet hyppigst i sediment fra vandløb og søer, og samtidig de stoffer, der er fundet på det højeste koncentrationsniveau.



Figur 17.3 Eksempel på udvikling i TBT indhold sandmuslinger i Ringkøbing Fjord baseret på OSPAR's model (OSPAR assess-ment https://ocean.ices.dk/ohat/). Det grå område markerer 95% konfidensinterval for modellen.

I sediment fra kystnære marine områder er monobutyltin og dibutyltin blandt de hyppigst påviste organotinforbindelser ligesom i sediment fra ferskvandsområder. Desuden er TBT blandt de hyppigst påviste forbindelser i marint sediment fra kystnære områder. Det gælder dog ikke de undersøgte åbne marine områder, idet kun monobutyltin er påvist i enkelte sedimentprøver fra disse områder.

TBT, dibutyltin og monobutyltin er som i sediment fra kystnære marine områder de hyppigst fundne organotinforbindelser i muslinger og fiskelever. I fiskelever er triphenyltin og diphenyltin desuden fundet med hyppigheder på samme niveau og triphenyltin på det højeste koncentrationsniveau i fiskelever.

Der er ikke fastsat miljøkvalitetskrav for organotinforbindelser i sediment eller biota, og de fundne koncentrationer er derfor ikke vurderet i forhold til miljøkvalitetskrav.

Ved sammenligning af koncentrationen af organotinforbindelser på stationer undersøgt i både 2008-2013 og 2014-2019 finder man signifikant lavere koncentration af monobutyltin i udløb fra renseanlæg med mindre avanceret rensning i 2014-2019, mens det modsatte gør sig gældende i sediment fra både vandløb og søer, hvor der var signifikant højere koncentration i 2014-2019. Det samme ses ikke i marine områder, idet der i det omfang der ses en udvikling, primært er tendens til faldende koncentration og kun enkelte tilfælde af stigende koncentration, som er gældende for tributyltin og monobutyltin. I disse tilfælde er der tale om koncentrationer tæt på detektionsgrænsen.

18 Dioxiner og furaner

Dioxiner og furaner kan dannes ved forbrænding af klorholdigt organisk materiale. Stofferne tilføres omgivelserne via luften ved atmosfærisk deposition.

Dioxiner og furaner er langsomt nedbrydelige, bioakkumulerbare og toksiske, og vil i miljøet forekomme bundet til partikler.

Der har været internationale dioxinskandaler, bl.a. med dioxinforurenet dyrefoder i Belgien i 1999, og disse har været medvirkende til, at der er gjort en indsats såvel i Danmark som i EU for at reducere dioxinemissionen fra forbrændingsanlæg. Det har betydet en stor reduktion i de danske dioxinudslip (Miljøstyrelsen 2020c).

Dioxiner og furaner er toksiske stoffer, men med forskellig toksicitet af de enkelte stoffer i de to stofgrupper. Koncentrationen af dioxiner og furaner i biota angives i toksicitetsækvivalenter beregnet med en omregningsfaktor fastsat af WHO (WHO-TEQ). Coplanare PCB-forbindelser har tilsvarende toksicitet, og henregnes til gruppen af dioxiner og furaner som "dioxinlignenede forbindelser" og omregnes til toksicitetsækvivalenter, (WHO-TEQ c-PCB) med egne omregningsfaktorer. Der er fastsat faktorer til beregning af WHO-TEQ i 1998 og 2005. Ændringen fra WHO-TEQ 1998 til 2005 betyder, at omregningsfaktorerne for 12378-PCDF og 23478-PeCDF er sat ned fra 0,05 og 0,5 til hhv. 0,03 og 0,3, og for OCDD og OCDF sat op fra 0,0001 til 0,0003. For de dioxinlignende PCB'er er omregningsfaktoren ændret fra 0,00001-0,005 til at alle har faktoren 0,00003, undtagen PCB#169 som er sat op fra 0,01 til 0,03 (Van den Berg et al. 2006).

18.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status

Vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer omfatter dioxin og dioxinlignende forbindelser.

Dioxiner og furaner er på Stockholmkonventionens liste over persistente organiske miljøgifte (POP stoffer), hvis udslip skal reduceres med henblik på ophør (Annex C) (Stockholm Convention 2019).

Dioxiner og furaner er på HELCOM's liste over prioriterede stoffer.

18.2 Kvalitetskrav

Kvalitetskravet for dioxiner og furaner i overfladevand er fastsat som summen af toksicitetsækvivalenter af dioxiner, furaner og dioxinlignende forbindelser i biota. Kvalitetskravet er 0,0065 µg TEQ / kg (Miljø- og Fødevareministeriet 2017b). Miljøkvalitetskravet er baseret Verdenssundhedsorganisationens toksicitetsækvivalensfaktorer fra 2005.

18.3 Dioxiner og furaner i overvågningen

Dioxiner og furaner, der er undersøgt i overvågningen 2008-2019 og beskrevet i nærværende rapport, fremgår af tabel 18.1. Dioxiner og furaner har været med i overvågningen siden 2004 (Boutrup et al. 2015).

Dioxinlignende coplanare PBC'er er beskrevet sammen med øvrige PCB'er i kapitel 13.

Tabel 18.1. Dioxiner og furaner beskrevet i nærværende rapport

	Marine områder	
	Sediment	**Biota**
2378-TCDD	X	X
12378-PeCDD	X	X
123478-HxCDD	X	X
123678-HxCDD	X	X
123789-HxCDD	X	X
1234678-HpCDD	X	X
OCDD	X	X
12378-PeCDF	X	X
23478-PeCDF	X	X
123478-HxCDF	X	X
123678-HxCDF	X	X
123789-HxCDF	X	X
234678-HxCDF	X	X
1234678-HpCDF	X	X
1234789-HpCDF	X	X
OCDF	X	X

18.3.1 Dioxiner og furaner i punktkilder

Dioxiner og furaner er blevet overvåget i spildevand og slam i perioden 2004-2006 (Boutrup et al. 2015). Dioxiner og furaner har ikke været med i overvågningen af punktkilder i perioden 2008-2019.

18.3.2 Dioxiner og furaner i marine områder

Dioxiner og furaner er undersøgt i sediment fra kystnære og åbne marine områder (tabel 18.2) samt i muslinger og i lever og muskel fra fisk fra marine områder (tabel 18.3 og 18.4). Overvågning af dioxiner og furaner i sediment ophørte i 2016, og omfattede fra 2017 alene få prøver af muslinger og fiskemuskel. Dioxiner og furaner er undersøgt i fiskelever fra 2011 til 2016 og i fiskemuskel fra 2011.

Indholdet af dioxiner og furaner samt coplanaere PCB'er i sediment samt fiskelever og –muskel omregnet til toksicitetsækvivalenter er anført i de relevante tabeller. Ved omregningen er koncentrationer under detektionsgrænsen sat til nul. Ved vurdering i forhold til miljøkvalitetskravet skal værdier under kvantifikationsgrænsen, dvs. tre gange detektionsgrænsen, sættes til nul.

Tabel 18.2. Dioxiner og furaner sediment fra det marine miljø i perioden 2008-2013, 2014-2016 og 2015-2016 samt WHO-TEQ beregnet for dioxiner, furaner og coplanare PCB. WHO-TEQ 2005 er beregnet for dioxiner/furaner beskrevet i nærværende rapport. Data fra 2015-2016 er fra stationer i havstrategiovervågningen. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse. I tilfælde hvor resultater er rapporteret som <DG ved højere koncentrationer end den angivne DG, er den højeste værdi med < attribut angivet i parentes.

Enhed: ng/kg TS	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver
1234678-HpCDD							
2008-2013	21	9,9	0,42	52	98	0,1	195
2014-2016	26	13	0,90	73	98	0,0001 – 0,54	85
2015-2016	1,2	1,1	0,08	2,7	90	0,1	20
1234678-HpCDF							
2008-2013	14	6,4	0,27	36	98	0,1	195
2014-2016	19	7,7	0,47	45	94	0,00007 – 0,52	85
2015-2016	1,0	0,8	0,52	2,1	85	0,1	20
1234789-HpCDF							
2008-2013	1,0	0,42	0,04	2,8	78	0,1	194
2014-2016	0,90	0,37	0,04	3,0	47	0,00007 – 0,38	85
2015-2016	0,24	0,37	0,04	0,4	10	0,1	20
123478-HxCDD							
2008-2013	0,70	0,26	0,02	1,8	83	0,2	195
2014-2016	0,62	0,42	0,02	2,1	41	0,00007 – 0,48	85
2015-2016	0,26	0,24	0,02	0,51	5	0,2	20
123478-HxCDF							
2008-2013	2,2	1,0	0,03	5,8	93	0,1	195
2014-2016	2,1	0,80	0,02	6,2	68	0,00007 – 0,47	85
2015-2016	0,31	0,39	0,02	0,62	40	0,1	20
123678-HxCDD							
2008-2013	2,1	0,82	0,02	5,6	91	0,2	195
2014-2016	1,9	0,52	0,02	6,5	61	0,00007 – 0,48	85
2015-2016	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	0	0,2-(0,52)	20
123678-HxCDF							
2008-2013	1,6	0,63	0,02	4,2	90	0,1	195
2014-2016	1,7	0,53	0,02	5,7	61	0,00007 – 0,4	85
2015-2016	0,22	0,28	0,02	0,43	5,0	0,1	20
123789-HxCDD							
2008-2013	1,5	0,70	0,02	4,0	88	0,2	195
2014-2016	1,6	0,49	0,02	4,5	58	0,00007 – 0,48	85
2015-2016	0,3	0,35	0,02	0,51	15	0,2	20
123789-HxCDF							
2008-2013	1,3	0,35	0,02	4,4	76	0,1	195
2014-2016	0,42	0,35	0,02	1,2	35	0,00007 – 0,4	85
2015-2016	0,24	0,24	<0,2	0,11	15	0,2-(0.52)	20
12378-PeCDD							
2008-2013	0,53	0,17	0,02	1,5	72	0,2	195
2014-2016	0,51	0,10	0,04	1,6	39	0,00003 – 0,24	85
2015-2016	0,15	0,18	0,04	0,26	5,0	0,2	20
12378-PeCDF							
2008-2013	1,4	0,74	0,03	3,6	89	0,3	195
2014-2016	1,4	0,44	0,03	4,5	55	0,00003 – 0,44	85
2015-2016	0,24	0,24	0,03	0,47	10	0,3	20
234678-HxCDF							
2008-2013	1,5	0,60	0,02	4,6	85	0,1	195
2014-2016	2,0	0,85	0,03	6,4	67	0,00007 – 1	85
2015-2016	0,25	0,34	0,03	0,43	20	0,1 – 1	20

Enhed: ng/kg TS	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver
23478-PeCDF							
2008-2013	1,9	0,76	0,03	4,9	91	0,2	195
2014-2016	2,1	0,57	0,03	6,6	67	0,00007 – 0,44	85
2015-2016	0,3	0,42	0,03	0,52	30	0,2	20
2378-TCDD							
2008-2013	0,10	0,03	0,01	0,26	46	0,2	195
2014-2016	0,16	0,03	0,03	0,40	29	0,00002 – 0,2	85
2015-2016	<DG	-	-	-	0	0,2	20
OCDD							
2008-2013	113	66	2,6	262	99	0,1	195
2014-2016	143	70	6,1	381	99	0,0001 – 2,2	85
2015-2016	7,9	7,4	2,4	15	95	0,1 – 0,3	20
OCDF							
2008-2013	22	9,8	0,31	63	98	0,1	195
2014-2016	28	8,9	1,1	68	86	0,0001 – 3,2	85
2015-2016	2,6	3,2	0,04	4,0	45	0,1	20
WHO-TEQ 1998 PCDD/F							
2008-2013	3,3	16	0,039	8,5	99	i.r.	194
2014-2016	3,2	0,88	0,039	10	99	i.r.	63
2015-2016	0,13	0,04	0,007	0,41	95	i.r.	10
WHO-TEQ 1998 c-PCB							
2008-2013	0,79	0,13	0,004	0,58	100	i.r.	108
2014-2016	0,34	0,08	0,000	0,59	94	i.r.	63
2015-2016	0,01	0,01	0,001	0,02	100	i.r.	10
WHO-TEQ 1998 total							
2008-2013	4,1	1,7	0,051	9,0	100	i.r.	108
2014-2016	3,5	0,93	0,039	11	99	i.r.	63
2015-2016	0,14	0,04	0,007	0,41	100	i.r.	10
WHO-TEQ 2005 PCDD/F							
2008-2013	2,9	1,4	0,035	7,6	99	i.r.	171
2014-2016	2,8	0,77	0,038	9,1	99	i.r.	67
2015-2016	0,11	0,04	0,007	0,34	95	i.r.	20
WHO-TEQ 2005 c-PCB							
2008-2013	0,80	0,14	0,004	0,59	100	i.r.	171
2014-2016	0,34	0,08	0,000	0,61	94	i.r.	67
2015-2016	0,01	0,01	0,000	0,01	100	i.r.	20
WHO-TEQ 2005 total							
2008-2013	3,7	1,5	0,046	8,1	100	i.r.	171
2014-2016	3,1	0,81	0,038	9,6	99	i.r.	67
2015-2016	0,11	0,05	0,007	0,34	100	i.r.	20

i.a.: Ikke analyseret; i.d.: Ingen dioxiner/furaner med 10%-fraktil >kvantifikationsgrænsen (LOQ); i.r.: Ikke relevant, da WHO-TEQ er beregnet.

De undersøgte dioxiner og furaner er påvist i sediment fra kystnære marine områder med varierende hyppighed, i de fleste tilfælde med fundhyppigheder større end 70%. I sediment fra de undersøgte åbne marine områder (Havstrategidirektivet) er fundhyppigheden generelt lavere end i de kystnære marine områder. Det samme gælder koncentrationerne omregnet til toksicitetsækvivalenter, idet de fundne koncentrationer i åbne marine områder er væsentligt lavere end i kystnære marine områder. I såvel kystnære som åbne marine områder kommer det største bidrag til de totale toksicitetsækvivalenter fra dioxinlignenede coplanare PCB'er.

Tabel 18.3. Dioxiner og furaner i muslinger fra marine områder i 2008–2013 og 2014-2019 samt WHO-TEQ beregnet for dioxiner, furaner og coplanare PCB.

Enhed: ng/kg	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver
1234678-HpCDD							
2008-2013	0,32	0,32	0,02	0,57	78	0,1	46
2014-2019	0,37	0,27	0,24	0,67	59	0,1	69
1234678-HpCDF							
2008-2013	0,13	0,09	0,05	0,28	41	0,1	46
2014-2019	0,19	0,18	0,15	0,28	33	0,1	69
1234789-HpCDF							
2008-2013	0,10	0,09	0,024	0,18	4,8	0,2	42
2014-2019	0,12	0,12	0,09	0,13	1,4	0,2	69
123478-HxCDD							
2008-2013	0,04	0,03	0,01	0,090	19	0,1	42
2014-2019	0,10	0,12	0,01	0,12	8,7	0,1	69
123478-HxCDF							
2008-2013	0,045	0,023	0,01	0,12	33	0,1	46
2014-2019	0,16	0,18	0,03	0,19	19	0,1	69
123678-HxCDD							
2008-2013	0,052	0,04	0,01	0,10	38	0,1	45
2014-2019	0,14	0,16	0,05	0,17	20	0,1	69
123678-HxCDF							
2008-2013	0,044	0,027	0,01	0,094	37	0,1	46
2014-2019	0,14	0,17	0,02	0,18	16	0,1	69
123789-HxCDD							
2008-2013	0,03	0,04	0,01	0,07	14	0,1	43
2014-2019	0,15	0,15	0,02	0,16	13	0,1	69
123789-HxCDF							
2008-2013	0,05	0,04	0,02	0,10	16	0,1	44
2014-2019	0,10	0,12	0,02	0,13	7,2	0,1	69
12378-PeCDD							
2008-2013	0,039	0,038	0,02	0,063	9,3	0,05	43
2014-2019	0,067	0,077	0,02	0,081	8,7	0,05	69
12378-PeCDF							
2008-2013	0,22	0,067	0,02	0,73	52	0,1	46
2014-2019	0,12	0,11	0,08	0,12	23	0,1	69
234678-HxCDF							
2008-2013	0,05	0,038	0,02	0,10	17	0,1	42
2014-2019	0,14	0,15	0,05	0,16	22	0,1	69
23478-PeCDF							
2008-2013	0,13	0,13	0,02	0,29	59	0,1	46
2014-2019	0,17	0,18	0,1	0,22	26	0,1	69
2378-TCDD							
2008-2013	0,03	0,02	0,02	0,04	10	0,05	42
2014-2019	0,053	0,059	0,02	0,062	13	0,05	69
OCDD							
2008-2013	1,32	1,4	0,22	2,4	91	0,2	46
2014-2019	1,9	1,8	1,5	2,4	30	0,2	69
OCDF							
2008-2013	0,18	0,14	0,03	0,43	38	0,3	45
2014-2019	0,34	0,37	0,15	0,39	20	0,3	69
WHO-TEQ1998, Dioxin							
2008-2013	0,14	0,15	0,020	0,23	96		46
2014-2019	0,065	0,005	i.d.	0,20	67		69

Enhed: ng/kg	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver
WHO-TEQ´1998, c-PCB							
2008-2013	0,025	5,67E-05	6,72E-06	0,11	92		100
2014-2019	1,62E-05	8,50E-06	i.d.	3,40E-05	69		54
WHO-TEQ1998, total							
2008-2013	0,074	6,90E-05	6,48E-06	0,26	91		117
2014-2019	0,065	0,005	i.d.	0,20	87		69
WHO-TEQ 2005 PCDD/F							
2008-2013	0,11	0,11	0,020	0,17	96	i.r.	46
2014-2019	0,055	0,005	i.d.	0,15	67	i.r.	69
WHO-TEQ 2005, c-PCB							
2008-2013	0,025	1,26E-05	2,02E-06	0,12	92	i.r.	100
2014-2019	4,49E-06	2,55E-06	i.d.	1,02E-05	69	i.r.	54
WHO-TEQ 2005, total							
2008-2013	0,064	1,50E-05	1,94E-06	0,229	91	i.r.	117
2014-2019	0,055	0,005	i.d.	0,153	87	i.r.	69

i.d.: Ingen dioxiner/furaner med 10%-fraktil >DG; i.r.: Ikke relevant, da WHO-TEQ er beregnet.

Tabel 18.4. Dioxiner og furaner i lever (2011-2012) og muskel (2011–2013 og 2014-2019) i fisk fra marine områder samt WHO-TEQ beregnet for dioxiner, furaner og coplanare PCB. Data fra måling i lever i 2014-2016 er udeladt fra tabellen, da ingen resultater var over detektionsgrænsen, dog er WHO-TEQ, c-PCH (2014-2016) med i tabellen, da der er påvist c-PCB

Enhed: ng/kg	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver
1234678-HpCDD								
Fisk, lever	2011-2012	<DG	-	-	-	0	0,02	2
Fisk, muskel	2011-2013	0,031	0,020	0,020	0,074	9	0,020	33
Fisk, muskel	2014-2019	0,13	0,15	0,02	0,24	34	0,1	71
1234678-HpCDF								
Fisk, lever	2011-2013	<DG	-	-	-	0	0,09	3
Fisk, muskel	2011-2013	0,093	0,090	0,090	0,11	12	0,090	33
Fisk, muskel	2014-2019	0,18	0,15	0,09	0,37	24	0,09	70
1234789-HpCDF								
Fisk, lever	2011-2013	<DG	-	-	-	0	0,09	2
Fisk, muskel	2011-2013	0,088	0,090	0,090	0,090	3,0	0,090	33
Fisk, muskel	2014-2019	0,10	0,09	0,09	0,11	1	0,09	70
123478-HxCDD								
Fisk, lever	2011-2013	0,020	0,04	i.b.	i.b.	33	0,01	3
Fisk, muskel	2011-2013	<DG	-	-	-	0	0,010	34
Fisk, muskel	2014-2019	0,049	0,01	0,01	0,11	9	0,07	71
123478-HxCDF								
Fisk, lever	2011-2013	<DG	-	-	-	0	0,01	2
Fisk, muskel	2011-2013	0,038	0,010	0,010	0,18	15	0,010	33
Fisk, muskel	2014-2019	0,072	0,02	0,01	0,17	15	0,07	71
123678-HxCDD								
Fisk, lever	2011-2013	0,020	0,04	i.b.	i.b.	33	0,01	3
Fisk, muskel	2011-2013	0,012	0,010	0,010	0,010	6	0,010	34
Fisk, muskel	2014-2019	0,06	0,01	0,01	0,15	14	0,07	71
123678-HxCDF								
Fisk, lever	2011-2013	0,013	0,01	i.b.	i.b.	33	0,01	3
Fisk, muskel	2008-2013	0,033	0,010	0,010	0,15	18	0,010	34
Fisk, muskel	2014-2019	0,069	0,03	0,01	0,16	20	0,07	71

Enhed: ng/kg	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver
123789-HxCDD								
Fisk, lever	2011-2013	0,010	-	-	-	0	0,01	2
Fisk, muskel	2011-2013	0,021	0,010	0,010	0,046	12	0,010	33
Fisk, muskel	2014-2019	0,059	0,01	0,01	0,14	9	0,07	69
123789-HxCDF								
Fisk, lever	2011-2013	<DG	-	-	-	0	0,02	2
Fisk, muskel	2011-2013	0,021	0,020	0,020	0,020	3	0,020	33
Fisk, muskel	2014-2019	0,051	0,02	0,01	0,12	6	0,07	71
12378-PeCDD								
Fisk, lever	2011-2013	<DG	-	-	-	0	0,02	2
Fisk, muskel	2011-2013	0,022	0,020	0,020	0,020	6,1	0,020	33
Fisk, muskel	2014-2019	0,042	0,02	0,02	0,078	13	0,03	71
12378-PeCDF								
Fisk, lever	2011-2013	0,070	0,07	i.b.	i.b.	50	0,02	2
Fisk, muskel	2011-2013	0,35	0,020	0,020	1,1	41	0,020	34
Fisk, muskel	2014-2019	0,081	0,07	0,02	0,118	32	0,03	71
234678-HxCDF								
Fisk, lever	2011-2013	<DG	-	-	-	0	0,02	2
Fisk, muskel	2011-2013	0,020	0,020	0,020	0,020	3,0	0,020	33
Fisk, muskel	2014-2019	0,065	0,02	0,02	0,14	8,5	0,07	71
23478-PeCDF								
Fisk, lever	2011-2013	0,090	0,09	i.b.	i.b.	100	0,02	2
Fisk, muskel	2011-2013	0,11	0,020	0,020	0,30	45	0,020	33
Fisk, muskel	2014-2019	0,10	0,08	0,02	0,19	30	0,07	71
2378-TCDD								
Fisk, lever	2011-2013	<DG	-	-	-	0	0,02	2
Fisk, muskel	2011-2013	0,034	0,020	0,020	0,026	12	0,020	33
Fisk, muskel	2014-2019	0,039	0,033	0,02	0,060	20	0,02	70
OCDD								
Fisk, lever	2011-2013	0,36	0,44	i.b.	i.b.	67	0,03	3
Fisk, muskel	2011-2013	0,29	0,24	0,030	0,66	62	0,030	34
Fisk, muskel	2014-2019	0,81	0,33	0,03	1,7	49	0,7	71
OCDF								
Fisk, lever	2011-2013	0,067	0,03	i.b.	i.b.	33	0,03	3
Fisk, muskel	2011-2013	0,042	0,030	0,030	0,075	8,8	0,030	34
Fisk, muskel	2014-2019	0,15	0,03	0,03	0,35	10	0,1	71
WHO-TEQ 1998 PCDD/F								
Fisk, lever	2011-2012	0,061	0,087	0,017	0,095	100	i.r.	3
Fisk, muskel	2011-2013	0,12	0,087	0,001	0,269	91	i.r.	33
Fisk, muskel	2014-2019	0,051	0,026	i.d.	0,185	75	i.r.	122
WHO-TEQ 1998 c-PCB								
Fisk, lever	2011-2012	0,012	$6,2*10^{-4}$	$2,1*10^{-4}$	0,033	96	i.r.	27
	2013-2016	0,016	$7,4*10^{-4}$	$2,2*10^{-4}$	0,017	100	i.r.	20
Fisk, muskel	2011-2013	0,24	0,187	0,013	0,363	100	i.r.	23
Fisk, muskel	2014-2019	0,27	$9,0*10^{-4}$	$4,4*10^{-5}$	0,243	98	i.r.	176
WHO-TEQ 1998 total								
Fisk, lever	2011-2012	0,019	$6,2*10^{-4}$	$2,1*10^{-4}$	0,053	96	i.r.	27
Fisk, lever	2013-2016	0,016	$7,4*10^{-4}$	$2,2*10^{-4}$	0,017	100	i.r.	20
Fisk, muskel	2011-2013	0,27	0,20	0,005	0,53	100	i.r.	35
Fisk, muskel	2014-2019	0,29	0,012	$2,2*10^{-5}$	0,40	94	i.r.	197

Enhed: ng/kg	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver
WHO-TEQ 2005 PCDD/F								
Fisk, lever	2008-2013	0,049	0,069	0,014	0,075	100	i.r.	3
Fisk, lever	2014-2016	Ingen data					i.r.	0
Fisk, muskel	2011-2013	0,094	0,073	0,001	0,19	91	i.r.	34
Fisk, muskel	2014-2019	0,043	0,021	i.d.	0,14	75	i.r.	122
WHO-TEQ 2005 c-PCB								
Fisk, lever	2011-2013	0,012	$1,3*10^{-4}$	$4,8*10^{-5}$	0,032	96	i.r.	27
Fisk, lever	2014-2016	0,016	$2,5*10^{-4}$	$5,4*10^{-5}$	0.025	100	i.r.	20
Fisk, muskel	2011-2013	0,2	0,188	0,016	0,36	100	i.r.	23
Fisk, muskel	2014-2019	0,30	$2,8*10^{-4}$	$8,6*10^{-6}$	0,26	98	i.r.	176
WHO-TEQ 2005 total								
Fisk, lever	2008-2013	0,017	$1,1*10^{-4}$	$4,3*10^{-5}$	0,051	96	i.r.	27
Fisk, lever	2014-2016	0,014	$9,6*10^{-5}$	$5,0*10^{-5}$	0,013	100	i.r.	20
Fisk, muskel	2011-2013	0,25	0,17	0,005	0,49	100	i.r.	35
Fisk, muskel	2014-2019	0,27	0,008	$1,2*10^{-6}$	0,30	92	i.r.	197

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0; i.r.: Ikke relevant, da WHO-TEQ er beregnet.

I muslinger og muskel fra fisk fra de undersøgte marine områder er de undersøgte dioxiner og furaner ligesom i sediment påvist med varierende hyppighed (tabel 18.3 og 18.4). Generelt har fundhyppigheden af dioxiner og furaner i muslinger været lavere i de områder, der er undersøgt i perioden 2014-2019 end i områder undersøgt i 2008-2013. Dette gør sig ikke tilsvarende gældende for dioxiner og furaner i fiskemuskel i marine områder. Der foreligger kun få prøver af lever fra fisk, og de anførte data skal derfor læses med dette forbehold. Det skal bemærkes, at ved beregning af toksicitetsækvivalenter skal der bare være ét stof med en koncentration over detektionsgrænsen for at der opnås en værdi for WHO-TEQ, og da nogle PCB'er, især PCB#118, påvises hyppigt, betyder det, at der kan beregnes en toksicitetsækvivalent for fisk på disse stationer.

Der er i de undersøgte prøver af lever og muskel fra fisk fra de undersøgte marine områder ikke fundet indhold af dioxiner og furaner, der er højere end det fastsatte miljøkvalitetskrav i biota på 0,0065 µg TEQ / kg (6,5 ng TEQ / kg). Miljøkvalitetskravet omfatter summen af dioxiner, furaner og dioxinlignene PCB'er og er gældende for hele fisk. Da indholdet i de to organer ikke er højere end miljøkvalitetskravet, er det ikke sandsynligt, at indholdet i den hele fisk vil være højere end miljøkvalitetskravet.

Udviklingen i muskelkoncentrationen af dioxiner fra marine områder mellem 2011-2013 og 2014-2019 viser, at der ved de fleste stationer ikke har været signifikant udvikling. I det omfang der er en statistisk signifikant udvikling, har koncentrationen på enkelte stationer været faldende, med undtagelse af OCDD, hvor koncentrationen har været stigende på en enkelt ud af 15 stationer (tabel 18.5). Summen af dioxiner og furaner opgjort som WHO toksicitetsækvivalenter (WHO-TEQ 1998) har været stigende ved en enkelt ud af otte stationer. Hertil skal bemærkes, at ved beregning af toksicitetsækvivalenter skal der bare være ét stof med en koncentration over detektionsgrænsen for at der opnås en værdi for WHO-TEQ, og da nogle af de dioxinlignende PCB'er, især PCB#118, påvises hyppigt, betyder det, at der kan beregnes en toksicitetsækvivalent for fisk på disse stationer.

Tabel 18.5. Koncentrationsudvikling af dioxiner i fiskemuskel mellem 2008-2013 og 2014-2019. I tabellen er vist andelen af stationer med stigninger og fald (t-test, parret p<=0,05) samt andelen, hvor der ikke er en statistisk udvikling (p>0,05) (2-4. kolonne). Antal stationer, hvor der var data fra mere end 4 år (minimum for t-test) er angivet (5. kolonne). Antal år i tidsserien er angivet som mindste-højeste antal år ved de undersøgte stationer (maks. 12) (6. kolonne). I parentes er angivet det maksimale antal år i henholdsvis 2008-2013 og 2014-2019. Signifikant forskel mellem alle prøver fra 2008-2013 og 2014-2019 er markeret med *, hvis p-værdien for t-test er over 0,01, er den angivet til information.

Parameter	Stigende trend (+)	Faldende trend (-)	Ingen trend (0)	Antal stationer	Antal år i tidsserien
WHO-TEQ 1998 c-PCB	0%	0%	100%	9	4-6 (4 : 4) $^{p=0,07}$
WHO-TEQ 1998 PCDD/F	12%	0%	88%	8	4-6 (4 : 4) $^{p=0,33}$
OCDD	7%	0%	93%	15	4-11 (6 : 6) *
OCDF	0%	0%	100%	15	4-11 (6 : 6) $^{p=0,10}$
2378-TCDD	0%	7%	93%	15	4-7 (4 : 5) *
2378-TCDF	0%	7%	93%	15	4-7 (4 : 5) * $^{p=0.04}$
23478-PeCDF	0%	13%	87%	15	4-7 (4 : 5) $^{p=0.26}$
234678-HxCDF	0%	13%	87%	15	4-7 (4 : 5) *
123789-HxCDF	0%	0%	100%	15	4-6 (3 : 5) *
123789-HxCDD	0%	0%	100%	15	4-6 (3 : 5) *
12378-PeCDF	0%	20%	80%	15	4-7 (4 : 5) * $^{p=0.04}$
12378-PeCDD	0%	0%	100%	15	4-6 (3 : 5) *
123678-HxCDF	0%	7%	93%	15	4-7 (4 : 5)) $^{p=0.20}$
123678-HxCDD	0%	0%	100%	15	4-6 (3 : 5) $^{p=0.02}$
1234789-HpCDF	0%	0%	100%	15	4-6 (3 : 5) *
123478-HxCDF	0%	13%	87%	15	4-7 (4 : 5) $^{p=0.07}$
123478-HxCDD	0%	7%	93%	15	4-6 (3 : 5) *
1234678HpCDD	0%	0%	100%	15	4-6 (3 : 5) $^{p=0.07}$
1234678-HpCDF	0%	20%	80%	15	4-7 (4 : 5) *

18.4 Sammenfatning

I sediment og biota fra de undersøgte marine områder er dioxiner og furaner påvist med varierende hyppighed. I sediment var fundhyppigheden i de undersøgte åbne marine områder lavere end i de undersøgte kystnære områder.

Der er ikke fundet indikation på overskridelse af miljøkvalitetskravet for dioxiner og furaner i marin biota.

Koncentrationen af dioxiner og furaner i marine områder har med en enkelt undtagelse været faldende over perioden i det omfang, der har været en signifikant udvikling. På trods af dette har koncentrationen af dioxiner og furaner opgjort som toksicitetsækvivalenter (WHO-TEQ) været stigende.

19 Bromerede flammehæmmere

Bromerede flammehæmmere anvendes i elektronik, plast, skum og tekstiler for at forhindre brand i f.eks. computere, fjernsyn og møbler. De bromerede flammehæmmere frigives med tiden fra de produkter, de anvendes i, og mange af dem ophobes i miljøet. Tilførslen af bromerede flammehæmmere til miljøet forventes at ske via emission til luften, og bliver efter afsætning på overflader tilført til spildevand.

Bromerede flammehæmmere er langsomt nedbrydelige og bioakkumulerbare, og vil derfor i højere grad forekomme i sediment og biota end i vandige matricer.

Gruppen af bromerede flammehæmmere omfatter bromerede diphenylethere (BDE) samt hexabromcyclododecan (HBCDD).

19.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status

Vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer omfatter gruppen af bromere diphenylethere (BDE) med en præcisering af, at miljøkvalitetskravet gælder for summen af BDE congenere #28, #47, #99, #100, #153 og #154 samt hexabromcyclododecan (HBCDD), som kom på listen ved revisionen i 2013. De bromerede diphenylethere, der indgår i kvalitetskravet, har alle med undtagelse af BDE#28 været med i overvågningen siden 2004. HBCDD er undersøgt tidligere (Boutrup et al. 2015).

En række bromerede diphenylethere, heriblandt penta-BDE og octa-BDE har været forbudt i EU i alle produkter siden 2004, mens deca-BDE har været forbudt i elektronik siden 2006 (Lassen et al. 2014).

Fire bromerede diphenylethere, BDE#153, #154, #175 og #183 er på Stockholmkonventionens liste over POP-stoffer, hvis produktion og anvendelse skal udfases (Annex A) (Stockholm Convention, 2019).

Penta-, octa- og deca-bromdiphenylether er på HELCOM's liste over prioriterede stoffer. BDE#85, #99, #100 og #119 hører til gruppen af penta-bromdiphenylethere. BDE#196, #197 og #203 hører til gruppen af octa-bromdiphenylethere, og BDE#209 er den eneste deca-bromdiphenylether (HELCOM, 2009).

19.2 Kvalitetskrav

Miljøkvalitetskrav for bromerede flammehæmmere i overfladevand er vist i tabel 19.1.

Tabel 19.1. Miljøkvalitetskrav for bromerede diphenylethere i overfladevand (Miljø- og Fødevareministeriet 2017b).

	Vand (vandløb, søer og havet) (µg/l)				Biota (µg/kg våd-vægt)
	Generelt kvalitetskrav		Maksimumkoncentration		
	Fersk	Marin	Fersk	Marin	
Bromerede diphenylethere (sum af BDE#28, #47, #99, #100, #153 og #154)	-	-	0,14	0,014	0,0085
Hexabromcyclo-decan (HBCDD)	0,0016	0,0008	0,5	0,05	167

19.3 Bromerede flammehæmmere i overvågningen

Bromerede flammehæmmere, der er undersøgt i overvågningen 2008-2019 og beskrevet i nærværende rapport, fremgår af tabel 19.2. Bromerede flammehæmmere har været med i overvågningen af punktkilder og marine områder siden 2004 (Boutrup et al. 2015).

HBCDD blev i 2012 undersøgt i en screeningsundersøgelse, som omfattede prøver fra ferskvand, havvand og biota fra søer og marine områder (Vorkamp et al. 2014). Analysen af HBCDD omfattede tre isomere forbindelser, α-, β- og ϒ-HBCDD.

Tabel 19.2. Bromerede diphenylethere beskrevet i nærværende rapport.

	Punktkilder		Marine områder
	Spildevand	RBU (vand)	Biota
BDE#17			X
BDE#28	X	X	X
BDE#47	X	X	X
BDE#49			X
BDE#66			X
BDE#85	X	X	X
BDE#99	X	X	X
BDE#100	X	X	X
BDE#153	X	X	X
BDE#154	X	X	X
BDE#175			X
BDE#183	X	X	X
BDE#197			X
BDE#203			X
BDE#209	X	X	X

19.3.1 Bromerede flammehæmmere i punktkilder

Bromerede flammehæmmere er målt i spildevand fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning (tabel 19.3). Desuden er bromerede flammehæmmere målt i regnbetingede udløb fra fælleskloakeret område (tabel 19.4).

BDE#209 er påvist i op til ca. 9% af prøverne af udløb fra de undersøgte renseanlæg med avanceret rensning og renseanlæg med mindre avanceret rensning i både 2008-2013 og 2014-2019. Fundhyppigheden i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning var på samme niveau i perioden 2008-2013, men i perioden 2014-2019 blev BDE#209 påvist i 53% af de undersøgte prøver fra renseanlæg med mekanisk rensning. BDE#47 er påvist i en enkelt prøve, mens de øvrige BDE'er ikke er påvist i nogen af de undersøgte prøver.

Tabel 19.3. Bromerede flammehæmmere i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning beregnet på baggrund af udløbsdata fra renseanlæg i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
BDE#28											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	23	65
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	3	9
BDE#47											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	24	68
Avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	10	10
Mindre avanceret	2008-2013	0,050	<DG	<DG	<DG	<DG	2,2	2,3	0,005	15	44
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	10	29
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	4	14
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	5	19
BDE#85											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	23	65
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	3	9
BDE#99											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	24	68
Avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	10	10
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	15	44
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	10	29
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	4	14
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	5	19
BDE#100											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	23	65
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	3	9
BDE#153											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	23	65
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	3	9
BDE#154											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	23	65
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	3	9
BDE#183											
Avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	23	65
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	3	9
BDE#209											
Avanceret	2008-2013	0,016	<DG	<DG	<DG	<DG	0,38	8,8	0,01 - 0,03	24	68
Avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	10	10
Mindre avanceret	2008-2013	0,043	<DG	<DG	<DG	<DG	1,9	2,3	0,01 - 0,03	15	44
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,036	3,4	0,01	10	29
Mekanisk	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,013	7,1	0,01	4	14
Mekanisk	2014-2019	0,028	0,015	<DG	<DG	0,076	0,14	53	0,01 - 0,1	5	19

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0.

Der er fastsat miljøkvalitetskrav som maksimumkoncentration for summen af BDE#28, #47, #99, #100, #153 og #154 i fersk overfladevand på 0,14 µg/l (tabel 19.1). Summen af de højeste koncentrationer af de seks BDE'er var i udløb fra renseanlæg med mindre avanceret rensning 4,1 µg/l i 2008-2013, og dermed efter antagelse om fortynding med en faktor 10 (Tørslev et al. 2002), højere end miljøkvalitetskravet. Der blev ikke fundet tilsvarende høje koncentrationer i 2014-2019 eller i udløb fra de andre typer af renseanlæg.

Tabel 19.4. Bromerede flammehæmmere i regnbetingede udløb (RBU) fra fælleskloakeret område i perioderne 2009-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
BDE#47										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	1	12
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	1	17
BDE#99										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	1	12
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	1	17
BDE#209										
2008-2013	0,034	<DG	<DG	<DG	0,030	0,32	25	0,01	1	12
2014-2019	0,014	<DG	<DG	<DG	0,030	0,084	29	0,01 - 0,015	1	17

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0.

I regnbetingede udløb fra fælleskloakeret område er der i perioden 2008-2013 undersøgt for enkelte af de bromerede flammehæmmere, der er undersøgt for i spildevand fra renseanlæg. Ligesom i spildevand er BDE#209 den eneste af de undersøgte bromerede flammehæmmere, der er påvist i regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder.

Der ikke indikation på, at udløb fra de undersøgte fælleskloakerede områder har givet anledning til koncentrationer af bromerede flammehæmmere i overfladevand, der er højere end det fastsatte miljøkvalitetskrav.

19.3.2 Bromerede flammehæmmere i marine områder

Bromerede flammehæmmere er i marine områder undersøgt i muslinger i perioden 2008-2010 (tabel 19.5). Fisk er undersøgt med analyse af lever i 2011-2012 og muskel i 2011-2013 og 2014-2019, enkelte BDE'er dog kun i 2016-2017 (tabel 19.6). Årsagen til at enkelte BDE'er er analyseret i 2016-2017 og ikke hele perioden 2014-2019 er, at analyserne er udført af forskellige laboratorier med forskellige analysepakker.

Blandt de undersøgte bromerede flammehæmmere er flere påvist i mere end ca. 50% af muslingeprøverne fra de undersøgte marine områder. Dette omfatter BDE#17, BDE#47, BDE#49, BDE#66, BDE#99 og BDE#100. Enkelte er dog kun undersøgt i få prøver, og vurderingen af disse er derfor usikker.

De enkelte BDE congenere er påvist i muslinger på samme koncentrationsniveau.

I fiskemuskel fra de undersøgte marine områder er der som i muslinger en gruppe af de undersøgte bromerede flammehæmmere, der er påvist hyppigere end de øvrige. Denne gruppe omfatter BDE#47, BDE#49, BDE#99, BDE#100, BDE#153, BDE#154 og BDE#209. De øvrige er ikke påvist eller kun påvist i få prøver. I det omfang stofferne er undersøgt i fiskelever, er det de samme bromerede flammehæmmere, der er påvist med størst hyppighed.

Tabel 19.5. Bromerede flammehæmmere i muslinger (2008-2010) fra marine områder.

Enhed: µg/kg	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver
BDE#17							
2008-2010	0,014	0,010	i.b.	i.b.	60	0,0100	5
BDE#28							
2008-2010	<DG	-	-	-	0	0,030	3
BDE#47							
2008-2010	0,028	0,024	0,013	0,048	97	0,020	68
BDE#49							
2008-2010	0,009	0,010	i.b.	i.b.	67	0,0100	3
BDE#66							
2008-2010	0,009	0,010	i.b.	i.b.	80	0,010	5
BDE#99							
2008-2010	0,020	0,015	0,010	0,028	83	0,020	69
BDE#100							
2008-2010	0,011	0,010	0,006	0,013	53	0,020	43
BDE#153							
2008-2010	0,008	0,006	0,006	0,013	4,3	0,040	69
BDE#154							
2008-2010	0,009	0,006	0,003	0,016	20	0,040	69
BDE#183							
2008-2010	0,010	0,012	0,006	0,013	1,5	0,030	65

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0; i.b.: Ikke beregnet da der er for få data.

Tabel 19.6. Bromerede flammehæmmere i fiskelever (2011 – 2012) samt fiskemuskel (2011-2013 og 2014-2019) fra marine områder.

Enhed: µg/kg	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver
BDE#17								
Fisk, muskel	2011-2013	-	-	-	-		-	-
	2016-2017	<DG	-	-	-	0	0,0002-(0,0025)	32
BDE#28								
Fisk, muskel	2011-2013	-	-	-	-		-	-
	2014-2019	0,0042	0,0040	0,00049	0,013	8,3	0,200	84
BDE#47								
Fisk, muskel	2011-2013	0,057	0,047	0,019	0,107	100	0,004	34
	2014-2019	0,026	0,015	0,003	0,066	95	0,200	83
Fisk, lever	2011-2012	0,041	0,037	i.b.	i.b.	100	0,004	4
BDE#49								
Fisk, muskel	2011-2013	-	-	-	-		-	-
	2014-2019	0,0017	0,00080	0,00049	0,0037	59	0,0030	32
BDE#66								
Fisk, muskel	2011-2013	-	-	-	-		-	-
	2014-2019	0,0023	0,0014	0,00049	0,0040	3,4	0,200	58
BDE#85								
Fisk, muskel	2011-2013	-	-	-	-		-	-
	2016-2017	<0,005	-	-	-	0	0,0003-(0,005)	33
BDE#99								
Fisk, muskel	2011-2013	0,0064	0,0050	0,0050	0,010	59	0,004	34
	2014-2019	0,0053	0,0040	0,0010	0,0090	30	0,200	86
Fisk, lever	2008-2013	0,0083	0,0070	i.b.	i.b.	50	0,004	4

Enhed: µg/kg	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver
BDE#100								
Fisk, muskel	2011-2013	0,010	0,009	0,005	0,019	68	0,004	34
	2014-2019	0,0071	0,0050	0,0010	0,014	62	0,200	86
Fisk, lever	2011-2012	0,012	0,0085	i.b.	i.b.	50	0,004	4
BDE#153								
Fisk, muskel	2011-2013	0,0056	0,005	0,004	0,008	26	0,004	34
	2014-2019	0,011	0,004	0,0015	0,009	11	0,200	84
Fisk, lever	2011-2012	0,010	0,009	i.b.	i.b.	25	0,004	4
BDE#154								
Fisk, muskel	2011-2013	0,0058	0,0050	0,0040	0,0085	41	0,008	34
	2014-2019	0,0066	0,0041	0,0015	0,0094	21	0,200	85
Fisk, lever	2011-2012	0,006	0,005	i.b.	i.b.	25	0,008	4
BDE#175								
Fisk, muskel	2011-2013	0,023	0,023	0,020	0,026	2,9	0,030	34
	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,200	60
Fisk, lever	2011-2012	<DG	-	-	-	0	0,030	4
BDE#183								
Fisk, muskel	2011-2013	<0,023	-	-	-	0	0,008	34
	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,200	85
Fisk, lever	2011-2012	<DG	-	-	-	0	0,008	4
BDE#197								
Fisk, muskel	2011-2013	<DG	-	-	-	0	0,020	34
	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,02-(0,05)	85
Fisk, lever	2011-2012	<DG	-	-	-	0	0,020	4
BDE#203								
Fisk, muskel	2011-2013	<DG	-	-	-	0	0,020	34
	2014-2019	0,042	<DG	<DG	0,048	1,7	0,0001-(0,048)	60
Fisk, lever	2011-2012	<DG	-	-	-	0	0,020	4
BDE#209								
Fisk, muskel	2011-2013	0,18	0,093	0,017	0,56	68	0,015	34
	2014-2019	0,070	0,049	0,019	0,13	46	0,300	85
Fisk, lever	2011-2012	0,24	0,19	i.b.	i.b.	75	0,015	4

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0; i.b.: Ikke beregnet på grund af få data

En analyse af muskelkoncentrationen af bromerede flammehæmmere i fisk fra marine områder i henholdsvis 2008-2013 og 2014-2019 viser, at i det omfang der er en statistisk signifikant forskel, har koncentrationen af BDE#47 og BDE#100 været faldende fra 2008-2013 til 2014-2019, mens koncentrationen af BDE#154 har været stigende (tabel 19.7). I alle tilfælde er der tale om én station ud af de i alt 6-8 stationer, hvor der har været datagrundlag for at undersøge, om der har været statistisk signifikant udvikling.

Der er fastsat kvalitetskrav for bromerede flammehæmmere i biota. Kvalitetskravet er fastsat som summen af BDE#28, BDE#47, BDE#99, BDE#100, BDE#153 og BDE#154 i hele fisk. En af congenerne, BDE#47, er i muskel og lever fundet i koncentrationer med medianværdi, der er højere end kvalitetskravet på 0,0085 µg/kg. Desuden var 90%-fratilen af koncentrationen af BDE#99 og BDE#100 i muskel højere end miljøkvalitetskravet (tabel 19.1). På trods af at indholdet er målt i enkelte organer i stedet for hele fisk, vurderes det, at resultaterne indikerer, at bromerede flammehæmmere har forekommet udbredt i de undersøgte områder i koncentrationer, der er højere end kvalitetskravet.

Tabel 19.7. Koncentrationsudvikling af bromerede flammehæmmere i fiskemuskel mellem 2008-2013 og 2014-2019. I tabellen er vist andelen af stationer med stigninger og fald (t-test, parret p<=0,05) samt andelen, hvor der ikke er en statistisk udvikling (p>0,05). Antal stationer, hvor der var data fra mere end 4 år (minimum for t-test) er angivet (5. kolonne). Antal år i tidsserien er angivet som mindste-højeste antal år ved de undersøgte stationer (maks. 12) (6. kolonne). I parentes er angivet det maksimale antal år i henholdsvis 2008-2013 og 2014-2019. Signifikant forskel mellem alle prøver fra 2008-2013 og 2014-2019 er markeret med *, hvis p-værdien for t-test er over 0,01, er den angivet til information.

Parameter	Stigende trend (+)	faldende trend (-)	Ingen trend (0)	Antal stationer	Antal år i tidsserien
BDE#28	Der er ingen data over detektionsgrænsen for før 2014, så sammenligning ikke muligt				
BDE#47	0%	12%	88%	8	4-6 (3 : 6)
BDE#99	0%	0%	100%	8	4-6 (3 : 6)
BDE#100	0%	17%	83%	6	4-6 (4 : 5)
BDE#153	0%	0%	100%	8	4-6 (3 : 6)
BDE#154	12%	0%	88%	8	4-6 (3 : 6)

19.4 Sammenfatning

Blandt de undersøgte bromerede diphenylethere er BDE#209 påvist i de undersøgte udløb fra de tre grupper af renseanlæg og i regnbetingede udløb fra et fælleskloakeret område. De øvrige undersøgte bromerede flammehæmmere er ikke påvist bortset fra BDE#47, som er påvist i en enkelt prøver.

Der er fastsat miljøkvalitetskrav som maksimumkoncentration for summen af BDE#28, #47, #99, #100, #153 og #154 på 0,14 µg/l i fersk overfladevand. Summen af BDE#47 og BDE#209 var i udløb fra renseanlæg med mindre avanceret rensning 4,1 µg/l i 2008-2013, og dermed efter antagelse om fortynding med en faktor 10, højere end miljøkvalitetskravet. Der blev ikke fundet tilsvarende høje koncentrationer i 2014-2019 eller i udløb fra de andre typer af renseanlæg.

Bromerede diphenylethere er påvist med varierende hyppighed i muslinger samt lever og muskel fra fisk fra marine områder – fra 0 til 100 %. De hyppigst påviste BDE'er er BDE#47, BDE#49, BDE#99 og BDE#100.

Indholdet af BDE#47 er fundet i mere end halvdelen af de undersøgte prøver af fiskemuskel fra marine områder i koncentrationer, der var højere end miljøkvalitetskravet for sum af seks congenere BDE'er. På trods af at miljøkvalitetskravet er gældende for hel fisk, indikerer dette udbredt forekomst i marine områder af bromerede diphenylethere i koncentrationer over miljøkvalitetskravet.

I det omfang det har været muligt at påvise signifikant udvikling i koncentrationen af bromerede diphenylethere fra 2008-2013 til 2014-2019, har der i marine områder været faldende koncentration af BDE#47 og BDE#100, og stigende koncentration af BDE#154.

20 Ethere

Etheren tert-butylmethyl-ether (MTBE) anvendes som hjælpestof i benzin i stedet for bly for at øge oktantallet og fremme forbrændingen i motoren. Triclosan, som også er en ether, er et biocid, der anvendes som konserveringsmiddel og antibakterielt middel i bl.a. tandpasta.

MTBE spredes i miljøet via spildevand og overfladisk afstrømning samt eventuel udsivning til grundvand fra forureninger ved benzinstationer. Der er indgået en frivillig aftale med benzin-branchen om kun at bruge MTBE i 98 oktan benzin, hvilket må antages at have betydet en reduktion i spredningen af MTBE. MTBE er mistænkt for at være hormonforstyrrende (Miljøstyrelsen, 2014).

Den væsentligste kilde til spredning af triclosan er spildevand.

20.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status

Vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer omfatter ikke stoffer fra gruppen af ethere. Stofferne er ligeledes ikke omfattet af lister i regi af HELCOM eller OSPAR.

20.2 Kvalitetskrav

Miljøkvalitetskrav for ethere i overfladevand er oplistet i tabel 20.1.

Tabel 20.1. Miljøkvalitetskrav for MTBE i overfladevand (Miljø- og Fødevareministeriet 2017b).

	Vand (vandløb, søer og havet) (µg/l)							
	Generelt kvalitetskrav		Maksimumkoncentration		Sediment (mg/kg TS)		Biota (µg/kg vådvægt)	
	Fersk	Marin	Fersk	Marin	Fersk	Marin	Fersk	Marin
MTBE	10	10	90	90	0,081	0,081	24	24

20.3 Ethere i overvågningen

Ethere, der er undersøgt i overvågning 2008-2019 og beskrevet i nærværende rapport, fremgår af tabel 20.2. Ethere har været med i overvågningen siden 2004 (Boutrup et al. 2015).

Tabel 20.2. Ethere beskrevet i nærværende rapport.

	Punktkilder		Vandløb
	Spildevand	Slam	Vand
Tert-butylmethyl-ether (MTBE)	X	X	X
Triclosan	X		

20.3.1 Ethere i punktkilder

Ethere er målt i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning (tabel 20.3). Desuden er ethere målt i regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder og regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder (tabel 20.4 og tabel 20.5).

Tabel 20.3. Ethere i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning beregnet på baggrund af udløbsdata fra renseanlæg i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
MTBE											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,17	2,9	20	0,1	27	143
Avanceret	2014-2019	0,15	<DG	<DG	<DG	0,14	4,4	16	0,05 - 0,1	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,54	6,4	0,1	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,22	10	0,05 - 0,1	10	30
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1 - 1	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,05 - 0,1	6	64
Triclosan											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,690	5,1	0,1	17	78
Avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,210	5,3	0,1	12	38
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1	10	30
Mekanisk	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,34	0,45	19	0,1	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,19	0,60	13	0,1 - 0,8	6	64

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0.

Tert-butylmethyl-ether (MTBE) er påvist i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning og mindre avanceret rensning, men ikke i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning (tabel 20.3). Fundhyppigheden er størst i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, og koncentrationsniveauet er ligeledes højest i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning.

Triclosan er modsat MTBE påvist med størst fundhyppighed i udløb fra de undersøgte renseanlæg med mekanisk rensning og ikke eller kun i få prøver af udløb fra renseanlæg med avanceret rensning og renseanlæg med mindre avanceret rensning.

Der er fastsat miljøkvalitetskrav for MTBE (tabel 20.1). Der er ikke indikation på, at udløb fra renseanlæg har givet anledning til koncentrationer, der er højere end dette miljøkvalitetskrav i det overfladevand, der udledes til.

Der er ikke fundet signifikant forskel mellem koncentrationerne af de to ethere, der er undersøgt i udløb fra de tre grupper af renseanlæg i 2008-2013 og koncentrationer ved de samme renseanlæg i 2014-2019.

MTBE er ikke påvist i regnbetingede udløb fra de undersøgte fælleskloakerede områder, men blev i perioden 2008-2013 påvist i en enkelt prøve af RBU fra et separatkloakeret område (tabel 20.4 og 20.5).

Triclosan blev i perioden 2008-2013 påvist i enkelte prøver af regnbetinget udløb fra fælleskloakerede områder.

Der er ikke indikation på, at udledning af MTBE fra renseanlæg eller regnbetingede udløb har givet anledning til koncentrationer, der er højere end dette miljøkvalitetskrav i det overfladevand, der udledes til.

Tabel 20.4. Ethere i regnbetingede udløb (RBU) fra fælleskloakerede områder i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Periode	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
MTBE										
2008-2013	i.b.	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0	0,1	1	12
2014-2019	i.b.	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0	0,05 - 0,1	2	34
Triclosan										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,108	0,690	16,7	0,1	1	12
2014-2019	i.b.	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0	0,1 - 0,5	2	34

i.b.: Ikke beregnet.

Tabel 20.5. Ethere i regnbetingede udløb (RBU) fra separatkloakeret område i perioden 2008-2013.

Enhed: µg/l	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
MTBE										
2008-2013	i.b.	<DG	<DG	<DG	<DG	0,83	7,7	0,1	1	13

i.b.: Ikke beregnet

20.3.2 Ethere i vandløb

Ethere er i vandløb undersøgt i vandfasen i både kontrolovervågning og operationel overvågning i perioden 2008-2013 og i kontrolovervågningen i 2014-2019 (tabel 20.6).

Tabel 20.6. Ethere i vandfasen i vandløb undersøgt ved kontrolovervågning og operationel overvågning i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal prøver/stationer
MTBE								
Kontrol	2008-2013	<DG	-	-	-	0	0,1	165/14
Operationel	2008-2013	<DG	-	-	-	0	0,1	121/1
Kontrol	2014-2019	0,0012	<DG	<DG	<DG	1,7	0,05-0,1	180/15

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0.

Tert-butylmethyl-ether (MTBE) er ved kontrolovervågningen i 2014-2019 påvist i enkelte prøver fra de undersøgte vandløb. De fundne koncentrationer er væsentligt lavere end miljøkvalitetskravet for MTBE, og giver således ikke indikation på, at der har været overskridelse af miljøkvalitetskravet.

Der er ikke påvist signifikant udvikling i koncentrationen af MTBE i vandløbsvand mellem 2008-2013 og 2014-2019 (bilag 1).

20.4 Sammenfatning

MTBE er påvist med større hyppighed i udløb fra de undersøgte renseanlæg med avanceret rensning end i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning. Det modsatte gør sig gældende for triclosan, som er påvist med størst hyppighed i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning. MTBE og triclosan er ikke påvist eller kun påvist i få prøver fra regnbetingede udløb fra områder

med fælleskloakering og separat kloakering. Der er ikke fundet indikation på, at udledning af MTBE fra renseanlæg eller regnbetingede udløb har givet anledning til koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene i det overfladevand, der udledes til, når det antages, at der ved udledningen sker en fortynding med en faktor 10.

MTBE er påvist i få prøver fra vandfasen fra de undersøgte vandløb. Der er ikke indikation på, at der har været overskridelse af miljøkvalitetskravet.

21 Fosfor-triestere

Fosfor-triestere (P-triestere) er fosforholdige organiske forbindelser, der anvendes som overfladeaktive stoffer, blødgørere, brandhæmmere og udfyldningsmateriale i bl.a. bygningsmaterialer og elektriske artikler.

21.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status

P-triestere er ikke med på vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer. Stofferne er ligeledes ikke omfattet af lister i regi af HELCOM eller OSPAR.

21.2 Kvalitetskrav

Miljøkvalitetskrav for fosfor-triestere i overfladevand er oplistet i tabel 21.1.

Tabel 21.1. Miljøkvalitetskrav for P-triestere i overfladevand (Miljø- og Fødevareministeriet, 2017b).

	Vand (vandløb, søer og havet) (µg/l)				Sediment (mg/kg TS)	
	Generelt kvalitetskrav		Maksimumkoncentration			
	Fersk	Marin	Fersk	Marin	Fersk	Marin
Tris-(2-chloro-1-methylethyl)phosphat (TCPP)	640	64	640	640	$111*f_{oc}$	$11,1*f_{oc}$
Tri-n-butylphosphat	82	8,2	170	170		
Triphenylphosphat (TPP)	0,74	0,074	1,8	1,8		

21.3 P-triestere i overvågningen

P-triestere indgår i overvågning af punktkilder. P-triestere, der er undersøgt i overvågningen 2008-2019 og beskrevet i nærværende rapport, fremgår af tabel 21.2. P-triestere har været med i overvågningen siden 2004 (Boutrup et al. 2015).

Tabel 21.2. P-triestere beskrevet i nærværende rapport.

	Punktkilder	
	Spildevand	RBU (vand)
Tri-n-butylphosphat	X	X
Trichlorpropylphosphat (TCPP)	X	X
Tricresylphosphat	X	X
Triphenylphosphat	X	X

21.3.1 P-triestere i punktkilder

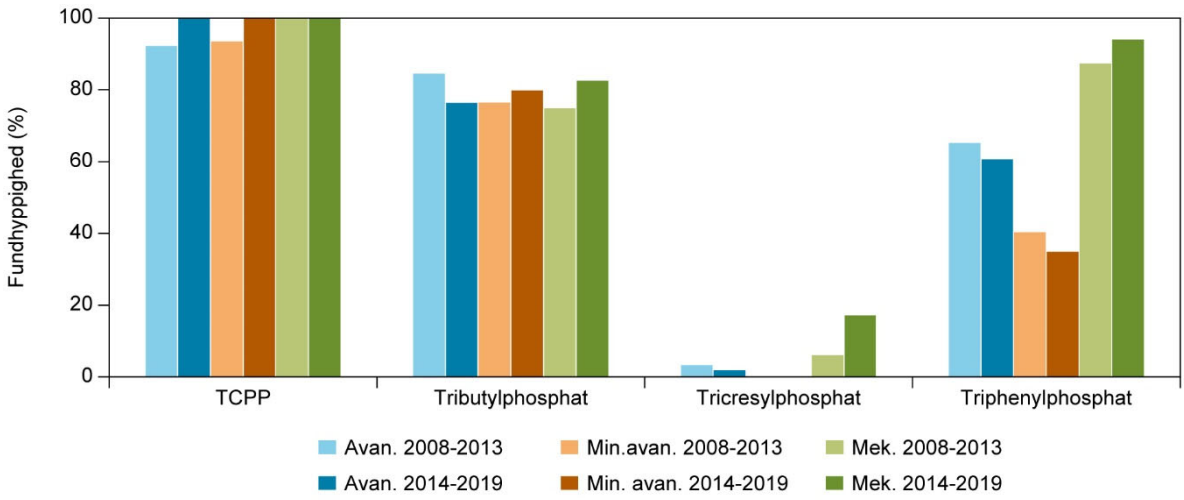
P-triestere er målt i spildevand fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning (tabel 21.3). Desuden er P-triestere målt i regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder og separatkloakerede områder (tabel 21.4 og tabel 21.5).

Tabel 21.3. P-triestere i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret og mekanisk beregnet på baggrund af udløbsdata fra renseanlæg i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
TCPP											
Avanceret	2008-2013	1,34	1,10	<DG	0,46	2,6	4,6	92	0,05	27	118
Avanceret	2014-2019	0,64	0,59	0,22	0,38	0,94	1,5	100	0,05	19	51
Mindre avanceret	2008-2013	1,4	1,2	<DG	0,44	2,6	3,9	94	0,05	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	0,68	0,62	0,18	0,30	1,0	1,9	100	0,05	10	20
Mekanisk	2008-2013	1,0	1,1	0,054	0,28	1,8	3,1	100	0,05	4	15
Mekanisk	2014-2019	1,6	1,3	0,13	0,62	3,1	4,6	100	0,05	6	52
Tri-n-butylphosphat											
Avanceret	2008-2013	0,082	0,056	<DG	<DG	0,17	0,41	85	0,02	27	118
Avanceret	2014-2019	0,045	0,030	<DG	<DG	0,090	0,23	77	0,02	19	51
Mindre avanceret	2008-2013	0,065	0,040	<DG	<DG	0,14	0,29	77	0,02	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	0,029	<DG	<DG	<DG	0,060	0,060	80	0,02	10	20
Mekanisk	2008-2013	0,062	0,044	<DG	<DG	0,14	0,21	75	0,02	4	16
Mekanisk	2014-2019	0,034	0,030	<DG	<DG	0,050	0,070	83	0,02 - 0,1	6	52
Tricresylphosphat											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	1,8	3,4	0,02	27	118
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,031	2	0,02 - 0,025	19	51
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,02	10	20
Mekanisk	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,021	6,2	0,02	4	16
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,025	0,060	17	0,02 - 0,1	6	52
Triphenylphosphat											
Avanceret	2008-2013	0,067	0,029	<DG	<DG	0,11	0,73	65	0,02	27	118
Avanceret	2014-2019	0,032	0,023	<DG	<DG	0,046	0,31	61	0,01 - 0,03	19	51
Mindre avanceret	2008-2013	0,029	<DG	<DG	<DG	0,066	0,19	40	0,02	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	0,022	<DG	<DG	<DG	0,047	0,065	35	0,02	10	20
Mekanisk	2008-2013	0,079	0,049	<DG	0,022	0,17	0,33	88	0,02	4	16
Mekanisk	2014-2019	0,071	0,050	<DG	0,027	0,13	0,39	94	0,02 - 0,2	6	52

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0.

Blandt de undersøgte P-triestere er TCPP påvist i mere end 90% af de undersøgte prøver fra udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, renseanlæg med mindre avanceret rensning og mekanisk rensning (figur 21.1). Tri-n-butylphosphat er påvist med næststørst hyppighed med fundhyppigheder på samme niveau i udløb fra de tre forskellige grupper af renseanlæg. Triphenylphosphat og tricresylphoshat er påvist med størst hyppighed i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning, tricresylphosphat dog på et lavere niveau end de øvrige.



Figur 21.1. Fundhyppighed af P-triestere i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning (Avan.), mindre avanceret rensning (Min.avan.) og mekanisk rensning (Mek.) i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Fundprocenten er opgjort som procentdelen af målinger over detektionsgrænsen. Antallet af prøver/stationer, herunder fra hvilke typer af renseanlæg, der foreligger data, fremgår af tabel 16.3.

TCPP er blandt de undersøgte P-triestere fundet på det højeste koncentrationsniveau. Koncentrationsniveauet af TCPP er det samme i udløb fra de tre forskellige grupper af renseanlæg.

Der er fastsat miljøkvalitetskrav for TCPP, tri-n-butylphosphat og triphenylphosphat (tabel 22.1). Der ikke indikation på, at udledning af P-triestere fra renseanlæg eller regnbetingede udløb har givet anledning til koncentrationer, der er højere end disse miljøkvalitetskrav i det overfladevand, der udledes til.

TCPP og tri-n-butylphosphat er fundet i signifikant lavere koncentrationer i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning og renseanlæg med mindre avanceret rensning i perioden 2014-2019 end ved de samme renseanlæg i 2008-2013 (bilag 1).

TCPP og triphenylphosphat er i regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder påvist i mere end 90% af de undersøgte prøver, ligesom i udløb fra renseanlæg. TCPP er blandt de undersøgte P-triestere fundet på det højeste koncentrationsniveau (tabel 21.4), men dog lavere koncentrationsniveau end i udløb fra renseanlæg.

TCPP er den hyppigst påviste P-triester i regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder, men på et lavere niveau end fundhyppigheden i udløb fra renseanlæg og regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder.

Der ikke indikation på, at udledning af P-triestere fra renseanlæg eller regnbetingede udløb har givet anledning til højere koncentrationer end miljøkvalitetskravene for P-triestere i det overfladevand, der udledes til.

Tabel 21.4. P-triestere i regnbetingede udløb (RBU) fra fælleskloakerede områder i perioderne 2009-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
TCPP										
2008-2013	0,22	0,16	<DG	0,11	0,46	0,46	92	0,05	1	12
2014-2019	0,36	0,32	0,14	0,15	0,62	0,80	100	0,05	2	30
Tri-n-butylphosphat										
2008-2013	i.b.	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0	0,02	1	12
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	3,4	0,02	2	29
Tricresylphosphat										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,023	17	0,02	1	12
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,037	6,9	0,02	2	29
Triphenylphosphat										
2008-2013	0,050	0,042	<DG	0,032	0,081	0,12	92	0,02	1	12
2014-2019	0,054	0,042	<DG	0,024	0,095	0,130	97	0,02	2	29

i.b.: Ikke beregnet.

Tabel 21.5. P-triestere i regnbetingede udløb (RBU) fra separatkloakerede områder i perioderne 2009-2013 og 2014-2019.

Enhed: µg/l	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
TCPP										
2008-2013	0,20	0,13	<DG	<DG	0,29	1,1	83	0,05	3	30
2014-2019	0,12	0,076	<DG	<DG	0,24	0,65	74	0,05	3	54
Tri-n-butylphosphat										
2008-2013	0,032	<DG	<DG	<DG	0,048	0,27	37	0,02	3	30
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,060	15	0,02	3	54
Tricresylphosphat										
2008-2013	i.b.	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0	0,02	3	30
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,14	3,7	0,02	3	54
Triphenylphosphat										
2008-2013	0,032	<DG	<DG	<DG	0,036	0,33	23	0,02	3	30
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,029	7,4	0,02	3	54

i.b.: Ikke beregnet.

21.4 Sammenfatning

TCPP og triphenylphosphat er blandt de undersøgte P-triestere de hyppigst påviste i udløb fra de undersøgte renseanlæg med de tre grupper af rensning og i regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder. TCPP er den hyppigst fundne af P-triesterne i regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder.

Der ikke indikation på, at udledning af P-triestere fra renseanlæg eller regnbetingede udløb har givet anledning koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene for P-triestere i det overfladevand, der udledes til.

TCPP og tri-n-butylphosphat er fundet i signifikant lavere koncentrationer i udløb fra renseanlæg med avanceret og mindre avanceret rensning i 2014-2019 end i 2008-2013.

22 Detergenter

Anioniske og kationiske detergenter er overfladeaktive stoffer, der især bruges i vaske- og rengøringsmidler. Vaskemiddeleffekten beror på stoffernes evne til at mindske overfladespændingen mellem vand og olie, og derved få snavs til at gå i opløsning i vaskevandet.

Anioniske og kationiske detergenter er grupper af stoffer, som ikke nødvendigvis tilhører samme kemiske stofgruppe.

Indholdet af anioniske stoffer bestemmes ved en indeksværdi i forhold til metylenblåt (MBAS). Lineære alkylbenzensulfonater (LAS) hører til gruppen af anioniske detegenter. LAS er nedbrydeligt under iltede forhold, både i renseanlæg og i naturen, men nedbrydes ikke fuldstændigt under iltfattige forhold. LAS har tendens til at binde sig til suspenderet stof, og vil derfor være blandt de stoffer, der bindes til slam på renseanlæg. Der er fastsat afskæringsværdi for LAS i slam, der udbringes på landbrugsjord (Miljø- og Fødevareministeriet 2018).

LAS er giftigt overfor vandlevende organismer som fisk, krebsdyr og alger. Giftvirkningen skyldes, at tensider opløser fedt og proteiner og dermed levende væsners celler med tilhørende cellemembran. Den akutte giftighed af LAS er stor sammenlignet med andre vaskeaktive stoffer (Christensen et al. 2003).

22.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status

Vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer omfatter ikke stoffer fra gruppen af anioniske eller kationiske detergenter.

22.2 Kvalitetskrav

Miljøkvalitetskrav for detergenter i overfladevand er oplistet i tabel 22.1.

Tabel 22.1. Miljøkvalitetskrav for LAS i overfladevand (Miljø- og Fødevareministeriet, 2017b).

	Vand (vandløb, søer og havet) (µg/l)			
	Generelt kvalitetskrav		Maksimumkoncentration	
	Fersk	Marin	Fersk	Marin
LAS	54	54	160	160

22.3 Detergenter i overvågningen

Detergenter, der er undersøgt i overvågningen 2008-2019 og beskrevet i nærværende rapport, fremgår af tabel 22.2. Detergenter har været med i overvågningen af punktkilder og vandløb siden 2004 (Boutrup et al. 2015).

Tabel 22.2. Detergenter beskrevet i nærværende rapport.

	Punktkilder		Vandløb
	Spildevand	RBU (vand)	Vand
LAS	x	x	X
Anioniske detergenter			x
Kationiske detergenter	x		

22.3.1 Anioniske og kationiske detergenter i punktkilder

Anioniske detergenter bestemt som LAS og kationiske detergenter er målt i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning (tabel 22.3). Desuden er LAS målt i regnbetingede udløb fra fælleskloakerede og separatkloakerede områder (tabel 22.4 og 22.5).

Tabel 22.3. Detergenter i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning beregnet på baggrund af udløbsdata fra renseanlæg i perioderne 2008-2013 og 2014-2019.

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
Alkylbenzensulfonat (LAS)											
Avanceret	2008-2013	30	<DG	<DG	<DG	72	890	50	5	27	118
Avanceret	2014-2019	26	<DG	<DG	<DG	72	500	47	5	19	75
Mindre avanceret	2008-2013	154	10	<DG	<DG	147	2200	62	5	15	47
Mindre avanceret	2014-2019	56	24	<DG	<DG	152	410	70	5	10	30
Mekanisk	2008-2013	924	825	130	235	1750	1900	100	5	4	16
Mekanisk	2014-2019	857	820	36	108	1670	2300	100	5	6	64
Detergenter kationiske											
Avanceret	2008-2013	26	23	<DG	<DG	42	97	88	10	14	41
Mindre avanceret	2008-2013	11	<DG	<DG	<DG	19	20	50	10	2	6

Anioniske detergenter målt som alkylbenzensulfonat (LAS) er påvist med størst hyppighed i udløb fra de undersøgte renseanlæg med mekanisk rensning, hvor LAS er påvist i alle undersøgte prøver. Laveste fundhyppighed er fundet i udløb fra de undersøgte renseanlæg med avanceret rensning.

Koncentrationsniveauet i de undersøgte prøver af udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning var ca. 30 gange højere end koncentrationsniveauet i de undersøgte prøver af udløb fra renseanlæg med avanceret rensning.

Der er fastsat miljøkvalitetskrav for LAS (tabel 22.1). Der er indikation på, at udledning af LAS fra de undersøgte renseanlæg med mekanisk rensning i 2008-2013 og 2014-2019 har medført koncentrationer, der er højere end såvel det generelle miljøkvalitetskrav som miljøkvalitetskravets maksimumkoncentration i det overfladevand, der udledes til, når det antages, at der ved udledning af spildevand til overfladevand sker en fortynding med en faktor 10 (Tørslev et al. 2002). Der er desuden indikation på at udledning fra renseanlæg med mindre avanceret rensning i perioden 2008-2013 har medført koncentrationer der er højere end miljøkvalitetskravets maksimumkoncentration med samme antagelse om fortynding ved udledning til overfladevand. Der er dog ikke indikation på, at udledning fra renseanlæg med mindre avanceret rensning har medført koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravets maksimumkoncentration i 2014-2019 eller det generelle miljøkvalitetskrav i hele perioden. Der er ligeledes ikke indikation på, at udledning fra renseanlæg med

avanceret rensning har medført koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene i det overfladevand, der udledes til.

Der er ikke fundet signifikant forskel mellem koncentrationerne af LAS i 2008-2013 og 2014-2019 i udløb fra nogen af de undersøgte tre grupper af renseanlæg. Kationiske detergenter er kun undersøgt i perioden 2008-2013.

LAS er påvist i regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder med samme hyppighed som i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning, men på et lavere koncentrationsniveau. I udløb fra de undersøgte regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder er LAS påvist med lavere fundhyppighed og på lavere koncentrationsniveau. Den højere fundhyppighed i udløb fra fælleskloakerede områder end i udløb fra separatkloakerede områder kan skyldes, at der i forbindelse med overløb på renseanlæg bliver tilført urenset spildevand til anlæg for regnbetingede udløb i fælleskloakerede områder.

Tabel 22.4. Detergenter i regnbetingede udløb (RBU) fra fælleskloakerede områder i perioderne 2009-2013 og 2014-2019.

Enhed: µg/l	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
Alkylbenzensulfonat (LAS)										
2004-2013	424	245	100	132	869	1100	100	5	1	12
2014-2019	371	270	<DG	46	886	1100	98	5	2	40

Tabel 22.5. Detergenter i regnbetingede udløb (RBU) fra separatkloakerede områder i perioderne 2009-2013 og 2014-2019.

Enhed: µg/l	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
Alkylbenzensulfonat (LAS)										
2008-2013	7,9	<DG	<DG	<DG	22	41	29	5	2	17
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	6,4	30	11	5	3	64

Det kan ikke udelukkes at regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder har medført koncentrationer, der er højere end det generelle miljøkvalitetskrav i det overfladevand der udledes til, når det antages, at der ved udledning af spildevand til overfladevand sker en fortynding med en faktor 10 (Tørslev et al. 2002), da 1 / 10 gange 90%-fraktilerne af data er højere end miljøkvalitetskravet. Der er med samme antagelse om fortynding ikke indikation på, at regnbetingede udløb har medført koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravets maksimumkoncentration i det overfladevand, der udledes til.

22.3.2 Anioniske detergenter i vandløb

Anioniske detergenter er i vandløb undersøgt i vandfasen ved måling af såvel uspecificerede anioniske detergenter som alkylbenzensulfonat (LAS) (tabel 22.6).

Anioniske detergenter målt som uspecificerede anioniske detergenter er påvist i alle de undersøgte vandprøver fra vandløb, mens LAS er påvist i op til ca. 3% af de undersøgte prøver (tabel 22.6). Det skal dog bemærkes, at anioniske detergenter er undersøgt på to vandløbsstationer i 2008-2013, mens LAS er undersøgt på et større antal stationer og prøver i 2008-2013 og 2014-2019, og datagrundlaget for LAS er derfor mere sikkert.

Tabel 22.6. Detergenter i vandfasen i vandløb undersøgt ved kontrolovervågning og operationel overvågning i perioderne 2008-2013 og 2014-2019.

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal prøver/stationer
Alkylbenzensulfonat (LAS)								
Kontrol	2008-2013	0,18	<DG	<DG	<DG	2,8	2	243/17
Kontrol	2014-2019	1,2	<DG	<DG	<DG	1,1	2	180/15
Operationel	2008-2013	<DG	-	-	-	0	2	12/1
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	2	103/26
Anioniske detergenter								
Kontrol	2008-2013	12,3	12	6	19,5	100	0,003	70/2

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0.

Der er ikke fundet indikation på, at koncentrationerne af LAS i de undersøgte vandløb har været højere end det fastsatte miljøkvalitetskrav (tabel 22.1).

Der er ikke påvist signifikant forskel i koncentrationen af LAS i vandløbsvand mellem 2008-2013 og 2014-2019 (bilag 1).

22.4 Sammenfatning

Anioniske detergenter bestemt som alkylbenzensulfonat (LAS) er i spildevand fundet hyppigere og på højere koncentrationsniveau i udledninger fra renseanlæg med mekanisk rensning end i udløb fra renseanlæg med avanceret eller mindre avanceret rensning.

Koncentrationen af LAS i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning var på et niveau, hvor det kan have medført koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravets maksimumskoncentration og det generelle miljøkvalitetskrav i det overfladevand, som spildevandet udledes til, når det antages, at der sker en fortynding med en faktor 10 ved udledning til overfladevand.

LAS er påvist i få af de undersøgte prøver fra vandløb. Der er ikke fundet indikation på, at koncentrationen i de undersøgte vandløb har været højere end miljøkvalitetskravene.

23 Kloralkaner

Kloralkaner har haft udbredt anvendelse som bl.a. blødgørere og flammehæmmere i plast- og maleindustrien og som tilsætningsstoffer i skærevæsker og smøremidler i metalforarbejdnings- og skibsindustrien.

Der skelnes mellem kortkædede (SCCP, C10-C13), mellemkædede (MCCP, C14-C17) og langkædede (LCCP, C18-C30) kloralkaner.

Kloralkaner er persistente og giftige for vandlevende organismer.

23.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status

Kortkædede kloralkaner (SCCP) er på vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer samt på HELCOM's liste over prioriterede stoffer.

23.2 Kloralkaner i overvågningen

Kloralkaner er undersøgt ved en screeningsundersøgelse i 2010 (Larsen et al. 2010). Kloralkaner er derudover ikke undersøgt i overvågningen.

Undersøgelsen af kloralkaner omfattede analyse af SCCP og MCCP i sediment fra 10 søer og 10 marine områder.

SCCP blev fundet i alle de undersøgte prøver med koncentrationer på samme niveau i prøverne fra henholdsvis søer og marine områder. MCCP blev ikke påvist i de undersøgte prøver fra søer, men blev påvist i to ud af 10 marine prøver. Koncentrationerne var på et niveau, hvor de ikke forventes at have miljømæssig effekt.

Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP) har sammenstillet resultater af undersøgelser af SCCP i Nordnorge, Grønland og Canada. På baggrund heraf konkluderes, at de foreliggende data indikerer, at SCCP kan findes udbredt i Arktis og dermed dokumenterer, at SCCP langtransporteres og bioakkumuleres (AMAP, 2017).

Der pågår på tværs af de nordiske lande en screeningsundersøgelse, som blandt andet inkluderer SCCP og MCCP. I undersøgelsen indgår prøver fra Danmark af aborre, torsk (lever), fugleæg og grannåle. Resultatet af undersøgelsen forventes at blive rapporteret ultimo 2021.

24 Lægemidler, veterinære og humane

Lægemidler er en gruppe af stoffer, der har deres anvendelse som enten humant eller veterinært lægemiddel til fælles. Som stofgruppe er der tale om stoffer med forskellige kemiske egenskaber, og dermed forskellige egenskaber i forhold til forekomst i miljøet. Fælles for de humane lægemidler er dog, at tilførslen til omgivelserne sker via spildevand. De veterinære lægemidler kan, ud over tilførslen med spildevand, tilføres til overfladevand i form af overskud fra deres anvendelse i dambrug og via gylle fra landbrug.

24.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status

Vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer omfatter ikke lægemidler, hverken til human eller veterinær brug. Vandrammedirektivets observationsliste indeholder en række lægemidler (EU Kommissionen 2015).

24.2 Kvalitetskrav

Miljøkvalitetskrav for lægemidler i overfladevand er oplistet i tabel 24.1.

Tabel 24.1. Kvalitetskrav for lægemidler i overfladevand (Miljø- og Fødevareministeriet 2017b).

	Vand (vandløb, søer og havet) (µg/l)			
	Generelt kvalitetskrav		Maksimumkoncentration	
	Fersk	Marin	Fersk	Marin
Amoxillin	0,078	0,078	0,37	0,37
Benzokain	7,2	0,72	72	72
Florfenicol	7	2,1	21	3,4
Oxylinsyre	15	15	18	18
Oxytetracyklin	10	10	21	21
Sulfadiazin	4,6	4,6	14	14
Trimethroprim	100	10	160	160

24.3 Lægemidler, veterinære og humane i overvågningen

Humane og veterinære lægemidler, der er undersøgt i overvågningen i perioden 2008-2019 og beskrevet i nærværende rapport, fremgår af tabel 24.2. Lægemidler har været med i overvågningen siden 2011 (Boutrup et al. 2015).

Ved en screeningsundersøgelse af lægemidler i punktkilder og i vandmiljøet i 2007 blev der undersøgt for i alt 31 lægemidler, heraf et nedbrydningsprodukt (Mogensen et al. 2007). Undersøgelsen har indgået som grundlag for udvælgelsen af hvilke lægemidler, der efterfølgende skulle indgå i overvågningen. I 2012 blev der gennemført endnu en screeningsundersøgelse af humane lægemidler i punktkilder og i vandmiljøet (Naturstyrelsen 2015). Denne undersøgelse omfattede 27 lægemiddelstoffer. Resultaterne af disse to screeningsundersøgelser er beskrevet i de respektive rapporter.

Resultaterne af overvågning af lægemidler i Danmark er sammenstillet med resultaterne af overvågning af lægemidler og produkter til personlig pleje i de andre nordiske lande i TemaNord 2012:519 (Nordisk Minister Råd 2015).

Tabel 24.2. Lægemidler i overvågningen i 2008-2019.

Lægemiddel		Punktkilder			
		Spilde-vand	RBU	Dam-brug	Vand-løb
Amoxillin	Antibiotika			X	X
Azithromycin	Antibiotika	X	X		X
Benzokain	Smertestillende			X	X
Butylhydroxy-toluen (BHT)	Hjælpestof				X
Carbamazepin	Antiepilepsi	X	X		
Cimetidin	Syreregulerende	X	X		
Citaloprim	Antidepressiv	X	X		
Clarithromycin	Antibiotika	X	X		X
Clothianidin	Insekticid				X
Diclofenac	Gigtmiddel	X	X		X
Erythromycin	Antibiotika	X	X		X
Erythrosin	Hjælpestof	X	X		
Florfenicol	Antibiotika			X	X
Furosemid	Vanddrivende	X	X		
2-hydroxy-ibuprofen	Nedbrydningsprodukt	X	X		
Ibuprofen	Smertestillende	X	X		
Naproxen	Smertestillende	X	X		
Oxylinsyre	Antibiotika			X	X
Oxytetracyklin	Antibiotika			X	X
Paracetamol	Smertestillende	X	X		
Propranolol	Hjerte-kredsløb	X	X		
Salicylsyre	Smertestillende	X	X		
Sulfadiazin	Antibiotika			X	X
Sulfamethizol	Antibiotika	X	X		X
Sulfamethoxazol	Antibiotika	X	X		
p-Toluensulfonamid	Nedbrydningsprodukt			X	
Tramadol	Smertestillende	X	X		
Trimethroprim	Antibiotika	X	X	X	X

En række lægemidler, der har været på vandrammedirektivets observationsliste, er undersøgt ved screeningsundersøgelser. Det gælder følgende: Oxadiazon, triallat, methiocarb og neonikotinoider (imidacloprid, thiacloprid, thiamethoxam, clothianidin, acetamiprid). Resultaterne er afrapporteret til EU (Miljøstyrelsen 2020).

24.3.1 Lægemidler i punktkilder

Lægemidler er målt i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning (tabel 24.3) og i regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder (24.5). Flere af de undersøgte lægemidler er undersøgt i 2014-2019, men ikke i 2008-2013.

De undersøgte lægemidler er alle med enkelte undtagelser påvist i udløb fra de undersøgte renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning. Undtagelserne er de to antibiotika clarithromycin og erythromycin, som ikke er påvist i udløb fra renseanlæg med mindre avanceret rensning, og hjælpestoffet erythrosin, som ikke er påvist ved renseanlæg med avanceret rensning. De tre stoffer er samtidig påvist med forholdsvis lav fundhyppighed i udløb fra de andre grupper af renseanlæg.

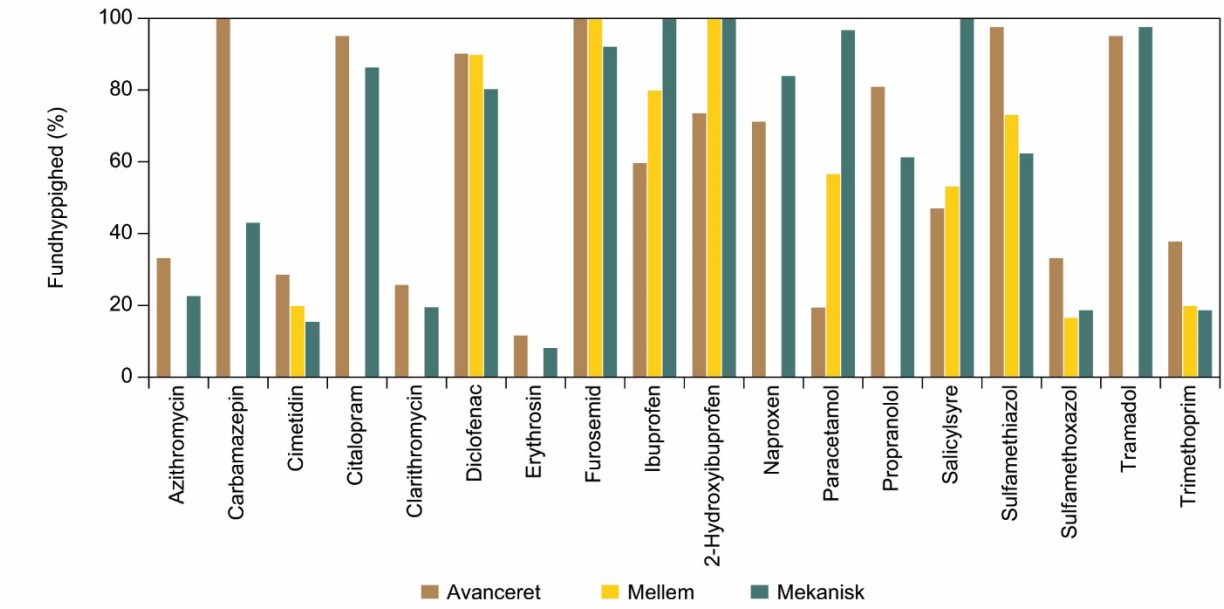
Tabel 24.3. Lægemidler i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning beregnet på baggrund af udløbsdata fra renseanlæg i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
Azithromycin											
Avanceret	2014-2019	0,025	<DG	<DG	<DG	0,050	0,18	33	0,01 - 0,1	7	21
Mekanisk	2014-2019	0,022	<DG	<DG	<DG	0,026	0,31	23	0,01	5	44
Carbamazepin											
Avanceret	2014-2019	0,16	0,16	0,014	0,023	0,25	0,35	100	0,01	7	21
Mekanisk	2014-2019	0,56	<DG	<DG	<DG	2,2	5,2	43	0,01	5	44
Cimetidin											
Avanceret	2008-2013	0,012	<DG	<DG	<DG	0,025	0,16	37	0,005	17	78
Avanceret	2014-2019	0,0058	<DG	<DG	<DG	0,008	0,15	29	0,005	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	0,0052	<DG	<DG	<DG	0,020	0,061	18	0,005	12	38
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,006	0,017	20	0,005	10	30
Mekanisk	2008-2013	0,012	<DG	<DG	<DG	0,035	0,057	41	0,005	4	17
Mekanisk	2014-2019	0,020	<DG	<DG	<DG	0,013	1,10	16	0,005	6	64
Citalopram											
Avanceret	2014-2019	0,22	0,16	<DG	0,019	0,59	0,82	95	0,01 - 0,1	7	21
Mekanisk	2014-2019	0,25	0,11	<DG	<DG	0,65	1,8	86	0,01	5	44
Clarithromycin											
Avanceret	2014-2019	0,015	<DG	<DG	<DG	0,042	0,055	26	0,01 - 0,1	17	31
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	10	10
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,030	0,095	20	0,01	5	56
Diclofenac											
Avanceret	2014-2019	0,19	0,17	<DG	0,016	0,29	0,79	90	0,01	17	31
Mindre avanceret	2014-2019	0,38	0,15	<DG	0,015	0,82	1,4	90	0,01	10	10
Mekanisk	2014-2019	0,17	0,083	<DG	<DG	0,52	1,0	80	0,01	5	56
Erythromycin											
Avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,1	7	14
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,016	6,9	0,01	5	29
Erythrosin											
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,013	12	0,01	17	17
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01	10	10
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,074	8,3	0,01	5	36
Furosemid											
Avanceret	2008-2013	14	3,3	0,50	1,5	40	84	100	0,01	17	78
Avanceret	2014-2019	8,4	1,9	0,29	0,75	23	87	100	0,01	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	18	3,7	<DG	0,55	61	110	97	0,01	12	38
Mindre avanceret	2014-2019	17	4,0	0,26	0,40	41	92	100	0,01	10	30
Mekanisk	2008-2013	18	7,8	<DG	1,0	51	76	94	0,01	4	17
Mekanisk	2014-2019	7,3	2,6	<DG	0,093	14	78	92	0,01 - 1,2	6	64
Ibuprofen											
Avanceret	2008-2013	0,44	<DG	<DG	<DG	0,48	13	47	0,1	17	78
Avanceret	2014-2019	0,20	0,13	<DG	<DG	0,44	1,1	60	0,1	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	3,7	0,42	<DG	<DG	12	25	79	0,1	12	38
Mindre avanceret	2014-2019	1,2	0,48	<DG	<DG	2,4	9,6	80	0,1	10	30
Mekanisk	2008-2013	7,6	4,5	0,90	1,4	17	24	100	0,1	4	17
Mekanisk	2014-2019	14	12	0,56	2,8	26	54	100	0,1	6	64

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
2-Hydroxyibuprofen											
Avanceret	2008-2013	0,77	0,28	<DG	0,057	2,0	8,0	92	0,05	17	78
Avanceret	2014-2019	0,62	0,33	<DG	<DG	1,5	5,3	74	0,05 - 2	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	11	1,2	<DG	0,067	33	81	92	0,05	12	38
Mindre avanceret	2014-2019	10	1,6	0,070	0,328	28	120	100	0,05	10	30
Mekanisk	2008-2013	26	18	2,3	2,7	52	110	100	0,05	4	17
Mekanisk	2014-2019	29	22	0,72	3,8	58	110	100	0,05	6	64
Naproxen											
Avanceret	2014-2019	0,073	0,078	<DG	<DG	0,12	0,24	71	0,01	7	21
Mekanisk	2014-2019	2,14	1,2	<DG	<DG	6,1	19	84	0,01	5	44
Paracetamol											
Avanceret	2008-2013	0,049	<DG	<DG	<DG	0,14	0,89	14	0,025 - 0,03	17	78
Avanceret	2014-2019	0,052	<DG	<DG	<DG	0,097	1,2	20	0,025 - 0,03	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	0,97	<DG	<DG	<DG	0,61	30	16	0,025 - 0,03	12	38
Mindre avanceret	2014-2019	0,40	0,10	<DG	<DG	1,2	3,8	57	0,025 - 0,03	10	30
Mekanisk	2008-2013	49	0,96	<DG	<DG	138	360	53	0,025	4	17
Mekanisk	2014-2019	67	41	<DG	3,0	170	330	97	0,025	6	64
Propranolol											
Avanceret	2014-2019	0,061	0,053	<DG	<DG	0,093	0,17	81	0,01 - 0,1	7	21
Mekanisk	2014-2019	0,059	0,027	<DG	<DG	0,13	0,47	61	0,01	5	44
Salicylsyre											
Avanceret	2008-2013	0,16	<DG	<DG	<DG	<DG	7,3	9	0,1 - 10	17	78
Avanceret	2014-2019	0,33	<DG	<DG	<DG	0,64	10	47	0,1	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	1,6	<DG	<DG	<DG	0,42	33	11	0,1 - 1	12	38
Mindre avanceret	2014-2019	0,17	0,12	<DG	<DG	0,35	0,62	53	0,1	10	30
Mekanisk	2008-2013	9,1	0,50	<DG	<DG	28	47	41	0,1 - 20	4	17
Mekanisk	2014-2019	19	11	0,16	3,4	45	94	100	0,1	6	60
Sulfamethiazol											
Avanceret	2008-2013	0,96	0,73	0,16	0,31	1,3	15	100	0,005	17	78
Avanceret	2014-2019	0,43	0,29	<DG	0,078	0,99	2,1	98	0,005	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	0,63	0,11	<DG	<DG	1,3	6,4	82	0,005	12	38
Mindre avanceret	2014-2019	0,68	0,067	<DG	<DG	2,4	4,3	73	0,005	10	30
Mekanisk	2008-2013	2,5	0,59	<DG	<DG	7,1	13	82	0,005	4	17
Mekanisk	2014-2019	0,62	0,0088	<DG	<DG	1,2	11	63	0,005	6	64
Sulfamethoxazol											
Avanceret	2008-2013	0,062	0,049	<DG	0,0087	0,11	0,72	78	0,005 - 0,5	17	78
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,079	0,15	33	0,05	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	0,091	<DG	<DG	<DG	0,055	1,9	24	0,005 - 0,05	12	38
Mindre avanceret	2014-2019	0,055	<DG	<DG	<DG	0,081	0,79	17	0,05 - 0,5	10	30
Mekanisk	2008-2013	0,010	<DG	<DG	<DG	<DG	0,17	5,9	0,005 - 0,05	4	17
Mekanisk	2014-2019	0,107	<DG	<DG	<DG	0,18	2,6	19	0,05 - 0,5	6	64
Tramadol											
Avanceret	2014-2019	0,973	0,72	<DG	0,12	1,5	4,5	95	0,01 - 0,1	7	21
Mekanisk	2014-2019	2,823	1,7	<DG	0,18	7,0	14	98	0,01	5	44
Trimethoprim											
Avanceret	2008-2013	0,051	0,036	<DG	0,0077	0,10	0,19	73	0,005 - 0,05	17	78
Avanceret	2014-2019	0,046	0,025	<DG	0,025	0,094	0,17	38	0,01 - 0,05	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	0,047	0,025	<DG	<DG	0,11	0,32	47	0,005 - 0,05	12	38
Mindre avanceret	2014-2019	0,053	<DG	<DG	<DG	0,095	0,35	20	0,05	10	30
Mekanisk	2008-2013	0,015	0,008	<DG	<DG	0,025	0,060	29	0,005 - 0,05	4	17
Mekanisk	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,091	0,58	19	0,05	6	64

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0.

En række lægemidler er påvist i tæt på 100% af de undersøgte prøver fra udløb fra alle tre grupper af renseanlæg. Det gælder carbamazepin, citalopram, furosemid, ibuprofen, 2-hydroxyibuprofen, sulfamethiazol og tramadol (figur 24.1). Der er ikke umiddelbart systematik i forskellene mellem fundhyppigheder mellem renseanlæggene i de tre grupper eller i forskellene mellem perioderne 2008-2013 og 2014-2019.



Figur 24.1. Fundhyppighed af lægemidler i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning (Avan.), mindre avanceret rensning (Min.avan.) og mekanisk rensning (Mek.) i perioden 2014-2019. Fundprocenten er opgjort som procentdelen af målinger over detektionsgrænsen. Antallet af prøver/stationer, herunder fra hvilke typer af renseanlæg, der foreligger data, fremgår af tabel 16.3.

En række lægemidler er fundet på højere koncentrationsniveau ved renseanlæg med mekanisk rensning end ved renseanlæg med avanceret eller mindre avanceret rensning. Det gælder furosemid, ibuprofen, 2-hydroxyibuprofen, paracetamol og salicylsyre. De to sidstnævnte dog kun i 2014-2019. Det skyldes sandsynligvis den dårligere rensning af spildevandet ved renseanlæggene med mekanisk rensning.

Trimethroprim er det eneste af de undersøgte lægemidler, der er fastsat miljøkvalitetskrav for (tabel 24.1). Der er ikke fundet indikation på, at udledning af trimethoprim fra renseanlæg har givet anledning til koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene i det overfladevand, der udledes til. Ved vurderingen er det antaget, at der sker en fortynding med en faktor 10 ved udledning fra renseanlæg til fersk overfladevand (Tørslev et al. 2002).

Ved en statistisk analyse af forskellene mellem koncentrationerne af de enkelte lægemidler ved de enkelte renseanlæg ved undersøgelse i henholdsvis 2008-2013 og 2014-2019 finder man signifikant lavere koncentrationer af sulfamethiazol, sulfamethoxazol og trimethroprim i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning i perioden 2014-2019 sammenlignet med perioden 2008-2013, mens der ses signifikant højere koncentrationer af salicylsyre (bilag 1). Ved renseanlæg med mindre avanceret rensning ses der signifikant højere koncentrationer af paracetamol fra 2014-2019 end i 2008-2013 (bilag 1).

Tabel 24.4. Lægemidler i regnbetingede udløb (RBU) fra fælleskloakeret område i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
Azithromycin										
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,086	11	0,01 - 0,1	1	18
Carbamazepin										
2014-2019	0,053	0,032	<DG	0,011	0,17	0,19	83	0,01 - 0,1	1	18
Cimetidin										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005	2	12
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,0059	2,9	0,005	2	34
Citalopram										
2014-2019	0,054	0,049	<DG	0,015	0,090	0,18	78	0,01 - 0,1	1	18
Clarithromycin										
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,096	8,7	0,01 - 0,1	2	23
Diclofenac										
2014-2019	0,043	0,023	<DG	<DG	0,085	0,26	70	0,01 - 0,1	2	23
Erythromycin										
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,01 - 0,1	1	14
Erythrosin										
2014-2019	<DG.	-	-	-	-	-	0	0,01	2	11
Furosemid										
2008-2013	3,7	1,7	0,31	0,33	10	18	100	0,01	2	12
2014-2019	4,3	0,68	0,048	0,130	13	28	100	0,01	2	35
Ibuprofen										
2008-2013	1,7	0,83	0,26	0,29	1,6	11	100	0,1	2	12
2014-2019	2,4	2,1	0,62	1,2	3,9	4,9	100	0,1	2	34
2-Hydroxyibuprofen										
2008-2013	2,1	1,1	<DG	0,093	2,9	12	83	0,05	2	12
2014-2019	6,2	4,3	1,1	1,4	13	23	100	0,05	2	35
Naproxen										
2014-2019	0,25	0,21	<DG	0,031	0,43	0,75	94	0,01	1	18
Paracetamol										
2008-2013	13	7,25	<DG	<DG	48	54	67	0,025	2	12
2014-2019	22	18	<DG	1,8	49	90	97	0,025 - 0,03	2	34
Propranolol										
2014-2019	0,012	<DG	<DG	<DG	0,030	0,050	22	0,01 - 0,1	1	18
Salicylsyre										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,1	2	12
2014-2019	2,7	0,89	<DG	<DG	10	15	86	0,1 - 1	2	35
Sulfamethiazol										
2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	0,015	0,024	17	0,005	2	12
2014-2019	0,26	0,047	<DG	<DG	0,76	2,7	69	0,005	2	35
Sulfamethoxazol										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005 - 0,05	2	12
2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,05 - 0,5	2	35
Tramadol										
2014-2019	0,31	0,27	<DG	0,10	0,57	0,88	94	0,01	1	18
Trimethoprim										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,005 - 0,05	2	12
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	0,082	0,11	31	0,05	2	35

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0.

De fleste af de lægemidler, der er undersøgt i regnbetingede udløb fra det undersøgte fælleskloakerede område, er fundet med hyppigheder på samme niveau som i udløb fra renseanlæg, dog med det forbehold, at der kun foreligger data fra regnbetingede udløb fra ét fælleskloakeret område (24.4).

I det omfang lægemidlerne er påvist i regnbetingede udløb fra det fælleskloakerede område, er koncentrationsniveauerne generelt lavere end i udløb fra de undersøgte tre grupper af renseanlæg. Der er således ikke indikation på, at regnbetingede udløb har givet anledning til koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravet for trimethroprim i det overfladevand, der udledes til.

24.3.2 Lægemidler ved dambrug

Lægemidler er undersøgt i prøver indsamlet ved indløb og udløb fra dambrug (tabel 24.5). Der er i alle tilfælde tale om ferskvandsdambrug.

Florfenicol, sulfadiazin og trimethroprim er påvist i 6-65% af de undersøgte prøver fra tilløb til dambrug og i 22-91% af de undersøgte prøver fra afløb fra dambrug. Fundhyppighed og koncentrationsniveau er for alle stoffer højere i afløb til dambrug end i tilløb fra dambrug, hvilket er i overensstemmelse med det forventede.

De resterende af de undersøgte lægemidler er ikke påvist eller kun påvist i enkelte prøver.

Forekomsten af florfenicol, sulfadiazin og trimethroprim i tilløb til dambrug fortæller, at der findes kilder til stofferne opstrøms dambrugene. Sulfadiazin og trimethoprim er antibiotika og bestanddele i kombinationsmedicinen tribrissen, hvor midlerne indgår i forholdet trimethoprim:sulfadiazin 1:5. Sulfadiazin er fundet i højere koncentrationer end trimethoprim, hvilket også er forventeligt ud fra forholdet mellem de to stoffer i tribrissen. Trimethoprim indgår i både humane og veterinære lægemidler, og både human og veterinær anvendelse kan derfor være kilde til trimethoprim, mens sulfadiazin i Danmark kun anvendes i veterinære lægemidler og den veterinære anvendelse derfor må være kilden.

Sulfadizin er i afløb fra dambrug i perioden 2008-2013 fundet med en maksimumkoncentration, der er ca. fem gang højere end miljøkvalitetskravets maksimumkoncentration. Florfenicol i afløb fra dambrug er i perioden 2014-2019 fundet med maksimumkoncentration, der er 25 gange højere end miljøkvalitetskravets maksimumkoncentration. Om dette medfører overskridelse af miljøkvalitetskravet i vandløbet vil afhænge af fortyndingszonen i vandløbet.

For de øvrige stoffer er der ikke indikation på, at udledningerne fra dambrugene har givet anledning til, at stofferne har forekommet i vandløb i koncentrationer, der er højere end de fastsatte miljøkvalitetskrav.

Tabel 24.5. Lægemidler i tilløb til og afløb fra dambrug i perioderne 2008-2013 og 2014-2019.

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
Amoxicillin											
Tilløb	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	1	3	17
Tilløb	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	1	7	19
Afløb	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	1	10	32
Afløb	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	1	9	30
Benzocain											
Tilløb	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,7	3	17
Tilløb	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,7	7	19
Afløb	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,7	10	32
Afløb	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,7	9	30
Florfenicol											
Tilløb	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,074	5,9	0,007	3	17
Tilløb	2014-2019	0,013	<DG	<DG	<DG	0,016	0,14	21	0,007	7	19
Afløb	2008-2013	0,064	<DG	<DG	<DG	0,099	1,1	22	0,007	10	32
Afløb	2014-2019	21	0,031	<DG	<DG	32	500	57	0,007	9	30
Oxolinsyre											
Tilløb	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	1	3	17
Tilløb	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	1	7	19
Afløb	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	1	10	32
Afløb	2014-2019	1,2	<DG	<DG	<DG	1,6	9,0	20	1	9	30
Oxytetracyklin											
Tilløb	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,2	3	17
Tilløb	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,2	7	19
Afløb	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,93	6,2	0,2	10	32
Afløb	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,2	9	30
p-Toluensulfonamid											
Tilløb	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,5	3	17
Tilløb	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,5	7	19
Afløb	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	1,4	3,1	0,5	10	32
Afløb	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	3,2	3,3	0,5	9	30
Sulfadiazin											
Tilløb	2008-2013	0,12	0,042	<DG	<DG	0,31	0,69	65	0,007	3	17
Tilløb	2014-2019	0,069	0,012	<DG	<DG	0,19	0,27	53	0,007	7	19
Afløb	2008-2013	4,9	0,070	<DG	<DG	14	78	72	0,007	10	32
Afløb	2014-2019	1,3	0,042	<DG	<DG	4,1	13	73	0,007	9	30
Trimethoprim											
Tilløb	2008-2013	0,017	0,014	<DG	<DG	0,034	0,052	65	0,005	3	17
Tilløb	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,055	5,3	0,05	7	19
Afløb	2008-2013	1,1	0,035	<DG	0,006	3,2	14	91	0,005	10	32
Afløb	2014-2019	0,26	<DG	<DG	<DG	1,0	2,0	27	0,05	9	30

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0.

24.3.3 Lægemidler i vandløb

I vandløb er en række lægemidler undersøgt i vandfasen ved operationel overvågning (tabel 24.6).

De lægemidler, som er undersøgt ved både kontrolovervågning og operationel overvågning er påvist i 25-65% af de undersøgte prøver og med samme hyppighed i de to typer af overvågning. De hyppigst fundne lægemidler er diclofenac, erythromycin og clarithromycin. Sulfadiazin og florfenicol, som

kun er undersøgt ved operationel overvågning, er fundet i henholdsvis 51 og 18% af de undersøgte vandløbsvandprøver.

Tabel 24.6. Lægemidler i vandfasen i vandløb undersøgt ved kontrolovervågning og operationel overvågning i perioden 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal prøver/stationer
Amoxillin								
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	-	60/5
Azithromycin								
Kontrol	2014-2019	0,017	<DG	.i. b	i.b.	40	0,003-0,05	5/1
Operationel	2014-2019	0,057	<DG	<DG	0,12	18	0,003-0,05	11/3
Benzokain								
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	-	60/5
Butylhydroxy toluen BHT								
Kontrol	2014-2019	0,0033	<DG	i.b.	i.b.	33	0,10	3/1
Operationel	2014-2019	0,0056	<DG	<DG	0,020	33	0,1	9/3
Clarithromycin								
Kontrol	2014-2019	0,13	0,0102	i.b.	i.b.	60	0,0002-0,05	5/1
Operationel	2014-2019	0,14	0,0025	<DG	0,63	60	0,0002-0,05	15/3
Clothianidin								
Operationel	2014-2019	i.b.	<DG	<DG	<DG	0	0,01	22/14
Diclofenac								
Kontrol	2014-2019	0,043	0,0628	i.b.	i.b.	60	0,0002-0,01	5/1
Operationel	2014-2019	0,079	0,0200	<DG	0,31	80	0,0002-0,01	15/3
Erythromycin								
Kontrol	2014-2019	0,0045	0,0053	i.b.	i.b.	60	0,0005-0,01	5/1
Operationel	2014-2019	0,013	0,0038	<DG	0,040	67	0,0005-0,01	15/3
Florfenicol								
Operationel	2014-2019	0,051	<DG	<DG	0,16	18	0,007	60/5
Oxolinsyre								
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	-	60/5
Oxytetracyklin								
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,2	60/5
Sulfadiazin								
Operationel	2014-2019	0,0096	<DG	<DG	<DG	5,9	0,007	338/75
Sulfamethiazol								
Operationel	2014-2019	0,048	0,0054	<DG	0,13	51	0,005	103/26
Trimethoprim								
Operationel	2014-2019	0,0032	<DG	<DG	<DG	2,1	0,01-0,05	439/100

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0; i.b.: Ikke beregnet på grund af få data.

Der er ikke indikation på, at de undersøgte lægemidler har medført vandløbskoncentrationer, der er højere end de fastsatte miljøkvalitetskrav (tabel 24.1).

24.4 Sammenfatning

En række lægemidler er påvist i tæt på 100% af de undersøgte prøver fra udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret og/eller mekanisk rensning. Det gælder carbamazepin, citalopram, furosemid, ibuprofen, 2-hydroxyibuprofen, sulfamethiazol og tramadol. Blandt disse blev furosemid, ibuprofen, 2-hydroxyibuprofen fundet på højere koncentrationsniveau i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning end fra renseanlæg med de to andre grupper af rensning.

Tre af de i alt 19 undersøgte lægemidler er fundet i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning med signifikant lavere koncentrationer i 2014-2019 end i 2008-2013 (sulfamethiazol, sulfamethoxazol og trimethroprim). To lægemidler er fundet i højere koncentration i 2014-2019 end i 2008-2013 ved renseanlæg med henholdsvis avanceret rensning (salicylsyre) og mindre avanceret rensning (paracetamol).

Lægemidlerne er fundet i regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder med hyppigheder på niveau med fundhyppighederne i udløb fra renseanlæg, men på lavere koncentrationsniveauer.

Ved dambrug er furosemid, sulfamethoxazol og ibuprofen de hyppigst påviste blandt de otte lægemidler, der er undersøgt for i både tilløb til og afløb fra dambrug. Fundhyppighed og koncentrationsniveau var højere i afløb fra dambrug end i tilløb. Forekomsten af lægemidlerne i tilløb til dambrug fortæller, at der opstrøms dambrugene er andre kilder til stoffernes forekomst i vandløbene.

Sulfadiazin og florfenicol er fundet i afløb fra dambrug i koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravets maksimumkoncentration. Der vil imidlertid ske en fortynding i vandløbet, så koncentrationen i vandløbet vil afhænge af fortyndingszonen. Derudover er der ikke fundet indikation på, at udløb fra renseanlæg eller regnbetingede udløb har givet anledning til koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene i det overfladevand, der udledes til.

I vandløb er de hyppigst påviste lægemidler diclofenac, erythromycin og clarithromycin. Der er ikke indikation på, at der har forekommet lægemidler i de undersøgte vandløb i koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene. Sulfadiazin og trimethroprimer fundet med lavere hyppighed i de undersøgte vandløb end i tilløb til og afløb fra dambrug.

25 Østrogener

Østrogener er kvindelige kønshormoner, hvor østron og 17 β-østradiol er de naturlige hormoner, mens det kunstige hormon ethinyløstradiol indgår i p-piller. Østrogenerne omdannes i kroppen inden udskillelse til forbindelser, som er langt mere vandopløselige end østrogenerne. Omdannelsen betyder, at stofferne let udskilles med urin, og bliver ført med urin og spildevand til renseanlæg. På renseanlæg sker der endnu en omdannelse, således at stofferne reaktiveres til de oprindelige østrogenforbindelser med deraf følgende risiko for østrogen effekt af stofferne i miljøet (Ingerslev et al. 2003).

25.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status

Vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer omfatter ikke østrogener.

17-alpha-ethinyløstradiol (EE2), 17-beta-østradiol (E2) samt østron (E1) er på vandrammedirektivets observationsliste (EU Kommissionen 2018). Alle tre stoffer har været med i overvågningen siden 2010.

25.2 Kvalitetskrav

Miljøkvalitetskrav for østrogener i overfladevand er oplistet i tabel 25.1.

Tabel 25.1. Miljøkvalitetskrav for østrogener i overfladevand (Miljø- og Fødevareministeriet 2017b).

	Vand (µg/l)		Sediment	Biota
	Generelt kvalitetskrav	Maksimumkoncentration	(mg/kg TS)	(µg/kg)
	Fersk og marin	Fersk og marin	Fersk og marin	Fersk og marin
Etinyløstradiol	0,000075	0,00075	$17{,}3*10^{-6}$ $6{,}63*10^{-6}$ mg/kg TS $3{,}428*10^{-4}*f_{oc}$	0,00609
17-β-Østradiol	0,0001	4,6		

25.3 Østrogener i overvågningen

Østrogener, der har været med i overvågningen og beskrevet i nærværende rapport fremgår af tabel 25.2.

Tabel 25.2. Østrogener i overvågningen i 2010-2013.

	Punktkilder		Vandløb
	Spildevand	RBU	Vand
Østron E1	X	X	X
17-β-Østradiol E2	X	X	X
Ethinyløstradiol EE2	X	X	X

25.3.1 Østrogener i punktkilder

Østrogener er målt i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning (tabel 25.3) samt regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder (tabel 25.4).

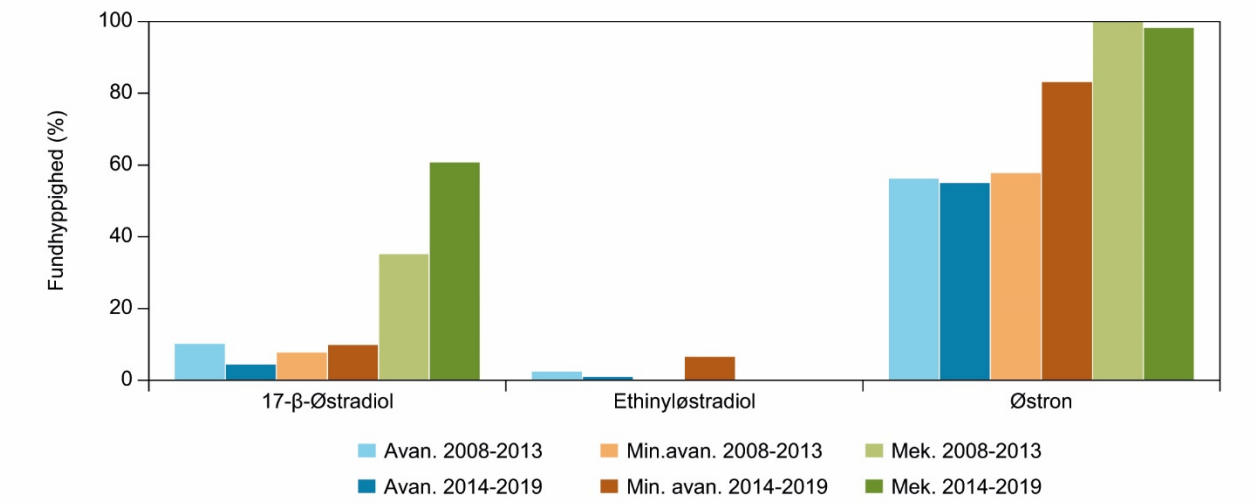
Tabel 25.3. Østrogener i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning beregnet på baggrund af udløbsdata fra renseanlæg i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: ng/l	Periode	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
17-β-Østradiol											
Avanceret	2008-2013	1,3	<DG	<DG	<DG	<DG	59	10	1	17	78
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	4,7	4,6	1 - 10	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	6,9	7,9	1 - 10	12	38
Mindre avanceret	2014-2019	3,5	<DG	<DG	<DG	<DG	91	10	1 - 30	10	30
Mekanisk	2008-2013	7,1	<DG	<DG	<DG	15	63	35	1	4	17
Mekanisk	2014-2019	4,2	2,5	<DG	<DG	9,1	41	61	1 - 5	6	64
Ethinyløstradiol											
Avanceret	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	4,3	2,6	1	17	78
Avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	21	1,1	1 - 10	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	1	12	38
Mindre avanceret	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	4,5	6,7	1 - 5	10	30
Mekanisk	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	1 - 5	4	17
Mekanisk	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	1 - 300	6	64
Østron											
Avanceret	2008-2013	6,9	1,8	<DG	<DG	17	84	56	1 - 2	17	78
Avanceret	2014-2019	6,0	2,4	<DG	<DG	15	35	55	1 - 5	19	87
Mindre avanceret	2008-2013	27	3,2	<DG	<DG	98	190	58	1 - 2	12	38
Mindre avanceret	2014-2019	16	7,8	<DG	<DG	47	87	83	1 - 2	10	30
Mekanisk	2008-2013	68	48	12	15	128	230	100	1 - 2	4	17
Mekanisk	2014-2019	86	66	<DG	23	137	570	98	0,05 - 10	6	64

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0.

Det naturlige østrogen, østron er blandt de undersøgte østrogener påvist hyppigst i udløb fra alle tre grupper af renseanlæg. Østron og 17-β-østradiol er påvist hyppigst i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning. Østron er samtidig blandt de undersøgte østrogener fundet i de højeste koncentrationer i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning. Det syntetiske hormon ethinyløstradiol er påvist i 0-7 % af de undersøgte prøver i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning og mindre avanceret rensning, men ikke i nogen af prøverne fra renseanlæg med mekanisk rensning.

De fundne maksimumskoncentrationer af østradiol indikerer, at udløb fra renseanlæg med avanceret rensning i perioden 2014-2019 har medført enkelte tilfælde af koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravets maksimumkoncentration på 0,75 ng/l (0,00075 µg/l) i det overfladevand, der udledes til (tabel 25.1). Vurderingen er baseret på, at der ved udledning af spildevand til overfladevand sker en fortynding med en faktor 10 (Tørslev et al. 2002). Derudover er der ikke indikation på, at udledning af østrogener har medført koncentrationer, der er højere end de fastsatte miljøkvalitetskravs maksimumkoncentrationer i det overfladevand, der udledes til. Det er ikke muligt at foretage vurdering i forhold til det generelle miljøkvalitetskrav, da detektionsgrænserne ved de gennemførte målinger er 10 gange højere end miljøkvalitetskravene.



Figur 25.1. Fundhyppighed af østrogener i udløb fra renseanlæg med avanceret rensning (Avan.), mindre avanceret rensning (Min.avan.) og mekanisk rensning (Mek.) i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Fundprocenten er opgjort som procentdelen af målinger over detektionsgrænsen. Antallet af prøver/stationer, herunder fra hvilke typer af renseanlæg, der foreligger data, fremgår af tabel 16.3.

Der er ikke fundet signifikant forskel mellem koncentrationerne af østrogener undersøgt i udløb fra renseanlæg med de tre grupper af rensning i 2008-2013 og koncentrationer ved de samme renseanlæg i 2014-2019.

Fundhyppigheden af østrogener i regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder fordeler sig som i udløb fra renseanlæg, idet østrogen er påvist med størst hyppighed (tabel 25.4). Der er ikke indikation på, at regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder har medført koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene i det overfladevand, der udledes til, når der ved udledning til overfladevand sker en fortynding med en faktor 10.

Tabel 25.4. Østrogener i regnbetingede udløb (RBU) fra fælleskloakerede områder i perioderne 2009-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Middel	Median	Minimum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maximum	Fundhyppighed (%)	Detektionsgrænse	Antal anlæg	Antal prøver
17-β-Østradiol										
2008-2013	0,0036	0,0017	<DG	<DG	0,0070	0,015	67	0,001	1	12
2014-2019	0,0029	0,0018	<DG	<DG	0,0072	0,017	47	0,001 - 0,005	2	34
Ethinyløstradiol										
2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,001	1	12
2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	0,016	8,6	0,001 - 0,005	2	35
Østron										
2008-2013	0,025	0,017	0,007	0,010	0,055	0,077	100	0,001 - 0,002	1	12
2014-2019	0,025	0,018	<DG	0,006	0,063	0,093	94	0,001 - 0,01	2	35

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0.

25.3.2 Østrogener i vandløb

Overvågning af østrogener i vandløb omfatter undersøgelse af vandprøver (tabel 25.5).

Tabel 25.5. Østrogener i vandfasen i vandløb undersøgt ved kontrolovervågning og operationel overvågning i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal prøver/ stationer
17-β-Østradiol								
Kontrol	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,001	3/1
Operationel	2008-2013	0,00043	<DG	<DG	<DG	5,6	0,001-0,01	269/23
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,001	9/3
Ethinyløstradiol								
Kontrol	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,001	3/1
Operationel	2014-2019	<DG	-	-	-	0	0,001	9/3
Østron								
Kontrol	2014-2019	0,00054	<DG	i.b.	i.b.	40	0,00005-0,001	5/1
Operationel	2014-2019	0,00079	<DG	<DG	0,0035	40	0,00001-0,001	15/3

-: Ikke bestemt da fundhyppighed er 0; i.b.: Ikke beregnet på grund af få data.

Blandt de undersøgte østrogener er østron med en fundhyppighed på 40% ved både kontrolovervågning og operationel overvågning fundet med størst hyppighed. De to andre østrogener er ikke påvist eller kun påvist i få prøver.

Der er ikke muligt at vurdere, om der i de undersøgte vandløb har forekommet koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravet for 17-β-østradiol eller ethinyløstradiol, da detektionsgrænserne ved de gennemførte målinger var højere end miljøkvalitetskravene.

25.4 Sammenfatning

Det naturlige østrogen, østron er blandt de undersøgte østrogener fundet med størst hyppighed i udløb fra renseanlæg med såvel avanceret rensning, som mindre avanceret rensning og mekanisk rensning. Størst hyppighed og højeste koncentrationer er fundet i udløb fra renseanlæg med mekanisk rensning. Det kunstige østrogen, ethinyløstradiol er ikke påvist eller kun påvist i få prøver af udløb fra renseanlæg.

Der er ikke på baggrund af de foreliggende undersøgelser indikation på, at udløb fra renseanlæg har medført koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravets maksimumkoncentration i det overfladevand, der udledes til med undtagelse af enkelte tilfælde, hvor østradiol kan have medført koncentrationer, der er højere end maksimumkoncentrationen.

I vandløb er østron som det eneste af de undersøgte østrogener fundet i vandfasen i mere end enkelte prøver.

26 Dambrugshjælpestoffer

Ved drift af ferskvandsdambrug anvendes der en række hjælpestoffer, som skal bidrage til at forhindre sygdom hos fiskene i dambruget.

26.1 Direktiv-, lovgivnings- og konventionsmæssig status

Vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer omfatter ikke dambrugshjælpestoffer.

26.2 Kvalitetskrav

Miljøkvalitetskrav for dambrugshjælpestoffer i overfladevand er oplistet i tabel 26.1.

Tabel 26.1. Miljøkvalitetskrav for hjælpestoffer i overfladevand (Miljø- og Fødevareministeriet 2017b).

	Vand (vandløb, søer og havet) (µg/l)			
	Generelt kvalitetskrav		Maksimumkoncentration	
	Fersk	Marin	Fersk	Marin
Chlorbutanol	135	13	1350	135
Formaldehyd	9,2[1]	9,2[1]	46	46
Iod	10[1]	10[1]	10[1]	10[1]
Kloramin-T	5,8	0,58	5,8	5,8
Kobber	1[1]/4,9[2]	1[1]/4,9[2]	2[1]/4,9[2]	2[1]/4,9[2]

1: Tilføjet værdi, 2: Øvre værdi.

26.3 Hjælpestoffer i overvågningen

Dambrugshjælpestoffer, der er undersøgt i overvågningen 2008-2019 og beskrevet i nærværende rapport, fremgår af tabel 26.2.

Tabel 26.2. Hjælpestoffer i overvågningen i 2008-2019.

	Punktkilder
	Dambrug
Chlorbutanol	X
Formaldehyd	X
Iod	X
Kloramin-T	X
Kobber	X

Hjælpestofferne er i lighed med lægemidler undersøgt i prøver fra indløb og udløb fra dambrug (tabel 26.3). Kobber er derudover undersøgt sammen med andre metaller (kap. 6). To af de undersøgte hjælpestoffer blev ikke påvist i nogen af de undersøgte prøver, det gælder chlorbutanol og kloramin-T.

Tabel 26.3. Hjælpestoffer i tilløb til og afløb fra dambrug i perioderne 2008-2013 og 2014-2019. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse.

Enhed: µg/l	Periode	Middel	Median	Mini-mum	10%-fraktil	90%-fraktil	Maxi-mum	Fundhyp-pighed (%)	Detektions-grænse	Antal anlæg	Antal prøver
Kloramin T											
Tilløb	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,5	3	17
Tilløb	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,5	7	19
Afløb	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	0,5	10	32
Afløb	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	0,5	9	30
Chlorbutanol											
Tilløb	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	10	3	17
Tilløb	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	10	7	19
Afløb	2008-2013	<DG	-	-	-	-	-	0	10	10	32
Afløb	2014-2019	<DG	-	-	-	-	-	0	10	9	30
Formaldehyd											
Tilløb	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	460	6,7	100	2	15
Tilløb	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	9,1	11	2 - 100	7	19
Afløb	2008-2013	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	150	3,3	100	9	30
Afløb	2014-2019	<DG	<DG	<DG	<DG	<DG	2,7	3,3	2 - 100	9	30
Iod											
Tilløb	2008-2013	7,8	8,0	3,0	5,1	10	13	100	5	3	17
Tilløb	2014-2019	9,9	8,5	<DG	4,5	17	19	95	1	7	19
Afløb	2008-2013	8,6	5,6	<DG	<DG	11	82	97	5	10	32
Afløb	2014-2019	9,9	8,7	2,7	4,1	17	23	100	1	9	30
Kobber											
Tilløb	2008-2013	2,3	2,0	<DG	<DG	4,6	6,4	59	1	3	17
Tilløb	2014-2019	1,7	<DG	<DG	<DG	3,7	11	39	1	6	18
Afløb	2008-2013	5,0	2,4	<DG	<DG	11	49	72	1	10	32
Afløb	2014-2019	4,3	2,8	<DG	<DG	5,8	25	74	1	6	23

-: Ikke bestemt da fundhyppigheden er 0.

Iod og kobber er naturligt forekommende stoffer. Iod er påvist i 95-100 % af de undersøgte prøver i såvel ind- og udløb ved dambrug.

Kobber er påvist med større hyppighed i afløb fra dambrug end i tilløb. Tilsvarende er koncentrationsniveauerne højere i afløb fra dambrug end i tilløb. De fundne koncentrationsniveauer for kobber i tilløb til dambrug er på niveau med de fundne kobberkoncentrationer i vandløbsvand (kap. 6.3.3).

Kobber er i perioden 2008-2013 fundet i mere end halvdelen af de undersøgte prøver fra tilløb til og afløb fra dambrug i koncentrationer, der var højere end det generelle miljøkvalitetskrav (1,0 µg/l tillagt baggrundskoncentrationen 0,66 µg/l, dvs. 1,66 µg/l). I mere end 10% af de undersøgte prøver fra indløb er koncentrationen højere end miljøkvalitetskravets maksimumkoncentration (2,0 µg/l tillagt baggrundskoncentrationen, dvs. 2,66 µg/l). Der vil ske en fortynding af vandet fra afløbet til det overfladevand, der udledes til. Fortyndingsfaktoren er ikke kendt, men det må forventes, at der forekommer kobberkoncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravene.

Formaldehyd er påvist i få prøver fra såvel indløb til som udløb fra dambrug.

27 Hormonforstyrrende stoffer

Hormonforstyrrende stoffer mistænkes for at bidrage til den stigende forekomst af en række tilstande og sygdomme, som eksempelvis misdannede kønsorganer, nedsat fertilitet, udvikling af fedme og diabetes og påvirkning af hjernens udvikling. Fostre og børn er mest sårbare for udsættelse i særligt følsomme vinduer under deres udvikling (www.mst.dk).

Der skelnes mellem stoffer med konstateret hormonforstyrrende effekt, og stoffer, der er mistænkt for at have hormonforstyrrende effekt. Lister over stoffer i disse to kategorier findes på en hjemmeside, som Danmark sammen med Belgien, Frankrig, Holland, Spanien og Sverige står bag (Endocrine Disruptor Lists, https://edlists.org/). Hjemmesiden indeholder desuden en liste over stoffer, som de nationale myndigheder i de seks lande har vurderet til at have mulige hormonforstyrrende effekt.

Liste 1: 'Substances identified as endocrine disruptors at EU level'

Liste 2: 'Substances under evaluation for endocrine disruption under an EU legislation'

Liste 3: 'Substances considered, by the evaluating National Authority, to have endocrine disrupting properties'

En delmængde af stofferne på Liste 1 og Liste 2 har været med i overvågningen inden for perioden 2008-2019 (tabel 27.1). Stofferne er beskrevet i afsnittene for de respektive stofgrupper i de tidligere afsnit. Liste 3 omfatter otte stoffer, hvoraf ingen er med i overvågningen

Tabel 27.1. Stoffer på 'Endocrine Disruptor Lists', som har været med i overvågningen i perioden 2008-2019.

Liste 1		**Liste 2**	
Navn	**CAS nr.**	**Navn**	**CAS nr.**
Phenoler		**Halogenerede alifatiske kulbrinter**	
Bisphenol A	80-05-7	Dichlormethan	75-09-2
4-n-Nonylphenol	104-40-5	**Ether**	
Nonylphenolethoxylat		Methyl-tert-butylether (MTBE)	1634-04-4
Blødgørere		Triclosan	3380-34-5
Butylbenzylphthalat (BBP)	85-68-7	**Fosfor-triester**	
DEHP (Di-(2-ethylhexyl) phthalat)	117-81-7	Triphenylphosphat	115-86-6
DBP (Di-n-butylphthalat)	84-74-2	**Lægemiddel**	
		Salicylsyre	69-72-7

28 Referencer

AMAP, 2017. AMAP Assessment 2016: Chemicals of Emerging Arctic Concern. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. https://www.amap.no/documents/download/3003/inline

Bak, J. & Jensen, J. 2014: Baggrundsværdier for metaller i søer (vand og sediment) og vandløb (vand). Fagligt notat fra DCE af 9. december 2014.

Bossi, R., Sortkjær, O. & Juhler, R.K. 2009: Screening for udvalgte pesticider i vandløb og grundvand. Arbejdsrapport fra DMU nr. 252.

Boutrup, S., Holm, A.G., Bjerring, R., Johansson, L.S., Strand, J., Thorling, L., Brüsch, W., Ernstsen, V., Ellermann, T. & Bossi, R. 2015. Miljøfremmede stoffer og metaller i vandmiljøet. NOVANA. Tilstand og udvikling 2004-2012. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 242 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 142 http://dce2.au.dk/pub/SR142.pdf

Boutrup, S. (red), Fauser, P., Thomsen, M., Dahlöff, I., Larsen, M.M., Strand, J., Sortkjær, O., Ellermann, T., Rasmussen, P., Jørgensen, L.F., Pedersen, M.W. & Munk, L.M. 2006: Miljøfremmede stoffer og tungmetaller i vandmiljøet. Tilstand og udvikling 1998-2003. Faglig rapport fra DMU, nr. 585.

Boutrup, S. 2008: Vandrammedirektivets prioriterede stoffer. Hvordan indgår de i overvågningen af overfladevand i den danske natur- og miljøovervågning. Bilag til Programbeskrivelsen for NOVANA, del 3. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 15. september 2008.

Boutrup, S. & Munk, L.M. (red.) 2009: Overordnet tværgående strategi for overvågning af miljøfremmede stoffer og tungmetaller. Notat af 7. maj 2009. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

Christensen, G., Adeler, O.F. & Linde, J.J. 2003: Industriernes spildevandsudledning i byernes økologiske kredsløb. Miljøsstyrelsen. Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning Nr. 43, 2003.

Ellermann, T., Bossi, R., Nygaard, J., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Geels, C., Nilesen, I. E., & Poulsen, M. B., 2021: Atmosfærisk deposition 2019. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 90s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 415. http://dce2.au.dk/pub/SR415.pdf

Ellermann, T., Bossi, R., Nygaard, J., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Geels, C., Nilesen, I. E., & Poulsen, M. B., 2019: Atmosfærisk deposition 2018. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 84s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 351. http://dce2.au.dk/pub/SR351.pdf

Ellermann, T., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M., Massling, A., Bossi, R., Frohn, L. M., Geels, C., Jensen, S. S., Nielsen, O-K., Winther, M., Poulsen, M. B., Nygaard, J., & Nøjgaard, J. K., 2020. Luftkvalitet 2019. Status for den nationale luftkvalitetsovervågning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 129 s. - Videnskabelig rapport nr. 410. http://dce2.au.dk/pub/SR410.pdf

EU 1979: Rådets direktiv af 30. oktober 1979 om kvalitetskrav til skaldyrvande (79/923/EØF)

EU 2014: Guidance Document No. 32 on biota monitoring (The implementation of EQS under the water framework directive)

EU Kommissionen 2000: Europa-Parlamentets og rådets forordning (EF) nr. 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger.

EU Kommissionen 2004: Europa-Parlamentets og rådets direktiv (EF) nr. 107/2004 af 15. december 2004 om arsen, cadmium, kviksølv, nikkel og polyaromatiske kulbrinter i luften.

EU Kommissionen 2008: Europa-Parlamentets og rådets forordning (EF) 2008/56/EF af 17. juni 2008 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets havmiljøpolitiske foranstaltninger (havstrategirammedirektivet).

EU Kommissionen 2011: Europa-Parlamentets og rådets forordning (EU) 1259/2011 af 2. december 2011 om ændring af forordning (EF) nr. 1881/2006 for så vidt angår grænseværdier for dioxiner, dioxinlignende PCB'er og ikke-dioxinlignende PCB'er i fødevarer.

EU Kommissionen 2015: Kommissions gennemførelse (EU) 2015/495 af 20. marts 2015 om oprettelse af en observationsliste over stoffer med henblik på EU-dækkende overvågning inden for vandpolitikken i henhold til Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2008/105/EF

EU Kommissionen 2018: Kommissions gennemførelsesafgørelse (EU) 2018/840 af 5. juni 2018 om oprettelse af en observationsliste over stoffer med henblik på EU-dækkende overvågning inden for vandpolitikken i henhold til Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2008/105/EF og om ophævelse af Kommissionens gennemførelsesafgørelse (EU) 2015/495.

Falkenberg, A.J., Hjuler, H., Grøn, C., Dybdahl, H.P., Broholm, K. & Østfeldt, P. 2002: Kilder til jordforurening med tjære, herunder benzo(a)pyren i Danmark. Miljøprojekt nr. 728 2002. Miljøstyrelsen

HELCOM, 2009: Hazardous substances of specific concern to the Baltic Sea - Final report of the HAZARDOUS project. Balt. Sea Environ. Proc. No. 119 https://helcom.fi/media/publications/BSEP119.pdf

HELCOM 2010: Implementing HELCOMS's objective for hazardous substances. HELCOM Commission. Ministerial Meeting, Moscow, Russia, 20 May 2020. Implementing HELCOM's objective for hazardous substances

HELCOM, 2018. Inputs of hazardous substances to the Baltic Sea. Baltic Sea Environment Proceedings No. 162. https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/BSEP162.pdf

Jensen, J. & Bak, J.L. 2018. Zink og kobber i vandmiljøet. Kilder, forekomst og den miljømæssige betydning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 44 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 263 http://dce2.au.dk/pub/SR263.pdf

Johansson, L.S. & Wiberg-Larsen, P. 2011: Kviksølv i fisk i søer – prøveindsamling. Teknisk anvisning S09, version 3. 13.07.2018. Teknisk anvisning fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.

Hansen, J.W. (red.) 2018: Marine områder 2016. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 140 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 253.
http://dce2.au.dk/pub/SR253.pdf

Ingerslev, F., Andersen, H.R., Jacobsen, A.-M., Krogh, K. A., Søeborg, T. Hansen, M. & Halling-Sørensen, B. 2003: Nye kemiske analysemetoder finder østrogener i ng/l niveau. Lægemiddelforskning 2003. Danmarks Farmaceutiske Universitet.

Jensen, A.A. 2003: Kortlægning af dioxinforurening samt kilder til dioxinforurening i Østersøen. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr. 796, 2003

Kärrman, A., Wang, T., & Kallenborn, R. 2019: PFASs in the Nordic environment. Screening of Poly- and Perfluoroalkyl Substances (PFASs and Exrtractable Organic Fluorine (EOF) in the Nordic Environment. TemaNord 2019:515.

Larsen, M.M. & Strand, J. 2018. Værktøj til håndtering og behandling af data for miljøfarlige forurenende stoffer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 42 s. - Teknisk rapport nr. 127
http://dce2.au.dk/pub/TR127.pdf

Larsen, M.M., 2019 Omregning af indhold af miljøfarlige stoffer i forskellige organer i fisk. Med særlig fokus på kviksølv. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 44 s. - Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 144 http://dce2.au.dk/pub/TR144.pdf

Larsen, M.M., Hjorth, M. & Sortkjær, O. 2010: Screening for kloralkaner i sediment. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU nr. 782.

Larsen, M.M. & Bossi, R. 2021.Omregning af indhold af PFAS mellem lever og muskel i fisk. Under udarbejdelse (Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 44 s. - Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 199)

Larsen, M.M., Strand, J. & Boutrup, S. 2013: Notat om udredning af metode til databehandling og datavurdering af miljøfarlige stoffer i vand, sediment og biota søer og kystvand. Notat fra DCE, Aarhus Universitet. 12. december 2013.

Lassen, C., Jensen, A.A., Crookes, M., Christensen, F., Jeppesen, C.N., Clausen, A.J. & Mikkelsen, S.H. 2014: Survey of brominated flame retardants. Miljøstyrelsen nr. 1536, 2014 https://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2014/01/978-87-93026-90-2.pdf

Lassen, C., Warming, M., Fauser, P. & Nielsen, O.-K. 2015: Releases of selected alkylphenols and alkylphenol ethoxylates and use in consumer products. Miljøprojekt nr. 1653, 2015 https://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2015/02/978-87-93283-79-4.pdf

Lassen, P. 2018: Faglig afklaring af overvågning af PAH i sediment og biota. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 62 s. - Teknisk rapport nr. 130 http://dce2.au.dk/pub/TR130.pdf

Lassen, P. & Carvalho, P. 2021: NOVANA screening, evaluering af udvalgte miljøfarlige stoffer. DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 62 s. - Teknisk rapport nr. 210 https://dce2.au.dk/pub/TR210.pdf

Loos, R., Marinov, D., Sanseverino, I., Napierska, D & Lettieri, T. 2018: Review of the 1st Watch List under the Water Framework Directive and recommendations for the 2nd Watch List, EUR 29173 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2018 https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC111198/wl_report_jrc_2018_04_26_final_online.pdf

Miljø- og Energiministeriet 1996: Bekæmpelsesmiddelstatistik 1995. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 8 1996. https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/1996/87-7810-654-0/pdf/87-7810-654-0.pdf

Miljø- og Fødevareministeriet 2019: Bekendtgørelse af lov om havstrategi. Bekendtgørelsen nr. 1161 af 25. november 2019.

Miljø- og Fødevareministeriet 2018: Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål. Bekendtgørelsen nr. 1001 af 27. juni 2018.

Miljø- og Fødevareministeriet 2016: Bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder. Bekendtgørelse nr. 1001 af 29. juni 2016.

Miljø- og Fødevareministeriet 2017a: Lov om vandplanlægning. Lov nr. 126 af 26. januar 2017.

Miljø- og Fødevareministeriet 2017b: Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. Bekendtgørelse nr. 1625 af 19. december 2017.

Miljø- og Fødevareministeriet 2017c: Bekendtgørelse om vurdering og styring af luftkvaliteten. Bekendtgørelse nr. 1472 af 12. december 2017.

Miljø- og Fødevareministeriet 2018: Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål. Bekendtgørelse nr. 1001 af 26. juni 2018.

Miljøministeriet 2020: Bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger. Bekendtgørelsen nr. 1770 af 28. november 2020.

Miljø- og Fødevareministeriet 2020a: Bekendtgørelse om fødevarekontaminanter og om straffebestemmelse for overtrædelse af relaterede EU-retsakter. Bekendtgørelsen nr. 681 af 25. maj 2020.

Miljøstyrelsen 2014: Strategi for håndtering af MTBE. Notat fra Miljøstyrelsen af 5. februar 2014. https://mst.dk/media/mst/9429236/20%20-%20MTBE%20Final.pdf

Miljøstyrelsen 2017a: NOVANA Det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur 2017-21. Programbeskrivelse

Miljøstyrelsen 2017b: Grundlag for udarbejdelse af overvågningsprogram for miljøfarlige forurenende stoffer i overfladevand og punktkilder i NOVANA 2017-2021. Internt notat af 18. august 2017

Miljøstyrelsen 2020a: Bekæmpelsesmiddelstatistik 2018. Behandlingshyppighed og pesticidbehandling baseret på slag og forbrug. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 45, oktober 2020.

Miljøstyrelsen 2020b: Reporting of the Danish monitoring data for substances on the watch list adopted in August 2020 (Commission Implementing Decision (EU) 2020/1161)
https://cdr.eionet.europa.eu/dk/eea/wise_soe/wise6/envx9n4gg

Miljøstyrelsen 2020c: Fokus på særlige stoffer. www.mst.dk Opdateret 20. december 2020 Fokus på særlige stoffer (mst.dk))

Mogensen, B., Bossi, R., Kjær, J. & Boutrup, S. 2007: Lægemidler og triclosan i punktkilder og vandmiljøet. NOVANA-screeningsundersøgelse af det akvatiske miljø. Faglig rapport fra DMU nr. 638, 2007.

Møller, L., Fotel, F.L. & Larsen, P.B. 2013: Survey of Bisphenol A and Bisphenol-A-diglycidylether polymer. Miljøprojekt nr. 1483, 2013. Miljøstyrelsen.

Naturstyrelsen 2011a: NOVANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse 1. del.

Naturstyrelsen 2011b: NOVANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen 2011-2015. Programbeskrivelse 2. del.

Naturstyrelsen 2014a: Opdatering af nøgletal for miljøfarlige forurenende stoffer i spildevand fra renseanlæg. Naturstyrelsen Miljøministeriet 2014 https://mst.dk/media/121330/samlet-pdf-noegletal-for-miljoefarlige-stoffer-i-spildevand-fra-renseanlaeg_02102014.pdf

Naturstyrelsen 2014b: Danmarks Havstrategi. Overvågningsprogram. Naturstyrelsen Rev. 26/9 2014

Naturstyrelsen 2015: Screening for humane lægemidler i vandmiljøet. Naturstyrelsen. https://naturstyrelsen.dk/media/133385/screening-for-humane-laegemilder-i-vandmiljoeet.pdf

Naturstyrelsen 2016: NOVANA Det nationale program for overvågning af vandmiljø og natur 2016. Programbeskrivelse. April 2016

Nordisk Minister Råd 2012: PPCP monitoring in the Nordic Countries – Status report. TemaNord 2012:519 https://nordicscreening.org/wp-content/uploads/2019/01/PPCPMonitoringInTheNordic.pdf

OSPAR 2009: Background document on CEMP assessment criteria for the QSR 2010 https://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00390_supplements/p00461_Background_Doc_CEMP_Assessmt_Criteria_Haz_Subs.pdf

OSPAR 2019: The OSPAR List of Chemicals for Priority Action. Suggestions for future actions https://www.ospar.org/documents?v=40953

Regeringen m.fl. 2017: Aftale om pesticidstrategi 2017-2021. 21. april 2017 https://mfvm.dk/fileadmin/user_upload/MFVM/Publikationer/21-04-2017_ENDELIGT_AFTALEUDKAST.pdf

Svendsen, L.M., Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Norup, B. (red.) 2005: NOVANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse – del 2. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 508.

Stockholm Convention 2019: 9. møde den 28. april – 10. maj-2019.http://www.pops.int/TheConvention/ThePOPs/TheNewPOPs/tabid/2511/Default.aspx

Strand, J., Bossi, R., Sortkjær, O., Landkildehus, F. & Larsen, M.M. 2007: PFAS og organotinforbindelser i punktkilder og det akvatiske miljø. NOVANA screeningsundersøgelse. Faglig rapport fra DMU nr. 608, 2007.

Strand, J., Vorkamp, K., Larsen, M.M., Reichenberg, F., Lassen, P, Elmeros, M. & Dietz, R. 2010: Kviksølvforbindelser, HCBD og HCCPD i det danske vandmiljø. NOVANA screeningsundersøgelse. Faglig rapport fra DMU nr. 794, 2010.

Thorling, L., Albers, C.N., Ditlefsen, C., Ernstsen, V., Hansen, B., Johnsen, A.R., & Troldborg, L., 2021: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2019. Teknisk rapport, GEUS 2021. https://www.geus.dk/Media/2/1/Grundvandsovervågning%201989-2019.pdf

Tørslev, J., Winther-Nielsen, M., Pedersen, F. & Dørge, J. 2002: Udledning af miljøfarlige stoffer med spildevand. Miljøprojekt Nr. 690, 2002. Miljøstyrelsen.

Van den berg et al. 2006: The 2005 World Health Organization Re-evaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds. TocSci Advance Access, 7 July 2006. tef_values r.xls (who.int)

Vollertsen, J., Bester, K.,. Rudelle, E.A., Bollmann, U., Minelgaite, G., Stephansen, D.A., Nielsen, A.H. & Pedersen,M.L, 2017: Biocider i urbane småsøer. Miljøstyrelsen 2017.

Vorkamp, K., Bossi, R. & Bester, K. 2014: Screening af miljøfremmede stoffer i vandmiljøet. Naturstyrelsen 2014.

Wiberg-Larsen, P. & Rasmussen, J.J. 2017: Miljøfremmede stoffer og tungmetaller i vandløb: sediment og biota. Teknisk anvisning V20, version 2

Bilag 1 – Statistisk analyse af udvikling

Udløb fra renseanlæg

Det er undersøgt, om der er en signifikant forskel på koncentrationerne af de enkelte stoffer ved sammenligning mellem perioderne 2008-2013 og 2014-2019 for anlæg, hvor der er data fra begge perioder. Signifikans er testet ved brug af en parret Wilcoxon signed rank test, idet medianen for hvert anlæg i hver tidsperiode er anvendt. Data er ikke normaliseret før beregningen, og alle målinger under detektionsgrænsen er sat til 0. Alle beregninger er foretaget i RStudio. Signifikansniveauet (α) er angivet med "*", hvor * angiver signifikans på 5%-niveau (α = 0,05) og ** angiver signifikans på 1%-niveau (α = 0,01).

Parameter	Rensegruppe	p-værdi	Significans	Kommentar
Metaller				
Nikkel	Avanceret	0,0023	**	faldende
Arsen	Mindre avanceret	0,0360	*	faldende
Bor	Mindre avanceret	0,0440	*	faldende
Kobber	Mindre avanceret	0,0423	*	faldende
Aromatiske kulbrinter				
Dimethylnaphthalener	Avanceret	0,0446	*	stigende*
Dimethylnaphthalener	Mindre avanceret	0,0225	*	stigende
Naphtalen	Mindre avanceret	0,0360	*	faldende*
Perfluorerede forbindelser				
Perfluorhexansulforsyre	Avanceret	0,0245	*	stigende
Perfluorodecansyre	Avanceret	0,0253	*	faldende*
Organotinforbindelser				
Monobutyltin	Mindre avanceret	0,0143	*	faldende
P-triestere				
TCPP	Avanceret	0,0005	**	faldende
Tributylphosphat	Avanceret	0,0028	**	faldende
TCPP	Mindre avanceret	0,0020	**	faldende
Tributylphosphat	Mindre avanceret	0,0093	**	faldende
Lægemidler				
Salicylsyre	Avanceret	0,0025	**	stigende*
Sulfamethiazol	Avanceret	0,0174	*	faldende
Sulfamethoxazol	Avanceret	0,0184	*	faldende
Trimethoprim	Avanceret	0,0070	**	faldende
Paracetamol	Mindre avanceret	0,0360	*	stigende

*medianværdier for de to perioder er begge mindre eller meget tæt på detektionsgrænsen.

Vandløb – vand

Signifikans er testet ved hjælp af en variansanalyse, hvor logtransformerede (ln x +1) data er benyttet for at opnå normalfordeling. Variansanalysen er gennemført med lokalitet som kovariabel (Proc Mixed, SAS). Der indgår kun data fra stationer, hvor der for det enkelte stof er prøver i begge perioder. Den grønne farve markerer, at der er signifikant forskel.

ParameterNavn	p-værdi (Proc Mixed variansanalyse)	Signifikans	Kommentar
Metaller			
Bly	<0,0001	***	Faldende
Cadmium	<0,0001	***	Faldende
Kobber	0,05917		
Kviksølv	-		kun en station
Nikkel	0,339		
Zink	0,6104		
Pesticider			
2,6-Dichlorbenzamid	<0.0001	****	Faldende
4-Nitrophenol	0,1837		
AMPA	0,0655		
Atrazin	<0,0001		Stigende men middelværdi under DG
Atrazin, hydroxy-	0,0337		Faldende, men middelværdi under DG
Bentazon	0,2159		
Diuron	0,1556		
DNOC	0,3626		
Glyphosat	0,7631		
Isoproturon	0,7491		
MCPA	0,3231		
Mechlorprop	0,0101		Faldende men kun 1 station samt lave fundhyppigheder og i størrelsesorden med DG
Pendimethalin	infinite likelihood		
Prosulfocarb	0,7442		
Simazin	<0.0001		Stigende, kun med lav fundandel derfor ½xDG, middelværdi under DG
Terbutylazin	0,334		
Trichloreddikesyre	0,2037		
Aromatiske kulbrinter			
Naphtalen	0,3194		
Fenoler			
4-Nonylphenol	-		Begge værdier under DG
Nonylphenol-diethoxylater (NP2EO)	0,3194		
Nonylphenoler	0,0419	*	Faldende
Nonylphenol-monoethoxylater (NP1EO)	0,2147		
Ethere			
MTBE	0,0718		
Detergenter			
Alkylbenzensulfonat	0,351		

Vandløb – sediment

Stofkoncentrationerne på de enkelte stationer er logaritmetransformerede, og det er undersøgt, om forskellen (mellem første og anden måling) for et givent stof, er normalfordelt. Normalfordelingen er undersøgt vha. Shapiro Wilk test. Da alle var normalfordelte, blev middelværdien testet ved en parret t-test.

Gul farver viser forhold, hvor der er tæt på at være signifikant forskel, men ikke er det og derfor kun en tendens. Den grønne markering betyder, at der er signifikant forskel mellem værdierne for de to perioder.

ParameterNavn	p-værdi	Signifikans	Kommentar
Aromatiske kulbrinter			
Naphtalen	0,1863		
Trimethylnaphthalener	0,3041		
Fenoler			
4-n-octylphenol	0,3388		
4-tert-octylphenol	0,5065		
PAH			
2-Methylphenanthren	0,47		
Acenaphthylen	0,877		
Antracen	0,3781		
Benz(a)anthracen	0,8503		
Benz(a)fluoren	0,3067		
Benz(ghi)perylen	0,5099		
Benzfluranthen b+j+k	0,6943		
Benzo(e)pyren	0,992		
Dibenz(ah)anthracen	0,357		
Dibenzothiophen	0,0551	*	Faldende
Dimethylphenanthren	0,0691	*	Faldende
Fluoranthen	0,901		
Fluoren	0,1707		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,4507		
Crysen/triphenylen	0,8643		
Organotinforbindelser			
Dibutyltin	0,0584	*	Faldende
Monobutyltin	0,0014		Stigende tendens
Tributyltin (TBT)	0,8277		

Sø – sediment

Der er undersøgt for det samme stof to gange i en del søer. De enkelte søer indgår i den statistiske undersøgelse, hvis der er undersøgt for et givent stof med mindst fire års mellemrum. Ikke alle søer er undersøgt de samme år. For de enkelte stoffer kan det derved undersøges, om middelværdien, på tværs af de inkluderede søer, i løbet af mindst fire år er ændret.

Stofkoncentrationerne i de enkelte søer er logaritmetransformerede, og det er undersøgt, om forskellen (mellem første og anden måling) i koncentrationerne for et givent stof, er normalfordelt blandt søerne. Normalfordelingen er undersøgt vha. Shapiro Wilk test. Hvis der forekommer normalfordeling ($p>0,05$) kan en eventuel forskel i middelværdien på tværs af søer testes ved en parret t-test. Hvis forskellen ikke er normal fordelt anvendes den non-parametriske Wilcoxon signed rank test.

Tabel 1 angiver resultaterne af testen for normalfordeling og resultater af enten en parret t-test eller en Wilcoxon signed rank test. Stoffer, der udviser signifikant forskel i middelværdien for de inkluderede søer mellem de to måleår er markeret med gråt. Forskellen er illustreret ved boksplots i forbindelse med beskrivelse af de enkelte stoffer.

Sø - kviksølv i fisk

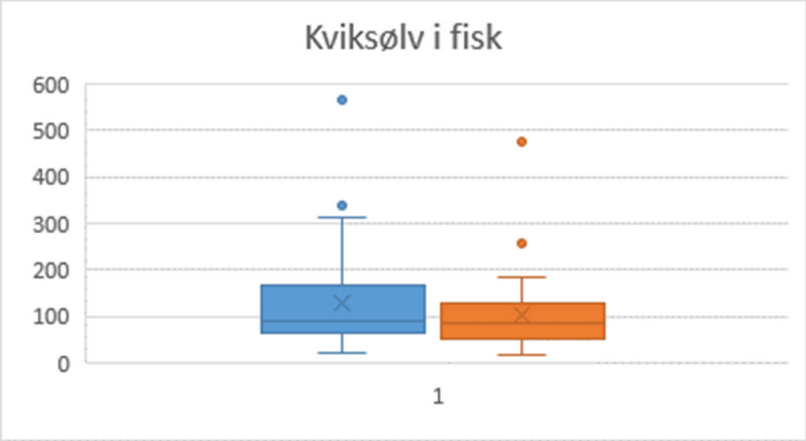
Der er foretaget en sammenligning af kviksølvkoncentrationen i aborrer fra søer, der er undersøgt to gange med mindst fire års mellemrum i løbet af perioden 2011-2019 (se figur 1). Ved denne sammenligning er det relevant at tage variationen i fiskenes størrelse i betragtning, da kviksølvkoncentrationen overordnet vil stige med denne. I den tekniske anvisning for fiskeundersøgelser (Johansson & Wiberg-Larsen 2011) er det angivet, at man til analyse udvælger fisk i størrelsesintervallet 20-25 cm, hvilket ikke altid er muligt. Fisk fra søer undersøgt i perioden 2011-2019 ligger for langt de fleste fisk inden for det angivne interval, men der indgår dog også individer med en længde helt ned ca. 15 cm og enkelte på omkring 30 cm. Relationen mellem kviksølvkoncentrationen (logaritmetransformeret) og længde for de 38 søer, der er vist i figur 1 er lineær (p(hældning)<0,05; R2=0,19). Ved at teste, om residualerne (dvs. om forskellen mellem de aktuelle målinger og resultater opnået ved modellen) ved de første målinger er forskellig fra residualerne for de seneste målinger, korrigeres der for længden. Dette er ikke tilfældet (t-test, $p>0,05$), og det kan derfor konstateres, at der ikke er signifikant forskel i kviksølvkoncentrationen mellem de to perioder, heller ikke når fiskenes størrelse tages i betragtning.

Tabel 1. Statistisk analyse af forskel i koncentrationer i søsediment ved undersøgelse i 2011-2013 og 2014-2019 (se tekst).

Parameter	Shapiro Wilk test p-værdi	Parret t-test p-værdi	Wilcoxon signed rank test p-værdi	Tendens
Metaller				
Aluminium	0,000150		1	
Arsen	0,0000747		1	
Bly	0,00134		0,021	Faldende
Cadmium	0,00710		0,665	
Chrom	0,00164		0,222	
Kobber	0,00000747		0,885	
Kviksølv	0,000000248		1	
Nikkel	0,000400		0,775	
Zink	0,159	0,0898		

Parameter	Shapiro Wilk test p-værdi	Parret t-test p-værdi	Wilcoxon signed rank test p-værdi	Tendens
Pesticider				
Chlorpyrifos				
Isoproturon				
Tau-fluvalinat				
Aromatiske kulbrinter				
1-Methyl-napthalen	0,468	0,495		
2-Methylnaphtalen	0,0659	0,707		
Dimethylnaphthalener	0,228	0,642		
Naphtalen	0,733	0,940		
Trimethylnaphthalener	0,533	0,00245		Stigende
Phenoler				
4-Nonylphenol	0,0000509		1	
4-tert-octylphenol	0,000788		0,00000381	Faldende
Nonylphenol-diethoxylater (NP2EO)	0,000370		0,500	
Nonylphenol-monoethoxylater (NP1EO)	0,0392		0,000488	Faldende
Nonylphenoler	0,00000000222		0,0000153	Faldende
Octylphenol				
PAH				
1-Methylpyren	0,312	0,227		
2-Methylphenanthren	0,570	0,398		
2-Methylpyren	0,000000939		0,134	
Acenaphthen	0,726	0,00159		Stigende
Acenaphthylen	0,565	0,359		
Antracen	0,512	0,941		
Benzo(a)anthracen	0,364	0,155		
Benzo(a)fluoren	0,518	0,0271		Stigende
Benzo(ghi)perylen	0,0852	0,0357		Stigende
Benzo(a)pyren	0,0866	0,789		
Benzfluranthen b+j+k	0,0647	0,191		
Benzo(e)pyren	0,0489		0,085	
Crysen/triphenylen	0,0619	0,0269		Stigende
Dibenz(ah)anthracen	0,611	0,0992		
Dibenzothiophen	0,308	0,0103		Stigende
Dimethylphenanthren	0,000719		1	
Fluoranthen	0,0141		0,890	
Fluoren	0,00224		0,480	
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,0554	0,0638		
Perylen	0,905	0,00116		Stigende
Phenanthren	0,0196		1	
Pyren	0,0222		0,780	
Blødgørere				
DEHP	0,0963	0,339		
Di(2-ethylhexyl)adipat	0,000000356		1	
Diisononylphthalat	0,942	0,267		
Organotinforbindelser				
Dibutyltin	0,398	0,104		
Monobutyltin	0,673	0,000108		Stigende
Tributyltin (TBT)	0,0199		1	
Triphenyltin(TPhT)	0,00000611		0,625	

Figur 1. Koncentration af bly i fisk fra søer i perioden 2011-2013 (blå) og 2014-2019 (rød).



Marine områder

OSPAR/HELCOM assessment resultater er vist med reduceret antal kolonner. For uddybende forklaring af metoden og kolonnerne, se seneste forklaring på https://ocean.ices.dk/ohat/ (peger altid på den sidste OSPAR assessment, der er godkendt af ministerrådsmødet, ca. 2 år bagud). Tryk på linket Assessment methodology for dokumentation for den anvendte metode (gengivet i bilag 2). Der anvendes samme metoder for HELCOM og OSPAR, kvalitetskriterierne og de parametre der indgår er dog forskellige. 'HELCOM Hazardous Substances Assessment Tool' (HHAT) for 2020 er ikke færdigudviklet, men de første resultater frem til 2019 har været til rådighed for EN-HZ undergruppen og er anvendt her. Der er derfor ikke noget link til HHAT endnu. 'OSPAR Hazardous Substances Assessment Tool (OHAT) indeholder indtil videre kun data til og med 2018.

Tabel 1 giver en oversigt over resultaterne for alle parametre og trendanalyser, samt oversættelse af ICES parameterkoder til (næsten) danske parameternavne.

Tabel 2 viser de individuelle stations analyser pr. stof. De første syv kolonner angiver station, art, matrix, basis (W=våd, L=lipid, ingen angivelse = hele organismen). Trend angiver retningen på tidstrenden i de sidste 6 år, 'none' betyder ingen signifikant udvikling. Herefter følger information om antallet af år, der er data fra, og start-slut år. Derefter er p-værdier for de forskellige komponenter i regressionen opgjort (<0,05 indikerer signifikans), 'non-lineær' (ved data fra mere end 7 år) og lineær. Tendensen (recent trends) og antal år, hver station skal overvåges for at se en ændring på 10%. Endelig angives den modelerede middelværdi og øvre 95% konfidensgrænse for sammenligning med miljøkvalitetskriteriet.

Tabel 1. Oversigt for HELCOM- og OSPAR-dataserier for biota samlet, med antal stationer med tendens eller ingen tendens samt sidste års prøvetagning med den angivne udvikling

		Faldende tendens		Ingen signifikant udvikling		Stigende tendens	
Determinand	**Parameter**	**Antal**	**År**	**Antal**	**År**	**Antal**	**År**
ACNE	Acenaphten			5	2018		
ACNLE	Acenaphthylen	1	2018				
AG	Sølv			2	2018		
ANT	Atracen	2	2018	1	2018		
AS	Arsen			4	2018	2	2018
BAA	Benzo(a)anthracen			3	2018	1	2018
BAP	Benzo(a)pyren	3	2018	15	2019		
BGHIP	Benzo(ghi)pyren	1	2018	4	2018		
CB101	PCB#101			1	2014		
CB105	PCB#105			1	2014		
CB118	PCB#118			1	2014		
CB126	PCB#126			1	2015		
CB138	PCB#138			1	2014		
CB153	PCB#153			1	2014		
CB156	PCB#156			1	2014		
CB180	PCB#180			1	2014		
CB28	PCB#28	1	2014				

		Faldende tendens		Ingen signifikant udvikling		Stigende tendens	
Determinand	**Parameter**	**Antal**	**År**	**Antal**	**Determinand**	**Parameter**	**Antal**
CB52	PCB#52	1	2014				
CD	Cadmium	5	2019	21	2019	1	2017
CDF2T	2378-TCDF			2	2015		
CHR	Chrysen (/triphenylen)	2	2018	4	2018	1	2018
CR	Chrom	2	2018	4	2018		
CU	Kobber	2	2018	6	2018		
DBSN+	Dibutyltin			1	2015		
DBT	Dibenzothiophen	2	2018	3	2018		
DDEPP	pp-DDE			1	2014		
FLU	Fluoranthen	5	2019	17	2019	3	2019
HCB	Hexachlorbenzen			1	2013		
HCHA	a-HCH	1	2014				
HCHG	lindan	1	2014				
HG	Kviksølv	1	2019	27	2019	2	2018
ICDP	Indeno(123cd)pyren	1	2018	2	2018		
MBSN+	Monobutyltin	1	2018	1	2018		
NAP	Napththalen	2	2018	4	2018	1	2018
NAPC1	C1-Napththalener	3	2018				
NAPC3	C3-Napththalener	1	2018	2	2018		
NI	Nikkel			8	2018		
PA	Phenanthren	3	2018	4	2018		
PB	Bly	3	2018	22	2019	1	2015
PFOS	PFOS	1	2018	2	2019		
PYR	Pyren	3	2018	4	2018		
SCB6	Sum af 6 PCB'er			1	2014		
TBSN+	Tributyltin	3	2018	1	2018		
VDS	Imposex effekt	4	2017	12	2017	1	2017
ZN	Zink			8	2018		
Total		55	2019	200	2019	13	2019

Tabel 2. Udvalgte dele af tidstrendsanalyseresultater fra OSPAR og HELCOMs Hazardous Assessment Tool (OHAT/HHAT). Determinands er ICES' agronymer for parameter navne, se tabel 1. Hele analysen og forklaring til tabellen kan findes i https://ocean.ices.dk/ohat/. Her kan hele rapporten også hentes ved at trykke på Assessment summary tables (Excel)

Ref.	Station name	Deter-minand	Species	Ma-trix	Ba-sis	Unit	Trend	n year	first year	last year	p non-linear	p linear	recent trend	mean	95% ulimit
OHAT	LIM-3708-1	ACNE	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018		0,169	-28,8	0,41	4,54
OHAT	RKB-RFMS1	ACNE	Mya are	SB	W	µg/kg	None	11	2000	2018		0,860	1,4	0,47	2,56
OHAT	RIB2161010	ACNE	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	13	1999	2018		0,789	1,1	1,01	2,20
OHAT	SJY JUVD5001	ACNE	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018		0,450	-10	0,56	2,34
OHAT	RIB2161022	ACNE	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	10	1999	2018		0,374	4,5	1,62	4,18
OHAT	RIB2161010	ACNLE	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	16	1999	2018		0,002	-18	0,10	0,26
OHAT	RKB-RFMS1	AG	Mya are	SB	W	µg/kg	None	6	2011	2018		0,583	-6,7	187	636
OHAT	SJY JUVD5001	AG	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2011	2018		0,745	-2	15,58	34,03
OHAT	RKB-RFMS1	ANT	Mya are	SB	W	µg/kg	Down	12	2000	2018		0,021	-9,3	0,12	0,28
OHAT	RIB2161010	ANT	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	16	1999	2018		0,013	-9,9	0,13	0,28
OHAT	RIB2161022	ANT	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	11	1999	2018		0,073	-7,1	0,17	0,43
OHAT	LIM-3718-2	AS	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018		0,889	0,4	2637	3552
OHAT	LIM-3708-1	AS	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2018		0,116	5,8	1878	2681
OHAT	RKB-RFMS1	AS	Mya are	SB	W	µg/kg	None	8	2009	2018		0,961	-0,2	1259	1763
OHAT	RIB2161010	AS	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	8	2009	2018		0,161	3,5	3527	4474
OHAT	SJY JUVD5001	AS	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Up	7	2010	2018		0,003	3,9	3926	4441
OHAT	RIB2161022	AS	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Up	6	2011	2018		0,047	5,1	2439	3094
OHAT	LIM-3718-2	BAA	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Up	7	2010	2018		0,004	11	1,62	2,19
OHAT	RIB2161010	BAA	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	16	1999	2018	0,005	0,045	-0,7	1,91	3,51

OHAT	SJY JUVD5001	BAA	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	8	2007	2018		0,567	3,5	0,60	1,47
OHAT	RIB2161022	BAA	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	11	1999	2018	0,000	0,165	1,6	1,95	2,83
HHAT	DMU Bak-kegr	BAP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	8	2012	2019		0,388	-9,3	0,41	1,06
HHAT	SJYFFIN5001	BAP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018		0,111	-8,6	0,37	0,71
HHAT	ARHHOR2	BAP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018		0,150	-13,9	0,30	1,04
HHAT	STO0102065	BAP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2011	2018		0,631	-2,3	1,08	1,78
HHAT	STO0102063	BAP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2015		0,647	-3,7	0,91	1,59
HHAT	LIM-3705-1	BAP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2015		0,828	-4	0,61	2,19
HHAT	ROS1727	BAP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2015		0,855	1,8	0,99	1,88
OHAT	LIM-3718-2	BAP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018		0,851	-1,8	0,74	2,05
HHAT	M31	BAP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	9	2010	2019		0,122	-12,9	0,36	0,73
HHAT	FYNM2	BAP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2018		0,664	-4,7	0,74	2,55
OHAT	RKB-RFMS1	BAP	Mya are	SB	W	µg/kg	Down	13	2000	2018		0,001	-12,2	0,35	0,62
HHAT	ROS 60	BAP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	13	1999	2016		0,060	-8,3	0,77	1,93
HHAT	FRB65	BAP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2011	2018		0,254	9,4	1,05	2,39
HHAT	M39	BAP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	9	2010	2019		0,446	-3,5	0,36	0,55
HHAT	KBKLYN	BAP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2011	2018		0,115	-13,1	0,67	1,52
OHAT	RIB2161010	BAP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	16	1999	2018		0,012	-7,6	0,58	0,90
OHAT	SJY JUVD5001	BAP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	8	2007	2018		0,323	-6,5	0,44	1,03
OHAT	RIB2161022	BAP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	11	1999	2018		0,001	-9,2	0,48	0,70
OHAT	LIM-3718-2	BGHIP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018		0,132	-9,5	0,42	0,75
OHAT	RKB-RFMS1	BGHIP	Mya are	SB	W	µg/kg	Down	13	2000	2018		0,000	-8,4	0,64	0,83

OHAT	RIB2161010	BGHIP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	15	2000	2018	0,282	-2,2	0,62	0,87
OHAT	SJY JUVD5001	BGHIP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	8	2007	2018	0,459	-3,2	0,56	0,97
OHAT	RIB2161022	BGHIP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	11	1999	2018	0,180	-4	0,59	0,97
OHAT	RIB2161024	CB101	Pla. fle	LI	W	µg/kg	None	11	2002	2014	0,235	-2,4	1,71	2,21
OHAT	RIB2161024	CB105	Pla. fle	LI	W	µg/kg	None	11	2002	2014	0,106	-4,7	0,52	0,75
OHAT	RIB2161024	CB118	Pla. fle	LI	W	µg/kg	None	11	2002	2014	0,482	-1,4	2,27	2,96
OHAT	SJY JUVD5001	CB126	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	5	2011	2015	0,417	31,4	0,00	0,04
OHAT	RIB2161024	CB138	Pla. fle	LI	W	µg/kg	None	11	2002	2014	0,501	-1,5	5,11	6,85
OHAT	RIB2161024	CB153	Pla. fle	LI	W	µg/kg	None	11	2002	2014	0,824	-0,5	7,38	9,79
OHAT	RIB2161024	CB156	Pla. fle	LI	W	µg/kg	None	11	2002	2014	0,930	0,2	0,60	0,84
OHAT	RIB2161024	CB180	Pla. fle	LI	W	µg/kg	None	11	2002	2014	0,360	-1,9	1,98	2,61
OHAT	RIB2161024	CB28	Pla. fle	LI	W	µg/kg	Down	11	2002	2014	0,021	-6,8	0,29	0,41
OHAT	RIB2161024	CB52	Pla. fle	LI	W	µg/kg	Down	11	2002	2014	0,023	-4	0,54	0,67
HHAT	DMU Bak-kegr	CD	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2011	2019	0,149	-6,9	139	223
HHAT	SJYFFIN5001	CD	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018	0,057	-10,3	119	200
HHAT	STOS39	CD	Pla. fle	LI	W	µg/kg	None	5	2010	2014	0,750	8,8	71	630
HHAT	ARHHOR2	CD	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2018	0,183	-8,4	81	156
HHAT	STO0102065	CD	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2011	2018	0,522	9,1	138	571
HHAT	STO0201113	CD	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	5	2012	2018	0,060	-6,5	196	262
HHAT	STO0102063	CD	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2015	0,110	29,9	239	705
HHAT	LIM-3705-1	CD	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	6	2010	2015	0,041	-7,5	93	113
HHAT	ROS1727	CD	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018	0,089	-6,8	209	308

OHAT	LIM-3718-2	CD	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018	0,339	-4,8	96	161
OHAT	LIM-3708-1	CD	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2018	0,947	-0,6	126	315
HHAT	SJYLBSY5001	CD	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2015	0,193	9,2	451	692
HHAT	FYN018361	CD	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2011	2018	0,136	-4,4	144	190
HHAT	M31	CD	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2019	0,782	-0,9	241	359
HHAT	FYNM2	CD	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2018	0,774	-0,9	190	276
HHAT	ARH170165	CD	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2018	0,528	-0,9	203	238
HHAT	STO0802059	CD	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	5	2012	2018	0,436	3,8	208	332
HHAT	ARH230989	CD	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	7	2010	2018	0,003	-5,3	163	191
OHAT	RKB-RFMS1	CD	Mya are	SB	W	µg/kg	None	13	1998	2018	0,320	-1,1	195	242
HHAT	FRB65	CD	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	6	2011	2018	0,044	-6,5	104	138
HHAT	M39	CD	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	8	2010	2019	0,032	-3,3	165	200
HHAT	KBKLYN	CD	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	6	2011	2018	0,015	-9,3	123	167
OHAT	RIB2161010	CD	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	15	2002	2018	0,454	1,2	258	342
OHAT	RIB2161024	CD	Pla. fle	LI	W	µg/kg	None	9	2002	2014	0,363	11	42	265
OHAT	SJY JUVD5001	CD	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	8	2007	2018	0,636	1,8	181	289
OHAT	RIB2162020	CD	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Up	6	2002	2017	0,038	6,2	321	519
OHAT	RIB2161022	CD	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	10	2002	2018	0,573	1	215	297
OHAT	RKB-RFMS1	CDF2T	Mya are	SB	W	µg/kg	None	6	2005	2015	0,819	-3,6	0,00	0,00
OHAT	SJY JUVD5001	CDF2T	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	5	2011	2015	0,267	6,3	0,00	0,00
OHAT	LIM-3718-2	CHR	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Up	7	2010	2018	0,003	10,3	1,91	2,42
OHAT	LIM-3708-1	CHR	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018	0,519	2,2	1,01	1,45

OHAT	ARH230989	CHR	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018		0,171	-7,9	1,12	2,03
OHAT	RKB-RFMS1	CHR	Mya are	SB	W	µg/kg	Down	13	2000	2018		0,011	-9	0,59	1,07
OHAT	RIB2161010	CHR	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	16	1999	2018	0,006	0,003	-3,1	2,30	3,85
OHAT	SJY JUVD5001	CHR	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	8	2007	2018		0,842	1,4	1,09	2,59
OHAT	RIB2161022	CHR	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	11	1999	2018		0,004	-7,5	1,14	1,72
OHAT	LIM-3718-2	CR	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018		0,116	-8	106	174
OHAT	LIM-3708-1	CR	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2018		0,198	-16	33	130
OHAT	RKB-RFMS1	CR	Mya are	SB	W	µg/kg	Down	8	2009	2018		0,018	-25,7	320	919
OHAT	RIB2161010	CR	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	8	2009	2018		0,077	-7,8	133	214
OHAT	SJY JUVD5001	CR	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	7	2010	2018		0,034	-11,9	89	157
OHAT	RIB2161022	CR	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2011	2018		0,275	-6,6	119	218
OHAT	LIM-3718-2	CU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018		0,200	-2,6	1127	1385
OHAT	LIM-3708-1	CU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2018		0,990	0	1288	1548
OHAT	RKB-RFMS1	CU	Mya are	SB	W	µg/kg	None	13	1998	2018		0,556	-3,7	5225	18007
OHAT	RIB2161010	CU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	15	2002	2018		0,016	-3,1	1114	1372
OHAT	RIB2161024	CU	Pla. fle	LI	W	µg/kg	None	10	2002	2014		0,298	11,7	10272	48881
OHAT	SJY JUVD5001	CU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	8	2007	2018		0,809	-0,7	1572	2208
OHAT	RIB2162020	CU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2002	2017		0,062	3,5	2811	3124
OHAT	RIB2161022	CU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	10	2002	2018		0,016	-3,5	1142	1440
OHAT	RKB-RFMS1	DBSN+	Mya are	SB	W	µg/kg	None	9	1998	2015		0,705	0,6	2,21	3,15
OHAT	LIM-3708-1	DBT	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018		0,648	-2,8	0,52	1,06
OHAT	RKB-RFMS1	DBT	Mya are	SB	W	µg/kg	None	13	2000	2018		0,068	-7,3	0,22	0,51

OHAT	RIB2161010	DBT	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	16	1999	2018	0,009	-8,4	0,24	0,45
OHAT	SJY JUVD5001	DBT	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	8	2007	2018	0,504	3,8	0,35	0,74
OHAT	RIB2161022	DBT	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	11	1999	2018	0,015	-6,7	0,36	0,59
OHAT	RIB2161024	DDEPP	Pla. fle	LI	W	µg/kg	None	11	2002	2014	0,892	0,3	4,16	5,34
HHAT	DMU Bak-kegr	FLU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	8	2012	2019	0,038	-11,2	1,61	2,31
HHAT	SJYFFIN5001	FLU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018	0,057	26	6,88	25,14
HHAT	ARHHOR2	FLU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018	0,341	7,2	3,83	8,54
HHAT	STO0102065	FLU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2011	2018	0,293	4,1	8,64	12,78
HHAT	STO0201113	FLU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	5	2012	2018	0,968	0,3	2,08	4,63
HHAT	STO0102063	FLU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2015	0,095	22,3	7,45	16,33
HHAT	LIM-3705-1	FLU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2015	0,161	33,8	4,92	20,86
HHAT	ROS1727	FLU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018	0,611	4,2	3,18	7,74
OHAT	LIM-3718-2	FLU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018	0,128	19,4	4,16	14,84
OHAT	LIM-3708-1	FLU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018	0,430	12,7	3,76	20,39
HHAT	SJYLBSY5001	FLU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2015	0,088	40,9	4,37	17,30
HHAT	FYN018361	FLU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Up	6	2011	2018	0,002	25,8	8,32	13,68
HHAT	M31	FLU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	9	2010	2019	0,205	11,2	3,22	7,31
HHAT	FYNM2	FLU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2018	0,198	12,9	4,80	14,18
HHAT	ARH170165	FLU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2018	0,065	10,2	3,00	5,13
HHAT	STO0802059	FLU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	5	2012	2018	0,445	-6,8	3,01	7,06
OHAT	ARH230989	FLU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018	0,542	8,6	4,45	19,90
OHAT	RKB-RFMS1	FLU	Mya are	SB	W	µg/kg	Down	12	2000	2018	0,033	-12,4	1,08	2,76

HHAT	ROS 60	FLU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	13	1999	2016		0,026	-12,5	1,60	4,61
HHAT	FRB65	FLU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Up	6	2011	2018		0,009	24,4	13,87	29,35
HHAT	M39	FLU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Up	9	2010	2019	0,001	0,122	18	1,55	2,86
HHAT	KBKLYN	FLU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2011	2018		0,554	-4,4	2,61	5,50
OHAT	RIB2161010	FLU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	16	1999	2018	0,038	0,023	-9,8	3,48	9,88
OHAT	SJY JUVD5001	FLU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	8	2007	2018		0,743	2,9	1,76	5,25
OHAT	RIB2161022	FLU	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	11	1999	2018		0,000	-8,6	2,55	3,62
OHAT	RIB2161024	HCB	Pla. fle	LI	W	µg/kg	None	8	2002	2013		0,718	1	0,92	1,41
OHAT	RIB2161024	HCHA	Pla. fle	LI	W	µg/kg	Down	11	2002	2014		0,001	-8	0,21	0,27
OHAT	RIB2161024	HCHG	Pla. fle	LI	W	µg/kg	Down	11	2002	2014		0,005	-7,3	0,17	0,22
HHAT	DMU Bak-kegr	HG	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	6	2011	2019		0,004	-10,5	3,76	5,29
HHAT	DMU KB	HG	Zoa. viv	MU	W	µg/kg	None	6	2014	2019		0,357	5,5	397	574
HHAT	SJYFFIN5001	HG	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018		0,974	0,1	12	17
HHAT	ARHHOR2	HG	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2018		0,604	2,1	12	19
HHAT	STO0102065	HG	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2011	2018		0,986	0	27	36
HHAT	STO0201113	HG	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	5	2012	2018		0,159	-8,9	13	22
HHAT	STO0102063	HG	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2015		0,985	0,1	28	39
HHAT	LIM-3705-1	HG	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Up	6	2010	2015		0,009	11,1	31	38
HHAT	ROS1727	HG	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Up	7	2010	2018		0,000	10,3	50	60
HHAT	LIM-3716-1	HG	Zoa. viv	MU	W	µg/kg	None	5	2012	2017		0,098	32,3	153	525
OHAT	LIM-3718-2	HG	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018		0,328	3,7	22	32
OHAT	LIM-3708-1	HG	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2018		0,875	1,1	14	29

HHAT	SJYLBSY5001	HG	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2015	0,433	-5	12	18
HHAT	FYN018361	HG	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2011	2018	0,308	-6,5	14	26
HHAT	DMU S31	HG	Pla. fle	MU	W	µg/kg	None	10	1998	2018	0,154	16	317	6179
HHAT	M31	HG	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2019	0,120	-4,6	25	34
HHAT	FYNM2	HG	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2018	0,743	-0,8	23	31
HHAT	ARH170165	HG	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2018	0,650	-1,7	11	16
HHAT	STO0802059	HG	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	5	2012	2018	0,132	7	25	37
HHAT	ARH230989	HG	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018	0,830	-0,6	14	20
OHAT	RKB-RFMS1	HG	Mya are	SB	W	µg/kg	None	13	1998	2018	0,832	0,3	14	18
HHAT	FRB65	HG	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2011	2018	0,058	17,8	34	76
HHAT	M39	HG	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2019	0,052	-8,1	6	11
HHAT	KBKLYN	HG	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2011	2018	0,661	3,3	45	96
OHAT	RIB2161010	HG	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	15	2002	2018	0,122	-2,4	33	42
OHAT	RIB2161024	HG	Pla. fle	LI	W	µg/kg	None	10	2002	2014	0,200	13,7	52	222
OHAT	RIB2161024	HG	Pla. fle	MU	W	µg/kg	None	9	2002	2014	0,369	10,5	60	330
OHAT	SJY JUVD5001	HG	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	8	2007	2018	0,472	2,1	61	86
OHAT	RIB2162020	HG	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2002	2017	0,112	3,6	69	105
OHAT	RIB2161022	HG	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	10	2002	2018	0,960	-0,1	28	39
OHAT	RKB-RFMS1	ICDP	Mya are	SB	W	µg/kg	Down	13	2000	2018	0,001	-10,9	0,37	0,59
OHAT	RIB2161010	ICDP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	15	2000	2018	0,127	-5,6	0,43	0,77
OHAT	RIB2161022	ICDP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	11	1999	2018	0,116	-5,4	0,36	0,74
OHAT	RKB-RFMS1	MBSN+	Mya are	SB	W	µg/kg	None	12	1998	2018	0,802	-1	0,37	0,86
OHAT	RIB2161010	MBSN+	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	11	2002	2018	0,000	-18,1	1,40	2,68

OHAT	LIM-3718-2	NAP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018		0,874	1,3	1,46	3,61
OHAT	LIM-3708-1	NAP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018		0,556	3,5	2,00	3,81
OHAT	ARH230989	NAP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Up	7	2010	2018		0,028	11,4	3,08	4,82
OHAT	RKB-RFMS1	NAP	Mya are	SB	W	µg/kg	Down	9	2000	2015		-	-10,7	1,15	1,43
OHAT	RIB2161010	NAP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	14	1999	2018	0,002	0,022	-1	3,42	5,19
OHAT	SJY JUVD5001	NAP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2007	2015		0,188	-15,2	0,79	1,81
OHAT	RIB2161022	NAP	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	10	1999	2018		0,005	-7,5	1,47	2,22
OHAT	RKB-RFMS1	NAPC1	Mya are	SB	W	µg/kg	Down	7	2000	2018		0,009	-14	0,79	1,87
OHAT	RIB2161010	NAPC1	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	12	1999	2018		0,002	-14,1	1,08	1,97
OHAT	RIB2161022	NAPC1	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	6	1999	2018		0,000	-10,2	1,40	2,04
OHAT	RKB-RFMS1	NAPC3	Mya are	SB	W	µg/kg	None	8	2000	2018		0,436	2,4	6,02	12,55
OHAT	RIB2161010	NAPC3	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	11	1999	2018		0,047	-7,3	3,27	6,93
OHAT	RIB2161022	NAPC3	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	5	1999	2018		0,193	-5,5	3,54	12,31
OHAT	LIM-3718-2	NI	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018		0,103	5,6	459	645
OHAT	LIM-3708-1	NI	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2018		0,696	2,2	371	677
OHAT	RKB-RFMS1	NI	Mya are	SB	W	µg/kg	None	13	1998	2018		0,534	-1,7	1471	2480
OHAT	RIB2161010	NI	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	15	2002	2018		0,117	-2,3	506	640
OHAT	RIB2161024	NI	Pla. fle	LI	W	µg/kg	None	10	2002	2014		0,579	-2,9	29	60
OHAT	SJY JUVD5001	NI	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	8	2007	2018		0,108	3,9	535	683
OHAT	RIB2162020	NI	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2002	2017		0,242	1,3	542	664
OHAT	RIB2161022	NI	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	10	2002	2018		0,812	0,2	537	595
OHAT	LIM-3718-2	PA	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018		0,666	-4,1	1,86	5,34
OHAT	LIM-3708-1	PA	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2018		0,157	-3,7	3,77	4,85

OHAT	ARH230989	PA	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2018	0,087	-19,2	1,25	3,87
OHAT	RKB-RFMS1	PA	Mya are	SB	W	µg/kg	Down	13	2000	2018	0,000	-13,1	1,23	1,97
OHAT	RIB2161010	PA	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	16	1999	2018	-	-15,4	1,07	1,51
OHAT	SJY JUVD5001	PA	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	8	2007	2018	0,517	-6,1	1,06	3,19
OHAT	RIB2161022	PA	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	11	1999	2018	-	-14,1	1,37	2,12
HHAT	DMU Bak-kegr	PB	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2011	2019	0,993	0	103	155
HHAT	SJYFFIN5001	PB	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018	0,645	2,8	98	181
HHAT	ARHHOR2	PB	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	5	2011	2018	0,047	-13,2	81	150
HHAT	STO0102065	PB	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2011	2018	0,879	-0,6	135	212
HHAT	STO0201113	PB	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	5	2012	2018	0,065	7,1	221	323
HHAT	STO0102063	PB	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2015	0,205	3,8	188	231
HHAT	LIM-3705-1	PB	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Up	6	2010	2015	0,016	11,9	215	285
HHAT	ROS1727	PB	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018	0,120	-4,5	323	441
OHAT	LIM-3718-2	PB	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018	0,897	-0,6	195	314
OHAT	LIM-3708-1	PB	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2018	0,104	5,7	149	190
HHAT	SJYLBSY5001	PB	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2015	0,931	-0,6	125	198
HHAT	FYN018361	PB	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2011	2018	0,557	-2,5	63	102
HHAT	M31	PB	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2019	0,949	-0,2	255	391
HHAT	FYNM2	PB	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2018	0,220	4,7	217	334
HHAT	ARH170165	PB	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2018	0,585	-2,2	70	103
HHAT	STO0802059	PB	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	5	2012	2018	0,921	-0,4	177	265
HHAT	ARH230989	PB	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018	0,716	-1,1	62	90

OHAT	RKB-RFMS1	PB	Mya are	SB	W	µg/kg	None	15	1998	2018		0,693	0,4	282	355
HHAT	ROS 60	PB	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	14	1998	2016		0,513	1,5	155	260
HHAT	FRB65	PB	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2011	2018		0,532	-7,8	169	576
HHAT	M39	PB	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	8	2010	2019		0,838	-0,2	223	260
HHAT	KBKLYN	PB	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2011	2018		0,911	-1,1	344	919
OHAT	RIB2161010	PB	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	17	1999	2018	0,025	0,026	-12,4	288	1277
OHAT	RIB2161024	PB	Pla. fle	LI	W	µg/kg	None	10	2002	2014		0,068	23,9	63	336
OHAT	SJY JUVD5001	PB	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	8	2007	2018		0,984	0,1	193	296
OHAT	RIB2161022	PB	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	12	1999	2018		0,047	-16,7	32	164
HHAT	DMU KB	PFOS	Zoa. viv	LI	W	µg/kg	None	5	2014	2019		0,408	-5,9	6,14	9,83
HHAT	STOS39	PFOS	Pla. fle	LI	W	µg/kg	Down	6	2011	2018		0,008	-18,9	2,30	3,91
HHAT	STO0901017	PFOS	Pla. fle	LI	W	µg/kg	None	5	2011	2015		0,664	6,8	4,63	11,58
OHAT	LIM-3718-2	PYR	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018		0,586	2,1	2,30	3,40
OHAT	LIM-3708-1	PYR	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018		0,981	-0,2	1,91	4,81
OHAT	ARH230989	PYR	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	7	2010	2018		0,013	-12,4	1,63	2,54
OHAT	RKB-RFMS1	PYR	Mya are	SB	W	µg/kg	None	13	2000	2018		0,275	-4,2	1,89	3,83
OHAT	RIB2161010	PYR	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	16	1999	2018		-	-8,7	1,92	2,54
OHAT	SJY JUVD5001	PYR	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	8	2007	2018		0,053	-5,8	1,34	1,87
OHAT	RIB2161022	PYR	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	11	1999	2018		0,000	-7,2	2,33	3,02
HHAT	STOS39	SCB6	Pla. fle	LI	L	µg/kg	None	5	2010	2014		0,244	6,6	6,67	9,06
OHAT	LIM-3718-2	TBSN+	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018		0,565	1,4	3,40	4,18
OHAT	RKB-RFMS1	TBSN+	Mya are	SB	W	µg/kg	Down	15	1998	2018		-	-19,4	0,84	1,52
OHAT	RIB2161010	TBSN+	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	17	1999	2018		-	-22	2,23	4,50

OHAT	RIB2161022	TBSN+	Myt. edu	SB	W	µg/kg	Down	12	1999	2018		-	-22,4	1,46	2,10
HHAT	DMU D1	VDS	Buc. und	SB		st	None	5	2009	2017		0,192	0,2564	0,32	0,29
HHAT	DMU D9	VDS	Buc. und	SB		st	Down	5	2009	2017		0,016	-0,7398	0,00	0,01
HHAT	DMU D9	VDS	Nep. ant	SB		st	None	4	2009	2015		0,255	-0,3264	1,79	3,33
HHAT	DMU D12	VDS	Buc. und	SB		st	None	5	2009	2017		0,979	-0,0047	0,01	0,11
HHAT	DMU D12	VDS	Nep. ant	SB		st	None	4	2009	2015		0,156	-0,3939	1,07	3,25
HHAT	DMU D2	VDS	Buc. und	SB		st	None	4	2009	2017		0,581	0,1338	0,37	0,38
HHAT	DMU D13	VDS	Buc. und	SB		st	None	5	2009	2017		0,545	-0,1255	0,01	0,15
HHAT	DMU D13	VDS	Nep. ant	SB		st	Down	4	2009	2015		0,025	-0,8436	0,20	0,69
OHAT	DMU D16	VDS	Nep. ant	SB		st	None	4	2009	2015		0,454	-0,1716	0,68	2,38
HHAT	DMU D4	VDS	Buc. und	SB		st	None	5	2009	2017		0,548	0,3307	1,29	1,61
HHAT	DMU D4	VDS	Nep. ant	SB		st	Down	4	2009	2015		0,046	-0,477	1,48	2,59
HHAT	DMU D7	VDS	Buc. und	SB		st	None	4	2009	2015		1,000	0	0,00	0,00
HHAT	DMU NuceDK1	VDS	Nuc. lap	SB		st	None	5	2004	2015		0,124	-0,129	1,53	3,12
HHAT	DMU D14	VDS	Buc. und	SB		st	Up	5	2009	2017		0,005	0,752	0,12	0,16
HHAT	DMU D14	VDS	Nep. ant	SB		st	Down	4	2009	2015		0,028	-0,7122	0,52	1,41
HHAT	DMU D15	VDS	Buc. und	SB		st	None	4	2009	2015		0,059	-0,3286	0,01	0,02
HHAT	DMU D15	VDS	Nep. ant	SB		st	None	4	2009	2015		0,171	-0,6223	0,84	3,27
OHAT	LIM-3718-2	ZN	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	7	2010	2018		0,652	1	21609	27582
OHAT	LIM-3708-1	ZN	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2010	2018		0,583	1,4	17324	22839
OHAT	RKB-RFMS1	ZN	Mya are	SB	W	µg/kg	None	13	1998	2018	0,002	0,018	-0,1	14635	17108
OHAT	RIB2161010	ZN	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	15	2002	2018		0,433	-0,7	16469	19155
OHAT	RIB2161024	ZN	Pla. fle	LI	W	µg/kg	None	10	2002	2014		0,356	10,1	30687	138448

OHAT	SJY JUVD5001	ZN	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	8	2007	2018	0,470	0,8	15929	18112
OHAT	RIB2162020	ZN	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	6	2002	2017	0,456	-0,7	13955	17898
OHAT	RIB2161022	ZN	Myt. edu	SB	W	µg/kg	None	10	2002	2018	0,366	-0,5	12722	14186

Bilag 2. OSPAR/HELCOM statistiske assessment værktøjer (på engelsk)

Assessment methodology for contaminants in biota

Overview

Time series of contaminant concentrations in biota are assessed in two stages:

1. The concentrations are log transformed and changes in the log concentrations over time are modelled using linear mixed models. The type of temporal change that is considered depends on the number of years of data:
    - 1-2 years: no model is fitted because the data amount is insufficient
    - 3-4 years: concentrations are assumed to be stable over time and the mean log concentration is estimated
    - 5-6 years: a linear trend in log concentration is fitted
    - 7+ years: more complex (smooth) patterns of change over time are modelled
2. The fitted models are used to assess environmental status against available assessment criteria and evidence of temporal change in contaminant levels in the last twenty years

These stages are described in more detail below. Other help files describe how the methodology is adapted when there are 'less-than' measurements, i.e. some concentrations are reported as below the detection limit, and missing uncertainties, i.e. the analytical variability associated with some of the concentration measurements was not reported. Changes to the methodology since the 2014 assessment can be found here.

Modelling changes in log concentration over time

The log concentrations are modelled by a linear mixed model of the form:

- response: log concentration
- fixed: f(year)
- random: year + sample + analytical.

The fixed effects model describes how log concentrations change over time (year), where the form of f(year) depends on the number of years of data (described in the next paragraph). The random effects model has three components:

- year: random variation in log concentration between years. Here, year is treated as a categorical variable
- sample: random variation in log concentration between samples within years. When there is only one sample each year, this term is omitted and implicitly subsumed into the between-year variation
- analytical: random variation inherent in the chemical measurement process. This is assumed known and derived from the the 'uncertainties' reported with the data. Specifically, if ui, i=1...n, are the uncertainties associated with concentrations ci (expressed as the standard deviations of the

concentration measurements), then the standard deviations of the log concentration measurements log ci are taken to be ui/ci. Measurements with ui>ci (i.e. an analytical coefficient of variation of more than 100%) are omitted from the time series.

The model is fitted by maximum likelihood assuming each of the random effects are independent and normally distributed (on the log concentration scale)[1].

The form of f(year) depends on the number of years of data:

1-2 years
no model is fitted as there are too few years for formal statistical analysis

3-4 years
mean model f(year)=μ
there are too few years for a formal trend assessment, but the mean level is summarised by μ and is used to assess status

5-6 years
linear model f(year)=μ+βyear
log concentrations are assumed to vary linearly with time; the fitted model is used to assess status and evidence of temporal change

7+ years
smooth model f(year) = s(year)
log concentrations are assumed to vary smoothly over time; the fitted model is used to assess status and evidence of temporal change

The last case requires more explanation. When there are 7-9 years of data, both a linear model and a smoother (thin plate regression spline) on 2 degrees of freedom (df) are fitted to the data. Of these, the model chosen to make inferences about status and temporal trends is the one with the lower Akaike's Information Criterion corrected for small sample size (AICc)[2]. When there are 10-14 years of data, a linear model and smoothers on 2 and 3 df are fitted, with the chosen model that with the lowest AICc. And when there are 15+ years of data, a linear model and smoothers on 2, 3, and 4 df are fitted, with model selection again based on AICc. Effectively, the data determine the amount of smoothing, with AICc providing an appropriate balance between model fit and model parsimony[3].

Assessing environmental status and temporal trends

Environmental status and temporal trends are assessed using the model fitted to the concentration data.

Environmental status is assessed by:

- calculating the upper one-sided 95% confidence limit on the fitted mean log concentration in the most recent monitoring year[4]
- back-transforming this to the concentration scale
- comparing the back-transformed upper confidence limit to the available assessment criteria

For example, if the back-transformed upper confidence limit is below the Background Assessment Concentration (BAC), then the median concentration in the most recent monitoring year is significantly below the BAC and concentrations are said to be 'at background'. For an example, see Fryer & Nicholson (1999).

No formal assessment of status is made when there are only 1 or 2 years of data. However, an ad-hoc assessment is made by:

- calculating the median of the log concentration measurements in each year
- back-transforming these to the concentration scale
- comparing the back-transformed median log concentration (1 year) or the larger of the two back-transformed median log concentrations (2 years) to the assessment criteria.

Temporal trends are assessed for all time series with at least five years of data. When a linear model has been fitted (i.e. when there are 5-6 years of data, or if there are 7+ years of data and no evidence of nonlinearity), the statistical significance of the temporal trend is obtained from a likelihood ratio test[5] that compares the fits of the linear model $f(year)=\mu+\beta year$ and the mean model $f(year)=\mu$. The summary maps show a downward or upward trend if the trend is significant at the 5% significance level.

When a smooth model has been fitted, a plot of the fitted model is needed to understand the overall pattern of change. (This is available on the Raw data with assessment and Assessment pages on the right side of the summary map under Graphics.) The summary map focusses on just one aspect of the change over time: the change in concentration in the most recent twenty monitoring years; i.e. between 1999 and 2018 (the assessment only includes data up to 2018). For this, the fitted value of the smoother in 2018 is compared to the fitted value in 1999 using a t-test, with significance assessed at the 5% level. The correlation between the two fitted values is accounted for by the t-test. If the time series does not extend to 2018, then the fitted value in the last monitoring year is used instead. Similarly, if the time series starts after 1999, the fitted value in the first monitoring year is used.

[1] Such models cannot be readily fitted in the R statistical environment becuase the analytical variance is assumed know. Instead, the likelihood is maximised directly using the optim function. Ideally, the models should be fitted by restricted maximum likelihood (apart from when being used for likelihood ratio tests), but this has not been implemented yet.

[2] AICc is a model selection criterion that gives greater protection against overfitting than AIC when the sample size is small. For contaminant time series, small sample sizes correspond to few years of data. AICc is not formally defined for mixed models, but the usual definition is adapted to give a sensible criterion for the models considered here. The usual definition of AICc is

$$AICc = -2 \log likelihood + 2kn/(n-k-1)$$

where n is the sample size and k is the number of parameters in the model. For a contaminant time series, the natural definition of the sample size is the number of years of data, N, say. The number of parameters in the number of fixed effects parameters, kfixed, plus the number of (unknown) variance pa-

rameters, krandom. For example, the linear model has kfixed = 2 and krandom = 2 (or 1 if the sample variance component is subsumed into the year variance component). This suggests using

AICc = - 2 log likelihood+2(kfixed+krandom)N / (N−kfixed−krandom−1)

However, the denominator now overly penalises models because the 'sample size' is the number of years and, whilst subtracting krandomcorrectly corrects for the year variance component, it also corrects for the sample variance component which measures within-year variation. (Indeed, the denominator = 0 if N = 5 and the linear model is fitted, or N = 3 or 4 and the mean model is fitted). It therefore makes sense to take krandom in the denominator to be 1, corresponding to the year variance component, giving

AICc = - 2 log likelihood+2(kfixed+krandom)N / (N−kfixed−2)

The denominator is now analogous to that used in a linear model with a single normally distributed error term. The AICc is still undefined when N = 3 and the mean model is fitted, but this doesn't matter in practice.

[3] Methods for estimating the smoothing degrees of freedom as part of the fitting process, for example by treating the amount of smoothing as an extra variance component, are available for several classes of models. However, such methods are not implemented in R for the case when the residual variance (the analytical variance) is known. This is a topic for future development.

[4] Approximate standard errors on the fixed effects parameter estimates are obtained from the Hessian matrix. These are used to estimate standard errors on the fitted values, with confidence intervals based on a t-distribution with N - kfixed - 1 degrees of freedom. One-sided t-tests of whether the fitted value in the last monitoring year is below the assessment criteria can be found on the Statistical analysis page on the right hand side of the summary map under Graphics. The standard errors can be computed analytically (i.e. without using the Hessian), but this hasn't been implemented yet. The degrees of freedom for the t-tests is a sensible approximation because, for time series models, the natural definition of the 'sample size' is N, the number of years of data (see discussion on AICc above). However, if the year variance is small compared to the other variances, the degrees of freedom might be too small leading to a loss of statistical power. This is a topic for future development.

[5] These tests have a type 1 error that is larger than the nominal value. For example, tests conducted at the 5% significance level will find 'significant' trends in more than 5% of time series, even when there are no trends. Using the standard error of the estimate of β from a restricted maximum likelihood fit of the linear model would be one way to improve the situation. Better still would be to use the Kenward Roger (1997) modification of F tests for linear mixed models.

References

Fryer RJ & Nicholson MD, 1999. Using smoothers for comprehensive assessments of contaminant

Kenward MG & Roger JH, 1997; Small Sample Inference for Fixed Effects from Restricted Maximum Likelihood, Biometrics 53: 983-997

MILJØFARLIGE FORURENENDE STOFFER I VANDMILJØET

NOVANA. Tilstand og udvikling 2008-2019

Denne rapport indeholder resultater fra overvågning af miljøfarlige forurenende stoffer (tungmetaller og andre uorganiske sporstoffer samt organiske forurenende stoffer i NOVANA i perioden 2008 til 2019. Rapporten omfatter målinger fra overvågning af punktkilder, luft og nedbør, vandløb, søer og marine områder. Målingerne på punktkilder omfatter målinger i udledning fra renseanlæg med avanceret rensning, mindre avanceret rensning og mekanisk rensning, regnbetingede udledninger fra separat- og fælleskloakerede områder, slam fra bassiner til regnbetingede udledninger fra fælleskloakerede områder samt ferskvandsdambrug. Målinger i overfladevand er foretaget i vand, sediment og biota. Rapporten gennemgår stofgruppevis stoffernes forekomst i de forskellige dele af miljøet, og i det omfang der er tilstrækkeligt datagrundlag er der foretaget vurdering af eventuel statistisk signifikant forskel mellem koncentrationerne i perioden 2008-2013 og 2014-2019. Endvidere er resultaterne vurderet i forhold til miljøkvalitetskrav, grænseværdier eller andre kravværdier.

ISBN: 978-87-7156-632-1
ISSN: 2244-9981