



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Metoder til opsporing af kilder til miljøfarlige forurenende stoffer

Vejledning, nr. 88

August 2026

Titel: Metoder til opsporing af kilder til miljøfarlige forurenede stoffer

Formål: Rapporten er en håndbog med beskrivelse af, hvad en kildeopsporing typisk består i, hvordan den kan tilgås, og om de enkelte trin i kildeopsporingen, herunder anbefalinger til, hvordan viden og data kan indsamles om stofferne og kilderne til stofferne. Rapporten kan understøtte kommuner og andre aktører, der skal gennemføre kildeopsporing.

Udarbejdet af: DHI A/S

Udarbejdet for: Miljøstyrelsen

Finansieret af: Miljøstyrelsen

Leveringsdato for rapport: 12. december 2024

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion første del:

Miljøstyrelsen

Redaktion på anden del:

Kristina Buus Kjær, DHI A/S

Dorte Rasmussen, DHI A/S

Anne Rathmann Pedersen, DHI A/S

Xenia Trier, Københavns Universitet

ISBN: 978-87-7564-139-0

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

1.	Indledning	6
2.	Generelt om kildeopsporing af miljøfarlige forurenende stoffer	7
2.1	Forurening af overfladevand med miljøfarlige forurenende stoffer og de mange forskellige kilder til forurening	7
2.1.1	Spredningsveje for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet	7
2.2	Proces for kildeopsporing	8
2.2.1	Inddragelse af myndigheder og andre relevante aktører	10
2.3	Tør kildeopsporing	12
2.3.1	Viden om stoffets forekomst i det berørte overfladevand	13
2.3.2	Viden om stoffet og dets mulige kilder	14
2.3.2.1	Stoffet og dets egenskaber og skæbne i miljøet	15
2.3.2.2	Stoffets anvendelse og generelle kilder	18
2.3.2.3	Lokale tilførselsveje og mulige kilder i oplande	20
2.3.3	Vurdering af tilførselsveje og kilder på baggrund af tilgængelige data	22
2.3.3.1	Opsamling på vurdering af tilførselsveje/kilder	25
2.4	Våd kildeopsporing	27
2.4.1	Prøvetagningsstrategi og valg af prøvetagningslokaliteter	27
2.4.1.1	Afgrænsning af forureningens omfang	27
2.4.1.2	Afdække mulige udledninger og tilførsler til vandområdet	29
2.4.1.3	Afdække udledning af MFS fra specifikke punktkilder, herunder virksomheder	30
2.4.1.4	Afdække mulige punktkilder i oplandet til renseanlæg	31
2.4.2	Tidspunkt for prøvetagning	32
2.4.3	Prøveudtagning og opbevaring	32
2.4.4	Prøvetagningsmetoder	33
2.4.4.1	NOVANA Tekniske Anvisninger for prøvetagning	33
2.4.4.2	Metoder til prøvetagning af vand	34
2.4.5	Analyse strategi	39
2.4.5.1	Hvilke stoffer skal der analyseres for?	40
2.4.5.2	Hvilken matrice er mest relevant at måle i?	42
2.4.5.3	Valg af analysemetode	43
2.4.6	Vurdering af kilder på baggrund af den våde kildeopsporing	44
3.	Referencer	45
4.	Redegørelse for specifikke stoffers karakteristika, typiske anvendelse og bidrag til fourening af overfladevand	47
4.1	Metaller	49
4.1.1	Bekymringer ved metallerne i miljøet	49
4.1.1.1	Miljøkvalitetskrav	49
4.1.1.2	Metallernes farlighed	52
4.1.2	Metallernes egenskaber og skæbne i miljøet	52
4.1.3	Metallernes anvendelse og anvendelsesregulering	63
4.1.4	Generelle kilder og tilførselsveje	68
4.1.5	Typiske koncentrationer	71
4.1.5.1	Typiske koncentrationer i udledninger	71

4.1.5.2	Baggrundsniveau	74
4.1.5.3	Forekommende koncentrationsniveau	74
4.1.6	Opsøg information om identificerede mulige kilder	79
4.1.7	Overvejelser om prøvetagnings- og analysemetoder	79
4.1.8	Referencer – Metaller	79
4.2	PAH-forbindelser	83
4.2.1	Bekymringer ved stofferne i miljøet	83
4.2.1.1	Miljøkvalitetskrav	83
4.2.1.2	Stoffernes farlighed	86
4.2.2	Stoffernes egenskaber og skæbne i miljøet	86
4.2.3	Stoffernes anvendelse og anvendelsesregulering	90
4.2.4	Generelle kilder og tilførselsveje	93
4.2.5	Typiske koncentrationer	96
4.2.5.1	Typiske koncentrationer i udledninger	96
4.2.5.2	Forekommende koncentrationsniveau	97
4.2.6	Opsøg information om identificerede mulige kilder	102
4.2.7	Overvejelser om prøvetagnings- og analysemetoder	102
4.2.8	Referencer – PAH-forbindelser	102
4.3	DEHP	104
4.3.1	Bekymringer ved stoffet i miljøet	104
4.3.2	Stoffets egenskaber og skæbne i miljøet	105
4.3.3	Stoffets anvendelse og anvendelsesregulering	106
4.3.4	Generelle kilder og tilførselsveje	108
4.3.5	Typiske koncentrationer	109
4.3.5.1	Typiske koncentrationer i udledninger	109
4.3.5.2	Baggrundsniveau	110
4.3.5.3	Forekommende koncentrationsniveau i vandområder	110
4.3.6	Opsøg information om identificerede mulige kilder	111
4.3.7	Overvejelser om prøvetagnings- og analysemetoder	111
4.3.8	Referencer – DEHP	111
4.4	BDE, sum	114
4.4.1	Bekymringer ved stofferne i miljøet	114
4.4.1.1	Miljøkvalitetskrav	114
4.4.1.2	Stoffernes farlighed	114
4.4.2	Stoffernes egenskaber og skæbne i miljøet	116
4.4.3	Stoffernes anvendelse og anvendelsesregulering	117
4.4.4	Generelle kilder og tilførselsveje	117
4.4.5	Typiske koncentrationer	119
4.4.5.1	Typiske koncentrationer i udledninger	119
4.4.5.2	Baggrundsniveau	119
4.4.5.3	Forekommende koncentrationsniveau	119
4.4.6	Opsøg information om identificerede mulige kilder	120
4.4.7	Overvejelser om analyse- og prøvetagningsmetoder	120
4.4.8	Referencer – BDE-forbindelser	121
4.5	Nonyl- og octylphenoler	123
4.5.1	Bekymringer ved stofferne i miljøet	123
4.5.1.1	Miljøkvalitetskrav	123
4.5.1.2	Stoffernes farlighed	125
4.5.2	Stoffernes egenskaber og skæbne i miljøet	125
4.5.3	Stoffernes anvendelse og anvendelsesregulering	126
4.5.4	Generelle kilder og tilførselsveje	127
4.5.5	Typiske koncentrationer	128
4.5.5.1	Typiske koncentrationer i udledninger	128
4.5.5.2	Baggrundsniveau	129

4.5.5.3	Forekommende koncentrationer i vandområder	129
4.5.6	Opsøg information om identificerede mulige kilder	131
4.5.7	Overvejelser om analyse- og prøvetagningsmetoder	131
4.5.8	Referencer – Nonyl- og octylphenoler	131
4.6	Alkylbenzensulfonat	134
4.6.1	Bekymringer ved stofferne i miljøet	134
4.6.1.1	Miljøkvalitetskrav	134
4.6.1.2	Stoffernes farlighed	137
4.6.2	Stoffernes egenskaber og skæbne i miljøet	137
4.6.3	Stoffernes anvendelser og anvendelsesregulering	138
4.6.4	Generelle kilder og tilførselsveje	138
4.6.5	Typiske koncentrationer	139
4.6.5.1	Typiske koncentrationer i udledninger	139
4.6.5.2	Baggrunds niveauer	139
4.6.5.3	Forekommende koncentrationer i vandområder	139
4.6.6	Opsøg information om identificerede mulige kilder	140
4.6.7	Overvejelser om analyse- og prøvetagningsmetoder	140
4.6.8	Referencer – Alkylbenzensulfonat	140
4.7	PFAS	143
4.7.1	Bekymringer ved stofferne i miljøet	143
4.7.1.1	Miljøkvalitetskrav	143
4.7.1.2	Stoffernes farlighed	150
4.7.2	Stoffernes egenskaber og skæbne i miljøet	150
4.7.2.1	Nedbrydelighed	153
4.7.3	Stoffernes anvendelser og anvendelsesregulering	155
4.7.4	Generelle kilder og tilførselsveje	159
4.7.5	Typiske koncentrationer	161
4.7.5.1	Typiske koncentrationer i udledninger	161
4.7.5.2	Baggrunds niveauer	162
4.7.5.3	Forekommende koncentrationer i vandområder	162
4.7.6	Opsøg information om identificerede mulige kilder	164
4.7.7	Overvejelser om analyse- og prøvetagningsmetoder	164
4.7.8	Referencer – PFAS-forbindelser	165
5.	Ordforklaringer	185
	Bilag 1.Datakilder til information om vandområder og stoffer	188

1. Indledning

Opsporing af kilder til forurening med miljøfarlige forurenende stoffer (MFS) i overfladevand kan være en kompleks og til tider tidskrævende opgave, i de tilfælde, hvor det ikke umiddelbart er klart, hvilke virksomheder, anlæg eller aktiviteter, der er årsag til den identificerede forurening. En kildeopsporing bør derfor tilrettelægges grundigt, så de midler, der er til rådighed, udnyttes bedst muligt.

Nærværende rapport er udarbejdet med henblik på at beskrive datakilder og metoder, som kan anvendes til kildeopsporing, og som miljømyndigheder og andre aktører der skal gennemføre en kildeopsporing, umiddelbart vil kunne anvende.

Hensigten er, at rapporten kan fungere som en håndbog med beskrivelse af, hvad en kildeopsporing typisk består i, hvordan den kan tilgås, og om de enkelte trin i kildeopsporingen, herunder anbefalinger til, hvordan viden og data kan indsamles om stofferne og kilderne til stofferne.

Metodebeskrivelsen består af to overordnede dele. Første del (kapitel 2) indeholder en generel beskrivelse af, hvordan opsporing af kilder til forurening med MFS i overfladevand kan tilgås. Anden del (kapitel 3) indeholder stofspecifikke beskrivelser af 7 stofgrupper, som tilsammen indeholder 22 udvalgte MFS, deres karakteristika, hvorledes stofferne spredes sig og hyppige kilder til forurening med stofferne. De 22 udvalgte stoffer har Miljøstyrelsen identificeret som stoffer, der hyppigt findes i mængder og koncentrationer, som udgør væsentlig forurening af overfladevand.

Rapportens generelle kildeopsporings afsnit er udarbejdet af Miljøstyrelsen på baggrund af fagligt bidrag fra DHI A/S.

Rapportens stofspecifikke del er udarbejdet af DHI A/S og Københavns Universitet i projekt for Miljøstyrelsen.

Projektet blev fuldt af en følgegruppe, som bestod af:

Københavns Kommune

Odense Kommune

Slagelse Kommune

Thisted Kommune

Region Hovedstade

2. Generelt om kildeopsporing af miljøfarlige forurenende stoffer

Denne del indeholder en præsentation af den generelle faglige metode til opsporing af kilder til miljøfarlige forurenende stoffer, inklusiv en beskrivelse af processen, datakilder og værktøjer, der kan anvendes ved kildeopsporing.

2.1 Forurening af overfladevand med miljøfarlige forurenende stoffer og de mange forskellige kilder til forurening

Udledningen af miljøfarlige forurenende stoffer (MFS) forebygges og begrænses især ved, at anvendelse af udvalgte stoffer, produkter, aktiviteter og anlæg er underlagt regulering. Anvendelse af visse MFS er forbudte, og for andre MFS er der f.eks. en begrænsning i anvendelserne af stofferne.

Udledning og emission af MFS er reguleret via godkendelse og/eller tilladelser til bestemte anlæg og aktiviteter som f.eks. i forbindelse med en miljøgodkendelse efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 5, tildeling af tilladelser til udledning af spildevand, til sedimenthåndtering herunder klapning og til lokalisering af visse anlæg nær overfladevand samt ved krav til håndtering af særlige typer af affald.

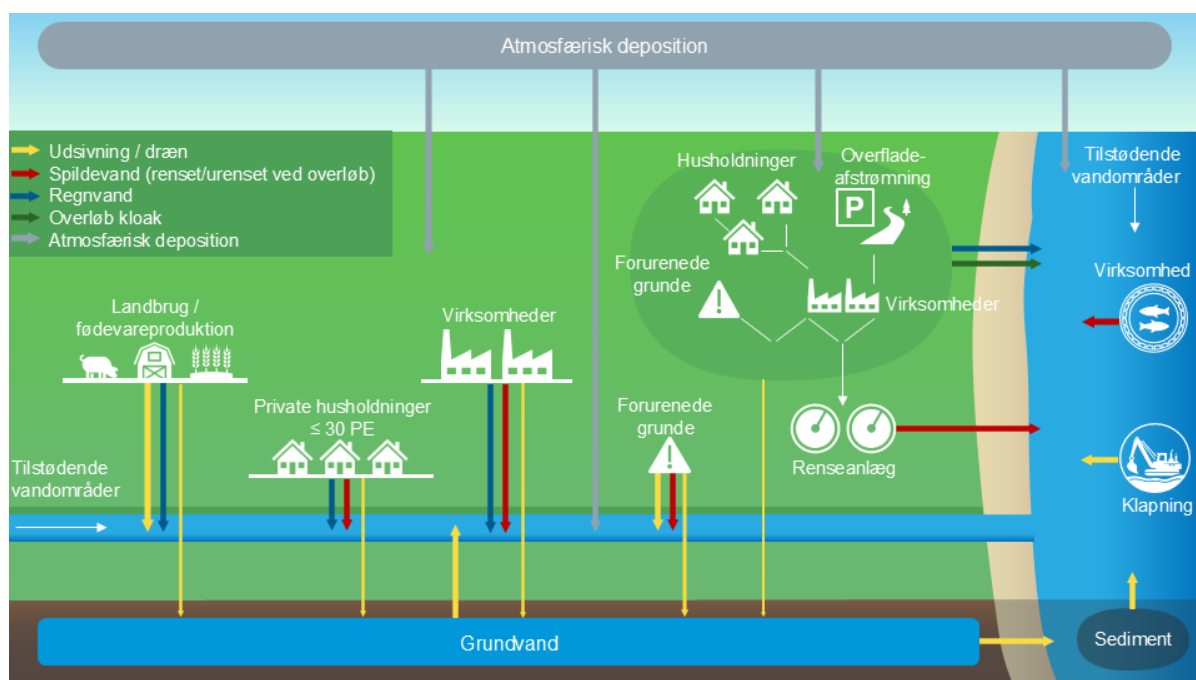
Den ovenfor beskrevne regulering udelukker ikke, at tilførslen af MFS kan forurene overfladevand, herunder sediment og biota i overfladevande. Sådanne forureninger stammer typisk fra forskellige kilder, f.eks:

- ulovlig udledning uden tilladelse eller godkendelse eller manglende overholdelse af vilkår i tilladelse eller godkendelse til udledninger
- tilladelse af ældre dato med utilstrækkelige vilkår
- hændelige uheld eller fejl i f.eks. tekniske anlæg
- ikke-regulerbar diffus luftbåren forurening
- tilførsel af miljøfarlige forurenende stoffer fra ophørt virksomhed eller lignende aktivitet, bl.a. som følge af tidligere uheld
- forurening som følge af fortsat anvendelse af tidligere lovlige produkter.

Nogle forureninger vil være sammensatte og placere sig i flere af ovenstående kategorier.

2.1.1 Spredningsveje for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet

Mange forskellige MFS har været anvendt gennem tiden, og mange af dem anvendes fortsat i mange dele af samfundet. Stofferne er spredt og/eller spredes til og i omgivelserne via mange forskellige mekanismer, ad forskellige spredningsveje og kilder på forskellige tidspunkter i deres livscyklus. Den store kompleksitet i spredningsveje og kilder for MFS betyder, at stofferne kan nå overfladevandområderne på forskellige steder, på forskellige tidspunkter og i forskellige koncentrationer. Figur 2.1 nedenfor viser de typiske kilder og tilførselsveje af MFS til vandområderne.



Figur 2.1 Skematisk illustration af typiske tilførselsveje og kilder til MFS i overfladevand. Illustration © DHI A/S.

For at kunne foretage en kildeopsporing er der behov for at indsamle oplysninger dels om det kemiske stof, der er tale om, dels om oplandet til det overfladevandområde, hvor forureningen er konstateret. Der kan dog være en række udfordringer med at få et klart og entydigt billede af kilder til forurening med MFS i et overfladevand. Det kan skyldes manglende oplysninger for det pågældende opland f.eks. ufuldstændige oplysninger om virksomheder og udledninger, forekomst af diffuse kilder f.eks. atmosfærisk deposition, dræn, indsivning fra grundvand, og historiske (punkt)kilder. Det er således ikke sikkert, at der i alle tilfælde kan opnås et helt entydigt overblik over kilderne til forurening, men det er ofte muligt at komme så langt, at den eller de væsentligste kilder med god sandsynlighed kan identificeres.

Historisk kilde er en tidligere udledning eller tilførsel af MFS, som er ophørt, men som fortsat forurener et overfladevand eller giver anledning til ny forurening i vandmatricen, herunder overskridelse af miljøkvalitetskrav. Det kan skyldes, at den historiske kilde har givet anledning til akkumulering af MFS i sediment, i (andre) overfladevande, i jorde eller i sediment/biofilm i kloakledninger.

Historisk anvendelse af MFS kan fortsat udgøre en kilde til MFS til et overfladevand. Det kan f.eks. være overfladeafstrømninger fra forurenede grunde og affaldsdeponier, som fortsat skal begrænses, eller det kan være afsmittning over længere tid fra materialer eller indretninger, anvendt udendørs.

2.2 Proces for kildeopsporing

Den praktiske gennemførelse af en kildeopsporing kan med fordel deles op i to hovedfaser:

- **Tør kildeopsporing:**

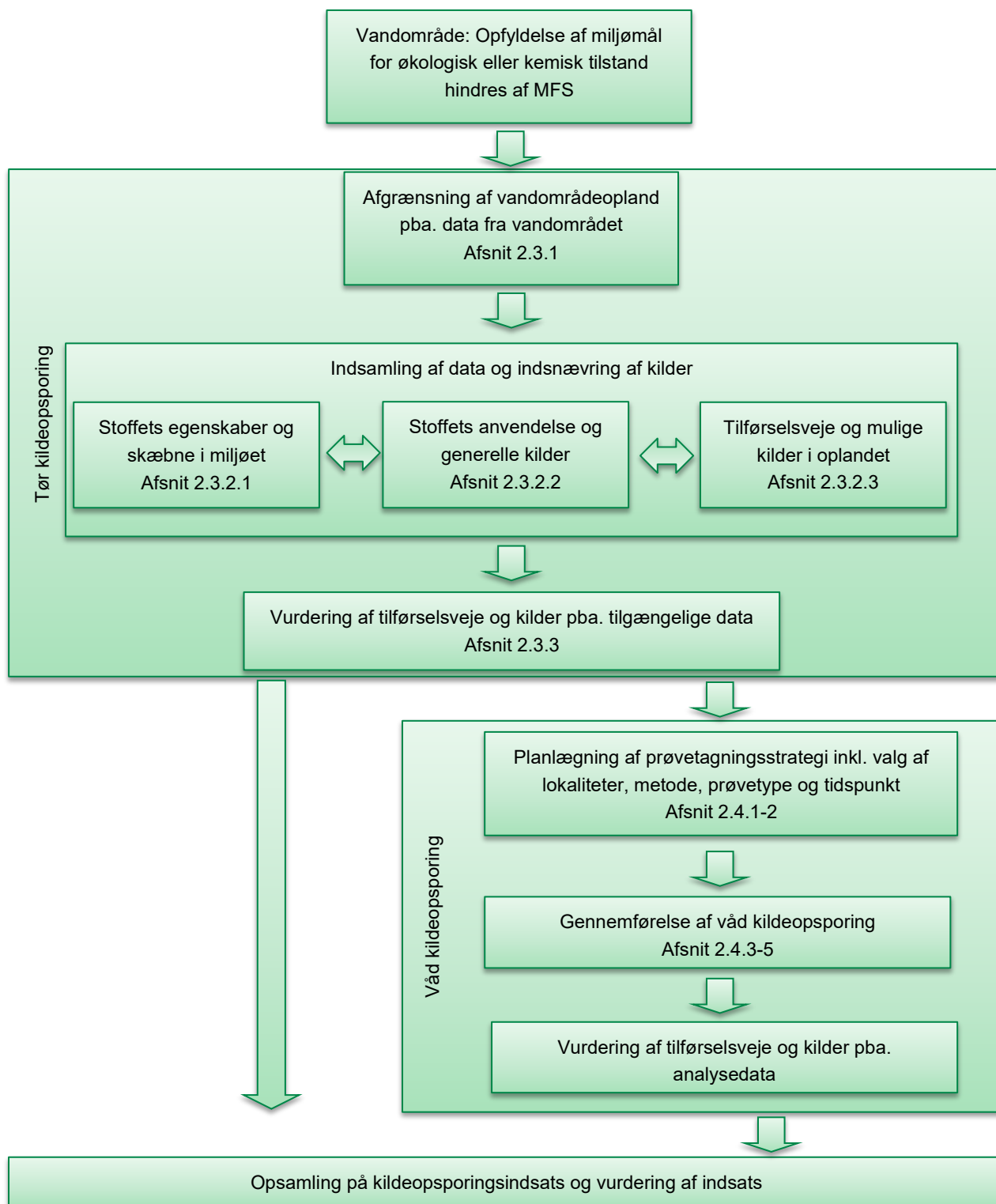
Foretages først og fremmest ved skrivebordet (derfor "tør") og omfatter brug af eksisterende data samt generel og lokalspecifik viden og erfaring til at indkredse

de(n) kilder til den konstaterede forurening, eventuelt til et niveau, hvor direkte aktion over for problemets årsag(er) er mulig.

Våd kildeopsporing:

Hvis den tørre kildeopsporing ikke giver de ønskede resultater, kan der tages prøver fra overfladevandet, udledninger eller i kloaknettet (derfor "våd"). Denne efterfølgende fase vil være nødvendig, hvis der i den tørre kildeopsporing ikke har været tilstrækkelige data eller viden tilgængelig om mulige kilder, til at kilden eller kilderne har kunnet identificeres. Den våde kildeopsporing omfatter gennemførelse af et praktisk, målrettet prøvetagnings- og analyseprogram for yderligere at indsnævre de mulige kilder til de væsentligste – og i et antal, der muliggør en direkte indsats til afhjælpning af problemet. Et sådant program udarbejdes på grundlag af resultaterne fra den tørre kildeopsporing.

Den nærmere proces for kildeopsporing i et overfladevand er illustreret i nedenstående procesdiagram, Figur 2.2, og er beskrevet i Afsnit 2.3-2.4. Processen tager udgangspunkt i, at der er konstateret en overskridelse af et miljøkvalitetskrav for MFS i enten vand, sediment eller biota.



Figur 2.2 Proces for kildeopsporing af MFS.

2.2.1 Inddragelse af myndigheder og andre relevante aktører

På grund af kompleksiteten i at foretage en kildeopsporing kan det ofte være nødvendigt at inddrage flere myndigheder og flere virksomheder i processen for at afdække al nødvendig og tilgængelig information. Formålet med dette afsnit er at belyse, hvor der kan findes relevante oplysninger, der kan bruges i forbindelse med en kildeopsporing.

Henvendelse til myndigheder og andre relevante aktører bør foretages tidligt i processen med henblik på hurtigt at få et overblik over vandområdet og oplandet, og dermed tidligt i processen at kunne fokusere kildeopsporingen. Samtidig kan det være meget givtigt og værdifuldt for processen at inddrage andres viden, som kan omfatte supplerende information og viden om oplandet og gøre det muligt at identificere potentielle kilder uden at skulle foretage målinger i vandområdet. Henvendelse til myndigheder og andre aktører kan ske sideløbende med, at der søges viden i de gængse datakilder (se datakilderne listet i Bilag 1).

Herunder er der en kort gennemgang af myndigheder og andre aktører, som det kan være værdifuldt at inddrage:

Kommuner: Den stedlige kommune er godkendelses/tilladelses- og tilsynsmyndighed for de fleste virksomheder, anlæg og aktiviteter i kommunen. Kommunen er også vej- og byggemyndighed. Som udgangspunkt er det oplagt at inddrage og søge relevante oplysninger fra forskellige afdelinger i en kommune. Dette kan f.eks. være fra afdelinger, som kender til erhvervsmæssige aktiviteter i kommunen herunder virksomheder med tilslutningstilladelser, samt afdelinger, som kan have værdifuld viden om vandområdet og oplandet. Kommunen er videre tilslutningsmyndighed for private boliger, da dette er et element i tildeling af byggetilladelse hos kommunen. Desuden vil kommunen, eventuelt sammen med et forsyningsselskab, have viden om eksisterende regnvandsledninger (placering, regnvandsmængder). I oplande og vandområder, som krydser kommunegrænser, kan det være nødvendigt at henvende sig til flere kommuner i et samarbejde omkring kildeopsporingsprocessen.

Spildevandsforsyningsselskaber: Spildevandsforsyningsselskaberne ejer og er ansvarlige for driften af de offentligt ejede spildevandsanlæg. Spildevandsforsyningsselskaberne har ansvar for transport, behandling og afledning af spildevand, herunder indhold i udledningen, og pligt til at søge nye udledningstilladelser, hvis der sker væsentlige ændringer, der har indflydelse på spildevandsanlægget. Selskaberne har viden om spildevandsanlæggets opbygning, herunder placeringen af brønde, tilslutninger, og tilledninger samt udledninger fra renseanlæg og regnbetingede udløb. De kender ofte til uregelmæssigheder i kloaksystemets og renseanlæggets tilslutninger hhv. tilløb og udledninger samt forstyrrelser i renseanlæggets renseprocesser. Disse selskaber er derfor vigtige at inddrage i forbindelse med kildeopsporing i kloakerede oplande.

Regionerne: Med virkning fra 1. januar 2014 blev prioriteringen af regionernes opgaver med at undersøge og afværge jordforureninger ændret således, at regionerne tillige skal prioritere indsatsen over for jordforureninger, der skader eller truer målsatte overfladevandområder og internationale naturbeskyttelsesområder. Dette var et led i implementering af EU's vandrammedirektiv og naturdirektiver. I dag er 37 800 grunde kortlagt, fordi jorden er eller kan være forurenet. Af disse kendte forureninger er 1234 lokaliteter identificeret til at kunne udgøre en risiko for at skade det omkringliggende overfladevand. Hertil kommer de 7 generationsforureninger, som, regionerne allerede ved, udgør en trussel for overfladevand. Et eksempel er forureningen af Grindsted by, hvor der hvert år siver store mængder vinylklorid ud i Grindsted Å (Danske Regioners hjemmeside¹).

I forbindelse med en kildeopsporing er det relevant at undersøge, om der er kortlagte forurenede grunde i oplandet, og her kan regionerne bidrage med omfattende viden.

¹ <https://www.regioner.dk/>

Derudover har regionerne udarbejdet branchebeskrivelser, som kan hjælpe med at afklare, hvilke kemiske stoffer, der blev brugt eller bruges i specifikke industrielle aktiviteter (<https://www.miljoeogressourcer.dk/udgivelser/branchebeskrivelser>).

Miljøstyrelsen: Miljøstyrelsen er tilsynsmyndighed for udledning fra renseanlæg til recipienter og er tilladelses- og tilsynsmyndighed for udledning af spildevand fra de særligt forurenende virksomheder, herunder deponeringsanlæg, og styrelsen kan derfor bidrage med specifik viden om udledninger fra disse aktiviteter.

Miljøstyrelsen har endvidere gennem mange år foretaget kortlægning af MFS-anvendelsen i Danmark, og styrelsen kan derfor bidrage med viden om anvendelse af specifikke MFS til brug for kildeopsporingen.

Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø overvåger tilstanden i vand og natur under programmet NOVANA², der også omfatter et delprogram for punktkilder. Overvågningen gennemføres efter standardforskrifter (fagdatacentres tekniske anvisninger), som er udarbejdet i samarbejde med forskningsinstitutioner, og med anvendelse af de metoder herunder analysemetoder, som er fastlagt i bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger. Resultater fra overvågningen bliver kvalitetssikret og gemt i forskellige databaser. Der er adgang til overvågningsdata for overfladevand via Miljødata på Danmarks Miljøportal³.

Virksomheder: Virksomheder og anlægsejere i oplandet kan inddrages i en dialog om det eller de omhandlede stoffer(s) anvendelse og udledning.

Universiteter, og videnscentre: Universiteter og andre videnscentre kan som følge af videnskabelige undersøgelser og projekter også have viden om stoffers opførsel og spredningsmønstre i et konkret vandområde. Ofte kan en forskningsgruppe gennem deres projektarbejde have opbygget viden om specifikke stoffer eller stofgrupper, herunder anvendelse, farlighed og skæbne i miljøet.

2.3 Tør kildeopsporing

Det første skridt i en kildeopsporing er typisk den tørre kildeopsporing. Dette skyldes, at:

- den tørre kildeopsporing er mindre ressourcerævende end den våde, og den kan i nogle tilfælde i sig selv dække behovet for viden til at lokalisere de sandsynlige væsentlige kilder,
- den våde kildeopsporing kan ikke gennemføres hensigtsmæssigt uden forudgående overvejelser baseret på eksisterende viden, og
- den våde kildeopsporing af ressourcehensyn bør fokuseres mest muligt, før den iværksættes.

Den tørre kildeopsporing tager udgangspunkt i, at man opsøger og sammenstiller eksisterende viden inden for følgende områder, som er beskrevet nærmere nedenfor:

1. Viden om stoffets forekomst i overfladevandet – generelt og i det konkrete påvirkede overfladevand (Afsnit 2.3.1). Denne viden anvendes til at forstå problemets omfang og afgrænse området for kildeopsporingen.
2. Viden om stoffet og dets mulige kilder (Afsnit 2.3.2). Generel viden om stoffet anvendes til at forudsige typiske kilder til stoffet, mens viden om oplandet kan identificere mulige tilførselsveje og indsnævre antallet af potentielle kilder.
 - Generel viden om stoffet og dets egenskaber og skæbne i miljøet:

² NOVANA - overvågning af natur og vandmiljø - Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø

³ <https://miljoedata.miljoportal.dk/>

- a. Stofidentifikation
 - b. Fysisk-kemiske data og skæbne i miljøet
- Generel viden om stoffets anvendelser
- Lokalspecifik viden om tilførselsveje og kilder i oplandet, hvor kildeopsporingen skal foregå. Sådanne oplysninger kan typisk findes i kommunen, hos de lokale forsyningsselskaber og hos regionen og omfatter især oplysninger om:
 - a. Udledninger til overfladevand
 - b. Virksomheder, infrastruktur-anlæg og andre mulige punktkilder i oplandet
 - c. Kloaknettet (rørlagte vandløb og dræn) og andre oplandsoplysninger
 - d. Kortlagte grunde.

Nedenfor er det gennemgået, hvordan de forskellige oplysninger bidrager til kildeopsporingsindsatsen.

2.3.1 Viden om stoffets forekomst i det berørte overfladevand

Det kan være en stor hjælp og oftest en nødvendighed at have en forståelse for problemets omfang i det berørte overfladevand for at kunne fokusere sin kildeopsporing.

Hvis der konstateres en forurening, herunder en overskridelse af miljøkvalitetskrav, i et konkret overfladevandområde, er det første skridt derfor at undersøge hvilke data, der foreligger om stoffet i vandområdet for både vand, sediment, biota og jord (kortlagte forurenede grunde), med henblik på at fastslå følgende:

- Kan forureningen afgrænses som et lokalt problem (der er målt højere koncentrationer i et enkelt målepunkt) eller er der tale om en større udbredelse af forureningen i det konkrete overfladevand eller måske endda en generel forurening i mange overfladevande/vandområder? Hvis forureningen kan afgrænses som et lokalt problem, skyldes det formentlig lokale punktkilder, et spild eller en ulovlig udledning, og kildeopsporingen kan afgrænses til at fokusere på oplandet til dette område. Er forureningen derimod udbredt til et større område f.eks. en længere vandløbsstrækning eller en længere kyststrækning, er der formentlig mange (måske diffuse) kilder til vandområdet, og det bør i den sammenhæng altid overvejes, om de diffuse kilder kan forklare den konstaterede forurening.
- Kan der påvises en trend i udviklingen i koncentrationsniveauet f.eks. nedadgående, stigende eller stagnerende? En nedadgående udvikling i koncentrationsniveauet kan skyldes, at udledningen fra den oprindelige kilde er ophørt. Det bør kombineres med viden om stoffets anvendelsesregulering og udvikling i forbrugsdata (enten nationalt eller lokalt, hvis muligt, jf. Afsnit 2.3.2.2)
- Kan matricen (vand, sediment og biota), hvor forurening med stoffet er konstateret/ målt, sige noget om kilden? Overskridelser i fisk kan være vanskelige at henføre til en lokal forurening, da fisk ikke altid er stationære. Dog tilstræbes det, at der altid måles i stationær biota f.eks. muslinger, fisk i en sø. Overskridelser i biota tyder ofte på en længerevarende eksponering/udledning, som kan hidrøre fra såvel eksisterende som nu historisk oprindelige kilder. Overskridelser i vand skyldes typisk nuværende udledninger af stoffet.

Tabel 2.1 kan anvendes ved vurdering af de ovennævnte data. Data om stoffer i konkrete målsatte overfladevandområder vil oftest være tilgængelig under 'Miljødata' i Miljøportalen ([Miljødata \(miljoportal.dk\)](http://miljoportal.dk)). Derudover kan kommunen, forsyningsselskabet eller regionen være i besiddelse af yderligere data, hvis der er foretaget lokale målinger. Se Bilag 1 for tilgængelige datakilder til datasøgningen. Tilgængelig generel (men ikke oplandsspecifik) data er samlet for en række stoffer i de stofspecifikke vejledninger i Kapitel 4.

Tabel 2.1. Vurdering af data i vandområde.

Input	Resultat	JA/NEJ
Forurening i vandmatricen/overskridelsen af MKK-vand er afgrænset til et lokalt område/delstrækning af et større overfladevand/vandområde	Tyder på, at kilderne er lokale og at der kan forekomme punktkilder. Kildeopsporingen kan afgrænses til lokale udledninger i oplandet	
Forureningen (overskridelsen af MKK-vand) er udbredt til et større overfladevand (f.eks. et længere vandløbssystem, en større kyststrækning)	Tyder på, at der er en stor kilde eller mange kilder, og at kilderne kan være diffuse. Det bør undersøges, hvorvidt nuværende udledninger kan udelukkes.	
Data for stoffet i overfladevandet er sparsomme	Det kan overvejes, om der skal foretages yderligere målinger af stoffet på forskellige lokaliteter i overfladevandet med henblik på at afgrænse forureningen og dermed mulige forureningskilder. Ellers er det nødvendigt at foretage en bredere kildeopsporing og afdækning af potentielle kilder i hele oplandet	
Der er en nedadgående udvikling/trend i koncentrationen af stoffet i vandområdet (kræver at der flere målinger over tid i det samme punkt)	Der bør foretages en vurdering af, om de oprindelige kilder er historiske og dermed er ophørte. Dette kan gøres ud fra udviklingen i koncentrationsniveauet, viden om stoffets anvendelsesregulering samt data for forbrugsudvikling. Det skal dog stadig vurderes/udelukkes, om der kan være nuværende tilførsler af historiske anvendelser af stoffet f.eks. fra forurenede grunde eller gamle affaldsdeponier	
Der er en stagnerende eller stigende udvikling/trend i koncentrationen af stoffet i overfladevandet (kræver at der flere målinger over tid i samme punkt)	Det tyder på, at der fortsat er udledninger af stoffet til overfladevandet	
Miljøkvalitetskrav er overskredet i fisk	Der anvendes primært relativt stationære fisk, for at kunne sige noget om vandområdet og dets opland. Hvis fisken f.eks. er fra en sø, kan den kobles til oplandet til søen. Tyder på en længerevarende eksponering enten fra vand eller sediment (ikke puls udledning)	
Miljøkvalitetskrav er overskredet i muslinger	Muslinger er stationære og kan dermed bidrage til at afgrænse kildeopsporingen til et specifikt opland, hvis der er flere data for muslinger til rådighed for et vandområde. Tyder på en længerevarende eksponering fra enten vand- eller sedimentfasen (ikke puls udledning)	
Miljøkvalitetskrav er overskredet i sediment	Tyder på en længerevarende udledning/tilførsel. Det bør udelukkes, at der ikke er potentielle nuværende udledninger af stoffet	
Miljøkvalitetskrav er overskredet i vand	Tyder på, at der er nuværende kilder/udledninger til stoffet	

Hvis ikke der allerede foreligger data om forurening med stoffet i det konkrete overfladevand, så det er muligt at afgrænse problemets omfang, og det ikke på det foreliggende grundlag umiddelbart er muligt at identificere en kilde, overvejes det, om og hvordan der skal foretages målinger. Dette kan afgrænse kildeopsporingsindsatsen og dermed begrænse den efterfølgende ressourceanvendelse, jf. afsnit 2.4 om 'Våd kildeopsporing'.

2.3.2 Viden om stoffet og dets mulige kilder

Der er typisk behov for generel viden om stoffet og mulige kilder til forekomsten af det i overfladevand i en kildeopsporingsindsats. Denne viden omfatter:

1. Stoffets egenskaber og dermed mulige skæbne i miljøet samt
2. Stoffets nuværende og historiske anvendelse.

Herudover er der behov for at foretage en lokalspecifik oplandsanalyse for at kunne identificere mulige tilførselsveje for og kilder til stoffets forekomst i oplandet.

Kapitel 4 indeholder stofspecifikke vejledninger for udvalgte stoffer, som i et eller flere danske overfladevandområder forårsager forurening, herunder er til hinder for målopfyldelsen af økologisk eller kemisk tilstand. Vejledningerne indeholder generel viden om stoffernes egenskaber, anvendelser og typiske kilder. De stofspecifikke vejledninger er udarbejdet med henblik på at minimere den indsats, som skal bruges på at indsamle data om stoffet, anvendelsen og mulige kilder i forhold til at planlægge en lokalspecifik (tør og evt. våd) kildeopsporing.

I det følgende beskrives en fremgangsmåde og kilder til oplysninger og viden om MFS. Disse kan med fordel anvendes, hvis en ny eller opdateret informationssøgning om stoffet og dets anvendelse er nødvendig forud for en kildeopsporing.

2.3.2.1 Stoffet og dets egenskaber og skæbne i miljøet

Identifikation af stoffet

Det er vigtigt at identificere hvilket stof eller stoffer, en kildeopsporing er rettet mod. Derfor anbefales det at:

- Tjekke hvilke stoffer, der er omfattet af miljøkvalitetskravet for stof/stofgruppe i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand eller miljøkvalitetskriteriet på Miljøstyrelsens hjemmeside. Nogle kvalitetskrav eller -kriterier er fastsat for flere stoffer (f.eks. sum af methylnaftalener). Det er derfor vigtigt at klarlægge hvilke stoffer, kildeopsporingen skal omfatte.
- Identificere alle relevante stofnavne, synonymer og CAS-numre på stoffet eller stofferne. Vær opmærksom på, om stofnavnet kan staves på flere måder (f.eks. phthalat eller ftalat). Det kan være relevant i forbindelse med søgning på anvendelser af stoffet.
- Identificere relevante precursorer for stoffet, som bør indgå i en kildeopsporing. Mange stoffer har ikke precursorer, men for nogen stoffer er det precursoren som anvendes industrielt, men nedbrydningsproduktet som udgør et problem i overfladevand. Det gælder f.eks. de langkædede nonylphenoethoxylater, som anvendes industrielt, men som nedbrydes til nonylphenol, der er omfattet af et miljøkvalitetskrav. Her er det relevant både at kortlægge kilderne til både nonylphenol og nonylphenoethoxylater. Metaller indgår ofte i mange uorganiske og organiske forbindelser og der kan derfor være utallige 'precursorer' til selve metallet. Dog vil metallet ofte fremgå af stofnavnet og af den kemiske formel (f.eks. zinksulfat med den kemiske formel $\text{ZnSO}_4(\text{H}_2\text{O})$) og i en våd kildeopsporing vil det være muligt at måle for totalt metal (f.eks. total zink).

I Bilag 1 er vist en oversigt over datakilder, som kan anvendes ved identifikation af alle relevante varianter af det forurenende stof inklusiv precursorer og derivater.

Fysisk-kemiske egenskaber og skæbne i miljøet

Det kan være anvendeligt i en kildeopsporing at kende til stoffernes basale fysisk-kemiske egenskaber med henblik på at:

- Vurdere stoffets skæbne i miljøet og i renseanlæg (hvor hurtigt nedbrydes stoffet, bioakkumuleres det i biota, adsorberes stoffet til slam i renseanlæg, nedbrydes det eller passerer det uhindret igennem renseanlæg).
- Identificere mest anvendelige prøvetagningsmetode og -matrice (vand, sediment, biota) i forbindelse med en våd kildeopsporing.

Ovenstående vurderinger kan være med til at skabe en større forståelse for stoffet/stofferne, og potentielle tilførselsveje til overfladevand, men er ikke altid nødvendigt i en kildeopsporing.

Ved gennemførelse af en våd kildeopsporing (jf. afsnit 2.4) vil det dog være tilrådeligt at kende til stoffets fysisk-kemiske egenskaber med henblik på at vurdere den mest anvendelige prøvetagningsmetode- og de relevante miljømatricer.

Tabel 2.2 beskriver de relevante fysisk-kemiske parametre og hvordan de tolkes, mens Tabel 2.3 beskriver, hvordan denne viden kan anvendes i forhold til kildeopsporingen.

Bilag 1 giver en oversigt over kilder til information om kemiske stoffers egenskaber og skæbne i miljøet. Det europæiske kemikalieagentur, ECHA's, hjemmeside er vigtig og kan anbefales som den primære kilde til informationen. Dog fremgår ikke alle stoffer på ECHA's hjemmeside, hvorfor det kan være nødvendigt at konsultere andre informationskilder. Forslag til andre informationskilder er også givet i Bilag 1.

Andre fysisk-kemiske egenskaber end de her nævnte kan også være af betydning for stoffets skæbne i miljøet. Disse er kort beskrevet i Bilag 1.

Tabel 2.2. Fysisk-kemiske egenskaber og betydning for skæbne i miljøet.

Fysisk-kemisk parameter	Beskrivelse	Betydning for skæbne i miljøet
LogK _{ow} (kun organiske forbindelser)	For organiske stoffer anvendes stoffets oktanol-vand fordelingskoefficient (logK _{ow}) ofte til karakterisering af stoffets potentiale for at binde sig til sediment/suspenderet materiale samt ophobning i biologisk materiale: jo højere logK _{ow} , jo mere tenderer stoffet til at binde sig i sediment og suspenderet materiale samt til at akkumulere i biologisk materiale.	LogK _{ow} > 7 indikerer, at stoffet har affinitet for at binde og blive i sedimentet 3 < logK _{ow} < ca. 7 indikerer, at stoffet vil fordele sig mellem vand og sediment. Der kan ske en frigivelse fra sedimentet til vandfasen. LogK _{ow} > ca. 3-4, antyder, at stoffet har et potentiale for bioakkumulering, især hvis stoffet samtidigt er svært nedbrydeligt i miljøet. LogK _{ow} < 3 indikerer, at stoffet forbliver i vandfasen.
LogK _d eller logK _p (oftest uorganiske stoffer)	For uorganiske stoffer, f.eks. metaller, er det mere komplekst end for de organiske stoffer, da f.eks. bindingen til sediment og suspenderet materiale typisk er afhængig af sedimentets og det suspenderede materiales karakteristika samt af pH. Metallerne i vandmiljøet kan både forekomme som opløst metal, som metal bundet til suspenderet materiale og i sedimentet. Til beskrivelse af hvorledes metallet fordeles sig, anvendes derfor fordelingskoefficienter, som beskriver forholdet mellem koncentrationen af stoffet i f.eks. sediment eller suspenderet materiale og koncentrationen i vandfasen ved ligevægt. Disse angives ved K _d eller K _p og angives oftest i enheden L/kg. Da disse fordelingskoefficienter kan variere med flere størrelsesordner, arbejdes der ofte med logaritmen (10-tals) til fordelingskoefficienten (logK _d eller logK _p).	LogK _d (eller K _p)-værdi > 5 indikerer, at stoffet har affinitet for at binde og blive i sedimentet. 3 < logK _d (eller K _p) < 4 indikerer, at stoffet bliver frigivet fra sedimentet til vandfasen. LogK _d (eller log K _p) < 3 indikerer, at stoffet forbliver i vandfasen.
BCF/BAF	BCF (Biokoncentrationsfaktor) er defineret som forholdet mellem stofkoncentrationen i den biologiske matrice, der måles i (f.eks. fisk, muslinger, krebsdyr, alger, planter mm.) og koncentrationen i vandet. Den måles gerne i laboratoriet. BCF er udtryk for det optag, der er i den biologiske matrice fra vandet. BAF (Bioakkumuleringsfaktor) er defineret på samme måde som BCF men er typisk målt i miljøet. BAF vil ofte være højere	BCF (eller BAF) > 100 indikerer, at stoffet har et potentiale for bioakkumulering. BCF (eller BAF) > 2000: Stoffet er bioakkumulerbart. BCF (eller BAF) > 5000: Stoffet er meget bioakkumulerbart.

Fysisk-kemisk parameter	Beskrivelse	Betydning for skæbne i miljøet
	end BCF, idet BAF indbefatter optag, både fra vandet og fra føden og er derfor meget velegnet til vurdering af aktuell bioakkumulering i miljøet.	
Nedbrydelighed (kun organiske forbindelser)	Organiske stoffers bionedbrydelighed testes oftest efter den såkaldte OECD screeningstest. Test for om stoffet er let-bionedbrydeligt sker oftest efter en OECD Guideline 301 og er ofte rapporteret i ECHA dossiererne. Hvis stoffet ikke er let-bionedbrydeligt, testes stoffet ofte for om det er potentielt bionedbrydeligt efter en OECD guideline 302. Af og til udføres såkaldte simuleringstest af bionedbrydeligheden af stoffet, hvor man søger at simulere det naturlige miljø. Resultatet her vil bl.a. typisk være angivet ved halveringstider. Resultater af disse simuleringstest kan være indrapporteret i ECHA dossiererne.	Konklusionen på test for let-bionedbrydelighed er enten, at stoffet er: • Let-bionedbrydeligt • Let-bionedbrydeligt men overholder ikke 10-dages vinduet • Ikke-let-bionedbrydeligt Resultatet fra test for potentiel bionedbrydelighed er enten, at stoffet er: • Potentielt bionedbrydeligt • Ikke-potentielt bionedbrydeligt (dvs. stoffet er svært bionedbrydeligt) Bemærk: at hvis stoffet er let-bionedbrydeligt, så er stoffet også potentielt bionedbrydeligt – men ikke nødvendigvis omvendt.
Henrys konstant (H)	Henrys konstant er en meget velegnet stofparameter til vurderings af stoffets flygtighed fra en vandfase.	Stoffer med en Henrys konstant > ca. 100 Pa m ³ /mol vil have en høj tendens til at fordampe fra overfladevand

Tabel 2.3. Anvendeligheden af de fysisk-kemiske egenskaber i forhold til kildeopsporingen.

Stoffets karakteristika	Anvendelse i kildeopsporing
Organiske stoffer, som er let-nedbrydelige og har en $\log K_{ow} < 3$	Stoffet vil forblive i vandfasen. Stoffet vil typisk blive nedbrudt i et MBNDK-renseanlæg. Den våde kildeopsporing skal koncentrere sig om prøver af vand. Historiske kilder har næppe betydning, hvorfor man primært for denne type af stoffer skal kigge på mulige nuværende kilder.
Organiske stoffer, som ikke er let-nedbrydelige og har en $\log K_{ow} < 3$	Stoffet vil forblive i vandfasen. Stoffet vil typisk ikke blive tilstrækkeligt nedbrudt i et MBNDK-renseanlæg og vil ikke binde sig til slammet. Den våde kildeopsporing skal koncentrere sig om prøver af vand. Historiske kilder kan teoretisk set have betydning og vil være afspejlet som et opbygget forekommende koncentrationsniveau i vandmiljøet.
Organiske stoffer, som ikke er let-nedbrydelige og har en $\log K_{ow} 3-7$	Stoffet vil kunne findes både i vand og sediment. Stoffet vil delvist kunne frigives fra sediment til vandfasen. Stoffet vil typisk ikke blive tilstrækkeligt nedbrudt i et MBNDK-renseanlæg, men vil til en vis grad binde sig til slammet. Historiske kilder kan have betydning, idet stoffet kan findes som en pulje i sediment og langsomt frigives til vandmiljøet og eventuelt også til biologisk materiale. Vil udgøre et langvarigt miljøproblem i vandområderne.
Organiske stoffer, som ikke er let-nedbrydelige og har en $\log K_{ow} > 3$	Stoffet vil også kunne akkumulere i biologisk væv, og kan derfor findes i fisk og muslinger. Vil udgøre et langvarigt miljøproblem i vandområderne.
Metaller	Metaller nedbrydes ikke, hvorfor de med tiden vil ophobes i vandmiljøet.
Flygtige stoffer ($H > 100 \text{ Pa m}^3/\text{mol}$)	Prøvetagning skal tage højde for, at stoffet kan fordampe. Stikprøver er ofte den mest anvendelige metode.

Stoffets karakteristika	Anvendelse i kildeopsporing
	Meget flygtige stoffer vil typisk ikke være et problem ift. forurening af overfladevand - overskridelse af miljøkvalitetskrav medmindre der er nuværende, større direkte udledninger.

2.3.2.2 Stoffets anvendelse og generelle kilder

Viden om hvordan og hvor, stoffet typisk anvendes, er vigtig i forhold til at identificere potentielle kilder til et kemisk stof – både punktkilder og diffuse kilder – i oplandet til et vandområde. Det gælder både nuværende og historiske anvendelser, da forureningen kan stamme fra tidligere anvendelser og historiske kilder. Ud fra et stofs typiske anvendelser og funktion er det muligt kvalitativt at identificere generelle kilder til stoffet. I denne sammenhæng beskrives centrale informationer, og der er anbefalinger til, hvordan informationerne kan bruges i forbindelse med en kildeopsporingsindsats.

Hvis man hurtigt kan afgrænse stoffets anvendelse til få specifikke anvendelser, er det ofte muligt at udpege kilderne og tilførselsvejene hurtigt i en lokalspecifik oplandsanalyse. Det gælder f.eks. for lægemiddelstoffer, som udelukkende anvendes i akvakultur. Her vil det være muligt ret hurtigt at afklare, om der findes kilder i form af akvakultur-anlæg i oplandet.

Informationskilder vedr. stoffets anvendelse

En række kilder indeholder oplysninger om, hvad kemiske stoffer tidligere har været anvendt til, nuværende og typiske anvendelser af stofferne samt funktion af stofferne. Bl.a. som led i registreringen under REACH forordningen har producenter og importører til EU kortlagt og listet anvendelser af de registrerede stoffer. Bilag 1 viser en oversigt over kilder til information om kemiske stoffers anvendelse. Miljøstyrelsens hjemmeside og det europæiske kemikalieagenturs, ECHA's, hjemmeside er vigtige og centrale kilder til informationen. Videntcentre og databaser over registrerede anvendelser f.eks. medicin- og veterinære produkter samt gødningsstoffer er med til at identificere hvilke brancher, der anvender specifikke stoffer, eller på anden måde kan være potentielle kilder til stofferne i miljøet. Herudover er der en række NGO'er, som indsamler og publicerer information om farlige stoffers anvendelse. I de stofs specifikke redegørelser i Kapitel 4 er typiske anvendelser og anvendelsesreguleringer af de pågældende stoffer angivet. Viden om regulering af stoffets anvendelse kan bidrage til at afgrænse de mulige kilder.

Stoffets livscyklus

Viden om et stof livscyklus kan bidrage til at identificere mulige kilder og hvilke tilførselsveje for stoffet, der kan forventes. Her skelnes mellem udledninger fra industrielle aktiviteter og fra spredte kilder såsom erhvervsmæssige anvendelser og forbrugeranvendelser, som ikke primært knytter sig til én eller enkelte lokationer men til mange anvendelsessteder.

Anvendelse af kemiske stoffer kan opdeles i trin i stoffernes livscyklus:

1. Kemisk fremstilling og/eller bearbejdning (industrispildevand)
2. Formulering af produkter eller artikler: Inkorporering af stoffet i en blanding eller i genstande f.eks. malingsproduktion eller produktion af kabler (industrispildevand)
3. Industrielt slutbrug som proceskemikalie f.eks. smøremidler, rengøringsmidler (industrispildevand)
4. Slutbrug af stoffet hos erhvervsmæssige brugere (kan ende både som industrispildevand fra punktkilder f.eks. autoværksteder, tandlæger, bilvaskehaller, hospitaler eller som husholdningsspildevand).
5. Slutbrug af stoffet hos private forbrugere (husholdningsspildevand)
6. Bortskaffelse på deponeringsanlæg, affaldsdeponi eller oplag, hvorfra der kan forekomme afledning af perkolat eller overfladeafstrømning (typisk klassificeret som industrispildevand).

Tabel 2.4 viser eksempler på generelle kilder og tilførselsveje ud fra anvendelsen. Der er tale om eksempler og ikke en udtømmende liste af kilder og tilførselsveje.

Identifikation af brancher og industrier

Informationen om stoffernes typiske anvendelse skal anvendes til at identificere relevante industrier og brancher, hvor stofferne enten har været anvendt eller bliver anvendt.

Ud fra stoffets anvendelse kan relevante virksomhedstyper identificeres (se Bilag 1 for datakilder til at identificere relevante virksomhedstyper):

- Virksomheder dækket af Miljøtilsynsbekendtgørelsen, herunder:
 - Listevirksomheder (både virksomheder på bilag 1 og bilag 2 til Godkendelsesbekendtgørelsen)
 - Virksomheder omfattet af branchebekendtgørelser/-vejledninger (fyringsanlæg, maskinværksteder, autoværksteder, renserier mm.)
 - Øvrige virksomheder opført på bilag 1 til brugerbetalingsbekendtgørelsen (Miljøministeriet, 2021a)
- Relevante branchekoder kan fremsøges ud fra aktiviteter på virk.dk

Den tilgængelige viden om anvendelserne af kemiske stoffer er ofte kvalitativ. Det vil sige, at informationerne kan bruges til at etablere en slags bruttoliste over mulige kilder. Bruttolisten kan ikke stå alene, men skal vurderes sammen med viden om de aktuelle kilder i det specifikke opland i en konkret, lokal sammenhæng (se Afsnit 2.3.2.3).

Tabel 2.4. Udvalgte eksempler på identifikation af generelle kilder og tilførselsveje via vandfasen ud fra typiske anvendelser.

Typisk anvendelse	Livscyklus	Generel kilde	Renseanlæg	Industrispildevand	RBU – separat	RBU – fælles	Spildevand fra spredt bebyggelse	Udsivning/dræn
			Typisk tilførselsvej til miljøet					
Råmateriale Mellemprodukt Syntesekemikalie Proceshjælpekemikalie Lægemidler	Industriel aktivitet	Industrivirksomheder (f.eks. kemisk industri, plastvirksomheder, metalbearbejdning, farmaceutisk produktion)	X	X	X	X		
Fyldstoffer Bindemidler Farvestoffer Emulgatorer Blødgørere Overfladeaktive stoffer m.m.	Industriel aktivitet	Branchespecifikke virksomheder, som fremstiller produkter eller artikler Industrivaskerier Fødevareproduktion	X	X	X	X		
Maling, lakker og lim Cement Overfladebehandling Overfladeaktive stoffer Smøremidler Korrosionshæmmere m.m.	Erhvervsmæssige brugere	Branchespecifikke håndværkere Værksteder Bilvaskenhaller Plejehjem, dagscentre m.m.	X	X	X	X	X	
Maling, lakker og lim	Forbrugeranvendelser	Husholdninger	X		X	X	X	

Typisk anvendelse	Livscyklus	Generel kilde	Renseanlæg	Industri spildevand	RBU – separat	RBU – fælles	Spildevand fra spredt bebyggelse	Udsivning/dræn
			Typisk tilførselsvej til miljøet					
Cement Overfladebehandling Overfladeaktive stoffer Smøremidler Imprægneringsmidler m.m.								
Blødgørere Imprægneringsmidler Plasttilsætningsstoffer Overfladebehandlingsmidler Desinfektionsmidler m.m.	Afsmitning fra anvendelse af materialer og artikler f.eks. fra udendørs byggematerialer og konstruktioner af metal, træ eller plastik, og fra indendørs anvendelser af artikler	Husholdninger Udendørs arealer	X		X	X	X	X
Biocider Desinfektionsmidler	Slutbrug	Hospitaler Plejehjem, dagscentre m.m. Landbrug Fødevarerproduktion	X	X				X
Pesticider	Slutbrug	Landbrug, gartnerier, plantager Private haver, parker og fælles arealer	X		X	X		X
Lægemidler	Slutbrug	Husholdninger Hospital	X			X	X	
Byggeaffald, jern- og metalaffald, autoskrot, elektronikaffald mm.	Bortskaffelse	Affaldsdeponi, genbrugspladser	X	X	X	X		X

2.3.2.3 Lokale tilførselsveje og mulige kilder i oplande

Næste trin i den tørre kildeopsporing er at indsamle og udnytte lokalspecifik viden om det aktuelle overfladevand, udledningerne/tilførselsvejene hertil samt viden om oplandet inklusiv en eventuel kloaksystemsopbygning og virksomhederne, der er tilsluttet den stedlige spildevandsforsyning. Når oplysningerne kobles med den generelle viden om stoffet og dets anvendelse, der blev gennemgået i det foregående afsnit, er det muligt at identificere potentielle kilder i oplandet og tilførselsveje til vandområdet.

De lokalspecifikke informationer, der kan anvendes ved en analyse af oplandet, omfatter følgende:

- Kort over kloaknet med angivelse af udledninger til vandområdet, herunder separate og fælleskloakerede regnvandsudledninger samt direkte spildevandsudledninger fra virksomheder, private og rensesanlæg
- Oplysninger om relevante virksomheder i oplandet (afhænger af kortlægningen af potentielle kilder baseret på stoffets anvendelse i foregående trin, se Afsnit 2.3.2.2). Dette baseres på de relevante branchekoder og koder i godkendelsesbekendtgørelsen, identificeret i det foregående trin
- Aktuelle arealanvendelser, herunder bl.a. aktiviteter som havne, boligområder, erhvervsområder, landbrug, trafikerede veje (afhænger af kortlægningen af potentielle kilder baseret på stoffets anvendelse i foregående trin, se Afsnit 2.3.2.2).

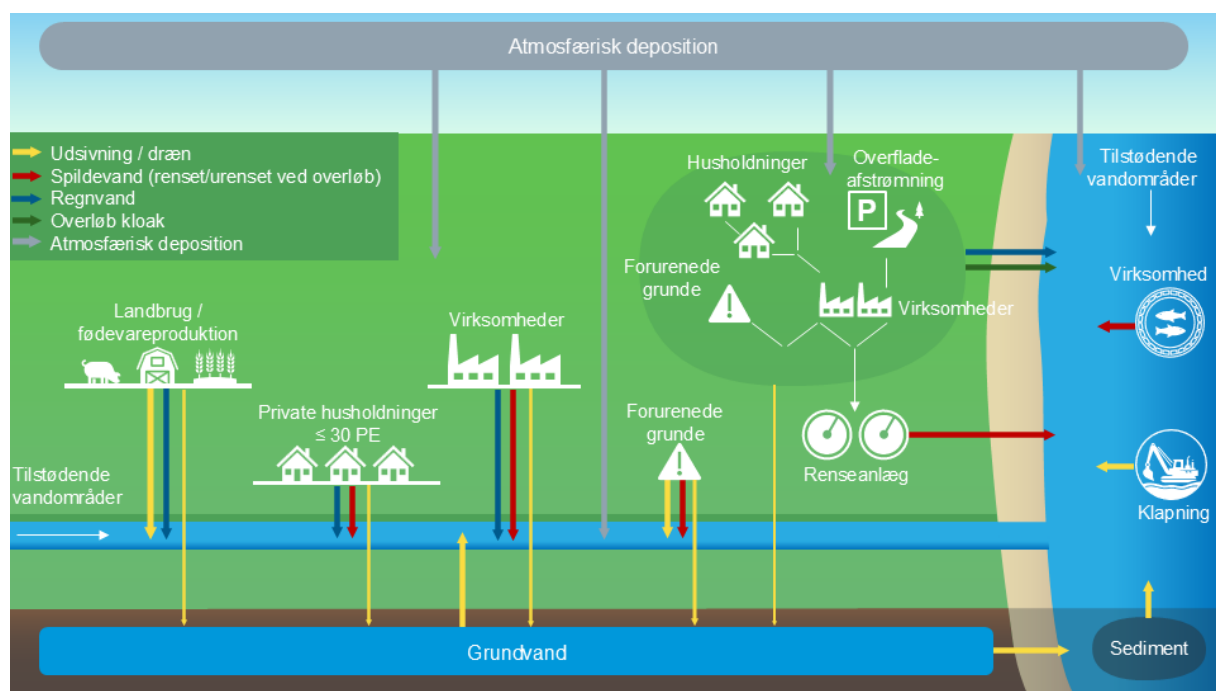
- Kortlagte forurenede grunde,

Data til brug for oplandsanalysen kræver samling af information fra flere datakilder og ofte også fra flere myndigheder og eventuelt andre aktører, jf. afsnit 2.2.1. I Bilag 1 er vist en oversigt over mulige datakilder, der kan levere viden og oplysninger til brug for oplandsanalysen.

Formålet er at identificere, hvordan stoffet ender i det konkrete vandområde (tilførselsveje) og fra hvilke kilder. Tabel 2.5 viser relevante kilder og tilførselsveje, hvilket også er illustreret i Figur 2.3.

Tabel 2.5. Tilførselsveje og generelle kilder.

Tilførselsveje	Kilder									
	Virksomheder	Husholdninger	Overfladeafstrømning	Forurenede grunde	Landbrug/akvakultur	Sediment	Vandløb/render	Kystvande	Indsivende grundvand	Luftemissioner
Renseanlæg	X	X	X	X						
Direkte spildevandsudledninger	X	X			X					
RBU Separat	X	X	X	X						
RBU Fælles	X	X	X	X						
Dræn og udsivning				X	X	X				
Tilstødende overfladevand og grundvand							X	X	X	
Atmosfærisk deposition										X



Figur 2.3 Skematisk illustration af typiske tilførselsveje og kilder til MFS i overfladevand. Illustration © DHI.

Bruttolisten over generelle kilder og tilførselsveje fra det foregående trin i kortlægningen (se Afsnit 2.3.2.2 kortlægning på baggrund af stoffets anvendelse), kan således indsnævres ved at krydstjekke med tilstedeværende kilder i det konkrete opland og tilførselsveje til vandområdet.

Det undersøges her først om tilførsel til vandområdet er sandsynligt fra hver af de identificerede potentielle kilder. Hvis dette er tilfældet, bør det undersøges om tilførsel fra hver enkelt potentiel kilde kan antages at have betydning for forureningen af overfladevandet, se her fremgangsmåden, beskrevet i næste Afsnit 2.3.3.

Det er i kortlægningen af arealanvendelser vigtigt at være opmærksom på, om der kan være historiske anvendelser (f.eks. tidligere virksomheder, forurenede grunde, deponier el. lign), som tidligere eller stadig påvirker koncentrationen af det pågældende MFS i vandområdet. Der er f.eks. eksempler på, at stoffer, som binder sig stærkt til partikulært materiale, har kunnet aflejres som slam/sediment i kloaksystemet og efterfølgende blive frigivet i forbindelse med højere flow. Det kan være en omfattende opgave at kortlægge historiske kilder. Ofte vil dette foregå ved at inddrage viden fra regionen om forurenede grunde eller fra medarbejdere i en kommune eller i et forsyningsselskab, som har en historisk viden om oplandet. Alternativt kan det identificeres ved hjælp af målinger i vandområde og kloaksystemer. Som udgangspunkt handler det om at udelukke henholdsvis sandsynliggøre, at der er nuværende kilder til stoffet, som kræver begrænsning.

2.3.3 Vurdering af tilførselsveje og kilder på baggrund af tilgængelige data

Det skal afgøres for alle potentielle tilførselsveje og kilder, som er identificeret gennem den tørre kildeopsporing, hvilke videre trin i processen, der er nødvendige for at identificere, om stoffet findes i tilførselsvejen og også i hvilke koncentrationer eller mængder.

Dette omfatter:

- Vurdering af om der er tilstrækkelig viden om tilførselsvejen til at vurdere, om den er betydende, evt. ved brug af standarddata (f.eks. typetal). Hvis der ikke er det, kan det overvejes, om der skal tages prøver og foretages kemiske analyser (våd kildeopsporing).
- Hvis der er tilstrækkelige data for tilførselsvejen, og det er muligt at foretage en realistisk vurdering af koncentrationsniveauet i tilførselsvejen, så vil tilførselsvejen være betydende, hvis koncentrationsniveauet er over miljøkvalitetskravet. For miljøkvalitetskravet til vand kan der som udgangspunkt regnes med en fortyndingsfaktor på 10 for kystvande og 1 for ferske overfladevande medmindre, der er konkret viden om de faktiske forhold i det berørte overfladevand (Miljøstyrelsen, 2025).
- Miljøstyrelsen har meldt ud, at hvis miljøkvalitetskravet er formuleret for biota, så kan man som udgangspunkt regne med, at det er overholdt, hvis miljøkvalitetskravet for vand er overholdt (Miljøstyrelsen, 2024). Der vil dog være et fåtal af stoffer, hvor der grundet begrænset datagrundlag endnu ikke endegyldigt kan drages en sådan konklusion. Indtil datagrundlaget er opdateret, kan det ved behandling af ansøgninger om udledningstilladelse og ved revurdering af udledningstilladelser forudsættes, at overholdelse af det generelle kvalitetskrav for vand også sikrer overholdelse af miljøkvalitetskravet for biota.
- Hvis koncentrationsniveauet er under miljøkvalitetskravet for vand (inkl. en fortyndingsfaktor på 10 for kystvande), så kan tilførselsvejen betragtes som ikke-betydende i forhold til overskridelsen.
- Alle punktkilder i oplandet til renseanlæg, der afleder til renseanlægget, skal overholde grænseværdier for tilslutning til offentlige renseanlæg fastsat på baggrund af gældende miljøkvalitetskrav og i henhold til gældende tilslutningsvejledning.

Det skal nævnes, at der er stoffer, hvor de akkrediterede analysemetoders detektionsgrænse er større end miljøkvalitetskravet, og at man derfor kan være i den situation, at der kun er målinger, der angiver mindre end detektionsgrænsen. For renseanlæg kan det overvejes at måle indløbskoncentrationerne, men for andre tilførselsveje, kan det være umuligt.

Efter at alle tilførselsveje er gennemgået, kan man liste væsentlige tilførselsveje samt tilførselsveje, som bør analyseres nærmere bl.a. gennem et måleprogram.

For nogle af tilførselsvejene, som er identificeret som betydende, f.eks. en separat regnvandsudledning, kan det vise sig at være relevant at undersøge oplandet til den separate regnvandsudledning for at identificere, om der er kilder i oplandet, der bidrager i dominerende omfang til den samlede belastning. Det gælder f.eks. hvis der er målinger på den separate regnvandsudledning, som indikerer et højere koncentrationsniveau af et stof, end hvad der normalt findes i separate regnvandsudledninger (her kan sammenlignes med typetallene for RBU separat (Miljøstyrelsen, 2022).

Tabel 2.6 viser en oversigt over mulige tilførselsveje og kilder, samt hvor man kan hente data til at vurdere tilførselsvejen/kilden. Det skal fremhæves, at hvis der kun anvendes standarddata til at vurdere størrelsen på en udledning eller kilde (dvs. data, som ikke stammer fra den pågældende kilde, men fra sammenlignelige kilder f.eks. nøgletal/typetal), så kan det ikke med sikkerhed bekræftes eller udelukkes, om der reelt er tale om en kilde til et stof i det specifikke opland. Hvis kilden skal bekræftes med sikkerhed, skal der foreligge konkrete data fra kilden/udledningen.

Tabel 2.6. Vurdering af tilførselsveje og kilder.

Tilførselsvej/ kilder	Hvor findes data?	Beskrivelse
Renseanlæg	Målinger på renseanlægget	Kontrolmålinger på renseanlægget.
	Miljøportalen indeholder data for en række renseanlæg.	Der er adgang til måledata for spildevandsanlæg tilgængelige på Miljøportalen (Miljødata (miljoportal.dk)), filtrer på Undersøgelsesområde, hvor renseanlæg kan vælges).
	PULS database	PULS indeholder data om udledning fra punktkilder. PULS drives af Danmarks Miljøportal.
	Rapporter fra målinger fra renseanlæg	Visse rapporter fra måleprogrammer på renseanlæg kan hentes på nettet, f.eks. på Spildevandsinfo.dk. Videre har DHI i 2021 udført og rapporteret målinger på Ejby Mølle Renseanlæg i Odense (https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2023/06/978-87-7038-526-8.pdf)
	Nøgletalsrapporten	Der er udarbejdet forslag til nøgletal (dækker både indløbs- og udløbskoncentrationer) for en lang række af stoffer i renseanlæg (opdelt i MBNDK og renseanlæg med kun mekanisk rensning)
RBU overløb	Miljøportalen	Der er adgang til måledata på Miljøportalen (Miljødata (miljoportal.dk)). Filtrér på Undersøgelsesområde, hvor regnbetingede overløb kan vælges).
	PULS database	PULS indeholder data om udledning fra punktkilder. PULS drives af Danmarks Miljøportal.
	Typetalsrapporten for RBU	Fælleskloakerede regnvandsudledninger fra boligområder og lignende. Her kan typetallene for RBU (overløb) anvendes.
	Offentligt tilgængelige rapporter	DHI udførte målinger på RBU overløb i Odense i 2021 (https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2023/06/978-87-7038-526-8.pdf).

Tilførselsvej/ kilder	Hvor findes data?	Beskrivelse
	Målinger på renseanlægget	Hvis overløbet ligger tæt på renseanlægget, kan eksisterende målte indløbskoncentrationer på renseanlægget anvendes som et konservativt estimat på koncentrationen i RBU overløb. Hvis indløbsprøverne til renseanlægget er taget i tørvejr, vil det være et konservativt estimat på koncentrationerne i overløb, da overløb vil indeholde en større mængde regnvand. Det kan her eventuelt overvejes at anvende en fortyndingsfaktor, som eventuelt kan estimeres ved at gange med forholdet mellem flowet i overløbet og normal spildevandsflow.
RBU separat	Typetalsrapporten for RBU	Separate regnvandsudledninger fra boligområder og lignende. Her kan typetallene for RBU separat anvendes.
	PULS database	PULS indeholder data om udledning fra punktkilder. PULS drives af Danmarks Miljøportal.
	RegnKvalitet 1.3	DHI har i 2018 frigivet et screeningsværktøj til beregning af regnvandskvalitet for overfladeafstrømning. På basis af arealanvendelser (f.eks. haver, veje, kunstgræsbaner) beregnes en koncentration i regnvandet for en række stoffer.
	StormTac Database (StormTac Database)	StormTac database er en større database, som indeholder flowvægtede data samt måledata fra RBU. Data kan filtreres efter bestemte arealanvendelser, stoffer (indeholder ialt 191 stoffer) og faciliteter. Den er baseret primært på data fra Sverige og USA.
Punktkilder	Egenkontrolmålinger	Udlednings- og tilslutningstilladelser til virksomheder inklusive beskrivelse af produktion og processer, vilkår og egenkontrollata. Der vil typisk være krav om jævnlige analyser af udpegede kemiske stoffer i tilladelsen
	Forbrugsdata	Virksomheden kan ud fra viden om indkøbte kemikalier og viden om deres anvendelsen komme med et kvalificeret estimat på afledte mængder af kemiske stoffer, som er oplyste i sikkerhedsdatabladet for kemikalierne og eventuelt interne kemiske analyser (f.eks. fra råvarekontrolmålinger)
Forurenede grunde	Miljøportalen	Data om de forurenede grunde kan findes på Miljøportalen (https://arealinformation.miljoportal.dk/html5/index.html?viewer=distribution) V1 og V2 forurenede grunde.
	Regionernes undersøgelse 2021-2022	Regionerne har gennemført et større måleprogram i 2021/2022, hvor de har taget prøver i vandet ud fra forurenede grunde (i vandløb). Prøver for søer og kystvande er taget ved at tage grundvandsprøver for boringer placeret i den forventede udstrømningszone for forurenede grundvand og tæt på søbredden/kysten. (Regionerne, 2023)
	Screeningsværktøj	Miljøstyrelsen har udviklet et screeningsværktøj, hvorved koncentrationen af forureningen, der siver ud fra det kortlagte område, beregnes ud fra areal, nettonedbør og forureningskoncentration. Kommuner og regioner har adgang (Miljøstyrelsen, 2024c).
	Jupiterdatabasen	Jupiter databasen indeholder bl.a. analysedata for grundvandsprøver fra forurenede grunde og lossepladser. Regionen indrapporterer data til databasen, men da der kan være en forsinkelse på det, kan det overvejes at kontakte regionen direkte (Geus 2023).
Landbrug	Statistik på brug af slam i landbruget på kommuneniveau Forbrug af veterinære lægemidler Forbrug af pesticider (skal fremgå af sprøjterapporter) Forbrug af svinefoder (kilde til zink og kobber)	Hvis der ikke spredes spildevandsslam på landbrugsjorden: Landbruget forventes her primært at belaste med metaller (f.eks. kobber, zink, cadmium), pesticider, veterinære lægemidler. Et groft og konservativt estimat på koncentrationen i afstrømningen fra landbruget kan eventuelt estimeres ud fra årlige forbrug af stoffet (F (kg/år), arealet af afstrømningsarealet (A), dybde, som stoffet blandes op i (D, kan sættes til 0,2 m), densiteten af våd jord (ρ_{jord} (kg/m ³) = 1700 kg våd jord/m ³) samt stoffets Kd værdi:.

Tilførselsvej/ kilder	Hvor findes data?	Beskrivelse
		$\text{Koncentration } \left(\frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \right) = 10 \times \frac{\frac{F}{A \cdot D}}{0,2 + \frac{0,6}{K_d \left(\frac{\text{m}^3}{\text{kg}} \right) \cdot \rho_{\text{jord}}}}$
	Miljøportalen & målinger på renseanlægget	Hvis der spredes spildevandsslam på landbrugsjorden Udover ovennævnte stoffer kan de stoffer, som findes i spildevandsslam tilføjes. Data om koncentrationer i spildevandsslam kan findes på miljøportalen (Miljødata (miljoportal.dk)), filtrer på Undersøgelsesområde (skal være "Renseanlæg") samt også fra kontrolmålinger på spildevandsanlægget, hvorfra spildevandsslammet stammer. Et groft og konservativt estimat på koncentrationen i afstrømningen fra landbruget kan eventuelt estimeres ud fra årlige tilført slammængde, koncentrationen af stoffet i slammet, arealet af afstrømningsarealet, samt stoffets K_d værdi.
Grundvand (kildevæld) og udvaskning fra jord af naturligt forekommende metaller i jorden	Målte koncentrationer i grundvandet tæt på overfladen i Jupiterdatabase Miljøportalen: målte koncentrationer i vandløbet om sommeren	For metallerne bør det overvejes om dels kildevæld bidrager i forhøjet omfang og dels om jordforholdene (f.eks. metalkoncentration, redox-forhold og pH) betyder, at der udvaskes høje mængder af naturligt forekommende metal fra jorden. Det kan f.eks. nævnes, at nikkel og kobber findes i højere koncentrationer i lerjorde, samt at der i visse områder kan være udfordring med barium, der i jorde med høj pH og reducerede iltforhold udvaskes i høj grad. Betydningen af kildevæld vurderes bedst om sommeren i en tør periode, da regn- og drænvand kun vil have mindre betydning her. Nogle af metallerne kan udvaskes fra jorden i forhøjede koncentrationer, hvor omstændigheder som pH og redox-forhold (kan f.eks. vurderes ud fra koncentrationer af NO_3) kan have stor betydning. Hvis de målte grundvandskoncentrationer i området er sammenlignelige med de målte koncentrationer i vandløbet, kan det f.eks. være en indikation på, at kildevæld og afstrømning fra jorden er en væsentlig kilde.

2.3.3.1 Opsamling på vurdering af tilførselsveje/kilder

På baggrund af de indsamlede data for stoffets forekomst i vandområdet, stoffets egenskaber og anvendelse samt tilgængelige data om lokale tilførselsveje og kilder til vandområdet gennemgås først de mulige tilførselsveje og herefter mulige kilder, og det sandsynliggøres om:

1. Tilførselsvejen/kilden bidrager til forurening (herunder manglende målopfyldelse i målsatte overfladevandområder)
2. Tilførselsvejen/kilden bidrager *ikke* væsentligt til forurening (manglende målopfyldelse i vandområdet)
3. Der er ikke tilgængelige data til at vurdere, om tilførselsvejen/kilden bidrager til manglende målopfyldelse – i disse tilfælde kan det overvejes at iværksætte en våd kildeopsporing med målinger fra de pågældende tilførselsveje og kilder (se Afsnit 2.4).

Nedenstående skema i Tabel 2.7 kan anvendes til systematisk at gennemgå tilførselsvejene og kilderne. Baggrunden for vurderingen bør angives. Det kan for eksempel være:

- Tilførselsvejen er ikke til stede i oplandet til vandområdet
- Der er ikke anvendelse af stoffet i de specifikke kilder i oplandet
- Specifikke analysedata fra tilførselsvejen/kilden har vist, at den bidrager eller ikke bidrager væsentligt til forurening (manglende målopfyldelse *henholdsvis ikke* bidrager til manglende målopfyldelse)

- Standarddata (f.eks. nøgletal/typetal eller data fra andre sammenlignelige kilder) har vist, at tilførselsvejen/kilden sandsynligvis bidrager eller ikke bidrager væsentligt til forurening (manglende målopfyldelse *henholdsvis sandsynligvis ikke* bidrager til manglende målopfyldelse)
- Der er ikke tilstrækkelige data til at sandsynliggøre, om tilførselsvejen/kilden bidrager til forureningen (manglende målopfyldelse).

Tabel 2.7. Skema til systematisk gennemgang og vurdering af tilførselsveje og kilder til forurening i oplandet til et overfladevand for et givent stof.

Tilførselsveje og kilder	Bidrager til manglende målopfyldelse	Bidrager ikke til manglende målopfyldelse	Kan ikke afgøres på grund af manglende data	Baggrund for vurdering
Renseanlæg				
- Virksomheder				
- Husholdninger				
- Overfladeafstrømning				
- Forurenede grunde				
Direkte spildevandsudledninger				
- Virksomheder				
- Husholdninger ≤30PE				
RBU Separat				
- Virksomheder				
- Husholdninger				
- Overfladeafstrømning				
- Forurenede grunde				
RBU Fælles				
- Virksomheder				
- Husholdninger				
- Overfladeafstrømning				
- Forurenede grunde				
Dræn og udsivning				
- Landbrug				
- Forurenede grunde				
Tilstødende vandområder				
- Vandløb/render				
- Kystvande				
- Indsivende grundvand				
Sediment				
Atmosfærisk deposition				

2.4 Våd kildeopsporing

Efter gennemførelse af en tør kildeopsporing kan der være utilstrækkelige oplysninger til at afdække og vurdere betydningen af kilderne i det enkelte opland, og der må gennemføres en våd kildeopsporing dvs. prøvetagning og analyse af vand- og/eller spildevandsprøver for det pågældende MFS. Det kan f.eks. være i de tilfælde, hvor der er begrænset viden om stoffets forekomst i overfladevandet i øvrigt, i udledninger til vandet, i oplandet til renseanlæg eller hvor der er mistanke om, at specifikke virksomheder har en produktion, der kan give anledning til udledning af det pågældende MFS, men hvor dette ikke kan bekræftes ud fra dataindsamlingen og vurderingen i den tørre kildeopsporing.

Til brug for den våde kildeopsporing skal følgende afklares:

- Prøvetagningslokaliteter
- Tidspunkt(er) for prøvetagning
- Prøveudtagning og opbevaring
- Prøvetagningsmetode
- Analyseparametre og analysemetoder.

2.4.1 Prøvetagningsstrategi og valg af prøvetagningslokaliteter

Prøvetagningsstrategi og valg af prøvetagningslokaliteter afhænger af formålet med den våde kildeopsporing og den viden, der er indsamlet under den tørre kildeopsporing. Der kan umiddelbart være følgende formål med prøvetagningen:

1. At afgrænse/afdække problemets omfang i overfladevandet
2. At afdække mulige (ikke kendte) direkte udledninger af de(t) pågældende MFS til overfladevandet
3. At afdække mulige punktkilder i oplandet til renseanlæg
4. At afdække udledninger af MFS fra specifikke virksomheder, hvor der allerede på baggrund af den tørre kildeopsporing er mistanke om udledning af de pågældende MFS.

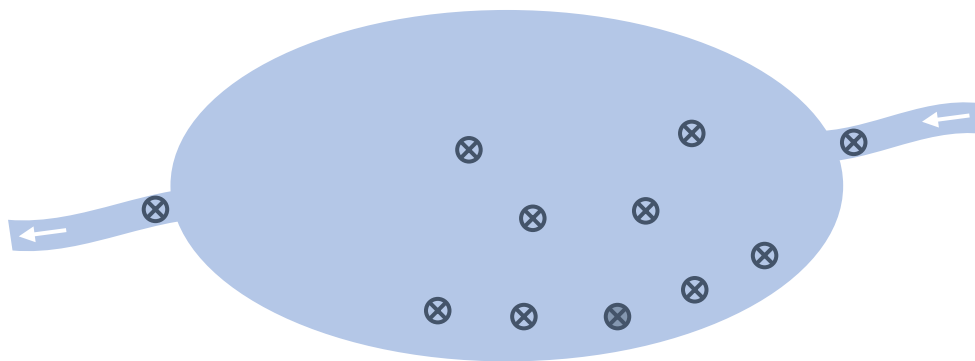
2.4.1.1 Afgrænsning af forureningens omfang

Hvis der er begrænsede data for det pågældende MFS i det berørte overfladevand, kan det være gavnligt at foretage målinger for stoffet i vandområdet med henblik på at afgrænse forureningens omfang i vand/sediment og eventuelt biota. Antallet af prøvetagningslokaliteter fastsættes på baggrund af en afvejning af hvor detaljeret vidensniveau, der ønskes, og de tilgængelige økonomiske ressourcer.

Prøvetagningsstrategi i søer

I søer vil det være en fordel at kende koncentrationen af MFS i det vand, som tilledes med vandløb til søen samt koncentrationen i det vand, som ledes fra søen, med henblik på at identificere, om kilderne til MFS ligger opstrøms søen, eller om de udleder direkte til søen.

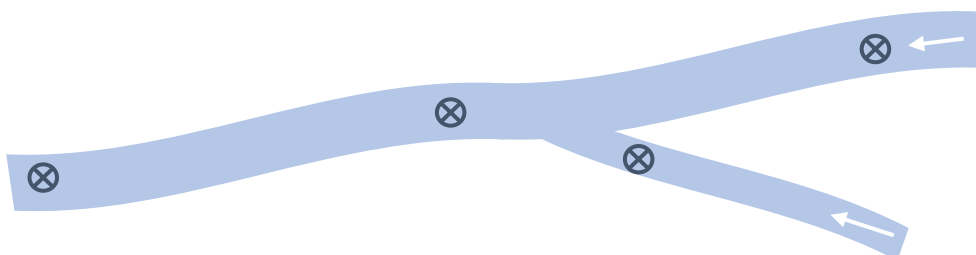
Hvis det pågældende MFS binder sig til sediment, og hvis der allerede er data, der angiver hvor, der er overskridelser af miljøkvalitetskravet for MFS, kan prøvetagningen planlægges i traceer ud fra denne lokalitet med henblik på at afgrænse området. Alternativt kan der udtages prøver fordelt over hele søen for at identificere, om der er områder med særligt høje koncentrationer. Er der på baggrund af den tørre kildeopsporing identificeret mulige udledninger/kilder til stoffet, bør der også udvælges prøvetagningslokaliteter i umiddelbar nærhed eller i traceer ud fra disse udledninger.



Figur 2.4 Eksempel på prøvetagningsstrategi i søer, hvor der allerede er identificeret en lokalitet med overskridelse af miljøkvalitetskrav.

Prøvetagningsstrategi i vandløb

I vandløb vil det være en fordel at kende koncentrationen af MFS gennem vandløbet med henblik på at afgrænse problemets omfang. Det er derfor en god idé at udvælge prøvetagningslokaliteter med en vis afstand ned gennem vandløbet. Afstanden bør tage højde for, hvor der er tilledninger fra tilstrømmende vandløb og mulige udledninger/kilder til MFS identificeret i den tørre kildeopsporing. Der bør tages prøve fra tilstrømmende vandløb for at afgøre, hvorvidt MFS stammer herfra. Herudover skal man være opmærksom på, at der kan være grundvandsfødning til vandløbet, som kan påvirke koncentrationen af MFS i vandløbet.



Figur 2.5 Eksempel på prøvetagningsstrategi i vandløb.

Prøvetagningsstrategi i kystvande

I kystvande vil det være en fordel at kende afgrænsningen af problemets omfang, idet vandområdet og oplandet potentielt kan være meget stort. Hvis der allerede er data, der angiver hvor der er overskridelser af miljøkvalitetskravet for MFS, kan prøvetagningen planlægges i traceer ud fra denne lokalitet med henblik på at afgrænse området. Alternativt kan der udtages prøver spredt over en større kyststrækning for at identificere, om der er områder med særlig høje koncentrationer. Er der på baggrund af den tørre kildeopsporing identificeret mulige udledninger/kilder til stoffet, bør der udvælges prøvetagningslokaliteter i umiddelbar nærhed eller i traceer ud fra disse udledninger efter samme strategi som for søer.

Valg af matrice i vandområdet

Ved valg af matrice (vand, sediment og biota) skal der tages hensyn til stoffets karakteristika (se Afsnit 2.3.2.1). Det kan også være en idé at skele til, hvilken matrice der er fastsat miljøkvalitetskrav for stoffet med henblik på at bestemme den relevante matrice.

Er stoffet meget vandopløseligt, bør der tages prøver af vand. Binder stoffet sig primært til partikler eller ophobes det i fedtvæv, bør prøverne udtages af sedimentet eller biota.

Prøver af biota kan være vanskelige at udtage, da kun få laboratorier udtager, behandler og analyserer prøver af muslinger eller fisk. Desuden kan det i visse tilfælde f.eks. i vandløb være

vanskeligt at finde tilstrækkelig prøvemasse. Fisk er generelt ikke egnet at anvende til at afgrænse vandområdet og spore kilder til stofferne, da de ikke er stationære i vandløb. I stedet kan analyser af sedimentet anvendes, hvis det ønskes at få en bedre forståelse af kilderne til vandområdet.

2.4.1.2 Afdække mulige udledninger og tilførsler til vandområdet

Hvis det ikke via den tørre kildeopsporing har været muligt at afdække, om de identificerede mulige tilførsler af MFS til vandområdet er årsagen til den påviste forurening, kan der være behov for at gennemføre målinger på tilførslerne for at undersøge deres bidrag.

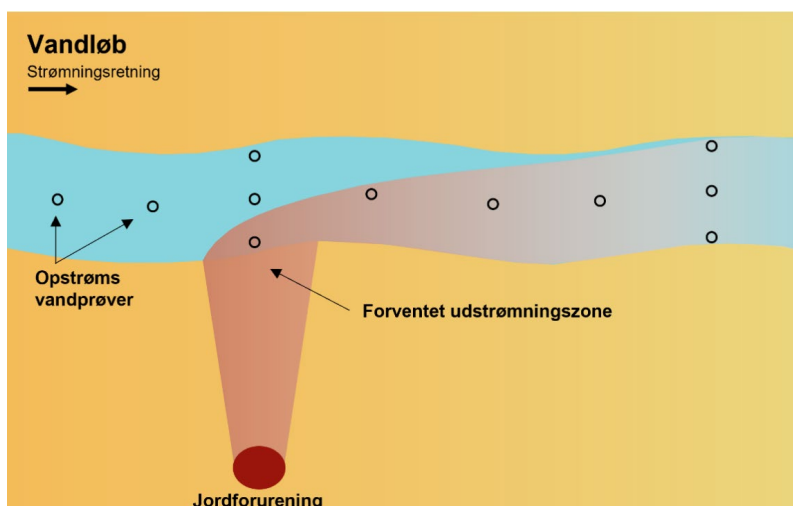
Valg af prøvetagningslokaliteterne afhænger af kortlægningen af de tilførselsveje og kilder, der er identificeret i forbindelse med den tørre kildeopsporing.

Hvis der er tale om udledninger i rør f.eks. udledninger fra renseanlæg, regnbetingede separate og fælleskloakerede udledninger samt direkte spildevandsudledninger, kan der udtages vandprøver direkte fra udledningerne under hensyntagen til valg af prøvetagningsmetode som beskrevet i Afsnit 2.4.4.

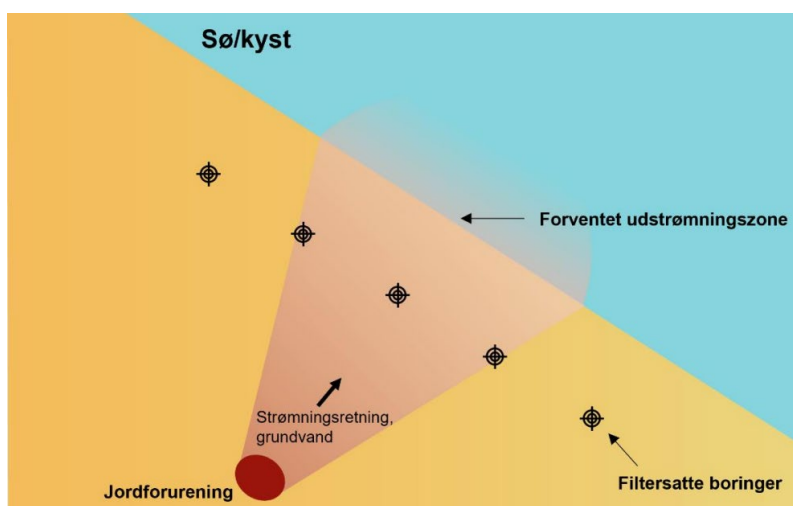
Det er mere komplekst at undersøge tilførslen af MFS fra dræn/udsivning f.eks. fra landbrug eller forurenede grunde. Der er følgende muligheder for måling på dræn/udsivning:

- Måling i drænrør eller grøfter/render, som leder vand fra de påvirkede arealer
- Måling i vand og/eller sediment (afhængig af stoffets egenskaber, se Afsnit 2.3.2.1) indenfor og udenfor tilførselens afstrømningszone i vandområdet. Dette kræver umiddelbart, at der ikke er andre tilførsler af det pågældende MFS lige inden for afstrømningszonen fra det påvirkede areal. Det er lettest i vandløb, hvor der kan tages en prøve umiddelbart før og efter tilførselens forventede påvirkning (se eksempel i Figur 2.6).
- I søer og kystvande kan det være vanskeligt at identificere repræsentative lokaliteter udenfor tilførselens påvirkning, hvor der ikke er andre væsentlige påvirkninger. Her opnås det bedste resultat via grundvandsprøver udtaget fra borer placeret i den forventede udstrømningszone for forurenede grundvand tæt på søbredden/kysten (se eksempel i Figur 2.7)

I Regionernes undersøgelse af 'Jordforureningers påvirkning af overfladevand, december 2023' er en metode til kortlægning af påvirkningen af forurenede grundvand på vandmiljøet udførligt beskrevet (Regionerne, 2023). Hvis formålet er at sandsynliggøre kildens påvirkning på vandområdet i et kildeopsporingsøjemed, kan antallet af prøver begrænses i forhold til hvis formålet er at identificere kildens præcise påvirkning af vandområdet.



Figur 2.6 Skematisk tegning af prøvetagningssteder (markeret med cirkler) i et vandløb, som er påvirket af forurenet grundvand (markeret med rød farve). Illustration fra (Regionerne, 2023).



Figur 2.7 Skematisk tegning af prøvetagningssteder (filtersatte boringer) ved bredden af sø eller kyst, som kan være påvirket af forurenet grundvand (markeret med rød farve). Illustration fra (Regionerne, 2023).

2.4.1.3 Afdække udledning af MFS fra specifikke punktkilder, herunder virksomheder

Hvis den tørre kildeopsporing har identificeret mulige punktkilder på baggrund af stoffets anvendelse samtidigt med, at det ikke via tilgængelige data fra virksomhederne har været muligt at bekræfte, om stoffet udledes herfra (jf. Afsnit 2.3.3), afklares det i hvilket omfang, der kan og skal indhentes yderligere oplysninger om punktkilderne fra f.eks. den stedlige region eller fra de eksisterende virksomheder, der formodes at bidrage til forekomsten af det eller de pågældende MFS i vandområdet. I fortsættelse heraf vil det være muligt dels at vurdere, om der kan tilvejebringes yderligere oplysninger om historiske forureninger i samarbejde med region og i hvilket omfang, der er grundlag for at påbyde en (måske flere) virksomhed(er) at undersøge, hvorvidt virksomhedens aktiviteter er kilde til forekomst af det – de pågældende MFS. Der henvises her til vejledning til anvendelse af miljøbeskyttelseslovens § 72 og jordforureningslovens § 40. Se f.eks. Miljøstyrelsens vejledning om håndhævelse af

miljøbeskyttelsesloven (Miljøstyrelsen, 2005) og vejledning om undersøgelse og oprensning af fourening fra villaolietanke (Miljøstyrelsen, 2009).

2.4.1.4 Afdække mulige punktkilder i oplandet til renseanlæg

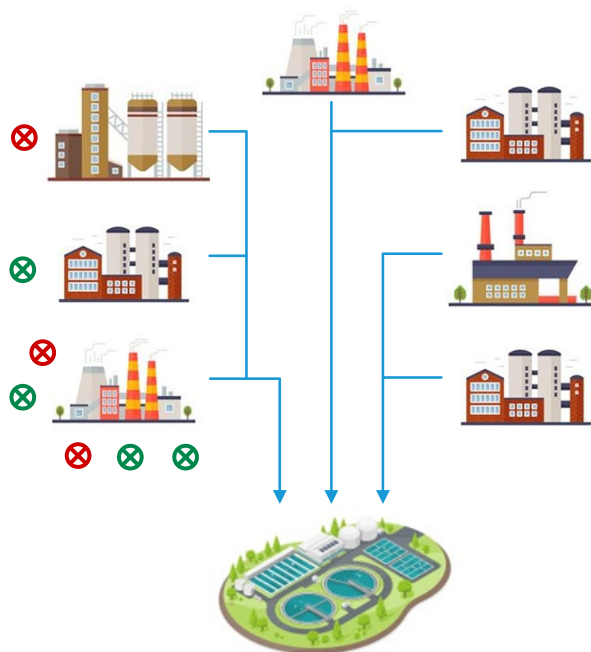
Hvis et renseanlæg har vist sig at udgøre en kilde til det pågældende MFS (koncentrationen i udledning > miljøkvalitetskrav), samtidigt med, at den tørre kildeopsporing ikke har givet resultater i forhold til at identificere mulige punktkilder til renseanlægget, kan der iværksættes et måleprogram i knudepunkter i oplandet til renseanlægget med henblik på trinvist at indskrænke det opland, som bidrager med det pågældende MFS.

Måleprogrammet gennemføres trinvist ved at starte med at måle i hovedledninger/tilløb tættest på renseanlægget for at identificere hvilke(t) opland, som bidrager med stoffet. Efter resultaterne af første måleserie, iværksættes der målinger på hovedledningerne opstrøms den eller de ledninger, hvor der er målt forhøjede koncentrationer i forhold til de øvrige ledninger. På den måde kan der laves en systematisk afsøgning og indskrænkning af de kloakledninger, som bidrager med stoffet. Strategien er illustreret i Figur 2.8.

Samme strategi kan anvendes, hvis en regnbetinget udledning har vist sig at være en særlig kilde til MFS (koncentration i udledning > MKK og > almindelig belastet regnvand).

Denne prøvetagningsstrategi kan være omkostningsfuld at gennemføre i meget store oplande med mange hovedledninger og knudepunkter, og hvor man forventer flere kilder til samme stof. Strategien fungerer bedst i afgrænsede oplande med forventning om at finde færre kilder til det pågældende stof. Dvs. er det et stof, hvor der er kendskab til en høj diffus belastning, er strategien mindre velegnet.

Til denne type af kildeopsporing fungerer passive samplere godt, hvis det pågældende stof findes på opløst form.



Figur 2.8 Prøvetagningsstrategi i opland til renseanlæg, hvor kilderne er ukendte og den tørre kildeopsporing ikke har givet resultat. Rødt kryds betyder, at man har målt forhøjet koncentration af det undersøgte MFS, og grønt kryds betyder, at den målte koncentration ikke er forhøjet.

2.4.2 Tidspunkt for prøvetagning

For nogle stoffer kan tidspunktet for prøvetagning være afgørende for, om MFS kan identificeres i både det berørte overfladevand og i udledninger.

Det drejer sig blandt andet om stoffer, hvor der forekommer sæsonvariationer i brugen og udledningen af stofferne. Det kan især have betydning for koncentrationerne af pesticider, som vil variere afhængigt af, hvornår stofferne anvendes (ofte om foråret). Det samme kan være gældende for nogen lægemidler, hvor især forbruget af antibiotika kan være sæsonafhængigt – typisk med størst forbrug i vinterperioden. Samtidig vil mængden af nedbør, som er sæsonafhængig med størst nedbør i efterår og vinter, have betydning for udvaskning af stoffer fra landbrugets brug af pesticider og gødning på dyrkede arealer.

Regnvejr under en kildeopsporing i fælleskloakerede områder eller udledninger kan fortynde spildevandsprøver og for eksempel medføre, at prøver må kasseres, eller at resultater baseret på sådanne prøver er svære at fortolke. Derfor bør prøvetagning af spildevand altid så vidt muligt planlægges udtaget i tørvejr, hvis kloakken er fælleskloakeret.

Omvendt kan der være kilder til MFS som udelukkende er regnbetingede – det kan f.eks. være overfladeafstrømning fra forurenede arealer f.eks. oplagspladser af affald og skrot. Her er det nødvendigt at udtage prøver i forbindelse med nedbør.

Virksomheders udledning af stofferne kan ofte forekomme som batchvise udledninger f.eks. i forbindelse med vask af produktionsudstyr efter endt arbejdsdag. Nogle udledninger kan variere med alt mellem timers og måneders intervaller og en dialog med virksomheden inden prøvetagning vil ofte kunne afsløre særlige mønstre i f.eks. rengøring, produktion eller tømning af forsinkelses- eller sedimentationsbassiner. Ved planlægning af en våd kildeopsporing bør denne information indgå. Hvis denne type information ikke er tilgængelig, kan det være en fordel at udtage prøve over en længere periode. Passive samplere kan i den forbindelse være en egnet metode, idet den opsamler MFS over en længere periode f.eks. over nogle uger (se Afsnit 2.4.4.2).

2.4.3 Prøveudtagning og opbevaring

Det er vigtigt at sikre et stabilt og repræsentativt resultat af prøven. Akkrediteret prøvetagning og analyse skal som udgangspunkt vælges med henblik på at sikre korrekt prøveudtagning og opbevaring af prøverne. Det er relevant at indgå i dialog med prøveudtageren/analyselaboratoriet om følgende:

- Prøvetagningsudstyr og beholdere skal være rene og må ikke indeholde eller kunne afgive de samme stoffer, som der analyseres for. F.eks. må plastbeholdere ikke indeholde blødgørere, hvis der analyseres for DEHP eller andre blødgørere. Ligesom der ikke må være metaldele i prøvetagningsudstyret, hvis der analyseres for metaller. Samtidig skal det sikres, at de stoffer, man undersøger for, ikke sætter sig fast på prøvetagningsudstyret eller beholderne. Disse overvejelser er særligt kritiske, når der kontrolleres for meget lave koncentrationer af et stof (f.eks. < 1 ng/L). Derfor er det vigtigt *altid* at bestille mindst én prøvetagningsblind, dvs. en prøve, der har været med i felten, og blevet behandlet ligesom de andre, med det samme udstyr og af de samme folk.
- Det skal sikres, at de stoffer, man undersøger for, så vidt muligt ikke omdannes (f.eks. pga redox betingelser for metaller) eller nedbrydes i forbindelse med prøveopbevaringen, og koncentrationen dermed ikke er repræsentativ. I spildevand er der generelt gunstige betingelser for kemisk og biologisk nedbrydning af organiske stoffer, især hvis en prøvetagning foregår over flere dage. Køling af prøvematerialet og hurtig analyse vil hæmme den biologiske nedbrydning samt fordampning af

flygtige stoffer. Der indsamles ofte døgnprøver, som konserveres dagligt, men en prøve opsamlet over en uge kan under normale forhold godt anvendes til kildeopsporing.

- Det bør overvejes at have en dobbeltanalyse, dels kan prøven gå tabt, men også i tilfælde af, at resultatet afviger fra forventningerne. I modsætning til luft og vand der er nogenlunde homogene, kan der være store forskelle i sediment og i spildevandsledninger. Her er det særligt vigtigt at tage flere prøver i de tilfælde, hvor resultatet bruges til at vurdere om en kravværdi er overholdt.

Det er vigtigt at sikre sig repræsentativitet af prøveudtagningen og det kan kræve, at der udtages mere end én prøve fra samme lokalitet. For at korrigere for prøve-inhomogeniteten kan flere prøver sammenblandes til én prøve, så der kun foretages én analyse. Det gælder f.eks. i udledningen fra renseanlæg, hvor der ofte udtages flowproportionale døgnprøver over en uge. Disse døgnprøver sammenblandes efterfølgende vandmængdeproportionalt til én prøve på baggrund af det registrerede flow de enkelte dage.

2.4.4 Prøvetagningsmetoder

Valg af prøvetagningsmetode afhænger af flere faktorer:

- Formålet med prøvetagningen: Foretages den som 1) led i en opsporing/screening af kilderne eller som 2) en kontrol/egenkontrol af en kilde eller kontrol af overholdelse af miljøkvalitetskravene i vandområdet
- Om der måles i vandområder eller i rør
- Tilgængelige ressourcer (tid og penge)
- Variationer i stoffkoncentrationer og mængde over tid
- Om prøvetagningen skal foregå under nedbør eller i tørvejr

Er der tale om prøvetagning som led i kontrol af overholdelse af kravværdier i vandområder eller af udledninger (renseanlæg, regnbetingede udledninger og dambrug), bør prøvetagningen foretages akkrediteret og i overensstemmelse med de tekniske anvisninger til NOVANA-overvågningen, jf. Afsnit 2.4.4.1.

Er der tale om prøvetagning i forbindelse med kontrol/egenkontrol af virksomheders afledning af industrispildevand til kloaksystemet, bør prøvetagningen foretages af akkrediteret 3. part og udføres i overensstemmelse med retningslinjerne angivet i Miljøstyrelsens Tilslutningsvejledning.

Prøvetagning i vandområder eller af udledninger til vandområder som led i screening/sporing af kilderne bør som udgangspunkt foretages i overensstemmelse med de tekniske anvisninger til NOVANA-overvågningen, jf. Afsnit 2.4.4.1, men der kan til tider være behov for at fravige disse af praktiske og økonomiske årsager. I disse tilfælde bør valg af metode baseres på en afvejning af fordele og ulemper ved de enkelte metoder, som beskrevet i Afsnit 2.4.4.2.

Prøvetagning i kloaksystemer som led i en screening/opsporing af kilder er ikke omfattet af tekniske anvisninger og valg af metode bør ligeledes baseres på en afvejning af fordele og ulemper ved de enkelte metoder, som beskrevet i Afsnit 2.4.4.2.

2.4.4.1 NOVANA Tekniske Anvisninger for prøvetagning

Tekniske anvisninger for NOVANA-overvågning beskriver kravene til prøvetagning i forbindelse med overvågning af MFS i vandområder og fra punktkilder under NOVANA-programmet. De er anvendelige i forhold til at sikre ensartet prøvetagning ved **kontrol** af MFS i overfladevand, grundvand, sediment, biota og i udledninger fra punktkilder (renseanlæg, regnbetingede udløb samt dambrug).

De opdateres løbende, så den senest opdaterede og gældende version bør benyttes ved prøvetagning. Nedenstående liste viser de pt. gældende anvisninger for prøvetagning i henholdsvis ferske og marine vandområder, grundvand og fra punktkilder.

Tekniske anvisninger for overvågning af MFS i vandløb og søer ([AU Ecoscience - Fagdatacenter for ferskvand](#)):

- Miljøfremmede stoffer og tungmetaller i vandløbsvand, TA V19, sidst revideret d. 01.01.2011
- Miljøfremmede stoffer og tungmetaller i vandløb: Sediment og biota, TA V20, sidst revideret d. 26.10.2017
- Udtagning af sedimentprøve til analyse for miljøfarlige forurenende stoffer i søer, TA S07, sidst revideret d. 12.10.2017
- Udtagning af vandprøve til analyse for pesticider i søer, TA S08, sidst revideret d. 03.02.2012
- Miljøfarlige forurenende stoffer i fisk i søer – prøveindsamling, TA S09, sidst revideret d. 13.07.2018.

Tekniske anvisninger for marin overvågning af MFS ([AU Ecoscience - Marint fagdatacenters gældende tekniske anvisninger](#)):

- Miljøfarlige stoffer i muslinger (marin), TA M22, sidst revideret d. 12.10.2017
- Miljøfarlige stoffer i sediment (marin), TA M24, sidst revideret d. 06.10.2017
- Miljøfarlige stoffer i fisk (marin), TA M25, sidst revideret d. 14.11.2022.

Prøvetagning og analyse af MFS i biota og til dels i sediment kan være vanskeligt, da der findes få kommercielle akkrediterede prøvetagere.

Teknisk anvisning for prøvetagning af grundvand ([Grundvandsovervågning \(geus.dk\)](#)):

- Prøvetagning af grundvand, TA G02, Version 2.1, sidst revideret d. 13.04.2026

Tekniske anvisninger for prøvetagning og overvågning af MFS fra punktkilder ([MFS og punktkilder - Miljøstyrelsen \(mst.dk\)](#)):

- Prøvetagning regnbetingede udløb (fælleskloak), TA P01, sidst revideret d. 15.11.2012
- Prøvetagning regnbetingede udløb (separatkloak), TA P02, sidst revideret d. 14.10.2012
- Prøvetagning, medicin og hjælpestoffer på dambrug, TA P03, sidst revideret d. 17.04.2012
- Prøvetagning renseanlæg, TA P04, sidst revideret d. 14.11.2012.

2.4.4.2 Metoder til prøvetagning af vand

Skal prøvetagningen foretages som et led i en screening/opsporing af kilder, stiller det lidt færre krav til brugen af de tekniske anvisninger. Det anbefales fortsat, at der så vidt muligt anvendes ovenstående tekniske anvisninger, hvor det er muligt, men der kan være begrænsninger i dette i forhold til at gennemføre en screening/opsporing af kilder bl.a. i kloaksystemer, hvor der ikke er udarbejdet tekniske anvisninger. Der kan også være praktiske eller økonomiske begrænsninger i at anvende anvisningerne, idet nogle udledninger ikke er indrettet til at anvende de pågældende anvisninger. Samtidig er formålet med kildeopsporingen ikke altid at bruge ressourcerne på at opnå den mest præcise koncentration af stoffet i de enkelte vandområder, men i stedet at screene, hvor de højeste koncentrationer forekommer. Derfor kan det være mere hensigtsmæssigt at f.eks. anvende passive samplers, som er mere kost-effektive og lettere at installere end f.eks. flowproportional prøvetagning over mange døgn.

I Tabel 2.8 er vist en oversigt over typer af prøvetagningsmetoder, anvendelsesmuligheder samt fordele og ulemper ved de enkelte metoder, som kan anvendes ved valg af metode til prøvetagning af vand. Metoderne er yderligere beskrevet nedenfor.

Flowproportional prøvetagning

En flowproportional prøve udtages hyppigere eller med større volumen ved stigende flow, mens den tidsproportionale prøve (se nedenfor) er udtaget med ens tidsintervaller. Afhængig af omstændighederne kan prøven bestå af delprøver udtaget i løbet af et par timer eller over flere uger. Der findes prøvetagere med plads til et større antal prøver, men ofte skal prøvetagerens funktion inspiceres dagligt eller døgnprøver skal konserveres for at undgå omdannelse af stofferne.

Flowproportional prøvetagning er mest avanceret og giver det mest præcise resultat, da prøven angiver koncentrationen af stoffet vægtet i forhold til vandmængden. Flowproportional prøvetagning bør altid vælges, hvor det kan lade sig gøre. I praksis er denne metode dog ofte vanskelig at anvende, da det ofte kræver specialtilpasset prøvetagningsudstyr og ikke er velegnet til større rørdiameter eller høje vandføringer (f.eks. under regnvejr ved fælleskloakering). Det er dermed ofte meget få steder, hvor det er muligt at udtage flowproportionale prøver. Det gælder især, når der udtages prøver fra kloakknudepunkter eller regnbetingede udløb, hvor vandmængderne og dermed kloakdimensionerne er store. Nogle virksomheder har indrettede prøvetagningsbrønde til flowproportional prøvetagning.

Tidsproportional prøvetagning

Tidsproportional prøvetagning er en mere enkel og stabil prøvetagningsmetode, som ikke nødvendigvis kræver opsætning af udstyr nede i brønden/kloakrøret. Koncentrationen er vægtet i forhold til tiden og ikke vandmængden. Dermed udtages der en delprøve med et fast tidsinterval, uanset om der er vand i brønden/røret eller ej. Hvis der f.eks. står lidt vand i brønden/røret, uden at der egentlig er et flow, vil prøvetageren blive ved med at udtage prøve af det samme vand. Dette er især en ulempe ved batchvise udledninger eller regnbetingede udledninger, hvor der kun er et flow i forbindelse med en nedbørshændelse. Her kan det være vanskeligt at vide, hvad der reelt er udtaget prøve af i den periode, prøvetageren har været aktiv, hvis prøvetageren er opsat i en periode, som strækker sig ud over udledningshændelsen.

Stikprøvetagning

Stikprøver er en driftssikker metode, men med højere usikkerhed omkring koncentrationen. Idet prøven udtages manuelt ved at stikke en flaske ned i vandet, er der stor sikkerhed for, at der udtages en prøve af det vand, der ønskes prøve af. Til gengæld giver en stikprøve kun et øjebliksbillede, som ikke repræsenterer hele udledningshændelsen. Det kan således ikke betragtes som en gennemsnitskoncentration på samme måde som en flowvægtet prøve.

Stikprøver er lette og sikre at indsamle (billige) og kan sagtens bruges til kildeopsporing. Det kræver blot, at der er sikkerhed for at spildevandsstrømmen eller udledningen er rimelig konstant med hensyn til vandføring og indhold af de stoffer, der undersøges. Hvis udsvingene er store, vil en stikprøve give svært fortolkelige resultater, og forsøg på at opstille massebalancer m.v. for oplandet kan slå fejl. Alternativt kan der udtages flere stikprøver over f.eks. et døgn som sammenstikkes til én prøve og analyseres. Herved kan der opnås et lidt bedre billede af koncentrationen.

Når det kan lade sig gøre at indsamle en stikprøve, som består af et repræsentativt udsnit af spildevandsstrømmen, en total vandprøve, vil den have den fordel at alt materiale i vandet er med, og at den kan konserveres og/eller analyseres med det samme.

Stikprøvetagning er særligt velegnet til prøver i vandområdet, hvor det ikke er muligt at anvende flowproportional prøvetagning.

Passiv prøvetagning

Passive samplere er en metode, hvor de enkelte MFS adsorberedes til en sorbent integreret i en celle, som nedsænkes i vandmatricen. Herved adsorberes stofferne løbende til sorbenten ved, at vandet gennemstrømmer cellen. Passive samplere er velegnede til at spore kilder til specifikke stoffer i oplandet, da de kan give en gennemsnitskoncentration over en længere periode på f.eks. 2-3 uger samtidig med, at de er lette at installere og kræver mindre tilsyn end flow- og tidsproportional prøvetagning.

En af begrænsningerne i at anvende passive samplere er, at det fortsat ikke er muligt at analysere alle de samme parametre (f.eks. lægemiddelstoffer og pesticider) som med traditionelle prøvetagningsmetoder. Der er samtidig større usikkerhed omkring den præcise koncentration. Dette er ikke noget problem, hvis det handler om at identificere den eller de mest betydende kilder til et stof i oplandet men kan blive en udfordring ved opstilling af massebalancer.

Det er samtidig vigtigt at være opmærksom på, at det udelukkende er den opløste fraktion af stoffet, som adsorberes til sorbenten, hvorfor den kan underestimere den samlede udledning af stoffet – især for stoffer, som primært adsorberes til partikler. Samtidig er det vanskeligt at 'fange' en enkelt høj pulsudledning, hvis denne ikke forekommer ofte, da den passive sampler giver en gennemsnitskoncentration over en længere periode.

Prøvetagning af kloakhud/biofilm

Biofilm består af mikroorganismer, som hæfter sig på overfladen af kloakrørene. Vedhæftningen fremmes ved, at mikroorganismerne producerer slimdannende stoffer, som danner en beskyttende hinde. Biofilmen er i princippet en passiv prøvetager (passive sampler), som akkumulerer stoffer, der binder sig til slam og biofilm. Det gælder både langtidseksponering for lave koncentrationer og korttidseksponering for høje koncentrationer. Hukommelsen af biofilmen kan være lang. I en undersøgelse af kviksølvforureningen fra varmecentraler blev der registreret høje koncentrationer af kviksølv (300-460 mg/kg TS) i biofilm i kloakken 13 år efter forureningshændelsen (Lynettefællesskabet, 2000). Det betyder også, at det kan være vanskeligt på baggrund af undersøgelsen af biofilmen at afgøre, hvorvidt belastningen er nutidig eller historisk på grund af biofilmens relative lange hukommelse.

Prøvetagningen foregår ved at tage skrab af biofilmen i kloakrør og analysere denne. Mængden af biofilm i kloakrør kan være meget varierende. I fælleskloakerede rør kan dannelsen af biofilm være reduceret, fordi rørene bliver gennemskyllet af regnvand. Det er derfor ikke altid muligt at indsamle tilstrækkelig biofilm til analyse for MFS.

Tabel 2.8. Oversigt over metoder til prøvetagning af vand inklusive fordele og ulemper.

Prøvetagningsmetode	Beskrivelse	Fordele	Ulemper	Anbefaling
Flowproportional prøvetagning	Automatisk prøvetagning vægtet i forhold til vandmængden. Egner sig kun til prøvetagning i kloakrør.	Den mest repræsentative metode, som samtidig giver den udledte vandmængde i prøvetagningsperioden til brug for opstilling af massebalancer. Kan udtage prøver over flere døgn/længere perioder.	Kan ofte ikke lade sig gøre, fordi de relevante brønde/rør ikke er indrettet til flowproportional prøvetagning. Kræver tilsyn pga. risiko for tilstopning af kloakrør.	Metoden bør anvendes ved prøvetagning i kloakrør, hvor det kan lade sig gøre, da den giver det mest repræsentative resultat og samtidig giver vandmængden i prøvetagningsperioden til brug for opstilling af massebalancer.
Tidsproportional prøvetagning	Automatisk prøvetagning vægtet i forhold til tid. Egner sig til prøvetagning i kloakrør og i nogle tilfælde vandløb/søer.	Giver en repræsentativ prøve ved kontinuerlige udledninger. Kan udtage prøver over flere døgn/længere perioder. Kan lade sig gøre de fleste steder og er forholdsvis enkel at opsætte.	Kræver tilsyn pga. risiko for tilstopning af prøvetager. Hvis udledningen ikke er kontinuerlig, kan det risikeres, at der udtages prøve af det vand, der evt. ligger i bunden af brønden/røret.	Kan give en repræsentativ prøve over flere døgn, hvis flowet løber kontinuerligt. I øvrige tilfælde med f.eks. batchvise udledninger kan det være en fordel kun at sætte prøvetageren til at udtage prøve i det tidsrum, der er flow i røret, hvis dette er kendt.
Stikprøvetagning	Udtages som en enkel prøve f.eks. ved at en flaske stikkes ned i vandet. Kan anvendes både i vandområder, tanke og kloakrør.	Billigste og nemmeste metode. Stor sikkerhed for at prøvetagning lykkes.	Øjeblikksbillede, som måske ikke fanger udledningen. Større usikkerhed på resultatet, som gør det vanskeligt at opstille en massebalance.	Kræver, at der er sikkerhed for at udledningen er forholdsvis konstant med hensyn til indhold af de stoffer, der undersøges. Ellers risikeres det, at udledningen af det pågældende stof ikke fanges. Det kan evt. vælges at tage flere stikprøver over et døgn eller flere døgn og sammenblande prøven for et mere sikkert resultat.
Passive prøvetagere	Adsorption af MFS til en sorbent integreret i en celle, som nedsænkes i vandmatricen. Kan anvendes både i vandområder, tanke og kloakrør	Nem installation – kræver ikke afspærring af brønde mm. Billigere end flow- og tidsproportionalprøvetagning (men dyrere end stikprøver). Gennemsnit over længere periode f.eks. 2-3 uger, som tager højde for vandmængden.	Kræver tilsyn pga. risiko for tilstopning eller lav vandgennemstrømning af cellerne. Måler kun på den opløste fraktion af stoffet. Mindre egnet til stoffer, som binder sig til partikler. Sværere at opstille massebalancer på baggrund af resultatet, da der kun måles på den opløste fraktion Begrænsning i antallet af MFS, som kan prøvetages med passive prøvetagere. Mindre egnet til at identificere en enkelt kortvarig pulsudledning.	Der har været mange gode erfaringer med at identificere primære punktkilder til MFS (f.eks. PFAS) ved brug af passive samplere, men det er vanskeligere at opstille massebalancer på baggrund af resultatet, da der kun måles på den opløste fraktion. Egner sig mindre til stoffer, som primært befinder sig på partikulær form.

Prøvetagningsmetode	Beskrivelse	Fordele	Ulemper	Anbefaling
Biofilm/kloakhud	I princippet en passiv prøvetager, som opsamler stoffer over tid, der binder sig til biofilm og slam. Kan anvendes i spildevandsledninger.	Billig og nem prøvetagning, som kræver meget lidt udstyr. Giver et gennemsnit over længere periode – både langtidseksposering for lave koncentrationer og korttidseksposering for høje koncentrationer.	Findes ikke altid i tilstrækkelig mængde i alle kloakrør. Muligvis bedst egnet til fedtopløselige persistente stoffer og metaller. Kan være vanskeligt at afgøre, om belastningen er aktuel eller historisk pga. den lange hukommelse af biofilmen. Vanskeligt at opstille en massebalance pba. resultatet.	Kan bedst anvendes i separatkloakerede spildevandsledninger, hvor der er mindre sandsynlighed for, at rørene er skyllet rene. Bedst egnet til at identificere mulige større kilder og mindre egnet til opstilling af en massebalance. Muligvis bedst egnet til fedtopløselige persistente stoffer og metaller, som ikke omdannes ved mikrobiel aktivitet.

2.4.5 Analyse strategi

Valg af analysemetode er bestemt af formålet med undersøgelsen, som er at foretage en kildeopsporing, og her skal overvejes følgende:

- hvilke stoffer* (analyseparametre) der skal måles for, og
- hvilken kravværdi eller kriterier* målingen skal sammenlignes med, og
- hvilken matrice* (vand, sediment, biota) skal der måles i.

Overvejelserne er med til at afgøre, hvor følsom metoden skal være, krav til analysens kvalitet (performance) og hvilke analysemetoder, der er velegnede. De forskellige trin i valget af en analysemetode og faktorer, der påvirker valget, er gennemgået og illustreret i Figur 2.9 nedenfor. Hertil kommer overvejelser som pris, og hvor lang tid, det tager at få lavet analysen.

Det anbefales, at valg af prøvetagning og analyse gøres i samråd med et analyselaboratorium, som har ekspertise og erfaringer med miljøprøvetagning og kemiske analyser. I praksis vil valget af analysemetoden være en iterativ proces, hvor man i samråd med analyselaboratoriet lægger sig fast på en analysemetode under hensyntagen til hvad, der er mest optimalt for kildeopsporingen mht. prøvetype, målemetodens følsomhed, niveau for blindværdier m.m. Ved valg af metode kan det være en fordel at forhøre sig ved flere laboratorier.

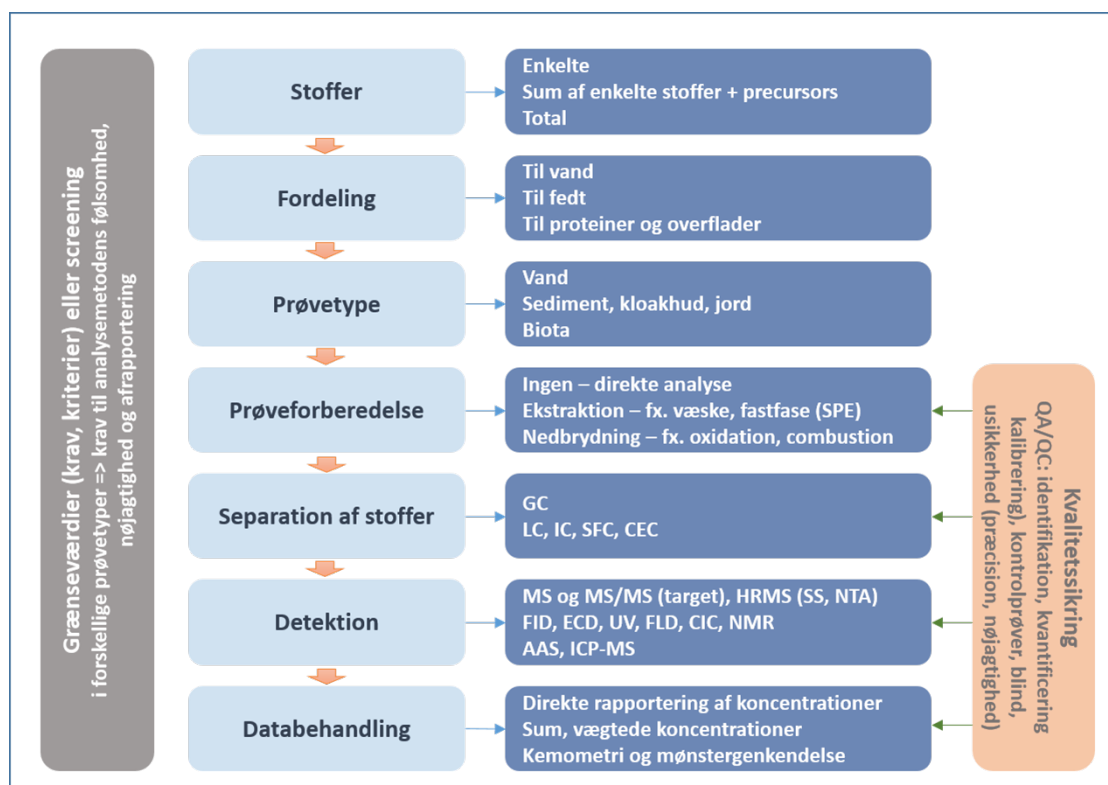
I første omgang skal man gøre klart, om man udelukkende ønsker at analysere kun for det enkelte stof eller ønsker at screene bredere for en gruppe af stoffer. Screeningen kan f.eks. være ved såkaldt 'non-target'/'suspekt' screening, som kan måle for enkelte stoffer og deres precursorer og nedbrydningsprodukter, eller 'total' metoder som f.eks. organiske klorforbindelser (AOX).

Man skal vurdere, om et stof/stofferne primært fordeler sig til vand, fedt eller overflader/proteiner. Som beskrevet i Afsnit 2.3.2.1 er tommelfingerreglen, at stoffer med $K_{ow} < 3$ primært vil være i vand, og stoffer med $K_{ow} > 3$ primært være i sediment/biota/jord. Tensider og ioniske stoffer som f.eks. metaller, har tendens til at sætte sig på overflader og proteiner. Det er en fordel at vælge en prøvetype (matrice), hvor man forventer stofferne primært fordeler sig til, da det er lettere at måle høje koncentrationer end meget lave koncentrationer. Man skal dog stadig sikre sig, at analyselaboratoriets metoder har en følsomhed (detektionsgrænse, kvantifikationsgrænse), der ligger *under* den koncentration, der er relevant i kildeopsporingen. Er detektionsgrænsen mindst 10 gange under det fastsatte miljøkvalitetskrav for det pågældende stof vil man desuden have en lav usikkerhed på vurderingen af, om stoffets koncentration er over eller under stoffets miljøkvalitetskrav.

Når prøvetypen er fastlagt, skal detektionsmetoden, herunder prøveforberedelse og separation vælges, hvilket bedst sker sammen med analyselaboratoriet. Ofte kan man anvende forskellige metoder til samme stof, men nogle separations- og detektionsmetoder vil være mere velegnede afhængigt af stoffernes karakteristika, og om man ønsker at analysere for enkelte stoffer eller grupper af stoffer. Efter stofferne er blevet detekteret vil man i databehandlingen kunne ekstrahere den ønskede information, evt. gange forskellige faktorer på, eller lede efter mønstre (fingeraftryk), der matcher med typiske kilder. Her anvender man særlige analysemetoder som beskrevet i afsnittet nedenfor om analysemetoder.

Som del af kvalitetssikringen skal alle processer i analyseforløbet dokumenteres og tjekkes for, om de lever op til de ønskede krav til analysemetoden (se Afsnit 2.4.5.3). Prøvetagning og analyse bør derfor foretages af akkrediteret laboratorium og ske i overensstemmelse med kravene i den til enhver tid gældende bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger. Ved valg af akkrediteret laboratorium skal man ikke selv foretage kvalitetssikring af

prøveforberedelse og analyse, da dette er laboratoriets forpligtigelse som led i akkrediteringen.



Figur 2.9 Trin i valget af analysemetode og de faktorer der påvirker valget ift. egnethed.⁴

2.4.5.1 Hvilke stoffer skal der analyseres for?

Som udgangspunkt for en kildeopsporing er der viden om hvilket stof og evt. andre stoffer i samme stofgruppe, der ved målinger har vist overskridelser af miljøkvalitetskrav. Den tørre kildeopsporing har muligvis også afdækket mulige anvendelser og kilder, som kan hjælpe med at afgrænse hvilke stoffer, det er relevante at analysere for. I forhold til analyse for kemiske stoffer skelner man mellem:

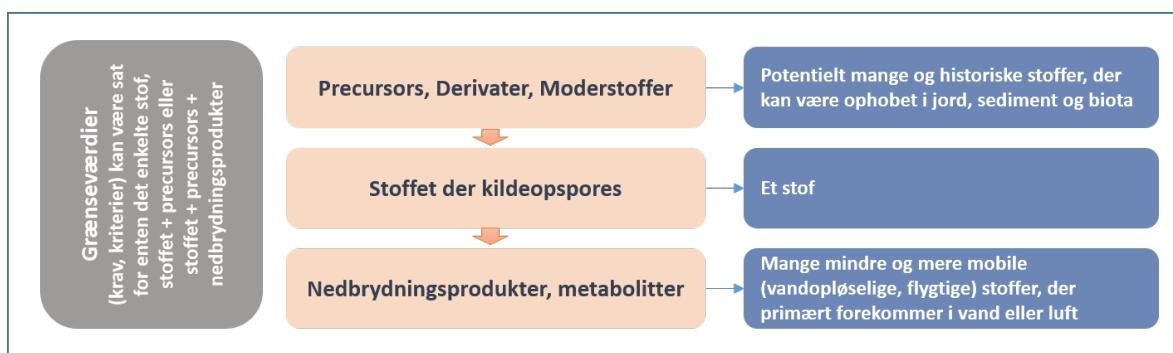
- Et enkelt stof
- En klasse af stoffer (f.eks. alle PFAS)
- Et stof og dets precursorer, derivater og moderstoffer.

I de mest simple tilfælde kan man nøjes med kun at analysere for stoffet selv (f.eks. arsen).

I andre (de fleste) tilfælde kan det være nødvendigt at analysere også for de stoffer, der kan nedbrydes til stoffet, der kildeopspores - de såkaldte precursorer, derivater eller moderstoffer. Til eksempel, hvis nonylphenol skal kildeopspores, kan man også måle for nonylphenols

⁴ GC: gas kromatografi, LC: væskechromatografi, IC: ionkromatografi, SFC: super kritisk væskechromatografi, CEC: kapillar elektroforese kromatografi, MS: masse spektrometri, HRMS: high resolution (akkurat) massespektrometri, SS: suspect screening, NTA: non-target analyse (eller NTS: non-target screening), FID: Flammeionisationsdetektion, ECD: elektroncapture detektion, AAS: atom absorption spektroskopi, UV: ultraviolet (spektroskopi), FLD: fluorescence detektion, ICP, CIC: combustion ionkromatografi (ofte koblet til extractable organic halogen (EOX), f.eks. fluorine (EOF)), NMR: neutron magnetisk resonans, ICP-MS: ion koblet plasma – masse spektrometri, QA: kvalitetssikring, QC: kvalitetskontrol.

precursorer som f.eks. nonylphenoethoxylaterne eller bredere de langkædede nonylphenolalkoxylater. Andre eksempler er, hvis man har fundet overskridelse af et stof, der har en kravværdi for 'stoffet og derivater', f.eks. perfluorooctansulfonsyre og derivater heraf (PFOS) eller 'bly og blyforbindelser'. I sådanne tilfælde vil man kunne vælge analysemetoder, der nedbryder precursorer og kun måler for det stof, man kildeopsporer for (f.eks. Total oxidizable precursor assay, TOPA for PFAS eller atom absorptionsspektroskopi (AAS) for metaller). Nedbrydningsmetoderne virker dog ikke for alle stoffer. I sådanne tilfælde kan man i stedet eller som supplement screene med totalmetoder for hele klassen af stoffer, f.eks. extractable organic fluorine – combustion ion chromatography (EOF-CIC) eller bare CIC for PFAS. På den måde kan man pejle sig hen mod kilden, hvor de højeste koncentrationer vil være at finde. Tæt på kilden kan man gå videre og analysere videre med mere avancerede metoder som f.eks. high resolution masse spektrometri (HRMS) for at identificere de enkelte stoffer.



Figur 2.10 Stoffet, der kildeopspores, kan være et nedbrydningsprodukt fra andre stoffer (precursorer, derivater, moderstoffer) men vil også kunne nedbrydes til andre stoffer (nedbrydningsprodukter, metabolitter). Kravværdier kan være sat for både de enkelte stoffer, for stoffet+precursorer eller for stof+precursorer+nedbrydningsprodukter

Ofte vil det være en fordel, hvis man har en formodning om de typer virksomheder, der muligvis kan være kilden, fordi man derved kan indsnævre antallet af stoffer, man forsøger at identificere. En anden fordel ved at måle for og identificere de faktisk anvendte stoffer er, at de med mere sikkerhed kan kobles til en forureningskilde, i modsætning til nedbrydningsprodukter, som muligvis også kan komme fra diffus forurening.

Specifikke stofmønstre, eller 'fingerprints' dvs. forekomsten af bestemte stoffer og deres indbyrdes koncentrationsforhold, vil ofte kunne laves på baggrund af non-target eller suspect screeninganalyserne, og kombineret med target analyser for de enkelte stoffer. De specifikke stofmønstre kan sammenlignes med i forvejen kendte mønstre for typiske udledninger fra virksomheder, spildevand, mm. I nogle tilfælde er det også muligt at sige hvor stor en andel, der sandsynligvis kommer fra den ene eller den anden kilde, hvilket kan være brugbart i opfølgningen.

Stofmønstre er særligt relevant for de MFS, der reelt er grupper bestående af blandinger af enkeltstoffer, som f.eks. PFAS, BDE, LAS, NP og PAH. Her kan forekomsten og forholdet mellem enkeltstofferne i gruppen afspejle et bestemt udledningsmønster. F.eks. kan der udledes ren nonylphenol (NP) et sted, mens der andet sted er blevet udledt NPE med lange ethoxylatkæder som ligger i sediment og langsomt frigiver NP. En måling af forholdet mellem de specifikke stoffer kan give oplysning om kildens karakter eller afstanden til den, mens en standard analysemetode kun vil angive det samlede indhold af NP. Man skal dog være opmærksom på, at analyseusikkerheden både på identifikationen og kvantificeringen ofte vil

være højere på precursorer, da laboratoriet ofte ikke kan købe rene kemiske standarder af disse precursorer til brug for identifikation og kvantificering.

2.4.5.2 Hvilken matrice er mest relevant at måle i?

Den relevante matrice afhænger af stoffets egenskaber som beskrevet i Afsnit 2.3.2.1. Når et stofs vandopløselighed er høj, vil det almindeligvis findes opløst i vandfasen. Stoffer, som er positivt eller negativt ladet, har betydelig større vandopløselighed end det tilsvarende stof uden ladning, og man skal være opmærksom på at opløseligheden påvirkes af pH. Er opløseligheden lav, er det sandsynligvis fordelt, så mest er bundet på det suspenderede stof i spildevandet, i sediment eller biota. Det kan være vanskeligt at skille de to faser fuldstændigt ad, og alene af den grund anvendes ofte vandprøver, som repræsenterer den samlede prøve (total vandprøve). Man kan derfor med fordel vælge at måle i den matrice, som stoffet (stofgruppen) har højest affinitet for.

En anden overvejelse er om stofferne har tendens til at fælde ud. Ioniske stoffer (dvs. positivt eller negativt ladede molekyler) kan danne komplekser med mod-ioner, og komplekset kan være meget mindre vandopløseligt end begyndelsesstoffet. F.eks. er det velkendt, at LAS danner komplekser med calcium, som så fælder ud. Der findes også andre komplekser, som kan vanskeliggøre kildeopsporingen, blandt andet kan kationiske tensider danne komplekser med anioniske tensider, LAS, som senere kan have betydning for valget af analysemetoder.

Hvorvidt prøvetypen er kilde- og stedspecifik, bør også overvejes. Ved valg af biota ønsker man typisk en sted-specifik organisme, som primært er blevet eksponeret til én kilde. Organismer, der ophober og ikke nedbryder udgangsstofferne er at foretrække. Det kan eksempelvis være bundlevende organismer og særligt skaldyr, der i mindre grad nedbryder de oprindelige stoffer.

Tabel 2.9 opsummerer, hvilke stoffer der kan være relevante at måle i forskellige prøvetyper, i forbindelse med en kildeopsporing.

Tabel 2.9. Forskellige prøvetyper og deres relevans i forbindelse med en kildeopsporing.

Prøvetype	Relevans	Kommentar
Vand	Vandopløselige organiske og uorganiske stoffer (metaller), og korte (< C6) tensider med $\log K_{OW} < 3$.	
Partikler i vand	Uorganiske stoffer (metaller) og organiske stoffer med $\log K_{OW} > 2-3$, og langkædede tensider (>C10).	Kan opsamles ved at filtrere vandet
Vandets top-lag og skum	Vandets top-lag og skum er relevant at undersøge for langkædede tensider (>C10 PFAS) og olieagtige stoffer (f.eks. PAH, BDE, NPE m.m.)	
Porevand i sedimentet	Vandopløselige organiske og uorganiske stoffer (metaller), og korte (< C6) tensider med $\log K_{OW} < 3$.	
Sediment	Uorganiske stoffer (metaller) og organiske stoffer med $\log K_{OW} > 2-3$, og langkædede tensider (>C10).	Sværere at prøvetage end vand, men er typisk ikke sæsonafhængig. Det tilstræbes at tage tolaget, men det kan være svært på søer og åer, hvor man ikke har adgang med skibe med udstyr.
Biota	Uorganiske stoffer (metaller) og organiske stoffer med $\log K_{OW} > 2-3$, og lang kædede tensider (>C10). Fisk. Fisk der er i toppen af fødekæden, er bundlevende, eller lever af organismer i overfladen kan akkumulere persistente organiske stoffer som f.eks. langkædede PFAS eller BDE. Fisk er mindre	Sværere at prøvetage end vand. Skal ofte gøres af biolog/fisker. Er sæsonafhængig.

	velegnede til at kildeopspore, da de dels kan migrere over sæsonen, og dels har enzymer, der kan nedbryde precursorer Skaldyr. Er velegnede til kildeopsporing, da de er mere stedspecifikke, typisk er eksponerede til sediment, akkumulerer stoffer, og har begrænset enzymatisk nedbrydning af precursorer.	
--	--	--

2.4.5.3 Valg af analysemetode

Analysemetode eller kombination af analysemetoder skal vælges med omhu, ud fra hvilket stof eller stoffer, man ønsker at kildeopspore samt hvilken prøvetype, der er relevant. Det anbefales at man foretager valg af analyse sammen med et analyselaboratorium, som har den relevante ekspertise og erfaring.

Generelt kan henvises til bekendtgørelsen om kvalitetskrav til miljømålinger⁵ og de dertil knyttede metodedatablade fra Miljøstyrelsens Referencelaboratorium for Kemiske og Mikrobiologiske Miljømålinger⁶. Dog skal det bemærkes, at der er tale om en anbefaling. Eftersom kildeopsporing i vandmiljøet ikke kan regnes som hverken overvågning, drikkevandsanalyser eller hørende ind under beskyttelse af havmiljøet, er det ikke et krav, at analyserne skal leve op til bekendtgørelsen om kvalitetskrav til miljømålinger.

Analysemetoder kan inddeles i:

- i. Target analyse: måler specifikke kendte stoffer, typisk 5-1000 stoffer ad gangen
- ii. Suspect screening (SS) eller non-target screening/analyse (NTS/NTA): måler både kendte og ukendte stoffer, op til 1000 stoffer eller mere
- iii. En uspecifik total metode, der f.eks. måler et fælles atom (f.eks. fluor, klor, brom).

De forskellige analysemetoders kvalitet varierer, så man skal typisk vælge mellem at måle få stoffer præcist (target analyser) eller mange stoffer upræcist både i forhold til identifikation og kvantificering (non-target, suspect screening, totalmetoder).

Ad i). Target analyse. I vand er de mest almindelige target analyser GC eller LC-MS/MS for organiske stoffer, men også LC koblet til spektroskopi som ultraviolet (UV) og fluorescens detektion (FLD) findes. For metaller (uorganiske/organiske) er AAS/AES eller GC/LC-ICP-MS mest almindelige. Target analysernes prøveoprensning og detektion er optimerede for de enkelte stoffer, og er derfor som regel meget følsomme og har lille usikkerhed. Target analyser forudsætter dog, at det pågældende stof (og typisk en isotop mærket intern standard) kan købes kommercielt som rene 'kalibrerings-' eller 'reference' standarder. Ofte er det ikke tilfældet for nyere stof-grupper, som f.eks. for flertallet af PFAS precursorer. Der er også en grænse for, hvor mange stoffer man kan måle for ad gangen (typisk 50-100 stoffer) uden at følsomheden bliver mindre. Analyserne er ofte standardiserede og tilbydes af kommercielle laboratorier som del af en analysepakke.

Ad ii) SS og NTA-analyserne er typisk nøjagtig massespektrometri (også kaldet high resolution massespektrometri, HRMS, f.eks. QTOF eller orbitrap) koblet til væske- eller gaskromatografi for at adskille de enkelte stoffer. Især bruger man LC-HRMS og i mindre grad GC-HRMS: I SS separerer man stofferne ved kromatografi ligesom i target analyserne. Forskellen er at man måler og/eller trækker kun data ud fra kendte enkeltstoffer, som man afhængigt af forureningstypen kan hente fra f.eks. Norman listerne (miljøforureninger), kommercielt software (f.eks. Lægemidler og pesticider) eller selv kan lave. SS er typisk mindre følsom end target analyser, har en mindre sikker identifikation og kvantificering, tager længere tid, men

⁵ [Analyse kvalitetsbekendtgørelsen](#)

⁶ [Metodedatablade](#)

kan se efter mange flere kendte stoffer som f.eks. precursorer. Vil man se helt bredt og efter ukendte stoffer kan man få lavet en NTA, hvor man analyserer bredt og derefter forsøger at identificere alle (relevante) stoffer. Bemærk, at for at kunne se alle stoffer, er det nødvendigt at tilpasse både prøveforberedelsen og analysen, så den ikke bortfiltrerer forureninger, eller ikke detekterer dem. Man vil derfor skulle bede laboratoriet om at måle efter både de anioniske, kationiske, neutrale og flygtige stoffer, der evt. er omfattet af den specifikke stofgruppe. Både for SS og NTA er det almindeligt at få lavet fingerprints, der kan relateres til kilden som tidligere beskrevet.

Ad iii) Uspecifik totalmetode. Valg af totalmetode er meget afhængigt af stoffet, og det skal overvejes, om der i det hele taget kan bruges en totalmetode. Totalmetoderne er velegnede som en første screening til at lokalisere en kilde, peje sig hen mod kilden, hvor de højeste koncentrationer vil være at finde, eller til at kunne udelukke en kilde eller tilførselsvej, hvis visse stoffer eller stofgrupper ikke måles f.eks. i en vandstrøm. Eksempler på totalmetoder er Total oxidizable precursor assay, TOPA for PFAS og atom absorptionsspektroskopi (AAS) for metaller (måler alle former og forbindelser af et bestemt metal), extractable organic X – combustion ion chromatography (EOX-CIC) hvor X = F, Cl, eller Br (måler alle forbindelser med X), CIC for PFAS. Herudover kan man måle mere bredt såsom TOC total organisk carbon, men den analyse har begrænset anvendelse i forbindelse med kildeopsporing.

2.4.6 Vurdering af kilder på baggrund af den våde kildeopsporing

På baggrund af resultaterne opnået i den våde kildeopsporing gennemføres en opdateret vurdering af de enkelte tilførselsveje og kilders bidrag til forurening af overfladevandet ud fra samme metode, som beskrevet i Afsnit 2.3.3, indtil det er sandsynliggjort, at alle relevante tilførselsveje og kilder enten bidrager eller ikke bidrager til den manglende målopfyldelse.

3. Referencer

GEUS (2023): Jupiter database.

<https://data.geus.dk/geusmap/#baslay=baseMapDa&optlay=&extent=137388.90740740742,6039945.718364198,937054.0925925926,6414372.281635802>

Lynettefællesskabet I/S (2000). Kviksvlvkoncentrationer i slam fra kloakker ved varmeanlæg/varmecentraler. Rapport udarbejdet af VKI, januar 2000

Miljø- og Fødevareministeriet (2019). Bekendtgørelse om miljøtilsyn, BEK nr. 1536 af 09/12/2019

Miljøministeriet (2021a). Bekendtgørelse om brugerbetaling for godkendelse m.v. og tilsyn efter lov om miljøbeskyttelse og lov om husdyrbrug og anvendelse af gødning m.v. BEK nr 1466 af 28/11/2025

Miljøministeriet (2024). Bekendtgørelse af lov om miljøbeskyttelse, LBK nr 1742 af 22/21/2025

Miljøministeriet (2025). Bekendtgørelse om spildevandsplanen og spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4, BEK nr. 1446 af 27/11/2025

Miljøministeriet (2025a). Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand, BEK nr. 1668 af 08/12/2025

Miljøstyrelsen (2005). Vejledning om håndhævelse af Miljøbeskyttelsesloven. VEJ. Nr. 6 af 2005. <https://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2005/87-7614-833-5/pdf/87-7614-834-3.pdf>

Miljøstyrelsen (2009). Undersøgelse og oprensning af forurening fra villaolietanke. VEJ. Nr. 2 af 2009. <https://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2009/978-87-92617-13-2/pdf/978-87-92617-14-9.pdf>

Miljøstyrelsen (2018). Spildevandsvejledningen til bekendtgørelse om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4, Vejledning nr. 28, Juni 2018

Miljøstyrelsen (2021b). Nøgletal for miljøfarlige forurenende stoffer i spildevand fra renseanlæg - Opdatering på baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram for punktkilder 1998-2019, NOVANA, marts 2021

Miljøstyrelsen (2022). Typetal for miljøfarlige forurenende stoffer i regnbetingede udledninger - På baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram 2000-2020, NOVANA, januar 2022

Miljøstyrelsen (2024). Vejledning til bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer til overfladevand og havområder med ofte stillede spørgsmål og svar, FAQ'er om miljøfarlige forurenende stoffer, VEJ nr. 9368 af 04/04/2025

Miljøstyrelsen (2024a). Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet. Fremgår af Miljøstyrelsens hjemmeside [Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet - Miljøstyrelsen \(mst.dk\)](#)

Miljøstyrelsen (2024c): Screeningsprincip for jordforurening. [Screeningsprincip for jordforurening - Miljøstyrelsen](#)

Miljøstyrelsen (2025). Tilslutning af industrispildevand til spildevandsforsyningsselskabernes spildevandsanlæg. Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 77 2025

Regionerne (2023). Jordforureningers påvirkning af overfladevand - Resultater af regionernes undersøgelser 2021-2022. Dataanalyse og erfaringsopsamling, december 2023. <https://backend.miljoeogressourcer.dk/media/lix/5435/ofv-rap-201223.pdf>

SGAV (2025): Retningslinjer for udarbejdelse af vandområdeplanerne 2021-2027 efter genbesøget. Ministeriet for Grøn Trepert, Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø. [retningslinjer-for-udarbejdelse-af-vandomraadeplaner-2021-2027-efter-genbesoeget.pdf](#)

Vandrammedirektivet (2000). EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger.

4. Redegørelse for specifikke stoffers karakteristika, typiske anvendelse og bidrag til fourening af overfladevand

Formålet med denne del er at klæde miljømyndigheder på til at foretage en konkret kildeopsporing for de stoffer, som Miljøstyrelsen på nuværende tidspunkt har identificeret som værende en hindring for målopfyldelse og derved minimere den indsats, som miljømyndighederne skal bruge på at indsamle data om stoffet, anvendelsen og mulige kilder i forhold til at planlægge en lokalspecifik (tør og evt. våd) kildeopsporing i deres konkrete vandområde og opland.

Planlægningen af en kildeopsporing af et stof skal altid foretages i forhold til det konkrete vandområde og opland og de mulige kilder, der kan være i oplandet. Formålet med de stofs specifikke vejledninger er at præsentere generel viden og data om stoffet, som er et nødvendigt første skridt for enhver kildeopsporing i det konkrete vandområde. Samtidig er det formålet at oplyse miljømyndighederne, hvis der er særlige forhold, som gør sig gældende for det enkelte stof i forhold til prøvetagning og analyser, og som miljømyndigheden skal være opmærksomme på i forbindelse med planlægning af en våd kildeopsporing.

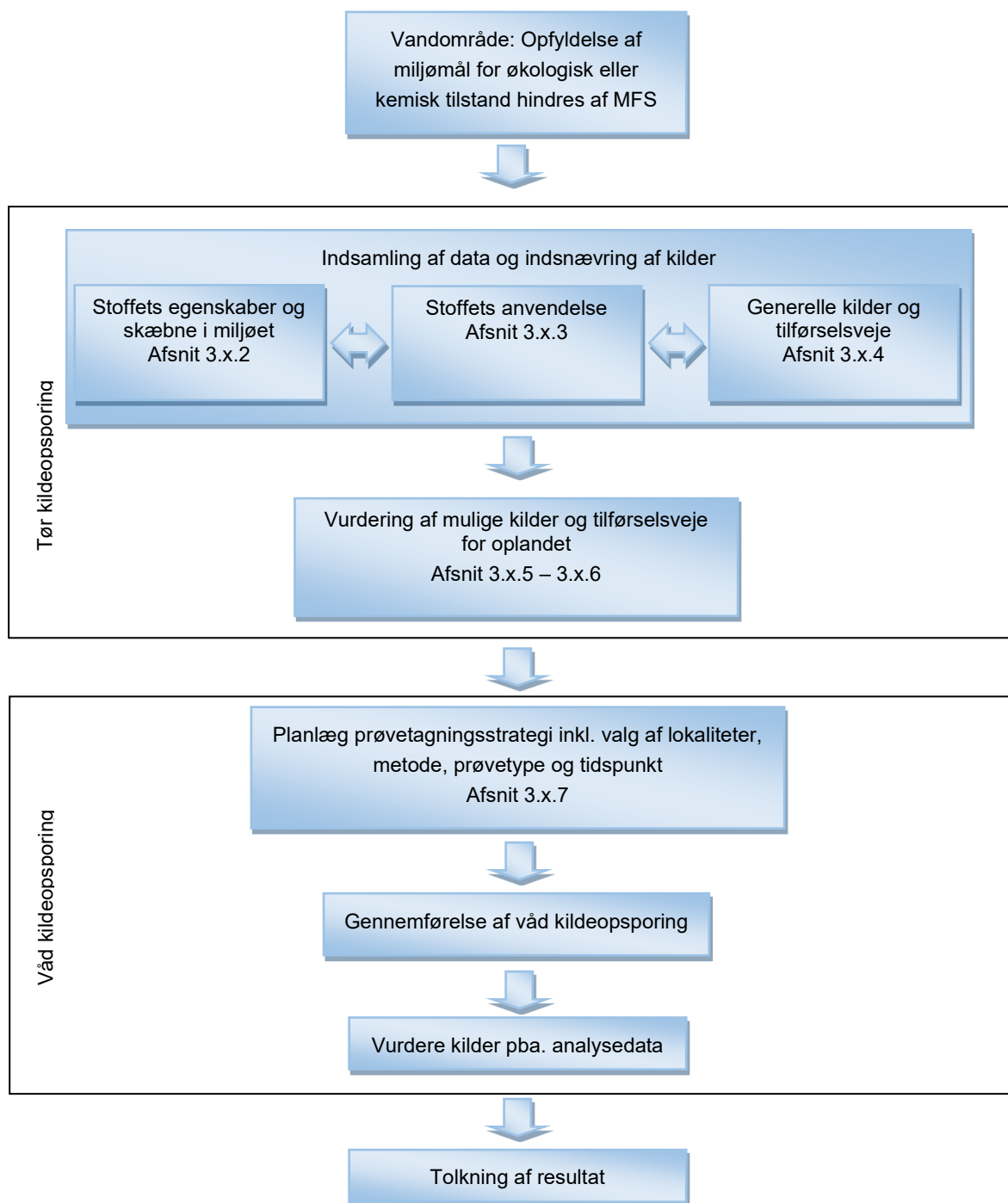
I dette afsnit er der foretaget den generelle del af en tør kildeopsporing for de udvalgte stoffer. Kildeopsporingen følger så vidt muligt den generelle vejledning beskrevet i Afsnit 2.3 og præsenterer her en beskrivelse af stoffet, relevant regulering, egenskaber og skæbne i miljøet, anvendelser samt potentielle kilder og typiske tilførselsveje til miljøet. Som del af den tørre kildeopsporing anbefales det, at der udover den generelle viden om stoffet foretages indledende undersøgelse af stoffets forekomst i vandområdet samt en specifik oplandsanalyse jf. Afsnit 2.3. og efterfølgende evt. en våd kildeopsporing.

Generelt i de stofs specifikke vejledninger er brugt følgende termer:

RBU Separat for separatkloakerede regnvandsudledninger

RBU Overløb for fælleskloakerede spildevandsoverløb

I nedenstående Figur 4.1 er vist en oversigt over forløbet af den tørre og våde kildeopsporing med henvisning til de enkelte afsnit i den stofs specifikke vejledning. Kildeopsporingen tager udgangspunkt i at opfyldelsen af miljømål for økologisk eller kemisk tilstand hindres af miljøfarlige forurenende stoffer (MFS).



Figur 4.1 Oversigt over forløb i tør og våd kildeopsporing med henvisning til de stofspecifikke afsnit (x er afhængig af hvilket stof/stoffer, der er tale om).

4.1 Metaller

Nedenfor er der gennemgået en tør kildeopsporing for udvalgte metaller og halvmetaller. Både hel- og halvmetaller benævnes dog fælles som metaller i resten af kapitlet.

Kildeopsporingen følger i hovedtræk vejledningen beskrevet i Afsnit 2.3 og præsenterer her en generel beskrivelse af stofferne, relevant regulering, egenskaber og skæbne i miljøet, anvendelser samt generelle kilder og typiske tilførselsveje til miljøet.

Som trin to i den tørre kildeopsporing foretages en specifik oplandsanalyse af de lokale tilførselsveje og kilder, jf. Afsnit 2.3. og evt. en våd kildeopsporing, jf. Afsnit 2.4.

Den stofspecifikke vejledning omfatter følgende metaller:

- Kviksølv
- Bly
- Cadmium
- Barium
- Kobber
- Zink
- Arsen
- Krom
- Nikkel
- Vanadium

4.1.1 Bekymringer ved metallerne i miljøet

4.1.1.1 Miljøkvalitetskrav

For en række metaller, som har et miljøkvalitetskrav tilknyttet, er der observeret overskridelser i vandmiljøet. De metaller, det drejer sig om, står angivet i Tabel 4.1. Der skal altid anvendes de til enhver tid gældende miljøkvalitetskrav som angivet i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet, som fremgår af Miljøstyrelsens hjemmeside, er gældende og skal inddrages for stoffer, hvor der ikke er fastlagt miljøkvalitetskrav ([Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet - Miljøstyrelsen \(mst.dk\)](https://www.mst.dk/om-miljostyrelsen/kvalitetskriterier-for-miljofarlige-forurenende-stoffer-i-vandmiljoet)).

Tabel 4.1. Metaller med tilknyttet miljøkvalitetskrav. Data fra bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. Der skal altid anvendes de til enhver tid gældende miljøkvalitetskrav i bekendtgørelsen.

Stofnavn		Arsen	Barium	Bly	Cadmium	Krom	Kobber	Kviksølv	Nikkel	Vanadium	Zink
Generel MKK (µg/L) ²⁾	Indlandsvand	4,3	19 ⁵⁾	1,2 ⁷⁾	≤ 0,08 (klasse 1) 0,08 (klasse 2) 0,09 (klasse 3) 0,15 (klasse 4) 0,25 (klasse 5)	2,5 ⁵⁾⁷⁾ (VI) 4,9 (III)	1 ⁵⁾⁷⁾ 4,9 ⁶⁾	Ikke fastsat	4 ⁷⁾	4,1 ⁵⁾	7,8 ⁵⁾⁷⁾ 3,1 ⁵⁾⁸⁾
	Andet overfladevand	0,6 ⁵⁾	5,8 ⁵⁾	1,3	0,2	2,5 ⁵⁾⁷⁾ (VI) 3,4 (III)	1 ⁵⁾ 4,9 ⁶⁾		8,6	4,1 ⁵⁾	7,8 ⁵⁾
Maksimums- koncentration (µg/L) ³⁾	Indlandsvand	43	145	14	≤ 0,45 (klasse 1) 0,45 (klasse 2) 0,6 (klasse 3) 0,9 (klasse 4) 1,5 (klasse 5)	5,4 ⁵⁾⁷⁾ (VI) 124 (III)	2 ⁵⁾ 4,9 ⁶⁾	0,07	34	57,8	8,4 ⁵⁾
	Andet overfladevand	1,1 ⁵⁾	145	14	≤ 0,45 (klasse 1) 0,45 (klasse 2) 0,6 (klasse 3) 0,9 (klasse 4) 1,5 (klasse 5)	85 ⁵⁾⁷⁾ (VI) 124 (III)	2 ⁵⁾ 4,9 ⁶⁾	0,07	34	57,8	8,4 ⁵⁾
Kvalitetskrav- sediment (mg/kg tørstof)	Indlandsvand	Ikke fastsat	Ikke fastsat	163	2,3	9,2 ⁵⁾⁷⁾ (VI)	Ikke fastsat	Ikke fastsat	Ikke fastsat	23,6 ⁵⁾	Ikke fastsat
	Andet overfladevand	Ikke fastsat	Ikke fastsat	163	3,8	9,2 ⁵⁾⁷⁾ (VI)	Ikke fastsat	Ikke fastsat	Ikke fastsat	23,6 ⁵⁾	Ikke fastsat
Kvalitetskrav- biota ⁹⁾ (µg/kg vådvægt)	Indlandsvand	Ikke fastsat	Ikke fastsat	110	18 ⁹⁾	365	Ikke fastsat	20	Ikke fastsat	122	Ikke fastsat
	Andet overfladevand	Ikke fastsat	Ikke fastsat	110	18 ¹⁰⁾	365	Ikke fastsat	20	Ikke fastsat	122	Ikke fastsat

2) Denne parameter er miljøkvalitetskravet udtrykt som årgennemsnit (generelt kvalitetskrav). Medmindre andet er angivet, gælder det for den samlede koncentration af alle isomerer.

3) Denne parameter er miljøkvalitetskravet udtrykt som højeste tilladte koncentration (maksimumkoncentration).

4) Indlandsvand omfatter vandløb og søer og dertil knyttede kunstige eller stærkt modificerede vandområder.

5) Kvalitetskravet er denne koncentration af stoffet tilføjet den naturlige baggrundskoncentration, jf. dog note 6. Gælder ikke i kombination med note 7.

- 6) Kvalitetskravet angiver den øvre koncentration af stoffet uanset den naturlige baggrundskoncentration.
- 7) Kvalitetskravet gælder for den biotilgængelige koncentration af stoffet. Gælder ikke i kombination med note 5.
- 8) Kvalitetskravet gælder for blødt vand ($H < 24 \text{ mg CaCO}_3/\text{l}$).
- 9) Kvalitetskrav for biota gælder for fisk, medmindre andet er anført
- 10) Kvalitetskravet gælder for bløddere af musling

4.1.1.2 Metallernes farlighed

I nedenstående tabel er relevante oplysninger til beskrivelse af farligheden af metallerne angivet.

Tabel 4.2. Oversigt over farlighedsklassificering af metallerne.

Stofnavn	Farlighed af stoffet (ECHA, 2024)
Arsen	Arsen har en harmoniseret klassificering: Acute Tox. 3; H301/331; Aquatic Acute 1; H400; Aquatic Chronic 1; H410 og er således giftigt ved indtagelse eller indånding og er meget giftigt med langvarige virkninger for vandlevende organismer. As (III) forbindelser er vurderet kræftfremkaldende (Carc 1A) og generelt meget giftig og persistent i miljøet.
Barium	Opløselige bariumsalte kan være sundhedsskadelige (f.eks. har bariumchlorid en harmoniseret klassificering Acute Tox H301, Acute Tox 4 H332), og der er fastsat en TDI på 0,02 mg/kg lgmsv/d på basis af epidemiologiske undersøgelser hos mennesker Miljøkvalitetskravet for vand er fastsat på basis af denne værdi og en bioakkumuleringsfaktor. I miljøet kan bariumforbindelser være meget giftige (f.eks. har bariumsulfid en harmoniseret klassificering med Aquatic Acute 1; H400).
Bly	Blyforbindelser har en harmoniseret klassificering som reprotoksiske (Repr. 1A; H360Df), specifik målorgantoksisk ved gentagen eksponering (STOT RE 2; H373) og akvatisk kronisk og akut toksisk (Aquatic Chronic 1; H410, Aquatic Acute 1; H400).
Cadmium	Cadmiumforbindelser har en generel harmoniseret klassificering som meget giftig i vandmiljøet (Aquatic Chronic 1; H410, Aquatic Acute 1; H400). Herudover er der flere cadmiumforbindelser som kan være kræftfremkaldende (Carc.1B; H350), specifik målorgantoksiske ved gentagen eksponering (STOT RE 1; H372), livsfarlige ved indånding (Acute Tox. 2; H330) samt mistænkt for at være reprotoksiske (Repr. 2; H361fd) og/eller mutagene (Muta. 2; H341).
Krom	Metallisk krom, Cr og Cr(III)-forbindelser er generelt ikke klassificerede som farlige for human sundhed og miljø. De er potentielt giftige i vandmiljøet (ECHA 2022) Cr (VI)-forbindelser er klassificeret som kræftfremkaldende (Carc. 1B), mutagene (Mut 1B) og reprotoksiske (Repr. 1B). I miljøet er Cr(VI)forbindelser meget giftige og er klassificerede som akvatisk kronisk og akut toksisk (Aquatic Chronic 1; H410, Aquatic Acute 1; H400).
Kobber	Kobberforbindelser er klassificeret for miljøet som akvatisk kronisk og akut toksisk (Aquatic Chronic 1; H410, Aquatic Acute 1; H400). Kobber er under undersøgelse for hormonforstyrrende effekter.
Kviksølv	Hg: Kviksølv har en harmoniseret klassificering som reprotoksiske (Repr. 1B), specifik målorgantoksisk ved gentagen eksponering (STOT RE 1; H372), akvatisk kronisk og akut toksisk (Aquatic Chronic 1; H410, Aquatic Acute 1; H400). Hg-forbindelser er generelt meget giftige i vandmiljøet og kan være klassificeret med specifik målorgantoksisk ved gentagen eksponering (STOT RE 1; H372).
Nikkel	Ni: Metallisk nikkel er mistænkt for at være kræftfremkaldende (Carc. 2; H351) samt specifik målorgantoksisk ved gentagen eksponering (STOT RE 1; H372) Ni-forbindelser kan være kræftfremkaldende (Carc.1A; H350i), mistænkt for at være mutagene (Mut 2; H341), reprotoksiske (Repr. 1B), specifik målorgantoksisk ved gentagen eksponering (STOT RE 1; H372) samt meget giftige i vandmiljøet (Aquatic Chronic 1; H410, Aquatic Acute 1; H400).
Vanadium	Der er ingen generel harmoniseret klassificering af vanadium og forbindelser af vanadium. Vanadiumpentaoxid har en harmoniseret klassificering som mistænkt for at være mutagent (Muta. 2; H341), mistænkt for at være reprotoksiske (Repr. 2; H361d) og specifik målorgantoksisk ved gentagen eksponering (STOT RE 1; H372).
Zink	Zinkpulver og zink-forbindelser er meget giftige i vandmiljøet (Aquatic Chronic 1; H410, Aquatic Acute 1; H400) og kan være specifik målorgantoksisk ved gentagen eksponering (STOT RE 2; H373).

4.1.2 Metallernes egenskaber og skæbne i miljøet

Data for metallernes nedbrydelighed og potentiale for omsætning, flygtighed, potentiale for bioakkumulering og typiske matricer, som stoffet findes i (vand, sediment, biota) er

præsenteret i Tabel 4.3. Disse oplysninger anvendes til at forudsige den forventede skæbne i vandmiljøet og i kloaksystem og renseanlæg, som også er beskrevet i tabellen.

Metallerne er i sagens natur ikke nedbrydelige, men de kan ændre egenskaber bl.a. ved oxidation/reduktion. Metallerne indgår i en lang række forskellige organiske og uorganiske forbindelser.

Videre kan nogle af metallerne methyleres, hvor især kviksølv, arsen og bly og til dels cadmium er kendte eksempler. Zink derimod danner ikke stabile methylerede forbindelser i vandmiljøet. Methylering af metallerne har betydning for metallernes opførsel i vandmiljøet, bl.a. vil methyleringen generelt øge bioakkumuleringen af metallet.

Tabel 4.3. Fysisk-kemiske egenskaber og skæbne i vandmiljøet for metallerne.

Stof	Parameter							
	Omsætning	Flygtighed	Bioakkumulering	Biomagnificering	Adsorption	Typisk matrice i miljøet	Skæbne i miljøet	Skæbne i kloaksystem og rensesanlæg
Arsen	Kan forekomme i forskellige oxidationstrin i afhængighed af iltniveauet; typisk som III i iltfattigt miljø og som V i iltrigt miljø ^{a)} . Mikroorganismer kan methyleres arsen.	Ikke flygtigt	I ferskvandssystemer er der målt BAF-faktorer for fisk på trofisk niveau 4 på 45-46 L/kg i fisk fra stillestående vand (f.eks. søer, damme) og i vandløb og floder på ca. 6-270 L/kg, hvilket indikerer et moderat potentiale for bioakkumulering ^{d)} . For saltvandsorganismer (muslinger på trofisk niveau 2) er der målt væsentligt højere BAF på mellem 880-8400.	Arsen vurderes til ikke at biomagnificere i økosystemet.	Der er målt en sediment/vandadsorptionskoefficient, log (Kp) på mellem 1,6 og 4,2 med et gennemsnit på 2,5 ^{a)} . Medianværdien for ferskvandssediment er angivet til 3,78 og 3,3 i marint vand ^{a)} .	Arsen vil fordele sig mellem vand, som bundet til suspenderet materiale og sediment (se Tabel 4.8). Jævnfør Sedeño-Díaz <i>et al.</i> (2019) vil arsen primært forblive i vandfasen.	Arsen vil primært finde sig i oxidationstrin V i miljøet og vil fordele sig mellem vand, suspenderet materiale og sediment. Der forventes ikke at være høje koncentrationer af arsen i biota.	Vil sandsynligvis reduceres i kloaknettet (anoxiske forhold). Fældes delvist i rensesanlæg (nøgletallene for fjernelse i rensesanlæg : >90% (MBNDK) og 29% i mekanisk anlæg)
Barium	Forekommer alene i oxidationstrin II i naturen	Barium er ikke flygtigt	BAF-værdier på mellem 100 – 1000 er rapporteret for marine organismer ^{b)} . BCF for fisk er målt til 129 ^{b)} . Den højere BAF på marine organismer (f.eks. fisk) er baggrunden for bestemmelsen af miljøkvalitetskravene for barium, idet disse er baseret på ADI for barium.	Ingen indikation af biomagnificering ^{b)}	REACH registreringsdossier for barium chlorid ^{b)} angiver følgende fordelingskoefficienter: logKd(sediment) (L/kg): 3,54 logKd(suspenderet stof) (L/kg): 3,72 logKd (jord) (L/kg): 1,61 Stoffet binder sig i således i et vist omfang til sediment og suspenderet materiale	Barium forventes primært at findes i vand- og sedimentmatricen i vandmiljøet (se Tabel 4.8). Jævnfør Sedeño-Díaz (2019) vil barium primært være i vandfasen.	Saltet BaCl ₂ har en høj vandopløselighed ^{b)} , medens saltet BaSO ₄ har en væsentligt lavere vandopløselighed på ca. 0,54 mg Ba/L ^{c)} . Derfor kan saltet udfælde ved højere koncentrationer af sulfationer (naturlig	Fældes delvist i rensesanlæg (nøgletallene for fjernelse i rensesanlæg : 86% (MBNDK) og 28% i mekanisk anlæg)

Stof	Parameter							
	Omsætning	Flygtighed	Bioakkumulering	Biomagnificering	Adsorption	Typisk matrice i miljøet	Skæbne i miljøet	Skæbne i kloaksystem og renseanlæg
							forekommende) og bariumioner.	
Bly	Bly befinder sig primært på oxidationstrinnet II eller IV, hvor bly i oxidationstrinnet IV kun forekommer i stærkt oxiderende og sure opløsninger og vil normalt ikke forekomme i miljøet. I miljøet findes bly primært som Pb (II).	Bly er et uorganisk stof og er ikke flygtigt	Følgende målte BCF er angivet for bly ^{e)} : 1554 L.kg-1 wwt (gnm.) 440 L.kg-1 vv (50% percentil) (7 – 15,400 L.kg-1 vv) Bly har således et vist potentiale for bioakkumulering.	Der er meget, der tyder på, at bly ikke biomagnificerer, men snarere omvendt, at blys tendens til at bioakkumulere falder med voksende trofisk niveau ^{f)} .	Følgende fordelingskoefficienter er angivet for bly ^{e)} : logKp (suspenderet materiale)(L/kg): 5,47 (50% percentil) (Interval 4,70 – 6,23 logKp (sediment) (L/kg): 5,19 (50% percentil) (4,55 – 5,85)	Grundet stoffets høje fordelingskoefficient er både til suspenderet materiale forventes stoffet primært at være bundet til suspenderet materiale samt i sedimentet. Dette bekræftes af data i Tabel 4.8. Jævnfør Sedeño-Díaz (2019) vil bly primært være bundet til sedimentet.	Metallisk bly nedbrydes ikke, men forbliver i miljøet. Det binder sig hårdt til sedimentet, hvorfor der vil være en fjernelse af vandfasen som følge af sedimentation og begravelse.	Fældes delvist i renseanlæg (nøgletallene for fjernelse i renseanlæg : > 50% (MBNDK) og 44% i mekanisk anlæg)
Cadmium	Forekommer kun i oxidationstrinnene + og II og kan derfor forekomme som forskellige Cd(II)-salte. Opløst cadmium vides at interagere med opløst organisk kulstof (DOC) og Ca ²⁺ -ioner og danne komplekser, som reducerer stoffets biotilgængelighed (og dermed giftighed). Udover koncentrationen af DOC og Ca ²⁺	Cadmium er et uorganisk stof og det er ikke flygtigt.	Der er angivet en bioakkumuleringsfaktor, BAF, på 240 L/kg ^{g)} . Dette antyder et moderat potentiale for bioakkumulering.	Fisk er effektive til at udskille cadmium igen efter optag. Der er meget, der tyder på, at cadmiums tendens til at bioakkumulere falder med det trofiske niveau ^{h)} .	Fordelingskoefficienten for cadmiums fordeling mellem suspenderet materiale og vand er målt til omkring (logKd) 4,23 til 5,35 ^{g)} . Der er dog forskel på, hvor stor del, der adsorberes, alt efter pH, idet opløseligheden falder med stigende pH.	Cadmium vil primært fordele sig mellem vandfasen, bundet til suspenderet materiale samt til sedimentet. Dette bekræftes af data i Tabel 4.8. Jævnfør Sedeño-Díaz (2019) vil cadmium primært være bundet til sedimentet.	Cadmium vil ikke blive nedbrudt. Metallet vil blive spredt ud i vandmiljøet med vandtransporten ligesom det ved blive bundet i sediment og som følge af det også blive begravet i sedimentet.	Fældes delvist i renseanlæg (nøgletallene for fjernelse i renseanlæg : > 50% (MBNDK))

Stof	Parameter							
	Omsætning	Flygtighed	Bioakkumulering	Biomagnificering	Adsorption	Typisk matrice i miljøet	Skæbne i miljøet	Skæbne i kloaksystem og rensesanlæg
	vides pH også at have en indflydelse på biotilgængeligheden af Cd.							
Krom	I overfladevand findes krom på to oxidationstrin, III og VI, hvor den termodynamisk stabile tilstand er Cr(VI) ¹⁾. Ved lave pH danner Cr(III) komplekser med f.eks. vand, ammonium, sulfat, urinstof og organiske syrer medens ved høje pH danner Cr(III) forbindelser med OH⁻. Cr(VI) forefindes ofte som den divalente kromsyre (H₂CrO₄) med pK_{a1} på ca. 0,74 og pK_{a2} på 6,49. Stoffet vil derfor være dissocieret ved miljørealistiske pH og derfor have lav tendens til at adsorbere til sediment. Cr(VI) kan videre virke	Krom er et uorganisk stof og det er ikke flygtigt.	Følgende BCF-værdier er angivet i kriteriedokumentet for krom ¹⁾: Cr(VI): BCF = 1 Cr(III): BCF = 100 Det vil sige, at krom har et lavt potentiale for bioakkumulering,	Da krom har et lavt potentiale for bioakkumulering har det også et lavt potentiale for biomagnificering.	Bindingen til sediment er afhængig af pH og af oxidationstrinnet for krom: Fordelingskoefficient for fordelingen mellem vand og sediment ¹⁾ (logKd (L/kg): Cr(VI): 2 (basiske forhold) Cr(VI): 3 (sure forhold) Cr(III): 4,04 (basiske forhold) Cr(III): 5 (sure forhold)	Cr(III) vil primært fordele sig mellem vandfasen, bundet til suspenderet materiale samt til sedimentet medens Cr(VI) må forventes i væsentligt mindre omfang end Cr(III) at binde sig til suspenderet materiale og sediment. Forholdet mellem hhv. gennemsnittet, geometriske gennemsnit og 50% percentilerne af koncentrationen i sedimentet hhv. i den filtrerede prøve for krom er hhv. 39,500 L/kg, 46,400 kg/L og 45,000 L/kg – eller på log10-enheder: 4,60; 4,66; og 4,65. Det forhold, at disse er på niveau med de rapporterede sediment-vand fordelingskoefficienter for Cr(III), antyder, at en	Tidligere stammede næsten al Cr(VI) i miljøet fra menneskelige aktiviteter, medens naturlig frigivelse af krom primært er som Cr(III). Imidlertid, da Cr(VI) er så stærkt reguleret, kan omdannelsen af Cr(III) til Cr(VI) nu være en væsentlig kilde til Cr(VI).	Fældes delvist i rensesanlæg (nøgletallene for fjernelse i rensesanlæg : > 50% (MBNDK) og 31% i mekanisk anlæg

Stof	Parameter							
	Omsætning	Flygtighed	Bioakkumulering	Biomagnificering	Adsorption	Typisk matrice i miljøet	Skæbne i miljøet	Skæbne i kloaksystem og renseanlæg
	som et oxidationsmiddel. Cr(VI) kan omdannes til Cr(III), men reaktionen kan være langsom, afhængigt af de herskende forhold, der kan stabilisere Cr(III).					væsentlig andel af krom befinder sig på oxidationstrin III i vandmiljøet.		
Kobber	Kobber vil forekomme som uopløst metal (Cu(0)) eller på kationisk form som Cu(I) eller Cu(II) afhængigt af redox-forholdene i miljøet. Generelt vil opløst kobber være på Cu(II)-oxidationstrin. Kobbermetal (Cu(0)) transformationen til kationisk kobber (Cu(I)/Cu(II)) er relateret til pH. Det er f.eks. vist, at frigivelsen af kobberioner ved pH = 6 er flere gange højere end ved pH 7. Opløst kobber vides at interagere med opløst organisk	Kobber er et uorganisk stof og det er ikke flygtigt.	Kobber er essentielt for alle levende organismer, som derfor har et naturligt indhold af kobber. Organismene har en naturlig evne til at opretholde et konstant indre miljø, hvorfor et større optag også vil udløse en større frigivelse. Derfor er det vurderet, at akkumulering og sekundær forgiftning samt biomagnificering i fødekæderne af uorganisk kobber ikke er relevant.	Kobber vil ikke biomagnificeres i fødekæderne	Kobber(II)-ionen binder sig stærkt til suspenderet stof og sediment: der er angivet følgende fordelingskoefficienter for Cu(II)Cl ₂ ^{k)} logKf (ferskvand, suspenderet materiale) (L/kg): 4,48 logKf (brakvand, suspenderet materiale) (L/kg): 4,75 logKf (havvand, suspenderet materiale) (L/kg): 5,12 logKf (ferskvand sediment) (L/kg): 4,75	Kobber vil fordele sig mellem vandfasen, sedimentet og som bundet til suspenderet materiale.	Kobber vil ikke blive nedbrudt. Metallet vil blive spredt ud i vandmiljøet med vandtransporten ligesom metallet vil blive bundet i sedimentet og som følge af det også blive begravet i sedimentet.	Fældes delvist i renseanlæg (nøgletallene for fjernelse i renseanlæg : 96% (MBNDK) og 46% i mekanisk anlæg

Stof	Parameter							
	Omsætning	Flygtighed	Bioakkumulering	Biomagnificering	Adsorption	Typisk matrice i miljøet	Skæbne i miljøet	Skæbne i kloaksystem og renseanlæg
	kulstof (DOC) og Ca^{2+} -ioner og danne komplekser, som reducerer stoffets biotilgængelighed (og dermed giftighed). Udover koncentrationen af DOC og Ca^{2+} vides pH også at have en indflydelse på biotilgængelighed en af kobber.							
Kviksølv	Kviksølv kan forekomme både som metallisk kviksølv ($\text{Hg}(0)$) og i oxidationstrinnet II. I miljøet, dannes methylkviksølv mikrobielt ud fra uorganisk kviksølv og kan dannes i vandområder (søer, floder, vådområder, sediment, jordbund og det åbne hav). Produktionen af methylkviksølv tilskrives primært anaerobe bakterier i sedimentet men	Kviksølv har en beregnet (ud fra målt damptryk og målt vandopløselighed) Henrys konstant på 873 Pa m ³ /mole, hvilket antyder en vis flygtighed fra vandig opløsning.	BAF for kviksølv og methylkviksølv er afhængig af organismens trofiske niveau, da kviksølv og methylkviksølv akkumulerer op igennem fødekæden. For større fisk, som spises af mennesker og rovfisk/havpattedyr er BAF bestemt til: $\log \text{BAF}(\text{Kviksølv}) = 5,47$ $\log \text{BAF}(\text{Methylkviksølv}) = 6,69$:	Kviksølv og methylkviksølv vides at biomagnificere i fødekæderne.	Der er stor variation i de anførte fordelingskoefficienter for forholdet mellem suspenderet materiale og vand, som varierer fra 5,09 – 5,21 ($\log_{10}$ -enheder). Disse værdier antyder en meget stærk binding til suspenderet materiale og sediment.	Kviksølv og methylkviksølv forventes primært at findes i suspenderet materiale/sediment samt i biologisk materiale. Da BAF for kviksølv er på samme størrelsesorden som Kf for suspenderet materiale/sediment, må det forventes, at kviksølv og methylkviksølv kan optages (eventuelt via vandfasen (fra sedimentet til biota.	Kviksølv vil ikke blive nedbrudt. Metallet vil blive spredt ud i vandmiljøet med vandtransporten ligesom metallet vil blive bundet i sedimentet og som følge af det også blive begravet i sedimentet. Videre vil en del af kviksølvet fordele sig til biota.	Fældes delvist i renseanlæg (nøgletallene for fjernelse i renseanlæg : > 50% (MBNDK) og >10% i mekanisk anlæg

Stof	Parameter							
	Omsætning	Flygtighed	Bioakkumulering	Biomagnificering	Adsorption	Typisk matrice i miljøet	Skæbne i miljøet	Skæbne i kloaksystem og rensesanlæg
	kan også dannes aerobt. Hg(II) vil typisk danne anioner, som OH ⁻ og Cl ⁻ . Videre vil kviksølv interagere med DOC/DOM.							
Nikkel	Nikkel kan eksistere i oxidationstrinnene -I, 0, II, III og IV. Under normale forhold i miljøet, vil nikkel kun optræde i oxidationstrinnet II. Opløst nikkel vides at interagere med opløst organisk kulstof (DOC) og Ca ²⁺ -ioner og danne komplekser, som reducerer stoffets biotilgængelighed (og dermed giftighed). Udover koncentrationen af DOC og Ca ²⁺ vides pH også at have en indflydelse på biotilgængelighed en af nikkel.	Nikkel er ikke flygtigt.	BCF falder med vandkoncentrationen. Der anvendes en BCF på 240 i databladet for fastsættelse af kvalitetskriterier for sediment og biota for nikkel ¹⁾ . Nikkel har således kun et moderat potentiale for bioakkumulering.	Nikkel vil ikke biomagnificeres i fødekæderne.	Nikkel binder sig til suspenderet materiale. Fordelingskoefficient mellem suspenderet materiale og vand: ^{m)} logKp(suspenderet materiale): Median: 4,42 (3,76-5,07) Fordelingskoefficient mellem sediment og vand: ^{m)} logKp(sediment): Median:3,85 (3,33 - 4,23)	Nikkel vil fordele sig mellem vandfasen, sedimentet og som bundet til suspenderet materiale. Værdierne i Tabel 4.8 antyder således også, at ca. 40 % af nikkel er på opløst form i vandfasen.	Nikkel vil ikke blive nedbrudt. Metallet vil blive spredt ud i vandmiljøet med vandtransporten ligesom metallet vil blive bundet i sedimentet og som følge af det også blive begravet i sedimentet.	Fældes delvist i rensesanlæg (nøgletallene for fjernelse i rensesanlæg : 46% (MBNDK) og 22% i mekanisk anlæg
Vanadium	Vanadium er et blødt sølvgråt	Vanadium er ikke flygtigt.	Der anføres følgende BCF/BAF værdier for	Vanadium har ikke et potentiale	Vanadium binder sig til sedimentet og suspenderet materiale i	Vanadium har en forholdsvis høj	Vanadium vil ikke blive	Fældes delvist i

Stof	Parameter							
	Omsætning	Flygtighed	Bioakkumulering	Biomagnificering	Adsorption	Typisk matrice i miljøet	Skæbne i miljøet	Skæbne i kloaksystem og renseanlæg
	metal, der kan findes på forskellige oxidationstrin: -I, 0, II, III, IV og V. Eksisterende iltforhold og pH er bestemmende for den kemiske form af vandium. Vanadium danner gerne forskellige kemiske forbindelser med ilt- Kommercielt er vanadiumpentaoxid, V_2O_5 den vigtigste kommercielle form (anvendes som katalyse, keramik, maling og farvestoffer).		vanadium¹⁾ (vådvægt): BCF: 6-20 (marine krebsdyr); 25,5-27,9 (ferskvandsfisk) BAF: 26-179 (marine krebsdyr); 202-1163 (ferskvandsmuslinger); 44-229 (marine fisk): Vanadium har et lavt til et moderat potentiale for at bioakkumulere.	for at biomagnificere ¹⁾	vandmiljøet. Koefficienten for fordelingen af vanadium mellem vand¹⁾ og suspenderet materiale: logKp: 3,76 og 4,5 og sediment: logKp: 5,06 og jord: logKp: 2,66	affinitet for sediment og organiske partikler i vandsøjlen.	nedbrudt. Metallet vil blive spredt ud i vandmiljøet med vandtransporten ligesom metallet vil blive bundet i sedimentet og som følge af det også blive begravet i sedimentet.	renseanlæg (nøgletallene for fjernelse i renseanlæg : > 50% (MBNDK) og 39% i mekanisk anlæg
Zink	Som uorganisk stof vil zink ikke blive biologisk nedbrudt. Det vil forekomme enten som uopløst metal (Zn(0)), eller på kationisk form, primært som Zn(II). Zinkmetal (Zn(0)) transformationen til kationisk zink, Zn(II) er relateret	Zink er ikke flygtigt.	Zink er essentielt for alle levende organismer, som derfor har et naturligt indhold af zink. Organismene har en naturlig evne til at opretholde et konstant indre miljø, hvorfor et større optag også vil udløse en større frigivelse. Derfor er det vurderet, at	Zink vil ikke biomagnificeres i fødekæderne	Zink har et højt potentiale for at binde sig til sedimentet og til suspenderet materiale. Risikovurderingsrapporten for Zinkⁿ⁾ angiver koefficient for zink for fordelingen mellem vand og suspenderet materiale: logKp(suspenderet materiale): 5,04, men værdier mellem 4,81 og 5,25 er også anvendt i risikovurderingenⁿ⁾. Risikovurderingsrapporten har videre anvendt en sediment-vand	Zink har en høj affinitet for sediment og organiske partikler i vandsøjlen. Værdierne i Tabel 4.8 antyder således også, at kun 15-20 % af zink er på opløst form i vandfasen.	Zink vil ikke blive nedbrudt. Metallet vil blive spredt ud i vandmiljøet med vandtransporten ligesom metallet vil blive bundet i sedimentet og som følge af det også blive begravet i sedimentet.	Fældes delvist i renseanlæg (nøgletallene for fjernelse i renseanlæg : 85% (MBNDK) og 47% i mekanisk anlæg

Stof	Parameter							
	Omsætning	Flygtighed	Bioakkumulering	Biomagnificering	Adsorption	Typisk matrice i miljøet	Skæbne i miljøet	Skæbne i kloaksystem og rensesanlæg
	til pH. Det er f.eks. vist, at frigivelsen af zink-ioner ved pH = 6 er flere gange højere (7-13) end ved pH 8. Opløst zink vides at interagere med opløst organisk kulstof (DOC) og Ca ²⁺ -ioner og danne komplekser, som reducerer stoffets biotilgængelighed (og dermed giftighed). Udover koncentrationen af DOC og Ca ²⁺ vides pH også at have en indflydelse på biotilgængeligheden af zink.		akkumulering og sekundær forgiftning og biomagnificering i fødekæderne af uorganisk zink ikke er relevant		fordelingskoefficient på logKp (sediment) 4,86.			

- a) Miljøministeriet, Miljøstyrelsen (2023a) Arsen
- b) ECHA Barium chlorid
- c) ECHA Barium sulfate
- d) US EPA (2003)
- e) EU (2011)
- f) US EPA: Ecological Toxicity Information.
- g) Miljøministeriet, Miljøstyrelsen (2017)
- h) Cadmium chloride registration dossier.
- i) Miljøministeriet, Miljøstyrelsen (2019)
- j) Miljøministeriet, Naturstyrelsen (2017). Nikkel
- k) ECHA Kobber dichlorid

- l) Miljøministeriet, Miljøstyrelsen (2023b) Vanadium
- m) Nickel EQS dossier 2011
- n) Miljøstyrelsen (2007, opdateret 2016).

4.1.3 Metallerne anvendelse og anvendelsesregulering

Metallerne er naturligt forekommende stoffer i miljøet, men forekomsten af metallerne i miljøet skyldes også menneskelige aktiviteter f.eks. ved afsmitning fra brug af materialer eller artikler indeholdende metallerne.

For at kunne identificere potentielle kilder til metallerne i vandmiljøet er der samlet oplysninger om historiske og nuværende anvendelser præsenteret i Tabel 4.4. Oplysningerne er her primært indhentet for selve metallet og derved ikke for de utallige mulige forbindelser af metallerne.

Tabellen viser samtidigt væsentlige reguleringer for anvendelse af metallerne. At stofferne optræder på REACH Kandidatlisten betyder, at de er identificerede som særligt problematiske stoffer, og at de er kandidater til at komme på REACH godkendelseslisten (hvor der følger et krav om godkendelse før anvendelse) eller, at der er nuværende eller kommende anvendelsesbegrænsninger for stofferne i produkter og/eller artikler.

Tabel 4.4. Historiske og nuværende anvendelser af metallerne.

Metal	Anvendelser		Anvendelsesbegrænsninger
	Historiske og evt. nuværende anvendelser	Anvendelser baseret på oplysninger fra ECHA ⁷	Regulering og anvendelsesbegrænsninger suppleret med DK krav
Arsen	Indgik tidligere i træbehandlingsmidler og antibegroningsmidler, men det er nu forbudt. Arsen kan findes i depoter/forurenede grunde.	Ifølge oplysninger fra ECHA (2024) produceres/importeres i alt 100 – 1000 tons arsen pr. år til EU. I EU anvendes arsen industrielt ved fremstilling af metalartikler, batterier og halvledere samt i byggebranchen og ved forsyning af vand, gas eller elektricitet. Anvendes ligeledes som laboratoriekemikalie af erhvervsmæssige brugere.	Visse arsen-forbindelser er giftige. Følgende arsen-forbindelser er på Kandidatlisten: Trilead diarsenate, calcium arsenate, arsenic acid, triethyl arsenate, lead hydrogen arsenate, diarsenic trioxide, diarsenic pentaoxide. Der er tre arsenforbindelser på Godkendelseslisten i REACH: Diarsen trioxid, diarsen pentaoxid og arsensyre. Der er anvendelsesbegrænsning af arsenforbindelser (Entry 19, REACH Annex XVII) samt for arsenforbindelser som indeholder cadmium, nikkel, eller bly eller som optræder som uorganisk ammoniumsalt (REACH Annex XVII).
Barium	Barium udvindes både direkte ved minedrift og indirekte som biprodukt af f.eks. kulminedrift, og anvendes til produktion af gummivarer, foto-papir, røntgen kontrastmateriale, mursten, tegl/keramiske produkter, glas, plastik, fyrværkeri, olie additiver (boremudder) og stål ⁸ (MST 2009/2015).	Ifølge oplysninger fra ECHA (2024) produceres/importeres i alt 100 – 1000 tons barium pr. år til EU. I EU anvendes barium industrielt ved fremstilling af legeringer, stål og jern samt i metalartikler, som anvendes enten af private forbrugere eller industrielt.	Der findes to bariumforbindelser på REACH Kandidatlisten (Barium diboron tetraoxide, Silicic acid (H ₂ Si ₂ O ₅), barium salt (1:1), lead-doped), men det er grundet af bor i det første stof og bly i det andet stof. Barium indgår i en række forbindelser med arsen, cadmium, bly, nikkel og zink hvortil, der er knyttet anvendelsesbegrænsninger – der henvises til disse metaller.
Bly	Bly er tidligere anvendt i byggematerialer såsom tag – og taginddækninger, rør, loddematerialer, kapper til elinstallationer, maling, m.m. Herudover er bly tidligere anvendt i fiskeredskeer, hobbyprodukter, gardinvægte, glas og keramik, ammunition og smykker ⁹ .	Ifølge oplysninger fra ECHA (2024) produceres/importeres i alt mere end 1 000 000 tons bly pr. år til EU. Bly anvendes industrielt til fremstilling af batterier, loddemateriale, galvaniseret stål, blypulver, og til syntese af blyforbindelser og anvendes ligeledes som varmeledere.	Bly er på REACH Kandidatlisten. Fire blyforbindelser er på Godkendelseslisten (Annex XIV i REACH) Generelt anvendelsesbegrænsninger for bly og blyforbindelse (Entry 63, REACH Annex XVII), for specifikke blyforbindelser (Entry 16 og 17, REACH Annex XVII), for blyforbindelser med arsen, cadmium eller nikkel samt omfattet med forbud eller begrænsninger i en række lovgivninger udover REACH. I Danmark reguleres bly desuden via Bekendtgørelse om forbud mod import og salg af produkter, der indeholder bly (BEK nr. 856 af 05/09/2009). Der er indtil videre ikke forbud for en lang række produktkategorier f.eks. højflexible kabler, superledere,

⁷ ECHA's kemikalielatabase tilgået marts 2024

⁸ Miljøstyrelsens kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet, tilgået marts 2024 (MST 2009+2015)

⁹ Miljøstyrelsens faktaark for bly, tilgået marts 2024

Metal	Anvendelser		Anvendelsesbegrænsninger
	Historiske og evt. nuværende anvendelser	Anvendelser baseret på oplysninger fra ECHA ⁷	Regulering og anvendelsesbegrænsninger suppleret med DK krav
	Bly blev tidligere tilsat benzin og anvendt i bremsebelægninger.	Bly anvendes erhvervsmæssigt ved samling af batterier og i loddemateriale f.eks. i byggebranchen og derudover som laboratoriekemikalie. Forbrugeranvendelse er primært som loddemateriale og håndtering af artikler med bly.	maling til specielle formål, glas og glasur til specielle formål, elektroniske komponenter m.m.
Cadmium	Cadmium er anvendt i nikkel-cadmium batterier, elektroniske komponenter, kabler og ledninger, i plastprodukter som stabilisatorer eller pigment, som pigment i bl.a. glasur, kunstnerfarver, tandproteser, færdselstavler og brandslukningsudstyr (COWI 2000).	Ifølge oplysninger fra ECHA (2024) produceres/importeres i alt 1000 – 10 000 tons cadmium pr. år til EU. Cadmium anvendes industrielt til fremstilling af batterier, legeringer, loddeprodukter, belægninger (physical vapor deposition) og til syntese af kemikalier (hydro- og pyrometallurgi) inklusiv industriel brug af cadmiumholdige pulvere og loddeprodukter. Anvendes derudover som laboratoriekemikalie.	Cadmium er på REACH Kandidatlisten. For cadmium og cadmiumforbindelser er der anvendelsesbegrænsninger (Entry 23, Annex XVII i REACH) samt for cadmiumforbindelser som indeholder arsen eller bly og hvor cadmium optræder som uorganisk ammoniumsalt (REACH Annex XVII). Forbud og begrænsninger i en række lovgivninger udover REACH. I Danmark er der fastsat grænse for indhold af cadmium i fosforholdig gødning (BEK nr. 818 af 04/06/2022).
Krom	Krom forekommer som legeringsmetal i jern, aluminium og kobber og følger derfor anvendelse samt affaldsfase for jern og stål, aluminium og kobber. Kromforbindelser er anvendt til overfladebehandling og korrosionsbeskyttelse, farvestoffer og pigmenter til tekstiler, til garvning af læder, samt i byggeprodukter og byggematerialer. Herudover er kromforbindelser anvendt som laboratoriekemikalie (Hoffmann <i>et al.</i> 2002).	Ifølge oplysninger fra ECHA (2024) produceres/importeres i alt 1 000 000 – 10 000 000 tons krom pr. år til EU. Krom fremstilles og anvendes industrielt som metal, i legeringer og i kromholdige produkter. Krom anvendes i fremstilling af stål og indgår derved i produkter fremstillet af stål samt i artikler, som er overfladebehandlet med kromholdige produkter (forkromede). Der er således både erhvervsmæssige og forbrugeranvendelse af forkromede artikler samt i overfladebehandlingsprodukter, legeringer og loddeprodukter.	Krom er omfattet med forbud eller begrænsninger i kosmetik, fødevarekontaktmaterialer og i drikkevand. Der er anvendelsesbegrænsning af Cr(VI)-forbindelser (Entry 47, REACH Annex XVII) samt for kromforbindelser som indeholder arsen, cadmium, nikkel, eller bly (REACH Annex XVII). Ammoniumsalte af Cr(VI):Omfattet af anvendelsesbegrænsninger i REACH (Entry 65, REACH Annex XVII) og i byggematerialer

Metal	Anvendelser		Anvendelsesbegrænsninger
	Historiske og evt. nuværende anvendelser	Anvendelser baseret på oplysninger fra ECHA ⁷	Regulering og anvendelsesbegrænsninger suppleret med DK krav
Kobber	Kobber findes naturligt i miljøet og er essentielt stof for levende organismer. Anvendt i galvanoidindustrien, farvelakindustri og i jern- og metalindustrien. Kobber er anvendt til fremstilling af rør (gas og vand), maling herunder bundmaling til skibe, kobbertage og bygningsfacader m.m. Kobber er ligeledes anvendt i landbruget via handelsgødning (Jensen & Bak 2018).	Ifølge oplysninger fra ECHA (2024) produceres/importeres i alt 1 000 000 – 10 000 000 tons kobber pr. år til EU. Kobber fremstilles og anvendes industrielt som massivt kobber, pulver og i legeringer og indgår i en række industrielle processer (elektrolytiske processer, svejsning, lodning, termisk spraying, overfladebehandling m.m.). Erhvervsmæssig brug og forbrugeranvendelser omfatter brug af loddematerialer og spray overfladebehandlingsmidler indeholdende kobber. Kobber anvendes ligeledes som biocid.	Kobberforbindelser optræder ikke på Kandidatlisten eller Godkendelseslisten i REACH. Der er anvendelsesbegrænsninger for kobberforbindelser som indeholder arsen, cadmium, nikkel, eller bly samt for uorganiske ammoniumsalte med kobber (REACH, Annex XVII). Der er sat grænse for afsmitning af kobber fra fødevarekontaktmaterialer. I Danmark er der fastsat grænse for indhold af kobber i gødning og jordforbedringsmidler m.v. (BEK nr. 1135 af 09/07/2022).
Kviksølv	Kviksølv har været anvendt til fremstilling af lyskilder: gasudladningslamper, fluorescenslamper, billygter m.m., kontakter og relæer: elektronik, biler, industrianlæg m.m., og i måle- og kontroludstyr: termometre, barometre, manometre, blodtryksmålere og andre måleinstrumenter (Skårup <i>et al.</i> 2003).	Ifølge oplysninger fra ECHA (2024) produceres/importeres i alt 100 – 1000 tons kviksølv pr. år til EU. Kviksølv anvendes industrielt til fremstilling af amalgam og derudover behandles kviksølvholdigt affald. Der anvendes amalgam til tandfyldninger samt gasudladningslamper.	Kviksølvforbindelser optræder ikke på Kandidatlisten eller Godkendelseslisten i REACH. I REACH er der begrænsninger for brugen af kviksølv og kviksølvforbindelser (Entry 18, 18a og 62, Annex XVII), og for forbindelser med arsen, cadmium og bly samt i en lang række lovgivninger udover REACH f.eks. batteridirektivet, RoHS, legetøjsdirektivet, plastmateriale- og artikelforordningen. En EU-forordning (Forordning (EC) 2017/852) regulerer fremstilling, anvendelse, opbevaring og afskaffelse af kviksølv inkl. håndtering af brugte amalgam fyldninger. I Danmark reguleres kviksølv desuden via Bekendtgørelse om forbud mod import, salg og eksport af kviksølv og kviksølvholdige produkter (BEK nr. 73 af 25/01/2016). Der er en række undtagelser for forbuddet f.eks. produkter til tandfyldning, visse filmafbrydere og -relæer, specielle lyskilder, specielle elektroder, specielle kemikalier m.m.
Nikkel	Nikkel findes naturligt i miljøet og er et essentielt stof for levende organismer. Nikkel er anvendt i metalindustrien ved overfladebehandling, produktion af	Ifølge oplysninger fra ECHA (2024) produceres/importeres mere end 100 000 tons nikkel pr. år til EU.	Nikkelforbindelser optræder ikke på Kandidatlisten eller Godkendelseslisten i REACH.

Metal	Anvendelser		Anvendelsesbegrænsninger
	Historiske og evt. nuværende anvendelser	Anvendelser baseret på oplysninger fra ECHA ⁷	Regulering og anvendelsesbegrænsninger suppleret med DK krav
	katalysatorer og i nikkel-cadmium-batterier.	Nikkel fremstilles og anvendes industrielt. Nikkel anvendes industrielt til fremstilling af katalysatorer af nikkelsalte. Nikkel indgår bl.a. i rustfrit stål, i batterier, overfladebelægninger, legeringer og forniklede emner.	Der er anvendelsesbegrænsninger generelt for nikkelforbindelser (Entry 27, Annex XVII i REACH) samt for nikkelforbindelser som indeholder arsen, cadmium, bly eller optræder som uorganisk ammoniumsalt (REACH, Annex XVII). Der er sat grænse for afsmitning af nikkel fra legetøj.
Vanadium	Vanadium findes naturligt i miljøet, og kommer bl.a. fra afbrænding af olie og kul. Vanadium forekommer i aske fra olie- og kulforbrænding. Er anvendt til stållegeringer til bl.a. armerede biler, flykonstruktioner og rumteknologi, katalysatorer inkl. bilkatalysatorer, i fremkaldere, antibegroningsmidler og som farvestof.	Ifølge oplysninger fra ECHA (2024) produceres/importeres i alt 10 000 – 100 000 tons vanadium pr. år til EU. Vanadium fremstilles industrielt og anvendes industrielt, erhvervsmæssigt og af private forbrugere i legeringer og artikler. Artikler omfatter bl.a. køretøjer, elektronik, batterier og maskiner.	Vanadiumforbindelser optræder ikke på Kandidatlisten eller Godkendelseslisten i REACH. Der er anvendelsesbegrænsninger for vanadiumforbindelser som indeholder arsen, cadmium, nikkel, bly eller optræder som uorganisk ammoniumsalt (REACH, Annex XVII).
Zink	Zink forekommer naturligt i miljøet. Zink anvendes bredt indenfor metal-, elektronik- og kemikalieindustrien samt i forbindelse med overfladebehandling enten som maling eller korrosionsbeskyttelse. Zink findes i galvaniserede emner og zinkplader inklusiv tagdækning, tagrender, lysmaster, skilte, dele af biler og andre vejrbestandige udendørs materialer. Zink er anvendt i landbruget via handelsgødning (Jensen & Bak 2018).	Ifølge oplysninger fra ECHA (2024) produceres/importeres i alt 1 000 000 – 10 000 000 tons zink pr. år til EU. Zink anvendes industrielt til fremstilling af zinklegeringer, emner i zink, galvaniserede emner, maling m.m. Erhvervsmæssige brugere anvender zink i form af pulver, anoder, galvaniserede emner, maling m.m. Zink anvendes i bl.a. byggematerialer, køretøjer, maskiner, batterier og i køkkenudstyr.	Der optræder tre forbindelser med zink på Kandidatlisten samt to forbindelser med zink på godkendelseslisten i REACH. Der er anvendelsesbegrænsninger for zinkforbindelser som indeholder arsen, cadmium, nikkel, bly eller optræder som uorganisk ammoniumsalt (REACH, Annex XVII).

4.1.4 Generelle kilder og tilførselsveje

De potentielle kilder identificeres ud fra viden om stoffets anvendelse og skæbne i miljøet samt i kloaksystem og renseanlæg.

Typiske tilførselsveje for metaller til miljøet er via industri- og husholdningsspildevand, fra regnbetingede udledninger, fra forurenede grunde, veje, tage eller industrigrunde, fra dræn og overfladeafstrømning fra jorde (herunder stoffer, der stammer fra spildevandsslam, gødning, samt atmosfærisk deposition).

For metaller kan der desuden være en frigivelse af naturligt forekommende metaller som resultat af kemiske stoffers tendens til at søge ligevægt i naturen. Denne fysisk-kemiske frigivelse kan ske til vandmiljøet med drænrør, overfladeafstrømning samt grundvandsindstrømning.

Tabel 4.5. Generelle kilder til metallerne og tilførselsveje af metallerne til miljøet.

Generel kilde	Aktivitet	Typisk tilførselsvej til vandmiljøet	Arsen	Barium	Bly	Cadmium	Krom	Kobber	Kviksølv	Nikkel	Vanadium	Zink
Industri	Metalindustri og metalforbearbejdningsindustri	Industrispildevand enten direkte eller via renseanlæg			X	X	X	X		X		X
	Fremstilling af batterier	RBU – separat f.eks. fra direkte afledning af overfladevand fra forurenede arealer fra industri/oplagspladser/tage eller andre overflader	X		X	X				X	X	X
	Kemisk fremstillingsindustri	Atmosfærisk deposition				X	X	X		X		
	Cementindustri ¹⁰		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Som følgestof i fossile brændstoffer andre typer af forbrændinger, flis- og halmfyrede kraftværker, affaldsforbrænding ^{16 11}		X		X	X	X	X	X	X	X	X
	Dambrug	Direkte udledning						X				
	Oppumpning af grundvand ¹²			X			X	X		X		X
Erhvervsmæssige brugere	Hospitaler o.l. (afsmitning fra overflader, artikler), laboratorier, kontrastvæsker mm. ¹³	Industrispildevand enten direkte eller via renseanlæg		X	X	X		X	X	X		X
	Gartnerier ¹⁴	RBU separat			X	X	X	X		X		X
	Kunstgræsbaner ¹⁵		(X)		X	X	(X)	X		X		X
	Tandlægeklinikker					X		X	X			
	Elektronikvirksomheder								X		X	X
	Bilvaskehaller ¹⁶				X	X	X	X		X		X
	Veje, bygninger, befæstede arealer		X			X		X		X		

¹⁰ Metaller i cementindustrien er baseret på rapport fra Miljøstyrelsen (Hjelmar & Hougaard, 2015)

¹¹ Bl.a. fra Nielsen *et al.* (2013)

¹² Metaller i grundvand stammer fra aktiviteter, der giver anledning til forurening af grundvandet

¹³ Baseret på data fra DHI (2021)

¹⁴ Metallerne stammer fra gartneriers anvendelse af kalk som skyggemiddel på væksthuse. Baseret på rapport fra Odense Kommune (2017)

¹⁵ Baseret på rapport fra DHI (2013), hvor kun metaller, der er fundet i koncentrationer over miljøkvalitetskravet for vand, er markeret

¹⁶ Baseret på Nielsen *et al.* (2000)

Generel kilde	Aktivitet	Typisk tilførselsvej til vandmiljøet	Arsen	Barium	Bly	Cadmium	Krom	Kobber	Kviksølv	Nikkel	Vanadium	Zink
	Kortlagte forurenede grunde ¹⁷	Renseanlæg Dræn, overfladeafstrømning RBU separat ¹⁸	X		X	X	X	X	X	X		X
	Landbrug (f.eks. fra gødning, spildevandsslam)	Dræn, overfladeafstrømning	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Husholdninger	Afsmitning fra drikkevandinstallationer, artikler, naturligt indhold i drikkevand	Husholdningsspildevand RBU overløb	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Tagvand o.l. inkl. udendørsinstallationer	RBU separat		X		X	X	X		X		X
Diffuse kilder	Grundvand ¹⁹ (kildespring, grundvandsindstrømning)	Direkte		X			X	X		X		X
	Atmosfærisk deposition	Dræn, overfladeafstrømning RBU separat RBU overløb	X		X	X	X	X	X	X	X	X

¹⁷ I regionernes store undersøgelse i 2021/2022 (Sørensen *et al.* 2023), blev det bl.a. fundet at jordforureninger fra følgende typer af forurenede grunde, som er relevante for metaller, og som kan bidrage til overskridelser af miljøkvalitetskravene for vand: Lossepladser, maskinfabrikker og værksteder, jern- og metalskrot, autoreparation, galvanisering, jern- og metalstøberier

¹⁸ Etablerede deponi for affald kan være tilsluttet renseanlæg eller være separatkloakeret

¹⁹ Metaller i grundvand stammer fra aktiviteter, der giver anledning til forurening af grundvandet

4.1.5 Typiske koncentrationer

4.1.5.1 Typiske koncentrationer i udledninger

Herunder fremgår typetal og eksempler på målinger af metallerne i spildevand, i regnbetingede udledninger, almindeligt regnvand, i drikkevand og i grundvand.

Det kan anbefales at se på, om de aktuelle koncentrationer i spildevand og RBU'er er på niveau med de anførte data i Tabel 4.6. Hvis der aktuelt måles højere koncentrationer end de her angivne, bør man gå opstrøms for at udpege mulige kilder.

Tabel 4.6. Nøgletal for metaller i spildevand, typetal for metaller i RBU'er og regnvand (µg/L) (referencer angivet i tabellen).

	Reference	Typetal									
		Arsen	Barium	Bly	Cadmium	Krom	Kobber	Kviksølv	Nikkel	Vanadium	Zink
Renseanlæg indløb, MBNDK ¹⁾ (inkl. industrispildevand) (µg/L)	MST 2021	2,5	120	11	0,2		71	0,4	8,1	3,8	240
Renseanlæg udløb, MBNDK (inkl. rensset industrispildevand) (µg/L)	MST 2021	1,1	17				2,6		4,3		35
Renseanlæg indløb, mekanisk rensanlæg (husholdningsspildevand) (µg/L)	MST 2021	2,4	93	5	0,16		49	0,13	4,5	3	140
Renseanlæg udløb, mekanisk rensanlæg (husholdningsspildevand) (µg/L)	MST 2021	2	69	2,8			26		3,5	1,8	75
Fælleskloakerede spildevandsoverløb (boligområder)**	MST 2022	0,80	15	5,0	0,10		16	0,05	2,7	2,8	170
Separate regnvandsudledninger (boligområder)** (µg/L)	MST 2022	1,3	12	4,0	0,070	0,4	9,0	0,03*	4,0	2,6	130
Grundvand (kildevæld) ²⁾ (µg/L) GM (10%percentil – 90%percentil)	GEUS 2023	0,61 (0,12-4,1)	54 (13-160)			0,17 (0,03-8,5)	0,45 (0,03-5,3)		0,72 (0,1-8,5)		2,1 (0,49-24)
Koncentrationer i drikkevand. (µg/L) GM (10%percentil – 90%percentil) (kravværdier)	GEUS 2023	0,55 (0,1-1,8) (5)	40 (16-53) (700)	(5)	(2)	0,08 (0,03-3,6) (20)	5,8 (0,66-33) (100)	(1)	0,26 (0,06-3,6) (20)		13 (3,0-58) (100)
Regnvand (µg/L) Svenske målinger*** Skønnet fra målte**** depositioner i DK Beregnet ud fra våd deposition i DK i 2012****	IVL 2024 DCE 2019 DCE 2015	0,08 0,1 0,1↓		0,4 0,7 0,7↓	0,03 0,02 0,02↓	0,02 0,2↑	1,2 0,9 0,9	0,008	0,1 0,1 0,2↓	0,3	4,0 8,6 8,1

¹⁾ mekanisk, biologisk, nitrifikation/denitrifikation og kemisk rensning

²⁾ Beregnet for værdier fra Jupiterdatabasen

* Dårlig tilpasning til logaritmisk normalfordeling

** Tallene for RBU gælder som skrevet for boligområder. Et estimat på en koncentration i regnvandet fra et mere divers område kan eventuelt skønnes ved brug af værktøjet Regnkvalitet Vers. 1.3, som kan hentes fra nettet (https://www.regnvandskvalitet.dk/documents/RegnKvalitet_Vers1.3.xlsx, seneste opdatering fra 2018). Dog er kun værdier for metallerne zink, kobber og bly inkluderet i værktøjet.

*** Tallene er fra 2019 og hentet fra IVL og gælder således for Sverige (IVL, 2024)

**** Tallene er beregnet ud fra angivne årlige depositioner (både våd og tør) over vand og land (DCE, 2019) samt ved antagelse af, at al deposition er våd og en årlig nedbør på 800 mm. Disse tal angiver sikkert en for høj koncentration i regnvandet.

**** Skønnet ud fra målte våde depositioner og en antaget årlig nedbør på 800 mm (DCE, 2015). Referencen viser data for årene 2004-2012, og pilene angiver om der er tydelig korrelation mellem årene og de målte depositioner. ↓ viser således, at den våde depositionen tilsyneladende er faldende med tiden.

4.1.5.2 Baggrundsniveau

Metallerne er naturligt forekommende i miljøet, hvorfor der forventes et vist niveau af stoffet i miljøet – uafhængigt af menneskelige aktiviteter. Da metaller er naturligt forekommende, gælder det således også for en del af disse, at den naturlige baggrundskoncentration må tillægges miljøkvalitetskravet, hvis den naturlige baggrundskoncentration gør det umuligt at overholde miljøkvalitetskravet. En baggrundskoncentration er den koncentration, man kan forvente i miljøet, der ikke er påvirket af menneskelige aktiviteter. Den bestemmes ofte pragmatisk som en 10-percentil af de målte koncentrationer i miljøet. Det skal nævnes, at disse baggrundskoncentrationer er generiske baggrundskoncentrationer, og at der faktisk kan være lokale variation på baggrundskoncentrationen, da denne er styret af lokale forhold som fx pH og iltforholdene.

Tabel 4.7. Naturlige baggrundskoncentrationer.

Stofnavn	Floder, FOREGS ²⁰	Floder, sediment FOREGS ²⁰	Vandløb, vand ²¹	Vandløb, sediment ²¹	Sø, sediment ²¹
	µg/L	mg/kg TS	µg/L	mg/kg TS	mg/kg TS
Arsen	0,13	2,5			
Barium	4,8	36	17		
Bly	0,02	5,0			
Cadmium	0,002	0,12		0,288	0,288
Krom	0,10	9,0	0,08		
Kobber	0,28	5,0	0,48		
Kviksølv		0,012			
Nikkel	0,39	6,0			
Vanadium	0,12	12,4	0,134	10	10
Zink	0,9	24	1,6		

4.1.5.3 Forekommende koncentrationsniveau

Data for metallerne i vandløb, søer og kystvande for hele Danmark og både sediment, biota og vandfasen er trukket ud fra Miljøportalen. Dataene dækker alle målepunkter og viser således ikke kun koncentrationer målt i de repræsentative målepunkter i vandområderne.

Data er inddelt i to grupper: måledata for perioden 2020-2023 og perioden 2010-2013 for at kunne vurdere, om der er en tidlig trend i koncentrationerne. Tabel 4.8 giver en oversigt over disse data (angivet som antal måledata, antal over detektionsgrænsen, minimum og maksimumskoncentrationerne, gennemsnittet, det geometriske gennemsnit samt percentilerne 10%, 50% og 90%). For vandfasen er koncentrationerne angivet som total-koncentrationen med koncentrationen i de filtrerede prøver i parentes. Hermed er det muligt at danne sig et hurtigt skøn over metallets tendens til at binde sig på suspenderet materiale, idet forholdet mellem koncentrationen i de filtrerede prøver (kan tages som et mål for koncentrationen af det opløste metal) og den totale koncentration giver et mål for den brøkdel af metallet, der er på opløst form. For at få en hurtig sammenligning af 2020-2023 dataene med 2010-2013 dataene er disse placeret over hinanden.

²⁰ Foregs: [Foregs - Geochemical Baseline Database: Instructions](#)

²¹ SGAV (2025)

Af Tabel 4.8 fremgår det, at:

- Der er absolut flest data på filtrerede prøver
- Følgende metaller primært er bundet til suspenderet materiale (>70%): bly, zink, krom og kviksølv
- Følgende metaller binder sig kun meget lidt til suspenderet materiale (<10%): vanadium
- For de øvrige metaller falder tendensen til at binde sig til suspenderet materiale: arsen > nikkel > kobber > cadmium
- For nogle metaller er der en tydelig tendens i, at koncentrationen er blevet reduceret fra 2010-2013 til 2020-2023: zink, krom, cadmium i vand- og sedimentfasen
- For metallerne nikkel, kobber og til dels bly er der tilsyneladende også sket et i fald i koncentrationerne fra 2010-2013 til 2020-2023 i vand- og sedimentfasen.

Fra Miljøstyrelsens FAQ (Miljøstyrelsen 2024) fremgår det, at generelt anvendes det årlige aritmetiske gennemsnit af stoffkoncentrationer, der er målt i matricen ved hvert repræsentativt målepunkt inden for det enkelte vandområde i løbet af et enkelt år, til vurdering af overholdelse af det generelle kvalitetskrav. Dog, hvis stoffkoncentrationen varierer væsentligt gennem året med høje koncentrationer i en eller flere afgrænsede perioder (dage, uger eller eventuelt måneder) er beskyttelsen ikke nødvendigvis sikret, selv hvis stoffkoncentrationerne er lave resten af året, og årsgennemsnittet holder sig under det generelle kvalitetskrav. I sådanne tilfælde bør det vurderes, om det generelle kvalitetskrav skal være opfyldt som gennemsnit i hver af de perioder, hvor der sker udledning.

Tabel 4.8 angiver værdier for hele Danmark, men for en aktuel situation, bør der alene vælges data fra Miljødata, der knytter sig til det aktuelle område, hvor der er noteret en overskridelse af miljøkvalitetskravet. Det kan anbefales at medtage målepunkter både opstrøms og nedstrøms stedet, samt også inddrage tidligere målinger for at vurdere, hvordan forureningen tidligt har udviklet sig.

En række af metallerne indgår i overvågningsprogrammet og data kan hentes fra Danmarks Miljøportal (<https://miljoedata.miljoportal.dk/>) alternativt fra overfladevandsdatabasen ODA (<https://odaforalle.au.dk/login.aspx>).

Beregning af den biotilgængelige koncentration

For visse af metallerne er det muligt at sammenligne den biotilgængelige koncentration med det generelle miljøkvalitetskrav i ferskvand. Den biotilgængelige koncentration er afhængig af pH, Opløst organisk kulstof (DOC) og Ca^{2+} -koncentrationen. Der eksisterer programmer, der på basis af disse parametre og metalkoncentrationen kan beregne den biotilgængelige koncentration (bly, kobber, nikkel og zink), M-Bat og Bio-Met (<https://bio-met.net/>) (Tørsløv & Slothuus, 2015). I Miljøstyrelsens tilstandsvurderinger er denne beregnet og anvendt for bly og nikkel.

Hvis det ikke er muligt at finde monitoringsdata for relevante vandløbsstrækninger, kan det for metallerne bly, cadmium, nikkel, kobber og zink i vandløb anbefales at tjekke op på, hvad programmet MetalStat (DCE, 2023) estimerer det nuværende og historiske koncentrationsniveau til i de relevante vandløbsstrækninger. Populært beskrevet, er der i MetalStat opbygget en statistisk model, der knytter koncentrationer i vandløb til en karakterisering af oplandet (spildevand, RBU'er, jordtype, landbrug mm) til vandløbet. Modellen er kalibreret med måledata. Herved kan man forudsige den forventelige koncentration (inklusive usikkerheder) for vandløb, hvor der ikke eksisterer data – alene ud fra en karakterisering af oplandet til vandløbsstrækningen.

Tabel 4.8. Forekommende koncentrationer i vandløb, søer og kystvande (kun biota). N antal af måledata, Antal <DL: antal målinger under detektionsgrænsen, Min: laveste værdi, Gnm.:gennemsnit; GM: geometrisk gennemsnit; Max: højeste værdi. Tal i parentes er for filtrerede prøver.

Vandløb, vand (µg/L). I hver celle er totalkoncentrationen angivet og koncentrationen i filtratet er angivet i parentes. De øverste tal i hver celle er for 2020-2023 og de nederste tal i cellen er for 2010-2013.									
Stofnavn	N	Antal <DL	Min	10%-percentil	Gnm.	GM	50%-percentil	90%-percentil	Max
Arsen	38 (5898) - (-)	0 (3) - (-)	1,00 (0,015) - (-)	2,1 (0,38) - (-)	3,9 (0,96) - (-)	2,9 (0,81) - (-)	2,7 (0,82) - (-)	3,7 (1,6) - (-)	43 (6,9) - (-)
Barium	- (5833) - (122)	- (2) - (0)	- (0,50) - (13)	- (21) - (15)	- (49) - (54)	- (43) - (46)	- (46) - (62)	- (79) - (84)	- (230) - (120)
Bly	16 (8654) - (441)	1 (3819) - (109)	0,13 (0,013) - (1,0×10 ⁻²)	0,16 (0,013) - (1,0×10 ⁻²)	1,9 (0,12) - (0,16)	0,54 (0,033) - (0,050)	0,41 (0,031) - (0,041)	4,9 (0,13) - (0,29)	16 (200) - (5,2)
Cadmium	16 (8651) 37 (452)	2 (1584) 11 (12)	1,5×10 ⁻³ (1,5×10 ⁻³) 2,0×10 ⁻³ (1,5×10 ⁻³)	2,4×10 ⁻³ (1,5×10 ⁻³) 2,0×10 ⁻³ (5,1×10 ⁻³)	0,045 (0,016) 0,030 (0,035)	0,014 (8,5×10 ⁻³) 0,013 (0,016)	0,015 (8,8×10 ⁻³) 0,016 (0,015)	0,082 (0,035) 0,070 (0,043)	0,40 (3,7) 0,21 (0,98)
Krom	16 (6636) - (122)	1 (876) - (0)	0,065 (5,0×10 ⁻³) - (0,18)	0,20 (0,015) - (0,26)	1,2 (0,22) - (0,47)	0,52 (0,11) - (0,42)	0,53 (0,12) - (0,41)	0,90 (0,35) - (0,70)	11 (120) - (2,7)
Kobber	16 (6775) - (258)	0 (47) - (2)	0,23 (0,015) - (0,015)	0,47 (0,28) - (0,51)	2,8 (1,1) - (1,7)	1,5 (0,79) - (1,3)	1,8 (0,83) - (1,4)	5,5 (2,1) - (3,2)	17 (37) - (7,7)
Kviksølv	40 (119) 48 (276)	32 (92) 26 (173)	5,0×10 ⁻⁴ (5,0×10 ⁻⁴) 2,5×10 ⁻⁴ (4,5×10 ⁻⁴)	5,0×10 ⁻⁴ (5,0×10 ⁻⁴) 2,5×10 ⁻⁴ (4,5×10 ⁻⁴)	0,012 (1,5×10 ⁻³) 4,2×10 ⁻³ (1,3×10 ⁻³)	2,8×10 ⁻³ (7,0×10 ⁻⁴) 1,2×10 ⁻³ (8,2×10 ⁻⁴)	5,0×10 ⁻⁴ (5,0×10 ⁻⁴) 1,0×10 ⁻³ (5,0×10 ⁻⁴)	0,025 (1,4×10 ⁻³) 7,3×10 ⁻³ (3,0×10 ⁻³)	0,087 (0,054) 0,075 (0,034)
Nikkel	16 (8651) - (441)	0 (66) - (2)	0,62 (0,015) - (0,034)	1,2 (0,49) - (0,53)	4,5 (1,8) - (2,3)	2,9 (1,2) - (1,5)	3,0 (1,2) - (1,5)	6,1 (3,5) - (3,4)	21 (61) - (27)
Vanadium	9 (5405) - (122)	6 (971) - (8)	0,25 (0,025) - (1,0E-02)	0,25 (0,100) - (0,13)	0,50 (0,50) - (0,55)	0,38 (0,37) - (0,37)	0,25 (0,39) - (0,52)	0,84 (0,96) - (0,97)	1,9 (4,6) - (1,9)
Zink	16 (6637) - (258)	0 (806) - (3)	2,4 (0,15) - (0,18)	3,0 (0,15) - (1,00)	14 (4,0) - (17)	9,8 (1,5) - (8,2)	9,2 (1,6) - (15)	22 (7,7) - (38)	72 (850) - (91)

Vandløb, sediment (mg/kg TS). De øverste tal i cellen er for 2020-2023 og de nederste tal i cellen er for 2010-2013.										
Stofnavn	N	Antal <DL	Min	10%	Gnm.	GM	50%	90%	Max	
Arsen	43	0	1,3	2,7	11	7,7	6,7	22	54	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Barium	28	0	31	47	144	116	130	262	480	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bly	313	7	0,050	2,0	127	8,6	8,6	35	34000	
	25	0	3,1	6,4	22	16	14	36	100	
Cadmium	313	25	5,0×10 ⁻³	0,030	0,49	0,19	0,20	1,3	13	
	25	0	0,12	0,25	0,57	0,47	0,44	0,96	1,8	
Krom	313	22	0,050	1,2	8,7	5,1	5,4	20	54	
	14	0	4,1	6,1	16	14	14	24	34	
Kobber	313	13	0,100	1,2	23	8,0	8,3	50	640	
	25	0	1,6	5,4	24	15	17	39	150	
Kviksølv	95	7	5,0×10 ⁻⁴	5,0×10 ⁻³	0,081	0,036	0,057	0,15	0,97	
	24	2	5,0×10 ⁻⁴	0,011	0,074	0,041	0,054	0,11	0,32	
Nikkel	313	1	0,050	1,5	11	5,9	6,0	26	72	
	25	0	2,6	4,5	15	12	13	25	34	
Vanadium	29	0	3,6	9,2	21	18	17	33	42	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zink	313	5	0,50	10,0	101	48	47	248	930	
	25	0	18	39	140	100	87	292	610	
Søer, sediment (mg/kg TS). De øverste tal i cellen er for 2020-2023 og de nederste tal i cellen er for 2010-2013.										
Stofnavn	N	Antal <DL	Min	10%	Gnm.	GM	50%	90%	Max	
Arsen	90	2	0,100	0,78	14	5,6	6,3	25	120	
	61	0	0,96	2,3	20	7,4	6,7	22	510	
Barium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bly	90	0	1,2	3,5	39	20	22	78	370	
	146	0	1,5	9,2	51	32	28	105	720	
Cadmium	90	4	5,0×10 ⁻³	0,021	1,0	0,43	0,62	2,3	9,7	
	146	0	0,015	0,34	1,5	0,85	0,82	2,4	55	
Krom	90	11	0,050	0,050	14	6,2	12	27	56	
	146	0	1,5	6,0	26	15	14	30	1200	
Kobber	90	6	0,100	1,9	24	12	20	41	230	
	146	0	1,4	9,2	77	23	21	62	6200	
Kviksølv	4	1	5,0×10 ⁻⁴	0,012	0,042	0,017	0,045	0,070	0,078	
	145	2	5,0×10 ⁻⁴	0,025	0,20	0,095	0,100	0,35	3,5	
Nikkel	90	12	0,050	0,050	20	6,4	14	32	200	
	146	0	0,78	6,0	23	15	15	44	180	
Vanadium	90	12	0,15	0,15	22	10,0	18	54	91	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Zink	90 146	12 0	0,50 3,2	0,50 37	161 254	56 122	110 120	342 455	1400 9600
Stofnavn	N	%<DL	Min	10%	Gnm.	GM	50%	90%	Max
	Biota (µg/kg vv hel organisme). De øverste tal i cellen er for 2020-2023 og de nederste tal i cellen er for 2010-2013								
Kviksølv Vandløb	15	0	17	23	51	45	53	85	105
Kviksølv Søer	2 10	0 0	24 0,024	25 0,030	27 0,051	26 0,047	27 0,048	28 0,072	29 0,085
	Biota (µg/kg vv muskel) (fisk). De øverste tal i cellen er for 2020-2023 og de nederste tal i cellen er for 2010-2013								
Kviksølv Vandløb	196	0	18	33	65	58	54	103	313
Kviksølv Søer	89	0	17	33	119	81	74	216	1166
	Biota (µg/kg vv bløddede) (muslinger). Tallene gælder for 2020-2023								
Kviksølv Kystvand	27	0	1	9	2303	168	139	7815	21475

4.1.6 Opsøg information om identificerede mulige kilder

Når de potentielle kilder er blevet listet, anbefales det, at der laves en specifik oplandsanalyse, for at undersøge om der i oplandet er tilstedeværelse af de potentielle kilder til metallet, herunder brug af eventuelle GIS-systemer med kortlagte forurenede grunde, landbrug mm. samt kloaknet samt ejendomme i spredt bebyggelse med direkte udledning af spildevand. For vurdering af de forskellige typer af kilder, herunder diffuse kilder/udledninger og udledning fra husholdninger refereres til Afsnit 2.3.

For de mulige relevante kilder, tages der fat i de gældende relevante udledningstilladelser, tilslutningstilladelser, miljøgodkendelser og kortmateriale og det vurderes, om tilladelserne for de identificerede kilder kan forklare de observerede overskridelser af miljøkvalitetskravene. Det bør ligeledes vurderes om udledninger med manglende tilladelser eller manglende vilkår for stofferne i tilladelserne kan være medvirkende årsag til overskridelserne.

4.1.7 Overvejelser om prøvetagnings- og analysemetoder

Vær opmærksom på, at prøvetagningsudstyr og prøvebeholdere ikke indeholder metaldele, der kan forårsage afsmitning på prøven. Plastik er det mest velegnede materiale for metalprøvetagning og opbevaring.

Det anbefales, at metallerne analyseres som totalt metal, når resultatet skal anvendes i en kildeopsporing, da det giver et samlet billede af belastningen med metallerne fra de enkelte udledninger eller kilder.

Metallerne bør analyseres i vandprøver både ufiltreret og filtreret, samt i sediment og i biota, da metaller har tendens til at sætte sig på overflader og proteiner.

Det endelige valg af analysemetode træffes sammen med analyselaboratoriet, men for metaller (uorganiske/organiske) er AAS/AES eller GC/LC-ICP-MS de mest almindelige analysemetoder.

4.1.8 Referencer – Metaller

Cadmium chloride registration dossier. [Cadmium chloride 100.030.256 | Overview - ECHA CHEM](#)

COWI (2000). Massestrømsanalyse for cadmium. Miljøstyrelsen, Miljøprojekt 557.

DCE (2015): MILJØFREMMEDE STOFFER OG METALLER I VANDMILJØET. NOVANA. Tilstand og udvikling 2004-2012. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 142 2015. <https://dce2.au.dk/pub/sr142.pdf>

DCE (2019): ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2017. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 304

DCE (2023): VIDEREUDVIKLING AF MODEL FOR METALLER I VANDLØBSVAND. MetalStat. Rapport fra DCE nr. 522.

DHI (2013). Miljø- og sundhedsskadelige stoffer i drænvand fra kunstgræsbaner. Vurdering af eksisterende analyseresultater på danske kunstgræsbaner samt supplerende måleprogram på to udvalgte baner. Rapport, november 2013.

DHI (2021). Spildevandsteknisk beskrivelse for Nyt OUH. Rapport. [Spildevandsteknisk beskrivelse for Nyt OUH \(niras.dk\)](#)

DHI (2023). Kildesporing af fokusstoffer i oplandet til BIOFOS' renseanlæg. Rapport 11827629, udarbejdet for BIOFOS A/S. 3. maj 2023.

ECHA (2022). Assessment of regulatory needs. Simple chromium compounds. Version 1.0, 8 November 2022.

ECHA (2024). ECHA's Kemikaliedatabase tilgængelig marts 2024.

<https://echa.europa.eu/da/information-on-chemicals>

ECHA Barium chlorid [Barium chloride 100.030.704 | Overview - ECHA CHEM](#)

ECHA Barium sulfate [Barium sulfate 100.028.896 | Overview - ECHA CHEM](#)

ECHA Kobber dichlorid. REACH registreringsdossier for kobber dichlorid.

<https://chem.echa.europa.eu/100.028.373/dossier-view/ab180fd1-3e29-4f75-98c0-525bb99d1fbb>

EU (2011): Lead EQS dossier 2011. <https://circabc.europa.eu/sd/a/be12c5a9-19b2-40eb-87ce-f62eb3b43b39/Lead%20and%20its%20compounds%20EQS%20dossier%202011.pdf>

Europa-Parlamentets og Rådets forordning (EF) Nr. 1272/2008 af 16. december 2008 om klassificering, mærkning og emballering af stoffer og blandinger og om ændring og ophævelse af direktiv 67/548/EØF og 1999/45/EF og om ændring af forordning (EF) nr. 1907/2006.

FOREGS. [Foregs - Geochemical Baseline Database: Instructions](#)

GEUS (2023): Jupiter database.

<https://data.geus.dk/geusmap/#baselayer=baseMapDa&optlayer=&extent=137388.90740740742,6039945.718364198,937054.0925925926,6414372.281635802>

Hjelmar O. & Hougaard T. (2015). Forurenende stoffer i beton og tegl. Miljøprojekt nr. 1806, 2015. <https://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2015/12/978-87-93352-99-5.pdf>

Hoffmann L., Grinderslev M., Helweg C., Rasmussen J.O. (2002). Massestrømsanalyse af chrom og chromforbindelser. Miljøstyrelsen, Miljøprojekt 738, 2002.

IVL (2024). IVL Svenska Miljöinstitutet. Luftkvalitet och nedfallsdata. [Luftkvalitet och Nedfallsdata - IVL.se](#)

Jensen J., Bak J.L. (2018). Zink og kobber i vandmiljøet. Kilder forekomst og den miljømæssige betydning. Videnskabelig rapport fra DCE Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 263, 2018.

Miljøministeriet, Miljøstyrelsen (2017): Cadmium og cadmiumforbindelser (CAS nr. 7440-43-9). Fastsættelse af kvalitetskriterier. Opløst cadmium (Cd²⁺). https://mst.dk/media/0arpkzga/cadmium_7440-43-9.pdf

Miljøministeriet, Miljøstyrelsen (2019): Krom (CAS nr. 7440-47-3). Fastsættelse af kvalitetskriterier. https://mst.dk/media/n3gonhto/krom_7440-47-3.pdf

Miljøministeriet, Miljøstyrelsen (2023a) Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet. Arsen og uorganiske arsenforbindelser. Februar 2023

Miljøministeriet, Miljøstyrelsen (2023b): Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet. Vanadium og uorganiske vanadiumforbindelser. 7440-62-2.
https://mst.dk/media/svhpm5ty/vanadium_7440-62-2.pdf

Miljøministeriet, Naturstyrelsen (2017). Fastsættelse af kvalitetskriterier for sediment og biota. Nikkel. CAS nr. 7440-02-0. Data for følgende nikkelforbindelser har været inddraget: nikkel sulfat 7786-81-4, nikkel karbonat 3333-67-3, nikkel klorid 7718-54-9, nikkel dinitrat 13138-45-9

Miljøstyrelsen (2007, opdateret 2016): Zink (CAS nr. 7440-66-6). Fastsættelse af vandkvalitetskriterier. <https://mst.dk/media/yy0n2cxd/zink-7440-66-6.pdf>

Miljøstyrelsen (2024). Vejledning til bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer til overfladevand og havområder med ofte stillede spørgsmål og svar, FAQ'er om miljøfarlige forurenende stoffer, VEJ nr. 9368 af 04/04/2025

Miljøstyrelsens faktaark: Bly. Miljøstyrelsens hjemmeside tilgået marts 2024.
<https://mst.dk/erhverv/sikker-kemi/kemikalier/regler-og-handlingsplaner/faktaark-om-kemikalie reglerne/faktaark-bly>

MST (2009+2015). Miljøstyrelsen Kemikalieenheden 1.maj 2009 + opdateret december 2015. Barium og bariumforbindelser (7440-39-3) Fastsættelse af kvalitetskriterier. Miljøstyrelsens hjemmeside tilgået marts 2024.

MST (2021). Nøgletal for miljøfarlige forurenende stoffer i spildevand fra renseanlæg – Opdatering på baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram for punktkilder 1998-2019. NOVANA, marts 2021.

MST (2022). Typetal for miljøfarlige forurenende stoffer i regnbetingede udledninger. På baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram 2000-2020. NOVANA, januar 2022.

Nickel EQS dossier (2011). Nickel and its compounds.
<https://circabc.europa.eu/sd/d/1e2ae66f-25dd-4fd7-828d-9fd5cf91f466/Nickel%20EQS%20dossier%202011.pdf>

Nielsen, M., Nielsen, O.-K. & Hoffmann, L. (2013). Improved inventory for heavy metal emissions from stationary combustion plants. 1990-2009. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, Nr. 68: Reviderede emissionsfaktorer for tungmetaller fra stationær forbrænding.

Nielsen U., Pedersen B.M., Larsen H.F., Knudsen H.H. (2000). Bilvaskehaller. Status og strategier. Miljøprojekt Nr. 537, 2000.

Odense Kommune (2017). Miljømæssige løsninger på udledning af pesticider og næringsstoffer fra væksthushavener. Juli 2017.

Sedeño-Díaz, J.E., López-López, E., Mendoza-Martínez, E., Rodríguez-Romero, A.J. & MoralesGarcía, S.S. (2019). Distribution Coefficient and Metal Pollution Index in Water and Sediments: Proposal of a New Index for Ecological Risk assessment of Metals. Water 2020, 12, 29; doi:10.3390/w12010029.

SGAV (2025): Retningslinjer for udarbejdelse af vandområdeplanerne 2021-2027 efter genbesøget. Ministeriet for Grøn Trepert, Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø.
[retningslinjer-for-udarbejdelse-af-vandomraadeplaner-2021-2027-efter-genbesoeget.pdf](https://mst.dk/media/yy0n2cxd/retningslinjer-for-udarbejdelse-af-vandomraadeplaner-2021-2027-efter-genbesoeget.pdf)

Skårup S., Christensen C.L., Maag J., Jensen S.H. (2003). Massestrømsanalyse for kviksølv 2001. Miljøstyrelsen, Miljøprojekt 808.

Sørensen M.F., Madsen T., Larson H., Routh M.G., Mikkelsen O., Hinge H., Tombak L., Jensen C., Overgaard H., Flyvbjerg J. & Møller K. (2023). Jordforureningers påvirkning af overfladevand. Resultater af regionernes undersøgelser 2021-2022 Dataanalyse og erfaringsopsamling. Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer. December 2023.

Tørsløv J. & Slothuus T. (2015). Metalleres biotilgængelighed afgør toksicitet og overholdelse af kvalitetskriterier. Vand & Jord. 22. årgang nr. 3, september 2015, 84-85.

[vj315-metalleres-biotilgaengelighed-84.pdf](#)

US EPA: Ecological Toxicity Information.

<https://archive.epa.gov/reg5sfun/ecology/web/html/toxprofiles.html>

US EPA (2003): Technical Summary of Information Available on the Bioaccumulation of Arsenic in Aquatic Organisms. Rapport. EPA-822-R-03-032.

<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P1002YTX.PDF?Dockkey=P1002YTX.PDF>

4.2 PAH-forbindelser

Nedenfor er en tør kildeopsporing for udvalgte PAH-forbindelser gennemgået.

Kildeopsporingen følger vejledningen beskrevet i Afsnit 2.3 og præsenterer her en beskrivelse af stofferne, relevant regulering, egenskaber og skæbne i miljøet, anvendelser samt potentielle kilder og typiske tilførselsveje til miljøet.

Som trin to i den tørre kildeopsporing foretages en specifik oplandsanalyse af de lokale tilførselsveje og kilder, jf. Afsnit 2.3. og evt. en våd kildeopsporing, jf. Afsnit 2.4.

Den stofs-specifikke vejledning omfatter følgende PAH-forbindelser:

- Antracen
- Benz(a)pyren
- Fluoranthren
- Naphtalen
- Methylnaphtalener, sum.

4.2.1 Bekymringer ved stofferne i miljøet

PAH-forbindelser forekommer naturligt i miljøet, da PAH dannes ved ufuldstændig forbrænding af organisk materiale og derfor frigives til miljøet ved f.eks. skovbrande, vulkansk aktivitet mm. PAH-forbindelser er også naturligt forekommende i råolie, kul- og tjæreprodukter og i raffinerede produkter herfra.

4.2.1.1 Miljøkvalitetskrav

I forbindelse med miljøovervågning er der observeret overskridelser af miljøkvalitetskrav eller -kriterier for følgende PAH-forbindelser i en eller flere matricer i vandmiljøet:

- Antracen
- Benz(a)pyren
- Fluoranthren
- Naftalen
- Methylnaftalener, sum.

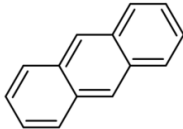
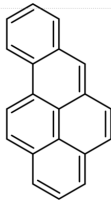
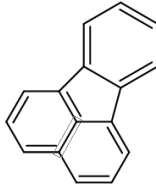
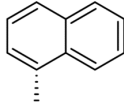
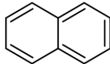
Sum af methylnaftalener, som af analysehensyn betragtes som en gruppe, består af methylnaftalener, dimethylnaftalener og trimethylnaftalener.

En kort beskrivelse af PAH-forbindelserne samt miljøkvalitetskrav og -kriterier er givet i tabellen nedenfor.

Der skal altid anvendes de til enhver tid gældende miljøkvalitetskrav, jf. Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand.

Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet fremgår af Miljøstyrelsens hjemmeside ([Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet - Miljøstyrelsen \(mst.dk\)](http://kvalitetskriterier.mst.dk)).

Tabel 4.9. Beskrivelse af PAH-forbindelserne samt miljøkvalitetskrav og -kriterier.

Stof navn	Antracen	Benz(a)pyren ²²	Fluoranthen	Sum af methylnaftalener	Naftalen
CAS nr.	120-12-7	50-32-8	206-44-0	90-12-0 91-57-6 28804-88-8 28652-77-9	91-20-3
EINECS nr.	204-371-1	200-028-5	205-912-4	-	202-049-5
Molekylestruktur					
Kemisk formel	C ₁₄ H ₁₀	C ₂₀ H ₁₂	C ₁₆ H ₁₀	C ₁₁ H ₁₀ (methyl-) C ₁₂ H ₁₂ (dimethyl-) C ₁₃ H ₁₄ (trimethyl-)	C ₁₀ H ₈
Generelt kvalitetskrav for overfladevand) (µg/L)	Ferskvand 0,1 (EU) Saltvand 0,1 (EU)	Ferskvand 1,7 × 10 ⁻⁴ (EU) Andet vand 1,7 × 10 ⁻⁴ (EU)	Ferskvand 6,3 × 10 ⁻³ (EU) Andet vand 6,3 × 10 ⁻³ (EU)	Ferskvand Σ=0,12 (DK) Andet vand Σ=0,12 (DK)	Ferskvand 2 (DK) Andet vand 2 (DK)
Kortidskvalitetskrav(µg/L)	Ferskvand 0,1 (EU)	Ferskvand 0,27 (EU)	Ferskvand 0,12 (EU)	Ferskvand 2 (lugtgener)	Ferskvand 130

²² For benz(b)fluoranthen (205-99-2), benz(k)fluoranthen (207-08-9), benz(g,h,i)perylene (191-24-2) og indeno(1,2,3-cd)-pyren (93-39-5), som er prioriterede stoffer, gælder kvalitetskravene for biota og tilsvarende de generelle kvalitetskrav i vand for koncentrationen af benz(a)pyren, hvis toksicitet, de er baseret på. Benz(a)pyren kan betragtes som markør for de øvrige PAH'er, og derfor behøver kun benz(a)pyren at blive overvåget med henblik på sammenligning med kvalitetskravet for biota eller de tilsvarende generelle kvalitetskrav i vand.

Stof navn	Antracen	Benz(a)pyren ²²	Fluoranthen	Sum af methylnaftalener	Naftalen
	Saltvand 0,1 (EU)	Saltvand 0,027 (EU)	Saltvand 0,12 (EU)		Saltvand 130
Sediment (mg/kg tørvægt)	Ferskvand 0,024 (5%OC) Saltvand 0,024 (5%OC)	Ferskvand 0,007 (5%OC) Saltvand 0,007 (5%OC)	Ferskvand 3,5 (5%OC) Saltvand 69,7 (mg/kg OC) ~3,5 (5%OC)	Ferskvand 0,024 (5%OC) Saltvand 0,024(5%OC)	Ferskvand 0,138 (5%OC) Saltvand 0,138 (5%OC)
Miljøkvalitetskrav for Biota, human konsum (mg/kg vådvægt)	0,49	0,005 (krebsdyr eller bløddyr)	0,03 (krebsdyr eller bløddyr)	-	2,4

4.2.1.2 Stoffernes farlighed

PAH-forbindelser er generelt meget giftige i vandmiljøet. Desuden er en række af PAH-forbindelserne også vurderet som PBT- og/eller vPvB-stoffer, hvilket betyder at de nedbrydes meget langsomt i naturen, kan ophobes i biologisk materiale og er giftige. Derudover har mange PAH-forbindelser også et iboende potentiale for at kunne skade arveanlæg, påvirke immunsystemet, påvirke forplantningsevnen og fremkalde kræft. Nedenstående tabel viser de udvalgte PAH-forbindelsers farlighed.

Tabel 4.10. Oversigt over farlighedsklassificering for de udvalgte PAH-forbindelser

Stofnavn	Farlighed af stoffet ²³
Antracen	Ifølge oplysninger fra virksomheder indsendt til ECHA's Classification&Labelling (C&L) database er antracen klassificeret som meget giftig med langvarige virkninger for vandlevende organismer (Aquatic Acute 1; H400 og Aquatic Chronic 1; H410) og er mistænkt for at være kræftfremkaldende (Carc. 2; H350). Stoffet er identificeret som et PBT-stof.
Benz(a)pyren	Stoffet har en harmoniseret klassificering som hudsensibiliserende (Skin Sens.1; H317), mutagent (Muta. 1B; H340), kræftfremkaldende (Carc. 1B; H350), reprotoksisk (Repr. 1B; H360FD) og er meget giftig med langvarige virkninger for vandlevende organismer (Aquatic Acute 1; H400 og Aquatic Chronic 1; H410). Stoffet er identificeret som et PBT- og vPvB-stof.
Fluoranthen	Ifølge oplysninger fra virksomheder indsendt til ECHA's C&L database er fluoranthen klassificeret som farlig ved indtagelse (Acute Tox. 4; H302) og meget giftig med langvarige virkninger for vandlevende organismer (Aquatic Acute 1; H400 og Aquatic Chronic 1; H410). Stoffet er identificeret som et PBT- og vPvB-stof.
Naftalen	Stoffet har en harmoniseret klassificering som meget giftig med langvarige virkninger for vandlevende organismer (Aquatic Acute 1; H400 og Aquatic Chronic 1; H410), farlig ved indtagelse (Acute Tox. 4; H302) og er mistænkt for at være kræftfremkaldende (Carc. 2; H350).
Methylnaftalener	Methylnaftalen er klassificeret som farlig ved indtagelse (Acute Tox. 4; H302) og giftig for vandlevende organismer med langvarige virkninger (Aquatic Chronic 2; H411)

4.2.2 Stoffernes egenskaber og skæbne i miljøet

Tabel 4.11 viser en række skæbnedata for de udvalgte PAH-forbindelser, som anvendes til at vurdere den forventede skæbne af stofferne i vandmiljøet (nedbrydelighed, omsætning, flygtighed, potentiale for bioakkumulering) og typiske matricer, som stoffet findes i (vand, sediment, biota). Dette er en væsentlig viden at have f.eks. i forbindelse med etablering af monitoringsplan for stofferne.

Det fremgår af tabellen, at PAH-erne generelt kun er meget langsomt nedbrydelige i miljøet. Nedbrydeligheden af PAH-forbindelserne falder i følgende orden: Naftalen, Σ methylnaftalener) > antracen > fluoranthen > benz(a)pyren.

Med undtagelse af naftalen og Σ methylnaftalener har PAH-forbindelser kun en lav Henrys konstant, hvorfor en vis fordampning af naftalen og Σ methylnaftalener fra vandfasen kan forventes, hvorimod fordampningen af de øvrige PAH-forbindelser må forventes at være meget begrænset.

²³ ECHA's kemikalielatabase

Ved anvendelsen af tommelfingerreglen formuleret af Sedeño-Díaz (2019) (se Afsnit 2.3.2.1) fremgår det af Tabel 4.11, at PAH-forbindelserne antracen, benz(a)pyren og fluoranthen vil fordele sig mellem sediment og vandfasen, hvorimod naftalen og Σ methylnaftalener primært vil være i vandfasen.

PAH-forbindelserne ses at have et potentiale for bioakkumulering, især har antracen og fluoranthen høje BAF-værdier væsentligt over 10 000 L/kg.

Tabel 4.11. Oversigt over fysisk-kemiske egenskaber og skæbne i miljøet for udvalgte PAH-forbindelser.

Parameter	Antracen	Benz(a)pyren	Fluoranthene	Sum af methylnaftalener	Naftalen
Henry's konstant, H (Pa·m ³ ·mol ⁻¹)	4,3 ⁸⁾	0,059 ¹⁾	1,1 ⁶⁾	1 methylgr.:52,1; 52,5 ⁵⁾ 2 methylgr.:43 ⁵⁾ 3 methylgr.:46,2 ⁵⁾	50,4 ¹⁾
Octanol/vand fordelingskoefficient, log K _{ow}	4,68 ⁸⁾	6,13 ¹⁾	5,2 ⁶⁾	1 methylgr.: 3,86; 3,87 ⁴⁾ 2 methylgr.:4,31 ⁴⁾ 3 methylgr.:4,81 ⁴⁾	3,34 ¹⁾
K _{oc} (L·kg ⁻¹)	29 000 (25°C) ⁷⁾	830 000 ¹⁾	97 724 ⁶⁾	logK _{oc} : 1 methylgr.: 3,3; 3,4 ⁴⁾ 2 methylgr.:3,7 ⁴⁾ 3 methylgr.:4,2 ⁴⁾	1350 ¹⁾
logKp (sediment) ²⁴	3,16	4,61	3,69	2,10	1,83
Estimeret halveringstid (vand)	300-1000 timer ²⁾	42 -125 dage ²⁾	300-1000 timer ²⁾		100-300 timer ²⁾
Estimeret halveringstid (jord)	125-420 dage ²⁾	420-1250 dage ²⁾	420-1250 dage ²⁾		42 -125 dage ²⁾
Estimeret halveringstid (sediment)	420-1250 dage ²⁾⁾	>1250 dage ²⁾	>30 000 dage ²⁾		125-420 dage ²⁾

²⁴ Beregnet ud fra K_{oc} ved antagelse om 5% organisk kulstof (OC) i sedimentet

Parameter	Antracen	Benz(a)pyren	Fluoranthene	Sum af metylnaftalener	Naftalen
BCF (L·kg ⁻¹) (normaliseret til 5% lipid)	Fra ¹⁾ : 2545, 1960, 1126, 3581, 2476, 4973	Data fra ¹⁾ ~30	Fra ¹⁾ : 2771	Fisk (ikke lipid-normaliseret) ⁴⁾ : 100-300; 80-154; 60; 200-400; 22-560; 6-38;	Data fra ¹⁾ 462, 515, 66, 76, 310, 320
BAF (L·kg ⁻¹) (normaliseret til 5% lipid)	Data fra ³⁾ (5 forskellige fisk) 1,7×10 ⁴ ; 4,3×10 ⁴ ; 6,9×10 ⁴ ; 2,1×10 ⁴ ; 1,5×10 ⁴ ;	Data fra ³⁾ (5 forskellige fisk) 2600, 800, 11000, 950, 1000	Data fra ³⁾ (6 forskellige fisk) 6,6×10 ⁴ ; 3,1×10 ⁴ ; 4,0×10 ⁴ ; 3,5×10 ⁵ ; 3,1×10 ⁴ ; 8,1×10 ⁴	Data fra ³⁾ (5 forskellige fisk) 2-metylnaftalen: 2×3350, 900, 1600, 2350 1-metylnaftalen: 2900, 3150, 12500, 1950, 2750, C1-Nap: 3100, 3250, 11000, 1800, 2400, 2,3/2,6--Dimethyl naftalen 2350, 1300, 9000, 550, 2600 1,5-Dimethyl naftalen 3700, 1650, 6500, 1200, 3850 2,3,5-Trimethyl naftalen 800, 500, 2500, 150, 1100	Data fra ³⁾ (5 forskellige fisk) 2250, 2200, 3600, 425, 1400

- 1) RIVM (National Institute for Public Health and the Environment (2012)
- 2) EU-RAR (2008a)
- 3) Khairy MA, Weinstein MP, Lohmann R. (2014)
- 4) Miljøministeriet. By- og Landskabsstyrelsen, Miljøstyrelsen (2009)
- 5) US EPA, EpiSuite beregninger
- 6) EU-dossier (2011)
- 7) EU RAR (2008b)
- 8) ECHA (2020)

4.2.3 Stoffernes anvendelse og anvendelsesregulering

PAH-forbindelser syntetiseres generelt ikke, men er naturligt til stede i råolie, kul og kultjære samt i raffinerede produkter herfra. Blandt de udvalgte PAH-forbindelser er det kun naftalen, som er REACH-registreret og dermed kun naftalen, som har direkte industrielle og erhvervsmæssige anvendelser.

PAH-forbindelser kan frigives fra anvendelse af kul og kultjære samt destillater heraf, og det er derfor vigtigt at inddrage information om anvendelse af disse stoffer, når potentielle kilder til PAH-forbindelser i vandmiljøet skal identificeres. Det er primært den tunge fraktion af olie- og tjæredestillater, der indeholder PAH'er. PAH-forbindelser findes ligeledes i gummi- og plastprodukter og frigives herfra under anvendelse af produkter som f.eks. dæk, legetøj, og sko (Poulsen *et al.* 2015, Environment Agency 2019).

Herudover dannes PAH-forbindelser ved ufuldstændige forbrændinger, som både kan forekomme som følge af naturlige hændelser f.eks. skovbrande og som følge af menneskelige aktiviteter f.eks. forbrændingsanlæg og brændeovne (Environment Agency 2019).

Stoffer listet på Kandidatlisten under REACH er reguleret generelt med oplysningspligt og med maksimum indhold f.eks. i byggevarer, medicinsk udstyr, miljømærkede produkter, m.m.

Anvendelser og anvendelsesbegrænsninger af de udvalgte PAH-forbindelser samt af relevante tjærestoffer fremgår af nedenstående tabel.

Tidligere er anvendt stenkulstjære (pitch coal tar high temp.) til fremstilling af lerduer, men denne anvendelse er ikke længere godkendt under REACH (fra marts 2022) (ECHA CAS 65996-93-2, 2024). Der foreligger for nuværende (marts 2024) et forslag til anvendelsesbegrænsninger for PAH-forbindelser i lerduer. Formålet er at undgå spredning af PAH-forbindelser til miljøet og begrænsningen omfatter bl.a. antracen, benz(a)pyren, fluoranthen og naftalen. Indtil anvendelsesbegrænsningen træder i kraft kan PAH-forbindelser stadig spredes fra importerede lerduer med indhold af tjæreprodukter, ligesom der kan være større rester PAH-forbindelser tilbage i jorden som følge af mange års lerdueskydninger.

Tabel 4.12. Anvendelser og anvendelsesbegrænsninger af PAH-forbindelserne samt relevante tjærestoffer (ECHA 2024).

	Anvendelser primært baseret på oplysninger fra ECHA	Regulering og anvendelsesbegrænsninger
Antracen	Ifølge oplysninger fra ECHA (2024) fremstilles og anvendes antracen udelukkende som mellemprodukt til fremstilling af andre stoffer. Stoffet kan forekomme i olie- og tjæreprodukter.	Antracen er på REACH Kandidatlisten. Må ikke forekomme i kosmetik. Er omfattet af IPPC-direktivet, hvilket betyder at der skal gives udledningstilladelse inden udledning til vandmiljøet.
Benz(a)pyren	Stoffet er ikke registreret under REACH, og der er derfor ikke oplysninger om anvendelser i registeret. Stoffet anvendes ikke alene, men kan forekomme i olie- og tjæreprodukter.	Benz(a)pyren er på REACH Kandidatlisten. Må ikke forekomme i kosmetik og fødevarekontaktmaterialer. Er omfattet af IPPC-direktivet, hvilket betyder at der skal gives udledningstilladelse inden udledning til vandmiljøet. Der er anvendelsesbegrænsninger for en række PAH-stoffer inkl. benz(a)pyren. Begrænsningerne omfatter anvendelse til fremstilling af dæk, forekomst i forbrugerprodukter med hudkontakt, i legetøj og i fyldmateriale til legepladser og kunstgræsbaner (Entry 50, REACH Annex XVII).
Fluoranthen	Stoffet er ikke registreret under REACH, og der er derfor ikke oplysninger om anvendelser i ECHA's database. Stoffet anvendes ikke alene, men kan forekomme i olie- og tjæreprodukter.	Fluoranthen er på REACH Kandidatlisten. Er omfattet af IPPC-direktivet, hvilket betyder at der skal gives udledningstilladelse inden udledning til vandmiljøet.
Naftalen	Ifølge oplysninger fra ECHA (2024) produceres/importeres i alt 100 000 – 1 000 000 tons naftalen pr. år til EU. Stoffet anvendes i EU i artikler, af erhvervsmæssige brugere og industrielt. Anvendelsen omfatter dæk, bremseklodser, behandlede træartikler, tekstiler og lædervarer samt laboratorieprodukter, sprængstoffer, vandbehandlingskemikalier, produkter til overfladebehandling og behandling af læder samt til fremstilling af andre stoffer. Naftalen kan frigives fra hydraulikolier, smøremidler og bremsevæsker baseret på petroleumsprodukter.	Må ikke forekomme i kosmetik og fødevarekontaktmaterialer. Er omfattet af IPPC-direktivet, hvilket betyder at der skal gives udledningstilladelse inden udledning til vandmiljøet.

	Anvendelser primært baseret på oplysninger fra ECHA	Regulering og anvendelsesbegrænsninger
	Naftalen kan forekomme i tjærefarver, vandtætte membraner, asfalt, gummi- og plastprodukter og kreosot-behandlet træ (Poulsen <i>et al.</i> 2015)	
Methylnaftalener	Der er registreret anvendelse af methylnaftalen alene som mellemprodukt til fremstilling af andre stoffer, mens øvrige methylnaftalener ikke er registreret i REACH. Stofferne anvendes derfor ikke alene, men kan forekomme i olie- og tjæreprodukter.	Methylnaftalener er ikke reguleret individuelt men kan forekomme i olie- og tjæreprodukter.
Kreosot	Ifølge oplysninger fra ECHA (2024) anvendes kreosot ikke længere. Tidligere anvendt til behandling af træ.	Må ikke anvendes til behandling af træ og behandlet træ må ikke markedsføres.
Kreosot-olie Destillater af tjære	Anvendes som mellemprodukt til fremstilling af andre stoffer.	Må ikke anvendes til behandling af træ og behandlet træ må ikke markedsføres.
Stenkulstjære (Coal tar, pitch, high temp.)	Anvendes i metal- og grafitindustrien, til fremstilling af elektroder, som mellemprodukt eller proceskemikalie, maling, overfladebehandling, barrieremateriale, vandafskyende materiale. Erhvervsmæssigt brug i maling, overfladebehandling, barrierematerialer og vandafskyende materialer.	Optræder på REACH Kandidatlisten samt på Godkendelseslisten i REACH. Alle anvendelser skal godkendes. Anvendelse til fremstilling af lerdUER er ikke godkendt.

4.2.4 Generelle kilder og tilførselsveje

Til undersøgelsen af generelle kilder til PAH-forbindelser i vandmiljøet kan skelnes mellem potentielle punktkilder og diffuse kilder, hvor de væsentlige diffuse kilder er fra atmosfærisk deposition. De atmosfæriske kilder er emission fra forbrænding af fossile brændstoffer herunder trafik samt forbrænding af organisk materiale affaldsforbrænding, brændeovne og pejse, markafbrændinger og skovbrande (Jacqueline *et al.* 2002).

En undersøgelse i England viser at den primære udledning af PAH-forbindelser (i alt fem udvalgte forbindelser indgik i undersøgelsen) til overfladevand stammer fra diffuse kilder (atmosfærisk deposition). For 2010 blev det estimeret at udledning fra punktkilder udgjorde 111 kg, mens 545 kg kom fra diffuse kilder (Environment Agency 2019).

Idet stofferne generelt nedbrydes meget langsomt og dermed kan ophobes i miljøet, kan kilder til PAH-forbindelser i miljøet være af historisk oprindelse og stamme fra tidligere aktiviteter og punktkilder. Herudover vil atmosfæriske deposition direkte på jord akkumulere over tid og således udgøre en kilde (Environment Agency 2019).

Tabel 4.13. Generelle kilder og tilførselsveje til miljøet af PAH-forbindelserne samt relevante tjærestoffer.

Generelle kilder	Aktiviteter	Typisk tilførselsvej til miljøet
Industri	Kemisk industri Fremstilling af plast og gummi Metal- og grafitindustri Asfaltfabrikker Oliedepoter Affaldsbehandling og deponi Kulværker, kraftvarmeværker med oliekedler, flisfyrede kedler, affaldsforbrænding	Industrispildevand Atmosfærisk deposition
Erhvervsmæssige brugere	Værksteder Tankstationer Bilvaskehaller Skydebaner, hvor de bruger eller har brugt lerduer	Industrispildevand RBU Separat RBU Fælles Husholdningsspildevand
Husholdninger	Afsmitning fra forbrugerprodukter Vedligeholdelse Special rengøring	Husholdningsspildevand
Historiske punktkilder	Gasværker, asfaltfabrikker, tagpapfabrikker, stejlepladser, olieraffinaderier, oliedepoter, affaldsdepoter samt lokationer, hvor der har været anvendt tjære- og/eller olieprodukter (Jacqueline <i>et al.</i> 2002). Nedlagte skydebaner Kreosotbehandlet træ	RBU Separat Overfladeafstrømning
Diffuse kilder	Trafik, emission fra benzin og diesel Trafik, afsmitning fra dæk og bremseklodser Trafik, afsmitning fra asfalt Brændeovne, pejse Markafbrænding	RBU Separat Atmosfærisk deposition

Baggrundstabel med fysik-kemiske data for de udvalgte PAH-forbindelser.

Tabel 4.14. Oversigt over fysisk-kemiske egenskaber for de udvalgte PAH-forbindelser.

Parameter	Antracen	Benz(a)pyren	Fluoranthen	Sum af methylnaftalener	Naftalen
Molekylvægt, Mw (g·mol ⁻¹)	178,23	252,31	202,3	(1 methylgr.):142,2 (2 methylgr.): 156,2 (3 methylgr.): 170,3	128,2
Fysisk form	Fast form	Fast form	Fast form		Fast form
Smeltepunkt, T _m (°C)	214 ¹⁾	181,1 ⁴⁾	120 ²⁾	(1 methylgr.): 34; 34,4 ³⁾ (2 methylgr.): 1,6 ³⁾ (3 methylgr.): 55,6 (est) ³⁾	81 ⁴⁾
Kogepunkt, T _b (°C)	314 ¹⁾	495 ⁴⁾	372 ²⁾	1 methylgr.: 240; 241,1 ³⁾ 2 methylgr.:265 ³⁾ 3 methylgr.:283 (est) ³⁾	217,9 ⁴⁾
Damptryk, P _v (Pa)	0,001 (ved 25°C) ¹⁾	7,32×10 ⁻⁹ ⁴⁾	1,2×10 ⁻³ ²⁾	ved 25°C : 1 methylgr.:7,22; 8,93 ³⁾ 2 methylgr.:1,69 ³⁾ 3 methylgr.: 0,334 ³⁾	10,8 ⁴⁾
Henry's konstant, H (Pa·m ³ ·mol ⁻¹)	4,3 ¹⁾	0,059 ⁴⁾	1,1 ²⁾	1 methylgr.:52,1; 52,5 ³⁾ 2 methylgr.:43 ³⁾ 3 methylgr.:46,2 ³⁾	50,4 ⁴⁾
Vandopløselighed, S _w (mg·L ⁻¹)	47 ¹⁾	0,0015 ⁴⁾	0,1 ²⁾	Ved 25°C : 1 methylgr.: 24,6; 25,8 ³⁾ 2 methylgr.:14,9 ³⁾ 3 methylgr.:4,78 ³⁾	31,9 ⁴⁾

Parameter	Antracen	Benz(a)pyren	Fluoranthen	Sum af metylnaftalener	Naftalen
Octanol/vand fordelingskoefficient, log K _{ow}	4,65 ¹⁾	6,13 ⁴⁾	5,2 ²⁾	1 methylgr.: 3,86; 3,87 ³⁾ 2 methylgr.: 4,31 ³⁾ methylgr.: 4,81 ³⁾	3,34 ⁴⁾

- 1) Miljøministeriet, Miljøstyrelsen (2023)
- 2) Miljøministeriet, Miljøstyrelsen (2020)
- 3) Miljøministeriet. By- og Landskabsstyrelsen, Miljøstyrelsen (2009)
- 4) RIVM (National Institute for Public Health and the Environment (2012)

4.2.5 Typiske koncentrationer

4.2.5.1 Typiske koncentrationer i udledninger

Herunder fremgår typetal og eksempler på målinger af PAH-forbindelserne i spildevand, i regnbetingede udledninger, almindeligt regnvand, i drikkevand og i grundvand.

Det kan anbefales at se på, om de aktuelle koncentrationer i spildevand og RBU'er i det lokale opland er på niveau med de anførte data i Tabel 4.15. Hvis der aktuelt måles højere koncentrationer end de her angivne, bør man gå opstrøms for at udpege mulige kilder.

Tabel 4.15. Nøgletal for PAH-forbindelser i spildevand, typetal for PAH-forbindelser i RBU'er og regnvand (µg/L).

	Reference	Typetal				
		Antracen	Benz(a)pyren	Fluoranthen	Sum af methylnaftalener	Naftalen
Renseanlæg indløb, MBNDK ²⁵ (µg/L)	MST 2021	0,055	0,070	0,15	1,1*	0,23
Renseanlæg udløb, MBNDK (renset spildevand) (µg/L)	MST 2021	-	-	0,049	0,39*	0,040
Renseanlæg indløb, mekanisk renseanlæg (typisk husholdningsspildevand) (µg/L)	MST 2021	-	-	-	-	0,050
Renseanlæg udløb, mekanisk renseanlæg (typisk husholdningsspildevand) (µg/L)	MST 2021	--	-	-	0,33*	0,042
Fælleskloakerede spildevandsoverløb (boligområder)**	MST 2022	0,014 [0,0100-0,018]	0,012 [0,0040-0,040]	0,030 [0,019-0,060]	0,040 ([0,031-0,050])* 0,022 [0,015-0,030]** 0,014 [0,0080-0,024]***	0,019 [0,013-0,029]
Separate regnvandsudledninger (boligområder)**** (µg/L)	MST 2022	0,005 [0,003-0,008]	0,004 [0,002-0,008]	0,013 [0,008-0,021]	-	0,007 [0,003-0,014]
Grundvand (kildevæld) ²⁶ (µg/L) GM (10%percentil – 90%percentil)	GEUS 2023	<0,01	<0,001	<0,01		GM ikke beregnet (~0,01–0,05)
Koncentrationer i drikkevand. (µg/L) (kravværdier)	GEUS 2024	- (0,01-0,1; Σ<0,1)	- (0,01-0,1; Σ<0,1)	- (0,01-0,1; Σ<0,1)	- (0,01-0,1; Σ<0,1)	- (0,01-0,1; Σ<0,1)
Regnvand (Risø; Sepstrup Sande) (µg/L)*****	DCE, 2021	0,0005; 0,0001	0,005; 0,002	0,0007; 0,0004	0,001; 0,005	0,0004; 0,008

* Dimethylnaftalener

**2-methylnaftalen

***Trimethylnaftalener

**** Tallene for RBU gælder som skrevet for boligområder. Et estimat på en koncentration i regnvandet fra et mere diversit område kan eventuelt skønnes ved brug af værktøjet Regnkvalitet Vers. 1.3, som kan hentes fra nettet (https://www.regnvandskvalitet.dk/documents/RegnKvalitet_Vers1.3.xlsx, seneste opdatering fra 2018).

²⁵ mekanisk, biologisk, nitrifikation/denitrifikation og kemisk rensning

²⁶ Beregnet for værdier fra Jupiterdatabasen.

***** Tallene er beregnet ud fra angivne årlige våde depositioner over land (DCE, 2023) samt ved antagelse af en årlig nedbør på 800 mm.

4.2.5.2 Forekommende koncentrationsniveau

Data for PAH-forbindelserne i vandløb, søer og kystvande er trukket fra Miljøportalen. Disse er inddelt i to grupper: måledata for perioden 2010-2023 og perioden 2010-2013 for at kunne vurdere om der er en tidlig trend i koncentrationerne. Tabel 4.16 giver en oversigt over disse data (angivet som antal måledata, antal over detektionsgrænsen, minimum og maksimumskoncentrationerne, gennemsnittet, det geometriske gennemsnit samt percentilerne 10%, 50% og 90%). Til en hurtig vurdering af omfanget af overskridelser af miljøkvalitetskriterierne/-kravene for vand, er kravværdierne angivet.

Af Tabel 4.16 fremgår det, at

- For vandfasen er en stor andel af måledata under detektionsgrænsen. For disse er kun maksimumsværdien angivet
- For sedimentet, er kun en mindre del af de målte koncentrationer under detektionsgrænsen. Dette antyder, at PAH-erne primært binder sig til sedimentfasen
- Data indikerer, at der er sket et mindre fald i PAH-forbindelserne med årene.

Tabel 4.16 angiver værdier for hele Danmark, men for en aktuel situation, bør der alene vælges data fra Miljødata, der knytter sig til det aktuelle område, hvor der er noteret en overskridelse af miljøkvalitetskravet for vand. Det kan anbefales at medtage målepunkter både opstrøms- og nedstrøms stedet, samt også inddrage tidligere målinger for at vurdere, hvordan forureningen har udviklet sig.

Tabel 4.16. Forekommende koncentrationer i vandløb, søer og kystvande. N antal af måledata, Antal <DL: antal målinger under detektionsgrænsen, Min: laveste værdi, Gnm.:gennemsnit; GM: geometrisk gennemsnit; Max: højeste værdi.

Stofnavn	Kvalitets-krav	N	Antal <DL	Min	10%-percentil	Gnm.	GM	50%-percentil	90%-percentil	Max
Vandløb, total (µg/L), De øverste tal i hver celle er for 2010-2023 og de nederste tal i cellen er for 2010-2013,										
Antracen	0,1	495 132	488 131							0,26 0,046
Benz(a)pyren	$1,7 \times 10^{-4}$	495 132	487 130							0,031 0,022
Fluoranthen	$6,3 \times 10^{-3}$	495 132	477 131							0,30 0,06
1-Methyl-naphthalen	0,12	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -
Naftalen	2	2273 177	2200 176							18 0,068
Vandløb, sediment (mg/kg TS), De øverste tal i hver celle er for 2010-2023 og de nederste tal i cellen er for 2010-2013,										
Antracen	0,024 (5%OC)	436 39	64 0	2,5E-04 9,0E-04	2,1E-03 1,4E-03	0,012 0,017	0,024 0,043	0,011 0,017	0,054 0,086	0,45 0,43
Benz(a)pyren	0,007 (5%OC)	535 25	34 0	5,0E-04 3,0E-03	5,3E-03 0,011	0,044 0,053	0,15 0,094	0,041 0,051	0,23 0,24	9,5 0,27
Fluoranthen	3,5 (5%OC)	559 39	22 0	1,5E-03 6,0E-03	0,013 0,025	0,074 0,11	0,28 0,18	0,074 0,11	0,40 0,52	32 0,67
1-Methyl-naftalen	0,024 (5%OC)	274 -	158 -	2,5E-04 -	3,0E-04 -	1,5E-03 -	3,4E-03 -	1,5E-03 -	7,1E-03 -	0,13 -

Stofnavn	Kvalitets- krav	N	Antal <DL	Min	10%-percentil	Gnm.	GM	50%-percentil	90%-percentil	Max
Naftalen	0,138 (5%OC)	366 14	117 3	4,0E-04 4,0E-04	2,1E-03 4,0E-04	1,0E-02 0,011	0,017 0,030	9,2E-03 8,1E-03	0,034 0,095	0,46 0,14

Stofnavn	Kvalitets-krav	N	Antal <DL	Min	10%-percentil	Gnm.	GM	50%-percentil	90%-percentil	Max
Stofnavn		Sø, sediment (mg/kg TS), De øverste tal i hver celle er for 2010-2023 og de nederste tal i cellen er for 2010-2013,								
Antracen	0,024 (5%OC)	491 149	56 2	2,5E-04 2,5E-04	2,9E-03 3,8E-03	0,016 0,022	0,050 0,064	0,015 0,021	0,084 0,12	3,2 2,2
Benz(a)pyren	0,007 (5%OC)	494 149	26 1	5,0E-04 5,0E-04	7,4E-03 0,013	0,049 0,053	0,16 0,16	0,045 0,059	0,23 0,28	8,2 4,5
Fluoranthen	3,5 (5%OC)	494 149	18 1	1,5E-03 1,5E-03	0,019 0,028	0,095 0,11	0,32 0,32	0,096 0,12	0,47 0,57	21 9,2
1-Methyl-naftalen	0,024 (5%OC)	341 61	152 19	2,5E-04 2,5E-04	2,5E-04 2,5E-04	3,0E-03 2,1E-03	7,1E-03 5,4E-03	2,5E-03 1,8E-03	0,015 0,012	0,098 0,056
Naftalen	0,138 (5%OC)	341 61	40 1	4,0E-04 4,0E-04	3,2E-03 2,9E-03	0,021 0,019	0,045 0,038	0,019 0,017	0,11 0,092	0,71 0,28
Stofnavn		Vand, marint (µg/L), De øverste tal i hver celle er for 2010-2023 og de nederste tal i cellen er for 2010-2013,								
Antracen	0,1	12 -	10 -					4,1E-04 -	3,3E-03 -	5,7E-03 -
Benz(a)pyren	$1,7 \times 10^{-4}$	12 -	12 -							
Fluoranthen	$6,3 \times 10^{-3}$	12 -	3 -					6,8E-04 -	1,5E-03 -	1,8E-03 -
1-Methyl-naftalen	0,12	12 -	10 -					5,9E-04 -	1,1E-03 -	1,5E-03 -
Naftalen	130	11 -	10 -							4,7E-03 -
Stofnavn		Marint sediment (mg/kg TS), De øverste tal i hver celle er for 2010-2023 og de nederste tal i cellen er for 2010-2013,								
Antracen	0,024 (5%OC)	228 125	33 13	2,5E-04 5,0E-04	8,0E-04 1,0E-03	8,5E-03 0,011	0,018 0,019	6,7E-03 9,8E-03	0,047 0,043	0,14 0,12

Stofnavn	Kvalitets-krav	N	Antal <DL	Min	10%-percentil	Gnm.	GM	50%-percentil	90%-percentil	Max
Benz(a)pyren	0,007 (5%OC)	239 135	16 3	2,5E-04 2,5E-04	1,8E-03 3,9E-03	0,040 0,043	0,080 0,088	0,025 0,036	0,19 0,19	0,85 0,85
Fluoranthen	3,5 (5%OC)	246 135	14 0	2,5E-04 5,0E-04	1,8E-03 7,0E-03	0,063 0,080	0,11 0,12	0,038 0,057	0,27 0,25	1,4 1,4
1-Methyl-naftalen	0,024 (5%OC)	42 -	11 -	2,5E-04 -	1,0E-03 -	2,0E-03 -	4,1E-03 -	2,6E-03 -	1,0E-02 -	0,014 -
Naftalen	0,138 (5%OC)	246 135	35 8	2,5E-04 2,5E-04	8,0E-04 1,0E-03	9,1E-03 0,011	0,020 0,025	6,5E-03 8,3E-03	0,040 0,038	0,44 0,44
Stofnavn Muslinger (bløddele), Marint (µg/kg VV), De øverste tal i hver celle er for 2010-2023 og de nederste tal i cellen er for 2010-2013,										
Antracen	490	707 227	456 178					2,1E-04 2,8E-04	4,0E-04 4,8E-04	3,3E-03 3,3E-03
Benz(a)pyren	5	707 227	222 46	8,6E-05 1,9E-04	1,5E-04 2,5E-04	5,0E-04 6,1E-04	6,3E-04 8,6E-04	4,5E-04 6,3E-04	1,2E-03 1,4E-03	0,018 0,018
Fluoranthen	30	707 227	5 0	1,7E-04 1,7E-04	1,3E-03 1,6E-03	2,5E-03 3,1E-03	3,1E-03 3,5E-03	2,6E-03 3,0E-03	5,2E-03 5,7E-03	0,033 0,027
1-Methyl-naftalen	2400	186 1	103 1	2,0E-04	2,0E-04	5,0E-04	8,6E-04	5,5E-04	2,3E-03	4,6E-03
Naftalen	2400	683 227	97 26	2,3E-04 2,5E-04				1,3E-03 1,2E-03	3,4E-03 2,6E-03	1,1 1,1

4.2.6 Opsøg information om identificerede mulige kilder

Når de potentielle kilder er blevet listet, anbefales det, at der laves en specifik oplandsanalyse, for at undersøge om der i oplandet er tilstedeværelse af de potentielle kilder og tilførselsveje til PAH-forbindelser, herunder brug af eventuelle GIS-systemer med kortlagte forurenede grunde, landbrug mm. samt kloaknet samt ejendomme i spredt bebyggelse med direkte udledning af spildevand. For vurdering af de forskellige typer af kilder, herunder diffuse kilder/udledninger og udledning fra husholdninger refereres til Afsnit 2.3.

For de mulige relevante kilder, tages der fat i de gældende relevante udledningstilladelser, tilslutningstilladelser, miljøgodkendelser og kortmateriale og det vurderes, om tilladelserne for de identificerede kilder kan forklare de observerede overskridelser af miljøkvalitetskravene. Det kan anbefales at tjekke, om der eksisterer olieforurenede grunde, som tilfører perkolat til vandområdet.

4.2.7 Overvejelser om prøvetagnings- og analysemetoder

Prøvetagning i vandområder omkring kilder, der er mistænkt for at forurene med PAH'er kan anbefales. Jævnfør Tabel 4.15, så bidrager renseanlæggene væsentligt til PAH'er i miljøet, da der generelt er højere PAH-koncentrationer i udløbet fra renseanlæg end i f.eks. grundvand, drikkevand – ligesom, renseanlæg afleder store vandmængder. Videre kan drænvand fra f.eks. gas- og olieforurenede grunde også bidrage væsentligt med PAH'er.

Da PAH'er kun er begrænset vandopløselige, er vandanalyser ikke særligt velegnet, medens analyse af sedimentet er en oplagt mulighed for at afklare i hvor stort omfang, der er en PAH-belastning i et vandområde. PAH'er har som beskrevet et potentiale for bioakkumulering, men vides også at blive metaboliseret i fisk, hvorfor muslinger umiddelbart er mere velegnede. NOVANA overvågningen af PAH'er foretages således også i sediment eller biota (muslinger).

Miljøkvalitetskravene for enkelte PAH-forbindelser er meget lave, hvilket kan vanskeliggøre at opnå detektionsgrænser på 1/10-del af miljøkvalitetskravet. Der bør som minimum efterspørges analyser med detektionsgrænser tilsvarende eller lavere (helst mindst en faktor 10) end miljøkvalitetskravene.

4.2.8 Referencer – PAH-forbindelser

DCE (2021): Atmosfærisk Deposition 2021. Novana. Videnskabelig rapport fra DCE _ National Center for Miljø og Energi, nr 525

ECHA (2020). Virksomheders registreringsdossier for Anthracene, <https://chem.echa.europa.eu/100.003.974/overview> Tilgået 10. maj 2023.

ECHA (2024). ECHA's Kemikaliedatabase tilgået marts 2024. <https://echa.europa.eu/da/information-on-chemicals>

ECHA CAS 65996-93-2 (2024). ECHA's Kemikaliedatabase for CAS 65996-93-2 tilgået september 2024. <https://echa.europa.eu/da/substance-information/-/substanceinfo/100.060.007>

Environment Agency (2019). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): sources, pathways and environmental data. October 2019. Environment Agency, Bristol, UK.

EU-dossier (2011). Fluoranthene EQS dossier. Under Vandrammedirektivet.

EU-RAR (2008a). European Union Risk Assessment Report COAL-TAR PITCH, HIGH TEMPERATURE, CAS No: 65996-93-2, EINECS No: 266-028-2. RISK ASSESMENT. Environment Version May 2008, Human Health Version April 2008. Rapporteur The Netherlands.

EU RAR (2008b). European Union Risk Assessment Report for Anthracene. (CAS no. 120-12-7, EINECS no. 204-371-1) (Final approved version). Institute for Health and Consumer Protection –European Chemicals Bureau. April, 2008.

GEUS (2023): Jupiter database.

<https://data.geus.dk/geusmap/#baslay=baseMapDa&optlay=&extent=137388.90740740742,6039945.718364198,937054.0925925926,6414372.281635802>

Jacqueline A.F., Hjuler H., Grøn C., Dybdahl H.P., Broholm K. og Østfeldt P. (2002). Kilder til jordforurening med tjære, herunder benzo(a)pyren i Danmark. Miljøprojekt nr. 728. 2002. Teknologiuudviklingsprogrammet for jord- og grundvandsforurening.

Khairy MA, Weinstein MP, Lohmann R. (2014): Trophodynamic behavior of hydrophobic organic contaminants in the aquatic food web of a tidal river. Environ Sci Technol. 2014 Nov 4;48(21):12533-42. doi: 10.1021/es502886n.

MST 2021. Nøgletal for miljøfarlige forurenende stoffer i spildevand fra renseanlæg – Opdatering på baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram for punktkilder 1998-2019. NOVANA, marts 2021.

MST 2022. Typetal for miljøfarlige forurenende stoffer i regnbetingede udledninger. På baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram 2000-2020. NOVANA, januar 2022

Miljøministeriet. By- og Landskabsstyrelsen, Miljøstyrelsen (2009). Vandkvalitetskriterier. Methylnaphthalener. <https://mst.dk/media/xfile4w/methylnaphthalener.pdf>

Miljøministeriet, Miljøstyrelsen (2023): Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet. Antracen. CAS nr. 120-12-7. <https://mst.dk/media/tfpog1or/anthracen-120-12-7.pdf>

Miljøministeriet, Miljøstyrelsen (2020): Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet. Fluoranthen. CAS nr. 206-44-0. <https://mst.dk/media/glxhtnp2/fluoranthen-206-44-0.pdf>
Poulsen P.B., Maya-Drysdale L. & Strandesen M. (2015). Survey of naphthalene (CAS 91-20-3). Environmental Project No. 1721, 2015.

RIVM (National Institute for Public Health and the Environment (2012). Environmental risk limits for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). For direct aquatic, benthic, and terrestrial toxicity. RIVM Report 607711007/2012. The Netherlands, 2012.

Sedeño-Díaz, J.E., López-López, E., Mendoza-Martínez, E., Rodríguez-Romero, A.J. & MoralesGarcía, S.S. (2019). Distribution Coefficient and Metal Pollution Index in Water and Sediments: Proposal of a New Index for Ecological Risk assessment of Metals. Water 2020, 12, 29; doi:10.3390/w12010029.

US EPA, EpiSuite beregninger

4.3 DEHP

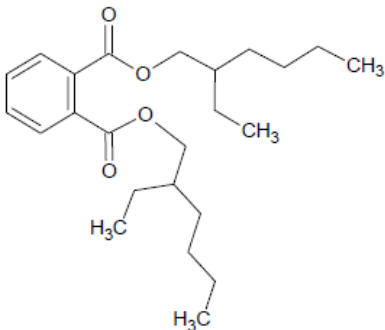
I dette afsnit er der gennemgået en tør kildeopsporing for stoffet DEHP. Kildeopsporingen følger vejledningen beskrevet i Afsnit 2.3 og præsenterer her en beskrivelse af stoffet, relevant regulering, egenskaber og skæbne i miljøet, anvendelser samt potentielle kilder og typiske tilførselsveje til miljøet.

Som trin to i den tørre kildeopsporing foretages en specifik oplandsanalyse af de lokale tilførselsveje og kilder, jf. Afsnit 2.3. og evt. en våd kildeopsporing, jf. Afsnit 2.4.

4.3.1 Bekymringer ved stoffet i miljøet

DEHP er en forkortelse for stoffet bis(2-ethylhexyl)phthalat, som er en diester af ortho-phthalsyre. Nedenstående Tabel 4.17 angiver relevante oplysninger til beskrivelse af stoffet samt stoffets væsentlige reguleringer, som bl.a. omfatter anvendelsesbegrænsninger for brugen af DEHP. De til enhver tid gældende miljøkvalitetskrav skal altid anvendes som angivet i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet fremgår af Miljøstyrelsens hjemmeside ([Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet - Miljøstyrelsen \(mst.dk\)](http://kvalitetskriterier.mst.dk)).

Tabel 4.17. Beskrivelse af DEHP inkl. klassificering og miljøkvalitetskrav.

Stof navn	DEHP
Kemisk navn	Bis(2-ethylhexyl) phthalate
IUPAC navn	1,2-bis(2-ethylhexyl) benzene-1,2-dicarboxylate
CAS nr.	117-81-7
EINECS nr.	204-211-0
Molekylestruktur	
Kemisk formel	C ₂₄ H ₃₈ O ₄
Harmoniseret klassificering	Repr. 1B; H360FD
Bekymring ved stoffet	DEHP er reprotoksisk med følgende klassificering: • Reprotoksisk, Kat 1B; H360FD; Kan skade forplantningsevnen. Kan skade det ufødte barn. Herudover er DEHP identificeret som meget problematisk på grund af hormonforstyrrende egenskaber, med videnskabelig dokumentation for sandsynlige alvorlige virkninger på miljøet og på menneskers sundhed.
Precursor eller nedbrydningsprodukt	Ingen relevante
Generelt kvalitetskrav-overfladevand	Ferskvand 1,3 µg/L (EU) Andet vand 1,3 µg/L (EU)

Maksimumkoncentration	Anvendes ikke
Sedimentkvalitetskriterier	Ferskvand 5,28 mg/kg tørvægt (5% OC) Saltvand 0,528 mg/kg tørvægt (5% OC)
Biotakvalitetskriterier	Ferskvand 530 µg/kg vv (Kvalitetskravet gælder for bløddede af musling) Saltvand 530 µg/kg vv (Kvalitetskravet gælder for bløddede af musling)
Miljøstyrelsens grænseværdi for tilslutning til kloak	I Miljøstyrelsens tilslutningsvejledning vurderes DEHP som et A-stof og i tilfælde, hvor det ikke er muligt at substiere er der fastsat en vejledende grænseværdi i tilsluttet spildevand på 7 µg/L (Miljøstyrelsen 2025).

Som det fremgår af Tabel 4.17 er brugen af DEHP reguleret ved begrænsning i forekomst i blødgjorte materialer (koncentration i blødgjort materiale < 0,1 vægt %) til anvendelse til særlige formål herunder legetøj og børneartikler samt i artikler generelt markedsført efter 7 juli 2020 dog med visse undtagelser. Undtagelsen for begrænsningen omfatter bl.a. fødevarekontaktmaterialer, medicinsk udstyr, elektronik og elektronisk udstyr, emballage til lægemidler, idet der henvises til lovgivningen på de enkelte områder.

DEHP er på Godkendelseslisten under REACH, og derfor anvendes DEHP kun til formål, som er godkendt eller undtaget fra godkendelse. Anvendelse i fødevarekontaktmaterialer, emballage til lægemidler, i blandinger med indhold af DEHP i koncentration mellem 0,1 og 0,3 vægt procent samt i medicinsk udstyr er alle undtaget fra godkendelse²⁷, idet der henvises til lovgivningen på de enkelte områder.

4.3.2 Stoffets egenskaber og skæbne i miljøet

Data for stoffets nedbrydelighed og potentiale for omsætning, flygtighed, potentiale for bioakkumulering og typiske matricer, som stoffet findes i (vand, sediment, biota) er præsenteret i Tabel 4.18.

Disse oplysninger anvendes til at forudsige den forventede skæbne i vandmiljøet, i kloaksystemet og i renseanlæg, som også er beskrevet i tabellen.

²⁷ Fødevarekontaktmaterialer, emballage til lægemidler, blandinger med indhold af DEHP i koncentration mellem 0,1 og 0,3 vægt procent er undtaget indtil 14 december 2024, mens medicinsk udstyr er undtaget indtil 1 juli 2030.

Tabel 4.18. Fysisk-kemiske egenskaber og skæbne i vandmiljøet for DEHP.

Parameter	Egenskab	Reference
Nedbrydelighed	Ikke biologisk Ingen hydrolyse, fotolyse ringe betydning Biologisk Let nedbrydelig i vand Langsomt nedbrydelig i sediment og jord	Miljøstyrelsen (2021a) EU RAR (2008) ECHA (DEHP 2024)
Flygtighed	Lav flygtighed (Henrys konstant lig med $4,43 \text{ Pa} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$)	EU RAR (2008)
Bioakkumulering	Moderat bioakkumulerbar	ECHA (DEHP 2024)
Biomagnificering	Ingen	EU RAR (2008)
Adsorption	Adsorberer til organisk material	Miljøstyrelsen (2021a)
Typisk matrice i miljøet	Findes primært i vandmiljøet adsorberet til sediment	Miljøstyrelsen (2021a)
Skæbne i miljøet	Ved tilstedeværelse af mikroorganismer i vandmiljøet, vil DEHP kunne nedbrydes biologisk. DEHP vil dog primært være adsorberet til sediment og organisk materiale, hvilket betyder en langsom nedbrydning. DEHP er fundet at bioakkumulere i vandlevende organismer, og den største bioakkumulering er observeret for hvirvelløse dyr. Dette indikerer, at optagelsen via fødekæden kan være en vigtig eksponeringsvej (sekundær forgiftning). Data for forskellige trofiske niveauer indikerer dog, at DEHP ikke biomagnificerer i fødekæderne, hvilket kan skyldes en mere effektiv metabolisering af DEHP i højere organismer.	BIOFOS (2021)
Skæbne i kloaksystem og renseanlæg	Der vil næppe ske en væsentlig fjernelse af DEHP i kloaksystemet ved biologisk nedbrydning. DEHP vil dog binde sig til fast stof og vil derfor fjernes i stort omfang i renseanlæggenes bundfældningstanke (10-20%). DEHP nedbrydes videre i stort omfang i beluftningstankene under gunstige iltforhold. Fjernelsesgrad på 85% er angivet for renseanlæg af typen MBNDK ²⁸ , mens der ikke forventes fjernelse af DEHP i mekanisk renseanlæg.	Miljøstyrelsen (2021b) BIOFOS (2021)

4.3.3 Stoffets anvendelse og anvendelsesregulering

DEHP er ikke et naturligt forekommende stof i miljøet, hvorfor forekomster stammer fra menneskelig aktivitet f.eks. ved udslip i forbindelse med plastproduktion, genanvendelsesprocesser, udvaskning fra brug af plastmaterialer og artikler med DEHP eller fra plastaffald med indhold af DEHP som plastblødgøringsmiddel. For at kunne identificere potentielle kilder til DEHP i vandmiljøet er der samlet oplysninger om stoffets anvendelse, som er præsenteret i tabellen herunder, Tabel 4.19. De historiske og nuværende anvendelser af DEHP er vist i tabellen.

²⁸ mekanisk, biologisk, nitrifikation/denitrifikation og kemisk rensning

Tabel 4.19. Historiske og nuværende anvendelser af DEHP.

Anvendelser	
Historiske anvendelser af DEHP	DEHP har været anvendt eller anvendes som blødgøringsmiddel primært i PVC-plast, men også i andre typer af polymere. DEHP kan indgå i materialer som plastik, gummi og tekstiler. DEHP er ikke bundet i plastmaterialet men vil frigøres med tiden ved brug, rengøring og ælde af materialer og artikler. Det forventes derfor, at de historiske anvendelser af DEHP i blødgjorte plastmaterialer er en kilde til DEHP-afsmitning gennem materialernes levetid og affaldsfase. DEHP indgår i en række artikler og produkter med industriel anvendelse, anvendelse af erhvervsmæssige brugere og af private forbrugere (ECHA DEHP 2024) f.eks.: Gulve og vægbeklædning af PVC (vinylgulve og -vægbeklædninger i vådrum) Tætningslister, hegn, haveudstyr af PVC Elektronik og kabler Plastbelagte tekstiler (f.eks. tekstil med tryk, regntøj, presenninger, madrasser, badeforhæng, måtter) Badeudstyr (f.eks. oppustelige badedyr, svømmefødder, dykkermasker) Medicinsk udstyr
Regulering og anvendelsesbegrænsninger	DEHP er reguleret generelt med maksimum indhold og/eller oplysningspligt f.eks. i byggevarer, medicinsk udstyr, miljømærkede produkter, m.m. idet stoffet er på Kandidatlisten under REACH. Er omfattet af IPPC-direktivet, hvilket betyder at der skal gives udledningstilladelse inden udledning til vandmiljøet. Anvendelsen af DEHP er reguleret gennem følgende: Kandidatlisten for særligt problematiske stoffer (REACH) Godkendelseslisten (Entry 04, Annex XIV i REACH) Anvendelsesbegrænsninger (Entry 51, Annex XVII i REACH) Kosmetikforordningen (Annex II – Forbud)²⁹ Fødevarekontaktmaterialer (Annex I – Begrænsning)³⁰ Aktive og intelligente materialer til fødevarekontakt (Forbud)³¹ Elektronik og elektronisk udstyr (RoHS bekendtgørelsen)³²
Godkendte anvendelser under REACH	Der er givet godkendelse til industriel genanvendelse af PVC indeholdende DEHP primært til artikler med udendørs anvendelse, artikler og fodtøj til industriel og landbrugsmæssig anvendelse herunder følgende: Vandtætning og geomembraner, stænkskærme til biler, trafikskilte/kegler, haveslanger, bassiner, tagdækning, industrigulve, måtter, presenninger, fodtøj samt til forbrugsartikler af genanvendt blød PVC: Motionsudstyr, måtter, bagbeklædning af tæpper, fodtøj, bagage. Ifølge oplysninger fra PVC Informationsrådet genanvendes over 350.000 tons blød plast om året i EU. I Danmark er der afgifter på blød PVC, og en lovgivning, der siger, at blødt PVC-affald skal deponeres. DEHP kan dog findes i importerede genanvendte materialer og artikler af PVC (PVC.dk 2024).
Anvendelser undtaget fra anvendelsesbegrænsningen	Artikler udelukkende til industrielle, landbrugsmæssige eller udendørs anvendelser, hvor der ikke forekommer kontakt med slimhinder eller længerevarende kontakt med hud.

Ifølge oplysninger fra ECHA (DEHP 2024) baseret på REACH registreringerne produceres og importeres der i alt 10 000 - 100 000 tons DEHP pr. år i EU.

²⁹ Forordning (EU) nr. 1223/2009

³⁰ Forordning (EU) nr. 10/2011

³¹ Forordning 450/2009/EC

³² Bekendtgørelse nr. 1369 af 02/12/2024

Der er således kun tilladt af importere artikler udelukkende til industrielle, landbrugsmæssige eller udendørs anvendelser og at anvende eller genanvende DEHP til produktion af artikler udelukkende til industrielle, landbrugsmæssige eller udendørs anvendelser.

4.3.4 Generelle kilder og tilførselsveje

De generelle kilder identificeres ud fra viden om stoffets anvendelse samt skæbne i miljøet samt i kloaksystem og renseanlæg.

Den væsentligste kilde til DEHP i miljøet er afsmitning fra artikler til udendørsbrug samt afsmitning fra anvendelse af artikler markedsført før 7 juli 2020. Herunder udgør affaldsfasen af artikler med indhold af DEHP en væsentlig kilde til afsmitning af DEHP til vandmiljøet.

Typiske tilførselsveje for DEHP til miljøet er via industri- og husholdningsspildevand samt fra regnbetingede udledninger (perkolat) fra affaldsdepoter og fra industrigrunde. Herudover kan det ikke udelukkes at DEHP tilføres miljøet via afstrømning fra udendørs anvendelser af indretninger indeholdende DEHP, f.eks. fra trafik og landbrug. Den primære årsag til tilførsel via separate regnvandsudledninger skyldes generelt afsmitning fra materialer.

Tabel 4.20. Generelle kilder til DEHP og tilførselsveje af DEHP til miljøet.

Generel kilde	Aktiviteter	Typisk tilførselsvej til miljøet
Industri	Industriel produktion af polymerer og plastik samt artikler heraf – primært til medicinsk udstyr samt udendørsbrug: Plastvirksomheder Fabrikanter af medicinsk udstyr Affaldsbehandling og deponi	Industrispildevand RBU Separat ³³
Erhvervsmæssige brugere	Erhvervsmæssige brugere af polymerer og kemikalier samt plastartikler såsom sundhedssektoren • Hospitaler • Plejehjem • Sundhedsklinikker • Industrivaskerier • Bilvaskenhaller • Elektronikvirksomheder* • Landbrug* • Kunstgræsbaner* • Badelande • Kortlagte forurenede grunde inkl. *	Industrispildevand RBU Separat fra virksomheder markeret med *
Historiske punktkilder	Historiske industrigrunde bl.a. plastvirksomheder, farve- og limindustri, elektronik- og kabelproduktion	
Husholdninger	Afsmitning fra anvendelse af materialer og artikler af blød plast Forbrugeranvendelser f.eks. fra udendørs byggematerialer og konstruktioner af metal, træ eller plastik, og fra indendørs anvendelser via f.eks. gulve, møbler, legetøj, byggematerialer, gardiner, fodtøj, læderprodukter, papir og pap og elektronisk udstyr	Husholdningsspildevand ³⁴ RBU Separat RBU Fælles
Andre kilder herunder diffuse kilder	Trafik Luftbåren transport	RBU Separat Våd deposition

4.3.5 Typiske koncentrationer

4.3.5.1 Typiske koncentrationer i udledninger

Herunder fremgår nøgletal og eksempler på målinger af DEHP i spildevand samt i regnbetingede udledninger.

Det anbefales at se på, om de aktuelle koncentrationer i spildevand og RBU'er i det lokale opland er på niveau med de anførte data for spildevand i Tabel 4.21. Hvis der aktuelt måles højere koncentrationer end de her angivne, bør man fokusere opsporingen opstrøms for at udpege mulige kilder.

³³ Skyldes bl.a. afsmitning fra materialer

³⁴ Husholdningsspildevandet ledes normalt til renseanlæg (som for MBNDK-anlæg kan nedbringe udledningen) eller udledes direkte til vandmiljøet i spredt bebyggelse.

Tabel 4.21. Nøgletal for DEHP i spildevand, RBU'er og regnvand.

Nøgletal/Typetal for DEHP		Reference
Renseanlæg indløb, MBNDK ³⁵	15 µg/L	Miljøstyrelsen (2021b)
Renseanlæg udløb, MBNDK	2,3 µg/L	
Renseanlæg indløb, mekanisk renseanlæg (husholdningsspildevand)	14 µg/L	Miljøstyrelsen (2021b)
Renseanlæg udløb, mekanisk renseanlæg (husholdningsspildevand)	14 µg/L	
Fælleskloakerede spildevandsoverløb (boligområder)	2,8 µg/L	Miljøstyrelsen (2022)
Separate regnvandsudledninger (boligområder)	0,70 µg/L	
Regnvand	<0,3 µg/L ³⁶	Vikelsøe <i>et al.</i> (1999)

4.3.5.2 Baggrundsniveau

DEHP forekommer ikke naturligt i miljøet og alle kilder til DEHP i det eksterne miljø er derfor menneskeskabte. Det naturlige baggrundsniveau for DEHP er derfor 0.

4.3.5.3 Forekommende koncentrationsniveau i vandområder

En mangeårige anvendelse samt potentiale for adsorption til sediment og potentiale for ophobning i biologisk materiale betyder, at DEHP kan forekomme i miljøet uden, at der er en eksisterende direkte kilde.

Data for DEHP i vandløb, søer og kystvande for hele Danmark for både sediment, biota og vandfasen er trukket ud fra Miljøportalen. Desværre er data for biota af ældre dato og er derfor ikke taget med her.

Måledata er inddelt i to grupper: måledata for perioden 2020-2023 og perioden 2010-2013 for at kunne vurdere om der er en tidlig trend i koncentrationerne. Tabel 4.22 giver en oversigt over disse data (angivet som antal måledata, antal over detektionsgrænsen, minimum og maksimumskoncentrationerne, gennemsnittet, det geometriske gennemsnit samt fraktilerne 10%, 50% og 90%). For vandfasen er koncentrationerne angivet som total-koncentrationer. For at få en hurtig sammenligning af 2020-2023 dataene med 2010-2013 dataene er disse placeret over hinanden.

Det fremgår, at

- DEHP generelt ikke detekteres i vandfasen (gælder for 96% af prøverne for 2020-2023 tallene og ca. 93% af prøverne for 2010-2013)
- At koncentrationen af DEHP i sediment (vandløb, søer, marint) er faldet fra 2010-2023 og 2020-2023, hvilket sandsynligvis er en konsekvens af reguleringen af DEHP.

Tabel 4.22. Forekommende koncentrationer i vandløb, søer og kystvande. N antal af måledata, Antal <DL: antal målinger under detektionsgrænsen, Min: laveste værdi, Gnm.:gennemsnit; GM: geometrisk gennemsnit; Max: højeste værdi. Hvis koncentrationen er under detektionsgrænsen, er koncentrationen sat til 0,5×detektionsgrænsen. Værdien er angivet for 2020-2023 (øverst) og 2010-2013 (nederst).

³⁵ mekanisk, biologisk, nitrifikation/denitrifikation og kemisk rensning

³⁶ Tallet er fra 1999 og beregnet ud fra en angivet deposition på 0,23 mg/år og en antaget nedbør på 800 m/år. I 2024 må tallet forventes at være væsentligt lavere, da forbruget af DEHP er stærkt reduceret.

		Kvalitets-krav	N	Antal <DL	Min	10%-percentil	Gnm.	GM	50%-percentil	90%-percentil	Max
Vandløb	Vand (µg/L)	1,3 (K)	2518 272	2414 252	0,050 0,050	0,050 0,050	0,063 0,072	0,054 0,056	0,050 0,050	0,050 0,050	2,4 1,6
Vandløb	Sediment (mg/kg TS)	5,28	1 39	1 5	0,005 0,005	0,005 0,050	0,005 1,9	0,005 0,44	0,005 0,47	0,005 3,5	0,005 19
Sø	Sediment (mg/kg TS)	5,28	104 149	54 58	0,005 0,005	0,005 0,005	0,072 0,52	0,025 0,10	0,030 0,14	0,17 1,1	1,0 12
Marint	Sediment (mg/kg TS)	0,528	149 131	8 4	5,0E-04 5,0E-04	0,012 0,012	0,11 0,16	0,049 0,079	0,062 0,11	0,26 0,30	1,3 1,6

4.3.6 Opsøg information om identificerede mulige kilder

Når de potentielle kilder er blevet listet, anbefales det, er der laves en specifik oplandsanalyse, for at undersøge om der er i oplandet er tilstedeværelse af de potentielle kilder til DEHP, herunder brug af eventuelle GIS-systemer med kortlagte forurenede grunde, landbrug mm. samt kloaknet samt ejendomme i spredt bebyggelse med direkte udledning af spildevand. For vurdering af de forskellige typer af kilder, herunder diffuse kilder/udledninger og udledning fra husholdninger refereres til Afsnit 2.3.

For de mulige relevante kilder, tages der fat i de gældende relevante udledningstilladelser, tilslutningstilladelser, miljøgodkendelser og kortmateriale og det vurderes, om tilladelserne for de identificerede kilder kan forklare de observerede overskridelser af miljøkvalitetskravene.

4.3.7 Overvejelser om prøvetagnings- og analysemetoder

Ved prøvetagning og prøveopbevaring skal der vælges hårde materialer f.eks. hård plast eller glas. Bløde plastmaterialer kan være tilsat DEHP som blødgørere. Vær også opmærksom på bløde dele såsom plastslanger og pakninger i automatiske prøvesamlere.

Praktisk erfaring med passive samplers (BIOFOS, 2023) har vist, at der for disse metoder er usikkerhed om resultatet kan være påvirket af, at DEHP binder sig til partikulært materiale og dermed ikke opsamles af den passive sampler. Der bør som udgangspunkt anvendes andre prøvetagningsmetoder.

DEHP analyseres primært i vandfasen. Med en høj logK_{ow} på 7,5 anses DEHP for at have affinitet for at binde sig til sediment samt at have et potentiale for bioakkumulering. DEHP er dog biologisk let nedbrydelig og vil derfor nedbrydes i vandmiljøet og forventes ikke at ophobes i sediment eller at blive akkumuleret i f.eks. fisk. Desuden er der kun fastlagt miljøkvalitetskrav for DEHP i overfladevand.

DEHP i vandprøver analyseres ved gaskromatografi med massespektrometrisk detektor, GC-MS-analyse.

4.3.8 Referencer – DEHP

BIOFOS (2021). Faktablad for Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP). [Videncenter for miljøforvaltning af spildevand | Spildevandsinfo.](#)

BIOFOS (2023). Kildesporing af fokusstoffer i oplandet til BIOFOS' renseanlæg

ECHA (DEHP 2024). Registreringsdossier for DEHP, CAS nr. 117-81-7.

EU RAR (2008). European Union Risk Assessment Report. Bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) PL-2. 80. European Chemicals Bureau.

Miljøstyrelsen (2021a). Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet. Bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) Februar 2021.

Miljøstyrelsen (2021b). Nøgletal for miljøfarlige forurenende stoffer i spildevand fra renseanlæg – Opdatering på baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram for punktkilder 1998-2019. NOVANA, marts 2021

Miljøstyrelsen (2022). Typetal for miljøfarlige forurenende stoffer i regnbetingede udledninger. På baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram 2000-2020. NOVANA, januar 2022.

Miljøstyrelsen (2025). Tilslutning af industrispildevand til spildevandsforsyningselskabernes spildevandsanlæg. Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 77 20025.

PVC.dk (2024). Informationsrådet <https://pvc.dk/>

Vikelsø J., Thomsen M., Johansen E., & Carlsen L. (1999). Phthalates and nonylphenols in soil - a field study of different soil profiles. Ministry of Environment and Energy, National Environmental Research Institute, Department of Environmental Chemistry, Technical Report No. 268.

Baggrundstabel med fysik-kemiske data for DEHP.

Parameter	Værdi	Reference
Molekylvægt, M_w (g·mol ⁻¹)	390,6	EU RAR (2008)
Fysisk form	Væske	ECHA DEHP (2024)
Smeltepunkt, T_m (°C)	-50	ECHA DEHP (2024)
Kogepunkt, T_b (°C)	373,85	ECHA DEHP (2024)
Damptryk, P_v (Pa)	$3,4 \cdot 10^{-5}$ (20°C)	EU RAR (2008)
Densitet (g/cm ³)	0,98 (20°C)	ECHA DEHP (2024)
Henry's konstant, H (Pa·m ³ ·mol ⁻¹)	4,43	EU RAR (2008)
Vandopløselighed, S_w (mg·L ⁻¹)	0,003 (20°C)	ECHA DEHP (2024)
Dissociationskonstant, pK_a	Ikke relevant	
Octanol/vand fordelingskoefficient, $\log K_{ow}$	7,5	Miljøstyrelsen (2021a) ECHA DEHP (2024)
K_{oc} (L·kg ⁻¹)	Fersk: 165 000 ³⁷ Marin: >130 000	ECHA DEHP (2024)
Estimeret halveringstid (vand)	50 dage (12°C)	ECHA DEHP (2024)
Estimeret halveringstid (jord)	10 måneder (12°C)	ECHA DEHP (2024)
Estimeret halveringstid (sediment)	Ferskvandssediment 10 måneder (12°C) Marint sediment 11 måneder (13°C)	ECHA DEHP (2024)
BCF (dimensionsløs)	614	ECHA DEHP (2024)

³⁷ K_{oc} model data. Eksperimentelle data: 63 100-888 000 L/kg (Miljøstyrelsen 2021a)

4.4 BDE, sum

Nedenfor er der gennemgået en tør kildeopsporing for udvalgte BDE-forbindelser.

Kildeopsporingen følger vejledningen beskrevet i Afsnit 2.3 og præsenterer her en beskrivelse af stofferne, relevant regulering, egenskaber og skæbne i miljøet, anvendelser samt potentielle kilder og typiske tilførselsveje til miljøet.

Som trin to i den tørre kildeopsporing foretages der i den konkrete situation en specifik oplandsanalyse af de lokale tilførselsveje og kilder, jf. Afsnit 2.3. og evt. en våd kildeopsporing, jf. Afsnit 2.4 for det relevante vandområde.

Den stofspecifikke vejledning omfatter følgende bromerede diphenylether (BDE)-forbindelser, som er prioriterede kongener i henhold til bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandlb, søet, overgangsvande, kystvande og grundvand.

- BDE 28 (tri-brom)
- BDE 47 (tetra-brom)
- BDE 99 (penta-brom)
- BDE 100 (penta-brom)
- BDE 153 (hexa-brom)
- BDE 154 (hexa-brom).

4.4.1 Bekymringer ved stofferne i miljøet

BDE står for bromerede diphenylethere, som er en del af polybromerede diphenyl ether (PBDE). Der findes 209 mulige kongener af PBDE, som alle har forskellig grad af bromering. De BDE-forbindelser, som er omfattet af denne specifikke vejledning, har mellem 3-6 bromatomer bundet til diphenylether-molekylet.

4.4.1.1 Miljøkvalitetskrav

Miljøkvalitetskrav for vand gælder for summen af de vigtigste kongener, som er: BDE 28 (tri), BDE 47 (tetra), BDE 99 (penta), BDE 100 (penta), BDE 153 (hexa) og BDE 154 (hexa). Hvor tri, tetra, penta og hexa angiver antallet af bromatomer bundet til de to phenyl-ringe.

Miljøkvalitetskrav for summen af BDE er angivet i tabel Tabel 4.23 nedenfor.

Der skal altid anvendes de til enhver tid gældende miljøkvalitetskrav som angivet i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet, som fremgår af Miljøstyrelsens hjemmeside, er gældende og skal inddrages for stoffer, hvor der ikke er fastlagt miljøkvalitetskrav ([Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet - Miljøstyrelsen \(mst.dk\)](#)).

Tabel 4.23. Miljøkvalitetskrav for BDE. Kravene gælder for summen af koncentrationer af kongenerne nummer 28, 47, 99, 100, 153 og 154.

	Max kvalitetskrav vand (µg/L)	Kvalitetskrav Biota (µg/kg vådvægt)
Sum af bromerede diphenylethere (CAS nr. 32534-81-9)	Indlandsvand: $\Sigma = 0,014$ Andet overfladevand: $\Sigma = 0,014$	$\Sigma = 0,0085$

4.4.1.2 Stoffernes farlighed

Der er meget få oplysninger på BDE-forbindelserne i nyere databaser f.eks. ECHA's database, da stofferne er udfaset eller er under udfasning og derfor er kun få oplysninger tilgængeligt for klassificering af stofferne. Der er dog en harmoniseret klassificering (BDE 99, pentabrom

diphenylether), som kan anses for vejledende for gruppen af BDE-forbindelserne. Fælles for forbindelserne er desuden, at de tilhører gruppen af PBDE, som er reguleret under POP-Forordningen (EU) 2022/2400 med et forbud i EU i alle produkter.

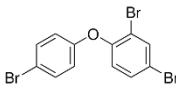
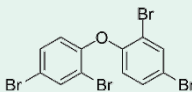
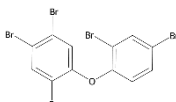
Forbindelsen BDE 99 har en harmoniseret klassificering som værende meget giftig med langvarige virkninger for vandlevende organismer. Herudover kan stoffet på baggrund af klassificeringen forårsage organskader ved længerevarende eller gentagen eksponering samt skade børn, der ammes.

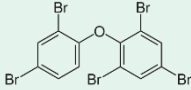
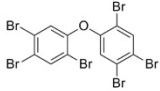
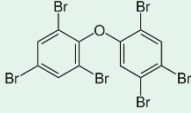
Tabel 4.24 viser en oversigt over gruppen af BDE-forbindelser og deres klassificering.

Generelt har gruppen af BDE-forbindelser skadelige sundhedseffekter og kan være hormonforstyrrende, kræftfremkaldende (mutagene), og have neurotoksiske effekter. Data for hormonforstyrrende effekter er gennemgået af de franske myndigheder (Anses 2018) for BDE 47 i forbindelse med REACH reguleringen. Data indikerer, at BDE 47 kan have hormonforstyrrende effekter og være reprotoksisk i fisk samt understøtter, at stoffet er meget giftigt med langvarige virkninger for vandlevende organismer.

Det vides endnu ikke om, BDE kan være årsag til kræft i mennesker. Der er dog observeret tumorer i leveren hos rotter og mus, som har indtaget store mængder af decaBDE. Det er endnu ikke testet, om lavere bromerede BDE kan være årsag til kræft i dyr.

Tabel 4.24. Beskrivelse af BDE-forbindelserne inkl. klassificering.

BDE congen nr.	IUPAC-navn	CAS nr.	EINECS nr.	Kemisk formel	Molekyle struktur	Klassificering (ECHA 2024)
BDE 28	2,4-dibromo-1-(4-bromophenoxy) benzene	41318-75-6	868-402-6	$C_{12}H_7Br_3O$		Klassificering ifølge C&L inventory (1 notifikation): Farlig ved indtagelse (Acute Tox. 4; H302) Forårsager hudirritation (Skin Irrit. 2; H315) Forårsager alvorlig øjenirritation (Eye Irrit. 2A; H319) Kan forårsage irritation af luftvejene (STOT SE 3; H335)
BDE 47	2,4-dibromo-1-(2,4-dibromophenoxy) benzene	5436-43-1	690-137-8	$C_{12}H_6Br_4O$		Ikke klassificeret ifølge C&L inventory (3 notifikationer)
BDE 99	1,2,4-tribromo-5-(2,4-dibromophenoxy) benzene	60348-60-9	251-084-2	$C_{12}H_5Br_5O$		Harmoniseret klassificering: Meget giftig med langvarige virkninger for vandlevende organismer (Aquatic Acute 1; H400 og Aquatic Chronic 1; H410) Kan forårsage organskader ved længerevarende eller gentagen eksponering (STOT RE 2; H373) Kan skade børn, der ammes (Lact. H362).

						Stoffet er identificeret som et POP-stof under POP-Forordningen (EU) 2022/2400.
BDE 100	1,3,5-tribromo-2-(2,4-dibromophenoxy) benzene	18908 4-64-8	690-350-6	C ₁₂ H ₅ Br ₅ O		Ikke klassificeret ifølge C&L inventory (3 notifikationer)
BDE 153	1,2,4-tribromo-5-(2,4,5-tribromophenoxy) benzene	68631 -49-2	690-275-9	C ₁₂ H ₄ Br ₆ O		Ikke klassificeret ifølge C&L inventory (3 notifikationer)
BDE 154	1,2,4-tribromo-5-(2,4,6-tribromophenoxy) benzene	20712 2-15-4		C ₁₂ H ₄ Br ₆ O		Ingen information

Kendte precursorer for BDE-forbindelserne med op til 6 brom atomer er BDE-forbindelser med et højere antal bromatomer, mens nedbrydningsprodukterne er BDE-forbindelser med lavere antal bromatomer.

4.4.2 Stoffernes egenskaber og skæbne i miljøet

BDE-forbindelsernes egenskaber og skæbne i miljøet er præsenteret i Tabel 4.25, hvor oplysninger for nedbrydelighed og potentiale for omsætning, flygtighed, potentiale for bioakkumulering og typiske matricer, som stoffet findes i (vand, sediment, biota) er samlet med henblik på at kunne forudsige forventede skæbne i vandmiljøet og i kloaksystem og renseanlæg.

Tabel 4.25. Fysisk-kemiske egenskaber og skæbne i vandmiljøet for BDE-forbindelser.

Parameter	Egenskab	Reference
Nedbrydelighed	BDE-forbindelserne tilhører gruppen af POP-stoffer (persistente organiske forurenende stoffer), som er persistente i miljøet BDE-forbindelser kan nedbrydes ved debromering som følge af fotolyse. Estimeret atmosfærisk halveringstid for pentaBDE er 12,5 dage. Ifølge EFSA er de vigtigste nedbrydningsveje for PBDE'er debromering og hydroxylering, som har vist sig at forekomme i luft, planter, dyr, jord og sedimenter	Anses 2018 European Chemicals Bureau 2001 EFSA 2024
Flygtighed	BDE-forbindelser har et lavt damptryk og BDE med op til 6 bromatomer anses for at være flygtige og kan derfor spredes i miljøet via luft og aerosoler.	EFSA 2024
Bioakkumulering	Da BDE-forbindelser har en høj affinitet for organisk materiale (høj log K _{OW} 6-7) vil de især binde sig til organisk materiale og partikler, og særligt i fedt/den organiske fase. BDE-forbindelserne er bioakkumulerbare og har et højt potentiale for optag og akkumulering i fisk og andre akvatiske og terrestriske organismer.	European Chemicals Bureau 2001
Biomagnificering	BDE-forbindelserne opløses nemt i fedt, hvilket betyder at BDE er fundet hos mennesker i blod, brystmælk og fedtvæv. De er resistente over for metabolisme og kan bioakkumulere i fedtvævet fra før fødsel til døden	Siddiqi <i>et al.</i> , 2003

Parameter	Egenskab	Reference
Adsorption	Adsorberer kraftigt til sediment og slampartikler. BDE-forbindelser er ikke mobile i jord.	European Chemicals Bureau 2001
Typisk matrice i miljøet	BDE-forbindelserne er ikke letopløselige i vand, men binder sig til sediment og partikler, som kan synke til bunds i søer og floder. BDE findes ophobet i biota - akvatiske og terrestriske organismer.	European Chemicals Bureau 2001
Skæbne i miljøet	I miljøet kan stofferne derfor sprede sig videre via overfladevand og overfladeafstrømning bundet til partikler, sediment, bundet til opløst organisk materiale (Dissolved organic carbon, DOC), samt via biota, som optager stofferne. BDE kan også spredes med støv og via nedbrydning af de materialer, de forekommer i (f.eks. via slid, fibre, mikro og makroplast) og videre via atmosfærisk deposition og jord- og husstøvspartikler.	
Skæbne i kloaksystem og renseanlæg	BDE-forbindelserne vil primært være adsorberet til slam. Fordeling af pentaBDE i et renseanlæg er estimeret til, at 90,7% adsorberes til slam, 0,19% afgives til luft, mens 9,11 % frigives til overfladevand.	European Chemicals Bureau 2001

4.4.3 Stofferne anvendelse og anvendelsesregulering

Den stramme regulering på anvendelsen af BDE-forbindelserne gennem POP-forordningen og RoHS-direktivet betyder, at stofferne i dag enten er udfaset eller er under udfasning og derfor har meget begrænsede anvendelser og samtidigt kun er tilladt i lave koncentrationer i f.eks. elektronik og elektriske artikler.

Ingen af BDE-forbindelserne er registreret under REACH, hvilket indikerer, at ingen enkelt virksomheder importerer eller fremstiller BDE i mængder over 1 tons per år. Der er heller ikke registreret produkter med indhold af BDE-forbindelserne i SPIN databasen.

Tabel 4.26. Anvendelser og anvendelsesbegrænsninger af BDE-forbindelserne.

	Anvendelser ³⁸	Regulering og anvendelsesbegrænsninger (MST 2024)
BDE-forbindelser	Flammehæmmere Elektronik og elektriske artikler Byggematerialer (hårdplast, klæbemidler) Møbler (skum) Bilsæder (skum)	POP-forordningen: BDE-forbindelser er forbudt i EU i alle produkter for: penta-BDE optaget 2003 som del af gruppen polybromerede diphenylethere (PBDE) tetra-, penta- og hexa-BDE optaget i 2010. RoHS-direktivet: Begrænser brugen af visse stoffer i elektrisk og elektronisk udstyr herunder BDE-forbindelserne siden 2011.

4.4.4 Generelle kilder og tilførselsveje

Nuværende anvendelser af BDE-forbindelserne må forventes at være beskedne og betragtes ikke som en væsentlig kilde til BDE i miljøet. Det forventes derfor, at fokus i en kildeopsporing vil være på kilder, som kan have potentiel afsmittning fra materialer og artikler fra tidligere

³⁸ Miljøoplysninger.dk (2024), Environment Agency (2019)

anvendelser samt diffuse kilder f.eks. frigivelse af stoffer ophobet i sediment eller atmosfærisk deposition.

På grund af BDE-forbindelsernes tidligere udbredte brug samt persistens i miljøet findes stofferne flere steder i miljøet i jord, sediment og i biota som fisk. Da BDE-forbindelserne er additive molekyler, altså ikke kemisk bundet til polymererne af produkterne, sker der afsmittning fra materialer og artikler under anvendelse, hvorved stofferne kan udvaskes til miljøet. De er ikke letopløselige i vand, men binder sig til partikler og synker til bunds i søer og floder.

Tabel 4.27. Generelle kilder og tilførselsveje til miljøet for BDE-forbindelserne.

Generel kilde	Aktiviteter	Typisk tilførselsvej til miljøet
Industri/erhvervsmæssige brugere	Håndtering af elektronik og elektriske artikler Håndtering af affald (elektronikskrot, møbler, bilsæder) Affaldsdeponi (elektronikskrot, møbler og bilsæder)	Industrispildevand enten direkte eller via renseanlæg RBU Separat
Husholdninger	Afsmittning fra anvendelse af elektronik og elektriske artikler Afsmitning fra møbler af ældre dato	Husholdningsspildevand RBU Separat RBU Fælles
Diffuse kilder	Luftbåren transport	Tør deposition
Andre kilder	Udspredding af spildevandsslam	Overfladeafstrømning

I Storbritannien er koncentrationen af BDE i luft nedadgående mellem 1999 og 2012, hvilket tyder på at de regulatoriske kontroller har været effektive til at kontrollere emissioner til miljøet (Environment Agency 2019). En schweizisk undersøgelse af elektronikaffald viste et betydeligt fald i koncentrationer af penta- (-93%), octa- (-77%) og decaBDE (-24%) mellem 2003 og 2011, hvilket også beviser, at restriktionerne er effektive (BAFU, 2017).

Historisk brug i genstande som bilsæder og møbelskum kan være kilden til pentaBDE i miljøet. Møbler har typisk en lang levetid og kan, selv når de er bortskaffet, give anledning til udslip af pentaBDE til miljøet f.eks. via husholdningsstøvpartikler, idet støvpartikler sætter sig på tøj og efterfølgende frigives under vask og afledes til spildevandsanlæg via kloaksystemet (EFSA 2024).

Partikelbundne emissioner af BDE'er, der genereres under aflæsning af affald, menes også at kunne være en kilde til BDE i atmosfæren (Earnshaw *et al.*, 2013). Fordampning fra BDE-holdige produkter og fordeling til støvpartikler vil resultere i emissioner til luften og efterfølgende aflejring på land, hvilket når overfladevand under regnvejr som afstrømning fra (European Chemicals Bureau, 2001).

BDE-forbindelserne har en lav vandopløselighed og en kraftig adsorption til slampartikler, hvilket betyder, at en betydelig del af belastningen i spildevandsanlæg vil fordele sig til spildevandsslam. Anvendelse af slam på landbrugsjord kan derfor være en mulig eksponeringsvej i miljøet. Re-mobilisering af BDE-forbindelser, som er ophobet og bundet til sediment, kan også føre til udslip. Transformation i sedimentet af decaBDE ved tab af bromatomer (debromering) til lavere bromerede kongener som octaBDE og pentaBDE (ECHA, 2012) kan ligeledes være en kilde for BDE-forbindelserne til overfladevand, givet de store mængder af decaBDE tidligere produceret (Earnshaw *et al.*, 2013).

Generelt vurderer vi dog, at frigivelse af ophobet BDE fra sediment og slam er en ikke betydende kilde, set ud fra udfasningen af anvendelsen af BDE-forbindelserne.

4.4.5 Typiske koncentrationer

Den mangeårige anvendelse samt potentiale for adsorption til sediment og potentiale for ophobning i biologisk materiale betyder, at BDE kan forekomme i miljøet uden, at der er en eksisterende direkte kilde.

4.4.5.1 Typiske koncentrationer i udledninger

Der findes ikke nøgletal eller typetal for BDE-forbindelser i spildevand og regnbetingede udløb. Datagrundlaget for perioden 2000-2020 var ikke tilstrækkeligt til at beregne et typetal for BDE-forbindelserne efter ML-metoden (Miljøstyrelsen 2022).

Data for BDE på miljøportalen er af ældre dato for spildevand, slam og regnbetingede udløb. Det forventes ikke, at data for perioden op til 2011 afspejler de nuværende forhold, der forventes at være påvirket af den omfattende regulering af stoffernes anvendelse. Data for perioden før 2011 skal derfor tages med forbehold.

Ifølge DCE var summen af de seks BDE-forbindelser 4,1 µg/L i udløb fra renseanlæg med mindre avanceret rensning baseret på målinger for 2008-2013. BDE-forbindelserne er ikke detekteret i udløb fra øvrige typer renseanlæg, ej heller i udløb fra renseanlæg for perioden 2014-2019 eller i regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder for de to perioder (Boutrup *et al.* 2021).

Udtræk fra miljøportalen viser indhold af de seks BDE-forbindelser i slam i størrelsesordenen fra 0,55 til 125 µg/kg tørstof (gennemsnit 22,6 µg/kg tørstof) for 93 målinger, hvor BDE er detekteret for perioden 2004-2009 (78 målinger viste indhold under detektionsgrænsen).

4.4.5.2 Baggrunds niveau

BDE-forbindelserne er menneskabte kemikalier, og der er ikke identificeret naturlige kilder til BDE-forbindelserne selvom beslægtede molekyler er kendt (European Chemicals Bureau, 2001). Det naturlige baggrunds niveau for BDE-forbindelserne er derfor 0.

4.4.5.3 Forekommende koncentrationsniveau

Ifølge Miljøstyrelsen (2022) udgik enkelte stofgrupper som bl.a. bromerede flammehæmmere i 2017 og overvåges derfor ikke længere. Der overvåges dog stadig i marine organismer.

Data for BDE på miljøportalen er af ældre dato for vandløb og sediment. Det forventes ikke, at data for perioden op til 2011 afspejler de nuværende forhold, der forventes at være påvirket af den omfattende regulering på anvendelsen af stofferne. Data for perioden før 2011 skal derfor tages med forbehold. Udtræk fra miljøportalen for koncentrationer af de seks BDE-forbindelser i sediment og i vandløb er vist nedenfor.

Tabel 4.28. Forekommende koncentrationer af BDE i vandløb og søer. N antal af måledata, Antal <DL: antal målinger under detektionsgrænsen, Min: laveste værdi, GM: geometrisk gennemsnit; Max: højeste værdi.

		N	Antal <DL	Min	GM	Max
Vandløb (2005 og 2008)	Vand (µg/L)	42	38	0,005	0,007	0,009
Sø (2002 og 2008)	Sediment (µg /kg tørstof)	161	158	0,72	0,92	1,9
Marint (2007-2009)	Sediment (µg /kg tørstof)	765	516	0,004	0,017	798

Overvågningen af marine organismer fremgår af miljøportalen, hvor data for de seneste tre år er vist for måling af de seks BDE-forbindelser i fisk for kystnære områder i Danmark. Data fremgår af tabellen nedenfor.

Tabel 4.29. Forekommende koncentrationer af BDE i marine organismer. N antal af måledata, Antal <DL: antal målinger under detektionsgrænsen, Min: laveste værdi, GM: geometrisk gennemsnit; Max: højeste værdi. Hvis koncentrationen er under detektionsgrænsen, er koncentrationen sat til 0,5×detektionsgrænsen.

År	Biota	N	Antal <DL	Min	GM	Max
2021	Fisk, muskel (µg /kg vådvægt)	54	42	0,004	0,0037	0,036
2022	Fisk, muskel (µg /kg vådvægt)	30	24	0,004	0,0035	0,022
2023	Fisk, muskel (µg /kg vådvægt)	48	30	0,004	0,0043	0,021

HELCOM har for perioden 2016-2021 indsamlet data på koncentrationen af BDE-forbindelser (congenerne 28, 47, 99, 100, 153 og 154) i fisk og sediment i Østersøen fra landene, der støder op til Østersøen, og sammenholdt målte data med miljøkvalitetskrav. En vurdering af data fra i alt 69 steder viste, at koncentrationerne i fisk var højere end det fastlagte miljøkvalitetskrav på 0,0085 µg/kg fisk vådvægt målt i alle lokationer, dog med regionale og lokale forskelle. Gennemsnitskoncentrationer varierede mellem 0,009 til 1,97 µg/kg fisk vådvægt (HELCOM 2023).

Det forslåede sedimentkvalitetskriterie på 310 µg/kg tørstof til beskyttelse af bentiske organismer blev overholdt i alle 12 undersøgte lokationer. HELCOM rapporten konkluderer, at der er en faldende tendens i koncentrationerne i fisk, dog mindre tydeligt i de kystnære områder (HELCOM 2023).

Deposition fra luft for årene 2009-2010 er rapporteret for BDE-47, BDE-99 og BDE-100 til at være fra 0,008 til 0,13 ng/m²/dag med et geometrisk gennemsnit på 0,057 ng/m²/dag. For 2016 er deposition fra luft ikke detekteret for BDE-100, mens den er målt i 27 prøver ud af 66 prøver for BDE-47 og BDE-99 med en deposition på op til 0,089 ng/m²/dag med et geometrisk gennemsnit på 0,055 ng/m²/dag (IVL 2024).

4.4.6 Opsøg information om identificerede mulige kilder

Når de potentielle kilder er blevet listet, anbefales det, at der laves en specifik oplandsanalyse, for at undersøge om der er i oplandet er tilstedeværelse af de potentielle kilder til BDE, herunder brug af eventuelle GIS-systemer med kortlagte forurenede grunde, landbrug mm. samt kloaknet samt ejendomme i spredt bebyggelse med direkte udledning af spildevand. For vurdering af de forskellige typer af kilder, herunder diffuse kilder/udledninger og udledning fra husholdninger refereres til Afsnit 2.3.

For de mulige relevante kilder, tages der fat i de gældende relevante udledningstilladelser, tilslutningstilladelser, miljøgodkendelser og kortmateriale og det vurderes, om tilladelserne for de identificerede kilder kan forklare de observerede overskridelser af miljøkvalitetskravene.

4.4.7 Overvejelser om analyse- og prøvetagningsmetoder

BDE-forbindelser med høj logK_{ow} fordeler sig til organiske materialer og vil typisk blive analyseret med GC-MS. Visse BDE er særligt temperaturfølsomme (termisk labile) og kan nedbrydes under analysen. Derfor er følsomheden og genfindingen lavere for de større BDE-forbindelser (og ofte ser man kun op til BDE-99), hvis man analyserer ved høj temperatur eller ved lange GC kromatografi-tider.

BDE-forbindelser med medium logK_{OW} fordeler sig til vand og vil kunne analyseres med LC-MS.

4.4.8 Referencer – BDE-forbindelser

Anses (2018). Analysis of the most appropriate risk management option (RMOA). 2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl ether (BDE-47). <https://echa.europa.eu/documents/10162/dc098754-89fa-fae5-6644-6b4f0c445472>

BAFU (2017). Substance flows in Swiss e-waste (Summary). Federal Office for the Environment (FOEN), Bern, 2017 [online]. Available at: <https://www.bafu.admin.ch/bafu/en/home/topics/chemicals/publications-studies/publications/stofffluesse-im-schweizer-elektronikschrott.html>

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. <https://dce2.au.dk/pub/SR466.pdf>

Environment Agency (2019). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs): sources, pathways and environmental data. Oktober, 2019. https://consult.environment-agency.gov.uk/environment-and-business/challenges-and-choices/user_uploads/polybrominated-diphenyl-ethers-pressure-rbmp-2021.pdf

Earnshaw, M. R., Jones K. C. and Sweetman A. (2013). Estimating European historical production, consumption and atmospheric emissions of decabromodiphenylether. Science of the Total Environment 447: pp.133–142.

ECHA (2012). Agreement of the member state committee on the identification of bis(pentabromophenyl) ether [decabromodiphenyl ether] as a substance of very high concern according to Articles 57 and 59 of Regulation (EC) 1907/2006 [online]. European Chemicals Agency, Available at: <https://chem.echa.europa.eu/100.013.277/overview>

ECHA (2024). Stofinformation (søgning på CAS nr.) fra ECHA's database, tilgået september 2024. <https://echa.europa.eu/information-on-chemicals>.

EFSA (2024). Update of the risk assessment of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in food. Scientific opinion. EFSA Journal. 2024;22: e8497. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2024.8497>

European Chemicals Bureau (2001) Diphenyl ether, pentabromo derivative (pentabromodiphenyl ether), CAS-No: 32534-81-9, EINECS-No: 251-084-2. Risk Assessment Report. European Commission, Joint Research Centre [online]. Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/781ee1e9-6c90-467e-998b-8910ca2793e5>.

HELCOM (2023). Polybromated diphenyl ethers (PBDEs). https://indicators.helcom.fi/wp-content/uploads/2023/04/Polybrominated-diphenyl-ethers_Final_April_2023.pdf

IVL (2024). IVL Svenska Miljöinstitutet. Luftkvalitet och nedfallsdata. [Luftkvalitet och Nedfallsdata - IVL.se](https://luftkvalitet.se)

Miljøoplysninger.dk (2024). Hjemmeside tilgået oktober 2024 <https://dma.mst.dk/prtr/offentlig/stof-informationer>

Miljøstyrelsen (2022). Typetal for miljøfarlige forurenende stoffer i regnbetingede udledninger. På baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram 2000-2020. NOVANA, januar 2022.

MST (2024). Flammehæmmere. Miljøstyrelsens hjemmeside tilgået oktober 2024.
<https://mst.dk/erhverv/sikker-kemi/kemikalier/fokus-paa-saerlige-stoffer/bromerede-flammehaemmere>

Siddiqi, M.A., R.H. Laessig, K.D. Reed (2003). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs): new pollutants—old diseases Clin. Med Res, 1 (2003), pp. 281-290.

Baggrundstabel med fysik-kemiske data for BDE-forbindelserne ³⁹.

Stofnavn	Molekylvægt, Mw (g/mol)	Fysisk form	Smeltepunkt, Tm (°C)	Damptryk, Pv (mm Hg)	Vandopløselighed, Sw (mg/L)	Octanol/vand fordelingskoefficient, log Kow
BDE 99	564,7	Væske	-5	$1,32 \cdot 10^{-7}$	$9 \cdot 10^{-7}$	6,84
BDE 47	485,8	Fast	82-82,5	$1,40 \cdot 10^{-6}$	-	-
BDE 28	406,9	Fast	64-64,5	$1,64 \cdot 10^{-6}$	-	-
BDE 100	564,7	Fast	97-98	$2,15 \cdot 10^{-7}$	-	-
BDE 153	643,6	Fast	157,6	$1,57 \cdot 10^{-8}$	-	-
BDE 154	643,6	Fast	142-143	$2,85 \cdot 10^{-8}$	-	-

³⁹ Fysisk-kemiske egenskaber er hentet fra <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>

4.5 Nonyl- og octylphenoler

I dette afsnit er en tør kildeopsporing for nonylphenoler (NP) og octylphenoler (OP) gennemgået. Kildeopsporingen følger vejledningen beskrevet i Afsnit 2.3 og præsenterer her en beskrivelse af stofferne, relevant regulering, egenskaber og skæbne i miljøet, anvendelser samt potentielle kilder og typiske tilførselsveje til miljøet.

Som trin to i den tørre kildeopsporing foretages en specifik oplandsanalyse af de lokale tilførselsveje og kilder, jf. Afsnit 2.3. og evt. en våd kildeopsporing, jf. Afsnit 2.4.

Alkylphenolerne består af en phenolgruppe og en alkylkæde, hvor nonylphenolernes (NPs) alkylkæde har 9 kulstofatomer, og octylphenolernes (OPs) alkylkæde har 8 kulstofatomer. Alkylkæderne kan være forgrenede.

Den stofspecifikke vejledning omfatter følgende nonylphenoler og octylphenoler:

- 4-nonylphenol, linære og forgrenede
- 4-octylphenol, linære og forgrenede.

Alkylphenolerne forekommer især som nedbrydningsprodukter af alkylphenoethoxylater (og mere bredt af alkylphenol-alkoxylater). Alkylphenoethoxylater er bygget op som alkylphenoler, hvor der dog på phenolgruppen sidder ethoxylatgrupper ($-\text{CH}_2\text{CH}_2\text{O}-$).

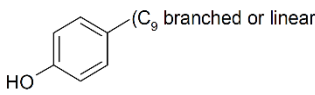
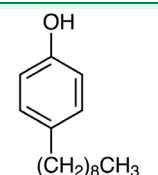
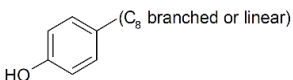
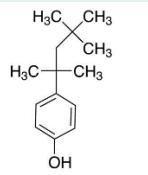
4.5.1 Bekymringer ved stofferne i miljøet

4.5.1.1 Miljøkvalitetskrav

En kort beskrivelse af de udvalgte NP- og OP-forbindelser samt deres miljøkvalitetskrav og -kriterier er givet i Tabel 4.30 nedenfor.

Der skal altid anvendes de til enhver tid gældende miljøkvalitetskrav som angivet i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet, som fremgår af Miljøstyrelsens hjemmeside, er gældende og skal inddrages for stoffer, hvor der ikke er fastlagt miljøkvalitetskrav ([Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet - Miljøstyrelsen \(mst.dk\)](https://www.mst.dk/om-miljostyrelsen/kvalitetskriterier-for-miljofarlige-forurenende-stoffer-i-vandmiljoet)).

Tabel 4.30. Beskrivelse af NP- og OP- stoffer inkl. klassificering⁴⁰

Stofnavn	CAS nr	EINECS nr	Molekylestruktur	Kemisk formel	Klassificering
Nonylphenol ¹⁾	25154-52-3 (blanding af isomere, herunder lineær 4-nonylphenol) 84852-15-3 (blanding af forgrenet 4-Nonylphenoler)	246-672-0 (Nonylphenol linær) 284-325-5 (4-Nonylphenol forgrenet)		C ₁₅ H ₂₄ O	Harmoniseret klassificering: H302: Farlig ved indtagelse. H314: Forårsager svære ætsninger af huden og øjenskader. H318: Forårsager alvorlig øjenskade. H361: Mistænkt for at skade forplantningsevnen eller det ufødte barn H400: Meget giftig for vandlevende organismer. H410: Meget giftig med langvarige virkninger for vandlevende organismer.
4-nonylphenol	104-40-5	203-199-4		C ₁₅ H ₂₄ O	H302: Farlig ved indtagelse. H314: Forårsager svære ætsninger af huden og øjenskader. H318: Forårsager alvorlig øjenskade. H361: Mistænkt for at skade forplantningsevnen eller det ufødte barn H400: Meget giftig for vandlevende organismer. H410: Giftig for vandlevende organismer, med langvarige virkninger. H411: Giftig for vandlevende organismer, med langvarige virkninger.
Octylphenol ²⁾	1806-26-4	217-302-5		C ₁₄ H ₂₂ O	H314: Forårsager svære ætsninger af huden og øjenskader. H318: Forårsager alvorlig øjenskade.
4-tert-octylphenol	140-66-9	205-426-2		C ₁₄ H ₂₂ O	Harmoniseret klassificering H312: Farlig ved hudkontakt. H315: Forårsager hudirritation. H318: Forårsager alvorlig øjenskade. H400: Meget giftig for vandlevende organismer. H410: Meget giftig med langvarige virkninger for vandlevende organismer.

1) Nonylphenol (CAS 25154-52-3, EU 246-672-0), herunder isomererne 4-nonylphenol (CAS 104-40-5, EU 203-199-4) og 4-nonylphenol (forgrenet) (CAS 84852-15-3, EU 284-325-5)

2) Octylphenol (CAS 1806-26-4, EU 217-302-5), herunder isomerer 4-(1,1,3,3-tetramethylbutyl)-phenol (CAS 140-66-9, EU 205-426-2)

⁴⁰ Information er hentet fra <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/> og <https://echa.europa.eu/substance-information/>

Tabel 4.31 Miljøkvalitetskrav for udvalgte NP- og OP-stoffer

Stof navn		Nonylphenoler ¹⁾	Octylphenoler ²⁾
Generel MKK (µg/L)	Indlandsvand	0,3	0,1
	Andet overfladevand	0,3	0,01
Maksimums-koncentration (µg/L)	Indlandsvand	2,0	Anvendes ikke
	Andet overfladevand	2,0	Anvendes ikke
Kvalitetskrav-sediment (mg/kg tørstof)	Indlandsvand	$\Sigma=1,25$ (5 % OC)	$39,3 \times f_{oc}$ (4-tert-octylphenol)
	Andet overfladevand	$\Sigma=1,25$ (5 % OC)	$3,93 \times f_{oc}$ (4-tert-octylphenol)
Kvalitetskrav-biota (µg/kg vådvægt)	Indlandsvand	$\Sigma=610$	5200 (4-tert-octylphenol)
	Andet overfladevand	$\Sigma=610$	5200 (4-tert-octylphenol)

1) Nonylphenol (CAS 25154-52-3, EU 246-672-0), herunder isomererne 4-nonylphenol (CAS 104-40-5, EU 203-199-4) og 4-nonylphenol (forgrenet) (CAS 84852-15-3, EU 284-325-5)

2) Octylphenol (CAS 1806-26-4, EU 217-302-5), herunder isomeren 4-(1,1,3,3-tetramethylbutyl)-phenol (CAS 140-66-9, EU 205-426-2)

4.5.1.2 Stofferne farlighed

NP- og OP-stoffer er giftige for akvatiske organismer og er hormonforstyrrende for dyr og menneskers udvikling og giver kroniske skader på fertiliteten. Detaljeret information om NP's toxicitet findes under REACH (ECHA, 2024a), og tilsvarende for OP's toxicitet (ECHA, 2024b).

4.5.2 Stofferne egenskaber og skæbne i miljøet

Nonylphenoler kan dannes ved nedbrydning af nonylethoxylater (NPEO). Ethoxylatkæden $(-CH_2CH_2O-)_n$ i alkylphenoethoxylaterne nedbrydes forholdsvis let, særligt under anaerobe forhold til enten en kortere kæde (monoethoxylater eller –diethoxylater) eller til den "rene" alkylphenol-forbindelse uden ethoxylat-kæde. Nonylphenoldiethoxylater (NP2EO), nonylphenolmonoethoxylater (NP1EO) og nonylphenoler er således nedbrydningsprodukter, som er langt mindre nedbrydelige end de langkædede nonylphenoethoxylat-forbindelser. De findes derfor i højere grad i miljøet.

Octylphenoler dannes på tilsvarende måde ved nedbrydning af octylphenoethoxylater.

Tabel 4.32 viser fysisk-kemiske data samt skæbnedata for de udvalgte alkylphenoler. Det fremgår, at de vil blive nedbrudt biologisk i miljøet, at de har et vist potentiale for at blive ophobet i biologisk materiale (BCF generelt højere end 500 L/kg) samt har et højt potentiale for at binde sig til sediment og jord (de har en høj K_{OC} -værdi). En Henrys konstant lidt over 1 viser, at der kun sker en mindre fordampning fra vandfasen.

Som nævnt, vil NPEO og OPEO, som afledes til renseanlæg, i stort omfang blive nedbrudt til NP og OP eventuelt med få resterende ethoxylatenheder tilbage. NP- og OP-kernen vil også i et vist omfang blive biologisk omsat i renseanlægget, men som følge af nedbrydningen af NPEO og OPEO til NP hhv. OP kan det forekomme, at der er højere koncentrationer af NP og OP i afløbet end i indløbet. Videre vil NP og OP binde sig til spildevandsslammet i stort omfang (har en høj K_{OC} -værdi) og vil derfor blive spredt ud på landbrugsjorden, hvis spildevandsslammet anvendes som gødningsmiddel.

På grund af de lipofile egenskaber ophobes stofferne i slam og sediment og kan bioakkumuleres i vandlevende organismer (OSPAR, 2009).

Tabel 4.32. Fysisk-kemiske egenskaber og fate data for de udvalgte alkylphenoler.

Stofnavn	4-nonylphenol	4-octylphenol	4-tert-octylphenol
CAS nr.	104-40-5	1806-26-4	140-66-9
Molekylvægt (g/mol)	220	206	206
Smeltepunkt (°C)	42 ¹⁾	83 ³⁾	85 ²⁾
Kogepunkt (°C)	293-297 ¹⁾	310 ³⁾	289 ²⁾
Damptryk (Pa)	0,00315 v. 25°C ¹⁾	0,05 ³⁾	2 v. 38 °C ²⁾
Henrys konstant	3,45 ¹⁾	0,86 ³⁾	0,52 ²⁾
Vandopløselighed (mg/L)	6-7 v. 25°C ¹⁾	5,2 ³⁾	7 v. 20 °C ²⁾
Octanol/vand fordelingskoefficient, log K _{ow}	5,76 ¹⁾	5,50 ³⁾	4,8 ²⁾
K _{oc} (L/kg)	28 260 ²⁾	13 620 ³⁾	10 290 ³⁾
Potentiale for bioakkumulering	BCF: 221 ³⁾ Mindre potentiale for bioakkumulering	BCF: 442 ³⁾ Mindre potentiale for bioakkumulering	BCF: 758 ²⁾ Mindre potentiale for bioakkumulering
Bionedbrydelighed	Sandsynligvis potentiel bionedbrydelig (50% nedbrydning opnået i et 58 dages studium ²⁾)	Ikke-letbionedbrydelig ⁴⁾ Sandsynligvis potentiel bionedbrydelig	Potentiel bionedbrydelig ²⁾

1)EpiSuite, eksperimentelle data

2)ECHA database, echa.eu

3)EpiSuite beregninger

4)DK QSAR database, eksperimentelle data

4.5.3 Stofferne anvendelse og anvendelsesregulering

Tidligere, var NPEO og OPEO nogle af de mest anvendte nonioniske tensider, som blev anvendt som vaske- og rengøringsmidler både i industri og i husholdninger. Med opdagelsen af at nedbrydningsprodukterne NP og OP er mere giftige end udgangsstofferne, og at de har hormonforstyrrende egenskaber, er anvendelsen af NP og OP nu stærkt reguleret. Stofferne optræder således på Vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer.

NP og OP har meget lignende anvendelsesmønstre.

Nonylphenoler anvendes stort set udelukkende i den kemiske industri ved fremstilling af andre kemikalier, herunder nonylphenolethoxylater. 40% af den mængde nonylphenolethoxylater, der blev solgt i Danmark i 2002, blev anvendt i vaske- og rengøringsmidler, 9% til binde- og klæbemidler og 7% i landbrugspesticider. Det samlede salg af nonylphenoler i Danmark udgjorde i 2002 120 t, mens salget af nonylphenolethylater udgjorde 215 t (SPIN-databasen). Octylphenolethoxylater anvendes primært i vaskemidler. Salget af octylphenolethoxylater udgjorde i 2000-2001 12-18% af salget af nonylphenolethoxylater i Danmark.

I 2017 var det samlede salg af NP/NPEO/OP/OPEO ifølge SPIN-databasen ca. 194 tons, hvor det største forbrug nu tilsyneladende er som hærdere i primært fyldmaterialer samt maling og lakker. Særligt branchen "fremstilling af maskiner og udstyr (*Manufacture of machinery and equipment n.e.c.*)" anføres som forbruger i SPIN-databasen. Dette er i overensstemmelse med REACH registreringen for 4-nonylphenol, hvor det angives, at stoffet primært bruges i coatings og maling, klæbemidler, spartelmasser, blæk og tonere og fyldstoffer, samt REACH

registrering for 4-(nonyl forgrenet) phenol hhv. octyl(forgrenet) phenol, hvor der udover ovennævnte er angivet anvendelser som fremstilling af andre kemiske forbindelser. For den forgrenede nonylphenol angives videre, at stoffet anvendes ved fremstilling af dæk.

Ved søgning i Miljøstyrelsens database over kemiske stoffer i forbrugerprodukter⁴¹, angives det, at nonylphenol og nonylphenoethoxylater er fundet i tøj og tekstiler, strikkegarn, sexlegetøj (vibrator), vinduesfarver, rensforstærker og i et forbørstningsmiddel. Endeligt er det angivet, at nonylphenol er fundet i vandige ekstrakter fra kunstgræs, som muligvis kan stamme fra anvendelse af brugte dæk som underlag i kunstgræsbaner. Octylphenoethoxylater er angivet at være fundet i forbørstningsmiddel, pletfjerner og rensforstærker.

NP/NPEO og OP/OPEO står på EU's industrielle emissionsdirektiv E-PRTRs bilag II's liste af kemikalier, hvor udledning af forurenende stoffer skal indrapporteres til et europæisk register (EU, 2006).

I Europa er emissionerne af summen af NP og NPEO til vand faldet fra 2010 til 2022 med 89%, men tallene er behæftet med nogen usikkerhed (EEA, 2014). Emission af NP og NPEO til spildevand i Danmark var ifølge opgørelsen ca. 199 t i 2021 og 183 t i 2022.

I REACH er der sat begrænsninger for følgende anvendelser for NP og NPEO, som ikke må markedsføres eller anvendes som stoffer eller i blandinger i koncentrationer på 0,1 vægtprocent eller derover til følgende formål (MST, 2020):

- Erhvervsmæssig rengøring – bortset fra kontrollerede lukkede systemer til kemisk rensning, hvor rensningsmidlet genvindes eller forbrændes, eller rensningssystemer, hvor rensningsmidlet genvindes eller forbrændes.
- Rengøring i private hjem
- Tekstil- og læderforarbejdning – bortset fra forarbejdning uden udledning af spildevand i systemer, hvor procesvandet forbehandles ved en særlig proces, der helt fjerner den organiske del forud for biologisk spildevandsbehandling (affedtning af fåreskind)
- Emulgatorer i pattedyr i landbruget
- Metalforarbejdning – bortset fra kontrollerede lukkede systemer, hvor rensningsmidlet genvindes eller forbrændes
- Fremstilling af papir og papirmasse
- Kosmetiske produkter
- Andre produkter til personlig pleje – bortset fra spermicider
- Hjælpestoffer i pesticider og biocider⁴².

4.5.4 Generelle kilder og tilførselsveje

Nonylphenoler tilføres vandområder med spildevand, og på grund af ophobningen i slam kan de også spredes ved tilførsel af spildevandsslam til marker.

Punktkilder omfattende udløb fra renseanlæg er den primære tilførselsvej for nonylphenol til vandmiljøet (Lassen *et al.*, 2015). Diffuse kilder til nonylphenol til vandmiljøet er udsivning fra landbrugsjord, hvor der er spredt spildevandsslam og/eller pesticider.

⁴¹ <https://vidensbank.mst.dk/>

⁴² Nationale godkendelser af pesticid- og biocidprodukter indeholdende nonylphenoethoxylater som hjælpestof berøres ikke af denne begrænsning indtil deres udløbsdato, hvis godkendelsen er udstedt inden den 17. juli 2003.

Octylphenol ender typisk i spildevand og bliver ikke effektivt fjernet i rensningsanlæg. Derfor ender octylphenol for en stor del i vandmiljøet. Diffuse kilder til octylphenoler til vandmiljøet er udsivning fra landbrugsjord, hvorpå der er spredt spildevandsslam og/eller pesticider.

Nonylphenoler og nonylphenoethoxylater hører til de stoffer, der er fundet hyppigst i udløb fra renseanlæg, dog er ethoxylaterne ikke fundet i samme hyppige omfang. Nonylphenoler fundet i højere koncentrationer end nonylphenoethoxylater. Stoffernes evne til at blive bundet til partikler afspejler sig i, at de er fundet hyppigere i slam end i spildevand.

Tabel 4.33. Generelle kilder og tilførselsveje til miljøet af NP- og OP-forbindelser.

Generelle kilder	Aktiviteter	Typisk tilførselsvej til miljøet
Industri	Kemisk industri Fremstilling af plast og gummi Fremstilling af maskiner og udstyr	Industrispildevand
Erhvervsmæssige brugere	Tankstationer Bilvaskehaller Afsmitning fra coatede, malede flader Analyselaboratorier Rengøring	Industrispildevand RBU Separat RBU Fælles
Husholdninger	Afsmitning fra forbrugerartikler, f.eks. ved vask af tøj Rengøring	Husholdningsspildevand
Diffuse kilder, andre	Udspreddning af spildevandsslam og/eller pesticider med f.eks. NPEO på landbrugsjorde. Kunstgræsbaner	Overfladeafstrømning RBU Separat

4.5.5 Typiske koncentrationer

4.5.5.1 Typiske koncentrationer i udledninger

Herunder fremgår typetal og eksempler på målinger af NP og OP i spildevand, i regnbetingede udledninger, almindeligt regnvand, i drikkevand og i grundvand.

Det kan anbefales at se på, om de aktuelle koncentrationer i spildevand og RBU'er i det lokale opland er på niveau med de anførte data i Tabel 4.34. Hvis der aktuelt måles højere koncentrationer end de her angivne, bør man gå opstrøms for at udpege mulige kilder.

Tabel 4.34. Nøgletal for NP/OP i spildevand, typetal for NP/OP i RBU'er og regnvand (µg/L). Der er ingen data for OP.

Kilde	Typetal			
	4-Nonylphenol	Nonylphenol-monoethoxylater (NP1EO)	Nonylphenol-diethoxylater (NP2EO)	Nonylphenoler
Renseanlæg indløb, MBNDK ⁴³ (µg/L)	0,021 ²⁾	3,2 ¹⁾	1,2 ¹⁾	1,6 ¹⁾
Renseanlæg udløb, MBNDK (renset spildevand) (µg/L)	0,008 ²⁾	0,47 ¹⁾		0,22 ¹⁾
Renseanlæg indløb, mekanisk renseanlæg (typisk husholdningsspildevand) (µg/L)	0,017 ²⁾	1,1 ¹⁾		0,91 ¹⁾

⁴³ mekanisk, biologisk, nitrifikation/denitrifikation og kemisk rensning

Kilde	Typetal			
	4-Nonylphenol	Nonylphenol-monoethoxylater (NP1EO)	Nonylphenol-diethoxylater (NP2EO)	Nonylphenoler
Renseanlæg udløb, mekanisk renseanlæg (typisk husholdningsspildevand) (µg/L)	0,008 ²⁾	0,64 ¹⁾		0,53 ¹⁾
Fælleskloakerede spildevandsoverløb (boligområder)		0,18 ³⁾	0,11 ³⁾	0,2 ³⁾
Separate regnvandsudledninger (boligområder) (µg/L)				0,04 ³⁾
Grundvand (kildevæld) ⁴⁴⁾ (µg/L)		0,052 (kun detekteret i 0,1% af analyserne) ⁴⁾	0,075 (kun detekteret i 0,1% af analyserne) ⁴⁾	0,068 (kun detekteret i 7,4% af analyserne) ⁴⁾
Koncentrationer i drikkevand (µg/L) (kravværdi: ΣNP+OP: 20 µg/L)		Ikke detekteret ⁵⁾	Ikke detekteret ⁵⁾	Ikke detekteret ⁵⁾

1)MST 2021

2)Ikke inkluderet i MST 2021, men geometrisk gennemsnit af analyser fra Miljøportalen for årene 2010-2024 er beregnet her.

3)MST 2022

4)DCE (2015). Data fra 2004-2012

5)DCE (2015). Data fra 2004-2006

4.5.5.2 Baggrunds niveau

Nonyl- og octylphenoler er industrielt fremstillede og forekommer dermed ikke naturligt i miljøet og alle forekomster i det eksterne miljø er derfor menneskeskabte. Det naturlige baggrunds niveau for stofferne er derfor 0.

4.5.5.3 Forekommende koncentrationer i vandområder

Data for NP og OP fra hele Danmark er trukket ud fra Miljøportalen for 2010 og fremefter. Tabel 4.35 giver en oversigt over de koncentrationer, der er fundet i vandmiljøet. For at få en idé om en eventuel tidlig udvikling, er dataene delt op i 2 dele, hvor den første del er de nyeste målinger fra 2020-2024 og hvor den anden del er de øvrige data fra 2010-2019.

Det fremgår generelt, at NP/OP ikke detekteres i en stor del af de analyserede prøver. Det er ikke så overraskende, at stofferne ikke detekteres i højt omfang i vandanalyserne, når man tager stoffernes egenskaber (lav vandopløselighed og høj K_{oc} -værdi) i betragtning, men stofferne detekteres heller ikke i væsentligt større omfang i vandsløbs- og søsedimenterne. NP ses at være detekteret relativt oftere i marint sediment end i de øvrige matricer.

⁴⁴ Beregnet for værdier fra Jupiterdatabasen.

Tabel 4.35. Forekommende koncentrationer for nonyl- og octylphenoler med nul til to ethoxylater, N: antal målinger, Antal <DL: antal målinger under detektionsgrænsen, Min: laveste værdi, Gnm.:gennemsnit; GM: Geometrisk gennemsnit, Max: højeste værdi. Hvis koncentrationen er under detektionsgrænsen, er koncentrationen sat til 0,5×detektionsgrænsen.

		N	Antal < DL	Min	10%	50%	GM	Gnm	90%	Max
Nonylphenol+NPEO₁+NPE₂ (koncentrationen er angivet i NP-enheder)										
Vandkemi, Marin	2020-2024	124	120 (97%)	0,0005	0,0050	0,0063	0,0085	0,014	0,025	0,11
	2010-2019	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MFS vand, Vandløb	2020-2024	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2010-2019	3819	3715 (97%)	0,0050	0,0050	0,025	0,018	0,028	0,036	1,7
MFS sediment, Marin	2020-2024	586	136 (23%)	0,0003	0,0004	0,0066	0,0056	0,026	0,070	0,61
	2010-2019	1649	269 (16%)	0,0003	0,0004	0,0094	0,0075	0,035	0,088	1,9
MFS sediment, Sø	2020-2024	377	373 (99%)	0,0003	0,0003	0,0075	0,0075	0,038	0,054	3,2
	2010-2019	1245	1061 (85%)	0,0003	0,0003	0,018	0,0095	0,060	0,083	12
MFS sediment, Vandløb	2020-2024	794	779 (98%)	0,0003	0,0003	0,011	0,0060	0,036	0,069	1,5
	2010-2019	365	321 (88%)	0,0003	0,0003	0,010	0,0061	0,031	0,050	0,36
Octylphenol+OPEO₁+OPE₂ (koncentrationen er angivet i OP-enheder)										
Vandkemi, Marin	2020-2024	12	11 (92%)	0,0003	0,0025	0,0025	0,0023	0,0028	0,0025	0,0087
	2010-2019	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MFS vand, Vandløb	2020-2024	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2010-2019	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MFS sediment, Marin	2020-2024	294	191 (65%)	0,0003	0,0003	0,0005	0,0010	0,0054	0,016	0,11
	2010-2019	807	576 (71%)	0,0002	0,0003	0,0010	0,0009	0,0033	0,0064	0,21
MFS sediment, Sø	2020-2024	208	200 (96%)	0,0003	0,0003	0,0050	0,0015	0,0033	0,0050	0,082
	2010-2019	437	370 (84%)	0,0003	0,0003	0,0050	0,0027	0,0098	0,050	0,12
MFS sediment, Vandløb	2020-2024	558	523 (94%)	0,0003	0,0003	0,0050	0,0015	0,0032	0,0050	0,15
	2010-2019	328	302 (92%)	0,0003	0,0003	0,0050	0,0018	0,0047	0,0050	0,050

4.5.6 Opsøg information om identificerede mulige kilder

Når de potentielle kilder er blevet listet, anbefales det, at der laves en specifik oplandsanalyse, for at undersøge om der er i oplandet er tilstedeværelse af de potentielle kilder til NP og OP, herunder brug af eventuelle GIS-systemer med kortlagte forurenede grunde, landbrug mm. samt kloaknet samt ejendomme i spredt bebyggelse med direkte udledning af spildevand. For vurdering af de forskellige typer af kilder, herunder diffuse kilder/udledninger og udledning fra husholdninger refereres til Afsnit 2.3.

For de mulige relevante kilder, tages der fat i de gældende relevante udledningstilladelser, tilslutningstilladelser, miljøgodkendelser og kortmateriale og det vurderes, om tilladelserne for de identificerede kilder kan forklare de observerede overskridelser af miljøkvalitetskravene.

4.5.7 Overvejelser om analyse- og prøvetagningsmetoder

Som beskrevet i de forrige afsnit, forventes NP og OP primært at blive afledt med spildevand men kan også blive afledt ved regnhændelser, især ved spildevandsoverløb. Prøvetagning i vandområder omkring disse udledninger kan derfor anbefales. Jævnfør Tabel 4.34, så bidrager renseanlæggene væsentligt til NP og OP i miljøet, da der generelt er højere NP-koncentrationer i udløbet fra renseanlæg end i f.eks. grundvand, drikkevand – ligesom, renseanlæg afleder store vandmængder. Da NP og OP kun er begrænset vandopløselige, er vandanalyser ikke særligt velegnet, medens analyse af sedimentet er en oplagt mulighed for at afklare i hvor stort omfang, der er en NP/OP-belastning i et vandområde. NP og OP har som beskrevet kun et potentiale for bioakkumulering, hvorfor prøvetagning i fisk og muslinger umiddelbart ikke er oplagt.

Ifølge et fagligt notat fra DCE (Nationalt Center for Miljø og Energi) (2022) er standardanalysemetoden for nonyl- og octylphenoler i kyster og fjorde GC-MS. Her udrystes 1 L vand med solvent og OH-gruppen omdannes til en ester ved derivatisering. Det kan dog være svært at opnå tilstrækkelig lav detektionsgrænse for nonylphenoler og octylphenoler ved standard analysemetoder. Ifølge det faglige notat ligger miljøkvalitetskravene på 0,1-0,3 µg/L, hvilket giver et krav til detektionsgrænse mellem 0,01-0,03 µg/L.

Ved anvendelse af en anden analysemetode, hvor der ved brug af et andet derivatiseringsmiddel sker en silylering af OH-grupper (udskiftning af H med silikat), kan følsomheden ved MS-detekteringen øges. Kombineres dette med højere prøvevolumen og opkoncentrering af solvent kan der opnås tilstrækkelig lav detektionsgrænse for nonylphenoler. For octylphenoler forbedres detektionsgrænsen herved til ca. en faktor 5 over kravet.

Octylphenoler og nonylphenoler er begge en blanding af flere isomerer, hvilket giver en udfordring ved kvantificering, da der skal kvantificeres over en sum af toppe, og præcisionen bliver derfor mindre. Typisk vil detektionsgrænsen derfor ligge en faktor 5-15 højere sammenlignet med detektionsgrænsen for enkeltstoffer inden for samme stofgruppe.

4.5.8 Referencer – Nonyl- og octylphenoler

Branchebeskrivelser af Regionernes Videncenter for Miljø- og Ressourcer.
<https://www.miljoeogressourcer.dk/udgivelser/branchebeskrivelser> (tilgået 1/5, 2024)

Boutrup, S. (red.), Fauser, P., Thomsen, M., Dahlöf, 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.

Danmarks Miljøundersøgelser. 140 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 585.
https://www2.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_fagrapporter/rapporter/fr585.pdf

DCE (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>

DCE (2022): Måling af organiske stoffer i kyster og fjorde.
https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2022/N2022_11.pdf

EEA (2014). Industrial chemical releases to water (Indicator).
<https://www.eea.europa.eu/en/european-zero-pollution-dashboards/indicators/industrial-chemical-releases-to-water>

EU (2006). Regulation (EC) No 166/2006 of the European Parliament and of the Council of 18 January 2006 concerning the establishment of a European Pollutant Release and Transfer Register and amending Council Directives 91/689/EEC and 96/61/EC (Text with EEA relevance) (OJ L 33, 4.2.2006, pp. 1-17). (EC, 2006)

ECHA (2024a). Substance Infocard for Nonylphenol. <https://echa.europa.eu/da/substance-information/-/substanceinfo/100.042.414>

ECHA (2024b). Substance Infocard for Octylphenol. <https://echa.europa.eu/da/substance-information/-/substanceinfo/100.060.634>

Lassen, P. (2022). Måling af organiske stoffer i kyster og fjorde. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 9 s. – Fagligt notat nr. 2022|11
https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2022/N2022_11.pdf, (DCE, 2022)

Lassen, P og Strand, J. . (2017). Vurdering af mulighed for måling af udvalgte stoffer i vand frem for i sediment eller biota, Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, notat, dato: 31. januar 2017, revideret den 15. november 2018.
https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2017/Rev_Notat_MFS_vandmaaling_er_181115.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>

Stof informationer af Miljøstyrelsen. <https://dma.mst.dk/prtr/offentlig/stof-informationer> (tilgået 17/6 2024)

Miljøstyrelsen (2020). Faktaark: Nonylphenol og nonylphenolethoxylater, 2020.
<https://mst.dk/erhverv/sikker-kemi/kemikalier/regler-og-handlingsplaner/faktaark-om-kemikalierereglerne/faktaark-nonylphenol-og-nonylphenolethoxylater> (tilgået 19/6 2024) (MST, 2020)

Miljøstyrelsen (2021). Nøgletal for miljøfarlige forurenende stoffer i spildevand fra renseanlæg – Opdatering på baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram for punktkilder 1998-2019. NOVANA, marts 2021.

Miljøstyrelsen (2022). Typetal for miljøfarlige forurenende stoffer i regnbetingede udledninger. På baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram 2000-2020. NOVANA, januar 2022

OSPAR (2009): Background Document on nonylphenol/nonylphenol ethoxylates, update 2009.
<https://www.ospar.org/documents?v=7201>

4.6 Alkylbenzensulfonat

I dette afsnit er der gennemgået en tør kildeopsporing for alkylbenzensulfonat.

Kildeopsporingen følger vejledningen beskrevet i Afsnit 2.3 og præsenterer her en beskrivelse af stoffet, relevant regulering, egenskaber og skæbne i miljøet, anvendelser samt potentielle kilder og typiske tilførselsveje til miljøet.

Som trin to i den tørre kildeopsporing foretages en specifik oplandsanalyse af de lokale tilførselsveje og kilder, jf. Afsnit 2.3. og evt. en våd kildeopsporing, jf. Afsnit 2.4.

Den stofs-specifikke vejledning omfatter de lineære alkylbenzensulfonater, som er repræsenteret ved følgende stoffer:

- 68411-30-3 Benzenesulfonic acid, C10-13-alkyl derivs., sodium salts
- 1322-98-1 Sodium decylbenzenesulphonate
- 27636-75-5 Sodium undecylbenzenesulphonate
- 68081-81-2 Benzenesulfonic acid, mono-C10-16-alkyl derivs., sodium salts
- 127184-52-5 Benzenesulfonic acid, 4-C1-13-sec-alkyl derivatives, sodium salt
- 85117-50-6 Benzenesulfonic acid, mono-C10-14-alkyl derivs., sodium salts
- 25155-30-0 Sodium dodecylbenzenesulfonate
- 90194-45-9 Benzenesulfonic acid, mono-C10-13-alkyl derivs., sodium salts
- 69669-44-9 Benzenesulfonic acid, C10-14-alkyl derivs., sodium salts
- 26248-24-8 Sodium tridecylbenzenesulphonate

4.6.1 Bekymringer ved stofferne i miljøet

Lineære alkylbenzensulfonater (LAS) er en blanding af isomerer og homologer, hvor alle indeholder en sulfoneret aromatisk ring bundet til en lineær alkylkæde (HERA, 2013).

Alkylbenzensulfonaterne er overfladeaktive stoffer, såkaldte tensider, hvor den lipofile del er den lineære alkylkæde bestående af 10-13 hydrocarboner, mens den hydrofobe del er sulfonat gruppen. LAS tilhører gruppen af anioniske tensider på grund af den negativt ladet sulfonat gruppe.

4.6.1.1 Miljøkvalitetskrav

Der skal altid anvendes de til enhver tid gældende miljøkvalitetskrav som angivet i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet, som fremgår af Miljøstyrelsens hjemmeside, er gældende og skal inddrages for stoffer, hvor der ikke er fastlagt miljøkvalitetskrav ([Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet - Miljøstyrelsen \(mst.dk\)](#)).

Tabel 4.36. Miljøkvalitetskrav for LAS.

Medie	Lineær alkylbenzensulfonat
Generelt kvalitetskrav, vand	Indlandsvand: 54 µg/L Andet overfladevand: 5,4 µg/L
Max kvalitetskrav, vand	Indlandsvand: 150 µg/L Andet overfladevand: 15 µg/L
Miljøkvalitetskrav, Sediment	Indlandsvand: $360 \times f_{oc} =$ 18 mg/kg tørvægt (5% OC) Andet overfladevand: $36 \times f_{oc} =$ 1,8 mg/kg tørvægt (5% OC)
Miljøstyrelsens grænseværdi for tilslutning til kloak	I Miljøstyrelsens tilslutningsvejledning vurderes LAS som et A-stof og der er fastsat en vejledende grænseværdi for tilsluttet spildevand på 700 µg/L (Miljøstyrelsen (2025))

Medie	Lineær alkylbenzensulfonat
Slam	1300 mg/kg tørstof (BEK nr. 1001 af 27/06/2018 "Slambekendtgørelsen")

Tabel 4.37. Beskrivelse af de lineære alkylbenzensulfonater inkl. klassificering.

	C₁₀	C₁₁	C₁₂	C₁₃
IUPAC navn	natriumdecylbenzenesulfonat	natriumundecylbenzenesulfonat	natriumdodecylbenzenesulfonat	natriumtridecylbenzenesulfonat
CAS nr	68411-30-3 1322-98-1	27636-75-5 68081-81-2 127184-52-5	25155-30-0 85117-50-6 90194-45-9 69669-44-9	26248-24-8
EINECS nr	270-115-0 215-347-5	248-583-2 268-356-1 603-187-2	246-680-4 290-656-6 285-600-2 274-070-8	247-536-3
Kemisk formel	C ₁₆ H ₂₅ NaO ₃ S	C ₁₇ H ₂₇ NaO ₃ S	C ₁₈ H ₂₉ NaO ₃ S	C ₁₉ H ₃₁ NaO ₃ S
Klassificering	H302: Farlig ved indtagelse. H315: Forårsager hudirritation. H318: Forårsager alvorlig øjenskade H412: Skadelig for vandlevende organismer, med langvarige virkninger.	H302: Farlig ved indtagelse H315: Forårsager hudirritation. H318: Forårsager alvorlig øjenskade. H335: H335 Kan forårsage irritation af luftvejene. H412: Skadelig for vandlevende organismer, med langvarige virkninger.	H302: Farlig ved indtagelse H312: Farlig ved hudkontakt. H315: Forårsager hudirritation. H318: Forårsager alvorlig øjenskade. H319: Forårsager alvorlig øjenirritation. H400: Meget giftig for vandlevende organismer. H411: Giftig for vandlevende organismer, med langvarige virkninger.	H315: Forårsager hudirritation. H319: Forårsager alvorlig øjenirritation.

4.6.1.2 Stoffernes farlighed

LAS tilhører gruppen af overfladeaktive stoffer, som er giftige for vandlevende organismer. Bekymringen ved alkylbenzensulfonater er, udover en høj giftighed i miljøet, stoffernes manglende nedbrydning under anaerobe (iltfri) forhold. Stoffernes farlighedsklassificering fremgår af Tabel 4.37.

4.6.2 Stoffernes egenskaber og skæbne i miljøet

Alkylbenzensulfonaternes egenskaber og skæbne i miljøet er præsenteret i Tabel 4.38, hvor oplysninger for nedbrydelighed og potentiale for omsætning, flygtighed, potentiale for bioakkumulering og typiske matricer, som stoffet findes i (vand, sediment, biota) er samlet med henblik på at kunne forudsige forventede skæbne i vandmiljøet, i kloaksystem og i renseanlæg.

Tabel 4.38. Fysisk-kemiske egenskaber og skæbne i vandmiljøet for alkylbenzensulfonater.

Parameter	Egenskab	Reference
Nedbrydelighed	Biologisk let nedbrydelig Nedbrydes ikke under anaerobe (iltfri) forhold Nedbrydes ikke abiotisk i miljøet	Madsen <i>et al.</i> 2001 ECHA (CAS nr. 25155-30-0) 2024 SIDS 2006
Flygtighed	Ikke flygtigt baseret på lavt damptryk og høj vandopløselighed	ECHA (CAS nr. 25155-30-0) 2024
Bioakkumulering	Lavt potentiale for bioakkumulering baseret på eksperimentelle BCF-værdier på 36-119 for tre forskellige arter af fisk. LAS kan nedbrydes i leveren hos fisk.	ECHA (CAS nr. 25155-30-0) 2024 HERA 2013
Biomagnificering	Lavt potentiale for bioakkumulering, nedbrydning i naturen samt transformation i levende organismer betyder lavt potentiale for ophobning i fødekæden.	Miljøstyrelsen 2020
Adsorption	Adsorberer til slam og jordpartikler. Adsorption er grundet den anioniske sulfatgruppe særlig stærk, hvor der er kationiske mineraler til stede (f.eks. calcium, jern og magnesium, i ler- og kalkholdige jorde).	SIDS 2006 Jensen 1999
Typisk matrice i miljøet	Estimerer tyder på mere end 99 % af den del, som ikke nedbrydes, vil forekomme i jord og en lille del til sediment.	SIDS 2006
Skæbne i miljøet	Vil nedbrydes biologisk under iltholdige forhold. Halveringstider i jord er 1-7 dage for primær nedbrydning og 2-26 dage for fuldstændig nedbrydning. Beregnet GUS indeks indikerer, at LAS har et lavt potentiale for nedvaskes til grundvand ⁴⁵ .	Miljøstyrelsen 2020
Skæbne i kloaksystem og renseanlæg	Der vil ikke ske en væsentlig fjernelse af LAS i kloaksystemet, da LAS ikke er bionedbrydeligt under anaerobe forhold. LAS vil dog binde sig til faststof og vil derfor i et vist omfang fjernes i bundfældningstankene (10-20%). LAS nedbrydes videre i stort omfang i	Biofos 2021

⁴⁵ GUS indeks på 0,85 er beregnet ud fra DT50 på 26 dage og Kd på 2500 for LAS (Lindhardt *et al.* 2000).

	beluftningstankene, da stoffet er let-bionedbrydeligt. Samlet set er der målt en fjernelse på 98-99,2% i aktiv-slam renseanlæg i Europa.	
--	--	--

4.6.3 Stoffernes anvendelser og anvendelsesregulering

LAS blev introduceret i 1960'erne som et lettere biologisk nedbrydeligt tensid end de daværende tensider. LAS har dog siden vist sig at være problematisk, på grund af ophobning i slam og efterfølgende spredning med slammet som gødkning af landbrugets marker.

Miljøstyrelsen gennemførte i 1999 sammen med kommunerne en kampagne for at få forbrugerne til at købe vaske- og rengøringsmidler, der ikke indeholder LAS. Salget af LAS var i 2002 reduceret til ca. en tiendedel af salget i 2001.

Ifølge oplysninger i SPIN database er den totale mængde for anvendelse af de homologe LAS forbindelser, som er omfattet af denne vejledning, på i alt 126 tons for 2022 i Danmark. Heraf anvendes 68% til vaske- og rengøringsmidler (SPIN 2024).

Tabel 4.39. Anvendelser og anvendelsesbegrænsninger af alkylbenzensulfonater.

Anvendelser ⁴⁶	Regulering og anvendelsesbegrænsninger
Vaske- og rengøringsmidler Overfladeaktive midler Lim- og klæbestoffer Maling og lakker Overfladebehandling Fyldstoffer Byggematerialer Veterinær hygiejne (PT3) Fremstilling af andre stoffer	Der er ingen specifikke anvendelsesbegrænsninger for alkylbenzensulfonater

4.6.4 Generelle kilder og tilførselsveje

På baggrund af alkylbenzensulfonaternes primære anvendelse som vaske- og rengøringsmiddel er væsentlige kilder til miljøet forbundet med denne anvendelse. Alkylbenzensulfonat afledes med vaskevandet til kloaksystemet og bliver på renseanlæggene delvist nedbrudt og delvist bundet til slam. Slam er derfor en væsentlig kilde til tilførsel af alkylbenzensulfonat til omgivelserne.

Tabel 4.40. Generelle kilder og tilførselsveje til miljøet for alkylbenzensulfonater.

Generel kilde	Aktiviteter	Typisk tilførselsvej til miljøet
Industri	Kemisk fremstilling Produktion af vaske-rengøringsmidler Industrielle vaskerier Fødevareproduktion Metalvirksomheder	Industrispildevand, direkte eller via renseanlæg RBU Separat
Erhvervsmæssige brugere	Landbrugsejendomme, brug af rengørings- og desinfektionsmidler (veterinær hygiejne)	RBU Separat Industrispildevand

⁴⁶ SPIN (2024). Data for 2022., ECHA (2024)

	Hospitaler Institutionelle ejendomme Vaskehaller Værksteder Hoteller	
Husholdninger	Husholdningsbrug af vaskemidler	Husholdningsspildevand RBU Fælles
Andre kilder	Udspredning af spildevandsslam	Overfladeafstrømning

4.6.5 Typiske koncentrationer

4.6.5.1 Typiske koncentrationer i udledninger

Herunder fremgår nøgletal for alkylbenzensulfonat i spildevand og i regnbetingede udledninger.

Det anbefales at se på, om de aktuelle koncentrationer i spildevand og RBU'er i det lokale opland er på niveau med de anførte data for spildevand i Tabel 4.41. Hvis der aktuelt måles højere koncentrationer end de her angivne, bør man fokusere opsporingen opstrøms for at udpege mulige kilder.

Tabel 4.41. Nøgletal for alkylbenzensulfonat i spildevand, RBU'er.

Nøgletal/Typetal for alkylbenzensulfonat		Reference
Renseanlæg indløb, MBNDK ⁴⁷	1900 µg/L	Miljøstyrelsen (2021)
Renseanlæg udløb, MBNDK	22 µg/L	
Renseanlæg indløb, mekanisk renseanlæg (husholdningsspildevand)	1600 µg/L	Miljøstyrelsen (2021)
Renseanlæg udløb, mekanisk renseanlæg (husholdningsspildevand)	1900 µg/L	
Fælleskloakerede spildevandsoverløb	260 µg/L	Miljøstyrelsen (2022)
Separate regnvandsudledninger	1,2 µg/L	

4.6.5.2 Baggrunds niveauer

Alkylbenzensulfonater er industrielt fremstillede og er ikke naturligt forekommende i naturen og kan ikke dannes naturligt. Det naturlige baggrunds niveau for alkylbenzensulfonaterne er derfor 0 og alle kilder i det eksterne miljø er derfor menneskeskabte.

4.6.5.3 Forekommende koncentrationer i vandområder

Data for LAS fra hele Danmark er trukket ud fra Miljøportalen for 2010 og fremefter. Tabel 4.42 giver en oversigt over de koncentrationer, der er fundet i vandmiljøet. For at få en idé om en eventuel tidlig udvikling, er dataene delt op i 2 dele, hvor den første del er de nyeste målinger fra 2020-2024, og hvor den anden del er data fra 2010-2013. Der er ikke data for LAS i sediment og i biota.

Det fremgår generelt, at LAS ikke detekteres i en rigtig stor del af de analyserede vandløbsprøver samt at vandkvalitetskravet for LAS generelt ikke overskrides. Der kan umiddelbart ikke observeres en tidlig trend i de målte koncentrationer af LAS i vandløb.

⁴⁷ mekanisk, biologisk, nitrifikation/denitrifikation og kemisk rensning

Tabel 4.42. Målte koncentrationer af alkylbenzensulfonater i vandløb (µg/L). N: antal målinger, Antal <DL: antal målinger under detektionsgrænsen, Gnm.:gennemsnit; GM: Geometrisk gennemsnit, Max: højeste værdi.

År	N	Antal < DL	GM	Gnm	Max
2020-2023	495	458 (92,5%)	1,1	1,5	52,8
2010-2013	202	196 (97,0%)	1,1	1,2	12

4.6.6 Opsøg information om identificerede mulige kilder

Når de potentielle kilder er blevet listet, anbefales det, er der laves en specifik oplandsanalyse, for at undersøge om der er i oplandet er tilstedeværelse af de potentielle kilder til LAS, herunder brug af eventuelle GIS-systemer med kortlagte forurenede grunde, landbrug mm. samt kloaknet samt ejendomme i spredt bebyggelse med direkte udledning af spildevand. For vurdering af de forskellige typer af kilder, herunder diffuse kilder/udledninger og udledning fra husholdninger refereres til Afsnit 2.3.

For de mulige relevante kilder, tages der fat i de gældende relevante udledningstilladelser, tilslutningstilladelser, miljøgodkendelser og kortmateriale og det vurderes, om tilladelserne for de identificerede kilder kan forklare de observerede overskridelser af miljøkvalitetskravene.

4.6.7 Overvejelser om analyse- og prøvetagningsmetoder

Da LAS er overfladeaktive stoffer, vil de ikke fordele sig jævnt i en væske men vil lægge sig i overflader mellem vand/jord, vand/luft, vand/sediment mm. Samtidig kan de danne skum i en vandig overflade. I overgange mellem faser kan man derfor forvente, at der er en højere koncentration af LAS. Der anbefales derfor, at prøver så vidt muligt tages, hvor der er højest koncentration, dvs. i vandoverfladen, i sediment eller i biota. Typisk måles der i marine biota.

Da LAS indeholder en aromatisk ring, kan stofferne måles med UV-Vis ved 230 nm. Hvis man vil bestemme de enkelte stoffer, kan man anvende LC-MS (Ramis-Ramos 2016).

4.6.8 Referencer – Alkylbenzensulfonat

Biofos (2021). Faktablad for lineære alkylbenzensulfonater (LAS).
https://spildevandsinfo.dk/sites/default/files/2021-10/Faktablad_LAS.pdf

Branchebeskrivelser af Regionernes Videntcenter for Miljø- og Ressourcer.
<https://www.miljoegressourcer.dk/udgivelser/branchebeskrivelser> (tilgået 1/5, 2024)

Cowan-Ellsberry, C., Belanger, S., Dorn, P., Dyer, S., McAvoy, D., Sanderson, H., Stanton, K. (2014). Environmental Safety of the Use of Major Surfactant Classes in North America. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 44(17), 1893–1993.
<https://doi.org/10.1080/10739149.2013.803777>

Danmarks Miljøportal. Miljødata. (<https://miljoedata.miljoportal.dk>).

ECHA (CAS nr. 25155-30-0) (2024). Registreringsdossier for CAS nr. 25155-30-0 tilgængeligt på ECHA's hjemmeside. Hjemmeside tilgået oktober 2024. <https://echa.europa.eu/information-on-chemicals>

HERA (2013). Environmental risk assessment. LAS Linear Alkylbenzene sulphonate. Revised Environmental aspect of the HERA report. Februar 2013. <https://www.heraproject.com/wp-content/uploads/2025/08/HERA-LAS-revised-April-2013-Final1.pdf>

Jensen J. (1999). Fate and effects of linear alkylbenzene sulphonates (LAS) in the terrestrial environment, Science of The Total Environment, Volume 226, Issues 2–3, 1999, Pages 93-111, ISSN 0048-9697, [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00395-7](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00395-7).

Lindhardt B., I. Formgaard, W. Brusch, R. Bossi (2000). Pesticiders udvaskelighed. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 1 2000.

Madsen T., H.B. Boyd, D. Nylen, A.R. Pedersen, G.I. Petersen, F. Simonsen (2001). Environmental and Health Assessment of Substances in Household Detergents and Cosmetic Detergent Products. Miljøprojekt nr. 615 2001.

Miljøstyrelsen (2020). Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet. LAS (Lineære Alkylbenzensulfonater) CAS nr. 68411-30-3. Miljø- og Fødevareministeriet, August 2020.

Miljøstyrelsen (2021). Nøgletal for miljøfarlige forurenende stoffer i spildevand fra renseanlæg – Opdatering på baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram for punktkilder 1998-2019. NOVANA, marts 2021.

Miljøstyrelsen (2022). Typetal for miljøfarlige forurenende stoffer i regnbetingede udledninger. På baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram 2000-2020. NOVANA, januar 2022.

Miljøstyrelsen (2025). Tilslutning af industrispildevand til spildevandsforsyningsselskabernes spildevandsanlæg. Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 77 2025

Ramis-Ramos G., E.F. Simó-Alfonso, A. Escrig-Domenech, M. Beneito-Cambra (2016). Liquid Chromatography of surfactants. Reference module in chemistry, molecular sciences and chemical engineering. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409547-2.10737-1>

SIDS (2005). SIDS initial assessment report for 20th SIAM in Paris, France, 19-21 April, 2005. (<https://hpvchemicals.oecd.org/ui/handler.axd?id=5b837fb0-350c-4742-914e-5f6513df120a>)

SPIN (2024). SPIN Substances in Preparations in Nordic Countries. Hjemmeside tilgængeligt oktober 2024. <http://spin2000.net/>

Baggrundstabel med fysik-kemiske data for alkylbenzensulfonater (SIDS 2005).

Egenskab	Værdi	Metode
Fysisk form	Fast	
Smeltepunkt	198,5 °C 274 °C 279 °C 284 °C 290 °C	Eksperimental C ₁₂ Beregnet som C ₁₀ Beregnet som C ₁₁ Beregnet som C ₁₂ Beregnet som C ₁₃
Kogepunkt	Nedbrydning ved 444 °C 630 °C 642 °C 654 °C 665 °C	Eksperimental C ₁₂ Beregnet som C ₁₀ Beregnet som C ₁₁ Beregnet som C ₁₂ Beregnet som C ₁₃
Relativ densitet	1,06 g/cm ³	Eksperimental C _{11,6}
Damptryk, 25 °C	3·10 ⁻¹³ Pa 2,88·10 ⁻¹² Pa 1,22·10 ⁻¹² Pa 5,13·10 ⁻¹³ Pa 2,16·10 ⁻¹³ Pa	Beregnet som C ₁₂ * Beregnet som C ₁₀ Beregnet som C ₁₁ Beregnet som C ₁₂ Beregnet som C ₁₃
Fordelingskoefficient oktanol/vand (log Kow)	3,32 1,94 2,43 2,92 3,42	Beregnet som C _{11,6} * Beregnet som C ₁₀ Beregnet som C ₁₁ Beregnet som C ₁₂ Beregnet som C ₁₃
Fordelingskoefficient kulstof/vand (Kd)	2500 L/kg	Beregnet som C _{11,6}
Vandopløselighed	250 g/L	Eksperimental C ₁₂
Kritisk micelle koncentration	0,1 g/L	Eksperimental C ₁₂
pKa	<1	Baseret på strukturel analog (benzen sulfonsyre)
Henry's lov konstant	6,35·10 ⁻³ Pa m ³ /mol	Beregnet som C ₁₂

*ved brug af alle phenyl isomerer

4.7 PFAS

PFAS er en forkortelse for Per- og Polyfluorerede alkylstoffer. Det er fluorerede organiske stoffer, hvor brintatomer i kulstofkæden er helt eller delvist erstattet af fluoratomer (og uden at brint, klor, brom eller iod er bundet til kulstofmolekylet). Ifølge OECD's 2020 definition, er kemikalier, der har en $-CF_2-$ eller en $-CF_3-$ del i sig en PFAS. Antallet af mulige PFAS-strukturer er mange millioner. I PubChem er der registreret over 6 mio PFAS (Schymanski, 2023); mens ECHA har estimeret, at der anvendes over 10.000 PFAS-kemikalier i EU (ECHA, 2022).

Nedenfor er en tør kildeopsporing for udvalgte PFAS-forbindelser gennemgået. Kildeopsporingen følger vejledningen beskrevet i Afsnit 2.3 og præsenterer her en beskrivelse af stofferne, relevant regulering, egenskaber og skæbne i miljøet, anvendelser samt potentielle kilder og typiske tilførselsveje til miljøet. Videre gives råd til en evt. efterfølgende våd kildeopsporing, jf. Afsnit 2.4.

Den stofs specifikke vejledning omfatter følgende PFAS-forbindelser:

- Perfluorooctansulfonsyre (PFOS)
- De 24 PFAS, hvor der foreligger et miljøkvalitetskriterie baseret på datablad fra EU (grønt angiver, at de også indgår i 22 PFAS-gruppen) (PFBS, PFDA, PFDODA, PFDS, PFHpA, PFHpS, PFHxA, PFHxS, PFNA, PFOA, PFOS, PFPeA, PFPeS, PFTrDA, PFBA, PFUnA/PFUnDA, PFTeDA, 6:2 FTOH, 8:2 FTOH, ADONA, C6O4, HFPO-DA (Gen X), PFHxDA, PFODA).

Det skal nævnes, at der i andre reguleringer opereres med 4-PFAS, som omfatter PFOA, PFOS, PFNA og PFHxS samt med 22-PFAS, der omfatter: PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFUnS, PFDoS, PFTrS, PFOSA, 6:2 FTS, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDODA, PFTrDA.

Der bruges ofte forkortede navne til de forskellige PFAS-forbindelser, da de systematiske IUPAC-navne af de forskellige PFAS-forbindelser er temmelig komplekse.

4.7.1 Bekymringer ved stofferne i miljøet

4.7.1.1 Miljøkvalitetskrav

Det gældende EU Vandrammedirektiv (VRD) har fastsat kvalitetskrav for PFOS.

Derudover har Danmark fastsat miljøkvalitetskriterie for summen af de 24 PFAS formuleret som PFOA-ækvivalenter, som er omfattet af forslaget til en ny liste i EU's Vandrammedirektiv (MST, 2023). Kvalitetskriteriet er sat som en sum af enkeltstofferne omregnet til PFOA ækvivalenter. Omregningen sker ved at gange en såkaldt relativ potensfaktor (RPF) på.

Listen er blevet tilrettet efter input fra EU-parlamentet og medlemslandene. Således er TFA tilføjet til listen med RPF på 0,002.

Der skal altid anvendes de til enhver tid gældende miljøkvalitetskrav som angivet i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet, som fremgår af Miljøstyrelsens hjemmeside, er gældende og skal inddrages for stoffer, hvor der ikke er fastlagt miljøkvalitetskrav ([Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet - Miljøstyrelsen \(mst.dk\)](#)).

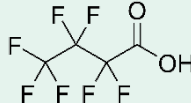
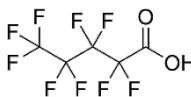
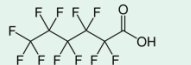
Følgende kriterier er således formuleret:

Tabel 4.43 Miljøkvalitetskrav og kvalitetskriterie for PFAS-forbindelser

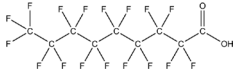
	Generelt miljøkvalitetskrav vand (µg/L)	Max miljøkvalitetskrav vand (µg/L)	Sediment kvalitetskrav vand (mg/kg tørvægt)	Kvalitetskrav Biota (µg/kg vådvægt)
PFOS	Indlandsvand: $6,5 \cdot 10^{-4}$ Andet overfladevand: $1,3 \cdot 10^{-4}$	Indlandsvand: 36 µg/L Andet overfladevand: 7,2 µg/L	0,0135 (5% OC) (kriterie)	9,1
Sum af PFOA-ækvivalenter PFAS24 (Kriterie)	Ferskvand: $\Sigma = 0,0044$ Saltvand: $\Sigma = 0,0044$	-	-	Biota (humant konsum): 0,077

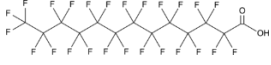
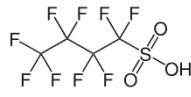
Det kritiske kvalitetskriterie er kvalitetskriteriet til biota (vedrørende indtag af fisk), og skal derfor overholdes. Da biota er det kritiske kvalitetskriterie, betyder det, at overholdelse af det generelle kvalitetskrav for vand ikke er tilstrækkeligt til at sikre overholdelse af kvalitetskriteriet for biota som beskrevet i FAQ 33 (Miljøstyrelsen, 2024).

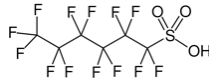
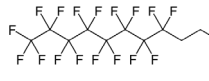
Tabel 4.44. Stoffer omfattet af gruppen 24-PFAS og PFOS ⁴⁸.

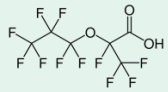
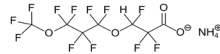
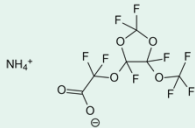
Forkortelse	Kemisk navn	IUPAC navn	CAS nr.	EINECS nr.	Molekylestruktur	Kemisk formel	Klassificering	RPF
PFOS	Perfluoroktansulfonsyre	1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-heptafluorooctane-1-sulfonic acid	1763-23-1	217-179-8		$\text{F}(\text{CF}_2)_8\text{SO}_3\text{H}$	H301: Giftig ved indtagelse. H302: Farlig ved indtagelse. H312: Farlig ved hudkontakt. H314: Forårsager svære ætsninger af huden og øjenskader H332: Farlig ved indånding H351: Mistænkt for at fremkalde kræft. H360D: Kan skade det ufødte barn. H362: Kan skade børn, der ammes. H372: Forårsager organskader ved længerevarende eller gentagen eksponering. H332: Farlig ved indånding. H411: Giftig for vandlevende organismer, med langvarige virkninger.	2
PFBA	Perfluorbutansyre	2,2,3,3,4,4,4-heptafluorobutanoic acid	375-22-4	206-786-3		$\text{F}(\text{CF}_2)_3\text{CO}_2\text{H}$	H314: Forårsager svære ætsninger af huden og øjenskader. H318: Forårsager alvorlig øjenskade	0,05
PFPeA	Perfluorpentansyre	2,2,3,3,4,4,5,5,5-nonafluoropentanoic acid	2706-90-3	220-300-7		$\text{F}(\text{CF}_2)_4\text{CO}_2\text{H}$	H314: Forårsager svære ætsninger af huden og øjenskader.	0,03
PFHxA	Perfluorhexansyre	2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,6-undecafluorohexanoic acid	307-24-4	206-196-6		$\text{F}(\text{CF}_2)_5\text{CO}_2\text{H}$	H314: Forårsager svære ætsninger af huden og øjenskader.	0,01

⁴⁸ Information er hentet fra <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>, samt fra PFAS-håndbogen, 2022.

Forkortelse	Kemisk navn	IUPAC navn	CAS nr.	EINECS nr.	Molekylestruktur	Kemisk formel	Klassificering	RPF
PFHpA	Perfluorheptansyre	2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,7-tridecafluoroheptanoic acid	375-85-9	206-798-9		$F(CF_2)_6CO_2H$	H302: Farlig ved indtagelse. H314: Forårsager svære ætsninger af huden og øjenskader.	0,505
PFOA	Perfluoroktansyre	2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-pentadecafluorooctanoic acid	335-67-1	206-397-9		$F(CF_2)_7CO_2H$	H302: Farlig ved indtagelse H314: Forårsager svære ætsninger af huden og øjenskader. H318: Forårsager alvorlig øjenskade H332: Farlig ved indånding. H351: Mistænkt for at fremkalde kræft H360: Kan skade forplantningsevnen eller det ufødte barn H362: Kan skade børn, der ammes. H372: Forårsager organskader ved længerevarende eller gentagen eksponering.	1
PFNA	Perfluoronansyre	2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,9-heptadecafluorononanoic acid	375-95-1	206-801-3		$F(CF_2)_8CO_2H$	H314: Forårsager svære ætsninger af huden og øjenskader. H315: Forårsager hudirritation. H319: Forårsager alvorlig øjenirritation. H335: Kan forårsage irritation af luftvejene.	10
PFDA	Perfluordekansyre	2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-nonadecafluorodecanoic acid	335-76-2	206-400-3		$F(CF_2)_9CO_2H$	H301: Giftig ved indtagelse. H314: Forårsager svære ætsninger af huden og øjenskader. H315: Forårsager hudirritation. H319: Forårsager alvorlig øjenirritation. H335: Kan forårsage irritation af luftvejene.	7
PFUnDA	Perfluorundekansyre	2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,11-henicosafuoroundecanoic acid	2058-94-8	218-165-4		$F(CF_2)_{10}CO_2H$	H302: Farlig ved indtagelse. H312: Farlig ved hudkontakt. H315: Forårsager hudirritation. H319: Forårsager alvorlig øjenirritation H332: Farlig ved indånding.	4

Forkortelse	Kemisk navn	IUPAC navn	CAS nr.	EINECS nr.	Molekylestruktur	Kemisk formel	Klassificering	RPF
PFDoDA	Perfluordodekansyre	2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-tricosafuorododecanoic acid	307-55-1	206-203-2		$F(CF_2)_{11}CO_2H$	H314: Forårsager svære ætsninger af huden og øjenskader. H315: Forårsager hudirritation. H319: Forårsager alvorlig øjenirritation. H335: Kan forårsage irritation af luftvejene	3
PFTrDA	Perfluortridekansyre	2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,13-pentacosafuorotridecanoic acid	72629-94-8	276-745-2		$F(CF_2)_{12}CO_2H$	-	1,65
PFTeDA	Perfluortetradekansyre	2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,14-heptacosafuorotetradecanoic acid	376-06-7	206-803-4		$F(CF_2)_{13}CO_2H$	H314: Forårsager svære ætsninger af huden og øjenskader.	0,3
PFHxDA	Perfluorhexadekansyre	2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,15,15,16,16,16-hentriacontafuorohexadecanoic acid	67905-19-5	267-638-1		$F(CF_2)_{15}CO_2H$	H314: Forårsager svære ætsninger af huden og øjenskader.	0,02
PFODA	Perfluoroktadekansyre	2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,15,15,16,16,17,17,18,18,18-pentatriacontafuorooctadecanoic acid	16517-11-6	240-582-5		$F(CF_2)_{17}CO_2H$	H314: Forårsager svære ætsninger af huden og øjenskader.	0,02
PFBS	Perfluorbutansulfonsyre	1,1,2,2,3,3,4,4,4-nonafluorobutane-1-sulfonic acid	375-73-5	206-793-1 671-242-8		$F(CF_2)_4SO_3H$	H302: Farlig ved indtagelse. H314: Forårsager svære ætsninger af huden og øjenskader H290: Kan ætse metaller.	0,001

Forkortelse	Kemisk navn	IUPAC navn	CAS nr.	EINECS nr.	Molekylestruktur	Kemisk formel	Klassificering	RPF
PFPeS	Perfluorpentansulfonsyre	1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,5-undecafluoropentane-1-sulfonic acid	2706-91-4	220-301-2		$F(CF_2)_5SO_3H$	H302: Farlig ved indtagelse. H314: Forårsager svære ætsninger af huden og øjenskader H335 Kan forårsage irritation af luftvejene.	0,3005
PFHxS	Perfluorhexansulfonsyre (Perfluorhexansyre)	1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,6-tridecafluorohexane-1-sulfonic acid	355-46-4	206-587-1		$F(CF_2)_6SO_3H$	H302: Farlig ved indtagelse. H312: Farlig ved hudkontakt. H314: Forårsager svære ætsninger af huden og øjenskader H332: Farlig ved indånding.	0,6
PFHpS	Perfluorheptansulfonsyre	1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,6,7,7,7-pentadecafluoroheptane-1-sulfonic acid	375-92-8	206-800-8		$F(CF_2)_7SO_3H$	H302: Farlig ved indtagelse. H312: Farlig ved hudkontakt. H314: Forårsager svære ætsninger af huden og øjenskader H332: Farlig ved indånding.	1,3
PFDS	Perflordekanesulfonsyre	1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-henicosafuorodecane-1-sulfonic acid	335-77-3	206-401-9		$F(CF_2)_{10}SO_3H$	-	2
6:2 FTOH	6:2 Fluortelomeralkohol	3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridecafluorooctan-1-ol	647-42-7	211-477-1		$F(CF_2)_6CH_2CH_2OH$	H302: Farlig ved indtagelse. H315: Forårsager hudirritation. H319: Forårsager alvorlig øjenirritation. H335: Kan forårsage irritation af luftvejene H373: Kan forårsage organskader ved længerevarende eller gentagen eksponering. H411: Giftig for vandlevende organismer, med langvarige virkninger.	0,02
8:2 FTOH	8:2 Fluortelomeralkohol	3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluorodecan-1-ol	678-39-7	211-648-0		$F(CF_2)_8CH_2CH_2OH$	-	0,04

Forkortelse	Kemisk navn	IUPAC navn	CAS nr.	EINECS nr.	Molekylestruktur	Kemisk formel	Klassificering	RPF
GenX	GenX	2,3,3,3-tetrafluoro-2-(1,1,2,2,3,3,3-heptafluoropropoxy)propanoic acid	13252-13-6	236-236-8		$C_3F_7 \cdot O \cdot CF(COOH)CF_3$	H302: Farlig ved indtagelse. H314: Forårsager svære ætsninger af huden og øjenskader H318: Forårsager alvorlig øjenskade. H335: Kan forårsage irritation af luftvejene.	0,06
Adona	ADONA	2,2,3-trifluoro-3-[1,1,2,2,3,3-hexafluoro-3-(trifluoromethoxy)propoxy]propanoic acid	919005-14-4	700-835-7		$CF_3 \cdot O \cdot C_3F_6 \cdot CHF \cdot CF_2 \cdot COOH$	H290: Kan ætse metaller. H314: Forårsager svære ætsninger af huden og øjenskader H318: Forårsager alvorlig øjenskade	0,03
C604	C604	azanium;2,2-difluoro-2-[[2,2,4,5-tetrafluoro-5-(trifluoromethoxy)-1,3-dioxolan-4-yl]oxy]acetat	1190931-27-1	682-238-0		$C_6H_4F_9NO_6$	H302: Farlig ved indtagelse. H315: Forårsager hudirritation. H318: Forårsager alvorlig øjenskader. H373: Kan forårsage organskader ved længerevarende eller gentagen eksponering.	0,06

4.7.1.2 Stoffernes farlighed

PFAS vurderes problematiske, da alle stofferne er svært nedbrydelige eller kan omsættes til svært nedbrydelige stoffer (med få undtagelser), mange er mobile i vandmiljøet, nogle PFAS er også skadelige og kan ophobes i planter, dyr og mennesker. For de bedst undersøgte PFAS ved man, at de kan medføre sundhedseffekter såsom, effekter på leveren og immunsystemet, lavere fødselsvægt og effekter på fertiliteten og/eller det ufødte barn. Endvidere mistænkes de også for at være hormonforstyrrende og kræftfremkaldende.

4.7.2 Stoffernes egenskaber og skæbne i miljøet

Detaljerede oplysninger om PFAS og deres fysisk-kemiske egenskaber kan findes på ITRCs hjemmeside⁴⁹, der løbende opdateres med den nyeste viden. Derudover kan information søges frem i databaser såsom PubChem fra National Institutes of Health (NIH, 2024), EU's ECHA information on Chemicals (ECHA, 2024), samt US EPA's CompTox Chemicals Dashboard (CompTox 2024).

Ifølge PFAS-håndbogen (2022), adskiller forureninger med PFAS-forbindelser sig fra forureninger med chlorerede opløsningsmidler, tjære og olie, idet PFAS-forbindelser ikke kan danne frie faser som "dense non-aqueous phase liquid" (DNAPL) eller "light non-aqueous phase liquid" (LNAPL). De fleste PFAS-forbindelser er faste stoffer, typisk salte, som opløses med fuld dissociering i vand, og det er disse egenskaber, som er bestemmende for deres fysisk-kemiske egenskaber. Kun fluortelomer-alkoholer med mindre end 8 kulstofatomer i kæden (f.eks. 4:2 FTOH og 6:2 FTOH) er væsker ved stuetemperatur.

De fleste PFAS-forbindelser har overfladeaktive egenskaber. De funktionelle grupper for enden af kulstofkæden betyder, at stofferne er vandopløselige (hydrofile), men da fluorkulstofkæden er både hydro- og lipofob (skyr både vand og fedt), vil stofferne samles ved grænseflader, f.eks. mellem vand/luft og vand/fedt (Lassen *et al.*, 2013, Tsitonaki *et al.* 2014, Jensen *et al.* 2008). Der kan læses mere i PFAS-håndbogen (2022).

Vær opmærksom på at de mest konservative værdier er valgt fra PFAS-håndbogen (2022), idet flere bud på størrelsesorden findes i litteraturen og de fleste værdier er estimerede, se (ITRC 2022) for den nyeste oversigt. Originale estimerede værdier findes i litteraturen (Wang Z. *et al.* 2011, Pancras *et al.* 2016, Ding & Peijnenburg 2013, Gomis *et al.* 2015 og CompTox 2024).

⁴⁹ <https://pfas-1.itrcweb.org>

Tabel 4.45. Fysisk-kemiske egenskaber af PFOS og 24-PFAS.

Stofnavn	Molekylvægt, Mw (g·mol ⁻¹) ¹⁾	Fysisk form	Smeltepunkt, T _m (°C)	Kogepunkt, T _b (°C)	Damptryk, P _v (Pa)	Densitet (g/cm ³)	K _{aw} , fordelingskoeficient luft/vand	Vandopløselighed, S _w (mg·L ⁻¹)	Dissociationskonstant, pK _a	Octanol/vand fordelingskoeficient, log K _{ow}
PFOS	500,13	Fast	54	>400	6,8	-	0,02	570	-3,41	6,43
PFBA	214,04	Væske	-17,5 ¹⁾	121	3900	1,65	6,0·10 ⁻⁴	560 000	0,85	2,82
PFPeA	264,05	-	-	124,4	1350	1,7	1,0·10 ⁻³	112 600	0,81	3,43
PFHxA	314,05	Væske	14	143	457	1,72	0,003	21 700	0,84	4,06
PFHpA	364,06	Fast	30	175	158	1,79	0,006	4200	0,82	4,67
PFOA	414,07	Fast	37-60	188-192	54	1,8	0,01	9500	0,9	5,3
PFNA	464,08	Fast	59-66	218	18,6	1,75	0,03	1200	0,82	5,92
PFDA	514,09	Væske	77-88	218	6,6	1,76	0,05	5140	-0,17	6,5
PFUnDA	564,09	-	83-101	160-230	2,2	1,76	0,12	93	-0,17	7,15
PFDoDA	614,1	-	107-109	245	0,7	1,77	0,26	0,7	-0,17	7,77
PFTTrDA	664,11	-	-	-	0,3	1,77	0,42	0,2	-	8,25
PFTeDA	714,12	-	-	276	0,1	1,78	1,1	0,03	-	8,9
PFHxDA	814,13	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PFODA	914,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PFBS	300,1	Væske	76-84	211	631	1,81	0,002	30 000	-3,94	3,9
PFPeS	350,1	-	-	-	11	-	-	1720	-	3,38
PFHxS	400,11	-	-	-	58,9	-	0,004	2300	-3,45	5,17
PFHpS	450,12	-	-	-	-	-	-	465	-	4,81
PFDS	600,14	-	-	-	0,71	-	0,07	190	-2,86	7,66

Stofnavn	Molekylvægt, Mw (g·mol ⁻¹) ¹⁾	Fysisk form	Smeltepunkt, T _m (°C)	Kogepunkt, T _b (°C)	Damptryk, P _v (Pa)	Densitet (g/cm ³)	K _{aw} , fordelingskoefficient luft/vand	Vandopløselighed, S _w (mg·L ⁻¹)	Dissociationskonstant, pK _a	Octanol/vand fordelingskoefficient, log K _{ow}
6:2 FTOH	364,11	Væske	-33	172	876	-	2,31	41	13,5	4,54
8:2 FTOH	464,12	-	45	114	3,98	-	2,03	0,1	13,5	5,58
GenX	330,19	Væske	-	-	300	1,75	0,008	7000	0,06	4,24
Adona	378,19	-	-	-	23	1,76	1·10 ⁻³	1540	0,51	4,97
C604	357,08	-	-	-	-	-	-	-	-	-

1) Information er hentet fra PFAS-håndbogen (2022).

De 24 PFAS-forbindelser, omfattet af Miljøstyrelsens kvalitetskriterium, kan bl.a. beskrives:

- danner ikke fri fase som DNAPL eller LNAPL
- er overfladeaktive
- er vandopløselige (5–120 000 mg/l) og vil spredes i vandfasen
- vandopløseligheden falder med stigende antal kulstofatomer i fluorkulstofkæden
- stofferne er stærke syrer og fuldt dissocierede ved normale pH-værdier (5–9) i grundvand
- har høje Log Kow (3–6) og vil trods deres høje opløselighed også binde sig til jordens organiske fase
- har lav flygtighed, idet damptrykket er forholdsvis lavt ($<0,1\text{--}1\ 300\text{ Pa}$), og derfor vil de generelt ikke afdampe til udeluften eller indeklimaet i gasfasen
- damptrykket falder med stigende antal kulstofatomer i fluorkulstofkæden
- kan evt. spredes i luftfasen som partikelbåren forurening.

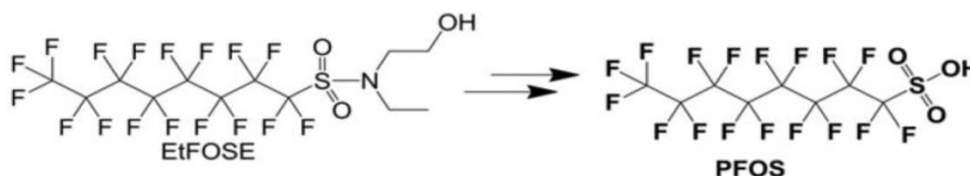
4.7.2.1 Nedbrydelighed

Ifølge PFAS-håndbogen (2022) kræver det et højt oxidationspotentiale at bryde den stærke kulstof-fluor-binding, hvilket betyder, at perfluorerede PFAS-forbindelser generelt ikke er nedbrydelige.

Dette betyder, at de indgående 20 perfluorerede sulfon- og carboxylsyrer i Miljøstyrelsens kvalitetskriterier er persistente og under normale miljøforhold vil de ikke nedbrydes.

I modsætning til perfluorerede PFAS-forbindelser, så kan polyfluorerede PFAS-forbindelser være forstadier (precursorer) til perfluorerede PFAS “dead-end” forbindelser såsom PFOS eller PFOA, dvs. der ikke længere findes C-H bindinger i molekylet.

Hvis PFAS er substitueret med mættede, eller umættede funktionelle grupper, så kan disse grupper fraspaltes. Sulfonamid-grupper kan f.eks. transformeres biotisk til sulfonsyrer, hvilket illustreres af transformationsvejen for EtFOSE til PFOS vist i figuren nedenunder.



Figur 4.2 Transformation af EtFOSE til PFOS

Andre eksempler på transformationsprocesser til dead-end omdannelsesprodukter er vist i Tabel 4.46. Tabellen er fra PFAS-håndbogen (2022), og vurderet alene på strukturer og længden af kulstof-fluor kæden.

Tabel 4.46. Eksempler på mulige pre-cursors til dead-end PFAS-forbindelser.

Gruppe Precursorer	Navn	Formel	Antal C i C-F- kæden	Potentielle "dead end" omdannelsesprodukter fra precursorer
PFAS-forbindelser i 22 PFAS som ikke indgår i 24 PFAS	PFOSA	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot NH_2$	8	PFOS
	6:2 FTS	$C_6F_{13} \cdot C_2H_4 \cdot SO_3H$	6	PFPeA/PFHxA
FTOH'er	6:2 FTOH	$C_6F_{13} \cdot C_2H_4 \cdot OH$	6	PFBA/PFPeA/PFHxA
	8:2 FTOH	$C_8F_{17} \cdot C_2H_4 \cdot OH$	8	PFOA
	10:2 FTOH	$C_{10}F_{21} \cdot C_2H_4 \cdot OH$	10	PFDA
	14:2 FTOH	$C_{14}F_{29} \cdot C_2H_4 \cdot OH$	14	PFTeDA
FTS	4:2 FTS	$C_4F_9 \cdot C_2H_4 \cdot SO_3H$	4	PFBA
	8:2 FTS	$C_8F_{17} \cdot C_2H_4 \cdot SO_3H$	8	PFOA
	10:2 FTS	$C_{10}F_{21} \cdot C_2H_4 \cdot SO_3H$	10	PFDA
Sulfonamid/ Sulfonamid- ethanoler	N-MeFOSA	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot NH(CH_3)$	8	PFOS
	N-EtFOSA	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot NH(C_2H_5)$	8	PFOS
	N-MeFOSE	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot N(CH_3) \cdot C_2H_4 \cdot OH$	8	PFOS
	N-EtFOSE	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot NH(C_2H_5) \cdot C_2H_4 \cdot OH$	8	PFOS
	N-MeFOSAA	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot N(CH_3) \cdot CH_2 \cdot OH$	8	PFOS
	N-EtFOSAA	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot NH(C_2H_5) \cdot CH_2 \cdot OH$	8	PFOS
Nye PFAS (erstatte tidligere anvendte)	GenX / (HFPO-DA)	$C_3F_7 \cdot O \cdot CF(COOH)CF_3$	3+2	Stabil?
	Adona	$CF_3 \cdot O \cdot C_3F_6 \cdot CHF \cdot CHF_2 \cdot COOH$	1+6	Stabil?
	F-53B / 9CL-PF3ONS	$CClF_2 \cdot C_5F_{10} \cdot O \cdot C_2F_4 \cdot SO_3H$	6+2	? PFBS
	F-53B / 11CL-PF3Uds	$CClF_2 \cdot C_7F_{14} \cdot O \cdot C_2F_4 \cdot SO_3H$	8+2	? PFBS
Sulfonamidethanoler	FOSE	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot N(H) \cdot C_2H_4 \cdot OH$	8	PFOS
Fluoroether	Fluoracrylat	$C_8F_{17} \cdot C_2H_4 \cdot O \cdot CO \cdot CH \cdot CH_2$	8	PFOA
FTCA'er	5:3 FTCA	$C_5F_{11} \cdot C_2H_4 \cdot COOH$	5	PFBA
	6:2 FTCA	$C_6F_{13} \cdot CH_2 \cdot COOH$	6	PFPeA / PFHxA
	8:2 FTCA	$C_8F_{17} \cdot CH_2 \cdot COOH$	8	PFHxA / PFHpA / PFOA
	10:2 FTCA	$C_{10}F_{21} \cdot CH_2 \cdot COOH$	10	PFDA
	8:2 FTUCA	$C_8F_{16} \cdot CH \cdot COOH$	8	PFHxA / PFHpA / PFOA
DiPAP'er	6:2 DiPAP	$[C_6F_{13} \cdot C_2H_4 \cdot O]_2 \cdot PO_2H$	6	PFHxA
	8:2 DiPAP	$[C_8F_{17} \cdot C_2H_4 \cdot O]_2 \cdot PO_2H$	8	PFOA
	6:2/8:2 DiPAP	$C_6F_{13} \cdot C_2H_4 \cdot O \cdot PO_2H \cdot O \cdot C_2H_4 \cdot C_8F_{17}$	6/8	PFHxA / PFOA
	DiSAmPAP	$[C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot N \cdot (C_2H_5) \cdot C_2H_4 \cdot O]_2 \cdot PO_2H$	8	PFOS

FTOH'er kan være precursorer til PFCA'er, men er ikke omfattet af kvalitetskriteriet. Typisk er FTOH mindre overfladeaktive og mere hydrofobe end PFAA'er. Derudover er de alkoholer og dissocierer ikke i vand og de er mindre opløselige i vand sammenlignet med f.eks. PFOA. FTOH kan have en væsentligt større tendens til at spredes i luftfasen.

Det betyder, at ved transformation af precursorer, dannes mere vandopløselige og persistente PFAA-forbindelser. De vil typisk have kortere fluorkulstofkæder og dermed være mere mobile i vandfasen. Det kan desuden betyde, at der nedstrøms fra kilden kan ske en stigning i koncentrationen af perfluorerede PFAS-forbindelser i Miljøstyrelsens sumkriterium.

4.7.3 Stofferne anvendelser og anvendelsesregulering

De nuværende og historiske anvendelser for PFAS af en kædelængde på mindst $\text{CF}_2\text{-CF}_2\text{-CF}_2$ dækker over 200 forskellige aktiviteter Glüge *et al.* (2020a). og Glüge *et al.* (2021b). Derudover som supplement til disse artikler findes detaljerede oplysninger om stoffer, strukturer og CAS-numre i Glüge *et al.* (2020b) samt Glüge *et al.* (2021a).

Derudover har Regionernes Videntcenter for Miljø og Ressourcer udarbejdet branchebeskrivelser og faktaark med beskrivelser af anvendte stoffer for en række brancher, som har anvendt PFAS. Ifølge Regionernes Videntcenter for Miljø og Ressourcer har PFAS været benyttet i 25 forskellige brancher. Brancherne strækker sig fra kemisk industri til brandøvelsespladser mm. og kan ses nedenunder i alfabetisk rækkefølge:

- Brandøvelsespladser
- Elektronikindustri
- Malingsindustri (farve og lak)
- Fyld og lossepladser
- Garverier
- Kemisk industri
- Metalforarbejdning
- Metaliseringsvirksomheder
- Metalstøberier
- Oliedepoter
- Oparbejdning/destruktion af kemikalier
- Pap- og papirindustri
- Plast virksomheder
- Renserier
- Sæbe-, vaskemiddel- og rengøringsfremstilling
- Slam
- Smedeværksteder
- Tæppeindustri
- Tekstil- og læderindustri
- Træ- og møbel
- Trykkerier
- Vaskehaller.

I PFAS-håndbogen (2022) er der udarbejdet en tabel (Tabel 4.47 nedenfor) på baggrund af branchekortlægning fra 2016 (Miljøstyrelsen 2016), samt branchebeskrivelser / faktaark hos Regionernes Videntcenter for Miljø og Ressourcer, hvor relevante PFAS-forbindelser er knyttet til de brancher, hvor de er benyttet.

Tabel 4.47. Relevante PFAS-forbindelser og hvor de benyttes fremgår af branchekortlægning. Tabellen er taget fra PFAS-håndbogen (2022), og estimeret forbrug er hentet fra Miljøstyrelsen (2016).

Branche	Estimeret forbrug for årene 1983, 1993, 2003, 2006, 2007, 2011, 2013 og 2016. Miljøstyrelsen, 2016 (tons)	Tilsvarende stofnavne	
Elektronikindustri	24,9	PFOA PFOS FOSA	PFBS 6:2 FTS
Jern- og metalindustri	10,7-19,6	PFOS PFHxS 6:2 FTS	PFOA 8:2 FTOH
Forchromningsindustri		PFOS	6:2 FTS
Kemisk industri	8,7-19,0	PFOS	6:2 FTS
Malingsindustri		PFOS PFBA PFPeA PFHxA 6:2 FTS	PFOA PFHxS PFDS PFHpS
Bygge- og anlægsvirksomhed	1,9-18,9	-	
Pap- og papirindustri	11,5-11,6	PFOA	
Grafisk industri herunder trykkerier		PFOS FOSA	
Træ- og møbelindustri	2,0-6,9	PFOA	PFOS
Private husholdninger med ansat medhjælp og fast ejendom, udlejning, forretningsservice mv	1,6-6,8	PFDS	
Maskinindustri	0,1-3,2	PFOS	
Handel og reparationsvirksomhed	2,5-2,9	PFOS	PFOA
Gummi- og plastindustri	2,0-2,4	PFOA PFOS 6:2 FTS	PFBS PFHpA
Tekstil- og beklædningsindustri og læderindustri	1,4-2,6	PFOA PFDS PFBA PFPeA PFHxA PFHpA PFOA	PFNA PFUnDA PFTrDA PFBS PFHxS PFHpS PFOS
Tæppeindustri		PFBA	PFOS
Offentlig administration, forsvar og socialforsikring	1,4	PFOS	
Transportvirksomhed	0,037-0,063	-	

Derudover kan det nævnes, at følgende PFAS-forbindelser er fundet

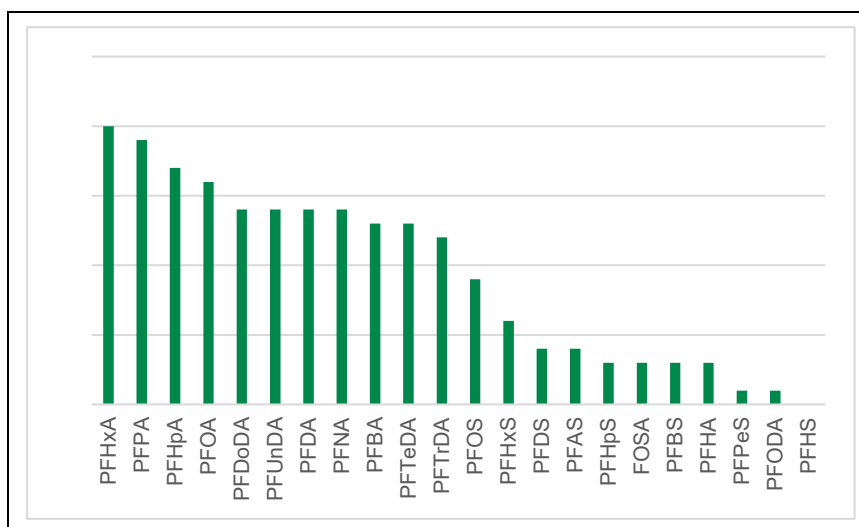
- i udledninger fra vaskehaller: PFHxA og PFOA
- i udledninger fra renserier: PFBS, PFDA, PFHpA, PFHxS, PFNA, PFOS, FOSA, PFPeA, PFBA, 6:2 FTOH, 8:2 FTOH, 6:2 FTS, 8:2 FTS

- omkring brandøvelsesplads, brandstationer, større brande og skumfester: ADONA, GenX, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, 8:2 FTS, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFPeS, PFHxS, PFOS, PFDS, 6:2 FTS

Ved søgning i Miljøstyrelsens database over kemiske stoffer i forbrugerprodukter⁵⁰, angives det, at PFAS er fundet i følgende forbrugerprodukter:

- Artikler: Flyverdragt, kørepose, regntøj, handsker, cykelhjem (rem), jakke, gulvtæppe, tekstiler (børn)
- Kosmetikprodukter (CC cream, ansigtscreme (dag og nat), bodylotion, ansigtsscrub, bb cream, concealer, eyeliner, highlighter, hårspray, pudder, øjenskygge, foundation)
- Andre produkter: Imprægneringsmiddel, skoplejemiddel.

Den relative frekvens af de forskellige PFAS i ovennævnte forbrugerprodukter fremgår af nedenstående figur.



Figur 4.3 Relative frekvens af detekterede PFAS-forbindelser i forbrugerprodukter i Miljøstyrelsens forbrugerdatabase⁵⁰

PFAS-bidraget fra renserier kan komme fra imprægnering af tekstiler såvel som udvaskning ved rensning af tøj og beklædning, der har været imprægneret med PFAS-stoffer. Desuden kan PFAS-forbindelser være tilsat rensesvæskerne som hjælpestoffer.

Herudover er der fundet oplysninger om, at PFAS har indgået som stabilisator i pesticider, og i øvrigt kan være anvendt til overfladebehandling i andre brancher end nævnt ovenfor.

Grundet det store og vidt udbredte forbrug af PFAS-forbindelser gennem tiderne, er der også identificerede talrige PFAS-forurenede grunde i Danmark. Af 15 000 mulige PFAS-forurenede grunde, er per ultimo oktober 2024 41% pt identificeret som forurenede, 9% som både forurenede og muligt forurenede og 32% som muligt forurenede⁵¹. Det er kendt viden, at der kan ske afledning af PFAS fra de forurenede grunde via RBUs.

⁵⁰ <https://vidensbank.mst.dk/>

⁵¹ <https://www.regioner.dk/regional-udvikling/regionernes-arbejde-med-pfas/kan-der-vaere-pfas-paa-min-grund/#:~:text=15.000%20grunde%20i%20Danmark%20kan,kan%20v%C3%A6re%20PFAS%20p%C3%A5%20grunden.>

De 5 regioner har i 2021 og 2022 gennemført feltundersøgelser af knap 400 jordforureningers påvirkning af nærliggende overfladevand med MFS. De knap 400 jordforureninger var udvalgt blandt de godt 1 200 risikolokaliteter, som var udpeget ved risiko-screeningerne. Muligheden for at jordene var forurenet med PFAS indgik dog ikke i risikoscreeningen. Undersøgelsen i 2021 omfattede 12 PFAS og 22 PFAS i 2022. Der blev i alt undersøgt 209 vandløbsstrækninger, som kan være påvirkede af jordforureninger, der kan indeholde PFAS. I knap 50 % af de undersøgte vandløbsstrækninger blev der fundet PFAS over de anvendte grænseværdier, men i de fleste tilfælde var det PFOS, som har et meget lavt vandkvalitetskrav. Der var dog også tilfælde, hvor der er konstateret overskridelser af sumkravene til PFAS. Undersøgelsesresultaterne pegede på, at der kan være mange forskellige kilder til den observerede PFAS-forurening af vandløbene. For størstedelen af vandløbsstrækninger, der var påvirkede med PFAS, blev der således også fundet PFAS over grænseværdierne i de prøver, der blev udtaget opstrøms den forventede udstrømningszone fra den aktuelle jordforurening.

Nogle PFAS er allerede reguleret gennem flere lovgivninger, hvor de største er EU's kemikalielovning REACH og POP-forordningen. I POP er der fastsat grænser for markedsføring og anvendelse af PFOS og PFOA samt deres salte og beslægtede forbindelser, i stoffer, blandinger og artikler. I februar 2023, trådte EU anvendelsesbegrænsning under REACH af C9-C14 PFCA dets salte og beslægtede stoffer i kraft.

REACH og POP-forordningen er EU lovgivning. POP-forordningen er EU's implementering af Stockholmkonventionen som gælder globalt, hvilket betyder, at den også gælder i de lande udenfor EU som har underskrevet Stockholmkonventionen. Der er betydeligt flere stoffer reguleret gennem REACH, men pt. Ikke flere PFAS.

På grund af bekymringen omkring ukontrollerede forhold ved produktion og anvendelse af PFAS, stoffernes svære nedbrydelighed, samt den generelle tendens til at substituere forbudte PFAS til andre "nye" PFAS, har Tyskland, Holland, Sverige, Norge og Danmark den 13 januar 2023 indsendt et forslag til EU's Kemikalieagentur om anvendelsesbegrænsning af alle PFAS i henhold til REACH, EU's kemikalielovgivning.

Endelig skal det nævnes, at der er følgende vejledende grænseværdier for PFAS i spildevandsslam: 4-PFAS: 0,01 mg/kg tørstof. og 22-PFAS 0,4 mg/kg tørstof.

Tabel 4.48. Oversigt over nuværende regulering og reguleringsforslag for PFAS.

Stoffer/stofgrupper	REACH (EU)	Stockholmkonventionen (Globalt) / POP (EU)	Grænseværdier
PFOS*	Forbud (2006-2009)	Forbud siden 2009	≤10 mg/kg
PFOA**		Forbud siden 2020	≤ 0,025 mg/kg for PFOA ≤ 1 mg/kg for PFOA-beslægtede forbindelser
TDFA***	Begrænset siden 2021		Hvis koncentrationen ≥ 2µg/kg = udelukkende professionelt brug
C9-C14 PFCA****	Begrænsning gælder fra d. 25 februar 2023.	Forslag til begrænsning af C9-C21 er indsendt i 2022	< 25 ppb for summen af C9-C14 PFCA <260 ppb for summen af C9-C14 beslægtede stoffer.

Stoffer/stofgrupper	REACH (EU)	Stockholmkonventionen (Globalt) / POP (EU)	Grænseværdier
PFHxS		Begrænsning gælder fra d. 28 august 2023.	Koncentrationen af PFHxS ≤0,025 mg/kg Summen af koncentrationerne af alle PFHxS-beslægtede forbindelser ≤1 mg/kg
PFHxA	Accepteret af Kommissionen. Begrænsning fra 10. oktober 2026		25 ppb for summen af PFHxA og salte eller 1000 ppb for summen af PFHxA-relaterede stoffer.
PFAS i brandskum*****	Vurderes ved ECHA's to videnskabelige udvalg (RAC og SEAC). Forventet ikrafttrædelse i løbet af 2024/25.		Endnu ikke fastlagt – forslag: 1mg/L
PFAS ved alle anvendelser*****	Indsendt til ECHA d. 13 januar 2023. Tidligst forventede ikrafttrædelse i 2025/2026.		Endnu ikke fastlagt – forslag: 25 PPB for enhver PFAS, 250 PPB for summen af PFAS, 50 PPM for total fluor

*Undtagelse af ikke dughindrende middel ved ikke dekorativ hårdforkromning (VI) i lukkede systemer til d. 7 september 2025.

** Alle anvendelser af PFOA vil være forbudt fra d. 4. juli 2025, med undtagelse af perfluorooctylbromid, der indeholder perfluorooctyljodid, til fremstilling af farmaceutiske produkter.

***Begrænset i sprayprodukter til private

****Undtagelser kan findes under REACH - Kommissionens Forordning (EU) 2021/1297

*****Undtagelser er endnu ikke klargjort.

Derudover har Danmark en særlovgivning for PFAS vist i nedenstående tabel.

Tabel 4.49. Oversigt over dansk særlovgivning for PFAS.

Produkter	Lovtekst	Bemærkninger	Grænseværdier
Fødevarekontaktmaterialer	Forbud i fødevarekontaktmaterialer af pap og papir fra d. 25. maj 2020	Tilladt, hvis migration til fødevaren forhindres	≤10 mg/kg
Brandslukningsskumkoncentrat til øvelse	Begrænsning i brug, salg og import fra d. 7. november 2023	-	≤ 1ppm (mg/kg)
Beklædning, fodtøj og imprægneringsmiddel*	Begrænsning i salg og import	Omfatter ikke produkter, der allerede er reguleret i EU	Summen af PFAS (excl. polymerer) ≤ 10 mg/kg. Total 50 mg F/kg

4.7.4 Generelle kilder og tilførselsveje

De potentielle direkte kilder er i høj grad koblet til aktiviteter, der anvender PFAS, som beskrevet i forrige afsnit. PFAS kan spredes via vand, jordpartikler, atmosfærisk deposition i form af regn, aerosoler og partikler (fra røggas, afgangning fra f.eks. spildevandsanlæg mm). Dertil kommer udledninger fra rensningsanlæg til vand, afløb fra marker (fra PFAS i gødning (slam, gylle, husdyrgødning, muligvis fra uorganiske gødningspilleter) og fra pesticider (både de aktive pesticid-ingredienser og adjutanter)), run-off fra PFAS coatede bygninger og overflader og fra forurenede grunde.

I forbindelse med Korsør sagen i 2021, hvor der er sket en omfattende forurening af jord, overfladevand og det terrænnære grundvand såvel som i spildevandet er der kommet øget fokus på PFAS som et diffust bidrag til det omgivende miljø. Herunder det diffuse bidrag fra spildevandsslam ved udbringning af dette på marker og til deponeringsanlæg. Miljøstyrelsen har i oktober 2021 udgivet et brev til landets kommuner og andre myndigheder, omkring PFAS i spildevandsslam og udledning af dette på marker, med en foreløbig vejledende grænseværdi (Miljøstyrelsen 2021a)."

Tabel 4.50. Generelle kilder til PFAS og tilførselsveje til miljøet.

Generel kilde	Aktiviteter	Typisk tilførselsvej til miljøet
Industri	Elektronikindustri Jern- og metalindustri/ forkromning Kemisk industri /malingsproduktion Pap- og papirindustri Grafisk industri herunder trykkerier Træ- og møbelindustri Maskinindustri Gummi- og plastindustri Tekstil-, beklædning-, og læderindustri Tæppeindustri Affaldsdeponi	Industrispildevand RBU Separat ⁵² Overfladeafstrømning
Erhvervsmæssige brugere	Erhvervsmæssige brugere af artikler og produkter indeholdende PFAS Bygge- og anlægsvirksomhed Brandøvelsespladser* Industrivaskerier Renserier og vaskerier Bilvaskehaller Elektronikvirksomheder* Landbrug* (anvendelse af gødningsprodukter og pesticidprodukter med PFAS) Kortlagte forurenede grunde*	Industrispildevand RBU Separat fra virksomheder markeret med *
Husholdninger	Vask af tøj indeholdende PFAS Brug af kosmetikprodukter indeholdende PFAS Brug af maling, imprægneringsprodukter, smøremidler indeholdende PFAS Afsmitning fra anvendelse af produkter og artikler indeholdende PFAS, f.eks. tæpper, møbler, gardiner, fodtøj, læderprodukter, papir og pap og elektronisk udstyr	Husholdningsspildevand ⁵³ RBU Separat RBU Fælles
Diffuse kilder	Trafik Luftbåren transport	RBU Separat Våd og tør deposition
Andre kilder	Forurenede grunde Brandpladser	RBU Separat Overfladeafstrømning

⁵² Skyldes bl.a. afsmitning fra materialer

⁵³ Husholdningsspildevandet ledes normalt til renseanlæg (som for MBNDK-anlæg kan nedbringe udledningen) eller udledes direkte til vandmiljøet i spredt bebyggelse.

	Udspreddning af spildevandsslam	
--	---------------------------------	--

4.7.5 Typiske koncentrationer

4.7.5.1 Typiske koncentrationer i udledninger

Herunder fremgår typetal og eksempler på målinger af PFAS-forbindelserne i spildevand, i regnbetingede udledninger, almindeligt regnvand, i drikkevand og i grundvand.

Det kan anbefales at se på, om de aktuelle koncentrationer i spildevand og RBU'er i det lokale opland er på niveau med de anførte data i Tabel 4.51. Hvis der aktuelt måles højere koncentrationer end de her angivne, bør man gå opstrøms for at udpege mulige kilder.

Tabel 4.51. Nøgletal for PFAS i spildevand, typetal for PFAS i RBU'er, regnvand og grundvand (µg/L).

Kilde	Typetal						
	PFOS	PFOA	PFBA	PFHxS	PFHxA	PFNA	PFDA
Renseanlæg indløb, MBNDK ⁵⁴ (µg/L)	11 ¹⁾	9,7 ¹⁾					
Renseanlæg udløb, MBNDK (renset spildevand) (µg/L)	12 ¹⁾	17 ¹⁾		2,3 ¹⁾		4,2 ¹⁾	
Renseanlæg indløb, mekanisk renseanlæg (typisk husholdningsspildevand) (µg/L)							
Renseanlæg udløb, mekanisk renseanlæg (typisk husholdningsspildevand) (µg/L)							
Fælleskloakerede spildevandsoverløb (boligområder)**	0,0011 ²⁾	0,0017 ²⁾	0,0022 ²⁾		0,0023 ²⁾	0,008 ²⁾	0,0014 ²⁾
Separate regnvandsudledninger (boligområder) (µg/L)							
Koncentrationer i grundvand under forurenede grunde (µg/L): GM (10%perc.-90%perc.). Dybder < 5 Data fra ³⁾	0,020 (0,003-0,60)	0,028 (0,002-0,81)		0,052 (0,0049-0,85)			
Koncentrationer i grundvand under forurenede grunde (µg/L): GM (10%perc.-90%perc.). Alle dybder Data fra ³⁾	0,0220 (0,002-0,79)	0,0085 (0,001-0,15)	0,0030 (0,001-0,010)	0,025 (0,001-2,0)	0,0077 (0,0014-0,16)		
Koncentrationer i grundvand (GRUMO) ~ Grundvand (kildevæld) (µg/L): GM (10%perc.-90%perc.) Data fra ³⁾	0,0017 (0,001-0,003)	0,0023 (0,001-0,0092)	0,0018 (0,001-0,003)	0,0017 (0,001-0,003)	-		
Koncentrationer i vandværksboringer (µg/L) (kravværdi: Σ 22 PFAS: 0,1 µg/L, Σ 4 PFAS: 0,002 µg/L) Data fra ³⁾	0,0024 (0,001-0,013)	0,0036 (0,002-0,0065)	0,0036 (0,002-0,0088)	0,0021 (0,001-0,0063)	-		
Koncentration i regnvand (µg/L)	<0,0015 – 0,0024 ⁴⁾	<0,002 ⁴⁾ 0,0018 ⁵⁾		<0,0002 ⁴⁾		<0,0008 ⁴⁾	<0,0016 – 0,0232 ⁴⁾

1) MST 2021

2) MST 2022

⁵⁴ mekanisk, biologisk, nitrifikation/denitrifikation og kemisk rensning

3) Jupiter databasen (GEUS 2023)

4)DMU 2007

5)Beregnet ud fra målte deposition mellem 0,16-7 ng/m²/d i Sverige for årene 2009-2010 (data fra IVL 2024) og en antagelse om en årlig nedbør på 800 mm. Depositions data fra <https://www.ivl.se/vart-erbjudande/vara-omraden/miljodata/luftkvalitet-och-nedfallsdata.html>

4.7.5.2 Baggrunds niveauer

PFAS-forbindelserne er menneskabte kemikalier, og der er ikke identificeret naturlige kilder til PFAS-forbindelserne. PFAS forekommer dermed ikke naturligt i miljøet og alle kilder til PFAS i det eksterne miljø er derfor menneskeskabte. Det naturlige baggrunds niveau for PFAS-forbindelserne er 0.

4.7.5.3 Forekommende koncentrationer i vandområder

En mangeårige og udbredt anvendelse samt potentiale for adsorption til sediment og potentiale for ophobning i biologisk materiale betyder, at PFAS kan forekomme i miljøet uden, at der er en eksisterende direkte kilde.

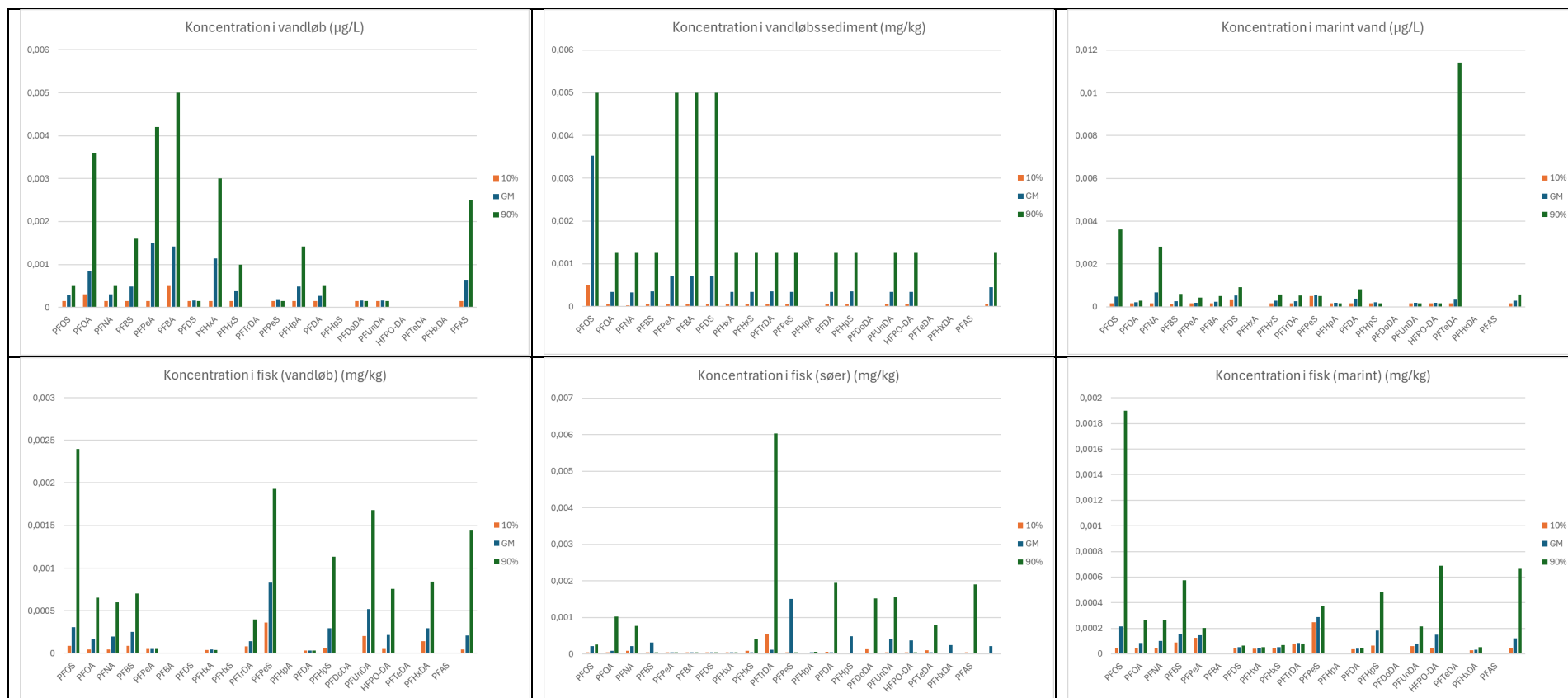
Data for PFAS i vandløb, søer og kystvande for hele Danmark er trukket ud fra Miljøportalen. Langt de fleste målinger stammer fra efter 2021 og den seneste prøve er fra september 2024. Der er prøver fra medierne marint, sø, vandløb, badevandstationer og marint vand.

Fordelingen af de målte koncentrationer er vist i tabelform i bilaget til dette afsnit og i Figur 4.4 for vandløb (både vand, sediment og fisk), sø (kun fisk, da der kun var få observationer for vand- og sedimentfasen for søer) og hav (kun vand og fisk, da der ingen observationer var for sediment).

Data angivet som sum af PFAS som gælder 22 stoffer ses i tabellen herunder.

Tabel 4.52. Forekommende koncentrationer for 22 PFAS fundet på miljøportalen. N antal af måledata, Antal <DL: antal målinger under detektionsgrænsen, Min: laveste værdi, Gnm.:gennemsnit; Max: højeste værdi. Hvis koncentrationen er under detektionsgrænsen, er koncentrationen sat til 0,5×detektionsgrænsen.

		N	Antal <DL	Min	Gnm.	Max
Badevandsstation	Vand (ng/L)	104	91	4,52	11,96	20
Marin	Vand (ng/L)	363	33	0,2	2440	2,6·10 ⁵
Renseanlæg	Slam (mg/kg TS)	1664	53	0,03	13,2	110
Renseanlæg	Vand (µg/L)	1059	78	0,1	93	1700
Sø	Sediment (µg/kg TS)	3	-	0,79	1,3	1,6
Sø	Vand (ng/L)	7	-	12	18	26
Vandløb	Sediment (µg/kg)	708	434	0,051	11,2	54
Vandløb	Vand (ng/L)	3283	1112	0,2	32	13400



Figur 4.4 Målte koncentrationer (GM: geometrisk gennemsnit, 10% og 90%-percentil) af forskellige PFAS-forbindelser i miljøet. Data er fra Miljøportalen fra 2020-2024

4.7.6 Opsøg information om identificerede mulige kilder

Når de potentielle kilder er blevet listet, anbefales det, at der laves en specifik oplandsanalyse, for at undersøge om der i oplandet er tilstedeværelse af de potentielle kilder til PFAS, herunder brug af eventuelle GIS-systemer med kortlagte forurenede grunde, landbrug mm. samt kloaknet samt ejendomme i spredt bebyggelse med direkte udledning af spildevand. For vurdering af de forskellige typer af kilder, herunder diffuse kilder/udledninger og udledning fra husholdninger refereres til Afsnit 2.3.

For de mulige relevante kilder, tages der fat i de gældende relevante udledningstilladelser, tilslutningstilladelser, miljøgodkendelser og kortmateriale og det vurderes, om tilladelserne for de identificerede kilder kan forklare de observerede overskridelser af miljøkvalitetskravene

4.7.7 Overvejelser om analyse- og prøvetagningsmetoder

Prøvetagning

Ved prøvetagning skal udstyr, der indeholder teflon, undgås, da teflon kan være årsag til kontaminering af prøve med perfluorerede alkylsyreforbindelser. Prøver kan udtages i plastbeholder af enten polyethylen eller polypropylen⁵⁵.

PFAS-forbindelser kan findes i alle matricer (vand, sediment og biota), ligesom sediment og jord kan indeholde PFAS-forbindelser fra tidligere anvendelser af PFAS.

Analysemetoder

I planlægningen af analyseprogram skal det først afklares om, at man kun ser efter ganske få og velbestemte stoffer, eller om man ønsker at søge bredere også efter precursorer til de målte PFAS. Da størstedelen af de PFAS, der er kvalitetskrav eller -kriterier for, er nedbrydningsprodukter af andre PFAS precursorer, vil en kildeopsporing ofte kræve viden om disse precursorer. Såkaldt TOP analyse (Total Oxidation of Precursorer, se Kapitel 5 for forklaring) kan eventuelt anvendes til dette formål.

Udfordringen er imidlertid, at de 'traditionelle' PFAS alle er anioniske PFCA (carboxylsyrer) og PFSA (sulfonsyrer), som de kommercielle laboratorer typisk har akkrediterede metoder for i jord og vand. De anvendte metoder kan imidlertid ikke 'se' mange af de relevante precursorer, som ofte er neutrale, kationiske eller polymere stoffer. Det er dog også muligt at bestille analyser for de non-ioniske PFAS, som ofte vil blive analyseret ved gaskromatografi koblet til massespektrometri (GC-MS/MS), både ved kommercielle og forskningslaboratorier.

I nogle lande som Norge og Sverige er der standard for at teste for et bredt spektrum af ca. 50 PFAS ved kildeopsporing, mens man i Danmark typisk kun tester for 22 PFAS. Det forventes dog, at analysepakkerne i de kommende år opdateres til mindst at omfatte de PFAS, der kommer ind på EU's Vandrammedirektiv, samt de danske 24 PFAS, men muligvis også at de norske og svenske analysepakker bliver gængse i Danmark.

Tabel 4.53 viser en oversigt over standard analysemetoder, som pt anvendes i Danmark.

Der kan hentes flere informationer omkring analysemetoder for PFAS i PFAS-håndbogen (2022), der har sammenfattet en række analysemetoder for PFAS, og deres fordele og ulemper. Miljøstyrelsen har endvidere udgivet en række publikationer vedr. analysemetoder

⁵⁵ <https://cdnmedia.eurofins.com/Microsites/media/51854854/m068-pfas-01d.pdf>

for PFAS, f.eks. er der givet en god oversigt i Kjølge Olsen *et al.*, 2024 og i kildeopsporingsprojektet i Mølleåen (Trier & Gotil, 2024).

Eftersom lovgivningen for og reguleringen af PFAS de seneste år er blevet mere omfattende og grænseværdierne er blevet sænket, kan det kræve lidt ekstra dels at kildeopspore, og dels at være på forkant med relevante PFAS-forbindelser og deres anvendelser.

Tabel 4.53. Analysemetoder som udføres i Danmark fra PFAS-håndbogen (2022). Bemærk at detektionsgrænsen kan variere for de enkelte stoffer (generelt lavest for PFOS/PFOA), og at de over tid ofte bliver lavere som følge af forbedrede analyseteknikker. Se Kapitel 5 (Ordforklaringer) for nærmere beskrivelse af analyseforkortelserne.

Medie	Analyse princip	Akkrediteret	Detektionsgrænse
Spildevand	LC-MS/MS TOP TOF AOF	Target: Ja TOP: Ja TOF: Nej AOF: Ja	0,0002-0,008 µg/L 0,0002-0,02 µg/L 50 µg/L 1 µg/L eller 3 µg/L
Drikkevand / grundvand	LC-MS/MS TOP TOF AOF	Target: Ja TOP: Ja TOF: Nej AOF: Nej	0,0002-0,008 µg/L 0,0002-0,02 µg/L 50 µg/L 1 µg/L eller 3 µg/L
Overfladevand (fersk/salt)	LC-MS/MS TOP TOF AOF	Target: Ja TOP: Ja TOF: Nej AOF: Nej	0,0002-0,008 µg/L 0,0002-0,02 µg/L 50 µg/L 1 µg/L eller 3 µg/L
Jord	LC-MS/MS TOP EOF	Target: Ja TOP: Ja EOF: Nej	0,05-2,5 µg/kg 2-10 µg/kg 10 µg/kg
Slam	LC-MS/MS TOP EOF (under udvikling)	Target: Ja TOP: Ja EOF: Nej	0,05-2,5 µg/kg 2-10 µg/kg 10 µg/kg
Biota	LC-MS/MS	Target: Ja	0,01-5 µg/kg

4.7.8 Referencer – PFAS-forbindelser

Bentzen, A.T. & Mortensen, K.B. (2021). Fund af PFAS på renserier i RSyd. In *ATV-møde : 8.april 2021. Erfaringsopsamling med PFAS "Gå hjem møde."*

CompTox (2024). US EPA's CompTox Chemicals Dashboard.
<https://comptox.epa.gov/dashboard/>

DMU (2007). PFAS og organotinforbindelser i punktkilder og det akvatiske miljø. NOVANA screeningsundersøgelse. Faglig rapport fra DMU nr. 608, 2007.

Ding and Peijnenburg (2013). Physicochemical Properties and Aquatic Toxicity of Poly- and Perfluorinated Compounds. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 43:598–678.

ECHA (2022): Registry of restriction intentions until outcome (Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). Info note. <https://echa.europa.eu/documents/10162/cad38c27-ed8-2268-00c6-939ea066743c>

ECHA (2024): EU's ECHA information on Chemicals (ECHA, 2024). <https://echa.eu>

GEUS (2023): Jupiter database.

<https://data.geus.dk/geusmap/#baslay=baseMapDa&optlay=&extent=137388.90740740742,6039945.718364198,937054.0925925926,6414372.281635802>

Glüge, J., Scheringer, M., Cousins, I.T., Dewitt, J.C., Goldenman, G., Herzke, D., et al. (2020a). An overview of the uses of per- And polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Environmental Science: Processes and Impacts*, 22(12), pp.2345–2373. Available at: <http://dx.doi.org/10.1039/D0EM00291G>.

Glüge, J., Scheringer, M., Cousins, I.T., Dewitt, J.C., Goldenman, G., Herzke, D., et al. (2020b). An overview of the uses of per- And polyfluoroalkyl substances (PFAS) - Electronic supplementary information. *Environmental Science: Processes and Impacts*, 22(12), pp.2345–2373.

Glüge, J., London, R., Cousins, I.T., Dewitt, J., Goldenman, G., Herzke, D., et al. (2021a). Information Requirements under the Essential-Use Concept: PFAS Case Studies- Supporting Information. *Environmental Science and Technology*.

Glüge, J., London, R., Cousins, I.T., Dewitt, J., Goldenman, G., Herzke, D., et al. (2021b). Information Requirements under the Essential-Use Concept: PFAS Case Studies. *Environmental Science and Technology*.

ITRC (2022). <https://pfas-1.itrcweb.org/4-physical-and-chemical-properties/>

Jensen Allan Astrup, Henrik Leffers (2008). Emerging endocrine disrupters: perfluoroalkylated substances. *Int J Androl* 2008 Apr;31(2):161-9. doi: 10.1111/j.1365-2605.2008.00870.x.

Kjølge Olsen Jette, Peter Mortensen & Morten R. Olesen (2024): Udredningsprojekt vedr. Analysemetoder til undersøgelse for PFAS-forbindelser i jord, grundvand og overfladevand. Rapport fra Miljøstyrelsen, <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2024/04/978-87-7038-611-1.pdf>

Lassen Carsten, Allan Astrup Jensen, Alexander Potrykus, Frans Christensen, Jesper Kjølholt, Christian Nyander Jeppesen, Sonja Hagen Mikkelsen og Sally Innanen (2013). Survey of PFOS, PFOA and other perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances. Environmental Project No. 1475, 2013. ISBN no. 978-87-93026-03-2. <https://www2.mst.dk/udgiv/publications/2013/04/978-87-93026-03-2.pdf>

Melissa Ines Gomis, Zhanyun Wang, Martin Scheringer, Ian T. Cousins (2015). A modeling assessment of the physicochemical properties and environmental fate of emerging and novel per- and polyfluoroalkyl substances. *Science of The Total Environment*, Volume 505, 1 February 2015, Pages 981-991

Miljøstyrelsen (2016): Kortlægning af brancher der anvender PFAS. Miljøprojekt nr. 1905, November 2016. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2016/12/978-87-93529-43-4.pdf>

Miljøstyrelsen, 2021a. PFAS i spildevandsslam – en foreløbig vejledende grænseværdi. Available at: <https://edit.mst.dk/media/nldfpjmt/vejledende-graensevaerdier-for-pfas-i-spildevandsslam.pdf>

MST 2021. Nøgletal for miljøfarlige forurenende stoffer i spildevand fra renseanlæg – Opdatering på baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram for punktkilder 1998-2019. NOVANA, marts 2021.

MST 2022. Typetal for miljøfarlige forurenende stoffer i regnbetingede udledninger. På baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram 2000-2020. NOVANA, januar 2022

Miljøstyrelsen (2023): Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS). https://mst.dk/media/kqjd1ts3/pfas_miljoekvalitetskriterier.pdf

Miljøstyrelsen (2024). Vejledning til bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer til overfladevand og havområder med ofte stillede spørgsmål og svar, FAQ'er om miljøfarlige forurenende stoffer, VEJ nr. 9368 af 04/04/2025
NIH (2024): PubChem. <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>

Pancras T., G. Schrauwen T. Held K. Baker I. Ross H. Slenders (2016). Environmental fate and effects of poly and perfluoroalkyl substances (PFAS). Concawe report 8/16. https://www.concawe.eu/wp-content/uploads/rpt_16-8.pdf

PFAS-håndbogen (2022). Håndbog om undersøgelse og afværge af forurening med PFAS-forbindelser. Regionernes Videncenter for Miljø og Resourcer Nr 1 2022. Branchebeskrivelser af Regionernes Videncenter for Miljø- og Ressourcer. <https://www.miljoegressourcer.dk/udgivelser/branchebeskrivelser> (tilgået 01/05, 2024)

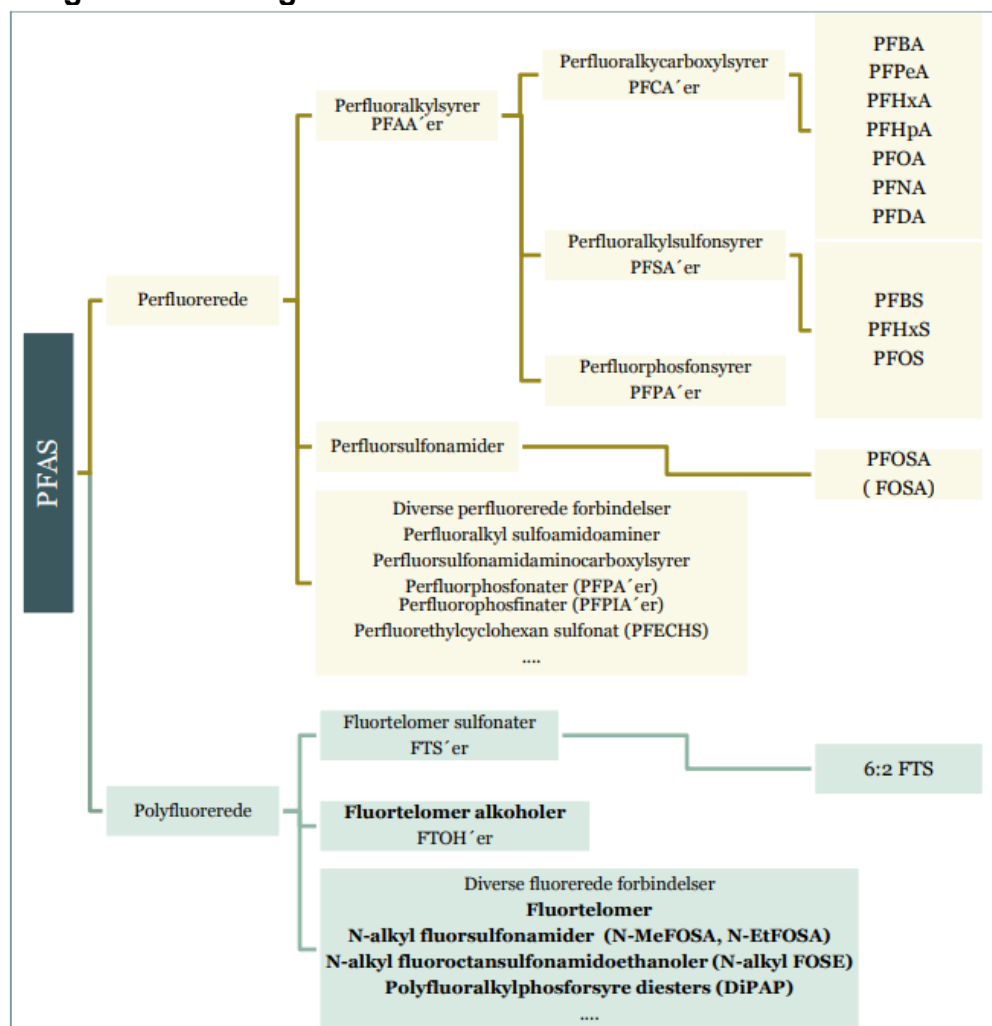
Schymanski Emma L., Jian Zhang, Paul A. Thiessen, Parviel Chirsir, Todor Kondic, Evan E. Bolton (2023). Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in PubChem: 7 Million and Growing. Environmental Science & Technology, Vol 57(44)

Trier Xenia & Maria K. Gotil (2024): Sources of PFAS and their exchange between sediment and surface water in the lakes Furesø, Bagsværd sø, Lyngby sø and the river Mølleåen. Rapport fra Miljøstyrelsen. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2024/10/978-87-7038-654-8.pdf>

Tsitonaki Katerina, Trine Skov Jepsen, Thomas Hauerberg Larsen (2014). Screeningsundersøgelse af udvalgte PFASforbindelser som jord- og grundvandsforurening i forbindelse med punktkilder. Miljøprojekt nr. 1600, 2014. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2014/10/978-87-93178-96-0.pdf>

Wang Zhanyun, Matthew MacLeod, Ian T. Cousins, Martin Scheringer & Konrad Hungerbühler. (2011). Environ. Chem. 2011,8, 389–398. doi:10.1071/EN10143

Bilag 1 Oversigt over af PFAS-forbindelser



Oversigt over opdeling af navngivning af PFAS-forbindelser. Hentet fra Miljøstyrelsen (2016)

Perfluorsulfansyrer PFSA			Perfluorocarboxylsyrer PFCA		
Perfluor butan sulfonsyre	C ₄ F ₉ •SO ₃ H	PFBS	Perfluor butan syre	C ₃ F ₇ •COOH	PFBA
" pentan "	C ₅ F ₁₁ •SO ₃ H	PFPeS	" pentan "	C ₄ F ₉ •COOH	PFPeA
" hexan "	C ₆ F ₁₃ •SO ₃ H	PFHxS	" hexan "	C ₅ F ₁₁ •COOH	PFHxA
" heptan "	C ₇ F ₁₅ •SO ₃ H	PFHpS	" heptan "	C ₆ F ₁₃ •COOH	PFHpA
" octan "	C ₈ F ₁₇ •SO ₃ H	PFOS	" octan "	C ₇ F ₁₅ •COOH	PFOA
" nonan "	C ₉ F ₁₉ •SO ₃ H	PFNS	" nonan "	C ₈ F ₁₇ •COOH	PFNA
" decan "	C ₁₀ F ₂₁ •SO ₃ H	PFDS (PFDCS)	" decan "	C ₉ F ₁₉ •COOH	PFDA (PFDCA)
" undecan "	C ₁₁ F ₂₃ •SO ₃ H	PFUnDS	" undecan "	C ₁₀ F ₂₁ •COOH	PFUnDA (PFUnA)
" dodecan "	C ₁₂ F ₂₅ •SO ₃ H	PFDoDS	" dodecan "	C ₁₁ F ₂₃ •COOH	PFDoDA (PFDoA)
Perfluor octan sulfonamid	C ₈ F ₁₇ •SO ₂ •NH ₂	PFOSA	" tridecan "	C ₁₂ F ₂₅ •COOH	PFTTrDA
6:2 Fluortelomersulfonat	C ₆ F ₁₃ •C ₂ H ₄ •SO ₃ H	6:2 FTS	" tetradecan "	C ₁₃ F ₂₇ •COOH	PFTDA
8:2 Fluortelomer sulfonat	C ₈ F ₁₇ •C ₂ H ₄ •SO ₃ H	8:2 FTS	2H,2H,3H,3H-perfluorundecan-syre	C ₈ F ₁₇ •C ₂ H ₄ •COOH	H ₄ PGUnA

Oversigt over de mest almindelige pfas-forbindelser. Den blå linje indikerer skelen mellem de kort- og langkædede forbindelser. Hentet fra Miljøstyrelsen, 2016

Bilag 2 Målte koncentrationer af PFAS i miljøet.

Data fra Miljøportalen.

År	Undersøgelsestype	PFAS	N	Antal < DL	Min	10%	50%	GM	Gnm	90%	Max
≥2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFOS	8898	8446	0,000 15	0,000 15	0,000 15	0,000 282	0,012 873	0,000 5	103
<2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFOS	464	435	0,000 5	0,000 5	0,000 5	0,000 551	0,000 652	0,000 5	0,011
≥2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFOA	4453	2014	0,000 15	0,000 31	0,000 5	0,000 848	0,003 185	0,003 6	1,43
<2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFOA	464	221	0,000 5	0,000 5	0,001 65	0,002 285	0,005 108	0,014	0,078
≥2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFNA	4453	3918	0,000 15	0,000 15≥	0,000 44	0,000 301	0,000 408	0,000 5	0,031
<2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFNA	464	364	0,000 4	0,000 4	0,000 4	0,000 605	0,000 924	0,001 9	0,018
≥2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFBS	4453	2643	0,000 15	0,000 15	0,000 5	0,000 49	0,001 207	0,001 6	0,581
<2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFBS									
≥2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFPeA	4452	3675	0,000 15	0,000 15	0,002 5	0,001 497	0,003 58	0,004 2	1,14
<2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFPeA									
≥2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFBA	4453	2578	0,000 3	0,000 5	0,001 1	0,001 423	0,002 636	0,005	0,562
<2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFBA									
≥2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFDS	2538	2537	0,000 15	0,000 15	0,000 15	0,000 158	0,000 21	0,000 15	0,005
<2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFDS									
≥2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFHxA	4453	2855	0,000 15	0,000 15	0,002 37	0,001 14	0,003 152	0,003	1,2
<2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFHxA									
≥2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFHxS	4453	3538	0,000 15	0,000 15	0,000 5	0,000 375	0,003 381	0,000 99	3,26
<2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFHxS	464	340	1E-04	1E-04	0,000 2	0,000 263	0,000 62	0,001	0,064
≥2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFTTrDA	2538	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 0,0002-0,0050							
<2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFTTrDA									
≥2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFPeS	2538	2338	0,000 15	0,000 15	0,000 15	0,000 176	0,000 604	0,000 15	0,302
<2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFPeS									

År	Undersøgelsestype	PFAS	N	Antal < DL	Min	10%	50%	GM	Gnm	90%	Max
≥2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFHpA	4454	2794	0,000 15	0,000 15	0,000 5	0,000 485	0,001 193	0,001 42	1
<2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFHpA									
≥2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFDA	4453	4236	0,000 15	0,000 15	0,000 15	0,000 274	0,000 355	0,000 5	0,009 9
<2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFDA	464	441	0,001	0,001	0,001	0,001 068	0,001 274	0,001	0,068
≥2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFHpS	8	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 0,0002							
<2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFHpS									
≥2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFDoDA	2538	2536	0,000 15	0,000 15	0,000 15	0,000 158	0,000 211	0,000 15	0,005
<2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFDoDA									
≥2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFUnDA	2538	2532	0,000 15	0,000 15	0,000 15	0,000 159	0,000 212	0,000 15	0,005
<2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFUnDA	464	460	0,001	0,001	0,001	0,001 033	0,001 846	0,001	0,34
≥2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	HFPO-DA									
<2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	HFPO-DA									
≥2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFTeDA									
<2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFTeDA									
≥2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFHxDA									
<2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFHxDA									
≥2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFAS	78816	63870	0,000 1	0,000 15	0,000 5	0,000 645	0,005 955	0,002 5	103
<2020	Vandkemi, Vandløb, µg/L	PFAS	3248	2436	3,25E -05	0,000 4	0,001	0,000 813	0,001 941	0,003 5	0,34
≥2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFOS	4	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 0,0002							
<2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFOS									
≥2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFOA	4	0	0,002 1	0,002 25	0,002 6	0,002 674	0,002 725	0,003 3	0,003 6
<2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFOA									
≥2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFNA	4	3	0,000 15	0,000 15	0,000 15	0,000 185	0,000 2	0,000 29	0,000 35
<2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFNA									
≥2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFBS	4	0	0,006 8	0,007 43	0,009 1	0,008 574	0,008 65	0,009 51	0,009 6
<2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFBS									

År	Undersøgelsestype	PFAS	N	Antal < DL	Min	10%	50%	GM	Gnm	90%	Max
≥2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFPeA	4	0	0,001 5	0,001 5	0,001 65	0,001 728	0,001 75	0,002 08	0,002 2
<2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFPeA									
≥2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFBA	4	0	0,003 7	0,003 73	0,003 9	0,004 194	0,004 25	0,005 05	0,005 5
<2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFBA									
≥2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFDS	4	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 0,0002							
<2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFDS									
≥2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFHxA	4	0	0,002 15	0,002 15	0,002 55	0,002 456	0,002 475	0,002 74	0,002 8
<2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFHxA									
≥2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFHxS	4	1	0,000 15	0,000 21	0,000 37	0,000 321	0,000 353	0,000 481	0,000 52
<2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFHxS									
≥2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFTTrDA	4	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 0,0005							
<2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFTTrDA									
≥2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFPeS	4	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 0,0002							
<2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFPeS									
≥2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFHpA	4	0	0,000 87	0,000 939	0,001 1	0,001 037	0,001 043	0,001 1	0,001 1
<2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFHpA									
≥2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFDA	4	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 0,0002							
<2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFDA									
≥2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFHpS									
<2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFHpS									
≥2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFDoDA	4	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 0,0002							
<2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFDoDA									
≥2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFUnDA	4	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 0,0002							
<2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFUnDA									
≥2020	Vandkemi, Sø, µg/L	HFPO-DA									
<2020	Vandkemi, Sø, µg/L	HFPO-DA									
≥2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFTeDA									
<2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFTeDA									
≥2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFHxDA									
<2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFHxDA									
≥2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFAS	80	48	0,000 15	0,000 15	0,000 35	0,000 481	0,001 257	0,003 61	0,009 6
<2020	Vandkemi, Sø, µg/L	PFAS									

År	Undersøgelsestype	PFAS	N	Antal < DL	Min	10%	50%	GM	Gnm	90%	Max
≥2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFOS	470	388	0,00005	0,00015	0,00015	0,000212	0,007683	0,000291	0,72
<2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFOS									
≥2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFOA	260	59	0,00005	0,00015	0,00041	0,000683	1,052954	0,0028	95
<2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFOA									
≥2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFNA	260	173	0,00005	0,00012	0,00015	0,000256	0,282536	0,000591	26
<2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFNA									
≥2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFBS	260	229	0,00015	0,00015	0,00015	0,000195	0,000369	0,000431	0,005
<2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFBS									
≥2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFPeA	260	190	0,00015	0,00015	0,00015	0,000229	0,0007	0,00049	0,069
<2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFPeA									
≥2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFBA	260	151	0,0003	0,0003	0,0003	0,000518	0,000917	0,000911	0,01
<2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFBA									
≥2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFDS	260	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 0,0002-0,0050							
<2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFDS									
≥2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFHxA	260	155	0,00015	0,00015	0,00015	0,000275	0,001664	0,000571	0,088
<2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFHxA									
≥2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFHxS	260	166	0,0001	0,00015	0,00015	0,000266	0,141176	0,000523	11
<2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFHxS									
≥2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFTTrDA	260	257	0,0005	0,0005	0,0005	0,000555	0,001148	0,0005	0,079
<2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFTTrDA									
≥2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFPeS	260	252	0,00015	0,00015	0,00015	0,000178	0,000845	0,00015	0,054
<2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFPeS									
≥2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFHpA	260	116	0,00015	0,00015	0,00032	0,000371	0,066323	0,000815	6,3
<2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFHpA									

År	Undersøgelsestype	PFAS	N	Antal < DL	Min	10%	50%	GM	Gnm	90%	Max
≥2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFDA	260	244	0,000 15	0,000 15	0,000 15	0,000 219	0,108 439	0,000 15	12
<2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFDA									
≥2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFHpS	50	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 0,0002							
<2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFHpS									
≥2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFDoDA	260	256	0,000 15	0,000 15	0,000 15	0,000 177	0,001 987	0,000 15	0,24
<2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFDoDA									
≥2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFUnDA	260	249	0,000 15	0,000 15	0,000 15	0,000 197	0,021 148	0,000 15	2,4
<2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFUnDA									
≥2020	Vandkemi, Marin, µg/L	HFPO-DA	57	51	0,000 15	0,000 15	0,000 15	0,000 32	0,004 512	0,011 4	0,083
<2020	Vandkemi, Marin, µg/L	HFPO-DA									
≥2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFTeDA									
<2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFTeDA									
≥2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFHxDA									
<2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFHxDA									
≥2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFAS	5789	4629	0,000 05	0,000 15	0,000 15	0,000 286	0,138 198	0,000 57	210
<2020	Vandkemi, Marin, µg/L	PFAS									
≥2020	Badevand, µg/L	PFOS	177	143	0,000 1	0,000 5	0,002 5	0,001 814	0,002 832	0,002 5	0,020 3
<2020	Badevand, µg/L	PFOS									
≥2020	Badevand, µg/L	PFOA	177	137	0,000 15	0,000 5	0,002 5	0,001 821	0,002 141	0,002 5	0,012
<2020	Badevand, µg/L	PFOA									
≥2020	Badevand, µg/L	PFNA	177	161	0,000 15	0,000 464	0,005	0,001 853	0,003 048	0,005	0,005
<2020	Badevand, µg/L	PFNA									
≥2020	Badevand, µg/L	PFBS	102	96	0,000 15	0,005	0,005	0,004 093	0,004 705	0,005	0,011
<2020	Badevand, µg/L	PFBS									
≥2020	Badevand, µg/L	PFPeA									
<2020	Badevand, µg/L	PFPeA									

År	Undersøgelsestype	PFAS	N	Antal < DL	Min	10%	50%	GM	Gnm	90%	Max
≥2020	Badevand, µg/L	PFBA	102	100	0,000 3	0,005	0,005	0,004 812	0,005 056	0,005	0,015
<2020	Badevand, µg/L	PFBA									
≥2020	Badevand, µg/L	PFDS	102	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 0,0002-0,0050							
<2020	Badevand, µg/L	PFDS									
≥2020	Badevand, µg/L	PFHxA	102	95	0,000 15	0,005	0,005	0,004 243	0,004 899	0,005	0,03
<2020	Badevand, µg/L	PFHxA									
≥2020	Badevand, µg/L	PFHxS	177	163	0,000 15	0,000 468	0,005	0,001 921	0,003 115	0,005	0,006 4
<2020	Badevand, µg/L	PFHxS									
≥2020	Badevand, µg/L	PFTTrDA	102	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 0,0002-0,0050							
<2020	Badevand, µg/L	PFTTrDA									
≥2020	Badevand, µg/L	PFPeS	102	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 0,0002-0,0050							
<2020	Badevand, µg/L	PFPeS									
≥2020	Badevand, µg/L	PFHpA	102	94	0,000 15	0,005	0,005	0,004 198	0,004 645	0,005	0,005
<2020	Badevand, µg/L	PFHpA									
≥2020	Badevand, µg/L	PFDA	102	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 0,0002-0,0050							
<2020	Badevand, µg/L	PFDA									
≥2020	Badevand, µg/L	PFHpS	102	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 0,0002-0,0050							
<2020	Badevand, µg/L	PFHpS									
≥2020	Badevand, µg/L	PFDoDA	102	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 0,0002-0,0050							
<2020	Badevand, µg/L	PFDoDA									
≥2020	Badevand, µg/L	PFUnDA	102	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 0,0002-0,0050							
<2020	Badevand, µg/L	PFUnDA									
≥2020	Badevand, µg/L	HFPO-DA									
<2020	Badevand, µg/L	HFPO-DA									
≥2020	Badevand, µg/L	PFTeDA									
<2020	Badevand, µg/L	PFTeDA									
≥2020	Badevand, µg/L	PFHxDA									
<2020	Badevand, µg/L	PFHxDA									
≥2020	Badevand, µg/L	PFAS	2544	2415	0,000 1	0,000 5	0,005	0,003 526	0,063 212	0,005	5
<2020	Badevand, µg/L	PFAS									
≥2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFOS	999	993	0,000 05	0,000 05	0,001 25	0,000 345	0,000 758	0,001 25	0,005
<2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFOS									

År	Undersøgelsestype	PFAS	N	Antal < DL	Min	10%	50%	GM	Gnm	90%	Max
≥2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFOA	507	459	0,000 025	0,000 025	0,001 25	0,000 333	0,000 956	0,001 25	0,032
<2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFOA									
≥2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFNA	507	492	0,000 05	0,000 05	0,001 25	0,000 357	0,000 761	0,001 25	0,005
<2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFNA									
≥2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFBS	507	506	0,000 05	0,000 05	0,005	0,000 707	0,002 705	0,005	0,005
<2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFBS									
≥2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFPeA	507	505	0,000 05	0,000 05	0,005	0,000 712	0,002 735	0,005	0,015
<2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFPeA									
≥2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFBA	507	503	0,000 05	0,000 05	0,005	0,000 713	0,002 708	0,005	0,005
<2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFBA									
≥2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFDS	503	502	0,000 05	0,000 05	0,001 25	0,000 336	0,000 718	0,001 25	0,002 5
<2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFDS									
≥2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFHxA	507	506	0,000 05	0,000 05	0,001 25	0,000 344	0,000 753	0,001 25	0,005
<2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFHxA									
≥2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFHxS	507	497	0,000 05	0,000 05	0,001 25	0,000 351	0,000 756	0,001 25	0,005
<2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFHxS									
≥2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFTTrDA	486	481	0,000 05	0,000 05	0,001 25	0,000 341	0,000 73	0,001 25	0,004
<2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFTTrDA									
≥2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFPeS	488	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 5,00E-05-0,0013							
<2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFPeS									
≥2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFHpA	507	503	0,000 05	0,000 05	0,001 25	0,000 346	0,000 754	0,001 25	0,005
<2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFHpA									
≥2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFDA	507	500	0,000 05	0,000 05	0,001 25	0,000 351	0,000 761	0,001 25	0,005
<2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFDA									

År	Undersøgelsestype	PFAS	N	Antal < DL	Min	10%	50%	GM	Gnm	90%	Max
≥2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFHpS									
<2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFHpS									
≥2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFDoD A	503	491	0,000 05	0,000 05	0,001 25	0,000 346	0,000 726	0,001 25	0,002 5
<2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFDoD A									
≥2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFUnD A	503	495	0,000 05	0,000 05	0,001 25	0,000 342	0,000 725	0,001 25	0,002 5
<2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFUnD A									
≥2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	HFPO- DA									
<2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	HFPO- DA									
≥2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFTeDA									
<2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFTeDA									
≥2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFHxDA									
<2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFHxDA									
≥2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFAS	11005	10743	0,000 025	0,000 05	0,001 25	0,000 445	0,001 084	0,001 25	0,045
<2020	MFS sediment, Vandløb, mg/kg ts	PFAS									
≥2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFOS	3	0	0,000 63	0,000 724	0,001 1	0,000 94	0,000 977	0,001 18	0,001 2
<2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFOS									
≥2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFOA	3	2	0,000 075	0,000 086	0,000 13	0,000 141	0,000 165	0,000 258	0,000 29
<2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFOA									
≥2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFNA	3	2	0,000 09	0,000 098	0,000 13	0,000 121	0,000 123	0,000 146	0,000 15
<2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFNA									
≥2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFBS	3	0	0,000 16	0,000 166	0,000 19	0,000 202	0,000 207	0,000 254	0,000 27
<2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFBS									
≥2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFPeA	3	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 7,50E-05-0,0001							
<2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFPeA									

År	Undersøgelsestype	PFAS	N	Antal < DL	Min	10%	50%	GM	Gnm	90%	Max
≥2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFBA	3	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 0,0002-0,0004							
<2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFBA									
≥2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFDS	4	3	0,000 09	0,000 09	0,000 11	0,000 112	0,000 115	0,000 144	0,000 15
<2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFDS									
≥2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFHxA	3	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 7,50E-05-0,0001							
<2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFHxA									
≥2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFHxS	4	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 7,50E-05-0,0001							
<2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFHxS									
≥2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFTTrDA	3	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 0,0002-0,0004							
<2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFTTrDA									
≥2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFPeS	3	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 0,0002-0,0004							
<2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFPeS									
≥2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFHpA	3	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 7,50E-05-0,0001							
<2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFHpA									
≥2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFDA	2	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 0,0002-0,0004							
<2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFDA									
≥2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFHpS									
<2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFHpS									
≥2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFDoDA	3	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 0,0002-0,0004							
<2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFDoDA									
≥2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFUnDA	4	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 0,0002-0,0004							
<2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFUnDA									
≥2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	HFPO-DA									
<2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	HFPO-DA									

År	Undersøgelsestype	PFAS	N	Antal < DL	Min	10%	50%	GM	Gnm	90%	Max
≥2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFTeDA									
<2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFTeDA									
≥2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFHxDA									
<2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFHxDA									
≥2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFAS	63	54	0,000 075	0,000 09	0,000 24	0,000 307	0,000 695	0,002 4	0,004 3
<2020	MFS sediment, Sø, mg/kg ts	PFAS									
≥2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFOS	205	100	0,000 045	0,000 045	0,000 21	0,000 168	0,000 297	0,000 652	0,003 57
<2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFOS	37	14	2,27E -05	3,94E -05	0,000 37	0,000 248	0,000 689	0,001 556	0,007 18
≥2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFOA	205	158	0,000 045	0,000 045	0,000 265	0,000 2	0,000 367	0,000 6	0,003 1
<2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFOA	30	16	2,27E -05	0,000 114	0,000 265	0,000 247	0,000 453	0,000 626	0,003 9
≥2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFNA	205	132	0,000 09	0,000 09	0,000 26	0,000 254	0,000 4	0,000 7	0,002 04
<2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFNA	30	4	0,000 035	0,000 09	0,000 43	0,000 478	0,000 783	0,002 007	0,002 58
≥2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFBS	35	33	0,000 05	0,000 05	0,000 05	5,39E -05	5,91E -05	0,000 05	0,000 31
<2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFBS	8	6	3,4E- 05	5,25E -05	0,000 079	7,54E -05	8,04E -05	0,000 113	0,000 13
≥2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFPeA	35	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 5,00E-05							
<2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFPeA	1	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 4,97E-05							
≥2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFBA	35	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 5,00E-05							
<2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFBA	8	5	2,27E -05	3,51E -05	5,34E -05	7,16E -05	0,000 102	0,000 231	0,000 315
≥2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFDS	35	33	0,000 04	0,000 04	0,000 04	4,52E -05	7,11E -05	0,000 04	0,001 06
<2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFDS	8	6	3,4E- 05	3,68E -05	0,000 065	8,08E -05	0,000 11	0,000 235	0,000 348
≥2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFHxA	35	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 4,50E-05-5,00E-05							
<2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFHxA	8	5	2,27E -05	3,51E -05	5,65E -05	8,46E -05	0,000 155	0,000 39	0,000 629
≥2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFHxS	205	172	0,000 08	0,000 08	0,000 08	0,000 142	0,000 214	0,000 4	0,003 72
<2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFHxS	30	19	3,4E- 05	0,000 08	0,000 31	0,000 236	0,000 555	0,000 931	0,005 49

År	Undersøgelsestype	PFAS	N	Antal < DL	Min	10%	50%	GM	Gnm	90%	Max
≥2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFTTrDA	35	0	0,000 26	0,000 364	0,000 76	0,000 827	0,001 139	0,001 928	0,008 56
<2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFTTrDA	8	0	0,001 13	0,001 193	0,001 555	0,001 66	0,001 721	0,002 364	0,002 56
≥2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFPeS	35	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 5,00E-05							
<2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFPeS									
≥2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFHpA	35	34	0,000 035	0,000 035	0,000 035	3,58E -05	3,63E -05	0,000 035	0,000 08
<2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFHpA	8	5	2,27E -05	3,92E -05	5,65E -05	9,69E -05	0,000 17	0,000 423	0,000 504
≥2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFDA	205	95	0,000 06	0,000 065	0,000 4	0,000 294	0,000 544	0,001 136	0,005 45
<2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFDA	25	3	0,000 055	0,000 114	0,000 56	0,000 572	0,001 16	0,002 744	0,006 12
≥2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFHpS	35	34	0,000 005	0,000 005	0,000 005	5,37E -06	6,57E -06	0,000 005	0,000 06
<2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFHpS	8	2	6,95E -05	8,07E -05	0,000 159	0,000 181	0,000 229	0,000 421	0,000 609
≥2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFDoDA	35	0	0,000 12	0,000 204	0,000 44	0,000 519	0,000 863	0,001 68	0,008 14
<2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFDoDA	8	0	0,000 49	0,000 779	0,001 405	0,001 378	0,001 555	0,002 499	0,002 52
≥2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFUnDA	205	113	0,000 05	0,000 05	0,000 33	0,000 218	0,000 375	0,000 754	0,004 05
<2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFUnDA	30	3	0,000 045	0,000 158	0,000 775	0,000 702	0,001 026	0,002 255	0,003 7
≥2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	HFPO-DA	35	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 5,00E-05							
<2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	HFPO-DA									
≥2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFTeDA	35	1	0,000 04	0,000 14	0,000 25	0,000 295	0,000 451	0,000 84	0,003 88
<2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFTeDA	8	1	4,04E -05	0,000 158	0,000 625	0,000 434	0,000 617	0,001 028	0,001 46
≥2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFHxDA									
<2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFHxDA									
≥2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFAS	1855	1083	0,000 005	0,000 045	0,000 21	0,000 212	0,000 856	0,001 452	0,056 38
<2020	MFS biota, fisk, Vandløb, mg/kg	PFAS	292	97	2,27E -05	5,51E -05	0,000 355	0,000 427	0,002 619	0,003 356	0,074
≥2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFOS	94	85	0 045	0,000 045	0,000 045	9,11E -05	0,000 149	0,000 25	0,001 3
<2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFOS	27	25	0,000 045	0,000 045	0,000 045	5,65E -05	0,000 314	0,000 045	0,007 22

År	Undersøgelsestype	PFAS	N	Antal < DL	Min	10%	50%	GM	Gnm	90%	Max
≥2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFOA	94	74	0,000 005	0,000 045	0,000 268	0,000 221	0,000 602	0,001 017	0,010 86
<2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFOA	27	26	0,000 265	0,000 265	0,000 265	0,000 276	0,000 284	0,000 265	0,000 78
≥2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFNA	94	58	0,000 027	0,000 09	0,000 44	0,000 31	0,000 575	0,000 773	0,008 55
<2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFNA	27	6	0,000 09	0,000 09	0,000 27	0,000 347	0,000 723	0,001 024	0,007 04
≥2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFBS	26	25	0	0,000 05	0,000 05	5E-05	4,81E -05	0,000 05	0,000 05
<2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFBS									
≥2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFPeA	26	25	0	0,000 05	0,000 05	5E-05	4,81E -05	0,000 05	0,000 05
<2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFPeA									
≥2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFBA	26	25	0	0,000 05	0,000 05	5E-05	4,81E -05	0,000 05	0,000 05
<2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFBA									
≥2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFDS	26	25	0	0,000 04	0,000 04	4E-05	3,85E -05	0,000 04	0,000 04
<2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFDS									
≥2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFHxA	26	25	0	0,000 05	0,000 05	5E-05	4,81E -05	0,000 05	0,000 05
<2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFHxA									
≥2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFHxS	94	93	0	0,000 08	0,000 08	0,000 119	0,000 172	0,000 4	0,000 4
<2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFHxS	27	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 8,00E-05							
≥2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFTTrDA	26	0	0,000 45	0,000 55	0,001 175	0,001 506	0,002 539	0,006 025	0,017 41
<2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFTTrDA									
≥2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFPeS	26	25	0	0,000 05	0,000 05	5E-05	4,62E -05	0,000 05	0,000 05
<2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFPeS									
≥2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFHpA	26	22	0	0,000 035	0,000 035	4,46E -05	0,000 105	5,75E -05	0,001 74
<2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFHpA									
≥2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFDA	94	37	0,000 065	0,000 065	0,000 4	0,000 481	0,001 129	0,001 945	0,030 8
<2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFDA	27	0	0,000 34	0,000 728	0,001 21	0,001 564	0,002 251	0,004 586	0,011 2

År	Undersøgelsestype	PFAS	N	Antal < DL	Min	10%	50%	GM	Gnm	90%	Max
≥2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFHpS									
<2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFHpS									
≥2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFDoD A	26	1	0,000 035	0,000 135	0,000 37	0,000 392	0,000 669	0,001 525	0,004 05
<2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFDoD A									
≥2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFUnD A	94	41	0,000 05	0,000 05	0,000 35	0,000 368	0,000 682	0,001 551	0,005 81
<2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFUnD A	27	0	0,000 39	0,000 55	0,000 99	0,001 008	0,001 163	0,002 018	0,003 08
≥2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	HFPO-DA	26	25	0	0,000 05	0,000 05	5E-05	4,81E -05	0,000 05	0,000 05
<2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	HFPO-DA									
≥2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFTeDA	26	2	0,000 04	0,000 105	0,000 2	0,000 246	0,000 408	0,000 78	0,002 16
<2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFTeDA									
≥2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFHxDA									
<2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFHxDA									
≥2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFAS	970	605	0	0,000 045	0,000 175	0,000 216	0,002 085	0,001 9	0,450 33
<2020	MFS biota, fisk, Sø, mg/kg	PFAS	189	84	0,000 045	0,000 045	0,000 34	0,000 505	0,004 067	0,007 56	0,184
≥2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFOS	39	21	0,000 045	0,000 045	0,000 045	8,55E -05	0,000 116	0,000 262	0,000 38
<2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFOS	147	63	0,000 01	0,000 066	0,000 25	0,000 24	0,000 419	0,000 814	0,004 13
≥2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFOA	39	38	0,000 045	0,000 045	0,000 045	9,95E -05	0,000 142	0,000 265	0,000 265
<2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFOA	147	62	0,000 015	0,000 04	0,000 29	0,000 289	0,000 794	0,001 2	0,021 8
≥2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFNA	39	24	0,000 045	0,000 09	0,000 09	0,000 158	0,000 238	0,000 574	0,001 03
<2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFNA	147	17	0,000 03	0,000 27	0,000 7	0,000 766	0,001 288	0,003 132	0,007 6
≥2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFBS	8	7	0,000 05	0,000 124	0,000 155	0,000 147	0,000 161	0,000 202	0,000 31
<2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFBS									
≥2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFPeA	8	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 5,00E-05							
<2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFPeA									

År	Undersøgelsestype	PFAS	N	Antal < DL	Min	10%	50%	GM	Gnm	90%	Max
≥2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFBA	8	7	0,000 04	0,000 047	0,000 05	5,3E- 05	0,000 055	0,000 065	0,000 1
<2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFBA									
≥2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFDS	8	7	0,000 035	3,85E -05	0,000 04	4,29E -05	4,44E -05	0,000 052	0,000 08
<2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFDS									
≥2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFHxA	8	7	0,000 045	0,000 045	0,000 045	5,09E -05	5,44E -05	6,75E -05	0,000 12
<2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFHxA									
≥2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFHxS	39	37	0,000 08	0,000 08	0,000 08	8,42E -05	8,77E -05	0,000 08	0,000 3
<2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFHxS	147	112	2,95E -05	0,000 08	0,000 31	0,000 255	0,000 353	0,000 502	0,002 5
≥2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFTTrDA	8	7	0,000 155	0,000 246	0,000 285	0,000 288	0,000 304	0,000 371	0,000 57
<2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFTTrDA	3	0	0,000 63	0,000 66	0,000 78	0,000 765	0,000 773	0,000 884	0,000 91
≥2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFPeS	8	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 5,00E-05							
<2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFPeS									
≥2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFHpA	8	7	0,000 035	0,000 035	0,000 035	3,88E -05	4,06E -05	4,85E -05	0,000 08
<2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFHpA	3	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 3,50E-05							
≥2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFDA	39	14	0,000 065	0,000 065	0,000 2	0,000 183	0,000 3	0,000 484	0,002 56
<2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFDA	147	16	2,13E -05	0,000 229	0,000 571	0,000 608	0,000 876	0,001 958	0,005
≥2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFHpS									
<2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFHpS									
≥2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFDoDA	8	7	0,000 06	0,000 06	0,000 06	7,95E -05	0,000 124	0,000 213	0,000 57
<2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFDoDA	3	0	0,000 28	0,000 444	0,001 1	0,000 886	0,001 213	0,002 028	0,002 26
≥2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFUnDA	39	22	0,000 045	0,000 045	0,000 11	0,000 148	0,000 962	0,000 69	0,028 4
<2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFUnDA	147	20	2,13E -05	0,000 176	0,000 63	0,000 678	0,001 054	0,002 312	0,006 2
≥2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	HFPO- DA	8	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 5,00E-05							
<2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	HFPO- DA									

År	Undersøgelsestype	PFAS	N	Antal < DL	Min	10%	50%	GM	Gnm	90%	Max
≥2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFTeDA	8	7	0,000 005	2,95E -05	0,000 04	3,36E -05	4,06E -05	0,000 052	0,000 08
<2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFTeDA	3	0	0,000 14	0,000 144	0,000 16	0,000 221	0,000 26	0,000 416	0,000 48
≥2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFHxDA	8	Ingen målinger over detektionsgrænsen på 5,00E-05							
<2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFHxDA									
≥2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFAS	377	252	0,000 005	0,000 045	0,000 08	0,000 122	0,000 42	0,000 664	0,028 4
<2020	MFS biota, fisk, Marin, mg/kg	PFAS	1041	293	0,000 01	0,000 115	0,000 49	0,000 576	0,001 497	0,004 16	0,025 95

5. Ordforklaringer

ADI	Acceptable Daily Intake, acceptabel dagligt indtag
AOF	AOF (adsorberbare organiske fluorforbindelser) anvendes til vandprøver. En vandprøve passerer gennem en kolonne indeholdende en adsorbent, typisk aktivt kul. Kolonnen skylles for at fjerne uorganisk fluor og organiske fluorforbindelser på adsorbenten, som der analyseres direkte med CIC. Metoden måler alle organiske fluorforbindelser, der lader sig adsorbere på adsorbenten. Metoden er anvendelig for forureninger, som overskrider kvalitetskriteriet væsentligt. Kvantifikationen af fluor underestimeres muligvis i prøver, hvor der er et højt indhold af organisk stof, der kan binde PFAS.
BAF	Bioaccumulation Factor / Bioakkumuleringsfaktor
BCF	Bioconcentration Factor / Biokoncentrationsfaktor
BDE	Bromerede Diphenyl Ethere
BMF	Biomagnification Factor / Biomagnificeringsfaktor
CAS	Chemical Abstract Service CAS nr. tildeles kemiske stoffer som et unikt nummer for den kemiske forbindelse eller gruppe af forbindelser
CIC	Combustion Ion Chromatography
DT50	Halveringstid
EC	European Community EC nr. er et unikt identifikationsnummer tildelt stoffer til lovgivningsmæssige formål
EINECS	European Inventory of Existing Commercial Chemical Substances.
EOF	Ekstraherbar Organisk Fluor. Analysemetode primært til faste prøver f.eks. jordprøver. Prøven ekstraheres med opløsningsmiddel, uorganisk fluor fjernes, ekstraktet opkoncentreres og der analyseres for organisk fluor ved CIC. EOF kan også anvendes på vandprøver, som opkoncentreres på WAX-SPE (svag anion exchange - fast fase ekstraktion) kolonner, som efterfølgende elueres. Eluatet opkoncentreres og analyseres med CIC. Metoden måler kun organiske fluorforbindelser, der lader sig ekstrahere under de givne betingelser og vil derfor kræve standardiserede betingelser for at resultater kan sammenlignes. Kortkædede forbindelser bestemmes ikke med metoden.
GM	Geometrisk gennemsnit. Er typisk bedre at bruge som en typisk koncentration end det aritmetiske gennemsnit for f.eks. koncentrationer i miljøet, da de ofte kan variere med størrelsesorden
IPPC	Industrielle emissioner - integreret forebyggelse og bekæmpelse af forurening
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemistry

Kd	Fordelingskoefficient mellem f.eks. sediment eller suspenderet materiale og koncentrationen i vandfasen ved ligevægt.
Kf	Fordelingskoefficient mellem f.eks. sediment eller suspenderet materiale og koncentrationen i vandfasen ved ligevægt
Kp	Sediment – vand fordelingskoefficient, som er forholdet mellem koncentrationen i sediment og i vandfasen
LogKow	Logaritmisk (10-tals) Oktanol - vand fordelingskoefficient
MBNDK-renseanlæg	Renseanlæg med mekanisk, biologisk, nitrifikation/denitrifikation og kemisk rensning
MFS	Miljøfarlige forurenende stoffer
NP	Nonylphenol
NPEO	Nonylphenoethoxylater
OP	Octylphenol
OPEO	Octylphenoethoxylater
PAH	Polycykliske aromatiske kulbrinter
PBDE	Polybromerede diphenylethere
PBT	Persistent, bioakkumulerbar og giftig
Precursor	En kemisk forbindelse, der går forud for en anden i en metabolisk vej
RBU	Regnbetinget udledning
RBU fælles	Regnbetinget fælleskloakeret overløb
RBU separat	Regnbetinget separatkloakeret udledning
REACH	Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals Regulation
RPF	Relativ potensfaktor til omregning af PFAS-koncentrationer til PFOA ækvivalenter
TDI	Tolerable Daily Intake
TOF	Total Organisk Fluor anvendes til at bestemme det totale indhold af organisk bundet fluor, herunder fluor stammende fra alle PFAS-forbindelser (herunder precursorer). Faststofprøver, f.eks. jord, analyseres direkte ved CIC efter at uorganisk fluor er fjernet fra prøven ved en udvaskning. Metoden kan kun anvendes til faste matricer, f.eks. jord og sediment
TOP	Total Oxidation of Precursorer. Denne metode anvendes til precursor-forbindelser, som ikke kan analyseres direkte, men som kan omdannes ved oxidation med en hydroxyl-gruppe til PFAA (PFCA'er og PFSA'er), hvorefter PFAA kan analyseres ved standard LC-MS/MS (kræver to analyser; før og efter oxidation). Metoden giver således det samlede indhold af PFAA i en prøve. TOP-analyser kan dermed bruges til at belyse potentialet for omsætning af precursorer i et givent medie. Der er visse usikkerheder forbundet med analysemetoden, f.eks. metoden er ikke valideret for mange precursorer, manglende standarder til kontrol, matricens indhold af oxiderbart organisk stof bevirker, at forbruget af oxidant ikke kan bruges som måleparameter, samt endelig at det ikke er helt klart, om alle precursorer omdannes til PFAS-forbindelser, der kan analyseres
vPvB	Meget persistent og meget bioakkumulerbar

Bilag 1. Datakilder til information om vandområder og stoffer

Datakilder vedr. vandområder.

Datakilde	Hvor findes data?	Beskrivelse
MiljøGIS for vandområdeplanerne for 2021-2027 efter genbesøget	Miljøgis (mim.dk)	Miljømål og tilstandsvurdering for alle vandområder (kystvand, søer og vandløb). Direkte link til baggrundsdata i Vandplandata for de enkelte vandområder.
Vandplandata	Vandplandata	Indeholder baggrundsdata for grundvand, vandløb, søer og kystvande anvendt for vandområdeplanen 2021-2027 for genbesøget.
Miljødata	Miljødata (miljoportal.dk)	Rå-data fra miljøundersøgelser i hav, søer og vandløb samt spildevand og badevand. Dataene er nye og historiske fra undersøgelser udført primært af kommuner og regioner samt Miljøstyrelsen.
Resultater af andre målinger	Kommunen, regionen, Forsyningsselskabet, offentlige rapporter	Eventuelle målinger udført af kommunen, regionen, forsyningsselskabet eller andre aktører, som ikke er tilgængelige i Miljødata. Resultaterne kan være offentlige tilgængelige i rapporter eller kan være tilgængelige hos organisationen.

Datakilder vedr. stoffers egenskaber og miljøoplysninger.

Datakilde	Hvor findes data?	Beskrivelse
Stofidentifikation (stofnavn og CAS-nr)	ECHA kemikaliedatabase Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand	ECHA's kemikaliedatabase indeholder data for alle REACH registrerede stoffer – herunder stofnavn, CAS-nummer, EINECS nummer Bekendtgørelsen angiver hvilke stoffer, som er omfattet af miljøkvalitetskravet
Flygtighed: Henrys konstant (H)	ECHA kemikaliedatabase Kan eventuelt estimeres ud fra stoffets damptryk (Vp), vandopløselighed (Sw) og molvægt (Mw): $H = Vp \cdot Mw / Sw$ EpiSuite og VEGA. Hvis der ikke er data for stoffet, så kan logKow også beregnes ved brug af disse to relativt nemt anvendelige programmer	Stoffets flygtighed kan bedst vurderes ud fra stoffets Henrys konstant.
LogKow	ECHA kemikaliedatabase EpiSuite og VEGA. Hvis der ikke er data for stoffet, så kan logKow også beregnes	Er logKow < 3 = vandopløseligt = vandfase = giver ikke mening at se efter stoffet i sediment Er logKow > 3 = bindes til partikler = sediment = Total analyser

Datakilde	Hvor findes data?	Beskrivelse
	ved brug af disse to relativt nemt anvendelige programmer	Bemærk, at logKow kun er relevant at anvende for organiske forbindelser.
Nedbrydelighed, halveringstider	ECHA kemikaliedatabase EpiSuite og VEGA. Hvis der ikke er data for stoffet, så kan nedbrydeligheden også beregnes ved brug af disse relativt nemt anvendelige programmer	Er stoffet tungt nedbrydeligt og bioakkumulerbart = langvarigt miljøproblem Bemærk, at nedbrydeligheden kun er relevant at anvende for organiske forbindelser.
Bioakkumulering	ECHA kemikaliedatabase US EPA ECOTOX (ECOTOX Home) EpiSuite og VEGA. Hvis der ikke er data for stoffet, så kan BCF også beregnes ved brug af disse relativt nemt anvendelige programmer	For organiske stoffer er logKow en god parameter til vurdering af bioakkumuleringen af stoffet. En værdi af logKow på over ca. 3-4, antyder, at stoffet har et potentiale for bioakkumulering, især hvis stoffet samtidigt er tungt nedbrydeligt i miljøet. For metaller, hvor logKow ikke kan anvendes til en vurdering af hvor stærkt metallet binder sig til det suspendede materiale eller hvor bioakkumulerbart stoffet er, er målte BCF og/eller BAF-værdier en god indikator til vurdering af, potentialet for bioakkumulering.
Precursorer og nedbrydningsprodukter	Datablade for udarbejdelse af kvalitetskriterier for MFS i vandmiljøet (Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet - Miljøstyrelsen) Danske afledte værdier kan hentes fra Miljøstyrelsens hjemmeside Risikovurderingsrapporter fra EU og OECD risikovurderingsrapporter (OECD's Work on Co-operating in the Investigation of High Production Volume Chemicals - Sponsored Chemicals)	Ved afledning af miljøkvalitetskrav for vand skal der foretages en vurdering af, om stoffet er naturligt forekommende eller om det kan dannes naturligt. Ligeledes skal det vurderes, om stoffet hurtigt omsættes til andre stoffer. Ved en miljørisikovurdering er det essentielt at vurdere på stoffets skæbne i miljøet og på eventuelt naturligt forekommende dannelse i miljøet.

Datakilder om stoffets anvendelse.

Datakilde	Hvor findes data?	Beskrivelse
Miljøstyrelsens hjemmeside	Fokus på særlige stoffer - Miljøstyrelsen (mst.dk)	Kemiske stoffer og stofgrupper, som er i fokus, fremhæves på denne hjemmeside med kort beskrivelse af, hvorfor de er problematiske. På tidspunktet for denne rapport er der oplysninger om følgende stoffer: Bly med link til liste over produkter, som kan indeholde bly og som derfor er reguleret for indhold af bly. Brommerede flammehæmmere med angivelse af hvilke stoffer, der er tale om, samt beskrivelse af brugen. Dioxin anvendes ikke direkte men dannes ved forbrænding og industrielle processer. Phthalater men uden angivelse eller link til oplysninger om anvendelse udover henvisning til reglerne for indhold af phthalater i legetøj. Kviksølv med angivelse af kilder til kviksølv i mennesker og miljø, men som ikke er en direkte anvendelse af kviksølv. PFAS med kort angivelse af typiske anvendelser samt link til kortlægning fra 2016 af brancher i Danmark, som anvender PFAS. Herudover er der på hjemmesiden fremhævet egenskaber som er i særligt fokus. Dette omfatter giftige stoffer og blandinger, hormonforstyrrende stoffer samt ozonlagsnedbrydende stoffer.
	Stoflister og databaser - Miljøstyrelsen (mst.dk)	På denne hjemmeside findes link til stoflister og databaser over kemiske stoffer. Følgende lister og databaser er relevante i forhold til oplysninger om kemiske stoffers anvendelse: EU's Kandidatliste under REACH: Direkte link til Kandidatlisten på ECHA's hjemmeside giver adgang til oplysninger om de enkelte stoffer på listen (se ECHA's hjemmeside). Database over kemiske stoffer i forbrugerprodukter: Miljøstyrelsen arbejder systematisk med at kortlægge, hvilke kemiske stoffer der er i forbrugerprodukter. Resultatet af kortlægningerne af de kemiske stoffer i forbrugerprodukter kan søges i Miljøstyrelsens database. Der kan søges på stoffer, funktioner og produkttyper. Andre stoflister og databaser: I Database over ingredienser i kosmetik (cosing) kan man søge på specifikke stoffer og funktioner. SPIN – fokus på stoffer i produkter i Norden beskriver SPIN, som er en database, der indeholder informationer om kemiske stoffer, som indgår i produkter, der markedsføres i de nordiske lande. Det er muligt at finde oplysninger om hvilke produkttyper stoffet indgår i, hvor store mængder af stoffet der sælges om året, samt hvad de pågældende produkter anvendes til. Historiske databaser og lister: Her fremgår Miljøstyrelsens arbejde med Listen over Uønskede Stoffer (LOUS) omfattende kortlægning og indsamling af viden for i alt 40 stoffer og stofgrupper i perioden 2012 – 2015. Under punktet "Vurdering af 40 stofgrupper i LOUS-projektet" findes link til kortlægningsrapporterne, som beskriver typiske anvendelse af de pågældende stoffer.
	Miljøstyrelsens massestrømsanalyser, kortlægninger og miljøprojekter (mst.dk)	I Miljøstyrelsens arkiv af publikationer kan findes rapporter fra miljøprojekter, som oplyser om anvendelse af kemiske stoffer, herunder massestrømsanalyser, kortlægninger og brancherelevante undersøgelser. Der søges udelukkende i publikationernes titel.
	Miljøstyrelsens Bekæmpelsesmiddeldatabase	I Miljøstyrelsens Bekæmpelsesmiddeldatabase kan findes oplysninger om Bekæmpelsesmiddelprodukter i Danmark.

ECHA's kemikaliedatabase	Informationer om kemikalier - Substance Infocard	Database med oplysninger, som er indsendt til ECHA f.eks. i forbindelse med registrering under REACH. Der kan søges på stofnavn, CAS-nummer eller EC-nummer. Søgningen leder direkte til Substance Infocard , som giver oplysning om stoffets anvendelse idet der skelnes mellem fremstilling, industrielle anvendelser, formulering/ompakning, professionelle anvendelser, biocid anvendelse, forbruger anvendelser samt som "service life" i artikler. Da lægemidler og fødevarer ikke registreres under REACH, indeholder databasen ikke oplysninger om disse stoffer medmindre de også har andre anvendelser. På Substance Infocard oplyses desuden om mulige veje for stoffet til miljøet. På Substance Infocard fremgår det om stoffet er listet på Kandidatlisten (Candidate List of SVHC for authorisation), Godkendelseslisten (Authorisation List) eller på restriktionslisten (Restriction list) under REACH.
	Høringer vedrørende forslag til identifikation af Stoffer som vækker meget store betænkeligheder (SVHC)	Oplysninger om anvendelse af potentielle kandidatlistede stoffer, som er stoffer som vækker meget store betænkeligheder (SVHC) kan findes i Annex XV rapporter , som indgives af EU Medlemsstaterne til ECHA i forbindelse med identifikation af stofferne som SVHC. Ved at klikke på rubrikken "Details" vises relevante detaljer bl.a. et link til Annex XV rapporten for det pågældende stof. I Annex XV rapporten , som er på engelsk, beskrives anvendelsen af stoffet i rapportens PART II.
	Kandidatlistede stoffer i artikler	Oplysninger om kandidatlistede stoffer i artikler (Substances in Articles) kan findes i en samlet tabel, hvor der ved klik på "details" åbnes et dokument, hvor eksempler på anvendelse af det enkelte stof i artikler fremgår. Listen er dog ikke opdateret efter december 2019.
	Information om biocider	Databasen indeholder aktivstoffer i biocidvurderingsprogrammet, aktivstoffer, der ikke er omfattet af vurderingsprogrammet, samt stoffer i bilag I til biocidforordningen.
Spildevandsinfo	Videncenter for miljøforvaltning af spildevand Spildevandsinfo	Spildevandsinfo er en vidensdelingsportal, der samler viden og erfaringer på spildevandsområdet. I portalens dokumentarkiv kan der findes viden om kilder til miljø- og sundhedsskadelige stoffer herunder en række stofspecifikke datablade, BIOFOS faktaark.
Regionernes videncenter for Miljø og Ressourcer	Branchebeskrivelser (miljoeogressourcer.dk)	Via denne portal kan findes branchebeskrivelser samt faktaark og stofdatablade. Branchebeskrivelserne indeholder information om hvilke kemiske stoffer, der anvendes i de enkelte brancher, mens faktaark beskriver kendte forureninger fra den pågældende branche. For en række brancher er der udarbejdet en liste over relevante stoffer for den pågældende branche, hvortil der for hvert enkelt stof findes et stofdatablad med oplysninger om stoffets fysisk kemiske egenskaber samt kvalitetskriterier hvis eksisterende.
Miljøstyrelsens vejledninger på jordområdet	rent-miljoe-og-sikker-forsyning/jord	Miljøstyrelsens vejledninger i forbindelse med jordforureningsloven kan give indsigt i mulige kilde til forurenende stoffer.
Green Science Policy Institute	Six Classes of Harmful Chemicals	Med udgangspunkt i seks grupper af skadelige stoffer oplyses om, hvor de skadelige stoffer anvendes. Grupperne er PFAS, biocider, flammehæmmer, bisphenoler og phthalater, visse opløsningsmidler samt visse metaller.
Chemsec	SIN List	SIN listen indeholder en liste over stoffer, som Chemsec har vurderet som problematiske (SIN = Substitute It Now). Søgning kræver, at man oprettes som bruger.
Norman	NORMAN Substance Database (norman-network.com)	Netværk af referencelaboratorier, forskningscentre og relaterede organisationer til overvågning af nye stoffer i miljøet. På portalen kan findes en liste over stoffer opdelt efter deres anvendelsesfunktion.
US EPA	CompTox Chemicals Dashboard (epa.gov)	Database over mere end 1 million stoffer med oplysning om bl.a. anvendelse.
Sundhedsdatastyrelsen	Sundhedsdatastyrelsen - Statistikker (medstat.dk)	Database med oplysninger om statistik på det årlige salg af lægemidler i Danmark i årene 1996-2022
Fødevarestyrelsen	VetStat (fvst.dk)	Database over alle receptpligtige lægemidler solgt til dyr i Danmark samt det danske veterinærregister og registeret over dyrlægepraksis og veterinærrådgivningskontrakter. Kræver anvendelse af MitID for adgang til databasen.

Landbrugsstyrelsen	Statistik over salg af gødning	Landbrugsstyrelsens årlige statistik over salg af gødning i Danmark viser bl.a. indhold af næringsstoffer inkl. mikronæringsstofferne bor, kobber, jern, mangan, molybdæn og zink.
--------------------	--	--

Datakilder vedr. brancher og industrier

Datakilde	Hvor findes data?	Beskrivelse
Virk.dk	erst.virk.dk/branchekode/soeg/indexSoeg	Virk samler offentlige virksomhedsrettede indberetninger. Den daglige drift og udvikling af Virk er placeret i Erhvervsstyrelsen. Her er det muligt at søge på type af virksomhed og finde relevante branchekoder.
Godkendelsesbeholdningen	Bekendtgørelse om godkendelse af listevirksomhed	Bilag 1 og 2 til bekendtgørelsen angiver liste over godkendelsespligtige virksomheder
Virksomheder omfattet af miljøtilsyn	Bekendtgørelse om miljøtilsyn BEK nr 1536 af 09/12/2019	Virksomheder omfattet af Miljøtilsynsbekendtgørelsen: Listevirksomheder (både virksomheder på bilag 1 og bilag 2 til Godkendelsesbekendtgørelsen) Virksomheder omfattet af branchebekendtgørelser (Metalindustri, og mellemstore fyrringsanlæg) Autoværksteder, herunder autolakering, undervognsbehandling og vaskehaller Renserier Øvrige virksomheder opført på bilag 1 til brugerbetalingsbekendtgørelsen
Regionernes branchebeskrivelser	https://www.miljoeogressourcer.dk/udgivelser/branchebeskrivelser	Branchevejledninger, der indeholder beskrivelser af miljøbelastninger og aktiviteter fra 52 forskellige brancher.

Datakilder vedr. lokalspecifik oplandsanalyse.

Datakilde	Hvor findes data?	Beskrivelse
MiljøGIS	MiljøGIS - data om natur og miljø på webkort - Miljøstyrelsen (mst.dk)	GIS kort med angivelse af: Vandløbsstrækninger, miljømål og tilstand, regionernes screenede jordforureninger, industrier med særskilt udledning, spredt bebyggelse, renseanlæg, regnbetingede udledninger, ferskvandsdambrug, arealanvendelse m.m.
Kommuners GIS	Kommunen	Informationer om registrerede landbrug (med/uden husdyr), gartnerier, frugtplantager, V1 og V2 kortlagte forurenede grunde, dræn, private og offentlige spildevandsledninger og -udledninger, virksomheder (med/uden tilsynspligt).
Virksomheders tilladelser	Kommunen	Udlednings- og tilslutningstilladelser til virksomheder inklusive beskrivelse af produktion og processer, vilkår og egenkontrolldata.
Ledningsnet	Forsyningen og kommunen	Fælles-, regnvands- og spildevandsledninger i forsyningsselskabets opland. Brønd- og udløbsnumre. Suppleret med oplandskort og fortegnelser over alle udløb.
Jordforureningens Areal Register	JAR Offentlig Web	V1 og V2 forurenede grunde.
Danmarks Arealinformation	Danmarks Arealinformation (miljøportal.dk)	Historiske ortofotos, regnbetingede udledninger.
Google Maps	Google Maps	Luftfotos og gadefotos kan anvendes til nærmere identifikation af prøvetagningssteder og GPS-koordinater.
Trafiktællinger	Kommunen	Årsdøgntrafik (ÅDT) på trafikerede veje kan benyttes til at identificere de mest trafikbelastede separate regnbetingede udledninger

Metoder til opsporing af kilder til miljøfarlige forurenende stoffer

Denne tekniske rapport beskriver datakilder og metoder, som kan anvendes til kildeopsporing, og som miljømyndigheder og andre aktører, der skal gennemføre en kildeopsporing, umiddelbart vil kunne anvende.

Hensigten er, at rapporten kan fungere som en håndbog med beskrivelse af, hvad en kildeopsporing typisk består i, hvordan den kan tilgås, og om de enkelte trin i kildeopsporingen, herunder anbefalinger til, hvordan viden og data kan indsamles om stofferne og kilderne til stofferne



Miljøstyrelsen
Lerchesgade 35
5000 Odense C

www.mst.dk