



RAPPORT

M-922 | 2017

# Overvåkingsmetoder for vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i kystvann påvirket av ferskvann.



# KOLOFON

## Utførende institusjon

Norsk institutt for vannforskning (NIVA)

NIVA rapport 7224-2017  
ISBN: 978-82-577-6959-8

## Oppdragstakers prosjektansvarlig

Sissel Brit Ranneklev

## Kontaktperson i Miljødirektoratet

Hilde Beate Keilen

## M-nummer

922

## År

2017

## Sidetall

58 + Vedlegg

## Miljødirektoratets kontraktnummer

17048163

## Utgiver

Miljødirektoratet

## Prosjektet er finansiert av

Miljødirektoratet

## Forfatter(e)

Sissel Brit Ranneklev, Norman Green, Ian John Allan, Merete Grung, Øyvind Garmo, Anders Ruus, Janne Kim Gitmark og Merete Schøyen

## Tittel - norsk og engelsk

Overvåkingsmetoder for vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i kystvann påvirket av ferskvann.  
Monitoring methods for river basin specific pollutants and priority substances in transitional waters.

## Sammendrag - summary

Miljøgifter i brakkvann har vært overvåket i flere tiår i Norge, men det er ikke etablert en felles overvåkingsstrategi, slik som det er for kystvann, elver og innsjøer. I denne rapporten viser vi eksempler på overvåkingsmetoder for vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i brakkvann. Anbefalinger for valg av overvåkingsmetoder er gitt. Although that environmental hazardous substances have been monitored in brackish water in Norway for decades, no common monitoring strategy has been established, equivalent to those used in coastal waters, rivers, and lakes. In this report we provide examples of monitoring methods for river basin specific substances pollutants and priority substances in transitional waters. Recommendations for the selection of monitoring methods are given.

## 4 emneord

Brakkvann/overgangsvann,  
vannregionspesifikke stoffer/prioriterte stoffer,  
overvåking, vannforskriften

## 4 subject words

Brackish water/transitional water, river basin  
specific pollutants/priority substances,  
monitoring, EU Water Framework Directive

## Forsidefoto

Strømsund ved Strømtangen/Torgauten fyr ytterst på Onsøylandet (John Arthur Berge, NIVA)

# Forord

Etter en åpen anbudskonkurranse utlyst på Doffin 21.6.2017 med frist 15.8.2017 for å levere tilbud, ble NIVA 14.9.2017 valgt som leverandør.

Målsetning med prosjektet var å identifisere ulike metoder som er egnet for overvåking av vannregionsspesifikke og prioriterte stoffer i brakkevann i henhold til de krav som er gitt i vannforskriften. Informasjon om hvordan brakkevann forvaltes i noen EU-land ble innhentet. Fordeler og ulemper ved forskjellige metoder som benyttes regelmessig i Norge til overvåking av vannsøyle, sediment og biota ble vurdert, men da med henblikk på brakkevann. Egnetheten til andre metoder som bioassay, biomarkører og biosensorer ble undersøkt, samt sensormetodikk, som kan generere data som kan benyttes som støtteparametere under overvåkingen av brakkevann. De ulike metodene ble evaluert med hensyn til å oppfylle regulatoriske krav, begrensninger i forhold til stoffenes egenskaper, kostnader ved anvendelse og brukervennlighet.

Vi håper at rapporten bidrar med kunnskap slik at forurensningsmyndigheten på sikt kan utarbeide et overvåkingsregime for brakkevann som følger de krav som er gitt i vannforskriften, og at kunnskap om miljøgifter i brakkevann økes.

For å dekke de ulike fagområdene har prosjektgruppa bestått av personell fra forskjellige fagseksjoner på NIVA. Følgende personer har deltatt med hovedarbeidsoppgaver angitt i parentes.

Sissel Brit Rannekleiv (prosjektleder, innledning, biologiske indikatorer, høyvolumsvannprøvetakere, sedimentfeller og sedimenter)  
Norman Green (overvåking i andre EU-land og biologiske indikatorer)  
Ian John Allan (passive prøvetakere for organiske miljøgifter og vedlegg passive prøvetakere)  
Merete Grung (andre metoder)  
Øyvind Garmo (innledning om passive prøvetakere og passive prøvetakere for metaller)  
Anders Ruus (biologiske indikatorer og andre metoder)  
Janne Kim Gitmark (biologiske forhold i brakkevann)  
Merete Schøyen (biologiske indikatorer)

Takk til Jonny Beyer for innspill om biologiske indikatorer.

Forskningsleder Marianne Olsen har kvalitetssikret rapporten.

Oslo 28.12.2017

Sissel Brit Rannekleiv  
Seniorforsker, seksjon for akvatiske miljøgifter

## Sammendrag

Da vannforskriften ble implementert i Norge i 2007 fikk forvaltningen konkrete og målbare miljømål å arbeide etter. Vannmiljøet skal forvaltes slik at miljømålet om generell god økologisk og kjemisk tilstand skal oppnås. I vannforskriften forvaltes vannmiljøet helhetlig i nedbørsfelt fra fjell til sjø, og overflatevannet deles inn i elver, innsjøer, overgangsvann og kystvann. I Norge har vi ikke definert overgangsvann, men myndighetene har tolket denne kategorien til å omfatte kystvann som er ferskvannspåvirket eller sterkt ferskvannspåvirket. Det vi kaller brakkvann er da en kystvannstype som er ferskvannspåvirket eller sterkt ferskvannspåvirket.

Brakkvann er viktige oppvekstområder for en rekke ulike fiskeslag og vekstområder for flere rødlistede planter. Noen brakkvannsdeltaer kan være spesielt artsrike og de er definert som viktige naturtyper. Mange industribedrifter ble tidligere etablert i brakkvannsområder i fjorder og ved elvemunninger, noe som sikret tilgang til energi fra elva og transportmuligheter via sjø. Dette har også resultert i økt befolkning i slike områder, og brakkvannet påvirkes av tilførsler av forurensende stoffer fra elva, samt aktiviteter i tilgrensende nedbørsfelt og i selve brakkvannlokaliteten. Som en følge av at flere større industribedrifter tidlig etablerte seg rundt brakkvannsområder, som for eksempel i Drammensfjorden, Glommas utløp og Grenlandsfjordene (bl.a. Frierfjorden og Gunneklevfjorden), har vannmiljøet i disse områdene vært overvåket over flere tiår. Hovedfokuset har vært metaller og organiske stoffer. Overvåkingen i brakkvannlokaliteter har ikke vært koordinert gjennom store nasjonale overvåkningsprogrammer slik som annet kystvann, elver og innsjøer, og det har ikke vært etablert en felles overvåkningstrategi for brakkvann. Innblikk fra andre land som har forvaltningsansvar for brakkvann viser også at brakkvann håndteres ulikt i de forskjellige landene.

Hensikten med denne rapporten er å vurdere ulike metoder for overvåking av vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i brakkvann. For alle metodene er det vurdert om de tilfredsstiller krav i henhold til vannforskriften, og hvorvidt de kan anvendes til basisovervåking, tiltaksovervåking og problemkartlegging.

I vannforskriften er det utarbeidet grenseverdier, såkalte EQS (environmental quality standards), for vannregionspesifikke og prioriterte stoffer, i henhold til retningslinjer gitt av EU. I dag er det utarbeidet grenseverdier for biota, vannsøyle og sediment. I denne rapporten er forskjellige overvåkingmetoder relatert til disse matriksene vurdert. Ulike biologiske indikatorer, slik som fisk, snegl og blåskjell omhandles, både stedeegne og for utplassering. Hvilke egenskaper de ulike biologiske indikatorene bør inneha diskuteres. Fordeler og ulemper ved anvendelse av metoder som rutinemessig benyttes i dag til overvåking av vannsøyla, slik som konvensjonell vannprøvetakning, passiv prøvetakning, høyvolumsvannprøvetakning og sedimentfeller er gitt. Overvåking av sedimenter i brakkvann er diskutert.

Det er innhentet informasjon om andre metoder som bioassay, biomarkører og biosensorer, for eventuell anvendelse under overvåking av brakkvann. På grunn av mangel på spesifisitet, vil de kun kunne benyttes som støtteparametere og supplere annen type overvåking. Ulik typer sensormetodikk som genererer data som kan anvendes for eksempel til å vise brakkvannets utbredelse og sjiktning, temperaturforskjeller, DOC-konsentrasjoner og partikler i vannsøyla er omhandlet.

Ved valg av egnet metode for overvåking i brakkvann, må først kunnskap om stoffet man ønsker å overvåke innhentes. Egenskaper som biokonsentreringsfaktor (BCF) og oktanol-vann

likevektfordelingskoeffisienten ( $K_{ow}$ ) er bestemmende for hvilke(n) matriser av enten vann, sediment eller biota som er mest egnet.

Grenseverdiene i vannforskriften for biota er gjeldende for fisk for de fleste av stoffene. Ved valg av indikatororganisme i brakkvann, mener vi at den salttolerante flatfisken skrubbe (*Platichthys flesus*) kan være aktuell. Skrubbe er utbredt i brakkvann langs hele kysten, den er høyt oppe i næringskjeden, det er påvist forhøyede konsentrasjoner av en rekke ulike miljøgifter i arten og det er betydelig informasjon om arten med hensyn til effektstudier i forhold til miljøgifter. I tillegg er den robust nok til eventuell utplassering i bur.

Konvensjonelle vannprøvetakning («stikkprøve») oppfyller regulatoriske krav (måledata kan benyttes til klassifisering) i henhold til vannforskriften, lite kompetanse og utstyr kreves for prøvetakning og analysekostnader er av de laveste, noe som gjør denne metoden mest aktuell for regulatorisk overvåking i vannsøylen. Ulempene med metoden er at mange av stoffene foreligger i svært lave konsentrasjoner i vannsøylen, ofte under laboratoriets kvantifiseringsgrense, et lite volum vann prøvetas og vannprøven representerer kun det øyeblikket vannprøven ble tatt. Dersom stoffets konsentrasjon foreligger i nivåer under kvantifiseringsgrensen, det er behov for å prøveta et større volum vann og ta vannprøver som representerer et lengre tidsrom (på grunn av store variasjoner i vannkvalitet over tid), bør passive prøvetakere vurderes som et supplement til overvåkingen, selv om metoden ikke oppfyller regulatoriske krav. Av de ulike alternative prøvetakningsmetoder som ble vurdert, kom passive prøvetakere best ut i forhold til å være mest standardisert og prøvetakere og analyser kan kjøpes og analyseres av kommersielle laboratorier.

Bruk av sedimenter til overvåking oppfyller regulatoriske krav i henhold til vannforskriften. Overvåking i sedimenter er en veletablert metode for stoffer som sedimenterer. I brakkvann kan det være utfordringer med at tilførsler av sedimenterende materiale under flomepisoder og høy vannføring i elva vil kunne dekke til overflatesedimentene brått, slik at forholdene endrer seg raskt. Det kan være utfordrende å spore kilder i sedimentene i brakkvann, da det kan være mange ulike påvirkere. Ved normal sedimentasjon (1-2 mm/år) vil det være vanskelig å benytte sedimenter til å vurdere endringer i tilførsler. Kjemiske analyser av sedimenter med støtteparametere (isotoper for datering) vil antagelig være godt egnet til å vurdere langtidsendringer av tilførsler av vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i brakkvann.

For valg av metode bør kostnader og brukervennlighet vurderes i tillegg.

For å sikre en samordnet overvåking av vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i brakkvann, bør metoder som er foreslått i denne rapporten vurderes.

## Summary

When the EU Water Frame Work Directive (WFD) was implemented in Norway in 2007, specific and quantifiable environmental objectives were established for the authorities so that good ecological and chemical status can be achieved. The surface waters are managed in a holistic catchment based approach, from mountains to the coastal fringe. Surface waters are categorized into rivers, lakes, transitional waters and coastal waters. Norway has not defined transitional waters (often term brackish waters), but has interpreted this category as coastal waters that are affected by freshwater or strongly affected by freshwater.

Brackish waters are important breeding areas for a variety of fish species. Several red-listed plants are found here. Some brackish estuaries are often defined as important habitats and can be particularly rich in species. Many industries have been established in brackish waters, in fjords and river estuaries, which not only provided easy access to shipping but often also easy access to hydro-electric power. This industrialization has led to larger local municipalities. The combined impact of industry and population has resulted in an increase in pollutant discharge to these brackish waters as well as to the down-stream catchment area. Several large industries have had brackish waters as a recipient for decades, and these recipients have also been under environmental investigations for nearly as long. Some examples of such recipients in southern Norway are: Drammensfjorden, Glomma estuary, Frierfjorden and Gunneklevfjorden. The main focus of the surveillance has been on metals and organic substances. Monitoring in brackish water has not been coordinated in the same manner as the monitoring of coastal waters, rivers and lakes where a common monitoring strategy has been developed. A simple survey of some countries, revealed that monitoring of what can be scientifically termed as brackish water is handled differently by each country.

The main goal of this report is to evaluate different methods that can be used for monitoring of river basin specific pollutants and priority substances in brackish waters. The methods are also assessed in accordance to the WFD requirements with respect to surveillance, operational, and investigative monitoring.

Environmental quality standards (EQS) have been derived for priority substances in the WFD. For river basin specific pollutants, national environmental standards have been derived in accordance with guidance provided from EU. There are currently EQS for the water column, sediment and biota. In this report monitoring methods related to these matrices have been evaluated. Advantages and disadvantages of employing commonly used methods for water column monitoring, such as conventional water sampling (“spot sampling”), passive sampling, high volume water sampling and sediment traps, are provided. Monitoring of sediments in brackish water is discussed. Various biological indicators, such as fish, snails and blue mussels are discussed, with respect to use of locally found species and for transplanted (caged) deployment. The properties and criteria relevant to these biological indicators are discussed.

Other methods such as bioassay, biomarkers, and biosensors are discussed in the report. However, these often lack specificity for a particular contaminant and hence are deemed most useful as a complement to other types of monitoring. There are different methods that can provide supporting information about the quality of brackish waters (as well as other water types). Some sensory methods that can be used to show, for example, the distribution and size of brackish waters, temperature differences, dissolved organic carbon (DOC) concentrations, suspended matter.

When selecting a suitable method for monitoring in brackish water, information about the properties of the selected substance have to be obtained. Properties such as bioconcentration factor (BCF) and octanol-water equilibrium distribution coefficient (Kow) are important to understand when selecting the preferred matrix to monitor (i.e. water, sediment and/or biota).

The EQS derived for biota in the WFD is valid for fish for most of the substances. For the choice of biota, we recommend the use of European flounder (*Platichthys flesus*) in brackish water. The species is widespread in brackish water along the coast, it is high in the food chain, elevated concentrations of a variety of pollutants have been documented in the species, and a significant amount of information with regard to effect studies in relation to environmental pollutants have been published. European flounder is considered to be a robust species, and may be considered for deployment in cages.

Conventional water sampling ("spot sampling") meets regulatory requirements (measurement data can be used for classification) according to the WFD, minor expertise and equipment are required for sampling, and analysis costs are of the lowest, making this method most applicable for regulatory monitoring in the water column. The disadvantages of the method are that many of the substances are present in very low concentrations in the water column and often below the limit of quantification (LOQ), and furthermore, there can be serious concerns as to how representative a single sample is in time and space. LOQ concerns can be compensated for by sampling a larger volume of water. The use of passive sampling is another method that shows considerable potential to compensate for these limitations. The method can sample over a long period of time and hence be exposed to a large volume of water which would also take into account possible high variation in water quality. Even though passive sampling does not currently meet regulatory requirements, it can be useful as a supplement to other WFD-monitoring. When various alternative sampling methods were considered, passive sampling appeared best in terms of being most standardized, and samplers and chemical analyses can be purchased and performed by commercial laboratories.

Use of sediment for monitoring meets regulatory requirements according to the WFD. Monitoring of sediments is a well established method for particle bound substances. In brackish water surface sediments may undergo rapid changes due to floods and high water flow in rivers. This makes source tracking in sediment in brackish water a challenge. During normal sedimentation (1-2 mm/year) it will be difficult to use sediments to access fluxes, due to the slow sedimentation rate. Chemical analyses of sediments with support parameters (isotopes for dating) are likely to be suitable for evaluating long-term changes of river basin specific pollutants and priority substances in brackish waters.

The report also considers the cost and user-friendliness of the methods assessed.

The methods proposed in this report should be considered when developing a common coordinated strategy for monitoring river basin specific pollutants and priority substances in brackish water in Norway.

# Innhold

1. Innledning .....	9
1.1 Vannforskriften .....	10
1.2 Karakterisering og klassifisering .....	10
1.3 Overvåkningsstrategier i henhold til vannforskriften .....	11
1.4 Brakkvann .....	12
1.5 Vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i vannforskriften .....	13
1.6 Overvåking av brakkvann i Norge .....	16
1.6.1 Hydrografiske forhold .....	17
1.6.2 Overvåking av vannsøyle, sediment og biota .....	19
1.6.3 Valg av egnet matriks .....	19
1.7 Overvåking av brakkvann i noen EU-land .....	23
1.7.1 Danmark .....	23
1.7.2 Sverige .....	23
1.7.3 Finland .....	24
1.7.4 Nederland .....	24
1.7.5 Irland .....	24
1.7.6 Tyskland .....	24
2. Metoder for overvåking av metaller og organiske miljøgifter i brakkvann .....	25
2.1 Biologiske indikatorer i brakkvann .....	25
2.1.1 Kriterier for valg av overvåkningsorganisme .....	26
2.1.2 Bruk av stededgne biologiske indikatorer i brakkvann .....	27
2.1.2.1 Blåskjell .....	27
2.1.2.2 Snegl .....	28
2.1.2.3 Fisk .....	28
2.2 Utplassering av biologiske indikatorer i brakkvann .....	29
2.2.1 Blåskjell .....	29
2.2.2 Fisk .....	29
2.3 Instrumentelle metoder .....	30
2.3.1 Passive prøvetakere .....	30
2.3.2 Passive prøvetakere for metaller .....	31
2.3.3 Passive prøvetakere for organiske miljøgifter .....	33
2.3.4 Høyvolumsvannprøvetakere .....	37
2.3.5 Sedimentfeller .....	37
2.4 Andre metoder .....	38
2.4.1 Bioassay og biomarkører .....	38



2.4.2	CALUX.....	39
2.4.3	YES/YAS .....	40
2.4.4	PAH-metabolitter.....	40
2.4.5	Biosensorer .....	41
2.4.6	Begrensninger ved bruk av biomarkører, bioassay og biosensorer.....	42
2.5	Sensormetodikk.....	43
2.5.1	Optiske miljøsensorer .....	43
2.5.2	Måleplattformer .....	44
2.5.3	Satellittdata .....	44
2.6	Autonome systemer for vannprøvetakning.....	44
3.	Vurdering av metoder og konklusjon.....	44
3.1	Konklusjon .....	48
4.	Referanser .....	50
5.	Vedlegg .....	59

# 1. Innledning

Kunnskap om ferskvannspåvirket kystvann, såkalt brakkvann, er mangelfull både med hensyn til biologi og kjemi. Systematisk overvåking av brakkvannslokalteter er i dag ikke etablert i Norge. For å få et innblikk i hvordan andre land forvalter brakkvann («transitional waters» eller «brackish water»), har NIVA innhentet informasjon fra ansatte i forvaltningen og konsulenter i noen EU-land som forvalter brakkvann.

Brakkvann er viktige oppvekstområder for anadrom fisk, vandringsvei for anadrom og katadrom fisk og vekstområde for flere rødlistede planter. Noen brakkvannsdeltaer kan være spesielt artsrike og produktive økosystemer, og de er definert som viktige naturtyper. Brakkvannsområder med lavt biologisk mangfold anses som følsomme for innføring av fremmede arter, da de møter lite konkurranse fra stedeegne arter under etableringen. I Norge er det typisk at industribedrifter har etablert seg langs elver og i indre deler av fjorder på grunn av tilgang til energi og ferskvann fra elv og transportmuligheter via sjøvei, noe som har bidratt til bosetning og bydannelse i slike områder. Brakkvannsområder i elvemunningen er dermed typisk utsatt for direkte eller diffuse tilførsler av forurensning fra industri og annen aktivitet langs elv, og mottar i tillegg forurensende stoffer fra elva og aktivitetene i nedbørsfeltet rundt brakkvannsområdet. I nyere tid har det vært en økning i landbaserte oppdrettsanlegg for smolt i brakkvannsområder, da næringen benytter ferskvann og kystvann under produksjonen. Mange brakkvannslokalteter har dermed et komplekst belastningsbilde og sedimentene er ofte preget av gammel forurensning.

Overvåking av miljøgifter (metaller og organiske stoffer) i brakkvann er utfordrende. Biota som rutinemessig benyttes til overvåking i ferskvann og kystvann er generelt lite egnet for brakkvann på grunn av salinitetsforholdene. Uttak av representative vannprøver i vannsøylen kan være vanskelig siden brakkvannsområder er dynamiske systemer som påvirkes av skiftende hydrografiske forhold og tilførsler av ferskvann fra elva. Fra elva tilføres periodevis store mengder sedimenterende materiale og under flomperioder endres forholdene i sedimentene raskt. Det kan dermed være utfordrende å skille kildene til forurensningskomponentene i sedimentene. Ved plassering av prøvetakingsstasjoner for vann må det tas hensyn til sjiktningen i vannlaget, som kan være avgjørende for hvordan forurensning spres. Sjiktning mellom innstrømmende saltvann i bunnelaget og utstrømmende ferskvann fra elva kan medføre at punktutslipp innlagres i saltvannslaget. Eventuelt vil salinitetsforskjeller redusere innblandingen av tilførsler til overflatelaget i det tyngre og dypere saltlaget, og forurensning kan spre seg i brakkvannslaget. I tillegg vil miljøgiftenes egenskaper være bestemmende for hvilken matriks som skal overvåkes.

Ved implementeringen av vannforskriften har forvaltningen fått tydelige føringer for hvordan vannmiljøet skal ivaretas. Blant annet stilles det strenge krav til hvordan overvåkingen skal gjennomføres og hvilke metoder som skal benyttes, slik at resultater blir sammenlignbare. Ved valg av metoder for overvåking i brakkvann, må metodene tilfredsstillende de krav som er gitt i vannforskriften. Viktige momenter her vil være:

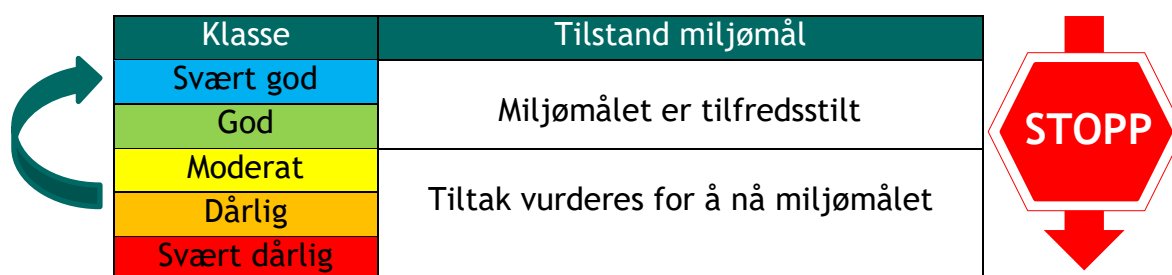
- Metodene sikrer at økosystemet er tilstrekkelig beskyttet iht de krav som er gitt i vannforskriften.
- Metodene har tilstrekkelig presisjon og nøyaktighet, og er etterprøvbare.
- Målte konsentrasjoner gjenspeiler konsentrasjoner i miljøet.

- Metodene må kunne benyttes til basisovervåking, tiltaksovervåking og problemkartlegging.
- Metodene bør være lett tilgjengelige og brukervennlige.

I denne rapporten viser vi eksempler på ulike metoder som kan benyttes til overvåking av miljøgifter i brakkvann. Vi belyser fordeler og ulemper ved de forskjellige metodene. I tillegg presenterer vi noen metoder som kan være supplerende til overvåkingen av miljøgifter i brakkvann.

## 1.1 Vannforskriften

Ved ikrafttredelse av vannforskriften i 2007 fikk myndighetene et forvaltningsverktøy i form av konkrete og målbare miljømål for vannmiljøet. Det generelle miljømålet er god økologisk og kjemisk tilstand (**Figur 1**).



**Figur 1.** Skisse som viser miljømålet i vannforskriften, med miljømål om svært god eller god tilstand. Dersom miljømålet er tilfredstilt skal ikke forringelse forekomme. I tilfeller der hvor miljømålet ikke er nådd, skal det vurderes om tiltak skal iverksettes.

I vannforskriften forvaltes vannmiljøet i nedbørsfelt. Overflatevannet<sup>1</sup> inndeles videre i vannforekomster<sup>2</sup>. Vannmiljøet følges opp sammenhengende fra fjell til territorielt farvann. Forvaltning av grunnvann inngår også i vannforskriften, men omtales ikke i denne rapporten.

## 1.2 Karakterisering og klassifisering

For å kunne bestemme om miljømålet til en vannforekomst er oppfylt, må vannmiljøet karakteriseres og klassifiseres. I karakteriseringen avgrenses overflatevannet i hensiktsmessige vannforekomster, vanntype bestemmes og påvirkninger identifiseres. Under klassifiseringen bestemmes tilstanden, og derav avstanden til miljømålet. Vannforskriften tilnærmer seg vannmiljøet i et økosystembasert perspektiv, hvor man bruker anerkjente biologiske parametere, såkalte biologiske kvalitetselementer til å fastslå den økologiske tilstanden. Artssammensetning, struktur og virkemåte til økosystemet bestemmer tilstanden. Fysisk-kjemiske parametere som for eksempel næringsalter, forsuringsparametere, oksygeninnhold og salinitet er støtteparametere til de biologiske kvalitetselementene. Målte konsentrasjoner av såkalte vannregionsspesifikke stoffer (metaller

<sup>1</sup> Overflatevann: kystvann, brakkvann og elver og innsjøer (ikke grunnvann).

<sup>2</sup> Vannforekomst: en avgrenset og betydelig mengde av overflatevann, som for eksempel innsjø, magasin, elv, bekk, kanal, fjord eller kyststrekning, eller deler av disse. Kriterier og metodikk for inndeling i vannforekomster fremgår av vedlegg II til vannforskriften.

og organiske stoffer) i biota, vann eller sediment inngår i bestemmelse av den økologiske tilstanden, i tillegg til de biologiske og de fysiske-kjemiske kvalitetselementene. De vannregionspesifikke stoffene er stoffer som Miljødirektoratet anser for å være problematiske for det norske vannmiljøet. Grenseverdier for disse stoffene utarbeides av det enkelte land etter veileder utgitt av EU-kommisjonen (EU 2010).

Kjemisk tilstand bestemmes utelukkende etter målte konsentrasjoner av utvalgte metaller og organiske stoffer såkalt prioriterte stoffer, og her inngår ingen biologiske kvalitetselementer. De prioriterte stoffene anses for å være problematiske for det europeiske vannmiljøet, og listen over prioriterte stoffer bestemmes av EU-kommisjonen. Grenseverdier for de prioriterte stoffene utarbeides etter samme prinsipper som for de vannregionsspesifikke stoffene. Grenseverdier for de vannregionspesifikke og de prioriterte stoffene betegnes Environmental Quality Standards (EQS); miljøkvalitetsstandarder. Det er utviklet grenseverdier for stoffene i vann, sediment og biota. I **Figur 2** vises en prinsippskisse over elementer som vurderes under klassifisering av økologisk og kjemisk tilstand.

Økologisk tilstand	Kjemisk tilstand
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Biologiske kvalitetselementer</li> <li>• Fysisk-kjemiske kvalitetselementer</li> <li>• Hydromorfologiske kvalitetselementer</li> <li>• Vannregionspesifikke stoffer</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Prioriterte stoffer</li> </ul>

**Figur 2.** Skisse som viser de ulike kvalitetselementene som inngår i vurdering av økologisk og kjemisk tilstand.

Miljømålet om god økologisk tilstand hvor de vannregionspesifikke stoffene inngår er gjeldende fram til én nautisk mil utenfor grunnlinjen. For de prioriterte stoffene som vurderes under kjemisk tilstand, skal grenseverdier ikke overstiges ut til ytre grensen for territorialfarvannet, det vil si 12 nautiske mil utenfor grunnlinjen.

## 1.3 Overvåkingsstrategier i henhold til vannforskriften

For å kunne klassifisere en vannforekomst må overvåkingsdata innhentes. I vannforskriften opererer man med tre ulike overvåkingsstrategier: basisovervåking, tiltaksovervåking og problemkartlegging.

Basisovervåkingen skal gjennomføres i et utvalg av vannforekomster for å avdekke langsiktige endringer, både naturlige og menneskeskapte. I tillegg skal basisovervåkingen bidra til å fastsette referanseverdier. Overvåkingen gjennomføres og bekostes av miljømyndighet.

Tiltaksovervåking skal iverksettes i de vannforekomster som står i fare for ikke å nå miljømålene eller man er usikker på om miljømålene er nådd, samt å vurdere endringer som følge av tiltak. Dersom det er utslipp av prioriterte stoffer til vannforekomsten skal tiltaksovervåking initieres. Kravet om at det mest følsomme biologiske kvalitetselementet skal overvåkes faller bort for vannregionspesifikke og prioriterte stoffer, da det ikke er utviklet biologiske kvalitetselementer for disse belastningene.

Problemkartlegging skal gjennomføres der det er behov for tiltaksovervåking, men der dette ikke er etablert. Problemkartlegging kan også benyttes dersom man ikke kjenner årsakene til at miljømålene ikke er nådd, samt å fastslå omfanget og konsekvensene av forurensningsuhell. Problemkartlegging kan for eksempel være «supplerende undersøkelser» og «screeningsundersøkelser». Problemkartlegging må benytte samme standarder som annen overvåking ([www.Vannportalen.no](http://www.Vannportalen.no)).

For alle overvåkingsstrategier stilles det krav til at man benytter etterprøvbare og veldokumenterte metoder. I problemkartleggingen åpner man derimot i en viss grad opp for å benytte alternative metoder som kan hjelpe til med å innhente informasjon, slik at man kan øke kunnskapen om stoffene og forståelsen av forurensningssituasjonen. Innhentet data ved bruk av alternative metoder kan ikke rapporteres inn til EU eller være utløsende for å iverksette tiltak (Grung mfl. 2017; Santschi mfl. 2001a).

For rapportering av overvåkingsdata av vannregionspesifikke og prioriterte stoffer til EU, og overvåkingsdata som kan utløse tiltak, aksepterer miljømyndighetene konsentrasjonsmålinger i biota, fortrinnsvis fisk<sup>3</sup> men også krepsdyr og bløtdyr for noen PAH-forbindelser, sedimenter og vannsøyle. Vannsøylemålinger skal tas konvensjonelt, det vil si «fyll opp en flaske», såkalt stikkprøvetaking. Analysemetoder skal videre følge de krav som er gitt i direktiv 2009/90/EC (<http://eur-lex.europa.eu>).

## 1.4 Brakkvann

Norge har ikke definert brakkvann<sup>4</sup> som en egen kategori overflatevann. I vanddirektivet opererer man med betegnelsen «transitional waters», som er oversatt til «overgangsvann» i vannforskriften. I Norge har ikke myndighetene definert overgangsvann, men har valgt å tolke denne kategorien til å gjelde estuarier knyttet til de store elvene i Europa. I vannforskriften inngår brakkvann som en type kystvann, som er ferskvannspåvirket eller sterkt ferskvannspåvirket.

Definisjonen av hva som kan tolkes som brakkvann er uklar og gir rom for tolkninger. Det finnes mange ulike typer brakkvannsområder i Europa, fra sjøer til mindre laguner, og mange land har valgt en pragmatisk tilnærming til hva de definerer som brakkvann (McLusky og Elliott 2007). En entydig definisjon av brakkvann finnes ikke. Noe av årsaken skyldes antagelig at de fleste av disse områdene er dynamiske med hensyn til forekomst av biota, vannkjemi og hydromorfologi. I Norge defineres brakkvann ulikt, for eksempel blir salinitetsområdet 0,5-18 psu<sup>5</sup> (T. Kroglund mfl. 2016); Mjelde 2014) og 0,5-30 ‰ benyttet ([www.sn.no](http://www.sn.no)). En definisjon av brakkvann i forhold til salinitet finnes ikke i vannforskriften. I ny klassifiseringsveilederen (ferdigstilles 2018) er det utarbeidet klassegrenser for næringssalter, siktedyp og oksygen i kystvann med salinitet 5-18 psu, som er innenfor det området mange vil definere som brakkvann.

<sup>3</sup> Annen taksa eller matriks enn fisk kan benyttes, dersom miljøkvalitetsstandarder gir samme beskyttelsesnivå. Se Veileder M-608/2016.

<sup>4</sup> Brakkvann: vann i nærheten av elvemunninger der ferskvann og saltholdig sjøvann blandes slik at vannet blir noe saltholdig, men for øvrig bærer vesentlig preg av ferskvannstilførselen.

<sup>5</sup> PSU: praktiske salinitetsenheter (ingen enhet), konduktivitetsratioen til en havvannsprøve i forhold til en standard KCl-oppløsning, 35 psu tilsvarer dermed ikke nøyaktig 35 gram salt pr. liter oppløsning.

## 1.5 Vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i vannforskriften

I vannforskriften er det utviklet grenseverdier for 17 vannregionsspesifikke stoffer og 45 prioriterte stoffer som er gjeldene for kystvann og ferskvann, se Veileder M-608 (Miljødirektoratet 2016). Grenseverdier er utarbeidet etter mal fra EU-kommisjonen (EU 2010). Det er foreløpig ikke utarbeidet grenseverdier for brakkvann i Norge.

For vann og sediment opererer man med fem tilstandsklasser for de fleste stoffene (Tabell 1). Miljømålet om god tilstand basert på målinger i vann ansees som oppnådde dersom konsentrasjoner tilfredsstillende tilstandsklasse god (II) eller bedre. Dersom miljømålet ikke nås skal tiltak vurderes, men da må ytterligere stedspesifikke undersøkelser gjennomføres som gir detaljert kunnskap om tilstanden. For sedimenter skal målte verdier i sedimenter innenfor et bestemt areal risikovurderes etter veileder M 409 -Risikovurdering av forurenset sediment (Breedveld mfl. 2015), for å vurdere om det er behov for tiltak. Det fremgår av veilederen hvordan denne vurderingen skal utføres.

Tabell 1. Klassifiseringssystem for vann og sediment. AA<sup>1</sup>, annual average (årlig gjennomsnitt); PNEC<sup>2</sup>, predicted no effect concentration, predikert konsentrasjon for ingen effekt; MAC<sup>3</sup>, maximum allowable (maksimum tillatt) og AF<sup>4</sup>, assessment factor, sikkerhetsfaktor.

Bakgrunn (I)	God (II)	Moderat (III)	Dårlig (IV)	Svært dårlig (V)
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtidseksposering	Akutte toksiske effekter ved korttidseksposering	Omfattende toksiske effekter
Øvre grense: bakgrunn	Øvre grense: AA <sup>1</sup> -QS, PNEC <sup>2</sup>	Øvre grense: MAC <sup>3</sup> -QS, PNEC	Øvre grense: PNEC <sub>akutt</sub> *AF <sup>4</sup>	

For biota er det kun én grenseverdi (ikke tilstandsklasser), hvor man legger til grunn sekundærforgiftning (biota blir konsumert av annen biota) og human helse, hvor den laveste grenseverdien velges. For detaljert beskrivelse av hvordan grenseverdier er utarbeidet, se (Arp mfl. 2014).

I det såkalte EQS-direktivet (Directive 2013/39/EU, <http://eur-lex.europa.eu>) og Veileder M-608 (Miljødirektoratet 2016) er det bestemt at grenseverdiene er gjeldene for fisk, men alternative taksa eller matriser kan benyttes dersom de gir samme beskyttelsesnivå. For noen PAH-forbindelser kan man benytte kreps- og bløtdyr, fordi fisk ikke er egnet. Det er i dag ikke angitt hvilket vev (for eksempel filet, lever og nyrer) av biota man skal benytte for måling av konsentrasjoner. I biota er grenseverdiene like for ferskvann og kystvann.

Når det gjelder vann og sediment er grenseverdiene i vannforskriften ulike i ferskvann og kystvann for enkelte stoffer (M-608, Miljødirektoratet 2016). Dette skyldes i stor grad at grenseverdiene er basert på toksisitetstester utført hovedsakelig på ferskvannsorganismer, og at man derfor opererer med en ekstra sikkerhetsfaktor når marine data ikke er tilstrekkelig (EU 2010). I tillegg er det utarbeidet flere grenseverdier for kystvann enn for ferskvann. For brakkvann anbefaler vi at man benytter grenseverdier for kystvann, og ved tilfeller der hvor grenseverdier i ferskvann er lavere, benyttes disse.

En oversikt over de vannregionspesifikke og prioriterte stoffene er gitt i **Tabell 2**. For grenseverdier, se (M-608, Miljødirektoratet 2016).

Tabell 2. Oversikt og CAS-nr. til vannregionspesifikke og prioriterte stoffer. Prioriterte stoffer er gitt i uthevet kursiv skrift.	
Stoffer	CAS-nr.
Bisfenol A	80-05-7
TBBPA (Tetrabrombisfenol A)	79-94-7
Dekametyl syklopentasiloksan (D5)	541-01-6
Klorparafiner (mellomkjedede)	85535-85-9
PFOA	3825-26-1
Triklosan	3380-3-5
TCEP	115-96-8
Dodecylfenol med isomere	121158-58, 27193-86-8
Diflubenzuron	35367-38-5
Teflubenzuron	83121-18-0
Trifenyltinn	Se (M-608, Miljødirektoratet 2016)
PCB7	1336-36-3
Kobber	7440-50-8
Sink	7440-50-8
PAH	
Acenaftalen	208-96-8
Acenaften	83-32-9
Fluoren	83-73-7
Fenantren	85-01-8
Pyren	129-00-0
Benzo(a)antracen	56-55-3
Krysen	218-01-9
Dibenso(h)antracen	53-70-3
Arsen	7440-38-2
Krom	7440-47-3
<i>Alaklor</i>	<i>15972-60-8</i>
<i>Antracen</i>	<i>120-12-7</i>
<i>Atrazin</i>	<i>1912-24-9</i>
<i>Benzen</i>	<i>71-43-2</i>
<i>Bromerte difenyletere</i>	<i>32534-81-9</i>
<i>Kadmium og kadmiumforbindelser</i>	<i>7440-43-9</i>
<i>Kortkjedete klorparafiner (C10-13)</i>	<i>85535-84-8</i>
<i>Klorfenvinfos</i>	<i>470-90-6</i>
<i>Klorpyrifos</i>	<i>2921-88-2</i>
<i>1,2-Dikloretan</i>	<i>107-06-2</i>
<i>Diklorometan</i>	<i>75-09-2</i>
<i>Di(2-etylheksyl)ftalat (DEHP)</i>	<i>117-81-7</i>
<i>Diuron</i>	<i>330-54-1</i>

Tabell 2. Oversikt og CAS-nr. til vannregionspesifikke og prioriterte stoffer. Prioriterte stoffer er gitt i uthevet kursiv skrift.	
Stoffer	CAS-nr.
<i>Endosulfan</i>	<i>115-29-7</i>
<i>Fluoranten</i>	<i>206-44-0</i>
<i>Heksaklorbenzen</i>	<i>118-74-1</i>
<i>Heksaklorbutadien</i>	<i>87-68-3</i>
<i>Heksaklorsyκλοheksan</i>	<i>608-73-1</i>
<i>Isoproturon</i>	<i>34123-59-6</i>
<i>Bly og blyforbindelser</i>	<i>7439-92-1</i>
<i>Kvikksølv og kvikksølvforbindelser</i>	<i>7439-97-6</i>
<i>Naftalen</i>	<i>91-20-3</i>
<i>Nikkel og nikkelforbindelser</i>	<i>7440-02-0</i>
<i>Nonylfenoler</i>	<i>84852-15-3</i>
<i>Oktylfenol</i>	<i>140-66-9</i>
<i>Pentaklorbenzen</i>	<i>608-93-5</i>
<i>Pentaklorfenol</i>	<i>87-86-5</i>
<i>Polyaromatiske hydrokarboner (PAH)</i>	<i>Ikke relevant</i>
<i>Benzo(a)pyren</i>	<i>50-32-8</i>
<i>Benzo(b)fluoranten</i>	<i>205-99-2</i>
<i>Benzo(k)fluoranten</i>	<i>207-08-9</i>
<i>Benzo(g,h,i)perylene</i>	<i>191-24-2</i>
<i>Indeno(1,2,3-cd)pyren</i>	<i>193-39-5</i>
<i>Simazin</i>	<i>122-34-9</i>
<i>Tributyltinn forbindelser</i>	<i>36643-28-2</i>
<i>Triklorobenzener</i>	<i>12002-48-1</i>
<i>Triklormetan (Kloroform)</i>	<i>67-663</i>
<i>Trifluralin</i>	<i>1582-09-8</i>
<i>Dicofol</i>	<i>115-32-2</i>
<i>Perfluoroktylsulfonat og dets derivater (PFOS)</i>	<i>1763-23-1</i>
<i>Quinoxifen</i>	<i>124495-18-7</i>
<i>Dioksin og dioksinlignende derivater</i>	<i>Se (M-608, Miljødirektoratet 2016)</i>
<i>Aklonifen</i>	<i>74070-46-5</i>
<i>Bifenox</i>	<i>42576-02-3</i>
<i>Cybutryne</i>	<i>28159-98-0</i>
<i>Cypermethrin</i>	<i>52315-07-08</i>
<i>Diklorvos</i>	<i>62-73-7</i>
<i>Heksabromsykloodekan (HBCDD)</i>	<i>Se (M-608, Miljødirektoratet 2016)</i>
<i>Tertbutryn</i>	<i>886-50-0</i>
<i>DDT total</i>	<i>Se (M-608, Miljødirektoratet 2016)</i>



Tabell 2. Oversikt og CAS-nr. til vannregionspesifikke og prioriterte stoffer. Prioriterte stoffer er gitt i uthevet kursiv skrift.

Stoffer	CAS-nr.
<i>Cyclodienpesticider</i> <i>Aldrin</i> <i>Endrin</i> <i>Isodrin</i> <i>Dieldrin</i>	Se (M-608, Miljødirektoratet 2016)
<i>Karbontetraklorid</i>	56-23-5
<i>Tetrakloretylen</i>	127-18-4
<i>Triklloretylen</i>	79-01-6

## 1.6 Overvåking av brakkvann i Norge

Da brakkvann er definert som en type kystvann stilles det tilsvarende krav til overvåking i brakkvann som i andre overflatevann. Biologiske, fysisk-kjemiske og hydromorfologiske kvalitetselementer for brakkvann er identifisert, men det er ikke utarbeidet indekser og derved ikke klassegrenser for de ulike parameterne i Norge. Økologisk tilstand kan derfor ikke fastsettes. De vannregionspesifikke og prioriterte stoffene kan derimot benyttes i overvåking av brakkvann.

I **Tabell 3** vises en oversikt over matrikser som vanligvis benyttes for overvåking av vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i overflatevann i Norge.

Tabell 3. Oversikt over matrikser som vanligvis benyttes i overvåking av vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i overflatevann i Norge. Informasjon fra Elvetilførselsprogrammet<sup>6</sup>, Miljøgifter i kystområdene<sup>7</sup> og Miljøgifter i store norske innsjøer<sup>8</sup>.

Overflatevann	Sediment	Vann	Biota
Innsjø	Ja	Ikke utbredt	Hovedsakelig ørret og abbor, men også arter som lake og røye, gjerne toppredatorer
Elv	Ikke utbredt	Ja	Ikke utbredt
Kystvann	Ja	Nei	Hovedsakelig torsk, blåskjell og taskekrabbe.

Vannregionspesifikke og prioriterte stoffer har vært overvåket i brakkvann i Norge i flere tiår, men det har ikke vært etablert en felles fremgangsmåte for hvordan overvåkingen skal gjennomføres.

I Glomma estuariet har blåskjell og blæretang blitt benyttet til overvåking av miljøgifter (Berge 2009), men i perioder har det vært vanskelig å finne blåskjell (Berge 2016). Sedimentene i estuariet er lite dokumentert med hensyn til miljøgifter (Helland 1997; www.Vann-Nett.no). Under overvåking av ytre og indre deler av Drammensfjorden har

<sup>6</sup> [http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Miljoovervakning/Naturovervakning/Hav-og-kyst/Overvakning\\_av\\_elvetilforsler\\_til\\_norske\\_havomrader\\_Elvetilforselsprogrammet/Rapporter-fra-Elvetilforselsprogrammet/](http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Miljoovervakning/Naturovervakning/Hav-og-kyst/Overvakning_av_elvetilforsler_til_norske_havomrader_Elvetilforselsprogrammet/Rapporter-fra-Elvetilforselsprogrammet/)

<sup>7</sup> <http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Miljoovervakning/Naturovervakning/Giftfritt-miljo/Miljogifter-langs-kysten-MLKYS/Rapporter-fra-Miljogifter-i-kystomradene-MLKYS/>

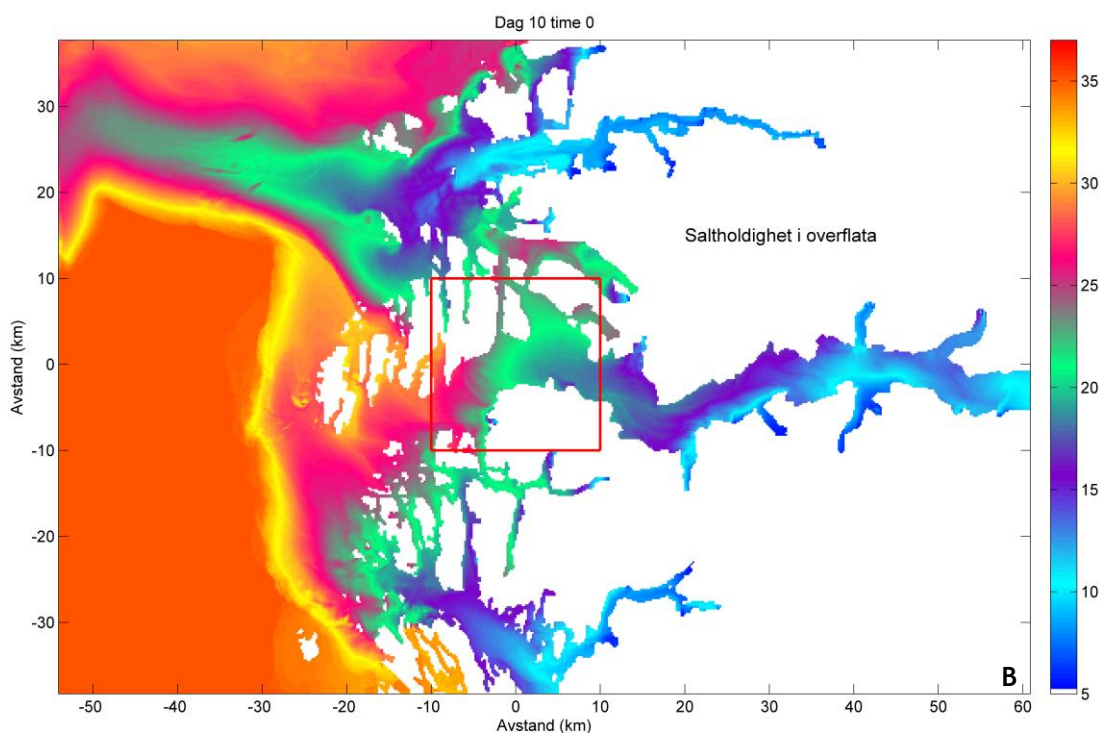
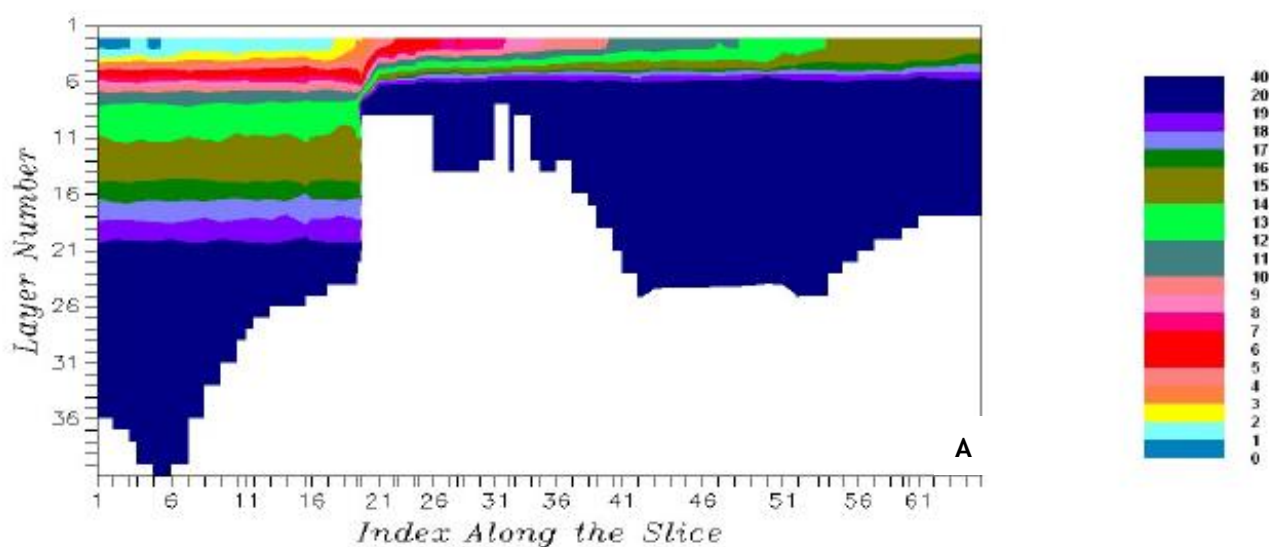
<sup>8</sup> [http://www.miljodirektoratet.no/no/Publikasjoner/2015/September-2015/Miljogifter-i-store-norske-innsjoer-2014- /](http://www.miljodirektoratet.no/no/Publikasjoner/2015/September-2015/Miljogifter-i-store-norske-innsjoer-2014/)

konsentrasjoner av miljøgifter blitt analysert i skrubbe, ørret, ål og torsk (Fjeld, Lund, og Haugen 2008). Konsentrasjoner av miljøgifter i sedimentene i Drammensfjorden er godt dokumentert (Røysland 2014). For å få kunnskap om næringsnettet har konsentrasjoner av miljøgifter blitt analysert i sørv, skrubbe, ål, tanglopper, snegl, fjærmygglarver, zooplankton, gjedde og abbor i Gunneklevfjorden (Olsen 2014). Her er konsentrasjonene av miljøgifter i sedimentene målt i flere ulike overvåkingsprogrammer (Olsen mfl. 2015). I Frierfjorden har torsk, taskekrabbe og sjøørret vært benyttet under overvåking av miljøgifter, her er konsentrasjoner av miljøgifter i sedimentene meget godt beskrevet (Bakke, Borgersen, og Beylich 2013; (A. Ruus mfl. 2013)

Målinger av miljøgifter i vannsøyle i brakkvann med konvensjonell stikkprøveprøvetakning, («fyll opp en flaske») ble ikke funnet i NIVAs rapportarkiv. Generelt er det ingen tradisjon for å overvåke miljøgifter i vannsøylen/utløp i innsjøer og kystvann i Norge. I noen brakkvannsområder har passive prøvetakere blitt benyttet til industriovervåking (Næs, Allan, Molvær, mfl. 2010; Næs, Allan, Kroglund, mfl. 2010) og i FoU-sammenheng (Allan mfl. 2011).

### 1.6.1 Hydrografiske forhold

De hydrografiske forholdene i brakkvann kan endre seg raskt. Ferskvannet som tilføres fra elvene vil legge seg over det tyngre sjøvannet, og tilførselen av ferskvann vil variere med årstidene. Om sommeren er det ofte lav vannføring i elvene, og da vil brakkvannsområdet være mindre utbredt. Ved økt vannføring i elvene om våren og høsten vil brakkvannsområdet bre seg utover og gå dypere ned i vannmassene. Overflatestrømmer, sammen med vinddrevne strømmer og tidevannet, fører brakkvannet videre utover mot kystvannet. I **Figur 3** vises hvordan saltholdigheten i dybdeprofil endrer seg fra Storelva og ut i Sandnesfjorden og i overflatevann fra ytre del av Sognefjorden.



**Figur 3.** A. Saltholdighet (ppt), angitt som fargekoder (mørk blå har høyest saltholdighet) i området der Storelva renner ut i Sandnesfjorden. Målingene er simulert med den numeriske modellen GEMSS (Tjomsland og Kroglund 2010). B. Saltholdighet (psu) vist i fargekoder (mørk blå har lavest saltholdighet) fra overflatevann i ytre del av Sognefjorden. Simuleringer er gjort med modellen ROMS (Stålstrøm, 2015, sperret NIVA-rapport).

I brakkvann endrer saliniteten endrer seg, noe som medfører at biota forflytter seg, dør ut/blir borte i perioder og i visse tilfeller lever under svært stressende fysiologiske forhold (T. Kroglund mfl. 2016), vannkjemien endrer seg raskt og det er utskiftning av store vannmasser. I tillegg kan stratifikasjonen med det tyngre saltvannet i bunnen og ferskvannet i overflaten medføre at forurensninger i avløpsvann som slippes ut i det tyngre sjøvannet innlagres, og

ikke blandes med ferskvannet. I de tilfeller hvor avløpsvannet har mindre tetthet enn saltvannet, vil forurensningene kunne stige oppover i vannsøylen til overflata mens det innblandes i ferskvannslaget (Staalstrøm mfl. 2014). Måten en eventuell forurensning tilføres brakkvannet må da vurderes spesifikt for hvert tilfelle, og overvåkingsprogrammet med plassering av stasjoner må utformes deretter. Dette kan medføre at man må ha et visst antall stasjoner i overvåkingsprogrammet, som også dekker ulike matrikser, alt avhengig av hvor stoffene fordeler seg i vannmassene.

### 1.6.2 Overvåking av vannsøyle, sediment og biota

#### *Vannsøyle*

Det vil være vanskelig å måle konsentrasjoner som gjenspeiler den faktiske tilstanden av vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i vannsøylen i brakkvann med konvensjonell stikkprøvetaking. På grunn av store skiftninger i vannmassene i brakkvannet, vil stikkprøvetaking ikke kunne gi et representativt bilde av tilstanden, både med hensyn til det begrensede vannvolum som tas ut (<5 liter) og det øyeblikksbildet som prøven representerer. I tillegg til at det er utfordrende å overvåke i brakkvann med hensyn til hydrografi, opptrer mange av de vannregionspesifikke og prioriterte stoffene, særlig de organiske, ofte i lave konsentrasjoner, slik at stikkprøvetaking ikke vil fungere. Dette skyldes at flere av stoffene er i betydelig lavere konsentrasjoner i vannsøylen enn det laboratoriene klarer å analysere (under deteksjonsgrense). I tillegg må man ta hensyn til grenseverdiene, og metodene som laboratoriene anvender må kunne påvise lavere konsentrasjoner enn grenseverdiene. Krav til analyser i henhold til vannforskriften er gitt i direktiv 2009/90/EC (<http://eur-lex.europa.eu>). I klassifiseringsveilederen som gis ut i 2018 vil det komme noe utfyllende informasjon om prøvetaking av miljøgifter i vannsøylen.

#### *Sediment*

Prøvetaking og kjemiske analyser av sediment er godt beskrevet i veileder M-409, Risikovurdering av forurenset sediment (Breedveld mfl. 2015). Utfordring med sedimentprøvetaking i brakkvann kan være at overflatesedimentene endrer seg raskt på grunn av tilførsler av sedimenterende materiale fra elva, og i flomperioder kan tilførsler av miljøgifter øke. Under storflommen i Glomma i 1995, ble det ikke målt forhøyede konsentrasjoner av PCB7, Cu, Pb og Ti i sediment i Hvalerestuaret i forhold til målinger fra 1994, men sedimenterende materiale økte betydelig (Helland 1997). Andre studier viser at blant annet DDT øker i overflatesedimenter etter flomepisoder, men at det er vanskelig å skille om kildene har sitt opphav fra oppvirvling av eldre kontaminerte sediment, avrenning fra nedbørfeltet og/eller tilførsler fra elva (Santschi mfl. 2001). Studier fra Rhône-deltaet, viser at konsentrasjoner av en rekke metaller øker under flomepisoder. Her har de kartlagt sedimentasjonen 400 år tilbake i tid (EU 2010) ved hjelp av isotopanalyser som støtteparametere.

#### *Biota*

I den nye klassifiseringsveilederen som gis ut i 2018 vil det komme utfyllende informasjon om prøvetaking av biota for analyser av vannregionspesifikke og prioriterte stoffer. Prinsippene her vil kunne benyttes for brakkvann, men i kapittel 2 i denne rapporten er egnet biota til overvåking i brakkvann spesielt vurdert.

### 1.6.3 Valg av egnet matriks

For valg av egnet matriks må det tas hensyn til stoffenes egenskaper. Biokonsentreringsfaktor (BCF) og fordelingskoeffisienten mellom oktanol og vann (Kow) er bestemmende for stoffenes evne til å bioakkumulere og hvorvidt de bindes til partikler, og sedimenterer. Dette

vil videre være styrende for valg av egnet matriks for overvåking. I **Tabell 4** vises en oversikt over anbefalte matriks for vannregionspesifikke og prioriterte stoffer.

Tabell 4. Oversikt over de vannregionspesifikke og prioriterte stoffene (uthevet kursiv skrift) i vannforskriften og anbefalt matriks for analyse: P: foretrukket matriks; O: valgfri matriks; N: ikke anbefalt matriks; n.a.: ikke oppgitt, dette gjelder i hovedsak metaller som kan forekomme i mange ulike komplekser. For BCF > 100 anbefales overvåking i biota (skille mellom O og P er glidende), for log Kow > 5 overvåking i sediment, log Kow < 3 vann og log Kow 3-5, valgfri matriks, sediment eller partikler i vannfasen). Anbefalinger er gitt fra EUs Guidance document 25 (2010)<sup>9</sup>. For stoffer som ikke er gitt i Guidance document 25, har Kow og BCF verdier fra M-241 (Arp mfl. 2014) blitt benyttet (fisk) og eventuelt <https://circabc.europa.eu>. PAH-forbindelser skal ikke overvåkes i fisk da stoffene metaboliseres.

Stoff	BCF	log Kow	Vann	Sediment	Biota
Bisfenol A	67	3,4	O	O	N
TBBPA (Tetrabrombisfenol A)	1234	5,9	N	P	O
Dekametyl syklopentasiloksan (D5)	7060	8,0	N	P	O
Klorparafiner (mellomkjedede)	1087	7	N	P	O
PFOA	4	4,3	O	O	N
Trikloran	8700	4,8	O	O	O
TCEP	5,1	1,8	P	N	N
Dodecylfenol med isomere	823	7,1	N	P	O
Diflubenzuron	320	3,9	O	O	O
Teflubenzuron	640	5,4	N	P	O
Trifenyltinn	1100	3,4	O	O	O
PCB7	24950	6	N	P	P
Kobber	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Sink	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Polyaromatiske hydrokarboner	9-2200	5,8-6,7	N	P	P
Acenaftalen					
Acenaften					
Fluoren					
Fenantren					
Pyren					
Benzo(a)antracen					
Krysen					
Dibenso(h)antracen					
Arsen	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

<sup>9</sup> [http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/facts\\_figures/guidance\\_docs\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/facts_figures/guidance_docs_en.htm)

Tabell 4. Oversikt over de vannregionspesifikke og prioriterte stoffene (uthevet kursiv skrift) i vannforskriften og anbefalt matriks for analyse: P: foretrukket matriks; O: valgfri matriks; N: ikke anbefalt matriks; n.a.: ikke oppgitt, dette gjelder i hovedsak metaller som kan forekomme i mange ulike komplekser. For BCF > 100 anbefales overvåking i biota (skille mellom O og P er glidende), for log Kow > 5 overvåking i sediment, log Kow < 3 vann og log Kow 3-5, valgfri matriks, sediment eller partikler i vannfasen). Anbefalinger er gitt fra EUs Guidance document 25 (2010)<sup>9</sup>. For stoffer som ikke er gitt i Guidance document 25, har Kow og BCF verdier fra M-241 (Arp mfl. 2014) blitt benyttet (fisk) og eventuelt <https://circabc.europa.eu>. PAH-forbindelser skal ikke overvåkes i fisk da stoffene metaboliseres.

Stoff	BCF	log Kow	Vann	Sediment	Biota
Krom	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Kobber	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
<i>Alaklor</i>	<i>50</i>	<i>3,0</i>	<i>P</i>	<i>O</i>	<i>N</i>
<i>Antracen</i>	<i>162-1440</i>	<i>4,5</i>	<i>O</i>	<i>O</i>	<i>O</i>
<i>Atrazin</i>	<i>7,7-12</i>	<i>2,5</i>	<i>P</i>	<i>N</i>	<i>N</i>
<i>Benzen</i>	<i>13</i>	<i>2,1</i>	<i>P</i>	<i>N</i>	<i>N</i>
<i>Bromerte difenyletere</i>	<i>14350-1363000</i>	<i>6,6</i>	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>P</i>
<i>Kadmium og kadmiumforbindelser</i>	<i>n.a.</i>	<i>n.a.</i>	<i>n.a.</i>	<i>n.a.</i>	<i>n.a.</i>
<i>Kortkjedete klorparafiner (C10-13)</i>	<i>1173-40900</i>	<i>4,4-8,7</i>	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>P</i>
<i>Klorfenvinfos</i>	<i>27-460</i>	<i>3,8</i>	<i>O</i>	<i>O</i>	<i>O</i>
<i>Klorfenvinfos (etyl, metyl)</i>	<i>1374</i>	<i>4,9</i>	<i>O</i>	<i>O</i>	<i>O</i>
<i>1,2-Dikloretan</i>	<i>2-&lt;10</i>	<i>1,5</i>	<i>P</i>	<i>N</i>	<i>N</i>
<i>Diklorometan</i>	<i>6,4-40</i>	<i>1,3</i>	<i>P</i>	<i>N</i>	<i>N</i>
<i>Di(2-etylheksyl)ftalat (DEHP)</i>	<i>737-2700</i>	<i>7,5</i>	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>O</i>
<i>Diuron</i>	<i>2</i>	<i>2,7</i>	<i>P</i>	<i>N</i>	<i>N</i>
<i>Endosulfan</i>	<i>10-11583</i>	<i>3,8</i>	<i>O</i>	<i>O</i>	<i>O</i>
<i>Fluoranten</i>	<i>1700-10000</i>	<i>5,2</i>	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>P</i>
<i>Heksaklorbenzen</i>	<i>2040-230000</i>	<i>5,7</i>	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>P</i>
<i>Heksaklorbutadien</i>	<i>1,4-29000</i>	<i>4,9</i>	<i>O</i>	<i>O</i>	<i>P</i>
<i>Heksaklorsyκλοheksan</i>	<i>220-1300</i>	<i>3,7-4,1</i>	<i>O</i>	<i>O</i>	<i>P</i>
<i>Isoproturon</i>	<i>2,6-3,6</i>	<i>2,5</i>	<i>P</i>	<i>N</i>	<i>N</i>
<i>Bly og blyforbindelser</i>	<i>n.a.</i>	<i>n.a.</i>	<i>n.a.</i>	<i>n.a.</i>	<i>n.a.</i>
<i>Kvikksølv og kvikksølvforbindelser</i>	<i>n.a.</i>	<i>n.a.</i>	<i>N</i>	<i>O</i>	<i>P</i>
<i>Naftalen</i>	<i>2,3-1158</i>	<i>3,3</i>	<i>O</i>	<i>O</i>	<i>O</i>
<i>Nikkel og nikkelforbindelser</i>		<i>n.a.</i>	<i>n.a.</i>	<i>n.a.</i>	<i>n.a.</i>
<i>Nonylfenoler</i>	<i>1280-3000</i>	<i>5,5</i>	<i>P</i>	<i>P</i>	<i>O</i>
<i>Oktylfenol</i>	<i>471-6000</i>	<i>5,3</i>	<i>P</i>	<i>P</i>	<i>O</i>
<i>Pentaklorbenzen</i>	<i>1100-260000</i>	<i>5,2</i>	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>O</i>

Tabell 4. Oversikt over de vannregionspesifikke og prioriterte stoffene (uthevet kursiv skrift) i vannforskriften og anbefalt matriks for analyse: P: foretrukket matriks; O: valgfri matriks; N: ikke anbefalt matriks; n.a.: ikke oppgitt, dette gjelder i hovedsak metaller som kan forekomme i mange ulike komplekser. For BCF > 100 anbefales overvåking i biota (skille mellom O og P er glidende), for log Kow > 5 overvåking i sediment, log Kow < 3 vann og log Kow 3-5, valgfri matriks, sediment eller partikler i vannfasen). Anbefalinger er gitt fra EUs Guidance document 25 (2010)<sup>9</sup>. For stoffer som ikke er gitt i Guidance document 25, har Kow og BCF verdier fra M-241 (Arp mfl. 2014) blitt benyttet (fisk) og eventuelt <https://circabc.europa.eu>. PAH-forbindelser skal ikke overvåkes i fisk da stoffene metaboliseres.

Stoff	BCF	log Kow	Vann	Sediment	Biota
<i>Pentaklorfenol</i>	<i>34-3820</i>	<i>5,0</i>	<i>O</i>	<i>O</i>	<i>O</i>
<i>Polyaromatiske hydrokarboner</i>	<i>9-2200</i>	<i>5,8-6,7</i>	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>P</i>
<i>Benzo(a)pyren</i>					
<i>Benzo(b)fluoranten</i>					
<i>Benzo(k)fluoranten</i>					
<i>Benzo(g,h,i)perylen</i>					
<i>Indeno(1,2,3-cd)pyren</i>					
<i>Simazin</i>	<i>1</i>	<i>2,2</i>	<i>P</i>	<i>N</i>	<i>N</i>
<i>Tributyltinn forbindelser</i>	<i>500-52000</i>	<i>3,1-4,1</i>	<i>O</i>	<i>O</i>	<i>P</i>
<i>Triklorobenzener</i>	<i>120-3200</i>	<i>4,0-4,5</i>	<i>O</i>	<i>O</i>	<i>O</i>
<i>Triklormetan (Kloroform)</i>	<i>1,4-13</i>	<i>2,0</i>	<i>P</i>	<i>N</i>	<i>N</i>
<i>Trifluralin</i>	<i>2360-5674</i>	<i>5,3</i>	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>O</i>
<i>Dicofol</i>	<i>8050-13500</i>	<i>4,3</i>	<i>O</i>	<i>O</i>	<i>O</i>
<i>PFOS</i>	<i>2790</i>	<i>3,4</i>	<i>O</i>	<i>O</i>	<i>O</i>
<i>Quinoxifen</i>	<i>7450</i>	<i>4,7</i>	<i>O</i>	<i>O</i>	<i>O</i>
<i>Aklonifen</i>	<i>2896</i>	<i>4,4</i>	<i>O</i>	<i>O</i>	<i>O</i>
<i>Bifenox</i>	<i>2400</i>	<i>3,6</i>	<i>O</i>	<i>O</i>	<i>O</i>
<i>Cybutryne</i>	<i>250</i>	<i>4,0</i>	<i>O</i>	<i>O</i>	<i>O</i>
<i>Cypermtrin</i>	<i>&lt; 2000</i>	<i>6,6</i>	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>O</i>
<i>Diklorvos</i>	<i>1,2</i>	<i>1,9</i>	<i>P</i>	<i>N</i>	<i>N</i>
<i>Heksabromsyklododekan (HBCDD)</i>	<i>840</i>	<i>7,5</i>	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>P</i>
<i>Tertbutryn</i>	<i>181</i>	<i>3,7</i>	<i>O</i>	<i>O</i>	<i>O</i>
<i>Dioksin og dioksinlignende derivater</i>	<i>41540</i>	<i>6,8</i>	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>P</i>
<i>DDT (inkl. DDE, DDD)</i>		<i>6,0-6,9</i>	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>P</i>
<i>Cyclodienpesticider</i>	<i>Ikke oppgitt</i>				
<i>Aldrin</i>		<i>6,0</i>	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>P</i>
<i>Endrin</i>		<i>5,6</i>	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>P</i>
<i>Isodrin</i>		<i>6,7</i>	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>P</i>
<i>Dieldrin</i>		<i>6,2</i>	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>P</i>
<i>Tetrakloretylen</i>	<i>Ikke oppgitt</i>	<i>3,4</i>	<i>O</i>	<i>O</i>	<i>N</i>

Tabell 4. Oversikt over de vannregionspesifikke og prioriterte stoffene (uthevet kursiv skrift) i vannforskriften og anbefalt matriks for analyse: P: foretrukket matriks; O: valgfri matriks; N: ikke anbefalt matriks; n.a.: ikke oppgitt, dette gjelder i hovedsak metaller som kan forekomme i mange ulike komplekser. For BCF > 100 anbefales overvåking i biota (skille mellom O og P er glidende), for log Kow > 5 overvåking i sediment, log Kow < 3 vann og log Kow 3-5, valgfri matriks, sediment eller partikler i vannfasen). Anbefalinger er gitt fra EUs Guidance document 25 (2010)<sup>9</sup>. For stoffer som ikke er gitt i Guidance document 25, har Kow og BCF verdier fra M-241 (Arp mfl. 2014) blitt benyttet (fisk) og eventuelt <https://circabc.europa.eu>. PAH-forbindelser skal ikke overvåkes i fisk da stoffene metaboliseres.

Stoff	BCF	log Kow	Vann	Sediment	Biota
<i>Tetraklormetan</i>	<i>Ikke oppgitt</i>	<i>2,8</i>	<i>P</i>	<i>N</i>	<i>N</i>
<i>Trikloretylen</i>	<i>Ikke oppgitt</i>	<i>2,4</i>	<i>P</i>	<i>N</i>	<i>N</i>

## 1.7 Overvåking av brakkvann i noen EU-land

NIVA har tatt kontakt med en rekke ulike personer i andre land i EU med spørsmål om hvordan de håndterer brakkvann. Personene som ble kontaktet arbeidet i forvaltningen og som konsulenter. Vi etterspurte svar på om de har definert brakkvann, hvilken matriks de benytte, hvilke grenseverdier de anvender, benytter de alternative prøvetakningsmetoder, eventuelle linker til dokumenter og hva slags biota de benyttet til overvåkingen av stoffene. Svarene under er fra mailkorrespondanse og telefonsamtaler. Informasjonen kan gi en viss pekepinn på hvordan brakkvann («transitional water») håndteres.

### 1.7.1 Danmark

Danmarks marine områder er karakterisert av store gradienter i saltholdigheten fra Østersjøen til Nordsjøen, fra kystnære områder til åpne vannområder og fra indre fjorder ut til fjordmunninger. I de fleste marine områder vil vannmassen ofte være lagdelt på grunn av forskjeller i saltholdighet fra overflate til bunn. Brakkvann er definert som overflatevann i nærheten av elveutløp, som er delvis saltholdige som følge av at de er nært kystvann, men som i vesentlig grad påvirkes av ferskvann. Dette betyr at i kystnære marine områder finnes det ikke klare skillelinjer mellom individuelle ferskvannstilstrømninger og den marine vannmasse, men at det er en glidende overgang i saltholdighet fra de kystnære områder til de åpne marine områder. Danmark har utviklet sine egne grenseverdier for Cd, Pb og Hg i blåskjell, som har rimelig gode vekstforhold i saltholdighet ned til 10 %. De bruker ikke passive prøvetakere.

### 1.7.2 Sverige

Sverige har om lag 20 brakkvannsføremønstre, men mangler karakteriseringsgrunnlag, det vil si at de ikke har utviklet grenseverdier for brakkvann, og har dermed ikke definert noen av vannforekomstene som brakkvann iht vanndirektivet. De bruker da kriterier for kystvann i vannforekomstene nær brakkvann som har tilnærmet de samme biologiske og hydrografiske forholdene. Dette har de gjort i samråd med EU-kommisjonen. Det er «Fylkesmannen» som foretar klassifiseringen i sitt eget «fylke». Det foreligger ingen spesifikke vurderingsmetoder, kriterier eller miljømål for disse 20 vannforekomstene. Havs og Vatten myndigheten er i ferd



med å lage retningslinjer for kystvann. Arter som de benytter til overvåking som for eksempel blåskjell (*Mytilus edulis*), sild (*Clupea harengus*), torsk (*Gadus morhua*) og ålekvalpe (*Zoarces viviparus*) og abbor (*Perca fluviatilis*) vil kunne benyttes til overvåking i brakkvann.

### 1.7.3 Finland

Finland har ikke definert noen vannforekomster som brakkvann; de er enten karakterisert som ferskvann eller kystvann, og de anvender da kriterier for disse vanntypene. De overvåker i hovedsak i vannsøylen, men i noen tilfeller i biota (abbor). Retningslinjene som er gitt i vanddirektivet og HELCOM benyttes. De har begrenset overvåkingsdata av vannregionsspesifikke og prioriterte stoffer i sine vannforekomster.

### 1.7.4 Nederland

Nederland har vannforekomster som kategoriseres som brakkvann. Beliggenheten til disse er i hovedsak ved elvemunninger. Noen av disse er små, men større estuarier finnes også, med saltgradienter fra ferskvann til kystvann. Nederland har også noen innlands brakkvannsystemer som er kategorisert som innsjøer. Miljøtilstanden i vannforekomstene er vurdert etter grenseverdier gitt i EQS-direktivet (Directive 2013/39/EU, <http://eur-lex.europa.eu>), og egne nasjonale grenseverdier for vannregionspesifikke stoffer. Miljømål for brakkvann er definert fra EQS-direktivet eller fra regionale tiltaksplaner. Overvåking er hovedsakelig utført i vannsøylen (total fraksjon, i mindre grad løst fraksjon) med stikkprøvetaking, men biota er også undersøkt. Passive prøvetakere benyttes, men ikke rutinemessig.

### 1.7.5 Irland

Irlands miljømyndighet EPA har utarbeidet retningslinjer for hvordan vannforekomster som betegnes som brakkvann skal velges ut. I dag er flere vannforekomster kategorisert som brakkvann. I hovedsak benyttes tidevannsgrensen, men for et par elver som renner ut i kystvann har man benyttet andre kriterier. For å vurdere tilstand benyttes enten parametere/indeks for ferskvann eller kystvann. Ytterligere informasjon finnes i dette dokumentet:

([http://www.epa.ie/pubs/reports/water/other/wfd/EPA\\_water\\_WFD\\_monitoring\\_programme\\_main\\_report.pdf](http://www.epa.ie/pubs/reports/water/other/wfd/EPA_water_WFD_monitoring_programme_main_report.pdf)). Fra Irlands arbeid relatert til Havdirektivet (Marine Institute 2015, SEAS 2016) tyder det på at de i hovedsak anvender vannsøylen og skalldyr, og mindre grad sedimenter som matrikser til overvåking.

### 1.7.6 Tyskland

Myndighetene har karakterisert fire vannforekomster med grense til Nordsjøen som brakkvann. For Østersjøen er ingen vannforekomster kategorisert som brakkvann. For å vurdere tilstand benyttes grenseverdier gitt i EQS-direktivet (Directive 2013/39/EU, <http://eur-lex.europa.eu>) og egne nasjonale grenseverdier. I brakkvann benyttes grenseverdier utviklet for kystvann ([http://www.gesetze-im-internet.de/ogewv\\_2016/OGewV.pdf](http://www.gesetze-im-internet.de/ogewv_2016/OGewV.pdf)). Vannsøyle (stikkprøvetaking) og biota overvåkes, og i noen tilfeller partikler i vannsøylen. Under overvåking av miljøgifter av fisk i Elbestuarier har de benyttet to flyndre arter, ål og en karpefisk (Brassen)<sup>10</sup>.

Innsamlet informasjon viser at brakkvann håndteres ulikt i de forskjellige landene i EU i dag, noe som stemmer overens med informasjon som ble påpekt allerede i 2007 (McLusky og Elliott 2007).

<sup>10</sup> [https://www.google.no/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=11&ved=0ahUKEwjXhoD-97HYAhXiJJoKHcJNBq0QFghiMAo&url=https%3A%2F%2Fwww.fgg-elbe.de%2Fdokumente%2Ffachberichte.html%3Ffile%3DtL\\_files%2FDownload-Archive%2Ffachberichte%2FSchadstoffmonitoring\\_Fische%2F00SchadstFi.pdf&usq=AOvVaw1K1BogShwRylv4NNfi5fq6](https://www.google.no/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=11&ved=0ahUKEwjXhoD-97HYAhXiJJoKHcJNBq0QFghiMAo&url=https%3A%2F%2Fwww.fgg-elbe.de%2Fdokumente%2Ffachberichte.html%3Ffile%3DtL_files%2FDownload-Archive%2Ffachberichte%2FSchadstoffmonitoring_Fische%2F00SchadstFi.pdf&usq=AOvVaw1K1BogShwRylv4NNfi5fq6)

## 2. Metoder for overvåking av metaller og organiske miljøgifter i brakkvann

I dag overvåkes vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i vannsøylen, biota og sediment (se kap.1.6). Metodene som benyttes har vært utviklet over lang tid og anses å gi tilstrekkelig og god informasjon om forurensninger som vannmiljøet er påvirket av. I forhold til de kjemiske analysene som gjøres er metodene presise og nøyaktige, og de bygger på anerkjente og validerte internasjonale metoder som er etterprøvbare. Man anser at målte konsentrasjoner av stoffene gjenspeiler de konsentrasjonene som er i vannmiljøet (Banks 2003; Carere mfl. 2012; Gerhard 2002) Ved vurdering av metoder egnet for brakkvann må alle disse momentene vurderes, og spesielt, de må sikre tilstrekkelig beskyttelse av økosystemet etter de krav som er gitt i vanddirektivet (EUs Guidance document 25, 2010)<sup>11</sup>. Metodene som foreslås videre må kunne benyttes i basisovervåking, tiltaksovervåking og problemkartlegging.

Vi har videre valgt å inndele rapporten i biologiske indikatorer, instrumentelle metoder og andre metoder. Biologiske indikatorer og instrumentelle metoder benyttes i stor grad under overvåking av kystvann, elver og innsjøer i dag. Metoder som er betegnet som «andre» er lite brukt i overvåkingsøyemed i dag, men fagområdet er under utvikling og man ser en økende tendens til at metoder herfra benyttes under overvåking. Mange av disse metodene vil kunne fungere som støttende informasjon for å kunne beskrive forurensningssituasjonen bedre.

### 2.1 Biologiske indikatorer i brakkvann

Det er flere faktorer som vil være av betydning når man velger ut arter som er egnet til overvåking i brakkvann. Kunnskap om biologiske forhold i brakkvannsområder er derimot begrenset sammenliknet med limnisk og marine områder. Hvor mange, og hvilke arter som finnes i et brakkvannsområde er uklart, men artsantallet antas generelt å være betydelig lavere enn i rene marine eller limnisk områder (se Remane 1934). Kunnskap om biodiversitet i brakkvann i Norge betegnes som begrenset ([www.artsdatabanken.no](http://www.artsdatabanken.no)). Art som velges ut som overvåkingsorganisme må ha sin tilhørighet i brakkvann og arten bør være utbredt langs hele kysten.

I brakkvann med lav salinitet kan det finnes arter som er vanligst i ferskvann, mens enkelte marine arter kan forekomme i brakkvann med høy salinitet. I tillegg finnes det arter som bare lever i brakkvann; langs hele eller deler av salinitetsgradienten. Det er f.eks. 19 ulike karplanter og 13 kransalger som finnes i, eller har brakkvann som sitt viktigste habitat (Mjelde 2014). Hørringstang (*Fucus ceranoides*) synes også å være begrenset til brakkvannslokalteter (Rueness 1977). I brakkvann er det ofte en forskyving nedover i marine arters vertikal utbredelsesområde («Brackish-water submergence») (Lüning, 1990). Det vil si at den vertikale utbredelsen og det maksimale utbredelsesdypet for marine arter ofte er dypere i brakkvann enn i saltvann. Det er kjent fra bl.a. vanlig strandsnegl (*L. littorea*) (Lauckner 1984) og tang (Jorde og Klavestad 1963). Kunnskap om artens følsomhet for endringer i salinitet er viktig når man velger overvåkingsorganisme. Salinitetsendringer vil

<sup>11</sup> [http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/facts\\_figures/guidance\\_docs\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/facts_figures/guidance_docs_en.htm)

påvirke mobiliteten til arter som kan forflytte seg, og for biota som er fastsittende, vil endringer i salinitetsforhold kunne være stressende og påvirke metabolismen og derved opptaket av miljøgifter.

På grunn av lavt artsantall og store variasjoner i økologiske faktorer som f. eks. tidevann, salinitet og lys, anses brakkvann som et økosystem som er ekstra følsomt for ulike typer forurensing og klimaendringer. Noen arter har smale salinitetspreferanser, og er særlig sårbare for små endringer i saliniteten. Brakkvannsområder antas å være spesielt utsatt for introduserte, «fremmede» arter, da artene som vanligvis forekommer i slike områder lever opp mot sine toleransegrenser. Forventet økning i temperatur som følge av klimaendringer kan føre til økt forekomst av fremmede arter, som kan forskyve, eventuelt utkonkurrere, de eksisterende artene og danne startpopulasjoner som senere kan spre seg videre i limniske eller marine økosystemer. Eksempelvis er stillehavssøsters (*Crassostrea gigas*) og børstemarken *Marenzelleria viridis* invaderende arter som er tilpasset brakkvann og varmere klima, og som derfor kan øke i forekomst i fremtiden (Norling og Jelmert 2010). De siste årene har kinesisk ullhåndskrabbe (*Eriocheir sinensis*) blitt påvist i flere brakkvannslokaliteter. Ved valg av overvåkingsorganisme i brakkvann må det velges ut en art som er robust og som tåler en rekke ulike ytre påvirkninger.

De fleste fiskeartene i verden lever enten i saltvann eller i ferskvann. Anadrome arter, som laks, sjørørret og sjørøye, lever første delen av livet i ferskvann før de vandrer ut i havet, for så å vende tilbake til elva eller innsjøen for å gyte. Ny kunnskap har også vist at smolt og ungfisk av laks, sjørørret og sjørøye benytter brakkvann som leveområder noe lengre tid enn man tidligere trodde (Ugedal mfl. 2014). Katadrome arter (ål og skrubbe) fødes i saltvann og deretter vandrer opp i ferskvann og lever her mesteparten av sitt liv, for så å vandre ut i saltvann igjen for å gyte.

Før de anadrome laksefiskene svømmer ut i havet, gjennomgår de en forandring som gjør dem i stand til å leve i saltvann (smoltifisering). Smoltstadiet er svært følsomt for miljøgifter. Økt følsomhet for metaller og organiske miljøgifter er dokumentert gjennom nedsatt evne til å regulere ionebalansen i ferskvann og spesielt i sjøvann (for eksempel F. Kroglund mfl. 2008; Kristensen mfl. 2009). Laksesmoltens evne til å tåle lakselus kan bli mindre, og de smittes sannsynligvis lettere av fiske sykdommer. De katadrome fiskene tilbringer mye tid nedgravd i bunnsedimentene og påvirkes trolig av lokal forurensning. For valg av overvåkingsorganisme i brakkvann må man ha god kjennskap til artens livssyklus og levemåte i økosystemet.

For å identifisere biologiske indikatorer som kan benyttes til overvåking av vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i brakkvann er det flere andre momenter som må vurderes. Det viktigste momentet er at man forsøker å finne en indikator som beskytter økosystemet for den faktiske miljøbelastningen den utsettes for. Grenseverdiene for biota i vannforskriften er i hovedsak gjeldene for fisk, og vi har da valgt å fokusere på anvendelse av fisk som biologisk indikator.

### 2.1.1 Kriterier for valg av overvåkingsorganisme

OSPAR-kommisjonen (OSPAR 21012) har utviklet retningslinjer for valg av arter som kan benyttes til overvåking. De vektlegger at artene skal:

- Reflektere endringer i konsentrasjonen av forurensninger i omgivelsene
- Ha like biokonsentrasjonsfaktorer i hele overvåkingsområdet
- Akkumulere forurensninger uten selv å bli alvorlig påvirket av konsentrasjonene
- Være representative for området
- Være rikelig representert i hele studieområdet

- Vær av rimelig størrelse som kan gi tilstrekkelige mengder vev for kjemiske, biokjemiske og fysiologiske analyser
- Være lette å innsamle og hardføre nok til å overleve i laboratoriet

Andre momenter som er av betydning:

- Begrenset mobilitet
  - Lav genetisk og økologisk variabilitet (smale og spesifikke økologiske behov og toleranser)
  - Kjent plassering i næringsnett
  - Høyt plassert i næringsnett (toppredator)
  - Medium til lang generasjonstid
  - God kunnskap om artens funksjon i økosystemet
- (Gerhard 2002)

Det må også ta hensyn til rødlistede arter, for eksempel kransalgene hårkrans (*Chara canescens*) og storvasskrans (*Zannichellia palustris* ssp), som kan forekommer i brakkvann og disse må ikke anvendes i overvåkingsøyemed som krever innsamling. Ved eventuell utplassering av biota, må man forsikre seg at man ikke sprer sykdom og introduserer nye arter.

Blåskjell og deres nære slekt (*Mytilus* spp.) oppfyller flere av disse kravene, og har derfor blitt brukt mye i overvåkingsøyemed. I midlertid finnes ikke blåskjell overalt, og utbredelsen i brakkvannsområder er sterkt varierende. Det har vist seg til dels vanskelig å få tilstrekkelig stort antall blåskjell ved overvåking i ferskvannspåvirkede områder, selv med utsetting av blåskjell på grunn av dødelighet ved lav salinitet. Antagelig er det en generell nedgang i bestanden av blåskjell. Havforskningsinstituttet ([www.HI.no](http://www.HI.no)) undersøker for tiden reduksjonen av lokale blåskjellbestander langs norskekysten, og har foreløpig ikke funnet noen felles grunn til bortfall (Andersen mfl. 2017). Det er mulig at dødeligheten har to årsaker: påvirkning av miljøparametere og/eller akutt sykdom.

Tang og strandsnegl har vært benyttet i Norge i mange år til overvåking av miljøgifter. For begge organismene er det lange tidsserier. I og med at disse befinner seg langt ned i næringskjeden, anbefaler vi ikke at de benyttes til overvåking av stoffene i vannforskriften. I ferskvann har man sett en økende bruk av vannplanter til overvåking og kildeopsporing av organiske miljøgifter i elver PFAS (Wilkinson mfl. 2016a; Wilkinson mfl. 2016b), metaller (Levkov og Krstic 2002) og PAH (Grung mfl. 2017). Dersom vannplanter skal benyttes til overvåking, må kunnskap om momentene gitt ovenfor innhentes.

## 2.1.2 Bruk av stedegne biologiske indikatorer i brakkvann

Bruk av stedegen biota til overvåking i brakkvann har vært gjennomført flere steder i Norge. Eksempler fra Frierfjorden, Hvalerestuaret, Gunnekelevfjorden og Drammensfjorden er gitt i kapittel 1.6.

### 2.1.2.1 Blåskjell

Som nevnt, kan blåskjell være en aktuell overvåkingsorganisme i brakkvann, men lav saltholdighet reduserer forekomsten av arten. Dersom denne arten skal brukes bør Norsk standard NS 9434 (i arbeid) følges ved praktisk håndtering av blåskjell, for innsamling og prøvetaking frem til analyse. Blåskjell skal fortrinnsvis innsamles fra naturlige populasjoner i området som overvåkes (NS 9434, i arbeid). Dersom det ikke er stedegne blåskjell, skal det hentes skjell fra en egnet donorpopulasjon fri for kjente sykdommer.

### 2.1.2.2 Snegl

Snegl brukes ofte for å undersøke effekt av tributyltinn (TBT) som tidligere har vært brukt som bunnstoff på båter. Selv om bruk nå er begrenset kan utlekking fra sediment være av bekymring også i brakkvann. Strandsnegl noe lavere saltholdighet enn purpursnegl og er brukt som en indikator for TBT eller effekt av TBT (såkalt intersex) (se f.eks. MILKYS rapport (Green mfl. 2017). I Nederland ble arten benyttet i kystvann med 3,5-27% saltholdighet (Schipper mfl. 2009).

### 2.1.2.3 Fisk

Enkelte fiskearter kan forekomme i store nok mengder til at de kan egne seg som en art til overvåkningsformål. Imidlertid bør arten være relativt stedbunden eller ha en oppholdstid i brakkvannsonen lenge nok for å oppnå likevekt med hensyn til de aktuelle miljøgiftene.

Skrubbe (*Platichthys flesus*) kan være en aktuell indikatororganisme. Den kan tolerere 1 ‰ saltholdighet (Capela mfl. 2016; Lundgreen mfl. 2008), den er høyt i næringskjeden, den er relativt stedbunden og utbredt langs hele kysten. Skrubbe er brukt i overvåking bl.a. innen MILKYS og KLDs langetidsserier på to steder Midtre Oslofjorden og Indre Sørfjorden, begge fjordområdene er påvirket av ferskvann (hhv. Drammenselva og Storelva). Overvåking av skrubbe i Midtre Oslofjorden startet i 1983 og er blant de lengste tidsserier i Europa for denne arten. Anvendelse av skrubbe for overvåking av stoffer i vanddirektivet, i form av ulike biomarkører er nylig blitt vurdert (Capela et al. 2015). Konsentrasjoner av en rekke miljøgifter i skrubbe er også dokumentert (Waszak, Dabrowska, og Komar-Szymczak 2014; Marthinsen mfl. 1991; Staveland mfl. 1993). Arten er også godt dokumentert med hensyn til andre stoffer enn dem som er gitt i vannforskriften (Beyer mfl. 1997; Goksøyr mfl. 1996; Hylland mfl. 1996 og Sandvik mfl. 1997).

Trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) kan også være en aktuell art som kan benyttes som indikatororganisme for stoffene i vannforskriften. Arten er stedbunden, utbredt langs hele kysten, den er høyt i næringskjeden og har brakkvann som sitt leveområde. Arten har i stor utstrekning vært benyttet til biomarkørstudier (Holbech mfl. 2006; Maunder mfl. 2007 og Stutz mfl. 2015). Det finnes noe data med konsentrasjonsmålinger av miljøgifter (Bervoets, Blust, og Verheyen 2001). Fisken er liten, slik at det kan være vanskelig å ta ut tilstrekkelig med materiale/vev til kjemiske analyser og den har kort levetid (< 3 år). Dette gjør den mindre aktuell for overvåking av stoffene i vannforskriften.

Sjørret (*Salmo trutta trutta*) har vært brukt i Grenlandsområdet og Drammensfjorden til overvåking av miljøgifter (Fjeld, Lund, og Haugen 2008). Bruk av arten som brakkvannsindikator er problematisk da den oppholder seg hovedsakelig i kystvann. I tillegg er den ikke utbredt langs hele kysten, og det kan være vanskelig å samle inn nok materiale til kjemiske analyser.

Ål (*Anguilla anguilla*) har også blitt brukt i Irland i forbindelse med overvåking av organiske miljøgifter som bl.a. dioksiner, PCBer og PBDEer (McHugh mfl. 2010). Bettinetti mfl. 2011 benyttet ål i noen brakkvannsområder i Italia for overvåking av PCB og DDT i henhold til vanddirektivet. Arten oppholder seg kort tid i brakkvann. Ål er rødlistet i Norge og totalt utelukket fra å bli benytte til overvåking av miljøgifter. Arten ble totalfredet i Norge fra 2010 (Fiskeridirektoratet - Forbud mot fritidsfiske av ål, 2013).

## 2.2 Utplussing av biologiske indikatorer i brakkvann

Arter som overvåkes hyppigst i marine- eller ferskvannsområder finnes ofte ikke i brakkvann, og utplussing av egnede arter kan vurderes. Blåskjell tåler noe lavere saltholdighet, men ikke hele intervallet som er typiske for brakkvann. Hvorvidt man kan benytte arter som kan overføres fra andre lokaliteter eller arter som dyrkes i laboratorium kan vurderes. Viktige momenter vil være robusthet i forhold til håndtering, dyrking i laboratorium og utplussing, samt fare for overføring av sykdommer og fremmede arter.

Ved utplussing av biota gjelder aktsomhetsprinsippet i Naturmangfoldloven (Lov 19. juni 2009 om forvaltning av naturens mangfold) og Akvakulturloven (Lov 17. juni 2005 nr. 79 om akvakultur). Biota som i sammenheng med utplussing flyttes fra en donorpopulasjon til andre kystlokasjoner kan potensielt representere en trussel mot det biologiske mangfoldet ved introduksjon av nytt genetisk materiale og fremmede organismer, og kan fungere som en vektor for spredning av smitte jmfør NS9434 (i arbeid).

Andre viktige momenter her vil være om transplanterte individer har nådd likevekt med hensyn til miljøgiftene i vannmassene. Tilstrekkelig utplussingstid er da viktig, og vil variere i forhold til hvilke stoffer som skal undersøkes (Beyer mfl. 2017 og (Merete Schøyen mfl. 2017). I tillegg vet man ikke om transplanterte individer påføres stress i form av saltholdigheten på lokaliteten, hvilket kan påvirke resultatene.

### 2.2.1 Blåskjell

Dersom det vurderes å bruke utplusserte blåskjell, skal de fortrinnsvis innsamles fra naturlige populasjoner i området som overvåkes (jmfør NS9434, i arbeid). Dersom det ikke er stedege skjell skal det hentes blåskjell fra en egnet donorpopulasjon fri for kjente sykdommer.

Utplusserte oppdrettsskjell kan benyttes. Dersom det skal utplusseres blåskjell i en brakkvannforekomst som har stabil, lav saltholdighet, for eksempel lavere enn 10 promille, bør skjellene hentes fra en donorpopulasjon som allerede er tilpasset saltholdighetsbetingelsene (NS 9434, i arbeid). Donorskjellene kan ved lav saltholdighet utplusseres litt dypere.

### 2.2.2 Fisk

Skrubbe har vært utplussert i bur på forurensede lokaliteter (for eksempel Beyer mfl. 1996). Beyer mfl. (1996) plasserte ut bur med skrubbe på lokalitetene i 3 måneder. Målinger av ulike biomarkører i den utplusserte fisken viste at den kan være egnet som en overvåkingsorganisme. Biomarkørresponser i skrubbe er for øvrig også demonstrert i flere eksponeringsstudier i laboratoriet (Beyer mfl. 1997; Goksøyr mfl. 1996; Hylland mfl. 1996 og Sandvik mfl. 1997).

I denne sammenheng er det viktig å påpeke behovet for en referansestasjon, slik at man kan relatere biomarkørresponser i skrubbe utplussert på forurensede lokaliteter til responsene i skrubbe på en eller flere ikke-forurensede lokaliteter. Man må også ta med i betraktningen at fisken har behov for føde, hvis de blir holdt i bur over lengre tid. Beyer mfl. (1996) påpeker at energigjerrige lyskilder montert inni burene er vist å tiltrekke byttedyr.

En kan tenke seg at skrubbe i bur også kan brukes i overvåking av miljøgifter (konsentrasjoner). Disse må nødvendigvis akkumulere i organismen og dersom de skal relateres til en grenseverdi (som EQS), må likevekt med omgivelsene være nådd. Likevekt kan

være vanskelig å nå for flere stoffer, slik som enkelte PCB-kongenere. I et forsøk hvor fisk ble eksponert for forurenset sediment direkte, eller via byttedyr, viste Ruus, Daae, og Hylland (2012) at det kunne ta år før fisken nådde de konsentrasjoner man kunne observere i vill fisk fra området sedimentene var hentet fra. Enkelte stoffer, som PAH forbindelser, biotransformeres/metaboliseres raskt i vertebrater. Metabolitter av PAH kan man derfor kvantifisere i galle av fisk. Dette gjelder også skrubbe utplassert i bur på PAH-forurensete lokaliteter (Beyer mfl. 1997) .

Trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) er en art som er godt egnet til utplassering, da arten er meget robust (Le Guernic, Sanchez, Bado-Nilles, mfl. 2016 og Le Guernic, Sanchez, Palluel, mfl. 2016). Dersom man skal ta ut material/vev til konsentrasjonsmålinger kan det være problematisk å få ut nok materiale.

Utplassering av sjørret er utfordrende, da det er vanskelig å finne tilstrekkelig med antall individer, i tillegg vil større fisk kunne ha hatt ulik oppholdstid i brakkvann. Ved bruk av yngre individer vil det være utfordringer i forhold til hvor langt hvert individ har kommet i smoltifiseringsprosessen, noe som kan påvirke resultatene.

## 2.3 Instrumentelle metoder

I dette kapitlet tar vi for oss instrumentelle metoder i form av passive prøvetakere, høyvolums vannprøvetakere og sedimentfeller. Her er det både metoder som er hyllevere i den forstand at de er godt etablert og tilgjengelige fra kommersielle aktører, og metoder av mere «hjemmesnekret» preg. Mange av metodene som er beskrevet er benyttet i nasjonale overvåkningsprogrammer og i FoU-sammenheng i Norge og utlandet. Felles for de fleste metodene er at de prøvetar stort vannvolum og at stoffene oppkonsentreres fra vannmassene. Alle metodene kan brukes til problemkartlegging i brakkvann, men ingen av dem er foreløpig godkjent for klassifisering av tilstand i henhold til vannforskriften.

### 2.3.1 Passive prøvetakere

Passiv prøvetaking kan defineres på flere måter. Her har vi valgt å definere passiv prøvetaking som teknikker hvor analytten pga. forskjell i kjemisk potensial, spontant forflytter seg fra mediet som skal prøvetas, og til en mottagerfase (akseptor) i prøvetakeren (Górecki og Namieśnik 2002). Prøvetakingen foregår dermed uten andre energikilder enn forskjellen i kjemisk potensial. Akseptoren og prøvetakingsmediet kan være adskilt av en egen semipermeabel barriere som tillater transport av analytt, men behøver ikke å være det. Netto opptak av analytt fortsetter til likevekt eller til prøvetakingen stanses. Dersom prøvetakingen går til likevekt, kan konsentrasjonen av analytt i prøvetakingsmediet beregnes ut fra målt konsentrasjon i akseptor og kjent partisjonskoeffisient. Dersom prøvetakingen avsluttes før likevekt, kan en tidsintegrert gjennomsnittskonsentrasjon av analytt i prøvetakingsmediet beregnes dersom man kjenner eller kan estimere alle andre faktorer som påvirker prøvetakingshastigheten (sampling rate) gjennom prøvetakingsperioden (prøvetakerens geometri, tykkelse på barriere og/eller diffusjons grensesjikt, massetransportkoeffisient). I estuarier og andre dynamiske miljøer med store fluktuasjoner kan dette være en attraktiv egenskap. I tillegg innebærer prøvetakingen vanligvis en betydelig oppkonsentrering av analytt i akseptoren sammenlignet med prøvetakingsmediet. Etter innsamling må stoffene ekstraheres fra prøvetakerne og analyseres. Konsentrasjonene i vannmassene hvor de var eksponert kan så beregnes. Analytiske utfordringer forårsaket av matriks (f.eks. salt i sjøvann) reduseres dessuten vanligvis vesentlig med passiv prøvetaking. I

sum gir dette betydelig gevinst i form av lave deteksjonsgrenser dersom bakgrunnsnivået (blank) kan holdes stabilt.

Et annet aspekt ved passiv prøvetaking er at prosessen vanligvis innebærer en fraksjonering av stoffet man er interessert i, dvs. at stoffets ulike tilstandsformer i ulik grad tas opp. Det kan for eksempel være at det som tas opp kun er frie ioner (metaller), den lille fraksjonen som ikke er bundet til partikler eller kolloider (hydrofobe stoffer), eller at ulike hydrolyserte former tas opp i ulik grad (polare forbindelser). For ikke-likevekts-teknikker kommer i tillegg eventuelt labile tilstandsformer, dvs. tilstandsformer som under opptaksprosessen omdannes til opptagbar tilstandsform. Hvilke forbindelser som utgjør labil fraksjon er betinget av metode, miljøbetingelser og stoffets egenskaper. Fraksjoneringsaspektet kan være en styrke ved gjennomføring av problemkartlegging der kildesporing og grundigere forståelse av prosesser er sentrale mål.

I bestemmelse av kjemisk tilstand er det imidlertid problematisk å bruke passiv prøvetaking fordi vanddirektivets grenser per nå gjelder totalkonsentrasjonen av de ulike organiske miljøgiftene og løst eller biotilgjengelig fraksjon av metaller. Fraksjonen som tas opp av passive prøvetagere kan i noen tilfeller være av sammenlignbar størrelse (metaller og polare stoffer), men kan også være betydelig lavere enn totalkonsentrasjon, slik som tilfellet ofte er for hydrofobe stoffer. Dersom kjemisk tilstand skal kunne fastsettes på bakgrunn av passiv prøvetaking trengs enten omregningsmodeller til etablerte miljøkvalitetsstandarder eller fastsettelse av egne grenser slik som det har blitt gjort for sedimenter og biota. Det er mulig å beregne hvilken konsentrasjon<sup>12</sup> i vann eller alternativt i biota (fettvev) som konsentrasjonen av den frie tilstandsformen til en analytt målt med passiv prøvetaking vil tilsvare (for mer informasjon se **Vedlegg 1**). Veiledere til vanddirektivet beskriver hvordan grenser som gir tilsvarende beskyttelse som etablerte miljøkvalitetsstandarder kan utledes.

Andre utfordringer med passiv prøvetaking er av praktisk karakter slik som å sikre at prøvetakerne får stå uforstyrret, at de ikke blir tatt av vær og vind, og at de på sikkert vis kan settes ut og tas inn selv under vanskelige forhold.

De to underkapitlene gir en vurdering av muligheter og begrensninger med passiv prøvetaking av vannregionspesifikke og prioriterte stoffer.

### 2.3.2 Passive prøvetakere for metaller

Det har vært utviklet ulike teknikker for passiv prøvetaking av metaller i vann. Disse inkluderer teknikker som baserer seg på at det innstilles en likevekt mellom metall i vannfasen og akseptorfasen, teknikker som tvert imot baserer seg på at det *ikke* innstilles likevekt og at konsentrasjon i vannfasen kan beregnes ut fra hvor mye analytt som har akkumulert gjennom prøvetakingsperioden, og metoder som kan brukes i begge modi (**Tabell 4**). Av disse er DGT (diffusive gradients in thin-films) den mest brukte og veldokumenterte. Denne tilbys av de store kommersielle laboratoriene og er etter vår vurdering den passive prøvetakingsteknikken for metaller som er mest aktuell for bruk i rutineovervåking. Bruk av denne teknikken har for eksempel vært gjenstand for sammenligningstester (*in situ* intercomparison) i ferskvann og sjøvann (Dabrin mfl. 2016). Montero mfl. (2012) testet DGT som verktøy for kjemisk evaluering av marine ferskvannspåvirkede vannforekomster ihht. vanddirektivet. De undersøkte 13 estuarier i Biscayabukten som har vært utsatt for ulik grad av kontaminering, og konkluderte med at DGT gav pålitelige tidsintegreerte konsentrasjoner i svært dynamiske vannforekomster. Målingene var i overensstemmelse med historiske data om

<sup>12</sup> Total for organiske stoffer, løst for metaller.



graden av forurensing av de ulike estuariene. Anvendeligheten av ulike typer DGTer for prøvetaking av metaller (og halvmetaller) i brakkvann og sjøvann er vurdert i **Tabell 4** og **5**.

**Tabell 4. Eksempler på teknikker for passive prøvetakere.**

Teknikk	Prinsipp	Barriere	Akseptor	Fraksjon/spesier	Kommentar	Litteratur
In situ dialyse	Likevekt	Semi-permeabel membran	Vandig løsning	Lav-molekylær		(Benes 1974)
DET	Likevekt	Hydrogel	Hydrogel	Lav-molekylær		(Davison mfl. 1991)
Gellyfish	Likevekt	Hydrogel	Fast	Frie ioner		(Senn mfl. 2004)
DMT	Likevekt /ikke likevekt	Semi-permeabel membran (ladet)	Vandig løsning med eller uten ligand	Frie ioner		(Temminghoff mfl. 2000)
SLM/PLM	Likevekt /ikke likevekt	Semi-permeabel membran (hydrofob)	Vandig løsning med ligand	Frie ioner, labile former, hydrofob fraksjon	Fraksjon avhengig av type.	(Parthasarathy og Buffle 1994)
Chemcatcher	Ikke likevekt	Filter-membran	Fast	Labile former		(Allan mfl. 2007)
DGT	Ikke likevekt	Hydrogel	Fast (vanligvis)	Labile former		(Davison og Zhang 1994)

**Tabell 5. DGT-vurdering av egnethet som verktøy for rutineovervåking i brakkvann.**

Metall	Type	«Hylleware»	«Under utvikling»	Pris	Egnethet	Kommentar	Litteratur
Arsen	Zr-oksidi, Ti-oksidi, ferrihydritt.	Ja	Ja	Lav	Umoden	Lite dokumentasjon. Uegnet for lang eksponeringstid i saltvann (> 2 dager)	(Bennett mfl. 2010; Luo mfl. 2010; Price, Teasdale, og Jolley 2013; Sun mfl. 2014)
Kobber	Chelex	Ja		Lav	Ja		(Garmo mfl. 2003; Kreuzeder mfl. 2015; Zhang og Davison 1995)
Krom	Chelex, Zr-oksidi, NMDG	Ja	Ja	Lav	Umoden	Lite dokumentasjon. Uegnet for lang eksponeringstid i saltvann	(Devillers mfl. 2016; Pan mfl. 2015)
Sink	Chelex	Ja		Lav	Ja		(Garmo mfl. 2003; Kreuzeder mfl. 2015)
Bly	Chelex	Ja		Lav	Ja		Samme som for Cu
Kadmium	Chelex	Ja		Lav	Ja		Samme som for Cu
Kvikksølv		Nei	Ja		Umoden	Er i bruk, men utfordrende å	(Merritt og Amirbahman)

**Tabell 5. DGT-vurdering av egnethet som verktøy for rutineovervåking i brakkvann.**

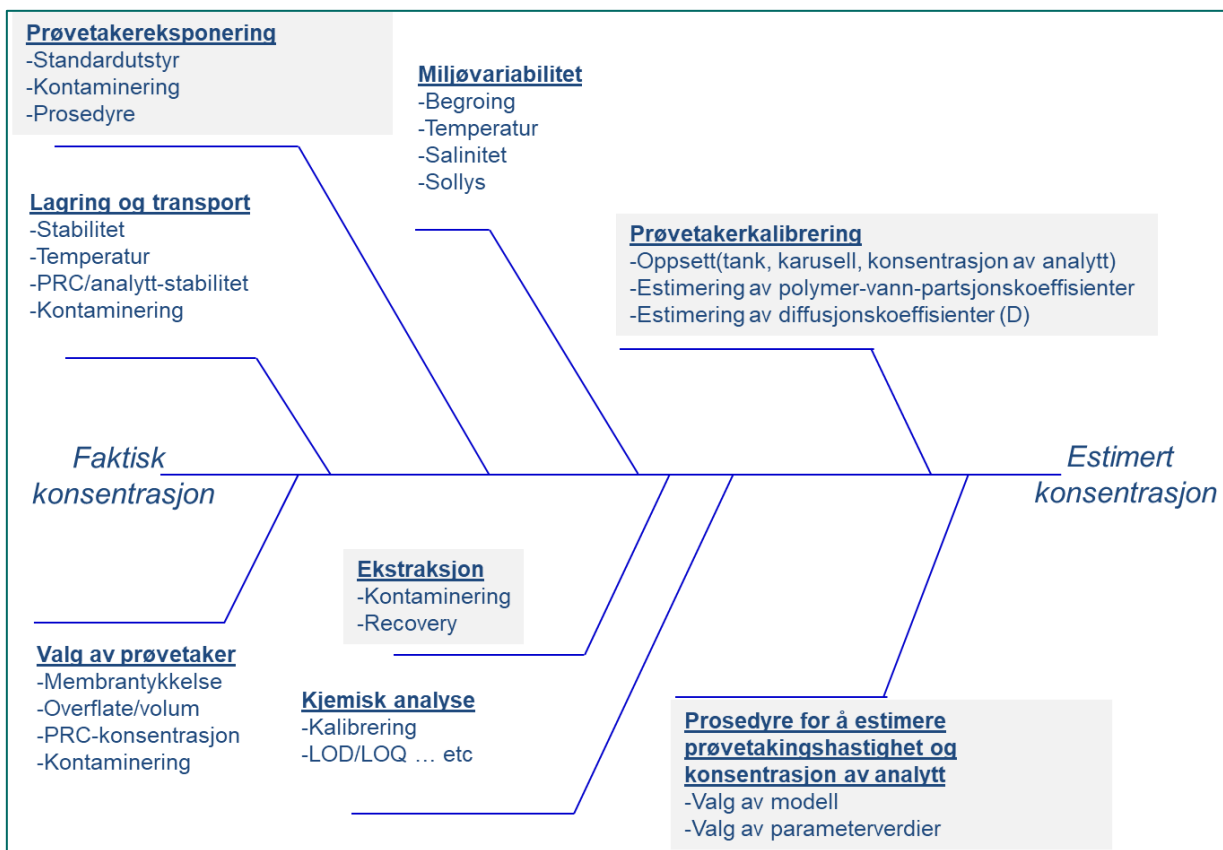
Metall	Type	«Hylleware»	«Under utvikling»	Pris	Egnethet	Kommentar	Litteratur
						oppnå lave nok LOQ	2007; Pham mfl. 2015)
Nikkel	Chelex	Ja		Lav	Ja		Samme som for Cu

### 2.3.3 Passive prøvetakere for organiske miljøgifter

Ulike typer prøvetakere for passiv prøvetakning av organiske miljøgifter har blitt utviklet de siste årene, og noen av dem er nærmere implementering i regulatorisk overvåking enn andre (Booij, Smedes, og Crum 2017). For nøytrale hydrofobe stoffer benyttes hovedsakelig en passiv prøvetaker hvor analytten absorberes i en annen fase (partisjon). Denne fasen er gjerne laget av silikongummi eller polyetylen, og regnes for å gi presise og nøyaktige målinger. For relativt polare stoffer eller stoffer som kan dissosiere (for eksempel organiske syrer, COO<sup>-</sup> og OH-grupper) benyttes prøvetakere hvor analytten adsorberes til et materiale med høy affinitet (Harman, Allan, og Bäuerlein 2011). For de partisjonsbaserte prøvetakerne er det den frie tilstandsformen, dvs. analytt som ikke er bundet til partikler eller oppløst organisk karbon i vannsøylen, som tas opp. For polare stoffer som dissosierer, kan ulike tilstandsformer av stoffet foreligge i vannsøylen, noe som kan påvirke opptaksraten i adsorpsjonsbaserte prøvetakere. En viktig parameter som benyttes under beregning av konsentrasjonen i vannsøylen for adsorpsjonsbaserte prøvetakere er fordelingskoeffisienten mellom prøvetakeren og vann,  $K_{sw}$ , som er uavhengig av den faktiske konsentrasjonen i vannsøylen. For adsorpsjonsbaserte prøvetakere er det utviklet forskjellige adsorbenter for ulike stoffer (Bäuerlein mfl. 2012). Adsorpsjonskoeffisienten indikerer akseptormaterialets affinitet for analytten, men adsorpsjonsisotermene er til en viss grad konsentrasjonsavhengige, noe som medfører at målinger anses som semikvantitative. Dette medfører noe usikkerhet som det er viktig å være klar over når resultatene skal tolkes. Da kan det gjøres en vurdering av sannsynligheten for at målingen er over eller under eventuelle grenseverdier.

Passiv prøvetaking i vann har vært gjenstand for mye utvikling og optimalisering de siste to tiårene. Dette har skjedd gjennom EU-finansierte prosjekter som FP5 STAMPS eller FP6 SWIFT-WFD, prosjekter finansiert på nasjonalt nivå, for eksempel gjennom AQUAREF i Frankrike, eller som samarbeidsinitiativer innen ICES/OSPAR<sup>13</sup> og NORMAN Network ([www.norman-network.net/](http://www.norman-network.net/)). I et forsøk på å standardisere passiv prøvetaking har to dokumenter blitt publisert: en fra britiske standardiseringsmyndigheter (PAS 61: 2006) og en fra ISO (ISO EN ISO 5667-23, 2011). For enkelte adsorpsjonsbaserte prøvetakere (av silikongummi) har dette arbeidet nå kommet så langt at det organiseres kyndighetstester (proficiency testing schemes) for evaluering av laboratoriers ekstraksjon, analyse og databehandling (Booij et al. 2017). For utfyllende informasjon se **Vedlegg 1**. I **Figur 4** vises viktige elementer for bruk av passiv prøvetaking til måling av konsentrasjoner i miljøet.

<sup>13</sup> <http://www.ices.dk/sites/pub/CM%20Documents/CM-2007/J/J0307.pdf>



Figur 4. Faktorer som kan påvirke konsentrasjon estimert med passiv prøvetaking.

#### Passive prøvetakere hvor analytten løser seg i akseptoren (absorpsjon)

De mest brukte passive prøvetakerne er laget av polyetylen (LDPE) (Booij mfl. 2003), silikongummi (Rusina mfl. 2010), trioleinlipider tilsatt LDPE (også SPMD) (Huckins mfl. 1993) eller polyoksymetylen (POM) (Endo mfl. 2011). En versjon av den absorpsjonsbaserte prøvetakeren Chemcatcher™ (se under) er også egnet for prøvetaking av hydrofobe forbindelser i vann (Vrana mfl. 2007).

Til tross for at SPMD lenge har vært den eneste kommersielt tilgjengelige passive prøvetakeren, er det en økende trend i bruk av LDPE og silikon-baserte prøvetakere (Miège mfl. 2015; Skarbøvik mfl. 2015 (Ian J. Allan mfl. 2010)). Det mest omfattende datamaterialet er innhentet fra arbeid med prøvetakerne LDPE og silikongummi/AlteSil™ (Pintado-Herrera mfl. 2016). Samlet sett finnes  $K_{sw}$ -verdier for mange stoffer, men ikke alle de hydrofobe stoffene som er listet i vannforskriften.

#### Passive prøvetakere hvor analytten binder seg til akseptoren (adsorpsjon)

Prøvetaking av polare og dissocierte stoffer i vann har vanligvis blitt gjort med POCIS (polar organic chemical integrative sampler) eller en versjon av Chemcatcher™ (Harman, Allan, og Vermeirssen 2012). En fordel med disse prøvetakerne er muligheten til å velge en adsorbent tilpasset det stoffet man er interessert i å måle. For noen av stoffene i vannforskriften finnes det også andre alternativer (Fauvelle mfl. 2017). For noen legemidler, plantevernmidlet glyfosat og perfluorerte stoffer som PFOS er det for eksempel utviklet tilpassede adsorbenter som ligner DGT-prøvetakeren (Chen, Zhang, og Jones 2012).

#### Andre teknikker for passiv prøvetaking

Passive diffusjonsposer (PDB) tilsvarer in-situ dialyse nevnt i kapittel 2.3.2 har vært i bruk i mange år. Disse prøvetakerne benyttes oftest til prøvetaking av halvflyktige og flyktige

stoffer i grunnvann (Vrobesky og Campbell 2001). Prøvetakerne er kommersielt tilgjengelige, men erfaring med bruk i brakkvann er begrenset. En ulempe med denne type prøvetaker er at den ikke oppkonsentrerer analytten. En annen teknikk er keramiske dosimetre. Disse har blitt brukt med lang eksponeringstid for å prøveta hydrofobe forbindelser som PAH og fosfororganiske flammehemmere (Bopp, Weiß, og Schirmer 2005 og Cristale mfl. 2013). En ulempe med keramiske dosimetre er at prøvetakingshastigheten er relativt lav. På den annen side kan måleusikkerheten være lav gitt at begroing ikke medfører problemer. I **Tabell 6** gis en oversikt over passive prøvetaker som kan benyttes til overvåking av organiske miljøgifter.

**Tabell 6.** Oversikt over passive prøvetakere som kan benyttes til overvåking av organiske miljøgifter. Prioriterte stoffer er angitt i tykk skrift.

Stoff	Type	Utviklingsstadium (A, i bruk; IU, i utvikling; N, ikke i bruk)
Bisfenol A	Adsorpsjon, Absorpsjon	IU
TBBPA (Tetrabrombisfenol A)	Partisjon	IU
Dekametyl syklopentasiloksan (D5)	Partisjon	IU
Klorparafiner	Partisjon	IU
PFOA	Adsorpsjon/DGT-type	IU
Triklosan	Partisjon	A
TCEP (tris(2-kloroetyl)fosfat)	Partisjon	A
Dodecylfenol med isomere	Partisjon	IU
Diflubenzuron	Partisjon	IU
Teflubenzuron	Partisjon	IU
Trifenyltinn	Partisjon	IU
PCB7	Partisjon	A
PAH (alle)	Partisjon	A
Alaklor	Adsorpsjon	IU
Antracen	Partisjon	A
Atrazin	Adsorpsjon	A
Benzen	Diffusjonsposer	A
Bromerte difenyletere	Partisjon	A
Syklodien pesticider (Aldrin, Dieldrin, Endrin, Isodrin)	Partisjon	IU
Karbondetraklorid	Diffusjonsposer	A
Kortkjedete klorparafiner	Partisjon	IU
Klorfenvinfos	Partisjon	IU
Klorpyrifos	Partisjon	IU
1,2-dikloreten	Diffusjonsposer	A
Diklorometan	Diffusjonsposer	A
Di-(2-etylheksyl)ftalat (DEHP)	Partisjon	IU

**Tabell 6. Oversikt over passive prøvetakere som kan benyttes til overvåking av organiske miljøgifter. Prioriterte stoffer er angitt i tykk skrift.**

Stoff	Type	Utviklingsstadium (A, i bruk; IU, i utvikling; N, ikke i bruk)
Diuron	Adsorpsjon	A
Endosulfan	Ingen	N
Fluoranten	Partisjon	A
Heksaklorbenzen	Partisjon	A
Heksaklorbutadien	Partisjon	A
Heksaklorsykloheksan	Partisjon	A
Isoproturon	Adsorpsjon	A
Naftalen	Partisjon	A
Nonylfenol	Partisjon	IU
Oktylfenol 4-(1,1,3,3-tetrametylbutyl)fenol	Partisjon	IU
Pentaklorbenzen	Partisjon	A
Pentaklorfenol	Partisjon	IU
PAH (alle)	Partisjon	A
Simazin	Adsorpsjon	A
Tetrakloretylen	Diffusjonsposer	A
Tributyltinn	Partisjon	A
Triklorobenzener	Partisjon	A
Trikloretylen	Diffusjonsposer	A
Triklormetan	Diffusjonsposer	A
Trifluralin	Partisjon	A
Dicofol	Partisjon	IU
Perfluroroktylsulfonat og dets derivater (PFOS)	Adsorpsjon/DGT type	IU
Quinocyfen	Partisjon	IU
Dioksin og dioksinlignende forbindelser	Partisjon	A
Aklonifen		N
Bifenox	Partisjon	IU
Cybutryne	Partisjon	A
Cypermethrin	Partisjon	IU
Diklorvos	Adsorpsjon	IU
Heksabromsyklododekan (HBCDD)	Partisjon	A
Heptaklor og heptakloreposid	Partisjon	IU
Tertbutryn	Partisjon/Adsorpsjon	A

Viktige egenskaper ved passiv prøvetaking er lave deteksjonsgrenser, at konsentrasjonene måles over en tidsperiode (tid prøvetakeren er utplassert) og at et stort vannvolum prøvetas.

### 2.3.4 Høyvolumsvannprøvetakere

Høyvolumsvannprøvetakere har vært benyttet i flere overvåkingsprogrammer i Norge: Elvetilførsels-programmet (Skarbøvik mfl. 2015), regionale overvåkingsprogram (Ranneklev, Allan, og Berge 2015; Ranneklev, Allan, og Enge 2011) og i andre FoU-prosjekter (Allan mfl. 2011 og Allan mfl. 2009). I **Figur 5** vises en høyvolumprøvetaker, hvor man kan montere filtre og PUF-plugger (polyuretanskum) som samler inn partikkelbundne stoffer og stoffer som er i fri form når vann pumpes gjennom systemet. Andre typer høyvolumsvannprøvetakere som har vært benyttet i Norge er i stor grad sentrifuger. Her pumpes vann inn i sentrifugen som roterer i høy fart slik at partikkelbundne stoffer spinnes ned. Partiklene som samles inn kan deretter sendes til kjemisk analyse.



**Figur 5.** Høyvolumsvannprøvetakeren («Miss Pinky») som ble benyttet til prøvetakning i Frierfjorden. Her ble 300 L vann prøvetatt fra 43, 57 og 96 meters dyp og filtrert gjennom et 0,7µm glassfiberfilter som ble analysert for dioksiner (Allan, Schaanning, og Beylich 2011).

Fra litteraturen er det et stort antall publikasjoner hvor man har benyttet ulike høyvolum vannprøvetakere. Prinsippene er de samme som vist ovenfor, men med andre typer adsorbenter sammen med glassfiberfiltre (Lohmann mfl. 2009; Möller mfl. 2011 og Totten mfl. 2001). Utstyret som benyttes er oftest «hjemmesnekret», og satt sammen av ulike deler. Fordelene med bruk av høyvolumsvannprøvetakere er blant annet at store volum vann prøvetas og betydelige mengder partikler kan samles inn. Adsorbentene og filtrerne må ekstraheres og sendes til kjemisk analyse. Ekstraksjonsmetodene er ikke standardiserte, og utføres med ulike typer løsemidler, og dette vil påvirke sluttresultatet. Tilsvarende kjemiske analyser som anvendes til sedimenter benyttes for å bestemme konsentrasjonen av miljøgiftene i partiklene. Metodene slik de er beskrevet ovenfor er utelukkende av interesse for organiske miljøgifter.

### 2.3.5 Sedimentfeller

Sedimentfeller anvendes i en rekke ulike overvåkingsprogram, og hovedsakelig i kystvann og innsjøer (Schøyen, Håvardstun, og Tveiten 2017; Næs og Håvardstun 2010 og NGI<sup>14</sup>). Sedimentfeller benyttes for å bestemme sedimentasjonsraten (fluksen) og kvaliteten til det sedimenterende materialet. I **Figur 6** vises eksempler på sedimentfeller som ble benyttet til overvåking i Oslofjorden. Sedimentfeller plasseres i ulike dyp (under innseilingsdybde) og over

<sup>14</sup> <https://www.ngi.no/Prosjekter/Sedimentovervaakning-i-innsjoe>

større områder. Utplasseringstiden varierer, men kan i visse tilfeller være opptil ett år. Ved innhenting av sedimentfeller, fjernes vannet og sedimentert materiale sendes til analyse. Fordelene ved bruk av sedimentfeller er at de er rimelige og enkle å bruke, og i en viss grad standardiserte (for å beregne flux må man kjenne til åpningens areal), dersom de opprettholder vertikal posisjon i vannsøylen. En stor ulempe med sedimentfeller er at det ofte er vanskelig å samle inn tilstrekkelig med sedimenterende materiale slik at konsentrasjonen til mange stoffer kan analyseres. Tilsvarende kjemiske analyser som anvendes til sedimenter benyttes for å bestemme konsentrasjonen av miljøgifter. Metoden brukes til metaller og organiske miljøgifter.



**Figur 6.** Sedimentfeller i pleksiglass, montert i rigg av polyvinyl utstyrt med blåser for oppdrift og vinger for stabilisering i vannmassene (Foto: Sissel Ranneklev, NIVA).

## 2.4 Andre metoder

Det finnes metoder, andre enn konvensjonelle kjemiske analyser, for å bestemme tilstedeværelsen av miljøskadelige stoffer og/eller summen av deres toksisitet i ulike miljøprøver. Flere metoder kan være aktuelle for brakkvann, men metodene er mest aktuelle for problemkartlegging. En årsak til dette er at for basisovervåking og tiltaksrettet overvåking stilles det strenge krav til spesifisitet av metodene siden reguleringen gjelder for spesifikke substanser. De fleste av metodene beskrevet i dette kapitlet tilfredsstiller foreløpig ikke kravet til spesifisitet, og dette er diskutert nærmere i kapittel 2.4.6.

### 2.4.1 Bioassay og biomarkører

Med bioassay forstår vi i denne rapporten måling av konsentrasjon eller potens av substans(er) ved å studere virkningen på levende celler eller vev. I praksis vil dette si at et ekstrakt av stoffene fra lokaliteten tilsettes celler (*in vitro*), og at virkningen på cellene studeres. Ekstraktet vil ofte være vann som er oppkonsentrert, men ekstrakt fra andre matriser (sediment/biota) kan også brukes.

Med biomarkører menes i denne rapporten biologiske responser som kan tilskrives en ekstern stressor, ofte av antropogent opphav. Organismen må da tas ut fra det aktuelle området som skal overvåkes. Dette betyr at de samme begrensninger som er beskrevet i kapittel 3 stort sett gjelder for organismene. Unntaket er at kravet til at organismen er høyt i næringskjeden

ikke nødvendigvis er like stort. I dette kapittelet har vi vist to eksempler på bioassay - CALUX og YES/YAS, og et eksempel på en biomarkør - PAH-metabolitter. Metodene kan ikke anvendes til å klassifisere tilstand i henhold til vannforskriften, men de kan være nyttige verktøy for problemkartlegging.

### 2.4.2 CALUX

CALUX står for «Chemical Activated LUciferase gene eXpression» og er et bioassay for å detektere substanser i miljøprøver som bindes til spesifikke reseptorer. Reseptorene er knyttet til skadelige effekter som for eksempel østrogen- eller dioksineffekt. Prinsippet er som følger: dette er et *in vitro* assay hvor man anvender en modifisert cellelinje hvor cellene har fått inkorporert et luciferase-gen koblet sammen med et responselement som kan indusere transkripsjon av dette genet for lys-generering. Responselementet kan være ulikt, slik at man kan ha binding til ulike reseptorer, avhengig av hva slags stoffer man ønsker å bestemme. Et eksempel er DR-CALUX (Dioxin Responsive). Her er luciferasegenet koblet til dioksinresponsive elementer (DRE), slik at når dioksiner og/eller dioksinliknende stoffer bindes til arylhydrokarbon-reseptoren (AhR), så bindes ligand-reseptor komplekset til DRE. Dermed uttrykkes luciferase (i tillegg til proteiner som normalt er assosiert med DRE) og lys emitteres og kan måles. Mengden lys som produseres er proporsjonalt med mengden binding til ligand-spesifikke reseptorer. Dermed kan man uttrykke mengden av 2,3,7,8-TCDD-ekvivalent toksisitet (TEQ). Dette tilsvarer i mange sammenhenger slik konsentrasjoner av dioksiner analysert med konvensjonelle kjemiske analyser uttrykkes. Miljøkvalitetsstandarden i vannforskriften (se Direktiv 2013/39/EU og M-608) er også oppgitt som TEQ. Denne er på 0,0065 µg/kg TEQ i biota og summen av toksiske ekvivalenter gjelder for spesifikke polyklorerte dibenzo-*p*-dioksiner og -furaner, samt non-*ortho* substituerte PCB-kongenere.

Det kan nevnes at i veilederen for risikovurdering av forurenset sediment (M-409) anbefales en DR-CALUX test dersom det er mistanke om tilstedeværelse av dioksiner eller dioksinliknende forbindelser i sedimentene. Den anses der som godt egnet i en trinn 1-vurdering. Et eksempel på bruk av DR-CALUX for problemkartlegging ble gjort for sedimentprøver fra Grenland og Oslofjorden (Grung mfl. 2017). Målet med undersøkelsen var å undersøke miljøstatus i sedimenter ved bruk av bioassay kombinert med non-target analyse. TEQ nivåene som ble målt ved bruk av DR-CALUX var høyere i Grenland enn i Oslofjorden. Nivåene i Oslofjorden var høyere nær havnen. Resultatene ble brukt for å tentativt identifisere komponenter som var opphav til de observerte nivåene. AhR-agonistene som ble identifisert i Oslo havn var stort sett upolare stoffer, og kunne tilskrives PAH-forbindelser. I Grenland ble AhR-aktiviteten knyttet til mer polare komponenter, og flere polyaromatiske forbindelser med nitrogen/oksygen (N/O-PAC) ble tentativt identifisert.

CALUX har den fordelen at risiko for å underestimere toksisitet (mediert gjennom interaksjon med Ah-reseptor) er lavere enn ved kjemiske analytiske metoder. Dette begrunnes med at metoden ikke fokuserer på et begrenset utvalg stoffer/kongenere, men summerer toksisitetsbidraget fra alle stoffer med Ah-mediert respons, inkludert eksempelvis PAH forbindelser (Pieterse mfl. 2013). Dette gjør imidlertid metoden mindre egnet i overvåking hvor man ønsker et tall på toksisitetsbidraget fra helt spesifikke stoffer/kongenere.

Som nevnt finnes det ulike CALUX-assay avhengig av hva slags stoffer/toksisitet man er interessert i å kartlegge. Prinsippet er det samme som for DR-CALUX, men luciferase-genet er koblet til andre responselementer, slik at lys-generering medieres av binding til andre reseptorer. Eksempler er ER-CALUX (Estrogen Responsive), hvor responselementene er koblet til østrogenreseptor, slik at man kan detektere tilstedeværelsen av østrogen, eller østrogenlignende stoffer.



### 2.4.3 YES/YAS

YES (Yeast Estrogen Screen) og YAS (Yeast Androgen Screen) er også *in vitro*-metoder utviklet for å detektere henholdsvis østrogen- og androgen-aktivitet (både av naturlige og syntetiske stoffer) i miljøprøver. Metoden er basert på genetisk modifiserte gjærceller som inneholder genet for menneskelig østrogen, eller androgen reseptor. Binding til reseptoren fører til ekspresjon av et genprodukt som omdanner substratet, slik at det skifter farge. Alternativt kan et luminescenssignal genereres. I begge tilfeller er dette målbart.

Metoden kan være nyttig til å kartlegge tilstedeværelsen av hormonforstyrrende stoffer (som f.eks. alkylfenoler, bisfenol A eller ftalater). Den er imidlertid mindre egnet i overvåking hvor man ønsker informasjon om konsentrasjoner av helt spesifikke stoffer. YES/YAS ble også benyttet i ovennevnte studie av (Grung mfl. 2011), men i denne studien ble lave nivåer av YES/YAS muligens maskert av antagonister. I en studie av (Brix mfl. 2010) ble ulike gjær-baserte essayer sammenlignet og undersøkt for egnethet for overvåking i regi av vanddirektivet. Det ble funnet god overensstemmelse mellom de ulike essayene som ble brukt og det kjemiske innholdet av østrogener. Det ble imidlertid påvist lav følsomhet av alle essayene mot alkylfenoler, noe som vanskeliggjør anvendelsen av disse til overvåking (merk at oktyl- og nonylfenol er prioriterte stoffer i vannforskriften).

### 2.4.4 PAH-metabolitter

En biomarkør som kan være relevant å benytte ved forurensning av PAH-forbindelser er PAH-metabolitter i galle av fisk. Denne biomarkøren benevnes ofte som en eksponeringsmarkør, siden den sier noe om eksponering for PAH-forbindelser i den siste tiden før prøvetaking. I motsetning til mange evertrebrater, omdanner vertebrater PAC (polyaromatiske komponenter) til metabolitter i to steg til hydroksymetabolitter og konjugater (glucuronider/sulfater). Analyse av galle representerer flere fordeler over andre vev som ofte krever omfattende prøveopparbeidelse (for eksempel analyse av PAH i blåskjell).

Gallen kan analyseres ved bruk av flere metoder, blant annet direkte fluorescens-måling av gallen, eller mer avanserte analysemetoder som HPLC eller GC/MS. Fordeler og ulemper med de ulike analysemetodene er gitt i rapporten av (Ariese mfl. 2005). Kort fortalt er direkte måling med fluorescens en god screeningmetode siden følsomheten er svært god. Imidlertid er det vanskelig å skille ulike PAH-metabolitter fra hverandre ved bruk av direkte fluorescens, selv ved bruk av spesifikke bølgelengder rettet mot ulikt antall aromatiske ringer. HPLC med fluorescensdetektor er et godt alternativ for å måle på individuelle metabolitter av 3-5 rings PAH. For metabolitter av naftalen (2 ringer) er imidlertid HPLC en mindre egnet metode. Det er vanskelig å oppnå separasjon fra mer polare forbindelser som har fluorescens, og en metodeutvikling av eksisterende metoder må gjennomføres dersom denne metoden skal fungere for metabolitter av naftalener. GC/MS er også et godt egnet alternativ for analyse av PAH-metabolitter. Her må det gjennomføres en derivatisering for å gjøre metabolittene mer flyktige slik at går over i gassform ved de temperaturene som kan brukes (opp til 350 °C). Derivatisering gjør prøveopparbeidelsen mer arbeidskrevende, og dermed dyrere. Tyngre PAH vil ofte ikke være flyktige nok selv etter derivatisering, noe som gjør analyse av 4 og 5-rings PAH vanskelig ved bruk av GC.

Analysen av PAH-metabolitter er standardiserte, i den grad at det ble utarbeidet et referansemateriale (Ariese, Beyer, og Wells 2005) til analyse og at det er gjennomført en ringtest (Kammann mfl. 2013) av laboratorier som utfører analysen. Imidlertid er det ikke mulig å kjøpe standardiserte referansematerialet lenger, slik at dersom analysen skal gjøres i

stor skala igjen er det ønskelig at det utarbeides et nytt referansemateriale. Det trengs svært lite materiale for å kunne gjennomføre analysen, og fisk (zebrafisk og ørekyt) ned i størrelse på et par cm kan benyttes, (Holth mfl. 2008).

For PAH-metabolitter finnes det ikke relevante grenseverdier i vannforskriften. Imidlertid er det for marin fisk utarbeidet grenseverdier for 1-OH-pyren og 1-OH-fenantren (Hylland, Vethaak, og Davies 2012). Bakgrunnsnivåer (BAC) og grenseverdier for miljøpåvirkning (EAC) er satt for flere marine fiskearter. Selv om det ikke er fastsatt grenseverdier for ferskvannarter, har NIVA benyttet grenseverdiene for marin fisk til å vurdere en ferskvannart (ørekyte) i publisert materiale. Det er likevel ønskelig med mer erfaring med nivåer i ferskvannarter før man kan si noe sikkert om BAC og EAC for ferskvannartene. PAH-metabolitter har i flere år blitt målt i store overvåkingsprosjekter for marine vannforekomster (MilKys), og er forsøksvis introdusert i Referanse-elver for 2017. PAH-metabolitter i fisk ble introdusert som en eksponeringsmarkør for oljeforurensning etter Exxon-Valdez-ulykken, og har også vært brukt i vannsøyleovervåkingen på norsk sokkel (Brooks mfl. 2011).

#### 2.4.5 Biosensorer<sup>15</sup>

IUPAC har definert biosensorer som uavhengig utstyr som er i stand til å gi kvantitativ eller semi-kvantitativ analytisk informasjon ved å bruke et biologisk gjenkjenningselement (biologisk reseptor) som kobles til et signalelement. Signalelementet kan ha ulike karaktertrekk, men er i praksis ofte optisk eller elektrokjemisk. Fordelen med slike systemer er at de er ofte små, og dermed mulig å transportere ut i felt. En annen styrke er at det er mulig å måle forurensninger i komplekse matriser med lite prøveopparbeidelse. De har også en anvendelse dersom hensikten er å gjøre en kontinuerlig overvåking av for eksempel et forurenset område.

En av fordelene med biosensorer er at de gjør det mulig å måle ikke bare spesifikke miljøgifter men kan måle den biologiske effekten som for eksempel toksisitet, DNA/genskade, hormonhermende effekter og biokjemisk oksygenforbruk. En annen fordel er at de kan integrere både total og biotilgjengelige konsentrasjoner. Videre kan biosensorer påvise mikroorganismer (patogener) i vann. Det er flere kjemiske grupper som kan påvises ved bruk av biosensorer: pesticider, hormoner, PCB, dioksiner, fenoler, bisfenol A, såpestoffer (surfaktanter), lineære alkylbensulfonater, etoksylater og petroleumprodukter (alkaner og aromatiske komponenter), PAH, antibiotika og ulike toksiner. Også for uorganiske grupper som metaller, fosfat og nitrat er det utviklet biosensorer.

Foreløpig er det for mange biosensorer for høy deteksjonsgrense (LOD) i forhold til tradisjonelle analytiske målemetoder. For mange biosensorer ligger måleområdet fremdeles i µg/L, mens målrettede analyser ofte har lavere LOD. Likevel er det forventet at LOD for biosensorer vil gå ned på sikt, og for f.eks. hormoner er LOD på ng/L-nivå eller lavere. Et utdrag av ulike LOD for biosensorer fra Rodriguez-Mozaz, Lopez de Alda, og Barceló 2006 er vist i **Tabell 7**.

**Tabell 7. Informasjon om LOD, målemetode, gjenkjenningselement og stoff for ulike biosensorer.**

Stoff	Målemetode	Gjenkjenningselement	LOD (µg/L)
<b>Isoproturon, diuron, simazine</b>	Optisk (fluorescens)	Antistoff	0,5

<sup>15</sup> Mye av informasjonen i dette kapittelet er hentet fra artikkelen av Rodriguez-Mozaz et al. (2006).

Tabell 7. Informasjon om LOD, målemetode, gjenkjenningselement og stoff for ulike biosensorer.

Propanil	Optisk (fluorescens)	Antistoff	0,0006
Paraoxon+carbofuran	Elektrokjemisk	Enzym (AChE)	0,2
Hormoner (estron, progesteron, testosteron)	Optisk (fluorescens)	Antistoff	<0,001
Dioxin og dioxin-lignende forbindelser	Optisk (luminiscens)	Rekombinante leverceller	10 pM
Fenoler	Elektrokjemisk	Enzymer	0,8
Klorfenoler	Optisk (kjemiluminiscens)	Enzymer	1,4-1975
Nonylfenol	Elektrokjemisk	Antistoff	10
PCBs, Aflatoxin	Elektrokjemisk	DNA	300
Uorganisk fosfat	Elektrokjemisk	Enzymer	570

Tross dette er bruk av biosensorer innen miljøovervåking relativt beskjedent sammenlignet med medisinske eller farmasøytiske applikasjoner. Det biologiske prinsippet er som oftest immunologisk, reseptorer (enzymatisk eller ikke-enzymatiske), hele celler eller DNA. For hele celler er det ofte bakterier eller genetisk modifiserte bakterier som brukes som biosensorer.

#### 2.4.6 Begrensninger ved bruk av biomarkører, bioassay og biosensorer

Selv om det har vært en økende vekst i bruk av biosensorer, bioassay og biomarkører er bruken i dagens overvåking fremdeles begrenset. For biosensorer er praktiske begrensninger ofte knyttet til matriks-effekter (dvs. at vannet inneholder biota, humus osv.), mangel på stabilitet og mangel på sammenligning med allerede etablerte målemetoder. Metodene bærer til dels preg av å være brukt i forskningsrettede prosjekter mer enn i vanlig overvåking.

Det største problemet med bruk av biosensorer, bioassay og biomarkører til overvåking i dag er a) mangel på spesifisitet av metodene, og b) mangel på validering (opp mot en spesifikk analytisk metode). I vanddirektivet er miljøgiftene regulert etter konsentrasjon av enkeltforbindelser i vann/biota/sediment, noe som gjør at mangel på spesifisitet vil utgjøre et generelt problem dersom biosensorer, bioassay eller biomarkører skal benyttes innen tiltaksrettet/basisovervåking. Bruk av antistoff (immunglobuliner) er det vanligste gjenkjenningselementet til biosensorer, mens en reseptor er vanlig i bioassay. For både antistoff og reseptorer er det kjent at ulike kjemikalier kan binde til antistoff/reseptor, men med ulik affinitet. Det betyr at et positivt utslag i et bioassay/biosensor ikke er spesifikt knyttet til den enkelte forbindelsen, men kan være knyttet til forbindelser som er strukturelt like. Ulike reseptorer har ulik spesifisitet, og det er kjent at for eksempel enkelte CYP-enzymmer har mange substrater. CYP1A2 har strukturelt ulike substrater som blant annet kaffein, 7-ethoxyresorufin, tizanidin og teofyllin som vil bindes. Andre CYP-enzymmer har svært bred substratspesifisitet, eksempler på dette er CYP2D6 og CYP3A4. Det er kjent at østrogenreseptorene vil binde flere ulike substanser med ulik affinitet. Også for antistoffer er mangel på spesifisitet et kjent problem. Det er få reseptorer og antistoffer som er validert med hensyn til spesifisitet (Saper 2009). Bruk av syntetiske peptider og molekyl-printede polymere (MIP) har vært tenkt brukt til å produsere mer spesifikke antistoffer, men er fremdeles ikke spesifikke nok.

Innen et område som for eksempel retts toksikologi har det vært en utstrakt bruk av antistoff til å screene biologiske prøver for tilstedeværelse av stoffer som har strukturlikhet med stoffer som er toksiske, for eksempel opiater. Dersom tilstedeværelse av opiater i blod/urin

skal undersøkes, benyttes et immunoassay som er følsomt for ulike opiat. Tilstedeværelse av opiat kan skyldes inntak av ulike legemidler, for eksempel hostesaft (etyl morfin, folkodin), smertestillende tabletter (kodein) eller inntak av heroin/morfin. Det er ønskelig at immunoassayet er bredt, og dekker tilstedeværelsen av de nevnte stoffene, eventuelt også metabolitter av stoffene. Det har derfor vært vanlig at spesifisiteten og kryssreaktiviteten til det assayet som benyttes undersøkes siden ulike assay har ulike spesifisitet og kryssreaktivitet (Cone mfl. 1992). Ved positive screeningfunn etterfølges den immunologiske screeningen av en spesifikk analyse som bekrefter eller avkrefter funnene i screeningen. Dette siste steget kalles «confirmation analysis», og er alltid resultatet som benyttes i rettslig sammenheng (Rainio mfl. 2013; Kraemer og Paul 2007). Dette vil normalt være en GC/MS eller LC/MS-metode.

En bruk av biomarkører/bioassay/biosensorer vil ha en anvendelse som skissert for antistoff skissert over. De vil egne seg for å kartlegge forurensningsproblemer. Siden spesifisiteten av biomarkører/bioassay/biosensorer er lite kartlagt bør eventuelle positive funn etterfølges med bekreftende analyser som er spesifikke for det enkelte kjemikalet som er regulert i Vannforskriften. I praksis vil dette som en hovedregel også for miljøovervåking bety en analytisk metode ofte basert på GC/MS eller LC/MS.

## 2.5 Sensormetodikk

I dette kapitlet tar vi for oss ulike sensormetodikk. De fleste av sensorene er ikke direkte relevante for vannregionspesifikke og prioriterte stoffer, men informasjon som innhentes kan benyttes under overvåking av vannmiljøet, inkludert brakkvann, bla til å finne utbredelsen og eventuelle endringer i utbredelsen til brakkvannsområdet, salinitetsgradienter, stasjonsplasseringer og områder med høyt innhold av partikler som sedimenterer.

### 2.5.1 Optiske miljøsensorer

Flere optiske måleprinsipper brukes i dag for måling av ulike parametere, enten direkte eller som proxy for den aktuelle parameteren. Prinsipper som bygger på lysspredning, lysabsorpsjon og fluorescens er mest vanlig (Golmen, Kvalsund, og Bruvik 2014).

Lysspredning er relevant for turbiditet ved at infrarødt lys brukes for å måle partikkelmengde. Dette er nok den mest brukte tilnærmingen, og flere *in situ*-sensorer er kommersielt tilgjengelige. Disse brukes for eksempel i kartlegging av spredning av partikler under mudringsoperasjoner, samt under overvåking av elver og estuarier. Lysabsorpsjon er ikke brukt i samme omfang fordi de krever mer avanserte instrumenter, men i såkalte transmisjonsmetere måles absorpsjon sammen med spredning. Slike instrumenter brukes for å studere en vannmasses iboende optiske egenskaper og blant annet studier av primærproduksjon og siktedyp.

I klimasammenheng er målinger av oppløst organisk karbon (DOC) viktig på grunn av mer avrenning fra land og farging av kystvannet. Som en proxy for DOC kan man måle fluorescensegenskapene til cDOM (farget DOC). Fluorescensegenskapene til olje/PAH er også benyttet i miljøsensorer for å kartlegge forhøyede konsentrasjoner av PAH. Det benyttes da UV/fluorescens-sensorer (Rochelle-Newall mfl. 2014 og Panne mfl. 2000).

### 2.5.2 Måleplattformer

De fleste av de ovennevnte sensorene kan anvendes i dag på mange måleplattformer med overføring av data i sanntid. Plattformene kan være bøyer, faste installasjoner, glidere og sensorer om bord på skip/båter.

På bøyer og faste installasjoner er det som regel tilstrekkelig elektrisk strøm tilgjengelig og man kan enkelt utstyre en slik installasjon med en rekke ulike sensorer som til sammen gir et godt bilde av ulike vannkvalitetsvariabler.

Glidere tas i dag mer og mer i bruk. Disse bygger på flere prinsipper: «wave glider» og bruker bølgeenergi for fremdrift, en undervannsglider regulerer selv sin oppdrift, mens en «wind glider/sail bouy» benytter vindenergien. Av disse kan «wave»-gliderne bære flest sensorer og de kan operere i flere måneder. Undervannsgliderne kan dykke til flere hundre meter og bære et begrenset antall sensorer. Både «sail bouy» og «wave glider» operer begge i overflaten. (Golmen, Kvalsund, og Bruvik 2014 og linker i rapporten).

### 2.5.3 Satellittdata

Gjennom det europeiske satellittprogrammet Copernicus ([www.copernicus.eu/](http://www.copernicus.eu/)) har nye miljøsatellitter vært i drift i noen år. Disse er utstyrt med både radar og optiske sensorer. Av disse er de optiske satellittene Sentinel 2 og 3 relevante for vannkvalitetsvariabler som partikler og alger. Satellittene gir en geometrisk oppløsning fra 20-300 m og har en god dekningsfrekvens når man sammenligner med dagens tradisjonelle målefrekvens basert på å ta vannprøver (vanligvis 1-2 ganger per mnd.). Her ligger det et potensiale som kan utnyttes for å få oversikt over store områder for variabler som klorofyll-a, partikler og siktedyp.

## 2.6 Autonome systemer for vannprøvetakning

Prøvetakning i brakkvannsområder kan være utfordrende (kap 1.6). I Elbe estuariet som strekker seg over et stort område benyttet man helikopter til innsamling av vannprøver, som viste seg å være rimeligst og mest effektivt. I tillegg var det etablert en fast målestasjon i elveutløpet for kontinuerlig måling av generell vannkjemi (pH, temperatur, oksygen og ledningsevne) (Carstens mfl. 2004). I dag er det en rask utvikling av autonome systemer for vannprøvetakning, som kan ta vannprøver fra luft og under vann. De autonome systemene er tidsbesparende, angir presist koordinater og dyp hvor prøven ble tatt, minimerer HMS-behov som er nødvendig i forbindelse med feltarbeid og vil i lengden være mer økonomisk fordelaktige (Ore mfl. 2015; Ryan mfl. 2010; Fornai mfl. 2016 og Díaz-González, Baldi, og Fernández-Sánchez 2017). For overvåking i brakkvann vil slike autonome systemer være egnet på grunn av de raske endringene i vannhydrografien.

## 3. Vurdering av metoder og konklusjon

Her har vi vurdert hvor egnet noen av de ulike metodene som er beskrevet i rapporten er til å kunne bli benyttet til overvåking av vannregionspesifikke og prioriterte stoffer. Kun de metoder som vi anser som mest velegnede i forhold til de krav som stilles i vannforskriften er

vurdert. Metoder som er beskrevet i kapittel 2.4 vil da ikke bli vurdert. Flere av disse metodene benyttes i dag i forskningsprosjekter. Noen få av metodene bør vurderes for problemkartlegging, men de er dag ikke egnet for bruk i tiltaksovervåking og basisovervåking. Mangel på spesifisitet er hovedgrunnen til at de ikke er egnet.

Metoder som er beskrevet i kapittel 2.1-2.3 er satt opp mot hverandre og vurdert. Følgende momenter er lagt til grunn for vurderingen:

- Om metoden kan sammenliknes direkte med miljøkvalitetsstandarder, og kan benyttes til klassifisering av tilstand.
- Generelle andre vurderinger (for eksempel egnethet til de ulike stoffene, vanskelighet med å finne organisme).
- Brukervennlighet (hva som krever av kunnskap og utstyr).
- Kostnader (innkjøp/leie av utstyr, innkjøp av organisme, feltarbeid/etterarbeid, tilsyn med biota, kjemiske analyser, rapportering).

Oppsummeringene av vurderingene er samlet opp i **Tabell 8** og **Tabell 9**. Hvert moment er gitt score 1, 2 eller 3, samt samlet score for hver metode. Da det er særdeles viktig at metoden kan benyttes til klassifisering av tilstand, er dette momentet vektet dobbelt. Det er vanskelig å tallfest styrker/svakheter, og de må anses som subjektive, men de gir forhåpentligvis en pekepinn på hvilke metoder som anses som mest velegnede. I **Tabell 9** angis et kostnadsoverslag for anvendelsen av de ulike metodene og deres brukervennlighet, fra initiering av et overvåkingsprogram til rapportering. For kostnadsoverslag vil det være store usikkerheter, blant annet vil antall stasjoner og prøver som tas ut, samt type matriks og antall stoffer som skal analyseres påvirke kostnadene betydelig. Vurdering av brukervennligheten vil være en subjektiv vurdering, og bero på erfaring med de ulike metoden og tilgang til ressurser.

**Tabell 8.** Vurderinger av noen utvalgte metoder med hensyn til regulatoriske krav og mangler/ulempes ved metode. Momenter til utvalgte metoder er gitt score 1, 2 eller 3. Dersom en metode oppfyller regulatoriske krav er momentet gitt score 3 x 2, hvis ikke, er score 2 gitt. For mangler/lemper ved metodens egnethet, er score 1 gitt lavest score, som indikerer at metoden har flere mangler; score 2, noen mangler; score 3, som indikerer at metoden har få mangler. Metode med høyest samlet score er vurdert som best.

Metode	Oppfyller regulatoriske krav	Styrker/svakheter ved metode	Samlet score
Konvensjonell vannprøvetakning	Ja (3x2)	Ikke egnet til de fleste organiske stoffene, men til metaller. Store fluktuasjoner i vannmassene medfører at mange vannprøver må tas. (2)	8
Uttak av sediment	Ja (3x2)	Bare egnet for stoffer som sedimenterer, ikke egnet for mer polare stoffer. Sedimenteringsrate er generell lav, slik at det tar tid før man vil kunne måle forhøyede konsentrasjoner i sedimentene. (2)	8
Bruk av stedegen fisk	Ja (3x2)	PAH kan ikke måles i fisk, og metode er kun egnet for stoffer som bioakkumulerer. Viktig indikator for å vurdere tilstand med hensyn til miljøgifter. (2)	8
Utplassering av biologiske indikatorer (fisk)	Ja (2)	PAH kan ikke måles i fisk, og metode er kun egnet for stoffer som bioakkumulerer. Noen stoffer, for eksempel PCB oppnår ikke likevekt med omgivelsene. Metode er ikke standardisert. (1)	3
Passive prøvetakere	Nei (2)	Måler den frie fraksjonen, og for organiske miljøgifter skal totalkonsentrasjonen analyseres. Metode er ikke egnet for alle organiske stoffer og	4

**Tabell 8. Vurderinger av noen utvalgte metoder med hensyn til regulatoriske krav og mangler/ulempen ved metode. Momenter til utvalgte metoder er gitt score 1, 2 eller 3. Dersom en metode oppfyller regulatoriske krav er momentet gitt score 3 x 2, hvis ikke, er score 2 gitt. For mangler/ulempen ved metodens egnethet, er score 1 gitt lavest score, som indikerer at metoden har flere mangler; score 2, noen mangler; score 3, som indikerer at metoden har få mangler. Metode med høyest samlet score er vurdert som best.**

		metaller. Metoden er ikke standardisert, men noen akkrediterte laboratorier tilbyr passive prøvetakere. (2)	
Høyvolumsvannprøvetakere	Nei (2)	Måler totalkonsentrasjonen av organiske stoffer. Metoden er ikke standardisert og analysene utføres ikke av kommersielle laboratorier. Kan prøveta store volum vann. (1)	3
Sedimentfeller	Nei (2)	Egnet for partikkelbundne stoffer. Problem med at lite materiale sedimenteres, og få analyser kan gjennomføres. Metoden er ikke standardisert. (1)	3

Tabell 9. Vurderinger av noen utvalgte metoder med hensyn til kostnader og brukervennlighet. For kostnadsoverslag, er 0-300' gitt score 3, 300'-500' gitt score 2 og 500'-1 000' gitt score 1. For brukervennlighet er score 1 er gitt lavest brukervennlighet, mens score 3 ved høyest brukervennlighet. Metode med høyest samlet score er vurdert som best.

Metode	Kostnadsoverslag	Brukervennlighet	Samlet score
Konvensjonell vannprøvetakning	Avhenger av antall stasjoner, prøvetakningsfrekvenser og hvilke stoffer som skal analyseres. For metaller så vil konvensjonell vannprøvetakning fungere bedre enn for organiske stoffer pga problemer med høy deteksjonsgrense for organiske stoffer. Hyppige prøvetakningsfrekvenser må forventes. (2)	Det kan være utfordrende dersom store vannvolum skal innhentes. Liten båt kan benyttes ved prøvetaking, prøvetakning kan i noen tilfeller gjennomføres fra land. Lite krav til utstyr. (3)	5
Uttak av sediment	Avhenger av antall stasjoner og hvilke stoffer som skal analyseres. Sedimenter prøvetas hvert 6. år. Behov for støtteparametere. (3)	Det kan være behov for større båt ved prøvetakning. Prøvetakning kan ikke gjennomføres fra land. Det kan være utfordrende å få tak egnet sediment. Lite krav til utstyr. (3)	6
Bruk av stedegen fisk	Berør på om man benytter lokale prøvetakere som kjenner området. Krever preparering, uttak av vev før analyse og måling av støtteparametere. Kjemiske analyser av biota er ofte mer kostbare enn analyser av sediment og vann. Rapportering blir noe mer omfattende enn for vann og sediment. (2)	Det kan være utfordrende å få tak i fisk. Noe krav til utstyr. (2)	4
Utplassering av biologiske indikatorer (fisk)	Meget kostbart å gjennomføre, krever betydelig utstyr og jevnlig oppfølging underveis. Stor risiko for at fisk ikke overlever utplassering. Krever preparering, uttak av vev før analyse og måling av støtteparametere. Kjemiske analyser av biota er ofte mer kostbare enn analyser av sediment og vann. Rapportering blir noe mer omfattende enn for vann og sediment. (1)	Meget krevende å gjennomføre. Stort krav til utstyr. (1)	2
Passive prøvetakere	Avhenger av antall stasjoner og type stoffer som skal analyseres. Kan bli rimelig dersom prøvetakerne står ute lengre tid. Krever noe opplæring for bruk og tidsbruk for beregning av konsentrasjoner. Må plasseres ut og hentes inn. Utstyr kan gå tapt. (2)	Kan bruke liten båt for utplassering og innhenting. Noe krav til utstyr. (2)	4
Høyvolumsvannprøvetakere	Avhenger av antall stasjoner og frekvenser og stoffer som skal undersøkes. Utstyr må konstrueres, og er ikke hyllevare. (2)	Krever større båt og strømtilførsel/batteri for å pumpe opp/filtrere vann. Noe krav til utstyr. (1)	3
Sedimentfeller	Avhenger av antall stasjoner og hvilke stoffer som skal analyseres. Utstyr er enkelt og rimelig å konstruere. Må plasseres ut og hentes inn. (2)	Kan bruke liten båt for utplassering og innhenting. Lite krav til utstyr. (3)	5



## 3.1 Konklusjon

Egenskapene til de vannregionspesifikke og prioriterte stoffene er bestemmende for valg av metode og matriks i brakkvann. I **Tabell 4** gis en oversikt over stoffene og hvilke matrikser som er best egnet: vannsøyle, sediment og/eller biota. Hvorvidt overvåkingsprogrammet er utformet som tiltaksovervåking, basisovervåking eller problemkartlegging er også bestemmende for valg av metode. For basisovervåking og tiltaksovervåking, hvor tilstanden skal klassifiseres kan kun sediment, biota og konvensjonell vannprøvetakning benyttes. Disse metodene fikk også høyest score (best egnet) med hensyn til regulatoriske krav og mangler/ulemper (**Tabell 8**). For problemkartlegging kan alle de vurderte metodene anvendes, og da bør kostnader og brukervennlighet vektlegges i tillegg.

### Biota

Etter våre vurderinger mener vi at stedegen skrubbe bør vurderes til å bli benyttet til overvåking av vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i brakkvann, der hvor annen biota som anvendes til overvåking av kystvann, ikke kan benyttes. Arten er utbredt langs hele kysten, det er god kunnskap om arten, både med hensyn til livssyklus og respons ved eksponering for miljøgifter, arten er høyt i næringskjeden og den benyttes i andre land til overvåking. Bruk av stedegen fisk fikk også høyest score (**Tabell 8**), med hensyn til regulatoriske krav. Generelt er det mer kostbart å ta ut biota og utføre kjemiske analyser av vev i forhold til konvensjonell vannprøvetaking og uttak av sedimenter (**Tabell 9**). Skrubbe er også egnet for utplassering da den er en robust fisk, noe som gjør at den er en aktuell kandidat for anvendelse i tiltaksovervåking. Metoden er ikke standardisert og utplassering av fisk er ikke egnet metode for alle stoff på grunn av manglende likevekt med omgivelsene. Metoden var da blant dem med lavest score. Utplassering av fisk er forbundet med høye kostnader og var den mest kostbare av metodene som ble foreslått, og fikk da lavest score.

### Sediment

Overvåking av vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i sedimenter fikk høy score både med hensyn til regulatoriske krav, lave kostnader og høy brukervennlighet (**Tabell 8 og 9**). I brakkvann kan målinger av miljøgifter i sedimentene være utfordrende, da tilførsler av stoffer, og spesielt under perioder med høy vannføring i elvene, vil kunne endre konsentrasjonene i overflatesedimentene jevnlig. Overvåking i sedimentene er velegnet for basisovervåking, tiltaksovervåking og problemkartlegging, men kun for de stoffene som er partikkelbundne og sedimenterer, og i de tilfeller hvor man vil måle langtidsendringer.

### Vannsøylen

For overvåking i vannsøylen gis konvensjonell vannprøvetaking høy score, da metoden oppfyller regulatoriske krav og har lave kostnader (**Tabell 8 og 9**). Ved konvensjonell vannprøvetakning må man vurdere hvilke stoffer som skal analyseres og muligheten for at man vil kunne påvise kvantifiserbare konsentrasjoner av stoffene i vannsøylen. Dersom kjemiske analyser har for høy deteksjonsgrense, slik at stoffene ikke kan påvises, bør bruk av passiv prøvetakning vurderes. Passiv prøvetakning scoret høyest av de instrumentelle metodene (**Tabell 8**), da den anses som mest standardisert og prøvetakere og analyser kan kjøpes av kommersielle laboratorier. Bruk av sedimentfeller er mindre kostnadskrevenende og har høyere brukervennlighet enn anvendelse av passive prøvetaker (**Tabell 9**). Et problem med sedimentfeller kan være at det er vanskelig å samle inn tilstrekkelig med partikulært

Overvåkingsmetoder for vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i kystvann påvirket av ferskvann | M-922

materiale i fellene og kun noen få kjemiske analyser kan gjennomføres. Bruk av sedimentfeller og passive prøvetakere, hver for seg eller samlet har vært benyttet til problemkartlegging i Norge, spesielt i forhold til industriutslipp og under mudring. Ved valg av metode for målinger i vannsøylen er det viktig at det tas hensyn om stoffene man ønsker å påvise er detekterbare.

## 4. Referanser

- Allan, I., K. Bæk, A. Kringstad, E. Bratsberg, A. Høgfældt, S. Ranneklev, C. Harman, og Ø. Garmo. 2011. «RiverPOP 2010. Measurement of trace contaminants in the Glomma River and some recommendations from RiverPOP projects (2008-2011)». *Niva-rapport 6126-2011*, s. 33.
- Allan, I. J., E. Fjeld, Ø. A. Garmo, K. Langford, A. Kringstad, E. Bratsberg, og Ø. Kaste. 2009. «RiverPOP: Measuring concentrations of persistent organic pollutants and trace metals in Norwegian rivers.» *Klif-rapport TA-2521/2009*, s. 112.
- Allan, I., M. Schaanning, og B. Beylich. 2011. «Dioxins associated with suspended particulate matter- in the Grenlandsfjords (Norway)». *NIVA rapport 6144*, s. 47.
- Allan, Ian J., Christopher Harman, Alfhild Kringstad, og Erling Bratsberg. 2010. «Effect of Sampler Material on the Uptake of PAHs into Passive Sampling Devices». *Chemosphere* 79 (4):470-75. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.01.021>.
- Allan, Ian J., Jesper Knutsson, Nathalie Guigues, Graham A. Mills, Anne-Marie Fouillac, og Richard Greenwood. 2007. «Evaluation of the Chemcatcher and DGT Passive Samplers for Monitoring Metals with Highly Fluctuating Water Concentrations». *Journal of Environmental Monitoring* 9 (7):672. <https://doi.org/10.1039/b701616f>.
- Andersen, S., E.S. Grefsrud, S. Mortensen, L.J. Naustavoll, Ø. Strand, T. Stroheimer, og L. Sælmyr. 2017. «Meldinger om blåskjell som er forsvunnet - oppsummering for 2016.» *Rapport fra havforskningen, nr. 4, 2017. Havforskningsinstituttet. 13 s.*
- Ariese, F., J. Beyer, G. Jonsson, C. Porte Vise, og M.M. Krahn. 2005. «Review of analytical methods for determining metabolites of polycyclic aromatic compounds (PACs) in fish bile.» *ICES Techniques in Marine Environmental Sciences No. 39, 41pp International Council for the Exploration of the Sea, ICES, Copenhagen, Denmark (2005).*
- Ariese, Freek, Jonny Beyer, og David Wells. 2005. «Two Fish Bile Reference Materials Certified for PAH Metabolites». *Journal of Environmental Monitoring: JEM* 7 (9):869-76. <https://doi.org/10.1039/b504991a>.
- Arp, H.P., A. Ruus, A. Macken, og A. Lillicrap. 2014. «Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder.» *M-241, Miljødirektoratet, 170 s + vedlegg.*
- Bakke, T., G. Borgersen, og B. Beylich. 2013. «Overvåking i Grenlandsfjordene 2012. Sedimenter og bløtbunnsfauna Bakke, Torgeir Heggelund; Borgersen, Gunhild; Beylich, Bjørnar». *Miljødirektoratet, M-9/2013, s. 67.*
- Banks, D. 2003. «MONITORING OF FRESH AND BRACKISH WATER RESOURCES Gerhardt, 2002». I .
- Benes, P. 1974. «In Situ Dialysis for the Determination of the State of Trace Elements in Natural Waters». *Water Research* 8 (11):947-53. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(74\)90109-2](https://doi.org/10.1016/0043-1354(74)90109-2).
- Bennett, William W., Peter R. Teasdale, Jared G. Panther, David T. Welsh, og Dianne F. Jolley. 2010. «New diffusive gradients in a thin film technique for measuring inorganic arsenic and selenium(IV) using a titanium dioxide based adsorbent». *Analytical Chemistry* 82 (17):7401-7. <https://doi.org/10.1021/ac101543p>.
- Berge, J.A. 2009. «Metaller i blæretang fra Glommas munningsområde 2008». *NIVA rapport 5781-2009, s 22.*
- . 2016. «Tiltaksrettet overvåking av Glommas munningsområde og Hvalerområde for Kronos Titan AS og Borregaard AS». *NIVA rapport 7015-2016, s 54.*
- Bervoets, Lieven, Ronny Blust, og Rudolf Verheyen. 2001. «Accumulation of Metals in the Tissues of Three Spined Stickleback (*Gasterosteus Aculeatus*) from Natural Fresh Waters». *Ecotoxicology and Environmental Safety* 48 (2):117-27. <https://doi.org/10.1006/eesa.2000.2010>.
- Bettinetti, Roberta, Silvana Galassi, Silvia Quadroni, Pietro Volta, Fabrizio Capoccioni, Eleonora Ciccotti, og Giulio A. De Leo. 2011. «Use of Anguilla Anguilla for Biomonitoring Persistent Organic Pollutants (POPs) in Brackish and Riverine Waters in Central and Southern Italy». *Water, Air, & Soil Pollution* 217 (1-4):321-31. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0590-y>.

- Beyer, Jonny, Norman W. Green, Steven Brooks, Ian J. Allan, Anders Ruus, Tânia Gomes, Inger Lise N. Bråte, og Merete Schøyen. 2017. «Blue Mussels ( *Mytilus Edulis* Spp.) as Sentinel Organisms in Coastal Pollution Monitoring: A Review». *Marine Environmental Research* 130 (september):338-65. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.07.024>.
- Beyer, Jonny, Morten Sandvik, Ketil Hylland, Eirik Fjeld, Eliann Egaas, Endre Aas, Janneche Utne Skåre, og Anders Goksøyr. 1996. «Contaminant Accumulation and Biomarker Responses in Flounder (*Platichthys Flesus* L.) and Atlantic Cod (*Gadus Morhua* L.) Exposed by Caging to Polluted Sediments in Sørfjorden, Norway». *Aquatic Toxicology* 36 (1-2):75-98. [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(96\)00798-9](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(96)00798-9).
- Beyer, Jonny, Morten Sandvik, Janneche U. Skare, Eliann Egaas, Ketil Hylland, Rune Waagbo, og Anders Goksoyr. 1997. «Time- and Dose-Dependent Biomarker Responses in Flounder ( *Platichthys Flesus* L.) Exposed to Benzo[a]Pyrene, 2,3,3',4,4', 5-Hexachlorobiphenyl (PCB-156) and Cadmium». *Biomarkers* 2 (1):35-44. <https://doi.org/10.1080/135475097231959>.
- Booij, Kees, Hanne E. Hofmans, Coen V. Fischer, og Evaline M. Van Weerlee. 2003. «Temperature-Dependent Uptake Rates of Nonpolar Organic Compounds by Semipermeable Membrane Devices and Low-Density Polyethylene Membranes». *Environmental Science & Technology* 37 (2):361-66. <https://doi.org/10.1021/es025739i>.
- Booij, Kees, Foppe Smedes, og Steven Crum. 2017. «Laboratory Performance Study for Passive Sampling of Nonpolar Chemicals in Water». *Environmental Toxicology and Chemistry* 36 (5):1156-61. <https://doi.org/10.1002/etc.3657>.
- Bopp, Stephanie, Hansjörg Weiß, og Kristin Schirmer. 2005. «Time-Integrated Monitoring of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Groundwater Using the Ceramic Dosimeter Passive Sampling Device». *Journal of Chromatography A* 1072 (1):137-47. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2004.12.049>.
- Breedveld, G., A. Ruus, T. Bakke, A. Kibsgaard, og H.P. Arp. 2015. «Veileder for risikovurdering av forurenset sediment». M-409, *Miljødirektoratet*, 106 s.
- Brix, Rikke, Tania-Noelia Noguerol, Benjamin Piña, Jan Balaam, Anja Julie Nilsen, Knut-Erik Tollefsen, Walkiria Levy, Karl-Werner Schramm, og Damià Barceló. 2010. «Evaluation of the Suitability of Recombinant Yeast-Based Estrogenicity Assays as a Pre-Screening Tool in Environmental Samples». *Environment International* 36 (4):361-67. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.02.004>.
- Brooks, Steven J., Christopher Harman, Merete Grung, Eivind Farmen, Anders Ruus, Sjur Vingen, Brit F. Godal, mfl. 2011. «Water Column Monitoring of the Biological Effects of Produced Water from the Ekofisk Offshore Oil Installation from 2006 to 2009». *Journal of Toxicology and Environmental Health. Part A* 74 (7-9):582-604. <https://doi.org/10.1080/15287394.2011.550566>.
- Bäuerlein, Patrick S., Jodie E. Mansell, Thomas L. ter Laak, og Pim de Voogt. 2012. «Sorption Behavior of Charged and Neutral Polar Organic Compounds on Solid Phase Extraction Materials: Which Functional Group Governs Sorption?». *Environmental Science & Technology* 46 (2):954-61. <https://doi.org/10.1021/es203404x>.
- Capela, R., J. Raimundo, M.M. Santos, M. Caetano, C. Micaelo, C. Vale, L. Guimarães, og M.A. Reis-Henriques. 2016. «The Use of Biomarkers as Integrative Tools for Transitional Water Bodies Monitoring in the Water Framework Directive Context – A Holistic Approach in Minho River Transitional Waters». *Science of The Total Environment* 539 (januar):85-96. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.113>.
- Carere, Mario, Valeria Dulio, Georg Hanke, og Stefano Polesello. 2012. «Guidance for sediment and biota monitoring under the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive». *Chemical Monitoring Activity for the Implementation of the Water Framework Directive* 36 (Supplement C):15-24. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2012.03.005>.
- Carstens, Marina, Ulrich Claussen, Michael Bergemann, og Thomas Gaumert. 2004. «Transitional Waters in Germany: The Elbe Estuary as an Example». *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14 (S1):S81-92. <https://doi.org/10.1002/aqc.652>.

- Chen, C.E., H. Zhang, og K.C. Jones. 2012. «A novel passive water sampler for in situ sampling of antibiotics.» *Journal of Environmental Monitoring*, 14(6), pp.1523-1530.
- Cone, E. J., S. Dickerson, B. D. Paul, og J. M. Mitchell. 1992. «Forensic Drug Testing for Opiates. IV. Analytical Sensitivity, Specificity, and Accuracy of Commercial Urine Opiate Immunoassays». *Journal of Analytical Toxicology* 16 (2):72-78.
- Cristale, Joyce, Athanasios Katsoyiannis, Chang'er Chen, Kevin C. Jones, og Silvia Lacorte. 2013. «Assessment of Flame Retardants in River Water Using a Ceramic Dosimeter Passive Sampler». *Environmental Pollution* 172 (januar):163-69. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.08.014>.
- Dabrin, A., J.-P. Ghestem, E. Uher, J.-L. Gonzalez, I.J. Allan, M. Schintu, N. Montero, mfl. 2016. «Metal Measurement in Aquatic Environments by Passive Sampling Methods: Lessons Learning from an in Situ Intercomparison Exercise». *Environmental Pollution* 208 (januar):299-308. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.08.049>.
- Davison, W., G. W. Grime, J. A. W. Morgan, og K. Clarke. 1991. «Distribution of Dissolved Iron in Sediment Pore Waters at Submillimetre Resolution». *Nature* 352 (6333):323-25. <https://doi.org/10.1038/352323a0>.
- Davison, W., og H. Zhang. 1994. «In situ speciation measurements of trace components in natural waters using thin-film gels». *Nature* 367 (6463):546-48.
- Devillers, Delphine, Rémy Buzier, Stéphane Simon, Adeline Charriau, og Gilles Guibaud. 2016. «Simultaneous measurement of Cr(III) and Cr(VI) in freshwaters with a single Diffusive Gradients in Thin Films device». *Talanta* 154 (juli):533-38. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2016.04.009>.
- Díaz-González, María, Antonio Baldi, og César Fernández-Sánchez. 2017. «Compact Sampling Device Based on Wax Microfluidics». *Sensors and Actuators B: Chemical* 251 (november):93-98. <https://doi.org/10.1016/j.snb.2017.05.031>.
- Endo, Satoshi, Sarah E. Hale, Kai-Uwe Goss, og Hans Peter H. Arp. 2011. «Equilibrium Partition Coefficients of Diverse Polar and Nonpolar Organic Compounds to Polyoxymethylene (POM) Passive Sampling Devices». *Environmental Science & Technology* 45 (23):10124-32. <https://doi.org/10.1021/es202894k>.
- EU. 2010. «Guidance Document No. 25. Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive.» *European Union, ISBN 978-92-79*.
- Fauvelle, Vincent, Natalia Montero, Jochen F. Mueller, Andrew Banks, Nicolas Mazzella, og Sarit L. Kaserzon. 2017. «Glyphosate and AMPA Passive Sampling in Freshwater Using a Microporous Polyethylene Diffusion Sampler». *Chemosphere* 188 (desember):241-48. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.013>.
- Fjeld, E., E. Lund, og T. Haugen. 2008. «Miljøgifter i fisk fra indre og ytre Drammensfjord, 2008». *NIVA rapport 5713-2008, s 23 + vedlegg*.
- Fornai, Francesco, Gabriele Ferri, Alessandro Manzi, Francesco Ciuchi, Francesco Bartaloni, og Cecilia Laschi. 2016. «An Autonomous Water Monitoring and Sampling System for Small-Sized ASVs». *IEEE Journal of Oceanic Engineering*, 1-8. <https://doi.org/10.1109/JOE.2016.2552818>.
- Garmo, Ø. A., O. Røyset, E. Steinnes, og T. P. Flaten. 2003. «Performance study of diffusive gradients in thin films for 55 elements». *Analytical Chemistry* 75 (14):3573-80. <https://doi.org/10.1021/ac026374n>.
- Gerhard, A. 2002. «Bioindicator species and their use in biomonitoring». I *UNESCO (Ed.), Encyclopedia of Life Support Systems, UNESCO, Oxford, UK (2002)*, p. 50.
- Goksøyr, Anders, Jonny Beyer, Eliann Egaas, Bjørn Einar Grøsvik, Ketil Hylland, Morten Sandvik, og Janneche Utne Skaare. 1996. «Biomarker Responses in Flounder (Platichthys Flesus) and Their Use in Pollution Monitoring». *Marine Pollution Bulletin* 33 (1-6):36-45. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(96\)00131-2](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(96)00131-2).
- Golmen, L.G., K. Kvalsund, og E.M. Bruvik. 2014. «Forsøk med drone til miljøovervaking i innsjø Golmen, Lars Gunder; Kvalsund, Karsten; Bruvik, Erik Magnus». *NIVA rapport 6653, s. 26*.
- Górecki, Tadeusz, og Jacek Namieśnik. 2002. «Passive Sampling». *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 21 (4):276-91. [https://doi.org/10.1016/S0165-9936\(02\)00407-7](https://doi.org/10.1016/S0165-9936(02)00407-7).
- Green, N., M. Schøyen, S. Øxnevad, A. Ruus, D. Hjermann, G. Severinsen, T. Høgåsen, mfl. 2017. «Miljøgifter i norske kystområder 2016». *M-856, Miljødirektoratet, 201 s*.

- Grung, Merete, Alfhild Kringstad, Kine Bæk, Ian J. Allan, Kevin V. Thomas, Sondre Meland, og Sissel B. Rannekleiv. 2017. «Identification of non-regulated polycyclic aromatic compounds and other markers of urban pollution in road tunnel particulate matter». *Journal of Hazardous Materials*, Special Issue on Emerging Contaminants in engineered and natural environment, 323 (Part A):36-44. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.05.036>.
- Grung, Merete, Kristoffer Næs, Oscar Fogelberg, Anja Julie Nilsen, Werner Brack, Urte Lübcke-von Varel, og Kevin V. Thomas. 2011. «Effects-Directed Analysis of Sediments from Polluted Marine Sites in Norway». *Journal of Toxicology and Environmental Health. Part A* 74 (7-9):439-54. <https://doi.org/10.1080/15287394.2011.550555>.
- Harman, Christopher, Ian John Allan, og Patrick Steven Bäuerlein. 2011. «The Challenge of Exposure Correction for Polar Passive Samplers--the PRC and the POCIS». *Environmental Science & Technology* 45 (21):9120-21. <https://doi.org/10.1021/es2033789>.
- Harman, Christopher, Ian John Allan, og Etiënne L. M. Vermeirssen. 2012. «Calibration and Use of the Polar Organic Chemical Integrative Sampler--a Critical Review». *Environmental Toxicology and Chemistry* 31 (12):2724-38. <https://doi.org/10.1002/etc.2011>.
- Helland, A. 1997. «Miljøgifter i sedimenter i Glommaestuariet etter flommen i 1995.» *NIVA rapport 3706-1997*, s 52.
- Holbech, Henrik, Karin Kinnberg, Gitte I. Petersen, Petra Jackson, Ketil Hylland, Leif Norrgren, og Poul Bjerregaard. 2006. «Detection of Endocrine Disrupters: Evaluation of a Fish Sexual Development Test (FSDT)». *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 144 (1):57-66. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2006.05.006>.
- Holth, T. F., R. Nourizadeh-Lillabadi, M. Blaesbjerg, M. Grung, H. Holbech, G. I. Petersen, P. Aleström, og K. Hylland. 2008. «Differential Gene Expression and Biomarkers in Zebrafish (Danio Rerio) Following Exposure to Produced Water Components». *Aquatic Toxicology (Amsterdam, Netherlands)* 90 (4):277-91. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2008.08.020>.
- Huckins, James N., Gamini K. Manuweera, Jimmie D. Petty, Donald Mackay, og Jon A. Lebo. 1993. «Lipid-Containing Semipermeable Membrane Devices for Monitoring Organic Contaminants in Water». *Environmental Science & Technology* 27 (12):2489-96. <https://doi.org/10.1021/es00048a028>.
- Hylland, K., M. Sandvik, J. Utne Skåre, J. Beyer, E. Egaas, og A. Goksøyr. 1996. «Biomarkers in Flounder (Platichthys Flesus): An Evaluation of Their Use in Pollution Monitoring». *Marine Environmental Research* 42 (1-4):223-27. [https://doi.org/10.1016/0141-1136\(95\)00034-8](https://doi.org/10.1016/0141-1136(95)00034-8).
- Hylland, K., D. Vethaak, og I.M. Davies. 2012. «Background document: polycyclic aromatic hydrocarbon metabolites in fish bile, in»: I I.M. Davies, D. Vethaak (Eds.), *Integr. Mar. Environ. Monit. Chem. Their Eff., ICES/CIEM, Copenhagen, 2012: pp. 18-25*. [http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Cooperative%20Research%20Report%20\(CRR\)/crr315/CRR315\\_Integrated%20Monitoring\\_final.pdf](http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Cooperative%20Research%20Report%20(CRR)/crr315/CRR315_Integrated%20Monitoring_final.pdf).
- Jorde, I., og N. Klavestad. 1963. «The natural history of the Hardangerfjord». *The benthonic algal vegetation. Nytt Mag. Bot.*, 9: 1-98.
- Kammann, Ulrike, Clare Askem, Henryka Dabrowska, Merete Grung, Mark F. Kirby, Pertti Koivisto, Claudia Lucas, mfl. 2013. «Interlaboratory Proficiency Testing for Measurement of the Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Metabolite 1-Hydroxypyrene in Fish Bile for Marine Environmental Monitoring». *Journal of AOAC International* 96 (3):635-41. <https://doi.org/10.5740/jaoacint.12-080>.
- Kraemer, Thomas, og Liane D. Paul. 2007. «Bioanalytical Procedures for Determination of Drugs of Abuse in Blood». *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 388 (7):1415-35. <https://doi.org/10.1007/s00216-007-1271-6>.
- Kreuzeder, Andreas, Jakob Santner, Hao Zhang, Thomas Prohaska, og Walter W. Wenzel. 2015. «Uncertainty Evaluation of the Diffusive Gradients in Thin Films Technique». *Environmental Science & Technology* 49 (3):1594-1602. <https://doi.org/10.1021/es504533e>.

- Kristensen, T., H. Urke, H.C. Teien, P. Adolfsen, B. Salbu, S. Steffansson, T.O. Nilsen, B.O. Rosseland, F. Kroglund, og Å. Åtland. 2009. «Increased susceptibility to metal mine discharges during the smolt stage of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.)». *8th ICARD 2009 Proceedings*.
- Kroglund, F., B.O. Rosseland, H.C. Teien, B. Salbu, T. Kristensen, og B. Finstad. 2008. «Water quality limits for Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) exposed to short term reductions in pH and increased aluminum simulating episodes». *Hydrology and Earth System Sciences* 12, 491-507.
- Kroglund, Tone, Marit Mjelde, Hilde Cecilie Trannum, L. Tveiten, J.K. Gitmark, Maia Røst Kile, og H. Edvardsen. 2016. «Fastsittende vegetasjon og bunnfauna langs en salinitetsgradient fra ferskvann til fjord. Songevann - Sandnesfjorden Mjelde, Marit; Trannum, Hilde Cecilie; Tveiten, Lise Ann; Gitmark, Janne Kim; Kile, Maia Røst; Edvardsen, Hanne». *NIVA-Rapport 7034-2016 s. 50*.
- Lauckner, G. 1984. «Brackish-water submergence of the common periwinkle, *Littorina littorea*, and its digenean parasites in the Baltic Sea and in the Kattegat.» *Helgoländer Meeresunters.* 37, 177-184.
- Le Guernic, Antoine, Wilfried Sanchez, Anne Bado-Nilles, Olivier Palluel, Cyril Turies, Edith Chadili, Isabelle Cavalié, mfl. 2016. «In Situ Effects of Metal Contamination from Former Uranium Mining Sites on the Health of the Three-Spined Stickleback (*Gasterosteus aculeatus*, L.)». *Ecotoxicology* 25 (6):1234-59. <https://doi.org/10.1007/s10646-016-1677-z>.
- Le Guernic, Antoine, Wilfried Sanchez, Olivier Palluel, Anne Bado-Nilles, Magali Floriani, Cyril Turies, Edith Chadili, mfl. 2016. «Acclimation Capacity of the Three-Spined Stickleback (*Gasterosteus aculeatus*, L.) to a Sudden Biological Stress Following a Polymetallic Exposure». *Ecotoxicology (London, England)* 25 (8):1478-99. <https://doi.org/10.1007/s10646-016-1699-6>.
- Levkov, Z., og S. Krstic. 2002. «Use of algae for monitoring of heavy metals in the River Vardar, Macedonia». *Mediterranean Marine Science* 3 (1):99. <https://doi.org/10.12681/mms.262>.
- Lohmann, Rainer, Rosalinda Gioia, Kevin C. Jones, Luca Nizzetto, Christian Temme, Zhiyong Xie, Detlef Schulz-Bull, Ines Hand, Eric Morgan, og Liisa Jantunen. 2009. «Organochlorine Pesticides and PAHs in the Surface Water and Atmosphere of the North Atlantic and Arctic Ocean». *Environmental Science & Technology* 43 (15):5633-39. <https://doi.org/10.1021/es901229k>.
- Lundgreen, Kim, Pia Kiilerich, Christian K. Tipsmark, Steffen S. Madsen, og Frank B. Jensen. 2008. «Physiological Response in the European Flounder (*Platichthys flesus*) to Variable Salinity and Oxygen Conditions». *Journal of Comparative Physiology B* 178 (7):909-15. <https://doi.org/10.1007/s00360-008-0281-9>.
- Luo, Jun, Hao Zhang, Jakob Santner, og William Davison. 2010. «Performance Characteristics of Diffusive Gradients in Thin Films Equipped with a Binding Gel Layer Containing Precipitated Ferrihydrite for Measuring Arsenic(V), Selenium(VI), Vanadium(V), and Antimony(V)». *Analytical Chemistry* 82 (21):8903-9. <https://doi.org/10.1021/ac101676w>.
- Marthinsen, I., G. Staveland, J. U. Skaare, K. I. Ugland, og A. Haugen. 1991. «Levels of Environmental Pollutants in Male and Female Flounder (*Platichthys flesus* L.) and Cod (*Gadus morhua* L.) Caught during the Year 1988 near or in the Waterway of Glomma, the Largest River of Norway. I. Polychlorinated Biphenyls». *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 20 (3):353-60.
- Maunder, Richard J., Peter Matthiessen, John P. Sumpter, og Tom G. Pottinger. 2007. «Impaired Reproduction in Three-Spined Sticklebacks Exposed to Ethinyl Estradiol as Juveniles1». *Biology of Reproduction* 77 (6):999-1006. <https://doi.org/10.1095/biolreprod.107.062240>.
- McHugh, Brendan, Russell Poole, John Corcoran, Pinelopi Anninou, Brian Boyle, Eileen Joyce, M. Barry Foley, og Evin McGovern. 2010. «The Occurrence of Persistent Chlorinated and Brominated Organic Contaminants in the European Eel (*Anguilla anguilla*) in Irish Waters». *Chemosphere* 79 (3):305-13. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.01.029>.

- McLusky, D.S., og M. Elliott. 2007. «Transitional Waters: A New Approach, Semantics or Just Muddying the Waters?» *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71 (3-4):359-63. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.08.025>.
- Merritt, K. A., og A. Amirbahman. 2007. «Mercury mobilization in estuarine sediment porewaters: A diffusive gel time-series study». *Environmental Science & Technology* 41 (3):717-22. <https://doi.org/10.1021/es061659t>.
- Miège, Cécile, Nicolas Mazzella, Ian Allan, Valeria Dulio, Foppe Smedes, Céline Tixier, Etienne Vermeirssen, mfl. 2015. «Position Paper on Passive Sampling Techniques for the Monitoring of Contaminants in the Aquatic Environment - Achievements to Date and Perspectives». *Trends in Environmental Analytical Chemistry* 8 (november):20-26. <https://doi.org/10.1016/j.teac.2015.07.001>.
- Miljødirektoratet. 2016. «Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota.» *M-608, Miljødirektoratet*, 24 s.
- Mjelde, M. 2014. «Vannvegetasjon i brakkvann, med spesiell vekt på Gunneklevfjorden i Telemark». *NIVA rapport 6767-2014*, s 23.
- Montero, N., M.J. Belzunce-Segarra, J.-L. Gonzalez, J. Larreta, og J. Franco. 2012. «Evaluation of Diffusive Gradients in Thin-Films (DGTs) as a Monitoring Tool for the Assessment of the Chemical Status of Transitional Waters within the Water Framework Directive». *Marine Pollution Bulletin* 64 (1):31-39. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.10.028>.
- Möller, Axel, Zhiyong Xie, Renate Sturm, og Ralf Ebinghaus. 2011. «Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) and Alternative Brominated Flame Retardants in Air and Seawater of the European Arctic». *Environmental Pollution* 159 (6):1577-83. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.054>.
- Norling, K., og A. Jelmert. 2010. «Fremmede marine arter i Oslofjorden». *NIVA-rapport 5919-2010*, 42 s.
- Næs, K., I. Allan, T. Kroglund, E. Oug, M. Schøyen, og L. Tveiten. 2010. «Overvåking av sjøresipienten for avløp fra Åremma avfallsdeponi ved Rynes i Vefsnfjorden». *NIVA rapport 6093-2010*, s 57.
- Næs, K., I. Allan, J. Molvær, og M. Schøyen. 2010. «Overvåking av Vefsnfjorden i 2009. Vannmasser, sediment, og organismer». *NIVA rapport 5940-2010*, s 74.
- Næs, K., og J. Håvardstun. 2010. «Sedimentasjon av dioksiner og metaller i Hanneviksbukta, Kristiansand, 2009 Næs, K.; Håvardstun, J.» *NIVA rapport 5942*, s. 40.
- Olsen, M. 2014. «Naturtyper i Gunneklevfjorden. Delrapport fra Aktivitet 1, Beslutningsgrunnlag og tiltaksplan for forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden». *NIVA rapport 6675-2014*, s 24.
- Olsen, M., M. Schaanning, E. Eek, og K. Næs. 2015. «Beslutningsgrunnlag og tiltaksplan for forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden». *NIVA rapport 6922-2015*, s 192.
- Ore, John-Paul, Sebastian Elbaum, Amy Burgin, og Carrick Detweiler. 2015. «Autonomous Aerial Water Sampling: Autonomous Aerial Water Sampling». *Journal of Field Robotics* 32 (8):1095-1113. <https://doi.org/10.1002/rob.21591>.
- OSPAR. 21012. «Guidelines for Monitoring Contaminants in Biota.» *OSPAR Commission, ref. no. 99-02e. 122pp. (Includes revisions up to 2012)*.
- Pan, Yue, Dong-Xing Guan, Di Zhao, Jun Luo, Hao Zhang, William Davison, og Lena Q. Ma. 2015. «Novel Speciation Method Based on Diffusive Gradients in Thin-Films for in Situ Measurement of Cr(VI) in Aquatic Systems». *Environmental Science & Technology* 49 (24):14267-73. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03742>.
- Panne, U., A. Knöller, R. Kotzick, og R. Niessner. 2000. «On-Line and in-Situ Detection of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) on Aerosols via Thermodesorption and Laser-Induced Fluorescence Spectroscopy». *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry* 366 (4):408-14.
- Parthasarathy, N., og J. Buffle. 1994. «Capabilities of Supported Liquid Membranes for Metal Speciation in Natural Waters: Application to Copper Speciation». *Analytica Chimica Acta* 284 (3):649-59. [https://doi.org/10.1016/0003-2670\(94\)85069-0](https://doi.org/10.1016/0003-2670(94)85069-0).
- Pham, Anh Le-Tuan, Carol Johnson, Devon Manley, og Heileen Hsu-Kim. 2015. «Influence of Sulfide Nanoparticles on Dissolved Mercury and Zinc Quantification by Diffusive



- Gradient in Thin-Film Passive Samplers». *Environmental Science & Technology* 49 (21):12897-903. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02774>.
- Pieterse, B., E. Felzel, R. Winter, B. van der Burg, og A. Brouwer. 2013. «PAH-CALUX, an Optimized Bioassay for AhR-Mediated Hazard Identification of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) as Individual Compounds and in Complex Mixtures». *Environmental Science & Technology* 47 (20):11651-59. <https://doi.org/10.1021/es403810w>.
- Pintado-Herrera, Marina G., Pablo A. Lara-Martín, Eduardo González-Mazo, og Ian J. Allan. 2016. «Determination of Silicone Rubber and Low-Density Polyethylene Diffusion and Polymer/Water Partition Coefficients for Emerging Contaminants». *Environmental Toxicology and Chemistry* 35 (9):2162-72. <https://doi.org/10.1002/etc.3390>.
- Price, Helen L., Peter R. Teasdale, og Dianne F. Jolley. 2013. «An evaluation of ferrihydrite- and Metsorb™-DGT techniques for measuring oxyanion species (As, Se, V, P): Effective capacity, competition and diffusion coefficients». *Analytica Chimica Acta* 803 (november):56-65. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2013.07.001>.
- Rainio, Juha, Johanna Kultti, Päivikki Kangastupa, Heidi Tuomi, Sanna Ahola, Pekka J. Karhunen, Anders Helander, og Onni Niemelä. 2013. «Immunoassay for ethyl glucuronide in vitreous humor: A new tool for postmortem diagnostics of alcohol use». *Forensic Science International* 226 (1):261-65. <https://doi.org/10.1016/j.forsciint.2013.01.040>.
- Ranneklev, S., I Allan, og J.A. Berge. 2015. «Miljøpåvirkning fra NCCs snøsmelteanlegg». *NIVA-notat 0914/15*, s. 27.
- Ranneklev, S., I. Allan, og E.K. Enge. 2011. «Kartlegging av miljøgifter som tilføres Bærumsbassenget og indre Oslofjord fra overvann og Sandviksvassdraget». *Niva-rapport 6165* s. 68.
- Remane, A. 1934. «Die Brackwasserfauna». *Zool. Anz.* 7 (Suppl): 34-74.
- Rochelle-Newall, E., F. D. Hulot, J. L. Janeau, og A. Merroune. 2014. «CDOM Fluorescence as a Proxy of DOC Concentration in Natural Waters: A Comparison of Four Contrasting Tropical Systems». *Environmental Monitoring and Assessment* 186 (1):589-96. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3401-2>.
- Rodriguez-Mozaz, Sara, Maria J. Lopez de Alda, og Damià Barceló. 2006. «Biosensors as Useful Tools for Environmental Analysis and Monitoring». *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 386 (4):1025-41. <https://doi.org/10.1007/s00216-006-0574-3>.
- Rodriguez-Mozaz, Sara, Maria J. Lopez de Alda, og Damià Barceló. 2006. «Biosensors as Useful Tools for Environmental Analysis and Monitoring». *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 386 (4):1025-41. <https://doi.org/10.1007/s00216-006-0574-3>.
- Rueness, J. 1977. «Norsk algeflora». *Universitetsforlaget*, 266 s.
- Rusina, Tatsiana P., Foppe Smedes, Martina Koblizkova, og Jana Klanova. 2010. «Calibration of Silicone Rubber Passive Samplers: Experimental and Modeled Relations between Sampling Rate and Compound Properties». *Environmental Science & Technology* 44 (1):362-67. <https://doi.org/10.1021/es900938r>.
- Ruus, A., T. Bakke, B. Bjerkeng, og H. Knutsen. 2013. «Overvåking av miljøgifter i fisk og skaldyr fra Grenlandsfjordene 2012». *Miljødirektoratet, M-8/2013*, s. 51 + vedlegg.
- Ruus, Anders, Ingrid Aarre Daae, og Ketil Hylland. 2012. «Accumulation of Polychlorinated Biphenyls from Contaminated Sediment by Atlantic Cod (*Gadus Morhua*): Direct Accumulation from Resuspended Sediment and Dietary Accumulation via the Polychaete *Nereis Virens*». *Environmental Toxicology and Chemistry* 31 (11):2472-81. <https://doi.org/10.1002/etc.1973>.
- Ryan, J. P., S. B. Johnson, A. Sherman, K. Rajan, F. Py, H. Thomas, J. B. J. Harvey, L. Bird, J. D. Paduan, og R. C. Vrijenhoek. 2010. «Mobile Autonomous Process Sampling within Coastal Ocean Observing Systems: Mobile Autonomous Process Sampling (MAPS)». *Limnology and Oceanography: Methods* 8 (8):394-402. <https://doi.org/10.4319/lom.2010.8.394>.
- Røysland, S. 2014. «Miljøteknisk sedimentundersøkelse, risiko - og tiltaksvurdering». *Multiconsult-rapport 118988-2-RIGm-RAP-001*.
- Sandvik, Morten, Jonny Beyer, Anders Goksøyr, Ketil Hylland, Eliann Egaas, og Janneche Utne Skaare. 1997. «Interaction of Benzo[ a ]Pyrene, 2,3,3',4,4',5 Hexachlorobiphenyl (PCB

- 156) and Cadmium on Biomarker Responses in Flounder (*Platichthys Flesus* L.)». *Biomarkers* 2 (3):153-60. <https://doi.org/10.1080/135475097231689>.
- Santschi, P.H, B.J Presley, T.L Wade, B Garcia-Romero, og M Baskaran. 2001a. «Historical contamination of PAHs, PCBs, DDTs, and heavy metals in Mississippi River Delta, Galveston Bay and Tampa Bay sediment cores». *Marine Environmental Research* 52 (1):51-79. [https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(00\)00260-9](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(00)00260-9).
- . 2001b. «Historical contamination of PAHs, PCBs, DDTs, and heavy metals in Mississippi River Delta, Galveston Bay and Tampa Bay sediment cores». *Marine Environmental Research* 52 (1):51-79. [https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(00\)00260-9](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(00)00260-9).
- Saper, Clifford B. 2009. «A Guide to the Perplexed on the Specificity of Antibodies». *The Journal of Histochemistry and Cytochemistry: Official Journal of the Histochemistry Society* 57 (1):1-5. <https://doi.org/10.1369/jhc.2008.952770>.
- Schipper, C. A., J. Lahr, P. J. van den Brink, S. G. George, P.-D. Hansen, H. C. da Silva de Assis, R. van der Oost, mfl. 2009. «A Retrospective Analysis to Explore the Applicability of Fish Biomarkers and Sediment Bioassays along Contaminated Salinity Transects». *ICES Journal of Marine Science* 66 (10):2089-2105. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp194>.
- Schøyen, M., J. Håvardstun, og L.A. Tveiten. 2017. «Overvåking utenfor Glencore Nikkelverk AS i Kristiansandsfjorden i 2016. Undersøkelse av sedimenterende materiale i Hanneviksbukta ved hjelp av sedimentfeller.» *NIVA rapport 7118-2017*, s. 38 + vedlegg.
- Schøyen, Merete, Ian J. Allan, Anders Ruus, Jarle Håvardstun, Dag Ø. Hjermann, og Jonny Beyer. 2017. «Comparison of Caged and Native Blue Mussels (*Mytilus Edulis* Spp.) for Environmental Monitoring of PAH, PCB and Trace Metals». *Marine Environmental Research* 130 (september):221-32. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.07.025>.
- Senn, David B., Sarah B. Griscom, Christopher G. Lewis, Jennifer P. Galvin, Martha W. Chang, og James P. Shine. 2004. «Equilibrium-Based Sampler for Determining Cu<sup>2+</sup> Concentrations in Aquatic Ecosystems». *Environmental Science & Technology* 38 (12):3381-86.
- Skarbøvik, E., I. J. Allan, P. Stålnacke, A.G. Hagen, I. Greipstad, T. Høgåsen, J.R. Selvik, og S. Beldring. 2015. «Riverine Inputs and Direct Discharges to Norwegian Coastal Waters-2014.» *Miljødirektoratet, M-439*, s. 212.
- Staveland, G., I. Marthinsen, G. Norheim, og K. Julshamn. 1993. «Levels of Environmental Pollutants in Flounder (*Platichthys Flesus* L.) and Cod (*Gadus Morhua* L.) Caught in the Waterway of Glomma, Norway. II. Mercury and Arsenic». *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 24 (2):187-93.
- Stutz, William E., Matthew Schmerer, Jessica L. Coates, og Daniel I. Bolnick. 2015. «Among-Lake Reciprocal Transplants Induce Convergent Expression of Immune Genes in Threespine Stickleback». *Molecular Ecology* 24 (18):4629-46. <https://doi.org/10.1111/mec.13295>.
- Staalstrøm, A., T. Tjomsland, I. Tryland, og M. Kempa. 2014. «Vurdering av VEAS sitt dykkede overløp av avløpsvann i Lysakerfjorden». *NIVA rapport 6729-2014*, s 62.
- Sun, Qin, Jing Chen, Hao Zhang, Shiming Ding, Zhu Li, Paul N. Williams, Hao Cheng, Chao Han, Longhua Wu, og Chaosheng Zhang. 2014. «Improved Diffusive Gradients in Thin Films (DGT) Measurement of Total Dissolved Inorganic Arsenic in Waters and Soils Using a Hydrous Zirconium Oxide Binding Layer». *Analytical Chemistry* 86 (6):3060-67. <https://doi.org/10.1021/ac404025e>.
- Temminghoff, Erwin J.M., Alexandra C.C. Plette, Rein Van Eck, og Willem H. Van Riemsdijk. 2000. «Determination of the Chemical Speciation of Trace Metals in Aqueous Systems by the Wageningen Donnan Membrane Technique». *Analytica Chimica Acta* 417 (2):149-57. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)00935-1](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)00935-1).
- Tjomsland, T., og F. Kroglund. 2010. «Modellering av strøm og saltholdighet i Sandnesfjorden ved Risør». *NIVA rapport 6049-2010*, s 31.
- Totten, Lisa A., Paul A. Brunciak, Cari L. Gigliotti, Jordi Dachs, Glenn, Eric D. Nelson, og Steven J. Eisenreich. 2001. «Dynamic Air-Water Exchange of Polychlorinated Biphenyls in the New York-New Jersey Harbor Estuary». *Environmental Science & Technology* 35 (19):3834-40. <https://doi.org/10.1021/es010791k>.

Overvåkingsmetoder for vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i kystvann påvirket av ferskvann | M-922

- Ugedal, O., F. Kroglund, B. Barlaup, og A. Lamberg. 2014. «Smolt - en kunnskapsoppsummering». M-136, *Miljødirektoratet*, 128 s.
- Vrana, Branislav, Graham A. Mills, Michiel Kotterman, Pim Leonards, Kees Booij, og Richard Greenwood. 2007. «Modelling and Field Application of the Chemcatcher Passive Sampler Calibration Data for the Monitoring of Hydrophobic Organic Pollutants in Water». *Environmental Pollution* 145 (3):895-904. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.04.030>.
- Vroblesky, Don A, og Ted R Campbell. 2001. «Equilibration Times, Compound Selectivity, and Stability of Diffusion Samplers for Collection of Ground-Water VOC Concentrations». *Advances in Environmental Research* 5 (1):1-12. [https://doi.org/10.1016/S1093-0191\(00\)00036-8](https://doi.org/10.1016/S1093-0191(00)00036-8).
- Waszak, Ilona, Henryka Dabrowska, og Katarzyna Komar-Szymczak. 2014. «Comparison of Common Persistent Organic Pollutants (POPs) in Flounder (*Platichthys Flesus*) from the Vistula (Poland) and Douro (Portugal) River Estuaries». *Marine Pollution Bulletin* 81 (1):225-33. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.01.044>.
- Wilkinson, P., P.S. Hooda, J. Swinden, og S.J. Barton. 2016a. «Bioaccumulation of pharmaceuticals and other emerging contaminants: What's in the lower aquatic levels?» *Conference Paper. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), 37th World Congress, Orlando, Florida, USA. November 2016.* [https://www.researchgate.net/publication/311497213\\_Bioaccumulation\\_of\\_pharmaceuticals\\_and\\_other\\_emerging\\_contaminants\\_What%27s\\_in\\_the\\_lower\\_aquatic\\_trophic\\_levels](https://www.researchgate.net/publication/311497213_Bioaccumulation_of_pharmaceuticals_and_other_emerging_contaminants_What%27s_in_the_lower_aquatic_trophic_levels).
- . 2016b. «Pharmaceuticals, plasticisers, perfluorinated compounds and illicit drugs in the aquatic environment: What is their fate?» *Conference paper. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), 37th World Congress, Orlando, Florida, USA. November 2016.* [https://www.researchgate.net/publication/311495945\\_Pharmaceuticals\\_plasticisers\\_perfluorinated\\_compounds\\_and\\_illicit\\_drugs\\_in\\_the\\_aquatic\\_environment\\_What\\_is\\_their\\_fate](https://www.researchgate.net/publication/311495945_Pharmaceuticals_plasticisers_perfluorinated_compounds_and_illicit_drugs_in_the_aquatic_environment_What_is_their_fate).
- Zhang, H., og W. Davison. 1995. «Performance characteristics of diffusion gradients in thin films for the in situ measurement of trace metals in aqueous solution». *Analytical Chemistry* 67 (19):3391-3400.

## 5. Vedlegg

### How to provide valid data when using passive sampling

The WFD sets out a number of performance criteria for analytical method to be used for the analysis of priority and priority hazardous and river basin-specific substances. These are concerned mainly with the uncertainty of the measurement and adequacy of limits of detection and quantification in relation to WFD EQS (WFD text and guidance docs). Methods to be used for WFD monitoring need to be in agreement with EN/ISO/IEC 17025. The measurement uncertainty needs to be below 50 % at EQS level and the LOQ is required to be < 30 % of the EQS. Laboratories are required to participate in proficiency testing schemes and use certified reference materials. This is problematic for bottle sampling for hydrophobic chemicals since it is not practical possible to produce identical materials to be dispatched to participating laboratories reliably.

For passive sampling, there are additional verifications to undertake and procedures to follow to ensure the robustness of the data obtained. A lot of experience has been gathered by those involved in passive sampling research and the aim of this section is to provide advice and list what to look out for when needing or acquiring passive samplers for exposure in water. More information can be found in ISO 5667-23:2011. The cause-effect diagram in **Figure 4** presents the parameters that can affect the accuracy and precision, and overall uncertainty of the passive sampling-based time-weighted average concentrations of contaminants in water. The section below provides an overview of what to look out for to ensure robust data are obtained. Some detailed guideline documents are available for certain types of samplers (Smedes and Booi, 2012; Huckins et al., 2006) and useful information is also given in ISO standard on passive sampling of surface waters.

### *Sampler selection and storage*

When selecting a passive sampling device, one needs to ensure that it is as free of the contaminants of interest. Ideally producers should be in a position to provide information on blank levels for target compounds in samplers or a description of the preparation or cleaning procedure. When using high resolution GC/MS or when levels in blank/control samplers are not below limits of detections, a sufficient number of blank may need to be analysed to gauge the variability of blank levels, particularly in cases when these need to be subtracted from amounts found in exposed samplers. Ideally, depending on the size of the study, number of sites, analysis should not only include field blanks/controls, but also preparation blanks to distinguish possible contamination during fieldwork or during passive sampler preparation. In general, passive sampler for a single same study should be from the same batch. These guidelines are also particularly important for partitioning-based passive samplers that have been spiked with performance reference compounds (PRCs). In a lot of cases, lists of PRCs are not necessarily identical, so there is a need to check that the list of PRCs does not clash with recovery or internal standards used during extraction and analysis of the samplers. Samplers need to be kept under conditions that minimize possible contamination during storage or transport to field sites. In most cases, samplers are kept frozen to ensure maximum analyte stability for samplers prior to exposure (PRCs) and post exposure (target compounds and PRCs) The selection of sampler configuration can affect  $R_s$ , limits of detection and the duration of the integrative nature of the uptake in PS. For this type sampler, the sampler surface to volume ratio will affect time to reach equilibrium while the volume will also affect LODs for compounds

for which equilibrium between the concentration in the sampler and in water can be reached. The surface area will affect LODs (since  $R_s$  is proportional to sampling surface) for compounds remaining in the linear phase of uptake for the entire duration of the exposure. Many of these considerations are detailed in the ISO on passive sampling of surface waters.

#### *Sampler deployment and retrieval*

Field deployments of passive samplers require care and sometimes ingenuity and this is even more relevant for brackish waters. Sampler deployments need to provide representative information particularly when stratification of the water column exists. Deployment of samplers at multiple depths and sites may be required, however general considerations of objectives of monitoring programmes and measurements are not specific to brackish waters.

The deployment of passive samplers generally involves fastening of the passive sampler of choice onto a frame or cage subsequently attached to a mooring. The selection of cage or frame will depend on the configuration of the sampler. An example is the use of SPMD canisters for deploying samplers fastened onto “spider holders”. These were designed to accommodate SPMD with a length close to 100 cm and a width of 2.5 cm. While these cages are easy to use, the small size of the mesh tends to reduce the water turbulence or velocity inside the cage and this can reduce sampling rates and potentially promote deposition of (bio)fouling. Other cage designs include a more “open” type of cages where samplers such as silicone rubber or LDPE are cut into rectangles for fastening. This cage has the advantage of not limiting water turbulence or velocity around the samplers. However, it does mean the sampling polymer sheet are more vulnerable.

Procedures need to be in place to minimize contamination during deployment and retrieval operations. PS samplers are efficient air samplers and this is the reason for using field blanks/controls, particularly when the work is ship-based. While it is not cost effective to use one blank sampler per site, the use of one field blank/control for many sites will not necessarily be representative of contamination if such blank/control is used during deployment and retrieval operations at every single site. A compromise has to be found where a field blank can be used during one set of deployment and retrieval operation at one representative site (i.e. for all onboard deployments, from shore, ...etc). Cages should be clean and parts in direct contact with the samplers should not contaminate the samplers. Supporting parameters that may be useful for further data interpretation include water temperature and salinity that can easily be monitored semi-continuously with tags.

#### *Extraction and analysis*

The extraction and analytical steps follow similar principle to other matrices for method performance, validation and accreditation. For PS that include performance reference compounds, there is a need to ensure that there is no overlap between the list of PRCs and recovery and internal standards. The same rules apply to laboratory work for passive samplers as for other analyses. The use of certified reference materials should be used. However, these as mentioned previously (Booij et al., 2016) are not currently available for passive samplers. One has to note that such CRMs are not available for hydrophobic substances in water and the production of CRMs for passive samplers is likely to be much more straight forward. The laboratory at NIVA has been using spiked silicone rubber samplers/in-house reference material since 2012 to evaluate interbatch variability in the extraction and analysis of SRs. It is important when selecting a laboratory for analysis to verify whether it participates regularly to PT schemes and uses reference materials. PT schemes have been organized over the last three years under the umbrella of QUASIMEME for silicone rubber (Booij et al., 2017). In these studies, the between-laboratory CVs for selected priority substances were similar to those observed for

biota samples. This PT scheme demonstrated that errors in the calculation of  $C_{free}$  are not impossible and this means that (i) if laboratories are conducting the calculation, they should report how the calculation was undertaken, and (ii) training of practitioners is needed to ensure they can do this calculation or verify that it was done properly by the laboratory reporting the results. Blank/control and exposed samplers should be analysed in one single batch to minimise interbatch variability in the analysis.

#### *Estimation of freely dissolved concentrations, $C_{free}$ and data reporting*

The calculation step to obtain a  $C_{free}$  estimate from masses of chemicals sorbed to the sampler is not trivial and can influence the results significantly. Two situations arise for practitioners: (i) the laboratory conducting analyses report concentrations in water (e.g. this is most often the case for DGTs samplers for metals and silicone rubber/SPMDs for organics), (ii) the practitioner conducts his own calculation based on masses of target chemicals reported in the samplers as well as PRCs (exposed samplers, field and preparation blanks/controls).

For partitioning-based samplers, best practice should be based on reporting of sources of or actual values  $K_{sw}$  or  $K_{pw}$  for target compounds and PRCs that are used in the calculation. This may not be necessary if the laboratory undertaking analyses is participating and reporting acceptable results to QUASIMEME PT schemes. Ideally, preference should be given to the use of measured values of  $K_{sw}$  than those modelled, e.g. from  $K_{ow}$ . Since polymer-water partition coefficients vary with temperature and salinity, reported results should also state whether corrections to  $K_{pw}$  and  $K_{sw}$  values have been applied (Jonker et al., 2015). Some empirical equations are available for the estimation of temperature and salinity-corrected values for certain chemicals but not all priority substances. As long as data are reported with appropriate metadata, corrections to calculations are possible at a later stage. Models and procedures used to calculate  $R_s$  from PRC dissipation data should also be mentioned when results are reported. For SR, the NLS method has been proposed and used as part of the QUASIMEME PT scheme (Booij and Smedes, 2010; Booi et al., 2017). The NLS procedure and associated spreadsheet also provides an uncertainty estimate for the calculated  $R_s$ . The ISO standard on passive sampling of surface waters states that duplicate measurements are needed per sampling site or location. Although this is advisable, particularly when the aim of a study is to compare levels of contaminants at different sites, the reproducibility of duplicate measurements for many chemicals is sufficient low that a single measurement could be undertaken (e.g. PAHs and PCBs). For other chemicals for which possibilities of contamination during production or field deployments is likely or for which masses accumulated are very close to LOD/LOQ, duplication is advisable. A methodology to estimate confidence intervals in measurements when a single sampler is deployed was developed and published in 2012 (Matzke et al., 2012). Work is in progress to develop template to input passive sampling data into EMPODAT, the emerging contaminant database of the NORMAN association. Ideally, as for any other monitoring methods, it should be possible to input these data into national databases. This may be possible through ICES and OSPAR.

#### **Compliance monitoring for WFD priority (hazardous) substances**

For compliance monitoring, data from monitoring with methodologies proposed for brackish waters should be fit-for-purpose for comparison with established thresholds. At EU-levels, WFD EQS have been derived for priority and priority hazardous substances for the water phase, in the form of annual average (AA-EQS) and maximum acceptable concentration EQS (MAC-EQS) and for biota for selected substances. At national level, EQS values have been derived for water, sediment and biota. For water, EQS values have been established for the “whole water”.

While it is clear that passive sampling has a role to play in investigative and operational monitoring (e.g. for tasks such as the identification of gradients of concentration levels, comparisons between sites...), its use for compliance (surveillance) monitoring requires us to ensure compatibility between passive sampling-based  $C_{free}$  and whole water EQS or  $EQS_{biota}$ . This can be done through various procedures, but there is a need that these procedures result in compliance assessments as reliable (as protective) as when using conventional monitoring (biota sampling or bottle sampling depending on the specific priority substance). One should bear in mind that another objective of surveillance monitoring is to investigate temporal trends in contaminant levels. A bottle sampling methodology can fulfill performance requirements established by the WFD, yet no information on temporal trends will be obtained when data are below LOD.

To this end, the first option is to estimate freely dissolved concentrations for comparisons with  $EQS_{C_{free}}$  that would need to be derived. Similar procedures to those used to derive EQS for sediment and biota from water can be used to derive EQS for the freely dissolved concentration,  $EQS_{C_{free}}$ . For polar substances that do not bind substantially to particulate or dissolved organic matter in water, whole water and freely dissolved concentrations are not likely to be different and this facilitates comparisons greatly. For hydrophobic and non-ionised substances, and particularly those for which biota EQS have been derived,  $EQS_{C_{free}}$  may be best derived from  $EQS_{biota}$  values. For hydrophobic substances, a freely dissolved concentration in water can be expressed as a concentration in polymer at thermodynamic equilibrium with its surroundings (i.e. the water being sampled), or a concentration in lipid if that concentration was at thermodynamic equilibrium with the water (Jahnke et al., 2014). These contaminant concentrations in lipids represent the hypothetical biota concentration that would be observed in organisms at thermodynamic equilibrium with their surrounding environment:

$$C_{lip} = K_{lip-sil} C_{sil,equil} = K_{lip-sil} K_{sil-w} C_{free}$$

With  $C_{lip}$ , the priority substance concentration on a lipid basis (ng/g lip),  $K_{lip-sil}$  the lipid-silicone rubber partition coefficient for that chemical (g/g),  $C_{sil,equil}$  the concentrations in silicone rubber at equilibrium with the water phase (ng/g), and  $K_{sil-w}$  the silicone rubber-water partition coefficient. This lipid-based concentration can also be translated into a concentration on a wet weight using a standard lipid content (5 %). Screening approaches and tiered assessments have been proposed to implement such calculations (Miege et al., 2016). While  $K_{lip-sil}$  values are available for some chemicals such as HCB, PCBs or some of the DDTs, they remain to be estimated for all substances for which  $EQS_{biota}$  have been derived.

*Example 1: The freely dissolved HCB concentration estimated with silicone rubber passive samplers in the river Drammen for the period April-June 2013-2016 was 0.074 (sd =0.03) ng/L (Skarbøvik et al., 2016). With  $\log K_{sw} = 5.06$  for HCB,  $C_{sil,equil} = 8.5$  ng/g silicone rubber. With a  $K_{lip-sil}$  of approximately 10 g/g, a  $C_{free}$  of 0.074 ng/L is equivalent to 85 ng/g for lipids at thermodynamic equilibrium with the water. For a fish with 5 % lipid, this means an equivalent concentration wet weight of 4.3 ng/g which can then be compared with the  $EQS_{biota}$  of 10 ng/g wet weight. This is a factor of two or so below  $EQS_{biota}$ .*

Procedures based on measurements in one specific matrix (i.e. freely dissolved) followed by some (empirical) modelling could potentially be used to derive a whole water concentration estimate for comparison with WFD EQS values. In this case, empirical modelling can be conducted to estimate whole water concentrations as the sum of dissolved, DOC-bound and particulate matter-bound chemicals. This procedure requires knowledge of dissolved and

particulate organic carbon-water distribution coefficients ( $K_{DOC}$  and  $K_{POC}$ , respectively), as well as relevant estimates of average concentrations of DOC and POC in water:

$$C_{\text{“whole water”}} \approx C_{\text{free}}(1 + K_{POC}[POC] + K_{DOC}[DOC])$$

This calculation requires accurate knowledge of particulate and dissolved organic carbon content (POC and DOC) as well as of  $K_{DOC}$  and  $K_{POC}$  values. Some sensitivity analysis ought to be undertaken to assess how the estimate varies with uncertainties in  $K_{DOC}$ ,  $K_{POC}$ , and estimates of dissolved and particulate matter levels in water. An alternative is to derive river basin specific  $K_{POC}$  values as was done in the RID programme from 2013 to 2016 by measuring freely dissolved and SPM-bound contaminant concentrations. Initially labour-intensive, these measurements provide values of  $K_{POC}$  together with confidence intervals that can be used to estimate a range of estimates including a worst-case scenario.

*Example 2: Considering the same  $C_{\text{free}}$  data for HCB as above, assuming  $K_{POC} \sim K_{ow}$  and  $K_{DOC}[DOC]$  that is negligible in comparison, and  $[POC] = 1 \text{ mg/L}$  (hypothetical suspended particulate matter concentration of 10 mg/L with POC content of 10 %), the estimated concentrations of particulate-bound HCB in one litre of water is 0.023 ng/L. In turn, this means an estimated “whole water” concentration of 0.10 ng/L that can be compared with the AA-EQS of 50 ng/L for HCB. Even considering the uncertainties associated with this procedure, these data show that concentrations are well below EQS. Note that this approximates to a SPM-associated concentration of 0.23 ng/g SPM which explains why SPM-associated concentrations are often below LOD (0.5-1 ng/g) when using low resolution GC/MS.*

For some priority (hazardous) substances, maximum acceptable EQS have been derived. The true maximum concentration that can be found in a water body cannot be measured without putting in place semi-continuous monitoring at a ludicrous cost. The most reliable concentration estimates for comparison with MAC-EQS have to take into account the physico-chemistry of the chemical of interest, its distribution behaviour in the environment and its sources and emission pathways. Although compounds such as the PAH fluoranthene, the POP HCB and the insecticide cypermethrin are all hydrophobic they will have different emission pattern that will influence spatial and temporal variability in the aquatic environment.

*Example 3: For the river Alna, most PAHs including fluoranthene are found mostly associated to the suspended particulate matter phase as a result both of high  $\log K_{POC}$  values (mean value 6.98 with standard error of 0.36 for 16 measurements in the period 2013-2016) and high SPM levels (e.g. 7.7 mg/L on average for 2016). In these conditions, the proportion of fluoranthene freely dissolved is approximately 6 %. Since SPM-associated concentrations are very consistent and do not vary appreciably, this phase distribution means expected highest fluoranthene concentration in the river Alna would occur when SPM level is highest. This is often seen during periods of heavy rainfall, when discharge is highest. Options to estimate a concentration for comparison with MAC-EQS include specific measurements during high flow events or modelling based on SPM levels and/or (continuous) turbidity measurements.*

As mentioned previously for polar and ionised substances, the uncertainty in in situ sampling rate  $R_s$  for samplers such as POCIS need to be taken into account when comparing data with EQS. It has been shown for a number of substances that varying environmental factors do not



result in changes in  $R_s$  more than a factor of two (Harman et al., 2012). A procedure was proposed to account for the uncertainty in calculated  $C_{free}$  resulting from the accuracy (uncertainty in  $R_s$ ) and repeatability (Poulier et al., 2014), may not be as suitable for compliance checking against maximum acceptable concentration thresholds (MAC-EQS). We will elaborate on situations or modelling-simulations that can result in the suitable use of passive samplers for compliance monitoring with MAC-EQS.

### References (some references are used in the text in 2.3.3)

Allan, I.J., Booij, K., Paschke, A., Vrana, B., Mills, G.A. and Greenwood, R., 2009. Field performance of seven passive sampling devices for monitoring of hydrophobic substances. *Environmental Science & Technology*, 43(14), pp.5383-5390.

Allan, I.J., Harman, C., Kringstad, A. and Bratsberg, E., 2010. Effect of sampler material on the uptake of PAHs into passive sampling devices. *Chemosphere*, 79(4), pp.470-475.

Bäuerlein, P.S., Mansell, J.E., ter Laak, T.L. and de Voogt, P., 2012. Sorption behavior of charged and neutral polar organic compounds on solid phase extraction materials: which functional group governs sorption?. *Environmental science & technology*, 46(2), pp.954-961.

Booij, K., Hofmans, H.E., Fischer, C.V. and Van Weerlee, E.M., 2003. Temperature-dependent uptake rates of nonpolar organic compounds by semipermeable membrane devices and low-density polyethylene membranes. *Environmental Science & Technology*, 37(2), pp.361-366.

Booij, K., Sleiderink, H.M. and Smedes, F., 1998. Calibrating the uptake kinetics of semipermeable membrane devices using exposure standards. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17(7), pp.1236-1245.

Booij, K. and Smedes, F., 2010. An improved method for estimating in situ sampling rates of nonpolar passive samplers. *Environmental science & technology*, 44(17), pp.6789-6794.

Booij, K., Robinson, C.D., Burgess, R.M., Mayer, P., Roberts, C.A., Ahrens, L., Allan, I.J., Brant, J., Jones, L., Kraus, U.R. and Larsen, M.M., 2015. Passive sampling in regulatory chemical monitoring of nonpolar organic compounds in the aquatic environment. *Environmental science & technology*, 50(1), pp.3-17.

Booij, K., Smedes, F. and Crum, S., 2017. Laboratory performance study for passive sampling of nonpolar chemicals in water. *Environmental toxicology and chemistry*, 36(5), pp.1156-1161.

Bopp, S., Weiß, H. and Schirmer, K., 2005. Time-integrated monitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in groundwater using the Ceramic Dosimeter passive sampling device. *Journal of Chromatography A*, 1072(1), pp.137-147.

Brack, W., Dulio, V., Ågerstrand, M., Allan, I., Altenburger, R., Brinkmann, M., Bunke, D., Burgess, R.M., Cousins, I., Escher, B.I. and Hernandez, F.J., 2017. Towards the review of the European Union Water Framework Directive: Recommendations for more efficient assessment and management of chemical contamination in European surface water resources. *Science of the Total Environment*, 576, pp.720-737.

Overvåkingsmetoder for vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i kystvann påvirket av ferskvann | M-922

Bruemmer, J., Falcon, R., Greenwood, R., Mills, G.A., Hastie, C., Sparham, C. and Van Egmond, R., 2015. Measurement of cyclic volatile methylsiloxanes in the aquatic environment using low-density polyethylene passive sampling devices using an in-field calibration study- Challenges and guidance. *Chemosphere*, 122, pp.38-44.

Chen, C.E., Zhang, H. and Jones, K.C., 2012. A novel passive water sampler for in situ sampling of antibiotics. *Journal of Environmental Monitoring*, 14(6), pp.1523-1530.

Cristale, J., Katsoyiannis, A., Chen, C.E., Jones, K.C. and Lacorte, S., 2013. Assessment of flame retardants in river water using a ceramic dosimeter passive sampler. *Environmental pollution*, 172, pp.163-169.

Endo, S., Hale, S.E., Goss, K.U. and Arp, H.P.H., 2011. Equilibrium partition coefficients of diverse polar and nonpolar organic compounds to polyoxymethylene (POM) passive sampling devices. *Environmental science & technology*, 45(23), pp.10124-10132.

Fauvelle, V., Mazzella, N., Delmas, F., Madarassou, K., Eon, M. and Budzinski, H., 2012. Use of mixed-mode ion exchange sorbent for the passive sampling of organic acids by polar organic chemical integrative sampler (POCIS). *Environmental science & technology*, 46(24), pp.13344-13353.

Fauvelle, V., Kaserzon, S.L., Montero, N., Lissalde, S., Allan, I.J., Mills, G., Mazzella, N., Mueller, J.F. and Booiij, K., 2017. Dealing with flow effects on the uptake of polar compounds by passive samplers. *Environmental science & technology*, 51 (5), pp 2536-2537.

Fauvelle, V., Montero, N., Mueller, J.F., Banks, A., Mazzella, N. and Kaserzon, S.L., 2017. Glyphosate and AMPA passive sampling in freshwater using a microporous polyethylene diffusion sampler. *Chemosphere*, 188, pp.241-248.

Gilbert, D., Witt, G., Smedes, F. and Mayer, P., 2016. Polymers as reference partitioning phase: polymer calibration for an analytically operational approach to quantify multimedia phase partitioning. *Analytical chemistry*, 88(11), pp.5818-5826.

Harman, C., Allan, I.J. and Bäuerlein, P.S., 2011. The Challenge of Exposure Correction for Polar Passive Samplers—The PRC and the POCIS. *Environmental Science and Technology*, 45, pp.9120-9121.

Harman, C., Allan, I.J. and Vermeirssen, E.L., 2012. Calibration and use of the polar organic chemical integrative sampler—a critical review. *Environmental toxicology and chemistry*, 31(12), pp.2724-2738.

Huckins, J.N., Manuweera, G.K., Petty, J.D., Mackay, D. and Lebo, J.A., 1993. Lipid-containing semipermeable membrane devices for monitoring organic contaminants in water. *Environmental science & technology*, 27(12), pp.2489-2496.

Huckins, J.N., Petty, J.D., Booiij, K., 2006. Monitors of organic chemicals in the environment: semipermeable membrane devices. Springer, New York.

Overvåkingsmetoder for vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i kystvann påvirket av ferskvann | M-922

ISO, 2011. Water quality - sampling - part 23: Guidance on passive sampling in surface waters ISO 5667-23:2011.

Jahnke, A., Mayer, P., McLachlan, M.S., Wickstrom, H., Gilbert, D., MacLeod, M., 2014. Silicone passive equilibrium samplers as 'chemometers' in eels and sediments of a Swedish lake. *Environ. Sci. : Processes Impacts*. 16, 464-472.

Jonker, M.T., van der Heijden, S.A., Kotte, M. and Smedes, F., 2015. Quantifying the effects of temperature and salinity on partitioning of hydrophobic organic chemicals to silicone rubber passive samplers. *Environmental science & technology*, 49(11), pp.6791-6799.

Matzke, M.M., Allan, S.E., Anderson, K.A. and Waters, K.M., 2012. An approach for calculating a confidence interval from a single aquatic sample for monitoring hydrophobic organic contaminants. *Environmental toxicology and chemistry*, 31(12), pp.2888-2892.

Miège, C., Schiavone, S., Dabrin, A., Coquery, M., Mazzella, N., Berho, C., Ghestem, J.P., Togola, A., Gonzalez, C., Gonzalez, J.L. and Lalere, B., 2012. An in situ intercomparison exercise on passive samplers for monitoring metals, polycyclic aromatic hydrocarbons and pesticides in surface waters. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, , 36, pp.128-143.

Miège, C., Mazzella, N., Allan, I., Dulio, V., Smedes, F., Tixier, C., Vermeirssen, E., Brant, J., O'toole, S., Budzinski, H. and Ghestem, J.P., 2015. Position paper on passive sampling techniques for the monitoring of contaminants in the aquatic environment-achievements to date and perspectives. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, 8, pp.20-26.

Narvaez, J.F.V., Baek, K., Molina, F.J. and Allan, I.J., 2016. Implications of observed PBDE diffusion coefficients in low density polyethylene and silicone rubber. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 18(1), pp.87-94.

Pintado-Herrera, M.G., Lara-Martín, P.A., González-Mazo, E. and Allan, I.J., 2016. Determination of silicone rubber and low-density polyethylene diffusion and polymer/water partition coefficients for emerging contaminants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(9), pp.2162-2172.

Poulier, G., Lissalde, S., Charriau, A., Buzier, R., Delmas, F., Gery, K., Moreira, A., Guibaud, G. and Mazzella, N., 2014. Can POCIS be used in Water Framework Directive (2000/60/EC) monitoring networks? A study focusing on pesticides in a French agricultural watershed. *Science of the Total Environment*, 497, pp.282-292.

Poulier, G., Lissalde, S., Charriau, A., Buzier, R., Cleries, K., Delmas, F., Mazzella, N. and Guibaud, G., 2015. Estimates of pesticide concentrations and fluxes in two rivers of an extensive French multi-agricultural watershed: application of the passive sampling strategy. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(11), pp.8044-8057.

Rusina, T.P., Smedes, F., Klanova, J., Booij, K. and Holoubek, I., 2007. Polymer selection for passive sampling: A comparison of critical properties. *Chemosphere*, 68(7), pp.1344-1351.

Overvåkingsmetoder for vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i kystvann påvirket av ferskvann | M-922

Rusina, T.P., Smedes, F., Koblizkova, M. and Klanova, J., 2009. Calibration of silicone rubber passive samplers: experimental and modeled relations between sampling rate and compound properties. *Environmental science & technology*, 44(1), pp.362-367.

Rusina, T.P., Smedes, F. and Klanova, J., 2010. Diffusion coefficients of polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons in polydimethylsiloxane and low-density polyethylene polymers. *Journal of applied polymer science*, 116(3), pp.1803-1810.

Skarbøvik, E., Allan, I., Stålnacke, P., Hagen, A.G., Greipsland, I., Høgåsen, T., Selvik, J.R. and Beldring, S., 2015. Riverine Inputs and Direct Discharges to Norwegian Coastal Waters-2014.

Smedes, F., Monitoring of chlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons by passive sampling in concert with deployed mussels. *Comprehensive analytical chemistry*, 2007, 48, pp.407-448.

Smedes, F.; van der Zande, A.E.; Tixier, C.; Davies, I.M. ICES passive sampling trial survey for water and sediment (PSTS 2006-2007). Part 2: laboratory intercomparison, analytical issues and lessons learned. ICES CM 2007/J:04 2007; <http://www.ices.dk/sites/pub/CM%20Documents/CM-2007/J/J0307.pdf>.

Smedes, F.; van der Zande, A.E.; Davies, I.M. ICES passive sampling trial survey for water and sediment (PSTS 2006-2007). Part 3: preliminary interpretation of field data. ICES CM 2007/J:04 2007, <http://www.ices.dk/sites/pub/CM%20Documents/CM-2007/J/J0407.pdf>

Smedes, F. and Booij, K., *Guidelines for passive sampling of hydrophobic contaminants in water using silicone rubber samplers*. International Council for the Exploration of the Sea. ICES Techniques in marine environmental sciences NO. 52, 2012, 20 p.

Vrana, B., Mills, G.A., Kotterman, M., Leonards, P., Booij, K. and Greenwood, R., 2007. Modelling and field application of the Chemcatcher passive sampler calibration data for the monitoring of hydrophobic organic pollutants in water. *Environmental Pollution*, 145(3), pp.895-904.

Vrana, B., Smedes, F., Prokeš, R., Loos, R., Mazzella, N., Miege, C., Budzinski, H., Vermeirssen, E., Ocelka, T., Gravell, A. and Kaserzon, S., An interlaboratory study on passive sampling of emerging water pollutants. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 2016, 76, pp.153-165.

Vrobesky, D.A. and Campbell, T.R., 2001. Equilibration times, compound selectivity, and stability of diffusion samplers for collection of ground-water VOC concentrations. *Advances in Environmental Research*, 5(1), pp.1-12.

### Miljødirektoratet

**Telefon:** 03400/73 58 05 00 | **Faks:** 73 58 05 01

**E-post:** [post@miljodir.no](mailto:post@miljodir.no)

**Nett:** [www.miljødirektoratet.no](http://www.miljødirektoratet.no)

**Post:** Postboks 5672 Torgarden, 7485 Trondheim

**Besøksadresse Trondheim:** Brattørkaia 15, 7010 Trondheim

**Besøksadresse Oslo:** Grensesvingen 7, 0661 Oslo

Miljødirektoratet jobber for et rent og rikt miljø. Våre hovedoppgaver er å redusere klimagassutslipp, forvalte norsk natur og hindre forurensning.

Vi er et statlig forvaltningsorgan underlagt Klima- og miljødepartementet og har mer enn 700 ansatte ved våre to kontorer i Trondheim og Oslo, og ved Statens naturoppsyn (SNO) sine mer enn 60 lokalkontor.

Vi gjennomfører og gir råd om utvikling av klima- og miljøpolitikken. Vi er faglig uavhengig. Det innebærer at vi opptre selvstendig i enkeltsaker vi avgjør, når vi formidler kunnskap eller gir råd. Samtidig er vi underlagt politisk styring. Våre viktigste funksjoner er at vi skaffer og formidler miljøinformasjon, utøver og iverksetter forvaltningsmyndighet, styrer og veileder regionalt og kommunalt nivå, gir faglige råd og deltar i internasjonalt miljøarbeid.