

Vurdering av utslippspunkt for nytt renseanlegg i Drammensfjorden



Hovedkontor

Økernveien 94
0579 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: www.niva.no

Tittel Vurdering av utslippspunkt for nytt renseanlegg i Drammensfjorden	Løpenummer 7894-2023	Dato 02.10.2023
Forfatter(e) André Staalstrøm & Svetlana Pakhomova	Fagområde Hydrologi og oseanografi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oslofjorden	Sider 27 + vedlegg

Oppdragsgiver(e) Drammen, Asker og Lier kommune	Kontaktperson hos oppdragsgiver Anne Sofie Nilsen
Oppdragsgivers utgivelse:	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 230128

Sammendrag

Det planlegges å bygge et nytt sentralt renseanlegg i Drammen, og i denne rapporten har virkningen av utslippsdyp fra 30 til 90 m blitt vurdert. På grunn av økt vertikal blanding så vil oksygenforholdene i vannmassene bli bedre. Virkningen er best om utslippet slippes ut på 90 m dyp, men dette vil kreve at det bygges en 1,7-km lang avløpsledning. Det vil også være god effekt på oksygenforholdene om utslippet legges på 70-80 m som vil krev en betydelig kortere avløpsledning. Effekten av økte oksygenkonsentrasjoner over bunn vil virke positivt inn på miljøgifter i sedimentene ved at organiske stoffer brytes ned raskere og tungmetaller vil sedimentere raskere.

Fire emneord	Four keywords
1. Oksygenforhold	1. Oxygen conditions
2. Økologisk tilstand	2. Ecological condition
3. Kunstig omrøring	3. Artificial circulation
4. Renseanlegg for avløpsvann	4. Sewage cleaning plant

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

André Staalstrøm
Prosjektleder/Hovedforfatter

Louise Valestrand
Kvalitetssikrer

Ailbhe Lisette Macken
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7630-5
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

Vurdering av utslippspunkt for nytt renseanlegg i Drammensfjorden

Forord

NIVA ble kontaktet av Drammen, Lier og Asker kommune på bakgrunn av den modelleringen som ble gjort av Drammensfjorden i 2022. Det var ønskelig at NIVA gjorde en mer detaljert vurdering av utslippspunkt for et nytt sentralt renseanlegg i Drammensfjorden.

André Staalstrøm har vært prosjektleder og ansvarlig for modelleringen. Svetlana Pakhomova har vært ansvarlig for vurdering av hvordan endringer i oksygenforhold i vannmassen som følge plassering av utslippspunktet kan påvirke miljøgifter i fjorden.

NIVAs kontaktperson har vært Anne Sofie Nilsen. Forsidebildet er tatt av André Staalstrøm fra Solumstrand den 20. mars 2022, rett etter at isen hadde gått i Drammensfjorden.

Oslo, 31. august 2023

André Staalstrøm

Innholdsfortegnelse

1	Bakgrunn for prosjektet	7
2	Oksygenforhold i Drammensfjorden	9
2.1	Målt oksygenkonsentrasjon i Drammensfjorden	9
2.2	Klassifisering av oksygenforhold.....	10
2.3	Områder med oksygenfri bunn i regionen.....	12
3	Modellering med NIVA Fjordmodell	13
3.1	Generell beskrivelse av NIVA Fjordmodell.....	13
3.2	Påvirkning av utslippsdyp	14
3.1	Effekt av nitrogenfjerning	16
4	Miljøgifter i Drammensfjorden	17
4.1	Tidligere kartlegging	17
4.2	Påvirkning av endret oksygenforhold	20
4.2.1	Tinnorganiske forbindelser (TBT)	20
4.2.2	Polyklorerte bifenyler (PCB) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH).....	21
4.2.3	Metaller	22
5	Avsluttende bemerkninger og anbefalinger	24
6	Referanser	25

Sammendrag

Bakgrunnen for dette prosjektet er at det planlegges å bygge et sentralt renseanlegg i Drammensfjorden som vil samle avløpsvann fra de anleggene som har utslipp til fjorden i dag. I denne rapporten har virkningen av utslippsdyp fra 30 til 90 m blitt modellert med NIVA Fjordmodell. På grunn av økt vertikal blanding så vil oksygenforholdene i vannmassene bli bedre, helt ned til det dypet hvor avløpsvannet slippes ut.

Når det bygges et nytt renseanlegg i Drammensfjorden er det viktig at utslippsdypet legges så dypt som mulig. Dette vil på grunn av økt vertikal blanding ha positiv effekt på oksygenforholdene i hele vannsøylen. På grunn av topografien vil det kreves en lang utslippsledning for å nå ned til 90 m dyp, mens en ca. 1 km kortere avløpsledning kan nå nesten ned til 80 m dyp. Legges utslippsledningen ned til 80 m vil også dette gi god effekt på oksygenforholdene i hele fjorden.

I de scenariene som er modellert for å vurdere utslippsdyp er det antatt at det nye renseanlegget bygges med nitrogenfjerning. For å synliggjøre den positive effekten av å fjerne nitrogen har det blitt brukt et modelloppsett som dekker hele Oslofjorden, og så er det testet hvordan effekten er å legge utslippet på 80 m med og uten nitrogenfjerning. Å legge utslippet ned i dypet i seg selv har stor effekt på nitratkonsentrasjonen i overflatelaget på sommeren med en reduksjon på 32 %, og det er også en signifikant nedgang i Breiangeren. Ved å bygge et anlegg med nitrogenfjerning, så vil det være en signifikant nedgang i hele Oslofjorden helt ut til Færder, med unntak av Bunnefjorden og Bekkelagsbassenget i Indre Oslofjord.

Når det er gode oksygenforhold er de fleste metaller til stede i oksidert form, som betyr at de er i partikkelform, og synker ned til bunnen. Ved lave oksygenforhold kan noen metaller reduseres og være til stede i vannet i oppløst form og kan dermed spre seg over hele fjorden. Dette er situasjonen vi har nå. Å forbedre oksygenforholdene i vannsøylen vil fremme sedimentering av metaller. Mobiliteten til organiske forurensninger avhenger ikke av oksygenforhold, men nedbrytning av organiske forurensninger vil gå raskere hvis oksygenforholdene forbedres.

Det må unngås at en jetstrøm ut av avløpsrøret eroderer sjøbunnen og dermed også virvler opp partikler og miljøgifter. Dette kan unngås ved å legge røråpningen på utslippsledningen 1-2 m over bunn.

Summary

Title: Assessment of the discharge point for a new sewage treatment plant in the Drammensfjord

Year: 2023

Author(s): André Staalstrøm & Svetlana Pakhomova

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7630-5

The background for this project is that it is planned to build a central sewage treatment plant in the Drammensfjord that will collect wastewater from the plants that discharge into the fjord today. In this report, the impact of discharge depths from 30 to 90 m has been assessed. Due to increased vertical mixing, the oxygen conditions in the water masses will improve, all the way down to the depth where the wastewater is released.

When a new treatment plant is built in the Drammensfjord, it is very important that the discharge depth is as deep as possible. Due to increased vertical mixing, this will have a positive effect on the oxygen conditions in the entire water column. Due to the topography, a long discharge line will be required to reach down to 90 m deep, while with an approx. 1 km shorter discharge pipe can reach almost down to 80 m deep. If the discharge pipe is submerged down to 80 m depth, this will also have a very good effect on the oxygen conditions in the entire fjord.

In the scenarios that have been run to assess discharge depth, it is assumed that the new treatment plant will be built with nitrogen removal. To make visible the positive effect of removing nitrogen, a different model setup that covers the entire Oslofjord has been used and tested with and without nitrogen removal with discharge at 80 m depth. To submerge the discharge down to 80 m has a very good effect on the nitrate concentration in the surface layer in the summer with a reduction of 32%, and there is also a significant decrease in Breiangen. By building a sewage plant with nitrogen removal, there will also be a significant decrease in the entire Oslofjord all the way to Færder, except for the Bunnefjord and the Bekkelaget Basin in the Inner Oslofjord.

In well-oxidized conditions most metals are present in oxidized form, and this means that they are in particulate form, and sinks down to the bottom. In low oxygen conditions some metals can be reduced and be present in the water in dissolved form and can spread over the whole fjord. This is the situation we have now. To improve the oxygen conditions in the water column will promote sedimentation of metals.

Mobility of organic pollutants doesn't depend on oxygen conditions, but decomposition of organic pollutants will go faster if the oxygen conditions are improved.

It must be avoided that a jet stream out of the discharge pipe erodes the seabed and thus also remobilizes particles and environmental toxins in the sediment. This can be avoided by placing the pipe opening 1-2 m above the bottom.

1 Bakgrunn for prosjektet

Bakgrunnen for dette prosjektet er det planlegges å bygge et sentralt renseanlegg i Drammensfjorden som vil samle avløpsvann fra de anleggene som har utslipp til fjorden i dag.

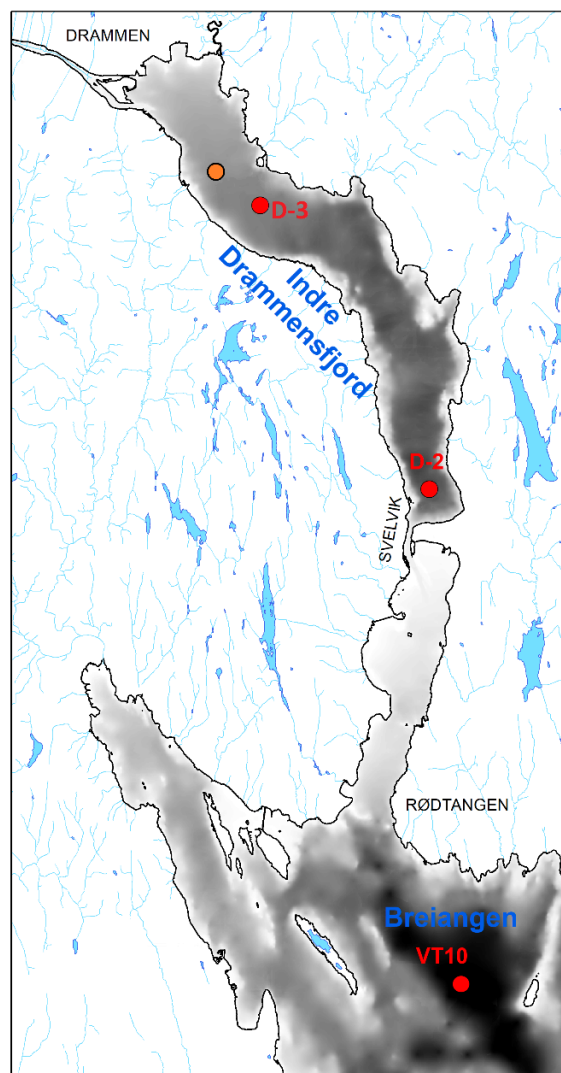
Drammensfjorden er en av to fjordarmer i Oslofjorden, hvor Drammenselva, som er Norges nest største elv, har sitt utløp innerst i fjorden ved Drammen (Figur 1). Indre Drammensfjord er adskilt fra resten av fjordsystemet av et trangt og grunt sund som kalles Svelvikstrømmen og ligger ved Svelvik. Svelvikstrømmen er omtrent 180-200 m bred og rundt 11,5 m dyp. Innløpet til Drammensfjorden er ved Rødtangen, og fjorden er forbundet med Breiangen og resten av Oslofjorden.

Sirkulasjonen i overflatelaget i Drammensfjorden er preget av den store ferskvannstilførselen fra Drammenselva. Drammensfjorden har et meget skarpt sprangsjikt, hvor saltholdigheten kan øke fra 2 til 18 psu over mindre enn to dybdemeter. Det er svært liten fortykning av elvevannet med saltvann når det renner ut i fjorden, før det renner forbi det trange sundet ved Svelvik.

Sirkulasjonen i dypvannet i hele fjorden innenfor Svelvik er preget av svært lav vertikal blanding og lang oppholdstid. Den lange oppholdstiden, gjør at alt oksygenet over tid brukes opp i dypvannet.

I Tabell 1 vises data fra seks renseanlegg som det er aktuelt å føre sammen til et sentralt renseanlegg. Dette samlede anlegget skal etter planen bygges i Nordbykollen og ha et samlet utslipp utenfor Solumstrand (se Figur 2). I 2022 hadde disse seks anleggene utslipp av 1,7 tonn fosfor og 592 tonn nitrogen.

To forslag til utslippsledning er tegnet inn i kartet i Figur 2. Den røde utslippsledningen er 1,7 km lang og går ut til 90 m dyp. Den grønne utslippsledningen går ut til ca. 80 m dyp. Dybdeprofilen til den grønne utslippsledningen er tegnet inn i Figur 3, og en må 700-800 m ut for å komme til en dybde på 70-80 m. Dybde data er hentet fra kystinfo.no.



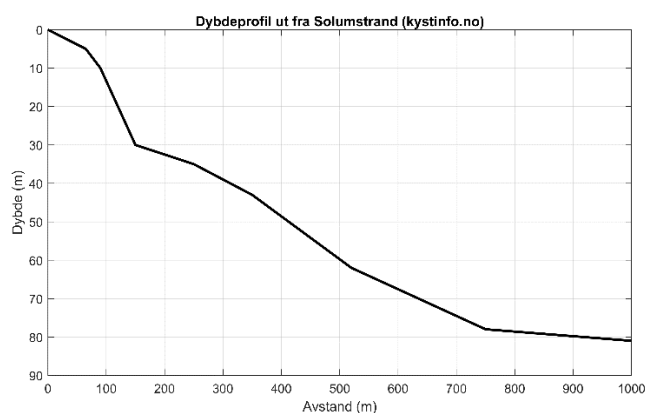
Figur 1. Kart over Drammensfjorden og vestre del av Breiangen. Stasjonene D-3 og D-2 er en del av Ytre Oslofjordovervåkingen, mens VT10 er en del av ØKOKYST-programmet. Mulig utslippspunktet er vist med oransje punkt.

Tabell 1. Oversikt over seks rensanleggene med utslipp til Lierelva, Drammenselva og Drammensfjorden. Posisjonene er dagens utslippspunkter. Utslippstallene er for 2022 og er hentet fra norskeutslipp.no

Navn	Type anlegg	Bredde-grad	Lengde-grad	BOF5 Tonn/år	Tot-P Tonn/år	Tot-N Tonn/år
Mjøndalen	Kjemisk	59.7530	10.0273	125.2	0.32	85.8
Muusøya	Kjemisk	59.7495	10.1541	71.7	0.39	73.3
Solumstrand	Kjemisk-Biologisk	59.7127	10.2691	197.3	0.68	337.5
Linnes	Kjemisk	59.7455	10.2831	17	0.16	18.7
Lahell	Kjemisk	59.7211	10.3099	142.6	0.19	76.5
Bergfløtt	Kjemisk-Biologisk	59.7530	10.0273	0.01	0.001	0.42
Sum				553.81	1.741	592.22



Figur 2. Kart over Drammensfjordens innerste del som viser mulige utslippsledninger. Den grønne ledningen er 700 m lang og går ut til 78 m dyp. Den røde ledningen er 1,7 km lang og går ut til 90 m dyp. De svarte punktene er utslippspunktene til dagens rensanlegg.

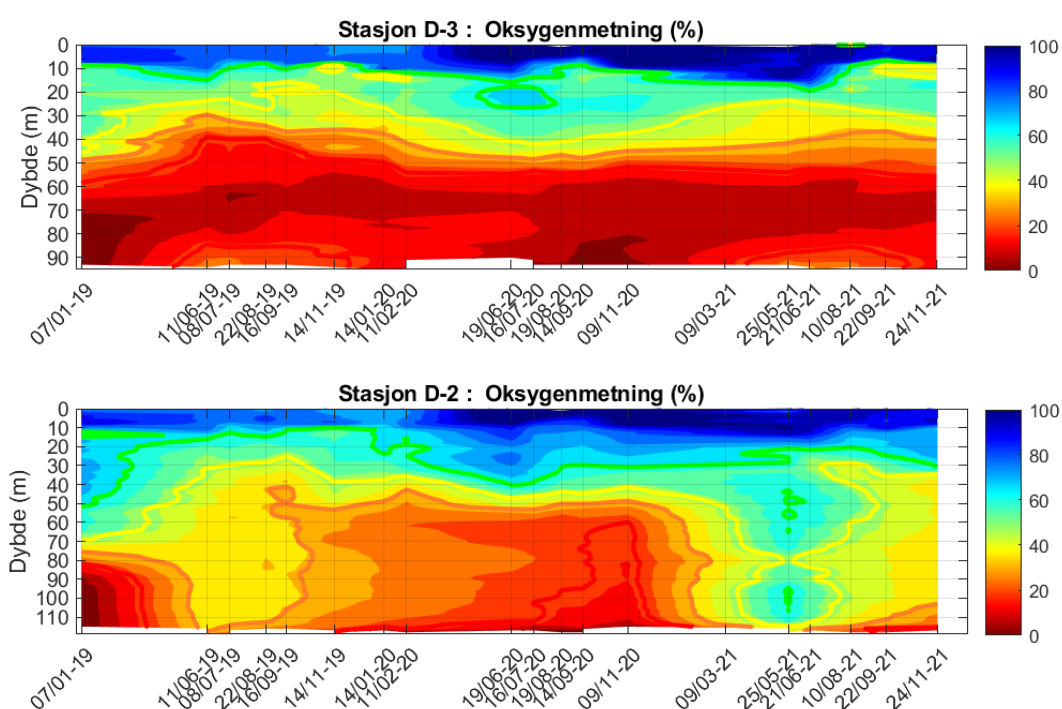


Figur 3. Dybdeprofil for en mulig utslippsledning som går rett ut fra Solumstrand, tegnet inn som grønn linje i Figur 2. Utslippsledningen må være ca. 700-800 m for å nå ned til en dybde på 70-80 m. Dybdedata er hentet fra kystinfo.no.

2 Oksygenforhold i Drammensfjorden

2.1 Målt oksygenkonsentrasjon i Drammensfjorden

Oksygenforholdene i Drammensfjorden er kompliserte. Selv om det er lite bevegelser i vannmassene i dypvannet, så er det stor forskjell på oksygenforholdene stasjon D-2 rett innenfor Svelvik terskelen og stasjon D-3 som ligger lenger inn i fjorden (Figur 4). Forskjellen skyldes at den organiske belastningen i fjorden varierer. Den organiske belastningen er størst nærmest Drammenselva og andre kilder innerst i fjorden, og blir gradvis mindre utover mot Svelvik. Forholdene ved stasjon D-3 er mest representativ for oksygenforholdene i fjorden der det er planer om å etablere en ny utslippsledning. I løpet av perioden fra januar 2019 til november 2021, var det to innstrømninger av nytt bunnvann som brakte med seg tungt og oksygenrikt vann ned til dypet. Det var ingen dypvannsfornyelse i 2020.



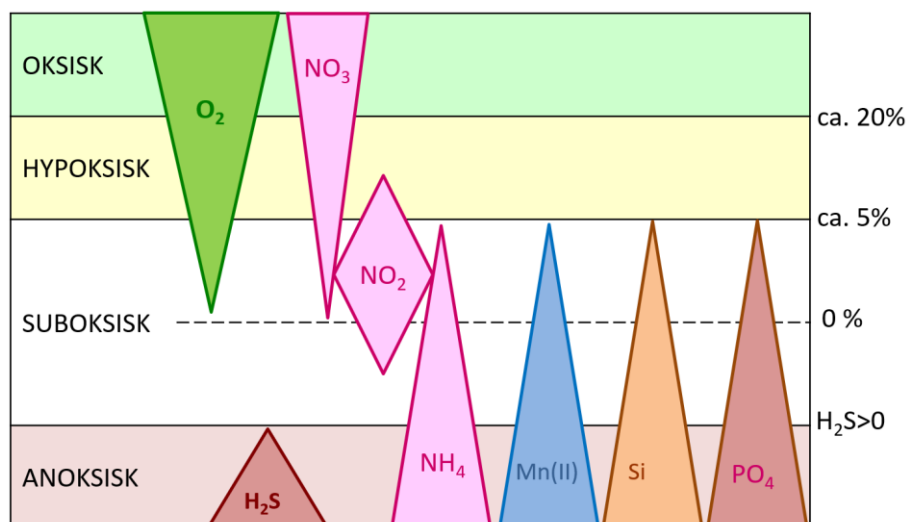
Figur 4. Konturplott av oksygenmetning målt med oksygensonde som funksjon av tid og dyp. Data er fra 2019-2021. Øverst vises stasjon D-3 og nederst vises stasjon D-2 (se Figur 1 for plassering). Den grønne linjen er konturlinje for 65%, den gule 50% og den oransje 35% oksygenmetning. Den røde linjen er oksygenmetning på 20% og ligger i dybdeintervallet 40-55 m på stasjon D-3. Ved mørkerød farge er oksygenmetningen nær null, men det er ikke mulig å detektere om det er forekomst av hydrogen sulfid (anoksiske forhold).

Under dypvannsfornyelsene vil den innstrømmende vannmassen fortrenge det gamle oksygenfattige vannet som lå der fra før, og løfte dette oppover i vannsøylen. Men dette vannet løftes ikke opp så høyt at det kan strømme fritt ut av fjorden, men legger seg 60-70 m dyp. I Vedlegg B er det laget kart hvor det er plottet inn konsentrasjoner av miljøgifter målt i sedimentene. I disse kartene er det tegnet inn hvilken oksygenkonsentrasjon det var langs bunn basert på målinger av oksygen på stasjon D-3 fra september 2019. Ved dette tidspunktet var det lavest oksygenkonsentrasjon 55-72 m og dette utgjør et stort bunnareal.

2.2 Klassifisering av oksygenforhold

Vann med høyere oksygenmetning enn ca. 20 % defineres som oksygenholdig eller **oksisk**. Kirkerud (1998) gjorde en grundig gjennomgang av hvilke oksygennivåer som gir økosystemeffekter. Om oksygenmetningen er under 65% så bør dette vekke bekymring. I intervallet 50-65% vil det kunne være små effekter, som f.eks. redusert respirasjon. I intervallet 35-50% vil det være mer alvorlige konsekvenser, som redusert vekst for fisk, men det vil ikke være dødelig. I intervallet 20-35% vil det kunne forekomme fiskedød, samt negative effekter på bentiske organismer som lever over bunnen (f.eks. reker) og epifauna som er dyr knyttet til stein eller andre faste gjenstander i sjøen. Eksperimenter som Plante et al. (1998) utførte på atlantisk torsk, viste at oksygennivåer ned mot 35% (over fire dager) ikke gir dødelighet. I intervallet 20-35% vil det være dødelighet for torsk. Ved oksygenmetning på 21% dør halvparten av torsken. På stasjon D-3 var oksygenmetningen lavere enn 20 % under 40-55 m dyp i hele perioden 2019-2021 (Figur 4). Fra Indre Oslofjord finner man en klar sammenheng mellom forekomst av reker og oksygenforhold i intervallet 20-35%. Når oksygenmetningen er 15-20 % (rundt 1,0-1,5 ml/L) er det svært lav reketetthet, men er oksygenmetningen 35 % (ca. 2,5 ml/L) er reketettheten høy (Berge & Amundsen, 2016). Å øke oksygenmetning fra 20 til 35 % vil sannsynligvis ha svært positiv effekt på reketettheten også i Drammensfjorden.

Yakushev & Newton (2013) gir en grunnleggende innføring i de kjemiske forholdene i oksygenfattige (hypoksiske) og oksygenfrie (sub- og anoksiske) forhold. Dette er skjematisk fremstilt i Figur 5. Vann med lavere oksygenmetning enn ca. 20 % defineres som oksygenfattig (**hypoksiske**). Kirkerud (1998) fremhever denne grensen og sier at dette oksygenivået har alvorlige økologiske konsekvenser, som betyr at det vil være dødelighet i epifaunaen og det vil forekomme fiskedød i vannmassene. Vann med lavere oksygenmetning enn 5% defineres som **suboksiske**. Det er da så lite oksygen at bakterier starter å denitrifisere nitrat, og det vil forekomme økte konsentrasjoner av nitritt og også ammonium. Andre kjemiske forbindelser, som f.eks. mangan, reduseres også. Det vil også være lite primærproduksjon som forbruker næringsstoffer, og disse vil da hope seg opp siden det er en stadig tilførsel fra høyere opp i vannmassene. Under suboksiske forhold vil det typisk være svært høye konsentrasjoner av fosfat (PO_4), silikat (SiO_2) og ammonium (NH_4). Når oksygenfrie vannmasser løftes opp i terskelfjorder, i forbindelse med dypvannsfornyelser, vil det derfor gi en brå tilførsel av næringsalter til grunnere områder, og i tillegg kan fiskedød forekomme grunnet rask nedgang i oksygentilgang. Av disse grunner er det viktig at dypvannet i en vannforekomst holder seg over 5 % oksygenmetning (ca. 0,3 ml/L).



Figur 5. Skjematisk fremstilling av lave oksygenforhold og forekomst av noen kjemiske forbindelser som er avhengig av oksygenforholdene. Figuren er bearbeidet fra figur hentet fra Yakushev & Newton (2013).

I vannmasser som over tid er helt oksygenfrie vil det, etter at forskjellige kjemiske forbindelser er redusert, dannes hydrogensulfid. Hydrogensulfid oppstår raskere om det er store mengder organisk stoff til stede. Vann hvor hydrogensulfid forekommer defineres som **anoksisk**.

Grensene for klassifisering av oksygenforhold er vist i Tabell 2. En vannforekomst blir klassifisert som svært dårlig når den laveste verdien i det dypeste punktet er under 20 % oksygenmetning ifølge det norske systemet (Veileder 02:2018). I tabellen er det også lagt inn et sett med grenseverdier som ble foreslått av Walday et al. (2023), som kunne gjelde for vannforekomster som defineres som «naturlig oksygenfattig». For sammenligning er også svenske grenseverdier lagt inn i tabellen.

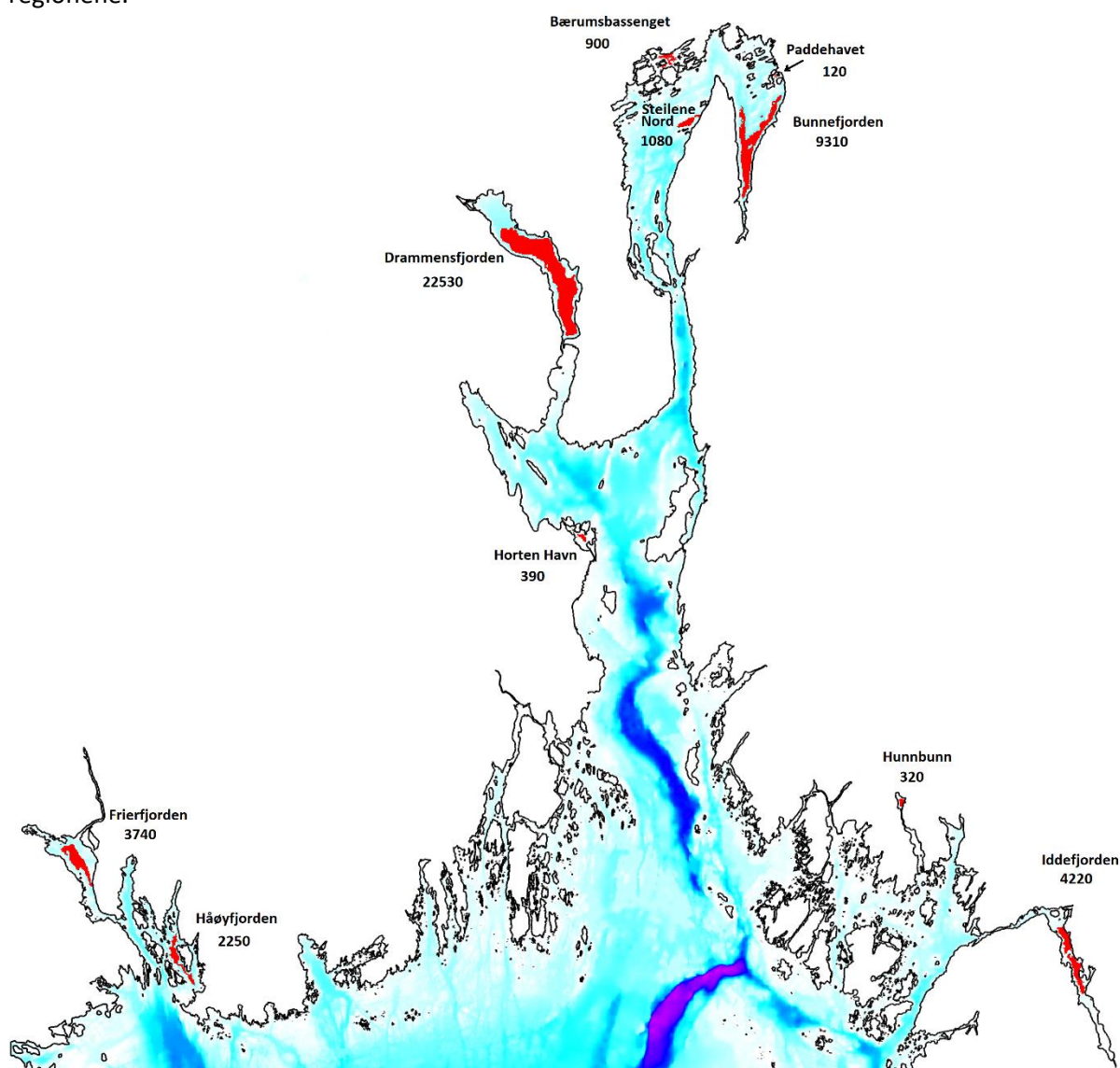
Tabell 2. Sammenligning av grenseverdier for oksygenklasser fra Veileder 02:2018 og forslag til grenseverdier for «naturlig oksygenfattig dypvann». Svenske klassegrenser er også vist (HVMFS 2019-25¹).

Tilstandsklasse	Dagens grenseverdier i Veileder 02:2018 Enhet: ml/L (%)	Forslag til grenseverdier for «naturlig oksygenfattig dypvann». Enhet: ml/L (%)	Svenske klassegrenser fra HVMFS 2013:19 Enhet: ml/L
Svært god	> 4,5 (>65)	> 3,5 (>50)	> 3,5
God	3,5 – 4,5 (50-65)	2,5 – 3,5 (35-50)	2,1 – 3,5
Moderat	2,5 – 3,5 (35-50)	1,5 – 2,5 (20-35)	1,0 – 2,1
Dårlig	1,5 – 2,5 (20-35)	0,3 – 1,5 (5-20)	< 1,0
Svært dårlig	< 1,5 (<20)	< 0,3 (<5)	H_2S

¹ Pga. en skrivefeil i den svenske forskriften så finner en verdiene i den eldre utgaven HVMFS 2013-19. <https://www.havochvatten.se/vagledning-foreskrifter-och-lagar/foreskrifter/register-vattenforvaltning/klassificering-och-miljokvalitetsnormer-avseende-ytvatten-hvmfs-201925.html>

2.3 Områder med oksygenfri bunn i regionen

I Figur 6 er det tegnet inn områder av havbunnen hvor vannet over bunn er periodisk eller nesten permanent oksygenfritt. Her er oksygenfritt vann definert som vann med lavere målt oksygenmetning enn 5 %, altså suboksidisk vann etter definisjonene i Figur 5. Oksygenmetning i dette området kan måles med vanlige oksygensonder. Kartet er hovedsakelig basert på oksygensondemålinger fra desember 2020. Ved dette tidspunktet var oksygenforholdene i Drammensfjorden på sitt laveste (se Figur 4). Ifølge kartet er det 44,9 km² med oksygenfri havbunn i regionen, og 22,5 km² av dette arealet befinner seg i Drammensfjorden. Under dypvannsfornyelser vil dette oksygenfattige vannet løftes opp å spres i Oslofjordsystemet. Å bedre oksygenforholdene ved bunn i Drammensfjorden vil ha stor betydning for regionene.



Figur 6. Områder med oksygenfritt vann langs bunn i området rundt Oslofjorden (røde felter). Hvis en skal ta for seg alle havområdene på Østlandet (altså ned til Sørlandsporten) så bør også de anoksiske fjordene Eksefjorden innenfor Jomfruland og Kilsfjorden ved Kragerø nevnes, som er utenfor kartet. Tallene ved hvert rødt område er bunnareal i antall dekar (1000 m²).

3 Modellering med NIVA Fjordmodell

3.1 Generell beskrivelse av NIVA Fjordmodell

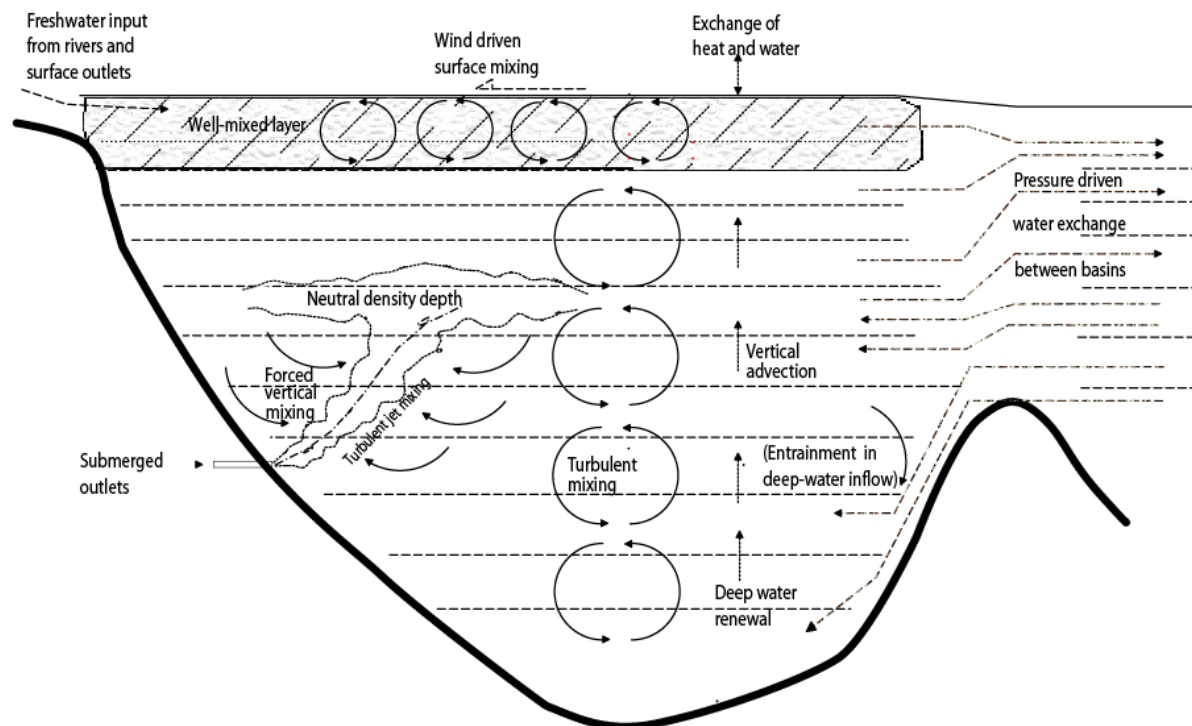
Ved NIVA har det blitt utviklet en omfattende fjordmodell. Modellen ble opprinnelig kalt «Eutromod», men over flere år har navnet «fjordmodellen» blitt brukt. For å skille denne modellen fra for eksempel diverse 3D modeller som også er «fjordmodeller» er det bestemt at modellen skal kalles NIVA Fjordmodell, forkortet NFM.

Denne modellutviklingen ble gjort i forbindelse med at det skulle bygges nye renseanlegg i Indre Oslofjord. Den første modellkjøringen som ble gjort for Indre Oslofjord er beskrevet av Bjerkeng (1994a, 1994b). Modellen er designet for å vurdere hvordan forskjellige stoffer som organisk stoff, nitrogen, fosfor og silikat spres gjennom det økologiske systemet i en terskelfjord. Slike vannforekomster er sårbare for tilførsel av stoff som leder til økt oksygenforbruk, på grunn av lang oppholdstid til dypvannet som beskrevet tidligere.

Modellen er bygd opp slik at den består av en eller flere bassenger som står i forbindelse med et ytre basseng. I hvert basseng beskrives variasjon med dypet med høy oppløsning. Det tas også høyde for at dypvannsutslipp øker den vertikale blandingen, slik som vil være tilfellet i Drammensfjorden. Utvekslingen mellom hvert basseng er drevet av tidevann, vind og forskjeller i trykk mellom vannmassene i to bassenger som står i forbindelse med hverandre. De fysiske prosessene som styrer modellen, er detaljert beskrevet av Bjerkeng (1994b, 1994c, 1994d). I det modelloppsettet som vil benyttes her, vil det være ett indre basseng som representerer fjorden innenfor Svelvikterskelen. Dette bassenget står i forbindelse med et ytre basseng som representerer Breiangen. Lengden, bredden og dybden på forbindelsen mellom disse bassengene, spesifiseres i modelloppsettet. Tilførsler til det indre bassenget, og om disse går til overflaten eller slippes ut med rør i dypet, beskrives også i modelloppsettet.

I Figur 7 er de fysiske prosessene som modellen simulerer illustrert. Utvekslingen mellom bassengene beregnes ved å regne ut horisontale trykkgradienter som driver vannbevegelsene. Om et basseng har mye eller lite vertikal blanding må spesifiseres i modelloppsettet, så denne kunnskapen må være kjent på forhånd. Når de naturlige vertikale blandingsforholdene er spesifisert, kan modellen beregne hvordan disse blir påvirket av dykkede utslipp som gir kunstig omrøring i bassenget.

Modellen beskriver separat hvordan de forskjellige næringssaltene samt karbon spres i fjorden, og har to forskjellige grupper fytoplankton; kiselalger og andre alger. De biologiske prosessene i modellen er detaljert beskrevet av Bjerkeng (1994b, 1994e, 1994f). For hver algetype regnes det ut innhold av karbon, nitrogen, fosfor og silikat (hvis det er kiselalger). Hvert stoff følges fra tilførsel, gjennom næringskjeden, i organisk stoff i vannmassene og til sedimentet. En sentral del av modellen består i å beregne oksygenforbruk når organisk stoff brytes ned. Modellen inneholder også en beskrivelse av forbruk og produksjon av karbon, nitrogen og fosfor som blåskjell står for (Bjerkeng, 1994f). Modellen har blitt brukt for å vurdere endringer i utslipp til Bunnefjorden og Bekkelagsbassenget i Indre Oslofjord (Staalstrøm, 2017, 2020), og for å vurdere mulige tiltak for å bedre vannkvaliteten i Hunnebunn (Staalstrøm & Yakushev, 2019). I denne rapporten tar vi utgangspunkt i det oppsettet som ble gjort av modellen i Drammensfjorden i 2022 (Staalstrøm, 2022). For å se på hvordan det nye renseanlegget påvirker områdene på utsiden, brukes i tillegg et modelloppsett som inkluderer hele Oslofjorden ut til Færder (Staalstrøm, 2023).



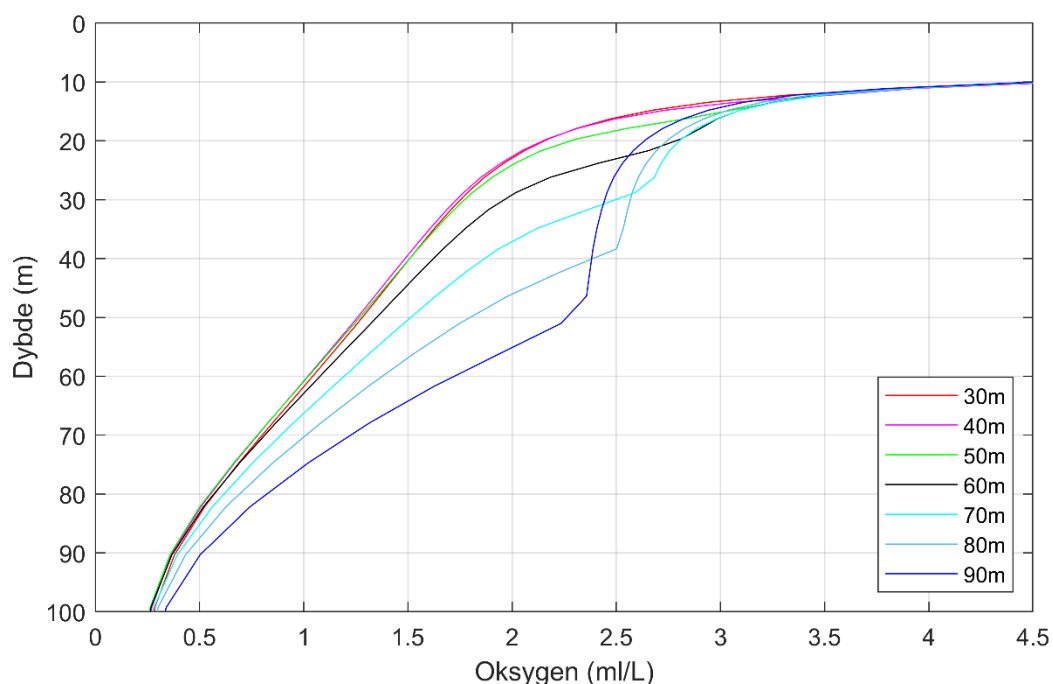
Figur 7. Illustrasjon av de forskjellige fysiske prosessene som er inkludert i NIVA Fjordmodell. Legg merke til at det i modellen blir simulert hvordan de vertikale blandingsforholdene endrer seg hvis man legger inn et dykket utslipp i bassenget.

3.2 Påvirkning av utslippsdyp

I modelleringen i Drammensfjorden (Staalstrøm, 2022) ble det lagt inn dypvannsutslipp fra et nytt sentralt rensesanlegg i 30 og 90 m dyp. I denne rapporten har disse scenariene blitt gjentatt, og i tillegg er det testet effekten av å slippe ut vannet på 40, 50, 60, 70 og 80 m dyp. I Vedlegg A har vi lagt inn konturplott av modellert oksygen i Drammensfjorden over en toårsperiode med forskjellige utslippsdyp (se Figur 10).

I Figur 8 har middelverdien av oksygenkonsentrasjonen fra disse syv modellkjøringene blitt beregnet. Oksygenkonsentrasjonen i vannmassen i blir gradvis høyere desto dypere utslippsledningen legges. Konsentrasjonen kan bli opptil 1 ml/L høyere, som vil ha svært stor påvirkning for pelagisk liv som reker og fisk, samt for bunnlevende dyr.

En oksygenkonsentrasjon på 1,5 ml/L vil omtrent tilsvare en oksygenmetning på 20 %, og er oksygenforholdene dårligere enn dette vil det forekomme fiskedød, og mest sannsynlig vil en ikke finne fisk i det hele tatt i slike hypoksiske vannmasser. Ved å senke utslippet ned til 80 m dyp vil flaten med 1,5 ml/L bli 17 m dypere ifølge modellen (Figur 8), og ved utslipp på 90 m vil denne flaten kunne bli 25 m dypere. Dette betyr at svært store bunnarealer og vannvolum vil kunne bli leveområde for pelagisk og bentisk liv.



Figur 8. Modellert oksygenkonsentrasjon i vannsøylen midlet over en periode på to år. Hver av grafene representerer utslippsdyp fra 30 til 90 m.

Det er en del av dynamikken i de observerte oksygenforholdene (se Figur 4) som NIVA Fjordmodell ikke klarer å beskrive. Dette gjelder spesielt oksygen minimumet i 60-70 m dyp som er observert på stasjon D-3 etter dypvannsfornyelser. Det vil være viktig å legge utslippsledningen under 60-70 m slik at den vertikale blandingen økes i vannmassen over dette nivået. En vet fra dypvannsutslippet i Bekkelagsbassenget at den vertikale blandingen vil øke i vannmassen over utslippsdypet, og sannsynligvis kan en unngå at det dannes et slikt oksygenminimum etter dypvannsfornyelser i Drammensfjorden. Dette vil bety at oksygenforholdene langs bunn i store deler av indre Drammensfjorden vil bli betydelig bedre.

3.1 Effekt av nitrogenfjerning

I modelloppsettet hvor hele Oslofjorden ut til Færder er inkludert (Staalstrøm, 2023) har vi latt det nye renseanlegget ha utslipp på 80 m. I et scenario så lar vi rensegraden for nitrogen og organisk stoff være som i dag og det antas at den er 30%. I et annet scenario så lar vi rensegraden for nitrogen og organisk være 70 %. Dette betyr at utslipp av nitrogen og organisk stoff multipliseres med en faktor $(1 - 0.7) / (1 - 0.3) = 0.43$.

Disse to scenarioene sammenlignes med et utgangspunkt scenario som representerer dagens tilstand. I Tabell 3 er nitrat-konsentrasjon i overflatelaget (0-10 m) på sommeren vist (juni-august). Det er 10 bassenger i modelloppsettet (se Staalstrøm (2023) for detaljer). I andre kolonne vises modellert konsentrasjon ved dagens situasjon, mens kolonne tre og fire viser prosentvis endring fra dette hhv. uten nitrogenfjerning og med. For hvert scenario er det kjørt tre varianter med forskjellig tilfeldig variasjon på tilførselen, som vi si at den månedlige midlede tilførselen er lik, men det er forskjellig variasjonsmønster fra dag til dag. Ut ifra disse tre kjøringen er det beregnet middelvei og standardavvik. Når standardavviket er mindre enn middelveien av den prosentvise endringen sier vi at resultatet er signifikant og dette er merket grønt i tabellen.

Tabell 3. Modellert nitratkonsentrasjon i overflatelaget (0-10 m) på sommeren (jun.-aug.). Det er beregnet prosentvis endring i forhold til dagens situasjon, med utslipp på 80 m i Drammensfjorden, med og uten nitrogenrensing. Det har blitt kjørt tre varianter av hvert scenario og beregnet middelvei ± standardavvik av den prosentvise endringen. Signifikant nedgang (standardavvik < middelvei) er markert grønt.

Basseng	Modellert NO ₃ (µg N/L) dagens situasjon	Prosentvis endring uten N-rensing	Prosentvis endring med N-rensing
Rauer	30.4	-0.4±2.0	-2.2±1.1
Bastø	22.5	0.3±1.6	-2.0±1.2
Breiangen	24.5	-1.6±1.2	-4.5±1.3
Drammen	77.9	-32.7±0.1	-38.6±0.4
Moss	20.5	-0.3±2.3	-4.1±3.3
Drøbak	22.3	-1.6±3.2	-3.8±1.3
Vestfjorden	20.8	-1.0±3.0	-2.4±1.8
Bunnefj.	37.9	-0.5±2.9	-1.8±2.9
Bekkelaget	40.1	0.2±2.6	-1.8±2.0
Bærum	42.5	-0.6±2.0	-1.9±1.0

Å legge utslippet ned i dypet i seg selv har svært stor effekt på nitratkonsentrasjonen i overflatelaget i Drammensfjorden på sommeren, og det er også en signifikant nedgang i Breiangen. Ved å bygge et anlegg med nitrogenfjerning, så vil det være en signifikant nedgang i hele Oslofjorden helt ut til Færder, med unntak av Bunnefjorden og Bekkelagsbassenget i Indre Oslofjord.

4 Miljøgifter i Drammensfjorden

4.1 Tidligere kartlegging

Tidligere kartlegging av miljøgifter i Drammenfjordens sedimenter ble gjennomført i 2019 av NIRAS (Ekeroth et al., 2020, 2021). Målte nivåer i sedimenter er klassifisert i henhold til Miljødirektoratets veileder M-608, som er basert på et effektbasert klassifiseringssystem med fem klasser (klasse 1-5). Klasse 1-2 tilsvarer bakgrunnsnivå eller nivåer som ikke forventes å ha toksiske effekter og klasse 3-5 tilsvarer nivåer som forventes å ha toksiske effekter. Konsentrasjonsintervaller for hver klasse for stoffene er gitt i Tabell 4. De øvre grenseverdiene for klasse 2 gjelder også risikovurderingen av forurenset sediment utført i samsvar med Miljødirektoratets engelskspråklige veileder (Miljødirektoratet M-1132). Dette gjelder med unntak av TBT, som har en høyere grenseverdi (35 µg/kg TS) i risikovurderingen enn den øvre grenseverdien for klasse 2 (5 µg/kg TS). I denne rapporten forholder vi oss til verdiene i Tabell 4.

Tabell 4. Øvre grenseverdier for sediment i henhold til Miljødirektorats veileder M-608. Tabellen er hentet fra Ekeroth et al. (2021, tabell 3.3).

Stoff	Enhet	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4	Klasse 5
		Bakgrunn	God Ingen toksiske effekter	Moderat Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Dårlig Akutt toksiske effekter ved korttids-eksponering	Svært dårlig Omfattende toksiske effekter
As	mg/kg TS	15	18	71	580	> klasse 4
Cd	mg/kg TS	0,2	2,5	16	157	> klasse 4
Cr	mg/kg TS	60	620	6000	15500	15500-25000
Cu	mg/kg TS	20	84		147	> klasse 4
Pb	mg/kg TS	25	150	1480	2000	2000-2500
Hg	mg/kg TS	0,05	0,52	0,75	1,45	> klasse 4
Ni	mg/kg TS	30	42	271	533	> klasse 4
Zn	mg/kg TS	90	139	750	6690	> klasse 4
TBT-kation (forvaltningsmessig)	µg/kg TS	1	5	20	100	> klasse 4
PCB7	mg/kg TS		0,0041	0,043	0,43	> klasse 4
PAH16	mg/kg TS	0,3	2	6	20	> klasse 4

Tabell 5 gir en oversikt over målte nivåer av metaller, organiske tinnforbindelser, PCB7 og PAH16 i sedimentene for 2019. Det registreres følgende overordnede trender:

- Median- og maksnivåer av samtlige metaller utenom Zn (sink) ligger i klasse 1-2. For Zn registreres nivåer opp til klasse 3.
- PCB7 måles i konsentrasjoner opp til klasse 4.
- TBT registreres med det høyeste min-, maks-, median- og gjennomsnittsnivået, klasse 3-5.

Data fra sediment-undersøkelsene er plottet inn på kart i Vedlegg B. Figur 9 viser konsentrasjon av TBT i sedimentene.

For metaller er det kun på en av de nordlige stasjonene, ved Lierstranda, hvor gjennomsnittsnivået av Cu og Zn er over grenseverdien. Det totale innholdet av PCB7 ligger marginalt over grenseverdien ved noen av de nordlige stasjonene, og tydelig over grenseverdien ved de samme stasjonen ved Lierstranda

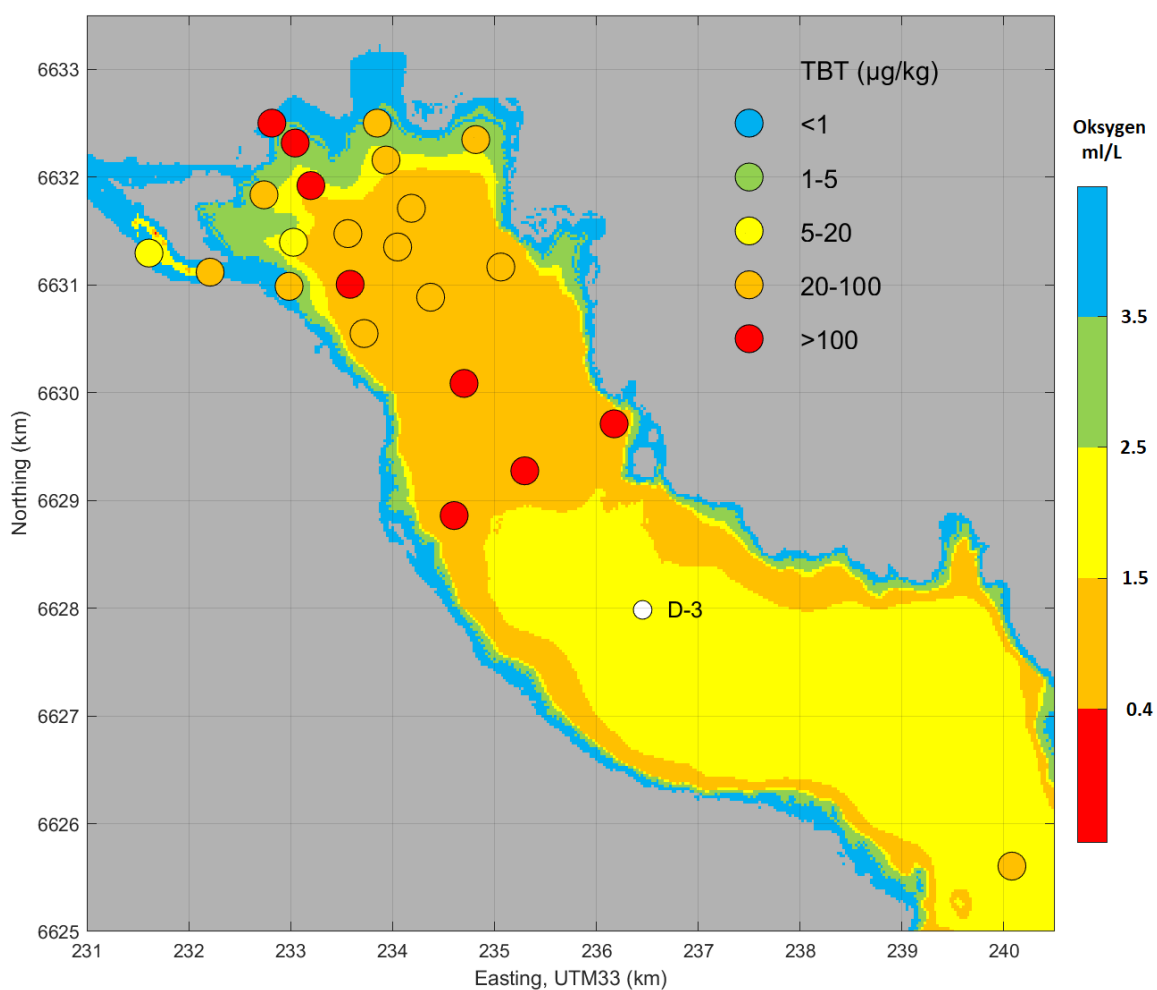
som for Cu og Zn. Gjennomsnittlig innhold av TBT er høyere enn grenseverdien i store deler av analyseområdet. Høyeste gjennomsnittlige konsentrasjon ble målt ved de dype sentrale delene av fjorden. For flere av stasjonene kan man se tydelige tegn på synkende konsentrasjoner i sedimentene over tid.

Tabell 5. Oversikt over nivåer og variasjon (CV%) av forurensning i det bioaktive laget av bunnsediment (beregnet på grunnlag av sedimentprøver fra 2019). Variasjonskoeffisient (CV% = middelvei/standardavvik *100) gjenspeiler variasjonen mellom prøvetakingsstasjonene for de ulike parameterne. Fargekodene angir tilstandsklasse med hensyn til grenseverdi for sediment (Miljødirektoratet veileder M-608); klasse 1 (blå), klasse 2 (grønn), klasse 3 (gul), klasse 4 (oransje) og klasse 5 (rød). Tabellen er hentet fra Ekeroth et al. (2021, tabell 4.1).

	Sediment (bioaktivt lager)				
	min	maks	median	gj.snitt	CV%
As (mg/kg TS)	4	17	10	10	28
Cd (µg/kg TS)	67	508	225	220	39
Cr (mg/kg TS)	13	42	28	28	21
Cu (mg/kg TS)	21	86	31	33	39
Pb (mg/kg TS)	15	62	23	25	36
Hg (µg/kg TS)	39	182	77	86	40
Ni (mg/kg TS)	11	37	27	26	21
Zn (mg/kg TS)	82	245	115	118	26
PCB7 (µg/kg TS)	0	54	3	5	224
PAH16 (mg/kg TS)	-	-	-	-	-
TBT katjon (µg/kg TS)	9	739	65	129	135
MBT+DBT+TBT (µg/kg TS)	7	498	46	86	115

Prøvetaking av mer sentrale deler av Drammensfjorden ble utført av NIVA i 2005 på oppdrag fra Fylkesmannen i Buskerud (NIVA 2006) og av NIRAS i 2019 på oppdrag fra Drammen og Lier kommune (Ekeroth et al., 2020). Nivåene av TBT i overflatesedimentet (0-3 cm) i 2005 varierte mellom 470-3300 µg/kg TS (NIVA 2006), hvilket er betydelig høyere enn nivåene for overflatesediment (0-2 cm) i 2019, da høyeste målte nivå var på 880 µg/kg TS (Ekeroth et al., 2020). I de dype sentrale delene av fjorden ser nivåene ut til å ha sunket betydelig i perioden 2005-2019.

Det er tydelige tegn på redusert forekomst av TBT i akkumulasjonsbunn i de sentrale delene av analyseområdet. De høyeste nivåene av TBT er målt på prøvepunkter i nærheten av land og spesielt i den nordlige delen av Tangenbanken. Det er sannsynlig at reduksjonen i målt TBT kan forklares med at det i de senere årene har vært en reduksjon i utslipp, i kombinasjon med at TBT som tidligere fantes i sedimentet har blitt ført bort gjennom sedimenterosjon. Dermed viser risikovurderingen av forurensede sedimenter at TBT representerer den alvorligste miljøforurensningen i sedimentene i Drammensfjorden, siden TBT har de høyeste konsentrasjonene i sedimentene i forhold til grenseverdiene (Tabell 5).



Figur 9. Organiske tinnforbindelser (TBT) i sedimentene i innerste del av Drammensfjorden. Fargen på punktene indikerer klasseverdien for TBT etter Tabell 4. Fargekoden utenom punktene er klassifisering av oksygen langs bunn etter Tabell 2.

4.2 Påvirkning av endret oksygenforhold

4.2.1 Tinnorganiske forbindelser (TBT)

Generelt frigjøres TBT til miljøet fra menneskeskapt kilder. Bruk av bunnstoff, påført som et strøk maling på de nedsenkede delene av båter og flytende strukturer, representerer hovedkilden til TBT til kystmiljøet. TBT frigjøres sakte fra malingen til vannet og skaper derved et miljø som frastøter organismene som kan feste seg til de nedsenkede overflatene. Bruk av TBT til andre formål kan også føre til at de slippes ut i miljøet (Müller et al., 2013).

TBT i vannmassen

Som et resultat av dets fysiske og kjemiske egenskaper er nesten all TBT som finnes i naturlig vann bundet til suspenderte partikler i vannet eller assosiert med oppløst organisk stoff. Under forskjellige forhold har forskjellige forfattere estimert at 10 til 90 % av TBT i vann er absorbert på partikler. Noen av faktorene som absorpsjonen avhenger av er temperatur, saltholdighet, størrelse og mengde suspenderte partikler og tilstedeværelse av oppløst organisk materiale i vannet. Ettersom partikler i vannsøylen vil synke ut, fjernes TBT fra vannet og legger seg i sedimentet på bunn (WHO 1990).

Nedbrytning av TBT innebærer brudd av karbon-tinnbindingen og både abiotisk (fotolyse og hydrolyse) og biotisk nedbrytning kan forekomme. Hydrolyse skjer kun under ekstreme pH-forhold og er derfor ikke viktig under normale forhold i vann. Fotonedbrytning av TBT med dannelse av DBT-derivater er vist i både felt- og laboratorieforsøk. Betydningen av fotonedbrytning i vannet varierer imidlertid betydelig med varierende miljøforhold f.eks. turbiditet, lys og tilstedeværelse av fotosensibiliserende stoffer i vannet (ATSDR 2005, WHO 1990). Mikroorganismer, spesielt bakterier, men også mikroalger og sopp, er i stand til å bryte ned TBT, både under aerobe (med oksygen) og anaerobe (uten oksygen) forhold. Viktigheten av anaerob nedbrytning i helt anoksiske vannmasser er ikke klar; noen anser den anaerobe nedbrytningsprosessen som langsom, andre antar at den er raskere og derfor viktigere enn aerob nedbrytning. I Drammensfjorden er det vanligvis noe oksygen til stede, og anaerob nedbrytning vil ikke være av vesentlig betydning.

Når det gjelder de andre nedbrytningsprosessene, avhenger hastigheten av biologisk nedbrytning av flere miljøforhold som temperatur, oksygenkonsentrasjon, pH, tilstedeværelse av mineralelementer og lett nedbrytbare karbonkilder og mikrofloraens natur. I sjøvann anses biologisk nedbrytning som viktigst, spesielt i vann rikt på suspenderte partikler, mens fotolyse i mer rent overflatevann kan overstige biologisk nedbrytning. Halveringstiden til TBT i sjøvannet varierer avhengig av temperatur, pH, turbiditet og lys; for primær nedbrytning er det generelt anslått å variere fra 1 dag til noen få uker. (ATSDR 2005, WHO 1990, Madsen 1998).

Generelt er konsentrasjonen av TBT høyere i vannprøver tatt i nærheten av marinaer og områder med høy båttaktivitet sammenlignet med mer avsidesliggende områder. Høye konsentrasjoner finnes også i nærheten av fiskegarn og merder behandlet med TBT og nær kjølesystemer. Konsentrasjonen er høyest i lukkede områder med dårlig vannutveksling og konsentrasjonen varierer i løpet av sesongen vanligvis med høyere konsentrasjoner om sommeren sammenlignet med vinteren. Det er målt høyere konsentrasjoner av TBT i overflatemikrolaget enn rett under overflaten. Generelt har TBT-konsentrasjonene i vann gått ned siden restriksjoner på bruk av TBT har kommet på plass.

TBT i sedimentene

TBT vil binde seg til partiklene i sedimentet. I sedimenter er TBT generelt persistent og halveringstider er estimert til flere år. TBT holdes derfor sterkt tilbake i sedimentet (ATSDR 2005). Selv om prosessene er trege er nedbrytningshastighetene i sediment tilsvarende som i vannmassen, og det vil være i sedimentene at nedbrytning av TBT vil foregå.

Det samme mønsteret som er observert av målinger i vannmassene finnes igjen i sedimentene. Konsentrasjonen av TBT er høyere i sediment-prøver tatt i nærheten av marinaer og områder med høy båttaktivitet sammenlignet med mer avsidesliggende områder. Til tross for begrenset bruk av TBT, har konsentrasjonen i sediment holdt seg relativt høy, selv om trenden er at konsentrasjonene går ned (Müller et al., 2013).

Fluks av TBT fra sediment til vann

Kun få studier har vurdert reaktiviteten til tinnorganiske forbindelser ved grenseflaten mellom sediment og vann. Mikroalgers betydning for egenskapene til partikulært organiske partikler mtp. nedbrytning av TBT ble studert av Berg et al. (2001) og Tam et al. (2002). Imidlertid er effekten av hvordan forskjellige faktorer påvirker fluks av TBT ikke fullt ut forstått.

Ettersom TBT er bundet til på sediment-partiklene, er fluksen fra sedimentet til vannmassen vanligvis svært lave. TBT-bunnfluks er ikke avhengig av redoksforhold² ved bunn (Point et al., 2007), men prosesser som bioturbasjon³ og resuspensjon av partikler vil spille en viktig rolle.

Sammendrag.

Det forventes ikke vesentlig endringer i fluks av TBT fra sedimentet til vann når oksygenforholdene blir bedre. Forbedring av oksygenforholdene nær bunn kan derimot resultere i raskere nedbrytning av TBT i det øvre sedimentene. Hvis det blir økt bioturbasjon ved at oksygenforholdene blir bedre i sedimentene, så kan dette mulig også gi en økt fluks av TBT, ved at dyr vil grave seg dypere ned i sedimentene, men det er ikke forventet at dette vil ha signifikant betydning.

4.2.2 Polyklorerte bifenyler (PCB) og polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Det finnes heller ikke mange studier av bentisk fluks av hydrofobe organiske forbindelser som PAH og PCB og påvirkningen av ulike redoksforhold på intensiteten av deres frigjøring fra sediment til vann. Det kan antas at fluks av PAH og PCB ved bunn vil påvirkes på samme måte som TBT – frigjøring av PAH og PCB fra sedimentet påvirkes ikke av redoksforhold ved bunn, men vil være påvirket av bioturbasjon og resuspensjon.

² Redoksforhold er forkortelse for reduksjon- og oksidasjonsforhold i kjemiske reaksjoner og beskriver om stoffer avgir eller mottar elektroner.

³ Bioturbasjon er forflytning eller blanding av sedimentene som skyldes gravende aktivitet som utføres av levende organismer.

4.2.3 Metaller

Redoksforhold spiller en avgjørende rolle i å kontrollere hvordan metaller oppfører seg i marine miljøer. Redoksforhold er forkortelse for reduksjon- og oksidasjonsforhold i kjemiske reaksjoner og beskriver om stoffer avgir eller mottar elektroner. Oksidasjon og reduksjon er koplet i par, redokspar, med overføring av elektroner fra et stoff til et annet.

De mest tallrike metallene er jern (Fe) og mangan (Mn). Størstedelen av jern og mangan som er i vannsystemer forekommer i form av uløselige oksider (Fe og Mn) og silikatfaser (bare Fe), som produseres under forvitring av steindannende silikatmineraler (f.eks. oliviner, pyroksener og amfiboler) i det terrestriske miljøet og transporteres til kystnære marine miljøer og innsjøer av elver og bekker (Friedrich, Catalano, 2012). Fe- og Mn-oksider er svært reaktive mineraler som finnes i sedimentære miljøer, der de påvirker transporten av potensielt giftige sporelementer og essensielle mikronæringsstoffer (Brown et al., 1999; Brown og Parks, 2001).

Utfellingen og oppløsningen av Fe- og Mn-oxidmineraler styres ofte av aktiviteten til marine bakterier og havsopp (Skinner og Fitzpatrick, 1992). Hvordan sporelementer er bundet til Fe- og Mn-oxidmineraler blir ofte forstyrret av denne biologiske aktiviteten (Roden og Emerson, 2007). Feltstudier og analyser av naturlige prøver har vist at Fe- og Mn-oxidmineraler akkumulerer sporelementer og forurensninger i marine miljøer (Peacock og Sherman, 2007a,b; Takahashi et al., 2007). Fe- og Mn-oxidmineraler har ofte et betydelige sporelementinnhold. For eksempel kan Mn-oksider ha Ni-, Co-, Cu- og Zn-mengder på til sammen rundt 5 vektprosent, mens Fe-oksider med As- og Pb-konsentrasjoner så høye som henholdsvis 1.5 og 0.8 % (Friedrich, Catalano, 2012).

Sporelementer som fester seg til partikulære Mn-oksider kan redusere konsentrasjonene av disse elementene med flere størrelsesordener (Tebo et al., 1997), noe som antyder at Fe- og Mn-oxidmineraler forhindrer transport av sporelementer. Når partikulære jern- og manganoksid har sedimentert vil de delta i diagenetiske⁴ prosesser, som en neste elektronakseptor etter oksygen og nitrater for nedbrytning av organisk materiale. Under prosessene dannes løste former av Fe og Mn sammen med frigjøring av sporstoffer til porevann og videre til vannsøylen.

⁴ Diagenetisk betyr de fysiske og kjemiske prosessene som påvirker sedimentære materialer etter avsetning.

Effektiviteten til sedimentering av metaller og deres frigjøring fra sedimentet er avhengig av redokstilstanden til vannsøylen, ved bunnen og de øvre lagene av sedimentene (van de Velde et al., 2020). Under oksiderende forhold er løseligheten av sporstoffene lav (Hindermann, Manfeldt, 2014). Under svakt reduserende forhold (mindre enn 0,3 ml O₂/L) oppstår en reduktiv oppløsning av Mn-oksider ledsaget av frigjøring av noen spormetaller, hovedsakelig kobolt og nikkel (Co, Ni). Reduktiv oppløsning av Fe-oksider (og av gjenværende Mn-oksider) under moderat reduserende eller anoksiske forhold (helt oksygenfritt) fører i tillegg til frigjøring av arsen, kadmium, krom, kvikksølv og bly (As, Cd, Cr, Hg og Pb) (Hindermann, Manfeldt, 2014; Pakhomova et al., 2018).

Når det er høy konsentrasjon av hydrogensulfid, som oppstår når vannmassen har vært oksygenfri en stund, danner de fleste metaller uløselige sulfider og sedimenterer og frigjøres ikke fra sedimentet. Derimot vil den mest intensive frigjøringen av metaller fra sedimentet observeres ved bunn under suboksiske forhold, spesielt når det veksler mellom oksiske og anoksiske forhold (Pakhomova et al. 2007; Pakhomova et al., 2014; Pakhomova et al., 2018; Pakhomova et al., 2021). Cu og Zn er mindre påvirket av redokstilstand, mens de under sulfidiske forhold også effektivt akkumuleres i sedimentet i form av sulfider. Cu- og Zn-oppførsel ser ut til å være mer forbundet med syklusen av organisk karbon enn Fe- og Mn-oksider da de danner komplekser med DOC eller adsorberes på TOC (Pakhomova et al., 2004; Hindermann, Manfeldt, 2014).

Med en forbedring av oksygenforholdene ved bunnen, kan det ikke forventes noen økning i utslipp av metaller fra sedimentet til vann. Kortsiktig utslipp av metaller kan forekomme i tilfelle de øvre sediment har anoksiske tilstand. Det bør derfor unngås at anoksiske forhold oppstår, og et utslippsdyb som legges dypt nok vil bidra til å unngå dette.

Tilsvarende som for de organiske miljøgiftene, så vil oppvirvling av sedimentene føre til økt fluks av metaller og dette bør unngås ved å plassere utslippsrøret et stykke fra bunnen.

5 Avsluttende bemerkninger og anbefalinger

Når det bygges et nytt renseanlegg i Drammensfjorden så er det svært viktig at utslippsdypet legges så dypt som mulig. Dette vil på grunn av økt vertikal blanding ha svært positiv effekt på oksygenforholdene i hele vannsøylen. På grunn av topografien vil det kreves en lang utslippsledning å nå ned til 90 m dyp, mens med en ca. 1 km kortere avløpsledning kan nå nesten ned til 80 m dyp. Legges utslippsledningen ned til 80 m vil også dette ga svært god effekt på oksygenforholdene i hele fjorden.

I de scenariene som er kjørt for å vurdere utslippsdyp er det antatt at det nye renseanlegget bygges med nitrogenfjerning. For å synliggjøre den positive effekten av å fjerne nitrogen så har det blitt brukt et modelloppsett som dekker hele Oslofjorden, og så er det testet hvordan effekten er å legge utslippet på 80 m med og uten nitrogenfjerning. Å legge utslippet ned i dypet i seg selv har svært stor effekt på nitratkonsentrasjonen i overflatelaget på sommeren med en reduksjon på 32 %, og det er også en signifikant nedgang i Breianger. Ved å bygge et anlegg med nitrogenfjerning, så vil det være en signifikant nedgang i hele Oslofjorden helt ut til Færder, med unntak av Bunnefjorden og Bekkelagsbassenget i Indre Oslofjord.

Når metaller som er løst i sjøvann oksideres så dannes det ofte partikler som synker ned til bunn, og denne prosessen vil gå raskere når det er mer oksygen i vannet. Noen andre metaller som for eksempel kvikksølv vil feste seg til andre metalloksidpartikler og også synke ut. Det vil derfor være positivt å øke oksygenkonsentrasjonen i vannmassen, siden dette vil bidra til at metaller løst i vannet vil synke ut raskere. De partiklene som ligger på bunnen vil løse seg opp hvis det blir anoksiske forhold, og metallene vil da blandes opp i vannmassen igjen. Det bør derfor unngås at anoksiske forhold oppstår. Nedbrytning av organiske miljøgifter krever oksygen, og dette vil derfor også gå raskere om oksygenkonsentrasjonen øker.

Det må unngås at en jetstrøm ut av avløpsrøret eroderer sjøbunnen og dermed også virvler opp partikler og miljøgifter. Dette kan unngås ved å legge røråpningen på utslippsledningen ca. 2 m over bunn.

6 Referanser

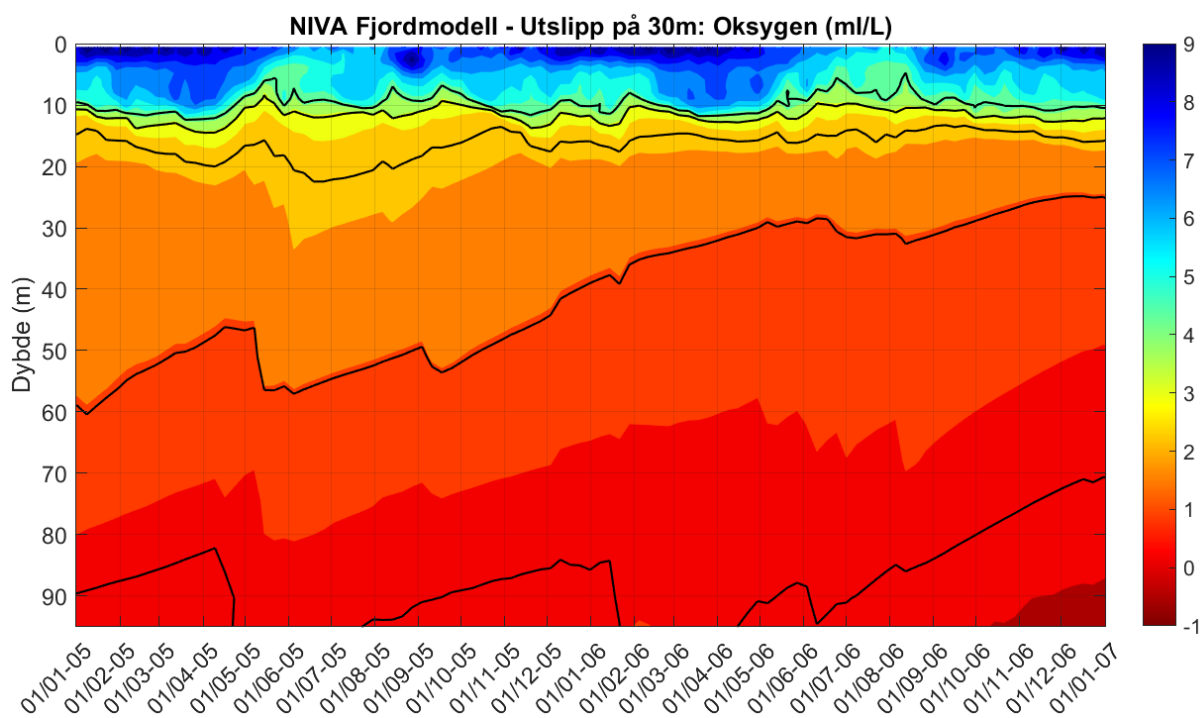
- ATSDR (2005). Toxicological Profile for tin and tin compounds. ATSDR 2005, U.S. Department of Health & Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- Berg M., C.G. Arnold, S.R. Muller, J. Muhleman, R.P. Schwarzenbach (2001). Sorption and desorption behavior of organotin compounds in sediment-pore water systems *Environmental Science and Technology*, 35 pp. 3151-3157.
- Berge, J. A. & Amundsen, R. (2016) Reker i Indre Oslofjord – overvåkning 2000-2014. VANN, 01-2016, 43-57.
- Pettersen, R. (2016). Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. (Quality standards for water, sediment and biota). Miljødirektoratet basert på bakgrunnsdata fra Aquateam, NIVA og NGI.
- Bjerkeng, B. (1994a) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 1: Praktisk utprøving på indre Oslofjord. NIVA rapport 3112-1994. 96 sider.
- Bjerkeng, B. (1994b) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 2: Faglig beskrivelse av innholdet i modellen. NIVA rapport 3113-1994. 134 sider.
- Bjerkeng, B. (1994c) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 3: EDB-teknisk beskrivelse og praktisk brukerveiledning. NIVA rapport 3114-1994. 107 sider.
- Bjerkeng, B. (1994d) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 4: Fysiske prosesser. Litteraturstudium og dataanalyse. NIVA rapport 3115-1994. 107 sider.
- Bjerkeng, B. (1994e) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 5: Fytoplankton-prosesser – et litteraturstudium. NIVA rapport 3116-1994. 165 sider.
- Bjerkeng, B. (1994f) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 6: Filtrering og vekst hos blåskjell som funksjon av miljøforhold. NIVA rapport 3117-1994. 78 sider.
- Brown, Jr., G. E. and Parks G. A. (2001) Sorption of trace elements on mineral surfaces: modern perspectives from spectroscopic studies, and comments on sorption in the marine environment. *Int. Geol. Rev.* 43, 963–1073.
- Brown, Jr., G. E., Henrich V. E., WCasey W. H., Clark D. L., Eggleston C., Felmy A., Goodman D. W., Gratzel M., Maciel G., McCarthy M. I., Neilson K. H., Sverjensky D. A., Toney M. J. and Zachara J. M. (1999) Metal oxide surfaces and their interaction with aqueous solutions and microbial organisms. *Chem. Rev.* 99, 77–174
- Ekeroth, N., Hjort, T. & Stubø, E. (2020) Ren Drammensfjord sedimentundersøkelse 2019. NIRAS-rapport 6. april 2020. 24 sider + vedlegg.
- Ekeroth, N., Løchstøer, M., Røed, C., Taskoudis, T., Stubø, E. A., & Ekerholt, R. S. (2021) Ren Drammensfjord 2020. Årsrapport. NIRAS-rapport 30. april 2021. 234 sider.

- Friedrich A.J., Catalano J.G. (2012). Distribution and speciation of trace elements in iron and manganese oxide cave deposits *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 91, 240–253.
- Hindersmann, I., Mansfeldt, T. (2014). Trace Element Solubility in a Multimetal-Contaminated Soil as Affected by Redox Conditions. *Water Air Soil Pollut* 225, 2158.
- Kirkerud, L. (1998). Critical oxygen levels for demersal fishes and invertebrates. NIVA-rapport 3917-1998. 36 sider.
- Madsen T, Gustavson K, Samsøe-Petersen L, Simonsen F, Jakobsen J, Foverskov S og Larsen MM (1998). Kortlægning af vurdering af antibegroningsmidler til lystbåde i Danmark. Miljøprojekt Nr. 384, 1998. Miljøstyrelsen.
- Müller A.K., Nielsen E., Ladefoged O. (2013) Tributyltin compounds (TBT). Evaluation of health hazards and proposal of health based quality criteria for soil and drinking water. Environmental Project No. 1524, 56 sider.
- NIVA (2006) Sedimentundersøkelser i dypområdene i indre del av Drammensfjorden 2005. Rapport LNR 5138-2006.
- Pakhomova S.V., M.Yu. Kononets, M.V. Yudin, A.V. Vershinin, A.G. Rozanov. (2004). Studies of dissolved metal species fluxes across the bottom water-sediment interface in Vistula lagoon, Baltic Sea. *Oceanology*, V. 44. No 4. P. 481–488.
- Pakhomova S.V., P.O.J. Hall, M.Yu. Kononets, A.G. Rozanov, A. Tengberg, A.V. Vershinin (2007). Fluxes of iron and manganese across the sediment-water interface under various redox conditions. *Marine Chemistry*. V. 107/3. P. 319-331.
- Pakhomova S., H.F.V. Braaten, E. Yakushev, J. Skei, (2014). Positive and negative biogeochemical effects following an oxygenated intrusion into anoxic fjord system. *Geochemical Transactions*, 15:5. doi:10.1186/1467-4866-15-5.
- Pakhomova S, Yakushev E, Protsenko E, Rigaud S, Cossa D, Knoery J, Couture R-M, Radakovitch O, Yakubov S, Krzeminska D and Newton A. (2018). Modeling the Influence of Eutrophication and Redox Conditions on Mercury Cycling at the Sediment-Water Interface in the Berre Lagoon. *Front. Mar. Sci.* 5:291. doi: 10.3389/fmars.2018.00291.
- Pakhomova S., Yakushev E., Schaanning M.T. (2021). Modeling Nickel Leaching from Abandoned Mine Tailing Deposits in Jøssingfjorden. *Water*, 2021, 13(7), 967
- Peacock C. L. and Sherman D. M. (2007a) Sorption of Ni by birnessite: equilibrium controls on Ni in seawater. *Chem. Geol.* 238, 94–106.
- Plante, S., Chabot, D., & Dutil, J. D. (1998). Hypoxia tolerance in Atlantic cod. *Journal of Fish Biology*, 53(6), 1342-1356.
- Point D., M. Monperrus, E. Tessier, D. Amouroux, L. Chauvaud, G. Thouzeau, F. Jean, E. Amice, J. Grall, A. Leynaert, J. Clavier, O.F.X. Donard (2007). Biological control of trace metal and organometal benthic fluxes in a eutrophic lagoon (Thau Lagoon, Mediterranean Sea, France), *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Volume 72, Issue 3, Pages 457-471.

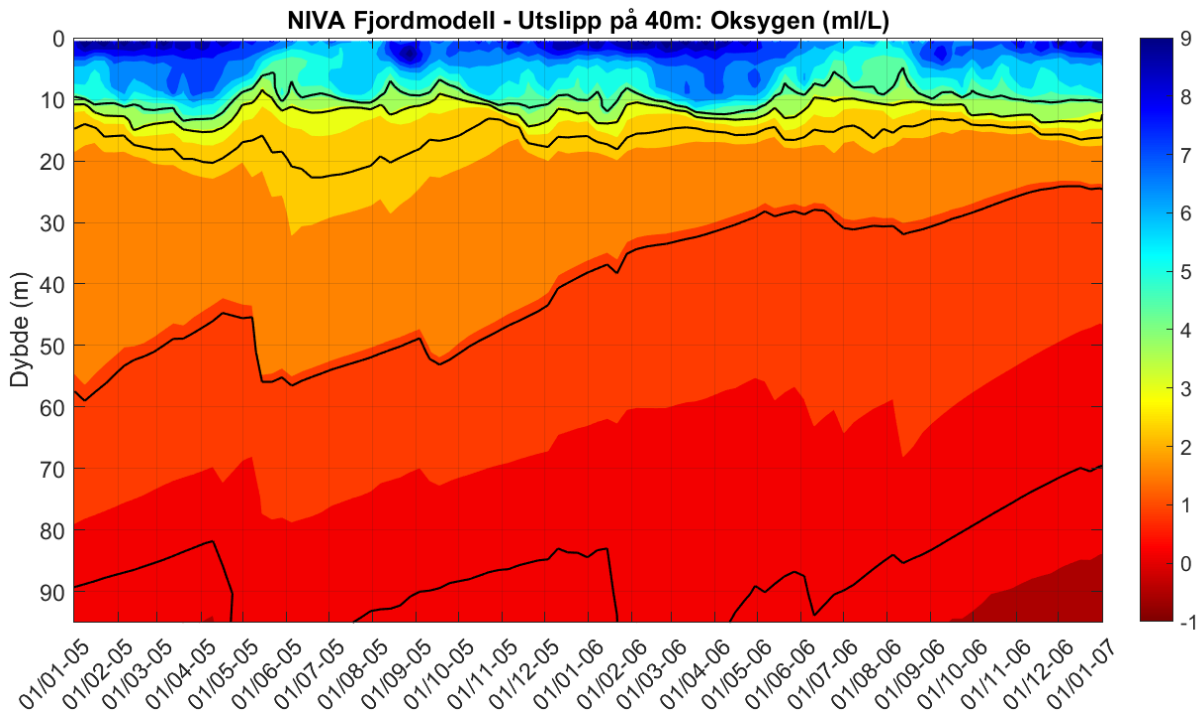
- Roden E. E. and Emerson D. (2007) Microbial metal cycling in aquatic environments. In *Manual of Environmental Microbiology* (eds. C. J. Hurst, D. Lipson, R. Crawford, J. Garland, A. Mills and L. D. Stezenbach). American Society for Microbiology, Washington DC, USA, pp. 540–562.
- Skinner H. C. W. and Fitzpatrick R. W. (Eds.) (1992) *Biom mineralization Processes of Iron and Manganese: Modern and Ancient Environments*. Catena Supplement 21, Catena-verlag, Cremlingen-Destedt, Germany.
- Staalstrøm, A. (2017) *Vurdering av effekter på vannkvaliteten ved endret utslipp i Bunnefjorden og Bekkelagsbassenget*. NIVA rapport 7192-2017. 36 sider.
- Staalstrøm, A. & Yakushev, E. (2019) *Vurdering av mulige tiltak for å bedre vannkvaliteten i Hunnebu*. NIVA rapport 7451-2020. 85 sider.
- Staalstrøm, A. (2020) *Modellering av miljøtilstanden i indre Oslofjord sett i lys av utslippstillatelser og befolkningsutvikling*. NIVA rapport 7493-2020. 118 sider.
- Staalstrøm, A. (2022) *Vurdering av renseanlegg i Oslo- og Drammensfjorden Delrapport 1: Modellering av Drammensfjorden*. NIVA rapport 7780-2022. 39 sider.
- Staalstrøm, A. (2023) *Vurdering av renseanlegg i Oslo- og Drammensfjorden Delrapport 1: Modellering av Oslofjorden*. NIVA rapport 7841-2023. 48 sider.
- Takahashi Y., Manceau A., Geoffroy N., Marcus M. A. and Usui A. (2007) Chemical and structural control of the partitioning of Co, Ce, and Pb in marine ferromanganese oxides. *Geochim. Cosmochim. Acta* 71, 984–1008.
- Tam N.F.Y., A.M.Y. Chong, Y.S. Wong (2002). Removal of tributyltin (TBT) by live and dead microalgal cells. *Marine Pollution Bulletin*, 45, pp. 362-371.
- Tebo B. M., Ghiorse W. C., van Waasbergen L. G., Siering P. L. and Caspi R. (1997) Bacterially mediated mineral formation: Insights into manganese(II) oxidation from molecular genetic and biochemical studies. *Rev. Mineral. Geochem.* 35, 225–266.
- van de Velde S.J., A. Hylén, M. Kononets, U. Marzocchi, M. Leermakers, K. Choumiline, P. O.J. Hall, F. J.R. Meysman. (2020) Elevated sedimentary removal of Fe, Mn, and trace elements following a transient oxygenation event in the Eastern Gotland Basin, central Baltic Sea. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 271, 16–32.
- Walday, M. G., Borgersen, G., Gitmark, J. K., Engesmo, A., Staalstrøm, A., Gran, S., & Eikrem, W. (2023). *Revisjon av kystvannsdelen av veileder 02: 2018*. NIVA-rapport 7856-2023. 57 sider.
- WHO (1990). *Tributyltin Compounds*. Environmental Health Criteria 116. World Health Organisation, International Programme on Chemical Safety, Geneva.
- Yakushev E.V. & Newton A. (2013). Introduction: redox interfaces in marine waters. *Chemical structure of pelagic redox interfaces*, 1-12. Springer.

Vedlegg A. Modellerte oksygenforhold ved forskjellig utslippsdyp

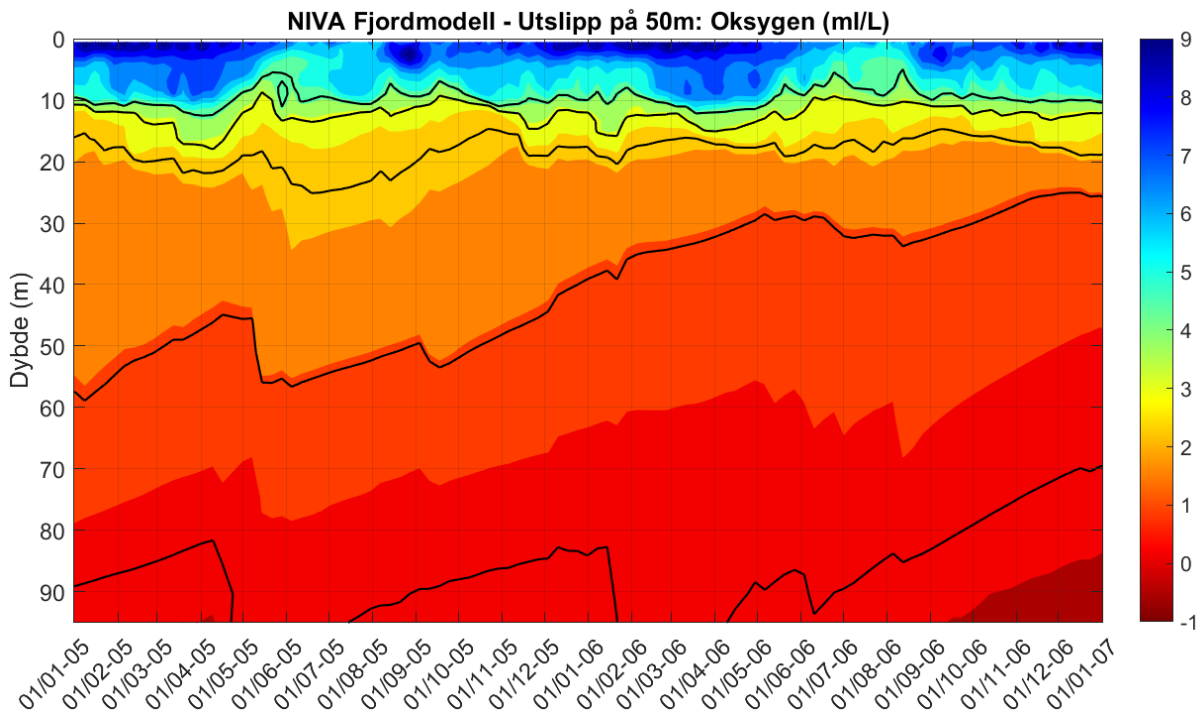
I Figur 10 vises modellerte oksygenforhold i Drammensfjorden ved utslippsdyp på hhv. 30, 40, 50, 60, 70, 80 og 90 m dyp. Fargeskalaen på figuren angir oksygenkonsentrasjon i ml O₂/L hvor blå farge angir høy konsentrasjon og rød lav konsentrasjon. Negative verdier betyr at det er dannet hydrogensulfid. Det er tegnet svarte konturlinjer ve 0.4, 1.5, 2.5, 3.5 og 4.5 ml/L.



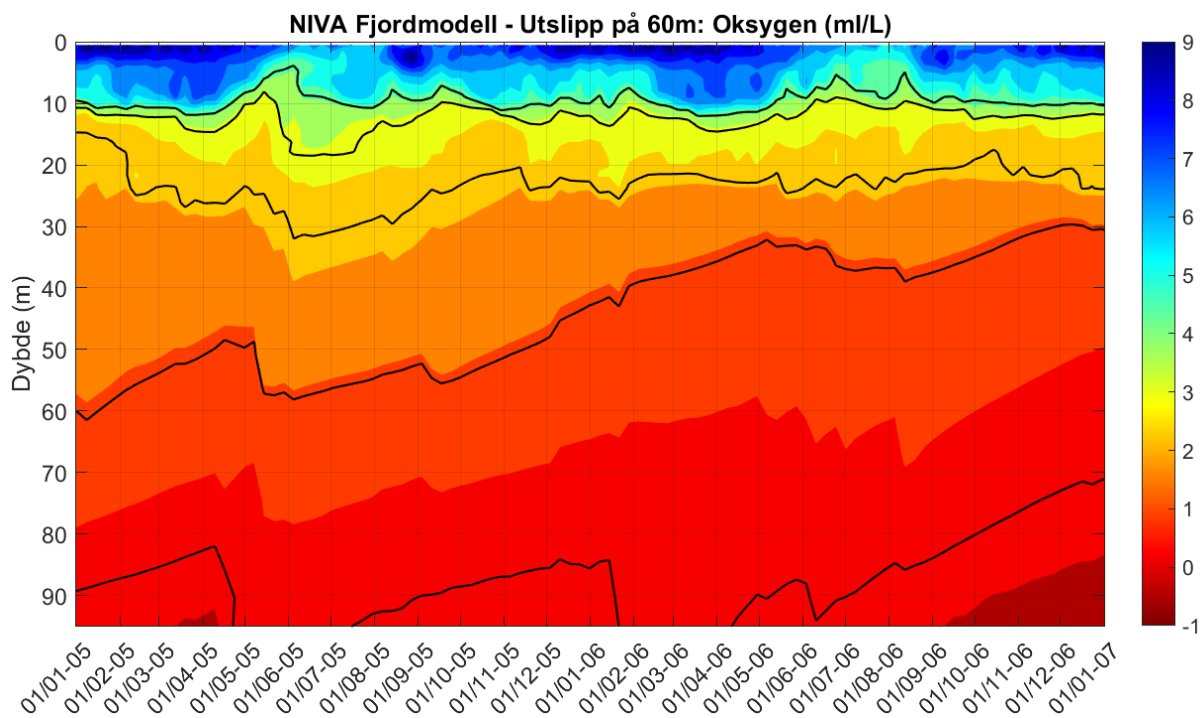
Figur 10. Modellerte oksygenforhold i Drammensfjorden ved utslippsdyp på 30 m.



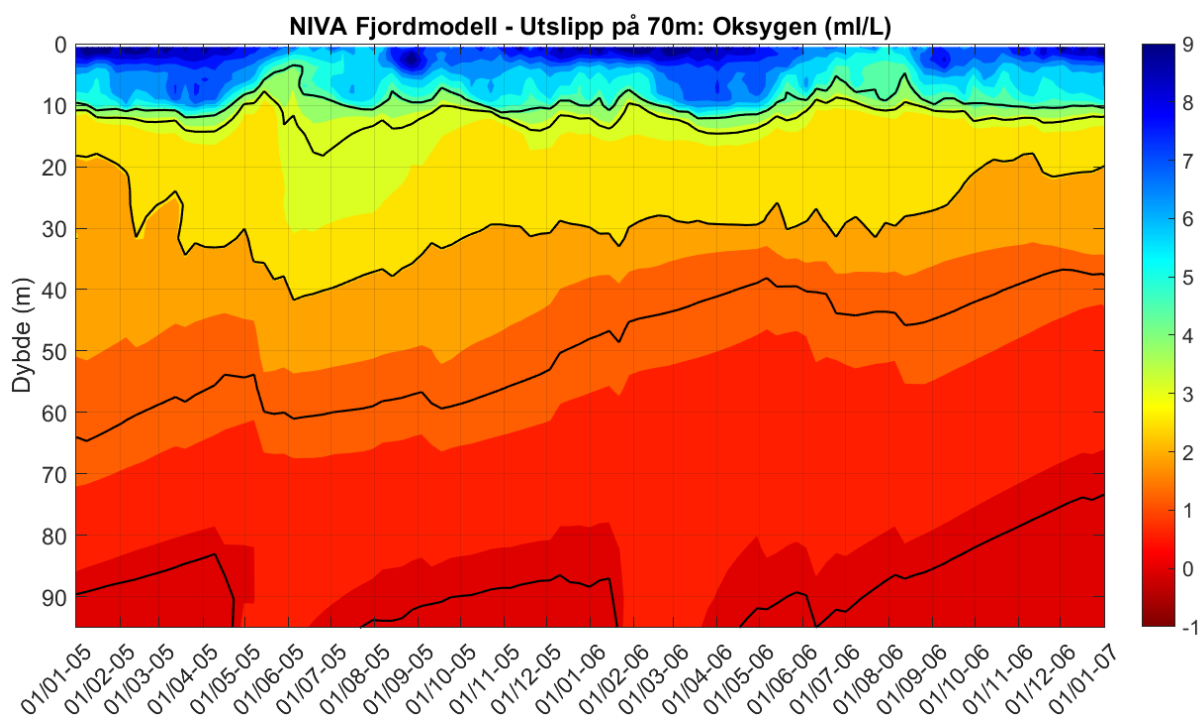
Figur 11. Modellerte oksygenforhold i Drammensfjorden ved utslippsdyp på 40 m.



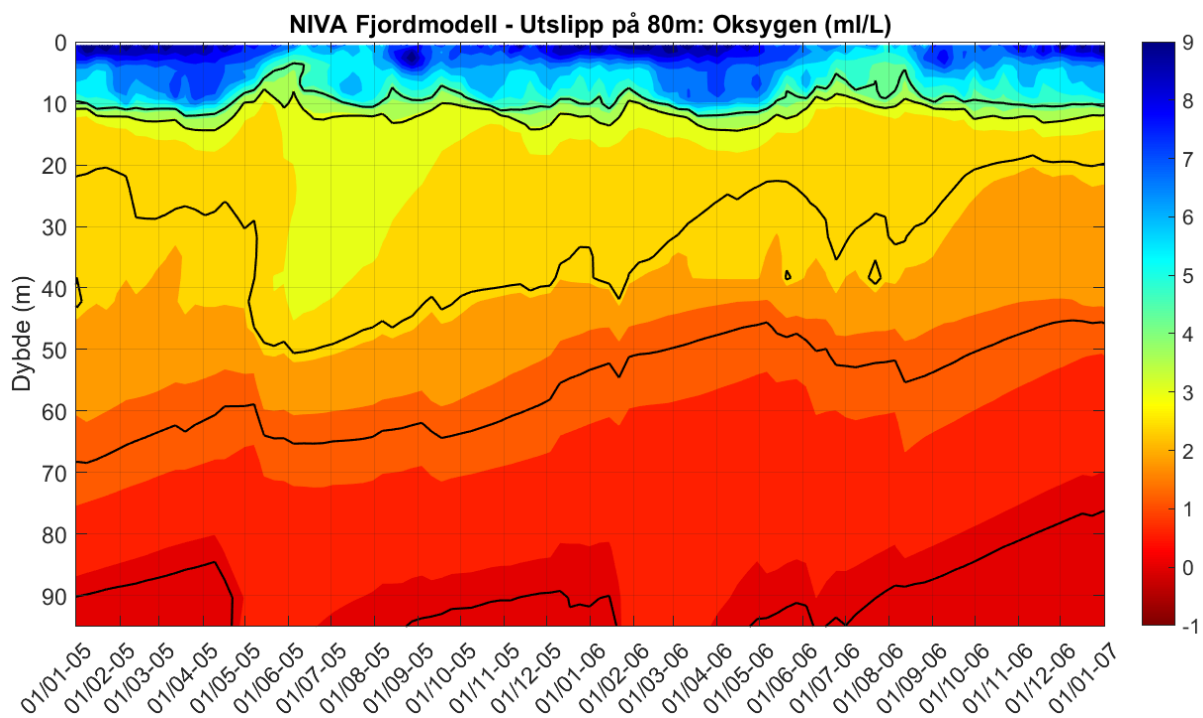
Figur 12. Modellerte oksygenforhold i Drammensfjorden ved utslippsdyp på 50 m.



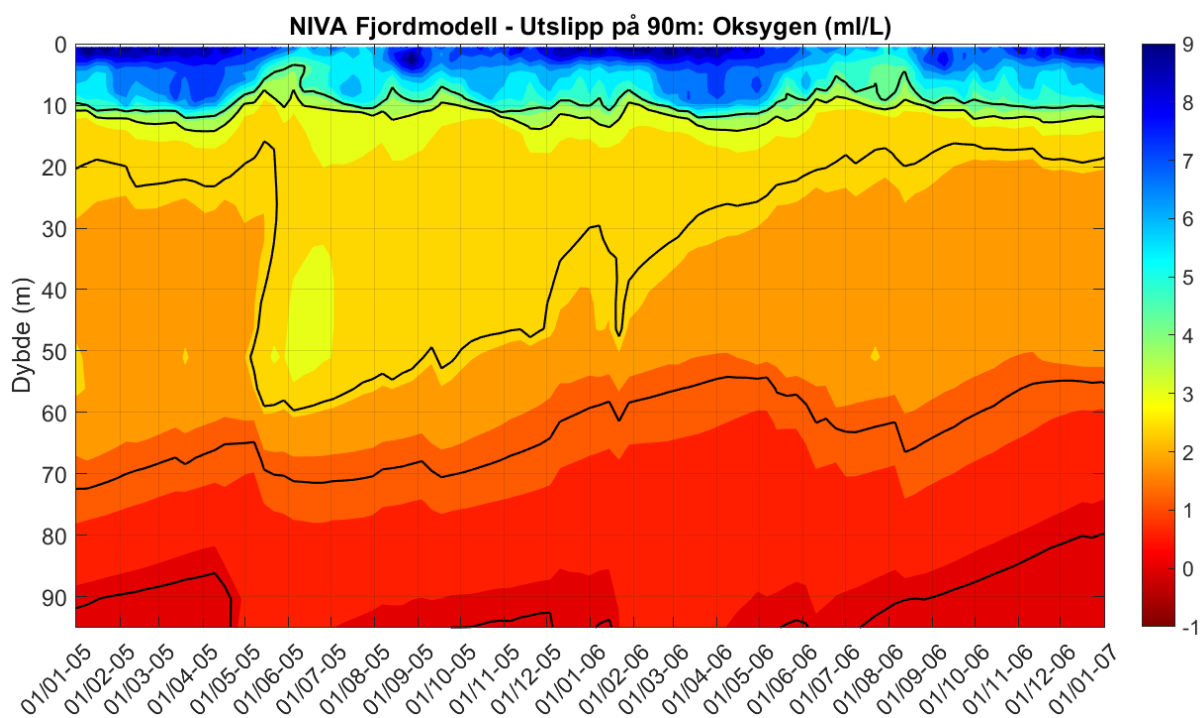
Figur 13. Modellerte oksygenforhold i Drammensfjorden ved utslippsdyp på 60 m.



Figur 14. Modellerte oksygenforhold i Drammensfjorden ved utslippsdyp på 70 m.



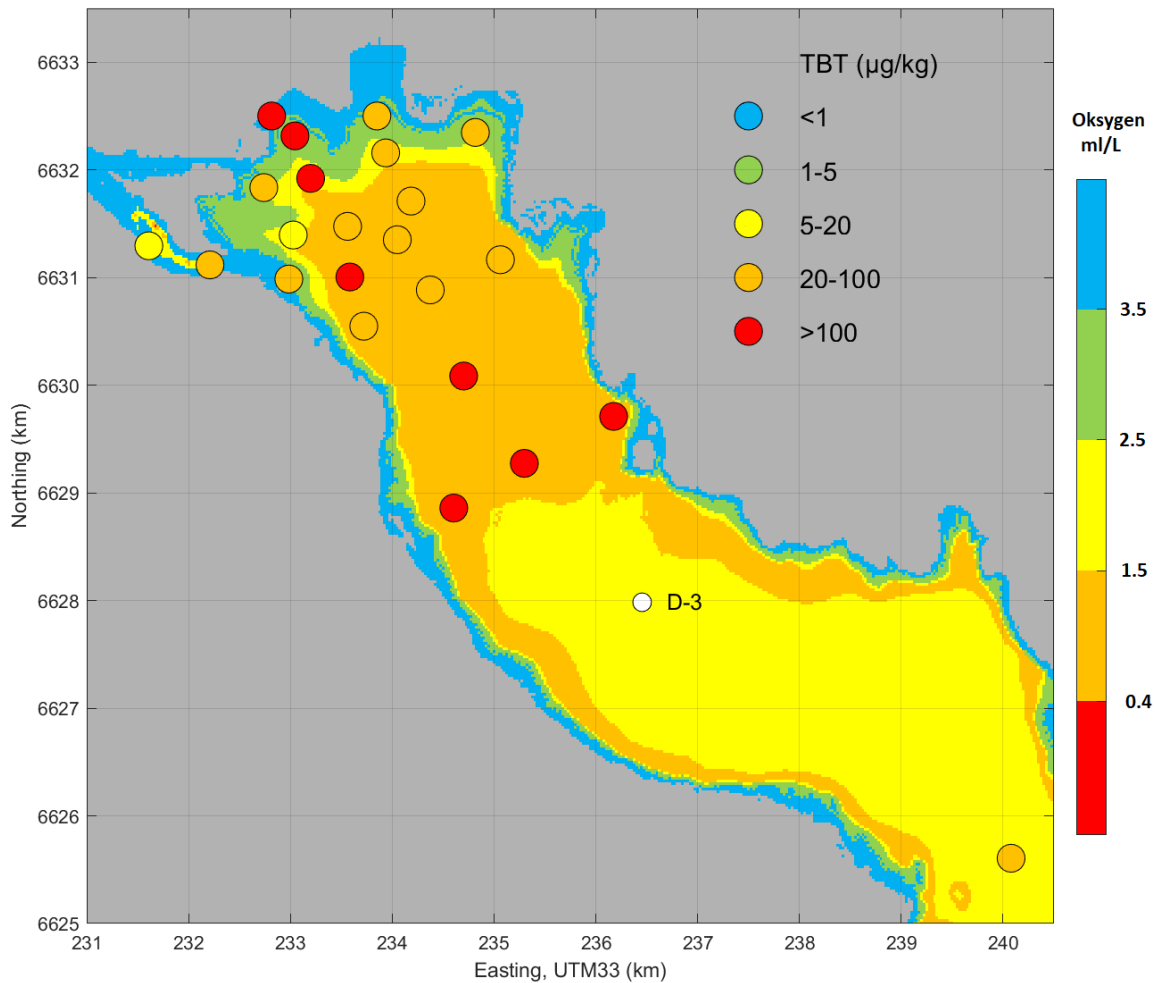
Figur 15. Modellerte oksygenforhold i Drammensfjorden ved utslippsdyp på 80 m.



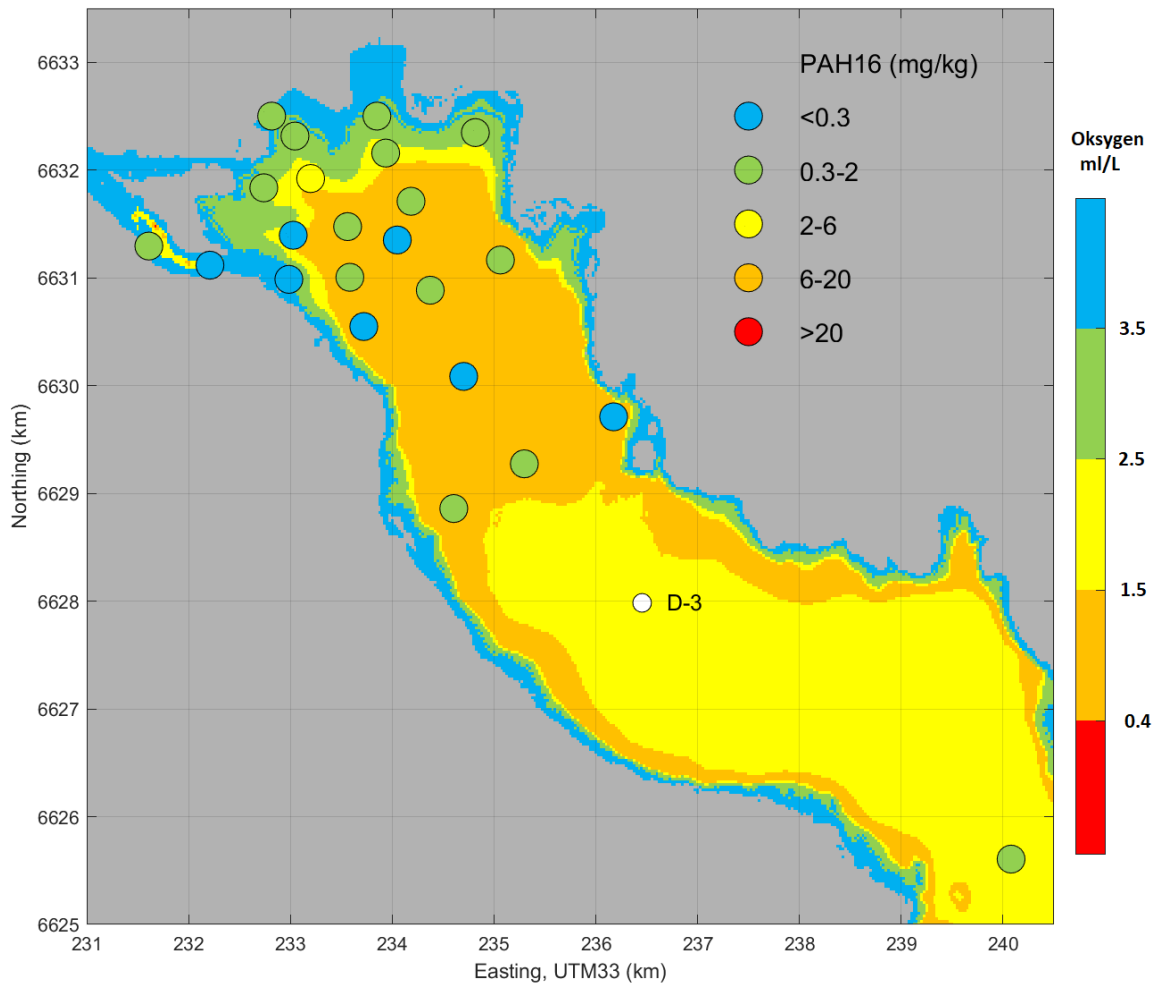
Figur 16. Modellerte oksygenforhold i Drammensfjorden ved utslippsdyp på 90 m.

Vedlegg B. Miljøgifter i sedimentene

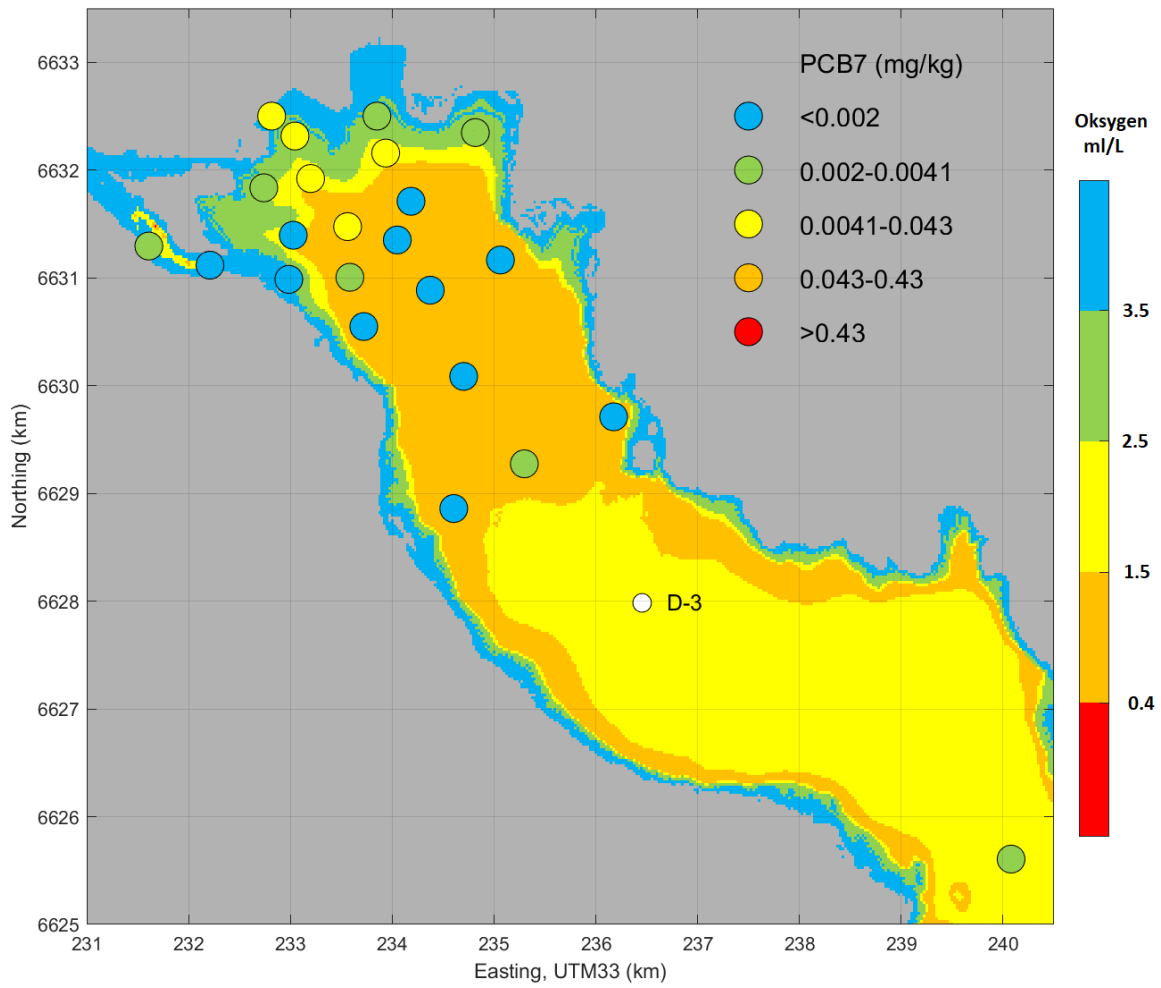
I Figur 17 til Figur 27 vises konsentrasjon av miljøgifter i sedimentene i de innerste delene av Drammensfjorden. Tre grupper av organiske miljøgifter vises og åtte tungmetaller (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn). De organiske miljøgiftene er tinnorganiske forbindelser (TBT), tjærestoffer (PAH) og klorerte organiske forbindelser (PCB). Data er hentet fra appendix 1 i Ekeroth et al. (2021). Sedimentprøvene er fra 2019.



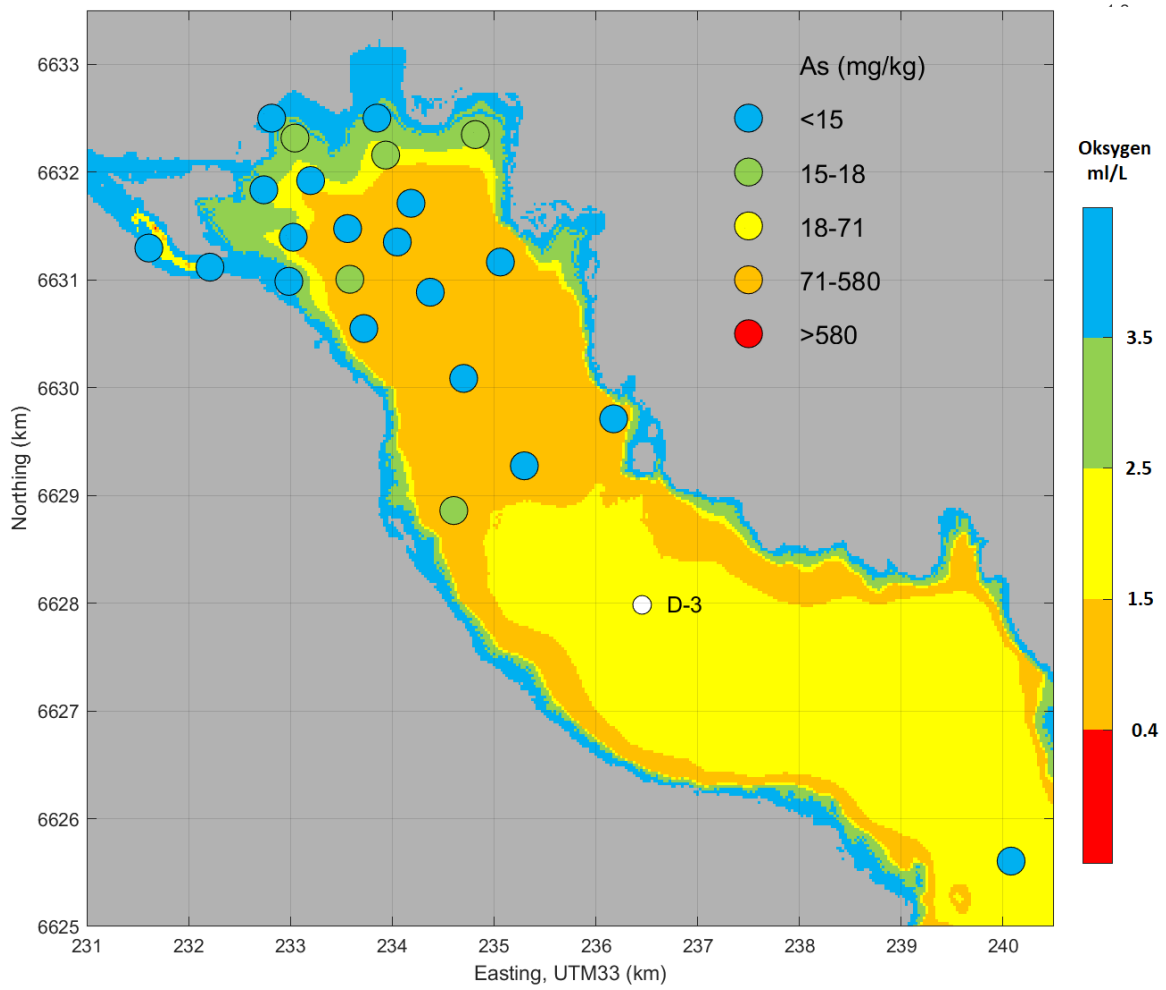
Figur 17. Organiske tinnforbindelser (TBT) i sedimentene i innerste del av Drammensfjorden.



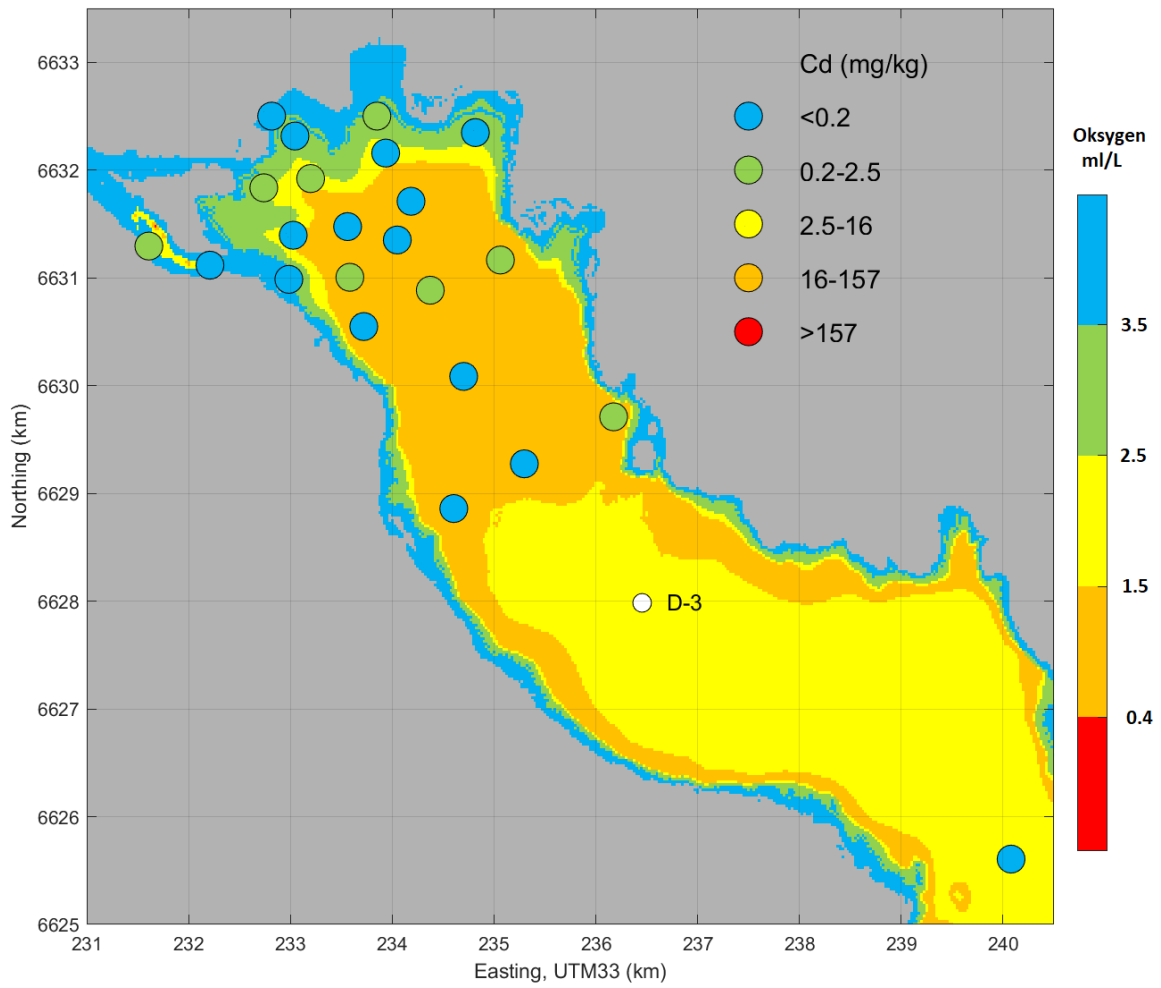
Figur 18. Tjærestoff (PAH) i sedimentene i innerste del av Drammensfjorden.



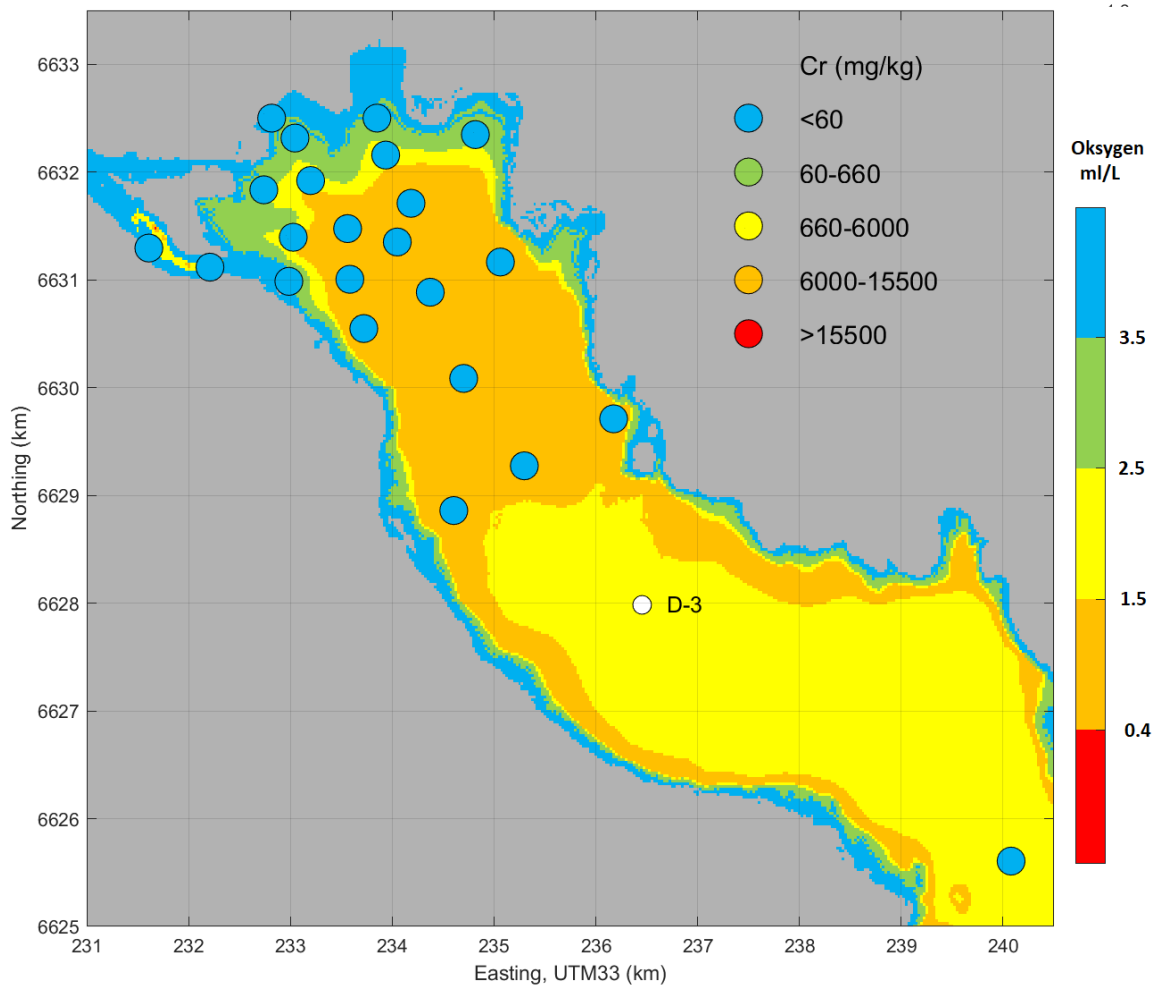
Figur 19. PCB i sedimentene i innerste del av Drammensfjorden.



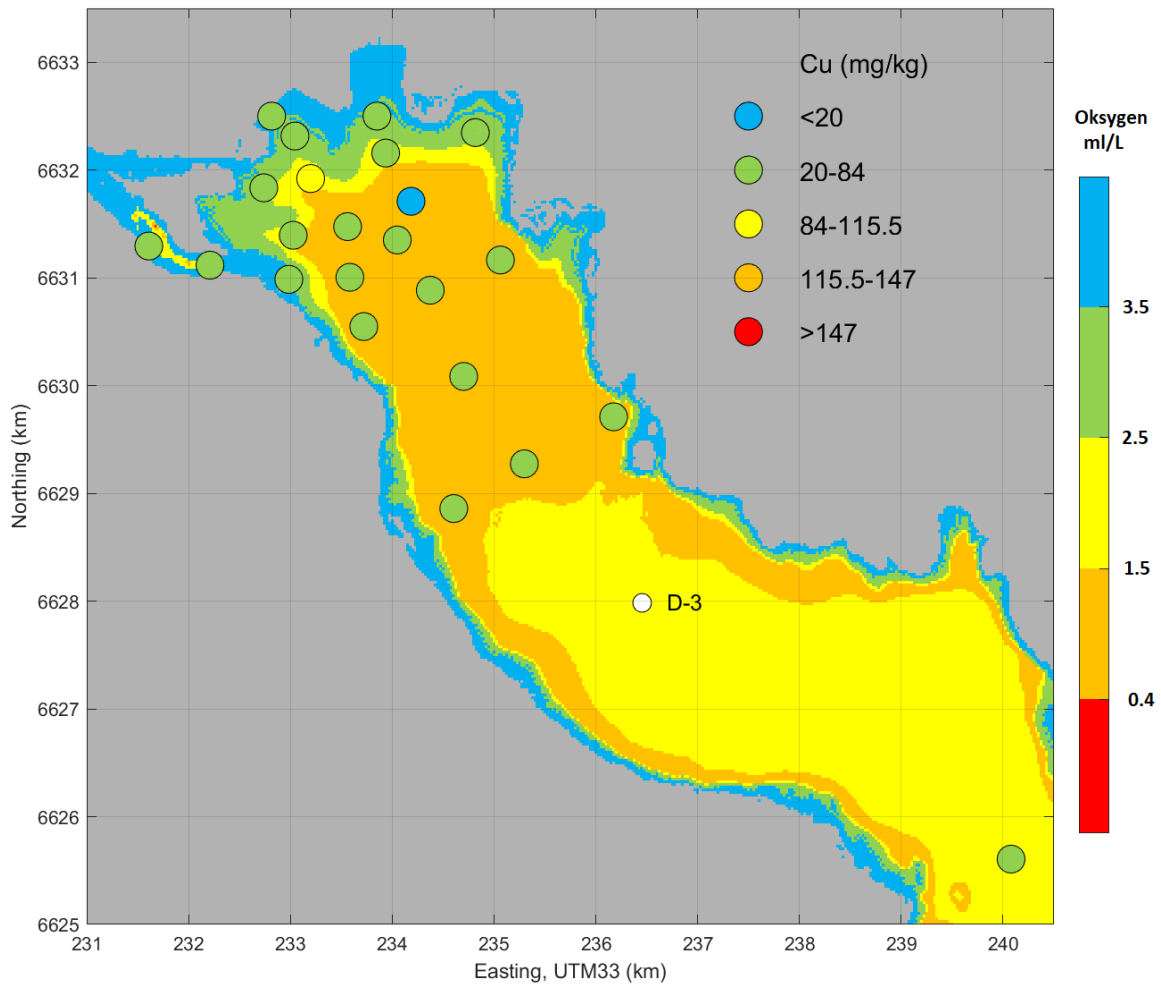
Figur 20. Arsen (As) i sedimentene i innerste del av Drammensfjorden.



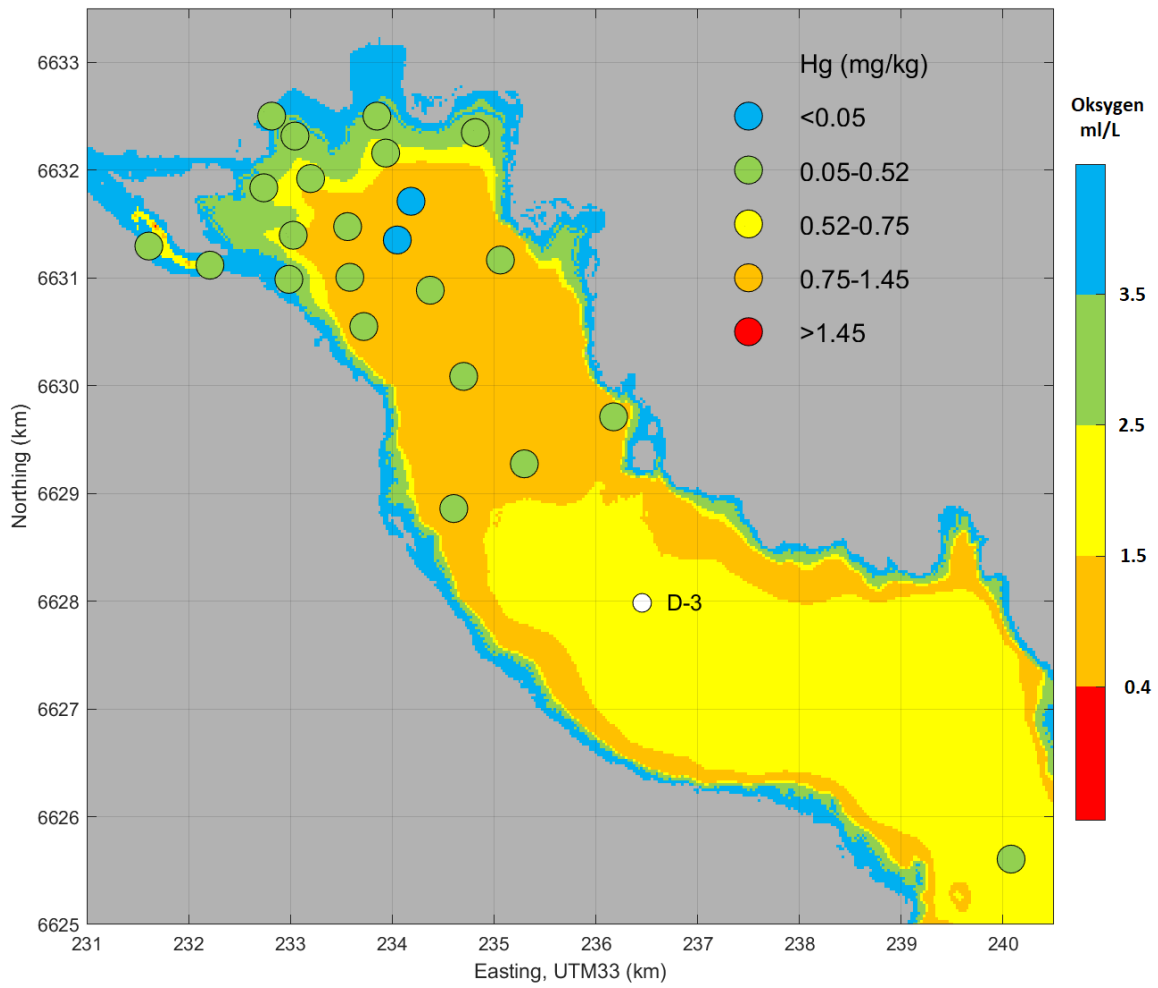
Figur 21. Kadmium (Cd) i sedimentene i innerste del av Drammensfjorden.



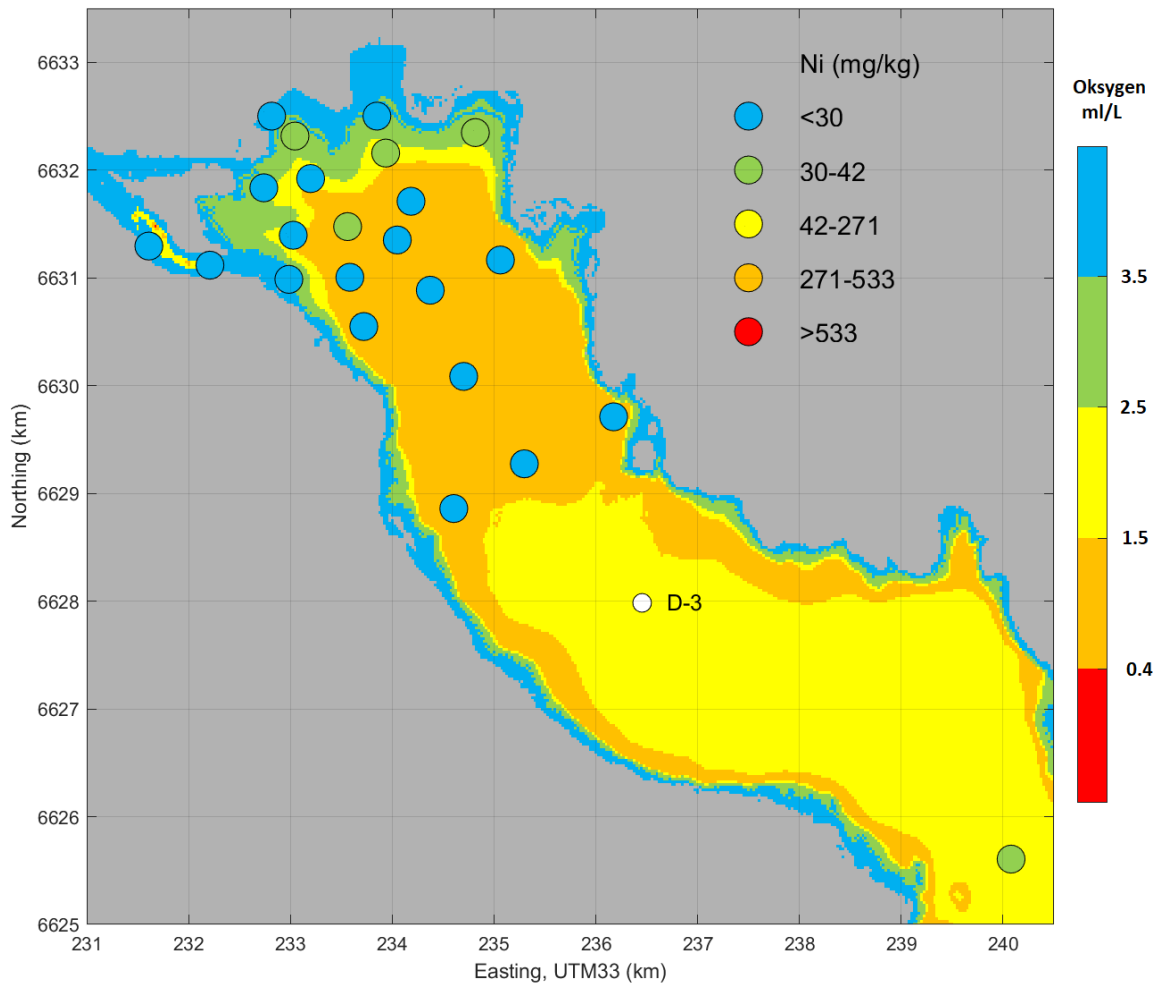
Figur 22. Krom (Cr) i sedimentene i innerste del av Drammensfjorden.



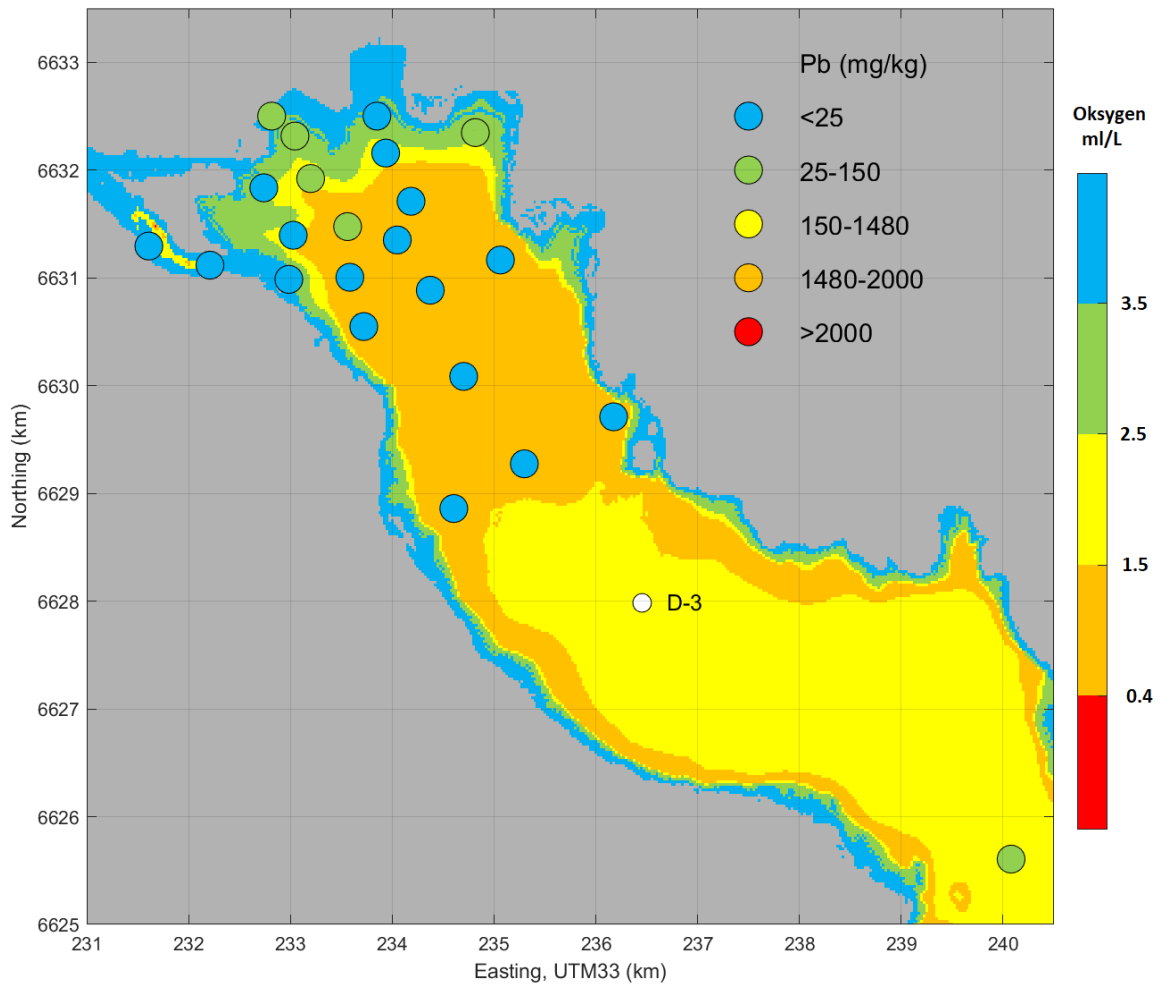
Figur 23. Kobber (Cu) i sedimentene i innerste del av Drammensfjorden.



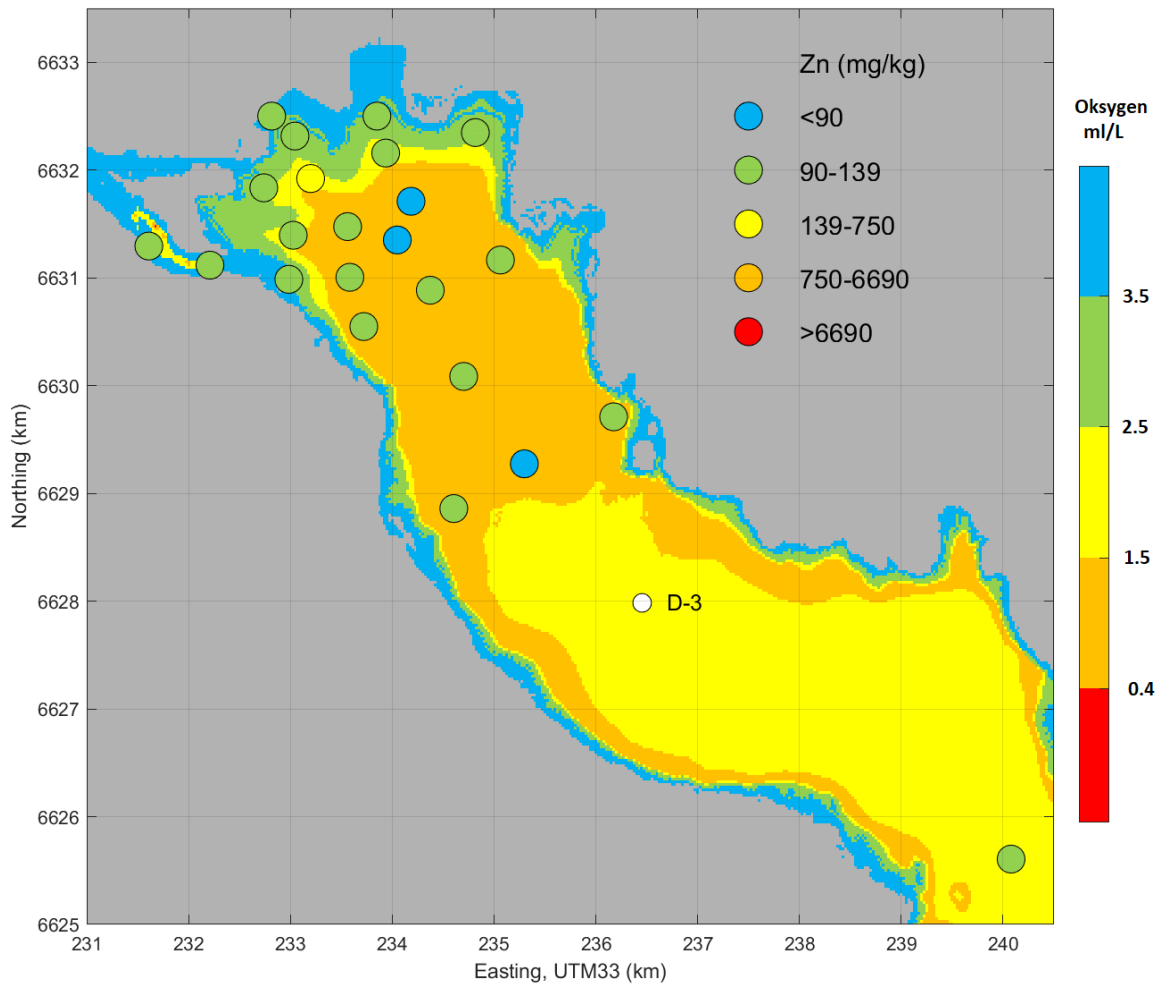
Figur 24. Kvikksølv (Hg) i sedimentene i innerste del av Drammensfjorden.



Figur 25. Nikkel (Ni) i sedimentene i innerste del av Drammensfjorden.



Figur 26. Bly (Pb) i sedimentene i innerste del av Drammensfjorden.



Figur 27. Sink (Zn) i sedimentene i innerste del av Drammensfjorden.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) er Norges viktigste miljøforskingsinstitutt for vannfaglige spørsmål, og vi arbeider innenfor et bredt spekter av miljø, klima- og ressurs spørsmål. Vår forskerkompetanse kjennetegnes av en solid faglig bredde, og spisskompetanse innen mange viktige områder. Vi kombinerer forskning, overvåkning, utredning, problemløsning og rådgivning, og arbeider på tvers av fagområder.



Norsk institutt for vannforskning

Økernveien 94 • 0579 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no