

# Vurdering av renseanlegg i Oslo- og Drammensfjorden

## Delrapport 1: Modellering av Drammensfjorden



# RAPPORT

**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](http://www.niva.no)

Tittel Vurdering av renseanlegg i Oslo- og Drammensfjorden Delrapport 1: Modellering av Drammensfjorden	Løpenummer 7780-2022	Dato 18.10.2022
Forfatter(e) André Staalstrøm	Fagområde Hydrologi og oseanografi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oslofjorden	Sider 39 + vedlegg

Oppdragsgiver(e) Asker kommune	Kontaktperson hos oppdragsgiver Kristin Jenssen Sola
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 220100

<p>Sammenheng</p> <p>Renseanleggene i Drammensfjorden har i dag en betydelig positiv effekt på fjorden. Uten renseanleggene ville konsentrasjon i overflatelaget av nitrat vært 4,5 % høyere og fosfat 10,3 % høyere. Hvis avløpsvannet fra de fire største renseanleggene i Drammensfjorden overføres til VEAS, så vil dette ha merkbare negative konsekvenser for miljøforholdene i Indre Oslofjord. Ut ifra en helhetlig vurdering av både forholdene i overflatelaget og bunnforhold, og ved å betrakte forholdene i både Drammensfjorden og Indre Oslofjord under ett, er den beste løsningen å samle renseanleggene i Drammensfjorden til et sentralt renseanlegg med nitrogenfjerning og utslipp på 90 m dyp. Oksygenforholdene ville da bli svært mye bedre, helt ned til det dypet hvor avløpsvannet slippes ut.</p>
---

Fire emneord	Four keywords
<ol style="list-style-type: none"> <li>NIVA Fjordmodell</li> <li>Estuarin sirkulasjon</li> <li>Oksygenforhold</li> <li>Økologisk tilstand</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>NIVA Fjord model</li> <li>Estuarine circulation</li> <li>Oxygen condition</li> <li>Ecological condition</li> </ol>

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

*André Staalstrøm*  
Prosjektleder/Hovedforfatter

*Magnus Norling*  
Kvalitetssikrer

*Ailbhe Lisette Macken*  
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7516-2  
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

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

**Vurdering av renseanlegg i  
Oslo- og Drammensfjorden**

Delrapport 1: Modelling av Drammensfjorden

## Forord

I et samarbeid har Asker kommune og Fagrådet for avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord bedt NIVA modellere effekt av avløpsrensaneanlegg i Drammensfjorden og Indre Oslofjord. Bakgrunnen er at mulige omstilling av flere av rensaneanleggene vurderes.

I dette prosjektet har NIVA Fjordmodell blitt brukt og undertegnede har vært ansvarlig for modelleringen og vært prosjektleder. Dette arbeidet har bestått av å utvikle to forskjellige modellapplikasjoner, en for Drammensfjorden og en som dekker større deler av Oslofjorden. Denne delrapporten omhandler arbeidet med Drammensfjorden, men det er i tillegg kjørt noen scenarier for en tidligere versjon av modellen som dekker Indre Oslofjord

Underveis i arbeidet har observasjoner fra Fagrådet for Ytre Oslofjord sitt overvåkningsprogram vist at økosystemet i Drammensfjorden akkurat nå endres radikalt. På grunn av historisk lav vannføring over lang tid, så har saltholdigheten i overflatelaget blitt signifikant høyere enn den har vært i hvert fall de siste 20 årene. Dette vil ha store konsekvenser for den økologiske tilstanden i fjorden. Denne problemstillingen har ikke vært inkludert i prosjektet, men det blir kommentert i rapporten.

Bildet på forsiden er hentet fra norgebilder.no og viser utløpet av Drammenselva og Lierelva i 1977.

Sted, 20. september 2022

*André Staalstrøm*

---

# Innholdsfortegnelse

<b>1</b>	<b>Introduksjon.....</b>	<b>7</b>
<b>2</b>	<b>Drammensfjorden .....</b>	<b>9</b>
2.1	Beskrivelse av fjorden.....	9
2.2	Estuarin sirkulasjon.....	10
2.3	Sirkulasjon i dypvannet.....	11
<b>3</b>	<b>NIVA Fjordmodell .....</b>	<b>14</b>
3.1	Generell beskrivelse av NIVA Fjordmodell.....	14
3.2	Topografi.....	15
3.3	Tilførsel .....	16
3.4	Værforhold.....	16
3.5	Forholdene utenfor modellområdet.....	17
3.6	Oversikt over modellkjøringer .....	18
<b>4</b>	<b>Kalibrering av modellene .....</b>	<b>19</b>
4.1	Kalibreringsparametere saltholdighet, planteplankton og oksygen .....	19
4.2	Sammenligning av saltholdighet og oksygen i dypvannet.....	20
4.3	Sammenligning av klorofyll a og næringssalter i overflatelaget.....	21
4.4	Variasjon med dypet.....	23
<b>5</b>	<b>Validering av modellene .....</b>	<b>26</b>
5.1	Effekten av utgravning ved Svelvik .....	26
5.2	Situasjonen på 1970-tallet .....	28
5.3	Endring i saltholdighet som følge av endring i vannføring .....	30
<b>6</b>	<b>Resultater fra modellscenarier .....</b>	<b>32</b>
6.1	Næringssalter i overflatelaget .....	32
6.2	Oksygenforhold.....	34
6.3	Effekter i Indre Oslofjord .....	35
<b>7</b>	<b>Samlet vurdering .....</b>	<b>37</b>
<b>8</b>	<b>Referanser.....</b>	<b>38</b>

## Sammendrag

Drammensfjorden i Sørøst-Norge har blitt modellert med NIVA Fjordmodell, som er en modell som beskriver de fysiske-kjemiske og økologiske forholdene i fjorden. Modellen har blitt validert mot historiske data av klorofyll a i overflatelaget og oksygenen i dypvannet. Klorofyll a er et mål på mengden planteplankton, og dårlige oksygenforhold er tegn på høy organisk belastning som en følge av blant annet planktonvekst. I 1970-1980 var det mer planteplankton i overflatelaget og mer hydrogensulfid i bunnvannet. Hydrogensulfid oppstår når alt oksygenet er brukt opp.

Modellen gjenskaper de historiske forholdene når det legges inn historisk tilførsel til fjorden. Modellen gjenskaper også målte endringer i dypvannet (saltere dypvann) når Svelvikstrømmen gjøres dypere, og overflatelaget (saltere overflatevann) når vannføringen i Drammenselva blir mindre. Denne rapporten er den første av to delrapporter, hvor den andre rapporten beskriver modellering av Indre Oslofjord.

For å vurdere effekten av de største renseanleggene i fjorden (Mjøndalen, Muusøya, Solumstrand, Linnes og Lahell) har rensegraden til disse blitt satt til null, og utslippene lagt til overflaten. Uten renseanleggene ville konsentrasjon i overflatelaget (0-10 m) av nitrat vært 4,5 % høyere og fosfat 10,3 % høyere.

I et scenario blir alle renseanleggene fjernet, for å simulere at alle overføres til VEAS som har utslipp til Indre Oslofjord. I det tilfellet blir overflatekonsentrasjonen av nitrat 24,4 % lavere og fosfat 1,4 % lavere i Drammensfjorden. Effekten i Indre Oslofjord vil modelleres i delrapport nr. 2.

Effekten av å samle alle de store renseanleggene til et anlegg med nitrogenfjerning og felles utslipp ble simulert. Ved utslipp på 30 m dyp blir overflatekonsentrasjonen av nitrat 8,4 % lavere og fosfat 3,4 % lavere, enn slik det er i dag.

Ved utslipp på 90 m blir nedgangen i overflatekonsentrasjonen noe lavere. Nitratet blir 5,2 % lavere, mens fosfatet går noe opp (+1,8%). Ved utslipp på 90 m blir det radikale endringer i vannkjemien i hele vannsøylen. Oksygenforholdene blir svært mye bedre, helt ned til det dypet hvor avløpsvannet slippes ut. Dette skyldes at det blir mer vertikal omrøring. Som et resultat av de endrede oksygenforholdene så vil det bli mer nitrat og mindre fosfat i mellomdyp. Dette skyldes mer aktivitet av nitrifiserende bakterier, og fosfat hoper seg ikke opp pga. lave oksygenforhold. De bedre oksygenforholdene vil ha positiv effekt på bunnforholdene over store deler av fjorden.

Ut ifra en helhetlig vurdering av både forholdene i overflatelaget og bunnforhold, og ved å betrakte forholdene i både Drammensfjorden og Indre Oslofjord, er den beste løsningen å samle renseanleggene til et sentralt renseanlegg med nitrogenfjerning og utslipp på 90 m dyp.

I 2022 har det vært svært lite vannføring i Drammenselva. Middelvannføring i Drammenselva er 314 m<sup>3</sup>/s (nve.atlas.no). Siden midten av juli 2022 har vannføringen ligget rundt 100 m<sup>3</sup>/s. Modellberegninger tyder på at saltholdigheten i overflaten vil øke fra 2,9±2,3 psu ved middelvannføring, til en saltholdighet på 10,9±2,7 psu ved en vannføring rundt 100 m<sup>3</sup>/s. Hvis det antas at tilførselen med Drammenselva blir redusert proporsjonalt med vannføringen, noe som gir mindre tilførsel, antyder likevel modellen at det blir signifikant mer planteplankton i overflatelaget ved lavere vannføring. Dette skyldes at mer av nærings saltene blir til planktonvekst innenfor Svelvik.

## Summary

Title: Assessment of sewage treatment plants in the Oslofjord and the Drammensfjord  
Subreport 1: Modeling of the Drammensfjord  
Year: 2022  
Author(s): André Staalstrøm  
Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7516-2

The Drammensfjord in south-east Norway has been modeled with the NIVA Fjord model, which is a model that describes the physical-chemical and ecological conditions in the fjord. The model has been validated against historical data of chlorophyll a in the surface layer and oxygen in the deep water. Chlorophyll a is a measure of the amount of phytoplankton, and poor oxygen conditions are a sign of high organic load as a result of, among other things, plankton growth. In 1970-1980 there was more phytoplankton in the surface layer and more hydrogen sulphide in the bottom water. Hydrogen sulfide occurs when all the oxygen is used up. The model recreates the historical conditions when a historical supply to the fjord is entered. The model also reproduces measured changes in the deep water (saltier deep water) when the Svelvik Current is deepened, and the surface layer (saltier surface water) when the water flow in the Drammen River decreases. This report is the first of two sub-reports, with the second report describing the modeling of the Inner Oslofjord.

In order to assess the effect of the largest purification plants in the fjord (Mjøndalen, Muusøya, Solumstrand, Linnes and Lahell), the purification degree of these has been set to zero, and the emissions added to the surface. Without the treatment plants, the concentration in the surface layer (0-10 m) of nitrate would have been 4.5% higher and phosphate 10.3% higher. In one scenario, all treatment plants are removed, to simulate that all are transferred to VEAS, which discharges into the Inner Oslofjord. In that case, the surface concentration of nitrate will be 24.4% lower and phosphate 1.4% lower in the Drammensfjord. The effect in the Inner Oslofjord will be modeled in interim report no. 2.

The effect of gathering all the large treatment plants into a plant with nitrogen removal and joint discharge was simulated. In the case of a discharge at a depth of 30 m, the surface concentration of nitrate will be 8.4% lower and phosphate 3.4% lower than it is today. In the case of a discharge of 90 m, the decrease in the surface concentration is somewhat lower. The nitrate will be 5.2% lower, while the phosphate will increase somewhat (+1.8%). With a discharge of 90 m, there will be radical changes in the water chemistry throughout the water column. The oxygen conditions are greatly improved, right down to the depth where the wastewater is released. This is because there is more vertical stirring. As a result of the changed oxygen conditions, there will be more nitrate and less phosphate in the middle depths. This is due to more activity of nitrifying bacteria, and phosphate does not accumulate due to low oxygen conditions. The improved oxygen conditions will have a positive effect on the bottom conditions over large parts of the fjord.

In 2022, there has been very little water flow in the Drammenselva. Average flow in the Drammenselva is 314 m<sup>3</sup>/s (nve.atlas.no). Since mid-July 2022, the water flow has been around 100 m<sup>3</sup>/s. Model calculations indicate that the salinity in the surface will increase from 2.9±2.3 psu at an average water flow, to a salinity of 10.9±2.7 psu at a water flow of around 100 m<sup>3</sup>/s. If it is assumed that the input from the Drammenselva is reduced proportionally to the water flow, which results in less input, the model nevertheless suggests that there will be significantly more phytoplankton in the surface layer at a lower water flow. This is because more of the nutrient salts contribute to plankton growth within Svelvik.

# 1 Introduksjon

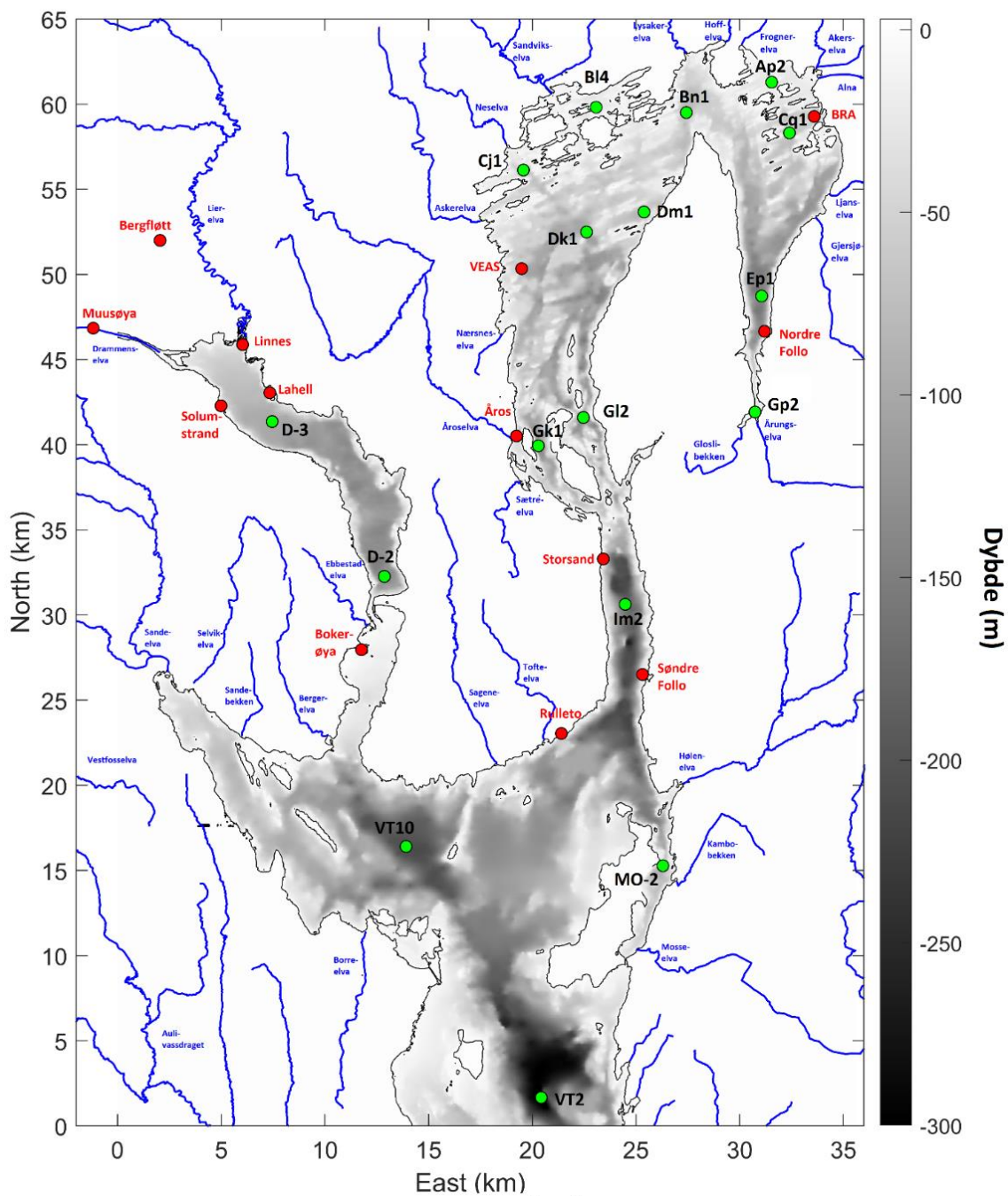
Tettstedene rundt Oslofjorden har en betydelig befolkning. Befolkningen står for omtrent en tredel av tilført nitrogen til Drammensfjorden (Staalstrøm et al., 2022). I Indre Oslofjord står befolkningen for omtrent to tredeler av de tilførte næringssaltene (Guerrero & Sample, 2021). Regionen står nå overfor en situasjon hvor det er nødvendig å redusere tilførslene til fjorden, og dette kan innebære betydelige omstillinger i hvordan organiseringen av renseanleggene rundt Oslofjorden skal bli.

Det er en rekke renseanlegg som har utslipp til Indre Oslofjord og Drammensfjorden (se Figur 1). Nye løsninger for hvor disse anleggene skal lokaliseres og hvor de skal ha sitt utslipp er nå under utredning. Dette vil ha konsekvenser både for Indre Oslofjord og Drammensfjorden. I Figur 1 er de viktigste renseanleggene som har utløp til Drammensfjorden og Indre Oslofjord tegnet inn. I dette prosjektet vil vi se på følgende problemstillinger:

1. Hvilken effekt har disse renseanleggene på fjorden i dag?
2. Hva er effekten av å flytte utslipp fra Åros og Storesand renseanlegg til VEAS?
3. Hva er effekten av å flytte også Lahell renseanlegg til VEAS?
4. Hva er effekten av å flytte også både Lahell og Linnnes renseanlegg til VEAS?
5. Hva er effekten av å flytte alle renseanleggene i Drammensfjorden til VEAS?
6. Hva er den beste løsningen for utslipp av avløpsvann til Drammensfjorden?

For å svare på disse problemstillingene vil det være nødvendig å modellere den biologiske responsen på tilførslene både i Drammensfjorden og i Indre Oslofjord. I denne delrapporten fokuseres det på modelleringen av Drammensfjorden. Denne rapporten vil svare på hvordan spørsmål nummer 1 og 5 vil påvirke Drammensfjorden. Hvilken effekt spørsmål 2-5 har for Indre Oslofjord vil besvares ved å kjøre den eksisterende modellen for Indre Oslofjord som er beskrevet av Staalstrøm (2020). Spørsmål nummer 6 vil besvares ved å hovedsakelig betrakte Drammensfjorden, men effektene i Indre Oslofjord tas også i betraktning.





**Figur 1.** Kart over Oslofjorden. De grønne prikkene er utvalgte overvåkningsstasjoner i fjorden. De røde prikkene viser utslipp fra utvalgte rensesanlegg. Fargeskalaen angir dybdeforholdene i fjorden.

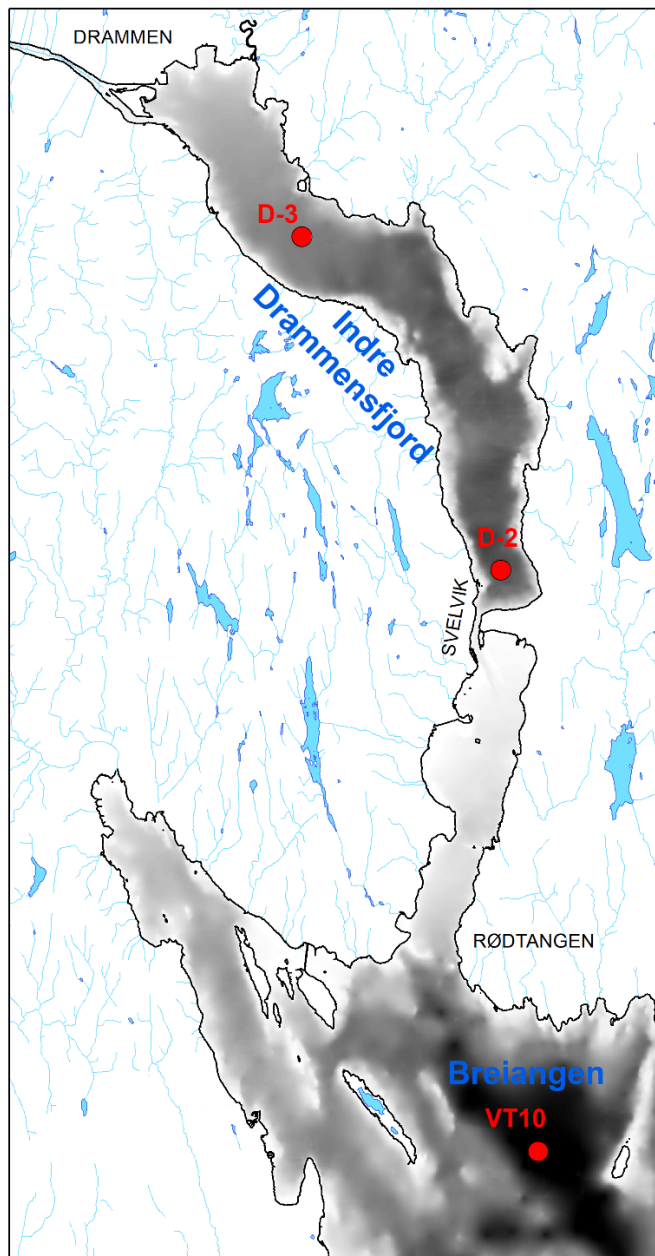
## 2 Drammensfjorden

### 2.1 Beskrivelse av fjorden

Drammensfjorden er en av to fjordarmer innerst i fjordsystemet Oslofjorden, hvor Drammenselva, som er Norges nest største elv, har sitt utløp innerst i fjorden ved Drammen (Figur 2). 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.

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 en avstand på 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.

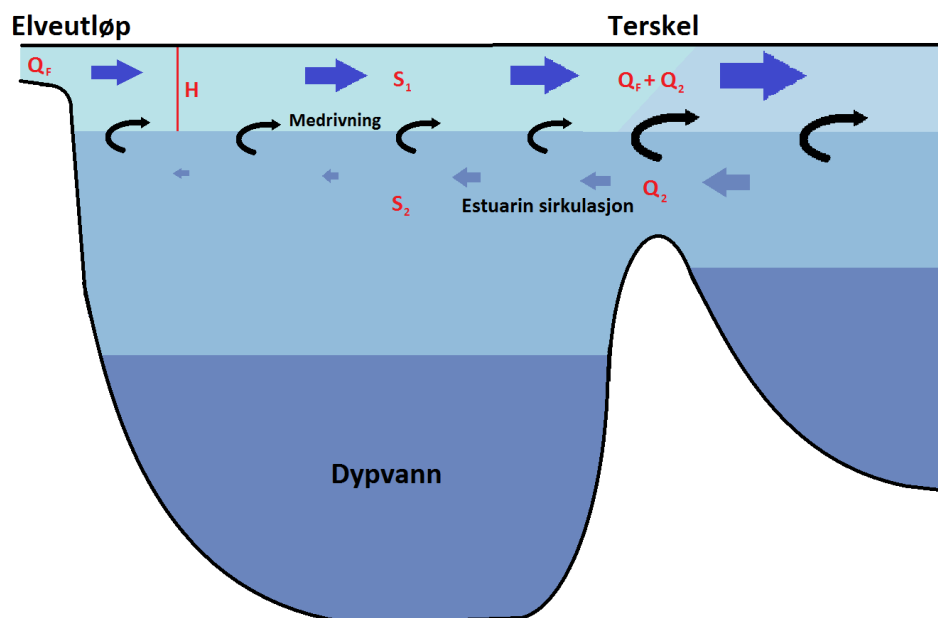
Sirkulasjonen i dypvannet er preget av svært lav vertikal blanding og lang oppholdstid. Den lange oppholdstiden, gjør at alt oksygenet over tid brukes opp i dypvannet.



**Figur 2.** 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.

## 2.2 Estuarin sirkulasjon

Når ferskvann renner ut i en fjord fører dette til en estuarin sirkulasjon, som er illustrert i Figur 3. Ferskvannet fra elva ( $Q_F$ ) er lettere enn saltvannet i fjorden og legger seg som et ferskvannslag i overflaten som beveger seg ut mot havet. På grunn av friksjon så drar det ferske overflatelaget med seg saltvann fra vannmassene rett under ferskvannslaget, som er illustrert med svarte piler i figuren. Dette resulterer i at volumtransporten og saltholdigheten i overflatelaget blir høyere. Dette er illustrert ved at de blå pilene i figuren blir større fra elevutløpet og ut mot havet. For å bevare volumet i fjorden, så må medrivning av saltvann kompenseres med en strøm i laget rett under overflatelaget som er rettet inn mot elveutløpet. Rett ved elveutløpet har det vært lite medrivning av saltvann, så her er kompensasjonsstrømmen liten. På vei ut mot havet dras mer og mer saltvann med, og volumtransporten i kompensasjonsstrømmen blir større og større. **Den estuarine sirkulasjonen er definert som den mengden vann som dras med fra saltvannslaget ( $Q_2$ ), ikke som mengden ferskvann som kommer ut av elva.** Hvordan strømforholdene varierer ved innløpet til indre Drammensfjord er beskrevet av Staalstrøm & Hjelmervik (2017).



**Figur 3.** Estuarin sirkulasjon i en terskelfjord. Elveutløpet er på venstre side og sjøsiden er til høyre. Fargeskalaen illustrerer saltholdigheten, hvor det ferskeste vannet er lyseblått mens det salteste er mørkeblått.

Når historiske målinger av vannføring i Drammenselva og tykkelse av ferskvannslaget i Drammensfjorden sammenstilles, viser det at det er en tydelig samvariasjon. Hvis ferskvannslagets tykkelse ( $H$ ) er definert som det dypet hvor saltholdigheten er 7 psu, kan tykkelsen av ferskvannslaget beregnes som en funksjon av kun vannføring, med en nøyaktighet på  $\pm 0,9$  m (Staalstrøm 2018).

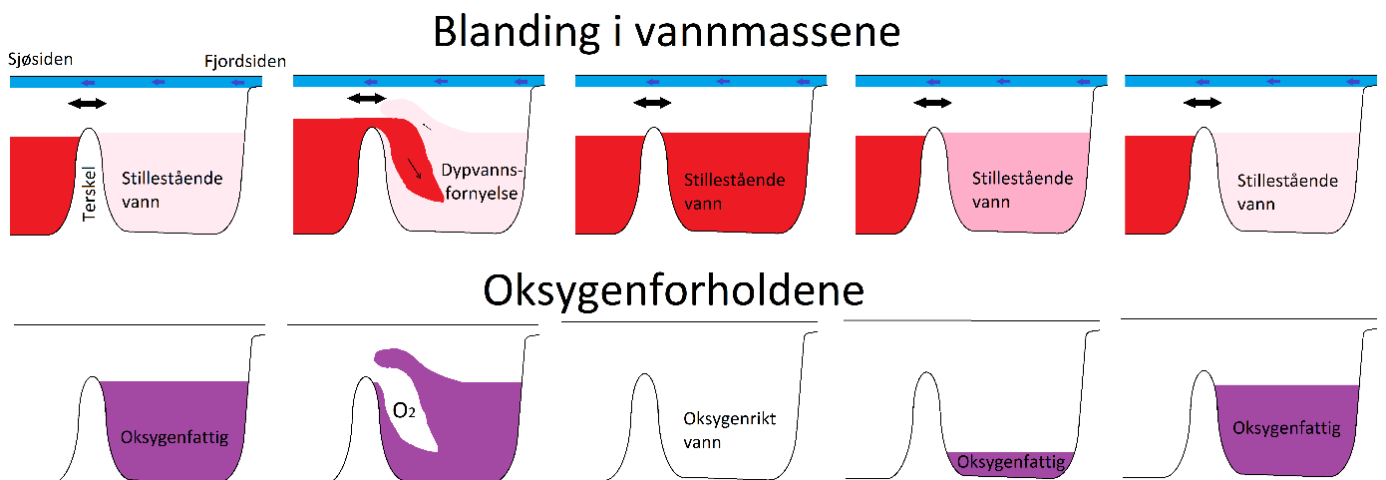
Tykkelsen til ferskvannslaget er i middel 5,2 m, og saltholdigheten midlet over dette laget er 1,8 psu. Det er ikke å undres over at sjøfolk i gammel tid betraktet Drammensfjorden innenfor Svelvik som en innsjø. Oppholdstiden til vannmassen i ferskvannslaget er i gjennomsnitt 7,9 dager. Den estuarine sirkulasjonen, altså den mengden med saltvann som rives med av strømmen i overflatelaget, er relativt liten, i gjennomsnitt bare  $24,3 \text{ m}^3/\text{s}$  (Walday et al., 2019). Dette utgjør bare 7-8 % av den gjennomsnittlige volumstrømmen av ferskvann gjennom indre Drammensfjord.

## 2.3 Sirkulasjon i dypvannet

Vannmassene under 11-12 m i indre Drammensfjord er adskilt fra havområdet på utsiden av Svelvikterskelen. I kystsonen er som regel vannet sjiktet, med ferskt og lett vann i overflatelaget, som ligger over saltere og tyngre vann. Vannets egenvekt eller tetthet, øker derfor som regel med dypet. Det tunge vannet som befinner seg innenfor terskelen og under terskeldyp er derfor fanget i fjorden, og byttes bare ut når vann som er enda tyngre kommer inn over terskelen. Slike episoder kalles dypvannsfornyelser. I perioden mellom disse episodene ligger dypvannet i ro, bortsett fra en begrenset vertikal blanding som blander ned lettere vann fra overflatelaget.

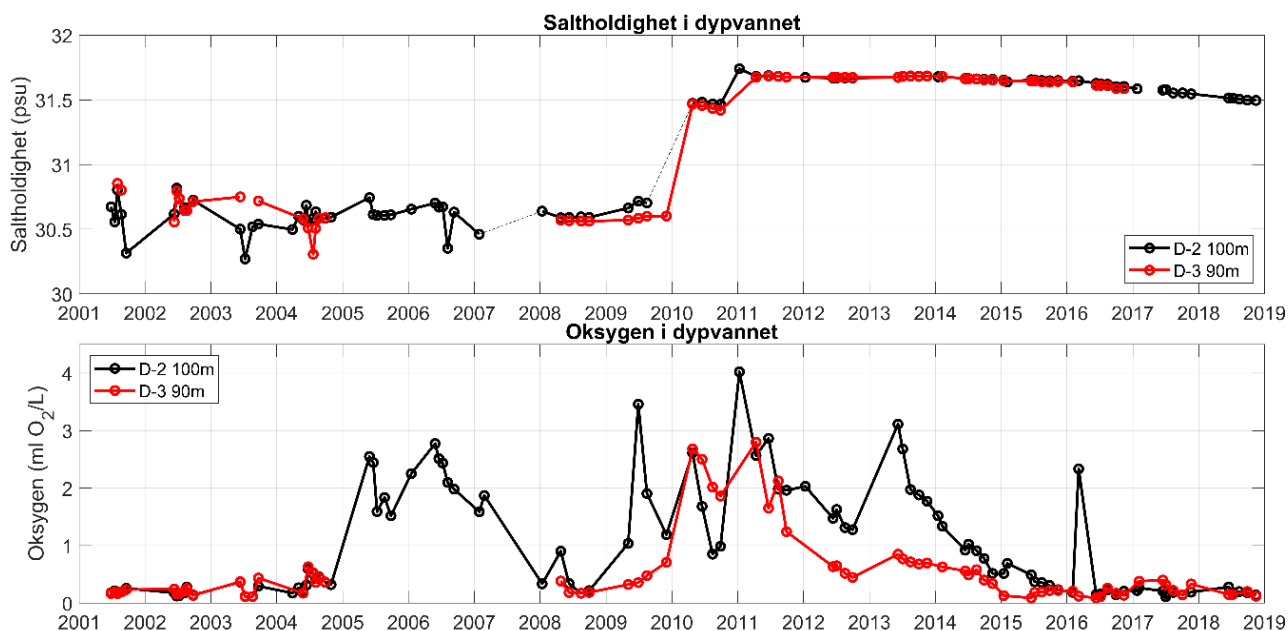
Dypvannsfornyelse er illustrert i Figur 4, som viser fem stadier av vannutvekslingen i en fjord. I stadiet helt til venstre i figuren ligger forholdene til rette for en dypvannsfornyelse: på sjøsiden er det vann med tilstrekkelig høy egenvekt (rødt) nesten helt opp til terskeldyp, men terskelen hindrer dette vannet fra å trenge inn i fjorden, hvor vannmassene (lys rosa) har lavere egenvekt. Vannet på sjøsiden er oksygenrikt, mens dypvannet innenfor terskelen er hypoksisk (lav oksygenkonsentrasjon).

I stadie 2 vises en dypvannsfornyelse. Det tunge oksygenrike vannet fra utsiden av terskelen er hevet over terskeldypet, og fortrenger det oksygenfattige dypvannet. I stadie 3 har alt det oksygenfattige dypvannet blitt fornyet av tungt oksygenrikt vann. På dette stadiet er det ikke noe potensial for ytterligere dypvannsfornyelse, og en stagnasjonsperiode starter. I denne perioden (stadie 3, 4 og 5) er det et kappløp mellom vertikal blanding, som blander ned lettere vann og dermed reduserer tettheten i dypvannet, og oksygenforbruket i fjorden.



**Figur 4.** Skisse av hvordan vannutveksling kan foregå i en terskelfjord med lite vertikal blanding av bunnvannet. Øverst vises egenvekten til vannmassene, hvor rødt indikerer tungt vann og rosa lettere vann. Nederst vises oksygenforholdene i vannmassene, hvor hvitt indikerer oksygenrikt vann og lilla oksygenfattig vann.

I Figur 5 er målinger av saltholdighet og oksygenkonsentrasjon i Drammensfjordens dypvann vist for perioden 2001-2018. Målingen er hentet fra 100 m dyp på stasjon D-2 og fra 90 m dyp på stasjon D-3. Det var vinteren 2009-2010 en plutselig endring av nivået på saltholdigheten i dypvannet. Før dette lå saltholdigheten på omtrent 30,6 psu, mens det etter denne vinteren var en økning på omtrent 1 psu. Saltholdigheten har etter dette holdt seg på dette nivået.



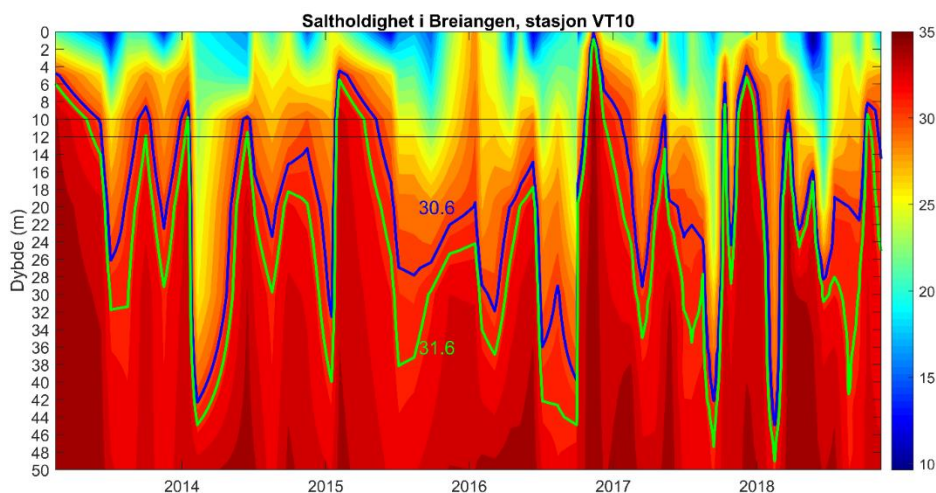
**Figur 5.** Utviklingen i dypvannet i indre Drammensfjord innenfor Svelvikterskelen. Øverst vises saltholdigheten og underst vises oksygenkonsentrasjonen.

Forklaringen på denne endringen i saltholdighet er mest sannsynlig knyttet til fordypning av terskelen 4-6 år tidligere. I perioden 2003-2006 ble Svelvikstrømmen utvidet. Terskeldypet var i forkant av dette omtrent 10 m, mens det etter mudringen var omtrent 12 m (Helland, 2007).

Figur 6 viser målt saltholdighet på stasjon VT10 ute i Breiangen. Dypvannet innenfor Svelvik vil fornyes av vann fra dette området. I figuren er saltholdigheten i de øverste 50 meterne vist for årene 2013-2018, på en fargeskala hvor rødt er saltere vann og blått er ferskere vann. Konturlinjer for saltholdighet på 30,6 psu (blå linje) og 31,6 psu (grønn linje) er vist i figuren. Disse verdiene er omtrent lik verdien i dypvannet innenfor Svelvik, før og etter nivåendringen vinteren 2009-2010. I figuren er det tegnet inn horisontale linjer som viser hva terskeldypet ved Svelvik var før og etter mudringen i 2003-2006. Når saltvann ute i Breiangen løftes opp til terskeldyp, så er det noen meter forskjell i hvor høyt opp i vannsøylen 30,6 psu og 31,6 psu vann kommer. Dette er av samme størrelsesorden på utdypning av terskeldypet. Når terskeldypet økes, får Drammensfjorden dypvann altså tilgang til saltere vann.

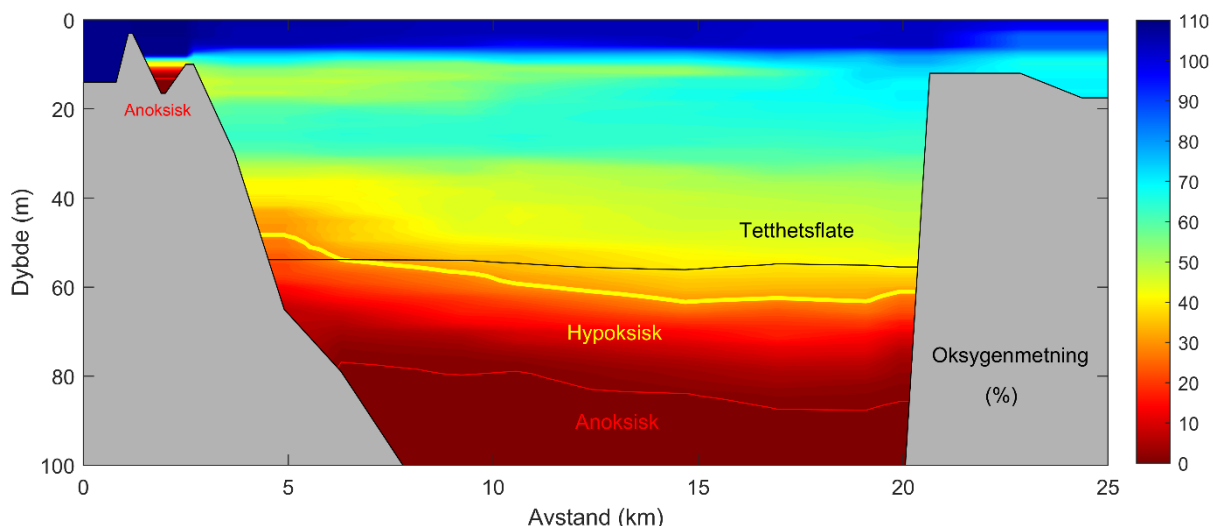
I Figur 4 er det skissert hvordan vannet innenfor terskelen må blandes vertikalt før det kan skje en ny dypvannsfornyelse. I Drammensfjorden skjer denne prosessen svært sakte, og det kan gå flere år mellom hver dypvannsfornyelse. Denne tregheten kan forklare hvorfor det tok 4-6 år etter fordypningen av Svelvikterskelen, før det var en tydelig respons i dypvannet.





**Figur 6.** Målt saltholdighet på stasjon VT10 i Breiangen for årene 2013-2018. Saltholdigheten i de øverste 50 m er vist på en fargeskala som går fra rødt (salt vann) til blått (ferskere vann). Kontur-linjene for 30,6 og 31,6 psu er tegnet inn med hhv. blå og grønn linje. De svarte horisontale linjene representerer terskeldypet i Svelvik før og etter mudringen i 2003-2006.

Nederst i Figur 5 er oksygenkonsentrasjonen i dypet i Drammensfjorden vist. Målingene er fra 90 m på stasjon D-3 lengst inne i fjorden og fra 100 m på stasjon D-2 rett innenfor terskelen. Det første som kan legges merke til er at det er lavere oksygenkonsentrasjoner lengst inn i fjorden. Staalstrøm (2018) viste, basert på omfattende målinger fra september 2017, at dette ikke skyldes sirkulasjon i dypvannet, siden det ikke er noen horisontal gradient i tettheten i dypvannet (se Figur 7). Grunnen til at det er lavere oksygenforhold i dypet lenger inn i fjorden er mest sannsynlig knyttet til høyere oksygenforbruk, siden dette området er nærmere de store tilførselene fra Drammenselva og kommunale renseanlegg.



**Figur 7.** Langsgående transekt i indre Drammensfjord fra Drammenselvas utløp til venstre til Svelvikterskelen til høyre. Fargeskalaen viser oksygenmetning (%). Den gule konturlinjen markerer metning på 30 % og den røde konturlinjen 1 %. Den svarte konturlinjen viser tetthetsflaten rundt 55 m dyp.

## 3 NIVA Fjordmodell

### 3.1 Generell beskrivelse av NIVA Fjordmodell

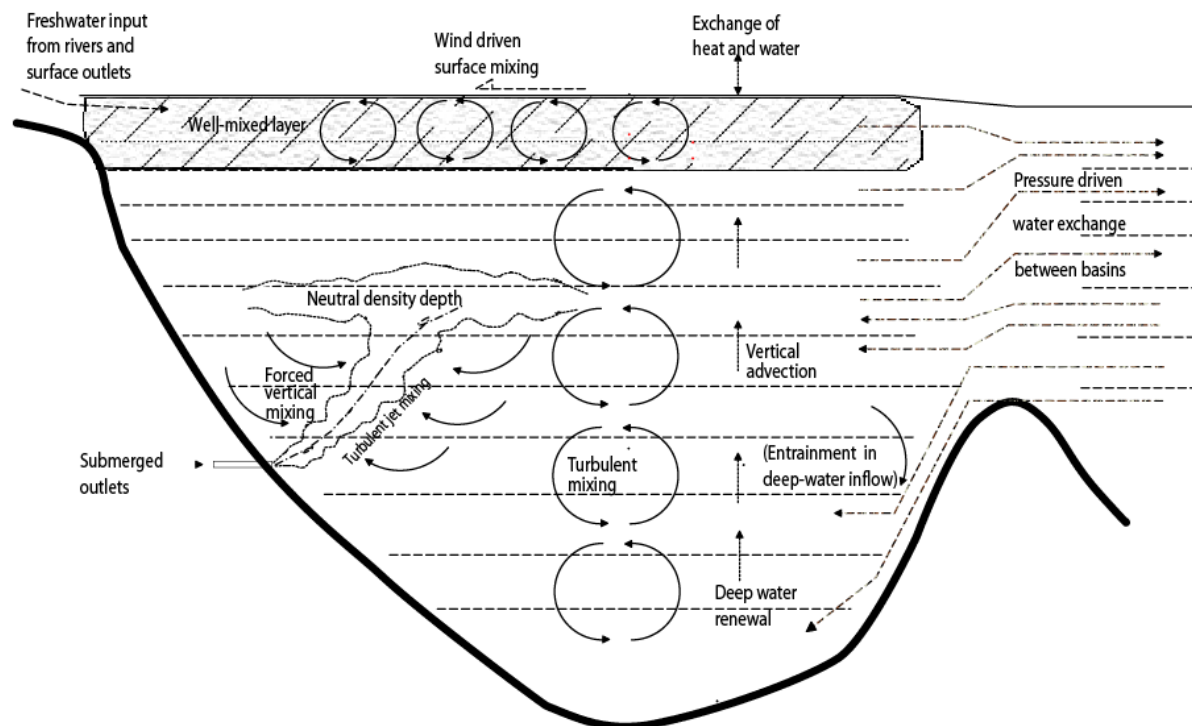
Ved NIVA har det blitt utviklet en omfattende fjordmodell, som er en boks-modell. Modellen ble opprinnelig kalt «Eutromod», men over flere år har navnet «fjordmodellen» blitt brukt. For å skille denne modellen fra for eksempel diverse 3D modeller som også er «fjordmodeller» er det bestemt at modellen 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. 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 8 er de fysiske prosessene som modellen simulerer illustrert. Utvekslingen mellom bassengene beregnes ved å først beregne 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 vertikale blandingsforholdene er spesifisert, kan modellen beregne hvordan disse blir påvirket av dykkede utslipp.

Modellen beskriver separat budsjettet til de forskjellige næringssaltene samt karbon, 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 i 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 C, N og P som blåskjell står for (Bjerkeng, 1994f). Modellen ble sist brukt for å vurdere endringer i utslipp til Bunnefjorden og Bekkelagsbassenget i indre Oslofjord (Staalstrøm, 2017, 2021), og for å vurdere mulige tiltak for å bedre vannkvaliteten i Hunnebunn (Staalstrøm, 2019).



**Figur 8.** 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 Topografi

I modelloppsettet leses det horisontale arealet av fjorden inn som funksjon av dypet (hypsografisk kurve). En utskrift av datafila som inneholder opplysning om topografien er vist i Vedlegg A. Den hypsografiske kurven som er lagt inn er vist i Tabell 1. Lengden av kystlinjen til fjordbassenget legges også inn, og for Drammensfjorden er det lagt inn en lengde på 52 km. Forbindelsen mellom bassengene legges inn som bredden av sundet som funksjon av dypet. Dette er beskrevet nærmere i kapittel 5.

**Tabell 1.** Horisontalt areal av Drammensfjorden innenfor Svelvik som funksjon av dypet.

Dybde (m)	Horisontalt areal (km <sup>2</sup> )
0	49,03
10	44,20
20	41,56
50	33,88
100	18,38
115	7,63
120	2,95
124	0,00



### 3.3 Tilførsel

I modellen spesifiseres tilførslene til fjorden, ved at det legges inn vannmengde og hvor mye totalt fosfor, totalt nitrogen og organisk karbon som slippes ut. Det kan legges inn en årssyklus, men i dette prosjektet har middel tilførselen vært lik i alle årets måneder. Tilførselen er likevel ikke konstant, for oppå månedsmiddelverdien legges det på en tilfeldig variasjon. Hvordan denne tilfeldige variasjonen genereres er beskrevet av (Bjerkeng, 1994c). Hvis det gjøres flere modellkjøringer vil tilførselen ha et forskjellig variasjonsmønster, men samlet mengde for hver måned vil være lik.

De tilførslene som er lagt inn er beskrevet i Tabell 2. Tilførsel nummer 1-3 er elver, og de andre er utslipp fra rensanlegg. Tilførsel 4-7 er eksisterende anlegg, mens tilførsel nummer 8 er et tenkt nytt sentralt rensanlegg som vil erstatte alle de andre. Modellen kjøres altså ikke med tilførsel 4-7 og tilførsel 8 samtidig.

**Tabell 2.** Tilførsel som er lagt inn i modellen. Tilførsel fra elvene er årlig middel. Vannføring fra «andre elver» er beregnet fra nevina.nve.no (Staalstrøm og Kempa, 2018). Data for rensanleggene er hentet fra norskeutslipp.no og er middel for perioden 2017-2020.

Nr.	Navn	Utslippsdyp (m)	Vannmengde L/s	Tot P kg/mnd.	Tot N tonn/mnd.	TOC tonn/mnd.
1	Drammenselva	0	314000	10368.0	259.0	2783.00
2	Lierelva	0	5300	585.0	13.5	68.40
3	Andre elver	0	500	55.2	1.30	6.45
4	Muusøya RA + Mjøndalen RA	0	254	79.0	12.6	7.32
5	Solumstrand RA	23	342	85.9	22.5	5.64
6	Linnes RA	20	92	46.1	7.8	6.70
7	Lahell RA	37	15	13.4	1.5	1.54
8	Nytt sentralt RA	30/90	703	224.5	22.2	10.6

### 3.4 Værforhold

Det har i modellen blitt benyttet værdata fra Blindern for perioden 1990-2004, som er å anse som representative for regionen. Disse 15 årene med værdata har blitt kjørt i loop, slik at de har blitt gjentatt når det har vært modellkjøringer som er lengre enn 15 år.

### 3.5 Forholdene utenfor modellområdet

Forholdene ute i Breiangen blir i modellen beskrevet ved at saltholdighet, temperatur, oksygen, totalt fosfor (TP) og totalt nitrogen (TN) spesifiseres. Dette gjøres ved at verdien i overflatelaget og i bunnlaget spesifiseres for hver måned. Verdiene fordeles nedover i vannsøylen ved hjelp av en sjiktningsmodell, hvor tykkelsen av et øvre velblandet lag og tykkelsen av sprangsjiktet spesifiseres. Sjiktningmodellen er beskrevet i Bjerkeng (1994c, s. 94-95)<sup>1</sup>. For hver av parameterne i sjiktningmodellen spesifiseres det også et standardavvik, og det legges på en tilfeldig variasjon som er innenfor dette standardavviket (se Bjerkeng, 1994c, s. 98-99).

**Tabell 3.** Parametere om brukes av sjiktningmodellen for å spesifisere forholdene utenfor Drammensfjorden.  $Z_1$  er tykkelsen av det øvre velblandede laget.  $Z_2$  er dybden til undersiden av sprangsjiktet.  $T_i$ ,  $S_i$ ,  $OXY_i$ ,  $TP_i$ ,  $TN_i$  og  $TS_i$  er hhv. temperatur, saltholdighet, oksygen (ml/L), totalt fosfor ( $\mu\text{g P/L}$ ), totalt nitrogen ( $\mu\text{g N/L}$ ) og silikat ( $\mu\text{g SiO}_2/\text{L}$ ) for to lag. Øvre lag har indeks 1 og nedre lag har indeks 2.

Måned	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
$Z_1$	9.0	9.0	18.0	4.5	2.5	2.5	11.0	6.0	7.0	11.0	9.0	8.0
$\log(Z_2-Z_1)$	1.3	1.3	1.3	0.9	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	1.2	1.3
$T_1$	2.7	2.3	1.8	5.8	11.6	15.7	19.2	17.4	15.4	10.0	5.9	6.3
$T_2$	7.5	6.0	5.5	5.0	7.0	9.0	12.0	14.0	13.0	12.0	10.5	9.0
SD ( $T_1$ )	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
SD ( $T_2$ )	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
$S_1$	24.0	24.0	24.0	24.0	24.0	24.0	24.0	24.0	24.0	24.0	24.0	24.0
$S_2$	31.0	31.0	31.0	31.0	31.0	31.0	31.0	31.0	31.0	31.0	31.0	31.0
SD ( $S_1$ )	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9
SD ( $S_2$ )	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0
$OXY_1$	6.8	7.4	8.0	8.0	7.1	7.0	6.0	5.8	6.2	6.2	6.2	5.9
$OXY_2$	5.4	5.6	5.3	5.3	5.2	5.0	4.9	4.7	4.0	4.6	4.7	5.2
SD ( $OXY_1$ )	0.5	1.0	0.6	0.7	0.8	1.2	0.4	0.5	0.4	0.5	0.2	0.2
SD ( $OXY_2$ )	0.4	0.4	0.3	0.6	1.4	1.0	0.5	0.5	0.5	0.5	0.6	0.6
$TP_1$	29	30	27	25	14	11	10	9	13	16	25	26
$TP_2$	29	29	29	29	25	17	24	12	13	18	20	28
SD ( $TP_1$ )	12	10	10	12	8	3	2	4	7	15	3	8
SD ( $TP_2$ )	4	4	4	4	10	3	5	8	6	6	6	6
$TN_1$	320	330	400	440	280	270	190	210	300	300	300	250
$TN_2$	240	240	240	260	260	260	210	210	210	210	210	210
SD ( $TN_1$ )	80	80	80	80	80	80	50	50	100	100	100	100
SD ( $TN_2$ )	30	30	30	70	70	70	70	70	70	70	70	70
$TS_1$	1400	1400	1400	1400	1000	700	300	100	100	500	1000	1200
$TS_2$	300	300	300	300	300	300	300	300	300	300	300	300
SD ( $TS_1$ )	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60
SD ( $TS_2$ )	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30

<sup>1</sup> Lenke til rapport <http://hdl.handle.net/11250/207890>

### 3.6 Oversikt over modellkjøringer

I Tabell 4 vises en oversikt over de modellkjøringene som har blitt gjort. Den første modellkjøringen kalt KAL02 er resultatet av kalibrering av modellen mot dagens situasjon i fjorden. Med «dagens» situasjon menes situasjonen slik den i de siste årene til og med i fjor. Som nevnt tidligere har Drammensfjorden endret seg radikalt i 2022, på grunn av svært lav vannføring i Drammenselva. Modellkjøringene VAL01, VAL02 og VAL03 er kjøring hvor inngangsdata har blitt endret for å se om modellen kan beskrive datasett hvor forholdene i fjorden var annerledes. De situasjonene som har blitt benyttet til validering av modellen er situasjonen før Svelvikterskelen ble fordypet, situasjonen på 1970-tallet hvor tilførselen var betydelig større og situasjonen i 2022 hvor vannføringen i Drammenselva har vært betydelig lavere enn tidligere. I de fire neste modellkjøringene er det tatt utgangspunkt i dagens situasjon (KAL02) og så har tilførsel med renseanleggene blitt endret for å se på effektene av dette.

**Tabell 4.** Oversikt over modellkjøringer for Drammensfjorden. For hvert scenario har det blitt kjørt fem modellkjøringer, hvor de tilfeldige variasjonene har vært forskjellig, men inngangsdata har vært like. Unntak fra dette er VAL03 hvor det har blitt brukt det samme «tilfeldige» variasjonsmønsteret, men hvor vannføringen i Drammenselva har blitt endret.

Kode	Beskrivelse	Antall kjøring
KAL02	Kalibrering av modellen mot dagens situasjon -terskeldyp 11,5 m -dagens tilførsler	5
VAL01	Effekt av Svelvikterskelen -terskeldyp 9,5 -dagens tilførsler	5
VAL02	Historisk tilførsel -terskeldyp 9,5 -tilførsler fra 1970-tallet	5
VAL03	Effekt av lav vannføring i Drammenselva -terskeldyp 11,5 m -dagens tilførsler, Drammenselva korrigert	3
SC01	Effekt av renseanlegg -terskeldyp 11,5 -ingen rensegrad - utslipp til overflata	5
SC02	Overføring av RA til VEAS -terskeldyp 11,5 -ingen utslipp på renseanlegg	5
SC03	Nytt sentralrenseanlegg - 30 m -terskeldyp 11,5 -alle RA til nytt sentralt anlegg - utslipp 30 m	5
SC04	Nytt sentralrenseanlegg - 90 m -terskeldyp 11,5 -alle RA til nytt sentralt anlegg - utslipp 90 m	5

## 4 Kalibrering av modellene

### 4.1 Kalibreringsparametere saltholdighet, planteplankton og oksygen

Ved å skru på forskjellige parametere i en modell kan modellresultatene tilpasses et datasett som er samlet inn fra observasjoner. Denne prosessen kalles *kalibrering* av modellen. For å *validere* modellen må en bruke et annet datasett. Modellen skal klare å beskrive dette andre datasettet strengt tatt uten at parameterne i modellen skal justeres ytterligere.

Oksygenforholdene i dypvannet i en terskelfjord er påvirket av to viktige prosesser:

1. Den vertikale blandingen som reduserer dypvannets tetthet, det vil si tyngden på dypvannet. Hvis det er høy vertikal blanding går denne prosessen fortere, og nytt oksygenrikt vann kommer inn i fjorden oftere. I Drammensfjorden er det saltholdigheten som bestemmer tettheten til vannet, mens temperaturen har mindre betydning.
2. Oksygenforbruket når organisk stoff brytes ned. Dypvannet tilføres organisk stoff når planteplankton gjør om uorganiske næringssalter til organisk stoff som synker ned når planktonet dør.

For å kalibrere modellen har saltholdigheten og oksygenforholdene blitt tilpasset forholdene slik de er i dag. Modellen har svært mange parametere som kan endres (se Vedlegg B), men under kalibreringen har bare to av disse blitt endret på. Det er den vertikale blandingskoeffisienten, kalt MIXCF i modellkoden, og veksthastigheten til planteplanktonet, kalt GMX20 i modellen. Lite vertikal blanding og rask planktonvekst gir dårlige oksygenforhold, mens høy vertikal blanding og treg planktonvekst gir gode oksygenforhold.

Utfordringen under kalibreringen er å få oksygenforholdene og mengden planteplankton til å stemme bra med observasjonene samtidig. Saltholdigheten i dypvannet er avhengig av samspillet mellom saltholdigheten på utsiden av Svelvikterskelen og dybdeforholdene på terskelen, og dette har også blitt korrigert under kalibreringen. Saltholdigheten i overflatelaget utenfor Svelvik ble satt til 24 psu hele året, og saltholdigheten i dypvannet ble satt til 31 psu (se Tabell 3). Dette ga realistisk saltholdighet i området rundt terskeldypet til Drammensfjorden, som lignet på saltholdighet målt på stasjon VT10 i Breianger. Etter flere modellkjøringer hvor disse parameterne har blitt endret på er resultatet at MIXCF har fått tallverdien  $3 \cdot 10^{-5}$  m<sup>2</sup>/s, og GMX20 tallverdiene 1,1 og 0,7 for de to typene planteplankton som er i modellen.

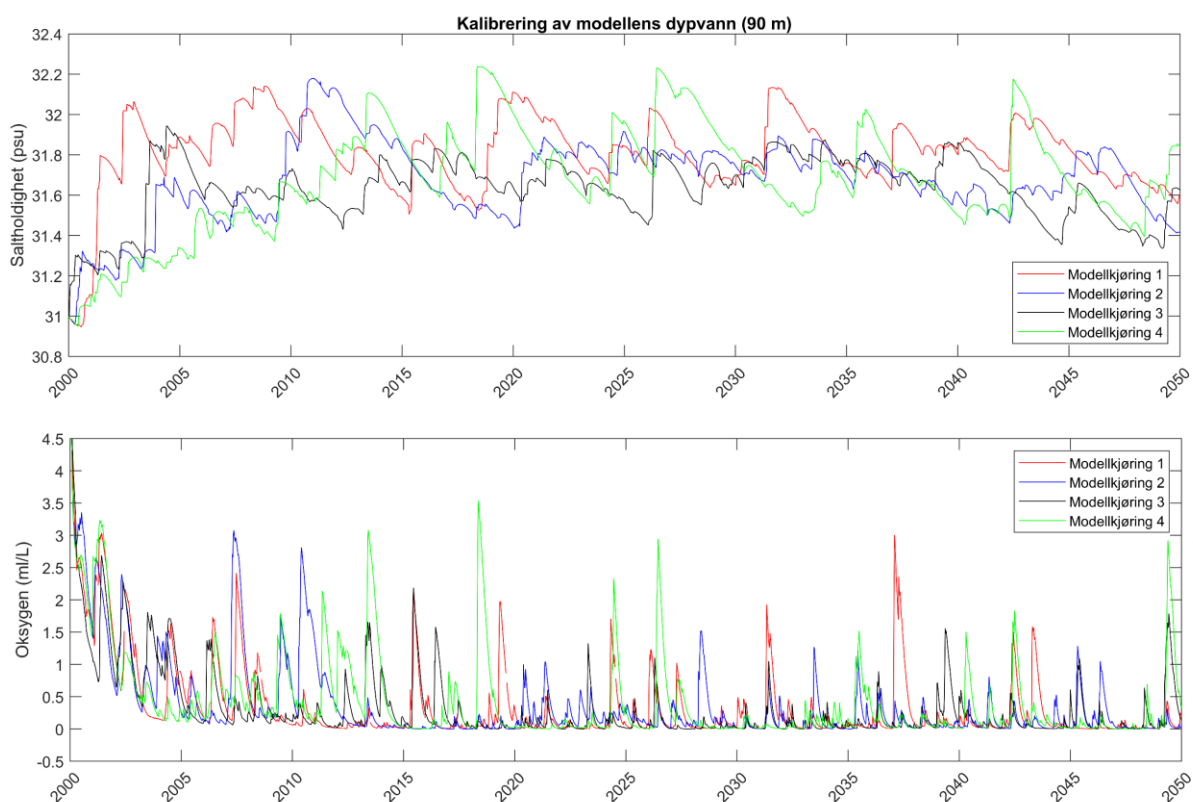
## 4.2 Sammenligning av saltholdighet og oksygen i dypvannet

I Figur 9 vises utviklinga av saltholdighet og oksygen på 90 m dyp i fjordmodellen. Modellkjøringen starter det vi kaller år 2000 og går 100 år fram i tid. Det er vist fire modellkjøringer med de samme inngangsdata og modellparametere. Den eneste forskjellen mellom kjøringene er at det er forskjellig tilfeldig variasjon som legges på randbetingelsene og tilførslene (se Bjerkeng, 1994c, s. 98-99).

Saltholdigheten i dypet ligger mellom 31.5 og 32.0 psu, som er ganske nær det som observasjonene viser for perioden 2010-2019 (se Figur 5). Dette resultatet blir annerledes om saltholdigheten på utsiden av fjorden endres (se Tabell 3). Dette kan også endre seg om terskeldypet ved Svelvik endres.

Nederst i Figur 9 vises oksygenkonsentrasjonen på 90 m, og forholdene er nesten oksygenfrie, som stemmer overens med hva som blir observert. Men oksygenivået ligger opp mot 2-3 ml/L i perioder som kan vare en til to år. Dette ligner på episoder med høyere oksygen i dypvannet, f.eks. fra 2005-2007.

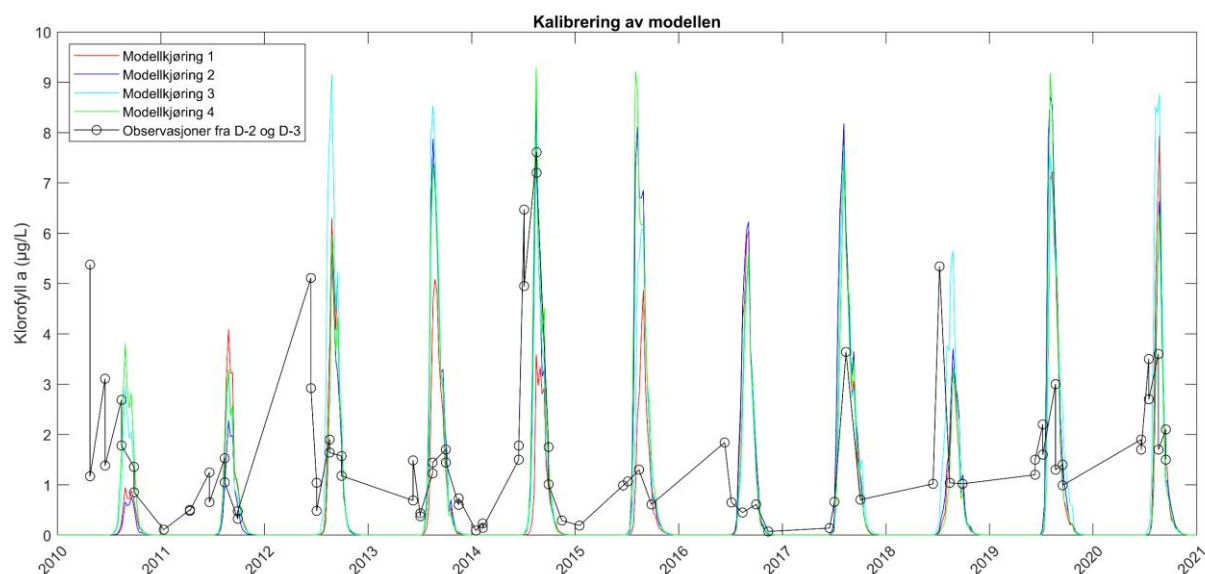
Legg merke til at periodene med bedre oksygenforhold ikke opptrer samtidig i de fire modellkjøringene med forskjellig tilfeldig variasjon lagt på randbetingelsene og tilførslene. Dette viser at tilfeldigheter spiller en viktig rolle for vannkvaliteten i Drammensfjorden. Dette antyder også at små endringer kan utløse dramatiske endringer i oksygenforholdene.



**Figur 9.** Modellert saltholdighet (øverst) og oksygen (nederst) på 90 m dyp i Drammensfjorden. Resultatene er fra modellkjøringene kalt KAL02. Det er vist fire modellkjøringer hvor inngangsdata er like, men tilfeldige variasjoner er forskjellig.

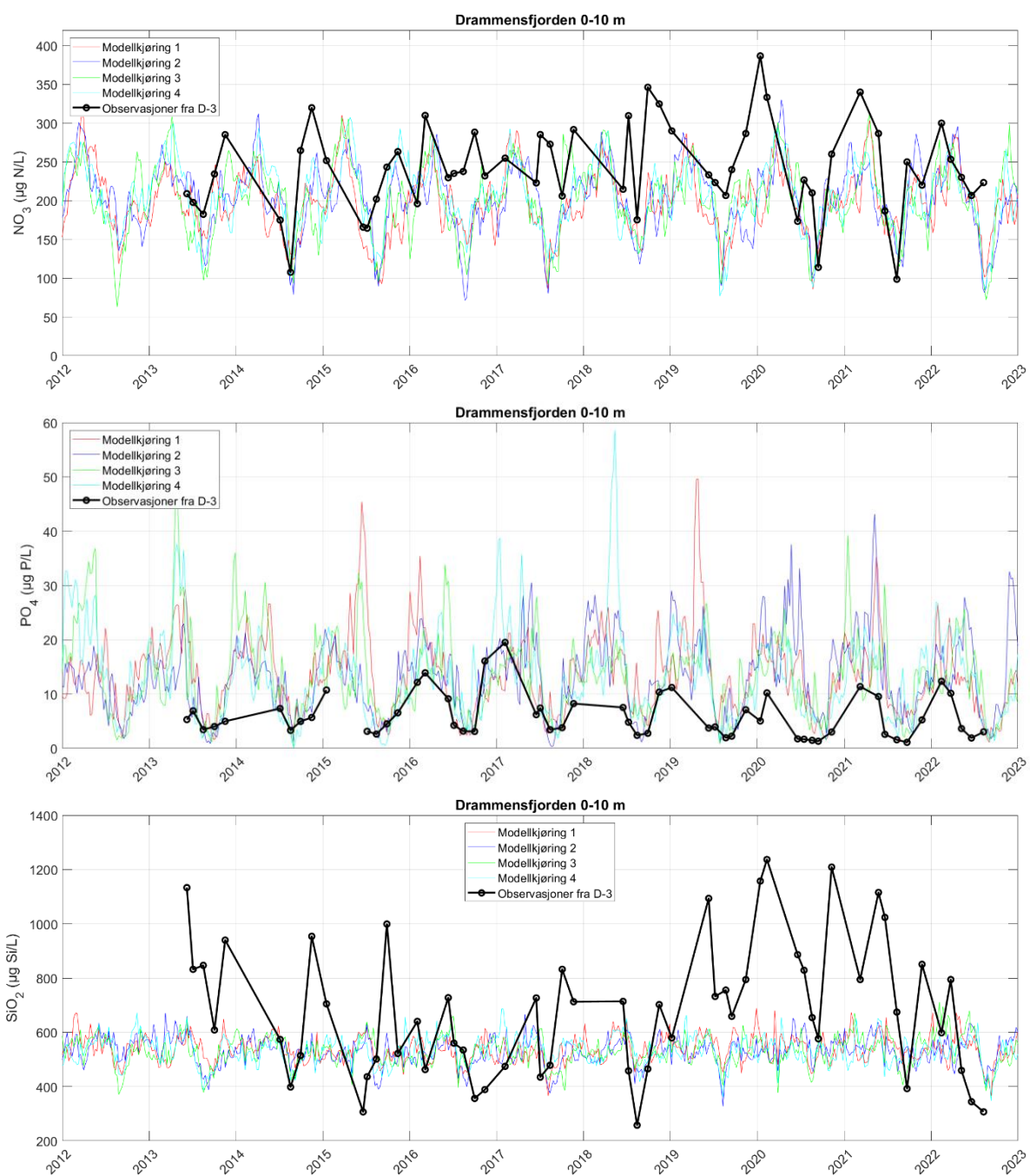
### 4.3 Sammenligning av klorofyll a og næringsalter i overflatelaget

I Figur 10 er modellert og observert klorofyll a på 2 m i fjorden vist sammen. Tallverdien til de høye verdiene i vekstsesongen er av samme størrelsesorden og har tilsvarende variasjonsmønster i modell og observasjoner. Modellen fanger ikke opp tidlige planteplanktonoppblomstringer. I modellen er det svært lite planteplankton utenom vekstsesongen, mens det sjelden måles så lave konsentrasjoner av klorofyll a. Dette kan delvis forklares ved at det er lite observasjoner på vinteren, og at observasjonene har en nedre deteksjonsgrense.



**Figur 10.** Klorofyll a fra 2 m dyp i Drammensfjorden. Det er vist fire modellkjøringer fra scenariet KAL02, som er sammenlignet med målinger av klorofyll a fra vannprøver på stasjon D-2 og D-3.

I Figur 11 er modellerte og observerte nivåer av løste næringsalter i overflatelaget vist. Både modellerte og observerte verdier er midlet over de 10 øverste meterne. Observasjonene er fra 2, 5 og 10 m. Observasjonen er fra stasjon D-3. Modellert nivå og variasjonsmønster til nitrat og fosfat stemmer godt overens med observasjonene. Modellert nitrat ligger noe for høyt og fosfat noe for lavt. Nivået av silikat ligger noe for lavt, men variasjonen i observasjonene er mye høyere enn i modellen.



**Figur 11.** Løste næringsalter midlet over de 10 øverste meterne i Drammensfjorden. Øverst vises nitrat og nitritt, i midten fosfat og nederst silikat. Målingene (tykk svart kurve) er fra 2, 5 og 10 m fra stasjon D-3.

## 4.4 Variasjon med dypet

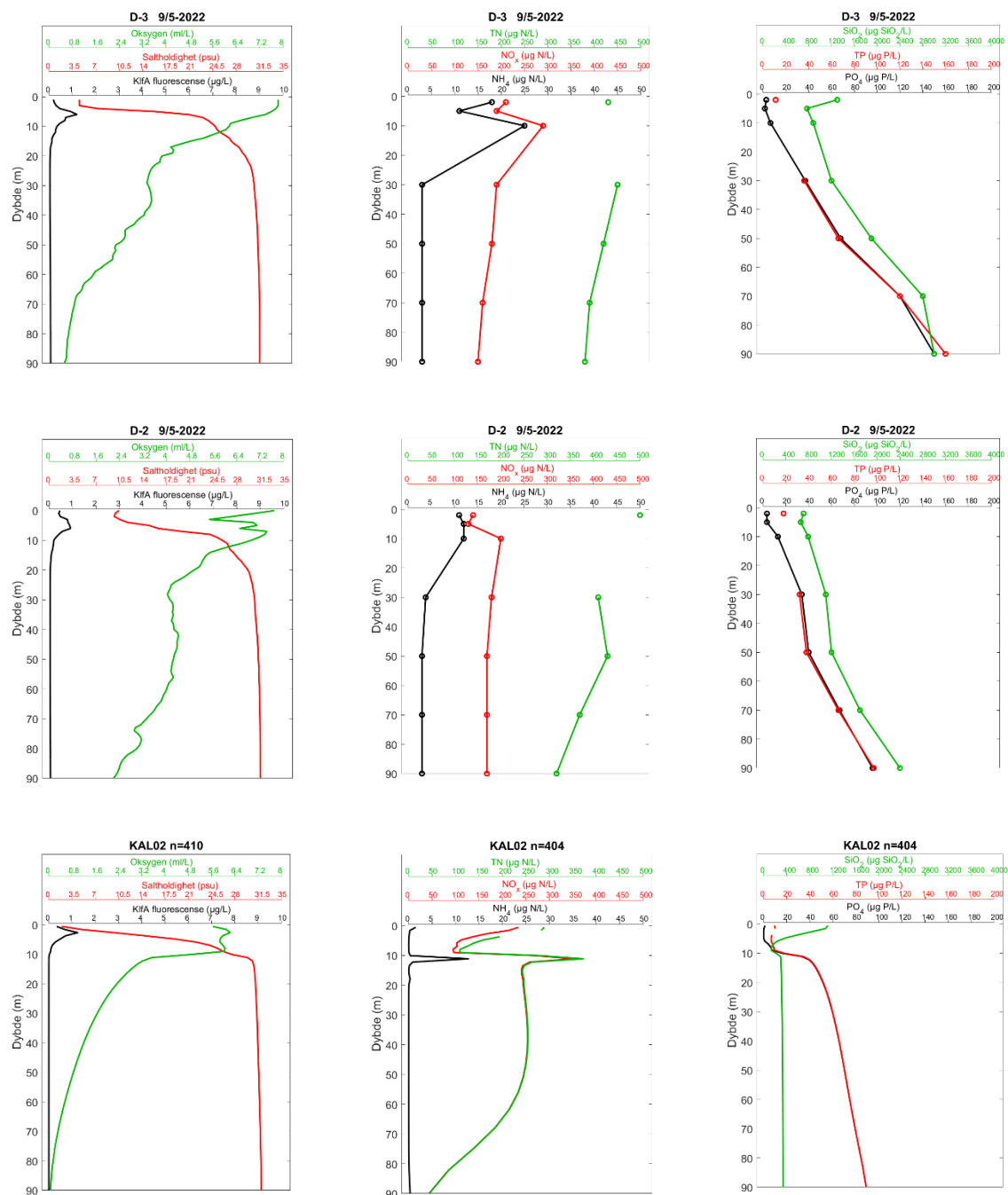
Det tas ikke målinger av næringssalter fra dypet i Drammensfjorden i overvåkningen til Fagrådet for Ytre Oslofjord. Det ble derfor tatt målinger i mai og august 2022 for å bekrefte nivåene i modellen. Disse ble sammenlignet med modellerte verdier fra kalibrerings scenariet (KAL02), og det ble valgt å vise data fra modellår nummer 7, som vil si at modellen hadde blitt kjørt i 6 sesonger før dette. Modellen gir bare en profil for hele bassenget, og kan ikke beskrive forskjellene som er observert mellom stasjon D-3 midt i fjorden og D-2 rett innenfor Svelvik.

I Figur 12 vises situasjonen på starten av sommeren (mai 2022) og i Figur 13 vises situasjonen på slutten av sommeren (august 2022). Det er en rekke punkter en kan legge merke til:

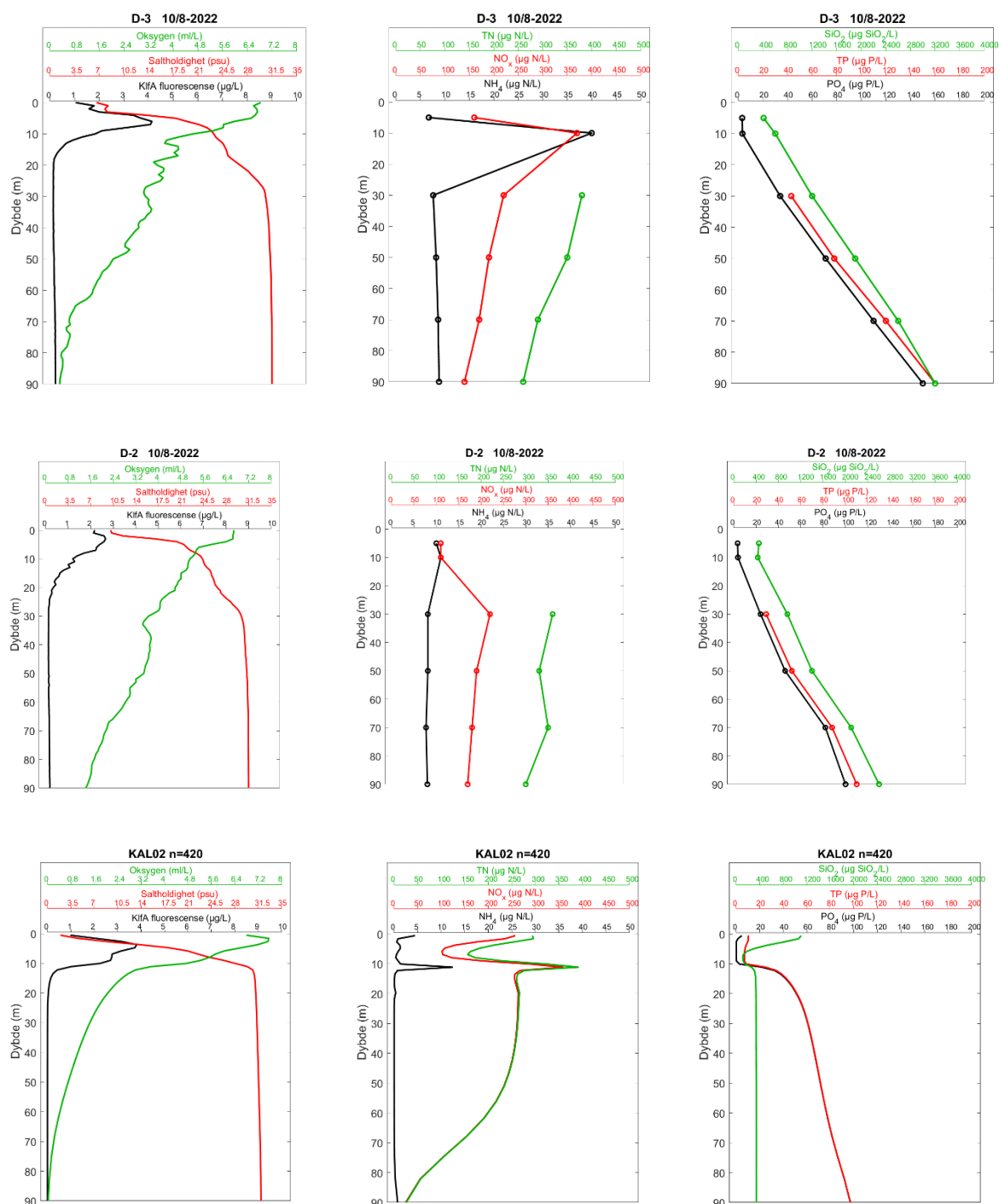
1. I august 2022 er det relativt stort avvik mellom saltholdigheten i overflaten. I modellen er vannføringen i Drammenselva lik middelvannføringen, mens det i virkeligheten var kun ca. en tredel av denne vannføringen, som må betraktes som en ekstraordinær situasjon.
2. Når det gjelder oksygenforhold så stemmer modellen best overens med forholdene midt i fjorden (stasjon D-3). Modellen gir for dårlige oksygenforhold i mellomdyp fra ca. 15-65 m, men stemmer bedre under dette dypet. Dette henger sammen med at modellen har for lite vertikal blanding i dette dybdeintervallet.
3. Modellen gjensker det generelle bildet av de løste næringssaltene. Nitrat og ammonium har en topp rett under ferskvannslaget, og får lavere verdi nedover i dypet i takt med at oksygenivået går ned. Fosfatet øker nedover i dypet. For silikat stemmer ikke modellen så bra. I modellen er verdien nesten konstant med dypet, mens den i observasjonene øker med dypet. Modellen fanger opp høyere i den øverste meteren av silikat og nitrogen.
4. I observasjonene er det forskjell mellom totalt og løst nitrogen og fosfor. Dette betyr at det er organisk nitrogen og fosfor i vannmassen. Dette beskrives ikke i modellen, hvor differansen mellom disse parameterne er liten. I NIVA Fjordmodell modelleres organisk stoff med fast forholdstall mellom karbon, nitrogen og fosfor, og beskriver derfor ikke dynamikken til organisk nitrogen og fosfor separat.
5. Den modellerte vertikale variasjonen av klorofyll a stemmer meget bra med observasjonene.

Som oppsummering konkluderes det med at NIVA Fjordmodell gir en rimelig god beskrivelse av den vertikale variasjonen til de løste næringssaltene, med unntak av silikat hvor variasjonen med dypet ikke er korrekt. NIVA Fjordmodell gir ingen god beskrivelse av organisk nitrogen og fosfor, og derfor stemmer ikke modellen for profiler av totalt nitrogen og fosfor heller. Modellen gir likevel en god beskrivelse av oksygenforholdene i dypet, som er et resultat av nedbrytning av organisk stoff. Dette antyder at modellens beskrivelse av løst organisk karbon er rimelig korrekt. Data for DOC i dypvannet fins dessverre ikke.





**Figur 12.** Profiler fra Drammensfjorden fra starten av sommeren. I de to første radene er det vist observasjoner fra stasjon D-3 og D-2. Nederste rad viser modellresultater fra starten av sommeren fra modellår nummer 7.



**Figur 13.** Profiler fra Drammensfjorden fra slutten av sommeren. I de to første radene vises observasjoner fra stasjon D-3 og D-2. Nederste rad viser modellresultater fra starten av sommeren fra modellår nummer 7.

## 5 Validering av modellene

Neste skritt blir å finne datasett som er uavhengig av de dataene som har blitt brukt til kalibrering, altså klorofyll og næringssalter i overflatelaget og saltholdighet og oksygen i dypvannet fra dagens situasjon (før 2022). Disse uavhengige dataene skal brukes til å validere modellen, for å vise at modellen har evne til å predikere forhold også utover det tidsrommet den er kalibrert for.

Følgende datasett ble brukt for validering:

1. Forholdene i fjorden før utgravning av Svelvik, det vil si målingene av saltholdighet og oksygen fra før 2006 vist i Figur 5.
2. Oksygenmålinger fra 1973-1974 og klorofyll a fra 1982. Det ble lagt inn historisk tilførsel i modellen.
3. Lav vannføring i Drammenselva i 2022, med målinger av saltholdighet fra 2022.

### 5.1 Effekten av utgravning ved Svelvik

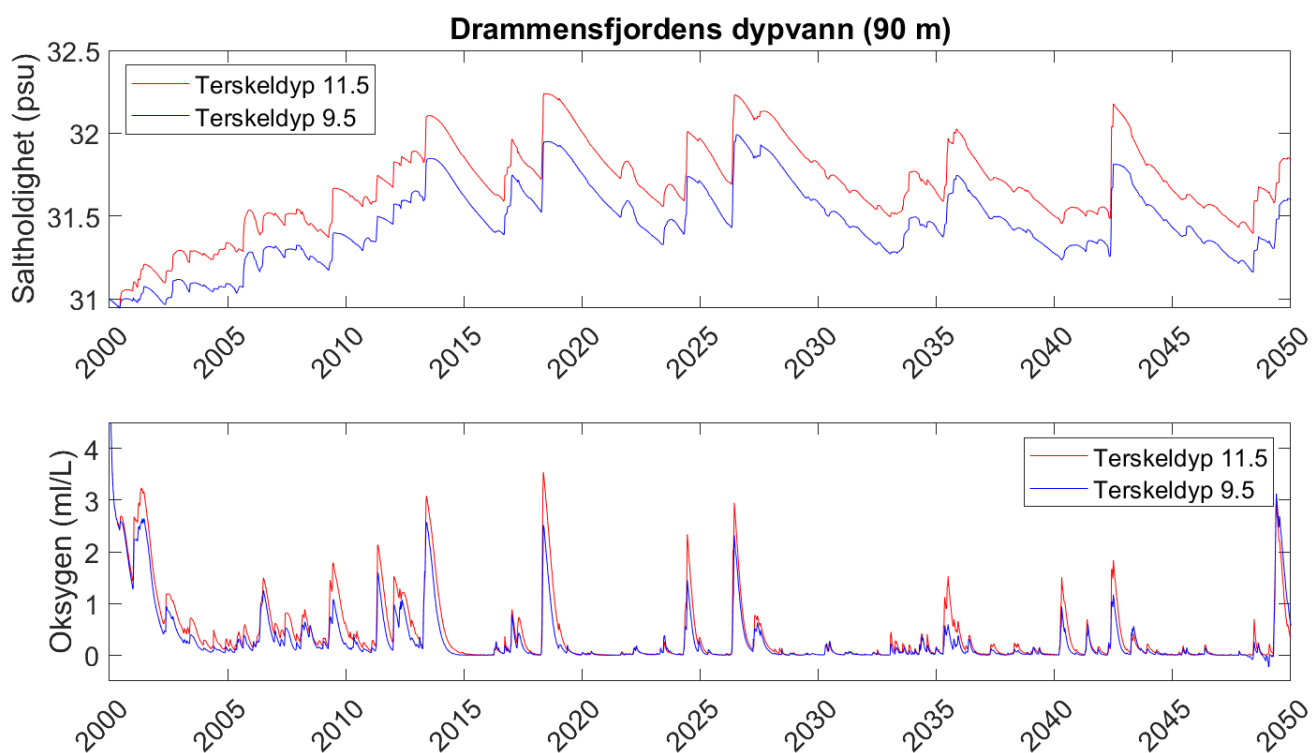
Svelvikstrømmen ble mudret i perioden 2003-2006. I Tabell 5 vises den bredden som funksjon av dypet av forbindelsen mellom Drammensfjorden og området utenfor. For å beskrive dagens situasjon var dybden i Svelvikstrømmen 11,5 m. For å beskrive situasjonen ble det i modellen lagt inn en maks dybde på 9,5 m, som er vist i høyre kolonne i tabellen.

**Tabell 5.** Bredden av Svelvikstrømmen som funksjon av dypet. I modellkjøring som viser dagens situasjon (KAL02) ble tall fra andre kolonne lagt inn, med terskeldyp på 11,5 m. For å simulere situasjonen før utgravning av Svelvikstrømmen ble tall i tredje kolonne lagt inn, med terskeldyp på 9,5 m.

Dyp	Bredde (m) Etter mudring	Bredde (m) Før mudring
0.0	250	250
3.0	200	200
5.0	170	170
8.0	158	120
9.5	152	0
10.0	150	
11.0	120	
11.5	0	

I Figur 14 vises modellert saltholdighet og oksygenforhold på 90 m dyp, før og etter mudring. Når Svelvikterskelen er dypere blir saltholdigheten i dypvannet ifølge modellen 0,2-0,3 psu saltere. Observasjonene viser at saltholdigheten ble 1 psu saltere etter fordypningen av Svelvikstrømmen. Modellen forklarer at det blir en økt saltholdighet, men effekten er ikke like sterk som i observasjonene.

Modellen viser at oksygenforholdene blir noe bedre med en dypere terskel, men variasjonsmønsteret er tilsvarende som før mudring.



**Figur 14.** Resultater fra modellkjøring fra dagens situasjon (KAL02) med terskeldyp på 11,5 m, og situasjon før mudring (kjøring VAL01) med terskeldyp 9,5 m.

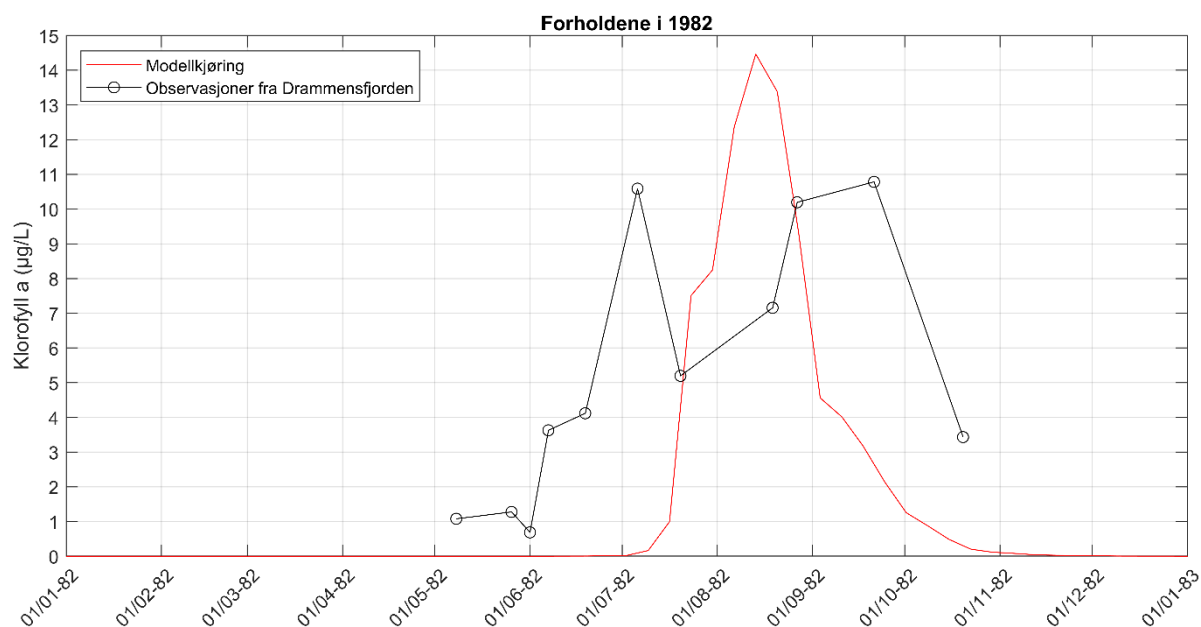
## 5.2 Situasjonen på 1970-tallet

Molvær et al. (1974) beskriver tilførsel til Drammenselva og Drammensfjorden for perioden 1970-1972. Tilførselen fra befolkningen var større pga. mindre rensing av avløpsvannet og her er det antatt at alt vannet gikk til overflatelaget. Spesielt treforedlingsindustrien hadde store utslipp til overflatelaget. I NIVA Fjordmodell ble alle utslippene lagt inn i en samlet tilførsel til overflaten. Verdiene som ble lagt inn er vist i nederste rad i Tabell 6.

**Tabell 6.** Tilførsel til Drammensfjorden på 1970-tallet basert på tall fra Molvær et al. (1974). Utslipp av nitrogen og fosfor fra treforedling direkte til fjorden er estimert ut ifra mengden organisk stoff.

Navn	Utslippsdyp (m)	Vannmengde L/s	Tot P kg/mnd.	Tot N tonn/mnd.	TOC tonn/mnd.
Drammenselva	0	314000	8953.0	248.0	2783.00
Treforedling til elva	0		400.0	26.0	929.60
Treforedling til fjorden	0		68.4	4.4	158.90
Folk (128000 p.e.)	0		9600.0	46.1	108.00
Sum	0	314000	19021.4	324.5	3979.50

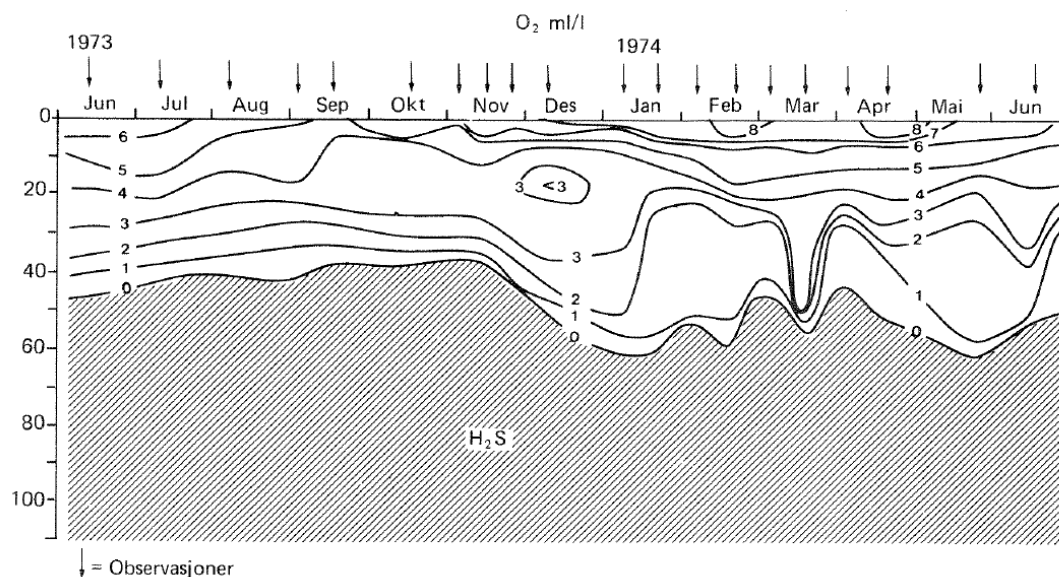
I 1982 (se Figur 15) var det mer planteplankton i overflaten enn det er i dag (se Figur 10). NIVA Fjordmodell gir en tilsvarende høyere konsentrasjon av klorofyll a når tilførselen øker.



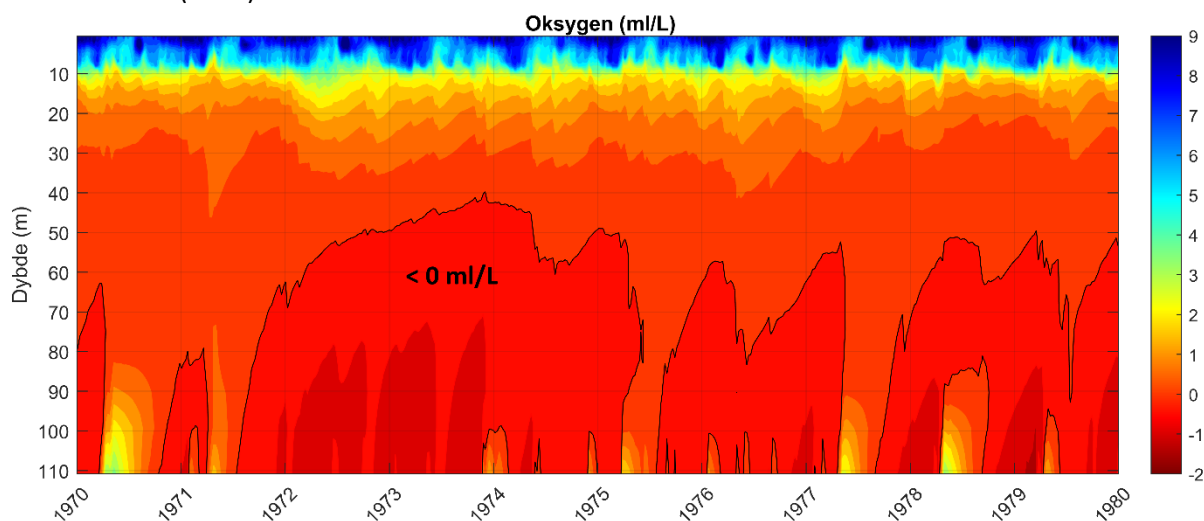
**Figur 15.** Modellert klorofyll a i overflaten i Drammensfjorden fra et tilfeldig valgt modellår fra modellscenario VAL02 (rød kurve). Dette er sammenlignet med observert klorofyll a fra sommeren 1982 (Magnusson og Næs, 1986).

I Figur 16 vises observerte oksygenforhold i Drammensfjorden fra juni 1973 til juni 1974 (Magnusson og Næs, 1986). Det var betydelig dårligere oksygenforhold den gangen enn det er i dag. Det var helt oksygenfrie forhold under 40-60 m dyp. I Figur 17 vises oksygenforholdene i modellscenariet VAL02, hvor det er lagt inn tilførsel fra Tabell 6. Svelvikstrømmen har et terskeldyp på 9,5 m som vist i Tabell 5.

Modellen gjenspeiler de dårligere oksygenforholdene i dypvannet, med forekomst av hydrogen sulfid. Som i beskrivelsen av dagens situasjon er oksygenforholdene i mellomdyp noe dårligere i modellen enn i observasjonene. Modellresultatene viser at oksygen som kommer inn under dypvannsfornyelser brukes raskt opp.



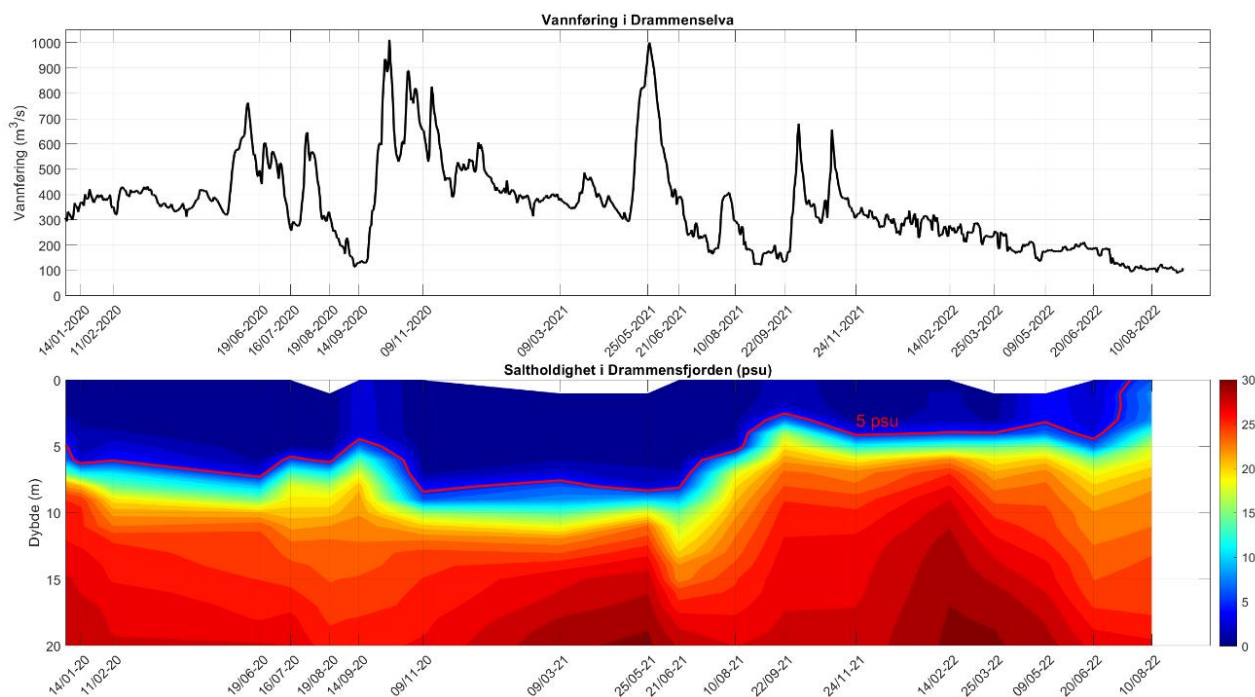
**Figur 16.** Oksygenforholdene i Drammensfjorden fra 1973-1974. Figuren er hentet fra Magnusson og Næs (1986).



**Figur 17.** Modellerte oksygenforholdene på 1970-tallet, basert på modellscenariet VAL02 hvor det er lagt inn tilførsel fra Tabell 6.

### 5.3 Endring i saltholdighet som følge av endring i vannføring

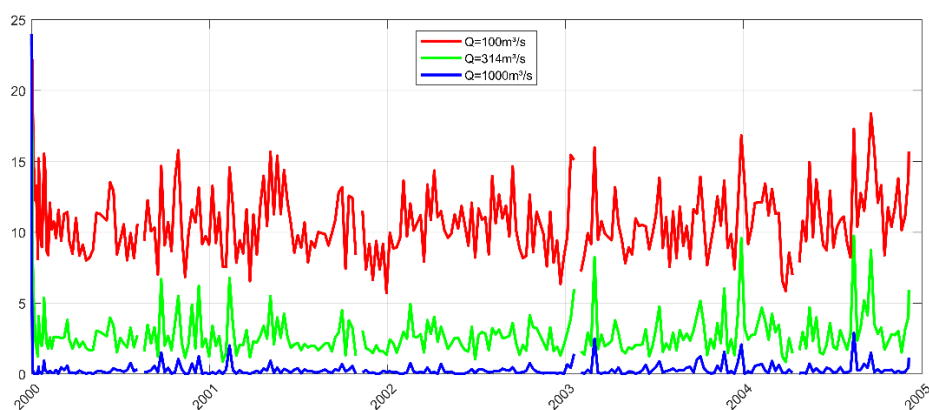
De spesielle forholdene vi nå opplever med uvanlig lite vannføring i Drammenselva, gir en unik mulighet til å studere den estuarine sirkulasjonen i Drammensfjorden. I Figur 18 er vannføring i Drammenselva sammenlignet med saltholdigheten i Drammensfjorden. Saltholdigheten i overflaten var 8 psu på stasjon D-3 den 10. august 2022. Dette er historisk høyt. Saltholdigheten i overflatelaget ligger vanligvis rundt 1-3 psu, og dette vil ha store konsekvenser for økosystemet i Drammensfjorden. Den relativt høye saltholdigheten kan forklares av at det er svært lav vannføring i elva. Vannføringen har ligget rundt 100 m<sup>3</sup>/s siden midten av juli 2022.



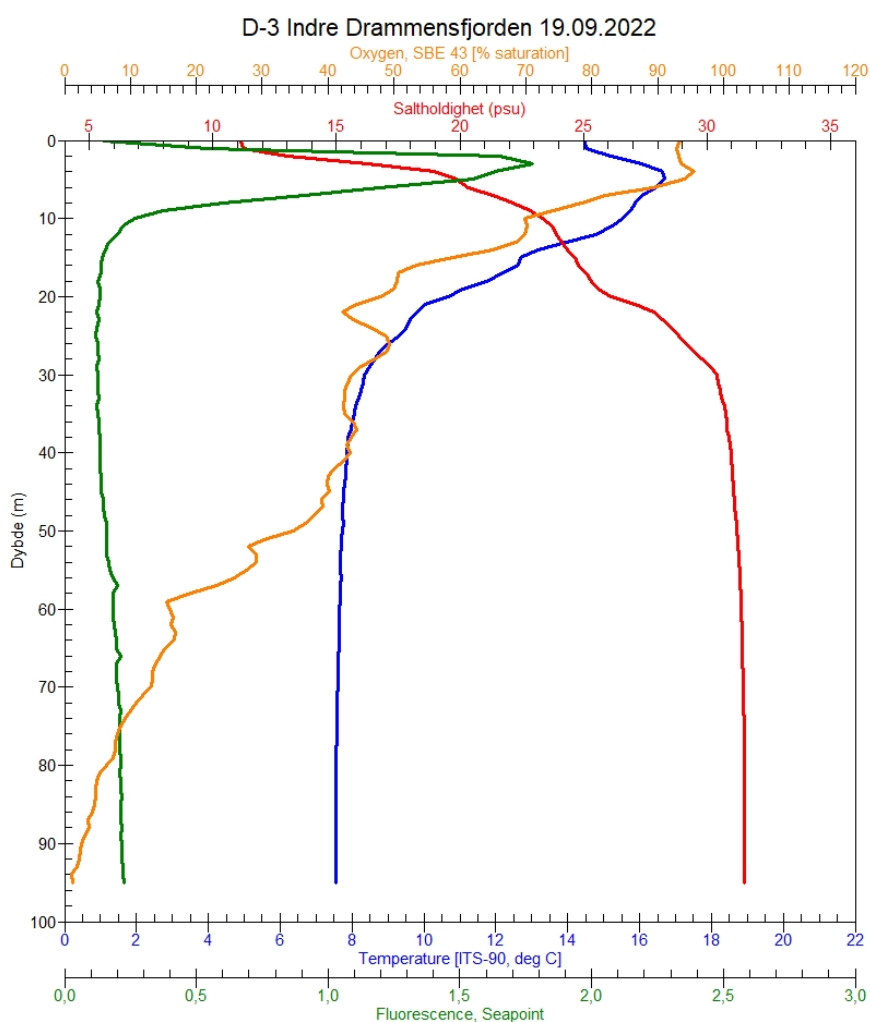
**Figur 18.** Vannføring i Drammenselva målt ved Mjøndalen bru (sildre.nve.no) er vist øverst fra 2020-2022. Nederst vises målt saltholdighet på stasjon D-3 i fra starten av 2020 til og med 10. august 2022. Data er fra måleprogrammet til Fagrådet for Ytre Oslofjord (ytre-oslofjord.no).

I Figur 19 vises modellert saltholdighet i Drammensfjordens overflate ved forskjellig vannføring i Drammenselva. Er vannføringen 1000 m<sup>3</sup>/s er saltholdigheten nær null ( $1,6 \pm 0,4$  psu). Ved middelvannføring på 314 m<sup>3</sup>/s ligger saltholdigheten rundt på  $2,9 \pm 2,3$  psu, som er nær det som er observert. Ved en vannføring på 100 m<sup>3</sup>/s er modellert saltholdighet  $10,9 \pm 2,7$  psu. Den 19. september 2022 ble saltholdigheten i overflaten på stasjon D-3 målt til 11 psu (se Figur 20), som er nøyaktig det modellen forutsa.

Hvis det antas at tilførselen med Drammenselva blir redusert proporsjonalt med vannføringen, noe som gir mindre tilførsel, antyder likevel modellen at det blir signifikant mer planteplankton i overflatelaget ved lavere vannføring. Dette skyldes at mer av nærings saltene blir til planktonvekst innenfor Svelvik. Modellen er ikke designet for å beskrive hvordan planteplankton reagerer på endring i saltholdighet, og det er derfor betydelig usikkerhet knyttet til dette resultatet.



**Figur 19.** Modellert saltholdighet i Drammensfjordens overflate (modellscenario VAL03). Det er modellert med tre forskjellige vannføringer i Drammenselva, 1000, 314 og 100 m<sup>3</sup>/s.



**Figur 20.** Målinger med CTD sonde fra F/F Trygve Braarud på stasjon D-3 i Drammensfjorden. Data er fra overvåkingsprogrammet til Fagrådet for Ytre Oslofjord. Figur er laget av Louise Valestrand. Den røde kurven viser hvordan saltholdigheten varierer fra overflaten til bunn. I 0 m dyp er saltholdigheten 11 psu.



## 6 Resultater fra modellscenarier

I dette kapitelet blir NIVA Fjordmodell brukt til å se på renseanleggenes effekt på tilstanden i fjorden. Resultater fra modellscenariene SC01, SC02, SC03 og SC04 fra Tabell 4 vises.

### 6.1 Næringsalter i overflatelaget

I Tabell 7 vises konsentrasjon av nitrat og fosfat midlet over de 10 øverste meterne og over hele året. Det er brukt modelldata fra modellår nummer 13 (det vil si år 2012 i figuren under) og 11 år fremover. I Figur 21 er overflatekonsentrasjonene fra modellscenariene KAL02, SC01 og SC02 sammenlignet.

For å vurdere effekten av de største renseanleggene i fjorden (Mjøndalen, Muusøya, Solumstrand, Linnes og Lahell) har rensegraden til disse blitt satt til null, og utslippene lagt til overflaten. Uten renseanleggene ville konsentrasjon i overflatelaget (0-10 m) av nitrat vært 4,5 % høyere og fosfat 10,3 % høyere. Konsentrasjon av nitrat og fosfat i overflatelaget i tilfellet med ingen rensing er vist med rød kurve i Figur 21.

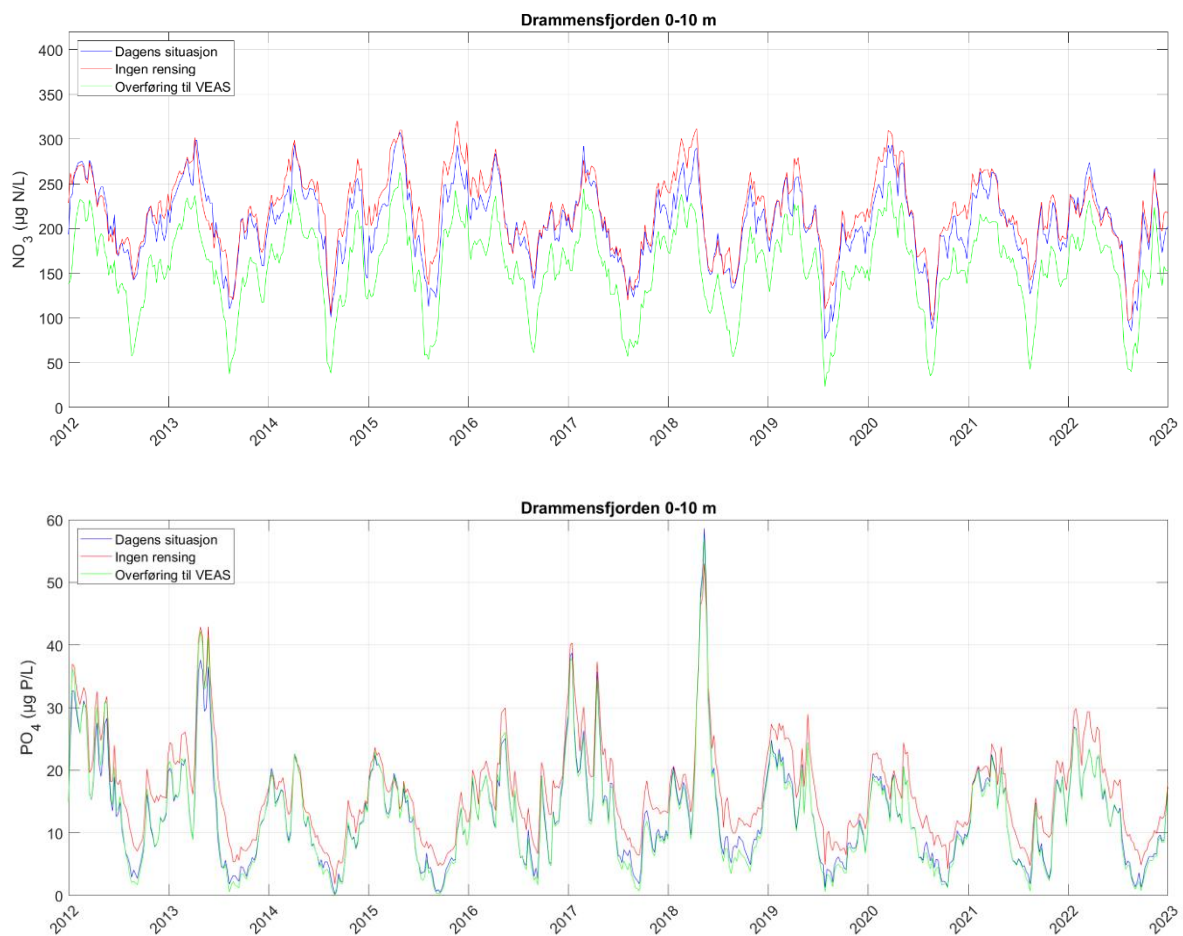
I et scenario blir alle renseanleggene fjernet, for å simulere at alle overføres til VEAS som har utslipp til Indre Oslofjord. Disse modellresultatene blir sammenlignet med modellscenarioet som viser dagens situasjon. I det tilfellet blir overflatekonsentrasjonen av nitrat 24,4 % lavere og fosfat 1,4 % lavere i Drammensfjorden. Effekten i Indre Oslofjord vil modelleres i delrapport nr. 2. Konsentrasjon av nitrat og fosfat i overflatelaget i tilfellet med overføring til VEAS med grønn kurve i Figur 21.

Effekten av å samle alle de store renseanleggene til et anlegg med nitrogenfjerning og felles utslipp ble simulert. Ved utslipp på 30 m dyp blir overflatekonsentrasjonen av nitrat 8,4 % lavere og fosfat 3,4 % lavere, enn slik det er i dag.

Ved utslipp på 90 m blir nedgangen i overflatekonsentrasjonen noe lavere. Nitratet blir 5,2 % lavere, mens fosfatet går noe opp (+1,8%).

**Tabell 7.** Modellert næringsalkonsentrasjon fra overflatelaget (0-10 m) fra fire modellscenarier hvor det er endring i tilførslene. Verdiene sammenlignes med dagens situasjon (KAL02). Det er beregnet middelværdi og standardavvik fra fem kjøringar med forskjellig tilfeldig variasjon. Det er beregnet prosentvis endring fra dagens situasjon.

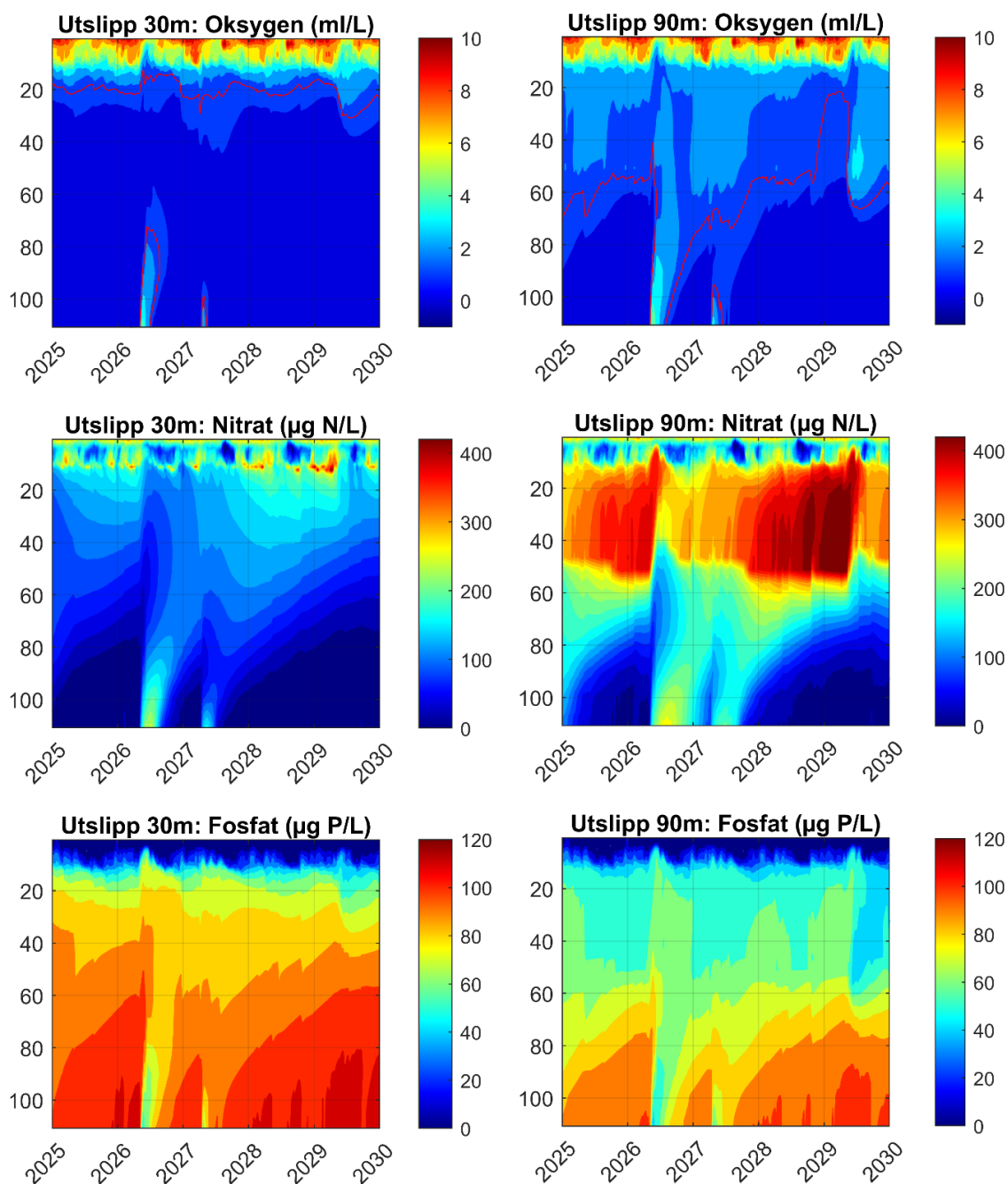
Situasjon	Nitrat og nitritt 0-10 m (µg N/L)	Nitrat og nitritt 0-10 m (% endring)	Fosfat 0-10 m (µg P/L)	Fosfat 0-10 m (% endring)
Dagens situasjon (KAL02)	202,1 ± 2,8		13,25 ± 0,22	
Ingen rensing (SC01)	211,3 ± 3,7	+ 4,5% +2,7% -> +6,4%	14,61 ± 1,17	+10,3% 1,4% -> 19,1%
Overføring til VEAS (SC02)	152,8 ± 3,6	-24,4% -26,2% -> -22,6%	13,07 ± 0,55	-1,4% -5,5% -> +2,8%
Sentralt RA 30 m (SC03)	185,2 ± 2,7	-8,4% -9,7% -> -7,0%	12,84 ± 0,27	-3,1% -5,1% -> -1,1%
Sentralt RA 90 m (SC04)	191,6 ± 3,4	-5,2% -6,9% -> -3,5%	13,49 ± 0,53	+1,8% -2,2% -> +5,8%



**Figur 21.** Modellert konsentrasjon av nitrat (øverst) og fosfat (nederst) Drammensfjorden overflatelag. Dagens situasjon (blå kurve) er sammenlignet med situasjonen hvis det ikke hadde vært rensing (rød kurve) og om alle de store rensanleggene overførte vannet til Indre Oslofjord (grønn kurve).

## 6.2 Oksygenforhold

Ved utslipp på 90 m blir det radikale endringer i vannkjemien i hele vannsøylen. Konturplott av oksygenkonsentrasjon, nitrat og fosfat for sentralt renseanlegg med utslipp på 30 og 90 m er vist i Figur 22. Oksygenforholdene blir svært mye bedre, helt ned til det dypet hvor avløpsvannet slippes ut. Dette skyldes at det blir mer vertikal omrøring. Som et resultat av de endrede oksygenforholdene så vil det bli mer nitrat og mindre fosfat i mellomdyp. Dette skyldes mer aktivitet av nitrifiserende bakterier, og fosfat hoper seg ikke opp pga. lave oksygenforhold. De bedre oksygenforholdene vil ha positiv effekt på bunnforholdene over store deler av fjorden.



**Figur 22.** Oksygenforhold (øverst), nitrat (i midten) og fosfat (nederst) modellert med NIVA Fjordmodell. Til venstre vises situasjonen med et sentralt renseanlegg med utslipp på 30 m dyp. Til høyre vises situasjonen om det samme utslippet legges på 90 m dyp.

### 6.3 Effekter i Indre Oslofjord

Staalstrøm (2020) beskriver et modelloppsett hvor Indre Oslofjord er delt inn i ni bassenger. I denne modellen har utslippet til VEAS blitt øket for å simulere overføring av avløpsvann fra andre rensesanlegg. Følgene modellscenarier har blitt kjørt:

- A. Overføring av Åros og Storesand rensesanlegg til VEAS?
- B. Overføring av Åros, Storesand og Lahell rensesanlegg til VEAS?
- C. Overføring av Åros, Storesand, Lahell, Linnes, Muusøya og Solumstrand rensesanlegg til VEAS?

I Tabell 8 er de faktorene som tilførselen fra VEAS har blitt multiplisert med. Det er antatt at kun halvparten av nitrogenet som er rapportert fra rensanleggene som overføres vil slippes ut i Indre Oslofjord, siden VEAS har nitrogenfjerning. Det er tatt utgangspunkt i scenariet SC2015 fra Staalstrøm (2020).

**Tabell 8.** Faktorer for økning av utslippet fra VEAS som følge av overføring av vann fra andre rensesanlegg. Faktorene er beregnet ved å sammenligne utslipp fra rensanleggene rapportert til norskeutslipp.no for perioden 2017-2022.

Indre Oslofjord scenario	Faktor for økning av vannmengde fra VEAS	Faktor for økning av nitrogen fra VEAS	Faktor for økning av fosfor fra VEAS	Faktor for økning av organisk stoff fra VEAS
A	1,000	1,012	1,007	1,022
B	1,004	1,021	1,013	1,034
C	1,144	1,233	1,083	1,356

I Tabell 9 er resultatene fra de tre modell scenariene for Indre Oslofjord (A-C) sammenlignet med modellscenariet som beskriver dagens situasjon. Mengden planteplankton (klf-A) og organisk stoff på sommeren i overflatelaget (0-10 m), samt løste næringssalter (nitrat og fosfat) gjennom hele året er sammenlignet. Modellresultatene er fra bassenget som kalles Vestfjorden i modellen, se Staalstrøm (2020) for detaljer om modelloppsettet.

Hvis rensanleggene Åros, Storesand og Lahell overføres til VEAS (scenario A og B), blir endringen i fjorden små. Mest sannsynlig vil det ikke være mulig å påvise noen negativ effekt ved hjelp av observasjoner i fjorden om disse tre anleggene overføres til VEAS.

**Tabell 9.** Endringer i Indre Oslofjord som følge av overføring av avløpsvann til VEAS.

Indre Oslofjord scenario	Endring av klf-A (0-10 m) om sommeren	Endring av DOC (0-10 m) om sommeren	Økning av nitrat i de øverste 10 m gjennom hele året	Økning av fosfat i de øverste 10 m gjennom hele året
A	- 0,4 ± 0,5 %	+ 0,1 ± 0,9 %	- 0,1 ± 0,7 %	+ 0,3 ± 0,7 %
B	- 0,2 ± 0,9 %	+ 0,2 ± 1,3 %	+ 0,2 ± 0,2 %	- 0,3 ± 0,3 %
C	+ 1,7 ± 0,8 %	+ 2,2 ± 1,7 %	+ 3,1 ± 0,4 %	+ 0,6 ± 0,8 %

Hvis derimot alle de store renseanleggene i Drammen overføres til VEAS (scenario C) vil det være merkbare negative effekter i fjorden. Modellsimuleringene tyder på at det kan bli 3,2 % mer planteplankton i overflatelaget på sommeren. Historiske målinger av klorofyll a i Vestfjorden på sommeren (Staalstrøm et al., 2022, figur 64) viser at tilstanden for planteplankton har ligget på grensa mellom «god» og «moderat» tilstand de siste 20 årene, uten at det har vært noen positiv utvikling. Å øke belastningen i Indre Oslofjord vil gjøre det enda mer utfordrende å tilfredsstille vannforskriften.

Det vil også være en merkbar økning i løst organisk stoff og nitrat i overflatelaget, mens det mest sannsynlig ikke vil være noen merkbar endring i mengden fosfat. Dette vil også kunne ha negative økologiske konsekvenser som ikke fanges opp av NIVA Fjordmodell, og det tenkes da på forekomst av ettårige trådformede alger (lurv) som foringer helsetilstanden til tang og tare og ålegras (Rinde et al, 2021). Mer organisk stoff vil kunne påvirke lysforholdene på en måte som muligens er gunstig for lurv, selv om dette foreløpig kun er en hypotese og ikke er direkte påvist i Oslofjorden. Lurv er en typisk art som trives når det er mye næringsalter, og økt mengde nitrat vil derfor også være gunstig for lurv, og negativt for ålegras.

## 7 Samlet vurdering

I dette prosjektet har vi sett på følgende problemstillinger:

1. Hvilken effekt har disse renseanleggene på fjorden i dag?
2. Hva er effekten av å flytte utslipp fra Åros og Storesand renseanlegg til VEAS?
3. Hva er effekten av å flytte også Lahell renseanlegg til VEAS?
4. Hva er effekten av å flytte også både Lahell og Linnnes renseanlegg til VEAS?
5. Hva er effekten av å flytte alle renseanleggene i Drammensfjorden til VEAS?
6. Hva er den beste løsningen for utslipp av avløpsvann til Drammensfjorden?

Renseanleggene slik de er i dag har en betydelig positiv effekt på fjorden. Hvis det eneste fokuset var å redusere overflatekonsentrasjonene av næringssalter så ville det beste for Drammensfjorden vært å overføre avløpsvannet til Indre Oslofjord. Men det vil være en merkbar negativ effekt i Indre Oslofjord. Det vil bli mer nitrogen og organisk stoff i overflatelaget, og det vil bli noe mer planteplankton. Alle vannforekomstene i Indre Oslofjord har moderat tilstand (Staalstrøm et al., 2022), og å øke belastningen her vil gjøre det enda mer utfordrende å oppfylle Vannforskriften, hvor det er krav om minst «god» økologisk tilstand. Forholdene for ettårige trådformede alger (lurv) som er en stor utfordring i Indre Oslofjord, vil få bedre forhold, som vil gi ytterligere belastning på ålegras.

Å samle alle de store renseanleggene og å ha nitrogenrensning vil ha betydelig positiv effekt på eutrofisituasjonen i Drammensfjordens overflatelag. Hvis man i tillegg legger dette utslippet ned på 90 m dyp, så er dette helt klart den løsningen som vil gi best uttelling når det gjelder vannkvalitet. Det vil som før være utfordrende med oksygenforholdene siden Drammensfjorden er en terskelfjord. Men oksygenforholdene i store deler av vannmassen vil bli betydelig bedre. Dette kan bety at bentiske biologiske kvalitetselement vil kunne bedres betydelig. Oksygenforholdene i bunnvannet vil bli betydelig bedre hvis det er utslipp på 90 m, enn om alt vannet ble overført til VEAS.

## 8 Referanser

- 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.
- Guerrero, J.-L. & Sample, J. E. (2021) Kildefordelte tilførsler av nitrogen og fosfor til norske kystområder I 2019 –tabeller, figurer og kart. NIVA-rapport 7599-2021. 99 sider.
- Helland, A. (2007) Dramstadbukta, Drammensfjorden. Etterkontroll av deponeringsområdet ved mudring av Svelvikstrømmen. NIVA rapport 5337-2007. 14 sider.
- Magnusson, J. & Næs, K. (1986) Basisundersøkelser i Drammensfjorden 1982-84: Delrapport 6: Hydrografi, vannkvalitet og vannutskiftning. NIVA rapport 243/86. 87 sider.
- Molvær, J., Bokn, T. & Knutzen, J. (1974) Resipientundersøkelser av Drammenselva og Drammensfjorden. Rapport nr. 1 Generelle forhold – Tidligere undersøkelser - Forurensningstilførsler. NIVA rapport 624-1972. 63 sider.
- Rinde, E., Bekkby, T., Kvile, K. Ø., Andersen, G. S., Brkljacic, M. S., Anglès d'Auriac, M., Christie, H. C., Fagerli, C. W., Fredriksen, S., Moy, S. R., Staalstrøm, A., Tveiten, L. A. (2021) Kartlegging av et utvalg marine naturtyper i Oslofjorden. NIVA-rapport 7605-2021. 61 sider.
- Staalstrøm, A. (2017) Vurdering av effekter på vannkvaliteten ved endret utslipp i Bunnefjorden og Bekkelagsbassenget. NIVA rapport 7192-2017. 36 sider.
- Staalstrøm, A. & Kempa, M. (2018) Spredning av kjemikalier i Drammensfjorden ved bekjempning av lakseparasitt. NIVA rapport 7282-2018. M-1087. 33 sider.
- Staalstrøm, A. (2018) Saltholdighet og oksygenforhold i Drammensfjorden. NIVA-rapport 7264-2018, 43 sider.
- Staalstrøm, A. & Yakushev, E. (2019) Vurdering av mulige tiltak for å bedre vannkvaliteten i Hunnebunn. 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., Andersen, G. S., Walday, M., Engesmo, A., Gran, S. & Harvey, T. (2022). Undersøkelser av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord, Årsrapport 2021, NIVA-rapport 7771-2022. 98 sider.

Walday, M., Borgersen, G., Beylich, B., Eikrem, W., Gitmark, J., Naustvoll, L.J., Selvik, J.R., Staalstrøm, A. (2019) Overvåking av Ytre Oslofjord i 2014-2018. 5-årsrapport. NIVA-rapport 7423-2019. 99 sider.



## Vedlegg A. Beskrivelse av topografi

Her følger utskrift av fila som beskriver fjordens topografi. Det gjøres endring i denne fila for å simulere endring i for eksempel dybden i Svelvikstrømmen.

```

BASINS
# Created 6.3.2022 by Andre Staalstrom (ans@niva.no)
# Edited 8.6.2022 - New topography based on measurements
# with CORADI planiograf - based on map A-703
# 1. Indre Drammensfjord

# Description of basin topography:
# NAME
# Length of coastline
# Table:          Depth Area [*F]
#                ...
# ends with      <Max depth> 0
#                END
# The factor *F is multiplied with the area to get unit m2,
# the same factor is used for all lines in the table

# =====
# ----- Basseng 1
DRAMMENSFJORDEN
# beachline (m)
52.0E3
# DEPTH(m) AREA(m2) (factor in first line is used for all levels)
#   0      49.03 *1.0E6
#   10     44.20
#   20     41.56
#   50     33.88
#  100     18.38
#  115      7.63
#  120      2.95
#  124      0.0
END

# =====
BOUNDARY
# BARE NAVN PÅ YTRE BASSENG:
BREIANGEN

# =====
CONNECTIONS
# 2 BASIN NAMES WITH LENGTH OF BUFFERZONE (M), TRANSITIONZONE (M) AND
#                      TIMECONSTANT (DAYS) FOR MIXING
#                      BETWEEN BUFFERVOLUME AND THE MAIN BASINVOLUME:

# ----- Svelvikstrommen
DRAMMENSFJORDEN    0    0 10
BREIANGEN          1000 500 0.5

```

```
# Wind direction from inner to outer basin:
0.0
# Svelvik was dredged in 2006
# LISTE OVER DYP
#           + TRANSPORTBREDDE
#           + BREDDER PÅ BUFFEROMRÅDER i basseng 1 og 2 (M)
    0      250    2000 2000
    3      200    2000 2000
    5      170    2000 2000
   10     150    2000 2000
   11     120    2000 2000
  11.5     0         0    0
END
```

## Vedlegg B. Modellparametere

Disse modellparameterne ble brukt i kalibreringskjøringen.

```
##### Parameter Group TOPOGRAPHY
      # Topography setup parameters

DDPMIN = 1.00000          # Unit: (m)
      # Minimum depth of layers (at surface)

DPFACT = 1.10000         # Dimensionless.
      # Thickness increase factor for deeper layers

NLIMAX =          180     # Dimensionless.
      # Upper limit to number of layers NLI, can be set at run-
time
      # to vary vertical resolution without recompiling the
program

TOPO_NR =          1      # Dimensionless.
      # Option for alternative topographies

##### Parameter Group Boundary
      # Boundary conditions

FIXTMP =          T      # Dimensionless.
      # Controls how surface temperature at boundary is set
during
      # simulation: .true. : use specified boundary values only.
      # .false.: set equal to weighted average of inner basins

BOUND_INFL( 1: 1) =    1.00000
      # Dimensionless.
      # Adjusts relative weight of different basins (multiplied
      # by areas) for propagating the distribution of nutrients
      # from internal basins to outer basins

BndFac_N = 1.00000          # Dimensionless.
      # Factor on total nitrogen inputs (only affects excess of
      # 100 µg/l)

BndFac_P = 1.00000          # Dimensionless.
      # Factor on total phosphorus inputs

BndFac_Ox = 0.900000       # Dimensionless.
      # Factor on oxygen levels in inputs, (applies to deviation
      # from saturation

EXTBIO( 1: 2) =    0.900000    0.000000
      # Dimensionless.
      # Controls to what degree biological components are incl.
      # in inflow from boundary areas into the model basins.
```

```

# Specify in range 0...1 for continuous variation between:
# EXTBIO(1): = 0: nutrients are imported in inorganic form
# = 1: nutrients are distributed between inorg. & biomass
# forms as in the model basins EXTBIO(2): = 0: no DOC,
# =1: ratio DOC/Phytoplankton as inside the model basins

TIDFAC = 1.00000          # Dimensionless.
# Adjustment factor for normal tidal variation of boundary
# surface level (=0: no variations)

##### Parameter Group INITIATION
# Model State Initiation

# Initial contents of organic matter in sediments, one
# value per inner basin:

CSEDIN( 1: 1) = 0.000000
# Unit: mgC/m2
# Organic carbon

NSEDIN( 1: 1) = 0.000000
# Unit: mgN/m2
# Nitrogen

PSEDIN( 1: 1) = 0.000000
# Unit: mgP/m2
# Phosphorus

RSEDIN( 1: 1) = 0.000000
# Unit: mgC/m2/day
# Remineralisation capacity: Organic carbon*decomposition
# rate (state variable R in model description)

SSEDIN( 1: 1) = 0.000000
# Unit: mgSi/m2
# Silicon

ASEDIN( 1: 1) = 0.000000
# Unit: liter O2/m2
# Oxygen debt in sediments (mainly occurs as sulfides)

XSEDZ( 1: 1) = 1.00000
# Dimensionless.
# Controls degree of adjustment for sedimented matter
# assumed to be present at start of simulation, but not
# included in initial values ?SEDIN (Helps model to get
# realistic longterm conditions sooner after start of
# model run.) May be varied continuously between 1.0: Full
# adjustment, 0.0: no adjustment

CDRSED( 1: 1) = 0.000000
# Unit: mg/m2/day
# Background values for organic carbon decomposition in

```

```

# deep sediments in addition to rates based on
# accumulated organic matter from sinking organic matter
# to represent old organic load of sediments

CDRDEPTH( 1: 1) = 0.000000
# Unit: m
# Upward depth limit for bottom area where CDRSED applies
# Initial concentrations of nutrients; one value applied t
# to all basin layers:

PO4IN = 20.0000 # Unit: µg P/liter
# Initial concentration of orthophospate

NO3IN = 200.000 # Unit: µg N/liter
# Initial concentration of nitrate+nitrite

NH4IN = 100.000 # Unit: µg N/liter
# Initial concentration of ammonium

SIO2IN = 750.000 # Unit: µg Si/liter
# Initial concentration of silicate

# Initial amount and composition of phytoplankton; as
# concentration of unfiltered water, with separate value
# for diatoms and flagellates. The same concentration is a
# applied to all basin layers:

CFYTIN( 1: 2) = 42.0000 42.0000
# Unit: µg C/liter
# Carbon in (1): diatoms, (2): flagellates

NFYTIN( 1: 2) = 7.20000 7.20000
# Unit: µg N/liter
# Nitrogen in (1): diatoms, (2): flagellates

PFYTIN( 1: 2) = 1.00000 1.00000
# Unit: µg P/liter
# Phosphorus in (1): diatoms, (2): flagellates

SFYTIN = 13.5000 # Unit: µg Si/liter
# Silicon in diatoms

# Initial amount of other components in water, The same
# concentration is applied to all basin layers:

DOCIN = 2000.00 # Unit: µgC/liter
# Initial conc. of dissolved organic carbon

BACTIN = 10.0000 # Unit: µgC/liter
# Initial conc. of bacteria, must be >0.0 to activate
# bacteria compartment

CZOOIN = 1.00000 # Unit: µgC/liter

```

```

# Initial conc. of dissolved organic carbon must be >0.0
# to activate zooplankton compartment
# continuity and residence time: (More flexible setup in
# eutro.csl of POPAppl version Should be implemented.)

C1XTRN = 1.00000          # Dimensionless.
# Controls the use of state variable C1: = 0.0 : C1 will
# be the average time the water in each layer has stayed
# within specified basins in the model area (ref. C1ZERO).
# not = 0.0: Constant concentration in all water - used
# for continuity check)

C1ZERO( 1: 1) = 0.000000
# Dimensionless.
# Only active if C1XTRN = 0.0; in that case keeps C1 = 0
# in basins for which C1ZERO =0, so C1 will be residence
# time within other parts of the model

MCOVER( 1: 1) = 0.100000
# Dimensionless.
# Critical fraction of bottom area that can be covered by
# mussels, exceeding this limit causes increased mortality

MUSLDP = 6.00000          # Unit: m
# Maximum depth of mussel settling in benthic zone

CMUSIN = 0.120000E+13     # Unit: mg carbon
# Total initial biomass of mussels, as softbody carbon

##### Parameter Group PHYSICS
# Physical processes

vdindx = 1                # Dimensionless.
# Controls check on volume derivative balance =1: from
# surface iteration =2: from final transport calc.

DPEFF( 1: 1) = 0.500000
# Dimensionless.
# Energy efficiency in horizontal transports driven by
# horizontal pressure gradients; fraction of potential
# energy converted to effective kinetic energy

HTRMIX( 1: 1) = 0.500000
# Dimensionless.
# Degree of mixing between contiguous horizontal
transports
# in same direction 0 = no mixing, 1 = full mixing, other
# values: portion of transport being mixed
# Vertical mixing, driven by tidal energy:

N2SCAL = 0.630000E-04     # Unit: 1/s2
# Stability (BW-frequency squared) for which mixing is
# specified (default 0.000063 = 1/(10**4.2)

```

---

```
MIXCF( 1: 1) = 0.300000E-04
      # Unit: m2/s
      # Mixing coefficients at stability N2SCAL

MIXEXP = 1.60000          # Dimensionless.
      # Exponent alpha in equation for vertical mixing
      coefficient:
      #  $K=C*N^{(-\alpha)}$ 

N2LIM = 0.100000E-06     # Unit: 1/s2
      # Lower limit to effective stability in formula for K,
      # i.e.upper limit to mixing. set to avoid numerical
      # overflow in mixing coeff. without influencing normal
      # situations

      # Surface mixing; surface values and depth scales in
      # exponential dampening:

SFMIXC( 1: 1) = 0.000000
      # Unit: m2/s3
      # Mixing energy at the surface

      # Twodimensional array (          1          ,2):

SFMIXZ( 1: 1, 1) = 8.00000
SFMIXZ( 1: 1, 2) = 4.00000
      # Unit: m
      # (SFMIXZ(i,1): Thickness of layer with approx. constant
      # mixing (SFMIXZ(i,2): Depth constant in exponential
      # dampening

TROFF = F                # Dimensionless.
      # Turns off water transports (branch in TRANSP)

HTROFF = F              # Dimensionless.
      # Turns off only horisontal transport calculations

ITRZ = T                # Dimensionless.
      # Controls surface iteration in subroutine TRANSP

MIXFAC = 1.00000        # Dimensionless.
      # Multiplicator for specified vertical diffusion

GMIXFR( 1: 1) = 0.000000
      # Dimensionless.
      # Fraction of released gravitational potential energy in
      # sinking dense inflows giving vertical mixing as work
      # against gravitation; must be set empirically

GMIXDC = 1.25000        # Unit: (per meter)
      # Vertical specific reduction rate of gravitational energy
      # at stability BW_FREQ = 1.0
```

---

```

GMIXDX = 0.400000          # Dimensionless.
    # Stability dependence of vertical reduction, exponent for
    # BW_FREQ.

    # Coefficients for wind-driven transports across
    # connections between basins:

WVFAC( 1: 1) = 0.300000E-01
    # Dimensionless.
    # Ratio between wind speed and surface wind-driven current
    # across connections

WVHMIN( 1: 1) = 3.00000
    # Dimensionless.
    # Minimum depth range for winddriven surface current (in
    # triangular distribution)

OXBUBL = 1.00000          # Unit: (per day)
    # Specific reduction rate of oxygen super-saturation due
    # to primary production (assumed to be bubbled to
    # atmosphere

OXSFAC = 1.00000          # Dimensionless.
    # Factor to adjust oxygen surface exchange relative to
    # rates built into model

    # Air/water interface conditions:

DAYDIV = 4.00000          # Dimensionless.
    # Split daylight period in at least this many integration
    # time steps

CDFAC = 1.00000          # Dimensionless.
    # Factor for wind friction

CEFAC = 1.00000          # Dimensionless.
    # Factor for evaporation & heat exchange, if =0, it turns
    # off all heat transfer terms

IRFRAC = 0.400000        # Dimensionless.
    # Fraction of IR-radiation in light energy

ICEFAC = 1.00000          # Dimensionless.
    # Reduction factor for light at supposedly ice-cover
    # conditions. (i.e. surface temperature below freezing
    # point)

RADFAC( 1: 3) = 1.00000    1.00000    1.00000
    # Dimensionless.
    # Variation coefficients for heat/light effect of: (1):
    # visual direct solar radiation (2): visual diffuse
    # radiation (3): infra-red radiation

```



```

ATTNCF( 1: 2) = 0.250000 0.250000E-03
# Unit: 1/m and 1/(m*(µgC/l)
# Light attenuation coefficients:(1): Constant, default
# 0.25 [1/m] (2): Organic carbon dependence, unit
# [1/(m*(µgC/l))] (default value 0.00025 = 0.003/12.)

##### Parameter Group PLANKTON
# Plankton parameters

LFYT = 2 # Dimensionless.
# Number of fytoplankton groups used. Effective within
# dimension limit dimMFYTG

GMX20( 1: 2) = 1.10000 0.700000
# Unit: (1/day)
# Maximum obtainable specific growth rates (1/d) at 20
# degC with optimal nutrient ratios (< asymptotic rates).
# One rate for each phytoplankton group.

FTRESP( 1: 2) = 0.630000E-01 0.630000E-01
# Unit: 1/degC)
# Temperature response coefficients for phytoplankton
# growth as coefficient in relation
# exp((Temp-20)**FTRESP). One rate
# for each phytoplankton group.

FDEATH( 1: 2) = 0.300000 0.500000
# Unit: 1/day
# Asymptotic maximum for inherent death rates of
# phytoplankton groups at 20 deg C at high population
# densities. One rate for each phytoplankton group.

FDCSAT( 1: 2) = 1000.00 1000.00
# Unit: micro-g C/l
# Half saturation fytoplankton concentrations as carbon
# for death rate saturation function. Assumed to describe
# stress, increase of heterotrophic components or switch o
# of metabolism for mixotrophic species. One rate for each
# phytoplankton group.

FDNUTR( 1: 2) = 0.200000 0.200000
# Dimensionless.
# Fraction of nutrients lost in death process, the rest
# recovered, connected to within-biomass heterotrophy. One
# rate for each phytoplankton group.

RESP20 = 0.400000E-01 # Unit: 1/day
# Dark respiration rate at 20 degC

EXCRF( 1: 2) = 0.200000 0.300000
# Dimensionless.
# Additional organic carbon excretion relative to light-

```

```

# and temperature-limited max. gross growth, increasing
# with nutrient limitation: = EXCRF(1) at nutrient
# sufficient growth, + EXCRF(2)*Nutrient limitation factor

GRZBAC = 1.00000          # Dimensionless.
# Grazing availability of bacteria

GRZFYT( 1: 2) = 0.100000      1.00000
# Dimensionless.
# Grazing availability of phytoplankton. One rate for each
# phytoplankton group.

DSRATE( 1: 2) = 0.400000E-01  0.600000
# Unit: 1/day
# Diatom sedimentation characteristics: Minimum and
# maximum sedimentation rate (increases with nutrient and
# light growth limitation)

DSNINV = 2.00000          # Unit: day
# Inverse of nutrient limitation at full sinking rate

DSNEXP = 2.50000          # Dimensionless.
# Exponent in sinking rate factor: (1-
NUTLIM*DSNINV)**DSNEXP

DSCLIM = 10.0000         # Unit: micro-g C/l
# Threshold diatom density for sinking rate, increase by
# Monod kinetics for higher concentrations

RESUSP = 0.100000        # Dimensionless.
# Fraction of sedimenting flux which is resuspended
# (reduces area-proportionate sedimentation within each
# depth interval, and causes sedimentation to be shifted
# towards greater depth

SEDVEL( 1: 2) = 4.00000      0.500000
# Unit: (m/day)
# Sinking velocity of detritus (1): velocity at surface,
# (2): increase pr. m depth

VMNH4( 1: 2) = 0.900000      0.600000
# Unit: gN/gC/day
# Maximum relative uptake of ammonium in fytoplankton. One
# rate for each phytoplankton group.

VMNO3( 1: 2) = 0.600000      0.400000
# Unit: gN/gC/day
# Maximum relative uptake of nitrate in fytoplankton. One
# rate for each phytoplankton group.

VMPO4( 1: 2) = 0.200000      0.130000
# Unit: gP/gC/day
# Maximum relative uptake of phosphate in fytoplankton.

```

```

# One rate for each phytoplankton group.

VMSiO2 = 0.500000          # Unit: gSi/gC/day
# Maximum relative uptake of silicate in diatoms.

KSNO3( 1: 2) = 7.00000    7.00000
# Unit: micro-g N/l. Half saturation
# concentration in water for nitrate uptake

KSNH4( 1: 2) = 7.00000    7.00000
# Unit: micro-g N/l. Half saturation
# concentration in water for ammonium uptake

KSPO4( 1: 2) = 3.00000    3.00000
# Unit: micro-g P/l. Half saturation
# concentration in water for phosphate uptake

KSSiO2 = 90.0000          # Unit: micro-g Si/l. Half
# saturation concentration in water for silicate uptake

NH4EXP( 1: 2) = 3.00000    3.00000
# Dimensionless.
# Exponential power in NO3 inhibition

PLUXURY = 2.00000          # Dimensionless.
# P luxury uptake (factor on optimal P:C ratio)

NFIKRR = 1.00000          # Unit: (1/year)
# Nitrogen fixation ability (to reduce algal N:P deficit)
# relative rate of phytoplankton group 2 (flagellates)

F2SINK = 5.00000          # Unit: (m/day)
# Flagellate max. downward velocity

F2RISE = 10.0000          # Unit: (m/day)
# Flagellate max. upward migration velocity

ZFCOMP = 0.500000          # Dimensionless.
# Zooplankton ability to compensate lack of nutrients in
# food by increased filtering and/or selective ingestion
# [0...1] = [no compensation...full compensation]

ZFMX20 = 1.50000          # Unit: (1/day)
# Max. relative ration for zooplankton at T=20oC

ZTRESP = 0.500000E-01     # Dimensionless.
# Temperature response coefficient for zooplankton
# activity

ZOOEFF( 1: 3) = 0.600000    0.800000    0.870000
# Unit: (0...1)
# Max. fraction of grazed biomass assimilated (=growth
# efficiency) for carbon, nitrogen and phosphorus

```

ZCFMIN = 10.0000 # Unit: (micro-g C/l)  
 # Food conc. where grazing stops

ZCFSAT = 2000.00 # Unit: (micro-gC/l)  
 # Food half saturation conc.

ZGCYCL = 0.300000 # Unit: [0...1]  
 # Fraction of uningested material that is recycled. The  
 # rest will sediment as particulate matter

ZOODR( 1: 2) = 0.300000E-01 1.00000  
 # Unit: (1/day)  
 # Relative death rates for zooplankton 1: max. rate due to  
 # 'auto-predation' at 20 deg.C and good oxygen conditions

ZCCRIT( 1: 2) = 10.0000 1000.00  
 # Unit: (micro-g C/l)  
 # Critical zooplankton concentrations controlling  
 # predator-related Zooplankton death (ZOODR(2): 1: lower  
 # limit for predator activity within zooplankton 2: 50%  
 # saturation level

ZDCYCL = 0.300000 # Dimensionless.  
 # Fraction of dead zooplankton recycled without  
 # sedimentation

ZOXMIN = 1.00000 # Unit: (ml/l)  
 # Oxygen limit for zooplankton

ZOXOPT = 2.00000 # Unit: (ml/l)  
 # Oxygen half saturation value for zooplankton activity

ZRESP = 0.500000E-01 # Unit: (1/day)  
 # Relative respiration at T=20oC

ZMIGRV = 10.0000 # Unit: (m/day)  
 # Maximum migration velocity

ZMIGRH = 5.00000 # Unit: (m)  
 # Controlling vertical dimension

NCMIN( 1: 2) = 0.600000E-01 0.600000E-01  
 # Unit: w:w  
 # Minimum Nitrogen:Carbon ratio in phytoplankton  
 # (weight:weight)

NCOPT( 1: 2) = 0.180000 0.180000  
 # Unit: w:w  
 # Optimal Nitrogen:Carbon ratio in phytoplankton  
 # (weight:weight)

PCMIN( 1: 2) = 0.270000E-02 0.270000E-02

```

# Unit: w:w
# Minimum Phosphorus:Carbon ratio in phytoplankton
# (weight:weight)

PCOPT( 1: 2) = 0.270000E-01 0.270000E-01
# Unit: w:w
# Optimal Nitrogen:Carbon ratio in phytoplankton
# (weight:weight)

SCMIN = 0.900000E-01 # Unit: (weight:weight)
# Minimum silisium:Carbon ratio in group 1 of
# phytoplankton

SCOPT = 0.160000 # Unit: (weight:weight)
# Optimum silisium:Carbon ratio in group 1 of
# phytoplankton

NCZOO = 0.180000 # Unit: (weight:weight)
# Fixed Nitrogen:Carbon ratio for zooplankton

PCZOO = 0.270000E-01 # Unit: (weight:weight)
# Fixed Phosphorus:Carbon ratio for zooplankton

NCBACT = 0.180000 # Unit: (weight:weight)
# Fixed Nitrogen:Carbon ratio for bacteria

PCBACT = 0.270000E-01 # Unit: (weight:weight)
# Fixed Phosphorus:Carbon ratio for bacteria

##### Parameter Group MUSSELS
# Mussel parameters

PCMUSL = 0.270000E-01 # Unit: weight:weight
# Fixed P:C ratio in mussels

NCMUSL = 0.180000 # Unit: weight:weight
# Fixed N:C ratio in mussels

TMSPWN = 15.0000 # Unit: days
# Time constants for spawning

TMSETL = 2000.00 # Dimensionless.
# Time constants for larvae spawning

# Coefficients for efficiency of mussel grazing:
# Multiplication factors [0...1] for different food types

GRMFYT( 1: 2) = 1.00000 1.00000
# Dimensionless.
# Mussel grazing coefficients for phytoplankton

GRMBCT = 0.100000 # Dimensionless.
# Mussel grazing coefficients for bacteria

```

```

GRMZOO = 0.200000          # Dimensionless.
      # Mussel grazing coefficients for zooplankton

MCFMIN = 20.0000          # Unit: mg C/liter
      # Threshold food concentration; only particulate food
      # counts

MUSLDR( 1: 4) = 1.00      1.00      0.50      1.00
      # Unit: fraction per year
      # Mussel mortality:( 1): proportional to excess population
      # (= rate at 100% excess over area capacity) (2):
      # intrinsic rate for age class zero (3): intrinsic rate
      # for all ages >0 (4): rate increasing with high age
      # (inversely proportional to years left to MSAGMX) Total
      # rate is sum of terms 1 + (2 or 3) + 4,
      # but also with a lower limit based on shell size
      # growth in each class

MSAGMX = 10.0000          # Unit: years
      # Age where rate (4) applies

MFWFAC = 1.00000         # Dimensionless.
      # Factor for friction velocity of wind as measure of
      # circulation velocity in basin when calculating food
      # availability for mussels. Parameterisation of exchange
      # between main water body and water along shoreline

MFILTM( 1: 1) = 2.00000
      # Dimensionless.
      # At least this fraction of filtered volume is considered
      # new, i.e. from main water body and not recycled from
      # previously filtered water

MXDETR = 1.00000         # Dimensionless.
      # Fraction of excreted materials entered into detritus
      # fraction

      # Critical mussel weights for size dependence of filtering
      # and respiration in mussels:

MSINDW( 1: 2) = 0.700000E-02 0.350000
      # Unit: gram dry weight
      # (1): limit Wc between lower and upper range of weight
      # dependence of filtering and respiration; (2): weight Wm
      # when reaching maximum filtering level

MSVC = 0.200000          # Unit: litres/hour
      # Max. filtering capacity Vc for individual of soft tissue
      # dry weight MSINDW(1)

MSWR = 3.00000           # Unit: gram dry weight
      # Individual weight Wr when reaching maximum reproduction

```

```

MSQW( 1: 2) = 1.00000 0.667000
# Dimensionless.
# Exponents of weight relation on filtering

MSBW( 1: 2) = 1.33300 0.667000
# Dimensionless.
# Exponents of weight relation on respiration

MSERMX = 0.900000 # Dimensionless.
# Upper limit to fraction of net growth used for
# filtering reproduction

MSREXP = 0.330000 # Dimensionless.
# Exponent of weight dependence for reproductive effort

MSEASS( 1: 3) = 0.600000 0.800000 0.800000
# Dimensionless.
# Maximum ingestion efficiency for carbon

# Food concentration where unrestricted Effective
# filtering equals physiological needs for ingested
# filtering material

MSCREQ = 300.000 # Unit: mgC/m3
# For 1 individual with 1 gram dry weight of soft body

MSCWXP = 0.150000 # Dimensionless.
# Exponent in weight dependence

MRSP15 = 0.860000E-05 # Unit: liter O2/h
# Starving respiration for individual of dry soft tissue
# weight MSINDW(1) at 15 deg.C

MTRESP = 0.650000E-01 # Dimensionless.
# Temperature coefficient for exponential variation of
# respiration with temperature

MRASSF = 0.150000 # Dimensionless.
# Additional respiration as fraction of tissue buildup

##### Parameter Group DECOMPOSITION
# Decomposition of organic matter

OXCFAC = 1.20000 # Dimensionless.
# Adjusting factor for ratio oxygen:carbon ratio in
# primary production and decomposition relative to default
# values in model description. Used only when starting
# model run to modify stoichiometric factors OX_C, and
# NITR_C, see model code for further details.

ODMRAT = 0.000000 # Unit: per day
# Realization rate of oxygen demand ODM

```

DGDETZ = 0.100000 # Unit: (m)  
 # Half saturation depth for degradation of detritus from  
 # water surface

DGRATE( 1: 3) = 0.300000 0.500000E-01 0.100000E-01  
 # Unit: (1/day)  
 # max. specific rates pr. day for oxic degradation of  
 # organic material at 20 degC (1): pelagic components  
 # (plankton) (2): dead mussels (3): terrestrial organic  
 # carbon input

ACCLRC = 2.00000 # Dimensionless.  
 # Factor aR (>, 0) in function for progressive decrease of  
 # degradability of residual organic matter

ACCLXP = 0.000000 # Dimensionless.  
 # Exponent betaR (>, 0) in function for progressive  
 # decrease degradability of residual organic matter

DGWSF = 0.500000 # Dimensionless.  
 # Reduction factor of oxygen and nitrate concentration for  
 # bottom degradation kinetics relative to pelagic detritus

DGNFAC = 1.00000 # Dimensionless.  
 # Ratio between specific remineralisation rates for N and C

DGPFAC = 1.00000 # Dimensionless.  
 # Ratio between specific remineralisation rates for P and C

DGSFAC = 2.00000 # Dimensionless.  
 # Ratio between specific remineralisation rates for Si and C

DGCMAX( 1: 2) = 1000.00 10000.0  
 # Dimensionless.  
 # Maximum limits on absolute rates of degradation of  
 # carbon (1): for detritus in water (mg/m3/day) (2):  
 # Sediment matter mg/m2/day

DOXBRR = 0.300000 # Dimensionless.  
 # max. relative bacterial degradation rate independent of  
 # fauna

DOXKB = 0.200000 # Unit: ml/l  
 # Half-saturation concentration for oxic degr. (ml/l);  
 # bacterial contribution

DOXKM = 0.500000 # Unit: ml/l  
 # Half-saturation concentration for oxic degr. (ml/l);  
 # macro-fauna contribution

DOXKS = 0.500000E-01 # Unit: (m2/liter O2)  
 # inverse of oxygen debt in sediment giving 50% reduced



```

# fauna-related degradation

DOXLIM = 0.100000          # Unit: ml/l
# Lower oxygen limit for bottom fauna

# ----- Denitrification

DNITRR = 1.00000          # Dimensionless.
# Maximum fraction of anoxic decomposition by
# denitrification

DNITKS = 80.0000          # Unit: µgN/l
# Half-saturation NO3N concentration for denitrification
# by external NO3 when there is no oxic degradation

KOXN = 300.000            # Unit: µgN/l
# Maximum increase of half-saturation NO3N concentration
# for denitrification due to oxic zone as transport buffer

DNITF = 0.100000          # Dimensionless.
# Half saturation constant for response of
# denitrification to degree of oxic bacterial
# decomposition. Low value means that even small oxic
# activity (low oxygen) will nitrify released ammonium
# efficiently.

DNOXFR = 1.00000          # Dimensionless.
# Max. degree of denitrification of ammonium released by
# oxic degradation

DNITXP = 0.333000          # Dimensionless.
# Exponent for monod function using DNITF, (refer model
# description)

FDNH3 = 1.00000           # Dimensionless.
# Degree of direct removal of remineralized nitrogen as
# part of denitrification:

# ----- Sulphide reduction:

SULFRR = 1.00000          # Dimensionless.
# Relative rate compared to bacterial oxic decomposition

SULFOX( 1: 2) = 0.500000E-01 0.200000
# Unit: ml O2-equiv./l
# (1): Upper limit and (2): half saturation for oxygen
# equivalent concentration in water in transition to
# maximal rate SULFRR

SULFXP = 2.00000          # Dimensionless.
# Exponent for response of sulphate reduction rate to
# oxygen concentrations

```

```

# Nitrification of ammonium discharged in runoff or
# mineralized from sinking matter:

RAMMOX = 1.00000          # Unit: per day
# Maximum NH4 specific rate 1/day

KAMMOX = 0.200000        # Unit: ml/l
# Oxygen half saturation concentration

# ----- Sulphide buffering in sediments

ASEDMX = 300.000         # Unit: liter O2 /m2
# Critical value of amount of sulphide in sediments.

ASEDLR( 1: 2) = 0.500000E-01 0.500000
# Unit: per year
# Sulphide leakage rates (1): within critical level and
# (2): for excess above critical level.

ASEDOX = 0.100000       # Unit: m
# Ratio between oxygen contents (litre/m2) in sediments
# and oxygen levels (ml/l) in water. (Represents a sort of
# depth scale for active sulphide buffer in sediment)

ASOXTL = 300.000        # Unit: day/m
# Factor for converting ASED leakage (literO2/m2/day) into
# contribution to reduced effective oxygen concentration in
# sediment (literO2/m3) (represents thickness of sediment
# layer over diff. coeff.)

BURIAL( 1: 1) = 0.800000E-01
# Unit: per year
# General burial or disappearance rate of sediment
# (specific rate 1/year for active sediment layer      =
# inverse residence time in active layer).

GMX20B = 0.500000       # Unit: per day
# Max. spec. growth rate of bacteria at temp. 20C

BTRESP = 0.600000E-01   # Unit: per deg.C)
# coeff. in temperature dependence: function
# exp(BTRESP*(T-20))

TTURNB = 0.250000       # Unit: days
# minimum turnover time for DOC, N and P pools by bacteria

BACDET = 0.500000E-01   # Unit: per day
# Transit rate from free bacteria to detritus

# ----- Sedimentation and release of dissolved
# inorganic phosphorus:(crude parameterisation of
# processes related to particle sinking

```

```

PPAMAX = 0.800000          # Unit: mg/m2/day
    # Max. absolute precipitation rate of P for OXYG >= limit
    # PPOXMX (below)

PPRMAX = 0.500000          # Unit: m/day
    # Max. effective precipitation speed of dissolved P
    # through adsorbtion to sinking particles

PPOXEX = 0.500000          # Dimensionless.
    # Exponent for dependence of P precipitation on oxygen
    # concentrations below critical value PPOXMX

PPOXMX = 5.00000          # Unit: ml/l
    # Critical value of oxygen conc. for P precipitation;below
    # this value precipitation are reduced

PADRET = 0.200000          # Dimensionless.
    # Fraction of remineralized P retained under oxic
    # conditions

PADMAX = 5000.00           # Unit: mg/m2
    # Maximum amount of phosphorus retained in active part of
    # sediment

PADRLS = 0.100000E-01     # Unit: per day
    # Relative release rate of excess P retained in sediments

PADASD = 10.0000          # Unit: mg/m2 as oxygen debt
    # Sulphide content giving maximum release rate for P
    # buffered in sediments.

PSBURF = 1.00000          # Dimensionless.
    # Ratio between sediment burial rate for phosphorus bound
    # in sediments and burial rate for organic matter and
    # sulphide (oxygen debt)

##### Parameter Group INPUTS
    # Inputs to model by runoff from land

    # Adjustment factors for runoff:

QFW( 1: 8) =      1.00  1.00  1.00  1.00
                  1.00  1.00  1.00  0.00
    # Dimensionless.
    # Scale factor for water

QFP( 1: 8) =      1.00  1.00  1.00  1.00
                  1.00  1.00  1.00  0.00
    # Dimensionless.
    # Scale factor of P discharge

QFN( 1: 8) =      1.00  1.00  1.00  1.00
                  1.00  1.00  1.00  0.00

```

```

# Dimensionless.
# Scale factor of N discharge

QFC( 1: 8) = 1.00 1.00 1.00 1.00
              1.00 1.00 1.00 0.00
# Dimensionless.
# Scale factor of C discharge

QFODM( 1: 8) = 1.00 1.00 1.00 1.00
                1.00 1.00 1.00 0.00
# Dimensionless.
# Scale factor of oxygen demand (OD) discharge

QFS( 1: 8) = 1.00 1.00 1.00 1.00
              1.00 1.00 1.00 0.00
# Dimensionless.
# Scale factor of Silicate discharge

# QFODM and QFS combined with QFW

QFNH4( 1: 8) = 1.00 1.00 1.00 1.00
                1.00 1.00 1.00 0.00
# Dimensionless.
# Limit on fraction of N as ammonium relative to spec. in
# code in Runoff.FOR

QTRF( 1: 8, 1) = 0.00 0.00 0.00 0.00
                0.00 0.00 0.00 0.00
QTRF( 1: 8, 2) = 0.00 0.00 0.00 0.00
                0.00 0.00 0.00 0.00
QTRF( 1: 8, 3) = 0.00 0.00 0.00 0.00
                0.00 0.00 0.00 0.00
QTRF( 1: 8, 4) = 0.00 0.00 0.00 0.00
                0.00 0.00 0.00 0.00
QTRF( 1: 8, 5) = 0.00 0.00 0.00 0.00
                0.00 0.00 0.00 0.00
QTRF( 1: 8, 6) = 0.00 0.00 0.00 0.00
                0.00 0.00 0.00 0.00
QTRF( 1: 8, 7) = 0.00 0.00 0.00 0.00
                0.00 0.00 0.00 0.00
QTRF( 1: 8, 8) = 0.00 0.00 0.00 0.00
                0.00 0.00 0.00 0.00
# Dimensionless.
# Fractions [0..1] to transfer from sources to other
# outlets (after source adjustments, applies to both
# water and nutrients)

QTRNDX( 1: 8, 1) = 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRNDX( 1: 8, 2) = 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRNDX( 1: 8, 3) = 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRNDX( 1: 8, 4) = 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRNDX( 1: 8, 5) = 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRNDX( 1: 8, 6) = 0 0 0 0 0 0 0 0

```

```

QTRNDX( 1: 8, 7) = 0 0 0 0 0 0 0 0
QTRNDX( 1: 8, 8) = 0 0 0 0 0 0 0 0
# Dimensionless.
# Which Outlets to transfer to: Usage: fill from left in
# first index for each primary outlet (second index)
# terminate by 0.

QTR_Times( 1: 8, 1) = 0.00 0.00 0.00 0.00
                    0.00 0.00 0.00 0.00
QTR_Times( 1: 8, 2) = 365.0 365.0 365.0 365.0
                    365.0 365.0 365.0 365.0
# Dimensionless.
# Time in year (day nr.) for turning transfer on (k,1) or
# off (k,2)

# Variation factors for outlet arrangements:

BASINQ( 1: 8) = 1 1 1 1 1 1 1 1
# Dimensionless. Number of the receiving
# basin for each outlet Initially all outlets
# to basin 1: should be reset by command-file input

QDIAM( 1: 8) = 1.00 1.00 1.00 1.00
              1.00 1.00 1.00 1.00
# Dimensionless.
# Diameter of discharge for dived pipeline outlet or
# vertical extension if surface outlet

NHOLES( 1: 8) = 1 1 1 1 1 1 1 1
# Dimensionless.
# Number of holes in each dived outlet

DEPTHQ( 1: 8, 1) = 0.00 0.00 0.00 0.00
                  23.00 20.00 37.00 90.00
DEPTHQ( 1: 8, 2) = 0.00 0.00 0.00 0.00
                  0.00 0.00 0.00 0.00
# Dimensionless.
# (k,1): Outlet depths (k,2): Intake depths for recipient
# water taken into the outlet

QMIXIN( 1: 8) = 0.00 0.00 0.00 0.00
               0.00 0.00 0.00 0.00
# Dimensionless.
# Recipient water to mix into outlet (m3/s)

MIXQTM( 1: 8, 1) = 0.00 0.00 0.00 0.00
                  0.00 0.00 0.00 0.00
MIXQTM( 1: 8, 2) = 0.00 0.00 0.00 0.00
                  0.00 0.00 0.00 0.00
# Dimensionless.
# Time in year (day number [0...365] for turning mixing on
# (k,1) or off (k,2)

```

```

# Option for controlling source transfers and recipient
# water mix-in to outlet by bottom oxygen concentration in
# receiving basin:

QTR_OXCOND( 1: 8, 1) = 20.00 20.00 20.00 20.00
                    20.00 20.00 20.00 20.00
QTR_OXCOND( 1: 8, 2) = 20.00 20.00 20.00 20.00
                    20.00 20.00 20.00 20.00

# Dimensionless.
# If oxygen conc. in bottom water of receiving basin
# drops below QTR_OXCOND(dimMS,1), the transfer is
# activated for one month, or until the oxygen
# concentration reaches QTR_OXCOND(dimMS,2) within oxygen
# seasonal constraints above

QTR_CheckInterval = 7.00000          # Dimensionless.
# Time interval for checking oxygen conditions

QTR_MinActiveInterval = 30.0000     # Dimensionless.
# Minimum active period (days)when Transfers and mixing is
# turned on.

RANDFACTOR( 1: 8) = 0.00 0.00 0.00 0.00
                  0.00 0.00 0.00 0.00

# Dimensionless.
# Strength of random variations in input <=0: no
# variations >0 : EXP(x) = factor of relative variation
# Frequency defined in RUNOFF.FOR

AIRTOF( 1: 8) = 0.00 0.00 0.00 0.00
               0.00 0.00 0.00 0.00

# Dimensionless.
# Degree of influence from air temperature on water

QCDEF( 1: 8) = 0.10E-01 0.10E-01 0.10E-01 0.10E-01
              0.10E-01 0.10E-01 0.10E-01 0.10E-01

# Dimensionless.
# Fraction of carbon entering detritus and sinking

QNDEF( 1: 8) = 1.00 1.00 1.00 1.00
              1.00 1.00 1.00 1.00

# Dimensionless.
# Upper limits to fraction of N entering detritus (the
# rest to NO3, NH4)

QPDEF( 1: 8) = 1.00 1.00 1.00 1.00
              1.00 1.00 1.00 1.00

# Dimensionless.
# Upper limits to fraction of P entering detritus (the
# rest to PO4)

QNCDET = 0.100000          # Dimensionless.
# Upper limit to C:N ratio in particulate matter from

```

```

# inputs

QPCDET = 0.100000E-01      # Dimensionless.
# Upper limit to C:P ratio in particulate matter from
# inputs

DTJETM = 0.500000        # Dimensionless.
# Time interval for recalculating transports due to dived
# jets in TRANSP. Saves time

RNF = 1.00000            # Dimensionless.
# Common factor for all land runoffs, controls input of
# substances and heat content in QCALC, does not affect
# water volumes

QFSPP( 1: 8) = 0.00 0.00 0.00 0.00
                0.00 0.00 0.00 0.00
# Unit: (g/s)
# Particle influx rates, combines with volume flux m3/s to
# concentration g/m3 or mg/l

TIME_SPP( 1: 2) = 0.000000 0.000000
# Dimensionless.
# time on/off in days

# Net effect of particles on density:

dDens_dSPP = 0.333333    # Dimensionless.
# Assuming wet sediment has density = 1.5*density of water
# and water content 50% by weight.

SPP_SINK_VELOCITY = 0.000000 # Dimensionless.
# sinking velocity of particles, in unit m/day

REPORT = F              # Dimensionless.
# Controls report of mass budget in output

INITC = T               # Dimensionless.
# Controls initiation of hydrographical profiles; is done
# in subroutine ZHYDR if .True.

TRACE = F               # Dimensionless.
# Turns on/off execution tracing by calls to subroutine
# HELLO

MBPRT( 1: 6) = 0 0 0 0 0 0
# Unit: days
# Controls debug dump of mass balance calculation for 6
# state variables; (1):salt, (2):heat, (3):oxygen, (4):N,
# (5):P, (6):Si for each variable: if value <0: No warning
# of deviation. =0: warns about deviation, stops after 200
# occurrences >0: also gives detailed report for each
# layer

```

```

MBINTV = 0.000000          # Unit: days
    # Approximate time interval between mass balance
    # calculations

MBRSET =      F           # Dimensionless.
    # Triggers reset of mass balance control

ACCUR = 0.200000E-04      # Dimensionless.
    # Required mass mass/heat balance relative accuracy
    # (exceedance triggers warning if spec. with MBPRT

VPRT =      F           # Dimensionless.
    # Activates test print of volume balance

EXTEST =      F           # Dimensionless.
    # Activates test print of calculation of external
    # concentrations ...EX

DGTEST =      F           # Dimensionless.
    # Activates test print of degradation processes

MSTEST =      F           # Dimensionless.
    # Turns on/off debug printing of mussel calculations if
    # mussel code is compiled for debug printing

TTRIG = 0.100000E+31      # Dimensionless.
    # General switch for debugging output: other switches are
    # active only for T>=TTRIG

ACTION =      0           # Dimensionless.
    # Switch to perform miscellaneous actions. 0: no actions;
    # =1: reduce salinity in basin 1

BIOOFF =      F           # Dimensionless.
    # Can be used to turn off biological part of model, but
    # only after the first step has been initiated

DBGDEV =      999         # Dimensionless.
    # Debug device number

DEBUG_STEPS =      0      # Dimensionless.
    # number of steps remaining to give active debug prints
    # for. can be reset by user before starting/resuming a
    # model run

LOG_ALL_STEPS =      F    # Dimensionless.
    # Controls calls to subroutine LOGD during simulation

STPLIM = 1.00000         # Dimensionless.
    # Maximum limit to integrating time step

NPRINT =      10         # Dimensionless.

```



```

# Number of time steps between each progress monitoring
# message to the screen

TSTART = 0.000000          # Dimensionless.
# Start time for the simulation (Days) from beginning of
# year; can be reset to start simulation at different
# points in time in relation to seasons and beginning of
# input time series

DTTERM = 1.00000         # Dimensionless.
# Simulation interval (from TSTART)

# Controls communication interval: (for model state output
# time series):

CIMIN = 1.00000         # Dimensionless.
# Lower limit for communication interval

CIMAX = 7.00000         # Dimensionless.
# Upper limit for communication interval

CITFAC = 0.100000       # Dimensionless.
# Minimum as fraction of simulation time span so far if
# between lower and upper limits

CIBASE = 0.500000       # Dimensionless.
# Phase of communication time, as fraction of day: 0.5 will
# give results at 12:00 noon

TRTEST =      F         # Dimensionless.
# .TRUE. triggers debug printouts from water transport
# calculations in subroutines TRANSP, TRNADJ and MTRANS if
# Modules TRANSP_x.FOR have been compiled with TEST_MODE
# on

MDEBUG( 1: 7) = F F F F F F F
# Dimensionless.
# Controls debug print of mass transport calculations
# 1. unity/residence time variable C1, 2. Sal, Temp,
# 3. Oxygen, 4. Nutrients, 5. Biological
# variables, except (6) and (7) 6. Zooplankton
# 7. Inorganic particles

DBGRNF =      F         # Dimensionless.
# Controls debug print of land runoff and discharges

PPTEST =      0         # Dimensionless.
# Debug printout for primary production and sinking of
# organic matter restricted; only down to layer PPTEST
# (from surface)

MXTEST =      F         # Dimensionless.
# CONTROLS DEBUG OUTPUT FROM SURFBF AND SURFMX

```

```
# Storage of model snapshots to binary file calling
# subroutines in Module Bin_Res.for

BinReset =      T          # Dimensionless.
# Set it to .true. to (re)start storage of binary snapshot
# data

BinFile =      888          # Dimensionless.
# Unit number for binary output of results

NSEED =        0           # Dimensionless.
# Specification of random seed:>0: use specified value;=0:
# create seed from start date and time;<0: read from file
# (5555555 if not found)

REINTG =       F           # Dimensionless.
# Set .true. before resuming a model run to trigger
# reinitialization of integrals from the current point in
# time. (will then be reset to .false.)
```

## Vedlegg C. Modellsценарier

Her følger utskrift av filene som leses inn når modellen kjøres for å beskrive dagens situasjon. I denne fila kan det legges inn andre tallverdier på parameterne som er listet opp i Vedlegg B.

### Modellkjøring KAL02:

Dtterm=36000 NPRINT=100 CIMIN=1 CIMAX=7 BASINQ=1,1,1,1,1,1,1,1 DEPTHQ(1,1)=0 DEPTHQ(2,1)=0 DEPTHQ(3,1)=0 DEPTHQ(4,1)=0 DEPTHQ(5,1)=23 DEPTHQ(6,1)=20 DEPTHQ(7,1)=37 DEPTHQ(8,1)=90 QFW(8)=0.0 QFP(8)=0.0 QFN(8)=0.0 QFC(8)=0.0 QFS(8)=0.0 GMX20 = 1.1,0.7 MIXCF(1)=3e-5 NLIMAX=35 Start Exit	Antall dager modellen kjøres.  Angir hvilket basseng tilførsel legges til Utslippsdyp for de 8 tilførslene  Utslipp nr. 8 nulles ut  Vekstfaktor for to klasser plankton Koeffisient for vertikal blanding Faktor som bestemmer antall lag og tykkelse
--	---

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) er Norges viktigste miljøforskningsinstitutt 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](http://www.niva.no) • [post@niva.no](mailto:post@niva.no)