

8016-2024

Vurdering av utslippspunktene til Veas

Rapport

Norsk institutt for vannforskning

Løpenummer: 8016-2024

ISBN 978-82-577-7753-1
NIVA-rapport
ISSN 1894-7948

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

André Staalstrøm
Prosjektleder/
Hovedforfatter

Sonja Kistenich
Kvalitetssikrer

Ailbhe Lisette Macken
Forskningsleder

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

www.niva.no

Tittel norsk/engelsk

Vurdering av utslippspunktene til Veas
Assessment of the emission points of
Veas

Sider

47 + vedlegg

Dato

17.10.2024

Forfatter(e)

André Staalstrøm
Evgeniy Yakushev
Anfisa Berezina

Fagområde

Hydrologi og
oseanografi

Distribusjon

Åpen

Oppdragsgiver(e)

Veas

Kontaktperson hos oppdragsgiver

Anne-Kari Marsteng

Utgitt av NIVA

Prosjektnummer 240163

Sammendrag

Veas sine utslippspunkter blir vurdert i lys av den økologiske tilstanden i Oslofjorden. Over de siste hundre årene har tilførsel ført til at bunnforholdene i fjorden er preget av høy organisk belastning og dårlige oksygenforhold. Situasjonene var på sitt verste på 1970-tallet, men bedret seg betraktelig etter at tilførslene ble redusert. Veas var det viktigste bidraget til reduksjonen i tilførsel. Dette førte til en svært positiv utvikling hvor mengden planteplankton gikk fra klassifisering dårlig/svært dårlig rundt 1980, til god/moderat rundt 2000. Men i de siste 10-15 årene har det vært dokumentert en svært negativ utvikling for flere verdifulle naturtyper, som kan knyttes til oppblomstring av lurv. Hovedutslippet til Veas i Vestfjorden består av fem utslippsrør som er påmontert diffusor, som vil si at utslippsrøret har mange mindre hull. Dette diffusoranlegget vurderes til å fungere godt og gir et innlagringsdyp på 20-30 m, samt øker fortynningen av utslippsskyen 3-8 ganger i forhold til hva det hadde vært uten diffusor. Veas sitt overløp i Lysakerfjorden har et utslippsdyp på 25 m, men ved overløp går utslippsskyen vanligvis helt opp til overflaten. Dette fører til forringelse av badevannskvaliteten i flere dager etter overløpshendelser.

Emneord: Næringssalter, Eutrofi, Oksygen, Sedimenter

Keywords: Nutrients, Eutrophication, Oxygen, Sediments

Innholdsfortegnelse

Forord	4
Sammendrag	5
Summary	7
1 Innledning	9
1.1 Bakgrunn for prosjektet	9
1.2 Resipienten til Veas sine utslippspunkter	10
2 Den økologiske tilstanden i Indre Oslofjord	14
2.1 Overvåkning av vannkvalitet	14
2.2 Sammenheng mellom organiske stoff i bunnsedimentene og tilførsel	20
2.3 Modellering med BROM	21
3 Modellering av resipienten med tilstøtende vannforekomster	24
3.1 NIVA Fjordmodell for Oslofjorden	24
3.2 Kalibrering av modellen mot dagens situasjon	27
3.3 Validering av modellen mot historiske data	32
3.4 Modellkjøringer	33
4 Vurdering av utslippspunktene til Veas	37
4.1 Modellen Effluent	37
4.2 Hovedutslippet på Torsteingrunnen	37
4.3 Overløp til Lysakerfjorden	39
4.4 Overløp til Bislettbekken	42
5 Samlet vurdering	43
5.1 Den økologiske tilstanden i resipienten	43
5.2 Oppsummering av utslippspunktenes egnethet	44
5.3 Forslag til overvåkning	45
6 Referanser	46
Vedlegg A: Sammenheng mellom næringssalter og planteplankton i Indre Oslofjord	48
Vedlegg B: Sammenligning mellom modellerte og observerte verdier	52

Forord

Denne undersøkelsen er gjennomført på oppdrag for Veas. Veas skal fornye sin utslippstillatelse og i den forbindelse krever Miljødirektoratet at utslippspunktene skal vurderes, og denne rapporten har som hovedformål å gjøre disse vurderingene.

Rapporten er utarbeidet av André Staalstrøm, Anfisa Berezina og Evgeniy Yakushev. André Staalstrøm har vært NIVAs prosjektleder og har vært fagansvarlig for alle deler av prosjektet, inkludert kjøring av NIVA Fjordmodell. Berezina har jobbet med beregning av innlagringsdyp med programmet Effluent. Yakushev har gjort beregninger av utviklingen i Vestfjorden de siste 100 år med modellen BROM (Bottom RedOx Model). Anne-Kari Marsteng har vært kontaktperson for Veas.

Oslo, 24. september 2024

André Staalstrøm

Sammendrag

I denne rapporten blir Veas sine utslippspunkter vurdert, hvor hele fjordens økologiske historie blir tatt i betraktning. Det benyttes flere modeller for å se på dette: 1) En endimensjonal modell for Vestfjorden (BROM) hvor sediment-forholdene de siste 100 år blir beskrevet. 2) En fjordmodell som dekker hele Oslofjorden, inkludert områdene sør for Drøbak (NIVA Fjordmodell), brukes for å beskrive den økologiske tilstanden i vannmassene. 3) En tredimensjonal modell for Lysakerfjorden (GEMSS) blir brukt for å se på effekter på badevannskvalitet av Veas sitt overløp. 4) En egen modell for utslippsskyene (Effluent) blir benyttet for å beregne innlagringsdyp og fortykning.

Først blir det gjort en oppsummering av den økologiske tilstanden i dag basert på overvåkning. I Indre Oslofjord er siktdypet og næringssalter på vinteren klassifisert til moderat. Historiske overvåkningsdata viser en klar dose-responskurve mellom de fleste næringssaltene og planteplankton, men nitrat er et unntak. Oksygenforholdene i Indre Oslofjord er svært dårlig i store deler av området. Bunnsedimentene har høy organisk belastning, og fra en sediment-profil fra Holmenfjorden er det tydelig at denne utviklingen startet for ca. 100 år siden. Profiler av totalt organisk karbon (TOC) datert bakover i tid, sammenfaller med den historiske utviklingen av tilførsler, både når de økte og når de ble redusert. Veas var det viktigste bidraget til reduksjonen i tilførsel. Dette førte til en svært positiv utvikling hvor mengden planteplankton gikk fra klassifisering dårlig/svært dårlig rundt 1980, til god/moderat rundt 2000. Mengden planteplankton har holdt seg på dette nivået siden den gang. Men i de siste 10-15 årene har det vært dokumentert en svært negativ utvikling for flere verdifulle naturtyper, som kan knyttes til oppblomstring av ettårige bentiske trådformede alger. Disse bentiske algene som kalles «lurv» er nå et større problem enn relativt høye konsentrasjoner planteplankton, siden de påvirker flere viktige naturtyper i stor grad.

Den daterte TOC-profilen kan også knyttes til det vi vet om utviklingen av planteplankton i overflatelaget, og det organiske stoffet på bunn stammer for en stor del fra primærproduksjon. Modellen BROM viser en tydelig sammenheng mellom tilførsel av uorganiske næringsstoffer, planteplankton som omdanner dette til organiske partikler og organisk stoff i bunnsedimentene. BROM forklarer også sammenhengen mellom historiske tilførsler og organisk stoff i sedimentene, og hvordan denne utviklingen førte til de svært dårlige oksygenforholdene i Vestfjorden på 70-tallet, da rekene forsvant helt en periode.

NIVA Fjordmodell blir brukt for å beskrive den økologiske vannkvaliteten i vannmassene. Først blir modellen kalibrert mot dagens situasjon. Modellen gjenskaper utviklingen gjennom sesongen av næringssalter og planteplankton, men fanger ikke opp våroppblomstringen. Modellen gjenskaper mengden Tot-P veldig bra, mens modellert Tot-N er lavere enn det som er observert. I neste skritt blir modellen validert ved å kjøre et scenario med tilførsler slik de antas å ha vært i perioden 1978-1980. Modellen beskriver godt effekten av høyere tilførsel som en hadde tidligere, og det er god korrelasjon mellom modellerte og observerte parametere som brukes til klassifisering, som vil si sommer- og vintermiddel for næringssalter og klorofyll, samt 90 persentilen for klorofyll. Når modellerte data blir korrigert ved hjelp av statistiske modeller (skjevhetsskorrigering), er feilestimatet for sommermiddel for klorofyll $\pm 1.9 \mu\text{g/L}$, for vintermiddel for Tot-P og PO_4 hhv. 3.4 og $4.2 \mu\text{g P/L}$ og for vintermiddel av Tot-N og DIN hhv. 91 og $34 \mu\text{g P/L}$.

Utslipsarrangementet fra VEAS renseanlegg består av en sprengt undersjøisk tunnel fra land og ut ca. 800 m til Torsteingrunnen på ca. 23 m vanddybde. I endepunktet her er det en vertikal utsprengt sjakt med et innstøpt flenserør med tilkoblingsflens like over sjøbunn. Flenserøret har en diameter på 2.200 mm, og til dette røret er det montert en fordelerhatt som fordeler renset utslippsvann til fem utslippsledninger med tilhørende diffusorsone, som går utover som en stjerne. Hver av utslippsrørene er

påmontert diffusor, som vil si at utslippsrøret har mange mindre hull. Hele diffusorlegget består av til sammen 153 utslippshull med utslippsdyp fra 33-55 m. Beregninger med programmet Effluent tyder på at diffusorlegget fungerer godt og gir et innlagringsdyp på 20-30 m, samt øker fortynningen av utslippsskya 3-8 ganger i forhold til hva det hadde vært uten diffusor. Hovedutslippet til Veas vurderes til å egne seg godt for å spre de til tider store vannmengdene med rensset utslippsvann. Det anbefales at det igjennom en periode på tre år tas vannprøver i dypet på stasjon Ej1 parallelt med pågående vannprøvetakning. På den måten kan det dokumenteres hvordan Veas påvirker konsentrasjonen av næringssalter i hele vannsøylen.

Veas sitt overløp i Lysakerfjorden har et utslippsdyp på 25 m, men her er det et rør med 3 m i diameter som ikke har noen diffusor. Når det går vann i overløp kan vannmengden være stor, og utslippsskyen går helt opp til overflaten. Dette fører til forringelse av badevannskvaliteten i flere dager etter overløpshendelser. Mengden fosfor som kom ut ved Lysaker utgjorde 1,1 og 0,4 % av all tilførsel til Indre Oslofjord i hhv. 2021 og 2022. De tilsvarende andelstallene for nitrogen var 0,3 og 0,1 %. Det er derfor ikke forventet å se noen signifikant effekt på økologisk vannkvalitet ved å fjerne overløpet i en modellsimulering, og det gjøres heller ikke når dette modelleres med NIVA Fjordmodell. Dette betyr ikke at utslippet er ubetydelig. Spesielt i flomåret 2023 var tilførsel av nitrogen fra overløpet stor, sammenlignet med Lysakerelva (75%). Utslippspunktet fungerer bra som en sikkerhetsventil i flomsituasjoner, men plasseringen er ikke optimal. Det bør vurderes om en endring av utslipsarrangementet for overløpet i Lysaker bør endres. Ved å legge utslippet dypere og endre rørdiameter kan det sannsynligvis oppnås at utslippet går til overflata, slik at forringelse av badevannskvaliteten i stor grad kan forhindres.

Overløpet som går til Bislettbekken går ut i fjorden helt øst innerst i Pipervika i et område hvor det er 2-3 m vanddyb. I perioden 1. januar 2015 til 30. juni 2024 (3469 dager) gikk det vann ut i dette overløpet kun i 17 av dagene. Til sammen har 199 000 m³ med vann gått i dette overløpet i denne tiårs perioden. Dette utslippspunktet vurderes til å egne seg godt for de vannmengdene som går i dette overløpet.

Summary

In this report, Veas' discharge points are assessed, where the entire ecological history of the fjord is considered. Several models are used to look at this: 1) A one-dimensional model for the Vestfjorden (BROM) where the sediment conditions over the last 100 years are described. 2) A fjord model that covers the entire Oslo Fjord, including the areas south of Drøbak (NIVA Fjord Model), is used to describe the ecological state of the water masses. 3) A three-dimensional model for the Lysaker Fjord (GEMSS) is used to look at the effects on bathing water quality of Veas' overflow. 4) A separate model for the discharge clouds (Effluent) is used to calculate neutral depth and dilution.

First, a summary of the ecological state today is made based on monitoring. In the Inner Oslofjord, the Secchi depth and concentration of nutrients in winter are classified as moderate. Historical monitoring data show a clear dose-response curve between most nutrients and phytoplankton, but nitrate is an exception. The oxygen conditions in the Inner Oslofjord are very poor in large parts of the area. The bottom sediments have a high organic load, and based on a sediment profile from the Holmen Fjord, this development started approx. 100 years ago. Profiles of total organic carbon (TOC) dated back in time coincide with the historical development of discharge to the fjord, both when they increased and when they decreased. Veas was the most important contributor to the reduction in supply. This led to a very positive development where the amount of phytoplankton went from being classified as poor/very poor around 1980, to good/moderate around 2000. The amount of phytoplankton has remained at this level since then. But in the last 10-15 years, a very negative development has been documented for several valuable habitat types, which can be linked to the bloom of annual benthic filamentous algae. These benthic algae, which are called "lurv", are now a bigger problem than relatively high concentrations of phytoplankton, since they affect several important habitat types to a large extent.

The dated TOC profile can also be linked to what we know about the development of phytoplankton in the surface layer, and the organic matter on the bottom largely originates from primary production. The BROM model shows a clear connection between the supply of inorganic nutrients, phytoplankton which convert this into organic particles and organic matter in the bottom sediments. BROM also explains the connection between historical inputs and organic matter in the sediments, and how this development led to the very poor oxygen conditions in the Vest Fjord in the 1970s, when the shrimp disappeared completely for a period.

The NIVA Fjord model is used to describe the ecological water quality in the water bodies. First, the model is calibrated against the current situation. The model reproduces the development throughout the season of nutrients and phytoplankton but does not capture the spring bloom. The model reproduces the amount of Tot-P very well, while modeled Tot-N is lower than observed. In the next step, the model is validated by running a scenario with supplies as they are assumed to have been in the period 1978-1980. The model describes well the effect of a higher input, and there is a good correlation between modeled and observed parameters used for classification, which means summer and winter means for nutrients and chlorophyll, as well as the 90 percentile for chlorophyll. When modeled data are corrected using statistical models (bias correction), the error estimate for summer means for chlorophyll is $\pm 1.9 \mu\text{g/L}$, for winter means 3.4 and $4.2 \mu\text{g P/L}$ for Tot-P and PO_4 respectively, and for winter means 91 and $34 \mu\text{g N/L}$ for Tot-N and DIN respectively.

The discharge arrangement from the VEAS treatment plant consists of an underwater tunnel from land and approx. 800 m out in the fjord to Torsteingrunnen of approx. 23 m water depth. At the end point, there is a vertical shaft with a connecting flange just above the seabed. The flanged pipe has a diameter of 2,200 mm, and a distributor cap is fitted to this pipe which distributes purified discharge water to five

discharge lines with associated diffuser zones, which extend outwards like a star. Each of the discharge pipes is fitted with a diffuser, which means that the discharge pipe has many smaller holes. The entire diffuser system consists of a total of 153 drainage holes with a discharge depth of 33-55 m. Calculations with the program Effluent indicate that the diffuser system works well and gives a neutral depth of 20-30 m, as well as increasing the dilution of the effluent cloud 3-8 times compared to what it had been without a diffuser. The main discharge to Veas is well suited for dispersing the large quantities of water with cleaned wastewater. It is recommended that, over a period of three years, water samples are taken at depth at station Ej1 in parallel with ongoing water sampling. In this way, it can be documented how Veas affects the concentration of nutrients in the entire water column.

Veas' overflow in the Lysaker Fjord has a discharge depth of 25 m, but here the diameter of the pipe is large and there is no diffuser. When water overflows, the amount of water can be large, and the effluent cloud goes all the way to the surface. This leads to a deterioration of bathing water quality for several days after overflow incidents. The amount of phosphorus that came out at Lysaker accounted for 1.1 and 0.4% of all input to the Inner Oslofjord in 2021 and 2022 respectively. The corresponding values for nitrogen were 0.3 and 0.1%. It is therefore not expected to see any significant effect on ecological water quality by removing the overflow in a model simulation, nor is it done when this is modeled with the NIVA Fjord model. This does not mean that the discharge is negligible. Especially in the flood year 2023, the input of nitrogen from the overflow was large, compared to the Lysaker River (75%). The discharge point works well as a safety valve in flood situations, but the location is not optimal. By diving the discharge point deeper and changing the pipe diameter, it can probably be avoided that the discharge goes to the surface, so that deterioration of the bathing water quality can be largely prevented.

The overflow that goes to Bislettbekken exits into the fjord at the very east of Pipervika in an area where the water is 2-3 m deep. In the period 1 January 2015 to 30 June 2024 (3469 days), water only flowed into this overflow on 17 of the days. A total of 199,000 m³ of water has gone into this discharge point in this ten-year period. This discharge point is considered to be suitable for the quantities of water that go into this overflow.

1 Innledning

1.1 Bakgrunn for prosjektet

Veas skal fornye sin utslippstillatelse og i den forbindelse skal utslippspunktene vurderes. Dette innebærer en beskrivelse av hvilken effekt utslipp til vann fra Veas har på vannkvaliteten i fjorden. De utslippspunktene som vil vurderes er hovedutslippet utenfor Bjerkåsholmen der Veas er plassert og overløp til Lysakerfjorden og til Bislettbekken i Oslo.

Med vannkvalitet i fjorden menes først og fremst effekter av tilførsel av næringssalter og organisk stoff, som vil påvirke konsentrasjon i vannmassene, mengden planteplankton, vekst av ettårige trådformede alger, organisk belastning i vannmassen og på bunn og oksygenforhold. I tillegg vil det vurderes hvordan overløpet på Lysaker kan påvirke badevannskvaliteten.

Vi har tatt utgangspunkt i Statsforvalterens skriv om hva som skal være med i en resipientvurdering knyttet til en utslippstillatelse for kommunalt avløpsvann¹. Det står beskrevet hva en resipientvurdering skal inneholde:

«En resipientvurdering skal beskrive hvordan resipienter blir påvirket av utslipp av avløpsvann fra avløpssystemet. Det må redegjøres for hvordan miljøtilstanden i de aktuelle resipientene er i dag, samt hvilken påvirkning som det omsøkte utslippet vil ha på miljøtilstanden i vannforekomstene (herunder hvordan utslippet vil påvirke vannforekomstenes mulighet til å oppnå miljømålet i vannforskriften om god kjemisk og økologisk tilstand).

Dagens tilstand skal dokumenteres med biologiske undersøkelser som ikke er eldre enn to år, samt vannprøver analysert for de parameterne som er relevante for det planlagte utslippet. Undersøkelsene og tilstandsvurderingen skal gjøres i tråd med bestemmelsene i vannforskriften.

Resipientvurderingen skal være basert på en beregning/modellering av konsentrasjonsendring for næringssalter, organisk stoff og bakterier i resipienten som følge av utslippet. Konsentrasjonsendringene i resipienten bør beregnes/modelleres for minst 30 år frem i tid. Samlet utslipp fra avløpsanlegget (dvs. restutslipp fra avløpsrenseanlegget og tap fra avløpsnett) skal inkluderes i vurderingen. Ved utslipp til vassdrag bør minstevannføring legges til grunn for beregningene.

Resipientvurderingen skal gjøres både direkte ved utslippspunktet, og i en gradient fra utslippspunktet. Resipientvurderingen skal omfatte alle resipienter som blir påvirket av utslipp av renset avløpsvann fra avløpsrenseanlegget og urensset avløpsvann fra overløp på avløpsnett.»

Videre står det at resipientvurderingen skal «gi en kort beskrivelse av følgende forhold:

1. Brukerinteresser (fiske, jordvanning, drikkevann, rekreasjon og bading) som kan påvirkes av utslippet.
2. Biologisk mangfold: sårbare arter og naturtyper.
3. Andre forurensningskilder i nedbørsfeltet til resipienten (jordbruk, spredt avløp, industri e.l.). Har kommunen kjennskap til andre planlagte/eksisterende tilførsler til resipienten – enten oppstrøms eller nedstrøms? Ut fra dette må det gjøres en vurdering av samlet belastning på resipient for renset avløpsvann (utslippspunkt), samt resipienter nedstrøms.

¹ <https://www.statsforvalteren.no/nb/ostfold-buskerud-oslo-og-akershus/miljo-og-klima/avlop/soknad-om-tillatelse/>

4. En vurdering av hvor egnet selve utslippspunktet er og eventuelle alternative utslippspunkter (innblanding, nedslamming, strømmer, ny informasjon om utslippsstedet).
5. Fortynningseffekt ved lavest vannføring i resipienten.
6. Hvordan utslippet blandes inn i vannmassene og hvor stort område i resipienten som blir påvirket. Her bør spredningsberegninger av utslippet i vannforekomsten inngå.
7. Hvordan strømninger, tidevann, årstidsvariasjoner og lignende vil påvirke utslippets spredning.»

I dette prosjektet er det spesielt søkelys på punkt 4 om egnetheten til utslippspunktene til Veas, men dette vil gjøres i lys av alle de momentene som Stasforvalteren nevner om resipientvurderinger ovenfor.

Opgaven vil løses ved å benytte forskjellige modeller i kombinasjon med det vi vet om økosystemet fra observasjoner over tid. Det er ikke planlagt store endringer i mengden av organisk stoff og næringssalter i utslippet fra Veas i den nye utslippstillatelsen, derfor er det naturlig å se på de historiske endringene i den økologiske tilstanden i fjorden for å vurdere effektene av Veas. For dette vil vi benytte modellen BROM (Bottom RedOx Model) som gir en detaljert beskrivelse av de kjemiske prosessene i vannmassen og i bunnsedimentene i Vestfjorden over en 100 års periode. I denne perioden har det vært store endringer i tilførsel til fjorden, samtidig som det også har vært store endringer i den økologiske tilstanden. Veas har vært en av de viktigste grunnene til at tilførselene til fjorden har gått ned.

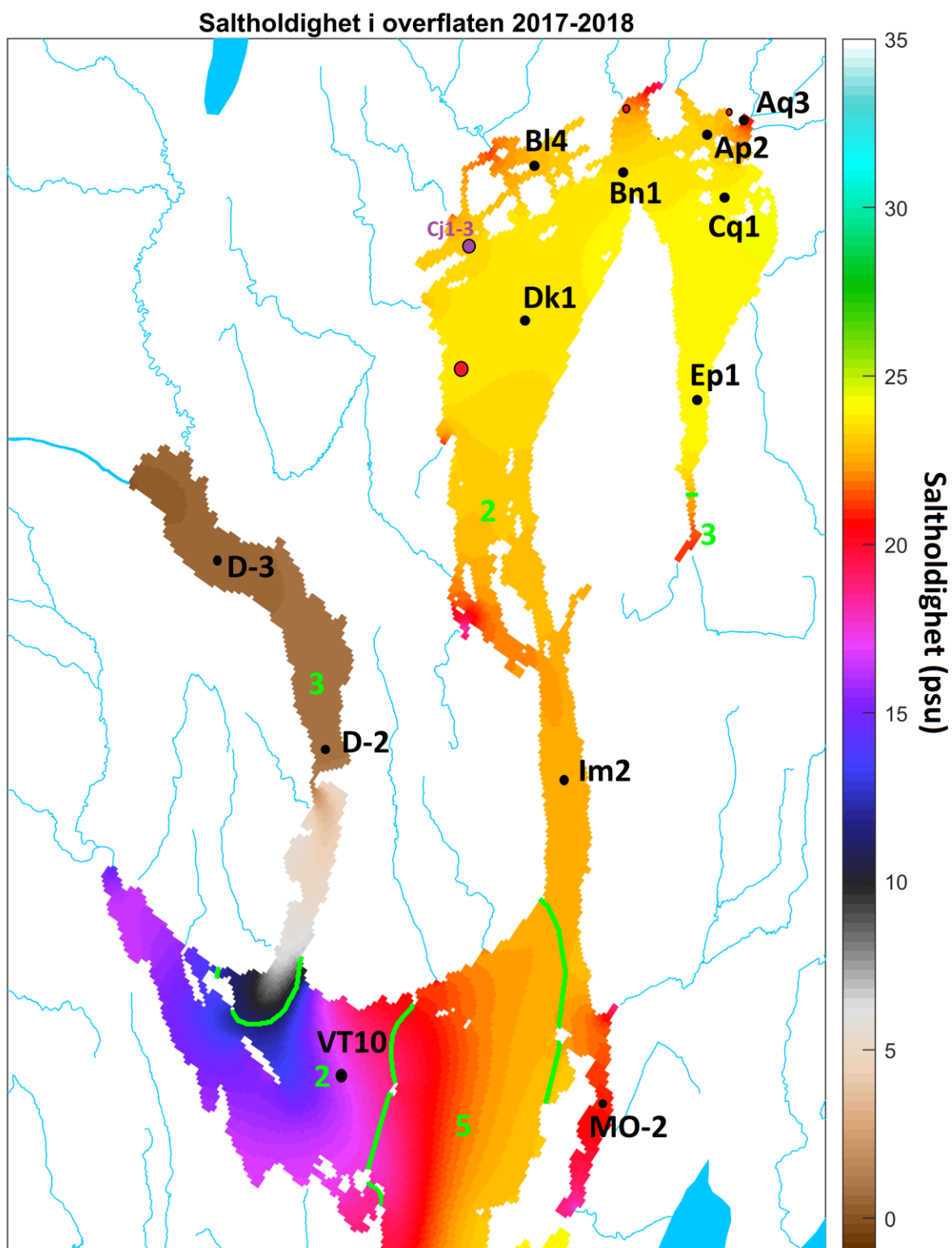
For å se på hvordan Veas påvirker de forskjellige vannforekomstene i Indre Oslofjord, samt i områdene sør for Drøbak, vil NIVA Fjordmodell (NFM) benyttes. NFM er en modell hvor fjorden deles inn i bokser. Det vil brukes ett oppsett av NFM som dekker både Indre Oslofjord samt ytre fjord ut til Rauer.

1.2 Resipienten til Veas sine utslippspunkter

Oslofjorden er en ferskvannspåvirket fjord, men de største ferskvannskildene er utenfor Drøbak. I Figur 1 vises overflatesaltholdigheten i fjorden beregnet med OF160, som er en 3-dimensjonal havmodell. I Tabell 1 vises en liste over vanntyper i region Skagerrak, hvor området deles inn etter saltholdighet og bølgepåvirkning. Området i Figur 1 består bare av vanntyper som er ferskvannspåvirket. Drammenselva er den største elva i indre deler av fjordsystemet, og overflatelaget i Drammensfjorden har svært lav saltholdighet. Den høyeste saltholdigheten en finner i området i figuren er i Bunnefjorden.

Tabell 1: Foreslåtte vanntyper i region Skagerrak. Alle vanntypene S02, S03, S05 og S07 er ferskvannspåvirket selv om det er varierende grad av bølgeeksponering.

Vanntype kode	Beskrivelse	Gamle betegnelser
S01	Beskyttet	S3 Beskyttet
S02	Beskyttet og ferskvannspåvirket	
S03	Sterkt ferskvannspåvirket	S5 Sterkt ferskvannspåvirket
S04	Moderat eksponert	S2 Moderat eksponert
S05	Moderat eksponert og ferskvannspåvirket	
S06	Eksponert	S1 Eksponert
S07	Eksponert og ferskvannspåvirket	

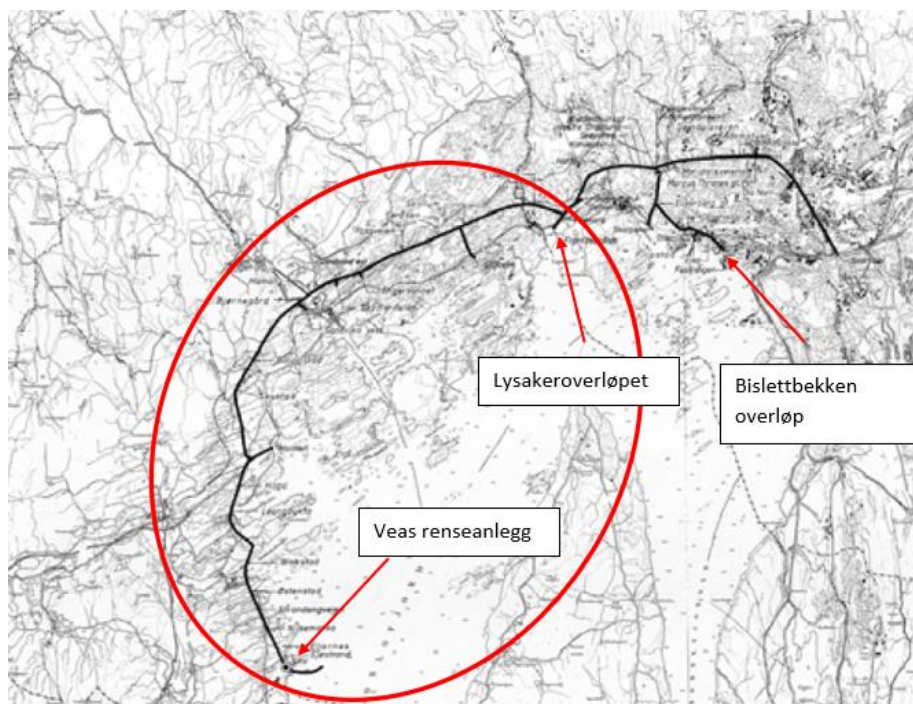


Figur 1. Modellert saltholdighet i overflaten midlet over perioden 2017-2019. Modellresultatene er fra Modellberegningen og er utført ved hjelp av den nasjonale tungregneinfrastrukturen NOTUR (<https://www.sigma2.no/>). De grønne strekene markerer grensen mellom vanntyper etter Tabell 1. De svarte punktene er overvåkningssasjoner som benyttes i denne rapporten. I det lille punktet er det tatt en sedimentprofil. Veas sine utslippspunkter er markert med røde punkter.

Veas sine utslippspunkter er markert som røde punkter i Figur 1:

1. Hovedutslipp ved Torsteinsgrunnen i Indre Oslofjord
2. Overløp i Lysakerfjorden
3. Overløp til Bislettbekken med utløp i Pipervika

Veas sine anleggsdeler er vist i Figur 2.



Figur 2: Illustrasjon over fysisk utstrekning og plassering av Veas sine anleggsdeler. Tilførselstunnel innenfor den røde ringen eies og driftes av Veas.

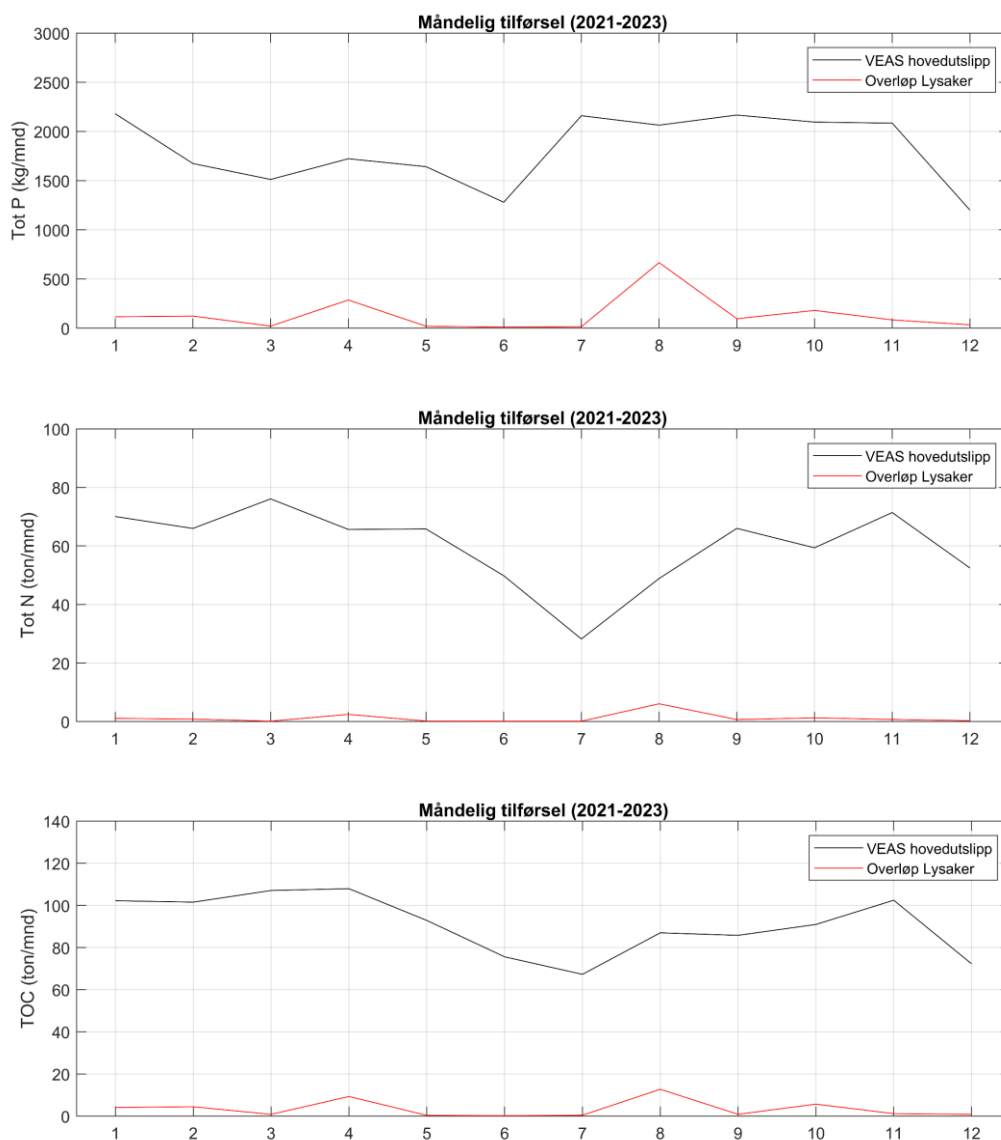
Hovedutslippet fra VEAS renseanlegg består av en sprengt undersjøisk tunnel fra land og ut ca. 800 m til Torsteingrunnen på ca. 23 m vanndybde. I endepunktet her er det en vertikal utsprengt sjakt med et innstøpt flenserør med tilkoblingsflens like over sjøbunn. Flenserøret har en diameter på 2200 mm, og til dette røret er det montert en fordelerhatt som fordeler rensset avløpsvann til 5 utslippsledninger med tilhørende diffusorsone.

Hver av utslippsledningene er oppdelt i to soner. Den første delen er en ren transportledning. Den andre delen kalles diffusor og er et tilsvarende rør som transportledning, men det er boret hull i ledningen på annenhver side i størrelsesorden 200 mm. Det er rundt 3 meter mellom hvert diffusorhull. For å opprettholde samme hastighet inne i diffusoren reduseres dimensjonen på denne i flere steg fram til enden av diffusoren. Dimensjonen på transportledningene er fra 1200-1400 mm og lengden varierer fra ca. 60-130 m. Lengden på diffusorsonen er rundt 75 m for alle ledninger og dimensjon er fra 500-1400 mm.

Ved oppstart av anlegget i 1982 var det anlagt tre transportledninger/ diffusorer på nordsiden av sjakten. I 1987 ble anlegget utvidet med en ledning mot sydvest, og i 2007 en ledning mot syd. Bunnforholdene består dels av fjell, dels av leirgrunn. Ledningsdybden varierer fra ca. 23 m ved manifolden til ca. 56 m ved endepunktet ved dypeste diffusor. Med unntak av ledning fra 1987 har alle diffusorer en flytesone i

ytterste del der ledning ligger relativt på samme dybde mens bunndybden øker. Største bunndybden ved enden av diffusorer ligger i området 60-70 m.

I Figur 3 vises gjennomsnittet av månedlig tilførsel fra Veas beregnet fra daglige utslippstall for perioden 2021-2023. Det er disse tallene som er blitt benyttet i modellering av vannkvalitet med NIVA Fjordmodell som beskrives senere i rapporten. Den høyeste månedlige tilførselen fra overløpet i Lysaker var i august, og dette er påvirket av flommen i august 2023.

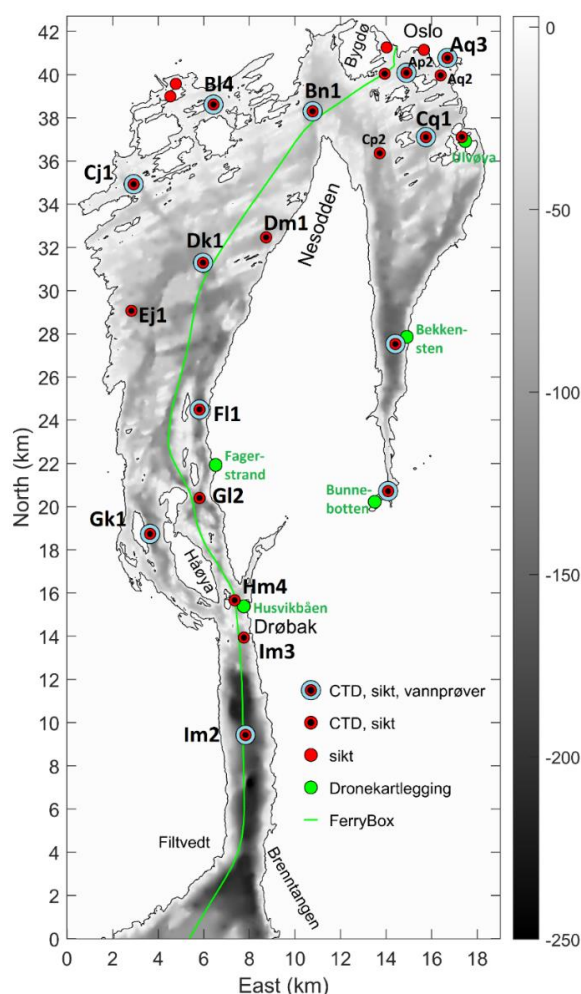


Figur 3: Månedlig tilførsel til fjorden fra Veas. Det er beregnet gjennomsnitt for årets tolv måneder basert på data for perioden 2021-2023. Øverst vises tilført total fosfor, i midten total nitrogen og nederst total organisk karbon.

2 Den økologiske tilstanden i Indre Oslofjord

2.1 Overvåkning av vannkvalitet

Resipienten til hovedutslippet til Veas er nesten hele Oslofjorden fra Bunnefjorden og ut til omtrent ved Rauer (Staalstrøm, 2023), men fjorden innenfor Drøbak er mest påvirket, og det er den delen vi vil fokusere på i første omgang. Vannkvaliteten i Indre Oslofjord inkludert Drøbaksundet er overvåket av Fagrådet for avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord (Fagrådet). De vannmassestasjonene som er med i dette programmet er vist i Figur 4 (Valestrand, 2024). Den økologiske tilstanden er klassifisert basert på Veileder 02:2018² på 12 stasjoner, som er markert med blått i figuren.



Figur 4. Kart over overvåkingsstasjonene, transektet til MS Color Fantasy med FerryBox, og områder hvor det har blitt kartlagt med droner i 2023.

I Tabell 2 vises klassifisering av planteplankton og oksygen etter Veileder 02:2018. Klassifiseringen av tilstand har en fargekode hvor blå betyr «svært god», grønn betyr «god», gul betyr «moderat», oransj betyr «dårlig» og rød betyr «svært dårlig». For planteplankton benyttes klorofyll³ som parameter, og i

² <https://www.vannportalen.no/veiledere/klassifiseringsveileder/>

³ «Klorofyll a» er forkortet til bare «klorofyll» i denne rapporten. Klorofyll er et mål på hvor mye planteplankton det er i vannmassene.

tabellen vises 90 persentilen over vekstsesongen for perioden 2021-2023. Her klassifiseres tilstanden til god og svært god. Til sammenligning er også sommermiddel beregnet, og dette er klassifisert etter grenseverdier fra Walday et al. (2022). Mengden klorofyll på sommeren blir klassifisert til moderat for innelukkede deler av Inder Oslofjord. Oksygenforholdene i bunnvannet er klassifisert til dårlig eller svært dårlig i hele fjorden innenfor Drøbak.

Tabell 2. Klassifisering av biologisk kvalitetselement planteplankton (klorofyll) og av støtteparametere oksygen basert på lavest målte oksygeninnhold i dypvannet i perioden 2021-2023. Klassifiseringen av tilstand har en fargekode hvor blå betyr «svært god» (SG), grønn betyr «god» (G), gul betyr «moderat» (M), oransj betyr «dårlig» (D) og rød betyr «svært dårlig» (SD).

Stasjon	KlFA (µg /L)		Oksygen (minimumsverdi i 2021-2023)		
	Feb.-Okt. (2021-2023)	Jun.-Aug. (2021-2023)	(ml/L)	(%)	Tilstand
Gp2*	5.4	2.34	0.06	1.02	SD
Bl4	4.7	2.91	0.03	0.38	SD
Ep1	3.3	1.21	0.16	2.40	SD
Aq3	5.0	2.86	2.23	34.87	D
Cj1***	4.7	1.89	1.44	22.15	D
Dk1**	3.5	1.30	1.97	29.73	D
Bn1	3.3	1.24	1.51	22.96	D
Fl1	4.0		2.16	32.57	D
Im2	3.5		3.87	57.52	G
Gk1	3.3		2.06	30.96	D
Ap2	4.3	1.86	0.21	3.19	SD
Cq1	4.2	1.48	0.39	5.98	SD

På vinteren er noen av støtteparametere for næringssalter klassifisert til moderat på alle stasjoner i Indre Oslofjord, som vitner om at belastningen er for stor. De parameterne som får dårligst klassifisering på flest av stasjonene er fosfat og nitrat. I de to kolonnene til høyre i tabellen er reduksjonsbehovet beregnet for konsentrasjon av disse parameterne. Dette er gjort ved å beregne hvor mange prosent vinterkonsentrasjonen må reduseres med for at denne parameteren skal havne i kategorien «god». Det er benyttet klassegrensene for vannmasser med saltholdighet høyere enn 18 fra Veileder 02:2018. Reduksjonsbehovet er i gjennomsnitt på 44 % for nitrat og 15 % for fosfat.

Tabell 3 og

Tabell 4 vises klassifisering av næringssalter på sommeren og på vinteren. I På vinteren er noen av støtteparameterne for næringssalter klassifisert til moderat på alle stasjoner i Indre Oslofjord, som vitner om at belastningen er for stor. De parameterne som får dårligst klassifisering på flest av stasjonene er fosfat og nitrat. I de to kolonnene til høyre i tabellen er reduksjonsbehovet beregnet for konsentrasjon av disse parameterne. Dette er gjort ved å beregne hvor mange prosent vinter-konsentrasjonen må reduseres med for at denne parameteren skal havne i kategorien «god». Det er benyttet klassegrensene for vannmasser med saltholdighet høyere enn 18 fra Veileder 02:2018. Reduksjonsbehovet er i gjennomsnitt på 44 % for nitrat og 15 % for fosfat.

Tabell 3 er også siktdyp på sommeren klassifisert, og sikten i overflaten er klassifisert til dårlig eller moderat i store deler av fjorden. På sommeren er alle støtteparametere for næringssalter klassifisert svært god eller god i hele fjorden, bortsett fra nitrat innerst i Bunnebotten (stasjon Gp2).

På vinteren er noen av støtteparameterne for næringssalter klassifisert til moderat på alle stasjoner i Indre Oslofjord, som vitner om at belastningen er for stor. De parameterne som får dårligst klassifisering på flest av stasjonene er fosfat og nitrat. I de to kolonnene til høyre i tabellen er reduksjonsbehovet⁴ beregnet for konsentrasjon av disse parameterne. Dette er gjort ved å beregne hvor mange prosent vinter-konsentrasjonen må reduseres med for at denne parameteren skal havne i kategorien «god». Det er benyttet klassegrensene for vannmasser med saltholdighet høyere enn 18 fra Veileder 02:2018. Reduksjonsbehovet er i gjennomsnitt på 44 % for nitrat og 15 % for fosfat.

Tabell 3. Klassifisering av kjemiske støtteparametere og siktdyp basert på sommerverdier i 2021-2023.

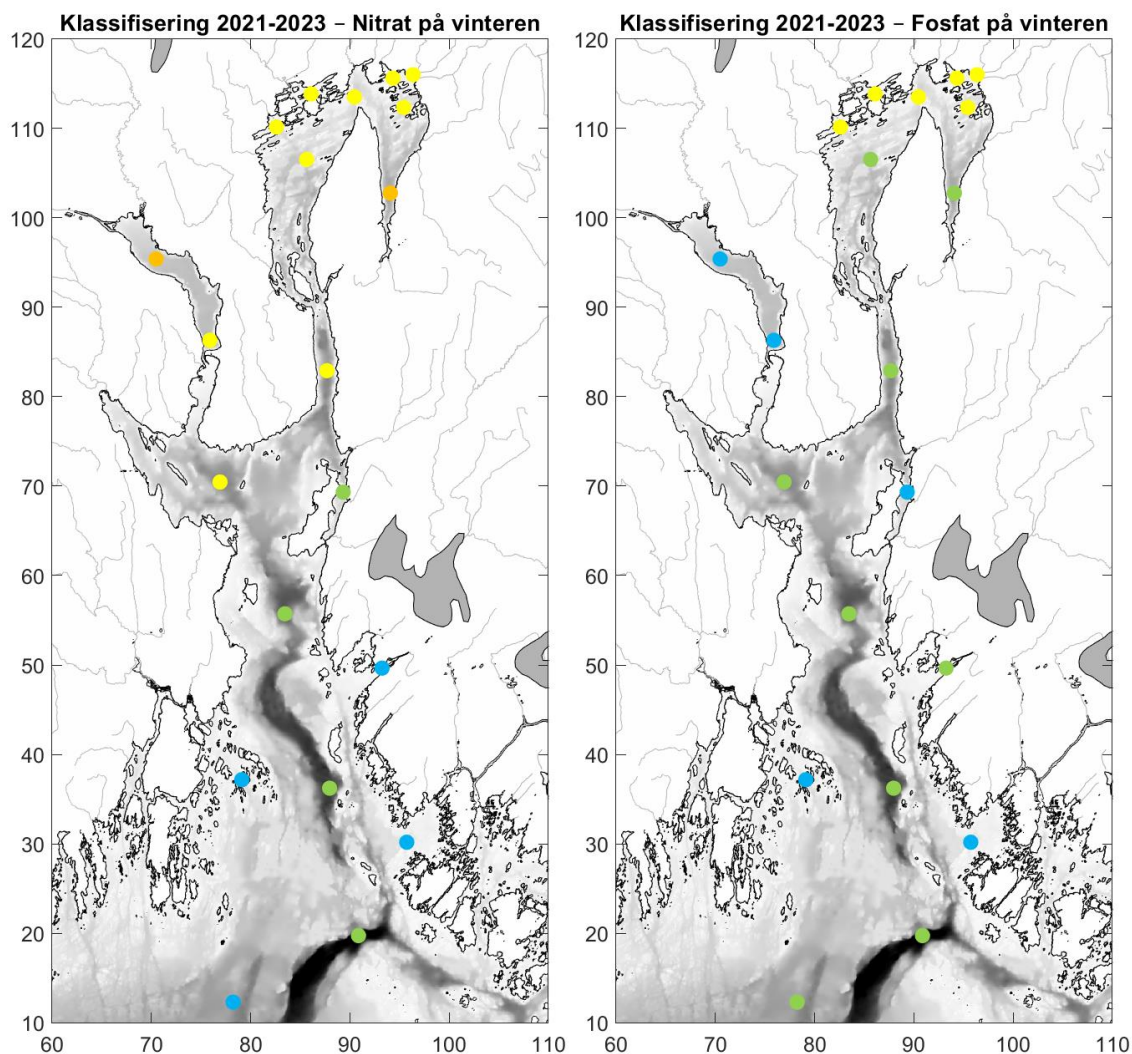
	TOTP (µg /L)	PO4 (µg /L)	TOTN (µg /L)	NOx (µg /L)	NH4 (µg /L)	Siktdyp (m) gjennoms.
Stasjon	Sommer (mai-aug. 2021-2023)					Sommer (mai-aug. 2021- 2023)
Gp2	11.8	2.4	295.9	53.9	11.5	4.0
Bl4	11.0	2.5	269.5	17.9	12.6	4.4
Ep1	8.6	2.1	244.5	13.2	11.5	5.7
Aq3	11.6	3.0	263.8	16.9	13.2	3.9
Cj1	12.0	2.8	173.3	18.7	10.9	5.8
Dk1	10.3	2.7	244.1	9.0	12.9	7.1
Bn1	9.0	2.2	242.3	8.3	12.5	5.9
Fl1	9.1	1.6	215.0	15.3	9.2	6.2
Im2	8.7	1.7	216.7	18.0	8.3	5.9
Gk1	8.8	1.6	220.0	7.1	8.6	6.3
Ap2	9.8	2.2	234.5	8.6	11.3	4.2
Cq1	9.4	2.2	238.5	8.5	11.1	5.2

⁴ Vi har her med hensikt benyttet begreper «reduksjonsbehov» som defineres som i hvor stor grad konsentrasjonen i vannmassen må reduseres for å oppnå klassifisering i kategorien «god». I andre sammenhenger benyttes begrepet «avlastningsbehov» som defineres som i hvor stor grad tilførselene må reduseres.

Tabell 4. Klassifisering av kjemiske støtteparametere basert på vinterverdier i 2021-2023. På stasjon Gp2 i Bunnebotten mangler det data på grunn av isforhold.

	TOTP (µg /L)	PO4 (µg /L)	TOTN (µg /L)	NOx (µg /L)	NH4 (µg /L)	Reduksjons- behov NOx (%)	Reduksjons- behov PO ₄ (%)
Stasjon	Vinter (des.-feb. 2021-2023)						
Gp2	-	-	-	-	-		
Bl4	24.3	22.0	385.0	195.0	21.3	43	18
Ep1	25.0	20.4	422.2	253.3	9.0	56	12
Aq3	28.9	24.6	386.7	210.6	11.5	47	27
Cj1	30.3	23.7	306.7	215.0	6.3	48	24
Dk1	24.0	18.4	365.0	195.0	6.7	43	2
Bn1	25.2	21.8	368.9	205.0	9.0	46	17
Fl1	26.4	21.2	348.0	181.4	43.7	39	15
Im2	23.0	16.9	322.9	147.3	12.1	25	0
Gk1	24.5	21.0	343.3	185.8	7.6	40	14
Ap2	26.9	23.4	371.1	200.0	31.1	45	23
Cq1	25.4	21.0	385.6	215.6	9.2	49	14
Reduksjonsbehov i gjennomsnitt:						44	15

I Figur 5 vises klassifisering av vinterverdiene for nitrat og fosfat også for stasjoner sør for Drøbak. For fosfat er det kun helt innerst i Indre Oslofjord at tilstanden for fosfor klassifiseres til moderat. For nitrat er tilstanden også moderat i ytre deler av fjorden.



Figur 5: Klassifisering av nitrat (til venstre) og fosfat (til høyre) i vintersesongen for perioden 2021-2023.

De siste 10-15 årene har det vært dokumentert en svært negativ utvikling for flere verdifulle naturtyper, som kan knyttes til oppblomstring av ettårige bentiske trådformede alger, som kalles «lurv». Rinde et al. (2021) kartla ålegrasenger i Indre Oslofjord ut til Hurumlandet i Breiangen og sukkertareskog i ytre Oslofjord samt innover i fjorden til ca. Bastøy. Helsetilstanden til ålegrasengene bestemmes ut ifra hvor nedgrodd de er av lurv. Kartleggingen av ålegras som ble gjort i august 2020 fant at helsetilstanden var forverret for 66 % av engene siden forrige kartlegging som ble gjennomført i perioden 2007-2011. Det ble estimert at et areal på 57 000 m² av ålegrasengene var gått tapt pga. redusert nedre voksegrense i det undersøkte området i Indre Oslofjord. Det ble funnet sukkertare på 130 av de 798 stasjoner som ble besøkt og bare 15% av disse hadde det som er definert som tareskog. Flere tidligere registrerte sukkertareshoger var nå forsvunnet, og opprette rødalger, ofte dekket av lurv, så ut til å ha erstattet sukkertareshogen.

Denne svært alarmerende utviklingen har gjort det nødvendig å lage en operativ definisjon av begrepet lurv, slik at det kan samles inn mer data etter en sammenlignbar metodikk. Begrepet lurv er definert av Rinde et al. (2024):

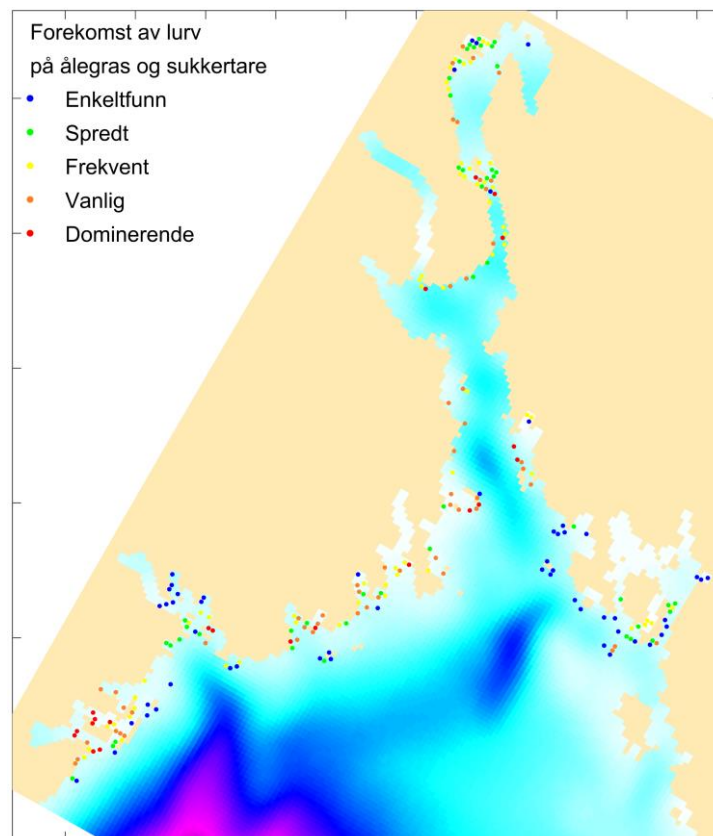
«Lurv er en uformelig masse av sammenvevde fintrådlige alger, der enkeltindividene er vanskelig å skille fra hverandre. Lurv dannes av fintrådlige, opportunistiske alger, inkludert rørforma grenete og ugrenete

arter, bentiske kiselalger og trådforma blågrønnalger, og kan forekomme både fastsittende og løstsittende.»

Lurv er altså ikke en spesiell art av bentiske alger, men alle trådforma, opportunistiske rød-, brun- og grønnalger kan forekomme som lurv. Det er utarbeidet en liste med typiske taksa som kan forekomme som lurv i forskjellige naturtyper (se Rinde et al., tabell 2 og 3). For å benytte forekomst av lurv som indikator for dårlig økologisk tilstand brukes følgende kriterier (Rinde et al., 2024):

«Forekomst av lurv indikerer dårlig tilstand/negativ påvirkning på økosystemet dersom den forekommer i høy tetthet (dvs. kategori vanlig eller dominerende) på fjell eller sedimentbunn, på tang, tare og ålegras, eller dersom lurven har overtatt for stedeegne, flerårige habitatsdannende arter.»

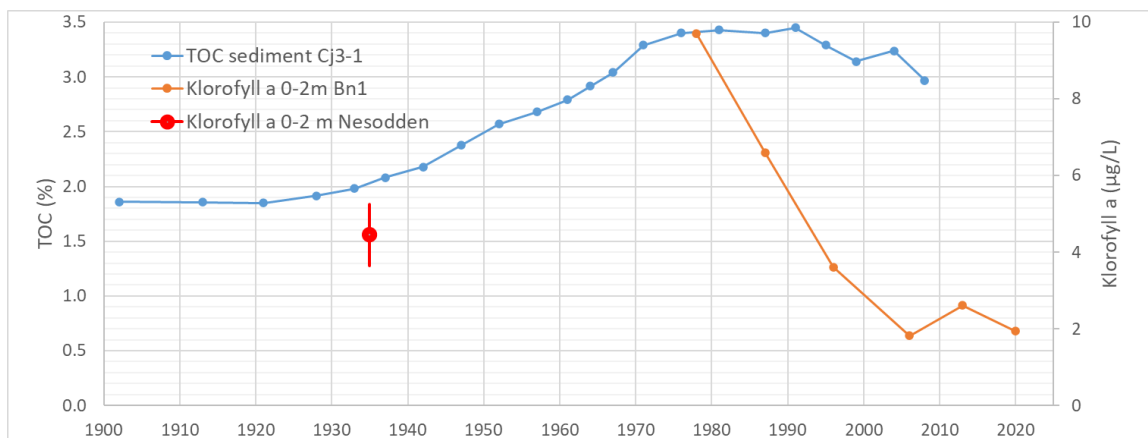
I Figur 6 vises forekomst av lurv på ålegras og sukkertare. Datapunkter innenfor ruter på 800x800 m er midlet sammen. Oransje og røde punkter indikerer en dekningsgrad av lurv på mer enn 25 %. Ifølge Rinde et al. (2024) indikerer røde og oransje prikker at det er eutrofipåvirkning (mer enn 25% dekningsgrad). Slike eutrofieffekter er registrert i alle deler av området. Det kan argumenteres for at lurv er nå et større problem enn relativt høye konsentrasjoner planteplankton, siden de påvirker flere viktige naturtyper i stor grad.



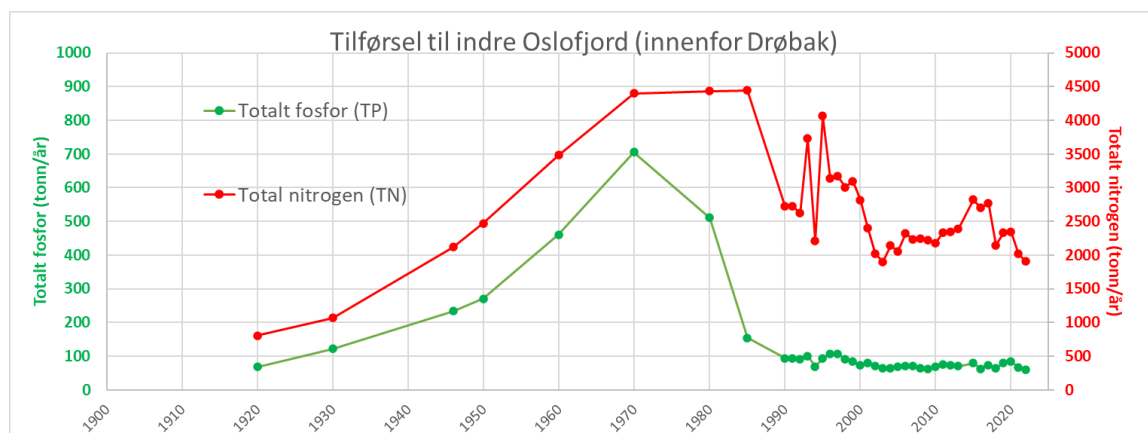
Figur 6: Forekomst av lurv på ålegras og sukkertare i Oslofjorden. Fargeskalaen angir dekningsgrad av lurv. Oransj farge betyr mer enn 25 % dekningsgrad. Rød farge betyr mer enn 75 % dekningsgrad.

2.2 Sammenheng mellom organiske stoff i bunnsedimentene og tilførsel

Universitetet i Oslo har over mange år gjort undersøkelser av sedimentene i fjorden. De tar opp kjerner av sedimentene som dateres bakover i tid. De studerer artssammensetningen av fossile foraminifera, og det er mulig å klassifisere tilstanden bakover i tid, etter indikatorer som er beskrevet i Veileder 02:2018. Her vil vi kun fokusere på støtteparameteren TOC som også måles fra disse profilene. I Figur 1 er stasjonen Cj1-3 markert med et lilla punkt. I denne posisjonen har det blitt datert en sedimentkjerne fra 2008, og variasjon av organisk karbon er plottet i Figur 7. Overvåkningsprogrammet for Indre Oslofjord startet opp i 1973 og mengden TOC i sedimentene var da på sitt høyeste. Sommermiddel av planteplankton fra dette overvåkningsprogrammet er plottet opp i samme figur for stasjon Bn1 i Lysakerfjorden. I samme figur er også estimert sommermiddel for klorofyll fra Nesodden i 1935 tegnet inn. Sannsynligvis var det mer planteplankton i indre deler av Indre Oslofjord på 1930-tallet, enn det er i dag. Tilførsler til Indre Oslofjord er vist i Figur 8. Fra disse to figurene kan en se en klar sammenheng mellom tilførsel, primærproduksjon og organisk stoff i sedimentene. I neste delkapittel skal vi se nærmere på denne sammenhengen ved bruk av modellen BROM.



Figur 7: Målt sedimentprofil av TOC fra stasjon Cj1-3 (Dolven & Alve, 2010) er plottet som en tidsserie basert på datering av sedimentet (blå linje). Dette er sammenlignet med sommermiddel av klorofyll i Lysakerfjorden basert på overvåkningsdata fra Fagrådet (oransj linje). Sommermiddel av klorofyll er estimert basert på planktontellinger fra Braarud (1945), vist som rødt punkt.

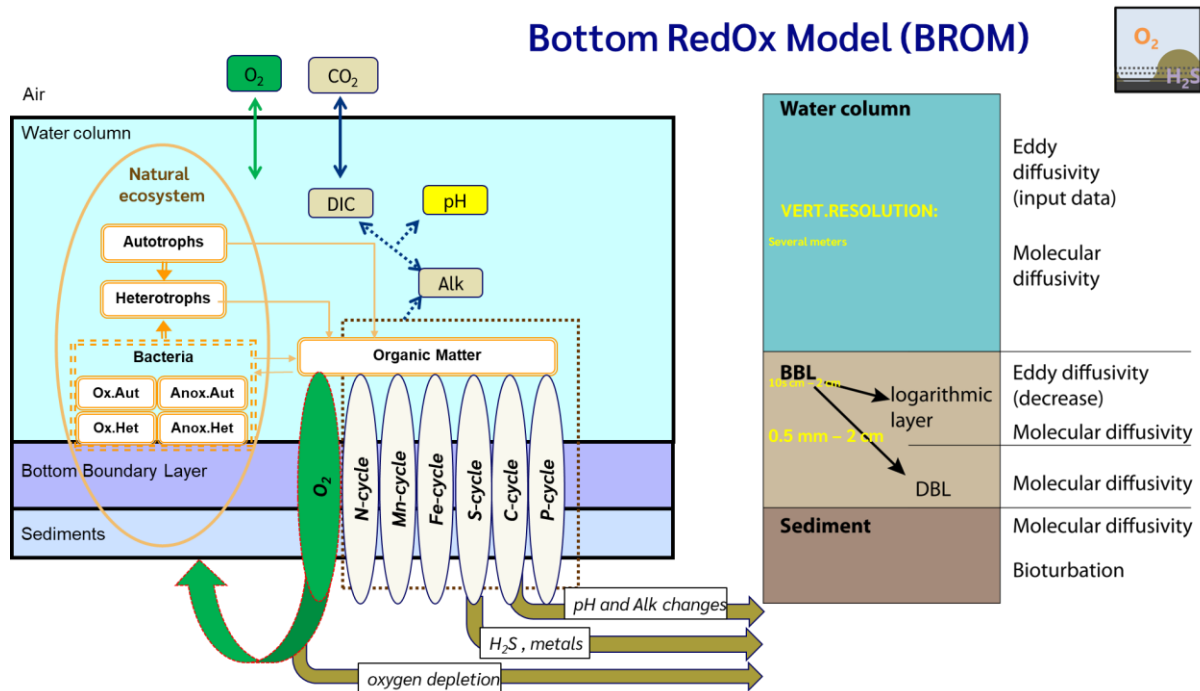


Figur 8: Tilførsel til Indre Oslofjord av totalt fosfor (grønn linje) og totalt nitrogen (rød linje). Data fra 1920-1980 er hentet fra Bergestøl et al. (1981). Data fra 1985 og 1990 er hentet fra Berge et al. (2015). Data fra 1991-2022 er fra TEOTIL.

2.3 Modellering med BROM

Den biogeokjemiske Bottom RedOx Model (BROM) (Yakushev et al., 2020) ble benyttet for å modellere vannkolonnen og bunnsedimentene i Vestfjorden. Modellen beskriver stoffene C, N, P, Si, O, S, Mn og Fe, og prosessene for mineralisering av organisk materiale under oksygenfattige forhold, som er avgjørende for å vurdere biogeokjemiske påvirkninger, som denitrifikasjon, metallreduksjon og sulfatreduksjon.

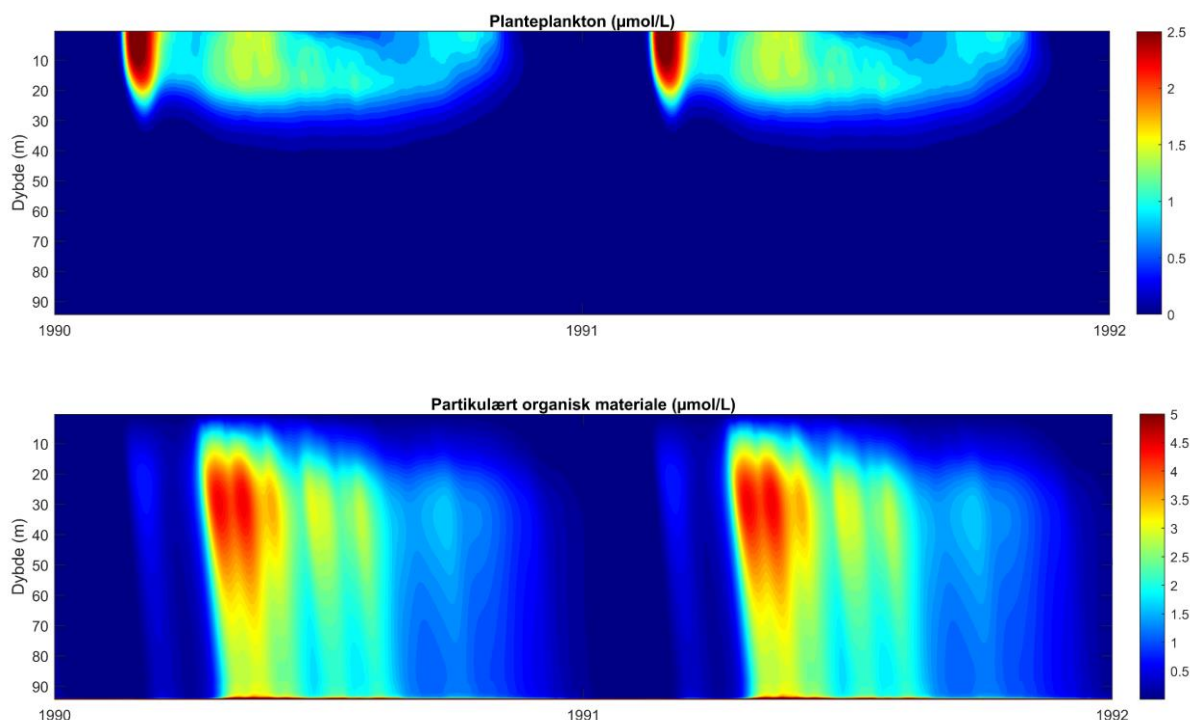
Dette gjør det mulig for oss å forutsi endringer i redoksforholdene på bunnen som en funksjon av sesongmessige (produksjon og nedbrytning av organisk materiale, vertikal blanding), antropogene (eutrofiering) og klimatiske (temperatur og blanding) faktorer. Modellkonseptet er illustrert i Figur 9.



Figur 9: Illustrasjon av BROM-modellen. Til venstre vises de forskjellige biologiske og kjemiske prosessene som er inkludert i modellen. Til høyre vises det vertikale modellområdet.

BROM er brukt for å modellere forholdene i Vestfjorden over en periode på 100 år. Tilførsler til Indre Oslofjord er lagt inn (se Figur 8). I Figur 10 vises to av parameterne som modelleres over kun en kort periode (1990-1992). Hvert år er det typisk en våroppblomstring etterfulgt av planteplanktonvekst utover sesongen.

Planteplanktonets viktigste økosystemtjeneste er å omdanne uorganisk stoff til organisk stoff, og nederst i Figur 10 kan vi se hvordan det dannes organiske partikler som ender opp på bunn etter relativt kort tid. Det er altså en direkte sammenheng mellom uorganisk belastning og organisk belastning på sjøbunnen og i sedimentene.

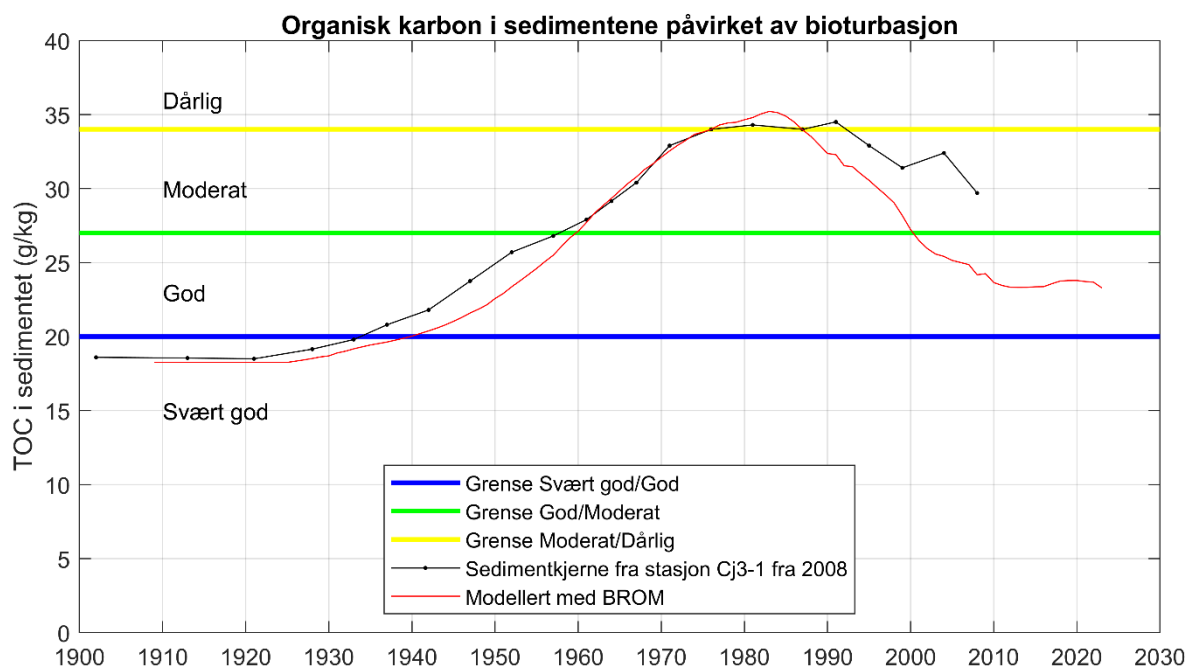


Figur 10: Modellresultater fra BROM. Øverst vises planteplankton i vannmassen over en periode på to år (1990-1992). Enheten på planteplankton er målt i μmol nitrogen per liter. Nederst vises partikulært organisk materiale i samme tidsrom og med samme enhet.

Profilen av TOC som er brukt i Figur 7 er påvirket av bioturbasjon, som vil si at bunnfaunaen blander sedimentene. Her vil vi benytte den målte TOC profilen til å validere beregnet mengde TOC i sedimentene. For å ta hensyn til bioturbasjon har de modellerte TOC verdiene blitt løpende midlet over en periode på 17 år, som indikerer en bioturbasjon på 10 cm. BROM modellerer to fraksjoner av organisk stoff som brytes ned veldig raskt og relativt sakte. I naturlig organisk stoff vil det også være en andel som brytes ned veldig sakte, og denne fraksjonen er ikke modellert med BROM. I Figur 11 er de midlede TOC verdiene fra de øverste 1,5 cm av sedimentene blitt lagt på en konstant andel som skal representere den veldig stabile andelen organisk stoff.

I Figur 11 ser vi at BROM fanger opp økningen av TOC i sedimentene som kan knyttes til primærproduksjon av planteplankton. BROM beregner også oksygenforholdene både i vannmassen og i sedimentene, og hvordan denne historiske utviklingen førte til de svært dårlige oksygenforholdene i Vestfjorden på 70-tallet, da rekene forsvant helt en periode. Ifølge observasjonene fra Holmenfjorden gikk klassifisering av TOC fra god til moderat klasse i tiden omkring 1960, og nådde sin høyeste verdi på 1970-tallet. Modellen gjenskaper denne utviklingen. Etter 1990 bedret forholdene i bunnsedimentene og mengden TOC gikk nedover. I modellen BROM ser en også denne nedgangen, men her går forbedringen av

sedimentforholdene raskere. En årsak til dette kan være at andelen stabilt organisk stoff som brytes ned svært sakte muligens også kan ha økt over tid pga. tilførsel. Det betyr i så fall at forbedring av bunnsedimentene vil gå saktere enn det modellen BROM forutsier.



Figur 11: Sammenligning av observert og modellert TOC i sedimentene. Modelldataene er løpende midlet over en periode på 17 år og det er lagt til en konstant andel på 11 g/kg.

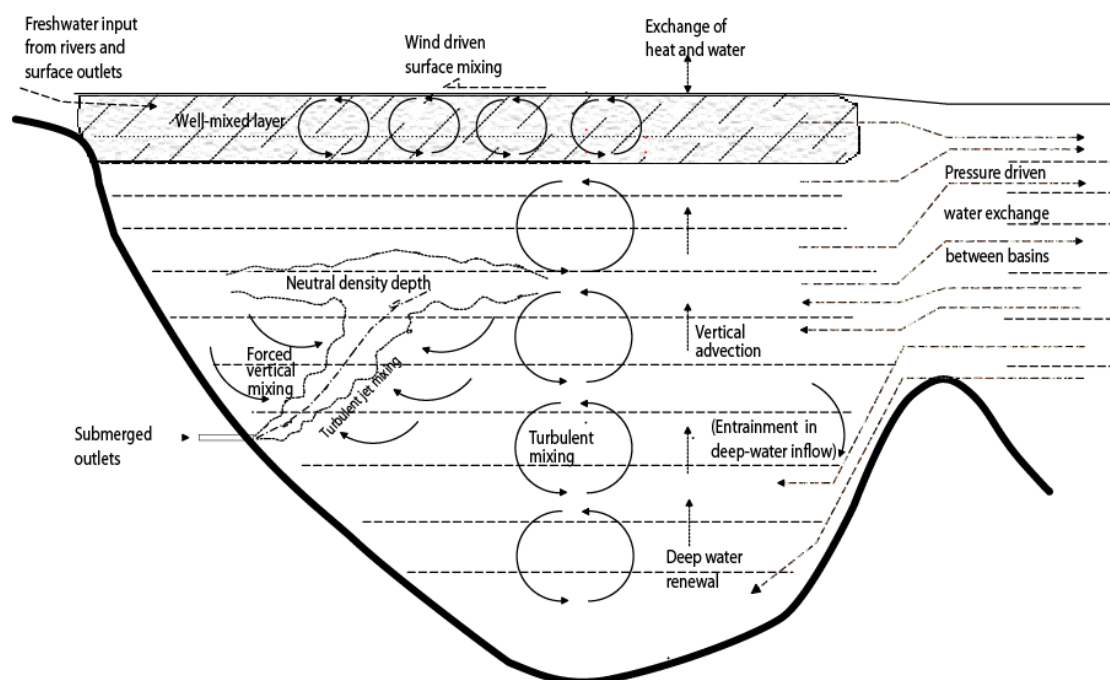
VEAS har direkte utslipp hovedsakelig til vannforekomsten som kalles «Oslofjorden» i Vann-Nett⁵ som strekker seg helt fra Drøbak til Lysaker. Men det er vist at utslippet fra Veas også påvirker området sør for Drøbak (Dalsøren & Lundsør, 2022), og vi vil benytte en modell som dekker Oslofjorden helt ut til Rauer når vi skal gjøre videre vurderinger av effektene av Veas sine utslippspunkter. I neste kapittel beskrives modellering av fjorden med NIVA Fjordmodell.

⁵ <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/0101020601-C>

3 Modellering av resipienten med tilstøtende vannforekomster

3.1 NIVA Fjordmodell for Oslofjorden

Ved NIVA har det blitt utviklet en omfattende fjordmodell, som er en boksmodell. Det vil si at fjorden blir delt inn i bokser som beskriver et basseng av fjorden. I hvert basseng er vannsøylen delt inn i mange lag, hvor både fysikk og biologi blir beskrevet med høy vertikal oppløsning. Det er vannutveksling mellom de forskjellige bassengene modellen er bygd opp av og utvekslingen 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 (1994c). I det modelloppsettet som benyttes i denne rapporten er Oslofjorden delt inn i 10 indre basseng som representerer fjorden innenfor Færder. Disse bassengene står i forbindelse med et ytre basseng som representerer nordre del av Skagerrak. 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.

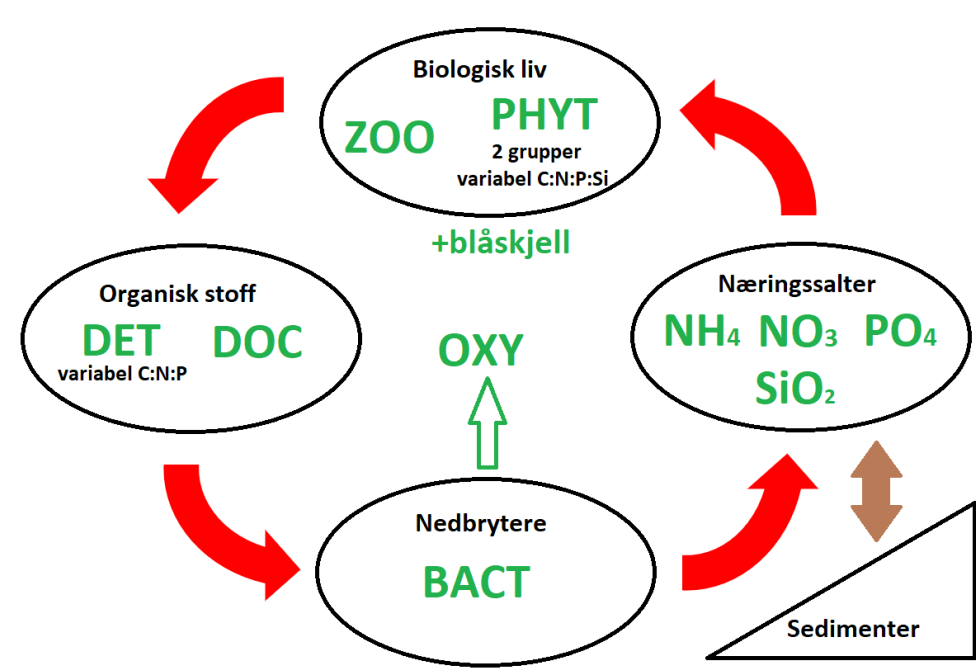


Figur 12: Illustrasjon av de forskjellige fysiske prosessene som er inkludert i NIVA Fjordmodell. Legg merke til at det i modellen blir simulert hvordan de vertikale blandingsforholdene endrer seg hvis man legger inn et dykket utslipp i bassenget.

De fysiske prosessene som inngår i modellen, er skjematisk fremstilt i Figur 12. Et viktig element er at effekten av dypvannsutslipp er modellert separat med en modul som kalles JETMIX. Denne modulen gjør de samme beregningene som modellen Effluent som vi vil beskrive senere i rapporten. 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.

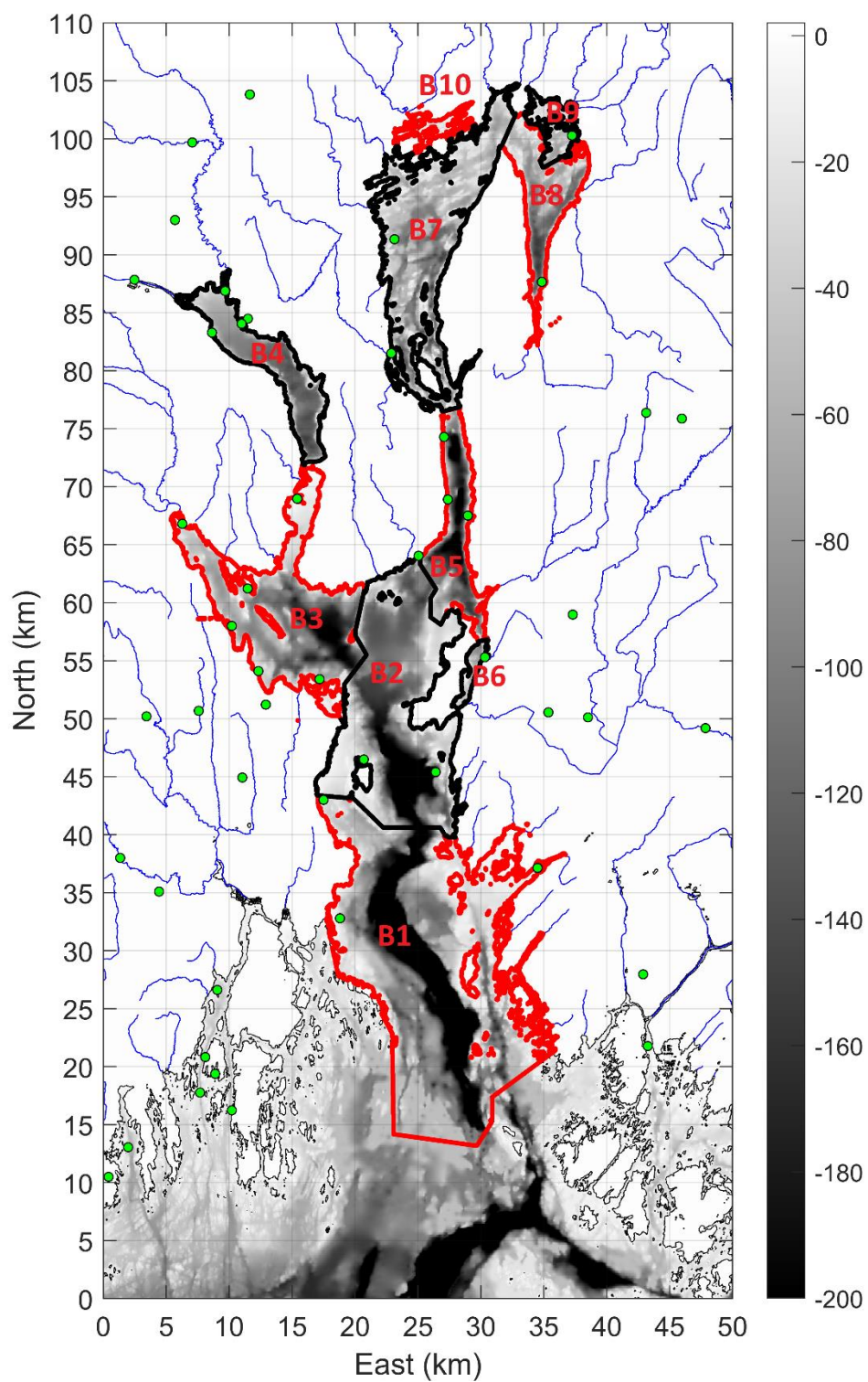
Denne modellutviklingen ble gjort i forbindelse med at det skulle bygges nye renseanlegg i Indre Oslofjord. Den første modellkjøringen som ble gjort for Indre Oslofjord er beskrevet av Bjerkeng (1994a, 1994b, 1994c, 1994d). Modellen er designet for å vurdere hvordan forskjellige stoffer som organisk stoff, nitrogen, fosfor og silikat spres gjennom det økologiske systemet i en terskelfjord. En skjematisk fremstilling av hvordan stoff i modellen utvikler seg fra uorganisk til organisk form ved primærproduksjon, og tilbake til uorganisk form ved nedbrytning er vist i Figur 13.

Modellen beskriver separat budsjettet til de forskjellige næringssaltene samt karbon, og har to forskjellige grupper planteplankton; kiselalger og andre alger. Fytoplankton-prosessene i modellen er detaljert beskrevet av Bjerkeng (1994e). 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 er blant annet blitt brukt for å vurdere renseanleggene i Indre Oslofjord (Staalstrøm, 2017, 2020), for å vurdere mulige tiltak for å bedre vannkvaliteten i Hunnebunn (Staalstrøm & Yakushev, 2019) og for å vurdere renseanlegg i Drammensfjorden (Staalstrøm, 2022). Modelloppsett for modellen brukt i denne rapporten er beskrevet av Staalstrøm (2023).



Figur 13: Skjematisk fremstilling av NIVA Fjordmodell. Det er separate budsjett for karbon, nitrogen, fosfor og silikat i modellen. Disse prosessene beskrives for hvert lag i modellen som er koblet til bunnsedimentene i dybdeintervallet til laget. Blåskjell forekommer i lag ned til et spesifisert dyp.

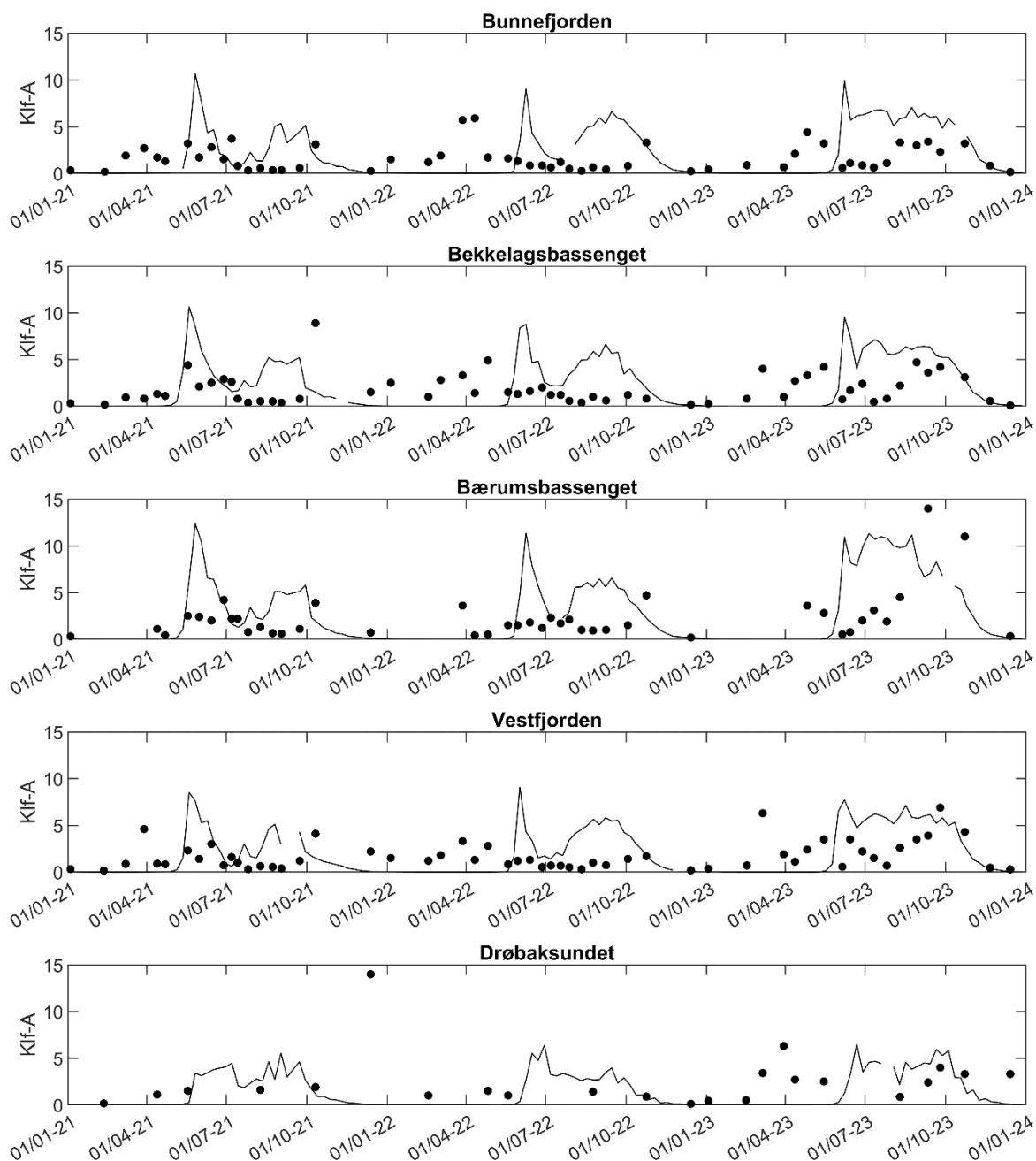
Modelloppsett som er brukt i denne rapporten er vist i Figur 14. Indre Oslofjord er delt inn i fire bassenger hvor de to største er Vestfjorden og Bunnefjorden, og de to andre er Bærumsbassenget og Bekkelagsbassenget. Resten av fjorden ut til Færder er delt inn i seks bassenger, hvor det ytterste er Rauerbassenget.



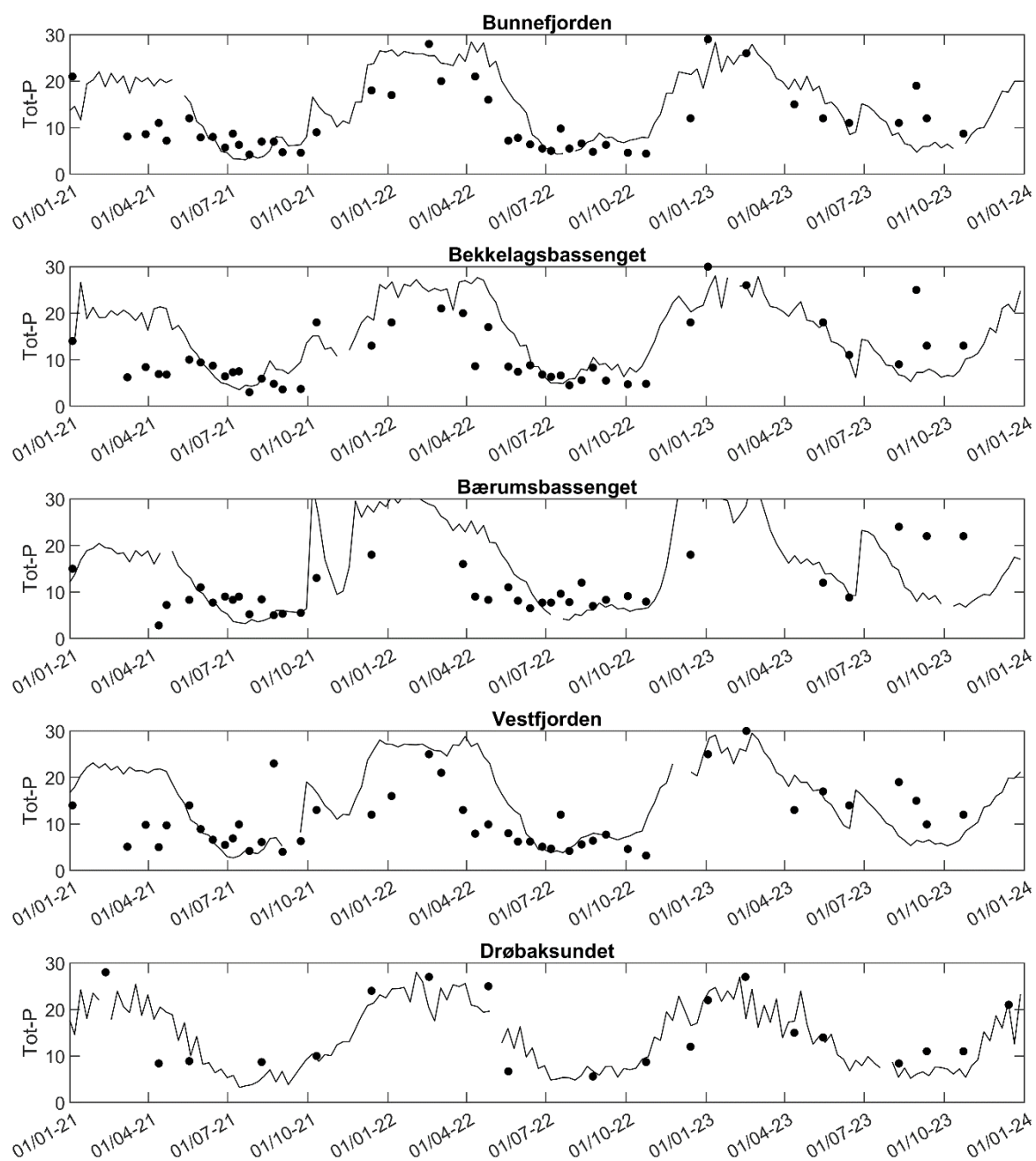
Figur 14: Inndeling av Oslofjorden i 10 bassenger som benyttes i NIVA Fjordmodell. I hvert basseng er vannsøylen delt inn i mange lag som beskriver den vertikale variasjonen over tid. Nærmere beskrivelse av bassengene fins i Staalstrøm (2023).

3.2 Kalibrering av modellen mot dagens situasjon

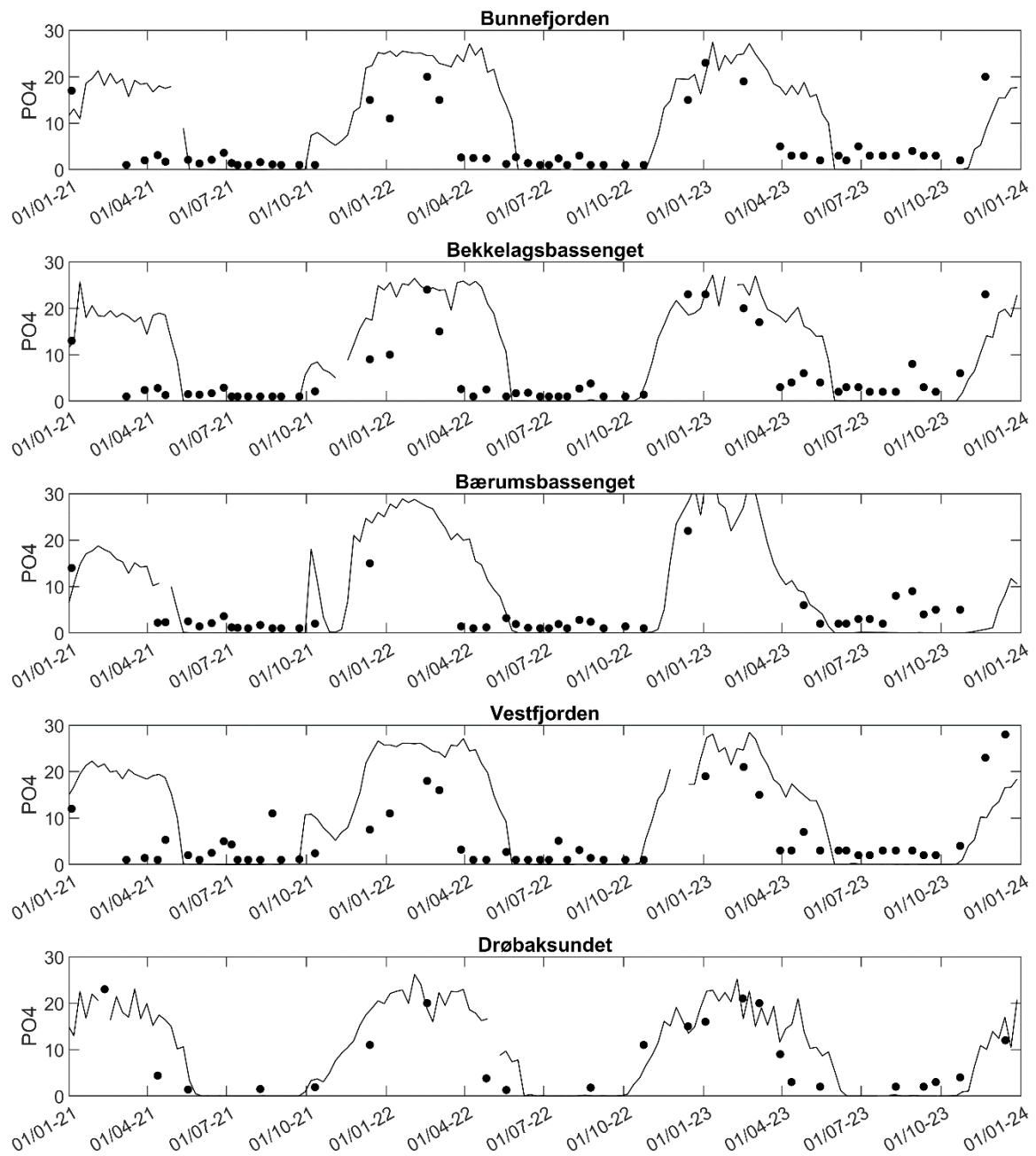
NIVA Fjordmodell blir brukt for å beskrive den økologiske vannkvaliteten i vannmassene. Første skritt er å kalibrere modellen mot dagens situasjon. Tilførsel fra Veas vist i Figur 3 er lagt inn i modellen. Verdier av klorofyll og næringssaltene har blitt sammenlignet mot måldata for perioden 2021-2023. Sammenligningen er vist i Figur 15 til Figur 19. Modellen gjenskaper utviklingen gjennom sesongen av næringssalter og planteplankton, men fanger ikke opp våroppblomstringen. Modellen gjenskaper mengden Tot-P veldig bra, mens modellert Tot-N er lavere enn det som er observert. Neste skritt blir å validere modellen mot historiske måldata.



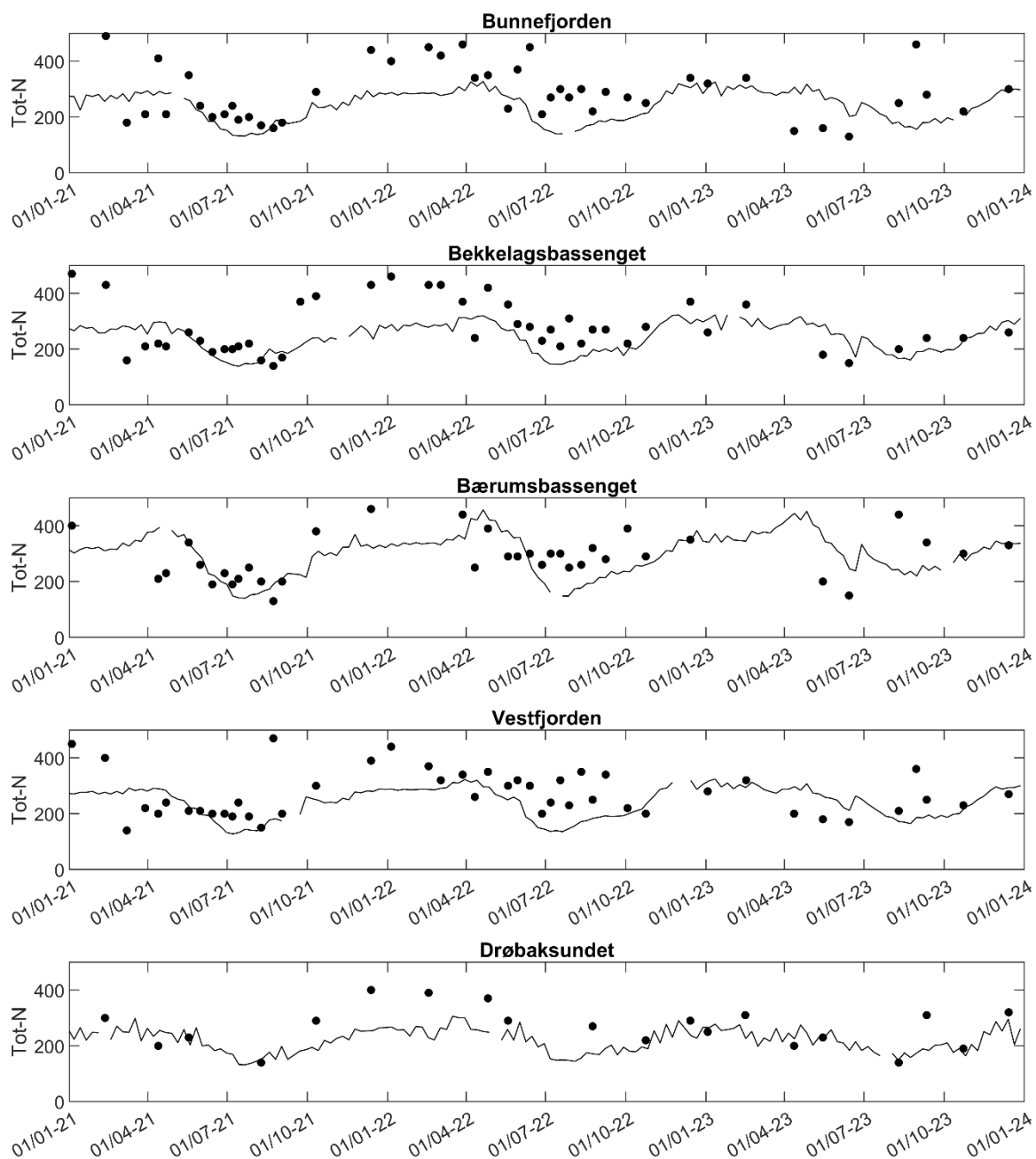
Figur 15: Klorofyll i fem bassenger i Oslofjorden. Den svarte linjen er modellert med NIVA Fjordmodell. Måldata er fra Ep1, Cq1, Bl4, Dk1 og Im2 og er vist som svarte punkter.



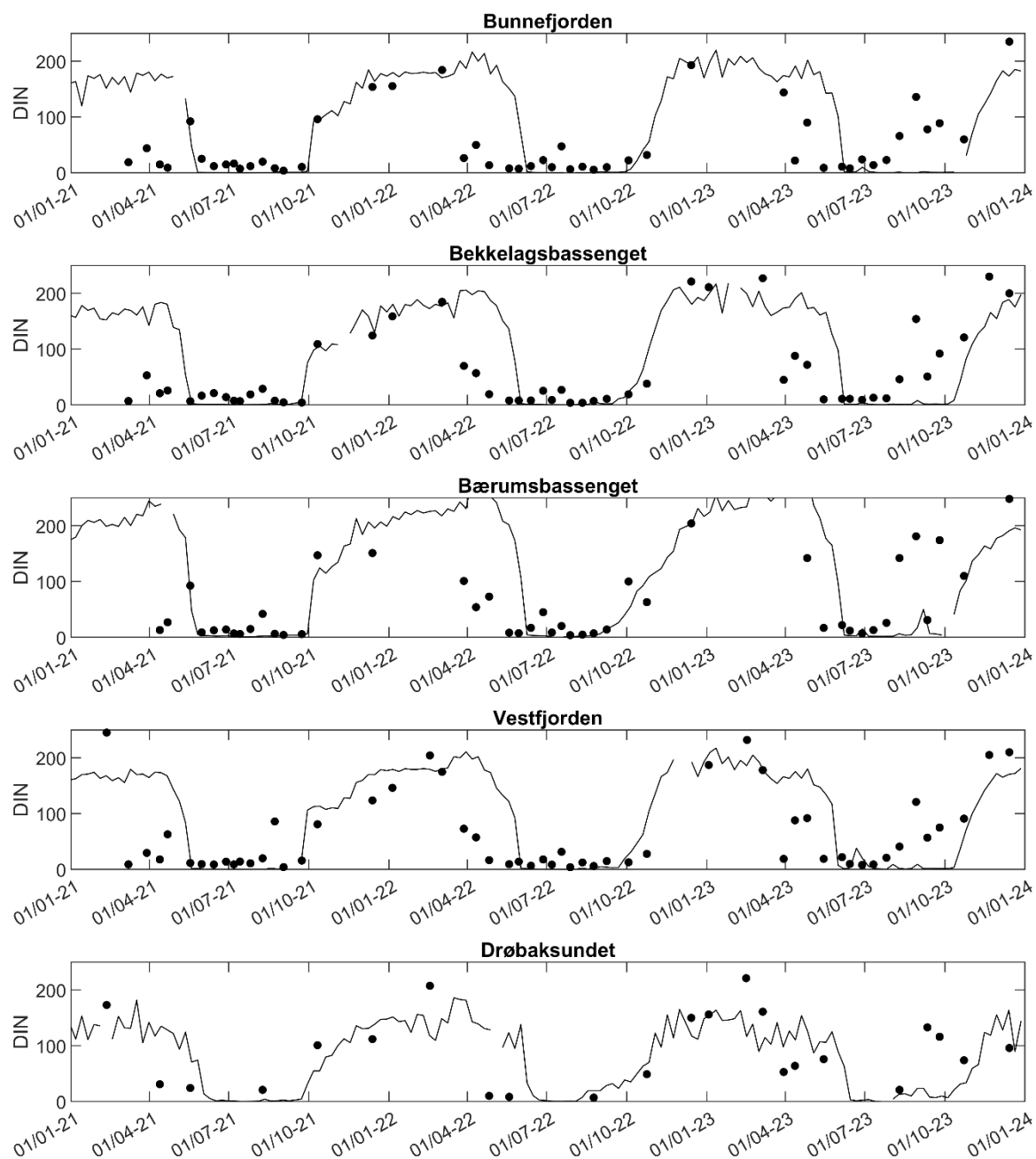
Figur 16: Totalt fosfor i fem bassenger i Oslofjorden. Den svarte linjen er modellert med NIVA Fjordmodell. Måledata er fra Ep1, Cq1, Bl4, Dk1 og Im2 og er vist som svarte punkter.



Figur 17: Fosfat i fem bassenger i Oslofjorden. Den svarte linjen er modellert med NIVA Fjordmodell. Måledata er fra Ep1, Cq1, BL4, Dk1 og Im2 og er vist som svarte punkter.



Figur 18: Totalt nitrogen i fem bassenger i Oslofjorden. Den svarte linjen er modellert med NIVA Fjordmodell. Måledata er fra Ep1, Cq1, Bl4, Dk1 og Im2 og er vist som svarte punkter.



Figur 19: Løst uorganisk nitrogen ($DIN=NH_4+NO_3+NO_2$) i fem bassenger i Oslofjorden. Den svarte linjen er modellert med NIVA Fjordmodell. Måledata er fra Ep1, Cq1, Bl4, Dk1 og Im2 og er vist som svarte punkter.

3.3 Validering av modellen mot historiske data

Etter kalibrering av NIVA Fjordmodell er neste skritt å validere modellen. I Tabell 11 vises klassifiserte data fra Indre Oslofjorden fra tre perioder 1978-1979, 1999-2001 og 2021-2023. Når disse dataene plottes opp med forskjellige næringssalter på x-aksen og klorofyll på y-aksen, finner man en klar dose-respons sammenheng mellom de fleste næringssaltene og planteplankton. Parameteren nitrat er et unntak. Disse plottene er lagt inn i Vedlegg A. Her skal det testes om NIVA Fjordmodell kan gjenskape denne dose-respons sammenheng, og dette gjøres ved å kjøre et scenario med tilførsler slik de antas å ha vært i perioden 1978-1980. Ifølge kurvene i Figur 8 så var tilførselen i 1980 2,3 ganger så høy for nitrogen og 8,4 ganger så høy for fosfor. I NIVA Fjordmodell har utslipp blitt multiplisert med en faktor for totalt nitrogen (QFN) og en faktor for totalt fosfor (QFP). For fosfor har elvene blitt multiplisert med en QFP=4, og alle renseanleggene med QFP=10. For nitrogen har alle elver og overløp blitt multiplisert med QFN=1.5. For de tre renseanleggene Nordre Follo, Bekkelaget og Veas har utslippene blitt multiplisert med QFN=3.33. Dette gir en samlet økning i Tot-N og Tot-P som sammenfaller med det vi ser fra Figur 8.

I Vedlegg B sammenlignes modellerte og observerte verdier av sommer- og vintermiddel, samt 90 persentilen for klorofyll (se Figur 33 til Figur 37). Det har blitt fokusert på bassengene Vestfjorden (inkl. Lysakerfjorden), Bunnefjorden og Bekkelagsbassenget (inkl. Oslo havn), og det benyttes data fra 1978-1979 og 2021-2023.

Modellen beskriver godt effekten av høyere tilførsel som en hadde tidligere, og det er god korrelasjon mellom modellerte og observerte parametere som brukes til klassifisering, som vil si sommer- og vintermiddel for næringssalter og klorofyll, samt 90 persentilen for klorofyll. Et unntak fra dette er parameteren nitrat, som har lav og ingen korrelasjon, hhv. for vinter- og sommermiddel. Når modellerte data blir korrigert ved hjelp av lineær regresjon, er feilestimatet for sommermiddel for klorofyll $\pm 1.9 \mu\text{g/L}$, for vintermiddel for Tot-P og PO_4 hhv. 3.4 og $4.2 \mu\text{g P/L}$ og for vintermiddel av Tot-N og DIN hhv. 91 og $34 \mu\text{g P/L}$.

Tabell 5: Modellens evne til å forutsi endringer i vannkvalitet ved endret tilførsel. Dette er basert på modellert og observerte verdier fra 1978-1979 og 2021-2023 i Indre Oslofjord.

Parameter	Korrelasjon (r^2)	Feilestimat ($\mu\text{g/L}$)
Klorofyll sommermiddel	0.93	± 1.85
Tot-N vintermiddel	0.74	± 91
Tot-P vintermiddel	0.97	± 3.4
DIN vintermiddel	0.89	± 33.5
PO_4 vintermiddel	0.94	± 4.2
Tot-N sommermiddel	0.96	± 17.7
Tot-P sommermiddel	0.96	± 2.1
DIN sommermiddel	0.94	± 4.2
PO_4 sommermiddel	0.83	± 0.7

3.4 Modellkjøringer

I Tabell 6 vises en oversikt over de modellkjøringene som har blitt gjort. Den første modellkjøringen kalt KAL er resultatet av kalibrering av modellen mot dagens situasjon i fjorden. Med «dagens» situasjon menes situasjonen slik den var i perioden 2021-2023. Modellkjøringen VAL er en kjøring hvor inngangsdata har blitt endret for å se om modellen kan beskrive datasett hvor forholdene i fjorden var annerledes. Den situasjonen som har blitt benyttet til validering av modellen er situasjonen i perioden 1978-1980 hvor tilførselen var betydelig større enn den er i dag, spesielt i Indre Oslofjord. I de fire neste modellkjøringene er det tatt utgangspunkt i dagens situasjon (KAL) og så har tilførsel med renseanleggene blitt endret for å se på effektene av dette.

Tabell 6: Oversikt over modellkjøringer. For hvert scenario har det blitt kjørt tre modellkjøringer, hvor de tilfeldige variasjonene har vært forskjellig, men inngangsdata ellers har vært like.

Kode	Beskrivelse	Antall kjøring
KAL	Kalibrering av modellen mot dagens situasjon - basert på data for 2021-2023	3
VAL	Validering mot historisk data -tilførsler fra 1978-1980-tallet -ingen rensegrad på noen renseanlegg -utslipp til overflata -utslipp som nå går til Veas går ut i bassenget nærmest Oslo	3
SC01	Effekt av Veas -ingen rensegrad på Veas -utslipp til overflata -men utslipp i Vestfjorden	3
SC02	Senkning av overløp i Lysaker -utslippsdyp senkes fra 25 til 80 m	3
SC03	Økning av rensegrad for Veas - mengden Tot-N fra Veas halveres	3
SC04	Reduksjon i utslipp fra Veas - mengden Tot-N fra Veas reduseres med 300 tonn/år	3

I de tre neste tabellene (Tabell 7-Tabell 9) skal vi se på endringer i vannkvalitet i scenariene, sammenlignet med dagens situasjon (KAL). Det er valgt å se på endring i konsentrasjon av DIN og PO₄ på vinteren, som er viktige parametere for forekomst av lurv, samt klorofyll på sommeren.

I scenariet VAL er det lagt inn tilførsel slik den er anta å ha vært i 1978-1980. Modellen viser at det betraktelig mer nitrogen (DIN) i hele fjorden. I modellkjøring SC01 ser vi på betydningen av Veas. Hvis anlegget ikke hadde noen rensing og slapp ut i overflaten i Vestfjorden, ville det vært en konsentrasjon som er 19 % høyere enn den er i dag (se Tabell 7). Det ville også vært mer enn 30% mer fosfat i overflatelaget i Indre Oslofjord på vinteren, enn det er i dag (se

Tabell 8). Ifølge de skjevhetsskorrigererte modellresultatene for klorofyll, ville det også vært mer enn 1 hele fjorden innenfor Drøbak. Den statistiske modellen som er brukt for å skjevhetsskorrigere klorofyll på sommeren er vist i Figur 33 i Vedlegg B. Det er benyttet en eksponentiell regresjon som var det som ga best tilpasning til modell-observasjons-parren, uten mulighet for å kunne gi estimat med negativ tallverdi. En slik statistisk modell vil gi resultater som er betydelig mer sensitive for endringer, enn hvis lineær regresjon hadde blitt brukt. Derfor har vi lagt mest vekt på endringer i konsentrasjon av næringssalter.

Tabell 7: Resultater fra modellert løst uorganisk nitrogen (DIN) i overflatelaget på vinteren. I andre kolonne vises modellert DIN i dagens situasjon (KAL). Disse modellresultatene er skjevhetsskorrigerert. I de neste fem kolonnene vises prosentvis endring sammenlignet med KAL, midlet over tre varianter av scenariet. Standardavvik over disse tre variantene er også vist, og en endring anses som signifikant om standardavviket er mindre enn middelverdien. Oransj farge betyr en økning i konsentrasjon av DIN, mens grønn betyr en reduksjon i konsentrasjon.

Basseng	Modellert DIN (µg N/L) KAL	Prosentvis endring VAL	Prosentvis endring SC01	Prosentvis endring SC02	Prosentvis endring SC03	Prosentvis endring SC04
Rauer	153.0	0.9 ± 0.3	0.8 ± 0.2	0.1 ± 0.1	-0.2 ± 0.3	0.1 ± 0.2
Bastø	155.7	4.6 ± 0.4	1.4 ± 0.3	0.2 ± 0.1	-0.1 ± 0.3	-0.1 ± 0.3
Breiangen	167.5	10.6 ± 0.2	2.7 ± 0.6	0.4 ± 0.4	-0.4 ± 0.1	-0.2 ± 0.5
Drammen	244.7	26.7 ± 0.1	0.6 ± 0.1	-0.1 ± 0.2	-0.3 ± 0.1	-0.1 ± 0.2
Moss	169.1	15.0 ± 0.7	6.5 ± 0.5	0.2 ± 0.2	-1.4 ± 0.8	-0.8 ± 0.3
Drøbak	212.1	23.4 ± 2.1	5.1 ± 0.7	-0.4 ± 0.8	-1.7 ± 3.5	-0.4 ± 3.6
Vestfjorden	184.8	29.2 ± 0.4	18.7 ± 0.5	0.0 ± 0.3	-3.4 ± 0.5	-2.5 ± 0.5
Bunnefj.	185.9	58.2 ± 0.6	17.3 ± 0.7	0.0 ± 0.3	-3.7 ± 0.5	-3.0 ± 0.7
Bekkelaget	185.6	80.3 ± 1.5	18.5 ± 0.2	0.0 ± 0.1	-3.9 ± 0.1	-2.5 ± 0.6
Bærum	213.6	31.4 ± 0.5	13.1 ± 0.4	0.2 ± 0.1	-3.3 ± 0.6	-2.6 ± 0.7

I modellkjøring SC02 har det blitt testet å legge overløpet i Lysaker ned på dypt vann (80 m), men modellresultatene tyder på at dette ikke vil gi noen signifikant endring i næringssalter eller klorofyll i overflatelaget.

I modellkjøring SC03 og SC04 har mengden Tot-N som går ut fra Veas blitt redusert med hhv. 50 og 40%, hvor den siste reduksjonen tilsvarer en reduksjon på 300 tonn Tot-N/år. Dette vil gi en reduksjon i konsentrasjon av DIN på 2-4 % i hele fjorden innenfor Drøbak.

Tabell 8: Resultater fra modellert fosfat (PO_4) i overflatelaget på vinteren. I andre kolonne vises modellert PO_4 i dagens situasjon (KAL). Disse modellresultatene er skjevhetsskorrigert. I de neste fem kolonnene vises prosentvis endring sammenlignet med KAL, midlet over tre varianter av scenariet. Standardavvik over disse tre variantene er også vist, og en endring anses som signifikant om standardavviket er mindre enn middelveiden. Oransj farge betyr en økning i konsentrasjon av PO_4 .

Basseng	Modellert PO_4 (μg N/L) KAL	Prosentvis endring VAL	Prosentvis endring SC01	Prosentvis endring SC02	Prosentvis endring SC03	Prosentvis endring SC04
Rauer	21.7	0.7 ± 0.8	1.4 ± 0.7	0.2 ± 0.4	0.1 ± 0.5	0.4 ± 0.4
Bastø	20.3	3.9 ± 1.0	2.2 ± 1.0	0.7 ± 0.8	0.3 ± 0.3	0.3 ± 0.7
Breiangen	18.8	9.8 ± 1.4	4.4 ± 1.4	-0.2 ± 1.3	-0.1 ± 0.9	0.0 ± 0.6
Drammen	5.2	39.8 ± 0.4	2.3 ± 0.7	0.4 ± 1.3	0.3 ± 1.1	0.3 ± 0.5
Moss	19.2	21.3 ± 0.7	10.3 ± 1.4	-0.3 ± 0.8	-0.6 ± 0.7	-0.4 ± 0.2
Drøbak	18.2	26.2 ± 2.0	10.1 ± 1.5	-1.0 ± 1.3	-1.0 ± 1.4	-0.6 ± 1.0
Vestfjorden	19.4	57.3 ± 1.1	30.5 ± 0.8	-0.4 ± 0.8	-0.2 ± 0.6	-0.1 ± 0.4
Bunnefj.	18.9	91.4 ± 1.3	32.1 ± 1.5	-0.4 ± 1.2	0.0 ± 0.6	-0.1 ± 0.1
Bekkelaget	19.0	117 ± 2.1	31.9 ± 0.7	-0.6 ± 0.3	-0.3 ± 0.5	0.5 ± 0.9
Bærum	19.9	68.7 ± 1.7	32.3 ± 1.5	-0.5 ± 0.3	-0.7 ± 0.9	-0.6 ± 1.1

Tabell 9: Resultater fra modellert klorofyll (Klf-A) i overflatelaget på sommeren. I andre kolonne vises modellert Klf-A i dagens situasjon (KAL). Disse modellresultatene er skjevhetsskorrigert. I de neste fem kolonnene vises prosentvis endring sammenlignet med KAL, midlet over tre varianter av scenariet. Standardavvik over disse tre variantene er også vist, og en endring anses som signifikant om standardavviket er mindre enn middelveiden. Oransj farge betyr en økning i konsentrasjon av Klf-A, mens grønn betyr en reduksjon i konsentrasjon.

Basseng	Modellert Klf-A (μg /L) KAL	Prosentvis endring VAL	Prosentvis endring SC01	Prosentvis endring SC02	Prosentvis endring SC03	Prosentvis endring SC04
Rauer	0.5	-7.8 ± 3.1	4.3 ± 3.3	-1.5 ± 3.5	0.0 ± 4.1	-0.9 ± 5.1
Bastø	0.7	24.5 ± 6.1	16.0 ± 9.3	-1.0 ± 2.1	-1.4 ± 5.6	-1.5 ± 7.6
Breiangen	1.0	70.7 ± 10.0	26.1 ± 6.3	0.0 ± 4.0	-1.4 ± 4.3	-2.4 ± 3.2
Drammen	1.4	805.1 ± 37.9	14.9 ± 1.5	-0.7 ± 1.5	0.1 ± 1.8	0.0 ± 1.6
Moss	1.1	100.5 ± 24.4	47.7 ± 6.9	0.0 ± 3.0	-6.1 ± 2.3	-4.8 ± 2.8
Drøbak	1.7	160.0 ± 31.3	50.3 ± 5.5	-2.0 ± 6.0	-4.5 ± 8.1	-9.6 ± 6.0
Vestfjorden	1.4	273.5 ± 6.9	129.2 ± 7.0	-0.3 ± 1.5	-11.1 ± 0.9	-9.5 ± 1.5
Bunnefj.	1.6	570.9 ± 24.8	132.1 ± 11.7	2.0 ± 2.6	-13.4 ± 2.5	-10.8 ± 3.4
Bekkelaget	1.9	898.6 ± 82.1	184.7 ± 18.9	-0.9 ± 6.3	-16.3 ± 3.2	-14.5 ± 4.5
Bærum	4.4	403.6 ± 5.1	115.3 ± 0.9	0.4 ± 0.9	-9.6 ± 0.5	-8.0 ± 1.0

4 Vurdering av utslippspunktene til Veas

4.1 Modellen Effluent

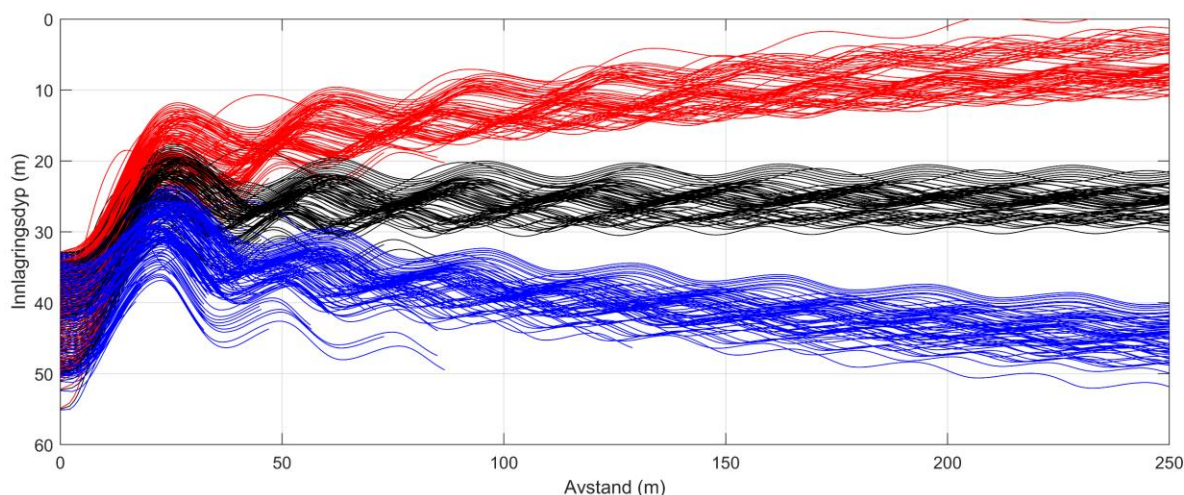
For å beregne innlagringsdyp og fortynning av utslippsskyene fra Veas sitt hovedutslipp og overløpet i Lysaker benytter vi modellen Effluent⁶ (Sævik, 2023) som er en pythonpakke for simulering av spredning av utslippsskyen fra utløpsrør. Ligningene som beskriver utslippsskyen, er hentet fra Lee & Chu (2003). Utslipsstrålen er delt inn i små beregningsenheter kalt fluidelementer. Hvert element er et tynt tverrsnitt av strålen som beveger seg og utvider seg med strømmen. I hvert fluidelement bevarer bevegelsesmengden og innholdet av forskjellige stoffer.

For modellering av utslippsskyen er kriterier for å vurdere om utslippspunktet fungerer bra, at:

1. utslippsskyen ikke går til overflatelaget, men har et innlagringsdyp under eufotisk sone
2. fortynningen er høy slik at konsentrasjonene av stoffer i utslippsskyen ikke blir for høy i forhold til grenseverdier i Veileder 02:2018

4.2 Hovedutslippet på Torsteingrunnen

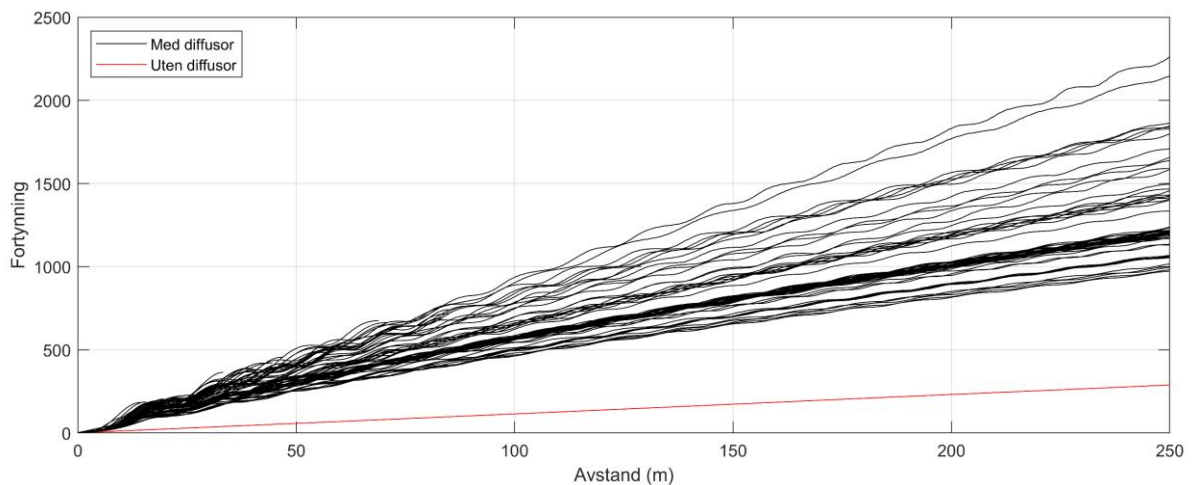
Diffusorsystemet på hovedutslippet til Veas er beskrevet av Bjerkeng & Magnusson (2013). Hovedutslippet til Veas i Vestfjorden består av fem perforerte utløpsrør som går utover som en stjerne fra et utslagspunkt på Torsteinsgrunnen. Hver av utløpsrør ene er påmontert diffusor, som vil si at utløpsrøret har mange mindre hull. I følge Bjerkeng & Magnusson (2013) består hele diffusoranlegget av til sammen 153 hull med utslippsdyp fra 33-55 m. Alle disse utslippshullene er lagt inn i Effluent og strålebanen for hvert hull er vist i Figur 20. Beregninger med programmet Effluent tyder på at diffusoranlegget fungerer godt og gir et innlagringsdyp på 20-30 m.



Figur 20: Innlagringsdyp beregnet for 153 utslippsstråler som slippes ut på sitt faktiske utslippsdyp slik det er beskrevet av Bjerkeng & Magnusson (2013). De svarte linjene viser senteret av utslippsstrålen. De røde linjene er senterlinja minus radius til strålene, og de blå linjene er senterlinja pluss radius til strålen.

⁶ <https://effluent.readthedocs.io/en/latest/>

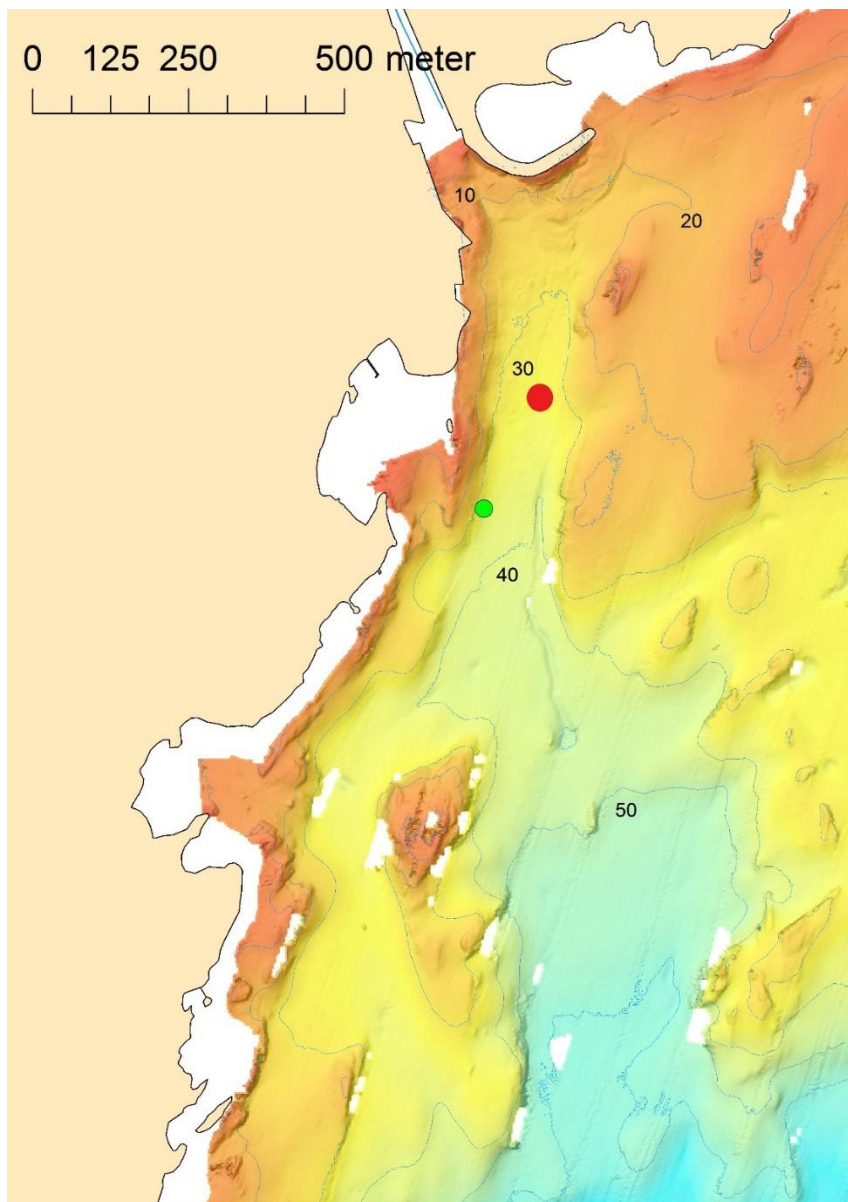
I Figur 21 er fortynningen til hver av de 153 utslippsstrålene vist sammen med fortynning beregnet for et utslipp uten diffusor. For diffusorstrålene er utslippsskyene fortynnet fra 980 til 2250 ganger i en avstand av 250 m fra utslippspunktet. Uten diffusor ville fortynningen har vært 290. Diffusorlegget øker altså fortynningen av utslippet 3-8 ganger. Basert på disse beregningene vurderes utslippspunktet til Veas å egne seg godt for å spre de til tider store vannmengdene med renset utslippsvann.



Figur 21: Fortynningen som funksjon av avstand fra utslippet beregnet for 153 utslippsstråler er vist som svarte kurver. Den røde linjen viser fortynning til en utslippsstråle som har samme vannmengde som alle de svarte linjene, men som slippes ut av bare et hull.

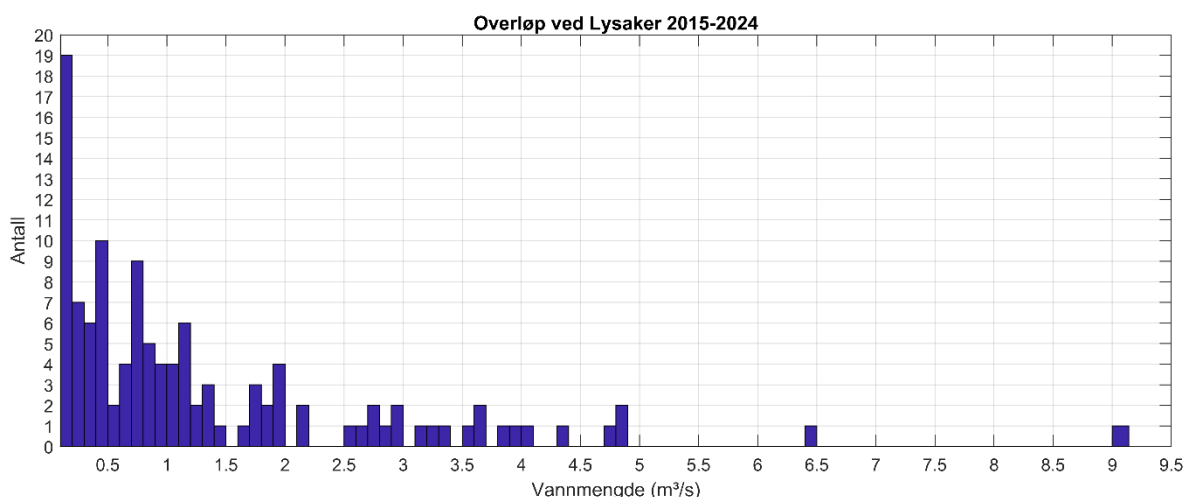
4.3 Overløp til Lysakerfjorden

Overløpet ved Lysaker har utslippsrør som går til 25 m dyp i Lysakerfjorden. Plassering av utløpspunktet er ved det røde punktet i Figur 22.



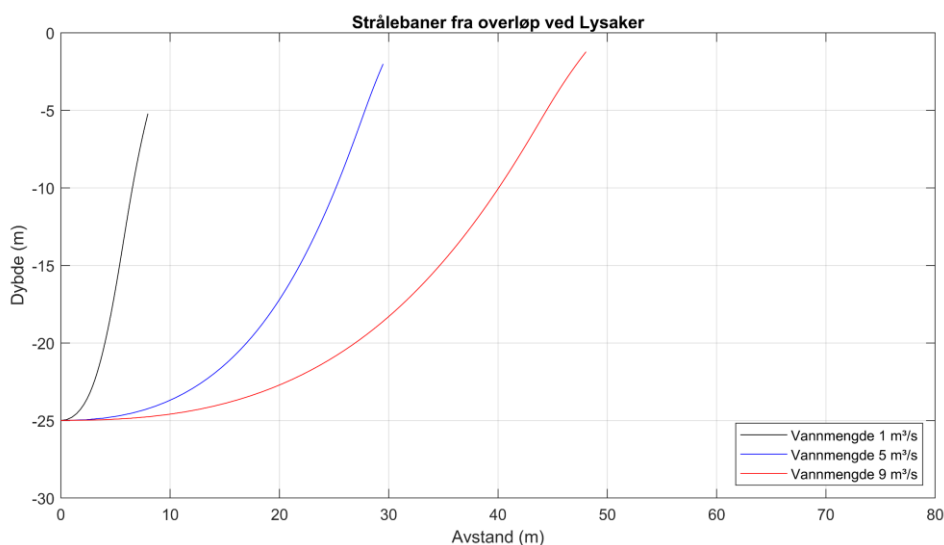
Figur 22: Kart over Lysakerfjorden med plassering av utslippsrøret (rød) og overvåkningsstasjonen Bn2 (grønn). Figuren er hentet fra Staalstrøm et al. (2014).

I Figur 23 vises fordeling av vannmengde i de tilfellene hvor det er overløp. I perioden 2015-2024 har det vært 116 dager med overløp. I 42 av disse dagene har vannmengden vært under $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$. I 40 av dagene var vannmengden mellom $1,5$ - $9,5 \text{ m}^3/\text{s}$.

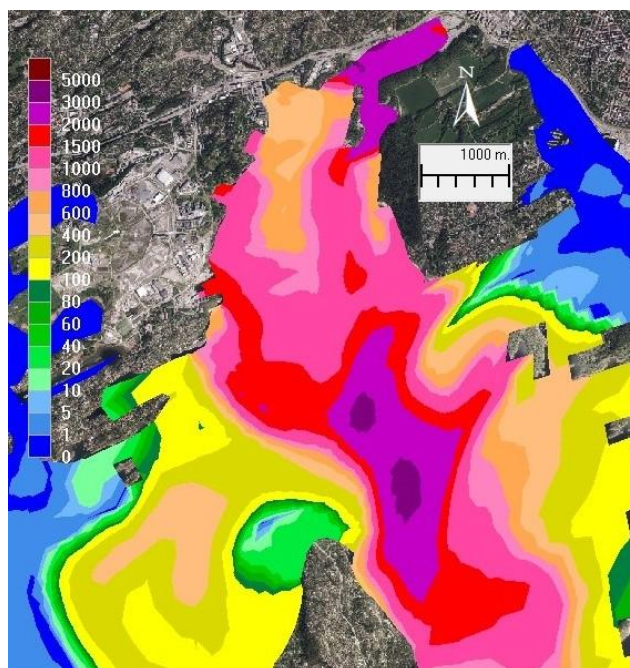


Figur 23: Histogram over vannmengde i overløp ved Lysaker i perioden 2015-2024. På y-aksen vises antall dager hvor det har vært overløp. Alle de dagene hvor det ikke har vært overløp (vannmengde = 0) er ikke med i plottet.

I Figur 24 vises strålingsbaner fra utslippsrøret i Lysakerfjorden ved tre forskjellige vannmengder (1, 3 og 9 m³/s). I alle disse tilfellene går utslippsskyen opp til overflatelaget. Staalstrøm et al. (2014) gjennomførte en modellering av spredning av utslippsvannet i Lysaker i en situasjon med overløp. I Figur 25 vises modellert konsentrasjon av *E. coli* bakterier i overflatelaget tre dager etter at den simulerte overløpshendelsen startet. Slike overløpshendelser fører til forringelse av badevannskvaliteten i flere dager etter overløpshendelser.



Figur 24: Strålebaner fra dagens utslipp på 25 m i Lysakerfjorden.



Figur 25: Konsentrasjon av E. coli (antall/100 ml) i overflatelaget tre dager etter at overløpshendelsen startet, beregnet med modellen GEMSS. Overløpshendelsen som er lagt inn i modellen varte i 24 timer med vannføring på 3 m³/s.

I Tabell 10 er tilførsel av Tot-P, Tot-N og TOC fra overløpet estimert for de tre årene 2021-2023. Mengden fosfor som kom ut ved Lysaker utgjorde 1,1 og 0,4 % av all tilførsel til Indre Oslofjord i hhv. 2021 og 2022. De tilsvarende andelstallene for nitrogen var 0,3 og 0,1 %. Det vil derfor ikke være mulig å se noen signifikant effekt på økologisk vannkvalitet ved å fjerne overløpet i en modellsimulering. Dette betyr ikke at utslippet er ubetydelig. Til sammenligning så var tilførselen av Tot-N fra Lysakerelva i årene 2021-2023 på hhv. 72,4, 74,8 og 46,8 tonn/år. Spesielt i flomåret 2023 var tilførsel av nitrogen fra overløpet stor, sammenlignet med Lysakerelva (75%). I beregning av tilførsel fra Lysakerelva har tall fra Vann-Nett blitt brukt (Tot-P = 13,9 µg P/L, Tot-N = 491,8 µg N/L), og dette har blitt multiplisert med årlig midlet vannføring i Lysakerelva hentet fra sildre.nve.no. Til tross for at flomepisodene i 2023 er inkludert i datasettet, var årlig midlet vannføring lavere i 2023 enn de to foregående årene, og dermed blir også beregnet tilførsel lavere.

Tabell 10: Tilførsel fra overløpet ved Lysaker basert på tall fra Veas og beregnet tilførsel til fjorden innenfor Drøbak (TEOTIL). Tilførsel fra Lysakerelva er basert på tall fra Vann-Nett og sildre.nve.no.

År	Tot-P Overløp (tonn/år)	Tot-N Overløp (tonn/år)	TOC Overløp (tonn/år)	Tot-P IO (tonn/år)	Tot-N IO (tonn/år)	Tot-P Lysaker-elva (tonn/år)	Tot-N Lysaker-elva (tonn/år)
2021	0.72	5.9	22.4	66	2021	2.0	72.4
2022	0.24	2.1	6.6	61	1906	2.1	74.8
2023	4.08	34.9	96.6			1.3	46.8

Utslippspunktet fungerer bra som en sikkerhetsventil i flomsituasjoner, men plasseringen er ikke optimal. Det bør vurderes om en endring av utslippsarrangementet for overløpet i Lysaker bør endres. Ved å legge utslippet dypere og endre rørdiameter kan det sannsynligvis oppnås at utslippet går til overflata, slik at forringelse av badevannskvaliteten i stor grad kan forhindres.

4.4 Overløp til Bislettbekken

Overløpet som går til Bislettbekken går ut i fjorden helt øst innerst i Pipervika i et område hvor det er 2-3 m vanndyp. I perioden 1. januar 2015 til 30. juni 2024 (3469 dager) gikk det vann ut i dette overløpet kun i 17 av dagene. Til sammen har 199 000 m³ med vann gått i dette overløpet i denne tiårs-perioden. Det største overløpet var 26. august 2023, hvor 50 544 m³ rant ut, som tilsvarer 0,59 m³/s. Dette var i en periode hvor det hadde vært ekstremt mye nedbør på deler av Østlandet. Til sammenligning var vannføringen i Akerselva 22 og 25 m³/s den hhv. 26. og 27. august. I Sandvikselva var vannføringen 83 m³/s dagen etter denne episoden (27. august). Selv i mindre elver var det mye vann. Vannføringen i Mærdalsbekken og Frognerbekken var hhv. 2,9 og 4,0 m³/s den 27. august. Det har vært overløp på over 1000 m³ ved ni anledninger utover denne episoden i august 2023.

Dette utslippspunktet vurderes til å egne seg godt for de vannmengdene som går i dette overløpet.

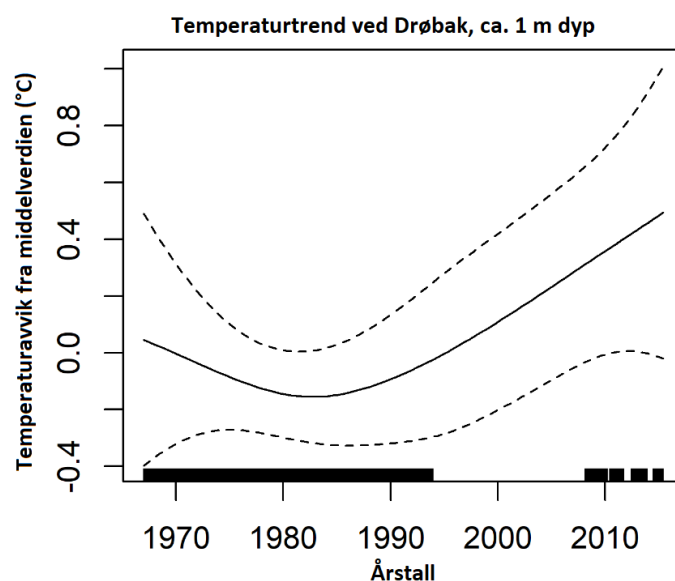
5 Samlet vurdering

5.1 Den økologiske tilstanden i resipienten

Den økologiske tilstanden er påvirket av at fjorden endres. Dette ser vi fra utviklingen av plateplankton i overflatelaget og mengden organisk stoff i bunnsedimentene, som er vist i Figur 7. Hvis vi ser på Oslofjordens historie siden 1930, så har det vært en enorm utvikling. Befolkningsutviklingen er en viktig forklarende faktor når en skal se på hvordan tilførselen til fjorden og hvordan vannkvaliteten har endret seg. Befolkningen i Oslo kommune har økt fra 340.100 i 1930, til 717.710 i 2024. Det var en befolkningsnedgang fra 1969, da det bodde 488.329 personer i Oslo, til 1984 hvor det var 447.257 innbyggere. Rundt 1995 var befolkningen i Oslo igjen oppe på rundt 480.000. Befolkningen økte med i snitt 4645 personer per år i perioden 1995-2005 (Thorsnæs, 2019). I perioden 2009-2019 har befolkningen i snitt økt med 10.962 personer per år, med den høyeste veksten i 2009 og noe lavere vekst i de siste par årene.

Rensegraden for tilførsel til resipienten har også endret seg mye de siste 20-30 årene. I 1995 var det gjennomført en rekke tiltak for å redusere mengden fosfor i utløpene fra renseanleggene. Rensegraden for nitrogen var derimot mye lavere i 1995 enn for fosfor, og det har vært en betraktelig nedgang i tilførsel av nitrogen til fjorden i de siste 20 årene i takt med at nitrogenrensing har blitt innført. Men fra 2003 var det på grunn av befolkningsveksten igjen en økning i tilførsel av nitrogen, som har gått litt ned igjen de siste årene (se Figur 8).

Samtidig som befolkning og tilførsel endres, så har det de 40 siste årene blitt betydelig varmere i vannet. Basert på temperaturmålinger i overflaten ved Biologisk stasjon i Drøbak, så var det et temperaturminimum i midten av 80-tallet, men siden har temperaturen økt ca. 0,6° C i overflatelaget (Figur 26). Det er spesielt temperaturen på våren og om høsten som har økt, mens de høyeste og laveste verdiene er lite endret. Dette betyr at den varme perioden har blitt lengre. Dataene tyder på at det var en temperaturnedgang i tiden før midten av 80-tallet.



Figur 26: Trendanalyse av temperaturmålinger utenfor biologisk stasjon i Drøbak. Data er midlet over 14 dager i analysen. De svarte linjene langs x-aksen i figuren viser hvor det fins data. Bestyrer Finn Walvig

sørget for at det ble tatt målinger 1967-1993. I overvåkningsprogrammet for Indre Oslofjord er det logget temperatur fra 2008. Figuren er hentet fra Staalstrøm et al. (2020).

En av de mest alarmerende utviklingene vi har sett i Indre Oslofjord er tilbakegang i viktige naturtyper som ålegras, som kan knyttes til stor forekomst av forskjellige arter av filamentøse/trådformede bentiske alger som kalles med fellesbetegnelse «lurv». Rinde et al. (2021) rapporterte at forekomsten av lurv på ålegras har økt i 66% av de undersøkte engene i Indre Oslofjord de siste ti årene, som betyr at helsetilstand og utbredelse av disse engene er forringet. I Frigstad et al. (2024) har lurv i Oslofjorden blitt modellert, og forekomst av lurv er svært sensitiv for endring i tilførsel av både nitrogen og fosfor, beitepress fra små tanglopper og tanglus og temperatur. Dette betyr at de endringene som er beskrevet ovenfor, hver for seg påvirker den økologiske tilstanden i fjorden negativt, og det vil være en adderende effekt når alle faktorer virker i negativ retning. Nedgang i toppredatorer (fisk) vil også virke negativt, ved at det kan endre beitepresset på lurv. En annen måte å se dette på er at klimaendringer gjør fjorden mer sårbar for eutrofieffekter.

I tillegg til en negativ utvikling for det biologiske kvalitetselementet ålegras, er den økologiske tilstanden i vannmassene i Indre Oslofjord innenfor Drøbak, basert på målt mengde klorofyll, næringssalter og oksygen i bunnvannet, klassifisert til moderat tilstand for alle stasjonene i overvåkningsprogrammet (Valestrand et al., 2024). Når Veas sine utslippspunkter skal vurderes er det derfor viktig å ta hensyn til at Oslofjorden er en resipient hvor det er nødvendig å snu den negative utviklingen.

5.2 Oppsummering av utslippspunktenes egnethet

Hovedutslippet til Veas i Vestfjorden består av fem utslippsrør som går utover som en stjerne fra et utslagspunkt på Torsteinsgrunnen. Hver av utslippsrørene er påmontert diffusor, som vil si at utslippsrøret har mange mindre hull. Hele diffusoranlegget består av til sammen 153 utslippshull med utslippsdyp fra 33-55 m. Beregninger med programmet Effluent tyder på at diffusoranlegget fungerer godt og gir et innlagringsdyp på 20-30 m, samt øker fortyningen av utslippsskya 3-8 ganger i forhold til hva det hadde vært uten diffusor. Hovedutslippet til Veas vurderes til å egne seg godt for å spre de til tider store vannmengdene med rensset utslippsvann.

Veas sitt overløp i Lysakerfjorden har et utslippsdyp på 25 m, men her er det et rør med 3 m i diameter som ikke har noen diffusor. Når det går vann i overløp er ofte vannmengden stor, og utslippsskyen går helt opp til overflaten. Dette fører til forringelse av badevannskvaliteten i flere dager etter overløpshendelser. Mengden fosfor som kom ut ved Lysaker utgjorde 1,1 og 0,4 % av all tilførsel til Indre Oslofjord i hhv. 2021 og 2022. De tilsvarende andelstallene for nitrogen var 0,3 og 0,1 %. Det er derfor ikke forventet å se noen signifikant effekt på økologisk vannkvalitet ved å fjerne overløpet i en modellsimulering, og det gjøres heller ikke når dette modelleres med NIVA Fjordmodell. Dette betyr ikke at utslippet er ubetydelig. Til sammenligning så var tilførselen av Tot-N fra Lysakerelva i årene 2021-2023 på hhv. 72,4, 74,8 og 46,8 tonn/år. Spesielt i flomåret 2023 var tilførsel av nitrogen fra overløpet stor, sammenlignet med Lysakerelva (75%). Utslippspunktet fungerer bra som en sikkerhetsventil i flomsituasjoner, men plasseringen er ikke optimal, og det bør vurderes og legge overløpsrøret dypere.

Den kjemiske tilstanden i vannforekomsten Oslofjorden er dårlig, og det er flere miljøgifter som er over sine klassegrenser. Veas har betydelige utslipp av seks av tungmetallene som er klassifisert som dårlig tilstand i resipienten (for 2021-2023): Sink 1607 kg/år, Kobber 397 kg/år, Bly 59,9 kg/år, Arsen 48,1 kg/år, Kadmium 2,9 kg/år, Kvikksølv 0,3 kg/år. Utslippet til Veas vil derfor påvirke vannforekomstenes mulighet til å oppnå god kjemisk, men dette vil ikke påvirke vurdering av utslippspunktenes egnethet.

Overløpet som går til Bislettbekken går ut i fjorden helt øst innerst i Pipervika i et område hvor det er 2-3 m vanndyp. I perioden 1. januar 2015 til 30. juni 2024 (3469 dager) gikk det vann ut i dette overløpet kun i 17 av dagene. Til sammen har 199 000 m³ med vann gått i dette overløpet i denne tiårs perioden. Dette utslippspunktet vurderes til å egne seg godt for de vannmengdene som går i dette overløpet.

5.3 Forslag til overvåkning

Fagrådet for avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord har overvåkning av vannkvalitet i overflatelaget på 12 stasjoner (se Figur 4). Den nærmeste stasjonen med vannprøver i forhold til Veas er Dk1 som ligger på andre siden av Vestfjorden. På Dk1 måles det også næringssalter i dypvannet gjennom året. Dette gjøres også på stasjon Ep1 i Bunnefjorden og Im2 utenfor Drøbak. Utslipet til Veas vil påvirke konsentrasjonen nedover i dypet, og det anbefales at det igjennom en periode på tre år tas vannprøver i dypet på stasjon Ej1 parallelt med pågående vannprøvetakning. På den måten kan det dokumenteres hvordan Veas påvirker konsentrasjonen av næringssalter i hele vannsøylen.

6 Referanser

- Berge, J. A., Amundsen, R., Bratrud, T., Bølling, N., Erdahl, E., Gitmark, J., Gundersen, H., Hinchcliffe, C., Holth, T. F., Haande, S., Hylland, K., Johnsen, T. M., Kroglund, T., Ledang, A. B., Norli, M. Lømsland, E. R., Staalstrøm, A., Wisbech, C., Wolf, R. (2014) Overvåkning av Indre Oslofjord i 2013 – Vedleggsrapport, NIVA-rapport 6698-2014, 131 sider. <http://hdl.handle.net/11250/197354>
- Bergstøl, P. O., Feldborg, D. & Olsoen, J. G. (1981) Indre Oslofjord. Forurensningstilførsler 1920-1980. Tilførsel av fosfor. NIVA rapport 1325-1981. 130 sider. <http://hdl.handle.net/11250/203006>
- Bjerkeng, B. (1994a) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 1: Praktisk utprøving på indre Oslofjord. NIVA rapport 3112-1994. 96 sider. <http://hdl.handle.net/11250/207884>
- Bjerkeng, B. (1994b) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 2: Faglig beskrivelse av innholdet i modellen. NIVA rapport 3113-1994. 134 sider. <http://hdl.handle.net/11250/207887>
- Bjerkeng, B. (1994c) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 3: EDB-teknisk beskrivelse og praktisk brukerveiledning. NIVA rapport 3114-1994. 107 sider. <http://hdl.handle.net/11250/207890>
- Bjerkeng, B. (1994d) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 4: Fysiske prosesser. Litteraturstudium og dataanalyse. NIVA rapport 3115-1994. 107 sider. <http://hdl.handle.net/11250/207893>
- Bjerkeng, B. (1994e) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 5: Fytoplankton-prosesser – et litteraturstudium. NIVA rapport 3116-1994. 165 sider. <http://hdl.handle.net/11250/207896>
- Bjerkeng, B. (1994f) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 6: Filtrering og vekst hos blåskjell som funksjon av miljøforhold. NIVA rapport 3117-1994. 78 sider. <http://hdl.handle.net/11250/207899>
- Bjerkeng, B. & Magnusson, J. (2013) Vurdering av tiltak for reduserte overløp til Lysakerfjorden ved utvidelse av VEAS. NIVA rapport 6490-2013. 37 sider. <http://hdl.handle.net/11250/216280>
- Dalsøren, S. & Lundsør, E. (2022) Veas – Modellering og vurdering av utslippsscenarioer 2030. Norconsult rapport 52203276, versjon E05, 30 sider. https://veas.nu/uploads/2024/08/78.000-22-301-Rapport_fire-utslippsscenarioer_E05.pdf
- Dolven, J. K. & Alve, E. (2010) Naturtilstanden i indre Oslofjord. Rapport fra UiO, Institutt for Geofag, <http://www.indre-oslofjord.no/uploads/natur-106.pdf>
- Frigstad, H., Wallhead, P., Staalstrøm, A., Jackson-Blake, L., Kvile, K. Ø., Norling, M., Rinde, E., Sample, J., Yakushev, E. & Simonsen, M. (2024) Modellering av Oslofjorden – Nødvendig reduksjon av tilførsel for å nå miljømål. NIVA-rapport, Miljødirektoratet. Ikke publisert.
- Lee, J. H. W., and Chu, V. H. (2003). Turbulent Jets and Plumes - A Lagrangian Approach. Boston, MA: Springer US. <https://doi.org/10.1007/978-1-4615-0407-8>.
- 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. <https://hdl.handle.net/11250/2760220>

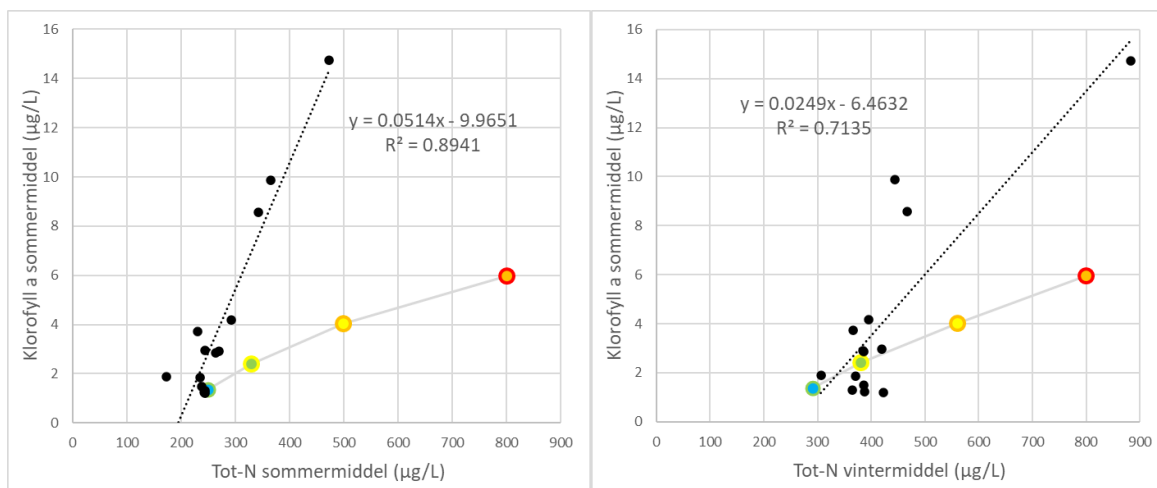
- Rinde, E., Gitmark, J. K., Kile, M. R., Moy, S. R., Fagerli, C. W. & Bekkby, T. (2024) Hva er lurv? Er all lurv indikator for dårlig økologisk tilstand? NIVA-rapport 7968-2024.
<https://hdl.handle.net/11250/3145793>
- Staalstrøm, A., Tjomsland, T., Tryland, I. & Kempa, M. (2014) Vurdering av VEAS sitt dykkede overløp av avløpsvann i Lysakerfjorden. NIVA-rapport 6490-2014. 62 sider.
<http://hdl.handle.net/11250/274098>
- Staalstrøm, A. (2017) Vurdering av effekter på vannkvaliteten ved endret utslipp i Bunnefjorden og Bekkelagsbassenget. NIVA rapport 7192-2017. 36 sider. <http://hdl.handle.net/11250/2480178>
- Staalstrøm, A. & Yakushev, E. (2019) Vurdering av mulige tiltak for å bedre vannkvaliteten i Hunnebu. NIVA rapport 7451-2020. 85 sider. <http://hdl.handle.net/11250/2637089>
- Staalstrøm, A. (2020) Modellering av miljøtilstanden i indre Oslofjord sett i lys av utslippstillatelser og befolkningsutvikling. NIVA rapport 7493-2020. 118 sider.
<https://hdl.handle.net/11250/2653243>
- Staalstrøm, A., Engesmo, A., Andersen, G. S. & Hjermann, D. Ø. (2020) Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord. Årsrapport 2019. NIVA-rapport 7515-2020. 91 sider.
<https://hdl.handle.net/11250/2660255>
- Staalstrøm, A., Jackson-Blake, L. A., Norling, M. D., Kvile, K. Ø., Sample, J. E., Frigstad, H. & Wallhead, P. (2022). Forprosjekt for modellering av Oslofjorden – vurdering av aktuelle modeller. (NIVA-rapport 7803-2022). Norsk institutt for vannforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3044191>
- Staalstrøm (2022) Vurdering av renseanlegg i Oslo- og Drammensfjorden. Delrapport 1: Modellering av Drammensfjorden. NIVA-rapport 7780-2023. <https://hdl.handle.net/11250/3031268>
- Staalstrøm (2023) Vurdering av renseanlegg i Oslo- og Drammensfjorden. Delrapport 2: Modellering av Oslofjorden. NIVA-rapport 7841-2023. <https://hdl.handle.net/11250/3062151>
- Sævik, P. N., (2023). Effluent: A Python package for modelling effluent discharge. Journal of Open Source Software, 8(89), <https://doi.org/10.21105/joss.05554>
- Thorsnæs, G. (2019). Oslo. Store norske leksikon. Lest 14. oktober 2024. <https://snl.no/Oslo>.
- Valestrand, L., Staalstrøm, A., Saesin, P., Jørgensen, S., Sperre, K. H., Engesmo, A., Harvey, T., Sørensen, K., Kistenich, S. & Gundersen, H. (2024) Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord. Årsrapport 2023. NIVA-rapport 7990-2024.
<https://hdl.handle.net/11250/3155366>
- Walday, M. G., Borgersen, G., Gitmark, J. K., Engesmo, A., Staalstrøm, A., Gran, S., & Eikrem, W. (2023). Revisjon av kystvannsdelen av veileder 02: 2018. NIVA-rapport 7856-2023.
<https://hdl.handle.net/11250/3066354>
- Yakushev E., Wallhead P., Renault P., Ilinskaya A., Protsenko E., Yakubov Sh., Pakhomova S. Sweetman A., Dunlop K., Berezina A., Bellerby R. & Dale T. (2020) Understanding the Biogeochemical Impacts of Fish Farms using a Benthic-Pelagic Model. Water, 2020, 12, 2384,
<https://www.mdpi.com/2073-4441/12/9/2384>

Vedlegg A: Sammenheng mellom næringssalter og planteplankton i Indre Oslofjord

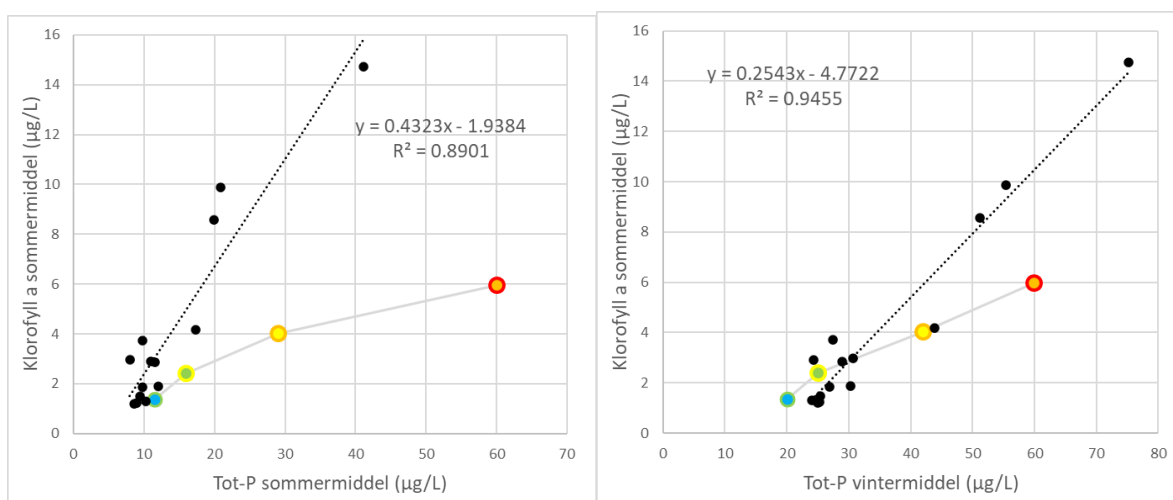
Når økologisk tilstand i kystvannet skal klassifiseres etter Veileder 02:2018, benyttes planteplankton som et biologisk kvalitetselement sammen med makroalger, ålegras og bløtbunnsfauna. Det er vanskelig å etablere en dose-respons sammenheng mellom næringssalter og planteplankton basert på data som vi har fra norskekysten. Indre Oslofjord er et område som skiller seg ut i så måte, siden det har vært samlet inn data over lang tid hvor det har vært svært stor endring i tilførsel og økologisk tilstand. Figur 27 til Figur 32 viser sammenheng mellom forskjellige næringssalter og klorofyll.

Tabell 11. Klassifiserte data fra Indre Oslofjord.

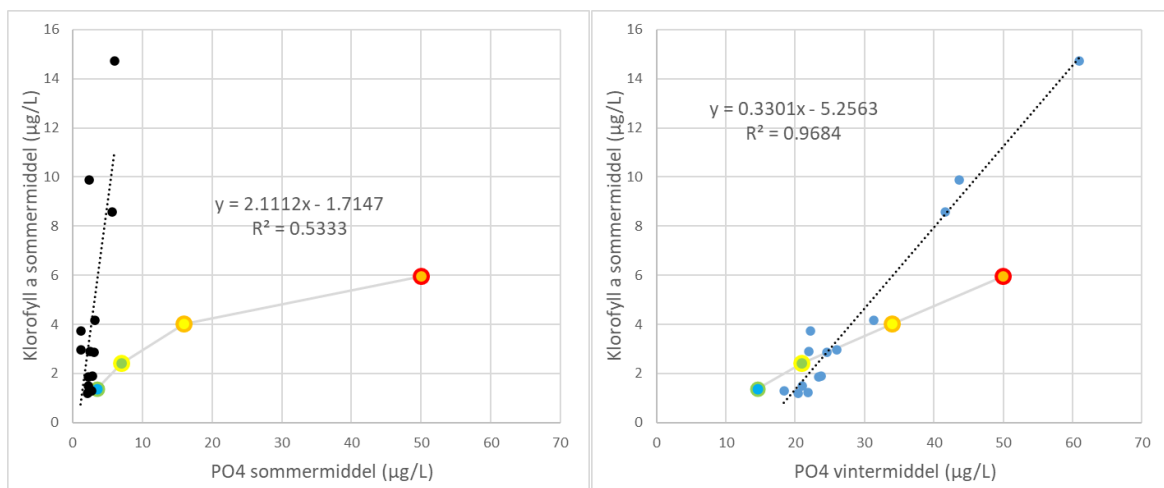
Stasjon	Periode	Klf a (feb-okt)	Klf a (jun-aug)	Sikt (jun-aug)	TP (jun-aug)	PO4 (jun-aug)	TN (jun-aug)	NOx (jun-aug)	NH4 (jun-aug)	DIN (jun-aug)	TP (des-feb)	PO4 (des-feb)	TN (des-feb)	NOx (des-feb)	NH4 (des-feb)	DIN (des-feb)
Ep1	1977-1978	23.7	8.6	4.1	19.9	5.6	342.5	19.0	27.0	46.0	51.2	41.6	467.0	256.0	80.0	336.0
Ap2	1977-1978	25.7	14.7	2.7	41.2	6.0	473.3	10.8	60.0	70.8	75.3	61.0	883.5	242.5	266.3	508.8
Bn1	1977-1978	28.8	9.9	3.4	20.9	2.4	365.9	12.3	28.6	40.9	55.4	43.6	444.0	220.0	106.0	326.0
Dk1	1977-1978	15.5	4.2	4.5	17.3	3.2	293.1	13.1	29.6	42.7	43.9	31.3	395.8	199.2	80.0	279.2
Dk1	1999-2001	10.6	3.7		9.8	1.2	230.8	25.5	5.8	31.3	27.5	22.3	366.3	228.8	20.3	249.0
Bn1	1999-2001	23.2	3.0		8.0	1.2	244.0	33.0	6.2	39.2	30.8	26.0	420.0	261.3	29.0	290.3
Bl4	2021-2023	4.7	2.9	4.4	11.0	2.5	269.5	17.9	12.6	30.5	24.3	22.0	385.0	195.0	21.3	216.3
Ep1	2021-2023	3.3	1.2	5.7	8.6	2.1	244.5	13.2	11.5	24.7	25.0	20.4	422.2	253.3	9.0	262.3
Aq3	2021-2023	5.0	2.9	3.9	11.6	3.0	263.8	16.9	13.2	30.1	28.9	24.6	386.7	210.6	11.5	222.1
Cj1	2021-2023	4.7	1.9	5.8	12.0	2.8	173.3	18.7	10.9	29.6	30.3	23.7	306.7	215.0	6.3	221.3
Dk1	2021-2023	3.5	1.3	7.1	10.3	2.7	244.1	9.0	12.9	21.9	24.0	18.4	365.0	195.0	6.7	201.7
Bn1	2021-2023	3.3	1.2	5.9	9.0	2.2	242.3	8.3	12.5	20.8	25.2	21.8	386.9	205.0	9.0	214.0
Ap2	2021-2023	4.3	1.9	4.2	9.8	2.2	234.5	8.6	11.3	19.9	26.9	23.4	371.1	200.0	31.1	231.1
Cq1	2021-2023	4.2	1.5	5.2	9.4	2.2	238.5	8.5	11.1	19.6	25.4	21.0	385.6	215.6	9.2	224.8



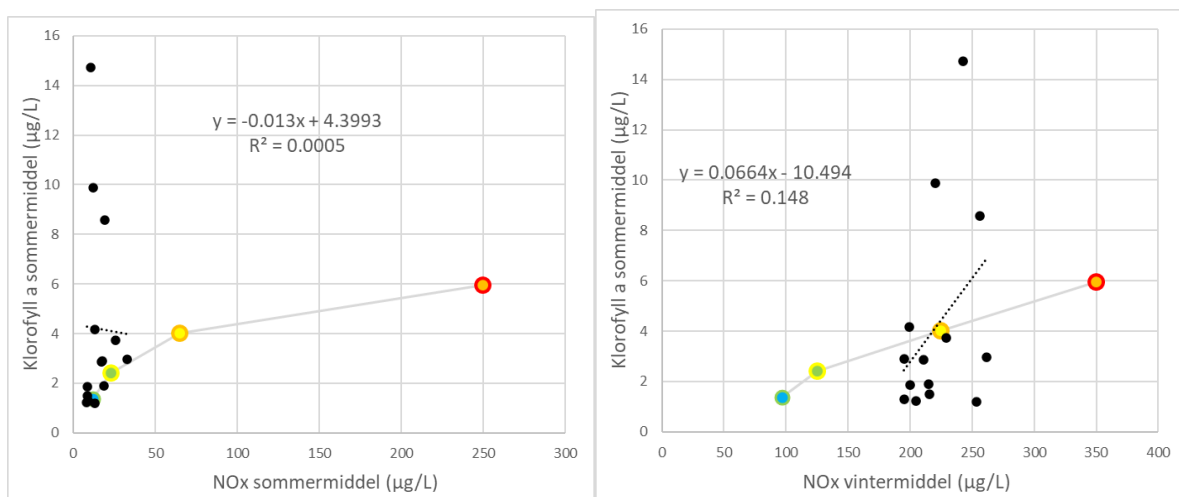
Figur 27: Sammenheng mellom Tot-N og klorofyll i Indre Oslofjord. De svarte punktene er middelverdier fra forskjellige år og stasjoner i Indre Oslofjord (se Tabell 11). De fargede punktene er sammenhengen mellom grenseverdi for støtteparameter og klorofyll. Til venstre vises sommermiddel for støtteparameter og til høyre vintermiddel. Det er benyttet sommermiddel for klorofyll på y-aksen.



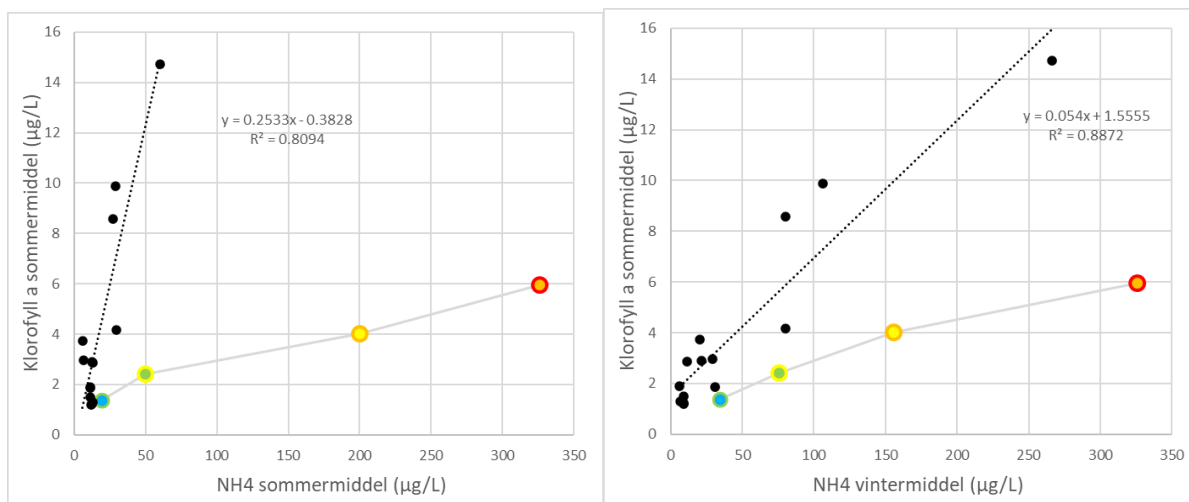
Figur 28: Sammenheng mellom Tot-P og klorofyll i Indre Oslofjord. De svarte punktene er middelverdier fra forskjellige år og stasjoner i Indre Oslofjord (se Tabell 11). De fargede punktene er sammenhengen mellom grenseverdi for støtteparameter og klorofyll. Til venstre vises sommermiddel for støtteparameter og til høyre vintermiddel. Det er benyttet sommermiddel for klorofyll på y-aksen.



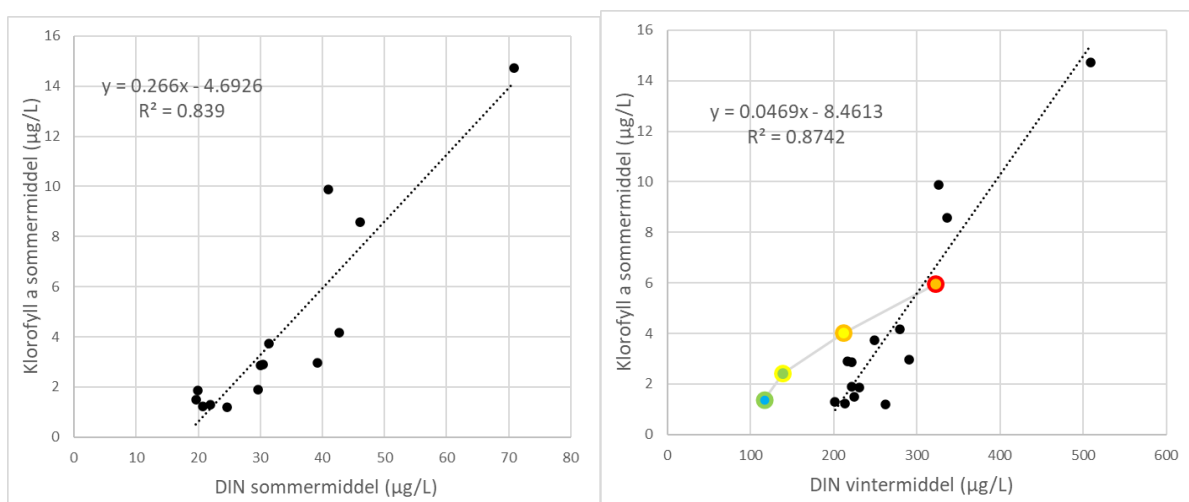
Figur 29: Sammenheng mellom fosfat (PO_4) og klorofyll i Indre Oslofjord. De svarte punktene er middelerverdier fra forskjellige år og stasjoner i Indre Oslofjord (se Tabell 11). De fargede punktene er sammenhengningen mellom grenseverdi for støtteparameter og klorofyll. Til venstre vises sommermiddel for støtteparameter og til høyre vintermiddel. Det er benyttet sommermiddel for klorofyll på y-aksen.



Figur 30: Sammenheng mellom nitrat og nitritt (NO_x) og klorofyll i Indre Oslofjord. De svarte punktene er middelerverdier fra forskjellige år og stasjoner i Indre Oslofjord (se Tabell 11). De fargede punktene er sammenhengningen mellom grenseverdi for støtteparameter og klorofyll. Til venstre vises sommermiddel for støtteparameter og til høyre vintermiddel. Det er benyttet sommermiddel for klorofyll på y-aksen.

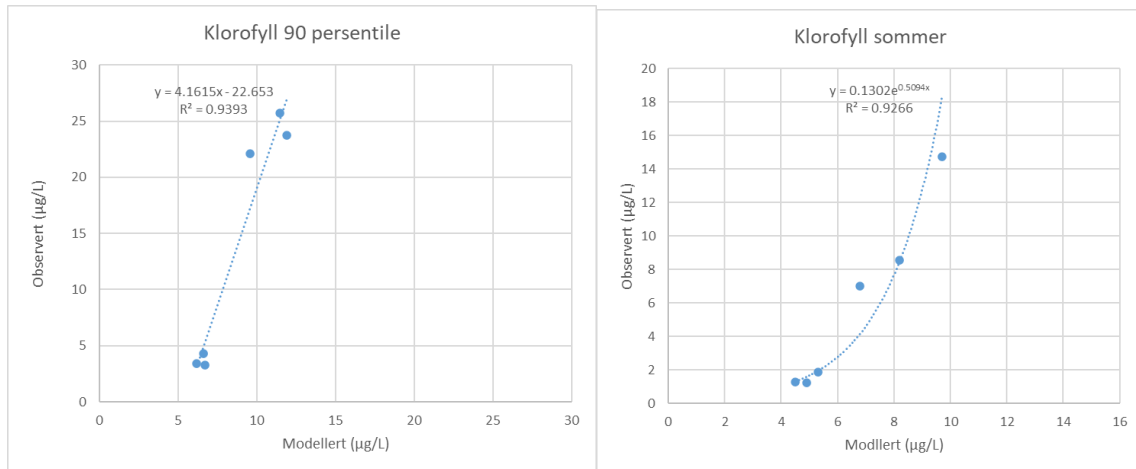


Figur 31: Sammenheng mellom ammonium (NH_4) og klorofyll i Indre Oslofjord. De svarte punktene er middelerverdier fra forskjellige år og stasjoner i Indre Oslofjord (se Tabell 11). De fargede punktene er sammenhengene mellom grenseverdi for støtteparameter og klorofyll. Til venstre vises sommermiddel for støtteparameter og til høyre vintermiddel. Det er benyttet sommermiddel for klorofyll på y-aksen.

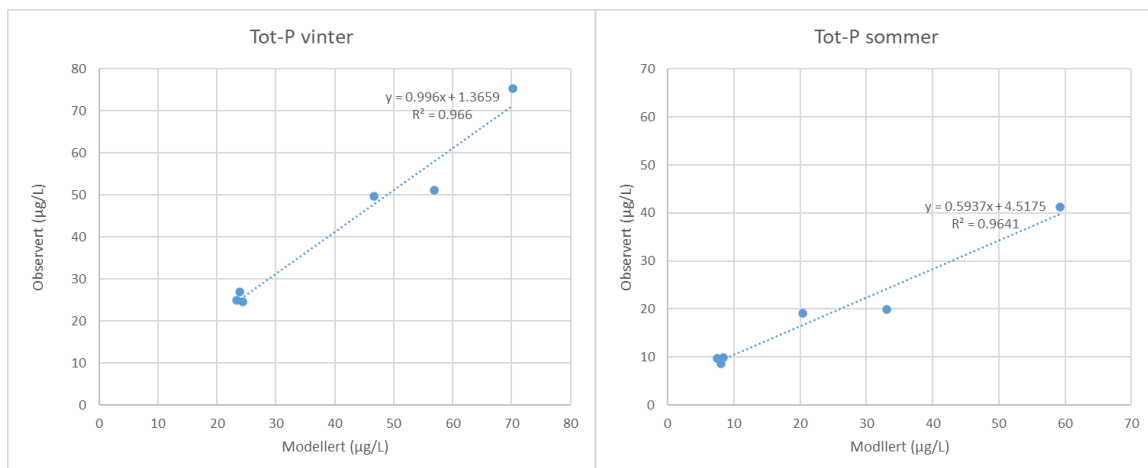


Figur 32: Sammenheng mellom løst uorganisk nitrogen (DIN) og klorofyll i Indre Oslofjord. De svarte punktene er middelerverdier fra forskjellige år og stasjoner i Indre Oslofjord (se Tabell 11). Til venstre vises sommermiddel for støtteparameter og til høyre vintermiddel. Det er benyttet sommermiddel for klorofyll på y-aksen. De fargede punktene i høyre plott er sammenhengene mellom grenseverdi for støtteparameter og klorofyll. Grenseverdiene for DIN er fra HVMFS 2019:25 Tabell 2.3, for vanntype 2 og saltholdighet 20 psu.

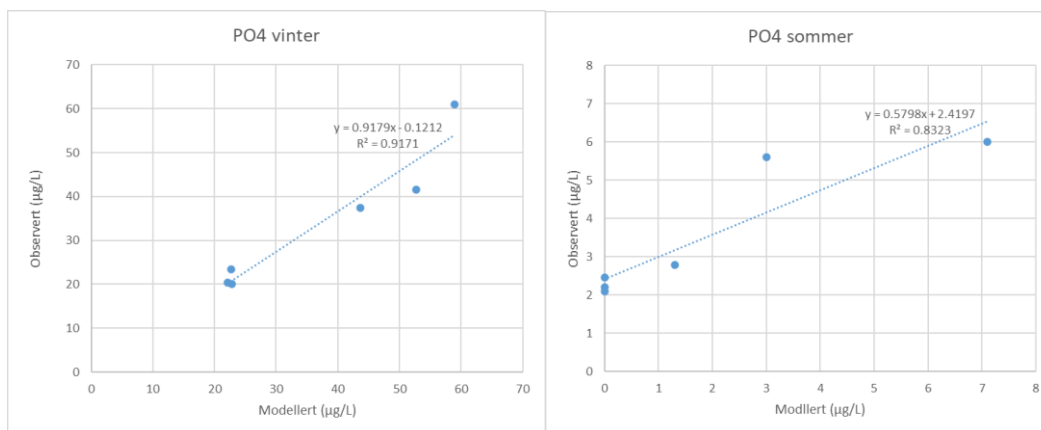
Vedlegg B: Sammenligning mellom modellerte og observerte verdier



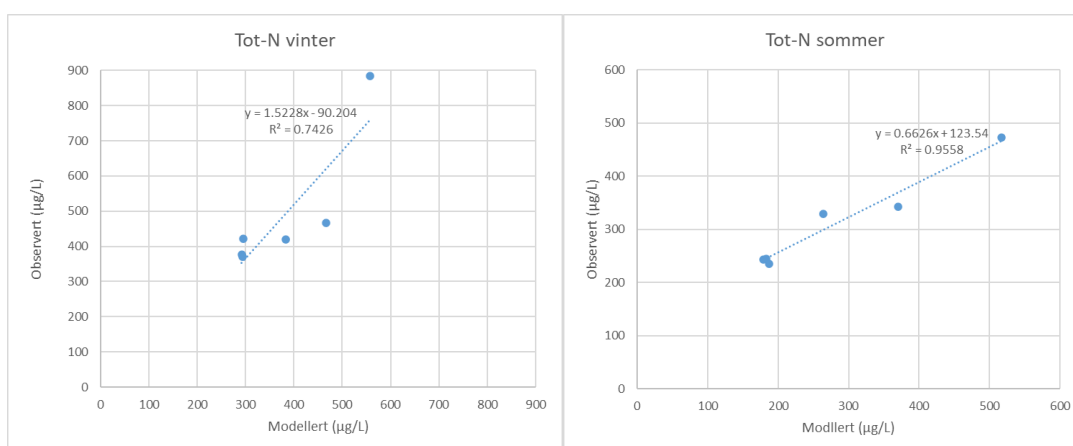
Figur 33: Sammenligning av modellert og observert klorofyll i Indre Oslofjord. Til venstre vises 90 persentilen for vekstsesongen og til høyre vises sommermiddel.



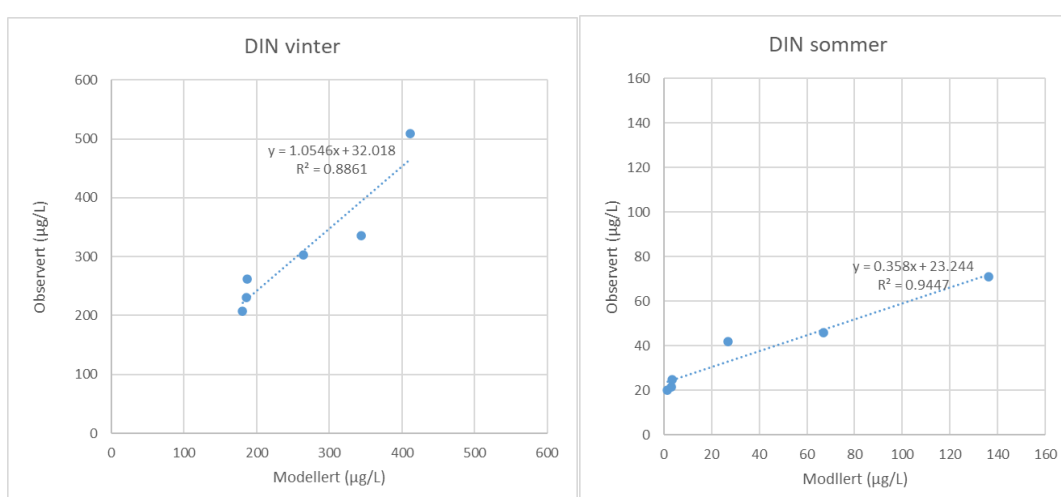
Figur 34: Sammenligning av modellert og observert totalt fosfor i Indre Oslofjord. Til venstre vises vintermiddel og til høyre vises sommermiddel.



Figur 35: Sammenligning av modellert og observert fosfat i Indre Oslofjord. Til venstre vises vintermiddel og til høyre vises sommermiddel.



Figur 36: Sammenligning av modellert og observert totalt nitrogen i Indre Oslofjord. Til venstre vises vintermiddel og til høyre vises sommermiddel.



Figur 37: Sammenligning av modellert og observert løst uorganisk nitrogen ($\text{DIN} = \text{NO}_3 + \text{NO}_2 + \text{NH}_4$) i Indre Oslofjord. Til venstre vises vintermiddel og til høyre vises sommermiddel.



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 ressurssspørsmål. 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.