

Forprosjekt for modellering av Oslofjorden – vurdering av aktuelle modeller



HovedkontorØkernveien 94
0579 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00**NIVA Region Sør**Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00**NIVA Region Innlandet**Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00**NIVA Region Vest**Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00**NIVA Danmark**Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33Internett: www.niva.no

Tittel Forprosjekt for modellering av Oslofjorden – vurdering av aktuelle modeller	Løpenummer 7803-2022	Dato 20.12.2022
Forfatter(e) André Staalstrøm, Phillip Wallhead, Leah Jackson-Blake, Magnus Norling, Kristina Ø. Kvile, James Edward Sample og Helene Frigstad	Fagområde Hydrologi og oseanografi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oslofjorden	Sider 53

Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet	Kontaktperson hos oppdragsgiver Ingrid Bysveen
Oppdragsgivers utgivelse: M-2446 2023	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 220176

Sammendrag Denne rapporten gir en vurdering av aktuelle modeller og anbefalinger for å utføre en modellering av Oslofjorden.

Fire emneord 1. Modellering 2. Vannforskriften 3. Biologiske kvalitetsindikatorer 4. Oslofjorden	Four keywords 1. Modelling 2. Water Framework Directive 3. Biological Quality indicators 4. Oslofjord
--	---

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

Helene Frigstad
Prosjektleder*Andrew King*
ForskningslederISBN 978-82-577-7539-1
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

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

**Forprosjekt for modellering av Oslofjorden –
vurdering av aktuelle modeller**

Forord

Dette prosjektet ble gjort av NIVA på oppdrag fra Miljødirektoratet i perioden fra august til desember 2022.

Vi takker Ingrid Bysveen og Jon Lasse Bratli for diskusjoner og godt samarbeid underveis i prosjektet.

Vi takker også Camilla W. Fagerli, Hilde C. Trannum og Lars-Johan Naustvoll for innspill til stasjoner med lange tidsserier i Oslofjorden.

Grimstad, 20. desember 2022

Helene Frigstad

Innholdsfortegnelse

1	Introduksjon.....	7
2	Innføring i ulike tilnæringer til modellering	8
2.1	Tilførslene fra nedbørfeltet.....	8
2.1.1	Estimat basert på målte konsentrasjoner i tilførslene.....	8
2.1.2	Romlig oppløsning	9
2.1.3	Tidsmessig oppløsning	9
2.1.4	Prosessrepresentasjon	10
2.2	Fysiske og biologiske modeller for fjorden	11
2.2.1	Fysiske modeller for fjorden	11
2.2.2	Biologiske modeller for fjorden	15
2.3	Modell for lurv.....	20
2.4	Statistisk modellering av kvalitetselementer	23
3	Beskrivelse av de ulike modellene og anvendelse i Oslofjorden.....	26
3.1	Tilførsler fra land	27
3.1.1	Statistiske metoder basert på historiske data	28
3.1.2	TEOTIL	28
3.1.3	SimplyCNP og Mobius	29
3.2	NIVA fjordmodell.....	32
3.2.1	Inndeling av fjorden i bassenger	33
3.2.2	Utvexling mellom bassengene	35
3.2.3	Beregning av oksygenforhold	35
3.2.4	Sammenligning mellom DHI modell og NIVA fjordmodell.....	38
3.3	ROMS-ERSEM (MARTINI-800)	41
4	NIVAs anbefalinger for modellering av Oslofjorden	47
4.1	Anbefalinger for ulike kombinasjoner av modeller.....	47
4.2	Generelle anbefalinger.....	50
	Referanser	51

Sammendrag

I forbindelse med «Helhetlig plan for Oslofjorden» og arbeidet for å bedre den økologiske tilstanden i Oslofjorden, har Miljødirektoratet bedt om en oversikt over aktuelle modeller som kan støtte dette arbeidet. Miljødirektoratet ønsker å utforske scenarier for reduksjoner i tilførsler (næringsstoffer, organisk materiale, partikler) fra land og undersøke effektene på den økologiske tilstanden i Oslofjorden. Denne rapporten er et forprosjekt hvor vi gir en vurdering av aktuelle modeller og eventuelle tilpasninger som må gjøres for å utføre en modellering av Oslofjorden. Følgende modeller vil inngå i vurderingene i denne rapporten: 1) Modeller for å beregne tilførsler fra nedbørfeltet, 2) NIVA fjordmodell, og 3) MARTINI modellen. Deretter gir vi anbefalinger for hvordan modellene kan kombineres for å nå hovedmålene fastsatt av Miljødirektoratet.

Et første skritt i å fastsette mål for reduksjoner i tilførsler til Oslofjorden er å identifisere nåværende og historiske elvetilførsler. Dette er nødvendig for å gi et realistisk utgangspunkt som fremtidige endringer kan vurderes mot og som inngangsdata for kystmodellene. Årlige estimater for tilførsler fra land kan bestemmes ved hjelp av statistiske metoder og TEOTIL modellen. Kystmodeller krever imidlertid daglige estimater for konsentrasjoner av tilførsler fra land for et bredt utvalg av kjemiske variabler, noe som betyr at ytterligere modellering er nødvendig. Her beskriver vi to mulige tilnærminger: (1) bruke statistiske sammenhenger/interpolering av overvåkningsdata for å estimere historiske daglige tilførsler fra elver (som anvendt i NFR MARTINI-prosjektet). For å fastsette mål for nødvendige reduksjoner i tilførsler til Oslofjorden, kan man deretter kjøre ulike sensitivitetsstudier med kystmodellene (basert på interpolerte elvedata, eks. prosentvise reduksjoner på 100, 75, 50, 25%), som deretter kan knyttes til scenarier på land ved bruk av TEOTIL; (2) en prosessbasert nedbørfeltmodell, f.eks. ved å bruke SimplyCNP-easyLake-modellene implementert i NIVAs Mobius-modellbyggingsrammeverk. Vi gjennomgår fordelene og begrensningene ved begge tilnærmingene og anbefaler tilnærming 1 kombinert med prosessbasert modellering av nedbørfelt i utvalgte områder (f.eks. Drammenselva).

Kystmodellene brukes til å undersøke effektene av reduksjoner i tilførsler fra land på den økologiske tilstanden i Oslofjorden. Her beskriver vi to forskjellige tilnærminger: 1) en 'boksmodell' bestående av flere sammenkoblede bassenger delt inn i vertikale lag, her eksemplifisert ved NIVA Fjordmodell, og 2) en fullstendig 3D-modell der regionen er delt inn i mindre enheter (800 m), her eksemplifisert ved MARTINI800-modellen. Vi beskriver fordeler og begrensninger med de to ulike tilnærmingene, og gir et sammendrag av validering av modellene mot overvåkingsobservasjoner og mot hverandre. På dette grunnlaget anbefaler vi en kombinert tilnærming som drar nytte av styrkene i begge modellene for å vurdere den biogeokjemiske effekten av reduksjon i tilførsler fra land og tiltak i nedbørfeltene. I tillegg, anbefaler vi statistisk og mekanistisk modellutvikling for å adressere påvirkning på andre biologiske kvalitetselementer og vekst av trådalger («lurv»).

Summary

Title: Pre-project for modelling of the Oslofjord – assessment of relevant models

Year: 2022

Author(s): André Staalstrøm, Phillip Wallhead, Leah Jackson-Blake, Magnus Norling, Kristina Ø. Kvile, James Edward Sample og Helene Frigstad

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7539-1

In connection with the ongoing work with the “Helhetlig plan for Oslofjorden” and to improve the ecological condition of the Oslofjord, the Norwegian Environment Agency has requested an overview of relevant models to help guide this work. The main aim is to explore scenarios for reduction in inputs (nutrients, organic matter, particles) from land and examine the effects on the ecological conditions in the Oslofjord, with the ultimate aim of deriving nutrient load reduction targets for rivers draining to the Oslofjord. This report gives an overview of the different approaches which could be used to achieve this aim, including the following models: 1) Models to calculate inputs from land, 2) NIVA fjordmodel, 3) the MARTINI model. We discuss the applicability of these models and potential improvements. We then provide recommendations for the best combined modelling approaches for achieving the main aims as laid out by the Norwegian Environment Agency.

A first step in determining nutrient load reduction targets for the Oslofjord is identifying current and historic riverine inputs. These are needed to provide a reliable baseline against which future changes are evaluated and as input data for coastal models. Annual load estimates can be determined using statistical methods and the TEOTIL nutrient export coefficient model. TEOTIL can also be used to explore scenarios for achieving target reductions in nutrient loading. However, coastal models require daily river nutrient concentration estimates for a wide variety of chemical variables, meaning additional modelling is required. Here we describe two possible approaches: (1) use statistical relationships/interpolation of observed data to generate historic daily concentration data (as generated in the NFR MARTINI project). To determine nutrient load reduction targets for the Oslofjord, the coastal models would then need to be run with transformed versions of these time series (e.g. applying uniform percentage reductions), which could then be linked to scenarios on land using TEOTIL; (2) a process-based catchment modelling approach, e.g. using the SimplyCNP-easyLake models implemented in NIVA’s Mobius model building framework. We review the benefits and limitations of both approaches and recommend approach 1 combined with process-based catchment modelling in selected key catchments (e.g. Drammenselva).

Coastal models can be used to examine the impacts of load reduction scenarios on the ecological conditions in the Oslofjord. Here we describe two different coastal modelling approaches: 1) a ‘box-model’ consisting of multiple interconnected basins divided into vertical layers, here exemplified by NIVA Fjordmodel, and 2) a fully 3D model where the region is divided into numerous model grid cells, here exemplified by the MARTINI800 model. The two approaches and example models are described in detail and a summary of model validation against monitoring observations, including a comparison between the two models, is provided, as well as their respective benefits and limitations. On this basis we recommend a combined approach exploiting results from both models to assess biogeochemical impacts of load reduction and catchment management scenarios. We also recommend additional statistical/habitat and mechanistic model development to address impacts on other biological quality elements and growth of filamentous algae.

1 Introduksjon

I forbindelse med «Helhetlig plan for Oslofjorden» og arbeidet for å bedre den økologiske tilstanden i Oslofjorden, ønsker Miljødirektoratet å få gjennomført en modellering som viser hvordan ulike prosentvise endringer i belastningen fra næringsalter vil påvirke konsentrasjoner av næringsstoffer (og evt organisk stoff og partikler) i kystvannsforekomster, samt biologiske indikatorer i vannet. Modelleringen skal bruke tilførselsdata fra TEOTIL (eller tilsvarende) og skal inkludere effekter på flere biologiske kvalitetselement, inkludert indre del av fjorden.

Denne rapporten er et forprosjekt hvor formålet å gi vurdering av aktuelle modeller og eventuelle tilpasninger som må gjøres for å utføre en modellering av Oslofjorden. Følgende modeller vil inngå i vurderingene i forprosjektet: 1) Modeller for å beregne tilførsler fra nedbørfeltet, 2) NIVA fjordmodell, og 3) MARTINI modellen. Basert på leveransen av dette forprosjektet vil Miljødirektoratet velge ønsket modell for gjennomføringen av selve modelleringsprosjektet for Oslofjorden

For hver av de ulike modellene vil det beskrives hva som er de viktigste fordeler og ulemper knyttet til hovedformålet med oppdraget, som er å vurdere effekter i økologisk tilstand i Oslofjorden basert på ulike scenarier for reduksjon i tilførsler fra land. Det er imidlertid også viktig å ha med i vurderingen i hvilken grad modellene kan svare på Miljødirketoratets andre spesifikasjoner, slik som modellens evne til å gi informasjon om støtteparametere (inkludert organisk materiale og partikler) og biologiske kvalitetselementer, eller i hvilken grad modellresultatene kan brukes til å beregne disse. Det er noen fundamentale forskjeller mellom de ulike typene modeller som er beskrevet i dette forprosjektet, og dette er nærmere beskrevet i Kapittel 2.

2 Innføring i ulike tilnærminger til modellering

Dette kapitlet beskriver de ulike tilnærminger til modellering som refereres til i denne rapporten. Knyttet til hovedformålet med oppdraget, så fokuserer vi spesielt på to aspekter:

1. Hvordan endres tilførslene til fjorden når det gjøres tiltak i nedbørfeltet?
2. Hvilke effekter vil det være i fjorden om tilførselen endres?

Begrepet **statistisk modell** brukes hvis man har observasjoner som plottes opp som en funksjon av en variabel i et x-y koordinatsystem og tilpasser en kurve slik at den passer med datapunktene. Det er mulig å si noe om de to aspektene over med statistiske modeller, men dette krever observasjoner over tid som fanger opp ulike kilder til variasjon i dataene.

En helt annen tilnærming til modellering er det som ofte kalles **prosessmodeller** eller **bevaringsmodeller**. I disse modellene er det ligninger som beskriver hvordan forskjellige stoffer fraktes gjennom de økosystemene som beskrives, som kan være en elv, en innsjø eller en fjord, eller en kombinasjon av disse. Ligningene beskriver prosessene. Det er en fundamental egenskap ved disse modellene at de forskjellige stoffene (samt energien) er bevart. Det skal ikke dukke opp eller forsvinne hverken masse eller energi uten at dette kan gjøres rede for. Derfor kan modellene kalles bevaringsmodeller, selv om det vil variere i hvor stor grad modellene oppfyller dette kravet perfekt. Det er ingen krav om bevaring i statistiske modeller, men disse vil fange opp variabilitet i datasettet. Hvis denne variabiliteten skyldes prosesser som ikke er beskrevet, kan en statistisk modell gi en mer nøyaktig beskrivelse av en parameter enn en prosessbasert modell, gitt at det er tilstrekkelig datagrunnlag.

Her vil vi se på modeller som beskriver nedbørfeltet og fjorden hver for seg.

2.1 Tilførslene fra nedbørfeltet

Det er mange måter å estimere næringstilførsler fra land til fjord, alt i kompleksitet fra enkel ekstrapolering/interpolering av historiske observasjoner (statistisk modell), til full prosessbasert modellering med høy romlig og tidsmessig oppløsning (prosessmodell). Her beskriver vi hovedtrekkene ved ulike typer tilnærminger for tilførsel fra nedbørfeltet.

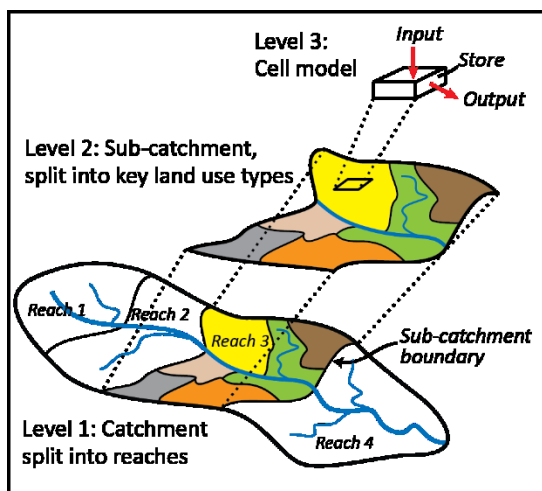
2.1.1 Estimat basert på målte konsentrasjoner i tilførslene

Man kan estimere daglige elvetilførsler ved å interpolere historiske observasjoner (som regel månedlige observasjoner) for å gi høyere tidsmessig oppløsning. Alternativt kan vi bruke enkle statistiske metoder for å generere tidsserier fra historiske observerte data. For eksempel, hvis det er en signifikant sammenheng mellom konsentrasjon av næringsstoffer i elven og vannføring, kan parameterne fra denne regresjonen brukes til å forutsi daglige næringskonsentrasjoner fra observasjoner av daglig vannføring.

2.1.2 Romlig oppløsning

Fullt distribuerte modeller forsøker å eksplisitt representere romlig variasjon, vanligvis som et rutenett av sammenkoblede celler eller elementer. Fullt distribuerte modeller er et godt valg for eksempel for å representere områdebaserte diffuse forurensningstiltak (f.eks. grasdekte kantsoner og fangdammer osv.) fordi fysiske egenskaper kan tildeles på celle-for-celle-basis. En ulempe med fullt distribuerte modeller er at de er beregningsintensive og har mange parametere, noe som betyr at de krever detaljerte inputdata. I de fleste applikasjoner er det ikke nok observerte data til å tildele egenskaper på celle-for-celle-basis, så i stedet grupperes celler i regioner eller enheter med lignende egenskaper. En naturlig utvidelse av denne tilnærmingen fører til **semidistribuerte modeller**, der det romlige domenet er delt opp i regioner med stort sett like egenskaper, ofte kalt hydrologiske responsenheter (HRUer). Semi-distribuerte modeller inkluderer kobling mellom tilstøtende HRUer (dvs. hvilke HRUer som er opp/nedstrøms for hverandre), men ellers representerer de ikke eksplisitt romlige forhold. Slike modeller er beregningsmessig raske sammenlignet med distribuerte alternativer fordi, for enhver sammenlignbar applikasjon, vil antallet HRUer være mindre sammenlignet med antall rutenettceller. Semidistribuerte modeller er imidlertid ikke i stand til å representere detaljert arealforvaltning på sub-HRU skalaen. Dette gjør dem egnet for å simulere storskala arealbruksendringer (som skogplanting eller konvertering til/fra jordbruk), men ikke for å representere romlig målrettede tiltak – som grasdekte kantsoner – som ikke i vesentlig grad påvirker de aggregerte egenskapene på HRU-nivå.

De fleste modeller som brukes til å simulere næringstilførsler i Fennoskandia er semi-distribuerte. TEOTIL modellen (se Seksjon 3.1), for eksempel, har regine-nedbørfelt (<https://www.nve.no/kart/kartdata/vassdragsdata/nedborfelt-regine/>) som HRUer, mens dynamiske nedbørfeltmodeller (som SimplyCNP, HYPE og INCA) pleier å bruke en kombinasjon av delnedbørfelt og arealbruk som HRUer (Figur 1).



Figur 1. Oppdelingen av nedbørfeltet i responsenheter (HRUer) i en semidistribuert nedbørfeltmodell.

2.1.3 Tidsmessig oppløsning

Et annet viktig aspekt ved modeller er tidsoppløsningen til resultatene (daglig, månedlig, årlig osv.), og hvordan de tidsmessige beregningene implementeres. **Likevektsmodeller** («steady state» modeller) bruker relativt enkle massebalansetilnæringer, der resultatet for hvert utgangstidssteg involverer en balanse som viser alle innganger og utganger (eller kilder og sluk) for hver romlig enhet. Slike modeller

simulerer systemets tilstand på diskrete tidspunkter, men tar ikke i betraktning hvordan systemet beveger seg fra en tilstand til en annen.

Derimot forsøker **dynamiske modeller** å eksplisitt representere tidsmessige prosesser, vanligvis som systemer med koblede differensialligninger. Disse modellene simulerer ikke bare tilstanden til systemet på angitte tidspunkter, men også hvordan systemet går fra en tilstand til en annen. Skillet mellom likevektsmodeller og dynamiske modeller er også nært knyttet til nivået av prosessrepresentasjon (se nedenfor), hvor likevektsmodeller har en tendens til å være mer enkle og empiriske, mens dynamiske modeller er mer «prosessbaserte».

2.1.4 Prosessrepresentasjon

De fleste tilnærminger til modellerings ligger et sted på et spektrum mellom «**empirisk/statistiske**» og «**prosessbaserte**». Modeller som har et rent empirisk utgangspunkt gjør få eller ingen *a priori* antagelser, men fanger opp strukturer og mønstre fra selve dataene. Foreløpig er slike modeller relativt sjeldne i miljøvitenskap, siden vi vanligvis ikke har nok data til å utlede systematferd direkte fra observasjoner alene. I den andre enden av skalaen er de rent prosessbaserte modeller der både modellstruktur og parameterverdier kan bestemmes ved direkte måling eller eksperiment. Disse rent prosessbaserte modellene er sjeldne utenfor et fysikklaboratorium, men det er likevel vanlig at nedbørfeltmodeller blir beskrevet som «prosessbaserte». Mange av parameterne i disse modellene vil imidlertid trenge kalibrering før bruk, og kalibrering er en iboende empirisk prosess. Generelt er det mer nøyaktig å beskrive slike modeller som «dynamiske» i stedet for «prosessbaserte». Empiriske modeller er vanligvis enklere, raskere og mindre detaljerte enn «prosessbaserte» alternativer. Generelt så vil det i enhver modelleringsapplikasjon være en avveining mellom detaljnivå/modellkompleksitet og krav til inputdata og robusthet på den andre siden. TEOTIL modellen er relativt empirisk, men inkluderer en del prosessrepresentasjon. Dynamiske modeller som SimplyCNP, HYPE og SWAT er mer prosess-baserte enn TEOTIL, men inkluderer fortsatt en del empirisk prosessrepresentasjon og trenger kalibrering. HYPE og SWAT inkluderer enda flere prosesser og parametere som trenger kalibrering enn SimplyCNP, som betyr at de trenger mer data (og tid) for å sette opp for ett nytt sted.

2.2 Fysiske og biologiske modeller for fjorden

For å svare på spørsmålet om hvilke effekter det vil være av å endre tilførselen til fjorden, så er det nødvendig å ha både en modell som beskriver sirkulasjonen i fjorden (fysikken) og en som beskriver biologien og kjemien i fjorden.

2.2.1 Fysiske modeller for fjorden

Fysikken kan beskrives på forskjellige måter. En måte er å dele bassengene i fjorden inn i bokser, hvor den vertikale variasjonen beskrives detaljert, men at en verdi beskriver tilstanden i hvert lag. Dette kan være en god tilnærming i fjorder, hvor de horisontale gradientene som regel er knyttet til overflatelaget. Denne typen modell kalles **boksmodell**. Transport mellom bassengene (boksene) i modellen beregnes fra horisontale gradienter mellom bassengene. I Figur 2 vises det skjematisk hvordan en fjord kan deles inn i bassenger. En boksmodell i fjorden tilsvarer en semi-distribuert modell i nedbørfeltet, og er relativt lite regnekrevende.

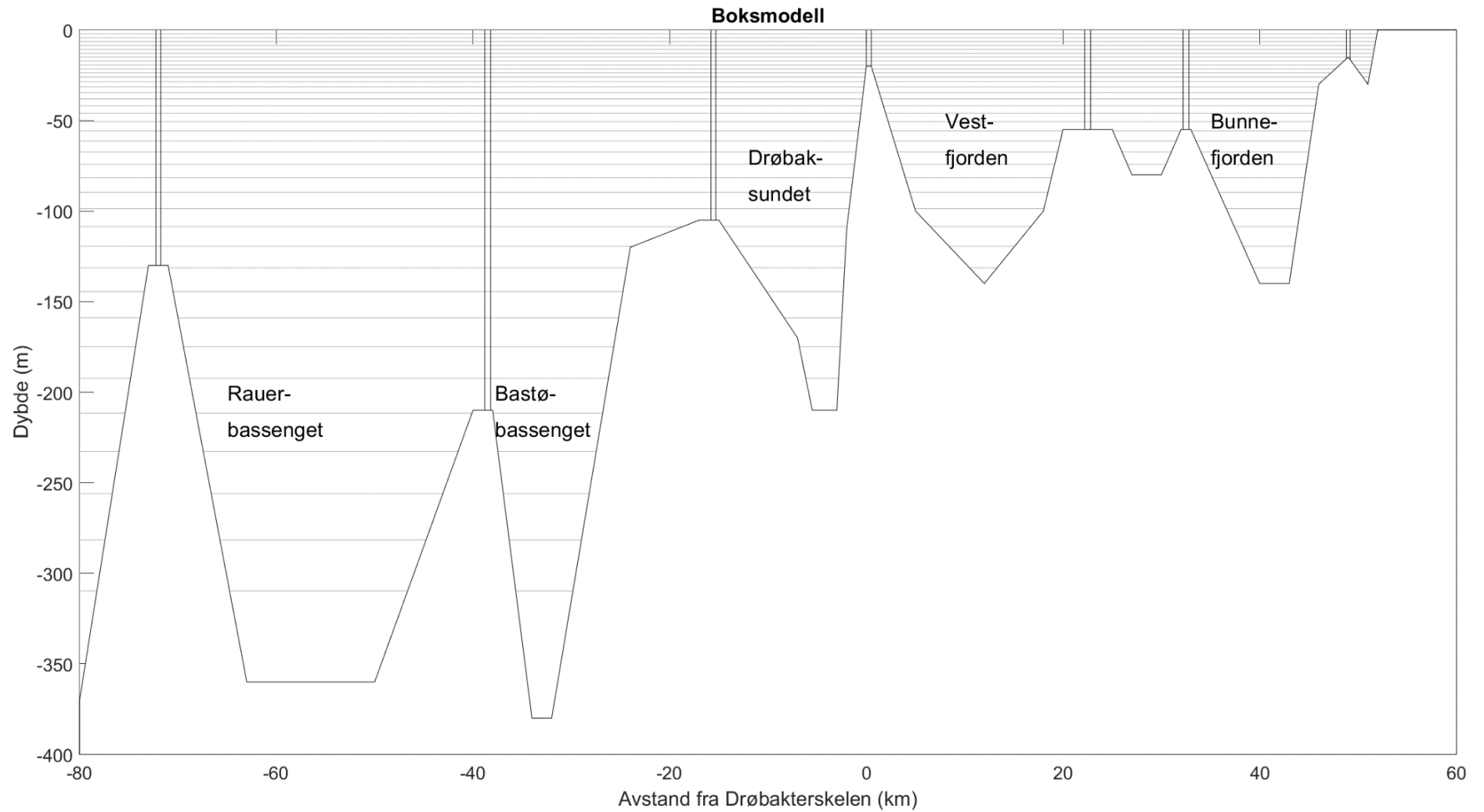
En alternativ måte å beskrive fysikken i en fjord, er å dele fjorden inn i mange ruter. Slik at både vertikale og horisontale gradienter beskrives av modellen. En slik type modell kalles en **3D-modell**, og vil tilsvare det som kalles fullt distribuerte modeller i nedbørfeltet. På samme måte som i nedbørfeltmodellene, er det betraktelig mer regnekrevende å bruke 3D-modeller, sammenlignet med boksmodeller. Kravet til regnekapasitet i en 3D-modell vil variere med horisontal oppløsning. Meteorologisk Institutt kjører operativt modellen Norkyst, som dekker hele norskekysten (Albretsen et al., 2011)¹. Denne har en horisontal oppløsning på 800m, som vil si at hver boks har en horisontal utstrekning på 800m x 800m. Denne modellen har terrengfølgende lag. Det betyr at hver boks eller modellcelle er delt inn i like mange lag som følger topografien. I Figur 3 er det vist hvordan dette vil se ut for samme fjord som i Figur 2. Det er også utviklet en fysisk modell med høyere horisontal oppløsning for Oslofjorden som kalles FjordOs (<https://fjordos.usn.no/>). Denne fysiske modellen bruker samme modellkode og modelloppsett og evaluering er beskrevet av Røed et al., 2016, Hjelmervik et al., 2016, 2017².

En 3D-modell kan også ha flate lag. Det betyr at hver modellcelle har et varierende antall lag som avhenger av dybden. I Figur 4 er det vist hvordan dette vil se ut for samme topografi som i Figur 2 og Figur 3. DHI-modellen som har blitt brukt for å modellere Grenlandsfjorden har slik bunntopografi (Erichsen, A. C. & Møhlensberg, F., 2019). Dette modellområdet dekker de tre bassengene Frierfjorden, Langesundsfjorden og Håøyafjorden, men i rapporten vises bare modellert hydrografi fra Frierfjorden. Modellresultatene er ikke åpent tilgjengelig så modellresultatene for de andre områdene kan ikke vurderes.

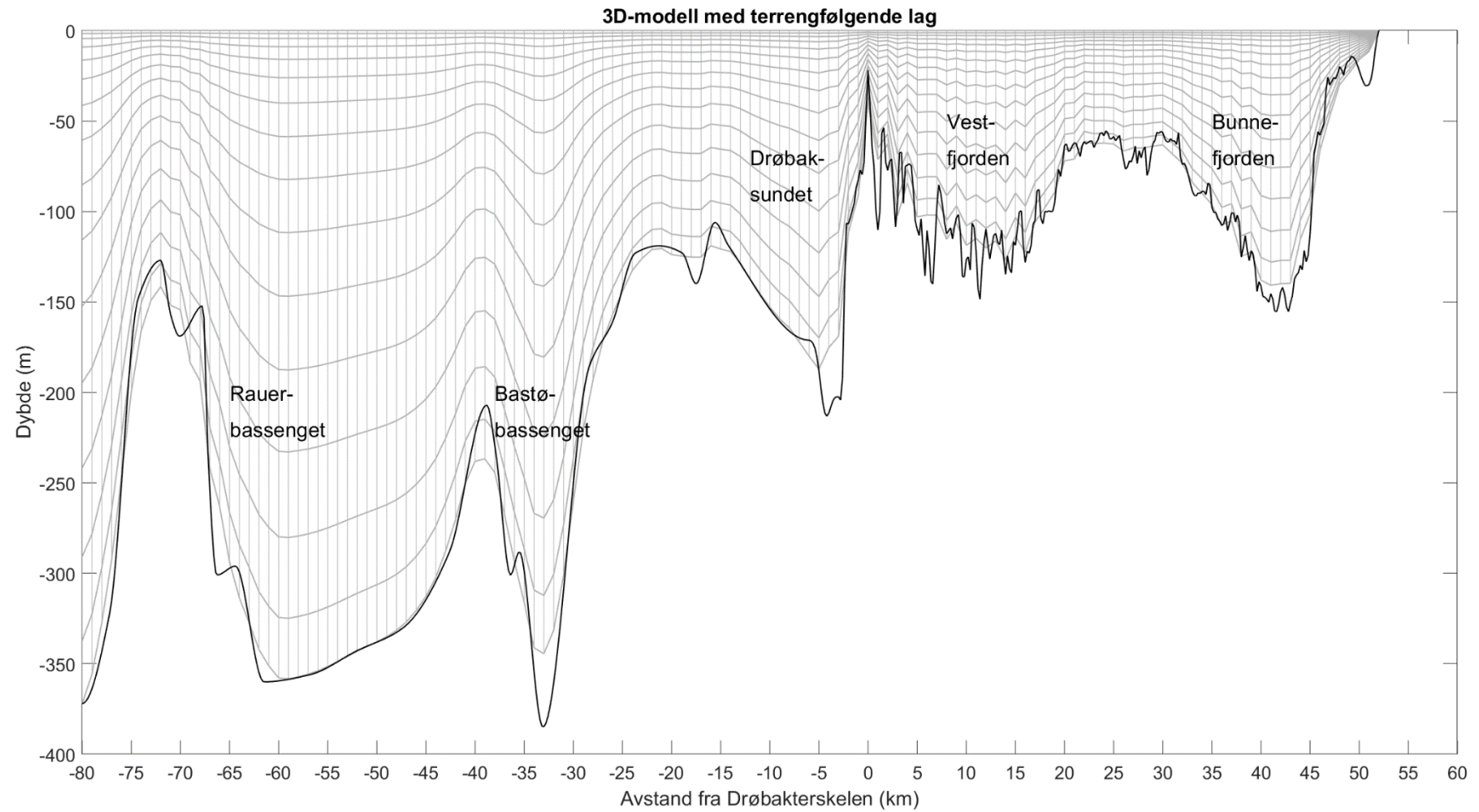
Uavhengig av hvilken modelltype som velges, vil enhver fjord/kystmodell kreve informasjon om tilførslene fra land.

¹ Modellresultater fra Norkyst800 er tilgjengelig her: <https://thredds.met.no/thredds/fou-hi/norkyst800v2.html>

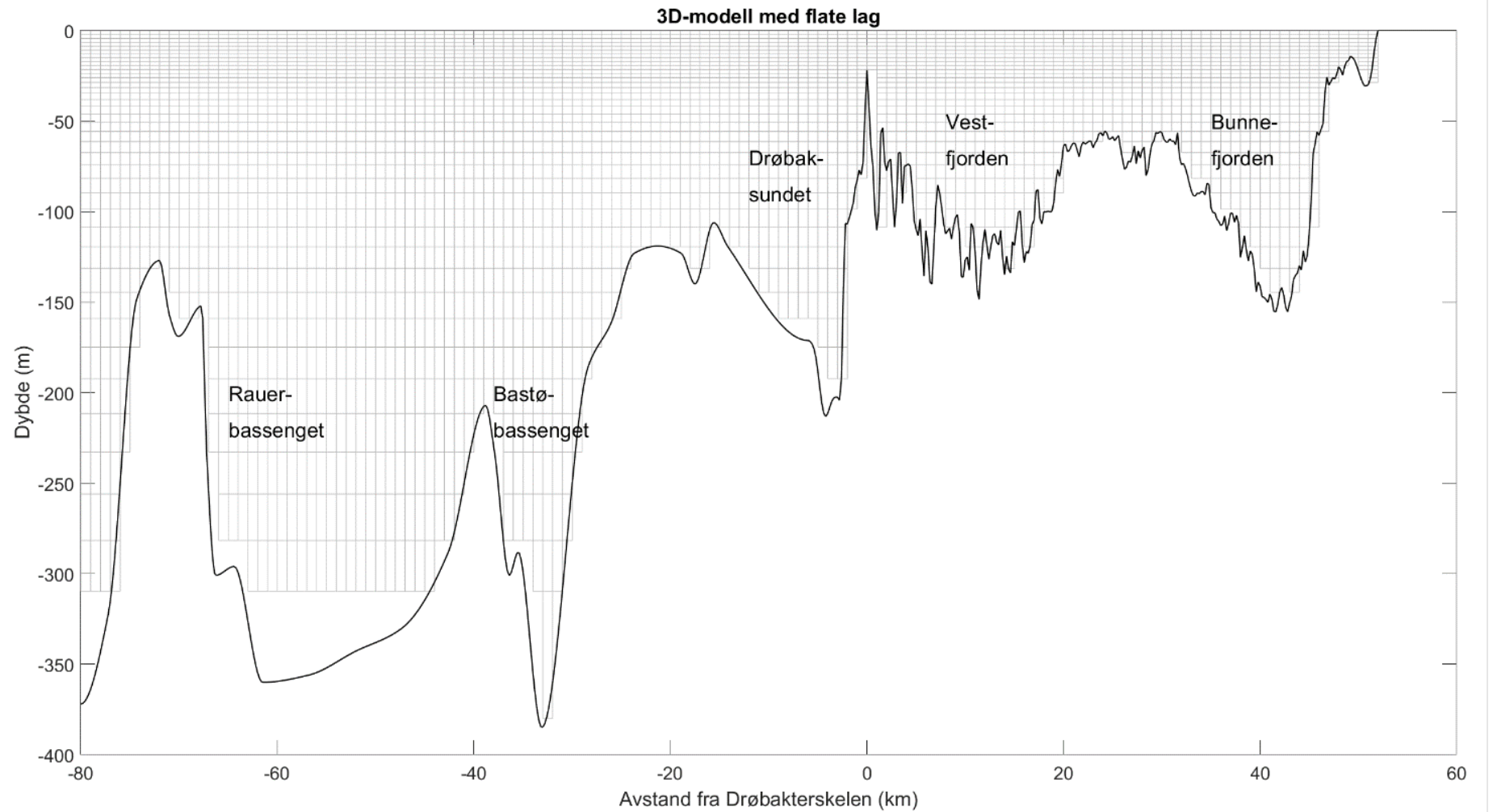
² Modellresultater fra FjordOs er tilgjengelig her: <https://thredds.met.no/thredds/fjordos.html>



Figur 2. Et eksempel på hvordan en boksmodell (som f.eks. NIVA Fjordmodell) kan beskrive en seksjon av Oslofjorden.



Figur 3. Et eksempel på hvordan en 3D-modell med terrengfølgende lag kan beskrive en seksjon av Oslofjorden.



Figur 4. Et eksempel på hvordan en 3D-modell med flate lag kan beskrive en langsgående seksjon av Oslofjorden.

2.2.2 Biologiske modeller for fjorden

Biologien og kjemien i fjorden kan beskrives med varierende grad av detaljer. En av de enkleste typene modell har kun fire variabler (**NPZD**) som er:

1. Næringsalter som tilsvarer verdien av nitrat (N)
2. Planteplankton (P)
3. Dyreplankton (Z)
4. Partikulært dødt organisk materiale – detritus (D)

NPZD-modellen er en nitrogen-modell (Frank et al., 1986), siden det er nitrogen som er det stoffet som modellen beregner budsjett for. Når mengden nitrogen i planteplankton øker så betyr det at det er en tilsvarende nedgang i løst nitrogen i vannmassen. Når mengden nitrogen i dyreplankton øker så er det en tilsvarende nedgang i planteplankton siden disse beites på. Når plankton dør så gir dette en økning i mengden nitrogen i partikulært organisk materiale. Det organiske materiale kan remineraliseres slik at mengden nitrat i vannmassen igjen øker. En sier ofte at nitrogen er modellens valuta.

OxyDep-modellen (Yakushev et al., 2011) er også en nitrogen-modell, men denne er utvidet med de to variablene løst organisk stoff og oksygen, og det er seks variabler i modellen:

1. Næringsalter som tilsvarer verdien av nitrat og nitritt (NUT)
2. Planteplankton (PHYT)
3. Dyreplankton (ZOO)
4. Partikulært organisk materiale (POM)
5. Løst organisk materiale og ammonium (DOM)
6. Oksygen (OXY)

Det er også nitrogen som er valutaen i denne modellen, men hovedmålet med modellene er å se på hvordan de forskjellige prosessene påvirker oksygenforholdene. Oksygen er en svært viktig variabel for økosystemet. Det er ingen parameter med tilsvarende dramatisk påvirkning på biologisk liv, som endres like raskt, som oksygen (Diaz & Rosenberg, 1998). Derfor er OxyDep en svært nyttig modell, men som likevel er relativt lett å forstå, siden kompleksiteten er begrenset, og heller ikke krever mye regnekapasitet.

Et viktig spørsmål for forvaltningen er hvordan effekten av tiltak som reduserer tilførsel av nitrogen er i forhold til tiltak som reduserer tilførsel av fosfor. Både nitrogen og fosfor er nødvendig for primærproduksjon. Hvis for eksempel planteplankton ikke har nok fosfor, så vil de ikke vokse ytterligere selv om det er overflod av nitrogen. Nitrogen-modeller vil ikke kunne fange opp slike effekter, siden det i de modellene antas at det er et konstant forhold mellom nitrogen og fosfor.

I SMHI-modellen (Coastal Zone Model), som er en boksmoell, brukes en biologisk modell som kalles **SCOBI** (Swedish Coastal and Ocean Biogeochemical model). Modellen er beskrevet av Sahlberg (2009) og Eiola et al. (2009). Her er både nitrat, ammonium og fosfat variabler i modellen, og det beregnes budsjett både for nitrogen og fosfor. En kan si at modellen har to valutaer som brukes samtidig. Modellen har også tre gruppe av planteplankton, men det antas et fast forhold mellom nitrogen og fosfor i planktonet. Modellen beskriver dyreplankton og dødt partikulært materiale. Modellen beregner også oksygenforholdene i vannet. Til sammen har modellen 9 variabler som må løses. Modellen beskriver også utveksling av næringsalter med sedimentene:

- Næringsalter (NO_3 , NH_4 , PO_4)

- Planteplankton (tre grupper av autotrofe organismer med konstant C:N:P forhold)
- Dyreplankton (ZOO)
- Partikulært dødt organisk materiale – detritus (DET)
- Oksygen (O₂)
- Sedimentene

Visse typer av planteplankton må ha silikat for å bygge skallene sine, og de kan derfor også bli begrenset av for lite av dette stoffet. I mer komplekse modeller er det også egne budsjett for silisium og karbon. I **NIVA Fjordmodell** (Bjerkeng et al., 1994 a,b,c,d,e) beregnes det budsjett for både C, N, P og Si. NIVA Fjordmodell er en boksmoell tilsvarende SMHI-modellen, men har en betydelig mer kompleks beskrivelse av biologien. Denne modellen beskriver partikulært organisk materiale som kan ha variabelt forhold mellom C, N og P, og den beregner også løst organisk materiale. Modellen har bare to grupper planteplankton, men det er variabelt forhold mellom C, N, P og Si. Modellen har også dyreplankton og mengden marine bakterier beregnes som en egen variabel. Modellen beskriver også sedimentene, og oksygenforholdene beregnes. I utvikling av modellen ble det gjort en undersøkelse av biomasse i blåskjell og andre planter og dyr i Indre Oslofjord (Bjerkeng & Kirkerud, 1994), og det ble funnet at blåskjell vil ha en signifikant betydning på stoffbudsjettene i fjorden. Det ble derfor utviklet en egen modell for blåskjell, og dette er unikt for NIVA Fjordmodell. I et modell-arbeid ble det nylig vist (Staalstrøm, 2020) at om alle blåskjell forsvant fra Indre Oslofjord, så ville det bli signifikant mer planteplankton i vannmassene, siden beitepress fra disse da ville forsvinne.

NIVA Fjordmodell beregner følgende variable:

1. Næringsalter (NO₃, NH₄, PO₄, SiO₂)
2. Planteplankton (2 grupper, C, N, P, Si – variabelt C:N:P:Si forhold)
3. Dyreplankton (kun C - konstant C:N:P forhold)
4. Marine bakterier (kun C - konstant C:N:P forhold)
5. Løst organisk materiale (DOC – altså kun C, men «aktivt» totalt nitrogen (TN) og totalt fosfor (TP) er inkludert)
6. Oksygen (OXY)
7. Blåskjell (kun C - konstant C:N:P forhold)
8. Sedimenter (C, N, P, Si og også variabler knyttet til oksygen)

Det finnes modeller med enda mer kompleks representasjon av biologien enn NIVA Fjordmodell. Et eksempel er ERSEM (European Regional Seas Ecosystem Model) som ble utviklet hos Plymouth Marine Laboratory (PML) i 90-tallene (Baretta et al., 1995; Baretta-Bekker et al., 1997). Siden 2016 har den vært tilpasset til nordiske havområder av NIVA, med utgangspunktet i versjonen publisert av PML i 2016 (Butenschön et al., 2016). Denne versjonen heter **Nordic-ERSEM (NERSEM)**, og er tilsvarende versjon som er benyttet i MARTINI-prosjektet i 800m oppløsning for Oslofjorden og Skagerrak, som blir kalt **MARTINI-800**. Den ekstra kompleksiteten tar hovedsakelig form av: i) flere modellgrupper for å beskrive mangfoldet av størrelse og økologisk funksjon innenfor planteplankton og dyreplankton samfunnene, i) en mer detaljert beskrivelse av løst organisk materiale, med ulike klasser av labilitet (dvs. hvor enkelt det kan brukes av bakterier og planteplankton) og både ufarget og farget løst organisk materiale (hvor den siste, cDOM, påvirker lysvekking via absorpsjon, se Frigstad et al., 2020). Disse funksjonene vil være viktige for å modellere vannkvalitet i Oslofjorden, ikke minst fordi kapasiteten til planktonsamfunnet til å ta opp næringsstoffer er sterkt avhengig av hva slags plankton det finnes (samfunnssammensetningen), i tillegg til at veksten av forskjellige planteplanktongrupper og bentisk vegetasjon (makroalger og ålegress) er avhengig av gode lysforhold.

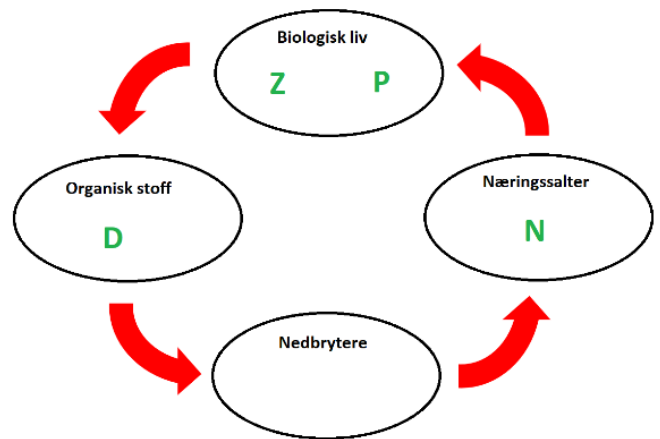
Nordic-ERSEM (NERSEM) har følgende variable:

- 1 Næringsalter (NO_3 , NH_4 , PO_4 , SiO_2)
- 2 Planteplankton (6 grupper, C, N, P, Si – variabelt C:N:P:Si forhold, noen grupper med mixotrofisk kapasitet)
- 3 Dyreplankton (6 grupper, C, N, P – variabelt C:N:P forhold for mikrodyreplankton/nanoflagellater, konstant C:N:P forhold for mesodyreplankton, noen grupper med mixotrofisk kapasitet)
- 4 Marine bakterier (C, N, P – variabelt C:N:P forhold)
- 5 Farget løst organisk materiale (flere typer, varierende nedbrytningsrate, C, N, P)
- 6 Ikke-farget løst organisk materiale (flere typer, varierende nedbrytningsrate, C, N, P)
- 7 Partikulært organisk materiale (flere størrelsesfraksjoner, C, N, P, Si)
- 8 Oksygen (OXY)
- 9 Sedimenter (C, N, P, Si og også variabler knyttet til oksygen)

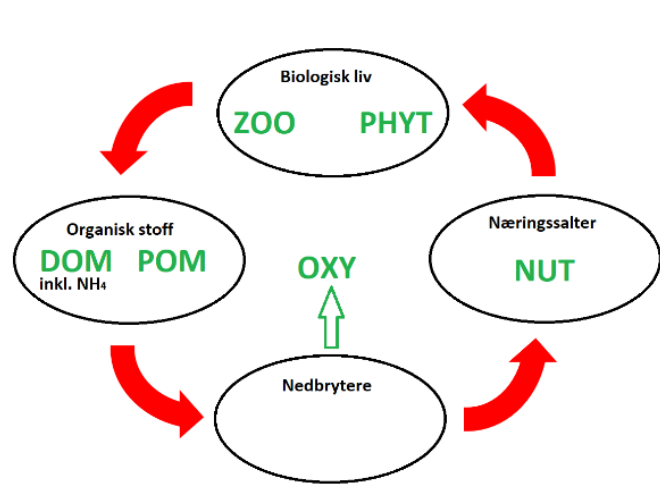
Gjennom MARTINI-prosjektet finansiert av Norges Forskningsråd (2017-2021) har Nordic-ERSEM blitt tilpasset Skagerrak/Oslofjord regionen. Det er imidlertid viktig å understreke at denne tilpasningen stort sett ikke har blitt gjort ved å tilpasse modellen direkte til feltmålinger, men snarere har vi hatt som mål å bruke data fra litteratur og kontrollerte inkubasjonseksperimenter med regionalt dominerende planktonarter for å optimalisere modellparametere (maksimal veksthastighet, beitepreferanser osv.), mens feltmålingene brukes mer som kvasi-uavhengige valideringsdata. Vi tok denne strategien delvis av praktiske årsaker, siden modellen er for beregningsmessig krevende for å tillate de *mange* (minst hundrevis/tusenvis) modellkjøringene som ville være nødvendig for å optimalisere modellparametere direkte til feltmålinger. Men også, fordi vi drar nytte av det faktum at modellens høye nivå av kompleksitet og realisme tillater bruk av data fra et bredere spekter av kilder, slik at vi kan unngå for mye avhengighet av felldata, som kan ha ulike begrensninger (f.eks. på grunn av begrenset romlig dekning, måleskjvheter) og som ofte er utilstrekkelige til å begrense parameterverdier selv for enkle økosystemmodeller (Schartau et al., 2017). For å identifisere regionalt dominerende arter har vi brukt taksonspesifikke karbonbiomassedata fra ØKOKYST-Skagerrak overvåkingsprogrammet, i tillegg til ulike publiserte litteraturkilder.

I Figur 5 og Figur 6 vises kompleksiteten og sammenhengene i de biologiske modellene som beskrives, og hvordan disse passer inn i økosystemet i kystvannet. Det fins modeller med enda mer komplekse beskrivelse av deler av biologien (ikke beskrevet her), også modeller hvor det har blitt utviklet beskrivelser av forekomst og spredning av forskjellige miljøgifter og mikroplast.

I Figur 5a vises en forenkling av næringskjeden hvor biologisk liv omgjør uorganisk stoff (nærings-salter) til organisk stoff, mens nedbrytere (bakterier) remineraliserer tilbake til uorganiske nærings-salter. I Figur 5A vises det hvordan de fire variablene, merket med grønne symboler, fra den enkleste modellen (NPDZ) passer inn i dette bildet.

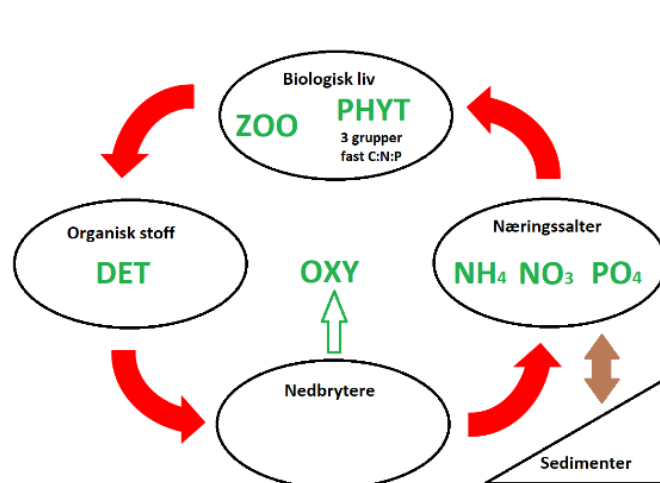


I Figur 5B vises det hvordan de seks variablene fra OxyDep passer inn i denne samme syklusen. OxyDep beregner oksygenkonsentrasjon i vannmassen, som påvirkes av nedbrytning av organisk stoff. I OxyDep er ammonium inkludert i variabelen for løst organisk stoff, siden det også er knyttet oksygenforbruk til nitrifisering av ammonium.



Både NPDZ og OxyDep ser kun på bevaring av nitrogen.

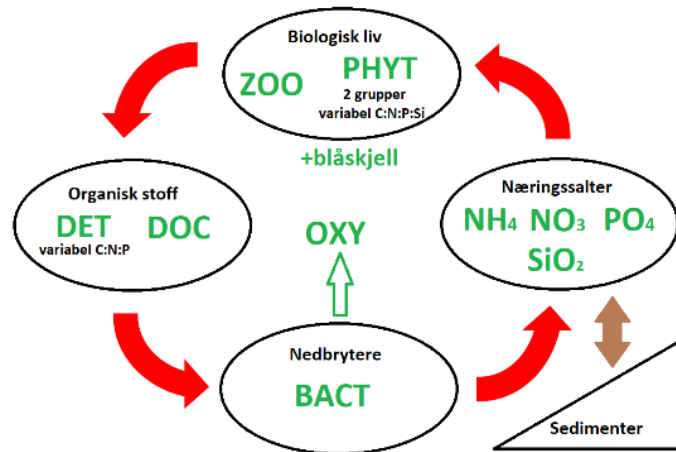
I den biologiske modulen i SMHI-modellen (SCOBI), er det egne variabler for flere løste nærings-salter, slik at det sees på både nitrogen og fosfor. Men det er antatt et fast forhold mellom N og P i biologisk liv og i partikulært organisk stoff.



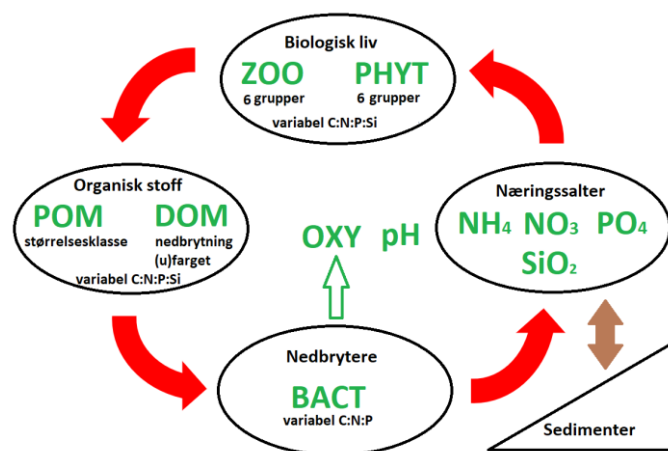
SMHI-modellen er en boksmøll, og i hvert lag er det sedimenter som inneholder N og P.

Figur 5. Skjematisert fremstilling av tre biologiske modeller. A) NPDZ-modellen. B) OxyDep. C) SCOBI fra SMHI-modellen.

A) NIVA-fjordmodell er også en boksmøll med sedimenter for hvert lag (Figur 6A). Den biologiske modulen er mer kompleks enn SCOBI, og har eget budsjett for C, N, P og Si. SiO₂ og DOC er en egne variabler. Planteplankton og dødt partikulært organisk stoff har variabelt forhold mellom stoffene. Marine bakterier er en egen variabel i modellen. I tillegg beregnes blåskjell som lever på bunn i de øverste lagene.



B) NERSEM (Figur 6B) er den mest komplekse modellen som beskrives her. Her er det flere grupper av både dyre- og planteplankton med. NERSEM har også en meget kompleks beskrivelse av organisk stoff og variabelt C:N:P forhold i bakterier.



NERSEM har også med løst uorganisk karbon (DIC) og alkalinitet (Alk), slik at parametere relevant for havforsuring også er inkludert.

Figur 6. Skjematisert fremstilling av to biologiske modeller. A) NIVA Fjordmodell. B) NERSEM fra MARTINI800-modellen.

2.3 Modell for lurv

Begrepet «lurv» har de siste par årene etablert seg som en samlebetegnelse for ett-årlige trådformede alger³. Disse artene er opportunistiske og reagerer raskt på de betingelsene som er gunstig for deres vekst, som er knyttet til endringer i temperatur, næringssalttilførsel og lysforhold. Lurv kan gro på flerårige vannplanter og bentiske alger, og vil svekke disse betydelig over tid. Lurv beites på av mikroskopiske krepsdyr som for eksempel tanglus⁴, og derfor kan høy forekomst av lurv også henge sammen med endringer i fjordens næringsnett, som for eksempel endringer i fiskebestandene. Høy forekomst av lurv har dramatiske konsekvenser, som den dokumenterte nedgangen i ålegress i Oslofjorden de siste ti årene (Rinde et al., 2021).

Lurv er ikke inkludert i noen av de biologiske modellene som er beskrevet her, men det fins modeller for lurv som er relativt ukomplisert å bruke. Lurv har en sesongsyklus som kan minne litt om planteplankton – de dukker opp på våren og forsvinner om høsten. I tillegg har de som planteplankton et overvintringstadiet. Til tross for at det kan bli mye lurv i grunne områder, vil de ikke påvirke næringssaltkonsentrasjonene i vannmassene på samme måte som planteplankton, som har en mye større biomasse i fjorden siden de befolker et tredimensjonalt rom. Planteplankton er så effektive at de kan fjerne nesten alle løste næringssalter i overflatelaget i løpet av noen dager. Lurven må finne seg i å leve på restene etter planteplanktonet. Siden lurv som regel kan ignoreres når en skal studere det samlede budsjettet for nitrogen og fosfor i fjorden, har de ikke blitt inkludert i biologiske modeller. Men forekomst av lurv er i seg selv en stor utfordring for den økologiske tilstanden.

Rent modellteknisk har dette den fordel at en modell for lurv kan kjøres etter at annen modellering er gjennomført, basert på modellresultatene derfra. Som et alternativ kan det brukes målte data av løste næringssalter, temperatur og lys for å modellere lurv. Her vil vi presentere en modell for lurv, og demonstrere hvordan denne kan brukes.

Kiirikki et al. (1998) beskriver en modell for lurv som er basert på en målekampanje i Finskebukta fra 1993-1995. Her ble det samlet inn forskjellige arter av lurv på en lokalitet mange ganger gjennom tre sesonger, hvor det ble målt biomasse (tørrvekt per kvadratmeter). Dette ga et unikt datasett som ble brukt til å utvikle denne modellen. Slike datasett fins dessverre ikke fra Oslofjorden, og det er heller ingen planer om å samle inn disse dataene. Symbolet A blir brukt for å betegne biomassen til lurv, hvor forskjellige typer arter kan modelleres hver for seg (for eksempel vår-arter og sommer-arter). Veksten til lurv er avhengig av en vekstfaktor (μ) og et tapsledd R (respirasjonsrate).

$$\Delta A = \mu A - R(A - A_{min}) \quad (1)$$

A_{min} er den biomassen lurven har i overvintringstadiet. Vekstfaktoren begrenses av tilgang på næring, temperatur og lys.

$$\mu = f_{nutr} \cdot f_{temp} \cdot f_{light} \cdot \mu_{max} \quad (2)$$

Næringssaltbegrensning beregnes basert på løst uorganisk nitrogen (DIN) og fosfor (DIP). DIN er summen av nitrat, nitritt og ammonium og DIP er fosfat.

³ På engelsk brukes betegnelsen «turf».

⁴ <https://snl.no/tanglus>

$$f_{nutr} = \frac{DIN}{DIN+K_N} \cdot \frac{DIP}{DIP+K_P} \quad (3)$$

K_N og K_P er konstanter som regulerer næringsopptaket til lurv.

Temperaturen (T) sin effekt på veksten er beskrevet av den kompliserte funksjonen under. Funksjonen har form som en klokke med maksimal verdi ved en optimal temperatur T_{opt} .

$$f_{temp} = \exp \left[\left(\frac{a \cdot T_{opt}}{1-a} + T \right) \cdot \ln \left(a + \frac{1-a}{T_{opt}} \cdot T \right) + T_{opt} - T \right] \quad (4)$$

Parameteren a bestemmer klokkeformen på funksjonen. En høy verdi på a vil gi en spiss topp hvor veksten svekkes raskt om temperaturen avviker fra den optimale temperaturen, mens en lavere verdi gir mindre temperaturavhengig vekstbegrensning. Vi har ikke sett nærmere på lysbegrensning her og f_{light} er satt lik verdien en, men denne faktoren er beskrevet i Kiirikki et al. (1998).

Tapsleddet som er styrt av respirasjonsraten er også temperaturavhengig i modellen. I dette tapsleddet inngår også andre faktorer som gir nedgang i forekomst av lurv, som beiting fra små dyr og bølgeaktivitet, som kan være viktigere enn selve respirasjonen. Det er antatt at tapsleddet er temperaturavhengig, selv om bølgeaktivitet ikke vil være det.

$$R = f_{temp} \cdot R_{max} \quad (5)$$

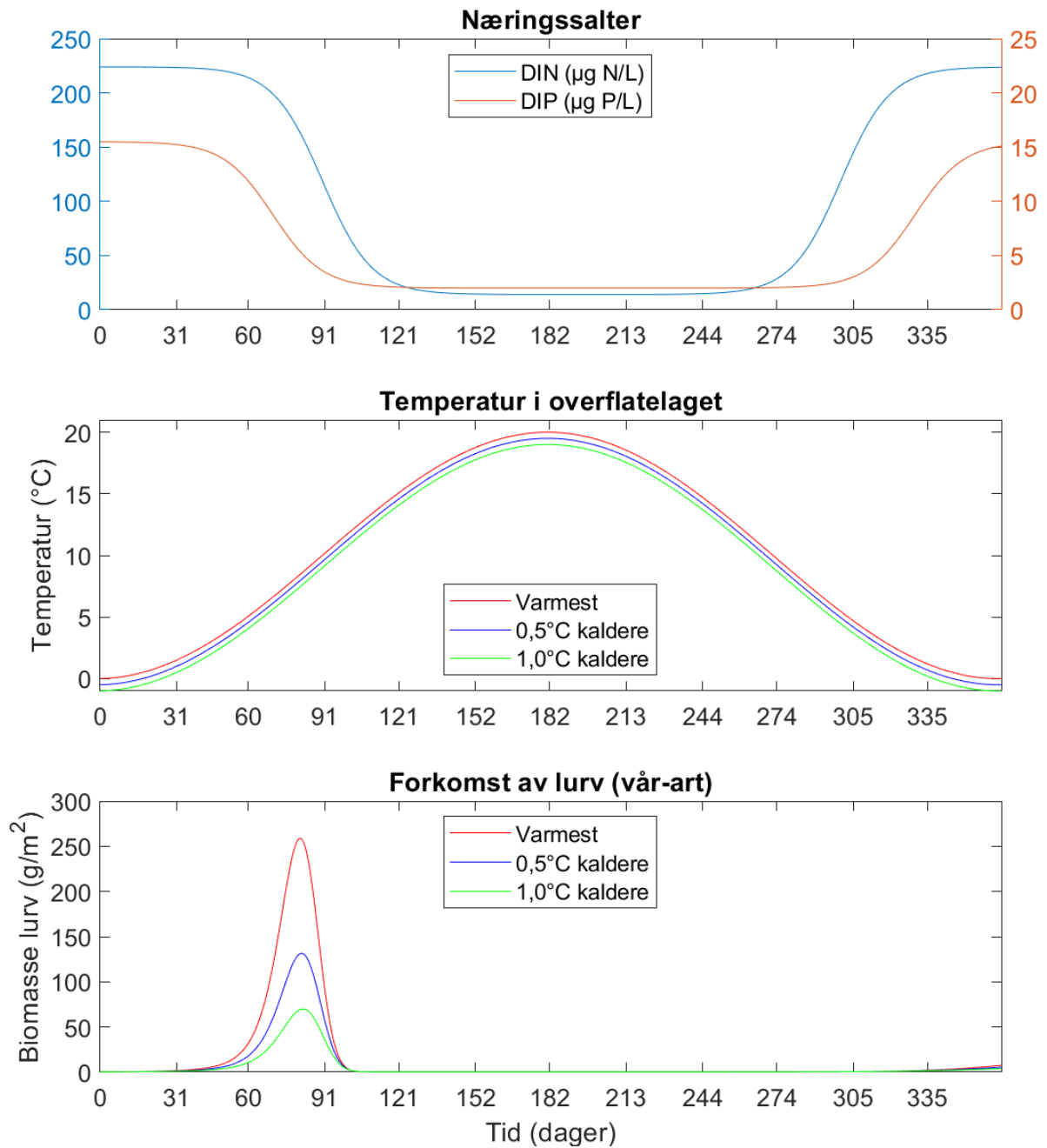
R_{max} er en maksimal verdi som settes for respirasjonsraten. f_{temp} kan ha andre tallverdier på parameterne a og T_{opt} for vekstleddet og tapsleddet. For å teste modellen har vi lagt inn analytiske verdier for DIN, DIP og temperatur, og brukt parameterne i 0.

Tabell 1. Parametre brukt i test av lurvemodellen.

Vekst		Respirasjon	
μ_{max}	0.25 d ⁻¹	R_{max}	0.22 d ⁻¹
K_N	19 µg N/L		
K_P	5 µg P/L		
a	1.40	a	1.38
T_{opt}	15 °C	T_{opt}	20 °C

Resultatene fra uttesting av denne lurvemodellen er vist i Figur 7, hvor sesongsyklusen til en vår-art av lurv er modellert. Det er mange usikkerheter i denne modelleringen knyttet blant annet til hvilke tallverdier som skal brukes på de forskjellige parameterne i modellen. Det fins lite (eller ingen) data som kan brukes til å validere modelleringen (se også Kapittel 2.4). De foreløpige resultatene er likevel nyttige for å øke forståelsen av hvilke faktorer som påvirker forekomst av lurv. Resultatene vist i Figur 7 antyder at forekomst av lurv er sensitiv for temperaturendring, hvor forekomsten kan dobles om temperaturen økes en halv grad. Målinger fra Drøbak i Oslofjorden har vist at overflatetemperaturen i snitt har økt omtrent 0,5 °C de siste 30 år (Staalstrøm et al., 2020).

En lurvemodell slik som beskrevet her kan inkluderes i alle de biologiske modellene som er omtalt i Kapittel 2.2.2.



Figur 7. Test av lurvemodellen beskrevet av Kiirikki et al. (1998), basert på parameterne i 0. Øverst vises næringsalter som er lagt inn, og i midten vises de tre variantene av overflatetemperatur som er lagt inn. Nederst vises resultatene fra modellberegningene ved de forskjellige temperaturene.

2.4 Statistisk modellering av kvalitetselementer

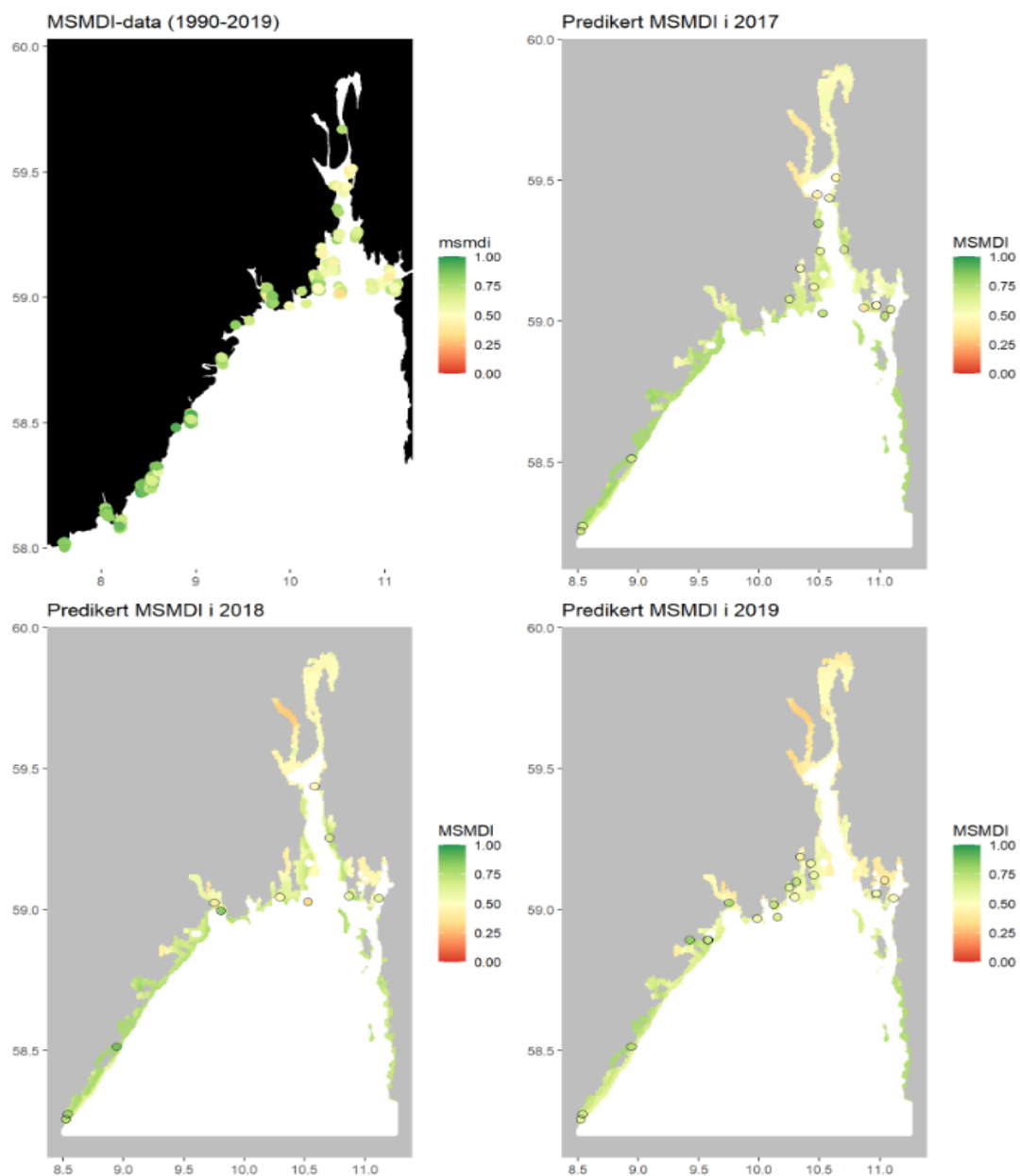
Det er behov for at resultatene fra modellene foreslått i dette forprosjektet kobles opp mot biologiske kvalitetselementer for hardbunn, bløtbunn og ålegras. I prosjektet MARTINI har NIVA tidligere brukt statistiske modeller for å undersøke sammenhengen mellom indikatorer for hardbunn (MSMDI: indeks for nedre voksegrense for makroalger) og bløtbunn (NQI1: artsmangfold og ømfintlighet av bløtbunnsfauna), og relevante forklaringsvariabler fra MARTINI800-modellen (temperatur og saltholdighet, eufotisk dyp, og diverse variabler for nærings salt- og karboninnhold i vannsøylen). For indikatorene for bløtbunn tydet analysene på at variablene fra MARTINI-modellen forklarte svært lite av den observerte variasjonen i indikatorene. Dette kan være fordi disse indikatorene responderer relativt sakte til endringer i miljøet, at det er begrenset romlig variasjon i disse dataene, eller at MARTINI-modellen har begrenset evne til å fange opp prosesser som påvirker havbunnen i dypere områder. For MSMDI viste de statistiske modellene som forventet en positiv effekt av eufotisk dyp og saltholdighet i overflaten, og en negativ effekt av temperatur og ammonium/nitrogen-ratio. Vi kunne dermed bruke MARTINI-modellen til å predikere MSMDI for hele modell-domenet og de tre årene som modellen er kjørt (2017-2019, Figur 8). Samtidig tydet resultatene på at generell romlig-temporær variasjon (lengde- og breddegrad, år og sesong) forklarte mer av variasjonen i datasettet enn MARTINI-variablene. Det er usikkert hvor mye finskala romlig variasjon det faktisk er i de hydrografiske variablene som ble inkludert i analysen, men det kan være at oppløsningen til MARTINI (800m) begrenser hvor godt den representerer prosesser nærme land som er relevante for MSMDI. Samtidig begrenset vi oss i disse analysene til hydrografiske modelldata fra MARTINI- kjøringene fra tre år, mens det fulle datasettet for MSMDI inkluderer flere år (for disse ble bare lengde- og breddegrad brukt som forklaringsvariabler). Dette kan ha vanskeliggjort det å finne sterkere sammenhenger mellom miljøvariablene fra modellen og observerte kvalitetselementer for hardbunn.

De samme utfordringene gjelder for ålegras. NIVA har i et prosjekt for Miljødirektoratet høsten 2022 («Videreføring av ålegrasindeksen del 2», avtalennummer 22047033) analysert sammenhengen mellom tre ulike ålegrasindikatorer (nedre voksegrense, dekningsgrad av ålegras og dekningsgrad av lurv i ålegrasenga) og relevante miljøvariabler fra MARTINI800. Det er kun et 30-talls observasjoner av ålegrasindikatorer som overlapper i tid og rom med MARTINI-modellen, noe som igjen begrenset styrken til disse analysene, i tillegg til de mulige begrensningene i representasjon av grunne områder nærme land som nevnt over. Vi har likevel funnet antydninger til en (forventet) positiv effekt av eufotisk dyp og saltholdighet på nedre voksegrense hos ålegras. For dekningsgrad av ålegras og lurv innenfor ålegrasenga var ingen av MARTINI-variablene statistisk signifikante i analysen, men en ekstra utfordring her kan være at disse kvalitetselementene er kategoriske (3-4 klasser) og ikke kontinuerlige variabler, noe som begrenser variasjonen i datasettet ytterligere og dermed styrken i den statistiske analysen.

Det kan være at både en høyere romlig oppløsning for MARTINI-modellen og å kjøre modellen for flere år (som ville kunne øke datagrunnlaget for kvalitetselementene) hadde styrket de statistiske analysene for hardbunn og ålegras. For bløtbunn er det vanskelig å si om dette ville forbedret resultatene, siden analysene i MARTINI-prosjektet tydet på lite til ingen sammenheng mellom MARTINI-variablene og bløtbunnsindikatorer. NIVA fjordmodell har en grovere romlig oppløsning enn MARTINI, noe som vil gi mindre variasjon i miljøvariablene som sammenlignes med kvalitetselementene i en eventuell statistisk analyse. Det er dermed lite trolig at å bruke NIVAs fjordmodell vil gi bedre resultat enn med MARTINI, selv om vi med NIVA fjordmodell har mulighet til å kjøre modellen for flere år og dermed inkludere flere datapunkter for kvalitetselementene. Dette kan testes i et eventuelt modelleringsprosjekt for Oslofjorden.

Et alternativ som bør testes er å bruke data fra en vannmassestasjon med målinger for mange år, og «korrigere» disse med MARTINI-modellen for å gi romlige oppløste data fra vannsøylen. Kort fortalt kan man hente ut data fra en eller flere av de hydrografiske målestasjonene som ligger relativt nærme land og som har målinger for flere år (Arendal, Jomfruland, Torbjørnskjær), og gjøre en statistisk analyse av sammenhengen mellom den målte verdien av en gitt variabel (f.eks. temperatur) på stasjonen og verdiene for samme variabel fra MARTINI-modellen for posisjonen til de ulike MSMDI-stasjonene. Resultatet av denne analysen kan så brukes til å «korrigere» for den romlige variasjonen i de målte verdiene for andre år, hvis man antar at sammenhengen mellom MARTINI-modellen og faktiske målinger er lik for alle år. Dette vil gjøre det mulig å bruke en større del av datasettene for kvalitetselementene uten å kjøre MARTINI for flere år og/eller med høyere oppløsning.

For lurv er det ingen systematisk overvåkning i Oslofjorden. Som nevnt over registreres andel lurv i ålegrasenger, og det finnes et 30-tall observasjoner som overlapper i tid og rom med MARTINI-modellen. Men analysene som NIVA har gjort tyder på begrenset sammenheng mellom relevante miljø-variabler fra MARTINI og denne indeksen. «Komboindeksen» inkluderer dybdeutstrekning av masseforekomster (>50 %) av lurv på hardbunn, men denne indeksen er ikke pr nå gyldig eller registrert for Oslofjorden. Vi vil derfor anbefale å inkludere lurv som en tilleggsparameter til de eksisterende undersøkelsene av hardbunn i Oslofjorden (dykketransjekter for bestemmelse av MSMDI), dette vil bedre datagrunnlaget for å kunne benytte statistiske modeller, samt vil være viktig for validering av biologiske modeller (slik som «lurvmodell» beskrevet i Kapittel 2.3).



Figur 8. Oversikt over observasjonsdata for MSMDI som inngikk i den statistiske modelleringen i MARTINI, og predikert MSMDI for de tre årene som MARTINI er kjørt.

3 Beskrivelse av de ulike modellene og anvendelse i Oslofjorden

I dette forprosjektet beskrives to ulike fjordmodeller (NIVA fjordmodell, MARTINI-800), samt flere potensielle tilnærminger for å estimere tilførsel av næringsstoffer fra land gjennom modellering. Disse modellene er basert på ulike tilnærminger med sine iboende egenskaper (se Kapittel 2).

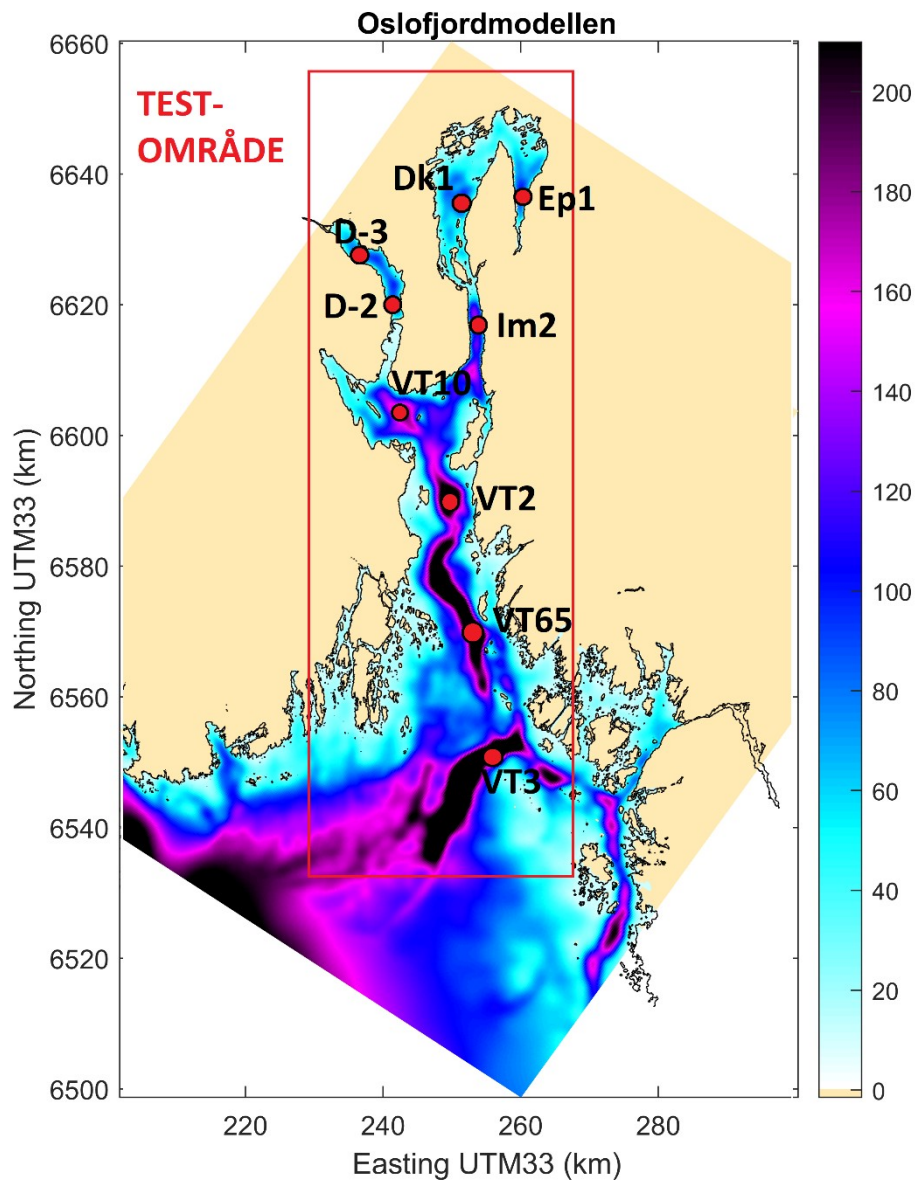
I oppdraget fra Miljødirektoratet er det lagt inn klare føringer på hva som ønskes i en fremtidig modell for Oslofjorden, og disse utgjør rammene for utvalget av modeller som vurderes og beskrivelsene av modellene for dette formålet. **Hovedformålet fra Miljødirektoratet å kvantifisere hvor store reduksjoner i tilførsler fra land (N, P, partikler og organisk materiale) som er nødvendige for å oppnå god økologisk tilstand i Oslofjorden.** I tillegg, er det beskrevet følgende ønsker fra Miljødirektoratet for kystmodelleringen:

1. inkludere effekten av reduserte tilførsler på biologiske kvalitetselementer, slik som Klorofyll a (90 prosentil), støtteparametere (næringsalter, oksygen, osv), makroalger (MSMDI-index, gjerne også inkl påvekst av «lurv), bløtbunn og ålegress.
2. inkludere hele Oslofjorden, inkludert indre Oslofjord og Bunnefjorden
3. bruke oppdaterte tilførselsdata fra TEOTIL-modellen når disse er tilgjengelige (basert på pågående NIVA-prosjekt på oppdrag fra Miljødirektoratet)
4. kunne kjøre en rekke ulike scenarier med prosentvise endringer i nitrogen (N) og fosfor (P) fra elver (med synliggjøring av landbruk sin andel) og fra renseanlegg og industri
5. kunne vurdere hvordan en senking/heving av avløpsutslipp i vannsøylen vil påvirke vannmiljøet
6. visualisering av modellresultater i form av kart som viser 1) prosentvis reduksjon i hhv. N og P under ulike reduksjonsscenarioer, og 2) klassifisering av vannforekomster/bassenger i hht. Vannforskriften med de ulike støtteparametere og biologiske kvalitetselementer under ulike reduksjonsscenarioer.

I dette forprosjektet gis det en gjennomgang og vurdering av de aktuelle modellene, som danner grunnlag for NIVAs anbefalinger for beste tilgjengelige modell(er) (Kapittel 4). I tillegg beskrives det om det må gjøres tilpasninger/utvidelser av aktuelle modeller for å kunne svare på hovedformålet og føringene beskrevet over.

For hver av de aktuelle modellene under beskrives hovedtrekk for modellen og de viktigste fordeler og ulemper i forhold til hovedformålet for dette oppdraget.

Som en del av forprosjektet sammenlignes modellkjøringer for NIVA Fjordmodell og MARTINI800 for et testområde, som strekker seg fra indre Oslofjord ut til Torbjørnskjær, inkludert Drammensfjorden og Indre Oslofjord (se rød ramme i Figur 9). Innenfor dette testområdet er det terskelfjorder, som f.eks. Bunnefjorden, og åpne områder som Torbjørnskjær, slik at det kan testes ut hvor godt modellene fungerer i både randområder og åpne områder. For valideringen vil vi benytte data fra ulike overvåkningsstasjoner: Im2, Dk1 og Ep1 (overvåkingen av indre Oslofjord), D-3 og D-2 (overvåkningsprogrammet av ytre Oslofjord) og stasjonene VT3, VT65, VT2 og VT10 (Økokyst, se Figur 9).



Figur 9. Kart over Oslofjorden som viser testområdet for modelleringen (rød ramme) og hvilke målestasjoner som vil benyttes i uttestingen. Fargeskala angir batymetri.

3.1 Tilførsler fra land

De prosessbaserte fjordmodellene krever daglige verdier for alle tilførsler. Avhengig av hvor kompleks fjordmodellen er, vil det være nødvendig å beskrive en rekke forskjellige parametere, hvor minimum er mengden nitrogen, men hvor det oftest kreves at både organisk stoff, nitrogen, fosfor og silisium spesifiseres. Noen modeller som beskriver biologien i fjorden vil i tillegg kreve at det for eksempel spesifiseres hvor stor andel av karbon, nitrogen, fosfor og silisium som er fordelt på partikulært og løst stoff, og om hvor mye som er organisk og hvor mye som er uorganisk. En enkel nitrogen-modell vil derimot kun kreve at tilførslene av nitrogen beskrives. Å levere daglige verdier, for en rekke parametere, for alle tilførsler til et fjordområde, og for både en historisk periode og en rekke scenarioer, er en omfattende oppgave. Under vil vi kort beskrive forskjellige tilnæringer til denne oppgaven.

3.1.1 Statistiske metoder basert på historiske data

Denne metoden kan brukes til å generere historiske inputdata for marine modeller og var brukt i MARTINI-prosjektet, hvor en 4-dimensjonal kjerneutjevneende statistisk tilnærming ble brukt for å interpolere observerte elvekjemidata i rom og tid. Denne metoden unngår behovet for en terrestrisk modell, men ettersom de er basert på elveprøvetaking med lav oppløsning (typisk månedlig), er de genererte historiske tidsseriene sannsynligvis ganske unøyaktige (romlig og tidsmessig) sammenlignet med daglige simulerte verdier generert fra en dynamisk nedbørfeltmodell (f. eks SimplyCNP).

For å bruke historiske data til å utforske scenarier for reduksjoner i tilførsler fra land, må denne metoden kombineres med f.eks. sensitivitetsberegninger for tilførsler fra land på økologisk tilstand i kystmodellene og/eller TEOTIL-modellering (3.1.2).

Fordeler:

- Enkel og rask
- Kan gi robuste interpolasjoner dersom datagrunnlaget er tilstrekkelig, selv om de underliggende prosessene ikke er godt forstått

Ulemper:

- Stor usikkerhet hvis observasjonsdata er sparsomme eller den statistiske modellen brukes til å ekstrapolere utover observert historisk variabilitet
- Vanskelig å kombinere med forvaltningsscenarier

3.1.2 TEOTIL

TEOTIL modellen har vært i bruk i Norge siden 1990-tallet for å estimere årlige tilførsler til kysten fra norske elver på nasjonal skala. TEOTIL er en kildefordelings- og akkumuleringsmodell knyttet til jordbruksmodeller fra NIBIO (JOVAest og Agricat2). TEOTIL bruker en «steady state» modelleringstilnærming med et årlig tidstrinn. Den er semi-distribuert, med regine-nedbørfeltene som HRUer (se Kapittel 2). TEOTIL-modellen ligger mot den empiriske enden av spekteret, fordi store deler av beregningsgrunnlaget (eksportkoeffisienter etc.) er utledet empirisk fra overvåkingsdata. Ikke desto mindre inkorporerer arbeidsflyten betydelig prosesskunnskap, både i forhold til hydrologisk konnektivet, retensjon og hvordan de ulike empiriske sammenhengene er koblet sammen i et funksjonelt system. Den nye versjonen av TEOTIL (TEOTIL3), klar i 2023, skal simulere flukser av vann, totalt nitrogen (TN), totalt fosfor (TP), løst uorganisk nitrogen (DIN), totalt organisk nitrogen (TON), løst totalt fosfor (TDP), totalt partikulært fosfor (TPP), suspendert sediment (SS) og totalt organisk karbon (TOC).

Fordeler:

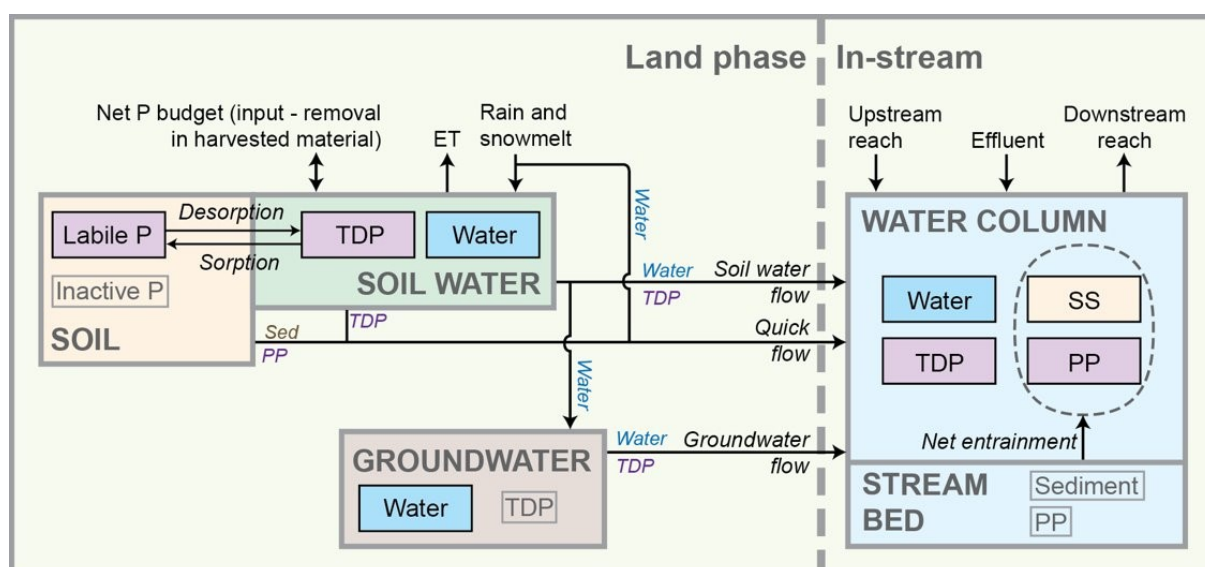
- TEOTIL3 skal være ferdig i løpet av 2023, og klar for bruk i dette prosjektet
- Den gir en førstehånds vurdering av dominerende kilder av næringsstoffer til vassdrag og potensialet for belastningsreduksjoner
- Kan brukes til å utforske hvordan forvaltningsscenarioer på land påvirker næringstilførselen til fjorden

Ulemper:

- Det årlige tidssteget er ikke kompatibelt med de dynamiske marinemodellene som er tilgjengelige
- Krever tid og krefter for å konvertere TEOTIL-avledede årlige scenarier til daglige scenarier, og denne konverteringen kan være unøyaktig (f.eks. gå glipp av sesongmessig dynamikk)

3.1.3 SimplyCNP og Mobius

SimplyP (med en hydrologisk komponent – Q – og en fosfor-komponent – P) ble først publisert i 2017 (Jackson-Blake et. Al. 2017). Den er semidistribuert – eksempelvis kan Oslofjord-nedbørfeltet deles i underenheter, og innenfor relevante arealbruksklasser. Modellen er dynamisk med et daglig tids-steg. Modellen er semi-prosess-basert, men som de fleste dynamiske nedbørfeltmodeller har den også empiriske deler og trenger kalibrering. Modellen er designet for å være enkel å sette opp i motsetning til mange mer kompliserte nedbørfeltmodeller, men er likevel komplisert nok til å kunne besvare effekter av forskjellige tiltak og klimaendringer (Figur 10). Komponenter for karbon (C) og nitrogen (N) til Simply har blitt utviklet av NIVA gjennom de siste årene og gir gode resultater for flere norske nedbørfelt. Per i dag inkluderer SimplyCNP de følgende variabler: vannføring (Q), suspendert sediment, fosfor (totalt, partikulært, løst, løst reaktivt), nitrogen (totalt, løst uorganisk, organisk), karbon (løst, partikulært).



Figur 10. Fosfor-prosesser og transport i én responsenhet i SimplyP-modellen.

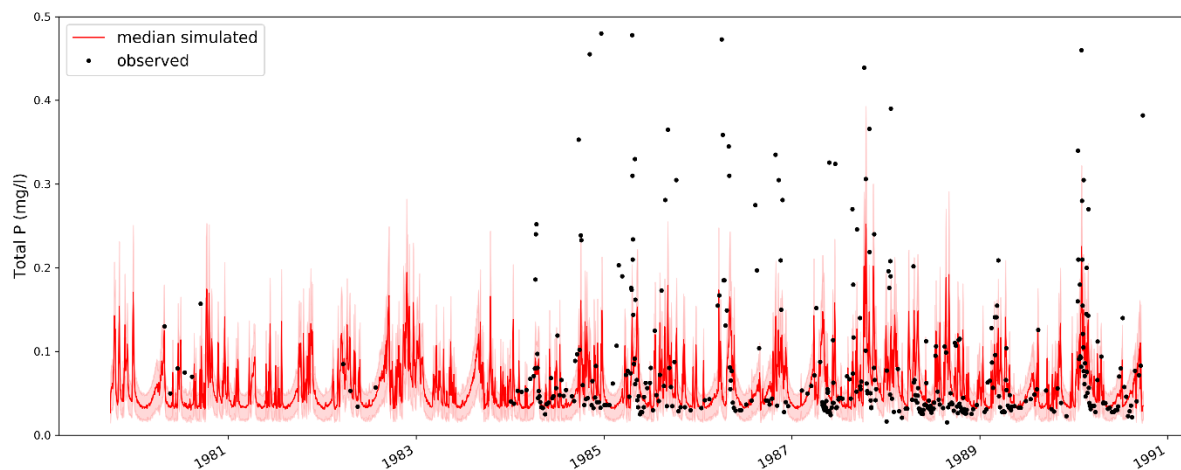
Hydrologimodellen SimplyQ beregner hvor mye vann det er i hvert lag av jorda til enhver tid, inkludert snø på toppen, det øvre jordlaget og grunnvannet, og beregner hvor mye transport det er fra disse til elva eller til innsjøer. At den er semidistribuert betyr at den kan beregne forskjellige verdier for forskjellige arealbrukstyper, og transporten fra disse blir summert og vektet med den relative størrelsen av hver arealbrukstype i nedbørfeltet. Modellen kan også deles opp i flere undernedbørfelt hvis elvesegementer og innsjøer renner inn i hverandre i en forgrenet struktur. Disse modellene gir derfor stor presisjon i å forutsi hvor mye vanntransport det er i elvene eller gjennom innsjøene hver dag.

Videre kan de biogeokjemiske komponentene vite hvor lenge næringsstoffene (C, N, P) som transporteres av vannet blir utsatt for de forskjellige biokjemiske prosessene i jorda, grunnvannet, elvene og innsjøene før de når fjorden. Disse prosessene er ofte sesongbaserte eller temperaturavhengige. Siden tilførselen av næringsstoffer til systemet er tidsbasert, vil man for eksempel kunne spesifisere når gjødsling utføres, eller når man pløyer og derfor skaper større erosjon av jordpartikler til elva. Fordi de prosessbaserte nedbørfeltmodellene beregner fluksene av næringsstoffer basert på dynamiske meteorologiske inputdata (nedbør og temperatur) og utslipp (gjødsling, pløying, punktkilder som kloakk) kan man lett studere scenarier hvor man for eksempel

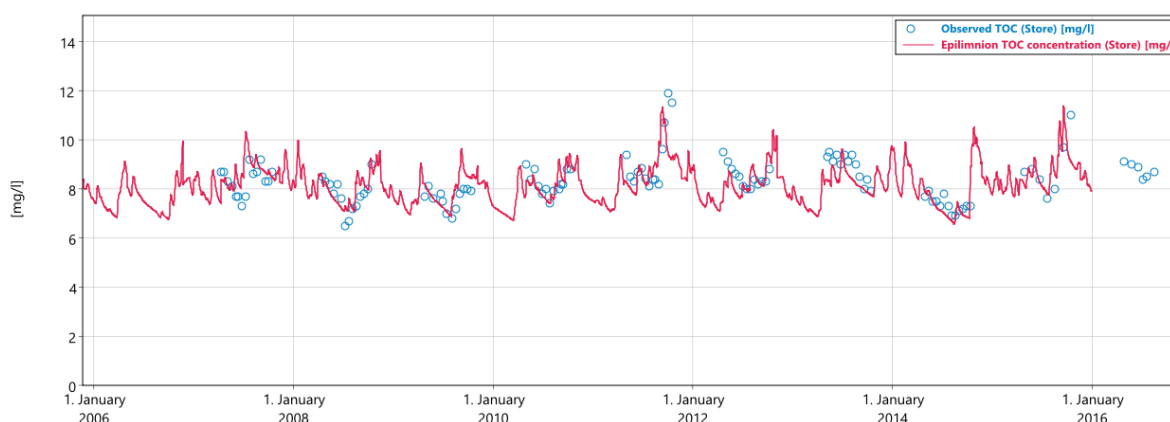
endrer klima eller gjør utslippsreduserende tiltak. Modellene kan også forutsi effekten av ekstreme hendelser, som tørke eller flom, som kan ha sterk påvirkning på vannkvaliteten ved utløpet. Videre vil modellene ha riktig sesong-fordeling av utslippene til fjorden, noe som kan være svært avhengig av hvor langt oppe i nedbørfeltet utslipps-kildene befinner seg, og om det er mange/store sjøer imellom. De tar også høyde for effekter av nedbørfeltets historie, for eksempel kan det ta tid for utslippet av fosfor å gå ned selv om man stopper gjødsling fordi det ligger igjen mye fosfor i jorda og i sedimenter.

EasyLake er en enkel innsjømodell med dynamisk beregnet temperatur, stratifisering og isdekke, som kan gi realistiske oppholdstider og drivere for biogeokjemiske prosesser i innsjøen. Denne modellen er beregnet til å være en komponent i en større nedbørfeltmodell, og er viktig fordi konsentrasjoner av næringsstoffer i elva ofte blir veldig påvirket både i amplitude og tidsfase hvis det ligger en innsjø langs elva.

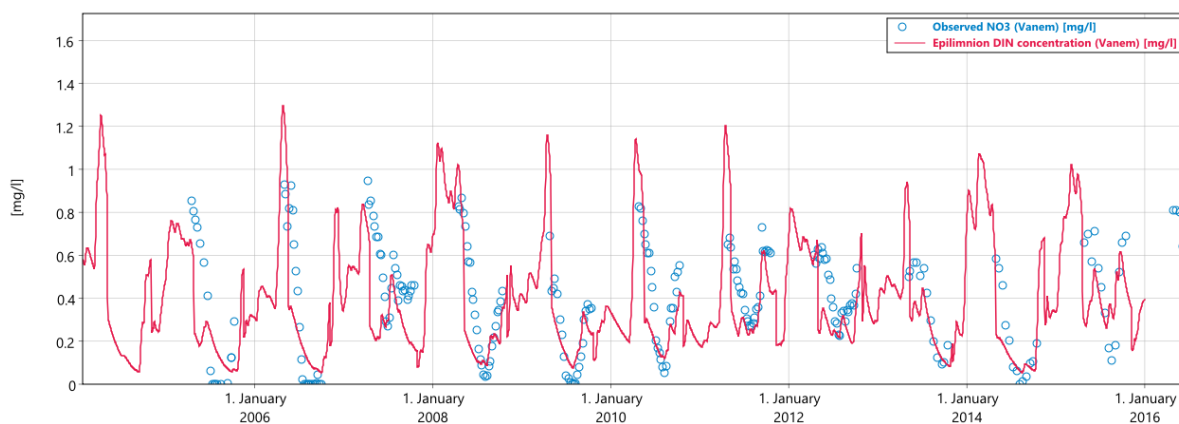
Hele SimplyCNP-EasyLake systemet har blitt satt opp for Vansjø og det tilhørende vassdraget, en viktig tilførsel av landbruksavrenning til Oslofjorden ved Moss, hvor den gir gode resultater. Figurene 11-13 viser hvordan modellen kan fange opp store sesongmessige svingninger i tilførselen av næringsstoffer fra land og i responsen i innsjøen.



Figur 11. Modellert mot observert konsentrasjon av total fosfor i elva i Morsa i nærheten av innløpet til Vansjø.



Figur 12. Modellert og observert totalt organisk karbon (TOC) i Vansjø (SimplyCNP-EasyLake).



Figur 13. Modellert og observert inorganisk nitrogen i Vansjø (SimplyCNP-EasyLake).

Mobius er et generelt rammeverk for bygging av prosessbaserte biogeokjemiske modeller (Norling et al. 2021). I Mobius har vi blant annet implementert modellene Simply (Q, C, N, P) og EasyLake, og planlegger å legge inn NIVAFjord - en ny variant av NIVA Fjordmodell (uavhengig av dette prosjektet) – i løpet av 2023-24.

Fordeler:

- Den **daglige tidsopløsningen** gjør modellen kompatibel med de prosessbaserte fjordmodellene. Dette gir en sammenhengende tilnærming til modellering på tvers av land-vann-grensesnittet.
- SimplyCNP-EasyLake er allerede implementert i Mobius. Når NIVAFjord blir implementert i Mobius (i løpet av 2023-24), vil det være et **sømløst modelloppsett for nedbørfelt og fjord**. Da blir det veldig lett å pakke de to modellene sammen, for eksempel til å kjøre i bakgrunnen av en nettside, hvor interessenter kan utforske scenarier selv. Mobius-rammeverket inneholder mange verktøy som gjør det effektivt å kjøre scenarier og å gjøre sensitivetsanalyse for å se om hvilke tiltak som er mest effektive.
- SimplyCNP-EasyLake gir stor presisjon i å forutsi hvor mye vann og næringsstoffer transporteres langs elvene hver dag, som fører til en **riktig sesong-fordeling** av utslippene til fjorden. Dette er viktig for å forutsi økologiske responsen i fjorden.
- Siden de prosessbaserte nedbørfeltmodellene beregner fluksene av næringsstoffer basert på dynamiske meteorologiske inputdata og utslipp kan man lett studere **scenarier** hvor man f.eks endrer klima eller gjør utslippsreducerende tiltak. Modellene kan også forutsi effekten av **ekstreme hendelser**, som tørke eller flom, som kan ha sterk påvirkning på vannkvaliteten ved utløpet.
- Modellen tar høyde for **effekter av nedbørfeltets historie**, f.eks. kan det ta tid for utslippet av fosfor å gå ned selv om man stopper gjødsling fordi det ligger igjen mye fosfor i jorda og i sedimenter.

Ulemper:

- Tar tid å sette opp
- Større inndatabehov enn f.eks. TEOTIL (bakgrunnsdataene for TEOTIL vil likevel være viktige for å sette opp disse modellene)
- Forutsier ikke alle næringsfraksjoner som typisk kreves av de marine modellene

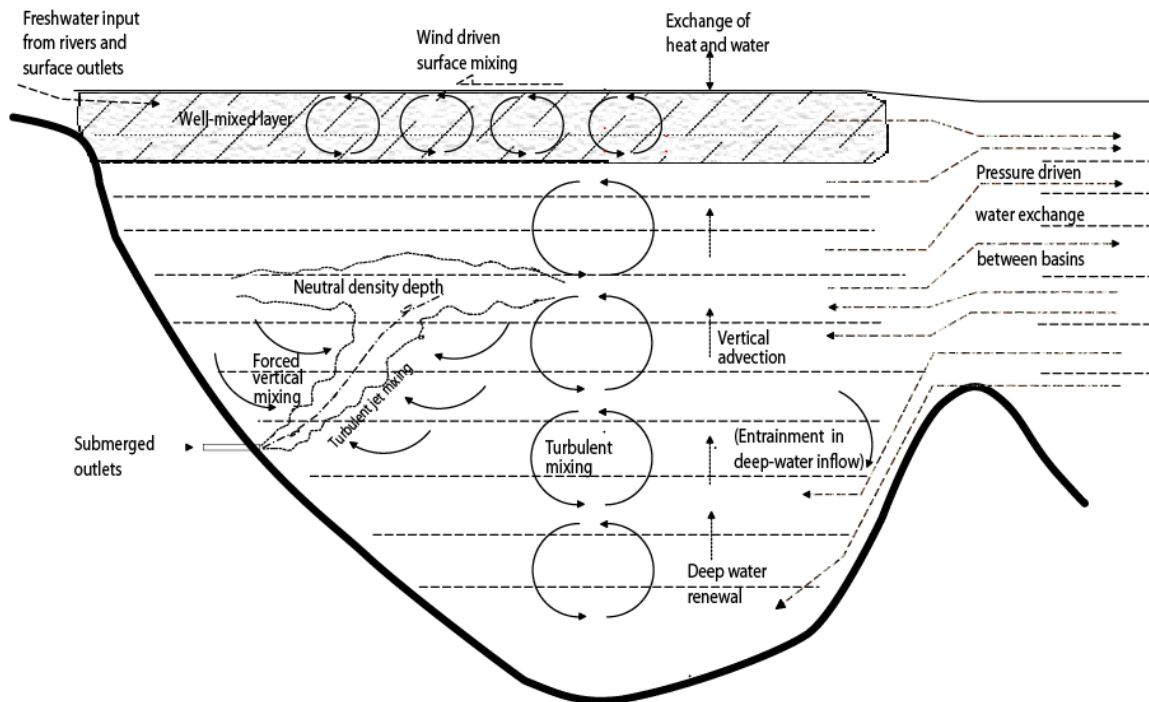
3.2 NIVA fjordmodell

Ved NIVA har det blitt utviklet en omfattende fjordmodell, som er en boksmoell. 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.

Dette modellutviklingen ble gjort i forbindelse med at det skulle bygges nye renseanlegg i Indre Oslofjord. Den første modellkjøringen som ble gjort for indre Oslofjord er beskrevet av Bjerkeng (1994a, 1994b). Modellen er designet for å vurdere hvordan forskjellige stoffer som organisk stoff, nitrogen, fosfor og silikat spres gjennom det økologiske systemet i en terskelfjord (se oppsett for modellen i Figur 6D). En terskelfjord er spesiell på den måten at vannmassene blandes svært lite, og vann som kommer inn i fjorden i forbindelse med en dypvannsfornyelse vil bli liggende under terskeldyp helt til neste dypvannsfornyelse. Slike vannforekomster er derfor sårbare for tilførsel av stoff som leder til økt oksygenforbruk.

Modellen er bygd opp slik at den består av en eller flere bassenger som står i forbindelse med et ytre basseng. I hvert basseng beskrives variasjon med dypet med høy oppløsning. Det tas også høyde for at dypvannsutslipp øker den vertikale blandingen (se Figur 14). Utvekslingen mellom hvert basseng er drevet av tidevann, vind og forskjeller i trykk mellom vannmassene i to bassenger som står i forbindelse med hverandre. De fysiske prosessene som styrer modellen, er detaljert beskrevet av Bjerkeng (1994c). I det modeloppsettet som har blitt benyttet i denne rapporten er Oslofjorden delt inn i 10 indre basseng som representerer fjorden innenfor Færder (se Figur 15). 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 modeloppsettet. Tilførsler til det indre bassenget, og om disse går til overflaten eller slippes ut med rør i dypet, beskrives også i modeloppsettet.

I Figur 14 er de fysiske prosessene som modellen simulerer illustrert. Utvekslingen mellom bassengene beregnes ved å først beregne horisontale trykkgradienter som driver vannbevegelsene. Om et basseng har mye eller lite vertikal blanding må spesifiseres i modeloppsettet, så denne kunnskapen må være kjent på forhånd. Når de vertikale blandingsforholdene er spesifisert, kan modellen beregne hvordan disse blir påvirket av dykkede utslipp.



Figur 14. 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.

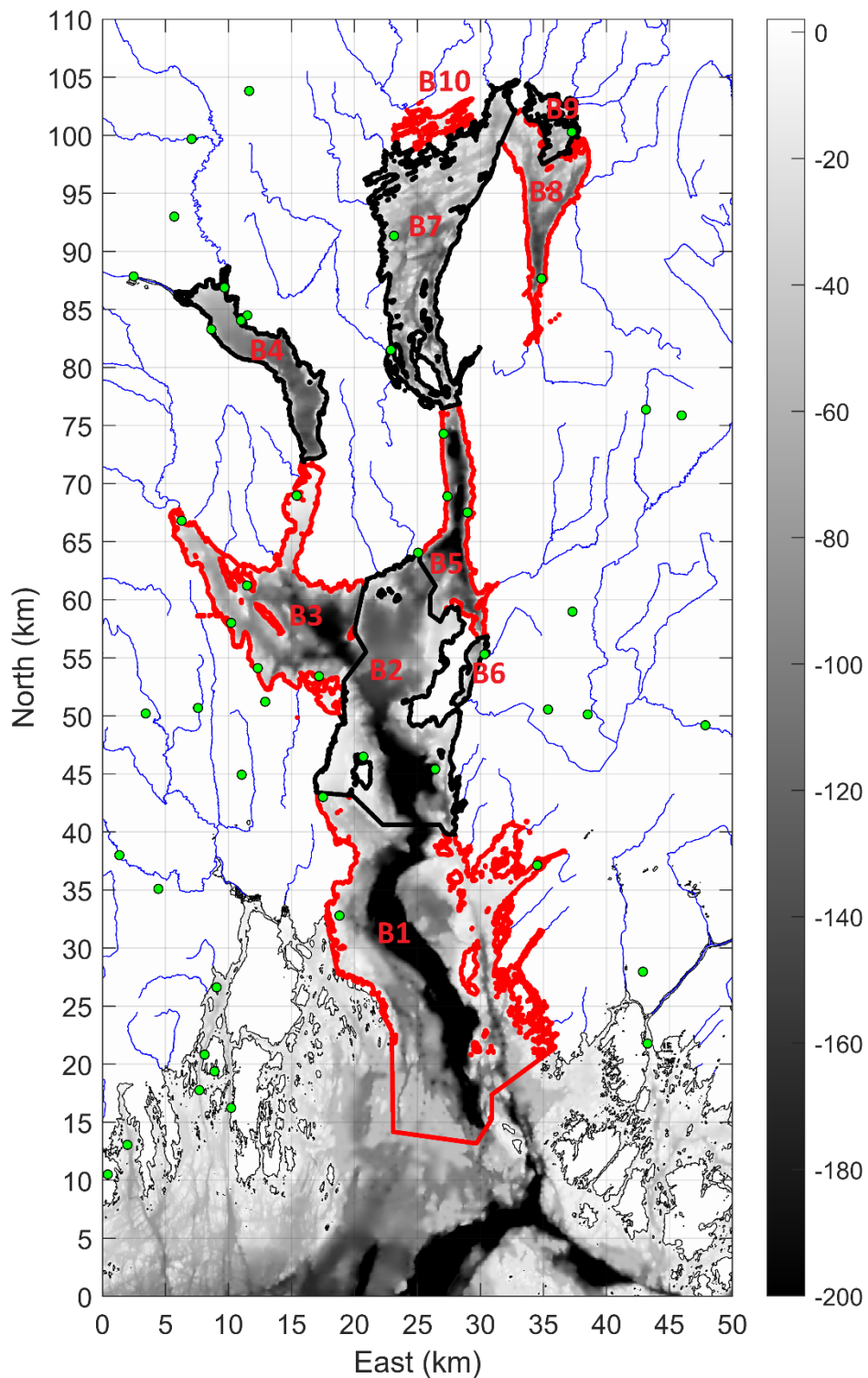
Modellen beskriver separat budsjettet til de forskjellige næringssaltene samt karbon, og har to forskjellige grupper plantep plankton; kiselalger og andre alger. Fytoplankton-prosessen i modellen er detaljert beskrevet av Bjerkeng (1994d). For hver algetype regnes det ut innhold av karbon, nitrogen, 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, 1994e). Modellen 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, 2019) og vurdere renseanlegg i Drammensfjorden (Staalstrøm, 2022a). Modelloppsett for modellen brukt i denne rapporten er beskrevet av Staalstrøm (2022b).

3.2.1 Inndeling av fjorden i bassenger

Mange fjorder har bassenger som ikke står i fri forbindelse med vannmassene på utsiden av fjorden. Ofte sperrer en undersjøisk fjellrygg av deler av fjorden. Disse kalles terskler, og fjorder som har slike kalles terskelfjorder. Oslofjorden er en slik terskelfjord, men bunntopografien er på grunn av fjordens geologiske historie svært komplisert, og det er dermed mange adskilte bassenger.

I Figur 2-Figur 4 er bunntopografien og de ulike bassengene for Oslofjorden vist. I den sørlige enden ligger Skagerrak, og fra venstre i disse figurene vises Rauerbassenget, Bastøbassenget, Drøbaksundet og Indre Oslofjord. De største bassengene i indre Oslofjord er Vestfjorden og Bunnefjorden, som ligger på hver sin side av halvøya Nesodden. Imellom disse to bassengene ligger Lysakerfjorden, med terskeldyp til de to andre bassengene på 50-55 m. Lysakerfjorden er en del av Vestfjorden i det modelloppsettet som brukes her. I figurene er Bunnebotten tegnet inn helt til høyre, med forbindelse til Bunnefjorden (se Figur 2). Dette bassenget er ikke med i modelloppsettet her, men i NIVA

Fjordmodell er det mulighet til å utvide med en lang rekke mindre bassenger om ønskelig. I Figur 15 vises et kart over Oslofjorden med grenser for de 10 bassengene som benyttes i denne rapporten.



Figur 15. Inndeling av Oslofjorden i 10 bassenger.

3.2.2 Utsveksling mellom bassengene

Vannutveksling mellom bassengene i NIVA Fjordmodell er beregnet med en formel som bruker den horisontale trykkgradienten i hvert dyp (Bjerkeng, 1994c, side 17). Det beregnes separate hvordan vannutvekslingene påvirkes av tidevann og vind, som også setter opp horisontale trykkgradienter, selv om modellen bruker formler hvor dette ikke beregnes direkte for akkurat disse prosessene, men hvor vannstandsending og vindstyrke er inngangsparametere. Det at modellen beregner de horisontale trykkgradientene direkte fra overflaten til bunn i alle forbindelsene mellom bassengene er svært viktig, for det kan være betydelig vannutveksling selv om det er helt vindstille og vannstanden ikke endrer seg.

Det er antatt at strømmen gjennom et sund som forbinder to bassenger A og B ikke varierer på tvers av sundet. Er sundet bredt nok vil ikke dette være en god antagelse. For mange av forbindelsene mellom bassengene som er brukt i dette modelloppsettet, så er sundene relativt trange. I forbindelsene mellom bassenger som er relativt vide, vil strømmen variere på tvers. I modellen vil det derimot i et gitt dyp bare strømme enten fra basseng A til B, eller omvendt. Den strømmen som beregnes av modellen, må derfor betraktes som strømmen midlet på tvers av forbindelsen. Hovedhensikten med å teste ut NIVA Fjordmodell i dette prosjektet, var å undersøke om NIVA Fjordmodell ville egne seg for å se på vannutveksling mellom bassenger som har relativt vide forbindelser. Dette er for eksempel tilfelle mellom basseng 1 (B1: Rauerbassenget) og basseng 2 (B2: Bastøbassenget) i Figur 15.

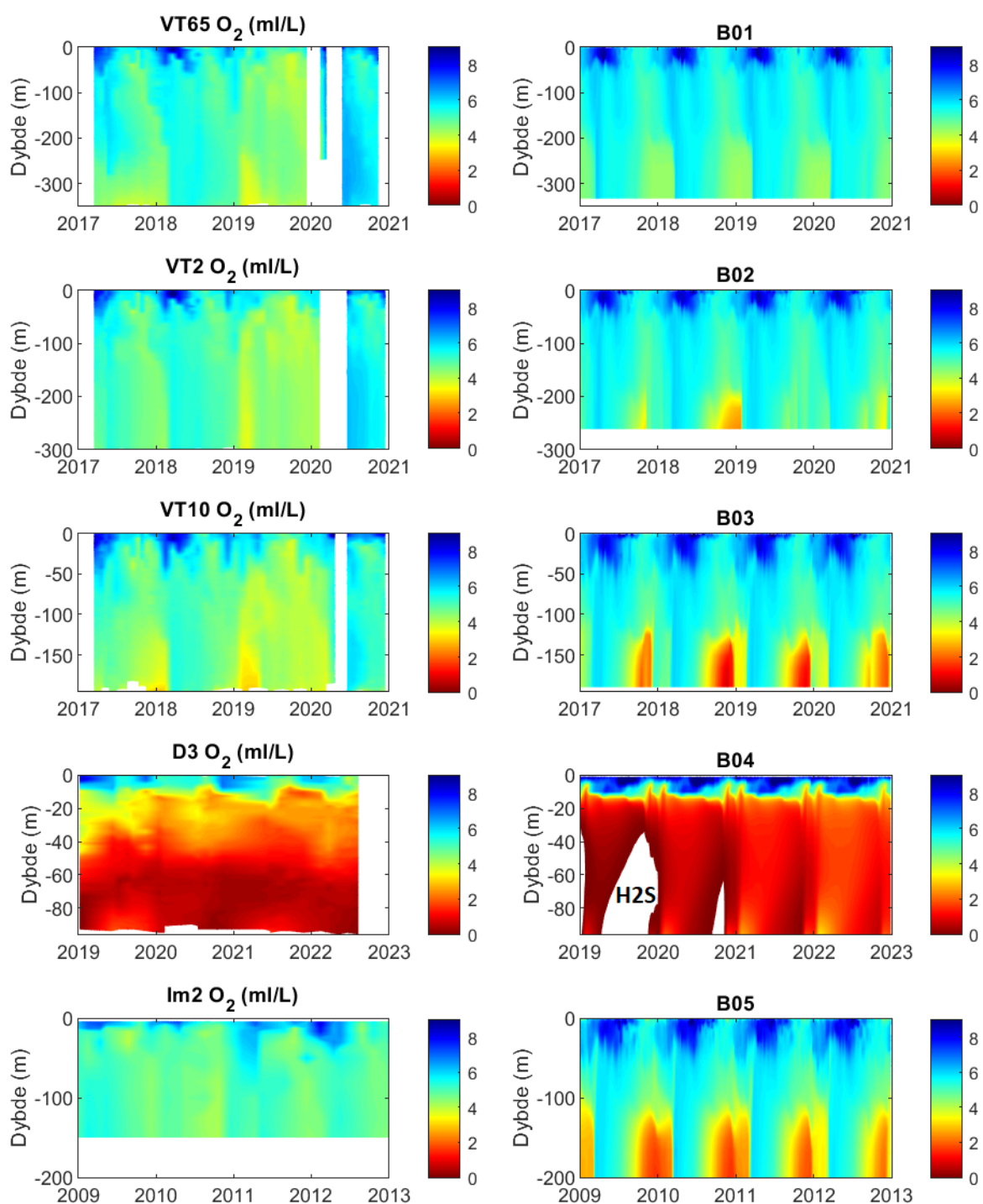
3.2.3 Beregning av oksygenforhold

I Figur 16 og Figur 17 er observerte og modellerte oksygenforhold i de 10 bassengene sammenlignet. De observerte verdiene er målt med oksygensonde på stasjoner som ligger innenfor hver av bassengene. En oksygensonde vil ikke kunne måle lavere enn null. I modellen beregnes det negative oksygenverdier, som betyr forekomst av hydrogensulfid. I figuren vises negative oksygenverdier som hvite felter fordi verdiene da er lavere enn den laveste verdien (null) på fargeskalaen. For de observerte verdiene vil det om det er hydrogensulfid tilstede fortsatt bare vises en som mørkerødt, siden sonden bare viser en verdi som er nær null, men positiv. Hvite felter i konturplottene til venstre indikerer derimot manglende verdier.

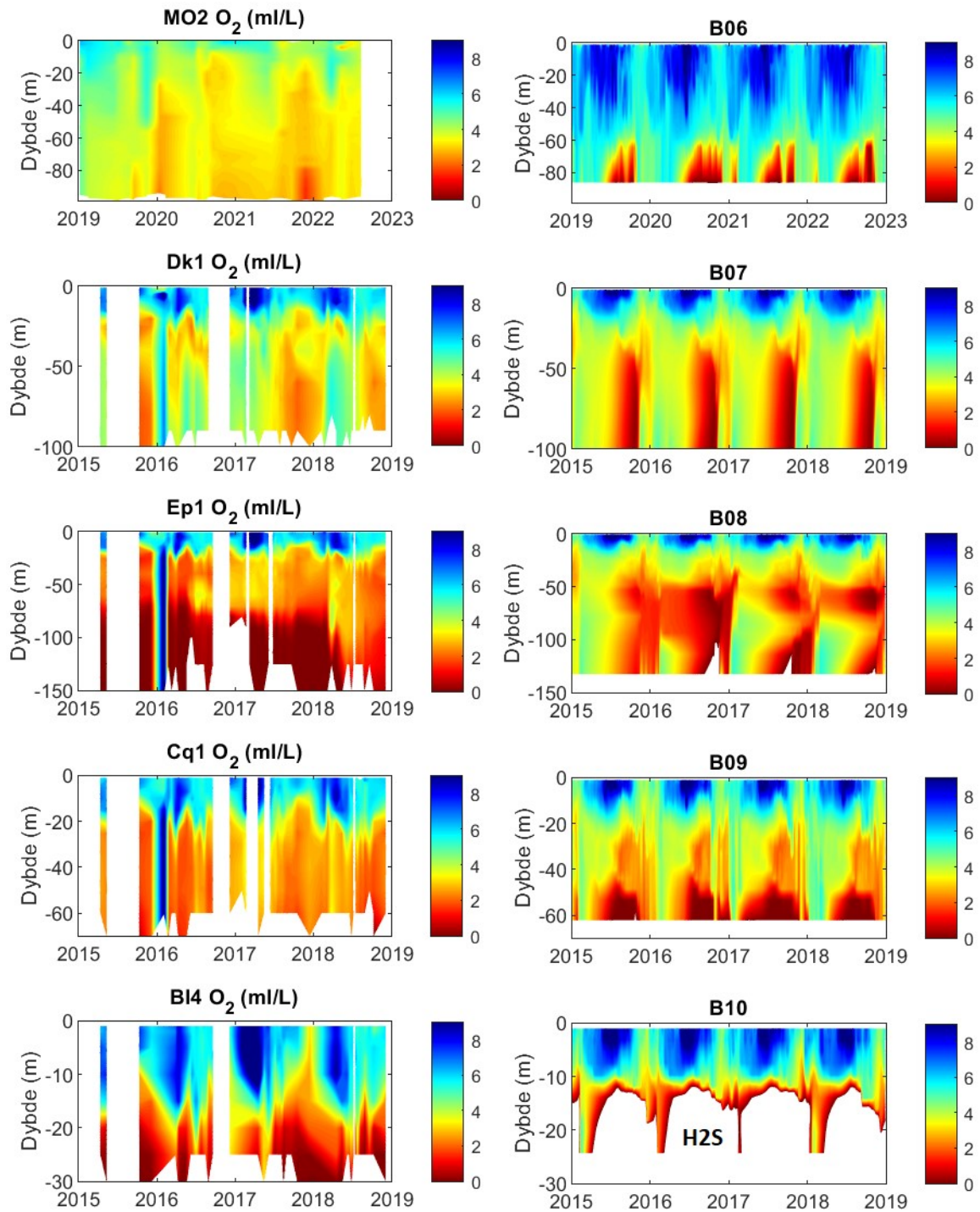
NIVA Fjordmodell klarer å modellere at det er signifikant lavere oksygenverdier i hele Indre Oslofjord, og spesielt lavt i Drammensfjorden, Bunnefjorden og Bærumsbassenget, samtidig som det er mye bedre i de ytterste bassengene. Modellen klarer også å fange opp at det kan forekomme lave oksygenforhold i relativt åpne bassenger som Breiangen. Grunnen til at NIVA Fjordmodell klarer dette relativt bra, er fordi det til en viss grad er mulighet til å justere den vertikale blandingen direkte, og bruke dette til å kalibrere modellen. NIVA Fjordmodell modellerer ikke den vertikale blandingen perfekt, det er for eksempel for lite blanding i mellomdyp i noen bassenger. Til tross for at resultatene ikke er helt perfekt, så er det per dags dato ingen 3D-modell som klarer å modellere oksygenforholdene nær bunn like bra over det samme modellområdet. Årsaken til dette er at 3D-modeller ofte har en prosessbasert turbulensmodell som vil være lik for hele området, og det er ikke trivielt å ha forskjellig parametrisering av vertikal blanding i forskjellige bassenger.

Erichsen, A. C. & Møhlensberg, F. (2019) brukte DHI-modellen til å modellere tre bassengene Frierfjorden, Langesundsfjorden og Håøyfjorden i Grenland. Modellresultatene for Frierfjorden var svært bra når de ble sammenlignet med oksygenforholdene over flere år. Men siden rapporten ikke beskriver resultatene fra de andre to bassengene, og siden modellresultatene ikke er tilgjengelig, er det umulig å bedømme hvor godt modellert oksygen er der. Håøyfjorden har også anoksisk bunnvann,

men her forekommer dypvannsfornyelsene med helt annen frekvens enn i Frierfjorden, og vi mistenker at det er vanskelig å få like gode modellresultater i begge bassengene samtidig.



Figur 16. Sammenligning oksygenforhold i de fem første bassengene i fjorden. Til venstre vises målinger fra målestasjoner i hvert basseng. Til høyre vises modellresultatene.



Figur 17. Sammenligning oksygenforhold i de fem første bassengene i fjorden. Til venstre vises målinger fra målestasjoner i hvert basseng. Til høyre vises modellresultatene.

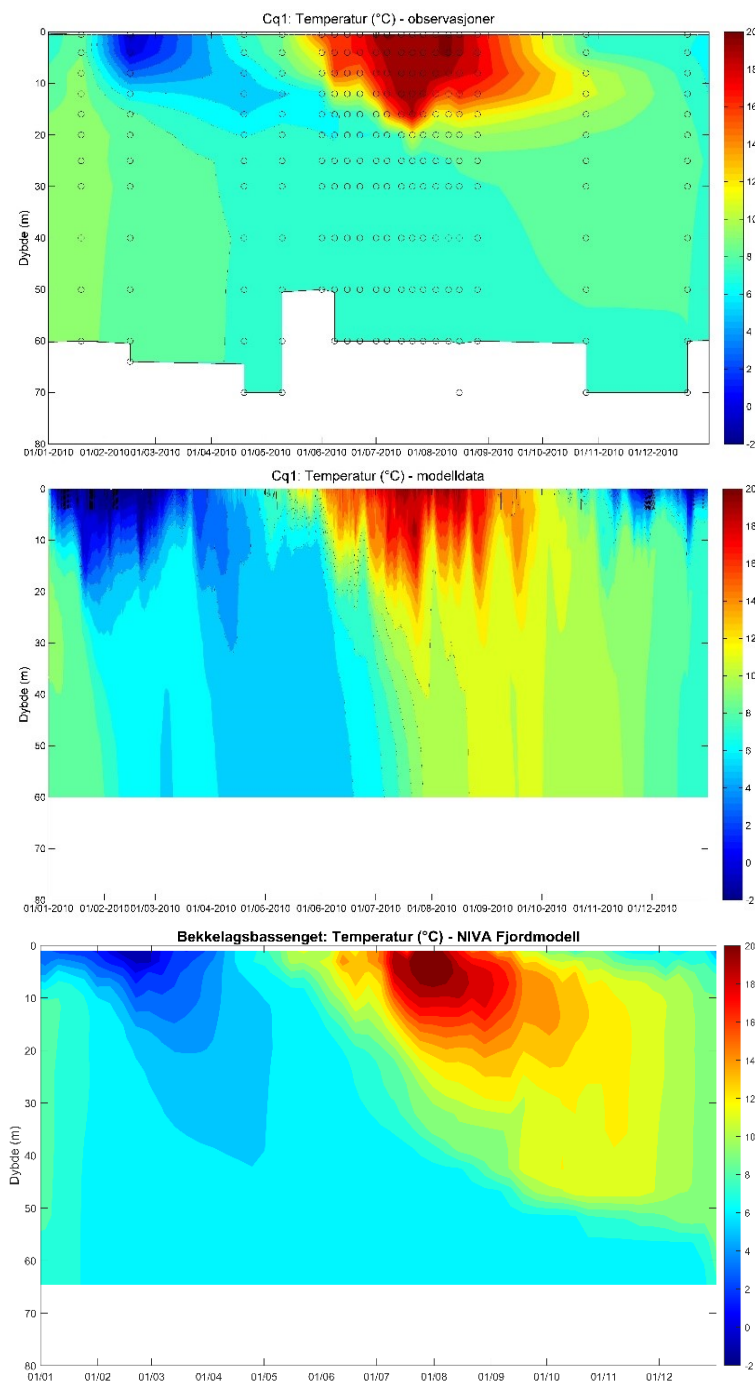
3.2.4 Sammenligning mellom DHI modell og NIVA fjordmodell.

Et fundamentalt trekk ved sirkulasjonen i terskelbasseng er at den vertikale blandingen i dypet er begrenset. Dette kan en se ved at det er liten sesongvariasjon i temperaturen i dypet, siden vannmassene i dypet i liten grad blandes med vannet høyere opp i vannmassene. Dette er avgjørende for hvordan oksygenforholdene utvikler seg. Hvis en modell har for høy vertikal blanding, vil det ikke være mulig å modellere oksygenforholdene i dypet. Øverst i Figur 18 vises temperaturutviklingen i Bekkelagsbassenget i 2010. Som en kan se fra figuren så ser en mye mindre sesongvariasjon i dypet enn i overflatelaget.

DHI sin modell MIKE FM ble brukt for å modellere Indre Oslofjord i et prosjekt for å vurdere virkningen av Midgardsormen. Det ble da fokusert på badevannskvalitet, og ikke på vannkvaliteten i dypvannet. I dette modelloppsettet var den vertikale blandingen for høy, som en kan se ved at det er for stor sesongvariasjon i temperaturen i dypvannet (se midten i Figur 18). Dette gjør at dette modelloppsettet ikke kunne brukes til å modellere oksygenutviklingen i dypvannet.

NIVA Fjordmodell (NFM) er en såkalt boks-modell, som vil si at hvert basseng i fjorden representeres av en boks som har høy vertikal oppløsning, men i hvert dyp så beregnes det en verdi som er et horisontalt middel over hele bassengets areal. I NFM er den vertikale blandingen spesifisert ved noen konstante verdier, som velges slik at blandingen i bassenget passer best mulig til det som observeres med CTD målinger. Nederst i Figur 18 vises modellresultater fra et tilfeldig valgt år fra NFM hentet fra scenariet SC2015. Som det påpekes av både DHI og COWI så har modellen for høy blanding i mellomdyp (ca. 20-50 m), men blandingen i dypvannet er betraktelig mindre enn i MIKE FM.

For høy vertikal blanding var også observert i andre 3D-modeller som hadde blitt brukt i Indre Oslofjord (ROMS, GEMSS). I 2021 ble resultatene fra DHI sin modell MIKE 21/3 fra Frierfjorden tilgjengelig i en rapport, men disse resultatene var altså ikke tilgjengelig da arbeidet med NIVA Fjordmodell ble gjenopptatt omtrent i 2017. Dette lå til grunn for det ikke ble anbefalt å bruke en boks-modell for Indre Oslofjord. NIVA ble den gang kontaktet av Fagrådet som spesifikt ønsket at NIVA skulle bruke NFM for å modellere Indre Oslofjord (Staalstrøm, 2017), siden denne allerede hadde vært utprøvd og brukt for å utarbeide tiltak for fjorden.



Figur 18. En sammenligning av temperaturutviklingen gjennom et år i Bekkelagsbassenget. Øverst vises temperaturen basert på målinger fra stasjon Cq1 fra 2010. I midten vises resultatene fra MIKE FM modellen fra 2010. Nederst vises resultater fra NIVA FM fra et tilfeldig valgt modellår.

Fordeler:

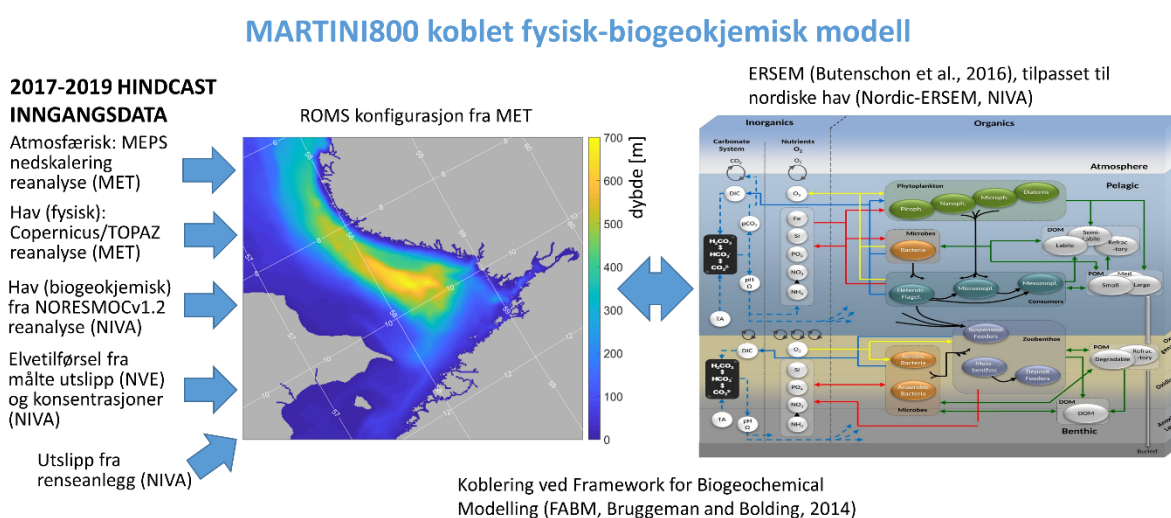
- Den viktigste fordelen med NIVA Fjordmodell er at det er relativt enkelt å kalibrere den vertikale omrøringen i hvert basseng. Dette gjør at NIVA Fjordmodell er en av svært få modeller som klarer å modellere oksygenforholdene i dypvannet i et fjordområde med mange bassenger med godt nok resultat.
- Modellen har inkludert en modul for dypvannsutslipp, slik at økt omrøring pga. dette er inkludert i modellen.
- Modellen beskriver både fysikk og biologisk tilfredsstillende (men se punkt under)
- Modellen er lett å sette opp.
- Modellen krever lite regnekapasitet. Det er derfor mulig å kjøre mange sensitivitetsstudier for å utforske effekter av tilførsler fra land.
- Gjennom Mobius, er det mulig å ha integrert kobling mellom en fjordmodell og nedbørfelt-fjord modeller, som gjør det lett å kjøre scenarier.
- Modellen har med blåskjell.

Ulemper:

- NIVA-Fjordmodell egner seg for områder med veldefinerte forbindelser mellom områdene. Den egner seg ikke like godt for åpne områder som området utenfor Færder. Dette området er påvirket av en kyststrøm som passerer gjennom området, og dette er ikke inkludert i NIVA Fjordmodell. SMHI-modellen er også en boks-modell. Her er det inkludert en måte å beskrive transport inn og ut av åpne områder ved å anta geostrofisk balanse, og det er usikkert om det vil gi en korrekt vannutveksling med resten av Skagerrak.
- Den biologiske modellen er ikke like god som Nordic-ERSEM (den biologiske modellen i MARTINI800).
- Det er ikke uttestet å benytte modellresultater fra NIVA fjordmodell til statistisk modellering av biologiske kvalitetselementer. Den romlige oppløsningen vil være lavere i NIVA fjordmodell (10 bokser) enn i MARTINI-modellen (800m grid celler), noe som sannsynligvis vil gi lavere prediksjonsevne for den romlige statistiske modelleringen.

3.3 ROMS-ERSEM (MARTINI-800)

MARTINI800 er en 3D-modell som består av en fysisk havmodell (ROMS) og en biogeokjemisk modell (NERSEM). Den fysiske modellen beskriver hydrodynamikk og transport av materiale ved sirkulasjon, blanding og partikkelsynking, mens den biogeokjemiske modellen beskriver transformasjoner av materie pga. biologisk og kjemisk prosesser, samt aggregering og disaggregering av partikler. Den ble utviklet først og fremst gjennom MARTINI-prosjektet (NFR, 2018-2020) som et samarbeid mellom NIVA, MET, og Rutgers i USA, men ble også videreutviklet gjennom et MDIR-prosjekt om partikkel belastning fra elver (Wallhead et al., 2021), og utviklingen fortsetter hos NIVA gjennom NFR-prosjektet MAREA (2022-2025) og EU-prosjektet Invest4Nature (2022-2025). MARTINI800 er en kompleks og detaljert modell som kombinerer en ROMS modell med 800m oppløsning (relativt høy oppløsning for Skagerrakregionen som simuleres) med en av de mest detaljerte biogeokjemiske modeller (NERSEM) som har blitt brukt til studier av vannkvalitet. Koblingen mellom den fysiske og biogeokjemiske modellen bruker et avansert og fleksibelt koblingsrammeverk (FABM). Nedenfor beskrives modellkomponentene i litt mer detalj.

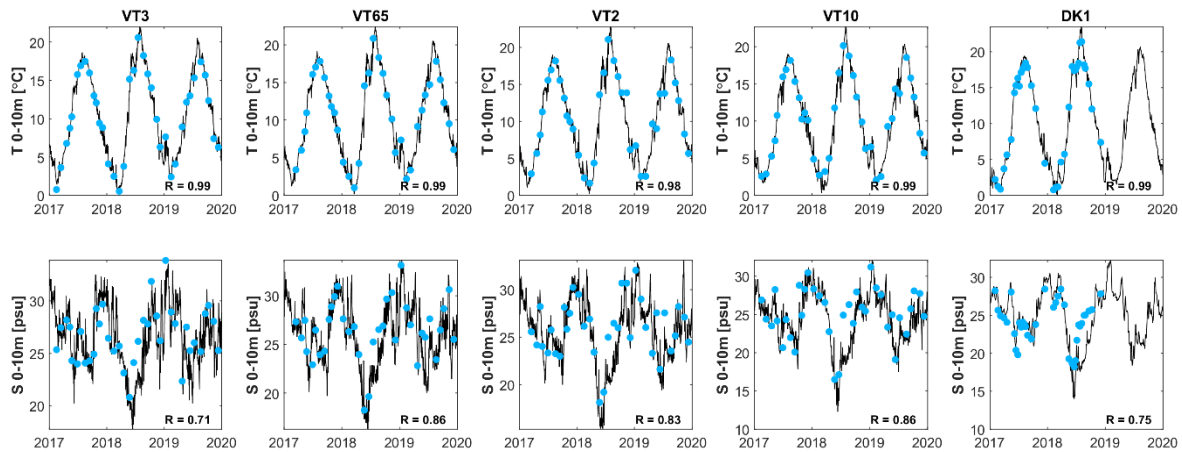


Figur 19. MARTINI800-modellen for Skagerrak og Oslofjord regionen, som ble utviklet ved kobling av ROMS-modellen (fra MET) og en NERSEM biogeokjemisk modell (PML, NIVA), ved bruk av den FABM koblingsrammeverk (Bruggeman and Bolding).

ROMS (Regional Ocean Modeling System) er en fysisk havmodell som ble utviklet hos Rutgers universitetet i USA på 90-tallet, som etterfølger til SCRUM modellen (<https://www.myroms.org/wiki/>). Den bruker terrengfølgende lag (se Figur 2) og har en split-eksplisitt behandling av barotropisk (raske) og baroklinisk (sakte) styrende (primitive) ligningene (Shchepetkin and McWilliams 2005, 2009). ROMS har blitt en av de mest brukt havmodeller, sannsynligvis i stor grad pga: 1) en *open-source* kodebase, som gjør det mulig for grupper å få tilgang til og tilpasse koden til deres behov; 2) ulike beregningsfunksjoner som resulterer i en relativt effektiv (men nøyaktig) kjøring; 3) en kapasitet for bruk i dataassimilering, som gjør den egnet for operativ oseanografi. ROMS brukes av MET.no som grunnlag for deres operative havmodeller, inkludert bla. deres Norkyst800-modell (<https://ocean.met.no/models>).

I MARTINI-prosjektet, utviklet Met.no en versjon av ROMS-modellen med 800m-oppløsning hvor fokus er på Skagerrak-Oslofjord regionen (se Figur 19). Denne modellen har vist utmerket evne til å simulere hydrografiske forhold i Ytre Oslofjord (se Figur 20). Oppløsningen på 800m er kanskje ikke tilstrekkelig for nøyaktig simulering i indre Oslofjord eller for å opprettholde nøyaktige sirkulasjoner i sentraldelene

ved VT2 (Bastø) og VT10 (Breiangen vest), basert på sammenligninger med en Oslofjord-dedikert ROMS-modell med 160m oppløsning (FjordOS, se Staalstrøm et al., 2022). Til tross for dette, så er den hydrografiske nøyaktigheten av MARTINI800 fortsatt ganske betydelig på VT2, VT10, og til og med på stasjonen Dk1 i indre Oslofjord (Figur 20).

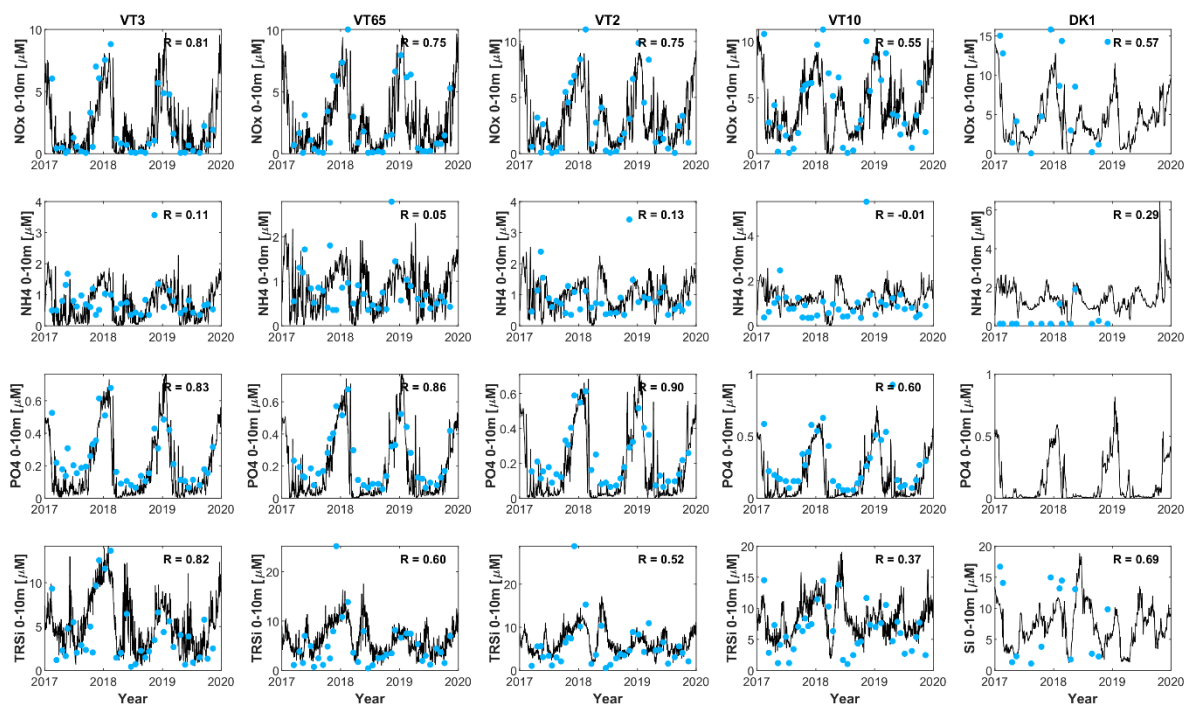


Figur 20. Hydrografisk validering av MARTINI800-modellen (svarte linjer) i sammenheng med observasjoner fra ØKOKYST-Skagerrak (blå prikker) for temperatur (T, øverst) og saltholdighet (S, nederst) i vannoverflaten (0-10 m dybde) på fem stasjoner (se Figur 9). Pearson-korrelasjoner mellom observasjoner og modellresultater vises som 'R' verdier til hver tidsserie.

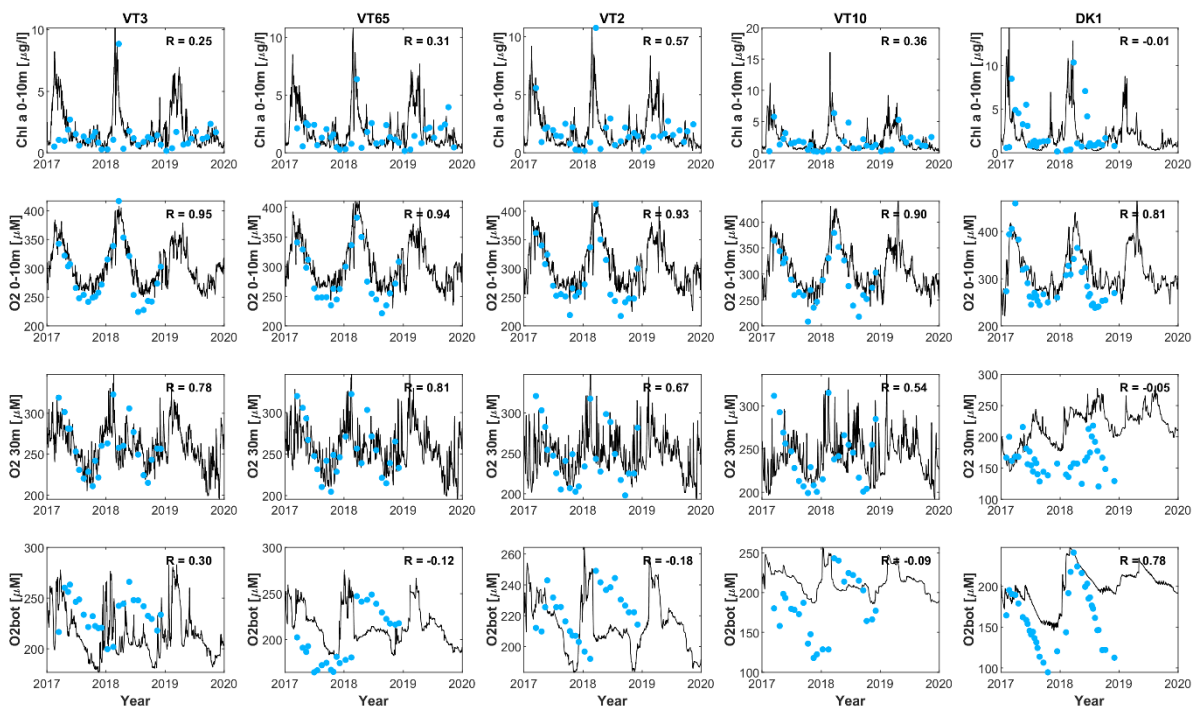
NERSEM eller Nordic-ERSEM er en biogeokjemisk modell basert på ERSEM (European Regional Seas Ecosystem Model), opprinnelig utviklet hos Plymouth Marine Laboratory (PML) på 90-tallet (Baretta et al., 1995; Baretta-Bekker et al., 1997). Siden 2016 har den blitt tilpasset til nordiske havområder av NIVA, med utgangspunktet i versjonen publisert av PML i 2016 (Butenschön et al., 2016). NERSEM er en relativt kompleks modell (se seksjon 2.4) som har som mål å representere den planktoniske samfunnsstrukturen og funksjonelt mangfold ved bruk av ulike planktoniske modellgrupper (8 i ERSEM, 13 i NERSEM, inkludert bakterier). Dette gir modellen et høyt nivå av fleksibilitet for å simulere ulike miljøforhold (Blackford et al., 2004; Butenschön et al., 2016) og en stabilitet eller robusthet som følger av den høye kompleksiteten (Maar et al., 2018). Når det gjelder modellering av vannkvalitet, så er det tre aspekter som er spesielt viktig: 1) Modellen simulerer alle de viktigste elementene som potensielt kan begrense vekst (dvs. N, P, Si), slik at det begrensende næringsstoffet ikke blir forutsatt, men kan komme frem av modellen; 2) Variasjonen i forholdet mellom elementer (støkiometri) i plankton simuleres dynamisk, som tillater en mer realistisk representasjon av næringsstoffbegrensninger; 3) Modellen simulerer sesongmessige endringer i planteplanktonsamfunnets sammensetning, som igjen påvirker kapasiteten til å ta opp næringsstoffer og produsere klorofyll og annet organisk materiale. Disse tre aspektene innebærer en mer kompleks modell med lengre kjøretider, men vil være viktig for å gi en realistisk simulering av systemets respons på endringer i næringstilførsel.

Figur 21 og 22 viser en sammenligning av resultater fra MARTINI800 modellen og observasjoner av næringsstoffer, klorofyll a, og oksygen konsentrasjoner på målestasjoner vist i Figur 9. Sesongvariasjoner i næringsstoffer, drevet av opptak, remineralisering og vertikal blanding, er godt simulert av modellen, i tillegg til at en del mer høy-frekvent variasjon delvis knyttet av utslipp, er gjengitt av modellen (Figur 21). Vi bemerker at de lave NH_4 -observasjoner på Dk1 er mistenkelige, og at de PO_4 observasjonene inkluderer en viss mengde partikulært reaktivt fosfor, siden vannprøven ikke ble filtrert, og dette kan muligens forklarer den tilsynelatende lille negative skjevheten i modellen. Modellen også gjengir godt intensitet og timingen av algeoppblomstringene som sees i klorofyll a

observasjoner, og modellresultater for oksygen er godt korrelert med observasjoner på overflaten og mellomlag (Figur 22). Korrelasjonene er svakere for bunnvannsoksygen ('O2bot' i Figur 22) selv om gjennomsnittverdiene stemmer ganske bra. Det er også en mulig reduksjon i simuleringsnøyaktighet for oksygen på indre Oslofjord stasjonen Dk1 (Figur 22), sannsynligvis på grunn av for grunn batymetri i modellen på denne stasjonen (se videre diskusjon nedenfor).

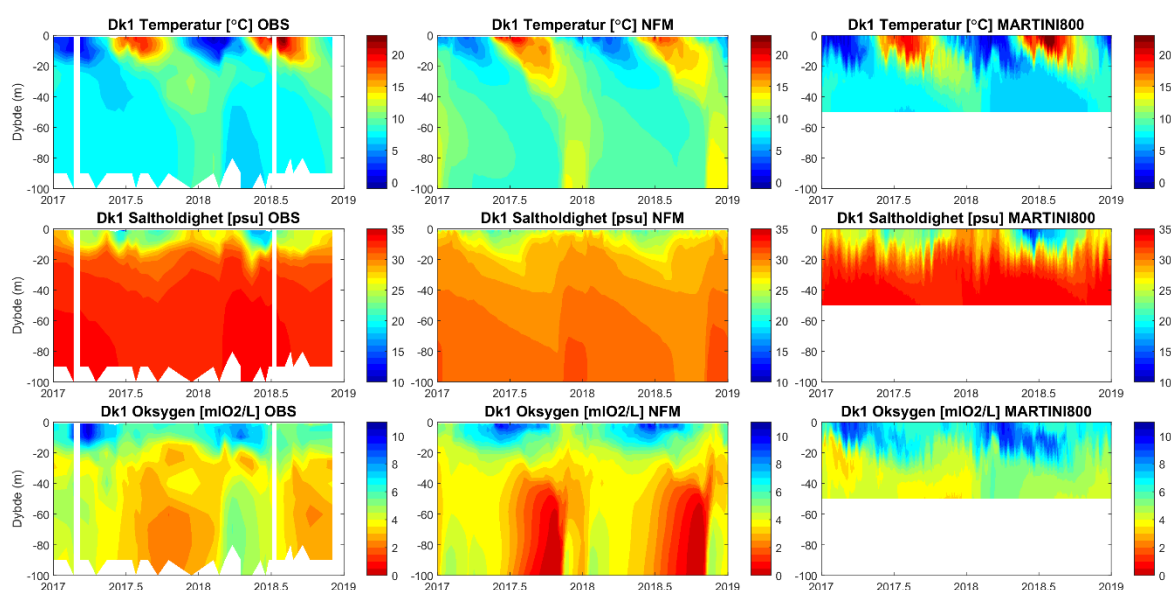


Figur 21. Biogekjemisk validering av næringsstoffer simulering fra MARTINI800-modell (svarte linjer) i sammenheng med observasjoner fra ØKOKYST-Skagerrak (blå prikker) for nitrat+nitritt (NO_x), ammonium (NH_4), fosfat (PO_4), og total reaktivt silikat (TRSi) i vannoverflaten (0-10 m dybde) på fem stasjoner (se Figur 9). Pearson-korrelasjoner mellom observasjoner og modellresultater vises som 'R' verdier til hver tidsserie.

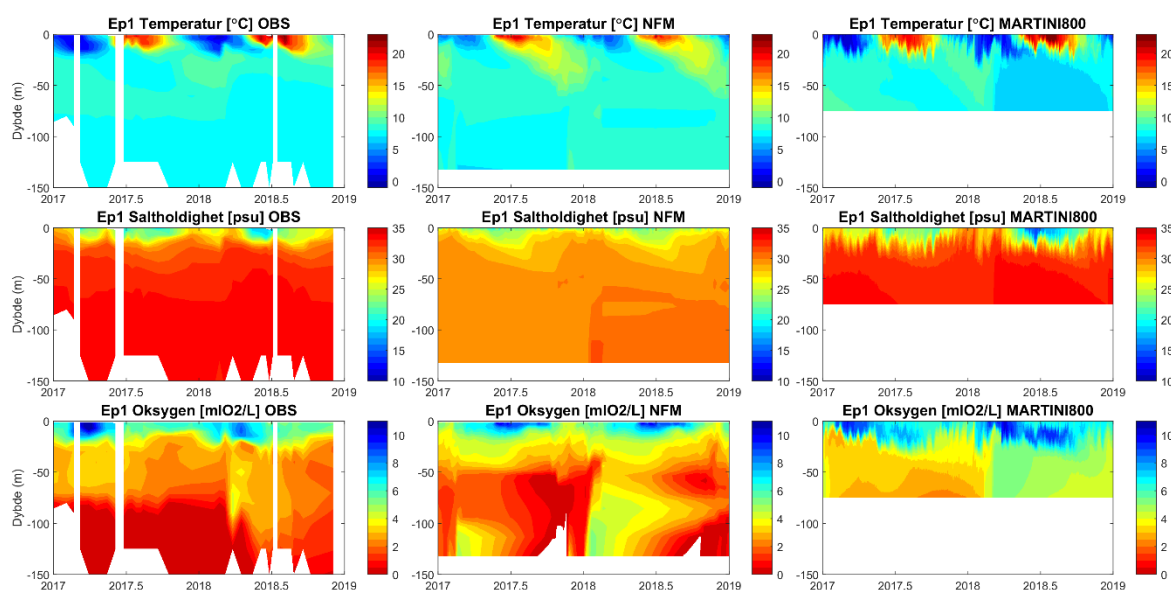


Figur 22. Biogeokjemisk validering av klorofyll a og oksygen simulering fra MARTINI800-modell (svarte linjer) i sammenheng med observasjoner fra ØKOKYST-Skagerrak (blå prikker). Rader viser klorofyll a i overflaten (Chl a 0-10 m), oksygen i overflaten (O2 0-10 m), oksygen på 30 m dybde (O2 30 m), og oksygen i bunnvannet (O2bot). Pearson-korrelasjoner mellom observasjoner og modellresultater vises som 'R' verdier til hver tidsserie.

Figurer 23 og 24 viser en treveis sammenligning mellom observasjoner fra Indre Oslofjord stasjonene Dk1 og Ep1 og modellresultater fra NIVA Fjordmodell og MARTINI800, for variablene med best dekning i observasjonene (dvs. temperatur, saltholdighet, og oksygen). Vi kan se at MARTINI800 oppnår god overensstemmelse med observasjoner – faktisk bedre enn NIVA Fjordmodell – i de nære overflatelagene som dekkes av modellen. Modellen simulerer imidlertid ikke de dypere lagene på grunn av utjevningen av modellens batymetri (gjort for å sikre numerisk stabilitet), slik at vanddybden i modellen er bare 52 m og 78 m på Dk1 og Ep1, mens de virkelige vanddybdene er rundt 100 m og 150 m henholdsvis. At bunntopografien er for grunn i modellen for indre Oslofjord gjør det vanskelig å bruke denne til å undersøke konsekvenser for vannkvaliteten i dypet i denne regionen, med dagens versjon av MARTINI800. I neste versjon planlegger vi å utbedre dette problemet ved å gjøre modellbatymetrien i indre Oslofjord dypere, og også kutte modelldomenet for å simulere bare Oslofjordregionen (i stedet for hele Skagerrak) og dermed gi lavere beregningskostnader og mulighet for å kjøre et større sett med modellscenarier.



Figur 23. Sammenligning av målinger og modellresultater på indre Oslofjord stasjonen Dk1, som viser observasjonsdata (CTD) (til venstre) og modellresultater fra NIVA Fjordmodell (midten) og MARTINI800 (høyre) for temperatur (øverste rad), saltholdighet (midterste rad), og oksygen (nederste rad).



Figur 24. Sammenligning av målinger og modellresultater på indre Oslofjord stasjonen Ep1, som viser observasjonsdata (CTD) (til venstre) og modellresultater fra NIVA Fjordmodell (midten) og MARTINI800 (høyre) for temperatur (øverste rad), saltholdighet (midterste rad), og oksygen (nederste rad).

Fordeler:

- Gir mest «realistiske» simuleringer i utgangspunktet.
- Kan bruke all romlig og tidsmessig informasjon som kan leveres om utslipp fra punktkilder (slik som renseanlegg) og fra elver (f.eks. fra overvåkningsdata, TEOTIL, eller SimplyCNP)

- Gir resultater i form av kart uten forutsatt blokkdeling f.eks. i vannområder – kan derfor brukes til å bygge romlige habitatmodeller (f.eks. for biologiske kvalitetselement slik som hardbunn, bløtbunn og ålegras), eller til å vurdere egnetheten av blokkdelinger/vannområder.

Ulemper:

- Kan være vanskelig å oppnå tilstrekkelig romlig oppløsning i kompliserte kystområder (slik som fjorder), som kan føre til begrensninger i «realisme».
- Behovet for tilstrekkelig jevn batymetri for numerisk stabilitet kan bety at dypt vann, med dårlig oksygeninnhold, ikke er representert av modellen.
- Krevende når det gjelder arbeidstimer og regnetimer (CPU) – slik at store ensemble-simuleringer (flere enn ca. 10 som en del av dette prosjektet) er upraktiske.

4 NIVAs anbefalinger for modellering av Oslofjorden

4.1 Anbefalinger for ulike kombinasjoner av modeller

Basert på beskrivelse av de ulike modellene i Kapittel 3, NIVA har følgende anbefalinger for ulike kombinasjoner av modeller basert på kriteriene angitt i oppdraget. Disse forslagene er basert på tilgjengelig kunnskap, og ulike kombinasjoner av disse kan være mulig basert på Miljødirektoratets ønsker, budsjett og tidshorison for et modelleringsprosjekt for Oslofjorden.

Tabell 2. Beskrivelse av ulike alternativer for modellering

Alt	Tilførselsmodellering	Kobling mellom modeller	Kystmodell	Kommentar	Tentativ tidslinje
1	Nåtid: interpolering av observasjoner Scenarier: TEOTIL3	Separat	Eksisterende NIVA Fjordmodell og MARTINI800 (med mindre forbedringer)	Bruke det beste fra hver av de to kystmodellene	2023
2	Som Alt.1 + Simply-CNP for utvalgte områder	Separat + integrert	Som Alt1.	Inkluderer prosessbaserte modeller for nøkkelnedbørfelter	2023

Tabell 3. Tilleggsalternativer, for kombinasjon med modellalternativer i tabell 2.

Alt	Type	Kommentar	Tentativ tidslinje
3	Statistisk modellering av biologiske kvalitetsindikatorer	Beregning av nedre voksegrense (MSMDI) og uttesting for andre indikatorer	2023-2024
4	Lurve-modul	Uttesting av lurvemodul koplet til biologisk modell	2023-2024
5	Høyere oppløsning i MARTINI-modellen (basert på met.no utvikling)	Vil gi mulighet til bedre kobling til biologiske kvalitetsindikatorer, og bedre simulering av fysiske prosesser	2023-2024
6	Analyser av tidsserier for Oslofjorden	Dataanalyse av eksisterende tidsserier for Oslofjorden	2023

Alternativ 1. Interpolert historiske data/TEOTIL koplet til eksisterende kystmodeller

Dette vil være det mest grunnleggende alternativet, hvor vi benytter eksisterende metoder/modeller for å beskrive tilførsler til fjorden og for Oslofjorden bruker en kombinasjon av eksisterende kystmodeller (NIVA fjordmodell og MARTINI800). I dette alternativet vil NIVA benytte eksisterende metodikk for å estimere daglige flukser til fjorden fra overvåkningsdata for elver, som utviklet gjennom MARTINI-prosjektet. For å kunne estimere hvor mye tilførsler fra elver vil måtte reduseres for å oppnå

god økologisk tilstand for fjorden, vil vi kjøre ulike sensitivitetsstudier med kystmodellene med reduserte tilførsler fra land (basert på interpolerte overvåkningsdata, eks. prosentvise reduksjoner på 100, 75, 50, 25%) for å lage et teoretisk forhold mellom økologisk tilstand i kystmodellen og elvetilførsler. Selv om konseptet er enkelt, er scenariodesign viktig (f.eks. reduksjoner til alle elver kontra én om gangen). Når man har etablert hvor mye tilførslene til Oslofjorden må reduseres for å oppnå ønsket økologisk tilstand, kan man gjennom TEOTIL3 (eller Simply-CNP) utforske hvordan denne reduksjonen kan oppnås gjennom tiltak i nedbørfeltene (inkludert tiltak for jordbruk gjennom NIBIOs modeller, tentativt klart midten av 2023).

For Oslofjorden vil vi benytte kjøringene med MARTINI800 modellen som allerede er tilgjengelige (2017-2019), samt 3 sensitivitetsstudier som allerede er gjennomført (50% reduksjon i hhv N, P og N+P,) gjennom MARTINI-prosjektet. I tillegg vil det gjennom NFR-prosjektet MAREA kjøres en del scenarier for Oslofjorden, som vil kunne komplementere dette arbeidet. For NIVA fjordmodell vil det benyttes oppsettet med 10 bokser for Oslofjorden som satt opp gjennom dette prosjektet (se Kapittel 3.2), validert mot overvåkningsdata og dette oppsettet vil brukes til å kunne kjøre en rekke ulike scenarier for utslippsreduksjoner fra land (eks. ulike prosentvise reduksjoner i hhv. elver, kloakkrenseanlegg og andre punktutslipp). Grunnen til at NIVA anbefaler å kombinere kjøringene med NIVA fjordmodell og MARTINI800, er på grunn av at MARTINI800 modellen er satt opp for hele Skagerrak, og dermed gir kvantifisering av styrken av innstrømning av vann fra den norske kyststrømmen inn i ytre Oslofjord (vann, næringssalter, organisk stoff). Dette er viktig for å kunne vurdere viktigheten av tilførsler fra land opp mot tilførsler fra kyststrømmen, og hvorvidt det vil være mulig å oppnå god økologisk tilstand i Oslofjorden ved å redusere tilførsler fra land alene. I tillegg er den biologiske modellen (NERSEM) og den romlige oppløsningen bedre i MARTINI-modellen, og den trengs for å kunne «validere» kjøringene med NIVA fjordmodell og til statistisk modellering av biologiske kvalitetselementer ikke beregnet av modellen (se under).

For å beregne biologiske kvalitetsindikatorer for makroalger og ålegress vil vi benytte metodikk fra MARTINI-prosjektet for de tre MARTINI800 sensitivitetsstudiene (se **Alternativ 3**, Tabell 3). Dette er ikke enda utprøvd for NIVA fjordmodell, men kan testes og gjennomføres hvis mulig gitt redusert romlig oppløsning. Det vil også gjøres analyser for å øke prediksjonskraften til de romlige statistiske modellene for hardbunn (makroalger og ålegress) ved å benytte flere år med overvåkningsdata og korreksjoner mellom modell og data (som beskrevet i Kapittel 2.4).

I tillegg, kan det inkluderes å implementere modellen for lurv i en kystmodell (se **Alternativ 4**, Tabell 3) for å kunne teste effekt av reduksjoner i tilførsler på overvekst av lurv på makroalger og ålegress. Som anbefalt i Kapittel 2.3, så vil det være en stor fordel å ha noen data fra Oslofjorden til å validere «lurvmodellen», og at denne datainnsamlingen gjennomføres i løpet av sommeren 2023.

Alternativ 2. Integret land-hav modell for utvalgte nedbørfelter, i kombinasjon med eksisterende modeller

I dette alternativet vil vi bruke samme modeller og metoder som i **Alternativ 1**, inkludert sensitivitetsstudier med kystmodellene. I tillegg, vil vi bruke SimplyCNP modellen i utvalgte nedbørfelter. Som beskrevet under Kapittel 3.1.3, så er det noen klare fordeler med å gjøre prosessbasert modellering for noen utvalgte nedbørfelt rundt Oslofjorden. En Simply-CNP modell er allerede satt opp for Vansjø (som kan benyttes i dette prosjektet). I tillegg kan det i dette alternativet settes opp nedbørfeltmodeller for utvalgte nye nedbørfelt slik som Drammenselva eller andre (basert på innspill fra Miljødirektoratet).

Prosessbaserte modeller vil gi bedre daglige tidsserier for den historiske perioden enn de interpolerte dataene benyttet i **Alternativ 1**. Dette er viktig hvis man skal investere mye tid i å sette mål for utslippsreduksjoner i tilførsler til Oslofjorden, fordi man vil få en uavhengig vurdering av om de interpolerte daglige tidsseriene gir et riktig bilde av tilførslene.

Prosessbaserte modeller vil også i større grad fange opp effekter av ulike tiltak i nedbørfeltene, og hvordan disse transporteres gjennom elver/innsjøer og ned til kystområdene. Denne kunnskapen kan så brukes når man analyserer effekten av land-baserte tiltak (f. eks jordbruk) ved bruk av de årlige TEOTIL tilførslene. I tillegg vil man kunne undersøke ulike effekter i endring i tilførslene fra land på kystområdene, på grunn av for eksempel sesongvariasjon, mellom-årlig variasjon (tørre vs. våte år), og ved å bruke klimascenarier (økning i nedbør). Data fra TEOTIL3 vil i stor grad brukes for å sette opp disse nedbørfeltmodellene.

Fordelen vil også være at en prosess-basert nedbørfeltmodell vil kunne kobles direkte med en kystmodell til en integrert land-hav-modell, hvor det er bedre samsvar mellom tids-steg og prosess-representasjon mellom modellene, og hvor kompleksiteten i tilførslene fra land ikke reduseres gjennom å «oversette» disse fra årlige flukser. Det er NIVAs mening at en integrert land-hav modell i større grad vil kunne representere endringer i tilførsler fra land på grunn av utslippsreducerende tiltak og modellere effekten av fremtidige klimaendringer.

Det er planlagt (uavhengig av dette prosjektet) å implementere en ny versjon av NIVA Fjordmodell i Mobius-rammeverket i løpet av 2023 og dette arbeidet vil fortsette i 2024. Da vil hele land-hav-systemet kunne kjøres som en integrert modell. Ved hjelp av verktøy tilgjengelig i rammeverket vil man kunne lage en interaktiv nettside hvor man kan utforske tiltak og kjøre hele modellen samlet, og det vil være mer effektivt å gjøre sensitivetsanalyser og utforske effekter av scenarier.

Alternativ 5. Høyere oppløsning i MARTINI-modellen

Generelt, ved å øke den horisontale oppløsningen til en 3D-modell forventer vi å fange opp flere fysiske prosesser og oppnå en mer nøyaktig simulering av sirkulasjon, materialtransport og hydrografi. Spesielt kan økt horisontal oppløsning i Oslofjordregionen forbedre simuleringen av strømmer i midtre deler av Oslofjorden ved Breiangeren (Staalstrøm et al., 2022), og sannsynligvis også dypvannsfornyelseshendelser, og dermed simulering av oksygenmangel på dypt vann. Målet med å kjøre simuleringen med høyere oppløsning er imidlertid ikke nødvendigvis å erstatte eller gjøre om på resultatene fra den lavere (800 m) oppløsningsmodellen. Snarere vil vi med høyere oppløsning være i stand til å: 1) validere sensitivetsstudiene gjort med modellen med lavere (800 m) oppløsning, og at den lavere oppløsningen er tilstrekkelig i noen eller alle underregioner av Oslofjord; 2) identifisere eventuelle mangler i fysikken til modellen med lavere oppløsning, som kan korrigeres på andre måter uten å endre oppløsning; 3) identifisere subregioner innenfor Oslofjord (f.eks. Drammensfjord, indre Oslofjord) hvor høyere oppløsning kan være nødvendig for mer simuleringsnøyaktighet. Hvis det bare er en begrenset underregion hvor den høyere oppløsningen utgjør en betydelig forskjell, kan påfølgende simuleringer kun kjøre denne underregionen med høyere oppløsning, ved å bruke det nestede rutenettet til ROMS, og derved unngå overdreven økning i beregningskostnadene.

Alternativ 6. Analyser av tidsserier for Oslofjorden

Biologisk kvalitetselement for planteplankton, samt støtteparameterne næringssalter og oksygen, beregnes direkte av modellen. I tillegg til dette er det et stort behov for at modellresultatene kobles opp mot biologiske kvalitetselement for hardbunn, bløtbunn og ålegras. Dette kan gjøres gjennom statistisk modellering (Kapittel 2.4), men det er behov for at datagrunnlaget sammenstilles, at man

øker kunnskapen om sammenhengen mellom vannmassestasjoner og bentiske stasjoner, samt at man har tilstrekkelig kunnskap om endringer over tid og viktige påvirkningsfaktorer.

For Oslofjorden har det over tid vært byttet oppdragstaker for relevante overvåkningsprogrammer (ØKOKYST, overvåkning av indre/ytre Oslofjord), slik at data må sammenstilles på tvers av institusjoner for å kunne gjøre en analyse av alle tilgjengelige data fra tidsseriene. Basert på innspill fra relevante fagpersoner fra NIVA og oversikt over tilgjengelige hydrografistasjoner fra Havforskningsinstituttet (presentasjon gitt av Lars-Johan Naustvoll ved Flødevigenseminaret 2022), foreslår vi at tilgjengelige tidsserier kan sammenstilles for ulike områder av Oslofjorden (se Tabell 4). Denne listen over relevante stasjoner kan videreutvikles, og spesielt bør det undersøkes om det kan være tilgjengelige data fra bentiske stasjoner i indre Oslofjord.

Relevante analyser vil være å teste langtidstrender i næringsalter, klorofyll a og oksygen, suspenderte partikler og organisk materiale (hvor tilgjengelig), i tillegg til for kvalitetsindikatorer og artssammensetning for hardbunn- og bløtbunnsamfunn. Disse analysene vil være lignende det som ble utført for Skagerrak i prosjektet KlimaOverblikk, som NIVA og HI gjorde på oppdrag for Miljødirektoratet i 2017-2018 (Frigstad et al., 2018). Dette vil gi mulighet til å undersøke trender over tid i eutrofitilstand og effekter av klimaendringer for både vannmasser og bentiske samfunn i ytre fjord, sammenlignet med mer innelukkede bassenger i Oslofjorden. Et slikt prosjekt forutsetter samarbeid mellom NIVA og Havforskningsinstituttet, og vil øke kunnskapen om langtidstrender i Oslofjorden, spesielt knyttet til effekter av næringsbelastning og andre påvirkningsfaktorer i denne regionen. Denne analysen vil ha synergier med statistisk modellering av biologiske kvalitetsindikatorer (**Alternativ 3**, Tabell 3).

Tabell 4. Forslag til inndeling i områder og relevante overvåkningsstasjoner.

Område	Vannmassestasjoner	Hardbunnstasjoner	Bløtbunnstasjoner
Ytre Oslofjord	VT3, VT65	HT4, HT192	BT40, BT41
Midtre Oslofjord	VT2, VT10, VT4 (kun overflate)	HT194 (kan bare finne data fra 2016)	BT80, BT71
Indre Oslofjord	Dk1, Ep1	-	-

4.2 Generelle anbefalinger

Uansett hvilken modell som skal benyttes, så anbefales det på det sterkeste at det kreves at alle modellresultatene gjøres tilgjengelig og er basert på åpen kildekode. Da er det mulig å gjøre uavhengige vurderinger av modellresultatene. Hvis modellresultatene er tilgjengelig så er det også mulig å bruke disse som inngangsdata til videre modellering.

Mobius-rammeverket og alle modeller implementert i dette (Simply, EasyLake) er åpen kildekode. Det samme gjelder for kystmodellene (MARTINI800, NIVA fjordmodell), hvor kildekoden vil bli gjort åpent tilgjengelig når resultatene blir publisert gjennom fagfelleevaluering.

Referanser

- Baretta, J. W., Ebenhöh, W., and Ruardij, P.: The European regional seas ecosystem model, a complex marine ecosystem model, *Neth. J. Sea Res.*, 33, 233–246, doi:10.1016/0077-7579(95)90047-0, 1995.
- Albretsen, J., Sperrevik, A. K., Staalstrøm, A., Sandvik, A. D., Vikebø, F., & Asplin, L. (2011). *NorKyst-800 Report No. 1. User manual and technical descriptions. Fisken og havet nr. 2/2011.*
- Røed, L. P., Kristensen, N. M., Hjelmervik, K., & Staalstrøm, A. (2016). A high-resolution, curvilinear ROMS model for the Oslofjord. *FjordOs technical report No. 2. METreport No. 4/2016.*
- Hjelmervik, K., Kristensen, N. M. & Staalstrøm, A. (2016). Comparison of simulations and observations in the Oslofjord. *FjordOs technical report No. 3. METreport No. 13/2016.*
- Hjelmervik, K., Kristensen, N. M., Røed, L. P. & Staalstrøm, A. (2017). Evaluation of the FjordOs-model. *FjordOs technical report No. 4. METreport No. 11/2017.*
- Staalstrøm, A. & Kempa. M. (2018) Assessment of effects of increased discharge of nutrients to a sill fjord. *NIVA rapport 7185-2017. 39 sider. KONFIDENSIELL.*
- Erichsen, A. C. & Møhlensberg, F. (2019). Assessment of the ecological status in the Grenlandsfjord-system. Baseline based on hydrodynamic and biogeochemical modelling of the Grenlandsfjordene. *DHI-rapport 6/5-2019. KONFIDENSIELL.*
- Baretta-Bekker, J. G., Baretta, J. W., and Ebenhöh, W.: Microbial dynamics in the marine ecosystem model ERSEM II with decoupled carbon assimilation and nutrient uptake, *J. Sea Res.*, 38, 195–211, doi:10.1016/S1385-1101(97)00052-X, 1997.
- Bjerkeng, B. (1994a) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 1: Praktisk utprøving på indre Oslofjord. *NIVA rapport 3112-1994. 96 sider.*
- Bjerkeng, B. (1994b) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 2: Faglig beskrivelse av innholdet i modellen. *NIVA rapport 3113-1994. 134 sider.*
- Bjerkeng, B. (1994c) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 3: EDB-teknisk beskrivelse og praktisk brukerveiledning. *NIVA rapport 3114-1994. 107 sider.*
- Bjerkeng, B. (1994d) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 4: Fysiske prosesser. Litteraturstudium og dataanalyse. *NIVA rapport 3115-1994. 107 sider.*
- Bjerkeng, B. (1994e) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 5: Fytoplankton-prosesser – et litteraturstudium. *NIVA rapport 3116-1994. 165 sider.*
- Bjerkeng, B. & Kirkerud, L. (1994) Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 6: Filtrering og vekst hos blåskjell som funksjon av miljøforhold. *NIVA rapport 3117-1994. 78 sider.*

- Blackford, J. C., Allen, J. I., and Gilbert, F. J.: Ecosystem dynamics at six contrasting sites: a generic modelling study, *J. Marine Syst.*, 52, 191–215, 2004.
- Butenschön, M., Clark, J., Aldridge, J. N., Allen, J. I., Artioli, Y., Blackford, J., Bruggeman, J., Cazenave, P., Ciavatta, S., Kay, S., Lessin, G., van Leeuwen, S., van der Molen, J., de Mora, L., Polimene, L., Saille, S., Stephens, N., Torres, R. 2016. ERSEM 15.06: a generic model for marine biogeochemistry and the ecosystem dynamics of the lower trophic levels. *Geoscientific Model Development*, 9: 1293–1339.
- Diaz, R. J., & Rosenberg, R. (1995). Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanography and marine biology. An annual review*, 33, 245-03.
- Eilola, K., Meier, H. M., & Almroth, E. (2009). On the dynamics of oxygen, phosphorus and cyanobacteria in the Baltic Sea; A model study. *Journal of Marine Systems*, 75(1-2), 163-184.
- Franks, P. J. S., Wroblewski, J. S., & Flierl, G. R. (1986). Behavior of a simple plankton model with food-level acclimation by herbivores. *Marine Biology*, 91(1), 121-129.
- Frigstad, H., G. S. Andersen, H. C. Trannum, L. J. Naustvoll, Ø. Kaste and D. Ø. Hjermann (2018). Synthesis of climate relevant results from selected monitoring programs in the coastal zone. Part 2: Quantitative analyses. Norwegian Institute for Water Research. ISBN 978-82-577-7046-4 (54 pages)
- Frigstad, H., Ø. Kaste, A. Deininger, K. Kvalsund, G. Christensen, R.G.J. Bellerby, K. Sørensen, M. Norli, A.L. King (2020). Influence of riverine inputs on Norwegian coastal systems. *Frontiers in Marine Science*. 7 (322). doi: 10.3389/fmars.2020.00332
- Jackson-Blake, Leah Amber; Sample, James Edward; Wade, Andrew J.; Helliwell, Rachel C.; Skeffington, Richard A.; (2017) Are our dynamic water quality models too complex? A comparison of a new parsimonious phosphorus model, SimplyP, and INCA-P. *Water Resources Research*. 53(7) 5382-5399. doi: 10.1002/2016WR020132
- Kiirikki, M., Haapamäki, J., Koponen, J., Ruuskanen, A., & Sarkkula, J. (1998). Linking the growth of filamentous algae to the 3D-ecohydrodynamic model of the Gulf of Finland. *Environmental Modelling & Software*, 13(5-6), 503-509.
- Maar, M., Butenschön, M., Daewel, U., Eggert, A., Fan, W., Hjøllø, S. S., et al. (2018). Responses of summer phytoplankton biomass to changes in top-down forcing: Insights from comparative modelling. *Ecological Modelling*, 376, 54–67. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.03.003>
- Norling, M. D., Jackson-Blake, L. A., Calidonio, J.-L. G., and Sample, J. E. (2021) Rapid development of fast and flexible environmental models: the Mobius framework v1.0, *Geosci. Model Dev.*, 14, 1885–1897. <https://doi.org/10.5194/gmd-14-1885-2021>
- 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.
- Sahlberg, J. (2009). The coastal zone model. *Oceanography No. 98/2009*. SMHI. 37 sider.
-

- Schartau, M., Wallhead, P., Hemmings, J., Löptien, U., Kriest, I., Krishna, S., Ward, B. A., Slawig, T., and Oeschies, A. (2017). Reviews and syntheses: parameter identification in marine planktonic ecosystem modelling, *Biogeosciences*, 14, 1647–1701, <https://doi.org/10.5194/bg-14-1647-2017>.
- Shchepetkin, A. F., McWilliams, J. C. 2005. The Regional Ocean Modeling System (ROMS): A split-explicit, free-surface, topography-following coordinate ocean model. *Ocean Modelling*, 9: 347–404.
- Shchepetkin, A.F., McWilliams, J.C., 2009. Correction and commentary for “ocean forecasting in terrain-following coordinates: Formulation and skill assessment of the regional ocean modeling system” by Haidvogel et al., *J. Comp. Phys.* 227, pp. 3595-3624. *J. Comput. Phys.* 228 (24), 8985–9000.
- Staalstrøm, A. (2020) Modellering av miljøtilstanden i indre Oslofjord sett i lys av utslippstillatelser og befolkningsutvikling. NIVA rapport 7493-2020. 118 sider.
- Staalstrøm, André, Mats Walday, Christian Vogelsang, Helene Frigstad, Gunhild Borgersen, Jon Albretsen og Lars-Johan Naustvoll, 2022. Utredning av behovet for å redusere tilførselene av nitrogen til Ytre Oslofjord. Miljødirektoratet, Rapport M-2065 | 2021.
- Wallhead, Phil, Trond Kristiansen, Helene Frigstad, Kai Sørensen, Sabine Marty, 2021. Potential effects of reduced riverine inorganic particle loading on water quality in the Oslofjord region. Miljødirektoratet, Rapport M-2023 | 2021.
- Yakushev, E. V., Debolskaya, E. I., Kuznetsov, I. S., & Staalstrøm, A. (2011). Modelling of the meromictic fjord Hunnbunn (Norway) with an Oxygen Depletion model (OxyDep). *Chemical Structure of Pelagic Redox Interfaces*, 235-251.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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