



HARDANGERFJORDEN UNDER PRESS

Utslipp og miljøtilstand

Vivian Husa, Lars Asplin, Rosa Escobar, Bjørn Einar Grøsvik, Solfrid Sætre Hjøllo, Mari Fjalstad Jensen, Tina Kutti, Mari Skuggedal Myksvoll, Lars-Johan Naustvoll, Siri Aaserud Olsen, Ole Samuelsen, Morten D Skogen og Pål Næverlid Sævik (HI)



Tittel (norsk og engelsk):

Hardangerfjorden under press

Hardangerfjorden under pressure

Undertittel (norsk og engelsk):

Utslipp og miljøtilstand

Emmissions and environmental condition

Rapportserie:

Rapport fra havforskningen

ISSN:1893-4536

År - Nr.:

2025-66

Dato:

05.11.2025

Forfatter(e):

Vivian Husa, Lars Asplin, Rosa Escobar, Bjørn Einar Grøsvik, Solfrid Sætre Hjøllø, Mari Fjalstad Jensen, Tina Kutti, Mari Skuggedal Myksvoll, Lars-Johan Naustvoll, Siri Aaserud Olsen, Ole Samuelsen, Morten D Skogen og Pål Næverlid Sævik (HI)

Godkjent av: Forskningsdirektør(er): Geir Lasse Taranger

Programleder(e): Mari Skuggedal Myksvoll

Distribusjon:

Åpen

Prosjektnr:

14900-03

Oppdragsgiver(e):

Miljødirektoratet

Oppdragsgivers referanse:

Avtale nr. 25087015 – M-3050

Antall sider:

93

Forord:

Denne rapporten finansiert og laget på oppdrag fra Miljødirektoratet (Avtale nr. 25087015) Oppdraget var å sammenstille kunnskap og miljødata for Hardangerfjorden, og gi et verktøy for vurdere fjordens bæreevne med henblikk på mulig økt produksjon av fisk i fjorden. Vi takker James E. Sample (Norsk Institutt for Vannforskning) for data på tilførsler av næringssalter til fjorden.

Sammendrag (norsk):

Observasjoner og modellresultater fra Hardangerfjorden viser god vannutveksling mellom fjord og kyst, noe som opprettholder stabile oksygenforhold i dypvannet, selv om enkelte sidefjorder har redusert tilstand. Akvakultur er den største kilden til fosfor og nitrogen, men jordbruk og naturlig avrenning bidrar også. Miljøtilstanden for næringssalt og planteplankton vurderes som god til svært god. Modellering viser liten risiko for eutrofiering med dagens fiskeproduksjon, men økt produksjon av fisk kan gi økt risiko, særlig i noen fjordområder. Med dagens plassering av anlegg og planlagt plassering av nye anlegg som da vil gi økt lokalitets MTB i systemet vil særlig midtre del av hovedfjorden, Onarheimsfjorden, Skåneviksfjorden og Ålfjorden kunne gi høy risiko for eutrofiering. Makroalgevegetasjonen er stabil, men påvirkes av klima og ferskvannstilførsel. Bløtbunnsfauna viser god tilstand, med noen lokale unntak. Partikkelspredning fra oppdrett er hovedsakelig lokal, men kan påvirke dypbasseng i trange fjordarmer. Tungmetaller som kobber og sink viser dårlig tilstand ved enkelte anlegg, og historiske utslipp fra industri kan være årsak til den dårlige kjemiske tilstanden i indre deler av fjorden. Klimaendringer kan forverre oksygenforhold, øke næringstilførsel og påvirke planteplanktonproduksjon.

Sammendrag (engelsk):

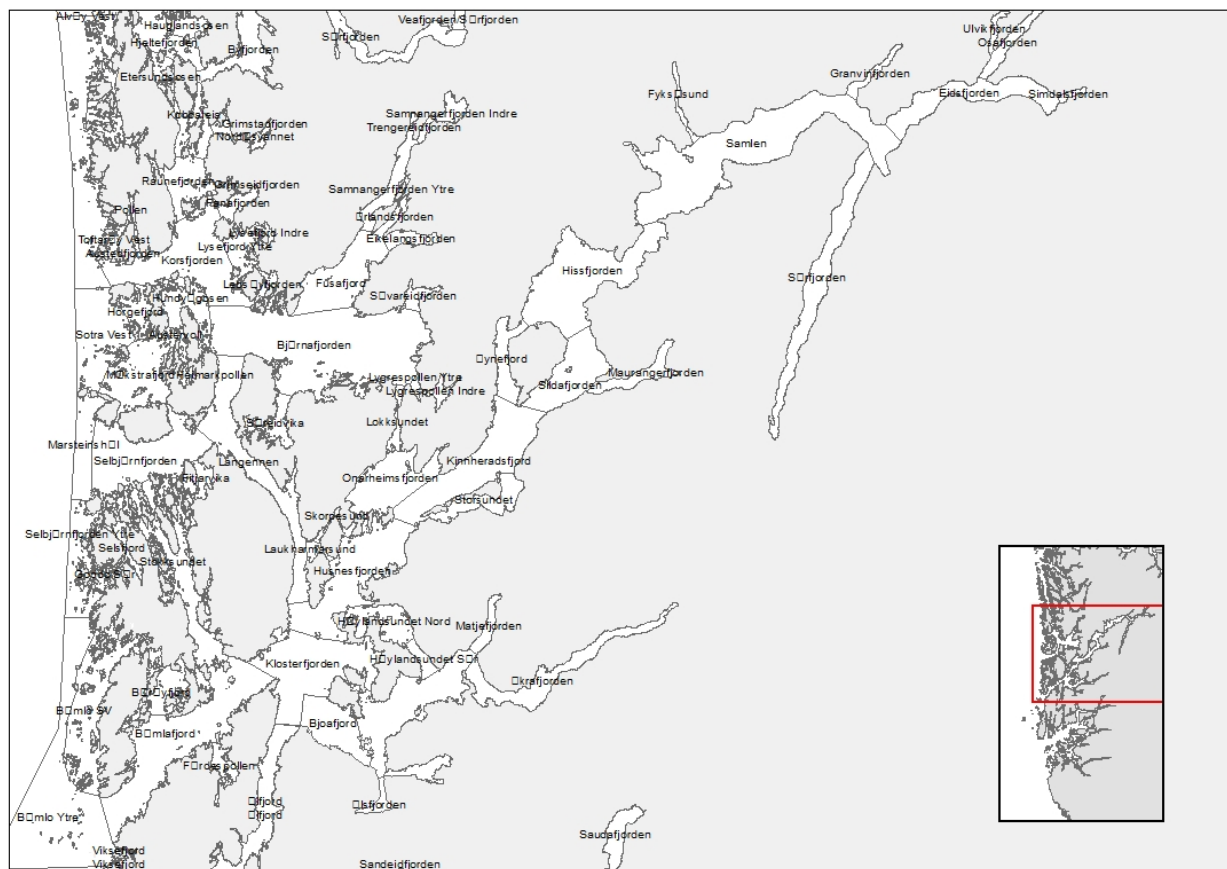
Observations and model results from the Hardangerfjord show good water exchange between the fjord and the coast, helping to maintain stable oxygen conditions in deep waters, although some side fjords show reduced conditions. Aquaculture is the largest source of phosphorus and nitrogen, with agriculture and natural runoff also contributing significantly. The environmental status in nutrient concentrations and phytoplankton is assessed as good to very good. Modelling indicates a low risk of eutrophication under current fish production levels, but increased biomass could elevate the risk, especially in some areas. Given the current distribution of aquaculture facilities and the planned establishment of new sites, the central section of the main fjord, as well as Onarheimsfjorden, Skåneviksfjorden, and Ålfjorden, are expected to be at high risk of eutrophication. Macroalgal vegetation remains stable but is influenced by climate change and freshwater input. Soft-bottom fauna generally shows good condition, with some local exceptions. Particle dispersion from fish farms is mostly local but may impact deep basins in narrow fjord arms. Heavy metals such as copper and zinc have caused poor conditions near some facilities, and historical industrial discharges might cause the bad chemical status in the inner parts of the fjord. Climate changes may worsen oxygen levels, increase nutrient runoff, and impact phytoplankton production.

Innhold

	Vannforekomster i Hardangerfjorden	7
1	Innledning	8
2	Det fysiske miljøet	10
2.1	De hydrografiske forholdene – saltholdigheten og temperaturen til vannmassene.	11
2.2	Strømforholdene i Hardangerfjorden og vannutveksling med kysten.	13
2.3	Sondemålinger av oksygeninnhold	19
2.4	Fjorder med risiko for sjelden utskiftning av bunnvann	24
3	Totale utslipp av næringssalter til Hardangerfjorden	25
3.1	Bømlafjorden	27
3.2	Ålfjorden, Bjoafjorden, Etnefjorden og Ølsfjorden	29
3.3	Husnesfjorden (sørvest), Klosterfjorden, Skånevikfjorden, Matersfjorden, Åkrafjorden og Høylandsundet	30
3.4	Hissfjorden, Øynefjorden, Sildafjorden, Maurangerfjorden, Kvinnheradsfjorden, Husnesfjorden (nordøst) og Hamarheimsfjorden	32
3.5	Samlafjorden	34
3.6	Eidfjorden, Osafjorden og Ulvikfjorden	36
3.7	Sørfjorden	38
3.8	Akvakultur i Hardangerfjorden	40
4	Løste næringssalter	43
4.1	Næringssaltkonsentrasjoner	43
4.1.1	<i>Variasjon i næringssaltkonsentrasjon gjennom året</i>	44
4.2	Planteplankton	46
4.2.1	<i>Klorofyll-a</i>	46
4.2.2	<i>Variasjon over tid</i>	48
4.2.3	<i>Variasjon i planteplankton biomasse gjennom året</i>	49
4.3	Modellert økning av planteplanktonproduksjonen i fem ulike scenarier	51
4.4	Vurdering av eutrofi i Hardangerfjorden	56
4.5	Effekten av klimaendringer på planteplanktonproduksjonen	57
5	Makroalger	58
5.1	Makroalger i Hardangerfjorden	58
5.2	Makroalger som miljøindikator	59
5.3	Overvåkning av makroalgesamfunn i Hardangerfjorden	59
6	Partikulært organisk materiale	63
6.1	Regional overvåkning	63
6.2	Lokal overvåkning ved matfiskanlegg	65
6.2.1	<i>B-undersøkelser</i>	65
6.2.2	<i>C-undersøkelser</i>	66
6.3	Sårbare naturtyper	67
6.4	Modellert spredning av organiske partikler i vannforekomster	69
7	Fremmedstoff	74
7.1	Bruk og utslipp av kobber og sink fra akvakultur	75
7.2	Oversikt over tilstanden for kobber og sink ved akvakulturanlegg i Hardangerfjorden	76
7.3	Overvåkning av miljøgifter i dypbasseng i Hardangerfjorden	78
8	Legemidler	81

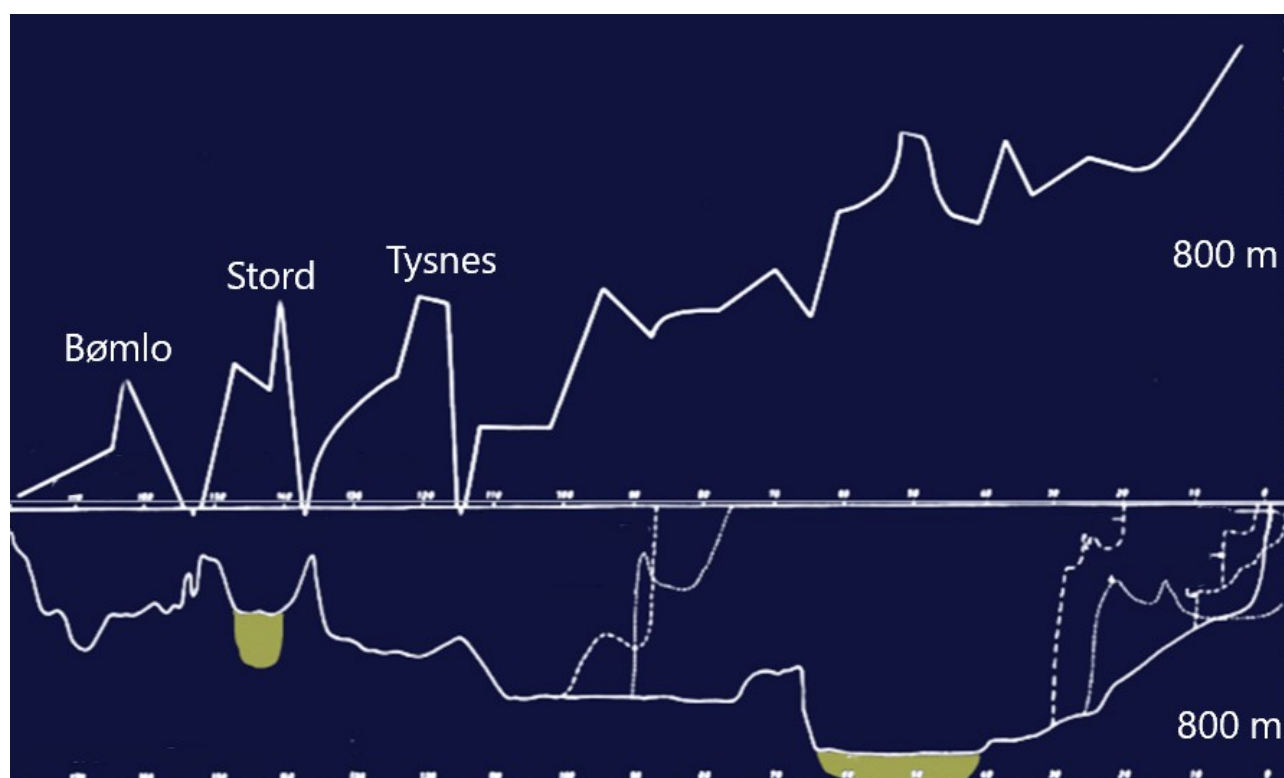
8.1	Avlusningsmidler	81
8.2	Utslipp og spredning av avlusningsmidler	82
8.3	Følsomme arter/nøkkelarter og tidlige livsstadier nær utslippsområdet	83
8.4	Beskrivelse av lusemidler	83
8.4.1	<i>Hydrogenperoksid</i>	83
8.4.2	<i>Flubenzuroner</i>	83
8.5	Risikovurdering av forbruk i Hardangerfjorden i perioden 2020 til 2025.	84
9	Oppsummering	85
10	Referanser	88

Vannforekomster i Hardangerfjorden



1 - Innledning

Hardangerfjorden er Norges nest lengste fjord og strekker seg om lag 170 km inn i landet. Fjordens bredde varierer fra noen hundre meter til flere kilometers bredde. Det dypeste bassenget er på 890 meter og gjør den en av de dypeste fjordene i verden. Fjorden har et terskelområde mellom Stord og Sveio på 170 meters dyp. Fjorden har bratte fjellsider også under vann og flere dypbasseng innover fjorden. Her er det dype sedimentlag (Figur 1). Fjorden har mange sidefjorder særlig i innerste del. Mange av disse sidefjordene har en grunnere terskel ved munningen.



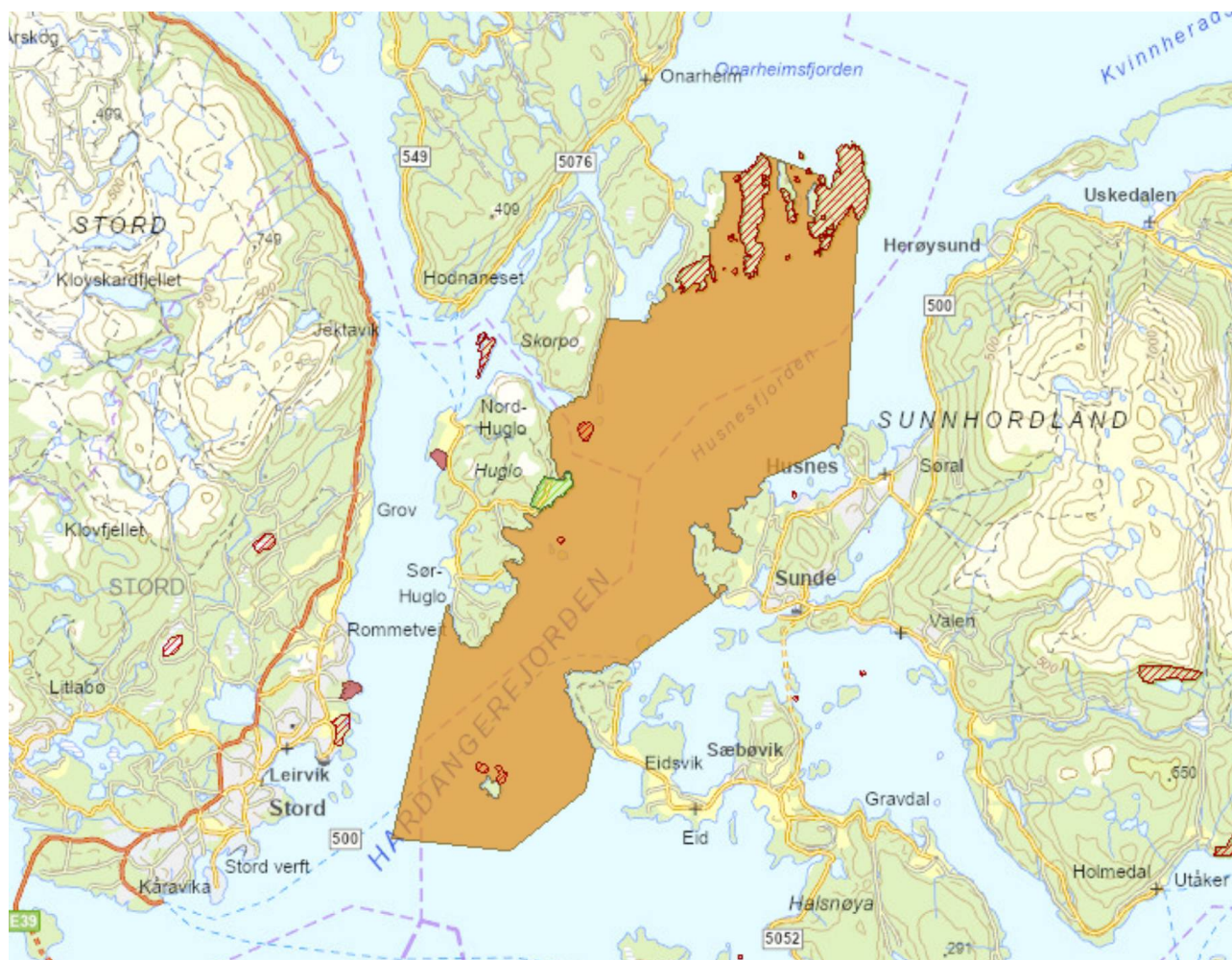
Figur 1.1. Skjematisk lengdesnitt over Hardangerfjorden.

Hardangerfjorden har en lang historie med menneskelig påvirkning. Odda i Sørfjorden og Ålvik i Samlafjorden har hatt omfattende metallurgisk industri siden tidlig på 1900-tallet, med utslipp av tungmetaller og miljøgifter. I Sørfjorden ble det også sluppet ut store mengder dicy-kalk som ble liggende på bunn og brukte oksygen og produserte nitrogen. Disse utslippene er fremdeles sporbare i fjorden. Hardangerfjorden var også ett av de første områdene i Norge der man startet opp akvakultur tidlig på 1970-tallet. Produksjon har økt fra skarve 5 000 tonn til langt over 100 000 tonn laksefisk årlig.

Hardangerfjorden har vært gjenstand for en rekke vitenskapelige undersøkelser gjennom tidene. Det store prosjektet *The Natural History of the Hardangerfjord* ble gjennomført i perioden 1950 til 1960 i regi av Universitetet i Bergen. I dette prosjektet ble det meste av dyreliv og planteliv i fjorden undersøkt, samt hydrografi og sedimentkjemi. Disse studiene ble publisert i en rekke artikler i det nå nedlagte tidsskriftet *Sarsia*. I 2008–2010 pågikk et forskningsprosjekt i regi av Havforskningsinstituttet opp i Hardangerfjorden der hovedfokus var å se på endringer i fjorden på grunn av oppdrettsaktivitet. Flere av studiene var

gjenundersøkelser av studier fra 1950-tallet. Her undersøkte man miljøkvalitet, dyreplankton, makroalger, brisling, lakselus, atlantisk laks og ørret, leppefisk og sårbare dypvannshabitat. Resultatene fra denne studien er publisert i en spesialutgave av Marine Biology Research (<https://www.tandfonline.com/toc/smar20/10/3>). I de seinere årene har en rekke program for overvåkning av miljøkvalitet i Hardangerfjorden blitt igangsatt.

Ytre Hardangerfjord er også kandidat område for marint vern (Figur 1.2) og naturtyper har blitt kartlagt i flere omganger: <https://www.statsforvalteren.no/nn/vestland/miljo-og-klima/verneomrade/nye-verneomrade/marint-vern/ytre-hardangerfjorden-kandidatomrade-for-marint-vern2/>

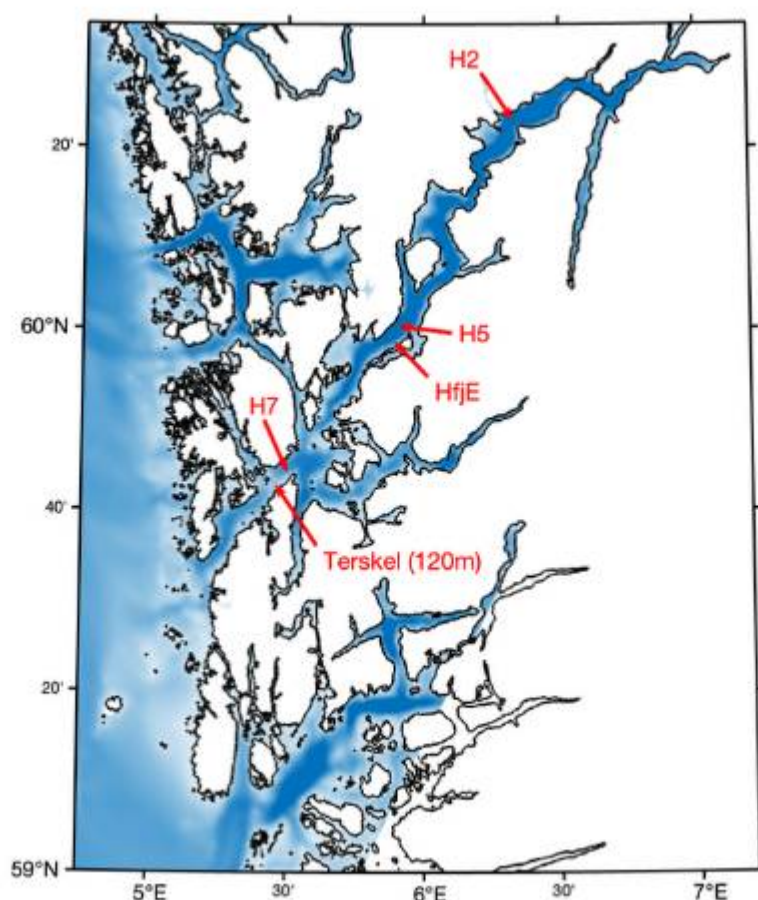


Figur 1.2. Kandidatområde for marint vern Ytre Hardangerfjord (Kart fra Fiskeridirektoratet).

2 - Det fysiske miljøet

Det fysiske miljøet defineres her som saltholdigheten, temperaturen og bevegelsen til vannmassene i Hardangerfjorden. I tillegg kommer ulike blandingsmekanismer og vannstand, samt lysforhold.

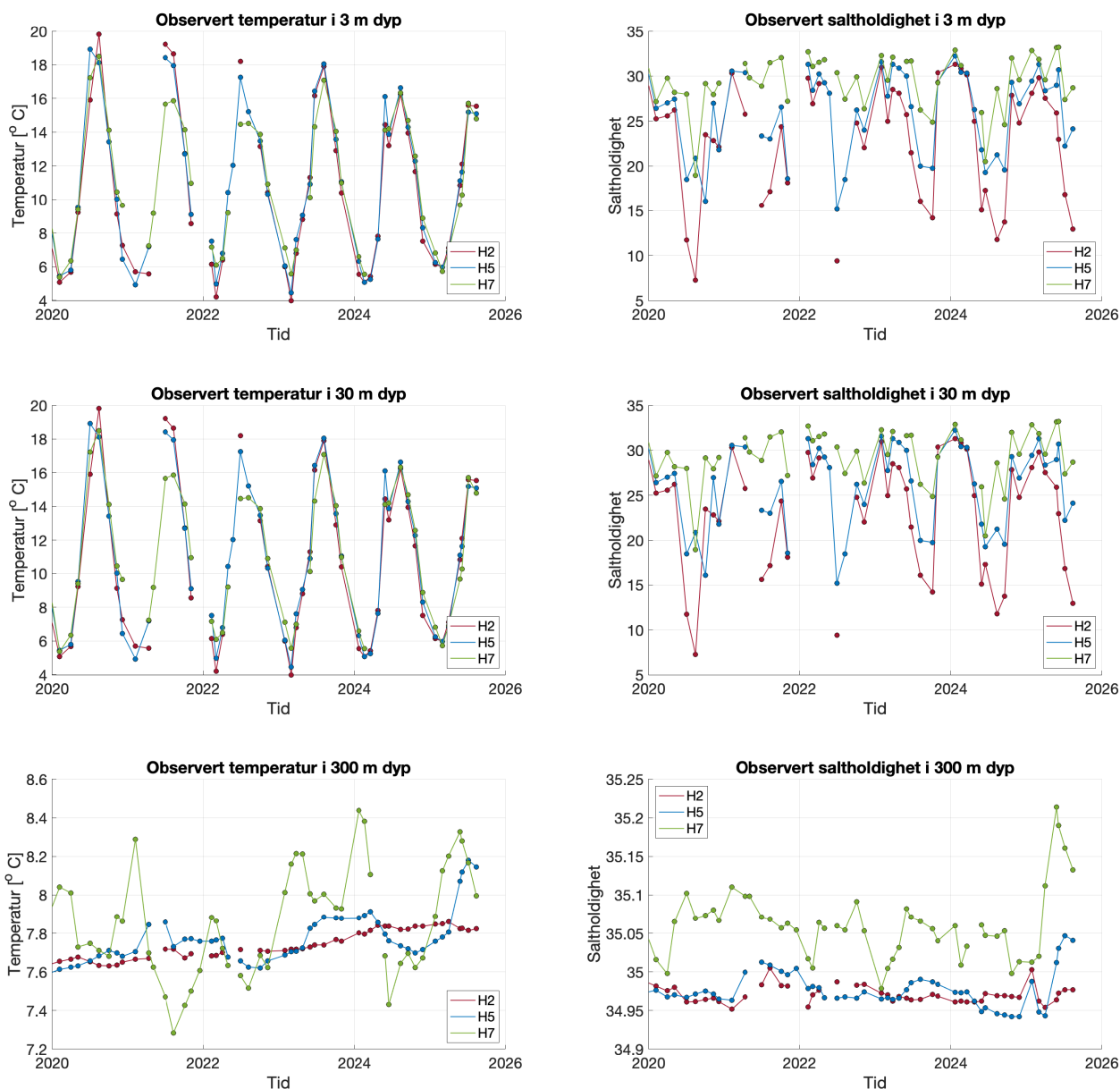
Forflytning av vannmassene gjennom strømmene er bestemmende for vannkvaliteten ettersom Hardangerfjorden er en stor fjord, ca. 170 km lang og 2–5 km bred, med en forholdsvis dyp terskel i hovedfjorden på ca. 120 m dyp (Figur 2.1). Innenfor er det dypere bassenger med dyp på 500 m til over 850 m. Hardangerfjorden har flere mindre fjordarmer hvor noen har enda grunnere terskler enn hovedfjorden.



Figur 2.1. Kart over Hardangerfjorden med posisjoner til et utvalg av HI sine faste hydrografiske stasjoner, samt hovedterskelen. Mørkere blå er dypere bunn.

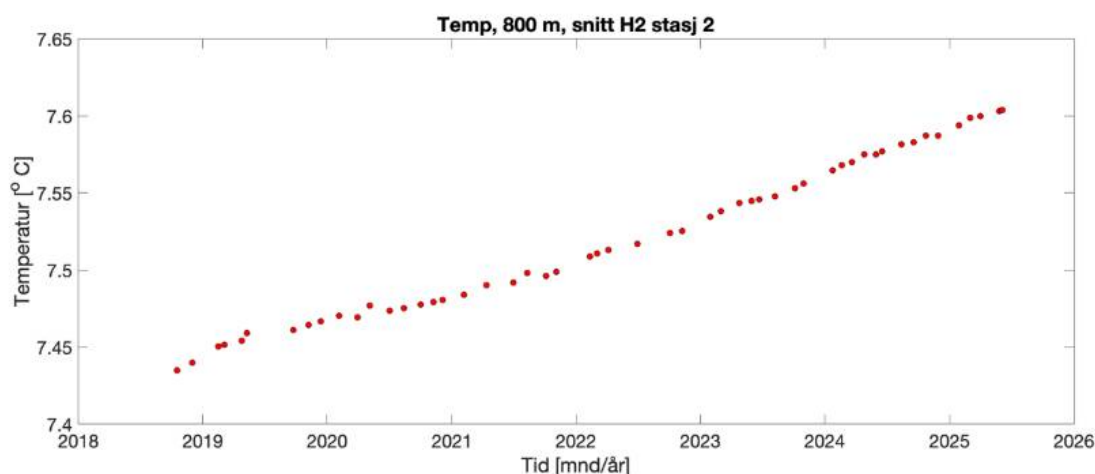
2.1 - De hydrografiske forholdene – saltholdigheten og temperaturen til vannmassene.

Vannmassene i Hardangerfjorden påvirkes av tilført ferskvann fra elveavrenning og nedbør, atmosfærisk stråling (soloppvarming eller avkjøling) og en høy grad av vannutveksling med kystvannet. Det er en klar sesongvariasjon i overflatelaget (Figur 2.2) som avtar nedover i dypet. I 300 m dyp er det en økende lineær trend.



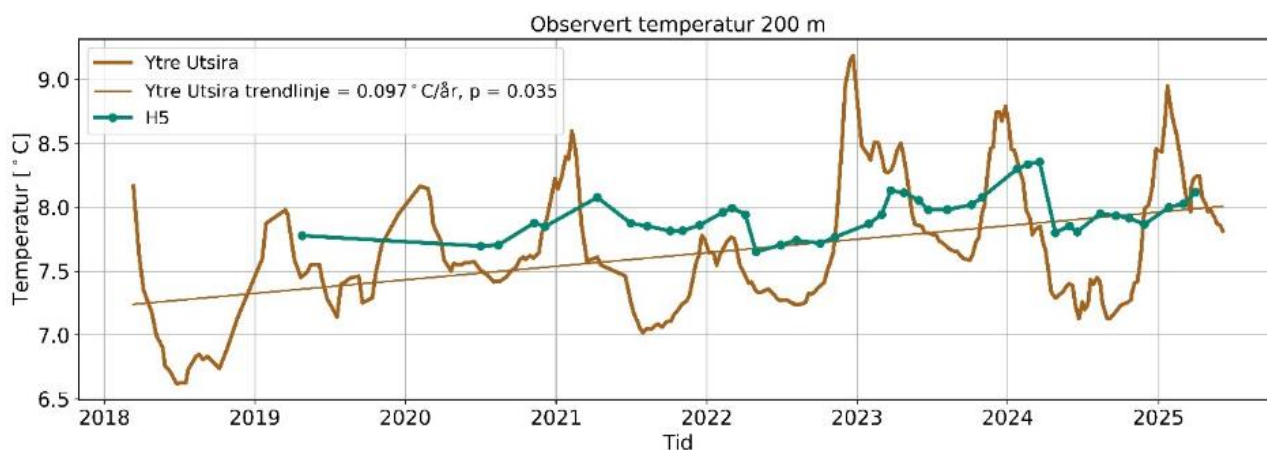
Figur 2.2. Tidsserier av observert temperatur (venstre) og saltholdighet (høyre) i henholdsvis 3 m, 30 m og 300 m dyp fra stasjonene H2, H5 og H7 langs Hardangerfjorden.

HI har flere faste hydrografiske stasjoner i Hardangerfjorden. På bunnen ved stasjon H2 innenfor Kvamsøy hvor det dypeste fjordbassenget befinner seg, øker temperaturen bemerkelsesverdig jevnt (Figur 2.3). Dette er en tydelig indikasjon på at den pågående temperaturøkningen av kystvannet også når helt inn i til de dypeste delene av fjorden.



Figur 2.3. Tidsserie av observert temperatur i 800 m dyp fra stasjonen H2 i Hardangerfjorden.

Observasjoner av temperaturen i kystvannet ved Havforskningsinstituttets faste stasjon Ytre Utsira (<https://www.imr.no/forskning/forskningsdata/stasjoner>) viser en lineær økning på ca. 0,1 grad per år siden 2018 ved 200 m dyp (Figur 2.4, trend basert på årlige middelerdi av månedlige middelerdi).

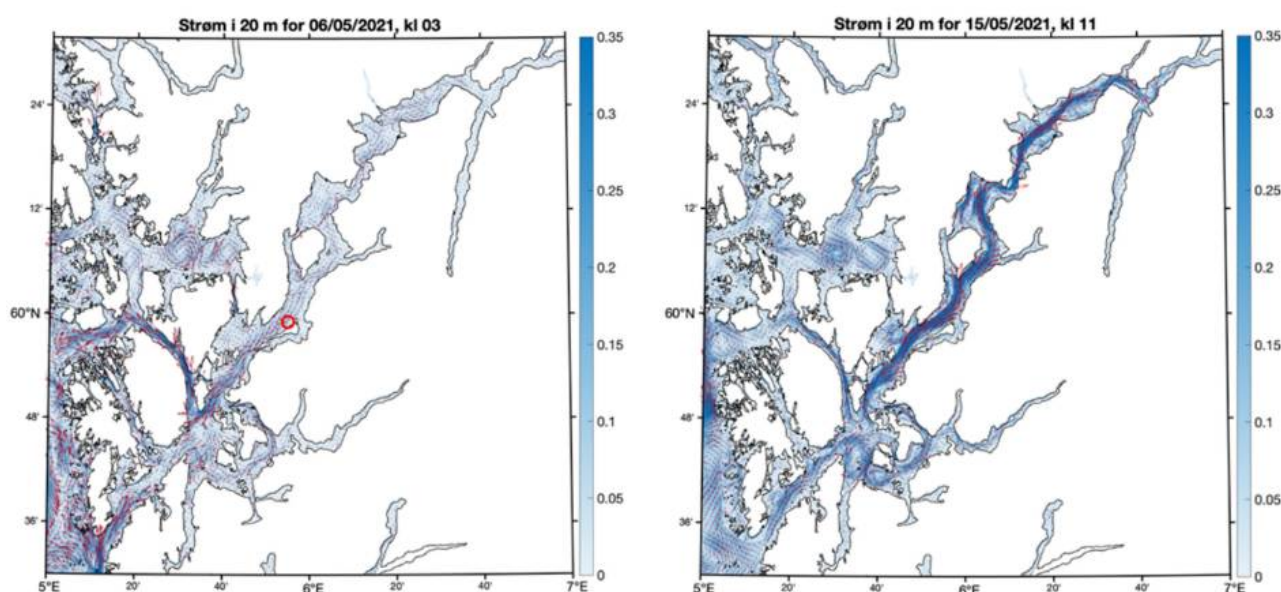


Figur 2.4. Observert temperatur ved Ytre Utsira og stasjon H5 i Hardangerfjorden. Ytre Utsira er vist som en 4-punkts glidende middelerdi.

2.2 - Strømforholdene i Hardangerfjorden og vannutveksling med kysten.

Strømmene i Hardangerfjorden er variable og sammensatte og defineres av tydelige drivkrefter som tidevann, vind, ferskvannsavrenning og indre trykkrefter. Strømkomponenter skapt av de ulike drivkreftene summeres og danner et tidvis komplisert strømmønster i rom og tid. Forhold som at Norge ligger midt i lavtrykksbanen til den atmosfæriske polarfronten, med stadig kraftige vinder, og at Den Norske Kyststrømmen strømmer opp langs kysten utenfor Hardangerfjorden medvirker til tidvis kraftige drivkrefter for strøm.

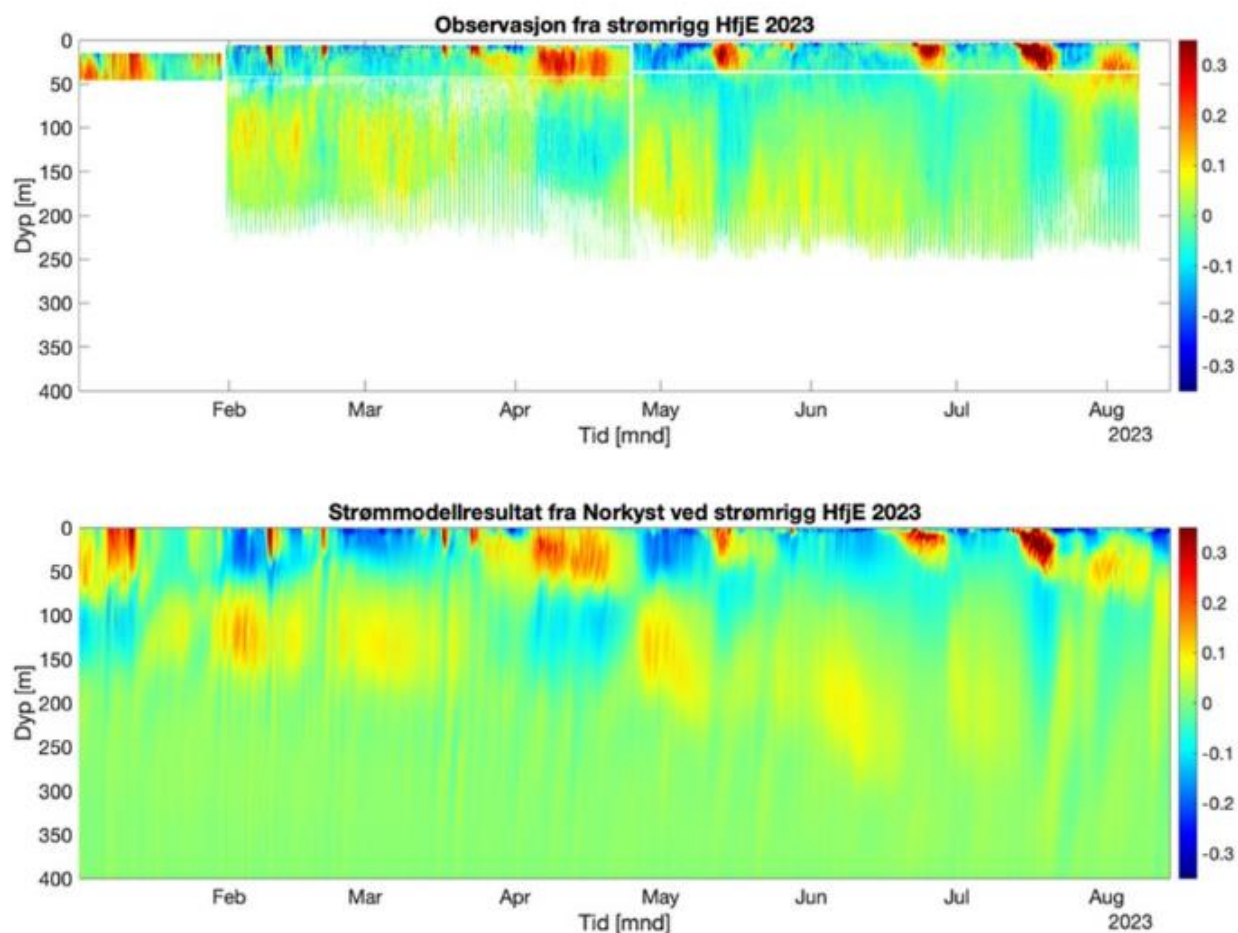
Havforskningsinstituttet skaffer informasjon om strøm fra både observasjoner med ulike strømmålere og fra numerisk strømmodellering. Sammen med Meteorologisk institutt opererer vi strømmodellsystemet Norkyst som dekker hele landet med 800 m romlig oppløsning og med 40 terrengfølgende vertikale koordinater. Norkyst kjøres daglig og produserer ca. 5 dagers prognoser samtidig som det finnes resultatarkiv tilbake i tid.



Figur 2.5. Horisontal strøm i 20 m dyp for 6. mai 2021 (venstre) og 15. mai 2021 (høyre) fra strømmodellresultater som illustrerer henholdsvis utstrømming og innstrømning (m/sek). Den røde sirkelen indikerer posisjonen til strømmålerrikken Hardangerfjorden Øst (HfjE) og røde piler indikerer strømretning.

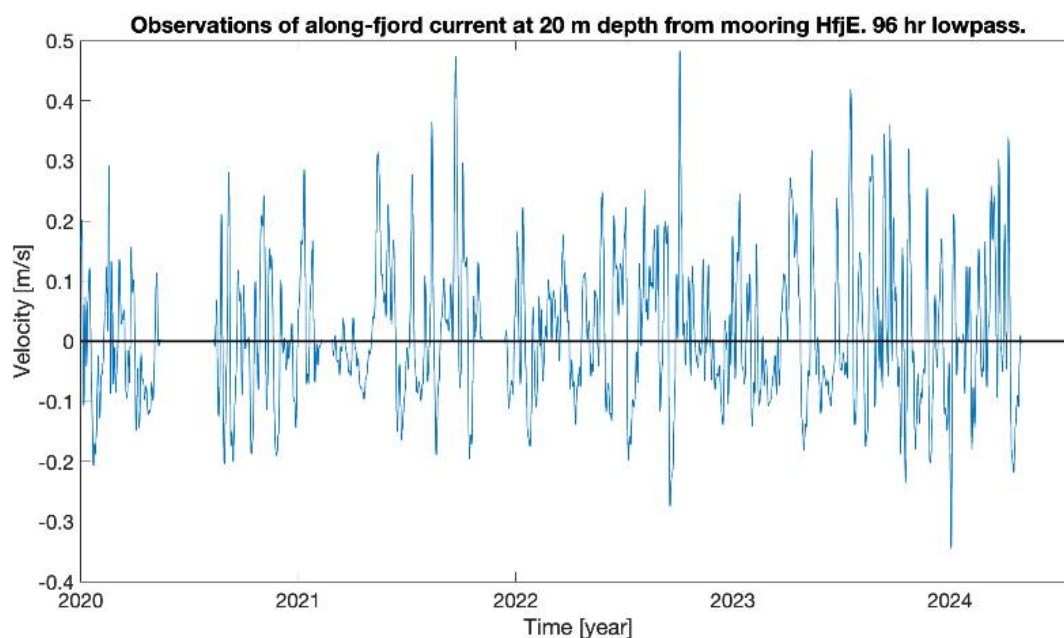
Eksempler på at strømmønsteret i Hardangerfjorden kan vise et komplisert bilde i rom er gitt i Figur 2.5 ved resultater fra strømmodellen Norfjords160. Variasjonen i tid er minst like komplisert som variasjonen i rom.

Like utenfor Rosendal har Havforskningsinstituttet en fast strømmålerrikk, Hardangerfjorden Øst (HfjE), som har observert strømmen i de øvre ca. 200 m i mange år. Strømkomponenten langs fjorden her gir en indikasjon på hvordan vannmassene flyttes inn og ut av fjorden, og det vil være store forskjeller både i tid og vertikalt i rom. Sammenligning med modellresultatene fra Norkyst viser at modellresultatene fanger opp den observerte dynamikken (Figur 2.6).



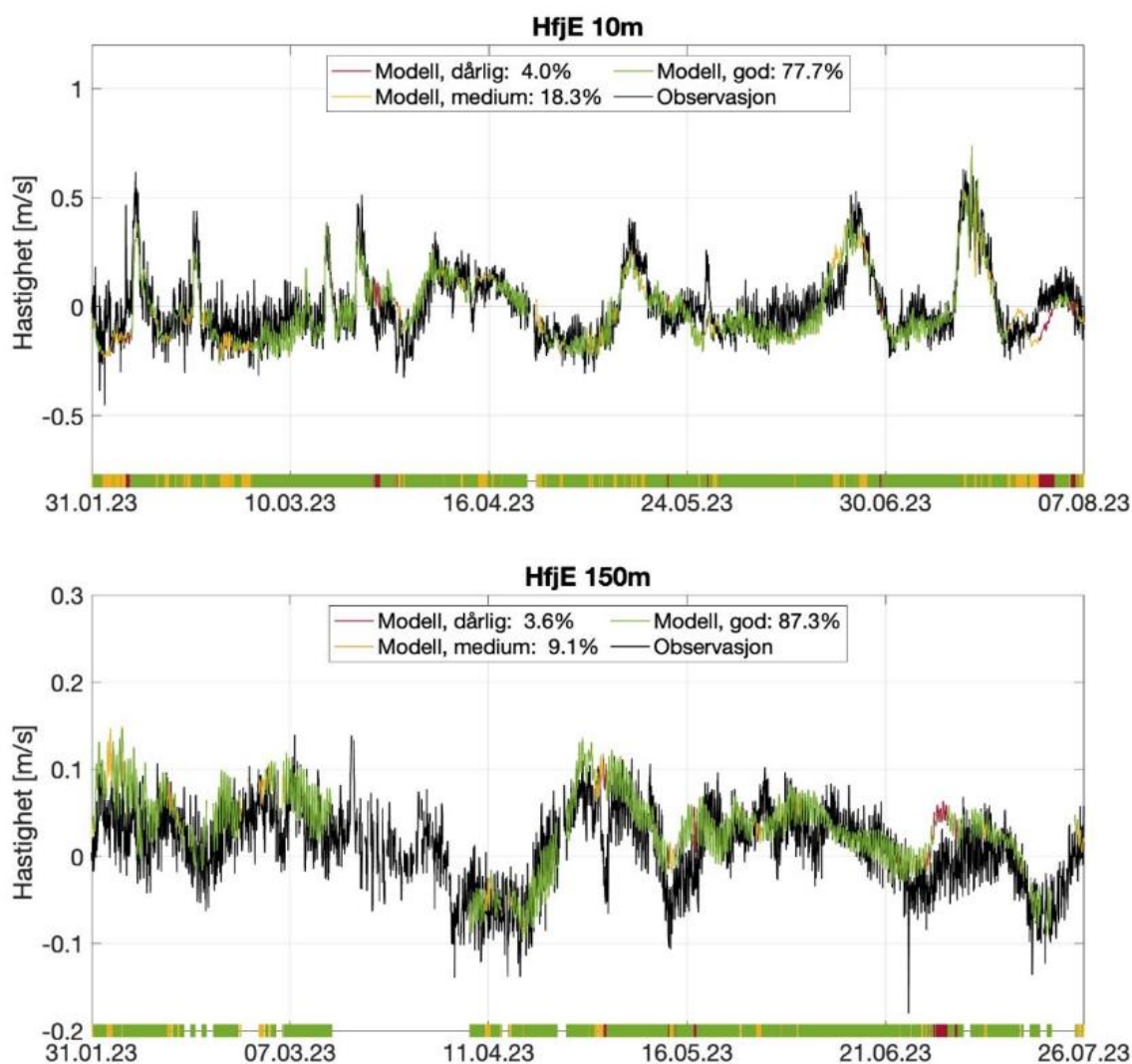
Figur 2.6. Vertikalprofil av langsgående strøm ved strømmålerrikken Hardangerfjorden Øst (HfjE) for 2023 fra observasjoner (øverst) og strømmodellen Norkyst (nederst). Positive verdier er strøm inn fjorden (m/sek). Oppløsningen i tid er 1 time og 1 m vertikalt.

Trekker vi ut data fra observasjonene i 20 m dyp, noe som representerer et dyp hvor vannutvekslingen fra kysten forekommer tydelig, er det regelmessige episoder med både innstrømning og utstrømning (Figur 2.7).



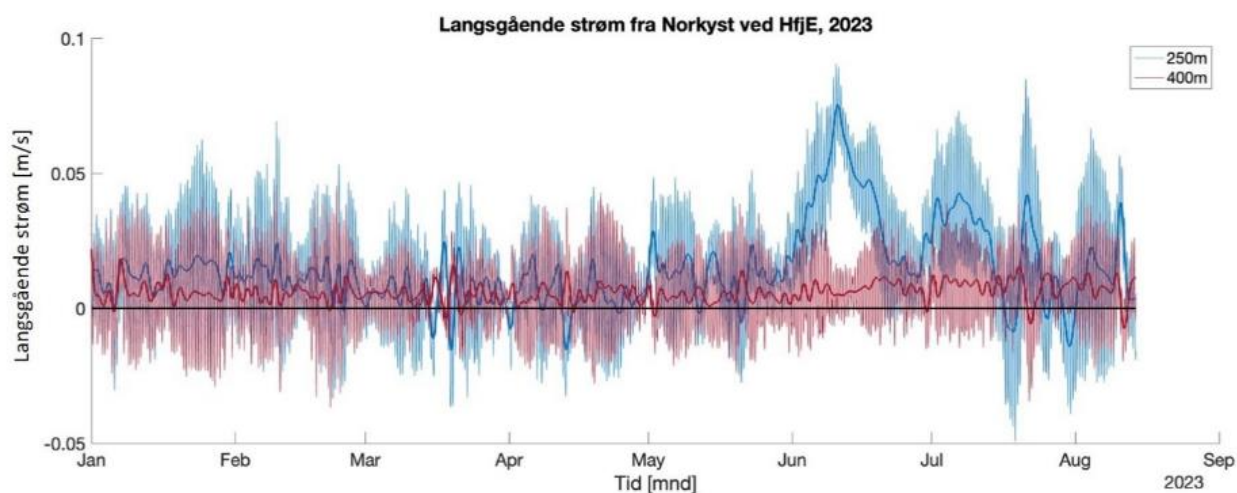
Figur 2.7. Tidsserier av langsgående strøm ved strømriggeren Hardangerfjorden Øst (HfjE) for 2023 fra observasjoner i 20 m dyp. Verdiene representerer fire dagers middelveier.

At strømmodellresultatene langt på vei overensstemmer med observasjonene ser vi bedre hvis vi sammenligner strømmen fra spesifikke dyp og bruker et objektivt mål for å avgjøre forskjellen mellom observerte og modellerte verdier. I 10 m er det godt samsvar mellom observert og modellert strøm 77 % av tiden, og i 150 m i 87 % av tiden (Figur 2.8) noe som er sammenlignbart med værvarslingsmodellresultater (som er nært beslektet med strømmodellering).



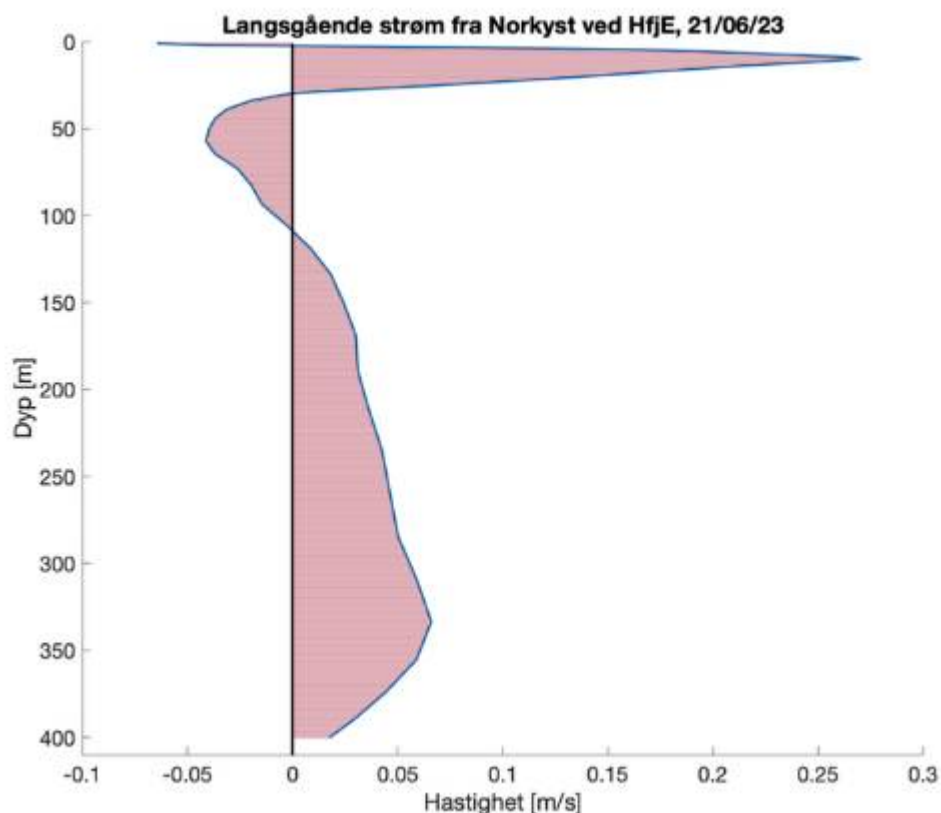
Figur 2.8. Tidsserier av langsgående strøm ved strømriggeren Hardangerfjorden Øst (HfjE) for 2023 fra observasjoner og strømmodellen Norkyst i 10 m (øverst) og 150 m (nederst). Fargene karakteriserer forskjellen mellom de to, der grønn er god, gul er middels og rødt er dårlig samsvar.

Lenger nedover i dypet har vi færre observasjoner, men dette området dekkes av strømmodellresultatene. Her er strømmen betydelig svakere, men likevel er det indikasjoner på netto vannutveksling i tillegg til den periodiske fram og tilbake-bevegelsen fra tidevannet (Figur 2.9). Både i 250 m og 400 m er det en svak netto strøm inn Hardangerfjorden ved stasjonen HfjE, og dessuten noen sterkere kortvarige episoder.



Figur 2.9. Tidsserier av langsgående strøm ved strømriggeren Hardangerfjorden Øst (HfjE) for 2023 fra strømmodellen Norkyst i 250 og 400 m dyp. Positive verdier er strøm inn fjorden.

Plukker vi ut en vertikalprofil av strømmen ved HfjE for 21. juni 2023, ser vi en tydelig lagdeling (Figur 2.10). I de øverste få meterne er det utoverrettet strøm som skyldes brakkvannslaget på vei mot havet. Under dette, ned til 30–40 m dybde, strømmet vannet inn fjorden noe som skyldes effekten av en sønnvindsepisode på kysten. Videre ned til 100 m er det en utoverrettet kompensasjonsstrøm. Deretter er det en relativt kraftig innstrømning videre nedover i vannmassene, noe som ikke er altfor vanlig, men som kan ha betydning for vannutvekslingen internt i fjorden og med vann som kommer inn fra kysten.



Figur 2.10. Vertikalprofil av langsgående strøm ved strømriggeren Hardangerfjorden Øst (HfjE) for 21. juni 2023 fra strømmodellen Norkyst. Positive verdier er strøm inn fjorden.

2.3 - Sondemålinger av oksygeninnhold

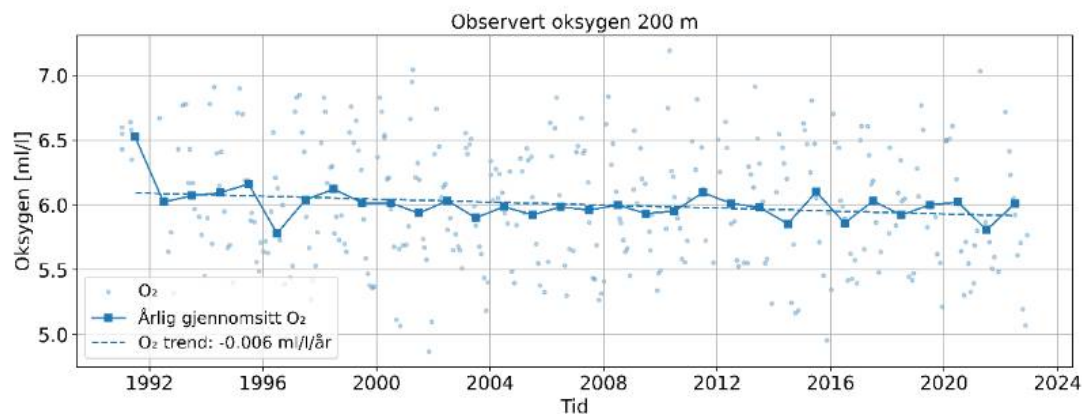
Oksygen i bunnvann er en indikator på miljøtilstand og inngår som fysiske-kjemiske kvalitetselement i vannforskriftsverktøy. Et miljømål for norsk kystvann er at ingen vannforekomster skal ha dårligere enn god miljøtilstand. Grensen mellom god og moderat miljøtilstand for oksygen går ved 3,5 (ml O₂/l), se under.

<https://www.vannportalen.no/veiledere/klassifiseringsveileder/klassifisering-av-okologisk-tilstand/klassifisering-av-okologisk-tilstand-i-kyst/>.

	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Oksygen (ml O ₂ /l)	> 4,5	4,5–3,5	3,5–2,5	2,5–1,5	< 1,5

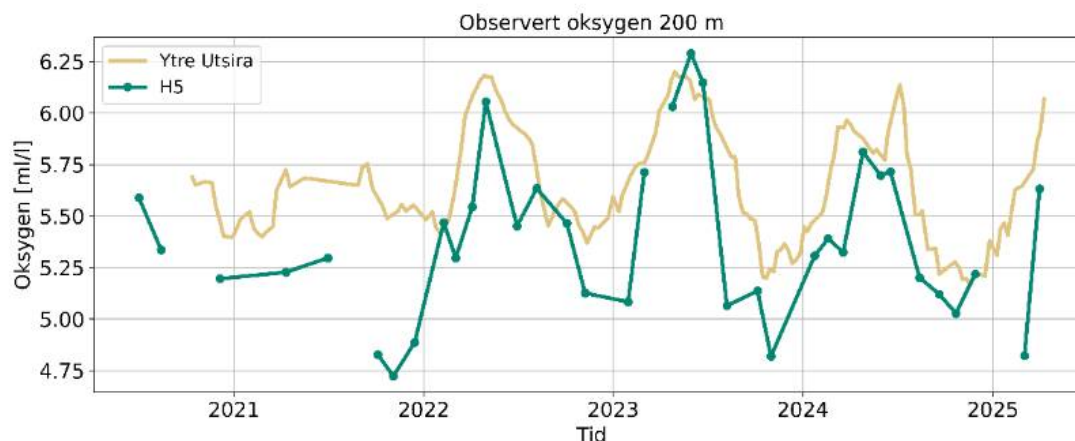
Fra flere oksygensensorer og ulike tokt og overvåkingsprogram finnes det data av oksygeninnholdet i vannmassene i Hardangerfjorden. Havforskningsinstituttet bruker i hovedsak en RBR coda3 T.ODO optode tilkoblet en CTD-sonde (RBR Concerto) som kalibreres årlig hos produsenten i Canada. I Marin overvåkning i Hordaland (NORCE) og den nye overvåkingen i Hardangerfjorden (Multiconsult) blir det brukt en Rinko III optisk oksygensensor koblet til en SAIV sonde (SD204, 208). I ØKOKYST overvåkingen blir det brukt en NS-ISO 5813 sonde.

Kystvannet øker ikke bare i temperatur i gjennomsnitt, oksygeninnholdet går også ned hvor deler av nedgangen skyldes den økende temperaturen. Oksygenmålinger fra stasjon Torungen utenfor Arendal viser en nedadgående trend på ca. 0,006 ml/l/år (Figur 2.11).



Figur 2.11. Kjemisk analyse av oksygen (Winkler-metode) fra 200 m ved Torungen utenfor Arendal. På grunn av varierende datadekning gjennom året, er årlig gjennomsnitt beregnet av sesong-midler.

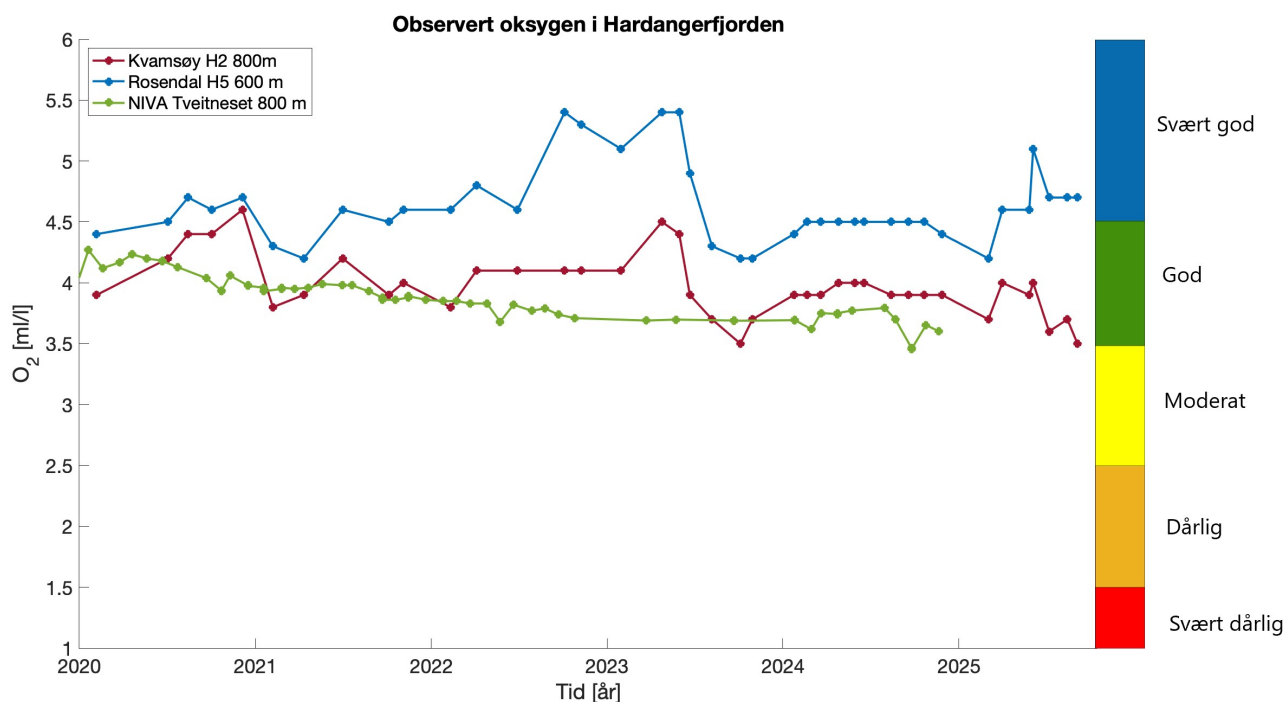
På samme måte som varmen fra kystvannet påvirker temperaturen innover i fjorden, vil endringene i oksygeninnholdet ved kysten gjenspeiles i målingene fra Hardangerfjorden (Figur 2.12).



Figur 2.12. Sondemålt oksygen fra 200 m ved Ytre Utsira og i Hardangerfjorden

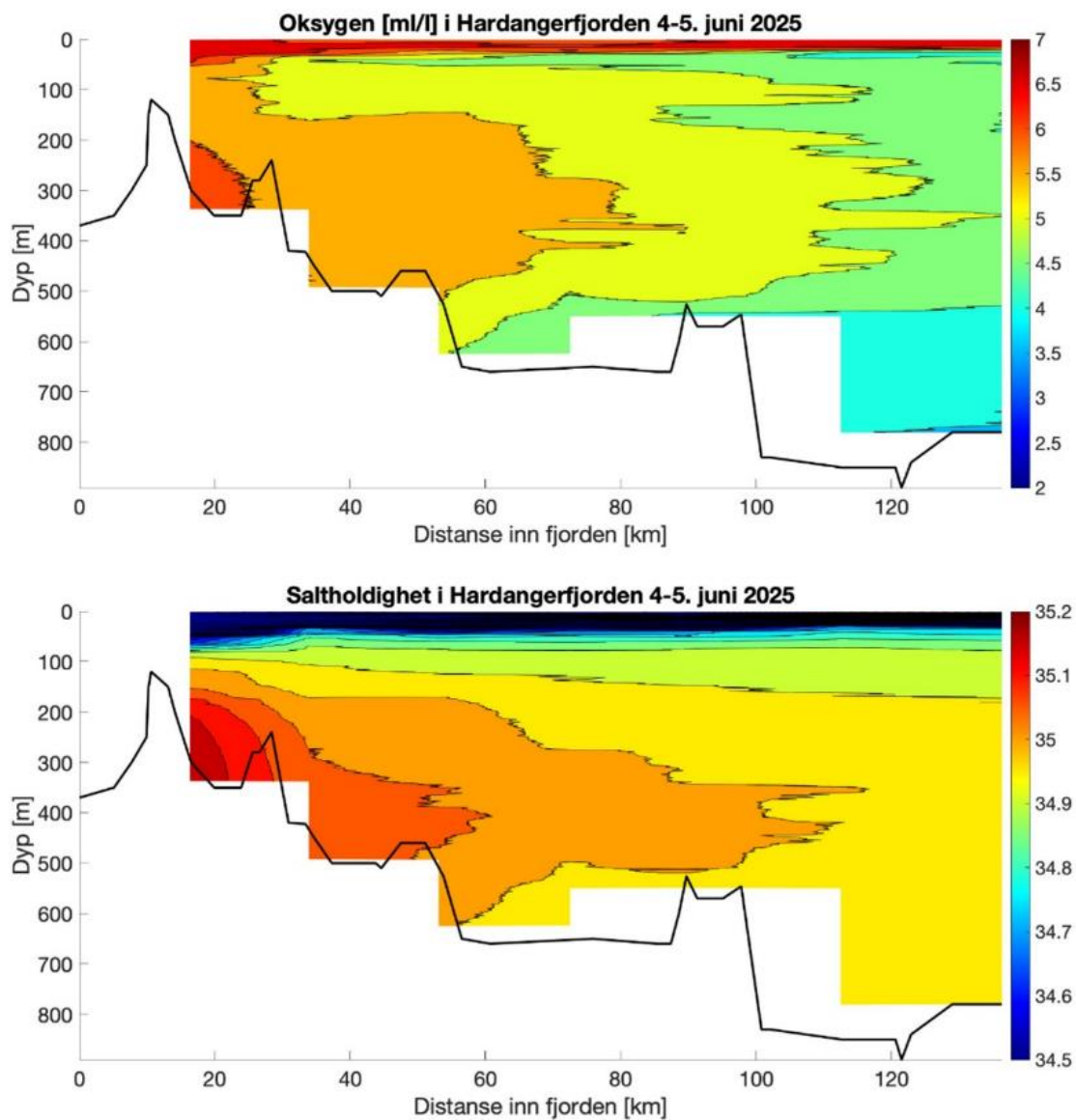
Tidligere målinger av oksygen i bunnvannet i Hardangerfjorden har vært punktvis målinger til bestemte tider av året som ikke tilfredsstillt kravene for målinger av oksygen etter dagens krav til overvåkning (Natural History of the Hardangerfjord, HI sine høsttokt i fjordene). Det finnes derfor kun presise målinger fra de siste årene.

Observasjoner gjort av Havforskningsinstituttet fra bunnen av bassengene i Hardangerfjorden, ved H5 og H2, samt målinger fra NIVA ved Tveitneset i perioden 2020 til 2035 (nær H2), viser en nedadgående trend (Figur 2.13). I juni 2025 ble det målt økning i oksygenverdiene på målestasjon H2 i Samlafjorden og H5 ved Rosendal på grunn av innstrømming av oksygenrikt vann fra kysten (Figur 2.14). Det forekommer også større svingninger i verdiene i perioden, der variasjonene kan være 0,5–1 ml/l. Særlig på høsten er det lave verdier og det øker igjen om vinteren.



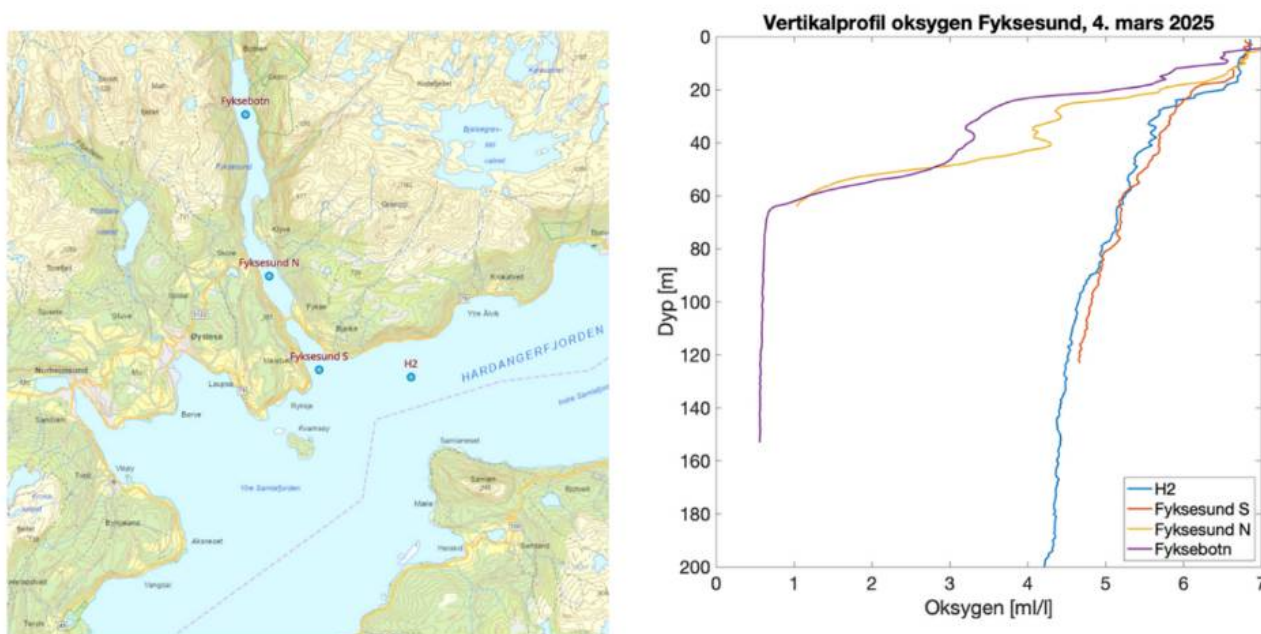
Figur 2.13 Sondemålt oksygen fra dypbasseng i Hardangerfjorden utført på månedlige tokt i regi av Havforskningsinstituttet og målinger i Økokystprogrammet (NIVA). Fargeskala til høyre viser miljøtilstandsklasser for oksygen definert i veileder for klassifisering av kystvann.

Lengdesnitt langs Hardangerfjorden fra Leirvik inn til Utne fra 4–5. juni 2025 viser at det har foregått en innstrømning av vann fra kysten mellom ca. 200–500 m (Figur 2.14). Dette skjer etter at siste halvdel av mai var karakterisert av sterk og vedvarende nordavind på kysten.



Figur 2.14. Lengdesnitt av oksygen (øverst) og saltholdighet (nederst) i Hardangerfjorden mellom Leirvik (20 km inn) og Utne fra juni 2025 som viser at vann strømmer inn i dypet av fjorden.

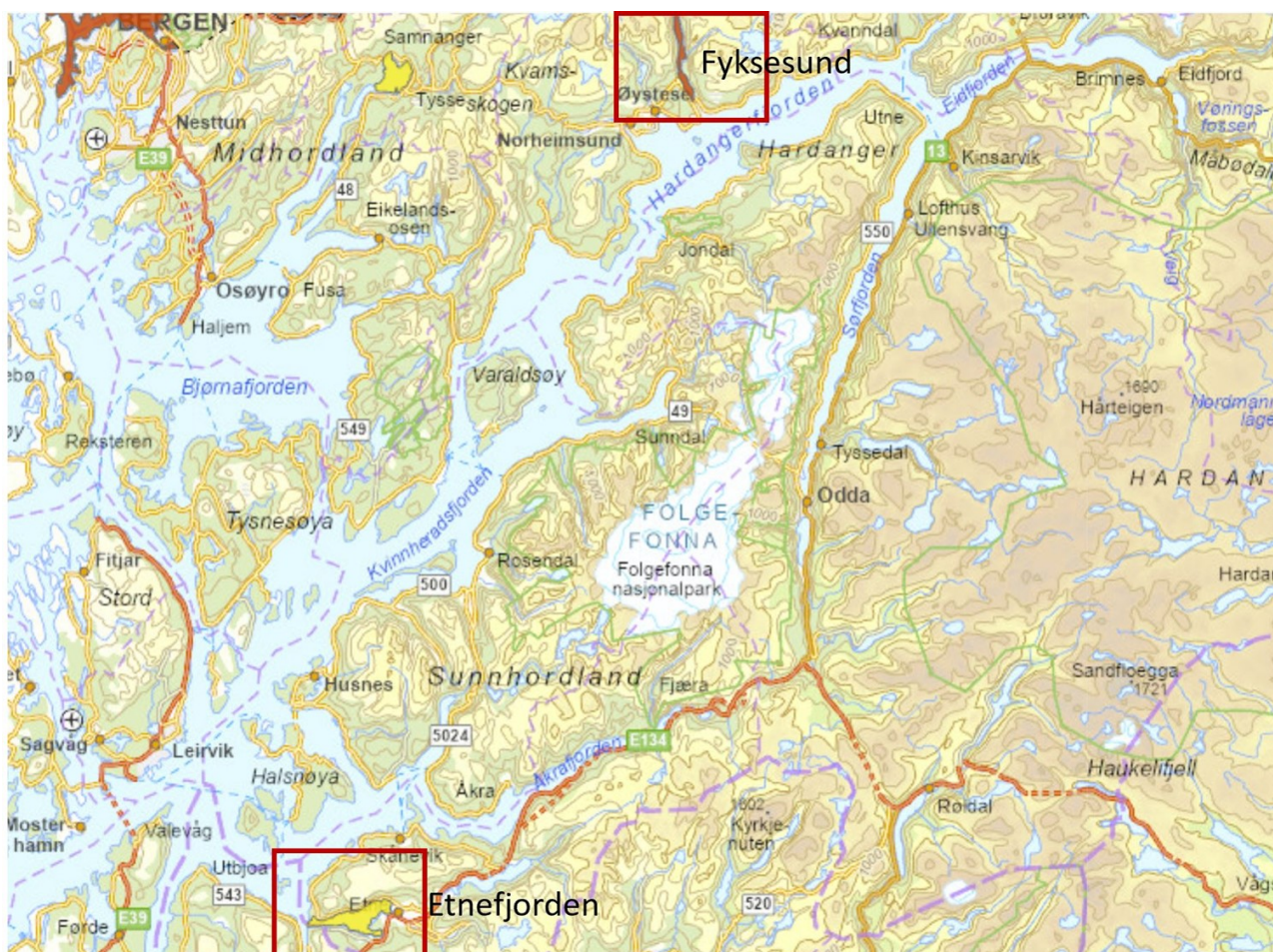
Det finnes en rekke sidefjorder i Hardangerfjorden som både er smale og med grunn terskel. En av disse er Fyksebotn nord for stasjon H2. Her er det observert vertikalprofil av oksygen som viser at innenfor terskelen på ca. 20 m er det svært lave oksygenverdier ned mot bunnen (Figur 2.15).



Figur 2.15. Kart over stasjonene i Fykseund (venstre) og vertikalprofil av oksygen (høyre) fra 4. mars 2025.

2.4 - Fjorder med risiko for sjelden utskiftning av bunnvann

I 2021 ble det gjennomført en vurdering av fjorder med risiko for sjelden utskiftning av bunnvann og som dermed står i fare for å få oksygenmangel i bunnvannet (Askeland Johnsen mfl. 2021). Mens det i selve hovedfjorden er vurdert å være god utskiftning av bunnvann, har Hardangerfjorden to vannforekomster som er i risiko. Den ene er Fykkesund som har sjelden utskiftning og Etnefjorden som har moderat utskiftning av bunnvann (Figur 2.16).



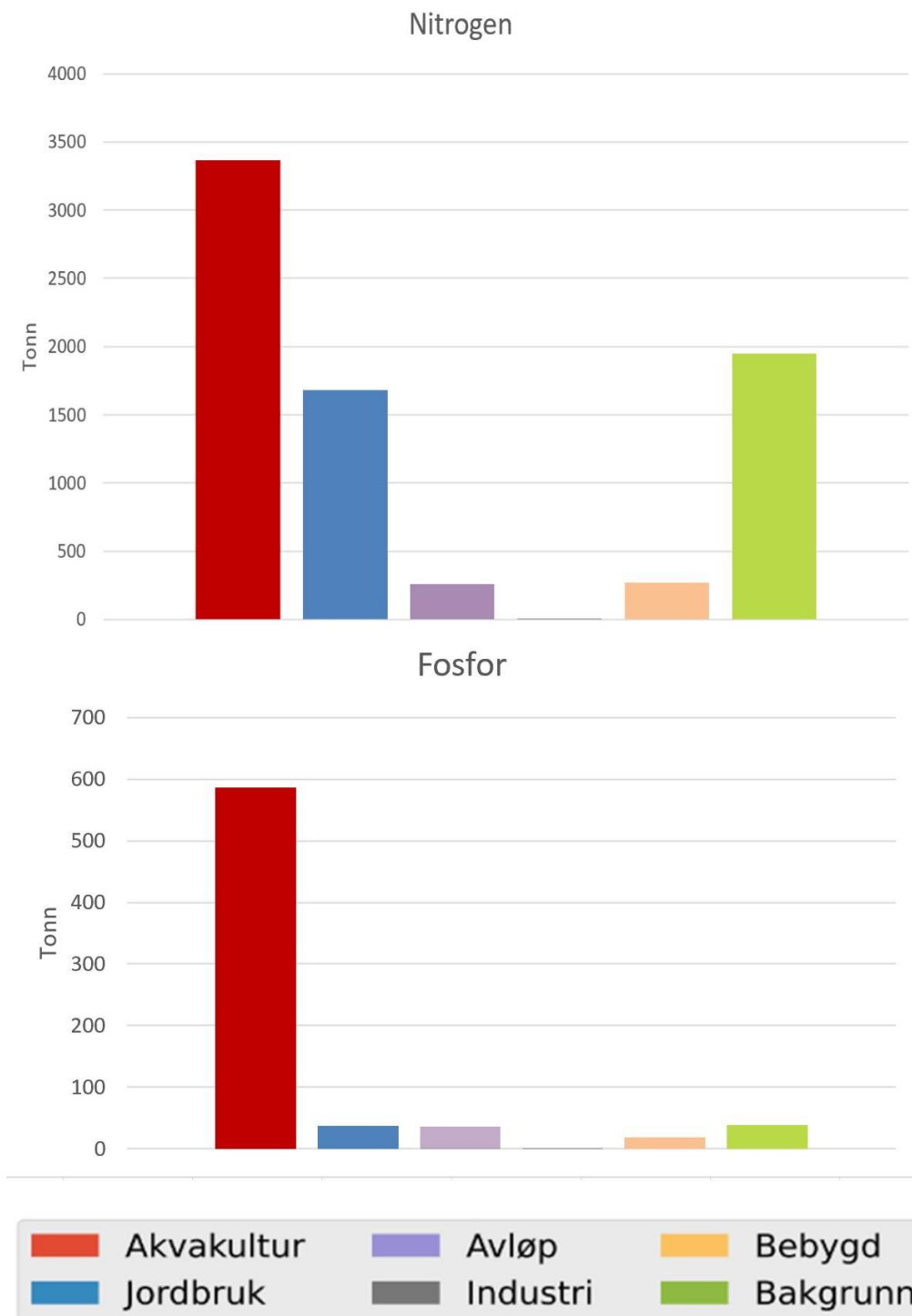
Figur 2.16. Kartet viser sidefjorder (markert med rød firkant) i Hardangerfjorden som har risiko for sjelden utskiftning av bunnvann. Rød = sjelden utskiftning, gult = moderat utskiftning (Kart fra Fiskeridirektoratet).

3 - Totale utslipp av næringssalter til Hardangerfjorden

TEOTIL modellen (Teoretisk Tilførselsmodell) er utviklet av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og beregner tilførsler av nitrogen og fosfor til vannmiljø (Sample mfl. 2024). Modellen beregner utslipp fra akvakultur, jordbruk, industri, avløp fra renseanlegg, diffuse avløp fra bebyggelse og bakgrunn som er naturlige, ikke menneskeskapte kilder til utslipp av nitrogen og fosfor. Modellen beregner både løste næringssalter og nitrogen og fosfor som er bundet til partikler. Løst nitrogen kommer i formene nitrat, nitritt og ammonium. Løst fosfor er i form av fosfat. Modellen beregner at 69 % av nitrogen fra akvakultur er i løst form, mens 29 % av fosforet er i løst form. For avløp og diffuse utslipp fra bebyggelse er 50–100 % av nitrogenet i løst form og 30–90 % av fosforet tilsvarende. For jordbruk er tilsvarende tall 30–60 % løst nitrogen og 10–30 % løst fosfor. Nitrogen fra naturlig avrenning er i hovedsak i form av nitrat (løst), mens fosfor er delvis løst delvis partikulært. Løste næringssalter er lett tilgjengelig for alger i kystvann og vil derfor ha størst betydning for miljøkvalitet.

Vi har her beregnet totale utslipp fra til sjø for Hardangerfjorden med TEOTIL 3.0 (Sample mfl. 2024) for perioden 2013–2023. Utslippene fra akvakultur gjelder bare anlegg i sjø og ikke landbaserte anlegg. Utslippene er beregnet for vassdragsområder og REGINE områder etter Norges Vassdrags- og Energidirektorat (NVE Atlas): [NVE vassdragsområder i Hardanger](#)

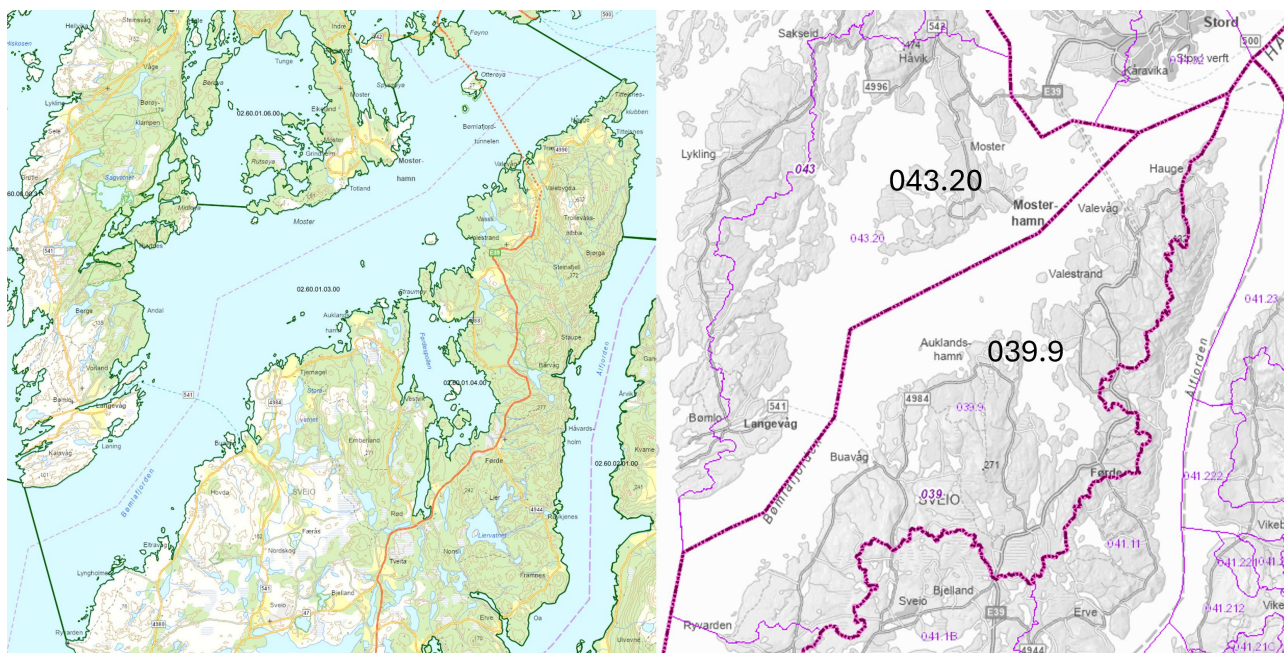
Oversikt over gjennomsnittlige utslipp fra ulike kilder i perioden 2013–2023 viser at den største enkeltkilden for tilførsel av nitrogen til Hardangerfjorden kommer fra akvakultur, mens jordbruk og naturlig avrenning fra land også har en betydelig andel. Akvakultur er også den desidert største enkeltkilden til utslipp av fosfor til fjorden (Figur 3.1).



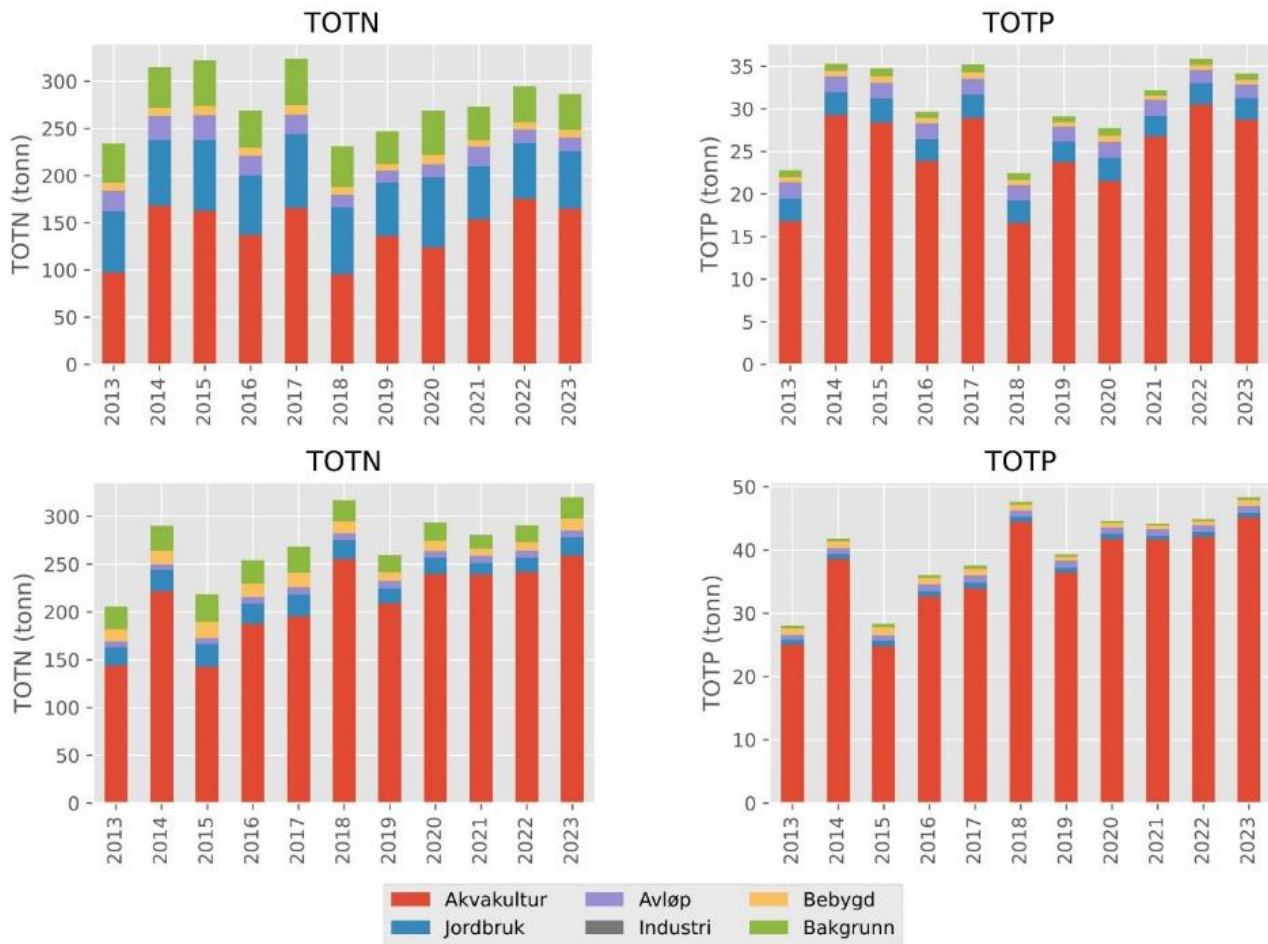
Figur 3.1. Gjennomsnittlige årlige tilførsler av nitrogen og fosfor fra ulike kilder til Hardangerfjorden i perioden 2013–2023 beregnet med TEOTIL 3.0. (Data fra NIVA).

3.1 Bømlafjorden

Utslipp til Bømlafjorden (areal 131,26 km²) omfatter vassdragsområde 039 og 043, men disse er store og dekker også fjordområder i Rogaland og kysten rundt hele Bømlo (Figur 3.2). Vi har derfor brukt REGINE enheter som dekker mindre områder som grenser mot Hardangerfjorden. I vassdragsområde 039 er det brukt REGINE enhet 039.9. I vassdragsområde 043 er det brukt REGINE enhet 043.20. I dette området utgjorde gjennomsnittlige utslipp av nitrogen i perioden 2013–2023 til sjø fra akvakultur 356 tonn, fra jordbruk 84 tonn og fra avløp 25 tonn. Gjennomsnittlige utslipp av fosfor til sjø var 62 tonn fra akvakultur, 3,4 tonn fra jordbruk og 2,8 tonn fra avløp i samme periode (Figur 3.3).



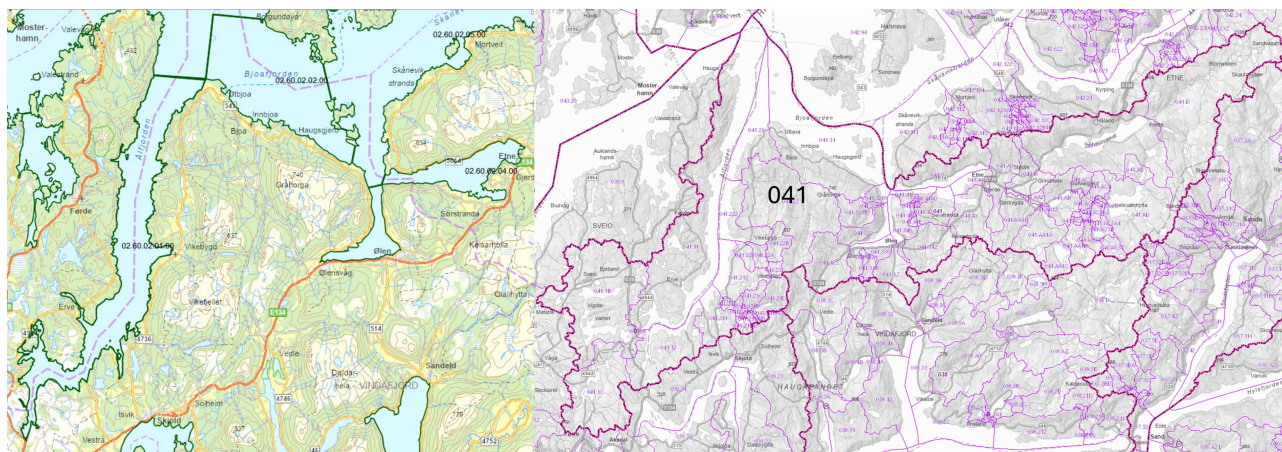
Figur 3.2. Kartet til venstre viser vannforekomsten Bømlafjorden med et overflateareal på 131,26 km² (Kart fra Fiskeridirektoratet). Kartet til høyre viser vassdragsområder og delområder (REGINER) som har avrenning til Bømlafjorden (Kart fra NVE).



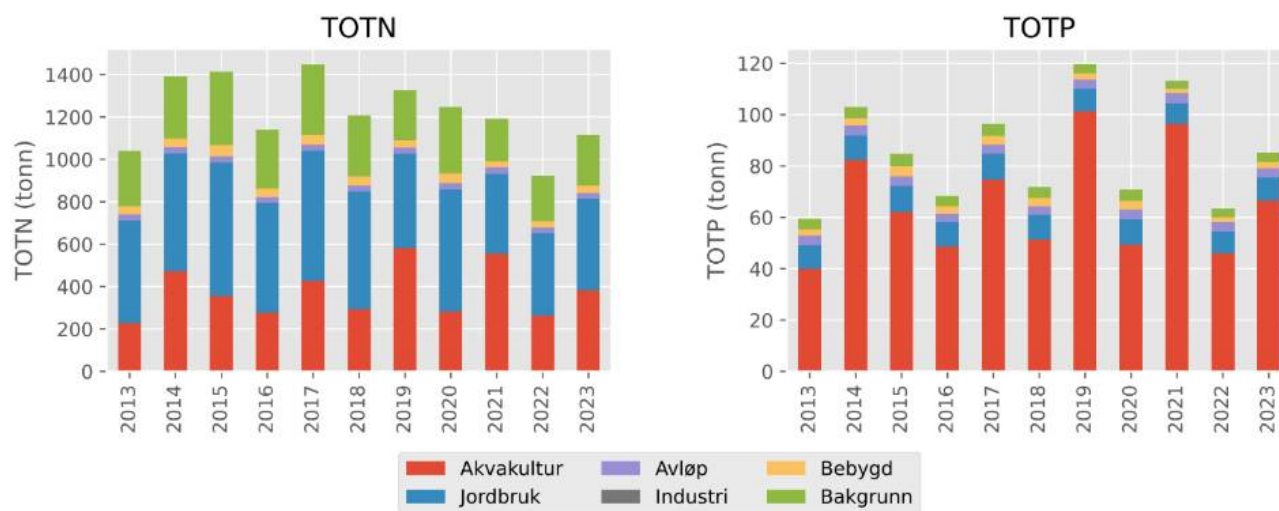
Figur 3.3. Totale utslipp av nitrogen og fosfor fra ulike kilder i Bømlafjorden. Øverst: vassdragsområde 039 og nederst: vassdragsområde 043 (NVE). Beregningene er gjort med TEOTIL 3.0 modellen (Data fra NIVA).

3.2 Ålfjorden, Bjoafjorden, Etnefjorden og Ølsfjorden

Utslipp til disse fjordene (areal 104,16 km²) omfatter vassdragsområde 041 (Figur 3.4). I disse fjordene utgjorde gjennomsnittlige utslipp av nitrogen i perioden 2013–2023 til sjø fra akvakultur 375 tonn, fra jordbruk 506 tonn og fra avløp 30 tonn. Gjennomsnittlige utslipp av fosfor til sjø var 65 tonn fra akvakultur, 9,3 tonn fra jordbruk og 3,6 tonn fra avløp i samme periode (Figur 3.5). Området har også betydelig avrenning av nitrogen fra land.



Figur 3.4. Kartet til venstre viser vannforekomstene Ålfjorden, Bjoafjorden, Etnefjorden og Ølsfjorden, med et overflateareal på til sammen 104,16 km² (Kart fra Fiskeridirektoratet). Kartet til høyre viser vassdragsområder og delområder (REGINER) som har avrenning til disse fjordene (Kart fra NVE).



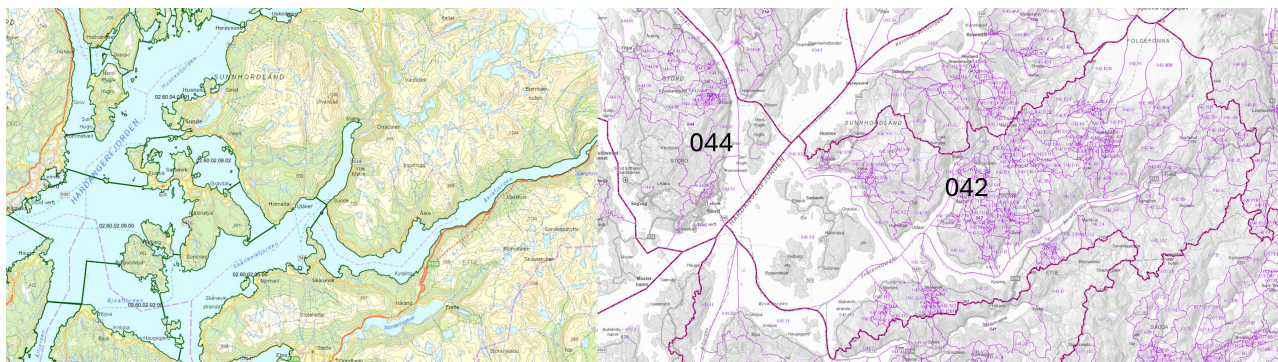
Figur 3.5. Totale utslipp av nitrogen og fosfor fra ulike kilder i Ålfjorden, Bjoafjorden, Etnefjorden og Ølsfjorden (vassdragsområde 041; NVE). Beregningene er gjort med TEOTIL 3.0 modellen (Data fra NIVA).

3.3 Husnesfjorden (sørvest), Klosterfjorden, Skånevikfjorden, Matersfjorden, Åkrafjorden og Høylandsundet

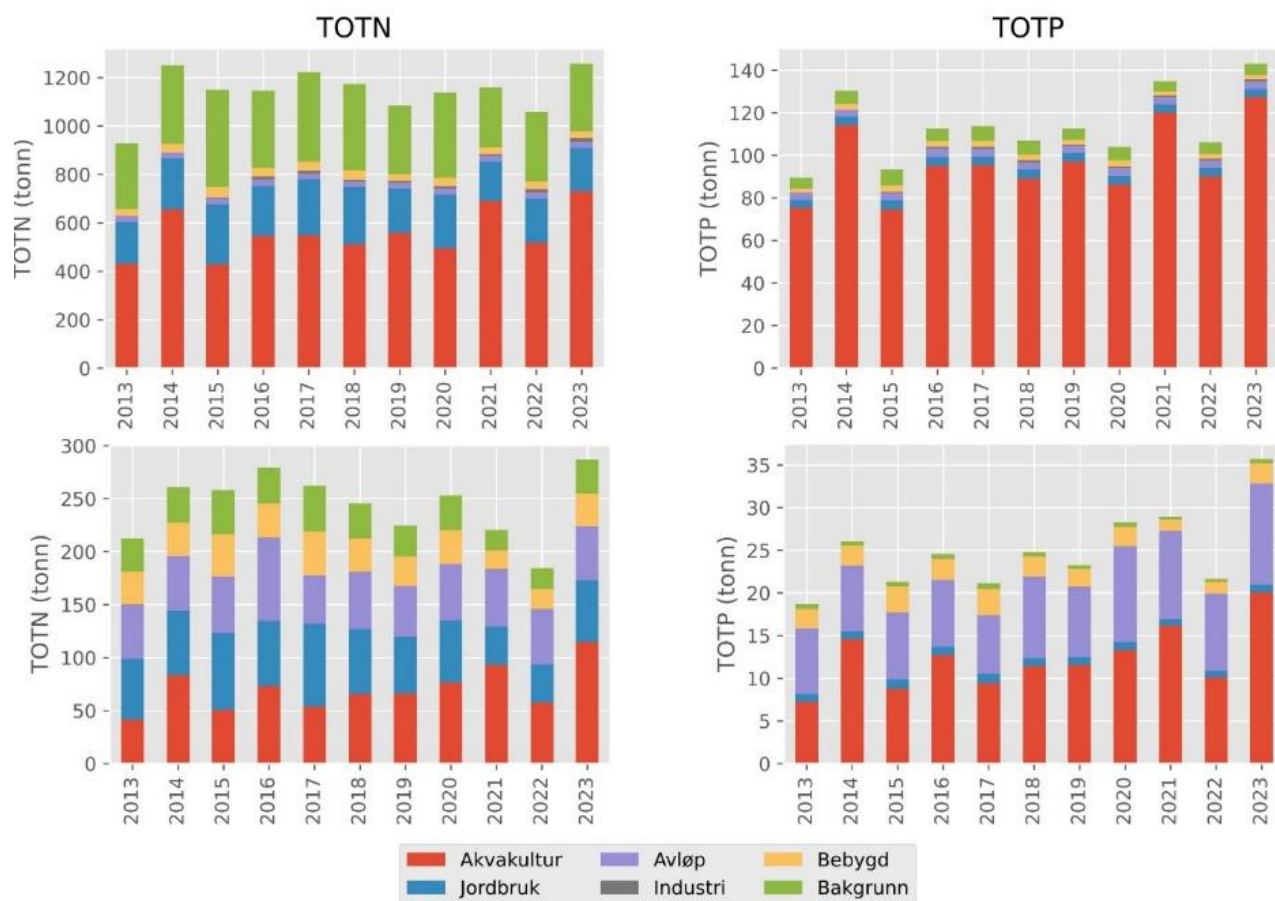
Utslipp til disse fjordene (areal 358,77 km²) omfatter vassdragsområde 042 og 044

(Figur 3.6). Vassdragsområde 044 dekker også sjøområder rundt hele Stord, så her er bare REGINE enheter som grenser mot Hardangerfjorden tatt med i beregningene.

I dette området utgjorde gjennomsnittlige utslipp av nitrogen i perioden 2013–2023 til sjø fra akvakultur 627 tonn, fra jordbruk 260 tonn, fra avløp 80,6 tonn og fra industri 7,5 tonn. Gjennomsnittlige utslipp av fosfor til sjø var 109 tonn fra akvakultur, 4,5 tonn fra jordbruk og 12,4 tonn fra avløp i samme periode (Figur 3.7).



Figur 3.6. Kartet til venstre viser vannforekomstene Husnesfjorden (sørvest), Klosterfjorden, Skånevikfjorden, Matersfjorden, Åkrafjorden og Høylandsundet med et overflateareal på til sammen 358,77 km² (Kart fra Fiskeridirektoratet). Kartet til høyre viser vassdragsområder og delområder (REGINER) som har avrenning til disse fjordene (Kart fra NVE).



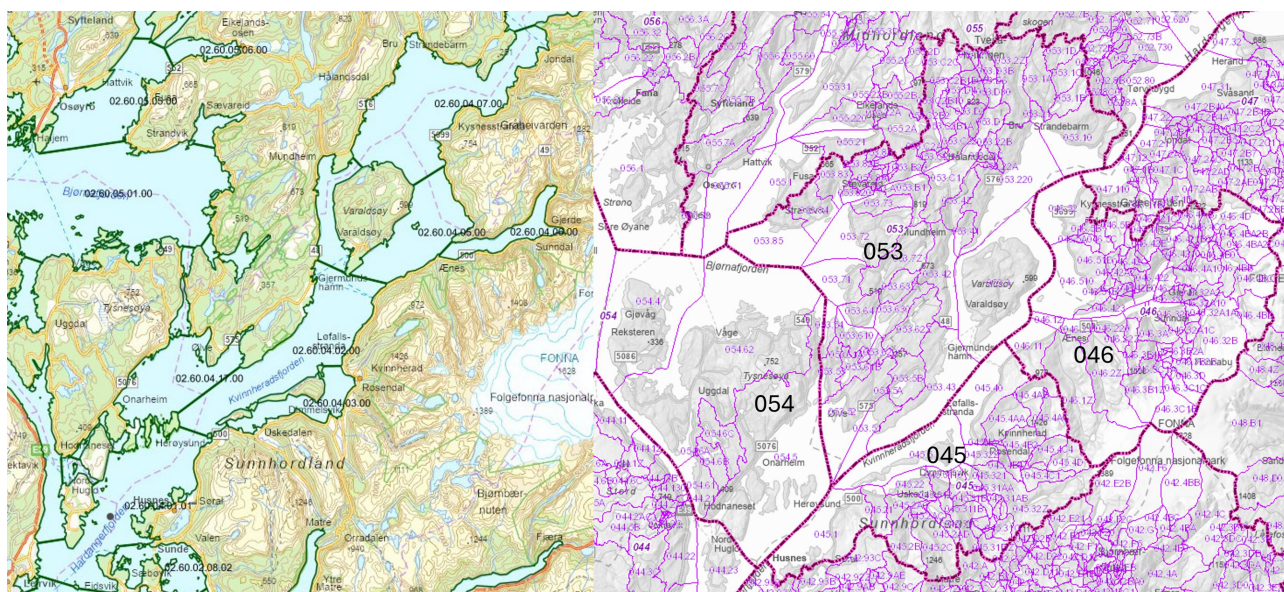
Figur 3.7. Totale utslipp av nitrogen og fosfor fra ulike kilder i Husnesfjorden sørvest, Klosterfjorden, Høylandsundet, Skånevikfjorden, Åkrafjorden og Matrefjorden. Øverst: vassdragsområde 042 og nederst: vassdragsområde 044 (NVE). Beregningene er gjort med TEOTIL 3.0 modellen (Data fra NIVA).

3.4 Hissfjorden, Øynefjorden, Sildafjorden, Maurangerfjorden, Kvinnheradsfjorden, Husnesfjorden (nordøst) og Onarheimsfjorden

Utslipp til disse fjordene (areal 530,42 km²) omfatter vassdragsområde 045, 046, 053 og 054 (Figur 3.8).

Vassdragsområde 053 og 054 dekker også sjøområder mot Bjørnafjorden, så her er REGINE enheter som grenser mot Bjørnafjorden tatt ut av beregningene. I dette området utgjorde gjennomsnittlige utslipp av nitrogen i perioden 2013–2023 til sjø fra akvakultur 1577 tonn, fra jordbruk 359 tonn og fra avløp 42 tonn.

Gjennomsnittlige utslipp av fosfor til sjø var 271 tonn fra akvakultur, 8 tonn fra jordbruk og 6 tonn fra avløp i samme periode (Figur 3.9).



Figur 3.8. Kartet til venstre viser vannforekomstene Hissfjorden, Øynefjorden, Sildafjorden, Maurangerfjorden, Kvinnheradsfjorden, Husnesfjorden (nordøst) og Onarheimsfjorden med et overflateareal på til sammen 530,42 km² (Kart fra Fiskeridirektoratet). Kartet til høyre viser vassdragsområder og delområder (REGINER) som har avrenning til disse fjordene (Kart fra NVE).

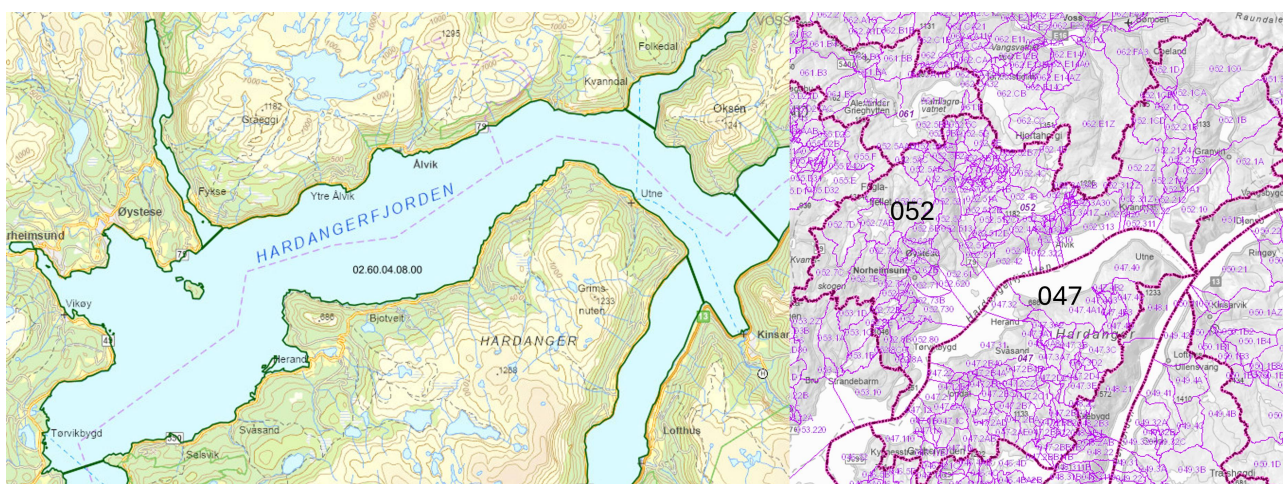


Figur 3.9. Totale utslipp av nitrogen og fosfor fra ulike kilder i Hissfjorden, Øyefjorden, Sildafjorden, Maurangerfjorden, Kvinnheradsfjorden, Onarheimsfjorden og Husnesfjorden (nordøst). A: vassdragsområde 045 B: vassdragsområde 046, C: vassdragsområde 053, D: vassdragsområde 054 (NVE). Beregningene er gjort med TEOTIL 3.0 modellen (Data fra NIVA).

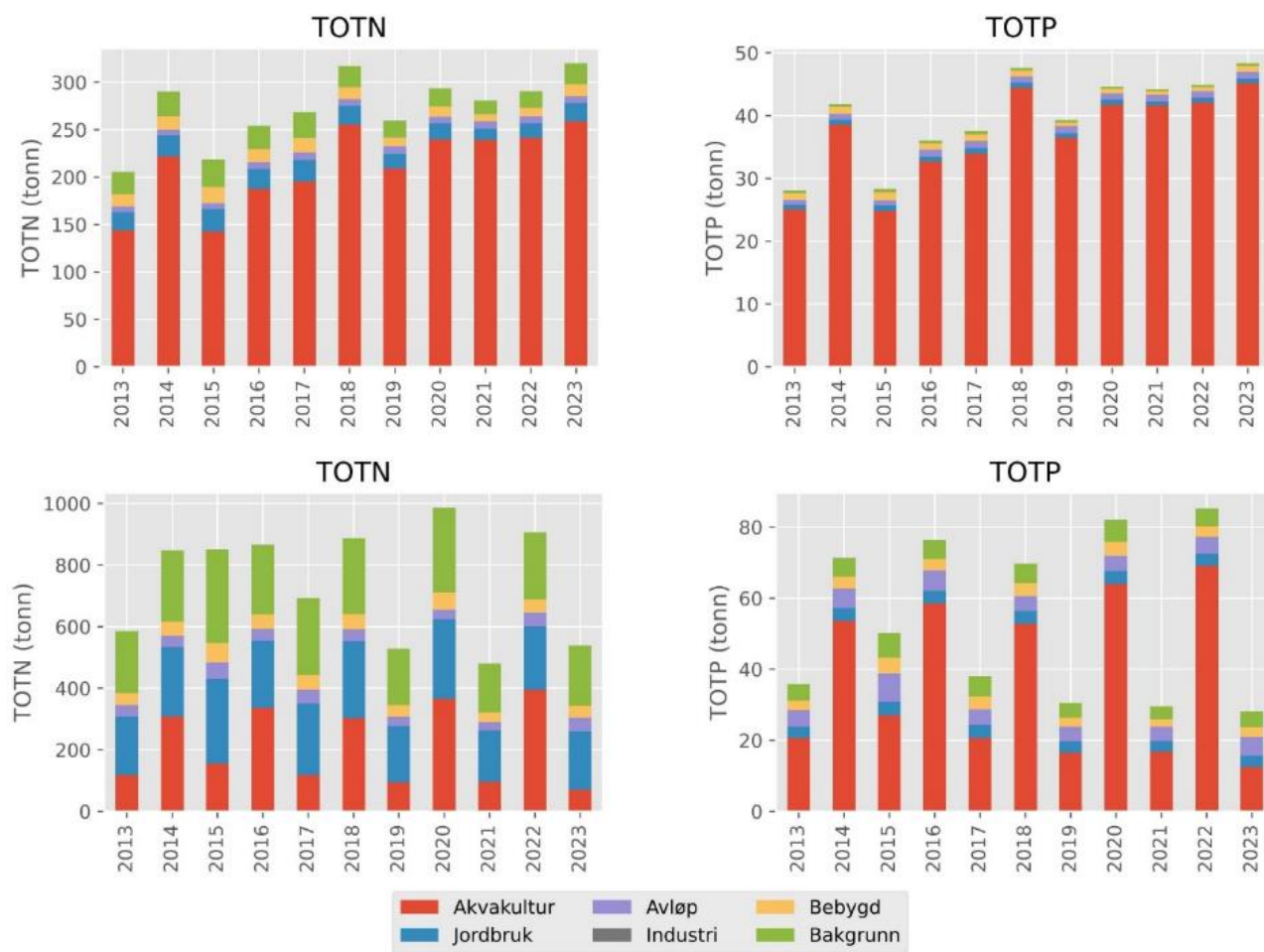
3.5 Samlafjorden

Utslipp til Samlafjorden (areal 180,37 km²) omfatter vassdragsområde 047 på sørsiden av fjorden og 052 på nordsiden (Figur 3.10). I dette området utgjorde gjennomsnittlige utslipp av nitrogen i perioden 2013–2023 til sjø fra akvakultur 449 tonn, fra jordbruk 275 tonn og fra avløp 43,7 tonn. Gjennomsnittlige utslipp av fosfor til sjø var 78,3 tonn fra akvakultur, 5,4 tonn fra jordbruk og 5,5 tonn fra avløp i samme periode (Figur 3.11).

Vassdragsområdene omfatter store fjellområder, noe som gjør at den naturlige tilførselen av nitrogen fra fjellet er stor.



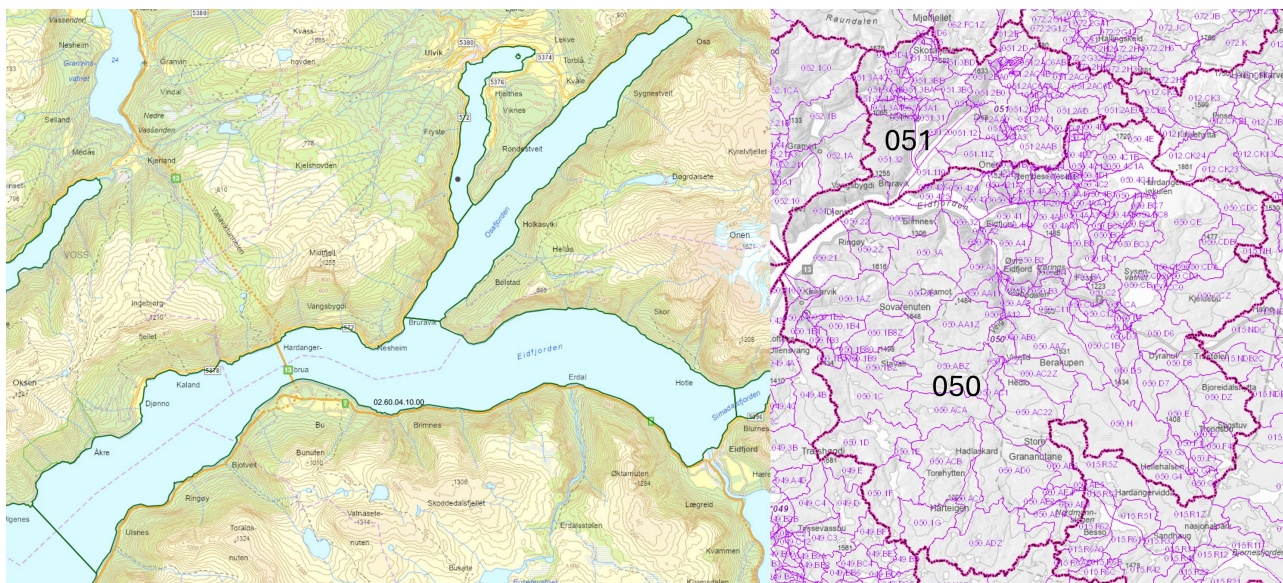
Figur 3.10. Kartet til venstre viser vannforekomsten Samlafjorden med et overflateareal på 180,37 km² (Kart fra Fiskeridirektoratet). Kartet til høyre viser vassdragsområder og delområder (REGINER) som har avrenning til denne fjorden (Kart fra NVE).



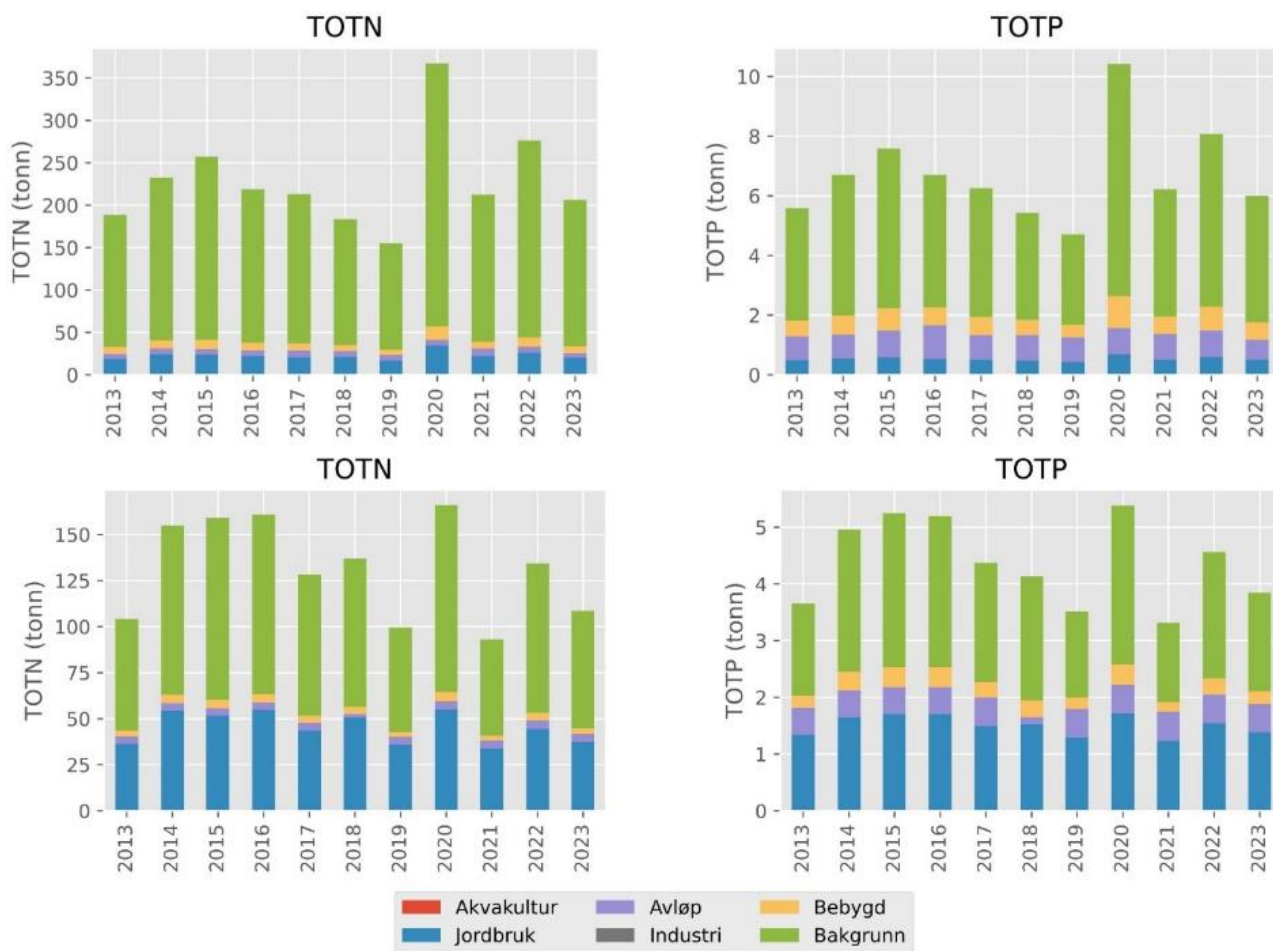
Figur 3.11. Totale utslipp av nitrogen og fosfor fra ulike kilder i Samlafjorden. Øverst: vassdragsområde 047 og nederst: vassdragsområde 052 (NVE). Beregningene er gjort med TEOTIL 3.0 modellen (Data fra NIVA).

3.6 Eidfjorden, Osafjorden og Ulvikfjorden

Utslipp til disse fjordene (areal 69,91 km²) omfatter vassdragsområde 050 og 051 (Figur 3.12). I dette området utgjorde gjennomsnittlige utslipp av nitrogen i perioden 2013–2023 til sjø fra jordbruk 68 tonn og fra avløp 11 tonn. Gjennomsnittlige utslipp av fosfor til sjø var 2 tonn fra jordbruk og 4,6 tonn fra avløp i samme periode. Dette området har ingen utslipp fra akvakultur Vassdragsområdene omfatter store fjellområder, noe som gjør at den naturlige tilførselen av nitrogen fra fjellet er stor (Figur 3.13).



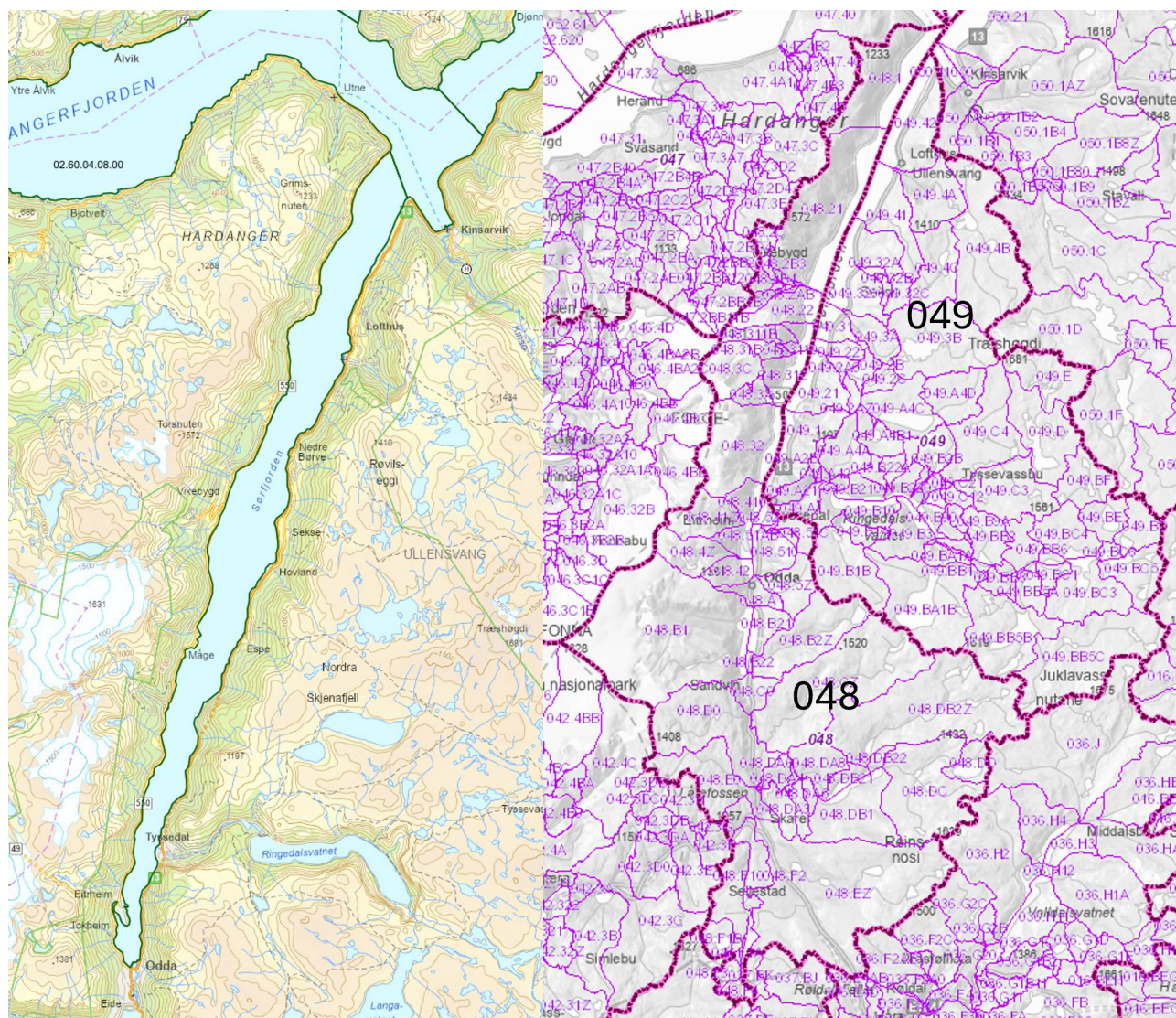
Figur 3.12. Kartet til venstre viser vannforekomstene Eidfjorden, Osafjorden og Ulvikfjorden med et overflateareal på til sammen 69,91 km² (Kart fra Fiskeridirektoratet). Kartet til høyre viser vassdragsområder og delområder (REGINER) som har avrenning til disse fjordene (Kart fra NVE).



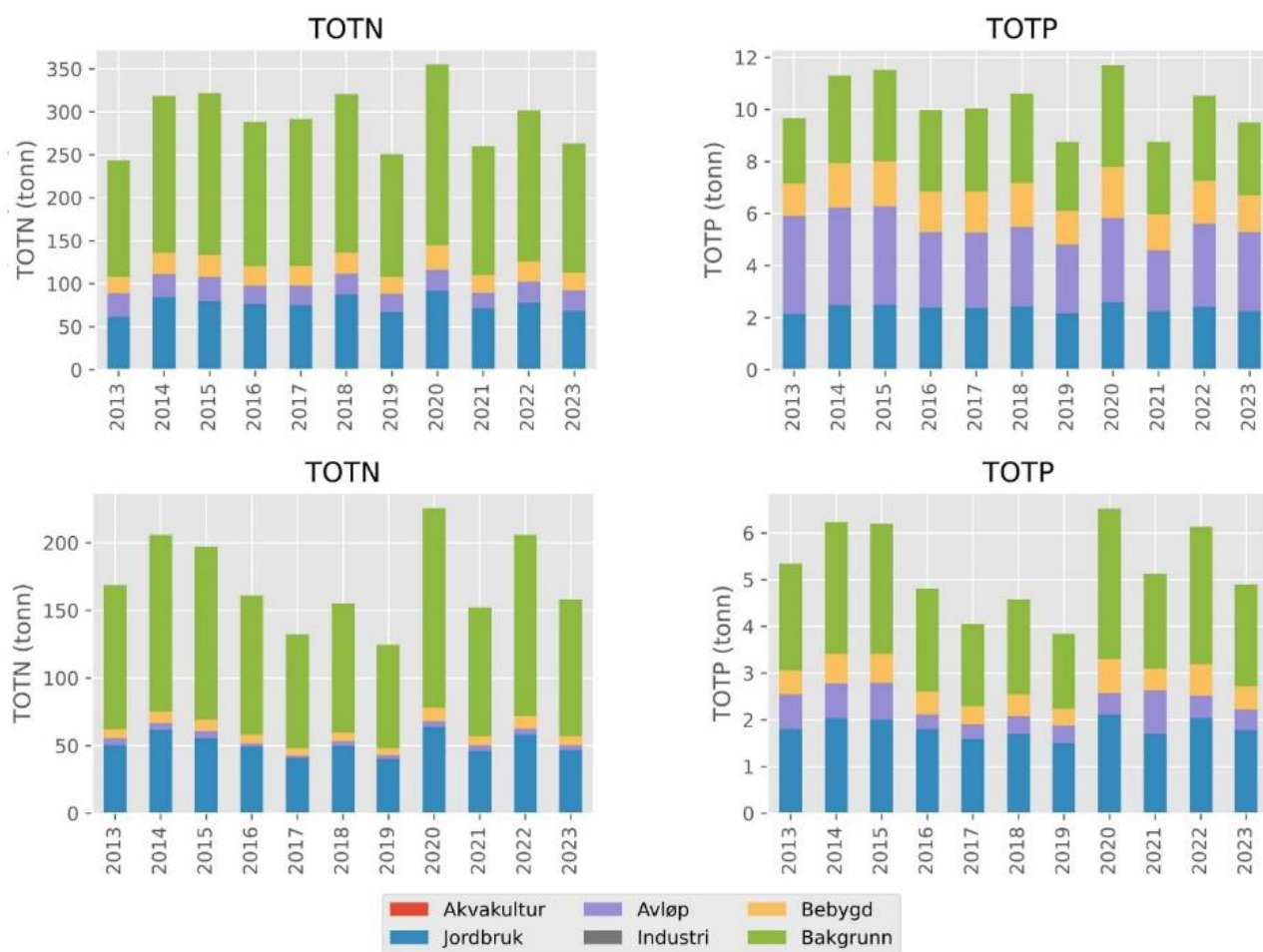
Figur 3.13. Totale utslipp av nitrogen og fosfor fra ulike kilder i Eidfjorden, Osafjorden og Ulvikfjorden. Øverst: vassdragsområde 050 og nederst: vassdragsområde 051 (NVE). Beregningene er gjort med TEOTIL 3.0 modellen (Data fra NIVA).

3.7 Sørfjorden

Utslipp til Sørfjorden (areal 64,69 km²) omfatter vassdragsområde 048 på vestsiden av fjorden og 049 på østsiden (Figur 3.14). I dette området utgjorde gjennomsnittlige utslipp av nitrogen i perioden 2013–2023 til sjø fra jordbruk 128 tonn og fra avløp 28 tonn. Gjennomsnittlige utslipp av fosfor til sjø var 4,2 tonn fra jordbruk og 3,7 tonn fra avløp i samme periode. Dette området har ingen utslipp fra akvakultur. Vassdragsområdene omfatter store fjellområder, noe som gjør at den naturlige tilførselen av nitrogen fra fjellet er stor (Figur 3.15).



Figur 3.14. Kartet til venstre viser vannforekomsten Sørfjorden med et overflateareal på 64,69 km² (Kart fra Fiskeridirektoratet). Kartet til høyre viser vassdragsområder og delområder (REGINER) som har avrenning til denne fjorden (Kart fra NVE).



Figur 3.15. Totale utslipp av nitrogen og fosfor fra ulike kilder i Sørkjolen. Øverst: vassdragsområde 048 og nederst: vassdragsområde 049 (NVE). Beregningene er gjort med TEOTIL 3.0 modellen (Data fra NIVA).

3.8 - Akvakultur i Hardangerfjorden

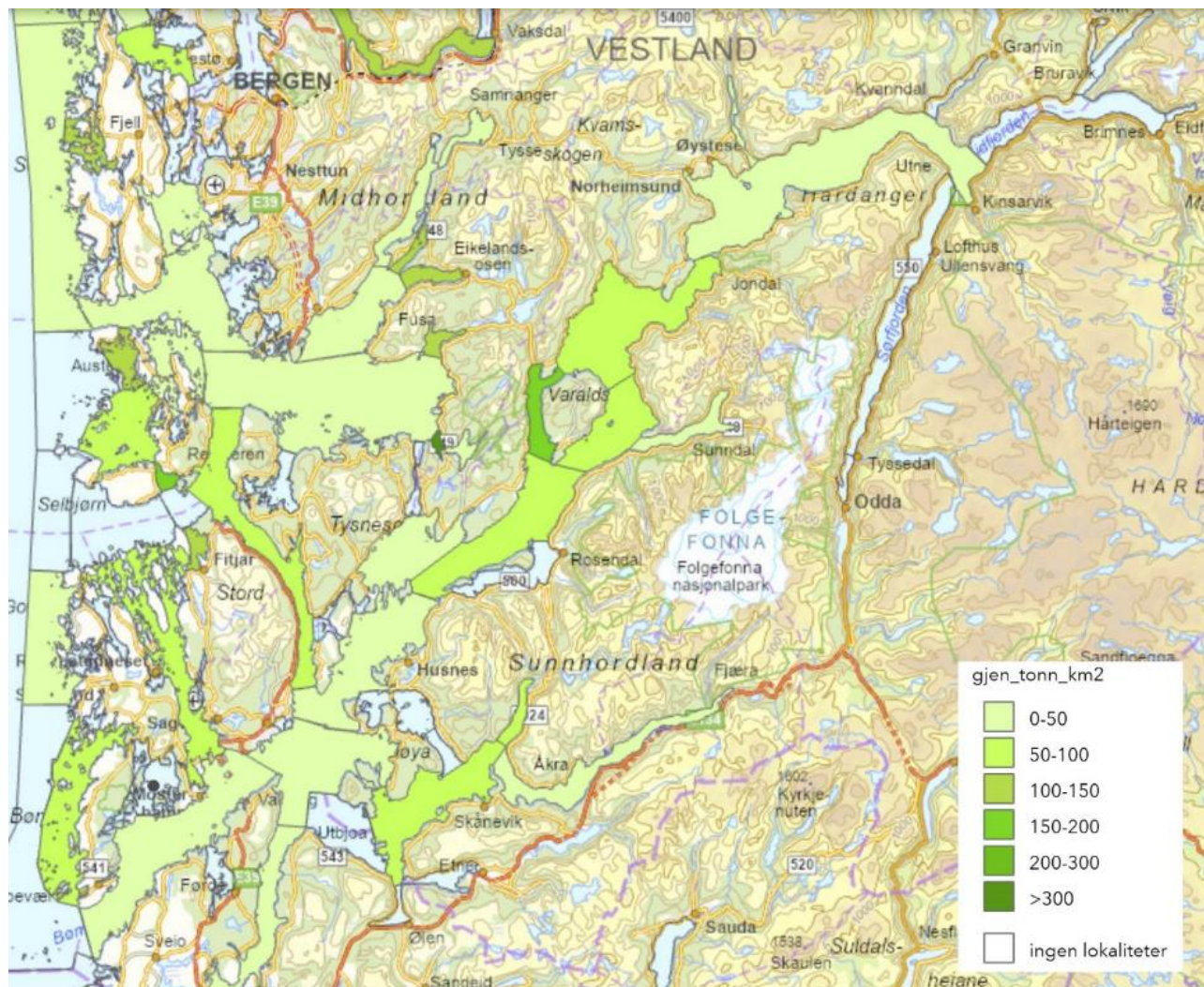
Utslipp fra fiskeoppdrettsanlegg i sjø kommer i form av løste næringssalter, organiske partikler, fremmedstoff og legemidler. Utslippenes størrelse vil variere i tid og rom og med driftsformer på de ulike anleggene. Fisken i anleggene spiser og vokser mye i sommerhalvåret og derfor vil utslipp som er direkte proporsjonale med førmengden være størst om sommeren. Utslipp av løste næringssalter, organiske partikler og fremmedstoff tilsatt føret vil være kontinuerlig gjennom hele produksjonssyklusen. For legemidler vil det være punktutslipp dvs. kun i tilknytning til bruk av midlene. Det er noe usikkerhet knyttet til størrelsen av disse utslippene. Det brukes ulike midler på nøtene for å hindre begroing og noen anlegg bruker nå kun mekanisk fjerning av groe. Det er også her stor usikkerhet om utslippenes størrelse på grunn av at noe vil være vannløst og noe partikulært. Utslippene av antigromidler kan være kontinuerlige i form av utlekking eller som pulser når nøtene satt ut til sjø eller blir høytrykkspytt. Legemidler, inkludert avlusningsmidler vil variere gjennom året, samt at det ikke er alle anlegg som bruker kjemisk avlusning.

Hardangerfjorden har i dag 56 sjøanlegg i drift med en total lokalitets MTB (Maksimal tillatt biomasse) på 152 189 tonn laksefisk (Tabell 3.1). I tillegg kommer 13 landbaserte anlegg med en produksjonsramme på 53 420 tonn fisk årlig. Det er også gitt tillatelse til fem nye anlegg som ikke er tatt i bruk, ett lukka anlegg i sjø med lokalitets MTB på 1850 tonn, og fire landbaserte anlegg med en total årlig produksjonsramme på 28 198 tonn fisk. Det er omsøkt to landbaserte anlegg med en årlig produksjonsramme på 100 000 tonn og utvida eller ny lokalitets MTB på 14 120 tonn, det meste i lukka anlegg i sjø. Det er også flere anlegg under planlegging, her er kun tatt med anlegg som har oppgitt planlagt biomasse (data fra Statsforvalteren i Vestland). Utnyttelsesgraden for anlegg i Hardangerfjorden er estimert på grunnlag av data for hele produksjonsområde 3 (Karmøy til Sotra) i perioden 2022-2024. I denne perioden har den faktiske produksjonen (slaktet fisk, Data fra Fiskeridirektoratet) vært om lag 50 % av den maksimale tillatte lokalitetsbiomassen (MTB). Det mangler data på fiskeproduksjon fra landbaserte anlegg. Basert på førmengden for disse anleggene i Hardanger er trolig dagens faktiske produksjon langt lavere enn 50 % av årlig produksjonsramme, men vi har likevel valgt å bruke 50 % utnyttelsesgrad også fra disse anleggene for å vurdere effekten av utslippene. Basert på disse estimatene vil dagens produksjon av fisk være om lag 100 000 tonn fisk årlig, noe som vil gi utslipp på 50 000 tonn organiske partikler, 3480 tonn løst nitrogen og 510 tonn fosfor (se også figur 3.1).

Tabell 3.1. Maksimal tillat lokalitetsbiomasse (MTB) og årlig produksjonsramme på anlegg som i dag er i drift, anlegg som er godkjente, men ikke tatt i bruk, anlegg som er omsøkt og anlegg som planlegges i Hardangerfjorden (data fra Statsforvalteren i Vestland).

	Antall anlegg	Lokalitetsbiomasse (MTB, maksimal tillat biomasse) (tonn)	Årlig produksjonsramme (tonn)
Anlegg i drift per 2025 (dagens situasjon)	56 sjøanlegg	152189	
	13 landbaserte anlegg		53420
Godkjente anlegg som ikke er i drift ennå	1 lukka anlegg i sjø	1850	
	4 landbaserte anlegg		28198
Omsøkte anlegg	4 sjøanlegg	6740	
	5 lukka anlegg i sjø	7380	
	2 landbaserte anlegg		104350
Kjente planlagte søknader	1 sjøanlegg	7200	
	1 lukka anlegg i sjø	2000	
	3 landbaserte anlegg		24280

Figur 3.16 viser gjennomsnittlig stående biomasse (tonn/km²) for laks, ørret og regnbueørret per måned i perioden 2022–2023 i vannforekomstene. Gjennomsnittet er beregnet over en 24 måneders periode, uavhengig av hvor mange måneder fisken har stått i anlegget (Data og kart fra Fiskeridirektoratet).



Figur 3.16 viser produksjonsintensiteten er sjøareal i de ulike vannforekomstene i Hardangerfjorden i perioden 2022–2023. Vi ser her at det er Øynefjorden; Kvinnheradsfjorden, Hissfjorden, Sildafjorden og Skåneviksfjorden som har den høyeste intensiteten i fjorden.

Også landbaserte anlegg og lukkede anlegg i sjø vil ha utslipp til miljøet. Mens organiske partikler/slam er relativt enkelt å fjerne er det utfordrende å rense de stoffene som er løst i vann, løst karbon, nitrogen og fosfor. Den aller nyeste teknologien (RAS 4) klarer å rense 74 til 92 % av løst nitrogen i laboratoriestudier (NTNU/RASLAB; NOFIMA) og er forventet å kunne være i kommersiell drift i løpet av 2027. Effekter av utslipp av nitrogen fra landbaserte anlegg vil være avhengig av utslippspunktets dybde, hydrografi og utslippsvannets saltholdighet. Lukkede anlegg i sjø har i dagens praksis lite rensing av løste næringssalter da det er utfordrende å tilpasse slike store renseanlegg til sjøanlegg.

4 - Løste næringssalter

4.1 - Næringssaltkonsentrasjoner

Det er gjennomført overvåkning av næringssaltkonsentrasjon i henhold til Vannforskriftens datakrav for tilstandsvurdering ved en rekke stasjoner i Hardangerfjorden innen ulike programmer og tidsperioder. De tilstandsvurderinger som er foretatt tilsier at næringssalt tilstanden er i «svært god» til «god» tilstand i perioden 2016–2024 (Tabell 4.1). Det er ingen trender i dataene fra Hardangerfjorden, der de fleste områdene er i god tilstand. Basert på disse dataene så er det ingen indikasjoner på overkonsentrasjoner av næringssalter i de fjordområder som er overvåket.

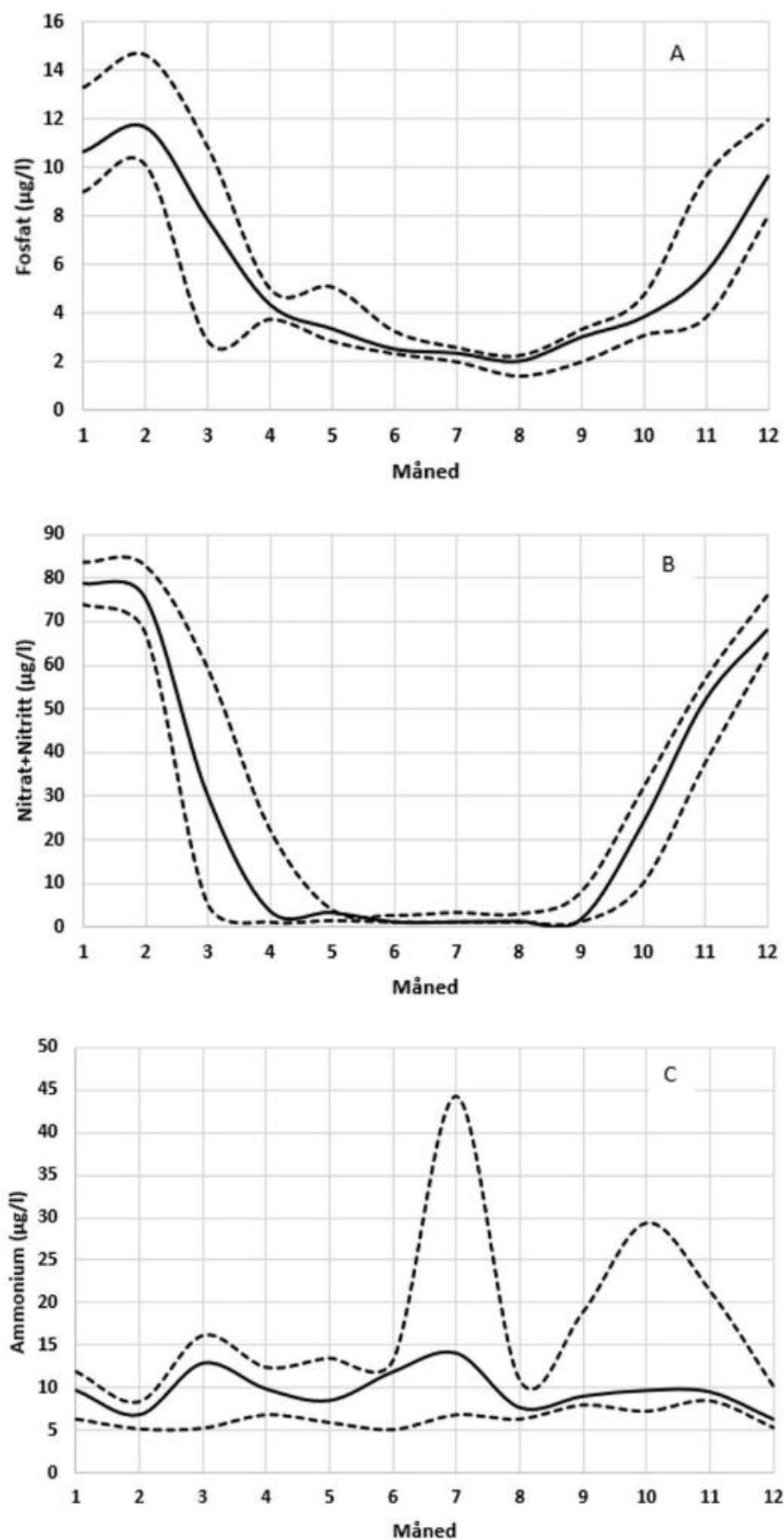
Tabell 4.1. Oppsummering av samlet vurdering av støtteparameterne Næringssalter (fosfat, nitrogen, total-nitrogen og fosfat og ammonium). Tilstandsvurderinger foretatt i ulike overvåkningsprogram i Hardangerfjorden fra indre til ytre deler. Vurderingen er hentet fra utvalgte rapporter. Kilde 1: Borgersen mfl. 2024, Kilde 2: Bye-Ingebrigtsen mfl. 2023, Kilde 3: Aranguren mfl. 2025, Kilde 4: Trannum mfl. 2022). Blå angir svært god miljøtilstand og grønn angir god miljøtilstand.

Fjordområder	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	Kilde
Eidfjorden										3
Sørfjorden-Ytre										3
Samlafjorden										3
Samlafjorden										1
Hissfjorden										3
Hissfjorden										2
Sildafjorden										2
Sildafjorden										3
Sildafjorden										2
Maurangerfjorden										1
Maurangerfjorden										3
Maurangerfjorden										4
Kvinnheradfjorden										3
Kvinnheradfjorden										3
Husnessundet										3
Husnesfjorden										3
Klosterfjorden										3
Bjoafjorden										3
Skånevikfjorden										3
Skånevikfjorden										2
Stokksund										2
Etnefjorden										3
Bømlafjorden										3

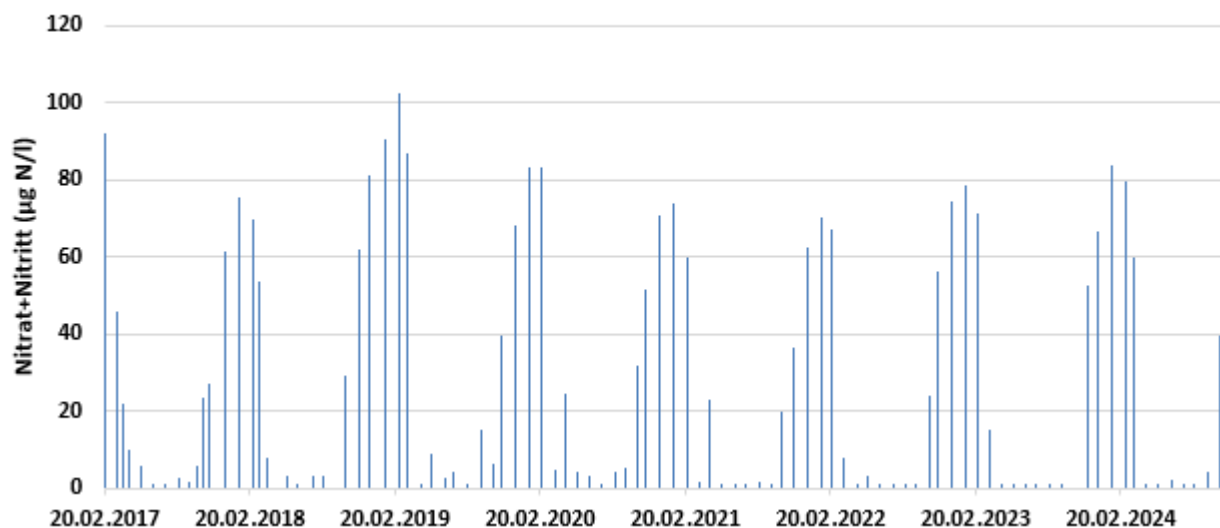
4.1.1 - Variasjon i næringssaltkonsentrasjon gjennom året

Data fra Økokyst programmet for næringssalter er plottet i Figur 4.1, for området Samlafjorden (VT53, 2017–2025). Parameter som er vist er fosfat, nitrat + nitritt og ammonium plottet som månedlig medianverdi og 25 og 75 persentil. Fosfatkonsentrasjonen avtar raskt i forbindelse med våroppblomstringen i perioden februar til april (Figur 4.1A). Dataene indikere at man har tilførsel av fosfat i mai i enkelte år (2022, 2023). Konsentrasjonen er relativt lav og viser liten variasjon i sommermånedene, frem til en økning i konsentrasjonen på høsten (september og utover). I perioden 2017–2024 er det en svak, ikke signifikant, reduksjon i sommerkonsentrasjonen av fosfat. I den samme perioden har man målt en svak økning i vinterperioden. Totalt sett er reduksjonen på sommeren større enn økning i på vinteren slik at basert på hele års data er det en svak reduksjon i fosfatkonsentrasjon.

Nitrogenkonsentrasjonen avtar raskt i perioden februar til april, i forbindelse med våroppblomstringen. I perioden som følger er det lave konsentrasjoner og liten variasjon frem til september (Figur 4.1B). I den aktuelle perioden er det kun registret en mindre økning i nitrogen i mai 2019. I perioden 2017–2024 er det en svak avtagende konsentrasjon i nitrogen konsentrasjon, reduksjon observeres både i sommer- og vinterperioden (Figur 4.2). Sesongvariasjon i ammonium konsentrasjon er vist i Figur 4.1C. Ammonium variere mye i løpet av året og omsettes raskt av planteplanktonet. Som oftest ser man økte mengder av ammonium i etterkant av oppblomstringer (nedbrytelse av oppblomstringer). I tidsserien er det to perioder som skiller seg noe ut fra det «normale» forløp. Det ble målt høy konsentrasjon i juli 2017 og 2018 og oktober 2021 og 2023 (Figur 4.1C, uttrykt som stor variasjon 75 persentil verdiene). For øvrig er de små variasjoner i ammoniumkonsentrasjonen. Både sommer- og vinterperioden viser avtakende konsentrasjoner i perioden 2017–2024, med signifikant reduksjon i vinterperioden.



Figur 4.1. Næringssaltkonsentrasjon, fosfat (A), nitrat + nitritt (B) og ammonium (C) ved lokalitet VT53, Samlafjorden for perioden 2017–2024. Figuren viser månedlig median verdi, samt 75 og 25 persentiler. Data fra Vannmiljø.



Figur 4.2. Nitrat + nitritt målinger ved lokalitet VT53, Samlafjorden for perioden 2017–2024. Gjennomsnittlig nitrogenkonsentrasjon i de øvre ti meterne (overflatelaget). Data fra Vannmiljø.

Basert på støtteparameteren Næringssalter er tilstanden vurdert som «svært god» og «god» i de fjordområdene som er overvåket i perioden 2016–2024 (Tabell 4.1). For flere av næringssalt-parameterne er det en reduksjon i konsentrasjon, med unntak av fosfat i vinterperioden som har økt i den aktuelle perioden. Sesongmessig dynamikk anses som normal for fjordområder, mens mindre avvik i ammoniumkonsentrasjoner er observert i enkelte perioder.

4.2 - Planteplankton

4.2.1 - Klorofyll-*a*

Innen vannforskriften benyttes klorofyll-*a* som et biomasse-estimat for planteplankton og er et av flere biologiske kvalitetselement som benyttes i tilstandsvurderinger. Planteplanktonet er primært avhengig av nitrogen og fosfat, men ulike arter har ulike krav til sammensetning av mikronæringssalter. Planteplanktonet responderer raskt på økning i næringssaltkonsentrasjonen ved økt primærproduksjon og biomasse. Planteplankton vil være direkte påvirket av endringer i næringssalter.

Innen programmet ØKOKYST (Økosystem i kystvann) har det pågått overvåkning og tilstandsvurderinger i Hardangerfjorden siden 2017. I utgangspunktet tre stasjoner, men i de senere årene er det kun to stasjoner (Maurangsfjorden og Samlafjorden) som har inngått i programmet (Borgersen et al. 2024). I tillegg har man gjennomført «Marin overvåkning Hordaland» (Bye-Ingebrigtsen et al. 2023) og «Overvåkningsprogram for Hardangerfjorden» (Aranguren mfl. 2025) som har inkludert pelagiske parametere (klorofyll-*a* og næringssalter). Det er benyttet ulike metoder i de ulike programmene slik at data ikke er direkte sammenlignbare. Klorofyll-*a* er målt både kjemisk (Chl-*a*) og ved bruk av ulike sonder som gir klorofyll – fluorescence (Chl-FI). Sistnevnte kan ikke benyttes direkte til tilstandsvurdering i henhold til Vannforskriftens krav til data, men vil kunne gi indikasjon på planteplankton biomasse. De to sistnevnte programmene for Hardangerfjorden har foretatt

tilstandsvurderinger basert på Chl-FI. I denne gjennomgangen er tilstandsvurderinger, uavhengig av metodikk, benyttet i sammenstillingen. Innen Økokyst-overvåkingen tilfredsstilles krav for tilstandsvurderinger.

Basert på overvåkningsdata fra en rekke lokaliteter fra indre til ytre del av Hardangerfjorden er det i perioden 2016 til 2024 tilstandsklasse «svært god» til «god» basert på det biologiske kvalitetselementet «planteplankton – biomasse» (Tabell 4.2, Chl-a eller Chl-FI vurderinger). Det er ingen trend i de tilstandsvurderinger som er foretatt hverken over tid eller i gradient fra indre til ytre del av Hardangerfjorden.

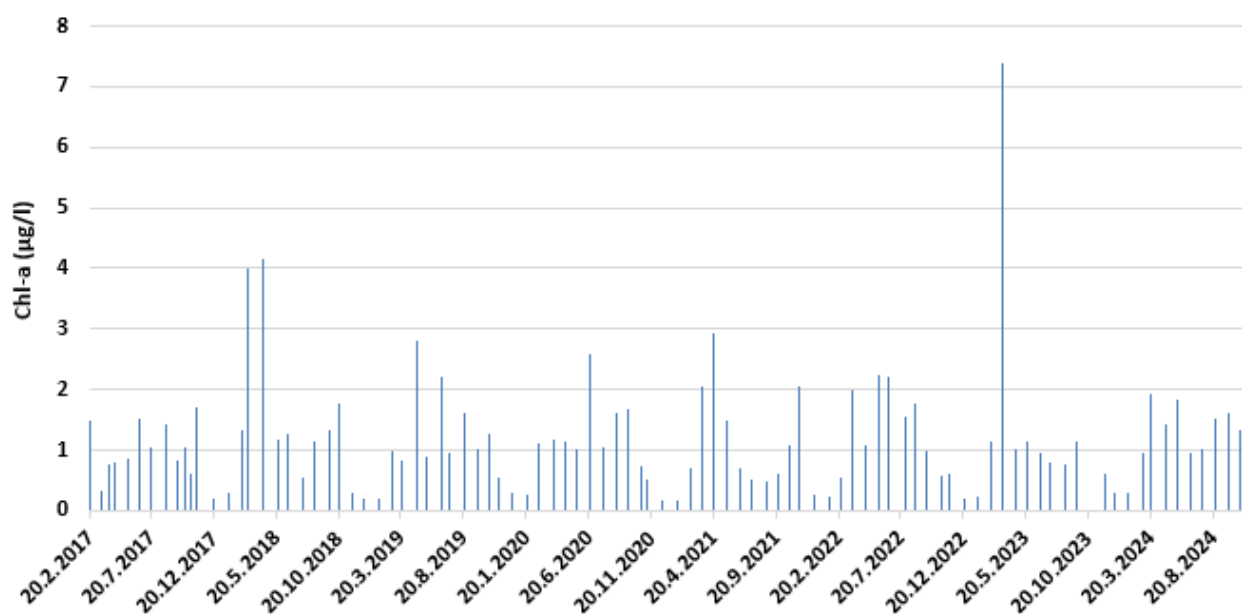
Tabell 4.2. Oppsummering av tilstandsvurderinger foretatt i ulike overvåkningsprogram i Hardangerfjorden fra indre til ytre deler basert på det biologiske kvalitetselementet «planteplankton biomasse (Chl-a/Chl-FI)». For de lyseblå og lysegrønne feltene er det publisert tilstandsvurderinger basert på chl – fluorescensen. Dette er en metode som ikke er i henhold til datakrav innen Vannforskriften. Kilde 1: Borgersen mfl. 2024 og Bergersen m.fl. 2025, Kilde 2: Bye-Ingebrigtsen mfl. 2023, Kilde 3: Aranguren mfl. 2025.

Fjordområder	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	Kilde
Eidfjorden										3
Samlafjorden										1
Samlafjorden										2
Hissfjorden										2
Sildafjorden										2
Sildafjorden										3
Sildafjorden										2
Maurangerfjorden										1
Kvinnheradfjorden										2
Kvinnheradfjorden										2
Husnessundet										2,3
Klosterfjorden										2
Bjoafjorden										3
Skånevikfjorden										2
Stokksundet										2
Etnefjorden										3
Bømlafjorden										3

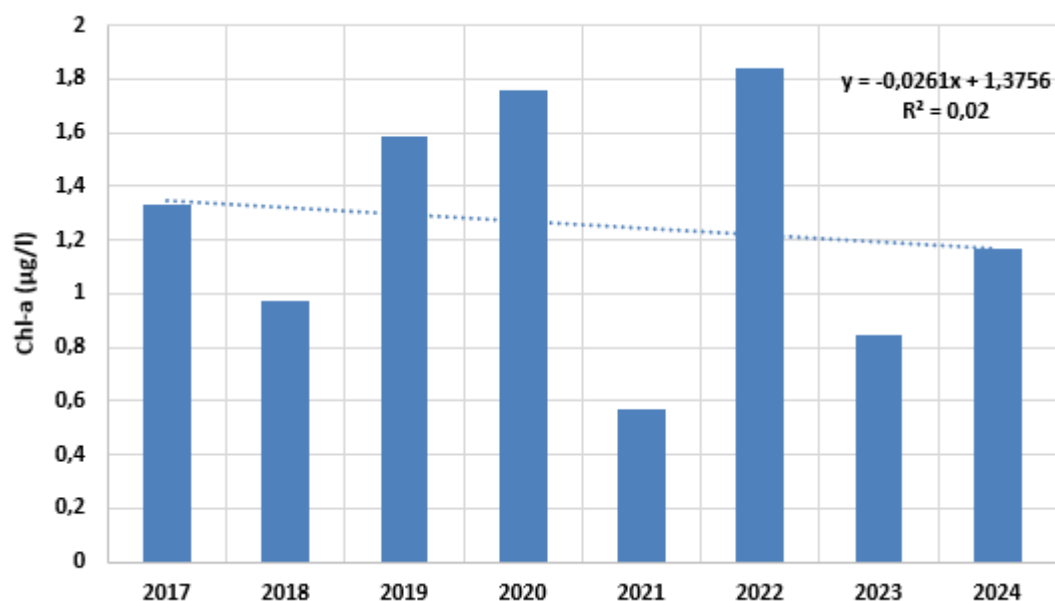
4.2.2 - Variasjon over tid

Planteplankton responderer relativt raskt på endringer i de abiotiske forholdene og man vil derfor kunne registrere relativt store endringer innenfor korte tidsperioder. Dette er spesielt tydelig i vårperioden, knyttet til perioden mars-april i Hardangerfjorden, da biomassen raskt øker på grunn av endringer i de fysiske forholdene (f.eks. april 2023, Figur 4.3). Dette anses som naturlige svingninger i planteplanktonbiomassen. For fjordområder sterkt påvirket av markante avrenningsperioder på grunn av snøsmelting (f.eks. Oslofjorden og indre Hardangerfjorden) fra høyere liggende områder kan man i enkelt år måle markante biomasse økninger på sommeren. For sommerperioder i år med lite snø på vinteren og lite nedbør på våren og sommeren er det normalt å registrere lav planteplanktonbiomasse i sommerperioden (jfr. Figur 4.4, sommer 2021). I klassifiseringssystemet tar man hensyn til slike naturlige svingninger i planteplankton biomassen ved at tilstandsvurderingen skal basere seg på minimum tre år sammenhengende datagrunnlag.

Innen overvåkningsprogrammet Økokyst er det foretatt klorofyll-*a* målinger i henhold til Vannforskriftens krav til metodikk. Chl-*a* dataene for perioden 2017–2024 er vist i Figur 4.3. Basert på alle data er det ingen signifikante endringer i Chl-*a* biomassen i perioden 2017–2024. Data fra sommerperioden (juni, juli, august) viser stor variasjon mellom årene med maksimum 1,8 µg/l i 2022 og minimum 0,6 µg/l i 2021. For perioden 2017–2024 er det en svak, ikke signifikant, reduksjon i Chl-*a* for sommerperioden (Figur 4.4). Data som benyttes til tilstandsvurdering, 90 persentil vekstsesongen, viser også en avtakende trend i perioden.



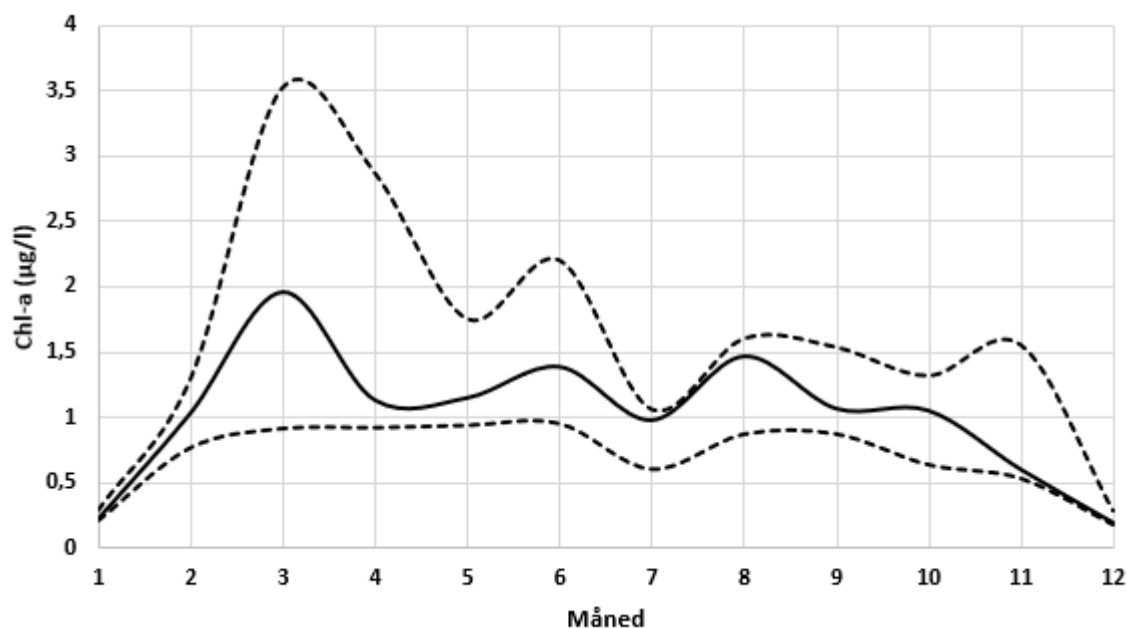
Figur 4.3. Klorofyll-*a* målinger ved lokalitet VT53, Samlafjorden for perioden 2017–2024. Gjennomsnittlig Chl-*a* konsentrasjon i de øvre ti meterne (overflatelaget). Data fra Vannmiljø.



Figur 4.4. Gjennomsnittlig sommer (juni, juli og august) Klorofyll-a målinger ved lokalitet VT53, Samlafjorden.

4.2.3 - Variasjon i planteplankton biomasse gjennom året

Basert på data fra Samlafjorden (VT53, Økokyst) er det sett på sesongvariasjoner i planteplankton biomassen. Chl-*a* dataene for perioden 2017–2024 er vist i Figur 4.5. Maksimum Chl-*a* måles i mars-april i forbindelse med den årlige våroppblomstringen. Dette er en naturlig oppblomstring som inntreffer på begynnelsen av vekstsesongen når de fysiske forholdene ligger til rette for en biomasse oppbygging i overflatelaget. På denne tiden av året er det tilstrekkelig med næringssalter i etterkant av vintermiksingen. I enkelte år kan det forekomme en sekundær oppblomstring i mai– juni (f.eks. 2019 og 2020). Sommerperioden har normalt lavere Chl-*a* konsentrasjoner, med kortere perioder med økt planteplanktonbiomasse. I enkelte år vil man kunne registrere en høstopplomstring, som oftest assosiert med nedbørsperioder eller omrøring om høsten. For indre del av Hardangerfjorden inntreffer slike høstopplomstringer oftest i august (2017, 2022, 2024), men kan også forekomme i oktober (2019) eller november (2017). Den årlige planteplanktondynamikken må anses som «normal» for fjorder, med høyest biomasse assosiert med våroppblomstring og høstopplomstring.



Figur 4.5. Klorofyll-a målinger ved lokalitet VT53, Samlafjorden for perioden 2017–2024. Figuren viser månedlig median Chl-a verdi, samt 75 og 25 persentil. Data fra Vannmiljø.

Basert på tilgjengelig data for det biologiske kvalitetselementet planteplankton biomasse (Chl-a og Chl-FI) er tilstanden «svært god» til «god» i de målepunktene som foreligger for Hardangerfjorden. Det er ingen gradienter fra indre til ytre deler av fjorden. Utviklingen i planteplankton biomasse (Chl-a) er avtakende både i sommerperioden og for vekstsesongen i perioden 2017–2024 i Samlafjorden. Planteplanktonets sesongdynamikk anses som «normal» for fjordlokaliteter.

4.3 - Modellert økning av planteplanktonproduksjonen i fem ulike scenarier

Netto planteplanktonproduksjon (NPP) er simulert for årene 2022–2024 ved hjelp av økosystemmodellen NORWECOM.E2E. Det er utført simuleringer for fem ulike situasjoner (se også Tabell 3.1):

1. Simulering uten akvakulturutslipp
2. Simulering med dagens akvakulturproduksjon (utnyttelsesgrad estimert til 50 % av MTB i sjøanlegg og 50 % av produksjonsrammen for landbaserte anlegg)
3. Simulering med dagens produksjon pluss planlagt økning
4. Simulering med 2 ganger dagens produksjon (tilsvarer dagens akvakulturproduksjon ved 100 % utnyttelsesgrad)
5. Simulering med 3 ganger dagens produksjon

For simulering 3 omfatter planlagt økning godkjente anlegg som ikke er i drift ennå, omsøkte anlegg og anlegg som er under planlegging der plassering og biomasse er kjent. Denne simuleringen er gjort med den faktiske plasseringen til de nye anleggene og produksjonssyklus for disse er basert på produksjonssyklus for ett eksisterende eksempel-anlegg i Hardangerfjorden. Vi har her brukt 50 % utnyttelsesgrad av MTB for anlegg i sjø og 50 % av årlig produksjonsramme for landbaserte anlegg. Denne simuleringen omfatter også landbaserte anlegg og lukkede anlegg i sjø. Vi har her antatt at ingen av disse har noe rensing av løste næringssalter. En søknad om et landbasert anlegg på 100 000 tonn fisk er ikke tatt med i denne simuleringen, da utslippspunktet er planlagt på 190 meters dyp ute i fjorden og det er på dette tidspunktet vanskelig å vurdere om løst nitrogen vil ikke ha mulighet til å komme opp til overflaten og skape effekter i eufotisk sone. Det kreves egen modellering av effekten av utslipp fra dette anlegget når detaljer rundt rensing og utslipp er kjent.

For de andre simuleringene (2,4,5) er næringssalt sluppet ut i posisjoner tilsvarende dagens plassering av oppdrettsanleggene og dagens produksjonssyklus. For å beregne mengden løste næringssalt er det benyttet en matrise basert på TEOTIL 2.0 (Norderhaug mfl. 2016) som estimerer mengden løst N og P som henholdsvis 38,4 og 5,1 kg per tonn produsert fisk. Mengden produsert fisk per anlegg er igjen basert på statistikk fra Fiskeridirektoratet på total biomasse, mengden slaktet fisk og forbruk av fôr inndelt på fylke og måned, samt ukentlige biomassedata for hvert oppdrettsanlegg.

Figur 4.6 viser naturlig planteplanktonproduksjon i Hardangerfjorden uten oppdrett.

Figur 4.7 og 4.8 viser hvordan netto planteplanktonproduksjon (NPP), summert over perioden 1. mars–30. oktober, varierer i rom og tid, og mellom de fire ulike simuleringene med oppdrett (2-5). NPP er avhengig av både de hydrografiske forholdene (den naturlige mellomårlege variasjonen) og estimerte utslipp det året (2022–2024).

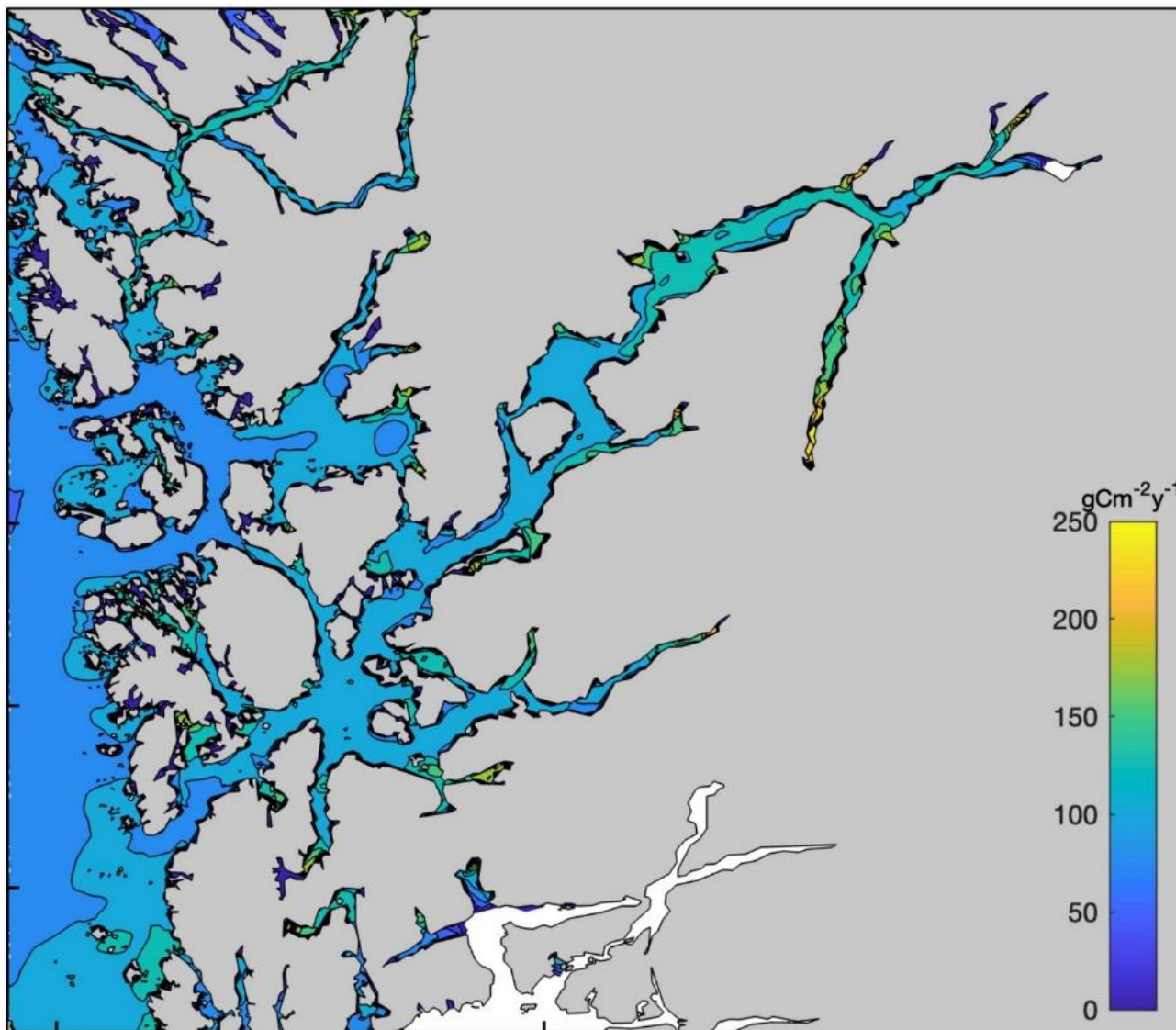
Når vi ser på situasjonen med dagens akvakulturproduksjon (simulering 2) (Figur 4.7) ser vi at vi får en modellert økning i planteplanktonproduksjonen mellom 10 og 12 %.

Simulering av dagens akvakulturproduksjon pluss planlagt økning (simulering 3) viser at med en slik økning i fiskeproduksjonen vil store deler av fjorden fra ytre Samlafjorden til Tysnes, samt Skåneviksfjorden og Ålfjorden, tidvis få en økning i planteplanktonproduksjonen på over 20 %. Noen mindre områder vil også tidvis få verdier opp mot 40–50 % (Figur 4.7).

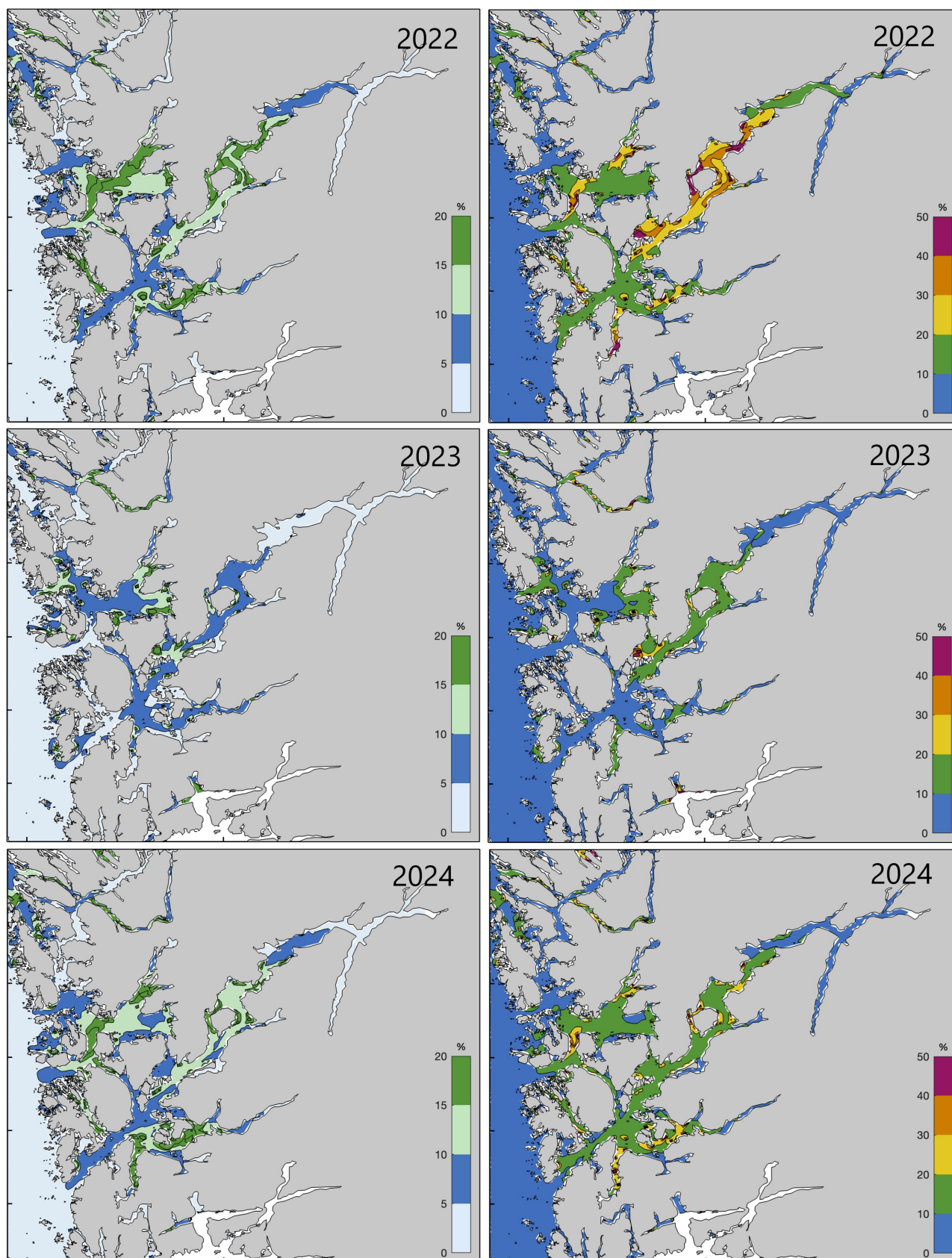
Simulering av dobling av dagens akvakulturproduksjon (simulering 4), noe som tilsvarende dagens akvakulturproduksjon ved 100 % utnyttelsesgrad av MTB og årlig produksjonsramme, ser man at flere områder vil tidvis få en økning på over 30 % i netto planteplanktonproduksjon og noen områder vil tidvis få 40–50 % økning (Figur 4.8). Områdene som er i risiko her er særlig midtre deler av fjorden, Skåneviksfjorden og Ålfjorden.

Ved en tenkt tredobling dagens akvakulturproduksjon (simulering 5), i Hardangerfjorden (Figur 4.9) viser simuleringen at store deler av fjorden tidvis vil ha en økning i planteplanktonproduksjonen opptil 40–50 %.

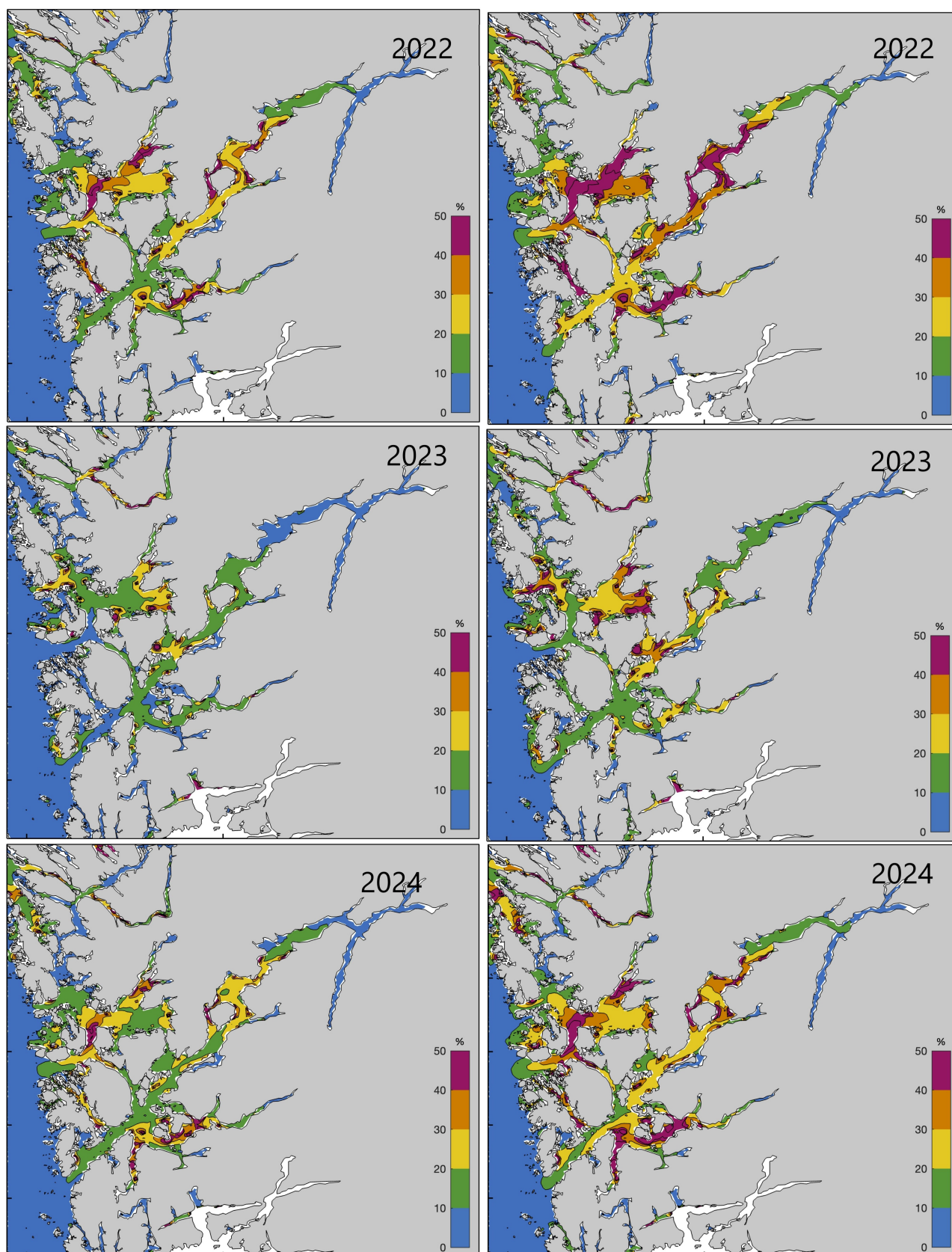
Den mellomårlege variasjonen er konsistent i fortegn (NPP øker litt eller er uendret fra 2022 til 2023, men synker igjen i 2024) for alle fire simuleringer. NPP øker tydelig med mer fiskeoppdrett, uansett hvilket år.



Figur 4.6. Modellert planteplanktonproduksjon uten fiskeoppdrett (simulering 1) simulert ved hjelp av økosystemmodellen NORWECOM.E2E. Produksjonen er beregnet som sum i vekstperioden 1. mars–30. oktober 2024. Fargeskala reflekterer ikke klassegrenser for miljøtilstand.



Figur 4.7. Modellert respons (prosentvis økning) i planteplanktonproduksjon på grunn av utslipp av løste næringssalter fra oppdrett med dagens akvakulturproduksjon (simulering 2) til venstre og med dagens akvakulturproduksjon pluss planlagt økning (simulering 3) til høyre simulert ved hjelp av økosystemmodellen NORWECOM.E2E. I simulering 3 er ikke et omsøkt landbasert anlegg på 100 000 tonn inkludert. Produksjonen er beregnet som sum i vekstperioden 1. mars–30. oktober.



Figur 4.8. Modellert respons (prosentvis økning) i planteplanktonproduksjon på grunn av utslipp av løste næringssalter fra oppdrett med to ganger dagens akvakulturproduksjon (simulering 4) til venstre og tre ganger dagens akvakulturproduksjon (simulering 5) til høyre, simulert ved hjelp av økosystemmodellen NORWECOM.E2E. Produksjonen er beregnet som sum i vekstperioden 1. mars–30. oktober.

4.4 - Vurdering av eutrofi i Hardangerfjorden

Etter grenseverdier satt i vannforskriften defineres miljøtilstand ut fra klorofyll-*a* konsentrasjoner. Naturtilstand (svært god) er for de fleste områder satt til 1,8–2,0 µg/l. Grensen mellom god og moderat tilstand går i hovedsak ved 4 µg/l, altså en tilnærmet 100 % økning av klorofyll-*a* konsentrasjonen. OSPAR (Anon. 2017) definerer eutrofi (overgjødning) som 50 % økning i planteplanktonproduksjonen. Det er vanskelig å direkte sammenlikne klorofyll-*a* konsentrasjoner med planteplanktonproduksjon (NPP). Studier hvor man har sett på forhold mellom klorofyll-*a* og karbon viser en betydelig variasjon i forholdstallet og at dette i stor grad variere med lysforhold, fysiologisk tilstand i algene og sammensetning av algegrupper (Spilling et al. 2014). Vi har derfor her valgt å bruke 50 % økning i planteplanktonproduksjonen som et mål på mulig eutrofi.

Med dagens akvakulturproduksjon i Hardangerfjorden (Figur 4.7) får vi modellert økning i planteplanktonproduksjonen mellom 10 og 12 %, noe som også reflekteres i måledata for miljøtilstand i fjorden som er innenfor miljømålet på minst god tilstand i næringssaltkonsentrasjoner og klorofyllverdier.

Simulering av dagens akvakulturproduksjon pluss planlagt økning viser at selv ved denne økningen vil det tidvis være områder som er i risiko for eutrofi (Figur 4.7). Store deler av hovedfjorden, fra Ytre Samlafjorden til Tysnes, samt Skåneviksfjorden og Ålfjorden kan tidvis få økning i planteplanktonproduksjon på over 30 % og stå i risiko for eutrofi.

Dersom all godkjent akvakulturkapasitet i Hardangerfjorden hadde vært maksimalt utnyttet, altså en dobling av dagens akvakulturproduksjon ser man at flere områder vil få en økning på over 30 % i netto planteplanktonproduksjon og noen områder vil få 40–50 % økning (Figur 4.8). Særlig utsatt er ytre del av Samlafjorden, Øyefjorden, Skåneviksfjorden og Onarheimsfjorden. Selv om tilstanden kan variere mellom år, vil flere områder kunne nærme seg eutrofistatus.

Ved en tenkt tredobling av fiskeproduksjonen i Hardangerfjorden (Figur 4.8) med dagens anleggsstruktur viser simuleringen at deler av fjorden tidvis vil ha en økning i planteplanktonproduksjonen opptil 40–50 %. Dette viser at det da er høy risiko for eutrofiering enkelte år og i enkelte områder.

For å kunne vurdere Hardangerfjordens bæreevne for næringssalter bør en også være observant på at det i tillegg til utslippene fra næringssalter fra oppdrett også slippes ut betydelige mengder nitrogen fra jordbruk i noen områder og at dette bidraget vil øke risikoen for eutrofiering. Med endringer i klima forventes det i Norge økt nedbør og dermed også økte mengde næringssalter fra naturlig avrenning i et fjordmiljø, noe som også kan påvirke bæreevnen til Hardangerfjorden. Det er derfor nødvendig å se på de samlede utslippene, fra alle vesentlige kilder, til et fjordområde ved vurderinger av risiko for uønsket miljøtilstand ved igangsetting av eller utvidelse av aktivitet.

4.5 - Effekten av klimaendringer på planteplanktonproduksjonen

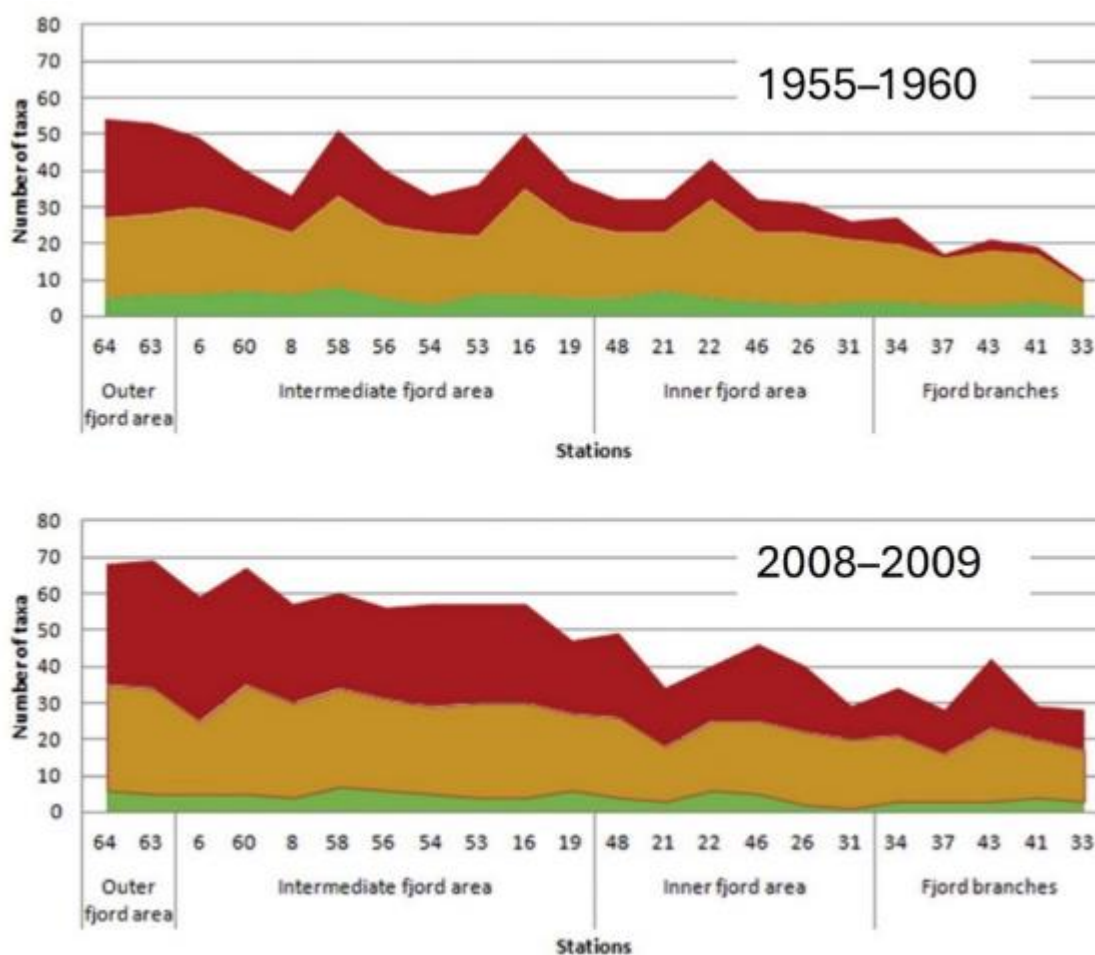
Det finnes klare bevis på klimaendringer i norske kystfarvann. Overflatetemperaturene har økt med 0,7–2 °C det siste århundret (Albretsen et al. 2011, M. Myksvoll (IMR), pers. comm), og ifølge regional nedskalering av FNs klimapanel (IPCC) sitt scenario SSP5–8.5 forventes vintertemperaturen på havoverflaten i Norskehavet å stige ytterligere med 1,3 °C innen 2100 (Sandø et al. 2024). I kalde, næringsrike områder kan økt temperatur føre til lengre vekstsesong og dermed økt planteplanktonproduksjon, men også endringer i planktonsamfunnet. Effekten varierer sterkt med lokale forhold. Nedbøren i Norge har økt med 19 % siden 1900 (Konstali og Sorteberg, 2022), og i RCP8.5-scenariet forventes en ytterligere økning på 18 % (Hanssen-Bauer et al. 2015). En konsekvens av økt nedbør er økt transport av organisk materiale til kystvann (Larsen et al. 2011), noe som svekker lyset i kystvannet, ofte referert til som «formørking». Formørking reduserer den vertikale utstrekningen av den eufotiske sonen og fører dermed til redusert planteplanktonproduksjon, samt forsinkelser i våroppblomstringen (Opdal et al. 2019). Det er observert 3,1 m reduksjon i siktdybde i Nordsjøen de siste 100 år.

Den samlede effekten av klima (temperatur og formørking) kombinert med utslipp av løste næringssalt fra fiskeoppdrett er gjort i en studie med økosystemmodellen NORWECOM.E2E (Hjøllo mfl., innsendt). Resultatene viser at effekten på produksjonen av planteplankton vil variere regionalt i fjorden: næringssaltutslipp og økt formørking til en uniform romlig endring i NPP, med hotspots i den midtre delen av området, mens oppvarming øker NPP i den indre delen av fjorden, men reduserer den i kystområder, noe som resulterer i tilnærmet ingen midlere nettoendring i NPP. Kombinasjonen av alle påvirkningene er et blandet mønster, der NPP i indre deler av fjorden øker og NPP i kystvann synker. Midlet over hele modellområdet er samlet effekt av klimaendringer og intensivt oppdrett omtrent 13 % økt årlig planteplanktonproduksjon. Det er utslippene fra oppdrett som bidrar mest, mens formørkingen har en modererende effekt.

5 - Makroalger

5.1 - Makroalger i Hardangerfjorden

Makroalgevegetasjonen i Hardangerfjorden er typisk for ferskvannspåvirket fjord. Det er få arter som tåler ferskvannspåvirkning så godt, så derfor synker artsrikdommen gradvis innover fjorden. I de innerste fjordarmene med mye ferskvannspåvirkning finnes det svært få arter. I 2008–2009 ble det foretatt en gjenundersøkelse av 21 makroalgestasjoner i Hardangerfjorden som ble undersøkt i perioden 1955–1960 (Husa mfl. 2014a). Hensikten med undersøkelsen var å se om det hadde skjedd endringer i makroalgevegetasjonen på grunn av utslipp av næringssalter fra oppdrett. Det ble funnet en høyere artsrikdom i den siste undersøkelsen som både skyldes flere varmekjære arter og at flere rødalger nå ble observert lenger inn i fjorden enn på 50-tallet (Figur 5.1). Årsaken til denne endringen var en kombinasjon av varmere klima og at endringer i saltholdighet på grunn av vannkraftindustri (Sjøtun mfl. 2015).



Figur 5.1. Antall arter på stasjoner i Hardangerfjorden i 1955–1960 og 2008–2009. Stasjonene er rangert fra ytterst til innerst fra venstre. Rødt = rødalger, brunt = brunalger, grønt = grønnalger (figur fra Husa mfl. 2014a).

Forekomsten av habitatbyggende arter som tang og tare var i hovedsak som før i Hardangerfjorden. Tare (stortare, fingertare og sukkertare) gikk ned til 10 meters dyp i ytre del av fjorden, mens i midtre og indre del var forekomsten mer sporadisk og gikk kun ned til 4–5 meters dyp. Sukkertare ble observert på flere stasjoner i indre del av fjorden der den ikke var til stede i på 50-tallet. Langpigga kråkeboller (*Gracilechinus acutus*) var til stede i store mengder på mange stasjoner, særlig i midtre del av fjorden, både i den første undersøkelsen og i gjenundersøkelsen. Denne arten er et vanlig fenomen i fjorder på Vestlandet. På vinteren var kråkebollene helt opp til 2 meters dyp, mens de i juni holdt seg under brakkvannslaget og var vanlige ned til 25 meters dyp. I juni var det et bredt belte med trådformede alger i dybdeintervallet 11 til 2, noe som indikerer at kråkeboller spiser berget bart for alger om vinteren og at det om våren vokser opp opportunistiske trådalger der når det er fritt for beitende kråkeboller. Denne dynamikken ble også observert på 50-tallet og forekomsten av kråkeboller og trådformede alger var tilnærmet lik i begge studiene (Husa mfl. 2014a).

5.2 - Makroalger som miljøindikator

Makroalgesamfunn kan respondere raskt på ekstra nitrogentilførsel med redusert biodiversitet og økt forekomst av opportunistiske arter på bekostning av flerårige habitatbyggende arter som tang og tare (Klavestad 1967, 1978; Bokn & Lein 1978; Bokn mfl. 1992; Munda 1996; Bartsch & Kuhlenkamp 2000, 2009). Dette fenomenet har vi sett i Oslofjorden i perioder med høye nitrogenverdier på grunn av utslipp fra kloakk, industri og landbruk. Økt forekomst av planteplankton kan redusere tilgangen på lys for makroalger, og kan dermed redusere voksedypet betydelig (Rueness & Fredriksen 1991). Massive oppblomstringer av opportunistiske makroalger i overgjødsla områder er kjent fra flere deler av verden (Liu mfl. 2010; Pang mfl. 2010; Ménesguen 2010).

Undersøkelser av makroalgesamfunn er derfor inkludert i de biologiske parameterne i vannforskriften. Det er ulike undersøkelser som kan inngå i overvåkning. RSL (Reduced species list) og RSLA (Reduced species list and abundance) er de mest vanlige å bruke. Begge er undersøkelser av makroalgevegetasjon i fjæresonen og RSL vurderer artsrikdom og tilstedeværelsen av lett gjenkjennelige arter som man forventer å finne i fjæresonen, RSLA vurderer også dekningsgrad av opportunistiske grønne alger på lokaliteten (Miljødirektoratet, 2025). Nylig ble det også tatt i bruk en midlertidig veileder for en komboindeks (Fagerli mfl. 2025) som kombinerer RSL/RSLA med nedre voksedyp for stortare/sukkertare, samt masseforekomst av trådformede alger og kråkeboller. Hensikten med denne indeksen er å kunne avdekke miljøpåvirkninger også i sjøsonen og ikke bare i fjæresonen som RSL/RSLA gjør. Komboindeksen er ennå ikke godkjent og implementert i Klassifiseringsveilederen for Kystvann. Komboindeksen er testet ut på stasjoner i Økokystprogrammet.

5.3 - Overvåkning av makroalgesamfunn i Hardangerfjorden

Det har vært overvåkning av makroalgesamfunnet i Hardangerfjorden siden 2014 (Marin Overvåkning i Hordaland) med metodikken RSL/RSLA (Bye-Ingebrigsten mfl. 2023). I 2024 ble det satt i gang et nytt overvåkningsprogram i regi av Statsforvalteren i Vestland der man også brukte Komboindeksen (Aranguren mfl. 2025). Økokystprogrammet har også hatt noen få stasjoner i Hardangerfjorden (Dale 2018, 2019, Trannum 2022). Vi har her også inkludert resultat fra makroalgeundersøkelsene i 2008–2009 selv om det ikke var overvåkning og bare RSL ble brukt (Husa mfl. 2014b). Nesten alle stasjoner i Hardangerfjorden viser svært god til god tilstand og ligger innenfor miljømålet for norske kystvannsforekomster (Tabell 5.1). Stasjonen i Maurangerfjorden (ØKOKYST) viste dårlig tilstand i 2018 men svært god tilstand i 2021. Maurangerfjorden kan tidvis motta mye silt fra Folgefonna noe som kan føre til varierende miljøkvalitet. Komboindeksen gav samme miljøtilstand som RSL/RSLA indeksen på alle stasjoner i Hardangerfjorden, med unntak av to stasjoner i Samlafjorden og to i Eidfjorden som ble vurdert til å ha moderat og dårlig tilstand. Det er mulig at miljøtilstanden på stasjoner i indre fjordområder som domineres av sporadiske tareforekomster,

masseforekomst av kråkeboller som beiter ned flerårig vegetasjon om vinteren med påfølgende oppblomstring av opportunistar i sommerhalvåret ikke beskrives så godt av komboindeksen. Eidfjorden og Samlafjorden har henholdsvis ingen og lite fiskeoppdrett, men mye avrenning fra land.

Tabell 5.1. Viser miljøtilstand i makroalgesamfunn i ulike makroalgeundersøkelser i Hardangerfjorden i perioden 2008 til 2024. Metoder som er brukt er RSL (Reduced Species List), RSLA (Reduced Species List and Abundance). Kilder: 1 = Bye-Ingebrigsten mfl. 2023, 2 = Husa mfl. 2014b, 3 = Trannum 2022, 4 = Dale mfl. 2018, 5 = Dale mfl. 2019, 6 = Aranguren mfl. 2025).

Fjordområder	Lokalitet	2008/2009	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2024	2024	Kilde
Metodikk		RSL	RSL/RSLA	RSL/RSLA	RSL/RSLA	RSL/RSLA	RSL/RSLA	RSL/RSLA	RSL/RSLA	RSL/RSLA	RSL/RSLA	RSL/RSLA	KOMBO	
Bømlafjorden	Brevik		God	Svært god	God	Svært god	God	God	God		Svært god			1
Bjoafjorden	St 1 Utbjoa											God	God	6
Bjoafjorden	St 2 Kvernavika											God	God	6
Klosterfjorden	Sæternes		Svært god	Svært god	God	God	God	God	God					1
Husnesfjorden	Huglo	Svært god												2
Husnesfjorden	Tveiterøyane											God	God	6
Husnesfjorden	Storevika											God	God	6
Kvinnheradsfjorden	Skorpegavlen	Svært god	Svært god	God	God	God	Svært god	God	Svært god		Svært god			1, 2
Kvinnheradsfjorden	Steinesnes	Svært god												2
Kvinnheradsfjorden	Løfallstrand	Svært god												2
Kvinnheradsfjorden	Innenfor Lyraneset					God	God							3, 4, 5
Øynefjorden	Mundheim	Svært god												2
Sildafjorden	Haukanes	Svært god												2
Sildafjorden	Sild											God	God	6
Sildafjorden	Stigen											God	God	6
Sildafjorden	Svoldal	Svært god	God	God	God	Svært god	God	God	God					1, 2
Sildafjorden	Apalsnes	Svært god												2
Maurangerfjorden	Maurangsfjorden					God	Dårlig			Svært god				3, 4, 5
Hissfjorden	Skjerring	Svært god	God	God	Svært god	God	God	God	God		God			1, 2
Hissfjorden	Ljonestangen	Svært god												2

Samlafjorden	Ålvik	Svært god												2
Samlafjorden	Nøstflot	God												2
Samlafjorden	Holmane											God	Dårlig	6
Samlafjorden	Kjepsø											God	Moderat	6
Samlafjorden	Solenes	Svært god												2
Samlafjorden	Øystese	Svært god												2
Samlafjorden	Aksnes	Svært god												2
Samlafjorden	Samlaneset	Svært god												2
Eidfjorden	Ringøyvika											God	Dårlig	6
Eidfjorden	Åkraneset											God	Moderat	6

6 - Partikulært organisk materiale

Tilførsler av partikulært organisk materiale (POM) fra naturlig avrenning (blader, greiner, jordpartikler og humus) varierer med nedbørsmengde, vegetasjonsdekket, sesong, jordtype og geologi. Det er noe usikkert hvor mye dette kan utgjøre for Hardangerfjorden, men basert på nedbørsfeltets areal kan det anslås at mellom 100 000 og 400 000 tonn organisk materiale tilføres naturlig til fjorden årlig. Jordbruk er lokalisert til bratte fjellsider i sidefjordene og ved nedbør kan også partikler føres ut fra jordbruksland til fjorden. Det er manglende kunnskap om hvor mye dette kan dreie seg om, men et anslag kan gis på 25 000 tonn årlig. Organiske partikler slippes ut fra fiskeoppdrett i form av uspis t fiskefôr o g fekalier. Selv om det er endel usikkerhet rundt utslippsmengde er det anslått at om lag 0,5 kg POM slippes ut per kilo fisk produsert (Grefsrud mfl. 2025). Dette vil gi en anslagsvis utslippsmengde på 50 000 tonn årlig fra matfiskanlegg med dagens produksjon (2022–2024).

Ekstra tilførsler av POM fra ulike kilder kan påvirke dyresamfunnet i sedimentet (infauna). Derfor inngår infauna samfunnet som indikator for miljøkvalitet i vannforskriften. Her benyttes Norsk Bentisk Indeks (NBI) som tar utgangspunkt i artenes følsomhet for miljøpåvirkning i form av organisk forurensning, oksygenmangel og eutrofiering. Metoden er en videreutvikling og tilpasning av den internasjonale AMBI indeksen (Miljødirektoratet 2025). Metodikken brukes både i regional overvåkning av bunnbassenger og ved overvåkning av influenssonen rundt matfiskanlegg (C-undersøkelser).

6.1 - Regional overvåkning

Infauna-samfunn i dypbassenger i Hardangerfjorden har vært overvåket på tre stasjoner i Hardangerfjorden siden 2013 (Marin Overvåkning i Hordaland) (Bye-Ingebrigsten mfl. 2023). En rekke stasjoner for slik overvåkning er inkludert i det nye overvåkningsprogrammet i regi av Statsforvalteren i Vestland (Aranguren mfl. 2025). Alle stasjoner, unntatt en, i denne overvåkningen viser svært god eller god miljøtilstand og er dermed innenfor miljømål satt for norske kystvannsforekomster (Tabell 6.1). En stasjon i Simadalsfjorden på 30 meters dyp viser dårlig tilstand. Det er ingen matfiskproduksjon eller andre kilder til utslipp i Simadalsfjorden, men betydelig naturlig avrenning fra fjellet.

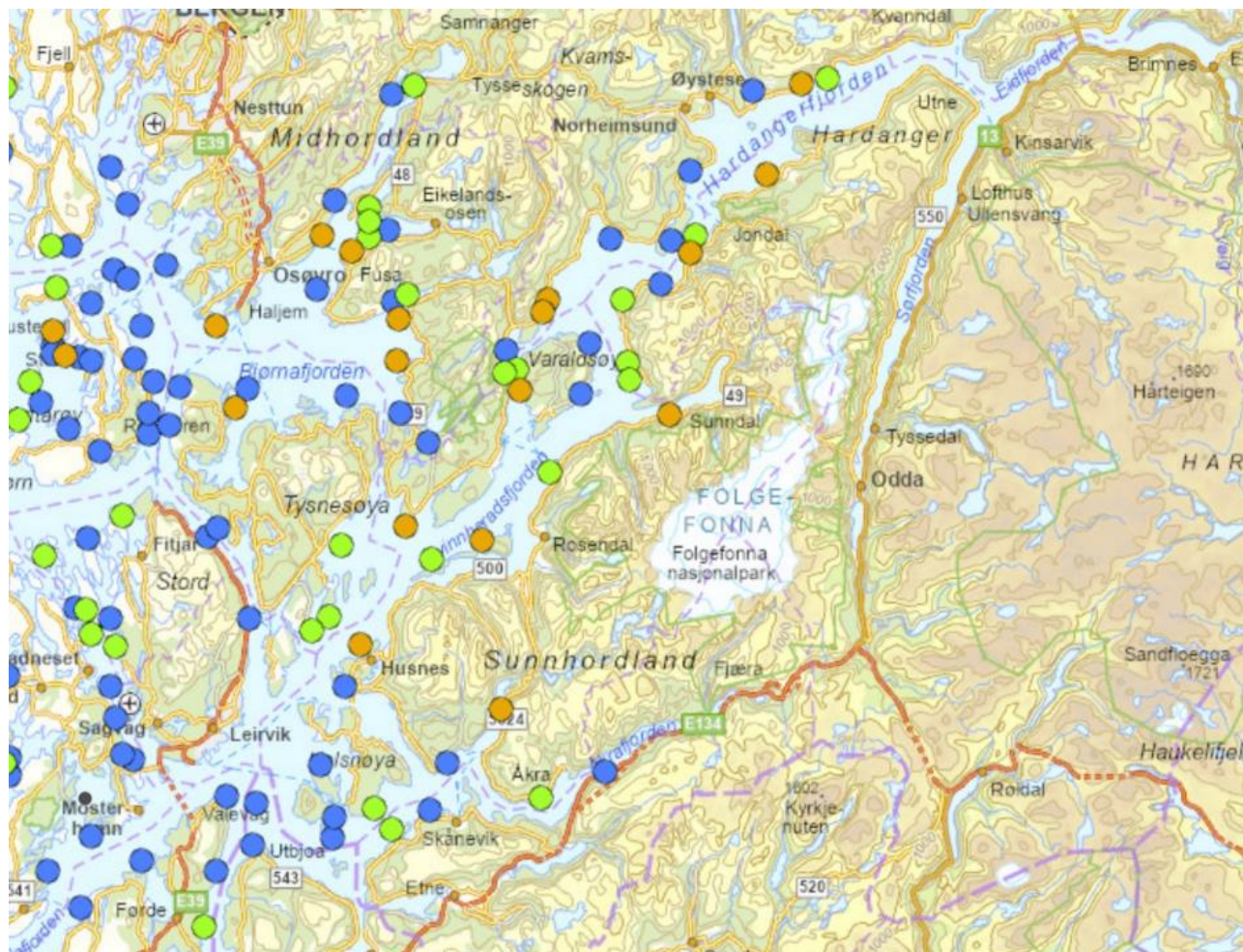
Tabell 6.1. Viser miljøtilstand i bunnsamfunn (Norsk Bentisk Indeks) i ulike undersøkelser i Hardangerfjorden i perioden 2014 til 2024. Kilder: 1 = Bye-Ingebrigsten mfl. 2023, 2 = Aranguren mfl. 2025, 3. Trannum mfl. 2022, 4. Dale mfl. 2019, 5. Borgersen mfl. 2025.

		2013	2016	2018	2019	2021	2022	2024	Kilde
Kvinnheradsfjorden	B1	Svært god	Svært god		Svært god		Svært god		1
Halsnøyfjorden	B2	Svært god	Svært god		Svært god		Svært god		1
Hissfjorden	B11		Svært god		Svært god		Svært god		1
Simadalsfjorden								Dårlig	2
Eidfjorden	OH10							God	2
Sørfjorden ytre								Svært god	2
Hissfjorden	11 en							God	2
Hissfjorden	S19							God	2
Sildafjorden	OH11							Svært god	2
Kvinnheradsfjorden	OH13							Svært god	2
Storsundet, Rosendal	OH21							Svært god	2
Husnesfjorden	OH14							Svært god	2
Husnesfjorden	ST 3							God	2
Klosterfjorden	OH15							Svært god	2
Bjoafjorden	OH12							God	2
Høylandsundet-nord	REF K11							God	2
Høylandsundet-sør	HØY 7							Svært god	2
Skånevikfjorden	OH16							Svært god	2
Etnefjorden	S8							God	2
Førdespollen	OH20							God	2
Bømlafjorden	FN13							God	2
Bømlafjorden	OH17							God	2
Bømlafjorden	OH18							Svært god	2
Maurangerfjorden	BT132			Svært god		Svært god			3,4,5
Kvinnheradsfjorden	BT 131			Svært god					4

6.2 - Lokal overvåkning ved matfiskanlegg

6.2.1 - B-undersøkelser

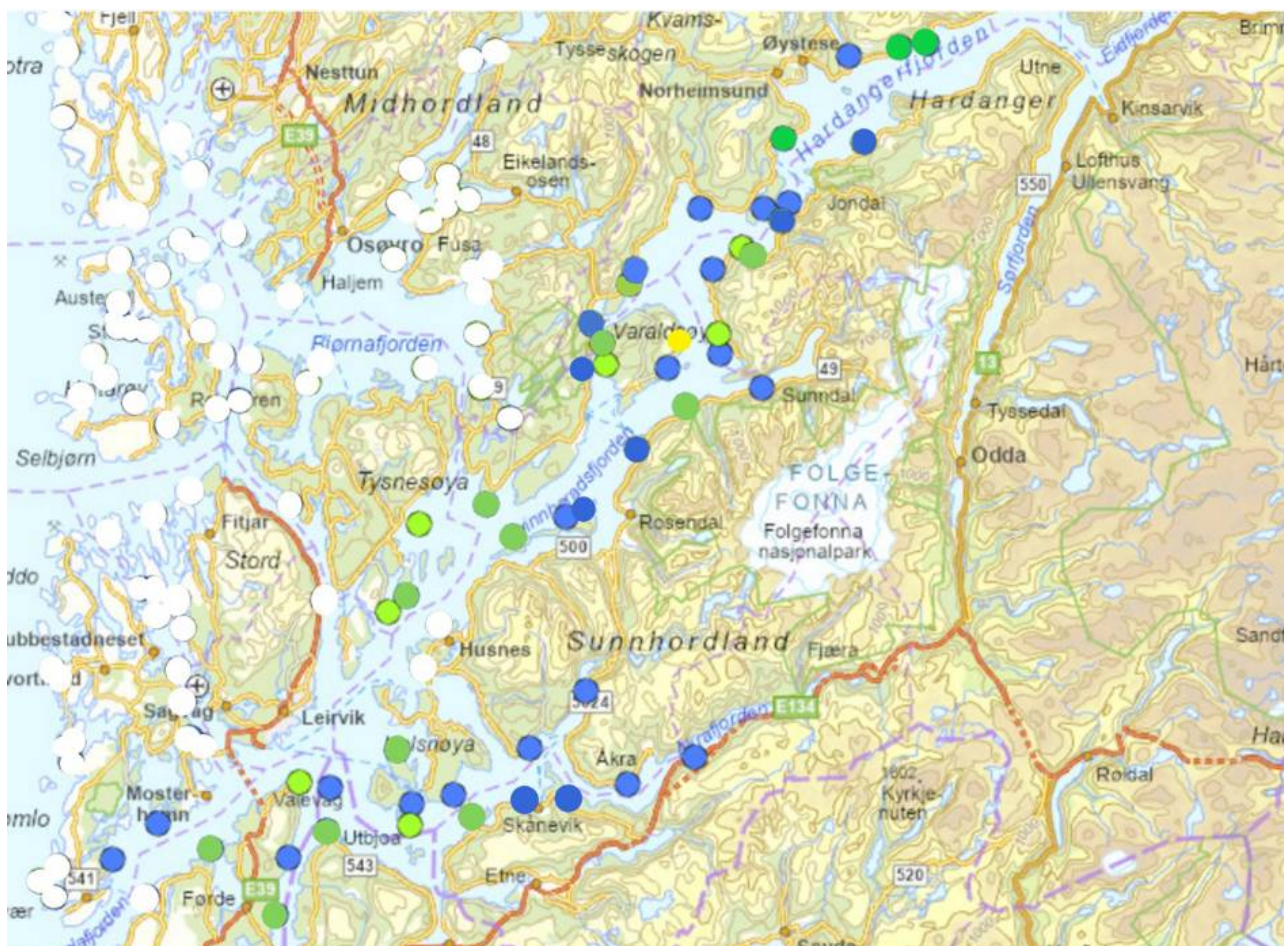
B-undersøkelsen er en obligatorisk trendovervåking, og brukes nær anlegget der risikoen for påvirkning er størst (Norsk Standard NS9410:2016). Målestasjoner for B-undersøkelsen er lagt direkte ved siden av merder i drift og resultatene viser den organiske belastningen i anleggsområdet. Undersøkelsen er en kombinasjon av biologiske, kjemiske og sensoriske variabler hvor sedimentets kjemi og hvilke dyr der er til stede undersøkes. De kjemiske og sensoriske parameterne beskriver miljøet i sedimentet og de biologiske hvilke organismer som er i sedimentet. Matfiskanleggene i Hardanger har stort sett meget god eller god miljøtilstand, men elleve anlegg har dårlig miljøtilstand på siste gjeldende B-undersøkelse (Figur 6.1).



Figur 6.1. Resultat fra siste gjeldende B-undersøkelse ved anlegg i Hardangerfjorden. Blått angir: meget god tilstand, grønt: angir god tilstand, oransje: dårlig tilstand, rødt angir svært dårlig tilstand (data fra Fiskeridirektoratet).

6.2.2 - C-undersøkelser

C-undersøkelser ved anlegg utføres etter et risikobasert regime og omfatter miljøtilstand i dyresamfunn i sedimentet samt analyser av sediment (Norsk Standard NS9410:2016). Prøvetakingsstasjonene er plassert i et område som dekker påvirkningssonen rundt anlegget og den ytterste stasjonen er plassert i en veiledende distanse på omkring 600 meter fra anlegget. Tilstanden på den ytterste stasjonen bør være tilnærmet lik tilstanden i området for øvrig. Klassifiseringen av faunaprøver gjøres i henhold til veileder (Miljødirektoratet 2025). Alle anlegg i Hardangerfjorden hadde svært god eller god tilstand i fjernpunktet på siste utførte C-undersøkelse, med unntak av ett anlegg ved Varaldsøy som hadde moderat tilstand (Figur 6.2).



Figur 6.2. Resultat fra siste gjeldende C-undersøkelse på fjernpunktet ved anlegg i Hardangerfjorden. Blått angir: Svært god tilstand, grønt: angir god tilstand, gult angir moderat tilstand. Hvite sirkler angir anlegg uten C-undersøkelse og anlegg utenfor Hardangerfjorden (Data fra Fiskeridirektoratet).

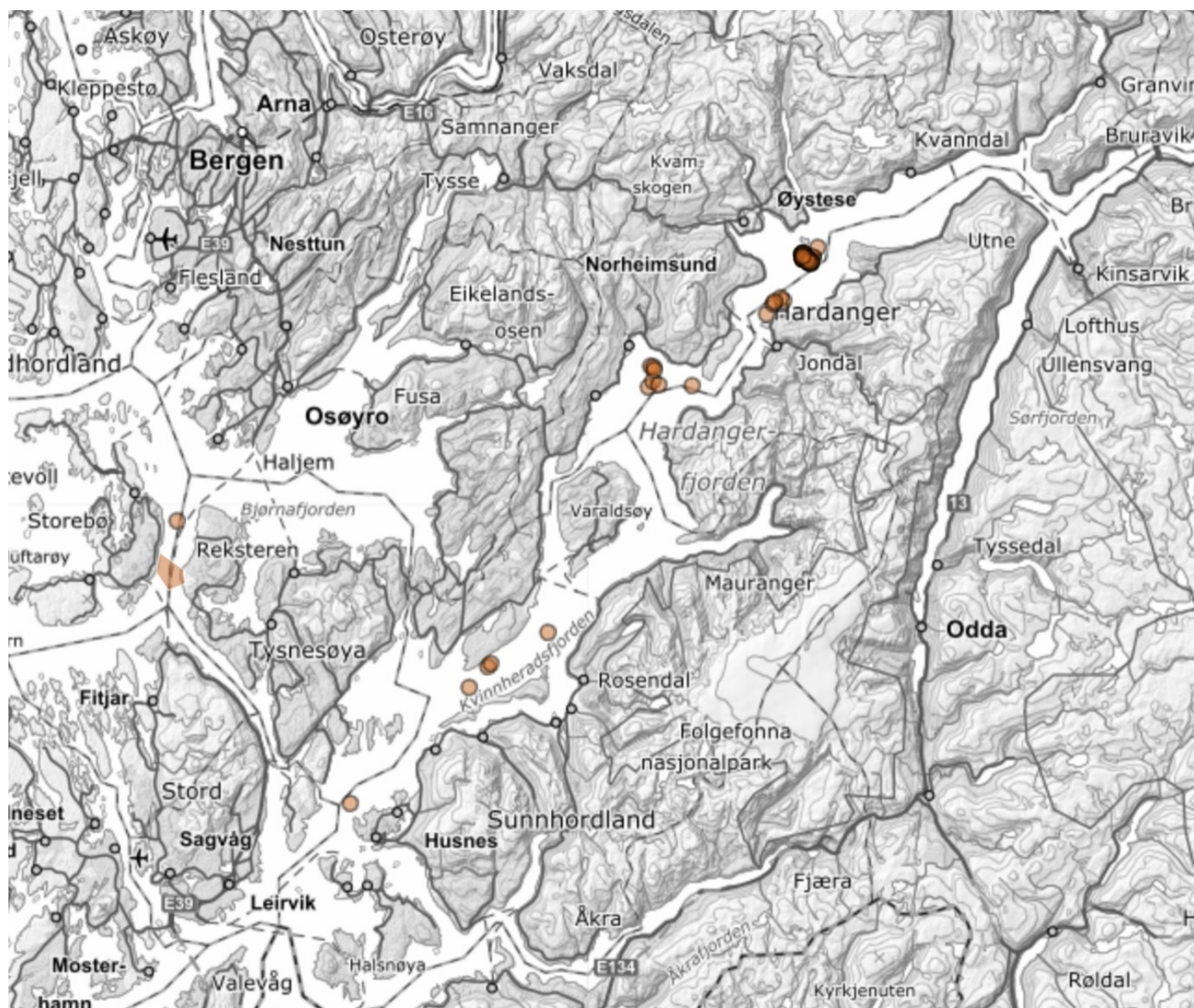
6.3 - Sårbare naturtyper

Koralldyr er svært sårbare for utslipp av organiske partikler fra matfiskanlegg (Kutti et al. 2022, Taormina mfl. 2024, Taormina innsendt) og bruker lang tid å reetablere seg etter påvirkning. Sårbare naturtyper er kartlagt i ytre del av Hardanger i forbindelse med kandidatområdet for marint vern, mens indre deler av fjorden er dårlig kartlagt. Tre store rev bygget av øyekorall (*Desmophyllum pertusum*) ble oppdaget ved tilfeldigheter og etter tips fra publikum i Bømlafjorden og Husnesfjorden i 2019 og 2020 (Figur 6.3). Tråvasskallen og Valebråtrevet er trolig det største innlandsrevet i Norge.



Figur 6.3. Forekomst av kartlagte korallrev (*Desmophyllum pertusum*) i ytre Hardangerfjord (kart fra Fiskeridirektoratet).

Bambuskorall *Isidella lofotensis* finnes også mange steder på dyp bløtbunn i Hardangerfjorden (Figur 6.4)



Figur 6.4. Forekomst av bambuskorall (*Isidella lofotensis*) i Hardangerfjorden (Kart fra Artsdatabanken)

Både bambuskorall og øyekorall er vurdert som nær truet og er regnet som norske ansvarsarter fordi vi har mer enn 25 % av forekomsten i verden her på kysten vår. I tillegg finnes det blomkållkorall, risengrynskorall, hvit hornkorall, sjøtre, sjøbusk og sjøfjær i Hardangerfjorden. Siden sårbare arter er dårlig kartlagt i store deler av Hardangerfjorden er det særlig viktig at man kartlegger biologisk mangfold som kan bli berørt før man etablerer ny industri.

6.4 - Modellert spredning av organiske partikler i vannforekomster

For å visualisere den totale påvirkningen av partikulære utslipp fra matfiskanlegg i Hardangerfjorden har vi modellert partikkelspredning fra hvert anlegg i hvert fjordavsnitt. Havforskningsinstituttet bruker havmodellen Norkyst til å beregne spredning av ulike typer utslipp i kystnære områder (Albretsen et al. 2011). Modellen er utviklet i et mangeårig samarbeid med Meteorologisk institutt, og blir kontinuerlig validert mot måldata (Dalsøren et al. 2020, Asplin et al. 2020). Standardversjonen av modellen har 800 m horisontal oppløsning, men det benyttes ofte høyere oppløsning (for eksempel 160 m) for anvendelser som krever dette (Sævik et al. 2021). Norkyst inkluderer både meteorologiske data (vind, nedbør, solinnstråling), avrenningsdata (fra NVE), tidevann og randverdidata fra internasjonalt anerkjente regionale modeller for å gi detaljert informasjon om strømbildet i fjordene time for time. Beregning av spredning skjer ved å kombinere havmodellen med en partikkelspredningsmodell, som beregner hvor partikler som driver med havstrømmene vil havne. Vi har her brukt partikkelspredningsmodellen Ladim (Ådlandsvik og Sundby, 1994).

Simuleringen som presenteres her er utført med strømdata fra 2023, og månedlige fôringsdata fra Fiskeridirektoratet for alle anlegg i Hardangerfjorden i 2023. Det er brukt 1 partikkel per kg utfôret organisk materiale. Synkehastighetsprofilen er hentet fra Bannister et al. (2016). Resultatene fra modellene beregnes som akkumulerte avsatte partikler (g/m^2) og fotavtrykket til hvert anlegg i ulike fjordområder vises i Figur 6.5–6.11. Vi har valgt å sette en nedre grense ved 0,1 gram POM m^2/dag . Det vil være en liten fraksjon med partikler som når lenger, men dette er så lite at det er biologisk ubetydelig.

I Bømlafjorden er det kun fire anlegg som har en lokal påvirkning rundt anlegget, i en relativt stor og grunn fjord. Det er liten grunn til å tro at dypbassengene i fjorden blir påvirket av utslippene i særlig grad. Ålfjorden er en bratt og smal fjord med fire anlegg som danner en nesten sammenhengende påvirkningssone på vestsiden av fjorden. På grunn av at fjorden er så smal, vil utslipp av organiske materiale trolig kunne påvirke bunnfauna i dypbassengene (Figur 6.5).

Skåneviksfjorden har også relativt tett med anlegg og fjorden er ikke så brei. Den har flere dypbassenger innover og utslipp vil trolig kunne påvirke noen av disse. Åkrafjorden og Matrefjorden er bratte, smale og dype. Det er kun noen få anlegg her, men på grunn av den korte avstanden til dypbassengen fra anlegget vil disse trolig kunne påvirkes i noen grad (Figur 6.6).

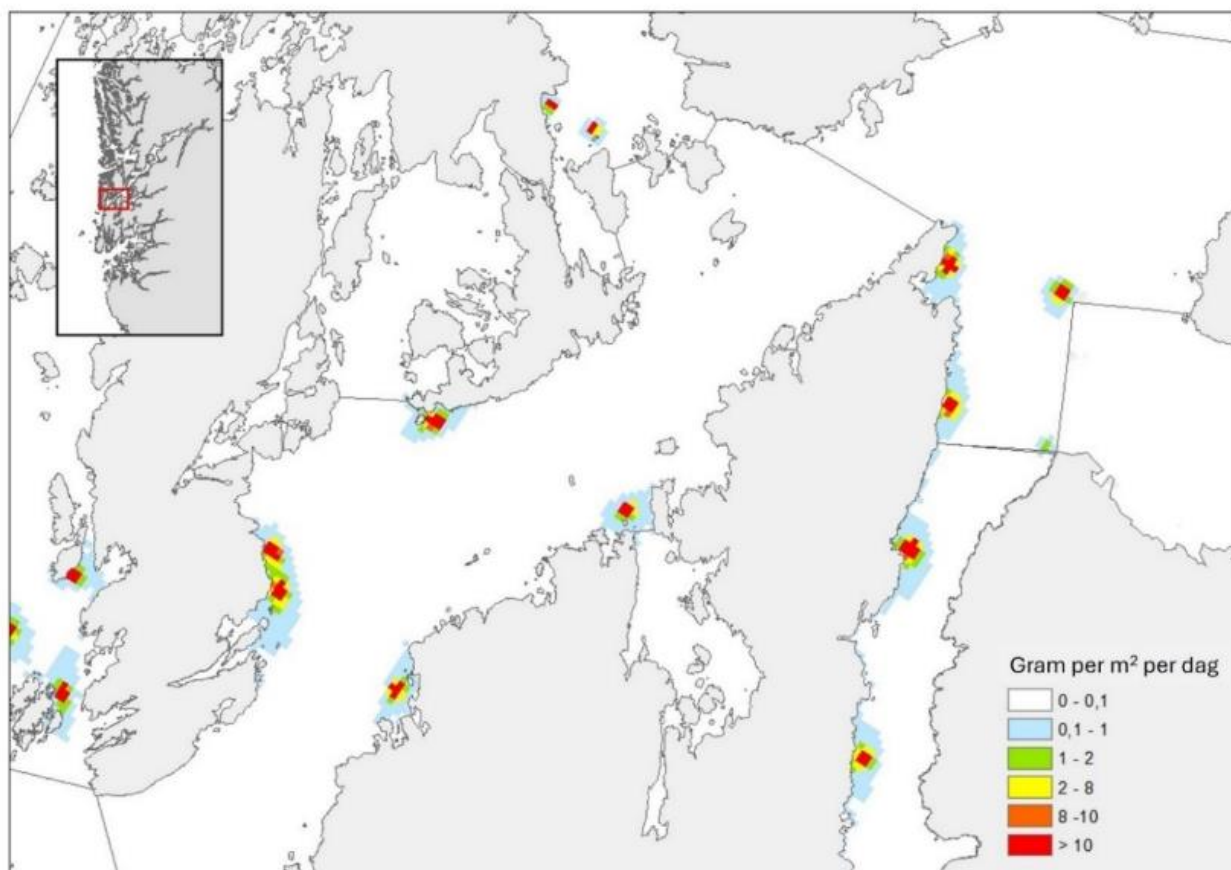
Husnesfjorden har kun tre anlegg med lokal påvirkning rundt anleggene, og det er lite trolig at det skal kunne ha noen effekt i bunnbassengene i fjorden (Figur 6.7).

Onarheimsfjorden er nærmest en liten grunn sidebukt til selve fjorden. Her ligger to anlegg i dag. Den grunne topografien tilsier at her kan trolig resuspenderes og ha effekter over et større område. Kvinnheradsfjorden har tre anlegg som ligger tett ved øya Skorpa og har nærmest et sammenhengende influensområde. Fjorden er også relativt smal og bratt her, og noe påvirkning på dypbassenger er å forvente (Figur 6.8).

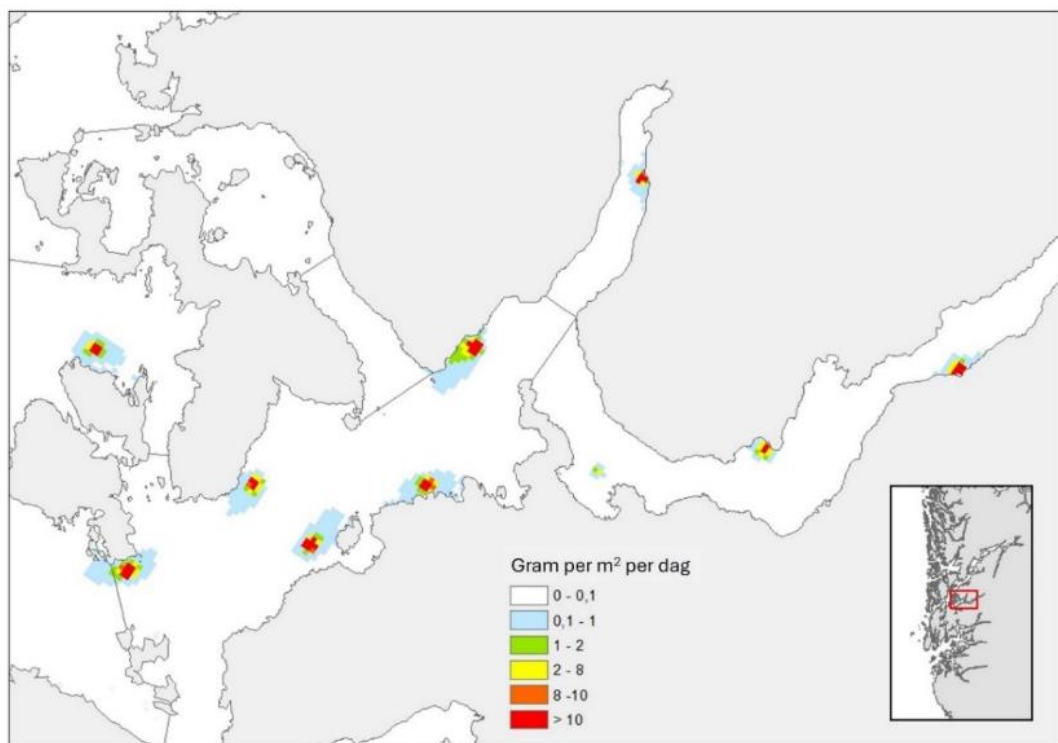
Området rundt Varaldsøy er det området med flest anlegg per areal i Hardangerfjorden. Særlig Øynefjorden på vestsiden av Varaldsøy har stor påvirkning, trolig også i dypbassengene. Maurangerfjorden har en terskel på ca. 100-120 meters dyp ved munningen av fjorden og har ett mindre anlegg på innsiden av terskelen. Bidraget fra dette anlegget er trolig lite i forhold til partikler som kommer ned fra Folgefonna (Figur 6.9).

Hissfjorden er dyp med dypsletter og renner ned til 650 meters dyp. På østsiden av fjorden ligger anleggene ganske tett på bratte lokaliteter. Her vil trolig utslipp fra anleggene kunne påvirke dypområdene. Dette området er også rikt på bambuskorall på bløtbunn som kan påvirkes (Figur 6.10).

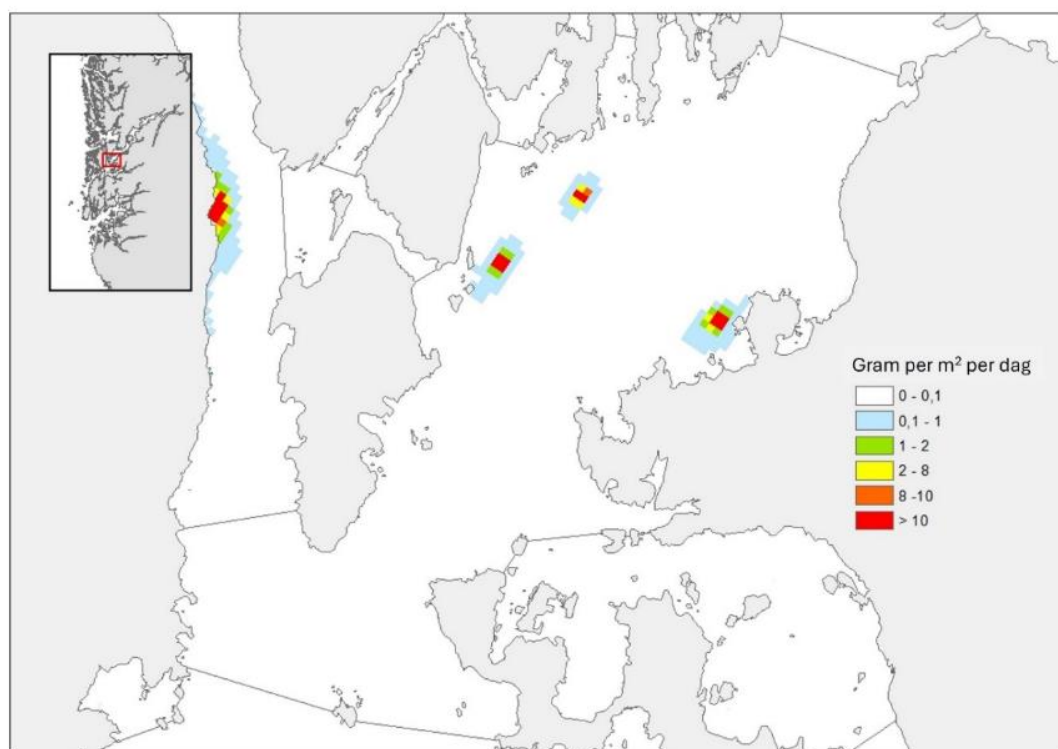
Samlafjorden er bred og med de største dypene i Hardangerfjorden. I indre del er dypbassenget på 850 meter. Med dagens plassering av de fire anleggene vil trolig lite av det organiske materialet havne i dypbassengene (Figur 6.11). Fykkesund er en vannforekomst med risiko for sjelden utskiftning av bunnvann og har også lave oksygennivå. Her ligger et lite visningsanlegg på 500 tonn fisk.



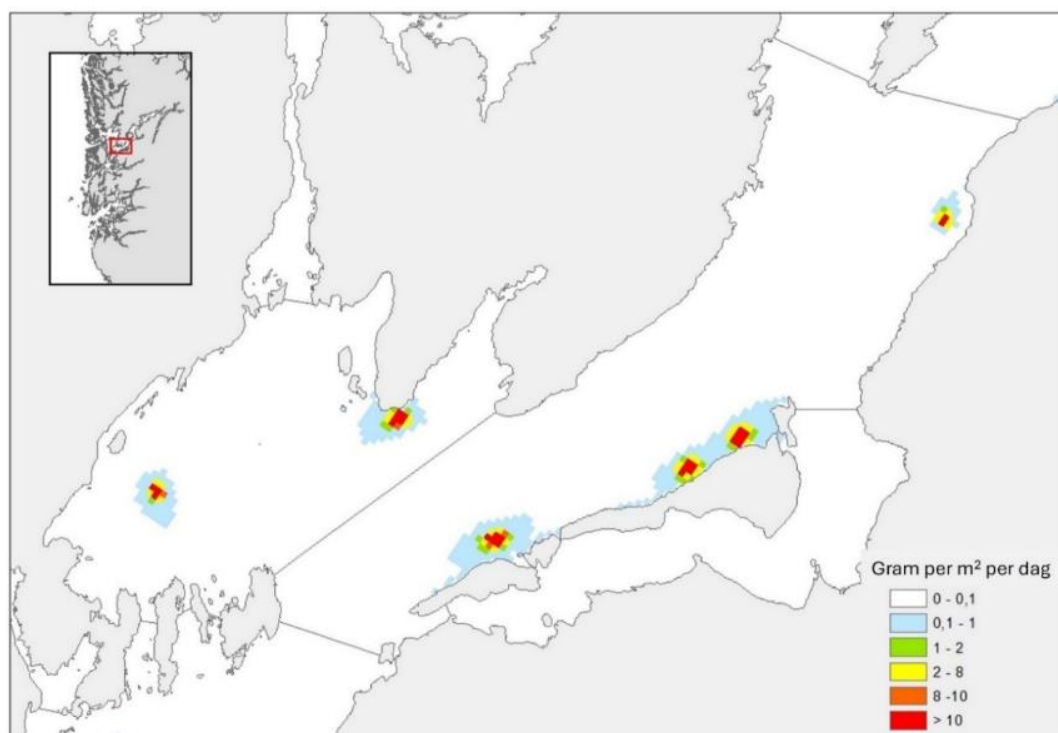
Figur 6.5. Spredning av organiske partikler fra matfiskanlegg i Bømlafjorden, Klosterfjorden og Ålfjorden modellert med Norkyst/LADIM.



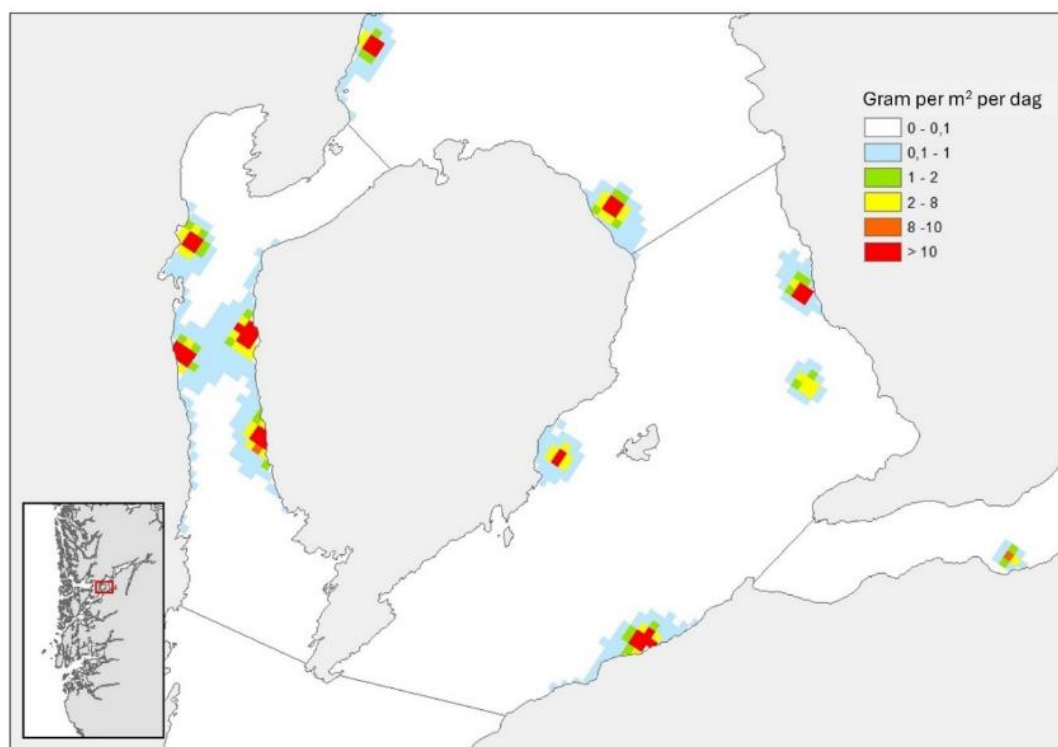
Figur 6.6. Spredning av organiske partikler fra matfiskanlegg i Klosterfjorden øst, Skånevikfjorden, Bjoafjorden og Matrefjorden modellert med Norkyst/LADIM.



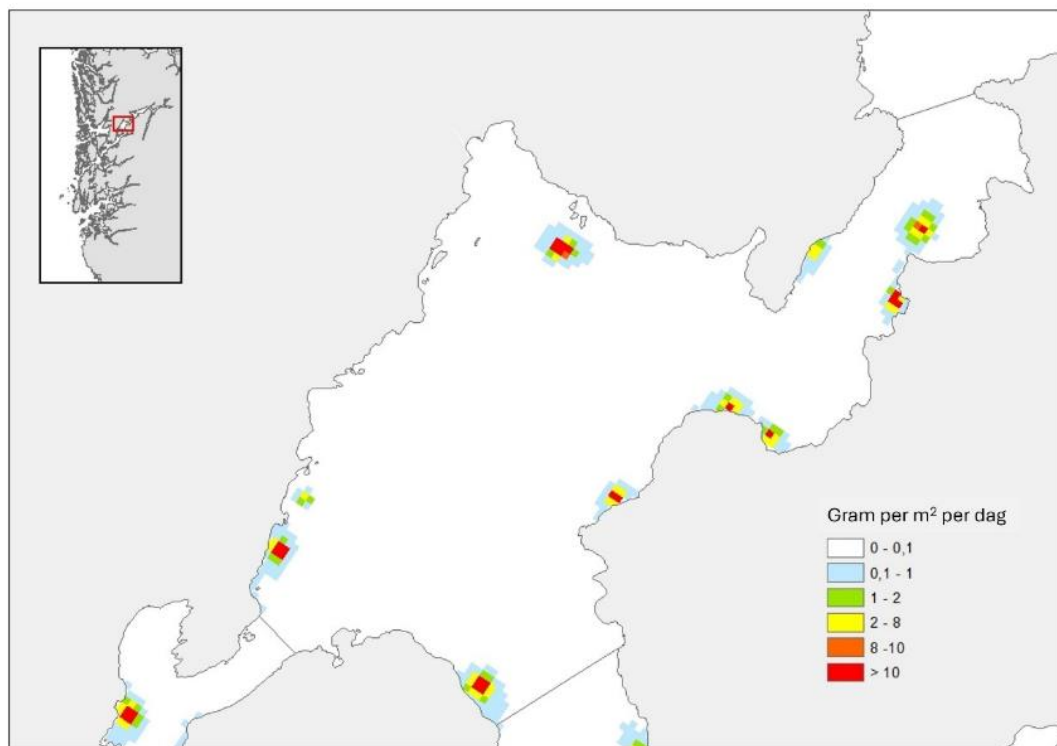
Figur 6.7. Spredning av organiske partikler fra matfiskanlegg i Husnesfjorden modellert med Norkyst/LADIM.



Figur 6.8. Spredning av organiske partikler fra matfiskanlegg i Onarheimsfjorden og Kvinnheradsfjorden modellert med Norkyst/LADIM.



Figur 6.9. Spredning av organiske partikler fra matfiskanlegg i Øynefjorden, Sildafjorden og Maurangerfjorden modellert med Norkyst/LADIM.



Figur 6.10. Spredning av organiske partikler fra matfiskanlegg i Hissfjorden modellert med Norkyst/LADIM.



Figur 6.11. Spredning av organiske partikler fra matfiskanlegg i Samlafjorden modellert med Norkyst/LADIM.

7 - Fremmedstoff

Det er flere kilder til miljøgifter i Hardangerfjorden som for eksempel kobber, sink og andre uorganiske og organiske miljøgifter. Metallurgisk industri i Odda og i Tyssedal har hatt aktiviteter tilbake til begynnelsen av 1900 tallet og har vært store kilder til utslipp av forurensende stoff opp igjennom tidene, sammen med andre industribedrifter lenger ute i fjorden. Sinkverket i Odda er rapportert til å ha sitt største utslipp til Sjøfjorden i 1985 på 1 tonn kvikksølv, 1835 tonn sink, 773 tonn bly og 24 tonn kadmium. Året etter ble Jarositt-avfallet (basisk jernholdig sulfatmineral) deponert i fjellhaller (Skei mfl. 1998). Aluminiums-fabrikken i Tyssedal har tidvis sluppet ut store mengder tjærestoff (PAH) før den ble lagt ned i 1982, tilsvarende fra Odda smelteverk som ble lagt ned i 2002 (Ruus og Mengeot, 2022). I 2020 ble det rapportert om totale utslipp av 93 kg/år kobber, 638 kg/år bly, 2353 kg/år sink, 10 kg/år kadmium og 2,4 kg/år av kvikksølv fra Boliden Odda AS, Noralf AS og TTI (norskeutslipp.no; Multiconsult, 2023). Lenger ute i fjorden ligger smelteverket i Ålvik og aluminiumsverket på Husnes, som også har bidratt til utslipp.

Oppdrettsnæringen har gradvis vokst seg store i Norge siden 1980 tallet og i 2024 ble det produsert totalt 1,65 million tonn oppdrettsfisk, hovedsakelig laks, men også regnbueørret, torsk og kveite. Til dette produksjonsvolumet er det forbrukt 1,7 million tonn fôr. Siden en viss andel av føret ikke blir spist (estimert 5–11 %) og en viss andel av miljøgifter som følger næringskjeden blir skilt ut til miljøet gjennom urin og fekalier fra fisken, kan produksjon av oppdrettsfisk i et fjordsystem også være en kilde til miljøgifter. I tillegg bruker næringen antiluse- og antigroemidler som er utviklet for å hemme påslag og vekst at henholdsvis lakselus og organismer som blåskjell og andre groeorganismer som fester seg og gror på nøtene (Grefsrud mfl. 2025).

Miljøgifter, slik som for eksempel PAH og tungmetaller som kobber, sink, kadmium og bly, er ofte mest skadelige for tidlige livsstadier til organismer. For eksempel er tidlige livsstadier av marine organismer som bivalver (for eksempel blåskjell), krepsdyr, kråkeboller og fisk svært følsomme både for organiske miljøgifter og tungmetaller. Til hjelp for å tolke nivået av miljøgifter i kystvann og i sediment har Miljødirektoratet publisert en veileder som viser tilstandsklasser basert på bakgrunnskonsentrasjoner og terskelverdier. Tilstandsklasse I – bakgrunn (blå farge) og tilstandsklasse II – God (grønn farge) skal ikke gi negative effekter, men tilstandsklasse III moderat (gul farge) kan gi negative effekter ved kronisk eksponering, tilstandsklasse IV - dårlig kan gi negative effekter ved korttidseksponering og tilstandsklasse V- svært dårlig kan gi omfattende toksiske effekter (Miljødirektoratet, 2016).

Miljømålet som er satt gjennom Vannforskriften §4 er at alle vannforekomster skal minst ha god økologisk eller god kjemisk tilstand. Miljømålet for vannforekomster i Hardangerfjorden er at god miljøtilstand skal være oppnådd i 2024–2027. Kjemisk tilstand blir satt på basis av EU sine prioriterte stoff i vann, sediment eller organismer. Dersom en eller flere av de kjemiske parameterne har nivå som er over miljøkvalitetsstandard moderat (gul fargekategori) blir denne vannforekomsten klassifisert som dårlig.

7.1 - Bruk og utslipp av kobber og sink fra akvakultur

For å hemme groe på nøtene har det vært brukt store mengder kobber (Cu_2O) i norsk oppdrettsnæring. På landsbasis har det vært brukt fra 800 tonn (2005) til 1700 tonn i 2019. På grunn av økt oppmerksomhet om negative effekter på bunnsediment i anleggs- og overgangssonen har bruken blitt kraftig redusert etter 2019 og var i 2023 på 300 tonn. Nedgangen skyldes at kobber er blitt erstattet av det organiske biocidet tralopyril og forbruket av dette stoffet økte fra 5 tonn i 2017 til 116 tonn i 2023 (Grefsrud mfl. 2025).

Hvor mye av kobberet som lekker ut fra nøtene til miljøet er avhengig flere faktorer blant annet styrken på spylingen og hyppighet av spyling. Miljødirektoratet har estimert at 80–90 % av kobberet fra en kobberimpregnert not lekker ut i løpet av en nots levetid (Skarbøvik mfl. 2017; <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/vann-hav-og-kyst/Akvakultur-fiskeoppdrett/>). Ettersom vi mangler informasjon om hvilke antigroemiddel det enkelte anlegget bruker i tillegg til informasjon om eventuell spyling, er det vanskelig estimere totale utslipp av kobber og tralopyril per anlegg.

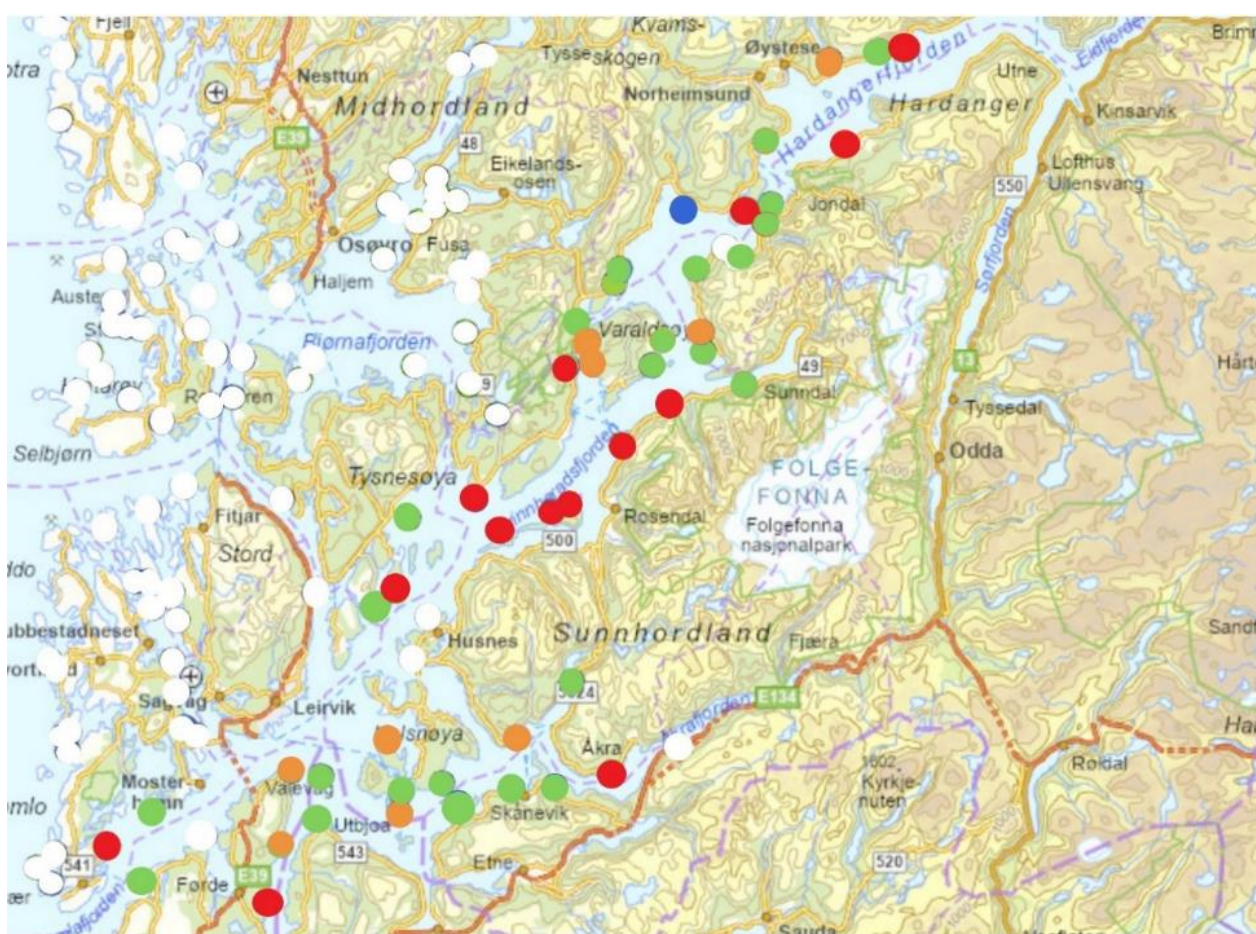
For kobber vil større og tyngre partikler sedimentere til anleggssonen og nærsone, mens ioner, nano- og mikropartikler vil flyte i vannsøylen, bindes til andre organiske partikler og spres med kyststrømmen.

Kobber blir også tilsatt fôret som spormineral for å få optimal vekst. Kobbernivå i fôret var gjennomsnittlig 10,9 mg/kg i 2021 (Sele mfl. 2022). Det er beregnet at 21 % av kobberet i fôret blir tatt opp av fisken og at 79 % blir skilt ut gjennom fekalier. Ved et fôrforbruk på 1000 tonn og 8 % forspill vil 8,8 kg kobber bli skilt ut fra fisken (Grøsvik mfl. 2023). Totalt fôrforbruk i Hardangerfjordområdet er beregnet til 115 000 tonn i 2021/2023. Andel kobber fra fôret vil derfor bidra med ca. 1 tonn til Hardangerfjorden per år.

Av samme årsak er også sink tilsatt fôret. Opptak av sink til fisken er estimert til 32 %, dvs. at 68 % blir skilt ut gjennom fekalier. Ved fôrforbruk per 1000 tonn og 8 % forspill har vi estimert at 119 kg sink bli tilført miljøet (Grøsvik mfl. 2023). Siden totalt fôrforbruk i Hardangerfjorden var 115 000 tonn i 2021/2022 vil dette utgjøre utslipp av ca. 13,6 tonn sink til Hardangerfjorden per år.

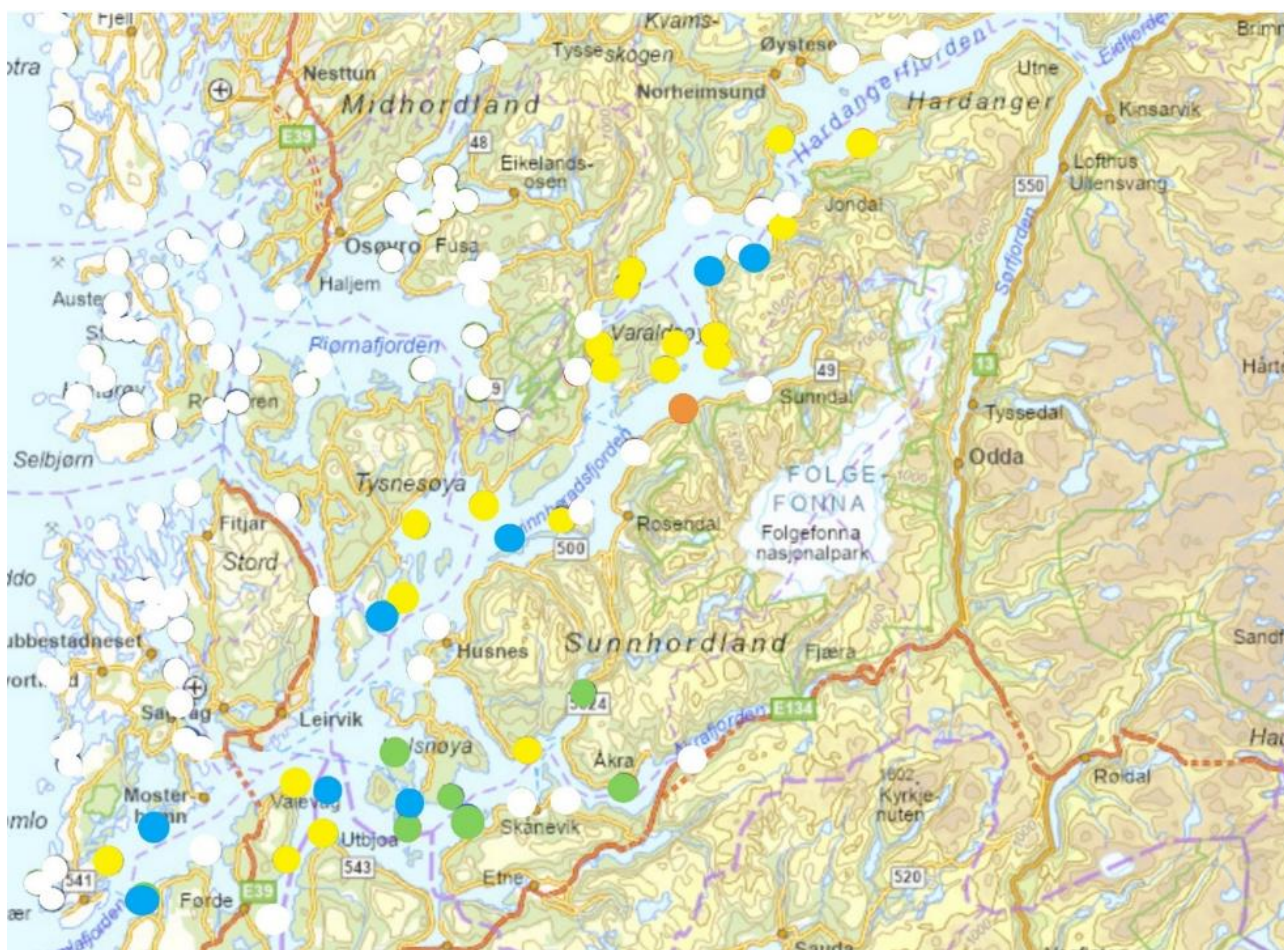
7.2 - Oversikt over tilstanden for kobber og sink ved akvakulturanlegg i Hardangerfjorden

Kobber og sink blir målt i C-undersøkelsene mellom hver andre eller tredje produksjonssyklus. Kartet i Figur 7.1 viser miljøtilstand for kobber i sedimentet på den nærmeste stasjonen i overgangssonen (C1, 25–30 m fra merdkanten). Kartet viser at 48 % anleggene har dårlig eller svært dårlig miljøtilstand med hensyn på kobber denne stasjonen (23 av totalt 48 anlegg). I siste risikovurdering hadde 43 % av lokalitetene i hele PO3 dårlig eller svært dårlig miljøtilstand med hensyn til kobber på den nærmeste stasjonen (Grefsrud mfl. 2025). Mange anlegg i Hardangerfjorden er gamle og har hatt samme lokalitet over mange år. Siden kobber akkumulerer i sedimentene over tid og blir værende, vil bruke det ta lang tid for å få forbedrede miljøforhold selv om man går vekk fra bruken av kobber til not-impregnering.



Figur 7.1. Kart over kobbernivå i sediment fra nærmeste stasjon i overgangssonen i siste C-undersøkelse, dvs. stasjon C1 som ligger 25–30 m fra merdkanten. Fargene viser til Miljødirektoratet sine tilstandsklasser for kobber i sediment der blå er bakgrunn (< 20 mg/kg tørt sediment (TS)), grønn er god tilstand (20–84 mg/kg TS), oransje er dårlig tilstand (84–147 mg/kg TS) og rød er svært dårlig tilstand (> 147 mg/kg TS). Hvide sirkler er anlegg i Hardangerfjorden som ikke har foretatt kobbermålinger og anlegg utenfor Hardangerfjordområdet.

Andelen av anlegg med tilstandsklasse moderat eller dårlig med hensyn på nivå av sink i sediment fra nærmeste stasjon i overgangssonen (C-1) var 60 % (Figur 7.2).



Figur 7.2. Kart over sinknivå i sediment fra nærmeste stasjon i overgangssonen i siste C-undersøkelse (stasjon C1 som ligger 25–30 m fra merdkanten). Fargene viser til Miljødirektoratet sine tilstandsklasser i sediment der blå er bakgrunn (< 90 mg/kg tørt sediment (TS)), grønn er god tilstand (90–139 mg/kg TS), gul er moderat tilstand (139–750), oransje er dårlig tilstand (750–6 690 mg/kg TS). Hvite sirkler er anlegg i Hardangerfjorden som ikke har foretatt sinkmålinger og anlegg utenfor Hardangerfjordområdet.

7.3 - Overvåkning av miljøgifter i dypbasseng i Hardangerfjorden

Siden 2018 har Havforskningsinstituttet overvåket nivå av en rekke metall inkludert kobber og sink i dypbasseng i Hardangerfjorden. For flere av metallnivåene ser vi høyest nivå i Hissfjorden og en tendens til lavere nivå lenger ute i fjorden. Hissfjorden har konsentrasjoner av nikkel og sink som tilsvarer tilstandsklasse III - moderat. Også dypbassenget i Kvinnheradsfjorden har tilstandsklasse III- moderat for sink (Tabell 7.1).

Vi har undersøkt om vi kan se tidstrender over de siste syv års målinger gjennom Havforskningsinstituttet sin overvåking (Tabell 7.2). Flere av metallnivåene er uendret i denne tidsperioden, men for noen fjordbasseng har vi registrert en økning, f.eks. for kobber og arsen i Hissfjorden og i Stokksundet sør, kadmium i Kvinnheradsfjorden og for krom i alle de målte fjordbassengene (Tabell 7.2). Til tross for høye bidrag av sink fra førtilsetning i oppdrettsnæringen ser vi ingen endring i konsentrasjonene i sediment i løpet av de siste syv årene (Tabell 7.2).

Tabell 7.1 Nivå av metall (mg/kg tørt sediment) i fjordbasseng i Hardangerfjorden fra 2024. Fargene indikerer tilstandsklasser (Miljødirektoratet, 2016), der blå farge indikerer bakgrunn, grønn god miljøtilstand og gul fargekategori indikerer tilstandsklasse III moderat.

Dypbasseng	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Hissfjorden	14	0,17	85	38	0,22	43	85	200
Kvinnheradsfjorden	10	0,13	66	26	0,09	38	52	147
Halsnøyfjorden	12	0,11	67	26	0,08	35	53	120
Stokksundet sør	9	0,07	48	21	0,06	23	32	83

Tabell 7.2. Endringer av metallkonsentrasjoner i sediment etter Havforskningsinstituttet sitt årlige overvåkingsprogram i perioden 2018–2024, $p < 0,05$.

Dypbasseng	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Hissfjorden	Økning	Uendret	Økning	Økning	Uendret	Uendret	Uendret	Uendret
Kvinnheradsfjorden	Uendret	Økning	Økning	Uendret	Uendret	Uendret	Minker	Uendret
Halsnøyfjorden	Uendret	Uendret	Økning	Uendret	Uendret	Minker	Minker	Uendret
Stokksundet sør	Økning	Uendret	Økning	Økning	Uendret	Uendret	Uendret	Uendret

I en ny overvåkingsrapport fra Hardangerfjorden er det blitt påvist at alle undersøkte vannforekomster i Hardangerfjorden fra Simadalsfjorden til Bømlafjorden hadde dårlig kjemisk miljøtilstand (Anaguren 2025). Dette reiser selvfølgelig spørsmål om årsakene og i forhold til mulighet for å nå miljømål om god økologisk tilstand for Hardangerfjorden innen 2027.

Den dårlige miljøtilstanden i bunnsedimentene skyldes for høye nivå både av tungmetall og organiske miljøgifter (Anaguren mfl. 2025). I forhold til tungmetalla sink, kvikksølv og nikkel kan det virke som det er høyere nivå i indre deler av Hardangerfjorden sammenlignet med ytre deler. Dette kan indikere at historiske utslipp fra metallurgisk industri fra indre deler av Hardangerfjorden er en viktig årsak til forhøyete nivå. Oppdrettsnæringen er også en kilde til kobber og sink og Hardangerfjorden har over flere år vært en av de mest oppdrettsintensive

områdene langs norskekysten (Grefsrud mfl. 2025). For arsen er det målt dårlig tilstand i Etnefjorden. For de organiske miljøgiftene indeno(1,2,3-cd)pyren, benzo ghi perylene og dioksin, dioksinliknende PCN og furaner er nivåene høyere i ytre deler av fjordsystemet enn i indre. Det er mulig at historiske utslipp fra metallurgisk industri i indre deler av Hardangerfjorden sammen med aluminiumsverket på Husnes kan være en bidragsyter til disse nivåene. For PFOS ble det målt høyest nivå i Eidfjorden og litt høyere nivå i indre deler av fjorden enn i ytre del. Når det gjelder tributyltin (TBT) var de høyeste nivåene målt i ytre deler av fjorden, fra Høylandsundet og utover og kan sannsynligvis forklares med historiske utslipp fra skipsindustri flere steder i de ytre delene av Hardangerfjorden (Tabell 7.3 og 7.4). Svært høye nivå av TBT er vist i norske havner mange år etter at stoffet ble forbudt brukt (Beyer mfl. 2022)

Økologisk tilstand var dårlig eller moderat i de indre delene (i Hardanger dvs. Simadalsfjorden til Hissfjorden) og moderat til god i de ytre delene (Sunnhordland dvs. Sildafjorden til Bømlafjorden) (Anaguren mfl. 2025).

Tabell 7.3. Sammenstilling av nivå av miljøgifter målt i sediment i de ulike vannforekomstene i Hardangerfjorden fra overvåkingen i 2024 (Anaguren mfl. 2025) viser hvilke stoffgrupper som gjør at de enkelte vannforekomstene er kommet ut med dårlig kjemisk tilstand. Fargene indikerer tilstandsklasser (Miljødirektoratet, 2016), og gule, oransje eller røde fargekategorier indikerer alle sammen dårlig kjemisk miljøtilstand.

	Arsen	Bly	Cu	Hg	Ni	Zn
Simadalsfjorden	9,3	43	45	0,096	45	250
Eidfjorden	28	190	52	0,82	43	330
Sørfjorden ytre del	11	120	27	0,56	26	180
Hissfjorden	17	97	37	0,31	43	210
Hissfjorden	12	78	27	0,21	41	180
Sildafjorden	17	86	36	0,22	46	210
Kvinnheradsfjorden	5,7	40	13	0,086	16	74
Storsundet	8,3	31	28	0,1	21	95
Husnesfjorden	13	68	25	0,15	34	140
Klosterfjorden	15	55	23	0,091	31	110
Bjoafjorden	19	58	27	0,1	33	130
Høylandsundet nord	8,6	34	19	0,099	19	91
Høylandsundet sør	8,1	48	29	0,13	27	130
Skånevikfjorden	15	49	24	0,082	29	120
Etnefjorden	82	56	48	0,14	36	200
Førdespollen	6	36	22	0,096	21	87
Bømlafjorden	12	48	24	0,12	29	110
Bømlafjorden	15	65	28	0,14	35	120
Bømlafjorden	15	56	25	0,11	32	110

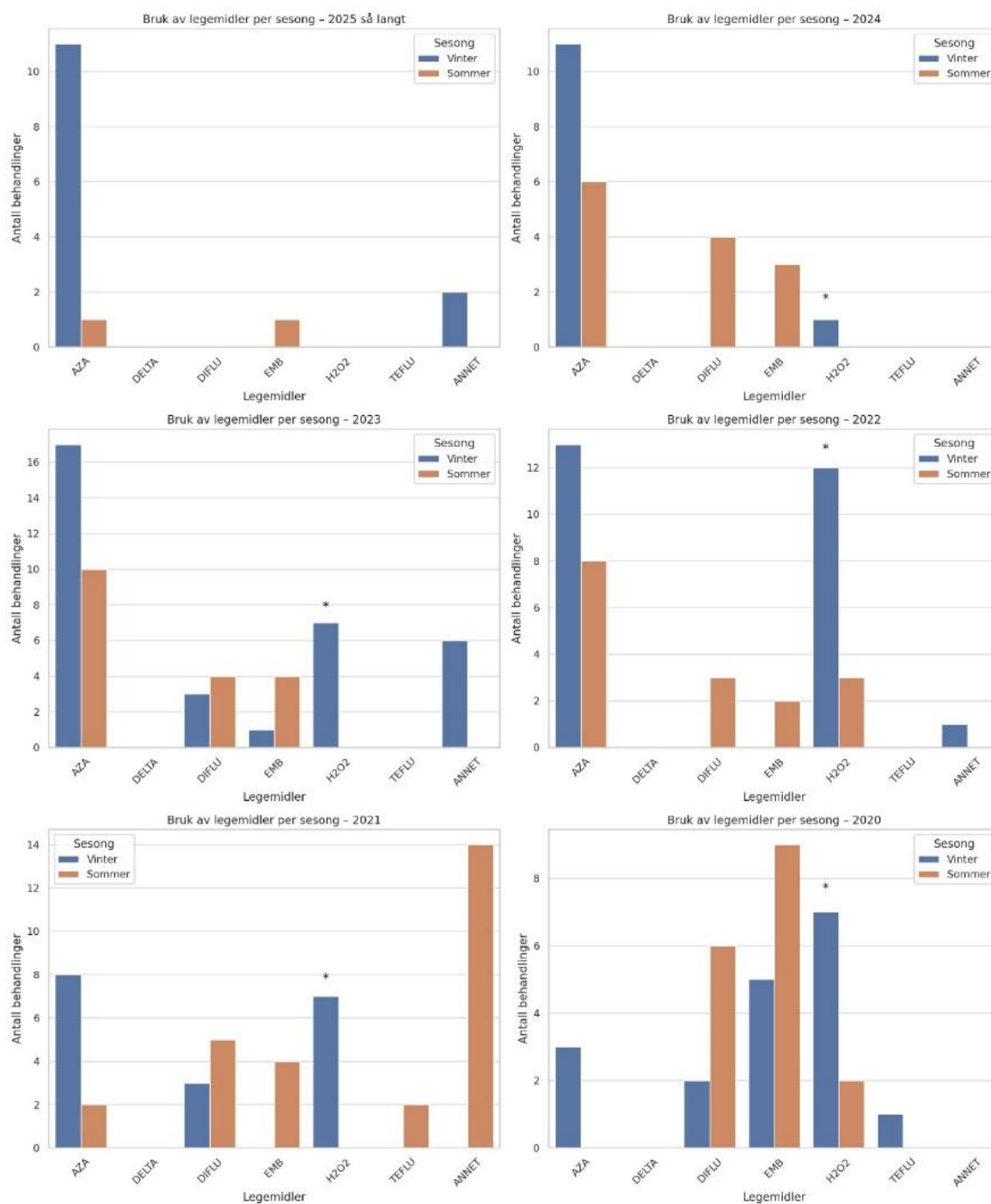
Tabell 7.4. Sammenstilling av nivå av miljøgifter målt i sediment i de ulike vannforekomstene i Hardangerfjorden fra overvåkingen i 2024 (Anaguren mfl. 2025) viser hvilke stoffgrupper som gjør at de enkelte vannforekomstene er kommet ut med dårlig kjemisk tilstand. Fargene indikerer tilstandsklasser (Miljødirektoratet, 2016), og gule, oransje eller røde fargekategorier indikerer alle sammen dårlig kjemisk miljøtilstand. (i.a., ikke analysert).

	Anthracen	Dioksin, dioksinlikn PCN og furaner	indeno(1,2,3-cd)pyren	Benzo ghi perylene	TBT	PFOS
Simadalsfjorden	2,63	0,000464	20,1	20,4	< 2,5	i.a.
Eidfjorden	9,32	0,00289	96,9	83,8	< 2,5	1,9
Sørfjorden ytre del	11,1	0,00147	93,9	80,8	< 2,5	0,38
Hissfjorden	5,29	0,00389	87,3	65,5	< 2,5	1,1
Hissfjorden	4,01	0,00323	76,8	56	< 2,5	0,72
Sildafjorden	3,51	0,00388	65,4	49	< 2,5	1,3
Kvinnheradsfjorden	3,03	0,00331	75,6	57,9	< 2,5	0,68
Storsundet	3,21	0,00247	72,5	65,6	< 2,5	i.a.
Husnesfjorden	6,6	0,0064	153	122	< 2,5	0,66
Klosterfjorden	4,33	0,00745	116	91,6	< 2,5	0,52
Bjoafjorden	3,76	0,00659	118	90,6	< 2,5	0,92
Høylandsundet nord	3,98	0,00304	88,5	84,3	12	i.a.
Høylandsundet sør	5,26	0,00445	91,1	75,6	5,6	i.a.
Skånevikfjorden	3,49	0,00478	88,5	86,6	< 2,5	0,72
Etnefjorden	4,57	0,00448	131	110	6,5	1,1
Førdespollen	3,82	0,00417	98,8	88,4	<2,5	i.a.
Bømlafjorden	4,63	0,00642	117	97,7	13	0,37
Bømlafjorden	7,43	0,00865	172	140	5,8	0,62
Bømlafjorden	8,44	0,0079	157	125	7,4	0,36

8 - Legemidler

8.1 - Avlusningsmidler

Antall behandlinger med avlusningsmidler i Hardangerfjorden fra 2020 til 2024/25 vises i Figur 8.1.



Figur 8.1. Antall behandlinger med legemidler mot lakselus i Hardangerfjorden i perioden 2020 til mai 2025. AZA = azametiphos, DELTA = deltametrin, DIFLU = diflubenzuron, TEFLU = teflubenzuron, EMB = emamektin-benzoat, H2O2 = hydrogenperoksid, ANNET = imidakloprid. Data fra VetReg (Veterinærinstituttet).

Basert på hvordan avlusningsmidlene administreres kan en dele medikamentene i to grupper, de som brukes til badebehandling (hydrogenperoksid, azametiphos, deltametrin og imidakloprid) og de som gis til fisken via fôret (diflubenzuron, teflubenzuron, emamektin-benzoat). I tabell 8.1 er det gitt en oversikt over aktiv substans, produktnavn, behandlingsform, anbefalt dosering og behandlingstid for de ulike avlusningsmidlene og hvilke livsstadier til lakselusen som avlusningsmidlet er effektivt mot.

Tabell 8.1 Oversikt over de kjemiske avlusningsmidlene som brukes i Norge per 2022. Tabell fra Samuelsen m.fl. 2024, med data fra Statens Legemiddelverk.

Behandlingsform	Aktiv substans	Produktnavn	Anbefalt dosering	Behandlings tid	Livsstadie	Virkning
Bad	Hydrogenperoksid	Paramove [®] 50 Nemon [®]	1500-2100 mg/l	15-20 min	Preadult og adult	Mekanisk paralyse, kan også medføre indre skader
	Azametifos	Azasure [®] Salmosan [®] vet	100 µg/l	30-60 min	Preadult og adult	Paralyse, reduserer acetylcholinesterase aktivitet i nervesystem.
	Deltametrin	Apha Max [®]	2 µg/l	30 min	Alle stadier	Paralyse, påvirker spenningspotensialet i nervecellen.
	Imidakloprid	Ectosan [®] Vet	20 mg/l	60 min	Preadult og adult	Paralyse, acetylcholin antagonist, binder seg til kolinerge nikotinreseptorer.
Medisinpellet	Diflubenzuron	Reeze [®] vet	3-6 mg/kg	14 dager	Stadier med skallskifte	Hemmer kitinsyntese ved skalldannelse
	Teflubenzuron	Ektobann [®] vet	10 mg/kg	7 dager	Stadier med skallskifte	Hemmer kitinsyntese ved skalldannelse
	Emamectin benzoate	Slice [®] vet	50 µg/kg	7 dager	Alle stadier	Paralyse, påvirker spenningspotensialet i nervecellen.

8.2 - Utslipp og spredning av avlusningsmidler

Ved utslipp av bademidler fra merd eller brønnbåt vil utslippet i hovedsak følge overflatestrømmen, på samme måte som næringssalter og finpartikulært materiale. Behandlingsløsningen av hydrogenperoksid er imidlertid litt tyngre enn vann, noe som kan føre til at løsningen kan synke til bunns under spesielle forhold på vinteren når det ikke er lagdeling (sjiktning) i vannmassen. I lagdelte vannmasser (sjiktning) vil hydrogenperoksid også synke, men denne prosessen stopper når utslippet treffer på vannmasser med samme eller høyere tetthet. Synkeprosessen i seg selv vil reduserte konsentrasjonene av hydrogenperoksid betydelig, men hvor stor konsentrasjonen er når utslippet når bunnen er avhengig av dybden på lokaliteten og størrelsen på merden som behandles (Refseth mfl. 2019). Ved utslipp fra brønnbåt i fart reduseres horisontal spredning og konsentrasjonen av utslippet betydelig og dermed sannsynlighet for effekt på non-target arter. Et forebyggende tiltak er derfor at tømning av bademidler ved bruk av brønnbåt må skje med en distanse på 500 m fra et rekefelt og foretas når båten er i bevegelse.

Fôrbaserte avlusningsmidler er lite vannløselige og ved behandling vil de hovedsakelig være bundet til organisk materiale som medisinererte fôrpellets og fekalier. Derfor vil spredningen være tilnærmet lik som beskrevet for partikulært organisk materiale, og bestemmes av dyp, vannstrøm, hvor raskt partiklene synker og hvor lett de går i oppløsning. Det er vist at for norske lokaliteter med lave strømhastigheter < 5 cm/s vil det meste av det organiske materialet (spillfôr og store fekalier) konsentreres rett under og i nærhet av oppdrettsanlegget. For

lokaliteter med høye strømhastigheter > 10 cm/s vil partiklene spres over et større område med relativt lave nivåer rett under merdene samtidig som partiklene spres over et stort område og konsentrasjonen av avlusningsmiddel per areal reduseres (Bannister mfl. 2016).

8.3 - Følsomme arter/nøkkelarter og tidlige livsstadier nær utslippsområdet

Gjennom året vil det forekomme naturlige endringer i sammensetningen av arter som befinner seg i et bestemt område, både i diversitet, mengde og tetthet. For eksempel er det arter som kun finnes i enkelte geografiske områder, og enkelte livsstadier som kun forekommer deler av året. Det kan derfor være utfordrende å skille endringer som følger av eksponering for legemidler fra de naturlige endringene. Bademidler vil i hovedsak påvirke arter som lever i de øvre frie vannmassene som for eksempel hoppekreps og krill, men også frittstående larvestadier av ulike arter som hummer, krabber, rur og blåskjell. Sannsynligheten for at arter som oppholder seg i dypere vannlag skal bli eksponert for bademidler, er mindre. Anleggets beliggenhet og vind- og strømforhold på utslippsdagen avgjør om arter i strandsonen kan bli eksponert. Om vinteren med en homogen vannmasse uten temperatur- eller saltholdighetssjiktning kan et utslipp med hydrogenperoksid, som er tyngre enn vann, synke raskt til bunnen og dermed påvirke bunnlevende arter som for eksempel dypvannsreker. Når, hvor og hvor ofte en slik situasjon kan oppstå er avhengig av lokale forhold. Effekten av et utslipp med bademidler vil være størst når det sammenfaller med for eksempel vår eller høstoppblomstringen av dyreplankton og som inkluderer frittstående larvestadier av viktige kommersielle arter. Om vinteren når det er få planktoniske arter til stede, er risikoen for effekter av bademidler mindre.

Fôrmidler vil i hovedsak påvirke arter som lever på havbunnen. Non-target arter vil kunne få i seg avlusningsmidler direkte gjennom spillfôr og fekalier i en lengre periode etter behandling og indirekte ved å spise byttedyr som inneholder lusemidler. Krepser dyr som har redusert appetitt ved lavere temperaturer, som for eksempel om vinteren, vil være mindre sårbare i den perioden. Siden flubenzuron påvirker kitin-syntesen, vil dyregrupper med kitin i skallet være spesielt sårbare. Dødelighet inntreffer i tilknytning til skallskifte, og arter som gjennomgår flere skallskifter årlig og yngre individer med hyppige skallskifter er spesielt sårbare. I tillegg vil skallskifte foregå hyppigere om sommeren.

8.4 - Beskrivelse av lusemidler

8.4.1 - Hydrogenperoksid

Hydrogenperoksid er et oksidasjonsmiddel med kjemisk formelen H_2O_2 som blant annet brukes som blekemiddel i industrien, til desinfeksjon og til avlusning av fisk. Når lakselus eksponeres for hydrogenperoksid tas det opp oralt og gjennom gjeller/skallet. Inni lusa spaltes hydrogenperoksid til oksygen og vann noe som kan forårsake midlertidig eller permanent skade på innvendige strukturer og som får parasitten til å løsne fra verten og flyte til overflaten (Thomassen 1993, Bruno og Raynard 1994). Virkning av hydrogenperoksid kan også skyldes at substansen har sterk oksiderende effekt på makromolekyler. Hydroksylradikaler kan angripe lipider og makromolekyler i celler og dermed inaktivere enzymer og DNA replikasjon (Robbins og Cotran 1989, Urbina mfl. 2019). Det er også vist at hydrogenperoksid påvirker utvikling av embryo i hunnlusens egg som videre fører til redusert klekkesuksess (Johnson mfl. 1993, Aaen mfl. 2014).

8.4.2 - Flubenzuroner

Flubenzuroner er betegnelsen på en gruppe avlusningsmidler som administreres til fisken via fôret. Stoffene virker ved å hemme syntesen dvs. produksjon av kitin som er et hornaktig stoff som bygger opp hudskjelettet hos blant annet krepsdyr og insekter. I norsk fiskeoppdrett var både diflubenzuron og teflubenzuron i bruk inntil nylig. Teflubenzuron er imidlertid avregistrert og ikke lenger i bruk. Legemidlene overføres fra vert (i dette tilfellet

laks) til parasitt (lakselus) ved at parasitten spiser slim, hud og blod fra fisken. Flubenzuroner er effektive mot alle stadier av parasitten som gjennomgår et skallskifte. Behandling med flubenzuroner bør ikke gjentas før tidligst etter 12 uker på grunn av akkumulering og lang halveringstid i miljøet. Det er ikke anbefalt å bruke flubenzuroner ved sjøtemperaturer < 9°C. Det anbefales videre redusert bruk i perioden juni–august da dette er en tid på året med høyere skallskifteaktivitet hos krepsdyr. Nærings og Fiskeridepartementet fastsatte i 2017 nye regler som skal bidra til å hindre uakseptable miljøeffekter av legemidler brukt i oppdrettsnæringen, inkludert kitinsyntesehemmere. Akvakulturdriftsforskriften § 15a. Vilkår for bruk av kitinsyntesehemmere.

«Kitinsyntesehemmere gitt gjennom fôret kan ikke brukes på samme lokalitet før det er gått minst 6 måneder fra siste behandling. Dette gjelder uansett hvilken kitinsyntesehemmer som er benyttet. Kitinsyntesehemmere kan ikke brukes på lokaliteter nærmere enn 1000 meter fra rekefelt jf. de felt som til enhver tid vises i Fiskeridirektoratets nettbaserte kartverktøy. Avstanden måles som beskrevet i § 18 andre punktum.»

8.5 - Risikovurdering av forbruk i Hardangerfjorden i perioden 2020 til 2025.

I Risikorapport Norsk Fiskeoppdrett 2025 er konklusjonen for produksjonsområde 3, inkludert Hardangerfjorden, «Med lavt forbruk av både bademidler og fôrmidler, vurderes det å være lav sannsynligheten for «Alvorlige effekter på non-target arter ved bruk av avlusningsmidler». Dette er også hovedkonklusjonen for Hardangerfjorden.

Imidlertid har det forekommet noe bruk av flubenzuroner i sommerhalvåret og i Risikorapport Norsk fiskeoppdrett (Grefsrud mfl. 2025) konkluderes det med at «Sannsynligheten for alvorlige effekter på non-target arter ved bruk av flubenzuroner i sommerhalvåret i nærsone (< 500 m) til anleggene vurderes som høy». Dette kan ha gitt økt sannsynlighet for alvorlige effekter på non target arter lokalt, og vi fraråder å bruke flubenzuroner om sommeren.

I vintersesongene fra 2020 til 2023 ble det gjennomført fra 7 til 12 behandlinger med hydrogenperoksid og der noen av anleggene som ble behandlet var plassert over eller i nærheten av registrerte rekefelt. Følsomhet for hydrogenperoksid ved kort eksponeringstid er for blomsterreke (*Pandalus montagui* ; 6 timer EC₅₀ = 11 mg/l) (Fagereng 2016) og dypvannsreke (*Pandalus borealis* ; 24 timer LC₅₀ 37–41,2 mg/l) (Refseth mfl. 2016, Strachan og Kennedy 2021). Disse verdiene er betydelig lavere enn behandlingskonsentrasjonen. Dersom utslippet av hydrogenperoksid har skjedd fra anlegget og ikke fra brønnbåt kan dette ha gitt økt sannsynlighet for effekt på reker i dette område. For lokaliteter ved eller i nærheten av registrerte rekefelt fraråder vi å bruke hydrogenperoksid i vinterhalvåret. Dersom behandlingen har vært gjort i brønnbåt og utslippet av behandlingsløsningen har foregått fra brønnbåten i fart, vil imidlertid risikoen for effekter på rekene være minimal.

9 - Oppsummering

Denne sammenstillingen av kunnskap og data fra Hardangerfjorden viser at tilstanden er generelt god med tanke på oksygeninnhold i bunnvannet, og næringssaltmålinger og klorofyll viser «god» til «svært god» miljøtilstand. Overvåkning av bunnsamfunnet viser også god tilstand, inkludert både hardbunnsindikatoren Makroalger og bløtbunnsfaunaen i dypbassenger, med unntak av noen stasjoner i indre del av fjorden. Derimot er det større utfordringer knyttet til miljøgifter. Utslipp av kobber fra oppdrettsanlegg akkumulerer i sedimentet, og forårsaker dårlig til svært dårlig tilstand i nærpunktet. Mange anlegg har også moderat tilstand med henblikk på sink. I overvåkningsprogrammet for Hardangerfjorden igangsatt i 2024 ble det påvist at alle undersøkte vannforekomster i Hardangerfjorden fra Simadalsfjorden til Bømlafjorden hadde dårlig kjemisk miljøtilstand. Det ligger en bred datafangst og et godt kunnskapsgrunnlag til grunn for disse konklusjonene.

Simulering av planteplanktonproduksjon med økosystemmodellen NORWECOM.E2E viser at utslipp fra dagens produksjon av laksefisk gir en økning på 10–12 %, forutsatt en kapasitetsutnyttelse på 50 % av tillatt lokalitets MTB for sjøanlegg og produksjonsramme for landbaserte og lukka anlegg i sjø. Produksjon og kapasitetsutnyttelsen i sjø vil være begrenset av selskaps MTB til det enkelte selskap. Estimering av kapasitetsutnyttelse er her basert på produksjonsdata for produksjonsområde 3 (Karmøy til Sotra) i perioden 2022–2024. Hvis akvakulturproduksjonen dobles i fjorden (det vil si at all godkjent kapasitet utnyttes) og lokalitetsstrukturen holdes fast vil enkelte områder få opptil 50 % økning i planteplanktonproduksjon, som tilsvarer eutrofi i henhold til definisjonen fra OSPAR. Spesielt i Skåneviksfjorden, Ålfjorden og området rundt Varaldsøy øker risikoen for eutrofi ved en doubling av utslippene. Ved en tredobling av akvakulturproduksjonen vil risikoen for eutrofi være stor i hele fjorden der det er akvakultur.

I Hardangerfjorden i dag er det en rekke anlegg som er godkjente men ikke satt i drift, anlegg som er omsøkt og anlegg som er under planlegging med kjent biomasse og plassering. Disse anleggene vil representere en potensiell økning av akvakulturproduksjonen på om lag 180 000 tonn fisk. De fleste av disse anleggene er lukkede anlegg i sjø eller landbaserte anlegg. Ett stort omsøkt landbasert anlegg er ikke tatt med i simuleringene da det er usikkert hvilken rensegrad dette anlegget vil få. En simulering av effekten av utslipp fra de øvrige anleggene viser at også ved en slik økning vil deler av fjorden nærme seg grensene for eutrofi, dersom ikke løste næringssalter fra landbaserte og lukkede anlegg renses. Store deler av hovedfjorden, fra Ytre Samlafjorden til Tysnes, samt Skåneviksfjorden og Ålfjorden kan få økning i planteplanktonproduksjon på over 30 % og stå i risiko for eutrofi.

Simuleringer av potensielle eutrofi-effekter viser at kapasiteten for utslipp av næringssalter i Hardangerfjorden nærmer seg grensen dersom man tillater stor økning i fiskeproduksjonen. Det er allerede gitt betydelig høyere lokalitets MTB i sjø enn samlet selskaps MTB i regionen. Risiko for eutrofiering vil da avhenge av i hvor stor grad selskaps MTB-en begrenser kapasitetsutnyttelsen på lokalitetsnivå, og da den samlede samtidige utnyttelsen av lokalitets MTB i området. Økende avrenning fra land og jordbruk på grunn av klimaendringer kan også bidra til redusert kapasitet samlet sett.

Selve Hardangerfjorden har en dyp og bred terskel som bidrar til god vannutveksling mellom kysten utenfor og fjorden innenfor. Både observasjoner og numeriske strømmodellresultater bekrefter dette ved at saltholdigheten og temperaturen over terskelnivået samsvarer godt mellom kystvannet og fjordvannet. Samtidig viser målinger en temperaturøkning på kysten og i dypvannet helt ned til 800 m. Oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet (under terskelnivå) varierer som en funksjon av forbruk i fjordbassenget og påfyll av oksygenrikt vann fra kysten i form bunnvannsutskiftning. I største delen av Hardangerfjorden er oksygentilstanden i bunnvannet «god», men enkeltstasjoner i Samlafjorden og fjordarmer med grunne terskler viser en nedadgående trend. Økende

temperatur på grunn av klimaendringer og tilførsel av organisk materiale forårsaker reduksjon i oksygenkonsentrasjonen i fjordbassenget, samtidig gir høyere temperaturer også lettere vann på kysten som medfører sjeldnere bunnvannsutskiftning.

TEOTIL 3.0 modellen estimerer at akvakultur er den største enkeltkilden til tilførsler av fosfor og nitrogen til Hardangerfjorden. Jordbruk og naturlig avrenning er også store kilder til nitrogen i Hardangerfjorden, spesielt på sørsiden i den ytre delen av fjorden. Det er viktig å skille mellom løste og partikkelbundne næringssalter, fordi de vil ha ulik effekt på miljøet. Forholdet mellom utslipp fra akvakultur, jordbruk og naturlig avrenning holder seg relativt konstant gjennom den undersøkte perioden, unntatt i enkelte områder der akvakultur viser en økende trend i utslipp (vassdragsområde 043 og 047).

Når det gjelder kartlegging av dype sårbare naturtyper og klimaeffekter, er det knyttet større usikkerhet til kunnskapsgrunnlaget for Hardangerfjorden. Sårbar naturtyper er kun kartlagt i kandidatområdet for marint vern i ytre del, ellers er fjorden dårlig kartlagt. Forekomst av store korallrev i ytre del og bløtbunn med tette bambuskorallskoger i midtre del viser viktigheten av kartlegging før etablering av ny industri.

Økte temperaturer er allerede observert både i fjorden og på kysten, og dette kan påvirke miljøet på flere måter. Når vannet blir varmere reduseres evnen til å holde på oksygen. Økt avrenning fra land kan føre til økt erosjon, høyere utslipp av næringssalter fra jordbruk og terreng, og dermed økt risiko for eutrofi.

Planteplanktonproduksjonen kan enten øke på grunn av lengre vekstsesong eller reduseres grunnet formørkning av vannet ved høyere utslipp av partikler og begrense lystilgangen.

Basert på næringssalt data er det ingen indikasjon på at fjorden er i risiko for eutrofiering i dag. Miljøtilstanden er «god» til «svært god», basert på kriterier i Vannforskriften, i de områdene som er dekket av ulike overvåkningsprogram i perioden 2016–2024. Flere av næringssaltparameterne viser avtakende konsentrasjoner i samme periode, med unntak av fosfat som har økt noe. Planteplankton er et biologisk kvalitetselement innen Vannforskriften. Overvåkningsdata i perioden 2016–2024 tilsier at tilstanden er «god» eller bedre for dette kvalitetselementet. Dataene som foreligger, viser heller ingen økning over tid i planteplankton biomassen. Planteplankton er den viktigste forbrukeren av næringssalter i det pelagiske systemet og data for planteplankton biomasse viser ingen risiko for eutrofiering i Hardangerfjorden.

Undersøkelser av makroalgevegetasjonen i Hardangerfjorden før og etter etablering av akvakultur viste at forekomsten av arter var som før. Derimot har økte temperaturer og endring i saltholdighet på grunn av vannkraftproduksjon ført til økt forekomst av varmekjære arter og at flere arter gikk lenger inn i fjorden enn tidligere. Forekomst av tang og tare var som tidligere, men i noen områder er disse regulert av kråkebollebeiting. Forekomst av trådformede opportunistiske alger i dybdeintervall som var beitet av kråkeboller var som på femtitallet.

Overvåkning av bløtbunnsfauna i dypbassenger i Hardangerfjorden viste svært god og god tilstand, med unntak av en stasjon i Simadalsfjorden i 2024 som hadde dårlig tilstand. Det har vært få stasjoner som har blitt overvåket før 2024. Overvåkning i nærsone til matfiskanlegg i Hardanger (B-undersøkelser) viste at elleve anlegg hadde dårlig tilstand, men resten av anleggene hadde god og svært god tilstand. Overvåkning av punkt i fjernsone ved anlegg (C-undersøkelse, fjernpunkt) viste at alle anlegg her hadde tilfredsstillende miljøtilstand. Det er foretatt modellering av spredning av partikulært materiale fra matfiskanlegg for alle anlegg i drift i Hardangerfjorden. Disse simuleringen viser at påvirket område er lokalt ved anleggene, men at i noen områder kan det være nærmest sammenhengende påvirkningssoner langs land. I noen smale fjordområder kan også utslipp av partikler påvirke dypbassengene.

Bruken av legemidler mot lakselus i Hardangerfjorden har vært moderat og det anses som lav risiko for store

negative effekter av disse utslippene. Imidlertid er det bekymring for enkelte tilfeller av bruk av hydrogenperoksid om vinteren i nærheten av rekefelt og bruk av flubenzuroner om sommeren.

Undersøkelser av kobber i sedimentet i nærpunktet ved anlegg i Hardanger viser at svært mange anlegg har dårlig eller svært dårlig tilstand. Mange av anleggene i Hardanger har ligget lenge på samme sted og selv om man slutter å bruke kobber i impregnering av nøter vil tungmetaller bli liggende lenge i sedimentet. Mange anlegg har også moderat tilstand med henblikk på sink på samme stasjon. Overvåkning av metaller i sediment i dypbassenget i Hardangerfjorden viser hovedsakelig god og svært god tilstand for de fleste metaller og områder. Hissfjorden har moderat tilstand i konsentrasjoner av nikkel og sink, mens Kvinnheradsfjorden har moderat tilstand for sink. Etter syv års overvåkning er det en liten økning av kobber og arsen i Hissfjorden, kadmium i Kvinnheradsfjorden og for krom i alle de målte fjordbassengene. Konsentrasjonene av sink har vært uendret i denne perioden. I overvåkningsprogrammet for Hardangerfjorden igangsatt i 2024 ble det påvist at alle undersøkte vannforekomster i Hardangerfjorden fra Simadalsfjorden til Bømlafjorden hadde dårlig kjemisk miljøtilstand. Nivåene av mange av stoffene var høyere i indre del av fjorden og indikerer at dette stammer fra tidligere utslipp fra industri. Oppdrettsnæringen bidrar særlig med kobber og sink til miljøet.

10 - Referanser

- Aaen, S. M., Aunsmo, A., & Horsberg, T. E. (2014). Impact of hydrogen peroxide on hatching ability of egg strings from salmon lice (*Lepeophtheirus salmonis*) in a field treatment and in a laboratory study with ascending concentrations. *Aquaculture*, 422-423, 167-171.
- Albretsen, J., Aure, J., Sætre, R., & Danielssen, D. S. (2011). Climatic variability in the Skagerrak and coastal waters of Norway. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 69 (5), 758–763.
<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr187>
- Anon. (2017). Eutrophication status of the OSPAR Maritime Area: Third integrated report on the eutrophication status of the OSPAR Maritime Area. OSPAR Commission, *Eutrophication Series* 2017.
- Aranguren, H., Hadler-Jacobsen, S., Sogn Andersen, J., Steinhovden, K., Ødegaard, M., Knutsen, H., & Arff, J. (2025). Overvåkningsprogram for Hardangerfjorden 2024-2026: Årsrapport 2024. *Multiconsult Rapport* 10254166-01-RIM-RAP-001.
- Askeland Johnsen, I., Husa, V., Kupka Hansen, P., & Vikebø, F. (2021). Utskiftning av bassengvatn i djupe terskelfjorlar. *Rapport fra Havforskningen*, 2021-43.
- Asplin, L., et al. (2020). The hydrodynamic foundation for salmon lice dispersion modeling along the Norwegian coast. *Ocean Dynamics*, 70(8). <https://doi.org/10.1007/s10236-020-01378-0>
- Bannister, R. J., Johnsen, I. A., Hansen, P. K., Kutti, T., & Asplin, L. (2016). Near- and far-field dispersal modelling of organic waste from Atlantic salmon aquaculture in fjord systems. *ICES Journal of Marine Science*, 73 (9), 2408-2419.
- Bartsch, I., & Kuhlenkamp, R. (2000). The marine macroalgae of Helgoland (North Sea): An annotated list of records between 1845 and 1999. *Helgoland Marine Research*, 54, 160-189.
- Bartsch, I., & Kuhlenkamp, R. (2009). *Entwicklung der Makrophyten. Vegetation bei Helgoland vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie*. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg. *Meeresumwelt Aktuell: Nord- und Ostsee*, 1, 1-8.
- Beyer, J., Song, Y., Tollefsen, K. E., Berge, J. A., Tveiten, L., Helland, A., Øxnevad, S., & Schøyen, M. (2022). The ecotoxicology of marine tributyltin (TBT) hotspots: A review. *Marine Environmental Research*, 179, 105689.
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2022.105689>.
- Bokn, T., & Lein, T. E. (1978). Long-term changes in fucoid association of the inner Oslofjord, Norway. *Norwegian Journal of Botany*, 25, 9-14.
- Bokn, T., Murray, S. N., Moy, F. E., & Magnusson, J. B. (1992). Changes in fucoid distribution and abundances in the inner Oslofjord, Norway: 1974–80 versus 1988–90. *Acta Phytogeographica Suecia*, 78, 117-124.
- Borgersen, B., Bekkby, T., Brkljacic, M., Eikrem, W., Fagerli, C., Frigstad, H., Gitmark, J., Harvey, B., Kistenich, E., Kvile, K., & Valestrand, L. (2024). Økokyst – Delprogram Nordsjøen, Årsrapport 2023. *Miljødirektoratet M*-2789.
- Borgersen, B., Bekkby, T., Brkljacic, Egge E, M., Eikrem, W., Fagerli, C., Frigstad, H., Gran S, Kistenich, E., Norli M, Næss R., & Valestrand, L. (2025). Økokyst – Delprogram Nordsjøen,

Årsrapport 2024. Miljødirektoratet M-3012.

Bruno, D. W., & Raynard, R. S. (1994). Studies on the use of hydrogen peroxide as a method for the control of sea lice on Atlantic salmon. *Aquaculture International*, 2(1), 10-18.

Bye-Ingebrigtsen, E., Dahlgren, T.G., Isaksen, T.E. (2023). Marin Overvåking Hordaland—Sammendragsrapport 2019–2022. NORCE Norwegian Research centre AS. Rapport 4-2023. NORCE Klima og Miljø. 83 +154 s.

Dale, T., Fagerli, C. W., Trannum, H., Eikrem, W., Staalstrøm, A., & Kristiansen, T. (2018). ØKOKYST Delprogram Nordsjøen Nord, Årsrapport 2017. *Miljødirektoratet M-1009*.

Dale, T., Fagerli, C. W., Trannum, H., Eikrem, W., Staalstrøm, A., Ledang, A. B., & Kristiansen, T. (2019). ØKOKYST Delprogram Nordsjøen Nord, Årsrapport 2018. *Miljødirektoratet M-1338*.

Dalsøren, S. B., Albretsen, J., & Asplin, L. (2020). New validation method for hydrodynamic fjord models applied in the Hardangerfjord, Norway. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 246, 107028.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.107028>.

Fagereng, M. B. (2016). Bruk av hydrogenperoksid i oppdrettsanlegg; fortynningstudier og effekter på blomsterreke (*Pandalus montagui*) "Use of hydrogen peroxide on fish farms; dilution studies and effects on pink shrimp (*Pandalus montagui*)." MSc, University of Bergen.

Fagerli CW, Gitmark J, Walday M, Kile MG, Røst M, Gundersen H. 2025. Revidert felt- og beregningsmetodikk for Komboindeksen (makroalger). For bruk inntil inkludering i offisiell Veileder. *Miljødirektoratet M-2975*.

Grefsrud ES, Andersen LB, Agnalt A-L et al. Editors: Grefsrud EL, Andersen LB, Grøsvik BE et al. 2025. Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2025 - Produksjonsdødelighet hos oppdrettsfisk og miljøeffekter av norsk fiskeoppdrett. *Rapport fra havforskningen 2025-14* ISSN: 1893-4536. <https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2025-14>

Grøsvik BE, Ghebretsaie DB, Mortensen S, Sævik PN. 2023. Kunnskapsstøtte om miljøeffekter av kobber. Delrapport I. *Rapport fra Havforskningen 2022-50*. Pp 46. <https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2022-50>

Hanssen-Bauer, I., Drange, H. and Førland, E.J. (2015), *Climate in Norway* 2100, No. 2/2015, Vol. 2, Norsk klimaservicesenter (NCCS).

Hjøllo, S.S, Aarflot, J.M, Cannaby, H.A, Skogen, M.D: Investigating cumulative impacts: Coastal primary production in a warmer, darker, and nutrient-enriched future. In review, *Aquaculture Environment Interaction*.

Husa, V., Steen, H., & Sjøtun, K. 2014a. Historical changes in macroalgal communities in Hardangerfjord (Norway). *Marine Biology Research*, 10 (3), 226–240. <https://doi.org/10.1080/17451000.2013.810751>

Husa, V., Kutti, T., Ervik, A., Sjøtun, K., Hansen, P. K., & Aure, J. 2014b. Regional impact from fin-fish farming in an intensive production area (Hardangerfjord, Norway). *Marine Biology Research*, 10 (3), 241–252.
<https://doi.org/10.1080/17451000.2013.810754>

Johnson, S, Constible, J og Richard, J (1993). "Laboratory investigations on the efficacy of hydrogen peroxide against the salmon louse *Lepeophtheirus salmonis* and its toxicological and histopathological effects on Atlantic salmon *Salmo salar* and chinook salmon *Oncorhynchus tshawytscha*." *Diseases of aquatic organisms* 17(3): 197-204.

- Klavestad N. (1967). Undersøkelser over benthos-algevegetasjonen i indre Oslofjord i 1962-1965. Delrapport 9. NIVA. 119 s.
- Klavestad N. (1978). The marine algae of the polluted inner part of the Oslofjord. *Botanica Marina* 21, 71-97.
- Konstali, K. and Sorteberg, A. (2022), "Why has precipitation increased in the last 120 years in Norway?", *Journal of Geophysical Research*, American Geophysical Union (AGU), Vol. 127 No. 15, doi: 10.1029/2021jd036234.
- Kutti T, Legrand E, Husa V, Olsen SA, Gjelsvik Ø, Carvajalino-Fernandez M, Johnsen IA (2022) Fish farm effluents cause metabolic depression, reducing energy stores and growth in the reef-forming coral *Lophelia pertusa*. *Aquaculture Environmental Interaction* 14:279-293 <https://doi.org/10.3354/aei00442>
- Larsen, S., Andersen, T. and Hessen, D.O. (2011), "Climate change predicted to cause severe increase of organic carbon in lakes", *Global Change Biology*, Wiley, Vol. 17 No. 2, pp. 1186–1192, doi: 10.1111/j.1365-2486.2010.02257.x.
- Liu D, Keesing JK, Dong Z, Zhen Y, Di B, Shi Y, Fearn P, Shi P. (2010). Recurrence of the world's largest green-tide in 2009 in Yellow Sea, China: *Porphyra yezoensis* aquaculture rafts confirmed as nursery for macroalgal blooms. *Marine Pollution Bulletin* 60, 1423-32.
- Ménesguen A, Perrot T, Dussauze M. (2010). Ulva Mass Accumulations on Brittany Beaches: Explanation and Remedies Deduced from Models. *Mercator Ocean Quarterly Newsletter*, October 2010.
- Miljødirektoratet. 2016. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota revidert 30.10.2020. *Miljødirektoratet* M608. Pp13.
- Miljødirektoratet (2025, 24.6): Veileder for klassifisering av miljøtilstand i kyst- og ferskvann. *Miljødirektoratet* 2025.
- Rasmussen (2023). Vurdering av vannovervåkingsrapporter tilknytte tiltaksrettet overvåking. Overvåking 2022. *Multiconsult Rapport* 10252820-01-RIGm-RAP-007. Pp 16.
- Munda IM. (1996). The northern Adriatic Sea. In Ecological studies Vol 123. Eds. Scramm & Nienhaus. *Marine benthic vegetation*. Kap 16, 369-402.
- Norderhaug KM, Gundersen H, Høgåsen T, Johnsen TM, Severinsen G, Vedal J, Sørensen K, Walday M. (2016). Eutrophication status for Norwegian waters. National report for the third application of OSPARs Common Procedure. *Rapport frå Miljødirektoratet* M- 589.
- Opdal, A. F., Lindemann, C., & Aksnes, D. L. (2019). Centennial decline in North Sea water clarity causes strong delay in phytoplankton bloom timing. *Global Change Biology*, 25 (11), 3946–3953. <https://doi.org/10.1111/gcb.14810>
- Pang, S. J., Liu, F., Shan, T. F., Xu, N., Zhang, Z. H., Gao, S. Q., Chopin, T., & Sun, S. (2010). Tracking the algal origin of the Ulva bloom in the Yellow Sea by a combination of molecular, morphological and physiological analyses. *Marine Environmental Research*, 69, 207-215.
- Refseth, G. H., Sæther, K., Drivdal, M., Nøst, O. A., Augustine, S., Camus, L., Tassara, L., Agnalt, A.-L., & Samuelsen, O. B. (2016). Miljørisiko ved bruk av hydrogenperoksid: Økotoksikologisk vurdering og grenseverdi for effekt. 8200. *Akvaplan niva* AS.

- Refseth, G. H., Nøst, O. A., Evenset, A., Tassara, L., Espenes, H., Drivdal, M., Augustine, S., Samuelsen, O. B., & Agnalt, A.-L. (2019). Assessment of environmental risk when using hydrogen peroxide in aquaculture: Ecotoxicological tests and modelling, SSD curve, dispersion modeling and proposals for risk reduction measures . 8948-1. *Akvaplan niva* AS.
- Robbins, S. L., & Cotran, R. S. (1989). *Pathologic Basis of Disease* (5th ed.). Saunders.
- Rueness, J., & Fredriksen, S. (1991). An assessment of possible pollution effects on the benthic algae of the outer Oslofjord, Norway. *Oebalia*, 17, 223-235.
- Ruus, A., & Mengeot, C. (2022). *Overvåking av kystvann i vannområde Hardanger 2022. NIVA Rapport* L.nr 7830-2023. ISBN 978-82-577-7566-7. pp. 112.
- Sandø, A., Hjøllø, S., Hansen, C., Skogen, M. D., Hordoir, R., & Sundby, S. (2024). A multi-scenario analysis of climate impacts on plankton and fish stocks in northern seas. *Fish and Fisheries* .
<https://doi.org/10.1111/faf.12834>
- Samuelsen, O., Hannisdal, R., Parsons, A. E., Escobar, R., & Agnalt, A.-L. (2024). Kunnskapsstatus Legemidler i Fiskeoppdrett. *Rapport fra Havforskningen*, 2024-25. ISSN: 1893-4536.
- Sample, J. E., JacksonBlake, L., Vogelsang, C., & Kaste, Ø. (2024). En modell for beregning av kildebaserte tilførsler via elver og direktetilførsler til kyst. *NIVA rapport*, 7996-2024.
- Sele, V., Lundebye, A.-K., Berntssen, M., Storesund, J., Lie, K. K., Philip, A., Nøstbakken, O. J., Waagbø, R., & Ørnsrud, R. (2022). Program for overvåking av fiskefôr: Årsrapport for prøver innsamlet i 2021. *Rapport fra Havforskningen* Nr 22-2022. ISSN: 1893-4536. pp. 28.
- Sjøtun, K., Husa, V., Asplin, L., & Sandvik, A. D. (2015). Climatic and environmental factors influencing occurrence and distribution of macroalgae — A fjord gradient revisited. *Marine Ecology Progress Series*, 532, 73-88. <https://doi.org/10.3354/meps11341>
- Skarbøvik, E., Allan, I., Sample, J. E., Greipsland, I., Selvik, J. R., Schanke, L. B., Beldring, S., Stålnacke, P., & Kaste, Ø. (2017). Riverine inputs and direct discharges to Norwegian coastal waters – 2016. *NIVA report m - 862–2017*. Norwegian Institute for Water Research, Oslo, Norway.
- Skei, J., Rygg, B., Moy, F., Molvær, J., Knutzen, J., Hylland, K., Næs, K., Green, N., & Johnsen, T. (1998). Forurensningsutviklingen i Sørfjorden/Hardangerfjorden i perioden 1980-1997. Sammenstilling av resultater fra overvåking av vann, sedimenter og organismer. *NIVA-rapport*, 3922, 95 pp.
- Spilling, K., Kremp, A., Klais-Peets, R., & Olli, K. (2014). Spring bloom community changes modify carbon pathways and C:N:P:Chl a stoichiometry of coastal material fluxes. *Biogeosciences*, 11 , 7275-7289.
<https://doi.org/10.5194/bg-11-7275-2014>
- Strachan, F., & Kennedy, C. J. (2021). The environmental fate and effects of anti-sea lice chemotherapeutants used in salmon aquaculture. *Aquaculture*, 544 , 737079.
- Sævik, P. N., et al. (2021). Modelling chemical releases from fish farms: Impact zones, dissolution time, and exposure probability. *ICES Journal of Marine Science* . <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsab224> .
- Taormina, B., Kutti, T., Olsen, S. A., et al. (2024). Effects of aquaculture effluents on the slender sea pen *Virgularia mirabilis* . *Scientific Reports*, 14 , 9385. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-59613-3>

Thomassen, J. M. (1993). *Hydrogen peroxide as a delousing agent for Atlantic salmon*. Chichester, United Kingdom: Ellis Horwood Limited.

Trannum, H. C., Bekkby, T., Borgersen, G., Deininger, A., Eikrem, W., Fagerli, C., Frigstad, H., Harvey, T., Heggem, T., Mengeot, C., Michelsen, H., Tveiten, L., & Valestrand, L. (2022). *Økokyst - DP Nordsjøen, Årsrapport 2021*. M-2279.

Urbina, M. A., Cumillaf, J. P., Paschke, K., & Gebauer, P. (2019). Effects of pharmaceuticals used to treat salmon lice on non-target species: Evidence from a systematic review. *Science of the Total Environment*, 649, 1124-1136.

Ådlandsvik, B., & Sundby, S. (1994). Modelling the transport of cod larvae from the Lofoten area. In *ICES Marine Science Symposia* (pp. 379–392). International Council for the Exploration of the Sea.



HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

Postboks 1870 Nordnes

5817 Bergen

Tlf: 55 23 85 00

E-post: post@hi.no

www.hi.no