

Fagrådet for vann-og avløpsteknisk samarbeid i indre
Oslofjord

Overvåkning av Indre Oslofjord i 2015



Oppdragsnr.: 5145099 **Dokumentnr.:** 03 **Versjon:** J04
2016-08-17

Fagrådet for vann-og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord

Oppdragsgiver:

Oppdragsgivers kontaktperson: Svanhild Louise Fauskrud

Rådgiver:

Norconsult AS, Apotekergaten 14, NO-3187 Horten

Oppdragsleder:

Elisabeth Lundsør

Fagansvarlige:

Vannundersøkelser: Pernille Bechmann
Økotoksikologi: Gunn Lise Haugestøl
Hardbunn og biogeografi: Guri Sogn Andersen

Andre nøkkelpersoner:

Jane K. Dolven, Gaute Rørvik Salomonsen og Kathrine Sundeng

Vi ønsker å takke alle våre samarbeidspartnere og spesielt Sindre, Tom, Jan og Tor Eigil på F/F Trygve Braarud, Daniela fra IRIS, Fredrik fra IVL, Lars (Biologitjenester) for godt samarbeid i forbindelse med bearbeiding av kartdata og modellering og Aivo (NGU) for bistand med å fremskaffe kartdata.

I tillegg vil vi som har jobbet med overvåkingen takke alle i «*Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord*» for et spennende oppdrag og flott samarbeid. En spesiell takk til leder av «Utvalg for miljøovervåking» Knut Bjørnskau og sekretær Svanhild Fauskrud for god og informativ kommunikasjon.

J04	2016-08-17	Godkjent	gusan, jakdo, ellun, pebec, glhau	kahsu	ellun
D03	2016-07-08	For godkjenning hos oppdragsgiver	gusan, jakdo, ellun, pebec, glhau	gusan	ellun
B02	2016-07-05	For gjennomgang	gusan, jakdo, ellun, pebec, glhau	gusan	
A01	2016-06-20	Utkast	gusan, jakdo, ellun, pebec, glhau		
Versjon	Dato	Beskrivelse	Utarbeidet	Fagkontrollert	Godkjent

Dette dokumentet er utarbeidet av Norconsult AS som del av det oppdraget som dokumentet omhandler. Opphavsretten tilhører Norconsult. Dokumentet må bare benyttes til det formål som oppdragsavtalen beskriver, og må ikke kopieres eller gjøres tilgjengelig på annen måte eller i større utstrekning enn formålet tilsier.

Sammendrag

Overvåkingsprogrammet for Indre Oslofjord har pågått siden 1970-årene og innebærer undersøkelser av marinbiologi samt hydrografiske og hydrokjemiske parametere i fjorden. Programmet har som mål å gi løpende informasjon om fjordens status og kartlegge hvordan miljøforholdene i fjorden endrer seg over tid. Områdene rundt indre Oslofjord er i stadig vekst noe som fører til økt belastning på systemet og behov for utslippsreducerende tiltak. Miljøovervåking i indre Oslofjord er derfor avgjørende for å beholde oversikten over utviklingen. Dataene som samles inn i overvåkingsprogrammet brukes også i forhold til planlegging av ny aktivitet i og rundt fjorden, med fokus på å ivareta og forbedre miljøet.

Kort oppsummert viser undersøkelsene i 2015 følgende: Klassifiserte resultater av klorofyll a og næringssalter viser at tilstanden i de øvre vannmassene stort sett ligger i tilstandsklasse «god» og «meget god» i sommerperioden. Unntakene er vannforekomstene «Bunnebotn» og «Oslo havn» som har forhøyede konsentrasjoner av total fosfor og stasjonen Im2, utenfor Drøbak, som har forhøyede klorofyllkonsentrasjoner. Gjennomsnittlig konsentrasjoner av klorofyll a gjennom sommer-månedene (juni-august) viser en nedadgående trend mellom 1973 og med 2010, noe som sannsynligvis er relatert til avtagende utslipp av næringssalter til fjorden. I siste måleperioden (2011-2015) er det funnet en svak økning i klorofyll a konsentrasjonen igjen. Tilsvarende målinger (gjennomsnitt juni-august) for siktedyp viser en gradvis økning i siktedyp fra 1970-tallet frem til i dag.

Som kjent fornyes dypvannet i Vestfjorden når tyngre, friskt vann fra ytre Oslofjord strømmer inn over terskelen ved Drøbak. Dette fant sted gjennom vinteren 2014-2015. Når dypvannet i Vestfjorden er skiftet ut vil det nye friske, tunge vannet kunne strømme videre over terskelen inn til Bunnefjorden og fornye dypvannet også her. Men for at dette skal kunne skje må forholdene ligge til rette for det. Tettheten i Vestfjorden må være høyere enn tettheten i dypvannet i Bunnefjorden. I tillegg vil en kald vinter med vedvarende vindretning fra nord øke mulighetene for en dypvannsutskiftning. Vinteren 2014-2015 var tettheten i dypvannet i Bunnefjorden høyere enn tettheten i dypvannet i Vestfjorden, og vinteren var relativt mild. Det ble dermed ingen dypvannsfornyelse i Bunnefjorden gjennom vinteren 2014-2015, kun en delvis utskiftning av de mellomliggende vannmasser. Manglende dypvannsutskiftning i Bunnefjorden har medført at oksygenforholdene har vært vedvarende «svært dårlige» gjennom hele året.

Resultatene fra undersøkelser av horisontalutbredelse av tang viser en forbedring. I årets undersøkelser ble spiraltang, blæretang og sagtang observert i relativt tette bestander i store deler av indre Oslofjord. Sagtang vokser fortsatt ikke inn i de indre havnebassenger og i Sandvikbassenget, og selv om noe spiraltang og blæretang vokser her, er forekomstene mer glisne enn andre steder. Det er også positivt at tetthet i forekomst av gjelvtang, en introdusert art, er redusert selv om den fremdeles er tilstede i de fleste deler av fjorden. Resultatene fra dykkertransektene viser at det er tilnærmet lik tilstand som tidligere. Undersøkelsene, sett i sammenheng med samtidige registreringer av ulike miljøparametere, kan gi økt forståelse av økologiske effekter av endringer i klima og forurensningstilstand. Dersom klare årsakssammenhenger identifiseres, vil informasjon om endringer i tangsamfunnet også kunne gi en indikasjon på miljøendringer som er i ferd med å skje, og dermed være svært nyttig i overvåkingssammenheng. 2015 ble strategien for innsamling av data til produksjon av kart over marine bunntyper endret. Målet med strategiendringen er å kunne dekke et større område av fjorden på et tidligere tidspunkt. Fjordbunnen er kartlagt etter systemet Natur i Norge (versjon 2).

Innhold

1	Innledning	5
1.1	Indre Oslofjord	6
2	Fjordens oksygenforhold og vannutskiftning	8
3	Planteplankton og støtteparametere	11
3.1	Innledning	11
3.2	Trenddata klorofyll a og siktedyp for sommermånedene juni-august	13
3.2.1	Næringssalter i fjorden	14
3.2.2	Sammenlikning mellom klorofyll a og planteplankton taxa	14
4	Horisontalutbredelse av tang – fortsatt positiv utvikling	16
5	Nedre voksegrense – små endringer	18
6	Biogeografisk modellering – marint naturmiljø i indre Oslofjord	19
7	Lite reker i dypvannet i fjorden i 2015	23
8	Referanser	24

1 Innledning

Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord har ansvar for overvåking av fjorden. Overvåkingen er et samarbeid mellom Fagrådet, vannområdene PURA, Oslo og Indre Oslofjord Vest, politikere og kommunene. Miljøovervåkningsprogrammet for Indre Oslofjord har vært gjennomført siden 1970-årene og innebærer analyser av marinbiologi og hydrografi/hydrokjemii.

Et av overvåkingsprogrammets hovedmål er å gi løpende informasjon om forurensningssituasjonen (både med hensyn til næringssalter og miljøgifter) i Indre Oslofjord, samt å følge opp Vannforskriftens krav om at alle vannforekomster skal oppnå god økologisk og kjemisk tilstand innen 2021. Som kjent har overgjødning (eutrofieffekter) vært et av hovedproblemene i Indre Oslofjord siden tidlig i 1900-årene. Det er flere årsaker til dette:

1. Stadig økende befolkning og industri har ført til økte utslipp av næringssalter og organisk materiale gjennom avløpsvann.
2. Fjerning av næringssalter (fosfor og nitrogen) i prosessen med rensing av avløpsvann har kommet på plass først i senere tid.
3. Fjordens innelukkede karakter, med flere terskel-adskilte bassenger og et smalt (ca. 1 km), grunt (ca. 20 m) innløp nord for Drøbak reduserer dypvannsfornyelsen og påvirker oksygenforholdene i fjorden, spesielt i bunnvannet.

I tillegg til overgjødning- og miljøgift-problematikk har det vært viktig å overvåke klimaendringer, for å studere hvilke effekter temperaturendringer vil ha på dypvannsfornyelsen og oksygenforholdene i fjorden.

Norconsult AS har gjennomført overvåkningsprogrammet i 2015 i tett samarbeid med UiO med forskningsfartøyet Braarud, SH-Maritime, IRIS og DNV. Analyser av vann og planteplankton er gjennomført ved ALS og IVL.

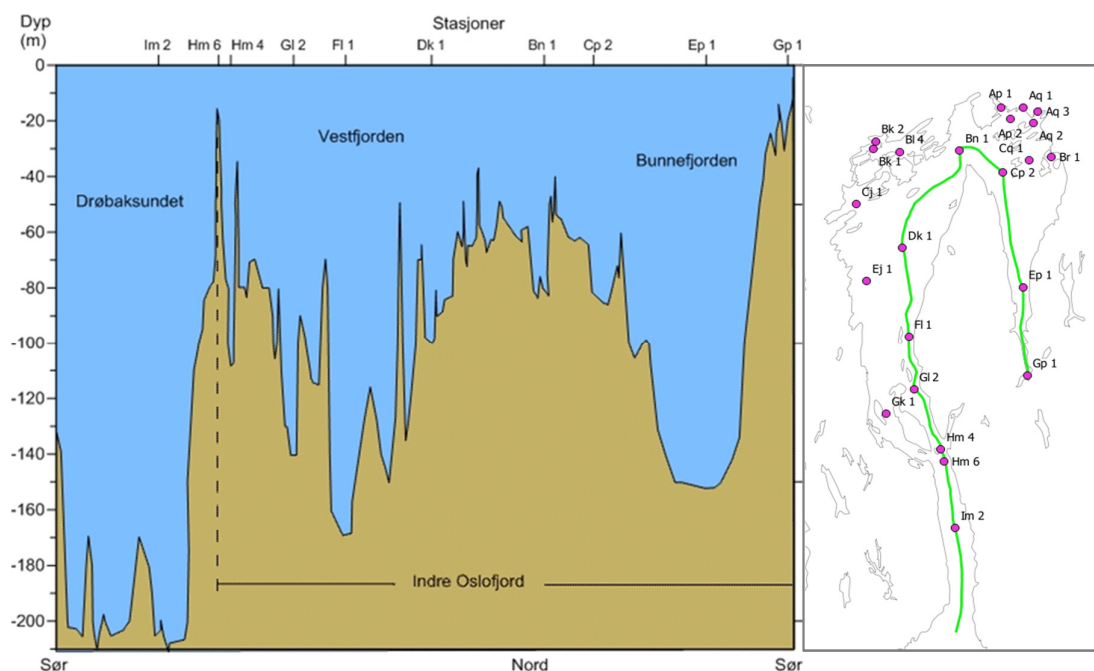
Kart med samlet oversikt over stasjonene hvor det er gjennomført aktiviteter i 2015 er vist i Figur 2. Aktivitetene innbefatter følgende:

- Vanntokt (18 stykker):
 - 3 hovedtokt
 - 12 overflatetokt
 - 3 kombitokt
- Kartlegging av 123 algestasjoner (mai/juni)
- Biogeografi-feltarbeid (sept.)
- Innsamling av reker (sept.)
- Utsetting av temperaturloggere (Drøbak og Bunnefjorden) sept.
- Innsamling av fisk for analyse av utvalgte biomarkører for miljøgifter (nov.)
- Gjennomføring av mikroplast-tokt. Et samarbeid mellom Fagrådet, Norconsult, NGI, Universitetet i Oslo og Göteborgs universitet.

Resultatene fra alle deler vil presenteres i årsrapporten for 2015, mens et utdrag er presentert her. Data og analyser utført av NIVA med prøvetaking fra Ferrybox er presentert i eget kapittel som omhandler klorofyll og planteplankton.

1.1 Indre Oslofjord

Indre Oslofjord er en terskelfjord på 190 km². Forbindelse til ytre områder skjer gjennom Drøbaksundet over en grunn terskel som ligger på omtrent 20 m vanddyb. Flere terskler innover i fjorden deler fjorden i bassenger og dette begrenser utskiftningen av dypvannet. Topografien er vist skjematisk i Figur 1.



Figur 1: Topografien i indre Oslofjord. Fjorden har mange terskler som begrenser utskiftning av bunnvannet, spesielt i indre del.

Den begrensede vannutskiftningen gjør fjorden spesielt sårbar for tilførsler av næringsalter og organisk stoff som medfører overgjødning og høyt oksygenforbruk i dypvannet.

Allerede tidlig på 1900-tallet ble det observert hyppigere og større planteplankton-oppblomstringer som følge av økt tilførsel av næringsalter i fra byen (Braarud og Bursa, 1939). Det første renseanlegget kom på plass i 1911, men fram til 1960 innebar rensingen hovedsakelig mekaniske prosesser og næringsstoffene ble sluppet direkte ut i sjøen (Baalsrud og Magnusson 2002).

Indre Oslofjord er et område preget av relativt rolig vær med varme somre og kalde vintre. Lengre perioder med nordavind om vinteren er gunstig for vannutskiftningen da denne bidrar til at overflatevannet strømmer sørover og muliggjør innstrømming av oksygenrikt bunnvann over tersklene (estuarin sirkulasjon). Det er indikasjoner på at nordavinden har blitt mindre dominerende siden slutten av 1900-tallet, og at dette påvirker hyppighetene av vannutskiftning av bunnvannet i Indre Oslofjord (Thaulow & Faafeng, 2014).

En stor andel av de samlede tilførselene av organisk stoff som bidrar til oksygenforbruk under 20 meters vanddyb kommer fra renseanleggene. Selv om renseprosessene blir stadig bedre synes det å

være en gradvis økning av tilførsler fra avløpsanleggene av både fosfor og nitrogen samt suspendert stoff (kilde SSB).

Elver, bekker og avrenning fra land er den dominerende bidragsyteren for fosfat som tilgjengelig gjøres for alger, men bidrag fra avløpsanleggene (spesielt overløp) er også betydelig (Vogelsang 2011).

Områdene rundt Indre Oslofjord er i stadig vekst og dette vil føre til økt belastning på systemet, noe som igjen fordrer økte krav til tiltak for å redusere/stoppe utslipp. Miljøovervåking i Indre Oslofjord vil være avgjørende for å beholde oversikten over utviklingen i området. Dette er viktig i forhold til planlegging av ny aktivitet rundt og i fjorden, og i forhold til iverksetting av tiltak for å hindre ytterligere skade på miljøet.



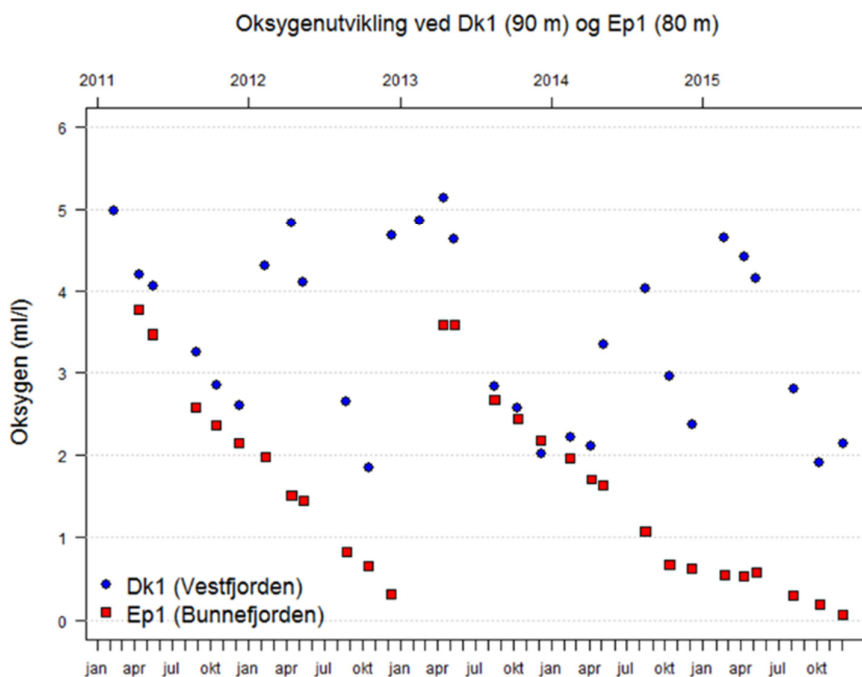
Figur 2: Oversikt over stasjoner i indre Oslofjord hvor hovedaktivitetene i overvåkningsprogrammet har foregått i 2015.

2 Fjordens oksygenforhold og vannutskiftning

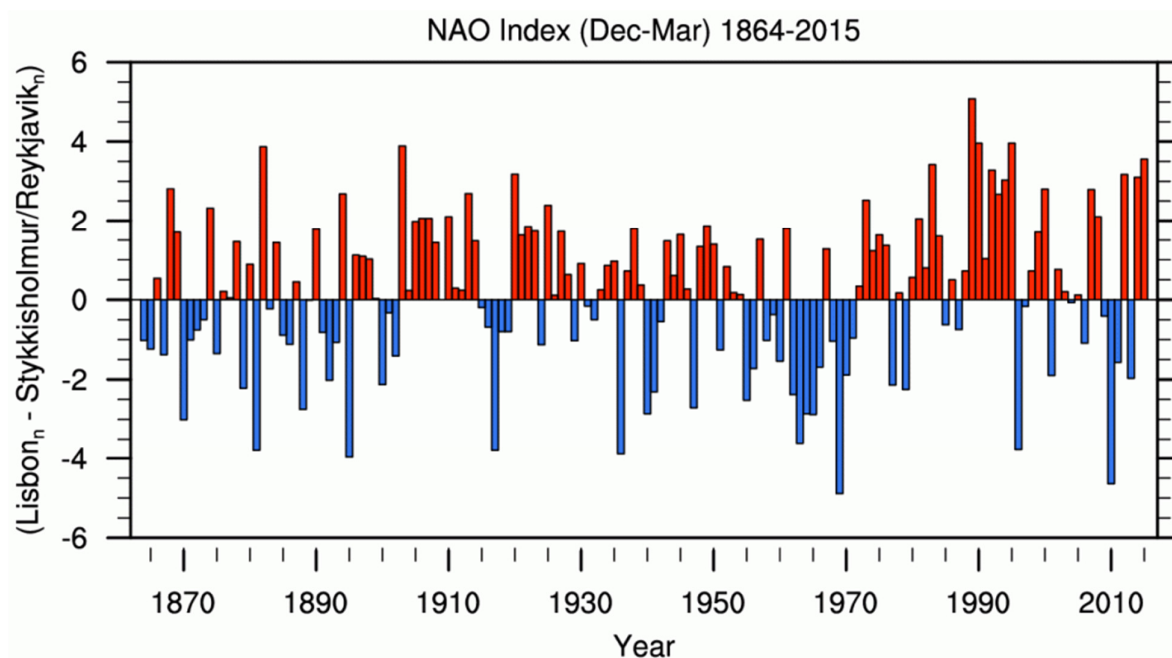
Fysiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord er hovedsakelig bestemt av klimaet, selv om forholdene den senere tid også er påvirket av menneskelig aktivitet. Viktige faktorer som inngår i klimasammenheng er temperatur (både i luft og vann), værsystemer (høytrykk/lavtrykk, vind og vindretning) og mengde nedbør og avrenning (ferskvannstilførsel) til fjorden.

Dypvannet fornyes vanligvis gjennom tilførsel av tyngre sjøvann fra ytre Oslofjord og Skagerrak om vinteren og tidlig vår. Denne dypvannsutskiftningen er i stor grad bestemt av vindretning og vindstyrke. Lange, kalde vintre med vind fra nord er gunstig for å få til en dypvannsutskiftning i fjorden, som igjen påvirker oksygenforholdene der. Varmere vintre med redusert nordavind vil på den annen side ha negativ innvirkning på fjordens vannutskiftning. I Vestfjorden skjer dypvannsutskiftningen årlig under 50 – 60 meter, mens den i Bunnefjorden vanligvis skjer hvert 3. – 4. år.

North Atlantic Oscillation index (NAO) gir informasjon om variasjonen i lavtrykk- og høytrykk- forholdet i Nord-Atlanteren vinters tid og dette påvirker også værforholdene i Norge. Positiv index fører mild og fuktig luft inn over sør-Norge og sørlige vinder blir mer fremtredende. Negativ index gir vinter med kald og tørr luft og større frekvens av nordlige vinder. En sammenligning av Figur 3 og Figur 4 viser godt samsvarer mellom negativ NAO og vannutskiftning/oksygenforhold i indre Oslofjord.



Figur 3: Oksygenutvikling i dypvannet i Vestfjorden (Dk1) og Bunnefjorden (Ep1).



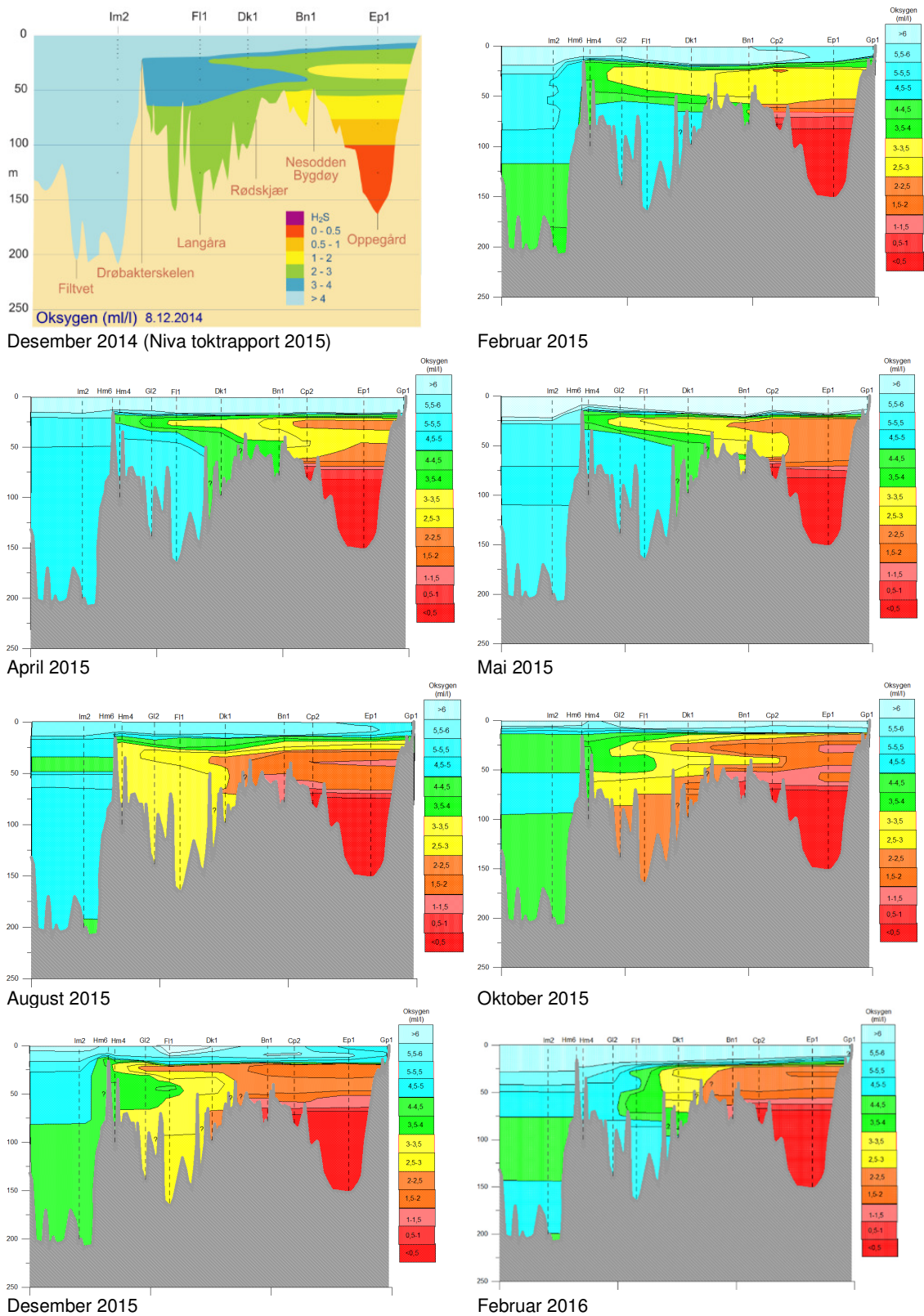
Figur 4: North Atlantic Oscillation index (NAO)

Som normalt har det vært utskifting av bunnvannet i Vestfjorden i løpet av vinteren 2014-2015 og vinteren 2015-2016 (Figur 5), men bunnvannet i Bunnefjorden er ikke skiftet ut siden vinteren 2012-2013 (Figur 3).

Undersøkelser av miljøtilstand (økologisk tilstand) bakover i tid, ved hjelp av foraminiferundersøkelser, viser generelt gode oksygenforhold i fjordsystemet frem til slutten av 1800-tallet. Menneskelig påvirkning har senere ført til redusert oksygen i bunnvannet (spesielt i Bunnefjorden), sannsynligvis som følge av økt tilførsel av næringssalter (eutrofi) og nedbrytning av organisk materiale. I de dypeste deler av Bunnefjorden startet den negative utviklingen allerede på slutten av 1800-tallet og tiltok utover 1900-tallet, med etablering av anoksiske bunnsedimenter på 1950-tallet (Dolven & Alve, 2010). Disse lavoksygenforholdene har vedvart frem til i dag, med svake tegn til bedringer de senere år. Noe av årsaken til dette er antatt å være forbedret renseteknologi og endret utslippsdyp ved Bekkelaget renseanlegg (år 2001) som har bidratt til tidvis økt oksygeninnhold i Bunnefjorden (Fagrådet 2013).

Selv om forurensningsbelastningen har avtatt de siste tiårene, er det fremdeles mye "oksygengjeld" i sedimentene. Dette fører til en tidsforsinkelse med hensyn til restituering av bunnfaunaen.

Gode oksygenforhold er viktig for å opprettholde biodiversiteten i hele området og det er etablert tentative mål for oksygenkonsentrasjonen i de ulike bassengene. Det opereres med tre ambisjonsnivåer: lavt, middels og høyt ut ifra antatt mulighet om hvilke konsentrasjoner området naturlig kan oppnå av forbedret vannkvalitet ved reduksjon av forurensningstilførsler.



Figur 5: Figurene viser oksygenforholdene i dypvannsbassengene gjennom vintrene 2014/2015 og 2015/2016. Data fra desember 2014 er hentet fra (Magnusson & Berge, 2015).

3 Planteplankton og støtteparametere

3.1 Innledning

Klorofyll a er et pigment som planter og alger bruker i fotosyntesen, altså i omdannelsen av lys til kjemisk energi. Konsentrasjoner av klorofyll a brukes derfor som et mål på planteplanktonproduksjonen i vannmassene og inngår som et biologisk kvalitetselement i Vannforskriften (Veileder 02:2013).

Sammensetningen og mengde planktonalger vil til enhver tid være styrt av forholdet mellom vekst, som styres av tilgang på lys og næring, og tap, i form av beiting eller utsynking. Den årlige syklusen i planteplanktonsamfunnet i indre Oslofjord er i utgangspunktet typisk for norske kystvannsføremster. Vinterstid, i november, desember og januar, er det så lite lys tilgjengelig at veksten blir liten selv om det er rik tilgang på næringssalter (Tabell 2). Når lysforholdene bedres vil produksjonen komme i gang. I indre Oslofjord, som er et relativt beskyttet område, initieres da en betydelig våroppblomstring dominert av kiselalger. Våroppblomstringen i Oslofjorden foregår gjerne i februar eller mars, mens den i andre deler av landet ofte finner sted en måned senere. Kiselalgene er avhengig av tilgang på silisium for vekst og deling, og næringsmangel, beiting og utsynking blir etter hvert begrensninger som gjør at produksjonen av disse algene stopper opp. Når vårfloppen bringer næringsrikt elvevann ut til fjorden på senvåren eller tidlig sommer vil vi kunne se en ny oppblomstring og igjen på høsten når sprangsjiktet brytes ned og algene får tilgang på mer næring nedenfra samtidig som lystilgangen fortsatt er god. I sommerperioden, når tilgangen i på silisium i overflatelaget (ca 0-8m) er liten, dominerer derfor andre grupper, som dinoflagellater (fureflagellater og coccolitoforider (kalkflagellater) (Paasche & Ostergren, 1980; Paasche, 2005).

Næringssaltene som tilføres indre Oslofjord kommer fra flere kilder. Noe følger med avrenning fra land, annet med avløp og en betydelig andel fraktes også med kyststrømmen fra Skagerrak. De senere årene har de langtransporterte tilførselene blitt redusert og rensegraden til avløpsanleggene betydelig forbedret. I tillegg slippes ikke lenger avløpsvannet ut i overflaten, slik det gjorde frem til 1980-tallet, men på større dyp. Dette har ført til at en mindre andel av de tilførte næringssaltene faktisk blir tilgjengelig for planteplankton som befinner seg i de øvre vannlagene, noe som har bidratt til å redusere graden av skadelig oppblomstring.

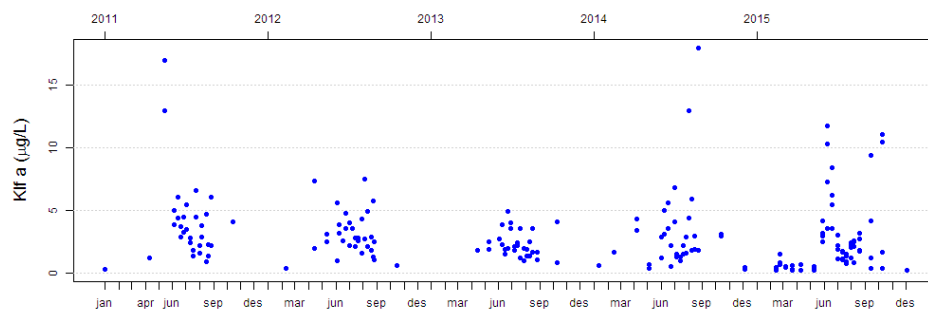
NIVA har i en årrekke beregnet utslipp av nitrogen og fosfor til norske kystområder. Beregningene er gjort med TEOTIL-modellen og datagrunnlaget består av avløpsdata fra KOSTRA, produksjonsdata fra fiskeoppdrett, industridata, tapskoeffisienter for norsk jordbruk og avrenningskoeffisienter for norske naturområder (Selvik & Høgåsen, 2015). Beregningene viser at mesteparten av de tilførte næringsstoffene er menneskeskapt (Selvik & Høgåsen, 2015). Siden 1985 er tilførselene kraftig redusert, men de senere år (siden 2003) har det vært en svak økning.

Resultatene fra analyser av klorofyll a i indre Oslofjord indikerer at den økologiske tilstanden i vannforekomstene som er klassifisert ligger i tilstandsklasse «god» for alle vannforekomstene nord for Drøbakterskelen. Ved Im2 (Hurum) ligger imidlertid konsentrasjonene innenfor tilstandsklasse «moderat», Tabell 1.

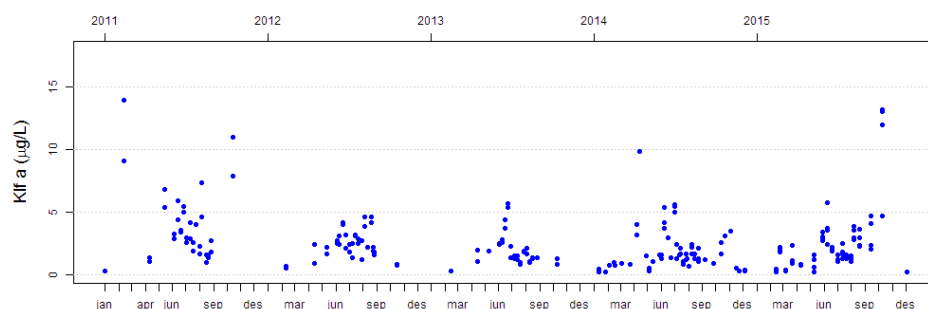
Tabell 1: Klassifisering av klorofyllkonsentrasjoner ($\mu\text{g/l}$) i vannforekomstene i indre Oslofjord. Klassifisert i henhold til Veileder 02:2013.

Vannforekomst	Vanntype	Prøvetakingstasjon	Verdier i vekstsesong Chl a (90-persentil)	nEQR		
			Snitt 2011-2015	2015	Snitt 2011-2015	2015
Vestfjorden/Oslofjorden	2	Dk1, Fl1, Gk1, Bn1	4,96	4,69	0,64	0,66
Bekkelaget	3	Ap2, Cq1	5,26	5,63	0,63	0,61
Bunnefjorden	3	Ep1	4,10	3,97	0,69	0,70
Hurum	3	Im2	6,61	7,32	0,54	0,49
Oslo havn og by	3	Aq3	5,74	5,21	0,61	0,63

Resultatene fra de ulike vannforekomstene viser at 2015 var et år med noe høyere klorofyllkonsentrasjoner enn normalt i Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden. De viser også at det i 2015 ikke var en stor våroppblomstring i fjorden, men at oppblomstringen av planteplankton isteden var høyest om sommeren og høsten i alle vannforekomstene.



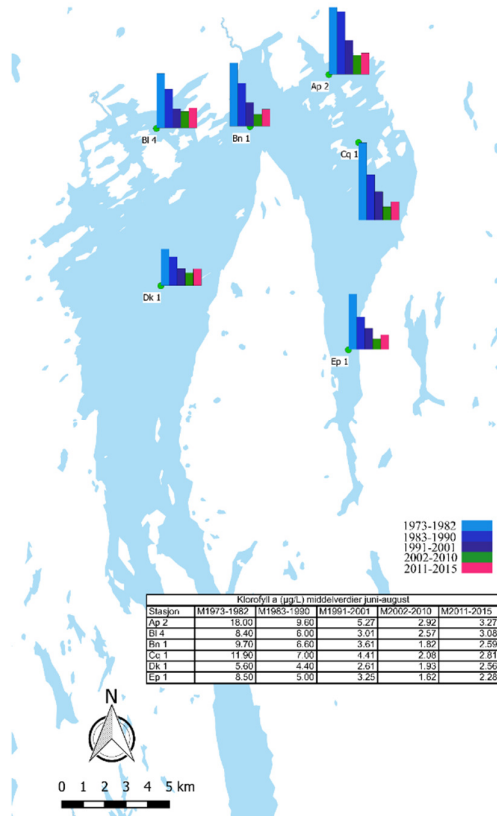
Figur 6: Klorofyll - a målt i overflatelaget på stasjon Ep1 i vannforekomst «Bunnefjorden» og Gp1 i vannforekomst «Bunnebotn».



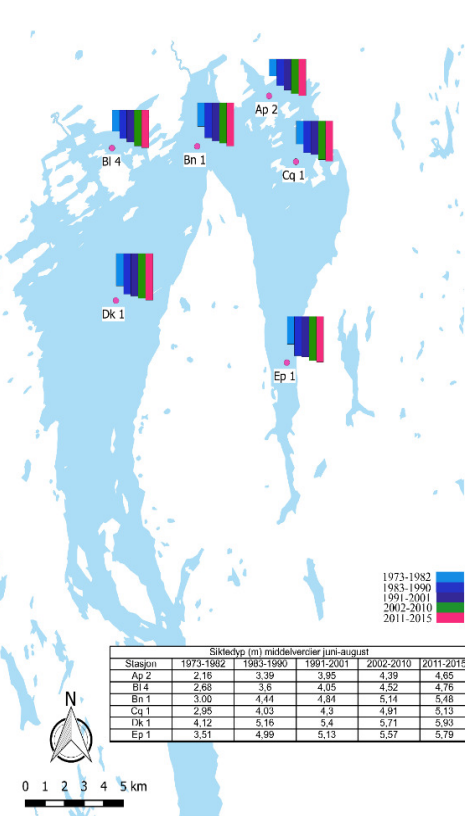
Figur 7: Klorofyll - a målt i overflatelaget på stasjon Dk1 og Bn1 i vannforekomst «Oslofjorden» (Vestfjorden).

3.2 Trenddata klorofyll a og siktedyp for sommermånedene juni-august

For klorofyll a ser man en nedadgående trend mellom 1973 og med 2010, noe som sannsynligvis er relatert til avtagende utslipp av næringssalter til fjorden (grunnet stadig bedre renseprosesser i rensesanleggene for avløpsvann) samt at avløpsvann de senere år slippes ut på større dyp enn tidligere, dvs. godt under den eufotiske sonen der planktonproduksjonen kan skje. I siste måleperioden (2011-2015) er det funnet en svak økning i klorofyll a konsentrasjonen igjen, men det er for tidlig å si om dette en del av noen trend som vil vedvare.



Figur 8. Gjennomsnittlig klorofyllinnhold i overflatelaget (µg/L) for juni-august fra 1973 frem til og med 2015. Data for 2015 er innsamlet av NIVA (2015).



Figur 9. Gjennomsnittlig siktedyp (m) for juni-august fra 1973 frem til og med 2015. Data for 2015 er innsamlet av NIVA (NIVA, 2015).

Siktedypet i Indre Oslofjord har forbedret seg fra 1970-tallet frem til i dag. Størst forbedring finner man i Lysakerfjorden, Oslo indre havn og Bunnefjorden.

3.2.1 Næringsalter i fjorden

Tabellen under (Tabell 2) viser at mange av vannforekomstene har konsentrasjoner av næringsalter i overflatelaget som ligger i klassene «svært god» og «god» i sommerperioden (med unntak av fosfor i Bunnebotten og Oslo Havn). I vinterperioden er det derimot forhøyede konsentrasjoner av flere næringsalter, tilsvarende tilstandsklassene III («moderat») og IV («dårlig»).

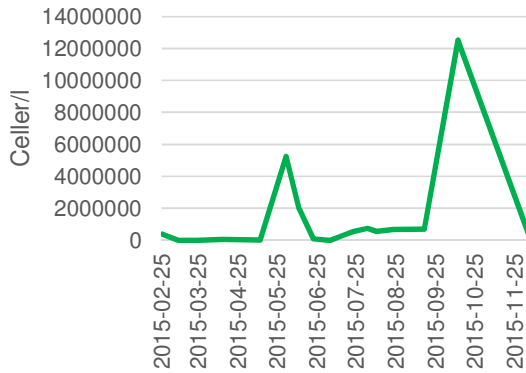
Tabell 2: Klassifisering av næringsstoffkonsentrasjoner i overflatelaget i Indre Oslofjord. Klassifisert i henhold til Veileder 02:2013.

Periode	Næringsalter, (µg/l)	Vannforekomst (snitt for 2013-2015)						
		Bekkelaget	Bunnebotten	Bunnefjorden	Hurum	Oslohavn	Sandvika	Vestfjorden
Sommer (juni-august)	Total fosfor	15,4	18,6	12,3	14,8	19,1	14,9	12,9
	Fosfat	3,8	3,7	3,1	3,3	4,3	3,3	3,0
	Total nitrogen	215,4	232,3	174,6	163,3	241,2	226,9	186,1
	Nitrat	5,0	8,7	12,3	21,6	6,9	5,0	15,3
	Ammonium	19,3	21,7	9,3	14,4	25,0	6,0	9,0
Vinter (desember-februar)	Total fosfor	27,9	44,0	28,4	27,4	29,1	29,7	28,8
	Fosfat	19,5	29,0	19,8	17,3	19,2	16,0	19,5
	Total nitrogen	356,8	405,5	343,1	281,6	370,1	356,8	322,7
	Nitrat	214,7	290,0	243,7	140,0	240,6	195,0	204,0
	Ammonium	22,1	22,3	12,0	12,7	27,3	37,5	17,6

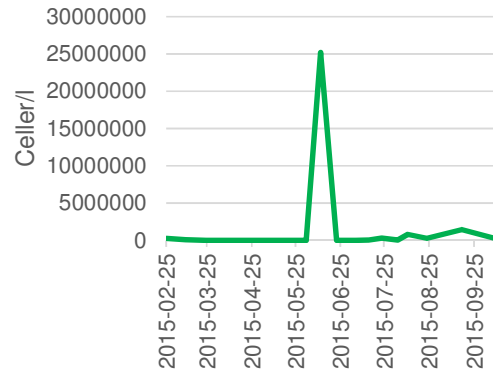
3.2.2 Sammenlikning mellom klorofyll a og planteplankton taxa

Den forventede våroppblomstringen var liten i 2015, dette resultatet underbygges også av også NIVA sine Ferry-Box-data fra Vestfjorden. Det er tydelig at den største oppblomstringen av kiselalger, som er den dominerende algegruppen, er på høsten i Vestfjorden, mens andre grupper, slik som flagellater og haptofytter har størst vekst i sommerperioden (Figur 12). Observasjonene sommerstid er som forventet, men den svake våroppblomstringen og den sterke oppblomstringen om høsten skiller seg fra tidligere år. Videre prøvetaking vil vise om dette er en ny trend eller en engangshendelse.

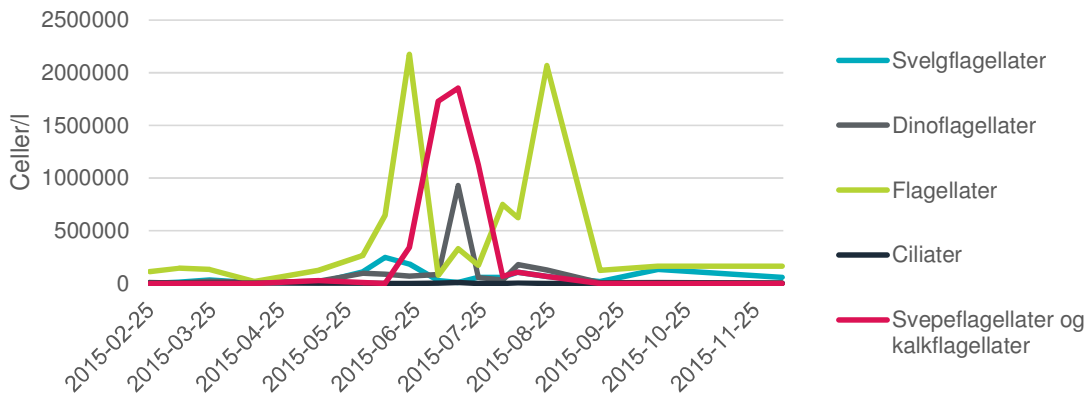
I Bunnefjorden ser vi kun en betydelig oppblomstring på forsommeren dominert av diatomeer. På sommeren øker også mengden av ulike flagellater, som er vanlig i Indre Oslofjord (Figur 13).



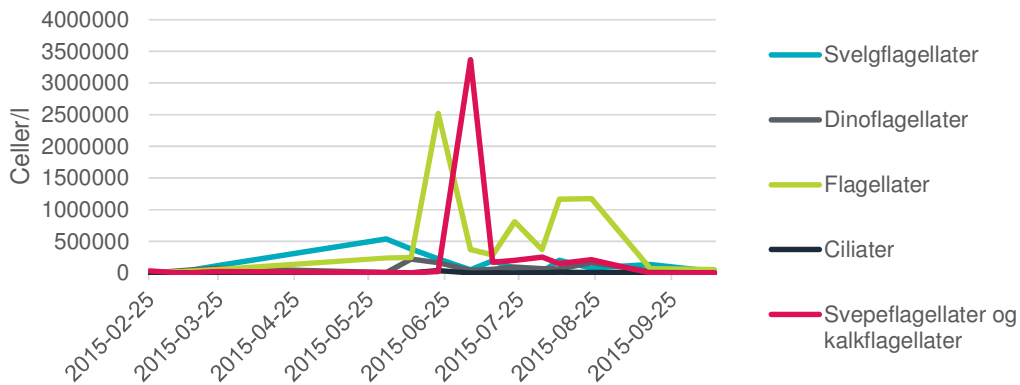
Figur 10: Konsentrasjoner av den dominerende algegruppen kiselalger/diatomeer på stasjon Dk1 (Vestfjorden) gjennom året.



Figur 11: Konsentrasjoner av den dominerende algegruppen kiselalger/diatomeer på stasjon Ep1 (Bunnefjorden) gjennom året.



Figur 12: Konsentrasjoner av andre viktige algegrupper på stasjon Dk1 (Vestfjorden) gjennom året.

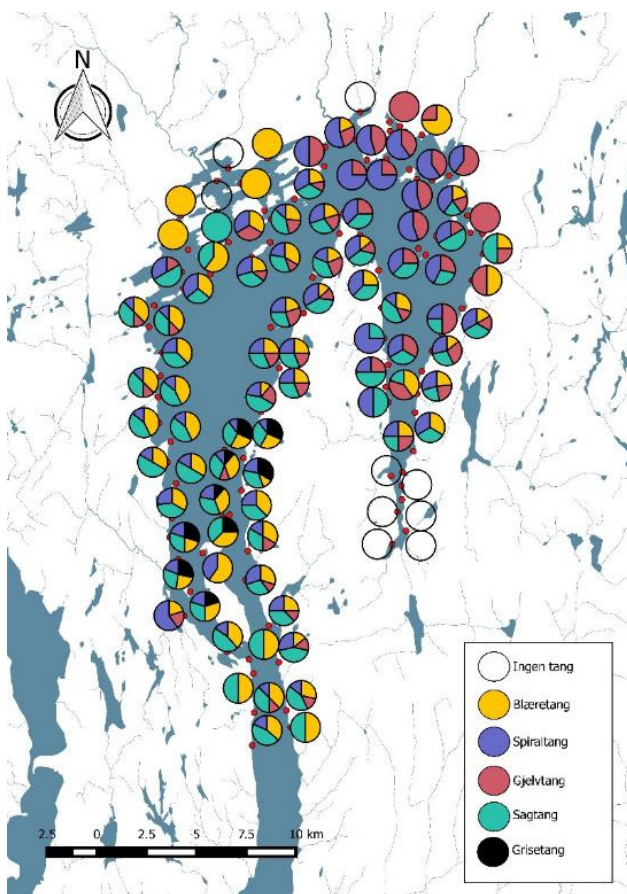


Figur 13: Konsentrasjoner av andre viktige algegrupper på stasjon Ep1 (Bunnefjorden) gjennom året.

4 Horisontalutbredelse av tang – fortsatt positiv utvikling

Tangvegetasjon og utvikling i tangsamfunnene langs indre Oslofjords rand er godt dokumentert. Gjennom en årrekke (1974-1980, 1988-1990, 1998-2000, 2011-2013) er det foretatt undersøkelser av de fem vanligste tangartene ved 123 stasjoner, fra innerst i Bunnefjorden til Vestfjorden og et stykke sør for Drøbak. Disse stasjonene ble igjen undersøkt våren 2015.

Tilstedeværelse av arter og artssammensetningen av organismer i en fjord er bestemt av fysiske, kjemiske og biologiske miljøfaktorer. Endringer i forskjellige organismsamfunn brukes derfor ofte som indikatorer for å oppdage miljøendringer. Kortlevde arter responderer generelt sett raskt på endringer, og det er normalt at forekomster av disse varierer mye både innen og mellom år. Flerårige arter er stort sett mer robuste for små og kortvarige endringer. Endringer i slike samfunn kan derfor fortelle mer om langvarige trender. De vanlige tangartene i Indre Oslofjord er flerårige og kan derfor fungere som indikatorer på langvarige og større endringer i fjorden.

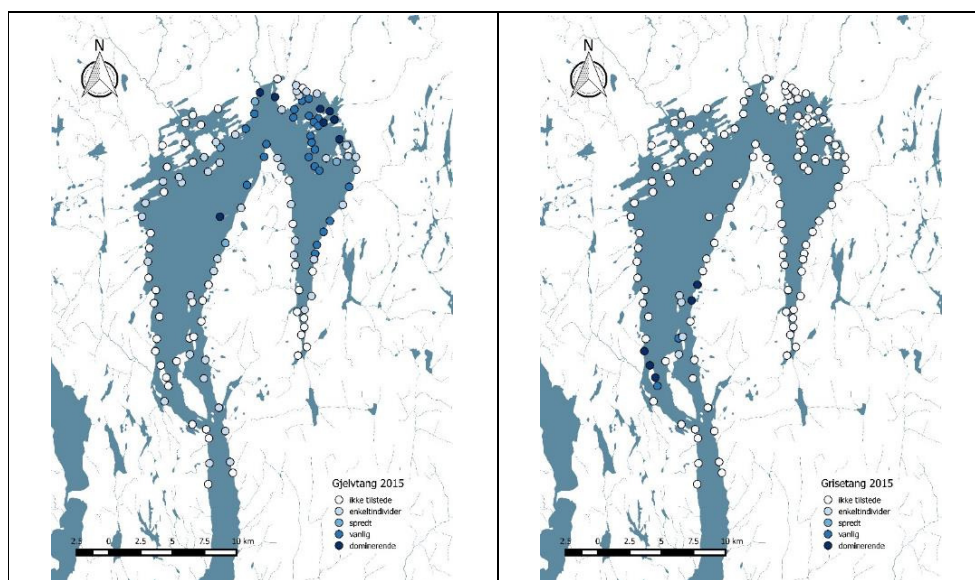


Figur 14: Generelle mønstre i utbredelse for de fem vanligste tangartene i indre Oslofjord. Den mest dominerende arten i området utgjør den største andelen av hver sirkel.

Utbredelsesmønstrene for de fem tangartene (Figur 14) i 2015 stort sett de samme som rapportert i forrige periode (2011-2013).

De fem vanligste tangartene i Oslofjorden er: spiraltang (*Fucus spiralis*), blæretang (*Fucus vesiculosus*), grisetang (*Ascophyllum nodosum*), gjelvtang (*Fucus evanescens*) og sagtang (*Fucus*

serratus). Spiraltang, blæretang og sagtang ble observert i relativt tette bestander i store deler av Indre Oslofjord. Sagtang vokser fortsatt ikke inn i de indre havnebassenger og i Sandvikbassenget, og selv om noe spiraltang og blæretang vokser her, er forekomstene mer glisne enn andre steder. Gjelvtang har derimot sitt hovedområde i indre del av fjorden (havnebassenget) hvor den vokser i relativt tette bestander. I Bunnefjorden og i Vestfjorden vokser den mer spredt (Figur 15). Grisettang vokser kun på et fåtall steder i Bunnefjorden. Tettere forekomster finnes i sørlige del av Vestfjorden (Figur 15). Den er i liten grad dominerende, men ser ut til å danne noe tettere forekomster i 2015 enn tidligere år.



Figur 15: Utbredelse av gjelvtang (t.v.) og grisettang (t.h.) i 2015. Gjelvtang er en art som typisk tolererer mye forurensning og som var svært vanlig i hele fjorden på 70-tallet. Grisettang tåler ikke forurensning i like stor grad. Arten var vanlig i fjorden på rundt år 1900, men forsvant fra store deler i takt med økt urbanisering.

På 1890-tallet var grisettang vanlig også i fjordens innerste deler ved Bygdøy og Nakkholmen. Grisettang er sårbar for forurensninger og har gradvis forsvunnet fra større områder av fjorden. I Sør-Norge vokser gjelvtang stort sett i havnebassenger og forurensede områder.

Samlet sett har det skjedd store endringer i tangvegetasjonen siden slutten av 1970-tallet. Det har vært en økning i de opprinnelige tangartene og reduksjon i mengde gjelvtang i Vestfjorden, Bunnefjorden og de indre havneområdene. Samtidig med den positive utviklingen i Vestfjorden og Bunnefjorden har det tidligere vært en negativ utvikling i sørlige deler av Vestfjorden og Drøbak-området, med nedgang i de opprinnelige tangartene grisettang, blæretang og sagtang og økning i gjelvtang. De siste 10-15 år har imidlertid forekomstene av gjelvtang blitt noe redusert i dette området, og observasjonene fra 2015 støtter opp om denne utviklingen. Vi fant kun svært spredte forekomster av gjelvtang, og relativt tette forekomster av sagtang og blæretang rundt Drøbak.

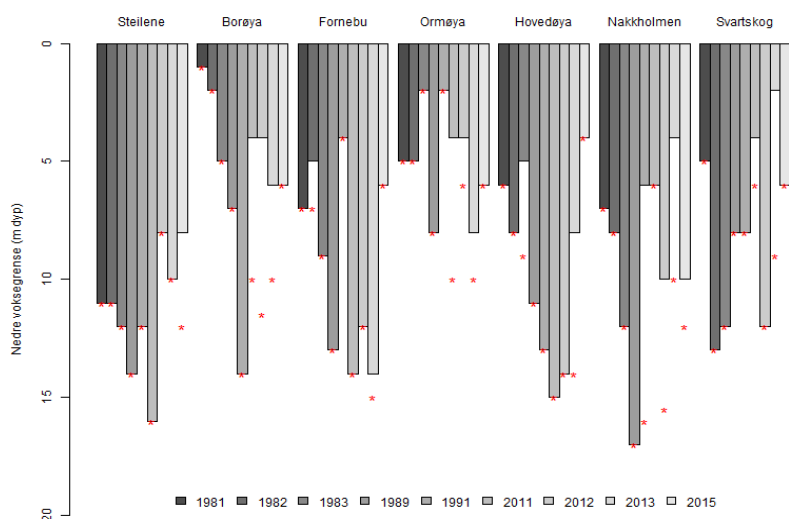
5 Nedre voksegrense – små endringer

Registrering av alle fastsittende makroskopiske alger og de vanligste fastsittende (eller lite mobile) dyrene ble foretatt ved dykking sensommeren 2015. 7 stasjoner ble undersøkt (Figur 2). Tilsvarende registreringer er tidligere gjennomført i 1981, 82, 83, 89, 91, 2011, 2012 og 2013.

Utbredelsen av fastsittende alger nedover i dypet (vertikalutbredelsen) avhenger i stor grad av lystilgang. En alges tilgang på lys avhenger av 1) hvor mye lys som når ned til dypet den vokser, samt 2) grad av tildekking av påvekster og slam som blokkerer lys fra å nå algens vev. Lysgjennomtrengelighet i vannet og grad av nedslamming er i stor grad avhengig av partikkelmengden (turbiditeten) i vannet. Ved økt turbiditet vil siktedypet/lysgjennomtrengeligheten avta og nedslamming øke, og nedre voksedyp for alger vil dermed forventes å bli grunnere. Likeledes vil det ved minkende turbiditet/økt siktedyp og redusert nedslamming over tid forventes en dypere utbredelse av alger. Andre faktorer av betydning for vertikalutbredelsen av alger er tilgang på næringssalter og substrat, og ellers miljøforhold som salinitet, helningsvinkel og bølgeeksponering, som blant annet kan forventes å påvirke mengden påvekster på algen. I tillegg kan andre biotiske faktorer som beiteeffekter fra f.eks. kråkeboller og snegler være bestemmende for algesamfunns vertikalutbredelse. Beiting fra planteetende mobile fauna kan medføre at nedre vegetasjonsgrense flyttes oppover i forhold til hva man ville forventet basert på lystilgang og vannkvalitet. Endringer i vertikalutbredelsen av alger over tid vil derfor kunne brukes til å identifisere endringer i vannkvaliteten, lysforhold, og biologiske interaksjoner i en vannforekomst.

Basert på funn i dykkeundersøkelsen september 2015 er stasjoner som kan sies å ha hatt en tilnærmet uendret eller svakt positiv trend i dybdeutbredelse og artsantall og fordeling av alger Steilene, Borøya, Nakkholmen og Svartskog, mens de stasjonene som viser en svak negativ utvikling er Fornebu, Ormøya og Hovedøya (se Figur 16). Økte mengder kråkeboller i dypet synes å sammenfalle med grunnere nedre voksegrense på enkelte stasjoner, mens det på andre stasjoner (for eksempel Nakkholmen) er observert økte mengder kråkeboller sammen med økt nedre voksegrense. I 2014 og 2015 var det mye nedbør i løpet av sommeren og dette har sannsynligvis påvirket forekomstene av alger og deres vertikalutbredelse i dykke transektene negativt.

I 2015 ble stasjonene undersøkt i september. Utover sensommeren og høsten blir ofte tettheten av påvekster (både alger og dyr - epibionter) på alger tettere. I 2015 ble derfor også dekningsgrad av epibionter på alger registrert i transektundersøkelsen. Dette kan være viktig informasjon i forståelsen



Figur 16: Nedre voksegrense opprette alger (spredt forekomst), 7 stasjoner i indre Oslofjord årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013 og 2015. Stjerne anqir første dybde for registrering av opprette alger.

av miljøendringer og mekanismer som virker inn på algesamfunnene over tid. Store mengder påvekster er blant annet utpekt som en sannsynlig årsak til reduserte forekomster av sukkertare (*Saccharina latissima*) i Skagerrak. Økt grad av påvekst er en vanlig eutrofi-effekt, selv om flere andre faktorer også kan være av betydning for slike endringer (som f.eks. redusert beitetrykk).

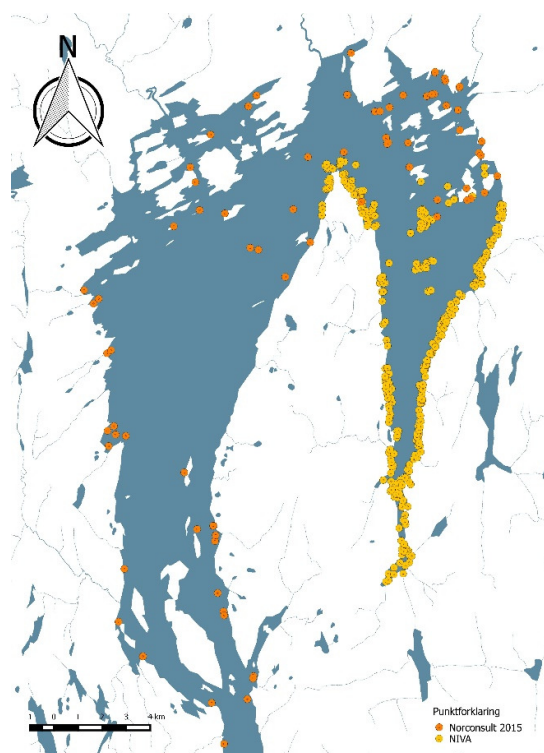
6 Biogeografisk modellering – marint naturmiljø i indre Oslofjord

Arbeidet med kartlegging av indre Oslofjord er godt i gang. En grov kartlegging av marine bunntyper i hele indre Oslofjord ble gjennomført i et samarbeidsprosjekt mellom Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Universitetet i Oslo (UiO) i 2005 og 2007. Bunnefjorden er kartlagt ved nærmere 2500 observasjoner, innsamlet med undervannskamera av NIVA i perioden 2005-2013. Disse observasjonene er klassifisert etter systemet Natur i Norge (NiN) versjon 1 (heretter kalt NiN 1). 15. april 2015 ble en betydelig oppdatering av dette systemet lansert. Systemet kalles fortsatt Natur i Norge, med det er nå versjon 2.0 som benyttes (heretter kalt NiN 2).

Årsakene til oppdateringen er blant annet at det var identifisert noen svakheter ved det gamle systemet som inkluderte: 1) Mangelfull tilrettelegging for naturkartlegging; 2) at typeinndelingen ikke var etterprøvbart og 3) at viktige kilder til variasjon manglet.

NiN 2 ble utviklet for å håndtere disse svakhetene. NiN 2 skiller seg vesentlig fra NiN 1, både med hensyn til metodikk for å identifisere typer og variabler og med hensyn til innhold i typesystem og beskrivelsessystemet. Konsekvensen er at kodeverket er fullstendig endret. Gamle koder beskriver ikke lenger samme naturtype/biotop, noen kategorier er splittet opp i flere mens andre kategorier har forsvunnet. En forutsetning for at resultater etter bruken av NiN 1 skal kunne benyttes når NiN 2 nå tas i bruk i stort omfang, er derfor en oversettelsesnøkkel mellom de to versjonene. Denne oversettelsesnøkkel er nylig publisert.

Mye arbeid er lagt ned i å «oversette» de gamle dataene fra indre Oslofjord til det nye systemet. Til nå er data fra om lag 600 punkter oversatt. Punktene ble valgt ut på bakgrunn av NiN 1-kategori for å dekke samtlige observerte NiN 1-kategorier samt størst mulig del av de kjente miljøgradientene i Bunnefjorden. Dette arbeidet vil fortsette i 2016 og 2017.



Figur 17: Fordeling av undersøkte punkter. Gul – NIVA (2005-2013), oransje – Norconsult, 2015.

De 2500 observasjonene som ble foretatt frem til 2013 er i hovedsak samlet ved filming av transekter fra fjæresonen og ned til ca. 30 meters dyp. I 2015 ble denne strategien lagt om. I 2015 ble det samlet inn data ved filming av punkter i fjorden, og punktene ble valgt ut for å dekke 1) en gradient på 0-30 m dyp 2) størst mulig del av forskjellige bunnsstrat og 3) størst mulig del av fjorden. Målet med strategiendringen var å kunne dekke et større område av fjorden på et tidligere tidspunkt. Dette vil resultere i et noe grovere oversiktsbilde i utgangspunktet, men etter hvert som data samles vil denne oversikten bli bedre og bedre. Modeller som skal beskrive det marine naturmiljøet i fjorden (fordelingen av NiN 2-typer) vil dermed også bli bedre og bedre for hvert år som går. I 2015 ble 62 punkter i indre Oslofjord undersøkt med drokkamera (Figur 17).

Enkelte punkter fra gamle datasett måtte ekskluderes fordi posisjonsangivningen var for unøyaktig eller usikkerheten ved typeinndelingen og oversettelsen fra NiN 1 til NiN 2 var for stor. Til grunn for modelleringen utført i 2015 lå til slutt data fra 509 punkter spredt over hele indre Oslofjord. Totalt er det registrert 30 ulike NiN-typer av sjøbunn i dette datasettet (se oversikt i Tabell 3).

For hvert observasjonspunkt ble det trukket ut verdier fra kartlag med informasjon om blant annet dyp, substrattype, helningsgrad og ulike avstandsmål. Disse verdiene ble brukt som prediksjonsvariabler i oppbyggingen av en multivariat statistisk modell av typen multinomsik logistisk modell.

Den multinomsiske modellen beskriver sannsynlig fordeling av de ulike bunntypene (etter NiN 2) i fjorden basert på hvor de ulike bunntypene allerede er observert. I tillegg til å ta hensyn til miljøforholdene på stedet, tar den hensyn til observerte forekomster av andre bunntyper ved lignende miljøforhold. Dette betyr at den predikerte sannsynligheten for at en bestemt bunntype skal finnes i et område også er beregnet ut ifra sannsynlighetene for samtlige av de resterende bunntypene som inngår i responsmatrisen. På denne måten tar den også hensyn til artsinteraksjoner der tilstedeværelse av arter danner grunnlaget for typifiseringen.

Dyp var prediksjonsvariabelen som, ikke overraskende, forklarte desidert mest av variasjonen i observasjonene. Den grovste inndelingen av NiN er basert på dyp og på bunnssubstrat (hardbunn eller bløtbunn). Det var derfor heller ikke overraskende at begge avstandsmålene og helningsgrad bidro med betydelig forklaringsevne. Avstand fra Drøbaksområdet og inn fjorden vil i stor grad representere gradienten over tersklene i fjorden, der bunnforholdene forventes å variere som følge av varierende grad av vannutskiftning (se foregående kapitler). Begge avstandsmålene vil forventes å være korrelerte med både bølgeeksponering, påvirkning fra båttrafikk og strøm, noe som også kan være årsak til avstandsvariablenes forklaringsevner. En del av forklaringsevnen i avstand fra land skyldes sannsynligvis påvirkning fra landmasser ved f.eks. tilførsel av partikler via avrenning og lignende. Helningsgrad vil være av direkte betydning for i hvilken grad partikler har mulighet til å sedimenteres og dermed også forekomster av NiN-typene. Inkludering av et interaksjonsledd med disse to variablene førte til en svak forbedring av modellen (basert på AIC-verdier), men på grunn av den relativt store økningen av parametere i modellens prediktor med denne inkluderingen (15), og usikkerheten som følger med begrensede data, besluttet vi likevel å ekskludere dette leddet i år.

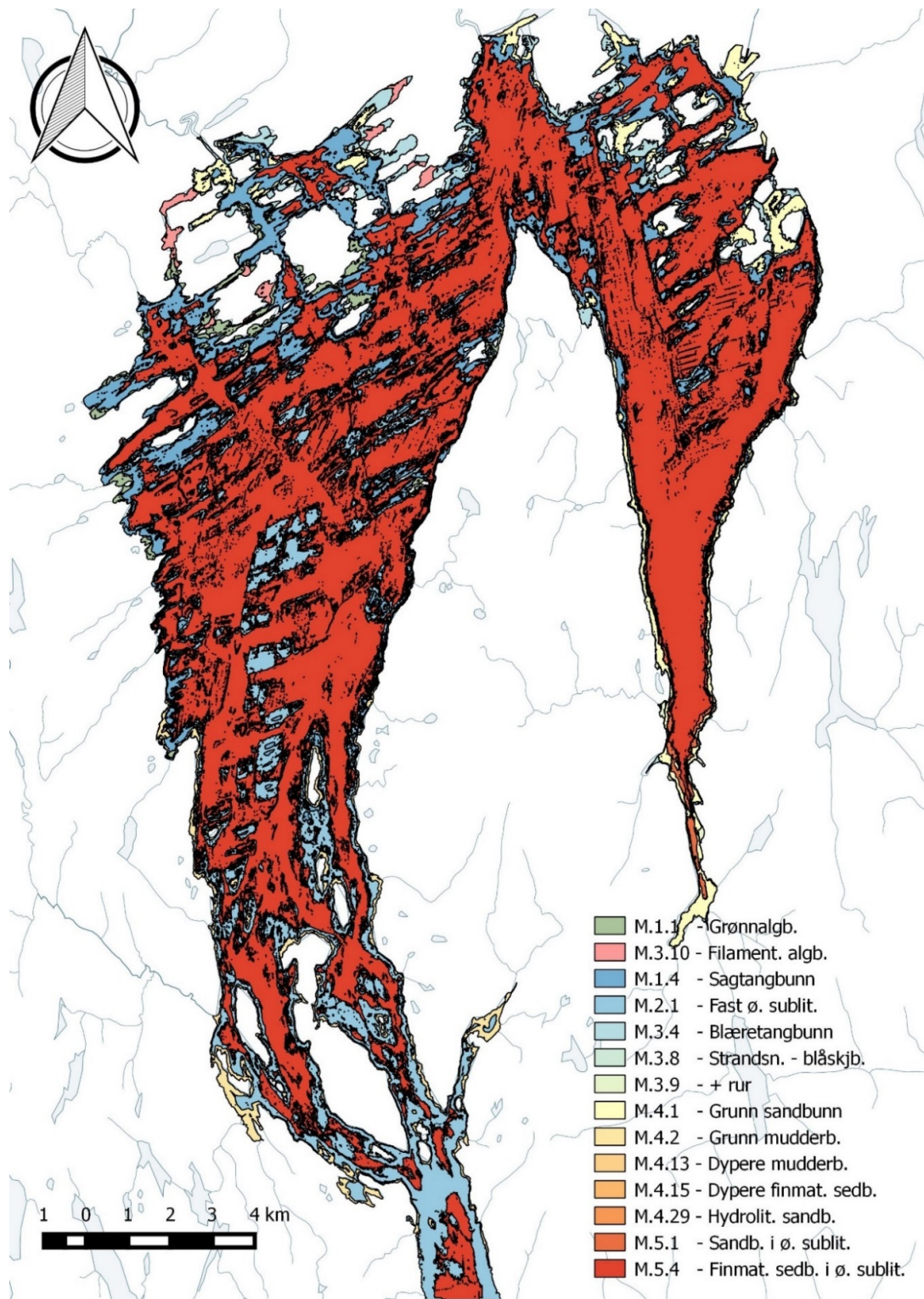
Det var overraskende at NGUs bunntypekart viste forholdsvis dårlig forklaringskraft i modelleringen. Med flere data og større dekning av undersøkte punkter i hele fjorden er det imidlertid sannsynlig at en modell med denne variabelen inkludert vil slå bedre ut.

Kartgrunnlaget med prediksjonsvariablene ble konvertert til et rastersett med 10 x 10 m oppløsning. Dette kartsettet ble brukt for å lage et kart over den mest sannsynlige geografiske fordelingen av NiN 2-typer i fjorden basert på modellprediksjonene. Det ble også produsert et kartsett som viser predikerte sannsynligheter for forekomster av hver NiN- type i hele indre Oslofjord (finnes i Norconsult 2016).

Det er viktig å merke seg at det oppsummerende biogeografiske kartet som presenteres (Figur 18) viser bunntypen modellen har predikert høyest sannsynlighet for forekomst av i hver kartcelle på 10 x 10 m. Dette betyr at mindre vanlige bunntyper sannsynligvis underestimeres i oppsummeringen dersom de ikke er knyttet til svært spesifikke miljøforhold. Som støtte i forvaltningssaker kan det derfor være hensiktsmessig å benytte sannsynlighetskartene for hver enkelt NiN2-kategori (se Norconsult 2016). De biogeografiske kartene kan brukes som vurderingsgrunnlag, men det bør likevel alltid gjennomføres feltundersøkelser der en detaljert oversikt er nødvendig.

Tabell 3 Oversikt over observasjonsdata som ligger til grunn for modelleringen i 2015

NiN2	Forklaring	Antall obs	% av obs	Kommentar
M.4.1	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn sandbunn	100	19,6	
M.1.4	Grunn, marin fastbunn - Sagtangbunn	74	14,5	
M.2.1	Dyp marin fastbunn - øvre sublitoral med lite strøm	45	8,8	
M.4.28	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - brakk løs kalkmudderbunn	32	6,3	Antagelig egentlig M.5.4 (oversatt fra NIVA-data)
M.3.4	Fast fjæreltebunn - dominert av blæretang	29	5,7	
M.5.1	Dyp marin sedimentbunn (afotisk) - sandbunn i øvre sublitoral	26	5,1	
M.1.1	Grunn, marin fastbunn - Grønnalgebunn	23	4,5	
M.4.3	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn fin til middels grusbunn	23	4,5	
M.4.15	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - finmaterierik sedimentbunn i rødalgebeltet	22	4,3	
M.5.4	Dyp marin sedimentbunn (afotisk) - finmaterierik sedimentbunn i øvre sublitoral	20	3,9	M.4.28 skal antagelig også inn her.
M.3.9	Fast fjæreltebunn - dominert av strandsnegl, blåskjell og rur	15	2,9	
M.3.8	Fast fjæreltebunn - dominert av strandsnegl og blåskjell	13	2,5	
M.3.10	Fast fjæreltebunn - dominert av filamentøse alger	12	2,4	
M.4.13	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - løs mudderbunn i rødalgebeltet	12	2,4	
M.4.2	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn, løs mudderbunn	12	2,4	
M.4.6	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn grus og steinbunn	11	2,2	
M.4.29	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - hydrolitoral sandbunn	7	1,4	
M.14.2	Sterkt endret marin fastbunn - grunn	5	1,0	
M.15.2	Sterkt endret marin sedimentbunn - løsbunn	5	1,0	
M.4.14	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grus og steinbunn i rødalgebeltet	4	0,8	
M.5.2	Dyp marin sedimentbunn (afotisk) - løs mudderbunn i øvre sublitoral	4	0,8	
M.4.12	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - sandbunn i rødalgebeltet	3	0,6	
M.5.3	Dyp marin sedimentbunn (afotisk) - fin grus til steinbunn i øvre sublitoral	3	0,6	
M.14.1	Sterkt endret marin fastbunn - tidevannssonen	2	0,4	
M.2.16	Dyp marin fastbunn - noe strømpåvirket bergvegg i atlantisk vann	2	0,4	Antagelig M.2.14? : lite strømpåvirket bergvegg (oversatt fra NIVA)
M.3.5	Fast fjæreltebunn - dominert av spiraltang	1	0,2	
M.4.20	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - ruglbunn i rødalgebeltet	1	0,2	
M.4.23	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - brakk fin til middels grusbunn	1	0,2	
M.4.4	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn grovere blandet sandbunn	1	0,2	
M.7.3	Marin undervannsseng - Grunn saltvannsseng (ålegras)	1	0,2	



Figur 18: Oversiktskart som viser NiN-typer med høyest predikert sannsynlighet for tilstedeværelse i hvert område basert på beste modell i 2015. Kartet er laget i vektorformat, basert på prediksjonskartet som er et rasterkart med 10 x 10 m oppløsning.

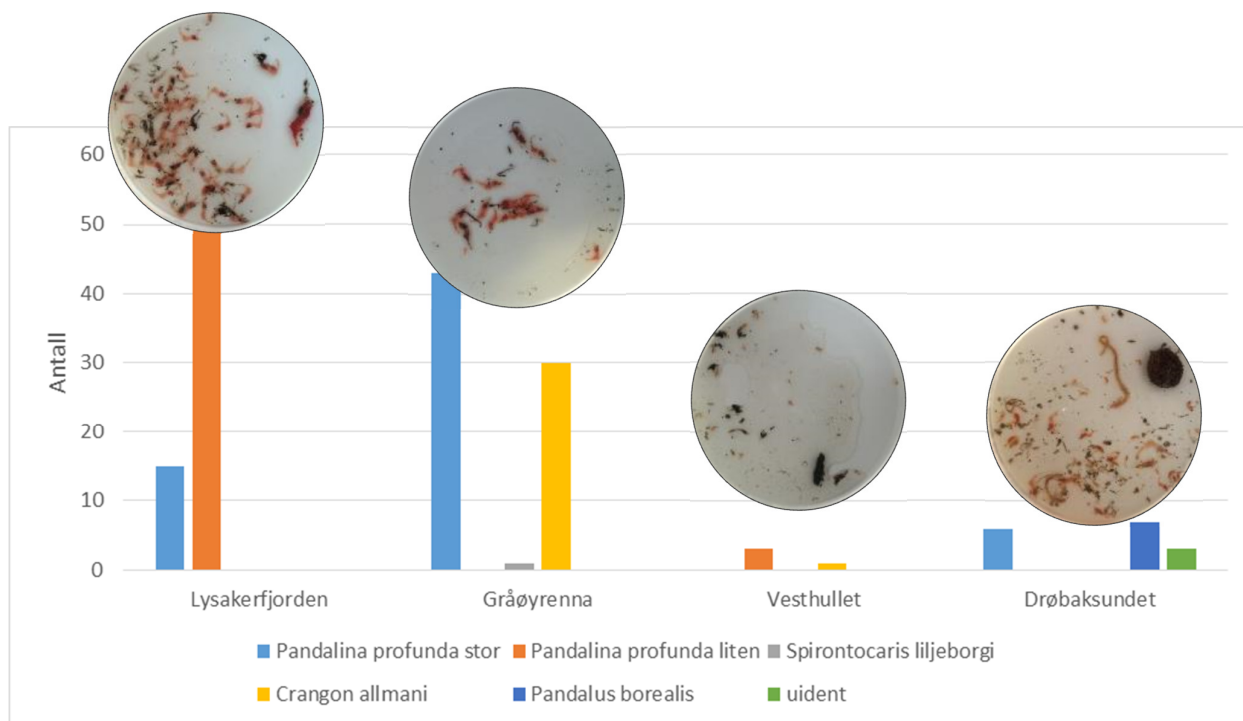
7 Lite reker i dypvannet i fjorden i 2015

Innsamling og analyse av reker og annen hyperbentos utføres årlig langs 7 transekter i dypområdene i fjorden. Rekeleiene samles inn med en Beyer-slrede, en slrede med et innsamlingsnett som dras over bunnen, over en avstand på ca. 1 km. Lokalisering av transektene er vist i Figur 2. Rekeleiene er følsomme for lave oksygenkonsentrasjoner og tidligere undersøkelser viser at det ikke forekommer reker ved oksygenkonsentrasjoner lavere enn 1 ml/L. De to stasjonene i Bunnefjorden ble derfor ikke prøvetatt pga. lave oksygenkonsentrasjoner (<1 ml/L).

Resultatene fra årets undersøkelse (2015) er vist i Figur 19. Det ble kun funnet reker ved 4 transekter. Trålingen ved Steilene ble gjennomført, men det var ingen reker i sleden etter gjennomført prøvetaking. Flest reker ble funnet i Lysakerfjorden og i Gråøyrenna, mens det ved Vesthullet og i Drøbaksundet ble kun funnet noen få individer.

Generelt sett har oksygenforholdene i dypvannet vært moderate til dårlige i fra august til desember 2015 i Vestfjorden (

Figur 5), og svært dårlige gjennom hele året i de dypere deler av Bunnefjorden. Dette antas å være årsaken til at det ble funnet få reker i indre Oslofjord i september 2015.



Figur 19: Det ble funnet reker på 4 av 7 stasjoner i 2015. Antall og fordeling er vist her.

8 Referanser

- Magnusson, F. J., & Berge, J. A. (2015). Overvåking av Indre Oslofjord i 2014 - Vedleggsrapport, (RAPPORT L.NR. 6834), 104 sider.
- Norconsult (2016). Overvåking av indre Oslofjord 2015. Vedleggsrapport. Dokumentnr.: 5145099-02. 174s
- Paasche, E. FORELESNINGER I MARIN BIOLOGI BOTANISK DEL (2005). Undervisningskompendium. Universitetet i Oslo. 61 sider.
- Paasche, E., & Ostergren, I. (1980). The annual cycle of plankton diatom growth and silica production in the inner Oslofjord, Norway. *Limnology & Oceanography*, 25(3), 481–494. [http://doi.org/10.1016/0198-0254\(80\)96048-3](http://doi.org/10.1016/0198-0254(80)96048-3)
- Selvik, J. R., & Høggåsen, T. (2015). Kildefordelte tilførsler av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2014 – tabeller, figurer og kart, (RAPPORT L.NR. 6938-2015), 57 sider.
- Thaulow, H., & Faafeng, B. (2014). Indre Oslofjord 2013 - Status, trusler og tiltak, (Rapport L.NR. 6593-2013), 93 sider.
- Veileder 02:2013 revidert 2015. Klassifisering av miljøtilstand i vann - Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. 263 sider.