

Overvåking av Indre Oslofjord i 2013 - Vedleggsrapport



RAPPORT

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

Tittel Overvåking av Indre Oslofjord i 2013 - Vedleggsrapport	Løpenr. (for bestilling) 6698-2014	Dato 17. juni 2014
	Prosjektnr. Undernr. O-13052	Sider Pris 131
Forfatter(e) John Arthur Berge, Rita Amundsen, Tage Bratrud, Nicolai Bølling, Espen Erdahl, Janne Gitmark, Hege Gundersen, Christopher Hinchcliffe, Tor Fredrik Holth, Sigrid Haande, Ketil Hylland, Torbjørn M. Johnsen, Tone Kroglund, Anna Birgitta Ledang, Marit Norli, Evy R. Lømsland, Andre Staalstrøm, Cathrine Wisbech, Raoul Wolf	Fagområde Marine miljøgifter	Distribusjon Fri
	Geografisk område Oslo, Akershus og Buskerud	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord	Oppdragsreferanse Svanhild L. Fauskrud
---	---

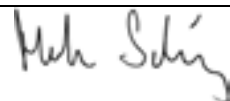
Sammendrag

Her rapporteres resultatene fra overvåkingen i Indre Oslofjord i 2013. En mindre omfattende beskrivelse av resultatene er gitt i NIVA rapport nr. 6697. Undersøkelsene omfatter fysiske, kjemiske og biologiske forhold. Overvåkingen ble gjennomført i samarbeid med Universitetet i Oslo. Vannutsiftningen i Indre Oslofjord var i 2013 god. Oksygenforholdene i Bunnefjorden viser en endring i positiv retning fra 2001, sammenfallende i tid med når dyputslippet fra det nye Bekkelaget renseanlegg ble satt i drift. Også i Vestfjorden antydes en forbedring i oksygensituasjonen. Den totale algebiomassen integrert over året var ca. 10 % lavere enn de to foregående årene, mens mengden klorofyll i 2013 var omtrent i samme nivå som gjennomsnittet for perioden 2002-2010. De lokale næringssalttilførslene til Indre Oslofjord har blitt betydelig redusert siden midten av 1970-tallet til 2003, men har siden økt frem til 2007, hvor etterverdiene har ligget omtrent på samme nivå. Kapasiteten på rensing av kommunalt avløpsvann er i ferd med å bli sprengt. Midlere siktedyp var i 2013 i samme nivå eller svakt høyere enn middelverdien for årene 2002-2010. I 2013 ble det observert mye reker (unntatt ved Vesthullet). Det var også uvanlig mange rekearter ved Hellvik i Bunnefjorden og i Lysakerfjorden. Forekomsten av tang viste en positiv utvikling i Vestfjorden og Bunnefjorden, og negativ utvikling i sørlige deler av Vestfjorden og Drøbak-området. Øyepål var den dominerende fiskearten på dypt vann. Både gapeflyndre, hvitting og sølvorsk og til dels sypike var også blant de mer tallrike artene. Rekrutteringen av torsk i Oslofjorden har ligget under gjennomsnittet for Skagerrak. I 2013 var fangsten av ørret i Indre Oslofjord 3.5 ganger større enn langtidsgjennomsnittet for Skagerrak. Resultatene fra de siste ti årene har generelt vist tegn til gradvis mindre effekter av miljøgifter på torsken i Indre Oslofjord, men påvirkningen er likevel større enn i Ytre Oslofjord.

Fire norske emneord 1. Forurensningsovervåking 2. Indre Oslofjord 3. Hydrografi/hydrokjemi 4. Marin biologi	Fire engelske emneord 1. Pollution monitoring 2. Inner Oslofjord 3. Hydrography/hydrochemistry 4. Marine biology
---	--



John Arthur Berge
Prosjektleder



Morten Schaanning
Forskningsleder

Overvåking av Indre Oslofjord i 2013 - Vedleggsrapport

Forord

Etter oppdrag fra Fagrådet for vann - og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord utfører Norsk institutt for vannforskning (NIVA) overvåkingsundersøkelser i Oslofjorden i samarbeid med Institutt for Biovitenskap, Universitetet i Oslo. Den faglige styringen av overvåkingsundersøkelsene er delegert til Utvalg for miljøovervåking. Utvalgets medlemmer i 2013 var:

<i>Ski kommune:</i>	<i>Knut Bjørnskau (leder)</i>
<i>Oslo kommune:</i>	<i>Hanne Tomter (til 10.12.13)</i>
<i>Oslo kommune</i>	<i>Toril Giske (fra 10.12.13))</i>
<i>Akershus fylkeskommune:</i>	<i>Anja Celine Winger</i>
<i>Universitetet i Oslo, Biologisk institutt:</i>	<i>Ketil Hylland</i>
<i>Bærum kommune:</i>	<i>Helle Frodahl</i>
<i>Oppgård kommune</i>	<i>Randi Aamodt</i>
<i>Fylkesmannen i Oslo og Akershus:</i>	<i>Simon Haraldsen</i>

Svanhild Fauskrud fra Oslo kommune har vært utvalgets sekretær

John Arthur Berge har vært prosjektleder hos NIVA. Foreliggende rapport fremlegger hovedresultater fra 2013, inklusiv vedleggsdata. Rapporten er ment som et supplement til en mer kortfattet rapport (NIVA-rapport nr.6697).

Til de hydrografiske toktene og innsamling av fisk til biomarkørundersøkelsene er Universitetet i Oslos forskningsfartøy "Trygve Braarud" brukt, og vi vil takke skipper Sindre Holm og mannskap for god og profesjonell bistand under feltarbeidet. I 2013 har Anna Birgitta Ledang hatt toktlederansvaret på hovedtoktene i februar, mai, og oktober. Bjørnar Beylich hadde toktlederansvar på toktene i april og desember, mens Andre Staalstrøm hadde ansvaret for toktet i august. Anna Birgitta Ledang har laget toktrapportene fra alle toktene i 2013.

Anna Birgitta Ledang har hatt hovedansvaret for å utarbeide hydrokjemidelen i denne rapporten. Marit Norli har bidratt til bearbeidelse av FerryBox-data. Torbjørn Johnsen og Evy R. Lømmland har analysert planteplankton og har skrevet kapitlene om dette. Sigrid Haande har hatt ansvaret for arbeid knyttet til registreringene av blågrønnalger i Årungselva. John Arthur Berge har sammen med Rita Amundsen (UiO) gjennomført bunnsledeundersøkelsene. Tor Fredrik Holth, Tage Bratrud, Christopher Hinchcliffe, Nicolai Bølling, Cathrine Wisbech, Raoul Wolf, Espen Erdahl og Ketil Hylland (alle fra Biologisk Institutt, Universitetet i Oslo) har gjennomført trålundersøkelsene på dypt vann. Tor Fredrik Holth, Tage Bratrud og Ketil Hylland har hatt ansvaret for undersøkelser av biologiske effekter i fisk. Janne Kim Gitmark har hatt ansvaret for kartlegging av fauna og flora i Bunnfjorden og Hege Gundersen har stått for utarbeidelse av biogeografiske kart. Janne Kim Gitmark har også hatt ansvaret for undersøkelsene ifm kartleggingen av nedre voksegrense for alger. Tone Kroglund har hatt ansvaret for undersøkelsene av horisontalutbredelsen av tang og algenes dekningsgrad. I rapporten er det etter oppfordring fra fagrådet også gjengitt noen resultater fra en strandnotundersøkelse gjennomført av HI (Espeland og Knutsen, 2013).

Oslo, 17 juni 2014

John Arthur Berge

Innhold

Sammendrag	7
Summary	9
1. Bakgrunn	11
1.1 Næringssalttilførsler	11
1.2 Vind, nedbør og lufttemperatur	12
2. Hydrografi og hydrokjemi	15
2.1 Måleprogram 2013	15
2.2 Hydrografi	17
2.2.1 Saltholdighet, temperatur, tetthet og oksygen i hele vannsøylen	17
2.2.2 Overflatevannets temperatur i Bunnefjorden og i Drøbaksundet	19
2.2.3 Dypvannsfornyelser	19
2.3 Langtidsendringer i oksygenforhold	22
2.3.1 Bunnefjorden	22
2.3.2 Lysakerfjorden	25
2.3.3 Vestfjorden	26
2.3.4 Drøbaksundet	31
2.3.5 Bekkelagsbassenget	32
2.3.6 Bærumsbassenget	34
2.4 Klorofyll, siktedyp og næringssalter	34
2.4.1 Klorofyll-observasjoner fra Vestfjorden (4 m dyp) med FerryBox	35
2.4.2 Siktdyp, planteplanktonbiomasse (klorofyll a) og næringssalter i overflatelaget i juni til august	36
2.4.3 Næringssaltkonsentrasjoner i overflatelaget vinterstid (desember-februar)	39
2.4.4 Kjemiske forandringer i næringssaltinnholdet i dypvannet	47
2.5 Referanser 2013	49
3. Planteplankton i Indre Oslofjord – Vestfjorden	51
3.1 Metoder	51
3.2 Resultater	51
3.3 Referanser	55
3.4 Rådata – plantplankton Steilene 2013	56
3.4.1 Planktoniske alger - celletall ved Steilene 2013	56
3.4.2 Planktoniske alger– algeklassenes biomasse ved Steilene 2013	60
4. Transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden	61
5. Horisontalutbredelse av tang	63
5.1 Innledning	63
5.2 Materiale og metode	64
5.3 Resultater og diskusjon	66
5.3.1 Dagens utbredelse	66
5.3.2 Endring i utbredelse	68
5.4 Fjæresamfunn og vanndirektivet	73

5.5 Referanser	74
5.6 Vedleggstabell - Horisontalutbredelse tang 2011-2013	76
6. Nedre voksegrense for alger/vertikalfordeling av kråkeboller	80
6.1 Innledning	80
6.2 Metode	80
6.3 Resultater	81
6.3.1 Endringer i nedre voksegrense	81
6.3.2 Presentasjon av utviklingen for hver stasjon	83
6.4 Vanndirektivet – nedre voksegrense	87
6.5 Konklusjoner/oppsummering	88
6.6 Referanser	89
Vedlegg A. Transektregistreringer i 2012 på stasjon 1–7	90
7. Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden	97
7.1 Innledning	97
7.2 Tidligere kartleggingsstudier i Indre Oslofjord	97
7.3 Naturtyperegistrering i Bunnefjorden (2005-2013)	97
7.4 Statistisk naturtypekartlegging i Bunnefjorden	97
7.5 Planlagt feltarbeid i 2014	99
7.6 Referanser	100
8. Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos)	101
8.1 Innledning	101
8.2 Metode	101
8.3 Resultater og diskusjon	103
8.4 Referanser	108
8.5 Rådata reker	109
8.5.1 Reker i sledeprøver 2013	109
8.5.2 Hovedgrupper i sledeprøver fra 2013.	110
8.5.3 Totalfauna - vedleggsfigurer	111
9. Artssammensetning av fisk i trålfangster fra Indre Oslofjord	113
9.1 Metode	113
9.2 Resultater og diskusjon	113
10. Strandnottrekk i 2012-2013	121
10.1 Torsk	121
10.2 Sjørørret	124
10.3 Hvitting	125
10.4 Leppefisk	125
10.5 Referanser	126
11. Biologiske effekter av miljøgifter på fisk	127
11.1 Metode	127
11.2 Resultater og diskusjon	127
11.3 Referanser	131

Sammendrag

Denne rapporten presenterer resultatene fra overvåkingen foretatt for Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord i 2013. En mer kortfattet beskrivelse av resultatene er presentert i en populærrapport (l. nr. 6697). Undersøkelsene omfatter fysiske, kjemiske og biologiske forhold. Overvåkingen i 2013 ble gjennomført av NIVA i samarbeid med Universitetet i Oslo (UiO).

Indre Oslofjord er et relativt innelukket fjordområde. Utslipp til fjorden vil fort kunne medføre uønskede effekter som overgjødsling (ved tilførsler av næringssalter) og forhøyede nivåer av miljøgifter. Dette er påvirkninger som fremdeles er aktuelle, fordi områdene rundt Indre Oslofjord har hatt og ventes å få en betydelig befolkningsøkning i fremtiden med de økede tilførslene som dette vil kunne medføre. Kapasiteten på anleggene for rensing av kommunalt avløpsvann er også i ferd med å bli sprengt, og det trengs store utbygginger for å møte fremtidens avløpsutfordringer.

De lokale næringssalttilførslene til Indre Oslofjord har blitt betydelig redusert siden midten av 1970-tallet til 2003, men har siden økt frem til 2007. Etter dette har tilførslene ligget omtrent på samme nivå.

Fjordens miljø har blitt stadig forbedret i takt med økende rensing av avløpsvannet, sanering av utslipp og tiltak for å redusere overløpsutslippene og andre tilførsler. De reduserte tilførslene har over tid gitt lavere næringssaltkonsentrasjoner i fjorden. Konsentrasjon av fosfor og nitrogen i overflatelaget viser en nedgang fra begynnelsen av 1980-tallet. For fosfor var det et minimum i 1999, og etter dette har konsentrasjonen økt noe frem til 2003. Fra 2003 og frem til 2013 har konsentrasjonen hatt en svak nedgang, men med konsentrasjon høyere enn i 1999. For nitrogen var minimumet i 2011, men konsentrasjonen har de to påfølgende årene økt noe.

En dypvannsfornyelse fant sted vinteren 2012/2013 og man unngikk forekomst av hydrogensulfid i bunnvannet i Bunnefjorden. Totalt sett ble ca. 106 % av vannet mellom 20 m og bunn fornyet i fjorden innenfor Drøbak mellom august 2012 og april 2013.

Oksygenforholdene i Bunnefjorden viser en klar endring i positiv retning fra 2001, omtrent sammenfallende i tid med når dyputslippet fra det nye Bekkelaget renseanlegg ble satt i drift. Også i Vestfjorden antydes en forbedring i oksygensituasjonen siden 2001 på dyp større enn 20 m. Selv om det er litt tidlig å konkludere kan det se ut som om dyputslippet i Bekkelagsbassenget også har medført en forbedring i deler av vannsøylen i Bunnefjorden. Endringer i oksygenforholdene i de dypere deler av Bunnefjorden er likevel først og fremst et resultat av naturlige variasjoner i hvor lenge det går mellom større vannutskiftninger.

Midlere siktedyp var i 2013 på samme nivå som middelverdien for årene 2002-2010. Resultatene viser at overflatelaget i fjorden har blitt suksessivt mindre «grumsete» i løpet av de siste fire tiår. Den totale algebiomassen integrert over året var i 2013 ca. 10 % lavere enn de to foregående årene, mens mengden klorofyll i 2013 var omtrent i samme nivå som gjennomsnittet for perioden 2002-2010.

I 2013 ble det observert reker i Bunnefjorden ved Hellvikstangen. Dette skyldes at vinteren 2013 hadde en betydelig utskiftning av bunnvannet i Bunnefjorden slik at forholdene igjen lå til rette for reker. I 2013 var det også gjennomgående mange reker i fjorden (unntatt ved Vesthullet). Det var også uvanlig mange arter i forhold til tidligere ved Hellvik i Bunnefjorden og i Lysakerfjorden. Den dominerende rekearten i 2013 var *Crangon allmanni*.

Det har skjedd store endringer i tangvegetasjonen i fjorden siden slutten av 1970-tallet med en økning i de opprinnelige tangartene og reduksjon i mengde gjelvtang i Vestfjorden, Bunnefjorden og de indre

havneområdene. Samlet sett har dette gitt en positiv utvikling i områdene nærmest Oslo, og negativ utvikling i sørlige deler av Vestfjorden og Drøbak-området.

Registreringene av nedre voksegrense for alger og arts mangfold tyder på at det på lang sikt har skjedd en forbedring av vannkvaliteten i Indre Oslofjord. Beiting av kråkeboller er imidlertid en forstyrrende faktor som også kan påvirke nedre voksegrense i betydelig grad.

Fisk er en viktig ressurs i Indre Oslofjord. Trålundersøkelser på dypt vann gir et bilde av fiskefaunaen som er vesensforskjellig fra det en får fra strandnotundersøkelser i grunnområdene. I dypområde ved Steilene er øyepål den dominerende fiskearten. Både gapeflyndre, hvitting og sølvtorsk og til dels sypike var imidlertid også blant de mer tallrike artene. Fangstene av torsk var på topp i mai måned. Strandnotundersøkelsene i Indre Oslofjord ga lite torskeyngel. Utviklingen i fangsten av torsk i Indre Oslofjord tyder på at rekrutteringen av torsk i Oslofjorden ligger under gjennomsnittet for Skagerrak. I 2013 var imidlertid fangsten av sjøørret i Indre Oslofjord 3.5 ganger større enn langtidsgjennomsnittet for Skagerrak. Sjøørret har hatt en generell økning i Skagerrak i perioden etter krigen. Selv om fangsten av sjøørret i Indre Oslofjord nå er bedre enn på lenge, er økningen mindre enn ellers på Skagerakkysten. Leppefiskfangstene var dominert av bergnebb som fordelte seg jevnt i området. Grønngylt ble funnet i alle trekkene i Hallangspollen, men i mindre grad innover i fjorden

Det er mange ulike kilder til miljøgifter i Indre Oslofjord, til tross for at det ikke lenger er mye forurensende industri med direkte utslipp til fjorden. Det er derfor viktig å vite noe om fiskens helsetilstand. Biomarkører kan fortelle oss om torsken er utsatt for miljøgifter og kan gi informasjon om utviklingen av forurensningstilstanden i et område. Resultatene fra biomarkørundersøkelser de siste ti årene har generelt vist tegn til gradvis mindre effekter av miljøgifter i Indre Oslofjord, men påvirkningen er likevel større enn i Ytre Oslofjord.

Summary

Title: Monitoring the pollution status of the Inner Oslofjord 2013 - Appendix Report

Year: 2014

Author: John Arthur Berge, Rita Amundsen, Tage Bratrud, Nicolai Bølling, Espen Erdahl, Janne Gitmark, Hege Gundersen, Christopher Hinchcliffe, Tor Fredrik Holth, Sigrid Haande, Ketil Hylland, Torbjørn M. Johnsen, Tone Kroglund, Anna Birgitta Ledang, Marit Norli, Evy R. Lømsland, Andre Staalstrøm, Cathrine Wisbech, Raoul Wolf

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-6433-3

This report presents results from monitoring performed in the Inner Oslo fjord in 2013 for the municipalities surrounding the fjord. A shorter version of the report in Norwegian can be found in NIVA report no. 6697. The monitoring was conducted by Norwegian Institute for Water Research (NIVA) in cooperation with the University of Oslo (UiO). The monitoring includes physical, chemical and biological conditions in the fjord.

The Inner Oslofjord is a relatively enclosed area. Discharges to the fjord will potentially cause eutrophication and elevated levels of contaminants. Such influences are still relevant because the area around the Oslofjord is expected to have a significant population increase in the future with the increased inputs that follows. The capacity of existing plants for treating municipal wastewater is also near their upper limit, and requires major expansion to meet future wastewater challenges.

The local nutrient inputs to the Oslofjord has been significantly reduced since the mid -1970s to 2003, but has since increased until 2007. Subsequently, the values remained virtually unchanged.

The environment conditions in the fjord has been constantly improving as a consequence of wastewater remediation, reduced discharges and measures to reduce discharges of untreated sewage from overflows. The reduced discharges have over time resulted in lower nutrient concentrations in the fjord. Concentrations of phosphorus and nitrogen in the surface layer showed a decrease from the beginning of the 1980s. For phosphorus, there was a minimum in 1999, after which the concentration increased slightly until 2003. From 2003 until 2013 the concentration has decreased slightly, but with concentrations higher than in 1999. For nitrogen a minimum was observed in 2011, but the concentration increased slightly the two subsequent years.

A significant deep water renewal took place in winter 2012/2013. This stopped the development of hydrogen sulfide in the bottom water in Bunnefjorden. Overall, approximately 106% of the water between 20 m and the bottom was renewed in the Inner Oslofjord between August 2012 and April 2013.

The oxygen conditions in the Bunnefjorden has improved since 2001, roughly coinciding in time with when the discharge point from the Bekkelaget treatment plant was moved from 20 to 50 m depth. An improvement in the oxygen situation has also been observed in the West

fjord since 2001 at depths greater than 20m. Although it is too early to conclude, it seems as if the deep water discharge in in the basin at Bekkelaget has also led to an improvement in parts of the water column in the Bunnefjord. Changes in oxygen conditions in the deeper parts of Bunnefjorden is however still primarily a result of natural variations in the length of time that passes between 2 consecutive deep water renewals.

Mean secchi-depth in 2013 was at the same level as the mean for the years 2002-2010. The results show that the surface layer in the fjord has become successively less murky during the past four decades. The total algal biomass integrated over the year was in 2013 approx. 10 % lower than the previous two years, while the amount of chlorophyll in 2013 was about the same as the average for the period 2002-2010.

Many shrimps were observed in the Inner Oslofjord in 2013 except for one station (Vesthullet). Shrimp was also observed in Bunnefjorden at Hellviktangen as a result of a significant deep water renewal in the area during the winter 2013 that secured favorable conditions for shrimp. There was also an unusual high number of species compared to earlier at Hellvik in the Bunnefjord and in the Lysakerfjord. The dominant shrimp species in 2013 was *Crangon allmanni*.

Overall, there have been major changes in seaweed flora in the area since the late 1970s. There has been an increase in the original native seaweed species and reduction in the quantity of the invasive *Fucus evanescens* in the Westfjord, Bunnefjorden and in the inner harbor area. Overall, there has been a positive development in the areas closest to Oslo, and negative developments in the southern parts of the Vestfjord and Drøbak area. Records of the lower growth limit for algae and species diversity suggests a long term improvement of water quality in the Oslofjord.

Fish are an important resource in the inner Oslo Fjord. Trawl surveys in deep water gives a picture of the fish fauna that is essentially different from what one gets from fishing with a beach seine in shallow areas. In the deep layers at Steilene Norway Pout (*Trisopterus esmarkii*) was the dominant species. The American plaice (*Hippoglossoides platessoides*), Whiting (*Merlangius merlangus*) and Silvery pout (*Gadiculus argenteus*) and partly The Poor Cod (*Trisopterus minutus*) was also among the more abundant species. Catches of cod peaked in May. The catches from beach seine in the Inner Oslofjord gave few juveniles. Developments in the catch of cod suggest that recruitment of cod in the Oslo Fjord been below the average for the Skagerrak. The catch of sea trout in 2013 in the Oslofjord was however 3.5 times greater than the long term average for the Skagerrak. Sea trout have had a general increase in the Skagerrak in the period after the war. Although catches of sea trout in the Oslofjord is now better than ever, the increase is less than on the Skagerrak coast. The catches of wrasse were dominated by goldsinny (*Ctenolabrus rupestris*) which was distributed evenly in the area.

There are still sources of pollutants in the Oslofjord. It is therefore important to know something about the health status of fish in the fjord. The methods used (biomarkers) tells us to what degree cod are exposed to pollutants and can provide information about the possible changes in the pollution status of an area. The results of the last ten years have generally shown signs of progressively smaller effects of pollutants on cod in the fjord, but the effect is still larger than the in the Outer Oslofjord.

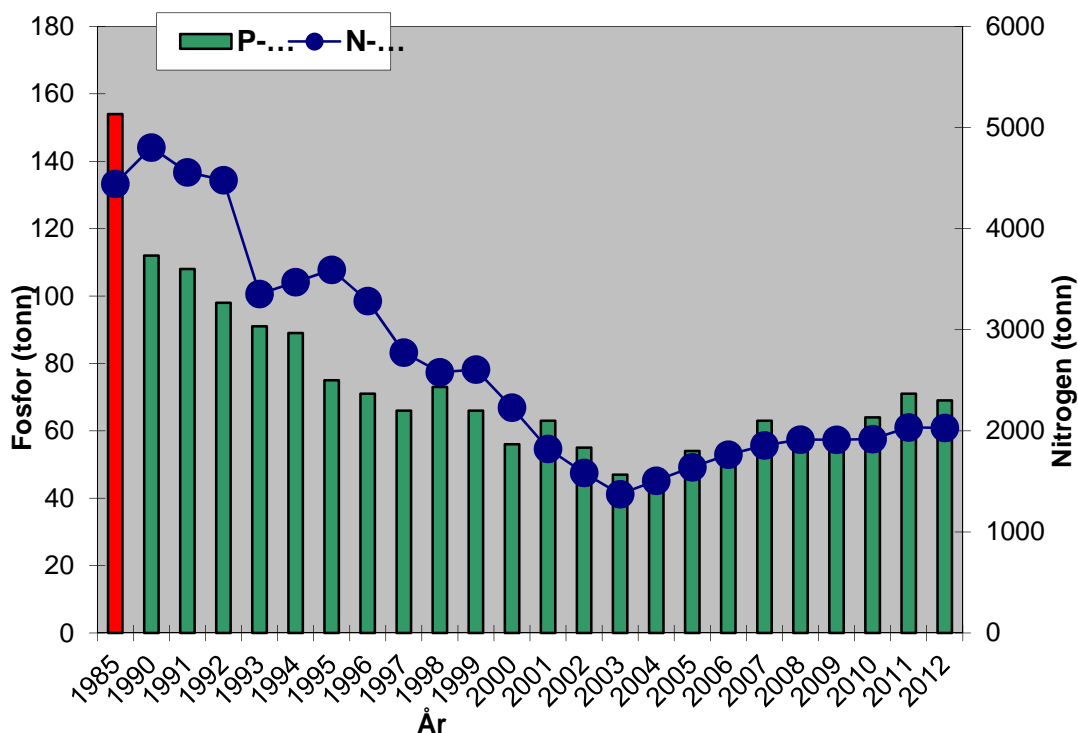
1. Bakgrunn

Indre Oslofjord er en innelukket fjord på ca. 190 km² som kun kommuniserer med området utenfor gjennom det ca. 1 km smale Drøbaksundet som har en terskel på ca. 20 m dyp. Pga. fjordens innelukkede karakter vil utslipp til fjorden fort kunne medføre uønskede effekter i fjorden, eksempelvis som overgjødning ved tilførsler av næringssalter eller som uønskede effekter hos organismer som resultat av tilførsler av miljøgifter. Dette er påvirkninger som fremdeles er aktuelle, særlig fordi områdene rundt Indre Oslofjord har hatt og ventes å få en betydelig befolkningsøkning fremover med de økede tilførslene som dette vil kunne medføre.

Overvåkingen er et redskap for å forbedre fjordens miljøkvalitet gjennom å kontrollere dens tilstand. Overvåkingen av Indre Oslofjord har siden starten i 1973 vært konsentrert om å følge fjordens respons på gjennomførte rensetiltak rettet mot tilførslene av næringssalter (nitrogen og fosfor) og organisk stoff, dvs. stoffgrupper som bidrar til overgjødning eller eutrofieringseffekter.

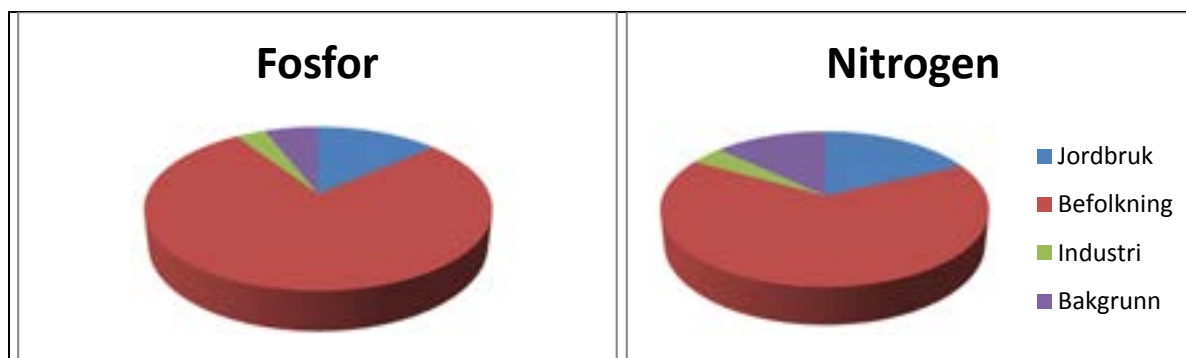
1.1 Næringssalttilførsler

De lokale næringssalttilførslene til Indre Oslofjord har blitt betydelig redusert siden midten av 1970-tallet til 2003, men har siden økt til 2007, hvor etter verdiene har ligget omtrent på samme nivå (**Figur 1**).



Figur 1. Menneskeskapt tilførsel av fosfor og nitrogen (tonn/år) 1990-2012 sammenlignet med tilførslene i 1985. Reduksjonen var omtrent 70 % i 2003 men har blitt noe mindre i de senere år.

Mesteparten av tilførslene av næringssalter til Indre Oslofjord er menneskeskapt og stammer fra befolkningen (**Figur 2**).



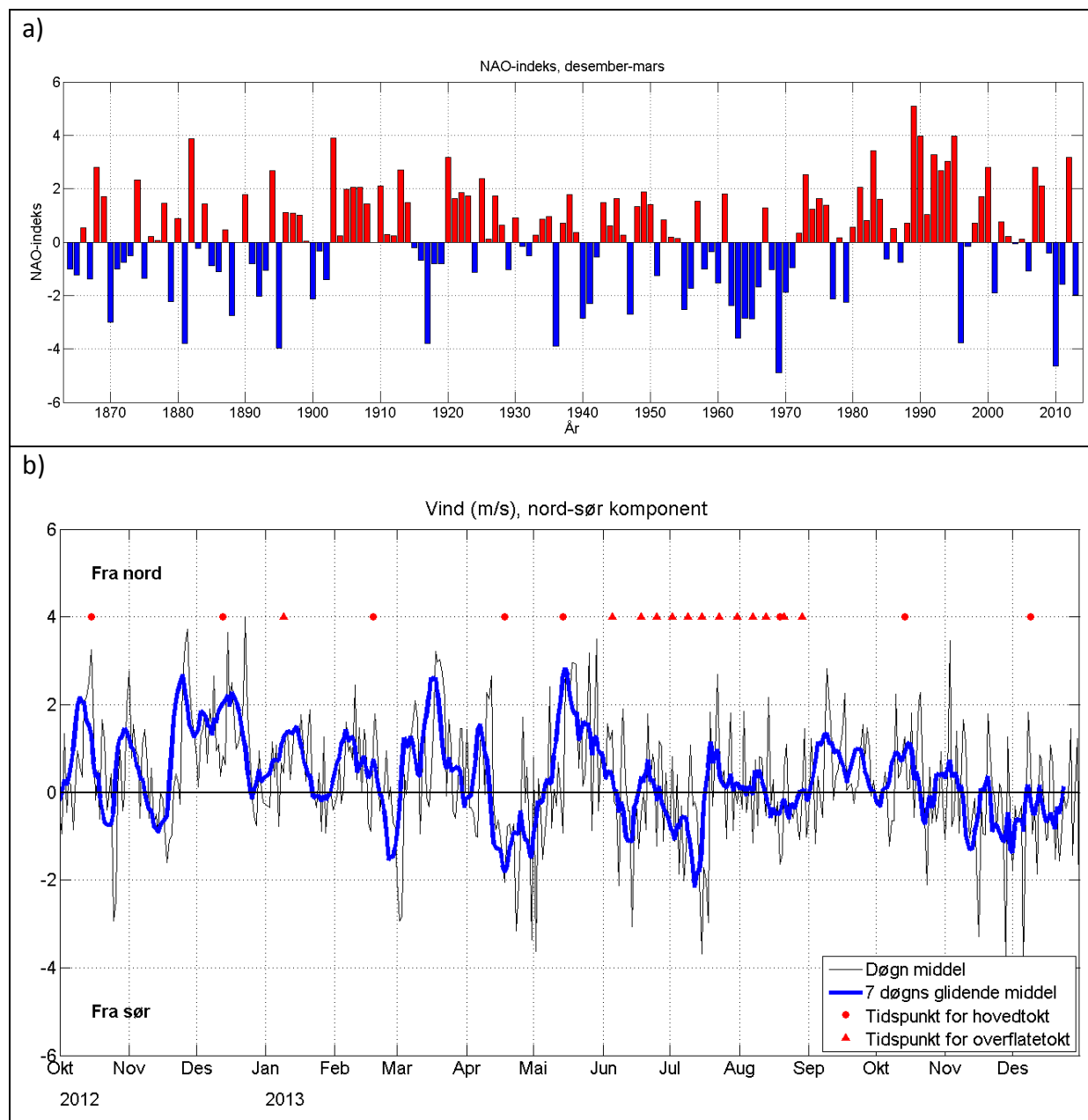
Figur 2. Relativ fordeling av nitrogen og fosfor tilført til Indre Oslofjord

1.2 Vind, nedbør og lufttemperatur

Stor dypvannsfornyelse i 2013 har gitt gode oksygenforhold både i Vestfjorden og Bunnefjorden.

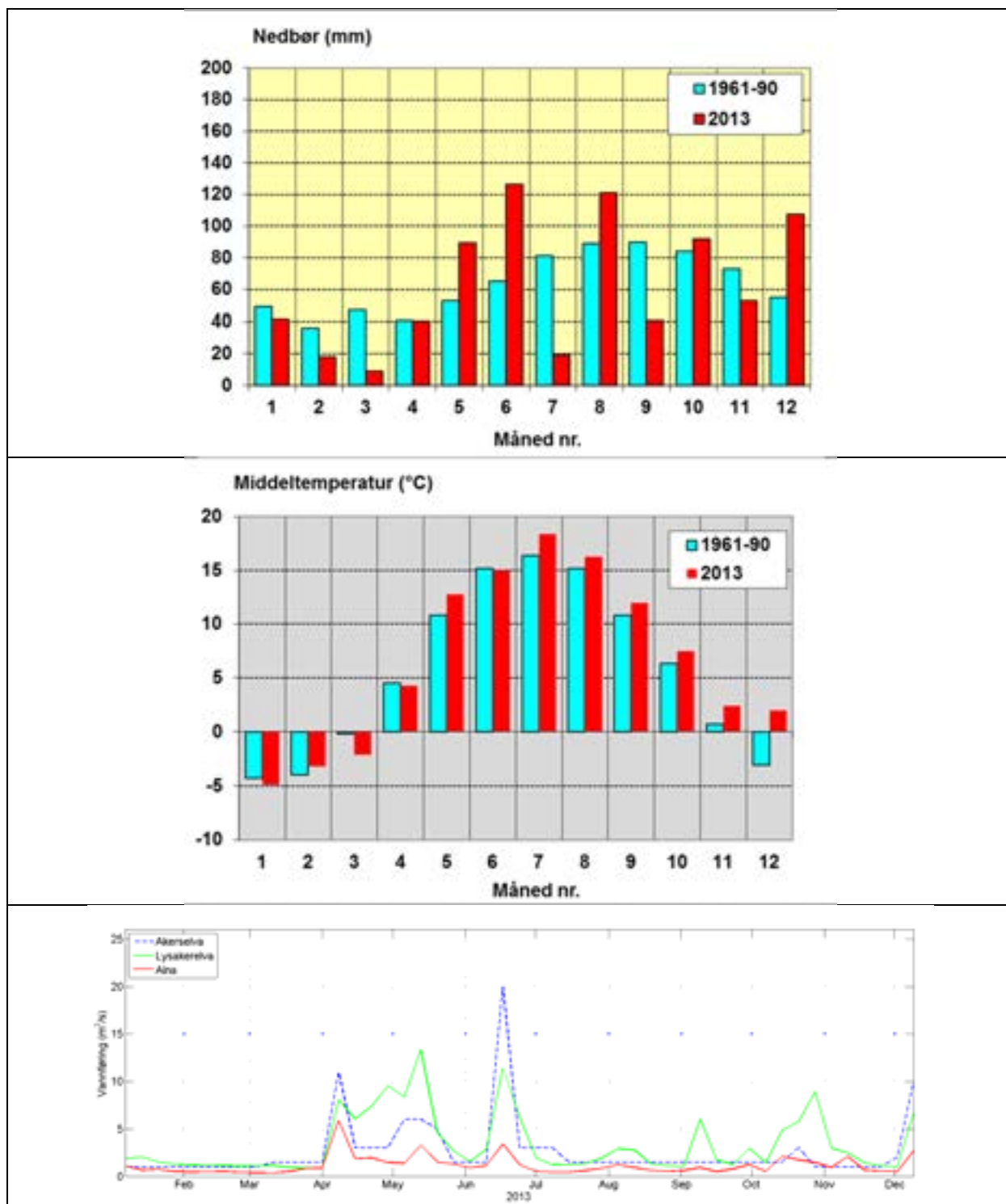
North Atlantic Oscillation (NAO) indeks (**Figur 3a**) er basert på forskjellen i lufttrykk mellom Azorene og Island og gir blant annet informasjon om vinterværforholdene i vår region, som igjen vil påvirke graden av dypvannsfornyelse i Indre Oslofjord. Positiv indeks fører mild og fuktig luft inn over Sør-Norge og sørlige vinder er vanlige, mens negativ indeks gir vinter med kald og tørr luft og større frekvens av nordlige vinder. Lengre perioder av sterke nordlige vinder kan generere dypvannsfornyelse i fjorden, hvis forholdene ligger til rette for det.

NAO-indeksen (North Atlantic Oscillation) for vinteren 2012/2013 var tydelig negativ. Vinndata fra Blindern (**Figur 3b**) viser at det fremkommer lengre episoder med nordlig vind. Perioden fra tidlig oktober 2012 og helt frem til juni 2013 var dominert av nordlig vind, med noen kortvarige episoder med sørlig vind i oktober, november, februar og april. Og slike forhold er svært gunstig for dypvannsfornyelsene.



Figur 3. Øverste panel er North Atlantic Oscillation (NAO) index fra 1864 til 2013 med middelværdi fra desember til mars. (Kilde: <http://www.cgd.ucar.edu/cas/jhurrell/indices.html>). Nederste panel viser nord-syd vindkomponent ved Blindern oktober 2012 til desember 2013 (Data fra Meteorologisk institutt).

Nedbøren, vist til venstre i øverste panel i **Figur 4**, var omtrent som normalt i januar, adskillig lavere enn normalt i februar og mars og som normalt i april. Både mai, juni og august 2013 var til dels preget av mye nedbør, mens det var betydelig mindre nedbør i juli sammenlignet med normalen. Videre utover høsten og vinteren var det noe mindre nedbør i september og i november sett i forhold til normalt, mens det i oktober og spesielt i desember var mer nedbør. Høy nedbørsmengde i mai, juni og november gjenspeiles i vannføringsdata, spesielt i data fra Akerselva og Lysakerelva (nederste panel i **Figur 4**), og for november spesielt i Lysakerelva. Lufttemperaturen, vist til høyre i øverste panel i **Figur 4**, var kaldere enn normalt i januar og i mars. For vår- og sommermånedene var det høyere temperaturer i mai, juli og august og ved samtlige høst- og vintermånedene (september til desember).



Figur 4. I øverste panel er nedbør og temperatur ved Blindern, Oslo, i 2013 sammenlignet med normalen 1961-90 (data fra eklima.met.no). Nedbør: mm/måned. Temperatur: Homogeniserte månedsmidler). Nederste panel er ukevannføring i Akerselva, Alna og Lysakerelva i 2013 (kilde: Oslo Vann- og avløpsetaten (VAV)). Blå prikker representerer den 15. i hver måned. I august 2013 ble Akerselva målestasjon stengt på grunn av Midgardsormen, og verdiene fra august og ut året her er estimerte verdier.

2. Hydrografi og hydrokjemi

2.1 Måleprogram 2013

En oversikt over stasjoner og tidspunkt for de enkelte tokt ses i **Tabell 1**, **Tabell 3** og **Tabell 3**.

Tabell 1. Oversikt over stasjoner ved sommertokt 2013

Stasjon	Posisjon			
	grader N	minutter N	grader Ø	minutter Ø
Ap1	59	54,541	10	42,068
Ap2	59	54,077	10	42,858
Aq1	59	54,537	10	43,826
Aq2	59	53,928	10	44,692
Aq3	59	54,333	10	44,926
Br1	59	52,429	10	45,885
Cq1	59	52,324	10	44,185
Ep1	59	47,299	10	43,351
Gp1	59	43,546	10	43,587
Bn1	59	52,935	10	38,761
B14	59	52,847	10	34,117
Bk1	59	52,985	10	32,081
Bk2	59	53,306	10	32,296
Dk1	59	49,034	10	33,984
Ej1	59	47,590	10	30,973
Cj1	59	50,429	10	30,419

Tabell 2. Oversikt over stasjoner hovedtokt 2013

Stasjon	Posisjon			
	grader N	minutter N	grader Ø	minutter Ø
Bn1	59	52,935	10	38,761
Ap2	59	54,077	10	42,858
Aq3	59	54,333	10	44,926
Cq1	59	52,324	10	44,185
Ep1	59	47,299	10	43,351
Gp1	59	43,546	10	43,587
Cp2	59	86,500	10	70.138
Bl4	59	52,847	10	34,117
Dk1	59	49,034	10	33,984
Gk1	59	72.512	10	72.597
Gl2	59	43.043	10	34.778
Im2	59	37.322	10	37.693

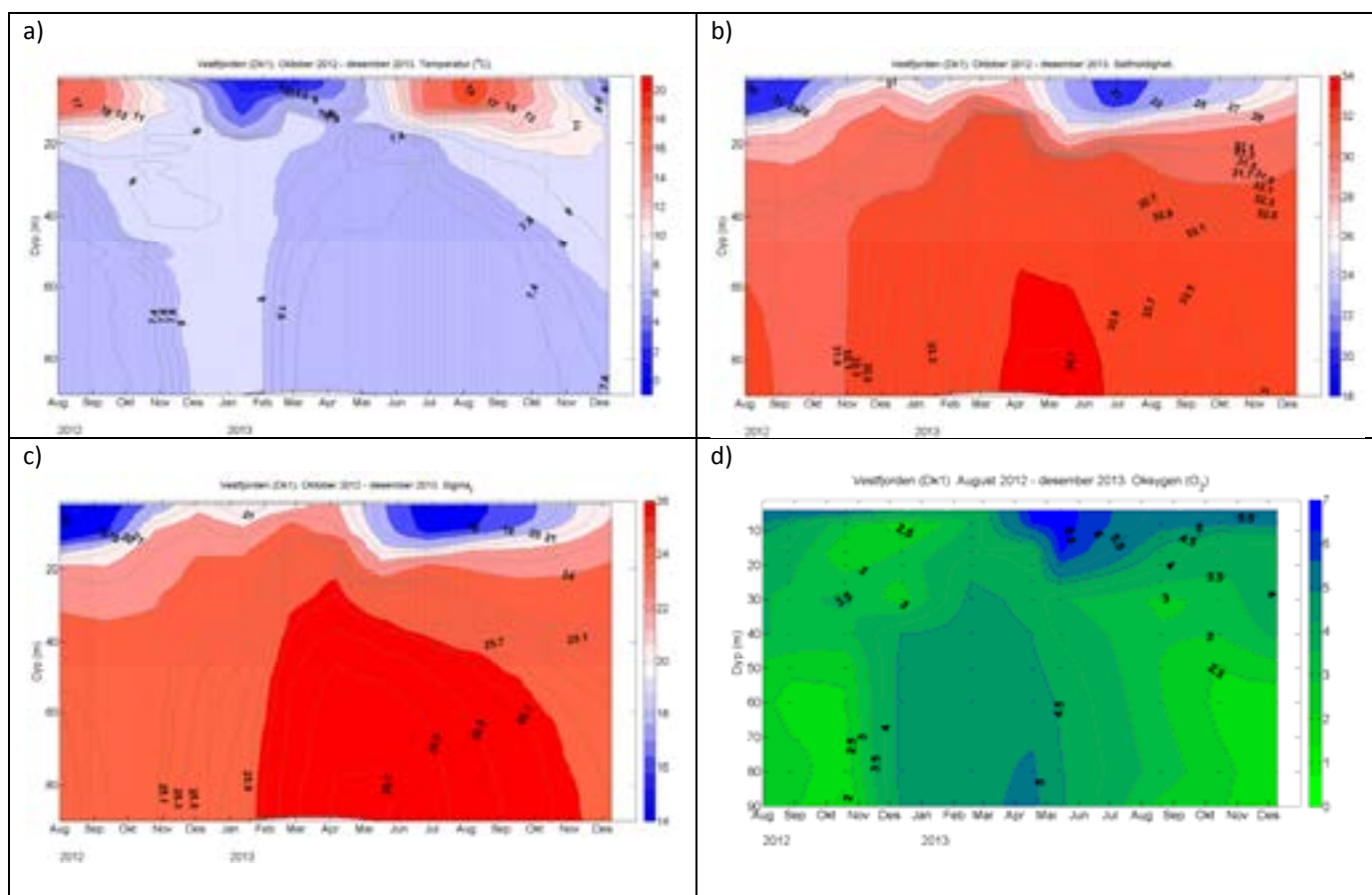
Tabell 3. Toktoversikt 2013

Dato	Hovedtokt	Overflatetokt
9. januar		x
18. februar	x	
18. april	x	
14. mai	x	
5. juni		x
11. juni		x
18. juni		x
25. juni		x
2. juli		x
9. juli		x
15. juli		x
23. juli		x
31. juli		x
7. august		x
13. august		x
19./21. august	x	x
29. august		x
14. oktober	x	
9. desember	x	

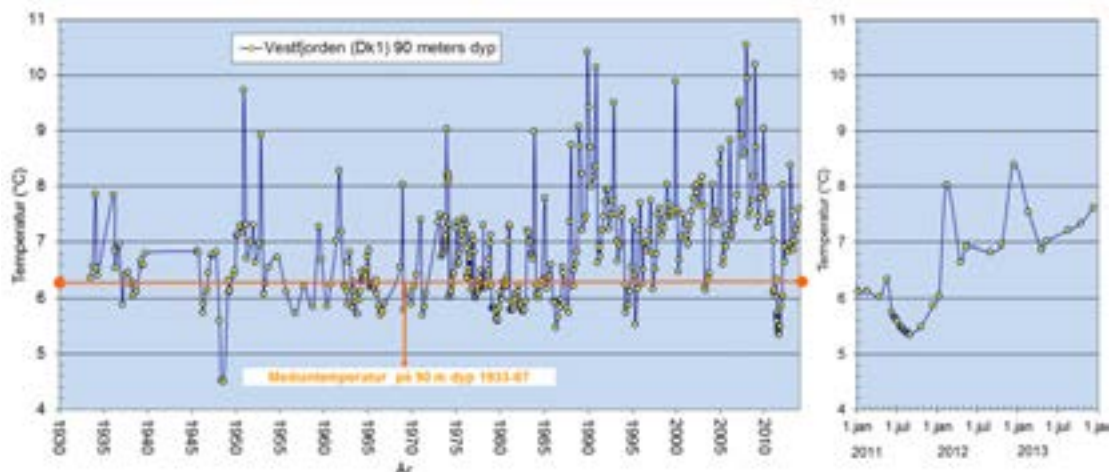
2.2 Hydrografi

2.2.1 Saltholdighet, temperatur, tetthet og oksygen i hele vannsøylen

Dypvannfornyelsen i 2013 var betydelig større enn i 2012, både i Vestfjorden og Bunnefjorden. I Vestfjorden startet vannutskiftningen i oktober med en innstrømming ved Søndre Langåra (F11) med høye temperaturer og økte oksygenkonsentrasjoner og med en innstrømming av relativt varmt vann i mellomliggende dyp ved stasjon Dk1. I desember var det en tydelig vannutskiftning med en økning 1,85 ml/l til 4,68 ml/l på 90 m dyp ved Dk1, og vannutskiftningen fortsatte videre utover vinteren og våren med siste vannutskiftning i april (**Figur 5**). Denne utskiftningen medførte en tydelig økning i saltholdigheten (panel b i **Figur 5**) frem til april i fra omkring 10 m og ned til bunn denne perioden samt et tydelig fall i temperaturen i dypvannet (**Figur 6**). Videre utover høsten har det vært en sakte økning i temperaturen i dypvannet pga. vertikal blanding med varmere vannmasser ovenfor. Mangel på vannutskiftning videre utover høsten 2013 og mot vinteren har ført til nedgang i saltholdighet og i oksygenkonsentrasjonen.

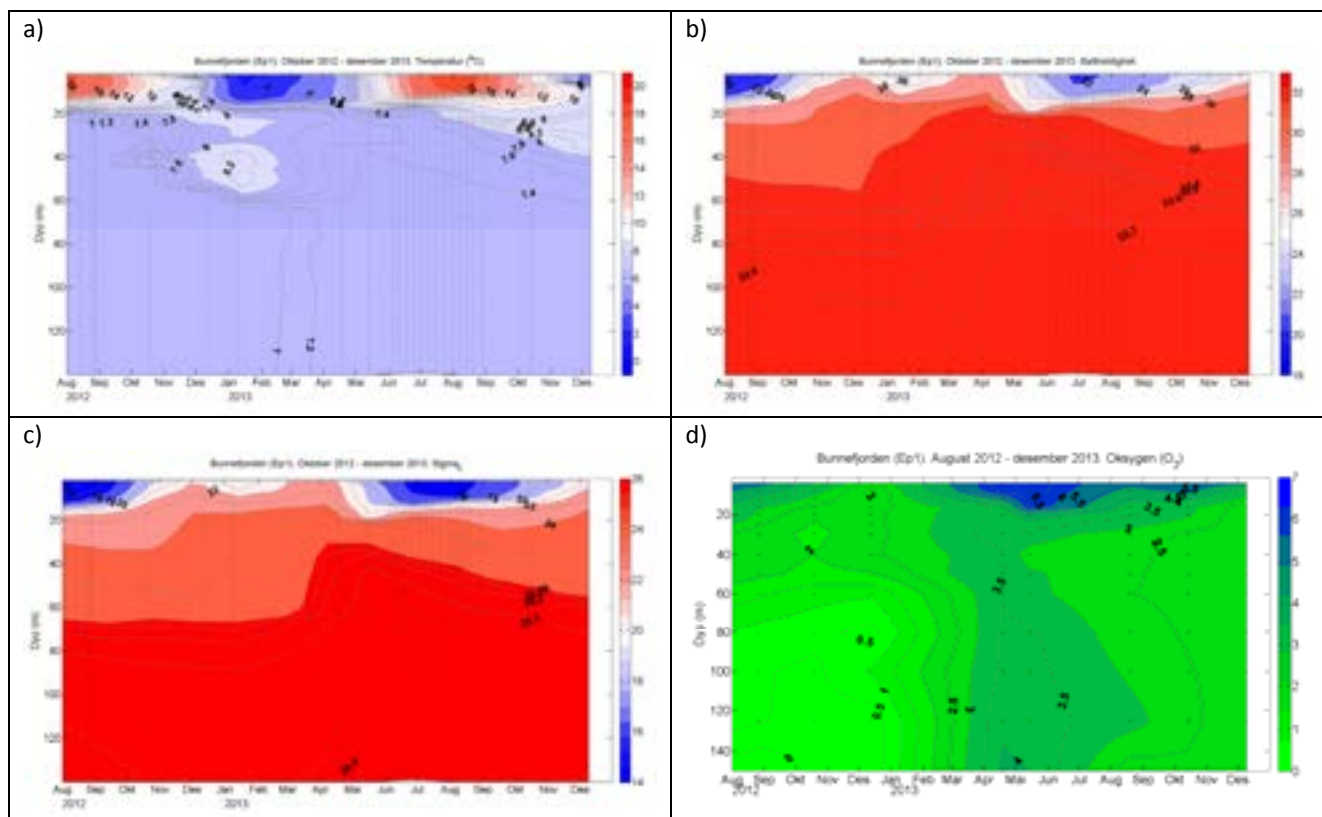


Figur 5. Temperatur (a), saltholdighet (b), tetthet (sigma-t,c) og oksygen (O_2 , d) ved stasjon Dk1 i Vestfjorden, august 2012-desember 2013. Punkter markerer observasjonstidspunkt og måledyp.



Figur 6. Temperaturen på 80-90 meters dyp i Vestfjorden (Dk1).

Også for Bunnefjorden var 2013 et år med en omfattende dypvannsvannutskiftning, som ga høyere saltholdighet og høyere oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet (panel b og d i **Figur 7**). På grunn av isforholdene ble det ikke tatt målinger i februar, men målinger fra januar viser en økning i saltholdighet ved mellomdyp som tyder på at en innstrømning startet allerede da ved disse dypene. Resultater fra april viser en tydelig økning i oksygenkonsentrasjon mellom desember og april (panel c i **Figur 7**), og som trolig fortsatte videre inn i mai. Dette vannutskiftningen har sørget for høye oksygenkonsentrasjoner også utover høsten 2013 og mot vinteren, til tross for at det ikke har vært noen videre vannutskiftning i denne delen av 2013.

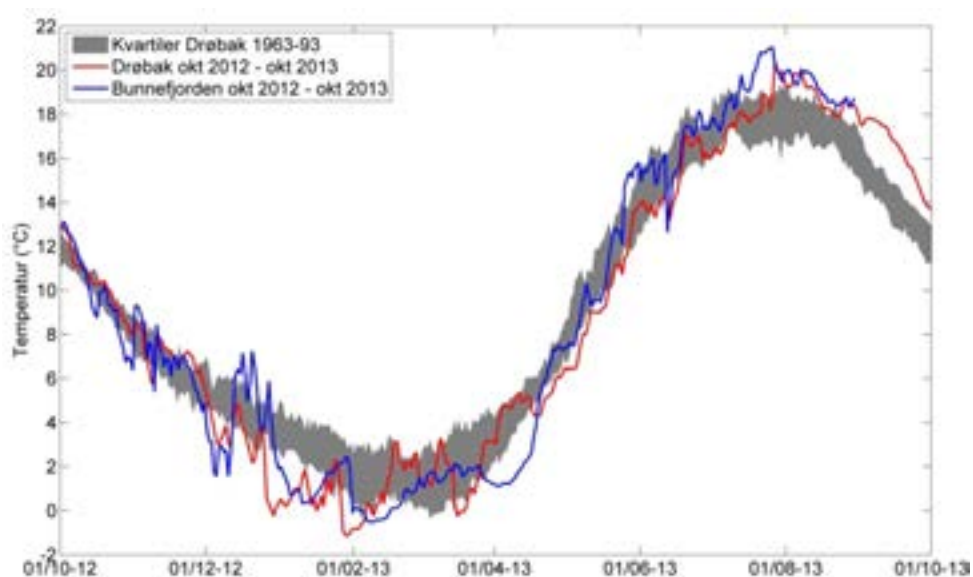


Figur 7. Temperatur (1), saltholdighet (2), tetthet (σ_t , 3) og oksygen (O_2 , 4) ved stasjon Ep1 i Bunnefjorden, august 2012-desember 2013. Punkter markerer observasjonstidspunkt og måledyp.

2.2.2 Overflatevannets temperatur i Bunnefjorden og i Drøbaksundet

Fra oktober til desember har temperaturen i overflatevannet i Bunnefjorden generelt gått ned på grunn av lave lufttemperaturer (**Figur 8**), men i løpet av desember var det en tydelig temperaturøkning. Vertikale hydrografimålinger fra Bunnefjorden i januar viser en økning i saltholdighet ved mellomdyb, som tyder på innstrømning av nytt vann til disse dypene. Temperaturøkningen i overflatevannet kan derfor være vannmasser fra større dyp (med høyere temperaturer) som har blitt hevet opp på grunn av denne innstrømningen. Minimumstemperaturen ble nådd allerede i februar, og temperaturen steg jevnt frem til overgangen juli/august.

Temperaturen fra Drøbaksundet følger samme mønster som i Bunnefjorden, men har ikke de samme sterke temperaturendringene som i Bunnefjorden, med unntak av perioden februar til april hvor det er en tydelig temperaturøkning. Denne perioden sammenfaller med en lengre periode med nordlig vind, og temperaturøkningen kan skyldes advektert vannmasser.



Figur 8. Temperaturmålinger (døgnmiddel) i 1 m dyp ved Biologisk stasjon i Drøbak og i Bunnefjorden sør for Bekkensten for perioden januar 2012 til desember 2012. I figuren er også daglige observasjoner i 1 m dyp fra Drøbak for perioden 1967-1993 lagt inn (innsamlet av tidligere bestyrer Walvig på Biologisk Stasjon i Drøbak).

2.2.3 Dypvannsfornyelser

Vannkvaliteten i Indre Oslofjord påvirkes av lokale forurensninger fra land og tilført mengde og kvalitet på "nytt" vann fra Ytre Oslofjord/Skagerrak. Utslipp av rensert vann fra renseanleggene dominerer tilførselene av plantenæringsstoffer og av organisk stoff fra land til Indre Oslofjord, og er tilnærmet konstant over året. Tilførsel fra andre kilder via elvene varierer med nedbør. Tilførsler via overløp ved renseanleggene følger også flom knyttet til snøsmelting eller mye nedbør.

Dypvannsfornyelsene er normalt begrenset til oktober-mai og vanligst forekommende i januar-april. Vannkvaliteten (oksygenforholdene) i Oslofjorden vil derfor variere over året med de "beste" forhold i tiden etter en dypvannsfornyelse vinterstid og de dårligste forhold sent om høsten. Imidlertid er det bare i Vestfjorden det normalt er årlige dypvannsfornyelser. I Bunnefjorden kan det gå flere år mellom hver større vannutskiftning, men hvert år vil alltid noe vann også tilføres Bunnefjorden på mellomnivåer og gjennom vertikal turbulent diffusjon også til dypvannet. Forskjellen i dypvannsfornyelsen mellom Vestfjorden og Bunnefjorden er i stor grad knyttet til at de har forskjellig vertikal diffusjon

(Gade, 1970), dvs. den prosess som gjør at egenvekten på dypvannet reduseres. Denne prosessen har gjennom året klart større betydning i Vestfjorden enn i Bunnefjorden.

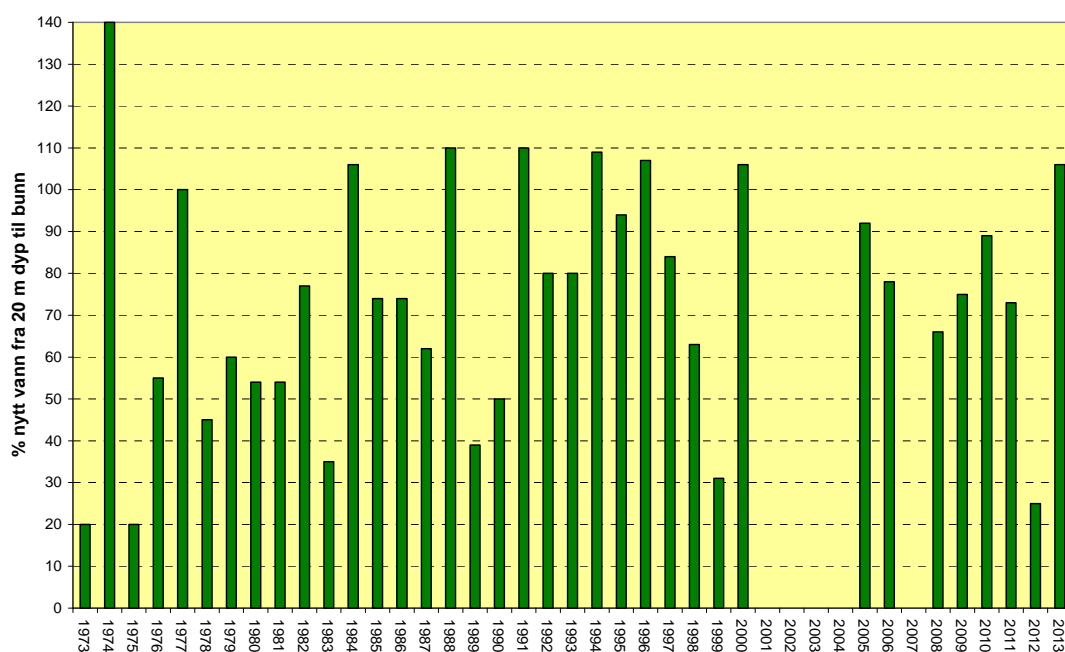
Størrelsen (og derved effekten) av dypvannsfornyelsen i fjorden varierer fra år til år (**Figur 9**). Det er de varierende meteorologiske forhold, samt de hydrografiske forholdene i Skagerrak/Nordsjøen som er bestemmende for dypvannsfornyelsens størrelse. Generelt gunstige forhold sammenfaller ofte med kalde vintre med liten ferskvannstilførsel til Kattegat/Skagerrak, liten utstrømming av brakkevann fra Østersjøen, samt nordøstlige vinder over Ytre Oslofjord/Skagerrak. I milde vintre dominerer tilførselen av varm og fuktig luft fra Nord-Atlanten med mer sørvestlige vinder og ofte økt nedbør i form av regn. Slike værforhold begunstiger ikke dypvannsfornyelse i Oslofjorden. En klimaforandring med mildere vintre vil dermed kunne få ugunstige effekter på dypvannsfornyelsen i Indre Oslofjord.

Det innstrømmende vannet fra Ytre Oslofjord har normalt et betydelig høyere oksygeninnhold og lavere næringssaltkonsentrasjoner enn det gamle dypvannet inne i fjorden. Når det nye dypvannet strømmer inn over Drøbakerskelen, blandes det med gammelt fjordvann. Stor tetthetsforskjell og langvarige, sammenhengende innstrømninger er gunstige i det en får liten blanding mellom nytt og gammelt vann og effektiv utskifting. Variasjoner fra år til år i selve utskiftingsprosessen kan således gi forskjellig utgangskvalitet på dypvannet i fjorden. Selv uten forandringer i forurensningsbelastningen vil således vannkvaliteten i Oslofjorden variere.

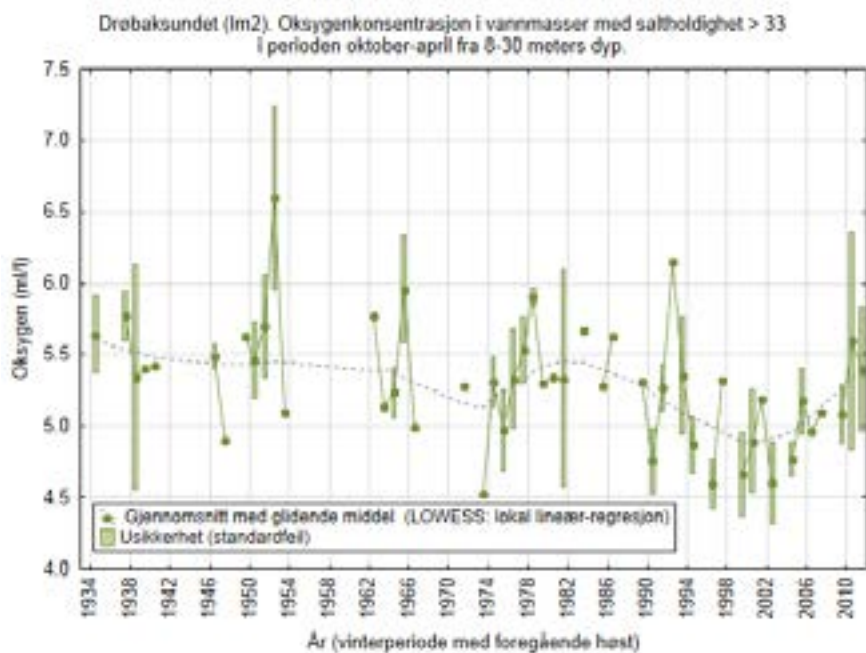
Oksygenkonsentrasjonen i Drøbaksundet om høsten og vinteren har delvis hatt en avtagende tendens gjennom de siste 50 årene (Magnusson og Johnsen, 1994, Johannesen og Dahl, 1996). Det gjelder iallfall hvis en sammenligner det som var vanlig i perioden 1933-1980 med tiåret 1995-2005, etter det har det vært en viss økning igjen (**Figur 10**). Dersom det over tid er en reduksjon, selv om den er relativt beskjeden, vil det være av betydning for tilførselen av oksygen til Indre Oslofjord. Ved normal dypvannsfornyelse vil derfor fjorden i dag tidvis kunne tilføres mindre oksygen fra Ytre Oslofjord enn tidligere. I et arbeid for kommunene i Frogn, Nesodden, Oppegård, Ås og Ski ble det utarbeidet miljømål for Bunnefjorden (Bjørndalen m.fl., 2007). I dette arbeid ble NIVAs fjordmodell brukt for å se på forholdet mellom lokale og langtransporterte tilførsler av næringssalter. Beregningene viste at etter de rensiltakene som alt er gjennomført vil en sterk reduksjon av totale menneskeskapt tilførsler til Ytre Oslofjord/Skagerrak gi næringssaltreduksjoner i Bunnefjorden, som er ca. 3 ganger større enn ved å fjerne de lokale gjenstående overflatetilførslene til Bunnefjorden. Det vil si ca. 30 % for nitrogen og 15 % for fosfor. Dette viser den betydning vannkvaliteten i Drøbaksundet og Ytre Oslofjord har for forholdene i Indre fjord.

Det innstrømmende vannet har i de senere år stort sett også vært varmere enn normalt som følge av varmere vann i Skagerrak (Aure, 2009).

Dypvannsfornyelsen i 2012-2013 startet før oktober 2012 med en tilførsel av relativt varmt vann til Vestfjorden. Til desember ble ytterligere vann tilført Vestfjorden, og nå ble også noe nytt vann tilført Bunnefjorden. Temperaturen på det innstrømmende vannet var nå lavere. Hovedutskiftningen i 2012-2013 kom mellom desember og april, hvor hele fjorden ble tilført nytt vann. Totalt sett ble ca. 106 % av vannet mellom 20 m og bunn fornyet i fjorden innenfor Drøbak mellom august 2012 og april 2013. Beregningene er ikke presise og normalt ligger et volum på størrelsen med Bekkelagsbassenget innenfor usikkerheten. Årets beregninger ble ekstra usikre da egenskapene på innstrømmende vann ikke kunne direkte avleses av observasjoner utenfor terskelen, men måtte anslås.



Figur 9. Beregnet *relativ* dypvannsfornyelse (20 meters dyp til bunn) for hele Indre Oslofjord, 1973-2000 samt 2005 -2013. Søylen viser fornyelse i % av totalt volum (20 m dyp til bunn). Det er ikke gjennomført beregninger for 2001-2004.



Figur 10. Oksygen (ml/l) i Drøbaksundet (1m 2) fra 1933-2011 i vannmasser som kan danne nytt dypvann i Indre Oslofjord. Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet (1952-61) og NIVA (1962-2011). Det er først beregnet middelerdi for hver dato av observasjoner som oppfyller utvalgsriteriet, deretter er det beregnet enkelt gjennomsnitt uten vektning over datogjennomsnittene innenfor hver vinterperiode fra oktober til april. Årstall gjelder månedene januar-april, men hver vinterperiode omfatter også data fra oktober-desember året før. For perioden oktober 2011 til april 2012 og oktober 2012 til april 2013 var det ikke noe vann som passet inn i kriteriet saltholdighet > 33 ved 8 til 30 meters dyp.

2.3 Langtidsendringer i oksygenforhold

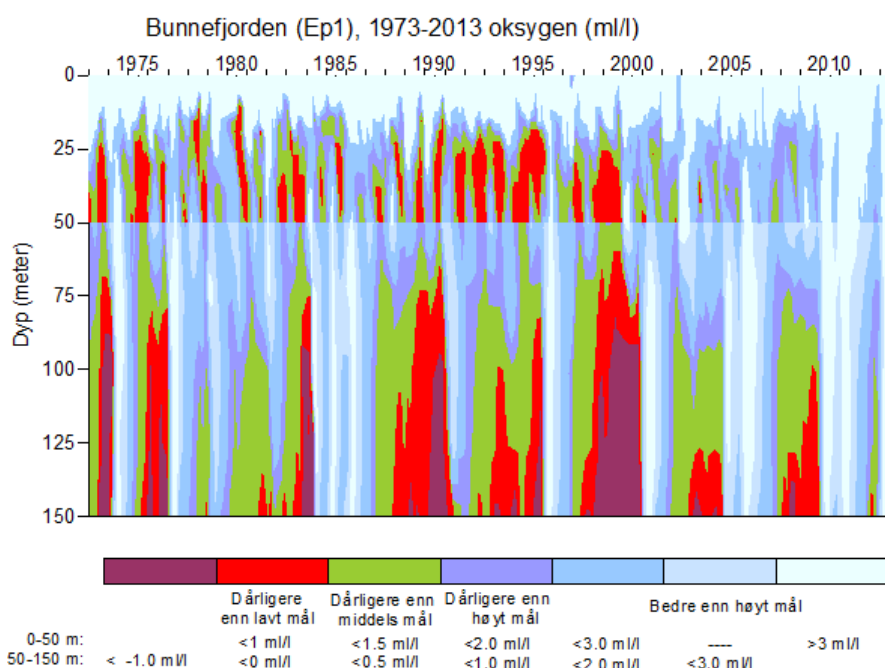
Oksygenkonsentrasjonen i ulike deler av fjorden fra 1973-2013 er presentert i **Figur 11** til **Figur 25**. For enkelte stasjoner vil tidsrommet avvike fra denne perioden som følge av manglende observasjoner eller at alle eldre data ikke er overført til elektronisk format. Oksygenkonsentrasjonen er et sentralt mål på tilstanden i en vannmasse både i det nasjonale klassifiseringssystemet gitt i den oppdaterte Veileder 02:2013. Basert på analyse av historiske observasjoner er det foreslått egne mål for oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden og Bunnefjorden. I figurene er observerte konsentrasjoner sett i sammenheng med miljømålene.

2.3.1 Bunnefjorden

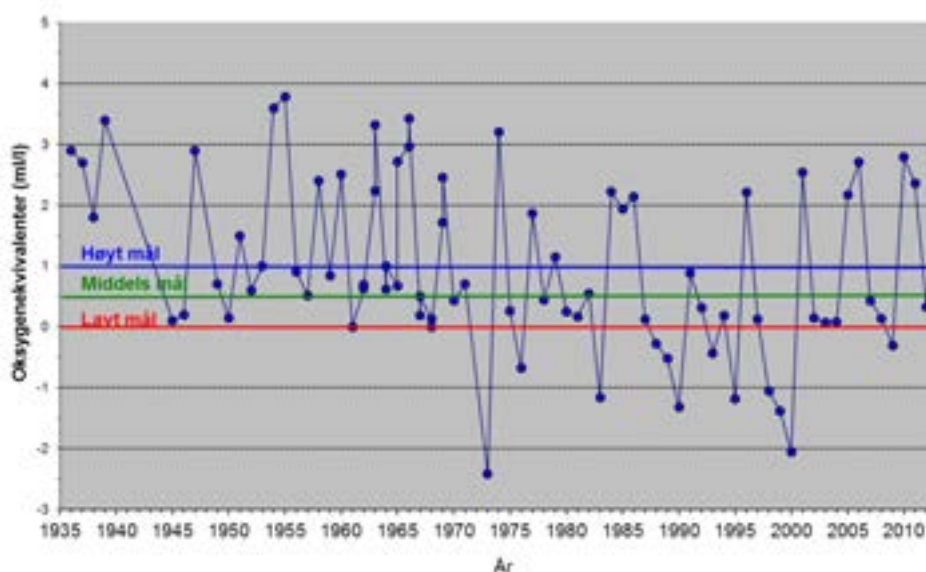
Det var ingen vannutskiftning i 2012, men derimot en større vannutskiftning i 2013 (**Figur 11**) og det har for hele 2013 derfor vært forhold bedre enn høyt mål.

For hele tidsperioden 1973-2013 har det i Bunnefjordens dypvann ikke vært noen entydig klar positiv utvikling på stort dyp; tilsvarende lange perioder med gode forhold som i 2010-2011 har også forekommet tidligere. Ser man noe bakover i tid, dvs. over tidsperioden 1936-2000, så har det vært en negativ utvikling med hensyn til forekomst av oksygen - noe som illustreres av **Figur 12** og **Figur 13**, samtidig som det er tydelig store variasjoner fra år til år som styres av dypvannsfornyelser.

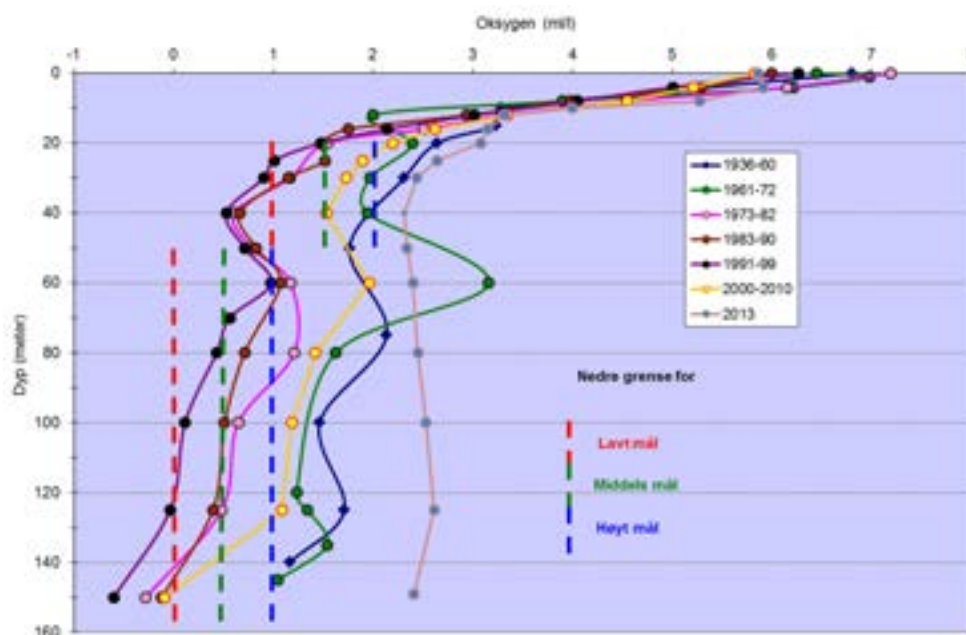
Vannmassen mellom 20 og 60/70 meters dyp har oppfylt kravet til lavt mål siden 2004, med flere år som tilfredsstillende middels mål. Her synes det å ha inntrådt et skifte omkring år 2000; mens det før regelmessig var <0.5 ml/l oksygen, har det etter 2000 stort sett alltid vært bedre enn dette. Dypere enn ca. 60 m varierer forholdene mye mellom perioder av 2-4 års varighet. For dypvannet er dårligere enn lavt mål det samme som forekomst av hydrogensulfid. Høyt mål er oppfylt i hele vannsøylen både i 2010, 2011 og i 2013, mens det for dypvannet har vært forekomst av hydrogensulfid i løpet av 2012 og med en tilstand dårligere enn middels mål generelt gjennom dette året fra ca. 100 m og ned til bunn.



Figur 11. Oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden (Ep1) 1973-2013, sammenlignet med miljømål for oksygen. Bare variasjoner under 3 ml/l er markert. Miljømålene setter høyere krav til oksygen i vannmassen mellom 20 -50 meters dyp enn fra 50 meter til bunn.

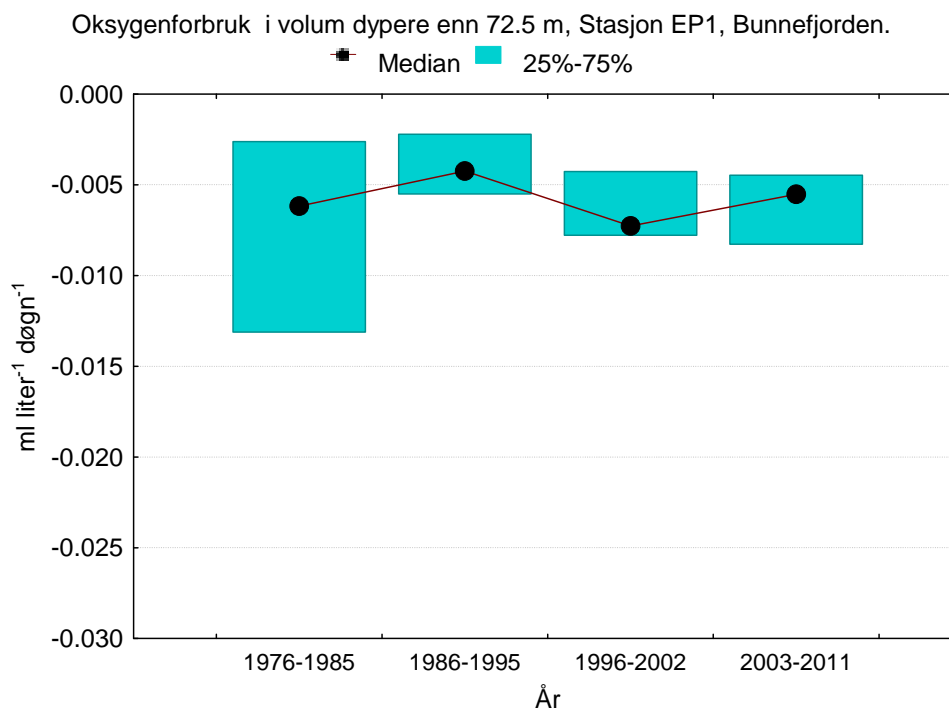


Figur 12. Oksygenkonsentrasjonen på 125 meters dyp i Bunnefjorden (Ep 1) fra oktober måned 1936 - 2013 sammenlignet med miljømål for denne vannmassen (Bjerkeng m.fl. 2009). (Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet, Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2013).



Figur 13. Midlere oksygen (ml/l) på ulike dyp i Bunnefjorden (Ep 1) i oktober måned for ulike perioder. Miljømålene for Bunnefjorden for vannmassene 20-50 meters dyp og 50-150 meters dyp (Bjerkeng m.fl. 2009) er lagt inn. (Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet, Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2013).

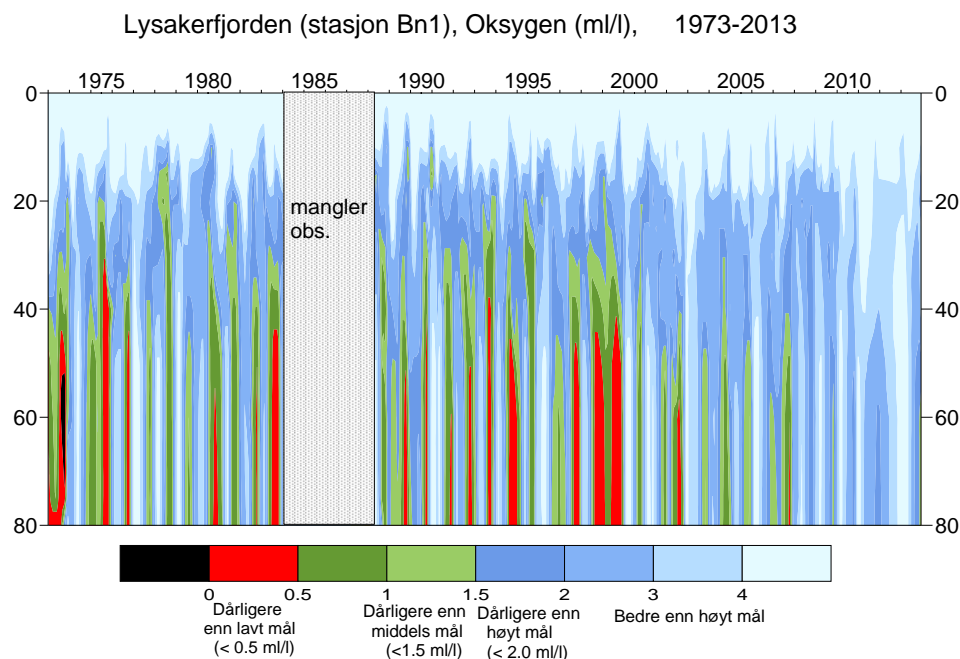
Oksygenforbruket i Bunnefjordens dypvann (71 meters dyp til bunn) viser en økning i 1996-2009 (**Figur 14**), sammenlignet med perioden 1986-1995. Økningen i oksygenforbruket fra 1996 kan skyldes noe høyere oksygenkonsentrasjoner og derved økt mineralisering. Oksygenforbruket er også klart mindre enn i Vestfjorden (**Figur 19**), omtrent halvparten så stort. Belastningen kan allikevel være like stor som i Vestfjorden ettersom nedbrytning av organisk stoff i anoksiske miljøer er mindre effektiv.



Figur 14. Beregnet volummidlet oksygenforbruk (ml/l/døgn) i dypvannet (under 72,5 m) i Bunnefjorden for ulike perioder. I figuren er oksygenforbruket beskrevet med negative tall, dvs. store (relativt) negative verdier betyr stort oksygenforbruk. Figuren antyder en økning i oksygenforbruket fra perioden 1986-1995 til 1996-2002, men generelt er det ingen klar trend over tid når en tar i betraktning usikkerheten. Figuren er ikke oppdatert med 2012- og 2013-målinger.

2.3.2 Lysakerfjorden

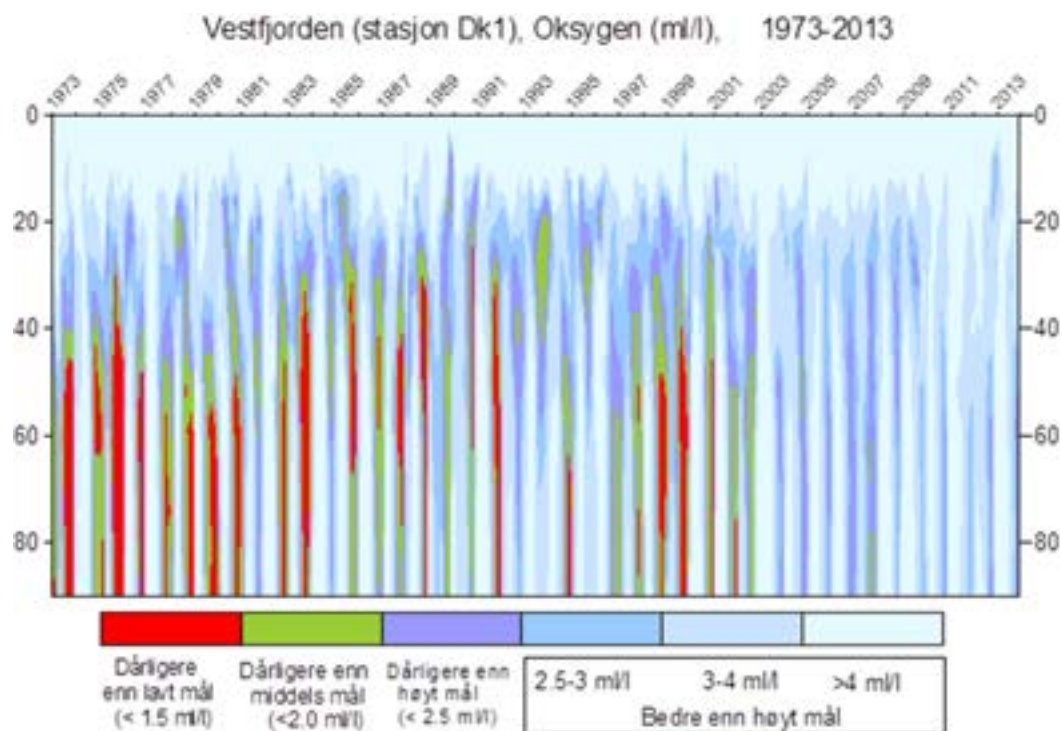
I Lysakerfjorden (Bn1) har oksygenkonsentrasjonen i de dypere deler i de senere år vært bedre enn tidligere (**Figur 15**). Siden år 2000 har konsentrasjonene (med unntak av et kort tidsrom høsten 2007) ligget over lavt mål og fra 2008 over middels mål (med unntak av en kort periode i slutten av 2009). Gjennom 2013 har konsentrasjonen gått fra bedre enn høyt mål i begynnelsen av året til middels mål mot slutten av året. På 30-40 m dyp ses også en forbedring siden år 2000; mens konsentrasjonen tidligere regelmessig kom ned i ca. 1 ml/l eller lavere, har den etter 2000 stort sett ligget over 1,5 ml/l. Også her faller endringen sammen med dyputslippet i Bekkelagsbassenget; en nærmere analyse av data kan kanskje si mer om det er en årsakssammenheng.



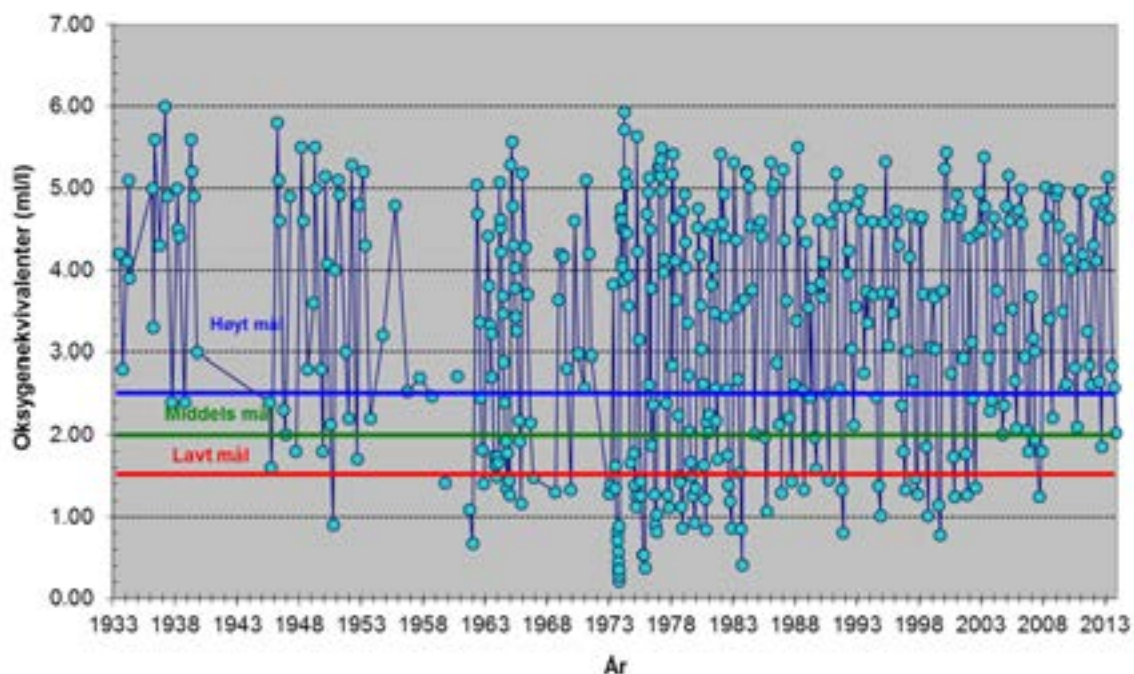
Figur 15. Oksygenkonsentrasjonen i Lysakerfjorden (Bn1) 1973-2013 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen (Baalsrud m.fl., 1986). Her er de tentative målene for Vestfjorden brukt, dvs. muligens noe for høye krav til Lysakerfjorden.

2.3.3 Vestfjorden

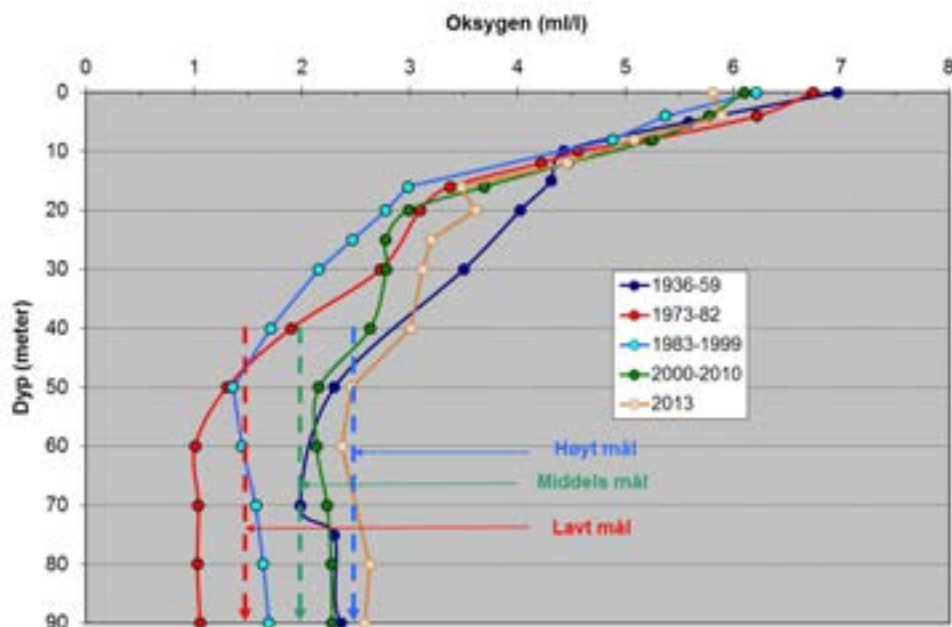
Også i Vestfjorden har det skjedd en forbedring siden 2001 på dyp > 20 meter (**Figur 16**). Etter 2003 har middels mål stort sett vært oppfylt ned til 90 m dyp, med et kortvarig unntak i 2006. Forholdene i Vestfjorden varierer ganske regelmessig med årstid; minimumsverdiene om høsten har stort sett holdt seg omkring middels mål, med et unntak i 2007 da det var under lavt mål. De siste 4 årene har oksygenforholdene stort sett oppfylt høyt mål, med unntak av kortere perioder hvor bare middels mål har vært oppfylt.



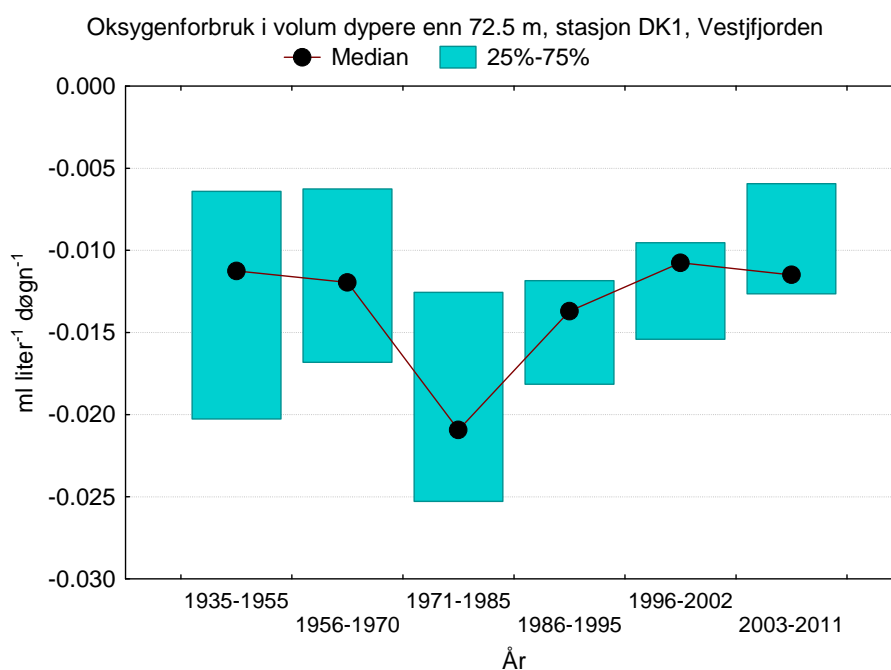
Figur 16. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk1) 1973-2013, sammenlignet med tentative miljømål. Bare variasjon under 4 ml/l er markert i figuren.



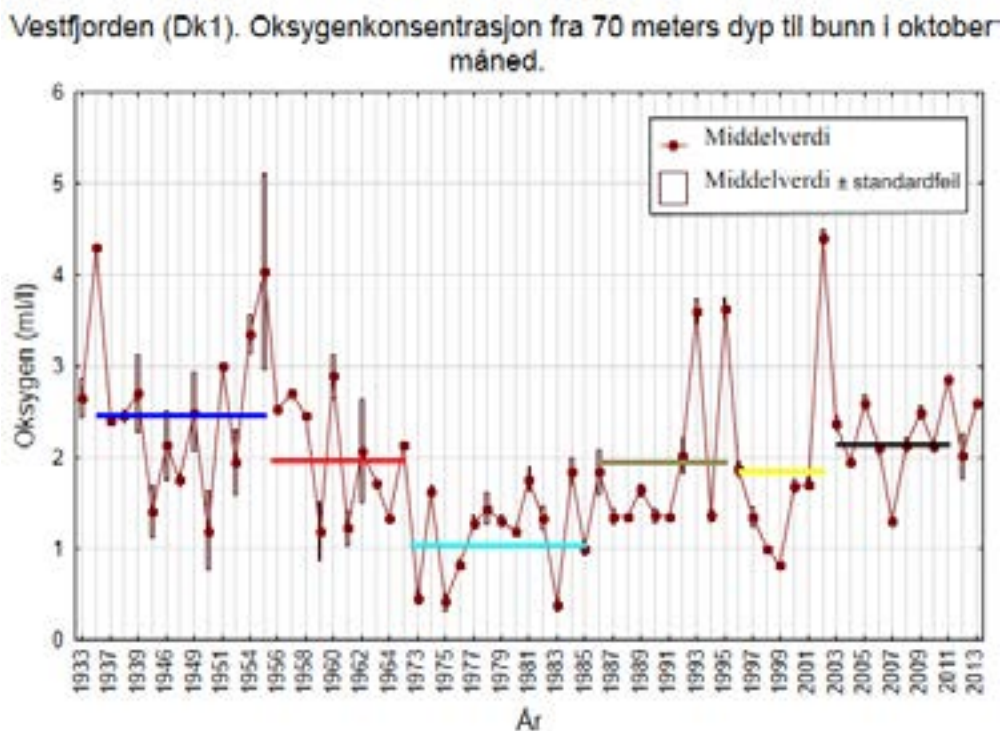
Figur 17. Oksygenkonsentrasjonen på 90 meters dyp i Vestfjorden (Dk1) 1934-2013. (Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2013)).



Figur 18. Midlere oksygenkonsentrasjon i Vestfjorden (Dk 1) i oktober måned på ulike dyp i ulike tidsrom. (Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2013).

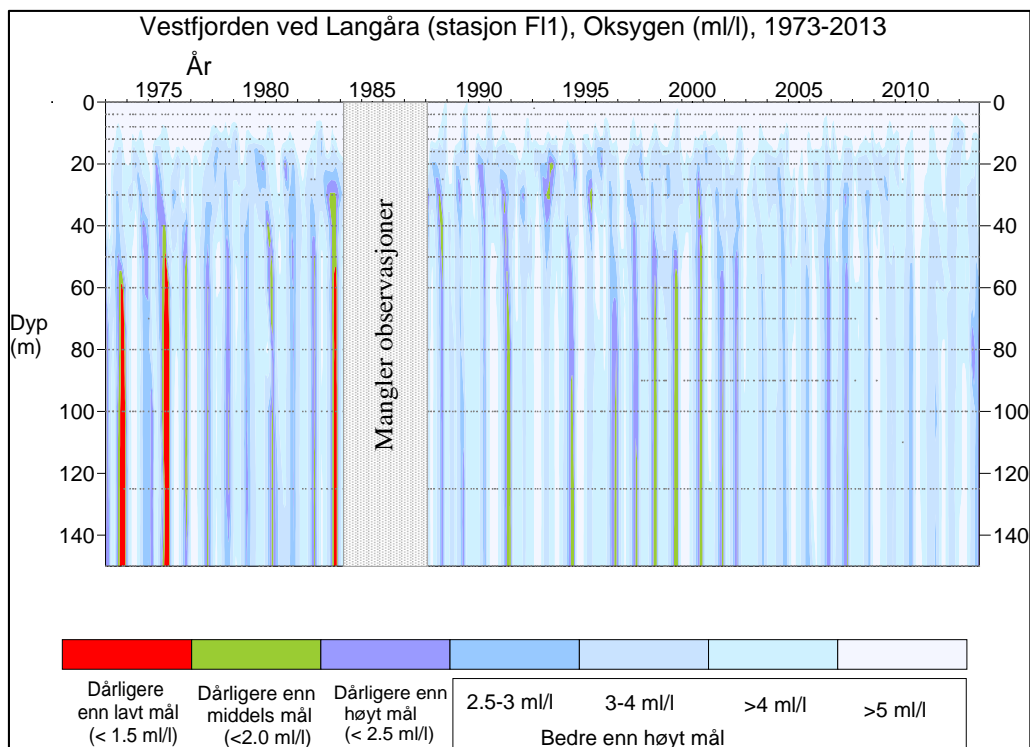


Figur 19. Beregnet volummidlet oksygenforbruk (ml/l/døgn^{-1}) i dypvannet i Vestfjorden (under 72,5 m) for ulike perioder. I figuren er oksygenforbruket beskrevet med negative tall, dvs. store (relativt) negative verdier betyr stort oksygenforbruk. Figuren er ikke oppdatert med 2012- og 2013-målinger.

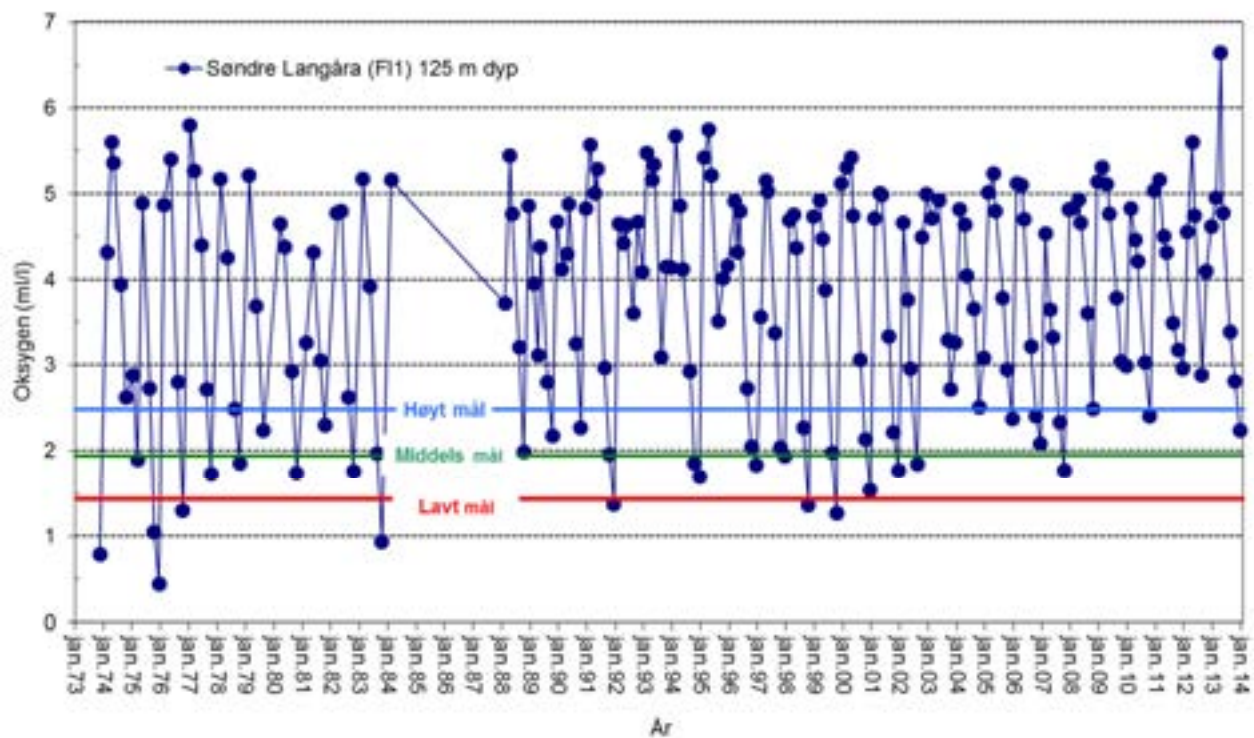


Figur 20. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk1) i oktober måned som gjennomsnitt fra ca. 70 meters dyp til bunn i 1933-2013. Samme periodisering på middelverdiene som for beregnet oksygenforbruk (Figur 19) er vist. Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2013). Observasjonen viser store årlige variasjoner i oksygenkonsentrasjonen, men også at gjennomsnitt i dag (2002-2013) i Vestfjordens dypere vannmasser er omtrent lik gjennomsnittlig konsentrasjon i perioden 1956-70.

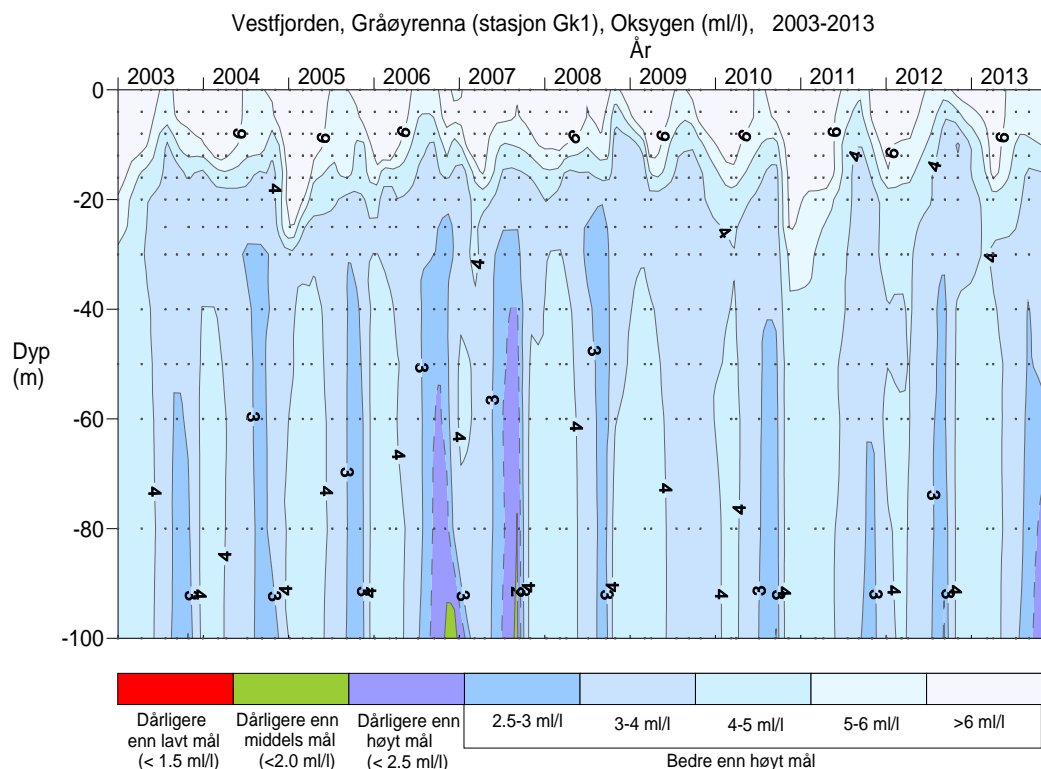
Oksygenkonsentrasjonen i fjorden blir bedre lengre sør i Vestfjorden, og med samme tentative mål som for Dk1 vil de søndre delene i dag klart oppfylle den laveste målsetningen og ligge nær å oppfylle kravet til middels mål (**Figur 21**). Fra 2008 har det stort sett vært forhold bedre enn høyt mål.



Figur 21. Oksygenkonsentrasjonen i den sørlige del av Vestfjorden, ved Langåra (FI1) 1973-2013.



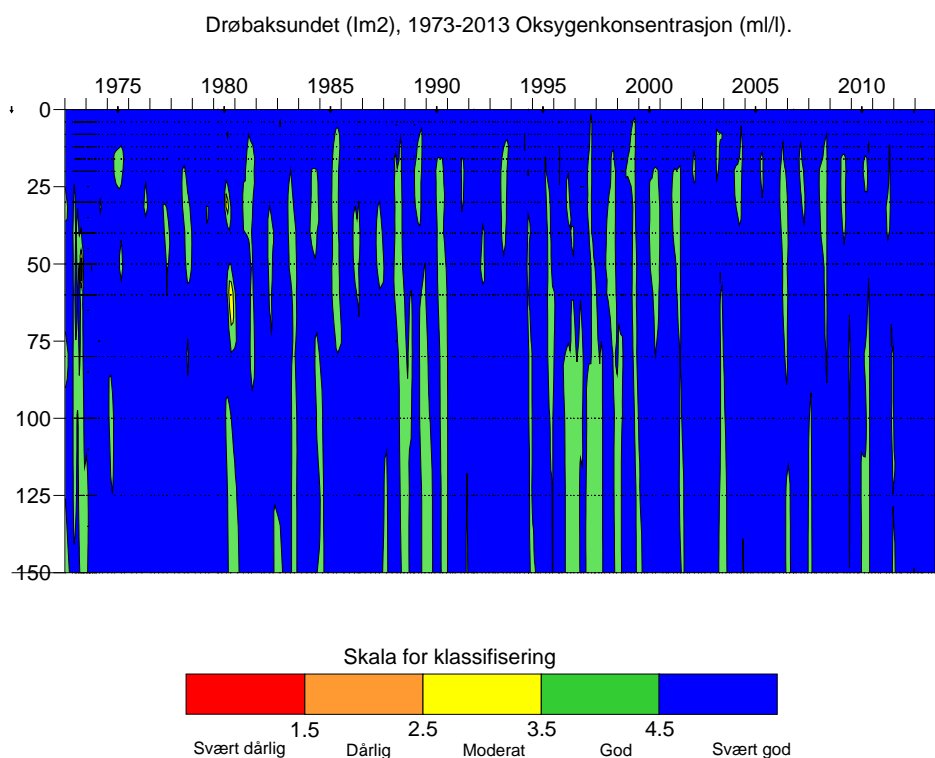
Figur 22. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (FI1, søndre Langåra) 1973-2013, 125 meters dyp.



Figur 23. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Gk1, Gråøyrennen) 2003-2013.

2.3.4 Drøbaksundet

I Drøbaksundet var oksygenkonsentrasjonen *svært god* etter klassifiseringssystemet i Veileder 02:2013 (**Figur 24**). Imidlertid har det over tid vært tendens til avtakende oksygenkonsentrasjoner på mellomdyb i de vannmasser som anses som mest sannsynlig kilde for nytt dypvann i Indre Oslofjord (**Figur 10**). En slik nedgang vil bety at konsentrasjonen i dypvannet i Indre Oslofjord etter en dypvannsfornyelse starter på et lavere nivå, slik at oksygenforbruket gir tilsvarende lavere konsentrasjoner mot slutten av stagnasjonsperioden. Det er imidlertid ingen helt klar entydig nedgang når en ser på de siste årene; oksygenkonsentrasjonen i de aktuelle vannmassene var mer eller mindre uendret fra 1973 til 1985, sank deretter fram til hittil laveste verdi i 1998-2000, men har økt igjen de siste 12 årene, slik at konsentrasjonen i 2010 og 2011 har vært på et nivå som var nokså vanlig i 1973-1985.

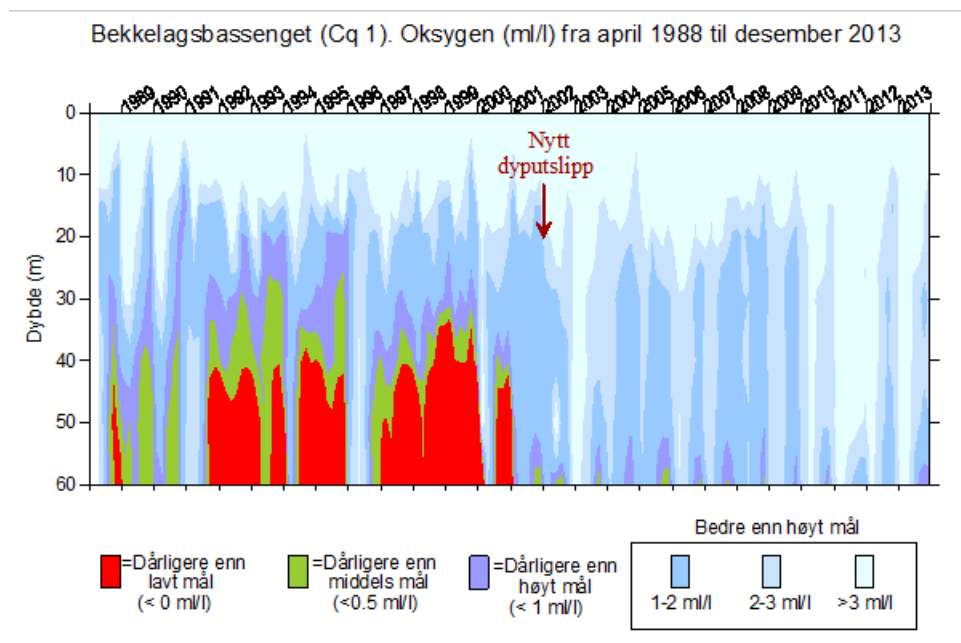


Figur 24. Oksygenkonsentrasjonen i Drøbaksundet (Im2) 1973-2013 sammenlignet med klassifiseringskriteriene for bunnvann fra Veileder 02:2013 for saltholdighet over 18.

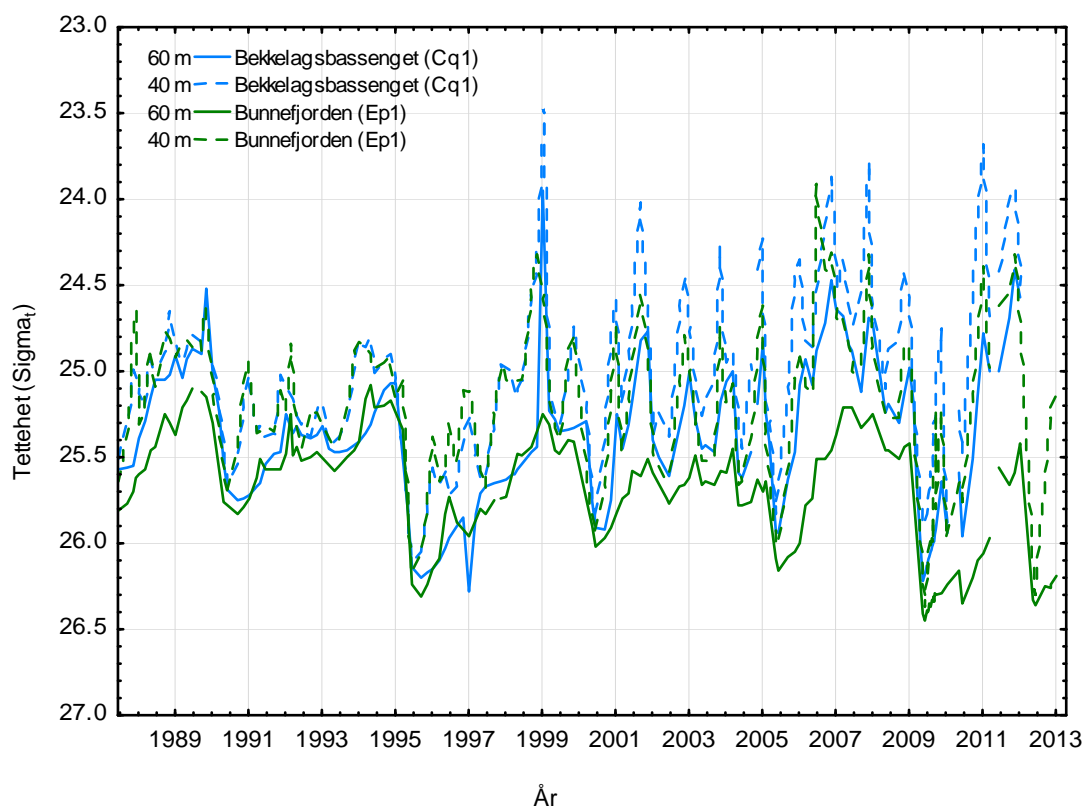
2.3.5 Bekkelagsbassenget

Det nye Bekkelaget renseanlegg ble etablert høsten 2001. Før dette var det ofte hydrogenulfidholdig vann og dårlige oksygenforhold i Bekkelagsbassenget. Etter etablering av det nye anlegget, som har et godt renset dyputslipp på vel 1 m³/s ferskvann på 50 m dyp, er oksygenkonsentrasjonene blitt betydelig bedre (**Figur 25**). Oksygenforholdene i Bekkelagsbassenget 2013 var også bedre enn høyt mål, men mot slutten av året var det i bunnvannet forhold dårligere enn høyt mål.

Den store forbedringen fra og med 2001 er en klar virkning av det nye renseanlegget, både gjennom mindre restutslipp av næringssalter og organisk stoff og pga. forbedret vannutskiftning. Økt vannutskiftning pga. dyputslippet er nok den viktigste faktoren. Ferskvannet fra dyputslippet fortynnes med omkringliggende sjøvann og stiger opp mot et innlagingsdyp på omkring 30 m. Resultatet er at store mengder fortynningsvann strømmer ut av bassenget og fornyes ved innstrømning fra Bunnefjorden. Noe av ferskvannet blandes også inn i dyplagene i Bekkelagsbassenget, slik at egenvekten i dypvannet reduseres raskere enn før, og det gir nå årlige konsentrerte perioder med innstrømning av "nytt" dypvann fra hovedbassenget i Bunnefjorden, på samme måte som de årlige fornyelsene i Vestfjorden. **Figur 26** viser hvordan tettheten på 40 og 60 m har variert i perioden fra 1988 til 2013, og det er en helt klar endring rundt år 2001.



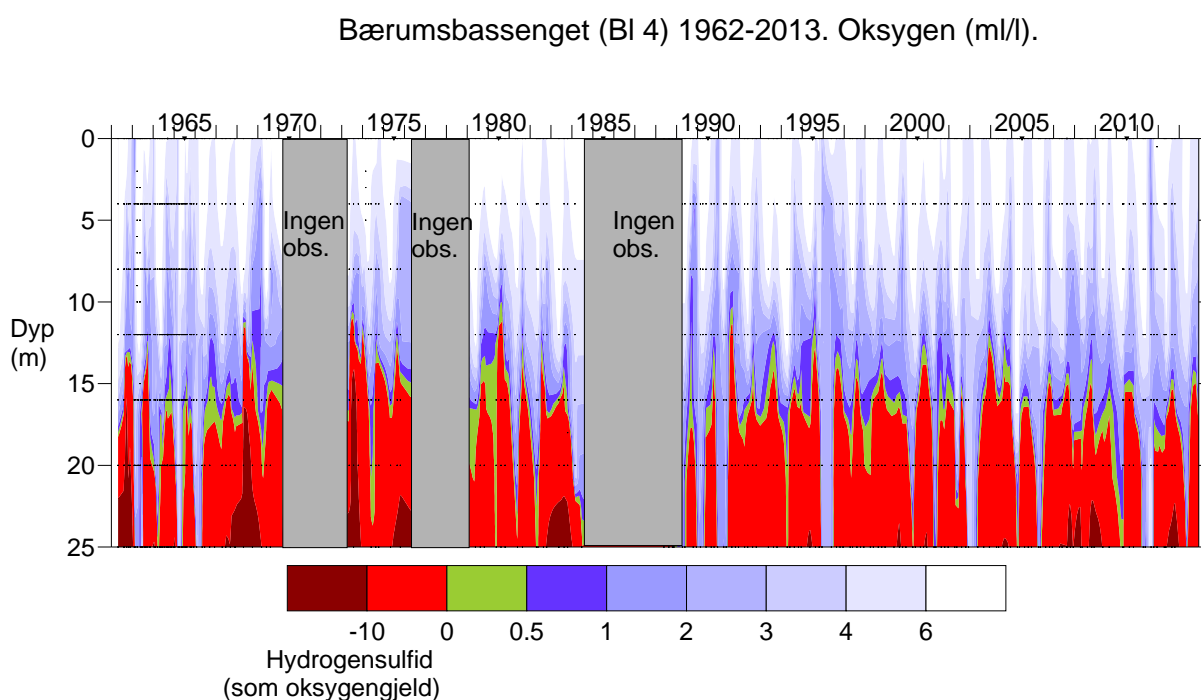
Figur 25. Oksygenkonsentrasjonen i Bekkelagsbassenget (Cq 1) 1973-2013, sammenlignet med tentative miljømål. Bare variasjoner under 3 ml/l er vist på figuren. Oksygenkonsentrasjonen har blitt bedre siden 1970-tallet, med en markant forbedring fra 2001, som skyldes dyputslippet fra det nye Bekkelaget renseanlegg.



Figur 26. Vannets tetthet i Bekkelagsbassenget på 40 og 60 m dyp, og i Bunnefjorden ved samme dyp i perioden 1988 til 2013. Merk at tettheten øker nedover langs den vertikale aksnen.

2.3.6 Bærumsbassenget

I 2011 var det en kortvarig forbedring av oksygenforholdene i dyp større enn 15 m i Bærumsbassenget (**Figur 27**), men ved slutten av året og videre inn i 2012 og 2013 var det igjen utvikling av hydrogen sulfid, og sett under ett har det ikke vært noen merkbar forbedring siden 1960-tallet. Det er nærmest permanent forekomst av hydrogen sulfidholdig vann i bassengets bunnvann, bare med enkelte korte opphold, som i 2011. Trolig må forekomsten av hydrogen sulfid i bunnvannet oppfattes som "naturlig tilstanden" for området (Alve mfl. 2009) og at forbedringer kun kan forventes mellom 10-20 meters dyp, dersom det ikke settes i gang nedpumping av ferskvann for å bedre vannfornyelsen, slik dyputslippet fra Bekkelaget renseanlegg har bidratt til i Bekkelagsbassenget.



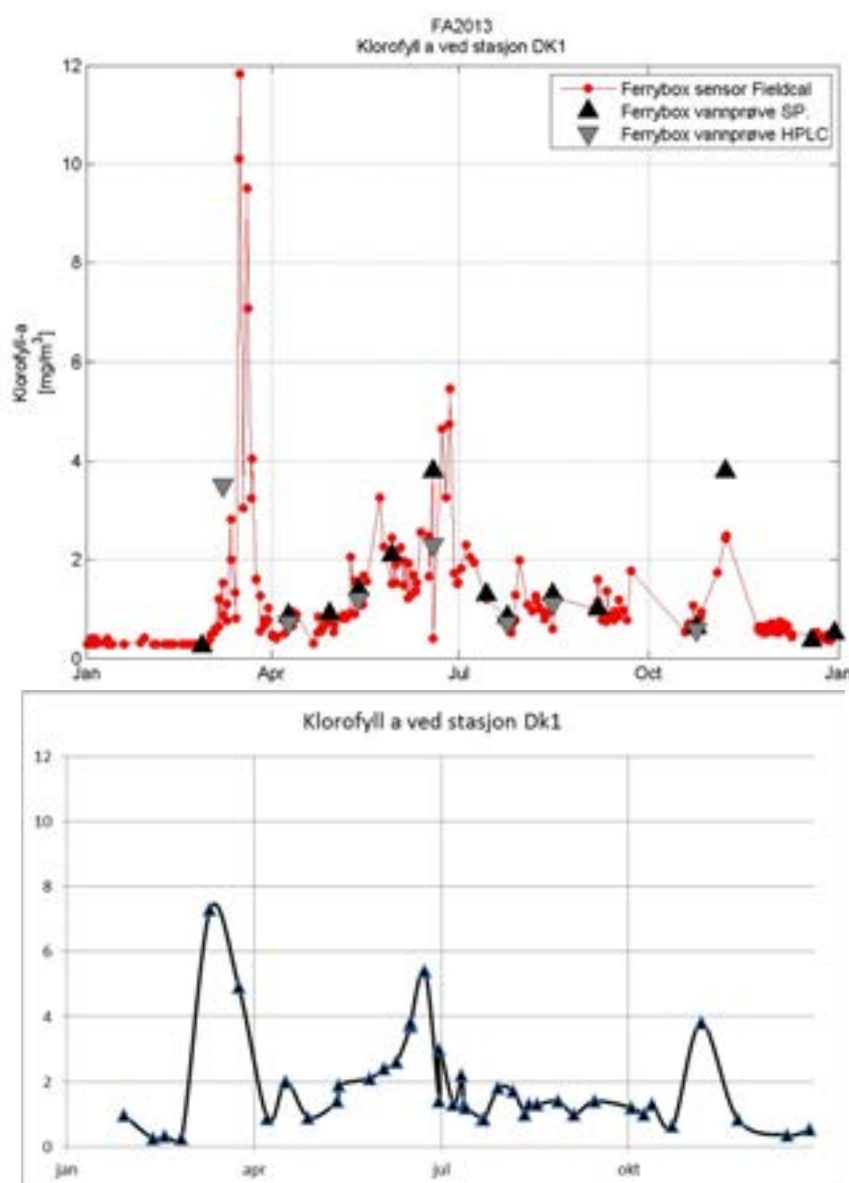
Figur 27. Oksygenkonsentrasjonen i Bærumsbassenget 1962-2013.

2.4 Klorofyll, siktedyp og næringsalter

I den siste versjonen av veilederen fra Miljødirektoratet, Veileder 02:2013, benyttes reviderte tabeller fra SFTs veileder (97:03) (tabell 8-11 og 8-12). Veilederen sier at vinterklassifiseringen skal foretas etter siste oppblomstring på høsten og før vekstsesongen for planteplankton begynner om våren, og anbefalt vinterperiode er desember til og med februar. For sommerklassifisering anbefales det å bruke perioden juni til august. I de frie vannmassene anbefales det at prøver for næringsalter samles inn fra faste dyp ned til 15m. For Indre Oslofjord tas det prøver fra 0,5, 4, 8, 12 og 16 m og disse er inkludert i klassifiseringen av næringsalter. Næringssaltkonsentrasjonen vil variere naturlig innenfor vinterperioden og sommerperioden, og mellom år. For å kunne fange opp variasjonen anbefaler veilederen å ta prøver med to ukers mellomrom innenfor periodene, og for økt sikkerhet i klassifiseringen bør klassifiseringen foretas på grunnlag av tre års data.

2.4.1 Klorofyll-observasjoner fra Vestfjorden (4 m dyp) med FerryBox

Biomassen av planteplankton i 2013 (målt som mengden av klorofyll a og klorofyll a fluorescens) startet med en våroppblomstring i mars (**Figur 28**). Våroppblomstringen de tre foregående årene (2010 til 2012) startet til sammenligning noe tidligere (februar til mars). Etter våroppblomstringen økte biomassen utover sommeren, med en topp i slutten av juni. Fra juli til oktober ser man at klorofyll a varierte rundt 1-2 mg m⁻³, før det kom en sen blomstring med økt klorofyll a i november. I novemberblomstringen var målt fluorescens lavere enn konsentrasjonen målt i vannprøver. Det kan komme av en annen artskomposisjon enn det sensoren vanligvis er kalibrert mot eller varierende lys eller næringsstatus. I juni var klorofyll a konsentrasjon fra HPLC og spektrofotometrisk metode avvikende, noe som kan skyldes at HPLC metoden ikke måler nedbrutt klorofyll a. Sensoren var kalibrert med *Skeletonema* sp. labkultur og fluorescensen ble så kalibrert med målt konsentrasjon klorofyll a med HPLC gjennom hele året (2013) fra Oslofjorden og Skagerrak.



Figur 28. Øverst resultater fra målinger av klorofyll a fra «Color Fantasy» i Vestfjorden (Dk1) i 2013 fra 4 m dyp, og nederst målinger av klorofyll a ved stasjon Dk1 fra hovedtokt og overflatetokt fra 0-2 m og fra vannprøver tatt fra «Color Fantasy» fra 4 m dyp (SP-analyser). For Ferrybox data er tre ulike

metoder benyttet; kontinuerlig måling med sensor (klorofyll a fluorescens), spektrofotometri (SP) og High Performance Liquid Chromatography (HPLC).

2.4.2 Siktdyp, planteplanktonbiomasse (klorofyll a) og næringssalter i overflatelaget i juni til august

Næringssaltkonsentrasjonene og siktedypet er klassifisert i henhold til Veileder 02:2013 som sier at klassifiseringen skal være basert på gjennomsnittsverdi av målinger fra juni til august over tre år.

Næringssaltkonsentrasjonene i juni-august i fjordens overflate (**Tabell 4**) viser *svært god/god* tilstand på de fleste stasjonene i 2013 bedømt etter Veileder 02:2013, med unntak av stasjon Aq3 som hadde moderat tilstand for Tot-P. For siktdypet var tilstanden *dårlig* for halvparten stasjonene (stasjonene lokalisert innerst i fjorden), mens de resterende stasjonene hadde tilstand *moderat*.

For klorofyll a er det beregnet 90 persentil over seks år, men for region Skagerrak, som er den tilhørende regionen for disse stasjonene, er det ikke utviklet klassifisering av planteplankton for vanntypen sterkt ferskvannspåvirket (saltholdighet 5-25). Klorofyll a er derfor ikke klassifisert i denne tabellen.

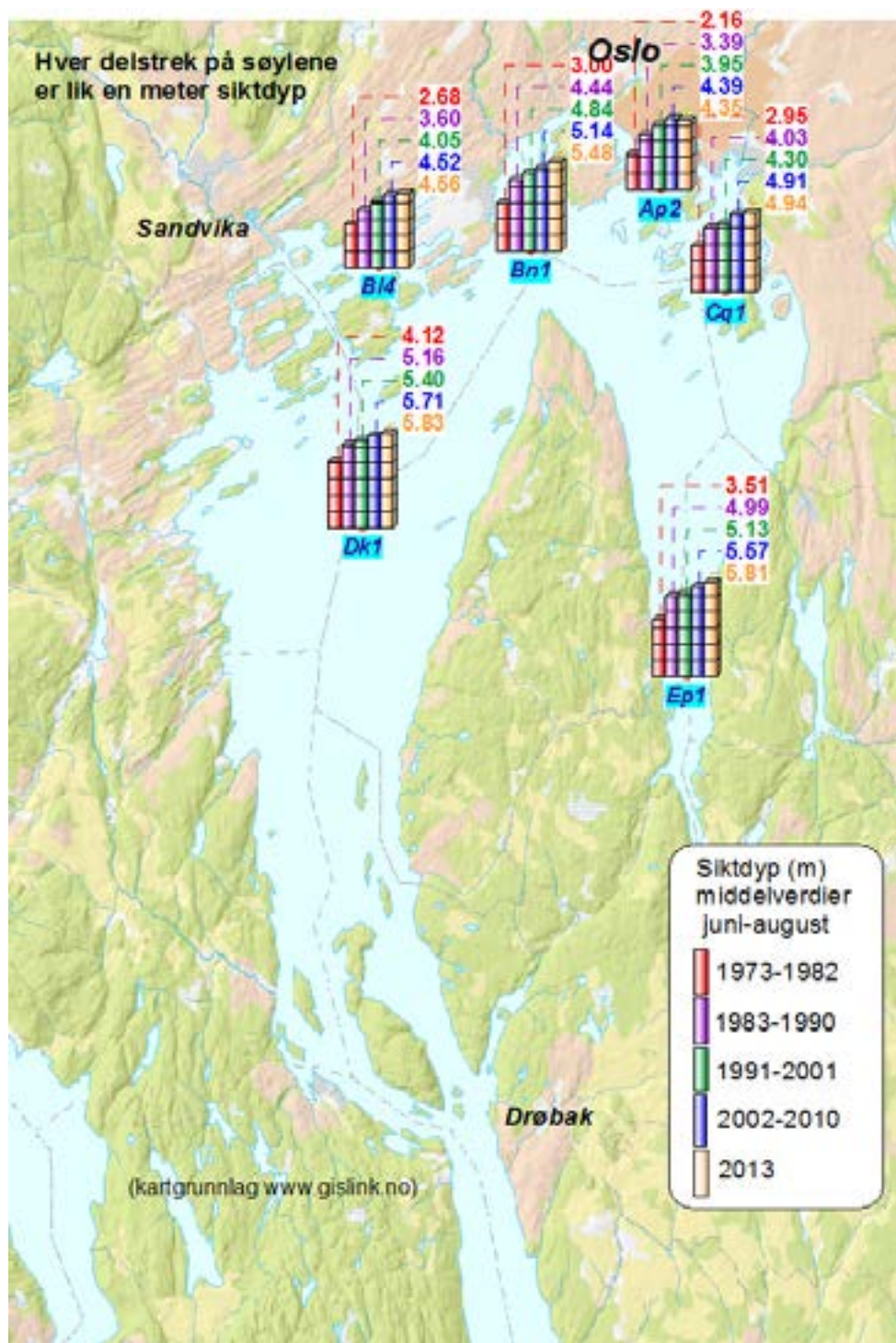
Tabell 4. Tilstanden i Indre Oslofjords overflatelag sommeren (juni til august) fra 2011 til 2013, bedømt etter klassifiseringssystemet i Veileder 02:2013 for vannmasser med saltholdighet over 18. Det er beregnet et gjennomsnitt over tre år for næringssalter og siktdyp. For klorofyll a er det beregnet 90 persentil over seks år, men for region Skagerrak (som er den tilhørende regionen for disse stasjonene) er det ikke utviklet klassifisering av planteplankton for vanntypen sterkt ferskvannspåvirket (saltholdighet 5-25). Klorofyll a er derfor ikke klassifisert i denne tabellen.

Stasjon	Saltholdighet	Tot-P (µg/l)	Tot-N (µg/l)	Kl a (µg/l)	Siktdyp (m)
Ap1					3,9
Ap2	21,5	13,2	260	5,4	4,3
Aq1					3,4
Aq2	21,2				3,1
Aq3	18,7	17,4	312	6,7	3,5
Bk1					4,4
Bk2					5,8
Bl4	23,0	12,4	279	6,3	4,0
Bn1	22,9	11,3	229	5,7	5,1
Br1	21,9				4,7
Cj1	21,2				3,8
Cq1	23,0	11,4	232	4,8	4,9
Dk1	23,8	10,7	213	5,5	5,3
Ej1					4,5
Ep1	23,7	9,6	222	4,0	5,4
Gp1	21,7	14,6	307	6,0	4,1

Stasjonene klassifisert etter saltholdighet 0-18, Veileder 02:2013. Skala for klassifisering:

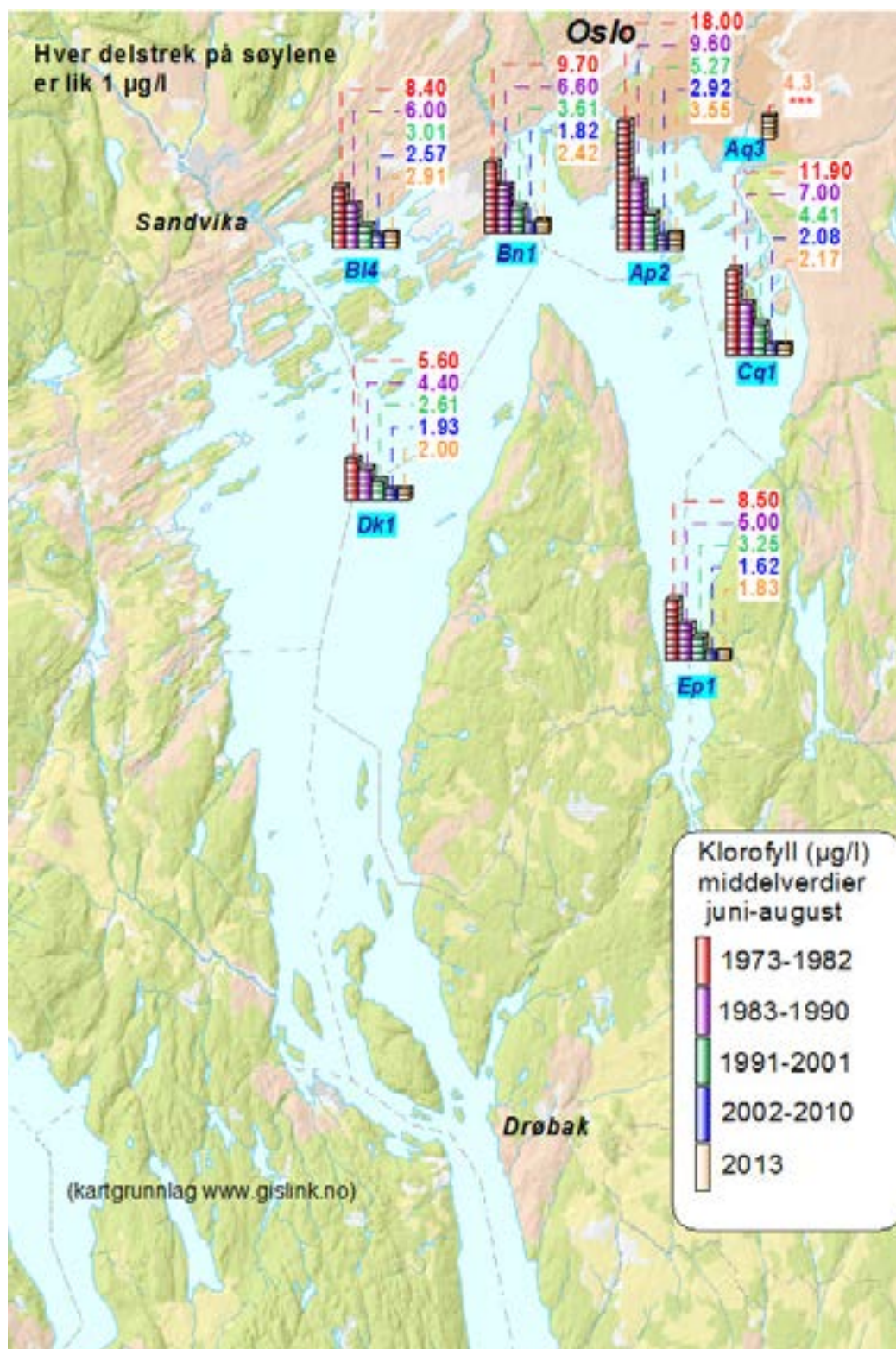
Variabel	I Svært god	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
----------	----------------	-----------	----------------	--------------	-------------------

Det var liten forskjell mellom siktdypet i 2012 og gjennomsnittet for perioden 2002-2010 (**Figur 29**). Siden 1973-1982 har det vært en klar forbedring fram til perioden 2002-2010 og forbedringen har vært sterkest mellom de to første periodene, og den prosentvise forbedringen har vært størst i de områdene som var dårligst.



Figur 29. Midlere siktdyp i juni-august (13 observasjoner) fra 1973-82, 1983-90, 1991-2001 og sommeren 2013.

Sammenlignet med gjennomsnittet for perioden 2002-2010, var gjennomsnittsverdiene for planteplanktonbiomassen (klorofyll a) nokså samsvarende i 2013 (**Figur 30**).



Figur 30. Klorofyll a ($\mu\text{g/l}$) i 0-2 meters dyp, middelverdier i juni-august fra 1973-82, 1983-90, 1991-2001, 2002-2010 og 2013. Klorofyll a er et indirekte mål på planteplanktonbiomassen.

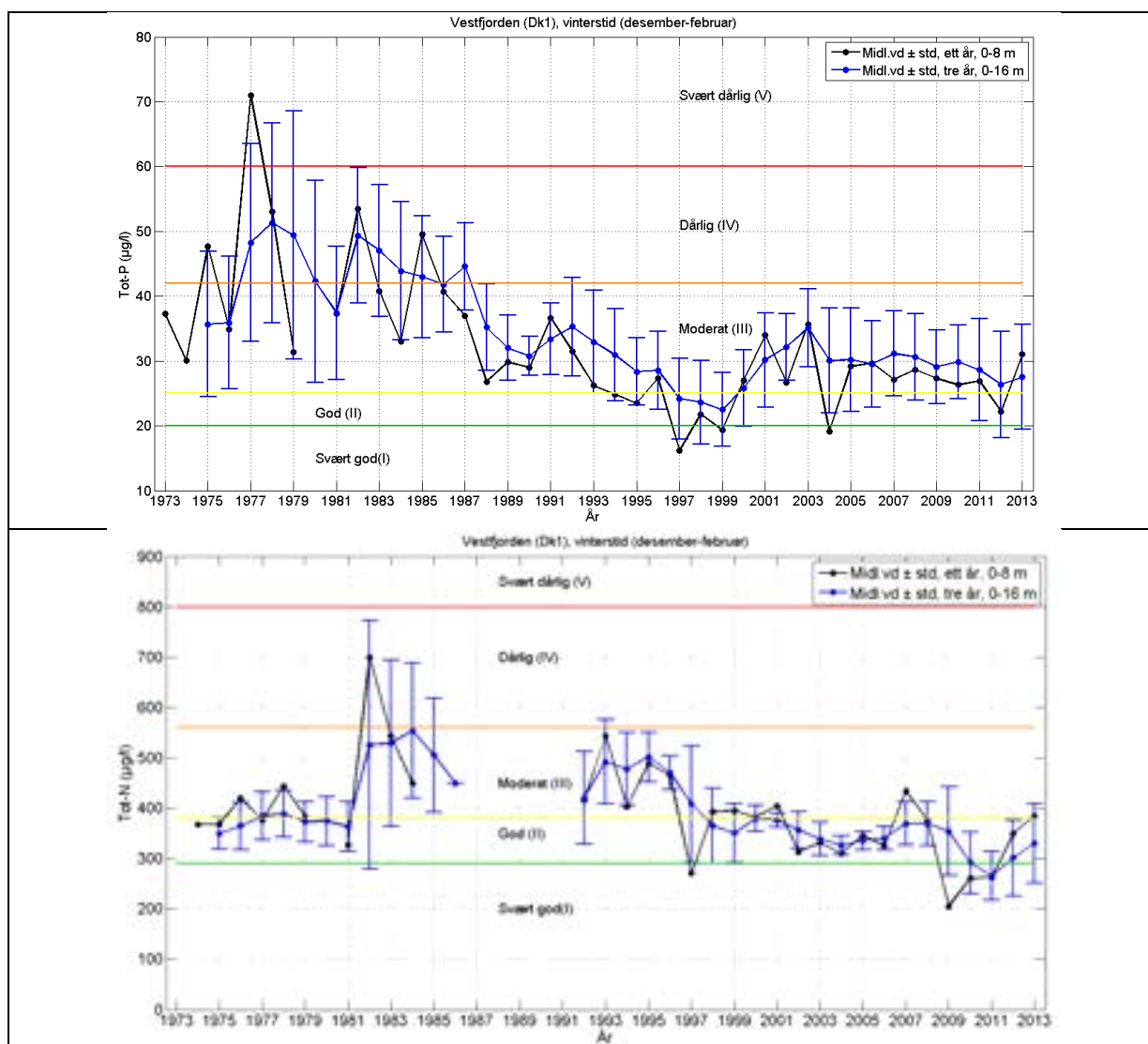
2.4.3 Næringssaltkonsentrasjoner i overflatelaget vinterstid (desember-februar)

Vinterkonsentrasjoner av næringssalter brukes som tilstandsbeskrivelse fordi konsentrasjonene da ikke er påvirket av planteplanktonproduksjonen i like stor grad som om sommeren. Ettersom utslipp av avløpsvann ikke varierer over året, vil påvirkningen derfra komme klarere fram om vinteren, dvs. i en periode hvor avrenningsavhengige tilførsler, som for eksempel tilførsler fra jordbruk, ikke er så fremtredende. Imidlertid kan det tenkes at variasjoner i avrenning og overløp fra år til år pga. skiftende temperatur- og nedbørsforhold om vinteren har betydning.

Næringssaltkonsentrasjonen er klassifisert i henhold til Veileder 02:2013 og det er beregnet gjennomsnitt fra desember til februar over tre år for dyp 0 til 16 m. Det er også sammen med disse resultatene presentert tidligere metoder for klassifisering for en sammenligning av tilstandsklassifiseringen til de to ulike metodene.

Vestfjorden

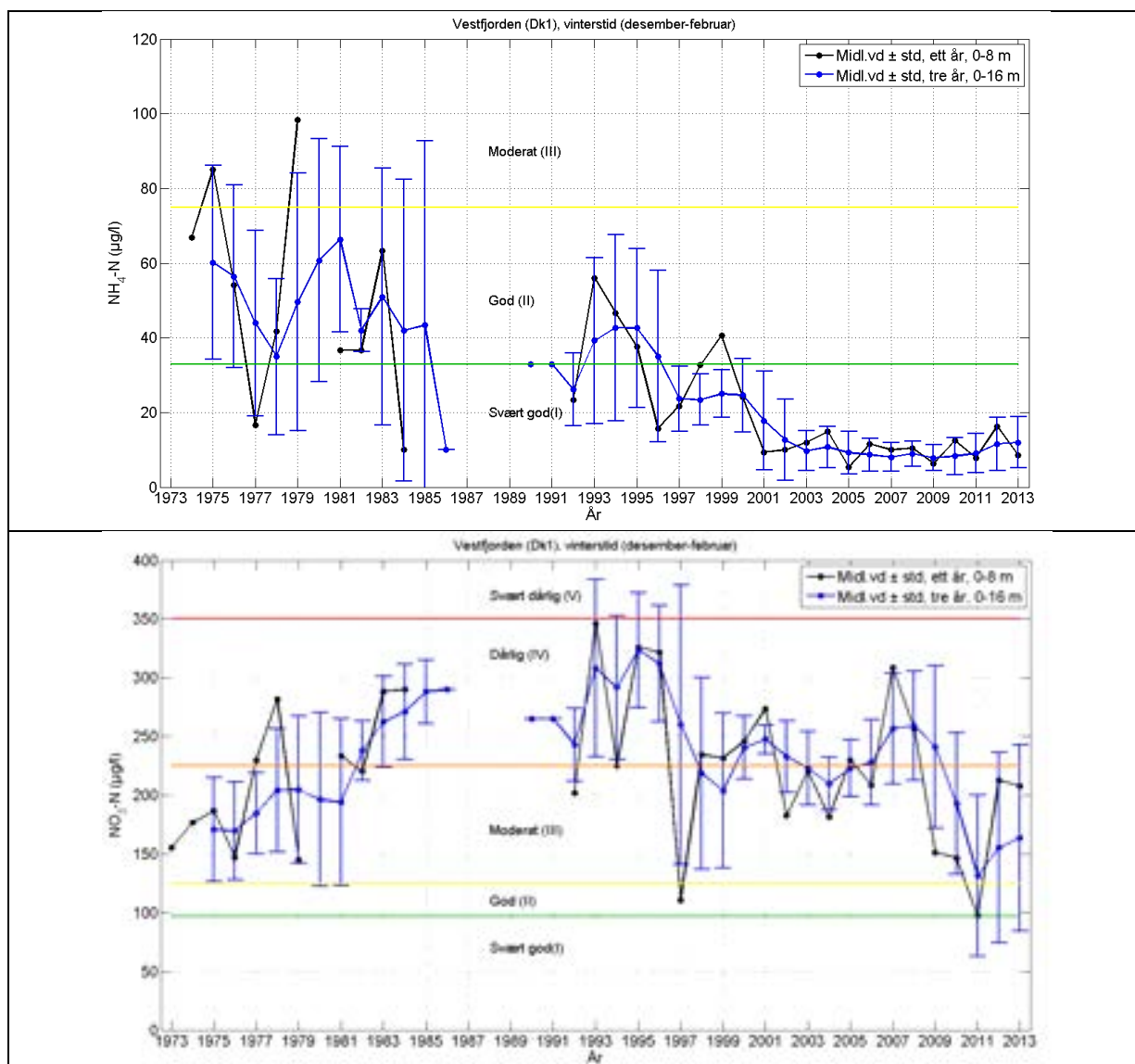
I et lengre tidsperspektiv har både fosfor-konsentrasjonen og nitrogen-konsentrasjonen vært klart avtakende (**Figur 31**). Dette sammenfaller med tiltak for fosforreduksjonen i renseanleggene kombinert med effektive dypvannsutslipp. I perioden 1970-1987 var tilstanden ofte *dårlig*. Siden da har det skjedd en klar forbedring. De siste 20 år har tilstanden stort sett variert fra *moderat* til *god* med oftest en tilstand i *moderat*. Sett i sammenheng med usikkerheten i de årlige gjennomsnittene kan det ikke ses noen langsiktig trend i perioden 1989-2013.



Figur 31. Vinterobservasjoner av Tot-P og Tot-N i Vestfjorden (Dk1) i 0, 4 og 8 meters dyp for perioden 1973 til 2013 inkludert Ferrybox data for noen år i sort, og i blått 0, 4, 8, 12 og 16 meters dyp for perioden 1975 til 2013 som er i henhold til Veileder 02:2013 som anbefaler prøvedyp 0, 5, 10 og 15 meter. Det er først beregnet middelverdi over dyp for hver dato, deretter er et gjennomsnitt over datoene innenfor hver vinterperiode beregnet. Verdiene i sort viser gjennomsnitt over ett år som for tidligere år, mens verdiene i blått viser gjennomsnitt over tre år som er i henhold til Veileder 02:2013. Årstall gjelder månedene januar og februar, men hver vinterperiode omfatter også data fra desember året før. Mengden data bak hvert gjennomsnitt vil variere noe fra år til år. Verdiene fra enkelt år kan avvike sterkt som følge av lokale flommer, varierende grad av algeoppblomstring, eller varierende tidspunkt av dypvannsfornyelse. Utviklingen er sammenlignet med grenseverdiene i Veileder 02:2013.

Nitrogenkonsentrasjonene har også endret seg over tid. Det er klart avtakende konsentrasjoner av ammonium fra 1970-tallet til i dag, og spesielt er de mye lavere i årene 2001-2012 (**Figur 32**, øverste panel). Tilstanden mht. ammonium i overflatelaget kan nå klassifiseres som stabilt *svært god*. For nitrat+nitritt er det også en viss reduksjon fra midt på 90-tallet til i dag, men sett over hele perioden er det ingen generell nedgang (**Figur 32**, nederste panel). Høyere konsentrasjoner vinteren 2001 kan forklares av meget stor nedbør høsten 2000 (oktober-desember) og i 2007 var det sannsynligvis en kombinasjon av stor nedbør, mildt klima og at februartoktet ble gjennomført under en dypvannsfornyelse som ga høyere verdier av totalnitrogen og nitrat enn i 2002-2006. De tre siste årene

er markert mye lavere enn det som har vært vanlig fram til 2008. Resultatene for perioden 2002-2013 kan således være tegn på virkningen av nitrogenrensing i tillegg til ammoniumutviklingen, som i større grad reflekterer overgangen til dypvannsutlipp.



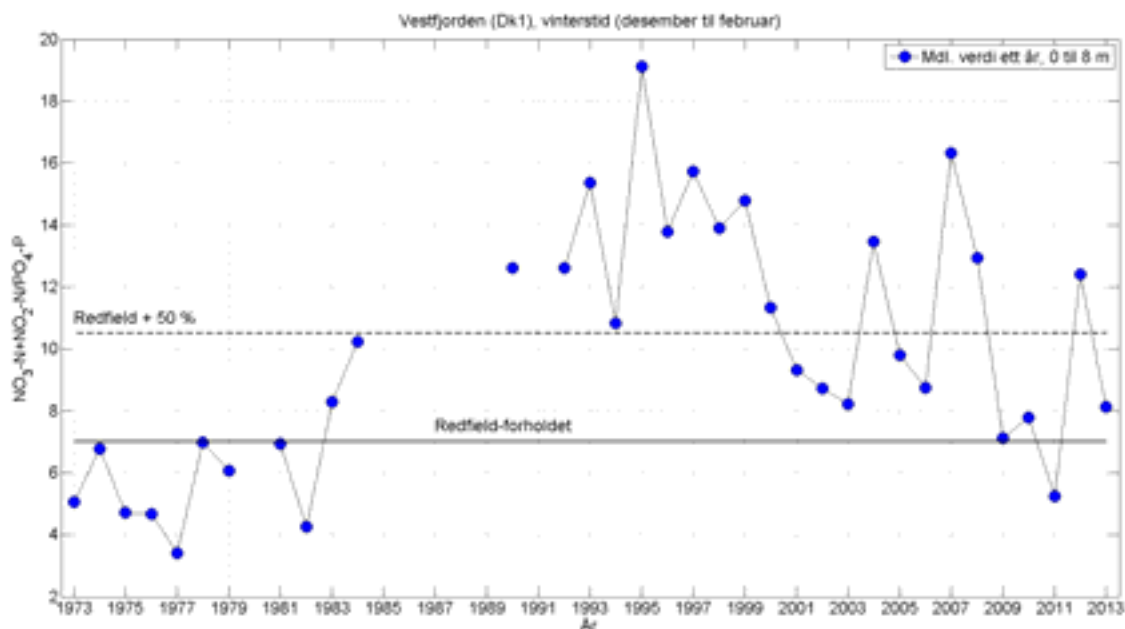
Figur 32. Vinterobservasjoner av $\text{NH}_4\text{-N}$ (øverste panel) og $\text{NO}_3\text{-N}+\text{NO}_2\text{-N}$ (nederste panel) i Vestfjorden (Dk 1). For detaljert forklaring, se i **Figur 31**.

Tilstanden bedømt etter miljøklassifiseringssystemet i Veileder 02:2013 varierer noe avhengig av om en benytter verdiene for Tot-N eller nitrat+nitritt. De siste 3 årene kan tilstanden i Vestfjorden karakteriseres som *god/svært god* basert på Tot-N og *moderat* basert på nitrat+nitritt.

Spesielt når det gjelder total nitrogen og nitrat+nitritt er det store svingninger innenfor de siste 10-15 år. En systematisk analyse av sammenhengen mellom klimavariasjoner og konsentrasjoner i fjorden kan tenkes å gi et bedre bilde av den reelle utviklingen av antropogen påvirkning.

Forholdet mellom nitrogen og fosfor som er tilgjengelig for algevekst anses å ha betydning for risikoen for oppblomstring av skadelige alger. Ved et forholdstall N:P=7:1 på vektbasis (Redfieldforholdet) er det omtrent balanse, og liten risiko for oppblomstring av skadelig alger. Et N:P-forhold som er mer enn 50 % over Redfieldforholdet øker risikoen for oppblomstring av skadelige

alger (OSPAR, 2001). På grunn av reduserte fosforkonsentrasjoner i fjordens overflatelag økte N:P-forholdet fra perioden 1973-1985 til perioden 1993-2001 (**Figur 33**), og var da klart mer enn 50 % over Redfieldforholdet med det høyeste forholdet siden målingene startet. Forholdene i 2001-2013 viser imidlertid ofte N:P-forhold lavere enn denne grensen for økt risiko, selv om dette forholdet også har vært høyere enn denne grensen i samme periode. I 2012 var det et betydelig hopp i Redfieldforholdet.



Figur 33. Vinterobservasjoner av forhold mellom nitritt+nitrat og fosfat ($[\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}]/[\text{PO}_4\text{-P}]$) eller DIN/DIP-forhold, som vektforhold N:P i overflatelaget i Vestfjorden (Dk 1, 0- 8 meters dyp). Periodegjennomsnittene er beregnet på middelverdiene over dyp for hver enkelt dato. N/P-forholdet øker signifikant i perioden og ligger i 1992-2001 ofte mer enn 50 % over Redfieldforholdet. Etter OSPAR (2001) vil et DIN/DIP-forhold større enn Redfieldforholdet + 50 % øke risikoen for oppblomstring av skadelige alger. De siste tre årene har forholdstallet igjen kommet ned omkring Redfieldforholdet, med unntak av 2012 hvor det var et tydelig hopp i Redfieldforholdet sammenlignet med de tre foregående årene.

For mye N eller P i forhold til silikat kan medføre et skifte i artssammensetning fra diatoméer til mindre ønskelige flagellater (flere giftige eller skadelige arter). En slik oppblomstring av skadelige alger begunstes når $\text{PO}_4\text{-P}/\text{SiO}_2$ og $(\text{NO}_3\text{-N}+\text{NO}_2\text{-N}+\text{NH}_4\text{-N})/\text{SiO}_2$ -forholdene overstiger gitte grenseverdier (OSPAR, 2001). **Tabell 5** og **Tabell 6** viser at i de senere år har forholdene i Vestfjorden og Bunnefjorden stort sett vært lavere enn denne grensen, selv om det forekommer forholdstall over OSPARs grenseverdier for økt risiko.

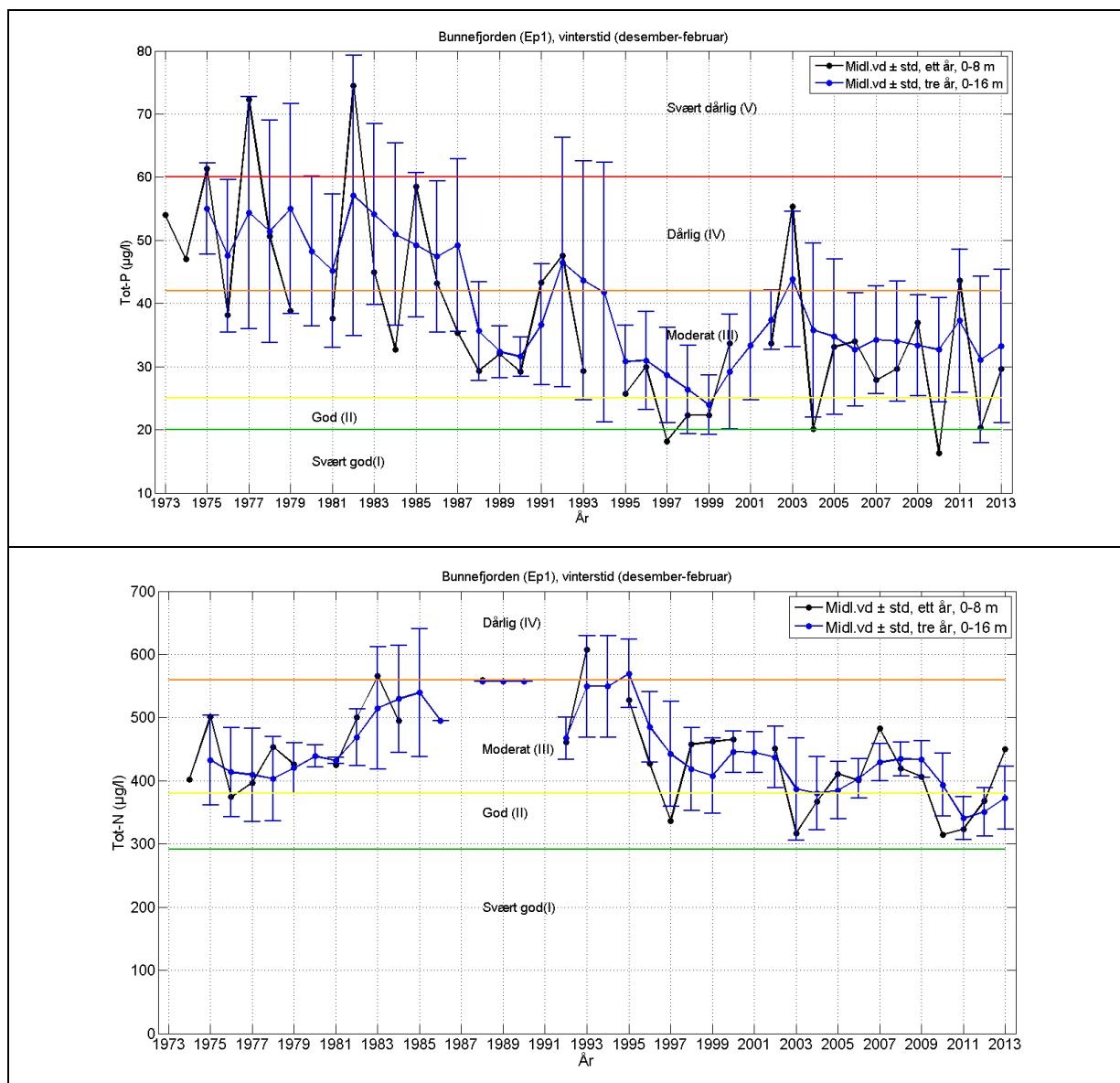
Avtakende fosforkonsentrasjoner i overflatevann sammenfaller i tid med gjennomførte rensetiltak (suksessiv innføring av kjemisk rensing på de tre større renseanleggene). Nitrogenrensingen har resultert i betydelige endringer for ammonium (i tillegg til dypvannsutslipp) og de lavere konsentrasjonene av Tot-N og nitrat+nitritt de siste årene er et første tegn på at fjorden nå viser virkning av mindre tilførsler av nitrogen. På mellomnivåer i Vestfjorden er nitrogenkonsentrasjonen redusert som følge av nitrogenrensingen ved VEAS (Magnusson m.fl. 2003). Som nevnt kan de siste års tiltak for å redusere overløp også ha hatt betydning her.

Tabell 5. Vinterobservasjoner (desember-februar) av $\text{PO}_4\text{-P/SiO}_2$ og $\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4\text{-N/SiO}_2$ i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 2000-2013. Data fra Ferrybox-målingene er også tatt med i denne statistikken. Hvis forholdet er større enn OSPARS grenseverdi, vil det kunne skje endringer i planteplanktonets artssammensetning ved et skifte fra diatoméer til flagellater, hvorav flere arter er skadelige (OSPAR). I de senere år har forholdene i Vestfjorden i gjennomsnitt ligget under denne grensen, selv om maksimalverdier kan være over.

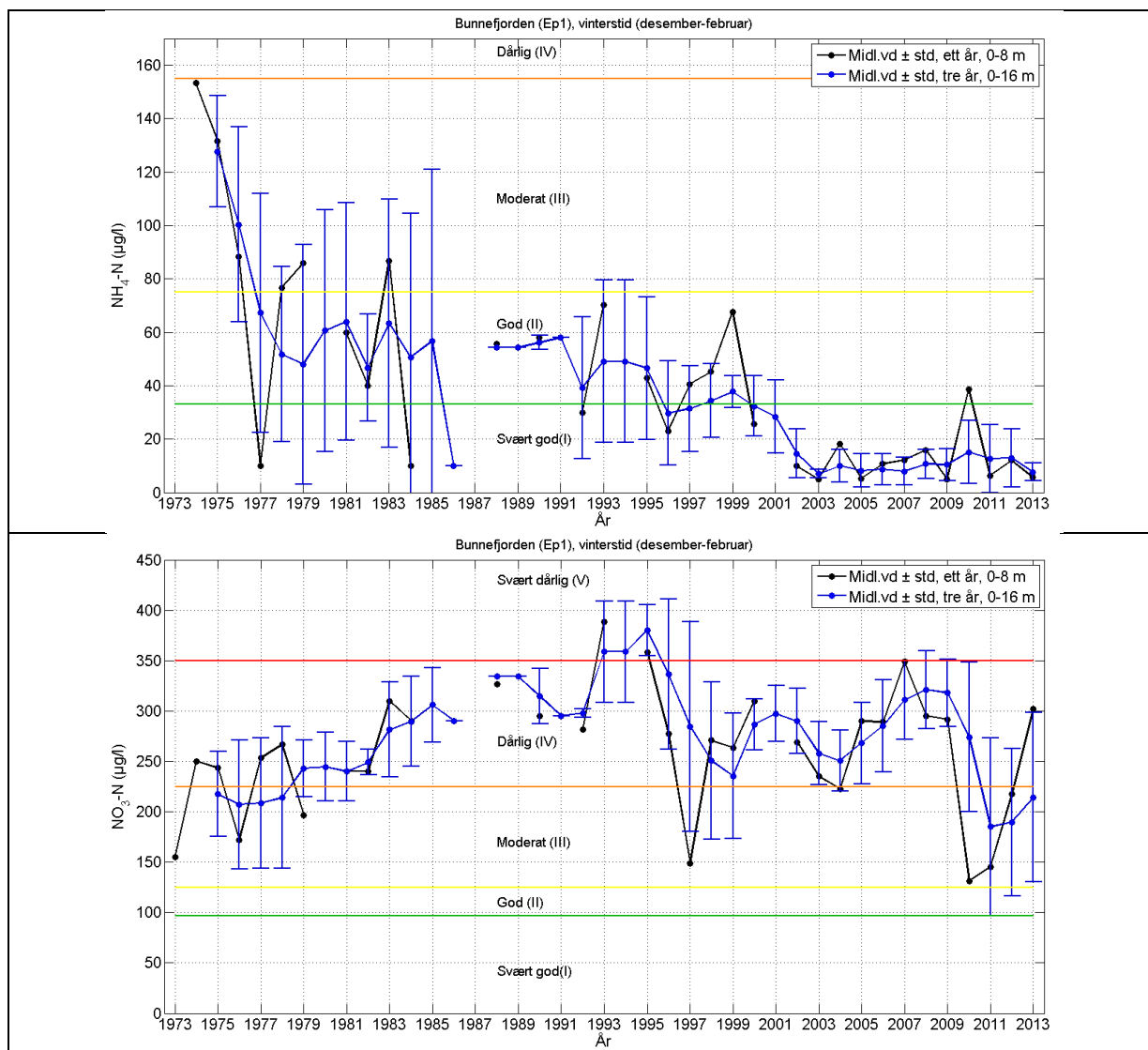
År (vinterperiode)	[$\text{PO}_4\text{-P}$]/ SiO_2 -forhold		[$\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4$]-N / SiO_2 (DIN/ SiO_2)	
	OSPAR – grenseverdi: 0,064		OSPAR – grenseverdi: 0,47	
	Gj.snitt	Maksimum	Gj.snitt	Maksimum
2000	0,034	0,046	0,46	0,76
2001	0,016	0,026	0,21	0,24
2002	0,025	0,036	0,23	0,27
2003	0,027	0,029	0,23	0,27
2004	0,022	0,023	0,33	0,39
2005	0,025	0,029	0,26	0,32
2006	0,029	0,038	0,23	0,30
2007	0,014	0,027	0,22	0,31
2008	0,020	0,024	0,27	0,30
2009	0,028	0,035	0,20	0,22
2010	0,055	0,154	0,34	0,62
2011	0,048	0,089	0,26	0,38
2012	0,018	0,022	0,23	0,29
2013	0,021	0,023	0,19	0,22

Bunnefjorden

Næringssaltkonsentrasjonen vinterstid i Bunnefjorden (Ep1) følger i store trekk utviklingen i Vestfjorden (Dk1), med avtakende fosforkonsentrasjoner i perioden 1989-2013 sammenlignet med 1973-1982 (**Figur 34**), og lavere ammoniumkonsentrasjoner etter år 2000 (**Figur 35**). Reduksjon av total nitrogen og nitritt+nitrat er ikke like tydelig som for total fosfor og ammonium og er på henholdsvis på grensene mellom tilstand *god/moderat* og *moderat/dårlig*.

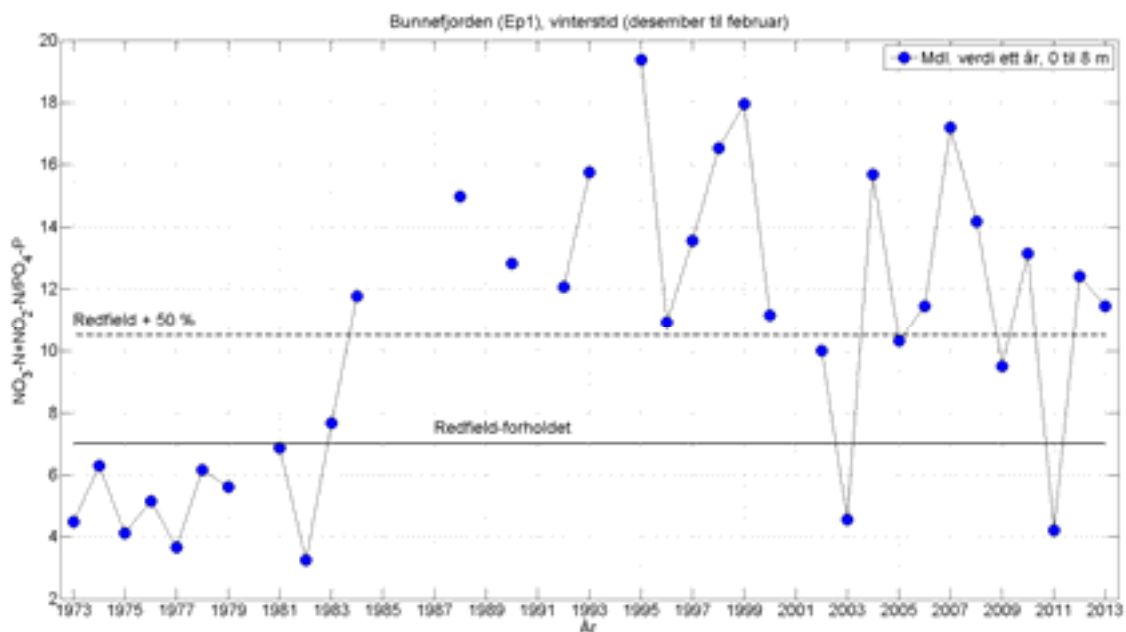


Figur 34. Vinterobservasjoner av Tot-P og Tot-N i Bunnefjorden (Ep1) i 0, 4 og 8 meters dyp for perioden 1973 til 2013 inkludert Ferrybox data for noen år i sort, og i blått 0, 4, 8, 12 og 16 meters dyp for perioden 1975 til 2013 som er i henhold til Veileder 02:2013 som anbefaler prøvedyp 0,5,10 og 15 meter. For detaljert beskrivelse, se i **Figur 31**.



Figur 35. Vinterobservasjoner av NH₄-N (øverste panel) og NO₃-N+NO₂-N (nederste panel) i Bunnfjorden (Ep1). For detaljert forklaring, se i **Figur 31**

Likheten med Vestfjorden gjelder også for N/P-forhold, med en økning i Refieldforholdet. Samtidig når PO₄-P/SiO₂ og NO₃-N+NO₂-N+NH₄-N/SiO₂-forholdene lavere enn de gitte grenseverdiene (**Figur 36** og **Tabell 6**).



Figur 36. Vinterobservasjoner av forhold mellom nitritt+nitrat og fosfat ($[\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}]/[\text{PO}_4\text{-P}]$ eller DIN/DIP-forhold, som vektforhold N:P) i overflatelaget i Bunnefjorden (Ep 1, 0- 8 meters dyp). N/P-forholdet øker signifikant i perioden og ligger i 1992-2001 ofte mer enn 50 % over Redfieldforholdet. Etter OSPAR (2001) vil et DIN/DIP-forhold mer enn 50 % over Redfieldforholdet øke risikoen for oppblomstring av skadelige alger. Etter 2001 er det store variasjoner med tendens til noe lavere DIN/DIP-forhold enn i årene omkring 1995. De siste tre årene har forholdstallet igjen kommet ned omkring Redfieldforholdet.

Tabell 6. Vinterobservasjoner (desember-februar) av $\text{PO}_4\text{-P}/\text{SiO}_2$ og $\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4\text{-N}/\text{SiO}_2$ i Bunnefjorden (Ep1) i 0, 4 og 8 meters dyp 2000-2013. Hvis forholdet er større enn OSPARs grenseverdi, vil det kunne skje endringer i planteplanktonets artssammensetning ved et skifte fra diatoméer til flagellater, hvorav flere arter er skadelige (OSPAR). Verdier hvor det er tilfelle er merket med fet skrift. I de senere år ligger forholdene i Bunnefjorden under denne grensen.

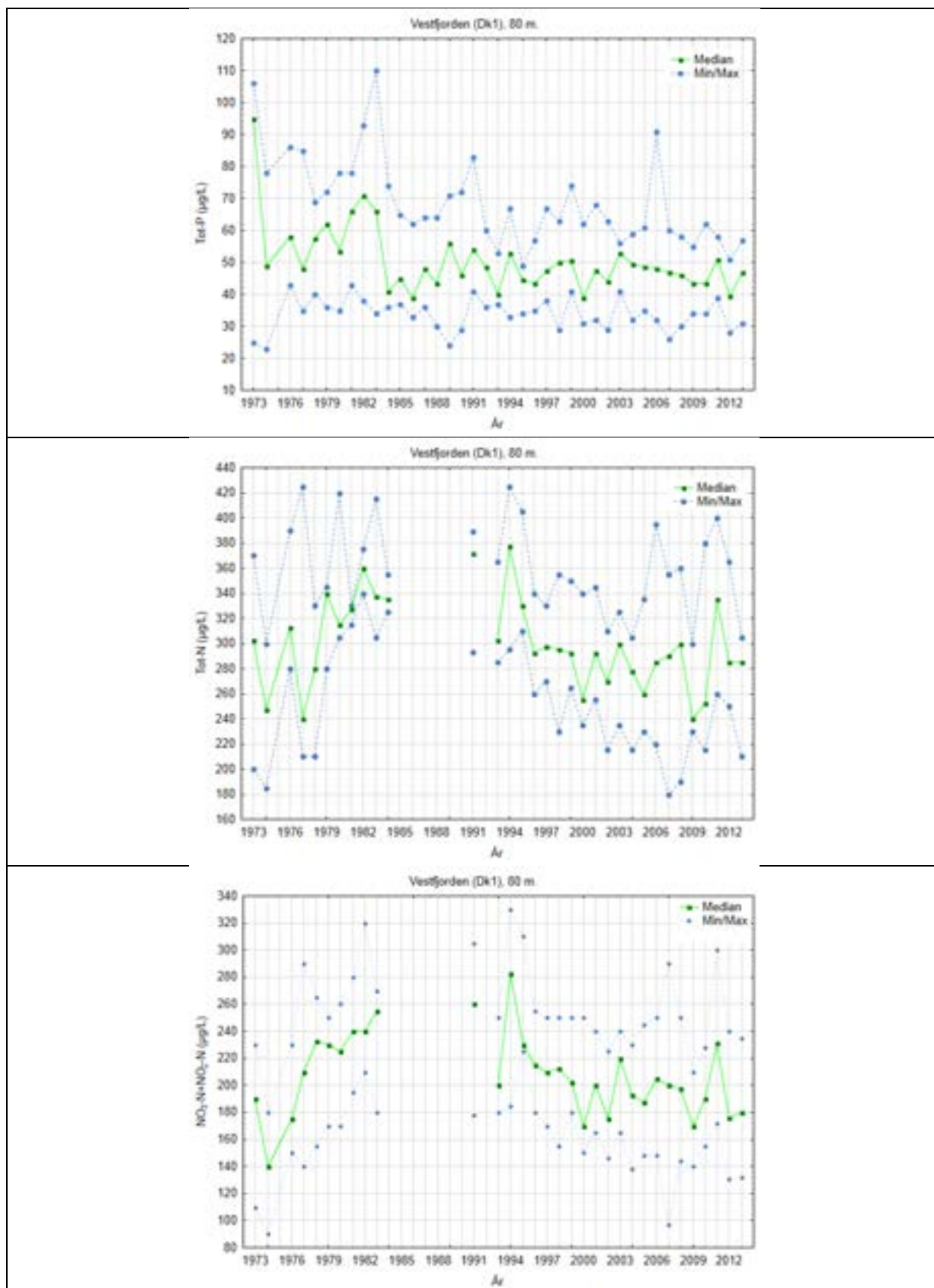
År (vinterperiode)	$\text{PO}_4\text{-P}/\text{SiO}_2$ -forhold		$[\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4]\text{-N}/\text{SiO}_2$ (DIN/ SiO_2)	
	OSPAR –grenseverdi: 0,064		OSPAR –grenseverdi: 0,47	
	Gj.snitt	Maksimum	Gj.snitt	Maksimum
2000	0,055	0,064	0,84	1,05
2001	0,005	0,006	0,18	0,19
2002	0,026	0,040	0,25	0,28
2003	0,031	0,031	0,14	0,14
2004	0,022	0,026	0,38	0,64
2005	0,026	0,030	0,27	0,35
2006	0,024	0,028	0,28	0,33
2007	0,017	0,029	0,27	0,35
2008	0,018	0,022	0,27	0,31
2009	0,023	0,025	0,22	0,23
2010	0,019	0,024	0,31	0,38
2011	0,029	0,033	0,16	0,19
2012	0,019	0,021	0,25	0,28
2013	0,021	0,021	0,24	0,24

2.4.4 Kjemiske forandringer i næringssaltinnholdet i dypvannet

I **Figur 37** vises enkel statistikk av Tot-P-, Tot-N og Nitrat+nitritt konsentrasjonen i dypvannet (80 m dyp) i Vestfjorden fra 1973-2013 per kalenderår med min, maksimum og median. Verdiene i 2012 var blant de laveste målt i løpet av denne tidsserien, mens det i 2013 var en svak oppgang for Tot-P og nitrat+nitritt. Maksimum-verdiene viser for Tot-P en klar nedgang fra 1973 til 1994. Siden da har det ikke vært noen tydelig tegn til videre nedgang, selv om det fra 2002 har vært en liten nedgang hvert år i medianverdiene med unntak av årene 2011 og 2013. Det er tidligere observert en signifikant nedgang i fosforkonsentrasjonen i Bunnefjorden og i Vestfjorden mellom overflatelaget og 50 meters dyp, samt i Vestfjordens dypvann (Magnusson m.fl., 2008). Nedgangen er en direkte effekt av gjennomførte rensetiltak. Fosfatkonsentrasjonen har avtatt hele året i Vestfjorden fra 1973-82 og til 1983-2000, samt at reduksjonen i dypvannet fortsatte også i perioden 2001-2007.

Tot-N- og nitrat+nitritt-konsentrasjonene viser tegn til økning fra 1973 til 1984. Det mangler observasjoner fra en periode (1985-90) hvor tilførselen av nitrogen var betydelig større enn i dag, men de observasjonene som finnes antyder en reduksjon av nitrogenkonsentrasjonene etter 1995, i alle fall frem til 2009. Reduksjonen er trolig et resultat av nitrogenrensingen som ble innført på VEAS i 1995/96 (med utslipp til Vestfjorden). Responsen på nitrogenrensingen har imidlertid vært mer tydelig for ammonium. Det er spesielt i dyp hvor avløpsvannet innlagres at avtakende ammoniumkonsentrasjoner er observert etter at nitrogenrensingen ble innført.

Fra 2009 frem til 2013 er det en stigende trend av Tot-N konsentrasjonen i dypvannet, men variasjoner over så korte tidsrom kan skyldes bl.a. ulikt tidspunkt for dypvannsutskiftninger, og kan ikke nødvendigvis tas som varsel om en fremtidig trend, selv om det siden 2003 har vært en økning i nitrogentilførselen til Indre Oslofjord.



Figur 37. Årsmiddel av Tot-P, Tot-N og NO₃-N+NO₂-N konsentrasjoner på 80 meters dyp i Vestfjorden 1973-2013. Statistikken gjelder pr. kalenderår med median og minimum/maksimum vist mot år.

2.5 Referanser 2013

- Alve, E., Helland, A. og Magnusson, J. 2009. Bærumsbassenget et naturlig anoksisk basseng? NIVA-rapport l.nr. 5735.
- Aure, J, 2009. Kystklima. I Kyst og Havbruk 2009. Fisken og Havet, særnummer 2-2009.
- Beyer, F og Føyn, E., 1951. Surstoffmangel i Oslofjorden. En kritisk situasjon for fjordens dyrebestand. *Naturen* 75: 289-306.
- Bjerkeng, B., Berge, J.A., Magnusson, J., Molvær, J., Schaanning, M., 2009. Miljømål Bunnefjorden. Rapport fase 3. NIVA-rapport l.nr 5766.
- Bjørndalen, K., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Magnusson, J., Rygg, B., Walday, M., 2007. Miljømål i Bunnefjorden-Sammendragsrapport fase 1 og 2. NIVA-rapport l.nr. 5450.
- Braarud, T. og Ruud, J.T., 1937: The hydrographic conditions and aeration of the Oslo Fjord 1933-34. *Hvalråd. Skr.*, 15: 1-56.
- Baalsrud, K., Lystad, J. og Vråle, L., 1986: Vurdering av Oslofjorden. NIVA-rapport l.nr. 1922.
- Dannevig, A., 1945. Undersøkelser i Oslofjorden 1936-50. Fiskeridirektoratets skrifter, Serie: Havundersøkelser. Vol. VIII. No 4.
- Gade, H.G, 1970. Hydrographic investigations in the Oslofjord, a study of water circulation and exchange processes. Report nr 24. Geophysical institute. Div A. Physical Oceanography. University of Bergen.
- Johannessen, T. and Dahl, E. 1996. Declines in oxygen concentrations along the Norwegian Skagerrak coast, 1927-1993: A signal of ecosystem changes due to eutrophication? *Limnol. Oceanogr.* 41(4), 1996.
- Magnusson, J og Johnsen, T., 1994. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 1993. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 565/94. NIVA-rapport l.nr. 3066.
- Magnusson, J., Andersen, T., Amundsen, R, Berge, J.A., Bokn, T., Gjørseter, J, Johnsen, T., Kroglund, T., Lømsland, E.R., og Solli, A. 2003. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord i 2002. Fagrådsrapport nr 91. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 880/03. NIVA-rapport l.nr. 4693.
- Magnusson, J., Andersen, T., Amundsen, R., Berge, J.A., Beylich, B., Bjerkeng, B., Bjerknes, E., Gjørseter, J., Grung, m., Holt, T.F, Hylland, K., Johnsen, T., Lømsland, E.R., Paulsen, Ø., Rønning, I., Sørensen, K., Schøyen, M., Walday, M., 2008. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 2007. NIVA-rapport l.nr. 5627, 116s.
- Molvær, J, Knutzen, J, Magnusson, J, Rygg, B og Sørensen, J, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 97:03.

OSPAR (2001). Common Assessment Criteria, their Assessment Levels and Area Classification within the Comprehensive Procedure of the Common Procedure. (Meeting of the eutrophication committee (EUC) Berlin 26-30 November 2001. Annex 5 (§ 2.5.a).

Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften.

Veileder 02:2009. Overvåking av miljøtilstand i vann. Veileder for vannovervåking i hht. kravene i vannforskriften

Veileder 02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.

3. Planteplankton i Indre Oslofjord – Vestfjorden

Sammendrag

Den totale algebiomassen integrert over året var i 2013 ca. 10 % lavere enn de to foregående årene. Det ble i 2013 registrert tre blomstringsbegivenheter av varierende varighet. Våroppblomstringen i mars var relativt svak, men en ny blomstringsperiode ble innledet i juni med en kraftig kiselalgeblomstring med sterk dominans av *Chaetoceros radians* etterfulgt i juli av en svakere *Chaetoceros curvisetus*-blomstring og ble avsluttet i midten av august med *Skeletonema*-dominans. Forekomsten av dinoflagellater var lavere enn i 2012 og blomstringsperioden kortere, men maksimumsregistreringen ble også i 2013 registrert i juni med *Ceratium tripos* som den biomassemessig dominerende arten. I tillegg var den fisketoksiske dinoflagellaten *Alexandrium pseudogoniaulax* framtreddende, men også den med lavere maksimumsforekomst enn året før og betydelig lavere enn under masseblomstringsepisoden i 2009. Spesielt for 2013 var en blomstring av kiselalgecellen *Dictyocha speculum* i begynnelsen av november. Det ble ikke registrert humantoksiske alger over faregrensenivå i 2013.

3.1 Metoder

Metodene som ble benyttet er de samme som i 2012 (se Berge et al. 2013).

3.2 Resultater

Rådata for planteplankton undersøkelsene ses i kapittel 3.4. Den totale algebiomassen integrert over året var ca. 10 % lavere enn de to foregående årene (**Tabell 7**). Det ble i 2013 registrert tre biomassetopper (**Figur 38**). Den første av disse var som sedvanlig våroppblomstringen av kiselalger som ble registrert i mars med maksimum i slutten av måneden. Dette er tre uker senere enn i 2012 da våroppblomstringen var godt i gang allerede i februar med maksimum 5. mars (**Figur 39**).

Algebiomassen i februar 2013 var imidlertid svært lav, paradoksalt nok var biomassen høyere i januar. Vårblomstringen var betydelig svakere i 2013 enn året før og algebiomassen i form av cellekarbon var bare ca. 1/5 av fjorårets biomasse. Kiselalgene var generelt svakt forkislet og vanskelige å bestemme til art. Artsdominansen var også annerledes i 2013 enn i 2012 da *Skeletonema* var omtrent enerådende med en forekomst på 22 mill. celler/L. I 2013 var det *Rhizosolenia hebetata* f. *semispina* og store *Chaetoceros*-arter som dominerte biomassemessig, med innslag av *Detonula confervacea* og *Skeletonema*. Maksimumsregistreringen for *Skeletonema* under våroppblomstringen var beskjedne 375.200 celler/L.

Den andre blomstringen var en svært markant blomstringsperiode som startet i midten av juni da årets maksimumsbiomasse ble registrert, etterfulgt av en lengre periode i juli-august der algebiomassen var betydelig redusert, men likevel høy. Blomstringsperioden startet med kraftig kiselalgeblomstring der *Chaetoceros radians* dominerte med 28,6 mill. celler/L. I tillegg forekom en del *Skeletonema* som på dette tidspunktet hadde sitt årsmaksimum med en forekomst på 3,5 mill. celler/L. Kiselalgebiomassen var i begynnelsen av juli betydelig redusert, men kiselalger var fremdeles dominerende, nå med *Chaetoceros curvisetus* som den mest framtreddende arten. Siste del av perioden, i midten av august, var *Skeletonema* den viktigste arten.

I 2012 ble det registrert en massiv og langvarig dinoflagellatblomstring, men i 2013 var det bare en kort periode om sommeren at dinoflagellatbiomassen var høy. Denne blomstringen falt sammen med kiselalgeblomstringen i juni/juli. *Ceratium tripos* var som i fjor, den mest framtreddende dinoflagellatarten med en maksimumsregistrering i midten av juni på 5.480 celler/L, som imidlertid bare utgjorde 1/3 av fjorårets maksimumskonsentrasjon. *C. tripos* begynte å bygge seg opp i mai på et tidspunkt da *Ceratium longipes* var den dominerende *Ceratium*-arten. I tillegg var den fisketoksiske arten *Alexandrium pseudogoniaulax*, som hadde en masseblomstring i 2009, framtreddende. Den

forekom i hele juli med maksimumsregistrering på 7.760 celler/L i midten av juli da den utgjorde vel en tredjedel av maksimumsforekomsten i 2012.

Den siste blomstringsepisoden ble registrert i begynnelsen av november da *Dictycha speculum* blomstret. Arten begynte å bygge seg opp i oktober og ble i begynnelsen av november registrert med en maksimumsforekomst på 216.200 celler/L. Dette er sannsynligvis den høyeste registrerte konsentrasjonen av denne arten som vi har registrert i Indre Oslofjord. Blomstringen hadde kulminert ved siste innsamling i slutten av november da det ble registrert lav algebiomasse dominert av kiselalger og dinoflagellater. Ingen av kiselalgene var biomassemessig spesielt framtrekkende, men også i år ble *Thalassiosira angulata* registrert. Denne arten har de seneste årene forekommet sent på året sammen med *Thalassiosira punctigera*, men *T. punctigera* ble ikke registrert på senhøsten i år. Derimot ble begge artene registrert i januar, sannsynligvis et etterslep fra fjorårets forekomster. Den varmekjære *Ditylum brightwellii* ble registrert på senhøsten. Dinoflagellatforekomstene på slutten av året var dominert av *Ceratium*, med artene *Ceratium fuca*, *C. lineatum* og *C. tripos*.

I 2013 ble det ikke registrert noen blomstring av kalkflagellaten *Emiliania huxleyi*. Arter innenfor ordenen Prymnesiales, som tidligere var ført til slekten *Chrysochromulina* ble imidlertid jevnlig registrert, særlig om sommeren og utover høsten og forekom med blomstringskonsentrasjoner (>1 mill celler/L) i midten av juli og i første halvdel av oktober. Maksimumsregistreringen ble gjort i midten av juli med et antall på 2,4 mill. celler/L. Genetiske og morfologiske undersøkelser av arter innenfor ordenen Prymnesiales og spesielt slekten *Chrysochromulina* har de siste årene ført til en revisjon (Edwardsen et. al 2011) med opprettelse av nye slekter (*Haptolina*, *Pseudohaptolina*) og endringer i slektskriteriet for *Chrysochromulina*. Flere av de opprinnelige *Chrysochromulina*-artene er nå overført til slektene *Haptolina* og *Prymnesium*. Ettersom det ved bruk av vanlig lysmikroskop og fiksert materiale er svært vanskelig å arts-/slektsbestemme arter innenfor ordenen Prymnesiales, er de individene som ikke med sikkerhet kan føres til slekt derfor størrelsesgrupperte innenfor samlegruppen «ubestemte prymnesiales». Dette er synonymt med det som i tidligere rapporter er angitt som *Chrysochromulina* spp..

Grupperingen uklassifiserte flagellater og monader er relativt sett en biomassemessig viktig gruppe ettersom den deler av året utgjør nær 30 % eller mer, av den totale algebiomassen. Høyest algebiomasse for denne gruppen ble registrert i perioden juli-august.

Dinophysis acuminata, *D. rotundata* og *D. norvegica* forekom jevnlig i perioden januar-juli, mens *Alexandrium ostenfeldii* bare ble registrert sporadisk. *Protoceratium reticulatum* ble registrert sammenhengende i en periode i juni og juli. Ingen humantoksiske alger ble imidlertid registrert over faregrensenivå i 2013.

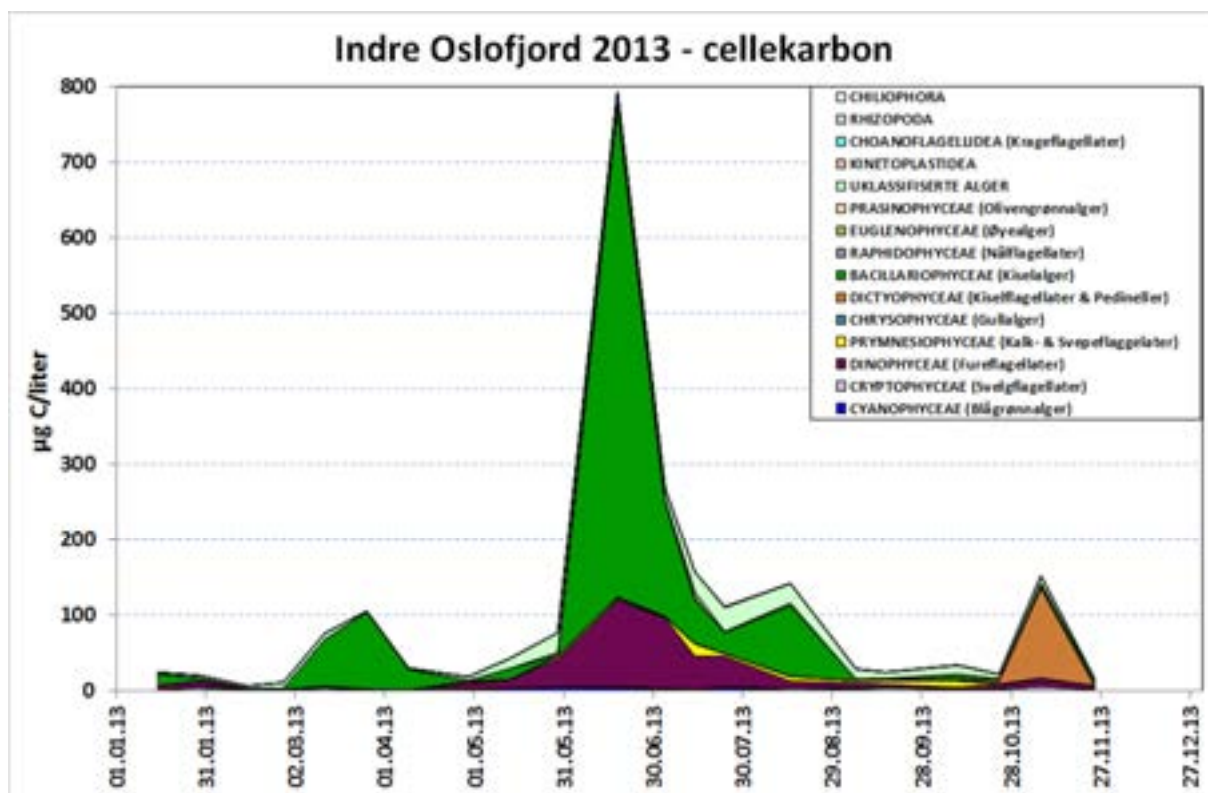
Den fisketoksiske dinoflagellaten *Karenia mikimotoi* ble kun sporadisk registrert.

Figur 40 viser utviklingen av algenes innhold av cellekarbon og klorofyll a gjennom året 2013, mens **Figur 41** viser hvordan forholdstallet mellom de to parameterne utvikler seg gjennom året. Algene regulerer klorofyll a-nivået i cellene i forhold til lystilgangen. Ved høy lysintensitet er klorofyll a-nivået i cellene lavere enn ved lav lysintensitet. Det innebærer at forholdet mellom cellekarbon og klorofyll a fra våren mot sommeren øker, men avtar igjen utover høsten etter hvert som den innstrålte lysmengden avtar og algenes behov for klorofyll a i cellene øker igjen.

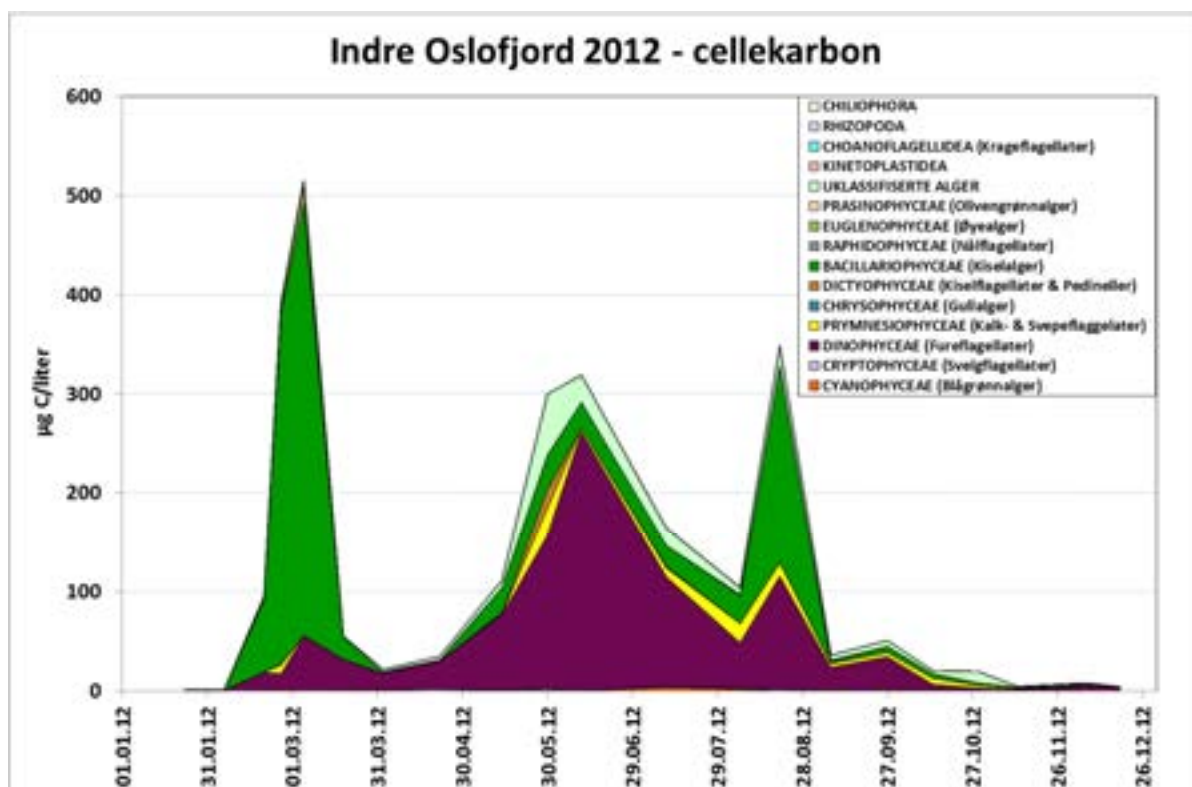
Tabell 7. Algekarbon ($\mu\text{g C/liter/år}$) integrert over året for årene 2006-2013.

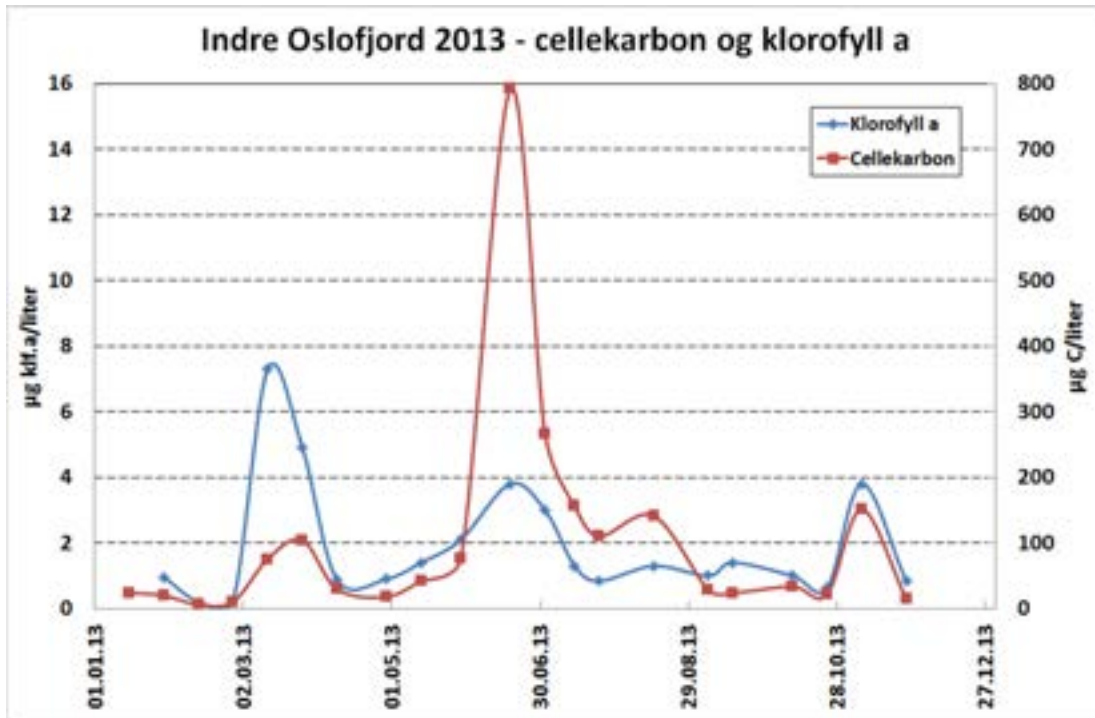
År	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Integrert algekarbon (gC/liter/år)	30,6	51,9	59,2	66,5	20,4*	39,8	39,1	35,4

*) Integrert over perioden april-desember.

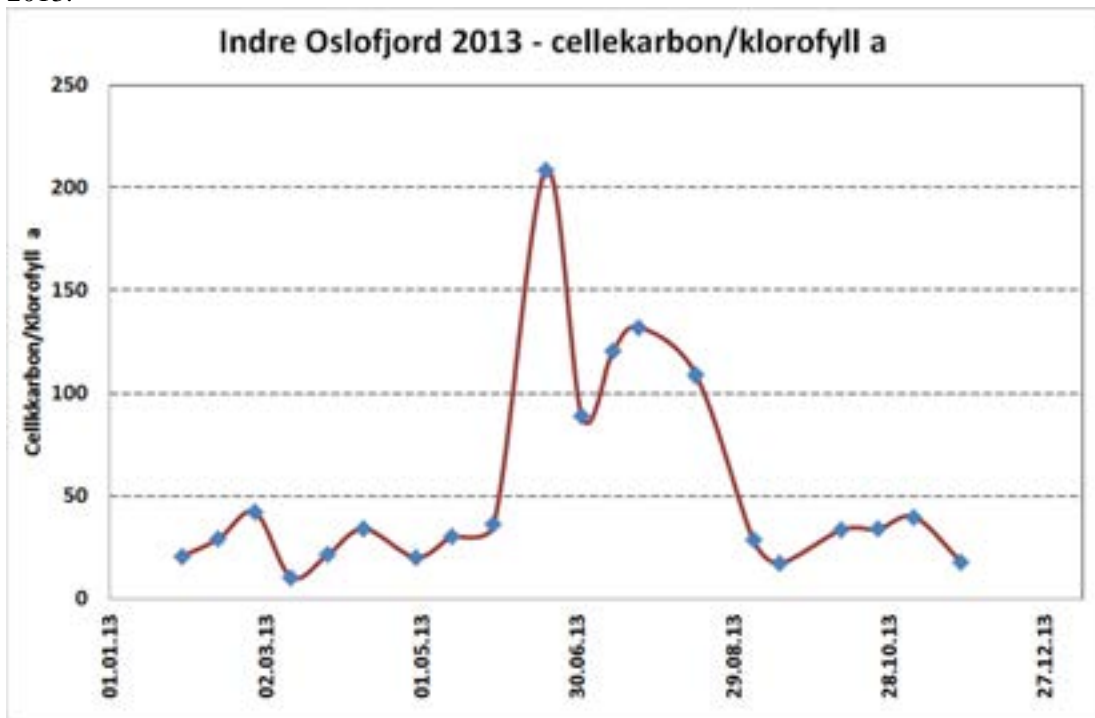


Figur 38. Algebiomasse i form av cellekarbon ($\mu\text{g C/L}$) for 2013. Prøver fra ca. 4 meters dyp i Vestfjorden automatisk samlet inn med MS «Color Festival» ved Steilene.





Figur 40. Mengden cellekarbon (algekarbon) og klorofyll a gjennom vekstsesongen i Indre Oslofjord i 2013.



Figur 41. Utviklingen av forholdet mellom cellekarbon og klorofyll a gjennom året på stasjon DK1 i 2013.

3.3 Referanser

Berge, J.A., Amundsen, R., Fredriksen, L., Bjerkeng, B., Gitmark, J., Holt, Haande, S., Hylland, K., Johnsen, T.M., Kroglund, T., Ledang, A.B., Lendrink, A., Lømsland, E.R., Norli, M., Magnusson, J., Rohrlack, T., Sørensen, K., Wisbech, C. 2013. Overvåking av Indre Oslofjord i 2012 – Vedleggsrapport. NIVA-rapport nr. 6534, 142s.

Edwardsen, B., Eikrem, W., Throndsen, J., Sáez, A.G., Probert, I. & Medlin, L.K. (2011). Ribosomal DNA phylogenies and a morphological revision provide the basis for a revised taxonomy of the Prymnesiales (Haptophyta). *European Journal of Phycology* 46(3): 202-228.

3.4 Rådata – plantplankton Steilene 2013

3.4.1 Planktoniske alger - celledtall ved Steilene 2013

Indre Oslofjord 2013 - celledtall																					
Celledtall angitt som celler/liter																					
Indre Oslofjord	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	15.01.2013	29.01.2013	14.02.2013	26.02.2013	12.03.2013	26.03.2013	09.04.2013	29.04.2013	13.05.2013	29.05.2013	18.06.2013	04.07.2013	14.07.2013	24.07.2013	15.08.2013	06.09.2013	16.09.2013	10.10.2013	24.10.2013	07.11.2013	25.11.2013
Dyp	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)																					
<i>Anabaena</i> spp.	2 320
<i>cf. Planktothrix</i> sp	.	3 600	2 700	1 800	.	.	3 600	14 100	30 300	46 800	39 100	15 600	.	23 400	4 800	18 000	.	1 500	.	80	.
Sum - Blågrønnalger :	0	3 600	2 700	1 800	0	0	3 600	14 100	30 300	46 800	39 100	15 600	0	25 720	4 800	18 000	0	1 500	0	80	0
Cryptophyceae (Svelgflagellater)																					
<i>Hemiselmis</i> spp.	.	131 600	49 200	49 350	.	.	.	21 600	4 700	264 600	37 800	4 700	225 600	61 100	84 600	9 400	56 400	1 200	.	112 800	2 350
<i>Plagioselmis</i> spp.	.	65 800	24 000	8 400	14 100	4 700	.	7 200	1 200	21 150	18 800	136 300	28 200	75 200	94 000	108 100	413 600	1 200	6 000	178 600	.
<i>Teleaulax acuta</i>	.	62 400	9 600	4 800	75 200	4 700	2 400	3 600	2 400	3 600	37 600	23 500	23 500	9 400	51 700	42 300	56 400	14 400	39 600	122 200	21 150
Ubestemte cryptophyceer 10-15 µm	.	32 900	.	2 400
Ubestemte cryptophyceer	14 100	28 200	9 400	28 200
Sum - Svelgflagellater :	0	292 700	82 800	64 950	103 400	9 400	2 400	32 400	8 300	289 350	94 200	164 500	305 500	155 100	230 300	159 800	526 400	16 800	45 600	441 800	23 500
Dinophyceae (Fureflagellater)																					
<i>Alexandrium ostenfeldii</i>	40
<i>Alexandrium cf. ostenfeldii</i>	80
<i>Alexandrium pseudogoniaulax</i>	2 160	7 760	4 640
<i>Amphidinium crassum</i>	600	600
<i>cf. Azadinium spinosum</i>	4 800
<i>Ceratium furca</i>	40	160	1 040	520	280
<i>Ceratium fusus</i>	160	40	40	40	.	.	.	120	440	40
<i>Ceratium lineatum</i>	80	40	80	440	200
<i>Ceratium longipes</i>	40	80	40	640	1 280	2 480	560	200	40	.
<i>Ceratium tripos</i>	280	320	40	.	40	.	.	160	160	1 080	5 480	3 280	480	40	80	160
<i>Dinophysis acuminata</i>	120	.	80	200	80	.	40	400	40	.
<i>Dinophysis norvegica</i>	80	160	40	.	80	.	.	160	40	.	40	1 480
<i>Dinophysis rotundata</i>	40
<i>Entomosigma peridinioides</i>	.	1 200	2 400	.	1 200	.	.	3 600	8 400	26 400	.	1 200	4 700	.	.	4 800	8 400	3 600	10 800	.	.
<i>Fragilidium</i> spp.	1 120
<i>Gonyaulax</i> spp.	40
<i>Gyrodinium/Gymnodinium <20 µm</i>	.	1 200	1 200	2 400	.	4 700	1 200	1 200	.	2 400	9 400	4 800	75 200	23 500	14 100	56 400	12 000	7 200	10 800	3 600	2 350
<i>Gyrodinium/Gymnodinium 20-40 µm</i>	.	.	40	40	.	.	.	40	.	.	.	300	600	300	40	.	80	1 500	.	300	.
<i>Gyrodinium/Gymnodinium 40-60 µm</i>	.	.	.	80	.	40	300	.	80	.	.	80
<i>Gyrodinium/Gymnodinium 60-80 µm</i>	40
<i>Gyrodinium/Gymnodinium >80 µm</i>	40	40
<i>Heterocapsa rotundata</i>	.	14 400	1 200	2 400	14 400	.	1 200	1 200	.	70 500	4 700	.	14 100	47 000	23 500	4 700	20 400	1 200	2 400	51 700	14 100
<i>Heterocapsa triquetra</i>	80
<i>Karenia mikimotoi</i>	40
<i>Karlodinium veneficum</i>	.	2 400	9 600	4 700	9 400
<i>Katodinium glaucum</i>	.	40	.	.	.	80	.	.	.	4 700	600	80	300	80	2 100	2 700	3 000	240	.	.	.
<i>Lessardia elongata</i>	80	80
<i>Micracanthodinium claytonii</i>	80
<i>Nematopsisides vigilans</i>	40
<i>cf. Nematopsisides vigilans</i>	40
<i>Oblea</i> spp.	40
<i>Peridiniella danica</i>	9 400
<i>Prorocentrum balticum</i>	4 800
<i>Prorocentrum micans</i>	40	40	440	1 520	3 040	920	600	120	120	40	.

NIVA 6698-2014

Indre Oslofjord	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	15.01.2013	29.01.2013	14.02.2013	26.02.2013	12.03.2013	26.03.2013	09.04.2013	29.04.2013	13.05.2013	29.05.2013	18.06.2013	04.07.2013	14.07.2013	24.07.2013	15.08.2013	06.09.2013	16.09.2013	10.10.2013	24.10.2013	07.11.2013	25.11.2013	
<i>Chaetoceros debilis</i>																					600	2 840
<i>Chaetoceros decipiens</i>										200	720	120										
<i>Chaetoceros diadema</i>																			80	480	40	
<i>Chaetoceros minimus</i>														75 600	4 700							
<i>Chaetoceros minimus/thronsenii</i>												14 100				4 700						
<i>Chaetoceros radicans</i>											28 561 400	799 000	4 700						240	880	1 000	560
<i>Chaetoceros socialis</i>								1 200														
<i>Chaetoceros subtilis</i>																120	1 200	6 000				
<i>Chaetoceros tenuissimus</i>												4 700		567 000	302 400							
<i>Chaetoceros thronsenii</i>														4 700	28 200							
<i>Chaetoceros wighamii</i>											126 900	58 800										
<i>Chaetoceros</i> spp. <10 µm					30 550	183 300		2 400			75 600	754 350	18 800	14 100	4 700				2 400	240		
cf. <i>Chaetoceros</i> spp. <10 µm								24 000														
<i>Chaetoceros</i> spp. 10-20 µm					35 250	4 700					112 800	56 400								900	640	280
cf. <i>Chaetoceros</i> spp. 10-20 µm								6 000														
<i>Chaetoceros</i> spp. 20-40 µm					13 200	47 000		280												480		80
<i>Coscinodiscus</i> spp. 60-100 µm																						160
<i>Coscinodiscus</i> spp. >200 µm																						40
<i>Cyclotella</i> spp.				1 200						1 200	23 500	65 800	192 700	56 400						1 200		
cf. <i>Cyclotella</i> spp.			2 400																			
<i>Cylindrotheca closterium</i>									80		61 100	70 500	155 100	37 950	300	600				240		80
<i>Dactylosolen fragilissimus</i>											79 900	16 800	2 100	1 800		40	40	1 200	240			240
<i>Detonula confervacea</i>					199 750																	
cf. <i>Detonula confervacea</i>								61 100														
<i>Diatoma</i> spp.																						
<i>Ditylum brightwellii</i>																						80
<i>Guinardia delicatula</i>											600	300							120	960	560	480
<i>Guinardia flaccida</i>												80	40							240	320	80
<i>Leptocylindrus danicus</i>											10 350	9 900	14 100	27 600	560	80				1 500	240	680
<i>Leptocylindrus minimus</i>																					160	
<i>Licmophora</i> spp.								80			1 150									300		
<i>Paralia sulcata</i>	240																					880
<i>Proboscia alata</i>																						120
<i>Pseudo-nitzschia seriata</i>									1 280	720	240	1 960										
<i>Pseudo-nitzschia</i> cf. <i>seriata</i>													400									
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp.													600							6 600	400	680
<i>Rhizosolenia hebetata</i> f. <i>semispina</i>	160	80		40	9 300	34 500	21 300														80	120
<i>Rhizosolenia setigera</i>	40				80																	80
<i>Skeletonema</i> spp.	14 100	2 320	3 600	37 200	331 350	357 200	16 800	3 600		2 700	3 515 400	116 400	600	11 500	2 778 300				6 600	10 320	56 100	6 720
<i>Thalassionema nitzschoides</i>	5 400	3 360		240	20 400	9 600	2 700	400		2 700	70 800	6 300							480	480	9 000	4 500
<i>Thalassiosira angulata</i>	320	1 560	80	80																		320
<i>Thalassiosira nordenskiöldii</i>					1 200																	
<i>Thalassiosira punctigera</i>	200																					
<i>Thalassiosira</i> spp. 10-20 µm					2 400						4 700											
<i>Thalassiosira</i> spp. 20-40 µm					40																	
<i>Ubestemte sentriske diatoméer <5 µm</i>																					264 600	
<i>Ubestemte sentriske diatoméer <10 µm</i>		9 400	3 600	4 800	141 000	357 200	8 400				18 900		37 800	18 900	1 379 700	32 900	14 100	9 400	14 100			4 700
<i>Ubestemte sentriske diatoméer 10-20 µm</i>		4 700		1 200	42 300		4 800	1 200				3 600								2 400		4 700
<i>Ubestemte sentriske diatoméer 20-40 µm</i>	8 400	960			3 600	1 800	160						80	900						80	80	720
<i>Ubestemte sentriske diatoméer 40-60 µm</i>	3 300	560			360	240														80	40	40
<i>Ubestemte sentriske diatoméer 60-80 µm</i>	240																					
<i>Ubestemte pennate diatoméer <20 µm</i>	9 400		7 200	2 400			4 800	1 200		28 200						47 000						
<i>Ubestemte pennate diatoméer 20-50 µm</i>		80	300	160	8 400																	
<i>Ubestemte pennate diatoméer 50-100 µm</i>		160																				
<i>Ubestemte pennate diatoméer 100-150 µm</i>		80																				
Sum - Kiselalger :	83 089	64 563	58 499	119 201	880 525	1 097 999	131 893	109 153	2 225 397	108 163	32 726 323	2 459 819	665 289	922 329	4 540 441	126 963	61 573	90 337	74 471	375 605	70 723	

NIVA 6698-2014

Indre Oslofjord	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	15.01.2013	29.01.2013	14.02.2013	26.02.2013	12.03.2013	26.03.2013	09.04.2013	29.04.2013	13.05.2013	29.05.2013	18.06.2013	04.07.2013	14.07.2013	24.07.2013	15.08.2013	06.09.2013	16.09.2013	10.10.2013	24.10.2013	07.11.2013	25.11.2013	
Euglenophyceae (Øyealger)																						
<i>Eutreptiella cf. braarudii</i>	-	-	-	40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eutreptiella</i> Eutreptiella <30 µm	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4 700	1 200	300	300	-	-	-	-	300	-	-	2 350
<i>Eutreptiella</i> Eutreptiella 30-60 µm	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	300	5 400	600	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eutreptiella</i> Eutreptiella 60-90 µm	-	-	-	-	-	-	40	-	-	-	-	-	300	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum - Øyealger :	0	0	0	40	0	0	40	0	0	0	4 700	1 500	6 000	900	0	0	0	300	0	0	2 350	
Prasinophyceae (Olivengrønneralger)																						
<i>Cymbomonas tetramitiformis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14 100	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pachysphaera</i> spp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1 200	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudocourfieldia marina</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	18 900	66 150	-	-	-	9 400	28 200	9 400	-	-	-	-
<i>Pterosperma cristatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4 700	-	-	-	-	1 200	-	-	-	-
<i>Pyramimonas</i> spp. <5 µm	-	4 700	1 200	-	9 400	-	-	1 200	9 400	396 900	18 900	4 700	-	4 700	14 100	4 700	-	-	-	-	42 300	-
<i>Pyramimonas</i> spp. 5-10 µm	-	1 200	-	2 400	-	-	-	-	-	70 500	70 500	98 700	249 100	37 600	47 000	14 100	37 600	14 100	2 400	70 500	-	-
<i>Tetraselmis</i> spp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14 100	4 700	-	-	-	-	-	-
Sum - Olivengrønneralger :	0	5 900	1 200	2 400	9 400	0	0	1 200	9 400	467 400	108 300	170 750	253 800	42 300	89 300	32 900	67 000	23 500	2 400	112 800	0	
Chlorophyceae (Grønneralger)																						
<i>Koliella spiculiformis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	300	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum - Grønneralger :	0	0	0	0	0	0	0	0	300	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Uklassifiserte																						
<i>Ubestemte flagellater</i> <5 µm	-	117 500	122 200	211 500	103 400	23 500	16 800	282 000	548 100	1 719 900	831 600	472 500	2 494 800	2 305 800	1 568 700	1 096 200	529 200	236 250	211 500	245 700	9 400	-
<i>Ubestemte flagellater</i> 5-10 µm	4 700	14 100	20 400	56 400	37 600	9 400	8 400	51 700	151 200	396 900	75 600	170 100	207 900	226 800	340 200	145 700	108 100	244 400	79 900	150 400	28 200	-
<i>Ubestemte flagellater</i> 10-15 µm	-	-	-	3 600	4 700	-	1 200	-	4 700	2 400	9 400	4 700	-	4 700	-	-	-	1 200	3 600	4 800	-	-
<i>Ubestemte flagellater</i> 15-20 µm	300	300	160	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4 700	1 150	-	900	-	-	-	-	-	-
<i>Ubestemte flagellater</i> 20-30 µm	-	-	-	-	3 600	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ubestemte monader</i> <5 µm	65 800	173 900	183 300	418 300	117 500	32 900	36 000	150 400	642 600	226 800	453 600	245 700	151 200	1 058 400	737 100	189 000	103 950	207 900	79 900	245 700	18 800	
<i>Ubestemte monader</i> 5-10 µm	47 000	32 900	12 000	32 900	28 200	9 400	8 400	18 800	9 450	18 900	18 900	66 150	28 200	113 400	-	4 700	18 800	18 800	28 200	28 200	9 400	
<i>Ubestemte monader</i> 10-15 µm	-	-	-	1 200	-	-	1 200	-	-	-	-	-	9 400	-	-	-	-	-	600	-	-	-
Sum - Uklassifiserte :	117 800	338 700	338 060	723 900	295 000	75 200	72 000	502 900	1 356 050	2 364 900	1 389 100	959 150	2 896 200	3 705 550	2 650 700	1 436 500	760 050	708 550	403 700	674 800	65 800	
Kinetoplastidea																						
<i>Ebria tripartita</i>	-	-	-	-	-	-	-	160	240	-	2 300	-	-	-	80	40	-	300	-	40	-	
<i>Leucocryptos marina</i>	-	1 200	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9 400	-	-	-	900	-	2 400	-	-	-	-
<i>Tolonema subtilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9 400	9 400	4 700	-	-	-	-	-
Sum - Kinetoplastidea :	0	1 200	0	0	0	0	0	160	240	0	2 300	9 400	0	0	9 480	10 340	4 700	2 700	0	40	0	
Choanoflaggelat (Kraveflaggellater)																						
<i>Ubestemte kraveflaggellater</i>	-	-	-	-	-	-	9 600	4 700	-	4 700	-	37 800	-	189 000	-	4 700	9 400	-	3 600	9 400	-	-
Sum - Kraveflaggellater :	0	0	0	0	0	0	9 600	4 700	0	4 700	0	37 800	0	189 000	0	4 700	9 400	0	3 600	9 400	0	
Rhizopoda																						
<i>Paulinella ovalis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4 700	37 800	56 700	4 700	-	-	-	-	-	32 900	-
Sum - Rhizopoda :	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4 700	37 800	56 700	4 700	0	0	0	0	0	32 900	0
Ciliophora																						
<i>Myrionecta rubra</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4 700	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum - Ciliophora :	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4 700	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sum totalt :	263 743	802 998	585 718	1 026 648	1 392 123	1 259 418	293 913	1 079 603	3 769 098	3 696 848	34 712 548	4 127 388	7 042 133	6 042 398	8 117 153	2 340 888	2 186 383	2 102 733	707 808	2 198 503	251 728	

3.4.2 Planktoniske alger– algeklassenes biomasse ved Steilene 2013

Tallene uttrykker mengde cellekarbon ($\mu\text{g C/liter}$).

Indre Oslofjord 2013																					
Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	15.01.2013	29.01.2013	14.02.2013	26.02.2013	12.03.2013	26.03.2013	09.04.2013	29.04.2013	13.05.2013	29.05.2013	18.06.2013	04.07.2013	14.07.2013	24.07.2013	15.08.2013	06.09.2013	16.09.2013	10.10.2013	24.10.2013	07.11.2013	25.11.2013
Dyp	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m	4 m
CYANOPHYCEAE (Blågrønnalger)	0,000	0,330	0,247	0,165	0,000	0,000	0,330	1,291	2,775	4,285	3,580	1,428	0,000	3,568	0,440	1,648	0,000	0,137	0,000	0,007	0,000
CRYPTOPHYCEAE (Sveiflagellater)	0,000	4,004	0,517	0,354	2,986	0,200	0,091	0,189	0,101	0,475	1,549	1,500	1,352	0,787	2,460	2,095	4,023	0,554	1,534	5,667	0,807
DINOPHYCEAE (Fureflagellater)	6,251	7,807	1,514	0,412	1,869	1,857	0,362	7,765	11,384	37,036	114,444	92,832	43,949	40,568	9,311	6,041	4,304	3,505	6,442	9,111	5,386
PRYMNESIOPHYCEAE (Kalk- & Svepflagellater)	0,000	0,027	0,274	0,737	0,806	0,103	0,079	2,419	0,213	3,587	2,555	1,079	15,852	3,466	6,034	3,312	5,569	8,529	0,467	1,201	0,027
CHRYSOPHYCEAE (Gullalger)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,010	0,066	0,088	0,005	0,000	0,648	0,491	0,736	0,126	0,000	0,020	0,053	0,000	0,000	0,000
DICTYOPHYCEAE (Kisellagellater & Pedineller)	0,022	0,413	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,296	0,034	0,000	1,275	0,309	0,606	0,000	0,606	0,000	0,022	1,438	4,531	119,373	0,043
BACILLARIOPHYCEAE (Kiselalger)	15,489	3,684	0,310	1,321	61,877	101,424	27,348	0,983	14,426	1,009	652,688	151,742	57,327	27,292	93,169	1,426	0,448	6,683	2,290	3,740	6,932
RAPHIDOPHYCEAE (Nålflagellater)	0,000	0,000	0,000	0,047	0,000	0,000	0,024	0,000	0,000	0,000	0,499	0,205	1,619	0,188	0,000	0,000	0,000	0,032	0,000	0,000	0,250
EUGLENOPHYCEAE (Øyealger)	0,000	0,054	0,005	0,069	0,040	0,000	0,000	0,005	0,040	3,714	2,141	3,114	8,270	1,097	2,991	0,664	1,429	0,424	0,069	2,199	0,000
PRASINOPHYCEAE (Oliv engønnalger)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,003	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
UKLASSIFISERTE ALGER	2,270	3,426	2,955	7,436	7,898	0,974	1,232	4,944	13,145	25,982	12,107	12,980	26,667	31,748	25,818	13,001	8,051	11,798	6,018	9,692	1,455
KINETOPLASTIDEA	0,000	0,074	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,102	0,153	0,000	1,462	0,581	0,000	0,000	0,263	0,293	0,106	0,339	0,000	0,025	0,000
CHOANOFAGELLIDEA (Kragellagellater)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,052	0,025	0,000	0,025	0,000	0,203	0,000	1,014	0,000	0,025	0,050	0,000	0,019	0,050	0,000
RHIZOPODA	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,012	0,098	0,147	0,012	0,000	0,000	0,000	0,000	0,085	0,000
CHLTIOPHORA	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,199	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Sum totalt :	24,032	19,819	5,823	10,541	75,477	104,558	29,528	18,085	42,361	76,118	792,502	266,634	156,230	110,611	141,231	28,506	24,021	33,493	21,370	151,153	14,901

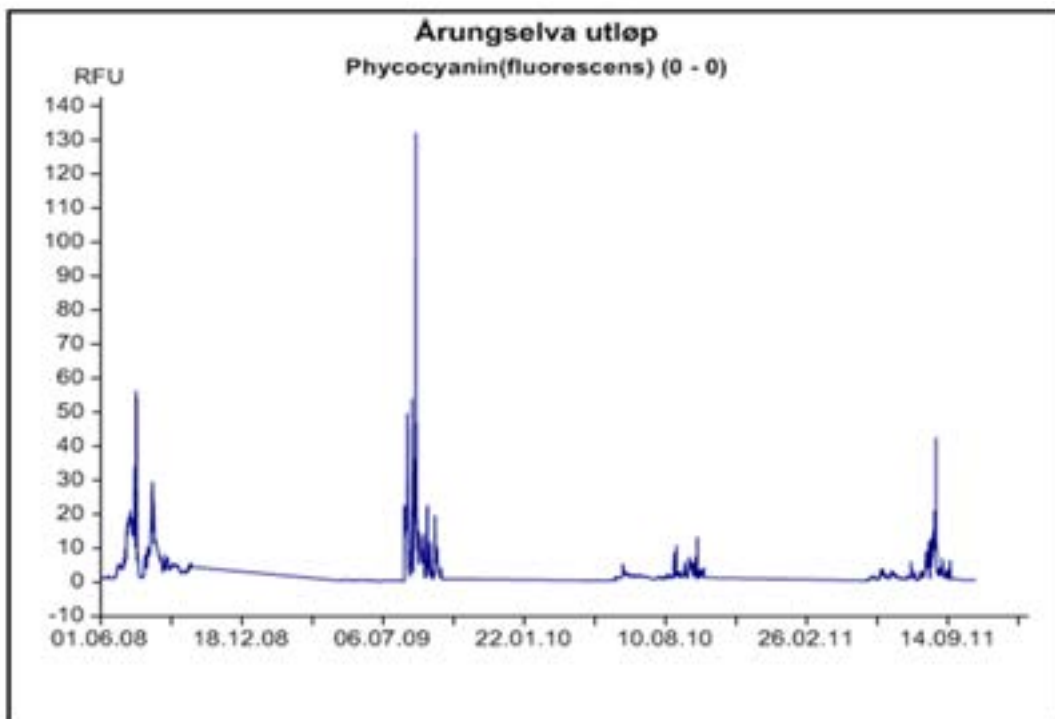
4. Transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden

Overgjødslingen med næringsalter fra menneskeskapt kilder er en av årsakene til at masseutviklinger av blågrønnalger stadig er et vanlig fenomen i Norge, gjerne på sensommeren. Mange blågrønnalger kan produsere giftstoffer som kan påvirke human helse.

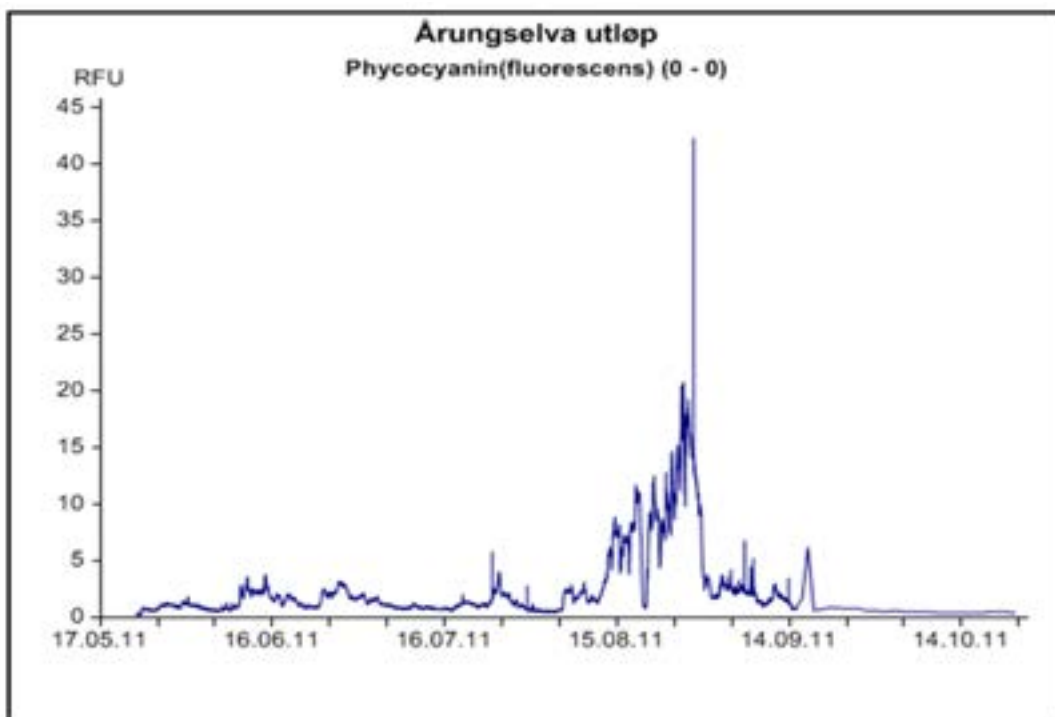
Vanlige eksponeringsmåter er gjennom å svelge vann. Giftstoffene kan også gi hudirritasjon. For å unngå slike problemer anbefaler Verdens helseorganisasjon å overvåke vann med blågrønnalger nøye og fraråder bading dersom grenseverdien for algegiftstoffer i vannet overskrides. EUs rammedirektiv for vann støtter denne konklusjonen. Masseutviklinger av giftproduserende blågrønnalger er et årlig fenomen i Årungen. Hver sommer transporteres det store mengder av giftproduserende blågrønnalger fra Årungen via Årungselva til Bunnefjorden.

Tidligere trodde man at algene dør ved kontakt med saltvann. Observasjoner i august 2007 viste imidlertid at blågrønnalger overlever i noen tid i sjøvann og kan opptre i deler av Bunnefjorden og forringe badevannskvaliteten der (det ble advart mot bading). I 2008 ble det derfor satt i gang overvåking av transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden. Overvåkingen gjøres kontinuerlig ved bruk av en sensor som måler mengden av blågrønnalger direkte. I perioden 2008-2011 har NIVA installert og driftet en slik sensor i Årungselva. I tillegg har NIVA, gjennom et samarbeidsprosjekt med Universitet for Miljø- og Biovitenskap (UMB), hatt tilgang til algetoksindata fra jevnlig målinger i Årungen. Målingene var i 2011 finansiert av PURA, mens de tidligere har vært en del av overvåkingen finansiert av Fagrådet.

Også i 2011 ble det observert algeoppblomstringer i Årungen (**Figur 42**), men produksjonen kom skikkelig i gang først i august (**Figur 43**). Også som de tre tidligere år produserte blågrønnalgene i Årungen i 2011 lite gift. I 2011 utgjorde transporten av blågrønnalger til Bunnefjorden derfor ikke et helseproblem og det var ikke nødvendig å gå ut med noen advarsler mot bading slik som i 2007.



Figur 42. Figuren viser mengden av pigmentet phycocyanin (dvs. et mål for konsentrasjonen av blågrønnalger) i vannet (Årungselva) i perioden 2008-2011.



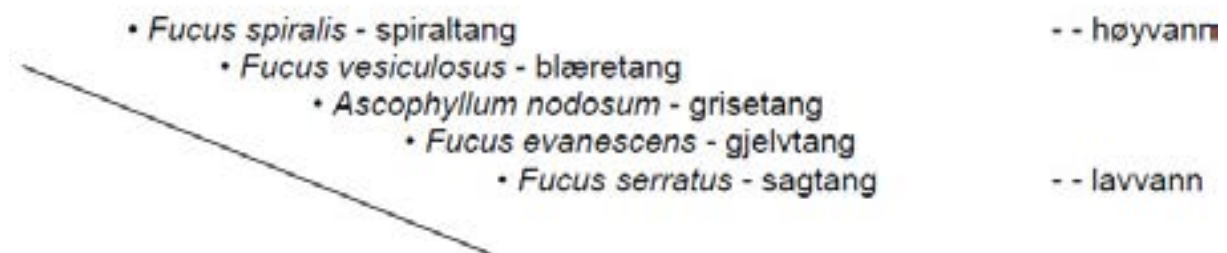
Figur 43. Figuren viser mengden av pigmentet phycocyanin i vannet i 2011. Mengden pigment er et mål for konsentrasjonen av blågrønnalger (alle resultatene vises på internett på www.aquamonitor.no, brukernavn: Årungselva, passord: Årungselva, RFU – referanse enhet)

5. Horisontalutbredelse av tang

5.1 Innledning

Sammensetningen av organismesamfunnene i en fjord er opprinnelig bestemt av naturlige fysiske, kjemiske og biologiske miljøfaktorer. Menneskeskapte endringer i vannmiljøet vil kunne endre den naturlige vegetasjonen. De vanlige tangartene er flerårige og kan tjene som gode indikatorer på langvarige og større endringer i det omgivende vannmiljø. Det er hovedsakelig eutrofi-effekter som har innvirkning på hardbunnssamfunnet.

Tangartene vokser som regel i en fast rekkefølge fra øverst til nederst i fjæra, bestemt av algenes fysiologi og konkurranseforhold. I Oslofjorden vokser spiraltang (*Fucus spiralis*) øverst, deretter kommer belter med blæretang (*Fucus vesiculosus*), grisetang (*Ascophyllum nodosum*), gjelvtang (*Fucus evanescens*) og sagtang (*Fucus serratus*) (**Figur 44**). Sagtang vokser i overgangen til sjøsonen og blir bare unntaksvis tørrlagt ved lavvann.



Figur 44. Tangartenes vertikale plassering i fjæra i Indre Oslofjord.

Spiraltang, blæretang, grisetang og sagtang er «opprinnelige arter» som er naturlig hjemmehørende i Sør-Norge og Oslofjorden. Gjelvtang er en introdusert art som er naturlig hjemmehørende i Nord-Norge. Mens den vokser på bølgeutsatte steder i nord, er den for det meste knyttet til forurensede havneområder i Sør-Norge.

Det foreligger data om samfunnsstrukturen til tang og tare fra Indre Oslofjord langt tilbake i tid (Gran 1897). Gjelvtang (*Fucus evanescens*) ble introdusert til Oslofjorden i 1890-årene (Simmons 1898) og den ble den vanligste arten utover i 1950-årene mens andre tangarter ble redusert i mengde (Sundene 1953, Grenager 1957, Rueness 1973, Klavestad 1978). På 1970-tallet var gjelvtang blitt den dominerende tangarten i fjorden og ble funnet på over 90 % av 120 undersøkte stasjoner. På slutten av 1980-årene snudde utviklingen og det ble for første gang registrert en nedgang i mengde gjelvtang (Bokn et al. 1992). Oslofjorden har med andre ord gjennomgått store endringer i tangvegetasjonen siste 100 år.

I 1974 startet NIVA årlige registreringer av de 5 vanligste tangartene på 123 stasjoner i Indre Oslofjord. Stasjonsplasseringen følger i stor grad de 101 stasjonene som Klavestad (1966) benyttet, men stasjonsnummereringen er ulik og det ble lagt til flere stasjoner. Undersøkelsen ble startet for å kunne følge endringer i den horisontale utbredelsen til tangartene. I perioden 1974-1980 ble det foretatt årlige registreringer, deretter ble tangvegetasjonen registrert tre år på rad på slutten av 1980-

tallet (1988-1990) og 1990-tallet (1998-2000) (Bokn & Lein 1978, Bokn 1979, Bokn et al. 1992, Magnusson mfl. 2001).

I 2011, 2012 og 2013 ble disse undersøkelsene fulgt opp med nye registreringer for å følge den videre utviklingen i tangsamfunnene og om mulig påvise endringer fra forrige undersøkelse. Et åpent spørsmål er om tang-vegetasjonen ville komme tilbake til den opprinnelige tilstand etter reduksjoner av næringssalt-tilførsler. I foreliggende rapport er registreringene fra 2011-2013 sammenlignet med tidligere data og utviklingen de siste 37 år er diskutert.

5.2 Materiale og metode

Registreringene av de fem brunalgene: spiraltang (*Fucus spiralis*), blæretang (*Fucus vesiculosus*), grisetang (*Ascophyllum nodosum*), gjelvtang (*Fucus evanescens*) og sagtang (*Fucus serratus*) ble utført på 123 stasjoner fra innerst i Bunnefjorden til 3-4 km syd for Drøbak. Stasjonsplasseringen er den samme som ved tidligere undersøkelser og er vist i **Figur 45**. På hver stasjon ble GPS-posisjon angitt og stasjonene ble dokumentert med bilder. På stasjonene ble det undersøkt 15-30 m strandlinje avhengig av strandens beskaffenhet, og tangens forekomst ble angitt etter en tredelt skala (semi-kvantitative registreringer):

1. Sjelden
2. Vanlig
3. Dominerende

Der tangen ikke ble registrert, ble den gitt verdien 0.

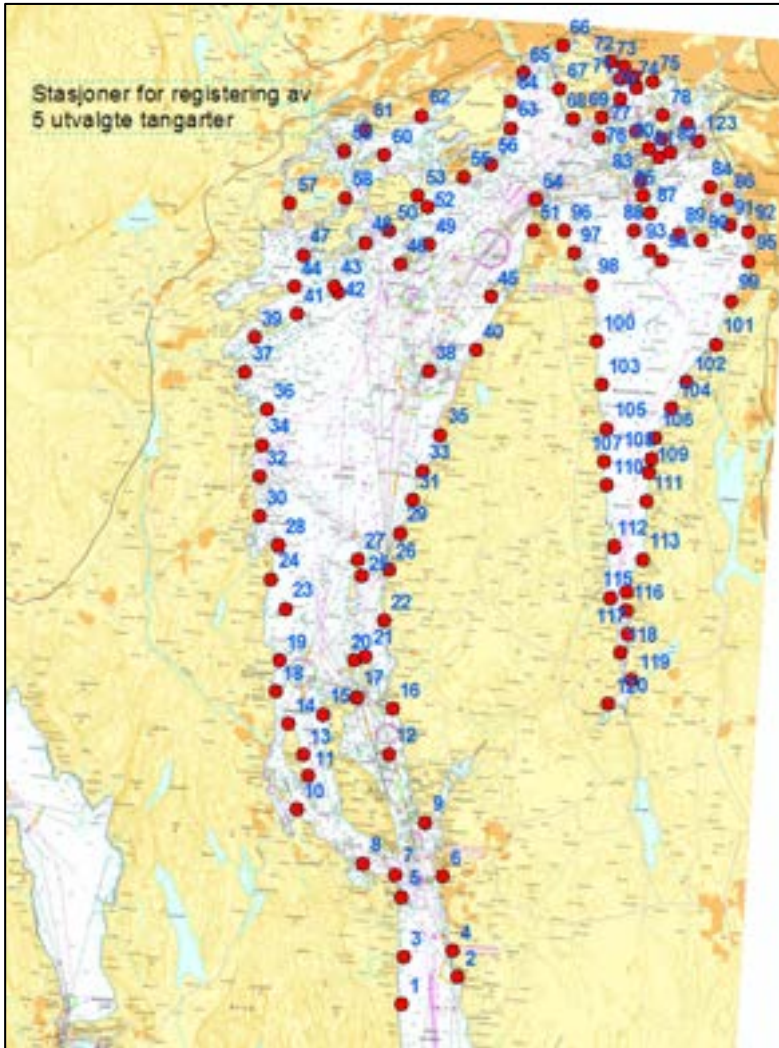
Registreringene i 2011-2013 er gjennomført i periodene

- 20. - 24. juni 2011 (av Lise Tveiten og Tone Kroglund)
- 8. - 11. mai 2012 (av Janne K. Gitmark og Maia Røst Kile)
- 21.—24. mai 2013 (av Janne K. Gitmark og Maia Røst Kile)

Registreringene er gjennomført i mai når gjelvtangen har velutviklede reseptakler (bærere av kjønnsceller) og kan lett skilles fra blæreløse former av blæretang. Unntaket var i 2011 da undersøkelsen ble gjennomført i juni og mange av reseptaklene var falt av.

Forekomst på de enkelte stasjonene er vist som snittverdier av grupperte år. Undersøkellesårene er gruppert slik:

- 1974-80 (1974, 1975, 1976, 1977, 1978, 1979, 1980)
- 1988-90 (1988, 1989, 1990)
- 1998-00 (1998, 1999, 2000)
- 2011-13 (2011, 2012, 2013) (dagens utbredelse)



Figur 45. Stasjonsplassering for registrering av de vanligste tangartene

5.3 Resultater og diskusjon

5.3.1 Dagens utbredelse

Dagens utbredelse av spiraltang, blæretang, grisetang og sagtang er vist i **Figur 46** og gjelvtang er vist i **Figur 47**. Mengdeangivelsene er et snitt mellom registreringene i 2011, 2012 og 2013.

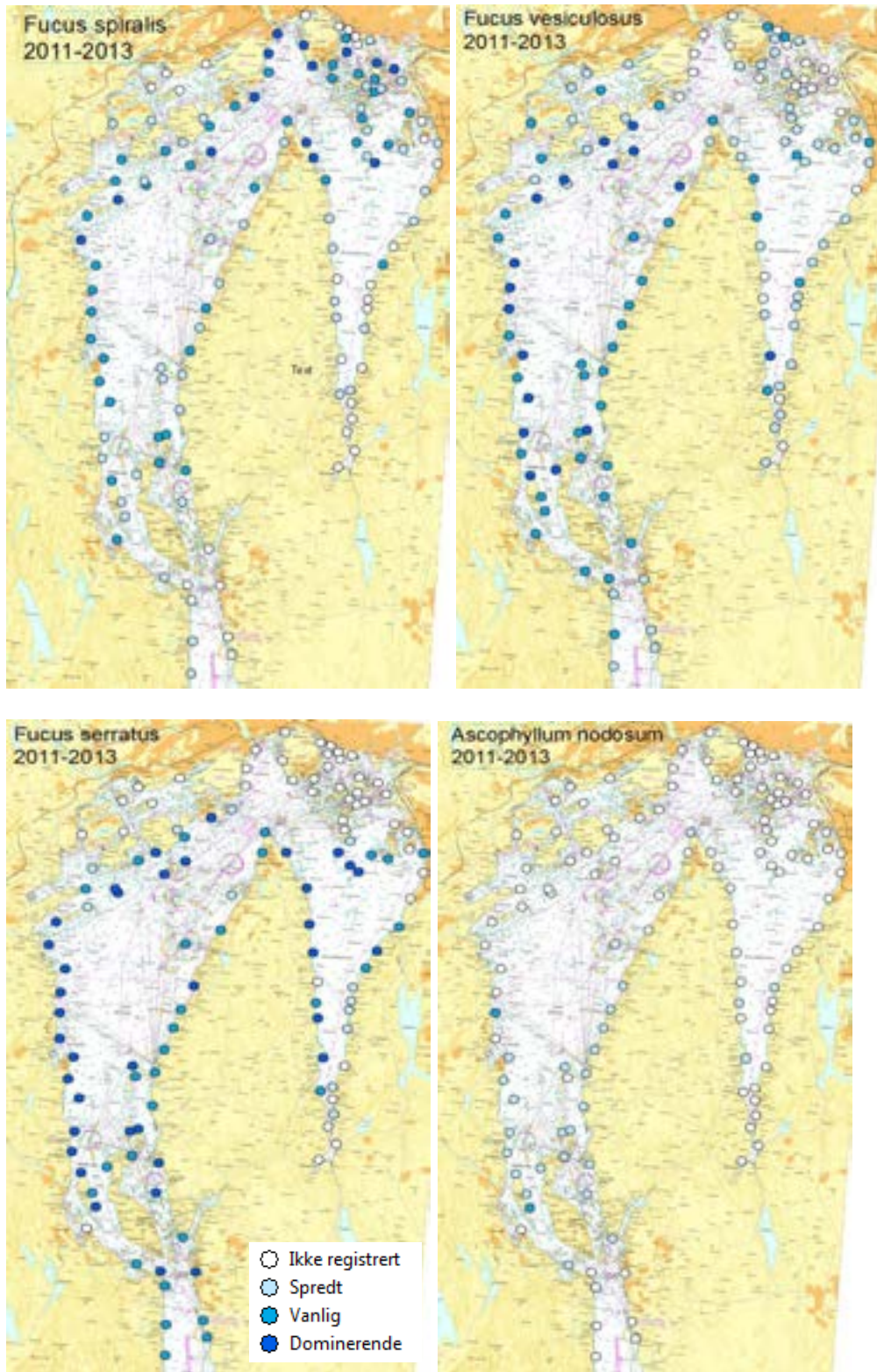
Spiraltang vokser i tette bestander i Vestfjorden og innerste delen av Oslofjorden rundt Lysaker, Bygdøy og Hovedøya. Den vokser ikke inn i Frognerkilen. I Bunnefjorden og området rundt Drøbak og Håøya vokser den kun spredt eller er fraværende.

Blæretang er vanlig i hele Vestfjorden og vokser litt mer spredt i Bunnefjorden. På de fleste stasjonene i de indre havneområdene fra Lysaker til Hovedøya ble den ikke registrert i 2011-2013.

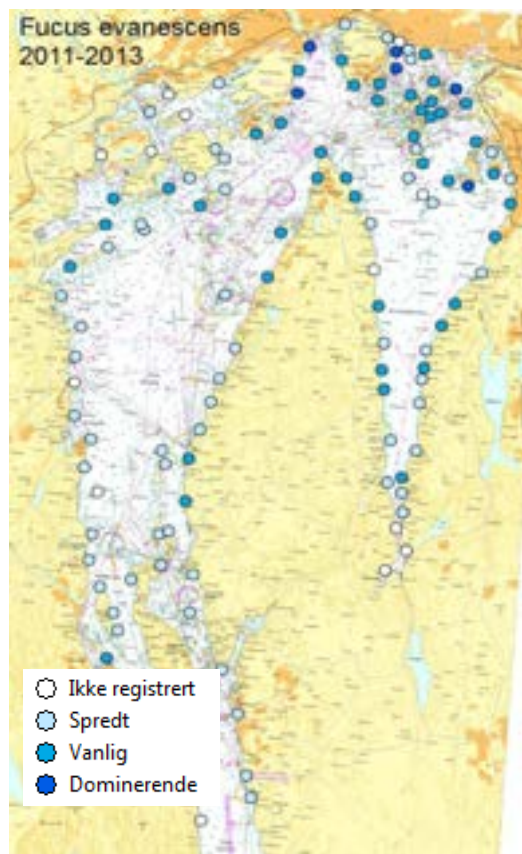
Sagtang vokser i tette bestander i hele Vestfjorden og mesteparten av Bunnefjorden. Den vokser ikke i de indre områdene fra Sandvika – Bygdøy – Hovedøya - Malmøya.

Grisetang vokser kun på et fåtall stasjoner i Bunnefjorden og i sørlige del av Vestfjorden. Den er ikke dominerende på noen av stasjonene.

Gjelvtang vokser i hele området, men har sitt hovedområde i indre del av fjorden (Lysaker, - Bygdøy – Hovedøya – Malmøya) hvor den vokser i tette bestander. I Bunnefjorden og Vestfjorden vokser den mer spredt (**Figur 48**). Gjelvtang er den eneste tangen som har størst forekomst i de indre, mest forurensede områdene. Blæretang, grisetang og sagtang er stort sett fraværende fra hele havneområdet.



Figur 46. Dagens utbredelse av spiraltang, blæretang, sagtang og grisetang i Indre Oslofjord. Fargen på stasjonene viser om arten er fraværende eller om den er registrert som spredt, vanlig eller dominerende i 2011-2013.



Figur 47. Dagens utbredelse av gjelvtang i Indre Oslofjord. Fargen på stasjonene viser om arten er fraværende eller om den er registrert som spredt, vanlig eller dominerende i 2011 -2013.

5.3.2 Endring i utbredelse

Sammenlignet med tidligere undersøkelser har det skjedd store endringer i tangvegetasjonen i Oslofjorden. I en undersøkelse fra 1893-1894 beskriver Gran (1897) grisetang (*Ascophyllum nodosum*) som «Litoral, især beskyttet, selskabelig, almindelig utbredt fra fjordens inderste dele (Bygdø, Lian, Nakholmen, Drøbak &c.)». I fortegnelsen over arter er ikke gjelvtang nevnt; den ble først funnet noen år senere.

Sundene (1953) og Grenager (1957) studerte algevegetasjonen i Oslofjorden på 1940-tallet. I Sundenes undersøkelser (1940-42 og 1947-52) beskriver han grisetang som vanlig på beskyttede lokaliteter over hele fjorden, men mindre dominerende enn blæretang. Den ble blant annet registrert som dominerende ved Lågøy, rett nord for Håøy. Samtidig rapporterer han at fant gjelvtang (som *F. inflatus*) i beskjedne mengder i fjorden: -«*Its occurrence in the Oslofjord is rather scattered, though it may locally be very abundant such as Nesoddtangen, Steilene, Drøbak and Akerøy. In the other localities only a few individuals were observed and it was not found over wide areas in spite of extended examinations. It is evidently a species that has not yet attained its natural distribution within the fjord*».

Utover 1950- og 60 tallet økte utbredelsen av gjelvtang. I Klavestads undersøkelse av benthosalgevegetasjonen fra 1962-1965 (Klavestad 1966) ble gjelvtang (nevnt som *F. inflatus*) funnet på 10 av 31 undersøkte stasjoner fra Filtvet i sør til Bunnefjorden (på stasjonene Drøbak, Nærstangen, Steilene, Gåsøya, Møkkalassene, Nesoddtangen, Huk, Nakholmen, S. Skjærholmen og Haslum). Arten vokste som spredt/vanlig. Det ble også registrert mye grønnalger.

På 1970-tallet var gjelvtang blitt den vanligste arten mange steder. Samtidig ble de opprinnelige tangartene mindre vanlige, spesielt grisetang (Rueness 1973, Klavestad 1978). I NIVAs undersøkelse i 1974 ble gjelvtang registrert på 113 av de 120 undersøkte stasjonene (94 %). Den dannet tette assosiasjoner fra Steilene og nordover, samt i Bunnefjorden (Magnusson mfl. 1976).

Gjennom 1980- og 1990-tallet forble situasjonen omtrent uforandret, mens i 2011-2013 har det vært en markert nedgang i mengde gjelvtang på de fleste stasjoner.

Figur 48 viser dagens utbredelse (2011-2013) av **gjelvtang** sammen med utbredelsen på 1970-, 80- og 90-tallet. Gjelvtangen har gått fra å være dominerende i hele fjorden gjennom hele 1970-, 80- og 90-tallet til nå å være den dominerende arten kun i havneområdene. Endringen er betydelig.

I **Figur 49** er det brukt fargesymboler for å vise forskjeller i utbredelse og mengde av de fire hjemmehørende artene spiraltang, blæretang, grisetang og sagtang siste **10 år**. Økninger i mengde tang er tolket som positive og er vist med grønne symboler, mens nedgang i mengde er tolket som negative og er vist med oransje/røde symboler. Ingen/små endringer er vist med grå symboler.

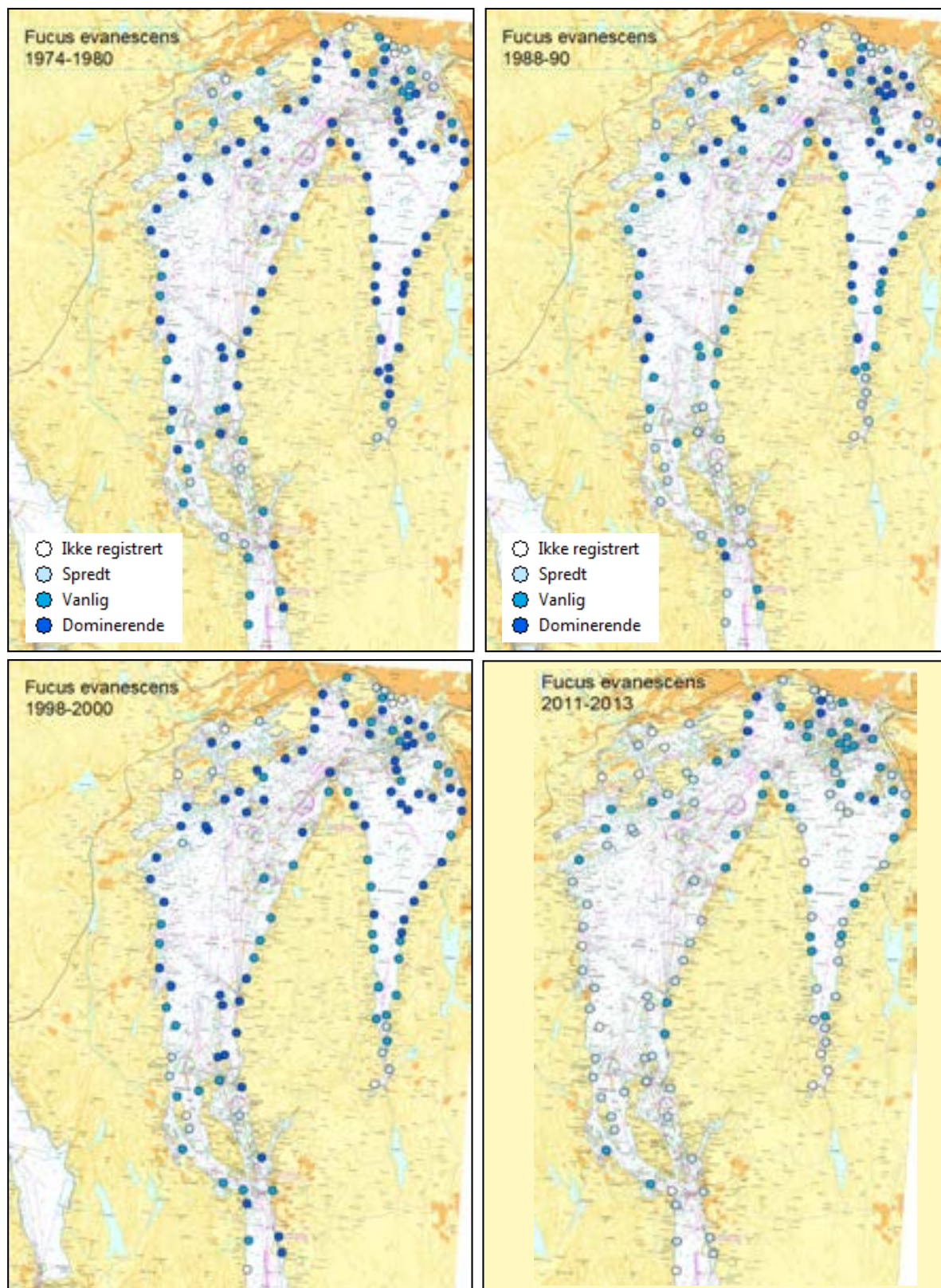
I Vestfjorden og i Drøbaksundet har det vært en reduksjon i mengde (forverring) av både grisetang, blæretang og sagtang på flere stasjoner siste 10 år. I havneområdet har spiraltang økt i mengde på mange av stasjonene og i Bunnefjorden har sagtang økt i mengde.

Figur 50 viser den samlede endringen siste 10 år. Til forbedringer regnes økninger i mengde hos de naturlig hjemmehørende artene (spiraltang, blæretang, grisetang og sagtang) og reduksjoner mengde i gjelvtang. Til reduksjoner i tangsamfunnet regnes nedgang i forekomst hos de naturlig hjemmehørende artene og økninger i mengde hos gjelvtang. Summen av alle endringene er vist i figuren og viser at det har vært store forbedringer i tangvegetasjonen i deler av Vestfjorden, Bunnefjorden og de indre havneområdene. Samtidig har det vært en negativ utvikling i sørlige deler av Vestfjorden og Drøbak-området.

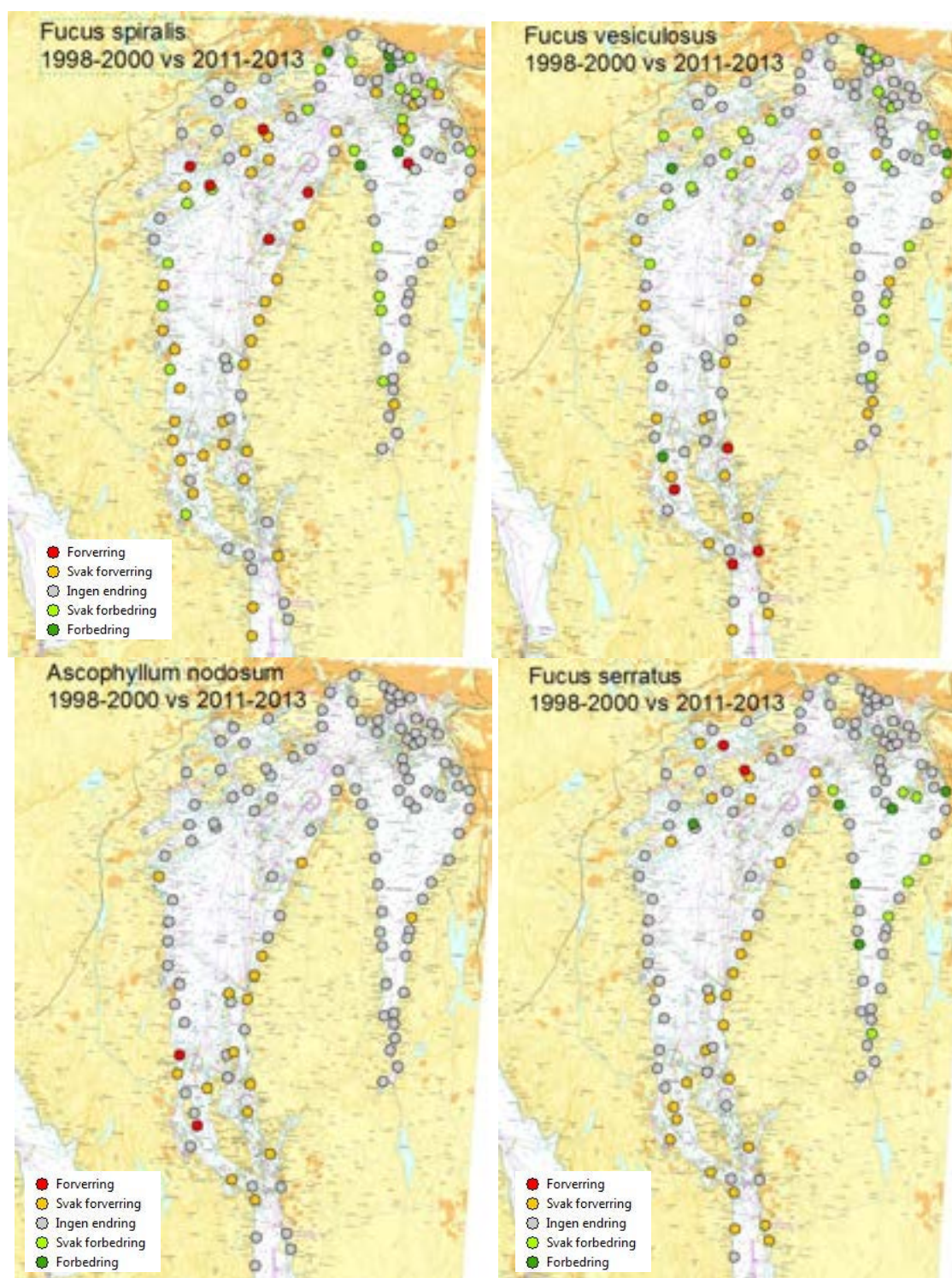
Figur 51 viser stolpediagrammer over antall stasjoner hvor de ulike artene er registrert som spredt, vanlig eller dominerende fra 1974 til 2013. Grisetang og gjelvtang er registrert på færre stasjoner og er mindre vanlig enn for 10 år siden. Sagtang og blæretang er registrert på litt flere stasjoner enn før men det er kun mindre endringer.

Konklusjoner

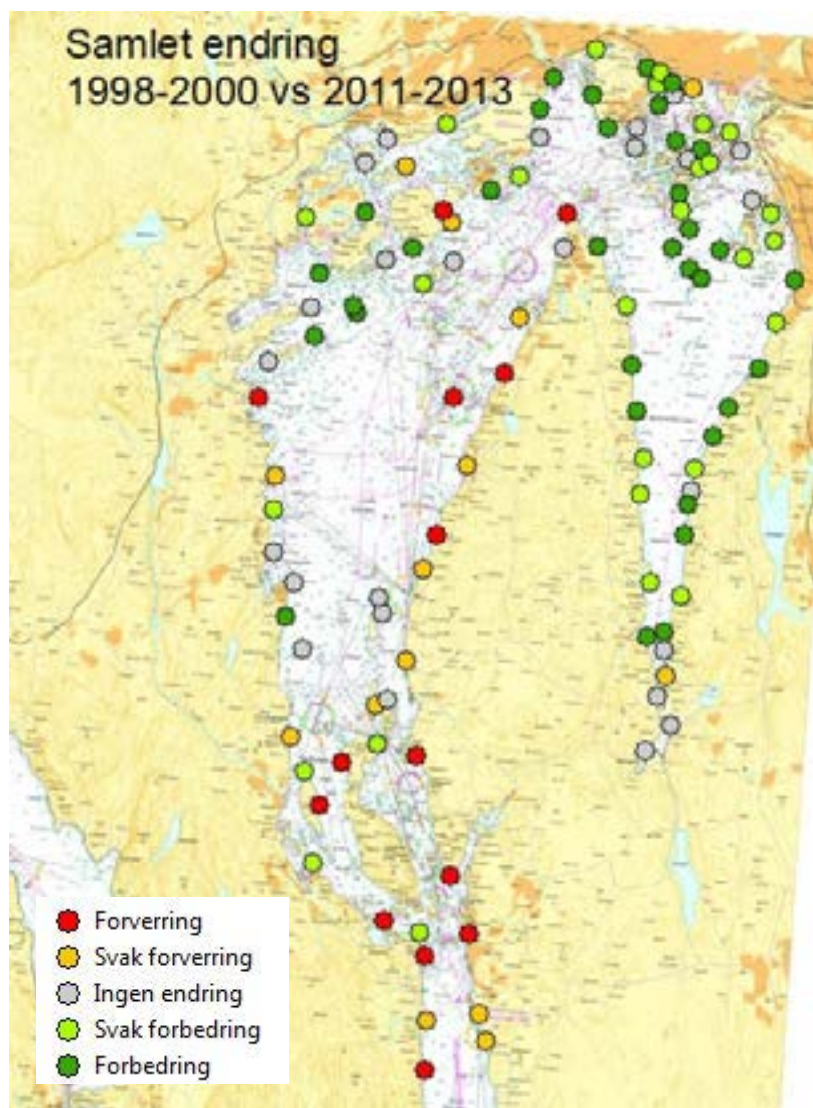
Registreringer i 2011-2013 har vist stor reduksjon i gjelvtang i alle deler av fjorden sammenlignet med registreringer gjort i 2000 og tidligere. Samtidig har blæretang, spiraltang og sagtang økt sin forekomst på flere stasjoner, spesielt i Bunnefjorden. I området rundt Håøya og Drøbak har det vært en reduksjon i tangforekomstene.



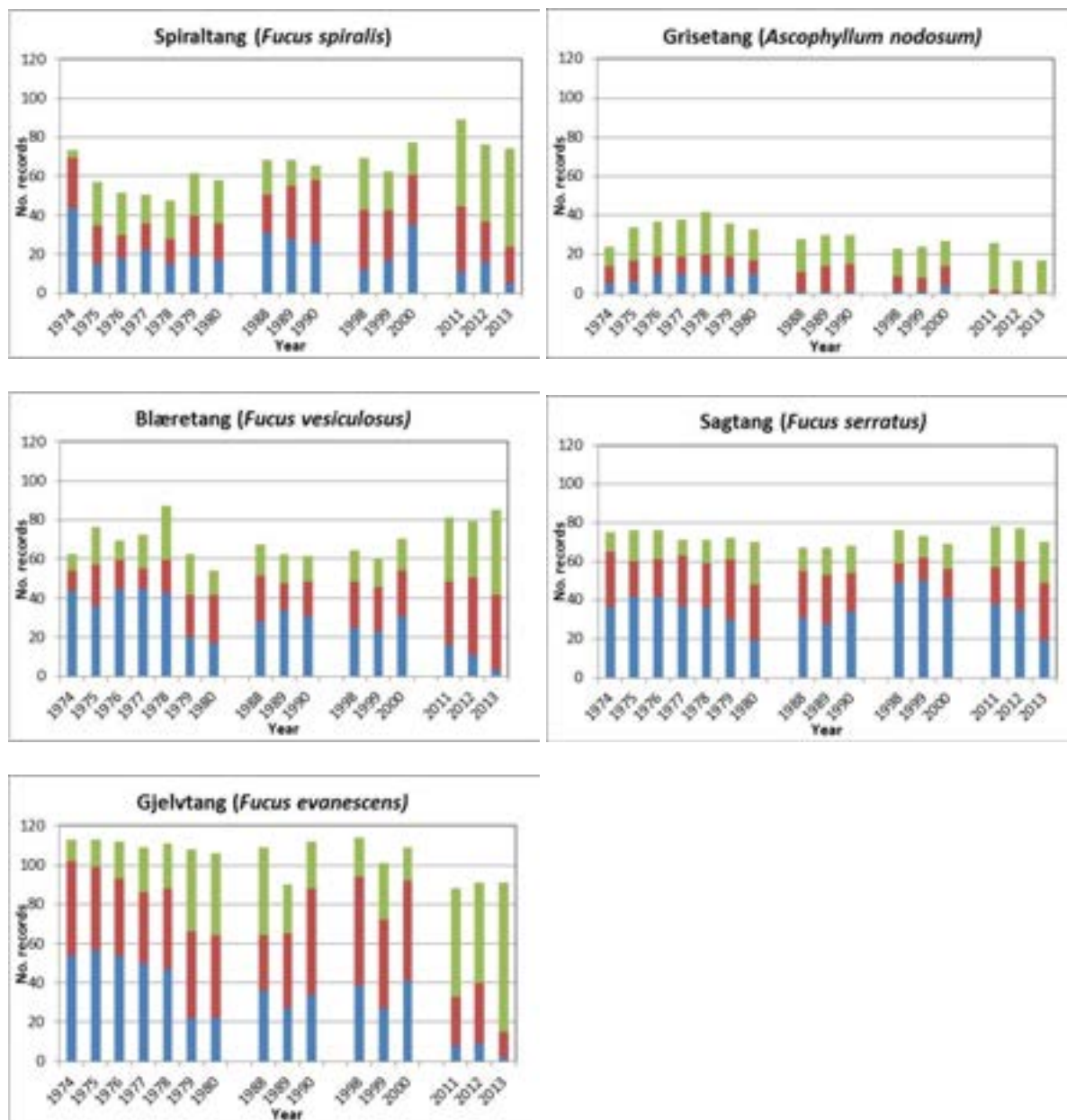
Figur 48. Utbredelse av gjelvtang på 1970-tallet (1974-1980), slutten av 1980-tallet (1988-1990), slutten av 1990-tallet (1998-2000) og i 2011/2012. Mengdeangivelsene er basert på snittverdier av registreringsårene.



Figur 49. Endringer i de naturlig hjemmehørende artene siste 10-15 år. Grønne symboler viser positive endringer mens oransje og røde symboler viser negative endringer.



Figur 50. Samlet endring i mengde tang siste 10-15 år, fra 1998/2000 til 2011-2013. Forbedringer og forverringer i tangsamfunnet er vist med ulike fargede symboler. Økning i mengden opprinnelige tangarter (spiraltang, blæretang, grisetang og sagtang) og nedgang i mengden gjelvtang er tolket som positiv utvikling (grønne symboler). Nedganger i mengden opprinnelige tangarter og økning i mengden gjelvtang er tolket som negativ utvikling (røde og oransje symboler). Figuren viser en tydelig forbedring i tangvegetasjonen i Bunnefjorden og nordlige deler av Vestfjorden, men en reduksjon i tilstanden i området Drøbak - Håøya og østsiden av Vestfjorden.



Figur 51. Figuren viser antall stasjoner (av totalt 123) hvor de ulike tangartene ble registrert som spredt (grønn), vanlig (rød) og dominerende (blå) i alle registreringsår fra 1974-2013.

5.4 Fjæresamfunn og vanddirektivet

I vanddirektivsammenheng inngår makroalger som et av de biologiske kvalitetselementene i klassifiseringssystemet for kystvann. Det er utviklet indekser for både fjæresamfunn og nedre voksegrense. Indeksen som benyttes på fjæresamfunn (fjæreindeksen) dekker foreløpig kun to vanntyper på Nord-Vestlandet. Inntil indeksen er utviklet til å gjelde økosystem Skagerrak og de vanntypene som finnes i Oslofjorden, kan ikke resultatene fra «horisontalutbredelse tang» og «dekningsgrad alger» benyttes i vanddirektivsammenheng.

Inntil videre er det derfor kun nedre voksegrense som inngår som element for makroalger i økoregion Skagerrak.

Horisontalutbredelse av tang

Undersøkelsen av horisontalutbredelse av tang i Indre Oslofjord inngår ikke som metode i vanddirektivet og er heller ikke beskrevet som standardmetode. Undersøkelsen er spesiell for Oslofjorden og har sin egenverdi i den store datamengden som finnes langt tilbake i tid. Dvs. undersøkelsen er gjennomført på svært mange stasjoner gjennom mange årtier. Undersøkelsen omfatter de store, strukturerende artene i fjæresonen som også har innvirkning på hvilke andre arter som kan vokse der.

Dekningsgrad alger

Undersøkelsen av dekningsgrad for alger i Indre Oslofjord gjennomføres iht. ISO 19493:2007, men med noen modifikasjoner i blant annet noen av prøverutenes størrelse. Undersøkelsene i Oslofjorden startet lenge før metoden ble beskrevet som standard i 2007, og det er i de siste undersøkelsene gjort tilleggsregistreringer slik at den følger ISO 19493:2007. Metoden gir kvantitative data (mengdeanslag av hver art) av alle makroskopiske arter i littoralsonen (fjæra) og øverste del av sjøsonen.

Fra Veileder 01:2009:

Tabell 7.1: Sammenfatning av kvalitetselementer og parametre i klassifiseringssystemet for kystvann.

	Biologiske kvalitetselementer			Fysisk-kjemisk kvalitetselementer			Hydromorfologiske kvalitetselementer
	Plantep plankton	Makroalger	Bunnfauna	Siktdyp	Næringssalter	Oksygen	Morfologiske endringer
Parameter	Klorofyll a	Nedre voksegrense Fjæresamfunn	Artsmangfold Ømfintlighet Sammensatte indekser NQI1, NQI2	Siktdyp	TOT-N Nitrat TOT-P Fosfat	Oksygen	% påvirkning av substrat

5.5 Referanser

Bokn, T., 1979. Bruk av tang som overvåkningsparameter i en næringsrik fjord. I: Overvåking av vattenområden. 15. Nordiska symposiet om Vattenforskning. NORDFORSK, *Miljövärds sekr.* Publ. 1979, 2: 181-200.

Bokn, T. & Lein, T.E., 1978. Long-term changes in fucoid association of the inner Oslofjord, Norway. *Norw.J.Bot.* 25: 9-14.

Bokn, T.L., Murray, S.N., Moy, F.E. & Magnusson, J.B., 1992. Changes in fucoid distributions and abundances in the inner Oslofjord, Norway: 1974 - 80 versus 1988 - 90. *Acta Phytogeogr. Suec.* 78: 117-124.

NS-EN ISO 19493:2007. Vannundersøkelse - Veiledning for marinbiologisk undersøkelse av littoral og sublittoral hard bunn (ISO 19493:2007).

Gran, H.H., 1897. Kristianiafjordens algeflora. I. Rhodophyceæ og Phaeophyceæ. *Skr. Vidensk. Selsk. Chris. I. Mat.-Nat. Kl. 1896* (2): 1-56.

- Grenager, B., 1957. Algological observations from the polluted area of Oslofjord. *Nytt Mag.Bot.* 5: 41-60.
- Johannsson, G., Eriksson, B.K., Pedersèn, M. and Snoeijs, P.1998. Long-term changes of macroalgal vegetation in the Skagerrak area. *Hydrobiologia* 385: 121-138.
- Klavestad, N., 1966. Undersøkelser over benthosalgvegetasjonen I indre Oslofjord I 1962-1965. NIVA-rapport OR-0191m.
- Klavestad, N., 1978. The marine algae of the polluted inner part of the Oslofjord. A survey carried out 1962-1966. *Bot.Mar.* 21: 71-97.
- Magnusson, J., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Bokn, T., Gjørseter, J., Johnsen, T., Lømsland, E., Schram, T., Aollie, A. 2001. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord i 2000. Overvåkingsrapport nr. 825/01, TA. 1807/2001. NIVA-rapport nr. 4387-2001.
- Rueness, J., 1973. Pollution effects on littoral algal communities in the inner Oslofjord, with special reference to *Ascophyllum nodosum*. *Helgol.Wiss.Meeresunters.* 24: 446-454.
- Schramm, W., 1999. Factors influencing seaweed responses to eutrophication: some results from EU-project EUMAC. *J.Applied Phycology* 11: 69-78.
- Schueller, G.H. & Peters, A.,1994. Arrival of *Fucus evanescens* (Phaeophyceae) in Kiel Bight (Western Baltic). *Bot. Mar.* 37: 471-477.
- Simmons, H.G., 1898. Algologiska notiser. II. Einige Algenfunde bei Drøbak. *Bot.Not.* 1898: 117-123.
- Sundene, O., 1953. The algal vegetation of Oslofjord. *Skr.Nor.Vidensk.Akad.I.Mat.Nat. Kl* 1953, 2: 1-245.
- Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften.

5.6 Vedleggstabell - Horisontalutbredelse tang 2011-2013

Registreringer av de 5 vanligste tangartene i Oslofjorden i perioden 2011- 2013. Mengdeangivelser:
0= ikke registrert, 1 = sjelden, 2= vanlig, 3 = dominerende.

Stasjon			Grisetang (<i>Ascophyllum nodosum</i>)			Spiraltang (<i>Fucus spiralis</i>)			Sagtang (<i>Fucus serratus</i>)			Gjelvtang (<i>Fucus evanescens</i>)			Blæretang (<i>Fucus vesiculosus</i>)		
	East_UTM33	North_UTM33	Asc2011	Asc2012	Asc2013	Fspi2011	Fspi2012	Fspi2013	Fser2011	Fser2012	Fser2013	Feva2011	Feva2012	Feva2013	Fves2011	Fves2012	Fves2013
1	252405,2652	6618355,636	0	0	0	1	0	0	1	2	1	0	0	0	0	1	1
2	254277,8371	6619258,736	0	0	0	0	0	0	3	1	1	1	1	1	0	1	1
3	252463,2834	6619929,855	0	0	0	1	0	0	1	2	1	0	1	1	2	2	1
4	254097,1443	6620131,723	0	0	0	0	0	0	2	1	1	0	1	1	0	1	1
5	252417,1269	6621926,477	0	0	0	0	0	0	2	3	2	1	0	0	1	1	1
6	253751,3344	6622608,501	0	0	0	0	0	0	3	3	3	0	1	1	1	1	1
7	252214,9558	6622664,662	0	0	0	0	0	0	2	3	3	0	0	0	1	2	2
8	251135,9979	6623038,617	1	0	0	1	0	0	3	1	2	2	1	1	2	1	1
9	253195,4963	6624396,853	1	0	0	0	0	0	2	1	2	1	1	1	1	2	2
10	248916,9951	6624833,798	0	0	0	1	1	2	0	0	0	2	1	1	2	1	1
11	249290,8311	6625971,436	2	1	1	1	0	0	3	2	2	0	1	1	2	1	1
12	251992,6564	6626674,348	1	1	1	2	0	1	3	3	3	1	1	1	2	1	2
13	249138,6287	6626654,119	1	1	1	1	1	1	2	2	2	0	0	1	2	2	2
14	248653,8815	6627691,111	1	1	1	2	1	2	3	3	2	1	1	1	3	2	2
15	249809,0679	6627983,158	0	0	1	1	0	0	3	1	1,5	2	0	0	3	2	2
16	252118,6117	6628168,686	1	1	1	2	1	1	3	2	2	1	1	1	1	2	1
17	250917,4568	6628565,848	1	1	1	2	2	1	1	2	1	0	0	1	2	2	1
18	248223,5298	6628747,079	1	1	1	1	1	1	3	3	2	0	1	0	2	2	2
19	248346,2659	6629781,089	1	0	1	2	0	1	3	3	2	1	0	1	2	3	2
20	250853,4919	6629778,581	1	1	1	2	1	1	3	2	2	0	0	1	3	2	1
21	251219,7126	6629927,431	1	1	1	2	1	1	3	3	2	0	1	1	3	3	2
22	251833,0291	6631110,206	1	1	0	1	1	1	2	1	2	1	2	1	2	2	2
23	248574,3433	6631495,294	1	1	0	2	1	1	3	3	2	0	0	0	3	3	2
24	248080,942	6632487,456	1	1	1	2	1	1	3	3	3	1	1	1	2	2	2
25	251081,6601	6632595,061	0	0	0	1	1	1	2	2	2	0	1	1	2	2	2
26	251971,1555	6632784,909	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	2	1	1	2	2
27	250964,8791	6633116,359	1	1	1	1	1	1	3	3	2	1	1	1	2	2	2
28	248305,7624	6633567,387	1	0	1	2	1	1	3	3	2	0	1	0	3	3	2
29	252347,136	6633975,412	1	1	1	2	1	2	2	2	1	1	1	1	2	2	2
30	247698,2249	6634522,577	0	0	0	1	3	1	3	3	3	1	0	1	2	2	2
31	252782,0942	6635064,054	1	0	0	1	1	1	2	2	1	0	2	1	1	2	3
32	247708,3795	6635836,129	2	2	1	3	1	1	3	3	2	0	0	0	2	3	2
33	253097,3259	6636040,171	1	0	0	2	2	1	3	2	1	1	1	1	2	2	2
34	247760,7399	6636897,484	0	0	0	2	1	1	3	3	2	1	1	1	3	2	2
35	253696,1858	6637223,646	0	1	0	1	1	1	3	3	3	1	1	1	2	2	1
36	247933,2246	6638078,918	0	0	0	2	2	1	3	3	2	1	1	1	3	2	2
37	247214,1051	6639313,317	0	0	0	3	3	2	3	3	2	1	1	1	2	2	1

Stasjon			Grisetang (<i>Ascophyllum nodosum</i>)			Spiraltang (<i>Fucus spiralis</i>)			Sagtang (<i>Fucus serratus</i>)			Gjelvtang (<i>Fucus evanescens</i>)			Blæretang (<i>Fucus vesiculosus</i>)		
	East_UTM33	North_UTM33	Asc2011	Asc2012	Asc2013	Fspi2011	Fspi2012	Fspi2013	Fser2011	Fser2012	Fser2013	Feva2011	Feva2012	Feva2013	Fves2011	Fves2012	Fves2013
38	253297,1821	6639341,727	0	0	0	0	0	1	2	2	0	0	1	1	2	2	2
39	247535,8487	6640462,005	0	0	0	2	2	2	3	3	2	2	1	1	2	2	2
40	254864,2721	6640053,252	0	0	0	1	1	0	1	2	1	1	2	1	2	2	2
41	248944,2241	6641242,464	0	0	0	3	3	2	1	1	1	1	0	0	3	2	2
42	250282,913	6641975,263	0	0	0	2	2	1	3	3	3	1	1	1	0	1	1
43	250178,2456	6642178,806	0	0	0	1	1	1	3	2	3	1	1	0	3	3	2
44	248848,2143	6642155,359	0	0	0	2	2	1	2	2	1	2	2	1	0	1	1
45	255363,3219	6641832,778	0	0	0	1	2	1	1	1	1	1	2	1	3	2	2,5
46	252363,2234	6642892,844	0	0	0	2	2	1	3	3	3	1	2	1	3	2	2
47	249137,0634	6643215,988	0	0	0	2	1	1	1	1	1	2	1	1	2	2	2
48	251196,2922	6643628,083	0	0	0	3	3	0	1	2	2	3	2	1	0	1	2
49	253315,0681	6643562,153	0	0	0	3	3	1	3	2	2	1	2	0	3	3	1
50	252004,269	6644011,848	0	0	0	1	1	0	3	3	3	1	0	0	3	3	3
51	256755,9793	6644014,006	0	0	0	1	1	1	2	2	2	1	2	1	1	1	1
52	253265,4195	6644788,754	0	0	0	2	2	2	2	2	1	1	1	0	3	2	3
53	252955,3418	6645164,412	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
54	256863,3325	6645048,652	1	0	0	1	1	2	2	2	1	1	2	1	2	2	1
55	254461,4177	6645781,241	0	0	0	2	2	1	3	3	3	1	2	1	1	3	1
56	255358,0801	6646228,022	0	0	0	2	3	2	1	0	0	1	2	1	0	0	0
57	248707,6648	6644929,213	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	2
58	250547,0428	6645114,192	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
59	250519,717	6646656,876	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1
60	251839,0005	6646545,444	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	2
61	251225,2018	6647379,765	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
62	253080,7439	6647829,288	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
63	256014,883	6647422,718	0	0	0	1	2	1	0	0	0	3	3	1	0	0	0
64	256022,0835	6648328,493	0	0	0	2	3	2	0	0	0	2	3	1	0	0	0
65	256444,5187	6649259,705	0	0	0	3	3	3	0	0	0	3	3	3	0	0	0
66	257764,6188	6650177,091	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
67	257656,8812	6648734,363	0	0	0	2	3	2	0	0	0	2	2	1	0	0	0
68	258096,0959	6647723,993	0	0	0	3	3	2	0	0	0	2	3	1	0	0	1
69	259031,2061	6647768,91	0	0	0	2	2	2	0	0	0	1	3	1	0	0	1
70	259683,5145	6648413,282	0	0	0	2	3	2	0	0	0	3	3	2	0	0	1
71	259665,7748	6649048,78	0	0	0	0	3	2	0	0	0	3	3	1	0	0	1
72	259329,1079	6649621,953	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	3	1
73	259771,0845	6649457,271	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
74	260186,4612	6648781,095	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
75	260743,9106	6648978,815	0	0	0	1	0	1	0	0	0	2	2	1	0	1	0
76	258968,9546	6647116,056	0	0	0	2	0	3	0	0	0	2	1	1	0	0	0
77	260216,0077	6647314,064	0	0	0	1	2	2	0	0	0	1	2	2	2	0	0
78	261084,6708	6647854,63	0	0	0	3	3	3	0	0	0	2	2	2	0	0	0
79	261007,9064	6647074,06	0	0	0	1	2	1	0	0	0	2	2	2	0	0	0
80	260598,8598	6646738,35	0	0	0	1	1	1	0	0	0	2	2	1	0	0	0

Stasjon			Grisetang (<i>Ascophyllum nodosum</i>)			Spiraltang (<i>Fucus spiralis</i>)			Sagtang (<i>Fucus serratus</i>)			Gjelvtang (<i>Fucus evanescens</i>)			Blæretang (<i>Fucus vesiculosus</i>)		
	East_UTM33	North_UTM33	Asc2011	Asc2012	Asc2013	Fspi2011	Fspi2012	Fspi2013	Fser2011	Fser2012	Fser2013	Feva2011	Feva2012	Feva2013	Fves2011	Fves2012	Fves2013
81	260956,0056	6646473,357	0	0	0	2	3	1	0	0	0	2	2	1	1	0	1
82	261308,1457	6646639,68	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	2	1	0	0	0
83	260333,5215	6645683,317	0	0	0	1	2	0	0	0	0	1	3	1	1	0	0
84	262623,8124	6645452,576	0		0	3		1	0		0	2		1	0		0
85	260406,0344	6645180,203	0	0	0	1	1	2	0	0	0	1	1	1	1	0	0
86	263201,4788	6645038,114	0		0	0		0	0		0	1		1	1		1
87	260637,7737	6644599,005	0	0	0	1	1	1	1	0	0	3	2	1	0	1	0
88	260133,3599	6644012,632	0	0	0	2	2	1	3	3	2	1	0	0	0	2	1
89	261612,0211	6643917,116	0	0	0	1	2	1	2	2	1	3	2	1	1	0	0
90	262333,8202	6643696,945	0	0	0	1	1	1	3	1	0	3	2	1,5	0	0	1
91	263304,0831	6644178,281	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	2	0	0	1
92	263917,0079	6644003,239	0	0	0	1	1	0	2	2	2	1	1	1	1	2	2
93	260650,6326	6643375,094	0	0	0	2	1	0	3	3	3	0	0	0	2	2	2
94	261016,7617	6643041,769	0	0	0	2	2	3	3	3	3	2	1	0	1	1	1
95	263926,2439	6643013,608	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	2	1	0	1
96	257794,7145	6644021,397	0	0	0	3	2	2	3	3	3	2	1	1	1	0	0
97	258120,012	6643267,712	0	0	0	2	3	2	4	3	3	2	2	0	1	1	1
98	258715,3793	6642217,039	0	0	0	3	2	1	2	3	3	1	1	0	2	2	2
99	263354,9523	6641683,469	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	2	0	0	0
100	258862,4769	6640334,697	0	0	0	1	1	1	3	3	3	0	0	0	2	2	2
101	262829,0425	6640244,843	0	0	0	1	0	0	1	2	1	1	0	1	0	0	1
102	261854,2795	6638994,078	0	0	0	0	0	0	3	3	3	1	1	2	1	0	1
103	259025,0649	6638889,716	0	0	0	1	1	1	2	3	2	1	2	2	1	0	0
104	261369,4519	6638103,832	0	0	0	1	2	1	1	2	2	1	2	2	1	0	0
105	259214,1404	6637443,041	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
106	260798,8805	6637113,848	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	2	2	2
107	259122,7258	6636338,671	1	0	0	0	1	1	1	1	2	1	1	2	0	0	0
108	260696,2563	6636441,04	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	2	2	1	0	0
109	260620,8404	6635985,36	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1	1
110	259210,717	6635563,17	0	0	0	1	1	1	1	3	3	1	2	2	1	0	0
111	260513,3513	6635033,347	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1
112	259448,8875	6633546,826	1	0	0	0	0	0	3	3	2	0	0	1	3	3	2
113	260390,6942	6633131,077	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1,5	1	0	0
114	259858,9731	6632040,275	0	0	0	1	0	0	1	1	0	2	1	1	1	1	1
115	259353,048	6631861,697	0	0	0	0	1	1	1	3	?	0	0	1	1	1	2
116	259879,2133	6631434,92	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
117	259920,6184	6630647,178	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	1	0
118	259670,2048	6630036,632	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1,5
119	260046,4731	6629121,639	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
120	259264,3155	6628349,105	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
121	260103,8467	6649125,962	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	1	1
122	261900,6974	6647582,988	0	0	0	2	3	3	0	0	0	2	3	3	0	0	0

Stasjon			Grisetang (<i>Ascophyllum nodosum</i>)			Spiraltang (<i>Fucus spiralis</i>)			Sagtang (<i>Fucus serratus</i>)			Gjelvtang (<i>Fucus evanescens</i>)			Blæretang (<i>Fucus vesiculosus</i>)		
	East_UTM33	North_UTM33	Asc2011	Asc2012	Asc2013	Fspi2011	Fspi2012	Fspi2013	Fser2011	Fser2012	Fser2013	Feva2011	Feva2012	Feva2013	Fves2011	Fves2012	Fves2013
123	262250,068	6646993,986	0	0	0	2	1	0	0	0	0	2	2	1	0	0	0

6. Nedre voksegrense for alger/vertikalfordeling av kråkeboller

6.1 Innledning

Formålet med undersøkelsen er å kartlegge nedre voksegrense for algevegetasjonen i Indre Oslofjord med hovedvekt på de opprette algene (alger som vokser vertikalt fra substratet i motsetning til skorpeformede alger). Forandringene i vertikalprofiler av algeforekomst over et visst antall år skal kunne gi oss mulighet for å påvise eventuelle forandringer i forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord. Registreringer av vertikalutbredelsen til fastsittende alger har tidligere vært gjennomført på 7 stasjoner i Indre Oslofjord i 1981, 82, 83, 89, 91, 2011 og 2012 (Magnusson *et al.* 1991, Berge *et al.* 2012, 2013).

Vertikalutbredelsen til de fastsittende algene vil være avhengig av hvor langt ned sollyset går. Lysgjennomgangen i vannet er avhengig av partikkelmengden (turbiditeten) i vannet. Reduseres turbiditeten vil siktedypet øke, noe som igjen kan gi en dypere utbredelse av alger. Ved å benytte de fastsittende indikatororganismene vil man få et integrert mål for lysgjennomgangen over tid.

Faktorer foruten lys som bestemmer nedre voksegrense er; vannkvalitet, substrat, helningsvinkel og orientering. En annen begrensende faktor er beiteeffekter. Beiting fra f.eks. kråkeboller og snegler kan medføre at nedre vegetasjonsgrense løftes oppover (Jorde & Klavestad 1963) i forhold til det summen av andre faktorer ville ha gitt.

6.2 Metode

Feltarbeidet ble gjennomført 27. - 29. mai 2013 på 7 stasjoner i Indre Oslofjord (**Tabell 8, Figur 52**). Stasjonene er de samme som har blitt undersøkt siden 1981. På samtlige stasjoner ble det foretatt registreringer av alle fastsittende alger og de vanligste fastsittende/langsomt bevegelige dyr fra fjæresonen og nedover langs en linje (transekt) til rundt 20 m dyp. **Tabell 8** viser undersøkelsesdato og det maksimale dykkedypet for hver stasjon undersøkt i 2013. Registreringene ble utført på annenhver dybdemeter fra maks. dykkedyp og opp til 4 m dyp, hvor det så ble foretatt registreringer på hver dybdemeter opp til overflaten (0 m dyp).

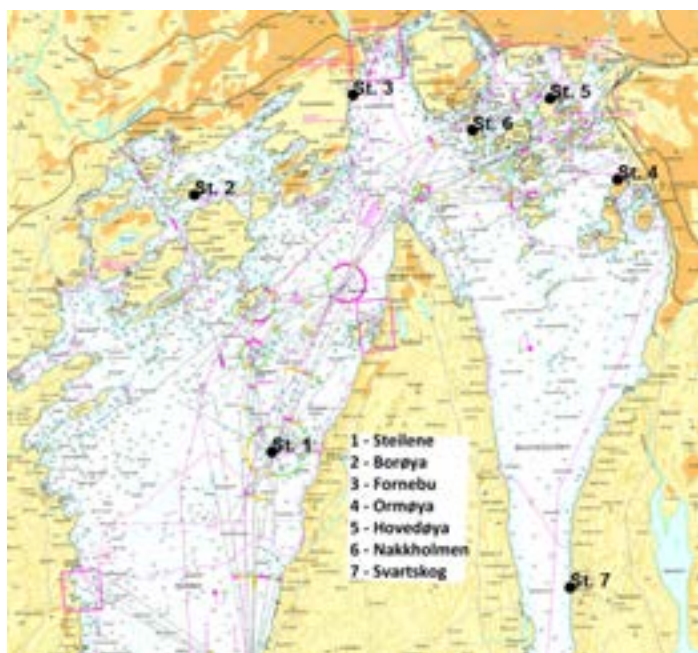
Tabell 8. Stasjoner for undersøkelse av algevegetasjonen i Indre Oslofjord i 2013.

Stasjon	Stasjonsnavn	Dato for undersøkelse	Maks. dykkedyp
1	Steilene	28.5.13	16
2	Borøya	28.5.13	16
3	Fornebu	28.5.13	18
4	Ormøya	27.5.13	20
5	Hovedøya	27.5.13	16
6	Nakkholmen	27.5.13	16
7	Svartskog	29.5.12	20

Organismer som ikke kunne identifiseres i felt ble tatt med for nærmere artsbestemmelse under mikroskop/lupe.

Forekomsten (mengden) av de registrerte organismene ble bestemt etter en semikvantitativ skala:

- 1 enkeltfunn
- 2 spredt forekomst (0 – 5 %)
- 3 frekvent forekomst (5 – 25 %)
- 4 vanlig forekomst (25 – 50 %)
- 5 betydelig forekomst (50 – 75 %)
- 6 dominerende forekomst (75 – 100 %)

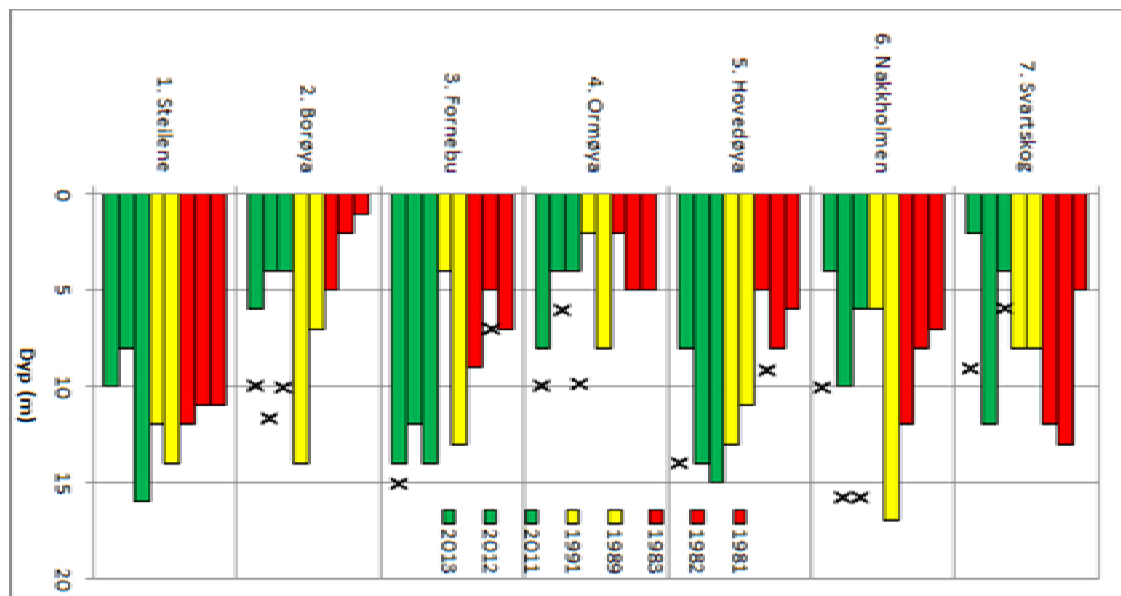


Figur 52. Stasjoner for undersøkelse av nedre voksegrense i Indre Oslofjord i 2013. Stasjonene er også undersøkt i 1981-83, 89, 91, 2011 og 2012.

6.3 Resultater

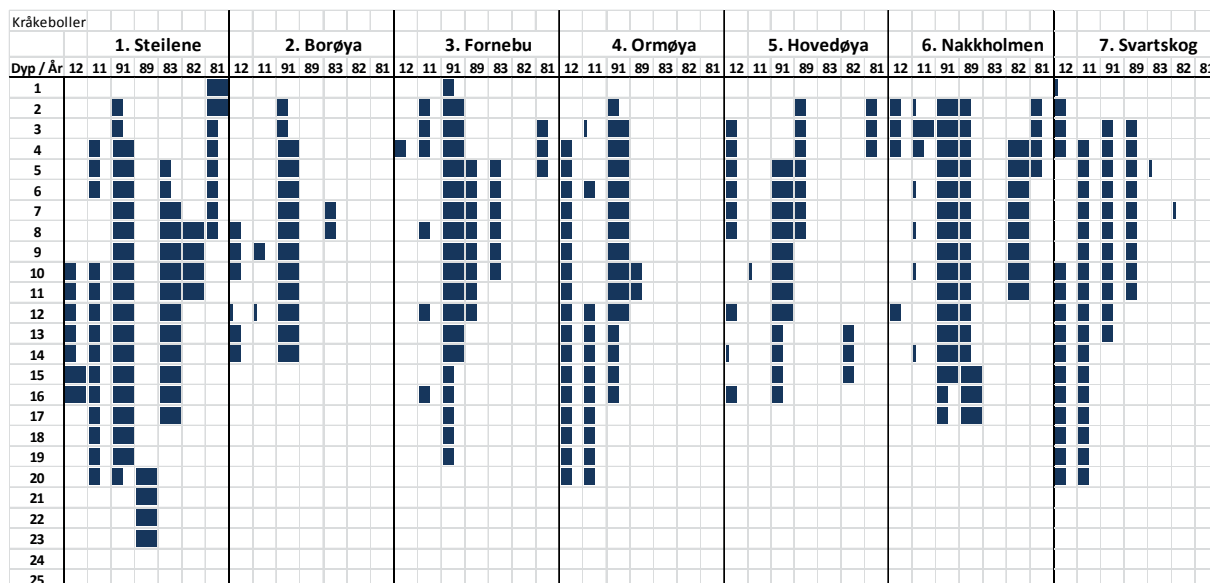
6.3.1 Endringer i nedre voksegrense

Nedre voksegrense defineres som det dypet hvor det først blir gjort registreringer av spredt forekomst av opprette alger. I 2013 ble det på Steilene, Borøya, Fornebu og Ormøya observert alger på dypere vann enn i 2012, mens nedre voksegrense var krøpet oppover på Hovedøya, Nakkholmen og Svartskog (**Figur 53**).



Figur 53. Nedre voksedyp for opprette alger (spredt forekomst) på 7 stasjoner i Indre Oslofjord i 1981, 82, 83, 89, 91, 2011, 2012 og 2013. Kryssene viser dypet hvor det først ble registrert kun et enkeltfunn av opprette alger.

Forekomsten av kråkeboller har trolig spilt en rolle i de registrerte variasjonene i nedre voksegrense på enkelte av de undersøkte stasjonene (Berge *et al.* 2012). I 2013 ble det registrert en nedgang i kråkebolleforekomsten bl.a. på Borøya, Hovedøya og Nakkholmen, og en økning på Fornebu sammenliknet med 2012 (**Figur 54**). Endringene i kråkebolleforekomstene samsvarer ikke med endringene i nedre voksegrense på disse stasjonene, med unntak av Borøya (**Figur 53**).



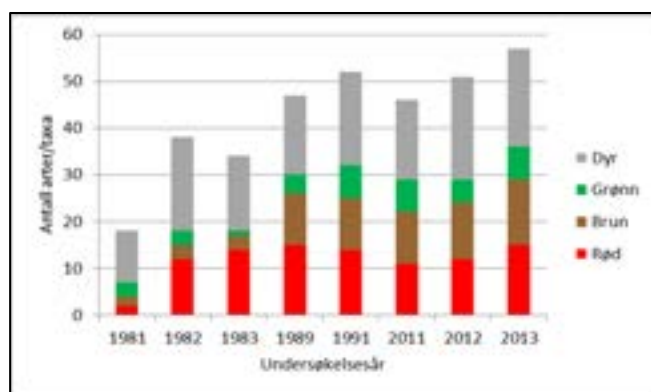
Figur 54. Forekomsten av kråkeboller på 7 stasjoner i Indre Oslofjord i 1981, 82, 83, 89, 91, 2011 og 2012. Blå firkanter indikerer forekomsten (heldekkende=vanlig, halvdekkende=spredt og smal stripe=enkeltfunn) av kråkeboller i de ulike dypene.

I følgende kapittel gis en kort presentasjon av utviklingen i antall arter/taxa per stasjon og endringer i og nedre voksegrense for algevegetasjon fra hver stasjon. En fullstendig artsliste for hver stasjon undersøkt i 2013 er gitt i **Vedlegg A**. Fullstendige artslistene for registreringene utført i 1981, 82, 83, 89 og 91 er gitt i Magnusson *et al.* 1991, for 2011 i Berge *et al.* 2012 og for 2012 i Berge *et al.* 2013.

6.3.2 Presentasjon av utviklingen for hver stasjon

Stasjon 1 – Steilene

Steilene har siden 1981 vist en positiv utvikling i antall alger og dyr (**Figur 55**). Det ble registrert flere arter/taxa av rød-, brun- og grønnalger, men litt færre dyr i 2013 sammenliknet med 2012. I 2012 ble nedre voksegrense registrert på 8 m dyp, mens i 2013 ble den registrert på 10 m dyp (**Figur 53**).

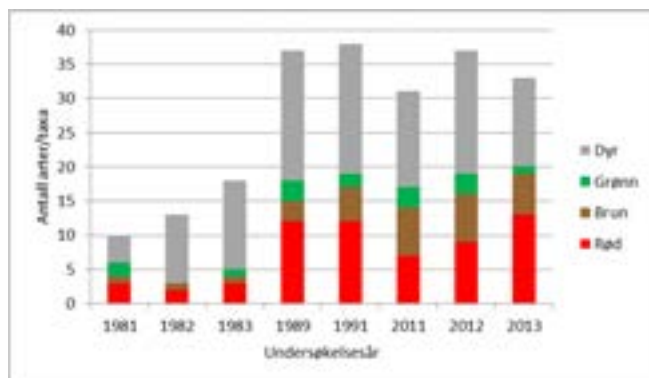


Figur 55. Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr på Steilene fra 1981 – 2013.

Det ble registrert vanlig forekomst av kråkeboller på 15 og 16 m dyp i 2012, men det ble registrert spredte forekomster av kråkeboller på flere dyp i 2013 enn i 2012, så det er lite sannsynlig at beiting fra kråkeboller er årsaken til de registrerte endringene i nedre voksegrense fra 2012 til 2013 (**Figur 53**, **Figur 54**).

Stasjon 2 – Borøya

Borøya ligger inne i Bærumsbassenget og har tidligere hatt en meget dårlig vannkvalitet (Källqvist *et al.* 1982). Siden begynnelsen av 80-tallet har det vært en positiv utvikling i antall alger og dyr (**Figur 56**). I 2011 ble det registrert noe færre arter enn i 1991 (**Figur 56**) og nedre voksedyp gikk fra 14 m i 1991 til 4 m i 2011 (det ble registrert enkeltfunn av alger på 10 m dyp) (**Figur 53**). I 2013 ble det registrert færre taxa/arter av dyr, grønn- og brunalger, men litt flere rødalger enn i 2012. I 2012 ble nedre voksegrense registrert på 4 m dyp, mens i 2013 ble den registrert på 6 m dyp.

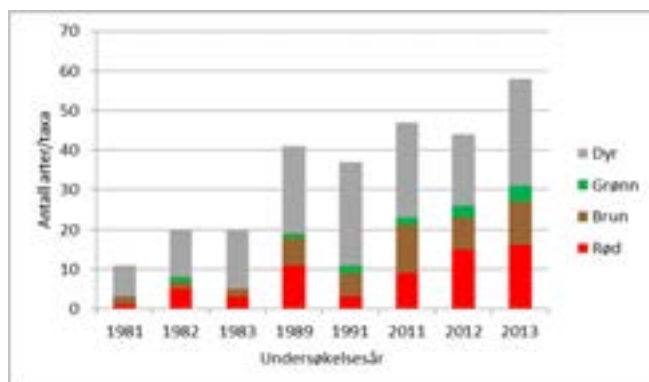


Figur 56. Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr på Borøya fra 1981 – 2013.

Det ble registrert en stor økning i forekomsten av kråkeboller mellom 1989 til 1991, samtidig som nedre voksegrense økte. Fra 1991 til 2011 var det en nedgang i forekomsten av kråkeboller, samtidig som nedre voksegrense ble redusert (**Figur 53, Figur 54**). Så økt beitepress kan vanskelig forklare endringene i nedre voksedyp på stasjonen. I 2013 var det en nedgang i kråkebolleforekomsten sammenliknet med 2012.

Stasjon 3 – Fornebu

Fornebu har i likhet med Borøya hatt en fattig algevegetasjon. Nedre voksegrense var også relativt grunn på 80-tallet (**Figur 53**). Fra 1983 har det skjedd en positiv utvikling i antall alger og dyr, med unntak av en midlertidig nedgang i antall registrerte arter i 1991 (**Figur 57**). Det ble registrert flere arter/taxa av både alger og dyr i 2013 sammenliknet med 2012. I 2012 ble nedre voksegrense registrert på 12 m dyp, mens i 2013 ble den registrert på 14 m dyp.

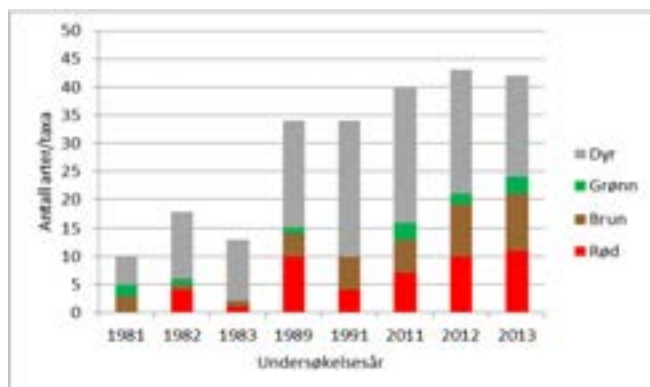


Figur 57. Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr på Fornebu fra 1981 – 2012.

I 2013 var det en liten økning i forekomsten av kråkeboller sammenliknet med 2012, men det er generelt blitt registrert lave forekomster av kråkeboller i undersøkelsene gjort siden 2011. Nedgangen i antall registrerte arter, og grunnere nedre voksegrense registrert i 1991 er sannsynligvis et resultat av økning i forekomsten av kråkeboller med påfølgende hardt beitepress (**Figur 53, Figur 54**).

Stasjon 4 – Ormøya

Ormøya har også hatt en fattig algevegetasjon. Fra 1983 har det skjedd en positiv utvikling i antall alger og dyr, med unntak av en marginal nedgang i antall registrerte arter i 1991 (**Figur 58**). Det ble registrert flere taxa/arter av alger, men noe færre dyr i 2013 enn i 2012. I 2012 ble nedre voksegrense registrert på 4 m dyp, mens i 2013 ble den registrert på 8 m dyp (**Figur 53**).

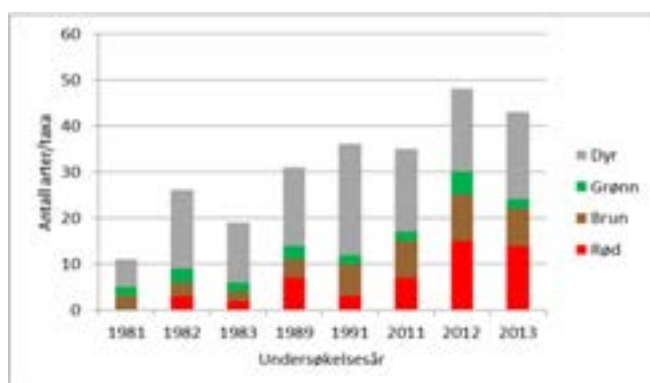


Figur 58. Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr på Ormøya fra 1981 – 2013.

Det var kun små endringer i kråkebolleforekomsten i 2013 sammenliknet med 2012. Den grunne nedre voksegrense som ble registrert i 1991 er sannsynligvis et resultat av økning i forekomsten av kråkeboller med påfølgende hardt beitepress (**Figur 53, Figur 54**).

Stasjon 5 – Hovedøya

Hovedøya har også hatt en fattig algevegetasjon. Fra 1983 har det skjedd en positiv utvikling i antall alger og dyr (**Figur 59**). Det ble registrert færre arter/taxa av alger, men litt flere dyr i 2013 sammenliknet med 2012. I 2012 ble nedre voksegrense registrert på 14 m dyp, mens i 2013 ble den registrert på 8 m dyp (**Figur 53**).

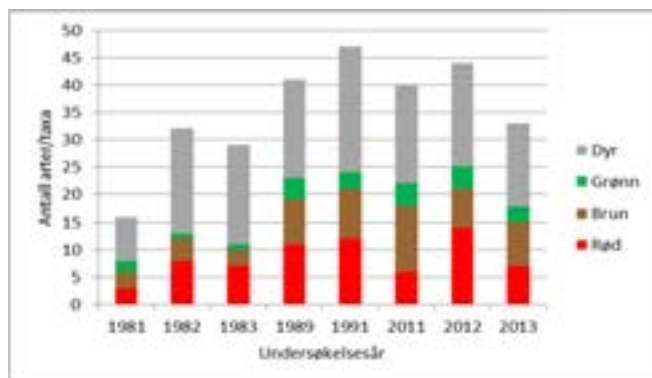


Figur 59. Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr på Hovedøya fra 1981 – 2013.

Det ble registrert større forekomster av kråkeboller i 2012 enn i 2013, så økt beitepress kan ikke forklare endringene i nedre voksedyp på stasjonen. I 1991 økte nedre voksegrense sammenliknet med 1989, mens antall registrerte arter av alger var lavere. Det ble også registrert høyere forekomst av kråkeboller i 1991 enn ved tidligere registreringer (**Figur 53, Figur 54**). Endringene har ikke vist samme tydelige tendenser som ved overnevnte stasjoner, men beiting kan være en mulig forklaring på nedgangen i antall registrerte taxa.

Stasjon 6 – Nakkholmen

Fra 80-tallet har det skjedd en positiv utvikling i antall alger og dyr, med unntak av en nedgang i antall registrerte rødalgearter i 2011 (**Figur 60**). I 2012 ble det registrert færre arter/taxa av dyr, rødalger og grønnalger, men noe flere brunalger sammenliknet med 2013. I 2012 ble nedre voksegrense registrert på 10 m dyp, mens i 2013 ble den registrert på kun 4 m dyp (**Figur 53**).

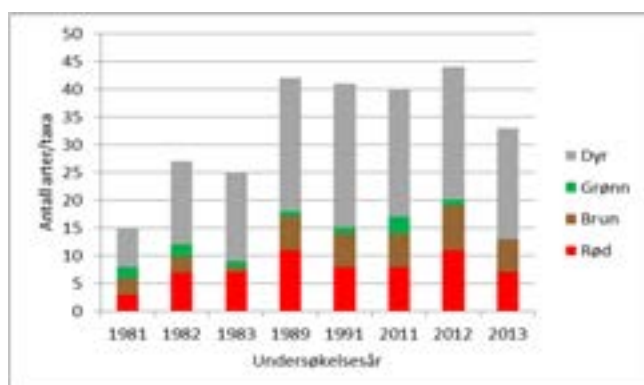


Figur 60. Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr på Nakkholmen fra 1981 – 2013.

Det var en liten nedgang i forekomsten av kråkeboller mellom 2013 og 2012, så økt beitepress kan ikke forklare nedgangen i nedre voksedyp på stasjonen mellom 2012 og 2013. Nedgangen i nedre voksegrense mellom 1989 og 1991 skyldes sannsynligvis økt forekomst av kråkeboller og medførende økt beitepress. I 2011 var nedre voksegrenset økt i forhold til 1991 og 2011 og forekomsten av kråkeboller har også gått kraftig ned, særlig i forhold til 1991 (**Figur 53**, **Figur 54**).

Stasjon 7 – Svartskog

Fra 1981 har det skjedd en positiv utvikling i antall alger og dyr på stasjonen. Men i 2013 ble det registrert færre arter/taxa av både alger og dyr sammenliknet med 2012 (**Figur 61**). I 2012 ble nedre voksegrense registrert på 12 m dyp, mens i 2013 ble den registrert på kun 2 m dyp (**Figur 53**).



Figur 61. Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr på Svartskog fra 1981 – 2013.

Det var kun små endringer i kråkebolleforekomsten i 2013 sammenliknet med 2012, så økt beitepress kan ikke forklare nedgangen i nedre voksedyp på stasjonen mellom 2012 og 2013. Men forekomsten av kråkeboller og endret beitepress kan muligens forklare noen av de observerte endringene i nedre

voksegrense. Fra 1991 til 2011 ble det registrert en økning i kråkeboller samtidig som nedre voksegrense ble hevet (**Figur 53, Figur 54**).

6.4 Vanddirektivet – nedre voksegrense

Undersøkelsen av nedre voksegrense i overvåkingen av Indre Oslofjord er utført iht. ISO 19493:2007 og tilfredsstillende krav som er satt både i overvåkingsveilederen og klassifiseringsveilederen utgitt av Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanddirektivet.

Vannforskriften sier at alle vannforekomster skal dokumentere vannkvaliteten ved å benytte biologiske indekser. I Norge har vi nå to makroalgeindekser (Fjæreindeksen – RSLA og Nedre voksegrenseindeksen – MSMDI) som benyttes i forskjellige regioner og vanntyper. I henhold til vannforskriften er Norge delt inn i seks regioner. Undersøkellesområdene ligger i region Skagerrak, og de sju undersøkte stasjonene ligger i to ulike vanntyper: "beskyttet kyst/fjord" og "sterkt ferskvannspåvirket beskyttet fjord" (**Tabell 9**). For region Skagerrak benyttes Nedre voksegrenseindeksen. Indeksen kan foreløpig ikke tas i bruk til klassifisering av forekomster i sterkt ferskvannspåvirket beskyttet fjord. Resultatene fra stasjon 2 kan derfor ikke benyttes i vanddirektivsammenheng.

Tabell 9. Oversikt over hvilke vannforekomst stasjonene for nedre voksegrense ligger i, og hvilken vanntype de tilhører.

Stasjon	Økoregion	Vannforekomst	Vanntype
1	Skagerrak	0101020601-C Oslofjorden	Beskyttet kyst/fjord
2	Skagerrak	0101020602-C Sandvika	Sterkt ferskvannspåvirket beskyttet fjord
3	Skagerrak	0101020601-C Oslofjorden	Beskyttet kyst/fjord
4	Skagerrak	0101020702-C Bekkelagsbassenget	Beskyttet kyst/fjord
5	Skagerrak	0101020702-C Bekkelagsbassenget	Beskyttet kyst/fjord
6	Skagerrak	0101020701-5-C Bunnefjorden	Beskyttet kyst/fjord
7	Skagerrak	0101020701-5-C Bunnefjorden	Beskyttet kyst/fjord

*I tidligere rapporter har vanntypen for Stasjon 1 og 3 blitt rapportert som Moderat eksponert kyst, og stasjon 2 som Ferskvannspåvirket fjord/kyst.

Reduksjon i lysgjennomtrengelighet og dermed nedre voksegrense for alger har en klar sammenheng med graden av overgjødsling. Basert på historiske data, innsamlet informasjon fra forurensete områder og ekspertvurderinger, er det satt grenseverdier for vannkvalitet basert på nedre voksegrenser for 9 utvalgte arter for 3 vanntyper i Skagerrak (Veileder 01:2009). Ut fra resultatene for nedre voksegrense til de 9 utvalgte artene beregnes en EQR (Ecological Quality Ratio) – verdi automatisk i et regneark utviklet av NIVA. EQR = forholdstallet mellom nåværende tilstand og referansetilstanden (Veileder 01:2009). De 5 klassegrensene som bestemmer status for vannforekomsten referer seg til ulike EQR-verdier, som ligger i intervallet 0 - 1. Skalaen for EQR-klassene er like for alle vanntypene og er følgende:

- 1,00 – 0,81 = Svært god status
- 0,80 – 0,61 = God status
- 0,60 – 0,41 = Moderat status
- 0,40 – 0,21 = Dårlig status
- 0,20 – 0,00 = Svært dårlig status

For å tilfredsstille kravene i Vannforskriften må det oppnås en EQR over 0,6 (grenseverdien mellom God og Moderat tilstand). Dersom EQR er lavere enn 0,6 skal det vurderes å sette inn tiltak. For å kunne beregne en EQR-verdi må minst 3 av de 9 artene være til stede.

EQR-verdier er regnet ut på hver av de 7 stasjonene, for hvert undersøkelsesår (**Tabell 10**). I flere av undersøkelsene har ingen, eller færre enn 3, av de 9 artene blitt registrert, og EQR-verdier og økologisk status har dermed ikke kunne beregnes.

Tabell 10. EQR-verdier beregnet på 7 stasjoner i Indre Oslofjord. n.a. (not available) betyr at EQR-verdier ikke har kunne blitt beregnet da ingen, eller færre enn tre, av de utvalgte artene er registrert. Gul farge indikerer moderat status for vannkvalitet, og grønn farge indikerer god status. (I tidligere rapporter har vanntypen for Stasjon 1 og 3 blitt rapportert som Moderat eksponert kyst. Dette er nå endret, og EQR-verdiene er oppdatert for vanntype: Beskyttet kyst/fjord).

Indeks	1981	1982	1983	1989	1991	2011	2012	2013
Stasjon	EQR	EQR	EQR	EQR	EQR	EQR	EQR	EQR
1	n.a.	0,67	0,71	0,80	0,45	n.a.	n.a.	0,47
3	n.a.	n.a.	n.a.	0,80	n.a.	0,73	0,73	0,67
4	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,80	0,80	n.a.
6	n.a.	0,60	0,60	0,73	n.a.	n.a.	0,45	n.a.
7	n.a.	0,67	0,67	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

I 2013 viste resultatene moderat status på Steilene (St. 1). I 1991 ble det også registrert moderat status på Steilene, mens det ikke ble registrert tilstrekkelig med arter for å beregne EQR-verdier i 2011 og 2012. På Fornebu (St. 3) ble det registrert god status, som det også ble registrert i 2011 og 2012. På Hovedøya (St. 5) og Nakkholmen (St. 6) ble det registrert hhv. god og moderat tilstand i 2012, mens i 2013 var det ikke tilstrekkelig antall arter til å beregne EQR-verdier. På Ormøya (St. 4) og Svartskog (St. 7) har det ikke kunne beregnes EQR-verdier ved noen av undersøkelsene som er utført de siste tre årene.

6.5 Konklusjoner/oppsummering

Det var generelt lite algevegetasjon på de undersøkte stasjonene. De fleste stasjonene består av bløtbunn og svært sedimentert fjell, som er lite gunstige substrat for algevekst, og det kan være noe tilfeldig hvor man finner hardbunn hvor fastsittende alger registreres. Da dykketransektene ikke er merket under vann kan ulikheter i svømmeretning gi forskjeller i registreringene.

I 1981 ble hovedvekten lagt på registrering av algenes nedre grense og artssammensetningen nær denne. Artslistene kan derfor være noe mangelfulle (Magnusson *et al.* 1991). Det har vært stor variasjon i antall registrerte dyr i transektene. Da det er beskrevet at kun de vanligste dyrene skal registreres, må ikke artsantallet av registrerte dyr vektlegges da det kan være ulikheter i hvilke arter som er inkludert. Men registreringen av de vanligste dyrene er viktig for å kunne vurdere evt. beitepress på, eller plasskonkurranse med, algene. Det er vist at forekomsten av kråkeboller kan være en faktor som kan påvirke algenes nedre voksegrense. Økt forekomst, med påfølgende beitepress, kan

medføre at nedre voksegrense løftes oppover. Også blåskjell kan konkurrere med algene om plass, og gir et lite egnet substrat for algevekst.

Resultatene på de ulike stasjonene er ikke entydige. Ut fra antall registrerte taxa av alger og dyr har det på lang sikt skjedd en forbedring av vannkvaliteten i Indre Oslofjord. Ut fra nedre voksegrense er det ingen klar trend på Steilene (St. 1), Borøya (St. 2), Ormøya (St. 4), Nakkholmen (St. 6) og Svartskog (St. 7), mens det har skjedd en forbedring fra 80-tallet ved Fornebu (St 3) og Hovedøya (St. 5). I flere undersøkelser ble det ikke registrert tilstrekkelig antall arter for å kunne beregne EQR-verdier. Indeksen for nedre voksegrense er derfor ikke ideell å bruke for beregning av økologisk status i Indre Oslofjord. Beiting av kråkeboller er imidlertid en forstyrrende faktor som en må ta hensyn til når en vurderer endringer fra år til år opp mot mulige forandringer i vannkvalitet.

6.6 Referanser

- Berge, J., Amundsen, R., Fredriksen, L., Bjerkeng, B., Gitmark, J., Holt, T.F., Haande, S., Hylland, K., Johnsen, T., Kroglund, T., Ledang, A., Lenderink, A., Lømsland, E.R., Norli, M., Magnusson, J., Rohrlack, T., Sørensen, K., Wisbech, C. 201. Overvåking av Indre Oslofjord i 2012 – Vedleggsrapport. NIVA, Oslo. Rapport nr. 6534. 142 s.
- Berge, J.A., Amundsen, R., Bergland, K., Bjerkeng, B., Gitmark, J., Gjøsæter, J.(HI), Holt, T.F., Hylland, K., Johnsen, T.M., Knutsen, H. (HI), Kroglund, T., Olsen, E.M. (HI), Paulsen, Ø. (HI), Ledang, A.B., Lømsland, E.R., Magnusson, J., Rohrlack, T., Sørensen, K. 2012. Overvåking av Indre Oslofjord i 2011 – Vedleggsrapport. NIVA, Oslo. Rapport nr. 6372. 154 s.
- Jorde, I. & Klavestad, N. 1963. The natural history of the Hardangerfjord. 4. The benthonic algal vegetation. *Sarsia* 9. p. 1-100.
- Källqvist, T., Magnusson, J., Pedersen, A. & Tangen, K. 1982. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord i 1981. NIVA, Oslo. Rapport nr. 1424. 88 s.
- Magnusson, J., Bokn, T., Moy, F., Pedersen, A. & Larsen G. 1992. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord i 1991. NIVA, Oslo. Rapport nr. 2722. 116 s.
- Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften.

Vedlegg A. Transektregistreringer i 2012 på stasjon 1-7

Stasjon 1 - Steilene

Vertikalutbredelse for gruntvannsorganismer

Prosjekt: 12092 AAA
 Stasjonsnavn: Steilene
 StLabel: IC 1 S Dato: 24.05.12 kl 08:44
 StCode: 1 AS År: 2012

Observator: JKG AAA Tidvannskorrigert ?
 Skriver: CWT

- Må utfylles
 Format: A - A-Taxa, S - Num
 1 - Finkolffann 2 - Spredt 3 - Vanlig 4 - Dominerende

Kode	cf	sp	NH	TAXA	Dyp:	-1	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
SEDA				Sediment: unclassified	1-4					3	4	4	4	4	4							2	3	3
ALGO				Algae Cover	100	80	100	100	100	70	20													
CORAX				Corallinaceae encrusting	1-4	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
BRUNT				Beant på fjell - mørkt	1-4						2	3	3									2	3	3
ICHIX				Ichneumonidae indet.	1-4												2	2	2	2	2	2	3	3
OPHEL				Ophiuroidea indet.	1-4						2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
PSOPI				Psolus phantapus	1-4																			2
SAGAX				Sagittidae indet.	1-4																			2
POMTR				Pomatoceros triquetor	1-4		2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
CHITX				Polysiphonia indet.	1-4						2	2	2						2	2	2			
APOPE			p14	Aporrhais postplicata	1-4																			2
MUSVA				Empty bivalve shell	1-4						3	2	2	2	2	3	4							
HYDNO				Hydroidea norvegica	1-4																			2
ASTRU				Asterias rubens	1-4		2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2					
BUCUN				Buccinum undatum	1-4																			1
GIBBZ				Gibbula sp.	1-4																			1
MOLOZ				Molgula sp.	1-4													2		1				
DENGR				Dendrodoa grossularia	1-4							2	2	2					1					
GONPR				Gonactinia prolifera	1-4												1		1					
CRUPE				Crocaria pedata	1-4				2	2	2	2	2	2	2									
POLST			p8	Polysiphonia stricta	1-4		2	2	2	2	2	2	2	2	2									
HYDRX				Hydroidea indet.	1-4						2					2								
DIAKJ			p	diatom-kjole på fjell	1-4						2	2	2	2	2	2	2							
CHOFI				Chorda filum	1-4		2	3	2	2	2	2	2	2	2									
NAANZ				Nannaria sp.	1-4									2										
CERRU			p6	Corallium rubrum	1-4		2	2	2	2					1									
SACLA				Saccharina latissima	1-4											1								
RHOCO			p4	Rhodocela confervoides	1-4		3	2	3	3	2													
BRVPL				Bryopsis plumosa	1-4		2	2	2	2	2													
SARMU				Sargassum muticum	1-4				1	2	2													
CALCO			p4	Callithamnion corymbosum	1-4		2	2	2	2	1													
CYSPU			p4	Cystodinium purpuratum	1-4										1									
FUCSE				Fucus serratus	1-4		2	2	2	1														
CHOCR				Chondrus crispus	1-4		2	2	2	2														
DESVI				Desmarestia viridis	1-4				2	2														
ULVLA			p	Ulva lactuca	1-4				1	2														
ELEPI				Electra pilosa	1-4		2	2	2															
LAOGC			p3	Lacostoma periculata	1-4		2	2	2															
HALPA				Halimnobia panicosa	1-4		2	2	2															
CERTN			p2	Corallium tenuicorne	1-4					1														
ELAFU				Elachista fasciola	1-4		2	2	2															
SPOAE			p2	Spongonospha aeruginosa	1-4					2														
SPEPA			p2	Spongonospha paradoxum	1-4		2	2																
DUMCO				Dumortiera costata	1-4					2														
MYTED			j	Mytilus edulis juv.	1-4		4	4																
ACMTI				Acmaea tenuilata	1-4				2															
ACRAR				Acrosiphonia acta	1-4		3	2																
POLEL			p1	Polysiphonia fibrillosa	1-4					2														
CHALI			p0	Chaetomorpha linum	1-4		2																	
ECTFA		2	p0	Ectocarpus cf. fasciculatus	1-4		2																	
PILLI			p0	Pilayella littoralis	1-4		2																	
ECTON			p0	Ectocarpus	1-4		2																	
FUCIV				Fucus evanescens	1-4		2																	
BILRU				Hibdonobrydia rubra	1-4		2	2																
BALAZ				Balanus sp.	1-4		3																	

Stasjon 2 - Borøya

Vertikal utbredelse for gruntvannsorganismer

Prosjekt 12052 AAA

Stednavn: Borøya

SI Label IO 2 S Dato 24.05.12 d1 mm Å

SI Code 2 AS År 2012

Observer: JKG AAA Tidevannskorrigert 3

Skriver: CWF

Må utfylles
Format: A - Alfasetten, S - Num
1 - Enkelt funn 2 - Spredd 3 - Vanlig 4 - Dominerende

Eksposering	Retn.	Barom	mm Hg	Nederste dyp								
Supplerende undersøkelse:	Stereo	m	Ruter	Bunntype	Video							
	Bunntype	Fj	St	St	Fj	Fj	Bl/St	Bl/St	Bl/St	Bl	Bl/St	Bl/St
	Helling	20	20	30	50	40	40	40	40	30	20	10
	Horisontalhøkt											

Kode	cf	sp	NIB	TAXA	Dyp:	-1	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
SEDLA				Sediment: unclassified	1-4				2	4	4												
ALGCO				Algae Cover	100	60	50	70	20									1					
GASIN				Gastropoda indet.	1-4																		2
PORNY				Porifera indet.: encrusting - yc	1-4																		2
DENGR				Dendrodoa grossularia	1-4									2				1	2	2	2	2	2
CORPA				Corella paraldogramma	1-4																		2
OPHIX				Ophiuroidea indet.	1-4			2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
MUSVA				Empty bivalve shell	1-4									2	2	2	2	2	2	2	3		
ECHIX				Echinoidea indet.	1-4									2	2	2		1	2	2			
CRUPE				Cruoria pellita	1-4				2													2	
LITLI			p14	Littorina littorea	1-4	2	2	2	2	2												2	
BRUNT				Brunt på fjell - møkkt	1-4		1	2	4	2	2	2	2	2	2							2	
PHYLZ				Phyllophora sp.	1-4									1				1					
CIOIN				Ciona intestinalis	1-4				2	2	2	2	2	2	2	2		1					
POMTR				Pomatoceros triquetter	1-4				2	2	2	2	2	2	2	2							
DIKJ			p10,3	diatome-kjode på fjell	1-4			3	3	2	2	2	2	2	2	2							
NASSZ				Nassarius sp.	1-4						2						2						
GONPR				Gonactinia prolifera	1-4						1					2					1		
ASTRU				Asterias rubens	1-4		2	2	2			1	1										
POLST				Polysiphonia stricta	1-4						1	1											
DESVI			p4	Desmarestia viridis	1-4					2													
STISO			p6,4	Stictosiphon toriferus	1-4					2	1												
HYDRX				Hydroidea indet.	1-4				2		2												
SARMU				Sargassum muticum	1-4				2	1													
CORAX				Coralliniacea encrusting	1-4				2														
DUMCO				Dumontia contorta	1-4		2	2	3	2													
COCTR				Coccolithum truncata	1-4				2														
CHOCR				Chondrus crispus	1-4		2	2	2	2													
MYTED				Mytilus edulis	1-4		2	2	3														
SPHCI			p2	Sphacelaria cirrosa	1-4			1	1														
BALIM				Balanus improvisus	1-4		2	2															
ENTIN				Enteromorpha intestinalis	1-4				1														
POLFU			p2	Polysiphonia fucoides	1-4			2	1														
FUCEV				Fucus evanescons	1-4		3	2															
HILRU				Hildenbrandia rubra	1-4		2	2															
RHIRI				Rhizoclonium riparium	1-4				1														
LAOGC			p1	Laomodea geniculata	1-4				1														
LAOLO			p1	Laomodea longissima	1-4				1														
MYTED			j	Mytilus edulis juv.	1-4		3																
BALBO				Balanus balanoides	1-4		4																
CLASE			p0	Cladophora sericea	1-4				1														
FUCVE				Fucus vesiculosus	1-4				1														

Stasjon 3 - Fornebu

Vertikalutbredelse for gruntvannsorganismer

Prosjekt 12052 AAA

Stedsnavn: Fornebu

SIlabel IO 3 S Dato 23.05.12 dd.mm.aa

StCode 3 AS År 2012

Observator: Rg AAA Tidevannskorrige

Skriver: cvf

Må utfylles
Format: A - Alfatarum, S - Num
1 = Enkeltfuru 2 = Spredd 3 = Vanlig 4 = Dominerende

Eksposering Retn. Barom mm Hg
Helling
Nederste dyp
Supplerende undersøkelse: Stereo m Ruter -- m Tare -- m Video
Banntype Fj Fj Fj Fj Bl Fj Fj Fj Fj Bl Bl
Helling 10 20 20 30 10 10 40 50 40 0 0
Horisontalsikt

KODE	cf	sp	NB	FALSE	Dyp:	-1	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
SEDIA					Sediment; unclassified	1-4			2	2			2	4	4	4	4	4					
ALGCO					Algae Cover	100	90	40	20	40					5		1		1				
OPHIX					Ophiuroida indet.	1-4							2				2				2		
METSE					Metridium senile	1-4			2				2	2	2					2	2		
PAGBE					Pagurus bernhardus	1-4			2				2	2	2						2		
CORPA					Cocella parallelogramma	1-4															2		
BRUNT					Brunt på fjell - mørkt	1-4				2			2	4	4	4	4	4	4				
PHYLZ					Phyllophora sp.	1-4																2	
CORAX					Coraliniacea encrusting	1-4	3	4	3	3			3	2	2	2	2	2	2	2			
DENGR					Dendrodoa grossularia	1-4										2	2	2	2	2			
ASCTX					Asciacea indet.	1-4				2	2	2	2								2		
POMTR					Pomatoceros triquetus	1-4					2	2	2	2	2	2	2	2					
CHITX					Polyplacophora indet.	1-4										2	2	2					
CIOIN					Ciona intestinalis	1-4				2	2									2			
PTEPL	1		p10		cf. Pterothamnion plumula	1-4													2				
HYDRX					Hydroida indet.	1-4				2						2							
POLST					Polydora stricta	1-4										2							
CHOF1					Chorda filum	1-4				2	2					2							
COCTR					Coccyllus truncatus	1-4										1							
DIACK					diatome-kjede på fjell	1-4										2							
SACLA					Saccharina latissima	1-4									2	1							
CRUPE					Cruoria peltata	1-4				2			2										
HYDNO					Hydroides norvegica	1-4	2	3	2	2	3	2	2										
ASTRU					Asterias rubens	1-4	2	2	2	2	2	2	2										
MUSVA					Empty bivalve shell	1-4					4												
ECHIX					Echinoida indet.	1-4					2												
LITLI					Littorina littorea	1-4				2	2	2											
ACMTE					Acmaea testulata	1-4				2	2	2											
SARMU					Sargassum muticum	1-4					2	1											
DUMCO					Dumontia contorta	1-4				1	1												
CHOCR					Chondrus crispus	1-4	3	2	2	1													
BRYHY					Bryopsis hypnoides	1-4			1	1	1												
CERRU					Ceramium rubrum	1-4					1												
DESVI					Desmarestia viridis	1-4		2	2	2	2												
CALCO			p3		Callithamnion corymbosum	1-4					1												
ECTOX			p3		Fictocarpales	1-4				2	2												
PILLI			p3		Pilayella littoralis	1-4				2	2												
HILRU					Hildenbrandia rubra	1-4	3	2	2														
FUCEV					Fucus evanescens	1-4				2	2												
OSTRZ					Ostrea sp.	1-4				2	1												
POLEL			p2		Polydora elongata	1-4			2	2													
MYTED					Mytilus edulis	1-4				2	2												
AHNPL					Ahnfeltia plicata	1-4			2	1													
BALBO					Balanus balanoides	1-4			2														
NEMHE					Nemalion helminthoides	1-4					2												
CLADZ			p0		Cladophora sp.	1-4				2													
CLASE			p0		Cladophora sericea	1-4				2													
POLJU					Polydora fucoides	1-4				2													

Stasjon 4 – Ormøya

Vertikalutbredelse for gruntvannsorganismer

Prosjekt: 12052 AAA

Stasjonsnavn: Ormøya

Stasjonsnr: IO 4 S Dato: 22.05.12 skLinn ÅÅ

StCode: 4 AS År: 2012

Observatør: JKG AAA Tidvannskorrigert ?

IN

Skriver: CWT

- Må utfylles
Format: A - Allvarsson, S - Nuan
1 - Enkeltfunn 2 - Spreid 3 - Vårly 4 - Dominerende

Havsponning: Rets. Høyning Høyning
 Supplerende undersøkelser: Storleik m Rator m Tare m Video min.
 Bunntype: B15 B15 B15 B15 B15 B15 Fj B15 B15 B15 B15 Fj B15
 Høyning: 10 50 50 50 40 60 50 40 30 30 30
 Horisontalskikt

Kode	ef	sp	NH	TAXA	Dyp:	1	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20		
SEDLA				Sediment: unclassified	1-4								4													4	4	4	
ALGCO				Algae Cover	100		70	60	60	40	10																		
SCHIX				Echinocida indet.	1-4						2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	
PROSI		1		cf Protanthen simplex	1-4												2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	
ASTRU				Astartis rubens	1-4				2	2	2	2	2	2	2					2								1	
BRUNT				Brunt på fjell - mørkt	1-4					2	2	2	2	2	2											2	2	2	
MUSVA				Hapty bivalve shell	1-4					3																4	3	3	
POMTR				Pomatoceros triquetus	1-4				2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	
MUTSE				Metridium sensu	1-4													1									1		
CRUPE				Cruoria pelita	1-4																							2	
BALBU				Balanus balanus	1-4																							2	
DENGR				Dendroca grossularis	1-4										2													1	
PROSI				Protanthen simplex	1-4																							1	
ASCFE				Ascidia mentula	1-4										2					2	2	2							
HYDEX				Hydroids indet.	1-4						2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	
CHITX				Polysiphonia indet.	1-4					2																		1	
CORAX				Coralimnion excavating	1-4				2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	
CORPA				Corella parvilegrammus	1-4																							1	
OPHIX				Ophirodites indet.	1-4							2	2	2														2	
PAGUZ				Pagurus sp.	1-4											2	2	2											
HYDNO				Hydroids norvegica	1-4									2														2	
DLAKJ				distome-tynde på fjell	1-4			2	2	3	3	3	3	3	3	3	3												
ASCIX				Ascidia indet.	1-4				1	2					3	2	2												
ACMTI				Acanthia tenuilata	1-4					2																		1	
CHOFI				Chorda filum	1-4				3	2	2	2	2															1	
POISI				Polysiphonia stricta	1-4																							1	
HILRU				Hilobryopsis rubra	1-4				2	2	2				2													2	
ECTOX			p4,3	Ectocarpus	1-4				2	2	2	2	2															2	
ECTSI			p4,3	Ectocarpus siliculosus	1-4					2	2	2																2	
ECTFA			p4,3	Ectocarpus cf fasciculatus	1-4						2																	2	
CYANO				Cyanophyta div. indet.	1-4						2	2																	
CALCO			p4,0	Callithamnion corymbosum	1-4				1	2	2	2	2															2	
DENVI			p4	Dennaueria viridis	1-4					2	2	2	1															1	
CERTN			p3	Ceramium tenuicorne	1-4				2			1																1	
TIBRE				Tyrrhatulina nitida	1-4																							1	
MYTED				Mytilus edulis	1-4																					2	2		
SARMU				Sargassum muticum	1-4																							2	1
DUMCO				Dumontia conferta	1-4				2	2	2																		
POLFU			p2	Polysiphonia fascioides	1-4					1	2																		
LITLI				Littorina littorea	1-4					2	2	2																	
BALBO				Balanus balanoides	1-4				2	2																			
BALAZ			j	Balanus sp. juv.	1-4					2																			
ENTIN			p0	Enteromorpha intestinalis	1-4																					2			
FUCEV				Fucus evanesens	1-4																							3	
CHOCR				Chondrus crispus	1-4						2																		
SCYLO				Scytosiphon lomentaria	1-4																							2	
SPOAE			p0	Spongomorpha aeruginosa	1-4																							2	
ELAFU				Elachista fuscicola	1-4						2																		

Stasjon 5 – Hovedøya

Vertikalutbredelse for gruntvannsorganismer

Observer: JKG AAA Tidevannskorriger
 Skriver: CWF

Prosjekt 12052 AAA

Stedsnavn: Hovedøya

SIlabel IO 5 S Dato 23.05.12 dd.mm.ÅÅ

SIcode 5 AS År 2012

Må utfylles
 Format: A = Alfnumm, S = Num
 1 = Enkeltfunn 2 = Spredd 3 = Vanlig 4 = Dominerende

Eksposering	Retn.	Barom	mm Hg	Nederste dyp
Supplerende undersøkt:		Helling		Bunnstype
		Stereo	m	Ruter
		Bunnstype		Tare
		Helling		Video
		Horisontalt		
				St Fj Fj Fj Fj Bl Fj Fj Fj Fj Bl
				10 10 30 30 40 40 50 50 60 60 10

Kode	cf	sp	NB	TAXA	Dyp:	-1	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
SEDIA				Sediment: unclassified	1-4				3	4	3				3	3	3	3	3	4	4		
ALGCO				Algae Cover	100	80	90	90	80	30		5		20		10		5		1			
MUSVA				Empty bivalve shell	1-4					4	4	4											4
ECHIX				Echinoidea indet.	1-4				2	2	2	2	2	2				2		1			2
ACTIX				Actinaria indet.	1-4																		2
METSE				Metridium senile	1-4										2	2	2	2	2	2	2	2	
ALCDI				Alcyonium digitatum	1-4														1		2		
PHYLZ				Phyllophora sp.	1-4														2		1		
CRUPE				Cruoria pellita	1-4										2	2	2	2	2	2	2	2	
DENGR				Dendrodoa grossularia	1-4										2	2	2	2	2	2	2	2	
PTEPL			p14,10	Pterothamnion plumula	1-4										2	2	2	2	2	2	2	2	
PORNO				Porifera indet.: encrusting - on	1-4																		2
CORPA				Cordia parallelogramma	1-4														2	2	2		
BRUNT				Brunt på fjell - mørkt	1-4										4	4	4	4	4	4	2	2	
DELSA		k		Delesseria sanguinea kim	1-4																		2
POLEI			p14	Polysiphonia elongata	1-4																		1
CORAX				Coraliniacea encrusting	1-4										2	2	2	2	2	2	2	2	
HYDRX				Hydroidea indet.	1-4													2	2	2			
ASTRU				Asterias rubens	1-4			2	2	2	2	2	2				2		1				
PORXY				Porifera indet.: encrusting - yc	1-4											2				2			
CIOEN				Ciona intestinalis	1-4					1		2	2	2	2	2			1				
COCTR				Coccythia truncata	1-4											1		1		2			
OPHIX				Ophiuroidea indet.	1-4											2	2	2					
POLST				Polysiphonia stricta	1-4		2	2								2	2	2					
POMTR				Pomatoceros tripecter	1-4			2	2	2						2							
CHOFI				Chorda filum	1-4		2	2	2	2	2	2	2	2	2	2							
SACLA				Saccharina latissima	1-4											1							
DIKJ				diatomo-kjede på fjell	1-4						3	3	3										
ECTOX			p6,4,0	Ectocarpales	1-4		2	2	2	3	2	2	2										
ECTFA		2	p6,4,0	Ectocarpus cf. fasciculatus	1-4		2				2	2											
CALCO			p6,3	Callithamnion corymbosum	1-4				2	2					1								
DESM				Desmarestia viridis	1-4		2	2	2	2	2												
DUMCO				Dumontia contorta	1-4		3	3	2	1	1												
POLJU			p4,1	Polysiphonia fucoides	1-4		2	2	2		1												
HYDNO				Hydroidea norvegica	1-4						2												
SARMU				Sargassum muticum	1-4				2	2													
CERTN				Ceramium tenuicorne	1-4					2													
CHOCR				Chondrus crispus	1-4		2	2	2	1													
BRVIV				Bryopsis hypnoides	1-4						1												
HIERU				Hildenbrandia rubra	1-4				2														
FUCSE				Fucus serratus	1-4				2														
AHNPL				Ahnfeltia plicata	1-4				2														
LITLI				Littorina littorea	1-4		2	2															
MYTED				Mytilus edulis	1-4		2	2															
FUCEV				Fucus evanescens	1-4		2	2															
CLADZ				Cladophora sp.	1-4				1														
ACMTE				Acmacea tessulata	1-4		2	1															
ENTIN				Enteromorpha intestinalis	1-4		2	2															
BALBO				Balanus balanoides	1-4		3	2															
MYTED			j	Mytilus edulis juv.	1-4		2																
ELAFU				Elachista fucicola	1-4		2																
ACRCE				Acrosiphonia centralis	1-4		2																
ULVLA			p0	Ulva lactuca	1-4		1																

Stasjon 6 – Nakkholmen

Vertikalutbredelse for gruntvannsorganismer

Prosjekt 12052 AAA

Stednavn: Nakkholmen

SLabel IO 6 S Dato 23.05.12 dd.mm.åå

StCode 6 AS År 2012

Observer: JKG AAA Tidevannskorrige
 Skriver: CWT

Må utfylles
 Format: A = Alfnumm, S = Num
 1 = Enkeltfunn 2 = Spredt 3 = Vanlig 4 = Dominerende

Eksposering	Retn.	Barom	mm Hg	Nederste dyp	
Supplerende undersøkt:	Stereo	Helling		Bunntype	
		Bunntype	Ruter	Tare	
		Helling	Fj Fj Fj Fj Fj Fj Fj Fj Fj Fj Fj	Fj Fj Fj Fj Fj	Video
		Horisontalekt	20 30 20 30 30 60 70 70 80 90 10	Bl	

Kode	cf	sp	NB	TAXA	Dyp:	-1	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
SEDIA				Sediment: unclassified	1-4			2	2	2	3	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2		
ALGCO				Algae Cover	100		#0	#0	60	40		20		10		1							
OPHIX				Ophiuroidea indet.	1-4												2				2	2	2
ASTEX				Asteroidea indet.	1-4			2															2
ACTIX				Actinaria indet.	1-4																		2
SACLA				Saccharina latissima	1-4				2	2													1
SACLA		j		Saccharina latissima juv.	1-4							1		1									
BRUNT				Brunt på fjell - mørkt	1-4				2	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
CORAX				Coralliacea encrusting	1-4			2	2	4	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
ALCDI				Alcyonium digitatum	1-4																		2
METSE				Metridium senile	1-4										2	2	2	2	2	2	2	2	2
HYDRX				Hydroidea indet.	1-4										2					2	2	2	2
POMTR				Pomatoceros triquetus	1-4			2			2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
CORPA				Corella parallelograma	1-4															2	2	2	2
CHITX				Polyplocophora indet.	1-4						2	2	2	2	2					2	2	2	2
ASTRU				Asterias rubens	1-4				2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
ECHIX				Echinoidea indet.	1-4				2	2	2												2
DENGR				Dendrodoa grossularia	1-4				2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
CIOIN				Ciona intestinalis	1-4													1		2			
PORNO				Porifera indet.: encrusting - on	1-4													2	2	2			
BALBU		d		Balanus balanoides	1-4													2	2	2			
CALZ			p10	Callithamnion sp.	1-4													1					
POLST				Polysiphonia stricta	1-4				3	2	2	2	2	2	2	2	2						2
CHOFI				Chorda filum	1-4			4	2	3	2	2	2	2	2	2							
HYDNO				Hydroidea norvegica	1-4				2	2	2	3	2	2	2	2							
DELSA				Delesseria sanguinea	1-4											2							
CRUPE				Crooria pellita	1-4									2									
DESM		p6		Desmarestia viridis	1-4			2	2	2			2										
ECTOX			p4,2	Ectocarpales	1-4				2	4	3	2											
CALCO			p4,3,1	Callithamnion corymbosum	1-4			2	2	2	1	2											
SARMU				Sargassum muticum	1-4				2	2	2	2											
HILRU				Hildenbrandia rubra	1-4				2		1												
CHOCR				Chondrus crispus	1-4						1												
TERRE				Tercheatula retusa	1-4						1												
DUMCO				Dumontia contorta	1-4						1												
CERTN				Ceramium tenuicorne	1-4						1												
POLFU			p3	Polysiphonia fucoides	1-4				2	2	1												
RHOCO			p3,2	Rhodomenia confervoides	1-4				2	2	1												
ULVLA				Ulva lactuca	1-4						2	2											
MYTED				Mytilus edulis	1-4			2	2	2													
BRYHY				Bryopsis hypnoides	1-4						1												
ACRAR			p1,0	Acrosiphonia arcta	1-4			2	2														
HALPA				Halichondria panicea	1-4				2														
CERRU			p1	Ceramium rubrum	1-4			2	2														
MYTED		j		Mytilus edulis juv.	1-4			4															
BALBO				Balanus balanoides	1-4			2															
CLARU				Cladophora rupestris	1-4			2															
FUCEV				Fucus evanescens	1-4			2															
CHOCR				Chondrus crispus	1-4			2															

Stasjon 7 – Svartskog

Vertikalutbredelse for gruntvannsorganismer

Prosjekt: 12952 AAA
 Stednavn: Svartskog
 StLabel: RD 7 N Dato: 22.05.12 kl 10.00
 StCode: 7 AS År: 2012

Observatør: JKG AAA Tidvannskorrigert ? IN
 Skriver: CWI

Må utfyller
 Format: A - Akershus, S - Nam
 1 - Enkeltfunn 2 - Spredt 3 - Vanlig 4 - Dominerende

Havsoning: Retn. Barom: mm Hg Helling: Noderste dyp: DYKK: Start
 Supplerende undersøkelse: Stereo: m Rutar: - m Video: min.
 Bunstype: Se Se Se B/S B/St B/ H B/S B/S B/S B/S B/S B/St B/St Fj Fj
 Helling: 10 20 30 30 30 20 20 10 20 30 30 40 40
 Horisontaltikt

Kode	cf	sp	NB	TAXA	Dyp:	-1	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
SEDIA				Sediment: unclassified	1-0				3															4	4	4	4
ALGO				Algae Cover	100	60	50	50	10	5					1			1									
ECHX				Echinoida indet.	1-0		1	2	2	2							2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
PROS				Protosthea simplex	1-0			2	2	2	2	2													2	2	2
CORAX				Corallinacea encrusting	1-0		2	2	2	2					2	2	2	2	2	2	2						2
PORXO				Porifera indet. encrusting - ori	1-0																		2				2
OPHX				Ophiuroidea indet.	1-0								2	2	2						2	2	2	2	2	2	2
NUDX				Nudibranchia indet.	1-0																						1
METSE				Metricula senile	1-0		1										2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
CRUPE				Crasia peltata	1-0										2	3	3	3	3	4	4	4	4	3	3		
ASTEX				Asteroida indet.	1-0								2	2	2	2	2	2	2	2	2					1	
ACTIN				Actinaria indet.	1-0														2	2	2	2	2				
PAGUZ				Pagurus sp.	1-0			2	2						2											1	
POMTR				Pomatoceros triquetor	1-0		2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2					
ASTRU				Asterias rubens	1-0			2	2	2							2	2	2		1						
HYDRX				Hydroids indet.	1-0										2					2							
POLST			p12	Polydora stricta	1-0					1					2				1								
DIKJ			p0	diatoms kjole på fjell	1-0	2	2	2	3	3	3	3	3	3	3	2	2	2	2								
SCAPY	1		p12.3	cf. Scaphia pylosae	1-0				2											2							
ASCSC	1			cf. Ascidiella scabra	1-0														1								
BALBU				Balanus balanoides	1-0										2			1									
CYANO				Cyanophycus div. indet.	1-0													2	2	2							
DESVI			p8.6	Domoselta viridis	1-0	2	2	2	2	2	2	2	2		1												
ASCIN				Ascidiscus indet.	1-0				2	2			2														
BRYHY				Bryopsis hypnoides	1-0										1												
OSTRZ				Ostrea sp.	1-0						1																
HYDNO				Hydroids norvegica	1-0				2	2	2																
CHOCR				Chondrus crispus	1-0	2	2	2	1																		
LITLI				Littorina littorea	1-0	2	2	2	1																		
NASSZ				Nassarius sp.	1-0			2	2	2																	
ACMTE				Acmaea tessellata	1-0		2	2	2																		
CRAAN	1			cf. Crania anomala	1-0				2																		
BRUNT				Brant på fjell - mørkt	1-0		2	2	2																		
BILRU				Hilkenbranda rubra	1-0		4	3																			
ARNPL				Arnfeltia plicata	1-0		2	2																			
FUCSE				Fucus serratus	1-0		2	2																			
POLFU			p2	Polydora fucoides	1-0				2																		
DUMCO				Dumontia contorta	1-0		2	2	2																		
CERRU				Corammina rubens	1-0				2																		
BALAZ		j		Balanus sp. juv.	1-0				2																		
BALBO				Balanus balanoides	1-0		4	3																			
MYTED				Mytilus edulis	1-0		4	2																			
ICTOX				Ictocarpus	1-0			1																			
FUCVE	2			Fucus cf. vesiculosus	1-0		2																				
FUCV				Fucus vesiculosus	1-0		2																				
POLFL				Polydora fibrifera	1-0		2																				
SCYLO			p0	Scytosiphon lomentaria	1-0		2																				
ELAFU			p0	Elachista fucicola	1-0		2																				

7. Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden

7.1 Innledning

Gjennom FNs konvensjon om biologisk mangfold, «Rio-konvensjonen» (UN 1992), forplikter Norge seg til å kjenne til og ivareta sitt biologiske mangfold. I Norge har dette blitt videre fulgt opp i Stortingsmelding 58 (1996-97) der alle landets kommuner er pålagt å gjennomføre en kartlegging og verdiklassifisering av det biologiske mangfoldet, og i Stortingsmelding 42 (2000-2001) der det påpekes at alle sektorer skal ta ansvar for å integrere hensynet til biologisk mangfold i sin forvaltning, og at forvaltningen skal være kunnskapsbasert.

Kjennskap til hvilke naturtyper som finnes og den arealmessige fordelingen av dem gjelder også i forbindelse med mulige utbygginger og andre inngrep. I 2012 ble dette aktualisert i Indre Oslofjord ved forslaget om å lage en kunstig øy ved å dumpe landmasser i Bunnefjorden ved Storeflua. Forslaget ble imidlertid skrinlagt, blant annet av miljømessige hensyn.

7.2 Tidligere kartleggingsstudier i Indre Oslofjord

Registreringer av marine naturtyper i Indre Oslofjord har blitt foretatt ved flere anledninger og i ulike deler av fjorden. Sjøbunnen rundt Fornebulandet ble undersøkt ved dykking og kartlagt ved enkle klassifiseringsmetoder i 1995-96 (Moy & Walday 1997). Videre ble det fysiske habitatet (bløtbunn vs. hardbunn) kartlagt for hele Indre Oslofjord i 2005 og 2007 (Walday m.fl. 2005). Dette arbeidet ble videreført av Rinde m.fl. (2009) som utviklet detaljerte, men overordnede habitatkart (EUNIS nivå 3) for hele Indre Oslofjord ved såkalt regelbasert modellering basert på NGUs (Norges Geologiske Undersøkelse) og FFIs (Forsvarets forskningsinstitutt) kart over dyp, substrattyppe og energinivå.

7.3 Naturtyperegistrering i Bunnefjorden (2005-2013)

I 2005 begynte en omfattende kartlegging av naturtyper i strandlinjen og grunnområder i Bunnefjorden (Figur 1a). Arbeidet begynte innerst i fjorden og fortsatte nordover med en ny sekvens for hvert år, med unntak av årene 2009 og 2010. I 2013 fortsatte registreringen fra Ursvikbukta og rundt Nesoddtangen til Flaskebekk i tillegg til noen områder vest for Skjælholmene og Husbergøya (se røde punkter i **Figur 62**, venstre). Arbeidet innebærer registrering av naturtyper i linjetransekt fra strandlinjen og ned til ca. 30 m dyp ved hjelp av et nedsenkbart videokamera med innebygd dybdemåler. Bildematerialet er senere klassifisert i henhold systembeskrivelsen av naturtyper i Norge (NiN) og til det internasjonale EUNIS-systemet for klassifisering av marine habitater. NiN-typene ble klassifisert ned til nivå 3 som er det laveste mulige nivået, mens EUNIS-typene ble klassifisert ned til nivå 5 (av 7 mulige) der dette var mulig, ellers til høyere nivåer enn dette.

Undersøkelsene viste at strandlinjen i området for det meste består av fjell med innslag av grus- og sandstrender. Dypere ned er det stort sett sand og stein som går over til stein- og fjellbunn. Fjellet er til dels kraftig nedslammet bortsett fra i de øvre 5-10 m og i bratte partier. Fjellbunnen går etter hvert over i bløtbunn. Det er ikke høyt mangfold av marine naturtyper i Bunnefjorden, men det var relativt gode forhold også på de større dyp som ble undersøkt.

7.4 Statistisk naturtypekartlegging i Bunnefjorden

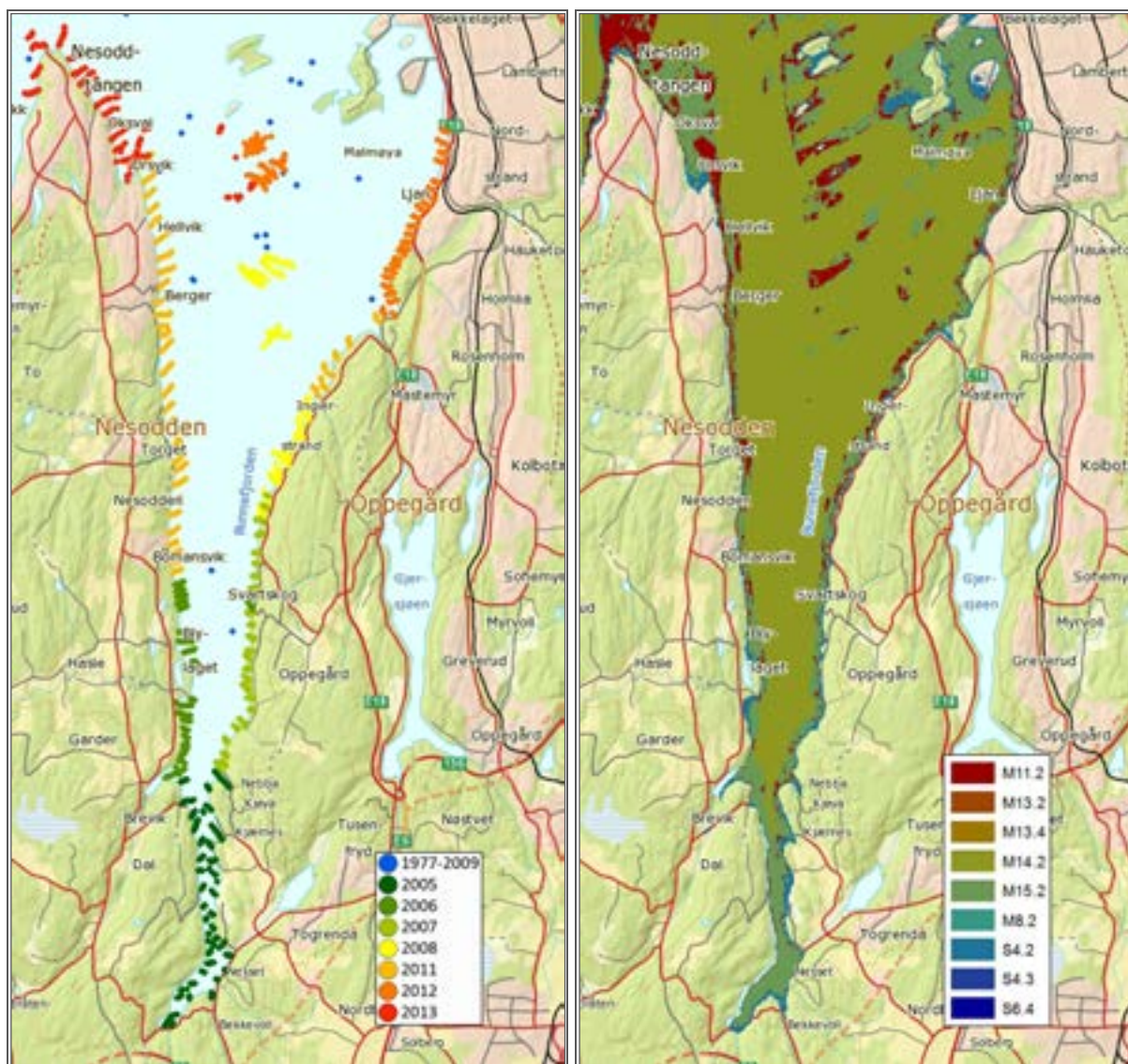
I 2010 ble det innsamlede datamaterialet koblet mot miljøvariable i GIS og deretter gjenstand for analyser (Maximum Likelihood Classification, MLC) som resulterte i et NiN-naturtypekart for hele

Bunnefjorden (Gitmark m.fl. 2010). I 2013 ble arbeidet gjentatt på et utvidet datamateriale og med bedre analysemetoder (Generalized Additive Models, GAM). I tillegg til 2463 observasjoner innsamlet i grunne områder la vi til 26 observasjoner fra dypere områder (alle i naturtype M14.2, **Tabell 11**) hentet fra Walday m.fl. (2005, blå punkter i **Figur 62**, venstre), for å forbedre modellen i dypere deler av Bunnefjorden.

I alt ble det observert 15 NiN-naturtyper i Bunnefjorden hvorav M15.2 og M11.2 stod for 70,6 % og følgende syv naturtyper stod for 28,2 %: M14.2, M13.4, M13.2, M8.2, S6.4, S4.3 og S4.2 (**Tabell 11**). De seks resterende naturtypene var M15.3, M13.6, M12.2, M12.1, M11.4 og S6.2 og stod for til sammen litt over 1 % av observasjonene. Det endelige naturtypekartet (**Figur 62** høyre) viser at M15.2 (61 %), M11.2 (22 %) og S4.2 (14 %) dominerer i Bunnefjordens grunnere områder (0-30 meter), mens mer enn 95 % av de dypere områdene (30-200 meter) er dekket av naturtypen M14.2.

Tabell 11. Innsamlet datamateriale fra Bunnefjorden (inkludert 26 observasjoner på dypere vann hentet fra Walday m.fl. 2005 – alle i naturtype M14.2) fordelt på de 15 ulike naturtypene observert og sortert etter antall observasjoner og beregnet prosentvis areal i følge naturtypekartet basert på GAM-analyser.

Naturtype	# obs.	% obs.	% areal (0-30 m)	% areal (30-200 m)
M15.2 Naken løs eufotisk saltvannsbunn	1050	42,2 %	61,3 %	2,9 %
M11.2 Eufotisk normal svak energi saltvannsfastbunn	708	28,4 %	22,4 %	0,3 %
M13.2 Eufotisk bløt mellomfast bunn i salt vann	214	8,6 %	2,3 %	0,0 %
M14.2 Løs afotisk bunn med kontinuerlig oksygentilgang	165	6,6 %	0,0 %	95,3 %
S4.2 Svak–middels energi fjæresone-vannstrand på fast bunn i salt vann	101	4,1 %	13,6 %	0,0 %
M13.4 Eufotisk hard mellomfast bunn i salt vann	91	3,7 %	0,1 %	0,0 %
M8.2 Afotisk normal fast saltvannsbunn	71	2,9 %	0,0 %	1,4 %
S4.3 Middels energi fjæresone-vannstrand på fast bunn i salt vann	32	1,3 %	0,2 %	0,0 %
S6.4 Stein-forstrand	28	1,1 %	0,0 %	0,0 %
S6.2 Sand-forstrand	15	0,6 %	0,0 %	0,0 %
M15.3 Ålegraseng	5	0,2 %	0,0 %	0,0 %
M11.4 Rødalgefastbunn	3	0,1 %	0,0 %	0,0 %
M12.2 Afotisk bløt mellomfast bunn	3	0,1 %	0,0 %	0,0 %
M13.6 Eufotisk skjellsandbunn	2	0,1 %	0,0 %	0,0 %
M12.1 Afotisk hard mellomfast bunn	1	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Totalt	2489	100 %	100 %	100 %



Figur 62. Venstre: Områdene i Bunnefjorden som er blitt undersøkt med undervannskamera. Observasjonene er fargekodet i forhold til hvilket år de ble utført. Blå punkter er dyppvannsobservasjoner hentet fra Walday m.fl. (2005). Høyre: Predikert naturtypekart basert på punktene vist i A).

7.5 Planlagt feltarbeid i 2014

Naturtypekartene er ment som et hjelpemiddel for kommunene i sin arealplanlegging, men vil også være et godt utgangspunkt ved for eksempel planlegging av miljøundersøkelser. Derfor er det viktig å teste hvorvidt modellene samsvarer med virkeligheten, ved grundig validering av modellene. Modellvalideringene viser godt samsvar mellom observerte og predikerte naturtyper når modellene valideres mot punktene som selv inngår i modellen. Imidlertid trengs en test mot nye, uavhengige data, før vi kan si hvor godt kartet predikerer i områder hvor vi ikke har gjort datainnsamling og før vi kan anbefale at kartet tas i bruk i forvaltningen.

For en best mulig validering av modellene må det innsamlede materialet dekke alle naturtypene i kartet (både der de har lave og høye prediksjonsverdier), være balansert med hensyn på de viktigste miljøvariablene (dyp, eksponering, etc.), samt dekke de geografiske gradientene (nord-sør, øst-vest, indre-ytre) og dyp. Innsamling av data til dette formålet er planlagt i løpet av mai 2014 og vil i stor grad bli utført med samme metoder (undervannskamera) som tidligere.

I tillegg til innsamling av valideringsdata i Bunnefjorden bør en i fremtiden fortsette kartleggingen slik at man også kan få dekket andre deler av fjorden med en annen vanntype enn i Bunnefjorden. Det langsiktige målet må være at alle vanntyper/områder i fjorden skal dekkes. Bakgrunnen for å gjøre dette er at dersom «naturtypeprofilen» er forskjellig i ulike deler av fjorden kan dette kreve ulik forvaltning.

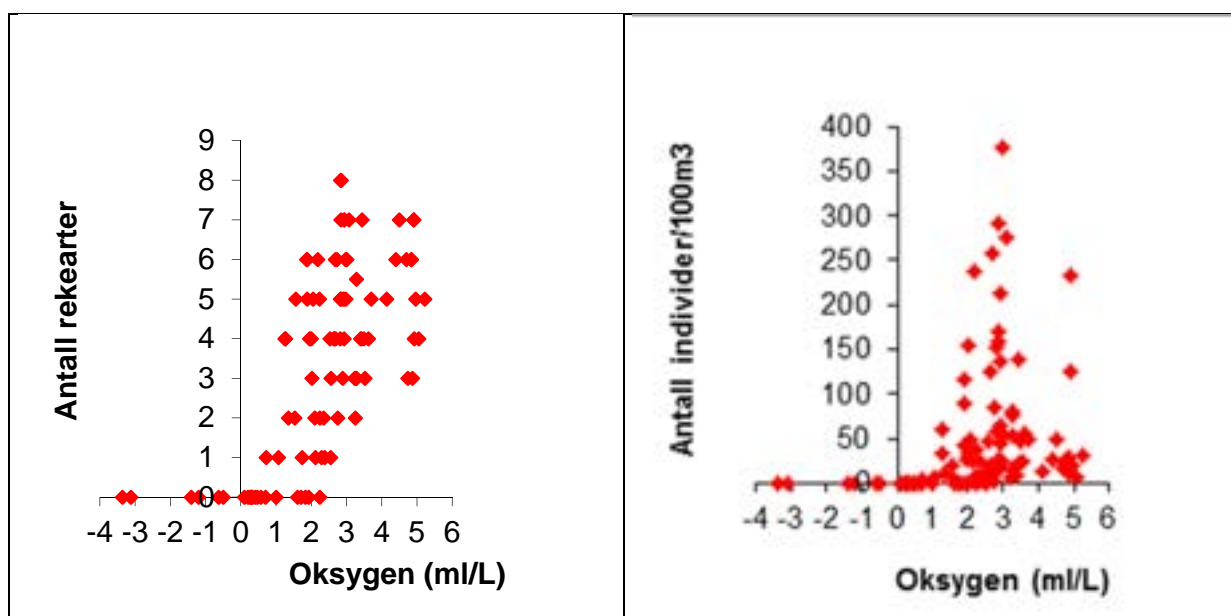
7.6 Referanser

- Gitmark, J.K., Gundersen, H. og Walday, M. 2010. Biologiske mangfold i Bunnefjorden – arealdekkende naturtypekart. NIVA-rapport 6059-2010. 20 s.
- Moy, F.E. og Walday, M. 1997. Marine grunntvannsbiotoper rundt Fornebulandet i indre Oslofjord. En veileder i marin biotopkartlegging og bruk av nøkkelbiotoper i kystsoneplanlegging. NIVA-rapport 3703-1997. 60 s.
- Rinde, E., Bøe, R., Fleddum, A., Lepland, A., Lepland, A., Staalstrøm, A. og Walday, M.G. 2009. Kartlegging av marine habitater i indre Oslofjord. Utvikling av detaljerte habitatkart basert på dyp, substrattyppe og energinivå. NIVA-rapport nr. 5772-2009, 37 s.
- Stortingsmelding nr. 42 2000/2001. Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning.
www.regjeringen.no/nb/dep/md/dok/regpubl/stmeld/20002001/stmeld-nr-42-2000-2001-.html?id=194978
- Stortingsmelding nr. 58. 1996/1997. Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling. Dugnad for framtida. www.regjeringen.no/nb/dep/md/dok/regpubl/stmeld/19961997/st-meld-nr-58_1996-97.html?id=191317
- Walday, M., Fleddum, A. og Lepland, A. 2005. Kartlegging av marint biologisk mangfold i indre Oslofjord – Forprosjekt. NIVA-rapport 5097-2005. 25 s.

8. Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos)

8.1 Innledning

Reker som organismegruppe er følsom for oksygenforholdene i vannet. Undersøkelsene i Indre Oslofjord tyder på at det ved oksygenkonsentrasjoner under 1 ml/L normalt ikke forekommer reker i det hele tatt. Ved oksygenkonsentrasjoner mellom 1-2 ml/L kan det forekomme noe reker, mens en må opp i konsentrasjoner på ca. 2,5-3 ml/L før en kan oppnå relativt høye individ- og artsantall (**Figur 63**). Forekomst av reker kan derfor brukes som et kvalitetselement ifm. overvåking av en fjord, men inngår ikke som godkjent kvalitetselement i vanddirektivet. Overvåkingen av reker i Indre Oslofjord foretas hvert år ved innsamling fra dypområdene på 7 lokaliteter fordelt fra Drøbaksundet til Bunnefjorden. Gjennom de siste 14 år er det blitt observert minst 14 rekearter i Indre Oslofjord.



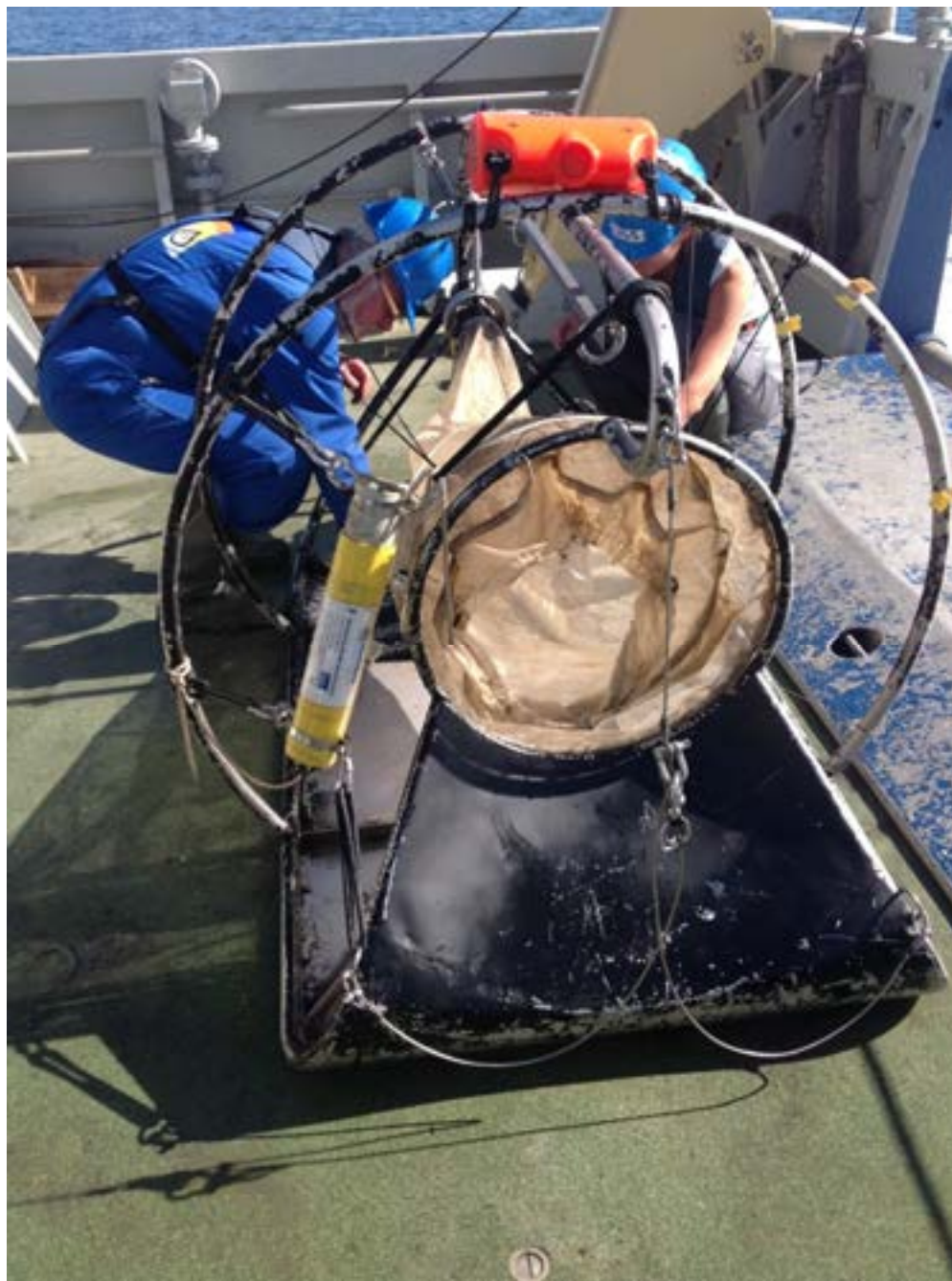
Figur 63. Antall rekearter og antall individer av reke ved ulike oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet. Dataene representerer årlige observasjoner fra 2000-2013 på i alt 7 stasjoner. Merk at punkter der oksygenkonsentrasjoner >4 ml/L representerer stasjonen Elle i Drøbaksundet, mens punkter der oksygenkonsentrasjonen er <4 ml/L representerer de 6 stasjonene i Indre Oslofjord. Negative verdier betyr at det er hydrogen sulfid i vannet.

8.2 Metode

Prøvetaking foretas ved at en drar en slede (**Figur 64**) på bunnen over en distanse på 1 km. Som tidligere år ble prøvetaking i 2013 foretatt på 7 lokaliteter (Elle i Drøbaksundet, Gråøyrennen, Vesthullet utenfor VEAS-utslippet, Steilene, Lysakerfjorden og Hellviktangen og Svartskog i Bunnefjorden). Lokaliseringen av de syv reketrekkene som benyttes er vist i årsrapporten for 2012 (Berge et al 2013). En transponder er festet på toppen av sleden for bestemmelse av dypet sleden går i. På den ene siden av sleden var det i 2013 også festet en annen type transponder som formidler sledens posisjon i horisontalplanet. Ved hjelp av disse to transponderene kan en påse at sledens virkelige går på bunnen, samt få detaljert informasjon om hvor sleden til en hver tid befinner seg slik at slepelengde kan beregnes nøyaktigere enn tidligere.

Sleden fanger i hovedsak dyr som befinner seg på og rett over sedimentet. Mange av dyrene som fanges er mobile (eksempelvis reker) og kan forflytte seg horisontalt i forhold til endringer i

miljøforholdene ved bunnen. Dyr som lever nede i sedimentet fanges normalt ikke av sleden i særlig grad. Undersøkelsen er gjennomført i et samarbeid mellom UiO og NIVA. For nærmere beskrivelse av innsamlingsmetoder henvises til Beyer og Indrehus (1995) og Magnusson et al. 2001.



Figur 64. Sleda brukt til fangst av reker langs bunnen i dypområdene i Indre Oslofjord(Foto: Rita Amundsen)

8.3 Resultater og diskusjon

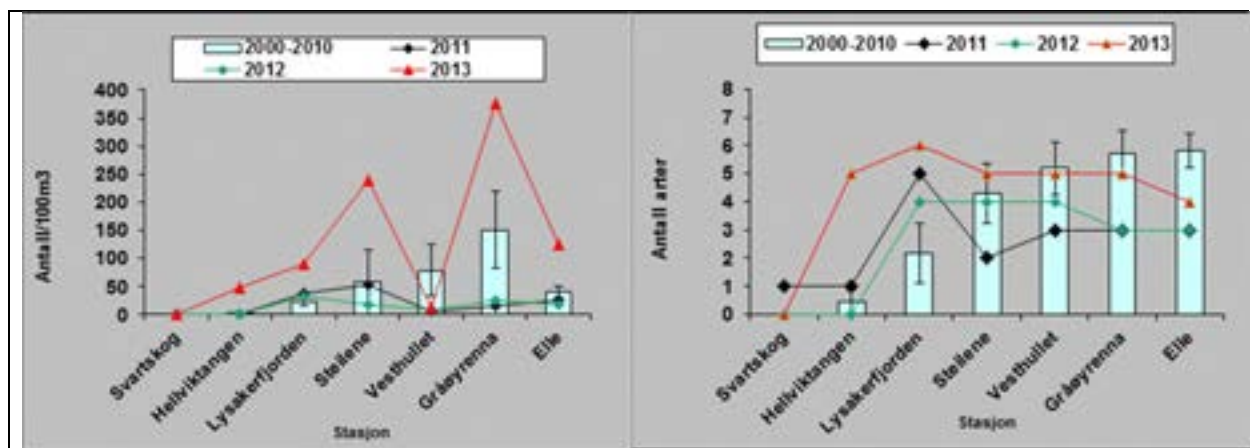
Full artsidentifisering av prøvene foretas kun for reker. Rådata fra identifisering og opptelling av rekene i prøvene fra 2013 ses i kapittel 8.5.1. I **Figur 65** sammenlignes resultatene fra 2011, 2012 og 2013 med tidligere innsamlinger (2000-2010). Reker fra hver stasjon ble fotografert separat (**Figur 66**) og de ulike rekearter observert på hver stasjon er også presentert grafisk (**Figur 67**). Antall individer innen hver hovedgruppe av organismer ble også kvantifisert (se kapittel 8.5.2) og fotografert (8.5.3).

I 2013 var det gjennomgående mange reker i fjorden (unntatt ved Vesthullet) (**Figur 65**). Det var også uvanlig mange arter i forhold til tidligere ved Hellvik i Bunnefjorden og i Lysakerfjorden, mens det var tilnærmet normalt antall arter ved Steilene, Vesthullet, Gråøya, men litt færre ved Elle.

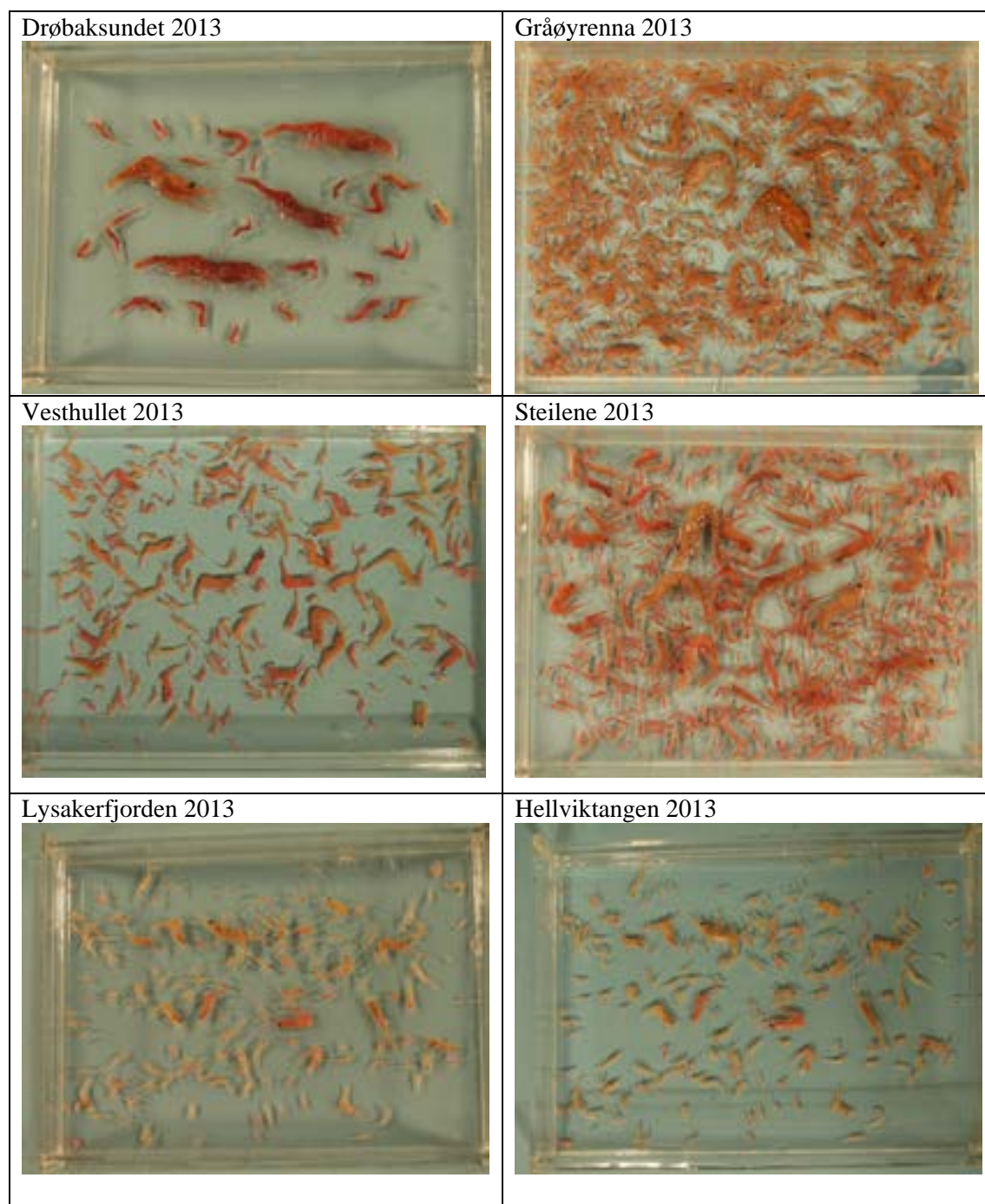
De senere år har en bare sporadisk observert reker i Bunnefjorden, mens en lenger ut i fjorden tidligere har observert flere rekearter og individer. De gode oksygenforholdene som en hadde i Bunnefjorden i 2011 gjorde at en dette året observert reker ved bunnen, selv om individantallet var lite (**Figur 65**). Utover i 2012 forverret oksygensituasjonen seg i bunnvannet i Bunnefjorden og ingen reker ble derfor observert der i 2012. I 2013 derimot ble det observert en del reker i Bunnefjorden ved Hellvikstangen (**Figur 65**). Dette skyldes trolig at en vinteren 2013 hadde en betydelig utskiftning av bunnvannet i Bunnefjorden slik at forholdene igjen lå til rette for reker ved Hellvikstangen. Reker ble likevel ikke observert ved Svartskog i 2013.

Den dominerende rekearten i 2012 var *Crangon allmanni*, mens juvenile små individer av *Crangon* dominerte i 2013 (**Figur 67**). Det er også verdt å bemerke at en i 2012 observert dypvannsreken *Pandalus borealis* på 3 stasjoner og på 4 stasjoner i 2013, mens en i 2011 ikke observert en eneste reke av denne arten. Mest av denne arten ble observert i 2003 (**Figur 68**) hvor dypvannsreker ble observert på 5 av stasjonene. Selv om det også i 2013 ble observert lite av dypvannsreken er det positivt at arten ble observert på all stasjonene bortsett fra de i Bunnefjorden (Svartskog og Hellvikstangen). På stasjonene i Bunnefjorden har en i perioden 2000-2013 ikke observert denne arten overhode og bare sporadisk andre rekearter. Det er trolig lite realistisk at en skal kunne oppnå stabile og tilstrekkelig høye oksygenkonsentrasjoner i Bunnefjorden til at en fiskbar bestand av reker kan oppnås der innen overskuelig fremtid uten at en gjør spesielle tiltak. Etter det en kjenner til foregår det nå lite eller intet kommersielt rekefiske i Indre Oslofjord. Totalt sett ser det ut til at en finner den høyeste tettheten av dypvannsreke i Gråøyrenna (**Figur 69**). Det er også interessant å legge merke til at det i Drøbaksundet (Elle) er mindre forekomster av dypvannsreke enn i områdene i Vestfjorden (Gråøyrenna, Steilene og Vesthullet) (**Figur 69**).

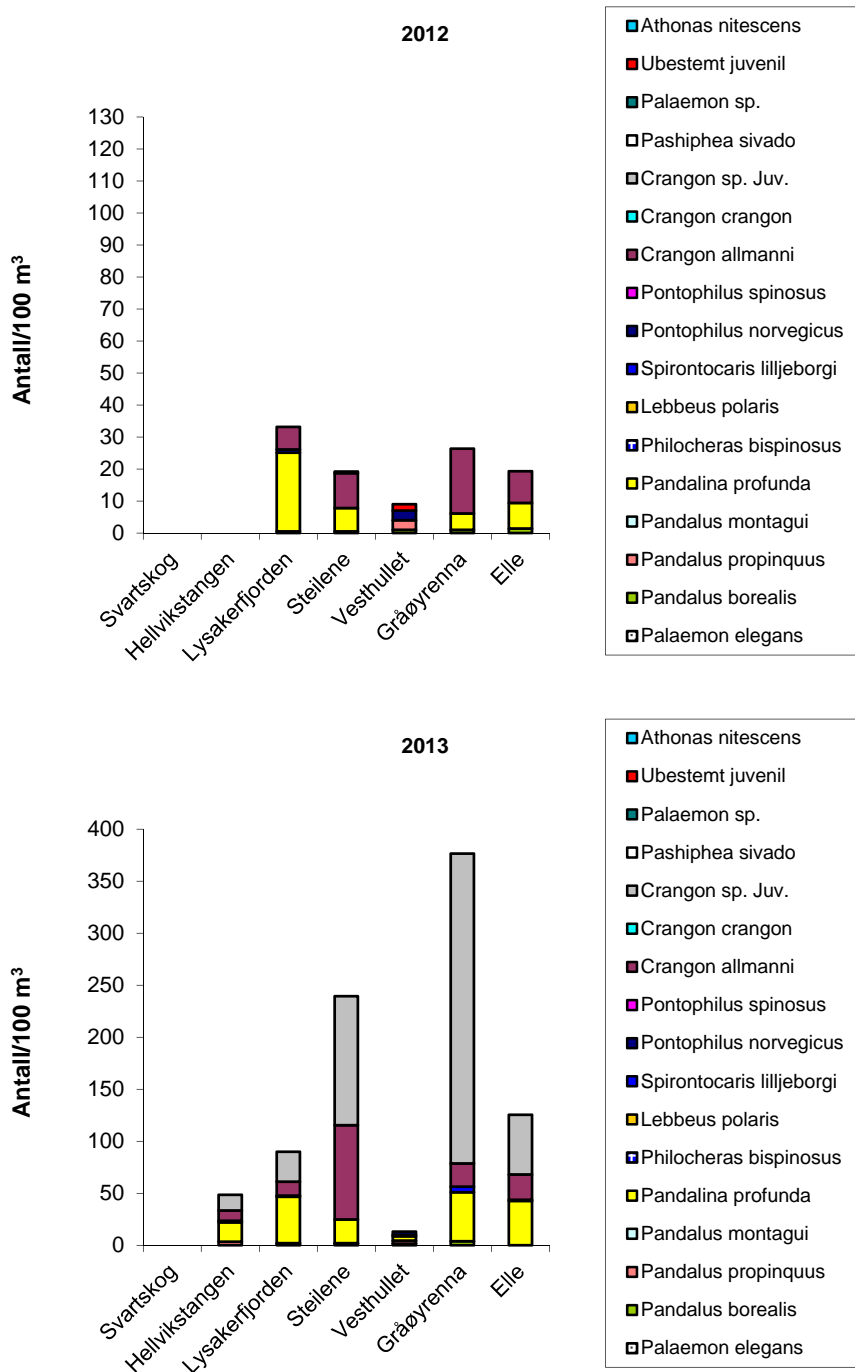
Generelt sett er det noe større, men færre reker i prøvene fra Elle enn på de nærmeste stasjonene innenfor Drøbaksterskelen (**Figur 66**). Forholdet mellom antall reker og oksygenkonsentrasjonen (**Figur 63** høyre side) kan tyde på at det er andre vekstforhold for reker i Drøbaksundet enn i Indre Oslofjord.



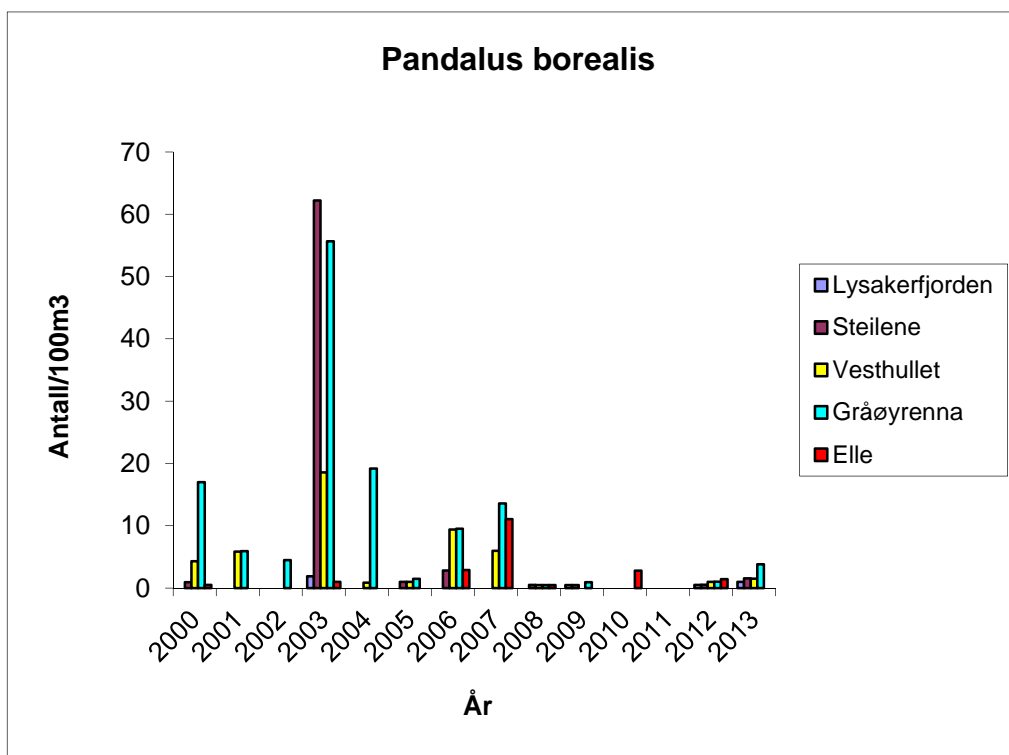
Figur 65. Forekomst av reker i Indre Oslofjord og Drøbaksundet (Elle) for perioden 2000-2013. Venstre: Gjennomsnittlig antall rekearter per sledetrekk for perioden 2000-2010 og observasjonene for 2012 og 2013. Høyre: Gjennomsnittlig antall individer av reker/100 m³ trålt vannvolum for perioden 2000-2010 og observasjonene for 2012 og 2013. For begge figurer er 95 % konfidensintervall inntegnet.



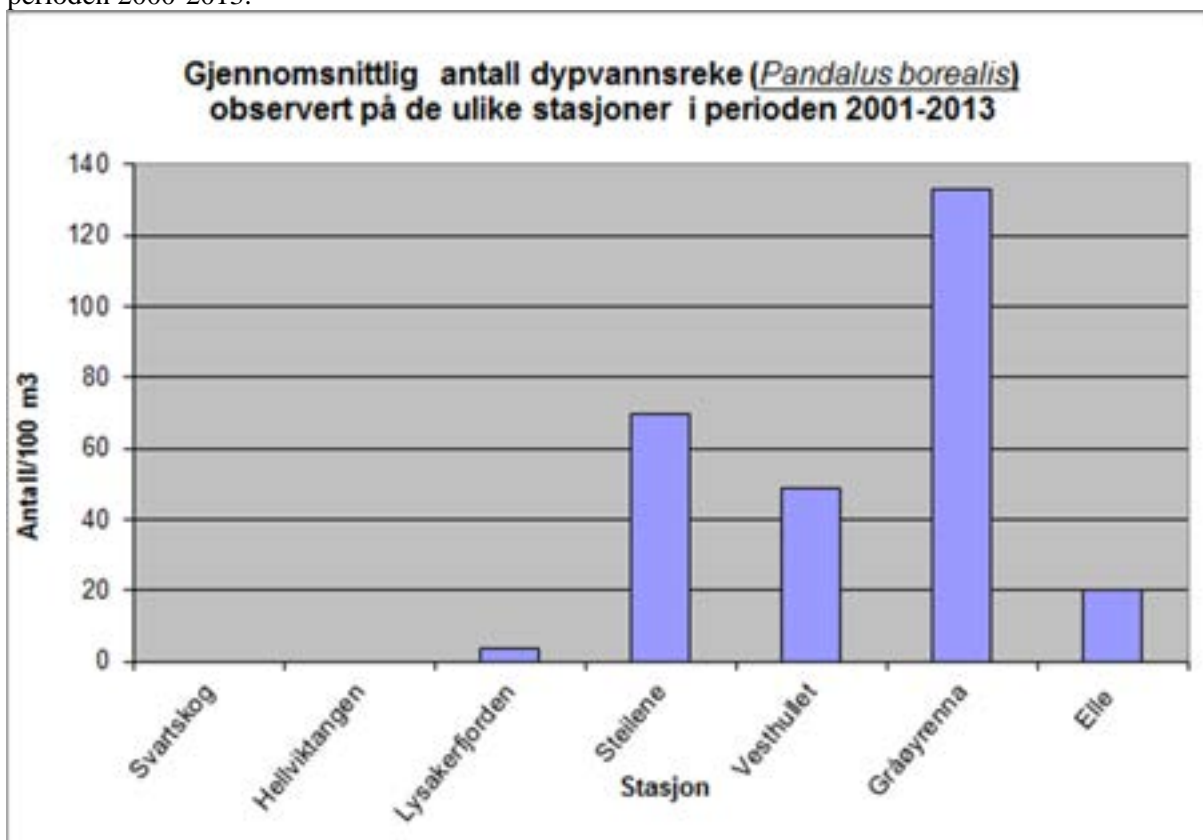
Figur 66. Reker i sledeprøver på 6 stasjoner i Oslofjorden i 2012. Hvert bilde viser rekene som ble samlet i et sledetrekk på 1 km. (Foto R. Amundsen).



Figur 67. Forekomst av ulike rekearter i sledeprøver fra 7 stasjoner i Indre Oslofjord i 2012 og 2013. Merk at *Pandalina profunda* var totalt dominerende på alle stasjoner i 2011. Med unntak av i Lysakerfjorden var denne dominansen svekket i 2012 og *Crangon crangon* synes å ha overtatt.



Figur 68. Forekomst av dypvannsreken *Pandalus borealis* på fem stasjoner i Indre Oslofjord i perioden 2000-2013.



Figur 69. Gjennomsnittlig antall dypvannsreker pr 100 m³ sjøvann på ulikestasjoner i Indre Oslofjord for perioden 2001-2013.

8.4 Referanser

- Bekkby m.fl. (2007). Marint stasjonsnett. Forslag til stasjoner for basisovervåking (referanse- og trendverdier) av kystvann.
- Beyer, F. og Indrehus, J., 1995. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord. Effekter av forurensning og dypvannsutskiftning på faunaen langs bunnen av Oslofjorden basert på materiale samlet siden 1952. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 621/95. Biologisk institutt, UiO. NIVA-rapport l.nr. 3324.
- Magnusson, J., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Bokn, T., Gjørseter, J., Johnsen, T., Lømsland E.R., Schram, T.A., og Solli, A. 2001. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord i 2000. Fagrådsrapport nr. 85. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 825/01. NIVA-rapport l.nr. 4387.
- Pedersen m.fl. (2009). Vannforskriften – Oppdatert forslag til stasjonsnett for basisovervåking i kystvann.
- Veileder 02:2009 Overvåking av miljøtilstand i vann. Veileder for vannovervåking i hht. kravene i vannforskriften.
- Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften.

8.5 Rådata reker

8.5.1 Reker i sledeprøver 2013

B721=Svartskog, B722=Helleviktangen, B725=Elle, B723=Lysakerfjorden, B726=Gråøyrenna, B724=Steilene, B727=Vesthullet

Arter	B 721	B 722	B 723	B 724	B 725	B 726	B 727
<i>Palaemon elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pandalus borealis</i>	0	0	2	3	3	8	0
<i>Pandalus propinquus</i>	0	7	2	1	6	0	0
<i>Pandalus montagui</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pandalina profunda</i>	0	38	90	44	8	99	84
<i>Philocheras bispinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lebbeus polaris</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spirontocaris lilljeborgi</i>	0	3	2	0	3	11	2
<i>Pontophilus norvegicus</i>	0	0	0	0	6	0	0
<i>Pontophilus spinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crangon allmanni</i>	0	20	27	175	0	47	48
<i>Crangon crangon</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crangon sp. Juv.</i>	0	31	58	240	0	625	113
<i>Pashiphea sivado/multidentata</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Palaemon sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ubestemt juvenil</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Athanas nitescens</i>	0	0	0	0	0	0	0
Tot. antall reker	0	99	181	463	26	790	247
Slepelengde (m)	994	1040	1026	985	1014	1069	1004
Åpning m2	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196
Slepevolum (m3)	194,8	204,2	201,4	193,4	199	209,8	197,1

8.5.2 Hovedgrupper i sledeprøver fra 2013.

Svartskog=B 721, Helleviktangen=B 722, Lysakerfjorden=B 723, Steilene=B 724, Elle=B 725, Gråøyrenna=B 726, Vesthullet=B 727.

Rekke	Klasse	Orden	Arter (ved kun en art i prøven)	B 721	B 722	B 723	B 724	B 725	B 726	B 727
Porifera				0	0	1	0	0	0	
Cnidaria	Hydrozoa	Trachymeduse	<i>Tesserogasteria musculosa</i>	0	0	0	0	0	0	0
Cnidaria		Manet		0	0	0	1	0	0	0
Cnidaria	Anthozoa			0	0	0	0	0	0	0
Ctenophore				0	0	0	0	28	0	0
Annelida	Polychaeta			103	113	95	73	0	48	85
Annelida	Polychaeta	Skjellyrygg		0	24	0	0	0	0	0
Annelida	Polychaeta	Tomopteris sp.		0	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Bivalvia			0	0	1	20	42	13	4
Mollusca	Gastropoda	Nudibranchia		0	30	0	0	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Vingesnegl		0	0	0	2	0	0	2
Mollusca	Gastropoda			0	13	0	0	0	0	0
Sipuncula				0	0	0	0	1	0	0
Echinodermata	Ophiuroidea	*slange-stjerner		0	1	9	45	0	18	26
Echinodermata	Echinoidea	*sjømus		0	0	0	6	6	0	0
Echinodermata		Sjøstjerne		0	0	0	0	0	0	0
Echinodermata	Holothuroidea	Sjøpølse		0	0	0	0	0	0	0
Pycnogonida		Havedderkopp		0	0	0	5	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Mysidacea	*rekebarn	0	1	36	274	11	1300	225
Crustacea	Malacostraca	Cumacea	*halekreps	0	0	8	2	3	30	21
Crustacea	Malacostraca	Isopoda	*tanglus	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Amphipoda	*tangloppe	0	4	71	380	50	800	518
Crustacea	Malacostraca	Euphausiacea	*krill <i>M. norvegica</i>	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Euphausiacea	*krill <i>Tysanoessa</i>	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Euphausiacea	*krill	12	21	0	4	4		0
Crustacea	Malacostraca	Decapoda, Natantia	reker	0	99	181	463	26	790	247
Crustacea	Malacostraca	Decapoda, Anamura, Paguridae		0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Tanaidacea		0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Decapoda Anomura	Trollkreps	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Macura Reptantia	Langhalekreps	0	0	0	0	0	0	0
			Krabbelarve	0	0	0	0	0	0	0
Chaetognata			*pilormer	5	312	15	98	12	180	21
Tunicata	Asciacea	*sekkedyr		0	11	5	0	1	0	0
Chordata		Fisk	<i>Myxine glutinosa</i>	0	0	0	0	0	0	0
Chordata		Fisk		0	0	0	2	0	3	0

8.5.3 Totalfauna - vedleggsfigurer

Drøbaksundet 2013



Gråøyrenna 2013



Steilene 2013



Vesthullet 2013



Figurtekst står på neste side.



Figur 70. Foto av totalfauna i sledeprøver fra 7 stasjoner prøvetatt i 2013. Merk at figuren går over to sider. Foto: R. Amundsen.

9. Artssammensetning av fisk i trålfangster fra Indre Oslofjord

Sammensetning og eventuelle endringer av fiskesamfunn i indre Oslofjord vil i tillegg til å gi basisinformasjon om de mest utbredte fiskeartene i fjorden, også over tid kunne gi indikasjoner om endringer forårsaket av miljøgifteksponering og/eller klimaendringer.

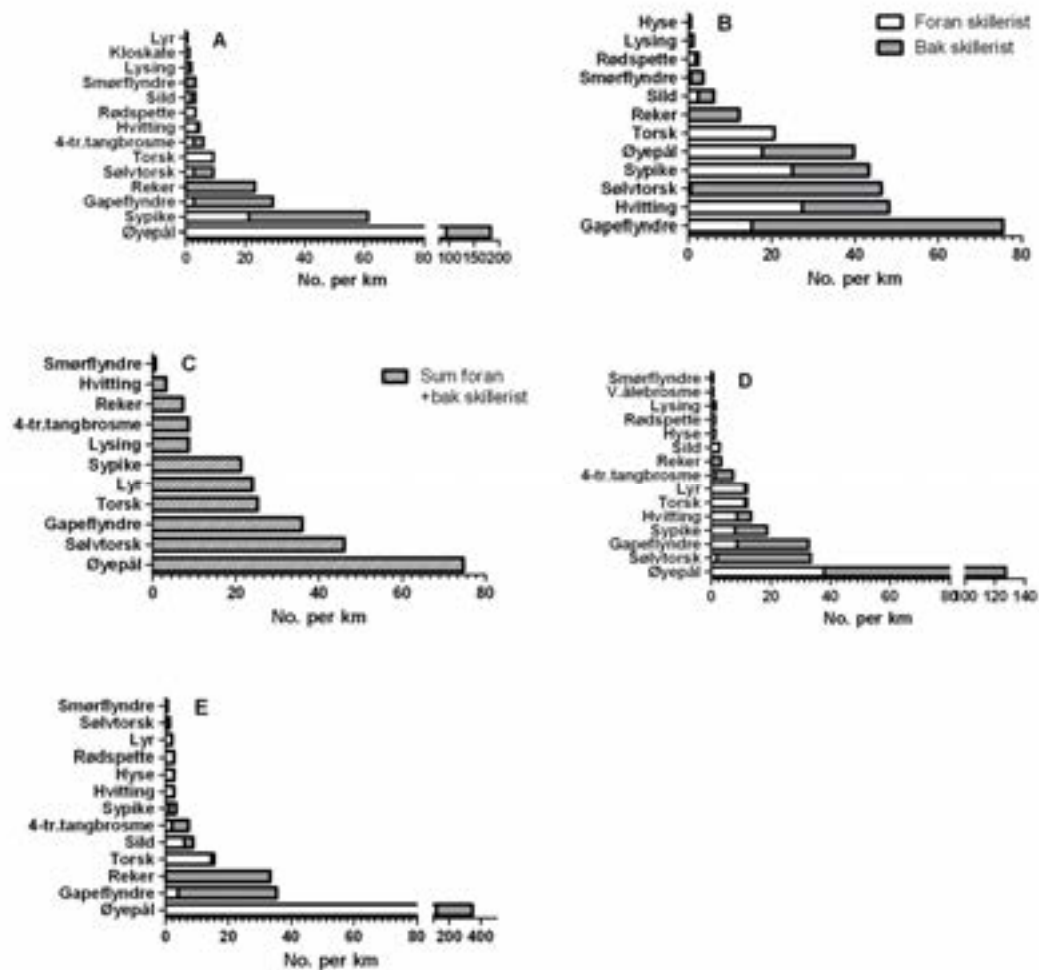
9.1 Metode

I november 2011 ble det startet med artsbestemmelse og mengdevurdering av fiskearter i indre Oslofjord. Her rapporteres resultater fra tokt til Midtmeie (Steilene) i november 2012, samt i februar, mai, august og november 2013. Hvert trekk med bunntål på ca. 100 meters dyp over en distanse å 1,2-1,7 km. Det ble på hvert tokt gjennomført måling av temperatur, saltholdighet og tetthet for å identifisere eventuelle skiktninger i vannmassene. Temperatur og salinitet varierte i løpet av 2013 mellom 7-9 °C og 33-33,5 PSU, og vannmassene nærmest bunnen i tråloområdet var relativt homogene. I november 2012 fantes en vannmasse med høyere salinitet og tetthet mellom 50-70 m (**Figur 72**). Trålen som ble benyttet hadde en maskevidde på 2 cm og skillerist med spalteåpninger 5 cm. Det ble benyttet oppsamlerpose også bak skilleristen.

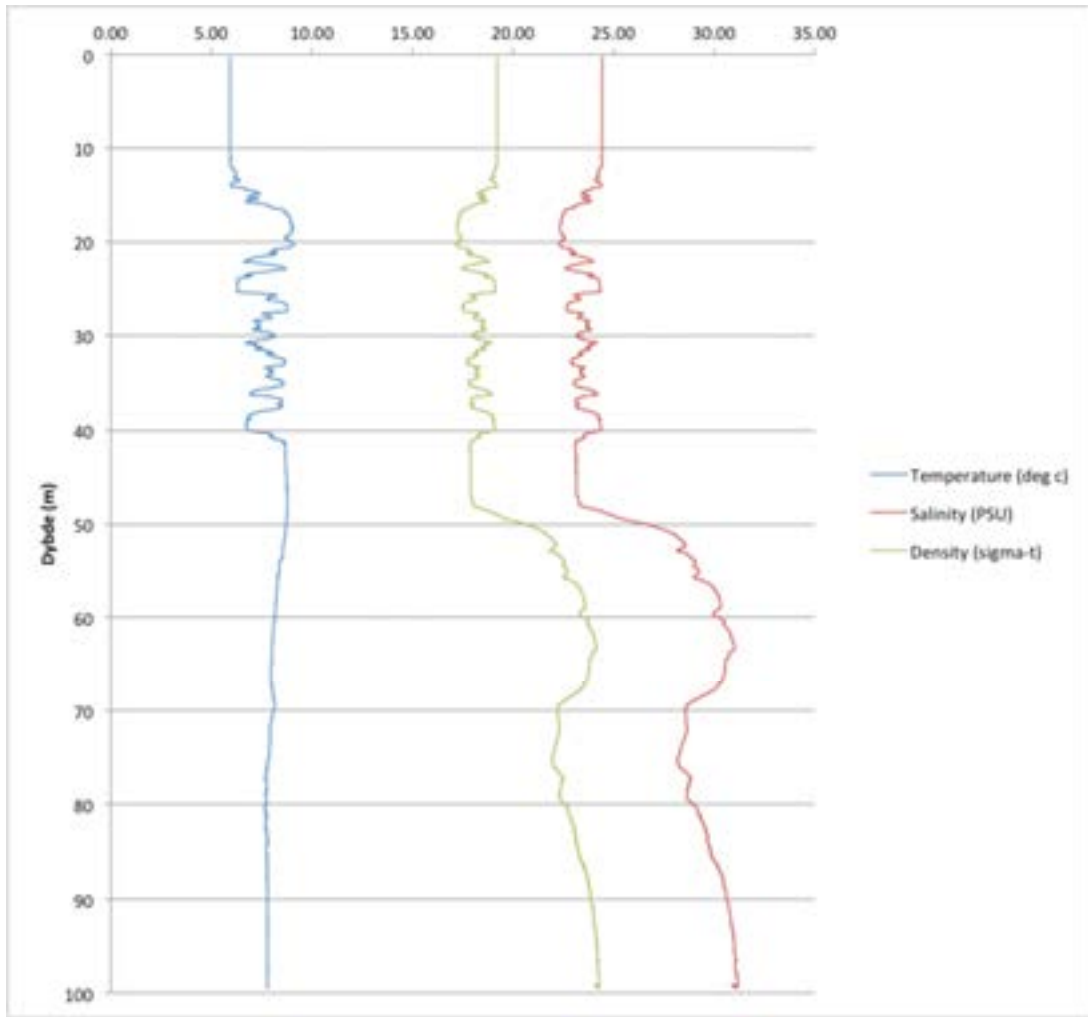
9.2 Resultater og diskusjon

Det var i løpet av perioden en viss sesongavhengighet i mengden av hver fiskeart, selv om de fleste artene ser ut til å være tilstede i Midtmeie året rundt (se **Figur 72**, råda er vist i **Tabell 12**). Fangstene i november, mai og august var klart dominert av øyepål (75-347 km⁻¹). Grunnen til at øyepål var lavt representert i februar 2013 (og i februar 2012) er uvisst, det kan ha tilknytning til gyting, men antallet individer per trålte km (40) er fortsatt i øverste sjikt. Data fra 2014 (ikke presentert) indikerer at øyepål også kan være tallrik på denne årstiden i Midtmeie (177 km⁻¹). I november 2013 ble det kun fanget 3 sypike km⁻¹, men arten var ellers relativt tallrik dog med synkende antall året gjennom (19-61 km⁻¹). I februar 2013 ble fangsten dominert av gapeflyndre (76 km⁻¹). Gapeflyndre, hvitting og sølvtorsk var med noe variasjon blant de mest tallrike artene gjennom året. Mengden av dypvannsreke (*Pandalus borealis*) per tråltrekk varierte mellom 5-50 L. Fangsten av reker var på topp i november og sank frem til august måned.

Fangstene av torsk varierte mellom 9 og 25 km⁻¹, og var på topp i mai måned sammen med en uvanlig høy andel av lyr i fangsten samme måned (24 km⁻¹). Fiskearter som ble fanget i mindre antall (<10 km⁻¹) på ett eller flere av toktene var 4-trådet tangbrosme, hyse, kloskate, lysing, rødspette, sild, og smørfllyndre. Arter som ble fanget som enkeltteksemplarer var: vanlig ålebrosme. Det ble i perioden ikke registrert noen sei eller brisling, som var tilstede foregående år. Dette kan skyldes at anslagene for arter med en mer pelagisk livsførsel (sild, brisling, sei, hyse, rognkjeks) og arter av liten størrelse (kutlinger, brisling) blir mer usikre da de nok sporadisk fanges av trålen under hiv/hal (pelagisk) eller forsvinner gjennom trålmaskene (fisk av liten størrelse).



Figur 71. Registrerte arter og antall individer per trålte kilometer i Midtmeia ved Steilene i Indre Oslofjord i november 2012 (A), februar 2013 (B), mai 2013 (C), august 2013 (D) og november 2013 (E).



Figur 72. Temperatur, saltholdighet og tetthet i vannmassene på Steilene i november 2012.

Tabell 12. Fangster i tråltrekk på ca. 100 m dyp ved Steilene. Innsamlede fiskearter og antall individer (for reker oppgis fangsten i antall liter).

Dato	Tid (tt:mm)	Distanse (m)	Trålpose	Art	Antall (reker=L)	Antall per trålte km (Reker=L)	Andel av fangst (%)	
28 nov 2012	10:00 – 10:30	1500	Foran skillerist	Øyepål	140	93.3	64.5	
				Sypike	32	21.3	14.7	
				Torsk	14	9.3	6.5	
				Hvitting	6	4.0	2.8	
				Rødspette	5	3.3	2.3	
				Sølvorsk	4	2.7	1.8	
				4-tr. Tangbrosme	4	2.7	1.8	
				Gapeflyndre	4	2.7	1.8	
				Sild	3	2.0	1.4	
				Kloskate	2	1.3	0.9	
				Lysing	2	1.3	0.9	
				Lyr	1	0.7	0.5	
				Bak skillerist	Øyepål	135	90.0	52.1
				Sypike	60	40.0	23.2	
				Gapeflyndre	40	26.7	15.4	
				Reker	35	23.3		
Sølvorsk	10	6.7	3.9					
Smørflyndre	5	3.3	1.9					
4-tr. Tangbrosme	5	3.3	1.9					
Sild	2	1.3	0.8					
Hvitting	1	0.7	0.4					
Lysing	1	0.7	0.4					
Sum foran + bak skillerist	Øyepål	275	183.3	57.8				
Sypike	92	61.3	19.3					
Gapeflyndre	44	29.3	9.2					
Reker	35	23.3						
Sølvorsk	14	9.3	2.9					
Torsk	14	9.3	2.9					
4-tr. Tangbrosme	9	6.0	1.9					
Hvitting	7	4.7	1.5					
Rødspette	5	3.3	1.1					
Sild	5	3.3	1.1					
Smørflyndre	5	3.3	1.1					
Lysing	3	2.0	0.6					
Kloskate	2	1.3	0.4					
Lyr	1	0.7	0.2					

Dato	Tid (tt:mm)	Distanse (m)	Trålpose	Art	Antall (reker=L)	Antall per trålte km (Reker=L)	Andel av fangst (%)	
25 feb 2013	10:00 - 10:30	1640	Foran skillerist	Hvitting	45	27.4	24.5	
				Sypike	41	25.0	22.3	
				Torsk	34	20.7	18.5	
				Øyepål	29	17.7	15.8	
				Gapeflyndre	25	15.2	13.6	
				Sild	4	2.4	2.2	
				Rødspette	3	1.8	1.6	
				Smørflyndre	1	0.6	0.5	
				Sølvorsk	1	0.6	0.5	
				Hyse	1	0.6	0.5	
				Bak skillerist	Gapeflyndre	99	60.4	34.4
				Sølvorsk	75	45.7	26.0	
				Øyepål	36	22.0	12.5	
				Hvitting	34	20.7	11.8	
				Sypike	30	18.3	10.4	
				Reker	20	12.2		
				Sild	6	3.7	2.1	
				Smørflyndre	5	3.0	1.7	
				Lysing	2	1.2	0.7	
Rødspette	1	0.6	0.3					
Sum foran + bak skillerist	Gapeflyndre	124	75.6	26.3				
Hvitting	79	48.2	16.7					
Sølvorsk	76	46.3	16.1					
Sypike	71	43.3	15.0					
Øyepål	65	39.6	13.8					
Torsk	34	20.7	7.2					
Reker	20	12.2						
Sild	10	6.1	2.1					
Smørflyndre	6	3.7	1.3					
Rødspette	4	2.4	0.8					
Lysing	2	1.2	0.4					
Hyse	1	0.6	0.2					

Dato	Tid (tt:mm)	Distanse (m)	Trålpose	Art	Antall (reker=L)	Antall per trålte km (Reker=L)	Andel av fangst (%)
21 mai 2013		1500	Sum foran + t bak skillerist	Øyepål	112	74.7	30.0
				Sølvorsk	69	46.0	18.5
				Gapeflyndre	54	36.0	14.5
				Torsk	38	25.3	10.2
				Lyr	36	24.0	9.7
				Sypike	32	21.3	8.6
				Lysing	13	8.7	3.5
				4-tr. Tangbrosme	13	8.7	3.5
				Reker	11	7.3	
				Hvitting	5	3.3	1.3
				Smørflyndre	1	0.7	0.3
20 aug 2013	09:25 - 09:50	1500	Foran skillerist	Øyepål	57	38.0	39.6
				Torsk	17	11.3	11.8
				Lyr	17	11.3	11.8
				Hvitting	13	8.7	9.0
				Gapeflyndre	13	8.7	9.0
				Sypike	12	8.0	8.3
				Sild	4	2.7	2.8
				Sølvorsk	3	2.0	2.1
				Hyse	2	1.3	1.4
				Rødspette	2	1.3	1.4
				4-tr tangbrosme	2	1.3	1.4
				Lysing	1	0.7	0.7
				Vanlig ålebrosme	1	0.7	0.7
				Bak skillerist	Øyepål	134	89.3
			Sølvorsk		47	31.3	18.6
			Gapeflyndre		36	24.0	14.2
			Sypike		16	10.7	6.3
			4-tr tangbrosme		9	6.0	3.6
			Hvitting		7	4.7	2.8
			Reker		5	3.3	
			Smørflyndre	1	0.7	0.4	
Torsk	1	0.7	0.4				
Lyr	1	0.7	0.4				
Lysing	1	0.7	0.4				

Dato	Tid (tt:mm)	Distanse (m)	Trålpose	Art	Antall (reker=L)	Antall per trålte km (Reker=L)	Andel av fangst (%)
20 aug 2013	09:25 - 09:50	1500					
			Sum foran + bak skillerist	Øyepål	191	127.3	48.1
				Sølvorsk	50	33.3	12.6
				Gapeflyndre	49	32.7	12.3
				Sypike	28	18.7	7.1
				Hvitting	20	13.3	5.0
				Torsk	18	12.0	4.5
				Lyr	18	12.0	4.5
				4-tr tangbrosme	11	7.3	2.8
				Reker	5	3.3	
				Sild	4	2.7	1.0
				Hyse	2	1.3	0.5
				Rødspette	2	1.3	0.5
				Lysing	2	1.3	0.5
				Vanlig ålebrosme	1	0.7	0.3
				Smørflyndre	1	0.7	0.3

Dato	Tid (tt:mm)	Distanse (m)	Trålpose	Art	Antall (reker=L)	Antall per trålte km (Reker=L)	Andel av fangst (%)
21 nov 2013	na	1500	Foran skillerist	Øyepål	179	119.3	75.5
				Torsk	22	14.7	9.3
				Sild	9	6.0	3.8
				Gapeflyndre	6	4.0	2.5
				Hvitting	4	2.7	1.7
				Hyse	4	2.7	1.7
				Rødspette	4	2.7	1.7
				Lyr	3	2.0	1.3
				4-tr tangbrosme	3	2.0	1.3
				Sypike	2	1.3	0.8
				Smørflyndre	1	0.7	0.4
			Bak skillerist	Øyepål	342	228.0	84.0
				Reker	50	33.3	
				Gapeflyndre	47	31.3	11.5
				4-tr tangbrosme	8	5.3	2.0
				Sild	4	2.7	1.0
				Sypike	3	2.0	0.7
				Sølvtsk	2	1.3	0.5
				Torsk	1	0.7	0.2
			Sum foran + bak skillerist	Øyepål	521	347.3	80.9
				Gapeflyndre	53	35.3	8.2
				Reker	50	33.3	
				Torsk	23	15.3	3.6
				Sild	13	8.7	2.0
				4-tr tangbrosme	11	7.3	1.7
				Sypike	5	3.3	0.8
				Hvitting	4	2.7	0.6
				Hyse	4	2.7	0.6
				Rødspette	4	2.7	0.6
				Lyr	3	2.0	0.5
				Sølvtsk	2	1.3	0.3
				Smørflyndre	1	0.7	0.2

10. Strandnottrekk i 2012-2013

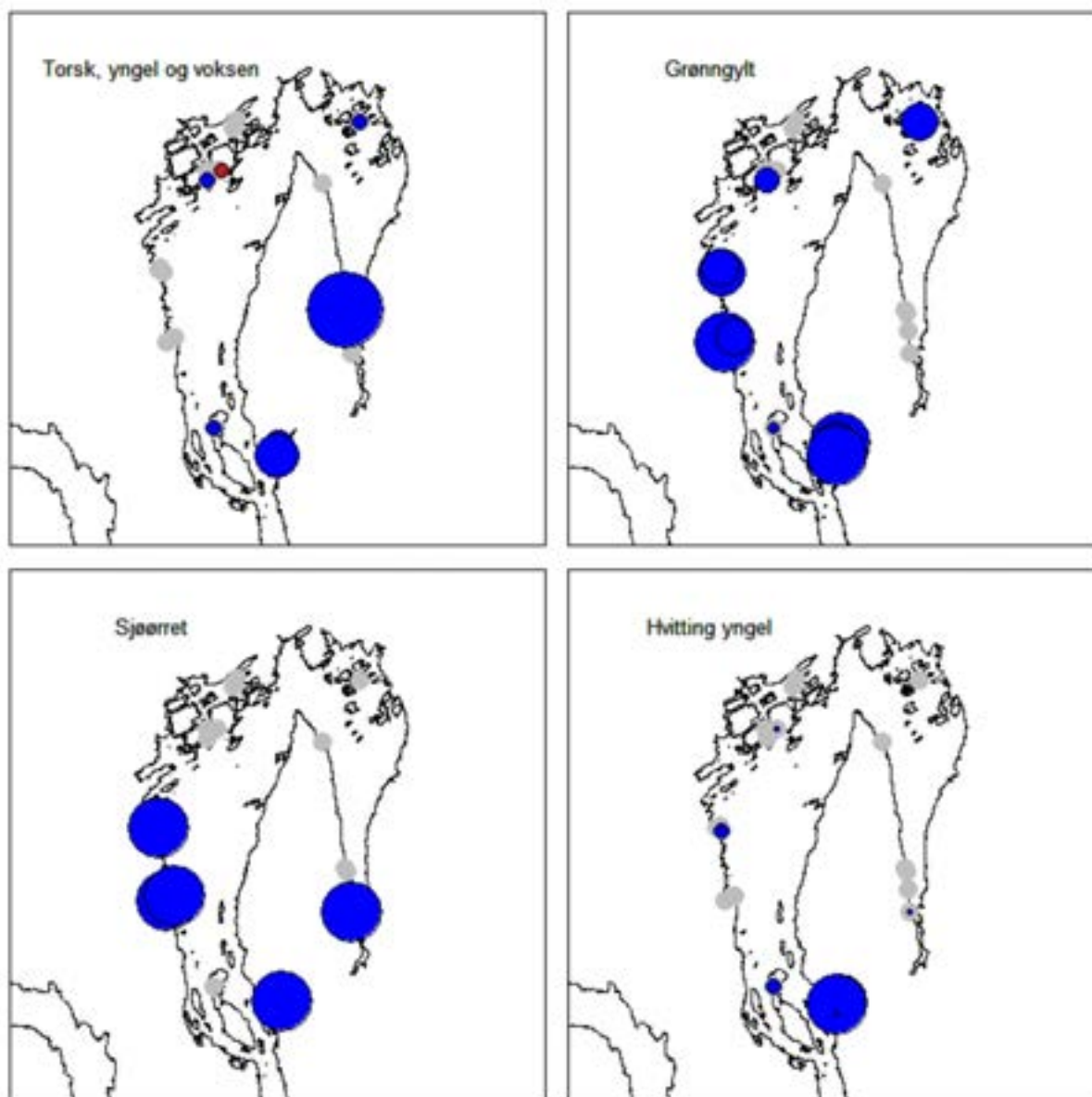
Havforskningen foretar årlige trekk med strandnot på Skagerrakkysten i september-oktober. Undersøkelsene omfatter også Indre Oslofjord fra Drøbaksundet og innover hvor det fortiden gjøres 18 trekk, hvorav 6 strandnottrekk er i Bunnefjorden og 9 i Vestfjorden. Havforskningen har rapportert strandnotundersøkelsene fra 2012 og 2013 i en egen rapport (Espeland og Knutsen, 2013). Noen av resultatene fra denne rapporten med hovedfokus på Indre Oslofjord gjengis i det etterfølgende.

10.1 Torsk

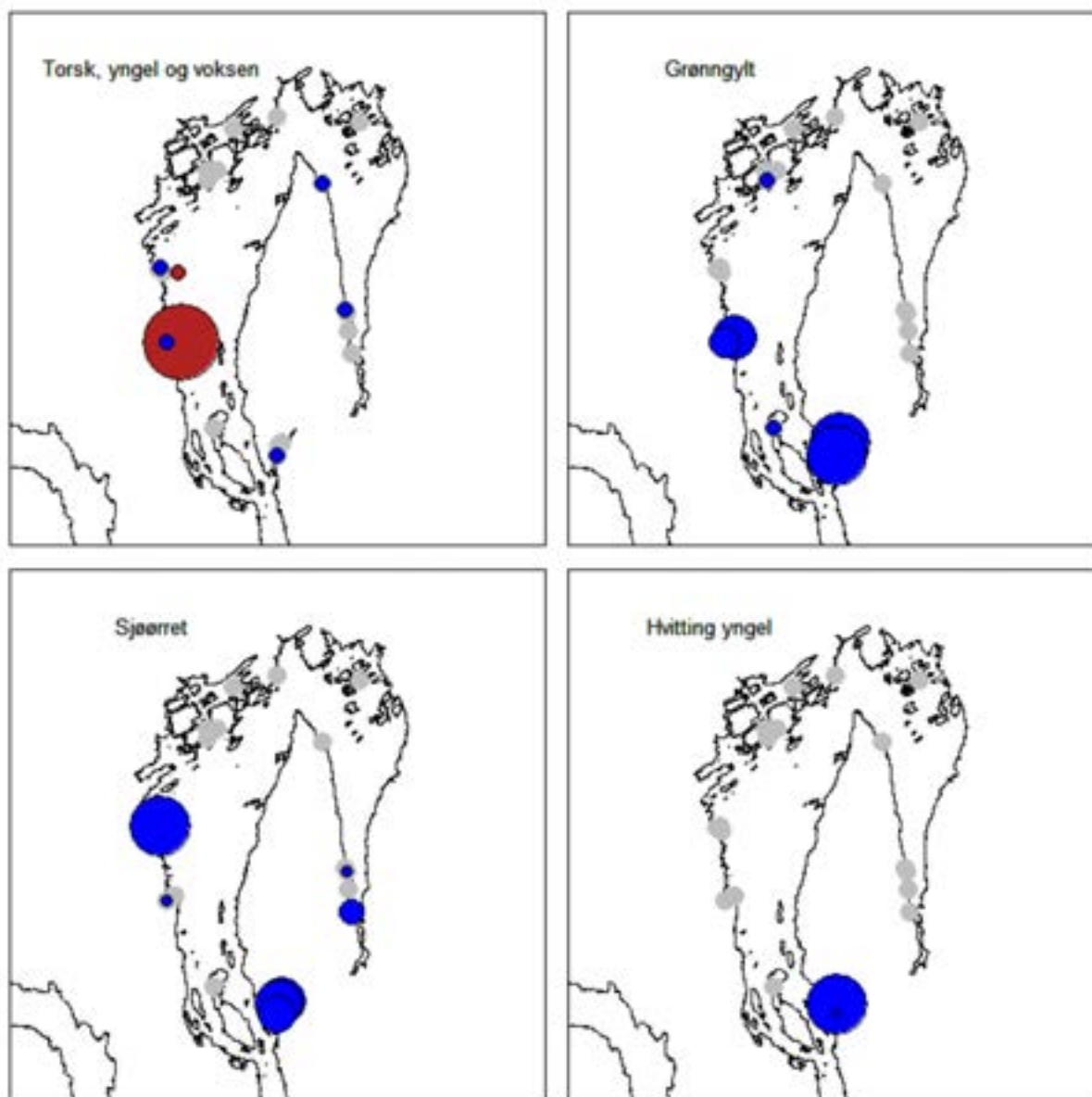
Det var generelt lite torskeyngel i indre Oslofjord. I 2012 ble det funnet flest i Bunnefjorden (**Figur 73**), men antallet var lavt. Det ble kun fanget 1 torsk eldre enn 1 år i 2012 (**Figur 73**). I 2013 var det færre torskeyngel på stasjonene i indre fjord enn i 2012 (**Figur 74**), ingen strandnottrekk gav mer enn ett individ, men det ble fanget en større mengde (5 stk.) voksen torsk på en stasjon. Det er ikke grunnlag for å si at mengden torskeyngel i fjorden var signifikant forskjellig i 2012 og 2013, og disse årene avviker ikke nevneverdig fra de lave fangstene av torsk en har hatt i Indre Oslofjord de senere år.

Utviklingen i fangsten av torsk i Indre Oslofjord fra 50-tallet og frem til i dag ses i **Figur 75**. Generelt har rekrutteringen av torsk i Oslofjorden ligget under gjennomsnittet for Skagerrak sett under ett. Siden 2000 har rekrutteringen av torsk i indre fjord vært dårlig også i forhold til langtidsgjennomsnittet for indre Oslofjord og ligger for begge årene 2012 og 2013 nær bare 10 % av langtidsgjennomsnittet. Det har ikke vært noen, over normalt, god årsklasse siden 1998 (**Figur 75**). Tidsserien viser likevel at dårlige perioder har forekommet tidligere, som etter krigen, rundt og etter 1950, samt rundt og etter 1980. Forekomsten av voksen torsk har vært tilsvarende svak. Den svake oppgangen fra 2012 til 2013 skyldes utelukkende trekket hvor det ble fanget 5 torsk og må tilskrives tilfeldig variasjon.

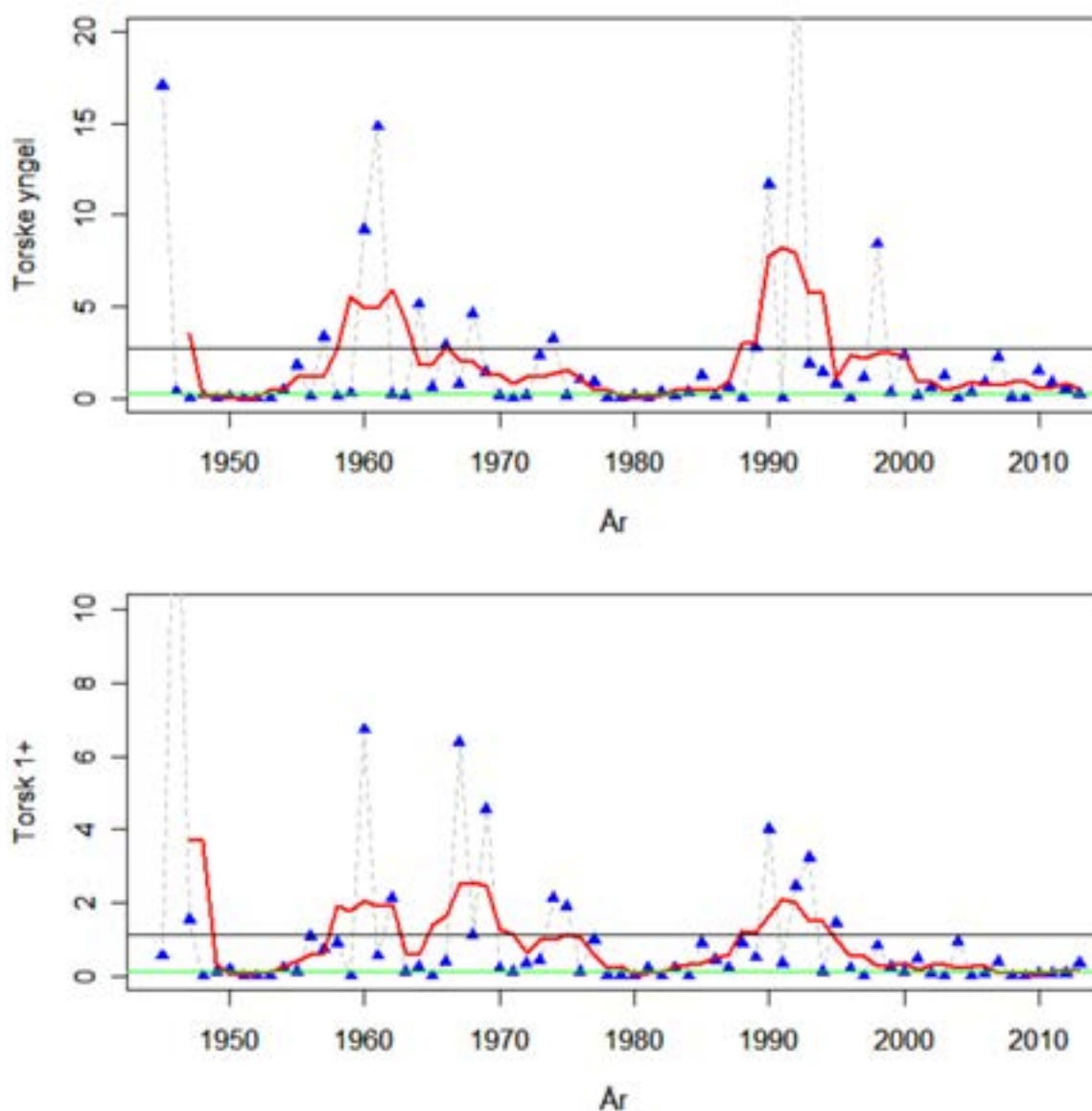
Siden november 2011 har det blitt fisket fire ganger årlig med trål (tråltrekk á 1,5 – 2 km på ca. 100 m dyp i Midtmeie (Steilene) i indre Oslofjord for å kunne få et inntrykk av fiskepopulasjonene i fjorden på dypere vann. Undersøkelsene viser at antallet av de ulike arter varierer mellom år og årstider (se kapittel 9) og artene som fanges er svært forskjellig av det en observerer ved strandnottrekkene. Fangstene av torsk varierte mellom 9 og 44 individer for hvert tråltrekk (2.5 – 10 % av fangsten).



Figur 73. Geografisk fordeling av eksempler på fangst i Indre Oslofjord og Hallangspollen i 2012. Sirklene er skalert etter mengde fangst og grå stasjoner indikerer ingen fangst. Sirklene er ikke skalert på tvers av paneler. Torsk øverst til venstre er vist som yngel (blå sirkler) og større torsk (røde sirkler). Sirklene er skalert i forhold til hverandre, og den største sirkelen tilsvarer 3 individer. Kart øverst til høyre viser tall på grønngylt (maks observert 5 individer). Kart nederst til venstre viser forekomst av sjørøret (maks ett individ) og kart nederst til høyre viser forekomst av hitting yngel (største sirkel tilsvarer 11 individer). Kilde: Espeland og Knutsen, 2013.



Figur 74. Geografisk fordeling av eksempler på fangst i indre Oslofjord og Hallangspollen i 2013. Sirklene er skalert etter mengde fangst og grå stasjoner indikerer ingen fangst. Sirklene er ikke skalert på tvers av paneler. Torsk øverst til venstre er vist som yngel (blå sirkler) og større torsk (røde sirkler). Sirklene er skalert i forhold til hverandre og største sirkel tilsvare 5 individer. Kart øverst til høyre viser antall Grønngylt (maks 4 individer). Kart nederst til venstre viser forekomst av Sjørret (maks 5 individer) og kart nederst til høyre viser forekomst av hitting yngel (største sirkel tilsvare 25 individer). Kilde: Espeland og Knutsen, 2013.

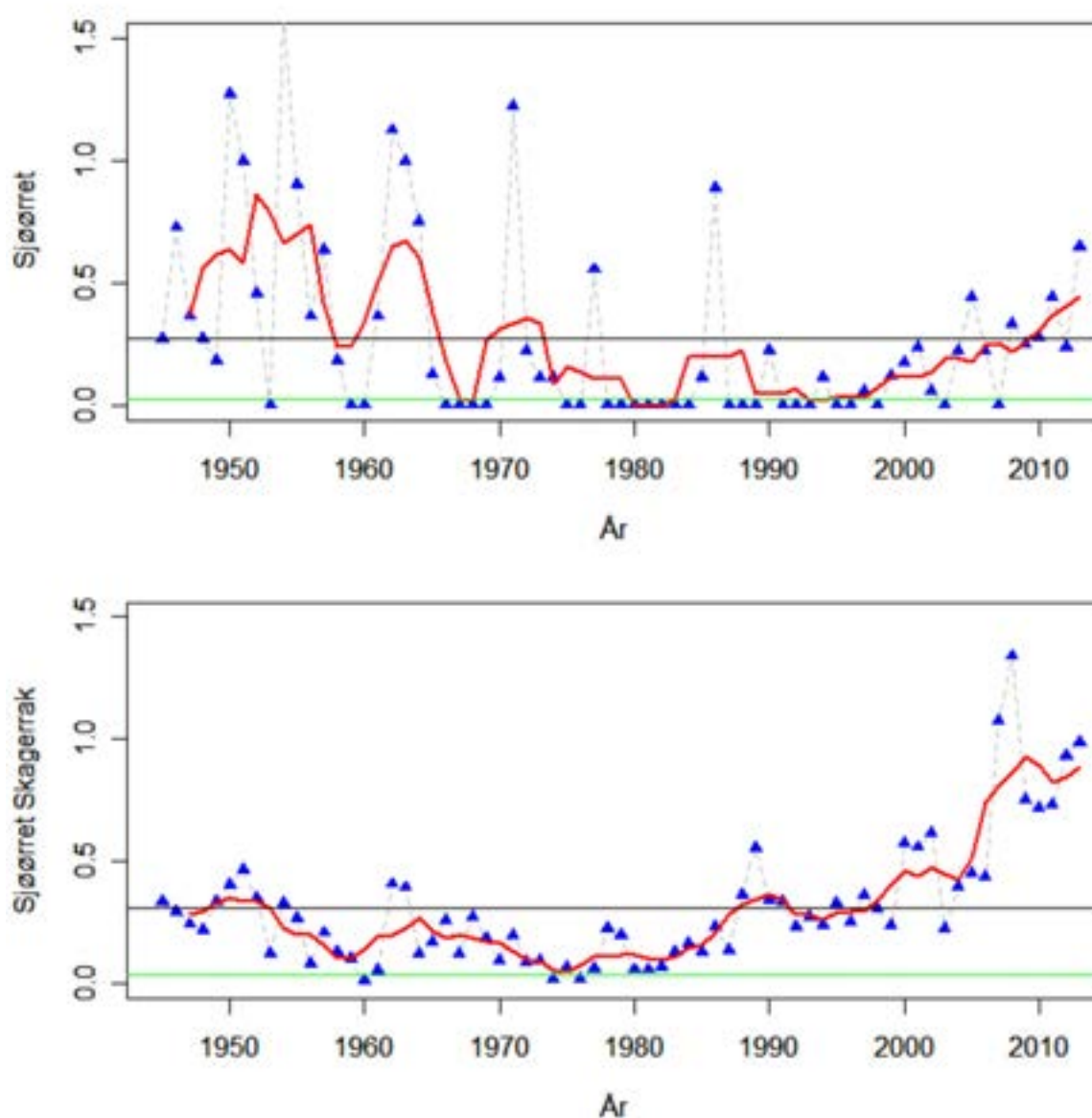


Figur 75. Utvikling av fangst av torskeyngel (0-gruppe) øverst og voksen torsk (gruppe 1+) nederst for indre Oslofjord. For hvert år er det beregnet et gjennomsnitt basert på alle stasjonene som ble tatt i indre fjord det året (blå triangler). Den røde linjen er et fem års flytende gjennomsnitt beregnet for år t som er gjennomsnittet av $t-2$ til $t+2$. Den svarte linjen er langtidsgjennomsnittet for hele dataserien. Kilde: Espeland og Knutsen, 2013.

10.2 Sjørret

Ved strandnotttrekkene i 2012 ble det tatt 5 sjørret i indre fjord. Gjennomsnittsfangsten pr stasjon i indre fjord var dette år lavere enn for resten av Skagerrak. I 2013 var imidlertid fangsten av ørret større (3.5 ganger langtidsgjennomsnittet for Skagerrak).

Sjørret har hatt en generell økning på Skagerrak i perioden etter krigen (se **Figur 76** nederst) og antallet ligger nå godt over langtidsgjennomsnittet. I Indre Oslofjord har det vært perioder tidligere, på 50 og 60 tallet, hvor det også var gode fangster av sjørret i fjorden (**Figur 76** øverst). Selv om fangstene av sjørret i Indre Oslofjord nå er bedre enn på lenge, er økningen mindre enn ellers på Skagerakkysten (**Figur 76**).



Figur 76. Sjøørret i indre Oslofjord (øverst) og Skagerrak sett under ett (nederst). De blå punktene er gjennomsnittlig antall sjøørret pr trekk for hvert år. Den røde linjen er et fem års flytende gjennomsnitt. Se mer forklaring under Figur 5. Kilde: Espeland og Knutsen, 2013.

10.3 Hvitting

Hvittingyngel ble i hovedsak kun observert i Hallangspollen (Figur 73 og Figur 74).

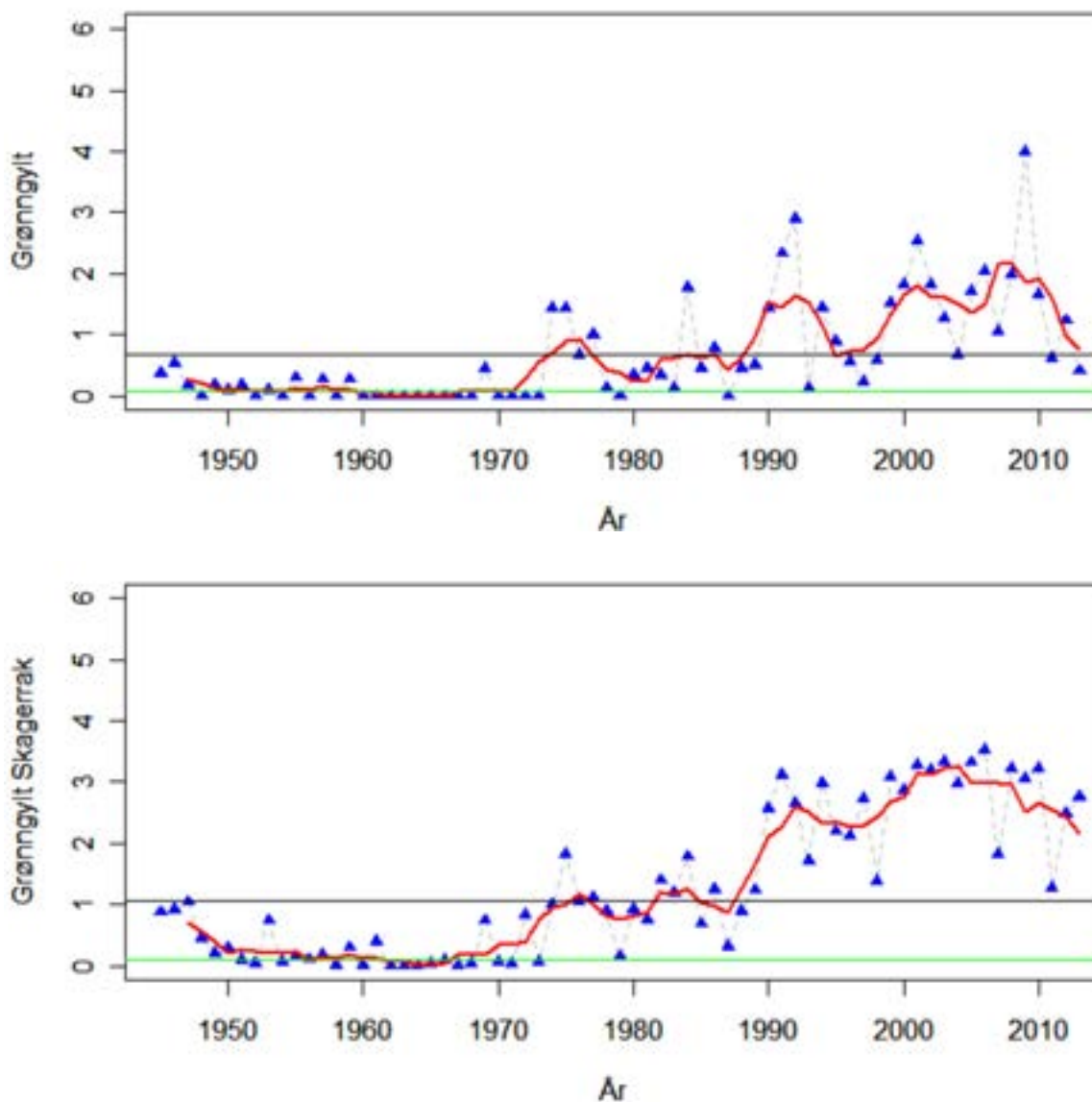
10.4 Leppefisk

Leppefiskfangstene var dominert av bergnebb som fordelte seg jevnt i området. Grønngylt ble funnet i alle trekkene i Hallangspollen, men i mindre grad innover i fjorden (se Figur 73 og Figur 73).

Leppefisk er de siste årene blitt en kommersielt interessant gruppe fisk siden den fungerer som avluser i lakseindustrien. Det er i hovedsak bergnebb, berggylt og grønngylt som fiskes kommersielt. Det ble stort sett bare fanget bergnebb og grønngylt i trekkene i indre Oslofjord. Bergnebb har over år blitt fanget i relativt stabile mengder både på Skagerrak generelt og i Indre Oslofjord.

Grønnlylt var tidligere mindre tallrik på Skagerrak, men har økt i mengde siden 70 tallet (**Figur 77**), mulig i sammenheng med økende temperatur i vannet. I indre fjord har ikke økningen vært like markant og langtidsgjennomsnittet for indre fjord er nå noe lavere enn gjennomsnittet for Skagerrak sett under ett. Siden litt før 2010 er det en tydeligere nedgang i mengde grønnlylt i Indre Oslofjord enn i Skagerrak generelt (**Figur 77**).

F



Figur 77. Grønnlylt i Indre Oslofjord (øverst) og Skagerrak sett under ett (nederst). De blå punktene er gjennomsnittlig antall grønnlylt pr trekk for hvert år. Den røde linjen er et fem års flytende gjennomsnitt. Se mer forklaring under **Figur 75**.

10.5 Referanser

Espeland, S.H. og Knutsen, H.2013. Rapport for høstundersøkelsene med strandnot i Oslofjorden 2012 og 2013. Delrapport for indre og ytre Oslofjord. HI-prosjekt nr.:10318, 24s

11. Biologiske effekter av miljøgifter på fisk

Torsk i Indre Oslofjord er høyt i næringskjeden og er derfor en art som i tillegg til å bli eksponert for miljøgifter fra omgivelsene også vil ta opp miljøgifter som oppkonsentreres i næringskjeden. Torsk er derfor en nyttig indikator på forurensningssituasjonen i fjorden. Innsamling av tidsserier gir et viktig sammenlikningsgrunnlag for å kunne fange opp eventuelle effekter forårsaket av miljøgifter.

11.1 Metode

Torsk ble i 2012 innsamlet for biologiske effektanalyser (biomarkører) ved hjelp av trål i områder ved Steilene i Indre Oslofjord og utenfor Fredrikstad i Ytre Oslofjord (**Figur 78**). Dybden i områdene er omkring 100 meter, og det ble tatt prøver av 40 torsk fra hvert område. Gjennomsnittsstørrelsen av torsken fanget i ytre Oslofjord var 45 ± 4 cm og 876 ± 264 gram, torsken fra indre Oslofjord var 47 ± 4 cm og 1027 ± 237 gram¹.

Det ble som tidligere år tatt prøver av blod, lever og muskel for biomarkøranalyser. Røde og hvite blodceller ble separert, og effekt av bly (aminolevulinsyre dehydratase aktivitet; ALA-D) ble kvantifisert i røde blodceller. Immunrespons ble kvantifisert i hvite blodceller før og etter stimulering med et simulert patogen ved måling av "respiratory burst". Påvirkning fra tjærestoffer og dioksinliknende stoffer ble kvantifisert i lever (CYP1A proteinmengde og enzymaktivitet EROD), og effekter av enkelte pesticider ble kvantifisert i muskel (acetylcholinesteraseaktivitet; AChE). Gallen ble analysert for metabolitter av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH).

11.2 Resultater og diskusjon

Det var ingen forskjell i levervekt (leversomatisk indeks; LSI), gonadevekt (gonadosomatisk indeks; GSI), eller kondisjonsfaktor mellom kjønn eller områder (**Figur 79**), noe som synes å være normalsituasjonen for fisk fra disse 2 områdene (med unntak av 2011). Verdiene for gonadevekt var tilbake til normalt i 2012, etter noe lavere verdier i torsk fra ytre Oslofjord i 2011. Torskens kondisjon kan synes å ha sunket noe de siste årene i begge områdene, men om dette er en pågående trend eller tilfeldig variasjon er for tidlig å si.

Det var høyere nivåer av metabolitter av PAH i gallen (1-OH-pyren og 3-OH-benzo[a]pyren; **Figur 80**), og også en større mengde CYP1A protein og høyere EROD aktivitet i lever i torsk fra indre Oslofjord, uavhengig av kjønn (**Figur 81**). Dette tyder på en kontinuerlig påvirkning av PAH'er, dioksiner og/eller visse PCB'er, og slik har det vært siden undersøkelsene startet i 2002.

Hvite blodceller i torsk fra indre Oslofjord hadde en høyere evne til å skille ut hydrogenperoksid, et reaktivt stoff brukt av immunsystemet til å bekjempe patogener, enn torsk fra ytre Oslofjord (**Figur 82**). Dersom cellene ble stimulert (*in vitro*) med et stoff som aktiverer immunforsvaret (PMA) ga hvite blodceller i torsk fra indre Oslofjord større respons enn hvite blodceller i torsk fra ytre Oslofjord. Sett i sammenheng med effektene i de andre biomarkørene, samt fjorårets undersøkelse av DNA skade i hvite blodceller i torsk, virker det rimelig å anta at forskjellene i basisproduksjon av hydrogenperoksid mellom områdene skyldes eksponering for miljøgifter, da kanskje særlig PAH (Reynaud & Deschaux, 2006). Respons etter eksponering for immunsystemaktiverende stoffer viste seg å være avhengig av hvilket område fisken kom fra. Faktorer som kan forklare denne forskjellen mellom områdene kan være genetiske forskjeller mellom populasjoner, fødetilgang, sykdomsbilde, reproduksjonsstatus, kondisjon, men det kan også være en effekt av kronisk eksponering for miljøgifter.

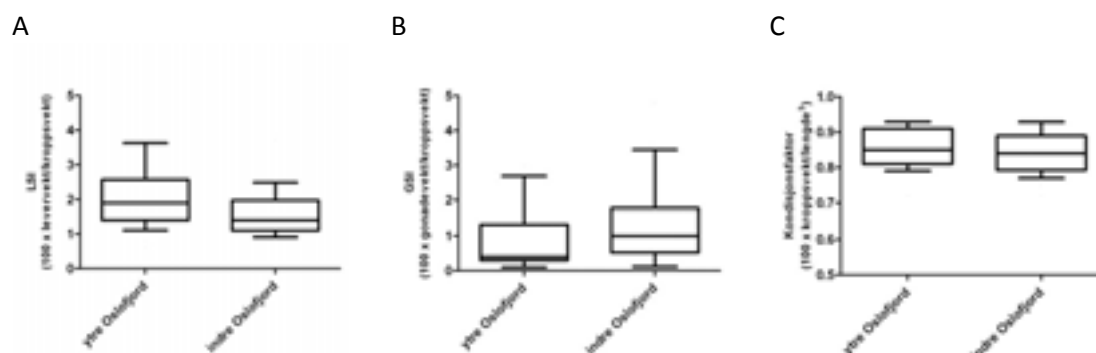
¹ alle mål i gjennomsnitt \pm standardavvik

Det var forskjeller i aktivitet av enzymet AChE i torsk mellom områdene. Som tidligere viser resultatene for AChE at det er større påvirkning på torsk fra stoffer som påvirker nervesystemet utenfor Hvaler enn i Indre Oslofjord, noe som kan skyldes tilførsler til områdene fra Glomma eller i kyststrømmen.

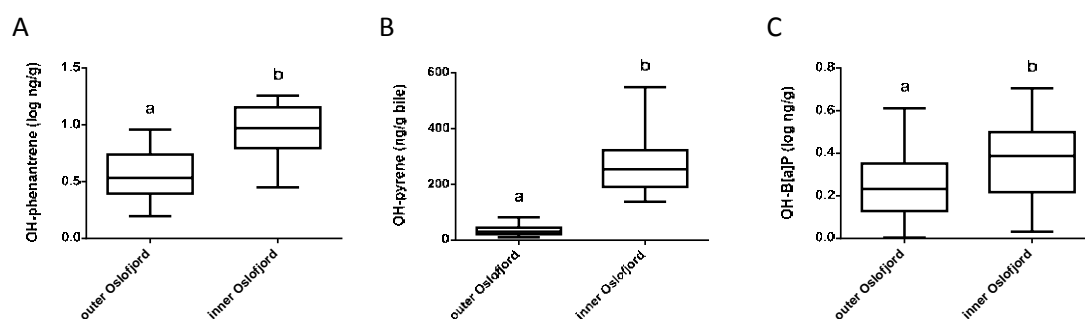
Det var ingen forskjell i aktivitet av enzymet ALA-D i røde blodceller mellom områdene (**Figur 81**). Generelt de siste årene (siden 2009; unntak 2011) har det ikke blitt funnet forskjeller mellom områdene i denne markøren som er spesifikk for blyeksponering. Dette tegner et generelt bilde av at metalleksponeringen av torsk i indre Oslofjord har blitt redusert siden 2002.



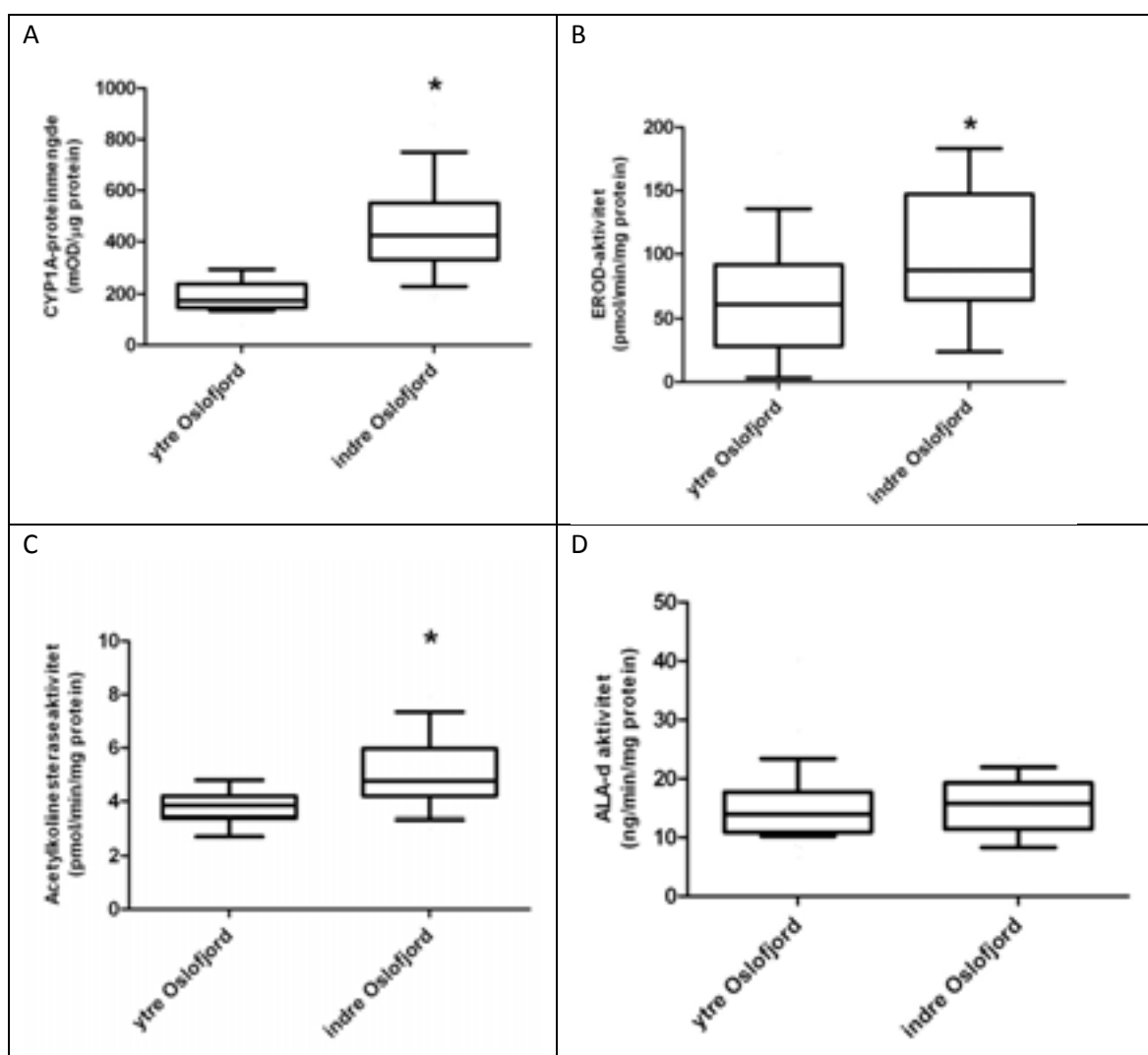
Figur 78. Oversiktskart over trålområder for innsamling av torsk i Indre -og Ytre Oslofjord.



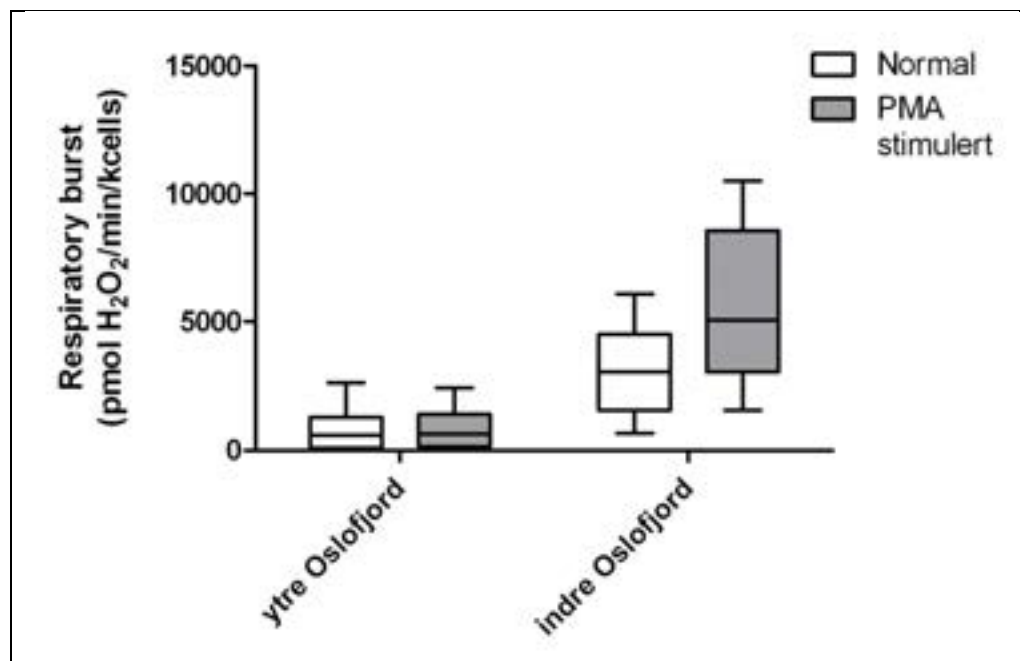
Figur 79. Det var ingen forskjeller i (A) leversomatisk indeks, (B) gonadosomatisk indeks eller (C) kondisjonsfaktor mellom kjønn eller områder for torsk fra Ytre -og Indre Oslofjord (ANOVA, 2-veis, kjønn & sted).



Figur 80. Det var ingen forskjell i konsentrasjonen av 1-OH-fenantren i galle mellom fisk fra Ytre -og Indre Oslofjord (A). Det var høyere konsentrasjoner av metabolittene (B) 1-OH-pyren og (C) 3-OH-benzo[a]pyren i galle i torsk fra Indre Oslofjord sammenliknet med torsk fra Ytre Oslofjord (ANOVA, 2-veis, kjønn & sted, $p < 0.005$).



Figur 81. Det var en større mengde CYP1A protein i lever (A; ANOVA, $p < 0.0001$), og en høyere enzymaktivitet av CYP1A i lever (B; EROD; ANOVA, $p < 0.001$) og acetylcholinesterase i muskel (C; ANOVA, $p = 0.005$) i torsk fra Indre Oslofjord sammenliknet med torsk fra Ytre Oslofjord. Det var ingen forskjell i ALA-d aktivitet i røde blodceller (D; ANOVA, $p = 0.5$) i torsk mellom områdene. Det var heller ingen forskjeller i biomarkørene mellom kjønn.



Figur 82. Hvite blodceller fra fisk i ytre Oslofjord reagerte lite på PMA stimulan, mens celler fra fisk i indre Oslofjord hadde en høyere basisaktivitet og reagerte kraftigere på PMA stimulan (ANOVA, 2-veis, interaksjon område vs stimulan $p=0.0192$).

11.3 Referanser

Reynaud, S., Deschaux, P., 2006. The effects of polycyclic aromatic hydrocarbons on the immune system of fish: A review. *Aquat. Toxicol.* 77, 229-238.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no