

Overvåking av Indre Oslofjord i 2011- Vedleggsrapport



RAPPORT

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

NIVA Midt-Norge

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

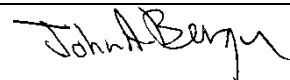
Tittel Overvåking av Indre Oslofjord i 2011- Vedleggsrapport	Løpenr. (for bestilling) 6372-2012	Dato 13.6.2012
	Prosjektnr. Undernr. O-11052	Sider Pris 153
Forfatter(e) John Arthur Berge, Rita Amundsen, Kristoffer Bergland, Birger Bjerkeng, Janne Gitmark, Jakob Gjørseter (HI), Tor Fredrik Holt, Ketil Hylland, Torbjørn M. Johnsen, Halvor Knutsen (HI), Tone Kroglund, Esben M. Olsen (HI), Øystein Paulsen (HI), Anna Birgitta Ledang, Evy R. Lømsland, Jan Magnusson, Thomas Rohrlack, Kai Sørensen	Fagområde Marine miljøgifter	Distribusjon
	Geografisk område Oslo, Akershus og Buskerud	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord	Oppdragsreferanse M. Sunde
---	-------------------------------

Sammendrag

Tilførslene av næringssalter til Indre Oslofjord nådde et maksimum på 1970-tallet. Rensetiltakene har senere gitt reduserte utslipp. Etter et minimum i 2003-2004 har tilførslene økt noe, men har vært nær stabile de siste 4 år. Utslppsreduksjonene har medført at oksygenforholdene i fjorden har blitt bedre. I 2010 og i starten på 2011 var det en omfattende dypvannsfornyelse som ga gode oksygenforhold i fjordens hovedbasseng. For fjorden innenfor Drøbak ble ca. 73 % av vannet mellom 20 meters dyp og bunn skiftet ut i 2011 (omtrent som et gjennomsnittså). Vannkvaliteten har blitt betydelig bedre i overflateag i løpet av de siste fire tiår. Mye nedbør og overflateavrenning sommerstid gjorde at vannkvaliteten i 2011 ikke var like god som det som har vært vanlig siden tusenårsskiftet. Algemengden i fjordens overflatevann i 2011 var imidlertid nær gjennomsnittet for tidligere år. Forekomsten av reker var relativt god i Lysakerfjorden i 2011, men var lavere lengre utover i Vestfjorden. Strandnottrekk i Indre Oslofjord i 2011 tyder ikke på at en har hatt noen god rekruttering av torsk. Horisontalutbredelsen av tang viste en positiv utvikling i Vestfjorden og Bunnefjorden, og negativ utvikling i sørlige deler av Vestfjorden og Drøbak-området. Undersøkelser av algevegetasjonen i 2011 tyder på at det har vært små endringer siden 2000/01, men artsrikdommen er likevel større enn på 70-tallet. Siden undersøkelsene i 1981 er det stort sett blitt registrert en økning av nedre voksegrense for alger. Dette indikerer bedre forhold i overflatevannet. Resultatene fra de siste ti årene har vist at det blir gradvis mindre effekter av miljøgifter på torsk i Indre Oslofjord.

Fire norske emneord 1. Forurensningsovervåking 2. Indre Oslofjord 3. Hydrografi/hydrokemi 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



Kristoffer Næs
Forskningsdirektør

Overvåking av Indre Oslofjord i 2011- 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 Biologisk institutt, Universitetet i Oslo. Den faglige styringen av overvåkingsundersøkelsene er delegert til Utvalg for miljøovervåking. Utvalgets medlemmer i 2011 var:

<i>Ski kommune:</i>	<i>Knut Bjørnskau (leder)</i>
<i>Oslo kommune:</i>	<i>Hanne Tomter(vara for leder)</i>
<i>Akershus fylkeskommune:</i>	<i>Stig Hvoslef/Hilde Birkeland</i>
<i>Universitetet i Oslo, Biologisk institutt:</i>	<i>Ketil Hylland/Stein Fredriksen</i>
<i>Bærum kommune:</i>	<i>Brit Aase</i>
<i>Oppgård kommune</i>	<i>Ida Egge Johnsen</i>
<i>Fylkesmannen i Oslo og Akershus:</i>	<i>Simon Haraldsen</i>

Mette Sunde fra Oslo kommune har vært utvalgets sekretær

John Arthur Berge har vært prosjektleder hos NIVA.

Foreliggende rapport fremlegger hovedresultater fra 2011, inklusiv en del vedleggsdata. Rapporten er ment som et supplement til en mer kortfattet rapport (NIVA-rapport nr. 6371).

I rapporten inngår også resultater fra strandnotundersøkelser foretatt av Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen. Disse undersøkelsene er utført i et separat prosjekt for Fagrådet for vann - og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord.

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.

Anna Birgitta Ledang har vært toktleder på de hydrografiske toktene i første halvdel av 2011 og har hatt ansvaret for utarbeidelse av toktrapportene ifm disse toktene. I siste halvår av 2011 overtok Bjørnar Beylich toktlederansvaret, mens Birger Bjerkeng utarbeidet toktrapportene. Birger Bjerkeng har også hatt hovedansvaret for å utarbeide hydrografi og hydrokjemidelen i denne rapporten.

Kai Sørensen har hatt ansvaret for observasjoner og drift av FerryBox-data, og Are Folkestad har bidratt til bearbeidelse av FerryBox-data. Torbjørn Johnsen og Evy R. Lømsland har analysert planteplankton og har skrevet kapitlene om dette. Thomas Rohrlack har hatt ansvaret for arbeid knyttet til registreringene av blågrønnalger i Årungselva. Øystein Paulsen, Halvor Knutsen, Esben M. Olsen og Jakob Gjørseter ved Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen(HFF) har bidratt i forbindelse med undersøkelsene med strandnot. John Arthur Berge har sammen med Rita Amundsen (UiO) gjennomført trålingen etter reker og skrevet om resultatene. Ketil Hylland og Tor Fredrik Holth har hatt ansvaret for undersøkelser av biologiske effekter av miljøgifter. Janne Kim Gitmark har hatt ansvaret for kartlegging av fauna og flora i Bunnefjorden og undersøkelsene ifm. kartleggingen av nedre voksegrense for alger. Tone Kroglund har hatt ansvaret for undersøkelsene av horisontalutbredelsen av tang og algenes dekningsgrad.

Oslo, 13. juni 2012

John Arthur Berge

Innhold

Sammendrag	7
Summary	9
1. Bakgrunn	11
1.1 Næringssalttilførsler	11
1.2 Vind, nedbør og lufttemperatur	11
2. Hydrografi og hydrokjemi	15
2.1 Måleprogram 2011	15
2.2 Saltholdighet, temperatur og tetthet	16
2.2.1 Saltholdighet, temperatur og tetthet i hele vannsøylen	16
2.2.2 Overflatevannets temperatur i Bunnefjorden og i Drøbaksundet	20
2.2.3 Dypvannsfornyelser	21
2.3 Utviklingen av oksygenforhold i 2011 i hovedbassengene	23
2.4 Langtidsendringer i oksygenforhold	24
2.4.1 Bunnefjorden	24
2.4.2 Lysakerfjorden	28
2.4.3 Vestfjorden	29
2.4.4 Drøbaksundet	35
2.4.5 Bekkelagsbassenget	37
2.4.6 Bærumsbassenget.	39
2.5 Klorofyll, siktdyp og næringssalter	40
2.5.1 Klorofyll-observasjoner fra Vestfjorden (4 m dyp) med FerryBox	40
2.5.2 Siktdyp, planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) og næringssalter i overflatelaget i juni til august	42
2.5.3 Næringssaltkonsentrasjoner i overflatelaget vinterstid (desember-februar)	48
2.5.4 Kjemiske forandringer i næringssaltinnholdet i dypvannet	60
2.6 Referanser 2011	64
3. Planteplankton i Indre Oslofjord – Vestfjorden	66
3.1 Materiale og metode	66
3.2 Resultater	66
3.3 Rådata – plantplankton 2011	69
4. Transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden	75
5. Horisontalutbredelse av tang	77
5.1 Innledning	77
5.2 Materiale og metode	77
5.3 Resultater og diskusjon	79
5.4 Konklusjoner/oppsummering	86
5.5 Referanser	86

6. Organismesamfunn i strandsonen	88
6.1 Innledning	88
6.2 Metode	88
6.2.1 Stasjonsvalg og prøvetakingstidspunkt	88
6.2.2 Ruteanalyser (kvantitativ registrering)	89
6.3 Resultater	91
6.3.1 Dagens tilstand	91
6.3.2 Sammenligning med tidligere undersøkelser	93
6.3.3 Endringer på de enkelte stasjonene	94
6.4 Konklusjoner/oppsummering	96
6.5 Referanser	99
6.6 Vedleggstabeller for dekningsgrad 2001-2011	101
6.7 Vedleggstabeller for artssammensetning 1974-2011	104
7. Nedre voksegrense for alger/vertikalfordeling av kråkeboller	107
7.1 Innledning	107
7.2 Metode	107
7.3 Resultater	108
7.3.1 Presentasjon av utviklingen for hver stasjon	108
7.4 Konklusjoner/oppsummering	116
7.5 Referanser	117
7.6 Transektregistreringer i 2011 på stasjon 1–7	118
8. Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden	125
8.1 Innledning	125
8.2 Metode	125
8.3 Foreløpige resultater	129
8.4 Referanser	131
9. Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos)	132
9.1 Innledning	132
9.2 Metode	132
9.3 Resultater og diskusjon	132
9.4 Referanser	140
10. Strandnottrekk	141
10.1 Metode	142
10.2 Resultater og diskusjon	142
10.2.1 Referanser	149
11. Biologiske effekter av miljøgifter på fisk	150
11.1 Metode	150
11.2 Resultater og diskusjon	150
11.3 Referanser	153

Sammendrag

Denne rapporten presenterer resultatene fra overvåkingen foretatt for Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord i 2011. En mer kortfattet beskrivelse av resultatene er presentert i en populærrapport (l. nr.6371). Undersøkelsene omfatter fysiske, kjemiske og biologiske forhold. Overvåkingen i 2011 ble gjennomført av NIVA i samarbeid med Biologisk Institutt ved Universitetet i Oslo (UiO). Havforskningsinstituttet (HI) har også vært involvert.

De lokale tilførselene av næringssalter via kommunalt avløpsvann til Indre Oslofjord har blitt betydelig redusert siden 1985. Tilførselene nådde et minimum i 2003 for deretter å øke noe, men har holdt seg nær konstant de siste 4 år. Konsentrasjonen av Tot-N og Tot-P i overflatevannet vinterstid har på lang sikt blitt redusert. 2011 viste likevel en svak økning i forhold til de nærmeste årene før. Selv om miljøet i Indre Oslofjord er blitt stadig bedre, så kan utslipp i fm. en eventuell fremtidig befolkningstilvekst og mulige klimaendringer bli et økende problem i årene fremover.

En betydelig dypvannsfornyelse i fjorden i 2010 og tidlig i 2011 har gitt gode oksygenforhold nær bunnen både i Vestfjorden og Bunnefjorden i 2011. For fjorden innenfor Drøbak ble ca. 73 % av vannet mellom 20 meters dyp og bunn skiftet ut i 2011 mot ca. 90 % i 2010. Vannutskiftningen i 2011 var omtrent som et gjennomsnittså, men dypvannsutskiftningen kom tidlig og stagnasjonsperioden ble derfor lang dette år. Dypvannsfornyelsen til Vestfjorden var konsentrert omkring årsskiftet 2010/2011, og ga en rask reduksjon av temperaturen i dypvannet. Utover vinteren og sommeren 2011 sank temperaturen ytterligere pga. vertikal blanding med en kald vannmasse ovenfor slik at en etter noe år med temperaturøkning påny oppnådde temperaturer i bunnvannet som på 80-tallet før temperaturstigningen.. Oksygeninnholdet i dyplagene nådde et maksimum i januar 2011 og avtok deretter jevnt utover året, men selv i dypområdene i Bunnefjorden var oksygenkonsentrasjonen 1-2 ml/l i desember 2011.

Det nye Bekkelaget renseanlegg ble etablert høsten 2001. Før dette var det ofte hydrogensulfidholdig vann og dårlige oksygenforhold i Bekkelagsbassenget. Etter etablering av det nye anlegget med et dyputslipp med ferskvann på 50 m dyp, er oksygenkonsentrasjonene blitt betydelig bedre og oksygenforholdene i Bekkelagsbassenget var 2011 de beste som er observert siden 2001. Det er også indikasjoner på at den positive effekten av dyputslipp av ferskvann i Bekkelagsbassenget også har forplantet seg noe til de intermediære vannmassene i Bunnefjorden.

Vannkvaliteten har blitt betydelig bedre i fjordens overflatelag i løpet av de siste fire tiår. Mye nedbør og overflateavrenning sommerstid gjorde imidlertid at vannkvaliteten i 2011 ikke var like god som det som har vært vanlig siden tusenårsskiftet. Algemengden i fjorden i 2011 var imidlertid nær gjennomsnittet for tidligere år.

Også i 2011 var det en betydelig transport av blågrønnalger via Årungselsva til Bunnefjorden. Transporten førte imidlertid ikke med seg giftige forbindelser slik at det ikke var nødvendig å gå ut med noen advarsler mot bading slik som i 2007.

Forekomsten av reker var relativt god i Lysakerfjorden i 2011, men var lavere lengre utover i Vestfjorden. Dypvannsreken, *Pandalus borealis* ble imidlertid ikke observert i noen av prøvene.

Store deler av Skagerrakkysten opplevde en kraftig årsklasse juvenil torsk i 2011. I nasjonal sammenheng har tettheten av torskeegg i indre Oslofjord tidligere vært god. Likevel tyder ikke resultater fra strandnottrekk i Indre Oslofjord i 2011 på at en har hatt noen god rekruttering av torsk til de habitatene som dekkes av strandnottrekkene.

Horisontalutbredelsen av tang har vist store endringer de siste årene i form av en positiv utvikling i Vestfjorden og Bunnefjorden, og negativ utvikling i sørlige deler av Vestfjorden og Drøbak-området. Undersøkelser av algevegetasjonen tyder på at det har vært små endringer siden 2000/01, men artsriksdommen er likevel større enn på 70-tallet. Siden undersøkelsene i 1981 er det stort sett blitt registrert en økning av nedre voksegrense for alger, noe som indikerer bedre forhold i overflatevannet.

Resultatene fra de siste ti årene har vist at det blir gradvis mindre effekter av miljøgifter på torsken i Indre Oslofjord. Det er likevel fremdeles utfordringer i fjorden, idet en har klart høyere nivåer av PCB i torsk fra Indre Oslofjord enn i fisk fra ytre fjord ved Færder. Resultatene tyder heller ikke på at PCB-nivåene i fisk er på vei ned.

Summary

Title: Monitoring the pollution status of the Inner Oslofjord 2011 - Appendix Report

Year: 2012

Author: John Arthur Berge, Rita Amundsen, Kristoffer Bergland, Birger Bjerkeng, Janne Gitmark, Jakob Gjørseter, Tor Fredrik Holt, Ketil Hylland, Torbjørn M. Johnsen, Halvor Knutsen, Tone Kroglund, Esben M. Olsen, Øystein Paulsen, Anna Birgitta Ledang, Evy R. Lømsland, Jan Magnusson, Thomas Rohrlack, Kai Sørensen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6107-3

This report presents results from monitoring performed in the Inner Oslo fjord in 2011 for the municipalities surrounding the fjord. A shorter version of the report can be found in NIVA report no.6371. The monitoring was conducted by Norwegian Institute for Water Research (NIVA) in cooperation with the Department of Biology, University of Oslo (UiO). Institute of Marine Research (IMR) has also been involved. The monitoring includes physical, chemical and biological conditions in the fjord.

The local inputs of nutrients via municipal wastewater to the Inner Oslo fjord have been significantly reduced since 1985. The discharge of nutrients reached a minimum in 2003 and was followed by slight increase, but has remained almost unchanged over the past 4 years.

The concentration of Tot-N and Tot-P in surface waters during the winter has shown a long-term decline. The data from 2011 did however show a slight increase compared to the years just before. Although the environment conditions in the inner Oslo fjord has improved, the prognosis for growth of the human population in the area surrounding the fjord and possible climatic change can release new or increased environmental challenges in the future.

A significant deep-water renewal was observed in the fjord in 2010 and early 2011. This has resulted in good oxygen conditions in the bottom water both in the southern part of the fjord (Vestfjorden) and the innermost part (Bunnefjorden) in 2011.

Approximately 73 % of the water between 20 meters deep and the bottom in the Inner Oslofjord was replaced in 2011 (90 % in 2010). Deep water renewal was near to average in 2011, but the deep-water exchange came early and the following stagnation period was consequently relatively long this year. The oxygen concentration in the deeper parts reached a maximum in January 2011 and then declined steadily throughout the year, but even in the deep areas in Bunnefjorden oxygen concentration was 1-2 ml/l in December 2011.

The deep water renewal of Vestfjorden took place around the turn of the year 2010/2011, and resulted in a rapid reduction of temperature in the deep water. During winter and summer of 2011 the temperature in the deep water dropped further due to vertical mixing with a cold water mass above. This caused the temperature to reach levels similar to before a long term the temperature rise observed since the late 1980ties.

A new sewage treatment plant was established at Bekkelaget in 2001. Before this hydrogen sulphide and low oxygen conditions was regularly observed in the water body (Bekkelagsbassenget) receiving the discharges. After the establishment of the new treatment facility with a discharge of fresh water at 50 m depth, oxygen concentrations have significantly improved in the recipient. Oxygen conditions in

Bekkelagsbassenget were in 2011 the best that has been observed since 2001. There are also indications that the positive effect of deep water discharge in Bekkelagsbassenget has spread to some of the intermediate water in the adjacent Bunnefjorden area.

Water quality has been significantly improved in the surface layer of the fjord during the last four decades. High precipitation and surface runoff during the summer 2011 did, however result in a water quality that was not as good as has been common since the millennium. The amount of algae in the fjord in 2011, however, was close to the average of previous years.

Also in 2011 there was a significant transport of blue-green algae through Årungselsva to Bunnefjorden. The blue-green algae did not contain toxic compounds and it was therefore not necessary to issue warnings against swimming as in 2007.

There was relatively large number of prawns in the innermost part of the fjord (Lysakerfjorden) in 2011, but with less amounts further out (Vestfjorden). The edible prawn (*Pandalus borealis*) was however not observed in any of the samples in 2011.

Large parts of the Skagerrak coast experienced a strong year class of juvenile cod in 2011. In a national context, the density of cod eggs in the Inner Oslofjord has previously been good. Despite this there seems not to have been any significant recruitment of cod to the habitats sampled with beach seine in the Inner Oslo fjord in 2011.

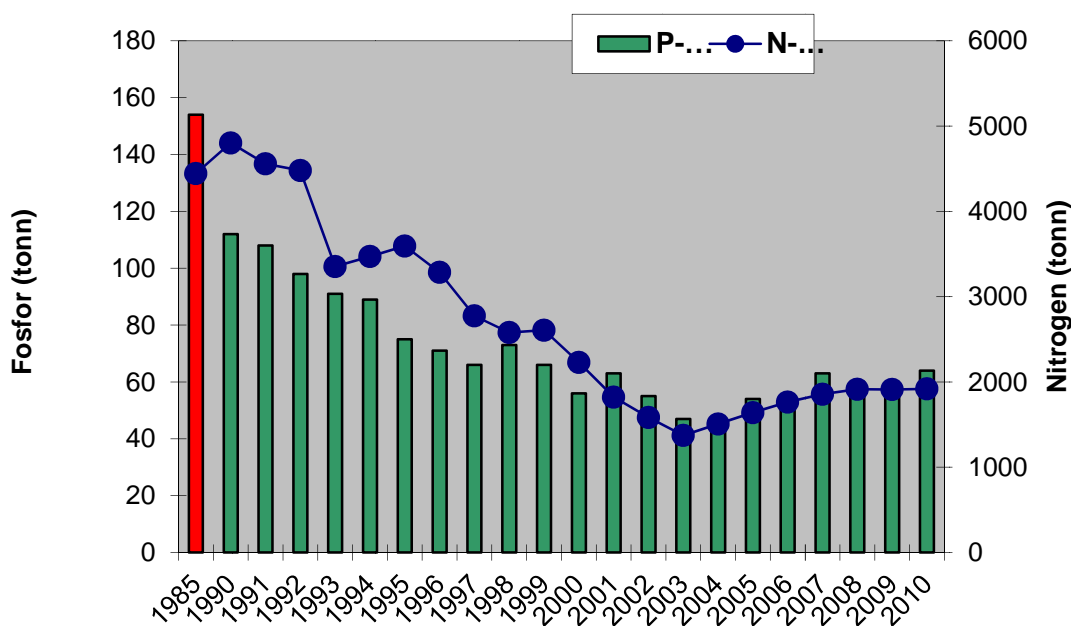
Horizontal distribution of seaweeds showed significant changes in recent years in terms of a positive development in most of the Vestfjorden and Bunnefjorden areas and a negative development in the southern parts of Vestfjorden and Drøbak area. Our studies of the algal vegetation suggest that there has been little change since 2000/01, but species richness is still higher than in the 70s. Since the investigations in 1981, a slight increase of the lower depth limit for growth of benthic algae is indicated. This observation indicates that the conditions in the surface waters have improved.

The results of the last ten years have shown that it becomes progressively less effects of pollutants in cod in the inner Oslo fjord. However, there are still challenges in the fjord, as one still has much higher levels of PCBs in cod from the Inner Oslo fjord than in fish from the outer fjord (Færder) and a reduction in the PCB-levels in cod from the inner fjord are not yet observed.

1. Bakgrunn

1.1 Næringsstofftilførsler

Overvåkingen er et redskap for å forbedre fjordens miljøkvalitet og kontrollere dens tilstand. Overvåkingen av Indre Oslofjord har siden starten i 1973 vært konsentrert om å følge fjordens svar på gjennomførte rensertiltak rettet mot tilførslene av næringsstoffer (nitrogen og fosfor) og organisk stoff, dvs. stoffgrupper som bidrar til overgjødning eller eutrofieringseffekter. De lokale forurensnings-tilførslene til Indre Oslofjord har blitt betydelig redusert siden midten av 1970-tallet (Figur 1).

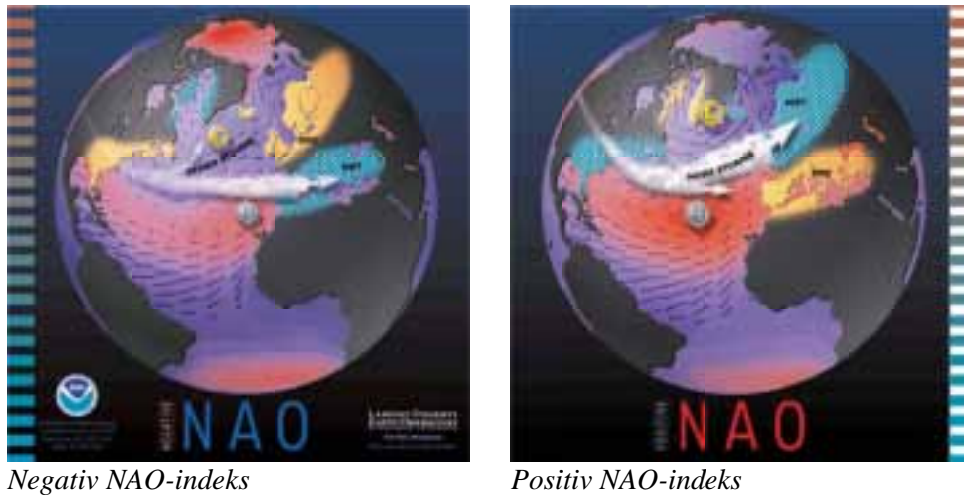


Figur 1. Menneskeskapt tilførsel av fosfor og nitrogen (tonn/år) 1990-2010 sammenlignet med tilførslene i 1985. Reduksjonen var omtrent 70 % i 2003 men har blitt noe mindre i de senere år.

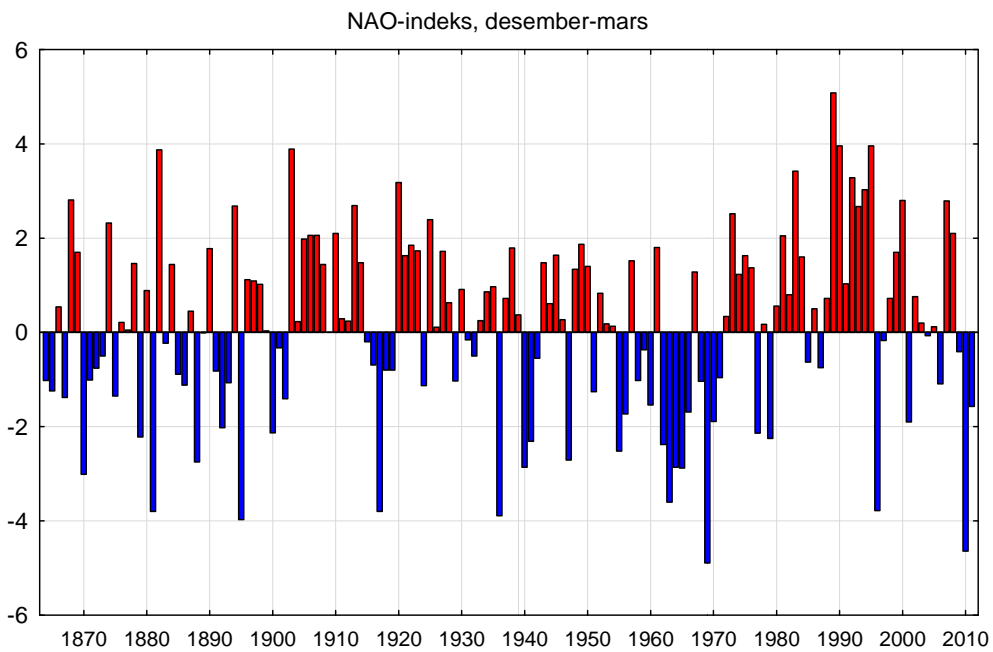
1.2 Vind, nedbør og lufttemperatur

Stor dypvannsfornyelse i 2010 og en middels stor dypvannsfornyelse i 2011 har gitt gode oksygenforhold både i Vestfjorden og Bunnefjorden.

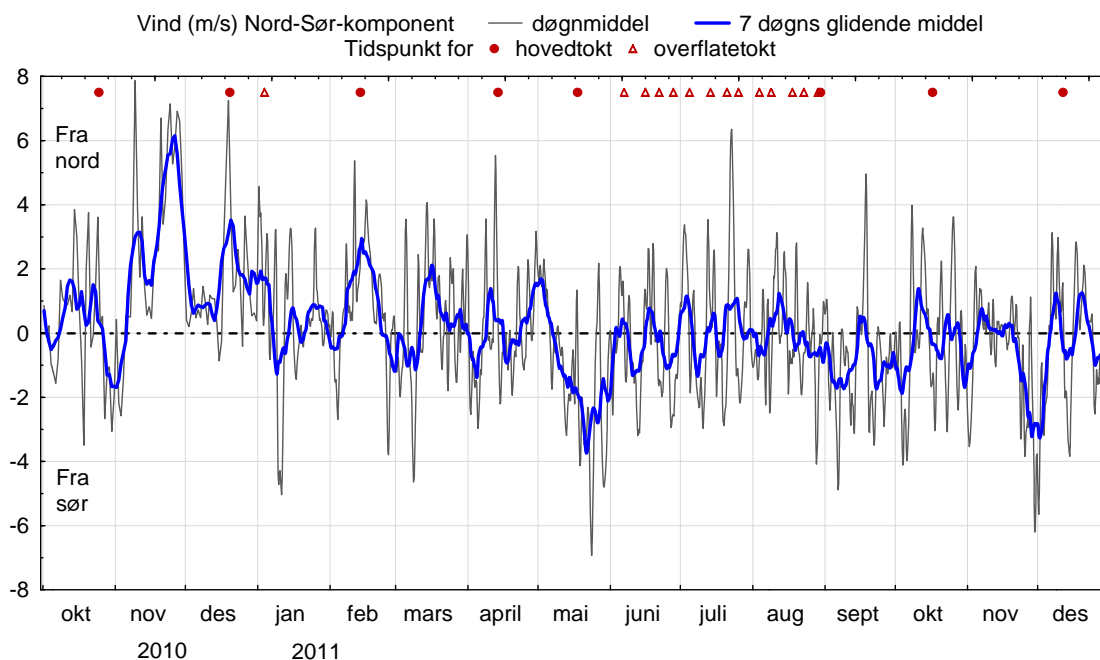
North Atlantic Oscillation (NAO) indeks gir informasjon om værforhold som igjen påvirker graden av dypvannsfornyelse i Indre Oslofjord. (Figur 2). Positiv indeks fører mild og fuktig luft inn over Sør-Norge og sørlige vinder er vanlige, mens negativ indeks gir vinter med kald og tørr luft og større frekvens av nordlige vinder. Lengre perioder av sterke nordlige vinder genererer dypvannsfornyelsen i fjorden. NAO indeksen (North Atlantic Oscillation) for vinteren 2011 var negativ, om ikke så sterkt som i 2010 (Figur 3). Det var dominerende nordavind i hele tidsrommet fra tidlig i november 2010 og ut første uke i januar 2011 (Figur 4), og det har gitt en relativt god dypvannsfornyelse også i 2011 (kapittel 2.2.3).



Figur 2. Den Nordatlantiske svingningen (NAO-indeksen), er variasjonen i forskjellen mellom lufttrykket over Lisboa, Portugal and Stykkisholmur/Reykjavik. (Kilde: <http://www.ideo.columbia.edu/NAO> av Martin Visbeck, Columbia University).



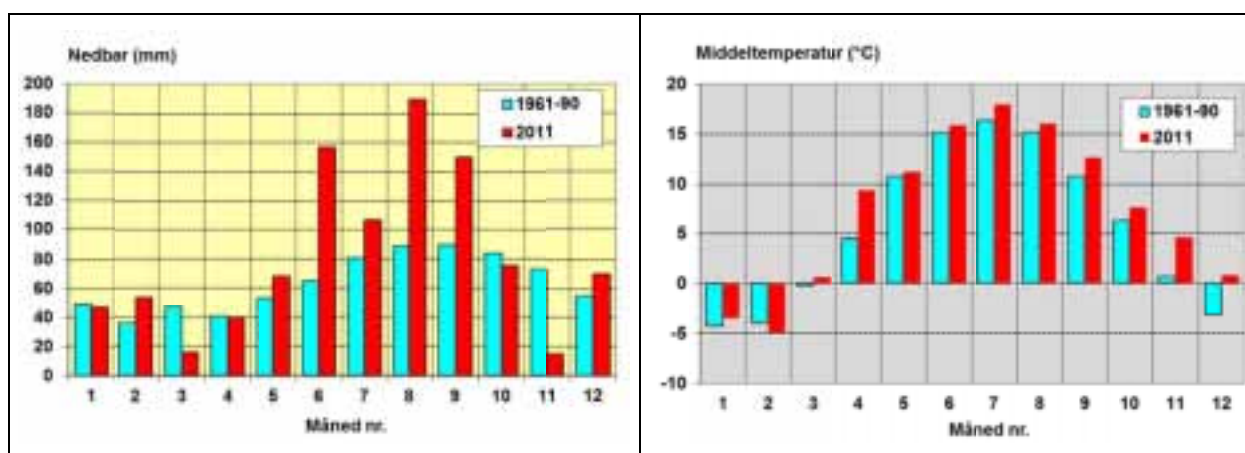
Figur 3. North Atlantic Oscillation (NAO) index fra 1864 til 2011 med middelværdi fra desember til mars. (Kilde: <http://www.cgd.ucar.edu/cas/jhurrell/indices.html>).



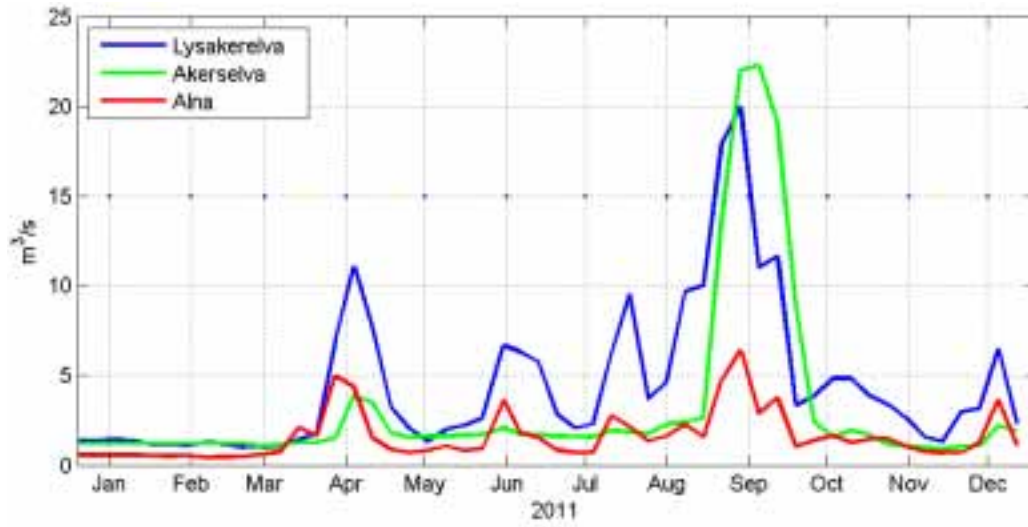
Figur 4. Vindens nord-syd komponent ved Blindern oktober 2010 til desember 2011 (Data fra Meteorologisk institutt).

Nedbøren var omtrent som normalt i januar og februar, og adskillig lavere enn normalt i mars (**Figur 5**). Sommeren 2011 var preget av mye nedbør, det gjelder spesielt juni, august og september, men også i juli var det mer nedbør enn normalt. Akkumulert over disse fire månedene var det 85 % mer nedbør enn normalt. Oktober og desember hadde nær normal nedbør, mens det var lite nedbør i november. For året som helhet var det ca. 30 % mer nedbør enn årsnormalen. Den store nedbøren i august og september ga høy vannføring i vassdragene rundt indre Oslofjord (**Figur 6**), spesielt markert i forhold til resten av året i Akerselva.

Lufttemperaturen var omtrent som normalen i januar til mars, mens april var betydelig varmere. Resten av året var det varmere enn normalt; med minst avvik i mai og juni og størst i november og desember.



Figur 5. Nedbør og temperatur ved Blindern, Oslo i 2011 sammenlignet med normalen 1961-90 (Data fra eklima.met.no. Nedbør: mm/måned. Temperatur: Homogeniserte månedsmidler).



Figur 6. Ukevannføring i Akerselva, Alna og Lysakerelva i 2011. Data fra Oslo Vann- og avløpsetaten (VAV). Månedsmarkering i midten av måneden (se blå prikker).

2. Hydrografi og hydrokjemi

2.1 Måleprogram 2011

En oversikt over stasjoner og tidspunkt for de enkelte tokt ses i Tabell 1 og Tabell 2

Tabell 1. Oversikt over stasjoner ved sommertokt 2011

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
Bl4	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. Toktoversikt 2011

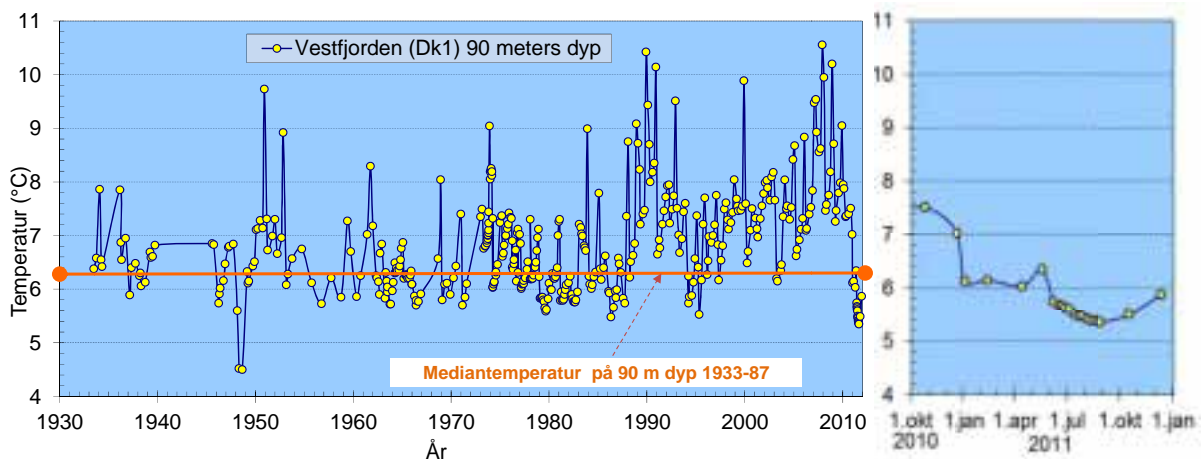
Dato	Hovedtokt	Overflatetokt
4. jan		x
14. feb	x	
14. apr	x	
18. may	x	
7. jun		x
16. jun		x
22. jun		x
28. jun		x
5. jul		x
14. jul		x
21. jul		x
26. jul		x
4. aug		x
9. aug		x
18. aug		x
23. aug		x
29/30. august	x	x
17. okt	x	
12. des	x	

2.2 Saltholdighet, temperatur og tetthet

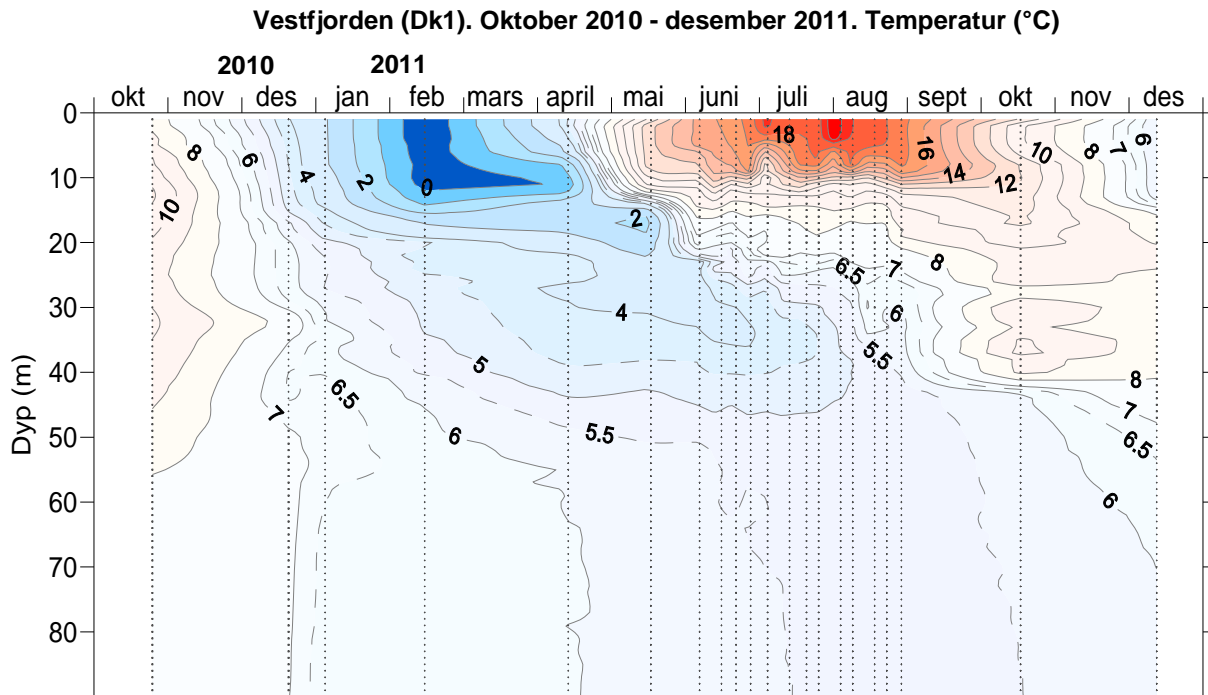
2.2.1 Saltholdighet, temperatur og tetthet i hele vannsøylen

Dypvannsfornyelsen til Vestfjorden var konsentrert omkring årsskiftet, og vises ved en rask reduksjon av temperaturen fra 7 til litt over 6 grader (**Figur 7**) og en økning av saltholdighet og tetthet i dypvannet (Figur 8-Figur 10). Utover vinteren og sommeren 2011 sank temperaturen ytterligere pga. vertikal blanding med en kald vannmasse ovenfor, og derved avtok både saltholdighet og tetthet i dypvannet. Oksygeninnholdet i dyplagene nådde et maksimum i januar og avtok deretter jevnt utover året (**Figur 11**). Dypvannstemperaturen økte igjen utover høsten pga. vertikalblanding med vann på mellomdyb som nå hadde høyere temperatur. Det er ingen tegn til ny dypvannsfornyelse fram til siste måletidspunkt i desember 2011.

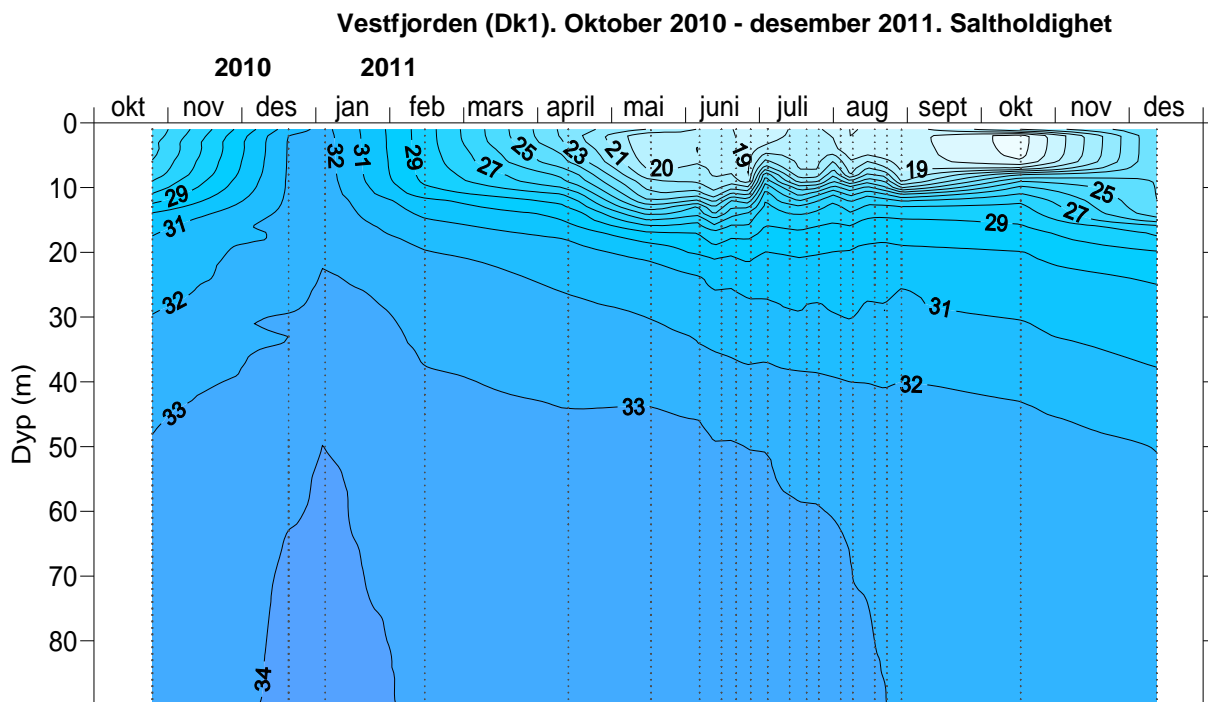
Også i Bunnefjorden ble dypvannet fornyet vinteren 2011, men noe senere og mer gradvis enn i Vestfjorden. Det nye dypvannet hadde omtrent samme saltholdighet som det gamle dypvannet, men lavere temperatur og derved høyere tetthet (**Figur 12-Figur 14**). Dypvannstettheten nådde et maksimum i april; det faller sammen med et maksimum i oksygenkonsentrasjonen.



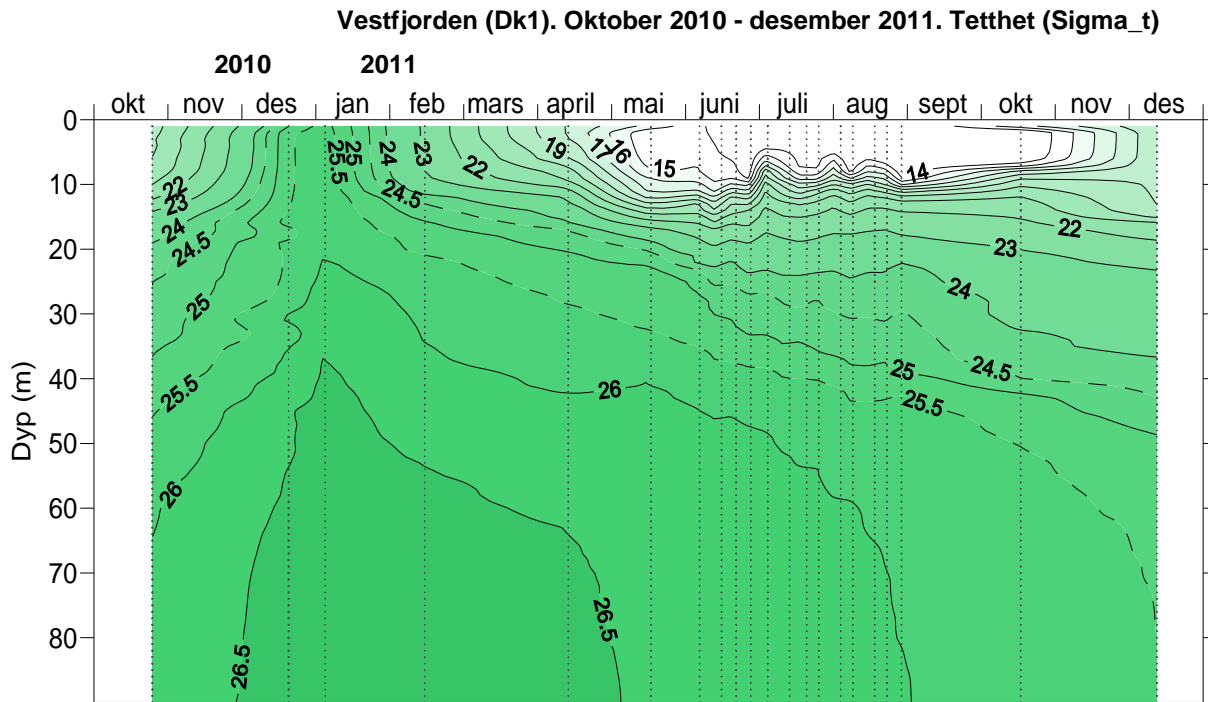
Figur 7. Temperaturen på 80-90 meters dyp i Vestfjorden (Dk1). Siden 1989 har temperaturen i dypvannet ofte vært høy sammenlignet med tidligere observasjoner, men i 2011 kom den igjen ned på linje med det laveste som har vært målt tidligere. Detaljfiguren til høyre viser at mye av temperaturreduksjonen skyldtes innstrømningen av nytt kaldt dypvann omkring årsskiftet 2010/2011, men det var også en videre avkjøling i løpet av sommeren og høsten pga. nedblanding av kaldt vann fra mellomdyb.



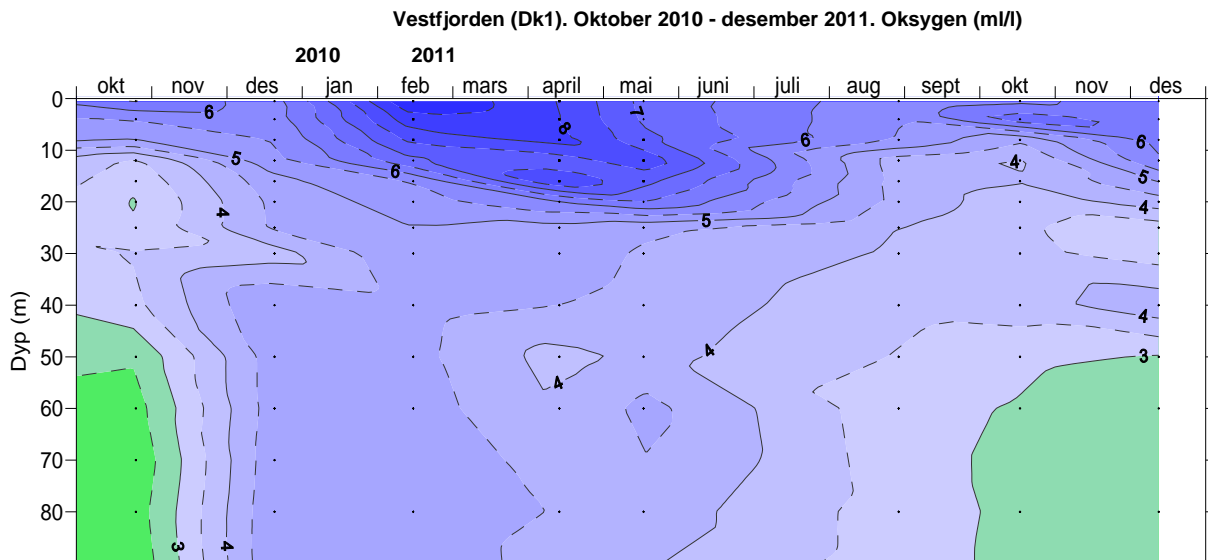
Figur 8. Temperaturen i Vestfjorden (Dk 1), oktober 2010-desember 2011. (Punkter markerer observasjonstidspunkt og måledyp).



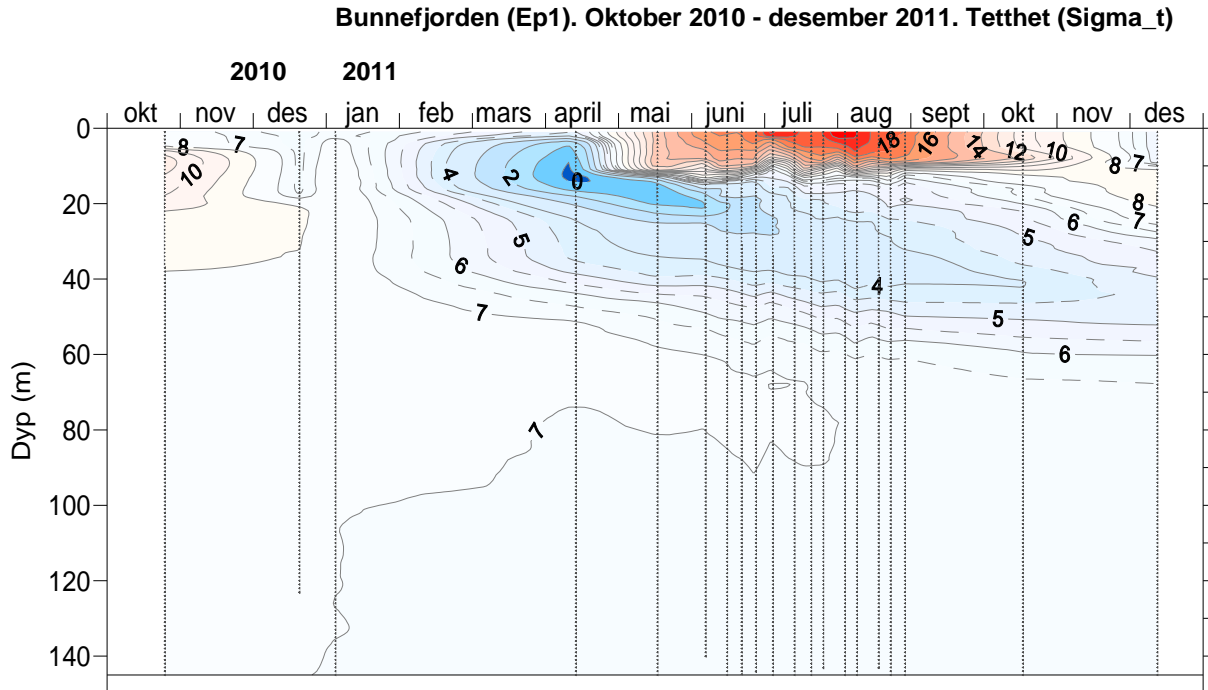
Figur 9. Saltholdigheten i Vestfjorden (Dk 1) oktober 2010-desember 2011. (Punkter markerer observasjonstidspunkt og måledyp).



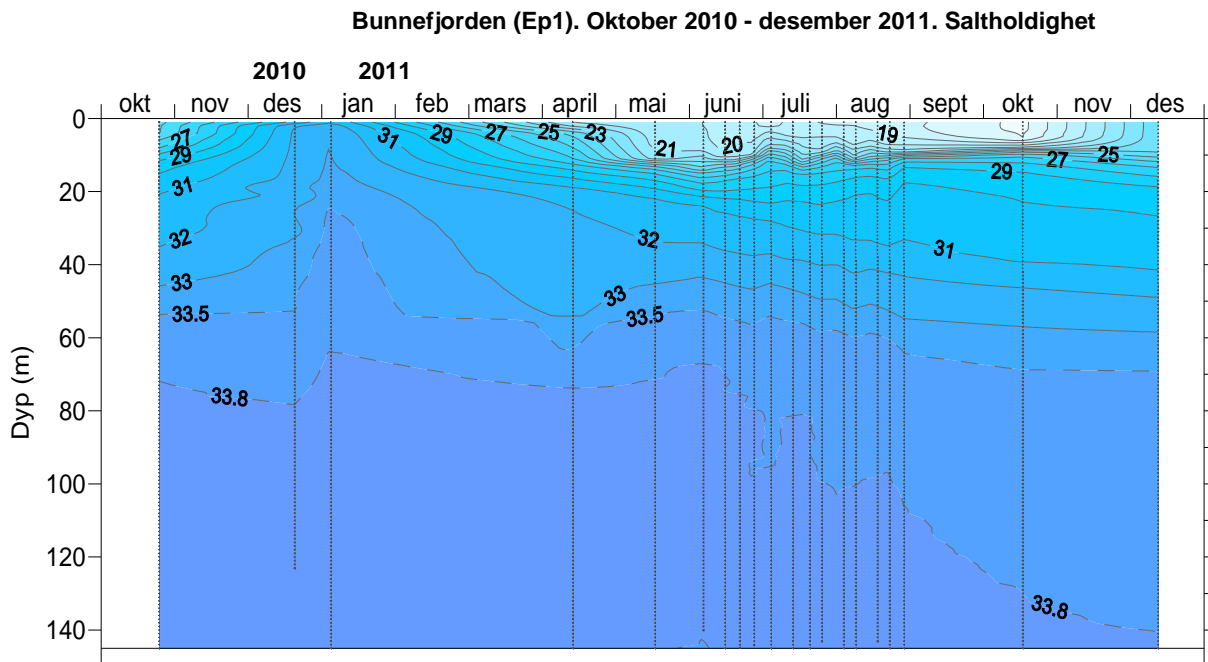
Figur 10. Sigma-t i Vestfjorden (Dk 1), oktober 2010-desember 2011.



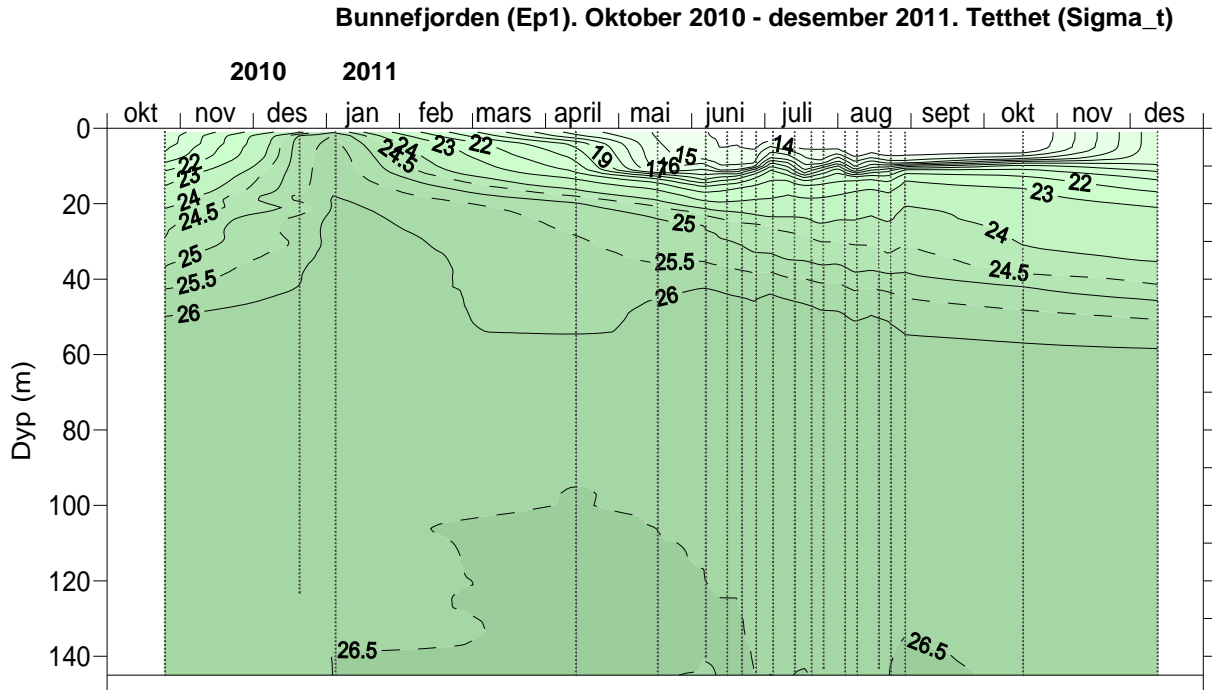
Figur 11. Oksygen (ml/l) i Vestfjorden (Dk1) oktober 2010-desember 2011. (Punkter markerer observasjonstidspunkt og måledyp).



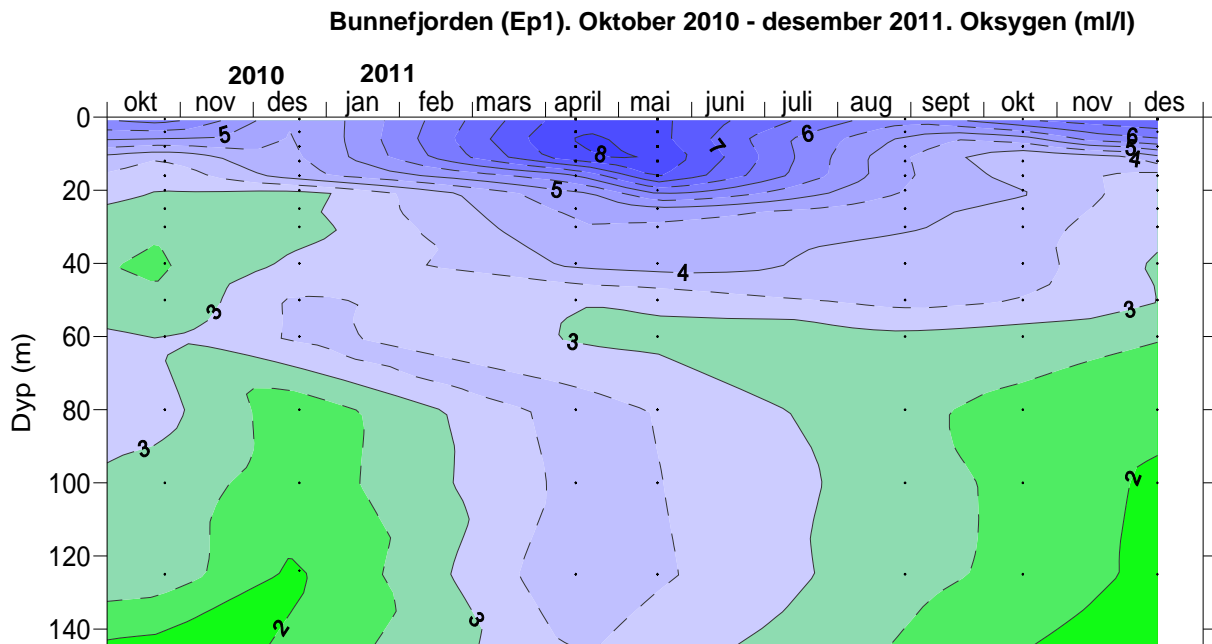
Figur 12. Temperaturen i Bunnefjorden (Ep 1), oktober 2010-desember 2011. (Punkter markerer observasjonstidspunkt og måledyp).



Figur 13. Saltholdighet i Bunnefjorden (Ep 1), oktober 2010-desember 2011. (Punkter markerer observasjonstidspunkt og måledyp).



Figur 14. Tetthet i Bunnefjorden (Ep 1), oktober 2010-desember 2011. (Punkter markerer observasjonstidspunkt og måledyp).



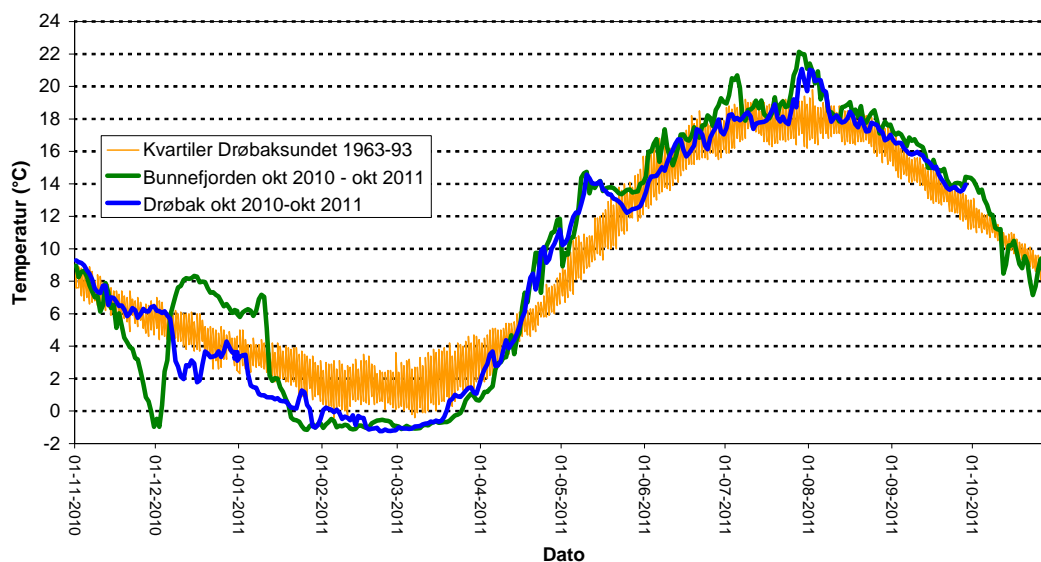
Figur 15. Oksygen (ml/l) i Bunnefjorden (Ep 1) oktober 2010-desember 2011. (Punkter markerer observasjonstidspunkt og måledyp).

2.2.2 Overflatevannets temperatur i Bunnefjorden og i Drøbaksundet

Den meget kalde høsten 2010 (november og desember), med rekordlave lufttemperaturer ga kaldt overflatevann i Bunnefjorden fra midten av november 2010 (**Figur 16**). Den høyere temperaturen i Drøbak skyldtes sterkere strømmen med blanding av dypere varmere vann enn i de mer stillestående vannmassene i Bunnefjorden. I begynnelsen av desember 2010 økte overflatetemperaturen i

Bunnefjorden fra ca. $-1\text{ }^{\circ}\text{C}$ til ca. $8\text{ }^{\circ}\text{C}$ hvor den blir liggende frem til begynnelsen av januar 2011. Temperaturøkningen var rask. På 1 time økte temperaturen fra ca. $-1\text{ }^{\circ}\text{C}$ til $+0,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ og i løpet av 6 timer var den ca. $6\text{ }^{\circ}\text{C}$. Økningen skyldtes en vannfornyelse i fjorden som i begynnelsen ikke berørte vannmassene dypere enn ca. 50 meter i Bunnefjorden. Imidlertid var dette tilstrekkelig for at det kalde overflatevannet ble erstattet med tyngre og varmere vann fra mellomdyp. Det var is i søndre del av Bunnefjorden i desember 2010. Den raske temperaturøkningen under isen viser hvorfor sjøis generelt er problematisk, da den raskt kan svekkes av oppstrømmende varmt vann. Det er sjelden mulig å forutsi hvor en slik oppstrømning kan skje, den kan variere geografisk i selve Bunnefjorden med for eksempel vind og topografi (nordlige vinder er imidlertid alltid et varsel). Perioden med varmere overflatevann i Bunnefjorden viser imidlertid at vannfornyelsen i Bunnefjorden holdt på fra slutten av november frem til begynnelsen av januar 2011.

Overflatelagets temperatur ble lavere enn normalt i hele fjorden fra desember 2010 til begynnelsen av april 2011. Negative temperaturer ble observert frem til slutten av mars (27.3) og det ga vanskelige isforhold i fjorden. Den varme våren ga høyere overflatetemperaturer, mens sommer og høst ble noe varmere enn normalt, men likevel bare to korte perioder med temperaturer over $20\text{ }^{\circ}\text{C}$ i Bunnefjorden og en i Drøbaksundet.



Figur 16. Temperaturmålinger (døgnmiddel) i 1 m dyp ved Biologisk stasjon i Drøbak og i Bunnefjorden sør for Bekkensten for perioden oktober 2010 til oktober 2011. I figuren er også daglige observasjoner i 1 m dyp fra Drøbak for perioden 1967-1993 lagt inn (innsamlet av tidligere bestyrer Walvig på Biologis 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 rensset vann fra rensanleggene bidrar med ca. 50 % av tilførslene av plantenæringsstoffer og 25 % 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 rensanleggene 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 vannutskifting, 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 vertikaldiffusjon (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 17**). 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 brakkvann fra Østersjøen, samt nordøstlige vinder over Ytre Oslofjord/Skagerrak. I milde vintre dominerer tilførselen av varm og fuktig luft fra Nord-Atlanteren 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.

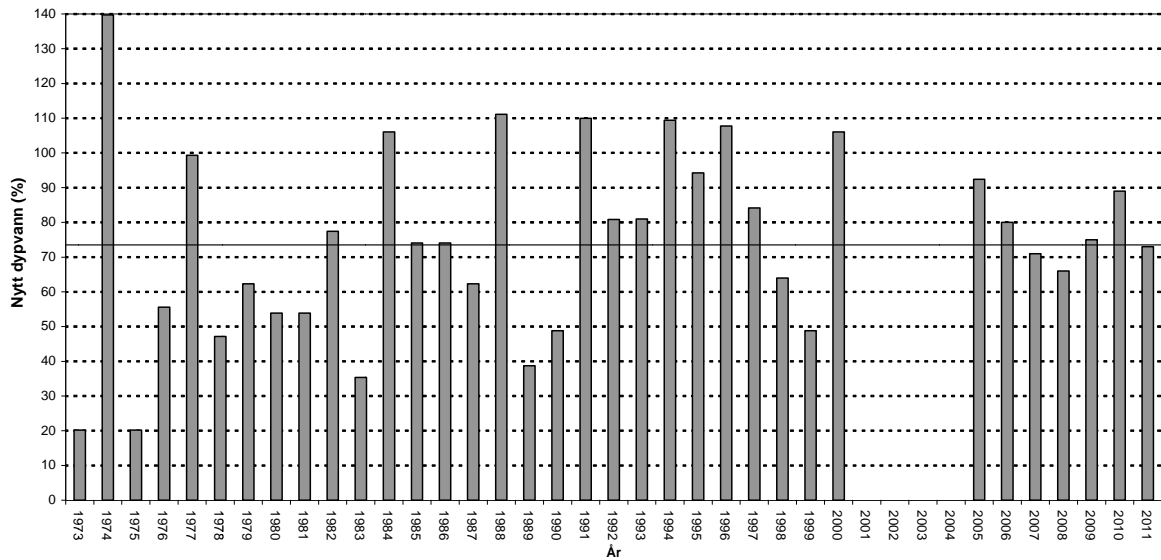
Det innstrømmende vannet fra Ytre Oslofjord har normalt et betydelig høyere oksygeninnhold og lavere næringssaltkonsentrasjoner enn det gamle dypvannet inne i fjorden. Når det nye dypvannet strømmer inn over Drøbakerskelen, blandes det med gammelt fjordvann. Stor tetthetsforskjell og langvarige, sammenhengende 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 33**). 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 en sterk reduksjon av totale menneskeskapte tilførsler til Ytre Oslofjord/Skagerrak kan gi næringssaltreduksjoner i Bunnefjorden som er ca. 3 ganger større enn ved å fjerne de lokale gjenstående tilførselene, dvs. 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). **Figur 7** viser at temperaturen i Vestfjordens dypvann siden 1989 har vært omtrent 1 grad høyere enn gjennomsnittet for observasjoner som foreligger fra 1933-1990. Dypvannsfornyelsen vinteren 2011 ga igjen lave dypvannstemperaturer. Fremtiden vil vise om dette bare er et kortvarig avvik fra en generell trend med økende temperatur. Hvis temperaturen øker på lang sikt pga. endrede klimaforhold, vil det kunne få konsekvenser både for oksygenforholdene i fjorden (økt respirasjon) og for dyrelivet på dypt vann. Imidlertid er også tiden for dypvannsfornyelsen av betydning for temperaturen på det innstrømmende vannet. Tidlig utskifting på høsten (oktober eller november) fører varmere vann inn i fjorden enn en dypvannsfornyelse i for eksempel mars.

Vinteren 2010-2011 var det en sammenhengende periode med dominerende nordavind fra tidlig i november 2010 til og med første uke i januar 2011 (**Figur 4**), og det skulle tilsi gunstige forhold for dypvannsfornyelse. Dypvannsfornyelsen i 2010-2011 skjedde i hovedsak i desember 2010, men litt vann kom også inn fram til februar 2011. Deretter er det stort sett ingen dypvannsfornyelse. En

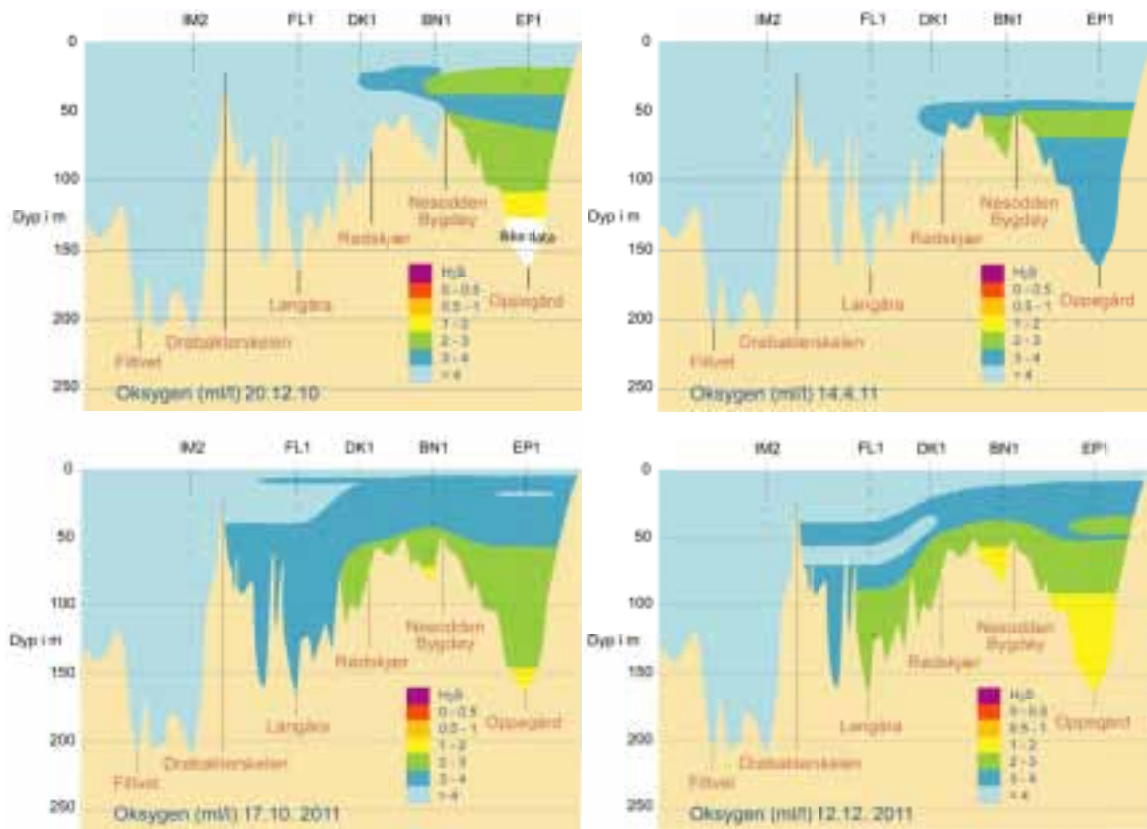
intermediær utskiftning ble observert i oktober 2011, med unntak av overflatevannet har det således ikke vært noen vannutskiftning i Indre Oslofjord fra april/mai til oktober. Beregningene av vannutskiftningen (se **Figur 17**) er usikre for vinteren 2011, da det var vanskelig å identifisere innstrømmende vann, spesielt til februar. Totalt sett ble ca. 86 % av vannet mellom 20 m og bunn fornyet i Vestfjorden og ca. 50 % i Bunnefjorden. For fjorden innenfor Drøbak blir dette ca. 73 % av vannet mellom 20 meters dyp og bunn. Dette er omtrent normalt, men dypvannsutskiftningen kom tidlig og stagnasjonsperioden ble derfor lang i 2011. Beregningene er ikke presise og normalt ligger et volum på størrelsen med Bekkelagsbassenget innenfor usikkerheten.



Figur 17. Beregnet *relativ* dypvannsfornyelse (20 meters dyp til bunn) for hele Indre Oslofjord, 1973-2000 samt 2005 -2011. Søylen viser fornyelse i % av totalt volum (20 m dyp til bunn). Det er ikke gjennomført beregninger for 2001-2004.

2.3 Utviklingen av oksygenforhold i 2011 i hovedbassengene

Både i Vestfjorden og Bunnefjorden var det dypvannsfornyelse i 2011. Bunnefjorden har nå to år på rad har hatt ganske god dypvannsutskiftning. Resultater fra mai 2011 (Figur 18) viser at sentrale områder i Bunnefjorden hadde ganske gode oksygenforhold i dyplagene, med noe lavere nivåer omkring 70 m. Utover høsten 2011 har konsentrasjonene igjen sunket, slik at de ved utgangen av 2011 var så vidt under 2 ml/l dypere enn ca. 100 m i Bunnefjorden.



Figur 18. Oksygenvariasjonen i indre Oslofjord fra desember 2010 til desember 2011. Dypvannet i indre Oslofjord ble fornyet i løpet av vinteren 2011 (etter 20.12.10), og det ga ganske gode oksygenforhold både i Vestfjorden og Bunnefjorden i mai. I august var det fortsatt over 2 ml/l i dypvannet i Bunnefjorden; det sank gradvis til ca. 1,5 ml/l fram til desember 2011, men dette var fortsatt over høyt mål for Bunnefjordens dypvann.

2.4 Langtidsendringer i oksygenforhold

Oksygenkonsentrasjonen i ulike deler av fjorden fra 1973-2010 er presentert i **Figur 19** til Figur 36. 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 til Klima – og forurensningsdirektoratet (Klif) og i Vanddirektivet. 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.

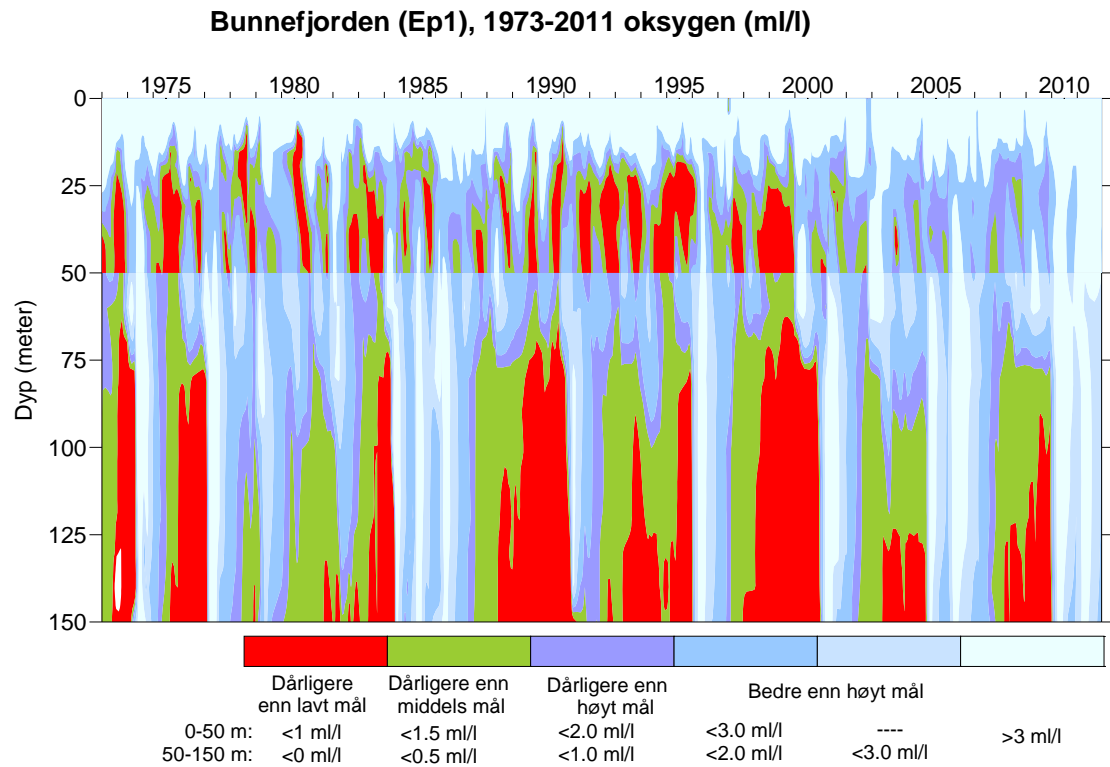
2.4.1 Bunnefjorden

Både i 2010 og 2011 var det dypvannfornyelse i Bunnefjorden, og det har gitt gode oksygenforhold i hele vannmassen i Bunnefjorden (**Figur 19**). Selv om kravet til høyt mål nå har vært oppfylt i hele vannmassen to år på rad, kan en ennå ikke fastslå i hvilken grad at Bunnefjordens dypvann (80 meters dyp til bunn) også i fremtiden vil oppfylle kravene som er satt selv til lavt mål. For å avklare om det har skjedd en slik endring kreves flere sammenhengende år med konsentrasjoner bedre enn lavt mål. For hele tidsperioden 1973-2010 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 20** og **Figur 21**, samtidig som det er tydelig store variasjoner fra år til år som styres av dypvannsfornyelser.

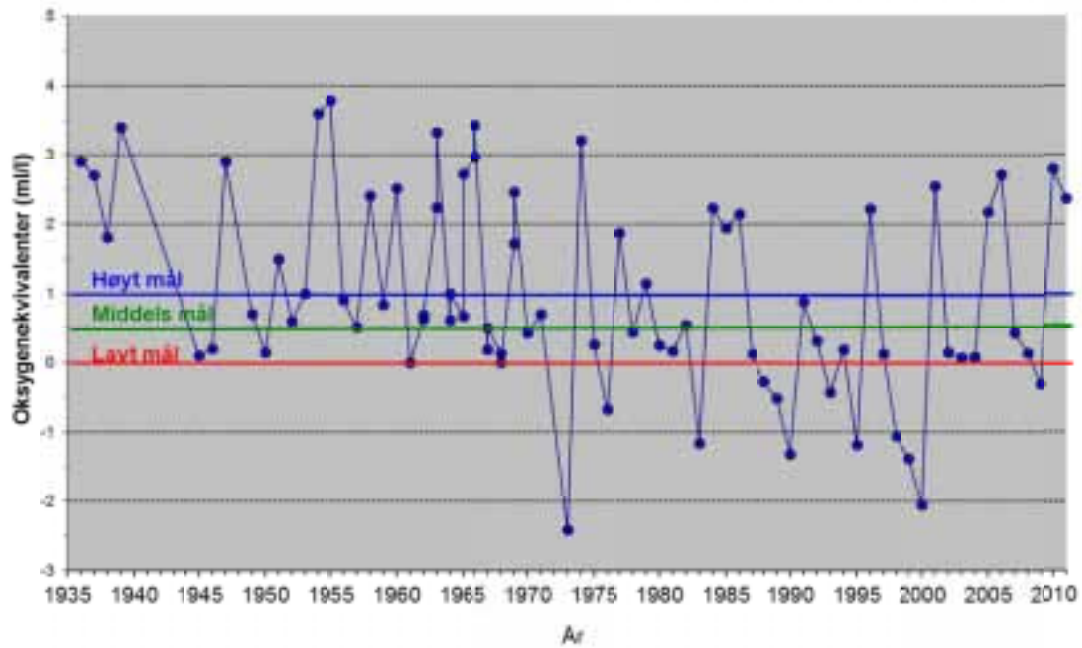
Vannmassen mellom 20 og 60/70 meters dyp har oppfylt kravet til lavt mål siden 2004, med flere år som tilfredsstillende middels mål. Her synes det å ha inntrådt et skifte omkring år 2000; mens det før regelmessig var <0.5 ml/l oksygen, har det etter 2000 stort sett alltid vært bedre enn dette. Endringen kan faktisk være en effekt av den sirkulasjonen og vertikale blandingen som dyputslippet i Bekkelagsbassenget gir (se 2.4.5). Holdepunkter for dette presenteres i kapittel 2.4.5. Effekten viser seg ved at vannets tetthet omkring 40 m varierer mye raskere og med større utslag over året enn før, i et mønster som følger vannet på samme dyp i Bekkelagsbassenget, om enn med noe mindre utslag. Det er tenkbart at disse variasjonene gir en tilsvarende større dynamikk i horisontal vannutveksling med Vestfjorden, og kanskje også over Drøbaksterskelen, slik at oksygenforholdene blir bedre.

Dypere enn ca. 60 m varierer forholdene mye mellom perioder av 2-4 års varighet. For dypvannet er tilstanden «dårligere enn lavt mål» det samme som forekomst av hydrogensulfid. Høyt mål er oppfylt i hele vannsøylen både i 2010 og 2011. Oksygenforbruket i Bunnefjordens dypvann (71 meters dyp til bunn) viser en økning i 1996-2009 (Figur 22), 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 27**), omtrent halvparten så stort. Belastningen kan allikevel være like stor som i Vestfjorden ettersom nedbrytning av organisk stoff i anoksiske miljøer er mindre effektiv.

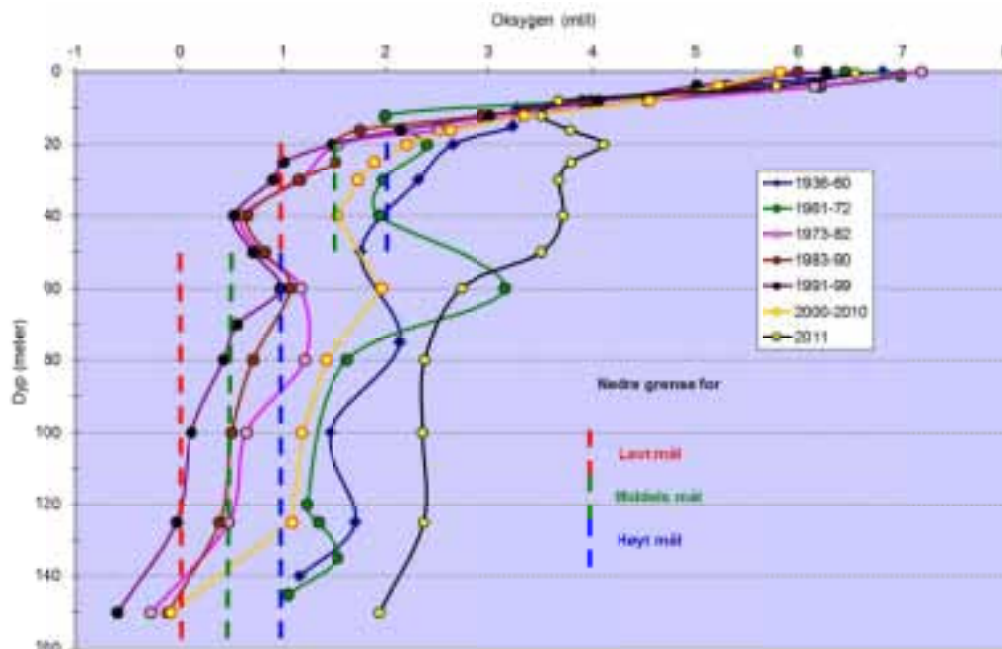
Resultatene fra 2010 og 2011 i Figur 19 viser at Bunnefjordens dypvann i dag oppfylder kravet til høyt mål. Også på mellomnivåer (ned til ca. 60-70 meters dyp) er høyt mål oppnådd og her har forholdene generelt blitt bedre siden 2001. Det er foreløpig for tidlig å si om det har vært en varig bedring på større dyp i Bunnefjorden. Omtrent samme forhold som 2010-2011 har det tidligere vært i 1985-86; slike skiftninger er først og fremst et resultat av naturlige variasjoner i hvor lenge det går mellom større vannutskiftninger.



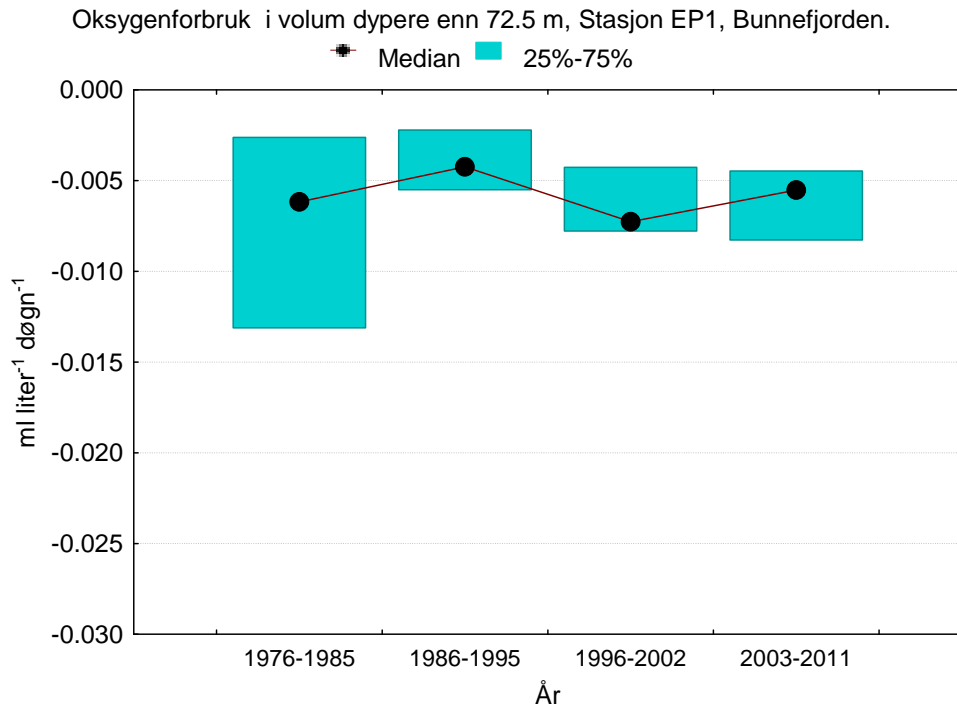
Figur 19. Oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden (Ep1) 1973-2011, sammenlignet med miljømål for oksygen. Bare variasjoner under 3 ml/l er markert. Miljømålene setter høyere krav til oksygen i vannmassen mellom 20 -50 meters dyp enn fra 50 meter til bunn. Vannmassen mellom 20 og 60/70 meters dyp har oppfylt kravet til lavt mål siden 2004, med flere år som tilfredsstillende middels mål. 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 hydrogen sulfid. Høyt mål er oppfylt i hele vannsøylen både i 2010 og 2011.



Figur 20. Oksygenkonsentrasjonen på 125 meters dyp i Bunnefjorden (Ep 1) fra oktober måned 1936 - 2010 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 (1962-2011)).



Figur 21. 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 (1962-2011)).

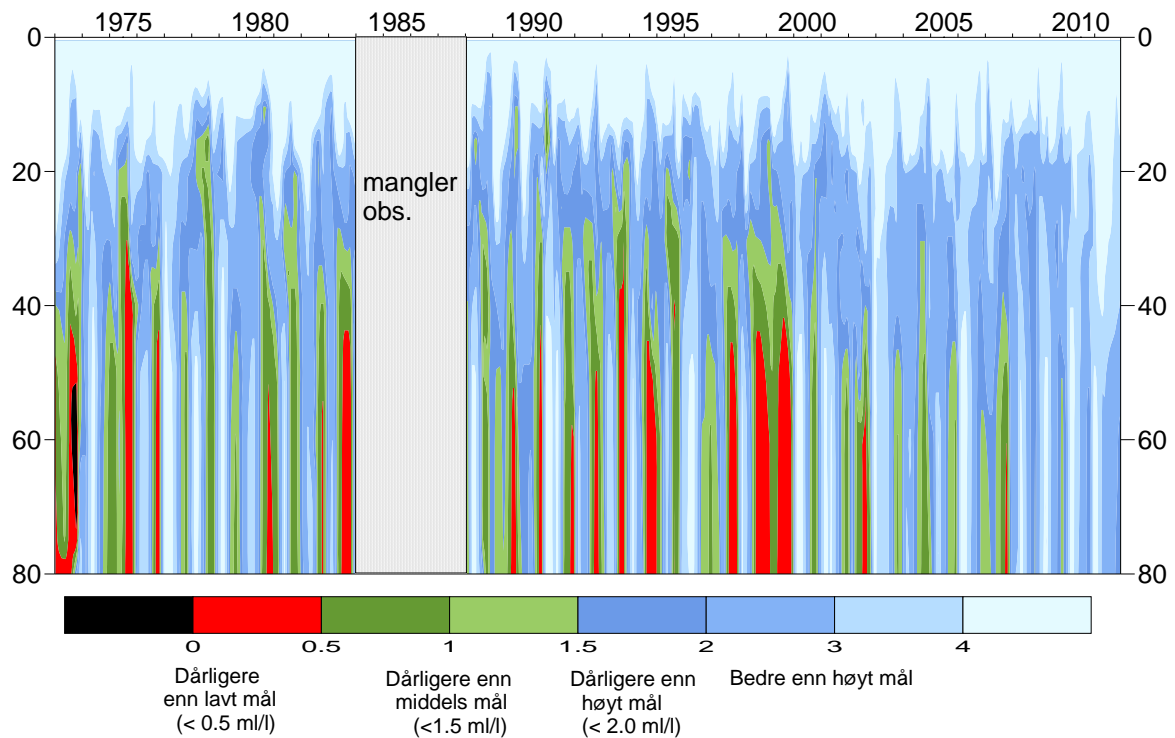


Figur 22. Beregnet volummidlet oksygenforbruk (ml/l/døgn) i dypvannet (under 72,5 m) i Bunnefjorden for ulike perioder. I figuren er oksygenforbruket beskrevet med negative tall, dvs. store (relativt) negative verdier betyr stort oksygenforbruk. Figuren antyder en økning i oksygenforbruket fra perioden 1986-1995 til 1996-2002, men generelt er det ingen klar trend over tid når en tar i betraktning usikkerheten.

2.4.2 Lysakerfjorden

I Lysakerfjorden (Bn 1) har oksygenkonsentrasjonen i de dypere deler i de senere år vært noe bedre enn tidligere (**Figur 23**). Det synes derfor som om det er en liten forbedring av oksygenforholdene på disse dypene. 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). 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.

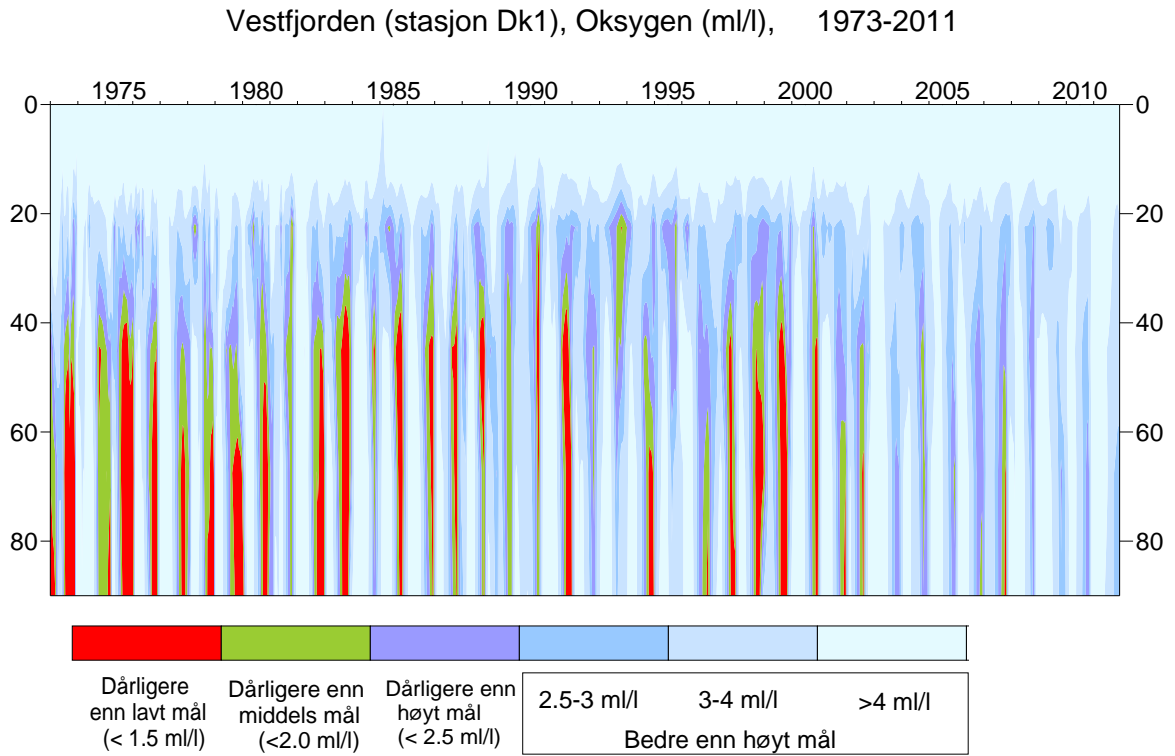
Lysakerfjorden (stasjon Bn1), Oksygen (ml/l), 1973-2011



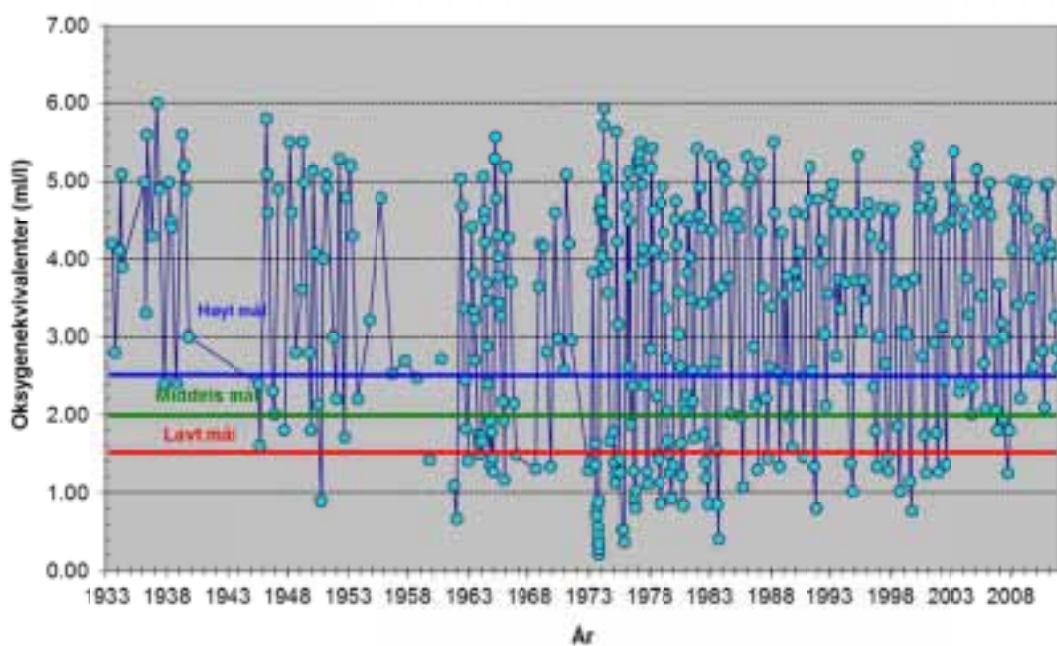
Figur 23. Oksygenkonsentrasjonen i Lysakerfjorden (Bn1) 1973-2011 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen (Baalsrud m.fl., 1986). Her er de tentative målene for Vestfjorden brukt, dvs. muligens noe for høye krav til Lysakerfjorden. Siden 2004 har Lysakerfjorden oppfylt kravene til lavt mål med unntak av en kort periode i 2007.

2.4.3 Vestfjorden

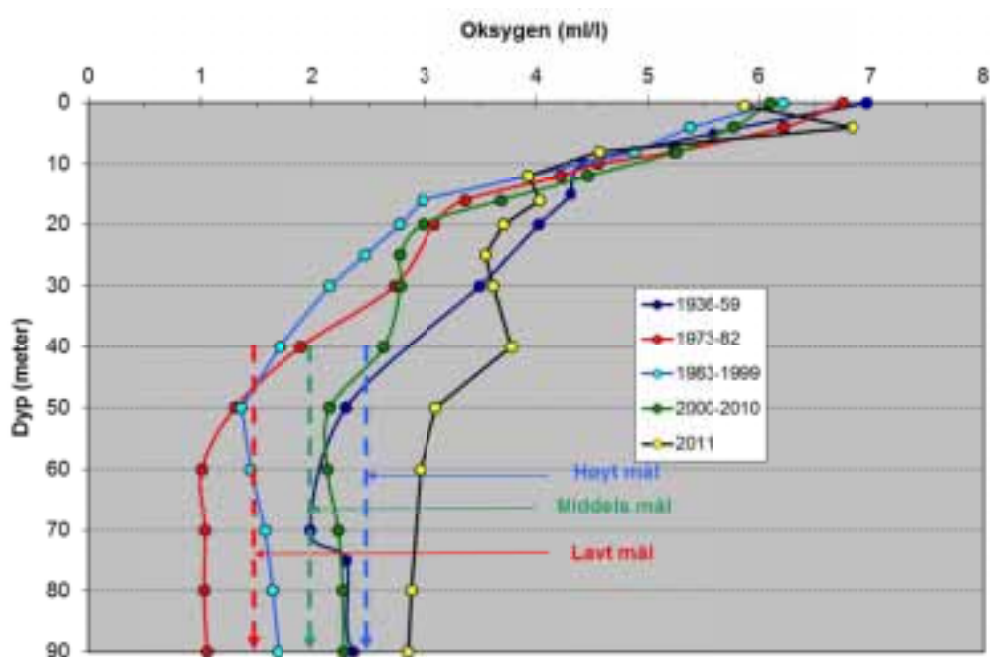
Også i Vestfjorden har det skjedd en forbedring siden 2001 på dyp > 20 meter (**Figur 24**). Etter 2003 har middels mål stort sett vært oppfylt ned til 90 m dyp, med et kortvarig unntak i 2006. Forholdene i Vestfjorden varierer ganske regelmessig med årstid; minimumsverdiene om høsten har stort sett 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.



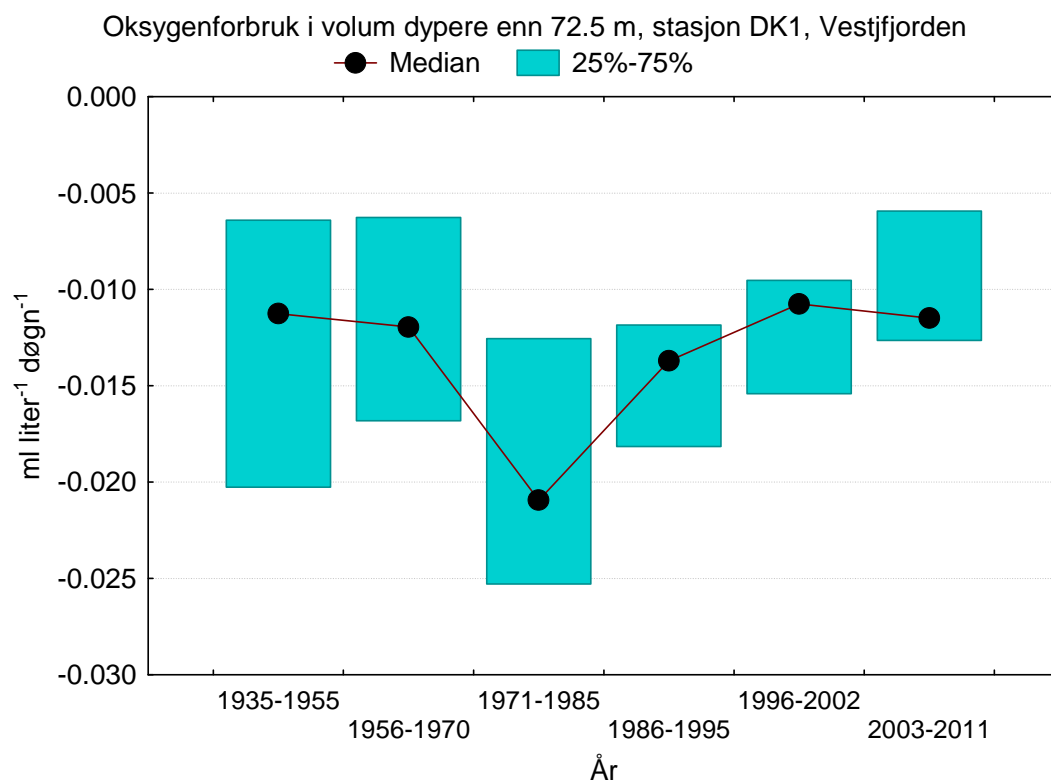
Figur 24. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk1) 1973-2011, sammenlignet med tentative miljømål. Bare variasjon under 4 ml/l er markert i figuren. Oksygenkonsentrasjonen i dyplagene har blitt bedre siden 1970-tallet og har siden 2008 hatt konsentrasjoner omkring høyt mål.



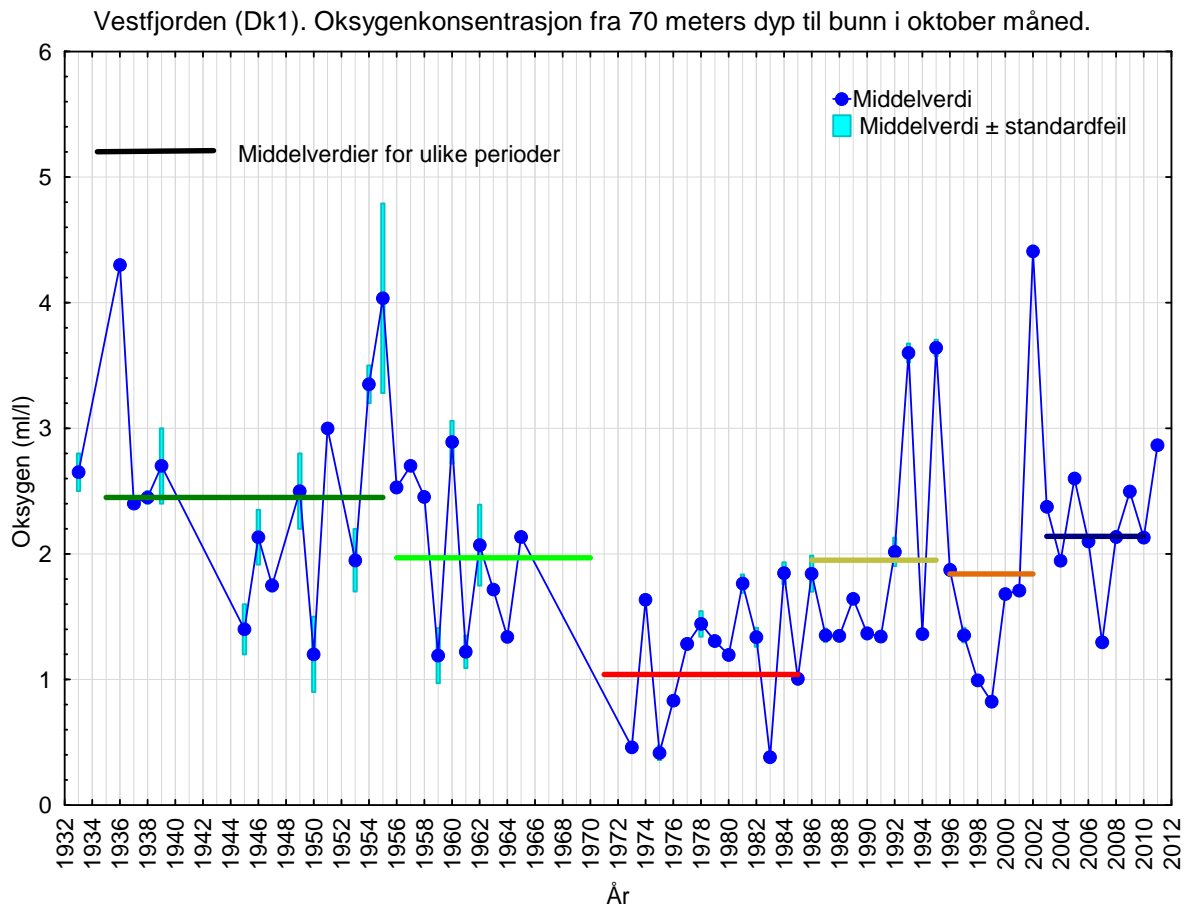
Figur 25. Oksygenkonsentrasjonen på 90 meters dyp i Vestfjorden (Dk1) 1934 – 2010. Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2011).



Figur 26. 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 (1962-2011).

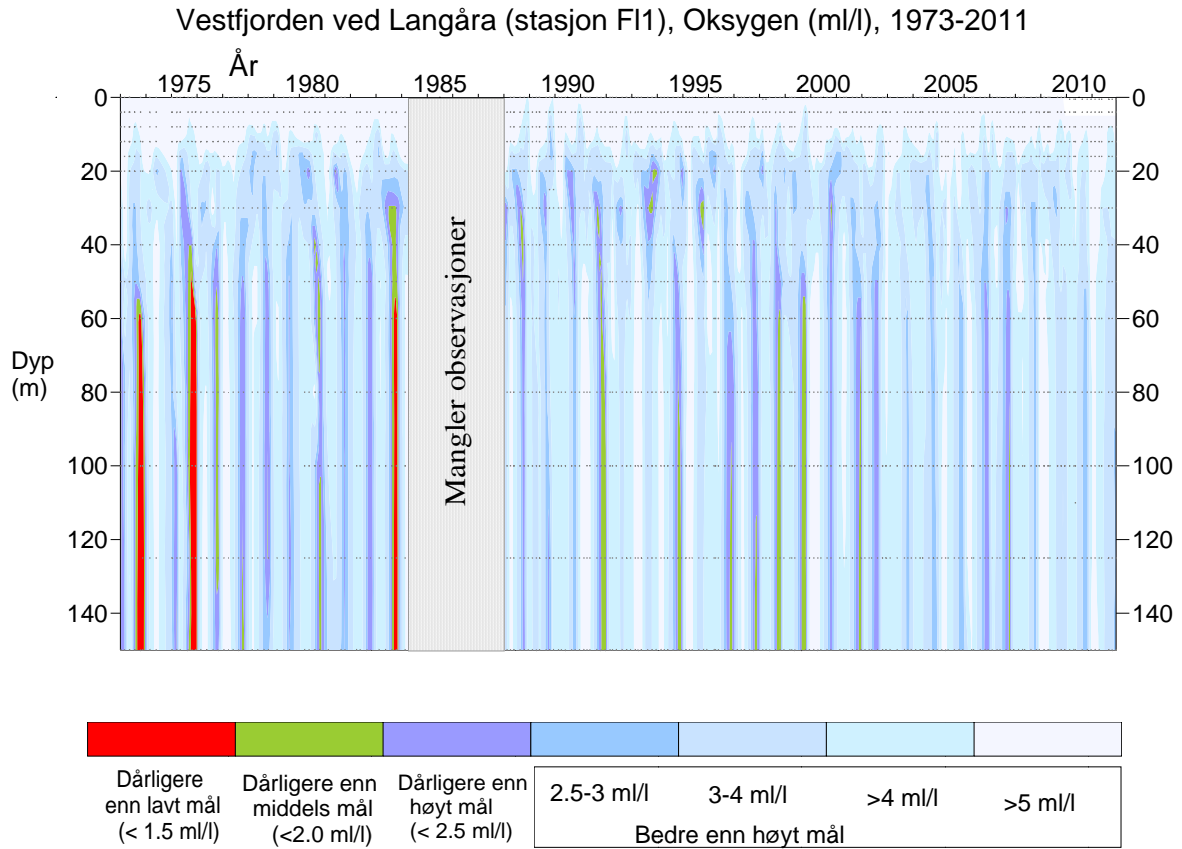


Figur 27. Beregnet volummidlet oksygenforbruk (ml/l/døgn) i dypvannet i Vestfjorden (under 72,5 m) for ulike perioder. I figuren er oksygenforbruket beskrevet med negative tall, dvs. store (relativt) negative verdier betyr stort oksygenforbruk.

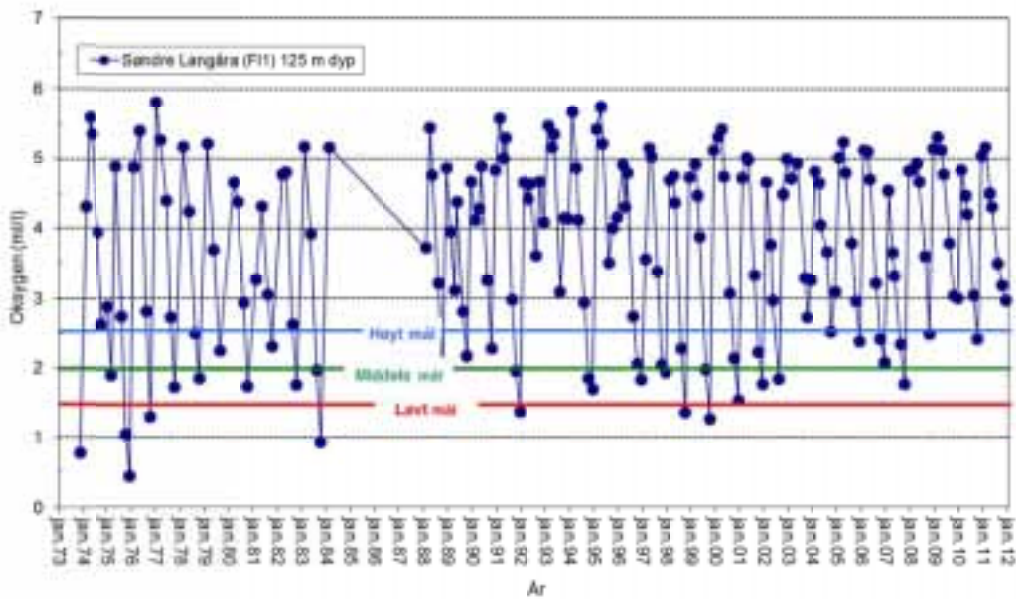


Figur 28. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk1) i oktober måned som gjennomsnitt fra ca 70 meters dyp til bunn i 1933-2011. Samme periodisering på middelverdiene som for beregnet oksygenforbruk (Figur 27) er vist. Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2010). Observasjonen viser store årlige variasjoner i oksygen konsentrasjonen, men også at gjennomsnitt i dag (2002-2011) i Vestfjordens dypere vannmasser er omtrent lik gjennomsnittlig konsentrasjon i perioden 1956-70.

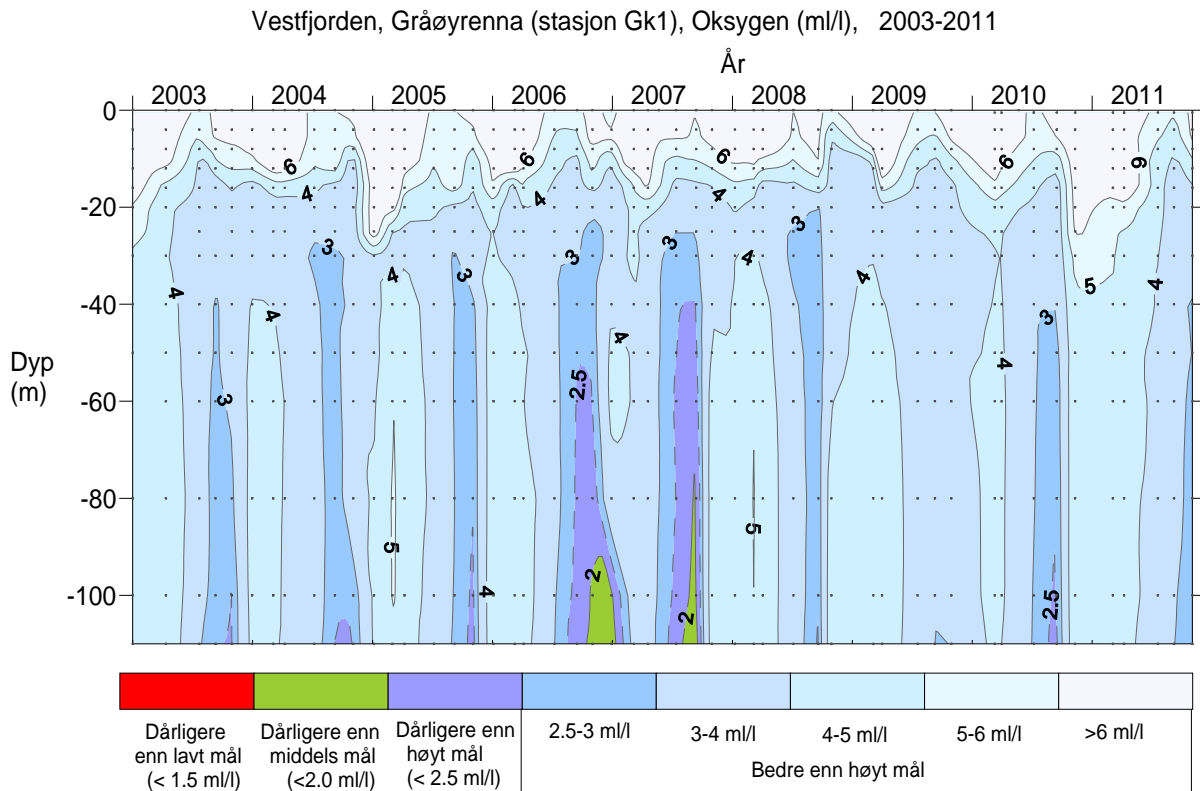
Oksygenkonsentrasjonen i fjorden blir bedre lengre sør i Vestfjorden, og med samme tentative mål som for Dk1 vil de søndre delene i dag klart oppfylle den laveste målsetningen og ligge nær å oppfylle kravet til middels mål (**Figur 29 - Figur 31**). Fra 2008 har det stort sett vært forhold bedre enn høyt mål.



Figur 29. Oksygenkonsentrasjonen i den sørlige del av Vestfjorden, ved Langåra (F11) 1973-2011.



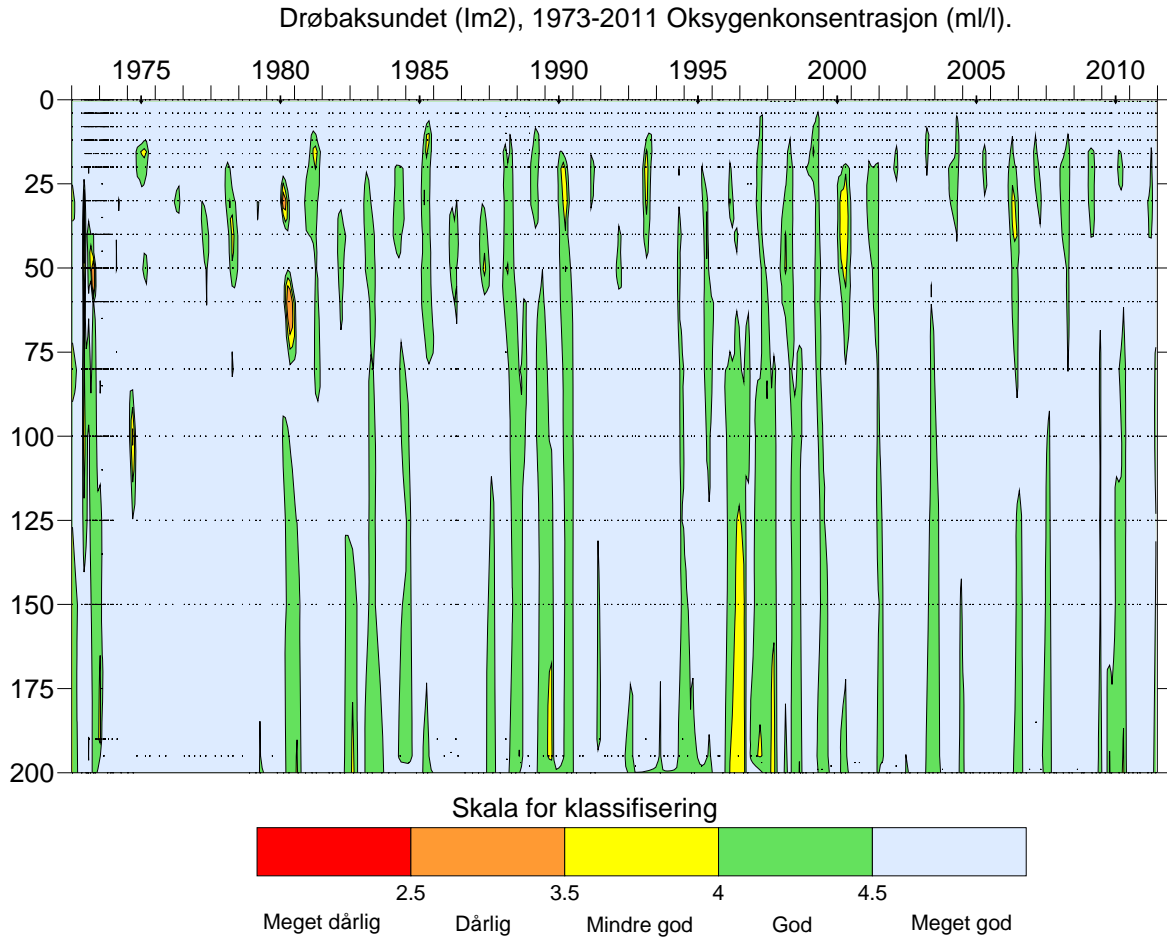
Figur 30. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (F11,søndre Langåra) 1973-2011, 125 meters dyp.



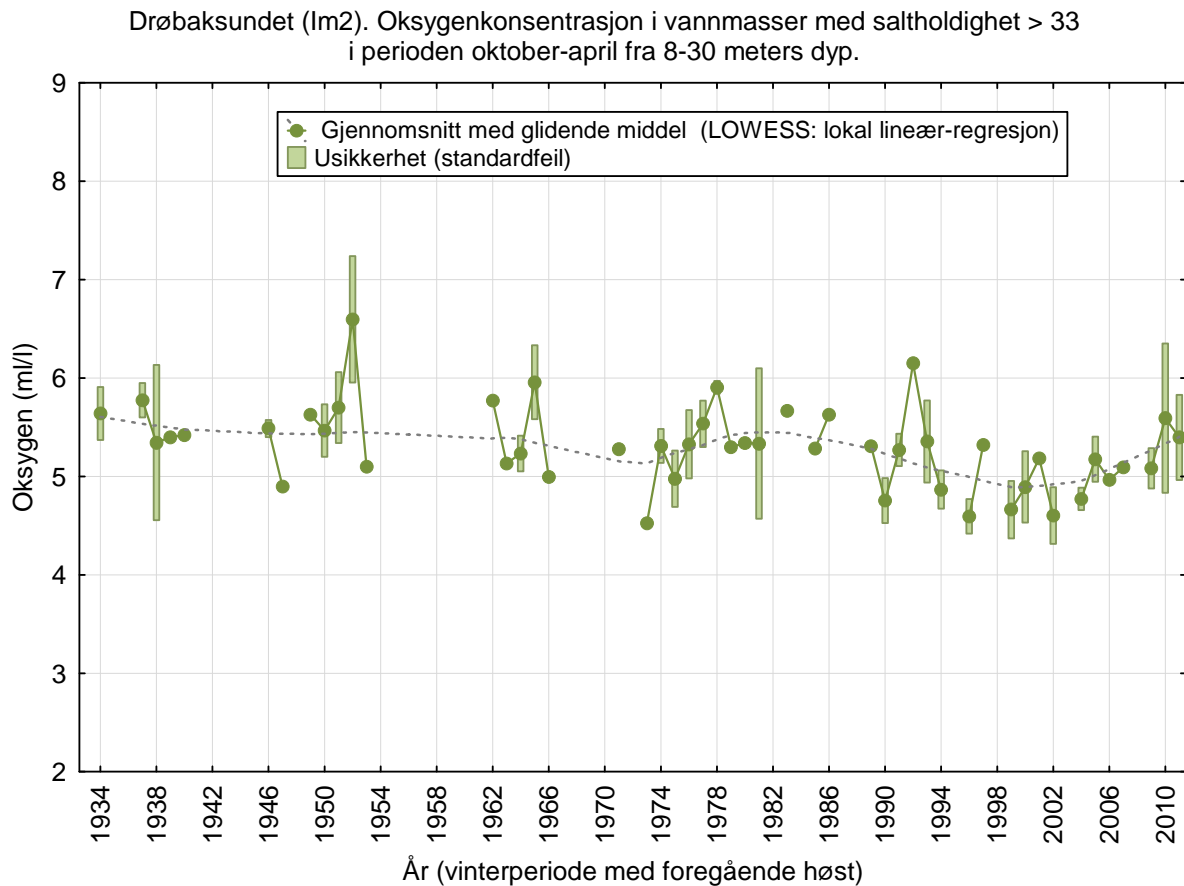
Figur 31. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Gk1, Gråøyrennen) 2003-2010.

2.4.4 Drøbaksundet

I Drøbaksundet var oksygenkonsentrasjonen *meget god/god* etter Klifs klassifiseringssystem i 2011 (**Figur 32**). Imidlertid har det over tid vært tendens til avtakende oksygenkonsentrasjoner på mellomdyp i de vannmasser som anses som mest sannsynlig kilde for nytt dypvann i Indre Oslofjord (**Figur 33**). En slik nedgang vil bety at startkonsentrasjonen 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 32. Oksygenkonsentrasjonen i Drøbaksundet (Im 2) 1973-2011 sammenlignet med Klif's klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystområder.



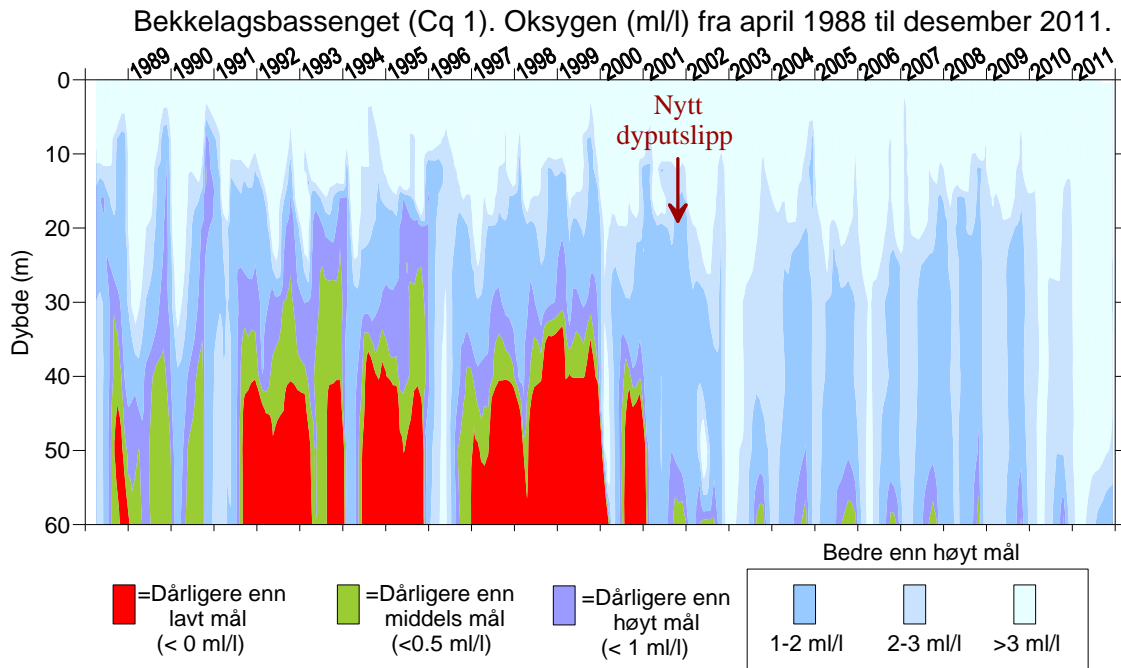
Figur 33. Oksygen (ml/l) i Drøbaksundet (1m 2) fra 1933 - 2011 i vannmasser som kan danne nytt dypvann i Indre Oslofjord. Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet (1952-61) og NIVA (1962-2011). Det er først beregnet middelerdi for hver dato av observasjoner 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.

2.4.5 Bekkelagsbassenget

Det nye Bekkelaget renseanlegg ble etablert høsten 2001. Før dette var det ofte hydrogensulfidholdig vann og dårlige oksygenforhold i Bekkelagsbassenget. Etter etablering av det nye anlegget, som har et godt rensedyputslipp på vel $1 \text{ m}^3/\text{s}$ ferskvann på 50 m dyp, er oksygenkonsentrasjonene blitt betydelig bedre (**Figur 34**). Oksygenforholdene i Bekkelagsbassenget 2010 var av de bedre i perioden siden 2001, og 2011 var det beste året hittil, med 3 ml/l eller mer i hele vannsøylen ned til 50 m, og høyt mål på 1 ml/l oppfylt ned til 60 m. Den gode dypvannsfornyelsen i de to årene er sannsynligvis hovedårsaken til de ekstra gode forholdene.

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 innstrømming 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 innstrømming av "nytt" dypvann fra hovedbassenget i Bunnefjorden, på samme måte som de årlige fornyelsene i Vestfjorden.

Figur 35 viser hvordan tettheten på 40 og 60 m har variert i perioden fra 1988 til 2011, og det er en helt klar endring rundt år 2001.

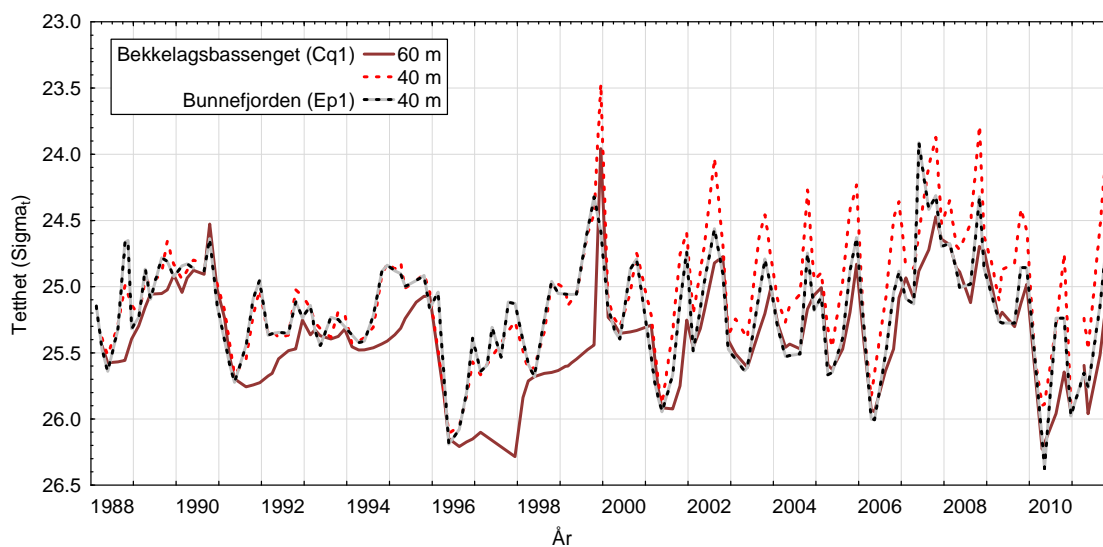


Figur 34. Oksygenkonsentrasjonen i Bekkelagsbassenget (Cq 1) 1973-2011, sammenlignet med tentative miljømål. Bare variasjoner under 3 ml/l er vist på figuren. Oksygenkonsentrasjonen har blitt bedre siden 1970-tallet, med en markant forbedring fra 2001, som skyldes dyputslippet fra det nye Bekkelaget renseanlegg. Året 2011 har vært det beste i hele den viste perioden.

Fram til 2001 varierte tettheten på 40 m ganske likt i Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden, med en relativt svak årssyklus kombinert med større variasjoner over perioder på 3-4 år (**Figur 35**). På 60 m dyp i Bekkelagsbassenget avtok tettheten mye langsommere, og det kunne ta flere år mellom hver situasjon hvor vannet i terskeldyp (43 m) ble tyngre enn vannet på 60 m på innsiden, slik at dypvannet kunne fornyes. Episodene med ganske gode forhold i 1991, 1996 og 2000 faller alle sammen med episoder med sterk økning av tettheten i 40 m i Bunnefjorden, som gir massiv innstrømning av nytt vann med høyere oksygenkonsentrasjoner inn i Bekkelagsbassenget.

Etter 2001 varierer tettheten mye mer gjennom året enn før, med en mye raskere og større reduksjon som typisk foregår fra sommer til sen høst, og tilsvarende større tetthetsøkning rundt årsskiftet. **Figur 35** viser størst årlig variasjonen på 40 m dyp i Bekkelagsbassenget, men også i Bunnefjorden ses virkningen av Bekkelagsutslippet, og tetthetsvariasjonene på 60 m dyp i Bekkelagsbassenget følger i mye større grad variasjonene på 40 m dyp. Det er et helt klart omslag rundt 2001; den raske tetthetsreduksjonen gjør at det regelmessig hver høst oppstår en situasjon hvor vannet over terskeldyp er tyngre enn vannet på 60 m i Bekkelagsbassenget, slik at det kan strømme inn og erstatte dypvannet. Maksimal tetthet etter dypvannsfornyelsen varierer mellom år omtrent på samme måte som før.

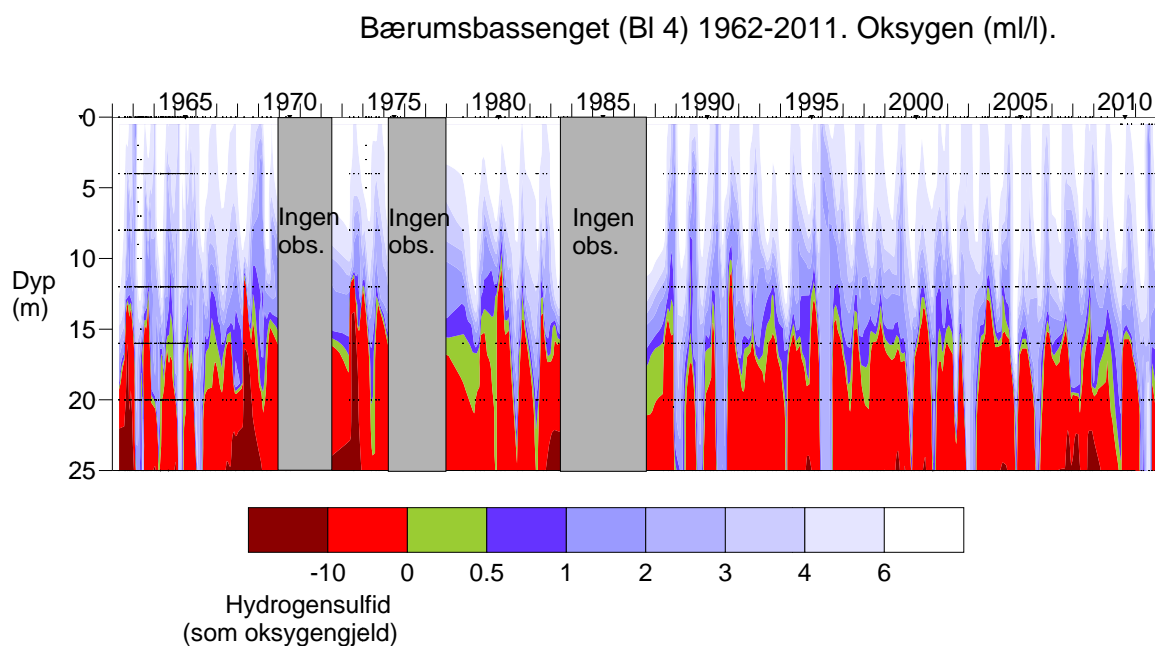
Forløpet viser helt klart at dyputslippet i Bekkelagsbassenget har stor virkning på vannfornyelsen både i Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden rundt 40 m dyp. Den markerte forbedringen i oksygenforholdene i Bunnefjorden fra og med 2001, både omkring 40 m dyp og dypere ned (se **Figur 19**) er derfor nokså sikkert også et resultat av dyputslippet i Bekkelagsbassenget. Et dyputslipp av ferskvann på stort dyp i Bunnefjorden vil sannsynligvis forbedre forholdene der ytterligere.



Figur 35. Vannets tetthet (densitet) i Bekkelagsbassenget på 40 og 60 m dyp, og i Bunnefjorden på 40 m dyp i perioden 1988-2011. Bemerk at tettheten øker nedover langs den vertikale akselen.

2.4.6 Bærumsbassenget.

I 2011 var det en kortvarig forbedring av oksygenforholdene i dyp større enn 15 m i Bærumsbassenget (**Figur 36**), men ved slutten av året var det igjen utvikling av hydrogensulfid, og sett under ett har det ikke vært noen merkbar forbedring siden 1960-tallet. Det er nærmest permanent forekomst av hydrogensulfidholdig vann i bassengets bunnvann (**Figur 36**), bare med enkelte korte opphold, som i 2011. Trolig må forekomsten av hydrogensulfid i bunnvannet oppfattes som "naturtilstanden" for området (Alve mfl. 2009) og at forbedringer kan kun forventes mellom 10-20 meters dyp, dersom det ikke sette i gang nedpumping av ferskvann for å bedre vannfornyelsen, slik dyputslippet fra Bekkelaget renseanlegg har bidratt til i Bekkelagsbassenget.

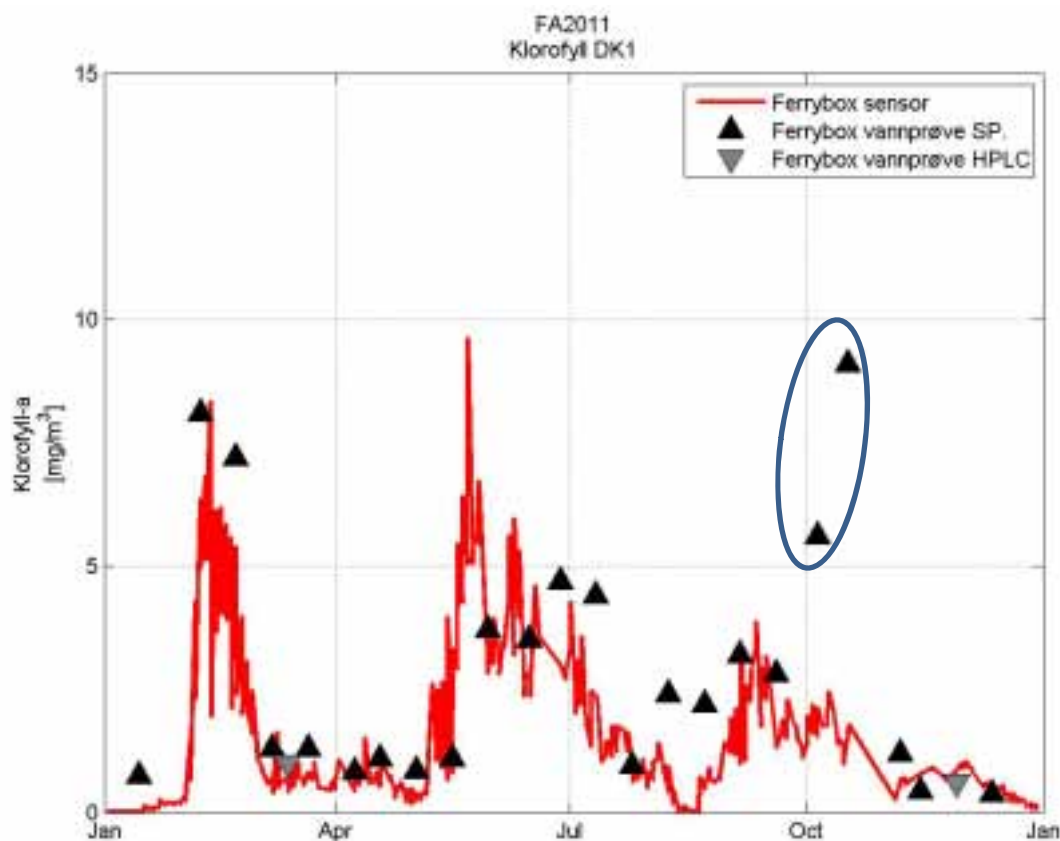


Figur 36. Oksygenkonsentrasjonen i Bærumsbassenget 1962-2010. Bare konsentrasjoner mindre enn 1 ml/l er markert spesielt.

2.5 Klorofyll, siktdyp og næringsalter

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

Plantep planktonproduksjonen i 2011 (målt som mengden av klorofyll- a) startet i begynnelsen av februar (**Figur 37**), omtrent på samme tid som i 2010. Denne tidlige våroppblomstringen varte hele februar måned. I mars og april var klorofyllkonsentrasjonen lav, og en ny stor oppblomstring kom i midten av mai, deretter avtok konsentrasjonen utover sommeren med noen mindre topper fram til et minimum i midt i august, før en ny oppblomstring med klorofyllmaksimum i september.



Figur 37. Resultater fra målinger av klorofyll-a fra «Color Festival» i Vestfjorden (Dk1) i 2011.

Tre ulike metoder er benyttet:

- 1) Kontinuerlig måling med sensor (klorofyll-a fluorescens)
- 2) Spektrofotometri (SP)
- 3) HPLS

Merk at de to høye verdiene målt spektrofotometrisk (SP) i oktober trolig skyldes en analysefeil eller kontaminering.

2.5.2 Siktdyp, planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) og næringsalter i overflatelaget i juni til august

Siktdypet var generelt ganske lavt sommeren 2011; tilstanden var *dårlig* ved 9 av totalt 13 tokt, det gjaldt bl.a. hele juni og fra 26. juli til 9. august (**Figur 38**). Bare ved toktet 23. august var tilstanden *god* som gjennomsnitt over alle stasjoner.

Månedene juni-september 2011 hadde mye nedbør, opp mot dobbelt så høyt som normalt (**Figur 5**). Siktdypet i 2011 var lavere enn året før, både i Bærumsbassenget (**Figur 39**) og Bekkelagsbassenget (**Figur 40**). Stort avvik med redusert siktdyp enkelte år kan skyldes stor (intens) nedbør med mye avrenning og/eller kraftig planteplanktonoppblomstring som f.eks. i 1995, 2004 og 2009. I Bærumsbassenget var siktdypet i 2011 lavere enn i 2009, mens det i Bekkelagsbassenget var bedre, og omtrent som gjennomsnittet for 2002-2008.

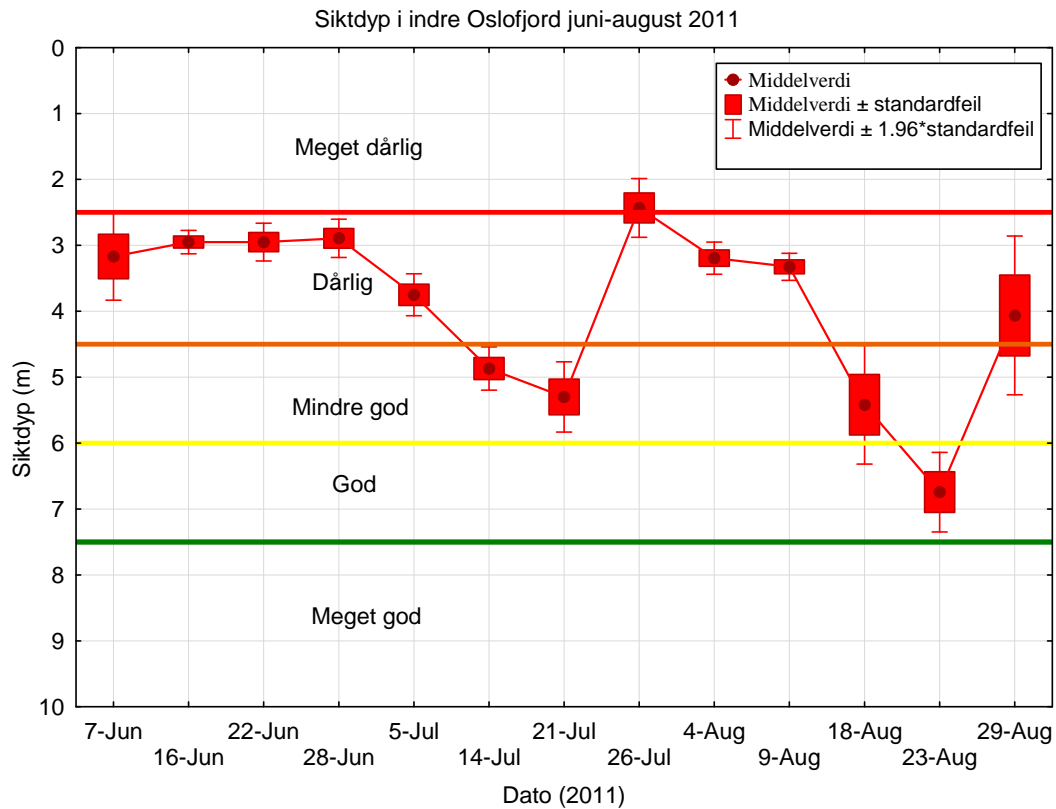
Siktdypet sommeren 2011 kunne karakteriseres som *dårlig* på de fleste stasjoner i de innerste delene av fjorden, mens tilstanden var *mindre god* på de resterende stasjonene, bl.a. i hovedbassengene (Dk1 og Ep1).

Gjennomsnittsverdiene for planteplanktonbiomassen (klorofyll-a) var betydelig større i 2011 sammenlignet med gjennomsnittet for perioden 2002-2010 på alle stasjoner (**Figur 42**). Tilstanden bedømt etter Klif's miljøklassifiseringssystem var klart bedre for klorofyll enn for siktdyp (**Tabell 3**).

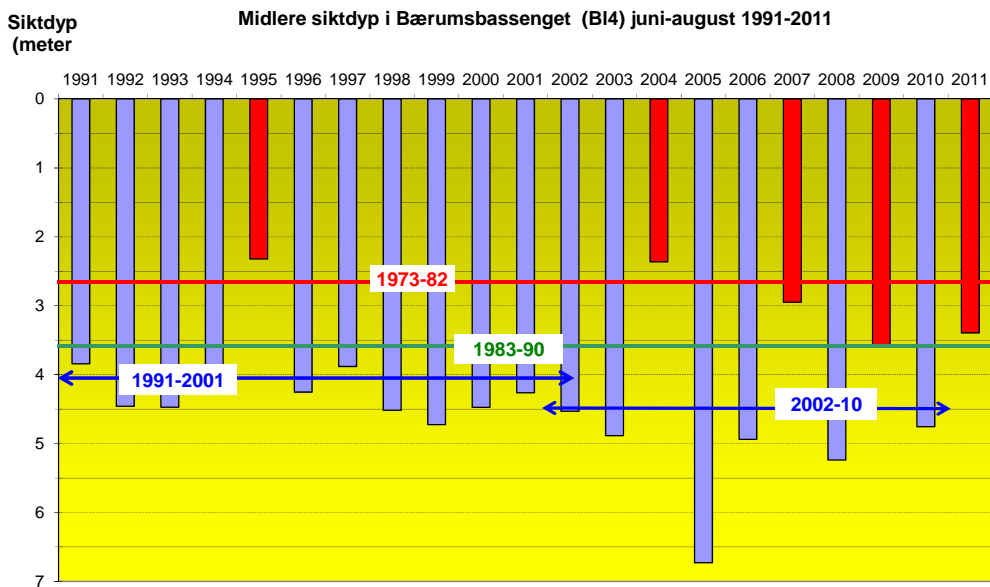
Næringsaltskonsentrasjonene i juni-august i fjordens overflate (**Tabell 3**) viser *meget god/god* tilstand på de fleste stasjoner i 2011, unntaket er de avrenningspåvirkede stasjonene i Bjørvika (Aq3) og Bunnebotten (Gp1) hvor tilstanden var mindre god, bedømt etter Klif's klassifiseringssystem for miljø i fjorder (Molvær mfl. 1997).

Figur 41 viser midlere siktdyp sommeren 2011 på 6 stasjoner sammenlignet med gjennomsnittet for tidligere perioder på ca. 10 år. Det har vært en klar forbedring fra 1973-1982 og fram til perioden 2002-2010. Forbedringen var sterkest mellom de to første periodene, og den prosentvise forbedringen har vært størst i de områdene som var dårligst.

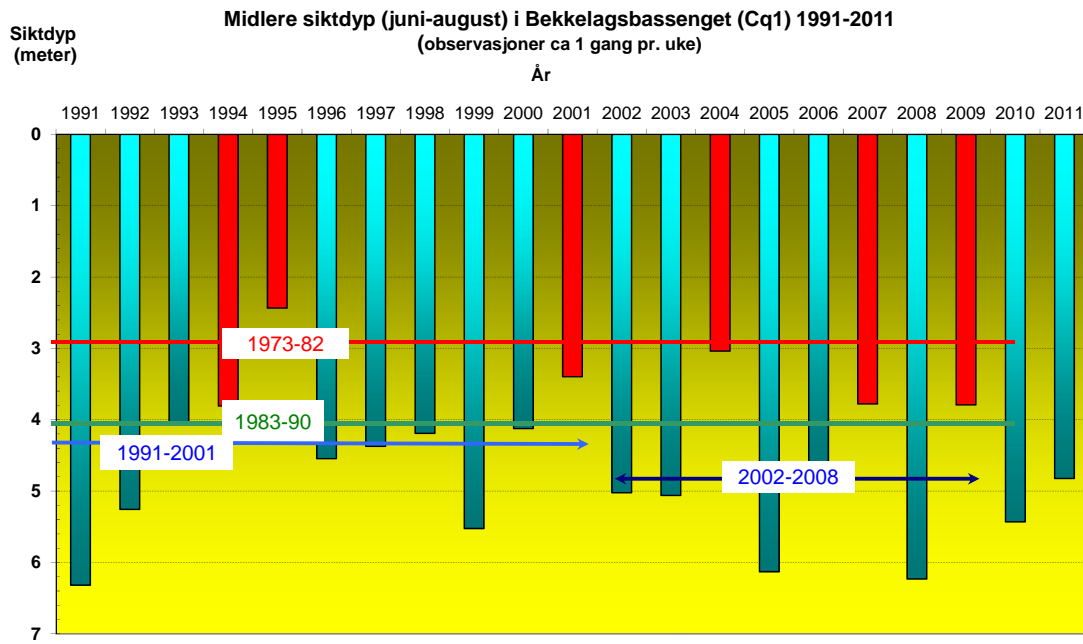
Sommeren 2011 var siktdypet på de fleste stasjonene dårligere enn det som har vært vanlig siste tiår (**Figur 41**). Bunnefjorden, Vestfjorden og Bærumsbassenget hadde siktdyp omtrent som gjennomsnittet for perioden 1983-1990, mens det i Lysakerfjorden og Oslo havn var omtrent som gjennomsnittet for 1991-2001. Bare i Bekkelagsbassenget var forholdene omtrent som gjennomsnittet for siste 10-årsperiode.



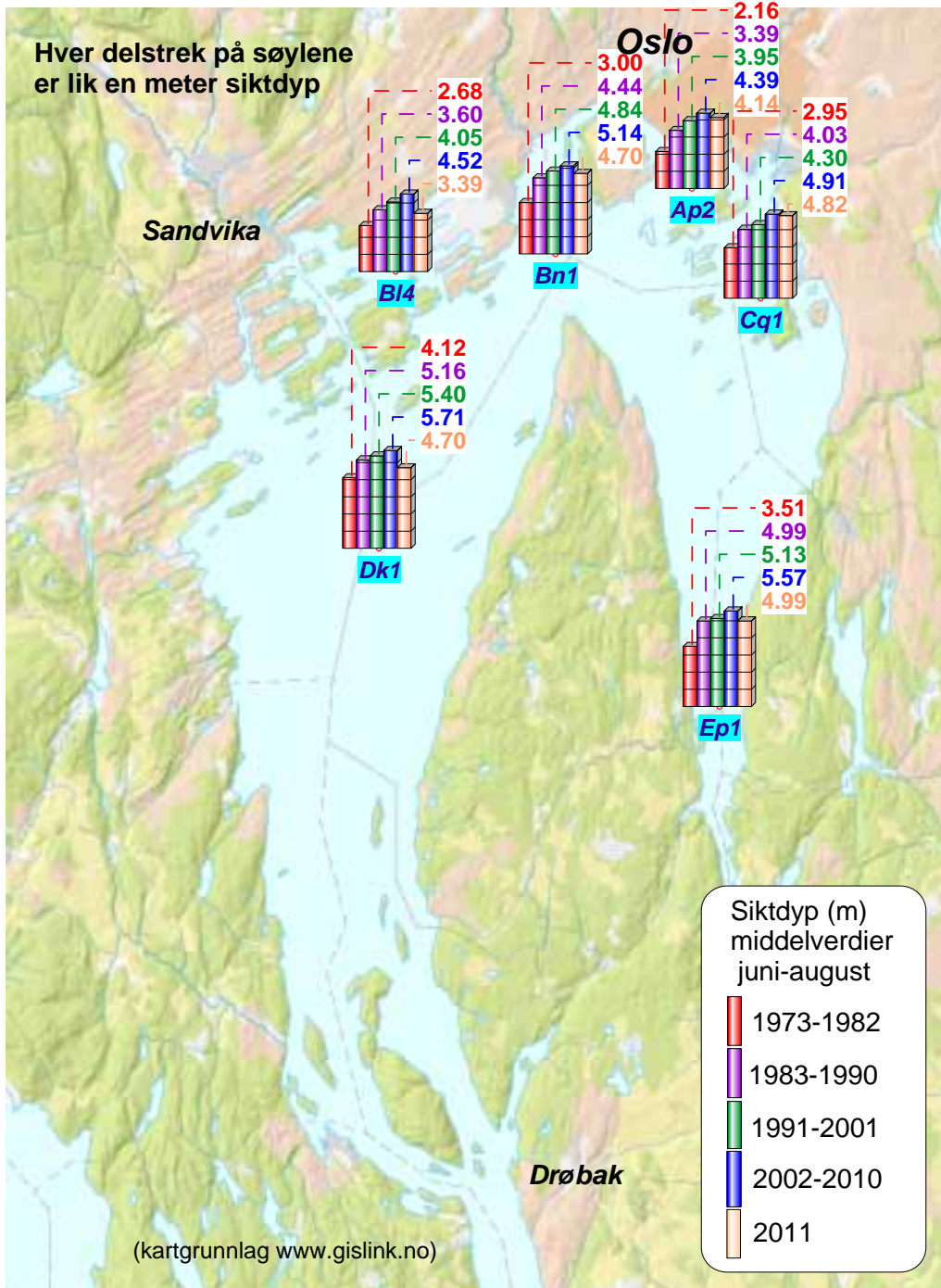
Figur 38. Siktdyp sommeren 2011. Middelverdi av ukentlige observasjoner på samtlige stasjoner (16 stasjoner).



Figur 39. Årlig middelverdi av siktdyp for juni -august i Bærumsbassenget (B14) 1991-2011. Gjennomsnitt for utvalgte tidligere perioder er også vist. Siktdypet sommeren 2011 var relativt dårlig; bare tre ganger tidligere har det vært så lavt siden 1990. Siste tiårsperiode har høyere andel av år med lavt siktdyp enn perioden før år 2000, men samtidig også de fem beste årene i hele perioden. Det ser ut til at siktdypet er mer variabelt fra år til år enn det var tidligere.



Figur 40. Årlig middelværdi av siktdyp for juni-august i Bekkelagsbassenget (Cq1) 1991-2011. Gjennomsnitt for utvalgte tidligere perioder er også vist. For Bekkelagsbassenget var sommeren 2011 omtrent som gjennomsnittet for 2002-2008, selv om det var mye nedbør og avrenning. 1995, 2001 og 2004 var de dårligste somrene i siste 20-årsperiode. Det er fortsatt stor variasjon fra år til år, men større andel av år med gode siktdyp i siste 10års-periode.



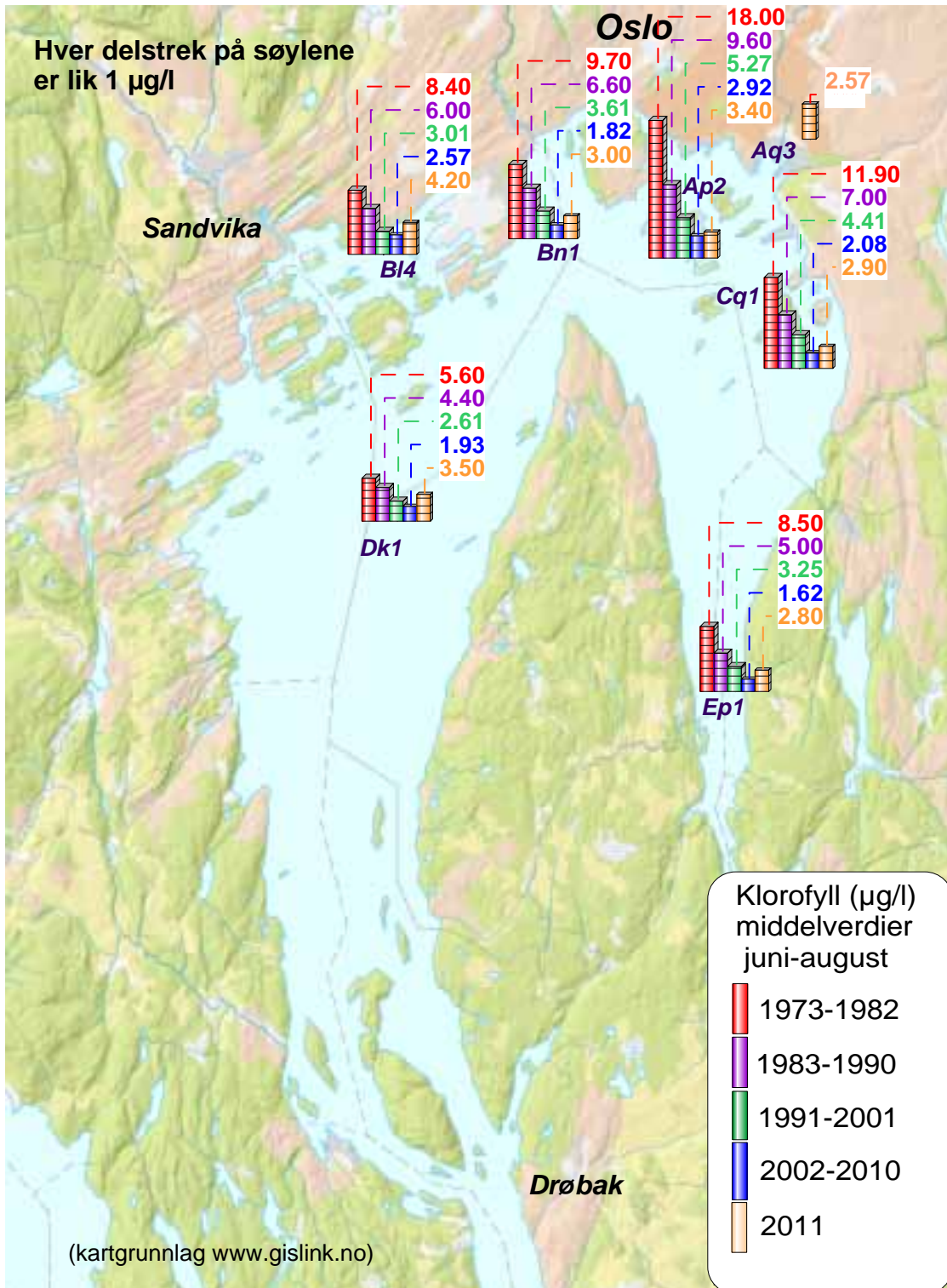
Figur 41. Midlere siktdyp i juni-august (ca. 13 observasjoner) fra 1973-82, 1983-90, 1991-2001 og sommeren 2011.

Tabell 3. Tilstanden i Indre Oslofjords overflatelag sommeren 2011, bedømt etter Klifs klassifiseringssystem for eutrofitilstand i fjorder. Middelerverdi av 13 observasjoner i juni-august (12 obs. på Bn1).

Stasjon	Saltholdighet	Tot-P ($\mu\text{g/l}$)	Tot-N ($\mu\text{g/l}$)	Kl-a ($\mu\text{g/l}$)	Siktdyp (m)
Ap1					3,9
Ap2	18,5	14	278	3,4	4,1
Aq1					3,4
Aq2	18,4				3,1
Aq3	18,0	20	338	4,6	2,6
Bk1					3,0
Bk2					3,6
Bl4	16,6	14	323	4,2	3,4
Bn1	18,4	12	248	3,0	4,7
Br1	18,9				4,7
Cj1	18,1				3,7
Cq1	19,0	12	248	2,9	4,8
Dk1	18,8	12	248	3,5	4,7
Ej1					4,5
Ep1	19,0	11	244	2,8	5,0
Gp1	19,0	17	354	4,2	3,6

Stasjonene klassifisert etter saltholdighet 0-20. Skala for klassifisering:

Variabel	Meget god	God	Mindre god	Dårlig	Meget dårlig
----------	-----------	-----	------------	--------	--------------



Figur 42. Klorofyll-a (µg/l) i 0-2 meters dyp, middelverdier i juni-august fra 1973-82, 1983-90, 1991-2001, 2002-2010 og 2011. Klorofyll-a er et indirekte mål på planteplanktonbiomassen.

2.5.3 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.

OSPAR (Oslo-Paris kommisjonen, 2001) anbefaler også analyser av næringssalter vinterstid for å bedømme graden av eutrofiering i et område. Klifs klassifiseringssystem for vannkvalitet med hensyn til overgjødning har også konsentrasjonsgrenser og tilstandsklasser for vinterkonsentrasjoner. I vandirektivet legges det mer vekt på næringssaltsanalyser vinterstid for bedømmelse av miljøforholdene, spesielt ved sammenligninger med andre land i Europa. For Indre Oslofjord vil dette sannsynligvis kunne bety at noe hyppigere observasjonsfrekvens av næringssalter vinterstid i overflatelaget, avhengig av hvilken lokal oppløsning en ønsker. Et stort problem med slike observasjoner vintertid er variasjonen i forekomsten av is, dvs. muligheten for prøvetaking i alle deler av fjorden.

Vestfjorden

Figur 43 viser at det er en god sammenheng mellom totalfosfor og fosfat i overflatelaget (0-8 meters dyp) i desember til februar måneder. For analysen av vinterkonsentrasjoner av fosfor er derfor totalfosfor brukt (flere observasjoner). I figuren er det skilt mellom perioden før og etter 2000, og vinteren 2011 er vist med egen markering. Det er omtrent lik sammenheng for de to periodene, men vinteren 2011 er fosfatinnholdet redusert i forhold til totalfosfor pga. tidlig våroppblomstring. Figuren viser at variasjonsområdet for totalfosfor er mye mindre etter 2000 enn det som forekom tidligere.

I et lengre tidsperspektiv har altså fosforkonsentrasjonen vært klart avtakende (**Figur 44**) og det sammenfaller med tiltak for fosforreduksjonen i renseanleggene kombinert med effektive dypvannsutslipp. I perioden 1970-1985 var tilstanden ofte *dårlig/meget dårlig*. Siden da har det skjedd en klar forbedring; de siste 20 år har tilstanden stort sett variert fra *meget god/god* til *mindre god*. Sett i sammenheng med usikkerheten i de årlige gjennomsnittene kan det ikke ses noen langsiktig trend i perioden 1989-2011

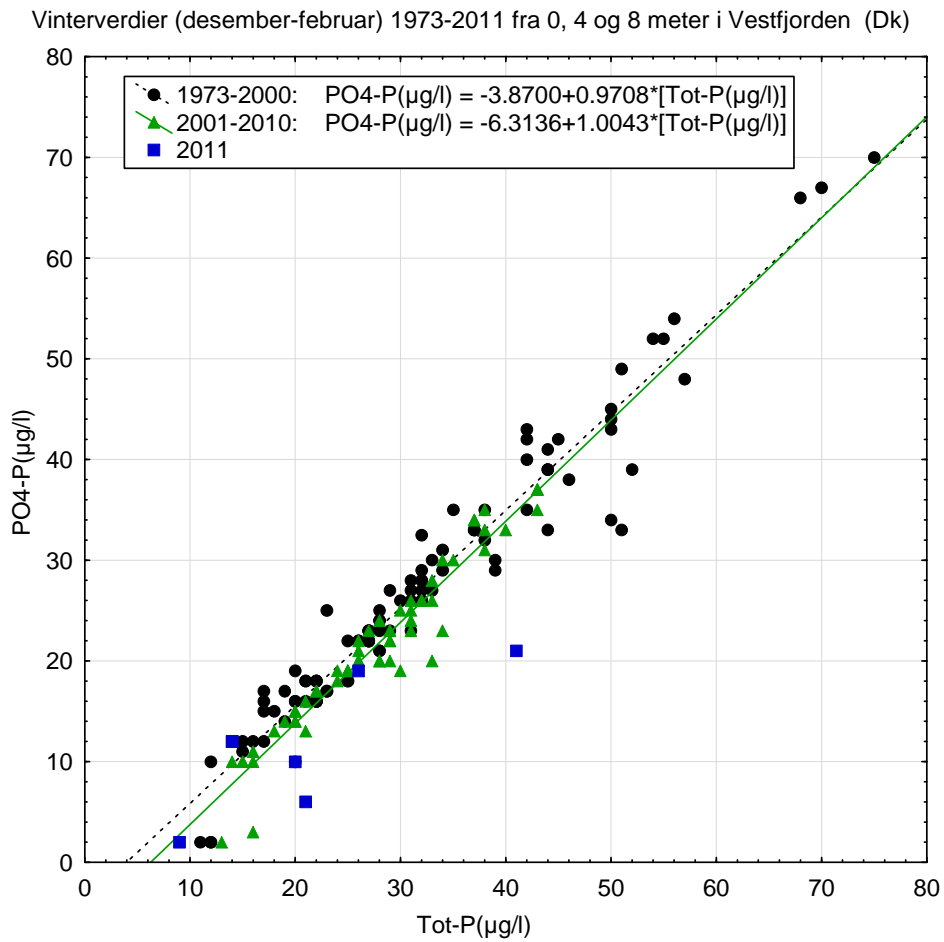
Nitrogenkonsentrasjonene har også endret seg over tid. Det er klart avtakende konsentrasjoner av ammonium fra 1970-tallet til i dag, og spesielt er de mye lavere i årene 2001-2011 (**Figur 45**). Tilstanden mht. ammonium i overflatelaget kan nå klassifiseres som stabilt *meget god*. Også for totalnitrogen kan det antydes en reduksjon i perioden 2002-2011 sammenlignet med tidligere, selv om endringen her ikke er så tydelig (**Figur 46**) som for ammonium. For nitrat+nitritt er det også en viss reduksjon fra midt på 90-tallet til i dag, men ingen generell nedgang over hele perioden (**Figur 47**). 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 2002-2011 kan således være tegn på virkningen av nitrogenrensing i tillegg til ammoniumutviklingen, som i større grad reflekterer overgangen til dypvannsutlipp. Tilstanden bedømt etter Klifs miljøklassifiseringssystem varierer noe avhengig av om en benytter verdiene for Tot-N (**Figur 46**) eller nitrat+nitritt (**Figur 47**). De siste 3 årene kan tilstanden i Vestfjorden karakteriseres som *god/meget god* basert på Tot-N og *mindre god* basert på nitat+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.

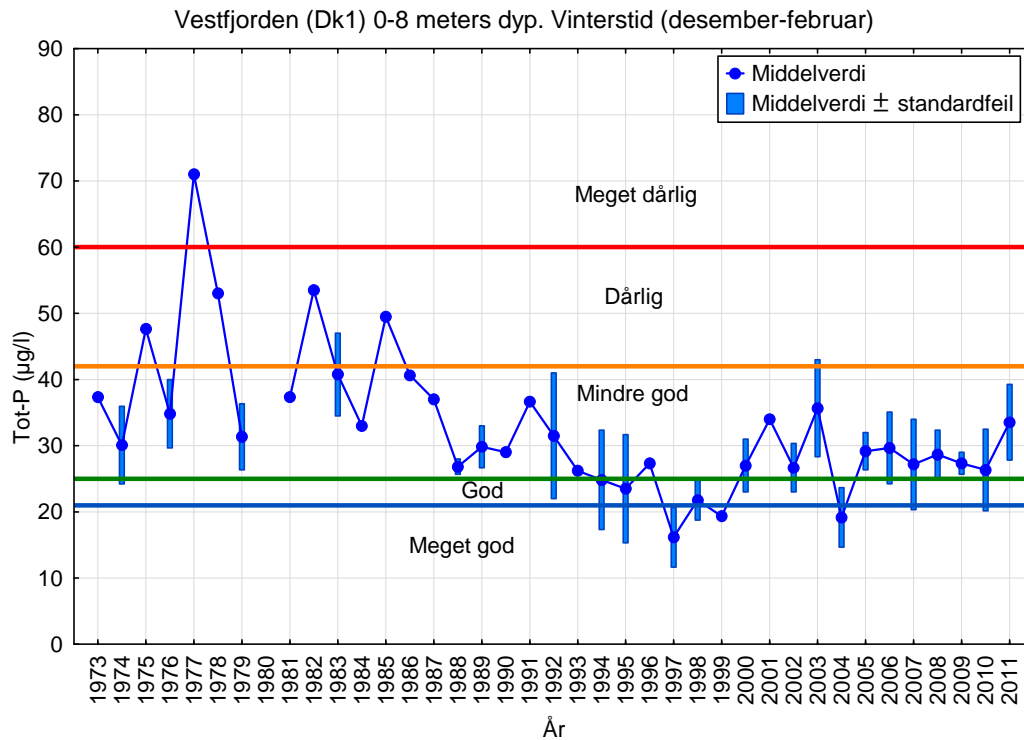
Forholdet mellom nitrogen og fosfor som er tilgjengelig for algevekst anses å ha betydning for risikoen for oppblomstring av skadelige alger. Ved et forholdstall N:P=7:1 på vektbasis (Redfieldforholdet) er det omtrent balanse, og liten risiko for oppblomstring av skadelig alger. Et N:P-forhold som er 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 48**), og var da klart mer enn 50 % over Redfieldforholdet. Forholdene i 2001-2011 viser imidlertid ofte N:P-forhold lavere enn denne grensen for økt risiko. Dette betyr at det har blitt mindre risiko for oppblomstring av skadelige alger i fjorden. De tre siste årene har vinterverdiene ligget omkring Redfieldforholdet.

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 skadelig alger begunstiges når $PO_4\text{-P}/SiO_2$ og $NO_3\text{-N}/SiO_2$ -forholdene overstiger gitte grenseverdier (OSPAR, 2001). **Tabell 4** og **Tabell 5** 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.

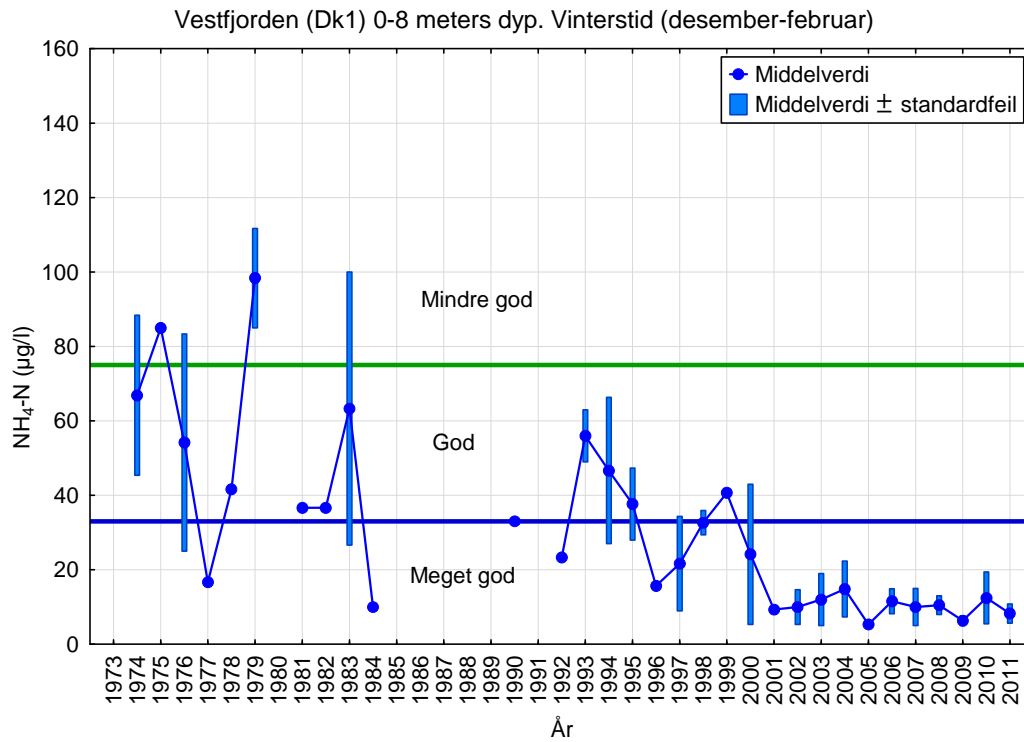
Avtakende fosforkonsentrasjoner i overflatevann sammenfaller i tid med gjennomførte rensetiltak (suksessiv innføring av kjemisk rensing på de tre større renseanleggene). Nitrogenrensingen har resultert i betydelige endringer for ammonium (i tillegg til dypvannsutslipp) og de lavere konsentrasjonene av 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.



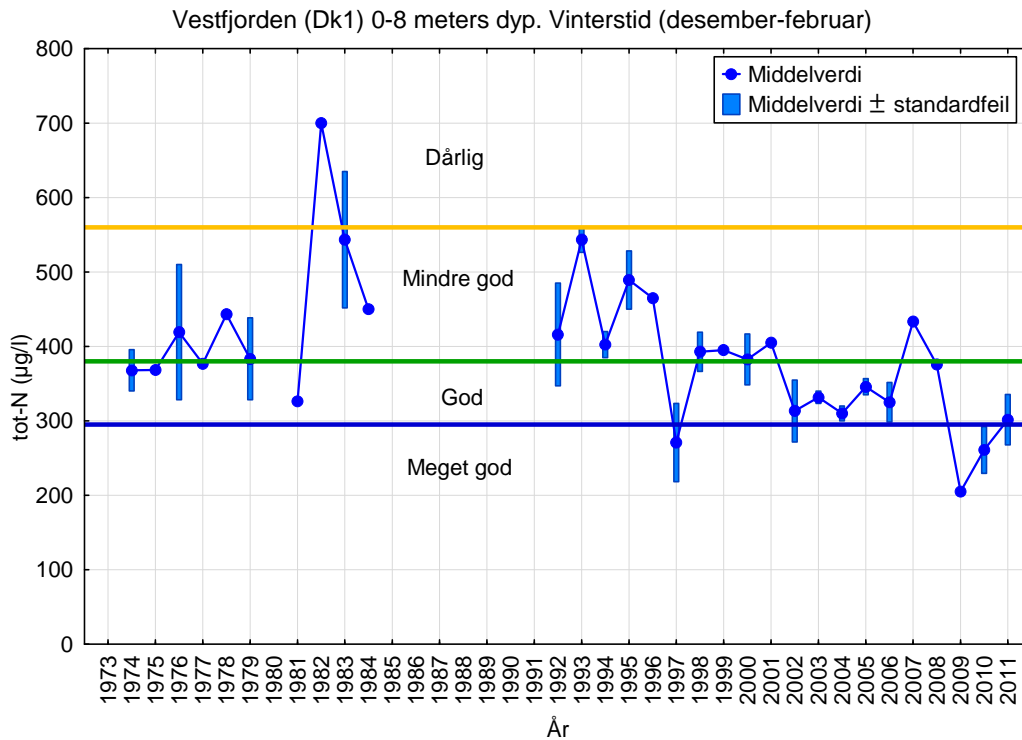
Figur 43. Vinterverdier av total fosfor og fosfat i Vestfjordens (Dk1) overflatelag.



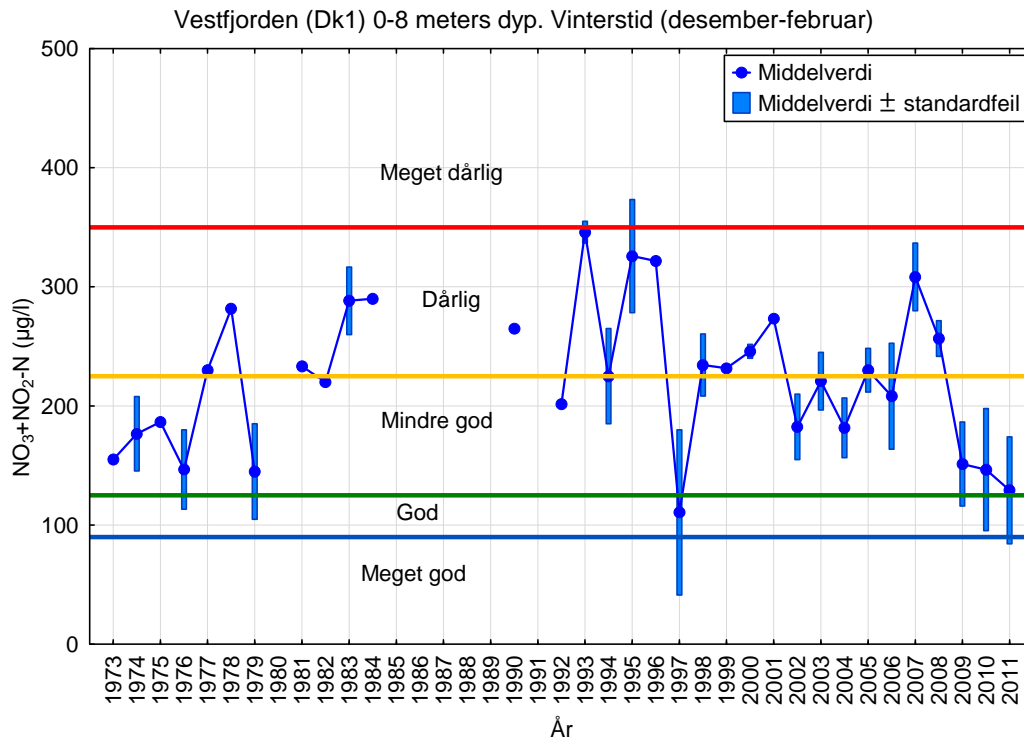
Figur 44. Vinterobservasjoner av Tot-P i Vestfjorden (Dk1 1) i 0, 4 og 8 meters dyp for perioden 1973-2011. Det er først beregnet middelverdi over dyp for hver dato, deretter er gjennomsnitt over datoene innenfor hver vinterperiode beregnet. Årstall gjelder månedene januar og februar, men hver vinterperiode omfatter også data fra desember året før. Mengden av data bak hvert gjennomsnitt vil variere noe mellom årene. Enkelte år kan avvike sterkt som følge av lokale flommer, varierende grad av algeoppblomstring, eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse. De høyere konsentrasjonene i 2003 er eksempelvis dypere "gammelt" vann som ble løftet opp til overflaten ved en vannfornyelse. Utviklingen er sammenlignet med Klif's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet.



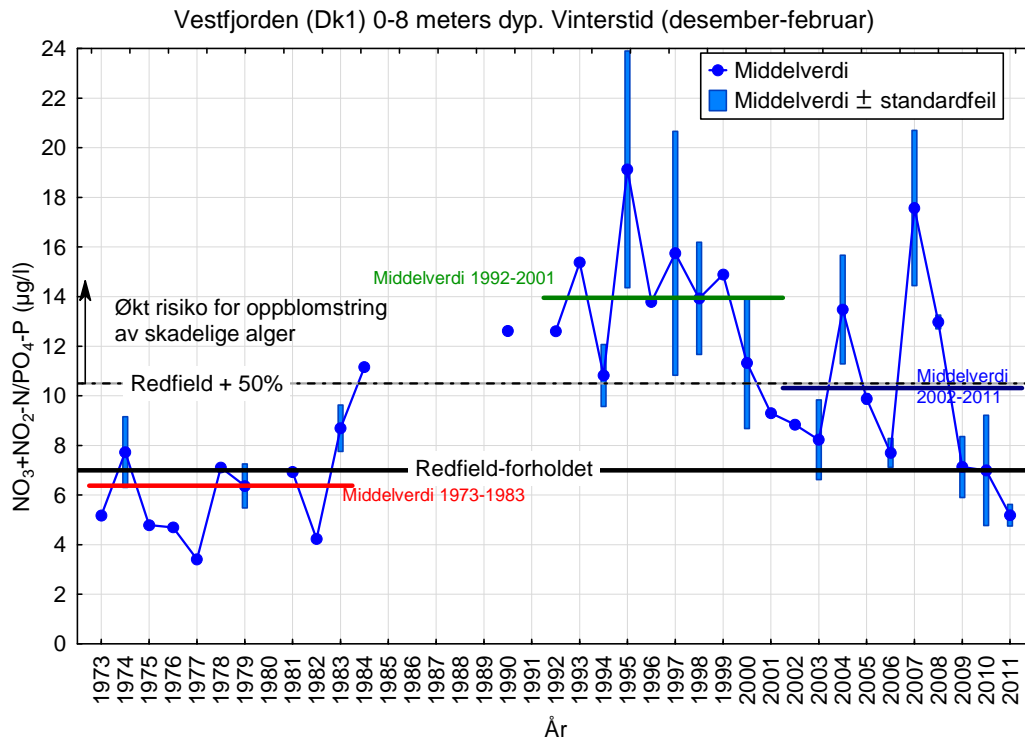
Figur 45. Vinterobservasjoner av $\text{NH}_4\text{-N}$ i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2011. Utviklingen er sammenlignet med Klif's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Det er en signifikant endring i vannkvaliteten over tid, fra sterkt variable forhold før 1985 (*meget god-mindre god*) via en gradvis forbedring fram til år 2000 og til dagens situasjon med stabil tilstand *meget god*.



Figur 46. Vinterobservasjoner av Tot-N i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2011. For detaljert forklaring, se Figur 44. Utviklingen er sammenlignet med Klifs **miljøklassifiseringssystem** for vannkvalitet. Det er ingen helt klar endring i vannkvaliteten over tid, men likevel en indikasjon på forbedring ved at mange av årene fram til år 2001 ligger i området *mindre god/dårlig*, mens dette bare forekommer for ett år etter 2001. De to laveste verdiene i hele serien finnes innenfor de siste tre år, men det er for tidlig å si om dette er tegn til en varig forbedring til overveiende *meget god* tilstand.



Figur 47. Vinterobservasjoner av $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ i overflatelaget i Vestfjorden (Dk1, 0-8 meters dyp). Utviklingen er sammenlignet med Klif's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Vannkvaliteten varierer fra *dårlig* til *mindre god*, og det er ingen endring fra 1970-tallet til perioden 2002-2009, men indikasjoner på at konsentrasjonene har vært høyere i mellomliggende periode. De tre siste årene ligger lavere enn foregående 10-årsperiode. Enkelte år kan avvike som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse.



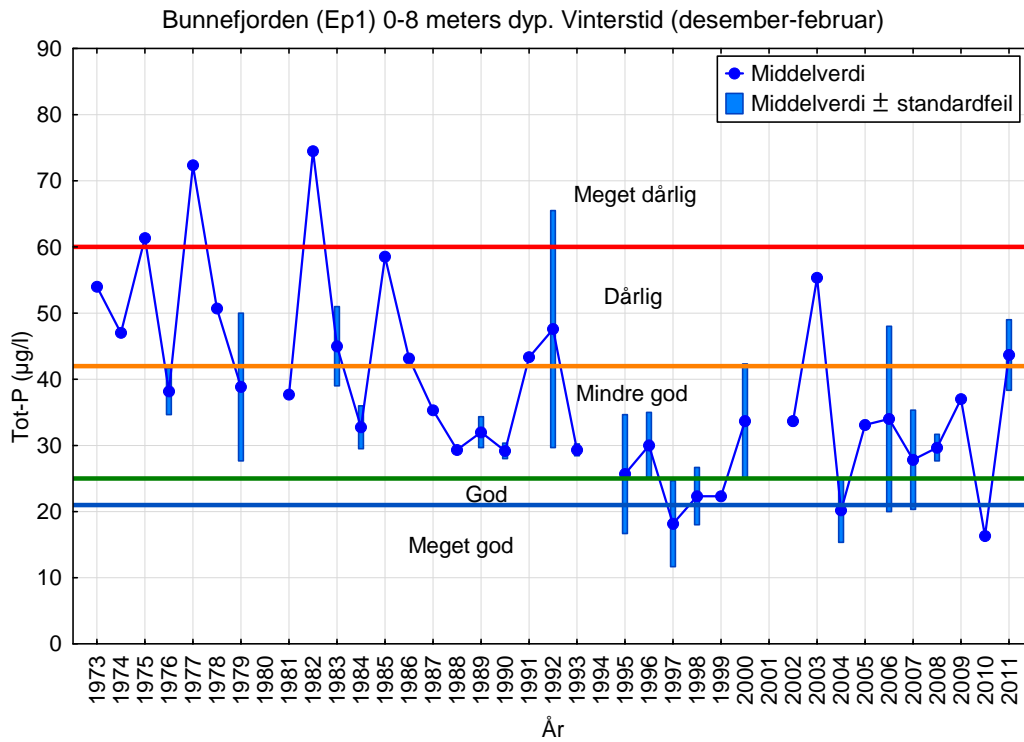
Figur 48. Vinterobservasjoner av forhold mellom nitritt+nitrat og fosfat ($[\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}]/[\text{PO}_4\text{-P}]$) eller DIN/DIP-forhold, som vektforhold N:P) i overflatelaget i Vestfjorden (Dk 1, 0- 8 meters dyp). Periodegjennomsnittene er beregnet på middelverdiene over dyp for hver enkelt dato. N/P-forholdet øker signifikant i perioden og ligger i 1992-2001 ofte mer enn 50 % over Redfield-forholdet. 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.

Tabell 4. 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 Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 2000-2010. 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.

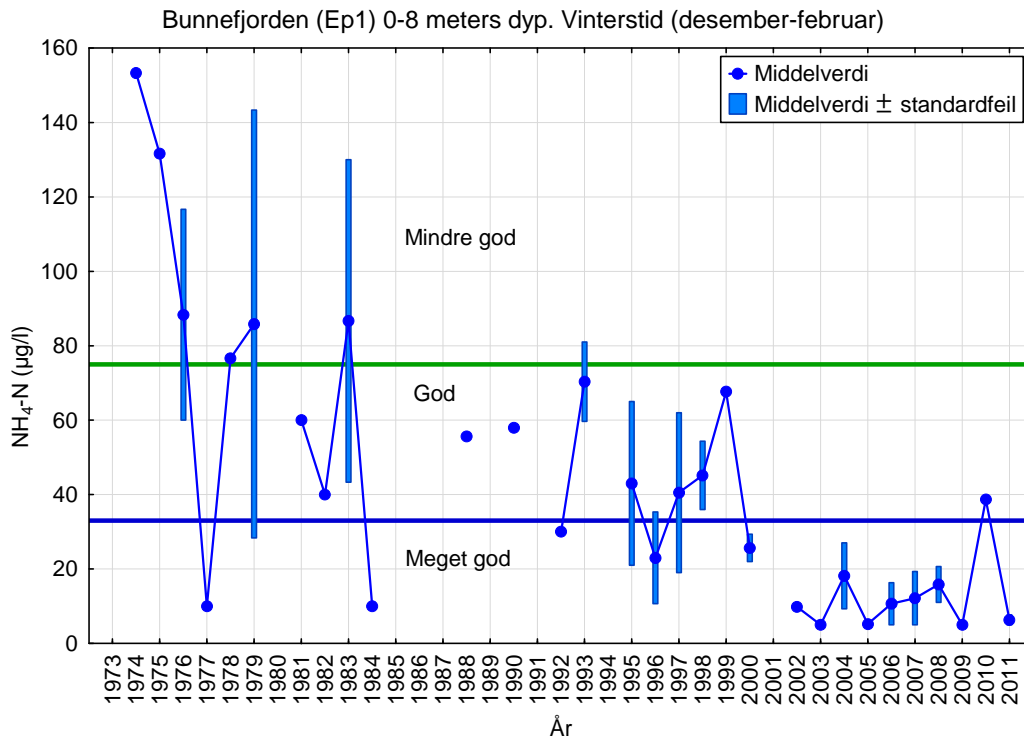
År (vinter- periode)	[$\text{PO}_4\text{-P}$]/ SiO_2 -forhold		[$\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4$]-N / SiO_2 (DIN/ SiO_2)	
	OSPAR – grenseverdi: 0,064		OSPAR – grenseverdi: 0,47	
	Gj.snitt	Maksimum	Gj.snitt	Maksimum
2000	0,034	0,046	0,46	0,76
2001	0,016	0,026	0,21	0,24
2002	0,025	0,036	0,23	0,27
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

Bunnefjorden

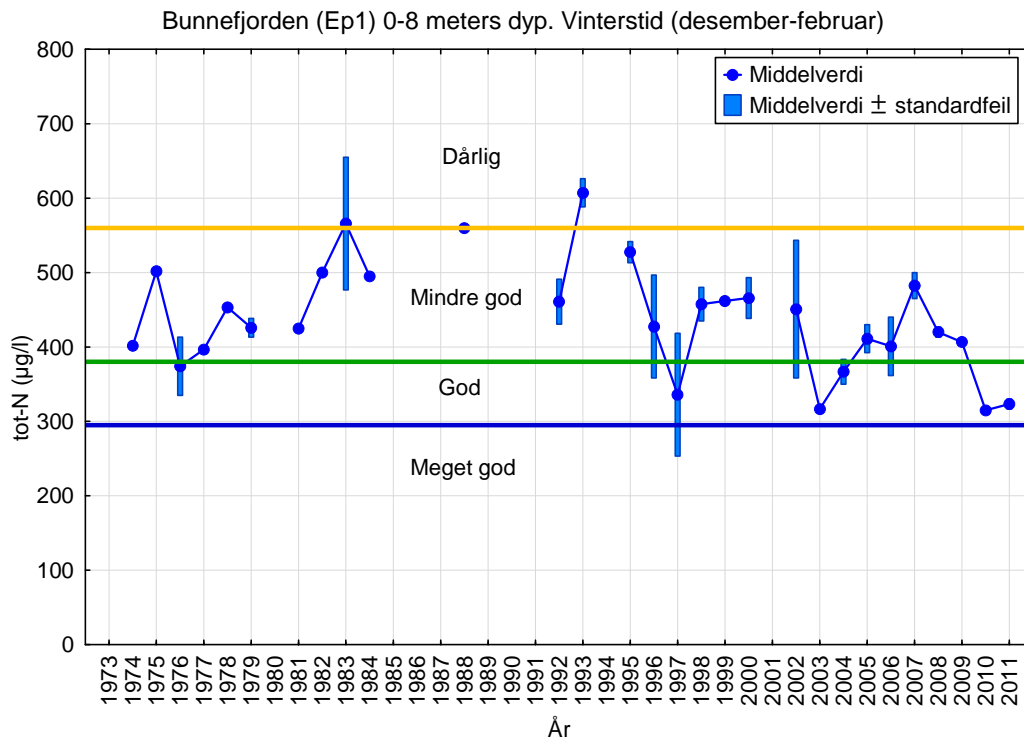
Næringssaltskonsentrasjonen vinterstid i Bunnefjorden (Ep1) følger i store trekk utviklingen i Vestfjorden (Dk1), med avtakende fosforkonsentrasjoner i perioden 1989-2011 sammenlignet med 1973-1982, og tendens til lavere ammoniumkonsentrasjoner etter år 2000 (**Figur 49-Figur 52**), men mindre klar reduksjon i totalnotrogen og nitritt+nitrat. Likheten med Vestfjorden gjelder også for N/P-forhold, og andre næringssaltsforhold (**Figur 53** og **Tabell 5**). Hovedkonklusjonen for Vestfjorden om en utvikling som har gått i positiv retning gjelder dermed også for Bunnefjorden.



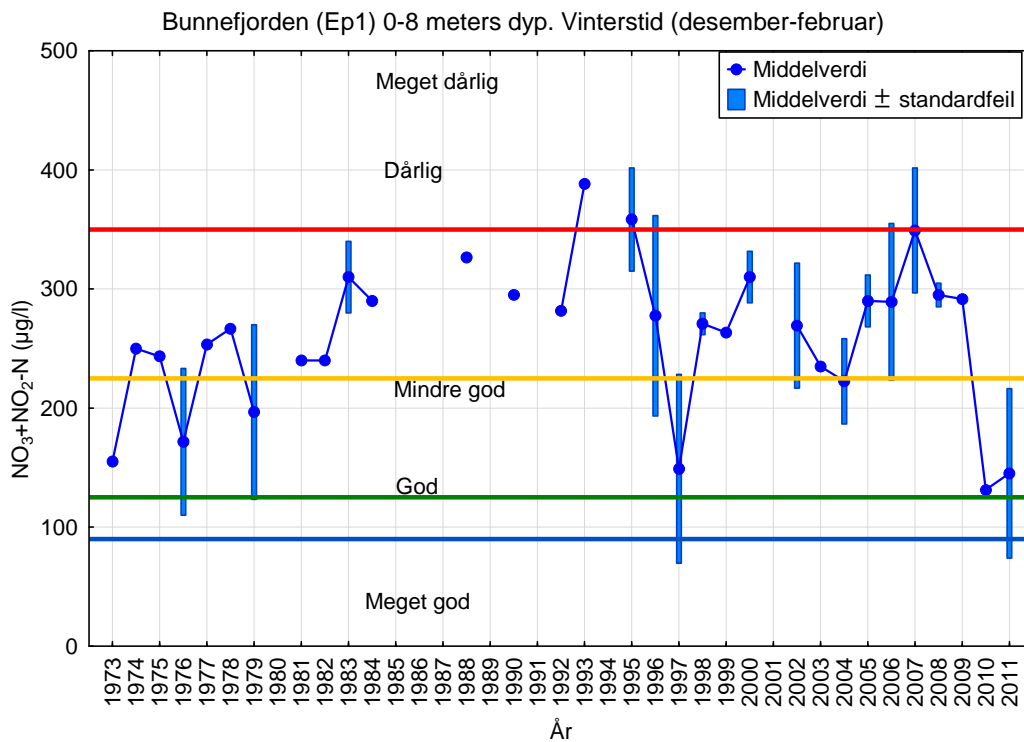
Figur 49. Vinterobservasjoner av Tot-P i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2010. Utviklingen er sammenlignet med Klifs miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet.



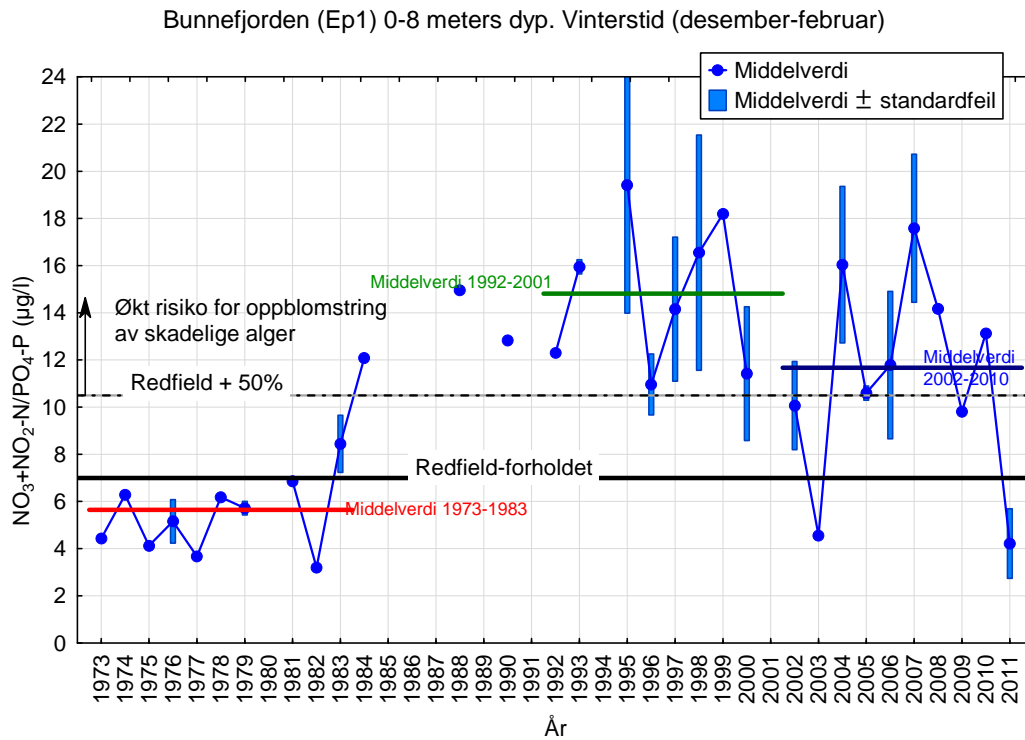
Figur 50. Vinterobservasjoner av NH₄-N i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2010. Utviklingen er sammenlignet med Klif's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet.



Figur 51. Vinterobservasjoner av Tot-N i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2010. Utviklingen er sammenlignet med Klif's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet.



Figur 52. Vinterobservasjoner av NO₃+NO₂-N i overflatelaget i Bunnefjorden (Ep1, 0.-8 meters dyp). Utviklingen er sammenlignet med Klif's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet.



Figur 53. 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.

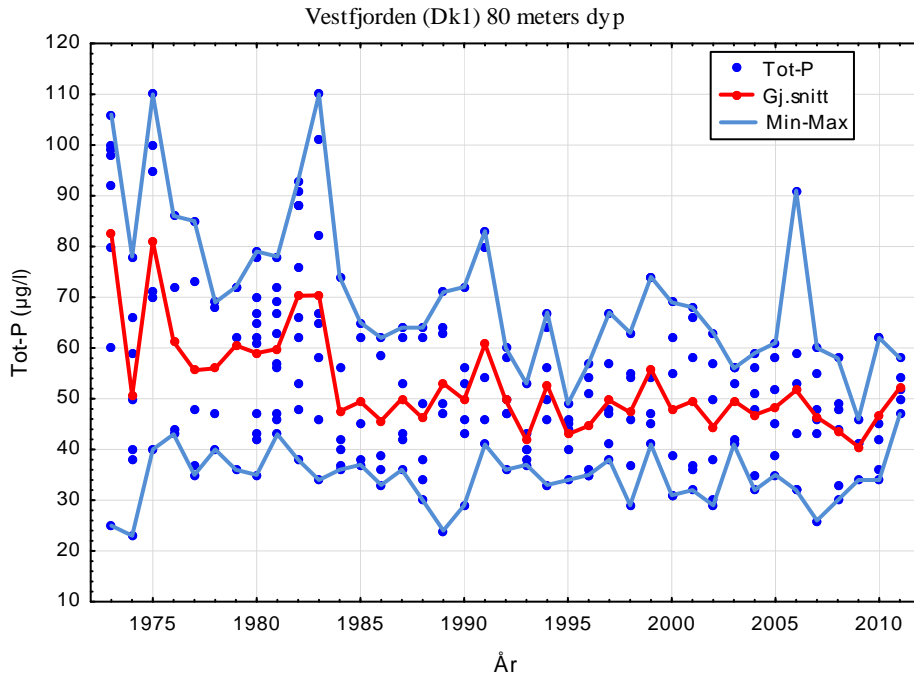
Tabell 5. Vinterobservasjoner (desember-februar) av $\text{PO}_4\text{-P}/\text{SiO}_2$ og $\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4\text{-N}/\text{SiO}_2$ i Bunnefjorden (Ep1) i 0, 4 og 8 meters dyp 2000-2010. Hvis forholdet er større enn OSPARS grenseverdi, vil det kunne skje endringer i planteplanktonets artsammensetning 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

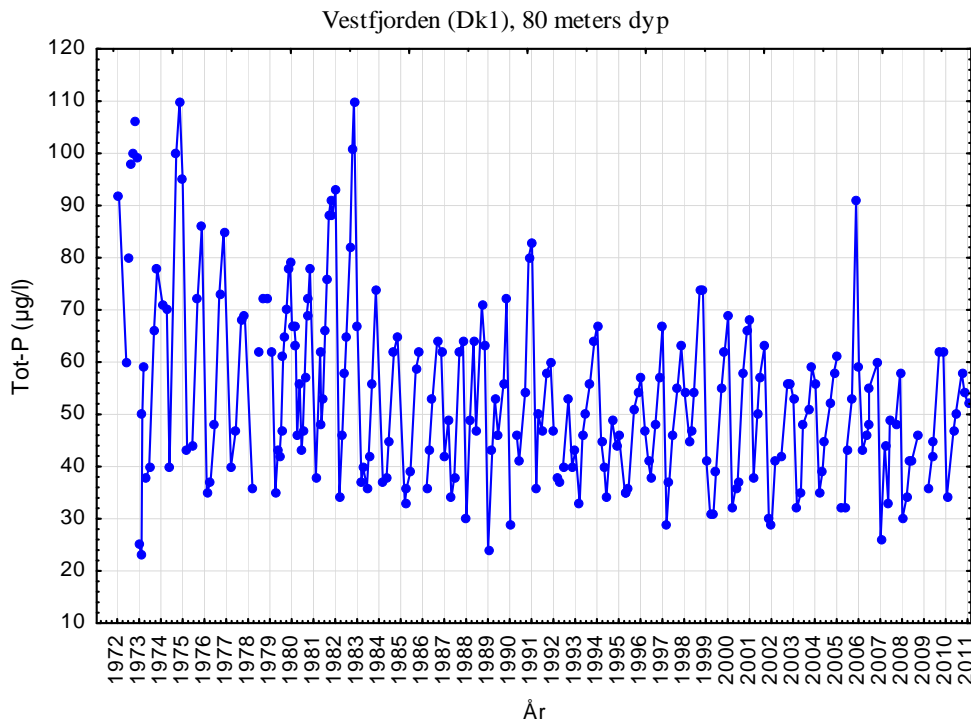
2.5.4 Kjemiske forandringer i næringssaltinnholdet i dypvannet

I **Figur 54** og **Figur 55** vises Tot-P konsentrasjonen i dypvannet (80 m dyp) i Vestfjorden fra 1973-2011, henholdsvis med statistisk fordeling pr. kalenderår (min, maks, middelværdi) og som tidsserie med årstidssvingninger. Verdiene i 2011 var noe høyere enn de nærmeste foregående år. Det har vært en klar nedgang fra perioden 1973-1985 og frem til i dag, men ingen tegn til videre nedgang siden 1992. 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.

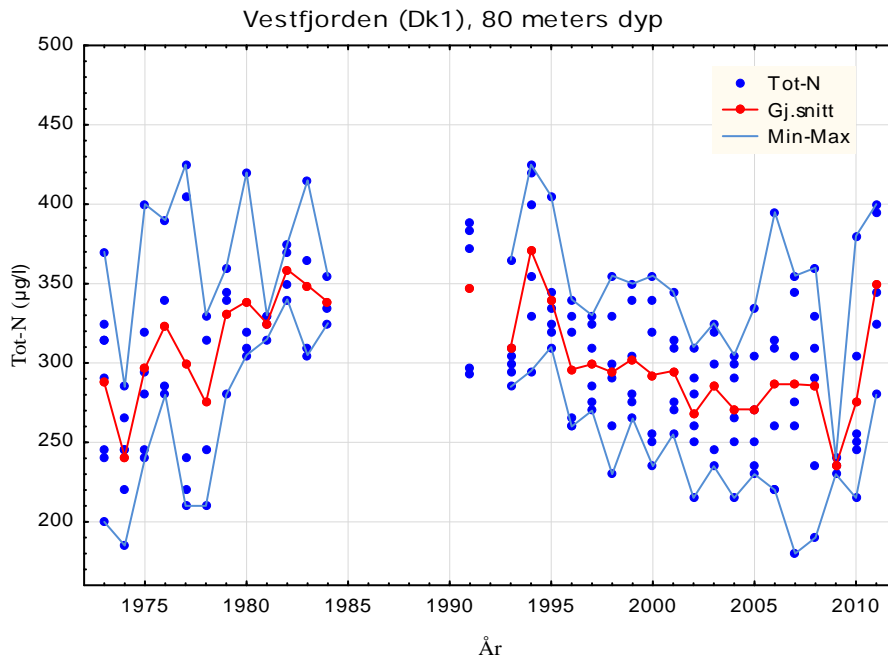
Figur 56 og **Figur 57** vises årlige gjennomsnitts konsentrasjoner for Tot-N og summen av nitrat og nitritt i vann fra 80 m dyp i Vestfjorden for perioden 1973-2011. I figurene er også enkeltobservasjonene og samt årlige maksimum og minimumsverdier markert. I **Figur 58** vises de samme data, men her er enkeltobservasjonene fordelt etter innsamlingsdato (tidsserie) slik at svingninger innen hvert år kommer tydeligere frem. Konsentrasjonene viste tegn til økning fra 1973 til 1984. Det mangler observasjoner fra en periode (1985-90) hvor tilførselene 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 2011 viser nitrogeninnholdet i dypvannet en stigende tendens, men variasjoner over så korte tidsrom kan skyldes bl.a. ulikt tidspunkt for dypvannsutsiftninger, og kan ikke tas som varsel om en fremtidig trend.



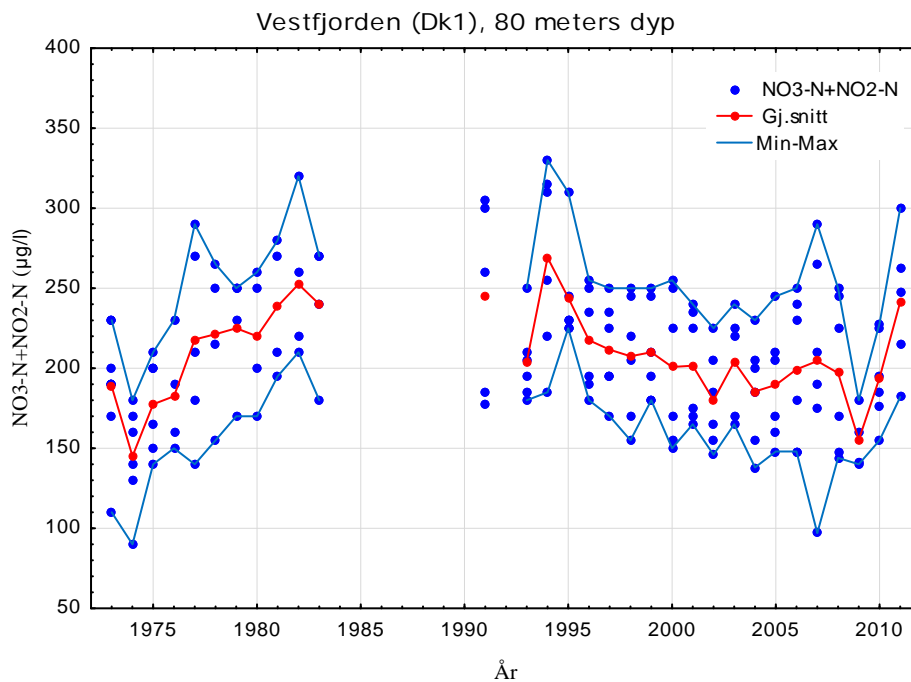
Figur 54. Tot-P konsentrasjoner på 80 meters dyp i Vestfjorden 1973-2011. Statistikken gjelder pr. kalenderår, og enkeltobservasjonene er vist mot årstall, uavhengig av dato.



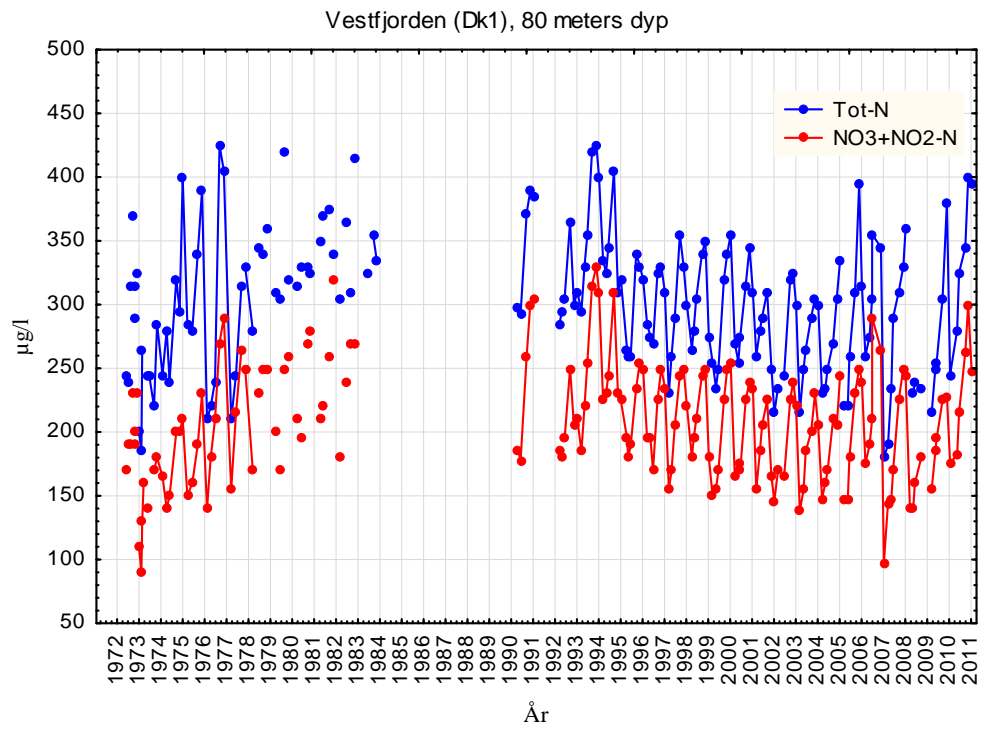
Figur 55. Tot-P konsentrasjoner på 80 meters dyp i Vestfjorden 1973-2011. Enkeltobservasjonene er vist mot dato slik at årstidssvingningene kommer fram.



Figur 56. Tot-N konsentrasjoner på 80 meters dyp i Vestfjorden 1973-2011. Gjelder pr. kalenderår, og enkeltobservasjonene er vist mot årstall, uavhengig av dato.



Figur 57. NO₃+NO₂-N (µg/l) konsentrasjoner på 80 meters dyp i Vestfjorden 1973-2011. Statistikken gjelder pr. kalenderår, og enkeltobservasjonene er vist mot årstall, uavhengig av dato.



Figur 58. Tot-N og NO₃+NO₂-N (µg/l) konsentrasjoner på 80 meters dyp i Vestfjorden 1973-2011. Enkeltobservasjonene er vist mot dato slik at årstidssvingningene kommer fram.

2.6 Referanser 2011

- Alve, E., Helland, A. og Magnusson, J. 2009. Bærumbassenget et naturlig anoksiisk 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).

3. Planteplankton i Indre Oslofjord – Vestfjorden

Planktoniske alger nyttiggjør seg meget effektivt av de næringssalter som tilføres, og i et innelukket fjordsystem som Indre Oslofjord vil mengden alger i løpet av vekstsesongen være styrt av næringstilførselen til den øvre delen av vannsøylen i fjordsystemet.

Mengden planteplankton i produksjonssesongen inngår i Vanndirektivet som en viktig parameter på tilstanden i en resipient. Det er derfor regelmessig tatt prøver fra "Color Fantasy" i 4 m dyp ved Steilene siden 2006.

3.1 Materiale og metode

I 2011 ble det utført algeanalyser på totalt 22 lugolfikserte prøver tatt fra slutten av januar til slutten av november, og analysene er utført i henhold til Norsk Standard 9429 som blant annet innebærer analyser i samsvar med Uthermöhl's metode ved bruk av omvendt mikroskop.

For å angi mengden av planteplankton anvendes to ulike prinsipper. Det ene er en kjemisk metode (HPLC eller spektrofotometri) der en måler mengden av det fotosyntetiske aktive pigmentet klorofyll a i en vannmengde. Alle alger inneholder imidlertid ikke klorofyll a, men ernærer seg heterotroft, og klorofyll a-metoden fanger ikke opp disse. Ved bruk av den andre metoden, som er biologisk basert, foretas en identifisering og kvantifisering av alle algearter, inkluderes alger med og uten klorofyll a (fotosyntetiserende og heterotrofe). Det totale antall alger benyttes så til beregninger av total mengde algekarbon (cellekarbon). Mengden alger kan derfor enten angis som mengden av det fotosyntetiske aktive pigmentet klorofyll a eller som mengden cellekarbon (algekarbon). Klorofyll a er en biokjemisk metode, mens algekarbon beregnes ut fra mengden av alle forekommende algearter.

3.2 Resultater

Målingene av klorofyll a (fluorescens) fra «Color Festival» viser at den årlige våroppblomstringen fant sted allerede i begynnelsen av februar i 2011 (**Figur 37** og **Figur 59**, rådata ses i kapittel 3.3), dvs. omtrent på samme tid som i 2010. Dersom en ser på algemengden i form av cellekarbon gjennom året 2011 (**Figur 59**) og sammenligner den med 2009 (**Figur 60**), ser en at det var færre blomstringsperioder og mindre alger i 2011 enn i 2009. 2009 var imidlertid året med høyest algebiomasse siden innsamlinger gjennom hele året startet i 2006 (**Tabell 6**) og algebiomassen i 2011 avvek ikke betydelig fra gjennomsnittet for de 5 foregående år (46 gC/liter/år).

Algenes innhold av klorofyll a varierer gjennom året og **Figur 37** og **Figur 59** viser hvordan klorofyll-a og algekarbon endrer seg gjennom vekstsesongen. Tidlig på våren når det er lite lys, trenger algene mye klorofyll a for å kunne fange så mye lys som mulig, mens midt på sommeren når det er mye lys inneholder algecellene mindre klorofyll a og dermed er det normale at forholdet mellom algekarbon og klorofyll a er lavere om våren og høsten enn om sommeren.

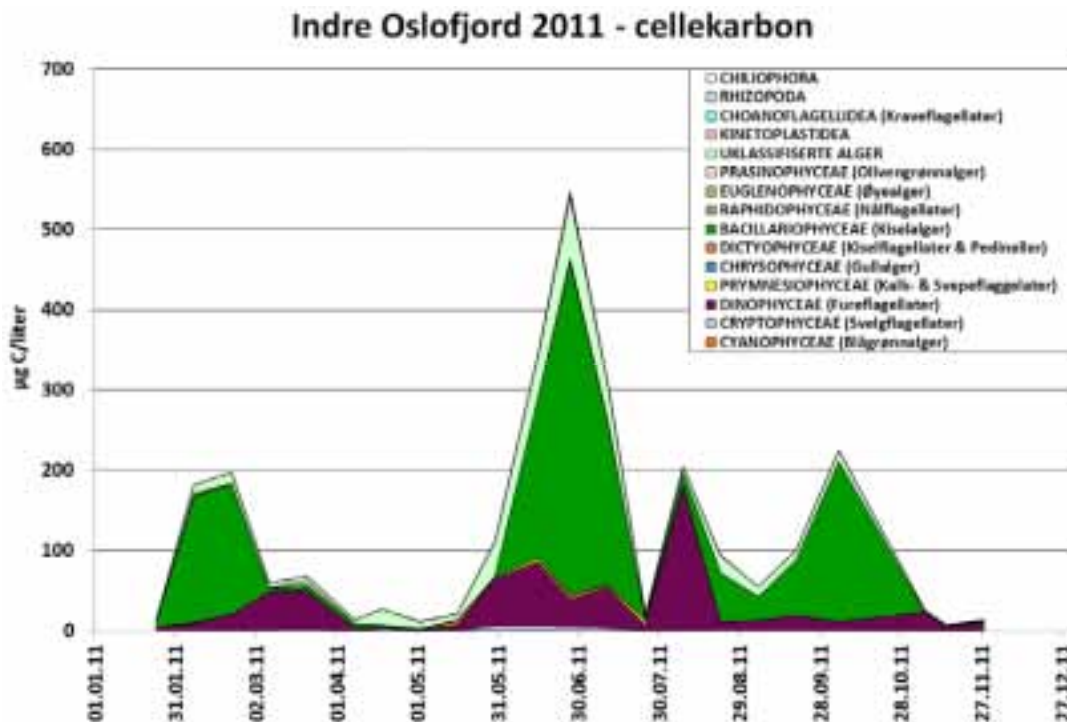
I 2011 ble det registrert fire typiske blomstringsepisoder (**Figur 59**). En tidlig våroppblomstring av *Skeletonema* ble registrert i perioden 7.-21. februar med maksimumsforekomst på 6,8 mill. celler/L. En ny lang blomstringsperiode startet i slutten av mai da en blanding av dinoflagellater og uklassifiserte flagellater til sammen ga høy algebiomasse. De mest framtrepende dinoflagellatene var *Ceratium tripos*, *Peridinella danica* og *Dinophysis norvegica*, de to sistnevnte med sine årsmaksima på dette tidspunktet. Blomstringsperioden fortsatte fram til midten av juli med en sammenhengende kiselalgeblomstring der *Chaetoceros thronsenii* blomstret først i et antall på 11,4 mill. celler/L, etterfulgt av *Cyclotella* med maksimumsforekomst på 9,6 mill. celler/L. I midten av juni hadde også

Ceratium tripos sitt årsmaksimum med 3.000 celler/L, og *Alexandrium pseudogoniaulax* ble registrert med sitt årsmaksimum på 12.680 celler/L i slutten av denne blomstringsperioden. Blomstringene til begge disse artene må imidlertid betraktes som moderate.

I begynnelsen av august ble det registrert en episode med høy algebiomasse da den heterotrofe (ikke-fotosyntetiserende) dinoflagellaten *Polykrikos* forekom i et antall på 6.000 celler/L.

I perioden 19. september-5. oktober hadde kiselalgene en ny blomstringsperiode der to arter var spesielt framtrepende. En moderat blomstring av *Pseudo-nitzschia* (maks 2 mill. celler/L) ble registrert i hele perioden, mens *Cerataulina pelagica* hadde et tydelig maksimum i begynnelsen av oktober med 1,1 mill. celler/L.

I 2011 ble det ikke registrert noen blomstringer av kalkflagellaten *Emiliania huxleyi*, og ingen humantoksiske alger forekom i konsentrasjoner over faregrensen.



Figur 59. Algebiomasse i form av cellekarbon ($\mu\text{g C/L}$) for 2011. Prøver fra ca. 4 meters dyp i Vestfjorden automatisk samlet inn med MS «Color Festival» ved Steilene (Dk1).

NIVA 6372-2012

Indre Osloford	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23			
	24.01.2011	07.02.2011	21.02.2011	07.03.2011	21.03.2011	08.04.2011	18.04.2011	02.05.2011	16.05.2011	30.05.2011	15.06.2011	27.06.2011	11.07.2011	25.07.2011	08.08.2011	22.08.2011	05.09.2011	19.09.2011	05.10.2011	06.11.2011	14.11.2011	28.11.2011		
Kinetoplastidea																								
Ebria triparitila									900															
Leucocyclops marina										4 700	9 400	51 700	9 400				4 700		4 700	4 700				
Tetlonema subtilis													4 700											
Sum - Kinetoplastidea :	0	0	0	0	0	0	0	0	900	4 700	9 400	54 700	14 700	0	0	0	0	0	4 700	4 700	0	0	0	
Choanoflagellat (Kragellaggelater)																								
Ubestemte kragellaggelater		9 400	9 450	9 400			18 900	4 700	4 700	18 900	75 600	75 600	75 600				4 700	4 700		6 000	2 400		6 000	
Sum - Kragellaggelater :	0	9 400	9 450	9 400	0	0	18 900	4 700	4 700	18 900	75 600	75 600	75 600	0	0	0	4 700	4 700	0	6 000	2 400	0	6 000	
Rhizopoda																								
Paulinella ovalis																								
Sum - Rhizopoda :	0	0	0	0	0	0	0	0	0	151 200	264 600	264 600		9 400					4 700	1 200			2 400	
Ciliophora																								
Myrionecta rubra																26 450								
Sum - Ciliophora :	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	26 450	0	0	0	0	0	0	0	
Sum total :	439 845	7 846 654	8 581 143	596 422	593 941	498 584	2 386 839	1 429 678	1 081 277	2 525 266	20 007 842	19 213 324	10 718 503	1 000 702	1 923 371	2 252 207	2 520 289	3 402 878	4 987 224	290 306	364 684	0	300 543	

Tabell 8. Planktoniske alger– algeklassenes biomasse ved Steilene 2011 uttrykt som cellekarbon ($\mu\text{g C/liter}$).

Stasjon	CF23		CF23		CF23		CF23		CF23		CF23		CF23		CF23		CF23		CF23		CF23		CF23	
	24.01.11	07.02.11	21.02.11	07.03.11	21.03.11	08.04.11	18.04.11	02.05.11	16.05.11	30.05.11	15.06.11	27.06.11	11.07.11	25.07.11	08.08.11	22.08.11	05.09.11	19.09.11	05.10.11	06.11.11	14.11.11	28.11.11	4 m	4 m
Dato	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	4 m	4 m	4 m
Dybo	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	4 m	4 m	4 m
CYANOPHYCEAE	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,2	0,9	1,2	0,5	0,8	0,4	0,5	0,6	0,0	0,1	0,4	0,1	0,1	0,9	0,6	1,5		
CRYPTOPHYCEAE	0,2	0,4	0,7	1,3	2,1	0,0	2,7	0,5	0,2	5,9	6,1	5,2	3,5	0,3	0,9	0,0	0,0	0,0	0,4	0,5	0,3	0,3		
DINOPHYCEAE	4,9	9,1	19,9	46,9	48,2	3,3	1,0	0,7	4,3	58,2	79,3	33,6	50,5	6,6	178,0	10,8	12,7	18,7	21,7	4,2	4,2	9,4		
PRYMNESIOPHYCEAE	0,0	0,3	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	1,5	4,3	2,8	2,1	5,7	1,7	0,3	0,1	0,5	0,1	0,2	0,7	0,1		
CHRYSOPHYCEAE	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,6	0,0	0,1	0,1	0,2	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		
DICTYOPHYCEAE	0,0	0,8	0,0	0,6	0,0	0,1	0,0	0,2	5,5	0,3	0,0	3,6	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0		
BACILLARIOPHYCEAE	6,3	155,9	161,6	4,1	7,4	5,4	2,8	0,7	0,5	1,0	199,3	412,9	201,1	2,8	15,3	60,8	29,7	68,5	199,0	0,7	0,3	0,6		
RAPHIDOPHYCEAE	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		
EUGLENOPHYCEAE	0,4	2,8	1,2	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,3	0,2	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		
PRASINOPHYCEAE	0,1	0,3	0,2	0,0	5,2	0,0	0,0	0,0	0,2	0,3	0,0	4,4	2,2	0,8	0,2	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0		
UKLASSIFISERTE ALGER	2,1	10,8	13,6	6,2	5,1	4,8	19,6	8,1	7,6	42,4	52,1	77,6	45,4	3,2	8,1	21,1	12,2	11,9	13,5	1,4	1,1	1,3		
KINETOPLASTIDEA	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,3	0,6	5,1	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0		
CHOANOFAGELUDEA	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,4	0,4	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		
RHIZOPODA	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,7	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		
CHILIPHORA	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		
SUM TOTALT	14,0	181,8	197,4	59,8	68,1	13,7	27,3	11,6	21,3	111,2	343,8	547,4	308,2	19,9	204,3	94,5	55,2	100,3	224,5	25,5	7,2	13,8		

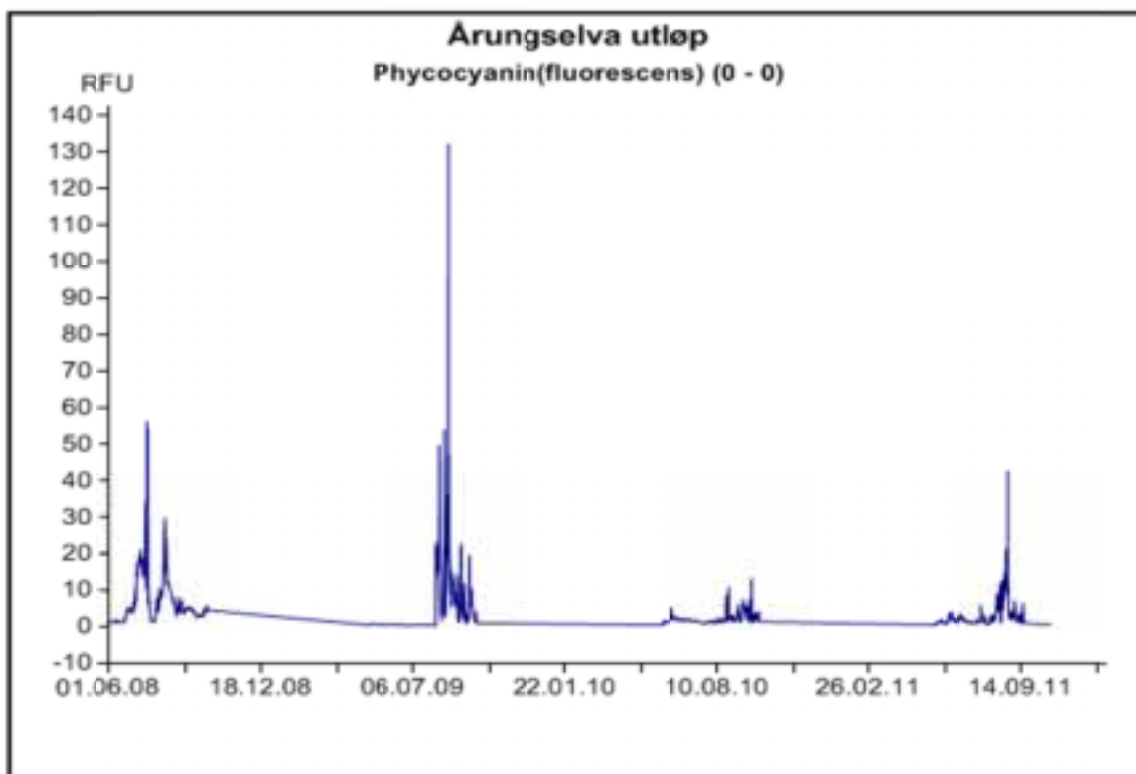
4. Transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden

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

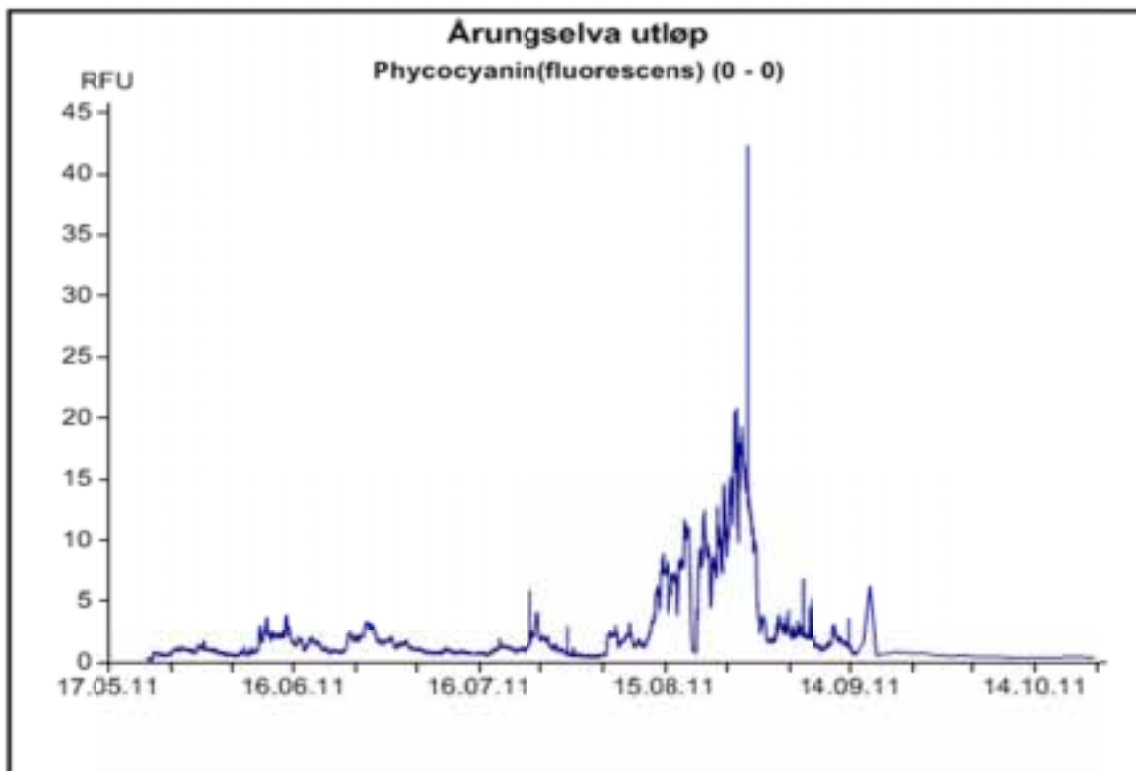
Vanlige eksponeringsmåter er gjennom å svelge vann. Giftstoffene kan også gi hudirritasjon. For å unngå slike problemer anbefaler Verdens Helse Organisasjonen å overvåke vann med blågrønnalger nøye og fraråder bading dersom grenseverdien for algegiftstoffer i vannet overskrides. EUs rammedirektiv for 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 Universitetet 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 62), men produksjonen kom skikkelig i gang først i august (Figur 62). 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 61. Figuren viser mengden av pigmentet phycocyanin (dvs. et mål for konsentrasjonen av blågrønnalger) i vannet (Årungselsva) i perioden 2008-2011.



Figur 62. 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: Årungselsva, passord: Årungselsva, 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. Menneskeskapt 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. Endringer i tangvegetasjon som følge av økende eutrofi-nivåer er vist av flere (Munda & Veber 1996, Pihl et al. 1999, Schramm 1999, Lotze & Schramm 2000, Middelboe & Sand-Jensen 2000).

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 slutten av 1980-årene snudde utviklingen og det ble for første gang registrert en nedgang i mengde gjelvtang (Bokn et al. 1992).

I 1974 startet en enkel registrering av den horisontale utbredelsen til de fem vanligste tangartene på et stort utvalg av stasjoner. I perioden 1974-1980 ble det foretatt årlige registreringer på stasjonene, deretter ble tangvegetasjonen registrert tre år på rad i 1988-1990 og 1998-2000 (Bokn & Lein 1978, Bokn 1979, Bokn et al. 1992, Magnusson mfl. 2001). I 2011 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 sammenlignet med data siden 1974 og utviklingen de siste 37 år er diskutert. Undersøkelsen skal gjentas i 2012 og 2013 og først etter de to neste registreringene vil man kunne se om de siste endringene er varige.

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 63**. 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

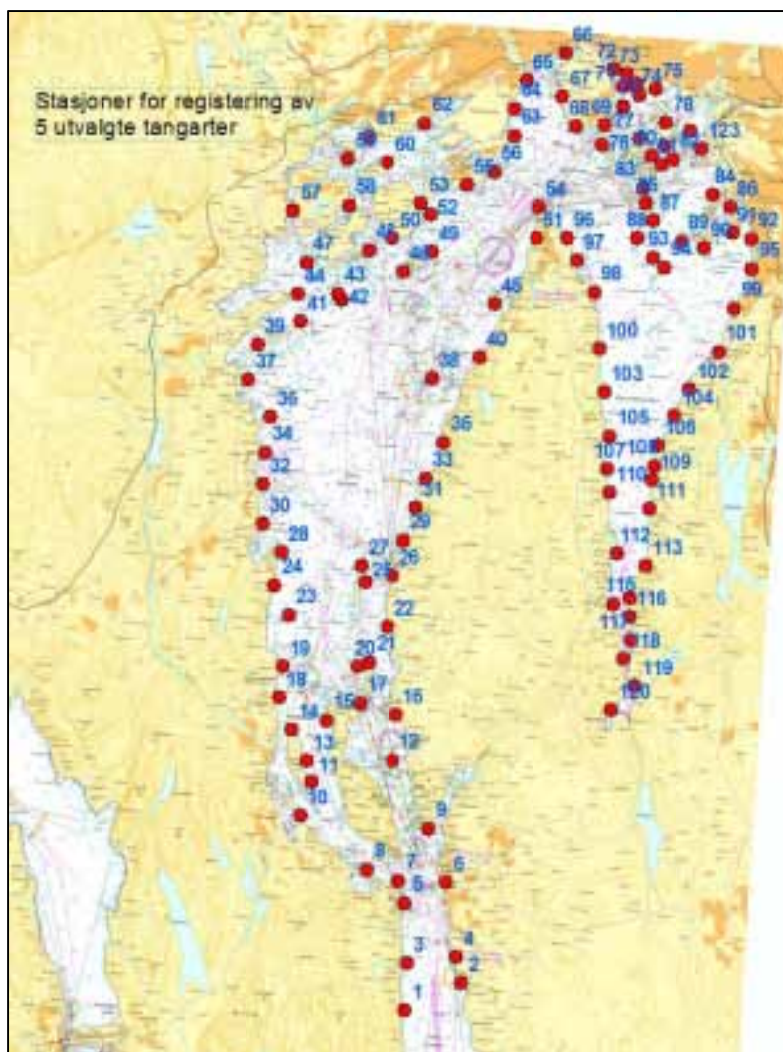
Tangen vokser som regel i en fast rekkefølge fra øverst til nederst i fjæra. I Oslofjorden vokser spiraltang øverst, deretter kommer belter med blæretang, grisetang, gjelvtang og sagtang.

Registreringene i 2011 ble gjennomført i perioden 20-24 juni 2011. De øvrige observasjonene fra 1974 til 2000 er hovedsakelig utført i mai måned, som sammenfaller med siste del av gjelvtangens fertilitets-periode. Tidspunktet for hovedundersøkelsene er valgt fordi gjelvtang har velutviklede reseptakler (bærere av kjønnceller) i perioden april-mai, og kan således lett skilles fra blæreløse former av blæretang. Ved registreringen i juni 2011 var reseptakler fremdeles til stede på mange av plantene men i enkelte populasjoner var tangen uten reseptakler som gjorde identifiseringen mer tidkrevende. Registreringene fra de tidligere undersøkelsene er beskrevet i blant annet Magnusson mfl. 2001.

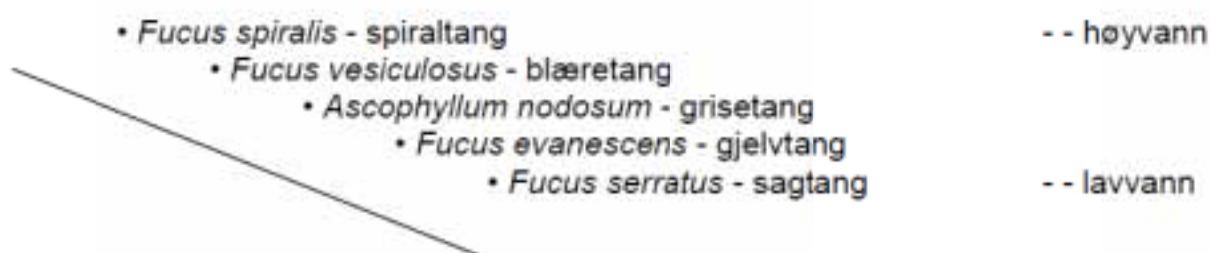
For å vurdere om det har skjedd endringer fra 1974 frem til i dag er data på utbredelse plottet inn i ArcGIS. Forskjeller i geografisk utbredelse og mengdemessige forskjeller kan dermed visualiseres på kart. For de tidligere registreringene er det benyttet snittverdier for grupper av undersøkelsesår (f.eks 1974-80). Endringer i forekomster på de enkelte stasjonene er vurdert ut fra snittverdier. For alle arter unntatt gjelvtang er økning i mengde tolket som en positiv endring og en nedgang i mengde som en negativ endring. For gjelvtang er det gitt motsatt verdier; økning i mengde er gitt negative verdier mens reduksjon i mengde er gitt positive verdier.

Undersøkelsesårene er gruppert slik:

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



Figur 63. Stasjonsplassering



Figur 64. Den relative vertikale utbredelse til fem tangarter i Indre Oslofjord.

5.3 Resultater og diskusjon

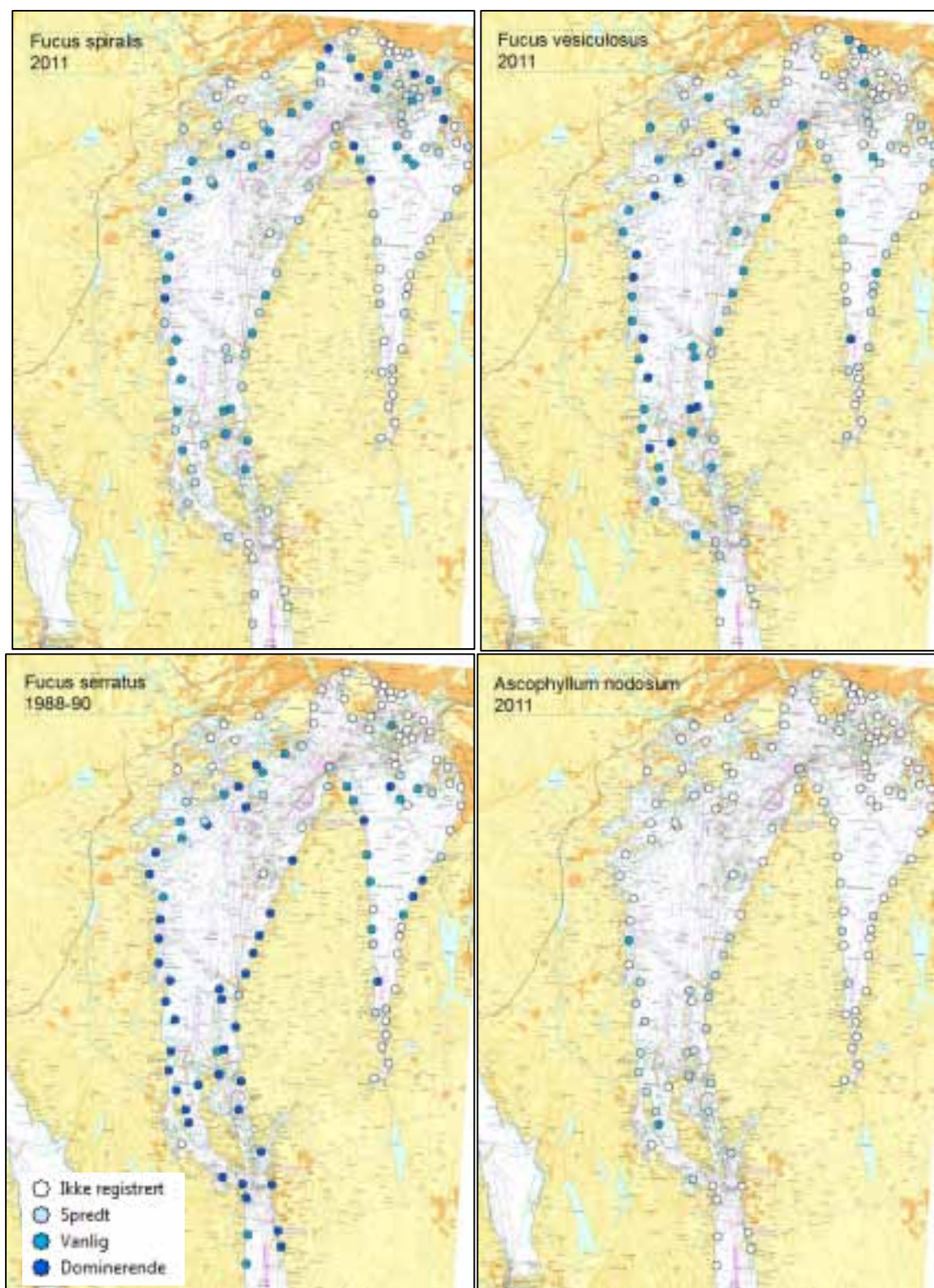
Dagens utbredelse av de opprinnelige tangartene er vist i **Figur 65**. Spiraltang, blæretang og sagtang vokser i tette bestander i store deler av fjorden og er nå de vanligste tangartene i Indre Oslofjord. Gjelvtang har sitt hovedområde i indre del av fjorden (havnebassenget) hvor den vokser i tette bestander, mens den vokser spredt i Bunnefjorden og Vestfjorden (**Figur 67**). Gjelvtang er den eneste tangen som har størst forekomst i de indre, mest forurensede

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

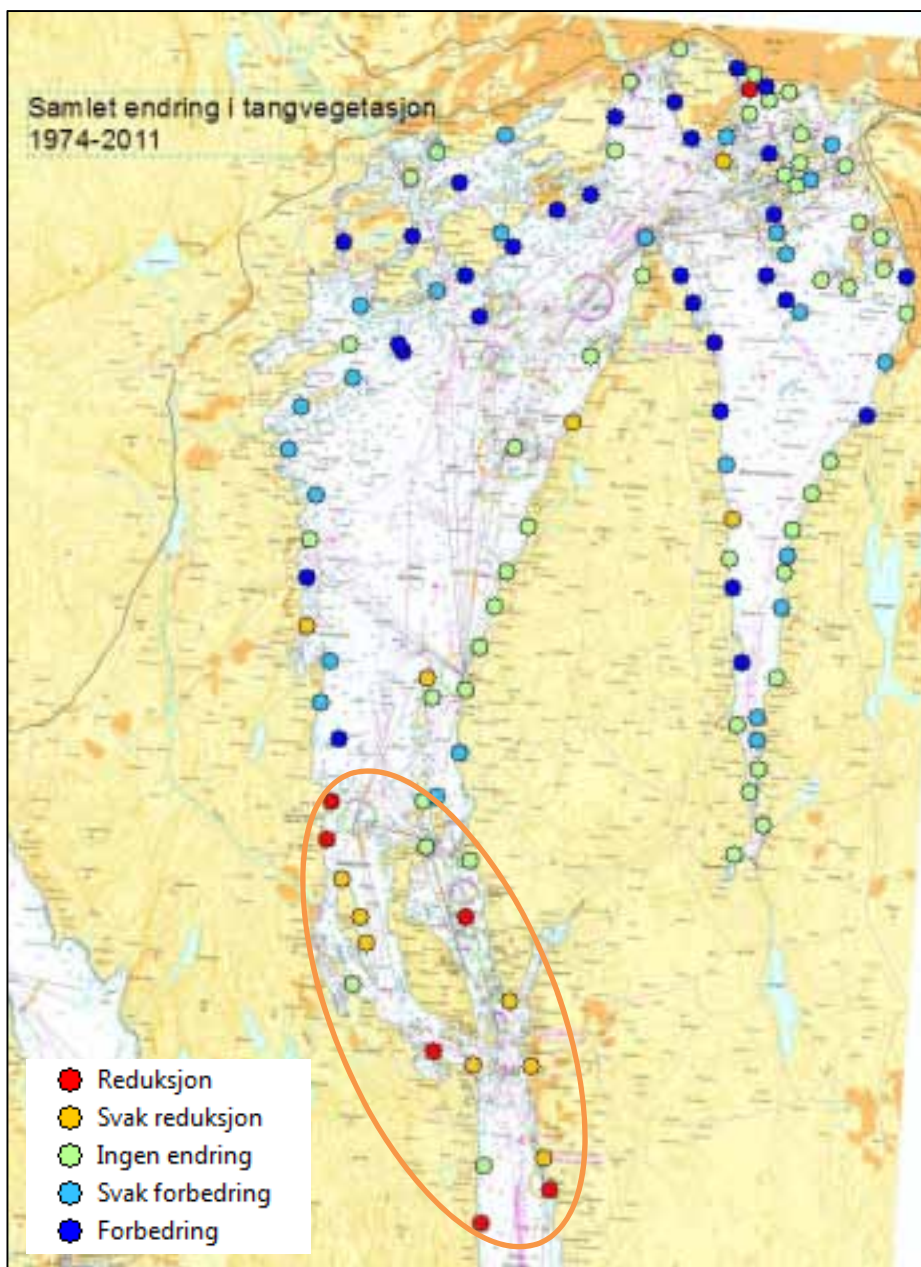
Sammenlignet med tidligere registreringer har det skjedd store endringer i fjorden. **Figur 66** viser den samlede endringen fra 1974 til i dag. Til forbedringer regnes økninger i mengde hos de naturlig hjemmehørende artene (spiraltang, blæretang, grisatang og sagtang) og reduksjoner i mengde i gjelvtang. 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 siden slutten av 1970-tallet har vært store forbedringer i tangvegetasjonen i Vestfjorden, Bunnefjorden og de indre havneområdene. Samtidig har det vært en negativ utvikling i sørlige deler av Vestfjorden og Drøbak-området.

Endringene med større mengde av de opprinnelige artene og mindre mengde gjelvtang startet på 1980-tallet. I 1970-årene var gjelvtang den mest vanlig forekommende arten, men i slutten av 1980-årene hadde det skjedd en signifikant reduksjon samtidig som de andre artene viste nyetablering og kraftigere populasjoner. Forbedringen var størst i de indre områdene (**Figur 67**). Observasjonene fra 1998-2000 bekreftet den positive utviklingen og det ble konkludert med at reduksjonen i næringssalt-tilførsle de siste 20 årene hadde gitt større mengdemessig utbredelse av flerårige opprinnelige tangarter og reduksjon av den introduserte arten gjelvtang. Men det er de siste 10 årene at de største endringene har skjedd (**Figur 67**). I 1998-2000 var gjelvtang fremdeles dominerende på et stort antall stasjoner i Vestfjorden og Bunnefjorden mens i 2011 var den stort sett spredt eller fraværende på de samme stasjonene. Det er kun i havneområdene at den fremdeles er dominerende på stasjonene. Dette vitner om en betydelig forbedring i store deler av fjorden. I **Figur 68** er endringene i gjelvtangpopulasjonene visualisert med fargede symboler hvor blått er positive endringer (dvs reduksjon i mengde) og rødt er negative endringer (økning i mengde gjelvtang).

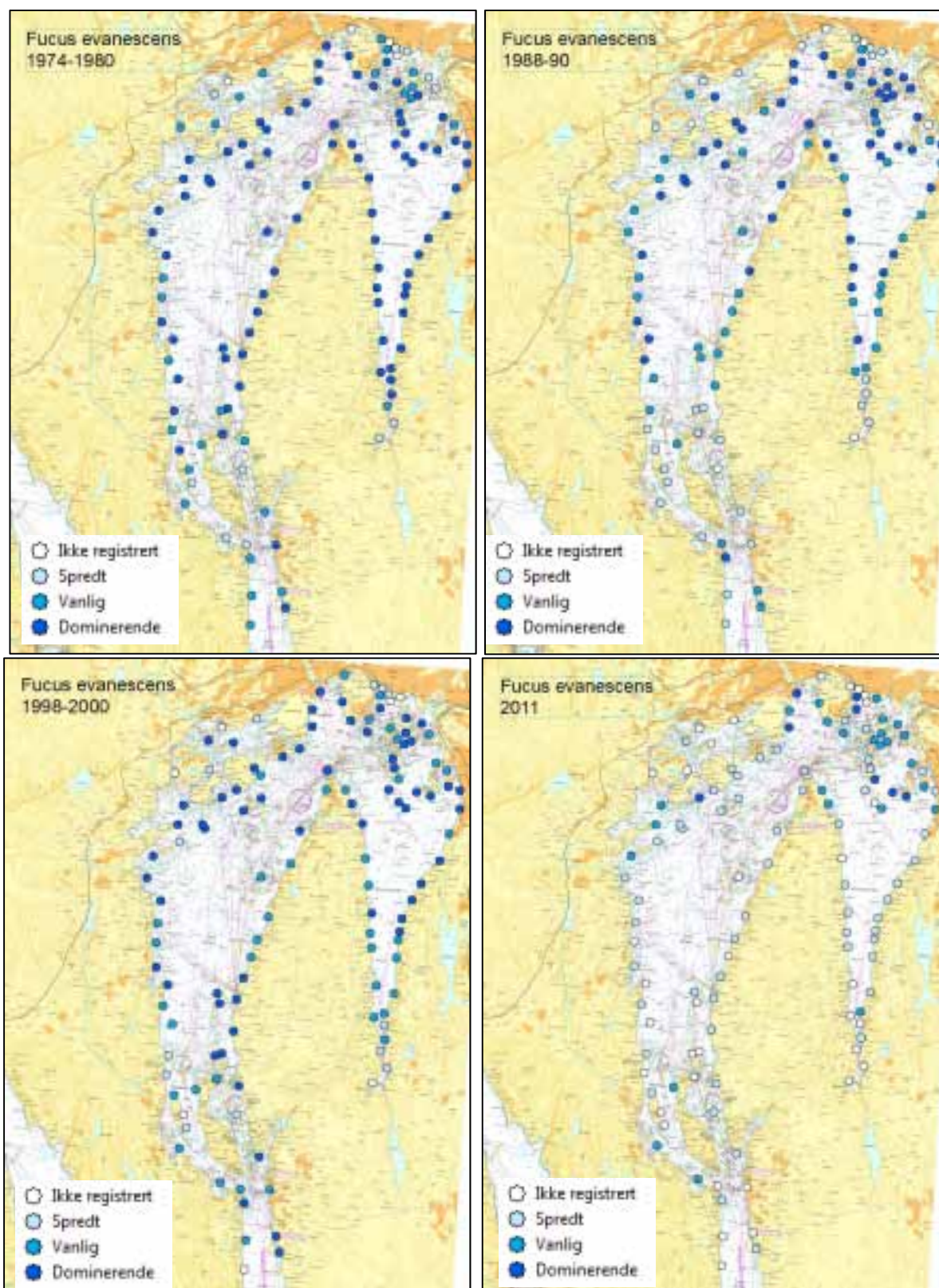
Figur 69 viser endring i utbredelse og mengde av de fire hjemmehørende artene spiraltang, blæretang, grisatang og sagtang siste 10 år. Endringene har vært mindre enn for gjelvtang, men det har vært tydelige forbedringer for flere av artene, spesielt i de indre områdene. I området rundt sørlige Vestfjorden og i Drøbaksundet har det vært en negativ utvikling med mindre mengder av både grisatang, blæretang og sagtang siden 1999-2000. Også mengden gjelvtang er noe redusert. Det ble også registrert reduksjoner i tangmengder i samme området i 2000 på grunn av isskuring. Isskuring kan også være årsak til denne siste reduksjonen men det kan være grunn til å følge utviklingen her ekstra nøye.



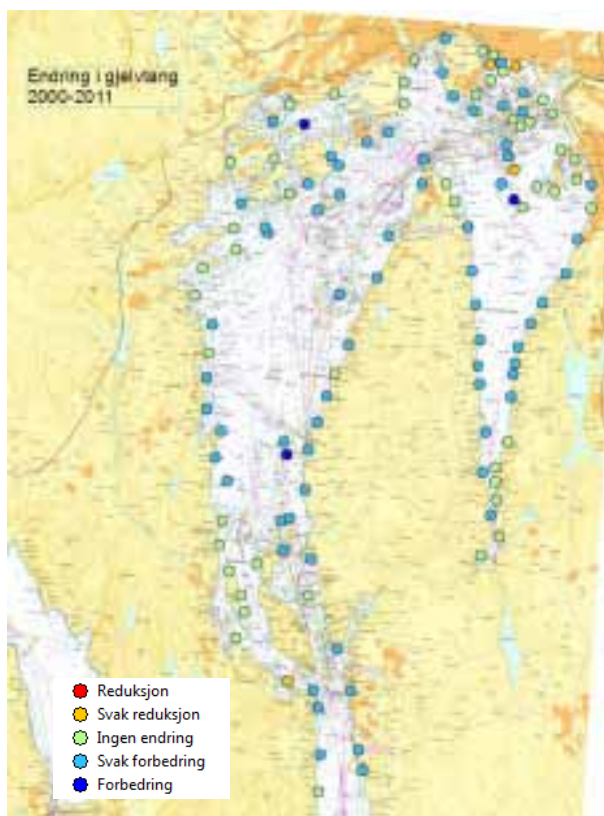
Figur 65. Dagens utbredelse av spiraltang, blæretang, sagtang og grisetang i Indre Oslofjord. Fargen på stasjonene viser om arten er registrert som spredt, vanlig eller dominerende i 2011. Gjelvtang er vist i **Figur 67**.



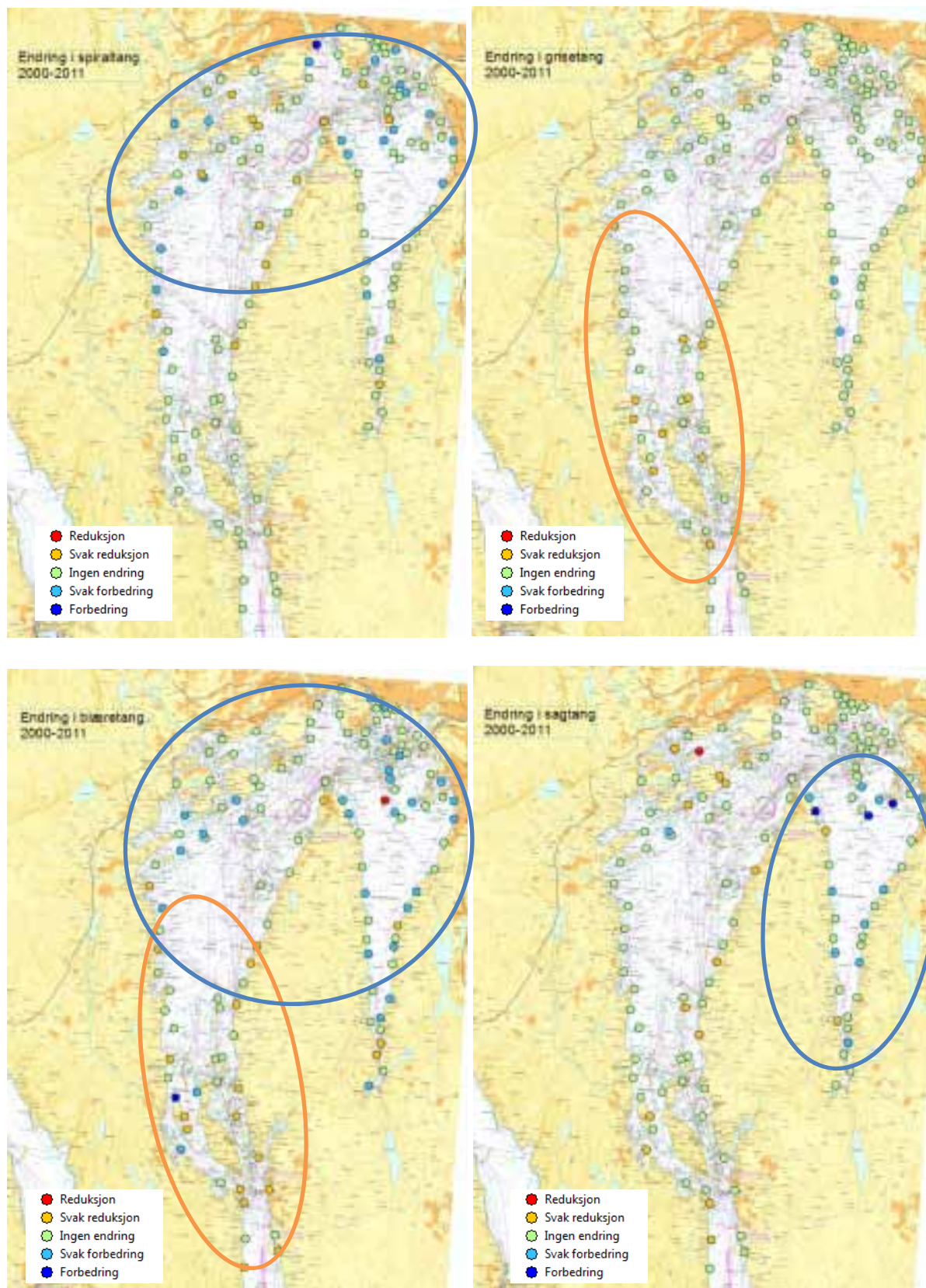
Figur 66. Samlede endringer i mengdemessig utbredelse fra 1974 til 2011. Forbedringer og reduksjoner i tangsamfunnet er vist med ulike fargede symboler. Figuren viser en tydelig forbedring i tangvegetasjonen i Bunnefjorden og Vestfjorden men en reduksjon i tilstanden i området Drøbak - Håøya.



Figur 67. Utvikling i utbredelsen av gjelvtang – *Fucus evanescens* – fra 1974 til 2011.



Figur 68. Oppsummering av utviklingen i gjeltang-populasjonene fra 1974 til 2011. Blå symboler viser positive endringer (mindre mengder) mens oransje og røde symboler viser negative endringer (større mengder gjeltang). NB: For den forurensningstolerante gjeltangen anses enn nedgang i forkomst som en forbedring.



Figur 69. Endringer i de naturlig hjemmehørende artene siste 10 årene. Blå symboler viser positive endringer mens oransje og røde symboler viser negative endringer.

5.4 Konklusjoner/oppsummering

- Registreringer gjennomført i 1970-årene av den mengdemessige utbredelse av en ”nyinnvandret” tangart og fire endemiske tangarter for indre Oslofjord konkluderte med reduksjon og fullstendig fravær av de fire opprinnelige artene i store deler av fjorden sammenlignet med undersøkelser fra første halvdel av 1900-tallet.
- Den ”nyinnvandrede” gjelvtang, først registrert i indre Oslofjord i 1890-årene, ble den mest vanlig forekommende tangarten i 1970-årene.
- I slutten av 1980-årene ble det registrert nyetablering og kraftigere populasjoner av de fire endemiske tangarter sammenlignet med observasjoner 10-15 år tidligere.
- Gjelvtang viste i samme periode en signifikant reduksjon.
- Registreringer i årene 1998 til 2000 bekreftet at denne utviklingen har fortsatt, i det minste for noen av artene.
- Registreringer i 2011 har vist ytterligere stor reduksjon i gjelvtang i alle deler av fjorden siden 2000. Samtidig har blåretang, spiraltang og sagtang økt sin forekomst spesielt i indre deler og i Bunnefjorden.

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, *Miljövårds 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.
- 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., 1978. The marine algae of the polluted inner part of the Oslofjord. A survey carried out 1962-1966. *Bot.Mar. 21*: 71-97.
- Lotze, H.K. & Schramm, W., 2000. Ecophysiological traits explain species dominance patterns in macroalgal blooms. *J.Phycol. 36*: 287-295.
- Magnusson, J., Berge, J.A., Bjerkgang, B., Bokn, T., Gjøsæter, 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.

- Middelboe, A.L. & Sand-Jensen, K., 2000. Long-term changes in macroalgal communities in a Danish estuary. *Phycologia* 39: 245-257.
- Munda, I.M. & Veber, M., 1996. Simultaneous effects of trace metals and excess nutrients on the Adriatic seaweed *Fucus virsoides* (Don.) J.Ag. (Phaeophyceae, Fucales). *Bot.Mar.* 39: 297-309.
- Pihl, L., Svenson, A., Moksnes, P.O. and Wennhage H., 1999. Distribution of green algal mats throughout shallow soft bottoms of the Swedish Skagerrak archipelago in relation to nutrient sources and wave exposure. *J.Sea Res.* 41: 281-294.
- 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.* K1 1953, 2: 1-245.

6. Organismesamfunn i strandsonen

6.1 Innledning

Ruteanalyser av organismesamfunnene (flora og fauna) i strandsonen ble gjennomført sommeren 2011 i indre Oslofjord. Registreringen ble utført på 8 stasjoner og skulle gi en detaljert og kvantitativ beskrivelse av gruntvannssamfunnet. Tilsvarende ruteregistreringer ble gjennomført i 1974 og 1975 (Magnusson mfl. 1977) og i 2001 og 2002 (Magnusson mfl. 2003). Datagrunnlaget fra registreringene ses i kapittel 6.6 og 6.7.

Hovedformålet med undersøkelsen var om mulig å kunne påvise endringer i gruntvannssamfunnene fra de foregående undersøkelsene. Indre Oslofjord har gjennomgått større endringer i vannkvaliteten.

Endringer i organismesamfunnene i strandsonen har ofte vist seg å skyldes nettopp endringer i næringssaltpåvirkning (Munda & Veber 1996, Pihl et al. 1999, Lotze & Schramm 2000). For indre Oslofjord foreligger det data om samfunnsstrukturen fra slutten av 1800-tallet (Gran 1897). Redusert artsrikdom ble beskrevet fra 1940-1960-årene (Sundene 1953, Grenager 1957, Klavestad 1978), men senere er det påvist en tydelig bedring (Bokn et al. 1992, Fønslid Larsen 1995, Magnusson et al. 2001).

6.2 Metode

6.2.1 Stasjonsvalg og prøvetakingstidspunkt

Undersøkelse av algevegetasjonen og vanlige fjæredyr på grunt vann ble gjennomført 8.-9. og 14.-15 september 2011. Undersøkelsen ble gjennomført av Pia Norling og Maia Røst Kile.

Undersøkelsen ble gjennomført på tilsammen 8 stasjoner i indre Oslofjord (**Tabell 9, Figur 70**), plassert fra Filtvet Fyr sør for Drøbak til indre del av Bunnefjorden. Stasjonene ble plassert på samme sted som tidligere og det ble tatt nye gps- posisjoner. Tidligere er posisjonene tatt ut fra kart i ettertid og har ikke hatt samme nøyaktighet som avlesningene i 2011.

Tabell 9. Stasjoner for undersøkelse av algevegetasjonen i Indre Oslofjord i 2011.

Stasjon	Stasjonsnavn	Koordinater		Dato for undersøkelsene
R1	Filtvet Fyr	N59 34.266	E10 37.081	08.09.2011
R2	Storskjær, Drøbak	N59 39.528	E10 36.549	08.09.2011
R3	Søndre Spro	N59 45.401	E10 34.903	09.09.2011
R4	Rabben	N59 48.337	E10 29.859	09.09.2011
R5	Ildjernet	N59 50.485	E10 37.921	14.09.2011
R6	Haslumtangen N	N59 46.544	E10 42.819	14.09.2011
R7	Katten	N59 51.294	E10 46.954	14.09.2011
R8	Hovedøya	N59 53.875	E10 43.536	15.09.2011



Figur 70. Undersøkte stasjoner i Indre Oslofjord i 2011. Stasjonene er også undersøkt i 1974-75 og 2001-2002.

6.2.2 Ruteanalyser (kvantitativ registrering)

Undersøkelsen ble gjennomført med kvantitative ruteanalyser i strandsonen (0-1 m dyp). Metoden omfattet plassering av 5 parallelle ruter i et eller flere nivåer på hver lokalitet. Nivåene som ble benyttet i denne undersøkelsen var spiraltangbeltet, grisetangbeltet, blæretangbeltet og blåskjell/gjelvtangbeltet. De fem rutene ble plassert tilfeldig innen hver algeassosiasjon.

To ulike rutestørrelser ble benyttet 30x30 cm (0,1m²) og 50 x 50 cm (0,25m²), avhengig av vertikalutbredelsen på tangbeltet de ble plassert i. Den minste ruten var delt inn i 16 mindre kvadrater og den største ruten var delt inn i 25 mindre kvadrater. Ved tidligere undersøkelser har den lille ruten blitt benyttet i øverste tangbeltene og den største ruten i gjelvtangbeltet. I 2011 ble rammene ved en feiltakelse byttet om slik at den største rammen ble benyttet der den minste tidligere er brukt. **Tabell 10** viser oversikt over nivåer og arealer. Ved tidligere registreringer har begge rutene vært inndelt i 16 småruter. Det er tatt hensyn til forskjellen i ruteinndeling ved omregning og sammenligning med tidligere undersøkelser.

Tabell 10. Oversikt over hvilke nivåer (algeassosiasjoner) som ble benyttet ved hver stasjon i 2011. For hver assosiasjon ble 5 tilfeldig plasserte ruter undersøkt. Merk at rutestørrelsen er byttet om i forhold til tidligere undersøkelser.

Stasjon	Algeassosiasjon, rutestørrelse (m ²)			
	Spiraltang-beltet	Grisetang-Beltet	Blæretang-beltet	Blåskjell/gjelvtang/havsalat-beltet
R1 Filtvet	-	-	0,25 m ²	0,25 m ²
R2 Storskjær	-	0,25 m ²	0,25 m ²	0,1 m ²
R3 Søndre Spro	0,25 m ²	-	0,25 m ²	0,1 m ²
R4 Rabben	0,25 m ²	-	0,25 m ²	0,1 m ²
R5 Ildjernet	0,25 m ²	-	0,25 m ²	0,25 m ²
R6 Haslumtangen	0,25 m ²	-	0,1 m ²	-
R7 Katten	-	-	-	0,1 m ²
R8 Hovedøya	0,25 m ²	-	-	0,25 m ²

Artenes mengde ble registrert med to ulike metoder:

1) *Antall småruter hvor arten forekom.* For alle arter ble det registrert hvor mange småruter (av totalt henholdsvis 25 eller 16 småruter) arten vokste i. Mengdeangivelsen er uavhengig av hvor stort areal arten dekker. Antall småruter ble regnet om til mengdekatégorier etter en skala som vist i **Tabell 11**.

Tabell 11. Tabell som viser omregning fra antall småruter hvor en alge er registrert til mengdekatégori. Hvorvidt «Stor rute» med 25 småruter eller «Liten rute» med 16 småruter bestemmes av soneringen på den aktuelle lokalitet.

Stor rute(0,25 m ²) Antall småruter	Liten rute (0,1 m ²) Antall småruter	Andel av arealet	Mengdekatégori
<2	<1	< 1/16	1
2-3	1-2	1/16 - 1/8	2
3-6	2-4	1/8 - 1/4	3
6-13	4-8	1/4 - 1/2	4
13-25	8-16	1/2 - 1	5

Denne mengdeangivelsen ble benyttet for å kunne sammenligne resultatene med tidligere undersøkelser i 1974/75 (Magnusson et al. 1977). Tilsvarende mengdeangivelse ble også benyttet på 50-tallet (Sundene 1953).

2) *Dekningsgrad i % av hele rutens areal.* Alle arter ble også registrert med hvor stort areal innenfor hver prøverute arten dekket. Rutene var på forhånd delt inn i 25 småruter hvor hver smårute representerte 4 % av arealet. Denne type mengdeangivelsen gir bedre kvantitative mål enn metoden beskrevet ovenfor og er i dag standard for ruteundersøkelser (Norsk Standard, NS9424). Metoden ble benyttet for å danne et best mulig grunnlag for eventuelle fremtidige undersøkelser.

6.3 Resultater

6.3.1 Dagens tilstand

Antall arter, diversitet og fordeling mellom algegruppene

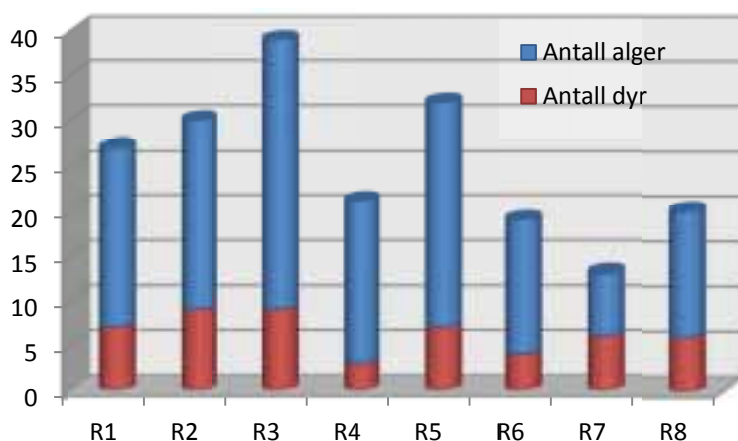
Beregninger av antall arter og fordeling mellom algegruppene er utført på det samlede artsantallet på stasjonene. I de tilfeller arten ble registrert i flere algebelter på en stasjon, er høyest forekomstangivelse brukt.

Antall arter

Tilsammen ble det registrert 51 arter i undersøkelsen i 2011, fordelt på 40 alger (17 rødalger, 14 brunalger, og 9 grønnalger) og 11 fjæredyr. Kun de vanligste fjæredyrene ble registrert i undersøkelsen, slik at antall registrerte dyr ikke gjenspeiler det faktiske antall tilstede.

Antall arter på de enkelte stasjonene varierte mellom 14 og 39 arter (**Figur 71**). Stasjon R3 Søndre Spro hadde flest arter med 39 arter. Stasjonene R1 Filtvet, R2 Storskjær og R5 Ildjernet hadde også relativt mange arter med 27-32 arter pr stasjon. R4 Katten og stasjonene i indre delen av fjorden (R6 Haslumtangen, R7 Katten og R8 Hovedøya) hadde betydelig færre arter med 14-21 arter.

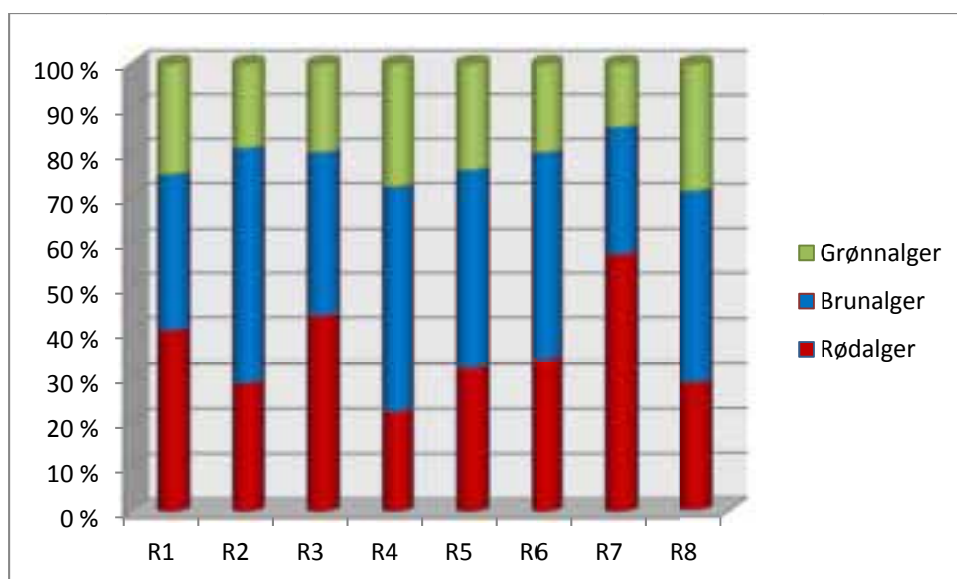
Det var ingen større forskjeller i antall fjæredyr fra ytre til indre del av fjorden. Det skyldes mest sannsynlig at kun de vanligste artene ble registrert i denne undersøkelsen.



Figur 71. Antall arter registrert på de enkelte stasjoner i Indre Oslofjord i 2011. Stasjon R1= Filtvet, R2= Storskjær, R3= Søndre Spro, R4= Rabben, R5= Ildjernet, R6= Haslumtangen, R7= Katten, R8= Hovedøya.

Forholdet mellom antall rødalger-, brunalger og grønnalger

Stasjonene hadde stort sett litt høyere andel grønnalger og lavere andel rødalger enn det som regnes som normalt i kystområder (**Figur 72**). Stasjonene R4 Katten og R8 Hovedøya hadde de høyeste andelene grønnalger med nesten 30 %. De hadde samtidig den laveste andelen rødalger. Stasjon R7 Haslumtangen i Bunnfjorden hadde den høyeste andelen rødalger og laveste andel grønnalger.



Figur 72. Fordeling av antall alger på rødalger, brunalger og grønnalger på 8 stasjoner i indre Oslofjord i 2011. R1= Filtvet, R2= Storskjær, R3= Søndre Spro, R4= Rabben, R5= Ildjernet, R6= Haslumtangen, R7= Katten, R8= Hovedøya. Normalintervallet for prosentandel rødalger er 45 ± 10 , for brunalger 35 ± 10 og for grønnalger 15 ± 5 .

Hovedtrekk i tangbeltene

Vedlegg A viser de viktigste artene som ble registrert i de ulike algebeltene i 2011. Tallene i tabellen viser den prosentvise andelen av arealet som arten dekker.

Spiraltangbeltet

Registreringer i spiraltangbeltet ble foretatt på 5 av stasjonene (stasjon R1 Filtvet, R2 Storskjær og R7 Katten hadde ikke spiraltangbelte). Totalt ble 26 arter registrert i dette beltet og artstallet varierte fra 10 til 16 på de enkelte stasjonene.

De dominerende artene i dette beltet var spiraltang (*Fucus spiralis*) og fjæreblood (*Hildenbrandia rubra*). På R8 Hovedøya vokste det i tillegg mye juvenile blåskjell (*Mytilus edulis*) i dette nivået. På stasjon 4 Rabben og stasjon 5 Ildjernet var det også mye blæretang innimellom spiraltangen.

Blæretangbeltet

Artsutvalget i blæretangbeltet var betydelig større enn i spiraltangbeltet, hvilket gjenspeiler et vanlig bilde fra strandsonen. Totalt ble 38 arter registrert i dette beltet og artstallet varierte fra 16-21 på de enkelte stasjonene. De vanligste artene var blæretang (*Fucus vesiculosus*), fjæreblood og juvenile blåskjell. På enkelte stasjoner var det en del vanlig grønn dusk (*Cladophora rupestris*), rur (*Balanus* sp) og tarmgrønske (*Enteromorpha* spp).

Blåskjell/gjelvtang-beltet

I sjøsonen (gjelvtangbeltet/blåskjellbeltet) ble det gjort registreringer på alle stasjoner med unntak av R6 Haslumtangen. Totalt ble 47 arter registrert i dette beltet og artstallet varierte fra 17-30 på de enkelte stasjonene. De vanligste artene var gjelvtang, blåskjell, krusflik (*Chondrus crispus*), fjæreblood, og strandsnegl (*Littorina littorea*).

Det var tette dekker av blåskjell på alle stasjonene og på R1 Filtvet og R8 Hovedøya var det tilnærmet 100 % dekning.

6.3.2 Sammenligning med tidligere undersøkelser

Antall arter i hele undersøkelsesområdet

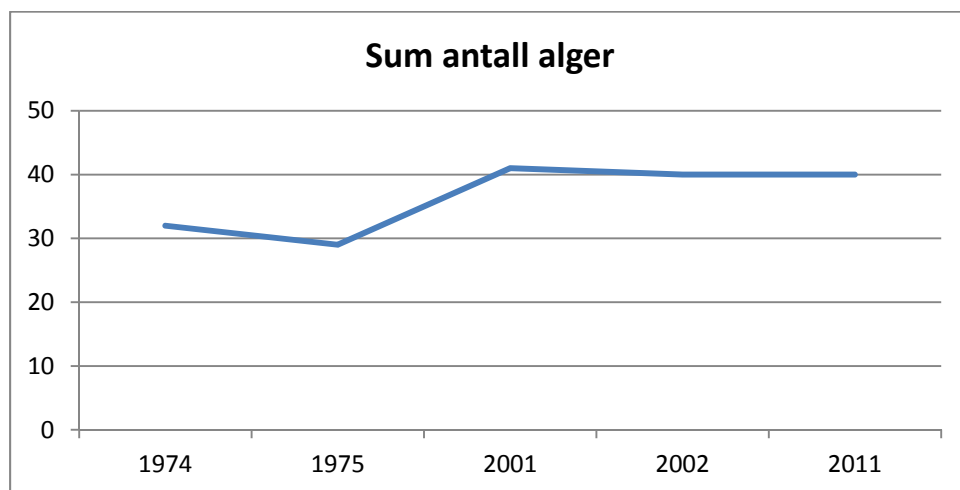
Resultatene fra 2011 kan sammenlignes med tilsvarende undersøkelser på de samme stasjonene i 2001-2002 og 1974-1975. Samme registreringsmetoder med mengdeangivelser i kategori 1-5 (se metodekapittel), ble brukt i alle tre undersøkelsene.

Antall arter totalt for området økte 31-35 arter på 1970-tallet til 48-52 arter i 2001/2002. I 2011 var antallet på 51 arter, dvs. på samme nivå som ved forrige undersøkelse (**Tabell 12**). Økningen i antall arter fra 1974/75 til 2000 var størst for rødalgene.

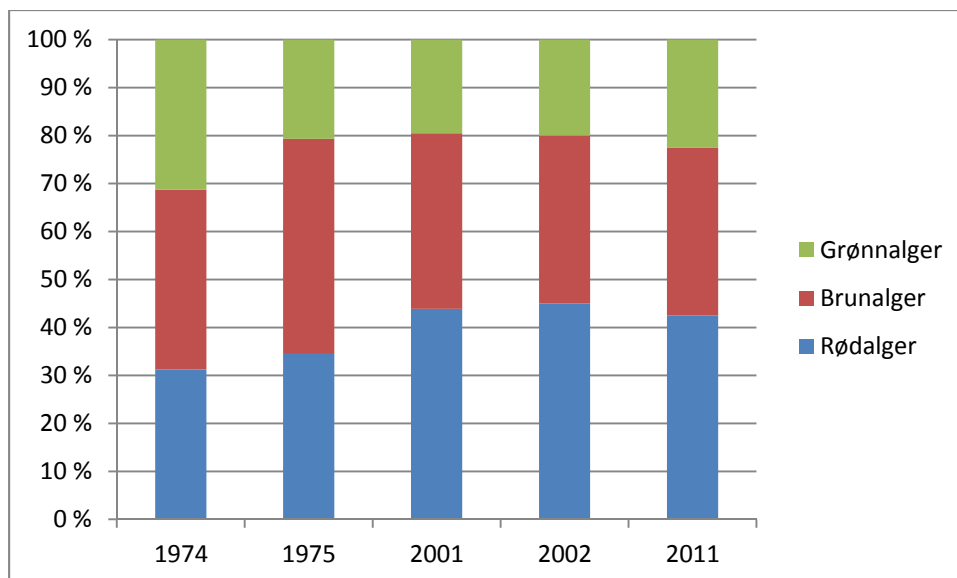
Fordelingen mellom antall rødalger, brunalger og grønnalger har ikke endret seg siden forrige undersøkelse i 2000/01.

Tabell 12. Antall arter som ble registrert i hele undersøkelsesområdet i 1974, 1975, 2001 og 2002.

	1974	1975	2001	2002	2011
Rødalger	10	10	18	18	17
Brunalger	12	13	15	15	14
Grønnalger	10	6	8	8	9
Sum antall alger	32	29	41	41	40
Antall dyr	3	2	7	11	11
Totalt antall arter	35	31	48	52	51



Figur 73. Antall arter registrert i hele undersøkelsen i 1974-2011.



Figur 74. Fordeling mellom algegruppene

6.3.3 Endringer på de enkelte stasjonene

Spiraltangbeltet: Mengden spiraltang har vært ganske stabil på alle stasjonene siden 1975, med unntak av R6 Haslumtangen hvor den ikke ble registrert i 1974-1974. I 2001-2002 vokste den i så tette assosiasjoner ved denne stasjonen at det ble gjort ruteregistreringer i beltet. Det totale antallet arter i spiraltangbeltet økte på flere stasjoner fra 1974/75 til 2000/01 men det var ingen større endringer fra 2001/02 til 2011.

Grisetangbeltet: Mengden grisetang har vært stabil på den ene stasjonen hvor det er registrert i grisetangbeltet (stasjon R2 Storskjær). Mengden gjelvtang har økt siden 1974/75. Ved årets undersøkelse ble det registrert litt større mengder av tarmgrønske, havsalat og krusflik enn ved forrige undersøkelse.

Blæretangbeltet: I blæretangbeltet har mengden blæretang har vært ganske stabil på alle stasjonene siden 1974 mens mengden gjelvtang har økt noe på to av stasjonene (R2 Storskjær og R3 Søndre Spro). Det totale antallet arter i blæretangbeltet økte på flere stasjoner fra 1974/75 til 2000/01 (R1, R2, R3, R4 og R6). På tre av stasjonene (R3, R4 og R5) har antallet også økt fra 2000/01. På stasjon R4 Rabben og R5 Iljernet har det vært mer enn en fordobling av antall arter siden forrige undersøkelse.

Gjelvtangbeltet: Gjelvtang har økt sin forekomst på stasjon R2 Storskjær, og R8 Hovedøya siden forrige undersøkelse. Totalt antall arter i gjelvtangbeltet er på samme nivå som ved forrige undersøkelse i 2000/2001.

Antall arter

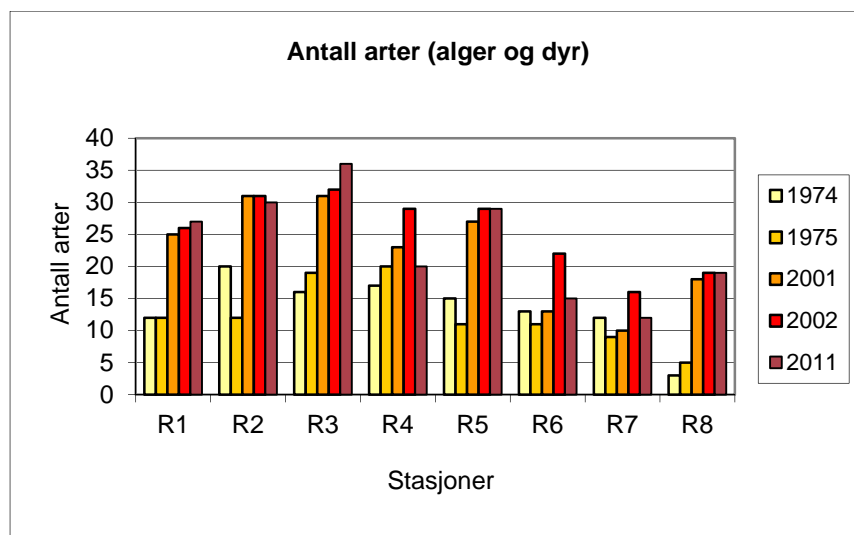
Også når man ser på utviklingen på de enkelte stasjonene har antallet arter økt fra 1974-75 til 2001-2002 men ikke fra 2001/02 til 2011 (**Figur 75**). Spesielt stasjonene R1 Filtvet, R2 Storskjær, R3 Søndre Spro, R5 Ildjernet og R8 Hovedøya hadde høyere artstall i 2001-2002 enn i 1974-1975. Det var ingen tydelige endringer i artstall ved R4 Rabben, R6 Haslumtangen eller R7 Katten fra 1974 til i dag.

Algegrupper

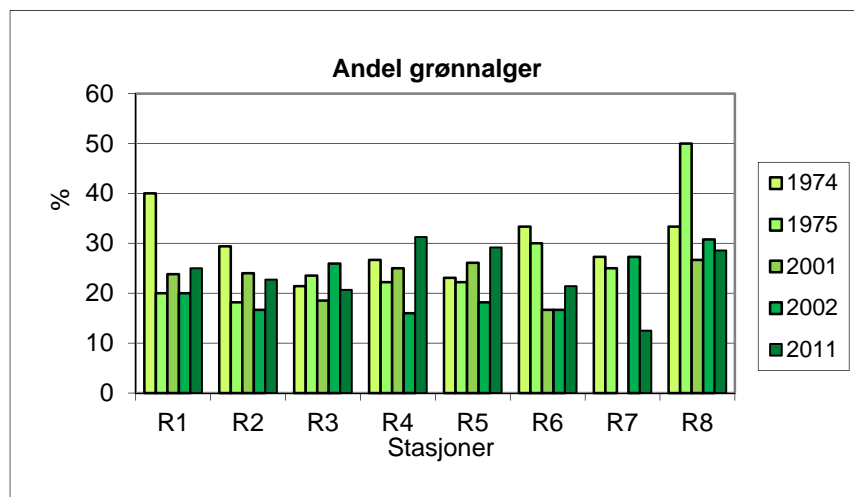
Figur 76 til **Figur 78** viser utviklingen i hhv. andel grønnalger, rødalger og brunalger på stasjonene. Resultatene viser at det er blitt større andel grønnalger på stasjon R6 Haslumtangen i Bunnfjorden

siden 1974/75 men at andelen ikke er endret siden 2000/01. Ellers har det ikke vært store forskjeller i andel grønnalger. Andelen rødalger har økt på stasjon R1 Filtvet, R3 Søndre Spro og R5 Iljernet siden 1974/75, ingen tydelig utvikling på de øvrige stasjonene. Andelen brunalger har blitt lavere på stasjon R6 Haslumtangen.

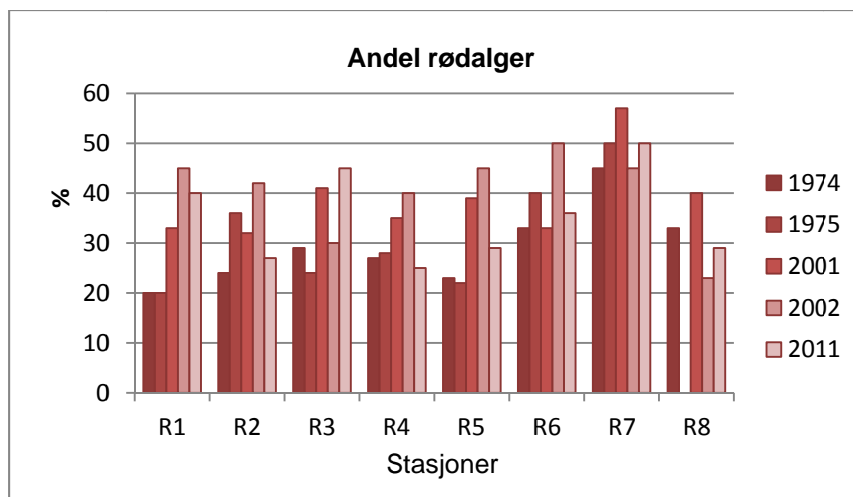
De største endringene ble registrert fra 1974/75 til 2000/01 mens det ikke har vært entydige endringer siste 10 år i antall arter, fordeling mellom grupper av alger eller i mengder av enkeltarter. Hverken i området sett under ett eller på de enkelte stasjonene.



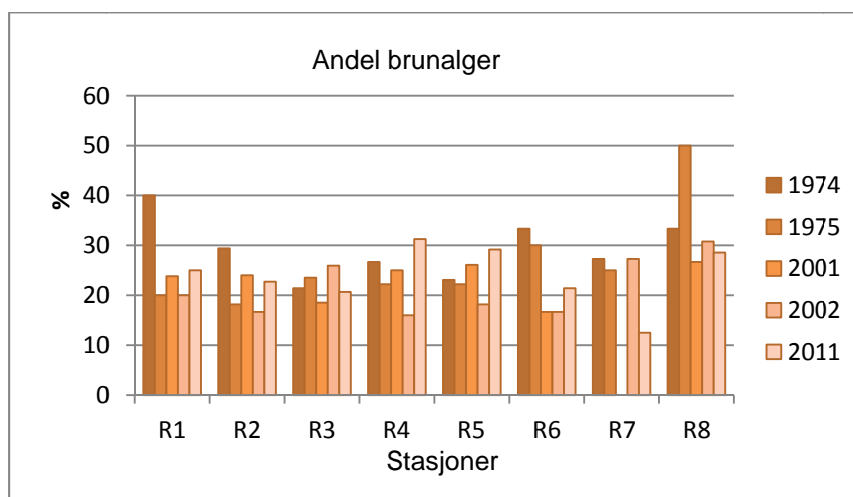
Figur 75. Antall arter registrert på de enkelte stasjoner i 1974, 1975, 2001, 2002 og 2011.



Figur 76. Andel grønnalger på de enkelte stasjonene i 1974-2011.



Figur 77. Andel rødalger på de enkelte stasjonene i 1974-2011.



Figur 78. Andel brunalger på de enkelte stasjonene i 1974-2011.

6.4 Konklusjoner/oppsummering

Stasjonene i den ytre og midtre del av undersøkelsesområdet (Drøbaksundet og deler av Vestfjorden) hadde de høyeste artstallene i undersøkelsesområdet. Antallet arter var jevnt, med små forskjeller mellom stasjonene. Stasjonene i Bunnefjorden og havneområdet (R6 Haslumtangen, R7 Katten og R8 Hovedøya) hadde lavere artstall enn de øvrige stasjonene. Det kunne ikke påvises en større grønnalgeprosent innover i fjordsystemet.

Sammenlignet med undersøkelsen i 1974 - 1975 hadde stasjonene en mer artsrik flora og fauna, men det har ikke vært nevneverdige forskjeller fra 2000/01. Det har ikke vært større endringer i antall arter, mengdefordeling mellom algegrupper, forekomst av tang eller andre indikatorer på stasjonene.



R1 Filtvet



R2 Storskjær



R3 Søndre Spro



R3 Søndre Spro



R3 Søndre Spro



R4 Rabben



R5 Iljernet



R5 Iljernet



R6 Haslumtangen



R7 Katten



R7 Katten



R8 Hovedøya

6.5 Referanser

- Bokn, T. 1979. Use of benthic algae classes as indicators of eutrophication in estuarine and marine waters, In: (ed. H. Hytteborn) *The Use of Ecological Variables in Environmental Monitoring*. The National Swedish Environment Protection Board Snv PM 1151: 138-146. Uppsala, 348 pp.
- 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.
- Bokn, T. & Lein, E. 1978. Long-term changes in fucoid association on the inner Oslofjord Norway. *Norwegian Journal of Botany*, 25(1): 9-14 s. (NIVA l.nr S-0492).
- Fonnlid Larsen, J. 1995. Utbredelsen av benthosalger i indre Oslofjord. Cand.scient.-oppgave i marin botanikk, Høst-95, Avd. for Marin Botanikk, Biologisk Institutt, Universitetet i Oslo. 98 s. + appendiks.
- Gran, H. H. 1897. Kristianiafjordens algeflora. I Rhodophyceæ og Phaeophyceæ. *Skr. udg. af Videnskapselskabet i Christiania 1896. I. Math.-naturv. Kl. (2)*: 1-56.
- Grenager, B. 1957. Algological observations from the polluted area of Oslofjord. *NyttMag.Bot.* 5: 41-60.
- Jacobsen, T., Oug, E. & Magnusson, J., 1996. Vannkvalitet i kystområdene i Arendal kommune 1992-1994. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport l.nr 3378, 100 s.
- 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.
- Kroglund T. & Oug, E. 1999. Marine undersøkelser ved Tregde, Mandal kommune. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport l.nr 4144, 39 s.
- Kroglund T., Dahl, E. (HI) & Oug, E. 1998. Miljøtilstanden i Risørs kystområder før igangsetting av nytt renseanlegg. Oksygenforhold, hardbunnsorganismer og bløtbunnsfauna. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport l.nr 3908, 58 s.
- Kroglund T., Oug, E. & Dahl, E. (HI) 1999. Miljøtilstanden i Lillesands kystområder. Oksygenforhold, hardbunnsorganismer og bløtbunnsfauna. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport l.nr 4052, 75 s.
- Lotze, H.K. & Schramm, W. 2000. Ecophysiological traits explain species dominance patterns in macroalgal blooms. *J.Phycol.* 36: 287-295.
- Magnusson, J., Bokn, T. & Källqvist, T. 1976. Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord. Overvåkingsprogram. Årsrapport 1974. NIVA, Oslo. Rapport l.nr 0805, 165 s.
- Magnusson, J., Kirkerud, L., Nilsen, G., Bokn, T. & Krogh, T. 1977. Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i indre Oslofjord. Overvåkingsprogram. Årsrapport 1975 -1976. NIVA, Oslo. Rapport l.nr 0981, 119 s.

- Magnusson, J., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Bokn, T., Gjøsæter, J., Johnsen, T., Lømsland, E.R., Schram, T.A. & Solli, A. 2001. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord i 2000. Årsrapport, NIVA, Oslo. Rapport løpenr. 4387-2001. 90 s.
- Munda, I.M. & Veber, M. 1996. Simultaneous effects of trace metals and excess nutrients on the Adriatic seaweed *Fucus virsoides* (Don.) J.Ag. (Phaeophyceae, Fucales). *Bot.Mar.* 39: 297-309.
- Norsk Standard 2002. Vannundersøkelser. Retningslinjer for marinbiologiske undersøkelser på litoral og sublitoral hardbunn. NS 9424. Norges standardiseringsforbund (NSF).
- Pihl, L., Svenson, A., Moksnes, P.O. & Wennhage H. 1999. Distribution of green algal mats throughout shallow soft bottoms of the Swedish Skagerrak archipelago in relation to nutrient sources and wave exposure. *J.Sea Res.* 41: 281-294.
- Simmons, H.G. 1898. Algologiska notiser. II. Einige Algenfunde bei Drøbak. *Bot.Not.* 1898: 117-123.
- Sundene, O. 1953. The algal vegetation of Oslofjord. Vid.-Akad. Skr. 1.M-N Kl. 1953, No. 2, 244s.

6.6 Vedleggstabeller for dekningsgrad 2001-2011

Tabell A1. Dekningsgrad i % av de vanligste artene i **spiraltangbeltet** i 2001-2011. Arter med maksimum dekningsgrad <4% er utelatt.

	R1	R1	R1	R2	R2	R2	R3	R3	R3	R4	R4	R4	R5	R5	R5	R6	R6	R6	R7	R7	R7	R8	R8	R8
Arter/assosiasjon	2001	2002	2011	2001	2002	2011	2001	2002	2011	2001	2002	2011	2001	2002	2011	2001	2002	2011	2001	2002	2011	2001	2002	2011
Spiraltang-assosiasjoner	R1	R1	R1	R2	R2	R2	R3	R3	R3	R4	R4	R4	R5	R5	R5	R6	R6	R6	R7	R7	R7	R8	R8	R8
Tang																								
<i>Fucus evanescens</i>																						26	24	9
<i>Fucus juvenile</i>							9	1	1		1	2	17	6	6	19	16	13					6	3
<i>Fucus spiralis</i>							55	53	58	75	88	54	56	64	37	13	89	65				68	66	75
<i>Fucus vesiculosus</i>							4	9	3		13	37		1	30		16	15						
Småvokste arter																								
Brunt på fjell											11													
<i>Ectocarpales</i> indet							<1				<1				<1	<1	<1	6				<1		2
<i>Elachista fucicola</i>							6	11	<1	4	9		3	5	<1		<1					24	20	5
<i>Blidingia</i>										5			2											
<i>Enteromorpha</i> sp.								8	3		13	2	<1	8	7	70	<1	13				19	5	4
<i>Rhizoclonium</i> sp.															4									
Skorpeformete arter																								
<i>Verrucaria maura</i>													4											
<i>Hildenbrandia rubra</i>							66	43	25		3	5	54	54	75	73	56	69				60	40	2
Fauna																								
<i>Balanus balanoides</i>							9	3	3	41	36	18	14	38	8	41	4					39	31	2
<i>Mytilus edulis</i> juvenil									1		2	8		2	12	46							2	43
<i>Mytilus edulis</i>							4				6		<1	<1	<1									
<i>Littorina littorea</i>							<1				4				<1			1					1	<1
<i>Littorina</i> cf. <i>Saxatilis</i>											3				2	45	<1							

Tabell A2. Dekningsgrad i % av de vanligste artene i **grisetangbeltet** i 2001-2011. Arter med maksimum dekningsgrad <4% er utelatt.

	2001	2002	2011	2001	2002	2011	2001	2002	2011	2001	2002	2011	2001	2002	2011	2001	2002	2011	2001	2002	2011	2001	2002	2011
Grisetang-assosiasjonen	R1	R1	R1	R2	R2	R2	R3	R3	R3	R4	R4	R4	R5	R5	R5	R6	R6	R6	R7	R7	R7	R8	R8	R8
Tang																								
<i>Ascophyllum nodosum</i>				83	85	57																		
<i>Fucus evanescens</i>					16	10																		
<i>Fucus juvenile</i>				17	4	3																		
<i>Fucus serratus</i>					2	5																		
<i>Fucus vesiculosus</i>				11	9	7																		
Småvokste arter																								
<i>Ectocarpus</i> sp.						23																		
<i>Chondrus crispus</i>				<1		4																		
Skorpeformete arter																								
<i>Hildenbrandia rubra</i>				30	59	43																		
Fauna																								
<i>Balanus balanoides</i>				61	2	10																		
<i>Electra pilosa</i>				7		14																		
<i>Mytilus edulis</i>				20	51																			
<i>Mytilus</i> juvenil						28																		
<i>Asterias rubens</i>				2	0	2																		
<i>Littorina</i> (snitt pr. rute)				9	17	11																		

Tabell A3. Dekningsgrad i % av de vanligste artene i **blæretangbeltet** i 2001-2011. Arter med maksimum dekningsgrad <4% er utelatt.

	2001	2002	2011	2001	2002	2011	2001	2002	2011	2001	2002	2011	2001	2002	2011	2001	2002	2011	2001	2002	2011			
Blæretang-assosiasjoner	R1	R1	R1	R2	R2	R2	R3	R3	R3	R4	R4	R4	R5	R5	R5	R6	R6	R6	R7	R7	R7	R8	R8	R8
Tang																								
<i>Ascophyllum nodosum</i>				1	<1		12																	
<i>Fucus evanescens</i>	4	6		10	6	32	2	7	2															
<i>Fucus juvenile</i>	11		3	6	4	1			1		3	<1	11	<1	3	4	2	1						
<i>Fucus vesiculosus</i>	51	93	36	36	100	39	84	86	29	53	98	100	80	80	98	53	76	75						
<i>Fucus serratus</i>			<1			3	5	<1	23			3				<1	<1							
Småvokste arter																								
<i>Ectocarpus</i> sp.	5					<1	3		1	<1		<1			<1	30	<1	3						
<i>Elachista fucicola</i>	18	23	<1	23	15	5	3	38	2	12	18	<1	9	1	<1		7	<1						
<i>Pilayella littoralis</i>			<1	<1		1		17																
<i>Sphacelaria</i> sp.						<1											11							
<i>Chondrus crispus</i>				<1	<1	5		<1	<1			<1				10	<1	<1						
<i>Audouinella</i> sp.																	5							
<i>Ceramium rubrum</i> gr.	29	<1	3	8	4			<1			<1	<1	<1				19							
<i>Ceramium</i> sp.			<1	<1					<1				3			16	15	<1						
<i>Cladophora rupestris</i>				<1			5	5	<1			<1	1	1	18									
<i>Cladophora</i> sp.	5	<1	<1	6		<1		<1	<1	<1	<1	<1					16	2						
<i>Enteromorpha</i> sp.	4	16	6	6	9	6	9	5	2	19	3	<1	44		<1	23	3	7						
<i>Ulva lactuca</i>	11	1	1	2	4	<1		<1	<1			<1												
Skorpeformete arter																								
<i>Ralfsia verrucosa</i>	13	3	4	<1	<1	<1			2	<1		<1												
<i>Hildenbrandia rubra</i>	71	76	35	4	38	23	81	70	36	16	43	<1	46	64	29	18	15	39						
Fauna																								
<i>Balanus balanoides</i>	43	10	8	21	63	3	1	1	7	21	60	10	18	39	6		15	6						
<i>Mytilus edulis</i>	5	12					8	16	4	1	8	<1				6								
<i>Mytilus edulis</i> juvenile			10	86	<1	18			19		8	52		1	38		90							
<i>Asterias rubens</i> (antall)		1			1											<1	7	3						
<i>Littorina littorea</i> (antall)	6	1	7		11											<1		1						
<i>Littorina</i> sp.													3				70	<1						

Tabell A4. Dekningsgrad i % av de vanligste artene i blåskjell/gjelvtangbeltet c. Arter med maksimum dekningsgrad <4% er utelatt.

	2001	2002	2011	2001	2002	2011	2001	2002	2011	2001	2002	2011	2001	2002	2011	2001	2002	2011	2001	2002	2011				
Blåskjell/Gjelvtang-assos	R1	R1	R1	R2	R2	R2	R3	R3	R3	R4	R4	R4	R5	R5	R5	R6	R6	R6	R7	R7	R7	R8	R8	R8	
Tang																									
Fucus evanescens	68	60	11	4		41	3	6	43	14	8		51	14	34				49	78	38	14	1	77	
Fucus juvenile	11		1			3	2	1	<1	<1			2	<1	<1				11	<1	2		2	6	
Fucus serratus	8	14	12	60	79	15	<1	12	13		1		<1												
Småvokste arter																									
Chordaria flagelliformis	8			1	2	1			<1		<1				0										
Ectocarpus sp.						<1			13	4	<1		11	3	7							<1	5	3	
Elachista fucicola	5	2		12	16				<1													4		1	
Ahnfeltia plicata			<1		4		2	15	<1						<1				<1	<1					
Audouinella spp.										5	<1		<1	13											
Ceramium rubrum-gr.	6		1				4	35	3		<1			<1											
Ceramium-strictum gruppen												12												<1	
Chondrus crispus	3	2	<1	9	15	12	8	6	2	5	3		<1	<1	18				4	3	23		5	<1	
Polysiphonia sp.	<1	<1	1	<1	1	<1	20	<1	<1	<1	29				4	2					<1	<1			
Trailliella intricata							5	<1					1												
Chaetomorpha sp	4		<1	<1			2	8	<1																
Cladophora sp.	4	2	1	3	4		3	23		3	40		2	8	<1					<1	<1	<1	5	<1	
Enteromorpha sp.	<1	<1	<1		<1		4	17	<1	48	36		7	14	<1					<1		<1	44	1	
Ulva lactuca	5	3	<1		<1		<1	11		6	16		7	30	<1					<1		<1	36	1	
Skorpeformete arter																									
Ralfsia verrucosa		3		7	16		38	25	3				16	25	<1				12	6	5	3	14	<1	
Hildenbrandia rubra	29	4	5	11	14	<1	<1		<1										41	38	26			<1	
Phymatolithon lenormandii	<1	<1		8	19		1	<1	<1	3	<1		4	<1	<1				<1	7	3				
Fauna																									
Balanus balanoides	50		4	8		<1		18		3			<1	8	<1				<1	49	3	1		<1	
Balanus improvisus			<1			<1			<1											19			31		
Carcinus maenas							<1		<1						2				<1	1	2			2	
Electra pilosa															6										
Nassarius reticulata															2							4			
Membranipora membranacea	<1			20	26	25	1	10	<1				13	<1						12			<1		
Mytilus edulis	64	70		61	76		100	98	63	88	96		94	100	27				63	45	51	99	100	<1	
Mytilus juvenil			93			73			63						74						18			98	
Halichondria panicea				<1					49																
Littorina (antall)	12	11	5	54	59	54	56	29	46	4	8		3	8	3				91	57	33	7	2	1	
Laomedea			<1		6																				
Asterias rubens (antall)				6	7		5	5	5	4	1		2							<1	8	1			
Dynamena pumila					11																				

6.7 Vedleggstabeller for artssammensetning 1974-2011

På hver stasjon og nivå er gjennomsnittlig forekomst beregnet fra 5 parallele arealer, hvor hvert areal er delt inn i mindre ruter. Forekomsten er oppgitt som andel ruter hvor arten er registrert, uavhengig av arealet arten dekker innen hver rute. Se metodekapitlet.

Tabell B1. Gjennomsnittlig forekomst (kategori 1-5) i spiraltangbeltet, 1974-2011.

Stasjon	R1				R2				R3				R4				R5				R6				R7				R8														
	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	2011	1974	1975	2001	2002	2011	1974	1975	2001	2002	2011	1974	1975	2001	2002	2011	1974	1975	2001	2002	2011	1974	1975	2001	2002	2011									
FUCUS SPIRALIS-assosiasjonen																																											
Ascophyllum nodosum											1																																
Ectocarpales indet						<1					1											1																					
Elachista fucicola							3	4	2		1	1	3				2	3	1																								
Fucus evanescens																																											
Fucus juvenile								3	1	3		<1	4	3			3	4	5																								
Fucus spiralis					4	2	5	5	5	4	5	5	5	4	5	5	5	5	4	5	5	5														5	5	5	5	5			
Fucus vesiculosus					1		3	2	1	1	3	2		2	4	1																											
Sphacelaria sp.																																											
Spongonema tomentosa										1																																	
Bangia										1																																	
Ceramium sp.											<1		<1																														
Hildenbrandia rubra					4		2	3	5	5	5	1			2	4	4	1	5	5	5																						
Cladophora rupestris							1	1	1	2																																	
Cladophora sp.										1																																	
Enteromorpha spp. Inkl Blidingia							5	1		3	3		4	3	5	3						4	3	3	2																		
Ulothrix					<1																	1																					
Ulva lactuca															1	<1																											
Balanus balanoides					2		2	1	5	3	5		2	1	5	5	5	3	2	5	5																						
Balanus sp																																											
Mytilus edulis										1	1			1		3																											
Mytilus edulis juvenile												4				4	5																										
Grønt på fjell															4																												
Antall arter pr. plot							5			7	8	12	10		5	5	4	10	10		7	4	10	11	13								7	12	10								

Utelater pga usikker registrering enkelte år: Ralfsia, Verrucaria maura, brunt på fjell

Utelater pga registrert med <1 på kun en stasjon: Chaetomorpha, Scytosiphon, Rhizoclonium og Phymatolithon

Slår sammen: Ectocarpus/Pilayella, Enteromorpha/Blidingia, Ceramium-arter

7. Nedre voksegrense for alger/vertikalfordeling av kråkeboller

7.1 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 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 vært gjennomført på 7 stasjoner i indre Oslofjord i 1981, 82, 83, 89 og 91 (Magnusson et al. 1991).

Vertikal utbredelsen 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 siktdypet øke, noe som igjen kan gi en dypere utbredelse av alger. Ved å benytte de fastsittende indikatororganismene vil man få et 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).

7.2 Metode

Feltarbeidet ble gjennomført 23. mai og 21. juni 2011 på 7 stasjoner i indre Oslofjord (**Tabell 9, Figur 70**). 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/langsamt bevegelige dyr fra fjæresonen og nedover langs en linje (transekt) til rundt 20 m dyp. **Tabell 9** viser undersøkelsesdato og det maksimale dykkedypet for hver stasjon undersøkt i 2011. 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).

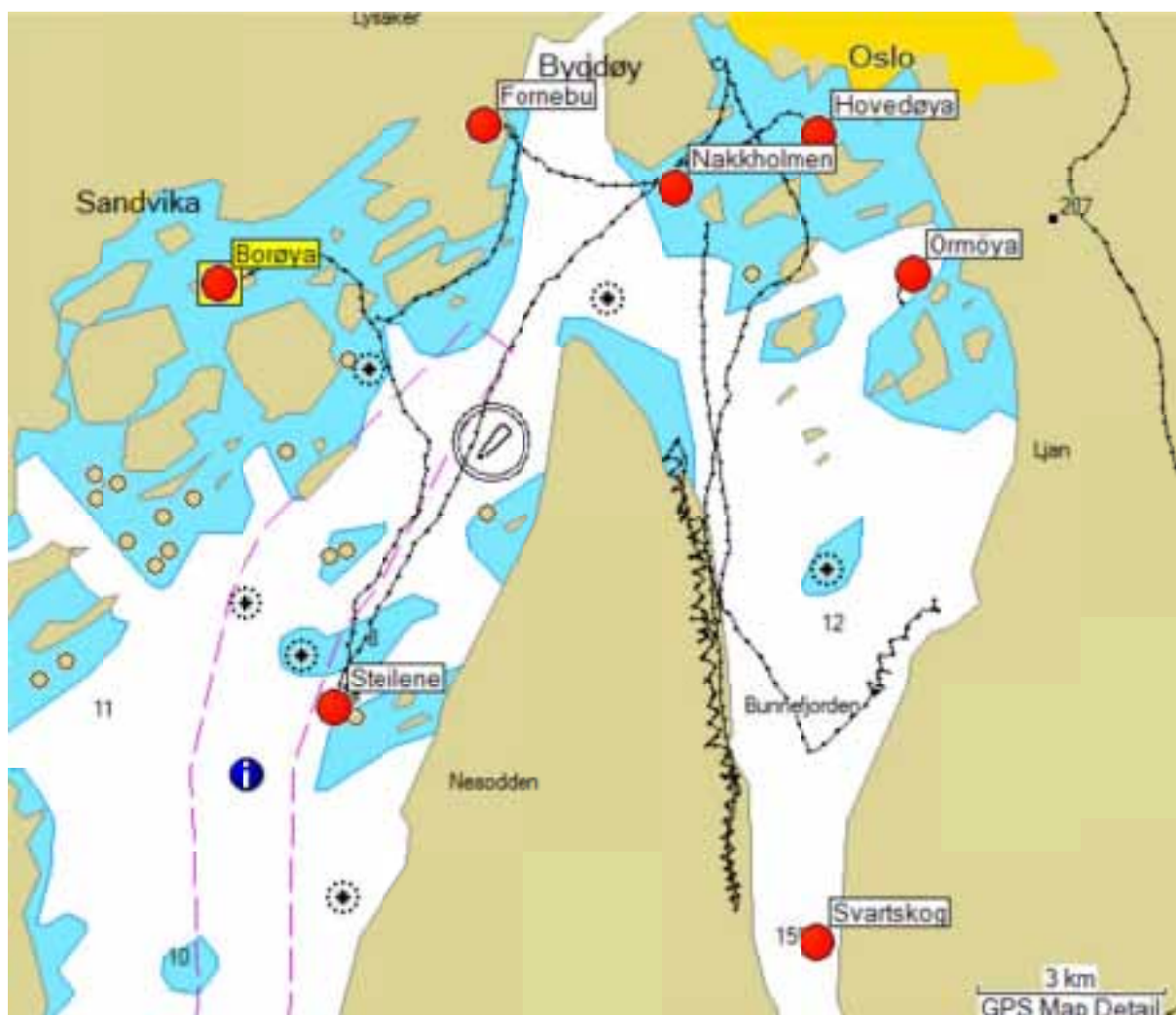
Tabell 13. Stasjoner for undersøkelse av algevegetasjonen i Indre Oslofjord i 2011.

Stasjon	Stasjonsnavn	Dato for undersøkelse	Maks. dykkedyp
1	Steilene	23.5.11	20
2	Borøya	23.5.11	14
3	Fornebu	21.6.11	16
4	Ormøya	21.6.11	20
5	Hovedøya	23.5.11	15
6	Nakkholmen	21.6.11	16
7	Svartskog	21.6.11	20

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

- 1 enkeltfunn (< 5 % dekning)
- 2 spredt forekomst (5-20 % dekning)
- 3 vanlig forekomst (20-80 % dekning)
- 4 dominerende forekomst (>80 % dekning)

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



Figur 79. Stasjoner for undersøkelse av nedre voksegrense i Indre Oslofjord i 2011. Stasjonene er markert med rødt sirkulært symbol. Stasjonene er også undersøkt i 1981-83, 89 og 91.

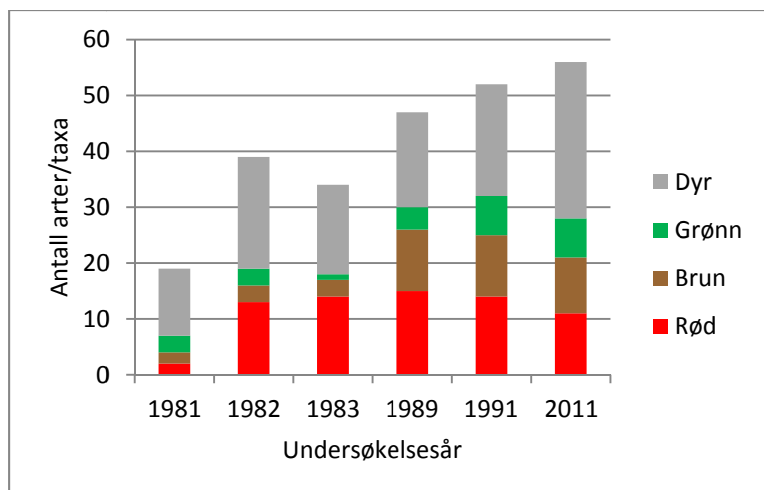
7.3 Resultater

7.3.1 Presentasjon av utviklingen for hver stasjon

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 2011 er gitt i kapittel 7.6 Fullstendige artslistene for registreringene utført i 1981, 82, 83, 89 og 91 er gitt i Magnusson et al. 1991.

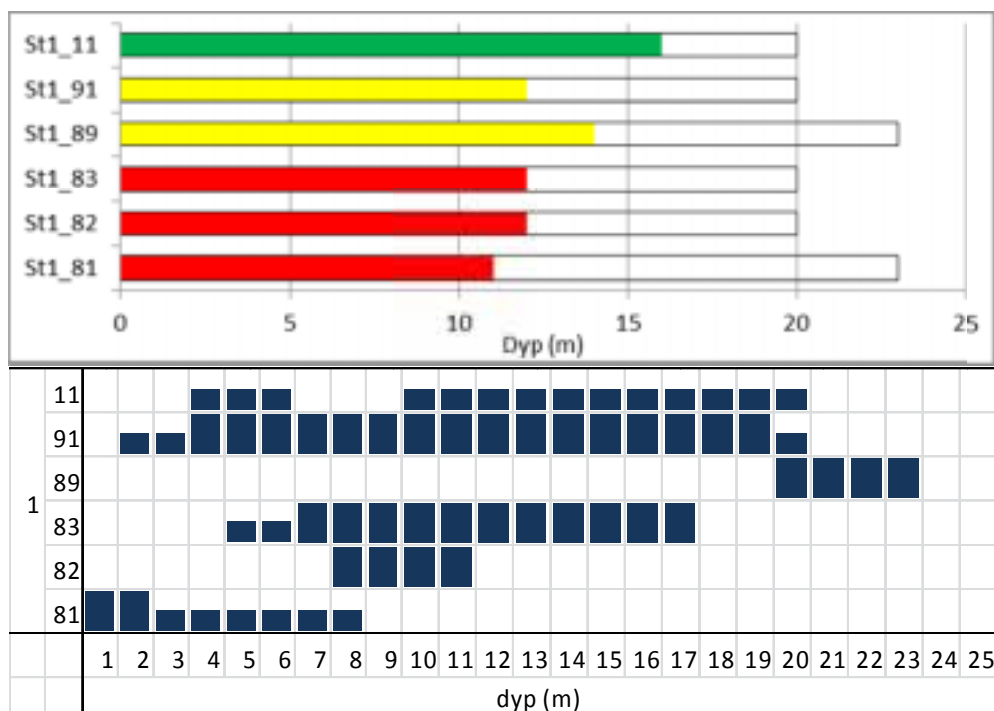
Stasjon 1 – Steilene

Steilene har siden 1981 vist en positiv utvikling i antall alger og dyr (**Figur 80**). I 1981 var mengden alger lav. Fra 1981 økte mengden alger og antall rødalger økte betydelig på bekostning av forurensningstolerante grønnalger. Det ble derfor konkludert med at det hadde skjedd en positiv utvikling av forurensningssituasjonen i løpet av perioden på denne stasjonen (Källqvist et al. 1982) Fra 1983 til 1989 og videre til 1991 økte antall algearter. I 2011 ble det registrert færre alger enn i 1991.



Figur 80. Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr på Steilene fra 1981 – 2011.

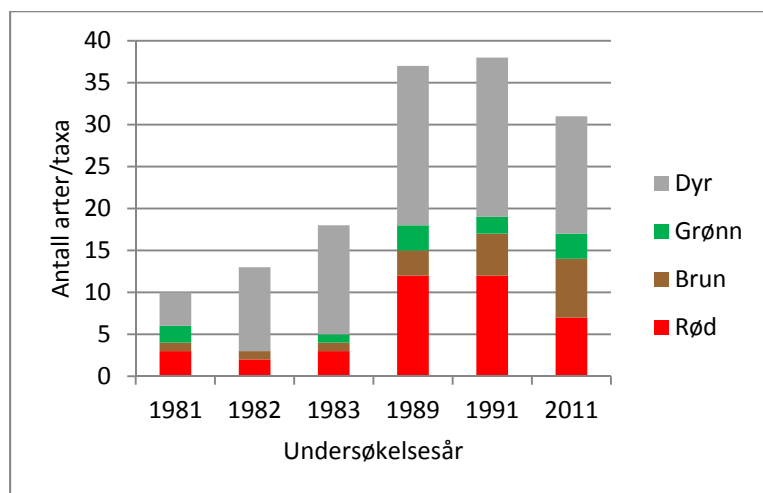
Nedre voksegrense for opprett algevegetasjon har økt siden 1981. I 1991 krøp nedre voksegrense oppover fra den som ble registrert i 1989. Dette skyldes sannsynligvis et økt beitepress fra kråkeboller. Forekomsten av disse er også registrert over alle årene. Mengden kråkeboller i 1991 var adskillig større enn i 1989. I 2011 var nedre voksegrense økt igjen, og det ble også registrert lavere forekomst av kråkeboller enn i 1991 (**Figur 81**).



Figur 81. Registrering av kråkeboller og opprette alger på stasjon 1 (Steilene) i 1981-83, 89, 91 og 2011. Øvre figur: Farget søyle viser dyp for første registrering av spredt forekomst av en opprett alge. Omrisset viser maksimalt dykkedyp på stasjonen. Nedre figur: Blå firkanter indikerer forekomsten (heldekkende=vanlig, halvdekkende=spredt og smal stripe=enkeltfunn) av kråkeboller i de ulike dypene.

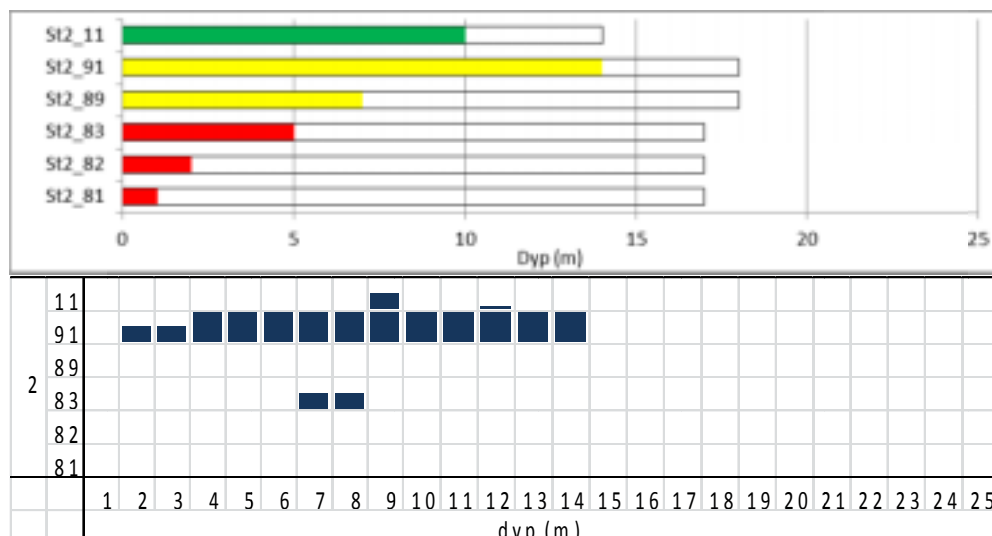
Stasjon 2 – Borøya

Borøya ligger inne i Bærumsbassenget og har tidligere hatt en meget dårlig vannkvalitet (Källqvist et al. 1982). I 1981 ble nedre voksegrense for alger registrert til bare 1 m dyp. Stasjonen var artsfattig, noe som også kan tilskrives naturlige forhold (det er svært mye bløtbunn på stasjonen, som er lite egnet substrat for algevegetasjon). Det skjedde liten endring i artsantallet frem til 1983, men nedre voksegrense for alger økte med 4 m. Fra 1983 til 89 skjedde det en økning i antall registrerte arter, og nedre voksegrense krøp også nedover. I 1991 hadde nedre voksegrense økt til 14 m. I 2011 ble det registrert noe færre arter enn i 1991 og nedre voksedyp har også krøpet noe oppover (**Figur 82, Figur 83**).



Figur 82. Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr på Borøya fra 1981 – 2011.

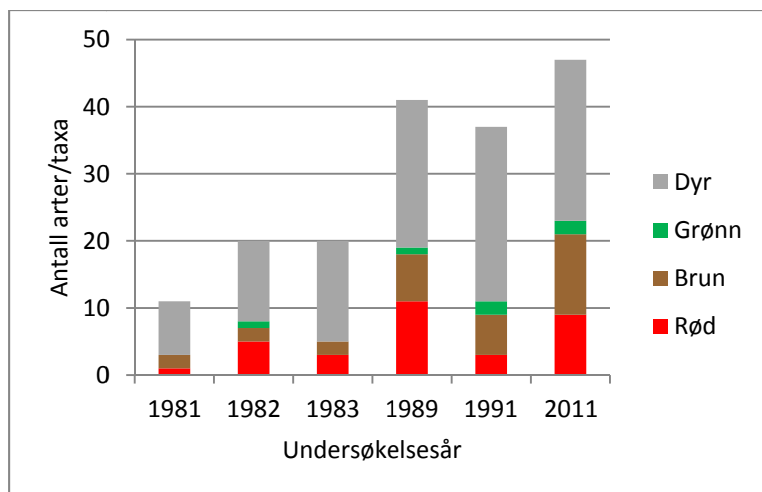
Kråkebolleforekomsten økte fra 1980 tallet til 1991, og har gått ned siden 1991 (**Figur 83**). Så økt beitepress kan ikke forklare nedgangen i nedre voksedyp på stasjonen. Økningen i nedre voksegrense fra 1981 til 1991, og økningen i antall registrerte arter kan settes i sammenheng med bedre vannkvalitet (Magnusson et al. 1991). Nedgangen i antall arter og nedre voksedyp i 2011 kan være pga. forskjell i dykketransekt. Stasjonen består av mye bløtbunn og det kan være noe tilfeldig hvor man finner hardbunn hvor fastsittende alger registreres.



Figur 83. Registrering av kråkeboller og opprette alger på stasjon 2 (Borøya) i 1981-83, 89, 91 og 2011. Øvre figur: Farget søyle viser dyp for første registrering av spredt forekomst av en opprett alge. Omrisset viser maksimalt dykkedyp på stasjonen. Nedre figur: Blå firkanter indikerer forekomsten (heldekkende=vanlig, halvdekkende=spredt og smal stripe=enkeltfunn) av kråkeboller i de ulike dypene.

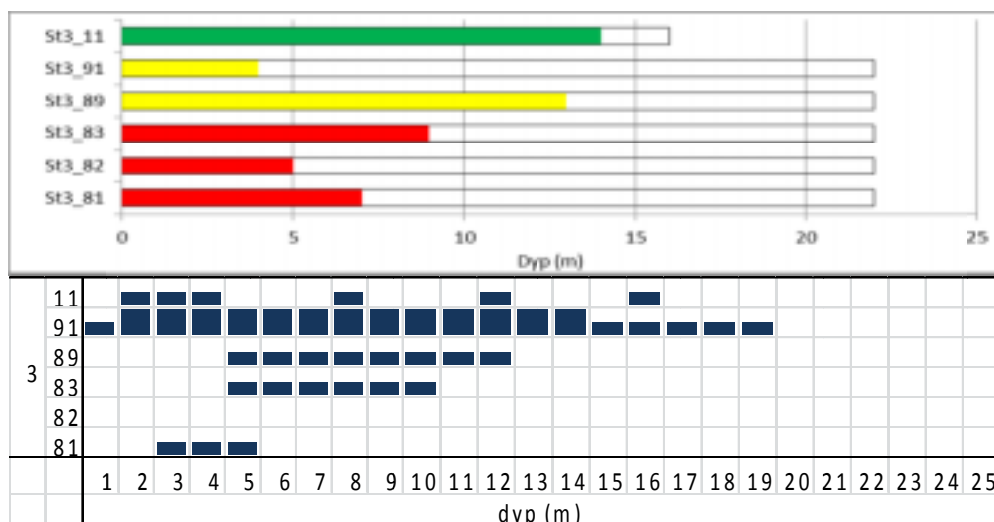
Stasjon 3 – Fornebu

Fornebu har i likhet med Borøya hatt en fattig algevegetasjon. I perioden 1981 – 1983 var det kun små variasjoner i antall arter som ble registrert. Nedre voksegrense var også svært grunn, og varierte lite frem til 1983. Fra 1983 og frem til 2011 har det skjedd en større økning i antall registrerte arter, og også en større økning i nedre voksegrense. I 1991 var det en liten nedgang i antall registrerte arter, og nedre voksegrense krøp kraftig oppover (**Figur 84, Figur 85**). Det lave artsantallet registrert i begynnelsen av 80-tallet kan foruten en dårlig vannkvalitet også skyldes store mengder blåskjell som forekom i samme periode (Magnusson et al. 1991). Blåskjell konkurrerer med algene om plass, og er gir et lite egnet substrat for algevekst.



Figur 84. Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr på Fornebu fra 1981 – 2011.

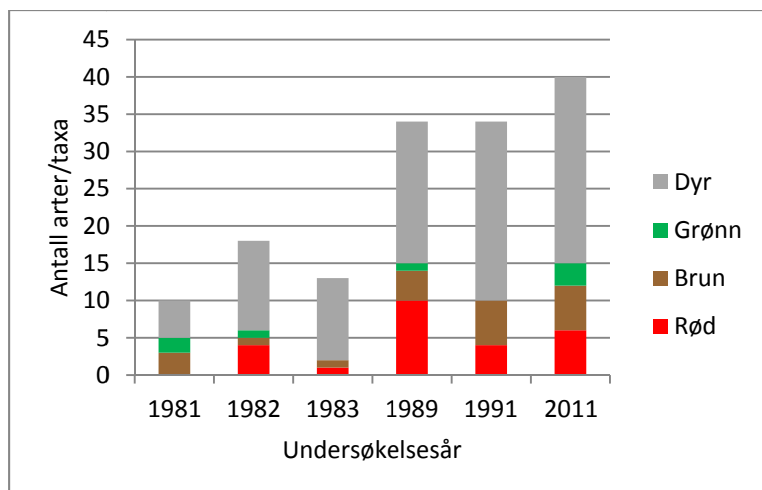
Nedgangen i antall registrerte arter, og grunnere nedre voksegrense registrert i 1991 kan muligens skyldes beiting fra kråkeboller. I 1991 ble det registrert en høyere forekomst av enn ved noen av de andre undersøkelsene (**Figur 85**).



Figur 85. Registrering av kråkeboller og opprette alger på stasjon 3 (Fornebu) i 1981-83, 89, 91 og 2011. Øvre figur: Farget søyle viser dyp for første registrering av spredt forekomst av en opprett alge. Omrisset viser maksimalt dykkedyp på stasjonen. Nedre figur: Blå firkanter indikerer forekomsten (heldekkende=vanlig, halvdekkende=spredt og smal stripe=enkeltfunn) av kråkeboller i de ulike dypene.

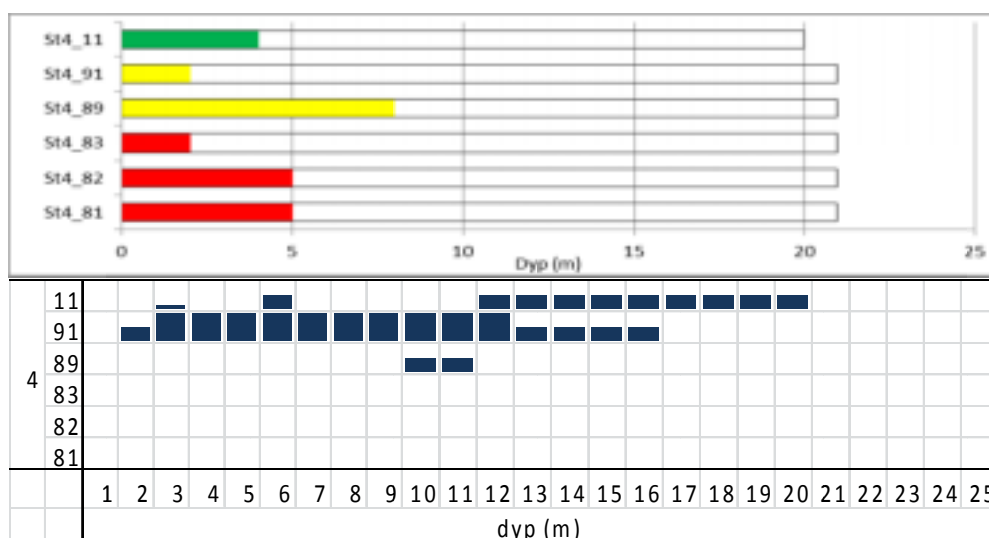
Stasjon 4 – Ormøya

Ormøya har også hatt en fattig algevegetasjon. I perioden 1981 – 1983 var det kun små variasjoner i antall arter som ble registrert. Fra 1982 til 83 var en nedgang i antall arter og nedre voksegrense ble hevet fra 5 til kun 2 m dyp. Fra 1983 og frem til 2011 har det skjedd en økning i antall registrerte arter, og også en økning i nedre voksegrense. I 1991 var det en liten nedgang i antall registrerte arter, og nedre voksegrense krøp også oppover igjen (**Figur 86, Figur 87**). Som på Fornebu, kan det lave artsantallet registrert i begynnelsen av 80-tallet foruten en dårlig vannkvalitet også skyldes store mengder blåskjell som forekom i samme periode (Magnusson et al. 1991).



Figur 86. Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr på Ormøya fra 1981 – 2011.

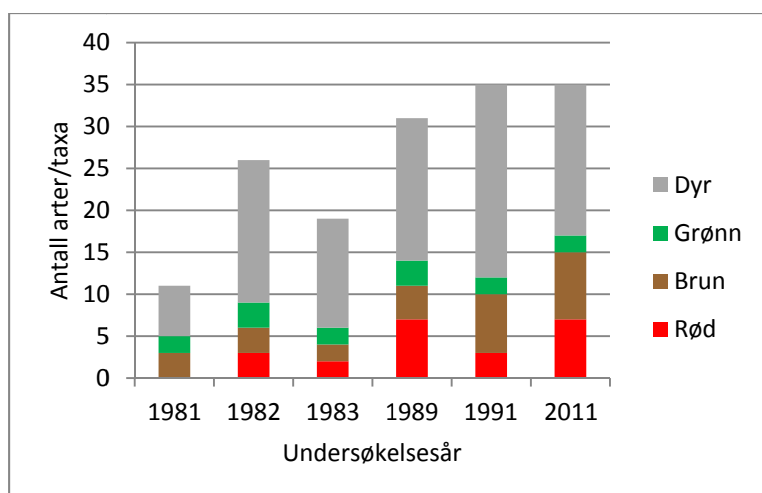
Nedgangen i antall registrerte arter, og endringene i nedre voksegrense 1991 er sannsynligvis et resultat av økning i forekomsten av kråkeboller med påfølgende hardt beitepress (**Figur 87**).



Figur 87. Registrering av kråkeboller og opprette alger på stasjon 4 (Ormøya) i 1981-83, 89, 91 og 2011. Øvre figur: Farget søyle viser dyp for første registrering av spredt forekomst av en opprett alge. Omrisset viser maksimalt dykkedyp på stasjonen. Nedre figur: Blå firkanter indikerer forekomsten (heldekkende=vanlig, halvdekkende=spredt og smal stripe=enkeltfunn) av kråkeboller i de ulike dypene.

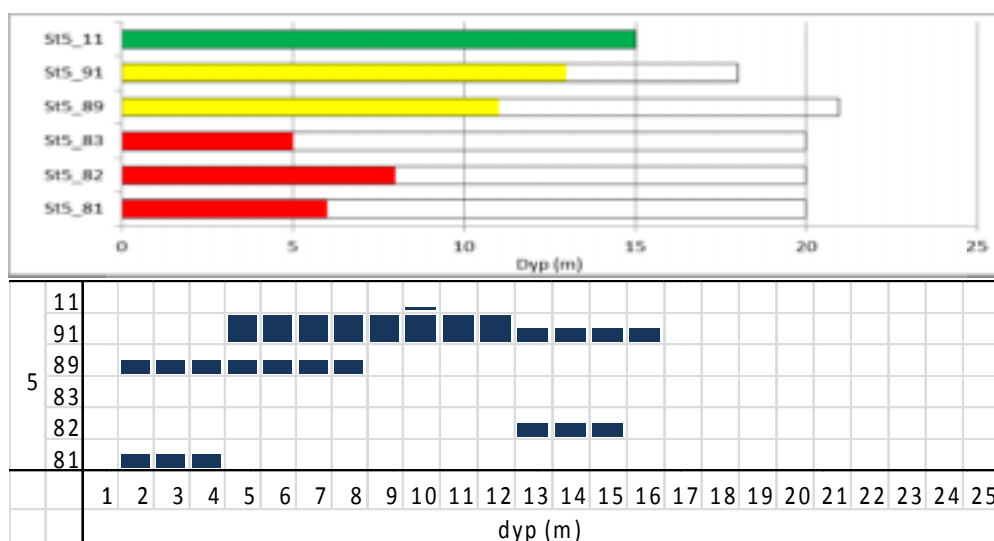
Stasjon 5 – Hovedøya

Hovedøya har også hatt en fattig algevegetasjon. I perioden 1981 – 1983 var det kun små variasjoner i antall arter som ble registrert. Som på Ormøya var det en nedgang i antall arter fra 1982 til 83, og nedre voksegrense ble hevet fra 8 m til 5 m dyp. Fra 1983 og frem til 2011 har det skjedd en økning i antall registrerte arter, og også en økning i nedre voksegrense. I 1991 var det en liten nedgang i antall registrerte arter (**Figur 88**, **Figur 89**).



Figur 88. Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr på Hovedøya fra 1981 – 2011.

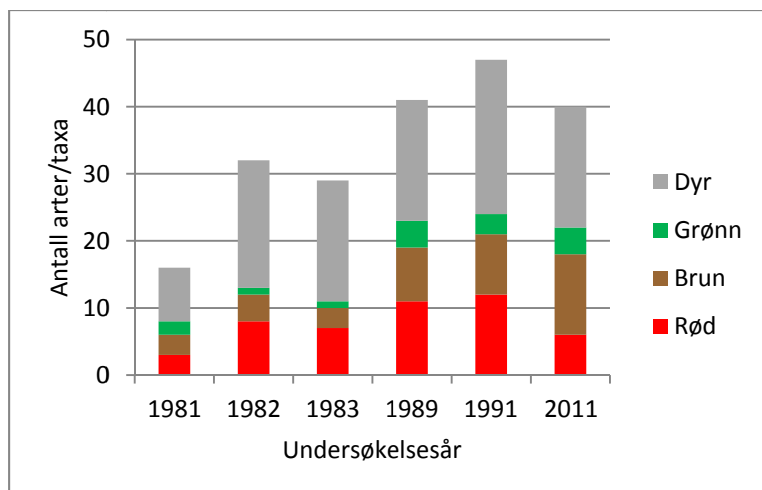
Nedre voksegrense økte i 1991, mens antall registrerte arter var lavere enn i 1989. Det ble også registrert høyere forekomst av kråkeboller i 1991 enn ved tidligere registreringer (**Figur 89**). Endringene har ikke vist samme tydelige tendenser som ved overnevnte stasjoner. Ugunstige bunnforhold kan være en medvirkende faktor; det var svært mye bløtbunnsområder i transektet.



Figur 89. Registrering av kråkeboller og opprette alger på stasjon 5 (Hovedøya) i 1981-83, 89, 91 og 2011. Øvre figur: Farget søyle viser dyp for første registrering av spredt forekomst av en opprette alge. Omrisset viser maksimalt dykkedyp på stasjonen. Nedre figur: Blå firkanter indikerer forekomsten (heldekkende=vanlig, halvdekkende=spredt og smal stripe=enkeltfunn) av kråkeboller i de ulike dypene.

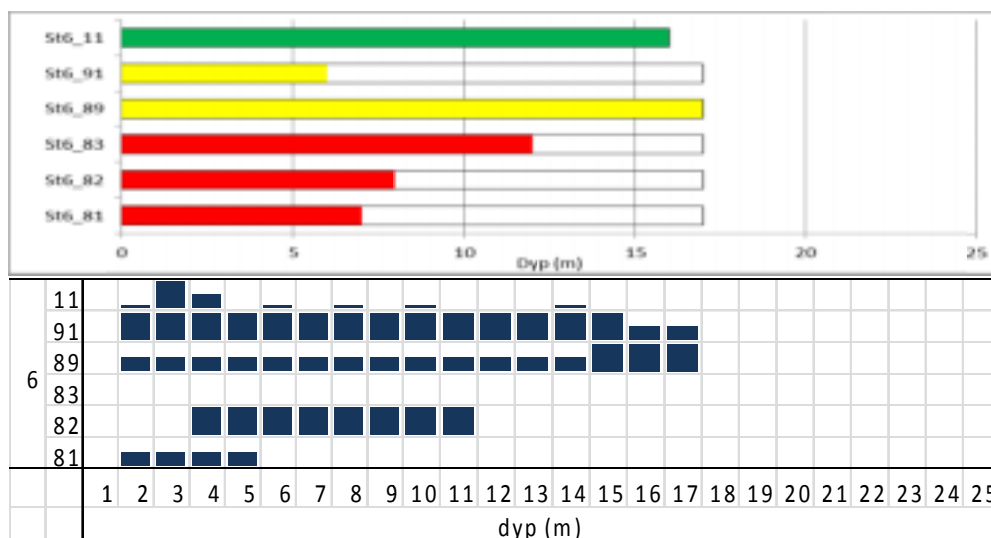
Stasjon 6 – Nakkholmen

I perioden 1981 – 1983 var det kun små variasjoner i antall arter som ble registrert, mens nedre voksegrense har økt årlig. Fra 1983 til 1989 skjedde det en økning i antall registrerte arter og i nedre voksedyp. Frem til 2011 har vært lite variasjon i antall registrerte arter mens nedre voksedyp ble redusert fra 17 m til 6 m fra 1989 til 91 (**Figur 90**, **Figur 91**).



Figur 90. Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr på Nakkholmen fra 1981 – 2011.

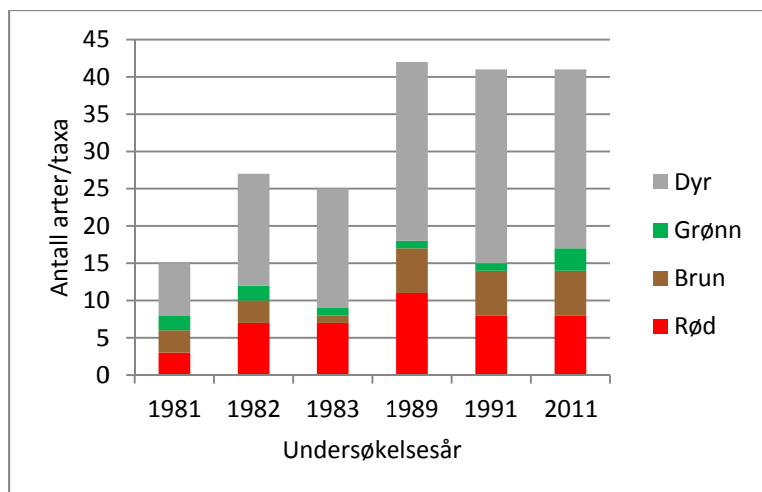
Endringen i nedre voksegrense mellom 1989 og 1991 skyldes sannsynligvis økt forekomst av kråkeboller og medførende økt beitepress (**Figur 91**). Det er ikke registrert nedgang i antall registrerte arter mellom 1989 og 91, men transektregistreringene viser at de fleste algene ble registrert kun på 1 m dyp (Magnusson et al. 1991), mens kråkebollene ble registrert mellom 17 og 2 m dyp. I 2011 var nedre voksegrenset økt igjen, og forekomsten av kråkeboller har også gått kraftig ned.



Figur 91. Registering av kråkeboller og opprette alger på stasjon 6 (Nakkholmen) i 1981-83, 89, 91 og 2011. Øvre figur: Farget søyle viser dyp for første registrering av spredt forekomst av en opprett alge. Omrisset viser maksimalt dykkedyp på stasjonen. Nedre figur: Blå firkanter indikerer forekomsten (heldekkende=vanlig, halvdekkende=spredt og smal stripe=enkeltfunn) av kråkeboller i de ulike dypene.

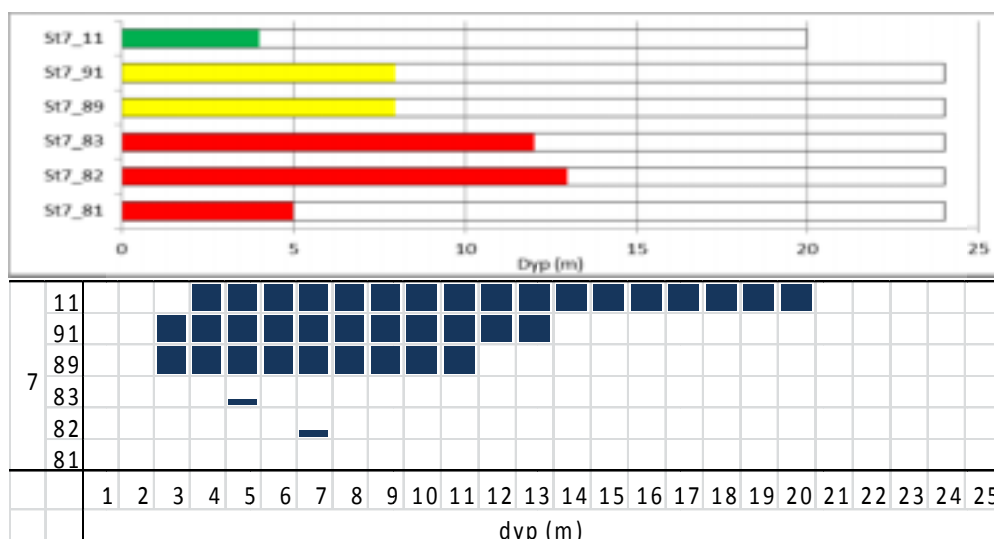
Stasjon 7 – Svartskog

Stasjonen viste ingen store endringer i mengden alger fra 1981 til 1983, mens det var en liten økning i artsantallet fra 1983 til 1989 (**Figur 92**). Nedre voksegrense økte fra 5 m i 1981 til 13 m i 1982, mens den ble hevet til 8 m i 1989 og videre til 4 m i 2011 (**Figur 93**).



Figur 92. Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr på Svartskog fra 1981 – 2011.

Endringene i nedre voksegrense skyldes sannsynligvis en forbedret vannkvalitet i området fra 1981 til 1983. Etter 1983 har det vært en stadig økning i forekomsten av kråkeboller (**Figur 93**), og økt beitepress kan sannsynligvis forklare endringen i nedre voksegrense.



Figur 93. Registrering av kråkeboller og opprette alger på stasjon 7 (Svartskog) i 1981-83, 89, 91 og 2011. Øvre figur: Farget søyle viser dyp for første registrering av spredt forekomst av en opprett alge. Omrisset viser maksimalt dykkedyp på stasjonen. Nedre figur: Blå firkanter indikerer forekomsten (heldekkende=vanlig, halvdekkende=spredt og smal stripe=enkeltfunn) av kråkeboller i de ulike dypene.

7.4 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. Det må presiseres at 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.

Resultatene på de ulike stasjonene er ikke entydige, men siden undersøkelsene i 1981 er det stort sett blitt registrert en økning av nedre voksegrense på alle stasjonene, med unntak av Svartskog (st. 7) og Ormøya (st. 4), hvor det ikke ble observert noen klar trend. På stasjonene Hovedøya (st. 5), Fornebu (st. 3), Steilene (st. 1), Borøya (st. 2) og Nakkholmen (st. 6) ble det registrert en økning siden 80-tallet, mens det for Hovedøya, Fornebu og Steilene også ble observert en økning siden 89/91.

I tillegg til vannkvaliteten ser det imidlertid ut til at også forekomsten av kråkeboller kan være en faktor som kan påvirke algenes nedre voksegrense. Økt forekomst, med påfølgende beitepress, kan medføre at nedre vegetasjonsgrense løftes oppover. Fra 1989 til 1991 ble nedre voksegrense løftet oppover betraktelig på Fornebu (st.3), Ormøya (st.4) og Nakkholmen (st.6), og det ble også registrert en økning av kråkeboller. I 2011 ble det registrert lavere forekomst av kråkeboller på disse stasjonene, og nedre voksegrense har økt. På Steilene (st.1) og Hovedøya (st.5) har kråkebolleforekomsten gått ned siden 1991, og nedre voksegrense har økt. På Svartskog (st.7) har kråkebolleforekomsten økt siden 1991 og nedre voksegrense er løftet opp. På Borøya (st.2) har kråkebolleforekomsten gått ned siden 1991, men nedre voksegrense er også løftet oppover.

Ut fra registreringene av nedre voksegrense kan det konkluderes med at det på lang sikt har skjedd en forbedring av vannkvalitet 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.

7.5 Referanser

- 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 l.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 l.nr. 2722. 116 s.

Vertikalutbredelse for grunnvannsorganismer

Observatør: **BGU** Tilvannskorrigert?: **JN** m. #

Tegnforklaring: 1 = Enkeltflam 2 = Spredt 3 = Vanlig 4 = Dominerende

Må utfyller
Førut: A = Allusert, B = Noe

Lokalitet: **2**

Sted		Boreg	Date	Baren	ann lly	Noderote dyp	DYKK: Start	Slut																														
Eksponering		Retn.	Høibring	Borotype																																		
Supplerende undersøkelser:		Sieros	m	Ruter	m	Tare	m	Vider	min.	15	m	Foto																										
Førut:	Luc	AS	Høibring	Fj	50	100	150	200	300	400	500	600																										
Dvsn	4. m. 44	Solvent																																				
Obsvnr	AAA																																					
Kode	cf	sp	NB	TAXA	Dep	-1	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
ALCOO				Algodokke		30	20	10							1																							
MEBVA				Emphy boreale shell					2	2	3	3	3	3	3	4	4	4	4	4																		
ASTRU				Asterias rubens					2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2																			
CIODN				Ciona intestinalis																																		
BRUNT				flam på fjell - mørkt											3	4	3																					
COBAN				Coralinnacea indet.												2																						
POBTR				Parasarcosia triquetra					2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2																		
STROR	1			cf. Strongylocentrotus droebachiensis												2																						
OPHIX				Ophiura indet.					2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2																			
DELSA		j	km	Delosinella sanguinea juv.													2																					
BALBU		d		Balanus balanoides													2																					
ACTIX				Astartina indet.												1																						
ELAFU				Elachista laticola					2	1																												
POBXS				Polydora indet.: soft-tube-dwelling													2																					
LITLI				Littorina littorea					2	2	2	2	2																									
POBNT		p8		Polydora striata												1																						
DRAKI		p8		slattens-kode på fjell												1																						
CYANO				Cyanophyta div. indet i SLAM											1																							
METSE				Melobesia senilis												1																						
DENGR				Dendrobia grossularia												1																						
NEMHE		p8,1		cf. Nematon helminthoides					3	2	2	2	2	3																								
BRVEY		p8		Bryopsis bryoides											2	2	2	1																				
CUVA				Cyba lactuca												1																						
POLFU		p4,3		Polydora furcoides												1	1	1																				
MYTED				Mytilus edulis												3	2	2																				
CHOCR				Chondria crispus					2	2	2	1																										
ACMVI				Astarte virginea											2	1																						
CARMA				Carcinus maenas												1																						
BALIM				Balanus improvisus											3	2																						
FUCVE				Fucus vesiculosus											2	2																						
FUCEV		1		Fucus cf. vesiculosus												2																						
IBRBU				Hydrobia ulvae											2	2																						
SPHIC		p1		Sphaerium cirrosa												2																						
PRLI		p1		Polydora littoralis												2																						
CLASE		p0		Cladophora sericea												2																						
DRCHO		p1		Diatypona foeniculacea												1																						

Vertikalutbredelse for grunnvannsorganismer

Observatør: SKG Tidvannskortign 7 IN 1 m: 0

Topografiering: 1 - Einthåns 2 - Språk 3 - Vanlig 4 - Dominerende

Målestylen: Format: A - Alltattum, B - Nær Reg. Dyp

Lokalitet: 4

Stad	Dato	21.08.11	Havn	mas tilg	Neløst dyp	DYKK: Start	Slut:
Eksposering	Rots	Helling	Stevn	m	Basstype	min	TS
Supplerte endeskrifter	Stad: AASS	Basstype:	Kant	m	Tau	Video	min
Format:	Loc: AS	Helling:	Fj	B1	B2	B3	Fj
Date:	4.06.88	Sidvint:	30	20	40	30	60
Obsnr:	AAA		3	4	4	4	4
Kode	cf	sp	NB	TAXA	Dyp:	0	1
ALCOO				Alpeltella	00		
CORAX				Corallinaceae indet.		2	3
BRUNT				Blunt på fjell - marke		2	2
MUNVA				Strongy liolve shell		2	1
STRIDE	1			cf Strongylocentrotus drobachensis		1	2
PROSE		håla		Potentilla simplex			1
HSTINA				Hyalinella norvegica		1	2
LAOMZ	1	p14, h4		cf Laomeda sp.		2	2
ASTRU				Asterias rubens		2	2
CRON				Ciona intestinalis			1
MEISE				Metridium senile		2	2
POMTR				Parosaccus triguter		2	1
IBERU	1			cf Hibernandia rubra		2	2
SABPA				Sabella porcellus			1
TORRE		p16, h4		Tamboraella retusa			2
AUCIR				Aplysian digitatus			2
BALBU				Balanus balanoides		2	2
POKNO		p14		Porella indet.: encrusting - orange			2
ACMVI				Acmella virgata		2	2
CHIFX				Polysiphonia borea indet.			1
PAGUP				Pagurus sp.		1	
ASCME	1	h4		cf Ascidia mentula		2	2
DENGR		h4		Dendrodoa grossularia		2	2
POLST		p18		Polysiphonia stricta			1
OPDIX				Ophiodia indet.			2
CYANO		p8,6		Cyanophyta cca div. indet i SLAM		2	2
BRVHY		p4,2		Bryopsis hypnoides		2	1
MYTLD				Mytilus edulis		2	2
NASRE				Nannaria reticulata			2
CLADZ		p3		Cladophora sp.		2	2
DEAKJ		p3		diatom kjede på fjell			1
PELLI	1	p2,0		cf Pylaeo littoralis		2	2
DASHA		p2		Dasya bulbosifera			2
FUSSE				Fucus serratus			2
DCMCO	1	p1		cf Dammitia contorta		2	
IBERU				Hibernandia rubra		3	2
LITLI				Littorina littorea		2	2
DICFU		p0		Dityroplon foeniculaceus		2	2
FUCFV				Fucus vesiculosus		3	2
BLAFU				Blattaria ficicola			2
BALBI				Balanus balanoides			2
CEBRU		p0		Ceramium rubrum			2
ENTIN		p0		Enteromorpha intestinalis			2
ELPI				Eliotrephes		2	2

Vertikalbredelse for gruntvannsorganismer

Observer: JKG Tiltaksnummer: 7 JN 1 m 4

Toppløkkering: 1 - Infektørem 2 - Special 3 - Vanlig 4 - Dominerende

Måretid: 10 min. Reg. Dyp

Lokalitet: 1

Kode	of	sp	NB	TAXA	Dypp	<1	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30		
ALOCO				Algalidike		80	10	70	40	20			50	5	10		10		-1																				
LAMXA				Laminaria saccharina									1	1	2	2																							
MEURVA				Empty bottle shell				4	4	4	4	4	4	2	2																								
SCAPV			p13	Sargassum pyloides													2	3	2	2	2	2																	
LAONZ			p13	Laminaria sp.															2	2	2	2																	
OPHEK				Ophiocystis indet.											2				2		2																		
PAGUP				Pagurus sp.						1							1				2	1																	
MEYSE				Mertensia sordida																2	2	2	2																
ASTRU				Astarte rubens				2	2	2	2	2	2	2	2	2	1				2																		
SAGAX			1	cf. Sagartia indet.																		2																	
PHYTR				Phylophora truncata														1		2																			
CORLX				Ceramium indet.														2	2	2																			
BALBU				Balanus balanoides																1																			
PROSI			1	cf. Pectinaria simplex																1		2																	
BRUST				Brentia p. fjell - rødt				2	2	2	2	2				2	2	2																					
TRAKJ				diatomkjede på fjell				3										5																					
ACMVI				Acmonecium virgatum				2	1																														
POMTE				Paracerasmus tingetor				2	2	2	2	2	3	2	2	2	2																						
HYUNO				Hydrionia norvegica				2	2	2	2	2	2	2	2	2	2																						
NASRE			p10	Nannochloris reticulata									2					1																					
STRIR			1	cf. Strongylocentrotus drobachianus																		1																	
DESVI				Desmarestia viridis				2	2	2	2	3	3	2	2	2	2																						
CHOTO			p10	Chorda tomentosa				2	2	2	2			1				2																					
CYANO			p10	Cyanophyta div. indet i SLAM						2			2																										
MYTLD				Mytilus edulis				2	4	2			2																										
LITLI				Littorina littorea				2	2	2	2																												
FUCIV			2	Fucus vesiculosus				2	2																														
ICTRE			p2,3	Dictyota siliquosa				3	2	2																													
ELAFU			p2,3	Elachista bicolora						2																													
FUCVI				Fucus vesiculosus				2	2																														
CARMA				Carcinus maenas				2																															
HILRU				Hilobrythia rubra				2	2																														
NEMHE				Nematostella helminthoides				2	2																														
CRUPE				Cyrtia pallida				2																															
CHOCR				Chondria crispus				2																															
ULVLA			p6	Ulva lactuca				2																															
CLADZ			p6	Cladophora sp.				1																															
CLAMU			p6	Clava multicornis				1																															
BALBU				Balanus balanoides				2																															

8. Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden

8.1 Innledning

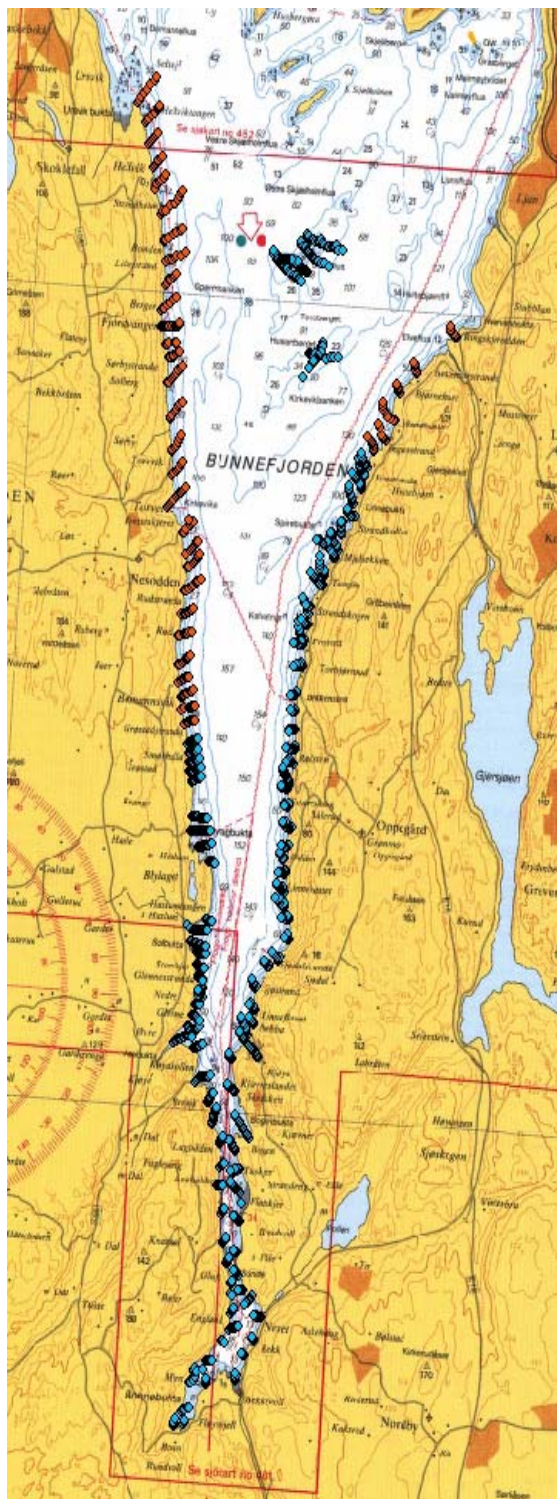
FNs 'Rio-konvensjon' fra 1992 (UN 1992) forplikter alle land til å kjenne til og ivareta sitt biologiske mangfold. I Norge ble dette fulgt opp i St. meld. 58 (1996-97) der alle landets kommuner ble pålagt å gjennomføre en kartlegging og verdiklassifisering av det biologiske mangfoldet innen kommunens områder. Dette er videre fulgt opp i St.meld. 42 (2002-2001) Biologisk mangfold, Sektoransvar og samordning. I oppfølgingen av stortingsmeldingen ble det etablert et nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold som startet opp i 2003.

Forvaltningen av strandsonen og grunnområdene forutsetter at en har en viss kjennskap til hvilke naturtyper som finnes der og den arealmessige fordelingen av dem. Det første forsøket på å lage et kart over marine naturtyper i indre Oslofjord ble gjort i forbindelse med et NFR-finansiert metodeutviklingsprosjekt i perioden 1995-96 (Moy & Walday 1997). Sjøbunnen rundt Fornebulandet ble undersøkt ved dykking og resultatene ble klassifisert og overført til kart. I 2005 og 2007 gjennomførte Universitetet i Oslo og Norsk institutt for vannforskning en grov kartlegging av marine bunnhabitater i hele indre Oslofjord (Walday et al. 2005). Kartleggingen var kun basert på tidligere publisert arbeid. Drøyt tusen områder (punkter) ble da naturtype-klassifisert i henhold til "European nature information system" (EUNIS)-systemet og alle metadata ble samlet i en database.

Arbeidet med registrering av naturtyper i Bunnefjorden har pågått siden 2005. I 2011 fortsatte registreringen av Bunnefjorden ut til Ursvik i vest og Hvervenbukta i øst

8.2 Metode

Bunnforholdene i 35 transekter fra strandlinjen og ned til ca. 30 m dyp ble dokumentert ved hjelp av et nedsenkbart videokamera med innebygd dybdemåler. Kartet i **Figur 94** viser transektene som er blitt undersøkt i Bunnefjorden siden 2005. Registreringene som ble gjort langs transektene er posisjonert og dypet registrert. Til sammen ble det gjort 300 gps-registreringer. Største undersøkte dyp er 48 m. Det ble gjort digitale video-opptak på samtlige lokaliteter.



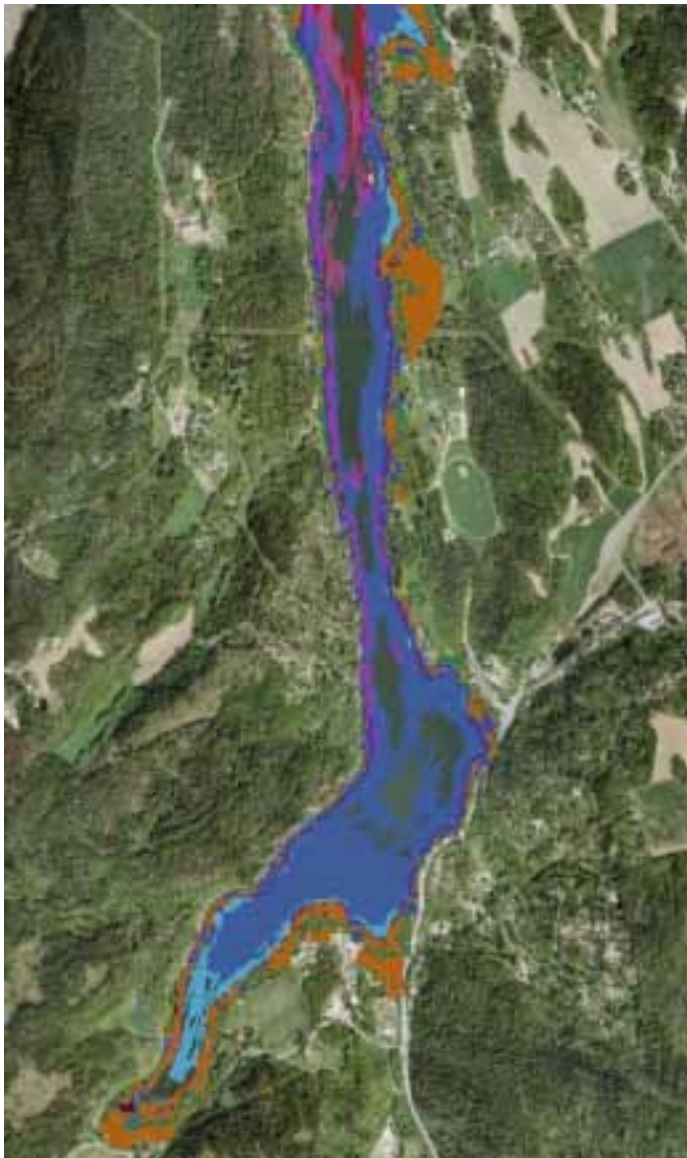
Figur 94. Områdene i Bunnefjorden undersøkt med undervannskamera. Røde punkter er registreringer utført i 2011, blå punkter er tidligere års undersøkelser. Naturtypene som er observert på filmene er klassifisert i henhold til det internasjonale EUNIS-systemet (<http://eunis.eea.europa.eu/>) og det norske klassifiseringssystemet Naturtyper i Norge (NiN, <http://www.artsdatabanken.no>). 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.

I **Tabell 14** er det vist et utsnitt av de registreringer som er gjort ved gjennomgang av undervannsoptakene. I tillegg til klassifisering av naturtypene ble også bunnens beskaffenhet og helning, dyp og posisjon samt fremtredende dyre- og algearter notert.

Tabell 14. Utsnitt fra registrerings skjemaene for undervannsopptakene i Bunnefjorden. På hvert registreringspunkt ble alle tilstedeværende arter notert (dominerende arter er uthevet), samt gps-posisjon (wgs84), dybde- og bunnforhold. Bunnforholdene ble kategorisert i forhold til sedimenttype (St=stein, Sa=sand, Sk=skjell, Bl=bløtbunn), struktur (R=ruglete, J=jevn), helningsgrad (S=svakt skrånende). Bunnforhold og artsfunn ligger til grunn for kategorisering i NiN- og EUNIS-klasser.

Område: Bunnefjorden, 19-20. mai 2011																	
Tr nr	Dyp (m)	Sediment	Struktur	Heln.gr.	NiN			EUNIS					Arter	Kommentarer	Wp nr	Posisjon	
					1	2	3	1	2	3	4	5				Nord	Øst
1	0,5	St+Sa+Sk	R	S	S	6	4	A	2	4	2	MYTED, HILRU, FUCSE, BALAZ		1	59.78878	10.70655	
	1	Fin sa+Sk+St	R	S	M	13	4	A	5	5	2	MYTED, HILRU, FUCSE, BALAZ, RØDE BUSKF. ALGER, POMTR					
	2	Fin sa+Sk+St	R	S	M	13	4	A	5	4	3	MYTED, cf ECTOZ, cf DIAKJ, CORAX	Nedslammet stein				
	3	Fin sa/Bl	J	S	M	13	2	A	5	2	4	MUSVA,	Enkelte gravehull i sanden				
	5	Bl + St	J	S	M	15	2	A	5	3	4	MUSVA, ASCIX, METSE, RØDE BUSKF. ALGER	Enkelte stein på bløtbunnen	2	59.78912	10.70721	
	10	Bl+Små st	J	S	M	15	2	A	5	3	4	METSE, ASTRU, MUSVA	Ikke veldig løs bløt	3	59.78915	10.70786	
	16	Bl+Små st	J	S	M	15	2	A	5	3	6	METSE, MUSVA		4	59.78921	10.70821	
	22	Bl	J	S	M	15	2	A	5	3	6	POLYCHAETRØR, ACTIX,	Løs bl.	5	59.78934	10.70852	
	25	*	J	S	M	15	2	A	5	3	6	POLCI, OPHIX, ACTIX		6	59.78933	10.70889	
29	*	J	S	M	15	2	A	5	3	6	POLCI		7	59.78939	10.70912		
2	0,5	St+Sa+Sk	R	S	S	6	4	A	2	4	2	HILRU, LITZ, MYTED, BALAZ, FUCSE, RØDE BUSKF. ALGER		8	59.79037	10.70556	
	2	Fin sa+St	R	S	M	13	4	A	5	5	2	CORAX, FUCSE, cf ECTOZ, cf DIAKJ, ASTRU, AREMA, RØDE BUSKF.	Nedslammet stein				
	5	Fin sa/Bl+St	F	S	M	13	2	A	5	2	4	RØDE BUSKF. ALGER,	Nedslammet stein	9	59.79053	10.70653	
	6	Bl/Fin sa+St	F	S	M	13	2	A	5	3	3	RØDE BUSKF. ALGER, METSE, ACTIX, ASTRU	Litt huller i bløt				
	9	Bl+St	F	S	M	15	2	A	5	3	4	METSE, MUSVA,	Litt huller i bløt	10	59.79057	10.70744	
	10,5	St+Bl	F	S	M	13	4	A	5	4	3	METSE, MUSVA, BIVALVER, ASTRU	Mer stein og musva enn tidligere	11	59.79060	10.70776	
	10,5	Fj/St +Bl	R	S/B	M	11	2	A	3	2	4	METSE	Sediment - v	12	59.79066	10.70806	
	12	Fj	R	S/B	M	11	2	A	3	2	4	METSE, ECHIX(cf STRDR),	Sediment - v				
	15	Fj m/ Sa	R	B	M	11	2	A	4	2	1	METSE, ECHIX		13	59.79073	10.70824	
	21,3	Bl	J	S	M	15	2	A	5	3	6	ECHIX, POLCI, POLYCHAETRØR, ACTIX	Løs bl.	14	59.79079	10.70846	
	25	Bl	J	S	M	15	2	A	5	3	6	POLCI, ACTIX, FUNGU,		15	59.79085	10.70875	
30	Bl	J	S	M	14	2	A	5	3	6		Dårlig film	16	59.79073	10.70881		
3	0,5	St	R	S	S	6	4	A	1	2	1	BALAZ, LITZ, HILRU, BUSKF. ALGER	Steinstrand ved brygge	17	59.79159	10.70565	
	1	St+Sa	R	S	M	13	4	A	5	5	2	MYTED, POMTR, BALAZ, HILRU, CORAX, ECTOZ, LITZ, FUCSE					
	2,5	Sa+St	J	S	M	13	2	A	5	2	3	TRADF, ALGER, ECTOZ, AREMA, ASTRU,	Fast, fin sand	18	59.79169	10.70584	
	5,5	Sa/Bl	J	S	M	13	2	A	5	2	4	ASTRU, AREMA, MUSVA,	Enkelte huller i sand, lite liv	19	59.79178	10.70599	
	9,6	Bl+St	J	S	M	15	2	A	5	3	4	MUSVA, METSE, ASTRU, OPHIX,		20	59.79187	10.70633	
	15	Bl+St	J	S	M	15	2	A	4	2	7	ASTRU, MUSVA		21	59.79197	10.70665	
	17,5	Bl	J	S	M	15	2	A	5	3	6	POLCI, MUSVA, ACTIX, ECHIX,					
	22	Bl	J	F	M	15	2	A	5	3	6	POLCI, ACTIX, FUNGU,		22	59.79207	10.70707	
	28	Bl	J	F	M	15	2	A	5	3	6	POLCI		23	59.79222	10.70755	
	35	Bl	R	S	M	14	2	A	5	3	6	POLCI, METSE-e		24	59.79231	10.70791	
	42	Bl	J	F	M	14	2	A	5	3	6	POLCI		25	59.79238	10.70824	

Registreringene fra 2005 – 2008 er tidligere blitt analysert i et forsøk på å modellere naturtypene i de grunnere områdene av Bunnefjorden (Gitmark et al. 2010). Fra alle de registrerte naturtypene er det predikert et arealdekkende kart – også for områder av Bunnefjorden som ikke er undersøkt med undervannskamera (**Figur 95**). 2011 registreringene er foreløpig ikke lagt inn i naturtypemodellen.



- S4.2 Svak-Middels energi fjæreseone-vannstrand på fast bunn i salt vann
- S6.2 Sand-forstrand
- S6.4 Stein-forstrand
- M8.2 Afotisk normal fast saltvannsbunn
- M11.2 Eufotisk normal svak energi saltvannsfastbunn
- M11.4 Rødalgefastbunn
- M12 Mellomfast afotisk saltvannsbunn
- M13.2 Eufotisk bløt mellomfast bunn i salt vann
- M13.4 Eufotisk hard mellomfast bunn i salt vann
- M13.6 Eufotisk skjellsandbunn
- M14.2 Løs afotisk bunn med kontinuerlig oksygentilgang
- M15.2 Naken løs eufotisk saltvannsbunn
- M15.3 Ålegraseng

Figur 95. Utsnittet viser modellert naturtypekart (NiN) over Bonnebukta basert på registreringer med undervannskamera. Fargene viser de ulike modellerte naturtypene (NiN-klassifiseringssystem av fjæresonesystemer (S) og saltvannssystemer (M)) i liste til høyre. Tilsvarende kart finnes for hele Bunnefjorden (NiN og EUNIS) og kan fås ved henvendelse til Fagrådet for Indre Oslofjord.

8.3 Foreløpige resultater

I området undersøkt i 2011 var det i henhold til NiN 10 ulike naturtyper, og den vanligst forekommende var "Naken løs eufotisk saltvannsbunn" (NiN M15.2). Nest vanligst var eufotisk normal svak energi saltvannfastbunn (NiN M11.2). De naturtyper som ble identifisert ved bruk av NiN er vist i **Tabell 15**.

Strandlinjen i området består for det meste 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 mangold av marine naturtyper i Bunnefjorden, men det er relativt gode forhold også på de større dyp som ble undersøkt.

Tabell 15. Oversikt over naturtyper i Bunnefjorden identifisert ved bruk av NiN-systemet og antall observasjoner av hver av dem (NiN=Naturtyper i Norge). Der NiN-klassene kan oversettes til EUNIS-klasse er dette angitt.

NATURSYSTEM			
Hovedtype	Grunntype	Antall obs.	EUNIS
S - FJÆRESONE			
S4 - Fjæresone - vannstrand på fast bunn	2 - Svak-middels energi fjæresone-vannstrand på fast bunn i saltvann	11	A.12, A.121, A.1213, A.1214, A.1222
S6 - Stein, grus- og sandstrand	2 - Sand-forstrand	3	A.224, A.24, A.242
	4 - Stein-forstrand	12	A.12, A.121, A.1213, A.122, A.24, A.242
M - SALTVAENN			
M8 - Fast afotisk saltvannsbunn	2 - Afotisk normal fast saltvannsbunn	18	A.42, A.427, A.536
M11 - Annen eufotisk saltvannsbunn	2 - Eufotisk normal svak energi saltvannsbunn	90	A.32, A.324, A.42, A.421, A.421, A.427, A.536, A.543, A.544
	4 - Rødalgefastbunn	1	A.321
M13 - Mellomfast eufotisk saltvannsbunn	2 - Eufotisk bløt mellomfast bunn i salt vann	68	A.523, A.524, A.533, A.543, A.544, A.552
	4 - Eufotisk hard mellomfast bunn i salt vann	19	A.321, A.543, A.552
M14 - Løs afotisk saltvannsbunn	2 - Løs afotisk bunn med kontinuerlig oksygentilgang	26	A.536
M15 - Løs eufotisk saltvannsbunn	2 - Naken løs eufotisk saltvannsbunn	99	A.421, A.427, A.534, A.536, A.543
Totalt		347	

2011 registreringene er som nevnt foreløpig ikke lagt inn i naturtypemodellen. Det arbeides med å videreutvikle modellen hvor de nye registreringene vil bli lagt til.

Naturtypekartene er ment som et hjelpemiddel for kommunene i sin arealplanlegging, men vil også være et godt utgangspunkt ved for eksempel planlegging av miljøundersøkelser.

8.4 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 gruntvannsbiotoper rundt Fornebulandet i indre Oslofjord. En veileder i marin biotopkartlegging og bruk av nøkkelbiotoper i kystsoneplanlegging. NIVA-rapport 3703-1997. 60 s.
- Stortingsmelding nr. 42 2000/2001. Biologiske 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/stmeld-nr-58_1996-97.html?id=191317
- United Nations. 1992. Convention on Biological Diversity. United Nations. Environmental Program.
- Walday, M., Fleddum, A. og Lepland, A. 2005. Kartlegging av marint biologisk mangfold i indre Oslofjord – Forprosjekt. NIVA-rapport 5097-2005. 25 s.

9. Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos)

9.1 Innledning

Reker er følsomme for oksygenforholdene. Undersøkelsene i Indre Oslofjord over ca. en 10-årsperiode 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. 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 innen overskuelig fremtid uten at en gjør spesielle tiltak.

9.2 Metode

Prøvetaking foretas ved at en drar en slede på bunnen over en distanse på 1 km. Nettet på 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. Reker som står i fokus i disse undersøkelser er i hovedsak knyttet til bunnen og vannet rett over bunnen. 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.

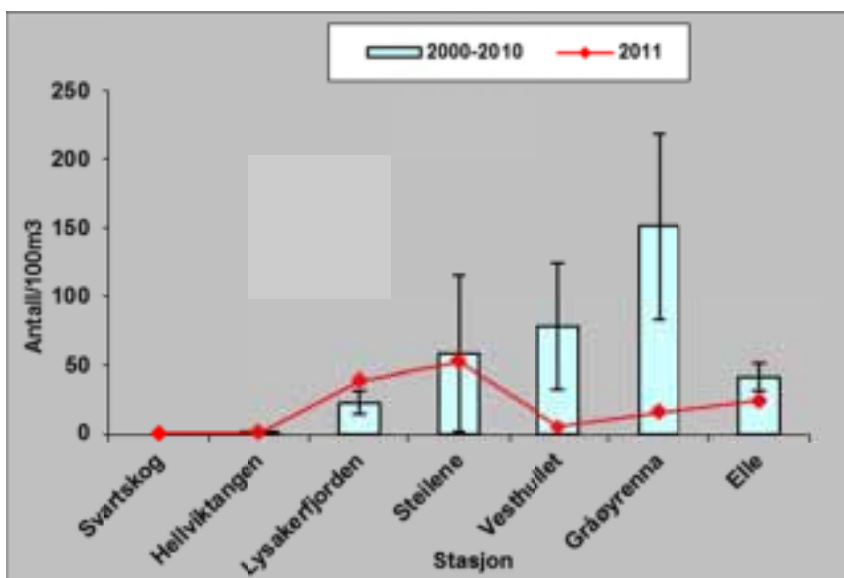
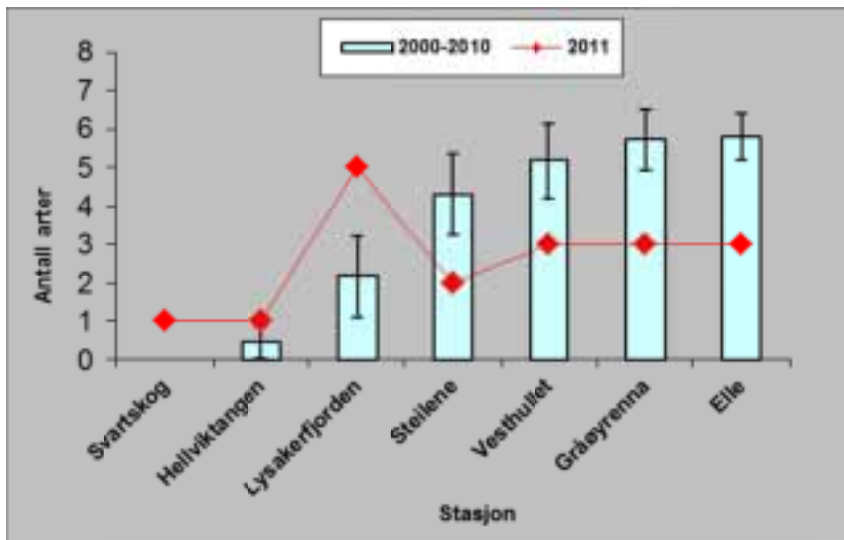
Som tidligere år ble prøvetaking i 2011 foretatt på 7 lokaliteter (Elle i Drøbaksundet, Gråøyrennen, Vesthullet utenfor VEAS-utslippet, Steilene, Lysakerfjorden og Hellviktangen og Svartskog i Bunnefjorden).

9.3 Resultater og diskusjon

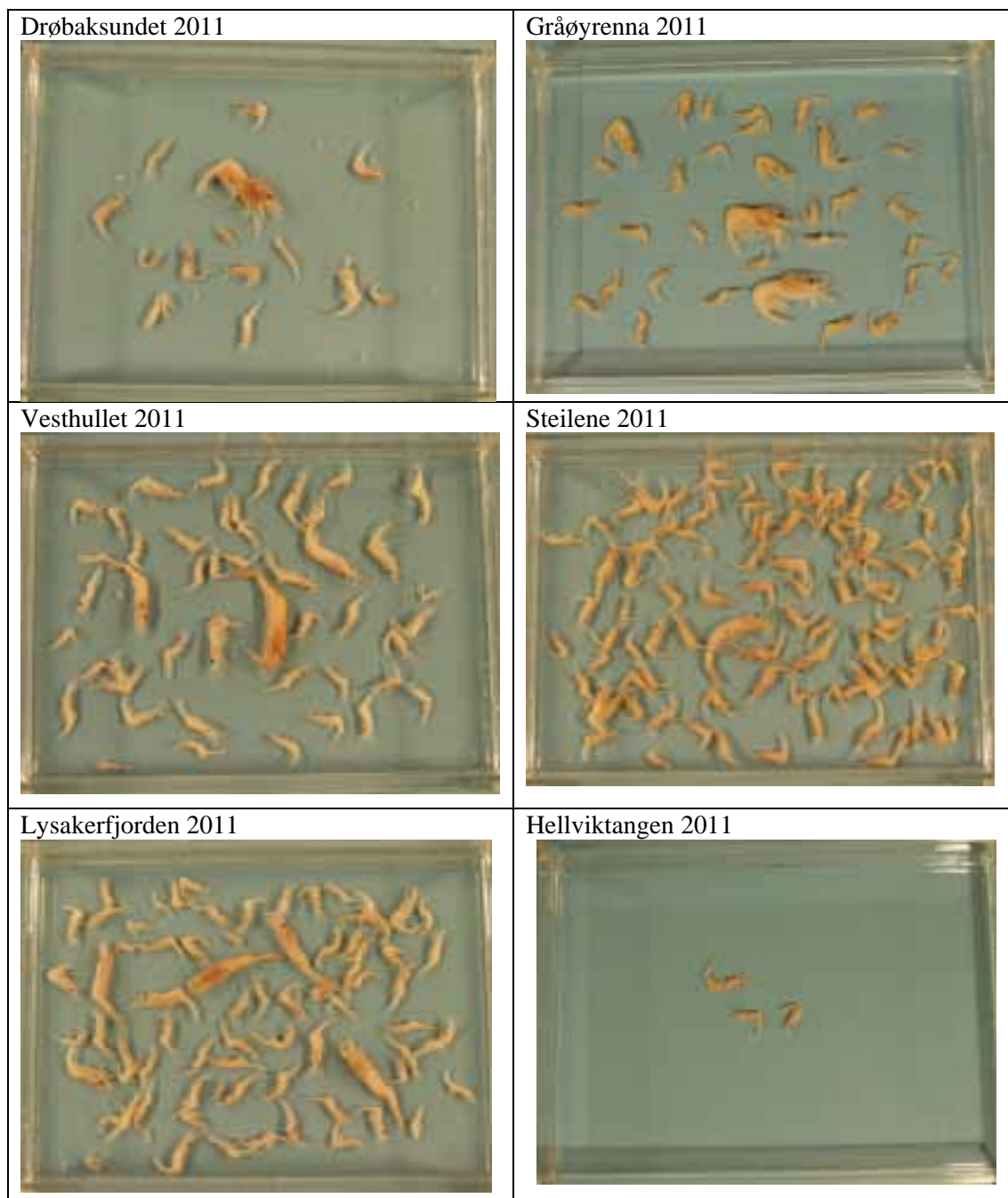
Full artsidentifisering av prøvene ble kun foretatt for reker (**Tabell 16**). I tillegg ble antall individer innen hver hovedgruppe av organismer kvantifisert (**Tabell 17**). Reker fra hver stasjon ble fotografert separat (**Figur 97** og **Figur 98**) og de ulike arter observert på hver stasjon er også presentert grafisk (**Figur 99**). Det totale antall dyr fra hver stasjon ble også fotografert (**Figur 100**).

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 har hatt i Bunnefjorden de siste 2 år har imidlertid gjort at en i 2011 faktisk observert reker ved bunnen både ved Svartskog (140-150 m) (Figur 96, Figur 98) og ved Hellvikstangen (ca. 80-90 m) (Figur 96, Figur 97), selv om individantallet var lite. Den dominerende rekearten i hele fjorden i 2011 var *Pandalina profunda* (Figur 99). Tilsvarende ble også observert i 2010, mens en tidligere observert en jevnere fordeling og mindre dominans. Det er også verdt å bemerke at en i 2011 ikke observert et eneste individ av dypvannsreken, *Pandalus borealis*, som er den eneste av rekeartene som er gjenstand for kommersielt fiske.

2011 var også et godt år for reker i Lysakerfjorden sammenlignet med tidligere (Figur 96). Registreringene viser likevel at 2011 var et dårlig år når det gjelder det total antall individer og arter av reker observert lenger ut i fjorden (særlig Vesthullet, Gråøyrenna og ved Elle (Figur 96)). Det er derfor fortsatt grunnlag for en viss bekymring knyttet til det lave arts- og individantallet i den ytre del av Indre Oslofjord.



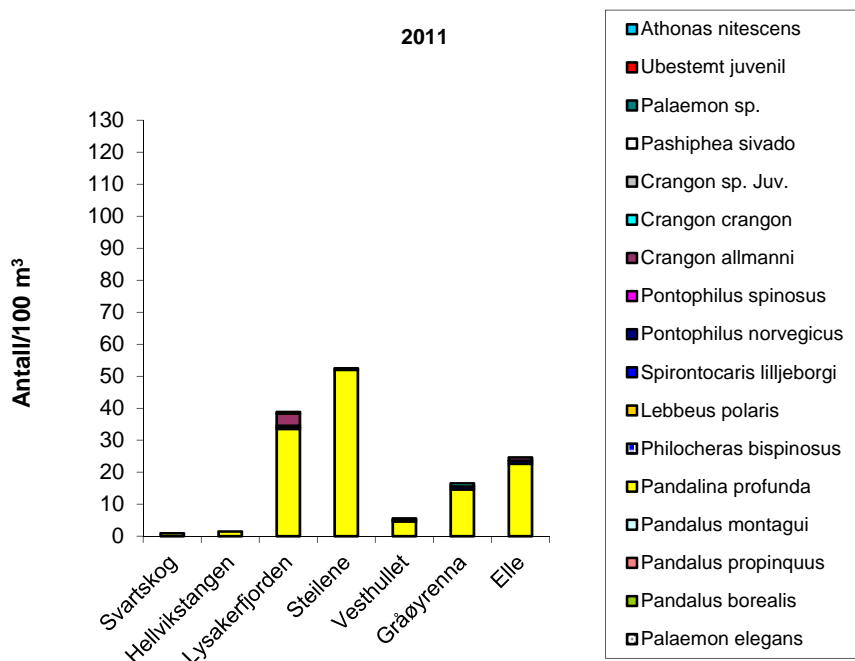
Figur 96. Forekomst av reker i Indre Oslofjord og Drøbaksundet (Elle) for perioden 2000-2011. Øverst: Gjennomsnittlig antall rekearter pr sledetrek for perioden 2000-2010 og observasjonene for 2011. Nederst: Gjennomsnittlig antall individer av reker/100 m³ trålt vannvolum for perioden 2000-2010 og observasjonene for 2011. For begge figurer er 95 % konfidensintervall inntegnet.



Figur 97. Reker i sledeprøver på 6 stasjoner i Oslofjorden i 2011. Hvert bilde viser rekene som ble samlet i et sledetrek på 1 km. (Foto R. Amundsen).



Figur 98. Reker i sledeprøve fra Svartskog i Oslofjorden i 2011. Bilde viser rekene som ble samlet i et sledetrekk på 1 km. (Foto R. Amundsen).



Figur 99. Forekomst av ulike rekearter i sledeprøver fra 7 stasjoner i Indre Oslofjord i 2011. Merk at Pandalina profunda er totalt dominerende på alle stasjoner.

Tabell 16. Reker i sledeprøver 2011

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	0	0	0	0	0
<i>Pandalus propinquus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pandalus montagui</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pandalina profunda</i>	2	3	70	100	10	31	46
<i>Philocheras bispinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lebbeus polaris</i>	0	0	1	0	0	0	0
<i>Spirontocaris lilljeborgi</i>	0	0	1	0	1	2	0
<i>Pontophilus norvegicus</i>	0	0	0	0	1	0	2
<i>Pontophilus spinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crangon allmanni</i>	0	0	8	1	0	0	2
<i>Crangon crangon</i>	0	0	0	0	0	2	0
<i>Crangon sp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0
<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	1	0	0	0	0
Tot. antall reker	2	3	81	101	12	35	50
Slepelengde (m)	1100	1030	1063	980	1100	1080	1035
Åpning m2	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196
Slepevolum	215,6	202,2	208,7	192,4	216	212	203,1705

Tabell 17. Hovedgrupper i sledeprøver fra 2011. 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	2	0	0	0	0
Cnidaria	Hydrozoa	Trachymeduse	<i>Tesserogastria musculosa</i>	0	0	0	0	0	0	0
Cnidaria		Manet		0	0	0	0	0	0	0
Cnidaria	Anthozoa			0	0	0	0	0	0	0
Ctenophore				0	0	0	0	0	0	0
Annelida	Polychaeta			6	28	117	27	18	54	31
Annelida	Polychaeta	Skjellrygg		3	40	0	88	0	123	74
Annelida	Polychaeta	Tomopteris sp.		0	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Bivalvia			0	0	20	0	53	8	1
Mollusca	Gastropoda	Nudibranchia		0	0	0	0	0	0	1
Mollusca	Gastropoda	Vingesnegl		0	5	4	0	0	2	0
Mollusca	Gastropoda			0	0	0	0	0	0	0
Sipuncula				0	0	0	0	0	85	0
Echinodermata	Ophiuroidea	*slange-stjerner		0	0	52	138	0	0	118
Echinodermata	Echinoidea	*sjømus		0	0	0	2	36	0	1
Echinodermata		Sjøstjerne		0	0	0	0	0	0	0
Echinodermata		Holothuroidea	Sjøpølse	0	0	0	0	1	0	0
Crustacea	Malacostraca	Mysidacea	*rekebar	0	0	5	81	17	52	20
Crustacea	Malacostraca	Cumacea	*halekreps	0	0	35	0	0	1	1
Crustacea	Malacostraca	Isopoda	*tanglus	0	0	0	0	0	0	17
Crustacea	Malacostraca	Amphipoda	*tangloppe	0	0	78	31	18	32	0
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	0	1	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Decapoda, Natantia	reker	2	3	81	101	12	35	50
Crustacea	Malacostraca	Decapoda, Anomura, Paguridae		0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Tanaidacea		0	0	0	0	3	0	0
Crustacea	Malacostraca	Decapoda Anomura	Trollkreps	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Macrura Reptantia	Langhalekreps	0	0	0	0	0	0	0
			Krabbelarve	0	0	16	0	0	0	0
Chaetognata			*pilormer	0	45	0	80	2	9	3
Tunicata	Ascidiacea	*sekkedyr		1	11	35	0	0	0	1
Chordata		Fisk	<i>Myxine glutinosa</i>	0	0	0	0	0	0	0
Chordata		Fisk		0	0	2	0	0	0	0

Drøbaksundet 2011



Gråøyrenna 2011



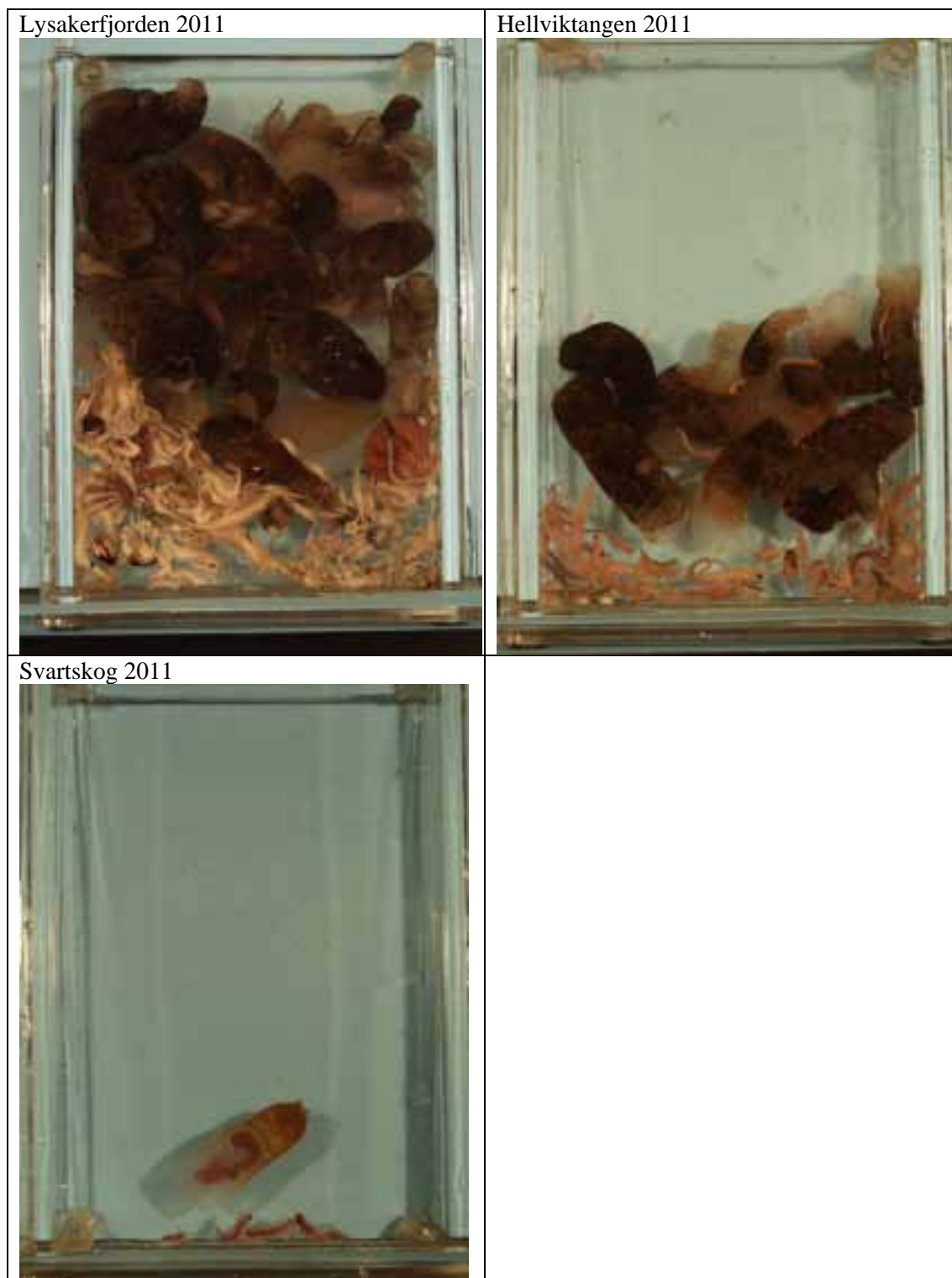
Steilene 2011



Vesthullet 2011



Figurtekst står på neste side.



Figur 100. Foto av totalfauna i sledeprøver fra 7 stasjoner prøvetatt i 2011. Merk at foto av fauna fra Drøbaksundet (Elle) av plassmessige årsaker ikke viser all de irregulære kråkebollene som ble tatt. Merk at figuren går over to sider. Foto: R. Amundsen.

9.4 Referanser

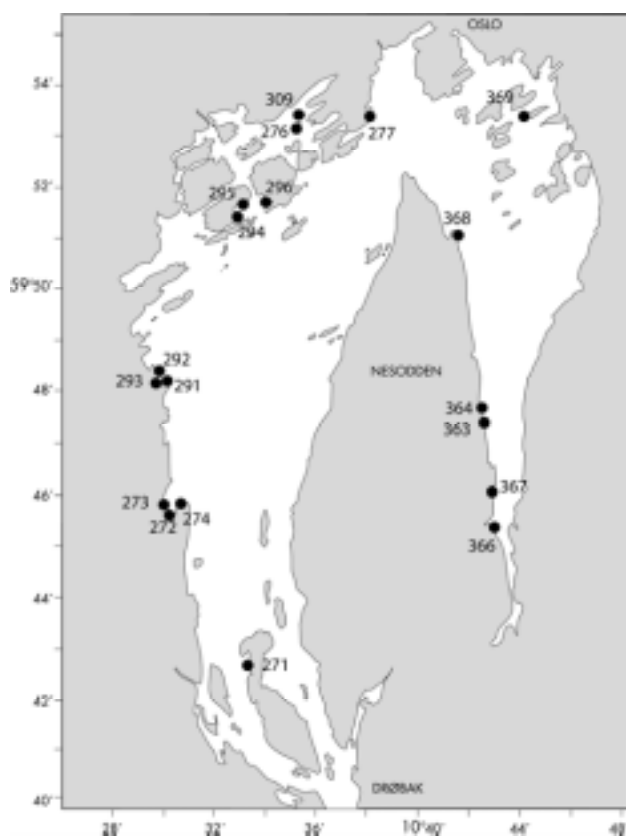
Beyer, F. og Indrehus, J., 1995. Overvåkning av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord. Effekter av forurensning og dypvannsutskiftning på faunaen langs bunnen av Oslofjorden basert på materiale samlet siden 1952. Statlig program for forurensningsovervåkning. Rapport nr. 621/95. Biologisk institutt, 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.

10. Strandnottrekk

Registreringer av fisk vha strandnottrekk gjennomføres hver høst (siden 1919) på ca. 140 stasjoner langs Skagerrakkysten. Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen tar årlig ni strandnottrekk i Vestfjorden, Indre Oslofjord. Disse stasjonene ble først tatt i 1936, og har siden blitt tatt regelmessig. Noen nye trekk er siden lagt til, og på det meste ble det tatt ca. 25 trekk årlig. I Bunnefjorden ble det fram til 1964 tatt syv trekk, men disse ble avsluttet pga. dårlige forhold i området.

Fra 1997 har vi tatt opp igjen fem av de gamle trekkene i Bunnefjorden (stasjon 363-368), og vi tar tre nye trekk etter avtale med NIVA og Fagrådet for indre Oslofjord. Disse var plassert ved Fornebu og vest av Bleikøya. Stasjonene er vist i **Figur 101**. Fra 2012 vil disse trekkene ikke være en del av stasjonsnettet, da de gir lite informasjon.



Figur 101. Kart over strandnotstasjoner i indre Oslofjord.

10.1 Metode

Nota som benyttes er 38 m lang, 3,7 m høy og har en maskevidde på 15 mm (strukket maske). I hver ende av nota er det 30 m lange tau. Vanligvis benyttes 20 m lange greiner, og da dekker nota et areal opp mot ca. 700 m². For hver enkelt stasjon foreligger detaljert beskrivelse av hvordan nota skal skytes, slik at bunnarealet som dekkes er tilnærmet identisk fra år til år. All fisk telles og lengdemåles. Fangsten av torsk, lyr og hvitting fordeles til aldersgruppe (0-gruppe og eldre) på grunnlag av lengden som måles til nærmeste cm. I tillegg til fisk, registreres også evertebrater (se **Tabell 18** og **Tabell 19**).

10.2 Resultater og diskusjon

Juvenil torsk

Fangstene av juvenil torsk med strandnot langs Skagerrak har i løpet av de siste 20 år sunket mot et historisk lavt nivå forut for sesongen 2011 (Johannesen og Sollie 1994; Rogers et al. 2011). Store deler av Skagerrakkysten opplevde imidlertid en kraftig årsklasse juvenil torsk i 2011, med over 18 torsk per trekk i snitt, som er godt over det historiske gjennomsnittet. Om en ser på Skagerrakkysten i et øst-vest perspektiv har det i lang tid vært større forekomster av torsk og andre arter i de vestre områdene (se Figur 4). Det var tilfelle også i 2011 hvor det fra Søgne i Vest-Agder til og med Kragerøområdet ble fanget 24,5 torsk/trekk, mens fangstene fra Kragerø og østover var 11,8 torsk/trekk. I 2010 var snittet for kysten fra Søgne til Hvaler var på 3,9 fisk/trekk, men tydelig bedre i de vestlige områdene der fangstene var 5,9 fisk/trekk i området Søgne tom Kragerø og 2,1 øst for Kragerø.

For Oslofjordens del ble fangsten i 2011 omtrent som tidligere år eller dårligere med 1,6 torsk per trekk i indre Oslofjord, og 0 torsk i Bunnefjorden. Strandnotfangstene har vært lave i lang tid i indre Oslofjord, med små svingninger, som avviker noe fra hva vi finner ellers på Skagerrakkysten. Til sammenligning ble det i 2010 fanget 24 individer av torsk i Vestfjorden, 3 individer vest for Bleikøya og ingen i selve Bunnefjorden. Det gir 2,7 torsk pr trekk i Vestfjorden og 0,3 i trekkene ved Bunnefjorden. Det ble både i 2008 og 2009 observert relativt rike forekomster av torskeegg i indre Oslofjord. I nasjonal sammenheng var tettheten av torskeegg i indre Oslofjord opp mot det man finner i fjordene i Trøndelag og Troms (Berge et. al 2010). Likevel ser det ikke ut til at de gode eggforekomstene i Oslofjorden resulterer i bra rekruttering.

Eldre torsk

Det har over lengre tid vært relativt lave forekomster av større torsk i indre Oslofjord. Ruud (1968) forteller at de historiske landingene i Oslofjorden ble redusert markant på 1930 tallet, fra ca. 40-50 tonn før 1900, til ca 100 tonn på slutten av 1920 tallet til omkring 15 tonn etter 1933. Ruud antydte først at reduksjonen skyldtes fiske (Ruud 1939), men siden, etter å ha undersøkt fangstmetoder og fangstinnsats, kom en til at nedgangen mer sannsynlig hadde sammenheng med forurensning (Ruud 1968).

Det ble i 2011 kun fanget en eldre torsk (ved Rolfstangen, Fornebu). Det var tidligere en god sammenheng mellom 0-gruppe torsk og 1-gruppe torsk i strandnotfangstene. På 90-tallet gikk imidlertid fangstene ytterligere ned, også av 1-gruppe torsk, og med de lave tallene opphørte korrelasjonen. For torsk eldre enn 1 år er ikke nota egnet, og det kan tyde på at denne torsken normalt trekker mot dypere vann enn der strandnoten fanger. Dette støttes av at en i forbindelse med miljøgiftundersøkelser ikke har problemer med å skaffe tilstrekkelig voksen torsk når en fisker på dypere vann.

Torsken i Skagerrak finnes både i fjordene og langs kysten. Nyere genetiske undersøkelser tyder på at vi har stabile lokale bestander av torsk inne i fjordene (Knutsen m.fl. 2011), som trolig er lokalt tilpasset sine forhold (Olsen m.fl. 2008). Bestandene i fjordene får dermed ingen "hjelp utenfra" med inndrift av larver eller vandring inn av voksenalder om bestanden er redusert. Torsken langs ytre holmer og skjær er mer genetisk like torsk i Nordsjøen, trolig fordi egg og larver driver med havstrømmene

inn til de ytre delene av kysten der de vokser opp (Stenseth m.fl. 2006). Det er foreløpig uklart om torsken i ytre områder er mer enn én komponent, dvs. om vi har en stasjonær lokal ytre komponent blandet sammen med en inndrevet Nordsjøkomponent eller ikke. Dette er problemstillinger som det vil jobbes med fremover av Havforskningsinstituttet, og i 2012 starter et nytt Forskningsråds-finansiert prosjekt for å undersøke dette.

Nye analyser av strandnotserien som kobler temperatur med vekst, viser at sommertemperaturen påvirker veksten og trolig også overlevelsen av fisken (Rogers m. fl. 2011). Varmere klima, med høyere vanntemperatur om sommeren vil trolig påvirke bestandene negativt. Nyere analyser har også vist at diversiteten i størrelse av 0-gruppe torsk har blitt redusert de seinere år (Olsen m. fl. 2009). Dette kan henge sammen med at gytebestanden er lav og for det meste består av små og unge individer med lav fekunditet (gyter få egg).

Andre arter

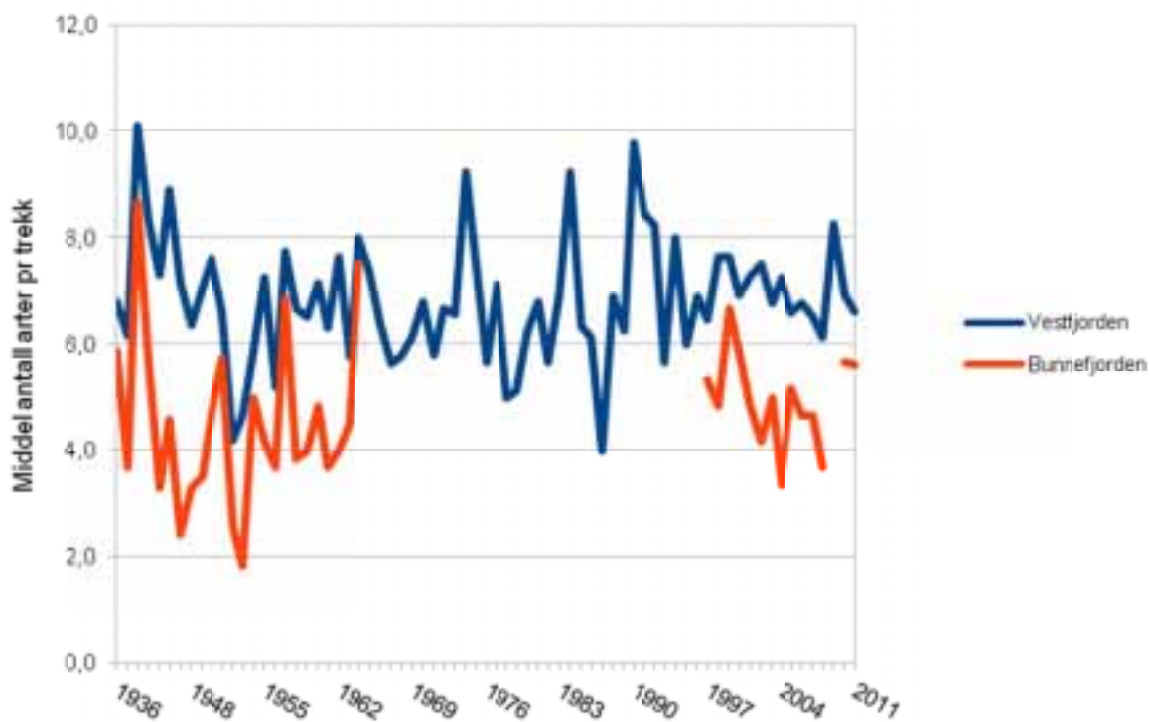
I 2011 ble det fanget svært lite hvitting langs hele kysten og langt under historisk snitt. For Oslo-området var resultatene også her lave med kun 3 Vestfjorden, og 0 i Bunnefjorden, mot 2010 hvor det var 15 i Vestfjorden og 11 i Bunnefjorden/Fornebu. Det ble fanget kun enkeltindivider av sild og brisling i Vestfjorden og Bunnefjorden.

Ellers var det som vanlig svartkutling, bergnebb, grønngylt og sandkutling som dominerte på flertallet av stasjonene i begge områdene, men en klar nedgang fra tidligere år særlig i varmekjære arter slik som grønngylt og gressgylt.

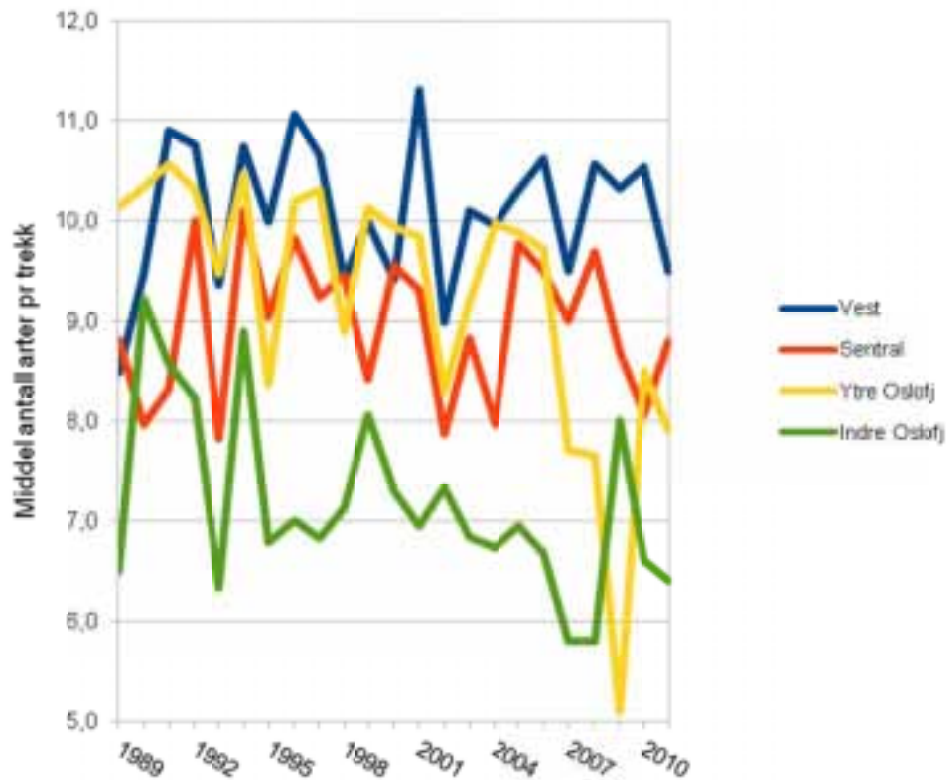
Av andre arter må nevnes slettvar som ble fanget på fire stasjoner i Vestfjorden og en stasjon i Bunnefjorden.

Ålen har hatt sterk tilbakegang langs kysten de siste årene. I år ble det kun fanget en ål i hele indre Oslofjord, ved Fornebu vest (st. 309).

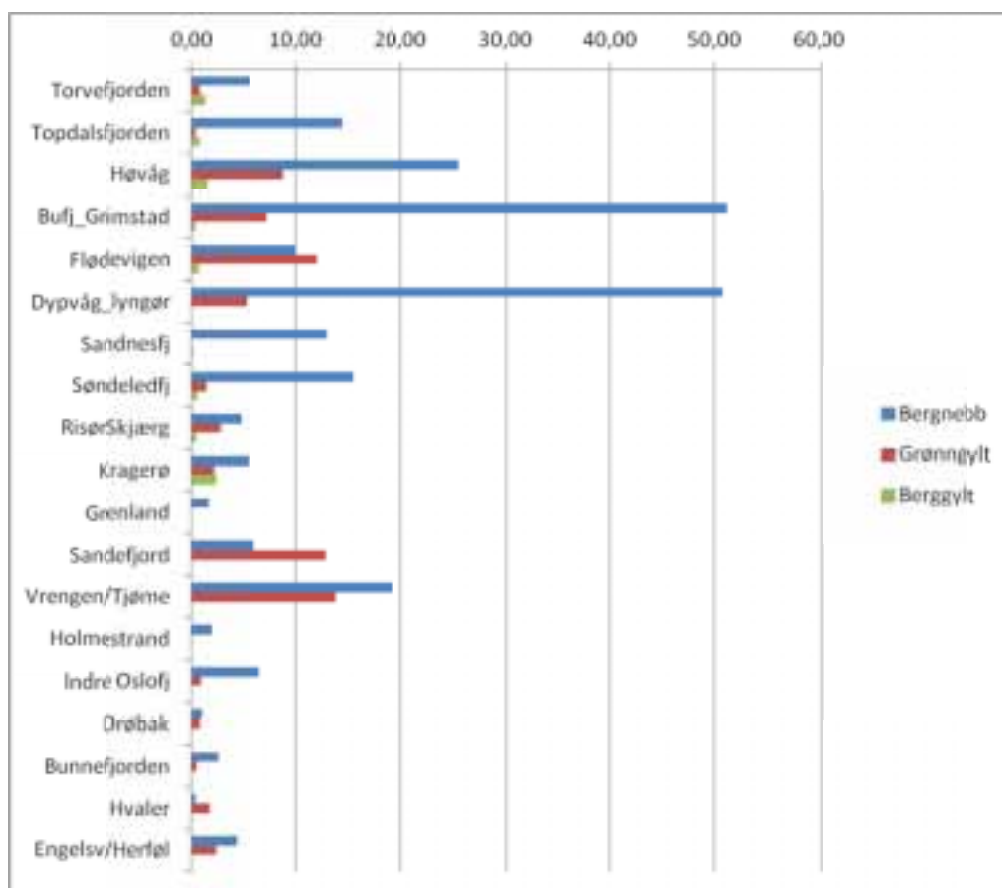
Totalt sett er det midlere antall fiskearter, som vi fanger med strandnot, lavere i Bunnefjorden enn i Vestfjorden (**Figur 102**) og antall fiskearter i strandnotfangstene i Indre Oslofjord er lavere enn i sjøområdene utenfor (**Figur 103**, se også **Figur 104**).



Figur 102. Middel antall fiskearter pr trekk i Indre Oslofjord 1937-2011.



Figur 103. Middel antall fiskearter pr trekk i Indre Oslofjord (alle indre stasjoner) sammenlignet med vestlige og sentrale deler av skagerakkysten og ytre Oslofjord. 1990-2011.



Figur 104. Fisk pr trekk for bergnebb, grønngylt og berggylt fordelt på områder.

Tabell 18. Fangster i strandnottrekk i Vestfjorden 2011.

Art	271Håøya	272NærnesYtre	274NærnesIndre	276 Vestsiden Fornebu	277 Rolfstangen	291HagabukttaEllnest.	292HagabukttaMidtre	293HagabukttaRabben	294Viermlangåra	295Viermlindre	296ViermOstøya	309 Fornebu vest	Sum	Fisk/trekk
Torsk-yngel	2	1	5	0	0	3	1	1	2	0	0	0	15	1,3
Eldre torsk	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0,1
Hvitting-yngel	0	0	0	0	1	3	0	0	2	0	0	0	6	0,5
Sild	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	2	0,2
Brisling	3	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0,4
Sjøåure	0	2	1	0	3	1	0	0	0	0	0	0	7	0,6
Ål	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0,1
Makrell	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0,1
Skrubbe	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	3	5	0,4
Rødspette	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0,1
Slettvar	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	4	0,3
Bergnebb	1	9	41	0	0	6	10	3	7	0	0	1	78	6,5
Grøngylt	0	0	6	0	0	0	2	2	0	0	0	0	10	0,8
Fløyfisk	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
Svartkutling	12	2	0	0	3	4	9	8	61	0	1	14	114	9,5
Sandkutling	13	0	5	11	0	3	1	29	4	3	18	4	91	7,6
Tangkutling	0	Noen	Mange	Få	0	Mange	0	Få	0	Få	Få	0	0	0,0
Glass/krystallkutling	Noen	0	Få	0	0	Mange	Noen	Mange	Noen	0	Noen	0	0	0,0

Tabell 18 (fortsettelse)

Stingsild	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0,9
Tangstikling	0	9	6	1	1	4	1	1	1	2	0	0	1	0	0	0	0	26	2,2
Tangsnelle	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
Vanlig ulke	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0,1
Dvergulke	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0,3
Strandkrabbe	1	5	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	5	15	1,3
Strandreke	1	Få	0	Få	0	0	0	0	Få	Få	0	0	0	0	0	0	0	1	0,1
Sjøstjerner	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Mange	0	0,0
Brennmanet	4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0,4
Sjøpunger	0	0	0	0	0	Noen	0	0	Noen	0	0	0	0	0	0	0	Noen	0	0,0

Tabell 19. Fangster i strandnottrekk i Bumnefjorden, Indre Oslofjord i 2011. Stasjonene er vist i Figur 101

Art	363 BlyagetIndre	364BlyagetYtre	366Breivik	367SøndreHslum	368Helligklangen	369VestforBleikøa	Sum	Fisk/trekk
Brisling	0	0	0	0	1	0	1	0,2
Sjøaure	0	0	0	0	0	1	1	0,2
Skrubbe	2	0	5	1	1	1	10	1,7
Slettvar	0	0	0	0	0	1	1	0,2
Bergnebb	12	0	0	1	1	1	15	2,5
Grøngylt	2	0	1	0	0	0	3	0,5
Svartkutling	6	0	0	3	11	0	20	3,3
Sandkutling	5	0	2	2	36	0	45	7,5
Tangkutling	Få	0	Noen	Få	Få	Få	0	0,0
Glass/krystalkutling	Noen	0	0	Noen	Mange	Noen	0	0,0
Tangstikling	1	0	0	0	0	0	1	0,2
Strandkrabbe	0	0	3	0	3	0	6	1,0
Strandreke	Få	0	0	Få	0	0	0	0,0
Sjøstjerner	0	0	0	0	0	Mange	0	0,0
Kråkeboller	0	0	0	1	0	0	1	0,2

10.2.1 Referanser

- Berge, J.A., Amundsen, R., Bjerkeng, B., Bjerknes, E., Espeland, S.H., Gittmark, J., Holt, T.F., Hylland, K., Imrik, C., Johnsen, T., Lømsland, E.R., Magnusson, J., Nilsson, H.C., Rohrlack, T., Sørensen, K. og Walday, M., 2010. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord 2009. NIVA-rapport nr. 5985, 145s.
- Johannesen T, Sollie Å. (1994). Overvåking av gruntvannsfauna på Skagerrakkysten: historiske forandringer i fiskefauna 1919-1993 og ettervirkninger av den giftige algeoppblomstringen i mai 1988. *Fisken og Havet*, 10: 91 sider
- Knutsen H, Olsen EM, Jorde PE, Espeland SH, André C, Stenseth NC (2011). 'Are Low but Statistically Significant Levels of Genetic Differentiation in Marine Fishes "Biologically Meaningful"? *Molecular Ecology* 20: 768-783.
- Olsen EM, Knutsen H, Gjøsæter J, Jorde PE, Knutsen JA and Stenseth NC, 2008, Small-scale biocomplexity in coastal Atlantic cod supports a Darwinian perspective on fisheries management *Evolutionary Applications* 1:524-533.
- Olsen EM, Carlson SM, Gjøsæter J, Stenseth NC (2009). Nine decades of decreasing phenotypic variability in Atlantic cod. *Ecology Letters* 12: 622-631.
- Rogers, L, Stige LC, Olsen EM, Knutsen H, Sik-Chan K, Stenseth N.Chr. (2011). Cod phenotypes respond to changing climate and density throughout a century on the Norwegian coast. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 108: 1961-1966.
- Ruud, J.T. 1939. Torsken i Oslofjorden. *FiskDir. Skr. Ser. HavUnders.*, 6: 1-71
- Ruud, J.T. 1968. Changes since the turn of the century in the fish fauna and the fisheries of the Oslofjord. *Helgolander wiss. Meeresunters.*, 17: 5-17.
- Stenseth, N.C., Jorde, P. E., Chan, K.-S., Hansen, Knutsen H., Andre, C., Skogen, M.D. & Lekve, K., 2006, Ecological and genetic impact of larval drift: the Atlantic cod, *Proceedings of Royal Society Series B*, B 273 (1590): 1085-1092

11. Biologiske effekter av miljøgifter på fisk

Fisk i indre Oslofjord gir grunnlag for kommersielt fiske, men er minst like viktig for rekreasjonsfiske. I tillegg er fisk høyt i næringskjeder og nyttige indikatorer på den generelle situasjonen i fjorden når det gjelder miljøgifteffekter.

11.1 Metode

I undersøkelsene som er gjennomført har det vært et fokus på torsk. Torsk ble fanget for biologiske effektanalyser (biomarkører) ved hjelp av trål i områder ved Steilene i indre Oslofjord (**Figur 105**) og utenfor Fredrikstad i ytre Oslofjord (**Figur 106**). Dybden i områdene er ca. 100 meter, og det ble tatt prøver av 40 torsk fra hvert område. Gjennomsnittsstørrelsen av torsken var 47 cm og 1040 gram.

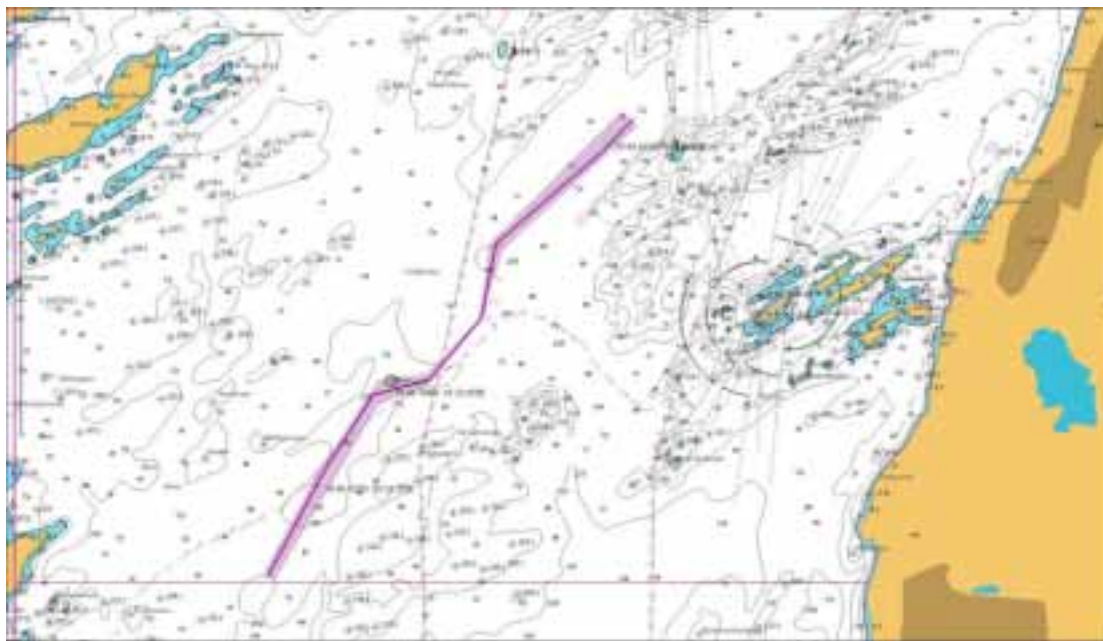
11.2 Resultater og diskusjon

Det var forskjeller i noen fysiologiske parametere for torsk fra de to områdene; torsk fra indre fjord hadde lavere levervekt (leversomatisk indeks; LSI) og kondisjonsfaktor enn torsk fra ytre Oslofjord (**Figur 107**). Torsk fra indre og ytre Oslofjord hadde på den annen side ingen forskjeller i nivåer av metabolitter av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i gallen, representert ved 1-OH-fenantren (gjennomsnitt 11 ng g⁻¹ galle), 1-OH-pyren (gjennomsnitt 132 ng g⁻¹ galle) og 3-OH-benzo[a]pyren (gjennomsnitt 2.3 ng g⁻¹ galle).

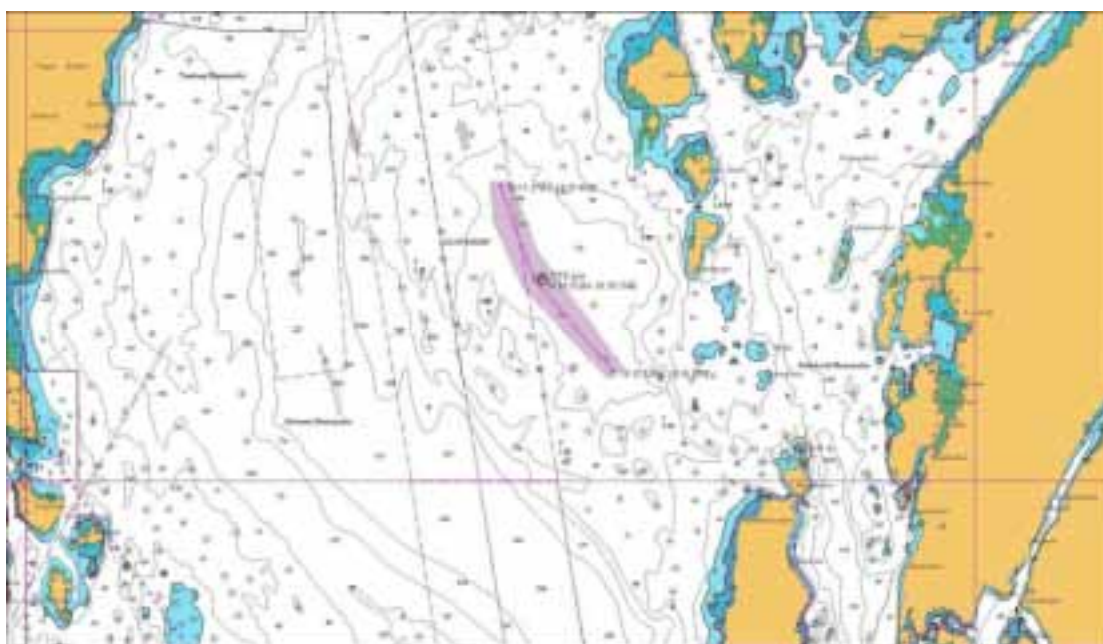
Det ble testet 6 gener i lever som kan indikere forskjellige typer effekter; oksidativ skade (hem oksygenase), østrogenhermere (vitellogenin), metallpåvirkning (metallotionein), generell metabolisme (glukuronosyl transferase og varmesjokkprotein 70) og påvirkning av dioksiner/PAHer og/eller PCBer (cytokrom P450 1A; CYP1A). Det var høyere genuttrykk av vitellogenin og CYP1A i lever i torsk fra indre Oslofjord, noe som kan tyde på en påvirkning fra østrogenliknende stoffer og fra dioksiner/PAHer og/eller noen PCBer i torsk fra indre Oslofjord (**Tabell 20**).

Påvirkningen fra dioksinliknende stoffer ble også bekreftet av en større mengde CYP1A protein i lever i torsk fra indre Oslofjord (**Figur 108**), målt ved hjelp av en antistoffmetode (ELISA). Det var på den annen side ingen forskjeller mellom områdene i CYP1A proteinets enzymatiske egenskaper (EROD). Den målte aktiviteten av enzymet var i gjennomsnitt 30 pmol min⁻¹ mg⁻¹ protein, noe som kan regnes som lavt og innenfor et normalt aktivitetsområde (Hylland et al 2009).

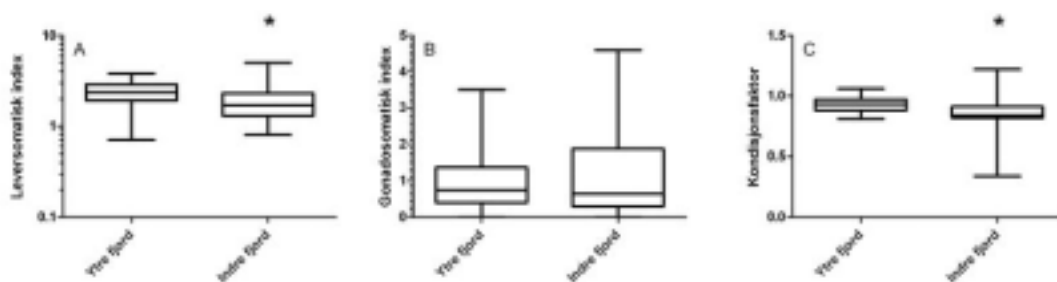
Resultatene fra de siste ti årene har vist at det blir gradvis mindre effekter av miljøgifter på torsken i indre Oslofjord. For ti år siden var det effekter av metaller og klar påvirkning av tjærestoffer, mens det nå bare er små tegn til direkte påvirkning av tjærestoffer og ikke tydelig metall-påvirkning.



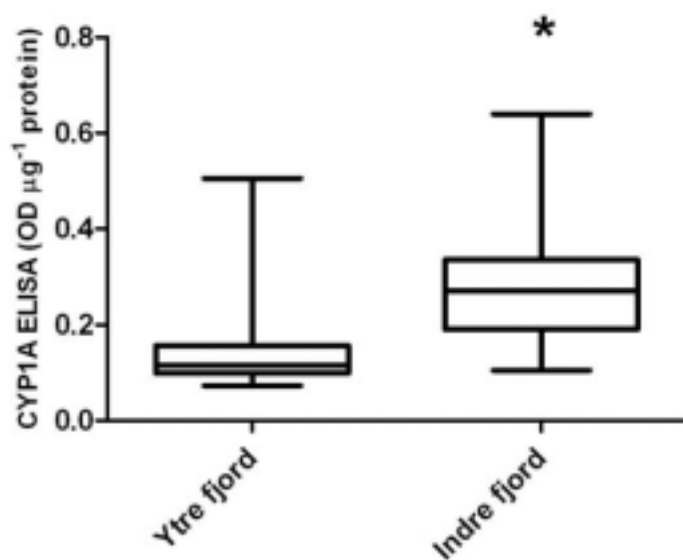
Figur 105. Oversikt over trålområde og eksempel på rute i indre Oslofjord.



Figur 106. Oversikt over tråleområde og eksempel på rute i ytre Oslofjord.



Figur 107. Noen fysiologiske parametere (a) leversomatisk indeks, (b) gonadosomatisk indeks, og (c) kondisjonsfaktor i torsk fra ytre og indre Oslofjord. Leversomatisk indeks (t-test, $p=0.03$) og kondisjonsfaktor (t-test, $p=0.002$) var lavere i fisk fra indre fjord.



Figur 108. Det var en større mengde CYP1A protein i lever i torsk fra indre Oslofjord sammenliknet med ytre Oslofjord (t-test, $p<0,0001$).

Tabell 20. Genuttrykk i torskelever sammenliknet mellom indre og ytre Oslofjord. Det var høyere uttrykk av CYP1A og vitellogenin (i hannfisk) i fisk fra indre Oslofjord.

Gen	Relativt uttrykk (indre/ytre)	p-verdi
CYP1A	3.3	<0.01
Hem oksygenase	1.6	0.19
Varmesjokkprotein 70	1.5	0.06
Metallotionein	1.2	0.55
Glukuronosyl transferase	1.3	0.10
Vitellogenin	9.5	0.03

11.3 Referanser

Hylland K, Ruus A, Grung M, Green N, 2009. Relationships between physiology, tissue contaminants, and biomarker responses in Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). *Journal of Toxicology and Environmental Health Part A*, 72(3-4):226-233.



Norsk institutt for vannforskning

NIVA Hovedkontor
Gaustadalléen 21, 0349 Oslo
Telefon 22 18 51 00
www.niva.no niva@niva.no