

# Overvåking av Indre Oslofjord i 2012 - 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

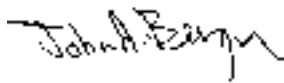
Tittel Overvåking av Indre Oslofjord i 2012 - Vedleggsrapport	Løpenr. (for bestilling) 6534-2013	Dato
	Prosjektnr. Undernr. O-12052	Sider Pris 142
Forfatter(e) John Arthur Berge, Rita Amundsen, Lene Fredriksen, Birger Bjerkeng, Janne Gitmark, Tor Fredrik Holt, Sigrid Haande, Ketil Hylland, Torbjørn M. Johnsen, Tone Krøglund, Anna Birgitta Ledang, Andrea Lenderink, Evy R. Lømsland, Marit Norli, Jan Magnusson, Thomas Rohrlack, Kai Sørensen, Cathrine Wisbech	Fagområde Marine miljøgifter	Distribusjon Fri
	Geografisk område Oslo, Akershus og Buskerud	Trykket NIVA

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

**Sammendrag**

Her presenteres data for overvåkingen av Indre Oslofjord i 2012. En mindre omfattende beskrivelse av resultatene er presentert i NIVA rapport nr. 6533. Undersøkelsene omfatter fysiske, kjemiske og biologiske forhold. Fjordens innelukkede karakter gjør at utslipp vil kunne medføre uønskede effekter (eutrofiering, miljøgifteffekter). Dette er påvirkninger som fremdeles er aktuelle fordi det ventes en betydelig befolkningsøkning i området med dertil følgende tilførsler. Kapasiteten på de kommunale rensanleggene er også i ferd med å bli sprengt. Vannutskiftningen i Indre Oslofjord var i 2012 svært lav. Innenfor Drøbak ble ca. 25 % av vannet mellom 20 meters dyp og bunn skiftet ut mot ca. 73 % i 2011. I Bunnefjorden var det ingen dypvannsfornyelse i 2012 og oksygenkonsentrasjonen sank mot sommeren, med litt sulfidutvikling på 150 m dyp frem til august. Vinteren 2012 var det en relativt god dypvannsfornyelse i Vestfjorden. Algemengden i overflatevannet var i 2012 nær gjennomsnittet for tidligere år. Forekomsten av reker var relativt god i Lysakerfjorden, men var lavere lengre utover i Vestfjorden. Horisontalutbredelsen av tang viste en positiv utvikling i Vestfjorden og Bunnefjorden, og negativ utvikling i sørlige deler av Vestfjorden og Drøbak-området. I 2011/12 ble det startet en registrering av fisk innsamlet med bunntrål ved Steilene i Indre Oslofjord. Resultatene tyder på en sesongavhengighet mht. tilstedeværende arter og deres antall. I august og november var fangstene dominert av øyepål som utgjorde 43-46 % av fangsten. Sypike og hvitting utgjorde hver ca. 15 %. I februar og juni var sypike, gapeflyndre (20-25 %) og sølvtorsk (20 %) mest dominerende. De fleste artene syntes likevel å være tilstede året rundt. Fangstene av torsk varierte mellom 2 og 5 %, og var på topp i november måned. Biomarkør resultater fra de siste ti årene antyder at det blir gradvis mindre effekter av miljøgifter på torsk i Indre Oslofjord.

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



John Arthur Berge

Prosjektleder


Katrine Borgå for  
Morten Schaanning

Forskningsleder


Kevin Thomas for  
Kristoffer Næs

Forskningsdirektør

ISBN 978-82-577-6269-8

# Overvåking av Indre Oslofjord i 2012 - 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 2012 var:*

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

*Svanhild Fauskrud fra Oslo kommune har vært utvalgets sekretær*

*John Arthur Berge har vært prosjektleder hos NIVA.*

*Foreliggende rapport fremlegger hovedresultater fra 2012, inklusiv vedleggsdata. Rapporten er ment som et supplement til en mer kortfattet rapport (NIVA-rapport nr.6533).*

*Til de hydrografiske toktene og innsamling av fisk til biomarkørundersøkelsene er Universitetet i Oslos forskningsfartøy "Trygve Braarud" brukt, og vi vil takke skipper Sindre Holm og mannskap for god og profesjonell bistand under feltarbeidet. I første halvår av 2012 hadde Bjørnar Beylich toktlederansvaret, mens Birger Bjerkeng utarbeidet toktrapportene. I annet halvår 2012 hadde Anna Birgitta Ledang toktlederansvaret og laget også toktrapportene.*

*Birger Bjerkeng og Anna Birgitta Ledang har hatt hovedansvaret for å utarbeide hydrografi og hydrokjemidelen i denne rapporten. Kai Sørensen har hatt ansvaret for observasjoner og drift av FerryBox-data, og Marit Norli har bidratt til bearbeidelse av FerryBox-data. Torbjørn Johnsen og Evy R. Lømsland har analysert planteplankton og har skrevet kapitlene om dette. Thomas Rohrlack og Sigrid Haande har hatt ansvaret for arbeid knyttet til registreringene av blågrønnalger i Årungselva. John Arthur Berge har sammen med Rita Amundsen (UiO) gjennomført trålingen etter reker og skrevet om resultatene. Ketil Hylland, Tor Fredrik Holth, Lene Fredriksen og Cathrine Wisbech har hatt ansvaret for undersøkelser av biologiske effekter av miljøgifter og undersøkelsene med trål. 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, 28. juni 2013*

*John Arthur Berge*

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>7</b>
<b>Summary</b>	<b>9</b>
<b>1. Bakgrunn</b>	<b>11</b>
1.1 Næringssaltilførsler	11
1.2 Vind, nedbør og lufttemperatur	12
<b>2. Hydrografi og hydrokjemi</b>	<b>16</b>
2.1 Måleprogram 2012	16
2.2 Hydrografien	17
2.2.1 Saltholdighet, temperatur, tetthet og oksygen i hele vannsøylen	17
2.2.2 Overflatevannets temperatur i Bunnefjorden og i Drøbaksundet	19
2.2.3 Dypvannsfornyelser	20
2.3 Utviklingen av oksygenforhold i 2012 i hovedbassengene	22
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	41
2.4.7 Bjørvika	42
2.5 Klorofyll, siktedyp og næringssalter	43
2.5.1 Klorofyll-observasjoner fra Vestfjorden (4 m dyp) med FerryBox	43
2.5.2 Siktdyp, planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) og næringssalter i overflatelaget i juni til august	44
2.5.3 Næringssaltnkonsentrasjoner i overflatelaget vinterstid (desember-februar)	49
2.5.4 Kjemiske forandringer i næringssaltinnholdet i dypvannet	58
2.6 Vanddirektivet og fysisk-kjemiske vannkvalitetselementer	62
2.7 Referanser 2011	63
<b>3. Planteplankton i Indre Oslofjord – Vestfjorden</b>	<b>65</b>
3.1 Materiale og metode	65
3.2 Resultater	65
3.3 Planteplankton og vanddirektivet	69
3.4 Referanser	70
3.5 Rådata – plantplankton 2012	71
<b>4. Transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden</b>	<b>77</b>
<b>5. Horisontalutbredelse av tang</b>	<b>79</b>
5.1 Innledning	79
5.2 Materiale og metode	80

5.3 Resultater og diskusjon	81
5.3.1 Dagens utbredelse	81
5.3.2 Endring i utbredelse	85
5.4 Fjæresamfunn og vanndirektivet	90
5.5 Referanser	91
5.6 Vedleggstabell - Horisontalutbredelse tang 2011-2012	93
<b>6. Nedre voksegrense for alger/vertikalfordeling av kråkeboller</b>	<b>96</b>
6.1 Innledning	96
6.2 Metode	96
6.3 Resultater	97
6.3.1 Endringer i nedre voksegrense	97
6.3.2 Presentasjon av utviklingen for hver stasjon	99
6.4 Konklusjoner/oppsummering	103
6.5 Vanndirektivet – nedre voksegrense	103
6.6 Referanser	104
<b>Vedlegg A. Transektregistreringer i 2012 på stasjon 1–7</b>	<b>106</b>
<b>7. Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden</b>	<b>113</b>
7.1 Innledning	113
7.2 Metode	114
7.3 Foreløpige resultater	115
7.4 Referanser	116
<b>8. Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos)</b>	<b>117</b>
8.1 Innledning	117
8.2 Metode	117
8.3 Resultater og diskusjon	118
8.4 Forekomst av bunnfauna og vanndirektivet	123
8.5 Referanser	124
<b>Vedlegg A. Reker</b>	<b>125</b>
<b>9. Artssammensetning av fisk i trålfangster tatt i Indre Oslofjord</b>	<b>136</b>
<b>10. Biologiske effekter av miljøgifter på fisk</b>	<b>142</b>

---

## Sammendrag

Denne rapporten presenterer resultatene fra overvåkingen foretatt for Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord i 2012. En mer kortfattet beskrivelse av resultatene er presentert i en populærrapport (l. nr. 6533). Undersøkelsene omfatter fysiske, kjemiske og biologiske forhold. Overvåkingen i 2012 ble gjennomført av NIVA i samarbeid med Universitetet i Oslo (UiO).

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, også fra 2010 til 2011 (siste år der det foreligger tall). Konsentrasjonen av Tot-N og Tot-P i overflatevannet vinterstid har på lang sikt blitt redusert. Data for 2012 viste en relativt lav verdi for Tot-P i forhold til de 7 foregående årene og forholdene kunne klassifiseres som meget gode. Data for Tot-N viser imidlertid en jevnt stigende tendens de siste 4 årene, men miljøtilstanden kunne likevel klassifiseres som god. Selv om miljøet i Indre Oslofjord målt ut fra parametere som siktedyp og mengde klorofyll i overflatevannet er blitt stadig bedre, så kan utslipp ifm en eventuell fremtidig befolkningstilvekst og mulige klimaendringer bli et økende problem i årene fremover.

Vannutskiftningen i Indre Oslofjord var i 2012 svært lav. For fjorden innenfor Drøbak ble ca. 25 % av vannet mellom 20 meters dyp og bunn skiftet ut i 2012 mot ca. 73 % i 2011. I Bunnefjorden var det ingen dypvannsfornyelse i 2012. Oksygenkonsentrasjonen sank jevnt utover våren og sommeren, med litt sulfidutvikling på 150 m dyp frem til august. I oktober var det igjen oksiske forhold på alle dyp, men stort sett med lave konsentrasjoner, i området 0,2 til 0,5 ml/l, dypere enn 90 m. Dette skyldes antagelig en vertikalblanding innenfor bassengvannet mer enn en innstrømning av nytt vann.

Vinteren 2012 var det imidlertid en relativt god dypvannsfornyelse i Vestfjorden og oksygenkonsentrasjonene i dypvannet kom opp i underkant av 5 ml/l i april, men med innslag av gammelt vann med mindre enn 4 ml/l på mellomdyp. Utover sommeren og høsten sank konsentrasjonen i alle bassengene, og kom så vidt under 2 ml/l i dypvannet ved Steilene (Dk1) i Vestfjorden. I oktober var det allerede kommet inn noe nytt vann i Vestfjorden ved Langåra, og vannutskiftningen fortsatte fra oktober til desember slik at dypvannskonsentrasjonen igjen kom opp i over 4 ml/l.

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. Oksygenforholdene i Bekkelagsbassenget lå i 2012 godt innenfor det som har vært vanlig etter 2001. I desember 2012 var godt mål oppfylt med god margin i hele vannsøylen i Bekkelagsbassenget, dvs. fra 0 til 60 m.

Vannkvaliteten har blitt betydelig bedre i fjordens overflatelag i løpet av de siste fire tiår. Månedene juni-august 2012 hadde ca. 45 % mer nedbør enn normalt. Midlere siktedyp var likevel høyere enn normalt på alle de 6 hovedstasjonene i fjorden, også sammenlignet med årene etter 2000. 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 tidligere var dårligst. Algemengden i fjorden i 2012 var omtrent som i 2011 og nær gjennomsnittet for tidligere år.

I 2012 var det en relativt liten transport av blågrønnalger via Årungselsva til Bunnefjorden. Transporten førte heller ikke med seg giftige forbindelser og det var ikke nødvendig å gå ut med noen advarsler mot bading slik som i 2007.

Forekomsten av reker var på samme måte som i 2011 relativt god i Lysakerfjorden i 2012, men var lavere lengre utover i Vestfjorden. Dypvannsreken, *Pandalus borealis* ble observert på 3 stasjoner.

I 2011/12 ble det startet med artsbestemmelse og mengdevurdering av fisk innsamlet med bunntål i ca. 100 m dyp ved Midtmeie ved Steilene i Indre Oslofjord. Resultatene tyder på at det er en sesongavhengighet mht. tilstedeværende arter og deres antall. I august og november var fangstene dominert av torskefisken øyepål (*Trisopterus esmarkii*) som utgjorde 43-46 % av det innsamlede materialet. Sypike (*Trisopterus minutus*) og hvitting (*Merlangius merlangus*) utgjorde hver ca. 15 %. Sølvorsk (*Gadiculus argenteus*) og gapeflyndre (*Hippoglossoides platessoides*) (6-12 %) var også godt representert i disse månedene. I februar og juni var det sypike (25-27 %), gapeflyndre (20-25 %) og sølvorsk (20 %) som dominerte fangstene. De fleste artene syntes likevel å være tilstede i Midtmeia året rundt. Fangstene av torsk (*Gadus morhua*) varierte mellom 2 og 5 %, og var på topp i november måned. Andre fiskearter som ble registrert på ett eller flere av toktene, men i mindre antall (<5 %), var 4-trådet tangbrosme, hyse, kloskate, lyr, lysing, rødspette, sei, sild, brisling og smørflyndre. Arter registrert som enkeltksemplarer var langhalet langebarn og rognkjeks.

Det har skjedd store endringer i tangvegetasjonen i Indre Oslofjord siden slutten av 1970-tallet. Det har vært en økning i de opprinnelige tangartene (blæretang, sagtang, grisetang og spiraltang) og en reduksjon i mengde gjelvtang i Vestfjorden, Bunnefjorden og de indre havneområdene. Endringene tyder på 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 artsrikdommen er likevel større enn på 70-tallet.

Biologiske effektmetoder brukt på torsk kan være en nyttig indikator på forurensningssituasjonen i et område. Resultatene fra biomarkørmålinger tyder på at det gradvis har blitt mindre effekter av miljøgifter på torsken i Indre Oslofjord. Det er likevel fremdeles utfordringer knyttet til at det er observert høyere nivåer av miljøgifter i fisk fra Indre Oslofjord enn fra ytre. Resultatene kan imidlertid variere. Eksempelvis tyder resultatene fra 2011 på en viss påvirkning fra bly på torsk fra Indre Oslofjord, en påvirkning som ikke var synlig i 2009-2010. Det har også vært benyttet en biomarkør (acetylkolinesterase) for blant annet påvirkning fra organofosfater og karbamater (pesticider; insektmidler). Litt overraskende viser resultatene for denne biomarkøren at det er større påvirkning på torsk fra slike stoffer utenfor Hvaler enn i Indre Oslofjord. Muligens skyldes dette forbindelser som skyldes ut med Glomma og som ikke opptrer i tilsvarende konsentrasjoner i Indre Oslofjord.



## Summary

Title: Monitoring the pollution status of the Inner Oslofjord 2012 - Appendix Report

Year: 2012

Author: John Arthur Berge, Rita Amundsen, Lene Fredriksen, Birger Bjerkeng, Janne Gitmark, Tor Fredrik Holt, Sigrid Haande, Ketil Hylland, Torbjørn M. Johnsen, Tone Kroglund, Anna Birgitta Ledang, Andrea Lenderink, Evy R. Lømsland, Marit Norli, Jan Magnusson, Thomas Rohrlack, Kai Sørensen, Cathrine Wisbech

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-6269-8

---

This report presents results from monitoring performed in the Inner Oslofjord in 2012 for the municipalities surrounding the fjord. A shorter version of the report in Norwegian can be found in NIVA report no. 6533. The monitoring was conducted by Norwegian Institute for Water Research (NIVA) in cooperation with the University of Oslo (UiO). The monitoring includes physical, chemical and biological conditions in the fjord.

The local input of nutrients to the Inner Oslofjord has been significantly reduced since 1985. The discharges reached a minimum in 2003 and then increase slightly, also from 2010 to 2011 (the last year which there are data). The concentrations of Tot-N and Tot-P in surface water during the winter show a long term reduction. Data for 2012 showed a relatively low value Tot-P in relation to the preceding 7 years and the conditions could be classified as very good. Data on Tot-N shows a steady upward trend over the last 4 years, but environmental conditions could still be classified as good.

The environmental condition in the surface water of the fjord has shown a long term improvement (measured by secchi-depth and chlorophyll). However, future discharges from an increasing population in the area may become an increasing problem in future years.

The water exchange in the Oslofjord was very low in 2012. About 25% of the water between 20 m depth and bottom was replaced in 2012 as compared to approx. 73% in 2011. In the inner basin (Bunnefjorden) there was no deep water renewal in 2012 and the oxygen concentration decreased steadily throughout the spring and summer, with some hydrogen sulfide development at 150 m depth until August. In October oxic conditions were again observed at all depths, but generally with low concentrations (0.2 to 0.5 ml/l, deeper than 90 m). This reoxygenation is probably due to a vertical mixing within the original water more than an inflow of new water. The winter of 2012 did however result in relatively good deep water renewal in the Vestfjorden basin and oxygen concentrations in the deep water reached almost 5 ml/l in April, but with elements of older water with less than 4 ml/l at medium-depth. Throughout the summer and autumn oxygen concentrations decreased in all basins, and reached levels below 2 ml/l in the deep water at Steilene (Dk1) in the Vestfjorden basin.

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

---

Oxygen conditions in the Bekkelagsbassenget were in 2012 well within what has been observed since 2001.

Water quality has improved substantially in the fjord surface layer during the last four decades. The improvement was greatest between the first two periods, and the percentage improvement has been greatest in the areas with poorest water quality. The amount of algae cell carbon in the fjord was in 2012 similar to 2011 and close to the average for previous years.

In 2012 there was a relatively small transport of blue-green algae via the river Årungselsva to the sea. 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 a relatively large number of prawns in the innermost part of the fjord (Lysakerfjorden) in 2012, as was also observed in 2011, but lower numbers further out (Vestfjorden). The edible prawn (*Pandalus borealis*) was observed at 3 stations.

Trawling for fish in Vestfjorden at 100 m depth was started in 2011/12. The results indicate that there is a seasonal dependence with respect to present species and their numbers. In August and November the catches were dominated by Norway Pout (*Trisopterus esmarkii*) (43-46%) of the collected material. Poor Cod (*Trisopterus minutus*) and Whiting (*Merlangius merlangus*) each constituted about 15%. Silvery Pout (*Gadiculus argenteus*) and American Plaice (*Hippoglossoides platessoides*) (6-12%) dominated in these months. In February and June, the Poor Cod (25-27%), American Plaice (20-25%) and Silvery Cod (20%) dominated the catches. Most species were however present at all times. Catches of Atlantic Cod (*Gadus morhua*) ranged between 2 and 5%, and peaked in November.

There have been major changes in seaweed vegetation of the Inner Oslofjord since the late 1970s. There has been an increase in the seaweed species originally present in the fjord (*Fucus vesiculosus*, *Fucus serratus*, *Ascophyllum nodosum*, *Fucus spiralis*), and a reduction in the amount of *Fucus evanescens* (first observed around 1890) in the Vestfjorden and Bunnefjord basin and in the inner harbor area near Oslo. These changes indicate a positive development in Vestfjorden and Bunnefjorden and negative developments in the southern parts of the Vestfjorden and Drøbak area. Studies of algal vegetation indicate that there has been little change since 2000/01, but species richness is still greater than the 1970's.

Biological effects methods (biomarkers) can be useful indicators of pollution in an area. The results of the measurements indicate that it has gradually diminishing effects of pollutants on cod in the Inner Oslofjord. There is, however, still challenges as there have been observed higher levels of contaminants in fish from the Inner Oslofjord than from the outer fjord nearer to open sea. The results are however not always consistent. For example, the findings of 2011 showed some influence of lead (measured by ALA-D) on cod from the Inner Oslofjord, an influence that was not observed in 2009-2010. A biomarker for the influence on the nervous system (acetylcholinesterase) has also been used. Acetylcholinesterase is a biomarker for organophosphates and carbamates (pesticides, insecticides) and some other substances. Surprisingly, the results indicate that there is more impact on cod from such substances in the Outer Oslofjord than in the Inner Oslofjord. The higher biomarker signal in the Outer Oslofjord cod is possibly due to compounds flushed out with the river Glomma with the outlet in the Outer Oslofjord.

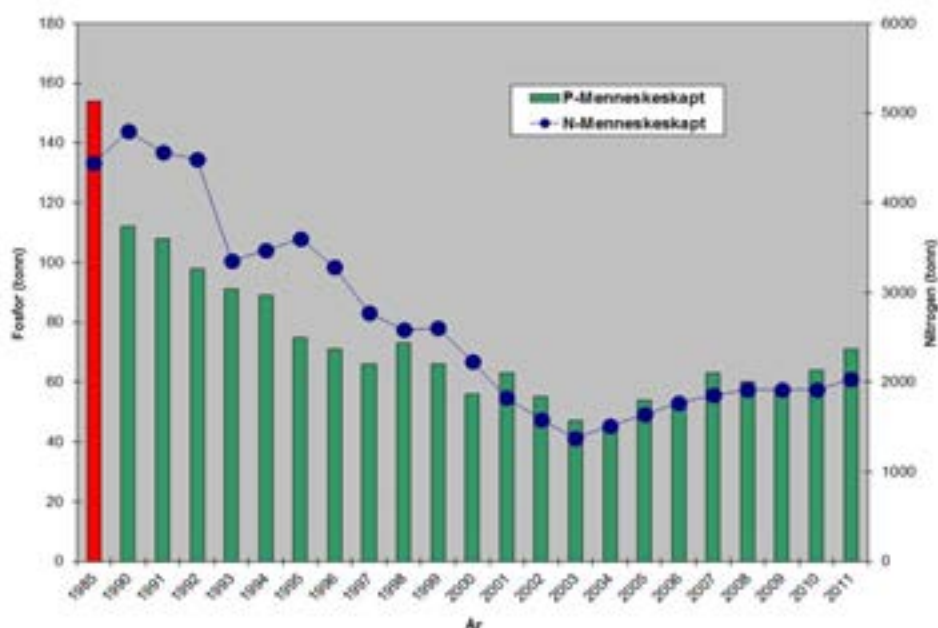
# 1. Bakgrunn

Indre Oslofjord er en innelukket fjord på ca. 190 km<sup>2</sup> som kun kommuniserer med området utenfor gjennom det ca. 1 km smale Drøbaksundet som har en terskel på ca. 20 m dyp. Pga. fjordens innelukkede karakter vil utslipp til fjorden fort kunne medføre uønskede effekter i fjorden, eksempelvis som overgjødning (ved tilførsler av næringssalter) eller ved uønskede effekter hos organismer (ved tilførsler av miljøgifter). Dette er påvirkninger som fremdeles er aktuelle, særlig fordi områdene rundt Indre Oslofjord har hatt og ventes å få en betydelig befolkningsøkning i fremtiden med de økede tilførslene som dette vil kunne medføre.

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 rensetiltak rettet mot tilførslene av næringssalter (nitrogen og fosfor) og organisk stoff, dvs. stoffgrupper som bidrar til overgjødning eller eutrofieringseffekter.

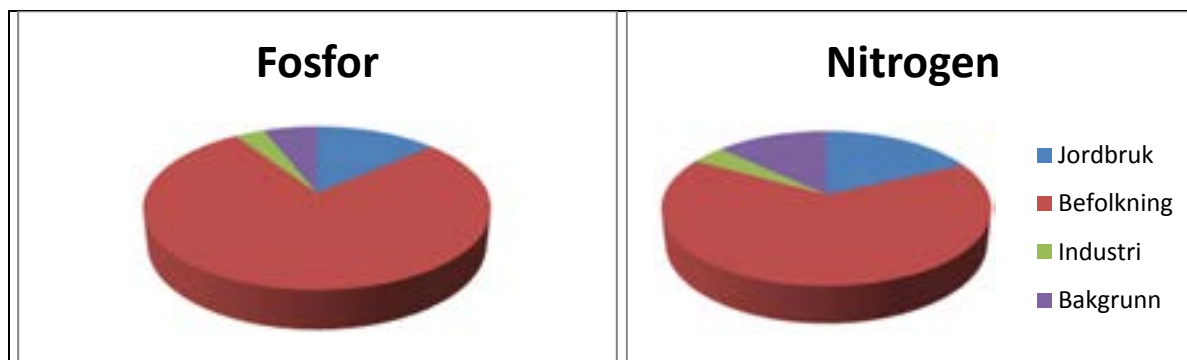
## 1.1 Næringssalttilførsler

De lokale forurensningstilførslene til Indre Oslofjord har blitt betydelig redusert siden midten av 1970-tallet, men har siden økt noe, også fra 2010 til 2011 ( **Figur 1**).



**Figur 1.** Menneskeskapt tilførsel av fosfor og nitrogen (tonn/år) 1990-2011 sammenlignet med tilførslene i 1985. Reduksjonen var omtrent 70 % i 2003 men har blitt noe mindre i de senere år.

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

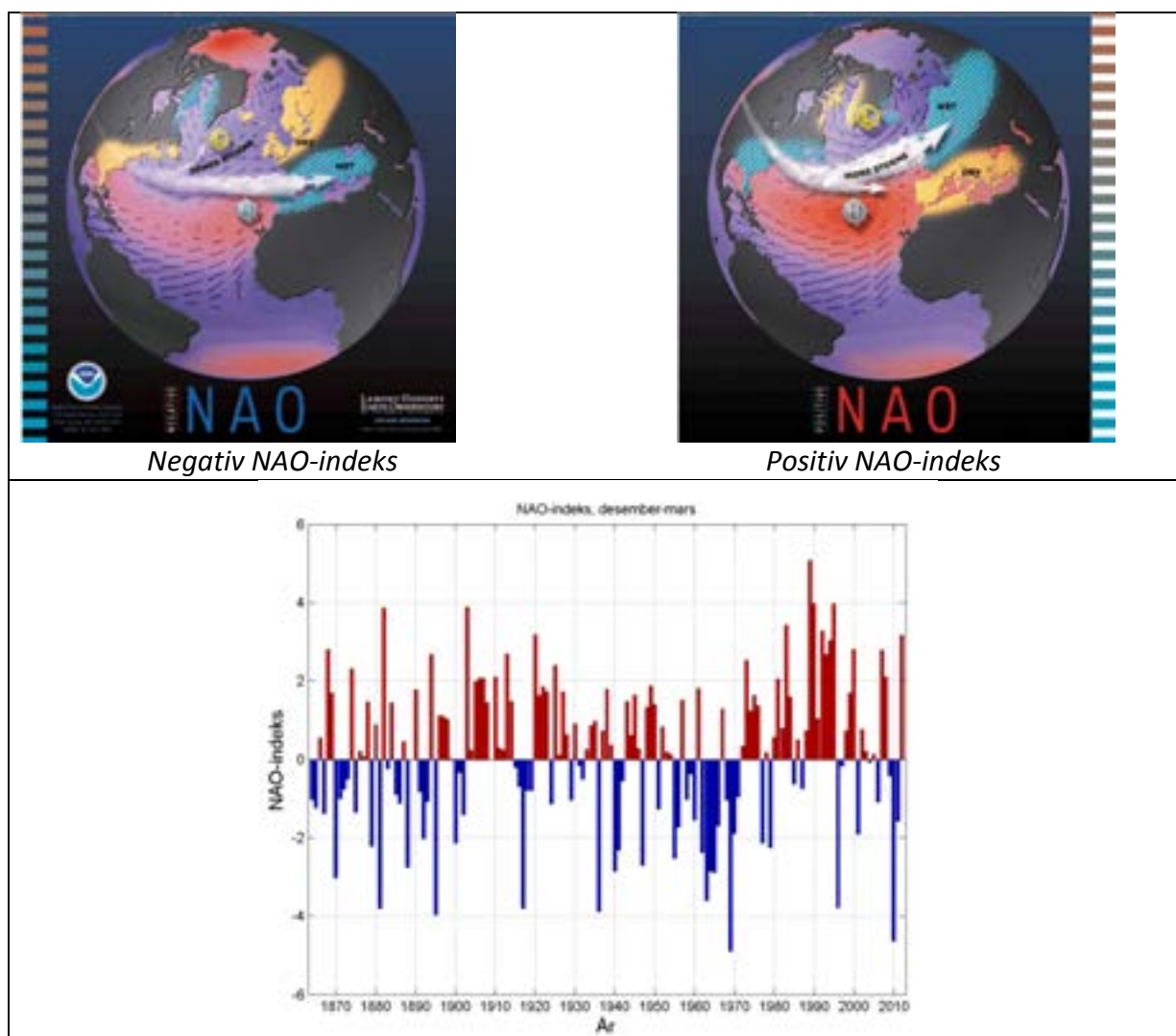


**Figur 2.** Relativ fordeling av nitrogen og fosfor til Indre Oslofjord

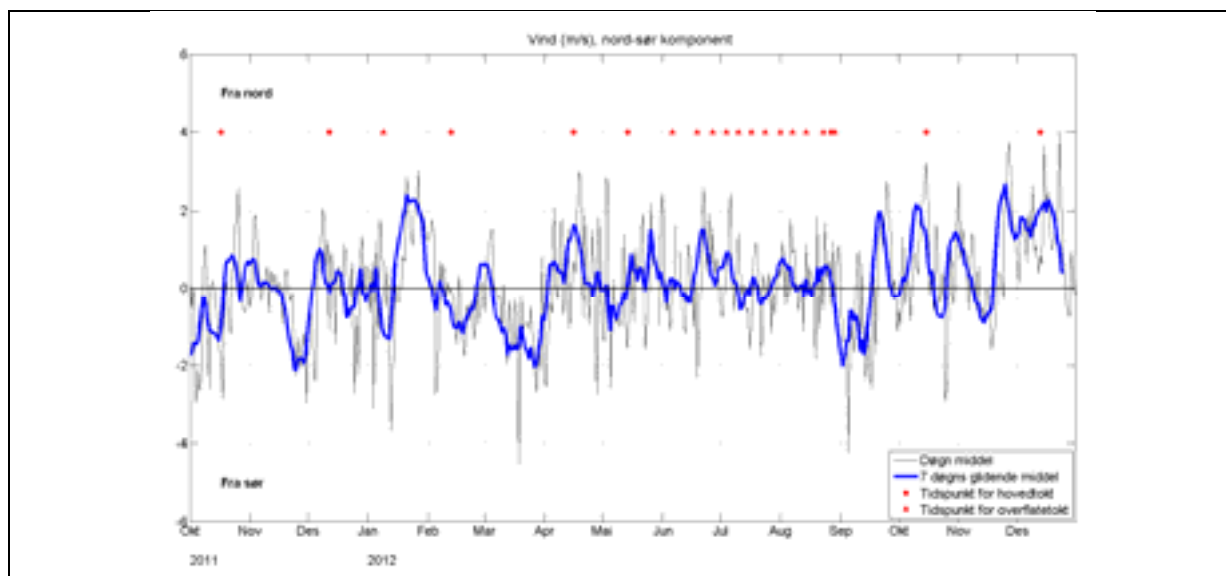
## 1.2 Vind, nedbør og lufttemperatur

**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 (**Figur 3**) gir informasjon om værforhold som igjen påvirker graden av dypvannsfornyelse i Indre Oslofjord. Positiv indeks fører mild og fuktig luft inn over Sør-Norge og sørlige vinder er vanlige, mens negativ indeks gir vinter med kald og tørr luft og større frekvens av nordlige vinder. Lengre perioder av sterke nordlige vinder genererer dypvannsforyelsen i fjorden. NAO-indeksen for vinteren 2012 var positiv (nederste panel, **Figur 3**). Det var nordavind i slutten av november og i desember 2012 (**Figur 4**) som ga en dypvannsfornyelse på slutten av 2012, mens det i resten av 2012 var liten vannfornyelse av dypvannet i Indre Oslofjord.

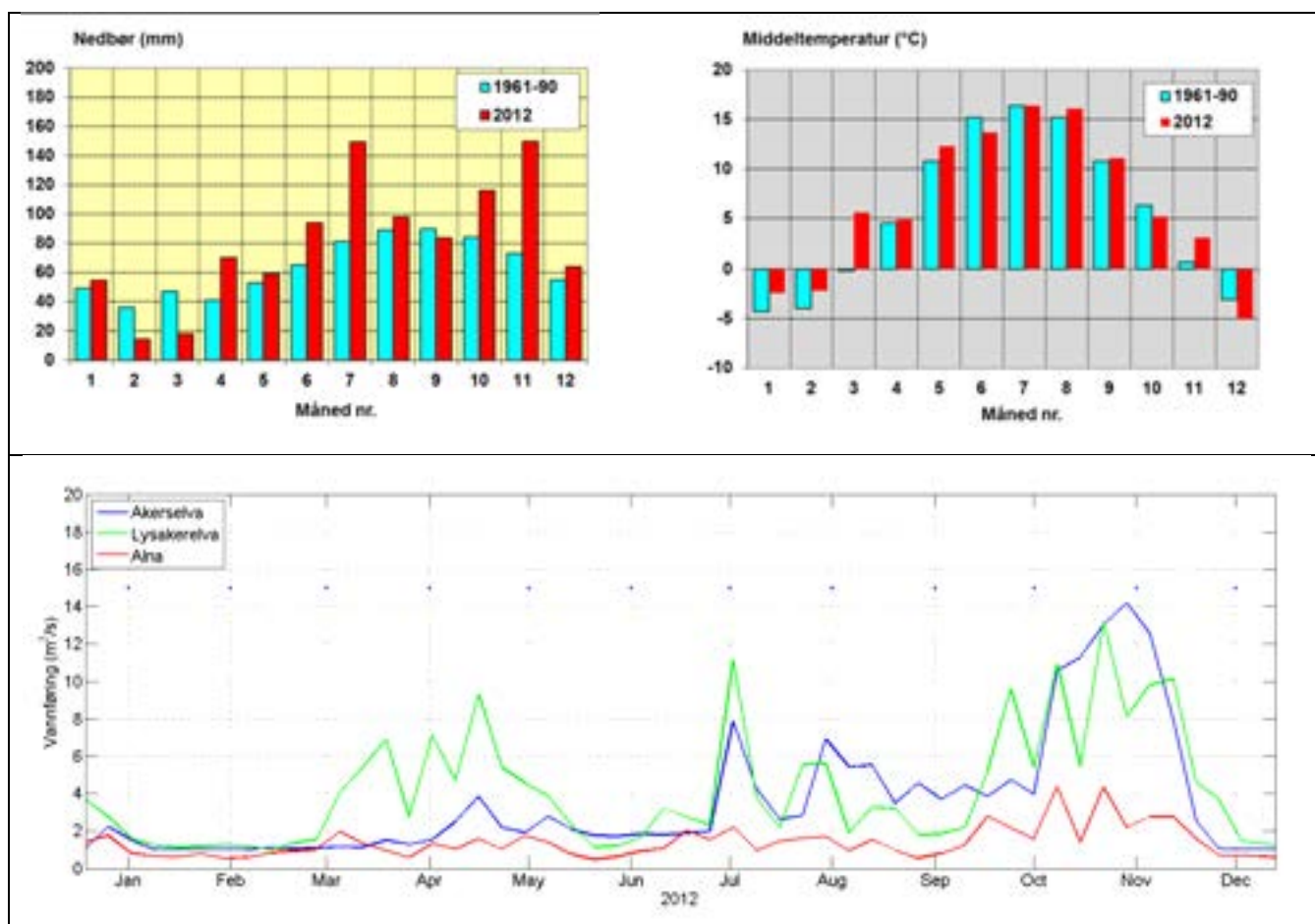


**Figur 3.** North Atlantic Oscillation indeksen (NAO-indeksen), er variasjonen i forskjellen mellom lufttrykket over Lisboa, Portugal and Stykkisholmur/Reykjavik. (Kilde: <http://www.ideo.columbia.edu/NAO> av Martin Visbeck, Columbia University). Nederste panel er North Atlantic Oscillation (NAO) index fra 1864 til 2012 med middelvei fra desember til mars. (Kilde: <http://www.cgd.ucar.edu/cas/jhurrell/indices.html>).



**Figur 4.** Nord-syd vindkomponent ved Blindern oktober 2011 til desember 2012 (Data fra Meteorologisk institutt).

Nedbøren var omtrent som normalt i januar, adskillig lavere enn normalt i februar og mars og mye høyere enn normalt i april (venstre i øverste panel i **Figur 5**). Både sommeren og høsten 2012 var til dels preget av mye nedbør med spesielt mye nedbør i juli og november, men også mer enn normalt i juni og oktober. De andre månedene var mer normale. For året som helhet var det 27 % mer nedbør enn normalt, for perioden juni-august ca. 45 % over normalen. Høy nedbørsmengde i april, juni og november er også gjenspeilet i vannføringsdata, spesielt i data fra Akerselva og Lysakerelva (nederste panel i **Figur 5**). Lufttemperaturen var høyere enn normalt i de tre første månedene av året, og særlig mars var betydelig varmere (høyre i øverste panel i **Figur 5**). Resten av året varierte månedsmidlene rundt normalverdier for det meste uten store avvik fra normalen, men november var betydelig varmere og desember noe kaldere enn normalt.



**Figur 5.** I øverste panel er nedbør og temperatur ved Blindern, Oslo i 2012 sammenlignet med normalen 1961-90 (Data fra [eklima.met.no](http://eklima.met.no). Nedbør: mm/måned. Temperatur: Homogeniserte månedsmidler). Nederste panel er ukevannføring i Akerselva, Alna og Lysakerelva i 2012 (kilde: Oslo Vann- og avløpsetaten (VAV)). Blå prikker representerer den 15. i hver måned.

## 2. Hydrografi og hydrokjemi

### 2.1 Måleprogram 2012

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

**Tabell 1.** Oversikt over stasjoner ved sommertokt 2012

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



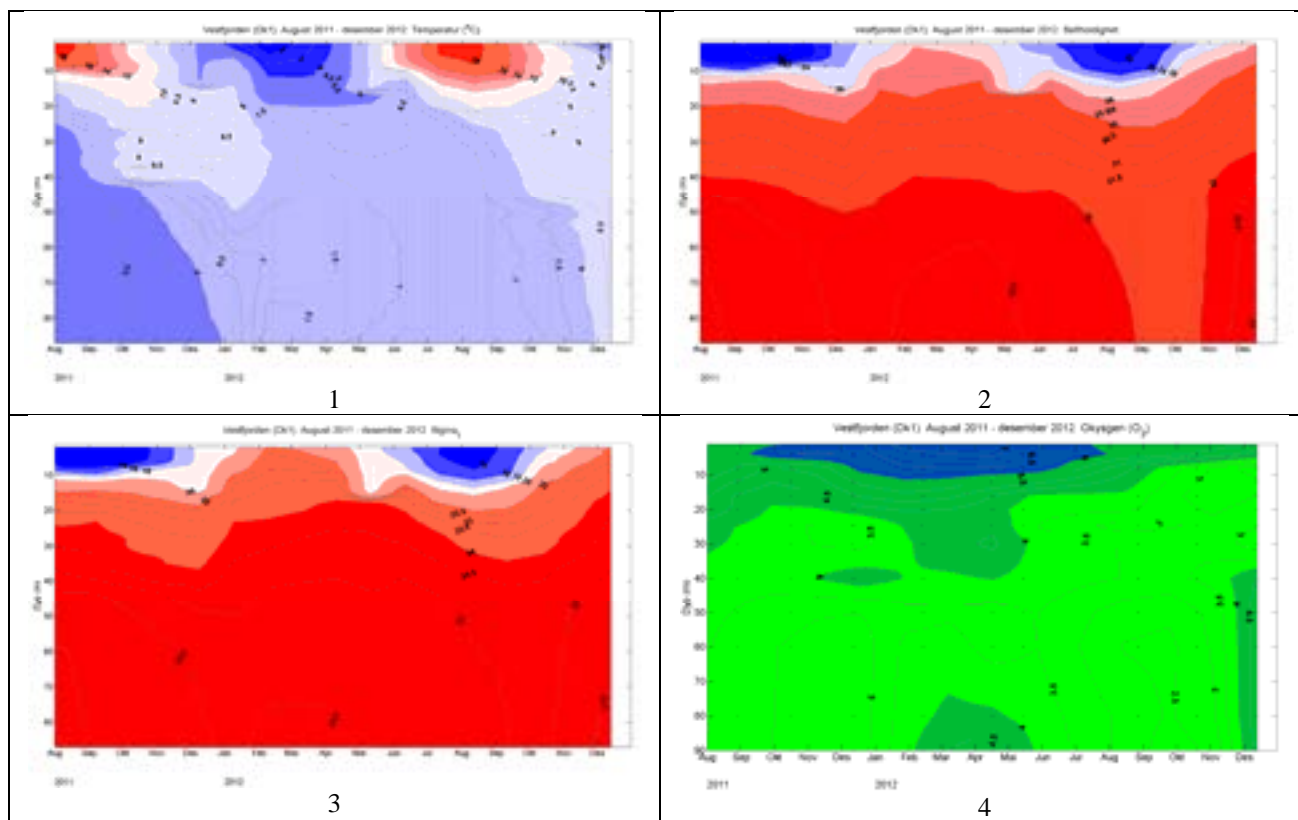
**Tabell 2.** Toktoversikt 2012

Dato	Hovedtokt	Overflatetokt
9. januar		x
13. februar	x	
16. april	x	
14. mai	x	
6. juni		x
12. juni		x
19. juni		x
27. juni		x
4. juli		x
10. juli		x
17. juli		x
24. juli		x
1. august		x
7. august		x
14. august		x
23. august		x
27/30. august	x	x
19. oktober	x	
13. desember	x	

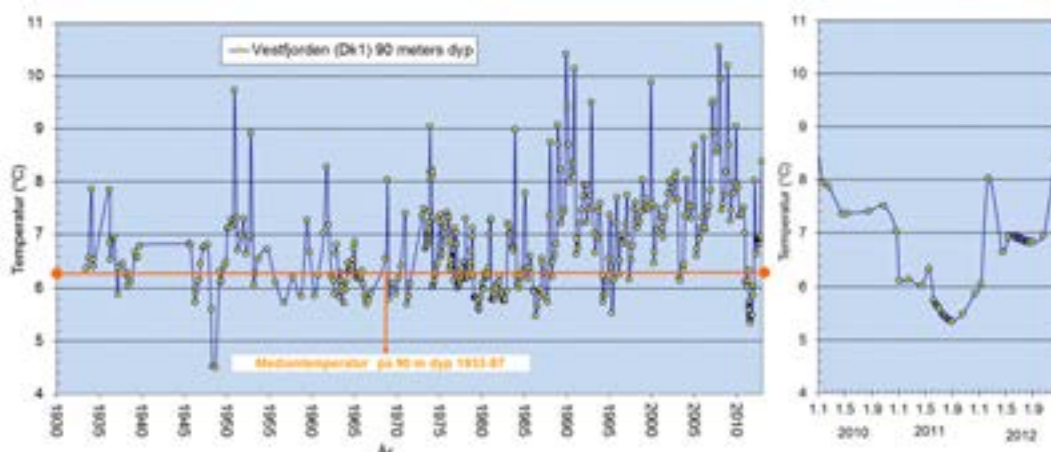
## 2.2 Hydrografien

### 2.2.1 Saltholdighet, temperatur, tetthet og oksygen i hele vannsøylen

Dypvannfornyelsen i 2012 har vært betydelig mindre enn de to siste årene, både i Vestfjorden og Bunnefjorden. I Vestfjorden startet vannutskiftningen forsiktig i oktober med innstrømning av relativt varmt vann i det mellomliggende dyp. Dette var også tilfellet i desember, men da med lavere temperaturer. Dette årets store vannutskiftning fant sted ved februar-toktet, og med siste vannutskiftning for vinteren/våren 2012 i april. Denne utskiftningen medførte en bratt temperaturstigning i dypvannet mellom desember og februar (**Figur 7**), med en påfølgende temperaturreduksjon mellom februar og april. Videre utover høsten var det en sakte økning i temperaturen i dypvannet pga. vertikal blanding med varmere vannmasse ovenfor, før en ny og mer omfattende vannutskiftning fant sted i november/desember 2012 som resulterte i varmere og saltere vann i dyplagene (**Figur 6** og **Figur 7**).

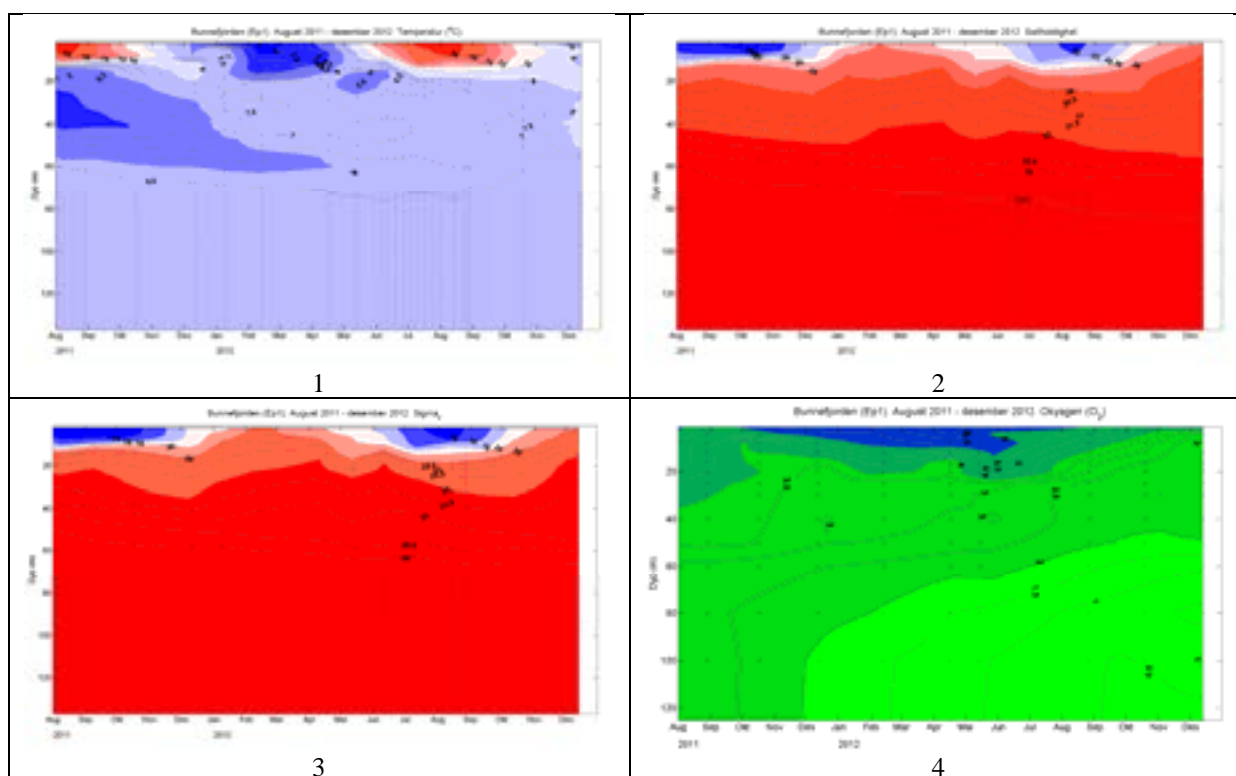


**Figur 6.** Temperatur (1), saltholdighet (2), tetthet (sigma, 3) og oksygen ( $O_2$ , 4) i Vestfjorden (Dk 1), august 2011-desember 2012. Punkter markerer observasjonstidspunkt og måledyp.



**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 mellomdyp. Generelt har temperaturen i dypvannet i løpet av 2012 steget igjen, og i desember 2012 har det vært innstrømning av relativt varmt vann i dyplagene.

For Bunnefjorden var 2012 et år med liten dypvannsvannskiftning som ga små endringer i temperatur og saltholdighet (tetthet) og som resulterte i lave oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet (**Figur 8**). Mellom desember og januar og januar og februar resulterte en innstrømning i de øvre 50 meterne til økt saltholdighet, samt noe høyere oksygenkonsentrasjoner i dette laget. Innstrømning i disse lagene fortsatte også noe utover våren i mellomliggende lag med økt saltholdighet, men liten endring i temperaturen. Det var ingen vannskiftning i dyplagene. I august 2012 var det ved 150 m dyp hydrogensulfid, men dette laget var oksisk igjen i oktober, som trolig skyldes en vertikal blanding i bunnlagene mer enn en innstrømning av nytt vann. En tydelig økning i saltholdighet i de øvre 50 m mellom oktober og desember 2012 skyldes nytt vann som har kommet inn ved disse dypene fra Vestfjorden og inn i Bunnefjorden.

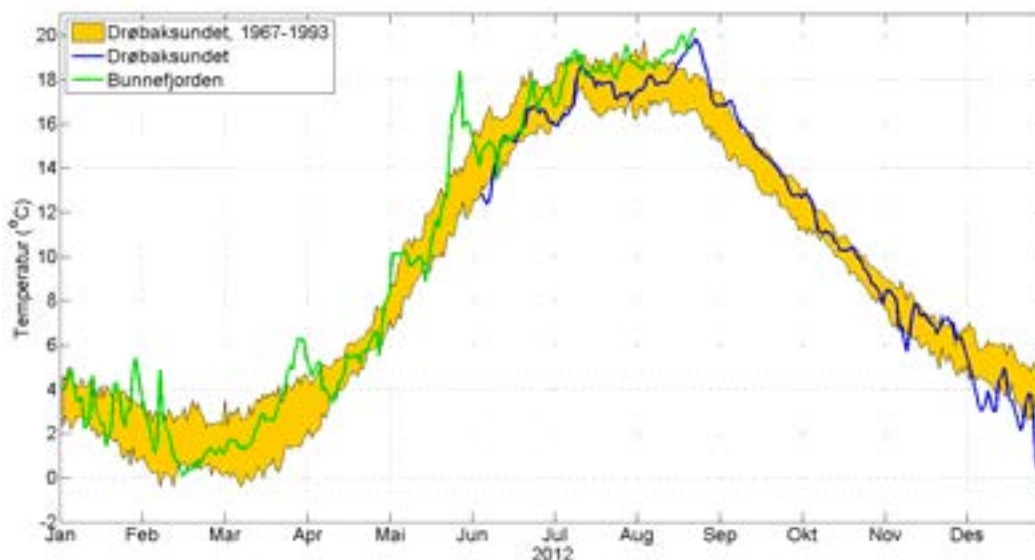


**Figur 8.** Temperatur (1), saltholdighet (2), tetthet ( $\sigma_t$ , 3) og oksygen ( $O_2$ , 4) i Bunnefjorden (Ep 1), august 2011-desember 2012. Punkter markerer observasjonstidspunkt og måledyp.

### 2.2.2 Overflatevannets temperatur i Bunnefjorden og i Drøbaksundet

Fra januar til midten av februar i 2012 var det i overflatevannet i Bunnefjorden stor variasjon i temperaturen, med et minimum for hele tidsserien til Bunnefjorden i midten av februar (**Figur 9**). Fra dette punktet og videre frem til august økte temperaturen grunnet soloppvarming helt frem til slutten av august og siste målepunkt før opptak av målesensoren. Den plutselige stigningen i temperaturen i slutten av mai, kan skyldes en innstrømning av nytt vann i mellomliggende lag i Bunnefjorden og dette har skjovet vann i de overliggende lagene, med høyere temperaturer, videre opp i vannsøylen. Saltholdigheten i bilde 2 i **Figur 8** viser en økning i saltholdigheten mellom mai og juni, som kan tyde på at det er nettopp dette som har skjedd.

Fra Drøbaksundet er det kun målinger fra juni og videre ut 2012. Temperaturen øker som forventet frem til slutten av august, hvor den etter dette begynner å synke igjen gjennom høsten og vinteren. Den raske temperaturøkningen kan forklares av den varmeste dagen i august samt en periode med svak nordavind som kan ha transport varmt vann fra Indre Oslofjord ut forbi terskelen og gjennom Drøbaksundet. Helt mot slutten av denne måneden skifter vinden til en økende sønnvind, og temperaturen i overflatelaget synker raskt igjen.



**Figur 9.** Temperaturmålinger (døgnmiddel) i 1 m dyp ved Biologisk stasjon i Drøbak og i Bunnefjorden sør for Bekkensten for perioden januar 2012 til desember 2012. I figuren er også daglige observasjoner i 1 m dyp fra Drøbak for perioden 1967-1993 lagt inn (innsamlet av tidligere bestyrer Walvig på Biologisk Stasjon i Drøbak).

### 2.2.3 Dypvannsfornyelser

Vannkvaliteten i Indre Oslofjord påvirkes av lokale forurensninger fra land og tilført mengde og kvalitet på "nytt" vann fra Ytre Oslofjord/Skagerrak. Utslipp av rensert vann fra rensesanleggene 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 rensesanleggene følger også flom knyttet til snøsmelting eller mye nedbør.

Dypvannsfornyelsene er normalt begrenset til oktober-mai og vanligst forekommende i januar-april. Vannkvaliteten (oksygenforholdene) i Oslofjorden vil derfor variere over året med de "beste" forhold i tiden etter en dypvannsfornyelse vinterstid og de dårligste forhold sent om høsten. Imidlertid er det bare i Vestfjorden det normalt er årlige dypvannsfornyelser. I Bunnefjorden kan det gå flere år mellom hver større vannutskiftning, men hvert år vil alltid noe vann også tilføres Bunnefjorden på mellomnivåer og gjennom vertikal turbulent diffusjon også til dypvannet. Forskjellen i dypvannsfornyelsen mellom Vestfjorden og Bunnefjorden er i stor grad knyttet til at de har forskjellig vertikal diffusjon (Gade, 1970), dvs. den prosess som gjør at egenvekten på dypvannet reduseres. Denne prosessen har gjennom året klart større betydning i Vestfjorden enn i Bunnefjorden.

Størrelsen (og derved effekten) av dypvannsfornyelsen i fjorden varierer fra år til år (**Figur 10**). 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

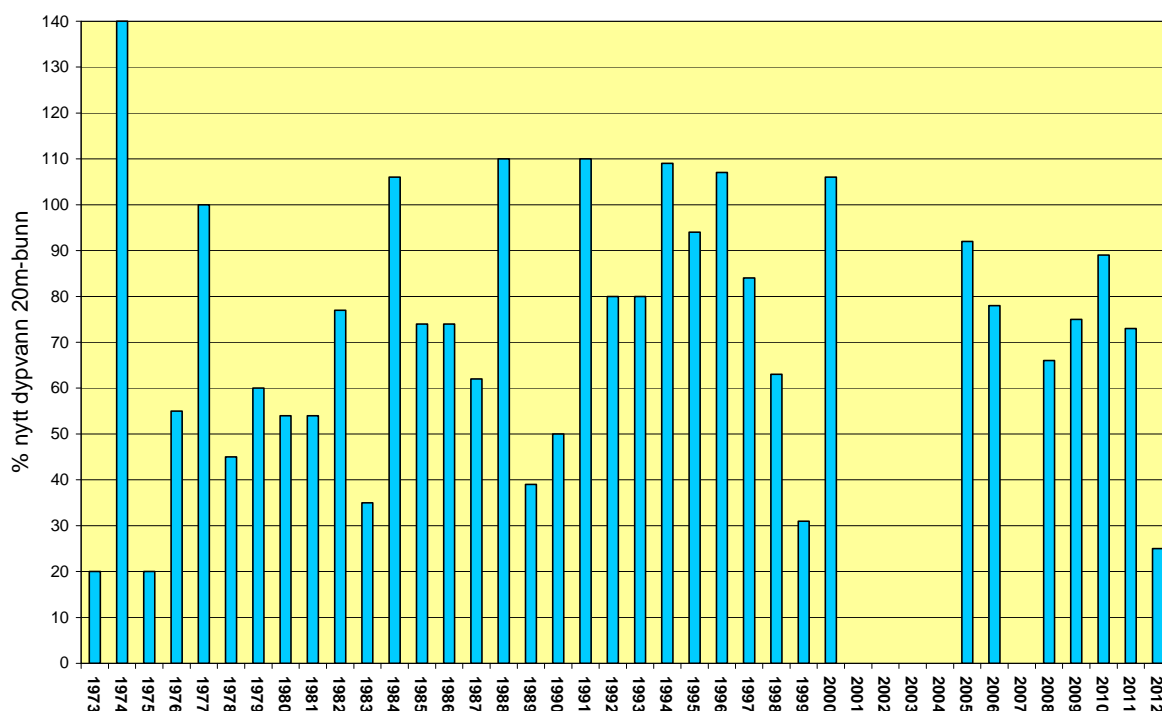
kalde vintre med liten ferskvannstilførsel til Kattegat/Skagerrak, liten utstrømming av brakkvann fra Østersjøen, samt nordøstlige vinder over Ytre Oslofjord/Skagerrak. I milde vintre dominerer tilførselen av varm og fuktig luft fra Nord-Atlanteren med mer sørvestlige vinder og ofte økt nedbør i form 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 25**). 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 menneskeskapt 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).

Dypvannsfornyelsen i 2011-2012 startet i oktober 2011 med en liten tilførsel av relativt varmt vann på mellomdyp i Vestfjorden. Til desember ble ytterligere vann tilført Vestfjorden, mens Bunnefjorden forble i stort sett uberørt. Hovedutskiftningen i 2012 kom i februar (sannsynligvis i måneden før toktet - fra midten av januar) og litt nytt vann ble også tilført Bunnefjorden på 40 til 50 meters dyp. Frem til apriltoktet hadde ytterligere vann blitt tilført Vestfjorden, men ikke trengt inn i Bunnefjorden. Totalt sett ble bare ca. 25 % av vannet mellom 20 m og bunn fornyet i fjorden innenfor Drøbak mellom oktober 2011 og april 2012 og hoveddelen av fornyelsen var begrenset til Vestfjorden (**Figur 10**). Beregningene er ikke presise og normalt ligger et volum på størrelsen med Bekkelagsbassenget innenfor usikkerheten. Årets beregninger ble ekstra usikre da egenskapene på innstrømmende vann ikke kunde direkte avleses av observasjoner utenfor terskelen, men måtte anslås.

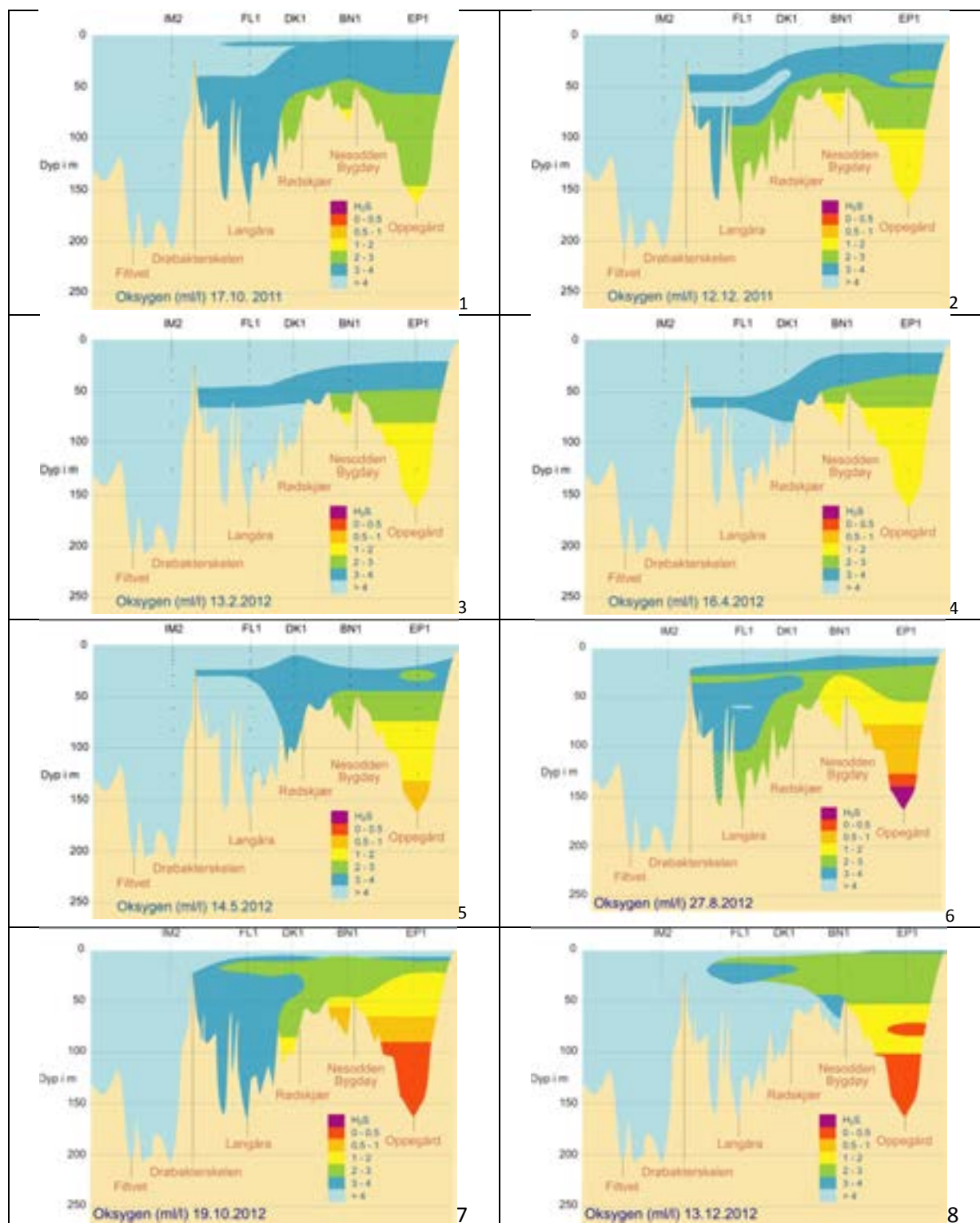


**Figur 10.** Beregnet *relativ* dypvannsfornyelse (20 meters dyp til bunn) for hele Indre Oslofjord, 1973-2000 samt 2005 -2012. Søylen viser fornyelse i % av totalt volum (20 m dyp til bunn). Det er ikke gjennomført beregninger for 2001-2004.

### 2.3 Utviklingen av oksygenforhold i 2012 i hovedbassengene

Til tross for en positiv NAO-indeks vinteren 2012 har det i Vestfjorden stort sett vært en god dypvannsutskiftning, og oksygenkonsentrasjonen kom opp i underkant av 5 ml/l i april (**Figur 11**). Videre gjennom sommeren og høsten sank konsentrasjonen, men i oktober var det allerede nytt vann i Vestfjorden. I Bunnefjorden er det ikke like hyppig dypvannsfornyelse, og i 2012 ble det ingen. Utover våren og sommeren sank oksygenkonsentrasjonen også her, med litt sulfidutvikling på 150 m dyp frem til august. I oktober var det fortsatt lave konsentrasjoner (0,2 til 0,5 ml/l) i dyp større enn 90 m. Desemberdata 2012 viste spor av fornyelse ved innstrømning ned til 50 m gjennom økte konsentrasjoner, over 2 ml/l.





**Figur 11.** Oksygenvariasjonen i Indre Oslofjord fra oktober 2011 til desember 2012. Dypvannet i Indre Oslofjord ble fornyet i løpet av vinteren 2012 (etter 12.12.11), og det ga relativt gode oksygenforhold i Vestfjorden. I Bunnefjorden har det derimot vært liten vannutskifting gjennom året 2012, og i august 2012 var det hydrogensulfid i bunnet i Bunnefjorden. Ny vannutskifting startet ved slutten av 2012 med nytt vann i Vestfjorden og noe forbedring i Bunnefjorden som resultat.

## 2.4 Langtidsendringer i oksygenforhold

Oksygenkonsentrasjonen i ulike deler av fjorden fra 1973-2012 er presentert i **Figur 12** til **Figur 30**. 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 Vanndirektivet. 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

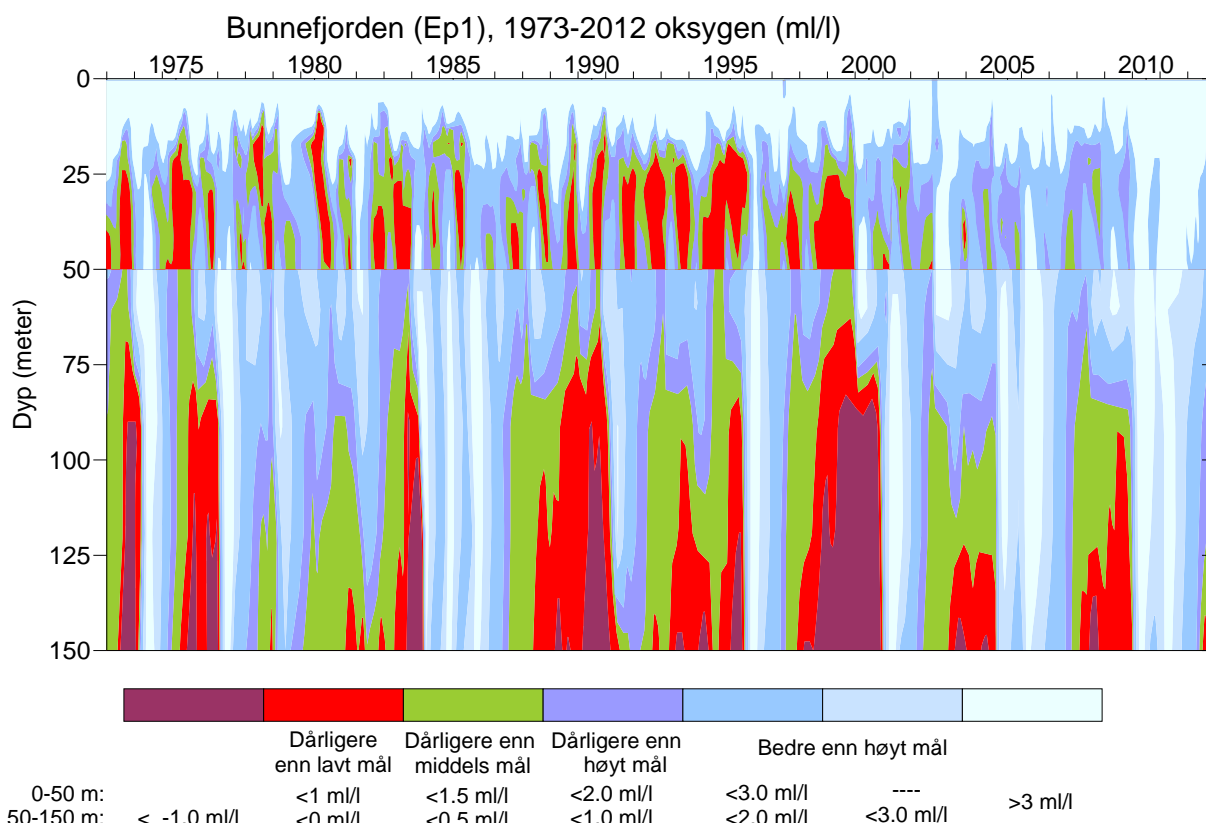
Både i 2010 og 2011 var det dypvannfornyelse i Bunnefjorden, men ikke i 2012. Dette har resultert i dårligere oksygenforhold gjennom dette året sammenlignet med disse to foregående årene (**Figur 12**). I løpet av høsten var forholdene i dypvannet (dyp større enn 100 m) i Bunnefjorden dårligere enn middels mål, for bunnvannet var det i august hydrogensulfid som betyr dårligere enn lavt mål.

For hele tidsperioden 1973-2012 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 13** og **Figur 14**, samtidig som det er tydelig store variasjoner fra år til år som styres av dypvannsfornyelser.

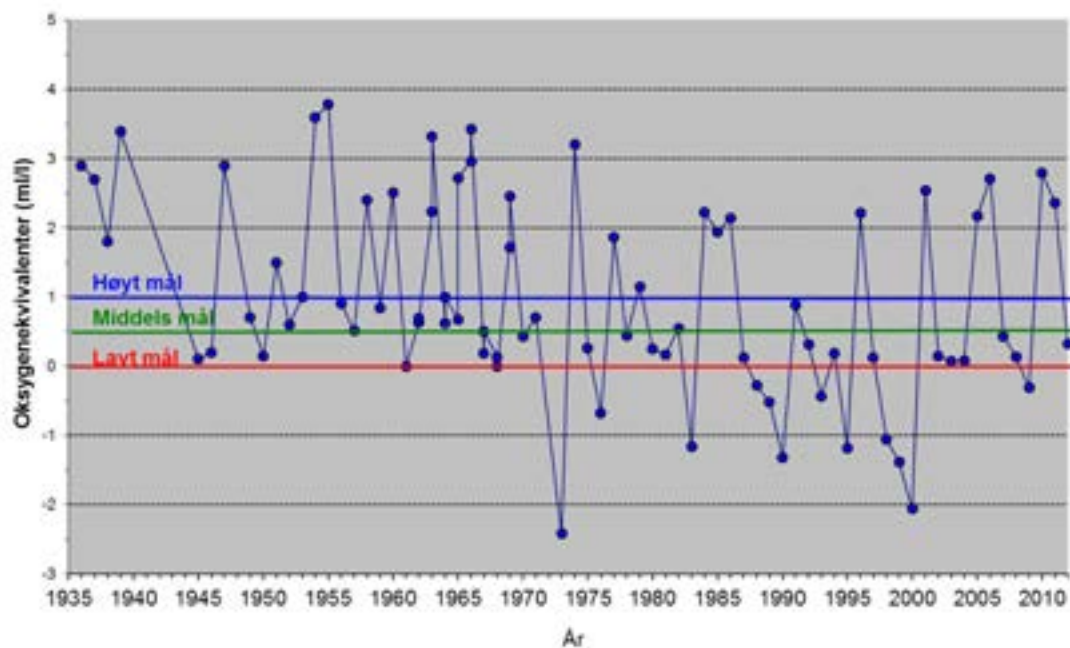
Vannmassen mellom 20 og 60/70 meters dyp har oppfylt kravet til lavt mål siden 2004, med flere år som tilfredsstillende middels mål. Her synes det å ha inntrådt et skifte omkring år 2000; mens det før regelmessig var <0.5 ml/l oksygen, har det etter 2000 stort sett alltid vært bedre enn dette. Endringen 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.

Oksygenforbruket i Bunnefjordens dypvann (71 meters dyp til bunn) viser en økning i 1996-2009 (**Figur 15**), 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 20**), omtrent halvparten så stort. Belastningen kan allikevel være like stor som i Vestfjorden ettersom nedbrytning av organisk stoff i anoksiske miljøer er mindre effektiv.

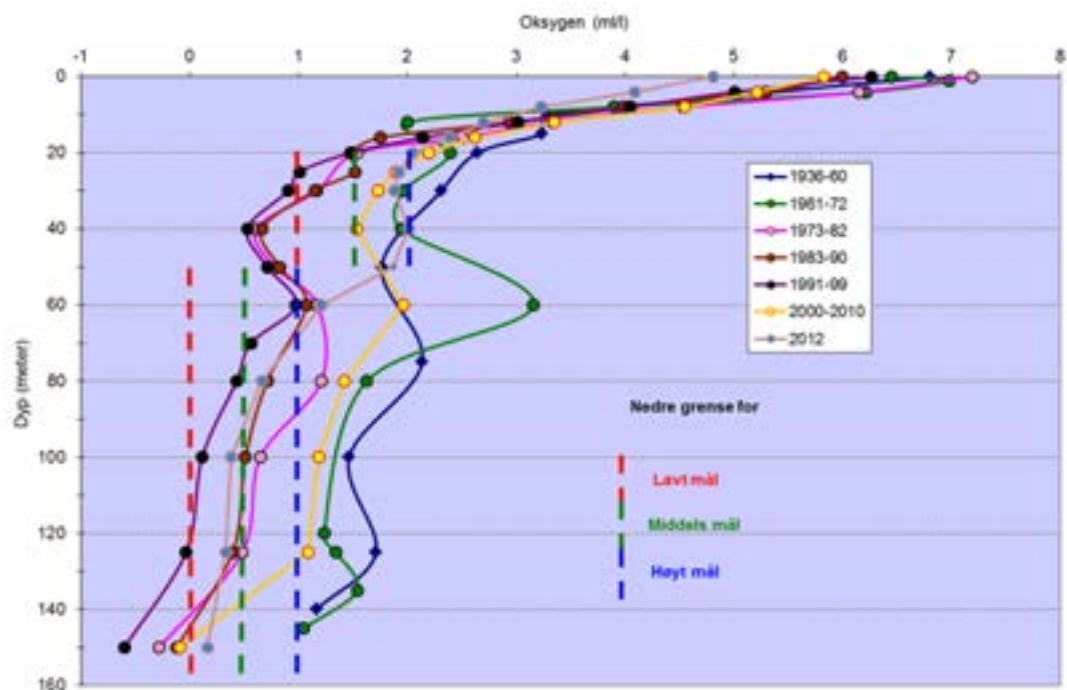




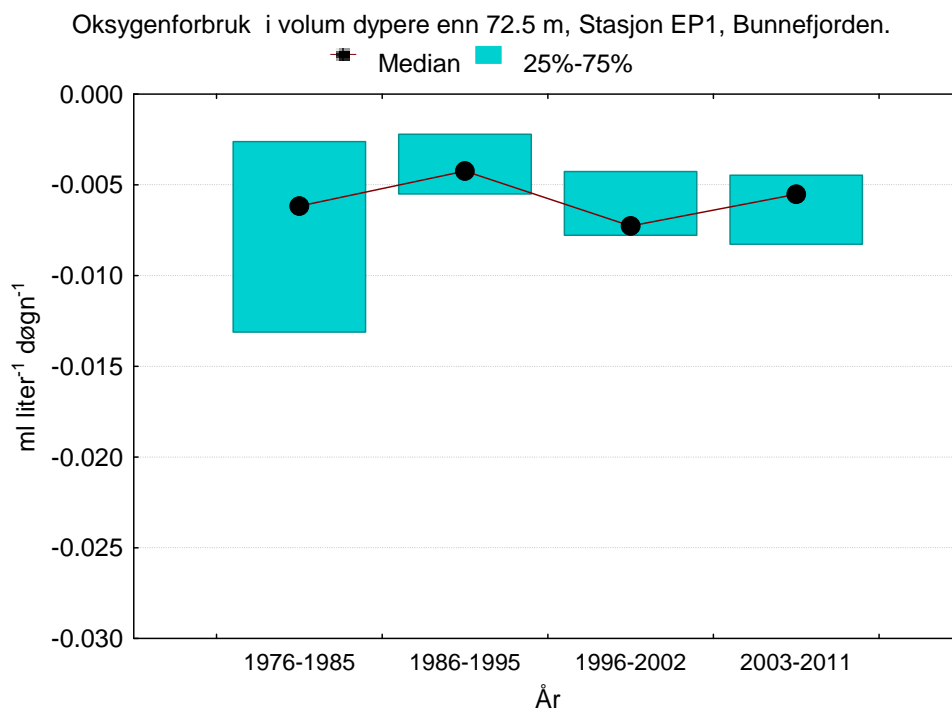
**Figur 12.** Oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden (Ep1) 1973-2012, sammenlignet med miljømål for oksygen. Bare variasjoner under 3 ml/l er markert. Miljømålene setter høyere krav til oksygen i vannmassen mellom 20 -50 meters dyp enn fra 50 meter til bunn. Vannmassen mellom 20 og 60/70 meters dyp har 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, men for dypvannet har det vært forekomst av hydrogen sulfid i løpet av 2012 og med en tilstand dårligere enn middels mål generelt gjennom året fra 100 m og ned til bunn.



**Figur 13.** Oksygenkonsentrasjonen på 125 meters dyp i Bunnefjorden (Ep 1) fra oktober måned 1936 - 2012 sammenlignet med miljømål for denne vannmassen (Bjerkeng m.fl. 2009). (Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet, Forschungsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2012).



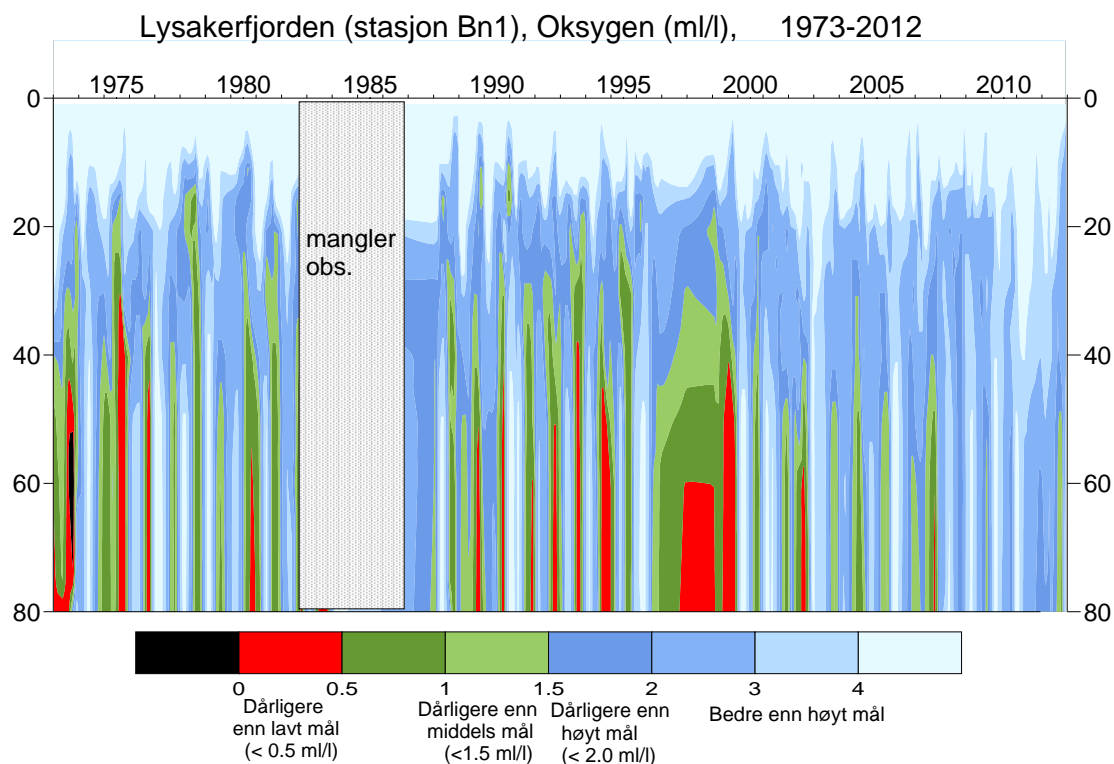
**Figur 14.** Midlere oksygen (ml/l) på ulike dyp i Bunnefjorden (Ep 1) i oktober måned for ulike perioder. Miljømålene for Bunnefjorden for vannmassene 20-50 meters dyp og 50-150 meters dyp (Bjerkeng m.fl. 2009) er lagt inn. (Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet, Forschungsstasjon Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2012).



**Figur 15.** Beregnet volummidlet oksygenforbruk (ml/l/døgn) i dypvannet (under 72,5 m) i Bunnefjorden for ulike perioder. I figuren er oksygenforbruket beskrevet med negative tall, dvs. store (relativt) negative verdier betyr stort oksygenforbruk. Figuren antyder en økning i oksygenforbruket fra perioden 1986-1995 til 1996-2002, men generelt er det ingen klar trend over tid når en tar i betraktning usikkerheten. Figuren er ikke oppdatert med 2012-målinger.

#### 2.4.2 Lysakerfjorden

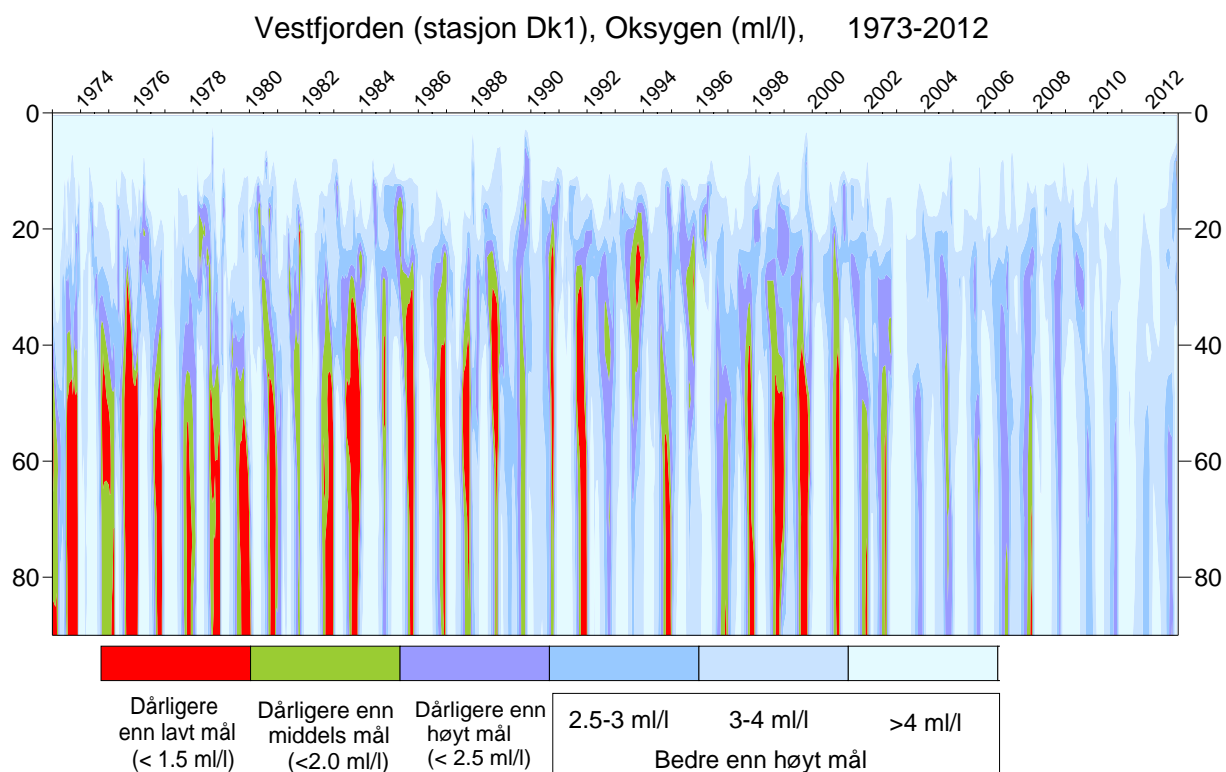
I Lysakerfjorden (Bn 1) har oksygenkonsentrasjonen i de dypere deler i de senere år vært noe bedre enn tidligere (**Figur 16**). Det synes derfor som om det er en liten forbedring av oksygenforholdene på disse dypene. Siden år 2000 har konsentrasjonene (med unntak av et kort tidsrom høsten 2007) ligget over lavt mål og fra 2008 over middels mål (med unntak av en kort periode i slutten av 2009). Gjennom 2012 har konsentrasjonen ligget på lavt mål. På 30-40 m dyp ses også en forbedring siden år 2000; mens konsentrasjonen tidligere regelmessig kom ned i ca. 1 ml/l eller lavere, har den etter 2000 stort sett ligget over 1,5 ml/l. Også her faller endringen sammen med dyputslippet i Bekkelagsbassenget; en nærmere analyse av data kan kanskje si mer om det er en årsakssammenheng.



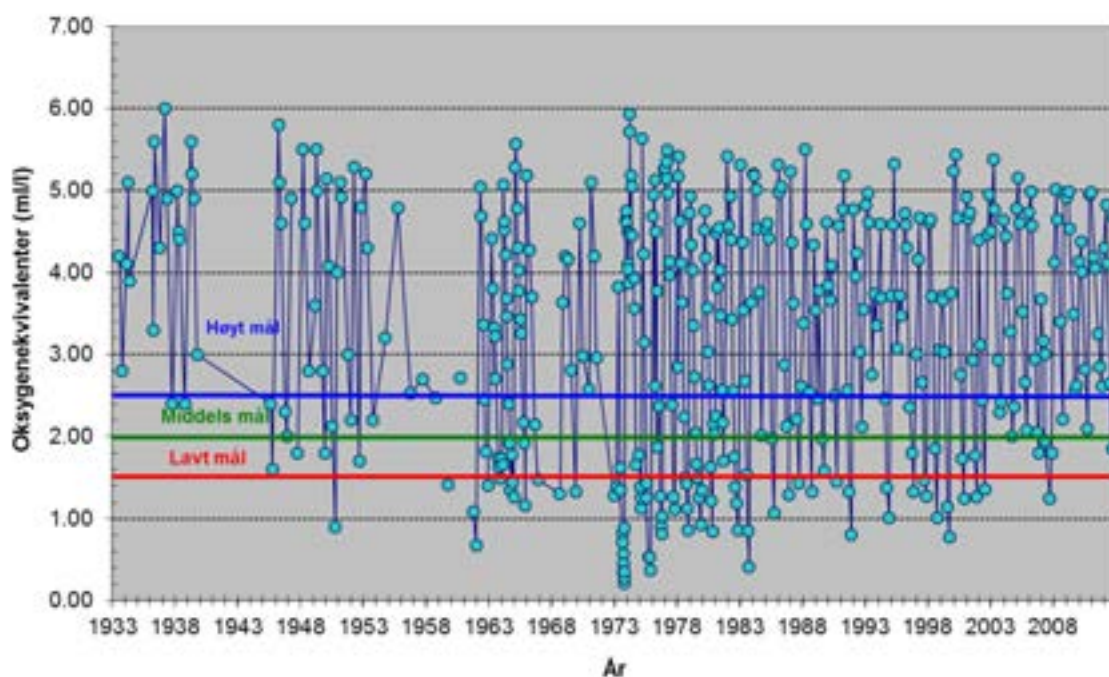
**Figur 16.** Oksygenkonsentrasjonen i Lysakerfjorden (Bn1) 1973-2012 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen (Baalsrud m.fl., 1986). Her er de tentative målene for Vestfjorden brukt, dvs. muligens noe for høye krav til Lysakerfjorden. Siden 2004 har Lysakerfjorden oppfylt kravene til lavt mål, og siden 2007 har Lysakerfjorden også tilfredsstilt middels mål. I 2012 var tilstanden nede i lavt mål igjen.

### 2.4.3 Vestfjorden

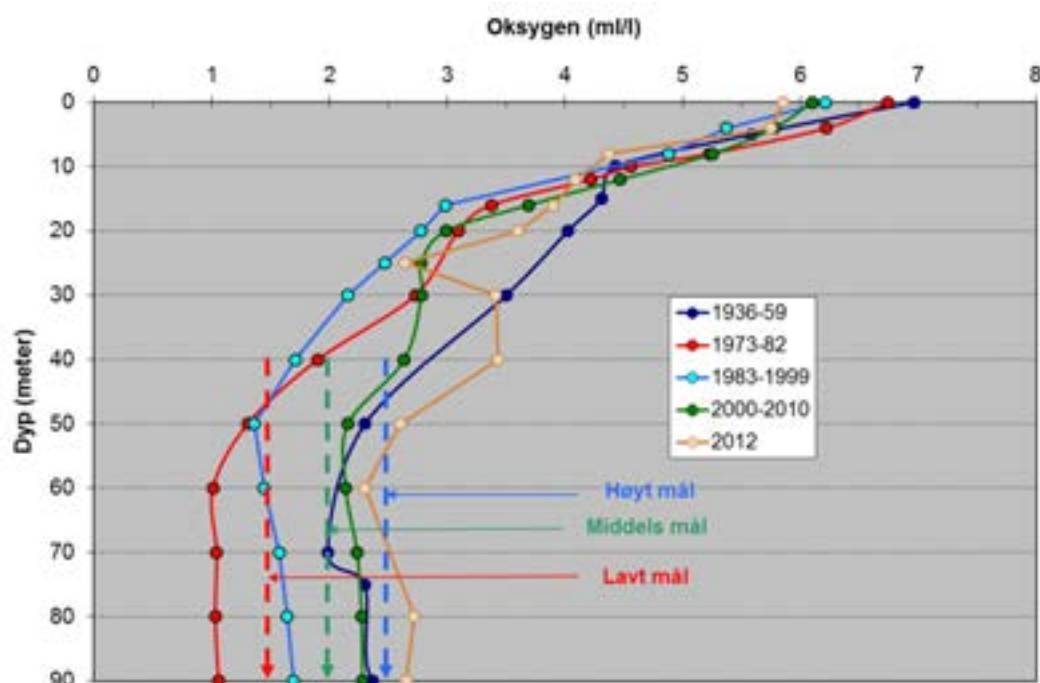
Også i Vestfjorden har det skjedd en forbedring siden 2001 på dyp > 20 meter (**Figur 17**). Etter 2003 har middels mål stort sett vært oppfylt ned til 90 m dyp, med et kortvarig unntak i 2006. Forholdene i Vestfjorden varierer ganske regelmessig med årstid; minimumsverdiene om høsten har stort sett 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 17.** Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk1) 1973-2012, 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.

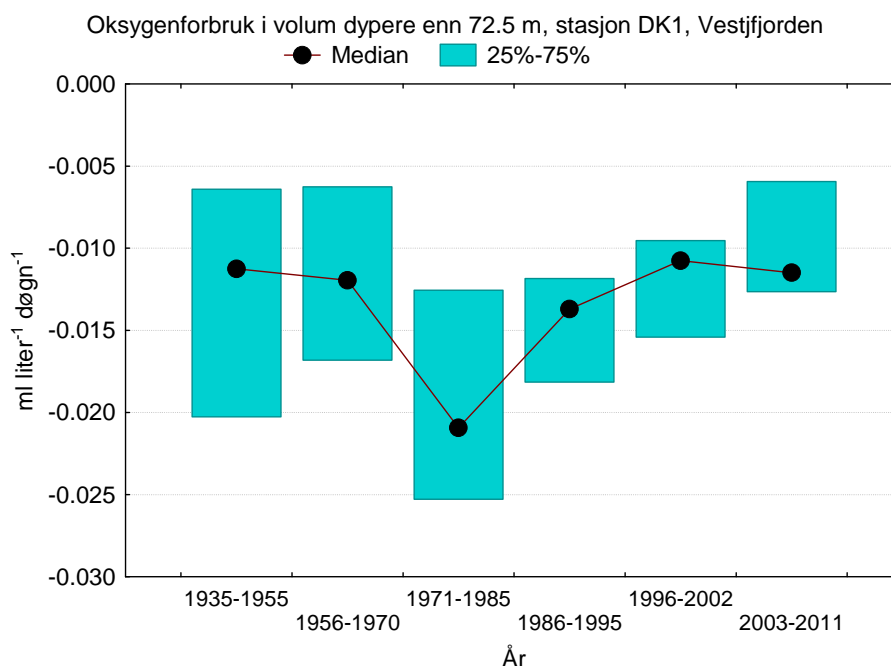


**Figur 18.** Oksygenkonsentrasjonen på 90 meters dyp i Vestfjorden (Dk1) 1934-2012. (Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2012).

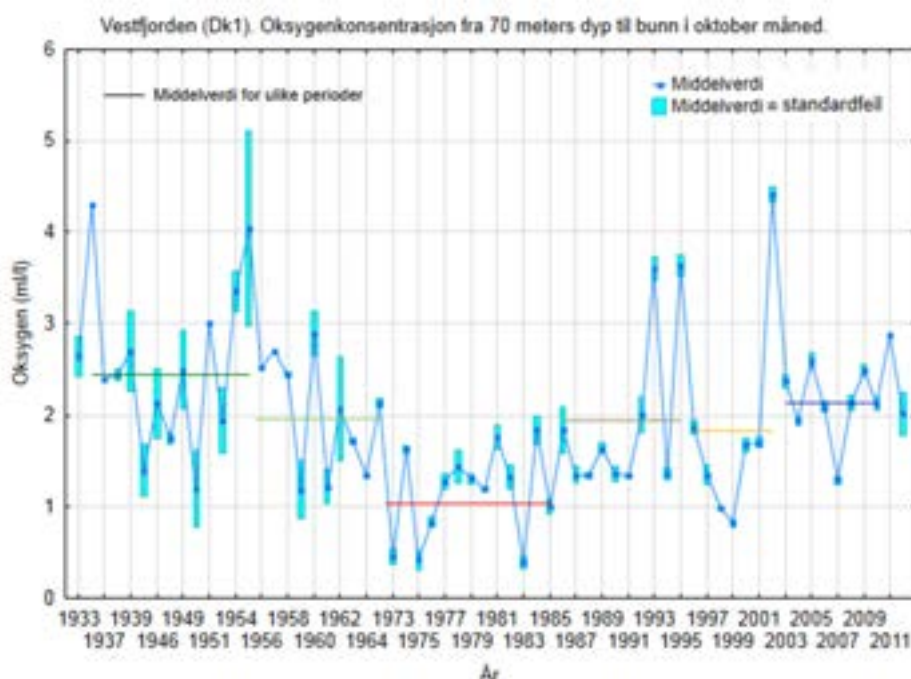


**Figur 19.** Midlere oksygenkonsentrasjon i Vestfjorden (Dk 1) i oktober måned på ulike dyp i ulike tidsrom. (Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2012).





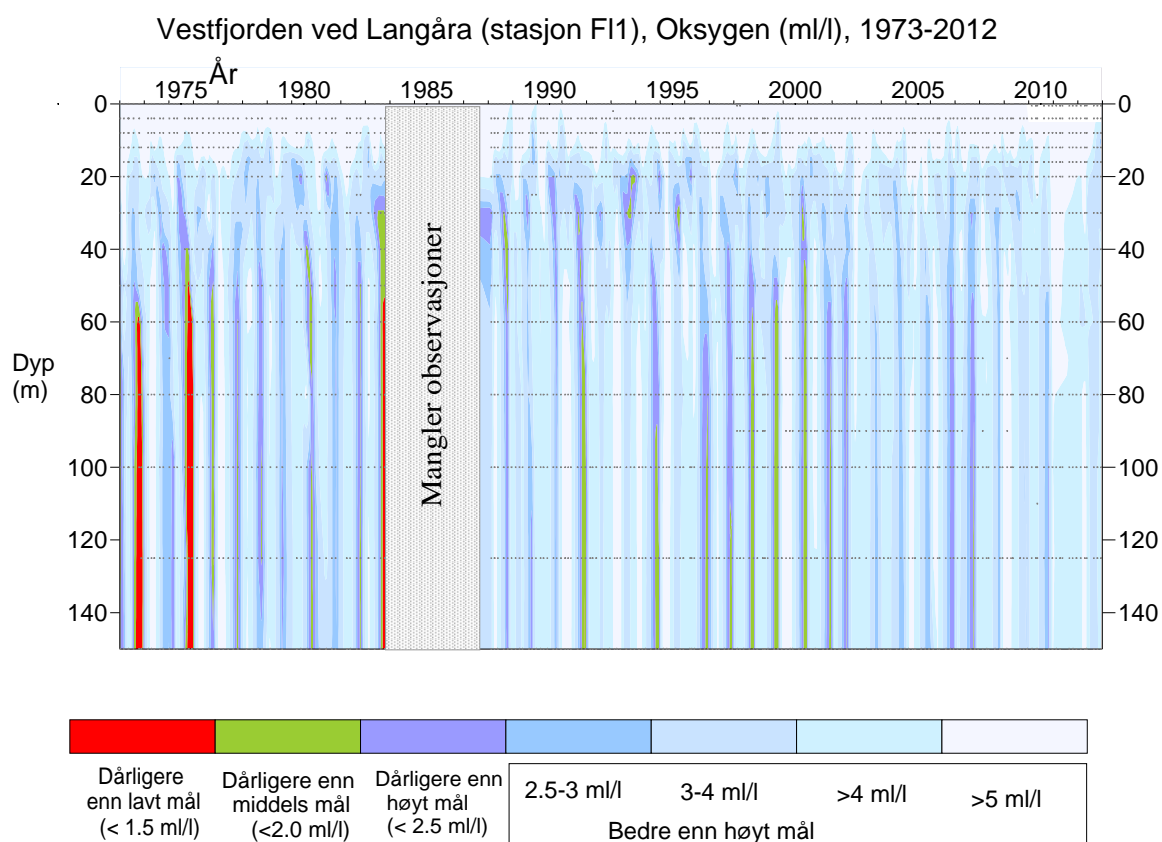
**Figur 20.** Beregnet volummidlet oksygenforbruk (ml/l/døgn) i dypvannet i Vestfjorden (under 72,5 m) for ulike perioder. I figuren er oksygenforbruket beskrevet med negative tall, dvs. store (relativt) negative verdier betyr stort oksygenforbruk. Figuren er ikke oppdatert med 2012-målinger.



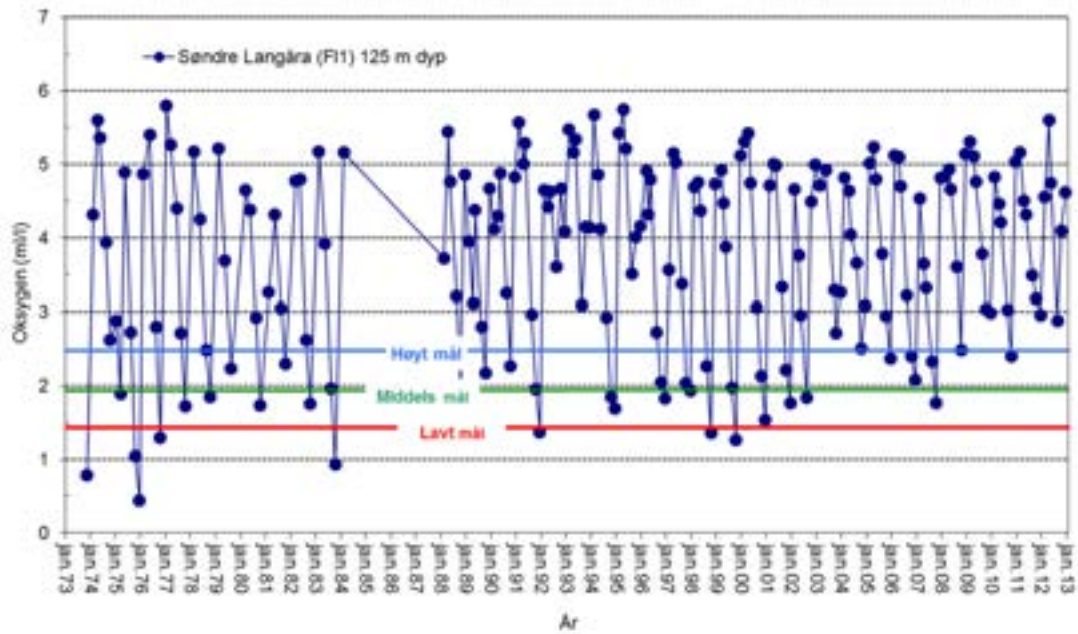
**Figur 21.** Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk1) i oktober måned som gjennomsnitt fra ca. 70 meters dyp til bunn i 1933-2012. Samme periodisering på middelverdiene som for beregnet oksygenforbruk (Figur 20) er vist. Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet Forskningsstasjon Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2012). Observasjonen viser store årlige variasjoner i oksygenkonsentrasjonen, men også at gjennomsnitt i dag (2002-2012) i Vestfjordens dypere vannmasser er omtrent lik gjennomsnittlig konsentrasjon i perioden 1956-70.



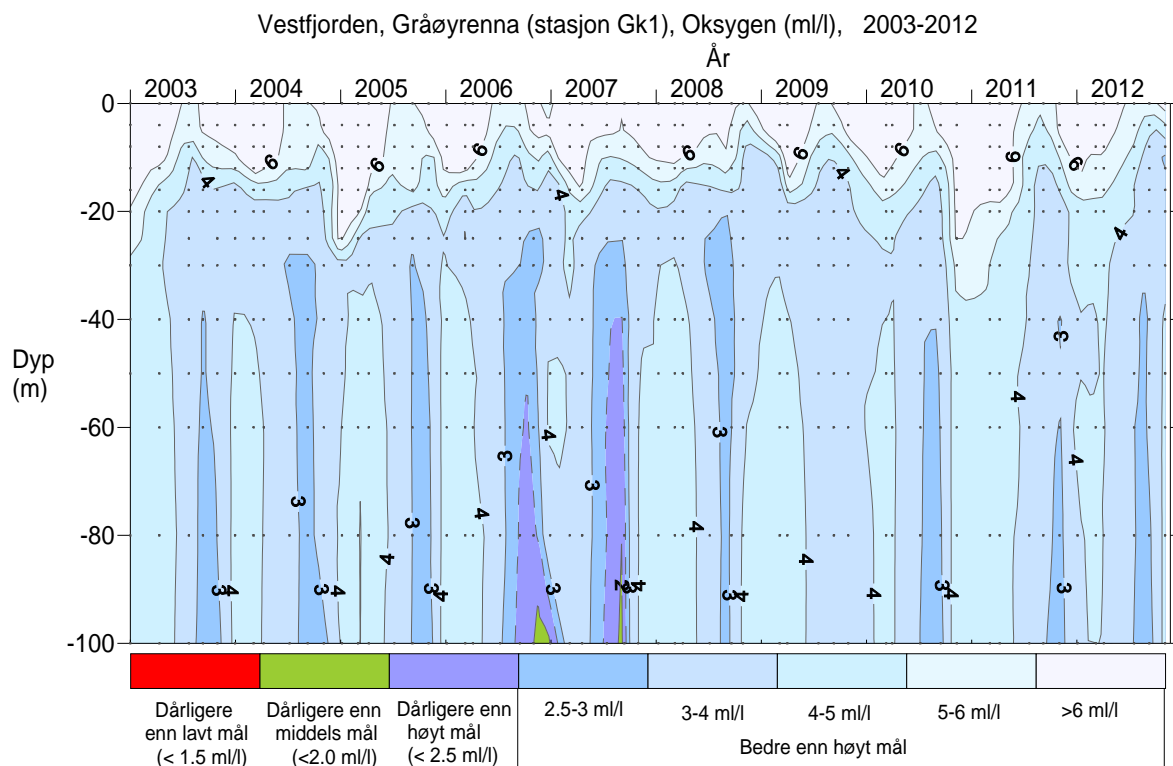
Oksygenkonsentrasjonen i fjorden blir bedre lengre sør i Vestfjorden, og med samme tentative mål som for Dk1 vil de søndre delene i dag klart oppfylle den laveste målsetningen og ligge nær å oppfylle kravet til middels mål (**Figur 22**). Fra 2008 har det stort sett vært forhold bedre enn høyt mål.



**Figur 22.** Oksygenkonsentrasjonen i den sørlige del av Vestfjorden, ved Langåra (F11) 1973-2012.



**Figur 23.** Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (F11,søndre Langåra) 1973-2012, 125 meters dyp.

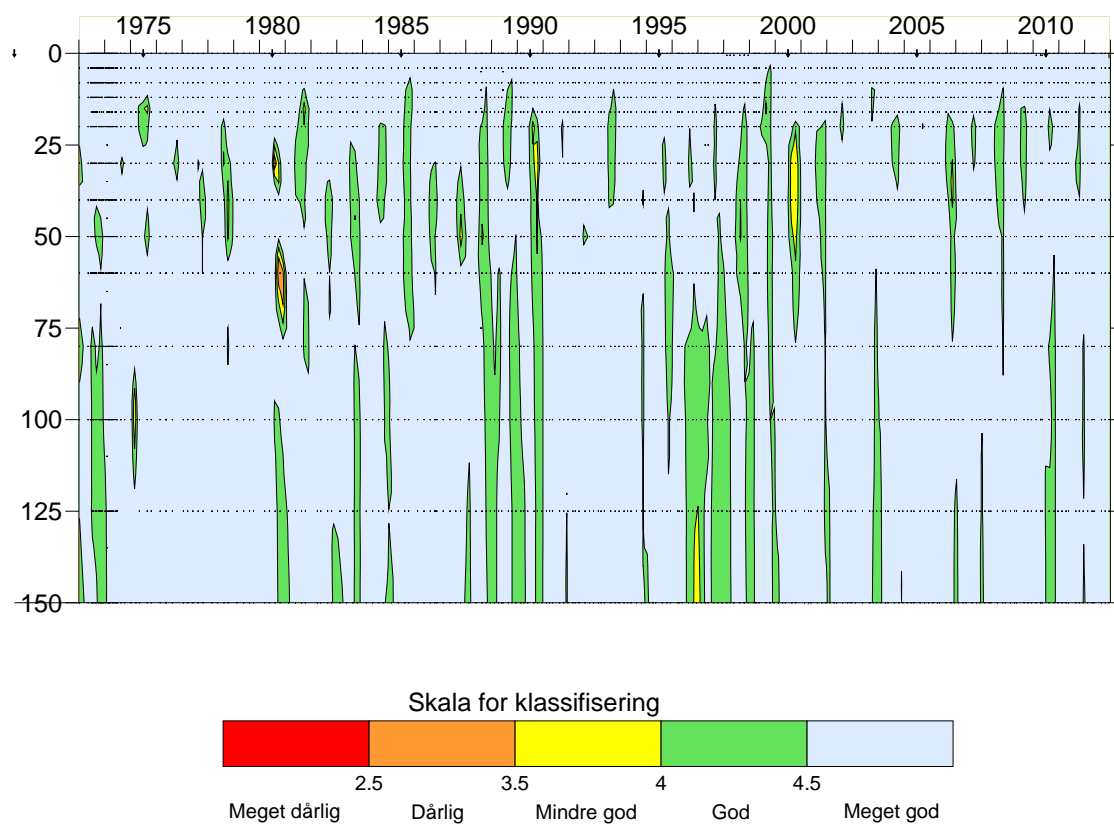


**Figur 24.** Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Gk1, Gråøyrennen) 2003-2012.

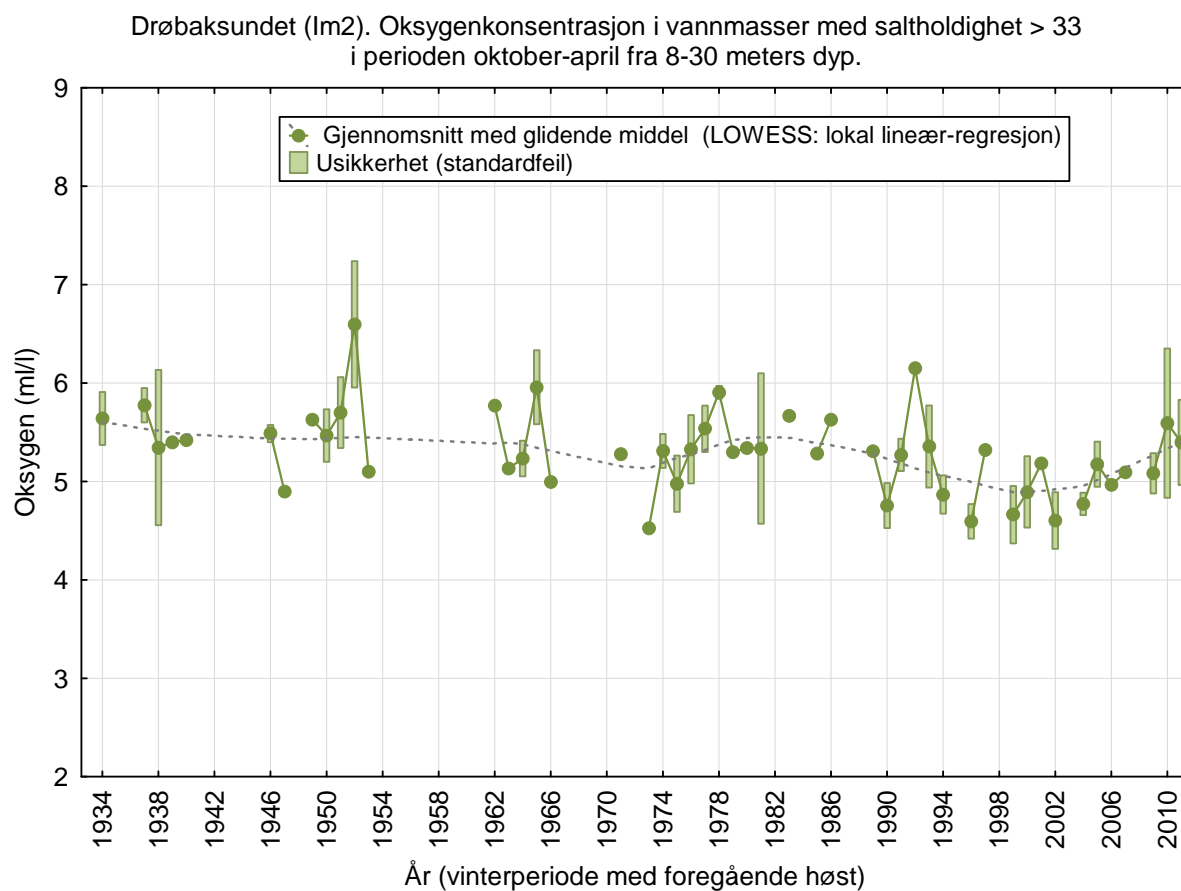
#### 2.4.4 Drøbaksundet

I Drøbaksundet var oksygenkonsentrasjonen *meget god/god* etter Klifs klassifiseringssystem i 2012 (**Figur 25**). Imidlertid har det over tid vært tendens til avtakende oksygenkonsentrasjoner på mellomdyb i de vannmasser som anses som mest sannsynlig kilde for nytt dypvann i Indre Oslofjord (**Figur 26**). 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.

Drøbaksundet (Im2), 1973-2012 Oksygenkonsentrasjon (ml/l).



**Figur 25.** Oksygenkonsentrasjonen i Drøbaksundet (Im 2) 1973-2012 sammenlignet med Klifs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystområder.



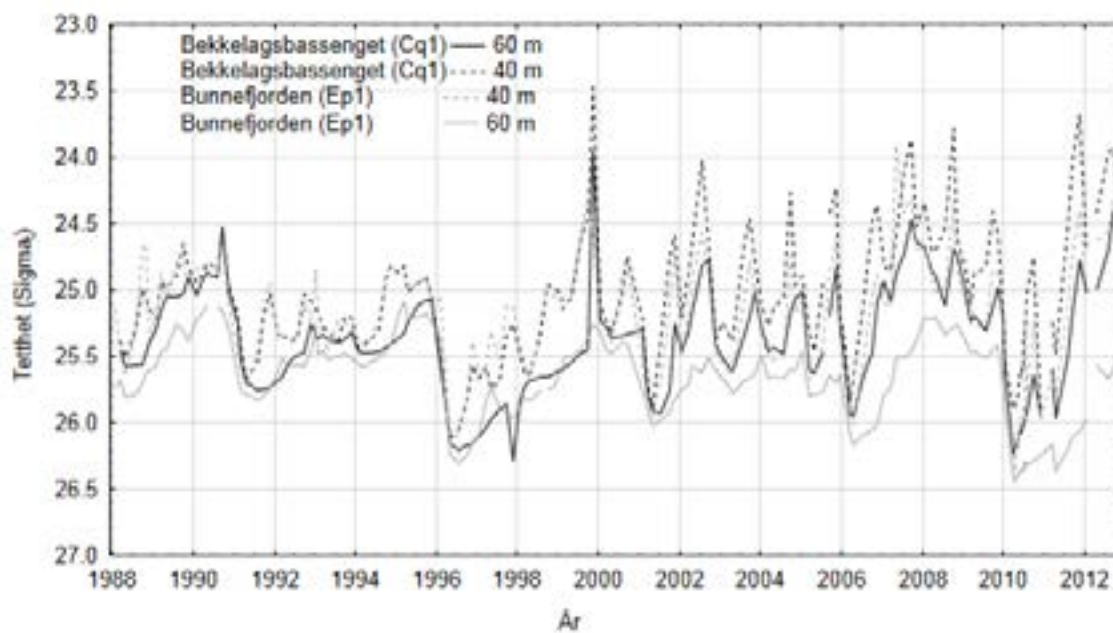
**Figur 26.** Oksygen (ml/l) i Drøbaksundet (1m 2) fra 1933-2011 i vannmasser som kan danne nytt dypvann i Indre Oslofjord. Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet (1952-61) og NIVA (1962-2011). Det er først beregnet middelerdi for hver dato av observasjoner som oppfyller utvalgsriteriet, deretter er det beregnet enkelt gjennomsnitt uten vektning over datogjennomsnittene innenfor hver vinterperiode fra oktober til april. Årstall gjelder månedene januar-april, men hver vinterperiode omfatter også data fra oktober-desember året før. For perioden oktober 2011 til april 2012 var det ikke noe vann som passet inn i kriteriet saltholdighet > 33 ved 8 til 30 meters dyp.

#### 2.4.5 Bekkelagsbassenget

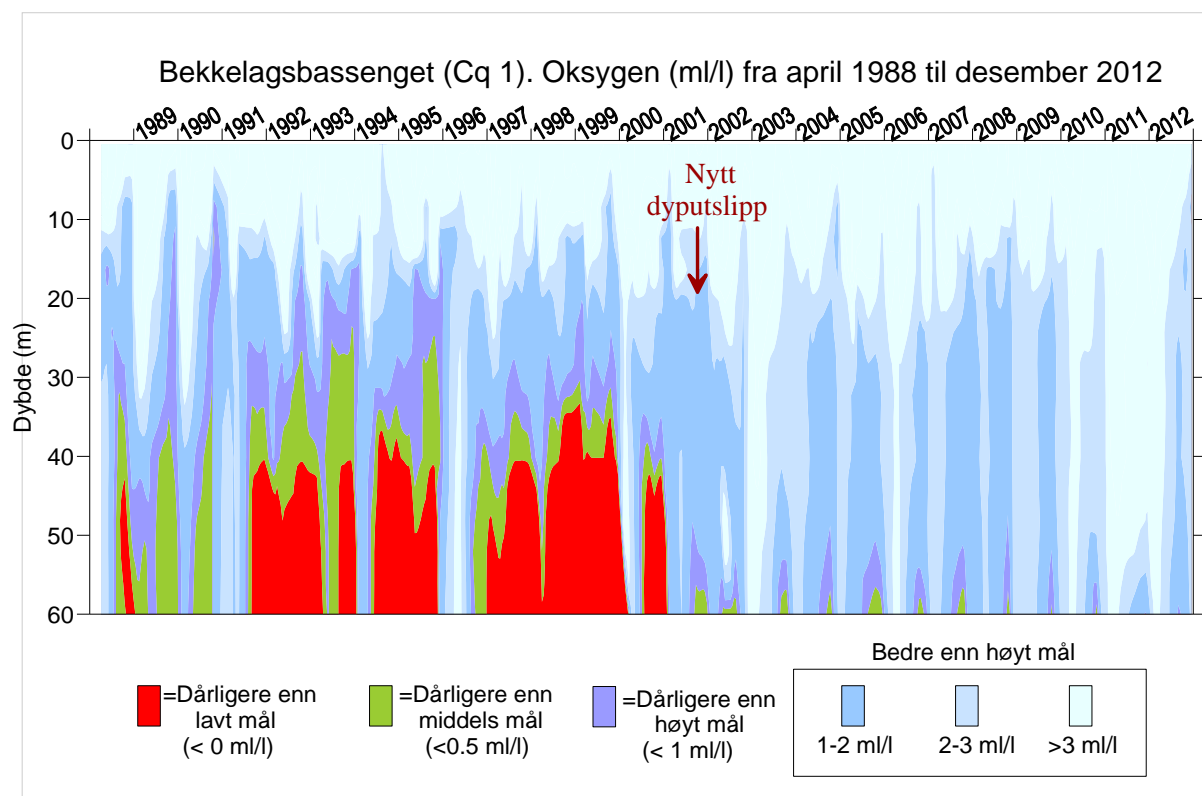
Det nye Bekkelaget renseanlegg ble etablert høsten 2001. Før dette var det ofte hydrogensulfidholdig vann og dårlige oksygenforhold i Bekkelagsbassenget. Etter etablering av det nye anlegget, som har et godt rensedyputslipp på vel  $1 \text{ m}^3/\text{s}$  ferskvann på 50 m dyp, er oksygenkonsentrasjonene blitt betydelig bedre (**Figur 27**). Oksygenforholdene i Bekkelagsbassenget 2012 var også bedre enn høyt mål, men det var ikke like gode oksygenforhold som i 2010 og i 2011.

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 Bunnfjorden. 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.

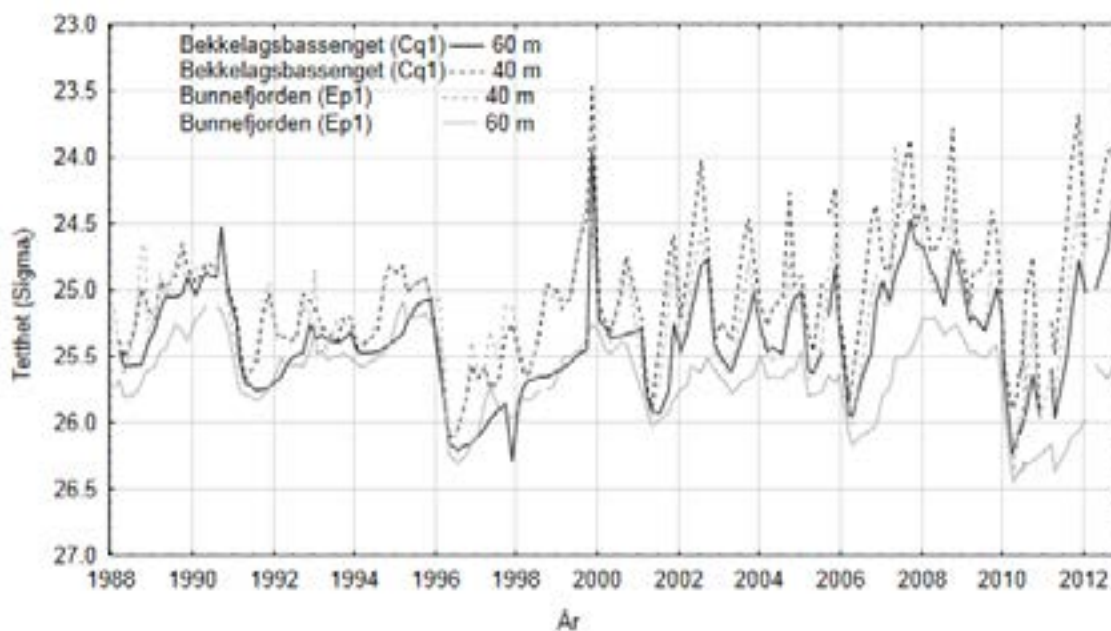


**Figur 28** viser hvordan tettheten på 40 og 60 m har variert i perioden fra 1988 til 2011, og det er en helt klar endring rundt år 2001.



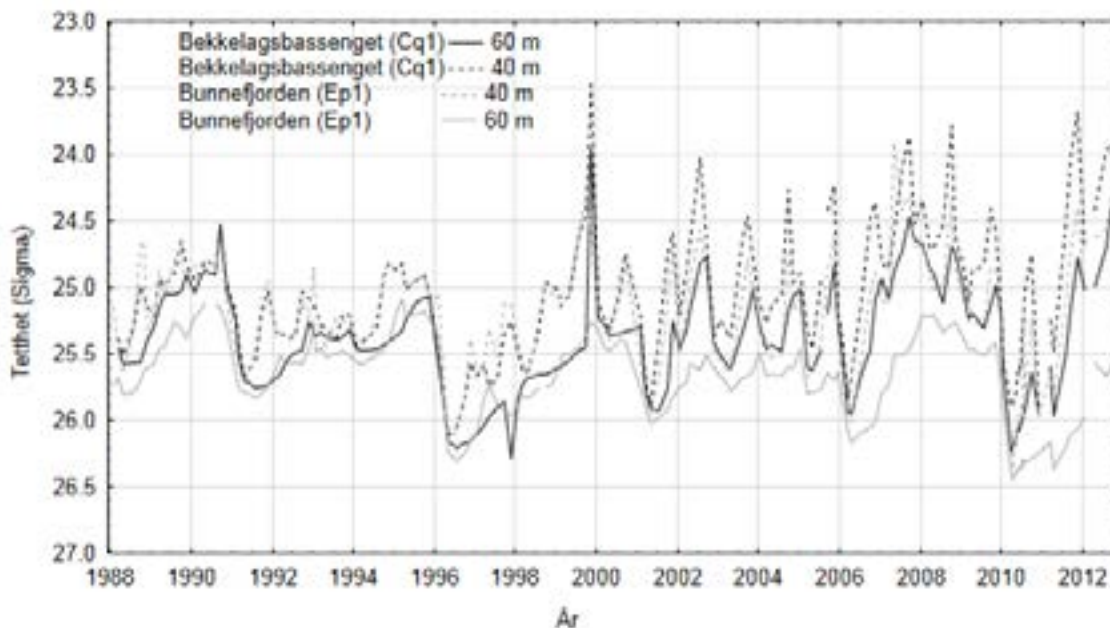
**Figur 27.** Oksygenkonsentrasjonen i Bekkelagsbassenget (Cq 1) 1973-2012, sammenlignet med tentative miljømål. Bare variasjoner under 3 ml/l er vist på figuren. Oksygenkonsentrasjonen har blitt bedre siden 1970-tallet, med en markant forbedring fra 2001, som skyldes dyputslippet fra det nye Bekkelaget renseanlegg.

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 28).** 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.

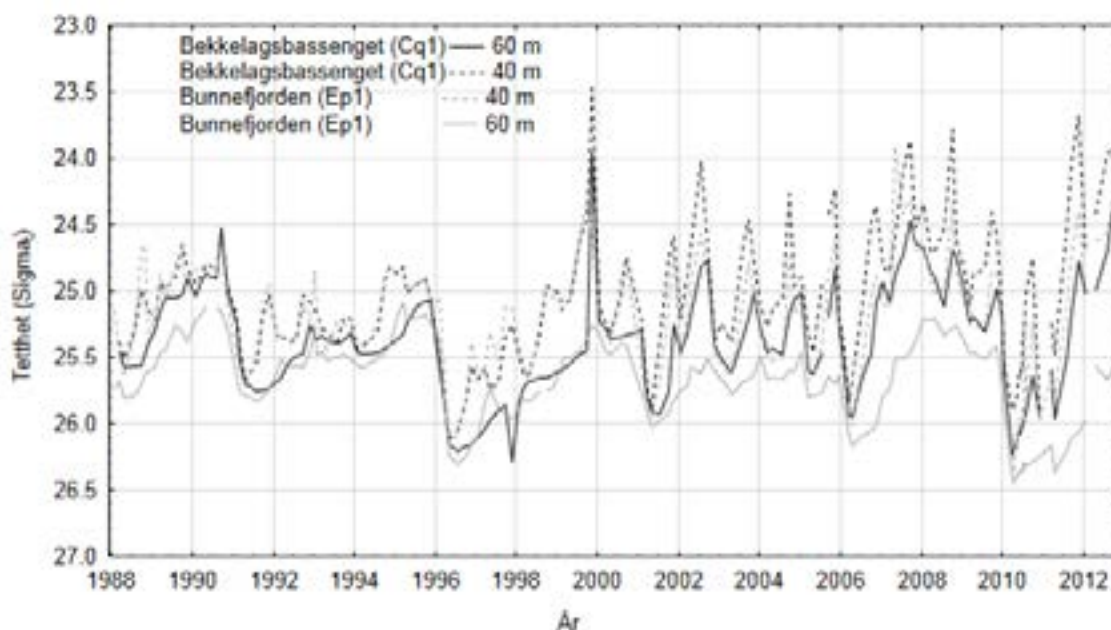
Etter 2001 varierer tettheten mye mer gjennom året enn før, med en mye raskere og større reduksjon som typisk foregår fra sommer til sen høst, og tilsvarende større tetthetsøkning rundt årsskiftet.



**Figur 28** 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 samtidig tydelig at etter 2001 er det oftere større forskjeller mellom tettheten ved 60 m i Bekkelagsbassenget enn i Bunnefjorden; den raske tetthetsreduksjonen i Bekkelagsbassenget gjør at det regelmessig hver høst oppstår en situasjon hvor vannet over terskeldyp ved inngangen til Bekkelagsbassenget 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 hatt 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 12**) er derfor nok så sikkert også et resultat av dyputslippet i Bekkelagsbassenget. Et dyputslipp av ferskvann på stort dyp i Bunnefjorden vil sannsynligvis forbedre forholdene der ytterligere.

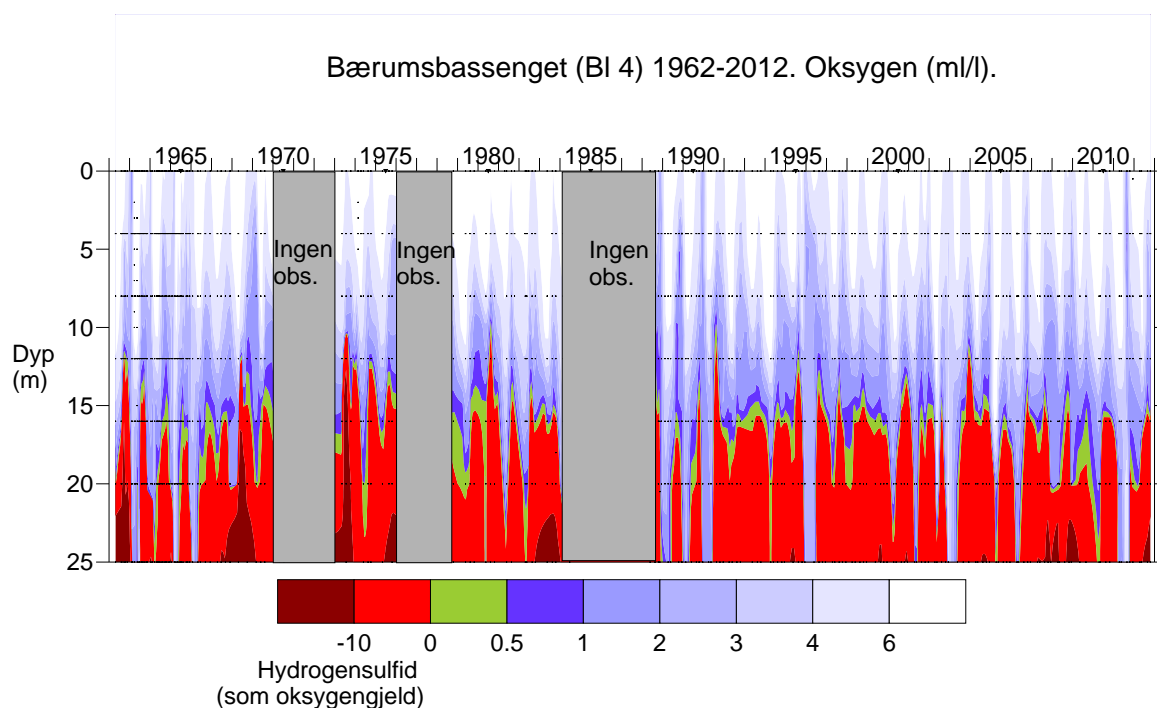




**Figur 28.** Vannets tetthet (densitet) i Bekkelagsbassenget på 40 og 60 m dyp, og i Bunnefjorden på 40 m dyp i perioden 1988-2012. Bemerk at tettheten øker nedover langs den vertikale akselen.

#### 2.4.6 Bærumsbassenget

I 2011 var det en kortvarig forbedring av oksygenforholdene i dyp større enn 15 m i Bærumsbassenget (**Figur 29**), men ved slutten av året og videre inn i 2012 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, bare med enkelte korte opphold, som i 2011. Trolig må forekomsten av hydrogensulfid i bunnvannet oppfattes som "naturlig tilstand" for området (Alve mfl. 2009) og at forbedringer kun kan forventes mellom 10-20 meters dyp, dersom det ikke settes i gang nedpumping av ferskvann for å bedre vannfornyelsen, slik dyputslippet fra Bekkelaget renseanlegg har bidratt til i Bekkelagsbassenget.



**Figur 29.** Oksygenkonsentrasjonen i Bærumsbassenget 1962-2012. Bare konsentrasjoner mindre enn 1 ml/l er markert spesielt.

#### 2.4.7 Bjørvika

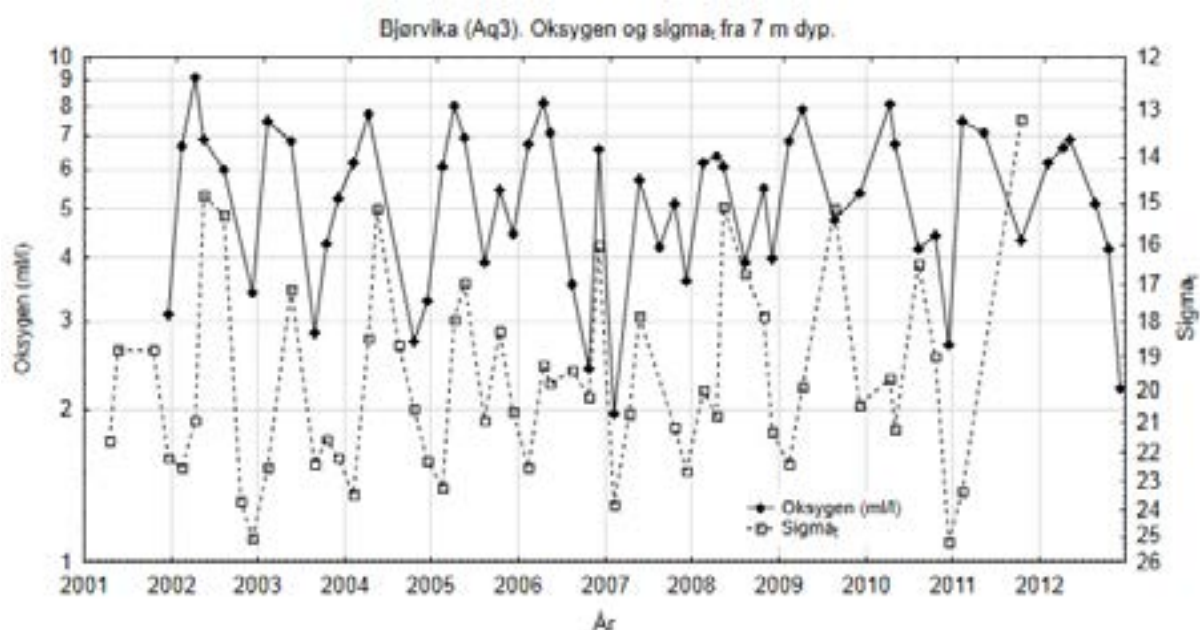
Resultater av oksygenmålinger i Bjørvika (Aq3) på 7 m dyp viser store sesongmessige variasjoner i konsentrasjonen (**Figur 30**). De fleste målingene ble gjort inne i Bjørvika, ganske nær bunnen, men i desember 2006 og i tidsrommet april 2007-mai 2008 ble de gjort lenger sør enn vanlig, med et maksimalt dyp i CTD-profilene som varierte mellom 12 og 17 m.

Oksygenkonsentrasjonene på 7 m dyp ved Aq3 svinger typisk fra høye verdier i februar-mai, oftest med maksimal verdi i april, til lave konsentrasjoner i siste del av året. De lave konsentrasjonene forekommer ofte omtrent samtidig med at tettheten ( $\sigma_t$ ) på 7 m dyp er på det høyeste eller øker mot et maksimum, og i noen tilfeller er det da også ganske små tetthetsforskjeller vertikalt, slik at vannmassene er lite stabile mot vertikal blanding. Enkelte år kommer den påfølgende økningen av oksygenkonsentrasjon samtidig med at tettheten avtar, men som oftest øker oksygenkonsentrasjonen igjen før tettheten begynner å minske.

I Bekkelagsbassenget (Cq1) måles oksygen på flere dyp. Hvis en ser på data herfra og fra 7 m på Aq3 i sammenheng (ikke vist her), kan en identifisere flere tilfeller av at lave oksygenkonsentrasjoner på 7 m dyp ved Aq3 opptrer i forbindelse med vannutskiftningsepisoder, hvor dypvannet i Bekkelagsbassenget skiftes ut med tyngre og mer oksygenrikt vann. Gammelt dypvann med lave oksygenkonsentrasjoner blir da «løftet opp» i vannsøylen og kan påvirke også Bjørvika hvis det kommer høyt nok opp, enten direkte eller ved videre vertikal blanding. Det finnes noen tilfeller av at både oksygenkonsentrasjon og tetthet øker på stort dyp i Bekkelagsbassenget samtidig med at oksygenkonsentrasjonen på 7-8 m dyp ved Aq3 og Cq1 avtar mens tettheten blir større, og en får mer homogene forhold med omtrent samme oksygenkonsentrasjon og tetthet som dypere ned. Det er imidlertid ganske varierende forløp, og ingen enkle og tydelige sammenhenger som går igjen fra år til år. Oksygenforholdene på 7 m dyp ved Aq3 som vi ser i (**Figur 30**) er også i stor grad et resultat av naturlig årstidsvariasjoner og av hvordan lagdeling og vannutveksling og blanding varierer med

ferskvannstilrenning og vind. Om vinteren vil det være lave temperaturer og lite ferskvann i overflatelaget. Lave temperaturer gir høyere metningskonsentrasjon, og de høyeste oksygenkonsentrasjonene på 7 m dyp kommer som regel i etterkant av perioder med lav temperatur og lite tetthetssjiktning. Dermed vil overflatevann med høy oksygenkonsentrasjon blandes ned mot større dyp og gi økt oksygenkonsentrasjon der. De lave oksygenkonsentrasjonene om høsten vil i stor grad skyldes oksygenforbruk ved nedbrytning av organisk stoff som skjer i hele fjorden, også lokalt i Bjørvika. Tilførselen av oksygen ved blanding ovenfra vil også være mindre fordi konsentrasjonen i overflatelaget er lavere pga. høy overflatetemperatur om sommeren. Virkningen av at gammelt dypvann kommer inn i Bjørvika vil komme i tillegg til dette.

Det vil skifte fra år til år hvordan de ulike prosessene samvirker, og det er ikke mulig ut fra denne korte tidsserien å si om oksygenforholdene i Bjørvika følger en langsiktig tidstrend.

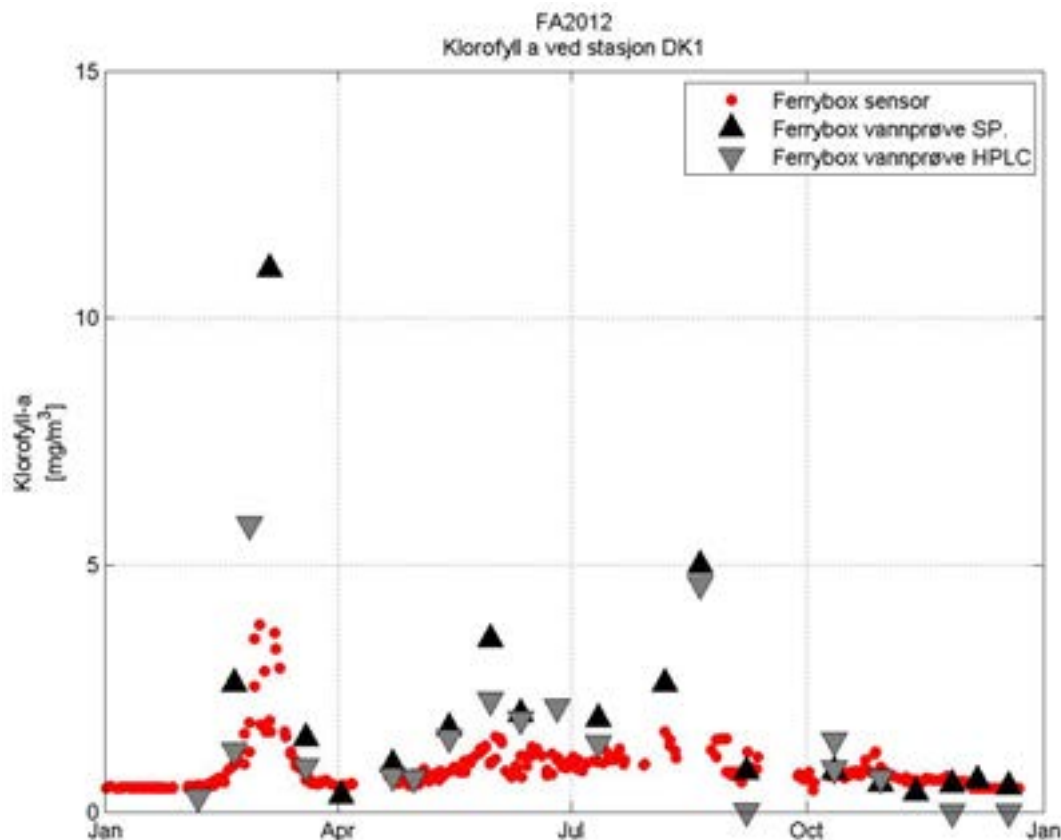


**Figur 30.** Oksygenkonsentrasjon i Bjørvika med log-skala på y-aksene.

## 2.5 Klorofyll, siktedyp og næringsalter

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

Biomassen av planteplankton i 2012 (målt som mengden av klorofyll-a og klorofyll-a fluorescens) startet med en våroppblomstring som begynte i midten av februar og varte til midten av mars. Deretter fulgte en periode med lav biomasse som har en sammenheng med lavere næringssaltnivå. Våroppblomstringen i 2010 og 2011 startet til sammenligning noe tidligere (starten av februar til starten av mars). Fra mai til oktober ser man at klorofyll-a fluorescensen varierer rundt  $1 \text{ mg m}^{-3}$ , mens det måles høyere verdier i vannprøvene (**Figur 31**). Dette kan komme av at algene fluorescerer mindre enn klorofyllverdiene skulle tilsi ved høy lysmengde, næringsstress, stor celledørrelse eller ved variasjon i artskomposisjonen. I august er det noe manglende data fra Ferrybox grunnet driftsproblemer.



**Figur 31.** 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

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

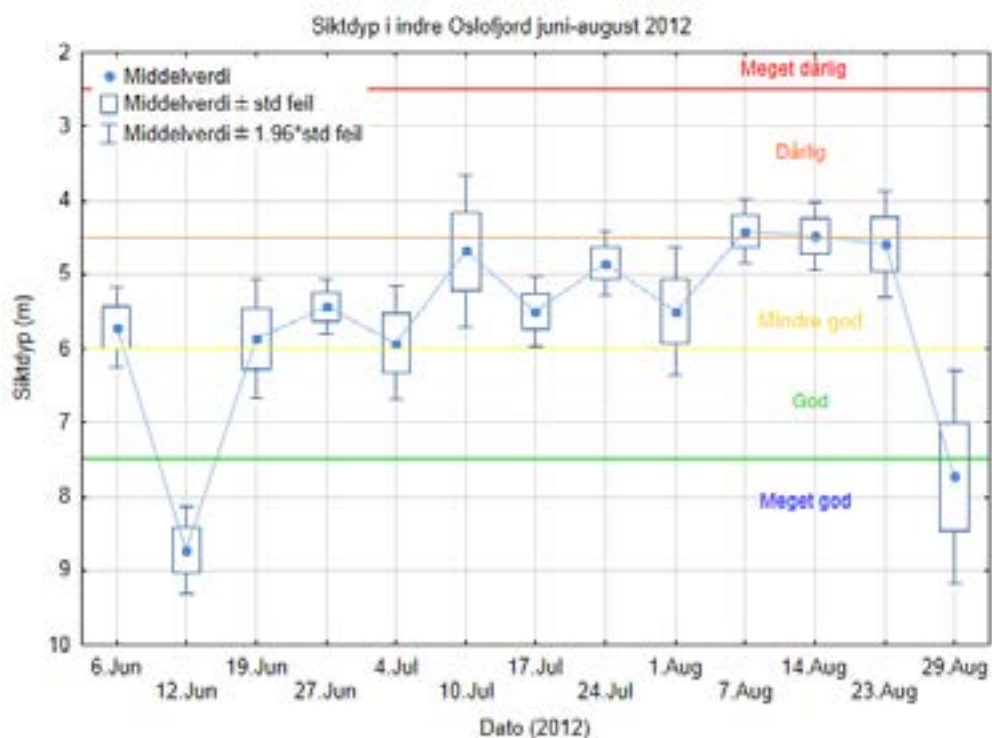
For 8 av 13 tokt var tilstanden mindre god for siktdypet sommeren 2012 (**Figur 32**). Dette gjaldt siste del av juni, hele juli og den tredje uka i august. De to foregående ukene i august var siktdypet enda dårligere og i tilstand dårlig. Det var kun ved toktene 12. juni og 29. august god tilstand. Ved å se på gjennomsnittet av siktdyp for hver enkelt stasjon i **Tabell 3**, så er det 7 av 15 stasjoner som har tilstand god og dette er stasjoner lokalisert i de mer åpne områdene som Dk1 i Vestfjorden, Ep1 i Bunnefjorden, men også Cq1 i Bekkelagsbassenget. Stasjonene i de mer beskyttede områdene har tilstand mindre god og dårlig.

Næringssaltkonsentrasjonene i juni-august i fjordens overflate (**Tabell 3**) viser *meget god/god* tilstand på alle stasjonene i 2012 bedømt etter Klifs klassifiseringssystem for miljø i fjorder (Veileder 97:03, Molvær mfl. 1997).

Til tross for en del nedbør i juni og i juli, var siktdypet sommeren 2012 tydelig bedre enn gjennomsnittet for perioden 2002-2010 (**Figur 33**). Siden 1973-1982 har det vært en klar forbedring

fram til perioden 2002-2010 og forbedringen har vært sterkest mellom de to første periodene, og den prosentvise forbedringen har vært størst i de områdene som var dårligst.

Tilstanden bedømt etter Klifs miljøklassifiseringssystem var bedre for klorofyll enn for siktdyp for 5 av de 8 stasjonene hvor det ble målt klorofyll -a (**Tabell 3**). Fire stasjoner hadde tilstand god, mens de resterende var i mindre god tilstand. Sammenlignet med gjennomsnittet for perioden 2002-2010, var gjennomsnittsverdiene for planteplanktonbiomassen (klorofyll-a) større i 2012 (**Figur 34**).



**Figur 32.** Siktdyp sommeren 2012. Middelerverdi av ukentlige observasjoner på samtlige 16 stasjoner.

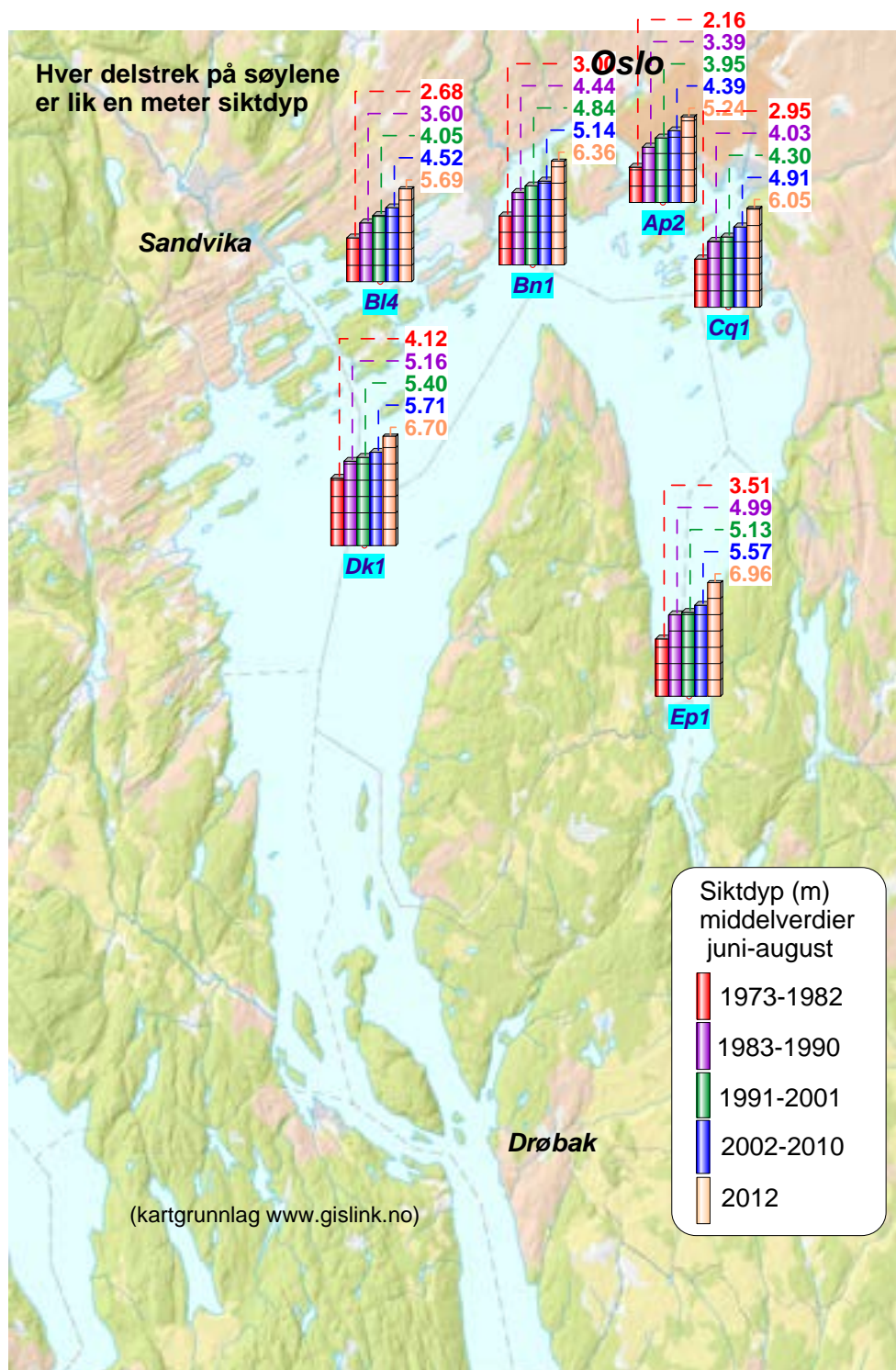
**Tabell 3.** Tilstanden i Indre Oslofjords overflatelag sommeren 2012, bedømt etter Klifs klassifiseringssystem for eutrofitilstand i fjorder. Middelerdi av ca. 14 observasjoner i juni-august.

Stasjon	Saltholdighet	Tot-P ( $\mu\text{g/l}$ )	Tot-N ( $\mu\text{g/l}$ )	Kl-a ( $\mu\text{g/l}$ )	Siktdyp (m)
Ap1					5,2
Ap2	20,6	12	238	3,8	4,4
Aq1					4,8
Aq2	19,4				3,1
Aq3	19,0	14	265	4,2	3,5
Bk1					4,4
Bk2					5,8
Bl4	18,9	9	236	3,0	5,7
Bn1	19,9	10	213	2,9	6,4
Br1	20,6				6,0
Cj1	19,9				6,4
Cq1	20,3	11	223	3,6	6,1
Dk1	20,0	9	202	2,6	6,7
Ej1					7,5
Ep1	20,5	10	216	2,1	7,0
Gp1	20,6	13	296	4,1	5,6

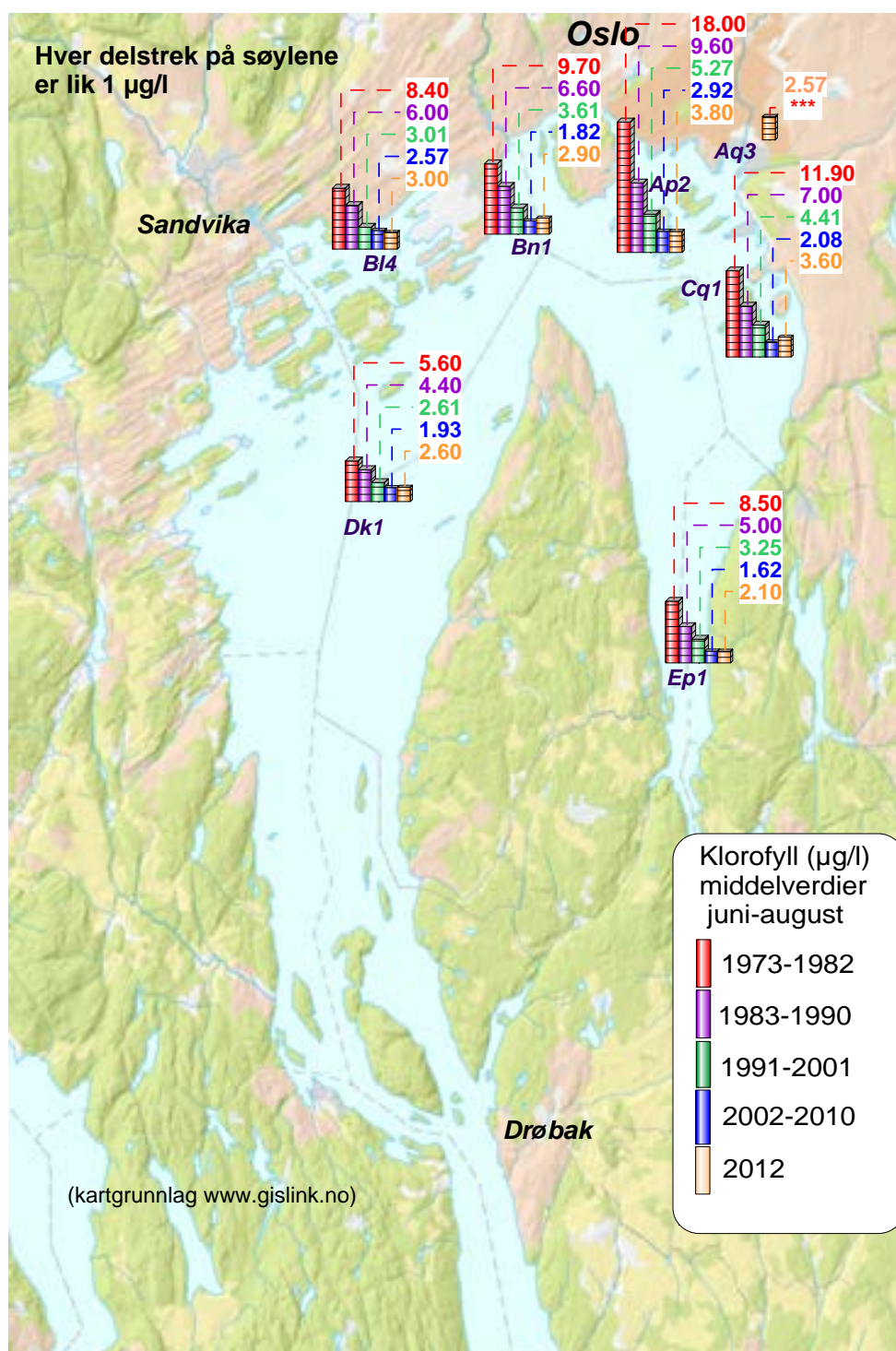
Stasjonene klassifisert etter saltholdighet 0-20. Skala for klassifisering:

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





**Figur 33.** Midlere siktdyp i juni-august (13 observasjoner) fra 1973-82, 1983-90, 1991-2001 og sommeren 2012.



**Figur 34.** Klorofyll-a (µg/l) i 0-2 meters dyp, middelveier i juni-august fra 1973-82, 1983-90, 1991-2001, 2002-2010 og 2012. Klorofyll-a er et indirekte mål på planteplanktonbiomassen.

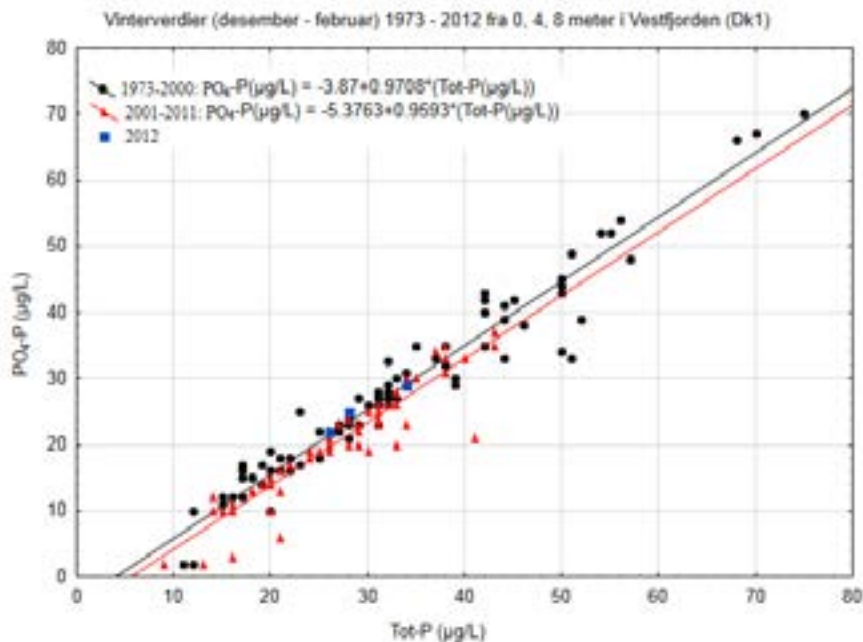


### 2.5.3 Næringssaltkonsentrasjoner i overflatelaget vinterstid (desember-februar)

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 en noe hyppigere observasjonsfrekvens av næringssalter vinterstid i overflatelaget enn hva som er i dag, 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.

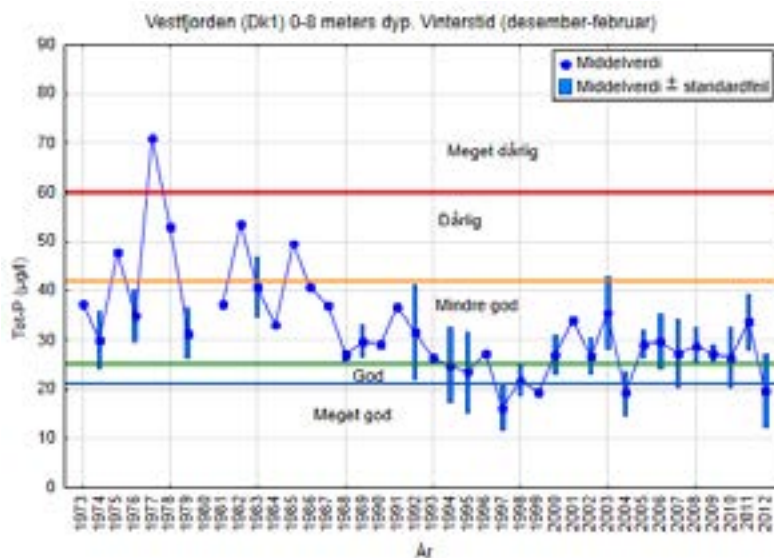
Sammenhengen mellom total fosfor og fosfat i overflatelaget (0-8 meters dyp) i desember til februar måneder er vist i **Figur 35** og den viser at det er en god sammenheng. Derfor er totalfosfor brukt videre for analysen av vinterkonsentrasjoner av fosfor siden det er flere observasjoner fra denne parameteren. I figuren er det skilt mellom perioden før og etter 2000, og vinteren 2012 er vist med egen markering. Det er omtrent lik sammenheng for de to periodene, og for 2012 er fosfatinnholdet sentrert i dataklyngen og figuren viser at variasjonsområdet er mye mindre etter 2000 enn det som forekom tidligere.



**Figur 35.** Vinterverdier av total fosfor og fosfat i Vestfjordens (Dk1) overflatelag.

## Vestfjorden

I et lengre tidsperspektiv har altså fosforkonsentrasjonen vært klart avtakende (**Figur 36**) 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 1989-2012.

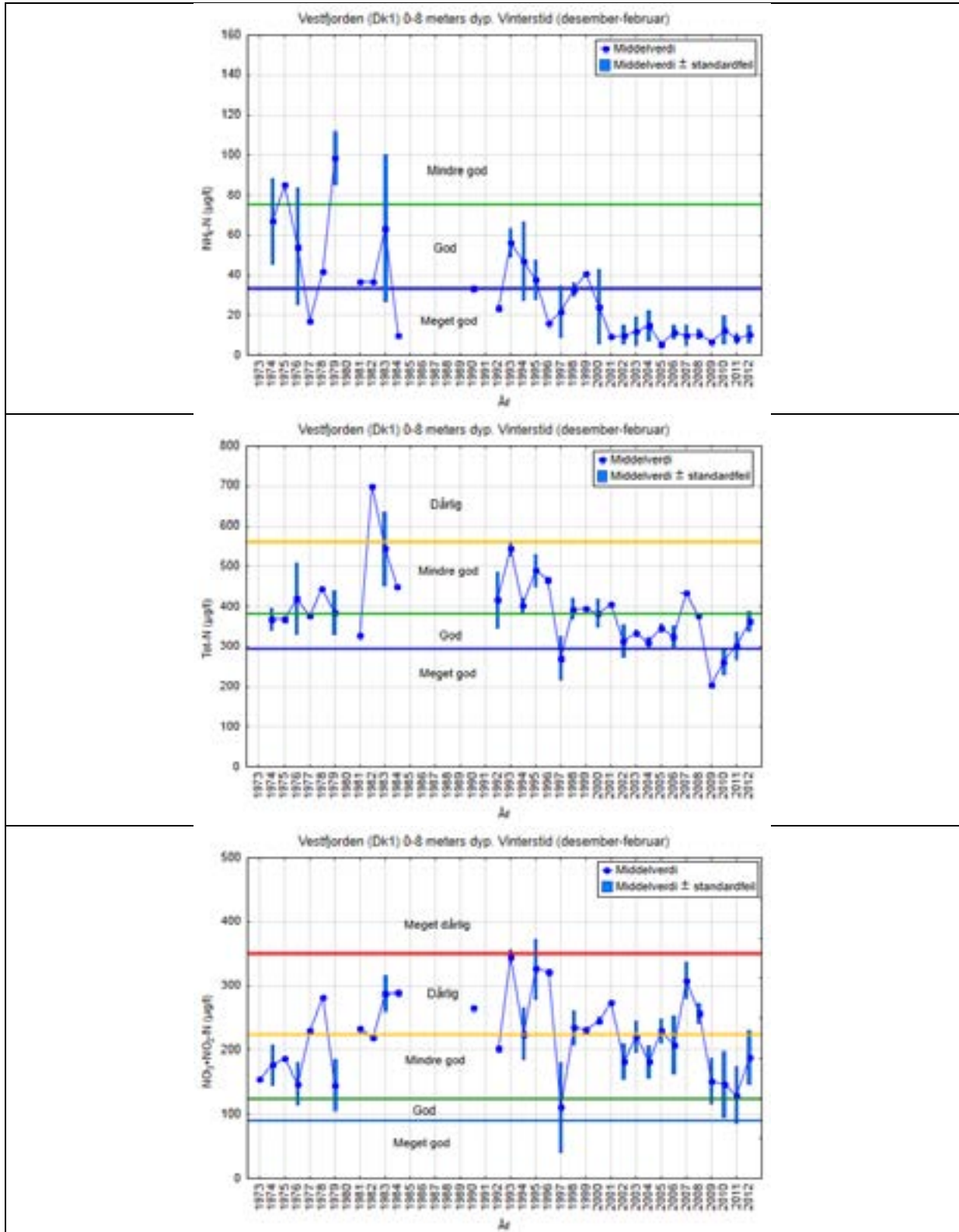


**Figur 36.** Vinterobservasjoner av Tot-P i Vestfjorden (Dk1 1) i 0, 4 og 8 meters dyp for perioden 1973-2012. Det er først beregnet middelværdi over dyp for hver dato, deretter er gjennomsnitt over datoene innenfor hver vinterperiode beregnet. Årstall gjelder månedene januar og februar, men hver vinterperiode 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 Klifs miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet.

Nitrogenkonsentrasjonene har også endret seg over tid. Det er klart avtakende konsentrasjoner av ammonium fra 1970-tallet til i dag, og spesielt er de mye lavere i årene 2001-2012 (**Figur 37** **Feil!** **Fant ikke referanse kilden.**, øverste panel). Tilstanden mht. ammonium i overflatelaget kan nå klassifiseres som stabilt *meget god*.

Også for totalnitrogen kan det antydes en reduksjon i perioden 2002-2012 sammenlignet med tidligere år, selv om endringen her ikke er så tydelig (**Figur 37**, midterste panel) som for ammonium.

For nitrat+nitritt er det også en viss reduksjon fra midt på 90-tallet til i dag, men sett over hele perioden er det ingen generell nedgang (**Figur 37**, nederste panel). Høyere konsentrasjoner vinteren 2001 kan forklares av meget stor nedbør høsten 2000 (oktober-desember) og i 2007 var det sannsynligvis en kombinasjon av stor nedbør, mildt klima og at februarstøtet 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 2002-2012 kan således være tegn på virkningen av nitrogenrensing i tillegg til ammoniumutviklingen, som i større grad reflekterer overgangen til dypvannsutlipp.



**Figur 37.** Vinterobservasjoner av NH<sub>4</sub>-N (øverste panel), Tot-N (midterste panel) og NO<sub>3</sub>-N+NO<sub>2</sub>-N (nederste panel) i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2012. For detaljert forklaring, se **Figur 36**. Utviklingen er sammenlignet med Klif's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet.

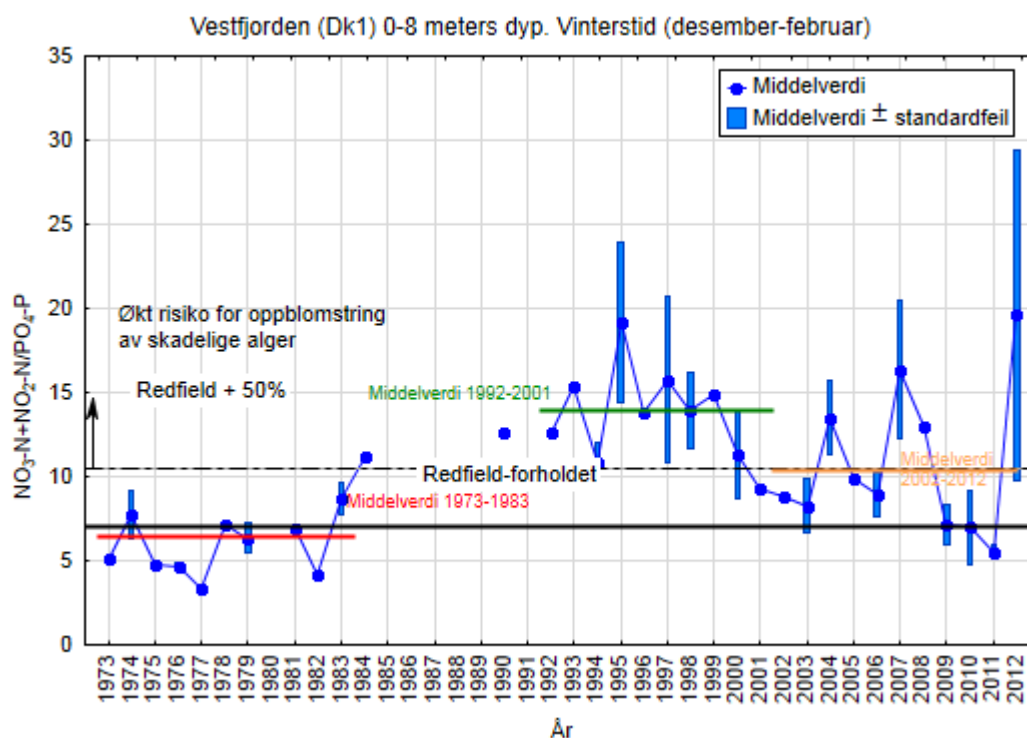
Tilstanden bedømt etter Klifs miljøklassifiseringssystem varierer noe avhengig av om en benytter verdiene for Tot-N eller nitrat+nitritt. De siste 3 årene kan tilstanden i Vestfjorden karakteriseres som *god/meget god* basert på Tot-N og *mindre god* basert på nitat+nitritt.

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 overflate lag økte N:P-forholdet fra perioden 1973-1985 til perioden 1993-2001 (**Figur 38**), og var da klart mer enn 50 % over Redfieldforholdet med det høyeste forholdet siden målingene startet. Forholdene i 2001-2011 viser imidlertid ofte N:P-forhold lavere enn denne grensen for økt risiko, selv om dette forholdet også har vært høyere enn denne grensen i samme periode. I 2012 var det et betydelig hopp i Redfieldforholdet, faktisk det høyeste tallet siden overvåkingen startet. Samtidig er det et stort standardavvik, som skyldes en veldig lav PO<sub>4</sub>-måling ved 4 m dyp i desember 2011.

For mye N eller P i forhold til silikat kan medføre et skifte i artssammensetning fra diatoméer til mindre ønskelige flagellater (flere giftige eller skadelige arter). En slik oppblomstring av skadelige alger begunstones når PO<sub>4</sub>-P/SiO<sub>2</sub> og NO<sub>3</sub>-N/SiO<sub>2</sub>-forholdene overstiger gitte grenseverdier (OSPAR, 2001). **Tabell 4** og **Tabell 5** viser at i de senere år har forholdene i Vestfjorden og Bunnfjorden 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.



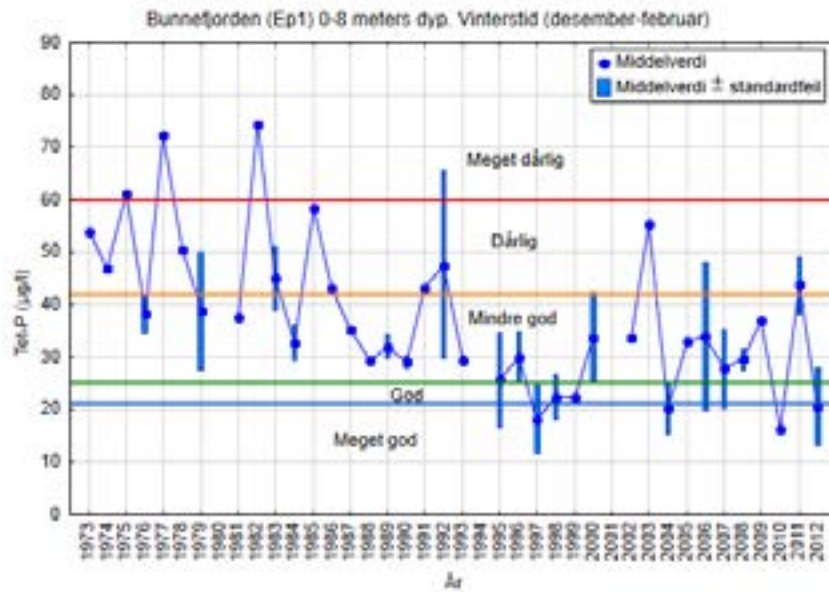
**Figur 38.** Vinterobservasjoner av forhold mellom nitritt+nitrat og fosfat ( $[\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}]/[\text{PO}_4\text{-P}]$ ) eller DIN/DIP-forhold, som vektforhold N:P i overflatelaget i Vestfjorden (Dk 1, 0- 8 meters dyp). Periodegjennomsnittene er beregnet på middelverdiene over dyp 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 2000-2012. 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.

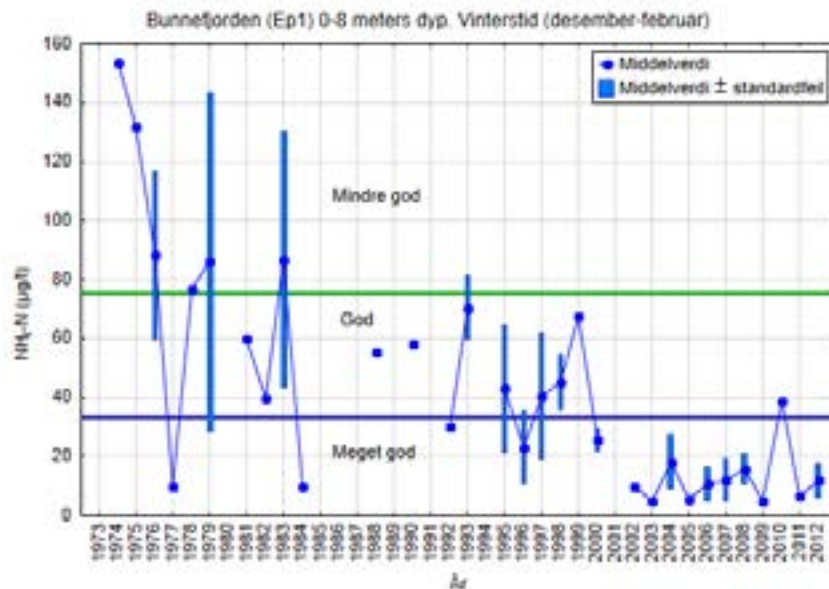
År (vinter- periode)	[PO <sub>4</sub> -P]/SiO <sub>2</sub> -forhold		[NO <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub> +NH <sub>4</sub> ]-N /SiO <sub>2</sub> (DIN/SiO <sub>2</sub> )	
	OSPAR – grenseverdi: 0,064		OSPAR – grenseverdi: 0,47	
	Gj.snitt	Maksimum	Gj.snitt	Maksimum
2000	0,034	0,046	0,46	<b>0,76</b>
2001	0,016	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	<b>0,154</b>	0,34	<b>0,62</b>
2011	0,048	<b>0,089</b>	0,26	0,38
2012	0,018	0,022	0,23	0,29

### Bunnefjorden

Næringssaltkonsentrasjonen vinterstid i Bunnefjorden (Ep1) følger i store trekk utviklingen i Vestfjorden (Dk1), med avtakende fosforkonsentrasjoner i perioden 1989-2012 sammenlignet med 1973-1982, og tendens til lavere ammoniumkonsentrasjoner etter år 2000 (**Figur 39-Figur 40**). Reduksjon av total nitrogen og nitritt+nitrat (**Figur 41-Figur 42**) er ikke like tydelig som for total fosfor og ammonium og er på henholdsvis på grensene mellom tilstand god/mindre god og mindre god/dårlig. Likheten med Vestfjorden gjelder også for N/P-forhold, med både en økning i Refieldforholdet, men samtidig når PO<sub>4</sub>-P/SiO<sub>2</sub> og NO<sub>3</sub>-N/SiO<sub>2</sub>-forholdene lavere enn de gitte grenseverdiene (**Figur 43** og **Tabell 5**).

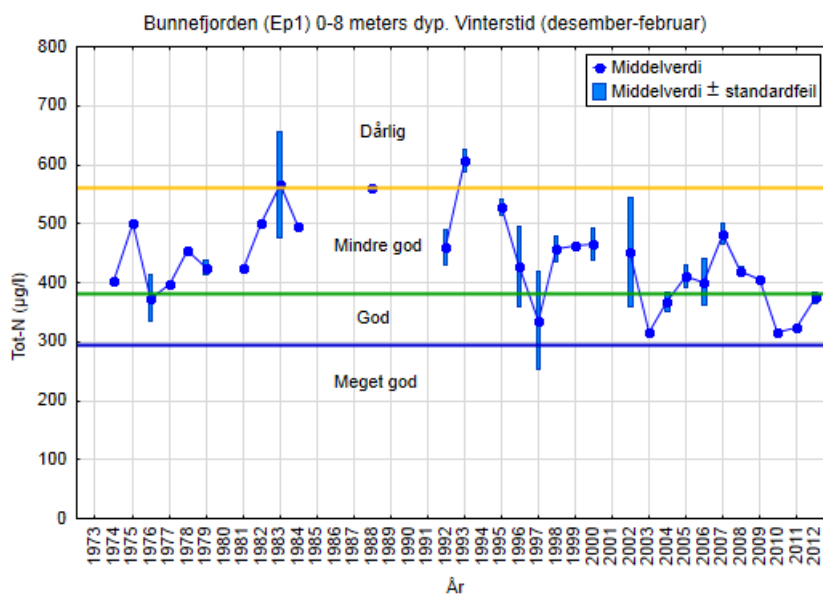


**Figur 39.** Vinterobservasjoner av Tot-P i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2010. Utviklingen er sammenlignet med Klifs miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet.

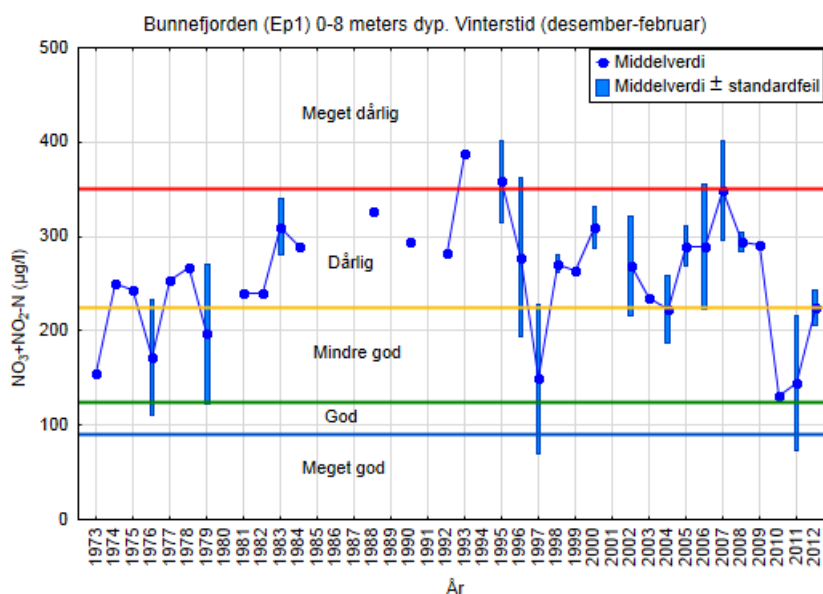


**Figur 40.** Vinterobservasjoner av  $\text{NH}_4\text{-N}$  i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2010. Utviklingen er sammenlignet med Klifs miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet.



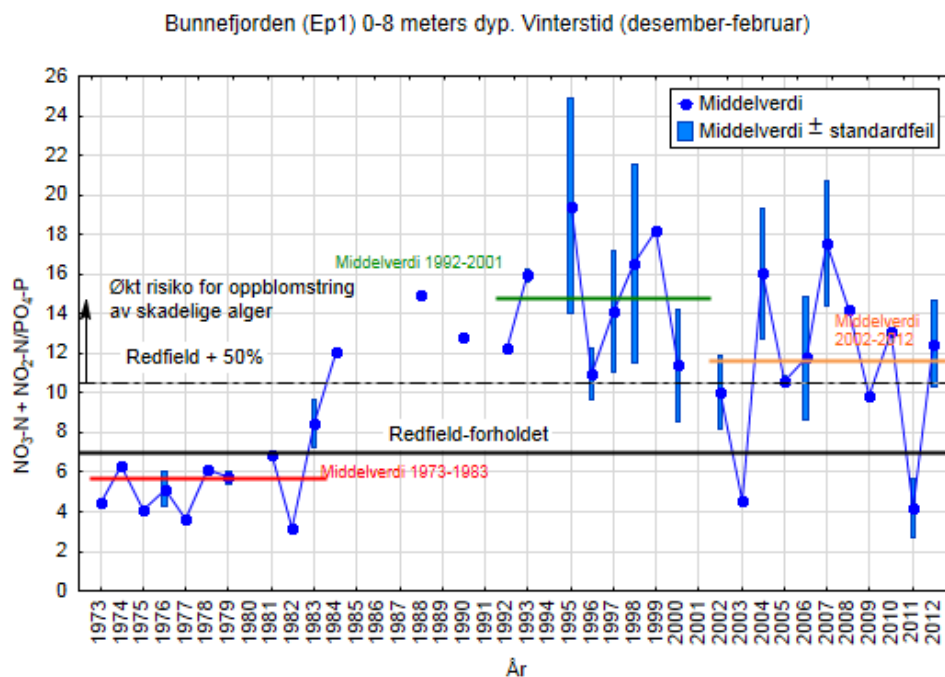


**Figur 41.** Vinterobservasjoner av Tot-N i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2010. Utviklingen er sammenlignet med Klifs miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet.



**Figur 42.** Vinterobservasjoner av  $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$  i overflatelaget i Bunnefjorden (Ep1, 0.-8 meters dyp). Utviklingen er sammenlignet med Klifs miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet.





**Figur 43.** 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 2000-2012. Hvis forholdet er større enn OSPARs grenseverdi, vil det kunne skje endringer i planteplanktonets artssammensetning ved et skifte fra diatoméer til flagellater, hvorav flere arter er skadelige (OSPAR). Verdier hvor det er tilfelle er merket med fet skrift. I de senere år ligger forholdene i Bunnefjorden under denne grensen.

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

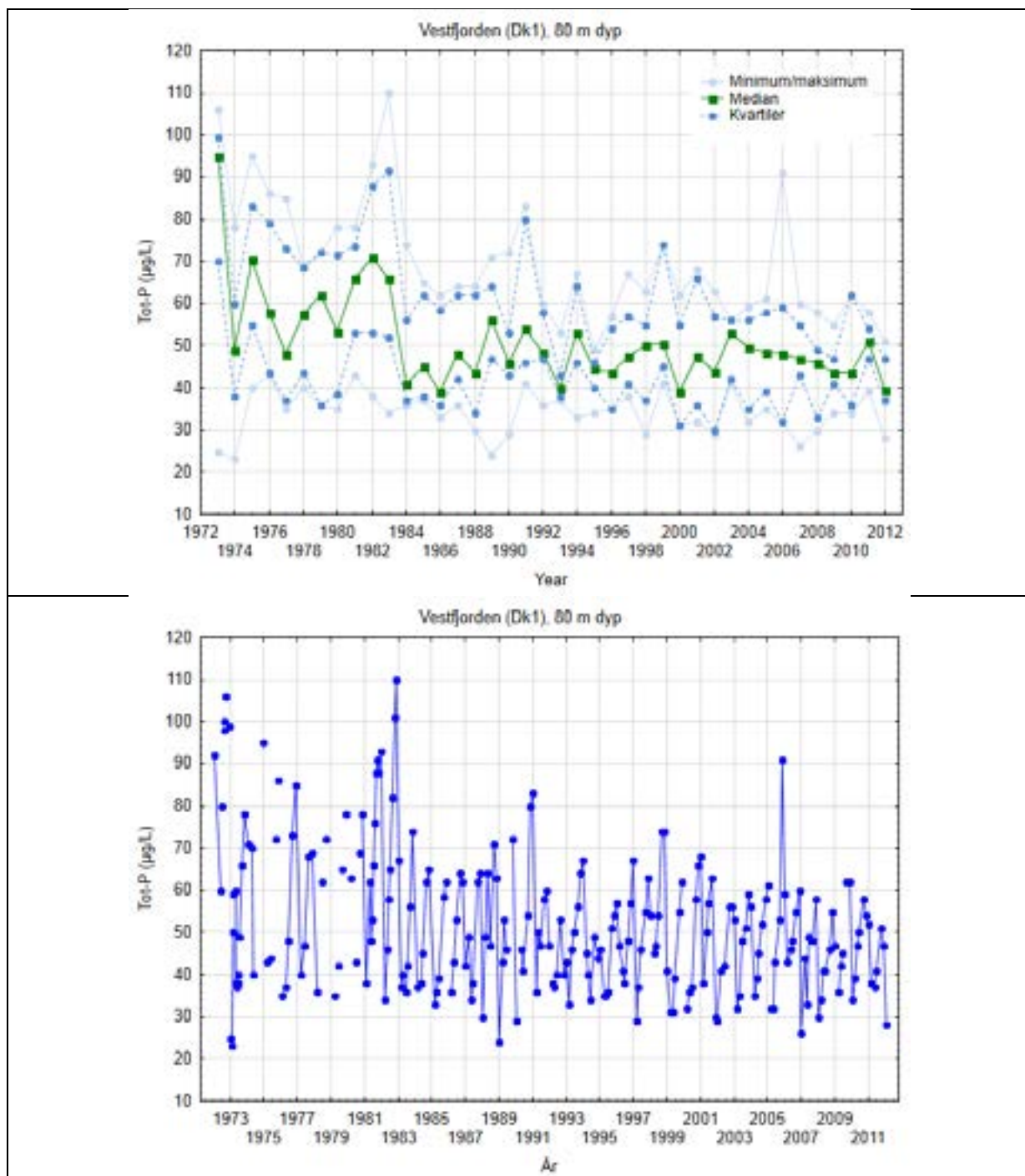
#### 2.5.4 Kjemiske forandringer i næringssaltinnholdet i dypvannet

I **Figur 44** vises Tot-P konsentrasjonen i dypvannet (80 m dyp) i Vestfjorden fra 1973-2012, henholdsvis med statistisk fordeling pr. kalenderår (min, maks, median og kvartiler, øverste panel) og som tidsserie med årstidssvingninger (nederste panel). Verdiene i 2012 var blant de laveste målt i løpet av denne tidsserien. Det har vært en klar nedgang fra perioden 1973-1985 og frem til i dag. Siden 1992 har det ikke vært noen tydelig tegn til videre nedgang, selv om det fra 2002 har vært en liten nedgang hvert år i medianverdiene. 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 rensiltak. 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.

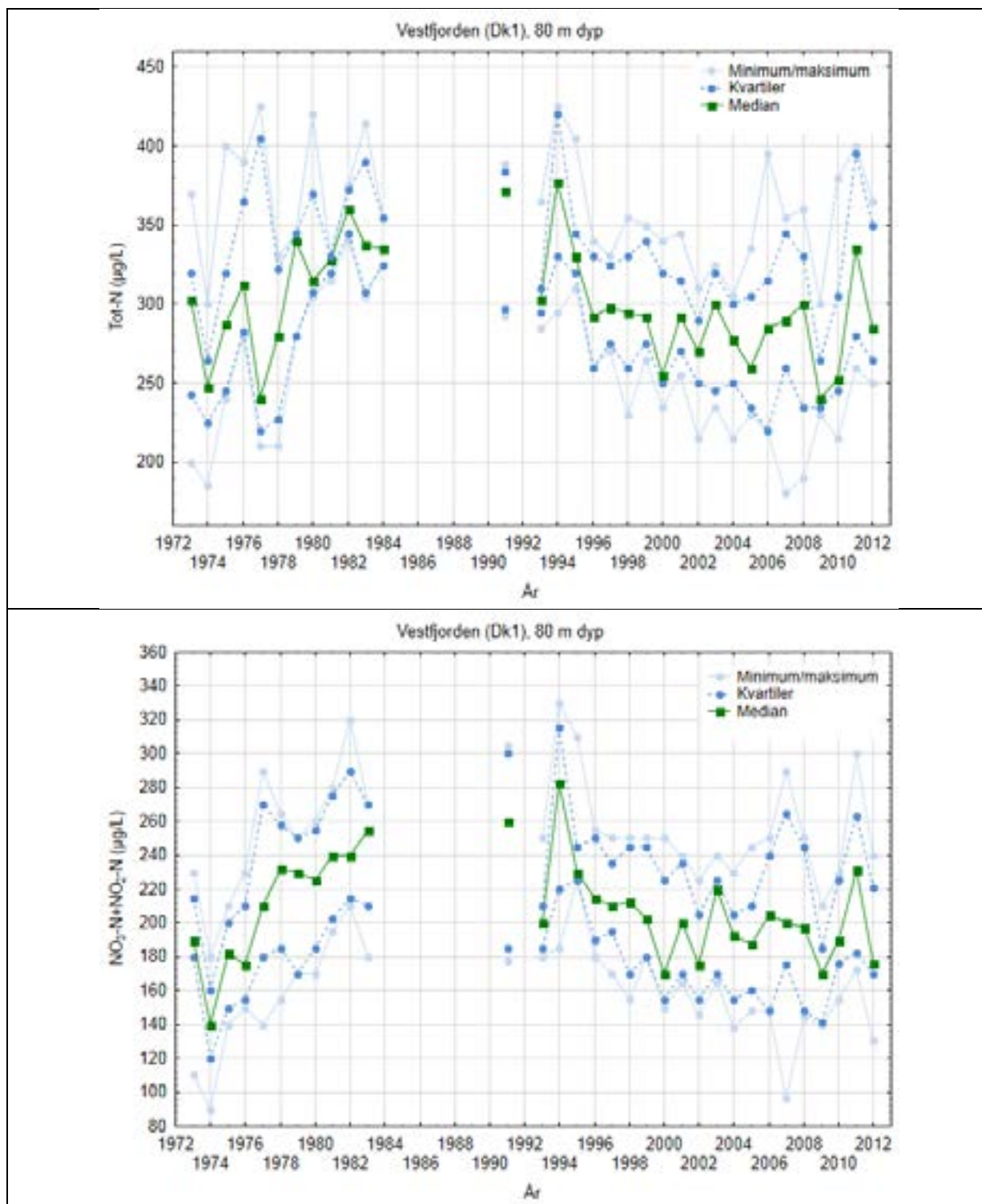
Gjennomsnittskonsentrasjoner for Tot-N (øverste panel) og summen av nitrat og nitritt (nederste panel) i vann fra 80 m dyp i Vestfjorden for perioden 1973-2012 er vist i **Figur 45** med statistisk fordeling pr. kalenderår (min, maks, median og kvartiler). Konsentrasjonene viste tegn til økning fra 1973 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 2012 viser nitrogeninnholdet i dypvannet en stigende tendens, men variasjoner over så korte tidsrom kan skyldes bl.a. ulikt tidspunkt for dypvannsutsiftninger, og kan ikke nødvendigvis

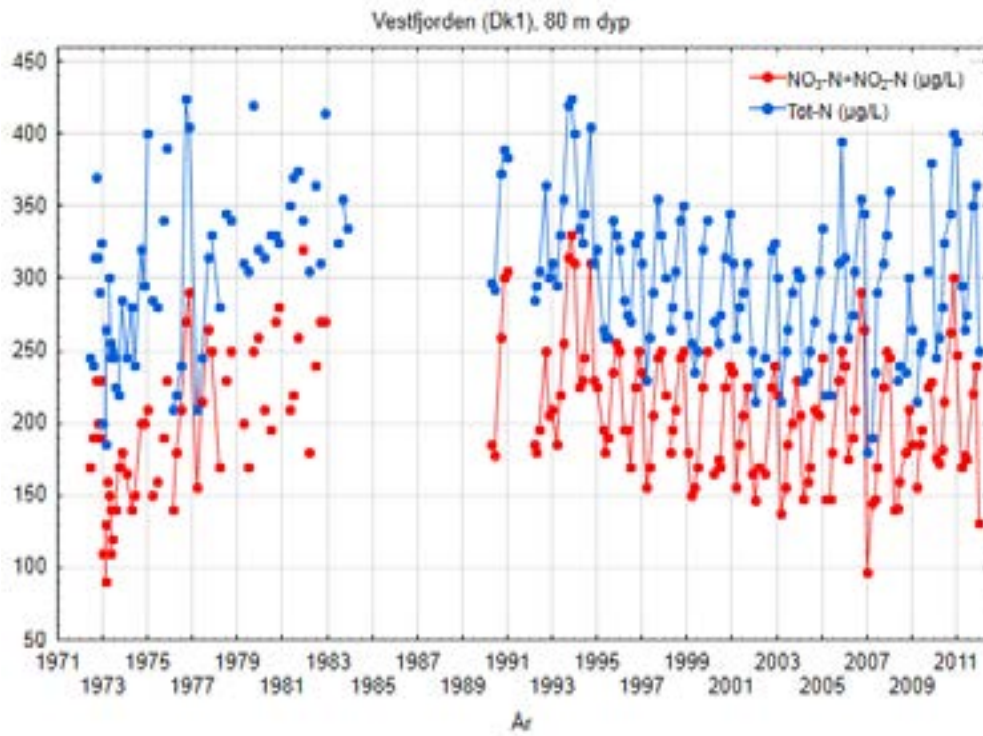
tas som varsel om en fremtidig trend, selv om det siden 2003 har vært en økning i nitrogentilførselen til Indre Oslofjord.



**Figur 44.** Enkel statistikk av Tot-P konsentrasjoner (øverste panel) og enkeltobservasjoner av Tot-P konsentrasjoner (nederste panel) på 80 meters dyp i Vestfjorden 1973-2012. Statistikken gjelder pr. kalenderår med median, minimum/maksimum og kvartiler vist mot år og enkeltobservasjonene er vist mot dato (presentert som årstall).



**Figur 45.** Enkel statistikk av Tot-N (øverste panel) og NO<sub>3</sub>-N+NO<sub>2</sub>-N (nederste panel) konsentrasjoner på 80 meters dyp i Vestfjorden 1973-2012. Gjelder pr. kalenderår og median, kvartiler, minimum og maksimum er vist mot årstall, uavhengig av dato.



**Figur 46.** Enkeltobservasjoner av Tot-N og NO<sub>3</sub>-N+NO<sub>2</sub>-N konsentrasjoner på 80 meters dyp i Vestfjorden 1973-2012.

## 2.6 Vanndirektivet og fysisk-kjemiske vannkvalitetslementer

Klassifiseringssystemet har fokus på biologiske kvalitetslementer. I Veileder 1:2009 ble det foreslått at en for de fysisk-kjemiske kvalitetslementene foreløpig benytter de kvalitetslementene som omfattes av Veileder 97:03, dvs. siktedyp, Tot-N, nitrat, Tot-P, fosfat og oksygen. I tillegg er saltholdighet viktig fordi den er med på å bestemme vanntypen. Dette er alle parametere som måles i forbindelse med overvåkingen som gjøres av Fagrådet. Veileder 1:2009 gir føringer om at datamaterialet skal gi grunnlag for å beskrive den typiske tilstanden og at en erfaringsmessig behøver minst 10 prøver for å gjøre en rimelig sikker klassifisering. Veilederen åpner også for at prøvetakingsfrekvens kan tilpasses forventet variasjon i området. Overvåkingen som gjøres i Indre Oslofjord for Fagrådet har foregått over mange år og en kjenner godt til variasjonen for de enkelte parametere. Overvåkingen er også lagt opp for å forstå hva som skjer med hensyn til vannutskiftningen i fjorden og effekten av dette på oksygenforholdene som i vesentlig grad er med på å påvirke enkelte biologiske kvalitetslementer (eksempelvis bløtbunnsfauna).

Klassifiseringssystemet er imidlertid under stadig utvikling og Vannportalen (veileder 2:2009 v 1.5, av 30.04.2010) gir andre og mer detaljerte føringer (se **Tabell 6**) enn det som er skissert i teksten over.

Overvåkingen som gjennomføres av Fagrådet dekker alle parametere som nevnes i Tabell 6, men kravet om en årlig frekvens på 20 er i hovedsak ikke dekket. Anbefalt frekvens følger imidlertid her Norsk Standard og er høyere enn kravet i vanndirektivet.

Sett i lys av at overvåkingen er lagt opp for å forstå hva som skjer med hensyn til vannutskiftningen i fjorden og den historiske kjennskapen en har til forholdene i fjorden, er vi av den oppfatning at overvåkingen som gjøres av Fagrådet langt på vei er tilstrekkelig ut fra intensjonen om å kontrollere den fysisk-kjemiske miljøtilstanden som er relevant for overgjødslingsproblematikk.

**Tabell 6.** Oversikt over fysisk-kjemiske kvalitetselementer med tilhørende parameter for basisovervåking av kystvann. Anbefalt standard for prøvetaking er gitt der dette finnes. I tillegg vises det til direktivets krav til minste frekvens i basisovervåkingen og det som til enhver tid er anbefalt frekvens, måletidspunkt og prøvested i klassifiseringsveilederen (kilde: Vannportalen 19/06-2013, modifisert)

Kvalitetselement	Parameter	Enhet	Direktivets frekvenskrav	Anbefalt frekvens	Måletidspunkt <sup>1</sup>	Prøvested
			Basisoverv	Basisoverv		
<b>FYSISK-KJEMISK</b>			3. år	<b>Årlig</b>		
- <b>Temperaturforhold</b>	Temperatur	°C	3 mnd	Årlig, min. 20 innsamlinger pr år. (Hver 2. uke i vekstsesong)	Hele året	Vannmasser, overflate-bunn
- <b>Salinitet</b>	Salinitet		3 mnd	Årlig, min. 20 innsamlinger pr år. (Hver 2. uke i vekstsesong)	Hele året	Vannmasser, overflate-bunn
- <b>Oksygenforhold</b>	Oppløst oksygen	ml O <sub>2</sub> /l	3 mnd	Årlig, min. 20 innsamlinger pr år. (Hver 2. uke i vekstsesong)	Hele året	Vannmasser, standarddyp
- <b>Næringsstoffforhold</b>	Total fosfor (Tot-P)	µg P/l	3 mnd	Årlig, min. 20 innsamlinger pr år. (Hver 2. uke i vekstsesong)	Hele året	Vannmasser, standarddyp
	Fosfat (PO <sub>4</sub> -P)	µg P/l				
	Total nitrogen (Tot-N)	µg N/l				
	Nitrat+nitritt (NO <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub> -N)	µg N/l				
	Ammonium (NH <sub>4</sub> -N)	µg N/l				
	Silikat (SiO <sub>2</sub> -Si)	µg Si/l				
	Klorofyll (KLA)	µg/l				
- <b>Siktdyp</b>	Turbiditet	FNU		Årlig, min. 20 innsamlinger pr år. (Hver 2. uke i vekstsesong)	Hele året	
	Siktedyp	Meter				

## 2.7 Referanser 2011

Alve, E., Helland, A. og Magnusson, J. 2009. Bærumsbassenget et naturlig anoksisk basseng? NIVA-rapport l.nr. 5735.

Aure, J, 2009. Kystklima. I Kyst og Havbruk 2009. Fisken og Havet, særnummer 2-2009.

Beyer, F og Føyn, E., 1951. Surstoffmangel i Oslofjorden. En kritisk situasjon for fjordens dyrebestand. Naturen 75: 289-306.

- Bjerkeng, B., Berge, J.A., Magnusson, J., Molvær, J., Schaanning, M., 2009. Miljøsmål Bunnefjorden. Rapport fase 3. NIVA-rapport l.nr 5766.
- Bjørndalen, K., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Magnusson, J., Rygg, B., Walday, M., 2007. Miljøsmål i Bunnefjorden-Sammendragsrapport fase 1 og 2. NIVA-rapport l.nr. 5450.
- Braarud, T. og Ruud, J.T., 1937: The hydrographic conditions and aeration of the Oslo Fjord 1933-34. Hvalråd. Skr., 15: 1-56.
- Baalsrud, K., Lystad, J. og Vråle, L., 1986: Vurdering av Oslofjorden. NIVA-rapport l.nr. 1922.
- Dannevig, A., 1945. Undersøkelser i Oslofjorden 1936-50. Fiskeridirektoratets skrifter, Serie: Havundersøkelser. Vol. VIII. No 4.
- Gade, H.G, 1970. Hydrographic investigations in the Oslofjord, a study of water circulation and exchange processes. Report nr 24. Geophysical institute. Div A. Physical Oceanography. University of Bergen.
- Johannessen, T. and Dahl, E., 1996. Declines in oxygen concentrations along the Norwegian Skagerrak coast, 1927-1993: A signal of ecosystem changes due to eutrophication? *Limnol. Oceanogr.* 41(4), 1996.
- Magnusson, J og Johnsen, T., 1994. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 1993. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 565/94. NIVA-rapport l.nr. 3066.
- Magnusson, J., Andersen, T., Amundsen, R, Berge, J.A., Bokn, T., Gjørseter, J, Johnsen, T., Kroglund, T., Lømsland, E.R., og Solli, A. 2003. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord i 2002. Fagrådsrapport nr 91. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 880/03. NIVA-rapport l.nr. 4693.
- Magnusson, J., Andersen, T., Amundsen, R., Berge, J.A., Beylich, B., Bjerkeng, B., Bjerknes, E., Gjørseter, J., Grung, m., Holt, T.F, Hylland, K., Johnsen, T., Lømsland, E.R., Paulsen, Ø., Rønning, I., Sørensen, K., Schøyen, M., Walday, M., 2008. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 2007. NIVA-rapport l.nr. 5627, 116s.
- Molvær, J, Knutzen, J, Magnusson, J, Rygg, B og Sørensen, J, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 97:03.
- OSPAR (2001). Common Assessment Criteria, their Assessment Levels and Area Classification within the Comprehensive Procedure of the Common Procedure. (Meeting of the eutrophication committee (EUC) Berlin 26-30 November 2001. Annex 5 (§ 2.5.a).
- Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften.
- Veileder 02:2009. Overvåking av miljøtilstand i vann. Veileder for vannovervåking i hht. kravene i vannforskriften



### 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 Vanddirektivet 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 2012 ble det utført algeanalyser på totalt 22 lugolfikserte prøver tatt gjennom hele året, 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 fotosyntetisk aktive pigmentet klorofyll a i en vannmengde. Mengden klorofyll a i en algecelle varierer imidlertid med miljøbetingelsene som den vokser under (f.eks. lite lys gir mye klorofyll a per celle, mens det motsatte er tilfelle ved mye lys). Alle alger inneholder imidlertid ikke klorofyll a. Slike alger 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, dvs. både de med og de uten klorofyll a (fotosyntetiserende og heterotrofe). Det totale antallet alger benyttes så til beregninger av total mengde algekarbon (cellekarbon). Ved å måle mengden klorofyll a i en vannmasse benyttes altså en biokjemisk metode som indirekte skal gi et mål for algemengden i en vannmasse, mens cellekarbon beregnes ut fra mengden av alle forekommende algearter og lar seg direkte anvendes ved beregninger av energioverføringer mellom ulike trofiske nivå.

#### 3.2 Resultater

Det ble i 2012 registrert tre biomassetopper (**Figur 47**). Den første var som sedvanlig våroppblomstringen av kiselalger, som var svært kraftig dette året. Blomstringen var i gang allerede 20. februar og bygde seg opp videre utover i februar med maksimum 5. mars. *Skeletonema* var sterkt dominerende med en maksimumsregistrering på 22 mill. celler/liter, og algebiomassen i form av cellekarbon var over 500 µg C/liter.

Den andre blomstringsperioden startet i midten av mai med en biomassetopp i månedsskiftet mai-juni og en ny i slutten av august og kulminerte ikke før i begynnelsen av september. Hele sommerperioden fram til slutten av august var dominert av dinoflagellater i motsetning til i 2011 da det var kiselalger som dominerte (**Figur 48**). Sommerblomstringen var sterkt dominert av *Ceratium tripos* med maksimumsforekomst i første halvdel av juni da den i et antall på 14.760 celler/liter alene utgjorde 78% av den totale algebiomassen. Andre framtrekkende arter i denne første fasen var *Peridinium danica*, som hadde årsmaksimum på 25.850 celler/liter i midten av mai, og *Emiliania huxleyi* som hadde sitt årsmaksimum i slutten av mai med en forekomst på 1,5 mill. celler/liter. Vannprøven fra juli var spesiell fordi den inneholdt store mengder cyster (hvileceller) av en thecat dinoflagellat, dvs. en dinoflagellat med fast cellevegg som består av mange celluloseplater. Cystene lignet *Fragilidium*-cyster. I prøven ble det også funnet store mengder løse celluloseplater. Ettersom *Fragilidium* generelt er svært fragil og derfor lett sprekker opp slik at celluloseplatene løsner, taler

mye for at vannprøven var blitt tatt sent i en *Fragilidium*-blomstring (totalt 35.000 celler/liter). I artslistene (se tabell i kapittel 3.5) er imidlertid disse cystene registrert som ubestemte thecate dinoflagellater i størrelsesområdet 20-60 µm.

I begynnelsen av august var algebiomassen noe redusert, men fortsatt dominert av dinoflagellater. *Alexandrium pseudogoniaulax* begynte å bygge seg opp til maksimumsregistrering i slutten av august da den forekom i et antall på 21.900 celler/liter sammen med *Prorocentrum micans* som også hadde sitt årsmaksimum da med en forekomst på 21.300 celler/liter. Biomassetoppen i slutten av august var imidlertid dominert av kiselalger hvor *Chaetoceros* cf. *radians* var mest framtrædende og forekom i et antall på 6 mill. celler/liter, men også slekten *Pseudo-nitzschia* var viktig med en forekomst på ca. 1 mill. celler/l. Andre kiselalger som biomassemessig utmerket seg, var *Ceratulina pelagica*, *Chaetoceros minimus/thronsenii* og *Cyclotella*. Samtlige nevnte kiselalger hadde sine årsmaksima på dette tidspunktet.

Selv om algebiomassen var lav, ble det i november og desember registrert forekomster av *Thalassiosira punctigera* sammen med *Thalassiosira angulata*. Artene ble på senhøsten også registrert ved Arendal og på Vestlandet. *T. punctigera* ble påvist for første gang i Norge i 1979 da det ble registrert forekomster i Skagerrak og Ytre Oslofjord. Etter en blomstringssituasjon i Skagerrak i 1992 har det vært få registreringer av *T. punctigera*, men de siste årene har den igjen begynt å gjøre seg gjeldende og da ofte sammen med *T. angulata*.

Med hensyn på forekomst av humantoksiske alger ble det ikke registrert forekomster over faregrensenivå. *Dinophysis norvegica* ble registrert i perioden februar-juli med maksimumsforekomst på 760 celler/liter i begynnelsen av mars. Også *Protoceratium reticulatum* ble jevnlig registrert i perioden februar-august med maksimumsregistrering på 640 celler/liter i slutten av august da også *Lingulodinium polyedrum* ble registrert i et antall på 320 celler/liter. *Alexandrium* cf. *ostenfeldii* ble kun registrert i begynnelsen av april i lav konsentrasjon (40 celler/liter).

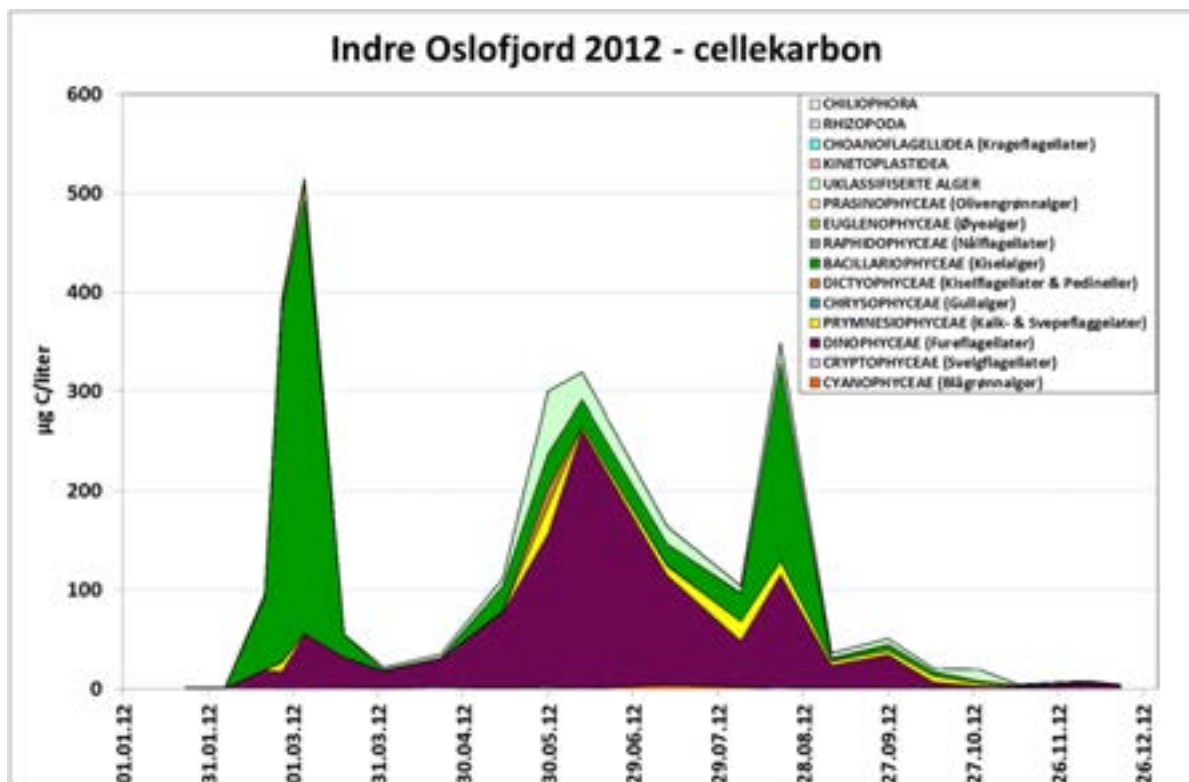
**Figur 49** viser utviklingen av algenes innhold av cellekarbon og klorofyll a gjennom året 2012, mens **Figur 50** viser hvordan forholdstallet mellom de to parameterne utvikler seg gjennom året. Algene regulerer klorofyll a-nivået i cellene i forhold til lystilgangen. Ved høy lysintensitet er klorofyll a-nivået i cellene lavere enn ved lav lysintensitet. Det innebærer at forholdet mellom cellekarbon og klorofyll a fra våren mot sommeren øker, men avtar igjen utover høsten etter hvert som den innstrålte lysmengden avtar og algenes behov for klorofyll a i cellene øker igjen.

**Tabell 7** viser den totale algemengden integrert over året for årene 2006-2012. Tabellen viser at den totale algemengden i 2012 var svært lik total algemengde i 2011.

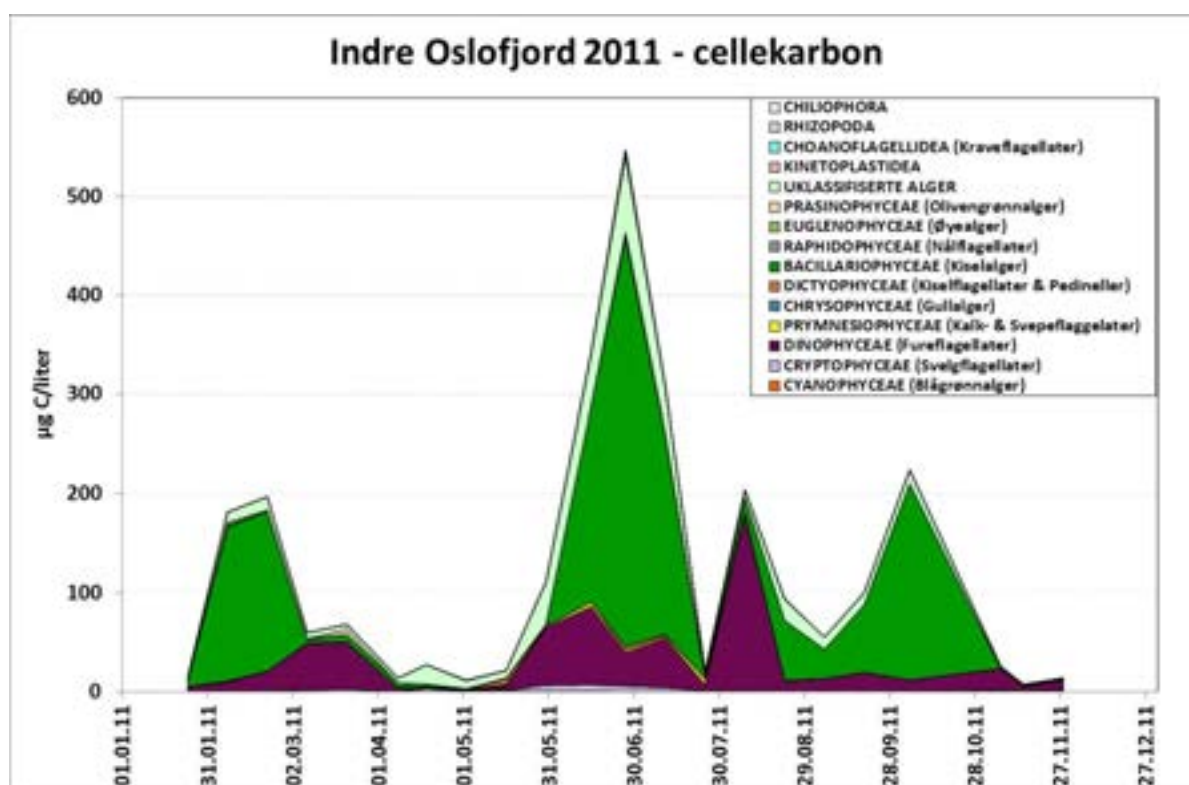
**Tabell 7.** Algekarbon (µg C/liter/år) integrert over året for årene 2006-2012.

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

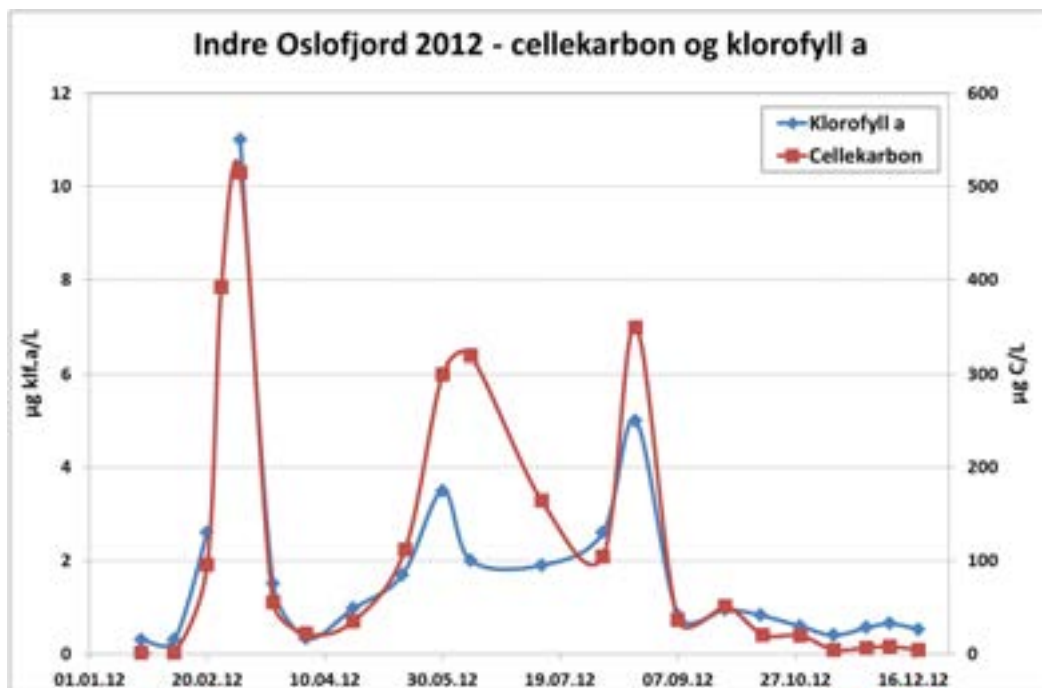
\*) Integrert over perioden april-desember.



**Figur 47.** Algebiomasse i form av cellekarbon ( $\mu\text{g C/L}$ ) for 2012. Prøver fra ca. 4 meters dyp i Vestfjorden automatisk samlet inn med MS «Color Festival» ved Steilene.



**Figur 48.** 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.



**Figur 49.** Mengden cellekarbon (algekarbon) og klorofyll a gjennom vekstsesongen i Indre Oslofjord i 2012.



**Figur 50.** Utviklingen av forholdet mellom cellekarbon og klorofyll a gjennom året på stasjon DK1 i 2012.

### 3.3 Planteplankton og vanndirektivet

#### Planteplankton

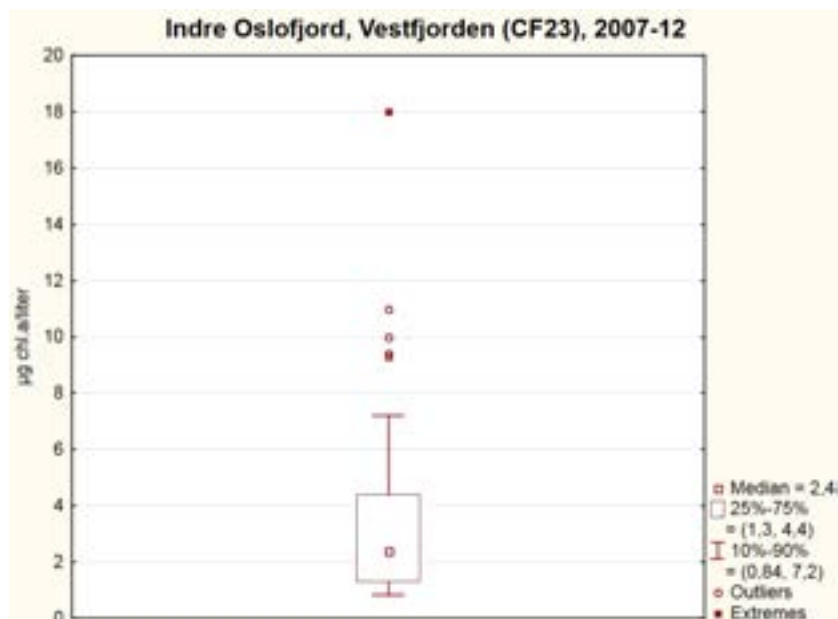
Planteplankton er et av de biologiske kvalitetselementene som inngår i systemet for klassifisering av økologisk tilstand i kystvann fastsatt gjennom vanndirektivet. For marint planteplankton er det foreløpig utviklet klassifiseringsverktøy kun for parameteren klorofyll a. Direktivet krever imidlertid at klassifiseringssystemet også skal inneholde parametere for artssammensetning og algeblomstringer. Det arbeides derfor med å gjøre flere parametere funksjonelle slik som planteplanktonmengde uttrykt som cellekarbon per liter, frekvens og intensitet av algeblomstringer og forholdet mellom funksjonelle grupper (prosentvis fordeling mellom kiselalger, dinoflagellater og andre algeklasser), men så langt er ikke klassifiseringsverktøyene for disse parameterne ferdigutviklede for de ulike vanntypene innen norsk kystvann.

I følge gjeldende klassifiseringsveileder (Veileder 1:2009) skal det gjennomføres innsamling av prøver fra produksjonssjiktet (dvs. den eufotiske sonen) for analyse av klorofyll a minimum hver måned gjennom vekstsesongen. For økoregionen Skagerrak er vekstsesongen i følge veilederen definert til å omfatte perioden februar-september. Her bør det imidlertid bemerkes at klassifiseringsveilederen er under revisjon og både innsamlingsfrekvens og innsamlingsperiode er foreslått endret. På grunn av at planteplankton reagerer hurtig på endringer i vekstforholdene, er det nødvendig med hyppig prøveinnsamling og innsamling over flere år for å fange opp den naturlige variasjonen. For bruk av planteplankton i klassifiseringssammenheng kreves det derfor at data fra minimum 3 påfølgende år (helst 6 år) benyttes. Selve klassifiseringen er basert på beregning av 90-persentil for klorofyll a basert på data fra hele innsamlingsperioden.

#### Klorofyll a

I Vestfjorden i Indre Oslofjord har det siden 2006 vært gjennomført innsamlinger av planteplankton for analyse av klorofyll a gjennom hele året med en innsamlingsfrekvens i perioden februar-september som har vært meget tilfredsstillende med unntak av 2010 da innsamlingene i februar og mars gikk tapt. Innsamlingsdypet har vært ca. 4 meter. Det vil si at innsamlingene generelt sett har vært gjennomført i henhold til kravene i gjeldende klassifiseringsveileder.

**Figur 51** viser box-plott basert på klorofyll a-data for perioden februar-september fra årene 2007-2012. Øvre værhår (whisker) viser 90-persentil for klorofyll a med verdien 7,2 µg/liter. Ved å gå inn under region Skagerrak og vanntype Moderat eksponert i Tabell 7.2 i klassifiseringsveilederen, finner en at 7,2 µg klf.a/liter gir tilstandsklasse Moderat.



**Figur 51.** Box-plott hvor øvre værthår (whisker) viser 90-persentil for klorofyll a basert på data for perioden februar-september for årene 2007-12. Det gjøres oppmerksom på at statistikkprogrammet Statistica som benytter «empirical distribution function with average method», er benyttet for beregning av 90-persentil.

### Artssammensetning og abundans

Prøver for identifisering og kvantifisering har vært tatt til samme tidspunkt som prøver for analyse av klorofyll a. Metodikk for prøvetaking og opparbeidelse av planteplanktonprøver har fulgt NS-EN 15972:2011, dvs. analysene har vært utført ved bruk av sedimentasjonsteknikk (Utermöhls metode) og bruk av omvendt mikroskop. På bakgrunn av algeanalysene har lister for artssammensetning og abundans blitt anvendt for beregning av cellekarbon per liter. Dessuten har integrert algemengde i form av cellekarbon over året blitt beregnet hvert år siden 2006 slik at total planktonisk algemengde i form av karbon kan sammenlignes fra år til år. Etter hvert som nye parametere for klassifisering blir funksjonelle, kan resultatene fra tidligere analyser av planteplankton benyttes for å vurdere hvordan utviklingen i Indre Oslofjord har vært over tid.

## 3.4 Referanser

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

NS-EN ISO 15972:2011. Marine planktonalger. Veiledning for kvantitative og kvalitative undersøkelser av marine planktonalger.

### 3.5 Rådata – plantplankton 2012

Tabell 8. Planktoniske alger - celletall ved Steilene 2012. Tallene angir celler pr liter.

Cellertall angitt som celler/liter	CF23		CF23		CF23		CF23		CF23		CF23		CF23		CF23		CF23		CF23	
	23.01.2012	06.02.2012	20.02.2012	05.03.2012	19.03.2012	02.04.2012	22.04.2012	14.05.2012	30.05.2012	11.06.2012	11.07.2012	06.08.2012	20.08.2012	07.09.2012	13.10.2012	28.10.2012	12.11.2012	26.11.2012	06.12.2012	18.12.2012
<b>Cytophyceae (Blågrønnalger)</b>																				
<i>Anabaena</i> spp.											900									
cf. <i>Planktothrix</i> sp.										33 350	18 600				3 600	2 700	1 800	2 400		720
cf. <i>Pseudanabaena</i> sp.								1 800	18 400	27 600	3 450				600					
<b>Sum - Blågrønnalger:</b>	0	0	0	0	0	0	0	1 800	18 400	27 600	3 450	18 600	0	4 200	2 700	1 800	2 400	0	720	
<b>Cytophyceae (Sveiflagellater)</b>																				
<i>Cryptomonas</i> spp.							2 350										600			600
<i>Hemiselmis</i> spp.							2 350			47 000	23 500	4 700	94 000	37 800	4 700	1 200				
<i>Pleuroelmis</i> spp.						9 400	4 700	25 850	14 100	9 400	29 200	42 300	56 400	226 800	23 500	6 000		14 400	8 400	
<i>Tetraulax</i> acida						2 400	9 400	9 400	11 750	39 950	9 400	32 900	9 400	14 100	9 400	3 600	9 600	10 800	4 800	900
<i>Ubseterrite cryptophyceae</i>										32 900										
<b>Sum - Sveiflagellater:</b>	0	0	0	0	14 100	42 300	54 050	18 800	141 000	65 800	70 500	164 500	274 000	31 800	17 400	9 600	25 200	21 000	6 000	1 500
<b>Dinophyceae (Fureiflagellater)</b>																				
<i>Alexandrium</i> cf. <i>osterae</i> feldi							40													
<i>Alexandrium pseudopinnatolax</i>											1 080	4 760	21 900	320						
<i>Amphidinium</i> crassum									160											
<i>Amphidinium</i> sphenoides							600													
<i>Ceratium</i> furca																	920	480	400	40
<i>Ceratium</i> fusus							40													
<i>Ceratium</i> lineatum							40													
<i>Ceratium</i> longipes							40													
<i>Ceratium</i> tripos						40	940	760	2 940	1 240	760	1 040	2 480	8 840	14 760	1 000	80	40	1 160	80
<i>Dinophysis</i> acuminata						40	240	320	160	120	80	840	80	400	400	960	600	40		
<i>Dinophysis</i> norvegica							200	320	760	520	440	360	600	40	360					
<i>Ectinosigma</i> peridinioides																				
<i>Fragilidium</i> spp.																				
<i>Gonyaulax</i> digitale																				
<i>Gonyaulax</i> venor																				
<i>Gonyaulax</i> spp.																				
<i>Gymnodinium</i> irregulare																				
<i>Gymnodinium</i> <i>Gymnodinium</i> <20 µm																				
<i>Gymnodinium</i> <i>Gymnodinium</i> 20-40 µm																				
<i>Gymnodinium</i> <i>Gymnodinium</i> 40-60 µm																				
<i>Gymnodinium</i> <i>Gymnodinium</i> 60-80 µm																				
<i>Helencapsa</i> rotundata																				
<i>Kaenia</i> mikimotoi																				
<i>Karodinium</i> veneticum																				
<i>Karodinium</i> glacium																				
<i>Lingulodinium</i> polyedrum																				
<i>Mesoporus</i> perforatus																				
<i>Nematopsis</i> vigliani																				
<i>Obsea</i> spp.																				
<i>Oxytoxum</i> variabile																				
<i>Peridiniella</i> danica																				

NIVA 6534-2013

Indre Oslofjord 2012	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23				
	23.01.2012	06.02.2012	20.02.2012	26.02.2012	05.03.2012	19.03.2012	02.04.2012	22.04.2012	14.05.2012	30.05.2012	11.06.2012	11.07.2012	06.08.2012	20.08.2012	07.09.2012	27.09.2012	13.10.2012	29.10.2012	12.11.2012	26.11.2012	06.12.2012	18.12.2012	
<i>Proocentrum micans</i>												1 200	1 960	21 300	9 300	2 400	280	80	80			80	40
<i>Proocentrum minimum</i>									2 350		4 700		1 150			40							
<i>Proocentrum reticulatum</i>					200	120			40	40	80		160	640		40							
<i>Proropendium bipes</i>					300	40			80	400	80												
<i>Proropendium brevipes</i>								40	160	40													
<i>Proropendium cf. contum</i>																							
<i>Proropendium depressum</i>																							
<i>Proropendium divergens</i>												120	320	240	80	40							40
<i>Proropendium pallidum</i>											200	280											
<i>Proropendium pellicidum</i>					40	160	960	120	40														
<i>Proropendium steinii</i>										80	40							40					
<i>Proropendium spp. 40-60 µm</i>																							
<i>Scierodinium calyptroglyphe</i>																							
<i>Scrippsiella trochoidea</i>										200	8 400	300	80	1 800									40
<i>Torodinium robustum</i>																							
<i>Ubestemite atekate dinoflagellater &lt;20 µm</i>	1 200		3 600	4 700				2 350	11 750	42 300	14 100	98 700	51 700	18 800	47 000	1 200	10 800	3 600	2 400	1 200	3 600	1 200	1 500
<i>Ubestemite atekate dinoflagellater 20-40 µm</i>			300	600	1 200	600	240	400	1 200		300	160	900	3 000		160	80	600	80			40	40
<i>Ubestemite atekate dinoflagellater 40-60 µm</i>					80	40	80	40	40			40	40	40		80							
<i>Ubestemite atekate dinoflagellater 60-80 µm</i>																							
<i>Ubestemite tekate dinoflagellater &lt;20 µm</i>												4 700											900
<i>Ubestemite tekate dinoflagellater 20-40 µm</i>					40	600	240		160	600	300	23 400	160	4 600									
<i>Ubestemite tekate dinoflagellater 40-60 µm</i>												10 800	160										
Sum - Fureflagellater :	42 211	41 025	46 779	59 085	47 593	50 047	65 631	118 841	153 893	107 579	193 511	139 101	84 677	179 981	82 519	75 459	57 995	44 731	50 285	49 219	44 049	45 541	
<b>Pyrenosiophyceae (Kalk- &amp; Svepeflagellater)</b>																							
<i>Chrysoschromulina spp. &lt;5 µm</i>					51 700	4 700					23 500	614 250	793 800	340 200	302 400	151 200	230 300	117 500	68 150	14 100	4 800		
<i>Chrysoschromulina spp. 5-10 µm</i>					239 700	9 400					18 800	94 500	126 900	151 200	51 700	79 900	14 400	10 800	7 200	1 200			
<i>Chrysoschromulina spp. 10-15 µm</i>												4 700											
<i>Emiliania huxleyi</i>			1 200			4 700		2 350	7 050	56 400	1 512 000	150 400	75 600	567 000	340 200	32 900	230 300	89 300	19 200	15 600	18 000	9 600	
<i>Phaeocystis spp.</i>						12 000	37 600																
<i>cf. Umbilicosphaera hubertiana</i>																							
<i>Ubestemite coccolithoider</i>										2 350							1 200	1 200					
Sum - Kalk- & Svepeflagellater :	0	1 200	12 000	329 000	18 800	0	2 350	7 050	58 750	1 512 000	192 700	789 050	1 487 700	831 600	377 600	264 000	476 200	220 000	94 550	30 900	22 800	9 600	
<b>Chrysophyceae (Gullager)</b>																							
<i>Dinobryon facilliferaum</i>														37 800									
<i>Dinobryon spp.</i>									9 400	32 900	4 700	28 200	9 400	37 800									
<i>Olicola vangoorii</i>									16 450	9 400	9 400	47 250	9 400										
Sum - Gullager :	0	0	0	0	0	0	16 450	9 400	18 800	42 300	4 700	98 950	18 800	75 600	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Dictyochophyceae (Kiselflagellater &amp; Pedineller)</b>																							
<i>Apidinella radians</i>			2 400	18 800						14 100					1 200								
<i>Dictyocha speculum</i>			160	240	120														40	360	120	120	40
<i>Dictyocha speculum flagellat</i>																							
<i>Pseudopedinella spp.</i>																							
Sum - Kiselflagellater & Pedineller :	0	160	2 640	18 920	0	4 700	4 700	0	14 100	141 000	0	9 400	4 700	4 700	0	10 600	1 200	0	3 640	360	120	120	40





NIVA 6534-2013

Indre Oslofjord 2012	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23						
	23.01.2012	06.02.2012	20.02.2012	26.02.2012	05.03.2012	19.03.2012	02.04.2012	22.04.2012	14.05.2012	30.05.2012	11.06.2012	11.07.2012	06.08.2012	20.08.2012	07.09.2012	27.09.2012	13.10.2012	29.10.2012	12.11.2012	26.11.2012	06.12.2012	18.12.2012		
<b>Bacillariophyceae (Kiselalger)</b>																								
<i>Thalassiosira</i> spp. 20-40 µm				480	900																			
Ubestemte sentriske diatomer <10 µm			2 400	4 700	9 400						14 100	160 650	4 700	151 200		37 600	2 400	4 800	4 800	4 800	1 200	1 200	600	
Ubestemte sentriske diatomer 10-20 µm			18 000	4 700	4 700			1 150	4 700		32 900						1 200				1 200			
Ubestemte sentriske diatomer 20-40 µm			1 200	1 500	1 500			1 200									40				160	200		
Ubestemte sentriske diatomer 40-60 µm					160																	40		
Ubestemte sentriske diatomer 60-80 µm					80	40																		
Ubestemte pennate diatomer <20 µm					4 700																2 400			
Ubestemte pennate diatomer 20-50 µm			8 400	79 900	37 600																			
Ubestemte pennate diatomer 50-100 µm																								
Sum - Kiselalger :	41 011	47 105	3 608 779	17 539 125	22 424 313	1 211 587	90 351	41 541	233 093	367 859	503 931	855 361	828 177	8 972 641	82 839	157 979	65 115	101 011	56 105	55 639	48 449	44 061		
<b>Raphidophyceae (Nållflagellater)</b>																								
<i>Heterosigma akashiwo</i>								2 350	300															
Sum - Nållflagellater :	0	0	0	0	0	0	0	2 350	300	0	0	0	0	0	0	0	1 200	0	0	0	0	0	0	0
<b>Euglenophyceae (Øyvalger)</b>																								
<i>Eutreptiella cf. brandii</i>			3 000	5 100	15 900								1 150											
<i>Eutreptiella</i> <30 µm																								
<i>Eutreptiella</i> 30-60 µm											300													
Sum - Øyvalger :	0	0	3 000	5 100	15 900	0	0	0	0	0	300	0	1 150	0	0	0	0	80						
<b>Prasinophyceae (Olivengrønvalger)</b>																								
<i>Halosphaera</i> spp.					40																			
<i>Pterosperma cristatum</i>								300							2 400									
<i>Pyramimonas</i> spp. <5 µm													14 100											
<i>Pyramimonas</i> spp. 5-10 µm			1 200				2 350	9 400	9 400	23 500		4 700	23 500	37 800	9 400	1 200	1 200							
<i>Tetraselmis</i> spp.													4 700											
Sum - Olivengrønvalger :	0	0	1 200	40	40	0	2 350	9 700	9 400	23 500	0	4 700	42 300	37 800	11 800	2 400	1 200	0	1 200	1 200	0	1 200	0	0
<b>Uklassifiserte</b>																								
Ubestemte flagellater <5 µm		3 600	9 600	4 700			35 250		188 000	4 725 000	310 200	481 950	226 800	642 600	103 950	179 550	1 36 300	79 900	28 200	18 800	4 800	4 800	2 400	2 400
Ubestemte flagellater 5-10 µm		3 600	2 400	7 200	14 100	98 700	32 900	61 100	108 100	567 000	300 800	264 600	70 500	189 000	28 200	18 800	10 800	8 400	4 800	4 800	4 800	2 400	2 400	2 400
Ubestemte flagellater 10-15 µm							2 350	2 350	7 050	4 700	32 900	9 400		4 700										
Ubestemte monader <5 µm		9 600	9 600	1 200	4 700		18 800	7 050	117 500	378 000	535 800	198 450	434 700	604 800	425 250	510 300	267 900	1 795 500	49 350	131 600	12 000	12 000	21 600	21 600
Ubestemte monader 5-10 µm		3 600	7 200	9 600	18 800	28 200	18 800	37 600	14 100	340 200	164 500	37 800	9 400	151 200	28 200	37 600	9 600	4 800	2 400	18 000	13 200	13 200	6 000	6 000
Ubestemte monader 10-15 µm											9 400	9 400						1 200						
Sum - Uklassifiserte :	16 800	22 800	27 600	42 300	126 900	14 100	108 700	108 100	434 750	6 014 900	1 353 600	1 001 600	741 400	1 592 300	585 600	746 250	424 600	1 889 800	84 750	173 200	32 400	32 400	32 400	32 400
<b>Kinetoplastidea</b>																								
<i>Ebria tripartita</i>																								
<i>Leucocryptos marina</i>									4 700	9 400	4 700													
<i>Tetronema subtile</i>																								
Sum - Kinetoplastidea :	0	0	0	0	0	0	0	0	4 700	9 400	4 700	0	300	4 700	0	0	1 200	0	0	0	0	0	0	0





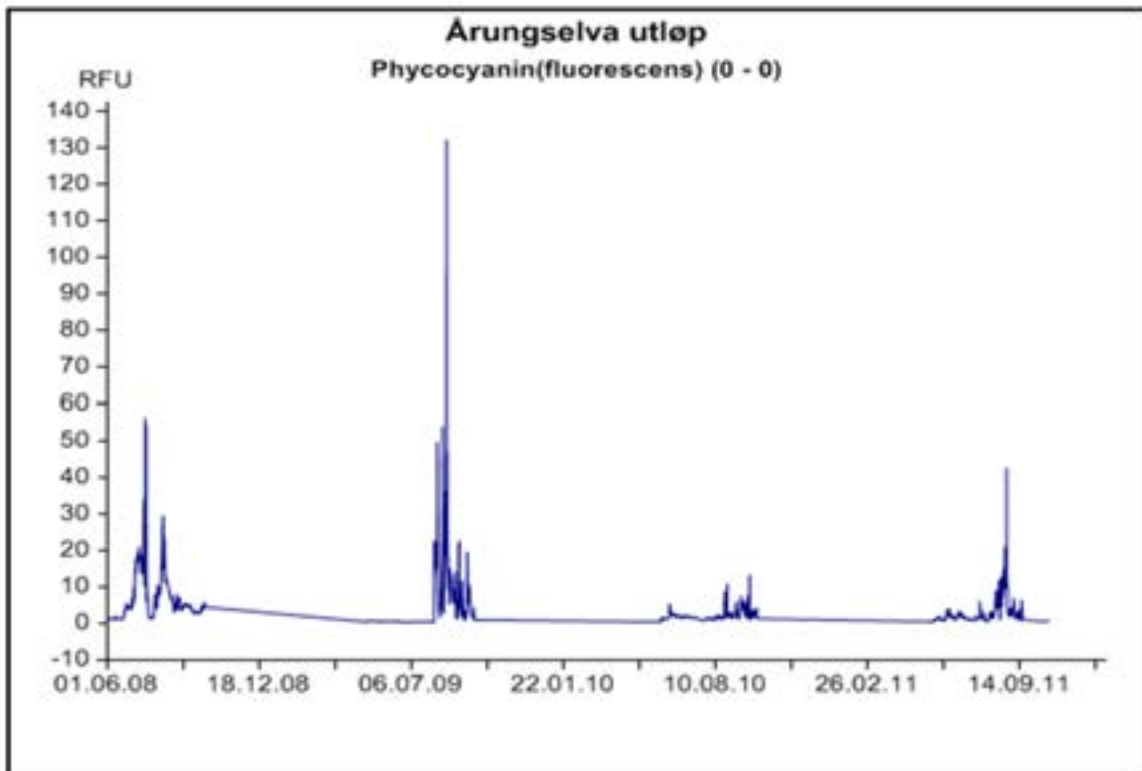
## 4. Transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden

Overgjødslingen med næringsalter 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.

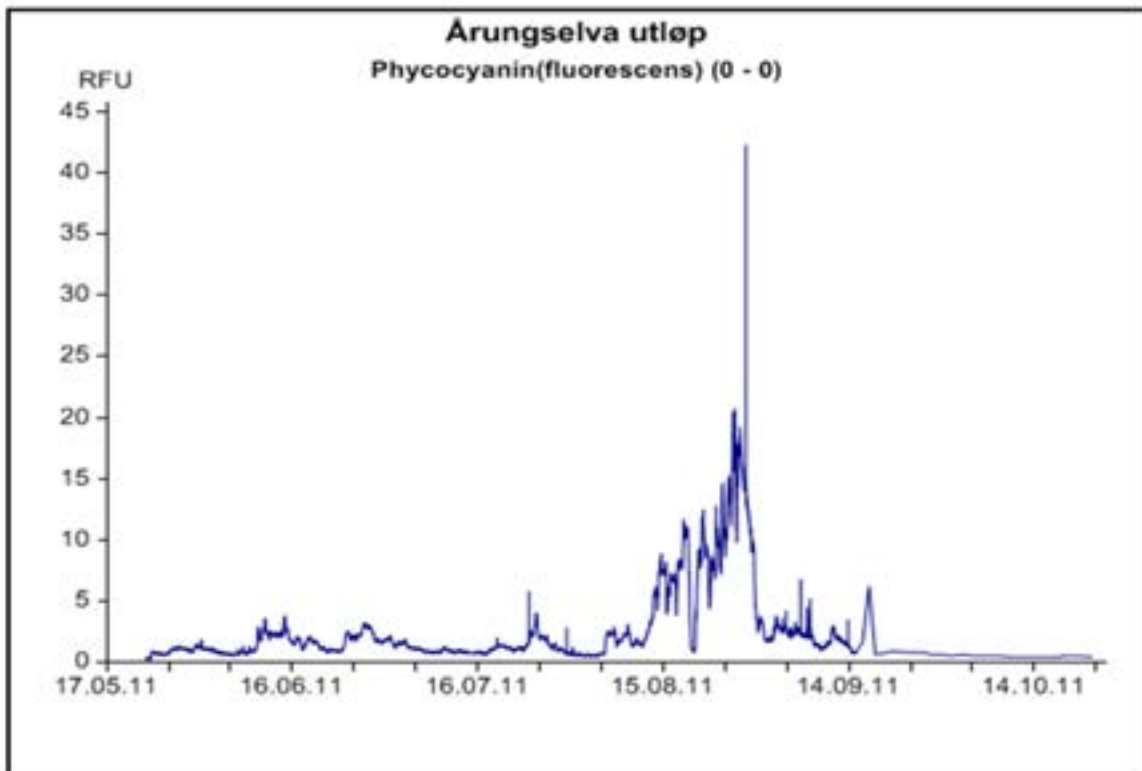
Vanlige eksponeringsmåter er gjennom å svelge vann. Giftstoffene kan også gi hudirritasjon. For å unngå slike problemer anbefaler Verdens helseorganisasjon å overvåke vann med blågrønnalger nøye og fraråder bading dersom grenseverdien for algegiftstoffer i vannet overskrides. EUs rammedirektiv for vann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

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

Også i 2012 ble det observert algeoppblomstringer i Årungen (**Figur 52**), men produksjonen kom skikkelig i gang først i august (**Figur 53**). 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 52.** Figuren viser mengden av pigmentet phycocyanin (dvs. et mål for konsentrasjonen av blågrønnalger) i vannet (Årungselsva) i perioden 2008-2011.



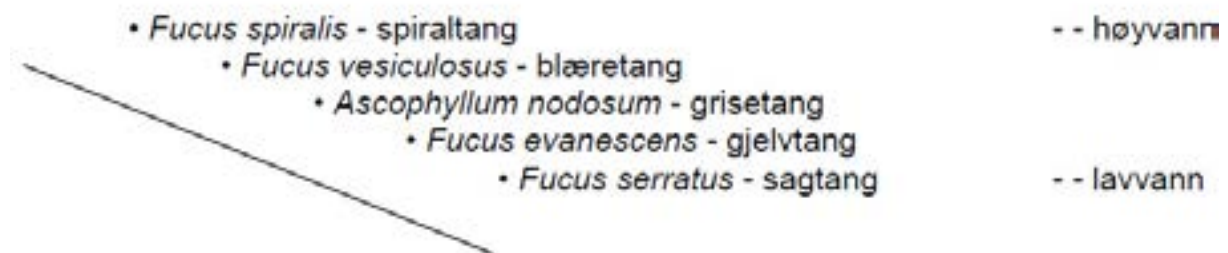
**Figur 53.** Figuren viser mengden av pigmentet phycocyanin i vannet i 2011. Mengden pigment er et mål for konsentrasjonen av blågrønnalger (alle resultatene vises på internett på [www.aquamonitor.no](http://www.aquamonitor.no), brukernavn: Årungselva, passord: Årungselva, RFU – referanse enhet)

## 5. Horisontalutbredelse av tang

### 5.1 Innledning

Sammensetningen av organismesamfunnene i en fjord er opprinnelig bestemt av naturlige fysiske, kjemiske og biologiske miljøfaktorer. Menneskeskapte endringer i vannmiljøet vil kunne endre den naturlige vegetasjonen. De vanlige tangartene er flerårige og kan tjene som gode indikatorer på langvarige og større endringer i det omgivende vannmiljø. Endringer i tangvegetasjon som følge av økende eutrofi-nivåer er vist av flere (Munda & Veber 1996, Pihl mfl.1999, Schramm 1999, Lotze & Schramm 2000, Middelboe & Sand-Jensen 2000).

Tangartene vokser som regel i en fast rekkefølge fra øverst til nederst i fjæra, bestemt av algenes fysiologi og konkurranseforhold. I Oslofjorden vokser spiraltang (*Fucus spiralis*) øverst, deretter kommer belter med blæretang (*Fucus vesiculosus*), grisetang (*Ascophyllum nodosum*), gjelvtang (*Fucus evanescens*) og sagtang (*Fucus serratus*) (**Figur 54**). Sagtang vokser i overgangen til sjøsonen og blir bare unntaksvis tørrlagt ved lavvann.



**Figur 54.** Tangartenes vertikale plassering i fjæra i Indre Oslofjord.

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

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

I 1974 startet NIVA årlige registreringer av de 5 vanligste tangartene på 123 stasjoner i Indre Oslofjord. Stasjonsplasseringen følger i stor grad de 101 stasjonene som Klavestad (1966) benyttet, men stasjonsnummereringen er ulik og det ble lagt til flere stasjoner. Undersøkelsen ble startet for å kunne følge endringer i den horisontale utbredelsen til tangartene. I perioden 1974-1980 ble det foretatt årlige registreringer, deretter ble tangvegetasjonen registrert tre år på rad på slutten av 1980-tallet (1988-1990) og 1990-tallet (1998-2000) (Bokn & Lein 1978, Bokn 1979, Bokn et al. 1992, Magnusson mfl. 2001).

I 2011 og 2012 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 nærings salt-tilførsler. I foreliggende rapport er registreringene fra 2011 og 2012 sammenlignet med data siden 1974 og utviklingen de siste 37 år er diskutert. Undersøkelsen skal gjentas i 2013.

## 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 55**. På hver stasjon ble GPS-posisjon angitt og stasjonene ble dokumentert med bilder. På stasjonene ble det undersøkt 15-30 m strandlinje avhengig av strandens beskaffenhet, og tangens forekomst ble angitt etter en tredelt skala (semi-kvantitative registreringer):

1. Sjelden
2. Vanlig
3. Dominerende

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

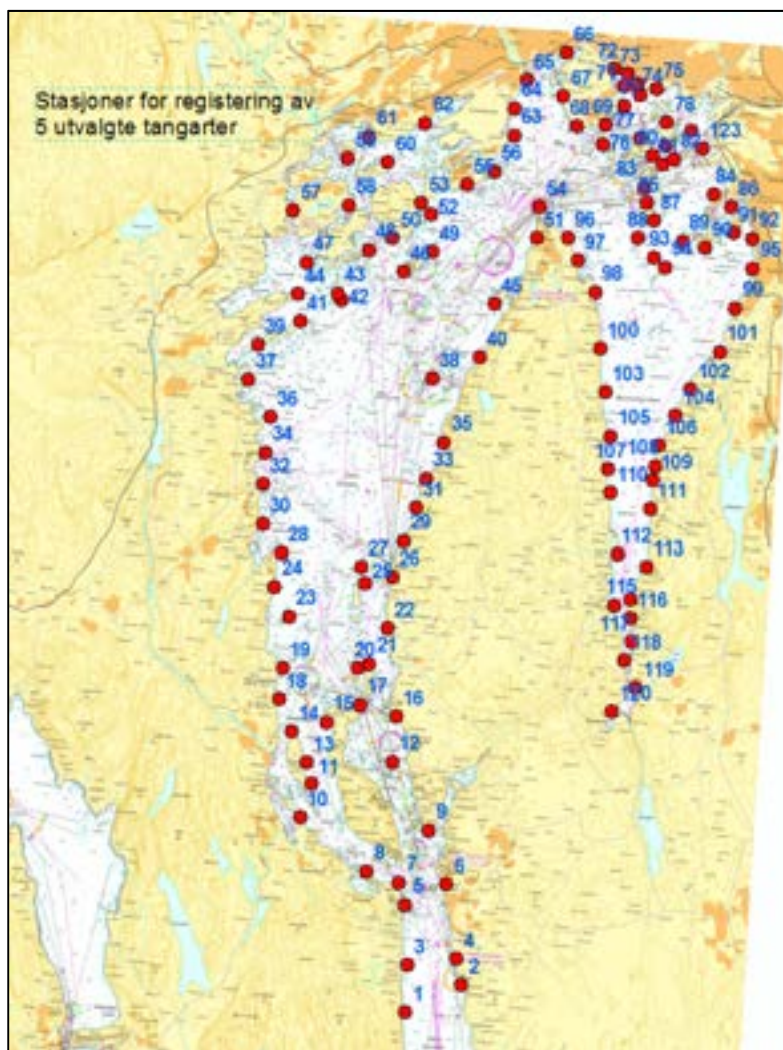
Registreringene ble gjennomført i periodene 20. - 24. juni 2011 av Lise Tveiten og Tone Kroglund, og 8. - 11. mai 2012 av Janne K. Gitmark og Maia Røst Kile. De øvrige registreringene fra 1974 til 2000 er også utført i mai måned, som sammenfaller med siste del av gjelvtangens fertilitetsperiode. Gjelvtang har velutviklede reseptakler (bærere av kjønnsceller) i perioden april-mai, og kan således lett skilles fra blæreløse former av blæretang. Registreringene fra de tidligere undersøkelsene er beskrevet i blant annet Magnusson mfl. 2001.

Dataene er lastet inn i ArcGIS for å kunne vises på kart. Forekomst på de enkelte stasjonene er vist som snittverdier av grupperte år. For alle arter (unntatt gjelvtang) er økning i mengde tolket som positiv endring og en nedgang i mengde er gitt negativ verdi. For gjelvtang er det gitt motsatt verdier; økning i mengde er tolket som negative endringer mens reduksjon i mengde er tolket som positiv endring.

Undersøkelsesårene er gruppert slik:

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





Figur 55. Stasjonsplassering

## 5.3 Resultater og diskusjon

### 5.3.1 Dagens utbredelse

Dagens utbredelse av spiraltang, blæretang, grisetang og sagtang er vist i **Figur 56** og dagens utbredelse av gjelvtang er vist i **Figur 57**. Mengdeangivelsene er et snitt mellom registreringene i 2011 og 2012.

Spiraltang, blæretang og sagtang vokser i tette bestander i store deler av fjorden og er de vanligste tangartene i Indre Oslofjord.

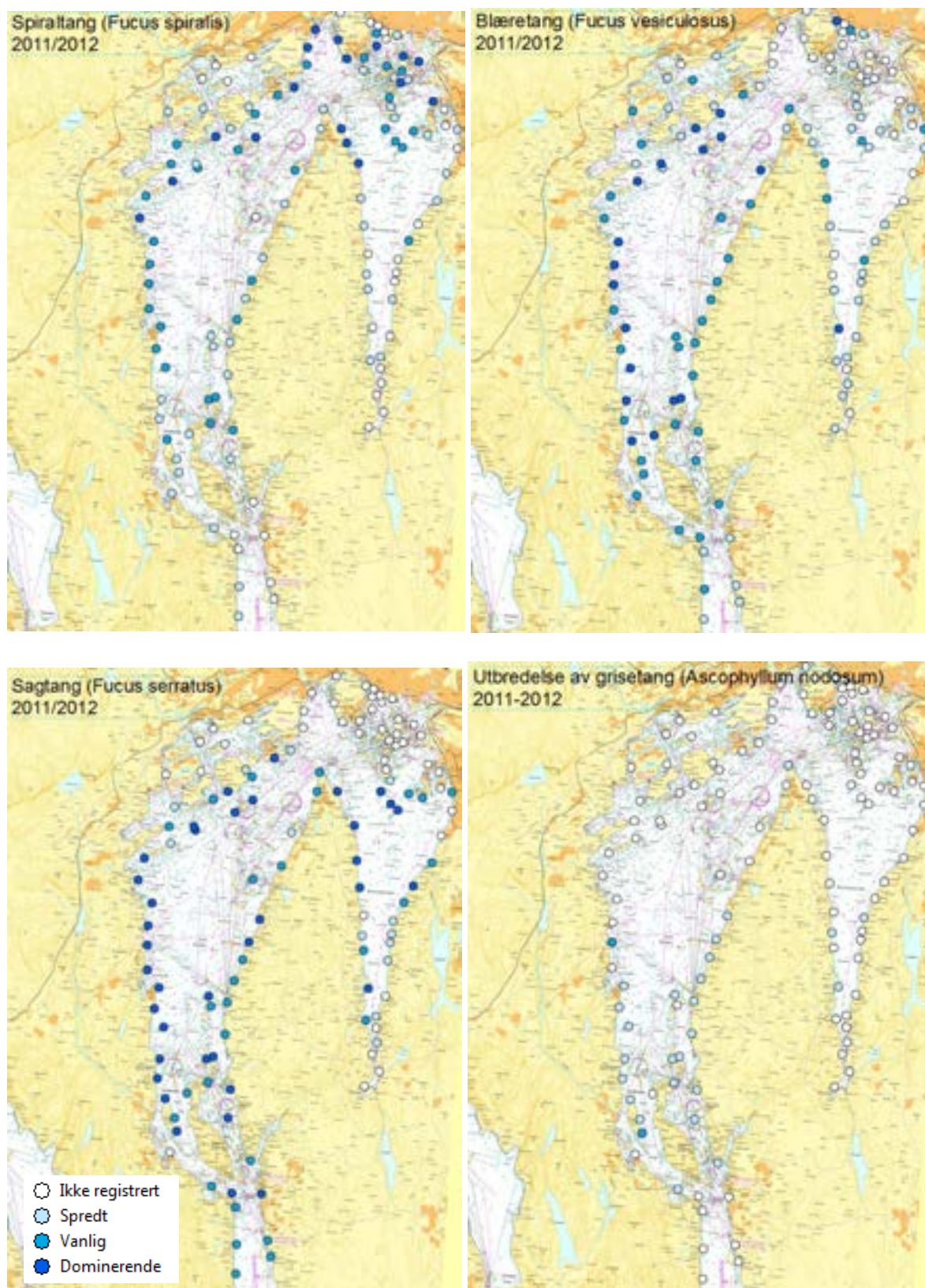
**Spiraltang** er vanlig eller dominerende i Vestfjorden og innerste delen av Oslofjorden rundt Lysaker, Bygdøy og Hovedøya. Den vokser ikke inn i Frognerkilen. I Bunnefjorden og området rundt Drøbak og Håøya vokser den kun spredt eller er fraværende.

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

**Sagtang** er vanlig/dominerende i hele Vestfjorden og mesteparten av Bunnefjorden. Den vokser ikke i de indre områdene fra Sandvika – Bygdøy – Hovedøya - Malmøya.

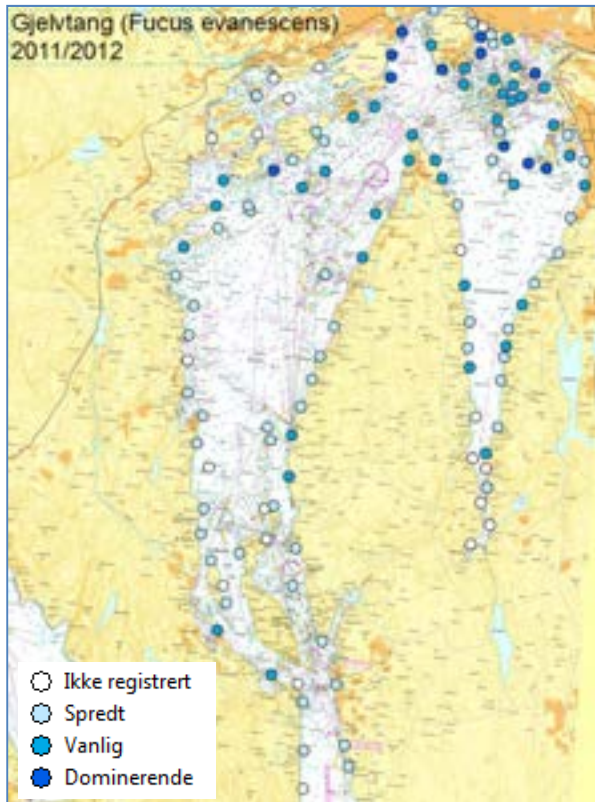
**Grisetang** vokser kun på et fåtall stasjoner i Bunnefjorden og i sørlige del av Vestfjorden. Den er ikke dominerende på noen av stasjonene.

**Gjelvtang** vokser i hele området, men har sitt hovedområde i indre del av fjorden (Lysaker, - Bygdøy – Hovedøya – Malmøya) hvor den vokser i tette bestander. I Bunnefjorden og Vestfjorden vokser den mer spredt (**Figur 58**). Gjelvtang er den eneste tangen som har størst forekomst i de indre, mest forurensede områdene. Blæretang, grisetang og sagtang er stort sett fraværende fra hele havneområdet.



**Figur 56.** 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 og 2012.





**Figur 57.** Dagens utbredelse av gjelvtang i Indre Oslofjord. Fargen på stasjonene viser om arten er registrert som spredt, vanlig eller dominerende i 2011 og 2012.

### 5.3.2 Endring i utbredelse

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

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

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

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

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

**Figur 58** viser dagens utbredelse (2011/2012) av **gjelvtang** sammen med utbredelsen på 1970-, 80- og 90-tallet. Gjelvtangen har gått fra å være dominerende i hele fjorden gjennom hele 1970-, 80- og 90-tallet til nå å være den dominerende arten kun i havneområdene. Endringen er betydelig.

I **Figur 59** er det brukt fargesymboler for å vise forskjeller i utbredelse og mengde av de fire hjemmehørende artene spiraltang, blæretang, grisetang og sagtang siste **10 år**. Økninger i mengde er tolket som positive endringer (forbedringer) og er vist med grønne symboler mens nedgang i mengde er tolket som negative endringer og er vist med oransje/røde symboler. Ingen/små endringer er vist med grå symboler.

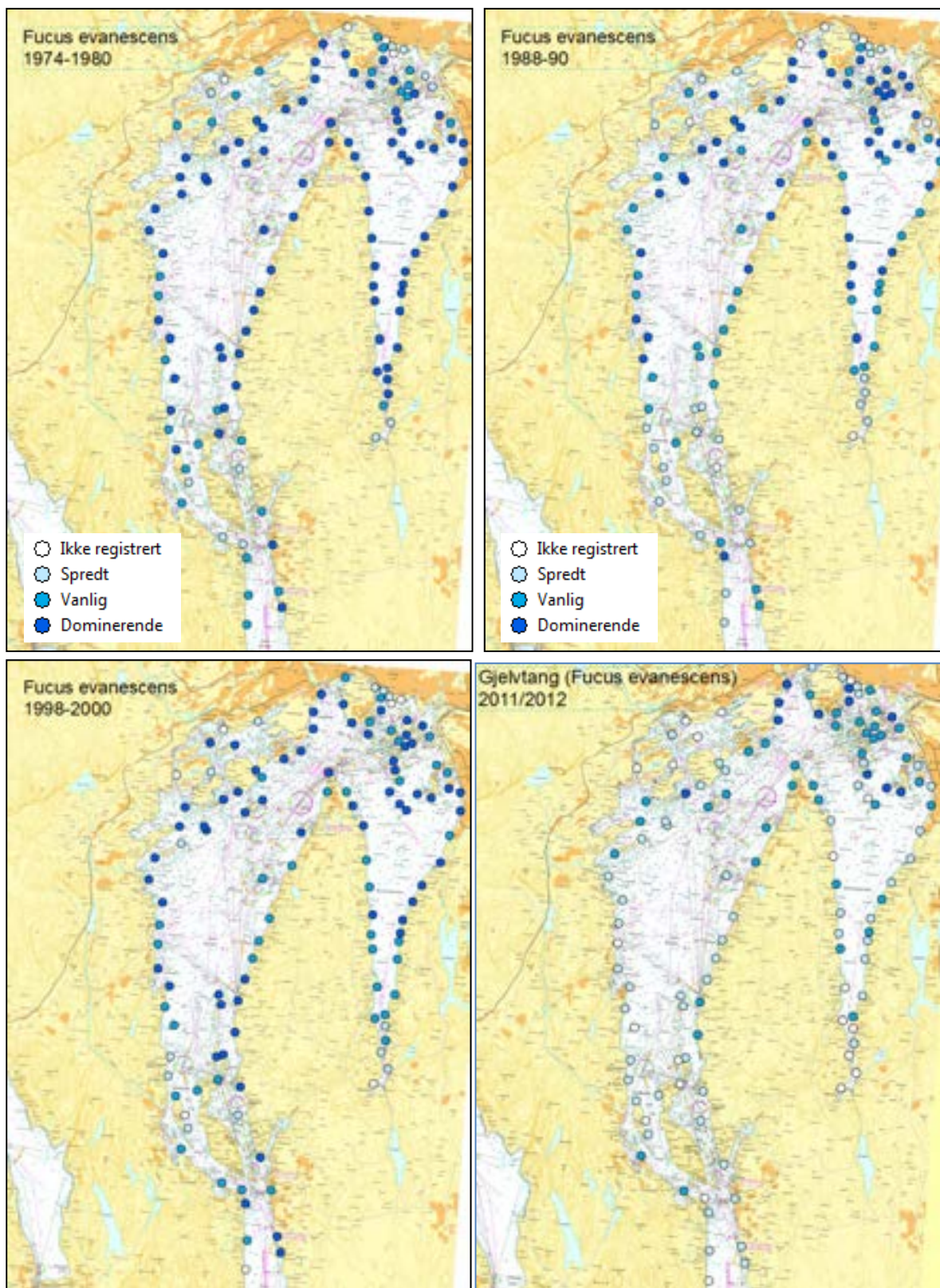
I Vestfjorden og i Drøbaksundet har det vært en reduksjon i mengde (forverring) av både grisetang, blæretang og sagtang på flere stasjoner siste 10 år. I havneområdet har spiraltang økt i mengde på mange av stasjonene og i Bunnefjorden har sagtang økt i mengde.

**Figur 60** viser den samlede endringen siste 10 år. Til forbedringer regnes økninger i mengde hos de naturlig hjemmehørende artene (spiraltang, blæretang, grisetang og sagtang) og reduksjoner mengde i gjelvtang. Til reduksjoner i tangsamfunnet regnes nedgang i forekomst hos de naturlig hjemmehørende artene og økninger i mengde hos gjelvtang. Summen av alle endringene er vist i figuren og viser at det har vært store forbedringer i tangvegetasjonen i deler av Vestfjorden, Bunnefjorden og de indre havneområdene. Samtidig har det vært en negativ utvikling i sørlige deler av Vestfjorden og Drøbak-området.

**Figur 61** viser grafer over antall stasjoner hvor de ulike artene er registrert som spredt, vanlig eller dominerende fra 1974 til 2012. Grisetang og gjelvtang er registrert på færre stasjoner og er mindre vanlig enn for 10 år siden. Sagnetang og blæretang er registrert på litt flere stasjoner enn før men det er kun mindre endringer.

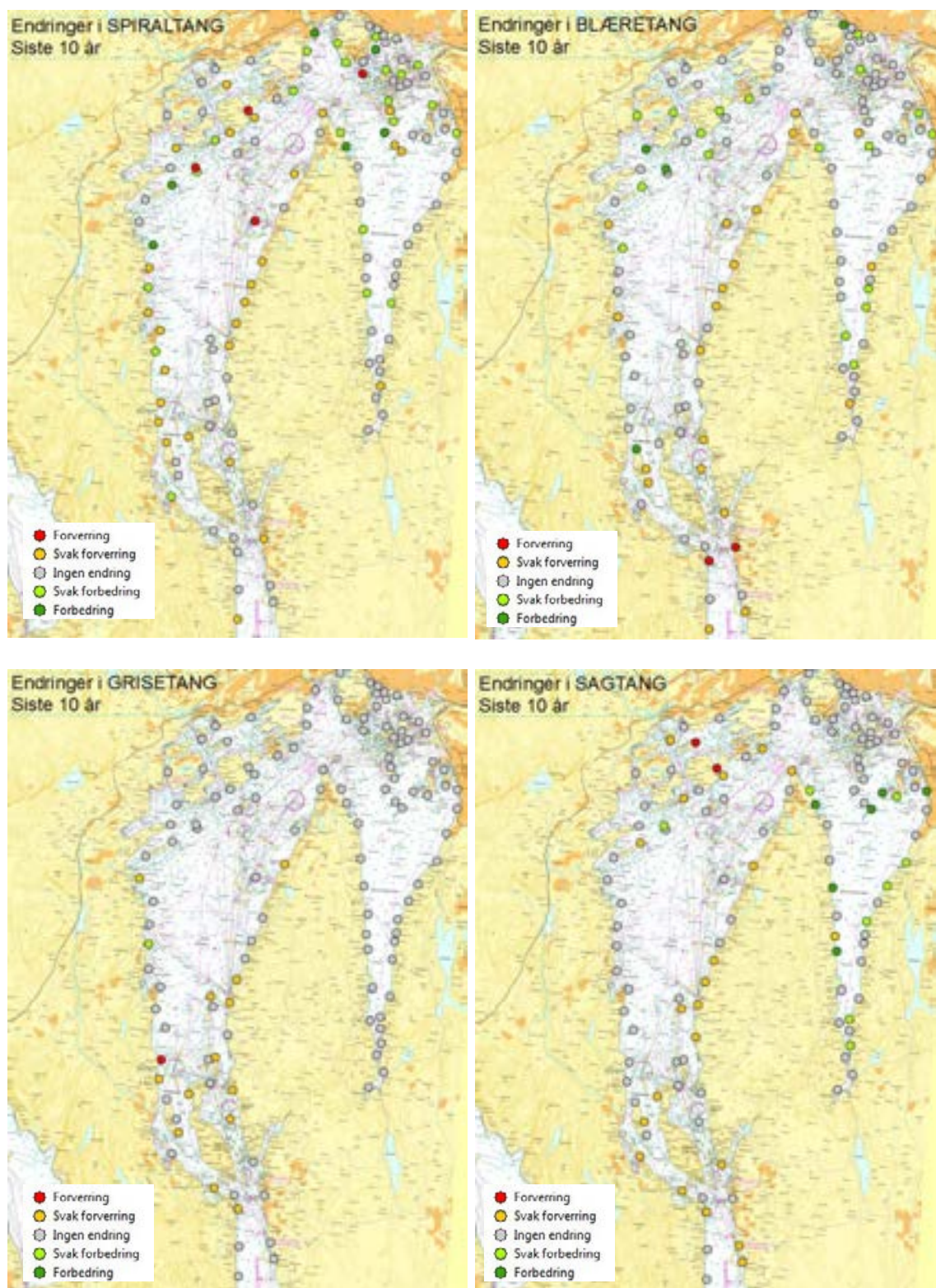
### **Konklusjoner**

Registreringer i 2011 og 2012 har vist stor reduksjon i gjelvtang i alle deler av fjorden sammenlignet med registreringer gjort i 2000 og tidligere. Samtidig har blæretang, spiraltang og sagnetang økt sin forekomst på flere stasjoner, spesielt i Bunnefjorden. I området rundt Håøya og Drøbak har det vært en reduksjon i tangforekomstene.



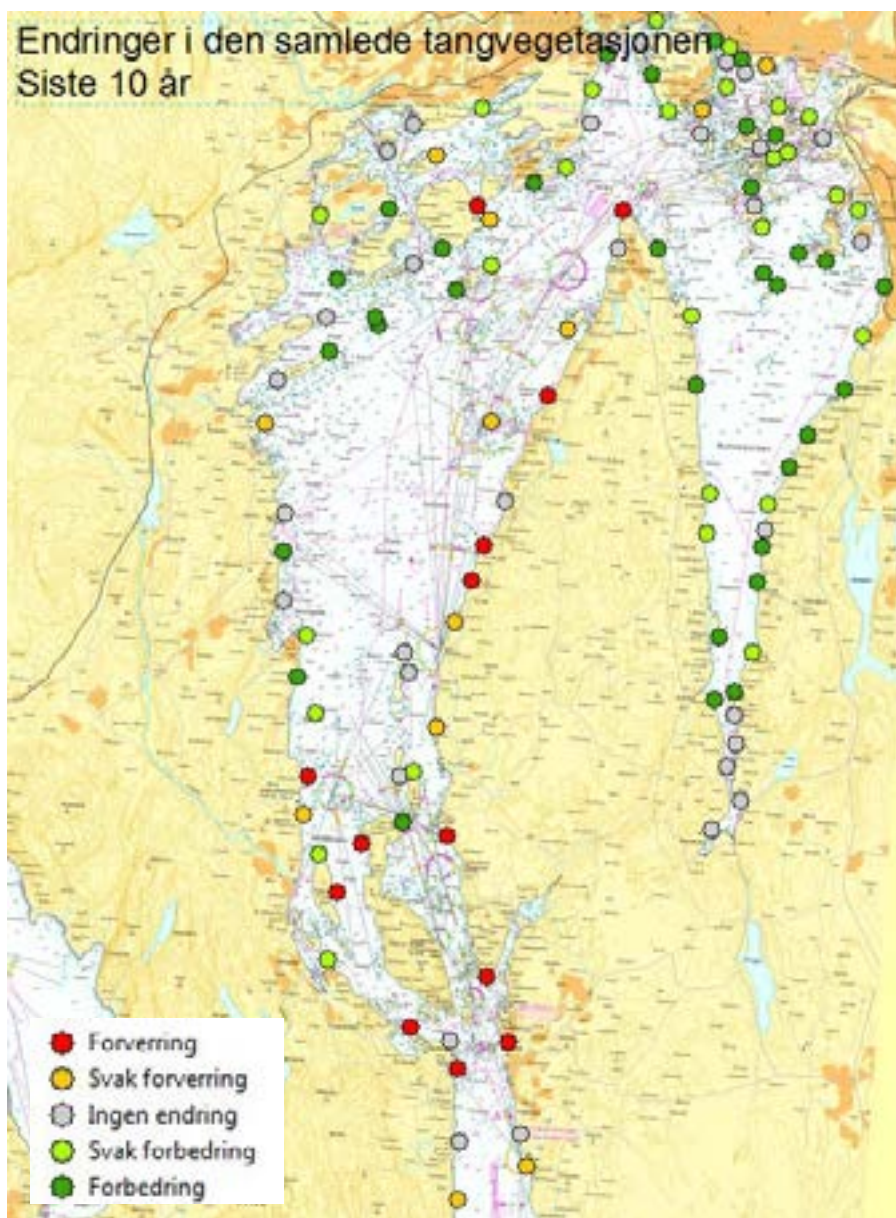
**Figur 58.** Utbredelse av gjelvtang på 1970-tallet (1974-1980), slutten av 1980-tallet (1988-1990), slutten av 1990-tallet (1998-2000) og i 2011/2012. Mengdeangivelsene er basert på snittverdier av registreringsårene.



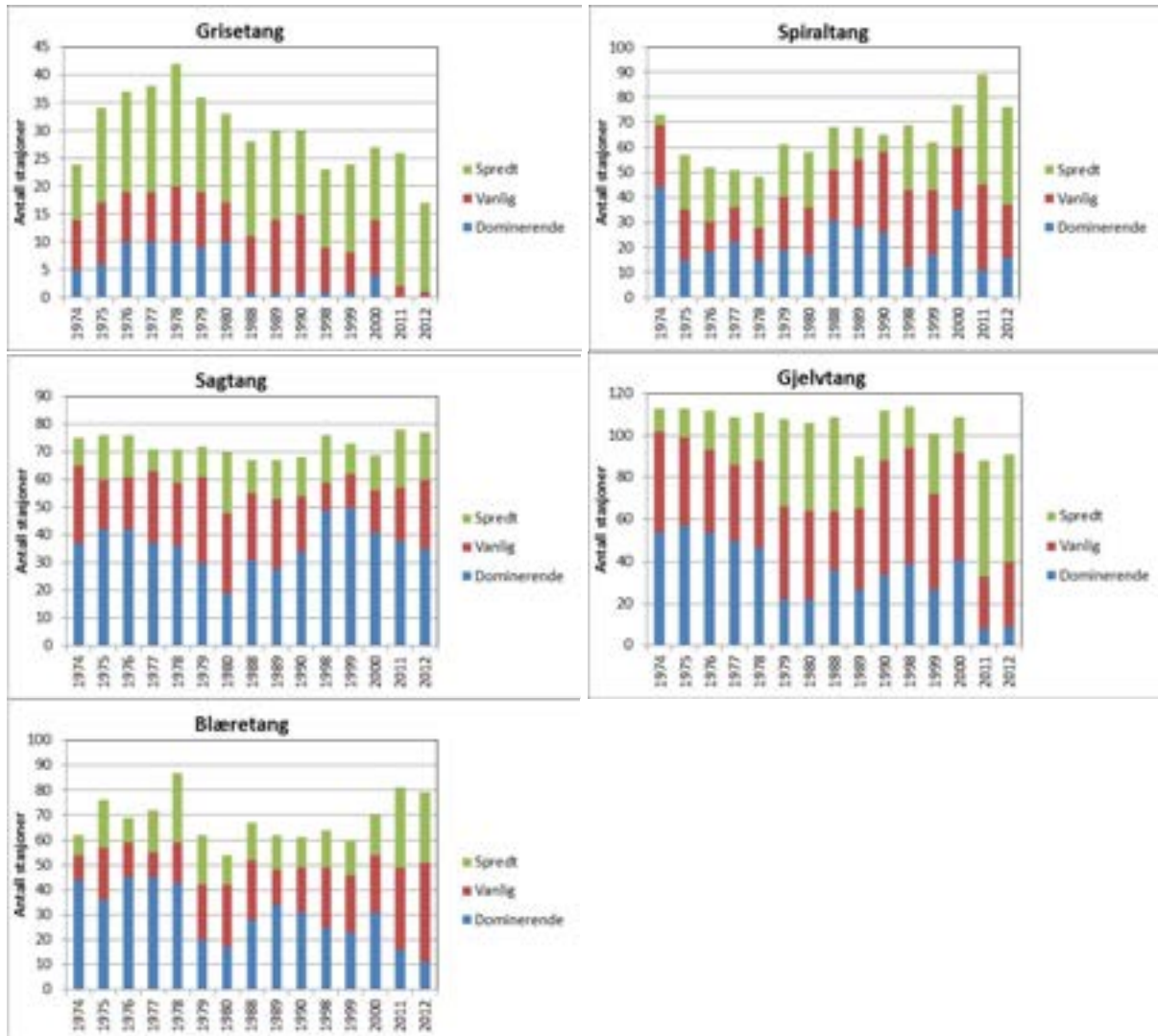


**Figur 59.** Endringer i de naturlig hjemmehørende artene siste 10 år. Grønne symboler viser positive endringer mens oransje og røde symboler viser negative endringer.





**Figur 60.** Samlet endring i mengde tang siste 10 år, fra 2001 til 2011/2012. Forbedringer og forverringer i tangsamfunnet er vist med ulike fargede symboler. Økning i mengden opprinnelige tangarter (spiraltang, blæretang, grisetang og sagtang) og nedgang i mengden gjelvtang er tolket som positiv utvikling (grønne symboler). Nedganger i mengden opprinnelige tangarter og økning i mengden gjelvtang er tolket som negativ utvikling (røde og oransje symboler). Figuren viser en tydelig forbedring i tangvegetasjonen i Bunnefjorden og nordlige deler av Vestfjorden, men en reduksjon i tilstanden i området Drøbak - Håøya og østsiden av Vestfjorden.



**Figur 61.** Figuren viser antall stasjoner (av totalt 123) hvor de ulike tangartene ble registrert som spredt, vanlig og dominerende i alle registreringsår fra 1974-2012.

## 5.4 Fjæresamfunn og vanddirektivet

I vanddirektivsammenheng inngår makroalger som et av de biologiske kvalitetselementene i klassifiseringssystemet for kystvann. Det er utviklet indekser for både fjæresamfunn og nedre voksegrense.

Indeksen som benyttes på fjæresamfunn (fjæreindeksen) dekker foreløpig kun to vanntyper på Nord-Vestlandet. Inntil indeksen er utviklet til å gjelde økosystem Skagerrak og de vanntypene som finnes i Oslofjorden, kan ikke resultatene fra «horisontalutbredelse tang» og «dekningsgrad alger» benyttes i vanddirektivsammenheng

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

### Horisontalutbredelse av tang

Undersøkelsen av horisontalutbredelse av tang i Indre Oslofjord inngår ikke som metode i vanddirektivet og er heller ikke beskrevet som standardmetode. Undersøkelsen er spesiell for Oslofjorden og har sin egenverdi i den store datamengden som finnes langt tilbake i tid. Dvs. undersøkelsen er gjennomført på svært mange stasjoner gjennom mange årtier. Undersøkelsen

omfatter de store, strukturerende artene i fjæresonen som også har innvirkning på hvilke andre arter som kan vokse der.

### Dekningsgrad alger

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

Fra Veileder 01:2009:

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

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

## 5.5 Referanser

- Bokn, T., 1979. Bruk av tang som overvåkningsparameter i en næringsrik fjord. I: Overvåking av vattenområden. 15. Nordiska symposiet om Vattenforskning. NORDFORSK, *Miljövärdsskr.* Publ. 1979, 2: 181-200.
- Bokn, T. & Lein, T.E., 1978. Long-term changes in fucoïd 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 fucoïd distributions and abundances in the inner Oslofjord, Norway: 1974 - 80 versus 1988 - 90. *Acta Phytogeogr. Suec.* 78: 117-124.
- NS-EN ISO 19493:2007. Vannundersøkelse - Veiledning for marinbiologisk undersøkelse av littoral og sublittoral hard bunn (ISO 19493:2007).
- Gran, H.H., 1897. Kristianiafjordens algeflora. I. Rhodophyceæ og Phaeophyceæ. *Skr. Vidensk. Selsk. Chris. I. Mat.-Nat. Kl. 1896* (2): 1-56.
- Grenager, B., 1957. Algological observations from the polluted area of Oslofjord. *Nytt Mag.Bot.* 5: 41-60.
- Johannsson, G., Eriksson, B.K., Pedersen, M. and Snoeijs, P. 1998. Long-term changes of macroalgal vegetation in the Skagerrak area. *Hydrobiologia* 385: 121-138.

- Klavestad, N., 1966. Undersøkelser over benthosalgevegetasjonen I indre Oslofjord I 1962-1965. NIVA-rapport OR-0191m.
- Klavestad, N., 1978. The marine algae of the polluted inner part of the Oslofjord. A survey carried out 1962-1966. *Bot.Mar.* 21: 71-97.
- 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., Bjerkeng, 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.* Kl 1953, 2: 1-245.
- Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften.

## 5.6 Vedleggstabell - Horisontalutbredelse tang 2011-2012

Registreringer av de 5 vanligste tangartene i Oslofjorden i 2011 og 2012. Asc = *Ascophyllum nososum* (grisetang), Fspir = *Fucus spiralis* (spiraltang), Fser = *Fucus serratus* (sagtang), Feva = *Fucus evanescens* (gjelvtang), Fves = *Fucus vesiculosus* (blæretang). Mengdeangivelser: 0= ikke registrert, 1 = sjelden, 2= vanlig, 3 = dominerende.

St.nr.	East_UTM33	North_UTM33	Asc2011	Asc2012	Fspi2011	Fspi2012	Fser2011	Fser2012	Feva2011	Feva2012	Fves2011	Fves2012
1	252405,2652	6618355,636	0	0	1	0	1	2	0	0	0	1
2	254277,8371	6619258,736	0	0	0	0	3	1	1	1	0	1
3	252463,2834	6619929,855	0	0	1	0	1	2	0	1	2	2
4	254097,1443	6620131,723	0	0	0	0	2	1	0	1	0	1
5	252417,1269	6621926,477	0	0	0	0	2	3	1	0	1	1
6	253751,3344	6622608,501	0	0	0	0	3	3	0	1	1	1
7	252214,9558	6622664,662	0	0	0	0	2	3	0	0	1	2
8	251135,9979	6623038,617	1	0	1	0	3	1	2	1	2	1
9	253195,4963	6624396,853	1	0	0	0	2	1	1	1	1	2
10	248916,9951	6624833,798	0	0	1	1	0	0	2	1	2	1
11	249290,8311	6625971,436	2	1	1	0	3	2	0	1	2	1
12	251992,6564	6626674,348	1	1	2	0	3	3	1	1	2	1
13	249138,6287	6626654,119	1	1	1	1	2	2	0	0	2	2
14	248653,8815	6627691,111	1	1	2	1	3	3	1	1	3	2
15	249809,0679	6627983,158	0	0	1	0	3	1	2	0	3	2
16	252118,6117	6628168,686	1	1	2	1	3	2	1	1	1	2
17	250917,4568	6628565,848	1	1	2	2	1	2	0	0	2	2
18	248223,5298	6628747,079	1	1	1	1	3	3	0	1	2	2
19	248346,2659	6629781,089	1	0	2	0	3	3	1	0	2	3
20	250853,4919	6629778,581	1	1	2	1	3	2	0	0	3	2
21	251219,7126	6629927,431	1	1	2	1	3	3	0	1	3	3
22	251833,0291	6631110,206	1	1	1	1	2	1	1	2	2	2
23	248574,3433	6631495,294	1	1	2	1	3	3	0	0	3	3
24	248080,942	6632487,456	1	1	2	1	3	3	1	1	2	2
25	251081,6601	6632595,061	0	0	1	1	2	2	0	1	2	2
26	251971,1555	6632784,909	1	1	1	1	2	2	1	2	1	2
27	250964,8791	6633116,359	1	1	1	1	3	3	1	1	2	2
28	248305,7624	6633567,387	1	0	2	1	3	3	0	1	3	3
29	252347,136	6633975,412	1	1	2	1	2	2	1	1	2	2
30	247698,2249	6634522,577	0	0	1	3	3	3	1	0	2	2
31	252782,0942	6635064,054	1	0	1	1	2	2	0	2	1	2
32	247708,3795	6635836,129	2	2	3	1	3	3	0	0	2	3
33	253097,3259	6636040,171	1	0	2	2	3	2	1	1	2	2
34	247760,7399	6636897,484	0	0	2	1	3	3	1	1	3	2
35	253696,1858	6637223,646	0	1	1	1	3	3	1	1	2	2
36	247933,2246	6638078,918	0	0	2	2	3	3	1	1	3	2
37	247214,1051	6639313,317	0	0	3	3	3	3	1	1	2	2
38	253297,1821	6639341,727	0	0	0	0	2	2	0	1	2	2
39	247535,8487	6640462,005	0	0	2	2	3	3	2	1	2	2

40	254864,2721	6640053,252	0	0	1	1	1	2	1	2	2	2
41	248944,2241	6641242,464	0	0	3	3	1	1	1	0	3	2
42	250282,913	6641975,263	0	0	2	2	3	3	1	1	0	1
43	250178,2456	6642178,806	0	0	1	1	3	2	1	1	3	3
44	248848,2143	6642155,359	0	0	2	2	2	2	2	2	0	1
45	255363,3219	6641832,778	0	0	1	2	1	1	1	2	3	2
46	252363,2234	6642892,844	0	0	2	2	3	3	1	2	3	2
47	249137,0634	6643215,988	0	0	2	1	1	1	2	1	2	2
48	251196,2922	6643628,083	0	0	3	3	1	2	3	2	0	1
49	253315,0681	6643562,153	0	0	3	3	3	2	1	2	3	3
50	252004,269	6644011,848	0	0	1	1	3	3	1	0	3	3
51	256755,9793	6644014,006	0	0	1	1	2	2	1	2	1	1
52	253265,4195	6644788,754	0	0	2	2	2	2	1	1	3	2
53	252955,3418	6645164,412	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1
54	256863,3325	6645048,652	1	0	1	1	2	2	1	2	2	2
55	254461,4177	6645781,241	0	0	2	2	3	3	1	2	1	3
56	255358,0801	6646228,022	0	0	2	3	1	0	1	2	0	0
57	248707,6648	6644929,213	0	0	1	0	0	0	0	0	2	2
58	250547,0428	6645114,192	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1
59	250519,717	6646656,876	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
60	251839,0005	6646545,444	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
61	251225,2018	6647379,765	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
62	253080,7439	6647829,288	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
63	256014,883	6647422,718	0	0	1	2	0	0	3	3	0	0
64	256022,0835	6648328,493	0	0	2	3	0	0	2	3	0	0
65	256444,5187	6649259,705	0	0	3	3	0	0	3	3	0	0
66	257764,6188	6650177,091	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
67	257656,8812	6648734,363	0	0	2	3	0	0	2	2	0	0
68	258096,0959	6647723,993	0	0	3	3	0	0	2	3	0	0
69	259031,2061	6647768,91	0	0	2	2	0	0	1	3	0	0
70	259683,5145	6648413,282	0	0	2	3	0	0	3	3	0	0
71	259665,7748	6649048,78	0	0	0	3	0	0	3	3	0	0
72	259329,1079	6649621,953	0	0	0	0	0	0	0	1	2	3
73	259771,0845	6649457,271	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
74	260186,4612	6648781,095	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
75	260743,9106	6648978,815	0	0	1	0	0	0	2	2	0	1
76	258968,9546	6647116,056	0	0	2	0	0	0	2	1	0	0
77	260216,0077	6647314,064	0	0	1	2	0	0	1	2	2	0
78	261084,6708	6647854,63	0	0	3	3	0	0	2	2	0	0
79	261007,9064	6647074,06	0	0	1	2	0	0	2	2	0	0
80	260598,8598	6646738,35	0	0	1	1	0	0	2	2	0	0
81	260956,0056	6646473,357	0	0	2	3	0	0	2	2	1	0
82	261308,1457	6646639,68	0	0	1	0	0	0	2	2	0	0
83	260333,5215	6645683,317	0	0	1	2	0	0	1	3	1	0
84	262623,8124	6645452,576	0		3		0		2		0	
85	260406,0344	6645180,203	0	0	1	1	0	0	1	1	1	0
86	263201,4788	6645038,114	0		0		0		1		1	
87	260637,7737	6644599,005	0	0	1	1	1	0	3	2	0	1
88	260133,3599	6644012,632	0	0	2	2	3	3	1	0	0	2

89	261612,0211	6643917,116	0	0	1	2	2	2	3	2	1	0
90	262333,8202	6643696,945	0	0	1	1	3	1	3	2	0	0
91	263304,0831	6644178,281	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0
92	263917,0079	6644003,239	0	0	1	1	2	2	1	1	1	2
93	260650,6326	6643375,094	0	0	2	1	3	3	0	0	2	2
94	261016,7617	6643041,769	0	0	2	2	3	3	2	1	1	1
95	263926,2439	6643013,608	0	0	0	0	0	0	2	1	1	0
96	257794,7145	6644021,397	0	0	3	2	3	3	2	1	1	0
97	258120,012	6643267,712	0	0	2	3	4	3	2	2	1	1
98	258715,3793	6642217,039	0	0	3	2	2	3	1	1	2	2
99	263354,9523	6641683,469	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0
100	258862,4769	6640334,697	0	0	1	1	3	3	0	0	2	2
101	262829,0425	6640244,843	0	0	1	0	1	2	1	0	0	0
102	261854,2795	6638994,078	0	0	0	0	3	3	1	1	1	0
103	259025,0649	6638889,716	0	0	1	1	2	3	1	2	1	0
104	261369,4519	6638103,832	0	0	1	2	1	2	1	2	1	0
105	259214,1404	6637443,041	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
106	260798,8805	6637113,848	1	0	0	0	1	1	1	0	2	2
107	259122,7258	6636338,671	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0
108	260696,2563	6636441,04	0	0	0	0	1	1	1	2	1	0
109	260620,8404	6635985,36	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
110	259210,717	6635563,17	0	0	1	1	1	3	1	2	1	0
111	260513,3513	6635033,347	0	0	1	1	1	0	1	1	1	1
112	259448,8875	6633546,826	1	0	0	0	3	3	0	0	3	3
113	260390,6942	6633131,077	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
114	259858,9731	6632040,275	0	0	1	0	1	1	2	1	1	1
115	259353,048	6631861,697	0	0	0	1	1	3	0	0	1	1
116	259879,2133	6631434,92	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
117	259920,6184	6630647,178	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1
118	259670,2048	6630036,632	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
119	260046,4731	6629121,639	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
120	259264,3155	6628349,105	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
121	260103,8467	6649125,962	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1
122	261900,6974	6647582,988	0	0	2	3	0	0	2	3	0	0
123	262250,068	6646993,986	0	0	2	1	0	0	2	2	0	0



## 6. Nedre voksegrense for alger/vertikalfordeling av kråkeboller

### 6.1 Innledning

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

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

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

### 6.2 Metode

Feltarbeidet ble gjennomført 22. - 24. mai 2012 på 7 stasjoner i Indre Oslofjord (**Tabell 10, Figur 62**). 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 10** viser undersøkelsesdato og det maksimale dykkedypet for hver stasjon undersøkt i 2012. 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 10.** Stasjoner for undersøkelse av algevegetasjonen i Indre Oslofjord i 2012.

Stasjon	Stasjonsnavn	Dato for undersøkelse	Maks. dykkedyp
1	Steilene	24.5.12	16
2	Borøya	24.5.12	16
3	Fornebu	23.5.12	16
4	Ormøya	22.5.12	20
5	Hovedøya	23.5.12	16
6	Nakkholmen	23.5.12	16
7	Svartskog	22.5.12	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 62.** Stasjoner for undersøkelse av nedre voksegrense i Indre Oslofjord i 2012. Stasjonene er markert med lilla sirkler. Stasjonene er også undersøkt i 1981-83, 89, 91 og i 2011.

## 6.3 Resultater

### 6.3.1 Endringer i nedre voksegrense

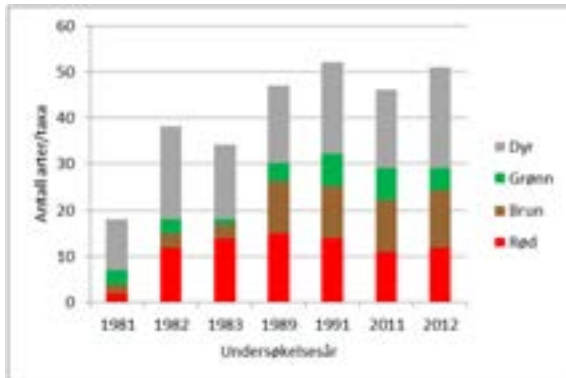
Nedre voksegrense defineres som det dypet hvor det først blir gjort registreringer av spredt forekomst av opprette alger. I 2012 ble det på Nakkholmen og Svartskog observert alger på dypere vann enn i 2011, mens nedre voksegrense var krøpet oppover på Steilene, Fornebu og Hovedøya. På Borøya og Ormøya var nedre voksegrense i 2012 lik den registrerte i 2011 (**Figur 63**).



### 6.3.2 Presentasjon av utviklingen for hver stasjon

#### Stasjon 1 – Steilene

Steilene har siden 1981 vist en positiv utvikling i antall alger og dyr (**Figur 65**). Det ble registrert flere arter/taxa av dyr, brunalger og rødalger, men litt færre grønnalger i 2012 enn i 2011. I 2011 ble det registrert spredt forekomst av alger på 16 m dyp, mens i 2012 ble det først registrert på 8 m dyp (**Figur 63**).

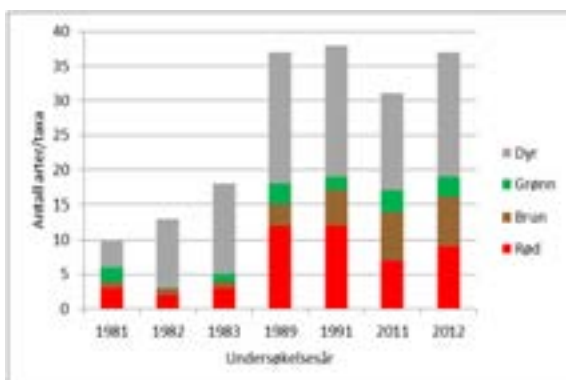


**Figur 65.** Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr på Steilene fra 1981 – 2012.

Det ble registrert vanlig forekomst av kråkeboller på 15 og 16 m dyp i 2012, men det ble registrert spredte forekomster av kråkeboller på flere dyp i 2011 enn i 2012 (**Figur 64**), så det er lite sannsynlig at beiting fra kråkeboller er årsaken til de registrerte endringene i nedre voksegrense fra 2011 til 2012.

#### Stasjon 2 – Borøya

Borøya ligger inne i Bærumsbassenget og har tidligere hatt en meget dårlig vannkvalitet (Källqvist et al. 1982). Siden begynnelsen av 80-tallet har det vært en positiv utvikling i antall alger og dyr (**Figur 66**). I 2011 ble det registrert noe færre arter enn i 1991 (**Figur 66**) og nedre voksedyp gikk fra 14 m i 1991 til 4 m i 2011 (det ble registrert enkeltfunn av alger på 10 m dyp) (**Figur 63**). I 2012 ble det registrert flere arter/taxa av dyr og rødalger, mens det ble registrert likt antall brun- og grønnalgearter/taxa. Det har ikke skjedd noen endringer i nedre voksegrense fra 2011 til 2012, men ble registrert enkeltfunn på 12 m dyp.



**Figur 66.** Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr på Borøya fra 1981 – 2012.

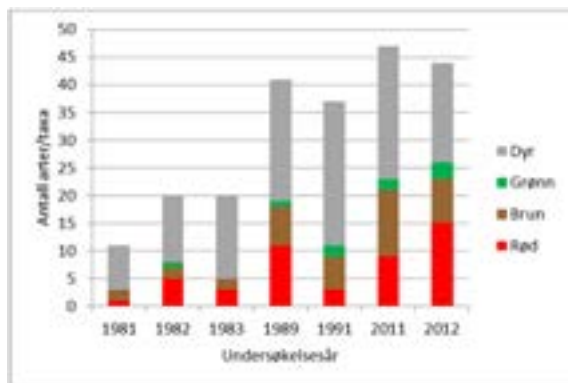
Det ble registrert en stor økning i forekomsten av kråkeboller mellom 1989 til 1991 (**Figur 64**), samtidig som nedre voksegrense økte (**Figur 63**). Fra 1991 til 2011 var det en nedgang i forekomsten

av kråkeboller (**Figur 64**) samtidig som nedre voksegrense ble redusert (**Figur 63**). Så økt beitepress kan ikke forklare endringene i nedre voksedyp på stasjonen. I 2012 var det en liten økning i kråkebolleforekomsten sammenliknet med 2011.

### Stasjon 3 – Fornebu

Fornebu har i likhet med Borøya hatt en fattig algevegetasjon. Nedre voksegrense var også relativt grunn på 80-tallet (**Figur 63**). Fra 1983 har det skjedd en positiv utvikling i antall alger og dyr, med unntak av en midlertidig nedgang i antall registrerte arter i 1991 (**Figur 67**). Det ble registrert flere arter/taxa av rød- og grønnalger i 2012 enn i 2011, mens det ble registrert litt færre taxa brunalger og dyr.

I 2011 ble nedre voksegrense registrert på 14 m dyp, mens i 2012 ble den registrert på 12 m dyp.

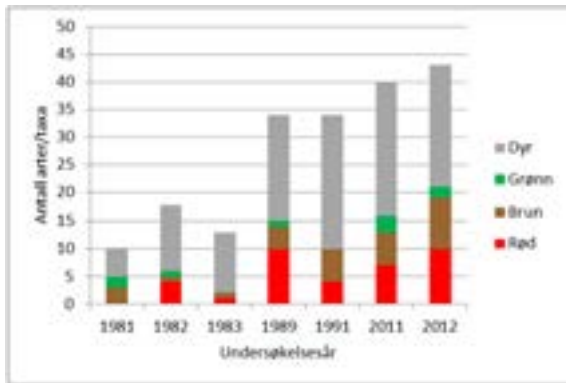


**Figur 67.** Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr på Fornebu fra 1981 – 2012.

I 2012 var det en liten nedgang i forekomsten av kråkeboller sammenliknet med 2011, så de observerte endringene kan ikke forklares med endringer i beitepress. Nedgangen i antall registrerte arter, og grunnere nedre voksegrense registrert i 1991er sannsynligvis et resultat av økning i forekomsten av kråkeboller med påfølgende hardt beitepress (**Figur 63**, **Figur 64**).

### Stasjon 4 – Ormøya

Ormøya har også hatt en fattig algevegetasjon. Fra 1983 har det skjedd en positiv utvikling i antall alger og dyr, med unntak av en marginal nedgang i antall registrerte arter i 1991 (**Figur 68**). Det ble registrert noe flere arter av rød- og brunalger i 2012 enn i 2011, mens det ble registrert litt færre grønnalger og dyr. Det ble ikke registrert noen endring i nedre voksegrense på stasjonene mellom 2011 og 2012, men i 2011 ble det registrert enkeltfunn av alger på 10 m dyp, mens i 2012 ble det registrert enkeltfunn på 6 m dyp.

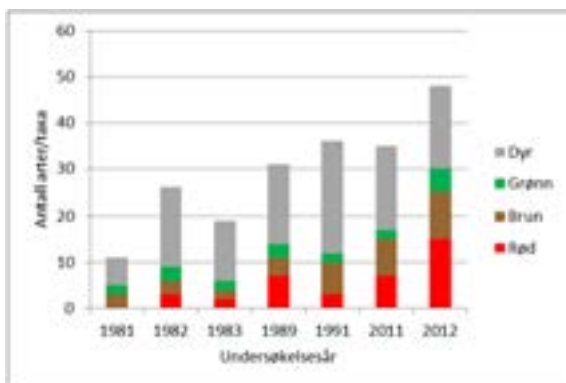


**Figur 68.** Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr på Ormøya fra 1981 – 2012.

I 2012 var det en liten økning i forekomsten av kråkeboller sammenliknet med 2011. Dette har imidlertid ikke medført endringer i nedre voksegrense. Den grunne nedre voksegrense som ble registrert i 1991 er sannsynligvis et resultat av økning i forekomsten av kråkeboller med påfølgende hardt beitepress (**Figur 63**, **Figur 64**).

#### Stasjon 5 – Hovedøya

Hovedøya har også hatt en fattig algevegetasjon. Fra 1983 har det skjedd en positiv utvikling i antall alger og dyr (**Figur 69**). Det ble registrert flere arter av rød-, brun- og grønnalger i 2012 enn i 2011, og samme antall dyretaxa. Nedre voksegrense endret seg marginalt dvs. fra 15 m i 2011 til 14 m i 2012 (**Figur 63**).

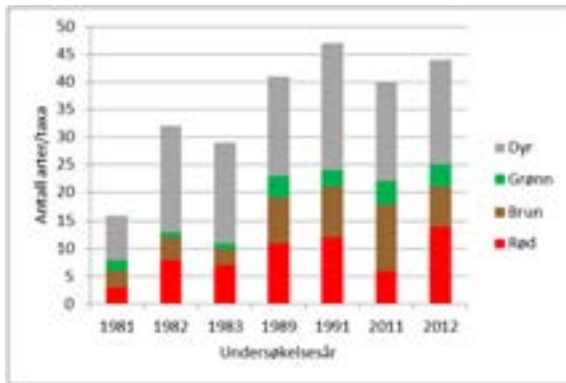


**Figur 69.** Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr på Hovedøya fra 1981 – 2012.

Det ble registrert større forekomst av kråkeboller i 2012 enn i 2011, men dette har ikke medført store endringer i nedre voksegrense. I 1991 økte nedre voksegrense sammenliknet med 1989, mens antall registrerte arter av alger var lavere. Det ble også registrert høyere forekomst av kråkeboller i 1991 enn ved tidligere registreringer (**Figur 64**). Endringene har ikke vist samme tydelige tendenser som ved overnevnte stasjoner, men beiting kan være en mulig forklaring på nedgangen i antall registrerte taxa.

### Stasjon 6 – Nakkholmen

Fra 80-tallet har det skjedd en positiv utvikling i antall alger og dyr, med unntak av en nedgang i antall registrerte rødalgearter i 2011 (**Figur 70**). I 2012 ble det registrert flere arter rødalger og dyr enn i 2011, mens det var en nedgang i antall brunalgearter. Nedre voksegrense har økt fra 6 m i 2011 til 10 m i 2012. I 2011 og 2012 ble det registrert enkeltfunn av alger på 16 m dyp (**Figur 63**).

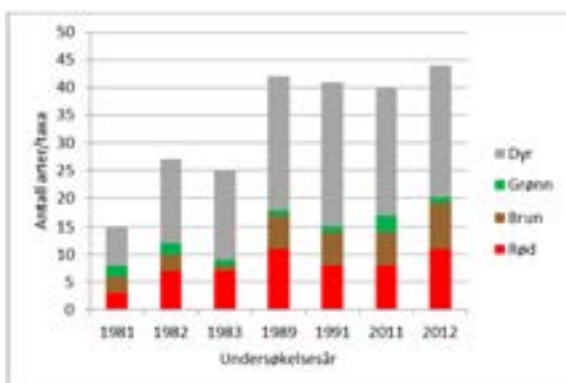


**Figur 70.** Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grøninalger og dyr på Nakkholmen fra 1981 – 2012.

Det har ikke skjedd store endringer i forekomsten av kråkeboller mellom 2011 og 2012. Nedgangen i nedre voksegrense mellom 1989 og 1991 skyldes sannsynligvis økt forekomst av kråkeboller og medførende økt beitepress. I 2011 var nedre voksegrenset økt i forhold til 1991 og 2011 og forekomsten av kråkeboller har også gått kraftig ned, særlig i forhold til 1991 (**Figur 64**).

### Stasjon 7 – Svartskog

Fra 1981 har det skjedd en positiv utvikling i antall alger og dyr på stasjonen. I 2012 ble det registrert flere arter av rød- og brunalger og dyr, mens det ble registrert litt færre grøninalgearter (**Figur 71**). Nedre voksegrense økte fra 4 m i 2011 til 12 m i 2012.



**Figur 71.** Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grøninalger og dyr på Svartskog fra 1981 – 2012.

Forekomsten av kråkeboller og endret beitepress kan muligens forklare noen av de observerte endringene i nedre voksegrense. Fra 1991 til 2011 ble det registrert en økning i kråkeboller samtidig som nedre voksegrense ble hevet (**Figur 64**, **Figur 63**). Men fra 2011 til 2012 har det ikke skjedd store endringer i forekomsten av kråkeboller, samtidig som nedre voksegrense har økt.

## 6.4 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, og det kan være noe tilfeldig hvor man finner hardbunn hvor fastsittende alger registreres. Da dykketransektene ikke er merket under vann kan ulikheter i svømmeretning gi forskjeller i registreringene.

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

Resultatene på de ulike stasjonene er ikke entydige, men ut fra registreringene av nedre voksegrense og antall registrerte taxa av alger og dyr, 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.

## 6.5 Vanddirektivet – nedre voksegrense

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

Indre Oslofjord er inndelt i fem vannforekomster (Vann-Nett): Bunnefjorden, Bekkelagsbassenget, Sandvika, Holmenfjorden og Oslofjorden (**Tabell 11**). De fem vannforekomstene tilhører tre ulike vann typer: beskyttet kyst/fjord, ferskvannspåvirket beskyttet fjord og moderat eksponert kyst.

Indeksen for nedre voksegrense (Multi Species Macroalga Depth Index – MSMDI) kan foreløpig ikke tas i bruk til klassifisering av forekomster i ferskvannspåvirket beskyttet fjord. Resultatene fra stasjon 2 kan derfor ikke benyttes i vanddirektivsammenheng.

**Tabell 11.** Oversikt over hva slags vannforekomst stasjonene for nedre voksegrense ligger i, og hvilken vann type de tilhører (fra Vann-Nett).

Stasjon	Økoregion	Vannforekomst	Vann type
1	Skagerrak	0101020601-C Oslofjorden	Moderat eksponert kyst
2	Skagerrak	0101020602-C Sandvika	Ferskvannspåvirket beskyttet fjord
3	Skagerrak	0101020601-C Oslofjorden	Moderat eksponert kyst
4	Skagerrak	0101020702-C Bekkelagsbassenget	Beskyttet kyst/fjord
5	Skagerrak	0101020702-C Bekkelagsbassenget	Beskyttet kyst/fjord
6	Skagerrak	0101020701-5-C Bunnefjorden	Beskyttet kyst/fjord
7	Skagerrak	0101020701-5-C Bunnefjorden	Beskyttet kyst/fjord

I klassifiseringen benyttes størrelsen EQR (Ecological Quality Ratio) = forholdstallet mellom nåværende tilstand og referansetilstanden (Veileder 01:2009). De 5 klassegrensene som bestemmer status for vannforekomsten referer seg til ulike EQR-verdier, som ligger i intervallet 0 - 1.

Skalaen for EQR-klassene er like for alle vanntypene og er følgende:

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

For nedre voksegrense beregnes EQR-verdien ut fra nedre voksegrense for 9 utvalgte opprette alger. For å kunne beregne en EQR-verdi må minst 3 av de 9 artene være til stede. **Tabell 12** viser EQR-verdiene på de 7 stasjonene for hvert år det har vært foretatt undersøkelser der. I flere undersøkelser har ingen, eller færre enn 3, av de 9 artene blitt registrert, og EQR-verdier og økologisk status har dermed ikke kunne beregnes.

**Tabell 12.** EQR-verdier beregnet på 7 stasjoner i Indre Oslofjord. Streker betyr at EQR-verdier ikke har kunne blitt beregnet da ingen, eller færre enn tre, av de utvalgte artene er registrert.

Indeks	1981	1982	1983	1989	1991	2011	2012
Stasjon	EQR	EQR	EQR	EQR	EQR	EQR	EQR
1	-	0,60	0,63	0,65	0,45	-	-
2	-	-	-	-	-	-	-
3	-	-	-	0,67	-	0,60	0,53
4	-	-	-	-	-	-	-
5	-	-	-	-	-	0,80	0,80
6	-	0,60	0,60	0,73	-	-	0,45
7	-	0,67	0,67	-	-	-	-

I de to siste år (2011 og 2012) gir resultatene god status på Hovedøya (stasjon 5) og moderat status på Fornebu (stasjon 3), og også moderat status på Nakkholmen (stasjon 6) i 2012. På Steilen (stasjon 1) ble det i undersøkelsene mellom 1982 til 1991 registrert god og moderat status, mens i 2011 og 2012 ble det ikke funnet tilstrekkelig antall arter for å beregne EQR-verdier.

De undersøkte stasjonene består av svært sedimentert fjell og bløtbunn, som er lite gunstig substrat for algevekst. Det har generelt vært registrert lite algevegetasjon på stasjonene, og i flere undersøkelser er det ikke registrert tilstrekkelig antall arter for å kunne beregne EQR-verdier. Indeksen for nedre voksegrense er derfor ikke ideell å bruke for beregning av økologisk status i Indre Oslofjord.

## 6.6 Referanser

Bekkby m.fl. (2007). Marint stasjonsnett. Forslag til stasjoner for basisovervåking (referanse- og trendverdier) av kystvann.

Berge, J.A., Amundsen, R., Bergland, K., Bjerkeng, B., Gitmark, J., Gjørseter, J.(HI), Holt, T.F., Hylland, K., Johnsen, T.M., Knutsen, H. (HI), Kroglund, T., Olsen, E.M. (HI), Paulsen, Ø. (HI), Ledang, A.B., Lømsland, E.R., Magnusson, J., Rohrlack, T., Sørensen, K. 2012. Overvåking av Indre Oslofjord i 2011 – Vedleggsrapport. NIVA, Oslo. Rapport nr. 6372. 154 s.

Jorde, I. & Klavestad, N. 1963. The natural history of the Hardangerfjord. 4. The benthonic algal vegetation. Sarsia 9. p. 1-100.



- Källqvist, T., Magnusson, J., Pedersen, A. & Tangen, K. 1982. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord i 1981. NIVA, Oslo. Rapport nr. 1424. 88 s.
- Magnusson, J., Bokn, T., Moy, F., Pedersen, A. & Larsen G. 1992. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord i 1991. NIVA, Oslo. Rapport nr. 2722. 116 s.
- Pedersen m.fl. (2009). Vannforskriften – Oppdatert forslag til stasjonsnett for basisovervåking i kystvann.
- Veileder 02:2009 Overvåking av miljøtilstand i vann. Veileder for vannovervåking i hht. kravene i vannforskriften.
- Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften.

# Vedlegg A. Transektregistreringer i 2012 på stasjon 1-7

## Stasjon 1 - Steilene

Vertikaltbredelse for grunnvassorganismer

Prosjekt: 12052 AAA Observator: JKG AAA Tidvasskarrigst: Skriver: COT

Stasjonsnavn: Steilene

StLabel: 10 1 5 Date: 24.05.12 kl. 08.44

StCode: 1 AS Ar 2012

Formet: A = Alveolus, S = Hus

1 = Finkjønn 2 = Sprekk 3 = Vælig 4 = Dominerende

Barom: mm Hg

Helling: Nedre dyp

Busstype: Busstype

Supplende undersøkelse: Sterns: Enter: m Yær: m Video

Helling: Fj Fj Fj/S Fj Fj Fj Fj Bl BlSt Fj Fj/Bl

Horisontalt skilt: 60 20 20 30 20 30 30 20 10 10 20

Kode	of	sp	NB	TAXA	Dyp:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
SEDIA				Sediment, unclassified	1-4				3	4	4	4	4							2	3	3
ALGCO				Algae Cover	100	80	100	100	100	70	20		1									
CORAX				Ceramium encrusting	1-4	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
BRUNT				Brunt på fjell - musket	1-4						2	3	3							2	3	3
ECHEX				Echinoida indet.	1-4											2	2	2	2	2	2	3
OPHIN				Ophiroida indet.	1-4						2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
PSOPH				Prasinophyta	1-4																	2
SAGAX				Sagittaria indet.	1-4																	2
POMTR				Pomatoceros tomentosus	1-4		2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
GHITX				Gelidium indet.	1-4						2	2	2				2	2	2			
APOPE			p14	Aporethalia prolifera	1-4																	2
MUSVA				Musculina	1-4						3	2	2	2	2	3	4					
HYDNO				Hydrozoa	1-4																	2
ASTRU				Asterias rubens	1-4		2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2				
BUCUN				Buccinum undatum	1-4																	1
GIBBZ				Gibbula sp.	1-4																	1
MOLGZ				Molgula sp.	1-4											2		1				
DENGR				Dendrodoa grossularia	1-4						2	2	2			1						
GONPR				Gonactinia prolifera	1-4										1		1					
CRUPE				Crosia peltata	1-4				2	2	2	2	2	2	2	2						
POLST			p8	Polysiphonia stricta	1-4		2	2	2	2	2	2	2	2	2							
HYDRX				Hydrozoa indet.	1-4					2				2								
DIAKJ			p	diatomkjede på fjell	1-4					2	2	2	2	2	2	2						
CHOFI				Chorda filum	1-4		2	3	2	2	2	2	2	2	2							
NASSZ				Nassarius sp.	1-4							2										
CERRU			p6	Ceramium rubrum	1-4		2	2	2	2			1									
SACLA				Saccarina latissima	1-4						1											
RHOCO			p4	Rhodomenia confervoides	1-4		3	2	3	3	2											
BRYPL				Bryopsis plumosa	1-4		2	2	2	2	2											
SARMU				Sargassum muticum	1-4				1	2	2											
CALCO			p4	Callithamnion corymbosum	1-4		2	2	2	2	1											
CYSPU			p4	Cystoclonium purpureum	1-4						1											
FUCSE				Fucus serratus	1-4			2	2	2	1											
CHOCR				Chondrus crispus	1-4		2	2	2	2												
DESVI				Desmarestia viridis	1-4				2	2												
ULVLA			p	Ulva lactuca	1-4				1	2												
ELEPI				Electra pilosa	1-4				2	2	2											
LAOGC			p3	Laomedea geniculata	1-4				2	2	2											
HALPA				Halichondria panicea	1-4				2	2	2											
CERTN			p2	Ceramium tenuicorne	1-4					1												
ELAFU				Elachista fucicola	1-4		2	2	2													
SPOAE			p2	Spongomorpha acroginosa	1-4					2												
SPEPA			p2	Spermatococcus paradoxus	1-4			2	2													
DUMCO				Dumontia contorta	1-4					2												
MYTED			j	Mytilus edulis juv.	1-4		4	4														
ACMTE				Acmaea tessellata	1-4					2												
ACRAR				Acrosiphonia arcta	1-4		3	2														
POLFL			p1	Polysiphonia fibillosa	1-4					2												
CHALI			p0	Chaetomorpha linum	1-4					2												
ECTFA		2	p0	Ectocarpus cf. fasciculatus	1-4					2												
PILLI			p0	Pilayella littoralis	1-4					2												
ECTOX			p0	Ectocarpales	1-4					2												
FUCEV				Fucus evanescens	1-4					2												
HILRU				Hildenbrandia rubra	1-4			2	2													
BALAZ				Balanus sp.	1-4			3														

Stasjon 2 - Borøya

Vertikalutbredelse for gruntvannsorganismer

Prosjekt 12052 AAA

Stednavn: Borøya

StLabel IO 2 S Dato 24.05.12 dd.mm.ÅÅ

StCode 2 AS År 2012

Observer: JKG AAA Tidvannskorrigert 3

Skriver: CWF

Må utfyllen  
Format: A - Alfavnns, S - Nam  
1 = Pakkelt/ans 2 = Sprøtt 3 = Vanlig 4 = Dominerende

Eksposering Retn. Barren mm Hg Helling Noderste dyp  
Supplierende undersøkelse: Stereo m Rater - m Tare - m Video  
Bunntype Fj St St Fj Fj Bl/St Bl/St Bl/St Bl Bl/St Bl/St  
Helling 20 20 30 50 40 40 40 40 30 20 10  
Horisontalstikk

Kode	cf	sp	NB	TAXA	Dyp:	-1	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
SEDIA				Sediment: unclassified	1-4				2	4	4													
ALGCO				Algae Cover	100	60	50	70	20										1					
GASIN				Gastropoda indet.	1-4																			2
PORXY				Porifera indet.: encrusting - yr	1-4																			2
DENGR				Deudrodon grossularia	1-4										2				1	2	2	2	2	2
CORPA				Cordia parvifloragamma	1-4																			2
OPHIX				Ophiroidea indet.	1-4				2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
MUSVA				Empty bivalve shell	1-4										2	2	2	2	2	2	2	2	3	2
ECHIX				Echinoida indet.	1-4										2	2	2		1	2	2			
CRUPE				Crucosa pellita	1-4					2													2	
LITLI			p14	Littorina littorea	1-4	2	2	2	2	2													2	
BRUNT				Brunt på fjell - mørkt	1-4		1	2	4	2	2	2	2	2									2	
PHYLZ				Plylop hosa sp.	1-4										1					1				
CIOIN				Ciona intestinalis	1-4				2	2	2	2	2	2	2	2				1				
POMTR				Pomatoceros tnqueter	1-4				2	2	2	2	2	2	2	2								
DIKJ			p10,3	diatome-kjede på fjell	1-4				3	3	2	2	2	2	2	2								
NASSZ				Nassarus sp.	1-4						2									2				
GONPR				Gonactinia prolifera	1-4						1							2				1		
ASTRU				Asterias rubens	1-4		2	2	2			1	1											
POLST				Polysiphonia stricta	1-4						1	1												
DESVI			p4	Desmarestia viridis	1-4					2														
STISO			p6,4	Stictyosiphon soriferus	1-4					2	1													
HYDRX				Hydroida indet.	1-4				2		2													
SARMU				Sargassum muticum	1-4				2	1														
CORAX				Corallimiacca encrusting	1-4				2															
DUMCO				Dumontia contorta	1-4	2	2	3	2															
COCTR				Coccoliths truncata	1-4				2															
CHOCR				Chondrus crispus	1-4	2	2	2	2															
MYTED				Mytilus edulis	1-4	2	2	3																
SPHCI			p2	Sphaecclaria cirrosa	1-4		1	1																
BALIM				Balanus improvisus	1-4	2	2																	
ENTIN				Enteromorpha intestinalis	1-4			1																
POLFU			p2	Polysiphonia fucoides	1-4		2	1																
FUCEV				Fucus evanesceus	1-4	3	2																	
HILRU				Hildenbrandia rubra	1-4	2	2																	
RHIRU				Rhizoclonium riparium	1-4		1																	
LAOGC			p1	Laomedea geniculata	1-4		1																	
LAOLO			p1	Laomedea longissima	1-4		1																	
MYTED			j	Mytilus edulis juv.	1-4	3																		
BALBO				Balanus balanoides	1-4	4																		
CLASE			p0	Cladophora seneca	1-4	1																		
FUCVE				Fucus vesiculosus	1-4	1																		

Stasjon 3 - Fornebu

Vertikalutbredelse for gruntvannsorganismer

Prosjekt 12052 AAA

Observer: Jg AAA Tidvannskorrigert

Skriver: cvf

Stasjonsnavn: Fornebu

Må utfyller

SI Label IO 3 S Dato 23.05.12 dd.mm.AA

Format: A = Algeart, S = Mus

SI Code 3 AS År 2012

1 = Faktifinn 2 = Spreid 3 = Vaalig 4 = Dominerende

Eksposering Retn. Hæren mm Hg Nederte dyp  
 Supplerte undersøkelser: Stereo m Rater - m Tare - m Video  
 Bunstype Fj Fj Fj Fj Bl Fj Fj Fj Fj Bl Bl  
 Helling 10 20 20 30 10 10 40 50 40 0 0  
 Hørsontakht

KODE	cf	sp	NB	FALSE	Dyp:	-1	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
SEDIA				Sediment: unclassified	1-4				2	2				2	4	4	4	4	4	4			
ALGCO				Algae Cover	100	90	40	20	40							5		1		1			
OPHIX				Ophiroidea indet.	1-4									2				2				2	
METSE				Metridium senile	1-4			2						2	2	2					2	2	
PAGBE				Pagurus berghardus	1-4			2						2	2	2						2	
CORPA				Corolla parallelogramma	1-4																		2
BRUNT				Brunt på fjell - mørkt	1-4				2					2	4	4	4	4	4	4			
PHYLZ				Phyllopora sp.	1-4																		2
CORAX				Coralliocera encrusting	1-4	3	4	3	3					3	2	2	2	2	2	2	2		
DENGR				Dendrodoa grossularia	1-4											2	2	2	2	2			
ASCIX				Ascidia indet.	1-4				2	2	2	2										2	
POMTR				Pomatoceros triquetus	1-4					2	2	2		2	2	2	2						
CHITX				Polysiphonia indet.	1-4											2	2	2					
CIQIN				Ciona intestinalis	1-4				2	2									2				
PTEPL	1		p10	cf. Pterothamnion plumula	1-4														2				
HYDRX				Hydroidea indet.	1-4				2							2							
POLST				Polydora stricta	1-4											2							
CHOFI				Chorda filum	1-4				2	2						2							
COCTR				Coccolithus truncata	1-4											1							
DIAKJ				diatome-kjede på fjell	1-4											2							
SACLA				Saccharina latissima	1-4										2	1							
CRUPE				Cruoria peltata	1-4				2				2										
HYDNO				Hydroidea norvegica	1-4	2	3	2	2	3	2	2											
ASTRU				Asterias rubens	1-4	2	2	2	2	2	2	2											
MUSVA				Empty bivalve shell	1-4							4											
ECHIX				Echinoidea indet.	1-4						2												
LITLI				Littorina littorea	1-4			2	2	2													
ACMTE				Acmaea tessulata	1-4				2	2	2												
SARMU				Sargassum muticum	1-4					2	1												
DUMCO				Dumontia contorta	1-4				1	1													
CHOCR				Chondrus crispus	1-4	3	2	2	1														
BRYHY				Bryopsis hypnoides	1-4			1	1	1													
CERRU				Ceramium rubrum	1-4					1													
DESVI				Desmarestia viridis	1-4	2	2	2	2														
CALCO			p3	Callithamnion corymbosum	1-4					1													
ECTOX			p3	Ectocarpales	1-4				2	2													
PILLI			p3	Pilayella littoralis	1-4				2	2													
HILRU				Hildenbrandia rubra	1-4	3	2	2															
FUCEV				Fucus evanescens	1-4			2	2														
OSTRZ				Ostrea sp.	1-4			2	1														
POLEL			p2	Polysiphonia elongata	1-4			2	2														
MYTED				Mytilus edulis	1-4			2	2														
AHNPL				Ahnfeltia plicata	1-4	2	1																
BALBO				Balanus balanoides	1-4	2																	
NEMHE				Nemalion helminthoides	1-4	2																	
CLADZ			p0	Cladophora sp.	1-4	2																	
CLASE			p0	Cladophora scircea	1-4	2																	
POLFU				Polysiphonia fucoides	1-4	2																	





Stasjon 5 – Hovedøya

Vertikalutbredelse for gruntvannsorganismer

Observer: JKG AAA Tidvannskorreksjon  
 Skriver: CW7

Prosjekt 12052 AAA

Stasjonsnavn: Hovedøya

Stasjonsnr IO 5 S Dato 23.05.12 dd.mm.ÅÅ

StCode 5 AS År 2012

Må utfyller  
 Format: A = Aksamla, S = Namn  
 1 = Ekkeftfuss 2 = Spredt 3 = Vanlig 4 = Dominerende

Eksplosering	Retn.	Barom	mm Hg	Helling	Nederste dyp							
Supplerende undersøkelser:	Storo	m	Ruter	-	m	Tare	-	m	Video			
	Bunntype	St	Fj	Fj	Fj	Fj	Bl	Fj	Fj	Fj	Fj	Bl
	Helling	10	10	30	30	40	40	50	50	60	60	10
	Horisontalsnitt											

Kode	cf	sp	NB	TAXA	Dyp:	-1	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
SEDIA				Sediment: unclassified	1-4				3	4	3				3	3	3	3	3	4	4		
ALOCO				Algae Cover	100	80	90	90	80	30	5			20		10		5		1			
MUSVA				Empty bivalve shell	1-4					4	4	4											4
ECHIX				Echinoida indet.	1-4				2	2	2	2	2	2				2		1			2
ACTIX				Actinaria indet.	1-4																		2
METSE				Metridium senile	1-4										2	2	2	2	2	2	2		
ALCDI				Acyronus digitatum	1-4														1		2		
PHYLZ				Phyllopora sp.	1-4														2		1		
CRUPE				Craoris peltata	1-4										2	2	2	2	2	2	2		
DENGR				Dendroea grossularis	1-4										2	2	2	2	2	2	2		
PTEPL			p14,16	Pterothamnion plumula	1-4										2	2	2	2	2	2	2		
PORNO				Porifera indet.: encrusting - on	1-4																		2
CORPA				Coraila parallelogramma	1-4															2	2	2	
BRUNT				Brant på fjell - mørkt	1-4										4	4	4	4	4	4	2	2	
DELSA		k		Delosira sanguinea kim	1-4																		2
POLEL			p14	Polysiphonia elongata	1-4																		1
CORAN				Corallinacea encrusting	1-4										2	2	2	2	2	2			
HYDRX				Hydroidea indet.	1-4													2	2	2			
ASTRU				Asterias rubens	1-4			2	2	2	2	2	2				2		1				
PORNY				Porifera indet.: encrusting - yci	1-4											2				2			
CIOIN				Ciona intestinalis	1-4					1		2	2	2	2	2	2		1				
COCTR				Coccolithus truncata	1-4										1		1		2				
OPHIX				Ophiuroidea indet.	1-4										2	2	2						
POLST				Polysiphonia stricta	1-4		2	2							2	2	2						
POMTR				Pomatoceros triquetus	1-4			2	2	2					2								
CHOFI				Chorda filum	1-4		2	2	2	2	2	2	2	2	2	2							
SACLA				Saccharina latissima	1-4										1								
DIAKJ				diatome-kjede på fjell	1-4						3	3	3										
ECTOX			p6,4,0	Ectocarpales	1-4		2	2	2	3	2	2	2										
ECTFA		2	p6,4,0	Ectocarpus cf. fasciculatus	1-4		2				2		2										
CALCO			p6,3	Callithamnion corymbosum	1-4				2	2				1									
DESVI				Desmarestia viridis	1-4		2	2	2	2	2												
DUMCO				Dumontia contorta	1-4		3	3	2	1	1												
POLFU			p4,1	Polysiphonia fucoides	1-4		2	2	2		1												
HYDNO				Hydroidea norvegica	1-4						2												
SARMU				Sargassum muticum	1-4				2	2													
CERTN				Ceramium tenuicorne	1-4					2													
CHOCR				Chondrus crispus	1-4		2	2	2	1													
BRYHY				Bryopsis hypnoides	1-4						1												
HILRU				Hildenbrandia rubra	1-4				2														
FUCSE				Fucus serratus	1-4				2														
AHNPL				Ahnfeltia plicata	1-4			2															
LITLI				Littorina littorea	1-4		2	2															
MYTED				Mytilus edulis	1-4		2	2															
FUCEV				Fucus vesiculosus	1-4		2	2															
CLADZ				Cladophora sp.	1-4			1															
ACMTE				Acmata tessulata	1-4		2	1															
ENTIN				Enteromorpha intestinalis	1-4		2	2															
BALBO				Balanus balanoides	1-4		3	2															
MYTED		j		Mytilus edulis juv.	1-4		2																
ELAFU				Elachista fucicola	1-4		2																
ACRCE				Acrosiphonia centralis	1-4		2																
ULVLA			p0	Ulva lactuca	1-4		1																

Stasjon 6 – Nakkholmen

Vertikal utbredelse for gruntvannsorganismer

Prosjekt 12052 AAA

Stasjonsnavn: Nakkholmen

StLabel IO\_6 S Dato 23.05.12 dL.m.m.ÅÅ

StCode 6 AS År 2012

Observer: JKG AAA Tidvannskorrigert  
 Skriver: CW7

Må utfyller  
 Format: A = Alfavnna, S = Moss  
 1 = Baktdifusa 2 = Spreidt 3 = Vanlig 4 = Dominerende

Eksposering Retn. Helling Hærsen m Hg Nøleste dyp  
 Supplerende undersøkelser: Stereo m Ruter m Tare m Video  
 Helling Fj Fj Fj Fj Fj Fj Fj Fj Fj Fj Fj Fj Fj Fj Fj Fj  
 Horisontalekt 20 30 20 30 30 60 70 70 80 90 10

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



Stasjon 7 – Svartskog

Vertikalutbredelse for grunnvannsorganismer

Prosjekt 12952 AAA

Observatør: JKG AAA Tidvannskonfig 7 IN

Stasjonsnavn: Svartskog

Skriver: CWT

StLabel 10 7 S Date 22.05.12 kl mm ÅÅ

= Måttøyler  
Format: A = Alltattom, S = Nuss

StCode 7 AS År 2012

1 = Bokstiftuss 2 = Spekk 3 = Vassig 4 = Dominerende

Ekiposering		Rets.	Barom	mm Hg	Helling	Nedeste dyp	Bunntype	DYKK: Stat																			
Supplerende undersøkelse:		Stereo	m	Ruter	–	m	Tare	–	m	Video	min.																
		Bunntype	Helling	Horisontalsikt	Se	Se	Se	BlS	BlS	BlS	BlS	BlS	BlS	BlS	Fj	Fj											
					10	20	30	30	30	20	20	10	20	30	30	40	40										
Kode	cf	sp	NB	TAXA	Dyp:	-1	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
SEDIA				Sediment unclassified	1-4				3														4	4	4	4	4
ALGCO				Algae Cover	100	60	50	50	10	5				1					1								
ECHIX				Echinoides indet.	1-4		1	2	2	2							2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
PROSI				Protosphaera simplex	1-4			2	2	2	2	2													2	2	2
CORAX				Coralinacea encrusting	1-4		2	2	2	2				2	2	2	2	2	2	2	2						2
PORNO				Porifera indet. encrusting - on	1-4																			2			2
OPHIX				Ophiroides indet.	1-4								2	2	2							2	2	2	2	2	2
NUDIX				Nudibranchia indet.	1-4																						1
METSE				Metridium senile	1-4		1										2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	
CRUPE				Ctenaria peltata	1-4									2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
ASTEX				Asteroides indet.	1-4								2	2	2	2	2	2	2	2	2					1	
ACTEX				Actinaria indet.	1-4													2	2	2	2	2					
PAGUZ				Pagurus sp.	1-4			2	2					2													1
POMTR				Pomatococcus triquetus	1-4		2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2					
ASTRU				Asterias rubens	1-4		2	2	2								2	2	2		1						
HYDRX				Hydroids indet.	1-4									2					2								
POLST			p12	Polysiphonia stricta	1-4					1				2					1								
DIAKJ			p0	diatome-kjede på fjell	1-4	2	2	2	2	3	3	3	3	3	3	2	2	2	2								
SCAPY	1		p12,3	cf.Scagelia pylaisaci	1-4					2									2								
ASCSC	1			cf.Ascidiella scabra	1-4													1									
BALBU				Balanus balanoides	1-4									2				1									
CYANO				Cyanophyceae div. indet.	1-4												2	2	2								
DESVI			p8,6	Desmarestia viridis	1-4	2	2	2	2	2	2	2	2	1													
ASCIX				Ascidiacea indet.	1-4			2	2																		
BRYHY				Bryopsis hypnoides	1-4								1														
OSTRZ				Ostrea sp.	1-4					1																	
HYDNO				Hydroids norvegica	1-4				2	2																	
CHOCR				Chondrus crispus	1-4	2	2	2	1																		
LITLI				Littorina littorea	1-4	2	2	2	1																		
NASSZ				Nassarius sp.	1-4			2	2	2																	
ACMTE				Acmaea tessulata	1-4		2	2	2																		
CRAAN	1			cf.Crania anomala	1-4				2																		
BRUNT				Brunt på fjell - mørkt	1-4	2	2	2																			
HILRU				Hildenbrandia rubra	1-4	4	3																				
AHNPL				Ahnfeltia plicata	1-4	2	2																				
FUCSE				Fucus serratus	1-4		2	2																			
POLFU			p2	Polysiphonia fucoides	1-4				2																		
DUMCO				Dumontia contorta	1-4	2	2	2																			
CERRU				Ceramium rubrum	1-4				2																		
BALAZ		j		Balanus sp. juv.	1-4				2																		
BALBO				Balanus balanoides	1-4	4	3																				
MYTED				Mytilus edulis	1-4	4	2																				
ECTOX				Ectocarpales	1-4			1																			
FUCVE	2			Fucus cf.vesiculosus	1-4	2																					
FUCEV				Fucus evanescens	1-4	2																					
POLFL				Polysiphonia fibrillosa	1-4	2																					
SCYLO			p0	Scytosiphon lomentaria	1-4	2																					
ELAFU			p0	Blachista fucicola	1-4	2																					

## 7. Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden

### 7.1 Innledning

Forvaltningen av strandsonen og grunnområdene forutsetter at en har en viss kjennskap til hvilke naturtyper som finnes der og den arealmessige fordelingen av dem. Kunnskap om hva som finnes av naturtyper i et område er spesielt viktig ifm utbygninger og andre inngrep i strandsonene og grunnområdene. I 2012 ble dette aktualisert ved at det ble blitt foreslått å lage en kunstig øy i Bunnefjorden ved Storeskjær.

Internasjonale konvensjoner gir også føringer for Norge når det gjelder vårt biologiske mangfold. 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 og i St.meld. 42 (2002-2001) Biologisk mangfold, Sektoransvar og samordning.

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).

I perioden 2005-2012 har det årlig vært gjort registreringer i Bunnefjorden av alger og dyr med mål om å få en kartlegging av naturtyper i hele området.

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

Arbeidet med registrering av naturtyper i Bunnefjorden har pågått siden 2005. I 2012 fortsatte registreringen av Bunnefjorden ut til Smedvika i øst og rundt Skjærholmene ( **Figur 72**). Det meste av Bunnefjorden med unntak av en mindre bit ved Nesoddtangen er nå dekket. Denne biten planlegges dekket i 2013.

## 7.2 Metode

Bunnforholdene i 32 transekter (linjer) fra strandlinjen og ned til ca. 30-40m dyp ble dokumentert vha. et nedsenkbart videokamera med innebygd dybdemåler (

**Figur 72**). Registreringene som ble gjort langs transektene er posisjonert og dypet registrert. Det ble gjort digitale video-opptak på samtlige lokaliteter.



**Figur 72.** Områdene i Bunnefjorden undersøkt med undervannskamera. Registreringene utført i 2012 er merket med rødt omriss, de resterende punktene 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-typerne ble klassifisert ned til nivå 3 som er det laveste mulige nivået, mens EUNIS-typerne ble klassifisert ned til nivå 5 (av 7 mulige) der dette var mulig, ellers til høyere nivåer enn dette. Registreringene viser at det er Eufotisk normal svak energi saltvannsfastbunn (NiN M11.2) og de relativt artsfattige naturtypene Eufotisk bløt mellomfast bunn i salt vann (NiN M13.2) og Naken løs eufotisk saltvannsbunn (NiN M15.2) som dominerer mye av det grunnere arealet (< ca. 30 m).

I **Tabell 13** er det vist et utsnitt av de registreringer som er gjort ved gjennomgang av undervannsopptakene på et transekt. I tillegg til klassifisering av naturtypene ble også bunnens beskaffenhet og helning, dyp og posisjon samt fremtredende dyre- og algearter notert.

**Tabell 13.** Utsnitt fra registreringskjemaene for undervannsopptakene i Bunnefjorden tatt 21. mai 2012. 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, B=bratt). Bunnforhold og artsfunn ligger til grunn for kategorisering i NiN- og EUNIS-klasser.

Tr nr	Dyp (m)	Sediment	Struktur	Heln.gr.	NiN			EUNIS					Arter
					1	2	3	1	2	3	4	5	
1	0,5	Fj	R	S	S	4	3	A	1	2	1	4	FUCSE, TRÅDF. ALGER,
	3,3	Fj m/ sed	J	S	M	11	2	A	4	2			POMTR, MUSVA, ASTRU, ECHAC, TRÅDF. ALGER
	5,9	Fj m/ sed	J	B	M	11	2	A	4	2			TRÅDF. ALGER, ASTRU,
	11,3	Fj m/ sed	J	B	M	11	2	A	4	2	1		METSE, ASCIX, ECHIX,
	13,4	Fj m/ sed	J	S	M	11	2	A	4	2	1		METSE, ECHIX
	20,8	Bl/Sa	J	S	M	15	2	A	5	3	5		CERLO, TORSK
	26,8	Bl/Sa	J	S	M	15	2	A	5	3	5		
	30	Bl	J	S	M	15	2	A	5	3	6		cd POLCI
	33,3	Bl	J	S	M	14	2	A	5	3	6		cf POLCI, POLYCHAETRØR,
	34	Bl	J	S	M	14	2	A	5	3	6		cf POLCI, POLYCHAETRØR,

### 7.3 Foreløpige resultater

I området undersøkt i 2012 var det i henhold til NiN 9 ulike naturtyper, og den vanligst forekommende var "Eufotisk normal svak energi saltvannsfastbunn" (NiN M11.2). Nest vanligst var "Eufotisk bløt mellomfast bunn i salt vann" (NiN M13.2). De naturtyper som ble identifisert ved bruk av NiN er vist i **Tabell 14**.

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 mangfold av marine naturtyper i Bunnefjorden, men det var relativt gode forhold også på de større dyp som ble undersøkt.

**Tabell 14.** 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
<b>S - FJÆRESONE</b>			
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
<b>M - SALTVANN</b>			
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	

## 7.4 Referanser

Gitmark, J.K., Gundersen, H. og Walday, M. 2010. Biologiske mangfold i Bunnefjorden – arealdekkende naturtypekart. NIVA-rapport 6059-2010. 20 s.

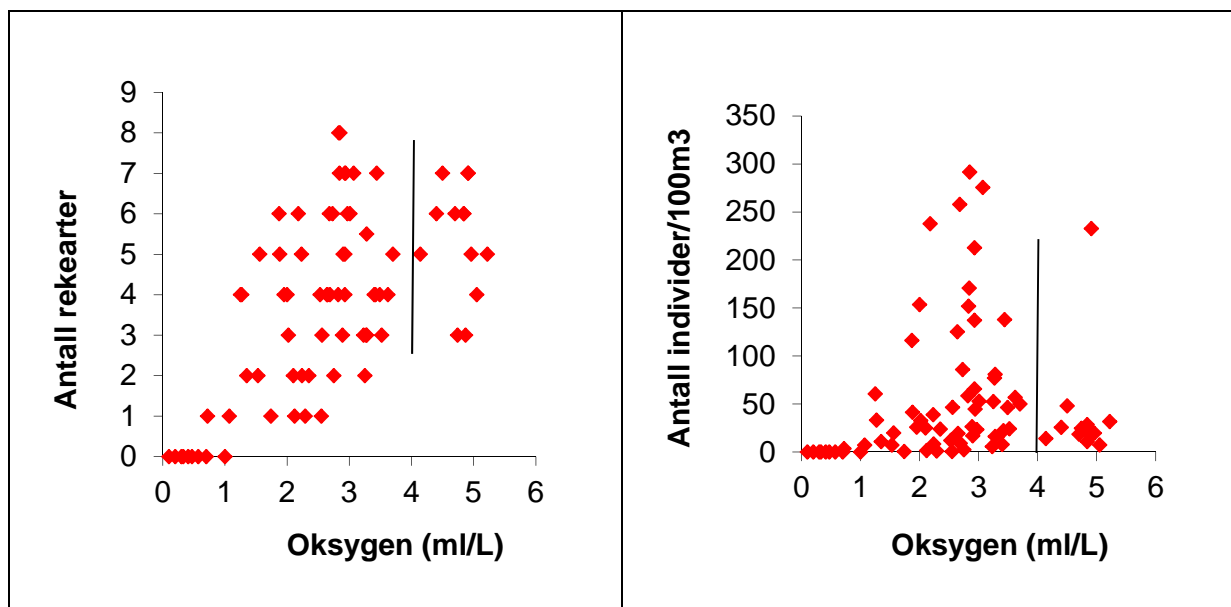
Moy, F.E. og Walday, M. 1997. Marine grunntvannsbiotoper rundt Fornebulandet i indre Oslofjord. En veileder i marin biotopkartlegging og bruk av nøkkelbiotoper i kystsoneplanlegging. NIVA-rapport 3703-1997. 60 s.

Walday, M., Fleddum, A. og Lepland, A. 2005. Kartlegging av marint biologisk mangfold i indre Oslofjord – Forprosjekt. NIVA-rapport 5097-2005. 25 s.

## 8. Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos)

### 8.1 Innledning

Det er gjennom de siste 13 år observert minst 14 rekearter i Indre Oslofjord. Reker som organismegruppe er følsom for oksygenforholdene. Undersøkelsene i Indre Oslofjord tyder på at det ved oksygenkonsentrasjoner under 1 ml/L normalt ikke forekommer reker i det hele tatt. Ved oksygenkonsentrasjoner mellom 1-2 ml/L kan det forekomme noe reker, mens en må opp i konsentrasjoner på ca. 2,5-3 ml/L før en kan oppnå relativt høye individ- og artsantall (**Figur 73**). Forekomst av reker kan derfor brukes som et kvalitetselement ifm overvåking av en fjord. Overvåkingen av reker i Indre Oslofjord foretas hvert år ved innsamling fra dypområdene på 7 lokaliteter fordelt fra Drøbaksundet til Bunnefjorden.



**Figur 73.** Antall rekearter og antall individer av reke ved ulike oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet. Dataene representerer årlige observasjoner fra 2000-2012 på i alt 7 stasjoner. Merk at punkter der oksygenkonsentrasjoner >4 ml/L representerer stasjonen Elle i Drøbaksundet, mens punkter der oksygenkonsentrasjonen er <4 ml/L representerer de 6 stasjonene i Indre Oslofjord.

### 8.2 Metode

Prøvetaking foretas ved at en drar en slede (**Figur 74**) på bunnen over en distanse på 1 km. Som tidligere år ble prøvetaking i 2012 foretatt på 7 lokaliteter (Elle i Drøbaksundet, Gråøyrennen, Vesthullet utenfor VEAS-utslippet, Steilene, Lysakerfjorden og Hellviktangen og Svartskog i Bunnefjorden). **Figur 79 - Figur 85** i vedlegg viser lokaliseringen av de syv reketrekkene som benyttes. Nettet på sleden fanger i hovedsak dyr som befinner seg på og rett over sedimentet. En transponder er festet på toppen av sleden. Ved hjelp av signaler fra transponderen kan en observere sledens gange på bunnen, samt sikre at den holder seg på bunnen.

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.



**Figur 74.** Slede brukt til fangst av reker langs bunnen i dypområdene i Indre Oslofjord (Foto: J. A. Berge)

### 8.3 Resultater og diskusjon

Full artsidentifisering av prøvene ble kun foretatt for reker. Resultatene fra denne identifiseringen i prøvene fra 2012 ses i **Tabell 15**. I **Figur 75** sammenlignes resultatene fra 2012 med tidligere innsamlinger. Reker fra hver stasjon ble fotografert separat (**Figur 76**) og de ulike rekearter observert på hver stasjon er også presentert grafisk (**Figur 77**). Antall individer innen hver hovedgruppe av organismer ble også kvantifisert (se **Tabell 17** i vedlegg) og fotografert (**Figur 86** i vedlegg). De senere år har en bare sporadisk observert reker i Bunnefjorden, mens en lenger ut i fjorden tidligere har observert flere rekearter og individer. De gode oksygenforholdene som en hadde i Bunnefjorden i 2011 gjorde at en dette året observerte reker ved bunnen i dette området, selv om individantallet var lite. Utover i 2012 forverret oksygensituasjonen seg i bunnvannet i Bunnefjorden og ingen reker ble derfor observert der i september 2012. Generelt sett er det noe større, men færre reker i prøvene fra Elle enn på de nærmeste stasjonene innenfor Drøbaksterskelen (**Figur 76**). Forholdet mellom antall reker og oksygenkonsentrasjonen (**Figur 73**, høyre side) kan tyde på at det er andre vekstforhold for reker i Drøbaksundet enn i Indre Oslofjord.

I årene 2012 og 2011 var det imidlertid mye reker i Lysakerfjorden sammenlignet med tidligere (**Figur 75**). Registreringene viser likevel at begge år var dårlige når det gjelder det totale antall individer og arter av reker observert lenger ut i fjorden, særlig Vesthullet, Gråøyrenna og ved Elle



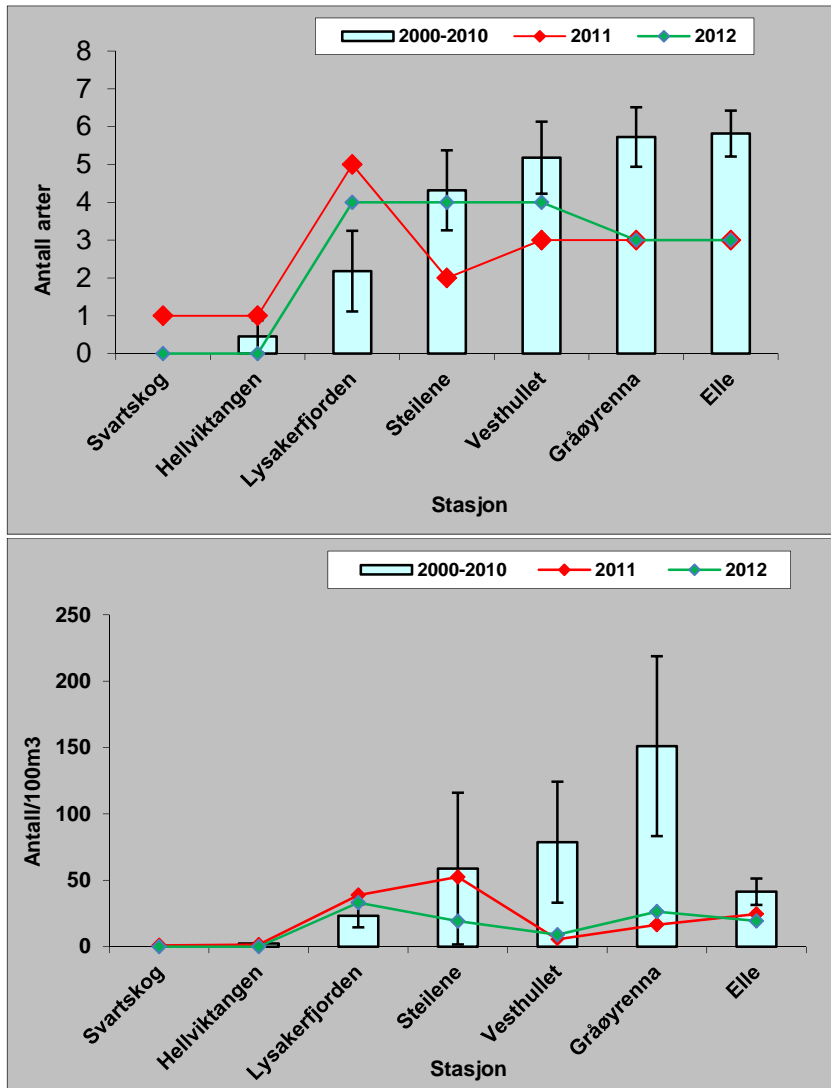
(Figur 75). Det er derfor fortsatt en viss bekymring knyttet til det lave arts- og individantallet i den ytre del av Indre Oslofjord.

Totalt sett og med unntak av i Lysakerfjorden var den dominerende rekearten i 2012 *Crangon allmanni* (Figur 77 nederst), mens *Pandalina profunda* dominerte året før (Figur 77 øverst). Det er også verdt å bemerke at en i 2012 observerte dypvannsreken *Pandalus borealis* på 5 stasjoner (Tabell 15), mens en i 2011 ikke observerte en eneste reke av denne arten. Fra 2008 har det vært relativt lite av dypvannsreken i sledetrekke (Figur 78). Mest av denne arten ble observert i 2003 hvor arten ble observert på 5 av stasjonene. Selv om det også i 2012 ble observert lite av dypvannsreken er det positivt at arten ble observert på alle stasjonene bortsett fra de i Bunnefjorden (Svartskog og Helleviktangen). På stasjonene i Bunnefjorden har en i perioden 2000-2012 ikke observert denne arten overhode og bare sporadisk andre rekearter. Det er trolig lite realistisk at en skal kunne oppnå stabile og tilstrekkelig høye oksygenkonsentrasjoner i Bunnefjorden til at en fiskbar bestand av reker kan oppnås der innen overskuelig fremtid uten at en gjør spesielle tiltak. Etter det en kjenner til foregår det nå lite eller intet kommersielt rekefiske i Indre Oslofjord.

**Tabell 15.** Reker i sledeprøver 2012

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

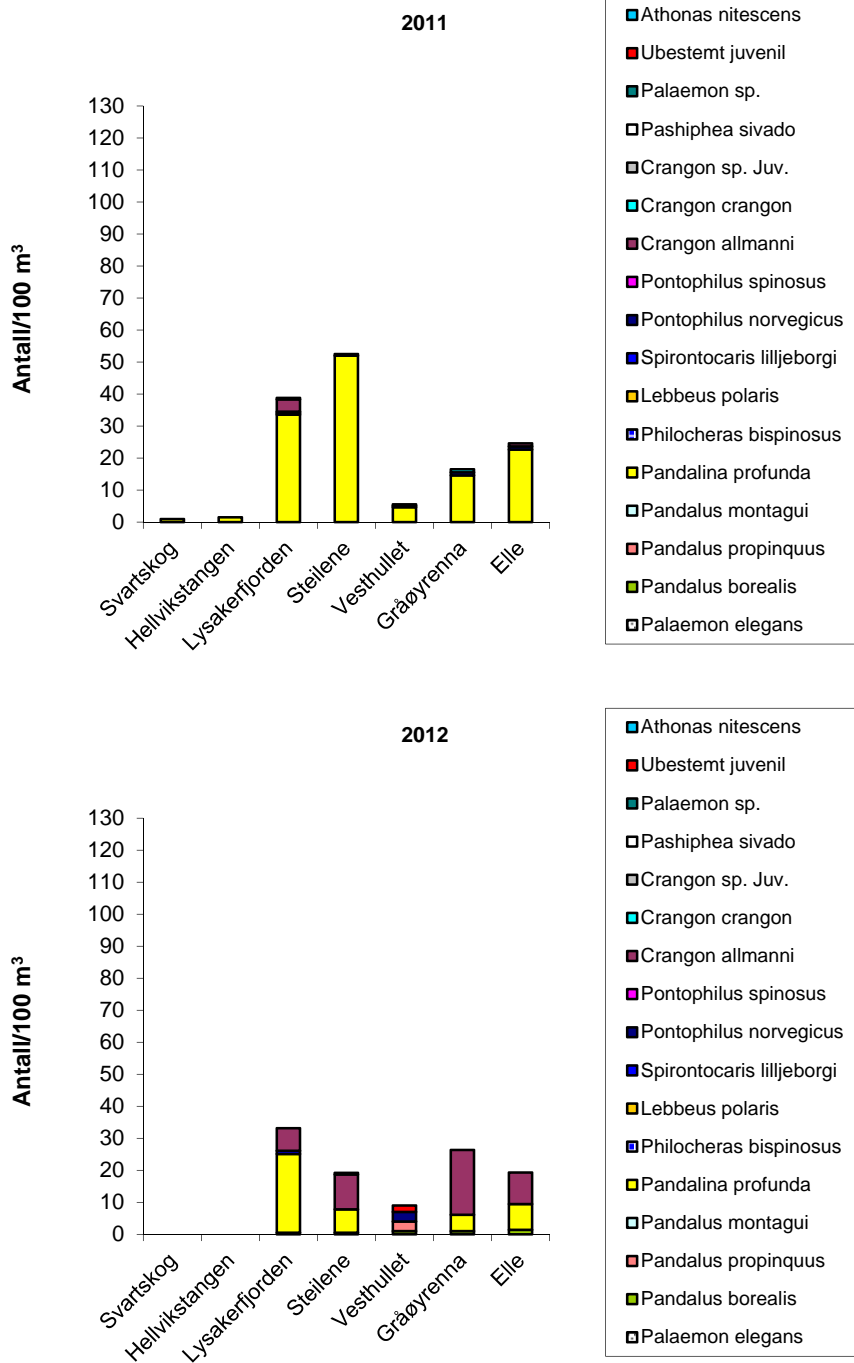
Arter	B 721	B 722	B 723	B 724	B 725	B 726	B 727
<i>Palaemon elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pandalus borealis</i>	0	0	1	1	2	2	3
<i>Pandalus propinquus</i>	0	0	0	0	6	0	0
<i>Pandalus montagui</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pandalina profunda</i>	0	0	49	14	0	10	17
<i>Philocheras bispinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lebbeus polaris</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spirontocaris lilljeborgi</i>	0	0	2	0	0	0	0
<i>Pontophilus norvegicus</i>	0	0	0	0	6	0	0
<i>Pontophilus spinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crangon allmanni</i>	0	0	14	21	0	40	21
<i>Crangon crangon</i>	0	0	0	0	0	0	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		1	4	0	0
<i>Athanas nitescens</i>	0	0	0	0	0	0	0
Tot. antall reker	0	0	66	37	18	52	41
Slepelengde (m)	1015	1006	1015	981	1021	1005	1081
Åpning (m <sup>2</sup> )	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196
Slepevolum (m <sup>3</sup> )	198,94	197,48	199,24	192,57	200,42	197,28	212,20



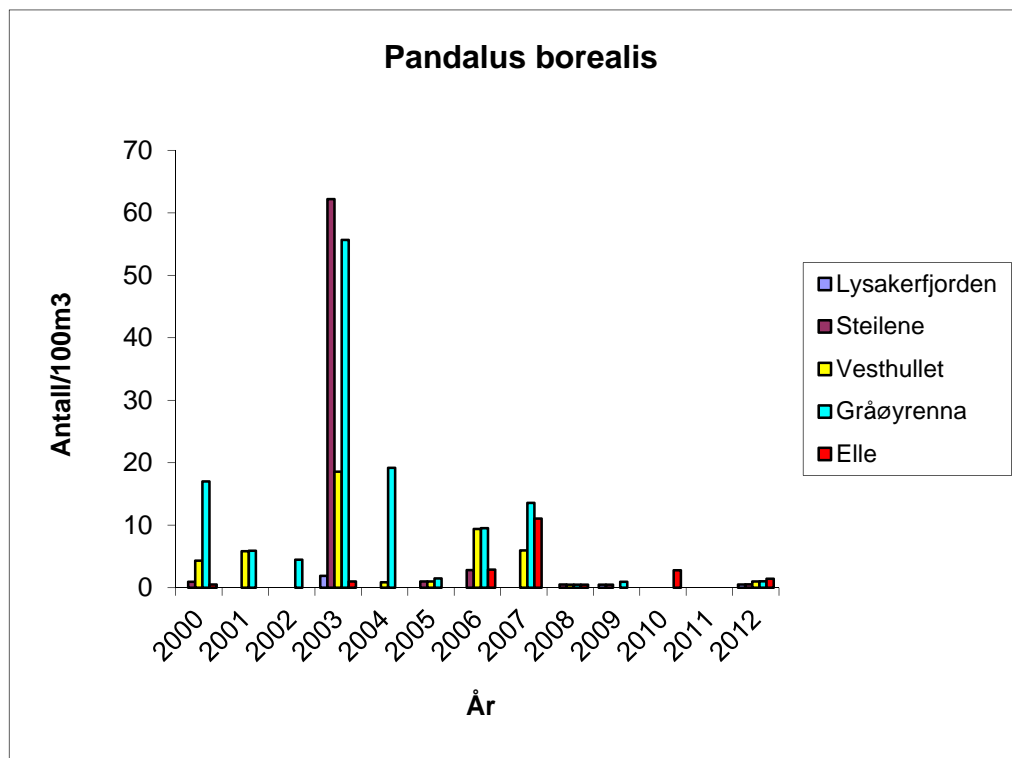
**Figur 75.** Forekomst av reker i Indre Oslofjord og Drøbaksundet (Elle) for perioden 2000-2012. Øverst: Gjennomsnittlig antall rekearter per sledetrekk for perioden 2000-2010 og observasjonene for 2011 og 2012. Nederst: Gjennomsnittlig antall individer av reker/100 m<sup>3</sup> trålt vannvolum for perioden 2000-2010 og observasjonene for 2011 og 2012. For begge figurer er 95 % konfidensintervall inntegnet.



**Figur 76.** Reker i sledeprøver på 6 stasjoner i Oslofjorden i 2012. Hvert bilde viser rekene som ble samlet i et sledetrek på 1 km. (Foto R. Amundsen).



**Figur 77.** Forekomst av ulike rekearter i sledeprøver fra 7 stasjoner i Indre Oslofjord i 2011 og 2012. Merk at *Pandalina profunda* var totalt dominerende på alle stasjoner i 2011. Med unntak av i Lysakerfjorden var denne dominansen svekket i 2012 og *Crangon crangon* synes å ha overtatt.



**Figur 78.** Forekomst av dypvannsreken *Pandalus borealis* på fem stasjoner i Indre Oslofjord i perioden 2000-2012.

#### 8.4 Forekomst av bunnfauna og vanddirektivet

Forekomst av reker inngår ikke som et kvalitetselement i vanddirektivet. Det gjør derimot forekomst av bunndyr i sediment, såkalte bløtbunnsundersøkelser.

I regi av fagrådet ble det i 2009 gjennomført bløtbunnsundersøkelser i Indre Oslofjord. Disse utført iht. ISO 16665 og tilfredstiller de krav som er satt både i overvåkingsveilederen og klassifiseringsveilederen utgitt av Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanddirektivet. Indre Oslofjord er inndelt i fem vannforekomster (Vann-Nett): Bunnefjorden, Bekkelagsbassenget, Sandvika, Holmenfjorden og Oslofjorden (**Tabell 16**). De fem vannforekomstene tilhører tre ulike vanntyper: beskyttet kyst/fjord, ferskvannspåvirket beskyttet fjord og moderat eksponert kyst. Bløtbunnsindeksen gjelder inntil videre for alle vanntyper av kystvann i Norge. I sterkt ferskvannspåvirkede vannforekomster må imidlertid prøvene tas dypere enn 30 m for at indeksen skal kunne benyttes til klassifisering. Alle resultatene fra 2009 kan derfor benyttes direkte i vanddirektivsammenheng.

**Tabell 16.** Oversikt over vannforekomstene i Indre Oslofjord og hvilken vanntype de tilhører (fra Vann-Nett).

Økoregion	Vannforekomst	Vanntype
Skagerrak	0101020701-5-C Bunnefjorden	Beskyttet kyst/fjord
Skagerrak	0101020702-C Bekkelagsbassenget	Beskyttet kyst/fjord
Skagerrak	0101020602-C Sandvika	Ferskvannspåvirket beskyttet fjord
Skagerrak	0101020603-C Holmenfjorden	Ferskvannspåvirket beskyttet fjord
Skagerrak	0101020601-C Oslofjorden	Moderat eksponert kyst

Bærumsbassenget, som ligger i vannforekomsten Sandvika, ble klassifisert til å ha meget dårlig økologisk tilstand i 2009, og var tilnærmet livløs. Dette skyldes meget dårlige oksygenforhold, og permanent hydrogensulfidholdig vann i dypområdene. Foraminifer-undersøkelser tyder imidlertid på at dette er områdets naturtilstand, og at målet om god økologisk status derfor er urealistisk. I et av de tidligere forslagene til vanntypeinndeling inngikk oksygenfattig fjord som egen vanntype (Bekkby m.fl. 2007). I det oppdaterte forslaget (Pedersen m.fl. 2009) ble imidlertid særegne vann typer som strømrrike sund og oksygenfattede fjorder ekskludert. Slike vann typer er karakterisert av lokale fysiske og hydrografiske forhold, og har lokalitetsspesifikke og ikke typespesifikke referanseverdier. Det foreslås derfor at vannforekomster med særegne vann typer må «være sin egen referanse» over tid, og at det bør utarbeides egne spesifikke mål for vannforekomstene. Det er etter det en vet foreløpig ikke utarbeidet retningslinjer for hvordan dette bør gjøres.

## 8.5 Referanser

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

## Vedlegg A. Reker

### Vedleggstabell.

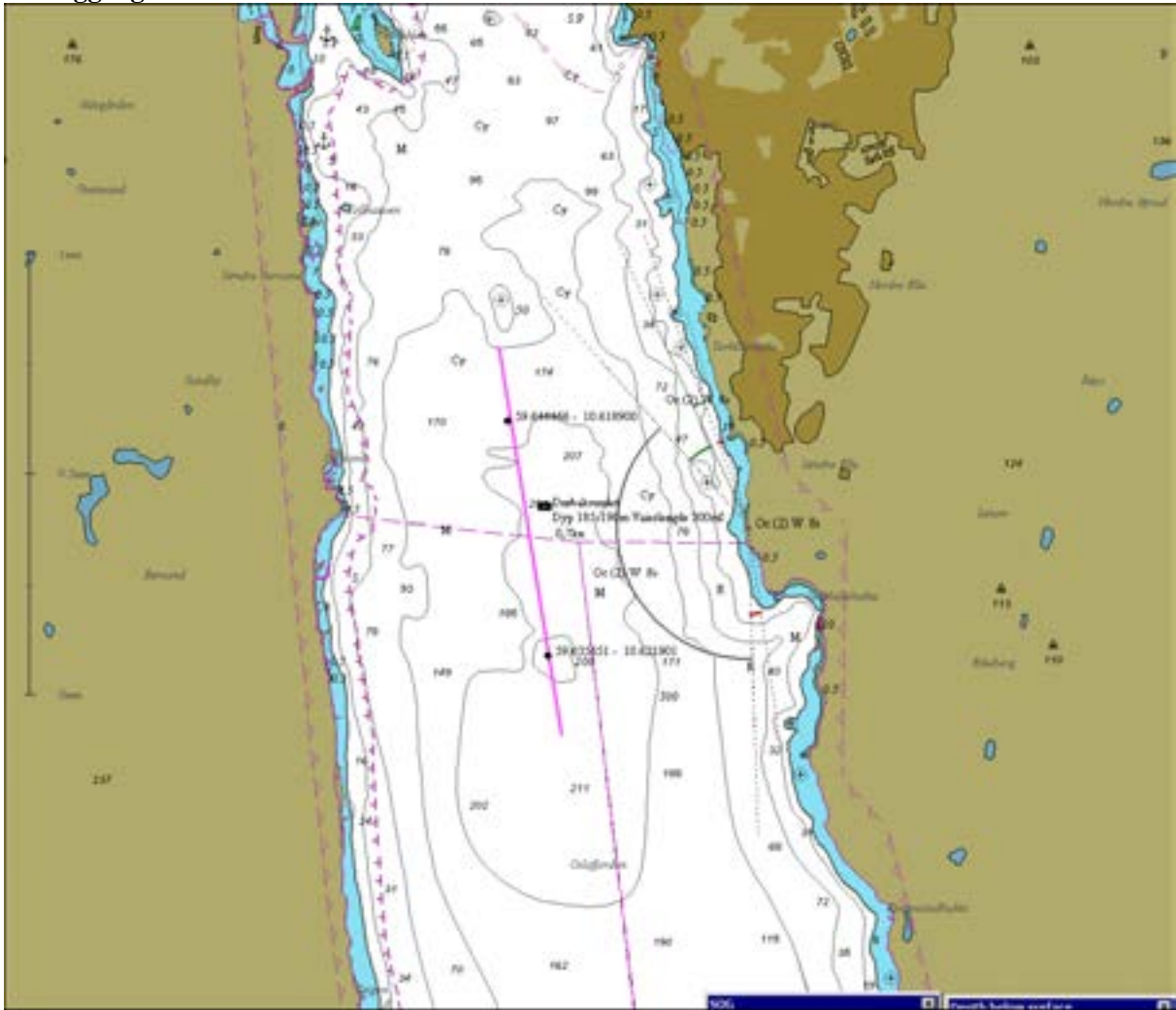
Tabell 17. Hovedgrupper i sledeprøver fra 2012. Svartskog=B 721, Helleviktangen=B 722, Lysakerfjorden=B 723, Steilene=B 724, Elle=B 725, Gråøyrenna=B 726, Vesthullet=B 727.

\*=Trachymeduse observert

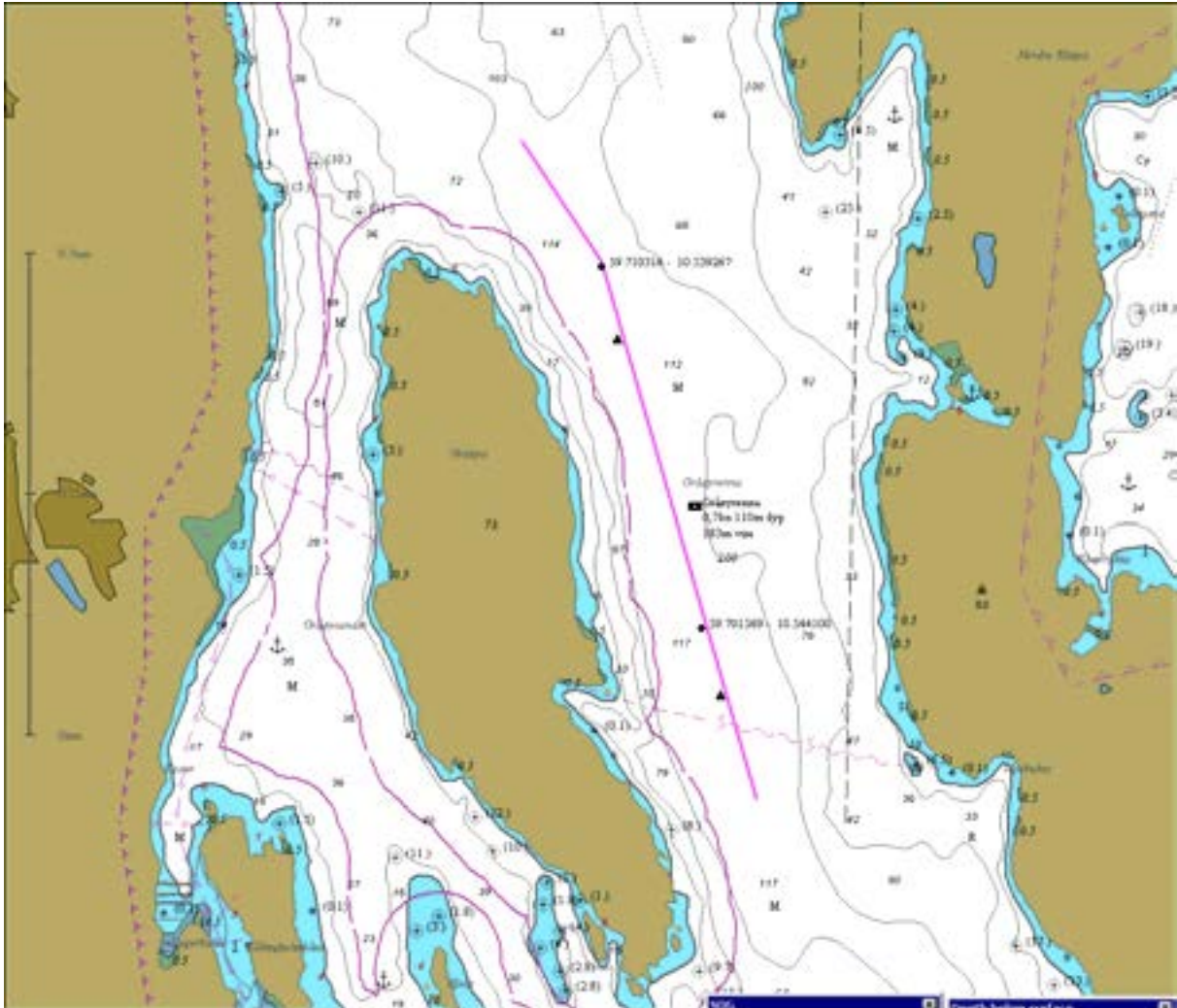


Rekke	Klasse	Orden	Arter (ved kun en art i prøven)	B 721	B 722	B 723	B 724	B 725	B 726	B 727
Porifera				0	0	0	0	0	0	3
Cnidaria	Hydrozoa	Trachymeduse	<i>Tesserogasteria musculosa</i>	0	0	0	0	*	0	0
Cnidaria		Manet		0	0	0	0	0	1	1
Cnidaria	Anthozoa			0	0	0	0	0	1	1
Ctenophore				0	0	156	0	0	92	0
Annelida	Polychaeta			43	251	0	91	5	0	162
Annelida	Polychaeta	Skjellrygg		0	180	0	0	0	0	0
Annelida	Polychaeta	Tomopteris sp.		0	0	0	0	0	3	0
Mollusca	Bivalvia			4	2	5	6	23	0	17
Mollusca	Gastropoda	Nudibranchia		0	0	12	1	0	1	0
Mollusca	Gastropoda	Vingesnegl		0	1	0	1	0	0	0
Mollusca	Gastropoda			0	0	0	0	0	0	0
Sipuncula				0	0	0	0	0	0	0
Echinodermata	Ophiuroidea	*slange-stjerner		0	0	15	14	0	23	13
Echinodermata	Echinoidea	*sjømus		0	0	0	8	67	0	0
Echinodermata		Sjøstjerne		0	0	0	0	0	0	0
Echinodermata	Holothuroidea	Sjøpølse		0	0	0	0	0	0	0
Pycnogonida		Havedderkopp		0	0	0	0	0	4	1
Crustacea	Malacostraca	Mysidacea	*rekebarn	0	0	0	132	13	92	66
Crustacea	Malacostraca	Cumacea	*halekreps	0	0	2	2	0	3	8
Crustacea	Malacostraca	Isopoda	*tanglus	0	0	0	0	0	0	133
Crustacea	Malacostraca	Amphipoda	*tangloppe	0	0	64	71	18	41	116
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	0	0	0	1	0	0
Crustacea	Malacostraca	Decapoda, Natantia	reker	0	0	66	37	18	52	41
Crustacea	Malacostraca	Decapoda, Anomura, Paguridae		0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Tanaidacea		0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Decapoda Anomura	Trollkreps	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Macura Reptantia	Langhalekreps	0	0	0	0	0	0	0
			Krabbelarve	0	0	0	0	0	0	0
Chaetognata			*pilormer	0	0	10	76	5	13	1
Tunicata	Asciacea	*sekkedyr		0	0	16	0	0	0	0
Chordata		Fisk	<i>Myxine glutinosa</i>	0	0	0	0	1	0	0
Chordata		Fisk		0	0	0	0	0	0	0

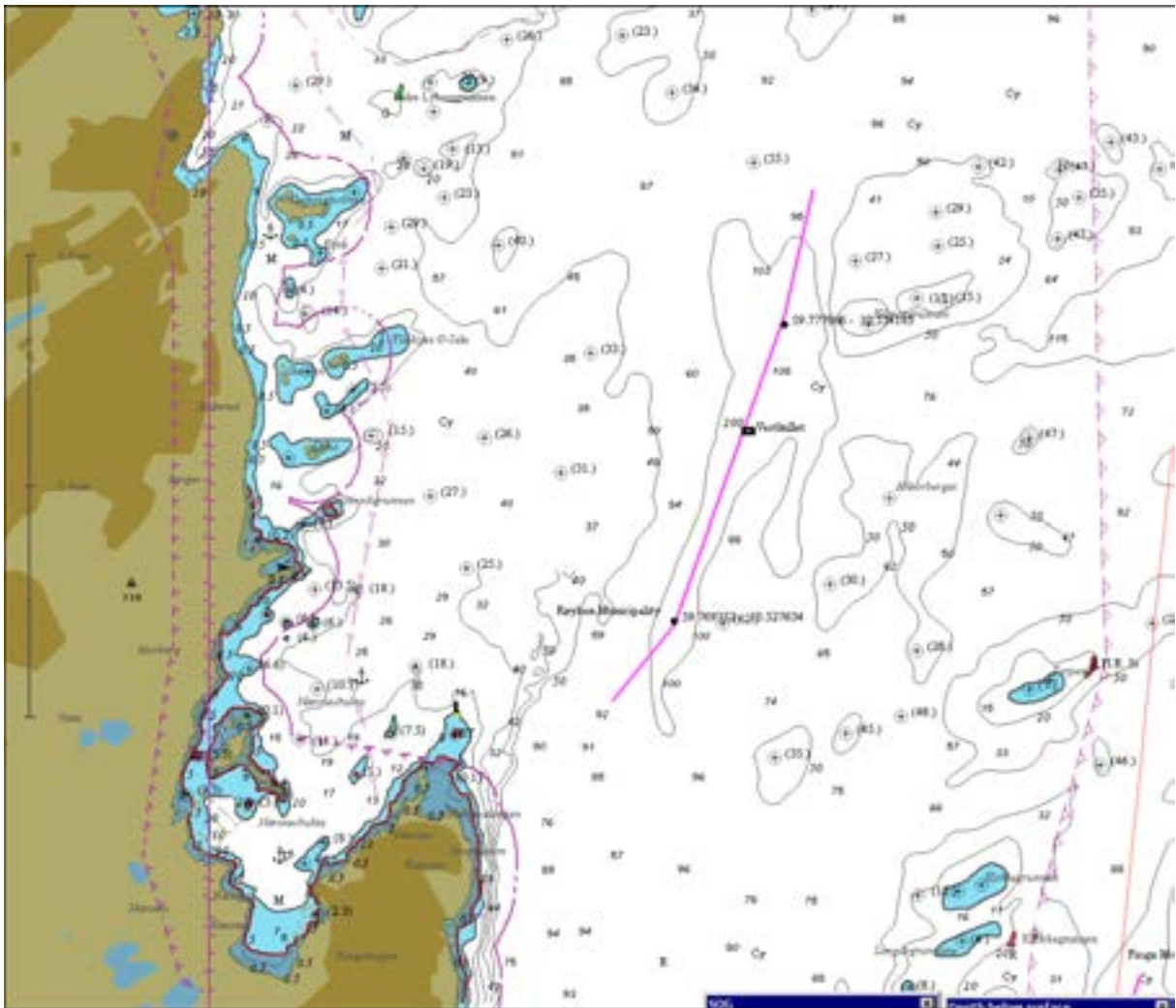
## Vedleggsfigurer



**Figur 79.** Kart som viser deler av Drøbaksundet. Reketrekk i Drøbaksundet (Elle) antydnet med rosa strek. Lokalisering av start- og stoppunkt er antydnet med en sort prikk.

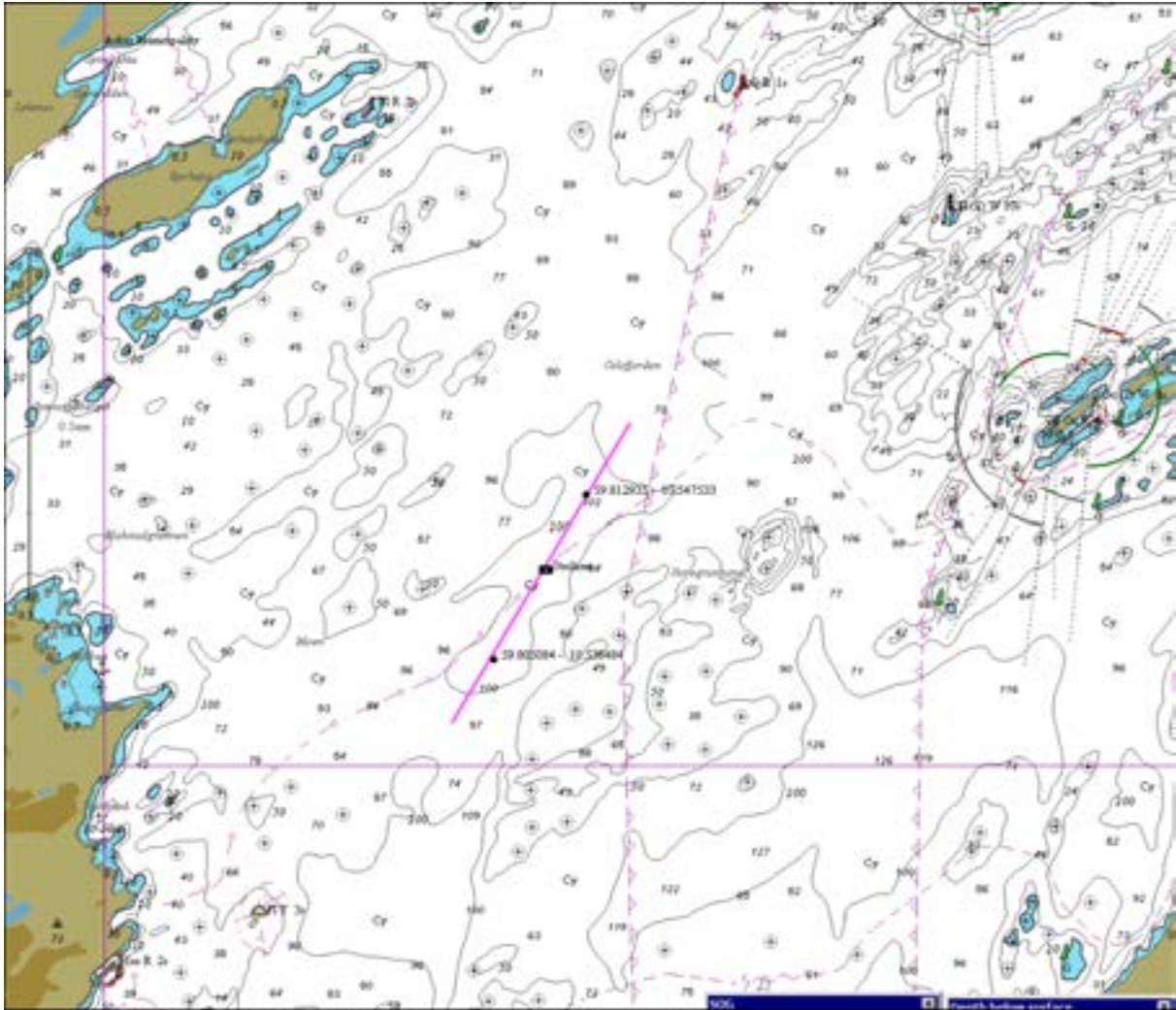


**Figur 80.** Kart som viser Gråøyrenna. Reketrekket er antydnet med rosa strek. Lokalisering av start- og stoppunkt er antydnet med en sort prikk.

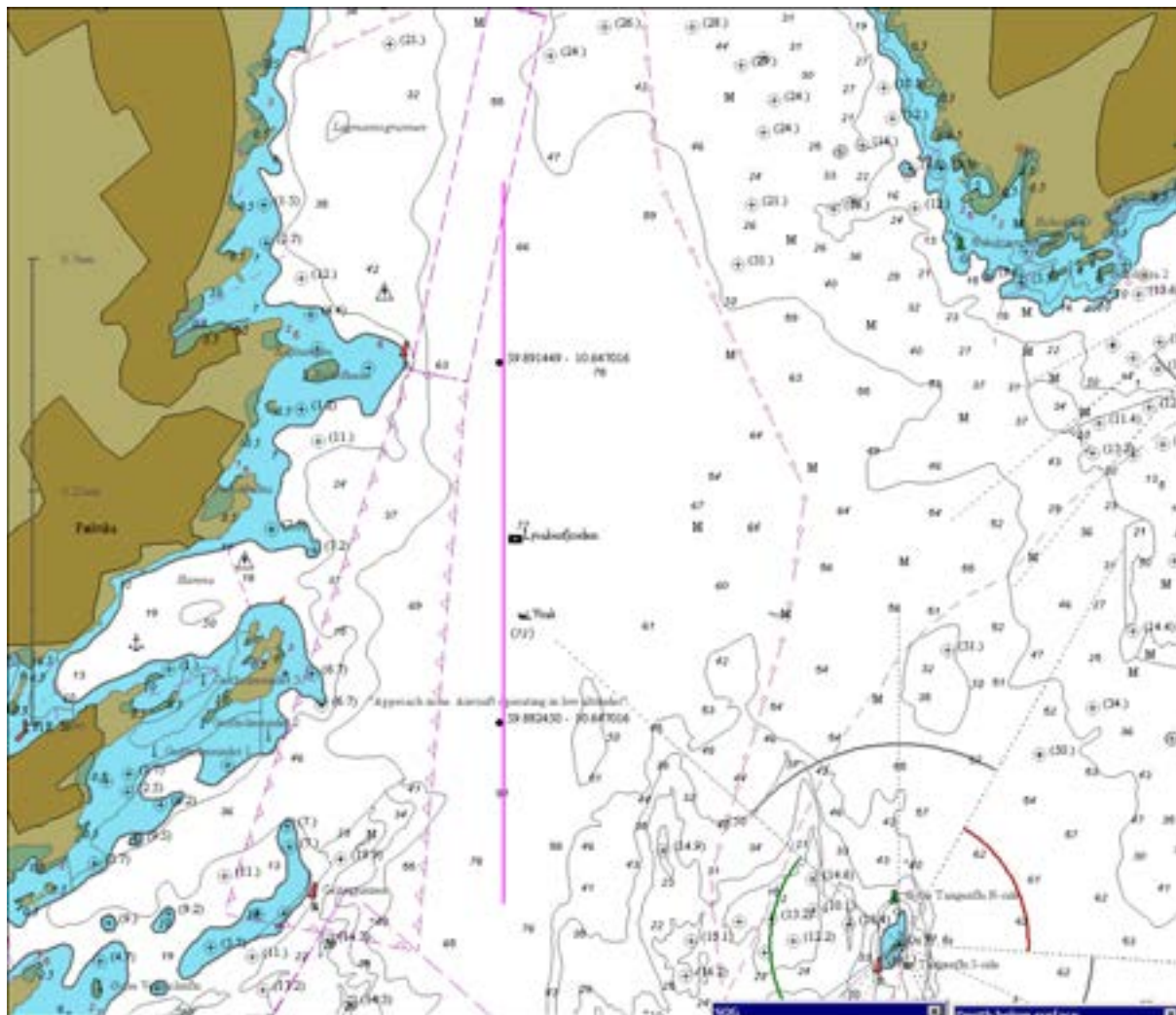


**Figur 81.** Kart som viser Vestfjorden utenfor VEAS (Vesthullet). Reketrekke er antydnet med rosa strek. Lokalisering av start- og stoppunkt er antydnet med en sort prikk.

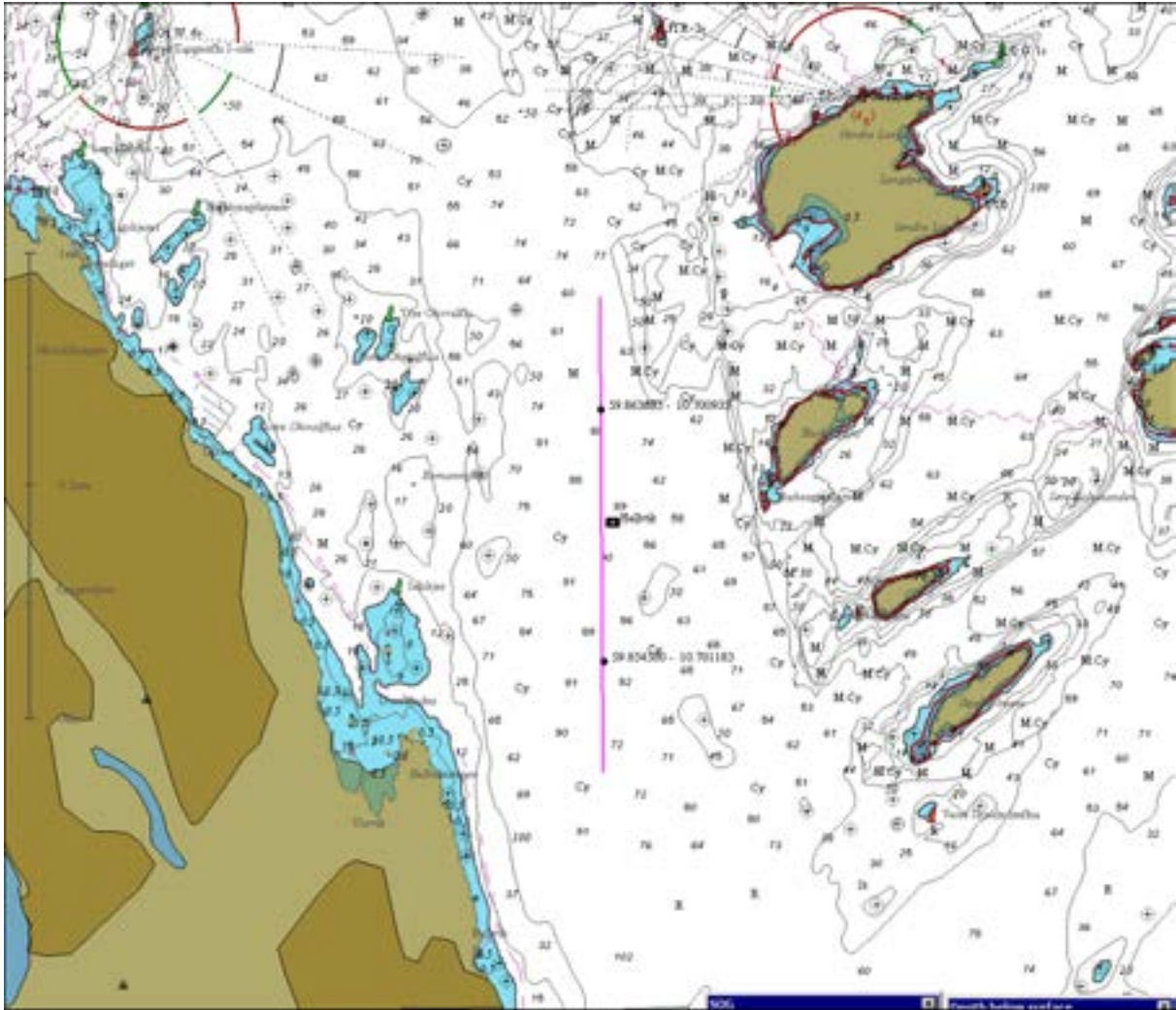




**Figur 82.** Kart som viser et område vest for Steilene. Reketrekket er antydnet med rosa strek. Lokalisering av start- og stoppunkt er antydnet med en sort prikk.

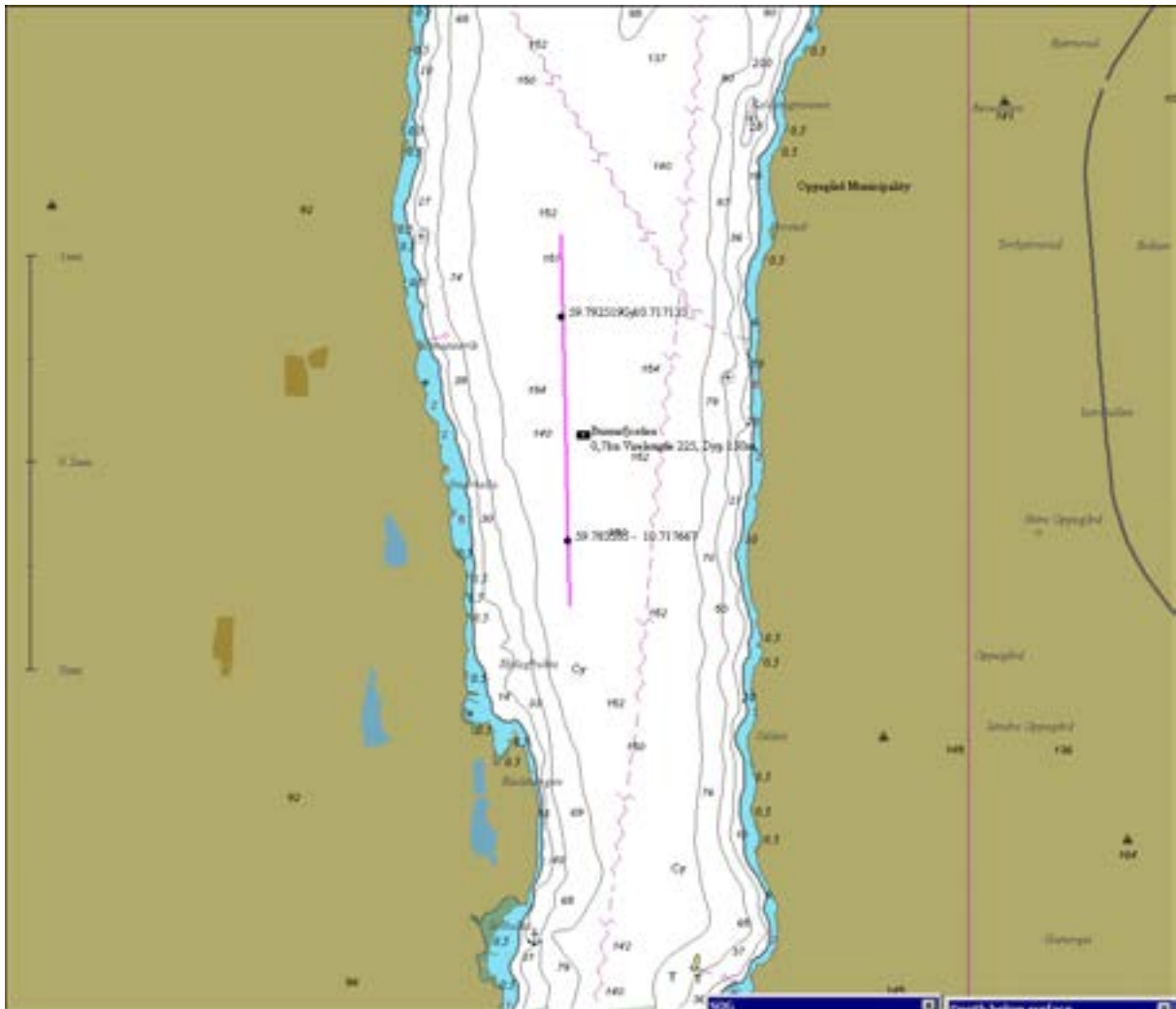


**Figur 83.** Kart som viser deler av Lysakerfjorden. Reketrekket er antydnet med rosa strek. Lokalisering av start- og stoppunkt er antydnet med en sort prikk.



**Figur 84.** Kart som viser deler av Bunnefjorden ved Hellvik. Reketrekket er antydnet med rosa strek. Lokalisering av start- og stoppunkt er antydnet med en sort prikk.





**Figur 85.** Kart som viser deler av Bunnefjorden ved Svartskog. Reketrekket er antydnet med rosa strek. Lokalisering av start- og stoppunkt er antydnet med en sort prikk.

Drøbaksundet 2012



Gråøyrenna 2012



Steilene 2012



Vesthullet 2012



Figurtekst står på neste side.



**Figur 86.** Foto av totalfauna i sledeprøver fra 7 stasjoner prøvetatt i 2012. Merk at foto av fauna fra Drøbaksundet (Elle) av plassmessige årsaker ikke viser alle de irregulære kråkebollene (67 i alt) som ble tatt. Merk at figuren går over to sider. Foto: R. Amundsen.

## 9. Artssammensetning av fisk i trålfangster tatt i Indre Oslofjord

Sammensetning og eventuelle endringer av fiskesamfunn i Indre Oslofjord vil i tillegg til å gi basisinformasjon om de mest utbredte fiskeartene i fjorden, også over tid kunne gi indikasjoner om påtrykk fra f.eks. miljøgifter og/eller klimaendringer.

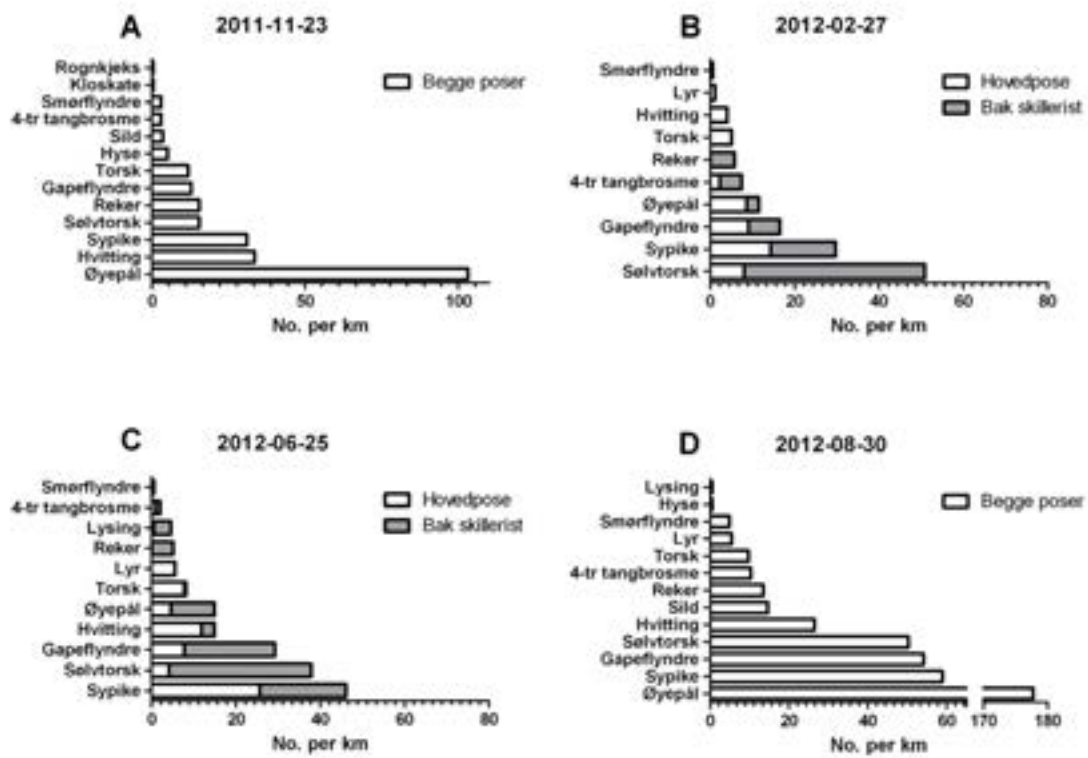
### Metode

I 2011 ble det startet med artsbestemmelse og mengdevurdering av fiskearter i Indre Oslofjord. Her rapporteres resultater fra tokt til Midtmeia (Steilene) i november 2011, samt i februar, juni og august 2012 (trålområde ses i Figur 89). Hvert trekk med bunntål gikk over en distanse á 1,5-2 km. Det ble også på hvert tokt gjennomført måling av temperatur, saltholdighet og tetthet for å identifisere eventuelle sjiktninger i vannmassene (Figur 88). Trålen som ble benyttet hadde en maskevidde på 2 cm og skillerist med spalteåpninger 5 cm. Det ble benyttet oppsamlerpose også bak skilleristen.

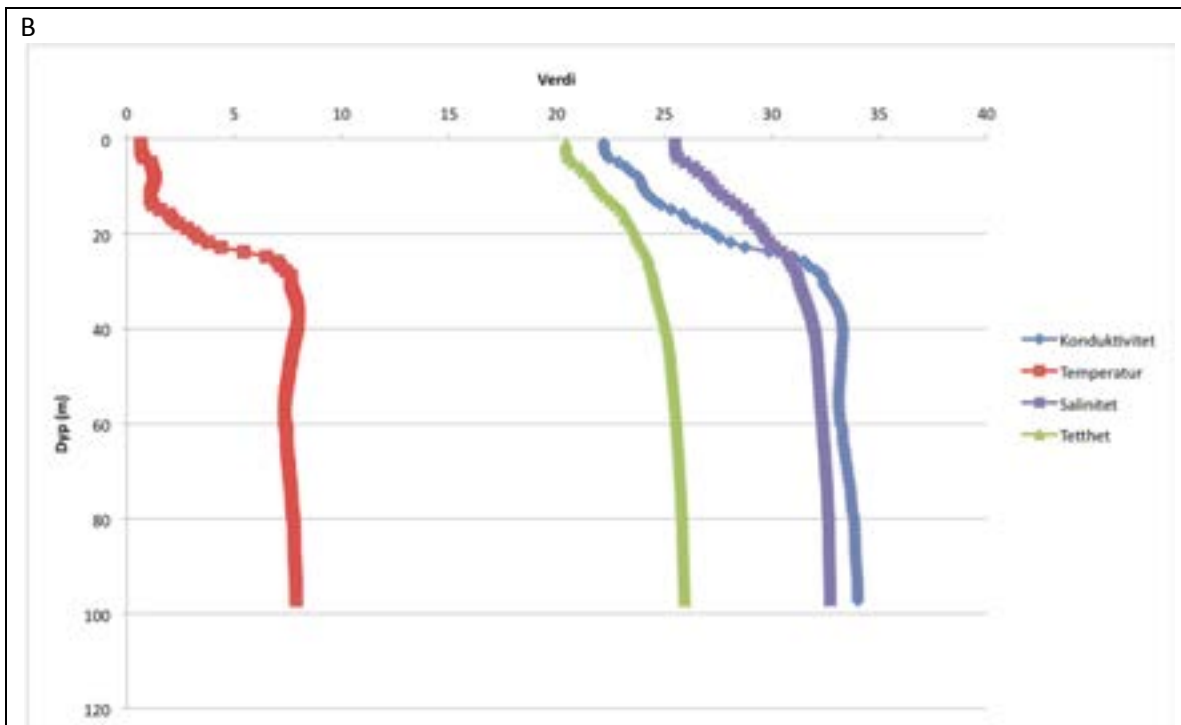
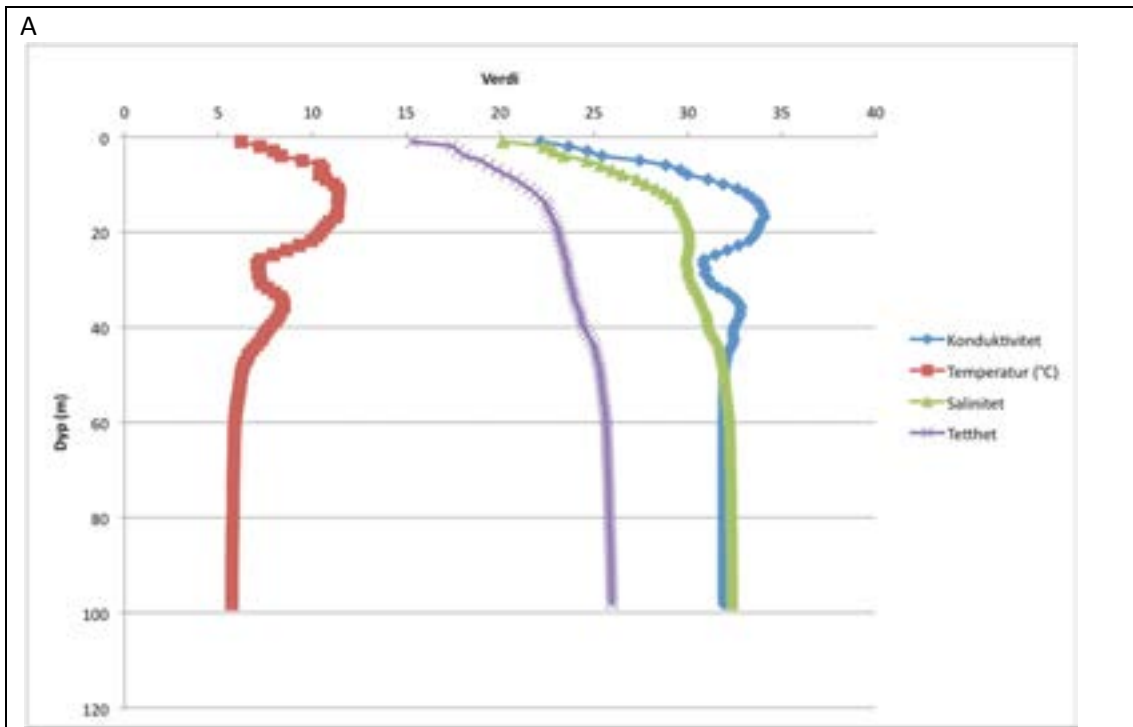
### Resultater & diskusjon

Fangstresultatene er presentert i Figur 87 og rådata i Tabell 18. Det var i løpet av perioden en sesongavhengighet av mengden av hver fiskeart i Midtmeia. I august og november var fangstene dominert av øyepål (*Trisopterus esmarkii*) (43-46 %), etterfulgt av sypike og hvitting (hver ca. 15 %; figur 1). Sølvorsk og gapeflyndre (6-12 %) var også godt representert i disse månedene.

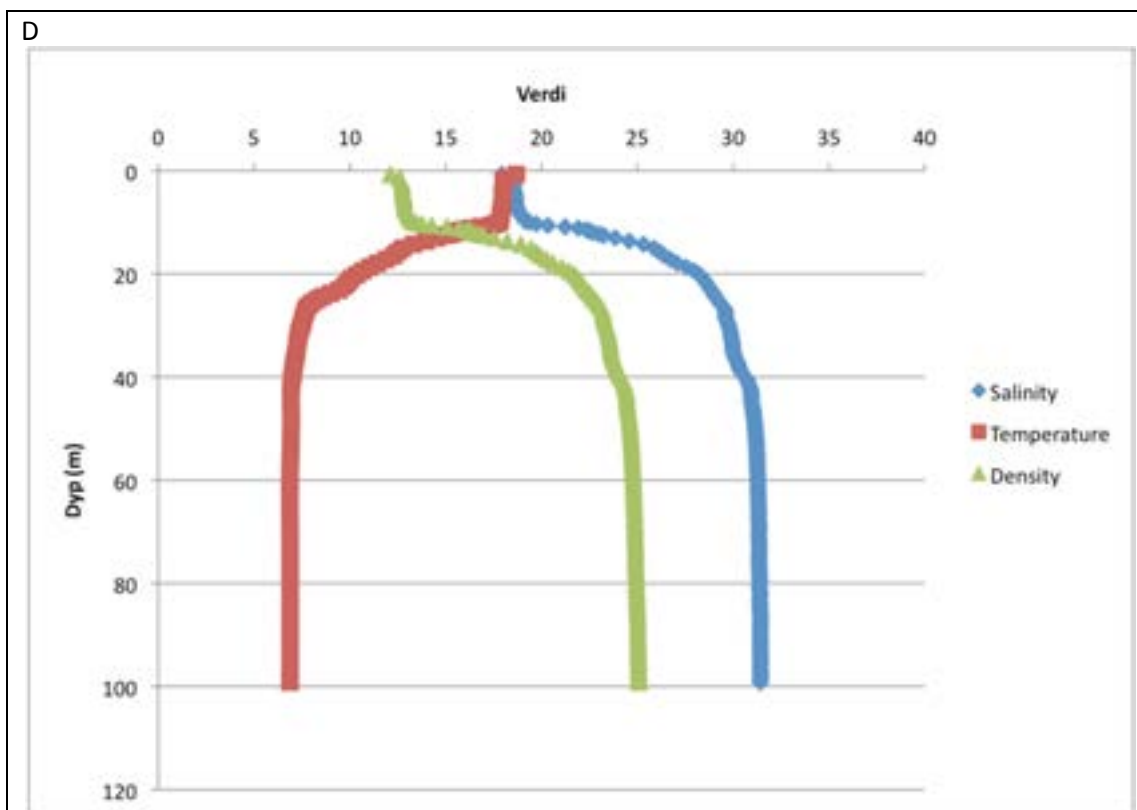
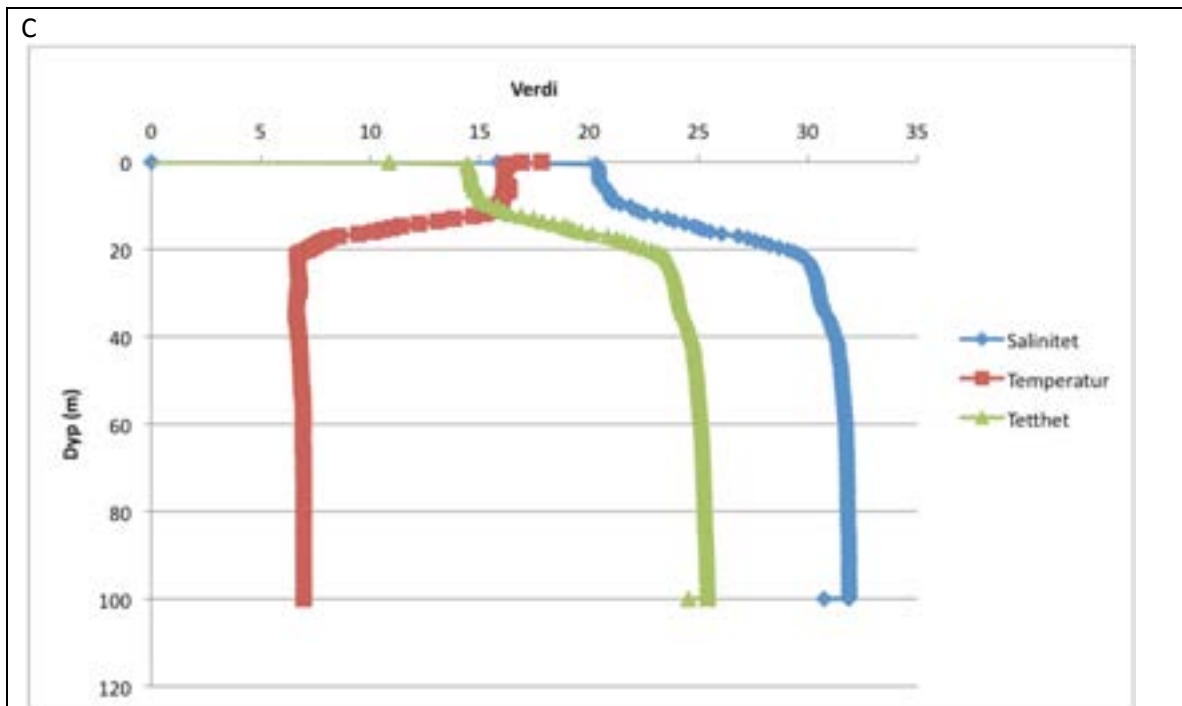
Fangstene i februar og juni var dominert av sypike (*Trisopterus minutus*) (25-27 %), gapeflyndre (*Hippoglossoides platessoides*) (20-25 %) og sølvorsk (*Gadiculus argenteus*) (20 %). De fleste artene syntes å være tilstede i Midtmeia året rundt, men i varierende tetthet. Mengden av dypvannsreke per tråltrekk (*Pandalus borealis*) varierte mellom 10 og 30 L uavhengig av årstid. Fangsten av torsk varierte mellom 2 og 5 %, og var høyest i november. Fiskearter som ble fanget i mindre antall (<5 %) på ett eller flere av toktene var 4-trådet tangbrosme, hyse, kloskate, lyr, lysing, rødspette, sei, sild, brisling og smørflyndre. Arter som ble fanget som enkeltteksemplarer var langhalet langebarn og rognkjeks. Særlig for artene med en mer pelagisk livsførsel (sild, brisling, sei) og små arter (langhalet langebarn, kutlinger) blir anslagene usikre da trålens fangsteffektivitet vil være variabel.



**Figur 87.** Registrerte arter og antall individer per trålte kilometer i Midtmeia ved Steilene i Indre Oslofjord i (A) november 2011, (B) februar 2012, (C) juni 2012 og (D) august 2012.



Figurtekst står på neste side.



**Figur 88.** Konduktivitet, temperatur og tetthet for tråltrekkene utført (A) 23. november 2011, (B) 27. februar 2012, (C) 25. juni 2012 og (D) 30. august 2012.



**Tabell 18.** Oversikt over tråltrekk, innsamlede fiskearter og antall individer (tabellen går over 2 sider).

Dato	Tid (tt:mm)	Distanse (m)	Trålpøse	Art	Antall (reker=antall liter)	Andel av fangst (%)
23 nov 2011	10:30 - 11:10	1938	Begge	Øyepål	200	46.1
				Hvitting	65	15.0
				Sypike	60	13.8
				Sølvorsk	30	6.9
				Gapeflyndre	25	5.8
				Torsk	23	5.3
				Hyse	10	2.3
				Sild	7	1.6
				4-tr tangbrosme	6	1.4
				Smørflyndre	6	1.4
				Kloskate	1	0.2
				Rognkjeks	1	0.2
				Reker	30	
				27 feb 2012	10:00 - 10:30	1750
Gapeflyndre	16	17.4				
Øyepål	15	16.3				
Sølvorsk	14	15.2				
Torsk	9	9.8				
Hvitting	7	7.6				
4-tr tangbrosme	4	4.3				
Lyr	2	2.2				
Bak skillerist	Sølvorsk	75	57.7			
	Sypike	27	20.8			
	Gapeflyndre	13	10.0			
	4-tr tangbrosme	9	6.9			
	Reker	10	4.3			
	Øyepål	5	3.8			
Begge	Smørflyndre	1	0.8			
	Sølvorsk	89	38.4			
	Sypike	52	22.4			
	Gapeflyndre	29	12.5			
	Øyepål	20	8.6			
	4-tr tangbrosme	13	5.6			
	Torsk	9	3.9			
	Hvitting	7	3.0			
	Lyr	2	0.9			
	Smørflyndre	1	0.4			
Reker	10					

25 jun 2012	11:00 - 11:45	1950	Hovedpose	Sypike	50	2.1
				Hvitting	23	0.9
				Gapeflyndre	15	0.6
				Torsk	15	0.6
				Lyr	11	0.5
				Øyepål	9	0.4
				Sølvorsk	8	0.3
				4-tr tangbrosme	2	0.1
				Lysing	1	0.0
				Bak skillerist	Sølvorsk	66
			Gapeflyndre		42	22.6
			Sypike		40	21.5
			Øyepål		20	10.8
			Lysing		8	4.3
			Hvitting		6	3.2
			4-tr tangbrosme		2	1.1
			Smørflyndre		1	0.5
			Torsk		1	0.5
			Reker		10	
			Begge	Sypike	90	28.1
Sølvorsk	74	23.1				
Gapeflyndre	57	17.8				
Hvitting	29	9.1				
Øyepål	29	9.1				
Torsk	16	5.0				
Lyr	11	3.4				
Lysing	9	2.8				
4-tr tangbrosme	4	1.3				
Smørflyndre	1	0.3				
Reker	10					
30 aug 2012	09:50 - 10:30	1850	Begge	Øyepål	329	43.0
				Sypike	109	14.2
				Gapeflyndre	100	13.1
				Sølvorsk	93	12.2
				Hvitting	49	6.4
				Sild	27	3.5
				4-tr tangbrosme	19	2.5
				Torsk	18	2.4
				Lyr	10	1.3
				Smørflyndre	9	1.2
				Hyse	1	0.1
				Lysing	1	0.1
				Reker	25	

## 10. Biologiske effekter av miljøgifter på fisk

Torsk i Indre Oslofjord er høyt i næringskjeden og har vist seg å være en nyttig indikator på forurensningssituasjonen i fjorden ved bruk av biologiske effektmetoder. Bruk av tidsserier gir et viktig sammenligningsgrunnlag for tolkning av slike resultater.

### Metode

Torsk ble i 2011 fanget for biologiske effektanalyser (biomarkører) ved hjelp av trål i områder ved Steilene i Indre Oslofjord og utenfor Fredrikstad i Ytre Oslofjord (**Figur 89**). Dybden i områdene er i overkant av 100 meter, og det ble tatt prøver av 40 torsk fra hvert område. Gjennomsnittsstørrelsen av torsken fra Ytre Oslofjord var 48 cm og 1006 gram, for torsken fra Indre Oslofjord var gjennomsnittslengde 46 cm og -vekt 997 gram.

Det ble tatt prøver av blod, lever og muskel for biomarkøranalyser. Røde og hvite blodceller ble separert, og effekt av bly (aminolevulinsyre dehydratase aktivitet; ALA-D) ble kvantifisert i røde blodceller. DNA-skade og *in vitro* respons på oksidativ stimuli ble kvantifisert i hvite blodceller (COMET-metoden). Påvirkning av dioksinliknende stoffer ble kvantifisert i lever (CYP1A proteinmengde og enzymaktivitet EROD), og effekter av enkelte pesticider ble kvantifisert i muskel (acetylkolinesteraseaktivitet; AChE). Gallen ble analysert for metabolitter av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH).

### Resultater og diskusjon

Torsk fra Indre Oslofjord hadde høyere levervekt (leversomatisk indeks; LSI) og gonadevekt (gonadosomatisk indeks; GSI) enn torsk fra Ytre Oslofjord (**Figur 90**). Hannfisk fra indre fjord hadde også høyere kondisjonsfaktor enn hanntorsk fra ytre fjord. Dette er uspesifikke parametere på helsetilstand, men kan tyde på at torsken i Indre Oslofjord hadde relativt gode energilagre, også sammenliknet med tidligere år. Verdien for gonadevekt i torsk i ytre fjord var lavere enn tidligere år, mens torsk i indre fjord hadde verdier sammenliknbare med tidligere år. Dette skyldes trolig forskjeller i hvor langt de to populasjonene hadde kommet i fysiologiske forberedelser til gyting. I tidligere år har det vært lavere kondisjon hos torsk fra Indre Oslofjord enn fra Ytre Oslofjord. Det er ikke klart hva som kan være årsaken til disse endringene fra år til år.

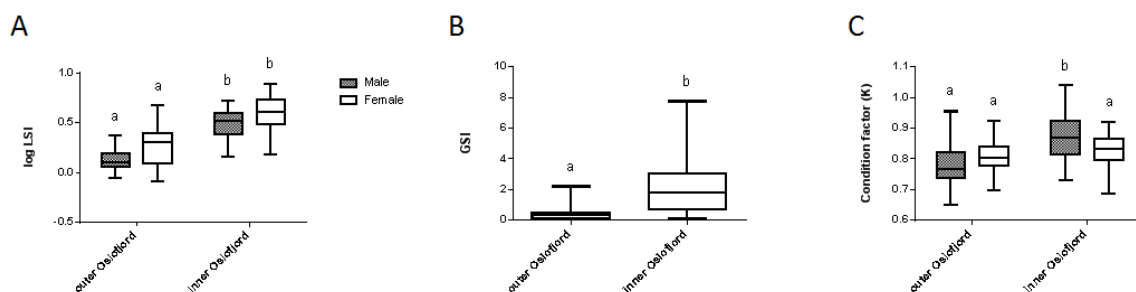
Det var høyere nivåer av metabolitter av PAH i gallen (1-OH-fenantren, 1-OH-pyren og 3-OH-benzo[a]pyren; **Figur 91**), og også en høyere konsentrasjon av CYP1A protein og høyere EROD-aktivitet i lever i torsk fra Indre Oslofjord enn i torsk fra Ytre Oslofjord, uavhengig av kjønn. Dette tyder på en påvirkning fra PAHer, dioksiner og/eller visse PCBer på torsk i Indre Oslofjord, slik det har vært siden undersøkelsene startet i 2002.

Torsk i Indre Oslofjord hadde et høyere bakgrunnsnivå av DNA-skade i hvite blodceller enn torsk i Ytre Oslofjord (**Figur 93**), noe som tyder på at torsk i indre fjord har en høyere eksponering for gentoksiske stoffer (f.eks. visse PAHer). Påvirkning med et oksidativt agens ga mindre økning i DNA-skade i hvite blodceller i torsk fra Indre Oslofjord enn i torsk fra Ytre Oslofjord, noe som kan indikere at fisk i Indre Oslofjord har et høyere antioksidantforsvar eller høyere aktivitet i DNA-reparasjonssystemer. Dette kan være en følge av den kontinuerlig høyere miljøgiftbelastningen torsk i Indre Oslofjord utsettes for (**Figur 93**).

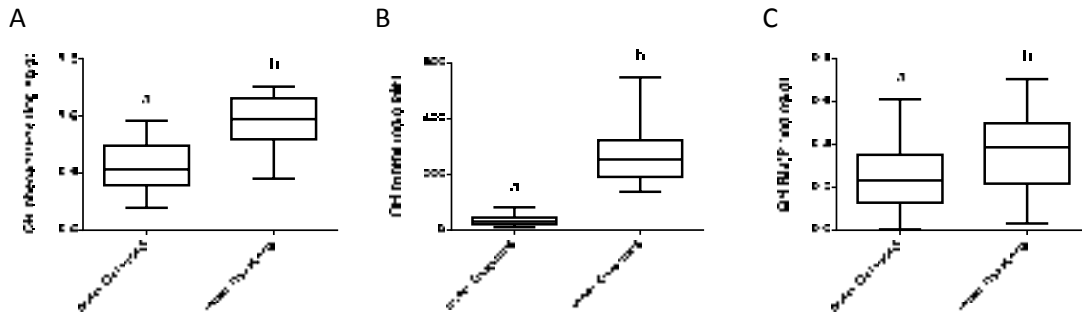
Det var forskjeller i aktivitet av enzymene ALA-D og AChE i torsk innsamlet i de to områdene. Lavere ALA-D-aktivitet i røde blodceller i torsk i Indre Oslofjord tyder på en viss påvirkning av bly på torsk i Indre Oslofjord, en påvirkning som ikke har vært synlig de siste to årene (2009-2010). Som tidligere viser resultatene for AChE at det er større påvirkning på torsk fra stoffer som påvirker nervesystemet utenfor Hvaler enn i Indre Oslofjord, noe som kan skyldes eventuelle tilførsler til områdene fra Glomma. Begge disse biomarkørene har lavere verdier når de er påvirket siden enzymene hemmes av henholdsvis bly (ALA-D) og nevrotoksiske stoffer (AChE).



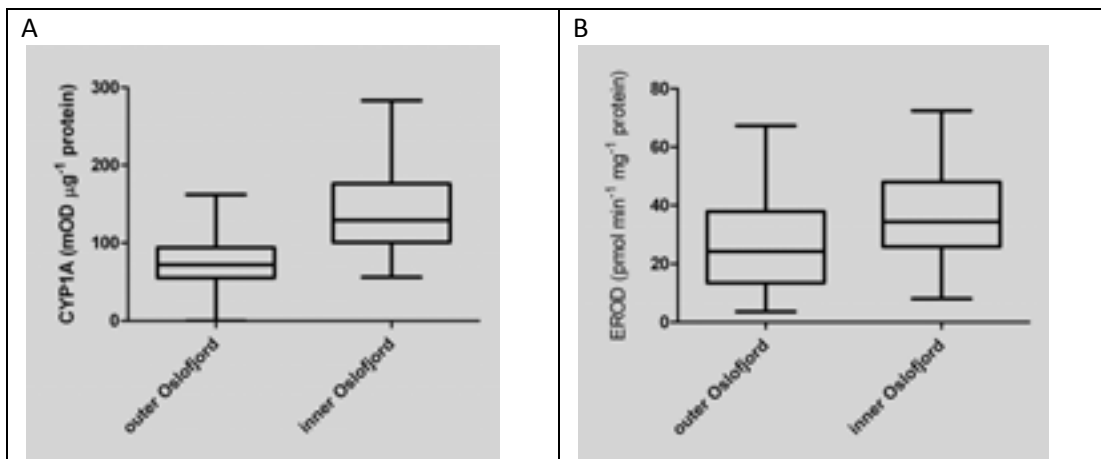
**Figur 89.** Oversiktskart over trålområder for innsamling av torsk i Indre og Ytre Oslofjord.



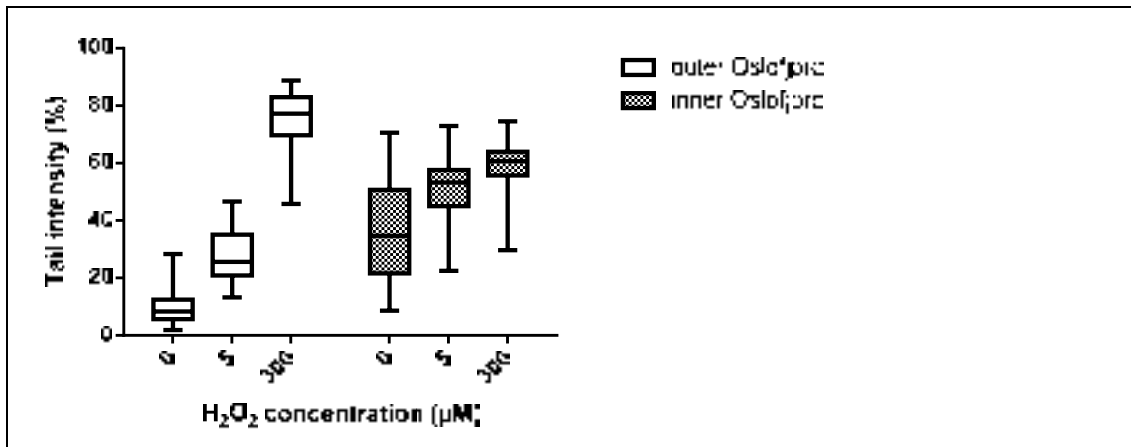
**Figur 90.** Torsk i Indre Oslofjord hadde høyere (A) leversomatisk indeks og (B) gonadosomatisk indeks. Hanntorsk i Indre Oslofjord hadde høyere (C) kondisjonsfaktor enn hanntorsk i Ytre Oslofjord.



**Figur 91.** Det var høyere konsentrasjoner av metabolittene (A) 1-OH-fenantren, (B) 1-OH-pyren, og (C) 3-OH-benzo[a]pyren i galle i torsk fra Indre Oslofjord sammenliknet med torsk fra Ytre Oslofjord.



**Figur 92.** Det var en større mengde (A) CYP1A protein og en høyere (B) EROD aktivitet i lever i torsk fra Indre Oslofjord sammenliknet med Ytre Oslofjord. Det var ingen forskjeller mellom kjønn.



**Figur 93.** DNA-skade i torsk fra Indre og Ytre Oslofjord.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo  
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00  
[www.niva.no](http://www.niva.no) • [post@niva.no](mailto:post@niva.no)