

Fagrådet

for vann- og avløpsteknisk
samarbeid i indre Oslofjord

Rapport nr.95

Overvåking av forurensnings- situasjonen i indre Oslofjord 2003



Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva


9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01


Tittel Overvåking av forurensnings situasjonen i indre Oslofjord 2003. Fagrådsrapport nr. 95.	Løpenr. (for bestilling) 4845-2004	Dato 25.5.2004
	Prosjektnr. Undernr. 21321	Sider Pris 78
Forfatter(e) Jan Magnusson Thorvin Andersen, UiO Rita Amundsen, UiO John Arthur Berge Birger Bjerkeng Jakob Gjøsæter, HFF Tor Fredrik Holt (UiO) Kjetil Hylland Torbjørn Johnsen Evy R. Lømsland Øystein Paulsen, HFF	Fagområde MØ	Distribusjon Fri
	Geografisk område Oslo- Akershus/Buskerud	Trykket NIVA

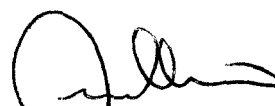
Oppdragsgiver(e) Fagrådet for vann-og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord.	Oppdragsreferanse. A. Rosendahl
---	------------------------------------

Sammendrag Rapporten omhandler resultatene fra undersøkelser foretatt i indre Oslofjord hovedsakelig i 2003. Dypvannsfornyelsen var god i Vestfjorden, men beskjeden i Bunnefjorden. Oksygenforholdene har blitt bedre i Vestfjorden siden begynnelsen av 1980-tallet, mens det ikke har skjedd noen forandring i Bunnefjorden. Det ble observert reker i Lysakerfjorden høsten 2003 (men ikke i 2002), noe som skyldtes bedre oksygenforhold. Rensetiltakene har forandret fjordens vannkjemi, med klart avtakende konsentrasjoner av fosfor mellom overflatelaget og 50 meters dyp, samt i Vestfjordens dypere vannmasser. I Bunnefjordens dypvann har det ikke skjedd noen forandring. Nitrogenrensingen har foreløpig ikke gitt signifikant utslag i observasjonene. Resultatene av strandnottrekk viser en økt fangst av kutling i Vestfjorden og Bunnefjorden, men antall arter viser ingen økning. Undersøkelser av miljøgifters effekt på fisk innsamlet i 2002 viste påvirkning av fra PAH/PCB/dioksin samt bly i torsk og skrubbe, sammenlignet med fisk fra ytre Oslofjord. Det var dog ikke noen effekt av østrogenliknende stoffer.

Fire norske emneord 1. Forurensningsovervåking 2. Indre Oslofjord 3. Hydrografi/hydrokjemi 4. Biologi	Fire engelske emneord 1. Pollution monitoring 2. Inner Oslofjord 3. Hydrography/hydrochemistry 4. Biology
---	---


Prosjektleder
Jan Magnusson


Forskningsleder
ISBN 82-577-4578-6


Forskningsdirektør
Jens Skei

Fagrådet for vann-og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Rapport nr. 95.

Overvåking av forurensnings situasjonen i indre Oslofjord 2003

Prosjektleder: Jan Magnusson

Medarbeidere: Thorvin Andersen, UiO

Rita Amundsen, UiO

John Arthur Berge

Birger Bjerkeng

Erik Bjerknes

Jakob Gjørseter, HFF

Tor Fredrik Holt, UiO

Kjetil Hylland

Torbjørn Johnsen

Leif Lien

Evy R. Lømsland

Øystein Paulsen, HFF

Merete Schøyen

Biologisk institutt, Universitetet i Oslo (UiO)

Havforskningsinstituttet, Forskningstasjonen Flødevigen (HFF)

Norsk institutt for vannforskning (NIVA)

Forord

Etter oppdrag fra **Fagrådet for vann - og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord** utfører Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) i samarbeid med Biologisk institutt, Universitetet i Oslo og Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen overvåkingsundersøkelser i Oslofjorden. Den faglige styringen av overvåkingsundersøkelsene er delegert til Fagrådets Styringsgruppe I, opprettet den 30.5.1978. Medlemmer i styringsgruppen var i 2003:

Vestfjordens avløpsselskap (VEAS):	A. Haarr (leder)
Oslo vann- og avløpsetaten (VAV):	T. Abry
Biologisk Institutt, UiO:	T. Andersen
Bærum kommune, kommunalteknisk seksjon:	H.K.Hoff
Fylkesmannen Oslo og Akershus:	L. Nilsen
Oppgård kommune:	B. Tendal
Oslofjordens Fiskerlag:	B. Andersen
Oslofjordens Friluftsråd:	L-M. Hansen
Fagrådet:	A. Rosendahl (sekretær)

Resultater fra overvåkingsprogrammet rapporteres hvert år. Foreliggende rapport fremlegger resultater fra 2003.

På de hydrografiske toktene er Universitetet i Oslos forskningsfartøy "Trygve Braarud" blitt brukt, og vi vil takke skipper Sindre Holm og mannskap for godt samarbeid.

I 2003 har Oslo vann- og avløpsetaten (VAV) finansiert en stasjon i Bekkelagsbassenget for å få tatt ekstra observasjoner etter at det nye dypvannsutslippet fra Bekkelaget r.a. ble etablert. Vestfjordens avløpsselskap (VEAS) og Bærum kommune bidrar økonomisk til gjennomføringen av overflatetokt sommerstid.

Ved NIVA har Merete Schøyen deltatt på de hydrografiske toktene og i bearbeidelsen av data. Erik Bjerknes og Leif Lien har hatt ansvaret for gjennomføringen av overflatetoktene sommerstid. Jakob Gjørseter og Øystein Paulsen, (Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen) har hatt ansvaret for strandnottrekk og skrevet kap.4.7. John Arthur Berge, Rita Amundsen (Biologisk Institutt, UiO) og Thorvin Andersen (Biologisk Institutt, UiO) har hatt ansvaret for hyperbenthosundersøkelsene. John Arthur Berge har skrevet kapitlet om hyperbenthos (kap. 4.4). Torbjørn Johnsen og Evy R. Lømsland har analysert planteplankton og skrevet kap. 4.5.3. Tor Fredrik Holth (UiO), Thorvin Andersen (UiO) og Ketil Hylland har skrevet kapitlet om effekter av miljøgifter på fisk (kap. 4.6). Birger Bjerkeng har bidratt med beregningene av oksygenforbruk (kap. 4.3.2.).

Oslo, 25.5.2004

Jan Magnusson

Innhold

Sammendrag	8
Summary	12
1. Innledning	15
2. Forurensningstilførsler	15
2.1 Tilførsler av næringssalter	15
2.2 Tilførsler av miljøgifter	17
3. Effekter av forurensningen	17
3.1 Generelt om overgjødning	17
3.2 Miljøgifter	18
3.3 Observasjoner i 2003	18
3.3.1 Hydrografiske og hydrokjemiske observasjoner i 2003	18
3.3.2 Overflateobservasjoner i 2003	19
3.3.3 Fangstdata for fisk og virveløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann	21
3.3.4 Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos)	21
3.3.5 Biologiske effekter av miljøgifter – biomarkører	22
4. Resultater og diskusjon	22
4.1 Klima	22
4.2 Dypvannsfornyelser	25
4.3 Oksygenforhold	27
4.3.1 Oksygenforhold i 2003	27
4.3.2 Oksygenutviklingen 1973-2003	32
4.3.3 Kjemiske forandringer i vannmassene	40
4.4 Forekomst av reker på dypt vann i Oslofjorden høsten 2003	41
4.5 Overflatevannets kvalitet	42
4.5.1 Sikt dyp, planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) og næringssalter i juni til august 2003	42
4.5.2 Næringssaltskonsentrasjoner i overflatelaget vinterstid (desember-februar) 1973-2003	48
4.5.3 Planteplankton indre Oslofjord – Vestfjorden 2003	55
4.6 Effekter av miljøgifter på fisk i indre Oslofjord	58
4.7 Strandnottrekk i indre Oslofjord 2003	60
4.7.1 Metoder	61
4.7.2 Resultater	62
4.7.3 Diskusjon og foreløpige konklusjoner	63

5. Konklusjon	65
6. Referenser	66
Vedlegg A. Planteplankton	69
Vedlegg B.	75

Sammen drag

Formålet med overvåkingsprogrammet for indre Oslofjord er å følge den generelle forurensingsutviklingen i fjorden. Programmet skal ta for seg så vel overgjødslings effekter som miljøgiftssituasjonen. Hvert år gjennomføres undersøkelser i henhold til et langtidsprogram.

I 2003 ble følgende undersøkelser gjennomført:

1. Fjordens dypvannsfornyelse, oksygenforhold og hydrokjemiske forhold ble undersøkt ved 6 tokt i løpet av året.
2. Overflatens vannkvalitet ble undersøkt ved ukentlige tokter i juni-august, samt to tokter vinterstid (desember og januar).
3. Observasjoner av fisk og virveløse dyr på grunt vann (strandnottrekk).
4. Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos).
5. Biologiske effekter av miljøgifter på fisk.

Tilførsler.

Tilførsler av næringssalter og organisk stoff til indre Oslofjord domineres av de kommunale utslippene (ca.75 %). Den 16.11.2000 ble det siste store renseanlegget med nitrogenrensing offisielt innviet (Bekkelaget renseanlegg). I september 2001 ble et nytt utslippssystem til Bekkelagets renseanlegg tatt i bruk (diffusor på ca. 50 meters dyp). Det er nå nitrogenrensing på de tre større renseanleggene (Bekkelaget r.a., Nordre Follo r.a. og VEAS). Sammenlagt renser de avløpsvann fra ca 750000 personer, med et rensekrav på 90 % for fosfor og 70 % for nitrogen. Siste beregning av tilførsler ble gjort i 1999 og var 77 tonn fosfor og 3100 tonn nitrogen. Reduksjonen av menneskeskapte tilførsler (kommunale utslipp) av fosfor og nitrogen til fjorden fra 1985 til 2002 er beregnet til 64 %.

Konklusjoner.

Kald høst ga bra dypvannsfornyelse i Vestfjorden, mens omtrent normal vinter ga dårlig fornyelse i Bunnefjorden.

Høsten 2002 ble kaldere enn normalt og værtypen varte frem til første uke i januar 2003. Fra midten av januar og ut mars var klimaet omtrent som normalt eller noe mildere. Våren kom sent men sommeren ble varmere enn normalt til ut september. Mai til juni var relativt nedbørrike mens sensommeren hadde mindre nedbør enn normalt.

Den kalde værtypen høsten 2002 var gunstig for dypvannsfornyelsen i Vestfjorden som startet i oktober og med en større fornyelse frem til desember. Utover vinteren ble det flere fornyelser i Vestfjorden, mens Bunnefjorden bare fikk fornyet vann på mellomnivåer, noe som skyldtes mindre gunstig klima januar til april 2003.

Oksygenforholdene.

Der har skjedd en bedring av oksygenforholdene i Vestfjordens dypvann siden 1970-tallet, men ikke noen forandring i Bunnefjorden. Bekkelagsbassenget har fått betydelig bedre oksygenforhold etter høsten 2001.

Oksygenforholdene i Vestfjorden var bra i 2003 -klart over middels mål, og i Lysakerfjorden var de også noe bedre enn vanlig. I Bunnefjorden ble det dannet hydrogensulfidholdig vann nær bunn i løpet av 2003, men på mellomnivåer var forholdene relativt gode. I forhold til de tentative målene for oksygen var Bunnefjorden dårligere enn lavt mål.

De bedre oksygenforholdene i 2003 resulterte også i at det ble observert flere reker ved bunn i september på flere stasjoner, også i Lysakerfjorden, der det ikke ble observert reker i 2002.

Oksygenforbruket er nå lavere i Vestfjordens dypvann enn da forurensningstilførslene var som størst på 1970-tallet. Det lavere forbruket viser at belastningen av oksygenforbrukende stoffer (direkte utslipp av organisk stoff og sedimenterende planteplankton) har blitt betydelig mindre og ligger nå omtrent på samme nivå som på 1950-tallet. I Bunnefjorden er forbruket mindre enn i Vestfjorden, men beregningen gir ikke et like klart bilde av avtakende oksygenforbruk som for Vestfjorden.

Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjordens dypvann har økt siden 1970-tallet, men ligger ikke på nivå med gjennomsnittlige observasjoner fra 1936-59. Høyere opp i vannmassene er det ikke noen positiv trend (30-50 meters dyp).

I Bunnefjorden har det ikke vært observert noen positiv utvikling i oksygenkonsentrasjonen siden 1973, men det er ikke noen signifikant negativ utvikling fra 1973-82 og til 1983-2003. Imidlertid er oksygenkonsentrasjonen klart mindre sammenlignet med observasjoner fra 1936 – 1966.

I Bekkelagsbassenget har det ikke vært observert hydrogensulfidholdig dypvann siden det nye dyputslippet på 50 meters dyp til Bekkelagets renseanlegg ble tatt i bruk høsten 2001. Mellom utslippsdyp og ca. 30 meters dyp har oksygenkonsentrasjonen økt betydelig. Forandringen skyldes det nye utslippet, dels ved mindre direkte belastning på bassenget (bedre rensing), men i hovedsak fordi ferskvannstilførselen til bassengets dypvann reduserer egenvekten på bassengvannet og derved øker vannfornyelsen med tilførsel av oksygenrikere vann fra nærliggende områder (Lysakerfjorden/Bunnefjorden).

Hydrokjemiske forehold.

Rensetiltakene i indre Oslofjord har forandret fjordens vannkjemi.

Gjennomførte rensertiltak har også ført til forandrede hydrokjemiske forhold i fjorden. Til nå er det observert en signifikant nedgang i fosforkonsentrasjonen i Bunnefjorden og Vestfjorden mellom overflatelaget og 50 meters dyp, samt i Vestfjordens dypvann. Dette er en direkte effekt av gjennomførte rensertiltak, hvor det er fosforreduksjonen som foreløpig har gitt signifikante resultater. Foreløpig har ikke den gjennomførte nitrogenrensingen gitt signifikante endringer, men klart lavere overflatekonsentrasjoner av nitrogen de siste to årene (vinterstid) kan være det første tegnet på at også nitrogenrensingen begynner å gi resultater.

Med avtakende fosforkonsentrasjoner og i stort sett uforandrede nitrogenkonsentrasjoner har N/P-forholdet økt i perioden 1973-2003. Med N/P-forhold større enn 50 % av Redfieldforholdet (7/1) i overflatelaget øker risikoen for oppblomstring av skadelige alger. De to siste årenes vinterobservasjoner viser lavere N/P-forhold, muligens som en følge av nitrogenrensingen.

Tilstanden, bedømt etter Statens Forurensningstilsyns (SFT) klassifiseringssystem for vannkvalitet i overflatelaget, har i Bunnefjorden endret seg fra meget dårlig/dårlig til mindre god/god for vinterkonsentrasjoner av fosfor i perioden 1973-2003, men tilstanden er uforandret for nitrogen (mindre god). I Vestfjorden har tilstanden i samme tidsrom blitt endret fra dårlig/mindre god til mindre god/god for fosfor, mens tilstanden bedømt etter nitrogen er uforandret mindre god.

Overflateobservasjoner sommeren 2003.

Etter en dårlig start i juni, med lavt siktdyp og store planteplanktonkonsentrasjoner, ble sommeren 2003 meget bra, sammenlignet med gjennomsnittlige forhold i 1990-2001. Sommerens resultater stadfester den positive utviklingen siden 1982.

Den totale beregnede algebiomassen var på samme nivå som sommeren 2002, som også var en bra sommer for fjorden. I første halvdel av juni blomstret prymnesiophyceteslekten *Chrysochromulina* og forårsaket et maksimum i algebiomassen. *Chrysochromulina* utgjorde en viktig del av planteplanktonet gjennom hele innsamlingsperioden og generelt var forekomsten av flagellater høy hele sommeren. Tidlig i juni blomstret kiselalgen *Thalassionema nitzschioides*, men ellers var det ingen store kiselalgeblomstringer i overvåkingsperioden. Generelt var forekomsten av kiselalger uvanlig lav. Den potensielt DSP-produserende dinoflagellaten *Dinophysis acuminata* ble registrert over faregrensenivå midt i juni og i månedsskiftet juni/juli. Slekten *Alexandrium* som inneholder flere potensielt PSP-produserende arter, forekom over faregrensenivå fra slutten av juli til midten av august.

Tilstanden i indre Oslofjord sommeren 2003 bedømt etter SFT's klassifiseringssystem for vannkvalitet var meget god til god for overflatekonsentrasjoner av næringssaltene nitrogen og fosfor. For klorofyll-a (planteplanktonbiomasse) var tilstanden god unntatt i Havnebassenget (mindre god). Bedømt ut fra siktdyp var tilstanden god i Vestfjorden, mindre god i Bunnefjorden og dårlig i Bærumsbassenget, Lysakerfjorden og Bekkelagsbassenget, samt dårlig i Oslo Havnebasseng. De dårligste siktdypene ble observert i Bjørvika sommeren 2003.

Sommerens resultater bekrefter den positive utviklingen for siktdyp og planteplanktonbiomasse i fjordens overflatelag.

Strandnottrekk.

Observasjonene viser en svak forbedring i fangsten av torsk i Vestfjorden og Bunnefjorden i 2003 sammenlignet med i fjor, men fangstene er lave. Det ble fanget mindre brisling enn i fjor, mens fangstene av sandkutling har økt signifikant i Vestfjorden siden 1989. Antall arter pr. trekk viste ingen endring i perioden.

Effekter av miljøgifter på fisk

I indre Oslofjord fraråder Statens næringsmiddeltilsyn konsum av lever i fisk samt konsum av ål, som følge av observerte konsentrasjoner av PCB. For å undersøke hvilken effekt miljøgiftene har på fisken i fjorden er det startet opp et nytt prosjekt, hvor det tas blod- og leverprøver av skrubbe og torsk. Metodene for å undersøke eventuelle effekter av metaller, dioksiner, PCBer, PAHer og østrogenlignende stoffer kalles biomarkører. Biomarkører tilsvarer metoder som benyttes av leger som skal stille diagnose for en pasient – det som måles i en blodprøve fra denne pasienten er biomarkører.

Foreløpige resultater fra fisk innsamlet i 2002 var at både skrubbe og torsk var påvirket av flere typer miljøgifter, sammenlignet med skrubbe og torsk fra ytre Oslofjord. For torsken var det en påvirkning fra PAH/PCB/dioksin samt bly, mens det ikke ble funnet noen påvirkning fra østrogenlignende stoffer. Samme påvirkning ble også registrert for skrubbe.

Tilrådingar.

Det er normalt ikke store forandringer i tilrådingar frå år til år. Dette skyldes at fjorden bare langsamt svarer på de rensiltak som gjennomføres. Tilrådingene i årets rapport skiller seg derfor lite fra de i årsrapporten fra 2002.

Oppmerksomhet bør rettes mot:

- Utviklingen mot mildere klima, spesielt om vinteren, kan ha en negativ effekt på dypvannsfornyelsen og oksygenforholdene i fjorden. Dette bør følges nøye.
- De reduserte oksygenkonsentrasjonene i Drøbaksundet, sammenlignet med eldre observasjoner, øker risikoen for lavere tilførsler av oksygen til dypvannet i indre fjord.
- ”Ukontrollerte” utslipp via overløp og bekker. Dette blir mer aktuelt i den klimautviklingen som er forventet, med bl.a hyppigere frekvens av episoder med meget intens nedbør.

Årets undersøkelser har også vist behovet for å:

Vurdere å utvide måleprogrammet for næringsstoffs-konsentrasjoner vinterstid i overflatelaget.

Nøye oppfølging av utviklingen i Bekkelagsbassenget.

De milde vintrenes effekt på dypvannsfornyelsen har vist seg å redusere effekten av rensiltakene. Spesielt utsatt er i denne sammenheng Bunnefjorden. En fortsatt utvikling med milde vintre vil bety at Bunnefjordens dypvann vil være anoksisk i lange perioder på tross av at belastningen har avtatt.

Forslaget om å forbedre oksygenforholdene i denne del av fjorden ved å redusere dypvannets egenvekt og derved legge forholdene til rette for bedre naturlig dypvannsfornyelse er fortsatt aktuelt å prøve. Resultatene fra Bekkelagsbassenget etter at det rensede avløpsvannet ble flyttet til 50 meters dyp i bassenget, med bedre oksygenforhold (bedre vannfornyelse), kan ses på som et minieksperiment sammenlignet med det som er foreslått for Bunnefjorden..

En nøyere overvåking av den hydrokjemiske situasjonen i Bekkelagsbassenget ble startet opp i 2001. Undersøkelsen inngikk i en forundersøkelse til et eventuelt deponi av sedimenter fra Havnebassenget i Bekkelagsbassenget. I 2002 ble undersøkelsene prolongert, nå med formålet å følge effekten av det nye dypvannsutslippet fra Bekkelaget r.a. Det anbefales at denne undersøkelsen fortsetter.

Summary

Title: Monitoring of the pollution status of the inner Oslofjord.

Year: 2003

Author: Jan Magnusson, Thorvin Andersen, UiO, Rita Amundsen, UiO, John Arthur Berge, Birger Bjerkg, NIVA, Jakob Gjørseter, HFF, Tor Fredrik Holt (UiO), Kjetil Hylland, Torbjørn Johnsen, Evy R. Lømsland, NIVA, and Øystein Paulsen, HFF

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 82-577-4578-6.

The monitoring programme of the inner Oslofjord covers the pollution status of the fjord mainly due to eutrophication. Micro pollutants (organo chlorines, metals) are monitored thorough the national programme JAMP (Joint Assessment Monitoring Programme), but are also included in the local programme.

In 2003, deep-water exchange and oxygen conditions were observed 6 times through the year, as well as surface water quality during winter (December – February, 3 times) and the summer months (June - August) by weekly observations of secchi depth, phytoplankton (biomass, chlorophyll-a concentration and taxonomy) and nutrients. Samples of fauna (mainly fish) in near-shore shallow waters were collected in the autumn by beach sein haul. In the autumn, hyperbenthos fauna were collected from several stations. Environmental impacts of micropollutants on fish, based on data from 2002, are also reported.

Pollution load

Between 1910 and 1996, the anthropogenic load of nutrients (mainly from municipal sewage) has increased by a factor 1-2 (phosphorus) and by up to a factor 6 for nitrogen, . The difference in increase between phosphorus and nitrogen is connected to establishing of sewage treatment plants (chemical treatment) between 1970 and 1990. Removal of nitrogen started in 1995/96 and was completed in 2001, when the latest sewage treatment plant became operative. The total load from industry and municipal sewage in 2002 is estimated to be 77 tons phosphorous and about 2000 tons nitrogen. Compared to 1985, the anthropogenic reductions up to 1998 were 64 % for phosphorous and nitrogen.

Conclusions.

The effect of deep water renewals in the inner Oslofjord is sensitive to winter climate. Cold winters, which coincide with long periods of northerly winds over the Oslofjord/Skagerrak area, will generate large deep water renewals, while mild winters would limit the renewal.

The deep water renewal started in October 2003 and a major water exchange of the Vestfjord was completed in December. The autumn 2003 was colder than normal and this explains the early start of the water renewal. Several renewal episodes occurred during the winter of 2003-2004, but as the winter was more or less normal the renewals were mostly limited to the Vestfjord with moderate effect on the deep water of the Bunnefjord.

In autumn concentrations of oxygen in deep water were relatively high in the Vestfjord, but low in the Bunnefjord. Observations of shrimps at the bottom in the nothern part of the Vestfjord (the

Lysakerfjord) confirmed the improvement from last year (there were no shrimps at this station in 2002).

Compared to earlier observations in the 1970s, when the pollution load peaked, the oxygen consumption in the deep water of the Vestfjord is significantly lower today and close to the situation during the 1950s. However, the oxygen concentration has not increased to the 1950s levels, thus suggesting that other factors than direct discharges of nutrients are involved. High frequency of mild winters since 1988 (e.g. less effective deep water exchange), together with a reduction of the oxygen concentration since the 1970s in waters outside the inner Oslofjord with salinity (density) high enough to participate in deep water renewals of the inner Oslofjord, as well as a combination of these factors, can explain the discrepancy. In the inner part of the fjord (the Bunnefjord) there is no significant change in the oxygen concentration.

In the autumn of 2001 the outlet of the new sewage treatment plant at Bekkelaget was changed from surface to deep water (50 meters depth). Earlier, the Bekkelaget basin had deep water with hydrogen sulphide more or less continuously. Since the new outlet was set up, there has been no observations of hydrogen sulphide and the oxygen concentrations between outlet (50 m) and entrapment depth (about 30 m) has increased. This change is mainly an effect of the freshwater discharge to the deep water that decreases the density and increases the deep water exchange with oxygen richer waters from the surrounding basins.

Winter (December – February) surface concentrations of phosphorous have significantly decreased since around 1985, while no significant change has been detected for nitrogen. This is also the case for the upper 50 meters in the autumn, both for the Vestfjord and the Bunnefjord. The decrease in phosphorous from 1985 coincides with the successive improvement of chemical treatment at the purification plants. Lower concentrations of nitrogen during the last two years may be the first signal of the effect of nitrogen removal.

The secchi depth has increased and chlorophyll-*a* (in the top layer: 0-2 m depth) decreased during summer time (June – August, observations averaged) from 1973-82 to 1990-2002. Data from the summer 2003 confirmed the trend as the secchi depths were deeper and the chlorophyll-*a* concentrations lower than averages from 1990-2001. The total estimated algal biomass was at the same “low” level as in 2002. *Chrysocromulina* sp. dominated the biomass in June and was an important part of the biomass during the summer. Harmful algae in concentrations above the critical level for possible shellfish toxicity given by Norwegian Food Safety Authority, were observed in June (*Dinophysis acuminata*) and July/August (*Alexandrium* sp.).

Beach sein haul of fauna (mainly fish) in near-shore shallow waters in 2003 depicted a slightly increase in cod, but the catch was limited. Catches of sand goby (*Pomatoschistus minutus*) have increased significantly since 1989, while the total number of species remained constant.

Due to the presence of PCBs, there is a recommendation from the Norwegian Food Safety Authority not to eat fish liver or eel caught in the inner Oslofjord. To clarify possible effects from contaminants on fish in the fjord, a new project was initiated. In this project, blood and liver samples from flounder and cod are analysed for biomarkers. Biomarkers are methods that may be used to quantify effects from environmental contaminants, e.g. metals, dioxins, PCBs and PAHs, on feral organisms (fish). The approach is similar to that used by medical doctors who may take a blood sample from patients as an aid in their diagnosis. The components analysed in that blood sample are biomarkers. Results from 2002 showed effects of PAH/PCB/dioxine and lead on flounder and cod from the inner Oslofjord.

Recommendations:

Special attention should be paid to:

- The influence of climatic changes on the deep-water renewal and oxygen conditions in the fjord.
- The decrease of oxygen concentrations in the Drøbak sound, which may cause reduced oxygen transport to the inner Oslofjord.
- "Uncontrolled" discharge through river and free overflows from the sewage system.

An improvement of the oxygen conditions demands further reduction of the total organic load in the deep water of the fjord or improved water exchange. The prospect of improving the water exchange has been explored. The limited water exchange in the Bunnefjord and the negative effect on the water exchange due to warm winters (decreasing length and strength of northerly winds) emphasize the need for technical means that improve deep-water renewal in this part of the fjord. Artificial reduction of the deep water density has been suggested. The improvement of oxygen concentrations after the sewage (fresh water) outlet was transferred to 50-m depth in the Bekkelaget basin can be seen as a successful test experiment with the technique suggested for the Bunnefjord.

1. Innledning

Undersøkelsene av indre Oslofjord dekker fjordområdet nord for Filtvedt i søndre del av Drøbaksundet, men har sin hovedtyngde innenfor Drøbak (**Figur 4**, s. 19).

Formålet med overvåkingen er:

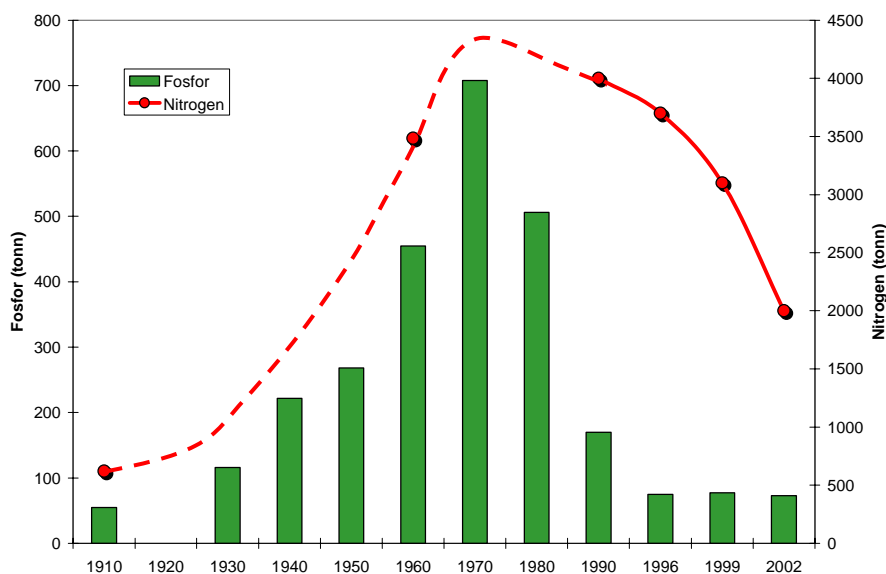
- følge utvikling og tilstand i fjorden over tid.
- gi løpende informasjon om forurensningstilstanden.
- utvide kjennskap til prosesser i fjorden bl.a. ved sammenligning av observasjoner i nåtid og fortid.
- vurdere effekten av rensetiltak og det eventuelle behovet for ytterligere reduksjoner av tilførsler.

I 2003 bestod overvåkingsprogrammet av følgende deler: Overvåking av dypvannsfornyelse og oksygenforhold, hydrokjemiske observasjoner, hyperbenthosundersøkelser (hovedsakelig av reker), overflatelagets vannkvalitet målt ved siktdyp, klorofyll-a (planteplanktonbiomasse), næringssalter, forekomst og sammensetning av planteplankton, undersøkelser av fisk og virvelløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann, samt biomarkører i fisk (miljøgifter).

2. Forurensningstilførsler

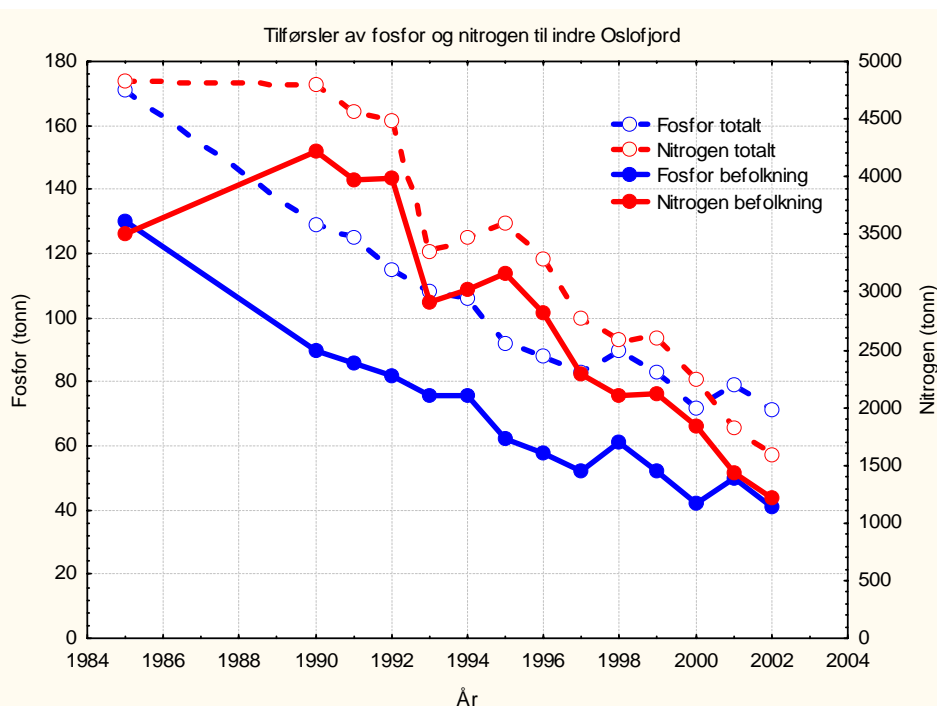
2.1 Tilførsler av næringssalter

Fagrådet rapporterte tilførslene av næringssalter til indre Oslofjord siste gang i 1999. Totalt ble fjorden da tilført 77 tonn fosfor og 3100 tonn nitrogen (Fagrådets årsberetning 2001). Siden har det nye Bekkelaget renseanlegg blitt tatt i bruk. Innkjøringen av anlegget startet høsten 2000, og det ble offisielt innviet 16. november 2001. Anlegget skal ikke slippe ut mer enn 12 tonn fosfor, 480 tonn nitrogen og 540 tonn organisk stoff pr. år. Nytt utslippssystem ble tatt i bruk september 2001 og i dag går det rensede avløpsvannet ut i en diffusor på ca. 50 meters dyp i Bekkelagsbassenget. Det er nå nitrogenrensing på de tre større renseanleggene i fjorden – VEAS (fra år 1995/96), Nordre Follo r.a.(fra år 1997) og Bekkelaget r.a.(fra år 2001) De renser avløpsvannet fra ca. 750.000 personer og rensekravene er 90 % for fosfor og 70 % for nitrogen. Tilførslene av fosfor og nitrogen over tid er vist i **Figur 1**.



Figur 1. Beregnede tilførsler av fosfor og nitrogen til indre Oslofjord 1910- 2002 (Fra Bergstøl m.fl., 1981, Baalsrud m.fl. 1986, Holtan, 1990, Nedland, 1997, Wivestad, 1999 og Fagrådets årsrapport 2001. Observer at i figuren inngår naturlig vannføring.

Beregninger av tilførsler av fosfor og nitrogen gjennomføres årlig ved bruk av TEOTIL (Tjomsland og Bratli, 1996). Beregningen gjennomføres på utslipp fra ulike kilder med normalisert bakgrunnstilførsel, dvs. årlige variasjoner i vanntilførsler fra elver er ikke med (Borgvang, m.fl., 2003). **Figur 2** viser resultatet av beregnede tilførsler fra befolkningen samt tilførsler fra befolkning, industri, jordbruk og bakgrunn. Omtrent 75 % av de menneskeskapt tilførslene kommer fra befolkningen og disse har blitt redusert med 64% fra 1985 til 2002. For nitrogen har reduksjonen vært 64 %.



Figur 2. Beregnet tilførsel av fosfor og nitrogen fra befolkningen og totalt til indre Oslofjord ved bruk av TEOTIL (Borgvang, m.fl. 2003). Totaltilførslene baserer seg på konstant normalisert bakgrunnstilførsel, dvs. årlige variasjoner i vannføring er ikke med.

2.2 Tilførsler av miljøgifter

I 2003 fikk NIVA i oppgave av Fylkesmannen i Oslo og Akershus å gjennomføre en tiltaksplan for forurensede sedimenter i bl.a. indre Oslofjord. Fase I omfattet miljøtilstand, kilder og prioriteringer. Rapporten forelå høsten 2003 (Helland m.fl, 2003)

3. Effekter av forurensningen

3.1 Generelt om overgjødning

Overvåkingsprogrammet konsentrerer seg i første rekke om eutrofi-effektene (overgjødningen) i fjorden, da regelmessige undersøkelser av miljøgifter i fisk og blåskjell gjennomføres av Statens forurensningstilsyn i eget program (Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP, Green m.fl., 2002)).

Dagens næringssalttilførsel fra land gir økt primærproduksjon og en større planteplanktonbiomasse enn naturlig. Gjennomsjinnelighet i vannet avtar (dårligt siktdyp). Kombinasjonen av dårlig sikt og overkonsentrasjoner av næringssalter gir negative effekter på fjordens gruntvannsområder med redusert forekomst av brunalger og økte mengder av grønnalger. Nedre voksegrense for alger reduseres og dyrelivet i fjæresonen får mindre arealer å leve på, samtidig som det utarmes (Bokn, 1979). Dette får også negative effekter på dyrelivet i fjorden.

Den organiske belastningen på fjordens dypere vannmasser blir stor når planteplankton synker ut av den fysiske sonen. Planteplanktonet nedbrytes av bakterier ved oksygenforbrukende prosesser og det livsviktige oksygenet i fjordens dypvann kan til tider (spesielt om høsten) bli så lavt at det får negative følger for fjordens dyreliv. Enkelte ganger blir oksygenet helt brukt opp og det dannes hydrogensulfid (råttent vann), en dødelig gift for nesten alt marint liv. Tilførsel av oksygen til fjordens dypvann skjer hovedsakelig med innstrømmende vann fra ytre Oslofjord (dypvannsfornyelse). Dette skjer vanligvis vinterstid. Dårligere oksygenforhold fører til færre arter av zooplankton, og store bunnområder uten liv (Beyer 1967, Beyer og Indrehus, 1995).



Figur 3. Effekter av eutrofiering. Grønne farger viser positive effekter for fjorden, gule og røde samt fiolette farger økende grad av negative effekter.

Den generelle utviklingen i indre Oslofjord siden midten av 1980-tallet har likevel vært positiv, spesielt for livet i strandsonen (Bokn m.fl, 1992, Bokn og Bjerkgeng, in prep, Magnusson m.fl., 2003).

3.2 Miljøgifter

Høsten 1991 ble det påvist store miljøgiftkonsentrasjoner i sedimentene i havnebassenget i Oslo (Koniczny 1992). Undersøkelsene fra 1992-1993 viste at problemet ikke bare var begrenset til Oslo havnebasseng, selv om det bare unntaksvis ble registrert like høye konsentrasjoner av miljøgifter i andre deler av fjorden (Koniczny, 1994). Observasjoner av forhøyd PCB-konsentrasjon i organismer i 1992 (Green og Knutzen, 1993) førte til at Statens næringsmiddelstilsyn (SNT) advarte mot konsum av lever i torsk fanget i fjorden innenfor Drøbak. Resultatene fra 1992 er også bekreftet i undersøkelsen fra 1998-99 (Knutzen m. fl., 2000). Med grunnlag i de nyere undersøkelsene har Statens næringsmiddelstilsyn revurdert kostholdsradene for fjorden: Konsum av ål fanget innenfor Drøbak frarådes. Konsum av lever fra fisk fanget i Oslofjorden innenfor Horten og Jeløya frarådes.

Miljøgiftproblemet må sies å være et betydelig problem i indre Oslofjord (Magnusson m. fl., 1995, Knutzen m. fl., 2000). Eks: I 1998 ble det funnet effekter av tributyltinn i strandsnegl i indre Oslofjord (Berge m.fl, 1999). Hunnnes reproduksjonsorgan var deformert slik at de ble sterile.

En rapport over tilførsler og tilstand i fjorden ble utarbeidet i 2003 som en del av en tiltaksplan for indre Oslofjord (Helland m.fl., 2003).

3.3 Observasjoner i 2003

Overvåkingen gjennomføres etter en langtidsplan (**Tabell 1**). Planen dekker en 10-års periode, men justeres årlig i henhold til resultater og behov. Gjeldende langtidsplan er for perioden 1995-2005. Den praktiske utførelsen skjer ved samarbeide mellom flere institusjoner, først og fremst Biologisk institutt (UiO) og NIVA, men fra 1997 også Havforskningsinstituttet med Forskningsstasjonen Flødevigen (HFF).

I 2003 ble det gjennomført undersøkelser i 6 av de 13 aktuelle undersøkingsprogrammene.

Tabell 1. Langtidsprogram 1995-2005.

Langtidsprogram indre Oslofjord	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Prosjekt											
1 Hydrografi/vannutskiftning/oksygenforhold	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
2 Hydrokjemi (næringssalter)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
3 Hyperbenthos (spec. reker)		x	x	x		x	x	x	x	x	x
4 Bløtbunnsfauna	x										
5 Fastsittende alger - horisontalutbredelse				x	x	x					
6 Fastsittende alger- dekningsgrad							x	x	x		
7 Nedre voksegrense for fastsittende alger				x	x	x					
8 Overflatevannets kvalitet	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
9 Parasitter og sykdomsfrekvens hos fisk			x	x	x						
10 Miljøgifter i organismer- egnethet for konsum			x	x	x						
11. Miljøgifter I fisk-biomarkører								x		x	
12 Biologisk mangfold - Biogeografiske kart	x	x									
13 Standnottrekk			x	x	x	x	x	x	x	x	x

3.3.1 Hydrografiske og hydrokjemiske observasjoner i 2003

Stasjoner og observasjoner på de hydrografiske hovedtoktene (6 pr. år) fremgår av Tabell 2 og **Figur 4**. På samtlige stasjoner er det tatt observasjoner av temperatur og saltholdighet, mens stasjoner marked

med *kursiv* også omfatter analyser av oksygen. Stasjoner markert med **fet** skrift omfatter i tillegg hydrokjemiske observasjoner (Tot-N, NO₃+NO₂-N, NH₄-N, Tot-P, PO₄-P, SiO₃). F.o.m. 2003 ble det ikke lengre tatt prøver fra Stasjon Ek 3 (tidligere finansiert av VEAS, men ikke bedømt som nødvendig å fortsette med). En ny stasjon ble opprettet (Gk1), som dekker Gråøyrennen, dvs. den sørvestlige delen av Vestfjorden. I 2003 ble det også analysert på næringssalter på stasjon Cq1 for å se på effekten av det nye dyputslippet til Bekkelaget r.a.. Undersøkelsen ble finansiert av Oslo vann –og avløpsetat (VAV). Analyser gjennomføres på følgende dyp: 0, 4, 8, 12, 16, 20, 30, 40, 50, 60, 80, 100, 125, 150, 200 m. På noen stasjoner er det lagt til ekstra dyp.

Tabell 2. Hydrografiske tokt i indre Oslofjord 2003.

Dato og stasjoner	Dato og stasjoner
10.2.2003 Ap2, Aq3, Bl4, Bn1, Cq1 , Cp2 , Dk1 , Fl1, Gk1, Gl2, Hm4, Hm6, Im2 .	1.9.2003 Ap2, Aq3, Bn1, Cq1 , Ep1 , Cp2, Bl4, Dk1 , Fl1, Gk1, Gl2, Hm4, Hm6, Im2 .
28.4.2003 Ep1 , Dk1 , og Im2 .	20.10.2003 Ap2, Aq3, Bn1, Cq1 , Ep1 , Cp2, Bl4, Dk1 , Fl1, Gk1, Gl2, Hm4, Hm6, Im2 .

3.3.2 Overflateobservasjoner i 2003

Overflateobservasjoner ble innsamlet vinterstid (2 tokt, desember og januar) og ukentlig sommerstid (juni -august). Stasjoner fremgår av **Tabell 3** og **Figur 4**.

I juni-august ble det gjennomført ukentlige tokt til 16 stasjoner i indre Oslofjord. Siktdypet ble observert på samtlige stasjoner. Næringssalter og klorofyll-a fra 0-2 meters dyp (Tot-P, PO₄-P, Tot-N, NO₃+NO₂-N, NH₄-N og SiO₂) ble analysert på vann fra stasjonene Dk1, Bl4, Bn1, Ap2, Cq1 og Ep1. Vannprøver for kvantitative analyser av planteplankton ble tatt fra 0-2 meters dyp på stasjonene Ap 2, Bl4, Bn1, Bq2, Dk1, og Ep1 og konserverte med neutralisert formalin og lugol. Kvalitative vertikaltrekk (0-10 m dyp) av planteplankton ble tatt med håv (10 µm) og konserverte. Analyser er gjennomført på kvantitative prøver fra stasjon Dk1

Analyser og metoder.

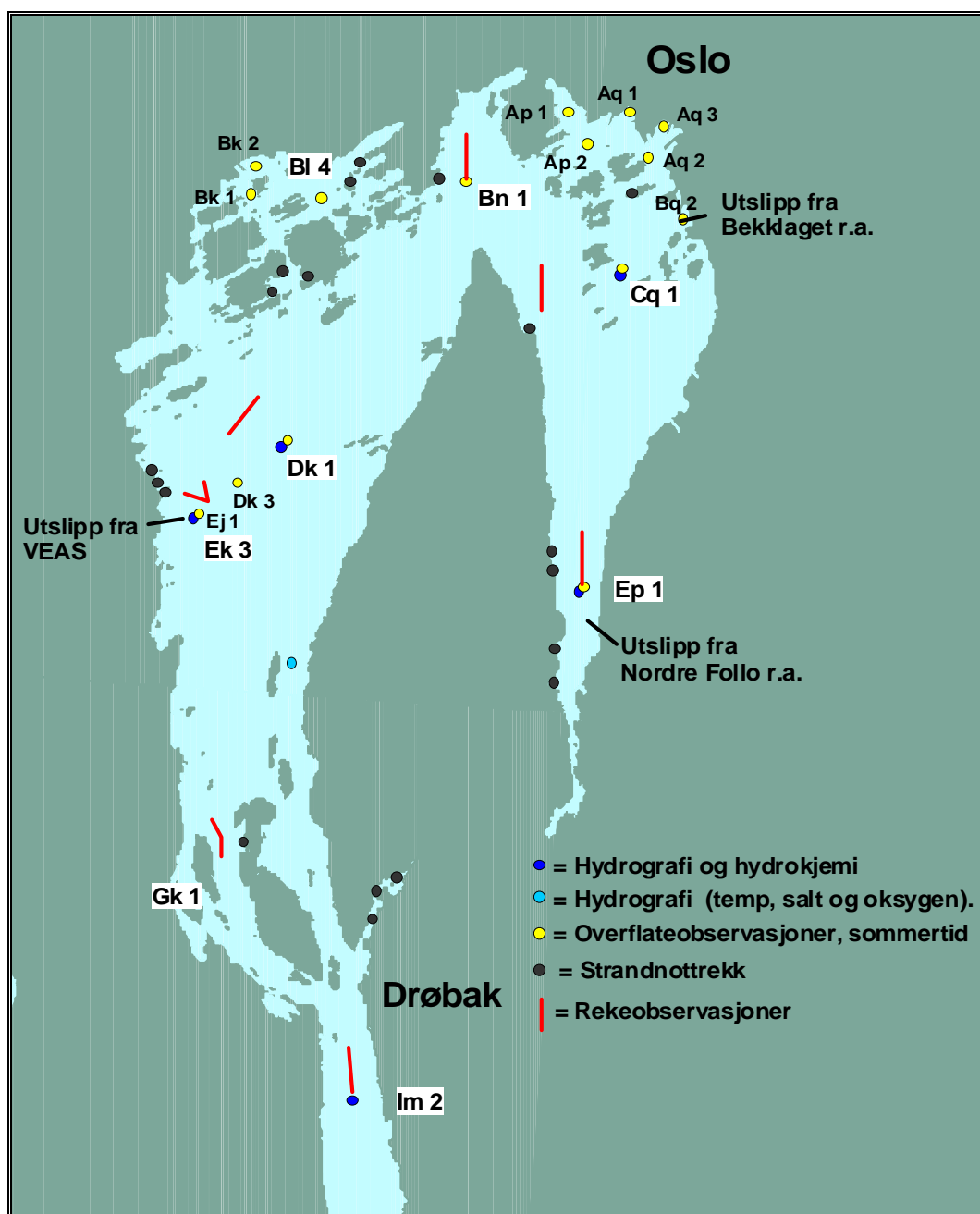
Samtlige analyser ble utført på NIVA. I tillegg til at analysene er akkrediterte deltar også NIVA i det europeiske kvalitetsstyringsprogrammet Quasimeme. I 2003 deltok NIVA 2 ggr (Runde 32 og 34). Resultatet for næringssaltsanalyser var meget bra.

Saltholdighet og temperatur observeres med CTD (Neil Brown Mark III) på UiOs forskningsfartøy T. Braarud. Analyser av klorofyllfluorescens og turbiditet gjennomføres med Seabird CTD (SEACAT), hvor også temperatur og saltholdighet observeres. Dette instrumentet blir også brukt på overflatetoktene sommerstid.

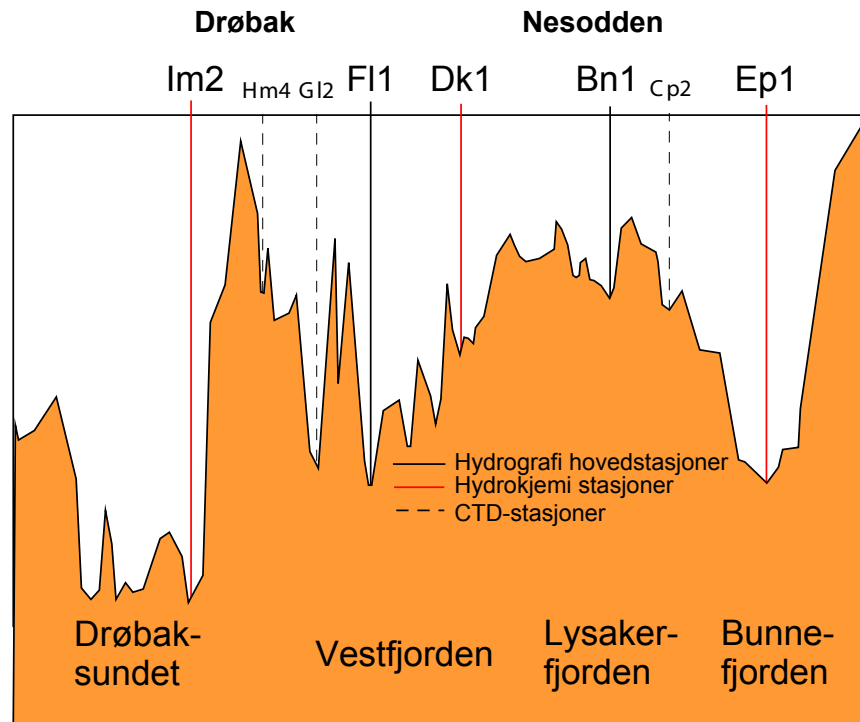
Oksygenprøver analyseres fortløpende ombord på T. Braarud på toktene (modifisert Winkler).

Tabell 3. Overflateobservasjoner i 2003: (Siktedyp, næringssalter og klorofyll-a (på de stasjoner som er skrevet med **fet** skrift i tabellen). Klorofyll-a bare i juni- august.

Stasjoner: Ap1, Ap2 , Aq1, Aq2, Aq3, Bn1 , Bq2, Cq1 , Ep1 , Bk1, Bk2, Bl4 , Ej1, Dk1 , Dk3.
Dato: 6.1, 3.6, 11.6, 17.6, 25.6, 1.7, 8.7, 15.7, 22.7, 29.7, 5.8, 12.8, 20.8, 25.8, 9.12.2003.



Figur 4. Stasjoner for undersøkelser i 2003



Figur 1. Vertikalt lengdesnitt av indre Oslofjord fra Bunnefjorden i syd til Drøbaksundet. Hydrografiske og hydrokjemiske stasjoner er markert.

3.3.3 Fangstdata for fisk og virveløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann.

Prosjektet startet som en del av overvåkingsprogrammet i 1997, men har tidligere vært (og er til store deler fortsatt) finansiert utenfor overvåkingsprosjektet. Prosjektet ledes av J. Gjøsæter og Øystein Paulsen ved Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (HFF).

HFF tar årlig 9 strandnottrekk i Indre Oslofjord. Disse stasjonene ble først tatt i 1936, og har siden blitt tatt regelmessig. På det meste ble det tatt ca. 25 trekk årlig. Fram til 1964 tok en 7 trekk i Bunnefjorden, men disse ble avsluttet pga. dårlige forhold i området.

De faste trekka fortsatte også i 2003. I tillegg har en fra 1997 tatt opp igjen fem av de gamle trekka i Bunnefjorden, og vi tok tre nye trekk etter avtale med Fagrådet for indre Oslofjord. Disse var plassert ved Fornebu og vest av Bleikøya. Stasjonsnettet fremgår av Figur 4. Resultatene rapporteres i kapittel 4.7

3.3.4 Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos)

I 1995 ble det gjennomført en sammenstilling av hyperbenthosundersøkelser foretatt i tidsrommet 1952-1994 (Beyer og Indrehus, 1995). Undersøkelsene gjennomføres nå årlig etter en metode utviklet av Fredrik Beyer i modifisert form. I 2003 ble det tatt observasjoner fra Bunnefjorden, Lysakerfjorden, Vestfjorden og Drøbaksundet. Resultatene som bare blir rapportert i sin helhet annet hvert år presenteres bare i korthet i kapittel 4.4.

3.3.5 Biologiske effekter av miljøgifter – biomarkører

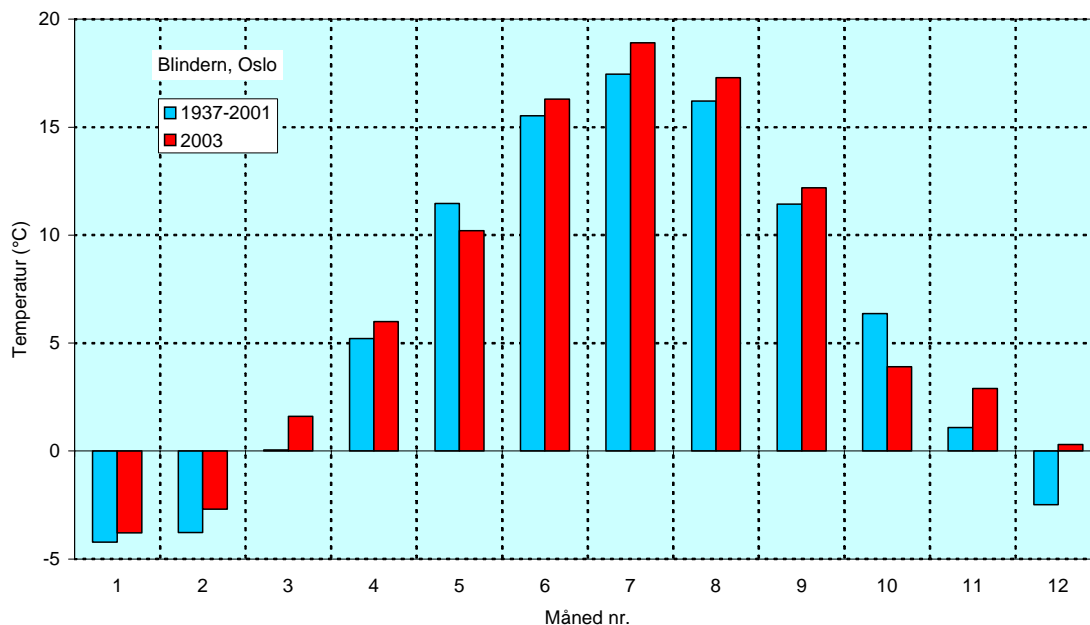
Dette delprosjektet har blitt igangsatt for å avklare om det er effekter av miljøgifter på fisk i indre Oslofjord. Arbeidet gjennomføres som et samarbeid mellom Universitetet i Oslo (UiO) og NIVA. En hovedfagsstudent ved UiO er involvert i delprosjektet. Noen foreløpige resultater er tatt med i denne rapporten (kapitel 4.6).

4. Resultater og diskusjon

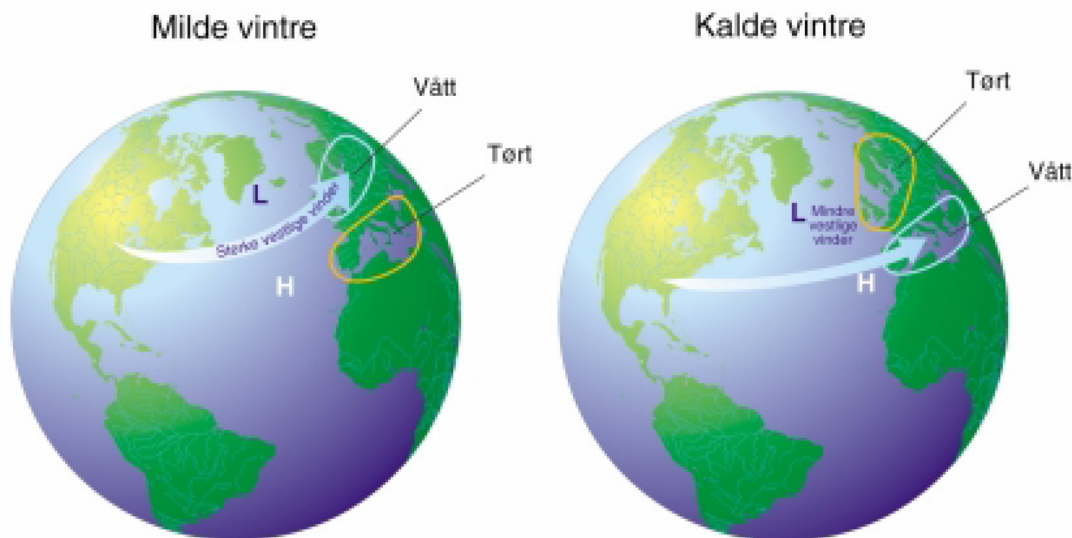
4.1 Klima

Mens høsten 2002 var meget kaldere enn normalt (gjennomsnitt 1937-2001) ble det noe mildere fra midten av januar 2003 til april. Imidlertid var mai måned igjen kaldere, mens sommeren ble varmere enn normalt frem til og med september (**Figur 6**).

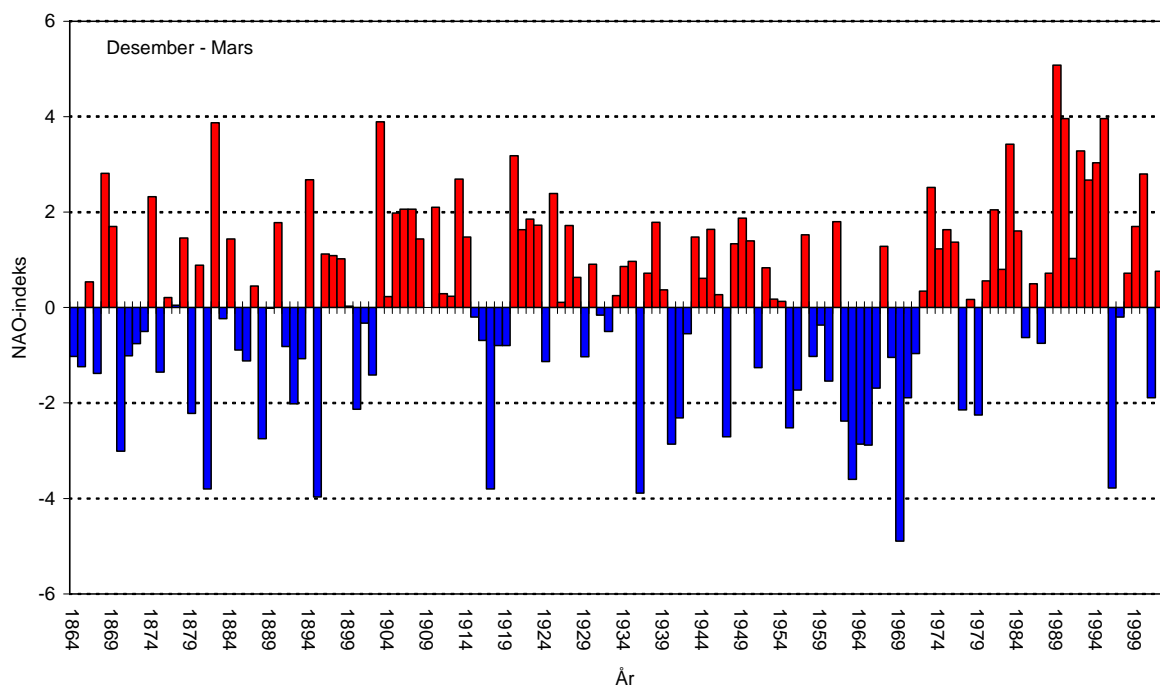
Milde og kalde vintrer over Sør-Skandinavia har stor betydning for dypvannsfornyelsen i indre Oslofjord, som begunstiges av lengre perioder med nordlige vinder vinterstid. Forenklet kan vær-situasjonen beskrives ved at i milde vintre er det sterke vestlige vinder over Nord-Atlanteren som fører mild og fuktig luft fra sørvest inn over Skagerrak og Oslofjorden, men i kalde vintre vil vindfeltet svekkes og ta en sørligere bane, noe som medfører tørt og kaldt klima, med høyere frekvens og varighet av nordlige vinder over Oslofjordområdet og indre Skagerrak (**Figur 7**). Gjennom å beregne en normalisert indeks på lufttrykkforskjellen mellom Island og Portugal (NAO-indeks) kan de to klimasituasjonene beskrives. **Figur 8** viser indeksen for desember – mars 1864-2003 og viser at vinteren 2003 var omtrent "normal". Imidlertid har vintrene vært overveiende milde siden 1988, med unntak av 1996 og 2001. Begge disse årene var dypvannsfornyelsen også meget bra i fjorden. Vinteren 2003 var således ikke spesielt gunstig for en ny bra dypvannsfornyelse i fjorden.



Figur 6. Månedsmiddeltemperaturen ved Blindern (Oslo) i 2003 sammenlignet med 1937-2001.



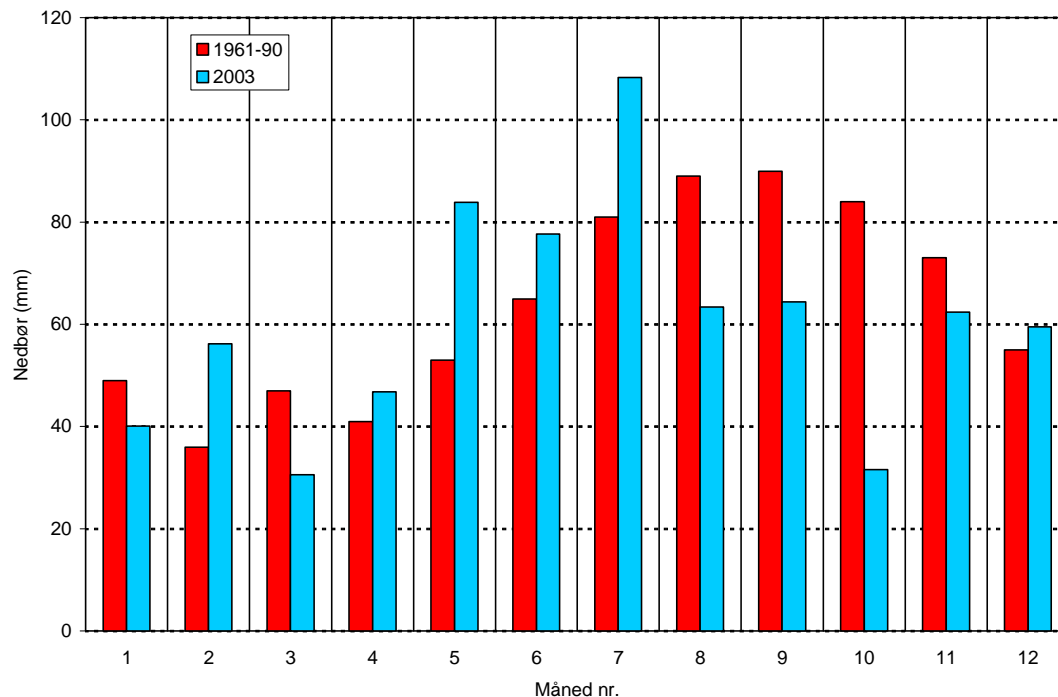
Figur 7. Den nordatlantiske svingningen (NAO) som uttrykkes ved NAO-indeksen, er variasjonen i forskjellen mellom lufttrykket over Island, Azorene og Portugal. Positiv indeks fører mild og fuktig luft inn over Sør-Norge (venstre figur) og motsatt gir negativ indeks kald og tørr luft over Norge (høyre figur). (Kilde: <http://www.ideo.columbia.edu/NAO> av Martin Visbeck, Columbia University).



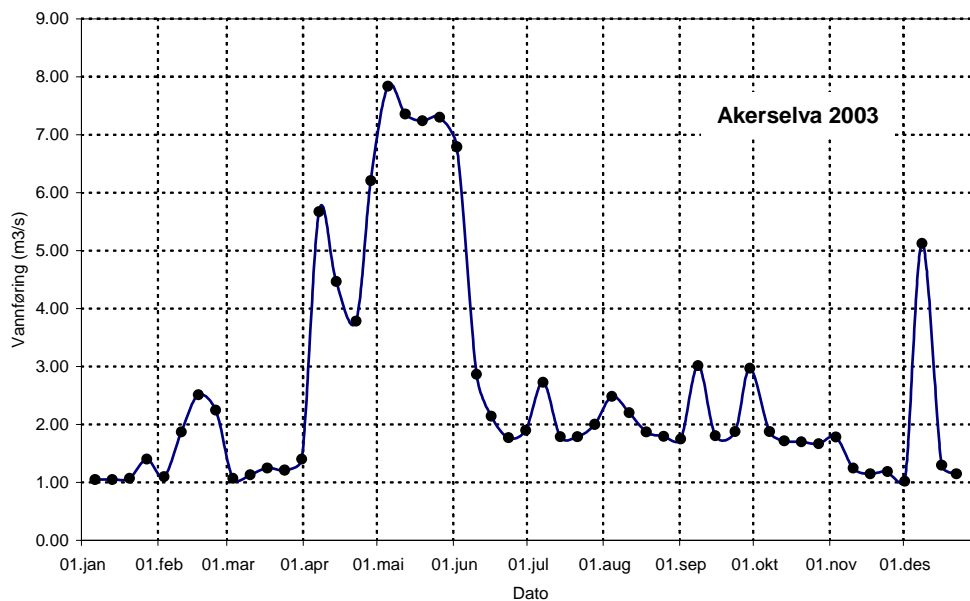
Figur 8. NAO-indeks (desember-mars) 1864-2003. Indeksen beskriver i store trekk vær-situasjonen i sør-Norge vinterstid. Positive verdier sammenfaller ofte med milde vintre, høyere frekvens av sørlige vinder og noe mer nedbør. Negative verdier henger sammen med kaldere vintre og større frekvens av nordlige vinder og mindre nedbør. Indeksen er et mål på lavtrykksaktiviteten sør for Island. Høy aktivitet gir en strøm av lavtrykk mot Sør-Skandinavia. Selve indeksen beregnes ut fra normalisert differanse i lufttrykket mellom Portugal og Island. (Data fra Hurrell, 1995 og oppdateringer).

Den varme sommeren 2003 ble også relativt nedbørrik i juni/juli men tørt på sensommeren og ut over høsten (**Figur 9**). Den lokale ferskvannstilførselen var stor fra april måned til begynnelsen av juni (**Figur 10**).

Vinteren var således nesten normal, men sommeren var betydelig varmere enn normalt og sensommeren var dessuten relativt nedbørsfattig.



Figur 9. Nedbør ved Blindern, som månedssum 2003, sammenlignet med 1961-90. (Data fra Meteorologisk Institutt).



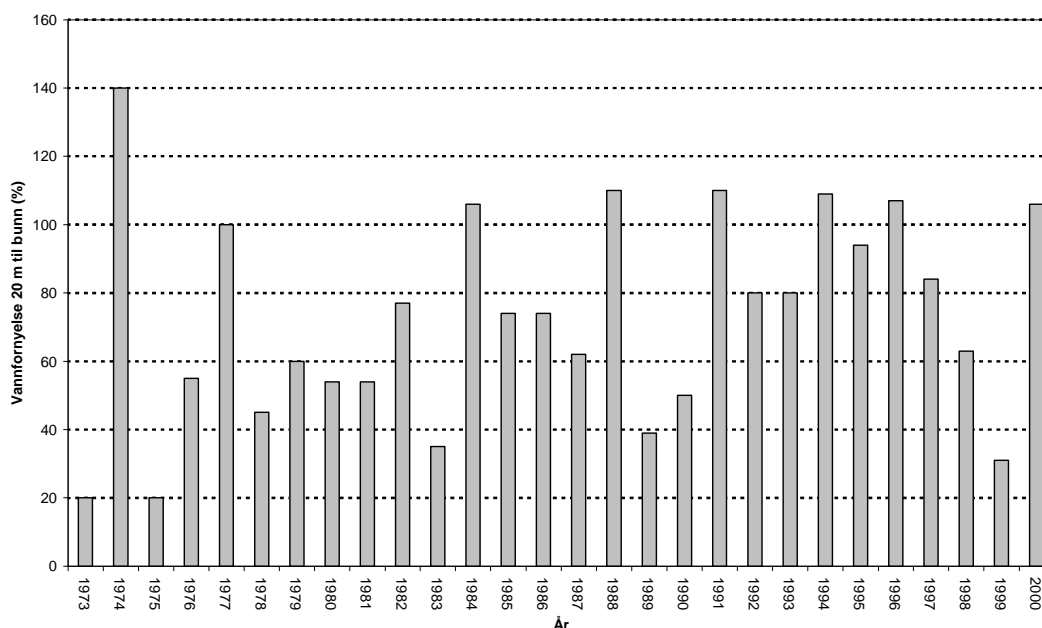
Figur 10. Ukevannføringen i Akerselva 2003. Data fra Oslo-vann og avløpsetaten (VAV).

4.2 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 dominerer tilførsene av plantenæringsstoffer og organisk stoff fra land til indre Oslofjord, og er tilnærmet konstant over året. Tilførsel fra andre kilder via elvene varierer med nedbør. Bruk av overløp ved rensesanleggene følger også flom i samband med snøsmelting eller nedbør.

Dypvannsfornyelsene er normalt begrenset til oktober-mai og vanligst forekommende i januar-april. Vannkvaliteten i Oslofjorden vil derfor variere over året med de "beste" forhold i tiden etter en dypvannsfornyelse vinterstid og de dårligste forhold på senhøsten. Imidlertid er det bare i Vestfjorden det normalt er årlige dypvannsfornyelser. I Bunnefjorden kan det gå flere år mellom hver større vannutskifting, men hvert år vil alltid noe vann også tilføres Bunnefjorden på mellomnivåer og gjennom diffusive prosesser også til dypvannet.

Størrelsen (og derved effekten) av dypvannsfornyelsen i fjorden varierer fra år til år (**Figur 11**). Det er de varierende meteorologiske forhold, samt de hydrografiske forholdene i Skagerrak/Nordsjøen som er avgjørende for resultatet. Generelt gunstige forhold sammenfaller ofte med kalde vintre med liten ferskvannstilførsel til Kattegat/Skagerrak, liten utstrømning 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 er ikke gunstige for effektive dypvannsfornyelser i Oslofjorden. En klimaforandring med mildere vintre vil kunne få ugunstige effekter på dypvannsfornyelsen i indre Oslofjord.



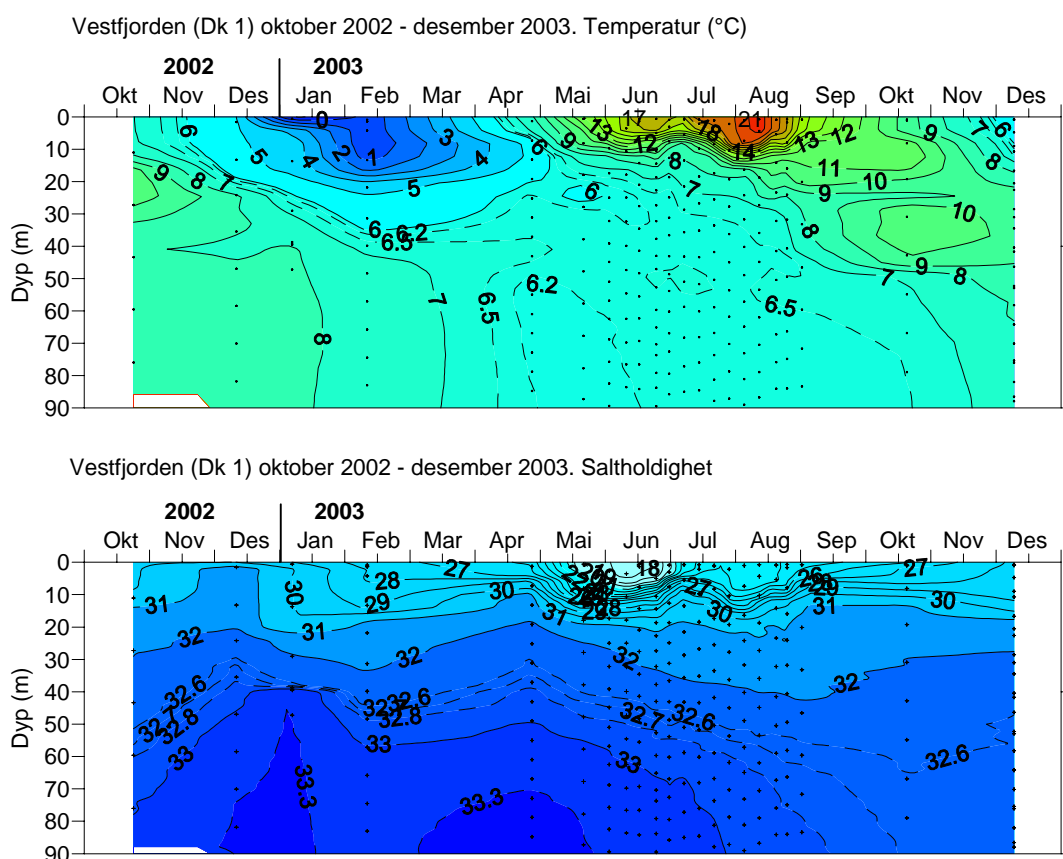
Figur 11. Beregnet *relativ* dypvannsfornyelse (20 meters dyp til bunn) for hele indre Oslofjord, 1973-2000. Søylen viser fornyelse i % av totalt volume (20 m dyp til bunn).

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 Drøbakterskelen, 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 kan således vannkvaliteten i Oslofjorden variere.

Dessverre har det vist seg at oksygenkonsentrasjonen i Drøbaksundet om høsten har avtatt noe gjennom de siste 50 årene (Magnusson og Johnsen, 1994, Johannesen og Dahl, 1996). På tross av at den midlere reduksjonen er relativt beskjeden, vil den være av betydning for tilførselen av oksygen til indre Oslofjord. Ved normal dypvannsfornyelse vil derfor fjorden idag tidvis kunne tilføres mindre oksygen fra ytre Oslofjord enn tidligere.

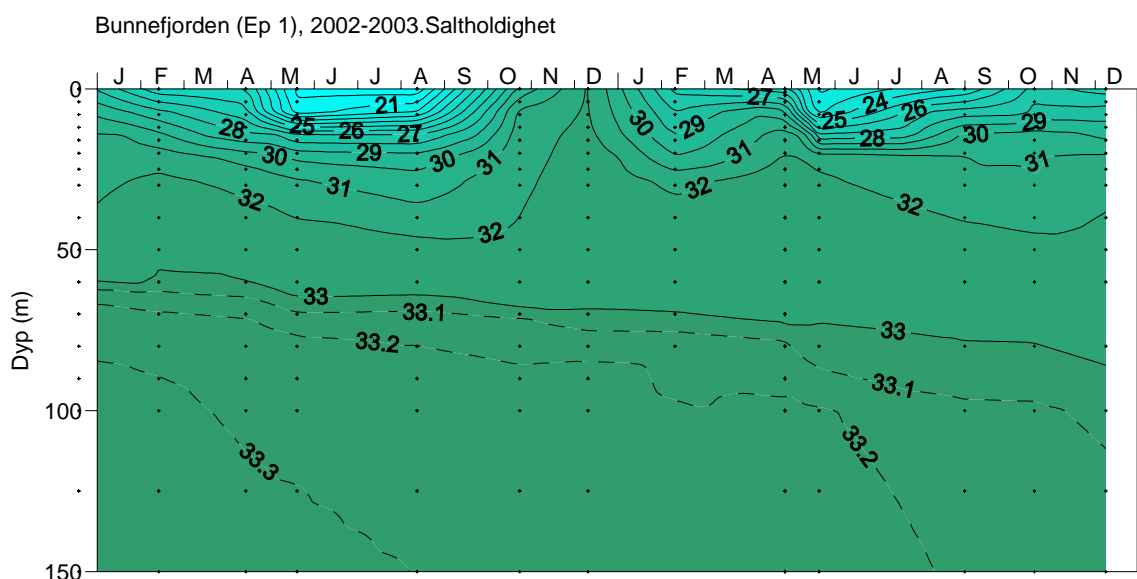
Dypvannsfornyelsen i 2003 startet i oktober 2002 og var avsluttet i april/mai (**Figur 12- Figur 13**). Det var en rekke utskiftningsepisoder med større fornyelser i desember 2002, februar og april 2003. I Vestfjorden og Lysakerfjorden var dypvannsfornyelsen god, mens det ikke var noen fullstendig fornyelse i Bunnefjorden. Bare vann på mellomnivåer ble delvis fornyet. I desember 2002 ble det tilført nytt vann ned til ca. 80 meters dyp, men også mellom februar og april måned.



Figur 12. Temperatur og saltholdighet oktober 2002 – desember 2003 i Vestfjorden (Dk 1).

Den tidlige starten på dypvannsfornyelsen skyldtes den forholdsvis kalde høsten, mens det relativt milde været i februar-mars var hovedårsaken til uteblitt dypvannsfornyelse i Bunnefjorden. NAO-indeks for desember – mars viste en relativ normal periode (**Figur 8**), mens større utskiftninger i Bunnefjorden sammenfaller oftest med en noe kaldere vinter enn normalt, eller en klart negativ NAO-indeks.

Vinteren 2003 var det således en "middels" dypvannsfornyelse i indre Oslofjord. Det er ikke foretatt noen beregning av dypvannsfornyelsens størrelse siden år 2000 (**Figur 11**). Nye beregninger vil bli gjennomført i kommende år.



Figur 13. Saltholdighet i Bunnefjorden (Ep 1) 2002 og 2003.

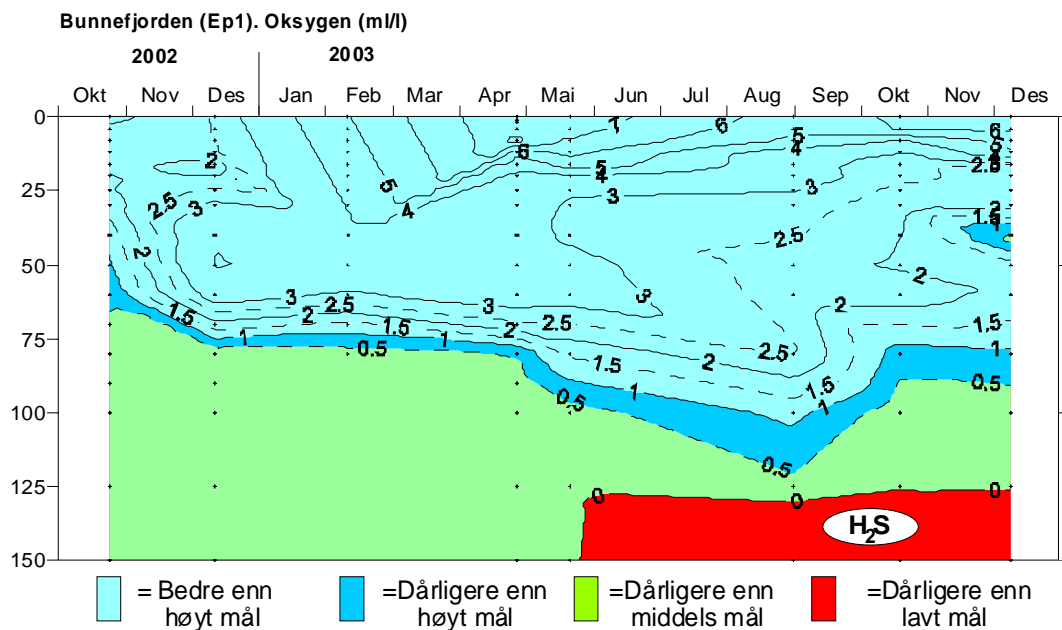
4.3 Oksygenforhold

4.3.1 Oksygenforhold i 2003

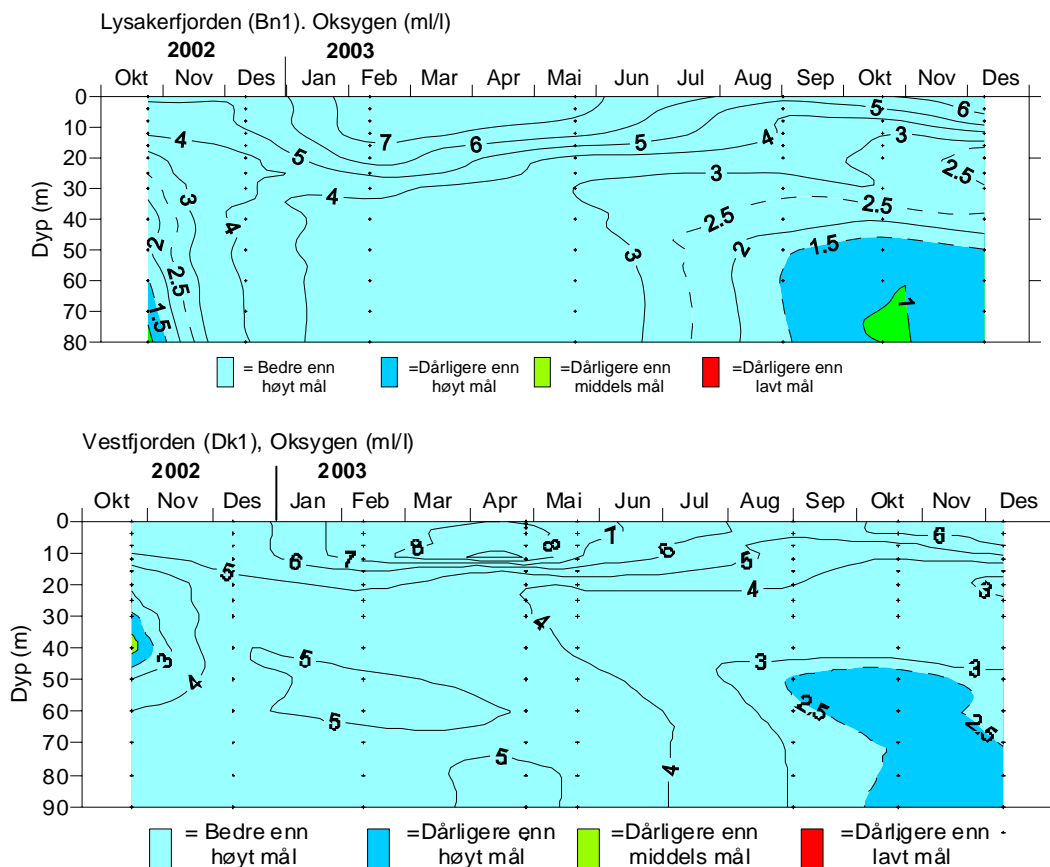
Oksygenforholdene i 2003 i de ulike delene av fjorden i 2003 er presentert i **Figur 14-Figur 18**. Der hvor det er finnes tentative miljømål er disse markert. Miljømålene ble utarbeidet i 1986 og er ikke politisk behandlet (Baalsrud m.fl, 1986).

Sammenlignet med miljømålene i de ulike delene av fjorden var forholdene i Bunnefjorden dårligere enn laveste ambisjonsnivå, noe som til dels forklares av uteblitt dypvannsfornyelse i 2003 (**Figur 14**). Siste store dypvannsfornyelse i Bunnefjorden var den relativt kalde vinteren i 2001 (klart negativ NAO-indeks). I Lysakerfjorden var forholdene for dårlige for å oppfylle kravet til middels mål, men her er det brukt målene for Bunnefjorden (i mangel på egne mål for Lysakerfjorden) og dette er nok altfor pessimistisk.

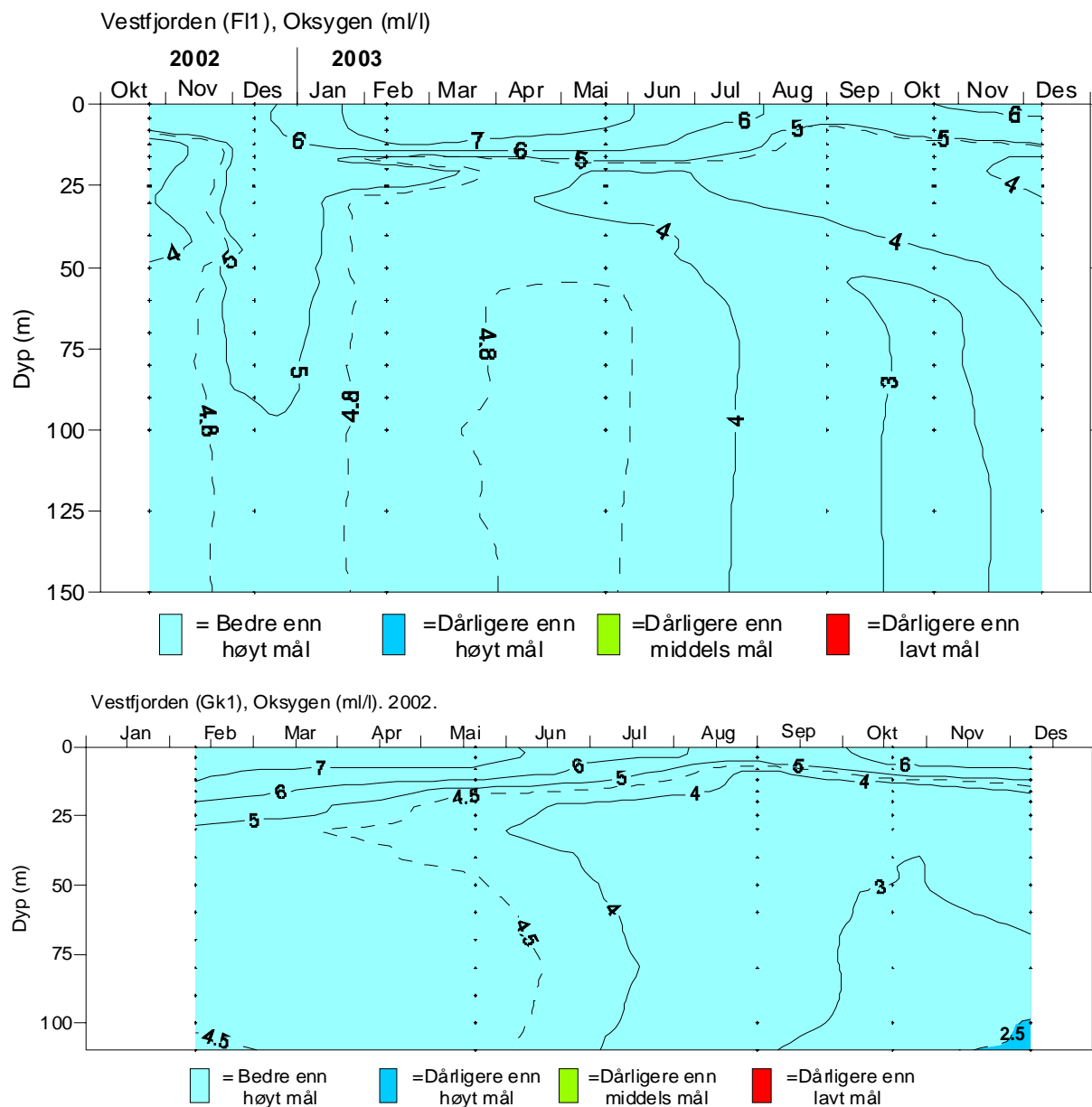
For Vestfjorden var 2003 et bra år. I den nordre delen (Dk 1) var oksygenkonsentrasjonen klart over middels mål (**Figur 15**) og i de søndre delene stort sett over høyt mål (**Figur 16**). For Drøbaksundet finnes ikke noen miljømål, så her er forholdene sammenlignet med Statens forurensningstilsyns miljøklassifiseringssystem for fjorder (Molvær, m.fl. 1997). Tilstanden i Drøbaksundet var i relasjon til dette system i tilstandsklasse god til meget god i 2003 (**Figur 17**).



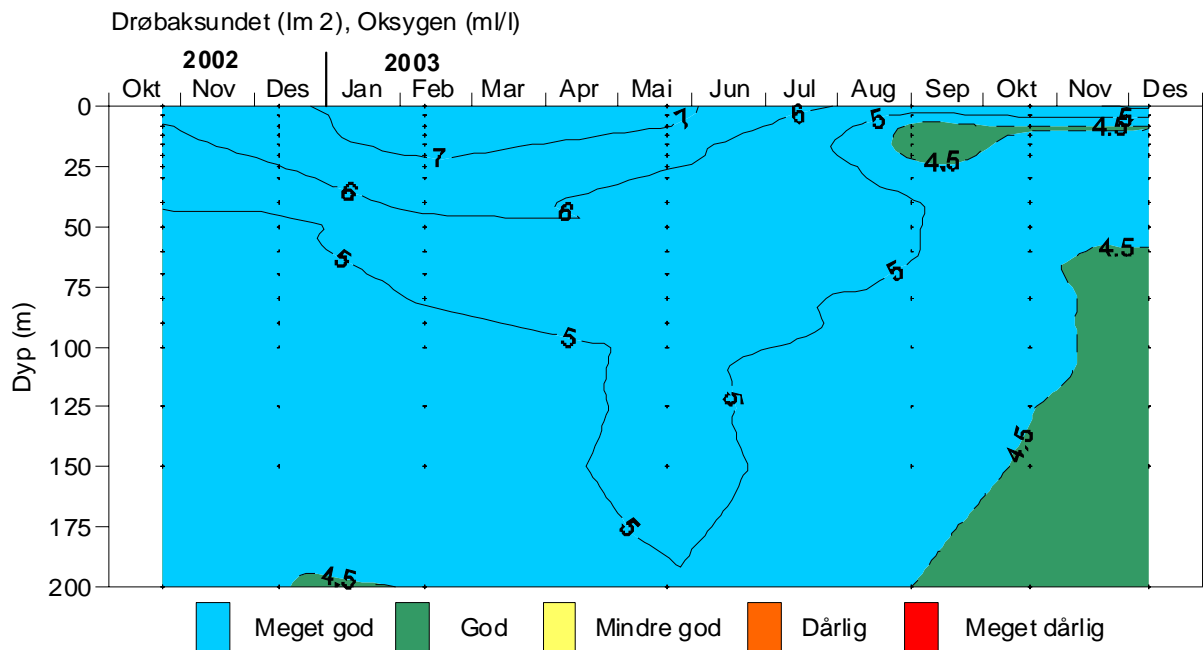
Figur 14. Oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden (Ep 1), oktober 2002 til desember 2003. Konsentrasjonen er sammenlignet med de tentative miljømål som ble foreslått for Bunnefjorden i 1986 (Baalsrud m.fl., 1986). Figuren viser at Bunnefjorden ikke oppfylte laveste mål på 125-150 meters dyp i 2003.



Figur 15. Oksygenkonsentrasjonen i Lysakerfjorden (Bn 1) og Vestfjorden (Dk 1), oktober 2002 til desember 2003. Konsentrasjonen er sammenlignet med de tentative miljømål som ble foreslått for indre Oslofjord i 1986 (Baalsrud m.fl., 1986). For Lysakerfjorden er brukt samme mål som for Bunnefjorden. Figuren viser at Vestfjorden ikke oppfylte høyt mål på 50-90 meters dyp i 2003.

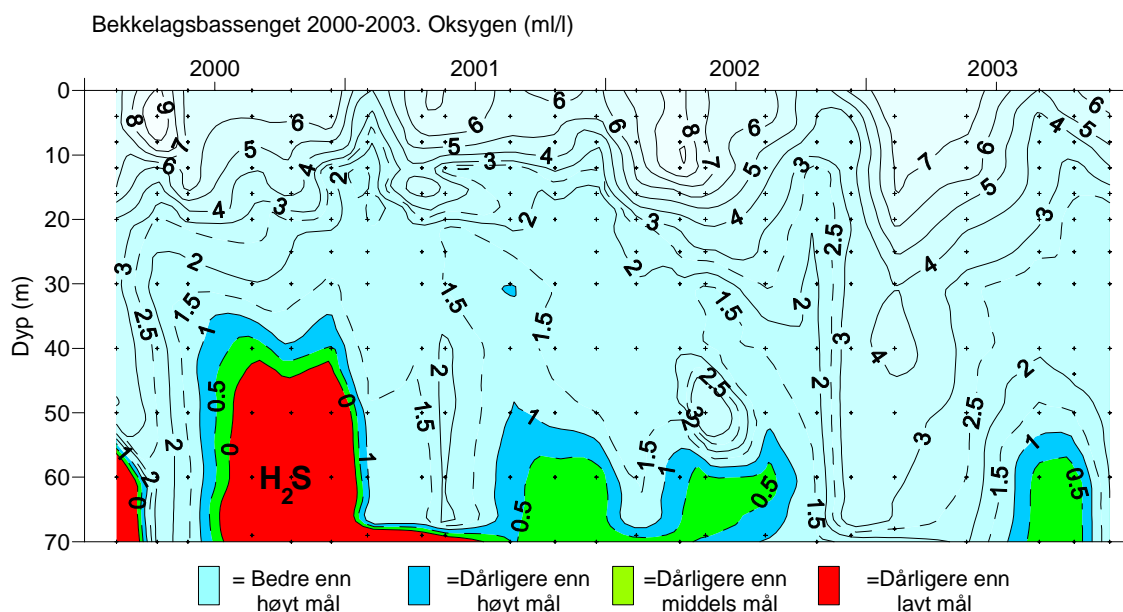


Figur 16. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden ved Søndre Langåra (F1) og Gråøyrennen (G 1), i 2003. Konsentrasjonen er sammenlignet med de tentative miljømål som ble foreslått for indre Oslofjord i 1986 (Baalsrud m.fl., 1986). Figuren viser at disse områdene av Vestfjorden oppfylte høyt mål i 2003, unntatt helt ved bunn i Gråøyrennen.



Figur 17. Oksygenkonsentrasjonen i Drøbaksundet (Im 2) oktober 2002 til desember 2003. Konsentrasjonen er sammenlignet med SFT's klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder, da det ikke finnes noen eksplisitte mål for Drøbaksundet. Tilstanden var god til meget god i 2003.

Oksygenkonsentrasjonen i Bekkelagsbassenget var som vanlig etter at utslippet til det nye Bekkelagets rensesanlegg ble flyttet til ca. 50 meters dyp i september 2001. Det har ikke vært registrert hydrogensulfidholdig vann i bassenget siden da, og oksygenkonsentrasjonen mellom 50 og 30 meters dyp har økt, noe som stemmer med tidligere beregninger (Bjerkeng og Magnusson, 1999). Hvis Bunnfjordens tentative miljømål for oksygen brukes på Bekkelagsbassenget (hvilket er relativt naturlig), oppfyller bassenget i dag lavt mål-dvs. en klar forbedring av miljøforholdene (**Figur 18**). I Bærumsbassenget var det som vanlig hydrogensulfidholdig vann i dypet i 2003.

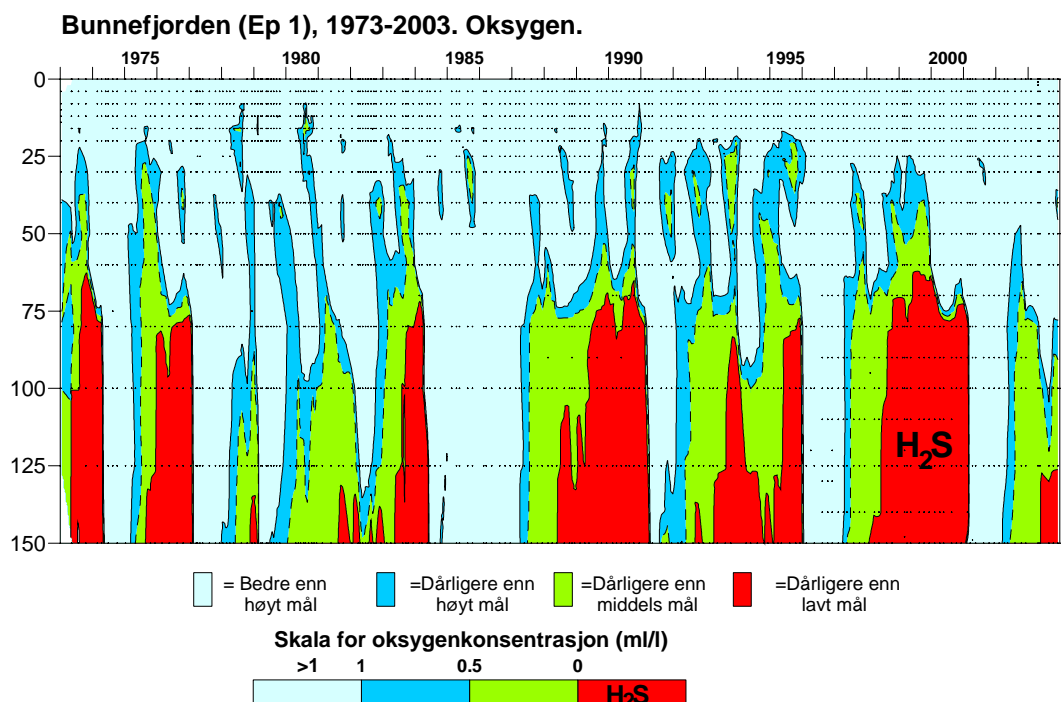


Figur 18. Oksygenkonsentrasjonen i Bekkelagsbassenget (Cq 1) 2000-2003. Her er det brukt samme tentative miljømål som for Bunnfjorden.

4.3.2 Oksygenutviklingen 1973-2003

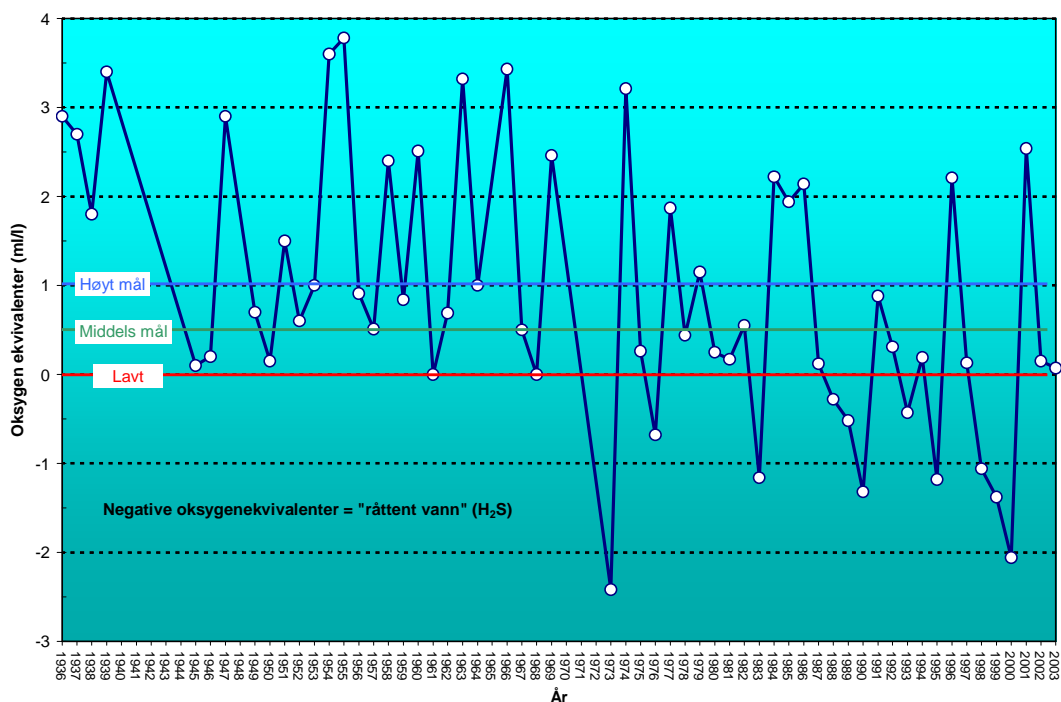
Oksygenkonsentrasjonen på ulike stasjoner fra 1973-2003 er presentert i **Figur 19 -Figur 32**. Konsentrasjonen er sammenlignet med ulike mål (se kapittel 4.3.1).

For Bunnefjorden har det foreløpig ikke vært noen positiv utvikling sett over hele tidsrommet 1973-2003 (**Figur 19**)

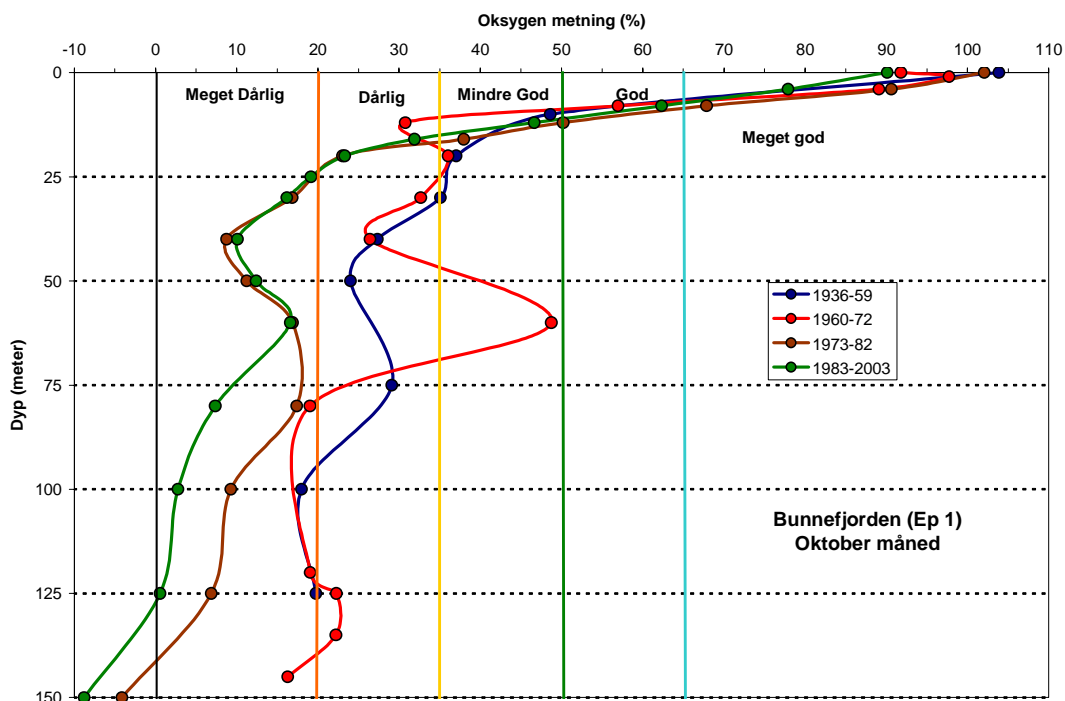


Figur 19. Oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden (Ep 1) 1973-2003 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen.

Over et lengre tidsrom (1936-2003) har det vært en signifikant negativ utvikling – noe som illustreres av **Figur 20 - Figur 21**. Her er observasjoner fra oktober måned valgt. Disse viser at den midlere oksygen metningen i dypvannet har vært lavere i 1983-2003 enn i 1973-1982, men forskjellen er ikke signifikant. I forhold til konsentrasjonsmålet for Bunnefjorden er det laveste målet foreløpig ikke nådd for de dypere vannmassene. Tilstanden bedømt etter SFT's klassifiseringssystem er meget dårlig.

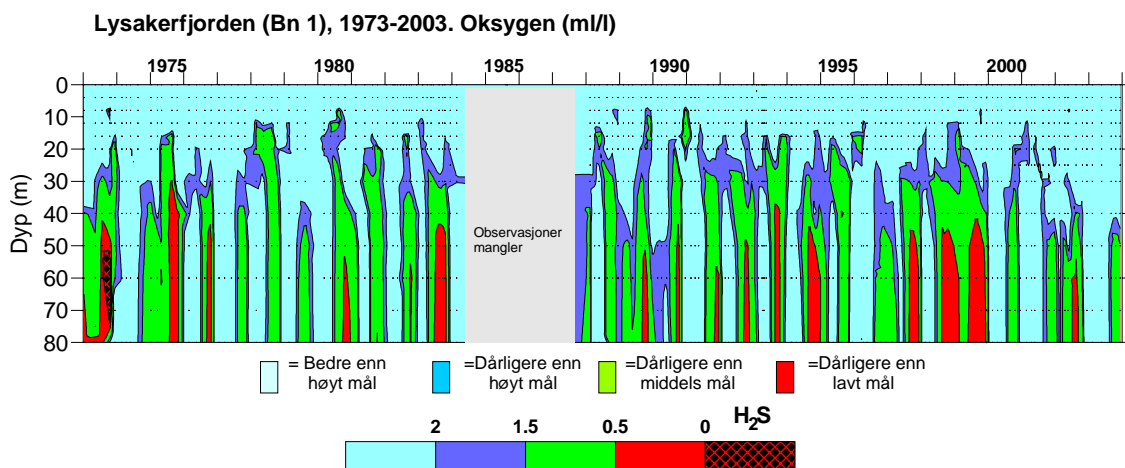


Figur 20. Oksygenkonsentrasjonen på 125 meters dyp i Bunnefjorden (Ep 1) fra oktober måned 1936 -2003 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen. (Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), Havforskningsinstituttet, Forskningstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2003)).

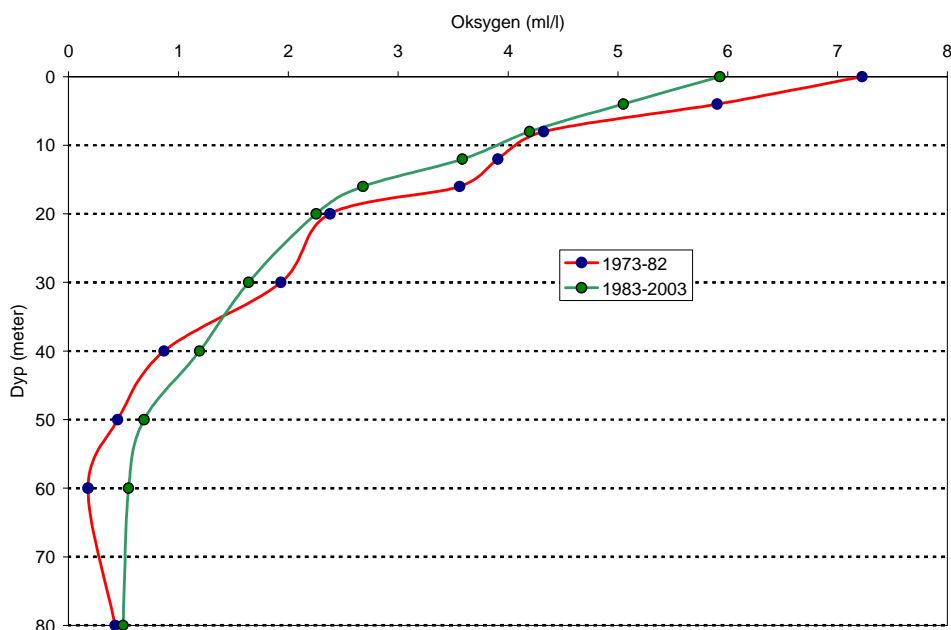


Figur 21. Middelere oksygen metning (%) på ulike dyp i Bunnefjorden (Ep 1) i oktober måned for ulike perioder.

I Lysakerfjorden (Bn 1) har oksygenkonsentrasjonen i de senere år vært noe bedre enn tidligere (**Figur 22 - Figur 23**). Det er ikke noen signifikant forskjell i middelværdi mellom 1973-82 og 1983-2002 (oktober måned), men det er en signifikant økning over hele perioden fra 40 til 60 meters dyp. Det synes derfor som om det er en liten forbedring av oksygenforholdene på disse dypene ($p < 0.05$ i regresjonsanalysen). Siden år 2000 har konsentrasjonene ligget over lavt mål.

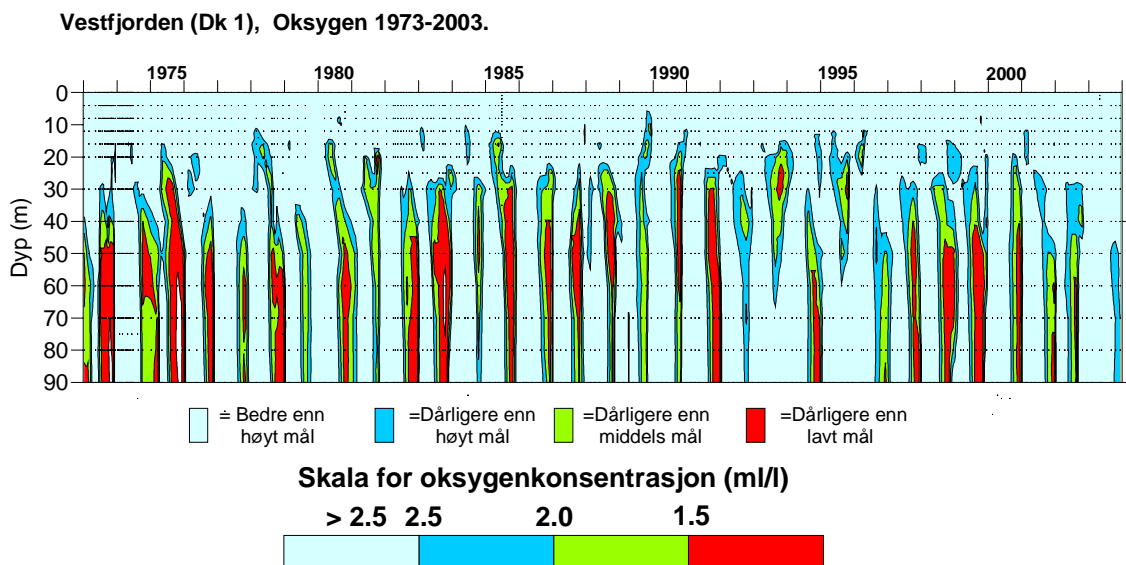


Figur 22. Oksygenkonsentrasjonen i Lysakerfjorden (Bn1) 1973-2003 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen.

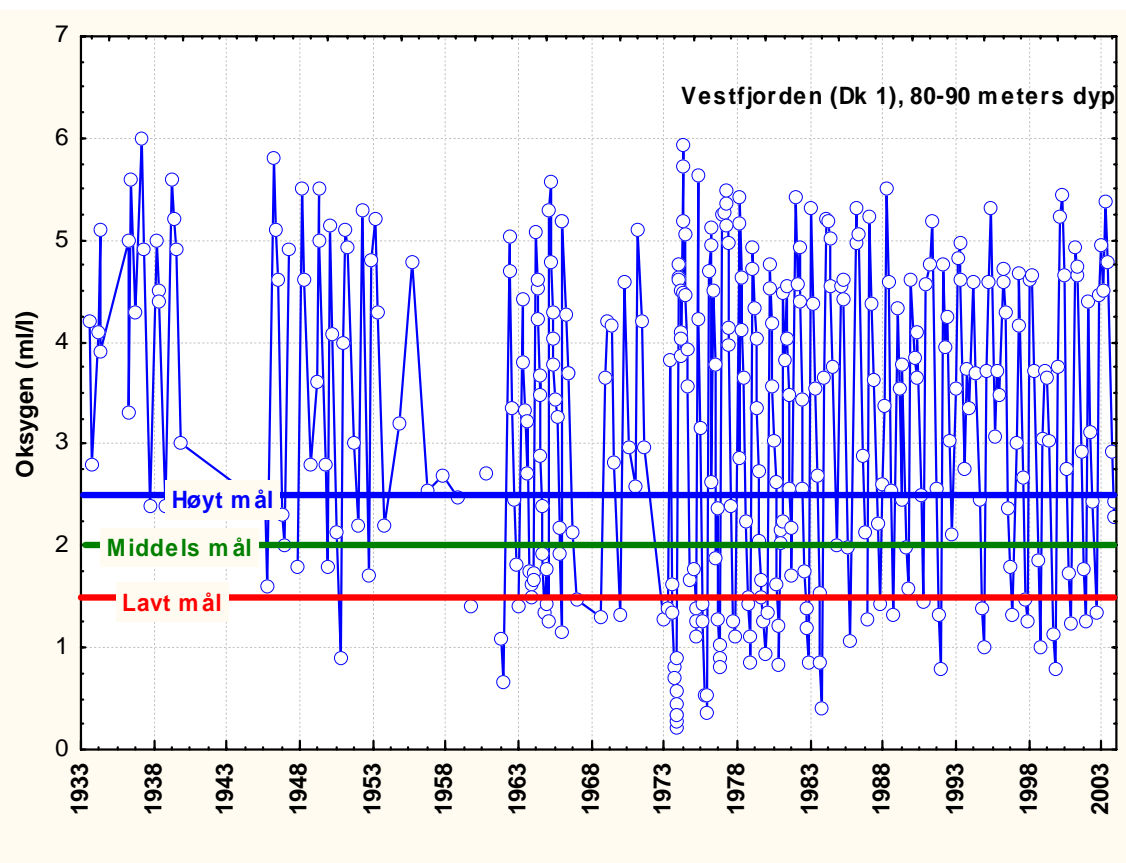


Figur 23. Midlere oksygenkonsentrasjon på ulike dyp i Lysakerfjorden oktober måned 1973-82 og 1983-2003.

I Vestfjorden (Dk 1) har det tidligere vært konstatert en forbedring av oksygenforholdene i dypvannet etter 1982 (Magnusson m.fl., 2003). De gunstige forholdene i 2003 bekrefter denne utviklingen. I 2003 har konsentrasjonen ligget over middels mål, men det er for tidlig å si at denne delen av Vestfjorden nå har nådd lavt mål. (**Figur 24, Figur 25 og Figur 28**).

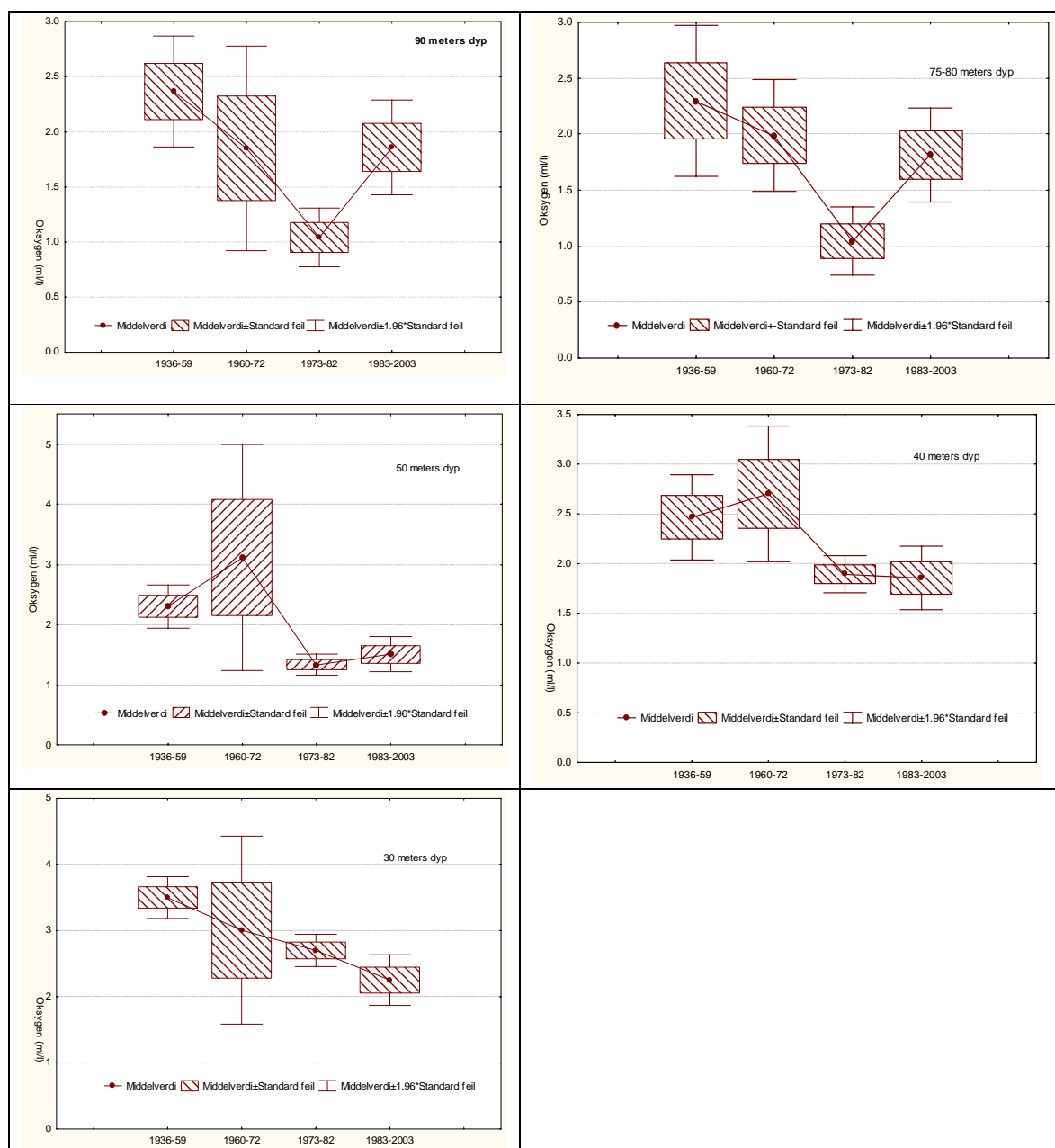


Figur 24. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk 1) 1973-2003 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen.



Figur 25. Oksygenkonsentrasjonen på 80-90 meters dyp i Vestfjorden 1934 – 2003. Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), Havforskningsinstituttet Forskningstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2003).

Det er en signifikant positiv utvikling over perioden fra 50 meters dyp til bunn. **Figur 26** viser at i de dypere delene av fjorden var oksygenkonsentrasjonen dårligst om høsten (oktober måned) i 1972-82. Beregnet oksygenforbruk¹ (**Figur 27**) var også størst i samme tidsrom, noe som viser at den organiske belastningen på fjordens dypvann var klart større enn i dag, hvor den er omtrent som på 1950-tallet. Det at oksygenkonsentrasjonen ikke ligger på samme nivå som på 1950-tallet skyldes en kombinasjon av to andre faktorer. Milde vintre gir dårligere dypvannsfornyelse slik at stagnasjonsperioden blir lengre og avtakende oksygenkonsentrasjoner i det vannet i Drøbaksundet som er tilstrekkelig tungt til å danne nytt dypvann i Vestfjorden gir lavere oksygenkonsentrasjoner dvs. mindre tilført oksygen.



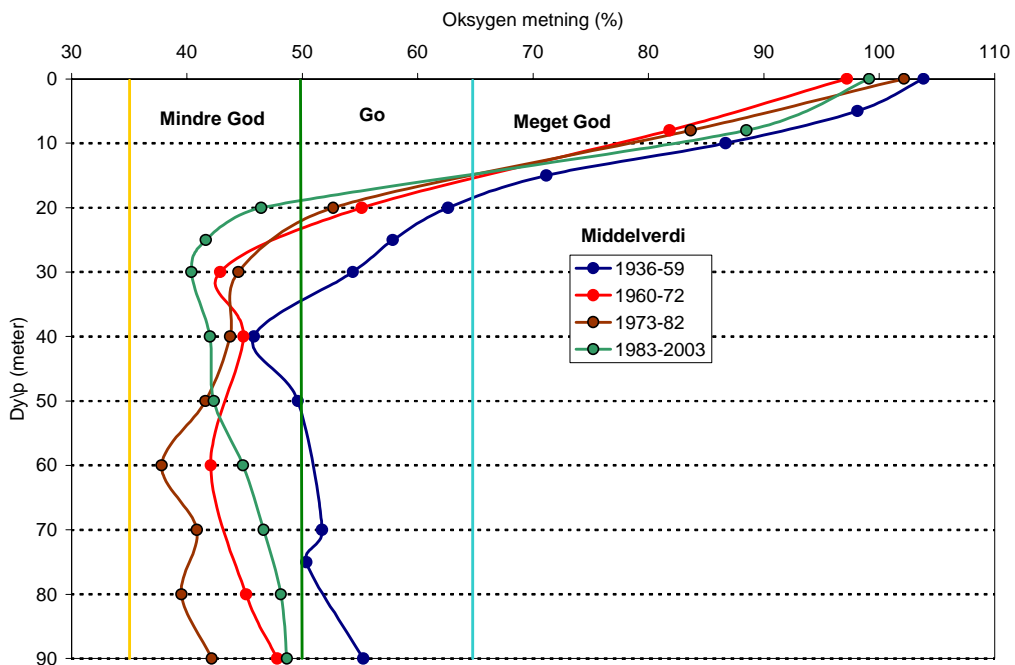
Figur 26. Middelere oksygenkonsentrasjon (ml/l) på 20-90 meters dyp i ulike tidsrom. (Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyen (1951), Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2003)).

¹ Metoden er beskrevet i Magnusson m.fl., 2001.

Fordeling av beregnet oksygenforbruk på dyp større enn 72.5 meter i Vestfjorden (Dk1), basert på data fra stagnasjonsperioder.



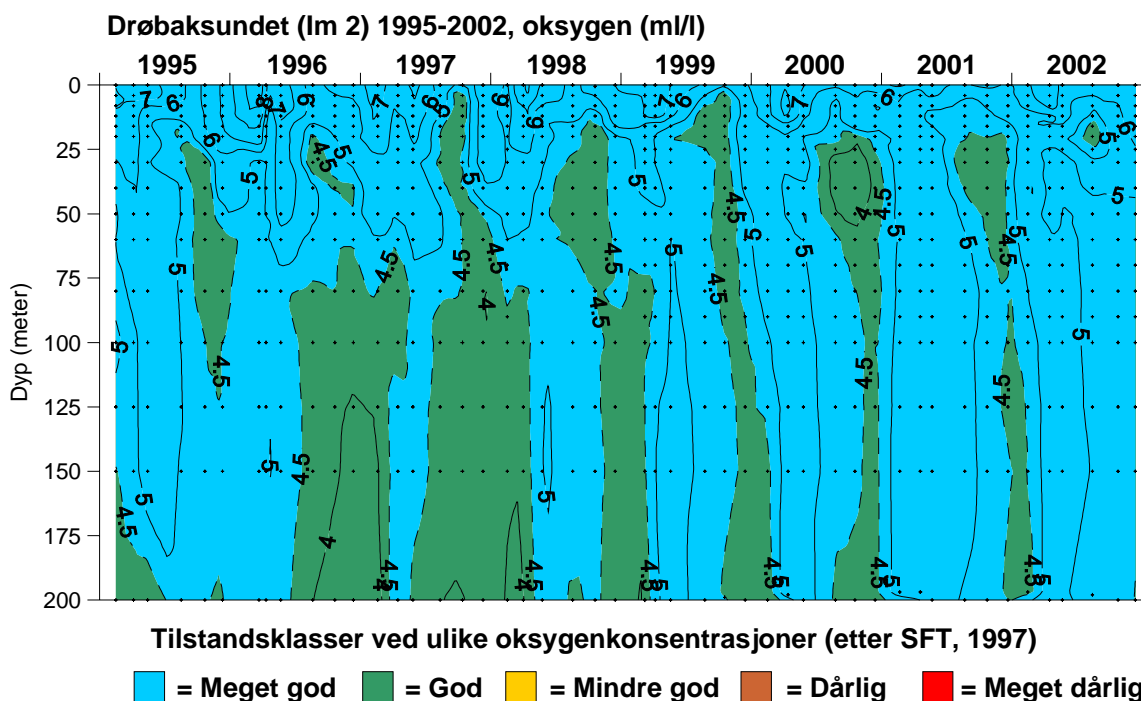
Figur 27. Beregnet volummidlet oksygenforbruk (ml/l/døgn) i dypvannet i Vestfjorden (under 72.5 m) for ulike perioder.



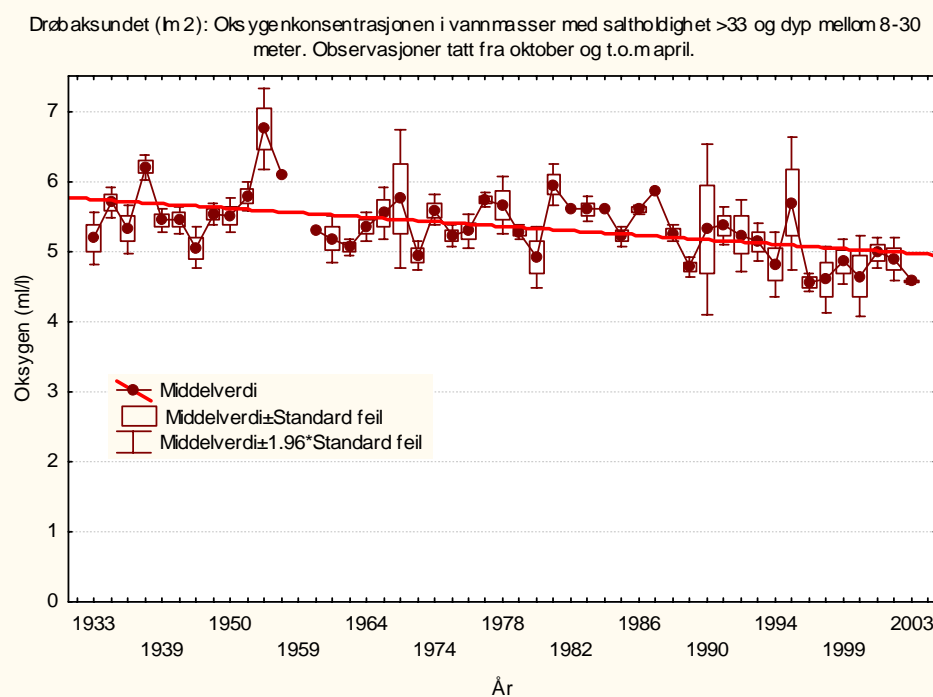
Figur 28. Midlere oksygenkonsentrasjon i Vestfjorden (Dk 1) på ulike dyp i ulike tidsrom.

For Bunnefjorden er oksygenforbruket mindre enn i Vestfjorden men vanskeligere å beregne, da forholdene veksler mellom meget lave oksygenverdier og til dels hydrogensulfidholdig vann. Tidligere beregninger (Magnusson m.fl., 2001) indikerte også her en relativ nedgang i oksygenforbruk, men resultatene er ikke like sikre som for Vestfjorden.

I Drøbaksundet var oksygenkonsentrasjonen *god* til *meget god* etter SFT's klassifiseringssystem i 2003, men det forekommer at tilstanden blir *dårlig* til *meget dårlig* i korte perioder i mellomlag (**Figur 29**). Imidlertid er det avtakende konsentrasjon på mellomdyb i de vannmasser som kan danne nytt dypvann i indre Oslofjord (**Figur 30**). Når dette skjer starter oksygenreduksjonen i indre Oslofjord etter en dypvannsfornyelse på lavere konsentrasjonsnivå og resulterer i lavere konsentrasjoner mot slutten av stagnasjonsperioden. En tilfredsstillende oksygenkonsentrasjon i ytre Oslofjord kan derfor være for dårlig for indre Oslofjord.

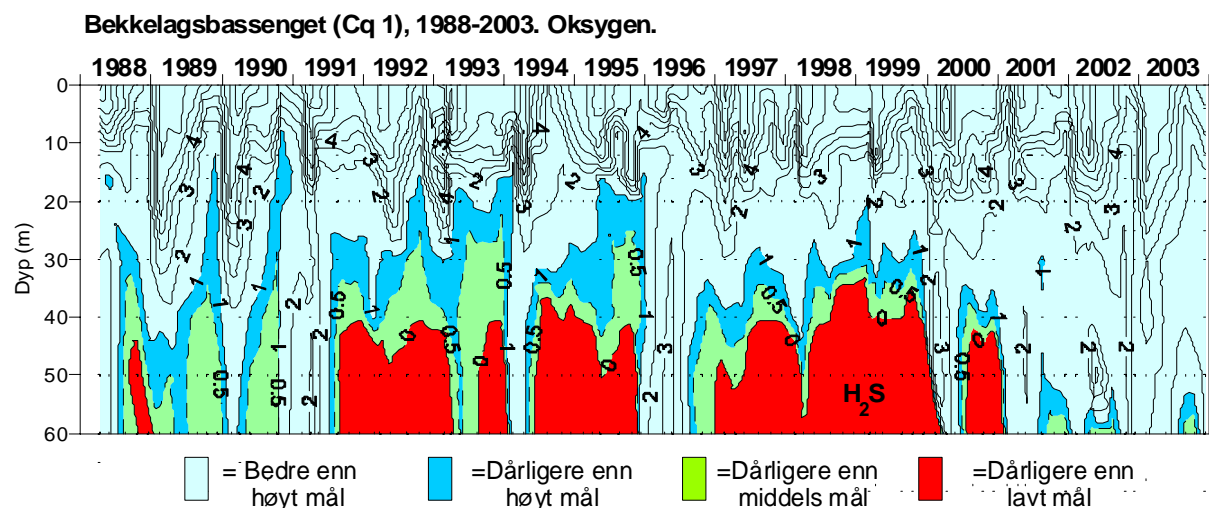


Figur 29. Oksygenkonsentrasjonen i Drøbaksundet (Im 2) 1973-2003 sammenlignet med SFT's klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystområder.



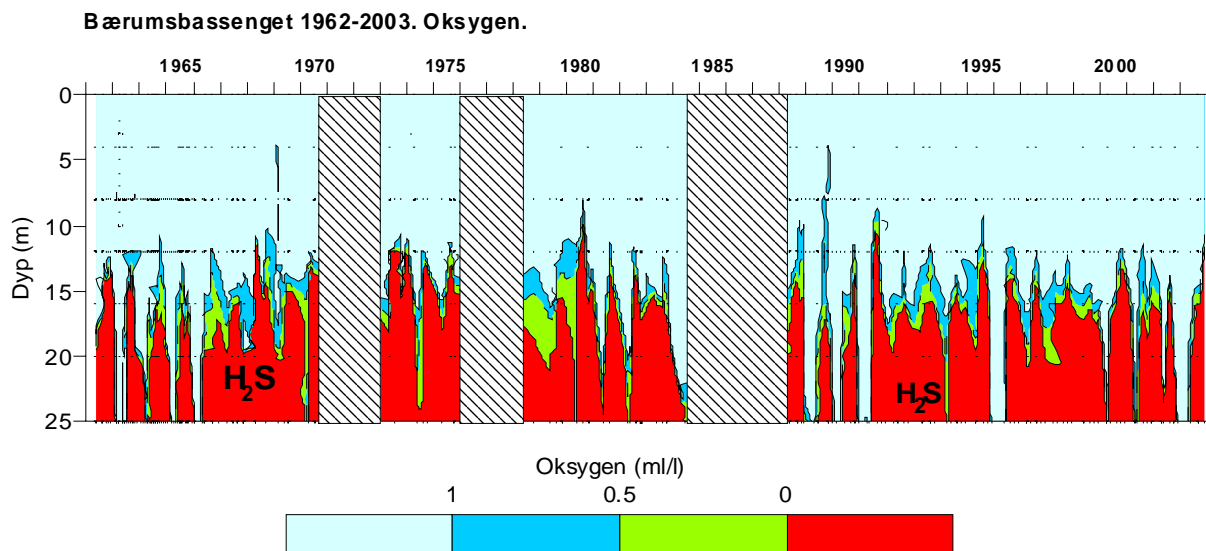
Figur 30. Oksygen (ml/l) i Drøbaksundet (Im 2) i vannmasser som kan danne nytt dypvann i indre Oslofjord. Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), Havforskningsinstituttet (1952-61) og NIVA (1962-2003).

I Bekkelagsbassenget har det skjedd en klar forbedring av oksygenforholdene etter at Bekkelagets nye renseanlegg tok i bruk dyputslippet på ca. 50 meters dyp høsten 2001 (**Figur 31**). Siden da har det ikke vært registrert hydrogen sulfidholdig vann i bassenget, selv om det har forekommet svært lave oksygenkonsentrasjoner. Forbedringen har vært størst mellom utslippsdyp (50 m) og opp mot 30 meters dyp.



Figur 31. Oksygenkonsentrasjonen i Bekkelagsbassenget (Cq 1) 1988 – 2003 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen.

I Bærumsbassenget har det ikke vært observert noen forbedring av oksygenforholdene siden 1960-tallet. Det er regelmessig hydrogen sulfidholdig vann hvert år i bassengets bunnvann. Det er ikke klart hva som er naturlig for dette bassenget.



Figur 32. Oksygenkonsentrasjonen i Bærumsbassenget 1973-2003.

4.3.3 Kjemiske forandringer i vannmassene

For å se om det har skjedd en endring i vannkvaliteten for enkelte næringsalter er det gjennomført en t-test på forandring i midlere konsentrasjon i oktober måned på ulike dyp. Perioden 1973-82 er testet mot perioden 1983-2003. I den siste perioden var kjemisk rensing innført på de tre store rensanleggene (VEAS, BRA, og Nordre Follo), og det ble en klar reduksjon i fosfortilførselen til fjorden.

I Vestfjorden har ikke bare oksygenkonsentrasjonen økt (se kap. 4.3.2), men fosforkonsentrasjonene har avtatt signifikant (Tabell A, vedlegg B). Nitrogenkonsentrasjonene har ikke forandret seg, unntatt for ammonium. Dette resulterer i en økning i N/P-forholdet.

I Bunnefjorden (Tabell B, vedleggB) er det ikke noen signifikant forandring fra 1973-82 til 1983-2003 i vannmassene mellom 60 meters dyp til bunn (her er også selve metoden mindre egnet ettersom dypvannfornyelsen er omtrent 3 år og observasjonene således ikke uavhengige). Derimot viser analysen av vannmassene mellom overflaten og 50 meters dyp omtrent samme resultater for Bunnefjorden som for Vestfjorden, dvs. avtakende fosforkonsentrasjoner og derved økende N/P-forhold. Ettersom terskeldypet mellom Bunnefjorden og Vestfjorden er omtrent 50 meter og topografien ikke begrenser vannutskiftningen på dette dyp, er det naturlig at de observerte endringene i disse dyp gjelder for hele fjorden.

Den relativt store forskjellen mellom de to perioder for fosforkonsentrasjonene sammenfaller i tid med de reduserte utslipp av fosfor fra kommunal kloakk. Den senere innførte nitrogenrensingen (begynner i 1995/96 ved VEAS) har foreløpig ikke resultert i signifikant reduserte mengder (konsentrasjoner) av nitrogen, unntatt i innlagingsdyp til VEAS i Vestfjorden (Magnusson m.fl., 2003).

4.4 Forekomst av reker på dypt vann i Oslofjorden høsten 2003

Feltarbeidet i 2003 ble som tidligere år gjennomført som et samarbeid mellom UiO og NIVA. Feltarbeidet med innsamling med bunnslede ble foretatt 8-9 september 2003. Bunnsleden fanger dyr som lever på og rett over bunnen. I alt ble det tatt sledeprøver fra 7 stasjoner hvorav Svartskog i Bunnefjorden var den innerste og Elle i Drøbaksundet var den ytterste (**Figur 4**). Reker ble observert på alle stasjoner fra Lysakerfjorden til Elle. I 2002 ble det ikke observert reker i Lysakerfjorden og på flere av stasjonene ble det observert flere reker i 2003 enn i 2002. I **Figur 33** vises dette for stasjonen ved Steilene. En foreløpig gjennomgang av materialet tyder på at forholdene for reker har vært noe bedre i 2003 enn i 2002. En mer detaljert gjennomgang av materialet vil bli gitt i neste årsrapport.



Figur 33. Reker fra sledetrek på stasjonen ved Steilene (ca 100 m dyp) i 2002 og 2003.

4.5 Overflatevannets kvalitet

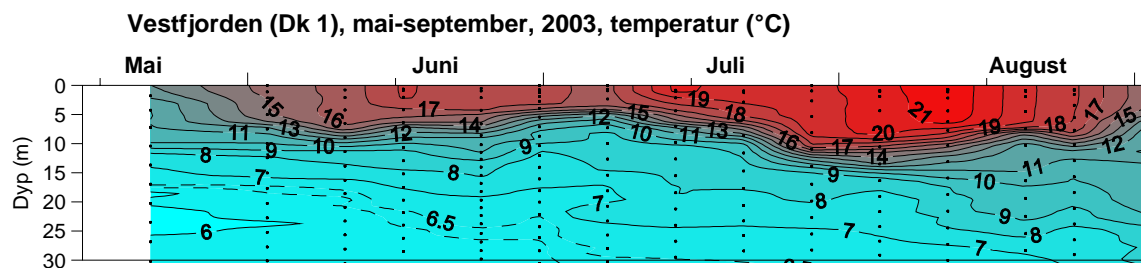
Vannkvaliteten i fjordens overflatelag har blitt betydelig bedre siden VEAS ble ferdig i begynnelsen av 1980-tallet (Magnusson m.fl., 2001, 2002, 2003). Det er ikke å forvente at også nitrogenrensingen (som ble ferdig på de tre store renseanleggene i 2001) allerede har gitt resultater som lar seg påvise. I denne sammenheng er det nødvendig å være klar over at forandringer kan ha inntruffet, men at det ikke lar seg påvise før tilstrekkelig mengde observasjoner foreligger (den statistiske signifikansen).

4.5.1 Siktdyp, planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) og næringsalter i juni til august 2003

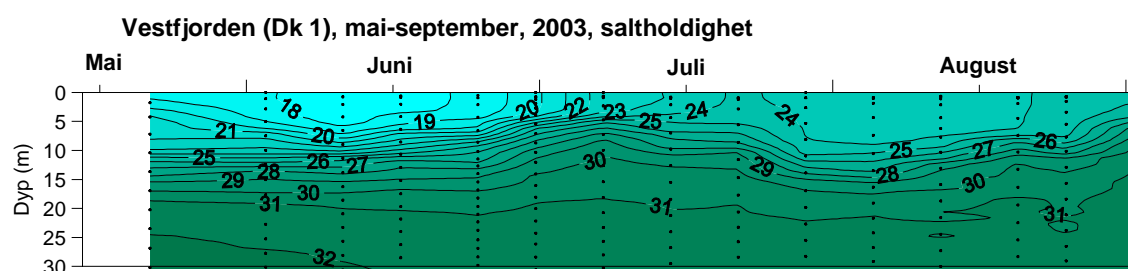
Sommeren 2003 var relativt varm (**Figur 6**), men også nedbørrik i mai-juli (**Figur 9**). På ettersommeren var det mindre nedbør enn normalt. Vanntemperaturene ble meget behagelige i løpet av sommeren med opp mot 22 grader i overflaten i slutten av august (**Figur 34**). Saltholdigheten var lav i juni som følge av stor nedbør og sen flom i elvene (sen vår).

Både observasjoner av klorofyllfluorescens (**Figur 36**) og klorofyll-a (**Figur 37**) viser planktonoppblomstring i juni og deretter mindre mengder plankton utover sommeren. Siktdypet (**Figur 38**) var også relativt dårlig i juni, men betydelig bedre mot slutten av sommeren, unntatt i havneområdet (spesielt Bjørvika (Aq3)). Dette kan ha sammenheng med mudringsarbeidene for den nye operaen. På tross av dårlig siktdyp og høyere konsentrasjoner av planteplankton (klorofyll-a) i juni ble midlere siktdyp sommeren 2003 klart bedre sammenlignet med perioden 1991-2001 (**Figur 39**) og planteplanktonbiomassen noe lavere (**Figur 40**). Observasjonene fra sommeren 2003 vil således forsterke den forbedring som har vist seg gjennom 1990-årene.

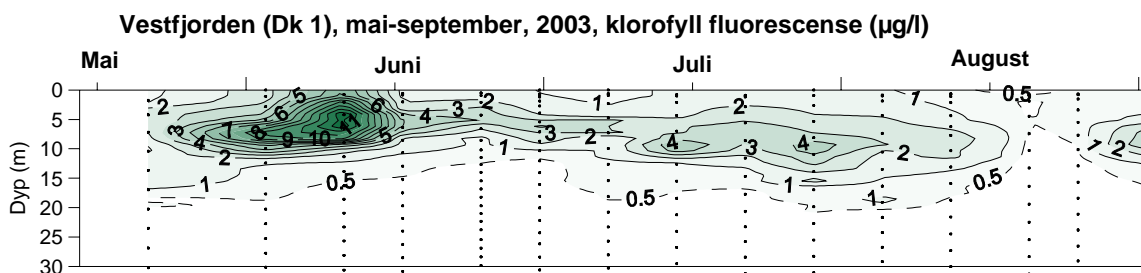
En sammenstilling av ulike parametere vises i **Figur 41**. Her er observasjonene sammenlignet med SFT's klassifiseringssystem for miljøkvalitet i overflatevann sommerstid. For næringsaltene var tilstanden *god* eller *meget god*, mens den var *god* til *mindre god* for klorofyll-a og *god* til *dårlig* for siktdyp. Den dårligste tilstanden var i Oslo Havnebasseng og den gjennomgående beste tilstanden i Vestfjorden.



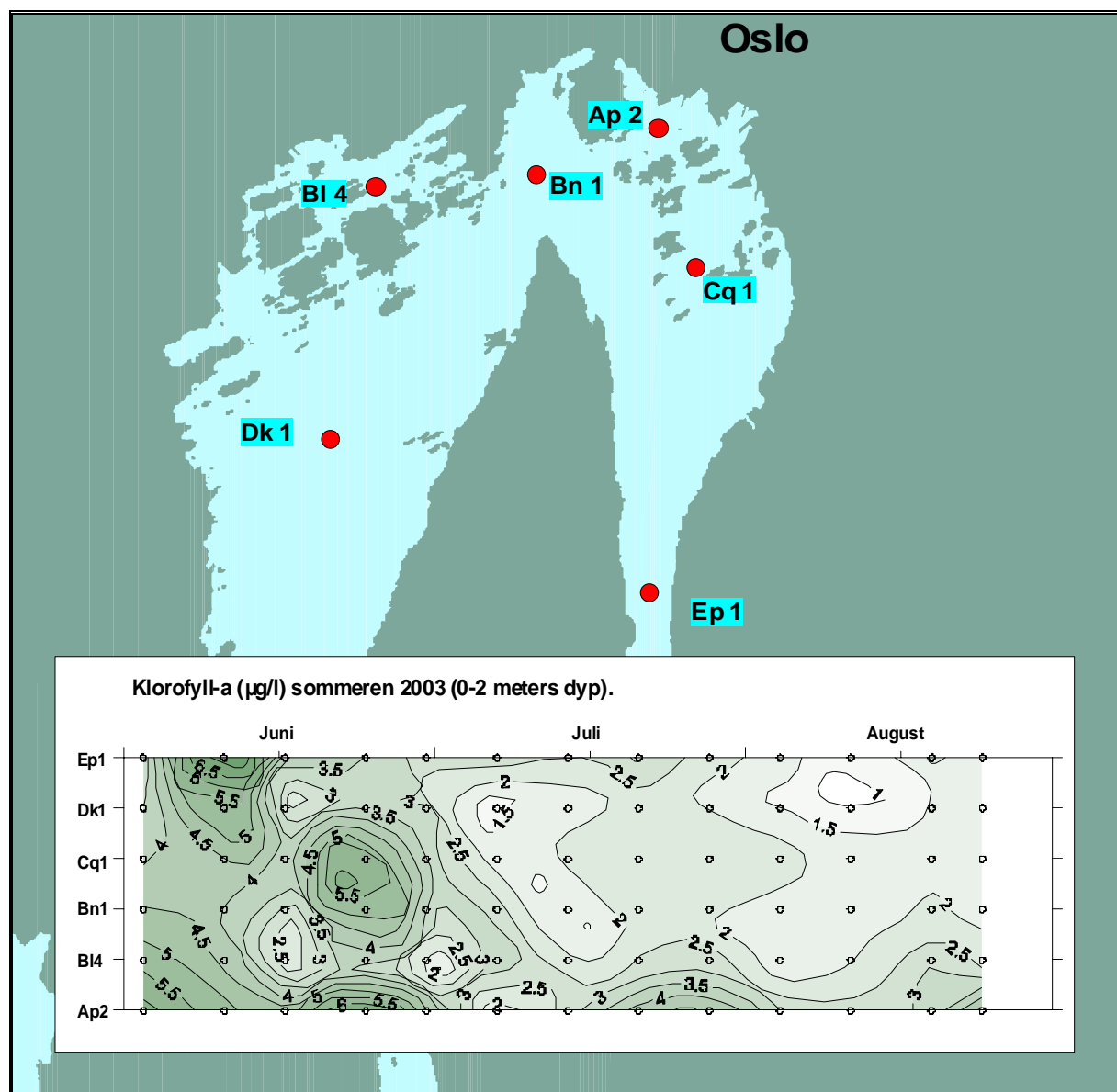
Figur 34. Temperaturen i Vestfjordens (Dk 1) 0-30 meters dyp sommeren 2003 (ukentlige observasjoner).



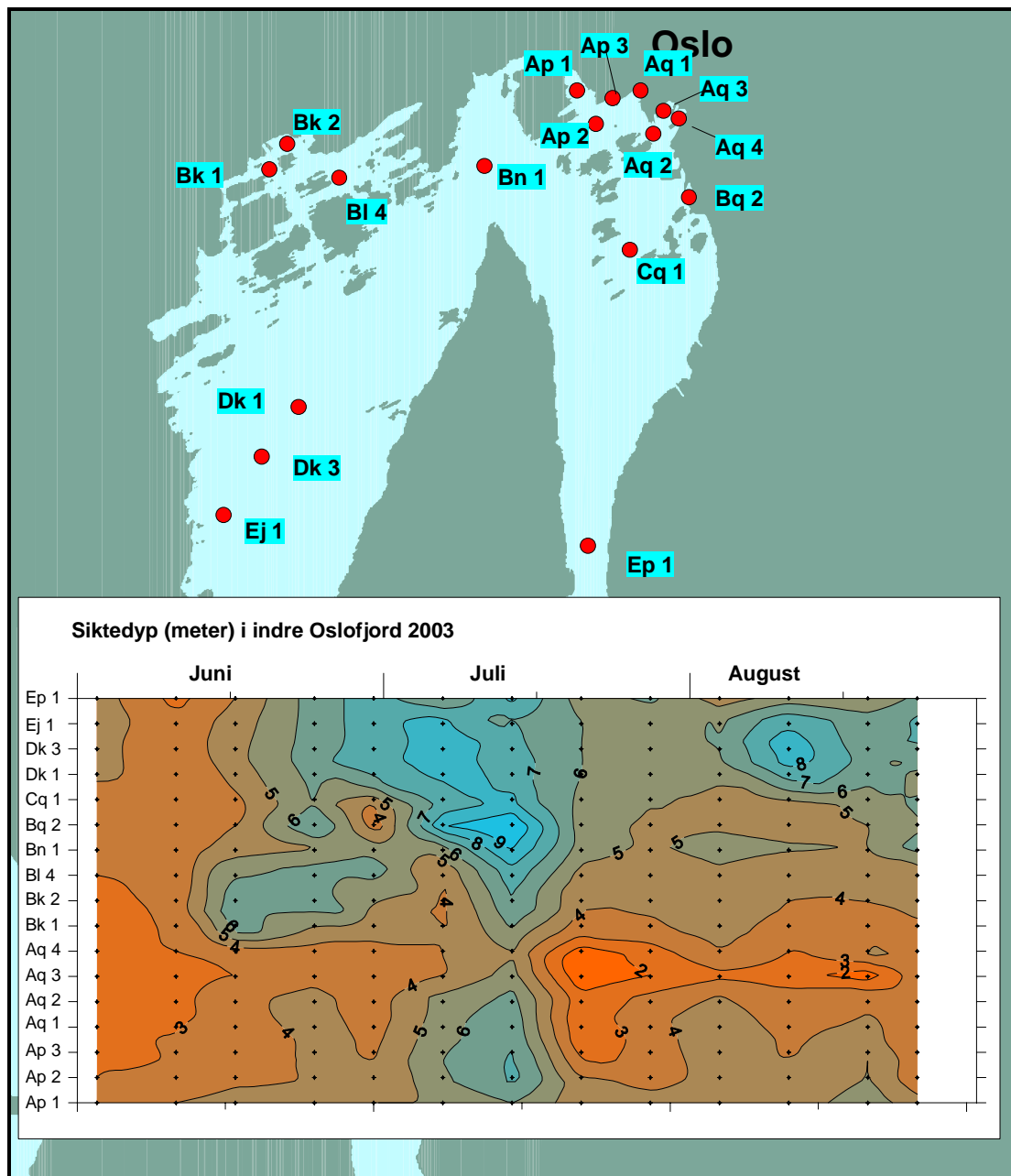
Figur 35. Saltholdigheten i Vestfjorden (Dk 1), 0-30 meters dyp sommeren 2003 (ukentlige observasjoner).



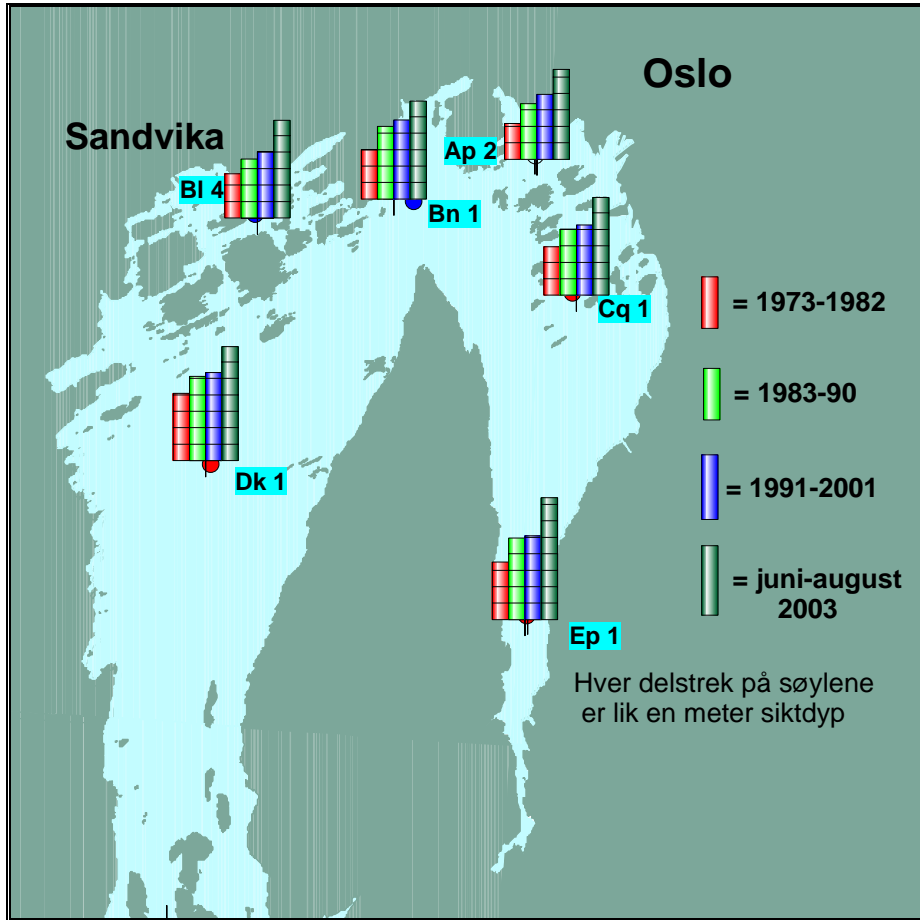
Figur 36. Klorofyllfluorescens ($\mu\text{g/l}$) i Vestfjorden (Dk 1), 0- 30 meters dyp sommeren 2003 (ukentlig observasjoner). Observer at fluorescensen ikke er lik klorofyll-a.



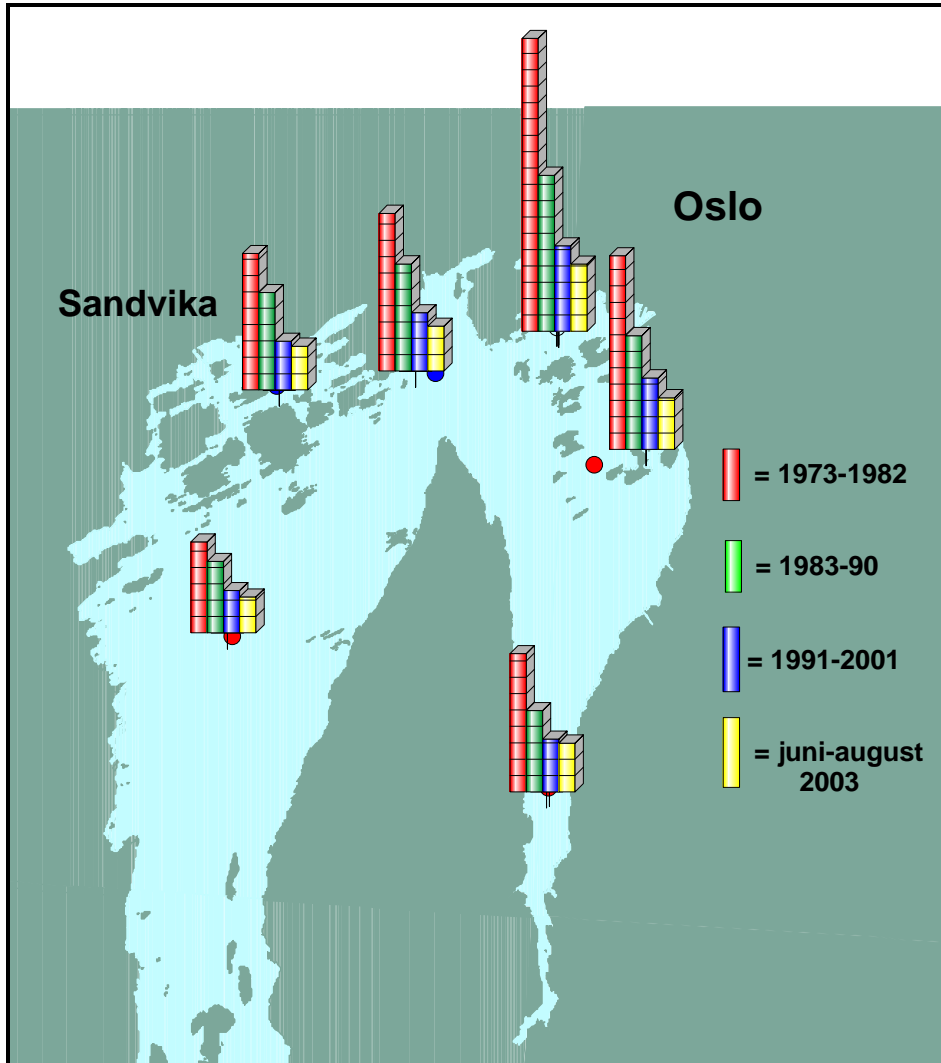
Figur 37. Klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$) i 0-2 meters dyp på ulike stasjoner i indre Oslofjord sommeren 2003.



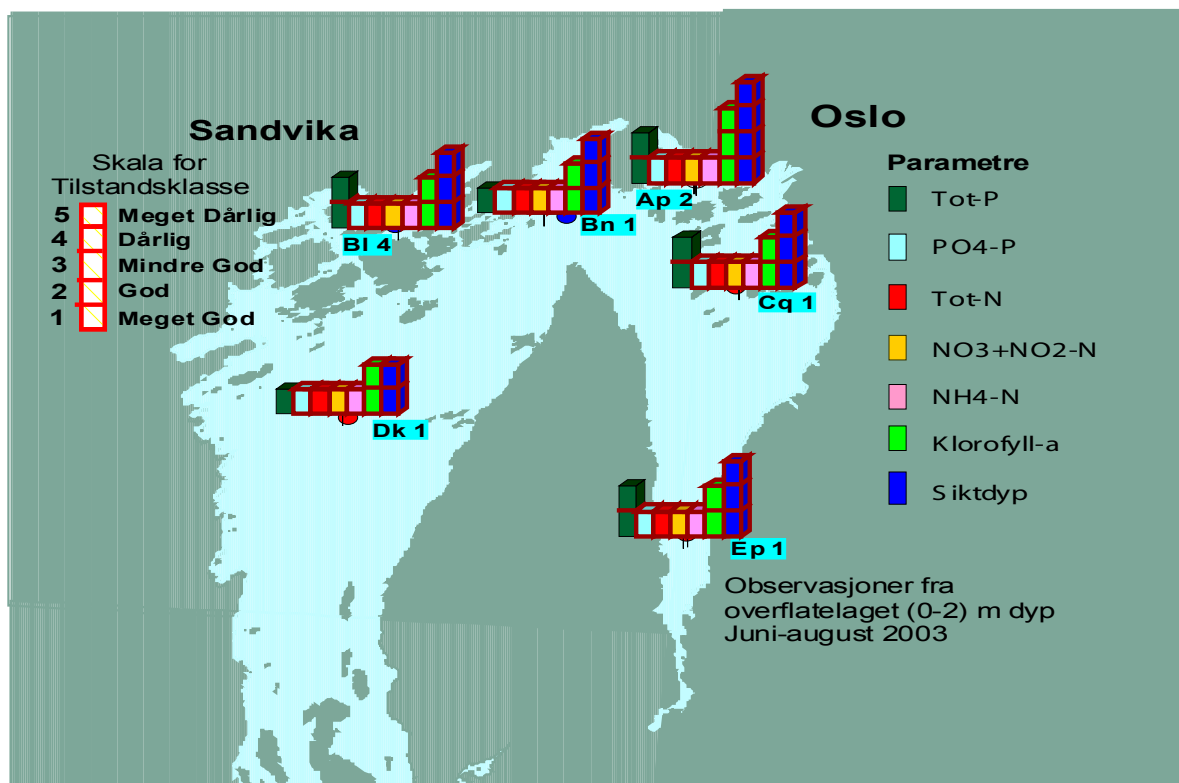
Figur 38. Siktedyp (meter) på ulike stasjoner sommeren 2003.



Figur 39. Siktdyp (meter), middelværdi juni-august (ukentlige observasjoner) fra 1973-82, 1983-90, 1991-2001 og 2003.



Figur 40. Klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$) i 0-2 meters dyp, middelværdier i juni-august fra 1973-82, 1983-90, 1991-2001 og 2003. Klorofyll-a er et indirekte mål på planteplanktonbiomassen.



Figur 41. Tilstandsklasser for ulike parametere bedømt etter SFT's klassifiseringssystem for vannkvalitet i overflatelaget sommerstid. Det er 5 tilstandsklasser, fra *meget dårlig* til *meget god*. Eksempelvis er tilstanden på stasjon Ep 1 i Bunnefjorden bedømt etter siktdyp *mindre god*, mens for klorofyll-a og tot-P er den *god* og for nitrogen variable *meget god*. Bedømmelsen baserer seg på ukentlige observasjoner fra juni-august 2003 (13 st.).

4.5.2 Næringssaltkonsentrasjoner i overflatelaget vinterstid (desember – februar) 1973-2003

Vinterkonsentrasjoner av næringsalter 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 frem om vinteren, mens avrenningsavhengige tilførsler som for eksempel tilførsler fra jordbruk til fjorden, ikke behøver å gi samme signaler.

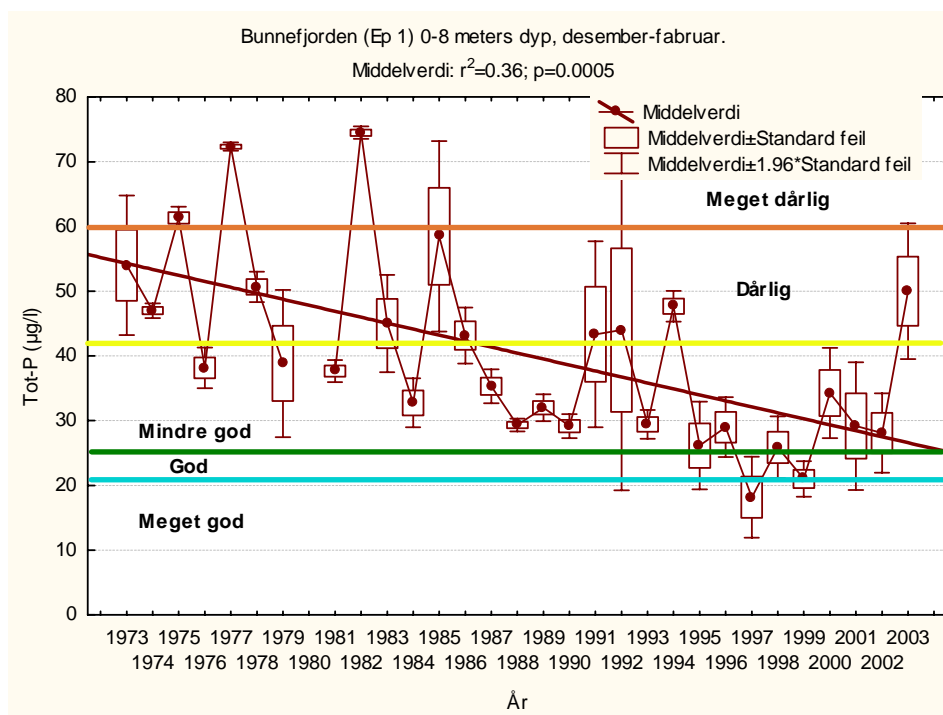
OSPAR (Oslo-Paris konvensjonen, 2001) anbefaler også analyser av næringsalter vinterstid for å bedømme graden av eutrofiering i et område. SFT's klassifiseringssystem for vannkvalitet i relasjon til overgjødning har også konsentrasjonsgrenser og tilstandsklasser for vinterkonsentrasjoner.

I **Figur 42 - Figur 49** er vinterkonsentrasjoner fra 0, 4, og 8 meters dyp i desember til februar plottet for hvert år i 1973-2003 (her er desemberobservasjoner hvert år tildelt etterfølgende år).

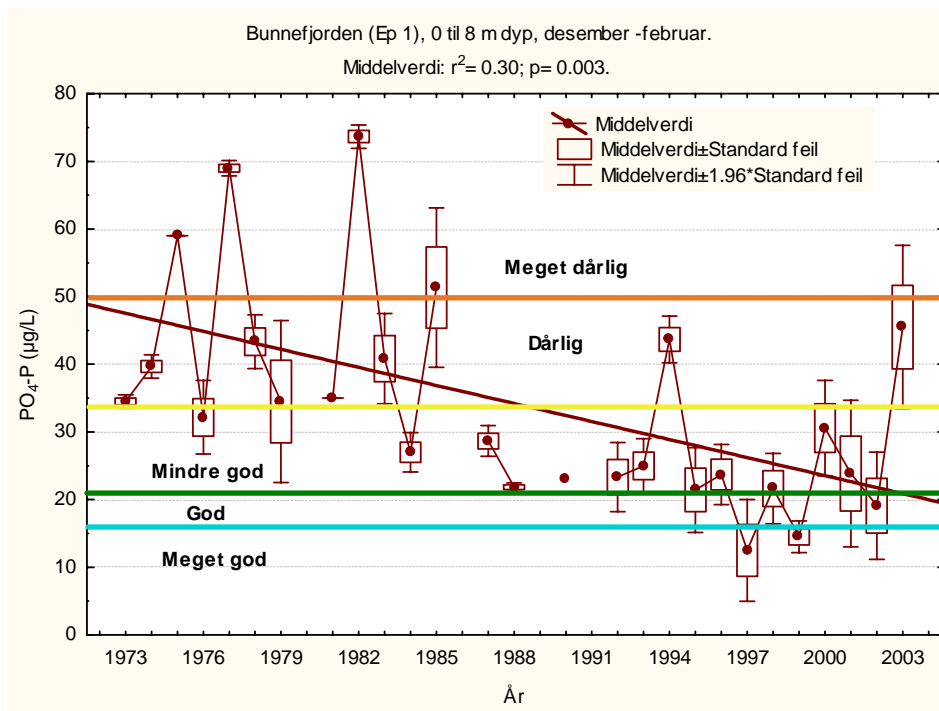
Fosforkonsentrasjonen er klart avtakende og sammenfaller med tiltak for fosforreduksjon i renseanleggene. Vinteren 2003 skiller seg ut med høyere fosforkonsentrasjoner, men her er det en dypvannsfornyelse som har presset opp vann med høye konsentrasjoner fra fjordens mellomlag.

Nitrogenkonsentrasjonene har ikke endret seg signifikant siden 1973. N/P-forholdet har derved økt. Unntatt de to siste årene har konsentrasjonene ligget 50 % over Redfieldforholdet. N/P-forhold over denne grense øker faren for oppblomstringer av skadelige alger, spesielt ved overkonsentrasjoner av nitrat (OSPAR, 2001). Det kan også skje et skifte i artsammensetning fra diatomeer til mindre ønskelige flagellater (flere giftige eller skadelige arter). Kriteriet for dette er at $PO_4\text{-P}/SiO_2$ og $NO_3\text{-N}/SiO_2$ -forholdene overstiger grenseverdier (OSPAR, 2001) **Figur 49 - Figur 53** viser at i de senere år har forholdene vært lavere enn den grensen.

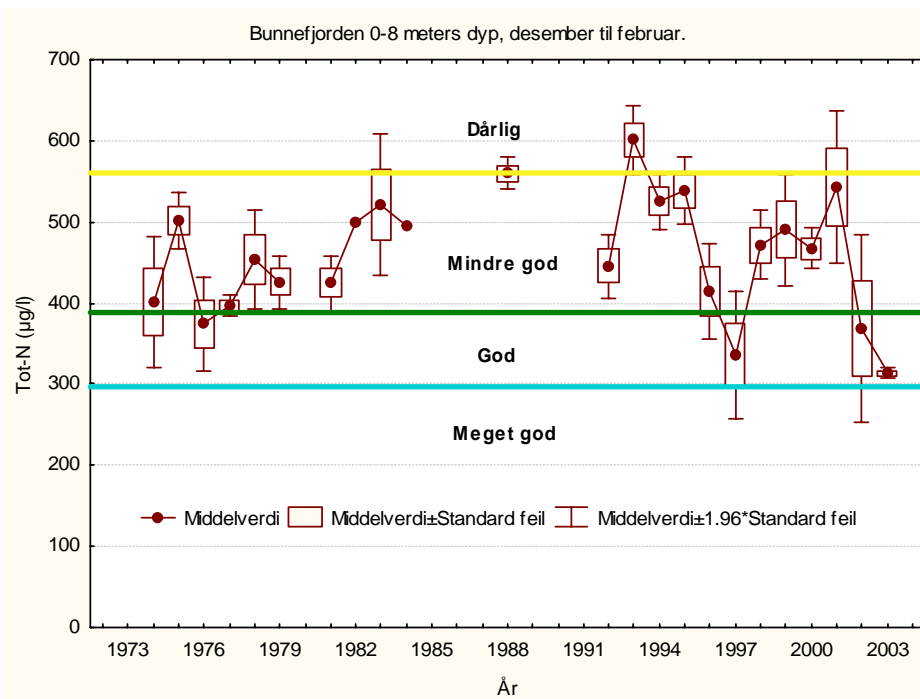
Avtakende fosforkonsentrasjoner i overflatevann sammenfaller i tid med gjennomførte rensetiltak (suksessiv innføring av kjemisk rensing på de tre større renseanleggene). Nitrogenrensingen har foreløpig ikke resultert i noen signifikante endringer, men muligens er de lavere konsentrasjonene de siste årene et første tegn at fjorden nå tilføres mindre nitrogen. På mellomnivåer i Vestfjorden er nitrogenkonsentrasjonen redusert som følge av nitrogenrensingen ved VEAS (Magnusson m.fl, 2003).



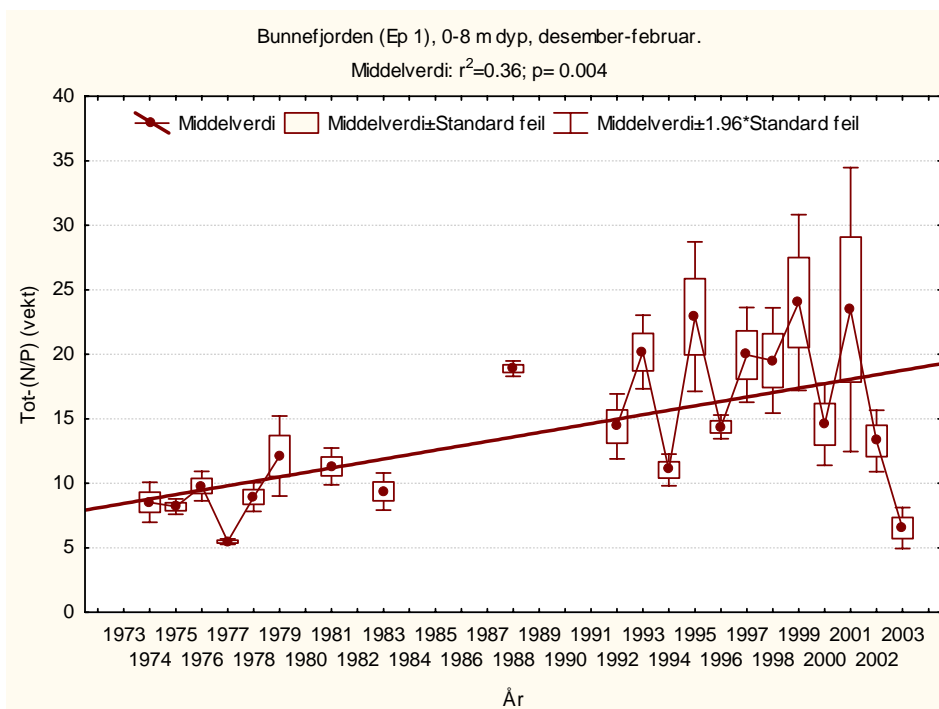
Figur 42. Vinterobservasjoner av Tot-P i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2003. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet i overflatelaget. Det er en endring i vannkvaliteten fra *dårlig/meget dårlig* til *mindre god*. Enkelte år kan avvike sterkt som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse. De høyere konsentrasjonene i 2003 er dypere "gammelt" vann som ble løftet opp til overflaten ved en vannfornyelse.



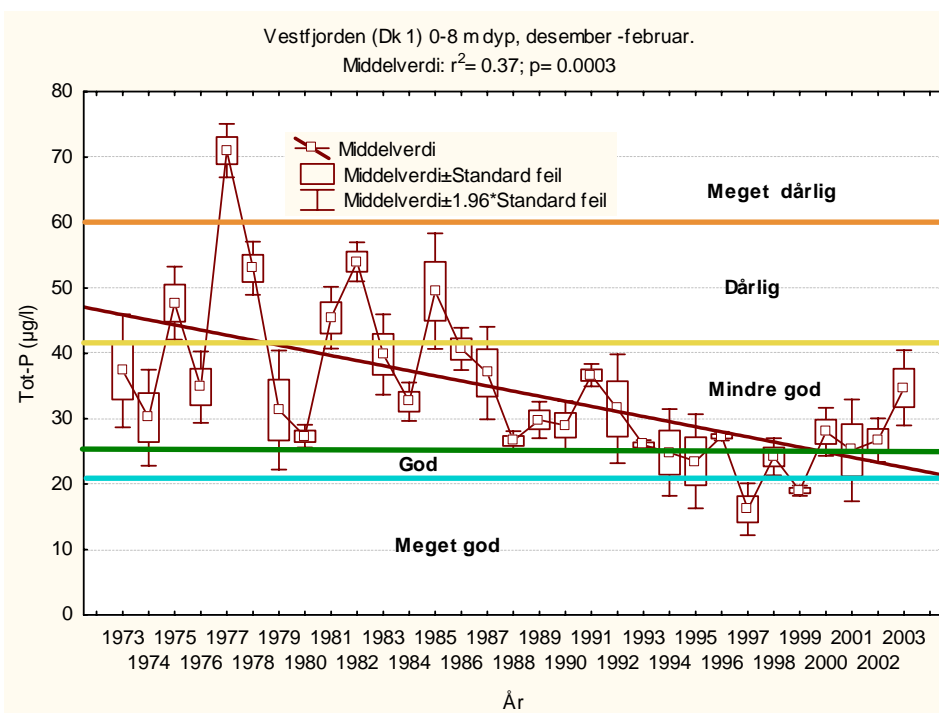
Figur 43. Vinterobservasjoner av PO₄-P i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2003. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet i overflatelaget. Det er en endring i vannkvaliteten fra *dårlig/meget dårlig* til *mindre god/god*. Enkelte år kan avvike sterkt som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse.



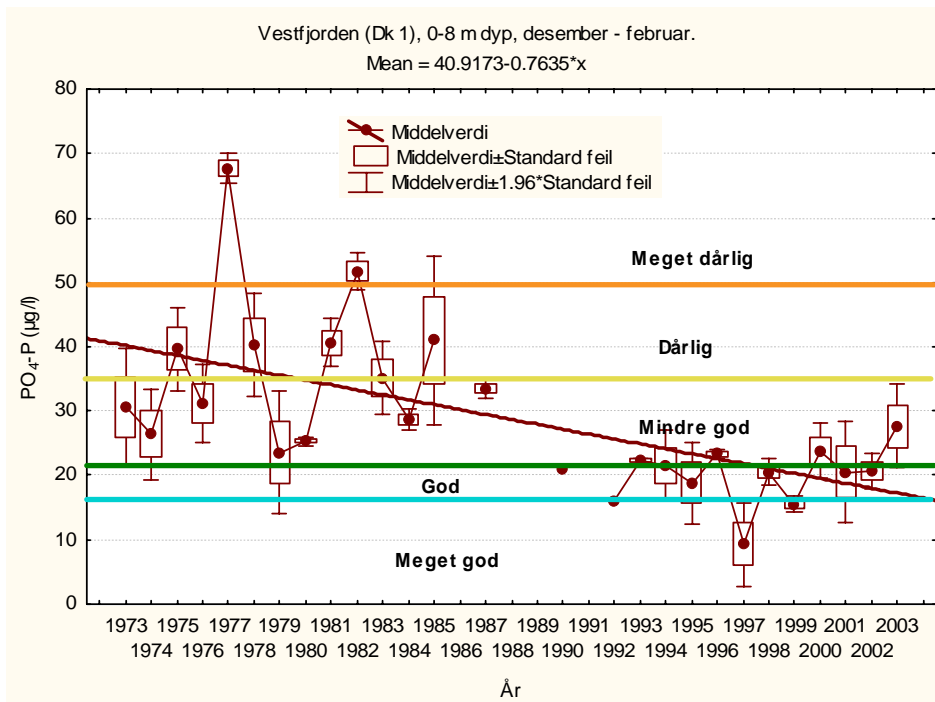
Figur 44. Vinterobservasjoner av Tot-N i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2003. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet i overflatelaget. Det er ingen endring i vannkvaliteten over tid, som varierer fra *dårlig* til *god*. Enkelte år kan avvike som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse.



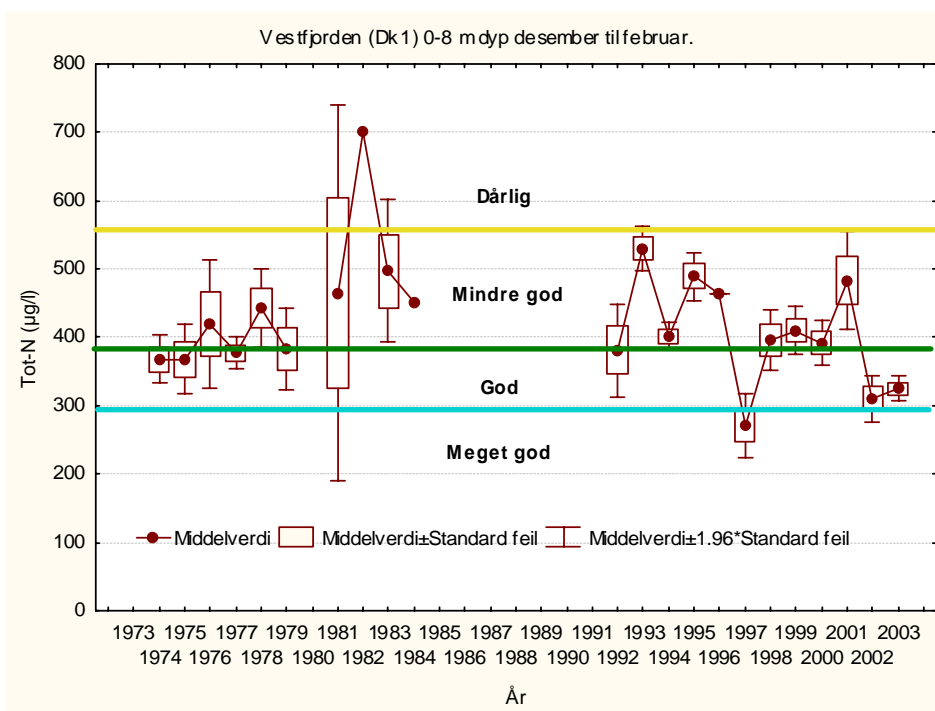
Figur 45. Vinterobservasjoner av Tot-(N/P)-forholdet i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2003. Det er en endring i N/P-forholdet som har økt signifikant.



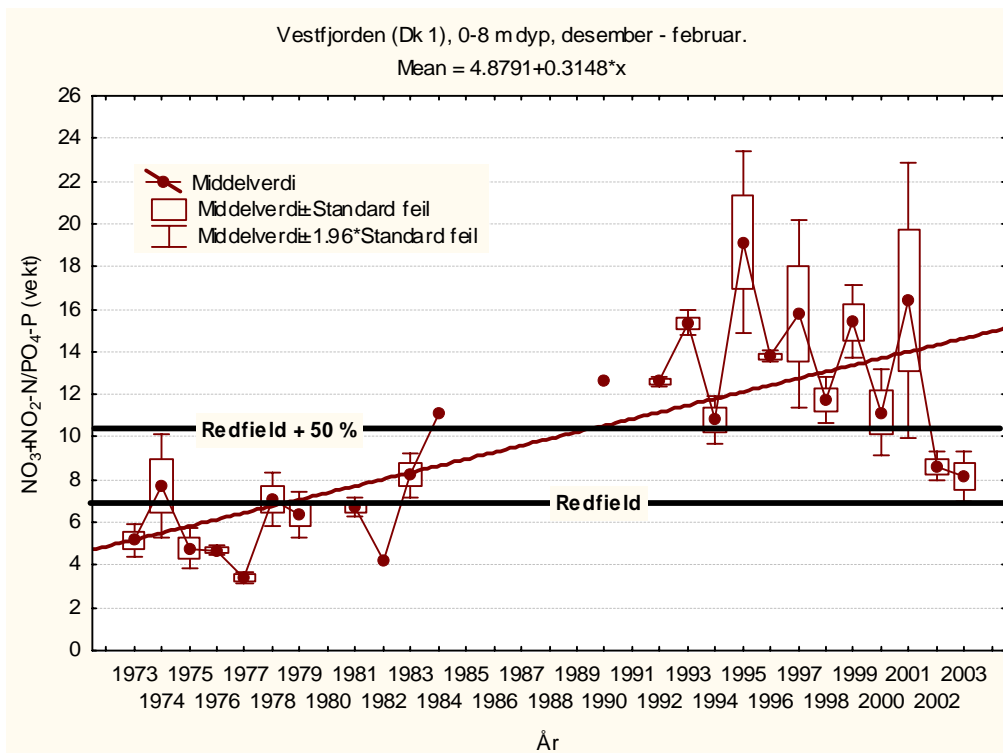
Figur 46. Vinterobservasjoner av Tot-P i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2003. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet i overflatelaget. Det er en endring i vannkvaliteten fra *dårlig/mindre god* til *mindre god/god*. Enkelte år kan avvike sterkt som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse.



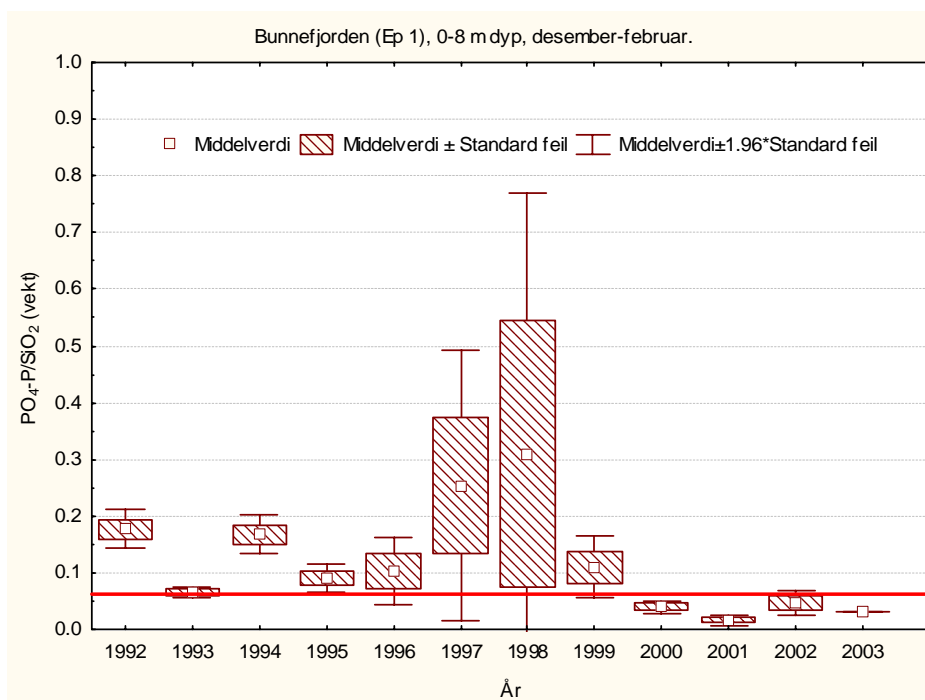
Figur 47. Vinterobservasjoner av $\text{PO}_4\text{-P}$ i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2003. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet i overflatelaget. Det er en endring i vannkvaliteten fra *dårlig/mindre god* til *mindre god/god*. Enkelte år kan avvike sterkt følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse



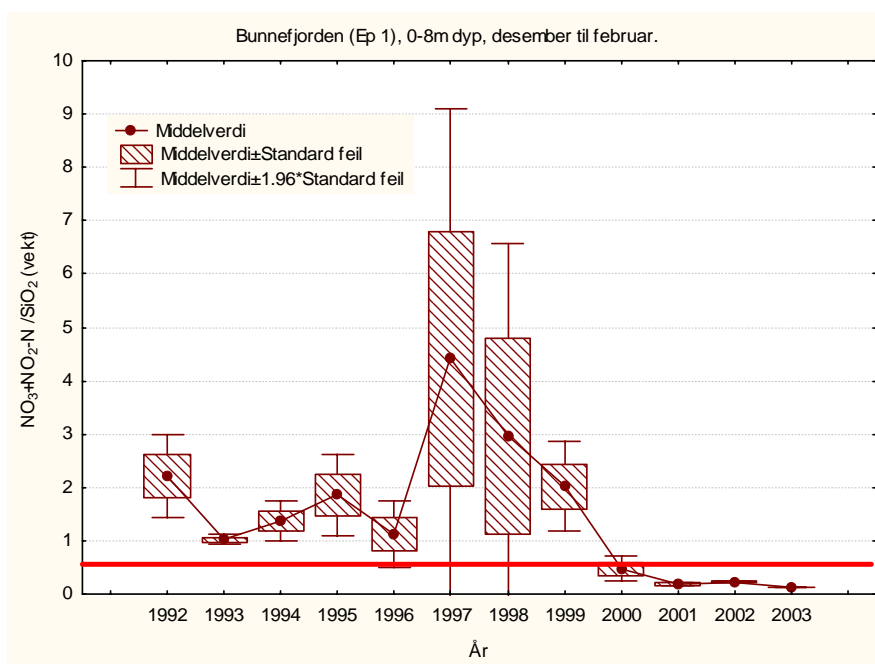
Figur 48. Vinterobservasjoner av Tot-N i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2003. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet i overflatelaget. Det er ingen endring i vannkvaliteten som varierer fra *mindre god til god*. Enkelte år kan avvike sterkt som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelsen.



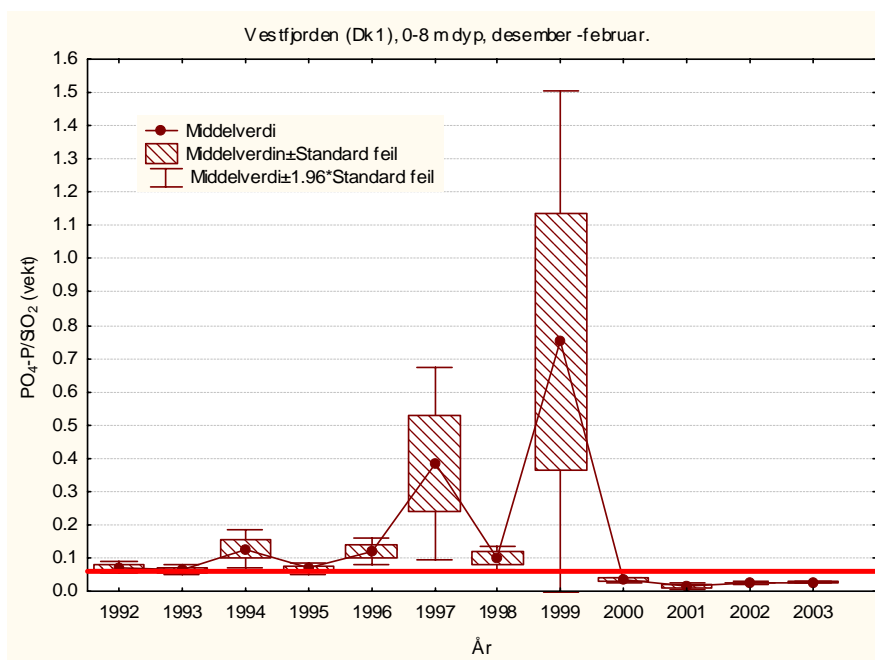
Figur 49. Vinterobservasjoner av $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}/\text{PO}_4\text{-P}$ i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2003. N/P-forholdet øker i perioden og ligger i perioden 1992-2001 50 % over Redfieldforholdet. Etter OSPAR (2001) vil dette øke risikoen for oppblomstring av skadelige alger.



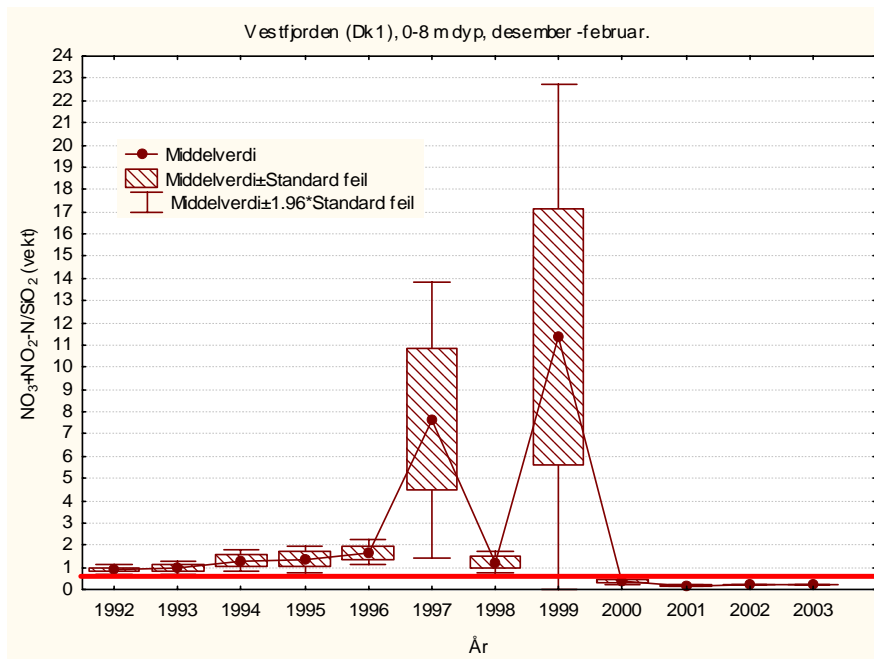
Figur 50. Vinterobservasjoner av $\text{PO}_4\text{-P}/\text{SiO}_2$ i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2003. Hvis forholdet er større enn rød linje, vil det kunne skje endringer i planteplanktonets artsammensetning ved et skifte fra diatomeer til flagellater, hvorav flere arter er skadelige (OSPAR). I de senere år ligger forholdet i Vestfjorden under denne grensen.



Figur 51. Vinterobservasjoner av $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}/\text{SiO}_2$ i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2003. Hvis forholdet er større enn rød linje vil det kunne skje endringer i planteplanktonets artsammensetning ved et skifte fra diatomeer til flagellater, hvorav flere arter er skadelige (OSPAR). I de senere år ligger forholdet i Vestfjorden under denne grensen.



Figur 52. Vinterobservasjoner av $\text{PO}_4\text{-P}/\text{SiO}_2$ i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2003. Hvis forholdet er større enn rød linje vil det kunne skje endringer i planteplanktonets artsammensetning ved et skifte fra diatomeer til flagellater, hvorav flere arter er skadelige (OSPAR). I de senere år ligger forholdet i Vestfjorden under denne grensen.



Figur 53. Vinterobservasjoner av $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N/SiO}_2$ i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2003. Hvis forholdet er større enn rød linje vil det kunne skje endringer i planteplanktonets artsammensetning ved et skifte fra diatomeer til flagellater, hvorav flere arter er skadelige (OSPAR). I de senere år ligger forholdet i Vestfjorden under denne grense.

4.5.3 Planteplankton indre Oslofjord – Vestfjorden 2003

Materiale og metoder

Sommeren 2003 ble det på stasjon DK1 samlet inn planteplanktonprøver 13 ganger i perioden 3. juni til 25. august. På Lugol-fikserte prøver ble det gjennomført kvantitative analyser etter sedimentering i sedimentasjonskammer, mens håvtrekk fra 10-0 meter ble benyttet til kvalitative analyser.

Resultater

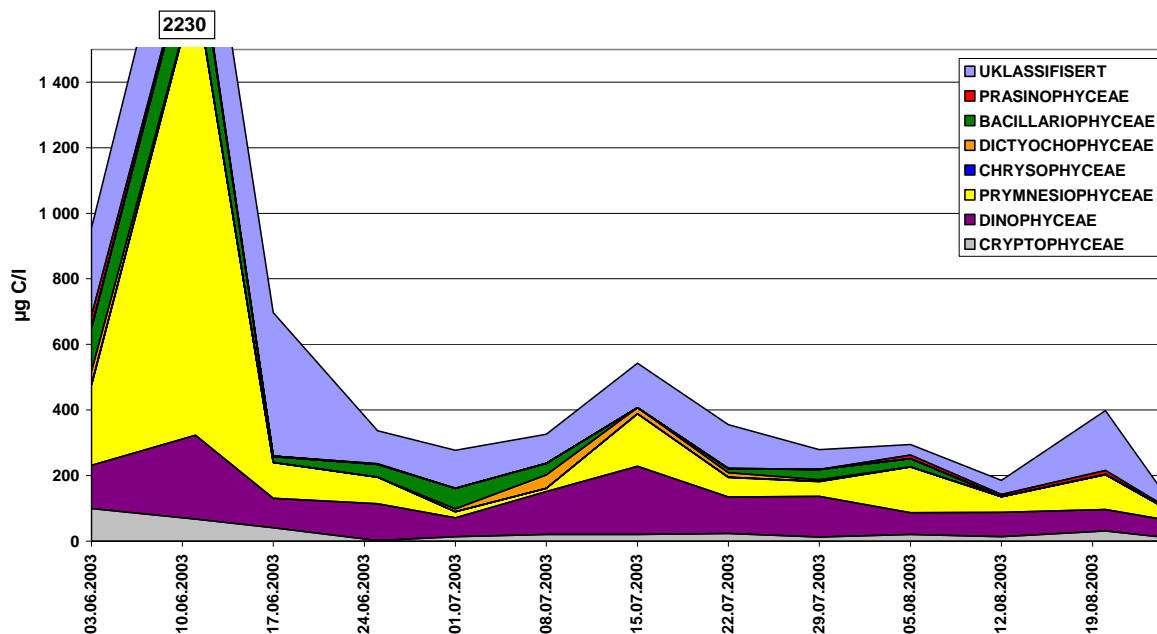
Juni

I første halvdel av juni ble sommerens høyeste algemengde i form av beregnet cellekarbon registrert med $2.230 \mu\text{g C/l}$ (**Figur 54, Tabell A, vedlegg A**). Over 25% av den totale biomassen var forårsaket av en massiv blomstring på over 22 millioner celler pr. liter av prymnesiophyceslekten *Chrysochromulina*. Uklassifiserte flagellater/monader utgjorde en tilsvarende andel av algebiomassen. Små uklassifiserte alger var for øvrig en viktig del av planktonet gjennom hele innsamlingsperioden (**Tabell B, vedlegg A**). Første halvdel av juni var også den perioden hvor cryptophyceene forekom hyppigst.

Som i 2002 forekom dinoflagellaten *Gyrodinium estuariale* i relativt høyt antall (0,4 mill. celler/l) i første halvdel av juni. Også forekomsten av *Heterocapsa rotundata* var relativt høy (0,7 mill. celler/l). I siste halvdel av juni utgjorde dinoflagellaten *Ceratium tripos* 20% av algebiomassen. *Dinophysis acuminata*, som er en av de DSP-produserende algartene, forekom over faregrensenivå i slutten av måneden (gjeldende faregrensenivå for *Dinophysis acuminata* er 900 celler/liter).

Tidlig i juni var kiselalgene *Thalassionema nitzschioides*, *Pseudo-nitzschia pseudo-/delicatissima* og delvis *Dactyliosolen fragilissimus* som bidro mest til kiselalgenes biomasse. Kiselalger var imidlertid ikke en viktig algeklasse i 2003 og hadde sitt maksimumsbidrag på 13,7 % av den totale algebiomassen tidlig i juni.

Beregnet cellekarbon 2003



Figur 54. Beregnet algekarbon ($\mu\text{g C/l}$) for de ulike algeklassene sommeren 2003 på stasjon DK1.

Juli

I juli var det dinoflagellatene, prymnesiophyceene og de uklassifiserte algene som dominerte algebildet. Blant dinoflagellatene var det *Ceratium tripos* (maksimal forekomst 13.200 celler pr. liter) og ubestemte athecate dinoflagellater som bidro mest til algebiomassen. Igjen var det en blomstring av slekten *Chrysochromulina* med total cellekonsentrasjon på 2,9 mill. celler pr. liter. Tidlig i måneden forekom *Dinophysis acuminata* med 1.600 celler pr. liter som er godt over faregrensnivå. I slutten av måneden ble den PSP-produserende dinoflagellatslekten *Alexandrium* funnet med 1.000 celler pr. liter som er langt over faregrensen på 200 celler pr. liter for opphoping av PSP-gift i skjell. Samtidig ble det registrert høy frekvens av *Alexandrium* i håvtrekket (**Tabell C, vedlegg A**).

August

Også i august var slekten *Chrysochromulina* en viktig bidragsyter til algebiomassen og utgjorde tidlig i august hele 47 % av totalt beregnet mengde cellekarbon. Blant dinoflagellatene var det ubestemte athecate dinoflagellater som utgjorde den største delen av algebiomassen. Slekten *Alexandrium* forekom over faregrensnivå i første halvdel av måneden. Ingen kiselalgeblomstring ble registrert.

Oppsummering av algeforekomstene i 2003

Sommeren 2003 ble det registrert en kraftig blomstring av prymnesiophyceslekten *Chrysochromulina* i første halvdel av juni som førte til et maksimum i beregnet cellekarbon på 2,230 µg C/l. Midt i juli og august ble to mindre biomassemaksima på 542 og 399 µg C/l registrert.

Gjennom hele sesongen var forekomsten av *Chrysochromulina* relativt høy og bidro med over 61 % av den totale algebiomassen under blomstringen i første halvdel av juni.

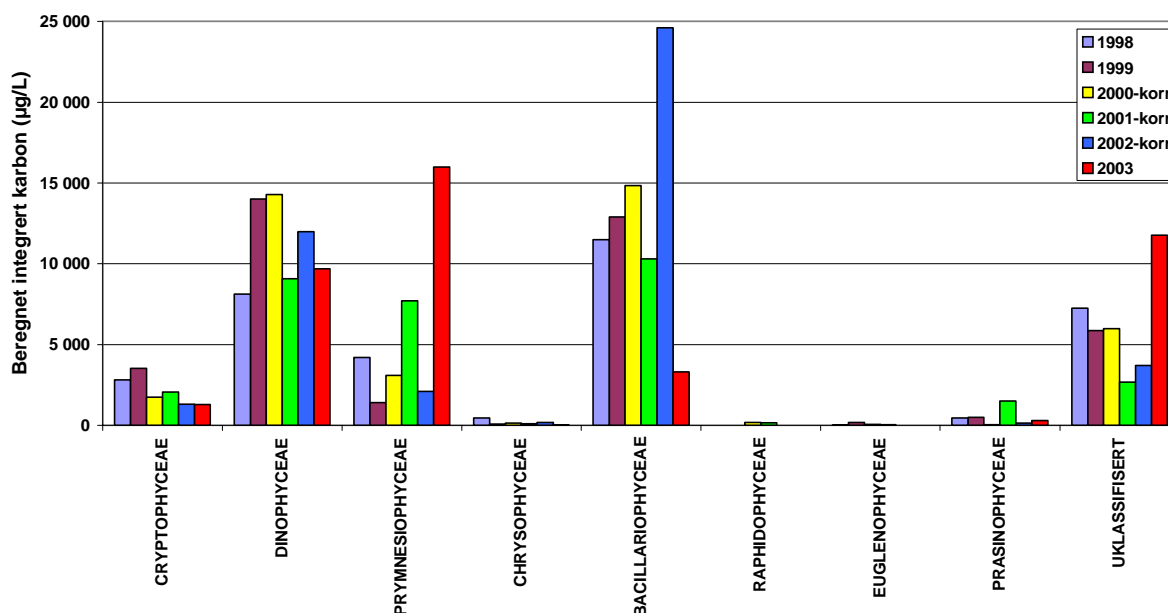
Blant dinoflagellatene var det *Ceratium tripos*, *Gyrodinium estuariale*, *Heterocapsa rotundata* og ubestemte athecate dinoflagellater som bidro mest til algebiomassen. *Dinophysis acuminata* forekom over faregrensenivå tidlig i juni og juli. Slekten *Alexandrium* forekom over faregrensenivå fra slutten av juli til midt i august.

I løpet av innsamlingsperioden i 2003 ble det ikke registrert noen store kiselalgeblomstringer, men tidlig i juni forekom spesielt *Thalassionema nitzschioides* i uvanlig høy konsentrasjon (1,7 mill. celler/l).

Algeforekomstene sammenlignet med tidligere år

Figur 55 viser forekomsten av de ulike algeklassene i perioden 1998-2003. I løpet av denne 6-års perioden har ikke forekomsten av prymnesiophyceer vært høyere enn i 2003. Det samme gjelder forekomsten av uklassifiserte flagellater/monader. Generelt kan det sies at forekomsten av flagellater var betydelig høyere i 2003 enn tidligere år. For kiselalgene var situasjonen motsatt med uvanlig lave forekomster på bare ca. 25 % av gjennomsnittet for de siste 6 årene. For dinoflagellatene var det liten forskjell i algebiomassen i forhold til tidligere år i denne perioden.

Integrert cellekarbon 1998-2003



Figur 55. Beregnet cellekarbon (µg C/l) for sommersesongene 1998-2003.

4.6 Effekter av miljøgifter på fisk i indre Oslofjord

Bakgrunn

Tidligere rapporter har vist at det er forhøyde nivåer av miljøgifter i fisk i indre Oslofjord sammenlignet med fisk fra andre kystområder. Dette gjelder både metaller og organiske miljøgifter. Det er imidlertid lite kunnskaper om eventuelle effekter av disse miljøgiftene på fisk. Utslipp av miljøgifter kommer fra mange ulike kilder, deriblant industri, trafikk, fyllinger og kloakkrenseanlegg i tilknytning til fjorden.

Dette delprosjektet har som mål å undersøke om de noe forhøyde nivåene av miljøgifter i indre Oslofjord har effekter på fisk. Vi har valgt å undersøke skrubbe og torsk som representanter for to ulike habitat i fjorden. Disse artene finnes langs hele Norges kyst og resultatene kan derfor sammenlignes med andre undersøkelser. Fisken er samlet inn på høsten (november) da fisken er utenfor gytesesongen.

Denne rapporten viser foreløpige resultater fra dette delprosjektet. Resultatene er fra fisk innsamlet i 2002. Metodene som benyttes til å undersøke effekter kalles ofte biomarkører, blant annet fordi de kan sees på som markører også for andre effekter i økosystemet. Biomarkører tilsvarende metoder som benyttes av leger som skal stille en diagnose for en pasient – det som måles i en blodprøve er biomarkører. Metodene som er valgt brukt i indre Oslofjord vil eventuelt vise påvirkning av noen metaller, dioksiner, PCBer, PAHer og østrogenlignende stoffer.

Biomarkører

Fisk som eksponeres for PAHer (tjærestoffer) vil ta opp disse miljøgiftene i blodbanen, metabolisere dem i leveren og deretter skille dem ut i galle. Vi måler mengden av noen slike metabolitter i galle. Resultatene vil vise hvor mye PAH fisk har vært utsatt for de siste dagene eller uka før prøvetaking.

Hvis fisk eksponeres for PAHer, dioksiner og/eller noen PCBer, vil noen enzymer i leveren øke i mengde. Dette er de samme enzymene som også omsetter fremmedstoffene. En av de viktigste gruppene av enzymer kalles cytokrom P450. Vi måler aktivitet og konsentrasjon av det viktigste av disse enzymene, også forkortet CYP1A, i lever og nyre til fisk.

ALA-D (aminolevulinat dehydrase) er et enzym involvert i hem-syntesen. Dette enzymet er meget følsomt for påvirkning av bly. ALA-D hemmes ved tilstedeværelse av bly, og lave verdier vil derfor være et tegn på at fisken er eksponert for dette metallet. ALA-D måles også hos mennesker hvis det er mistanke om bly-forgiftning. Biomarkøren måles i blod.

Vitellogenin er et forstadium til eggeplommeprotein som produseres hos hunn-fisk i forbindelse med kjønnsmodning og produksjon av gonader (rogn). Syntesen av proteinet i lever reguleres av østrogen. Måling av vitellogenin i hann-fisk utenfor gytesesongen vil derfor fortelle noe om påvirkning av østrogen-lignende stoffer.

Områder

Skrubbe ble samlet inn ved Killingen i Lysakerkilen (indre fjord) og i Hubukta ved Fredrikstad (ytre fjord). Innsamlingen foregikk begge steder ved hjelp av garn.

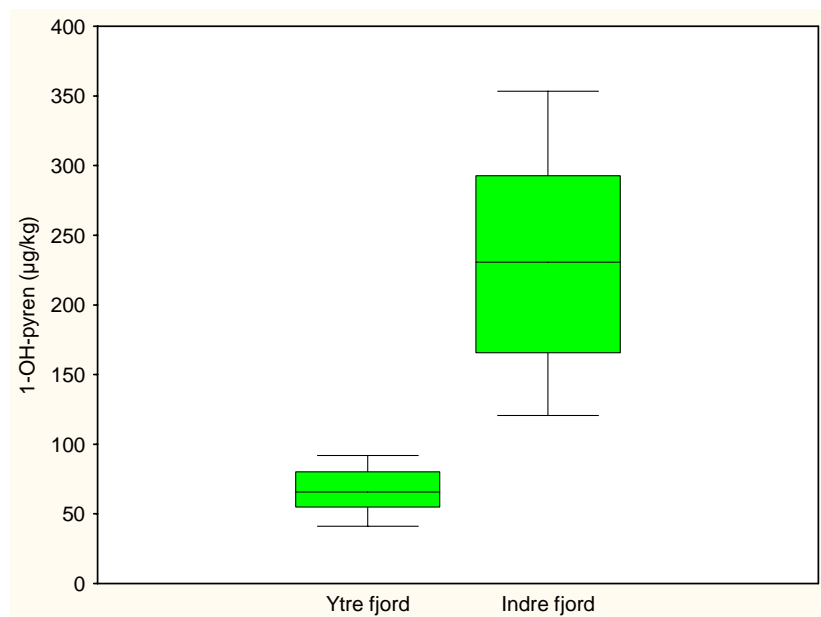
Torsk ble samlet inn med trål i Gråøyrenna og Steilene fra indre Oslofjord. Fra ytre Oslofjord ble torsk samlet med trål ved Hurumlandet og gikk deretter i tanker med rent vann på NIVAs forskningsstasjon på Solbergstrand i fire uker. I tankene ble torsken foret med reker for å kontrollere at de ikke fikk i seg miljøgifter.

Foreløpige resultater

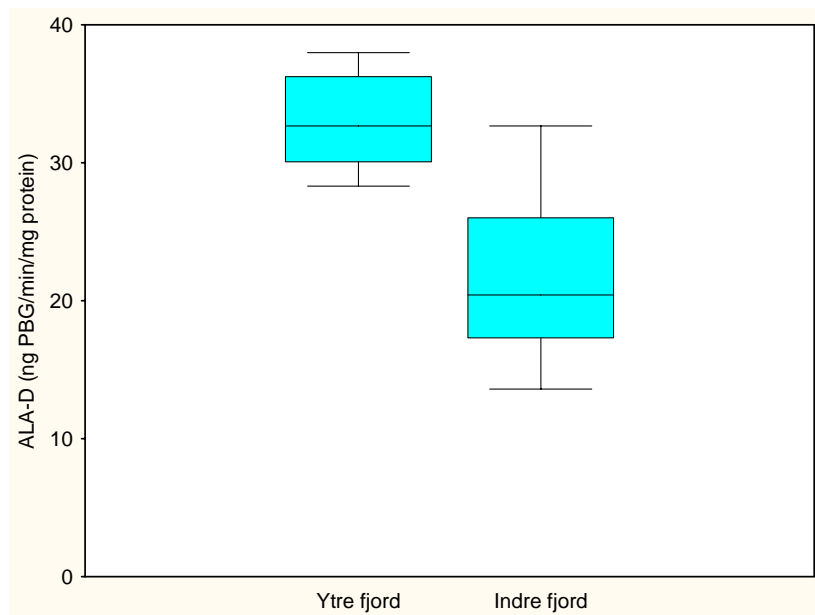
De foreløpige resultatene viste at begge arter fra indre Oslofjord synes å være påvirket av flere typer miljøgifter.

Aktiviteten av CYP1A var høyere i torsk fra indre Oslofjord enn i torsk fra ytre Oslofjord. Dette tyder på at torsk fanget i indre fjord var påvirket av PAH/PCB/dioksin. Mengden av pyren-metabolitter i galle i torsk fra indre Oslofjord var også høyere enn i torsk fra ytre fjord, men det var ikke veldig høye nivåer sammenlignet med andre områder med kjente PAH-tilførsler (**Figur 56**). Det er derfor sannsynlig at det også var andre miljøgifter som påvirket CYP1A. ALA-D aktivitet i blodet til torsk fra indre Oslofjord var lavere enn i torsk fra ytre fjord, noe som viser blypåvirkning av torsk fra indre fjord (**Figur 57**). Det ble ikke funnet forskjeller mellom de to områdene med hensyn til effekter av østrogenlignende stoffer.

Skrubbe fra indre Oslofjord hadde også mer pyren-metabolitter i galle enn skrubbe fra ytre Oslofjord. Det var også større mengde av CYP1A i skrubbe fra indre Oslofjord sammenlignet med skrubbe fra ytre Oslofjord. ALA-D aktiviteten i skrubbe fra indre fjord var tydelig redusert i forhold til skrubbe fra ytre fjord. Dette viser en klar påvirkning av bly også for denne arten. De foreløpige resultatene viser at begge artene er påvirket av miljøgifter i indre Oslofjord.



Figur 56. Konsentrasjon av pyren-metabolitter i galle til torsk fra indre og ytre Oslofjord. Høyere konsentrasjoner betyr høyere eksponering for PAH.

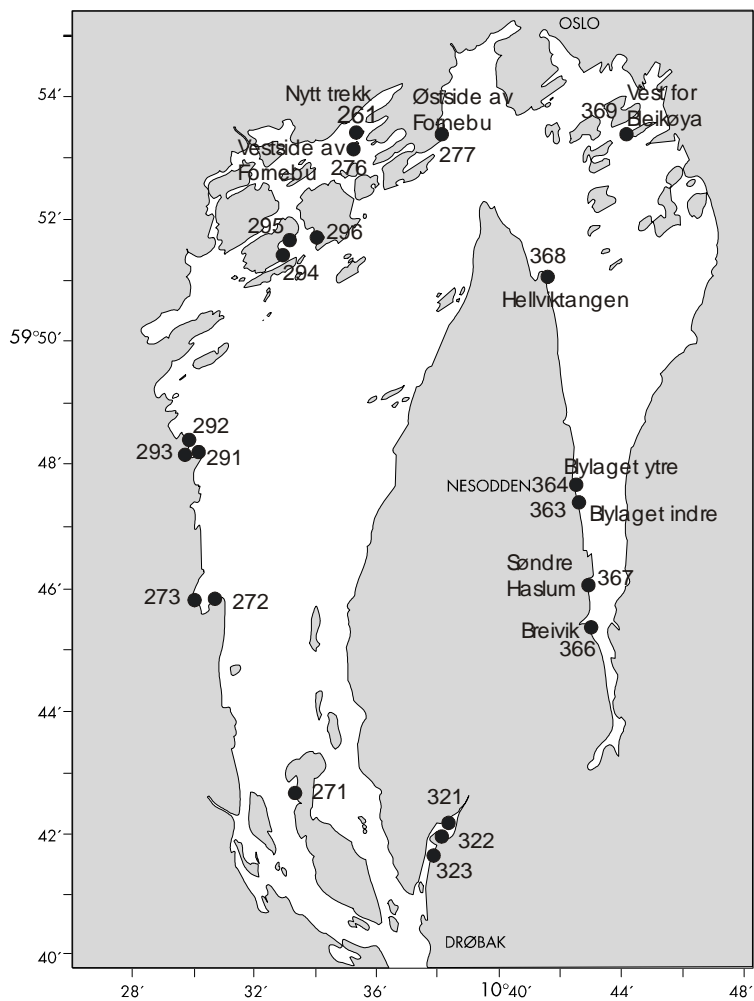


Figur 57. Aktivitet av enzymet ALA-D i blod til torsk fra indre og ytre Oslofjord. Hemming av enzymet viser effekter av bly.

4.7 Strandnottrekk i indre Oslofjord 2003

Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen tar årlig 9 strandnottrekk i Indre Oslofjord. Disse stasjonene ble først tatt i 1936, og har tiden blitt tatt regelmessig. På det meste ble det tatt ca 25 trekk årlig. Fram til 1964 tok en 7 trekk i Bunnefjorden, men disse ble avsluttet pga dårlige forhold i området.

De faste trekkene fortsatte også i 2003. I tillegg har en fra 1997 tatt opp igjen fem av de gamle trekkene i Bunnefjorden, og vi tok tre nye trekk etter avtale med Fagrådet for indre Oslofjord. Disse var plassert ved Fornebu og vest av Bleikøya. Stasjonene er vist i **Figur 58**.



Figur 58. Kart over strandnotstasjoner i indre Oslofjord

4.7.1 Metoder

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

4.7.2 Resultater

Fangstene i 2003 er vist i **Tabell 4** for trekk i Vestfjorden og i **Tabell 5** for trekka i Bunnefjorden.

Tabell 4. Fangster i strandnottrekk i Vestfjorden, Indre Oslofjord i 2003. Stasjonene er vist på **Figur 58**

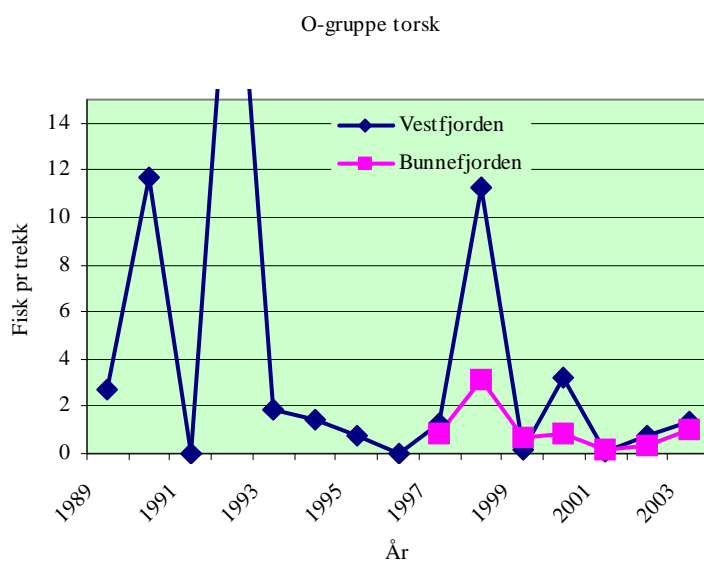
Stasjon	271	272	274	276	277	291	292	293	294	295	296	309	Antall pr trekk
Torsk_0_gr	0	0	0	0	0	4	1	0	7	3	0	1	1,3
Hvitting_0_gr	1	1	2	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0,7
Sei_0_gr	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,0
Sei_eldre	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0,2
Sild	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0,1
Brisling	8	0	0	0	220	0	0	0	0	48	0	0	23,0
Ål	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0,2
Makrell	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0,2
Skrubbe	0	1	1	0	0	1	0	2	1	2	1	0	0,8
Sandflyndre	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1
Slettvar	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0,3
Bergnebb	0	6	34	0	13	10	0	2	15	1	0	0	6,8
Bergylt_eldre	0	0	1	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0,3
Grøngylt	1	0	9	0	0	4	0	9	3	1	0	1	2,3
Fløyfisk	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0,1
Svartkutling	2	4	0	2	0	1	3	4	5	4	5	53	6,9
Sandkutling	33	2	6	15	5	63	7	84	19	26	4	46	25,8
Tangkutling	få	mange	mange	0	0	0	noen	få	noen	0	0	0	
Glasskutling	få	0	få	noen	0	0	0	0	0	mange	noen	0	
Stingsild	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	92	10,2
Tangstikling	0	2	2	0	1	1	0	0	2	0	0	0	0,7
Tangsnelle	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	6	0,6
Stor kantnål	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0,1
Dvergulke	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0,3
Strandkrabbe	1	3	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0,6
Strandreke	2	2	0	0	0	2	0	0	2	0	2	2	1,0
Brennmanet	11	10	94	0	0	7	600	100	0	1	0	0	68,6

Tabell 5.. Fangster i strandnottrekk i Bunnefjorden, Indre Oslofjord i 2003. Stasjonene er vist på **Figur 58**.

Stasjon	363	364	366	367	368	369	Antall pr trekk
Torsk_0_gr	0	0	0	0	2	4	1,0
Ål	0	0	0	0	0	1	0,2
Skрубbe	1	1	0	1	0	0	0,5
Rødspette	0	0	1	0	0	0	0,2
Slettvar	4	1	0	0	0	0	0,8
Bergnebb	1	1	0	0	17	56	12,5
Bergylt_eldre	0	0	0	0	2	0	0,3
Grøngylt	0	0	0	0	5	3	1,3
Svartkutling	0	6	0	2	1	37	7,7
Sandkutling	5	4	1	0	3	9	3,7
Tangkutling	få	0	få	0	0	0	
Stingsild	0	0	0	0	1	7	1,3
Tangstikling	0	1	0	0	6	0	1,2
Stor havnål	0	1	0	0	0	0	0,2
Vanlig ulke	0	0	0	0	0	1	0,2
Strandkrabbe	0	2	3	0	1	3	1,5
Strandreke	2	0	0	0	2	2	1,0
Stankelbeinkrab	0	0	0	0	0	3	0,5
Sjøstjerner	0	2	0	0	2	3	1,2
Kråkeboller	0	2	0	0	0	0	0,3

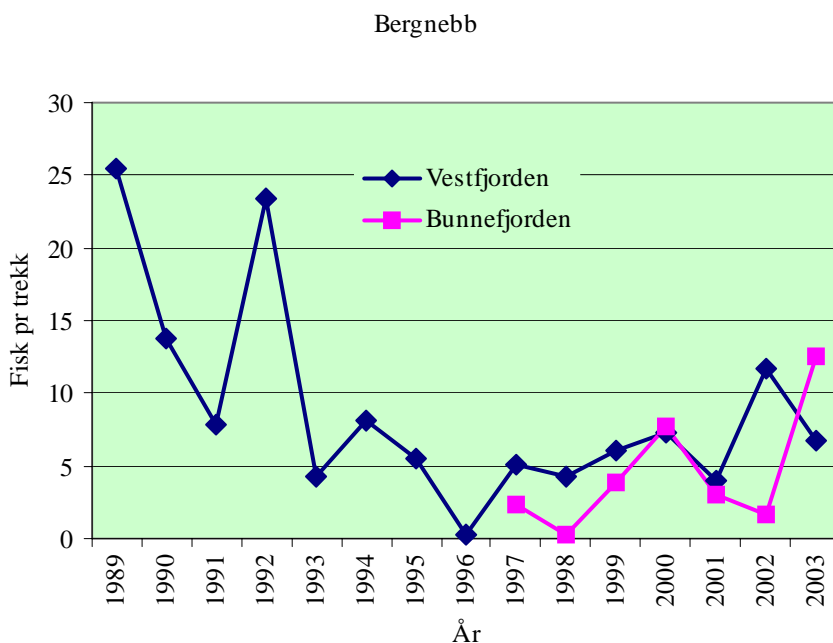
4.7.3 Diskusjon og foreløpige konklusjoner

Fangstene av torsk var litt bedre i år enn i fjor, både i Vestfjorden og i Bunnefjorden (**Figur 59**), men til tross for en svak stigning de siste tre år er fangstene lave.

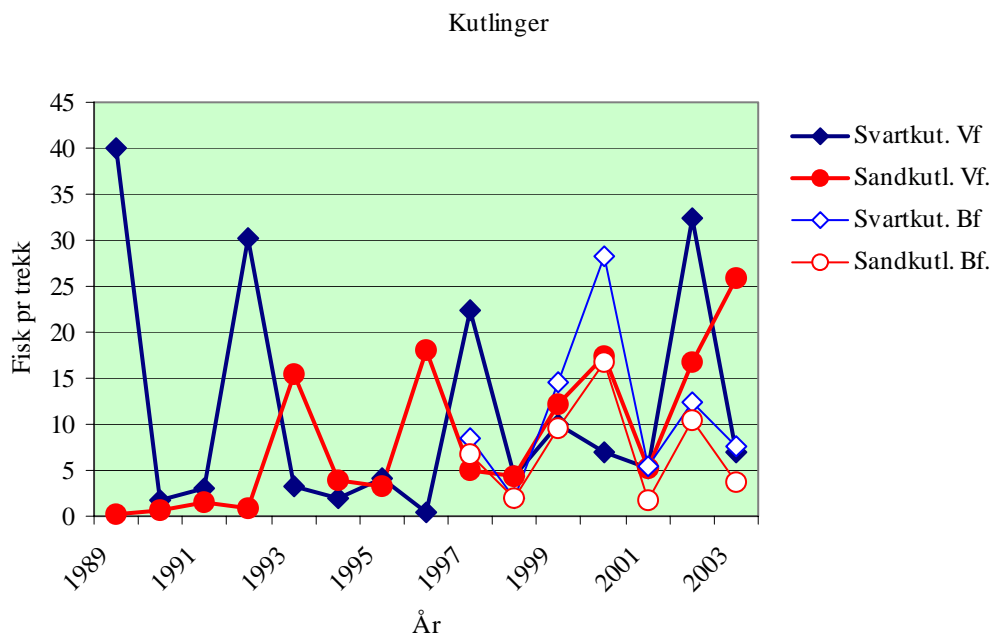


Figur 59. Antall 0-gruppe torsk pr trekk i strandnot i Vestfjorden og Bunnefjorden i Indre Oslofjord.

I Vestfjorden ble det i år fanget en del brisling, men betydelig mindre enn i fjor. Andre dominerende arter var sandkutling og bergnebb. Bergnebb viste en nedadgående trend i perioden 1989 til 1996 (**Figur 60**). Deretter har det vært en svak stigning.



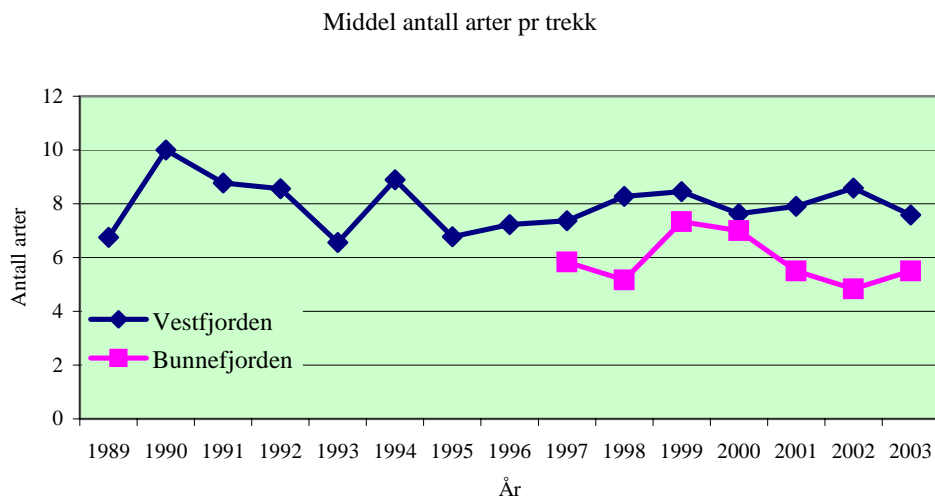
Figur 60. Antall bergnebb pr trekk i strandnot i Vestfjorden og Bunnefjorden i Indre Oslofjord.



Figur 61. Antall sandkutling og svartkutling pr trekk i strandnot i Vestfjorden og Bunnefjorden i Indre Oslofjord.

Sandkutling og svartkutling hører også til de mest tallrike artene i Indre Oslofjord. Sandkutling har vist en signifikant økning i Vestfjorden i perioden 1989 til 2003 (ANOVA, $F = 12,24$; $Df = 14/1$; $p = 0,039$). For de andre artene/stedene var det ingen signifikant trend (**Figur 61**).

Antall arter pr trekk kan gi en indikasjon på miljøforholdene i et område. For Indre Oslofjord synes det ikke å være noen trend i denne parameteren (**Figur 62**).



Figur 62. Middel antall arter pr trekk i strandnot i Vestfjorden og Bunnefjorden.

5. Konklusjon

Resultatene fra undersøkelsene i 2003 bekrefter den positive utviklingen i fjorden etter innføring av rensetiltak fra midten av 1980-årene. Overflatelagets vannkvalitet har blitt betydelig bedre. Dette har hatt positive effekter på flora og fauna i fjordens grunnvannsområder. Oksygenforholdene i Vestfjordens dypvann er nå så gode at det regelmessig observeres reker i denne delen av fjorden. Rensetiltakene har også forandret fjordens hydrokemi ved reduserte fosforkonsentrasjoner i de øverste 50 meterne. Imidlertid har det ikke skjedd noen signifikant forandring i Bunnefjordens dypvann (50 meters dyp tilbunn), noe som sannsynligvis skyldtes dårligere dypvannsfornyelser i senere år, betinget av overveiende milde vintre siden 1988 (lavere frekvens og varighet av nordlige vinder).

Oksygenkonsentrasjonen i Bekkelagsbassenget har blitt betydelig bedre siden rensanleggets utslipp ble overført til 50 meters dyp. Dette skyldtes økt fornyelse av disse vannmasser fra tilgrensende områder av vann med høyere oksygenkonsentrasjon..

Observasjoner fra 2002 av miljøgifters effekt på fisk (skrubbe og torsk) viste effekter av PAH/PCB /dioxiner samt bly. Det ble ikke observert effekter av østrogenlignende stoffer.

6. Referenser

- Berge, J.A. Walday, M., Green, N.W, Brevik, E.M., Følsvik, N., Tveiten, L., 1999. Organotin in the Oslofjord - still an environmental problem? 2. Nordic Marine Sciences meeting, Hirtshals 2-4 March 1999.
- Bergstøl, P.O., Feldborg, D. og Olsen, J.G., 1981. Indre Oslofjord. Forurensningstilførsler 1920-80. Tilførsler av fosfor. Norsk institutt for vannforskning (0-7808403).
- Beyer, F., 1967: Bunn sedimenter og bunnfauna i indre og midtre Oslofjord i 1938 og 1962-65. Oslofjorden og dens forurensningsproblemer. Delrapport 12. Norsk institutt for vannforskning.
- Beyer, F og Føyn, E., 1951. Surstoffmangel i Oslofjorden. En kritisk situasjon for fjordens dyrebestand. *Naturen* 75: 289-306.
- Beyer, F. og Indrehus, J., 1995. Overvåkning av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord. Effekter av forurensning og dypvannsutskiftning på faunaen langs bunnen av Oslofjorden basert på materiale samlet siden 1952. Statlig program for forurensningsovervåkning. Rapport nr. 621/95. Biologisk institutt, UiO. NIVA-rapport l.nr. 3324.
- Bjerkeng, B. og Magnusson, J., 1999. Marinøkoloisk vurdering av utslippsted – og innlagingsdyp for utslippet til Bekkelaget renseanlegg. Fase 2. Modellkjøringer og vurderinger. NIVA-rapport nr. 3996.
- Bokn, T.L., Murray, S.N., Moy, F.E. & Magnusson, J.B. 1992. Changes in fucoid distributions and abundances in the inner Oslofjord, Norway: 1974 - 80 versus 1988 - 90. *Acta Phytogeogr. Suec.* 78: 117-124.
- Bokn T.L. & Bjerkeng, B., *in prep.* Changes in fucoid distributions and abundances in the inner Oslofjord, Norway during 1974-2000.
- Borgvang, A.S., Selvik, J.R., Tjomslund, T. og Eggestad, H.O., 2003. Tilførsler av næringssalter til Norges kystområder, beregnet med tilførselsmodellen TEOTIL. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport nr. 4771.
- 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. Norsk institutt for vannforskning (l.nr. 1922).
- Dannevig, A., 1945. Undersøkelser i Oslofjorden 1936-50. Fiskeridirektoratets skrifter, Serie: Havundersøkelser. Vol. VIII. No 4.
- Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Årsberetning 2001.
- Green, N., og Knutzen, J., 1993. Miljøgiftundersøkelse i indre Oslofjord. Delrapport nr. 2. Miljøgifter i organismer 1992. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 541/93. Norsk institutt for vannforskning.
- Green, N., Hylland, K., Ruus, A., Walday, M., 2002. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). National Comments regarding the Norwegian Data for 2000. Overvåkingsrapport; 842/02. TA-1854/2002 . Norsk institutt for vannforskning (NIVA); 2002; 197s.

- Helland, A., Lindholm, O., Traaen, T., Uriansrud, F. og Rygg, B., 2003. Tiltaksplan for forurensede sedimenter i Oslofjorden. Fase 1. Miljøtilstand, kilder og prioriteringer, NIVA- rapport nr. 4742
- Holtan G., 1990. Studier av eldre data. Teoretisk beregning av næringsstiltførsler til ytre Oslofjord omkring 1910. Delrapport 4.4.a. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp.nr. 398/90. NIVA-rapport nr. 2381.
- Hurrell, J.W. 1995. Decadal Trends in the North Atlantic Oscillation: Regional Temperatures and Precipitation. *Science* Vol. 269 676-679.
- 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.
- Knutzen, J., Brevik, E.M., Følsvik, N., Schlabach, Martin., 2000. Overvåking i indre Oslofjord. Miljøgifter i fisk og blåskjell 1997-98. Norsk institutt for vannforskning. Rapport nr. 4126-99. Fagrådsrapport nr 76.
- Konieczny, R.M.,1992. Kartlegging og vurdering av forurensnings situasjonen i bunnsediment fra Oslo havnebasseng. NIVA-rapport nr. 2696.
- Konieczny, R.M.,1994. Miljøgiftundersøkelser i indre oslofjord. Delrapport 4. Miljøgifter i sedimenter. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 561/94. NIVA-rapport nr. 3094.
- Magnusson, J og Johnsen, T., 1994. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord 1993. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 565/94. NIVA-rapport nr. 3066.
- Magnusson, J., Konieczny, R. og Skei, J., 1995. Miljøgiftundersøkelser i indre Oslofjord. Delrapport 8. Forslag til mulige løsninger. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 612/95. NIVA-rapport nr. 3287.
- 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 nr. 4387.
- Magnusson, J., Berge, J.A., Amundsen, R, Gjørseter, J, Johnsen, T., Lømsland, E.R., og Solli, A. 2002. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord i 2001. Fagrådsrapport nr 88. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 857/02. NIVA-rapport 4584.
- 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 nr. 4693.
- Molvær, J, Knutzen, J, Magnusson, J, Rygg, B og Sørensen, J, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 97:03.
- Nedland, K.T., 1997. Tilførsler til Oslofjorden. 1996. Aquateam. Fagrådsrapport nr. 65.

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).

Tjomslund, T. og Bratli, J.L., 1996. TEOTIL Presentasjon av tilførselsdata på kart ved et geografisk informasjonssystem. NIVA rapport nr. 3556.

Wivestad, T.M., 1999. Forurensningstilførsler i Oslo og Akershus 1997, fosfor og nitrogen. Fylkesmannen i Oslo og Akershus. Rapport nr. 3-1999.

Vedlegg A. Planteplankton

Tabell A. Resultater av beregnet cellekarbon sommeren 2003 for de ulike algeklassene, stasjon Dk 1, Vestfjorden. Tallene angir µg C pr. liter.

Dato	03.06.03	11.06.03	17.06.03	25.06.03	01.07.03	08.07.03	15.07.03	22.07.03	29.07.03	05.08.03	12.08.03	20.08.03	25.08.03
CRYPTOPHYCEAE	99,88	67,02	40,88	2,43	13,88	19,92	20,77	23,08	12,93	20,74	13,74	31,44	9,91
DINOPHYCEAE	131,40	256,06	89,76	112,36	57,63	131,61	208,03	111,64	123,71	66,50	74,14	64,53	52,86
PRYMNESIOPHYCEAE	245,44	1 366,91	109,13	80,52	18,12	9,63	159,91	59,09	45,12	139,24	47,67	107,05	28,70
CHRYSOPHYCEAE	0,00	0,07	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	1,42	0,94	0,07	0,07	0,00	0,12
DICTYOCOPHYCEAE	41,42	2,30	0,00	0,00	9,20	41,42	18,41	13,81	4,60	0,00	0,00	0,00	0,00
BACILLARIOPHYCEAE	131,52	178,86	18,66	38,88	61,87	34,90	0,13	11,91	30,99	24,90	0,02	0,85	3,42
RAPHIDOPHYCEAE	0,33	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
EUGLENOPHYCEAE	3,30	0,00	0,83	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PRASINOPHYCEAE	35,49	12,08	0,00	1,89	0,00	0,00	0,00	1,51	0,76	11,78	6,99	11,63	1,18
UKLASSIFISERT	266,50	346,54	438,35	100,44	116,42	89,07	135,06	132,32	60,63	31,25	42,76	182,52	23,08
CHOANOFLAGELLIDEA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,16	0,00	0,00	0,08	0,00
KINETOPLASTIDEA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,32	0,66	0,08
EBRIIDEA	8,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00
SUM	963,45	2 230,18	697,67	336,53	277,12	326,55	542,31	354,94	279,85	294,54	186,70	398,75	119,36

Tabell B. Resultater av algetellinger fra integrerte vannprøver (0-2 meter) fra stasjon DK1 sommeren 2003. Tallene angir celler/liter.

Stasjon	DK1		DK1		DK1		DK1		DK1		DK1		DK1		DK1		DK1	
	03.06.2003	11.06.2003	17.06.2003	25.06.2003	01.07.2003	08.07.2003	15.07.2003	22.07.2003	29.07.2003	05.08.2003	12.08.2003	20.08.2003	25.08.2003	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol
Fiskeingsmiddel																		
ART/Celler pr. liter																		
CRYPTOPHYCEAE																		
<i>Hemiselmis</i> spp.																		
<i>Leucoryptos marina</i>																		
<i>L. marina</i> (liten)	660 800	283 200	755 200															
<i>Plagioselmis</i> spp.	3 304 000	1 321 600	660 800	70 800	23 600	283 200	236 000	802 400	47 200	826 000	1 628 400	224 200						
<i>Teleaulax acuta</i>	1 038 400	849 600	283 200				141 600	141 600	47 200	8 850	259 600	129 800						
DINOPHYCEAE																		
<i>Alexandrium</i> spp.			100															
<i>Ceratium turca</i>																		
<i>Ceratium fusus</i>	300	1 700	200	1 600	600	400	600	1 200	200	500	400	600						
<i>Ceratium tripos</i>	3 500	4 800	1 400	10 200	3 600	1 000	13 200	6 600	4 800	1 600	200							
<i>Cladopyxis claytonii</i>	11 800	11 800																
<i>Dinophysis acuminata</i>	400	2 400	400	800	1 600	200	200	200	200	200								
<i>Dinophysis acuta</i>	100	100			200													
<i>Dinophysis nonvegica</i>			500															
<i>Dinophysis rotundata</i>																		
<i>Erontosigma peridinioides</i>	11 800	70 800	141 600															
<i>Gonyaulax</i> sp.																		
<i>Gymnodinium elongatum</i>																		
<i>Gyrodinium estuariale</i>	23 600	389 400	283 200															
<i>Gyrodinium</i> sp., l = 50µm			750															
<i>Heterocapsa nieli</i>		11 800	11 800						17 700	141 600	212 400	23 600						
<i>Heterocapsa rotundata</i>	660 800	200 600	236 000						23 600			47 200	82 600					
<i>Heterocapsa triquetra</i>		11 800																
<i>Karenia mikimotoi</i>																		
<i>Katodinium glacium</i>																		
<i>Proocentrum micans</i>																		
<i>Protocecarium reticulatum</i>	2 400																	
<i>Protoperidinium bipes</i>	11 800																	
<i>Protoperidinium divergens</i>																		
<i>Protoperidinium marie-lebour</i>			400															
<i>Protoperidinium pallidum</i>	200	1 400																
<i>Protoperidinium steinii</i>	200				200													
<i>Scrippsiella trochoidea</i>																		
Athecate dinoflagellater, <20 µm	188 800	330 400	212 400	70 800	59 000	212 400	236 000	188 800	259 600	118 000	318 600	354 000	165 200					
Athecate dinoflagellater, 20-30 µm	11 800	3 000	1 500	4 350	8 700	17 400	17 400	8 700	31 900	16 200	2 400							
Athecate dinoflagellater, 30-50 µm	200			7 250	5 800	18 850	20 300	5 800	2 900	1 200								
Athecate dinoflagellater, 15-30 µm	11 800	129 800				1 450	1 200											
Thecate dinoflagellater, >30 µm							400											

Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	03.06.03	11.06.03	17.06.03	25.06.03	01.07.03	08.07.03	15.07.03	22.07.03	29.07.03	05.08.03	12.08.03	20.08.03	25.08.03	
Fikseringsmiddel	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	
ART/Celler pr. liter														
PRYMNESIOPHYCEAE														
<i>Chrysochromulina polylepis</i>				118 000	141 600	47 200			47 200					
<i>Chrysochromulina</i> spp. 5 µm	4 720 000	11 328 000	1 793 600	1 250 800	118 000	188 800	1 748 400	1 085 600	1 274 400	3 540 000	1 298 000	2 100 400	802 400	
<i>Chrysochromulina</i> spp., 5-10 µm	1 321 600	10 950 400	660 800	495 600	141 600	47 200	1 180 000	330 400	141 600	542 800	165 200	566 400	94 400	
<i>Chrysochromulina</i> spp., >10 µm														
<i>Emiliania huxleyi</i>	377 600		188 800		23 600	141 600	141 600	613 600	283 200	613 600	165 200	70 800	424 800	
CHRYSOPHYCEAE														
<i>Apedinella spinifera</i>								47 200						
<i>Calycomonas gracilis/vargoorii</i>														
<i>Dinobryon faculiferum</i>		23 600	23 600						94 400	23 600	23 600			11 800
<i>Dinobryon</i> spp.														
DICTYOCOPHYCEAE														
<i>Dictyocha speculum</i> , flagellat	212 400	11 800			47 200	212 400	94 400	70 800	23 600					
BACILLARIOPHYCEAE														
<i>Cerataulina pelagica</i>	1 200	2 250					200			7 250				
<i>Chaetoceros curvisetus</i>	800													
<i>Chaetoceros debilis</i>	1 800													
<i>Chaetoceros decipiens</i>	400													
<i>Chaetoceros socialis</i>	94 400	70 800												
<i>Chaetoceros</i> spp.	377 600	153 400						165 200	330 400	141 600				
<i>Cylindrotheca closterium</i>		11 800	11 800							8 850				
<i>Datylosolen fragilissimus</i>		118 000	47 850	109 150	88 450	29 000		10 150	8 700	26 100			6 750	
<i>Guinardia delicatula</i>														
<i>Leptocylindrus denicus</i>				23 600	613 600	318 600			23 600	244 850			2 250	
<i>Leptocylindrus minimus</i>				684 400	826 000	731 600		401 200	354 000				3 750	
<i>Nitzschia longissima</i>													1 500	
<i>Proboscia alata</i>	200		1 500							2 250				
<i>Pseudo-nitzschia pseudo-delicatissima</i>	778 800	637 200	5 800		1 450	7 250								
<i>Skeltonema costatum</i>	448 400	1 404 200	365 800	14 750	1 200	1 000				56 050			129 800	
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	1 250 800	1 687 400	39 150											
Sentr. diatome, d = 20 µm											100			
Sentr. diatome, d=<5 µm														
Sentr. diatome, d=5-10 µm														
Sentr. diatome, d =12.5 µm	11 800													
Sentr. diatome, d =3-4 µm, h = 3-4 µm	472 000	377 600							708 000					
RAPHIDOPHYCEAE														
<i>Chaettonella</i> cf. <i>verruculosa</i>	11 800	11 800												

Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	03.06.03	11.06.03	17.06.03	25.06.03	01.07.03	08.07.03	15.07.03	22.07.03	29.07.03	05.08.03	12.08.03	20.08.03	25.08.03
Fiskefngsmiddel	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol
ART/Celler pr. liter	47 200		11 800										
EUGLENOPHYCEAE													
<i>Eutreptia/Eutreptella</i> spp.			11 800										
PRASINOPHYCEAE													
<i>Cymbomonas tetramitiformis</i>	47 200	23 600								5 900			
<i>Pachysphaera pelagica</i>										23 600			
<i>Pseudoscurfieldia marina</i>										401 200	566 400	1 486 800	236 000
<i>Pyramimonas exigua</i>												23 600	
<i>Pyramimonas</i> spp.	1 038 400	165 200		118 000				94 400	47 200	94 400	259 600	259 600	
UKLASSIFISERT													
Coccer, <2 µm	755 200					141 600	472 000	94 400	141 600				
Flagellater/monader, 2-5 µm	6 230 400	8 118 400	4 059 200	3 209 600	1 935 200	1 935 200	5 050 400	2 926 400	7 929 600	4 342 400	2 832 000	8 779 200	3 115 200
Flagellater/monader, 5-10 µm	2 171 200	3 020 800	3 964 800	755 200	731 600	377 600	1 132 800	755 200	377 600	188 800	330 400	1 486 800	141 600
Flagellater/monader, 10-15 µm	35 400			23 600	70 800	94 400		94 400					
CHOANOFAGELLIDEA													
Ubestemte kragellagellater								47 200	47 200			23 600	
KINETOPLASTIDEA													
<i>Teleonema subtilis</i>											188 800	94 400	11 800
EBRIIDEA													
<i>Ebria tripartita</i>	23 600									200			

Tabell C. Oversikt over dominerende/viktigste algearter og forekomst av toksinproduserende alger i håvtrekk sommeren 2003. For de toksiske algene er SNTs mengdeangivelse i håvtrekk benyttet. (1 = påvist, 2 = flere celler, 3 = 1-10%, 4 = 10-50%, 5 = 50-100%.)

Dato	Alger generelt	Toksiske alger
03.06.03	<u>Kiselalger:</u> Dominans av <i>Thalassionema nitzschioides</i> . Mye <i>Pseudo-nitzschia</i> cf. <i>delicatissima</i> . <u>Dinoflagellater:</u> Mye <i>Prorocentrum minimum</i> , <i>Ceratium fusus</i> , <i>C. tripos</i> . <u>Andre:</u> Mye <i>Ebria tripartita</i> .	<u>DSP-produsenter:</u> <i>Dinophysis acuminata</i> (2-3), <i>D. norvegica</i> (2-3).
11.06.03	<u>Kiselalger:</u> Dominans av <i>Thalassionema nitzschioides</i> . Mye <i>Pseudo-nitzschia</i> cf. <i>delicatissima</i> . <u>Dinoflagellater:</u> Mye <i>Ceratium fusus</i> , <i>C. tripos</i> .	<u>DSP-produsenter:</u> <i>Dinophysis acuminata</i> (2-3), <i>D. acuta</i> (1), <i>D. norvegica</i> (2-3).
17.06.03	<u>Kiselalger:</u> En del <i>Thalassionema nitzschioides</i> og <i>Dactyliosolen fragilissimus</i> . <u>Dinoflagellater:</u> Dominerende algeklasse. Slektene <i>Ceratium</i> og <i>Dinophysis</i> mest framtrende.	<u>DSP-produsenter:</u> <i>Dinophysis acuminata</i> (3), <i>D. acuta</i> (2), <i>D. norvegica</i> (4).
25.06.03	<u>Kiselalger:</u> En del <i>Dactyliosolen fragilissimus</i> (i dårlig form). <u>Dinoflagellater:</u> Dominerende algeklasse med <i>Dinophysis</i> som dominerende slekt. En del <i>Ceratium fusus</i> og <i>C. tripos</i> .	<u>DSP-produsenter:</u> <i>Dinophysis acuminata</i> (4), <i>D. acuta</i> (2), <i>D. norvegica</i> (4).
01.07.03	<u>Kiselalger</u> En del <i>Dactyliosolen fragilissimus</i> (i dårlig form). <u>Dinoflagellater:</u> Dominerende algeklasse. <i>Ceratium tripos</i> dominerer.	<u>DSP-produsenter:</u> <i>Dinophysis acuminata</i> (3-4), <i>D. acuta</i> (2), <i>D. norvegica</i> (3-4).
08.07.03	<u>Kiselalger:</u> En god del <i>Leptocylindrus danicus</i> (i dårlig form). Noe <i>Dactyliosolen fragilissimus</i> og <i>Proboscia alata</i> . <u>Dinoflagellater:</u> Dominerende algeklasse med <i>Ceratium fusus</i> og <i>C. tripos</i> som dominerende arter.	<u>DSP-produsenter:</u> <i>Dinophysis acuminata</i> (2), <i>D. acuta</i> (2), <i>D. norvegica</i> (2). <u>PSP-produsenter:</u> <i>Alexandrium</i> spp. (1).
15.07.03	<u>Kiselalger:</u> Lite. <u>Dinoflagellater:</u> Dominerende algeklasse med slektene <i>Ceratium</i> og <i>Dinophysis</i> som dominerende. <i>Ceratium tripos</i> dominerende art. Litt <i>C. fusus</i> og <i>Prorocentrum micans</i> .	<u>DSP-produsenter:</u> <i>Dinophysis acuminata</i> (2-3), <i>D. acuta</i> (1), <i>D. norvegica</i> (4).
22.07.03	<u>Kiselalger:</u> En del <i>Proboscia alata</i> . Litt <i>Dactyliosolen fragilissimus</i> . <u>Dinoflagellater:</u> Dominerende algeklasse. <i>Ceratium tripos</i> dominerende art.	<u>DSP-produsenter:</u> <i>Dinophysis acuminata</i> (2), <i>D. acuta</i> (2), <i>D. norvegica</i> (2).
29.07.03	<u>Kiselalger:</u> En god del <i>Leptocylindrus danicus</i> . <u>Dinoflagellater:</u> Dominerende algeklasse med <i>Ceratium tripos</i> som dominerende art.	<u>DSP-produsenter:</u> <i>Dinophysis acuminata</i> (1), <i>D. acuta</i> (2), <i>D. norvegica</i> (2), <i>D. rotundata</i> (1). <u>PSP-produsenter:</u> <i>Alexandrium</i>

		spp. (2-3).
05.08.03	<p><u>Kiselalger:</u> En del <i>Cerataulina pelagica</i>, <i>Dactyliosolen fragilissimus</i>, <i>Leptocylindrus danicus</i> og <i>Proboscia alata</i> (alle i dårlig form).</p> <p><u>Dinoflagellater:</u> Dominerende algeklasse. <i>Ceratium tripos</i> dominerende art. Relativt mye <i>Fragilidium</i> sp.</p>	<p><u>DSP-produsenter:</u> <i>Dinophysis acuminata</i> (2), <i>D. acuta</i> (2), <i>D. norvegica</i> (3) <i>D. rotundata</i> (2).</p>
12.08.03	<p><u>Kiselalger:</u> Lite.</p> <p><u>Dinoflagellater:</u> Dominerende algeklasse. <i>Ceratium tripos</i> dominerende art. En del <i>Prorocentrum micans</i>. Relativt mye <i>Fragilidium</i> sp.</p>	<p><u>DSP-produsenter:</u> <i>Dinophysis acuminata</i> (1), <i>D. acuta</i> (1), <i>D. norvegica</i> (1).</p> <p><u>Andre:</u> <i>Protoceratium reticulatum</i> (2-3)</p>
20.08.03	<p><u>Kiselalger:</u> Lite.</p> <p><u>Dinoflagellater:</u> Dominerende algeklasse. <i>Ceratium tripos</i> dominerende art, men i dårlig form.</p>	<p><u>DSP-produsenter:</u> <i>Dinophysis acuminata</i> (1), <i>D. acuta</i> (1), <i>D. norvegica</i> (1).</p> <p><u>Andre:</u> <i>Protoperidinium curtipes/crassipes</i> (1).</p>
25.08.03	<p><u>Kiselalger:</u> Lite. Litt <i>Skeletonema costatum</i> i dårlig form.</p> <p><u>Dinoflagellater:</u> Lite. Litt <i>Ceratium fusus</i> og <i>C. tripos</i> i dårlig form.</p>	<p><u>DSP-produsenter:</u> <i>Dinophysis. norvegica</i> (1).</p>

Vedlegg B.

Tabell A T-test av middelerdi for ulike parameter på ulike dyp oktober 1973-82 mot oktober 1983-2003. Vestfjorden (Dk 1). Middelerdi markert med **fet** skrift markerer signifikant forandring.

Stasjon	Dk 1	1973-82	1983-2003	p-verdi
Parameter	Dyp	Middelerdi	Middelerdi	
Tot-P	90 m	79.9	62.8	0.005
PO ₄ -P	90 m	77.4	59.6	0.022
Tot-N	90 m	326.5	340.0	0.487
NO ₃ +NO ₂ -N	90 m	245.0	248.8	0.835
NH ₄ -N	90 m	16.1	5.4	0.006
Tot-N/P	90 m	4.1	5.8	0.002
DIN/DIP	90 m	3.3	4.5	0.005
Tot-P	80 m	82.7	63.0	0.002
PO ₄ -P	80 m	79.7	59.5	0.012
Tot-N	80 m	334.0	341.0	0.701
NO ₃ +NO ₂ -N	80 m	245.0	248.8	0.831
NH ₄ -N	80 m	10.0	5.5	0.000
Tot-N/P	80 m	4.2	5.8	0.002
DIN/DIP	80 m	3.2	4.5	0.004
Tot-P	70 m	82.0	62.6	0.005
PO ₄ -P	70 m	79.0	59.2	0.023
Tot-N	70 m	343.0	343.5	0.977
NO ₃ +NO ₂ -N	70 m	242.0	248.2	0.722
NH ₄ -N	70 m	15.0	5.3	0.022
Tot-N/P	70 m	4.3	5.9	0.004
DIN/DIP	70 m	3.2	4.6	0.004
Tot-P	60 m	82.3	63.7	0.013
PO ₄ -P	60 m	79.9	61.8	0.057
Tot-N	60 m	343.5	341.4	0.894
NO ₃ +NO ₂ -N	60 m	243.0	249.6	0.693
NH ₄ -N	60 m	10.0	5.8	0.000
Tot-N/P	60 m	4.3	5.7	0.010
DIN/DIP	60 m	3.2	4.5	0.009
Tot-P	50 m	77.5	59.1	0.000
PO ₄ -P	50 m	75.3	55.7	0.001
Tot-N	50 m	341.5	358.1	0.383
NO ₃ +NO ₂ -N	50 m	246.5	263.8	0.308
NH ₄ -N	50 m	11.5	5.7	0.001
Tot-N/P	50 m	4.5	6.2	0.000
DIN/DIP	50 m	3.3	4.9	0.000
Tot-P	40 m	64.4	47.9	0.000
PO ₄ -P	40 m	62.4	43.5	0.000

Stasjon	Dk 1	1973-82	1983-2003	p-verdi
Parameter	Dyp	Middelverdi	Middelverdi	
Tot-N	40 m	352.0	369.0	0.511
NO ₃ +NO ₂ -N	40 m	253.0	267.7	0.585
NH ₄ -N	40 m	10.0	5.8	0.000
Tot-N/P	40 m	5.5	8.0	0.000
DIN/DIP	40 m	4.1	6.3	0.000
Tot-P	30 m	49.6	37.9	0.005
PO ₄ -P	30 m	46.9	34.1	0.010
Tot-N	30 m	330.0	371.5	0.269
NO ₃ +NO ₂ -N	30 m	223.5	262.7	0.269
NH ₄ -N	30 m	10.6	10.2	0.864
Tot-N/P	30 m	6.8	10.3	0.000
DIN/DIP	30 m	4.9	7.9	0.000
Tot-P	20 m	36.0	27.2	0.003
PO ₄ -P	20 m	33.5	24.3	0.005
Tot-N	20 m	299.0	352.4	0.088
NO ₃ +NO ₂ -N	20 m	191.0	242.5	0.097
NH ₄ -N	20 m	10.6	9.9	0.793
Tot-N/P	20 m	8.4	12.7	0.000
DIN/DIP	20 m	5.8	10.3	0.000
Tot-P	0-12 m	17.6	12.7	0.001
PO ₄ -P	0-12 m	11.3	6.8	0.004
Tot-N	0-12 m	300.6	289.7	0.476
NO ₃ +NO ₂ -N	0-12 m	86.6	110.8	0.098
NH ₄ -N	0-12 m	34.9	20.8	0.004
Tot-N/P	0-12 m	20.4	28.3	0.004
DIN/DIP	0-12 m	10.9	32.7	0.001

Tabell B. T-test av middelverdi for ulike parameter på ulike dyp oktober 1973-82 mot oktober 1983-2003. Bunnefjorden (Ep 1).

Ep 1		1973-82	1983-2003	p- verdi
	Dyp	Middelverdi	Middelverdi	
Tot-P	>140 m	197.5	202.1	0.879
PO ₄ -P	>140 m	181.7	193.4	0.675
Tot-N	>140 m	266.3	332.0	0.130
NO ₃ +NO ₂ -N	>140 m	102.9	91.7	0.853
NH ₄ -N	>140 m	99.4	132.8	0.471
Tot-N/P	>140 m	1.6	2.0	0.546
DIN/DIP	>140 m	1.3	1.5	0.756
Tot-P	125 m	150.8	148.8	0.943
PO ₄ -P	125 m	143.4	164.1	0.488
Tot-N	125 m	250.0	256.3	0.872
NO ₃ +NO ₂ -N	125 m	181.4	95.6	0.155
NH ₄ -N	125 m	31.3	79.1	0.151
Tot-N/P	125 m	2.2	2.1	0.971
DIN/DIP	125 m	2.0	1.8	0.805
Tot-P	100 m	144.3	148.2	0.890
PO ₄ -P	100 m	133.1	153.8	0.463
Tot-N	100 m	250.6	255.6	0.876
NO ₃ +NO ₂ -N	100 m	172.5	88.2	0.102
NH ₄ -N	100 m	23.1	69.5	0.141
Tot-N/P	100 m	2.1	2.2	0.859
DIN/DIP	100 m	2.1	1.6	0.493
Tot-P	80 m	124.8	132.3	0.776
PO ₄ -P	80 m	114.7	136.2	0.394
Tot-N	80 m	276.9	241.7	0.357
NO ₃ +NO ₂ -N	80 m	192.5	96.3	0.070
NH ₄ -N	80 m	18.1	43.7	0.307
Tot-N/P	80 m	2.9	2.5	0.715
DIN/DIP	80 m	2.4	1.6	0.325
Tot-P	60 m	91.0	72.9	0.132
PO ₄ -P	60 m	85.0	68.2	0.091
Tot-N	60 m	333.8	339.7	0.862
NO ₃ +NO ₂ -N	60 m	240.0	229.3	0.664
NH ₄ -N	60 m	10.0	5.6	0.000
Tot-N/P	60 m	4.0	5.1	0.061
DIN/DIP	60 m	3.1	3.7	0.164
Tot-P	50 m	92.5	71.7	0.029
PO ₄ -P	50 m	88.3	66.7	0.003
Tot-N	50 m	356.9	385.1	0.284
NO ₃ +NO ₂ -N	50 m	270.6	289.5	0.296
NH ₄ -N	50 m	14.4	10.0	0.502
Tot-N/P	50 m	4.0	5.8	0.001
DIN/DIP	50 m	3.3	4.7	0.004