



Fagrådet

for vann- og avløpsteknisk
samarbeid i indre Oslofjord

Rapport nr.97

Overvåking av forurensnings- situasjonen i indre Oslofjord 2004



NIVA Norsk institutt for vannforskning

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

Midt-Norge

Postboks 1264 Pirsenteret
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 87 10 34 / 44
Telefax (47) 73 87 10 10

Tittel Overvåking av forurensnings situasjonen i indre Oslofjord 2004.	Løpenr. (for bestilling) 5024	Dato 30.5.2005
	Prosjektnr. Undernr. 25055	Sider Pris 89
Forfatter(e) Jan Magnusson Thorvin Andersen, UiO Rita Amundsen, UiO John Arthur Berge Birger Bjerkeng Jakob Gjøsæter, HFF Torbjørn Johnsen Evy R. Lømsland Øystein Paulsen, HFF Merete Schøyen	Fagområde MØ	Distribusjon Fri
	Geografisk område Oslo- Akershus/Buskerud	Trykket NIVA

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

Sammendrag

Rapporten omhandler resultatene fra undersøkelser foretatt i indre Oslofjord hovedsakelig i 2004. Dypvannsfornyelsen var god i Vestfjorden, men beskjedne i Bunnefjorden. Oksygenforholdene har blitt bedre i Vestfjorden siden begynnelsen av 1980-tallet, mens det ikke har skjedd noen større forandring i Bunnefjorden. Siden 1996 har det blitt registrert til dels store mengder reker i Vestfjorden, men også år med relativt liten forekomst. Variasjonene kan til stor del forklares med varierende oksygen-konsentrasjoner. Rensetiltakene har forandret fjordens vannkjemi, med klart avtakende konsentrasjoner av fosfor mellom overflatelaget og 50 meters dyp, samt i Vestfjordens dypere vannmasser. Nitrogenrensingen har foreløpig ikke gitt signifikant utslag, men lave overflatekonsentrasjoner vinterstid de siste tre årene samt avtakende ammoniumkonsentrasjon kan være de første indikasjonene på effekten av nitrogenrensingen. Overflateobservasjonene sommerstid 2004 bekrefter den positive utviklingen siden 1970-tallet. Det ble ikke observert skadelige alger i fjorden sommeren 2004 som i mengde oversteg faregrensen satt for konsum av blåskjell. Det ble ikke fanget 0-gruppe torsk i strandnottrekkene i 2004, men mer eldre torsk enn andre steder langs kysten.

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
Dominique Durand



Ansvarlig
Merete Johannessen Ulstein

Fagrådet for vann – og avløpsteknisk samarbeid i indre
Oslofjord. Rapport nr. 97.

Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord 2004

Prosjektleder: Jan Magnusson, NIVA.

Medarbeidere: Thorvin Andersen, UiO
Rita Amundsen, UiO
John Arthur Berge, NIVA
Birger Bjerkeng, NIVA
Erik Bjerknes, NIVA
Jakob Gjørseter, HFF
Torbjørn Johnsen, NIVA
Evy R. Lømsland, NIVA
Øystein Paulsen, HFF
Merete Schøyen, NIVA

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. I 2004 endret gruppen navn til Utvalg for miljøovervåking. Utvalgets medlemmer var i 2004:

Oppegård kommune:	B. Tendal (leder)
Oslo vann- og avløpsetaten (VAV):	T. Abry
Akershus fylkeskommune:	S. Larsen
Biologisk Institutt, UiO:	T. Andersen
Bærum kommune, kommunalteknisk seksjon:	P. Kirkesæther
Fylkesmannen Oslo og Akershus:	L. Nilsen og S. Haraldsen
Fagrådet:	M. Sunde (sekretær)

Resultater fra overvåkingsprogrammet rapporteres hvert år. Foreliggende rapport fremlegger resultater fra 2004.

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 2004 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, sammen med Leif Lien, har hatt ansvaret for innsamling av overflateprøver sommerstid. Birger Bjerkeng har bidratt med beregningene av oksygenforbruk (kap. 4.2.2.). 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. 4.3). Jakob Gjørseter og Øystein Paulsen, (Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen) har hatt ansvaret for strandnottrekk og skrevet kap. 4.4. Torbjørn Johnsen og Evy R. Lømsland har analysert planteplankton og skrevet kap. 4.5.4.

Oslo, 30.5.2005

Jan Magnusson

Innhold

Sammendrag	6
Summary	11
1. Innledning.	14
2. Forurensningstilførsler.	14
3. Effekter av forurensningen.	16
3.1 Miljøgifter.	17
3.2 Observasjoner i 2004.	19
3.2.1 Hydrografiske og hydrokjemiske observasjoner i 2004.	20
3.2.2 Overflateobservasjoner i 2004.	20
3.2.3 Fangstdata for fisk og virveløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann.	22
3.2.4 Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos).	22
4. Resultater og diskusjon.	23
4.1 Dypvannsfornyelser.	26
4.2 Oksygenforhold.	29
4.2.1 Oksygenforholdene 2004.	29
4.2.2 Oksygenutviklingen 1973-2004.	33
4.2.3 Kjemiske forandringer i vannmassene.	44
4.3 Forekomst av reker på dypt vann i Oslofjorden høsten 2003 og 2004.	44
4.3.1 Metoder.	44
4.3.2 Resultater	45
4.4 Fangstdata for fisk og virveløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann.	52
4.4.1 Metoder	52
4.4.2 Resultater	53
4.5 Overflatevannets kvalitet.	56
4.5.1 Siktdyp, planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) og næringssalter i juni til august 2004.	56
4.5.2 Næringssaltskonsentrasjoner i overflatelaget vinterstid (desember-februar).	62
4.5.3 Vinterkonsentrasjoner i overflatevann i Oslofjorden og Skagerrak.	72
4.5.4 Planteplankton i indre Oslofjord – Vestfjorden 2004.	76

5. Litteratur.	79
Vedlegg A. Reker (Hyperbenthos).	82
Vedlegg B. Planteplankton.	84

Sammendrag

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

I 2004 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 virvelløse dyr på grunt vann (strandnottrekk).
4. Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos).

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 fra 2000/2001, Nordre Follo r.a. fra 1997 og VEAS fra 1995/96). Sammenlagt renser de avløpsvann fra ca 750 000 personer med et rensekraft på 90 % for fosfor og 70 % for nitrogen. Siste beregning av totale tilførsler ble gjort i 1999 og var 77 tonn fosfor og 3100 tonn nitrogen. Reduksjonen av de menneskeskapte tilførsler (kommunale utslipp) av fosfor og nitrogen til fjorden fra 1985 til 2003 er beregnet til 64 %.

Konklusjoner

Klimaet var ikke spesielt gunstig for en større dypvannsfornyelse i 2004, som også ble moderat i omfang.

En mild høst 2003 var ikke gunstig for dypvannsfornyelse som først startet i månedskiftet desember/ januar i en periode med tilnærmet normale vinterforhold. Den milde våren (fra mars/april) var heller ikke gunstig for en større vannfornyelse, men større deler av Vestfjorden fikk likevel nytt dypvann, samt mellomlagene i Bunnefjorden. Dypvannsfornyelsen var avsluttet i april/mai 2004 og ble til slutt av middels/moderat i omfang.

Oksygenforholdene

Der har skjedd en bedring av oksygenforholdene i Vestfjordens dypvann siden 1970-tallet, men ikke noen forandring i Bunnefjordens dypvann. Det er imidlertid indikasjoner på forbedringer i Bunnefjordens mellomlag. Forbedringen sammenfaller i tid med renses tekniske tiltak. Bekkelagsbassenget har fått betydelig bedre oksygenforhold fra høsten 2001, noe som må tilskrives det nye renseanleggets dypvannsutslipp. På tross av minsket belastning på Bærumsbassenget har det ikke blitt observert noen forbedring av oksygenforholdene i bassenget. I Drøbaksundet er

oksygenkonsentrasjonen på de vannmasser som kan danne nytt dypvann i indre Oslofjord fortsatt lavere enn de var på 1950-tallet.

Oksygenforholdene i Vestfjorden var noe dårligere i 2004 enn i 2003, men ble bedre enn lavt mål for de nordre deler av Vestfjorden og klart bedre enn middels mål (meget nært høyt mål) i de søndre delene. I Bunnefjorden var det hydrogensulfidholdig bunnvann i hele 2004, men på mellomnivåer (30 – vel 60 meters dyp) var forholdene relativt gode. I forhold til de tentative målene for oksygen var Bunnefjorden dårligere enn lavt mål.

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.

I Bunnefjordens dypvann har det ikke vært observert noen positiv utvikling i oksygenkonsentrasjonen siden 1973, men det er heller ikke noen signifikant negativ utvikling fra 1973-82 og til 1983-2004. Imidlertid er oksygenkonsentrasjonen klart lavere sammenlignet med observasjoner fra 1936 – 1966. På mellomnivåer (30-60 meters dyp) er det en svak positiv tendens.

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).

Oksygenkonsentrasjonen på de vannmasser i Drøbaksundet som kan danne nytt dypvann i indre Oslofjord viser fortsatt lavere verdier enn for eksempel på 1950-tallet. Tendensen er dessuten fortsatt negativ. De seneste årene er midlere konsentrasjon omtrent 1ml/l lavere enn foreliggende observasjoner fra 1950-tallet viser. Dette betyr at oksygentransporten til indre Oslofjord kan være dårligere i dag.

Hydrokjemiske forhold

Rensetiltakene i indre Oslofjord har forandret fjordens vannkjemi.

Gjennomførte rensetiltak har 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 rensetiltak, hvor det er fosforreduksjonen som foreløpig har gitt signifikante resultater. Overflatekonsentrasjonen av ammonium (vinterstid) har avtatt. Det er også en klar reduksjon av ammoniumkonsentrasjonen på innlagingsdypet til avløpsvannet fra VEAS, etter det at det ble innført nitrogenrensing. I øvrig har den gjennomførte nitrogenrensingen foreløpig ikke gitt signifikante endringer for parametrene tot-N og nitrat+nitritt, men klart lavere konsentrasjoner av disse parametre de siste tre årene i overflatelaget 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 1973-2004. Med N/P-forhold større enn 50 % av Redfieldforholdet (7/1) i overflatelaget, øker risikoen for oppblomstring av skadelige alger.

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 1973-2004, mens 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*.

Relativt hyppige observasjoner av løste næringssalter vinterstid i 2004 fra strekningen Oslo – Hirtshals i viser at indre Oslofjord (Lysakerfjorden) skiller seg ut med dårligere tilstand for nitrat+nitritt (tilstandsklasse *dårlig*), mens resten av indre Oslofjord (Vestfjorden) samt Drøbaksundet ut til og med Breiangeren var i tilstandsklasse *mindre god*. Fra Bastøy til Færder var tilstandsklassen *god*, mens den i Skagerrak var *meget god*. For fosfat var indre Oslofjord i tilstandsklassen *meget god/god*, mens resten av ytre Oslofjord og Skagerrak havnet i tilstandsklassen *meget god*. Området utenfor kysten ved Hirsthals skilte seg ut fra øvrige deler av Skagerrak med dårligere tilstand (*god* for nitrat+nitritt og *mindre god* for fosfat)

Observasjoner av reker

Rensetiltakene har ført til mer reker i fjorden.

Forekomsten av reker har økt i indre Oslofjord siden midten av 1970-tallet. Det er i Vestfjorden og Lysakerfjorden endringene har vært størst. I 2003 ble det observert betydelig flere reker ved Steilene i Vestfjorden enn hva som er registrert siden 1952. I 2004 var antallet igjen mindre, men fortsatt på nivå med de beste årene på 1960-tallet. Det er imidlertid store variasjoner mellom årene i perioden 1996 - 2004 og disse variasjonen kan til stor del forklares med varierende oksygenkonsentrasjoner nær bunn. Når oksygenkonsentrasjonen synker under 1 ml/l blir det ikke observert reker. Mellom 1-2 ml/l kan det forekomme reker, men en må opp i konsentrasjoner på ca. 2.5 – 3 ml/l for å oppnå relativt høye individ- og artsantall. Det ser ut til at en minimumskonsentrasjon over ca. 2.5 ml/l kan være et mål for å sikre en permanent rekebestand.

Den geografiske fordelingen av antall reker i indre Oslofjord følger oksygenforholdene med de største antallet reker i Gråøyrennen, og deretter avtar antallet innover fjorden. Det er bare observert reker i Bunnefjorden ved Hellviktangen et år (2001), når oksygenforholdene var spesielt bra etter en dypvannsfornyelse. I Bunnefjorden (Svartskog) er det ikke observert reker. Antall arter følger omtrent samme geografiske fordeling, men her er det mindre forskjell mellom de ulike delene av Vestfjorden.

I Drøbaksundet, hvor oksygenforholdene varierer omkring 4-5 ml/l ved bunn, er antall reker betydelig mindre enn i søndre og midtre Vestfjorden, men antall arter er omtrent på samme nivå. Imidlertid ser det ut til at rekene er større i Drøbaksundet enn i indre fjord.

Den klare sammenhengen mellom rekeforekomstene og oksygenforhold viser at årsaken til forbedringen av rekebestanden i Vestfjorden skyldtes rensetekniske tiltak.

Strandnottrekk

Strandnottrekken synes ikke å vise på noen langsiktig trend, men det er interessant at det ble fanget mest eldre torsk ved Bleikøya i Oslos havneområde i 2004.

Det ble ikke fanget 0-gruppe torsk i Vestfjorden eller i Bunnefjorden i 2004. Årsklassen av torsk var også dårlig andre steder av kysten. Derimot ble det fanget mer eldre torsk i nota enn på mange år (0,3 pr trekk i Vestfjorden og 2,2 pr trekk i Bunnefjorden). Dette er mer enn det som ble fanget noen andre steder på Skagerrakkysten, men det må tas i betraktning at flertalet av den store torsken ble tatt på en stasjon, ved Bleikøya.

I Vestfjorden ble det i 2004 fanget mye brisling, og betydelig mer enn i fjor. Andre dominerende arter var sandkutling og bergnebb.

Bergnebb viste en nedadgående trend i perioden 1989 til 1996. Deretter har det vært en svak stigning, men i 2004 var det svært få i Bunnefjorden.

Sandkutling og svartkutling hører også til de mest tallrike artene i Indre Oslofjord. Fangstene av sandkutling er blant de høyeste som er registrert. Her er det også verd å legge merke til at en stasjon bidro sterkt til den høye gjennomsnittsverdien for sandkutling i Bunnefjorden.

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.

Overflatevannets kvalitet sommeren 2004

Etter en dårlig start i juni, med lavt siktdyp og store planteplanktonkonsentrasjoner, ble sommeren 2004 noe bedre enn gjennomsnittlige forhold i 1990-2001. Sommerens resultater stadfester således den positive utviklingen siden 1982 som viser effekten av gjennomførte rensetekniske tiltak.

Den totale beregnede algebiomassen (cellekarbonkonsentrasjonen) var større sommeren 2004 enn i 2003. Det som skiller sommeren 2004 fra 2003 var en uvanlig kraftig blomstring av den nakne flagellatformen av dictyophycean *Dictyochya speculum* som førte til at denne algeklassen for første gang var dominerende i perioden juni-august. Det var en relativt kort oppblomstring i begynnelsen av juni hvor klassen utgjorde vel 75 % av biomassen. Etter denne blomstringen falt algebiomassen i fjorden frem til en mindre økning i august. Sommeren 2004 ble det ikke observert potensielt giftige (humantoksiske) alger over den faregrensen som er satt for konsum av blåskjell..

Sommerens resultater bekrefter den positive utviklingen for siktdyp og planteplanktonbiomasse i fjordens overflatelag siden 1982.

Næringsstoffs-konsentrasjonene i juni-august i fjordens overflate viser på en *meget god* til *god* tilstand, bedømt etter Statens forurensningsstilsyns klassifiseringssystem for miljø i fjorder. Unntaket er Havnebassenget i Oslo og Bunnefjorden (*mindre bra*), men middelkonsentrasjonene ligger meget nær grensen for *god* tilstand. I samme tilstandsklasse havner også sommeren 2004 bedømt ut fra klorofyllkonsentrasjonene, mens siktedypet ligger i tilstandsklassen *mindre god* for store deler av fjorden, unntatt Oslo havneområde som havner i tilstandsklassen *dårlig*. Siktedypet var her også påvirket av arbeidene ved den nye Operaen i Bjørvika. I samme tilstandsklasse hører også området vest om Kalvøya i Bærumsbassenget (Bk 1), noe som kan forklares av at vann fra Sandvikselva påvirker dette området direkte. Øvrige stasjoner i Bærumsbassenget skiller seg ikke så mye fra resten av fjorden og ligger i tilstandsklasse *mindre god*.

Tilrådingar

Det er normalt ikke store forandringar i tilrådingar frå år til år. Dette skyldes at fjorden bare langsamt svarer på de rensetiltak som gjennomføres. Tilrådingene i årets rapport skiller seg derfor lite fra de i årsrapporten fra 2003.

Oppmerksomhet bør rettes mot:

- Utviklingen mot at 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 næringssaltkonsentrasjoner vinterstid i overflatelaget samt algebiomassen (klorofyll-a) gjennom hele produksjonssesongen bl.a. for å imøtekomme fremtidige krav fra Vannrammedirektivet og Oslo-Paris kommisjonen (OSPAR).

De milde vintrenes effekt på dypvannsfornyelsen har vist seg å redusere effekten av rensetiltakene. Spesielt utsatt er i denne sammenheng Bunnefjorden. En fortsatt utvikling med milde vintrer 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 ut til 50 meters dyp i bassenget, med bedre oksygenforhold (bedre vannfornyelse), kan ses på som mindre eksperiment 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 i forbindelse med et eventuelt deponi for sedimenter fra Havnebassenget i Bekkelagsbassenget og har fortsatt for å kunne se eventuelle forandringar etter at det nye Bekkelaget renseanlegg ble tatt i drift år 2001. Denne delen av overvåkingen kan nå reduseres til å bare omfatte høsttoktene.

Det arbeides nå aktivt for å få etablert nye miljømål for de i ulike delene av fjorden. I denne sammenheng bør stasjonprogrammet for overflatestasjoner sommerstid revurderes.

Summary

Title: Monitoring the pollution status of the inner Oslofjord.

Year: 2004

Authors: Jan Magnusson, NIVA, Thorvin Andersen, UiO, Rita Amundsen, UiO, John Arthur Berge, NIVA, Birger Bjerkeng, NIVA, Erik Bjerknes, NIVA, Jakob Gjørseter, HFF, Torbjørn Johnsen, NIVA, Evy R. Lømsland, NIVA, Øystein Paulsen, HFF, Merete Schøyen, NIVA

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4725-4.

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

In 2004, deep-water exchange and oxygen conditions were observed 6 times through the year, as well as surface water quality during winter (mainly nutrients in December – February, 3 times) and in 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, benthic fauna were collected from several stations with a hyperbentich sledge.

Pollution load

Between 1910 and 1996, the anthropogenic load of nutrients (mainly from municipal sewage) has increased by a factor 1-2 for phosphorus and by up to a factor 6 for nitrogen. The difference between phosphorus and nitrogen load is related to the establishment 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 2004 were 64 % for phosphorous and nitrogen. As phosphorus reduction started earlier than 1985, the total reduction of phosphorous is larger, when compared to phosphorous load in the mid 70ies.

Conclusions.

The effect of deep water renewals in the inner Oslo fjord 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 December/January 2003/2004 and a major water exchange of the Vestfjord was completed in February. The autumn 2003 was warmer than normal and this explains the late start of the water renewal. Several minor renewal episodes occurred during the winter of 2004, but were mostly limited to the Vest fjord with moderate effect on the intermediate water of the Bunnefjord.

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, 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 Oslo fjord with salinity (density) high enough to participate in deep water renewals of the inner Oslo fjord, 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 bottom water, however there is an improvement at intermediate levels (30-60 m depth).

The improved oxygen condition in the Vestfjord coincides with increased abundance of shrimps. In fact, it seems that shrimps need at least 1 ml/l oxygen to be present in the bottom water, and the abundance increases with rising oxygen concentration up to about 2-3.5 ml/l, where other factors probably influence. Thus, oxygen concentrations above 2.5 ml/l can be suggested as an environmental lower limit for establishing a steady population.

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 deep water in the Bekkelaget basin contained water with hydrogen sulphide more or less continuously. Since the new outlet was set up, no observations of hydrogen sulphide has been observed and the oxygen concentration between the 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 increase 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, except for a decrease of surface concentration of ammonia. This is also the case for phosphorous in the upper 50 meters in the autumn, both for the Vest fjord and the Bunnefjord. The decrease in phosphorous from 1985 coincides with the successive improvement of chemical treatment at the sewage treatment plants. Lower concentrations of surface nitrogen during the last 2-3 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 1990-2003. Data from the summer 2004 confirms the trend as the secchi depths were slightly larger and the chlorophyll-concentrations lower than averages from 1990-2001. The total estimated algal biomass was, however, larger than in 2003, mainly in the form of a short bloom of *Dictyochya speculum* in the beginning of June. Harmful algae in concentrations above the critical level for possible shellfish toxicity given by Norwegian Food Safety Authority, was not observed in the summer of 2004.

Beach sein haul in near-shore shallow waters in 2004 gave high catches of older cod (0.3 samples pr haul in the Vest fjord and 2.2 in the Bunnefjord), compared with other areas along the Skagerrak coast. However, catches at one station close to Oslo harbour had a large influence on the results.

No catches of juvenile (O-group) cod was made in 2004. Catches of sand goby have increased significantly since 1989, while the total number of species remained constant. The fish is very common in the inner Oslo fjord and the observed catches are among the highest registered.

Number of species/catch could indicate environmental status. This parameter doesn't reveal any trend in the inner Oslo fjord.

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 Oslo fjord.
- "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 for the technique suggested in the Bunnefjord.

1. Innledning.

Undersøkelsene av indre Oslofjord dekker fjordområdet nord for Filtvedt i søndre del av Drøbaksundet, men har sin hovedtyngde innenfor Drøbak.

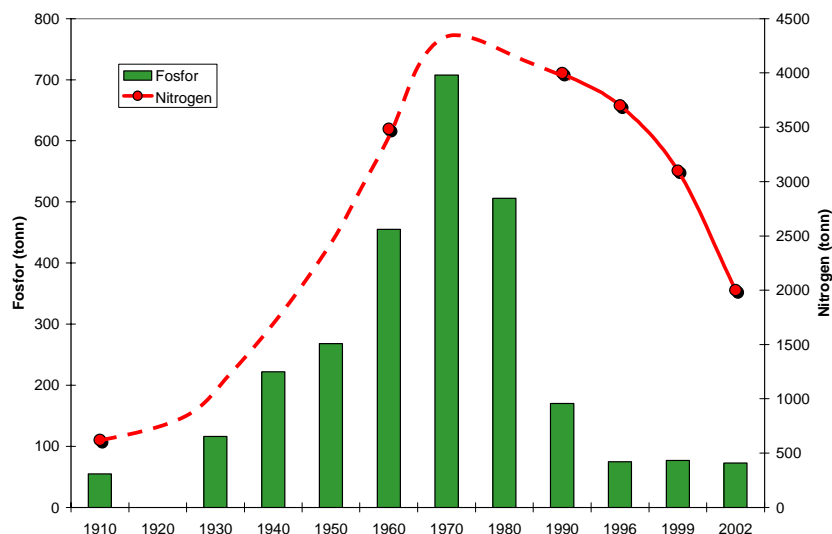
Formålet med overvåkingen er:

- 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 2004 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, samt undersøkelser av fisk og virvelløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann.

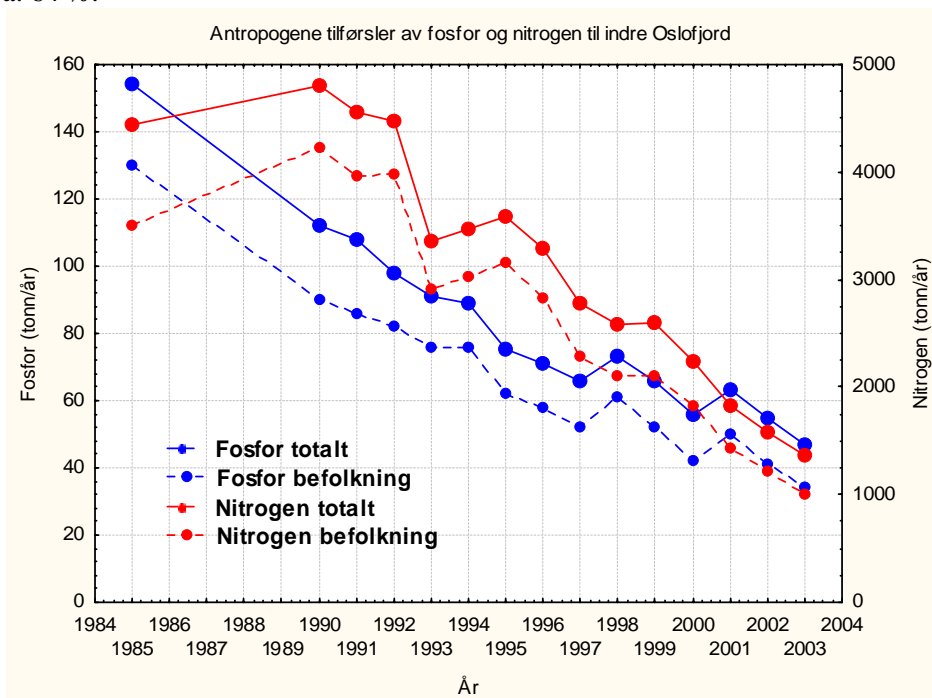
2. Forurensningstilførsler.

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 i gylge konsesjonen 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) Disse anleggene 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. I figuren inngår også tilførsel via naturlig avrenning.

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 (Selvik, m.fl., 2004). **Figur 2** viser resultatet av beregnede tilførsler fra befolkningen samt totale tilførsler fra befolkning, industri, jordbruk og bakgrunn. Omtrent 75 % av de menneskeskapt tilførselene kommer fra befolkningen og disse har blitt redusert med ca. 64% fra 1985 til 2003. For nitrogen har reduksjonen også vært ca. 64 %.



Figur 2. Beregnet tilførsel av fosfor og nitrogen fra befolkningen og totalt til indre Oslofjord ved bruk av TEOTIL (Selvik, m.fl. 2004). Totaltilførselene baserer seg på konstant normalisert bakgrunnstilførsel, dvs. årlige variasjoner i vannføringer er ikke med.

3. Effekter av forurensningen.

Overvåkingsprogrammet konsentrerer seg i første rekke om eutrofieffektene (effekten av overgjødslingen) i fjorden, men det er også problemer knyttet til miljøgifter i fjorden (**Figur 3**). Regelmessige undersøkelser av miljøgifter i fisk og blåskjell blir gjennomført av Statens forurensningstilsyn i et 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 (dårlig 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 bestemmes av mengden planteplankton som synker ut av den fotiske 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. Eutrofiering og effekter. Grønne farger viser noe som kan være positivt 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 Bjerkeng, in prep, Magnusson m.fl., 2003).

3.1 Miljøgifter.

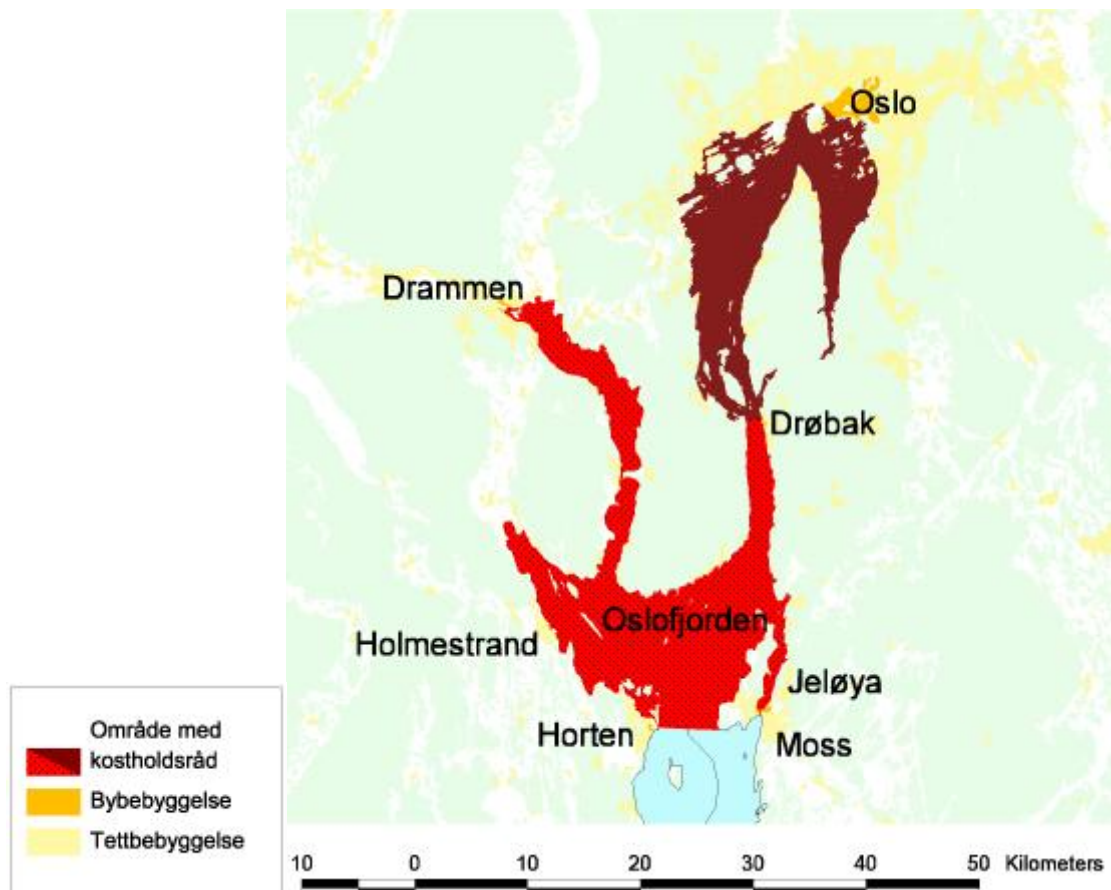
Høsten 1991 ble det påvist store miljøgiftkonsentrasjoner i sedimentene i havnebassenget i Oslo (Konieczny 1992). Undersøkelsene fra 1992-1993 viste at problemet ikke bare var begrenset til Oslo havnebasseng, selv om det bare unntaksvis ble registrert like høye konsentrasjoner av miljøgifter i andre deler av fjorden (Konieczny, 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 fra 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 kostholdsrådene for fjorden som nå lyder: Konsum av ål fanget innenfor Drøbak frarådes. Konsum av lever fra fisk fanget i Oslofjorden innenfor Horten og Jeløya frarådes (**Figur 4**).

Miljøgiftproblemet må sies å være et betydelig problem i indre Oslofjord (Magnusson m. fl., 1995, Knutzen m. fl., 2000).

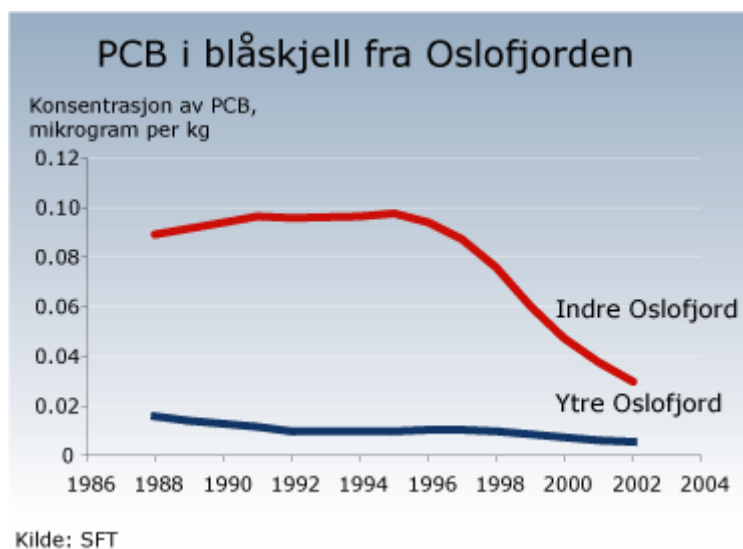
I 1998 ble det funnet effekter av tributyltinn i strandsnegl i indre Oslofjord (Berge m.fl, 1999). Hunnenes kjønnsorganer var deformert slik at de ble sterile.

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

Mens miljøgiftet PCB ser ut til å avta i indre Oslofjord er det motsatt for kvikksølv (**Figur 5 - Figur 6**). Det har vært en statistisk signifikant økning av kvikksølv i indre Oslofjord. Nivået ligger fremdeles under den grensen som Verdens helseorganisasjon (WHO) har satt for risiko ved konsum (0.5 milligram pr. kilo våtvekt). De avtakende PCB-konsentrasjonene i blåskjell er også signifikante etter 1998 (Green, m.fl, 2004).



Figur 4. Mattilsynet gir ut kostholdsrad basert på observasjoner av miljøgifter i fisk. Kartet viser områdene hvor tilsynet andvarer mot konsum av lever i fisk (markert med rød og brun farge) samt ål (brun farge).



Figur 5. Trendene for PCB i blåskjell fra Færder og indre Oslofjord (Gressholmen).



Figur 6. Konsentrasjonen av kvikksølv (mg/kg våtvekt) i filet av torsk fanget henholdsvis i området rundt Færder/sørenden av Tjøme (ytre Oslofjord) og vest for Nesodden (indre Oslofjord).

3.2 Observasjoner i 2004.

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 2004 ble det gjennomført undersøkelser i 5 av de 13 aktuelle undersøkingsprogrammene som inngår i programmet.

Tabell 1. Langtidsprogram 1995-2005.

Langtidsprogram indre Oslofjord	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Prosjekt											
1 Hydrografi/vannutskifting/oksygenforhold	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
2 Hydrokjem (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 Standnotttrekk			x	x	x	x	x	x	x	x	x

Prosjekt nr 11 ble ikke gjennomført i 2004 som følge av tekniske problemer, men vil bli gjennomført i 2005.

3.2.1 Hydrografiske og hydrokjemiske observasjoner i 2004.

Stasjoner og observasjoner på de hydrografiske hovedtoktene (6 pr. år) fremgår av Tabell 2 og **Figur 7** og **Figur 8**. På samtlige stasjoner er det tatt observasjoner av temperatur og saltholdighet, mens stasjoner 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). I 2004 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).

Analysene gjennomføres på følgende dyp: 0, 4, 8, 12, 16, 20, 30, 40, 50, 60, 80, 100, 125, 150, 200. På noen stasjoner er det lagt til ekstra dyp.

Tabell 2. Hydrografiske tokt i indre Oslofjord 2004. Stasjoner med **fet** skrift inkluderer hydrokjemiske observasjoner i hele vannsøylen, mens stasjoner i *kursiv* bare inkluderer hydrokjemiske observasjoner fra overflaten. På øvrige stasjoner er det kun tatt siktedyp og temperatur og saltholdighet (CTD).

Dato og stasjoner
9.2.2004
<i>Ap2, Aq3, Bn1, Cq1, Cp2, Ep1, Dk1, Fl1, Gk1, Gl2, Hm4, Hm6, Im2.</i>
13.4, 18.5, 16.8, 18.10 og 13.12.2004
<i>Ap2, Aq3, Bn1, Cq1, Ep1, Cp2, Bl4, Dk1, Fl1, Gk1, Gl2, Hm4, Hm6, Im2.</i>

3.2.2 Overflateobservasjoner i 2004.

Overflateobservasjoner ble innsamlet vinterstid (2 tokt, desember og januar) og ukentlig sommerstid (juni -august). Stasjoner fremgår av **Tabell 3** og **Figur 7**.

I juni-august ble det gjennomført ukentlige tokt til 15 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. Kvantitative planteplanktonprøver 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.

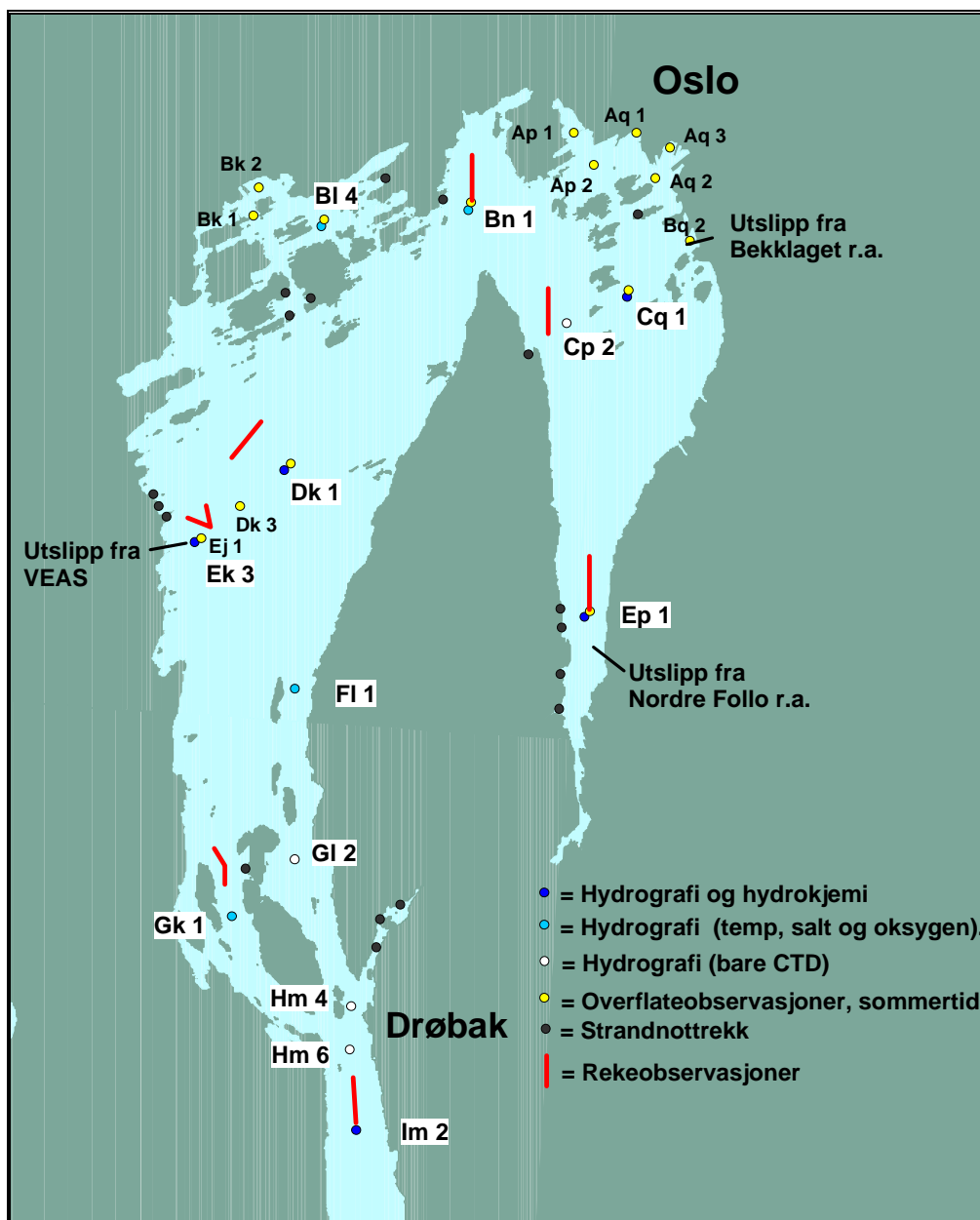
Samtlige analyser ble utført på NIVA. I tillegg til at analysene er akkrediterte deltar også NIVA i det europeiske kvalitetsikringsprogrammet Quasimeme. I 2004 deltok NIVA 2 ganger (Runde 36 og 38). Resultatet for næringssaltsanalyser på sjøvann var meget bra.

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.

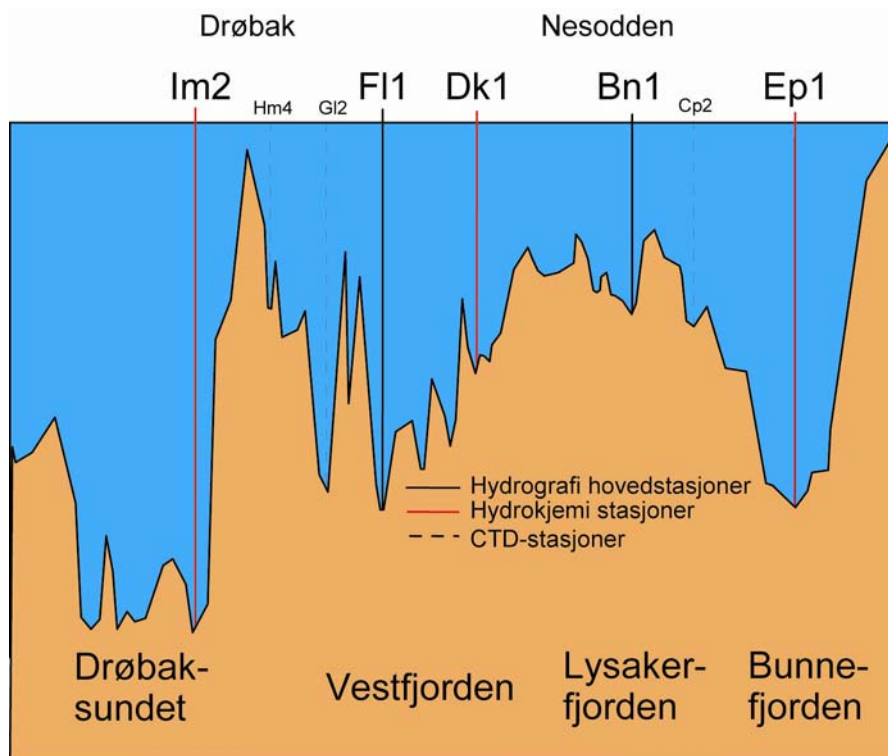
Oksygenprøver analyseres fortløpende ombord på T. Braarud på toktene (modifisert Winkler).

Tabell 3. Overflateobservasjoner i 2004: (Siktedyp, næringsalter 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: 7.1, 2.6, 8.6, 15.6, 22.6, 29.6, 5.7, 14.7, 20.7, 27.7, 3.8, 10.8, 16.8, 24.8, 13.12.2004.



Figur 7. Stasjoner i indre Oslofjord 2004.



Figur 8. Vertikalt lengdesnitt av indre Oslofjord fra Bunnefjorden i syd til Drøbaksundet. Hydrografiske og hydrokjemiske stasjoner er markert.

3.2.3 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 i stor grad fortsatt) finansiert utenfor overvåkingsprosjektet. Prosjektet ledes av J. Gjøsæter og Øystein Paulsen ved Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (HFF).

Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen tar årlig 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 strandnottrekken fortsatte også i 2004. I tillegg har en fra 1997 tatt opp igjen fem av de gamle trekken i Bunnefjorden, og tre nye trekk etter avtale med Fagrådet for indre Oslofjord. Disse var plassert ved Fornebu og vest av Bleikøya. Stasjonsnettet fremgår av **Figur 7**. Resultatene rapporteres i kapittel 4.4.

3.2.4 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 2004 ble det tatt observasjoner fra Bunnefjorden, Lysakerfjorden, Vestfjorden og Drøbaksundet. Resultatene blir rapportert i sin helhet annet hvert år. I kapittel 4.3 presenteres resultatene fra 2003 og 2004.

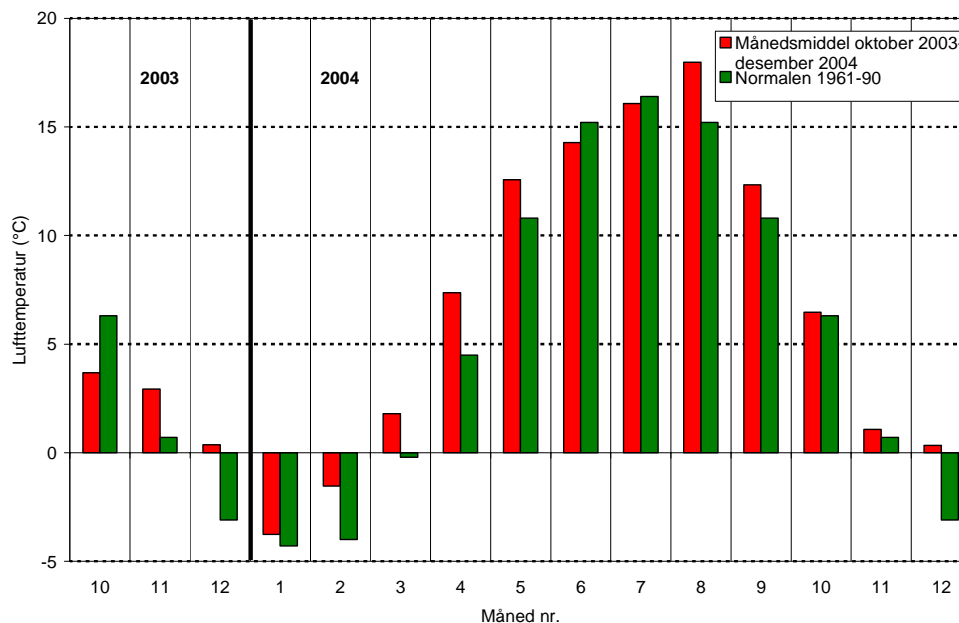
4. Resultater og diskusjon.

Etter en relativt kald oktober 2003, ble november til desember klart varmere enn normalt (**Figur 9**). Etterfølgende av en normalt kald januar måned, ble vinteren mild og våren tidlig og varm. Sommeren kom seint i gang men i begynnelsen av august ble det meget varmt i Osloområdet og temperaturen var klart over normalen også i september.

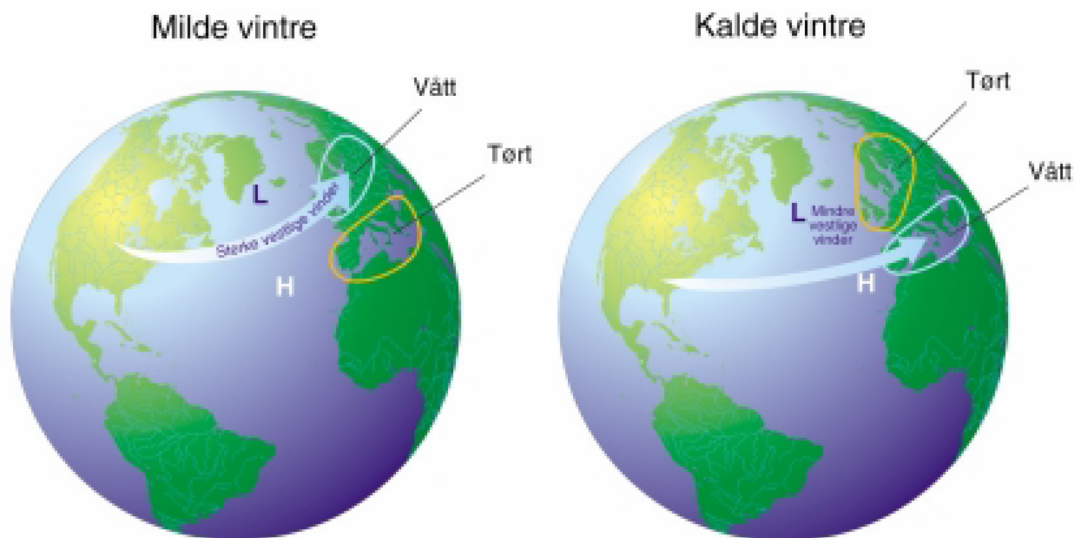
Milde eller kalde vintrer over Sør-Skandinavia har stor betydning for dypvannsfornyelsen i indre Oslofjord. Dypvannsfornyelsen begunstiges av lengre perioder med nordlige vinder vinterstid, noe som ofte gir et kaldt klima.

Forenklet kan vær-situasjonen beskrives ved at i milde vintrer er det sterke vestlige vinder over Nord-Atlanteren som fører mild og fuktig luft fra sørvest inn over Skagerrak og Oslofjorden, men i kalde vintrer 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 10**). Gjennom å beregne en normalisert indeks på lufttrykkforskjellen mellom Island og Portugal kan de to klimasituasjonene beskrives (NAO-indeks). **Figur 11** viser indeksen for desember – mars 1864-2004 og viser at vinteren 2004 var omtrent "normal", dvs. ikke spesielt gunstige vindforhold for en større dypvannsfornyelse. Lufttemperaturen var bare "normal" i januar før øvrigt klart varmere i desember til mars, noe som viser at NAO-indeksen ikke alltid avspeiler temperaturforholdene fullt ut.

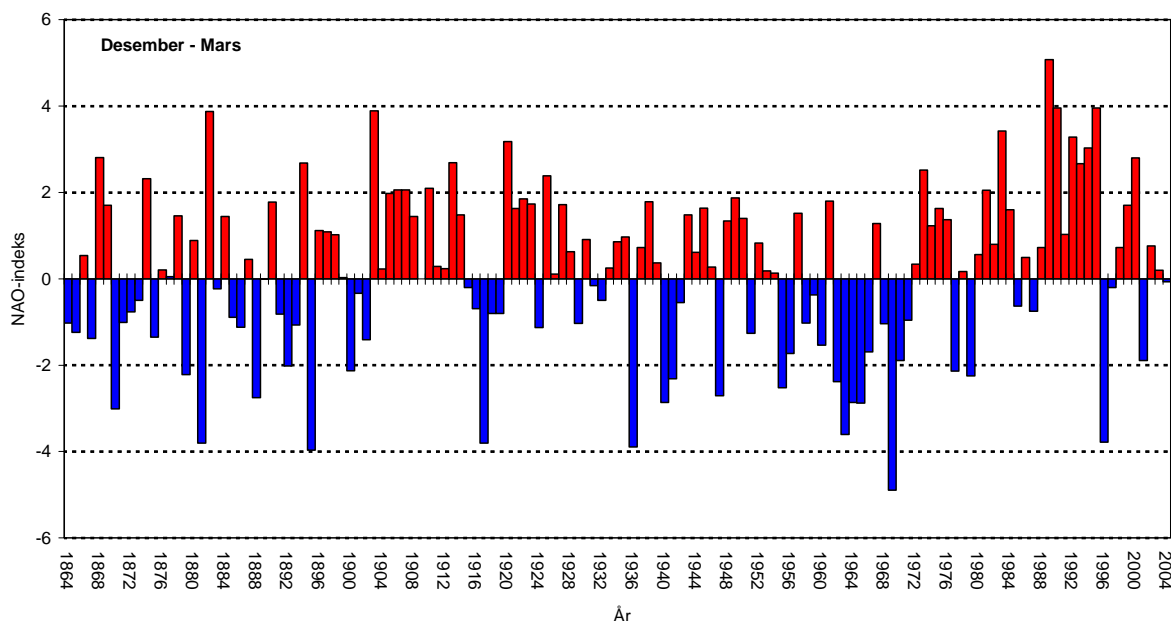
NAO-indeksen viser at vintrene fra 1988 – 1995 var klart ugunstige for dypvannsfornyelser i fjorden og at bare to år -1996 og 2001 – var gunstige år. Begge disse årene var også dypvannsfornyelsen meget bra i fjorden.



Figur 9. Månedsmiddeltemperaturen ved Blindern 2003 og 2004, sammenlignet med normalen 1961-90 (data fra Meteorologisk institutt).



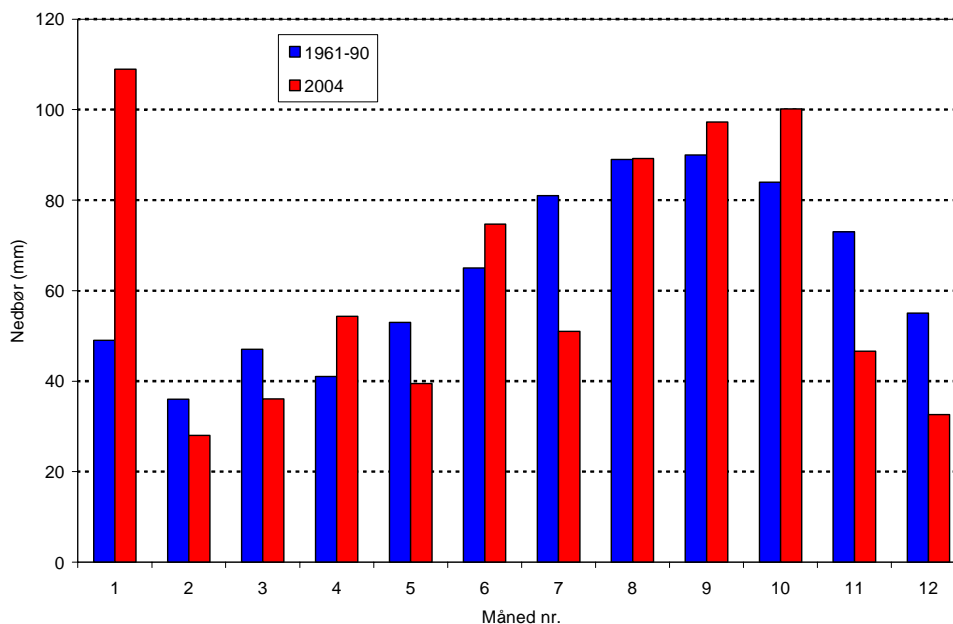
Figur 10. Den nordatlantiske svingningen (NAO) som uttrykkes ved NAO-indeksen, er variasjonen i forskjellen mellom lufttrykket over Island, Azorene og Portugal. Positiv indeks fører mild og fuktig luft inn over Sør-Norge (venstre figur) og motsatt gir negativ indeks kald og tørr luft over Norge (høyre figur). (Kilde: <http://www.ideo.columbia.edu/NAO> av Martin Visbeck, Columbia University).



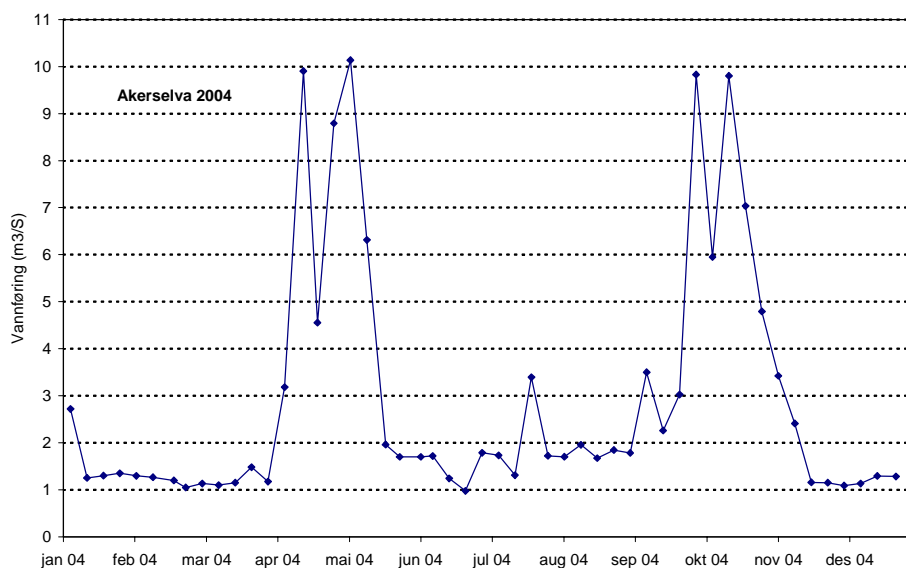
Figur 11. NAO-indeks (desember-mars) 1864-2004. Indeksen beskriver i store trekk vær-situasjonen i sør-Norge vinterstid. Positive verdier sammenfaller ofte med milde vintre, høyere frekvens av sørlige vinder og noe mer nedbør. Negative verdier henger sammen med kaldere vintre og større frekvens av nordlige 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).

Nedbøren var stor i januar men den kom som snø. I midten av mars måned ble temperaturen positiv og i slutten av mars var snøen borte. Unntatt april måned var nedbøren mindre enn normal våren 2004. Sommeren startet med en relativt nedbørrik og kald juni. Juli var nedbørfattig og i august/september ble også lufttemperaturen betydelig over normalen.

Den lokale ferskvannstilførselen er her representert med vannføringen i Akerselva (**Figur 13**). Vårflommen kom i april og det var relativt stor tilførsel av ferskvann til midten av mai. Den store nedbøren i september-oktober ga også høy vannføring i elvene.



Figur 12. Nedbør ved Blindern, som månedssum 2004, sammenlignet med 1961-90. (Data fra Meteorologisk Institutt).



Figur 13. Ukevannføring i Akerselva 2004. Data fra Oslo vann- og avløpsetaten (VAV).

4.1 Dypvannsfornyelser.

Vannkvaliteten i indre Oslofjord påvirkes av lokale forurensninger fra land og tilført mengde og kvalitet på "nytt" vann fra ytre Oslofjord/Skagerrak. Utslipp av rensset vann fra rensanleggene dominerer tilførselene 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 rensanleggene 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 senhøstes. Imidlertid er det bare i Vestfjorden det normalt er årlige dypvannsfornyelser. I Bunnefjorden kan det gå flere år mellom hver større vannutskiftning, men hvert år vil alltid noe vann også tilføres Bunnefjorden på mellomnivåer og gjennom diffusive prosesser også til dypvannet.

Størrelsen (og derved effekten) av dypvannsfornyelsen i fjorden varierer fra år til år (**Figur 17**). Det er de varierende meteorologiske forhold, samt de hydrografiske forholdene i Skagerrak/Nordsjøen som er avgjørende for resultatet. Generelt gunstige forhold sammenfaller ofte med kalde vintre med liten ferskvannstilførsel til Kattgat/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.

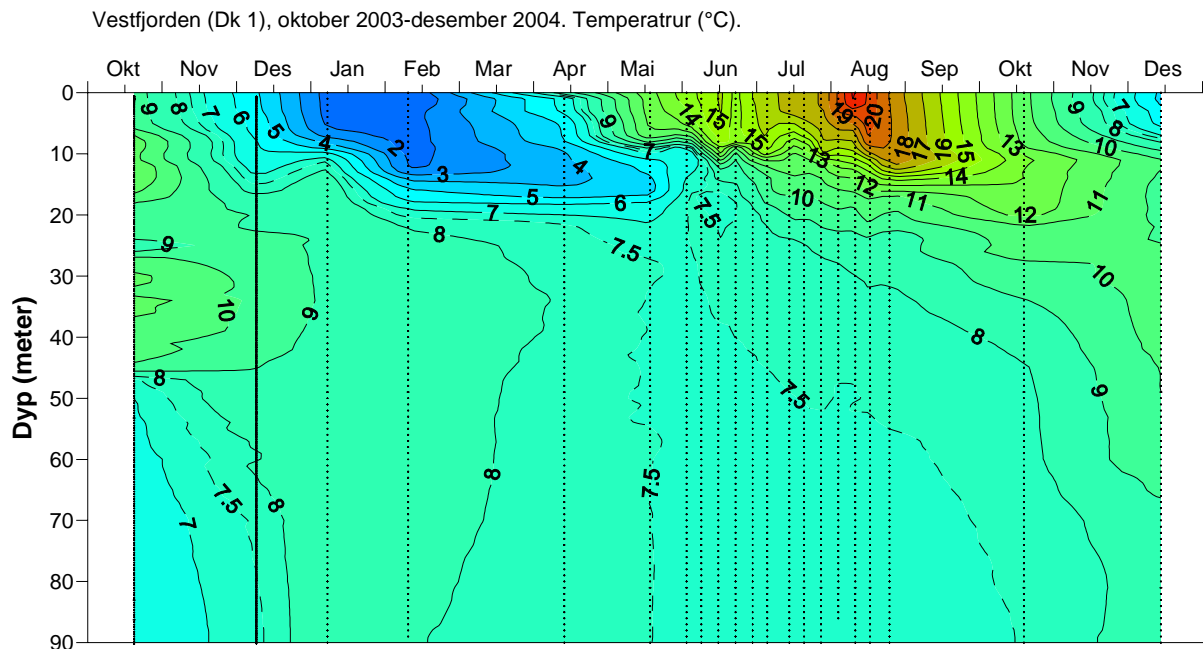
Det innstrømmende vannet fra ytre Oslofjord har normalt et betydelig høyere oksygeninnhold og lavere næringssaltkonsentrasjoner enn det gamle dypvannet inne i fjorden. Når det nye dypvannet strømmer inn over Drøbakerskelen, blandes det med gammelt fjordvann. Stor tetthetsforskjell og langvarige, sammenhengende innstrømninger er gunstige i det en får liten blanding mellom nytt og gammelt vann og effektiv utskiftning. Variasjoner fra år til år i selve utskiftningsprosessen 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 i dag tidvis kunne tilføres mindre oksygen fra ytre Oslofjord enn tidligere.

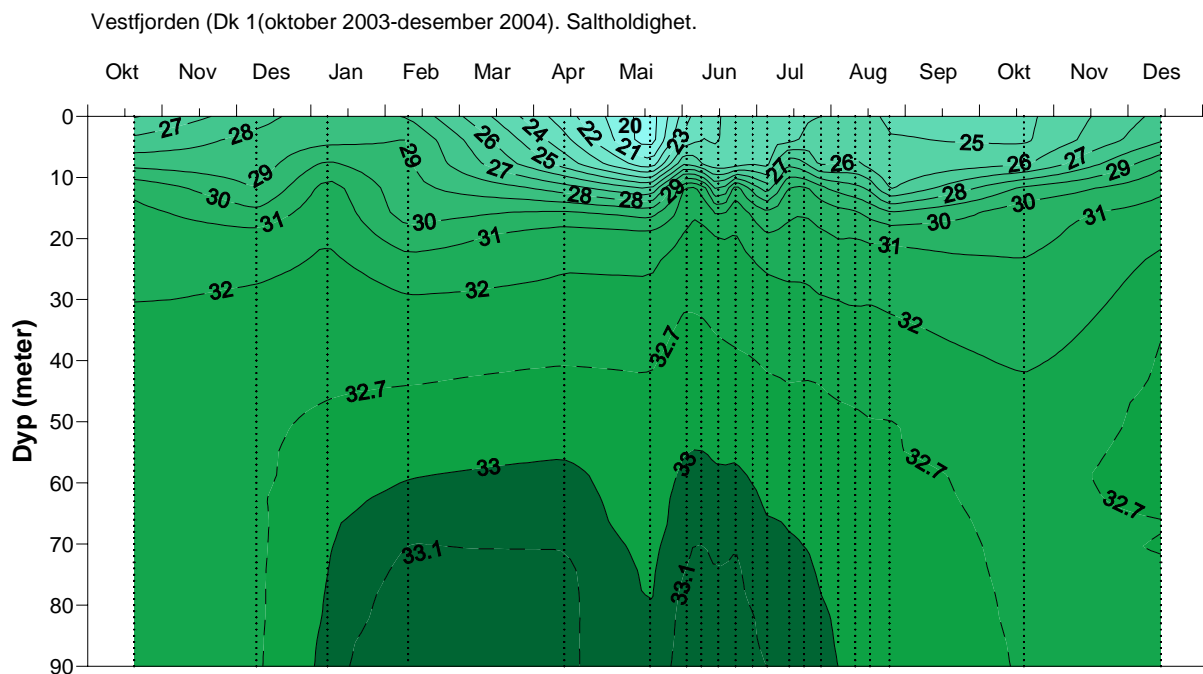
Dypvannsfornyelsen i 2004 startet i desember 2003/ januar 2004 og var avsluttet i april/mai (**Figur 14 -Figur 16**). Det var flere utskiftningsepisoder med større fornyelser i desember 2003, februar og april 2004. I Vestfjorden og Lysakerfjorden var dypvannsfornyelsen god, mens det ikke var noen fullstendig fornyelse i Bunnefjorden. Bare vann på mellomnivåer ble delvis fornyet. I desember 2003 ble det tilført nytt vann ned til ca. 80 meters dyp, men det strømmet også inn vann mellom februar og april måned.

Hovedårsaken til at det ikke ble noen stor dypvannsfornyelse i Bunnefjorden var lite gunstig klima. NAO-indeks for desember – mars viste en relativ normal periode (**Figur 11**), mens større utskiftninger i Bunnefjorden sammenfaller oftest med en noe kaldere vinter enn normalt, eller en klart negativ NAO-indeks.

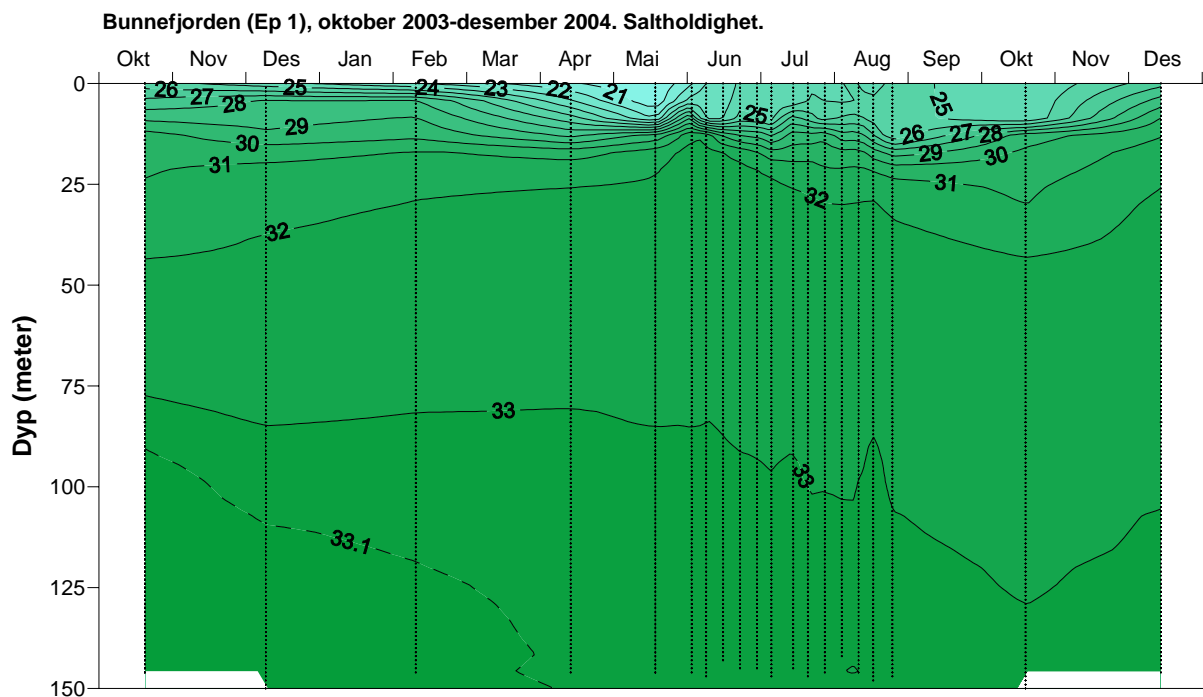
Vinteren 2004 var det således en "middels" dypvannsfornyelse i indre Oslofjord. Det er ikke foretatt noen beregning av dypvannsfornyelsens størrelse siden år 2000 (**Figur 17**). Nye beregninger vil bli gjennomført i kommende år.



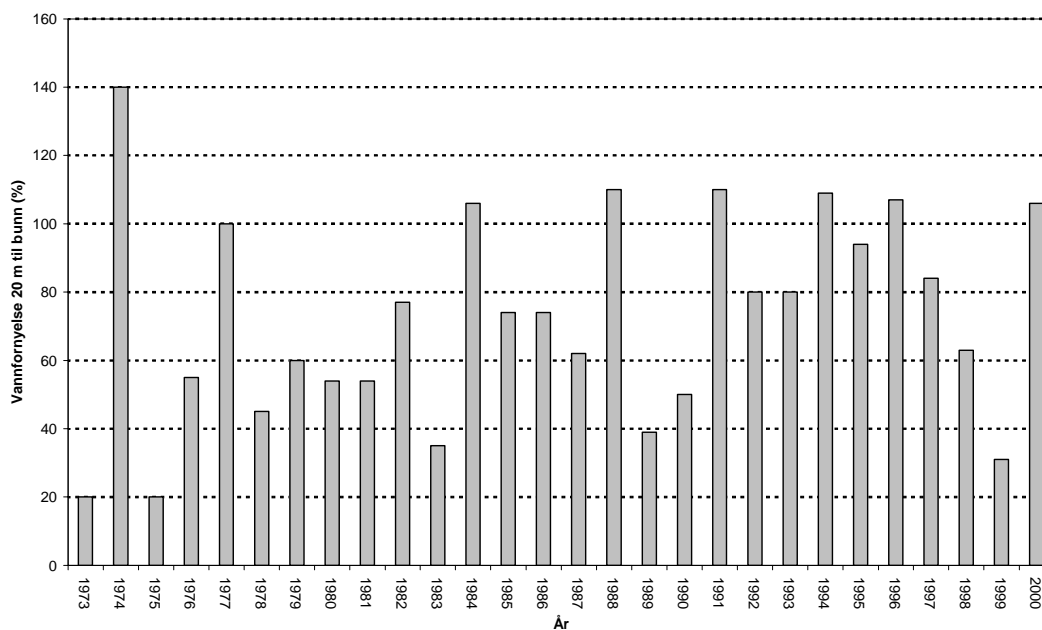
Figur 14. Temperatur i Vestfjorden (Dk 1), oktober 2003-desember 2004.



Figur 15. Saltholdighet i Vestfjorden (Dk 1) oktober 2003-desember 2004.



Figur 16. Bunnefjorden (Ep 1) saltholdighet oktober 2003-december 2004.



Figur 17. Beregnet *relativ* dypvannsfornyelse (20 meters dyp til bunn) for hele indre Oslofjord, 1973-2000. Søylene viser fornyelse i % av totalt volum (20 m dyp til bunn).

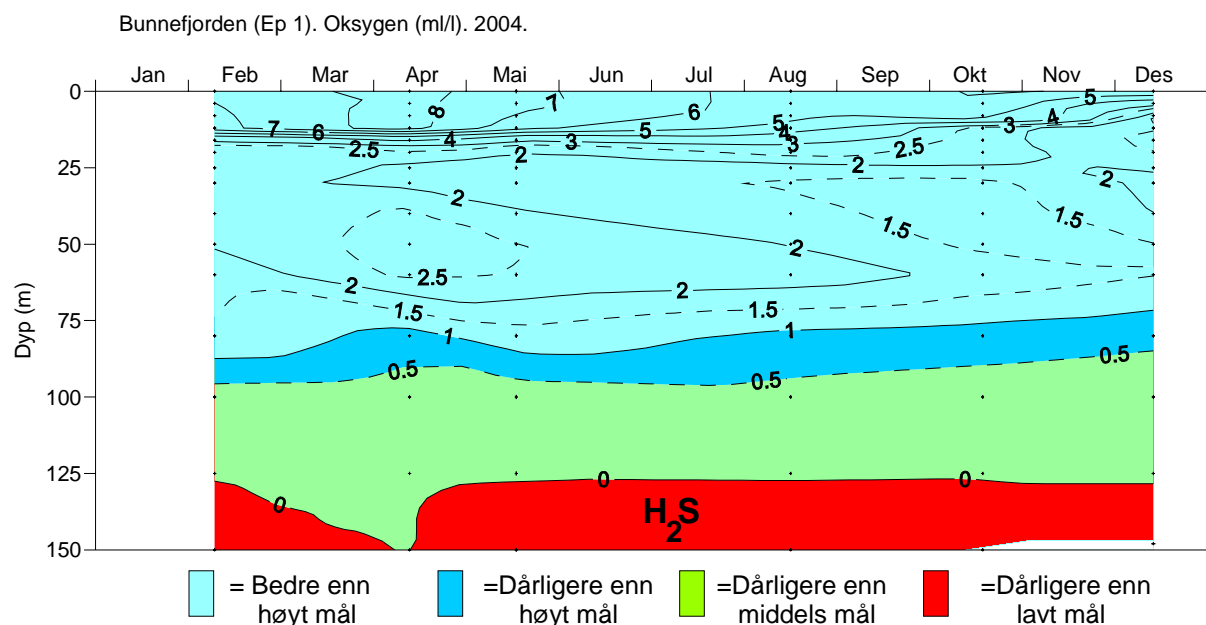
4.2 Oksygenforhold.

4.2.1 Oksygenforholdene 2004.

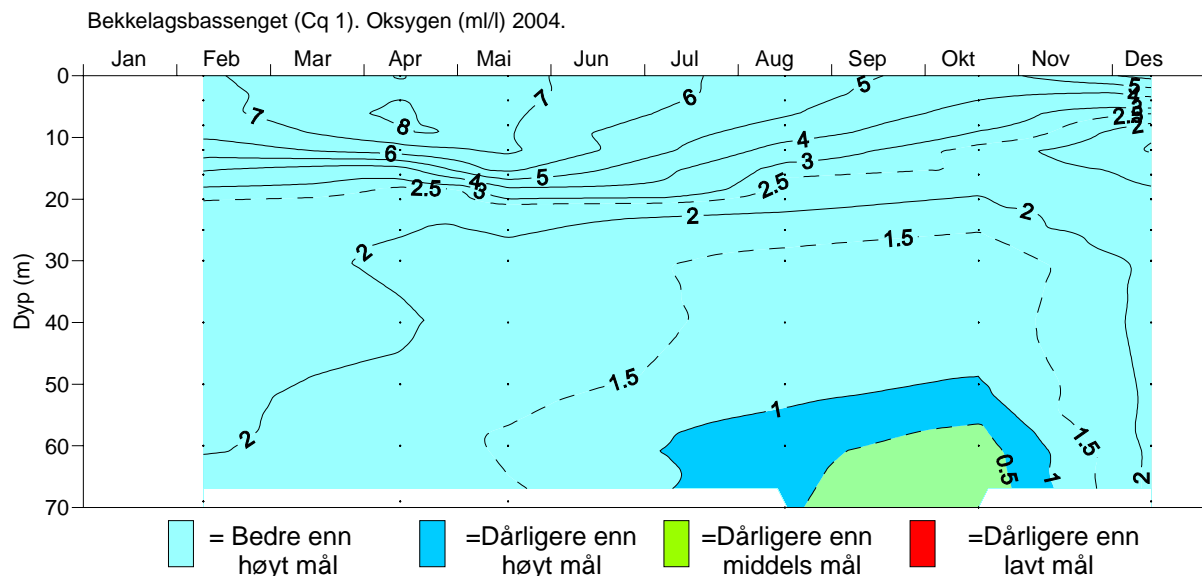
Oksygenforholdene i 2004 i de ulike delene av fjorden er presentert i **Figur 18 - Figur 25**. Der hvor det finnes tentative miljømål er disse markert. Miljømålene ble utarbeidet i 1986 og er ikke politisk behandlet (Baalsrud m.fl, 1986). For de områdene som det ikke finnes tentative miljømål er oksygenforholdene sammenlignet med Statens forurensningstilsyns tilstandsklassifisering for fjorder (Molvær, m.fl., 1997). SFT's tilstandsklassifisering for oksygen bygger på ulike oksygenegrensener som normalt er tilfredsstillende for ulike fiskearter og andre høyere organismer (for eksempel reker).

De dårligste oksygenforholdene i fjorden finnes nå i Bunnfjordens dypvann og i Bærumsbassenget. I begge bassenger blir alt oksygen brukt opp og det dannes hydrogen sulfid – en dødelig gift for de fleste marine organismer. Hydrogensulfidholdig vann eller vann med for lav oksygenkonsentrasjon vil frittstående fisk normalt unngå. Fastsittende eller lite rørlige organismer vil dø i hydrogen sulfidholdig vann. Det har hent at også fisk har dødt, men dette er bare observert i samband med dypvannsfornyelser, hvor hydrogen sulfidholdig vann løftes opp mot overflaten og dyrene ikke klarer å flykte. Slike observasjoner av fiskedød er gjort i Holtekilen (Kirkerud og Magnusson, 1976), og Oslo Havnebasseng, samt Paddehavet.

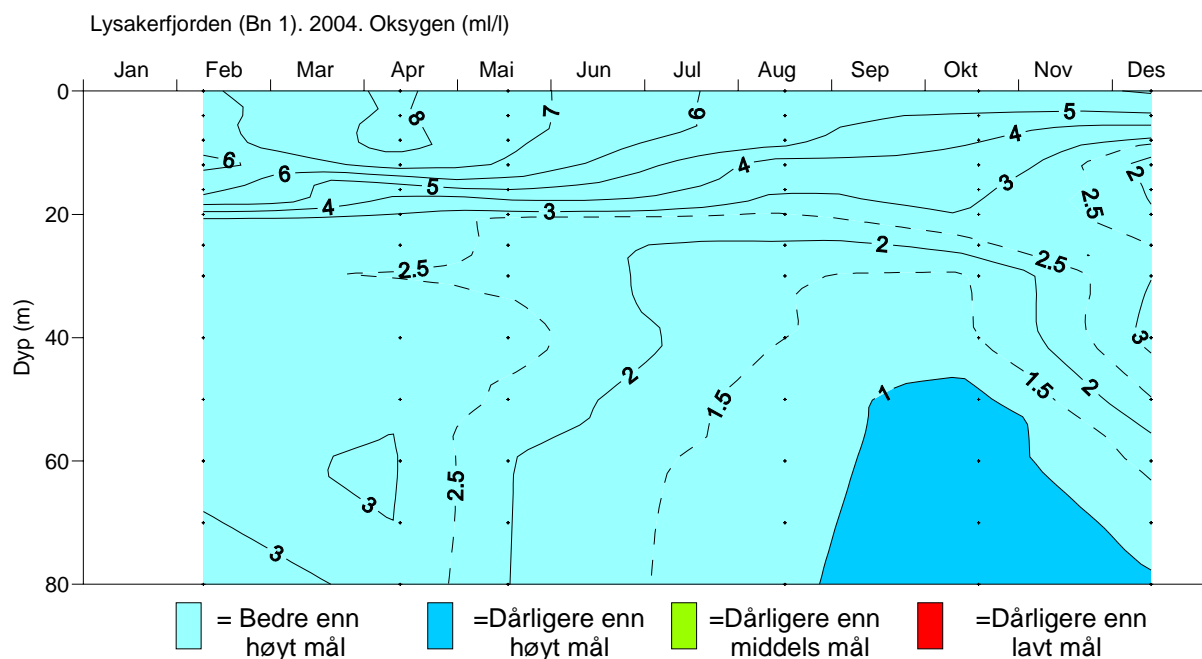
Sett i relasjon til de tentative miljømålene varierte forholdene i dypvannet mellom dårligere enn lavt mål (Bunnfjorden **Figur 18**), bedre en lavt mål i Bekkelagsbassenget (**Figur 19**), bedre en middels mål for Lysakerfjorden (**Figur 20**), bedre enn lavt mål for midtre del av Vestfjorden (**Figur 21**) til bedre enn middels mål for søndre del av Vestfjorden (**Figur 22** og **Figur 23**). Ettersom det ikke foreligger noen miljømål for Bærumsbassenget eller Drøbaksundet er oksygenforholdene her sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for fjorder. Bærumsbassengets tilstand i 2004 var *meget dårlig*, mens oksygenforholdene i Drøbaksundet var *gode* (**Figur 24 - Figur 25**).



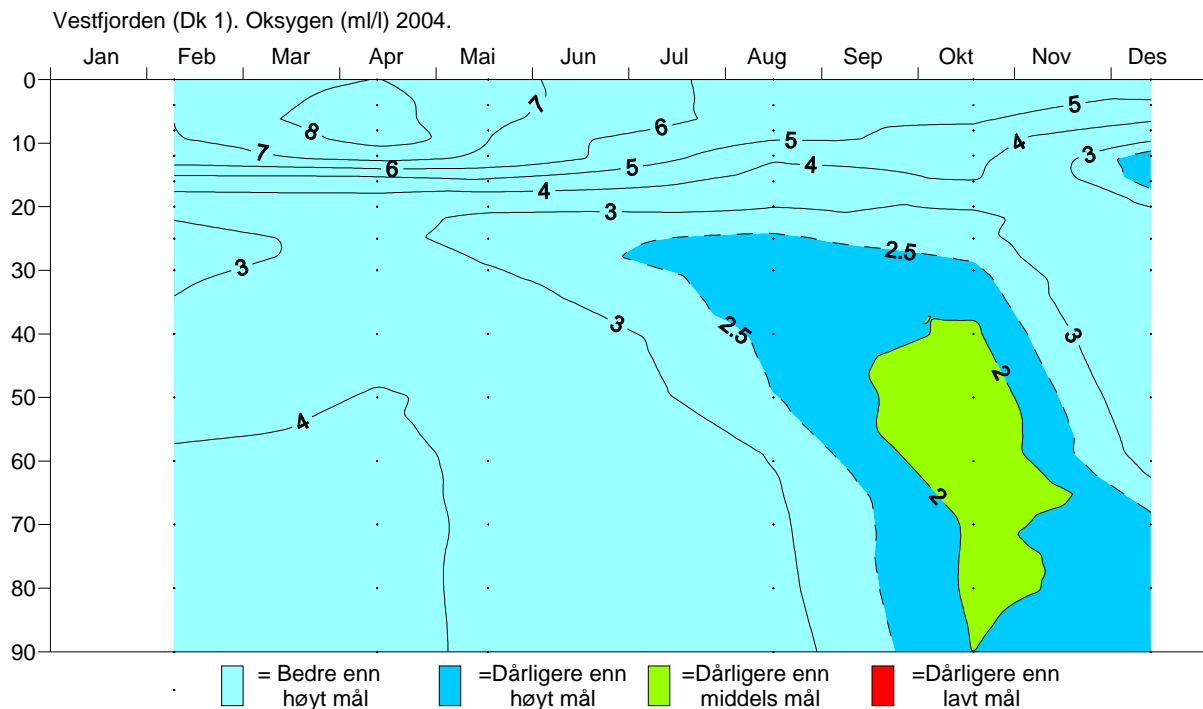
Figur 18. Oksygenkonsentrasjonen i Bunnfjorden (Ep 1), 2004. Konsentrasjonen er sammenlignet med de tentative miljømål som ble foreslått for Bunnfjorden i 1986 (Baalsrud m.fl., 1986). Figuren viser at Bunnfjorden ikke oppfylte laveste mål på 125-150 meters dyp i 2003.



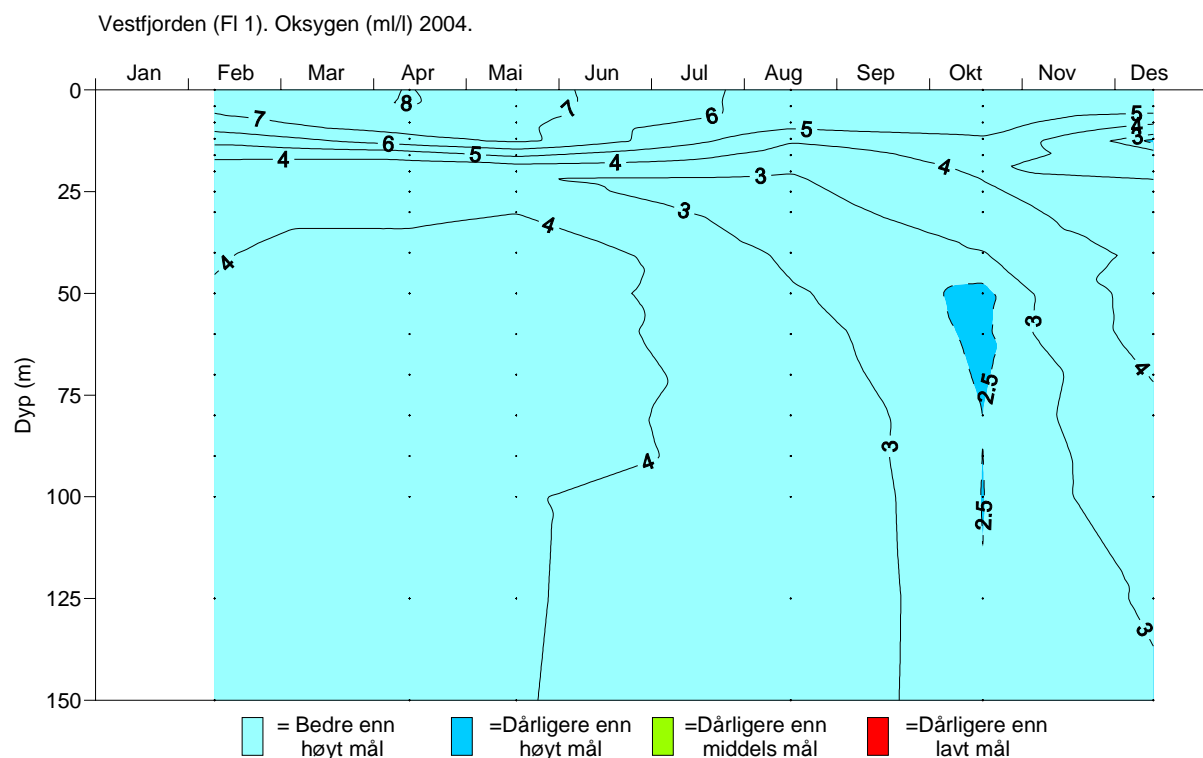
Figur 19. Oksygenkonsentrasjonen i Bekkelagsbassenget (Cq1), 2004. Konsentrasjonen er sammenlignet med de tentative miljømål som ble foreslått for Bunnefjorden i 1986 (Baalsrud m.fl., 1986). Figuren viser at Bekkelagsbassenget oppfylte lavt mål i 2004.



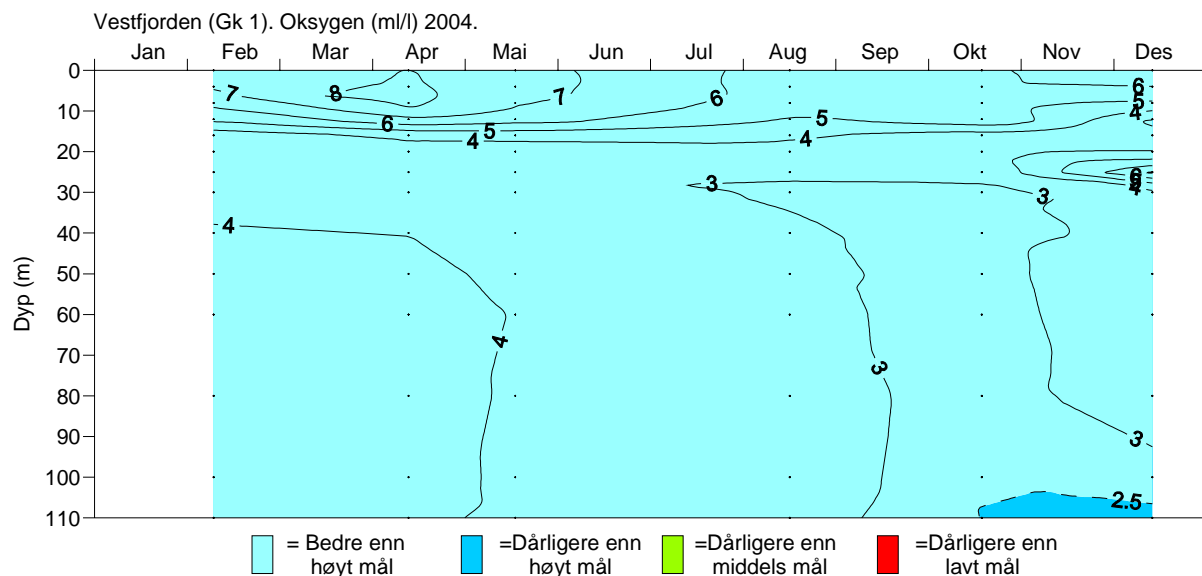
Figur 20. Oksygenkonsentrasjonen i Lysakerfjorden (Bn 1), 2004. Konsentrasjonen er sammenlignet med de tentative miljømål som ble foreslått for Bunnefjorden i 1986 (Baalsrud m.fl., 1986). Figuren viser at Lysakerfjorden ikke oppfylte høyt mål i 2004.



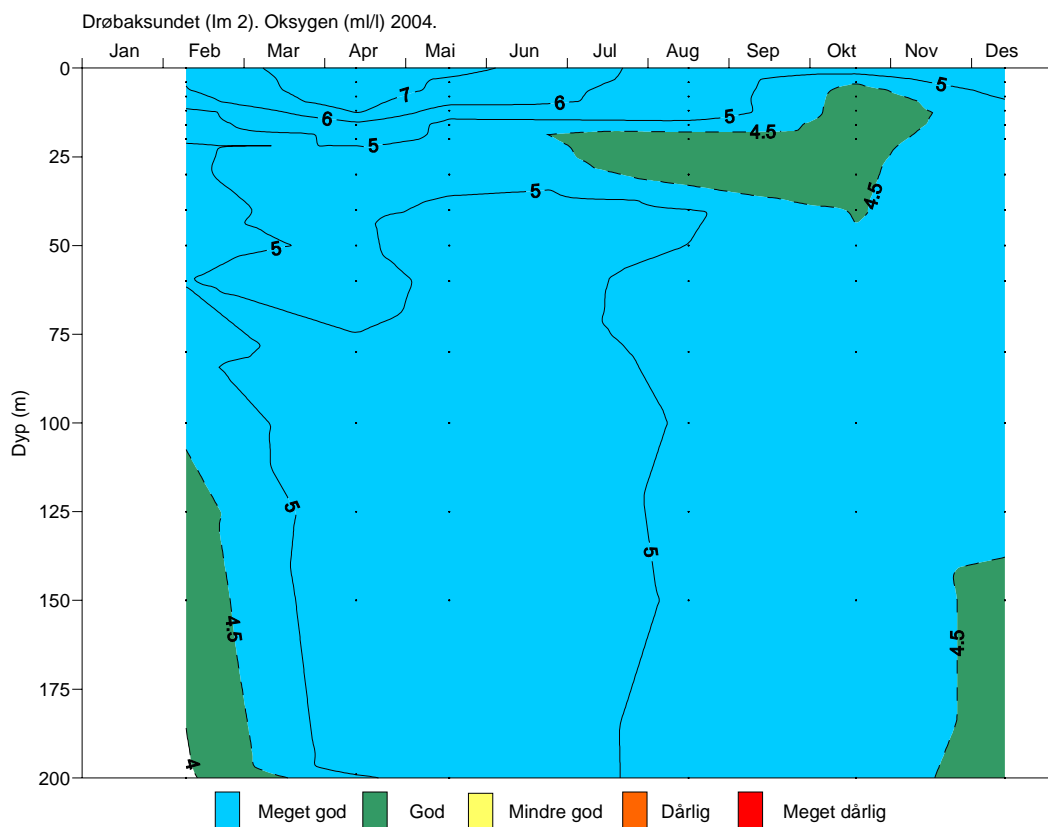
Figur 21. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk 1), 2004. Konsentrasjonen er sammenlignet med de tentative miljømål som ble foreslått for Vestfjorden i 1986 (Baalsrud m.fl., 1986). Figuren viser at Vestfjorden ved Steilene (Dk 1) ikke oppfylte middels mål i 2004.



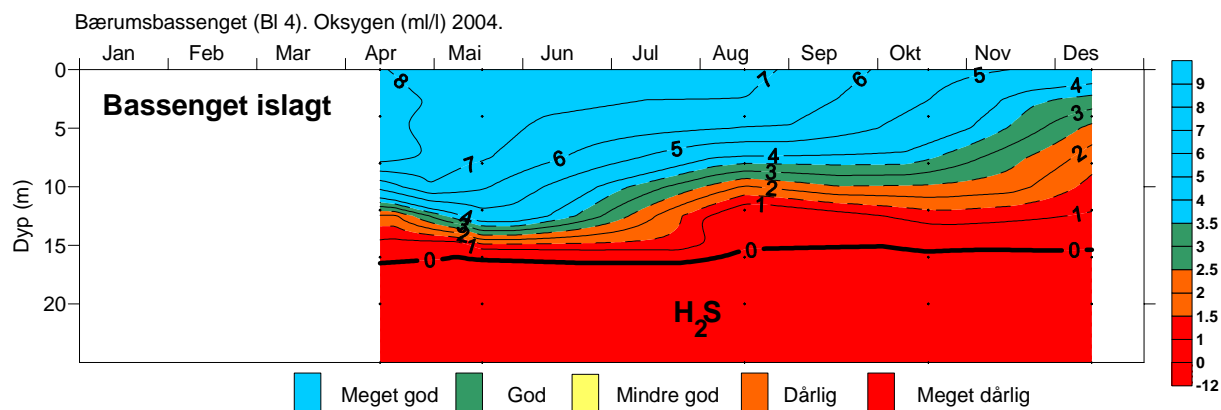
Figur 22. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Fl 1), 2004. Konsentrasjonen er sammenlignet med de tentative miljømål som ble foreslått for Vestfjorden i 1986 (Baalsrud m.fl., 1986). Figuren viser at Vestfjorden ved søndre Langåra (Fl 1) oppfylte middels mål i 2004.



Figur 23. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Gk 1), 2004. Konsentrasjonen er sammenlignet med de tentative miljømål som ble foreslått for Vestfjorden i 1986 (Baalsrud m.fl., 1986). Figuren viser at Vestfjorden ved Gråøya (Gk 1) oppfylte middels mål i 2004.



Figur 24. Oksygenkonsentrasjonen i Drøbaksundet (Im 2), 2004. Konsentrasjonen er sammenlignet med SFT's klassifisering av tilstand for miljøet i fjorder (Molvær, m.fl. 1997) Figuren viser at Tilstanden i Drøbaksundet var god i 2004. Det finnes ikke noen miljømål for Drøbaksundet.



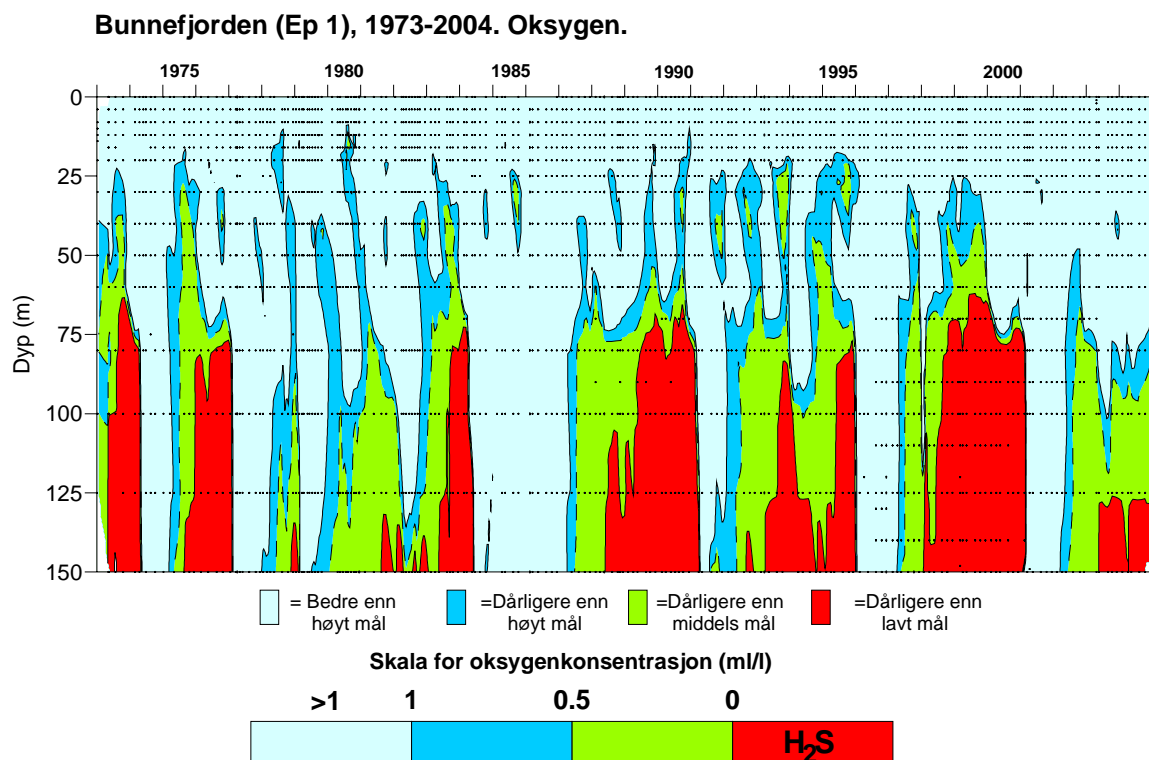
Figur 25. Oksygenkonsentrasjonen i Bærumsbassenget (BI 4), 2004. Konsentrasjonen er sammenlignet med SFT's klassifisering av tilstand for miljøet i fjorder (Molvær, m.fl. 1997) Figuren viser at tilstanden i Bærumsbassenget var meget dårlig i 2004. Det finnes ikke noen miljømål for Bærumsbassenget.

4.2.2 Oksygenutviklingen 1973-2004.

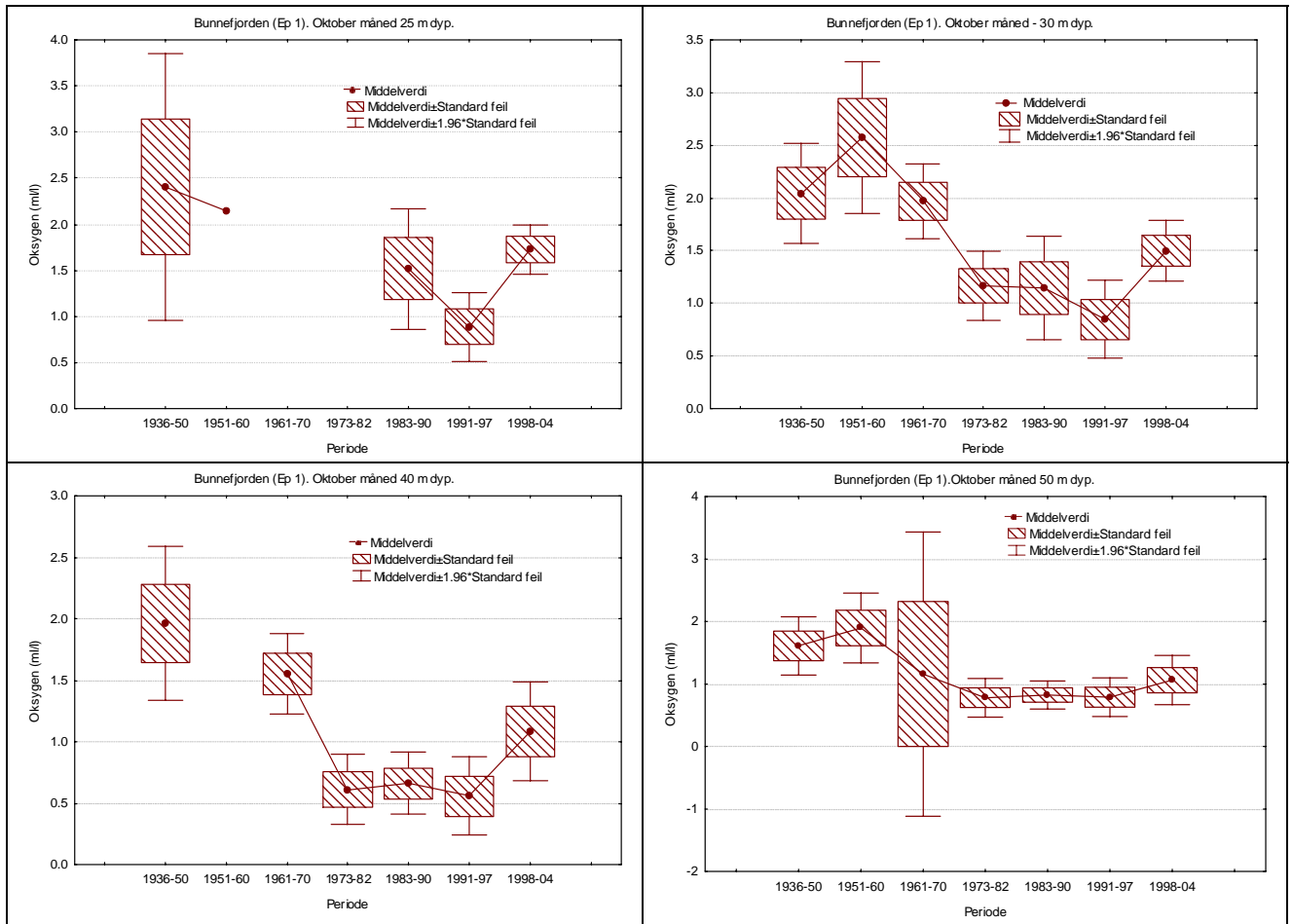
Bunnefjorden

Oksygenkonsentrasjonen i ulike deler av fjorden fra 1973-2004 er presentert i **Figur 26 - Figur 41**. For enkelte stasjoner vil tidsrommet avvike fra denne perioden som følge av manglende observasjoner eller at alle eldre data ikke er overført til elektronisk format.

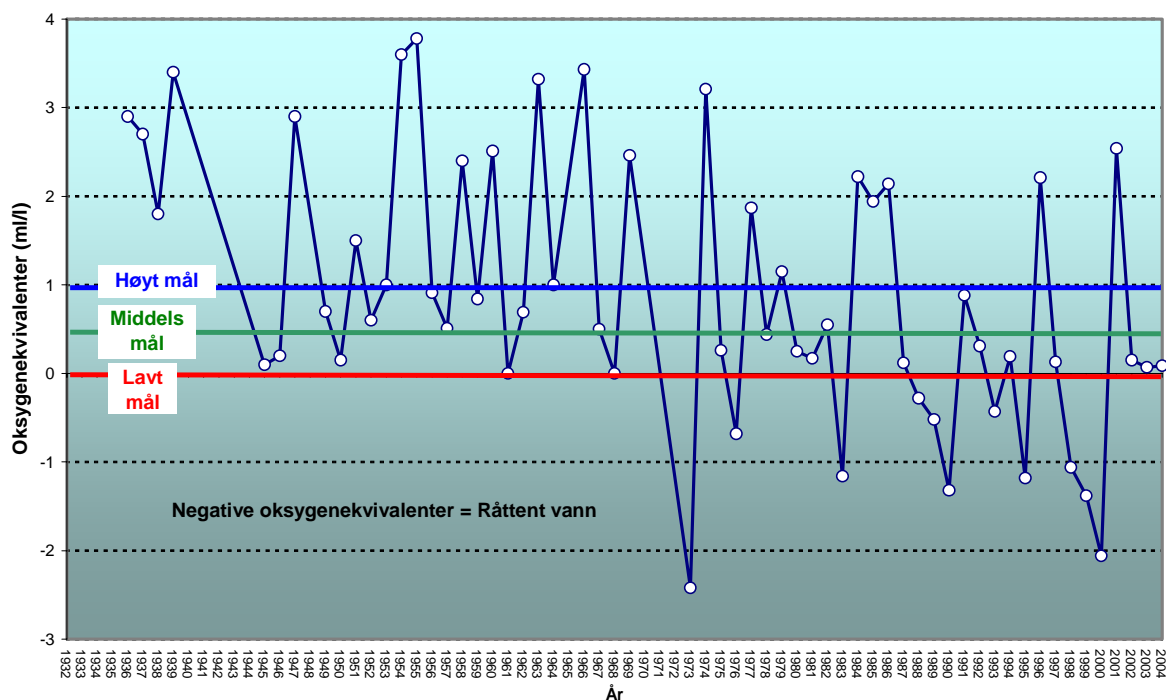
For Bunnefjorden har det foreløpig ikke vært noen positiv utvikling sett over hele tidsrommet 1973-2004 (**Figur 26**). Over et lengre tidsrom (1936-2004) har det vært en signifikant negativ utvikling – noe som illustreres av **Figur 28 - Figur 29**. Imidlertid er det tegn til en positiv utvikling i mellomlagen av fjorden i 1998-2004, sammenlignet med observasjoner fra 1973-1997 (**Figur 27**). Det er spesielt observasjoner fra 2001-2004 som bidrar til dette. I midten på 1980-tallet var oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjordens dypvann bedre enn høyt mål, men dette skyldtes god dypvannsfornyelse i flere år. Bunnefjorden oppfyller ikke kravet som er satt til lavt mål for dypvannet.



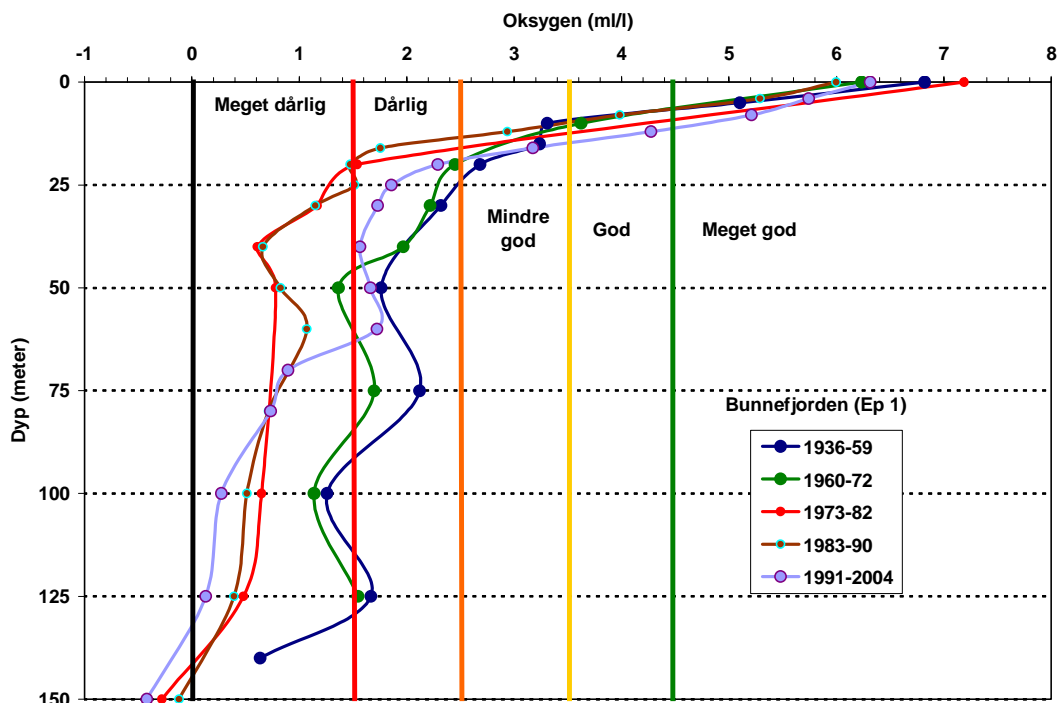
Figur 26. Oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden (Ep 1) 1973-2004 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen. Målene er tatt frem for dypvannet. Når de ikke oppfylles for vannmassene mellom 20-60 meters dyp er dette et dårlig tegn.



Figur 27. Midlere oksygenkonsentrasjon i Bunnfjorden (Ep 1) på 25, 30, 40 og 50 meters dyp



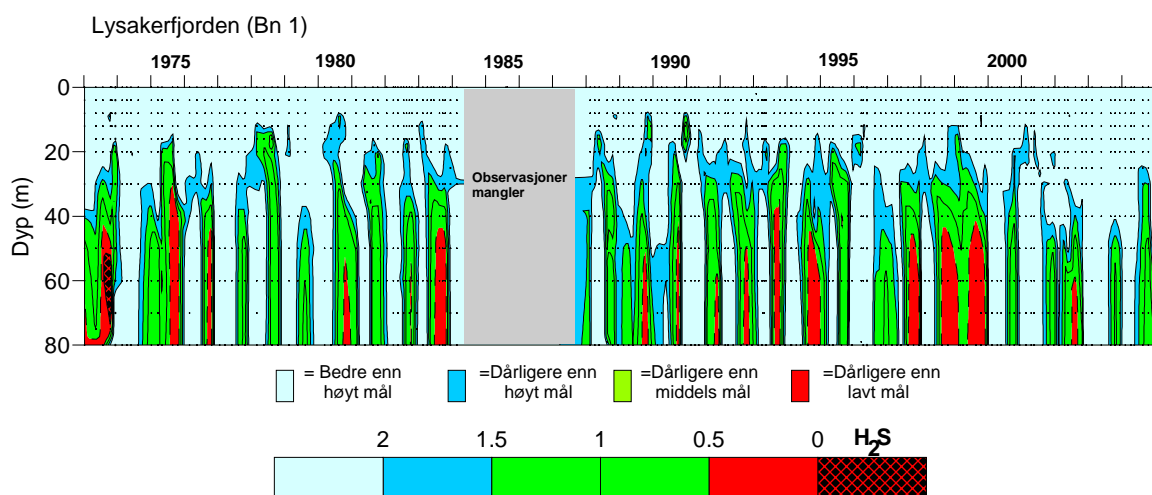
Figur 28. Oksygenkonsentrasjonen på 125 meters dyp i Bunnfjorden (Ep 1) fra oktober måned 1936 – desember måned 2004 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen. (Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), Havforskningsinstituttet, Forskningstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2004).



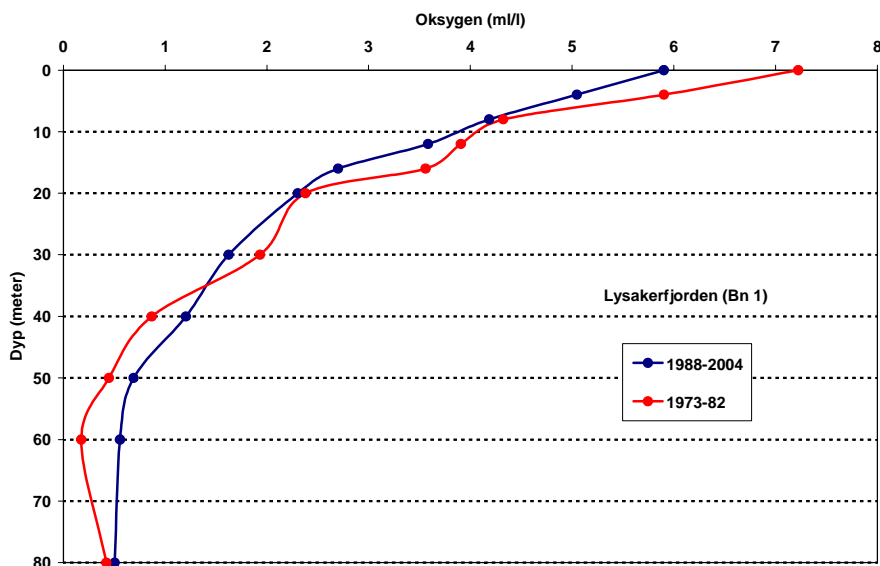
Figur 29. Midlere oksygen (ml/l) på ulike dyp i Bunnfjorden (Ep 1) i oktober måned for ulike perioder. Tilstandsklasser (SFT) er lagt inn. (Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), Havforskningsinstituttet, Forskningstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2004).

Lysakerfjorden

I Lysakerfjorden (Bn 1) har oksygenkonsentrasjonen i de dypere deler i de senere år vært noe bedre enn tidligere (**Figur 30 - Figur 31**). Det er ikke noen signifikant forskjell i middelværdi mellom 1973-82 og 1983-2004 (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 30. Oksygenkonsentrasjonen i Lysakerfjorden (Bn1) 1973-2004 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen.



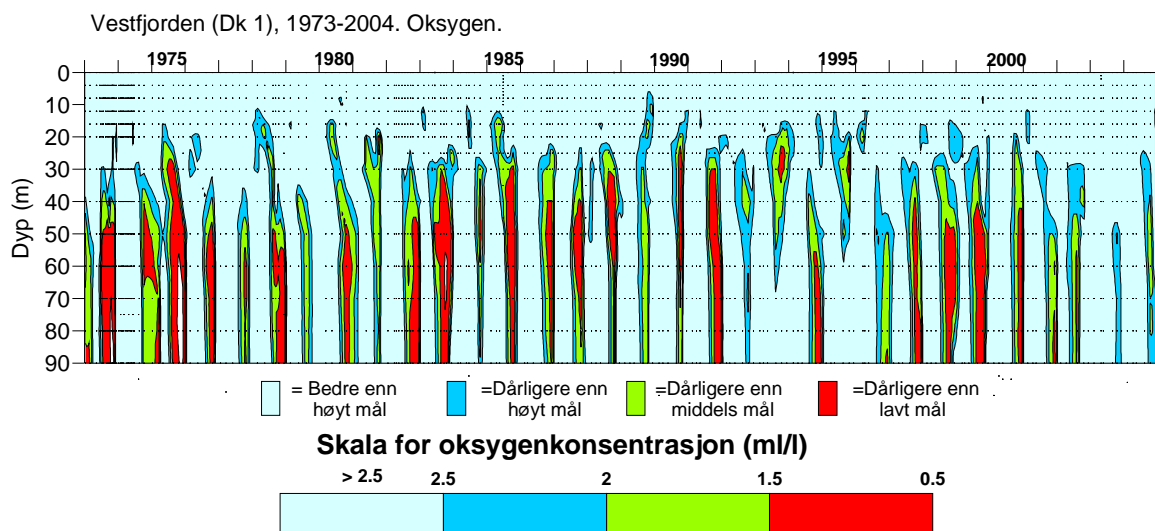
Figur 31. Midlere oksygenkonsentrasjon på ulike dyp i Lysakerfjorden oktober måned 1973-82 og 1983-2004.

Vestfjorden

I Vestfjorden (Dk 1) har det tidligere vært konstatert en forbedring av oksygenforholdene i dypvannet etter 1982 (Magnusson m.fl., 2003). I 2004 har konsentrasjonen ligget over lavt mål, men det er for tidlig å si at denne delen av Vestfjorden nå har nådd lavt mål. (**Figur 32** - **Figur 35**).

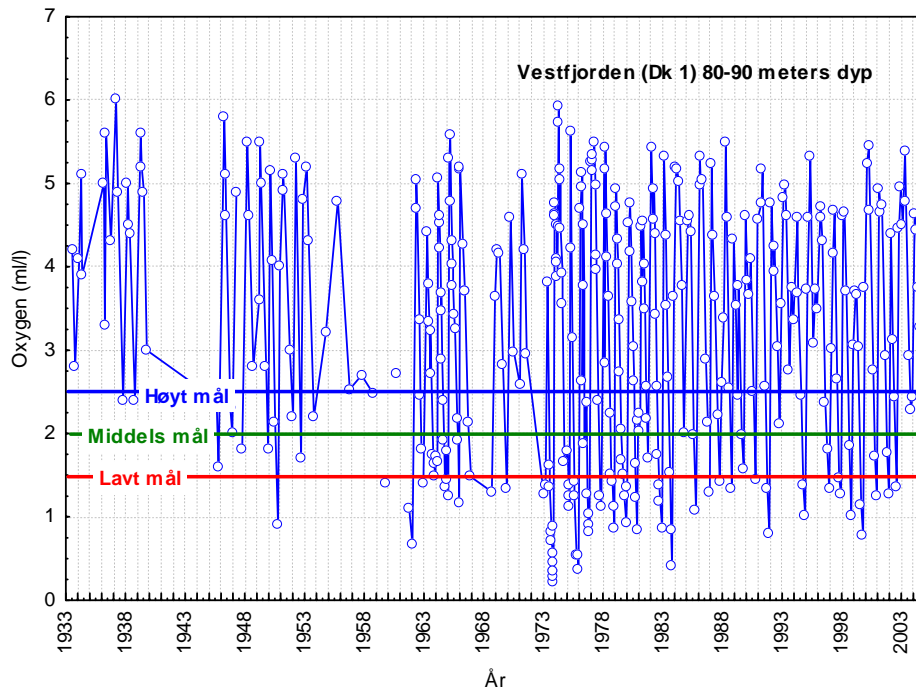
Det er en signifikant positiv utvikling over perioden fra 50 meters dyp til bunn. **Figur 33** viser at i de dypere delene av fjorden var oksygenkonsentrasjonen dårligst om høsten (oktober måned) i 1973-82. Beregnet oksygenforbruk¹ (**Figur 36**) var også størst i samme tidsrom, noe som viser at den 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 vintrer gir dårligere dypvannsfornyelse slik at stagnasjonsperioden blir lengre og med avtakende oksygenkonsentrasjoner i det vannet i Drøbaksundet som er tilstrekkelig tungt til å danne nytt dypvann i Vestfjorden gir dette også mindre tilført oksygen til indre fjord.

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.

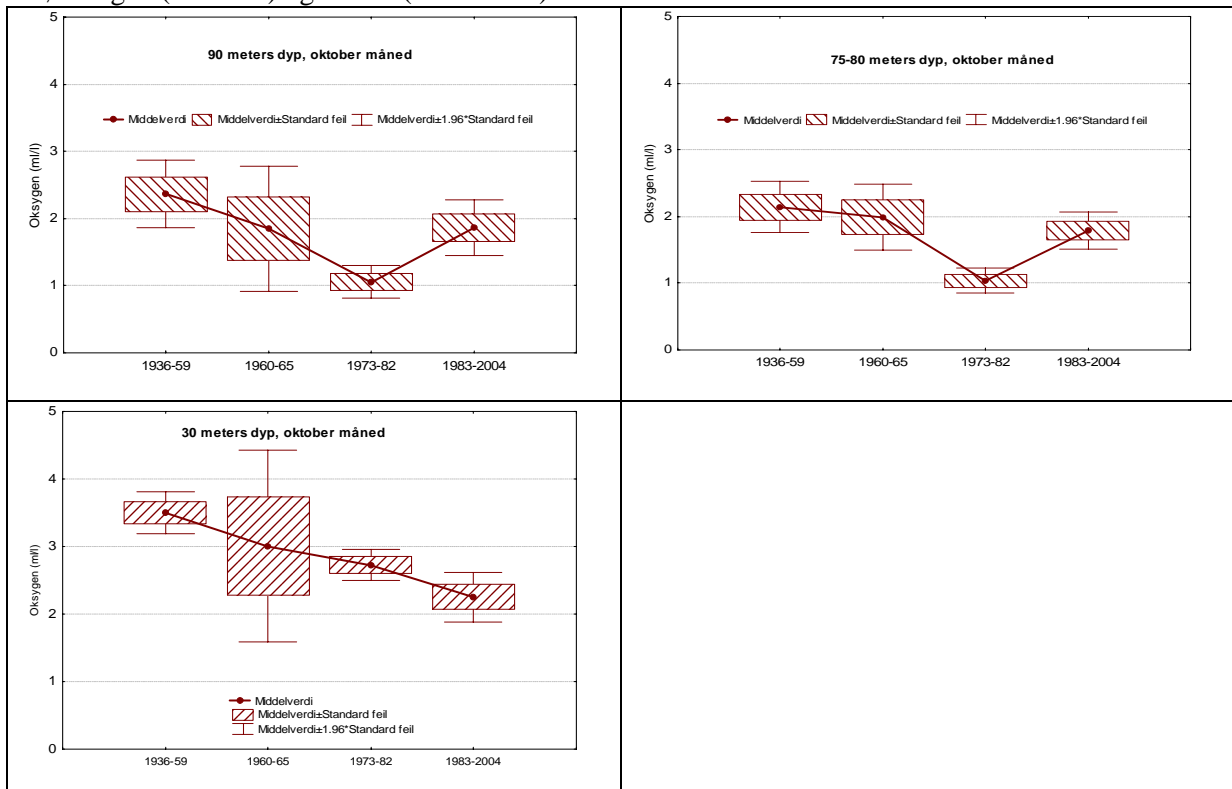


Figur 32. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk 1) 1973-2004 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen.

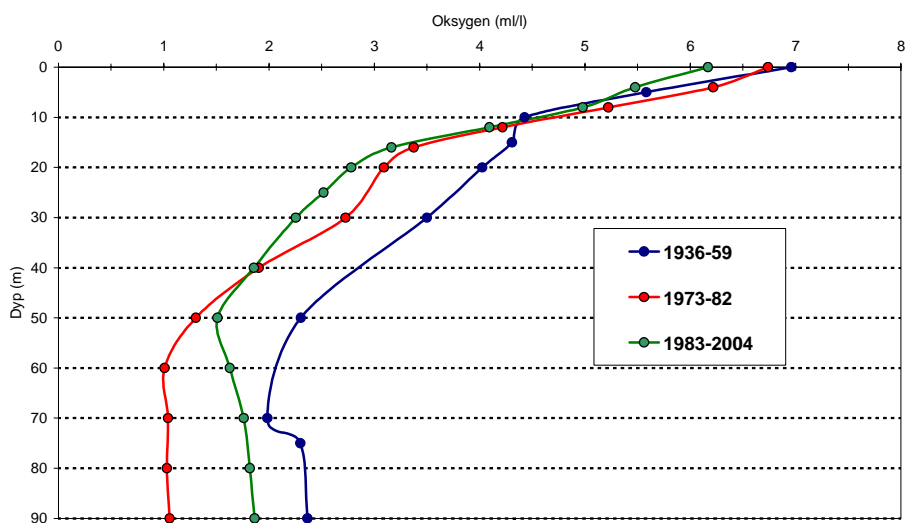
¹ Metoden er beskrevet i Magnusson m.fl., 2001.



Figur 33. Oksygenkonsentrasjonen på 80-90 meters dyp i Vestfjorden 1934 – 2004. Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), Havforskningsinstituttet Forskningstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2004).

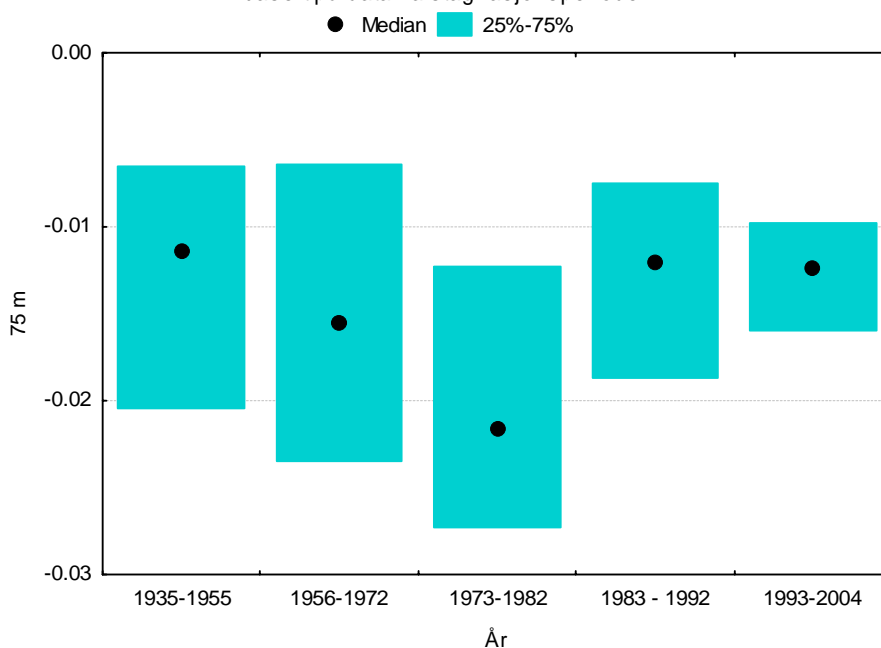


Figur 34. Midlere oksygenkonsentrasjon (ml/l) på 30, 75-80 og 90 meters dyp i oktober måned i ulike tidsrom. (Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), Havforskningsinstituttet Forskningstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2004).



Figur 35. Midlere oksygenkonsentrasjon i Vestfjorden (Dk 1) i oktober måned på ulike dyp i ulike tidsrom. (Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2004), samt oksygenkonsentrasjonen på 30 meters dyp 1983-2004.

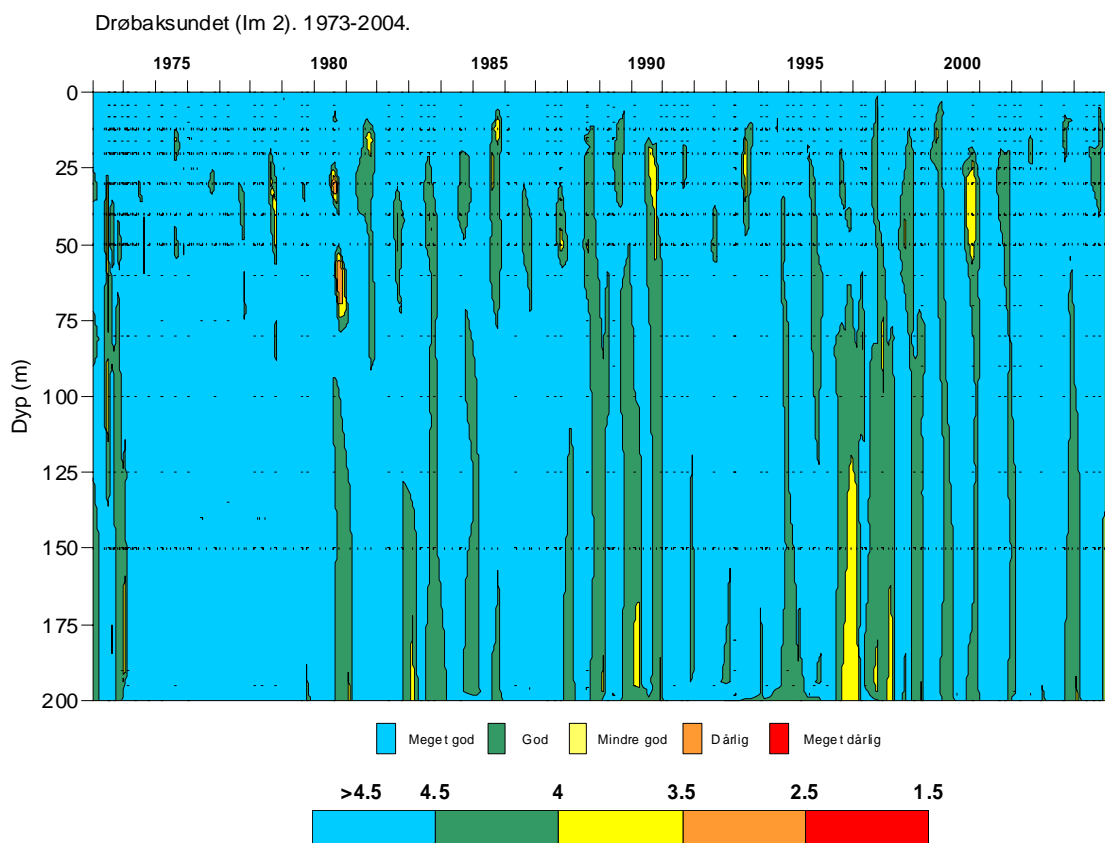
Fordeling av beregnet oksygenforbruk på dyp større enn 72.5 meter i Vestfjorden (Dk1), basert på data fra stagnasjonsperioder.



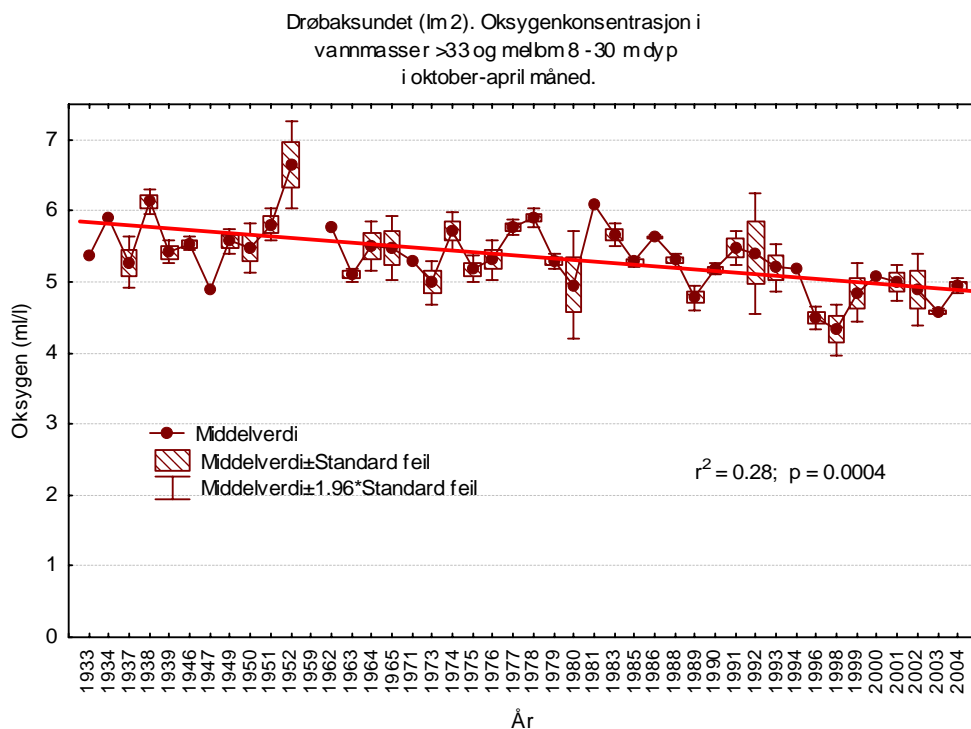
Figur 36. Beregnet volummidlet oksygenforbruk (ml/l/døgn) i dypvannet i Vestfjorden (under 72.5 m) for ulike perioder. I figuren er oksygenforbruket beskrevet med negative tall, dvs. store (relativt) negative tall betyr stort oksygenforbruk.

Drøbaksundet

I Drøbaksundet var oksygenkonsentrasjonen *god* til *meget god* etter SFT's klassifiseringssystem i 2004, men det forekommer at tilstanden blir *dårlig* til *meget dårlig* i korte perioder (**Figur 37**). Imidlertid er det avtakende konsentrasjon på mellomdyb i de vannmasser som kan danne nytt dypvann i indre Oslofjord (**Figur 38**). I de tilfeller disse vannmassene danner nytt dypvann i indre fjord vil oksygenreduksjonen i indre Oslofjord etter en dypvannsfornyelse starte på en lavere konsentrasjonsnivå og resulterer i lavere konsentrasjoner mot slutten av stagnasjonsperioden. Selv tilfredsstillende oksygenkonsentrasjon i ytre Oslofjord kan derfor likevel være utilstrekkelig for indre Oslofjord.



Figur 37. Oksygenkonsentrasjonen i Drøbaksundet (Im 2) 1973-2004 sammenlignet med SFT's klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystområder.



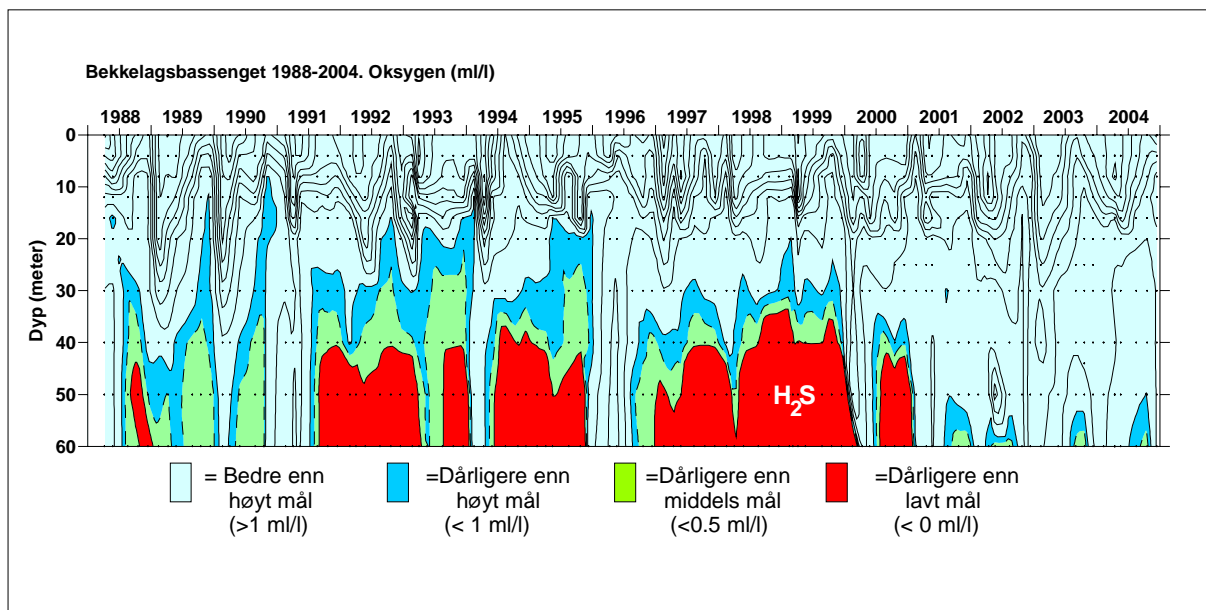
Figur 38. Oksygen (ml/l) i Drøbaksundet (Im 2) fra 1933 - 2004 i vannmasser som kan danne nytt dypvann i indre Oslofjord. Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), Havforskningsinstituttet (1952-61) og NIVA (1962-2004).

Bekkelagsbassenget

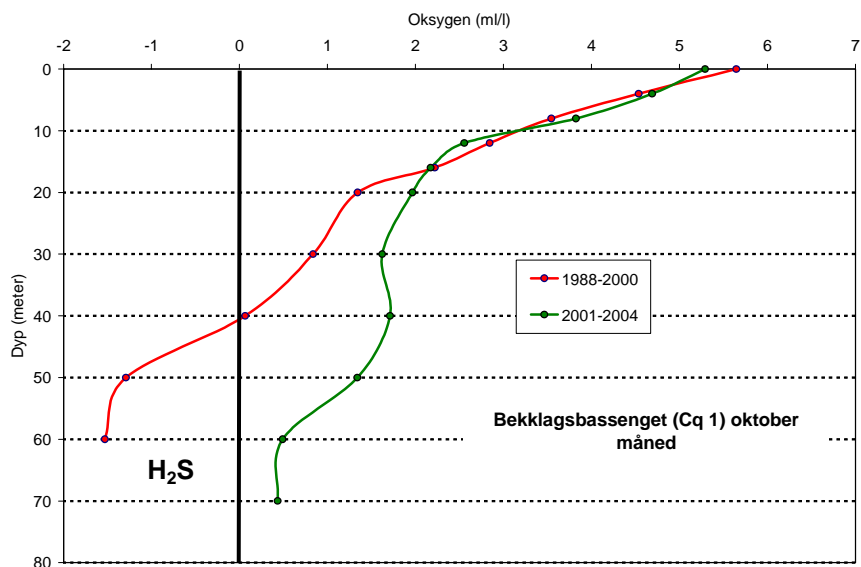
I Bekkelagsbassenget har det skjedd en klar forbedring av oksygenforholdene etter at Bekkelagets nye rensanlegg tok i bruk utslippet på ca. 50 meters dyp høsten 2001 (**Figur 39** og **Figur 40**). Siden da har det ikke vært registrert hydrogenulfidholdig vann i bassenget, selv om det har forekommet svært lave oksygenkonsentrasjoner. Forbedringen har vært størst mellom utslippsdyp (50 m) og opp mot 30 meters dyp.

Bærumsbassenget.

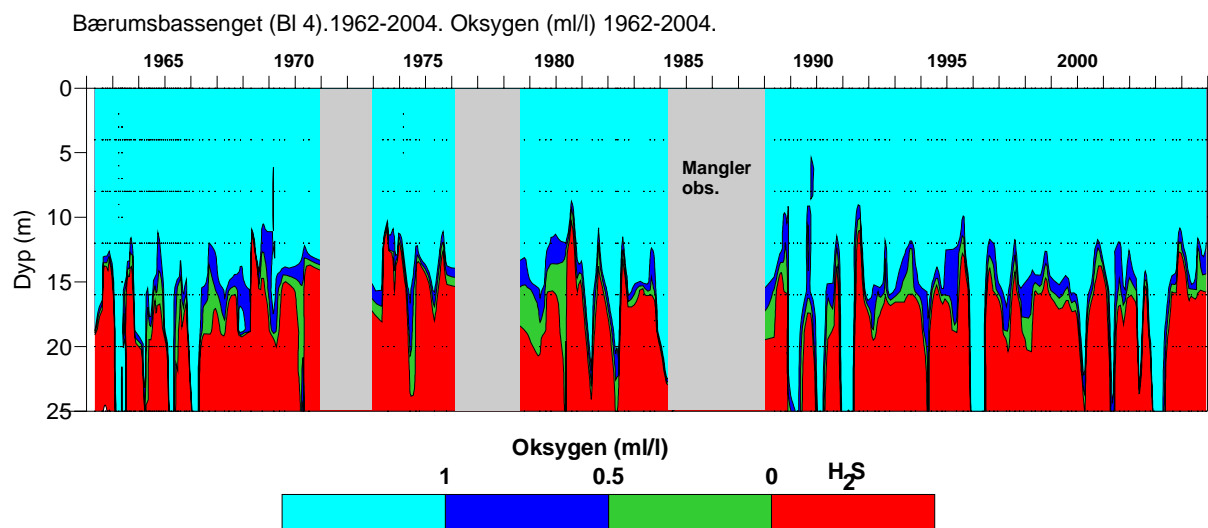
I Bærumsbassenget har det ikke vært observert noen forbedring av oksygenforholdene siden 1960-tallet. Det er regelmessig hydrogenulfidholdig vann hvert år i bassengets bunnvann (**Figur 41**). Det er ikke klart hva som er naturlig tilstand for dette bassenget.



Figur 39. Oksygenkonsentrasjonen i Bekkelagsbassenget (Cq 1) 1988 – 2004 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen.



Figur 40. Midlere oksygenkonsentrasjon (ml/l) i Bekkelagsbassenget (Cq 1) i oktober måned 1988-2000 og 2001-2004.



Figur 41. Oksygenkonsentrasjonen i Bærumsbassenget 1962-2004. Bare konsentrasjoner mindre enn 1 ml/l er markert spesielt.

4.2.3 Kjemiske forandringer i vannmassene.

I overvåkingsrapporten for 2003 (Magnusson m.fl., 2004) ble det undersøkt hvorvidt det skjedd kjemiske forandringer i fjordens vannmasser ved å sammenligne næringssaltskonsentrasjoner fra perioden 1973-82 med perioden 1983-2003 (oktober måned). I den siste perioden var kjemisk rensing innført på de tre store rensianleggene (VEAS, Bekkelaget's r.a og Nordre Follo r.a), og det ble en klar reduksjon i fosfortilførselen til fjorden. Det var 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 rensetiltak. Imidlertid har ikke nitrogenkonsentrasjonen forandret seg, unntatt for ammonium. Det er spesielt på dyp hvor avløpsvannet innlagres som avtakende ammonium-konsentrasjoner er observert etter det at nitrogenrensingen ble innført. Observasjonene fra 2004 endrer ikke på disse konklusjonene.

4.3 Forekomst av reker på dypt vann i Oslofjorden høsten 2003 og 2004.

4.3.1 Metoder.

Undersøkelsen er gjennomført i et samarbeid mellom UiO og NIVA. For nærmere beskrivelse av innsamlingsmetoder henvises til Beyer og Indrehus (1995).

Prøvetaking foretas ved at en drar en slede på bunnen. Nettet på sleden fanger i hovedsak dyr som befinner seg på og rett over sedimentet. Mange av dyrene som fanges er mobile (eksempelvis reker) og kan forflytte seg horisontalt i forhold til endringer i miljøforholdene ved bunnen. Dyr som lever nede i sedimentet fanges normalt ikke av sleden i særlig grad.

I årsrapporten for 2003 ble hyperbenthos undersøkelsene gjennomført dette år bare presentert med noen foreløpige resultater (Magnusson m.fl., 2004). I dette kapitlet presenteres derfor resultatene fra både 2003 og 2004. Resultatene sammenlignes også med data fra tidligere år (i hovedsak data fra 2000-2002).

Som tidligere år ble prøvetaking med bunnslede foretatt på 7 lokaliteter (Elle i Drøbaksundet, Gråøyrennen, Vesthullet utenfor VEAS-utslippet, Steilene, Lysakerfjorden og Hellviktangen og

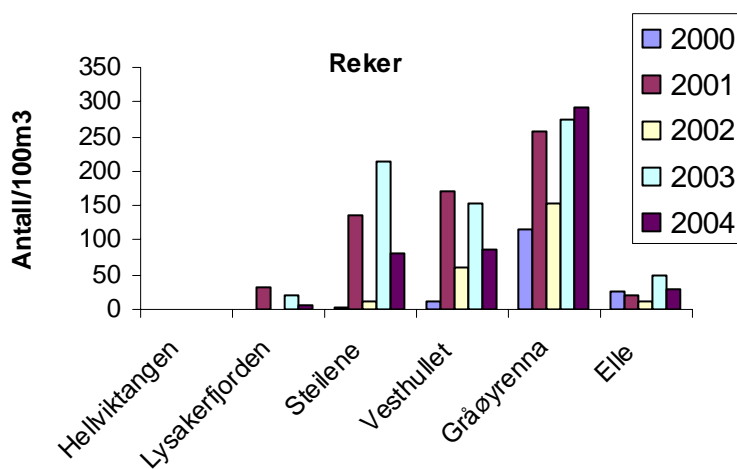
Svartskog i Bunnefjorden, se **Figur 7**). Prøvene ble tatt i september. Det ble ikke observert levende dyr i prøvene fra Svartskog (hydrogensulfidholdig dypvann) og disse prøvene omtales derfor ikke nærmere.

Full artsidentifisering av prøvene ble kun foretatt for reker (vedleggstabell 1 og 2) i tillegg ble antall individer innen hver hovedgruppe kvantifisert (vedleggstabell 3 og 4, se også vedleggsfigur 1-4). Reker og det totale antall dyr fra hver stasjon ble fotografert separat. En nærmere beskrivelse av metoden kan finnes i Magnusson m.fl. 2001.

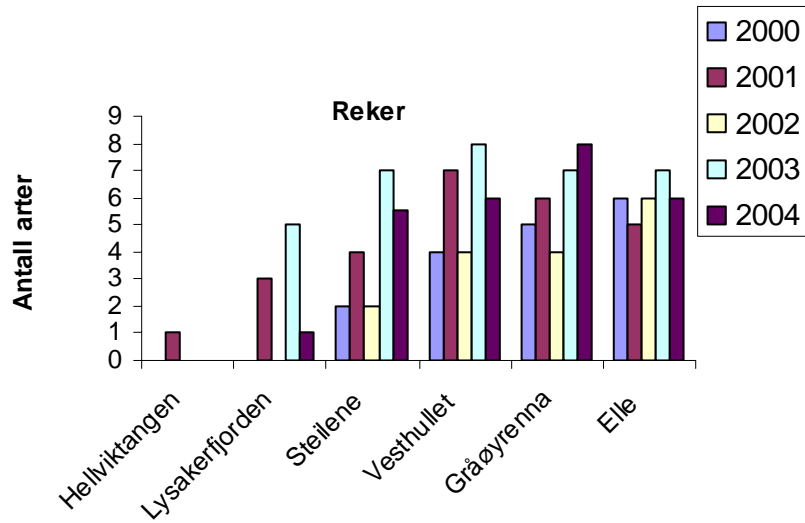
4.3.2 Resultater

En tendens til avtagende forekomst av totalt antall reker ses dess lenger en kommer innover i indre Oslofjord (**Figur 42**, se også **Figur 48** - **Figur 49**. Ved Hellviktangen ble det med unntak av 2002 (to individer av *Pandalina profunda* ble registrert) ikke observert reker i det hele tatt i perioden 2000-2004. Det største antallet ble observert i Gråøyrenna (**Figur 42**). Stasjonen i Drøbaksundet har et relativt lavt individantall og følger derfor ikke tendensen i indre fjord med økende individtall dess lenger en kommer ut i fjorden. Antall reke arter er relativt likt på stasjonene ved Elle i Drøbaksundet og de to stasjonene Gråøyrenna og Vesthullet i indre Oslofjord (**Figur 43**).

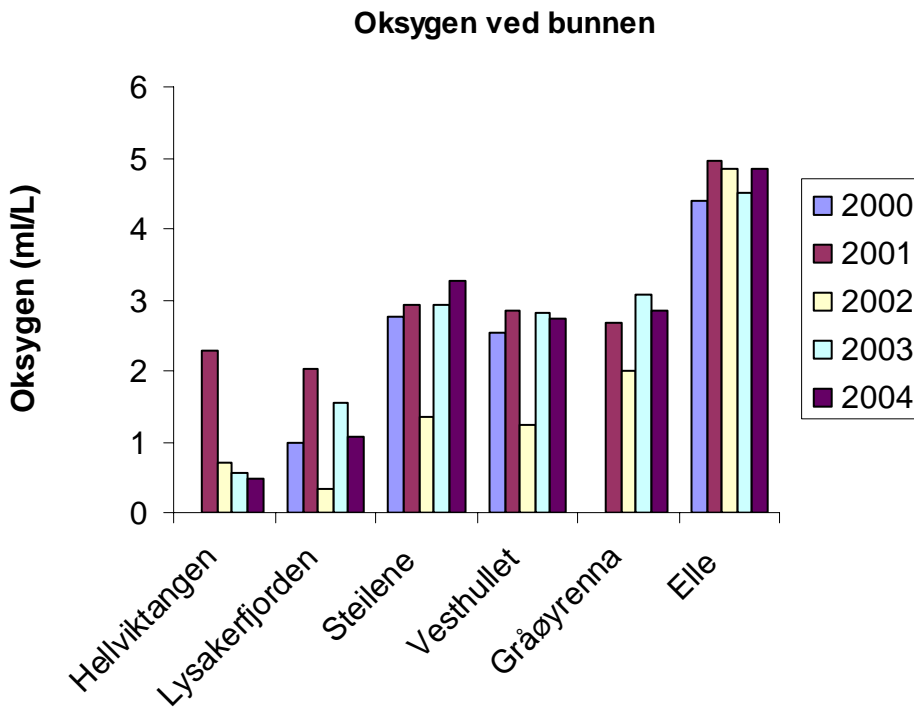
Det totale individantall av reker på Steilene, Vesthullet og Gråøyrenna var klart høyere i 2003, 2004 sammenlignet med 2002 og 2000, mens 2001 var mer lik 2003 og 2004 (**Figur 42**). Det relativt sett lave individantallet i 2002 henger mest sannsynlig sammen med at det dette år også var lave oksygenverdier i bunnvannet på stasjonene i indre fjord (**Figur 44**).



Figur 42. Totale antall reker på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbaksundet (Elle) i perioden 2000-2004. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m³.



Figur 43. Totale antall rekearter på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbaksundet (Elle) i perioden 2001-2004.



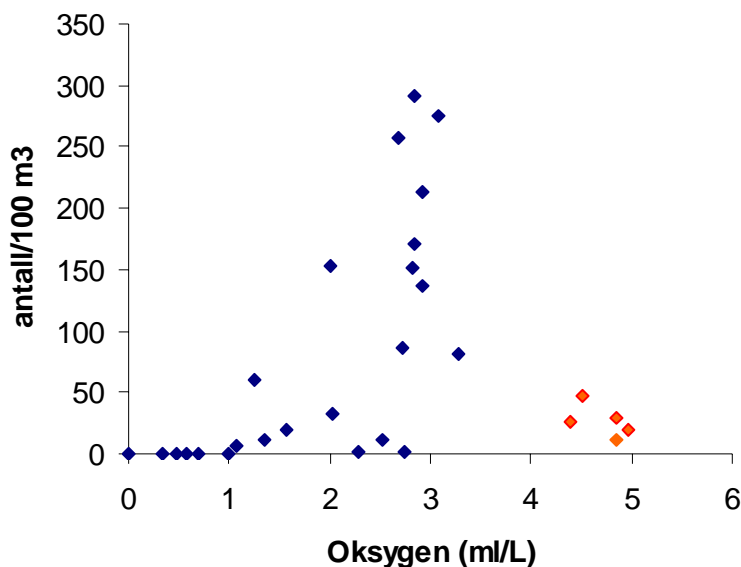
Figur 44. Konsentrasjon av oksygen i bunnvannet på 6 stasjoner i Oslofjorden i 2000-2002.

En sammenstilling av data fra indre Oslofjord og Drøbaksundet (Elle) for totale antall individer av reker og oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet viser at det er sammenheng mellom maksimal forekomst av reker og oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet (**Figur 45**). Ved oksygen konsentrasjoner under 1 ml/L forekommer det ikke observert reker i det hele tatt. Ved oksygenkonsentrasjoner mellom

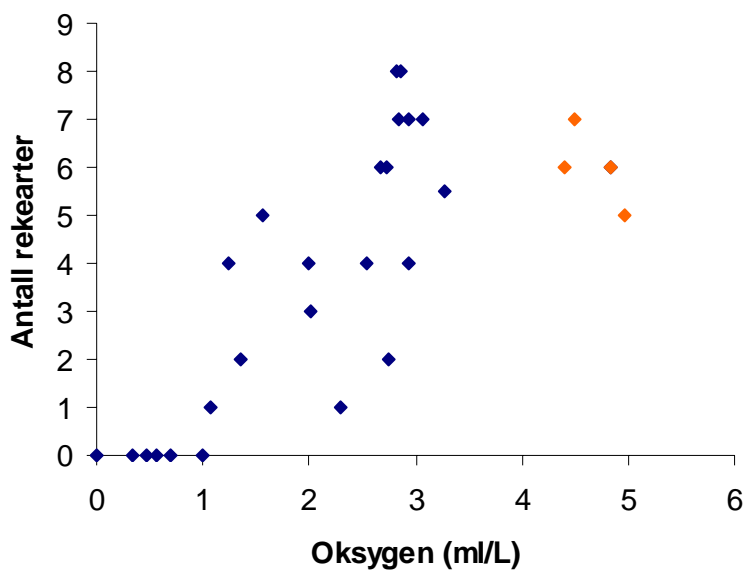
1-2 ml/L kan det forekomme noe reker, mens en må opp i konsentrasjoner på ca 2,5-3ml/L før en kan oppnå relativt høye individ- (**Figur 45**) og arts antall (**Figur 46**). Det er verdt å legge merke til at individtallet ved Elle er klart lavere enn ved Gråøyrenna (**Figur 42**) selv om oksygenkonsentrasjonen ved Elle ligger konsekvent over det som er observert nær bunnen i Gråøyrenna (**Figur 44**). Til gjengjeld så er det en tendens til at reke fra Elle er noe større enn fra de øvrige stasjoner (**Figur 48** og **Figur 49**). Antall arter er imidlertid omtrent det samme ved oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet på 4,5 -5 ml/L (Elle) som ved ca 3 ml/L i indre fjord (**Figur 46**).

Forekomst av reker i indre Oslofjord har forandret seg mye opp gjennom årene. I **Figur 47** ses variasjoner i forekomst ved Steilene over en periode på noe over 50 år. Spesielt dårlig var situasjonen på 70 tallet og begynnelsen av 80 tallet. I 2004, 2003 og 2001 har det imidlertid vært relativt gode forekomster av reker, men relativt store svingninger har forekommet også de senere år med lave verdier både i 2000 og 2002. Svingninger i oksygenkonsentrasjonen ned mot kritiske nivåer i perioder er trolig en medvirkende årsak til de store variasjonene en ser ved Steilene.

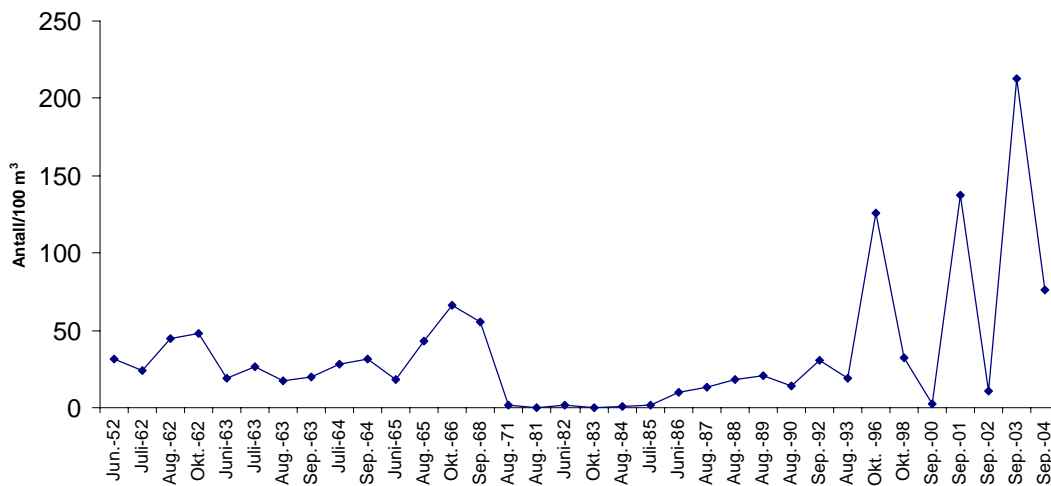
En har de siste 5 år bare ved ett tilfelle (2001) registrert reker i Bunnefjorden ved Hellviktangen. Konsentrasjonen i bunnvannet var da relativt høy for å være i dette området (2,29 ml/L). På sikt er det et mål å få tilbake en permanent rekebestand også i Bunnefjorden. Et miljømål for å få til dette bør ut fra de registreringer vi har være at oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet på dette dyp er minimum ca 2,5 ml.



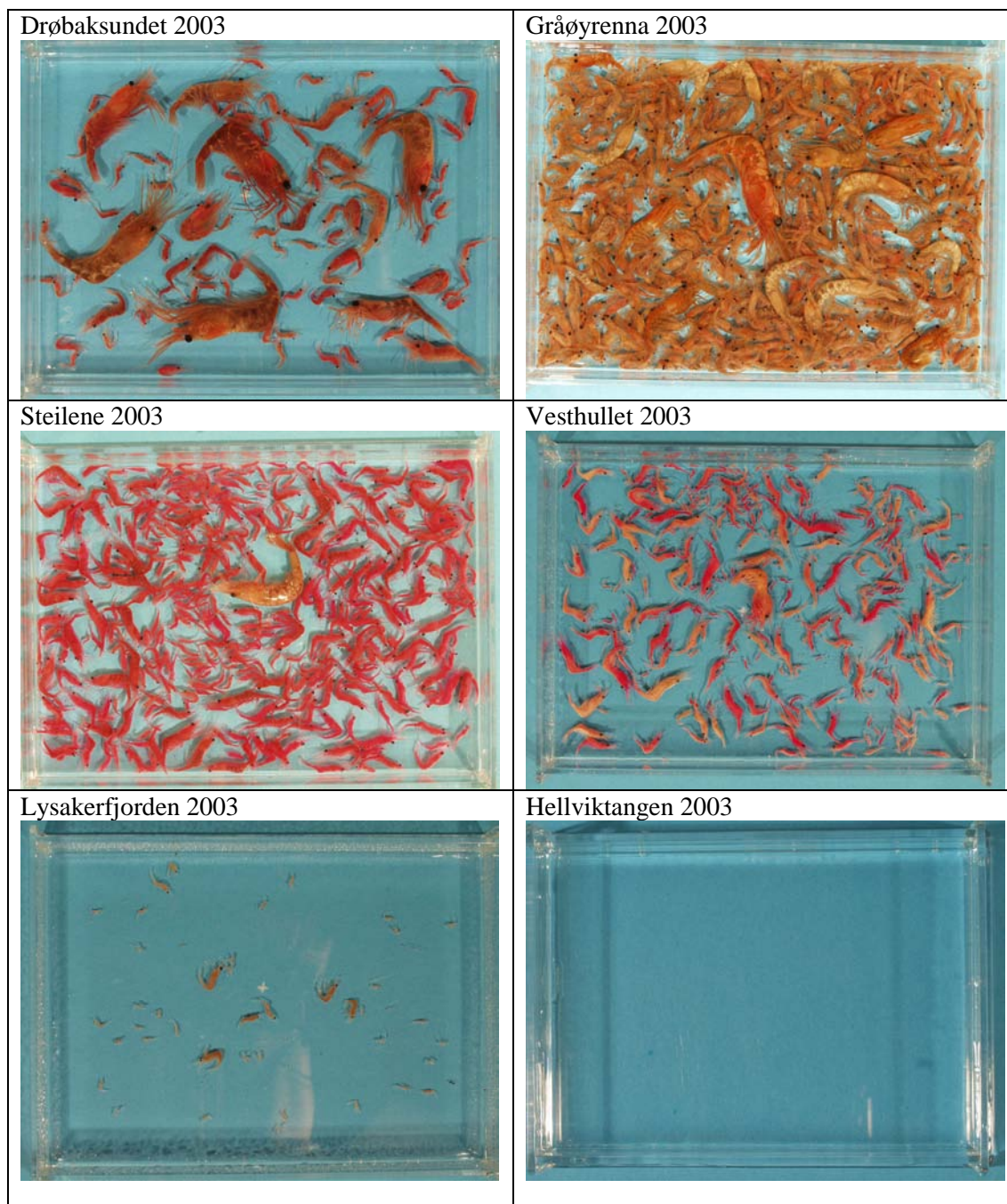
Figur 45. Totale antall reker på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbaksundet (Elle) i perioden 2000-2004 som funksjon av oksygenkonsentrasjonen i vannet rett over bunnen. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m³. Data fra Drøbaksundet er merket med rødt



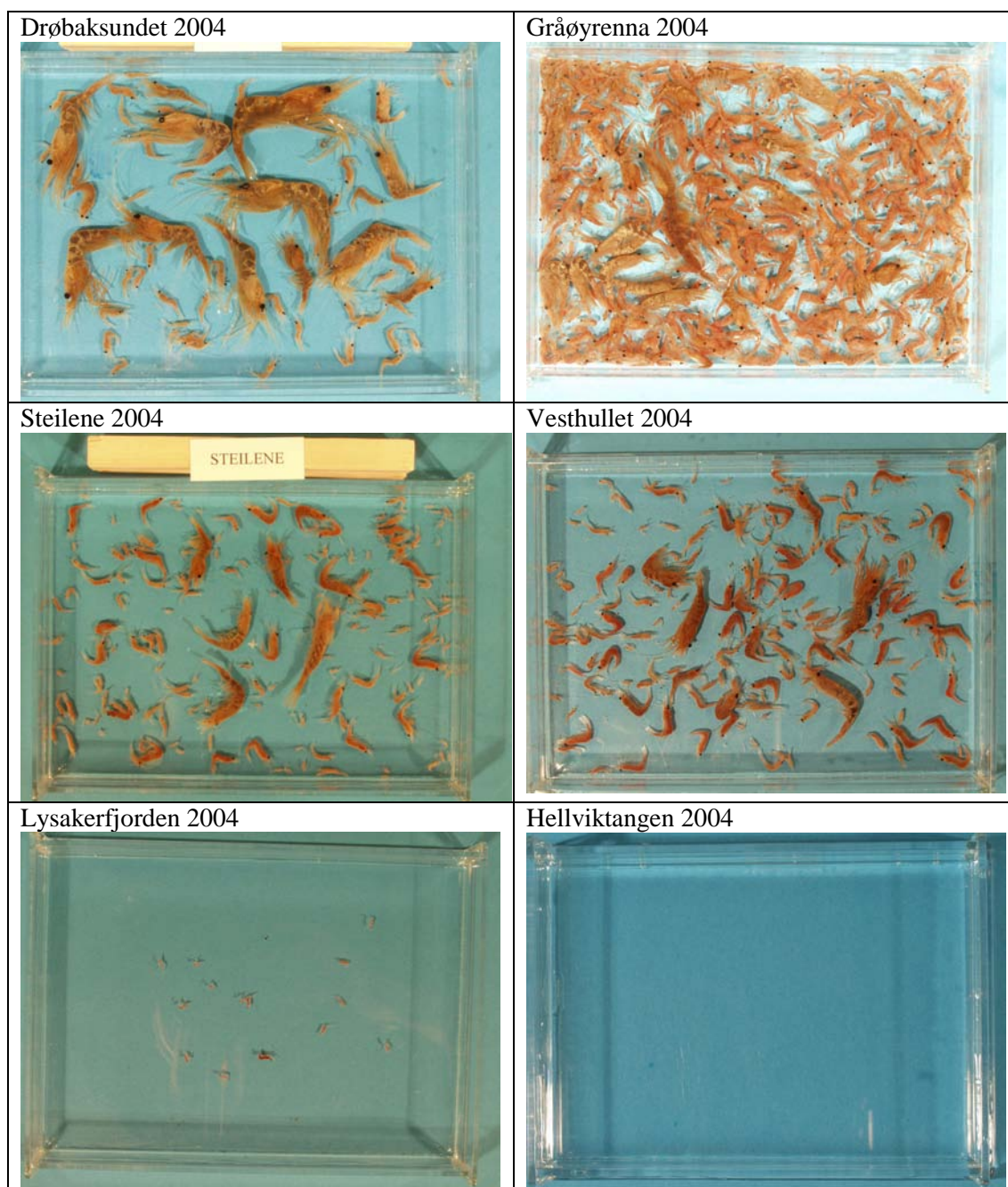
Figur 46. Totale antall rekearter per sledetrekk (ca 1000 m) på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbaksundet (Elle) i perioden 2000-2004 som funksjon av oksygenkonsentrasjonen i vannet rett over bunnen. Data fra Elle i Drøbaksundet er merket med rødt



Figur 47. Forekomst av reker (summen av følgende arter: *Crangon allmanni*, *Pontophilus norvegicus*, *Pandalina profunda*, *Pandalus borealis*, *Pandalus propinquus*, *Spirontocaris lilljeborgi*, *Lebbeus polaris*) ved Steilene i månedene juni-oktober i perioden 1952-2004. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m³.



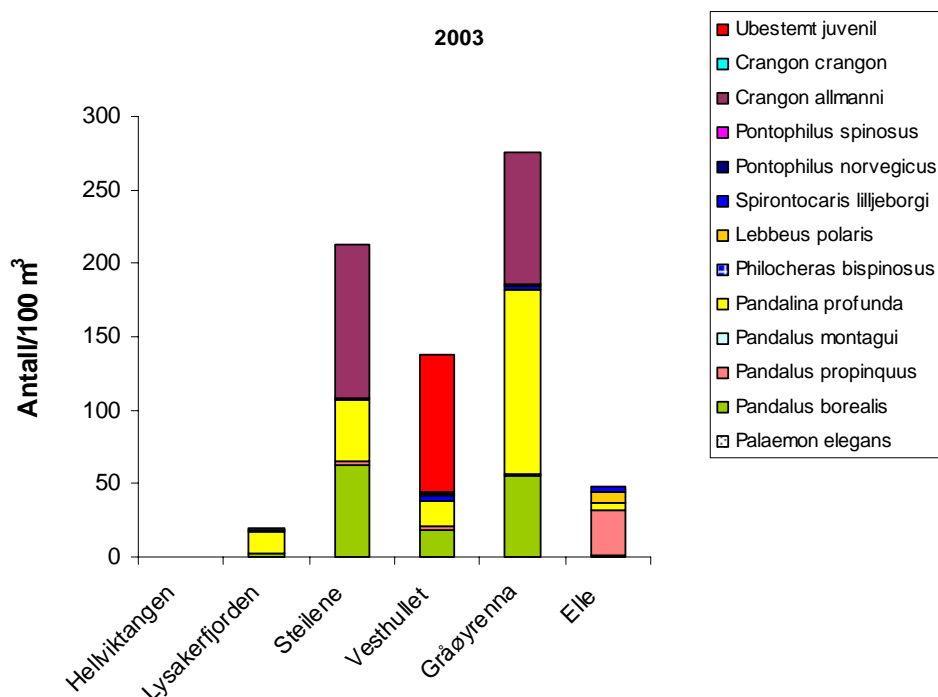
Figur 48. Reker i sledeprøver på 6 stasjoner i Oslofjorden i 2003 (Foto R. Amundsen)



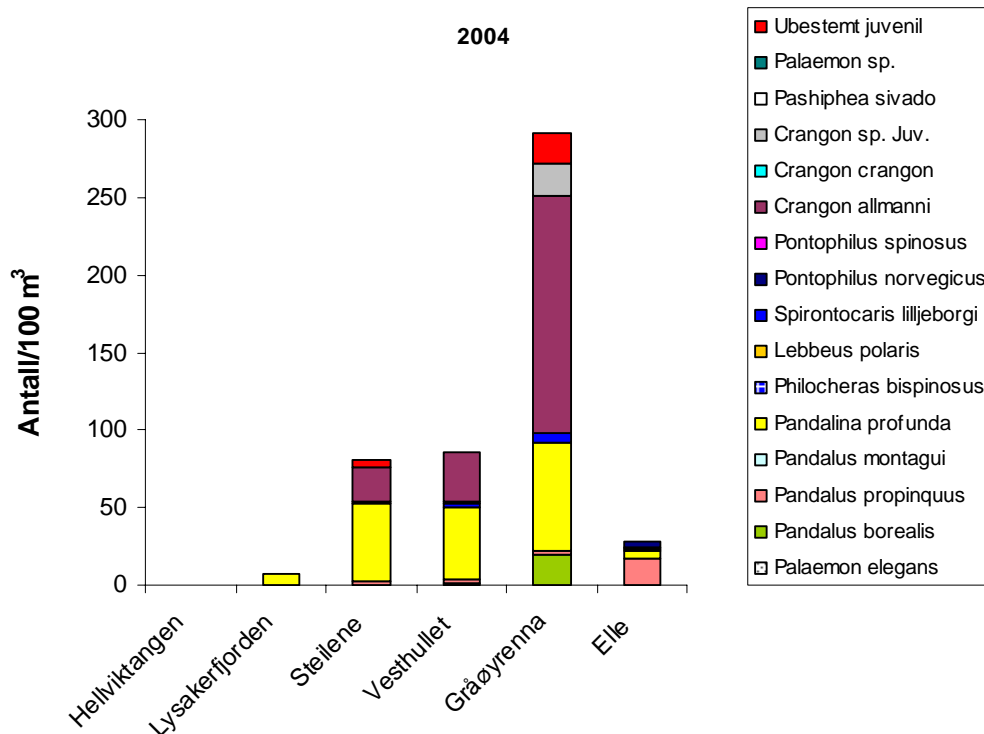
Figur 49. Reker i sledeprøver på 6 stasjoner i Oslofjorden i 2004 (Foto R. Amundsen)

Fordelingen av de ulike rekeartene på 6 stasjoner i Oslofjorden i 2003 og 2004 ses i **Figur 50** og **Figur 51**. Rekearten *Pandaline profunda* gikk igjen på alle stasjoner der det ble observert reker. *P. profunda* er en art som ikke i samme grad som *Crangon allmanni* er knyttet til substratet. I utgangspunktet skulle derfor *C. allmanni* være mer stedbunden og mer egnet som indikator på bunnens kvalitet. I indre Oslofjord var det disse to arter som dominerte i 2004 (**Figur 51**). Også i 2003 dominerte *P. profunda* i Gråøyrenna sammen med *C. allmanni* (**Figur 50**), mens en i Vesthullet hadde et stort innslag av juvenile reker som ikke ble identifiserte. I Drøbaksundet (Elle) derimot dominerte begge år *Pandalus propinquus* med noe innslag av *P. profunda* mens *C. allmanni* ikke ble observert. Dypvannsreken *Pandalus borealis* ble observert på alle stasjoner i 2003, men bare med noen få

individer i Lysakerfjorden og ved Elle (**Figur 50**, Vedleggstabell 1). I 2004 ble *P. borealis* kun observert i Gråøyrenna (**Figur 51**).



Figur 50. Fordeling av ulike rekearter på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbaksundet (Elle) i 2003. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m³.

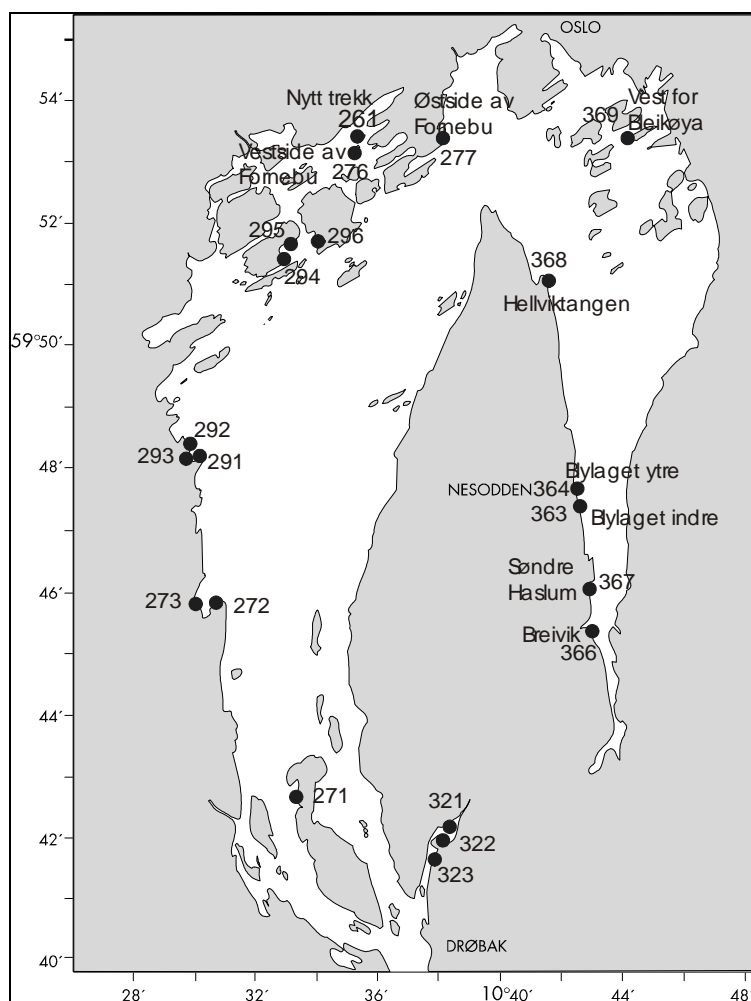


Figur 51. Fordeling av ulike rekearter på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbaksundet (Elle) i 2004. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m³.

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

Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen 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 ble det tatt 7 trekk i Bunnefjorden, men denne prøvetakingen ble avsluttet pga dårlige forhold i området.

I tillegg har en fra 1997 tatt opp igjen fem av de gamle trekkene i Bunnefjorden, og det blir tatt tre nye trekk etter avtale med Fagrådet for indre Oslofjord. Disse var plassert ved Fornebu og vest av Bleikøya. Stasjonene er vist i **Figur 52**.



Figur 52. Kart over strandnotstasjoner i indre Oslofjorden

4.4.1 Metoder

Nota som benyttes er 38 m lang, 3,7 m høy og har en maskevidde på 15 mm (strukket maske). I hver ende av nota er det 30 m lange tau. Vanligvis benyttes 20 m lange 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. All fisk telles og lengdemåles.

Fangsten av torsk, lyr og hvitling fordeles til aldersgruppe (0-gruppe og eldre) på grunnlag av lengden som måles til nærmeste cm.

4.4.2 Resultater

Fangstene i 2004 er vist i **Tabell 4** for trekk i Vestfjorden og i **Tabell 5** for trekka i Bunnefjorden.

Det ble ikke fanget 0-gruppe torsk i Vestfjorden eller i Bunnefjorden i 2004. Årsklassen av torsk var også dårlig ellers på kysten. Derimot ble det fanget mer eldre torsk i nota enn på mange år, 0,3 pr trekk i Vestfjorden og 2,2 pr trekk i Bunnefjorden. Dette er mer enn det som ble fanget noen andre steder på Skagerrakkysten, men det må tas i betraktning at flertalet av den store torsken ble tatt på en stasjon, ved Bleikøya.

Både i Vestfjorden ble det i år fanget mye brisling, og betydelig mer enn i fjor. Andre dominerende arter var sandkutling og bergnebb.

Bergnebb viste en nedadgående trend i perioden 1989 til 1996. Deretter har det vært en svak stigning, men i år var det svært få i Bunnefjorden.

Sandkutling og svartkutling hører også til de mest tallrike artene i Indre Oslofjord. Fangstene av sandkutling er blant de høyeste vi har registrert. Her er det også verd å legge merke til at en stasjoner bidro sterkt til den høye gjennomsnittsverdien for sandkutling i Bunnefjorden.

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.

Tabell 4. Fangster i strandnottrekk i Vestfjorden, Indre Oslofjord i 2004. Stasjonene er vist på **Figur 52**.

Art	271 Håøya	272 Nærnes Ytre	274 Nærnes Indre	291 Hagabukta Ellnest.	292 Hagabukta Midtre	293 Hagabukta Rabben	295 Viern Indre	294 Viern Langåra	296 Viern Ostøya	277 Rolvstangen	276 Vestside Fornebu	276 Vestside Fornebu, nytt	Sum	Fisk/trekk
0-gr. Torsk														
Hvitting	2			1									3	0,3
Eldre Torsk					2		1			1			4	0,3
Lyr					1								1	0,1
Bergnebb	1	24	79	8	9	5	2	1	1	5			135	11,3
Svartkutling	2	8	11	4	6	9	4	5	10	2	7	73	141	11,8
Sandkutling	13	2	2	3	1	12	4	6	3	3	4	3	56	4,7
Tangkutling		mange	mange	mange		mange	noen	noen	noen	mange		mange		
Glass/kryst. kutling				mange		mange	mange	mange	noen	noen		noen		
Tangstikling		2	4			1				1			8	0,7
Tangsnelle		1					1	1				4	7	0,6
Stingsild								2				1	3	0,3
Havnål					1								1	0,1
Grønngylt	1		4	2	2	2		1					12	1,0
Skrubbe	1	1	1			1						1	5	0,4
Ørret			1	1						1			3	0,3
Sild/brisling	13					18868				3121			22002	1833,5
Taggmakrell	177				1	4							182	15,2
Slettvar		1											1	0,1
Makrell	21												21	1,8
Fløyfisk				1									1	0,1
Horngjel		2											2	0,2

Tabell 5. Fangster i strandnottrekk i Bunnefjorden, Indre Oslofjord i 2004. Stasjonene er vist på **Figur 52.**

Art	368 Hellviktangen	363 Blylaget Indre	364 Blylaget Ytre	367 Søndre Hslum	366 Breivik	369 Vest for Bleikøya	Sum	Fisk/trekk
Eldre Torsk			1			12	13	2,2
Bergnebb	5					3	8	1,3
Svartkutling	2	22	2	4		23	53	8,8
Sandkutling			12	7	1000	5	1024	204,0
Grønngylt						1	1	0,2
Skrubbe		1		2			3	0,5
Ørret					1		1	0,2
Slettvar		1					1	0,2
Bergkutling					mange		mange	
Mulle		1					1	0,2

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).

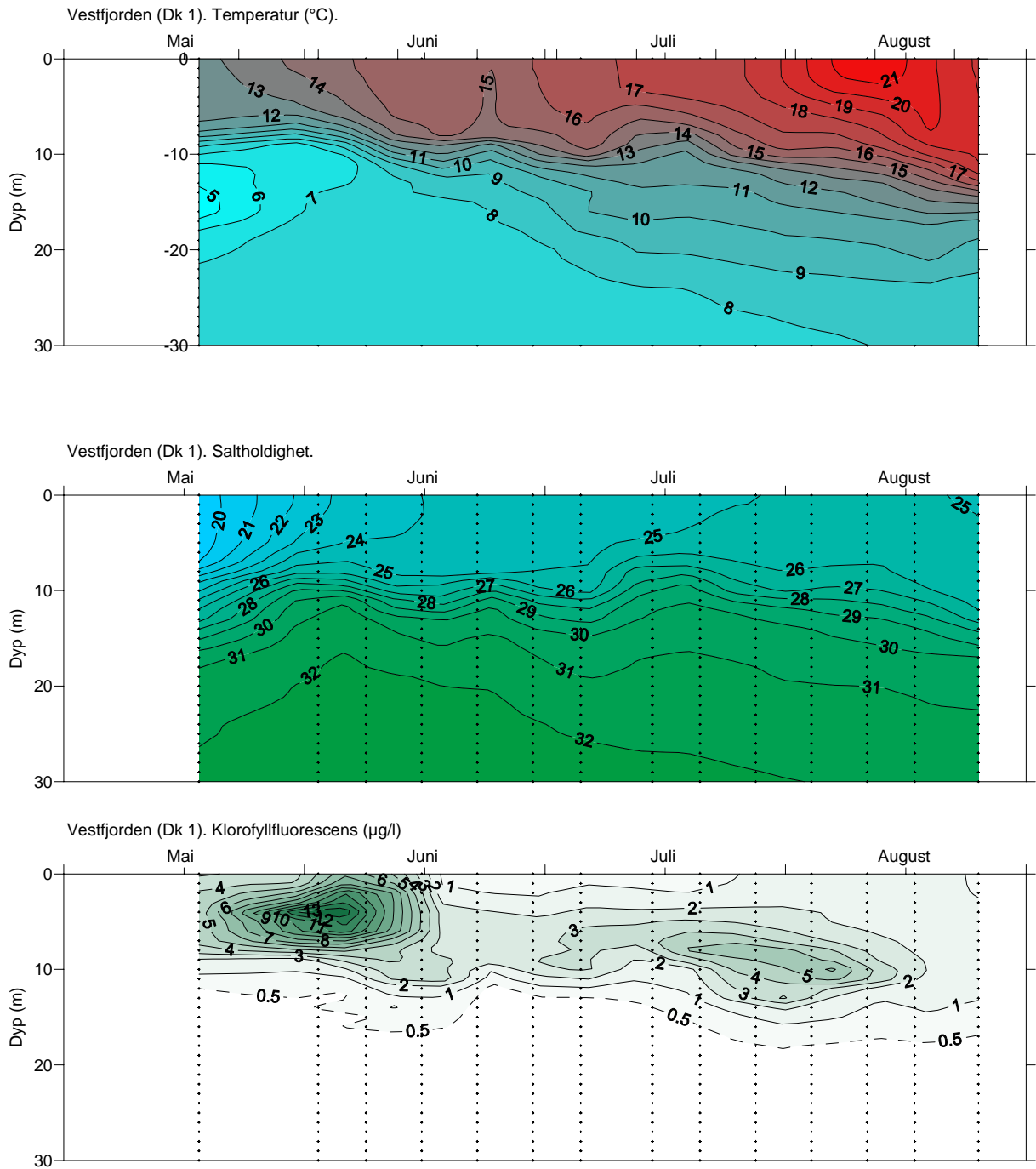
4.5.1 Siktdyp, planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) og næringsalter i juni til august 2004.

Sommeren 2004 startet med relativt kald og nedbørrik juni, juli ble mer normal mens begynnelsen av august ble meget varm (**Figur 9** og **Figur 12**). Vanntemperaturene ble meget behagelige i løpet av sommeren med opp mot 22 grader i overflaten i slutten av juli og begynnelsen av august (**Figur 53**). Saltholdigheten var lav i juni som følge av relativt stor nedbør.

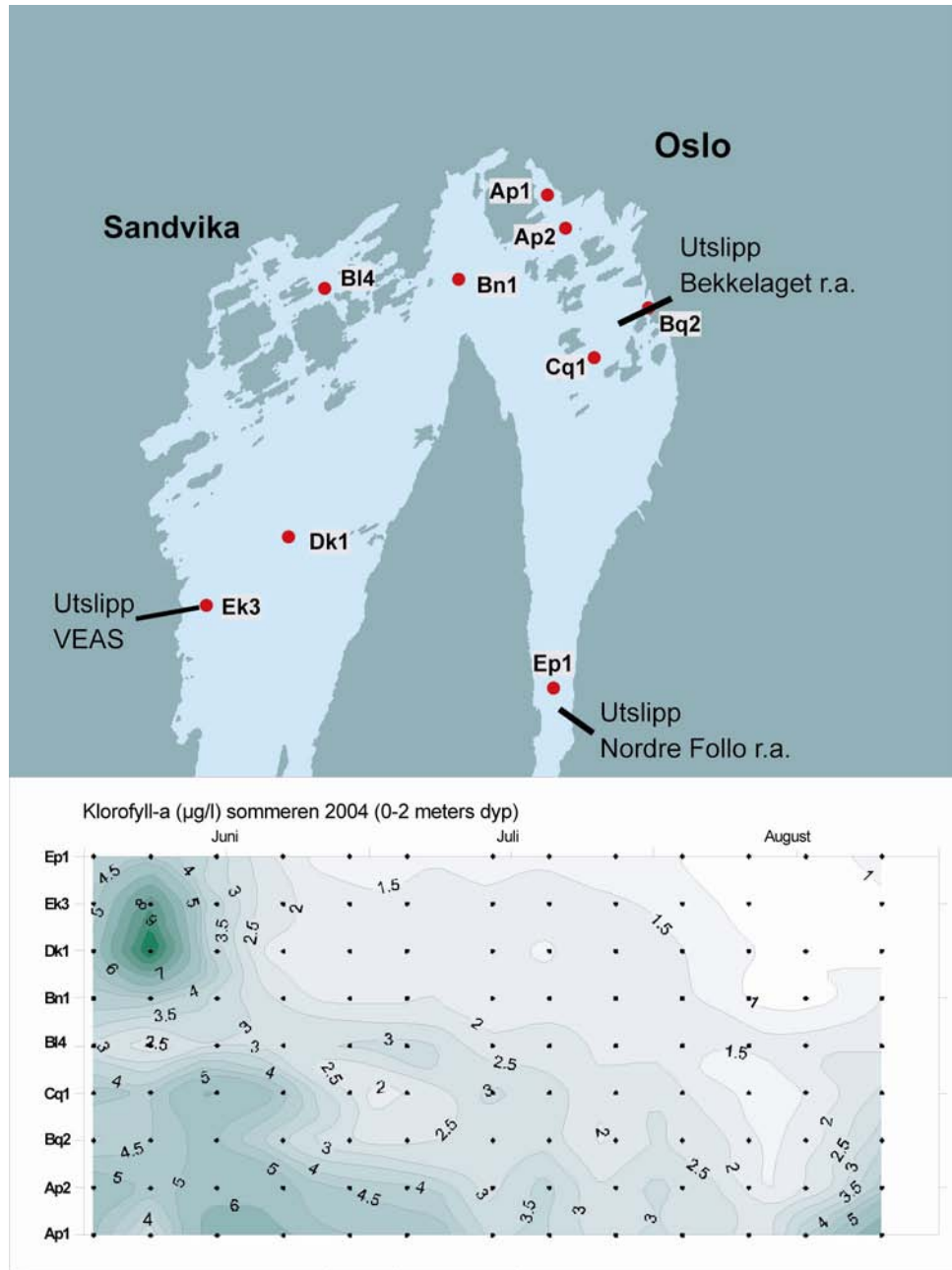
Sommeren startet med oppblomstring av store mengder planteplankton og dårlig siktedyp i juni, men forholdene endret seg i løpet av sommeren og gjennomsnittsverdiene for planteplanktonbiomassen (klorofyll-a) og siktedyp ble noe bedre sommeren 2004 enn gjennomsnittet for juni-august 1991-2001, den til nå beste perioden siden overvåkingsprogrammet startet i 1973 (**Figur 54** - **Figur 57**). Resultatene fra sommeren 2004 vil således forsterke/bekrefte den positive trenden i fjordens utvikling.

De dårligste siktedypene i fjorden ble observert i Oslo havneområde, spesielt i Bjørvika og Bispevika, noe som til dels skyldtes anleggsarbeidene ved Operabygget.

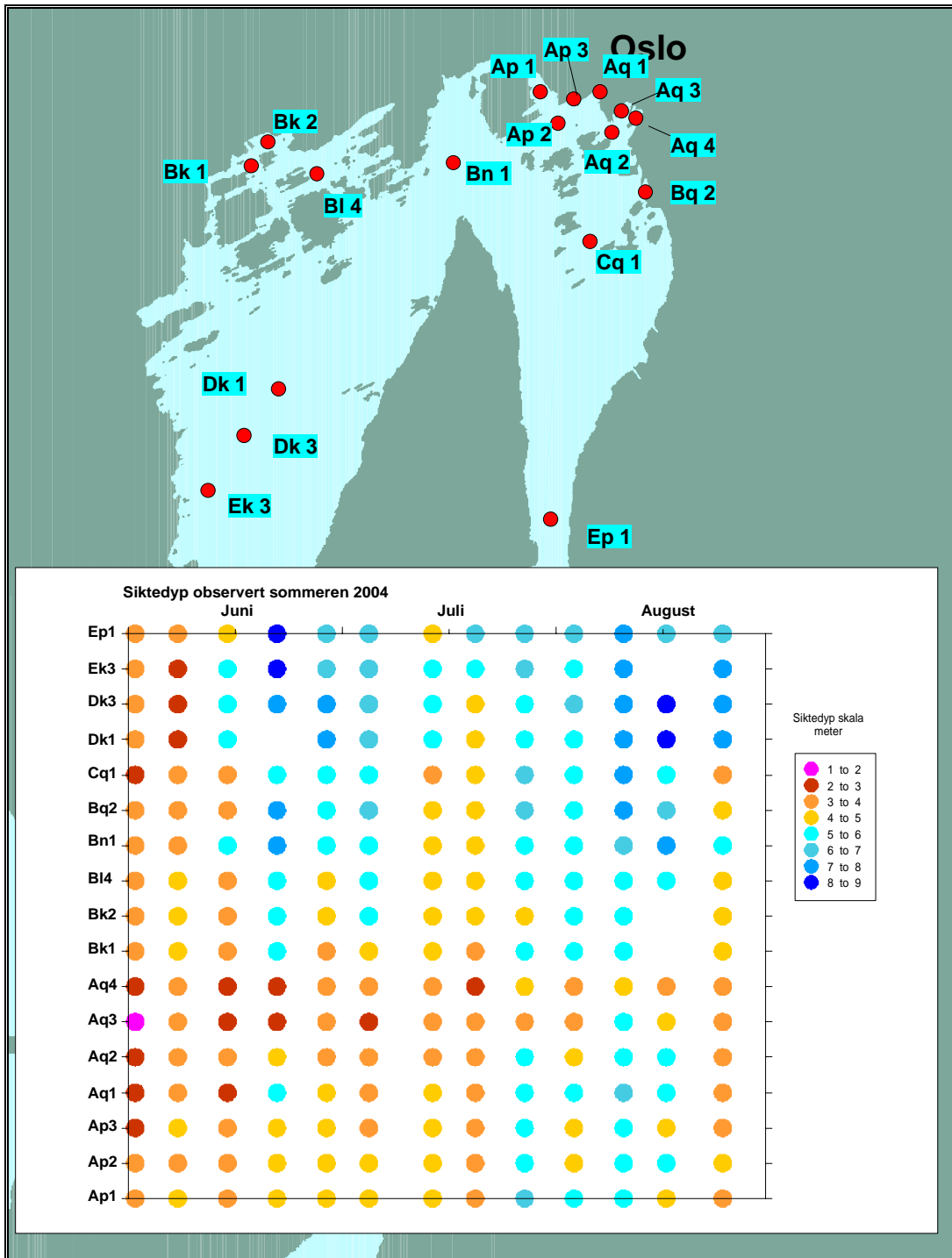
Næringsaltskonsentrasjonene i juni-august i fjordens overflate (**Tabell 6**) viser på *meget god* til *god* tilstand, bedømt etter Statens forurensningsstilsyns klassifiseringssystem for miljø i fjorder (Molvær m.fl., 1997). Unntaket er for nitrat + nitritt i Havnebassenget i Oslo og Bunnefjorden (*mindre bra*), men middelkonsentrasjonene ligger meget nær grensen for *god* tilstand. I samme tilstandsklasse havner også sommeren 2004 bedømt ut fra klorofyllkonsentrasjonene, mens siktedypet ligger i tilstandsklassen *mindre god* for store deler av fjorden, unntatt Oslo havneområde som havner i tilstandsklassen *dårlig*. I denne tilstandsklassen hører også området vest om Kalvøya i Bærumsbassenget (Bk 1), noe som kan forklares av at vann fra Sandvikselva påvirker dette området direkte. Øvrige stasjoner i Bærumsbassenget skiller seg ikke så mye fra resten av fjorden og ligger i tilstandsklasse *mindre god*.



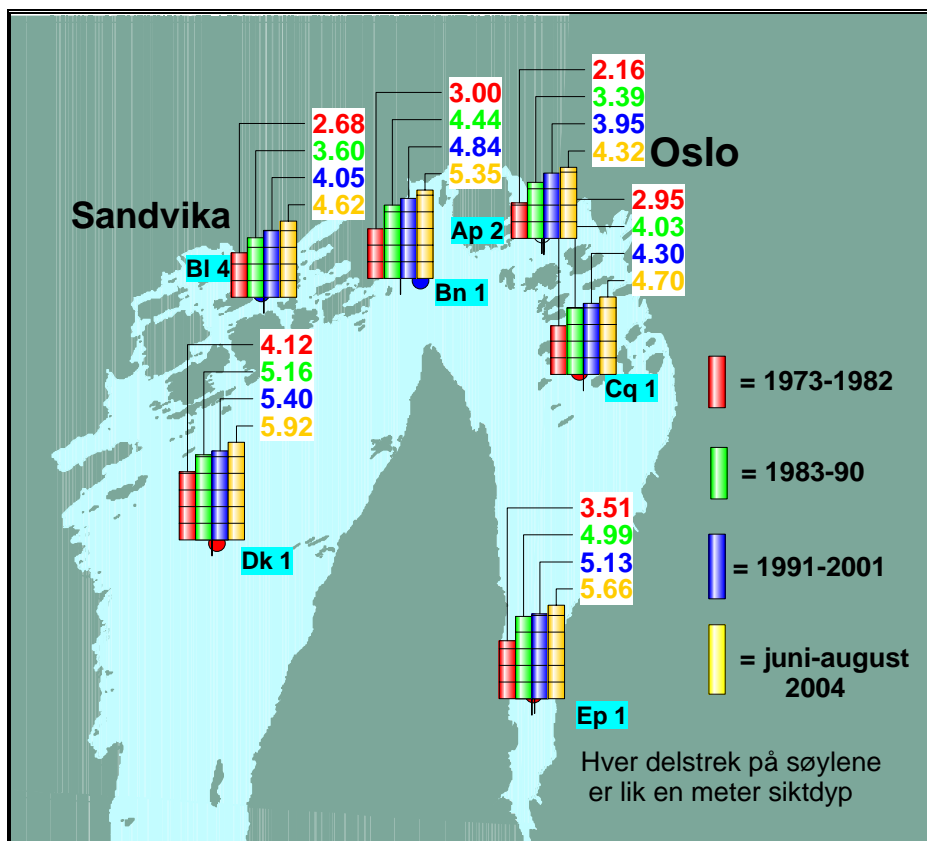
Figur 53. Temperatur, saltholdighet og planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) i Vestfjordens overflatelag i juni-august 2004.



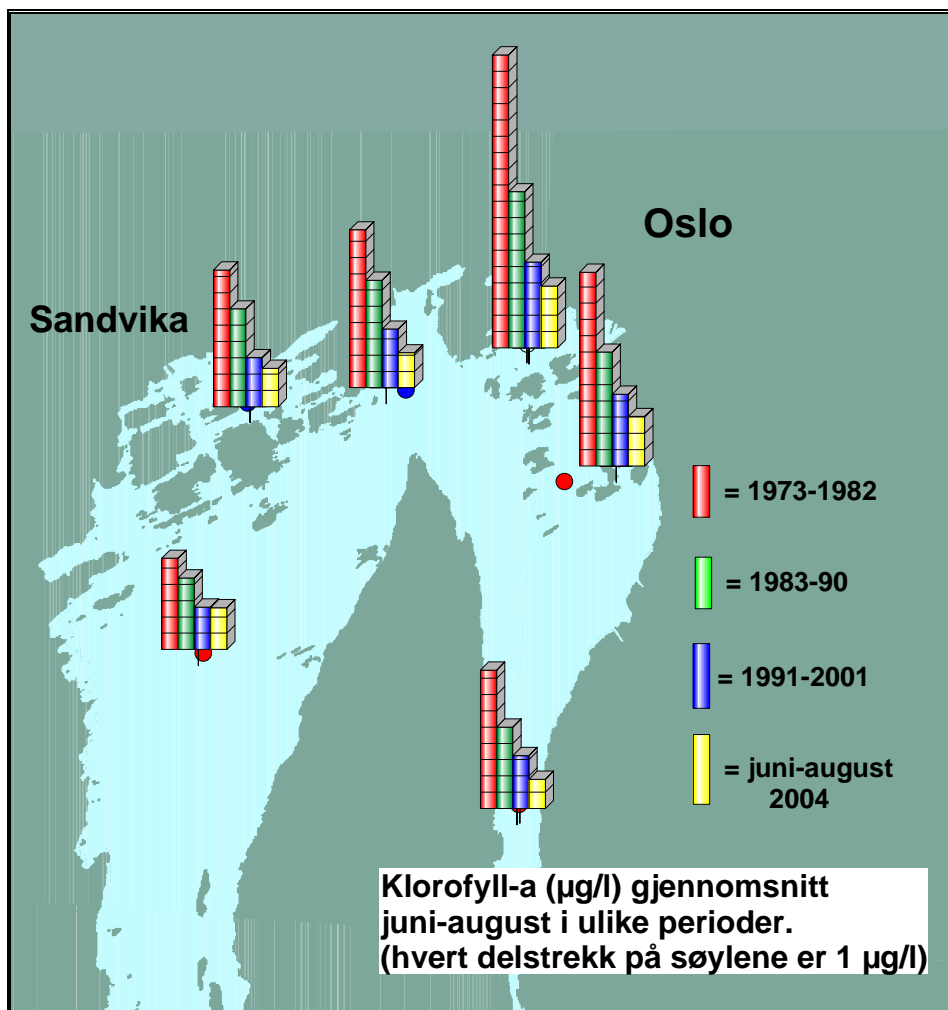
Figur 54. Klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$) i 0-2 meters dyp på ulike stasjoner i indre Oslofjord sommeren 2004.



Figur 55. Siktedyp (meter) på ulike stasjoner sommeren 2004.



Figur 56. Siktdyp (meter), middelverdi juni-august (ukentlige observasjoner) fra 1973-82, 1983-90, 1991-2001 og 2004.



Figur 57. Klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$) i 0-2 meters dyp, middelverdier i juni-august fra 1973-82, 1983-90, 1991-2001 og 2004. Klorofyll-a er et indirekte mål på planteplanktonbiomassen.

Tabell 6. Tilstanden i indre Oslofjords overflatelag sommeren 2004, bedømt etter SFT's klassifiseringssystem for eutrofitilstand i fjorder. Middelerverdi av 14 observasjoner i juni-august.

Stasjon	Salt-hodighet	Tot-P (µg/l)	PO ₄ -P (µg/l)	Tot-N (µg/l)	NO ₃ -N (µg/l)	NH ₄ -N (µg/l)	Kl-a (µg/l)	Siktdyp (meter)
Ap1							4.4	4.32
Ap2	23.9	13.5	2.6	231	23.1	6.7	3.8	4.65
Ap3	23.1							4.13
Aq1								4.17
Aq2	23.1							3.95
Aq3	22.9							3.17
Aq4	22.2							3.23
Bk1								4.25
Bk2								4.58
Bl4	22.7	12.2	2.3	226	21.2	7.36	2.36	4.93
Bn1	24.3	12.5	2.4	211	21.6	5.9	2.15	5.61
Bq2							2.94	5.13
Cq1	24.3	14.1	2.8	221	22.4	5.9	3.04	5.04
Dk1	24.8	10.7	2.0	202	20.1	5.6	2.57	6.31
Dk3								5.82
Ep1	24.5	10.8	2.1	213	23.6	6.1	1.8	6.0

Skala for klassifisering

Variabel	Meget god	God	Mindre god	Dårlig	Meget dårlig
Tot-P	<12	12-16	16-29	29-60	>60
PO ₄ -P	<4	4-7	7-16	16-50	>50
Tot-N	<250	250-330	330-500	500-800	>800
NO ₃ -N	<12	12-23	23-65	65-250	>250
NH ₄ -N	<19	19-50	50-200	200-325	>325
Kl-a	<2	2-3.5	3.5-7	7-20	>20
Siktedyp	>7.5	7.5-6	6-4.5	4.5-2.5	<2.5

4.5.2 Næringssaltskonsentrasjoner i overflatelaget vinterstid (desember-februar).

Vinterkonsentrasjoner av næringssalter brukes som tilstandsbeskrivelse fordi konsentrasjonene da ikke er påvirket av planteplanktonproduksjonen i like stor grad som om sommeren. Etersom 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 kommisjonen, 2001) anbefaler også analyser av næringssalter 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. Sett i relasjon til Vannrammedirektivet vil det i fremtiden legges mer vekt på næringssaltsanalyser vinterstid for bedømmelse av miljøforholdene, spesielt ved sammenligninger med andre land i Europa.

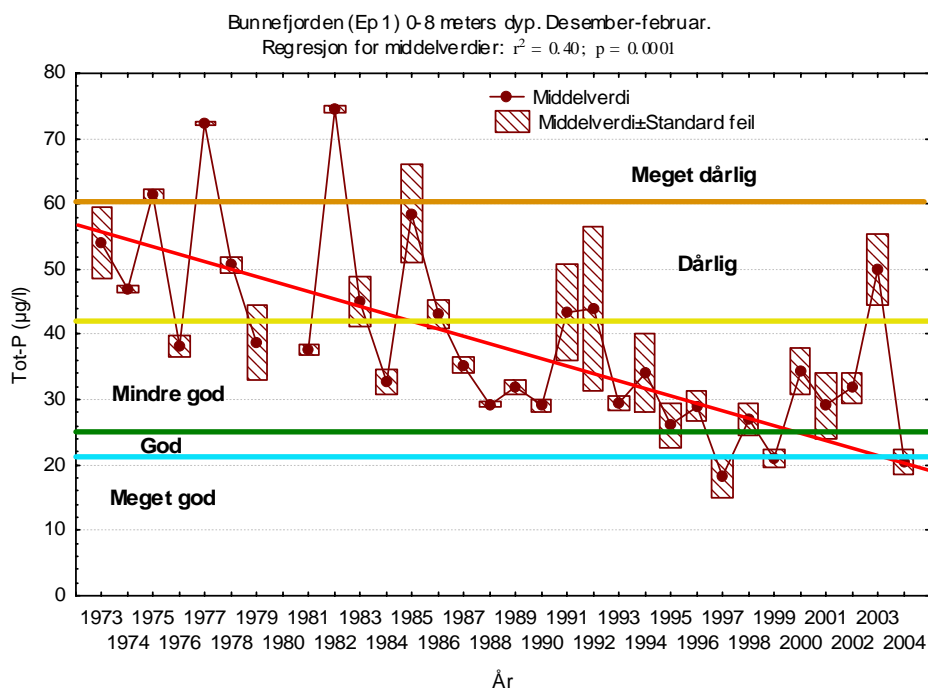
I **Figur 58 - Figur 74** er gjennomsnittlige vinterkonsentrasjoner fra 0, 4, og 8 meters dyp i desember til februar plottet for hvert år i 1973-2004 (her er desemberobservasjoner hvert år tildelt etterfølgende år).

Fosforkonsentrasjonen er klart avtakende og sammenfaller med tiltak for fosforreduksjonen i renseanleggene (**Figur 58, Figur 66 og Figur 67**). 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.

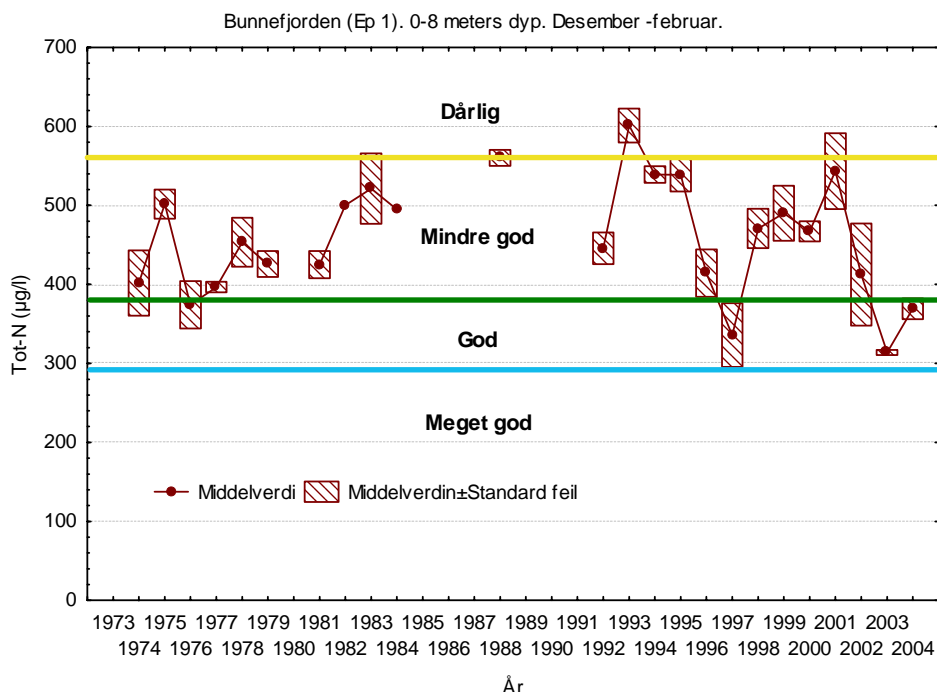
Nitrogenkonsentrasjonene har ikke endret seg signifikant siden 1973, med unntak for klart avtakende konsentrasjoner av ammonium (**Figur 61 og Figur 70**). Det er spesielt årene 2002-2004 som viser lave konsentrasjoner. Verken tot-N eller nitrat + nitritt viser noen signifikant utvikling, men de siste tre årene ligger konsentrasjonene betydelig lavere enn de nærmeste foregående åren, spesielt klart er dette i Vestfjorden. Dette kan tyde på de første positive signalene fra nitrogenrensingen også for de andre nitrogenvariablene.

Avtakene fosforkonsentrasjoner gjør at N/P-forholdet har økt (**Figur 62 og Figur 63, samt Figur 71 og Figur 72**). Unntatt de to nest siste årene har konsentrasjonene ligget 50 % over Redfieldforholdet siden 1992. 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 64 og Figur 65, samt Figur 73 og Figur 74** viser at i de senere år har forholdene vært lavere enn denne grense.

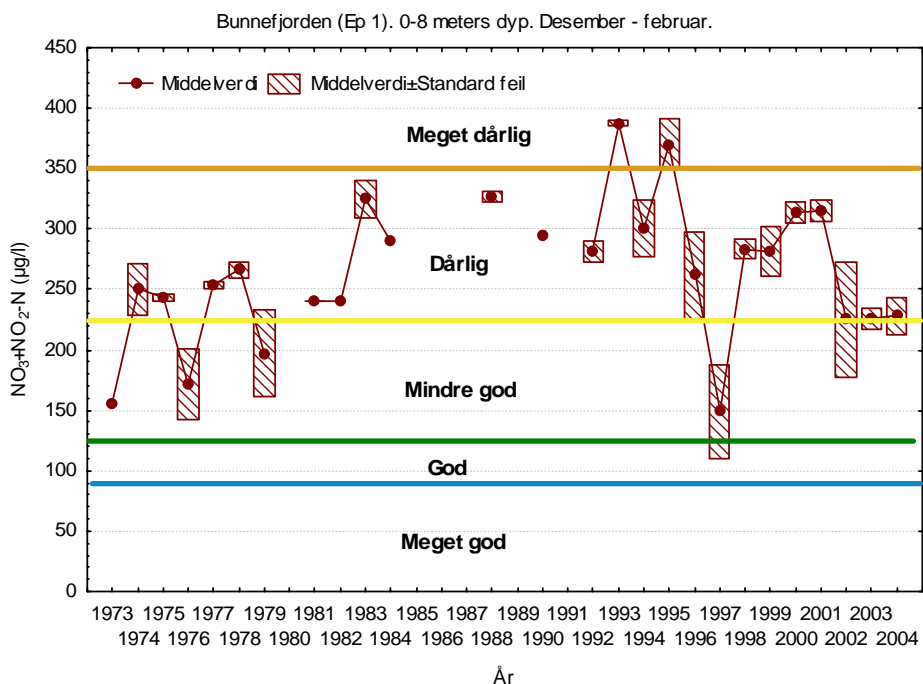
Avtakende fosforkonsentrasjoner i overflatevann sammenfaller i tid med gjennomførte rensetiltak (suksessiv innføring av kjemisk rensing på de tre større renseanleggene). Nitrogenrensingen har foreløpig bare resultert i signifikante endringer for ammonium, men muligens er de lavere konsentrasjonene av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



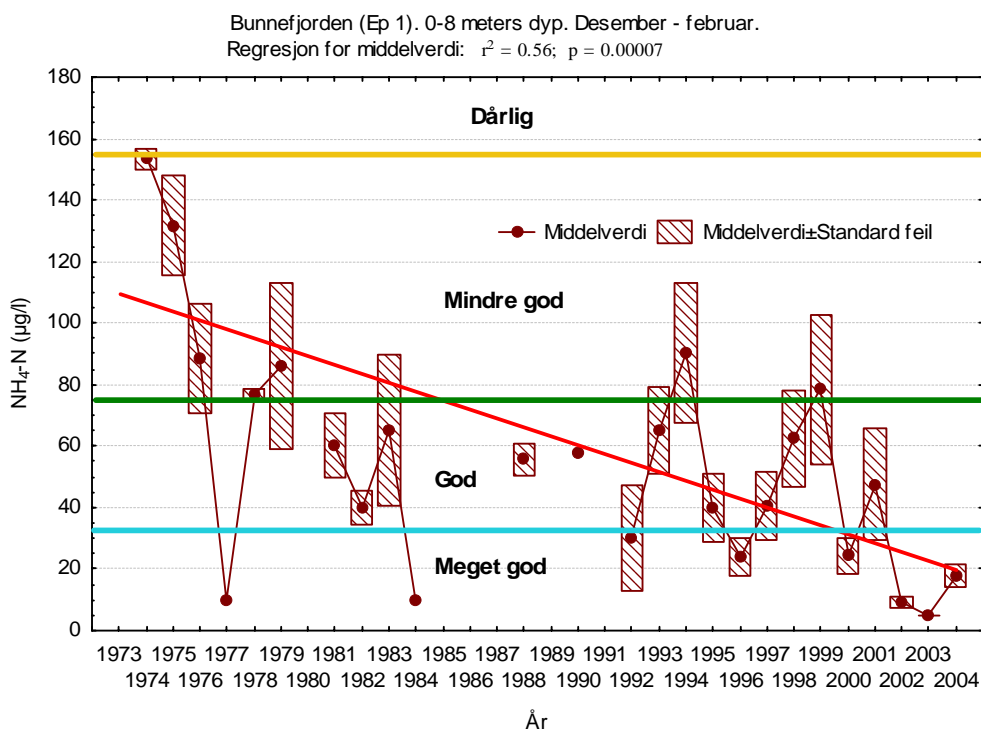
Figur 58. Vinterobservasjoner av Tot-P i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2004. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Det er en endring i vannkvaliteten fra *meget dårlig/dårlig* til *mindre god/god*. Enkelte år kan avvike sterkt som følge av 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.



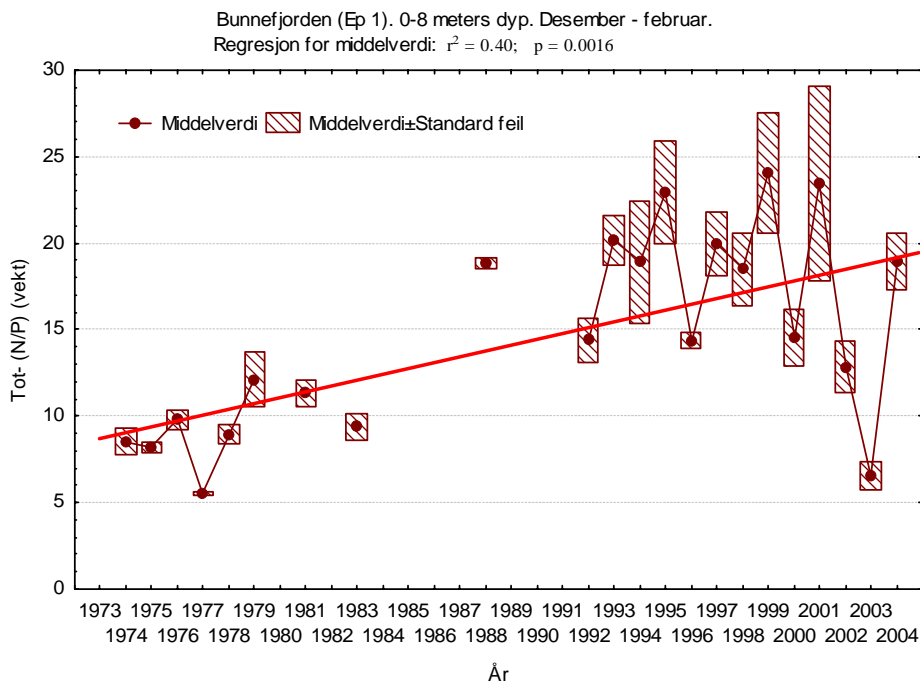
Figur 59. Vinterobservasjoner av Tot-N i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2004. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Det er ingen endring i vannkvaliteten over tid, som varierer fra *dårlig* til *god*. Enkelte år kan avvike som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse.



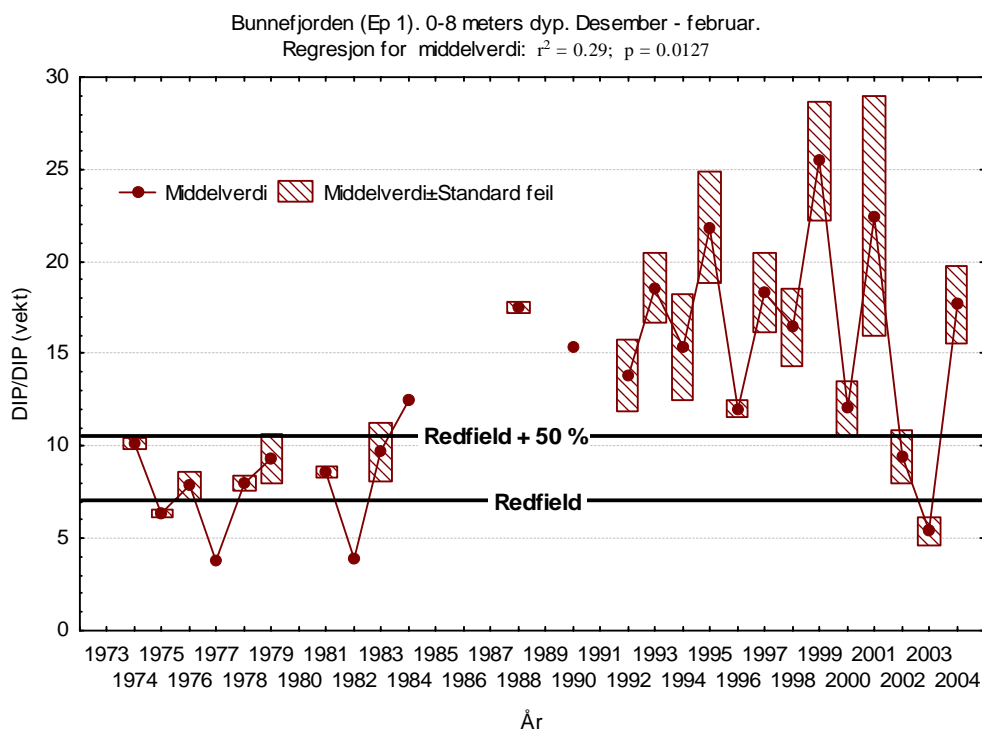
Figur 60. Vinterobservasjoner av $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2004. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Det er ingen endring i vannkvaliteten over tid, som varierer fra *dårlig* til *mindre god*. Enkelte år kan avvike som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse.



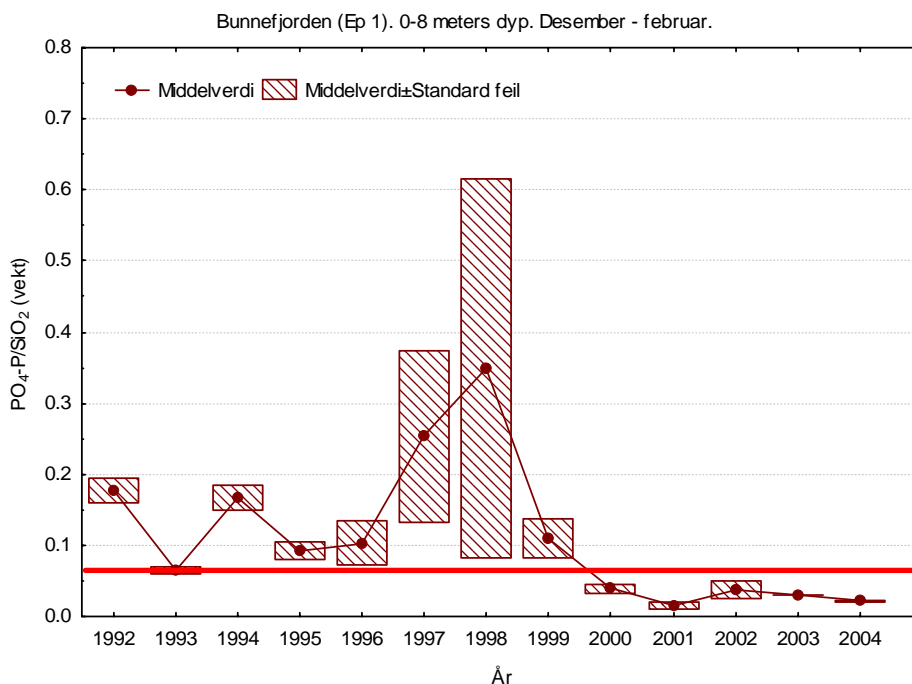
Figur 61. Vinterobservasjoner av $\text{NH}_4\text{-N}$ i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2004. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Det er en signifikant endring i vannkvaliteten over tid, som varierer fra *mindre god* til *god/meget god*. Enkelte år kan avvike som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse. Enkeltverdier er ikke tatt med i regresjonsanalysen.



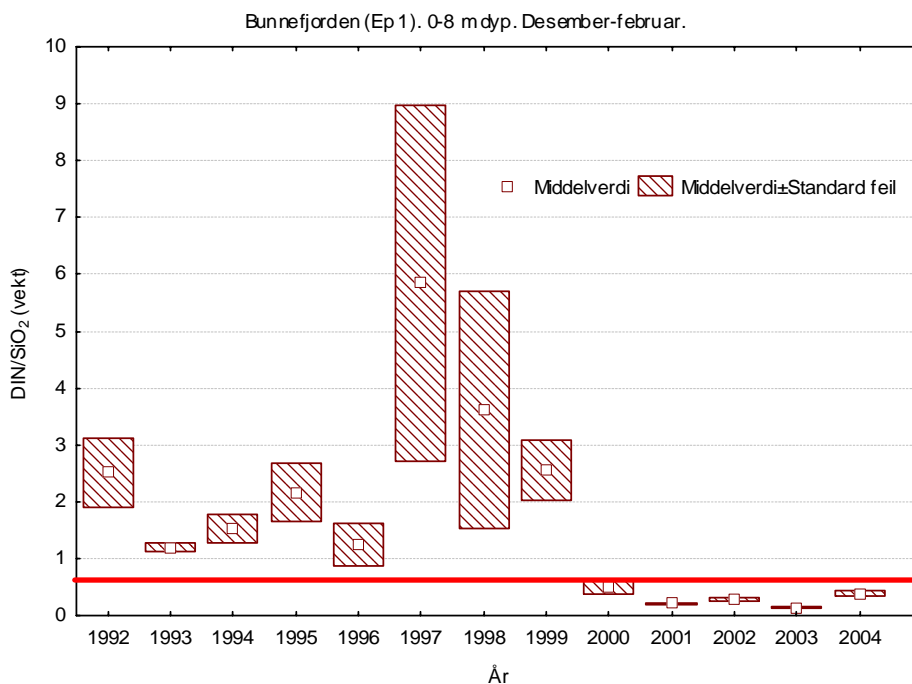
Figur 62. Vinterobservasjoner av Tot-(N/P)-forholdet i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2004. N/P-forholdet har økt signifikant.



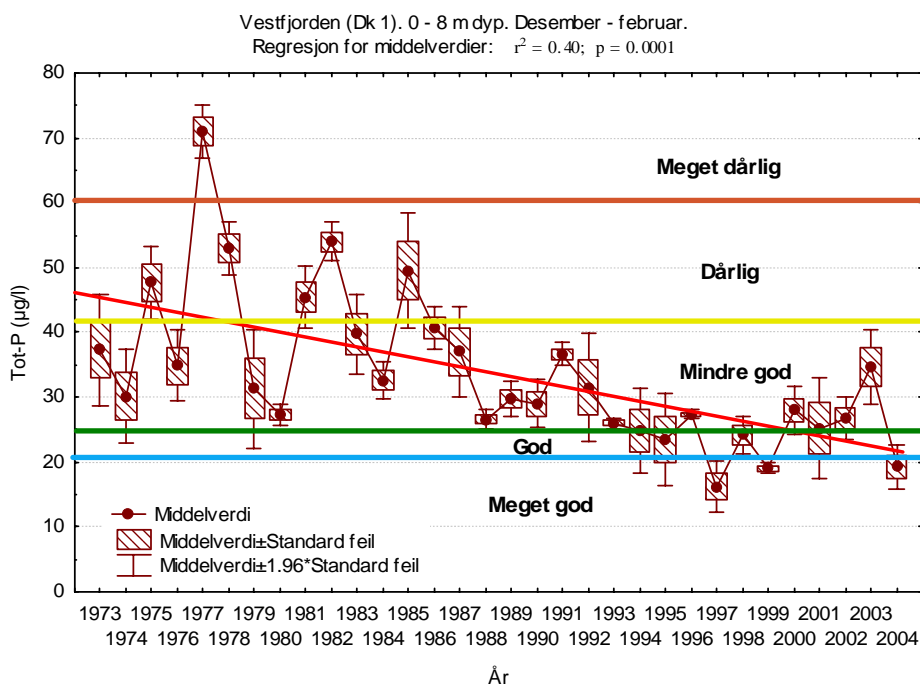
Figur 63. Vinterobservasjoner av $\text{NO}_3 + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N} / \text{PO}_4\text{-P}$ (DIN/DIP) i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2004. N/P-forholdet øker i perioden og ligger i 1992-2001 50 % over Redfieldforholdet. Etter OSPAR (2001) vil et DIN/DIP-forhold større en Redfieldforholdet + 50 % øke risikoen for oppblomstring av skadelige alger.



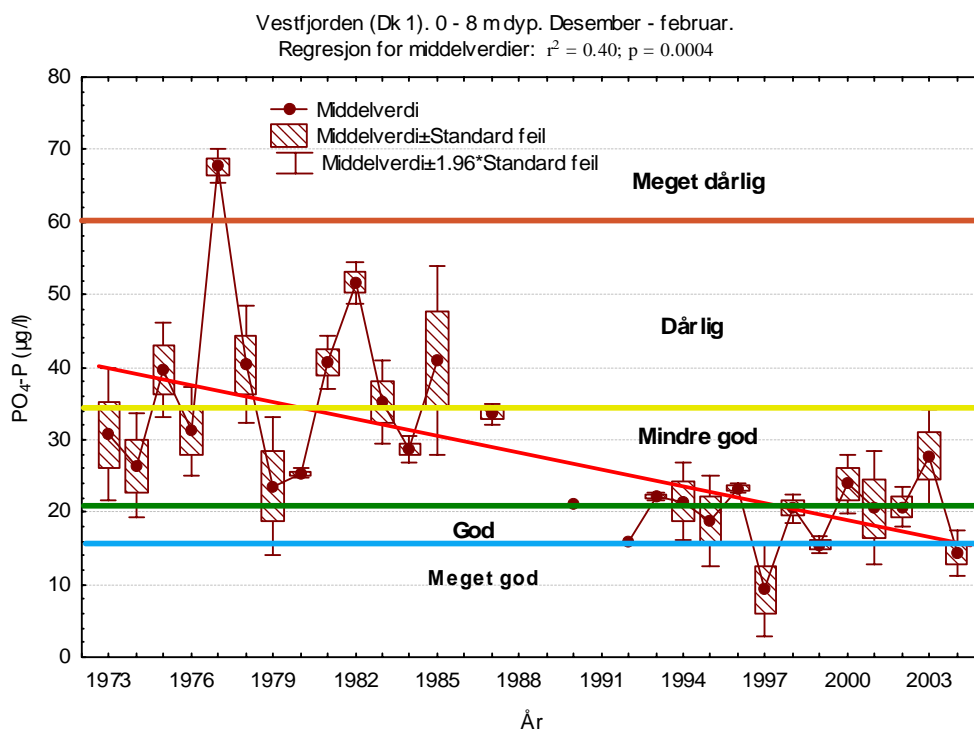
Figur 64. Vinterobservasjoner av $\text{PO}_4\text{-P/SiO}_2$ i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1992-2004. Hvis forholdet er større enn rød linje, vil det kunne skje endringer i planteplanktonets artsammensetning ved et skifte fra diatomeer til flagellater, hvorav flere arter er skadelige (OSPAR). I de senere år ligger forholdet i Bunnefjorden under denne grensen.



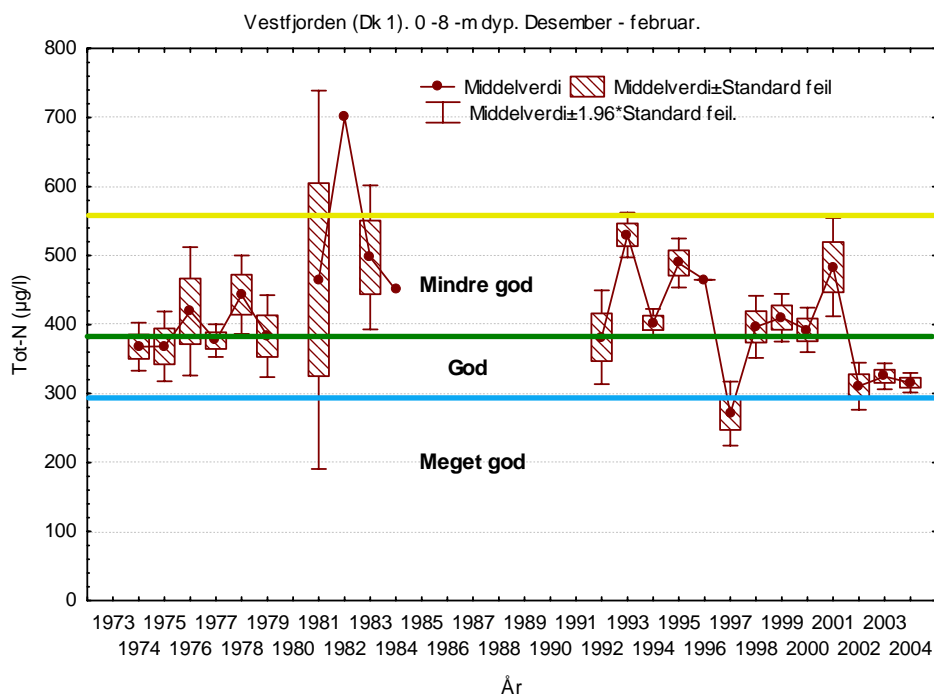
Figur 65. Vinterobservasjoner av $\text{NO}_3\text{+NO}_2\text{+NH}_4\text{-N/SiO}_2$ i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1992-2004. Hvis forholdet er større enn rød linje vil det kunne skje endringer i planteplanktonets artsammensetning ved et skifte fra diatomeer til flagellater, hvorav flere arter er skadelige (OSPAR). I de senere år ligger forholdet i Bunnefjorden under denne grensen.



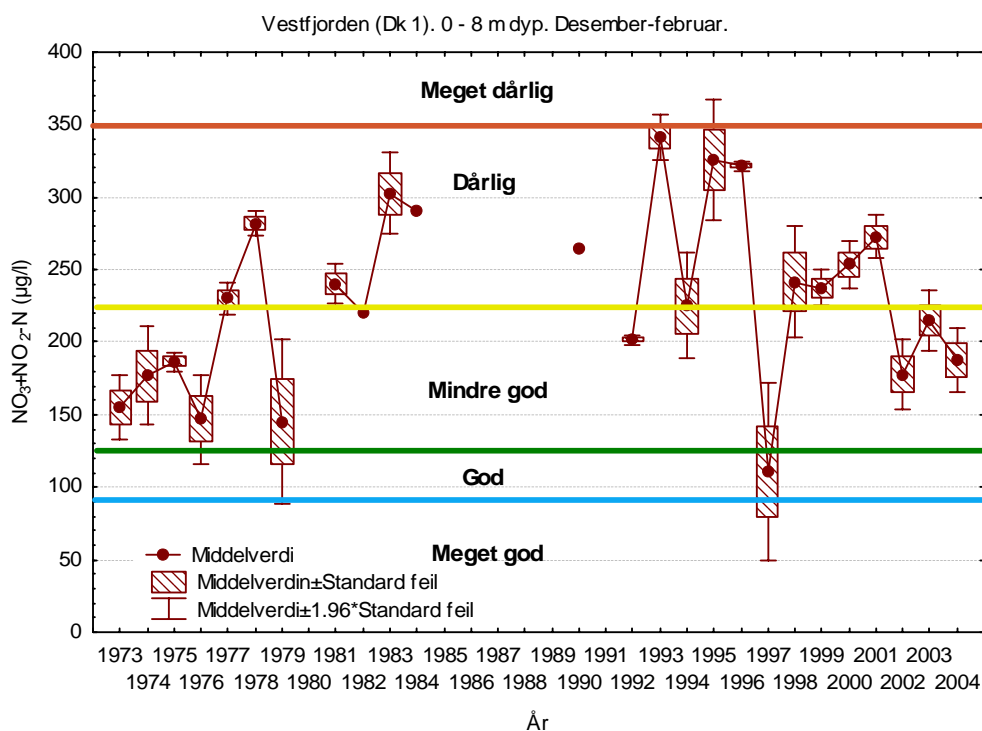
Figur 66. Vinterobservasjoner av Tot-P i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2004. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet i overflatelaget. Det er en endring i vannkvaliteten fra *dårlig/mindre god* til *mindre god/god*. Enkelte år kan avvike sterkt som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse.



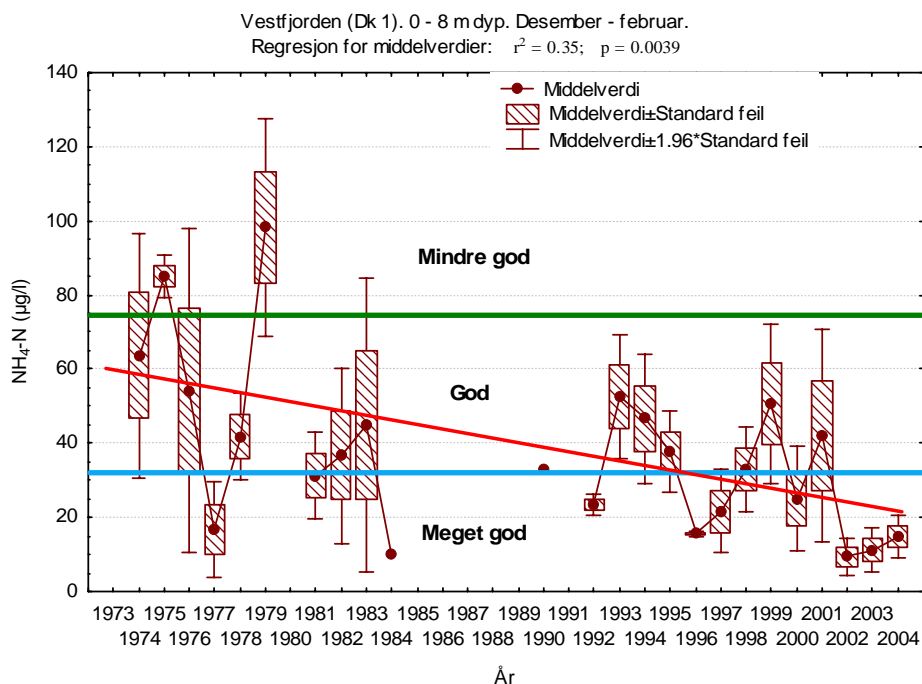
Figur 67. Vinterobservasjoner av PO₄-P i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2004. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet i overflatelaget. Det er en endring i vannkvaliteten fra *dårlig/mindre god* til *mindre god/god*. Enkelte år kan avvike sterkt følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse.



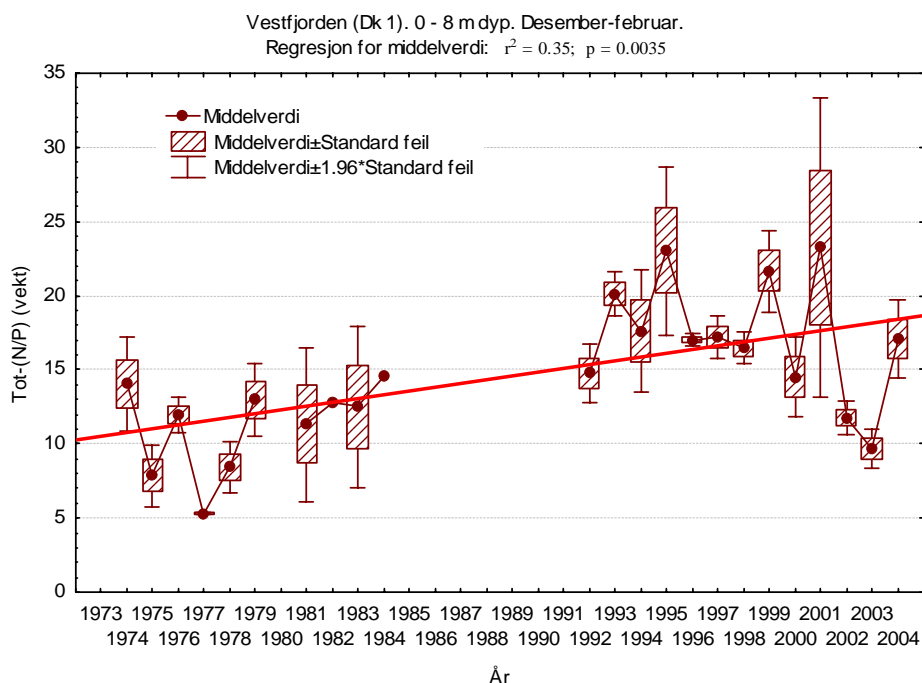
Figur 68. Vinterobservasjoner av Tot-N i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2004. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet i overflatelaget. Det er ingen *signifikant* endring i vannkvaliteten som varierer fra *mindre god* til *god*. Enkelte år kan avvike sterkt som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelsen.



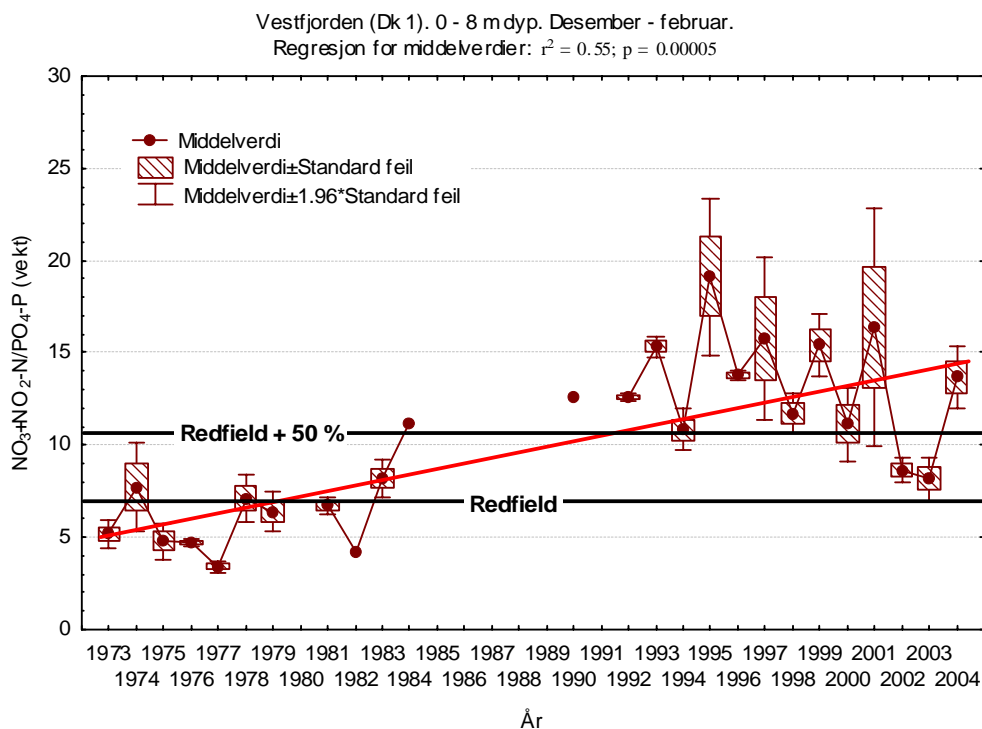
Figur 69. Vinterobservasjoner av NO₃+NO₂-N i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2004. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet i overflatelaget. Det er ingen endring i vannkvaliteten som varierer fra *dårlig* til *mindre god*. Enkelte år kan avvike sterkt som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelsen.



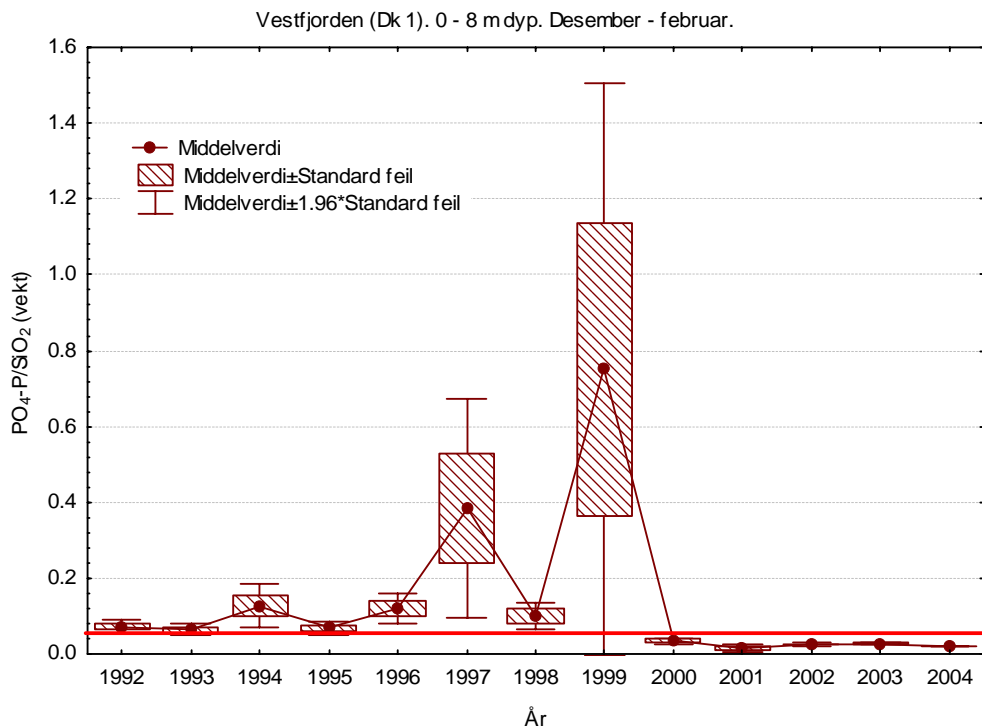
Figur 70. Vinterobservasjoner av $\text{NH}_4\text{-N}$ i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2004. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet i overflatelaget. Det er en signifikant endring i vannkvaliteten som varierer fra *mindre god/god* til *god/meget god*.. Enkelte år kan avvike sterkt som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelsen.



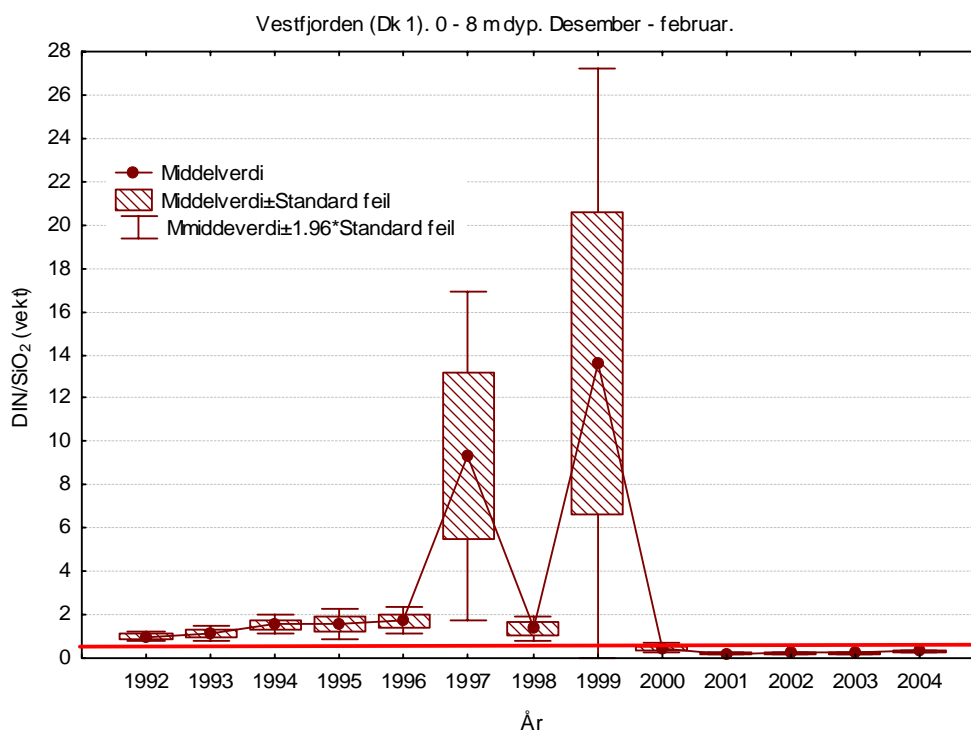
Figur 71. Vinterobservasjoner av Tot-(N/P)-forholdet i Bunnefjorden i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2004. Det er en endring i N/P-forholdet som har økt signifikant.



Figur 72. 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 1973-2004. N/P-forholdet øker i perioden og ligger i perioden 1992-2001, samt i 2004 50 % over Redfieldforholdet. Etter OSPAR (2001) vil dette øke risikoen for oppblomstring av skadelige alger.



Figur 73. Vinterobservasjoner av $\text{PO}_4\text{-P}/\text{SiO}_2$ i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2004. 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 74. Vinterobservasjoner av $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}+\text{NH}_4\text{-N}/\text{SiO}_2$ i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2004. 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 Vinterkonsentrasjoner i overfaltevann i Oslofjorden og Skagerrak.

I 2001 fikk NIVA bevilget midler fra Norges forskningsråd for å utvikle et automatisk overvåkingssystem på fartøy i faste ruter (Ships of opportunity, SOOP). Hensikten var at kunne foreta kontinuerlig overvåking av større områder på en kostnadseffektiv måte. Siden 2003 deltar instituttet i det europeiske FerryBox-prosjektet hvor tilsvarende systemer utprøves i flere land. En nøyere beskrivelse av systemet om bord "Color festival" er publisert i Vann (Magnusson, 2004).

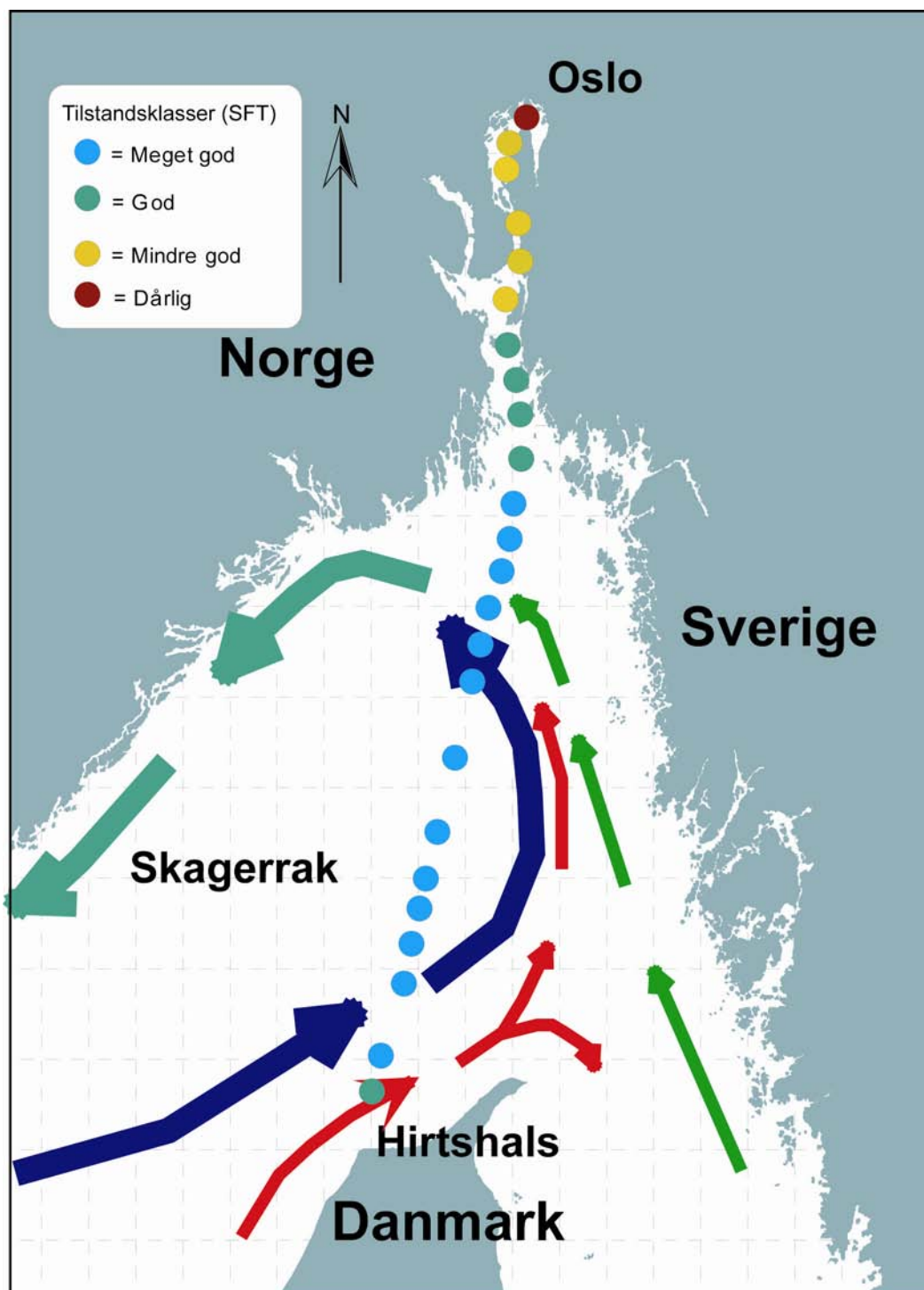
Figur 75 og **Figur 76** viser resultater fra FerryBox observasjoner av nitrat + nitritt samt fosfat på ca. 3.5 m dyp fra fergen "Color Festival" vinteren 2004. Her er bare analysert på vann hvor planteplanktonkonsentrasjonen (målt som klorofyllfluorescens) er meget lav. På figurene er de gjennomsnittlige konsentrasjonene markert etter SFT's klassifiseringssystem for fjorder og kystområden. Det ble tatt minst 6 observasjoner fra alle de 24 stasjonene, men på et utvalg av stasjoner (6 st) ble det tatt opp mot 18 observasjoner for å kunne studere nødvendig observasjonsfrekvens i fremtiden (OSPAR-krav og Vannrammedirektivet).

I 2004 ble også systemet brukt til innsnoring av prøver fra Vestfjorden (Dk 1) for å begynne å bruke systemet for overvåkingen av indre Oslofjord. Dette bl.a. for å kunne imøtegå fremtidige krav fra Vannrammedirektivet (og OSPAR) på en kostnadseffektiv måte. Det gjenstår å evaluere observasjonene fullt ut bl.a. behovet for observasjonsfrekvens relativt signifikante middelkonsentrasjoner.

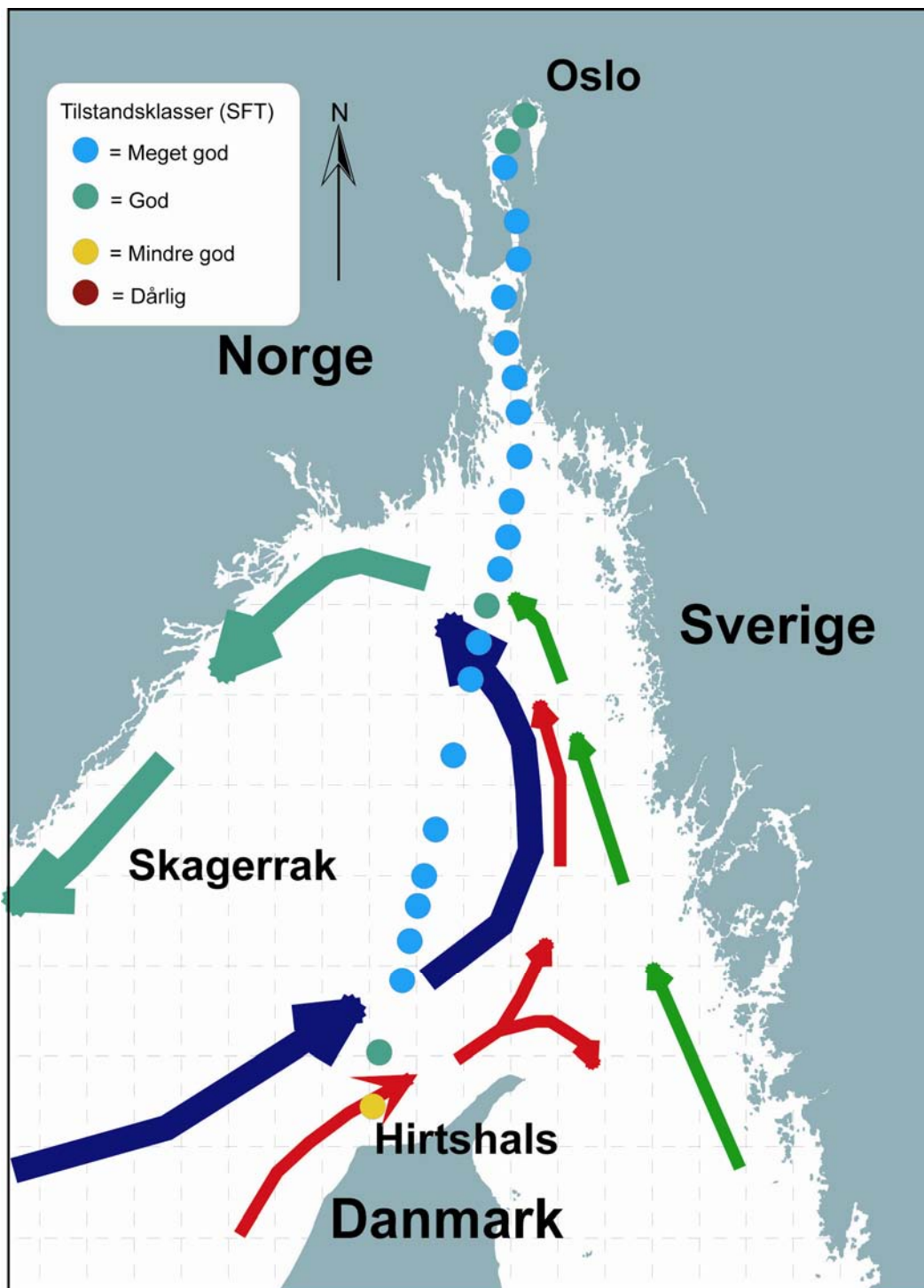
Resultatene fra vinteren 2004 viser at konsentrasjonene av nitrat + nitritt var lave i sentrale deler av Skagerrak (*meget god tilstand*, **Figur 75**), men at deler av ytre Oslofjord og et område nær

danskekysten havnet i en dårligere tilstandsklasse (*god/mindre god*). På den innerste stasjonen i indre Oslofjord (Lysakerfjorden) var tilstanden i klasse *dårlig*. For fosfat var tilstanden bedre- i hovedsak *meget god/god* (**Figur 76**). Den dårligste tilstanden ble observert utenfor danskekysten, noe som sannsynligvis skyldtes at bølger og strøm virvler opp bunnsedimenter i det grunne området og fosfor tilføres overflatelaget. En stasjon i indre Skagerrak er også i tilstandsklasse *god*, noe som muligens kan forklares at her ble det tatt 18 observasjoner, men det kan også eventuelt vise på en transport av fosforrikere vann fra Kattegat. I Oslofjorden er tilstanden meget god unntatt for de innerste stasjonene i Vestfjorden og Lysakerstasjonen hvor tilstanden er *god*.

Flere eksempler på bruk av det nye overvåkingssystemet er vist i kapitel 4.5.4.



Figur 75. Tilstanden i overflatevann i Skagerrak og Oslofjorden vinteren 2003/2004 (desember – februar) basert på nitrat+ nitritt observasjoner fra "Color Festival" (ca. 3.5 m dyp). Antall observasjoner fra de ulike stasjoner varierer mellom 6 – 18. Midlere strømforhold er markert.



Figur 76. Tilstanden i overflatevann i Skagerrak og Oslofjorden vinteren 2003/2004 (desember – februar) basert på fosfatobservasjoner fra ”Color Festival” (ca. 3.5 m dyp). Antall observasjoner fra de ulike stasjoner varierer mellom 6 – 18. Midlere strømforhold er markert.

4.5.4 Planteplankton i indre Oslofjord – Vestfjorden 2004.

Materiale og metoder

Vannprøver fiksert med Lugol for kvantitativ analyse av planteplankton fra stasjon Dk 1 (**Figur 7**) ble sommeren 2004 samlet inn 13 ganger i perioden 18. mai til 24. august. Samtidig ble håvtrekk for kvantitative analyser tatt fra 10-0 m, og disse ble fiksert med nøytralisert formalin.

De kvantitative analysene ble gjennomført etter Utermöhls metode, dvs. mikroskopering ved bruk av omvendt mikroskop etter sedimentering i sedimentasjonskammer.

Resultater

Mai

I midten av mai var algemengden indikert ved fluorescensmålinger moderat (**Figur 77**) med dinoflagellater som viktigste bidragsyter til beregnet cellekarbon (**Figur 78, vedlegg B tabell 1**). De biomassemessig viktigste artene var *Ceratium tripos* og *Protoceratium reticulatum* som begge ble registrert i blomstringskonsentrasjoner (**vedlegg B, tabell 2**). Ellers hadde *Gyrodinium estuariale* sin høyeste konsentrasjon (151.200 celler/l) nå.

Juni

Tidlig i juni var det en kraftig blomstring av den flagellerte formen av dictyophyceen *Dictyocha speculum* (maks. ca. 11 millioner celler/l) som er en ichthytoksisk (fisketoksisk) planteplanktonart. Blomstringen varte bare i ca. en uke, men resulterte i en beregnet cellekarbonmengde på maks. 2145 µg/l som utgjorde 78,5% av total beregnet cellekarbon. Etter kulminasjonen av *Dictyocha speculum*-flagellaten falt algebiomassen dramatisk.

Dinoflagellaten *Ceratium tripos* forekom i blomstringskonsentrasjon gjennom hele juni og hadde sitt maksimum på 9.040 celler/l i første halvdel av måneden – noe som resulterte i sommerens høyeste biomassebidrag fra dinoflagellatene.

Små uklassifiserte flagellater <5 µm forekom i høy konsentrasjon (15,1 mill. celler/l) tidlig i juni. Ellers ble det i denne måneden registrert relativt høye konsentrasjoner av cryptophyceene *Plagiselmis* spp. og *Teleaulax acuta* og prymnesiophyceene *Chrysochromulina* spp. og kalkflagellaten *Emiliana huxleyi*.

Tidlig i juni forekom kiselalgene *Cerataulina pelagica*, *Dactyliosolen fragilissimus* og *Skeletonema costatum* i sine høyeste konsentrasjoner i overvåkingsperioden. Kiselalgenes biomasse var også høyest i tidlig i måneden.

Juli

Juli var biomassemessig en oppbyggingsperiode. Oppbyggingen kom som et resultat av først økende mengder kiselalger med *Leptocylindrus danicus* som den helt dominerende arten med maksimumskonsentrasjon på 4,6 mill. celler/l midt i måneden. Ellers skyldtes biomasseoppbyggingen en økt forekomst av uklassifiserte flagellater i størrelsesorden 10-15 µm. Av andre viktige arter kan nevnes at dinoflagellaten *Heterocapsa niei* startet i slutten av juli en blomstringsperiode som varte i ca. 3 uker. Kalkflagellaten *Emiliana huxleyi* ble funnet i maksimal konsentrasjon på 5,1 mill. celler/l midt i juli etter å ha forekommet i konsentrasjoner mellom 0,4 og 2,9 mill. celler/l i en 4 ukers periode.

August

Sensommerens biomassemaksimum ble funnet tidlig i august som et resultat av at kiselalgen *Leptocylindrus danicus* nådde sitt maksimum da (6,3 mill. celler/l) og at det samme var tilfelle for forekomsten av uklassifiserte flagellater med størrelse 10-15 µm. I håvtrekkene var imidlertid den potensielle DSP-produsenten *Dinophysis norvegica* dominerende store deler av måneden (Vedlegg B, tabell 3).

Oppsummering av algeforekomstene i 2004

En kraftig blomstring av den nakne, formen av dictyophyceen *Dictyocha speculum* tidlig i juni førte til et biomassemessig maksimum på 2.732 µg C/l. Etter denne blomstringen falt algebiomassen til et minimumsnivå på 161 µg C/l mot slutten av juni. Utover sensommeren skjedde det en gradvis biomasseoppbygging igjen som nådde sitt andre maksimum på 688 µg C/l tidlig i august.

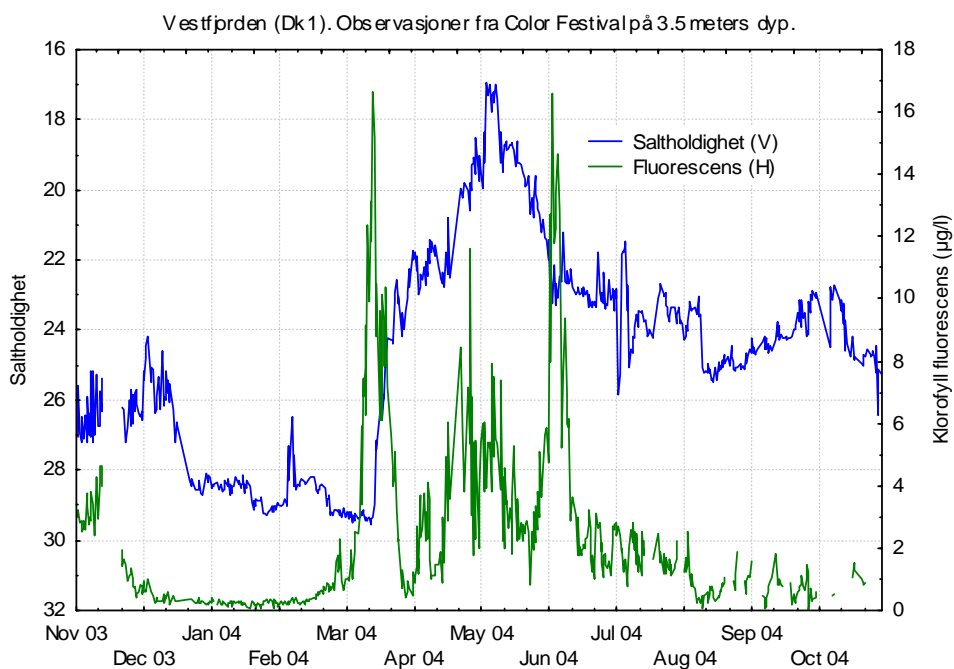
Blant dinoflagellatene var det *Ceratium tripos* som var viktigste bidragsyter til algebiomassen i første halvdel av sommeren, mens *Heterocapsa niei* var viktigst på slutten av juli og i første halvdel av august. Små ubestemte athecate dinoflagellater var viktige gjennom hele overvåkingsperioden.

Kiselalgene *Cerataulina pelagica*, *Dactyliosolen fragilissimus* og *Skeletonema costatum* var viktige arter i første halvdel av juni, mens *Leptocylindrus danicus* var viktig i perioden midten av juli til begynnelsen av august. *L. danicus* var imidlertid svakt forkislet i hele perioden hvor den forekom.

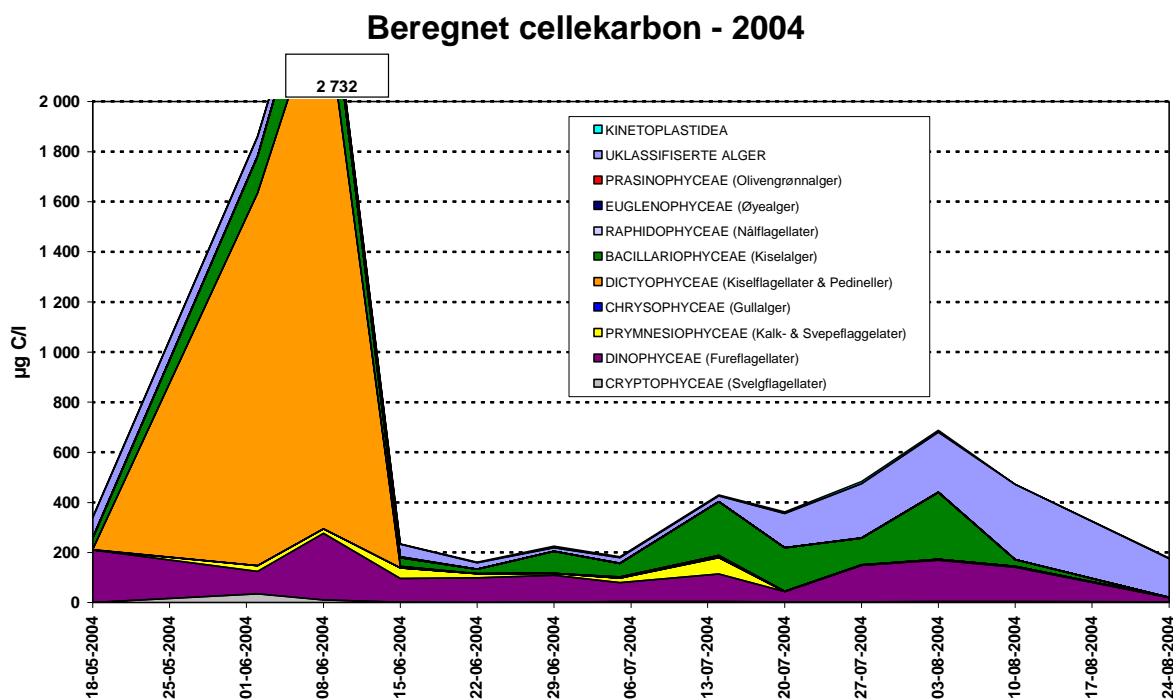
Ingen av de potensielle produsentene av humantoksiske algeslektene *Dinophysis* og *Alexandrium* forekom over faregrensenivå (for konsum av blåskjell) i overflatevannet i perioden fra midten av mai til slutten av august. I dypere vannmasser synes imidlertid *Dinophysis norvegica* å ha vært ganske dominerende i august.

Algeforekomstene sammenlignet med tidligere år

I **Figur 79** er den beregnede cellekarbonkonsentrasjonen for de ulike algeklassene i perioden 1998-2004 vist. 2004 skiller seg ut fra de tidligere årene i sammenligningen med en uvanlig kraftig blomstring av den nakne flagellatformen av dictyophyceen *Dictyocha speculum* som førte til at algeklassen dictyophyceae for første gang var dominerende biomassemessig i perioden juni-august (38,1%). For øvrig bidro dinoflagellatene (dinophyceae), kiselalgene (bacillariophyceae) og de uklassifiserte flagellatene/monadene biomassemessig omtrent like mye i overvåkingsperioden (18,6-20,0%). Ellers viser **Figur 79** at for dinoflagellatene har den beregnede mengden cellekarbon vært bemerkelsesverdig stabil for sommermånedene i perioden 1998-2004.

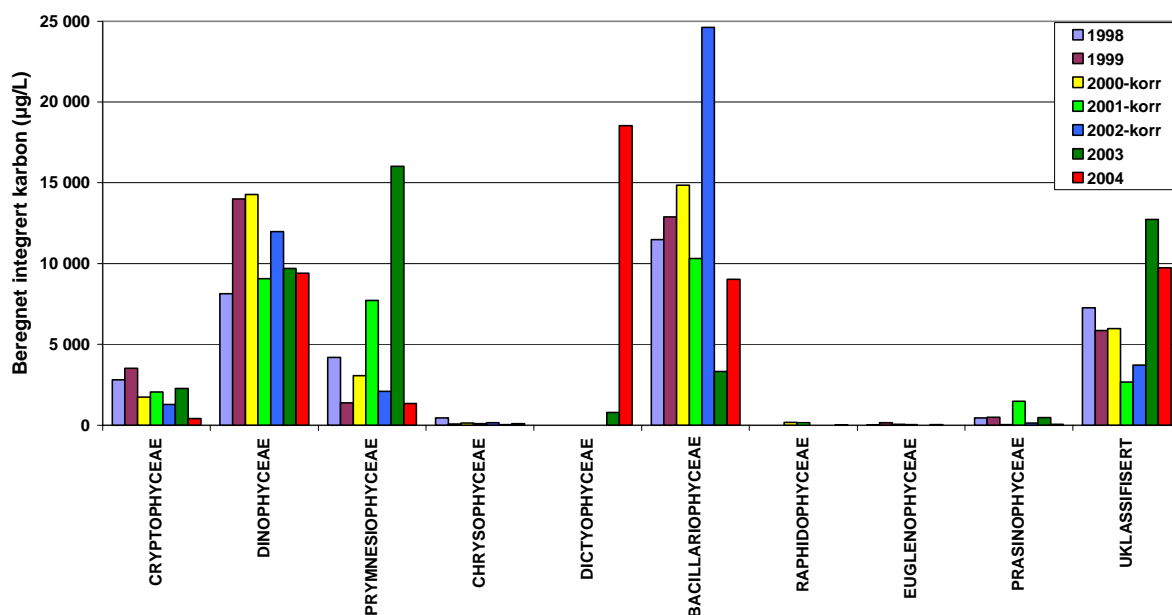


Figur 77. Saltholdighet og klorofyllfluorescens i Vestfjorden (Dk 1) 1. november 2003 – 31.oktober 2004. Observasjoner fra 3.5 meters dyp fra "Color Festival".



Figur 78. Beregnet algekarbon ($\mu\text{g C/l}$) for de ulike algeklassene sommeren 2004 på stasjon DK1.

Integrert cellekarbon 1998-2004



Figur 79.. Beregnet cellekarbon ($\mu\text{g C/l}$) for sommersesongene 1998-2004.

5. Litteratur.

- 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: Bunnsedimenter 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. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord. Effekter av forurensning og dypvannsutsiftning på faunaen langs bunnen av Oslofjorden basert på materiale samlet siden 1952. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 621/95. Biologisk institutt, UiO. NIVA-rapport l.nr. 3324.

- Bokn, T.L., Murray, S.N., Moy, F.E. & Magnusson, J.B. 1992. Changes in furoid 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 furoid distributions and abundances in the inner Oslofjord, Norway during 1974-2000.
- 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.
- Green, N. Ruus, A. Walday, M. 2004. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). National Comments regarding the Norwegian Data for 2003. Overvåkingsrapport; 921/04.TA-2072/2004. NIVA- rapport nr. 4927.
- Helland, A., Lindholm, O., Traaen, T., Uriansrud, F. og Rygg, B., 2003. Tiltaksplan for forurensete sedimenter i Oslofjorden. Fase 1. Miljøtilstand, kilder og prioriteringer, NIVA- rapport nr. 4742
- Holtan G., 1990. Studier av eldre data. Teoretisk beregning av næringsstoffsforløp 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.
- Kirkerud og Magnusson (1976). Undersøkelse av de hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord. Overvåkingsprogram. Toktrapp V. Fiskedød i Holtekilen. NIVA-rapport nr. 866.
- 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., Gjøsæter, 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, Gjøsæter, 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., Gjøsæter, 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.
- Magnusson, J., Andersen, T., Amundsen, R., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Gjøsæter, J., Holt, T.F., Hylland, K., Johnsen, T., Lømsland, E.R. og Paulsen, Ø., 2004. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord i 2003. Fagrådsrapport nr 95. NIVA-rapport nr. 4845.
- Magnusson, Jan, 2004. Ferger kan brukes til mye rart. Vann Vol 39 No 3, 2004, 197-206
- 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).
- Selvik, J.R. Borgvang, S. Eggestad, H.O. og Tjomsland, T., 2004. Tilførsler av næringsalter til Norges kystområder, beregnet med tilførselsmodellen TEOTIL. NIVA-rapport nr. 4895. SFT-rapport TA-2059/2004.
- Wivestad, T.M., 1999. Forurensningstilførsler i Oslo og Akershus 1997, fosfor og nitrogen. Fylkesmannen i Oslo og Akershus. Rapport nr. 3-1999.

Vedlegg A. Reker (Hyperbenthos).

Vedleggstabell 1. Reker i sledeprøver 2003

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

Arter	B 721	B 722	B 723	B 724	B 725	B 726	B 727
<i>Palaemon elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pandalus borealis</i>	0	0	4	126	2	118	39
<i>Pandalus propinquus</i>	0	0	0	5 ¹⁾	63	0	6
<i>Pandalus montagui</i>	0	0	0	0	0	3	0
<i>Pandalina profunda</i>	0	0	33	86	9	264	35
<i>Philocheras bispinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lebbeus polaris</i>	0	0	0	1	15	0	0
<i>Spirontocaris lilljeborgi</i>	0	0	2	0	6	6	7
<i>Pontophilus norvegicus</i>	0	0	0	1	1	3	4 ²⁾
<i>Pontophilus spinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crangon allmanni</i>	0	0	0	212	0	190	33
<i>Crangon crangon</i>	0	0	3	0	0	0	0
<i>Ubestemt juvenil</i>	0	0	0	0	0	0	195
Tot. antall reker	0	0	42	431	96	584	319
Antall arter	0	0	5	7	7	7	8
Slepelengde (m)	1060	1020	1080	1032	1020	1080	1070
Åpning m ²	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196
Slepevolum	207,8	200,2	212	202,6	200	212	210,04

¹⁾Usikker bestemmelse, kan også være *P. montagui*

²⁾Usikker bestemmelse

Vedleggstabell 2. Reker i sledeprøver 2004

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

Reker 2004

Arter	B 721	B 722	B 723	B 724	B 725	B 726	B 727
<i>Palaemon elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pandalus borealis</i>	0	0	0	0	0	38	2
<i>Pandalus propinquus</i>	0	0	0	4	35	6	7
<i>Pandalus montagui</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pandalina profunda</i>	0	0	14 ¹⁾	111	11	139	109
<i>Philocheras bispinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lebbeus polaris</i>	0	0	0	0	1	0	0
<i>Spirontocaris lilljeborgi</i>	0	0	0	0	3	11	4
<i>Pontophilus norvegicus</i>	0	0	0	2	8	0	3
<i>Pontophilus spinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crangon allmanni</i>	0	0	0	48	0	304	76
<i>Crangon crangon</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crangon sp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	40	0
<i>Pashiphea sivado</i>	0	0	0	0	0	1	0
<i>Palaemon sp.</i>	0	0	0	0	1	0	0
<i>Ubestemt juvenil</i>	0	0	0	11 ²⁾	0	39	0
Tot. antall reker	0	0	14	176	59	578	201
Antall arter	0	0	1	5(6)	6	8	6
Slepelengde (m)	1087	1027	1002	1109	1056	1010	1193
Åpning m ²	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196
Slepevolum	213,1	201,6	196,7	217,7	207	198,26	234,19

¹⁾ Usikker artsbestemmelse

²⁾ Muligens *Crangon allmanni*

Vedleggstabell 4. Hovedgrupper i sledeprøver fra 2004

Antall individer innen hver hovedgruppe av bunnfaunaen på 7 stasjoner i Oslofjorden, Sledeprøver innsamlet 6 og 07 september 2004.. Svartskog=B 721, Helleviktangen=B 722, Lysakerfjorden=B 723, Steilene=B 724, Elle=B 725, Gråøyrenna=B 726, Vesthullet=B 727.

Rekke	Klasse	Orden	Arter (ved kun en art i prøven)	B 721	B 722	B 723	B 724	B 725	B 726	B 727
Porifera				0	0	0	0	0	0	0
Cnidaria	Hydrozoa	Trachymeduse	<i>Tesserogastria musculosa</i>	0	0	0	0	0	Tilstede	0
Cnidaria		Manet		0	0	0	0	0	1	0
Cnidaria	Anthozoa			0	0	0	0	0	1	0
Ctenophore				0	0	0	0	0	0	0
Annelida	Polychaeta			0	Ca 200	57++	35++	22	11	61
Annelida	Polychaeta	Skjellrygg		0	0	0	0	0	67	0
Annelida	Polychaeta	Tomopteris sp.		0	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Bivalvia			0	0	19	21	27	18	18
Mollusca	Gastropoda	Nudibranchia		0	0	13	0	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Vingesnegl		0	0	17	2	0	0	0
Mollusca	Gastropoda			0	0	0	0	0	0	0
Sipuncula				0	0	0	0	0	0	0
Echinodermata	Ophiuroidea		*slange-stjerner	0	0	2	8	0	0	6
Echinodermata	Echinoidea		*sjømus	0	0	0	0	2	1	0
Echinodermata			Sjøstjerne						6	1
Echinodermata		Holothuroidea	Sjøpølse	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Mysidacea	*rekebarn	0	0	0	44	212	519	115
Crustacea	Malacostraca	Cumacea	*halekreps	0	0	1	0	0	0	11
Crustacea	Malacostraca	Isopoda	*tanglus	0	0	0	0	25	0	0
Crustacea	Malacostraca	Amphipoda	*tangloppe	0	0	0	52	56	107	56
Crustacea	Malacostraca	Euphausiacea	*krill	0	9	0	33	0	1	5
Crustacea	Malacostraca	Euphausiacea	*krill	0	1	0	0	0	0	28
Crustacea	Malacostraca	Decapoda, Natantia	reker	0	0	14	176	59	578	201
Crustacea	Malacostraca	Decapoda, Anomura, Paguridae		0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Decapoda, Anomura	Trollkreps	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Macrura, Reptantia	Langhalekreps					1		
Chaetognata			*pilormer	0	2	7	0	177	65	326
Tunicata	Ascidacea	*sekkedyr		0	0	0	700-800	0	0	1
Chordata		Fisk	<i>Myxine glutinosa</i>	0	0	0	0	1	0	0
Chordata		Fisk		0	0	0	0	0	1	4

Drøbaksundet 2003



Gråøyrenna 2003



Steilene 2003



Vesthullet 2003



Vedleggsfigur 1. Totale fauna i sledeprøver fra 4 stasjoner i Oslofjorden i 2003. Foto R. Amundsen

Lysakerfjorden 2003



Hellviktangen 2003



Vedleggsfigur 2. Totale fauna i sledeprøver fra 2 stasjoner i Oslofjorden i 2003. Foto R. Amundsen

Drøbaksundet 2004



Gråøyrenna 2004



Steilene 2004



Vesthullet 2004



Vedleggsfigur 3. Totale fauna i sledeprøver fra 4 stasjoner i Oslofjorden i 2004. Foto R. Amundsen

Lysakerfjorden 2004



Hellviktangen 2004



Vedleggsfigur 4. Totale fauna i sledeprøver fra 2 stasjoner i Oslofjorden i 2004. Foto R. Amundsen

Vedlegg B. Planteplankton.

Tabell 1. Resultater av beregnet cellekarbon sommeren 2004 for de ulike algeklassene. Tallene angir µg C pr. liter.

Dato	18.05.2004	02.06.2004	08.06.2004	15.06.2004	22.06.2004	29.06.2004	05.07.2004	14.07.2004	20.07.2004	27.07.2004	03.08.2004	10.08.2004	24.08.2004
CRYPTOPHYCEAE (Svelgflagellater)	0,1	35,5	11,1	2,0	0,4	1,8	3,7	4,1	3,4	3,2	5,0	4,4	3,3
DINOPHYCEAE (Fureflagellater)	210,0	89,0	265,7	95,1	98,1	106,8	76,3	110,2	40,4	145,0	163,7	136,8	16,3
PRYMNESIOPHYCEAE (Kalk- & Svepeflagellater)	0,0	23,0	17,1	41,8	17,3	8,0	17,8	64,5	0,6	0,8	5,0	2,9	0,7
CHRYSOPHYCEAE (Gullalger)	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	9,9	0,4	1,5	0,0	0,3	0,0
DICTYOPHYCEAE (Kiselflagellater & Pedineller)	1,8	1 487,5	2 152,6	5,3	0,0	0,0	4,6	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0
BACILLARIOPHYCEAE (Kiselalger)	45,2	145,9	247,7	35,1	17,5	88,5	54,2	214,1	173,9	106,4	266,4	27,1	0,0
RAPHIDOPHYCEAE (Nålflagellater)	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
EUGLENOPHYCEAE (Øyealger)	0,9	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PRASINOPHYCEAE (Olivengrønnalger)	0,7	0,9	0,0	4,7	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,4	0,4	0,0	0,4
UKLASSIFISERTE ALGER	79,1	77,2	35,5	48,8	26,2	13,9	22,5	22,9	137,3	216,6	239,6	300,3	154,5
KINETOPLASTIDEA	2,8	1,9	0,1	1,9	2,1	6,9	3,5	3,7	5,6	9,3	7,4	0,3	2,9
<i>Sum</i>	341,5	1 861,2	2 731,7	234,6	161,5	225,8	183,4	429,4	361,5	484,1	687,6	472,0	178,1

Tabell 2. Resultater av algetellinger fra integrerte vannprøver (0-2 meter) fra stasjon DK1 sommeren 2004. Tallene angir antall celler/liter.

Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	18.05.2004	02.06.2004	08.06.2004	15.06.2004	22.06.2004	29.06.2004	05.07.2004	14.07.2004	20.07.2004	27.07.2004	03.08.2004	10.08.2004	24.08.2004	DK1
Dyp	0-2	0-2	0-2	0-2	0-2	0-2	0-2	0-2 m	0-2 m	0-2 m	0-2 m	0-2 m	0-2 m	0-2 m
Fikseringsmiddel	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol
<i>Cryptophyceae</i> (Svelgflagellater)														
<i>Hemiselms</i> spp.	75 600	302 400	415 800	151 200	151 200	113 400	37 800		75 600	302 400				37 800
<i>Plagioselmis</i> spp.		1 738 800	226 800	56 700	42 300	274 050	604 800	415 800	189 000	151 200	189 000	264 600	151 200	
<i>Teleaulax acuta</i>		1 247 400	415 800	66 150		28 200	66 150	113 400	113 400	94 000	189 000	151 200	117 500	
Ubestemte cryptophceer, 5-10 µm	264 600	113 400	37 800	85 050	23 500		37 800	75 600						
Sum - Svelgflagellater	340 200	3 402 000	1 096 200	359 100	217 000	415 650	746 550	604 800	378 000	547 600	378 000	415 800	306 500	
<i>Dinophyceae</i> (Fureflagellater)														
<i>Alexandrium tamarense</i>								80	120					
<i>Alexandrium</i> spp.							40			40		80		
<i>Amphidinium crassum</i>								1 150	900					
<i>Amphidinium</i> spp.										160				
<i>Ceratium furca</i>										40		160		
<i>Ceratium fusus</i>	480	120	240	280	200	240	80	480	40			80		
<i>Ceratium lineatum</i>								40						
<i>Ceratium longipes</i>			360	200	760	160			40					
<i>Ceratium tripos</i>	3 520	3 680	9 040	2 840	4 120	3 320	880	520	680	200	80			
<i>Cladopyxis claytonii</i>				80										
<i>Dinophysis acuminata</i>	560	80	320	480	80		40	40	40					
<i>Dinophysis acuta</i>				40			40		80					
<i>Dinophysis norvegica</i>	160		200	160	400									
<i>Entemosigma peridinioides</i>	311 850	14 100	18 900	32 900	9 400	89 300	37 800	37 800						
<i>Fragilidium subglobosum</i>								400						
<i>Gonyaulax</i> spp.										80				
<i>Gymnodinium elongatum</i>							900	51 700	18 400	16 100	8 050	3 000		
<i>Gyrodinium estuariale</i>	151 200	4 700	56 700	18 800				9 400						
<i>Gyro-/Gymnodinium</i> spp., 20-40 µm				1 600	160		3 000	1 200	2 300	2 300	1 150			
<i>Gyro-/Gymnodinium</i> spp., 40-60 µm			160	640							320	5 400		
<i>Heterocapsa niei</i>								18 800		378 000	491 400	236 250	47 000	
<i>Heterocapsa rotundata</i>	47 250	9 400												
<i>Heterocapsa triquetra</i>	32 900	3 450		4 700			4 700	1 200						
<i>Karenia mikimotoi</i>								1 200	960					
<i>Katodinium glaucum</i>					80			9 400	300	480	600	600		
<i>Prorocentrum micans</i>									160	400	1 760	18 000	160	
<i>Prorocentrum minimum</i>	14 100	9 400	292 950				9 400			4 700				
<i>Protoceratium reticulatum</i>	12 600		360	80		40								
<i>Proto-peridinium bipes</i>	3 450			40				600	1 150	1 200	160			
<i>Proto-peridinium divergens</i>								40						
<i>Proto-peridinium pallidum</i>											40			
<i>Proto-peridinium pellucidum</i>			80				40	160	40			480	4 200	
<i>Proto-peridinium steinii</i>				40										
<i>Proto-peridinium</i> spp. 20-40 µm										40				
<i>Proto-peridinium</i> spp. 40-60 µm													320	

NIVA 5024 - 2005

Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	18.05.2004	02.06.2004	08.06.2004	15.06.2004	22.06.2004	29.06.2004	05.07.2004	14.07.2004	20.07.2004	27.07.2004	03.08.2004	10.08.2004	24.08.2004
Dyp	0-2	0-2	0-2	0-2	0-2	0-2	0-2	0-2 m	0-2 m	0-2 m	0-2 m	0-2 m	0-2 m
Fikseringsmiddel	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol
<i>Dinophyceae</i> (Fureflagellater) (forts.)													
<i>Scrippsiella trochoidea</i>				40			600		900	240	900	4 700	
<i>Torodinium robustum</i>							80						
Atekate dinoflagellater, < 20 µm	160 650	61 100	189 000	117 500	70 500	226 800	255 150	378 000	113 400	415 800	340 200	66 150	47 000
Atekate dinoflagellater, 20-40 µm	18 900	1 150	28 350	4 800	80	400	8 700	6 000	2 700		14 950	4 200	80
Tekate dinoflagellater, < 20 µm		23 500	9 450	32 900	9 400	9 400	4 700						
Tekate dinoflagellater, 20-40 µm			600				240	160			240	1 800	
Sum - Fureflagellater	757 620	130 680	606 710	218 120	95 180	329 660	327 030	518 880	142 260	818 780	860 130	344 940	94 240
<i>Prymnesiophyceae</i> (Kalk- & Svepeflagellater)													
<i>Chrysochromulina polylepis</i>		4 700			4 700		4 700						
<i>Chrysochromulina</i> spp., < 5 µm		1 283 500	453 600	189 000	1 096 200	264 600	453 600		151 200	226 800	1 359 000	793 800	189 000
<i>Chrysochromulina</i> spp., 5-10 µm		755 000	642 600	226 800	264 600		75 600	75 500					
<i>Chrysochromulina</i> spp., 10-15 µm						14 100	9 450						
<i>Emiliana huxleyi</i>				2 872 800	415 800	567 000	1 058 400	5 058 500					
Sum - Kalk- & Svepeflagellater	0	2 038 500	1 096 200	3 288 600	1 790 700	831 600	1 597 050	5 134 000	151 200	226 800	1 359 000	793 800	189 000
<i>Chrysophyceae</i> (Gullalger)													
<i>Calycomonas vangorii</i>							9 450	75 600					
<i>Dinobryon faculiferum</i>							47 250						
<i>Dinobryon</i>	75 600							982 800	37 800	151 200		28 350	
Sum - Gullalger	75 600	0	0	0	0	0	56 700	1 058 400	37 800	151 200	0	28 350	0
<i>Dictyochophyceae</i> (Kiselflagellater & Pedineller)													
<i>Apedinella spinifera</i>				9 450									
<i>Dictyocha speculum flagellat</i>	9 400	7 628 200	10 998 800				23 500			4 700			
<i>Dictyocha speculum</i>			600	9 450									
<i>Pseudopedinella</i> spp.			151 200	18 900									
Sum - Kiselflagellater & Pedineller	9 400	7 628 200	11 150 600	37 800	0	0	23 500	0	0	4 700	0	0	0
<i>Bacillariophyceae</i> (Kiselalger)													
<i>Cerataulina pelagica</i>	32 200	209 300	305 900	41 400	28 750	128 800	64 400	2 400	14 100	20 700			
<i>Chaetoceros wighamii</i>	122 850												
<i>Cylindrotheca closterium</i>		56 700	2 300	1 150			2 300						
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>		89 700	483 000	235 750	27 600	322 000	358 800	340 200	21 850	113 400			
<i>Leptocylindrus danicus</i>								4 649 400	3 926 000	2 116 800	6 342 000	642 600	
<i>Proboscia alata</i>		80	1 200	40		80	160	600					
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp.		25 300	92 000	40								600	
<i>Skeletonema costatum</i>	85 050	1 001 700	2 041 200										
<i>Thalassiosira</i> spp., 20-40 µm										720			
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	301 300	67 850	167 900	80									
Sentriske diatoméer, 0-10 µm						37 800							
Sentriske diatoméer, 10-20 µm								1 150					
Sum - Kiselalger	541 400	1 450 630	3 093 500	278 460	56 350	488 680	425 660	4 993 750	3 961 950	2 251 620	6 342 000	643 200	0

NIVA 5024 - 2005

Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	18.05.2004	02.06.2004	08.06.2004	15.06.2004	22.06.2004	29.06.2004	05.07.2004	14.07.2004	20.07.2004	27.07.2004	03.08.2004	10.08.2004	24.08.2004	
Dyp	0-2	0-2	0-2	0-2	0-2	0-2	0-2	0-2 m	0-2 m	0-2 m	0-2 m	0-2 m	0-2 m	0-2 m
Fikseringsmiddel	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol
<i>Raphidophyceae</i> (Nålflagellater)														
<i>Heterosigma</i> spp.			9 450											
Sum - Nålflagellater	0	0	9 450	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euglenophyceae</i> (Øyealger)														
<i>Eutreptia/ Eutreptiella</i> , < 30 µm	12 650	4 700												
Sum - Øyealger	12 650	4 700	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Prasinophyceae</i> (Olivengrønnalger)														
<i>Pachysphaera</i> sp.				18 900										
<i>Pyramimonas</i> spp., < 5 µm									189 000	189 000			37 800	
<i>Pyramimonas</i> spp., 5-10 µm	28 350	37 800					28 350							14 100
Sum - Olivengrønnalger	28 350	37 800	0	18 900	0	0	28 350	0	0	189 000	189 000	0	51 900	
<i>Uklassifiserte</i>														
Ubestemte flagellater, <5 µm	528 500	15 079 000	2 661 000	1 360 800	2 683 800	1 663 200	4 303 500	1 661 000	1 208 000	2 416 000	3 850 500	3 473 000	2 491 500	
Ubestemte flagellater, 5-10 µm	1 359 000	604 000	680 400	1 020 600	567 000	151 200	264 600	755 000	264 600	264 600	377 500	113 400	151 200	
Ubestemte flagellater, 10-15 µm		151 000	37 800		9 400	9 450	28 350		1 132 500	1 812 000	1 963 000	2 567 000	1 283 500	
Monader, < 5 µm	1 963 000		2 128 800	567 000	378 000	529 200	113 400	151 000	226 800	189 000	75 500	113 400	151 200	
Monader, 5-10 µm	1 510 000	302 000	113 400	264 600	151 200	151 200	75 600							
Monader, 10-15 µm	28 350	4 700		113 400										
Sum - Uklassifisert	5 388 850	16 140 700	5 621 400	3 326 400	3 789 400	2 504 250	4 785 450	2 567 000	2 831 900	4 681 600	6 266 500	6 266 800	4 077 400	
<i>Kinetoplastidea</i>														
<i>Ebria tripartita</i>	1 500													
<i>Leucocryptos marina</i>	47 250	37 800		37 800	42 300	141 000	66 150	75 600	113 400	189 000	151 200		4 700	
<i>Telonema subtilis</i>							9 450					37 800	378 000	
Ubestemte krageflagellater			37 800				56 700							
Sum - Kinetoplastidea	48 750	37 800	37 800	37 800	42 300	141 000	132 300	75 600	113 400	189 000	151 200	37 800	382 700	

Tabell 3. Oversikt over dominerende/viktigste algearter og forekomst av toksinproduserende alger i håvtrekk sommeren 2004. For de toksiske algene er Mattilsynetss mengdeangivelse i håvtrekk benyttet. (1 = påvist, 2 = flere celler, 3 = 1-10%, 4 = 10-50%, 5 = 50-100%.)

Dato	Alger generelt	Toksiske alger
18.05.04	<u>Kiselalger:</u> Dominans av <i>Thalassionema nitzschioides</i> . <u>Dinoflagellater:</u> En god del <i>Ceratium tripos</i> .	<u>DSP-produsenter:</u> <i>Dinophysis acuminata</i> (2), <i>D. norvegica</i> (2). <u>Yessotoksin-produsenter:</u> <i>Protoceratium reticulatum</i> (3)
02.06.04	<u>Kiselalger:</u> Dominans av <i>Cerataulina pelagica</i> . En god del <i>Dactyliosolen fragilissimus</i> og <i>Thalassionema nitzschioides</i> . <u>Dinoflagellater:</u> En god del <i>Ceratium tripos</i> .	<u>DSP-produsenter:</u> <i>Dinophysis norvegica</i> (3).
08.06.04	<u>Kiselalger:</u> Dominans av <i>Cerataulina pelagica</i> . En god del <i>Dactyliosolen fragilissimus</i> , <i>Thalassionema nitzschioides</i> , <i>Skeletonema costatum</i> og <i>Proboscia alata</i> . <u>Dinoflagellater:</u> En god del <i>Ceratium tripos</i> .	<u>DSP-produsenter:</u> <i>Dinophysis norvegica</i> (2). <u>ASP-produsenter:</u> <i>Pseudo-nitzschia</i> (3).
15.06.04	<u>Kiselalger:</u> Dominans av <i>Cerataulina pelagica</i> og <i>Dactyliosolen fragilissimus</i> . <u>Dinoflagellater:</u> Mye <i>Ceratium tripos</i> .	<u>DSP-produsenter:</u> <i>Dinophysis acuminata</i> (2-3), <i>D. acuta</i> (1), <i>D. norvegica</i> (3).
22.06.04	<u>Kiselalger:</u> <i>Cerataulina pelagica</i> framtreddende. En del <i>Dactyliosolen fragilissimus</i> . <u>Dinoflagellater:</u> <i>Ceratium tripos</i> framtreddende.	<u>DSP-produsenter:</u> <i>Dinophysis acuminata</i> (2), <i>D. acuta</i> (1), <i>D. norvegica</i> (3).
29.06.04	<u>Kiselalger:</u> <i>Cerataulina pelagica</i> framtreddende. En del <i>Dactyliosolen fragilissimus</i> . <u>Dinoflagellater:</u> <i>Ceratium tripos</i> framtreddende..	<u>DSP-produsenter:</u> <i>Dinophysis acuminata</i> (2), <i>D. norvegica</i> (3).
04.07.04	<u>Kiselalger:</u> Dominans av <i>Cerataulina pelagica</i> . <u>Dinoflagellater:</u> En god del <i>Ceratium tripos</i> .	<u>DSP-produsenter:</u> <i>Dinophysis acuminata</i> (2), <i>D. acuta</i> (1), <i>D. norvegica</i> (2), <i>D. rotundata</i> (1).
14.07.04	<u>Kiselalger:</u> <i>Cerataulina pelagica</i> framtreddende. En del <i>Dactyliosolen fragilissimus</i> , <i>Leptocylindrus danicus</i> , <i>Proboscia alata</i> . <u>Dinoflagellater:</u> <i>Ceratium tripos</i> og <i>C. longipes</i> framtreddende.	<u>DSP-produsenter:</u> <i>Dinophysis acuminata</i> (1), <i>D. dens</i> (1), <i>D. norvegica</i> (3). <u>PSP-produsenter:</u> <i>Alexandrium tamarense</i> . (2).
20.07.04	<u>Kiselalger:</u> <i>Cerataulina pelagica</i> framtreddende. En del <i>Dactyliosolen fragilissimus</i> , <u>Dinoflagellater:</u> Dominerende algeklasse. <i>Ceratium longipes</i> og <i>C. tripos</i> framtreddende.	<u>DSP-produsenter:</u> <i>Dinophysis acuminata</i> (1), <i>D. acuta</i> (1), <i>D. norvegica</i> (4). <u>ASP-produsenter:</u> <i>Pseudo-nitzschia</i> (1).
27.07.04	<u>Kiselalger:</u> Dominans av <i>Cerataulina pelagica</i> . Mye <i>Leptocylindrus danicus</i> . Litt <i>Proboscia alata</i> . <u>Dinoflagellater:</u> En god del <i>Ceratium tripos</i> og <i>C. longipes</i> .	<u>DSP-produsenter:</u> <i>Dinophysis norvegica</i> (3). <u>ASP-produsenter:</u> <i>Pseudo-nitzschia</i> (2). <u>AZA-produsenter:</u> <i>Protoperdinium crassipes/curtipes</i> (1).

03.08.04	<p><u>Kiselalger</u>: <i>Leptocylindrus danicus</i> dominerer. En del <i>Guinardia flaccida</i> og <i>Proboscia alata</i>. Mye tomme skall av <i>Cerataulina pelagica</i>.</p> <p><u>Dinoflagellater</u>: Blandet dinoflagellatsamfunn. <i>Prorocentrum micans</i> og <i>Dinophysis</i> spp. mest framtreddende. En del <i>Proto-peridinium</i> spp., litt <i>Ceratium</i> spp.</p> <p><u>Annet</u>: En god del <i>Ebria tripartita</i>.</p>	<p><u>DSP-producenter</u>: <i>Dinophysis acuta</i> (1), <i>D. norvegica</i> (3).</p>
10.08.04	<p><u>Kiselalger</u>: Lite</p> <p><u>Dinoflagellater</u>: <i>Dinophysis norvegica</i> dominerer algeforekomstene. Litt <i>Ceratium</i> spp., <i>Proto-peridinium</i> spp., <i>Prorocentrum micans</i>.</p> <p><u>Andre</u>: Zooplankton og fekalier dominerer håvtrekket.</p>	<p><u>DSP-producenter</u>: <i>Dinophysis acuminata</i> (1), <i>D. acuta</i> (1), <i>D. norvegica</i> (4).</p> <p><u>ASP-producenter</u>: <i>Pseudo-nitzschia</i> (1).</p>
24.08.04	<p><u>Kiselalger</u>: Lite.</p> <p><u>Dinoflagellater</u>: Tomme skall av <i>Dinophysis norvegica</i> og <i>Ceratium</i> spp. dominerer algeforekomstene.</p> <p><u>Andre</u>: Zooplankton og detritus dominerer håvtrekket.</p>	<p><u>DSP-producenter</u>: <i>Dinophysis norvegica</i> (5).</p>