



Fagrådet

for vann- og avløpsteknisk
samarbeid i indre Oslofjord

Rapport nr.100

Overvåking av forurensnings- situasjonen i indre Oslofjord 2006



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 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

Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

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

Tittel Overvåking av forurensnings situasjonen i indre Oslofjord 2006.	Løpenr. (for bestilling) 5441	Dato 28.5.2007
	Prosjektnr. Undernr. 26028	Sider Pris 96
Forfatter(e) Jan Magnusson Thorvin Andersen, UiO Rita Amundsen, UiO John Arthur Berge Erik Bjercknes Jakob Gjøsæter, HFF Torbjørn Johnsen Evy R. Lømsland Øystein Paulsen, HFF Merete Schøyen Mats Walday	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
---	------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Rapporten omhandler resultatene fra undersøkelser foretatt i indre Oslofjord i 2006. Dypvannsfornyelsen var god i hele indre Oslofjord og oksygenforholdene var bra, untatt i Bærumsbassenget. Den organiske belastningen på Vestfjordens dypvann har avtatt etter hvert som rensetekniske tiltak er blitt gjennomført, og ligger nå omtrent på samme nivå som på 1950-tallet. Oksygenforholdene har blitt bedre i Vestfjorden siden begynnelsen av 1980-tallet, mens det til nå ikke har skjedd noen større forandring i Bunnefjorden. Rensetiltakene har forandret fjordens vannkjemi. Overflateobservasjonene sommerstid 2006 bekrefter den positive utviklingen siden 1970-tallet med bedre siktdyp og mindre planteplanktonbiomasse i overflatelaget. Det var lite giftige alger i fjorden i 2006. Strandnot-trekkene i 2006 viste ingen forandring fra tidligere år. Kartleggingen av naturtyper i Bunnefjorden fortsatte i 2006.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Forurensningsovervåking 2. Indre Oslofjord 3. Hydrografi/hydrokjemi 4. Marin Biologi 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Pollution monitoring 2. Inner Oslofjord 3. Hydrography/hydrochemistry 4. Marine biology
---	--


Jan Magnusson
Prosjektleder


Dominique Durand
Forskningsleder


Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

Fagrådet for vann – og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Rapport nr. 100

Overvåking av forurensnings situasjonen i indre Oslofjord 2006

Prosjektleder: Jan Magnusson, NIVA

Medarbeidere: Thorvin Andersen, UiO
Rita Amundsen, UiO
John Arthur Berge, NIVA
Birger Bjerkeng, NIVA
Erik Bjerknes, NIVA
Jakob Gjørsæter, HFF
Torbjørn Johnsen, NIVA
Evy R. Lømsland, NIVA
Øystein Paulsen, HFF
Merete Schøyen, NIVA
Mats Walday, 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 2006:

<i>Frogn kommune:</i>	<i>O-H. Heier (leder til nov. 2006)</i>
<i>Ski kommune:</i>	<i>K. Bjørnskau (leder fra des. 2006)</i>
<i>Oslo vann- og avløpsetaten (VAV):</i>	<i>T. Abry</i>
<i>Akershus fylkeskommune:</i>	<i>S. Hvoslef</i>
<i>Biologisk Institutt, UiO:</i>	<i>T. Andersen</i>
<i>Bærum kommune:</i>	<i>Kristine Grünert (til høsten 2006)</i>
<i>Bærum kommune:</i>	<i>Brit Aase (fra høsten 2006)</i>
<i>Fylkesmannen Oslo og Akershus:</i>	<i>L. Nilsen og S. Haraldsen</i>
<i>Fagrådet:</i>	<i>M. Sunde (sekretær)</i>

Resultater fra overvåkingsprogrammet rapporteres hvert år. Foreliggende rapport fremlegger resultater fra 2006.

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 2006 har Oslo vann- og avløpsetaten(VAV) finansiert en stasjon i Bekkelagsbassenget for å få tatt ekstra observasjoner etter at det nye dypvannsutslippet fra Bekkelaget ra. ble etablert.

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), Jakob Gjørseter og Øystein Paulsen, (Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen) har hatt ansvaret for strandnot-trekk og skrevet kap.4.3. Torbjørn Johnsen og Evy R.. Lømsland har analysert planteplankton og skrevet kap. 4.4.4. Undersøkelser av naturtyper i indre Oslofjord har blitt ledet av Mats Walday som har skrevet kap. 4.5.

Det er gjennomført flere undersøkelser i 2006 som ikke skal rapporteres i år, herunder hyperbenthosundersøkelser (reker) som gjennomføres i samarbeid med Biologisk institutt (UiO), samt ekstra undersøkelser i forbindelser med mudringsarbeider i Bjørvika, hvor Statens forurensningstilsyn bevilget midler bl.a. for undersøkelser av biomarkører i fisk også i 2006.

Oslo, 15.5.2007

Jan Magnusson

Innhold

Sammendrag	5
Summary	10
1. Innledning.	14
2. Forurensningstilførsler.	14
2.1 Næringssalter.	14
2.2 Miljøgifter.	16
3. Observasjoner i 2006.	19
3.1 Hydrografiske og hydrokjemiske observasjoner i 2006	19
3.2 Overflateobservasjoner i 2006	20
3.3 Fangstdata for fisk og virveløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann.	22
3.4 Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos).	22
3.5 Miljøgifter i fisk - biomarkører.	22
3.6 Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden	22
4. Resultater og diskusjon.	23
4.1 Dypvannsfornyelser.	25
4.2 Oksygenforhold.	28
4.2.1 Oksygenforholdene 2006.	28
4.2.2 Oksygenutviklingen 1973-2006.	33
4.2.3 Kjemiske forandringer i vannmassene.	42
4.3 Fangstdata for fisk og virveløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann.	42
4.3.1 Resultater	43
4.4 Overflatevannets kvalitet.	47
4.4.1 Observasjoner fra Vestfjorden med Color Festival.	47
4.4.2 Siktdyp, planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) og næringssalter i juni til august 2006.	51
4.4.3 Næringssaltskonsentrasjoner i overflatelaget vinterstid (desember-februar).	58
4.4.4 Planteplankton i indre Oslofjord – Vestfjorden 2006.	68
4.5 Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden	72
5. Litteratur	80
Vedlegg A. Planteplankton 2006.	84
Vedlegg B. Planteplankton 2006.	86

Sammendrag

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

I 2006 ble følgende undersøkelser gjennomført:

1. Fjordens dypvannsfornyelse, oksygenforhold og hydrokjemiske forhold ble undersøkt ved 6 tokt i løpet av året.
2. Overflatevannets kvalitet ble undersøkt ved ukentlige tokt i juni-august, samt to tokt vinterstid (desember og januar). I tillegg ble det gjort overflatemålinger hele året med det automatiske prøvtakingsutstyret om bord i fergen Color Festival.
3. Observasjoner av fisk og virvelløse dyr på grunt vann (strandnot-trekk).
4. Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos), men dette skal ikke rapporteres før i 2008.
5. Kartlegging av naturtyper i fjorden med start i Bunnefjorden.

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) og alle har utslipp av rensset avløpsvann på ca. 50 meters dyp. Sammenlagt renser de avløpsvann fra ca. 750 000 personer med et renskrav på 90 % for fosfor og 70 % for nitrogen. Totale tilførsler i 2004 var 67 tonn fosfor og 1866 tonn nitrogen. Reduksjonen av de menneskeskapte tilførsler (kommunale utslipp) av fosfor og nitrogen til fjorden fra 1985 til 2005 er beregnet til 64 %.

Høsten 2006 ble det sluppet ut store mengder urensset avløpsvann fra Bekkelagets renseanlegg som følge av et lynnedslag. Ca. 630 000 m³ vann ble sluppet ut mellom den 30.9-6.10 på ca. 20 meters dyp via overløpet. Kjemisk rensing ble tatt i bruk den 6.10 og avløpsvannet kunne deretter igjen slippes ut gjennom diffusoren på 50 meters dyp. Sammenlagt ble 1.2 tonn fosfor og 9.5 tonn nitrogen tilført fjorden. Det er beregnet at ca. 54 tonn TOC ble sluppet ut i denne perioden.

Konklusjoner

Oksygenforholdene

Klimaforholdene var gunstige for en større dypvannsfornyelse vinteren 2006 og hele fjorden inklusive Bunnefjorden ble tilført nytt oksygenrikt vann. Oksygenforholdene i 2006 ble derfor meget gode for Bunnefjorden og bra i øvrige deler av fjorden, bare i Bærumsbassenget ble det observert hydrogensulfidholdig vann (råttent vann).

Det har vært en bedring av oksygenforholdene i Vestfjordens dypvann siden 1970-tallet, men ikke noen forandring i Bunnefjordens dypvann. Forbedringen sammenfaller i tid med rensetekniske tiltak. Bekkelagsbassenget har fått betydelig bedre oksygenforhold fra høsten 2001, noe som må tilskrives det nye renseanleggets dypvannsutslipp. Oksygenforholdene i 2006 var bedre enn i 2005 i Bunnefjorden, men omtrent som i 2005 i Vestfjorden eller noe dårligere. Imidlertid vil 2006 fremstå som et av de bedre årene i fjordens "oksygenhistorie". På tross av minsket belastning på Bærumsbassenget har det ikke blitt observert noen forbedring av oksygenforholdene i bassenget. I Drøbaksundet er oksygenkonsentrasjonen i de vannmasser som kan danne nytt dypvann i indre Oslofjord fortsatt lavere enn de var på 1950-tallet.

Oksygenforholdene i Bunnefjorden var bedre i 2006 enn i 2005. Sammenlignet med de tentative miljømålene for oksygen var forholdene i Bunnefjorden høsten 2006 bedre enn *høyt mål*. I Bekkelagsbassenget var oksygenkonsentrasjonen bedre enn *lavt mål* i 2006. Også i Lysakerfjorden var oksygenkonsentrasjonene bedre enn høyt mål mens den nordre del av Vestfjorden "bare" oppfylte kravet til lavt mål. I søndre delen av Vestfjorden var oksygenkonsentrasjonen bedre enn *middels mål*.

Oksygenforholdene i Bærumsbassenget var *meget dårlige* i 2006 bedømt etter SFT's (Statens forurensningstilsyn) miljøkvalitetskriterier for fjorder. Det var hydrogensulfidholdig vann hele året fra april til desember.

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 viser ikke avtakende oksygenforbruk som for Vestfjorden.

Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjordens dypvann har økt siden midten av 1970-tallet, men ligger ennå 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 1983-2006. Spesielt er perioden 2000-2006 bedre enn på mange år, men dårligere sammenlignet med observasjoner fra 1936 – 1966.

I Bekkelagsbassenget har det ikke vært observert hydrogensulfidholdig dypvann i overvåkingsprogrammet siden det nye dyputslippet på 50 meters dyp til Bekkelagets renseanlegg ble tatt i bruk høsten 2001. Mellom utslippsdypet 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).

I Bærumsbassengets dypvann (ca.15 m til bunn) har det ikke skjedd noen positiv utvikling.

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 konsentrasjonene blitt litt høyere igjen. Men ennå viser observasjonene at oksygentransporten til indre Oslofjord kan være dårligere i dag enn tidligere.

Hydrokjemiske forhold

Rensetiltakene i indre Oslofjord har forandret fjordens vannkjemi. Tilstanden bedømt ut fra fosfor - og ammoniumkonsentrasjonene i fjordens overflatelag vinterstid har blitt klart bedre siden 1970-tallet. Det er dog ingen signifikant endring i de øvrige nitrogenforbindelser, men tendensen er positiv.

Gjennomførte rensertiltak 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 rensertiltak, hvor det er fosforreduksjonen som foreløpig har gitt signifikante resultater. Overflatekonsentrasjonen av ammonium har avtatt (vinterstid). Det er også en klar reduksjon av ammoniumkonsentrasjonen på innlagringsdyper til avløpsvannet fra VEAS etter at det ble innført nitrogenrensing. Forøvrig 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 årene i overflatelaget vinterstid kan være det første tegnet på at også nitrogenrensingen begynner å gi resultater.

Med avtakende fosforkonsentrasjoner og omtrent uforandrede nitrogenkonsentrasjoner har N/P-forholdet økt i perioden 1973-2006. Men i de siste årene har N/P-forhold ofte vært mindre enn 50 % av Redfieldforholdet (7/1) i overflatelaget noe som skulle minke 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 (stort sett) *mindre god/god* for vinterkonsentrasjoner av fosfor i perioden 1973-2005, mens tilstanden er uforandret for nitrogen (*mindre god/dårlig*). Imidlertid er det her en tendens til avtakende konsentrasjoner de siste årene som muligens kan være et tegn på forbedringer. I Vestfjorden har tilstanden i samme tidsrom blitt endret fra *dårlig/mindre god* til *mindre god/god* for fosfor. Tilstanden bedømt etter nitrogen har vært *mindre god/god* siden 2000 sammenlignet med tidligere observasjoner i tilstanden *mindre god/dårlig*. For ammonium har tilstanden forbedret seg fra *mindre god/god* til *meget god* de siste fire årene både i Bunnefjorden og Vestfjorden.

Strandnottrekk

Strandnot-trekkene synes ikke å vise noen langsiktig trend (unntatt for Bunnefjorden hvor forholdene tidligere var så dårlige at stasjonene ble lagt ned i begynnelsen av 1960-årene, men ble gjenopprettet i 1997.

Det var i år noen få 0-gruppe torsk i Vestfjorden og Bunnefjorden (16 individer). I 2005 fant en 6 individer mens det ikke ble funnet noe i 2004. Dette gir 1 torsk pr. trekk i Vestfjorden og 0.67 i Bunnefjorden mot 5.8 på hele Skagerrakkysten.

Det ble fanget kun 2 hvittinger i Vestfjorden og 1 i Bunnefjorden. Brislingen var tallrik i Vestfjorden, men ble ikke fanget i Bunnefjorden. Dominerende arter på flere av stasjonene var: svartkutling, bergnebb og grønngylt samt tallrike forekomster av tangkutling og til dels glasskutling.

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. Imidlertid ble det fanget 23 arter i Vestfjorden og 9 i Bunnefjorden i 2006, mens det ble fanget 17 arter i 2005 i Bunnefjorden.

Overflatevannets kvalitet sommeren 2006

Forholdene i overflatevannet var bra sommeren 2006, nesten like bra som i 2005. Gjennomsnittlig siktdyp sommeren 2006 var klart bedre enn gjennomsnittlige forhold 1991-2000, de til nå beste årene siden programmet startet i 1973. Samme konklusjoner gjelder for planteplanktonbiomassen. Det var en meget kortvarig forekomst av toksinproduserende alger i fjorden i slutten av juli. Sommerens resultater stadfester således den positive utviklingen siden 1982 som viser effekten av gjennomførte rensetekniske tiltak.

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

Næringssaltskonsentrasjonene i juni-august (tot-N og tot-P) i fjordens overflate viser en *meget god* tilstand, bedømt etter SFT's klassifiseringssystem for miljø i fjorder. I tilstandsklasse *god* havner også sommeren 2006 bedømt ut fra planteplanktonbiomasse i overflaten (0-2 meters dyp) med unntak for Oslo Havnebasseng hvor tilstanden var *mindre god*. Siktdypet var imidlertid dårligere sommeren 2006 sammenlignet med sommeren 2005. Dominerende tilstandsklasse var *mindre god*, unntatt Oslo havneområde og Bunnebotn hvor tilstanden var *dårlig*. Imidlertid var delvis innelukkede områder som Paddehavet og Bunnebotn i tilstandsklasse *mindre god*. Dårligste siktdyp ble gjennomgående observert i Bjørvika. Denne stasjonen var også i 2006 påvirket av mudringsarbeidene i Bjørvika.

I 2006 ble det registrert en kraftig kiselalgeblomstring i siste halvdel av mars. Denne ble etterfulgt av en noe mindre dinoflagellat-blomstring med topp i midten av april. En tradisjonell høstblomstring med kiselalger ble registrert i september-oktober.

Algemengden i form av beregnet cellekarbon integrert over perioden juni-august var den laveste som er registrert i perioden 1998-2006. Av toksinproduserende alger var det kun den potensielt DSP-produserende dinoflagellaten *Dinophysis acuminata* som ble registrert over faregrensenivå ved ett tilfelle i slutten av juni.

Kartlegging av naturtyper i indre Oslofjord.

Undersøkelsen ble startet i 2005 sør i Bunnefjorden og var begynnelsen på kartlegging av de marine biotopene i indre Oslofjord. Formålet er å fremskaffe informasjon om forhold som kan presenteres på biogeografiske kart som forvaltningen kan bruke i planleggingen av sjø og kyst, men også for å kunne bidra til å fastsette miljømål for ulike deler av fjorden.

Den 8.-10. november 2006 fortsatte kartleggingen i et område vest i Bunnefjorden, fra Åsebukta til Smørhella. I løpet av tre dagers feltarbeid ble bunnforholdene fra strandlinjen og ned til ca. 20-30m dyp undersøkt jevnlig langs en ca. 3 km lang strandlinje. Sammenlagt ble 19 transekter undersøkt med en sammenlagt lengde på 4.8 km. Største undersøkte dyp var ca. 40m. Kartleggingen ble gjort ved hjelp av en ROV (fjernstyrt miniubåt med videokamera), et nedsenkbart høyopløselig videokamera, et ekkolodd og en GPS. Det ble gjort DVD-opptak på samtlige lokaliteter.

Strandlinjen i området består for det meste av fjell, med innslag av siv og grus-/sandstrender. I Åsebukta og Sollbukta er det utstrakte grunne bløtbunnsområder. Inne i buktene er det sand og leirbunn.

Detaljanalyser av videoopptak samt klassifisering av habitater fortsetter i 2007. Habitatene vil bli klassifisert i henhold til det europeiske ENUIS-systemet.

Tilrådingar

Det er normalt ikke store forandringar i tilrådingar frå år til år. Dette skyldes at fjorden bare langsomt svarer på de rensetiltak som gjennomføres. Tilrådingene i årets rapport skiller seg derfor lite fra de i årsrapporten fra 2005.

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 mindre 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 at:

Det utvidede måleprogrammet for næringssaltkonsentrasjoner vinterstid i overflatelaget samt algebiomassen (klorofyll-a) gjennom hele produksjonssesongen gir økt informasjon om fjordens tilstand og at denne type observasjoner også vil imøtekomme krav til observasjoner 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 vintre vil bety at Bunnefjordens dypvann vil kunne være anoksisk i lengre 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 ned til 50 meters dyp i bassenget, med bedre oksygenforhold (bedre vannfornyelse), kan ses på som et mindre eksperiment sammenlignet med det som er foreslått for Bunnefjorden..

Ettersom vannkvaliteten i Drøbaksundet/ytre Oslofjord er noe dårligere i dag enn tidligere (se oksygenobservasjonene i Drøbaksundet) kan også næringssaltkonsentrasjonen ha økt noe i Drøbaksundet og derved vil næringssalttilførselen til indre Oslofjord kunne ha økt. Ytterligere forbedringer av forholdene i indre Oslofjord er da i økende grad avhengig av kvaliteten på dette vannet. Den avhengigheten burde analyseres nøyere.

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

Summary

Title: Monitoring the pollution status of the inner Oslofjord 2005.

Year: 2005

Author: Jan Magnusson, NIVA. Thorvin Andersen, UiO. Rita Amundsen, UiO. John Arthur Berge, NIVA
Birger Bjerkg, NIVA. Jakob Gjørseter, IMR, Torbjørn Johnsen, NIVA.
Evy R. Lømsland, NIVA. Øystein Paulsen, IMR, Merete Schøyen, NIVA.
Mats Walday; NIVA.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-xxxx-x

The monitoring programme of the inner Oslo fjord covers the pollution status of the fjord mainly due to eutrophication. Organic micro pollutants (organo chlorines, metals) are principally monitored thorough the national monitoring programme JAMP (Joint Assessment Monitoring Programme).

In 2006, 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. Daily observations from the automatic observationsystem on board a ferry between Norway and Denmark “Color Festival” were used for selecting samples of phytoplankton and nutrients about twice a month. 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 using a hyperbentic sledge. This investigation will be reported in 2008.

Mapping of flora and fauna along the shores down to mainly 20 -30 meters started in the southern part of the Bunnefjord in 2005 and continued in 2006. The mapping will continue in the next years to provide a complete picture of the Bunnefjord area.

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 2004 is estimated to be 67 tons phosphorous and about 1866 tons nitrogen. Compared to 1985, the anthropogenic reductions up to 2005 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 70s.

An accident at the Bekkelaget treatment plant in October 2006 brought about 630 000 m³ untreated sewage water directly into the fjord’s upper layer. Total load of plant nutrients due to the accident is estimated to 1.2 tonnes phosphorous, 9.5 tonnes nitrogen and 54 tonnes TOC.

Other activities.

In the Oslo Harbour area the building of a new Opera House and the ongoing work (dredging etc.) connected to the new traffic system in the Bjørvika/Bispevika area, will have a temporary impact on the environment in the harbour area. The expected effects on the environment are increased amounts of particles, nutrients and micro pollutants from the sediments during the dredging operations. The

monitoring programme is so far only modified to a slight degree to follow this activity. The responsibility of environmental control programmes in this area is run by the contractors.

Conclusions.

Deep- water renewal and oxygen concentrations.

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

The deep water renewal started in December/January 2006 and proceeded in intervals through the winter. The major renewals were between February and April 2006. The total deep-water in the fjord in 2005/2006 became larger than the average renewal 1973-2000. According to the NAO-index for December-March, the winter 2006 was favourable for deep water renewals.

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 1950s levels, suggesting that factors other than the direct discharges of nutrients are involved. The 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 since 1970s, however, there is a slight improvement in later years (2000-2006).

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 was predominant with hydrogen sulphide (intermittentoxic). Since the new outlet was set up, no observations of hydrogen sulphide has been observed and the oxygen concentration between the outlet depth (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.

Surface observations of nutrients, Secchi depth and phytoplankton.

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. The decrease in phosphorous after 1985 coincides with the successive improvement of chemical treatment at the sewage treatment plants. Lower concentrations of surface nitrogen during the last 3-5 years, may be the first signal of the effect of nitrogen removal. Decreasing phosphorus- and more or less unchanged nitrogen concentrations has increased the N/P-ratio in the surface water, which now often are greater than +50% of the Redfield ratio. According to OSPAR this will increase the risk for blooming of harmful algae. However, since 2002, the winter N/P ratio has often been below the OSPAR limit.

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 1991-2001. Data from the summer 2006 confirms the trend as the Secchi depths were about equal to the averaged observations

from 1991-2003 and the chlorophyll-concentrations lower than averages from 1991-2001. The total estimated algal biomass was very low with very few species in blooming concentrations. Harmful algae in concentrations close to the critical level for possible shellfish toxicity given by Norwegian Food Safety Authority, were observed in short periods (*Alexandrium cf. ostenfeldii* and *Dinophysis acuminata*).

Beach sein hauls

The number of species/catch could indicate environmental status. This parameter doesn't reveal any trend in the inner Oslofjord. However, in the Bunnefjord the situation has improved since the beginning of the 1960s, when the beach sein haul stations in this part of the fjord were interrupted due to bad conditions. In 1997 the stations were re-established and the environment had improved sufficiently to give small catches.

Mapping of marine biotopes

Mapping of marine biotopes started in the southern part of the Bunnefjord in 2005. The objective is to collect information on the occurrence of plants and animals in the area. The results will be mapped (bio geographical maps) so that the information can be easily used by local authorities in their normal planning of the coastal areas. This investigation will also contribute to the establishment of environmental targets for the fjord.

Mapping in 2006 was made by submersible (high resolution) video camera, echo sounder, GPS and a ROV (Remotely Operated Vehicle). During three days of field work, the bottom was explored from the shore down to about 20 -30 m depth. 19 transects with a total length of 4.8 km was investigated.

The shoreline was dominated by rocks with patches of soft bottom or sand in some bights along the west side of the Bunnefjord.

The mapping will continue in 2007-2010 to conclude the work in the Bunnefjord.

Recommendations:

Special attention should be paid to:

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

This years investigations has demonstrated that:

- The expansion of the monitoring programme in 2006 with the automatic system on board the ferry between Norway and Denmark 'Color Festival', with winter concentrations of surface nutrients and chlorophyll-a and phytoplankton analysis during the whole production season can comply with the demands from the Water Frame Directive and the Oslo-Paris Commission (OSPAR). Unfortunately the Color Festival only covers part of the inner Oslofjord.

Further improvement of the oxygen conditions depends upon additional 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.

The water quality in the outer Oslofjord (The Drøbak Sound) has been deteriorating without reaching the same levels as the in the inner Oslofjord, but further improvement of the inner Oslofjord seems to be increasingly dependant of the quality of this water.

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 2006 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.

I 2005 ble det startet opp en ny delundersøkelse som skal kartlegge de marine naturtypene i indre Oslofjord. Denne kartleggingen har fortsatt i 2006.

Hyperbenthosundersøkelsene skal først rapporteres i 2008.

I forbindelse med mudring og deponering av bunnsedimenter fra Bjørvika/Bispevika bevilget Statens forurensningstilsyn (SFT) ekstra midler til overvåkingsprogrammet. Resultatene fra disse undersøkelsene blir rapportert direkte til SFT.

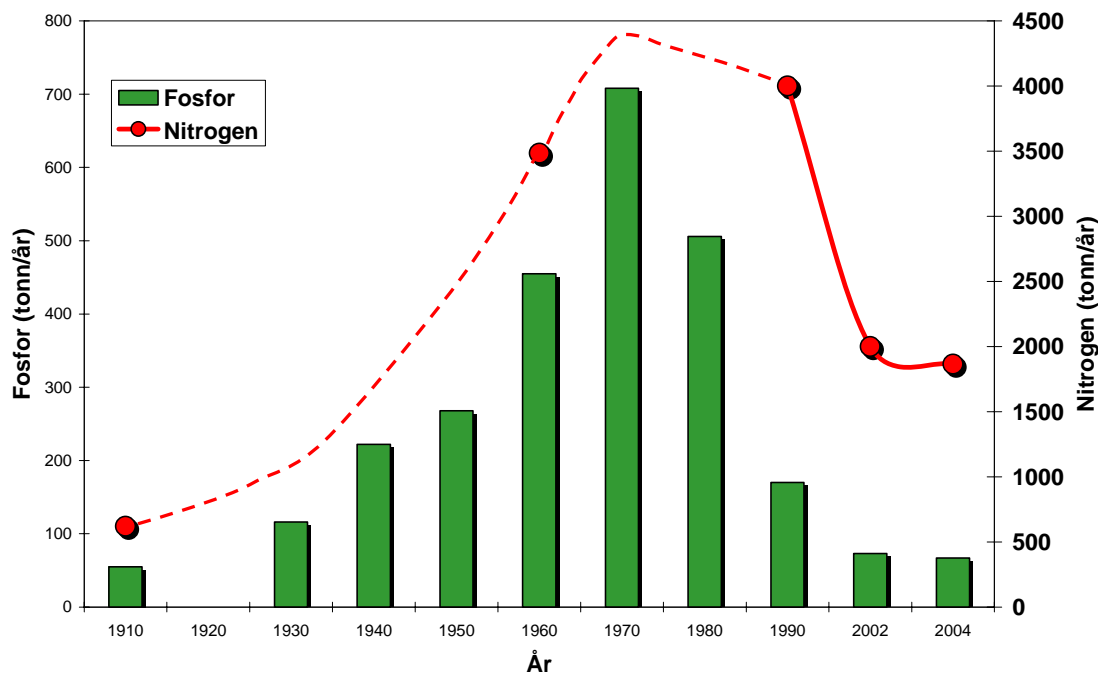
2. Forurensningstilførsler.

2.1 Næringssalter.

Fagrådet rapporterte tilførslene av næringssalter til indre Oslofjord siste gang i 1999. Totalt ble fjorden da tilført 77 tonn fosfor og 3100 tonn nitrogen (Fagrådets årsberetning 2001). Siden har det nye Bekkelaget renseanlegg blitt tatt i bruk. Innkjøringen av anlegget startet høsten 2000, og det ble offisielt innviet 16. november 2001. Anlegget skal i følge 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**. Beregnede tilførsler i 2004 var 67 tonn fosfor og 1866 tonn nitrogen.

Den 30.9.2006 ble Bekkelaget renseanlegg satt ut av drift som følge av lynnedslag og strømstans. 630.000 m³ urensset avløpsvann fra Bekkelaget renseanlegg ble tilført Bekkelagsbassenget frem til den 6 oktober. Dette gir etter opplysning fra BRA en tilførsel på 1.2 tonn fosfor og 9.5 tonn nitrogen. Det urensede avløpsvannet gikk gjennom renseanleggets gamle riststasjonen og ut på ca. 20 meters dyp innerst i Bekkelagsbassenget gjennom tidligere benyttet avløpsledning (i dag fungerer den som

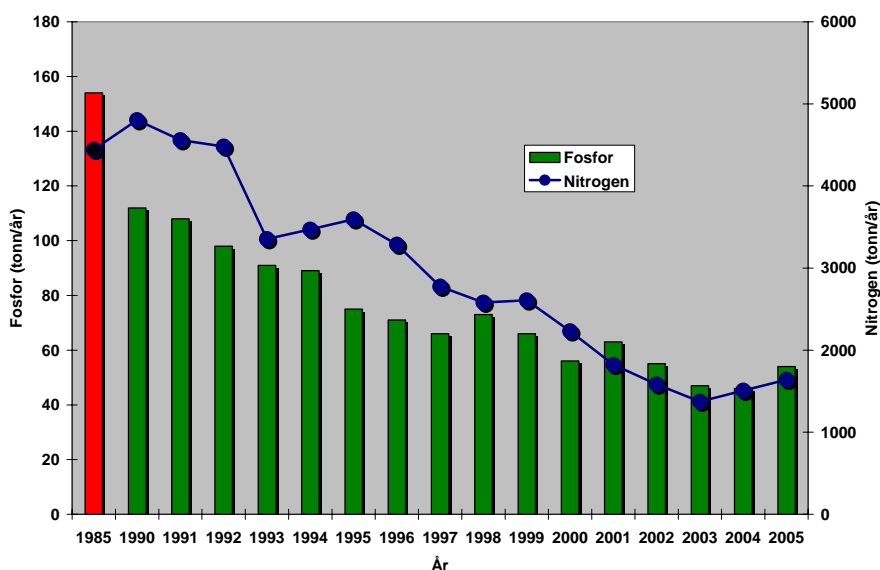
overløpsledning). Rensing av avløpsvannet via kjemisk rensetrinn ble gjenopptatt den 7.10 og vannet ble fra da av ført ut gjennom diffusor på ca. 50 meters dyp.



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. Beregning av tilførsler for 2004 (Bjerkeng, pers medd).

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., 2005).

Figur 2 viser resultatet av beregnede tilførsler fra befolkningen samt totale tilførsler fra befolkning, industri, jordbruk og bakgrunn. Omtrent 75 % av de menneskeskapte tilførslene kommer fra befolkningen og disse har blitt redusert med ca. 64 % fra 1985 til 2005. For nitrogen har reduksjonen vært ca. 64 %.



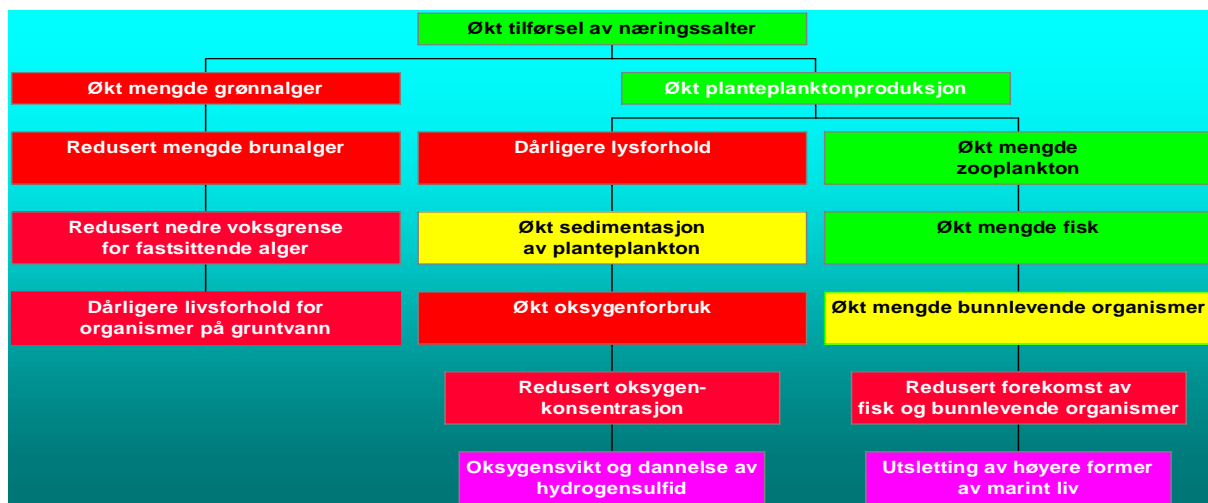
Figur 2. Beregnet antropogen tilførsel av fosfor og nitrogen fra befolkningen 1990-2005 sammenlignet med basåret 1985 ved bruk av TEOTIL (Selvik, m.fl. 2006).

Effekter av forurensningen.

Overvåkingsprogrammet konsentrerer seg i første rekke om eutrofi-effektene (effekten av overgjødningen) i fjorden (**Figur 3**), men det er også utfordringer knyttet til miljøgifter i fjorden. 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. Gjennomsjennelighet 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. Dette får også negative effekter på dyrelivet i fjorden (rekruttering av fisk).

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 vært positiv, spesielt for livet i strandsonen (Bokn m.fl., 1992, Bokn og Bjerkeng, in prep, Magnusson m.fl., 2003).

2.2 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

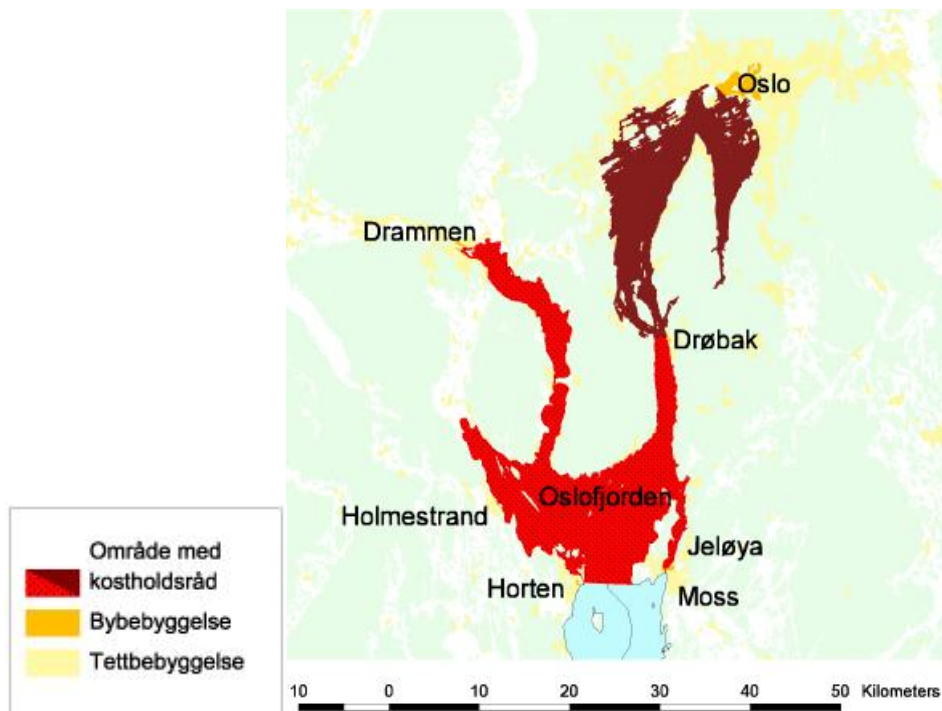
i 1992 (Green og Knutzen, 1993) førte til at Statens næringsmiddelstilsyn (SNT) advarte mot konsum av lever fra torsk fanget i fjorden innenfor Drøbak. Resultatene fra 1992 er også bekreftet i undersøkelsen fra 1998-99 (Knutzen m. fl., 2000). Med grunnlag i de nyere undersøkelsene har Mattilsynet revurdert 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**). Det er også omsetningsrestriksjoner på fisk

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

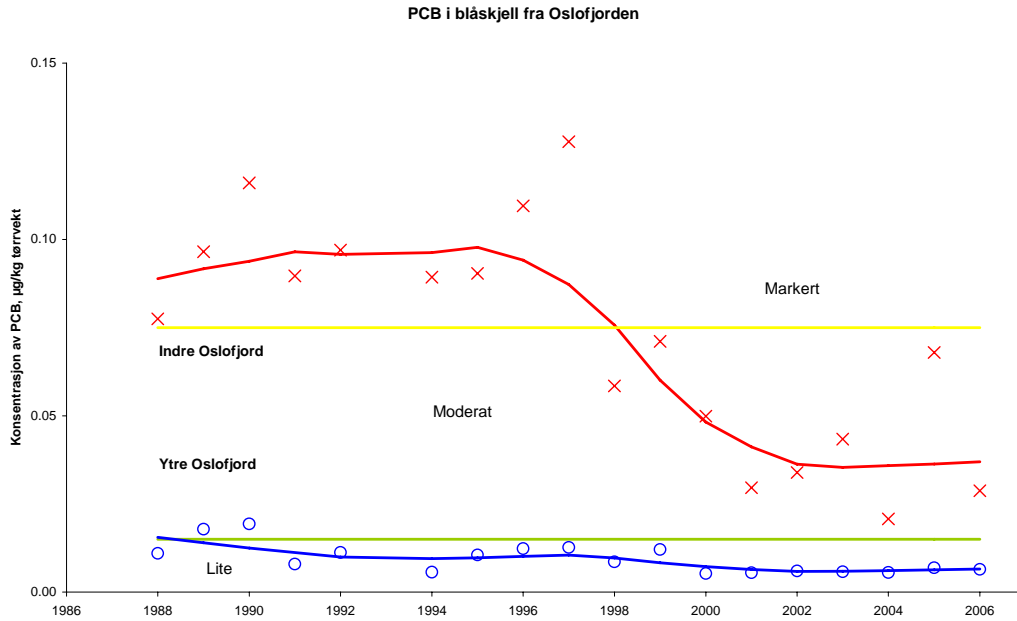
I 1998 ble det funnet effekter av tributyltinn i strandsnegl i indre Oslofjord (Berge m.fl, 1999). Hunnenes kjønnsorganer var deformert slik at de ble sterile.

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).

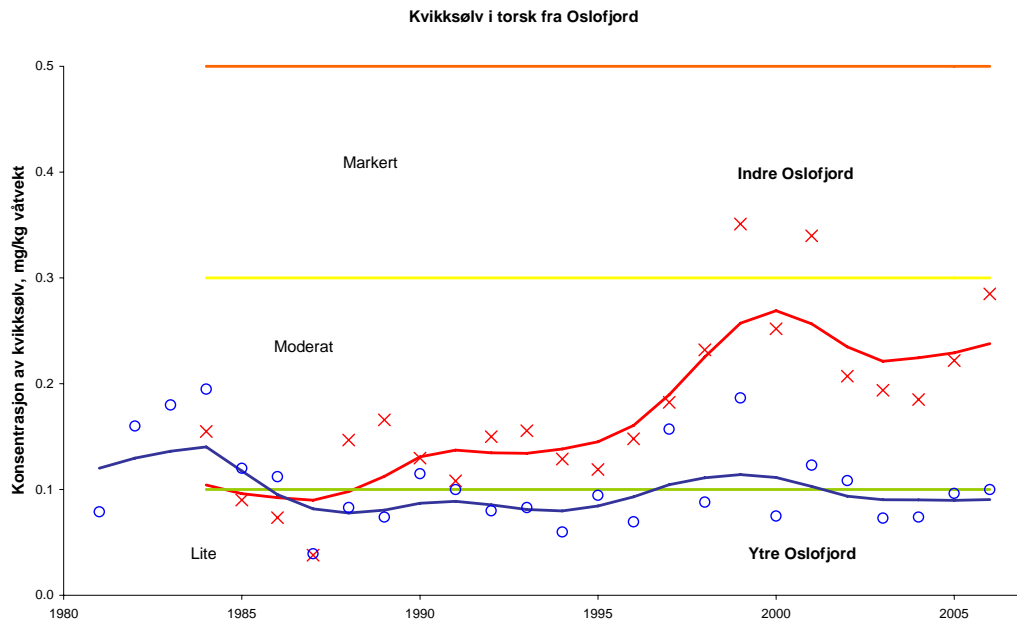
Mens miljøgiftet PCB ser ut til å avta i indre Oslofjord er det motsatt for kvikksølv (**Figur 5 - Figur 6**). Det har vært en statistisk signifikant økning av kvikksølv i indre Oslofjord. Nivået ligger fremdeles under den grensen som Verdens helseorganisasjon (WHO) har satt for risiko ved konsum (0.5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



Figur 4. Mattilsynet gir ut kostholdsråd basert på observasjoner av miljøgifter i fisk. Kartet viser områdene hvor tilsynet advarer mot konsum av lever i fisk (markert med rød og brun farge) samt ål (brun farge). Kart fra Mattilsynets web-side.



Figur 5. Trendene for PCB i blåskjell fra ytre Oslofjord (Færder) og indre Oslofjord (Gressholmen). Symbolerne er medianverdier og linjene er glidende midler av medianverdiene. Data fra JAMP, SFT. Grenser for grad av forurensning er markert.



Figur 6. Konsentrasjonen av kvikksølv (mg/kg våtvekt) i filet av torsk fanget henholdsvis i området vest for Nesodden indre Oslofjord. Symbolene er medianverdier og linjene er glidende midler av medianverdiene. Data fra JAMP,SFT. Grenser for grad av forurensning er markert.

3. Observasjoner i 2006.

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 frem til 2010. 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 2006 ble det gjennomført undersøkelser i 5 av de 13 aktuelle undersøkingsprogrammene som inngår i programmet.

Tabell 1. Langtidsprogram 1995-2010.

Prosjekt	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Hydrografi/vannutskiftning/ oksygenforhold	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Hydrokjemi (næringssalter)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Hyperbenthos (spec. reker)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Bløtbunnsfauna									x	x
Fastsittende alger										
Overflatevannets kvalitet	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Biologisk mangfold (kart)						x	x	x	x	x
Miljøgifter i fisk- biomarkører		x			x	(a)	x		x	
Miljøgifter i organismer- egnethet for konsum					x	(a)				
Strandnottrekk	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

a= Ekstra overvåking i 2006 som følge av anleggsarbeidene i Bjørvika. Finansieres av SFT og rapporteres for seg.

3.1 Hydrografiske og hydrokjemiske observasjoner i 2006

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 2006 ble det også analysert på næringssalter på stasjon Cq1 for å se på effekten av det nye dyputslippet til Bekkelaget r.a. Undersøkelsen ble finansiert av Oslo vann – og avløpsetat (VAV).

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

Tabell 2. Hydrografiske tokt i indre Oslofjord 2006 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 siktdyp og temperatur og saltholdighet (CTD).

Dato og stasjoner
13.2, 18.4, 15.5, 17.8, 25.10 og 11.12.2006.
<i>Ap2, Aq3, Bl4, Cq1, Cp2, Dk1, Ep1, Fl1, Gk1, Gl2, Hm4, Hm6, Im2.</i>

3.2 Overflateobservasjoner i 2006

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 16 stasjoner i indre Oslofjord. Siktdypet ble observert på samtlige stasjoner. Næringssalter og klorofyll-a fra 0-2 meters dyp (Tot-P, PO₄-P, Tot-N, NO₃+NO₂-N, NH₄-N og SiO₂) ble analysert på vann fra stasjonene Dk1, B14, Bn1, Ap2, Cq1 og Ep1. Kvantitative planteplanktonprøver ble tatt fra 0-2 meters dyp på stasjonene Dk1, og Ep1 og konservert med neutralisert formalin og lugol. Kvalitative vertikaltrekk (0-10 m dyp) av planteplankton ble tatt med håv (10 µm) og konservert.

I 2006 ble også NIVA's automatiske overvåkingssystem på Color Lines ferge mellom Oslo og Hirtshals (Color Festival) tatt i bruk, hvor kontinuerlige observasjoner av temperatur, saltholdighet, klorofyllfluorescens fra ca 4 meters dyp blir observert. I tillegg blir det tatt vannprøver fra Steilene (Dk1) av tot-P og tot-N samt prøver til planteplanktonanalyser ca. 2 ggr pr måned. I 2006 ble det også tatt vannprøver av løste næringssalter vinterstid, finansiert av SFT og NIVA.

Analyser og metoder.

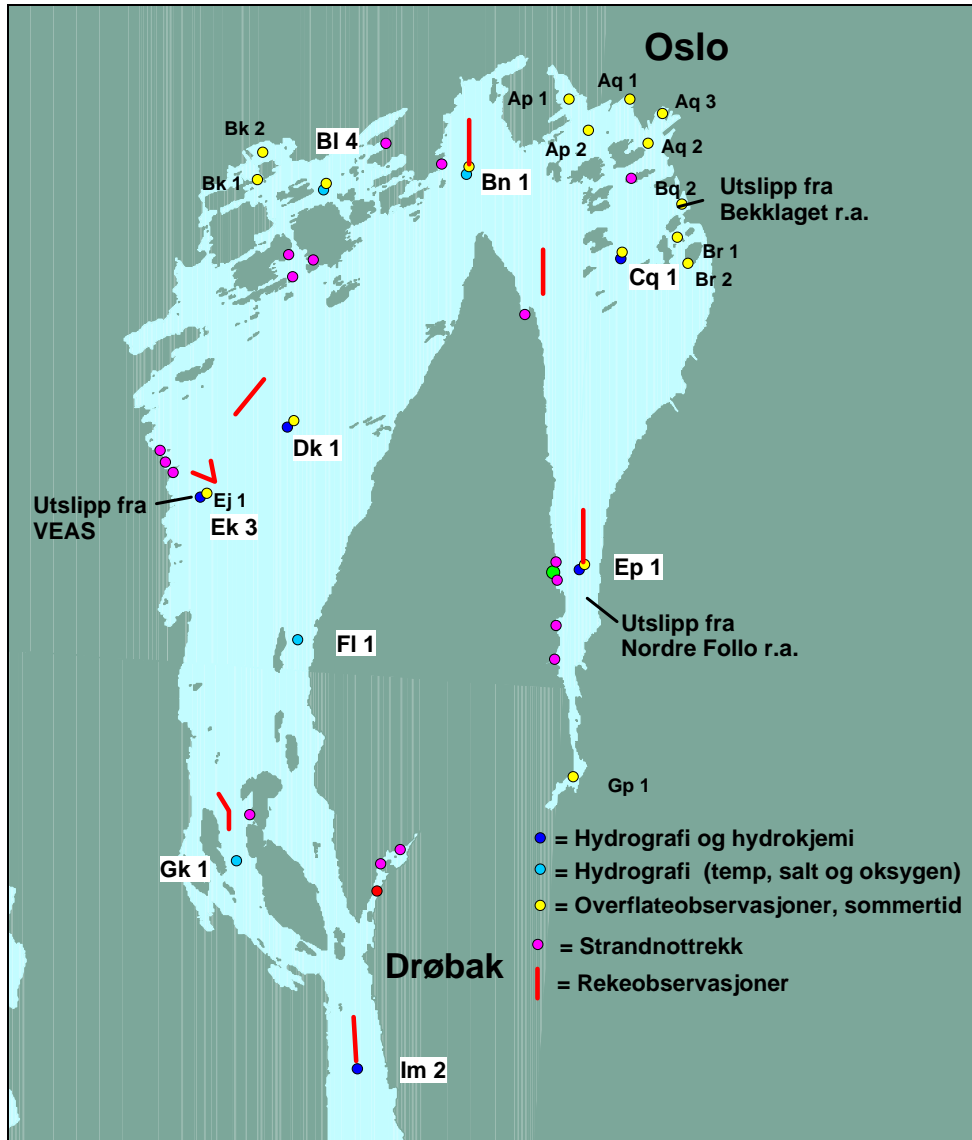
Samtlige analyser ble utført på NIVA. I tillegg til at analysene er akkrediterte deltar også NIVA i det europeiske kvalitetsikringsprogrammet Quasimeme. I 2006 deltok NIVA 1 gang (Runde 44). Resultatet for næringssaltsanalyser på sjøvann var meget bra.

Saltholdighet og temperatur observeres med CTD (Neil Brown Mark III) på UiOs forskningsfartøy "Trygve Braarud". Målinger av klorofyllfluorescens (Seapoint sensor) gjennomføres med Seabird CTD (SEACAT), hvor også temperatur og saltholdighet observeres. Dette instrumentet blir også brukt på overflatetoktene sommerstid. Samme sensorer blir også brukt om bord på Color Festival (SEABIRD; TSG med Seapoint fluorescens).

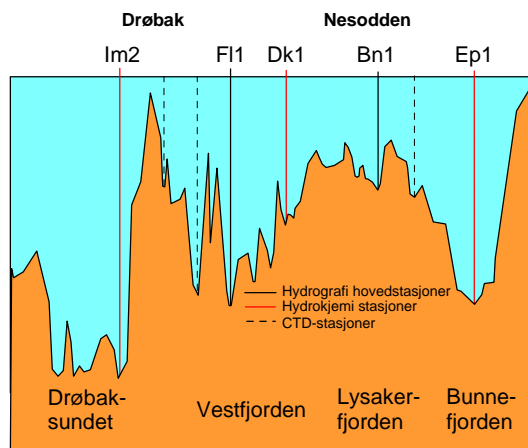
Oksygenprøver analyseres fortløpende ombord på toktene (modifisert Winkler).

Tabell 3. Overflateobservasjoner i 2006: (Siktdyp, næringssalter og klorofyll-a (på de stasjoner som er skrevet med **fet** skrift i tabellen). Klorofyll-a bare i juni- august.

Stasjoner: Ap1, Ap2 , Aq1, Aq2, Aq3 , Br1, Br2, Bn1 , Bq2, Cq1 , Ep1 , Bk1, Bk2, B14 , Ej1, Dk1 , Dk3.
Dato: 9.1, 7.6, 13.6, 20.6, 29.6, 4.7, 13.7, 18.7, 25.7, 1.8, 8.8, 15.8, 22.8, 29.8 og 11.12.2006.



Figur 7. Stasjoner i indre Oslofjord 2006.



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

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

Prosjektet startet som en del av overvåkingsprogrammet i 1997, men har tidligere vært (og er 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 2006. 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. Resultatene presenteres i kap. 4.4

3.4 Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos).

I 1995 ble det gjennomført en sammenstilling av hyperbenthosundersøkelser foretatt i tidsrommet 1952-1994 (Beyer og Indrehus, 1995). Undersøkelsene gjennomføres nå årlig etter en metode utviklet av Fredrik Beyer i modifisert form. I 2006 ble det tatt observasjoner fra Bunnefjorden, Lysakerfjorden, Vestfjorden og Drøbaksundet. Resultatene blir rapportert i sin helhet annet hvert år og resultatene fra 2006 blir rapportert neste år (2008).

3.5 Miljøgifter i fisk - biomarkører.

Programmet startet i 2002 og gjennomføres i samarbeid med Universitetet i Oslo ca hvert annet år. Hensikten er å se på fiskens helse relativt ulike miljøgifter. I 2006 skulle det ikke gjennomføres undersøkelser, men SFT bevilget ekstra midler som følge av utvidet undersøkelser i samband med muddringsarbeider i Bjørvika/Bispevika. Rapportering skjer direkte til SFT.

3.6 Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden

Dette programmet startet i 2005 med undersøkelser i søndre del av Bunnefjorden. Undersøkelsene er planlagt å fortsette i 2006-2010, hvor en regner med at hele Bunnefjorden er kartlagt. Formålet med undersøkelsene er å registrere forekomts av flora og fauna i gruntvannsområdene (øvre 20 m), overføre informasjonen til kart som kan brukes av forvaltningen i den normale planlegging av strandområdene. Undersøkelsen vil også bidra i arbeidet med å bestemme miljømål for fjorden. Gjennomført arbeid i 2006 er presentert i kap. 4.9.

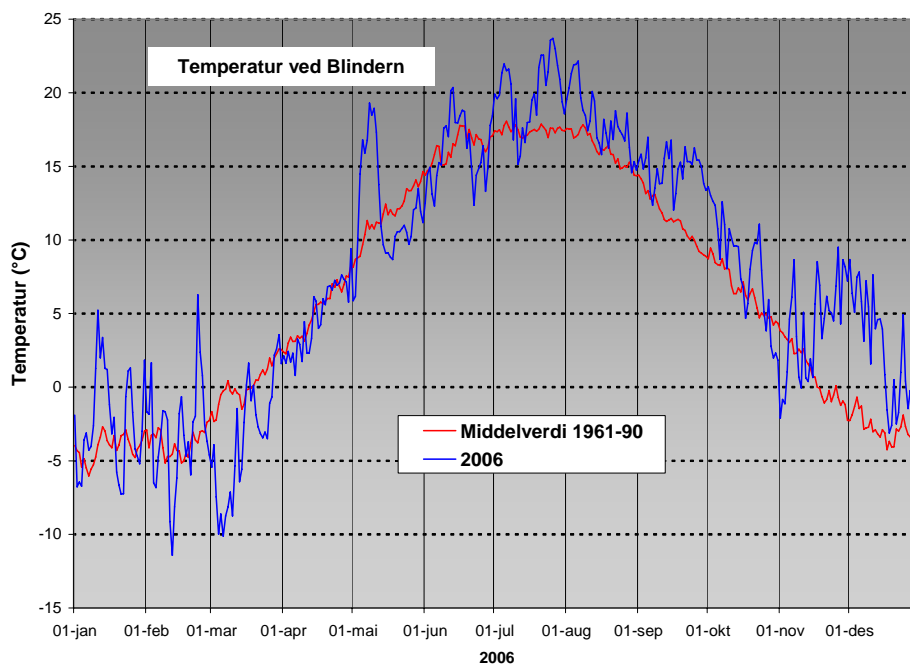
4. Resultater og diskusjon.

Vinteren 2006 var kald og mars måned var kaldere enn normalt (**Figur 9**). Etter en normal vår ble sommer og høst betydelig varmere enn normalt.

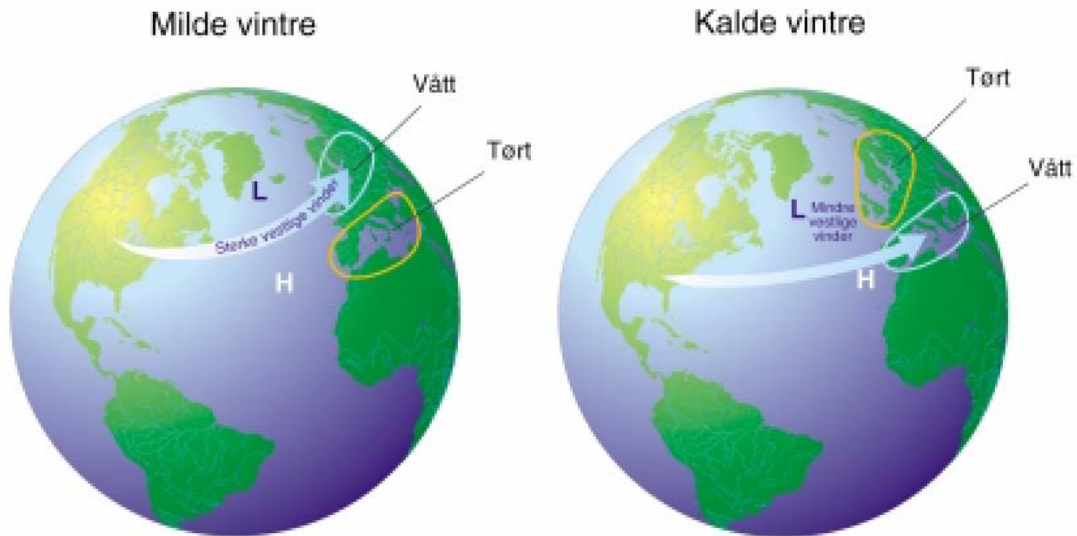
Milde eller kalde vintrer over Sør-Skandinavia har stor betydning for dypvannsfornyelsen i indre Oslofjord. Dypvannsfornyelsen begunstones av lengre perioder med nordlige vinder vinterstid, noe som ofte gir et kaldt vær.

Forenklet kan vær-situasjonen beskrives ved at i milde vintre er det sterke vestlige vinder over Nord-Atlanteren som fører mild og fuktig luft fra sørvest inn over Skagerrak og Oslofjorden, men i kalde vintre vil vindfeltet svekkes og ta en sørligere bane, noe som medfører tørt og kaldt klima, med høyere frekvens og varighet av nordlige vinder over Oslofjordområdet og indre Skagerrak (**Figur 10**). Gjennom å beregne en normalisert indeks på lufttrykksforskjellen mellom Island og Portugal kan de to klimasituasjonene beskrives (NAO-indeks). **Figur 11** viser indeksen for desember – mars 1864-2006 og viser at vinteren 2006 var ”unormal”, dvs. spesielt gunstige vindforhold for en større dypvannsfornyelse.

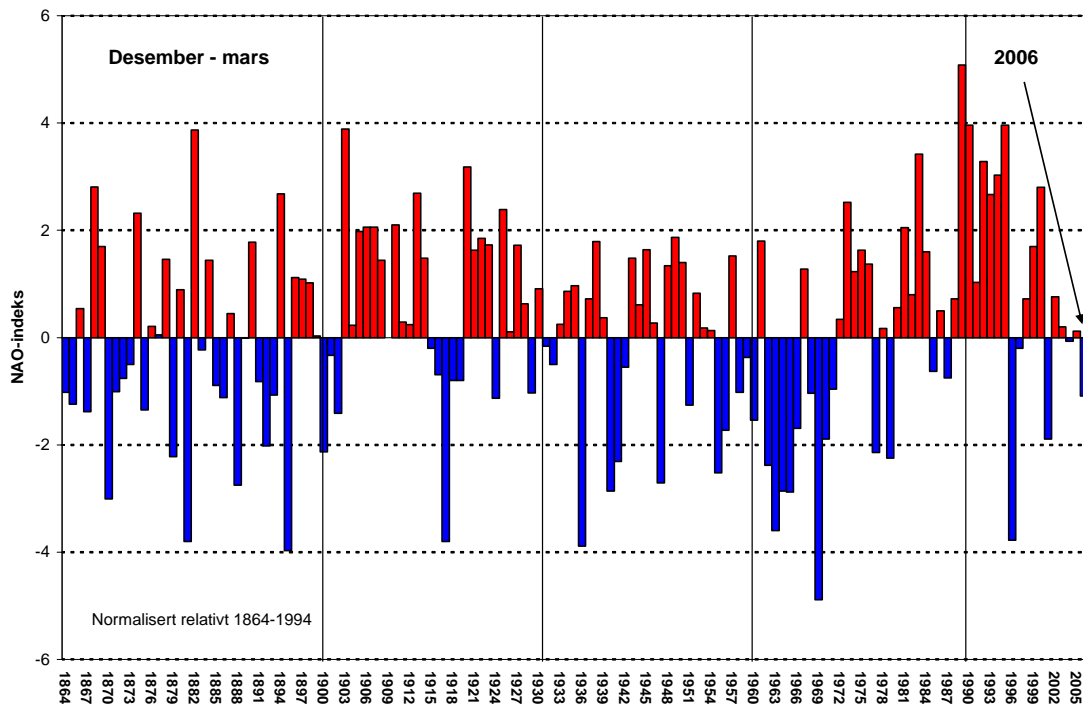
NAO-indeksen viser at vintrene fra 1988 – 1995 var en periode med klart ugunstige forhold for dypvannsfornyelser i fjorden. Fra 1990 har det bare vært tre år med spesielt gunstige forhold - 1996, 2001 og 2006. Imidlertid er NAO-indeksen for desember februar ikke alltid et facit for hvor stor dypvannsfornyelsen i fjorden blir, da kortere intensive perioder med nordlige vinder som kan gi stor dypvannsfornyelse ikke alltid avsløres av en indeks som baserer seg på en så lang periode som desember-mars.



Figur 9. Lufttemperaturen ved Blindern 2006, sammenlignet med normalen 1961-90 (data fra Meteorologisk institutt).



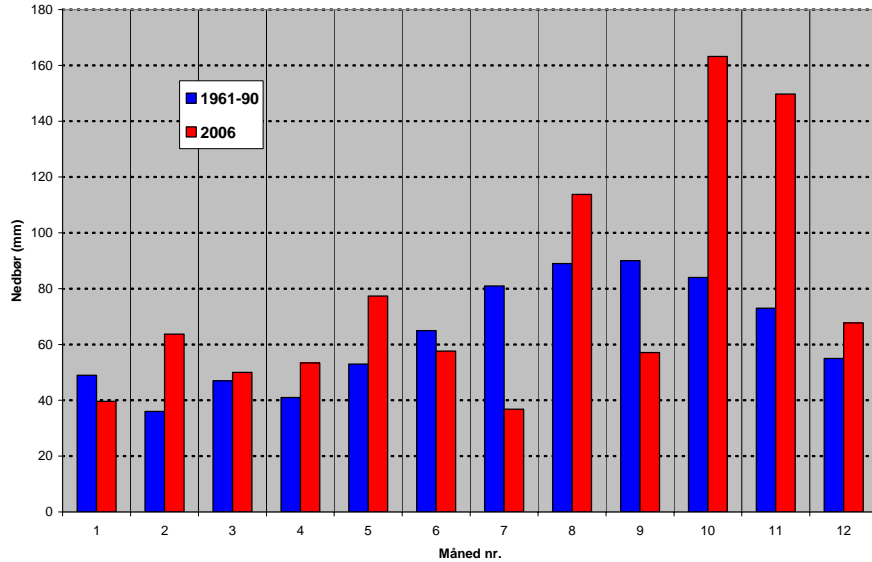
Figur 10. Den nordatlantiske svingningen (NAO) som uttrykkes ved NAO-indeksen, er variasjonen i forskjellen mellom lufttrykket over Island, Azorene og Portugal. Når mild og fuktig luft føres inn over Sør-Norge (venstre figur) blir indeksen positiv og motsatt blir den negativ når kald og tørr luft føres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



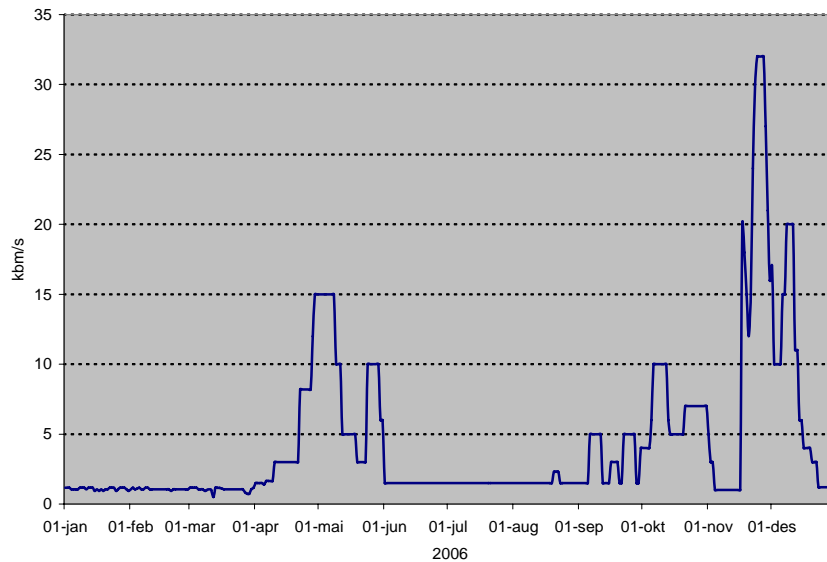
Figur 11. NAO-indeks (desember-mars) 1864-2006. Indeksen beskriver i store trekk vær-situasjonen i Sør-Norge vinterstid. Positive verdier sammenfaller ofte med milde vintre, høyere frekvens av sørlige vinder og noe mer nedbør. Negative verdier henger sammen med kaldere vintre og større frekvens av nordlige 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 februar og utover våren men ble mindre enn normalt frem til august. (**Figur 12**). Høsten 2005 var det meget stor nedbør i oktober og november.

Den lokale ferskvannstilførselen er her representert med vannføringen i Akerselva (**Figur 13**). Det var vårflom i Akerselva i mai 2006, og den store nedbøren i oktober/november ga høy vannføring i elven.



Figur 12. Nedbør ved Blindern, som månedssum 2006, sammenlignet med 1961-90. (Data fra Meteorologisk Institutt).



Figur 13. Ukevannføring i Akerselva 2006. 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 renseanleggene følger også flom i samband med snøsmelting eller mye nedbør.

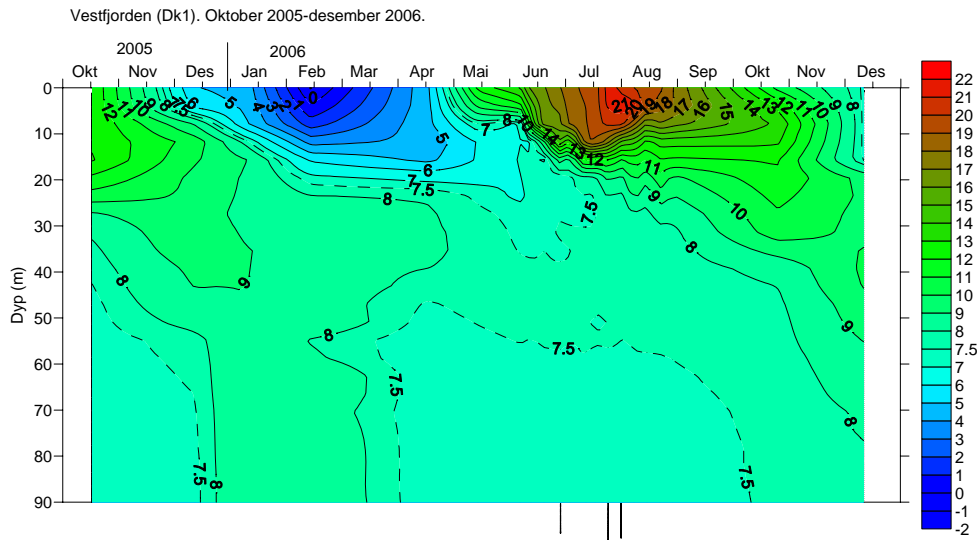
Dypvannsfornyelsene er normalt begrenset til oktober-mai og vanligst forekommende i januar-april. Vannkvaliteten i Oslofjorden vil derfor variere over året med de "beste" forhold i tiden etter en dypvannsfornyelse vinterstid og de dårligste forhold sent om høsten. Imidlertid er det bare i Vestfjorden det normalt er årlige dypvannsfornyelser. I Bunnefjorden kan det gå flere år mellom hver større vannutskiftning, men hvert år vil alltid noe vann også tilføres Bunnefjorden på mellomnivåer og gjennom diffusive prosesser også til dypvannet. Forskjellen i dypvannsfornyelsen mellom Vestfjorden og Bunnefjorden er i stor grad avhengig av forskjeller i vertikaldifusjonen mellom fjordene (Gade, 1972), dvs den prosess som gjør at egenvekten på dypvannet i Vestfjorden reduseres gjennom året i klart større grad enn i Bunnefjorden.

Størrelsen (og derved effekten) av dypvannsfornyelsen i fjorden varierer fra år til år (**Figur 17**). Det er de varierende meteorologiske forhold, samt de hydrografiske forholdene i Skagerrak/Nordsjøen som er avgjørende for resultatet. Generelt gunstige forhold sammenfaller ofte med kalde vintre med liten ferskvannstilførsel til Kattegat/Skagerrak, liten utstrømning av brakkvann fra Østersjøen, samt nordøstlige vinder over ytre Oslofjord/Skagerrak. I milde vintre dominerer tilførselen av varm og fuktig luft fra Nord- Atlanteren med mer sørvestlige vinder og ofte økt nedbør i form av regn. Slike værforhold er ikke gunstige for effektive dypvannsfornyelser i Oslofjorden. En klimaforandring med mildere vintre vil kunne få ugunstige effekter på dypvannsfornyelsen i indre Oslofjord.

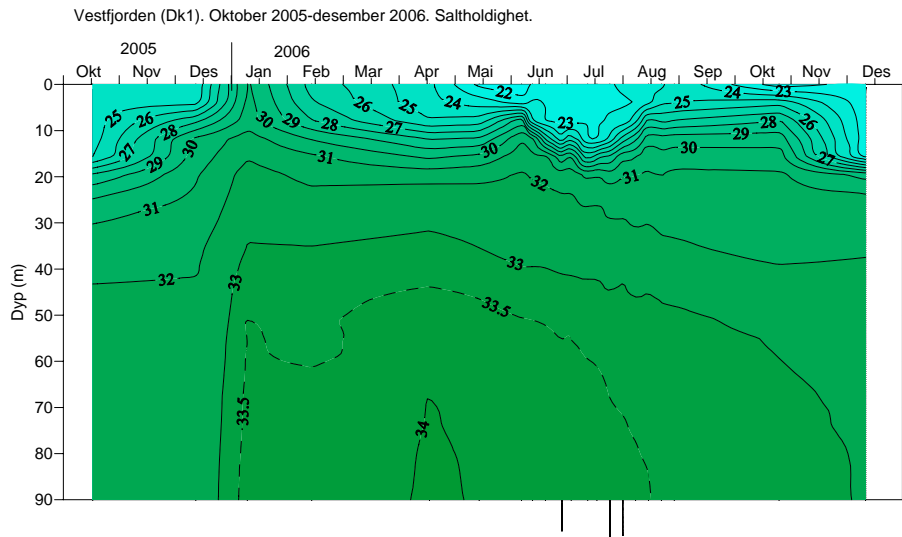
Det innstrømmende vannet fra ytre Oslofjord har normalt et betydelig høyere oksygeninnhold og lavere næringssaltkonsentrasjoner enn det gamle dypvannet inne i fjorden. Når det nye dypvannet strømmer inn over Drøbakerskelen, blandes det med gammelt fjordvann. Stor tetthetsforskjell og langvarige, sammenhengende 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 vil 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.

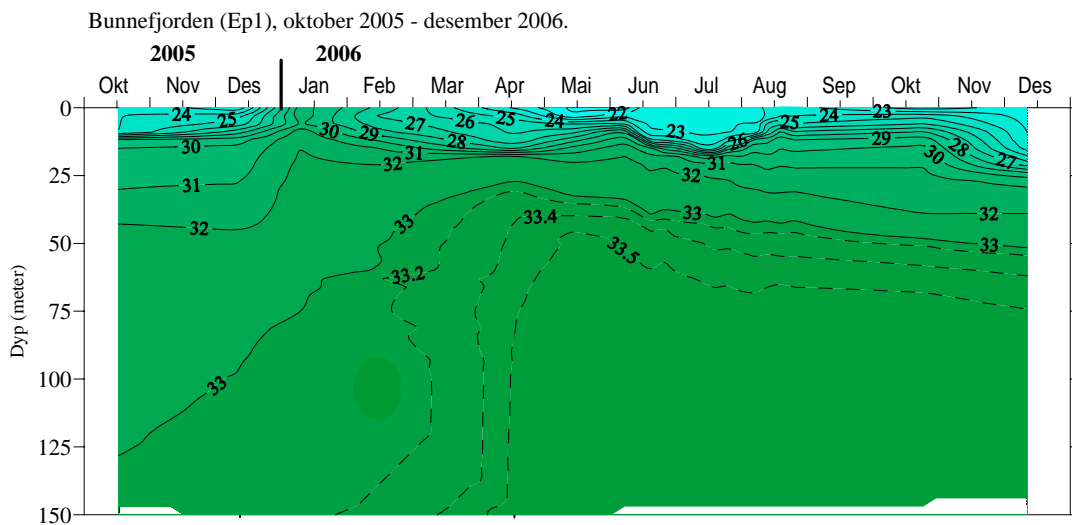
Dypvannsfornyelsen i 2006 startet i desember 2005/ januar 2006. I februar startet en større dypvannsfornyelse. I slutten av april var dypvannsfornyelsen over (**Figur 14 -Figur 16**). Deretter var det ikke flere dypvannsfornyelse i 2006. Det ble en bra dypvannsfornyelse i fjorden i 2006, bedre enn gjennomsnittet for perioden 1973-2000 (**Figur 17**). Beregningen av dypvannsfornyelsen er ikke presis. Eksempelvis er et volum tilsvarende hele Bekkelagsbassenget innenfor usikkerheten.



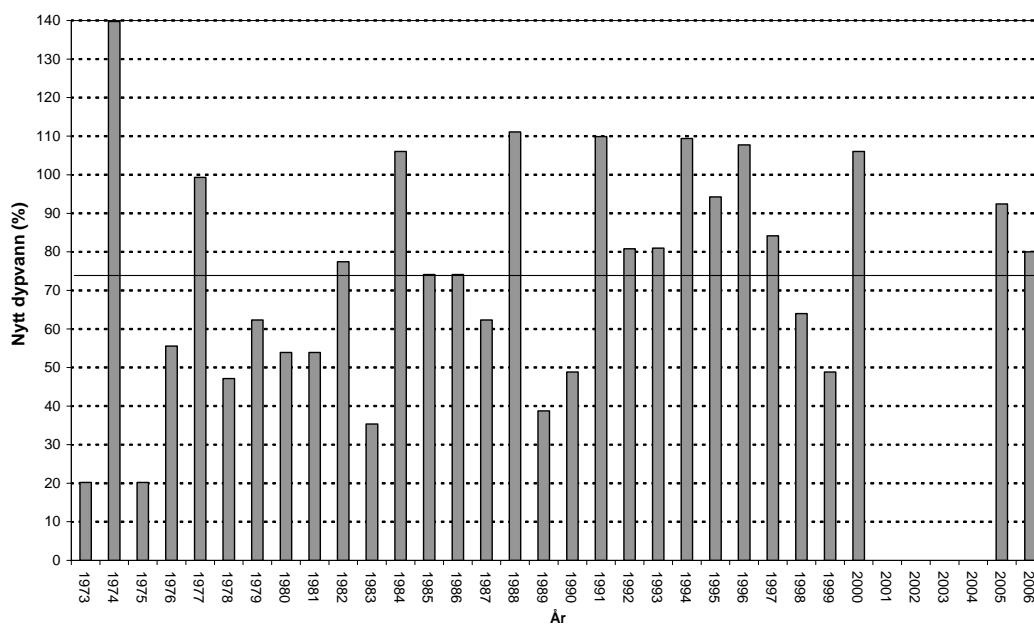
Figur 14. Temperaturen i Vestfjorden (Dk 1), oktober 2005-desember 2006.



Figur 15. Saltholdigheten i Vestfjorden (Dk 1) oktober 2005-desember 2006.



Figur 16. Saltholdigheten i Bunnefjorden (Ep 1), oktober 2005-desember 2006.



Figur 17. Beregnet *relativ* dypvannsfornyelse (20 meters dyp til bunn) for hele indre Oslofjord, 1973-2000 samt 2005 og 2006. Søylen viser fornyelse i % av totalt volum (20 m dyp til bunn). Det er ikke gjennomført beregninger før 2001-2004.

4.2 Oksygenforhold.

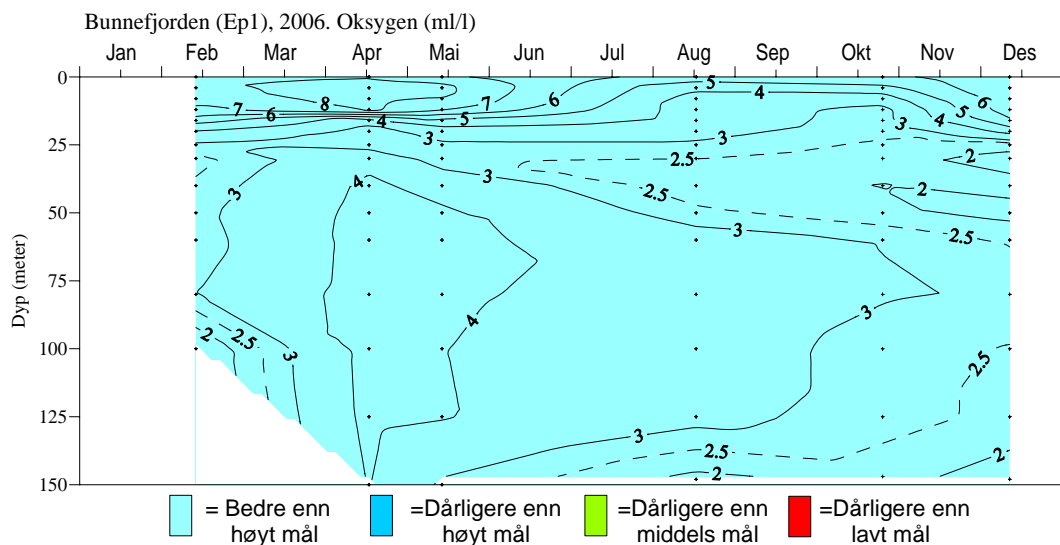
4.2.1 Oksygenforholdene 2006.

Oksygenforholdene i 2006 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 oksygen grenser som normalt er tilfredsstillende for ulike fiskearter og andre høyere organismer (for eksempel reker).

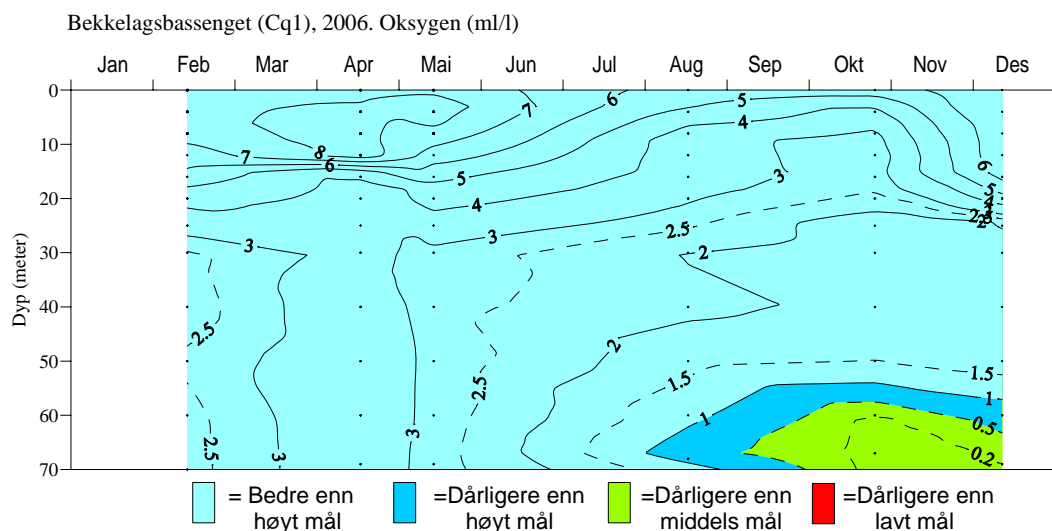
De dårligste oksygenforholdene i fjorden finnes nå i Bærumsbassenget, hvor alt oksygen blir brukt opp og det dannes hydrogenulfid – en dødelig gift for de fleste marine organismer. Hydrogenulfidholdig vann eller vann med for lav oksygenkonsentrasjon vil fritt svømmende fisk normalt unngå. Fastsittende eller lite rørlige organismer vil dø i hydrogenulfidholdig vann. Det har hent at også fisk har dødt, men dette er bare observert i samband med dypvannsfornyelser, hvor hydrogenulfidholdig 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 var forholdene i dypvannet i 2006 bedre enn høyt mål i Bunnfjorden og Lysakerfjorden (**Figur 18 og Figur 20**), bedre enn lavt mål for Bekkelagsbassenget, midtre del av Vestfjorden og Gråøyrennen (**Figur 19, Figur 21 og Figur 23**) til bedre enn middels mål for resten av den sørlige delen av Vestfjorden (**Figur 22**). Ettersom det ikke foreligger noen miljømål for Bærumsbassenget eller Drøbaksundet er oksygenforholdene her sammenlignet med

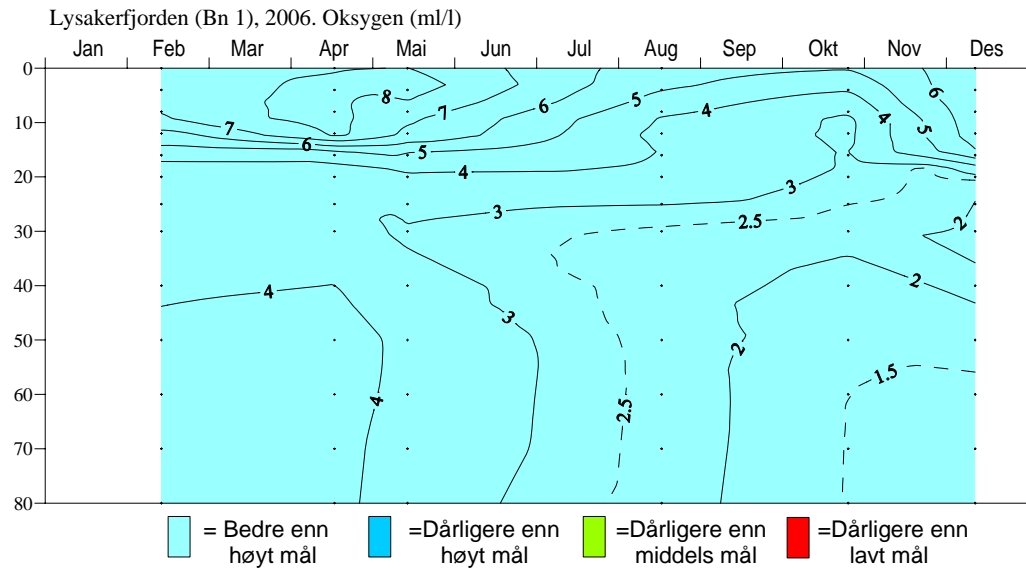
SFT's miljøklassifiseringssystem for fjorder. Bærumsbassengets tilstand i 2004 var *meget dårlig*, mens oksygenforholdene i Drøbaksundet var *gode* (**Figur 24 - Figur 25**).



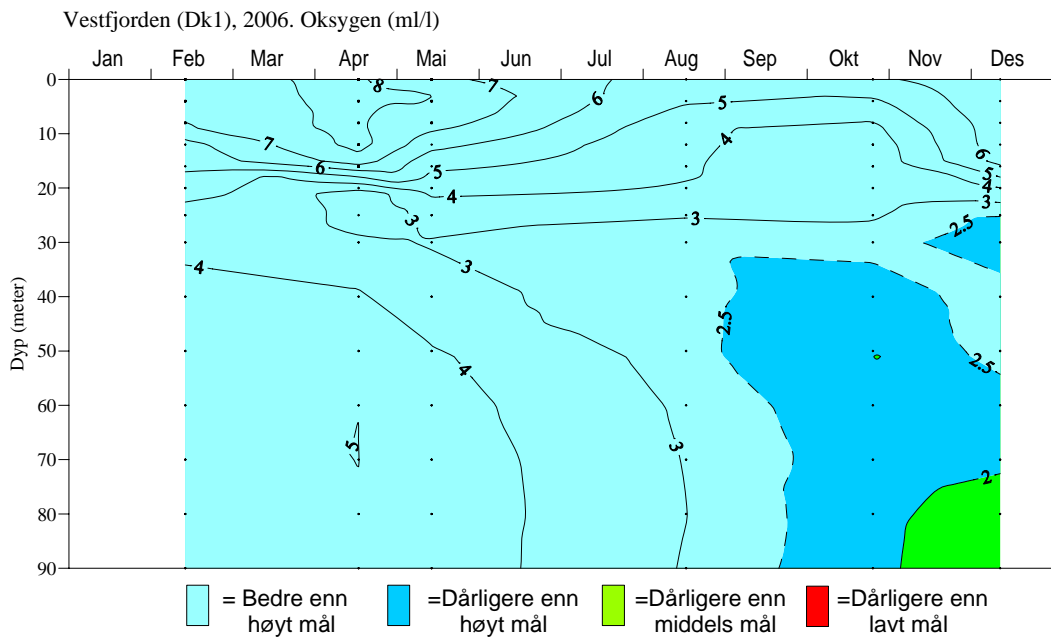
Figur 18. Oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden (Ep 1), 2006. Konsentrasjonen er sammenlignet med de tentative miljømål som ble foreslått for Bunnefjorden i 1986 (Baalsrud m.fl., 1986). Figuren viser at Bunnefjorden større delen av året oppfylte høyt mål i 2006.



Figur 19. Oksygenkonsentrasjonen i Bekkelagsbassenget (Cq1), 2006. 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 2006.



Figur 20. Oksygenkonsentrasjonen i Lysakerfjorden (Bn 1), 2006. Konsentrasjonen er sammenlignet med de tentative miljømål som ble foreslått for Bunnfjorden i 1986 (Baalsrud m.fl., 1986). Figuren viser at Lysakerfjorden oppfylte høyt mål i 2006.



Figur 21. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk 1), 2006. 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) oppfylte lavt mål i 2006.

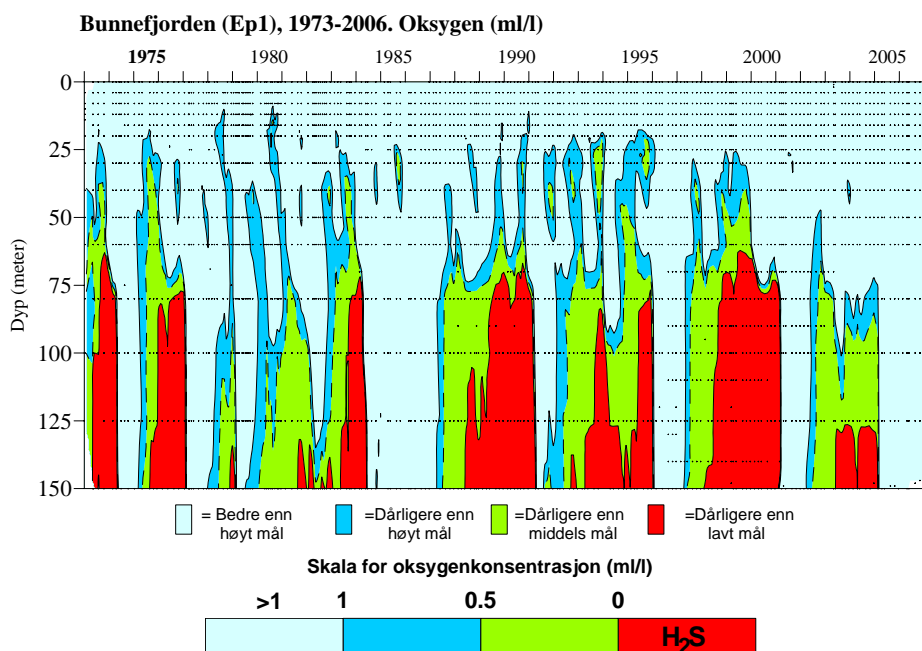
4.2.2 Oksygenutviklingen 1973-2006.

Oksygenkonsentrasjonen i ulike deler av fjorden fra 1973-2006 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.

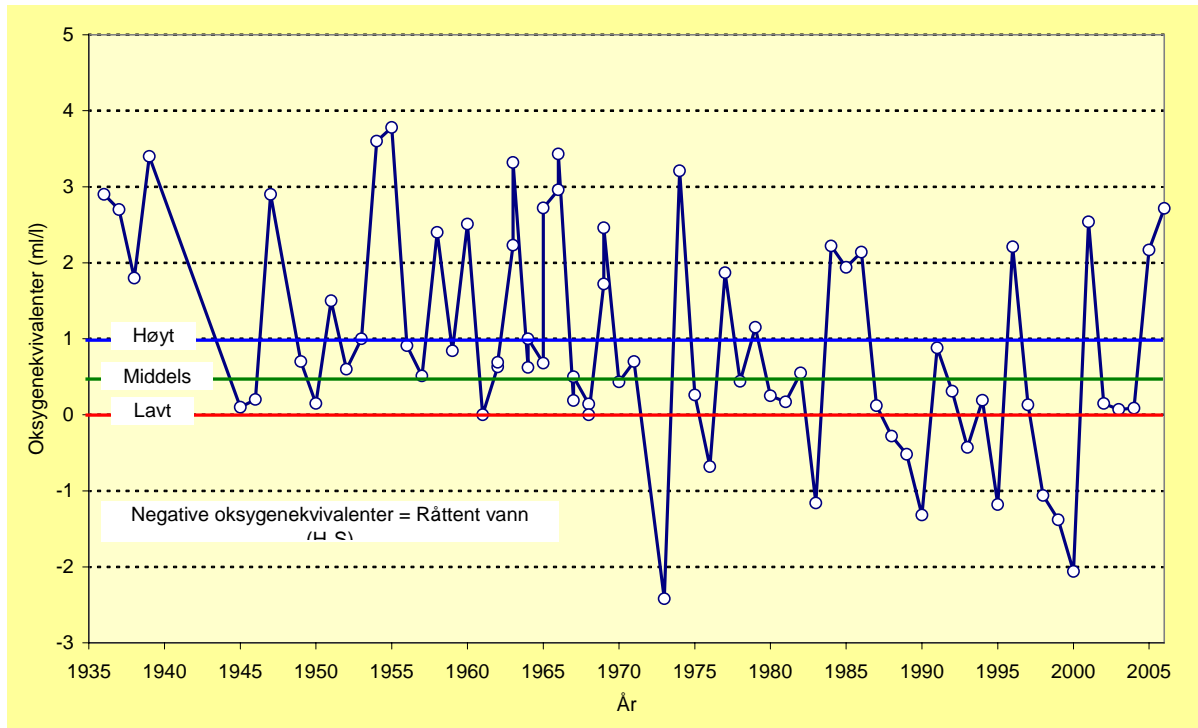
Bunnefjorden

For Bunnefjordens dypvann har det foreløpig ikke vært noen positiv utvikling sett over hele tidsrommet 1973-2006 (**Figur 26**). Over et lengre tidsrom (1936-2006) har det vært en signifikant negativ utvikling – noe som illustreres av **Figur 27 - Figur 28**. Imidlertid er det tegn til en positiv utvikling i 2000-2006, sammenlignet med observasjoner fra 1973-1997 (**Figur 28**). I midten på 1980-tallet var oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjordens dypvann bedre enn høyt mål, men dette skyldtes god dypvannsfornyelse i flere år. Bunnefjorden oppfyller foreløpig ikke kravet som er satt til lavt mål for dypvannet. Til dette kreves flere sammenhengende år med konsentrasjoner bedre enn lavt mål.

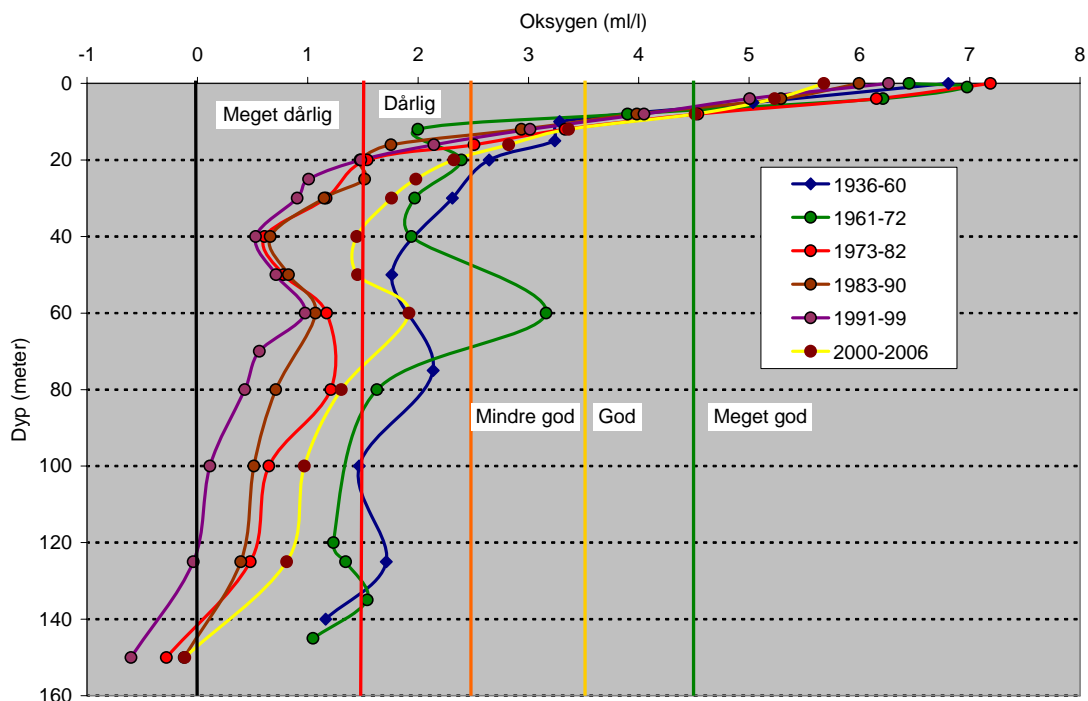
Oksygenforbruket i Bunnefjordens dypvann viser heller ikke noen tegn til forbedringer (**Figur 29**). Imidlertid viser beregningen at forbruket er klart mindre enn i Vestfjorden (**Figur 33**).



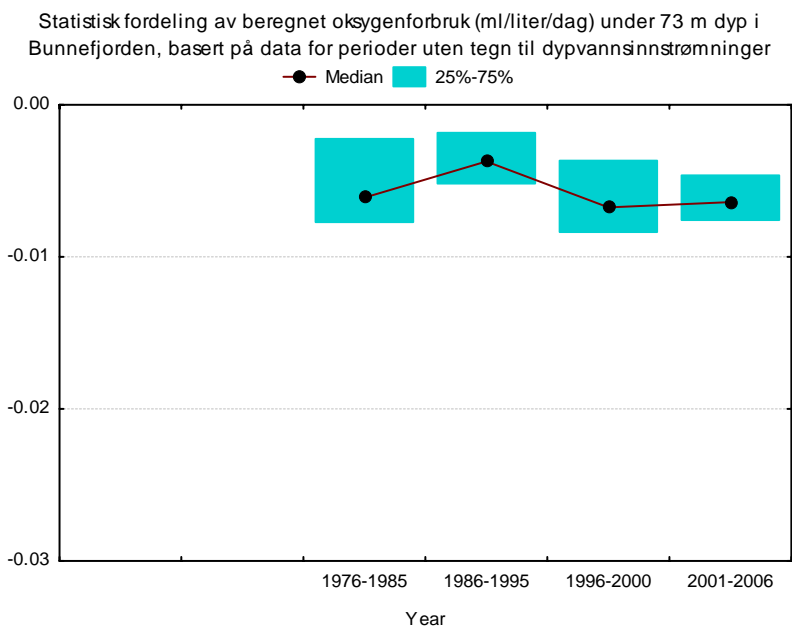
Figur 26. Oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden (Ep 1) 1973-2006 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen. Fra våren 2005 har Bunnefjorden oksygenkonsentrasjoner som er bedre enn høyt mål.



Figur 27. Oksygenkonsentrasjonen på 125 meters dyp i Bunnefjorden (Ep 1) fra oktober måned 1936 - 2006 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen. (Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyen (1951), Havforskningsinstituttet, Forskningstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2006)).



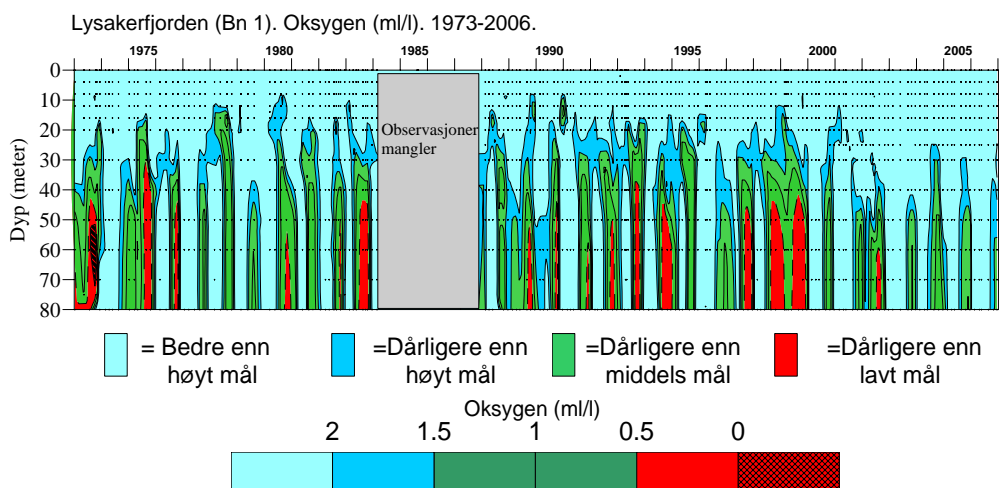
Figur 28. Midlere oksygen (ml/l) på ulike dyp i Bunnefjorden (Ep 1) i oktober måned for ulike perioder. Tilstandsklasser (SFT) er lagt inn. (Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyen (1951), Havforskningsinstituttet, Forskningstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2006)).



Figur 29. Beregnet volummidlet oksygenforbruk (ml/l/døgn) i dypvannet i Bunnefjorden (under 72.5 m) for ulike perioder. I figuren er oksygenforbruket beskrevet med negative tall, dvs. store (relativt) negative verdier betyr stort oksygenforbruk. Figuren viser ikke noen signifikant trend.

Lysakerfjorden

I Lysakerfjorden (Bn 1) har oksygenkonsentrasjonen i de dypere deler i de senere år vært noe bedre enn tidligere (**Figur 30**). For oktober måned har det vært 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. Siden år 2000 har konsentrasjonene ligget over lavt mål.



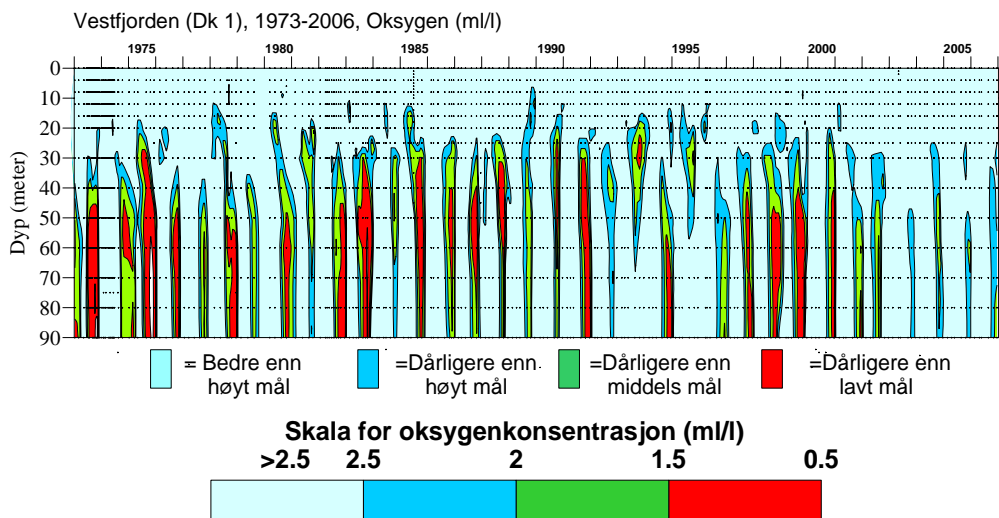
Figur 30. Oksygenkonsentrasjonen i Lysakerfjorden (Bn1) 1973-2006 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen.

Vestfjorden

I Vestfjorden (Dk 1) har det tidligere vært konstatert en forbedring av oksygenforholdene i dypvannet etter 1982 (Magnusson m.fl., 2003). I 2006 har konsentrasjonen vært over lavt mål, men det er for tidlig å si at denne delen av Vestfjorden nå har nådd lavt mål. (**Figur 31 -Figur 32**).

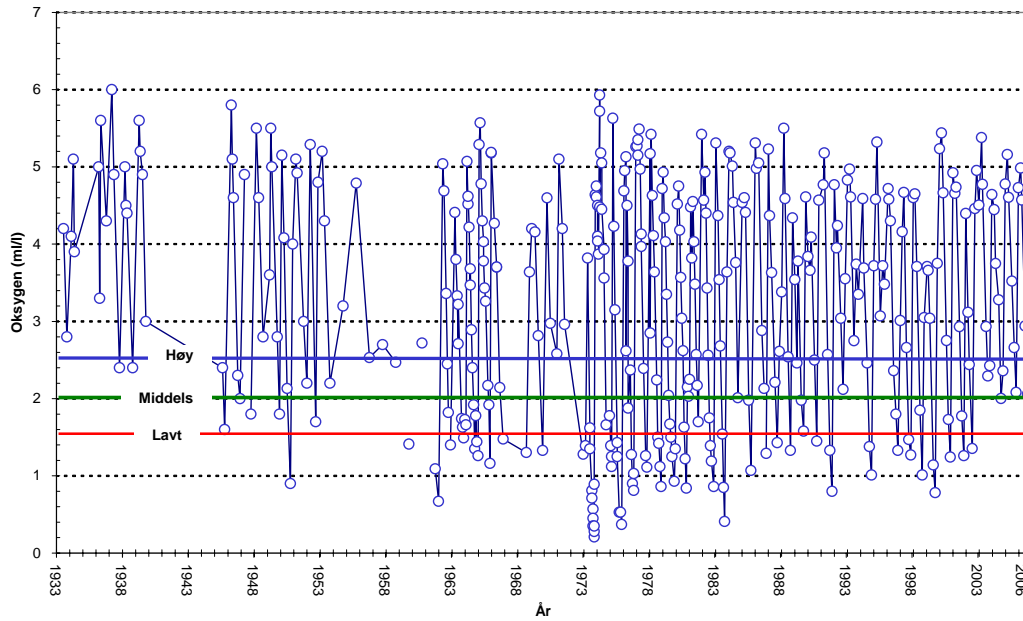
Det er en signifikant positiv utvikling over perioden fra 50 meters dyp til bunn. **Figur 31** viser at i de dypere delene av fjorden var oksygenkonsentrasjonen dårligst om høsten (oktober måned) i 1973-82. Beregnet oksygenforbruk¹ (**Figur 35**) var også størst i samme tidsrom, noe som viser at den organiske belastningen på fjordens dypvann var klart større enn i dag, hvor den er omtrent som på 1950-tallet. Oksygenkonsentrasjonen ligger dog ikke på samme nivå som på 1950-tallet når samme datagrunnlag og perioder blir brukt (**Figur 34**). Årsaken kan være en kombinasjon av dårligere dypvannsfornyelse og at oksygenkonsentrasjonen i den vannmassen i Drøbaksundet som er tilstrekkelig tungt til å danne nytt dypvann i Vestfjorden har avtatt, dvs. det nå blir tilført mindre oksygen til indre fjord.

I **Figur 33** viser oksygenkonsentrasjonen på noen dyp i perioder mellom 1936-2006. Det er nå klart lavere konsentrasjon på 30 meters dyp en på 1950-tallet men noe bedre enn i 1983-99. På 75-80 og 90 meters dyp er imidlertid konsentrasjonen i 2000-2006 omtrent på nivå med 1950-tallet.

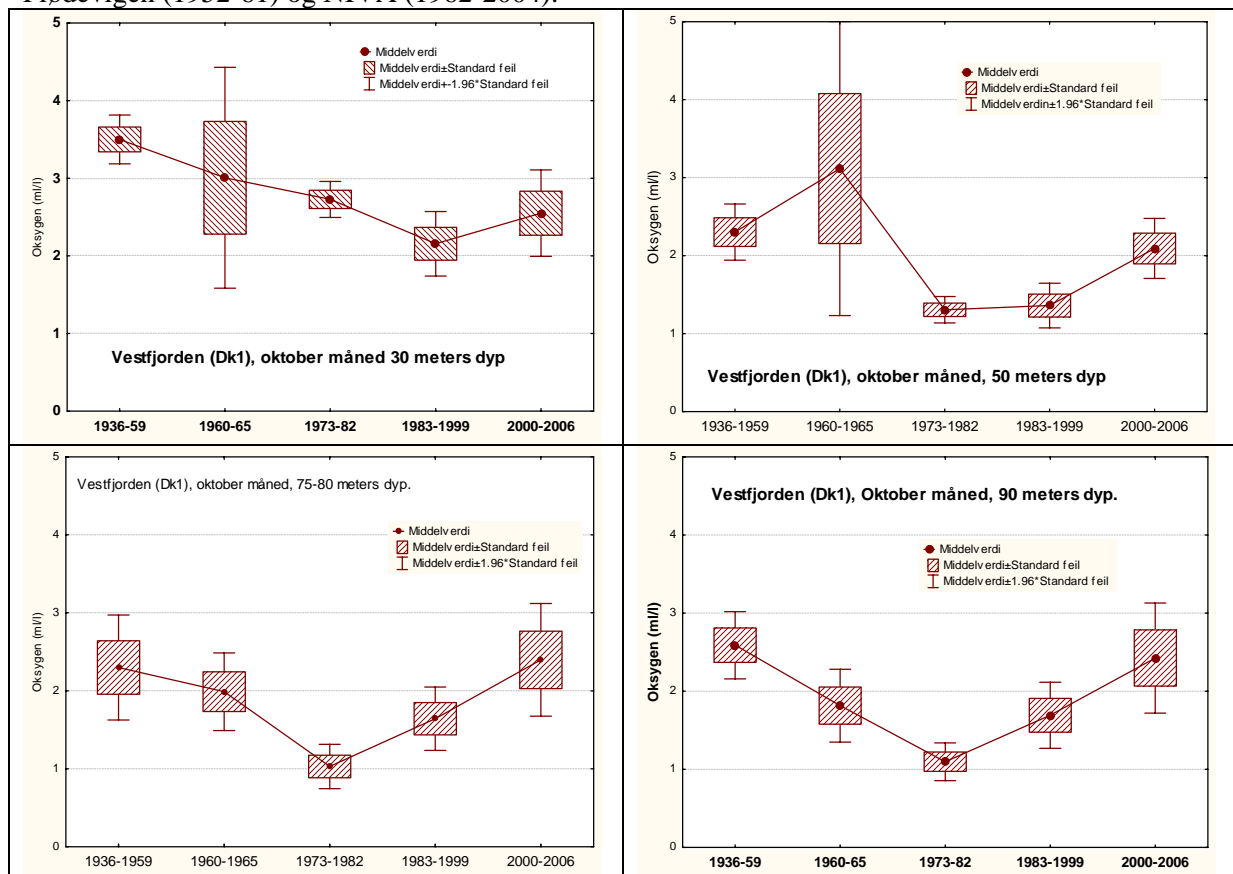


Figur 31. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk 1) 1973-2006 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen.

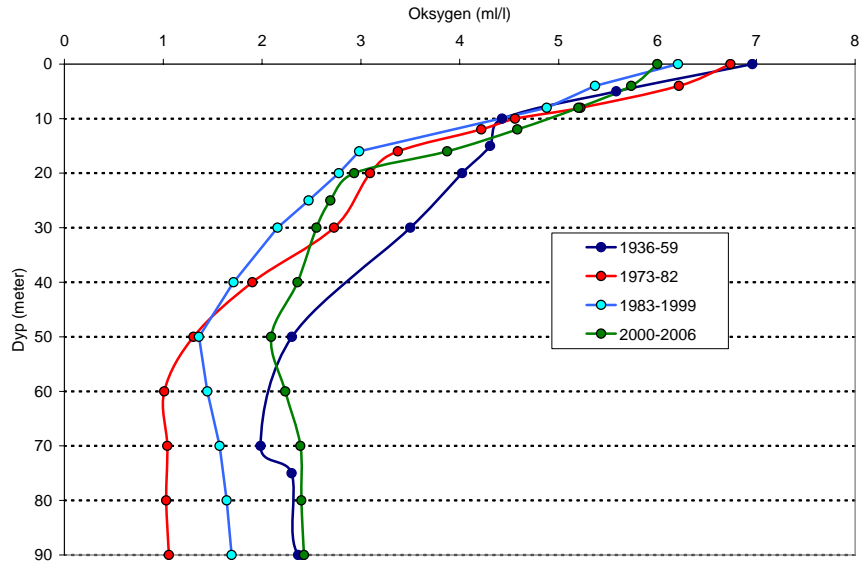
¹ Metoden er beskrevet i Magnusson m.fl., 2001.



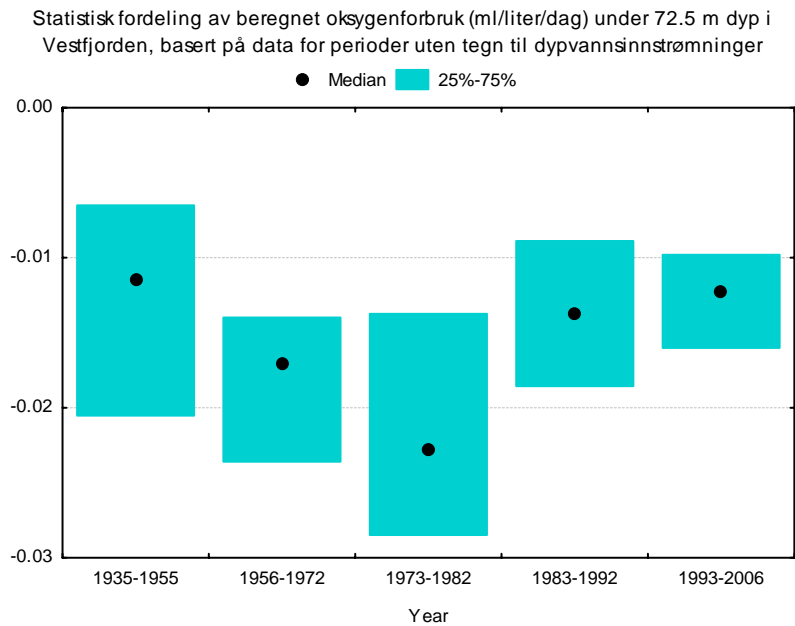
Figur 32. Oksygenkonsentrasjonen på 80-90 meters dyp i Vestfjorden 1934 – 2006. Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), Havforskningsinstituttet Forskningstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2004).



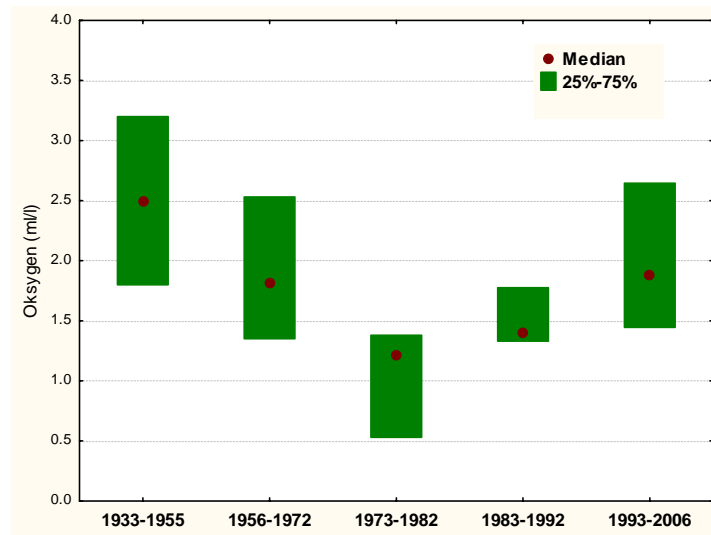
Figur 33. Midlere oksygenkonsentrasjon (ml/l) på 30, 50, 75-80 og 90 meters dyp i oktober måned i ulike tidsrom. (Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), Havforskningsinstituttet Forskningstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2006).



Figur 34. 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 1983-2006.



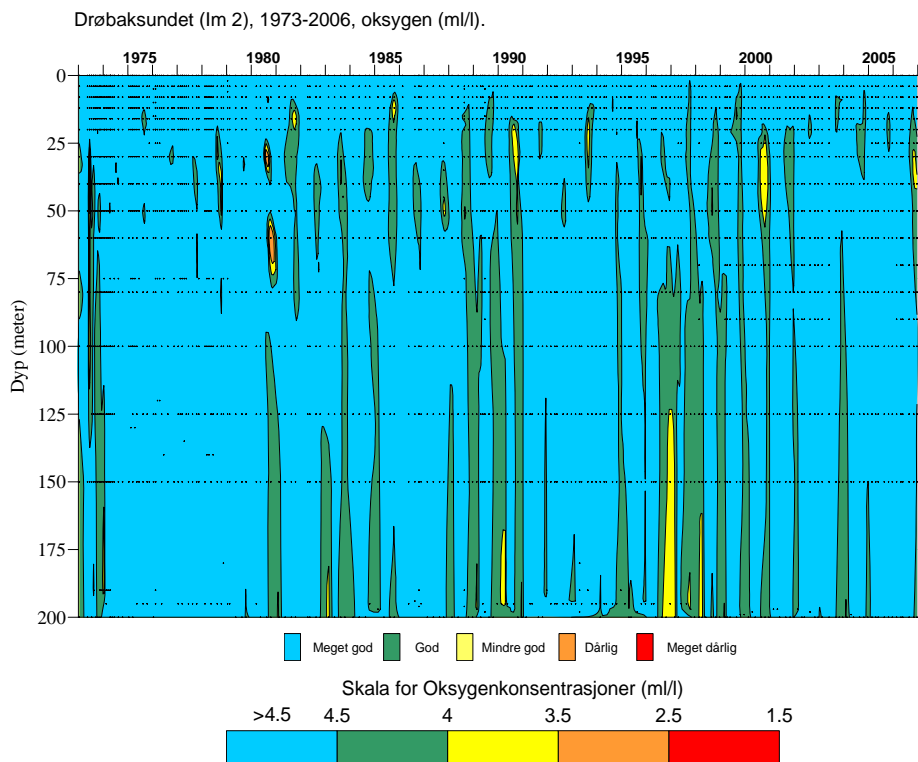
Figur 35. Beregnet volummidlet oksygenforbruk (ml/l/døgn) i dypvannet i Vestfjorden (under 72.5 m) for ulike perioder. I figuren er oksygenforbruket beskrevet med negative tall, dvs. store (relativt) negative verdier betyr stort oksygenforbruk.



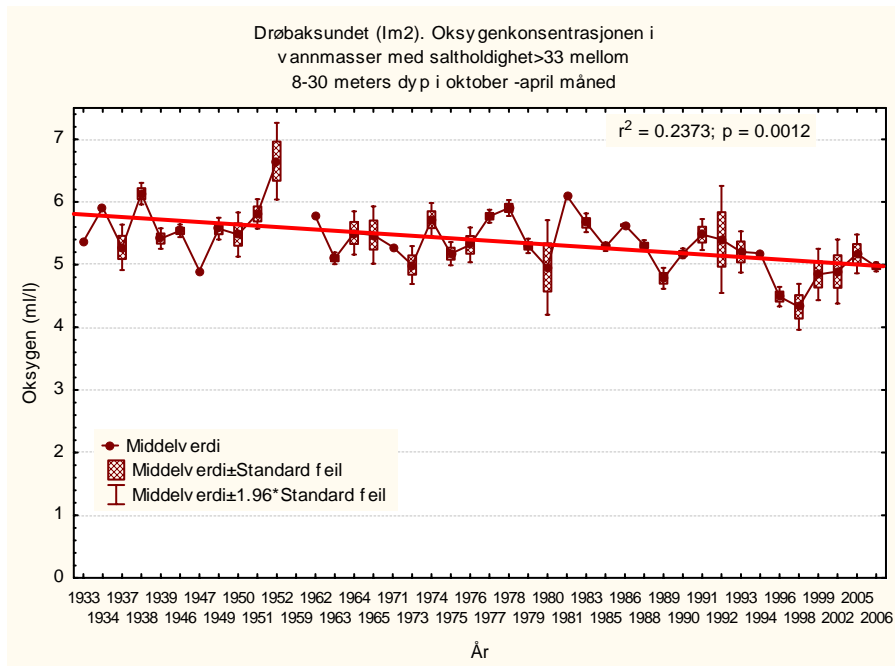
Figur 36. Oksygenkonsentrasjonen (ml/l) i dypvannet i Vestfjorden (under 72.5 m) for ulike perioder.

Drøbaksundet

I Drøbaksundet var oksygenkonsentrasjonen *god* etter SFT's klassifiseringssystem i 2006, men det forekommer at tilstanden blir *dårlig* i korte perioder (**Figur 37**). Imidlertid er det avtakende konsentrasjon på mellomdyp 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 resultere 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) 1973-2006 sammenlignet med SFT's klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystområder.



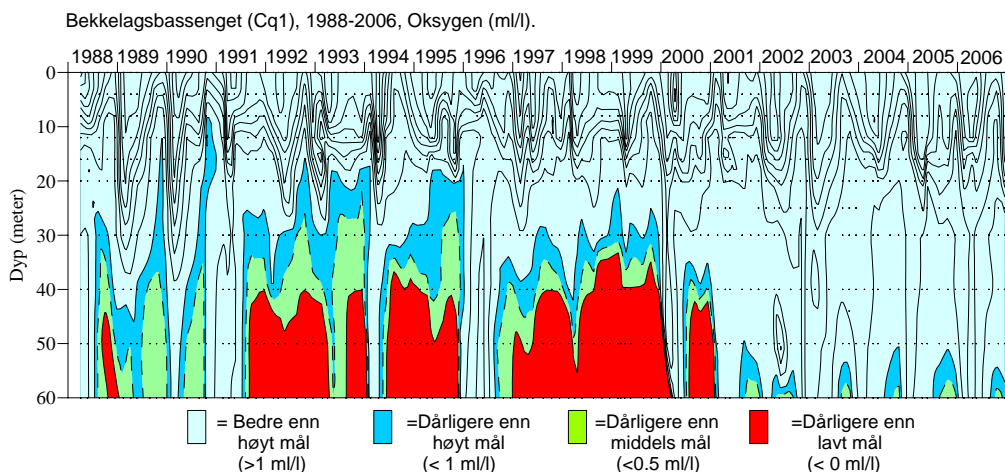
Figur 38. Oksygen (ml/l) i Drøbaksundet (1m 2) fra 1933 - 2006 i vannmasser som kan danne nytt dypvann i indre Oslofjord. Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), Havforskningsinstituttet (1952-61) og NIVA (1962-2006).

Bekkelagsbassenget

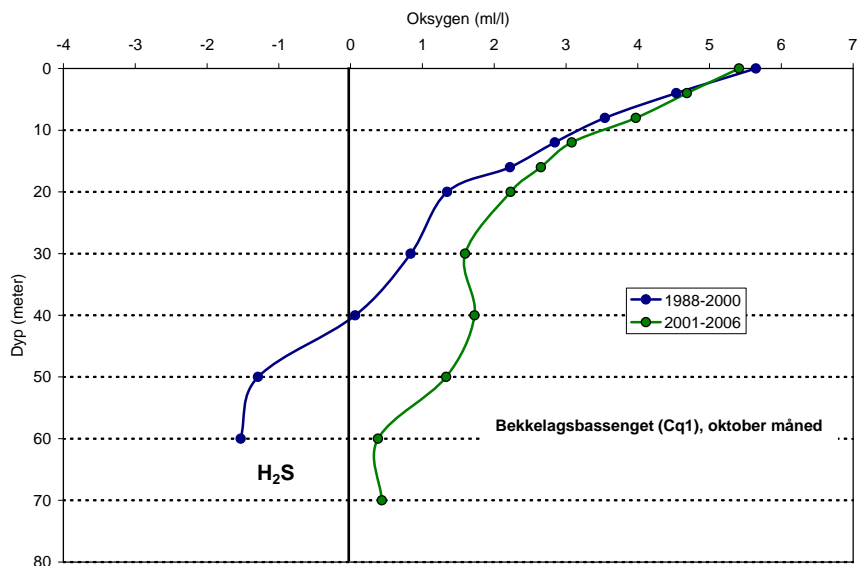
I Bekkelagsbassenget har det skjedd en klar forbedring av oksygenforholdene etter at Bekkelagets nye renseanlegg tok i bruk utslippet på ca. 50 meters dyp høsten 2001 (**Figur 39** og **Figur 40**). Siden da har det ikke vært registrert hydrogensulfidholdig vann i bassenget, selv om det har forekommet svært lave oksygenkonsentrasjoner mellom 60 meters dyp og bunn. Forbedringen har vært størst mellom utslippsdyp (50 m) og opp mot 25 - 30 meters dyp (omtrentlig innlagingsdyp for det fortynnede avløpsvannet). Årsaken til forbedringen er dels økt rensegrad, men også at det nå tilføres ca 1 m³/s ferskvann (renset avløpsvann) på 50 meters dyp som bidrar til forbedret vannutskifting spesielt mellom utslippsdypet (50 meters dyp) og innlagingsdypet.

Bærumsbassenget.

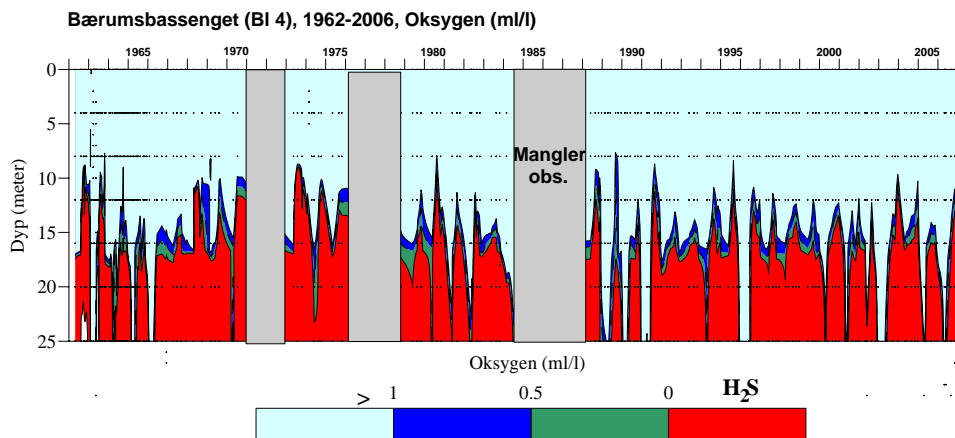
I Bærumsbassenget har det ikke vært observert noen forbedring av oksygenforholdene siden 1960-tallet. Det er regelmessig hydrogensulfidholdig vann hvert år i bassengets bunnvann (**Figur 41**). Det er ikke klart hva som er naturlig tilstand for dette bassenget.



Figur 39. Oksygenkonsentrasjonen i Bekkelagsbassenget (Cq 1) 1988 – 2006 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen.



Figur 40. Midlere oksygenkonsentrasjon (ml/l) i Bekkelagsbassenget (Cq 1) i oktober måned 1988-2000 og 2001-2006.



Figur 41. Oksygenkonsentrasjonen i Bærumsbassenget 1962-2006. Bare konsentrasjoner mindre enn 1 ml/l er markert spesielt.

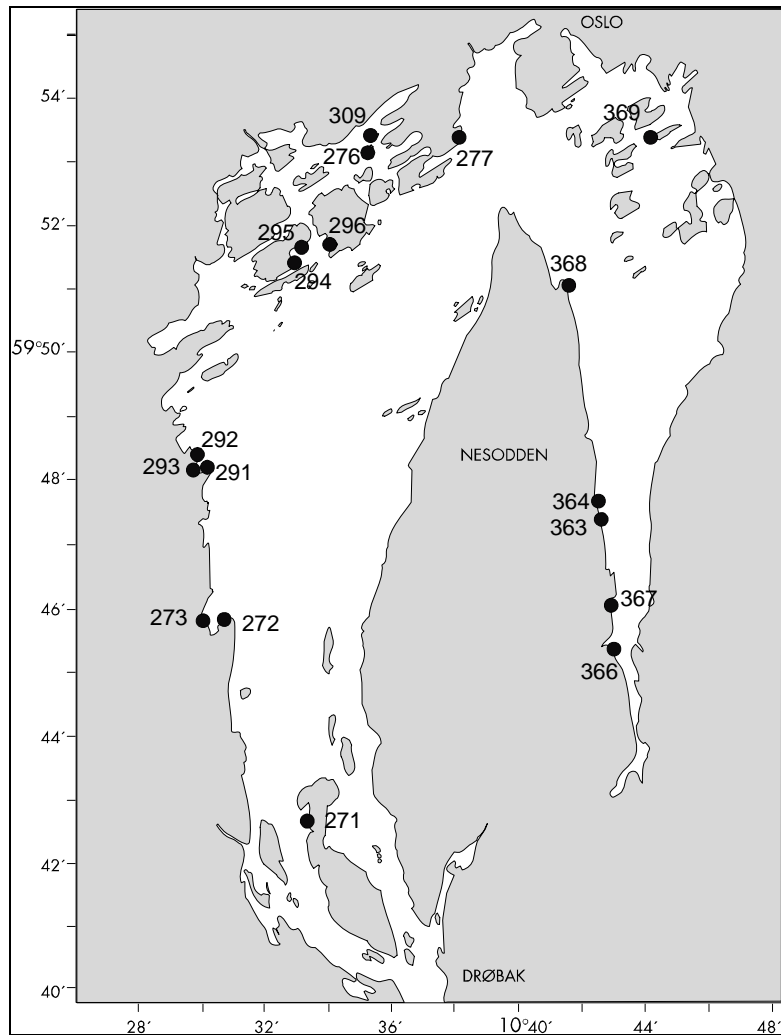
4.2.3 Kjemiske forandringer i vannmassene.

I overvåkingsrapporten for 2003 (Magnusson m.fl, 2004) ble det undersøkt hvorvidt det skjedde kjemiske forandringer i fjordens vannmasser ved å sammenligne næringssaltkonsentrasjoner fra perioden 1973-82 med perioden 1983-2003 (oktober måned). I den siste perioden var kjemisk rensing innført på de tre store renseanleggene (VEAS, Bekkelagets 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 ammoniumkonsentrasjoner er observert etter det at nitrogenrensingen ble innført. Observasjonene fra 2006 endrer ikke på disse konklusjonene, men det var noen høyere konsentrasjoner av ammonium både i 2005 (august og oktober) og 2006 (mai) på 25 meters dyp, sammenlignet med de nærmest foregående åren.

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

Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen tar årlig 9 strandnottrekk i Vestfjorden, 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.

Fra 1997 har vi tatt opp igjen fem av de gamle trekka i Bunnefjorden, og vi tar tre nye trekk etter avtale med NIVA og Fagrådet for indre Oslofjord. Disse var plassert ved Fornebu og vest av Bleikøya. Stasjonene er vist i **Figur 42**.



Figur 42. Kart over strandnotstasjoner i indre Oslofjorden.

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 hvitting fordeles til aldersgruppe (0-gruppe og eldre) på grunnlag av lengden som måles til nærmeste cm.

4.3.1 Resultater

Fangstene i 2006 er vist i **Tabell 4** for trekk i Vestfjorden og i **Tabell 5** for trekk i Bunnefjorden.

Det var i år noen 0-gruppe torsk, 12 individer i Vestfjorden og 4 i Bunnefjorden. Det gir 1 torsk pr trekk i Vestfjorden og 0,67 i Bunnefjorden mot 5,8 på hele kysten.

Det er fanget en eldre torsk i Vestfjorden, og ingen i Bunnefjorden.

Det ble fanget bare 2 hvitting i Vestfjorden og 1 i Bunnefjorden. Av de artene som kunne telles var sild og brisling tallrike i Vestfjorden, men ble ikke tatt i Bunnefjorden. Svartkutling, bergnebb og grønnngylt dominerte på flertallet av stasjonene i begge områdene.

Tangkutling og tildels glasskutling som vi ikke har noe kvantitativt mål for var også tallrike.

Artsantallet (fisk) var i Vestfjorden 23 og i Bunnefjorden 9. I 2005 ble det fanget 17 arter i Bunnefjorden.

Observasjonene i 2006 viser ingen påfallende avvik fra tidligere års fangster, selv om artsantallet i Bunnefjorden var betydelig lavere enn siste år.

Tabell 4. Fangster i strandnottrekk i Vestfjorden, indre Oslofjord i 2006. Stasjonene er vist på **Figur 42**.

StasjonsNr	271	272	274	276	277	291	292	293	294	295	296	309	Sum
Torsk_0_gr	0	1	2	0	0	2	2	0	5	0	0	0	12
Torsk_eldre	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Hvitting_0_gr	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2
Sild	90	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	150
Brisling	3000	98	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3099
Sjøaure	0	0	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	4
Ål	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Taggmakrell	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20
Sil	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Skrubbe	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	3
Sandflyndre	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Slettvar	0	1	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	4
Bergnebb	3	23	64	0	6	35	65	2	37	1	0	5	241
Bergylt_eldre	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2
Grøngylt	1	0	43	1	4	15	23	2	8	0	0	3	100
Svartkutling	6	9	11	20	22	21	59	55	52	6	8	48	317
Sandkutling	1	1	0	0	0	4	0	10	1	0	5	2	24
Tangkutling		mange	noen			mange	mange	mange	mange			noen	
Krys_Glass_kutl	få		noen			få	få	noen	noen	noen			
Stingsild	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
Tangstikling	0	2	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	4
Tangsnelle	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2
Vanlig ulke	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Dvergulke	0	1	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	4

Tabell 5. Fangster i strandnottrekk i Bunnefjorden, indre Oslofjord i 2006.
Stasjonene er vist på Fig. 49.

StasjonsNr	363	364	366	367	368	369	Sum
Torsk_0_gr	1	3	0	0	0	0	4
Hvitting_0_gr	0	0	1	0	0	0	1
Skrubbe	0	0	0	0	0	1	1
Bergnebb	2	1	0	0	44	13	60
Grøngylt	0	0	0	0	11	4	15
Svartkutling	6	36	1	6	7	52	108
Sandkutling	4	0	3	5	0	0	12
Tangkutling	mange	få		få	få	mange	0
Krys_Glass_kutl	mange	mange	svært mange	mange	mange		
Tangstikling	0	0	0	0	0	2	2
Dvergulke	1	0	0	0	0	0	1

4.4 Overflatevannets kvalitet.

Vannkvaliteten i fjordens overflatelag har blitt betydelig bedre siden VEAS ble ferdig i begynnelsen av 1980-tallet (Magnusson m.fl., 2001-2006). 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).

4.4.1 Observasjoner fra Vestfjorden med Color Festival.

Fra og med 2006 ble det automatiske overvåkingsystemet om bord på Color Lines ferge "Color Festival" tatt i bruk av overvåkingsprogrammet. Ombord på fergeren er montert utstyr for prøvetaking av vann fra ca. 4 meters dyp. Dels er det montert en TSG (SEABIRD) som tar observasjoner av temperatur og saltholdighet 1 gang pr. minutt, samt en sensor som samtidig måler klorofyllfluorescens (Seapoint). Automatiske vannprøver blir også tatt i Vestfjorden (omtrent ved Dk1) ca. 2 ggr. pr måned og analysert på tot-P og tot-N samt planteplankton.

Color Festival systemet gir en ny dimensjon i observasjoner av indre Oslofjord med daglig informasjon om variasjoner i fjordens overflatelag. Ettersom dette er første året som overvåkingsprogrammet tar i bruk systemet vil en sammenligning fra år til år først bli aktuelt i 2007. I årets rapport presenteres derfor observasjonene i enkel form. Systemet vil også oppfylle prøvetakingskrav fra OSPAR og Vanndirektivet for de områder fergeren passerer.

Temperaturen i Vestfjorden var vinteren 2006 under 0 °C i bare noen dager i februar og mars. De høyeste temperaturene ble observert i slutten av juli og begynnelsen av august på opp mot 23 °C (**Figur 43**). Saltholdigheten (**Figur 44**) var som normalt størst vinterstid og lavere om sommeren. De lave overflatesaltholdighetene i desember 2006 er et resultat av den store nedbøren denne høsten.

Planteplanktonproduksjonen begynner i mars (våroppblomstringen, **Figur 45**). Denne er klart mektigst av oppblomstringene i fjorden. En andre oppblomstring-som var betydelig mer beskjeden – kom i mai/juni. Utover sommeren avtar biomassen før at igjen å øke i september/oktober 2006. Denne høstopplomstringen var den nest største i omfang i 2006.

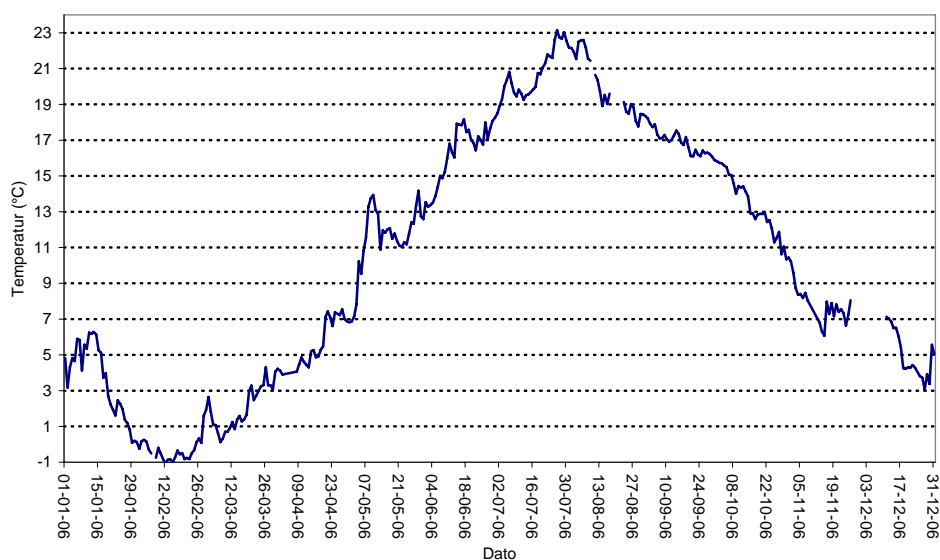
På **Figur 45** er også tidspunkt for tokter i det vanlige feltarbeidet lagt inn. I 2006 skulle den store våroppblomstringen i februar/mars ikke bli registrert.

For tidsserier med en så høy observasjonsfrekvens har Fleming og Kaitala (2006) foreslått et våroppblomstringsindeks som kan brukes for å sammenligne størrelser og karakter av våroppblomstringer. Indekset beskriver en form for integrert mengde biomasse når biomassen overstiger en bestemt konsentrasjonsgrense. Slike beregninger ble gjennomført i 2004 på Vestfjorden for å sammenligne denne med observasjoner fra Østersjøen og Biscaya. Grensen for våroppblomstring ble satt til 3µg/l og tidsrommet fra januar til 1.7. For å kunne sammenligne beregningene i 2006 med 2004 har samme grenser blitt valgt.

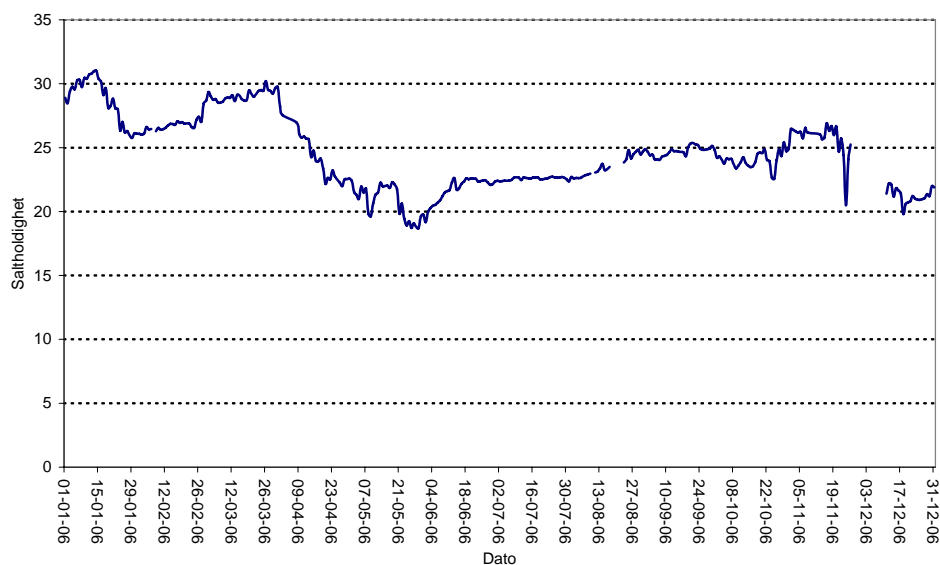
Tabell 6 viser resultatet av beregningene for 2004 og 2006. Konklusjonen er at våroppblomstringen i 2006 var omtrent like stor som i 2004, men den sammenlagde sesongen var kortere, og derfor ble indeksen betydelig lavere i 2006, dvs. våroppblomstringen var mindre i 2006 enn i 2004.

Når det foreligger flere år med observasjoner kan således planteplanktonbiomassen sammenlignes over hele året fra år til år, noe som er et av kravene til Vanndirektivet.

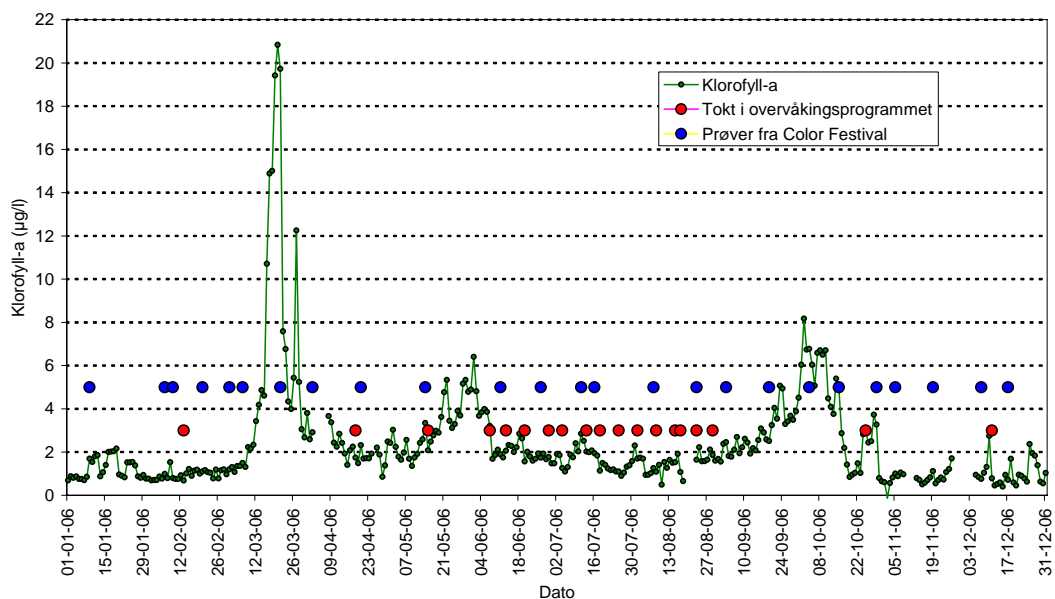
Figur 47 og **Figur 48** viser samtlige analyser mellom Hirtshals i Danmark og Oslo fra Color Festival av løste næringssalter fra desember 2005 til februar 2006. Både for nitrat og fosfat skiller seg indre Oslofjord fra øvrige deler (tilstandsklasse dårlig/mindre god). Det er bare fosfatkonsentrasjonen utenfor Hirtshals i Danmark som ligger i samme tilstandsklasse, men det er sannsynlig at oppvirvling av sediment gir de høye fosfatverdiene, da området er meget grunt og sedimentet lett eroderes av bølger. De høye fosfatverdiene følges også av forhøyede turbiditetsverdier i området, mens dette ikke er tilfellet i indre Oslofjord.



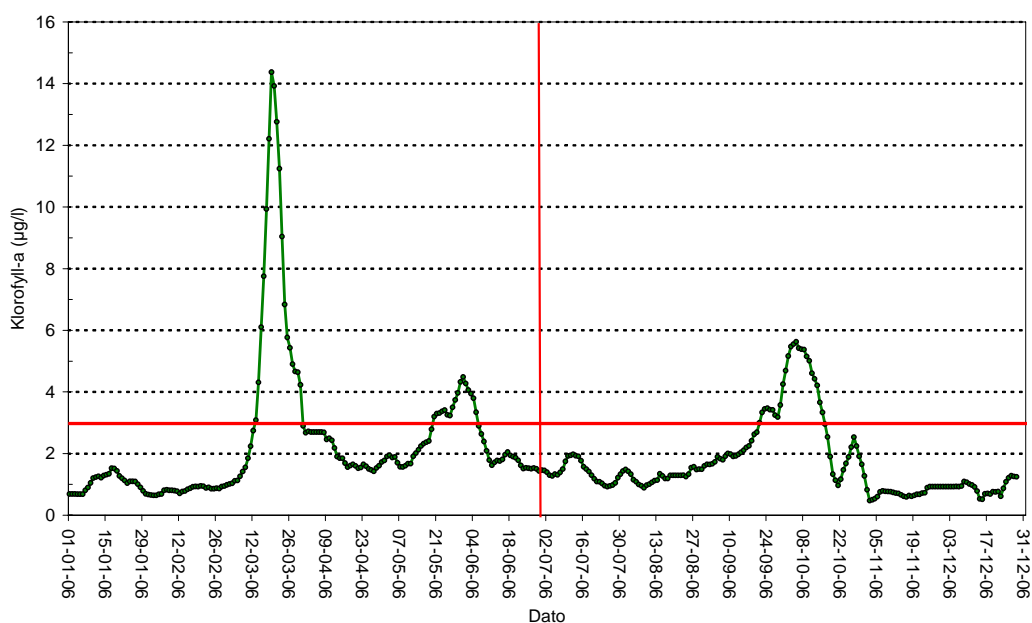
Figur 43. Temperaturen på ca 4 meters dyp i Vestfjorden (Dk1) observert på Color Festival i 2006. Temperaturen er korrigert med $-0.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ som følge av en oppvarming av vann fra inntak til sensor.



Figur 44. Saltholdighet på ca 4 meters dyp i Vestfjorden (Dk1) observert på Color Festival i 2006. Observasjoner i november 2006 er bedømt som dårlige.



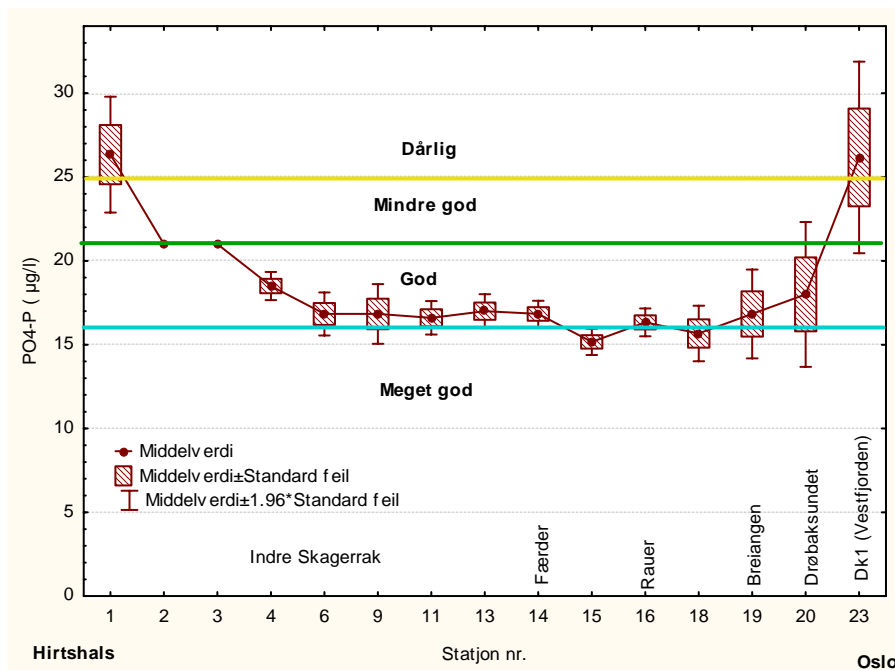
Figur 45. Døgnsmedian av klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$) i ca 4 meters dyp i Vestfjorden (Dk1) observert på Color Festival i 2006. Observasjonene er omregnet fra fluorescensmålinger til klorofyll-a etter kontrollprøvetaking (analyser av klorofyll-a fra vanninntak om bord Color Festival). På figuren er også tidspunkt for observasjoner i det tradisjonelle overvåkingsprogrammet lagt inn (prøvetaking i felt), samt prøver tatt på Color Festival for analyse av planteplankton (se kap 4.4).



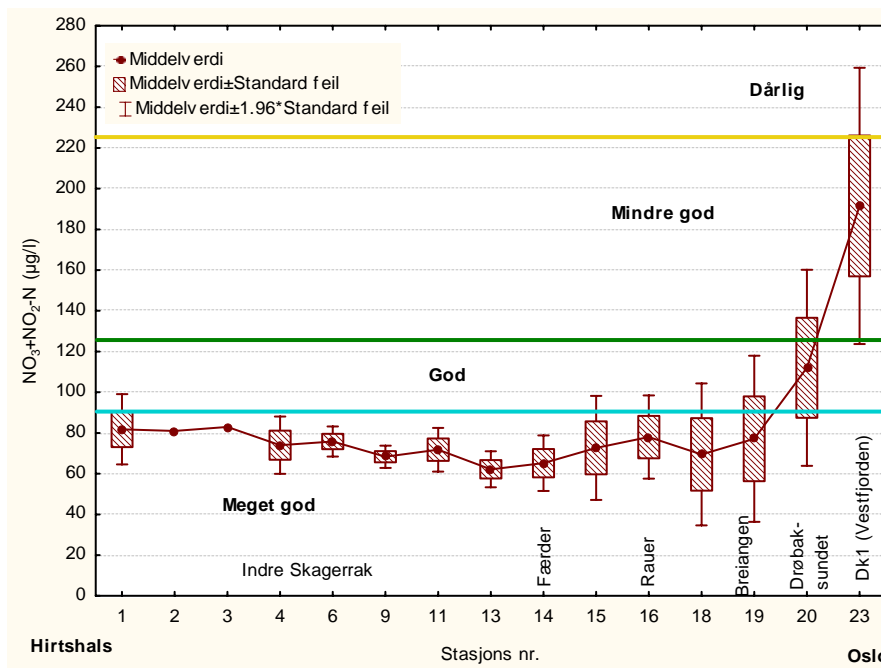
Figur 46. Klorofyll-a i Vestfjorden (Dk1), 7 døgns glidende middel. Våroppblomstringen er markert for konsentrasjoner over $3 \mu\text{g/l}$ og tidskalen for våroppblomstring er begrenset frem til 1.7.

Tabell 6. Beregning av middelverdier av næringssalter før våroppblomstringen (28.12.2005 – 1.2.2006, 6 observasjoner) samt våroppblomstringens lengde, starttidspunkt, maksverdi og klorofyll indeks. Observasjoner fra ca. 4 m dyp i Vestfjorden (Dk1).

År	Vinter konsentrasjoner (median). µg/L			Kl-a Index	Middel-verdi Kl-a µg/l	Lengde (dager) På vår oppbl.	Maks verdi på oppbl µg/l	Start på oppblom stringen (dager fra nyttår)
	PO ₄ -P	NO ₃ +NO ₂ -N	SiO ₂					
2004	16	230	726	418	5.73	73	10.9	66
2006	25	190	841	203	5.82	35	14.4	71



Figur 47. Fosfatkonsentrasjoner (desember-februar) på ulike stasjoner mellom Hirtshals i Danmark og Oslo. 6 observasjoner på alle stasjoner (unntatt stasjon nr 2 og 3). Prøver fra Color Festival. Grenser for SFT's klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann er markert.



Figur 48. Nitratkonsentrasjoner (desember-februar) på ulike stasjoner mellom Hirtshals i Danmark og Oslo. 6 observasjoner på alle stasjoner (unntatt stasjon nr 2 og 3). Prøver fra Color Festival. Grenser for SFT's klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann er markert.

4.4.2 Siktdyp, planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) og næringsalter i juni til august 2006.

Etter en nedbørrik mai ble det klart mindre nedbør enn normalt i juni og juli. Juli ble varm med litt mer nedbør enn normalt, mens august ble varmere enn normalt men med mer nedbør enn normalt. (Figur 9 og Figur 12). Vanntemperaturene ble meget behagelige i løpet av sommeren med over 22 grader i overflaten i juli. (Figur 49). Saltholdigheten var lav i mai og begynnelsen av juni som følge av relativt stor nedbør og vårflo.

Sommeren startet med en oppblomstring av planteplankton i juni og dårlig siktdyp (Figur 46, Figur 49, Figur 50 og Figur 52). I løpet av sommeren avtok planteplanktonbiomassen og siktdypet ble bedre, men en ny periode med planteplanktonoppblomstring og noe dårligere siktdyp inntraff i midten av juli. Planteplanktonbiomassen var gjennomgående størst i de indre delene av fjorden som Bjørvika og Oslo havnebasseng. Siktdypet var klart dårligere sommeren 2006 enn i 2005 (Figur 51), men omtrent som gjennomsnittet for den til nå beste perioden 1991- 2001 (Figur 53).

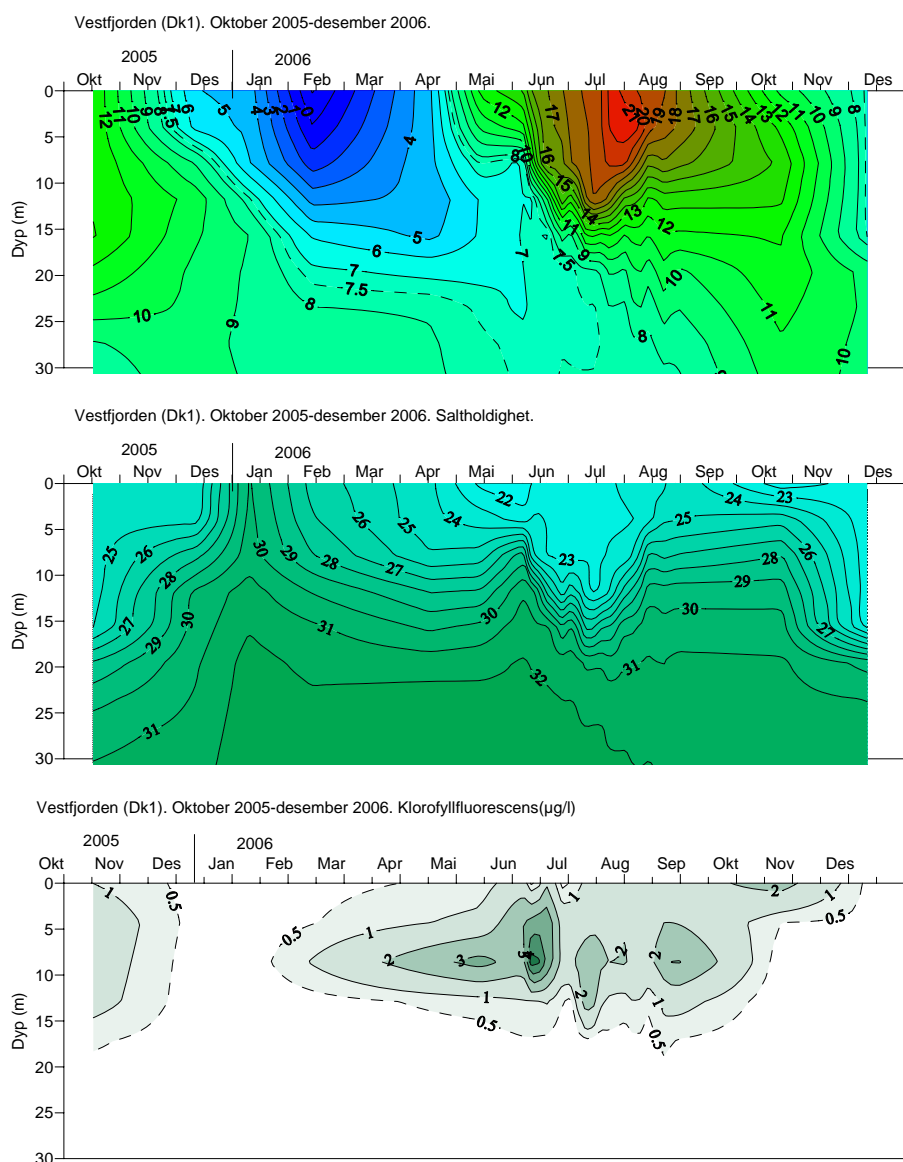
Gjennomsnittsverdiene for planteplanktonbiomassen (klorofyll-a) var derimot noe høyere i 2006 enn i 2005, men klart bedre enn gjennomsnittet for juni-august 1991-2001 (Figur 54). Resultatene fra sommeren 2006 vil således forsterke/bekreftede den positive trenden i fjordens utvikling.

De dårligste siktdypene i fjorden ble observert i Oslo havneområde, spesielt i Bjørvika, noe som til dels skyldtes anleggsarbeidene ved Operabygget/E18. Siktdypet var her dårlig bedømt etter SFT's miljøklassifiseringssystem.

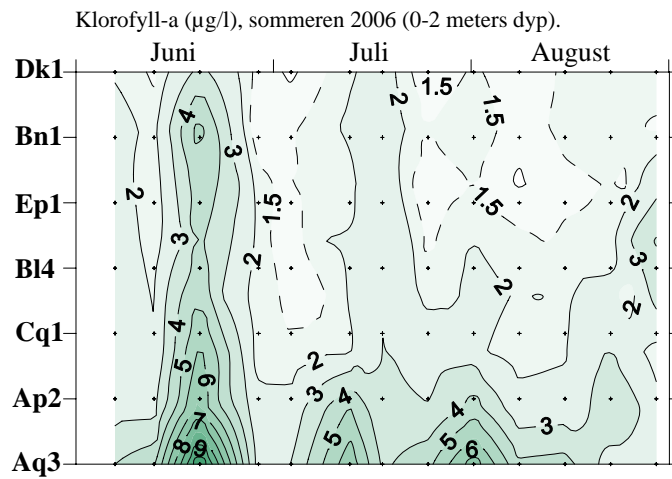
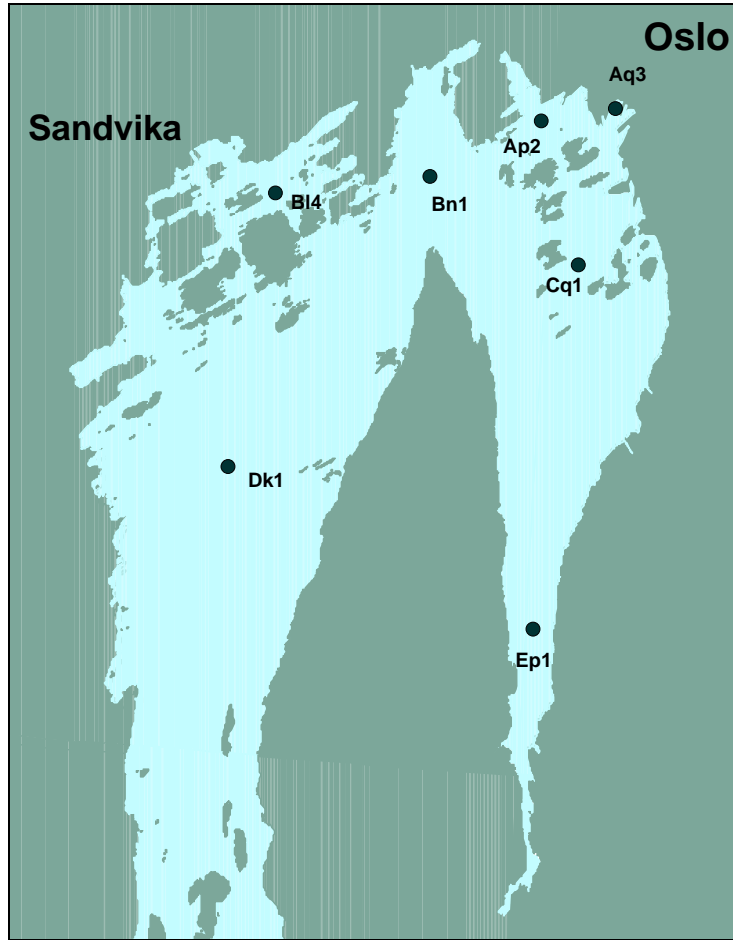
To nye stasjoner ble opprettet i 2005. En helt sør i Bunnefjorden (Bunnebotten) og en i Paddehavet. I 2006 ble det også tatt en ekstra stasjon på sørsiden av Ulvøya etter forespørsel fra Velforeningen der. Videre ble det tatt en stasjon ca. 50 meter fra den lekter som deponerer sedimenter fra Bjørvika ved Mamløykalven og en stasjon mellom deponiområdet og innseilingen til Paddehavet. Siktdypet i 2006

var i Paddehavet omtrent lik siktdypet i Bekkelagsbassenget, mens stasjonen ved Ulvøya hadde noe dårligere siktdyp. I Bunnebotn (Gp1) var siktdypet ca. 1 meter dårligere enn ved Svartskog (Ep1), en differanse som var noe mindre enn i 2005. (**Figur 51, Figur 56 og Tabell 7**). Bedømt etter SFT's miljøkvalitetskriterier (Molvær m.fl., 1997) var siktdypet sommeren 2005 i Bunnebotn og i Paddehavet *mindre god*.

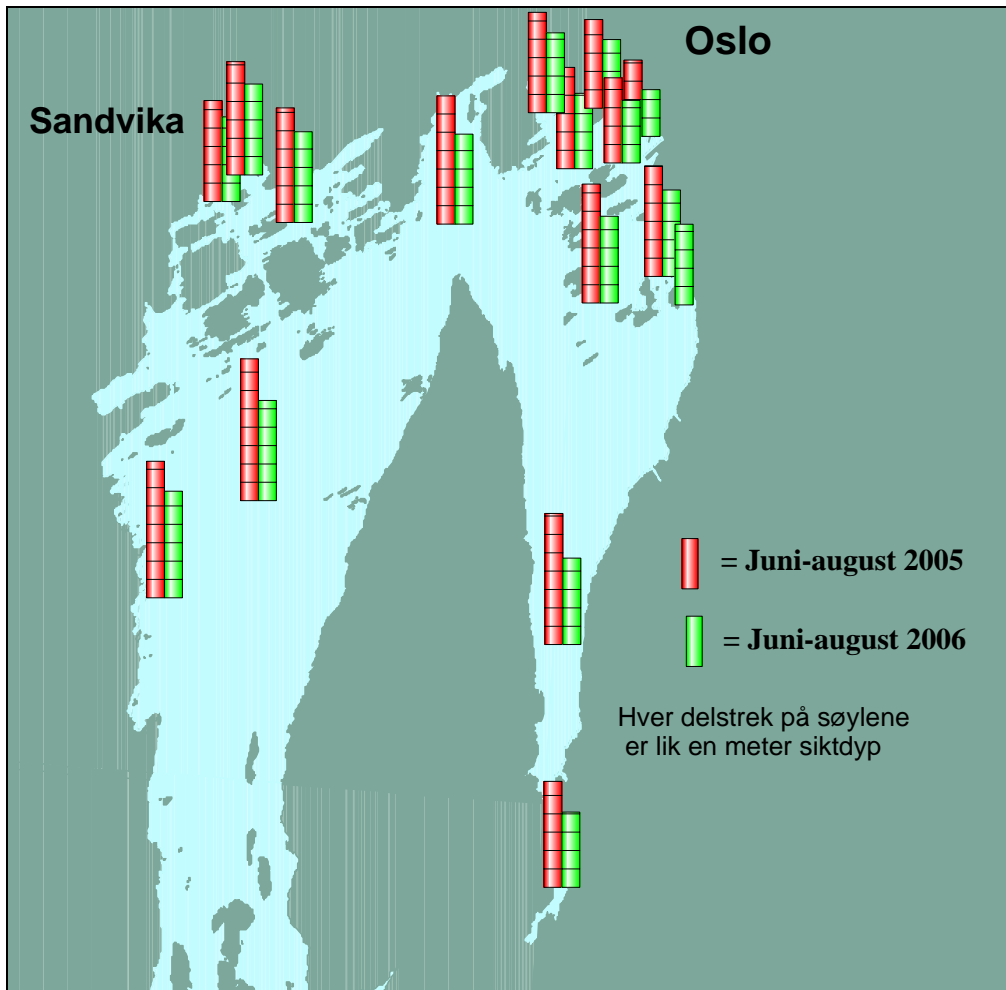
Næringssaltkonsentrasjonene i juni-august i fjordens overflate (**Tabell 7**) viser på *meget god* tilstand, bedømt etter Statens forurensningsstilsyns klassifiseringssystem for miljø i fjorder (Molvær m.fl., 1997). Planteplanktonbiomassen (målt som klorofyll-*a*) var i tilstandsklasse *meget god* i Bunnefjorden og Vestfjorden, god i øvrige deler av fjorden, unntatt i Bjørvika hvor den var mindre god. Siktdypet var i tilstandsklassen *mindre god* i fjordens hovedbassenger, og dårlig i Oslo havneområde samt Bunnebotn.



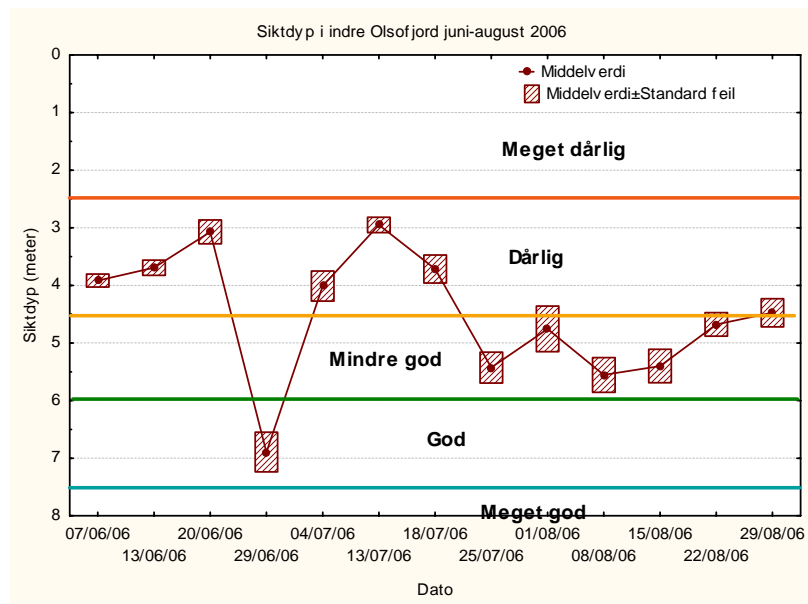
Figur 49. Temperatur, saltholdighet og planteplanktonbiomasse (klorofyllfluorescens) i Vestfjordens øvre vannmasser i mai-august 2006.



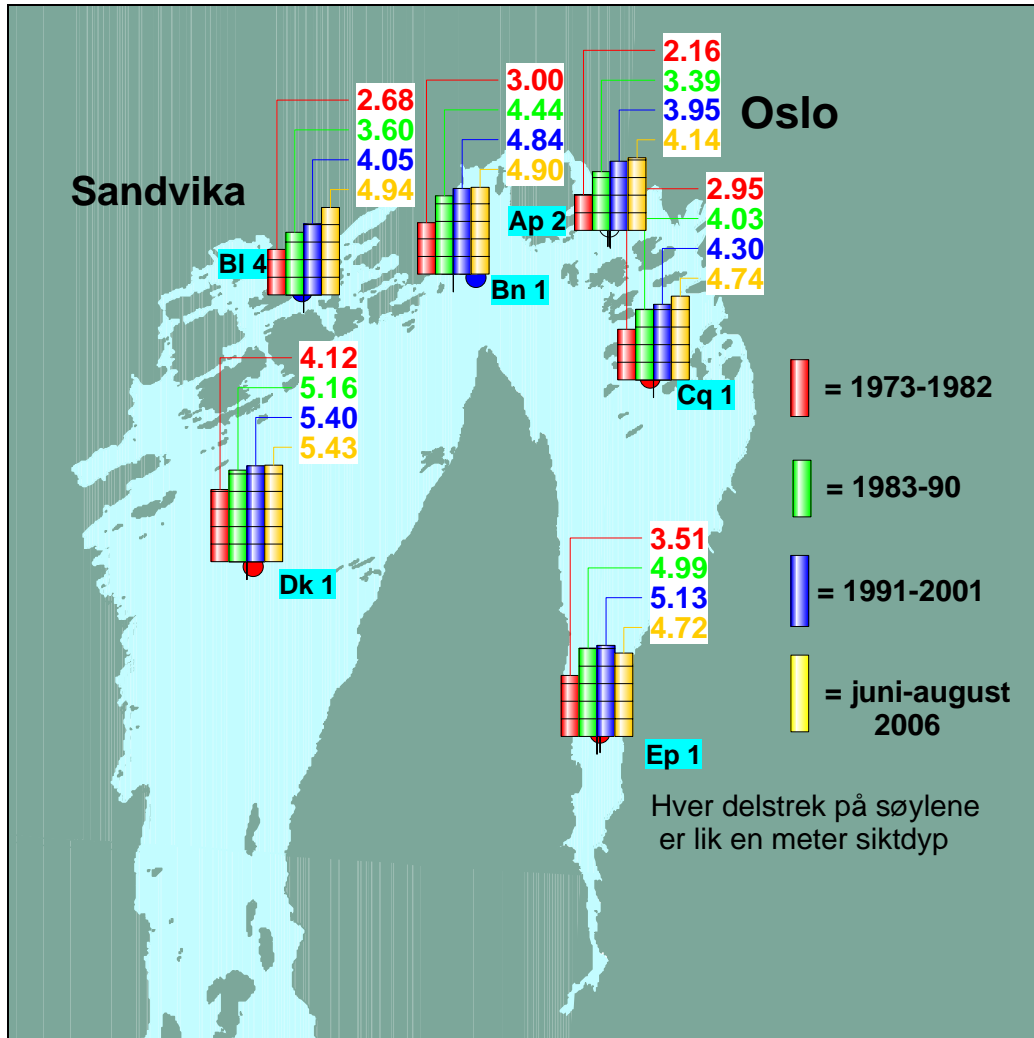
Figur 50. Klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$) i 0-2 meters dyp på ulike stasjoner i indre Oslofjord sommeren 2006.



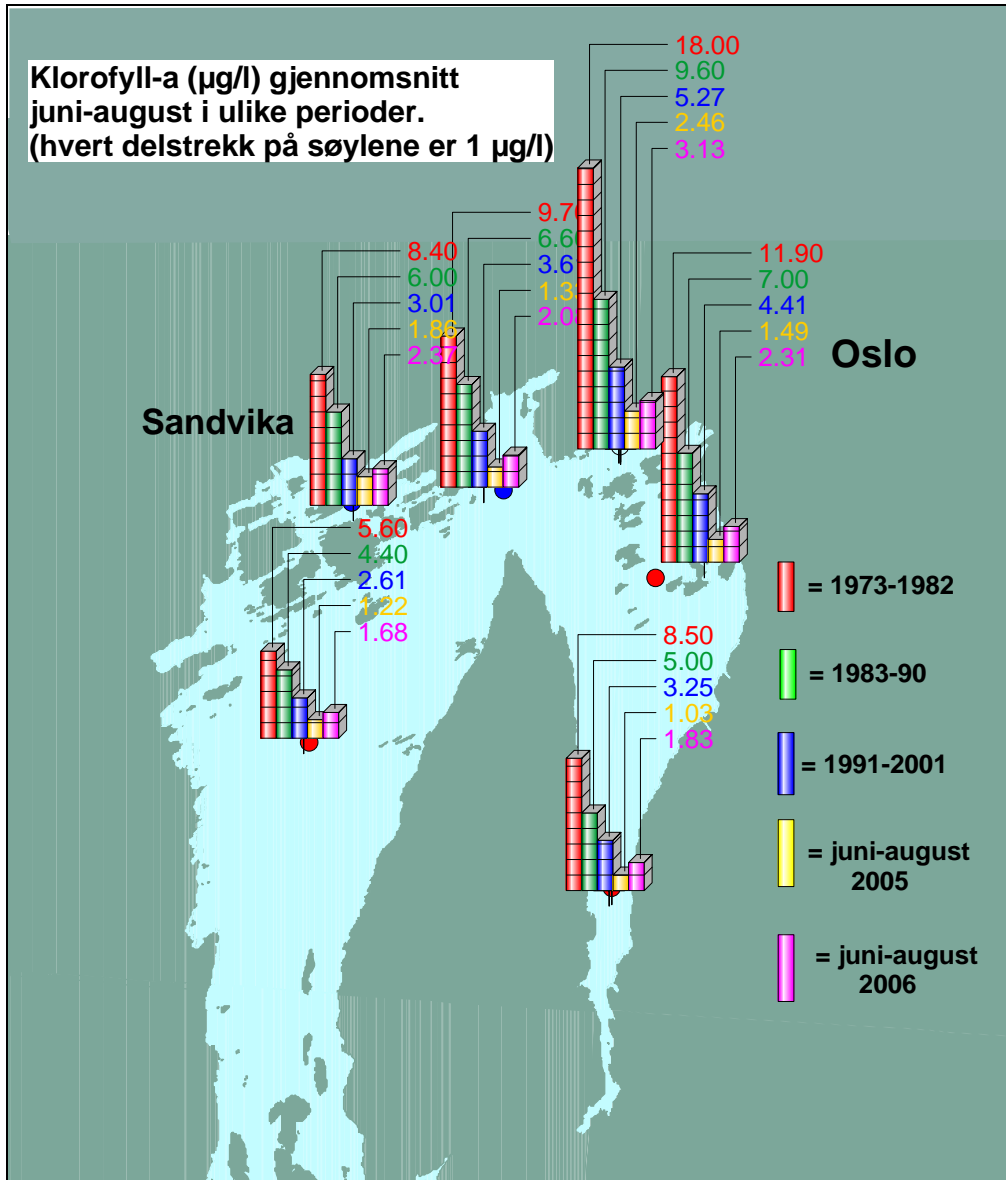
Figur 51. Midlere sikt (meter) på ulike stasjoner sommeren 2005 og 2006.



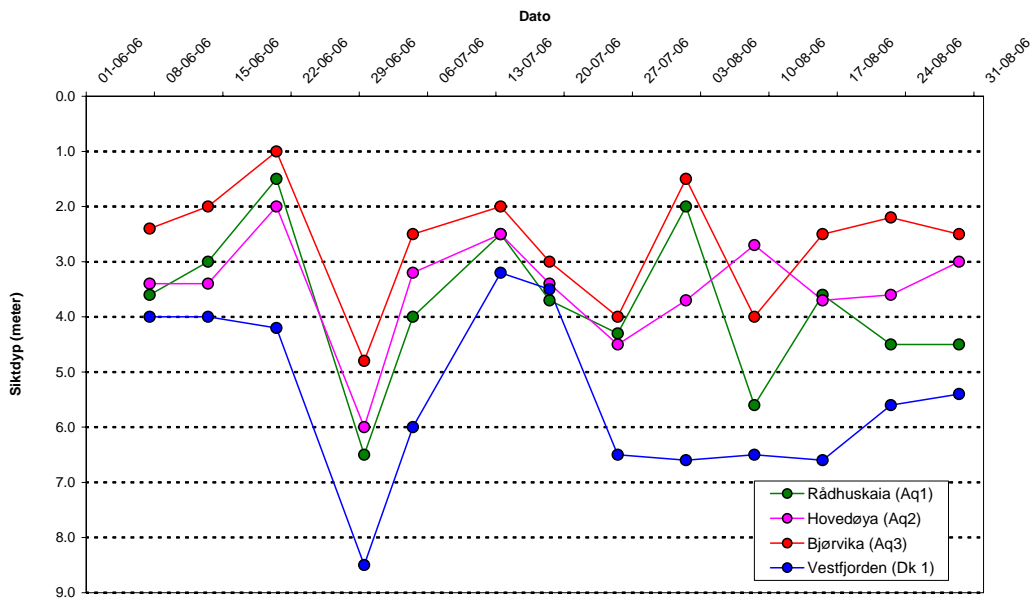
Figur 52. Sikt sommeren 2006. Middelværdi av samtlige stasjoner.



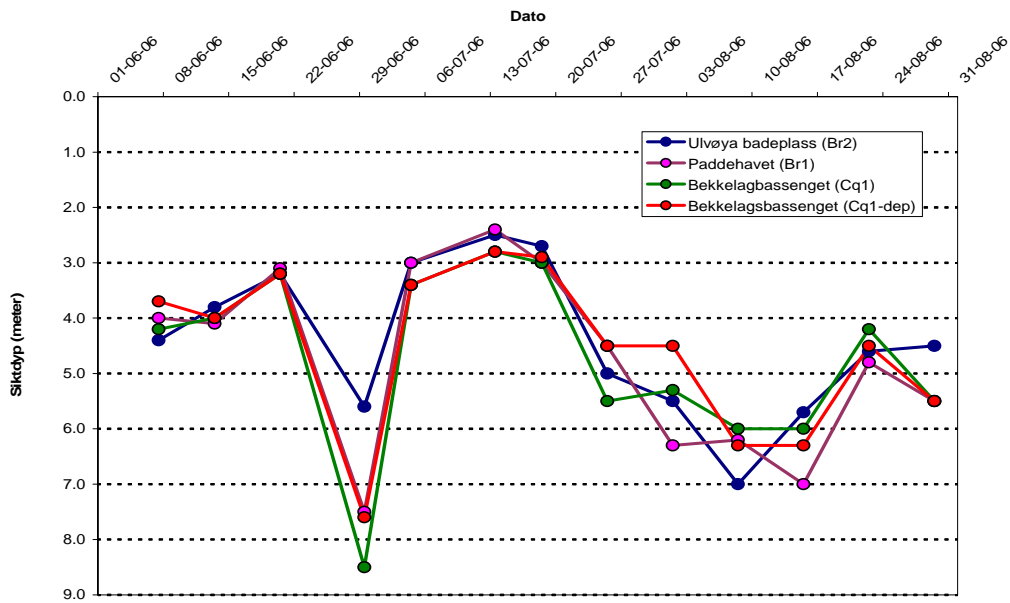
Figur 53. Siktdyp (meter), middelverdi juni-august (ukentlige observasjoner) fra 1973-82, 1983-90, 1991-2001 og 2006.



Figur 54. Klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$) i 0-2 meters dyp, middelverdier i juni-august fra 1973-82, 1983-90, 1991-2001, 2005 og 2006. Klorofyll-a er et indirekte mål på planteplanktonbiomassen.



Figur 55. Siktdyp (meter) i Oslo havneområde sommeren 2006, sammenlignet med siktdypet i Vestfjorden.



Figur 56. Siktdyp (meter) i Bekkelagsbassenget (Cq1), Paddehavet (Br1), Ulvøya bade plass (Br2) samt 50 meter fra lekten som deponerer mudderslam i Bekklagsbassenget (Cq1-dep) sommeren 2006.

Tabell 7. Tilstanden i indre Oslofjords overflatelag sommeren 2006, bedømt etter SFT's klassifiseringssystem for eutrofitilstand i fjorder. Middelerverdi av 13 observasjoner i juni-august.

Stasjon	Saltholdighet	Tot-P (µg/l)	Tot-N (µg/l)	Kl-a (µg/l)	Siktdyp (meter)
Ap1					4.38
Ap2	22.4	11.8	206	3.1	4.13
Aq1					3.79
Aq2	21.7				3.47
Aq3	18.7			4.8	2.65
Bk1					4.62
Bk2					4.95
Bl4	21.7	11.3	197	2.4	4.94
Bn1	22.6	9.5	186	2.1	4.9
Br1	22.5				4.72
Cq1	22.5	9.9	190	2.3	4.74
Cq1-dep*					4.55
Bq3**					4.74
Br1					4.72
Br2***					4.42
Dk1	22.9	9.8	180	1.7	5.43
Ep1	22.5	9.6	189	1.8	4.72
Gp1	22.5				4.13

*=Stasjonen tatt ca. 50 meter fra lekteren ved deponiområdet i Bekklagsbassenget.

**=Stasjonen tatt ved innløpet til Paddehavet i Bekklagsbassenget.

***= Stasjonene tatt ved badebass på Ulvøyas sørside.

Skala for klassifisering (saltholdighet over 20)

Variabel	Meget god	God	Mindre god	Dårlig	Meget dårlig
Tot-P	<12	12-16	16-29	29-60	>60
Tot-N	<250	250-330	330-500	500-800	>800
Kl-a	<2	2-3.5	3.5-7	7-20	>20
Siktdyp	>7.5	7.5-6	6-4.5	4.5-2.5	<2.5

4.4.3 Næringssaltkonsentrasjoner i overflatelaget vinterstid (desember-februar).

Vinterkonsentrasjoner av næringsalter 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 næringsalter vinterstid for å bedømme graden av eutrofiering i et område. SFT's klassifiseringssystem for vannkvalitet i relasjon til overgjødning har også konsentrasjonsgrenser og tilstandsklasser for vinterkonsentrasjoner. 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.

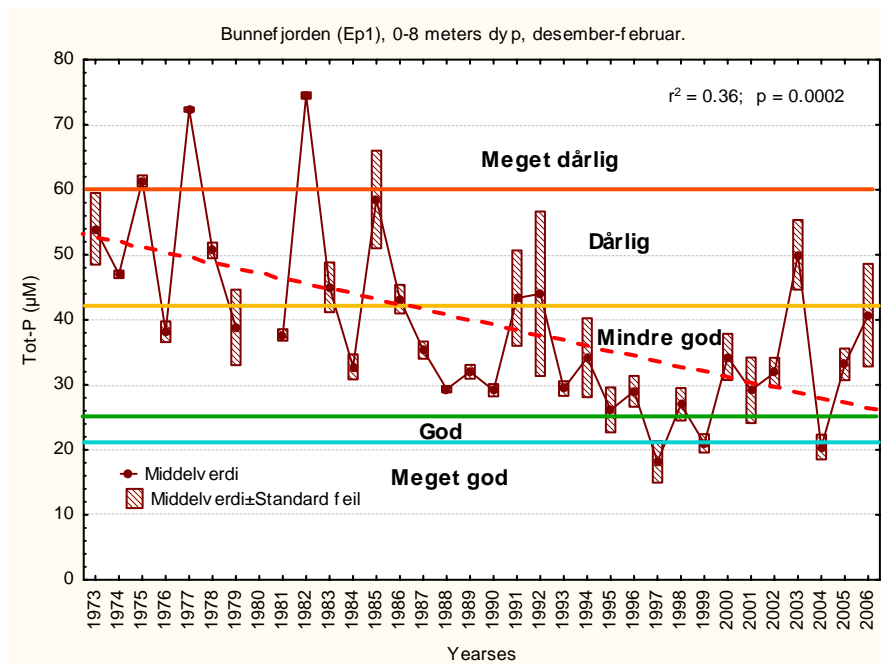
I **Figur 57** er gjennomsnittlige vinterkonsentrasjoner fra 0, 4, og 8 meters dyp i desember til februar plottet for hvert år i 1973-2006 (her er desemberobservasjoner hvert år tildelt etterfølgende år).

Fosforkonsentrasjonen er klart avtakende og sammenfaller med tiltak for fosforreduksjonen i renseanleggene (**Figur 57**, **Figur 58**, **Figur 64** og **Figur 65**). 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.

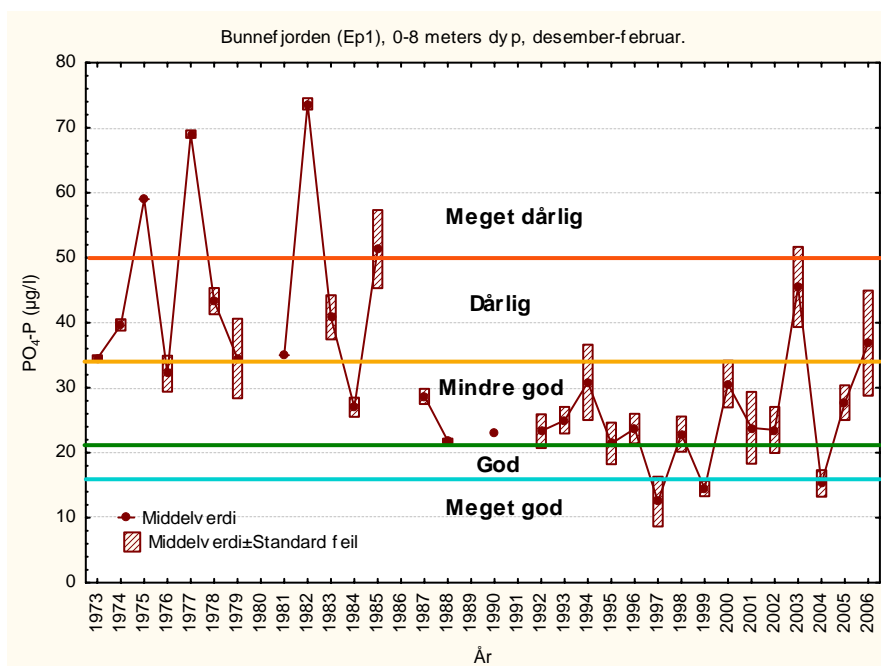
Nitrogenkonsentrasjonene har ikke endret seg signifikant siden 1973, med unntak for klart avtakende konsentrasjoner av ammonium (**Figur 61** og **Figur 68**). Det er spesielt årene 2002-2006 som viser lave konsentrasjoner (**Figur 59**, **Figur 60**, **Figur 66** og **Figur 67**). Verken tot-N eller nitrat + nitritt viser foreløpig ikke noen signifikant utvikling, men de siste fire-fem 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 i tillegg til ammoniumresultatene.

Avtakene fosforkonsentrasjoner gjør at N/P-forholdet har økt (**Figur 62** og **Figur 63**, samt **Figur 69** og **Figur 70**). Men siden 2002 har N/P-forholdet (Nitrat/fosfat) bare ligget 50 % over Redfieldforholdet i 2002. 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). **Tabell 8** og **Tabell 9** viser at i de senere år har forholdene vært lavere enn denne grense.

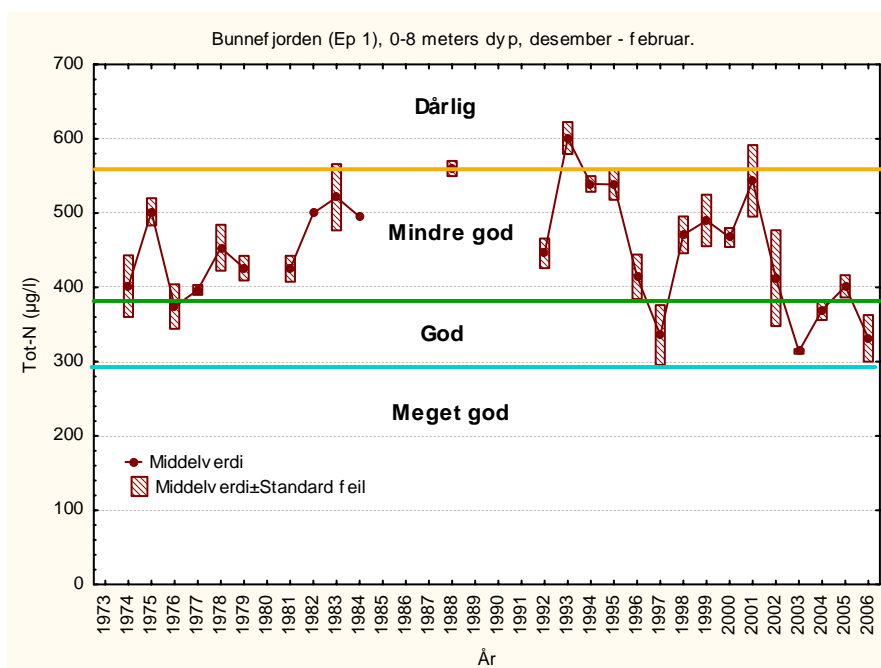
Avtakende fosforkonsentrasjoner i overflatevann sammenfaller i tid med gjennomførte rensetiltak (suksessiv innføring av kjemisk rensing på de tre større renseanleggene). Nitrogenrensingen har foreløpig bare resultert i signifikante endringer for ammonium, men muligens er de lavere konsentrasjonene av 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).



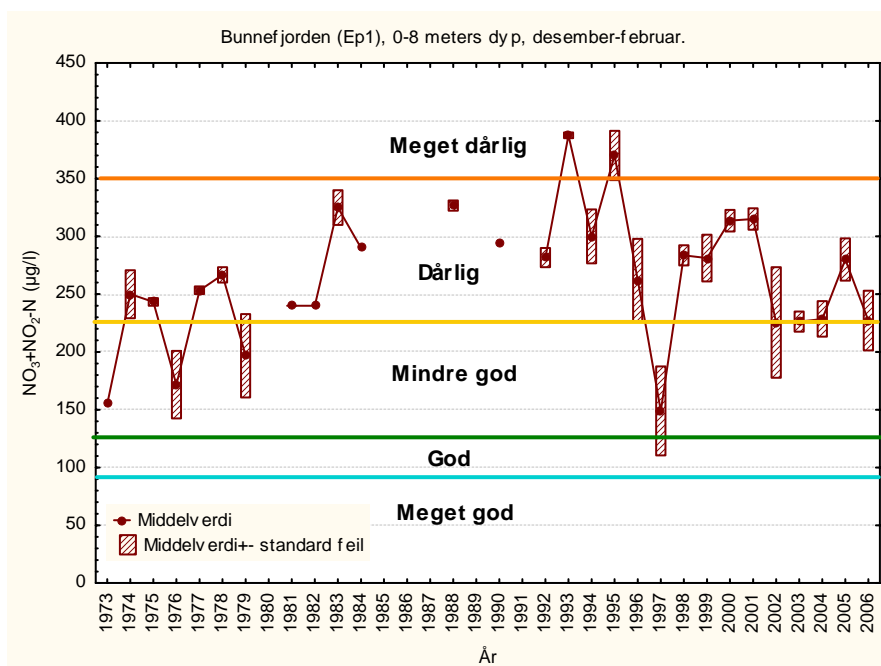
Figur 57. Vinterobservasjoner av Tot-P i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2006. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Det er en endring i vannkvaliteten fra *meget dårlig/dårlig* til *mindre god/god*. Enkelte år kan avvike sterkt som følge av 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.



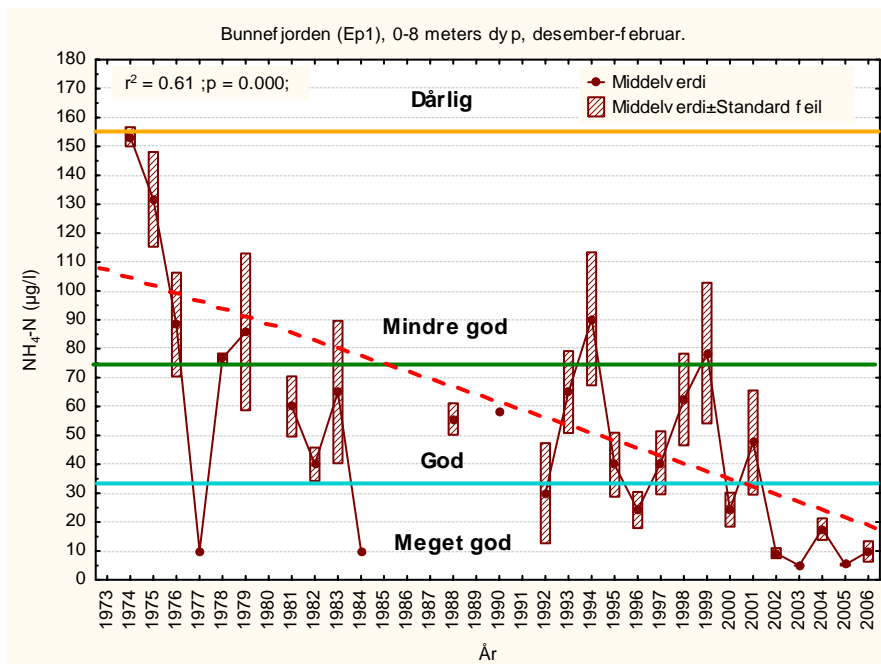
Figur 58. Vinterobservasjoner av fosfat i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2006. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Det er en endring i vannkvaliteten fra *meget dårlig/dårlig* til *mindre god/god*. Enkelte år kan avvike sterkt som følge 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.



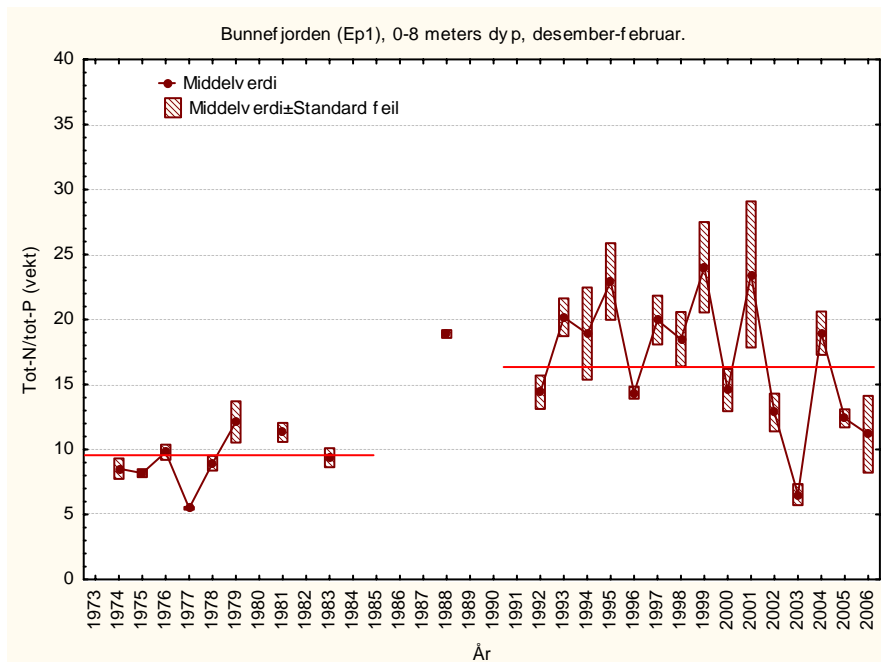
Figur 59. Vinterobservasjoner av Tot-N i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2006. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Det er ingen endring i vannkvaliteten over tid, som varierer fra *dårlig* til *god*. Enkelte år kan avvike som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse.



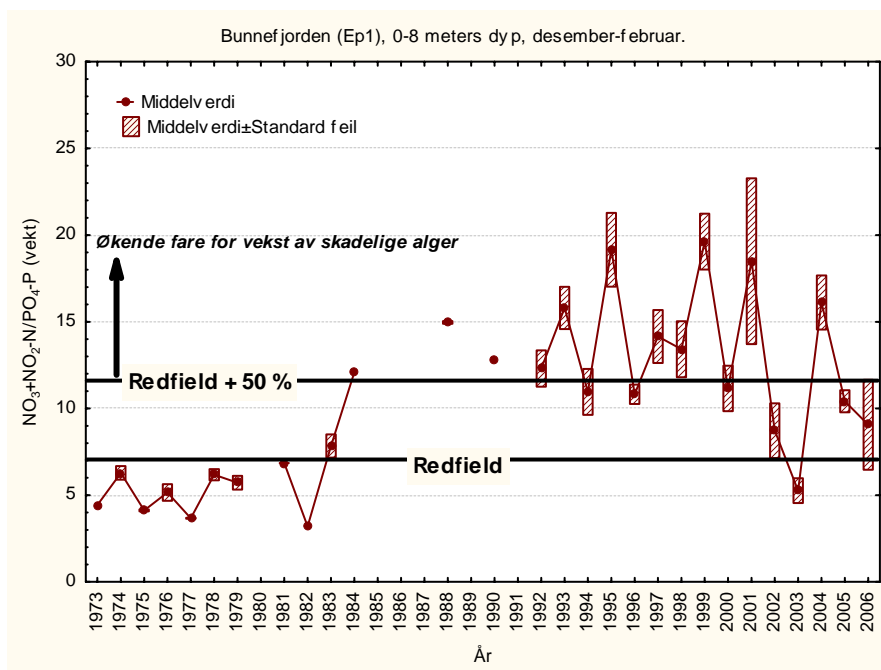
Figur 60. Vinterobservasjoner av NO₃+NO₂-N i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2006. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Det er ingen endring i vannkvaliteten over tid, som varierer fra *dårlig* til *mindre god*. Enkelte år kan avvike som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse.



Figur 61. Vinterobservasjoner av NH₄-N i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2006. 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.



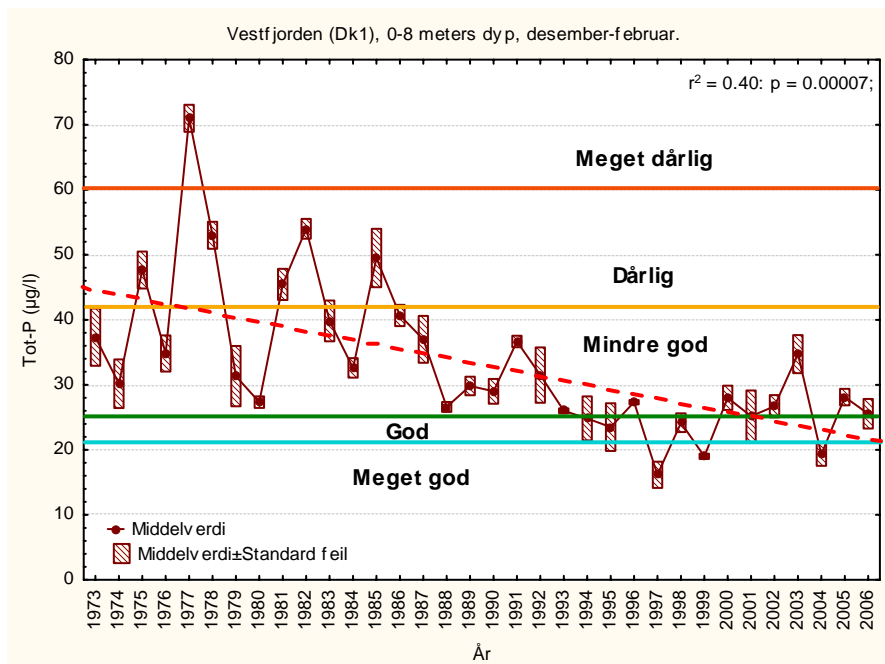
Figur 62. Vinterobservasjoner av Tot-(N/P)-forholdet i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2006. N/P-forholdet har økt signifikant.



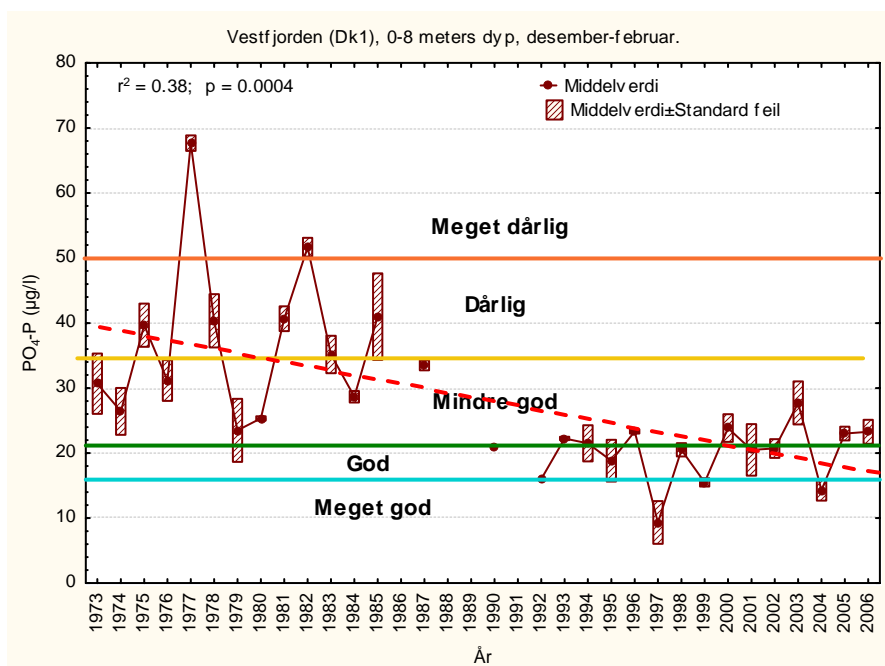
Figur 63. Vinterobservasjoner av $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}/\text{PO}_4\text{-P}$ (DIN/DIP) i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2006. N/P-forholdet øker signifikant i perioden og ligger i 1992-2001 ofte over 50 % over Redfieldforholdet. Etter OSPAR (2001) vil et DIN/DIP-forhold større en Redfieldforholdet + 50 % øke risikoen for oppblomstring av skadelige alger.

Tabell 8. Vinterobservasjoner av $\text{PO}_4\text{-P}/\text{SiO}_2$ og $\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4\text{-N}/\text{SiO}_2$ i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 2000-2006. Hvis forholdet er større enn OSPARS grenseverdi, 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 forholdene i Bunnefjorden under denne grensen

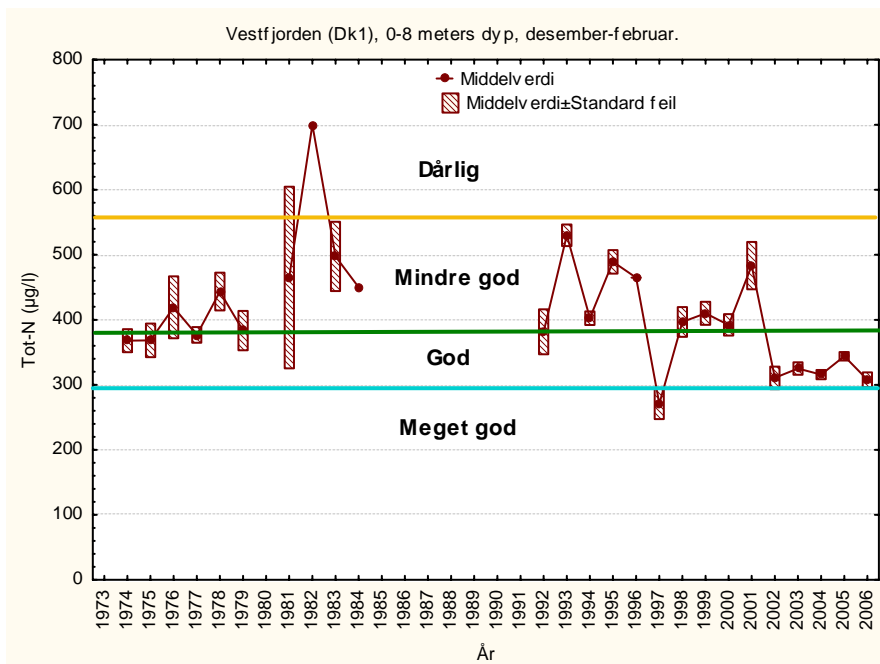
År	PO_4/SiO_2	OSPAR –grenseverdi For PO_4/SiO_2	$\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4\text{-N}/\text{SiO}_2$ (DIN/ SiO_2)	OSPAR – grenseverdi For DIN/ SiO_2
2000	0.04	>0.064	0.47	>0.47
2001	0.02		0.19	
2002	0.04		0.23	
2003	0.03		0.14	
2004	0.02		0.35	
2005	0.025		0.27	
2006	0.030		0.21	



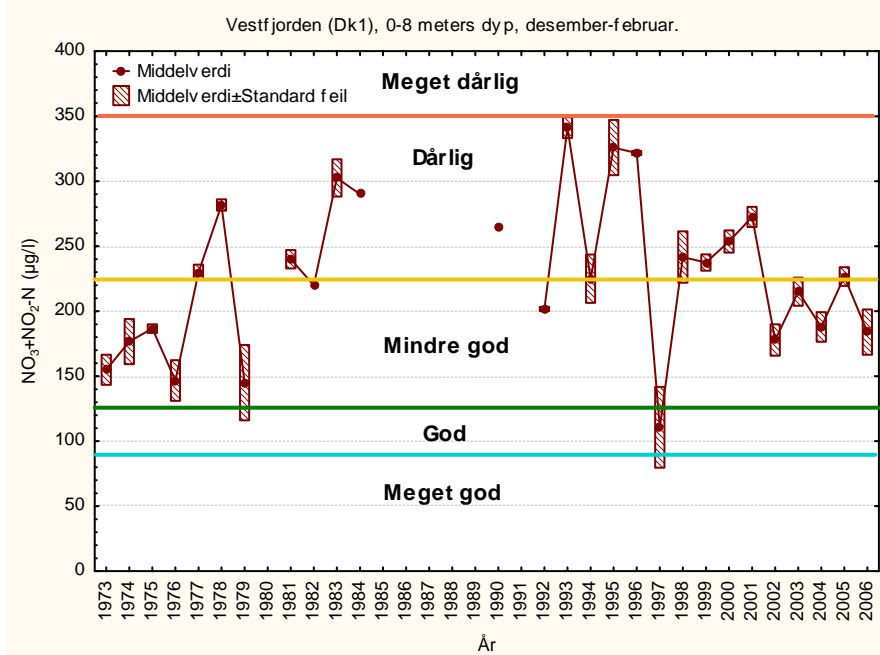
Figur 64. Vinterobservasjoner av Tot-P i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2006. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet i overflatelaget. Det er en endring i vannkvaliteten fra *dårlig/mindre god* til *mindre god/god*. Enkelte år kan avvike sterkt som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse.



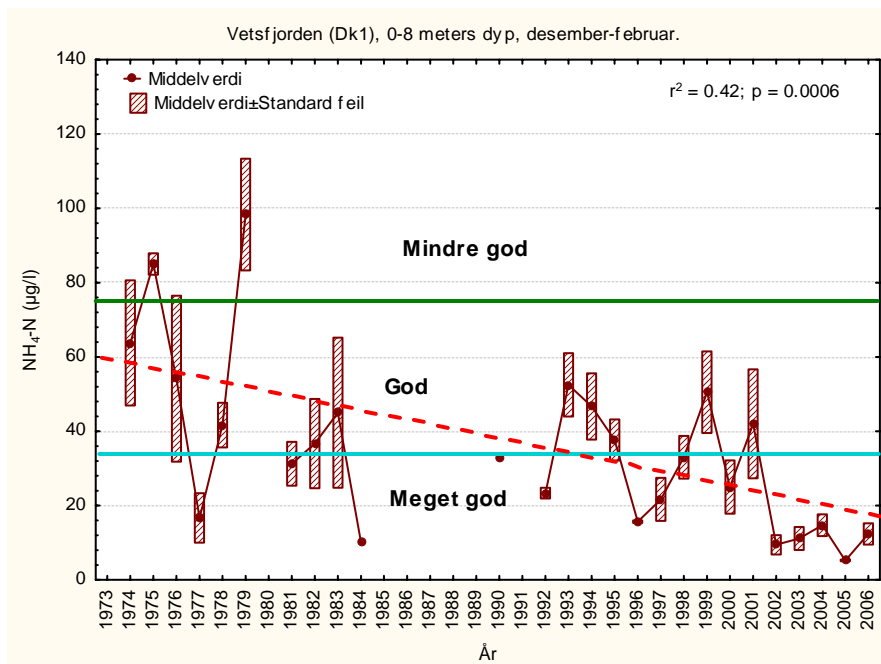
Figur 65. Vinterobservasjoner av PO₄-P i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2006. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet i overflatelaget. Det er en endring i vannkvaliteten fra *dårlig/mindre god* til *mindre god/god*. Enkelte år kan avvike sterkt som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse.



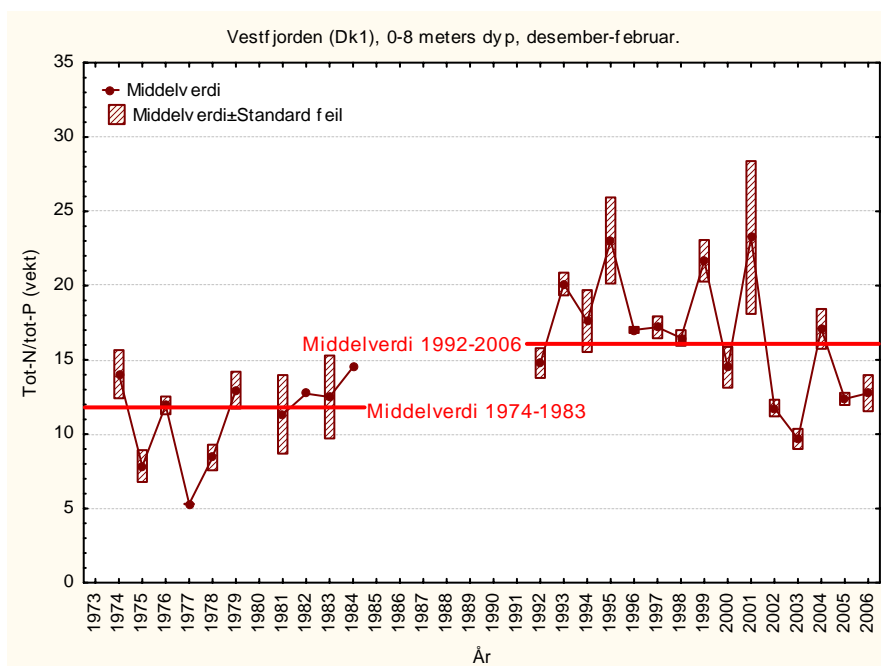
Figur 66. Vinterobservasjoner av Tot-N i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2006. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet i overflatelaget. Det er ingen *signifikant* endring i vannkvaliteten som varierer fra *mindre god* til *god*. Enkelte år kan avvike sterkt som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelsen.



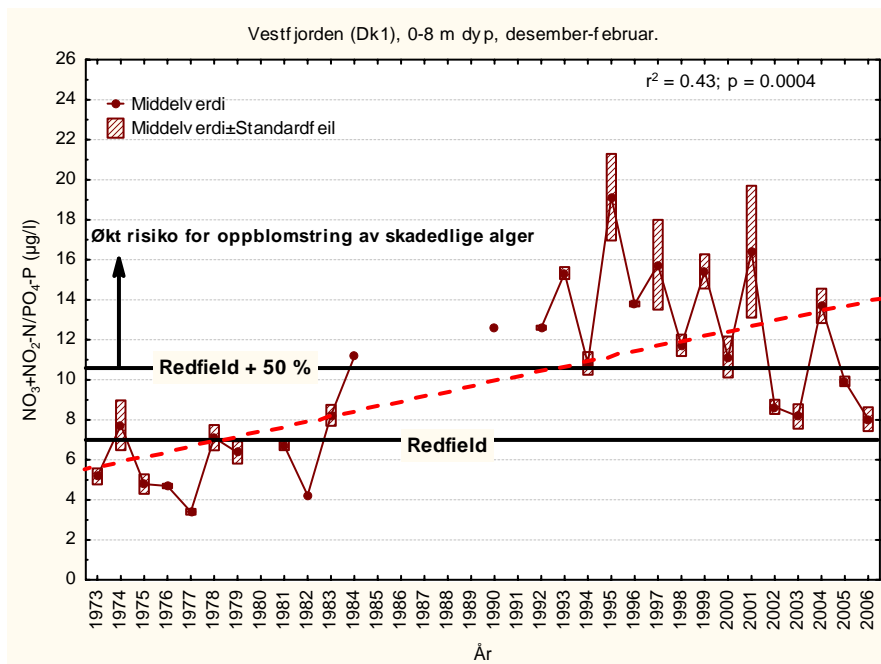
Figur 67. Vinterobservasjoner av $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2006. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet i overflatelaget. Det er ingen endring i vannkvaliteten som varierer fra *dårlig* til *mindre god*. Enkelte år kan avvike sterkt som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelsen.



Figur 68. Vinterobservasjoner av $\text{NH}_4\text{-N}$ i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2006. 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 69. Vinterobservasjoner av Tot-(N/P)-forholdet i Bunnfjorden i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2006. Det er en endring i N/P-forholdet som har økt signifikant.



Figur 70. 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 1973-2006. 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.

Tabell 9. Vinterobservasjoner av $\text{PO}_4\text{-P}/\text{SiO}_2$ og $\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4\text{-N}/\text{SiO}_2$ i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 2000-2004. Hvis forholdet er større enn OSPARS grenseverdi, 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 forholdene i Vestfjorden under denne grensen

År	PO_4/SiO_2	OSPAR –grenseverdi For PO_4/SiO_2	$\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4\text{-N}/\text{SiO}_2$ (DIN/SiO_2)	OSPAR – grenseverdi For DIN/SiO_2
2000	0.04	>0.064	0.40	>0.47
2001	0.02		0.19	
2002	0.03		0.21	
2003	0.03		0.21	
2004	0.03		0.30	
2005	0.03		0.25	
2006	0.03		0.24	

4.4.4 Planteplankton i indre Oslofjord – Vestfjorden 2006.

Materiale og metoder

I 2006 er det blitt tatt vannprøver for algeanalyser gjennom hele året, fra januar til desember. Det er totalt samlet inn 22 prøver. Vannprøvene ble fiksert med Lugol. Vannprøvene ble tatt av det automatiske prøvetakingssystemet ombord Color Festival fra ca. 4 meters dyp i Vestfjorden, omtrent ved Steilene (Dk1).

De kvantitative algeanalysene ble gjort i henhold til Uthermöhl's metode ved bruk av omvendt mikroskop.

Resultater

Figur 71 viser den biomassemessige utviklingen gjennom året i indre Oslofjord. I siste halvdel av mars var det en kraftig våroppblomstring med hele 558 µg C/l (5.Vedlegg A. Vedlegg A. 5.Vedlegg A.) hvor kiselalgene utgjorde hele 97,9 % av den totale algebiomassen. Denne blomstringen ble etterfulgt av en blomstring av dinoflagellater som nådde sitt maksimum i midten av april. Kalkflagellater forekom i hele perioden fra midten av mai til begynnelsen av september, men hadde sin hovedblomstring tidlig i juli (**Figur 71**). Ellers ble det registrert en tradisjonell høstblomstring av kiselalger med blomstringsperiode fra september til midten av oktober.

Dinoflagellater

Humantoksiske alger

Alexandrium cf. ostenfeldii ble registrert i slutten av juni og i juli med maksimumsforekomst på 240 celler/l (Vedlegg B.). *Alexandrium* medfører fare for opphoping av PSP i skjell og faregrensen ble tidligere generelt satt til 200 celler/l. Faregrensene vurderes imidlertid fortløpende og ettersom de ulike artene av *Alexandrium* i våre farvann har vist seg ikke å være like potente, er faregrensen nå differensiert på artsnivå. I 2006 var faregrensen 200 celler/l for *A. tamarense* og det ble satt et vurderingsnivå på 1.000 celler/l for *A. ostenfeldii*.

Forekomster av slekten *Dinophysis* medfører fare for opphoping av DSP i skjell. Også for *Dinophysis* er faregrensen differensiert på artsnivå. Den mest giftige arten *D. acuta* ble ikke registrert i 2006 da *D. acuminata* og *D. norvegica* var de mest framtrede artene, med forekomster hovedsakelig i perioden februar til juli. Det ble ikke registrert forekomster opp mot faregrensenivå, med unntak av 26. juni da *D. acuminata* hadde en episodisk forekomst over faregrensenivå med 1.520 celler/l.

Fisketoksiske alger

Karenia mikimotoi, som på 80- og 90-tallet jevnlig hadde masseblomstringer, forekom sporadisk størsteparten av året, men var mest hyppig i siste kvartal. Forekomstene var imidlertid lave med en maksimumsregistrering i begynnelsen av oktober på 57.500 celler/l.

Andre dinoflagellater

De største totalforekomstene av dinoflagellater ble registrert i perioden april til oktober. I april-mai var *Heterocapsa rotundata* (292.950 celler/l), *Peridiniella danica* (263.200 celler/l), *Prorocentrum minimum* (192.700 celler/l), *Entomosigma peridinioides* (136.300) og *Protoperidinium bipes* (37.600 celler/l) de mest framtrede artene, mens *Ceratium* gjorde seg mest gjeldende i juni med en maksimumsregistrering på 2.280 celler/l og med *C. tripos* som dominerende art. *Heterocapsa rotundata* (164.500 celler/l) ble på nytt framtrede i august, mens *Ceratium* gjorde seg gjeldende igjen i september med *C. furca* (400 celler/l) som dominerende art. Sammen med *Karenia mikimotoi*

var *Prorocentrum micans* framtreddende i begynnelsen av oktober. Videre utover året avtok dinoflagellatforekomstene.

Kiselalger

En begynnende kiselalgeblomstring ble registrert i februar med økende forekomster utover i mars, men maksimumsforekomster ble først registrert i siste halvdel av mars da *Chaetoceros* spp. (8,5 mill. celler/l), *Skeletonema* (4,5 mill. celler/l) og *Thalassiosira nordenskiöldii* (155.100 celler/l) var sterkt framtreddende. Kiselalgene var svakt forkislet og i dårlig form, så i tillegg ble det også registrert betydelige kiselalgeforekomster som måtte registreres som ubestemte sentriske kiselalger. Kiselalgeblomstringen var sterkt redusert i begynnelsen av april og kulminerte senere i april. Forekomstene av *Skeletonema* tok seg imidlertid opp igjen i mai og i begynnelsen av juni ble en ny, men svakere blomstringssituasjon registrert med 1,8 mill. celler/l. I august var kiselalgeforekomstene lave, men økte på i september da en relativt langvarig blomstring av *Dactyliosolen fragilissimus* startet med maksimumsforekomst (2,6 mill. celler/l) i oktober. Fra slutten av oktober og videre ut året var kiselalgeforekomstene lave.

Flagellater

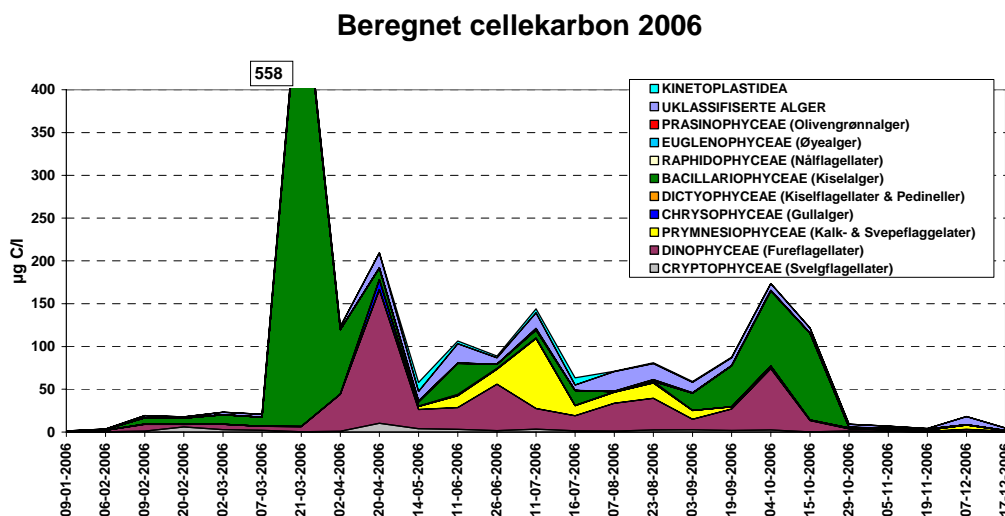
Det ble gjennomgående registrert cryptophyceer hele året med *Teleaulax* og *Plagioselmis* som de mest framtreddende. *Teleaulax acuta* var den biomassemessig viktigste arten med maksimumsregistrering nær 0,5 mill. celler/l i slutten av april, da det også ble registrert en episodisk blomstring av chrysophyceen *Dinobryon balticum* (1,3 mill. celler/l). Maksimumsforekomst for *Plagioselmis* (0,2 mill. celler/l) ble registrert i første halvdel av juni.

En begynnende blomstring av kalkflagellaten *Emiliana huxleyi* ble registrert i midten av mai. Blomstringsperioden, med maksimumsregistrering på 6,6 mill. celler/l 11. juli, varte fram til begynnelsen av september da konsentrasjonen avtok videre utover året, for så å ta seg opp igjen i desember da *E. huxleyi* ble registrert i et antall på 0,4 mill. celler/l.

I siste halvdel av januar ble den fisketoksiske flagellaten *Verrucophora farcimen* (syn. *Chattonella* aff. *verruculosa*) registrert i Kattegatt. Denne blomstringen ble overvåket av NIVA og i de brakke vannmassene som strømmet ut fra Kattegatt, ble *Verrucophora* 27. januar registrert i en konsentrasjon på 40.000 celler/l. Dette ble starten på en langvarig blomstring av *Verrucophora* i østre del av Skagerrak med en maksimumsregistrering 27. februar nord for Skagen på 2,6 mill. celler/l. Denne blomstringen spredte seg ikke innover til Vestfjorden der *Verrucophora* ikke registrert i det hele tatt under blomstringsperioden. *Verrucophora* ble i 2006 kun registrert sporadisk i fra juli og utover høsten.

Forekomster av prasinophyceer ble i hovedsak registrert i perioden juli-september, men konsentrasjonene var lave med maksimumsregistrering på 0,2 mill. celler/l i begynnelsen av juli.

Leucocryptos marina som tidligere ble klassifisert som en cryptophyce, ble i hovedsak registrert i sommermånedene med maksimum på 0,17 mill. celler/l i juli.



Figur 71. Planteplanktonbiomasse (beregnet cellekarbon ($\mu\text{g C/l}$)) i 2006. Prøver fra ca. 4 meters dyp i Vestfjorden (Dk 1). Automatisk prøveinnsamling med Color Festival.

Oppsummering av algeforekomstene sommeren 2006

I perioden juni-august 2006 var algebiomassen i Vestfjordens overflatevann lav (**Figur 72**).

I slutten av juni var det en kortvarig blomstring av dinoflagellaten *Ceratium tripos*, mens det i august var *Heterocapsa rotundata* som var biomassemessig dominerende blant dinoflagellatene.

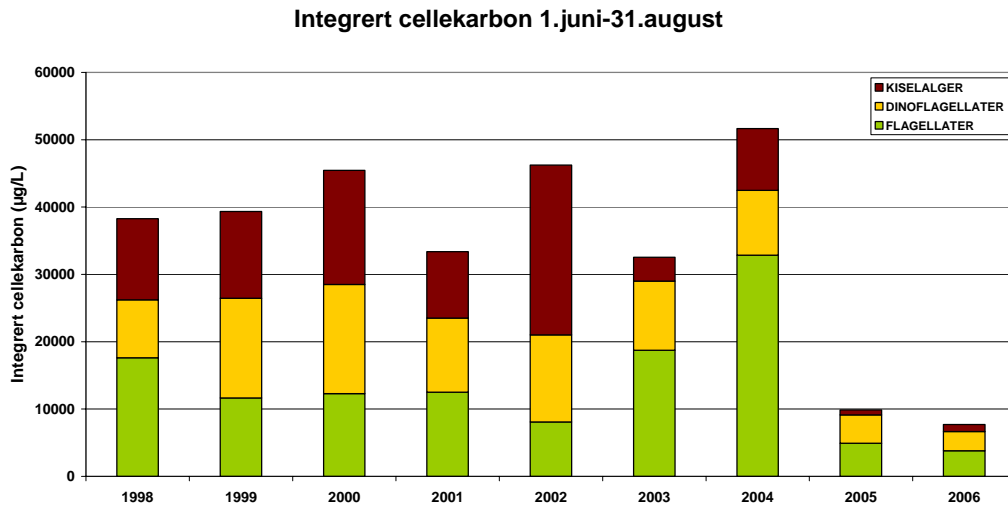
Av kiselalgene var det kun *Skeletonema* som hadde en kort blomstringsperiode tidlig i juni.

Den eneste flagellaten som forekom i blomstringskonsentrasjoner, var kalkflagellaten *Emiliania huxleyi* med konsentrasjoner mellom 1 og 6,6 millioner celler pr. liter i perioden juni-august.

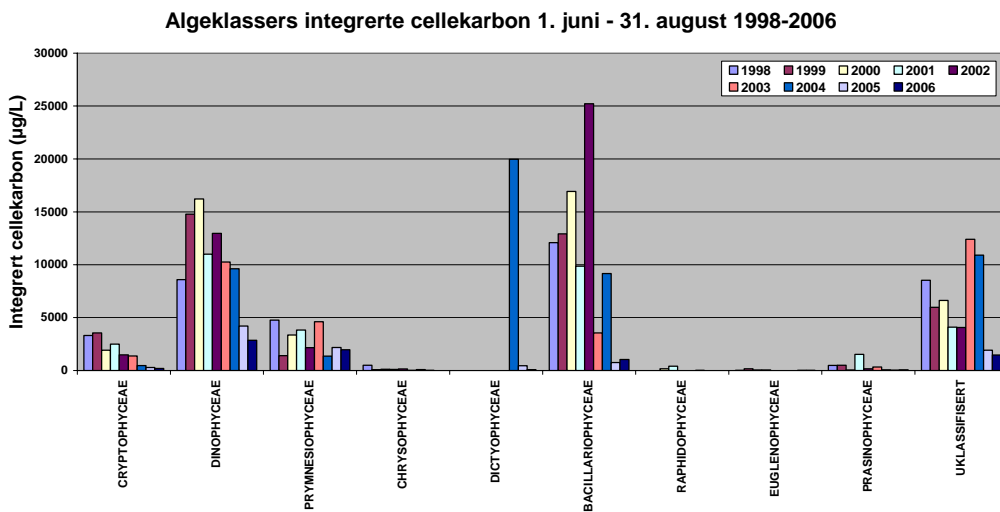
Av potensielle toksinproduserende alger forekom i korte perioder *Alexandrium cf. ostenfeldii* og *Dinophysis acuminata* i konsentrasjoner over faregrensenivå slik at toksiner kan opphopes i skjell og dermed bli uspiselige for mennesker. Den fisketoksiske algen *Karenia mikimotoi* forekom kun i lave konsentrasjoner.

Algeforekomstene sammenlignet med tidligere år

Som i 2005 var algebiomassen i form av beregnet cellekarbon lav i sommerperioden (juni-august) (jfr. **Figur 72**) med maksimalt $143,9 \mu\text{g C/l}$ i første halvdel av juli under blomstringen av kalkflagellaten *Emiliania huxleyi*. Biomassen integrert over perioden juni-august var ca. 22 % lavere enn året før. Lav algebiomasse skyldes at det heller ikke sommeren 2006 ble registrert noen blomstringer innen noen av algeklassene, slik tilfellet har vært i årene før 2005 (**Figur 73**).



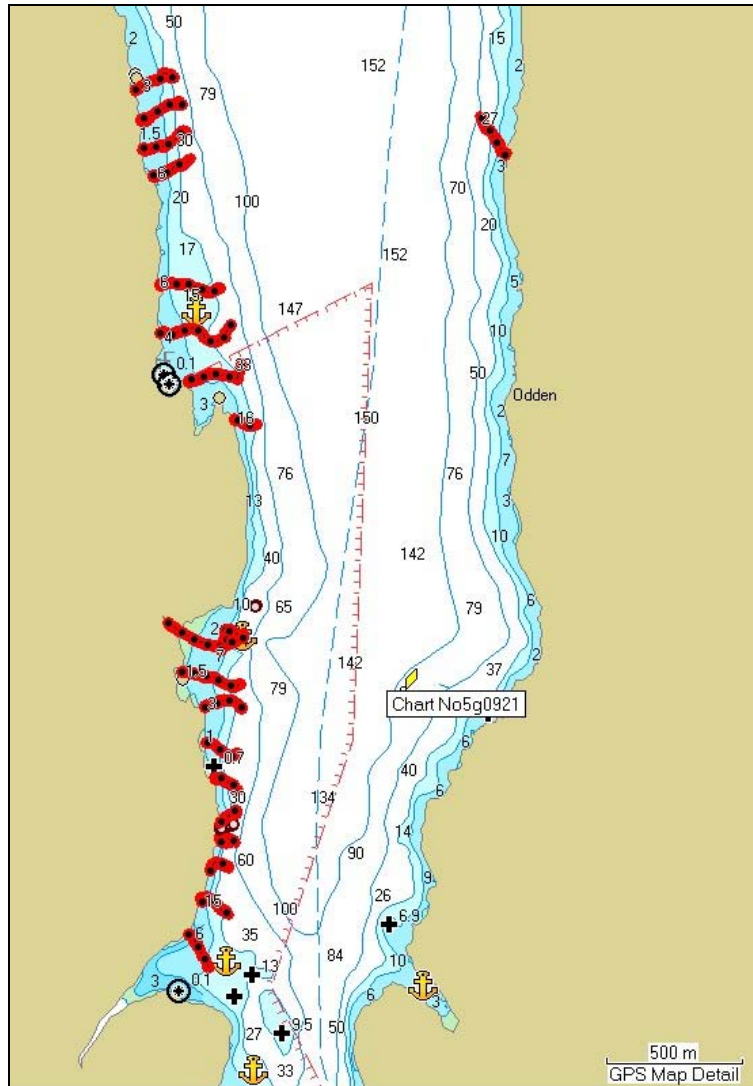
Figur 72. Beregnet integrert cellekarbon ($\mu\text{g C/l}$) for sommersesongene 1988-2006. Både år sommeren 2005 og 2006 var det klart mindre algekarbon i indre Oslofjord (Vestfjorden).



Figur 73. Integrert cellekarbon ($\mu\text{g C/l}$) fordelt på ulike algeklasser for sommersesongene 1998-2006.

4.5 Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden

Kartleggingen av marine bunnhabitater i Bunnefjorden ble videreført 8.-10. november i 2006. Et område vest i fjorden, fra Åsebukta til Smørhella, ble undersøkt i løpet av de tre dagene feltarbeidet foregikk. Bunnforholdene i et transekt fra strandlinjen og ned til ca. 20-30m dyp ble undersøkt jevnlig langs en ca. 3 km lang strandlinje. Til sammen ble det undersøkt 19 transekter og samlet lengde av transektene er ca. 4,8 km. Største undersøkte dyp var ca. 40m. Kartet i Figur 74 viser området som ble undersøkt. Kartleggingen ble gjort ved hjelp av en ROV, et nedsenkbart høyoppløselig videokamera, et ekolodd og en GPS. Det ble gjort DV-opptak på samtlige lokaliteter, til sammen drøyt 9 timers opptak.



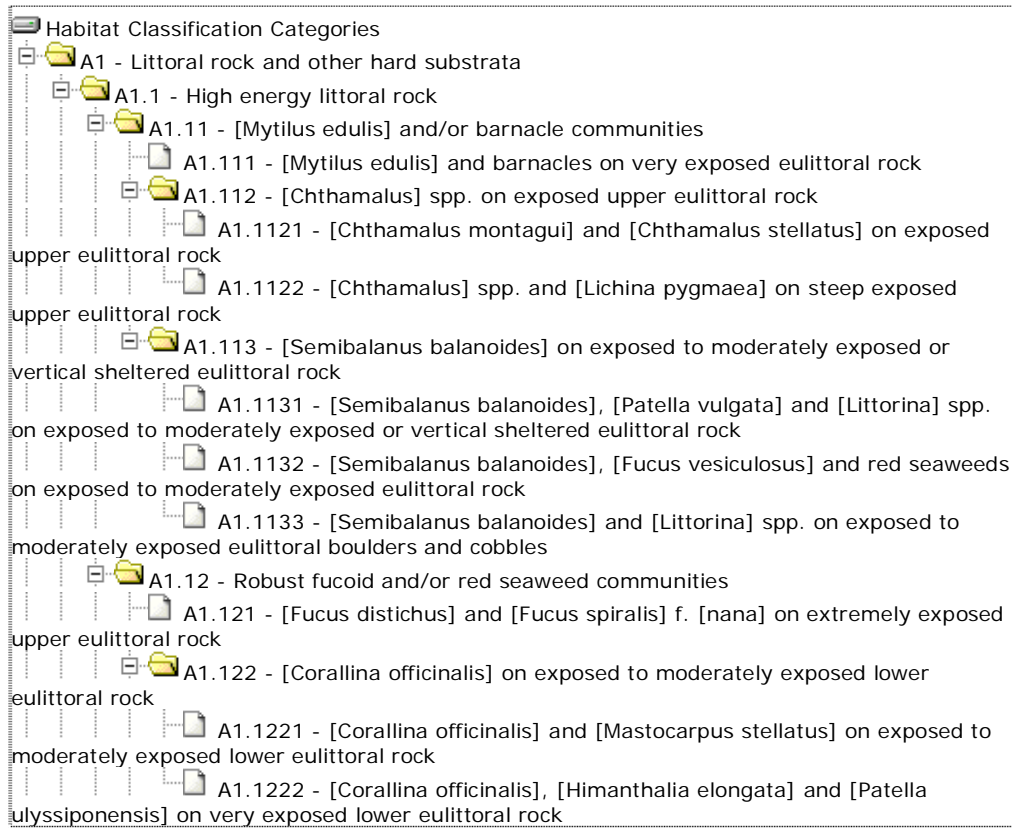
Figur 74. Viser hvor det er gjennomført transekter med bunnregistreringer i Bunnefjorden i 2006.

Strandlinjen i området består for det meste av fjell, med innslag av siv og grus-/sandstrender. I Åsebukta og Solbukta er det utstrakte grunne bløtbunnsområder. Dypere ned er det stort sett stein- og fjellbunn i de åpnere områdene og sand- og leirbunn inne i buktene. Flere steder er bunnen så bratt at den kan karakteriseres som fjellvegg. Fjellet er til dels kraftig nedslammet bortsett fra i de øvre 3-4m og i bratte partier. Fjellbunnen går etter hvert over i bløtbunn. Det var relativt gode forhold også på de

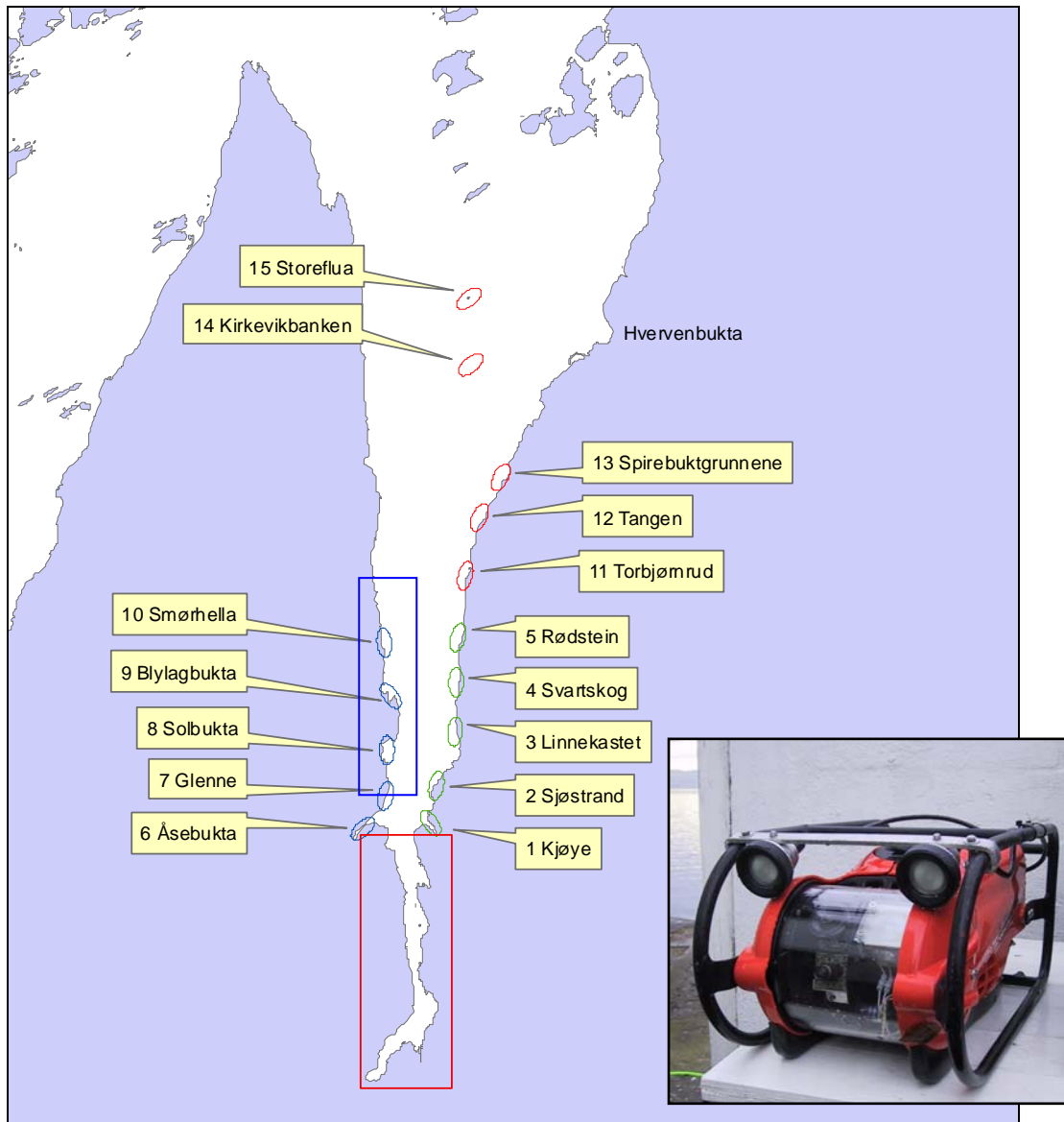
større dyp som ble undersøkt. I Figur 78 - Figur 80 er det vist bilder av typiske bunnhabitater i det område som ble undersøkt i 2006. Det tidkrevende arbeidet med detaljanalyse av videoopptakene for å kartlegge bunnsstrat, bunnhelning og dominerende organismer fortsetter i 2007. I Tabell 10 vises hvordan analysene registreres. Habitatene klassifiseres i henhold til det europeiske EUNIS-systemet (Figur 75).

Tabell 10. Viser eksempler på hva som registreres fra undervannsoptakene i Bunnefjorden.

Bunnefjorden										punktregistrering					
28-30 sept. 05										POSISJON					
kassett	WP	dyp	bunn	uro	uro	DN naturtype	EUNIS					Arter	Kommentar	N	Ø
							1	2	3	4	5				
1	23	3 B				18	A	5	5	3	3	ZOSMA, MYTED, ASTRU,AREMA		59,71715	10,71528
	24	4 B				18	A	5	5	3	3	ZOSMA, MYTED, ASTRU,AREMA		59,7175	10,71567
	25	5 B				17	A	5	3			CERAM, ASTRU, ZOSMA		59,71765	10,71571
:00	26	2 B				18	A	5	5	3	3	ZOSMA, ASTRU, MYTED		59,71688	10,71316
	27	3 B				18	A	5	5	3	3	ZOSMA, ASTRU, MUSVA	BRUNT DIATOMEBELEGG, MYE LIV	59,71705	10,71313
	28	4 B				17	A	5	3	4		ASTRU, MUSVA	BRUNT DIATOMEBELEGG, MYE LIV	59,71725	10,7132
	29	5 B				17	A	5	3	4		POMTR, OPHIX, PROSI, KUTL, ASTRU, MUSVA	BRUNT DIATOMEBELEGG, MYE LIV	59,71738	10,71339
07:58	30	5 B				17	A	5	3	4		POMTR, OPHIX, PROSI, KUTL, ASTRU, MUSVA, MYTED	BRUNT DIATOMEBELEGG, MYE LIV	59,71777	10,71365
	31	2,5 B				17	A	5	3	4		MYTED, ASTRU	GRÅTT SEDIMENT	59,7185	10,71488
	32	4 B				17	A	5	3	4		MYTED, ASTRU	GRÅTT SEDIMENT	59,71863	10,71525
	33	6 B				17	A	5	3	4		CERAM	KABELRESTER M. ANEMONER	59,71867	10,71559
	34	8 B				17	A	5	3	4		CERAM, ASTRU, OPHIX	MINDRE LIV, MER GROE	59,71889	10,71642
	35	8 B				17	A	5	3	4		CERAM, ASTRU, OPHIX	MINDRE LIV, MER GROE	59,71901	10,71674
09:45	36	1 SA+ST R				17	A	5	4	3		LITLI, MYTED, HILRU, MUSVA, KUTL,		59,72151	10,71643
	5 SA	J				17	A	5	2	4		MUSVA, ASTRU			
	8 B	J				17	A	5	3	3		MUSVA, ASTRU	DIATOMEBELEGG		
	37	9 B	J			17	A	5	3	3		ASTRU, OPHIX, METSE, PROSIX	DIATOMEBELEGG	59,72159	10,71689
	38	10 B	J			17	A	5	3	4		ASTRU, OPHIX, METSE, PROSIX, POLYX	DIATOMEBELEGG	59,72181	10,71739
16:42	39	11 B	J			17	A	5	3	4		ASTRU, OPHIX, METSE, PROSIX, POLYX	DIATOMEBELEGG	59,72204	10,71779
	40	1,5 SA	J			17	A	5	4	3		MYTED, LITLI, OSTREA		59,72276	10,71727
	2,5 SA	J				17	A	5	3	3		MYTED, ASTRU, OPHIX, METSE			
	6 B	J				17	A	5	3	3		MUSVA, ASTRU			
	41	11 B	J			17	A	5	3	4		PROSIX, ASTRU, METSE, MUSVA	DIATOMEBELEGG	59,72278	10,71815
20:32	42	13 B	J			17	A	5	3	4		OPHIX, PROSIX, POLYX, ASTRU		59,72299	10,71945
	43	1,5 SA+st	J			17	A	5	4	3		LITLI, ASTRU		59,72397	10,72018
	6 SA	J				17	A	5	4	3		MUSVA,			
	10 B	J				17	A	5	3	4		MUSVA, ASTRU			
	12 B	J				17	A	5	3	4		POLYX, ACTIX	REN FIN BLØTBUNN		
	14 B	J				17	A	5	3	4		OPHIX			
	15 B	J				17	A	5	3	4		METSE, OPHIX			
25:31	44	16 B	J			17	A	5	3	6		BEGGZ	DELVIS RÅTTEN BUNN, NOE SKRAP	59,724	10,72172
	45	1,5 SA	J			17	A	5	4	3		LITLI, MYTED,ASTRU, CARMA	NEDSLAMMET	59,72144	10,72045
	2 B	J				17	A	5	3	4		MUSVA, ASTRU	GRÅTT SEDIMENT		
	5 B	J				17	A	5	3	4		MUSVA, ASTRU	BRUNT BELEGG		
	7 B	J				17	A	5	3	4		MUSVA, ASTRU			
	8 "F"	R B				17	A	3	7	2		METSE, POMTR, HYDRZ, MYTED, CORPA	SKRAP, VRAK		
30:29	46	10 B	J			17	A	5	3	4		POLYX, PROSIX, OPHIX, STRDR, ASTRU	NOE SØPPEL	59,72197	10,72029



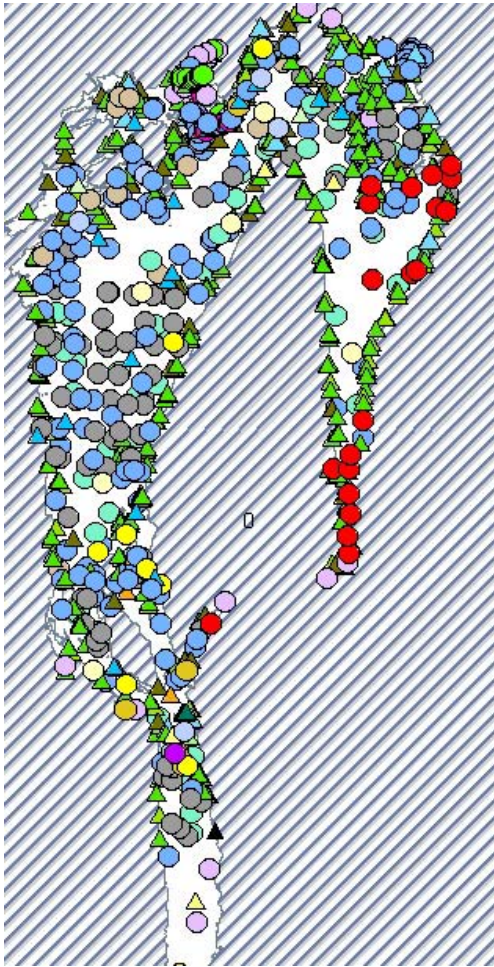
Figur 75. Viser eksempel fra den hierarkiske EUNIS-klassifiseringen for hardbunn i strandsonen (A1)



Figur 76. Bunnfjorden. Området innenfor den røde firkanten ble undersøkt i 2005, mens området i den blå firkanten ble undersøkt i 2006. Områdene som skal kartlegges videre i perioden 2007-2008 er også vist på kartet. Figuren viser også NIVAs fjernstyrte ubåt (ROV) som brukes ved undersøkelsene og kartleggingen av marine habitater i indre Oslofjord.

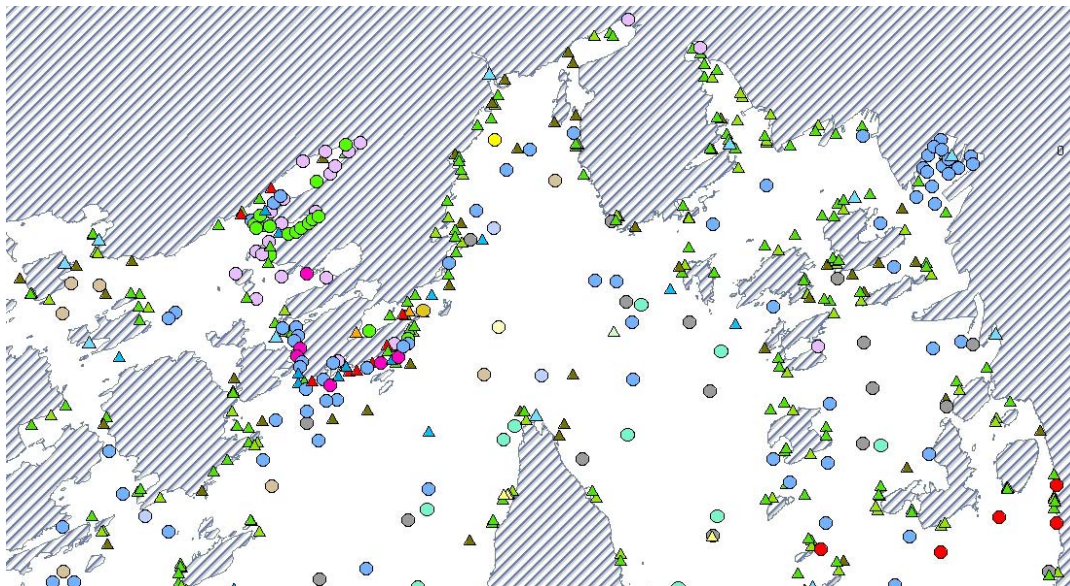
I 2005 og i 2007 gjennomførte UiO og NIVA en grov kartlegging av marine bunnhabitater i indre Oslofjord basert på eksisterende kunnskap. I Figur 77 er det gitt mer informasjon om dette arbeidet. Oppdragsgiver var Fylkesmannen i Oslo og Akershus og Fagrådet for indre Oslofjord. Kartleggingen er kun basert på tidligere publisert arbeid. Denne sammenstilling og kartfesting av eksisterende kunnskap om biologien i fjorden vil være av stor nytte i Fagrådets videre arbeid i indre Oslofjord.

Alle punktene som er inkludert i prosjektet



- Alle naturtyper er klassifisert til nivå 4 og noen til nivå 5 basert på biotisk og abiotisk informasjon
- Det er klassifisert 1049 punkter fordelt på 24 habitater
- 11 habitater tilhører hardt substrat og 13 bløtbunn

Utsnitt Oslo



Figur 77. Historiske stasjoner som er habitatklassifisert. Totalt er 1049 tidligere undersøkte lokaliteter kartfestet og habitatene klassifisert i henhold til det tidligere nevnte EUNIS-systemet. Nøkkelinformasjon om lokalitetene er samlet i en database.

Bildene nedenfor gir eksempler på typiske bunnhabitater på 0 til 40m dyp i Bunnefjorden.



Østers på blandet bunn på 1m dyp, WP 184. Dette er en relativt sjelden musling, men i gruntvannsområder hvor temperaturen kan bli høy om sommeren kan den forekomme i større mengder. Østers er registrert flere steder i Bunnefjorden.



Typisk bunn på grunt vann i Bunnefjorden; levende og døde blåskjell mellom stein med skorpedannende rødalger og stor strandsnegl (*Littorina littorea*).



Skrubbe på blandet bunn på grunt vann, WP184. Denne flyndrearten tåler lave saltholdigheter og påtreffes derfor ofte på grunt vann i fjorder.



Eremittkreps (cf. *Pagurus bernhardus*) på sagtang på drøyt 2m dyp. Sagtangen finner en på grunt vann, men alltid neddykket. Eremittkrepsen finnes fra fjæra og ned til flere hundre meters dyp. På sneglehuset kan en skimte hydroiden *Hydractinia echinata*.

Figur 78. Typiske bunnhabitater på grunt vann i det undersøkte området i Bunnefjorden i 2006.



Typisk habitat på litt dypere og relativt flat bunn; spredte forekomster av stor stein på bløtbunn. På sidene av steinen vokser kalkkrørsmark og oppå steinen sjønellik. På bløtbunnen i disse områdene er slangestjerner (Ophiuroidea) det mest fremtredende dyret.



Sjønellik og kråkeboller på stein på 18,3m dyp. Sjønellik (*Metridium senile*) er meget vanlig langs hele norske kysten og i Bunnefjorden er den det mest fremtredende dyret på hardbunn dypere enn strandsonen. Den tåler brakkvann godt. Kråkebollene er sannsynligvis av arten *Strongylocentrotus droebachiensis* som beiter på alger og som kan være medvirkende årsak til det nesten totale fraværet av opprette alger på vann dypere enn et par meter i Bunnefjorden.



Merk hvor mye ledig substrat det er på denne steinen på drøyt 19m dyp. Dette er vanlig i indre Oslofjord og sannsynlig årsak er stor nedslamming av bunnen, noe mange hardbunnsorganismer liker svært dårlig.



På bratt fjell dypere enn ca. 20m er sjørosen korallnellik (*Protanthea simplex*) ofte hyppig forekommende i Bunnefjorden. Her sammen med sekkedyret *Ciona intestinalis*.

Figur 79. Typiske bunnhabitater på dyp mellom 10 og 20m i det undersøkte området i Bunnefjorden i 2006.



Overgang mellom fjell og bløtbunn på 29m dyp. Bløtbunn under ca. 20m dyp i Bunnefjorden har i våre undersøkelser vist seg å være dominert av manglebørst-mark (cf *Polydora ciliata*). Dette er også påvist andre steder i indre Oslofjord.



Bløtbunn på 27m dyp med stort innslag av skjellrester. Bunnen er dominert av manglebørstmark (cf *Polydora ciliata*), her synlig som små grå leirrer. Store forekomster av denne marken kan være et tegn på organisk belastning.



En flyktende eremittkreps på bløtbunn på 32m dyp. Dette dyret er vanlig forekommende på bløtbunn i Bunnefjorden, hvor den spiser det meste og fungerer som fjordbunnens renovatør.



En liten kutling av ukjent art på bløtbunn på 38m dyp. Kutling er den vanligst forekommende fisken på bunnen i de undersøkte områdene i Bunnefjorden. Bunnen på bildet er for øvrig dominert av manglebørstmark (cf *Polydora ciliata*).

Figur 80. Typiske bunnhabitater på dyp mellom 20 og 40m i det undersøkte området i Bunnefjorden i 2006.

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. Overvåkning av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord. Effekter av forurensning og dypvannsutskiftning på faunaen langs bunnen av Oslofjorden basert på materiale samlet siden 1952. Statlig program for forurensningsovervåkning. Rapport nr. 621/95. Biologisk institutt, UiO. NIVA-rapport l.nr. 3324.
- Bokn, T.L., Murray, S.N., Moy, F.E. & Magnusson, J.B. 1992. Changes in fucoid distributions and abundances in the inner Oslofjord, Norway: 1974 - 80 versus 1988 - 90. *Acta Phytogeogr. Suec.* 78: 117-124.
- Bokn T.L. & Bjerkeng, B., *in prep.* Changes in fucoid distributions and abundances in the inner Oslofjord, Norway during 1974-2000.
- 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.
- Fleming, A. and S. Kaitala, 2005. Phytoplankton springbloom index for the Baltic Sea estimated for the years 1992-2003. *Hydrobiologia* 544, pp 57-65.
- 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.

- Green NW, Ruus A, Schøyen M, Tveiten L, Walday M. 2005. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). national Comments regarding the Norwegian Data. Norwegian State Pollution Monitoring Programme Report no. 944/2005. TA-no. 2141/2005. 235 pp.
- Helland, A., Lindholm, O., Traaen, T., Uriansrud, F. og Rygg, B., 2003. Tiltaksplan for forurensede sedimenter i Oslofjorden. Fase 1. Miljøtilstand, kilder og prioriteringer, NIVA- rapport nr. 4742
- Holtan G., 1990. Studier av eldre data. Teoretisk beregning av næringssaltstilførsler 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. Toktrappert 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.
- Knutzen J. 2002. Orienterende observasjoner av tinnorganiske forbindelser i fisk og krabbe – relasjon til spiselighet. NIVA-rapport 4495-2002. 26 s.
- 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, J., Andersen, T., Amundsen, R., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Gjøsæter, J., Johnsen, T., Lømsland, E.R. og Paulsen, Ø., M. Schøyen., 2005. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord i 2004. Fagrådsrapport nr 97. NIVA-rapport nr. 5024.
- Magnusson, J., Andersen, T., Amundsen, R., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Gjøsæter, J., Hylland, K., Johnsen, T., Lømsland, E.R., Paulsen, Ø., Ruus, A., M. Schøyen., Walday, M., 2006. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord i 2005. Fagrådsrapport nr 99. NIVA-rapport nr. 5242.
- 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., Tjomsland, T. og Eggestad, H.O, 2005. Tilførsler av næringssalter til Norges kystområder, beregnet med tilførselsmodellen TEOTIL 2. NIVA-rapport nr. 5103. SFT-rapport TA-2137/2005.
- Wivestad, T.M., 1999. Forurensningstilførsler i Oslo og Akershus 1997, fosfor og nitrogen. Fylkesmannen i Oslo og Akershus. Rapport nr. 3-1999.

Vedlegg A. Planteplankton 2006.

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	09-01-2006	06-02-2006	09-02-2006	20-02-2006	02-03-2006	07-03-2006	21-03-2006	02-04-2006	20-04-2006
CRYPTOPHYCEAE (Svelgflagellater)	0.00	0.35	1.09	6.03	2.89	1.98	0.46	0.99	10.36
DINOPHYCEAE (Fureflagellater)	0.58	1.63	7.99	2.96	6.21	4.71	5.99	43.24	156.01
PRYMNESIOPHYCEAE (Kalk- & Svepeflagellater)	0.00	0.09	0.23	0.00	0.06	0.00	0.06	0.00	0.00
CHRYSOPHYCEAE (Gullalger)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	11.84
DICTYOPHYCEAE (Kiselflagellater & Pedineller)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
BACILLARIOPHYCEAE (Kiselalger)	0.00	0.94	7.30	7.39	11.13	10.77	546.24	75.49	13.49
RAPHIDOPHYCEAE (Nålflagellater)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
EUGLENOPHYCEAE (Øyealger)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
PRASINOPHYCEAE (Olivengrønnalger)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.19
UKLASSIFISERTE ALGER	0.75	0.49	2.75	1.36	2.99	3.27	5.20	3.48	17.40
KINETOPLASTIDEA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Sum	1.33	3.48	19.36	17.74	23.28	20.72	557.95	123.20	209.29

Vedleggstabell (forts)

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	14-05-2006	11-06-2006	26-06-2006	11-07-2006	16-07-2006	07-08-2006	23-08-2006	03-09-2006	19-09-2006
CRYPTOPHYCEAE (Svelgflagellater)	3.97	3.21	1.61	3.28	1.59	1.22	2.47	2.60	1.88
DINOPHYCEAE (Fureflagellater)	22.46	25.49	54.19	24.32	17.52	32.53	37.09	12.33	25.09
PRYMNESIOPHYCEAE (Kalk- & Svepeflagellater)	3.55	13.75	17.65	81.92	11.75	12.69	17.73	10.34	2.68
CHRYSOPHYCEAE (Gullalger)	0.03	0.01	0.00	0.01	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00
DICTYOPHYCEAE (Kiselflagellater & Pedineller)	0.44	1.32	0.88	0.44	0.44	0.44	1.76	0.00	0.00
BACILLARIOPHYCEAE (Kiselalger)	4.72	36.37	5.02	9.24	17.17	0.23	0.11	20.18	47.82
RAPHIDOPHYCEAE (Nålflagellater)	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
EUGLENOPHYCEAE (Øyealger)	1.14	0.38	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
PRASINOPHYCEAE (Olivengrønnalger)	0.00	0.00	0.00	1.53	0.00	0.76	2.08	0.57	0.28
UKLASSIFISERTE ALGER	11.21	22.69	7.46	18.26	6.39	22.76	18.88	12.13	8.99
KINETOPLASTIDEA	10.32	3.30	2.07	4.60	8.51	0.46	0.92	0.91	0.76
Sum	57.83	106.52	88.87	143.93	63.38	71.09	81.05	59.05	87.51
Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	
Dato	04-10-2006	15-10-2006	29-10-2006	05-11-2006	19-11-2006	07-12-2006	17-12-2006		
CRYPTOPHYCEAE (Svelgflagellater)	2.49	0.20	1.30	1.19	0.10	1.16	0.11		
DINOPHYCEAE (Fureflagellater)	71.48	13.34	2.41	1.40	0.62	2.08	0.77		
PRYMNESIOPHYCEAE (Kalk- & Svepeflagellater)	3.30	0.61	1.18	1.80	1.46	5.09	0.76		
CHRYSOPHYCEAE (Gullalger)	0.00	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
DICTYOPHYCEAE (Kiselflagellater & Pedineller)	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00		
BACILLARIOPHYCEAE (Kiselalger)	87.48	101.48	0.52	0.28	1.31	0.35	0.23		
RAPHIDOPHYCEAE (Nålflagellater)	0.66	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
EUGLENOPHYCEAE (Øyealger)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00		
PRASINOPHYCEAE (Olivengrønnalger)	0.38	0.00	0.19	0.09	0.00	0.00	0.00		
UKLASSIFISERTE ALGER	7.85	5.80	3.54	2.17	0.59	9.46	2.80		
KINETOPLASTIDEA	0.00	0.00	0.05	0.00	0.00	0.02	0.02		
Sum	173.64	121.47	9.21	6.94	4.08	18.17	4.70		

Vedlegg B. Planteplankton 2006.

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	
Dato	2006	09-01	06-02	09-02	20-02	02-03	07-03	21-03	02-04	20-04	14-05	11-06	26-06
Cryptophyceae (Svelgflagellater)													
<i>Cryptomonas</i> sp.	4 700
<i>Hemiselmis</i> sp.	9 450
<i>Plagioselmis</i> sp.	9 400	.	.	.	9 450	4 700	207 900	51 700	.
<i>Teleaulax acuta</i>	.	16 450	51 700	286 700	136 300	94 000	14 100	47 000	491 400	188 000	131 600	70 500	.
Ubestemte cryptophyceer
Sum - Svelgflagellater	0	16 450	51 700	286 700	145 700	94 000	18 800	47 000	500 850	192 700	339 500	131 650	.
Dinophyceae (Fureflagellater)													
<i>Alexandrium</i> cf. <i>ostenfeldii</i>	200
<i>Alexandrium</i> cf. <i>tamarense</i>	80
<i>Alexandrium</i> spp.
<i>Amphidinium crassum</i>
<i>Ceratium furca</i>
<i>Ceratium fusus</i>	240
<i>Ceratium longipes</i>	.	.	80	.	120	.	40
<i>Ceratium tripos</i>	.	.	280	.	120	80	80	.	40	160	480	2 040	.
<i>Dinophysis acuminata</i>	.	.	40	120	40	.	80	1 520	.
<i>Dinophysis norvegica</i>	.	40	120	80	440	80	360	160	160	40	80	40	.
<i>Dinophysis rotundata</i>
<i>Ensiculifera carinata</i>
<i>Entomosigma peridinioides</i>	136 300	14 100	14 100	.
<i>Gonyaulax</i> sp.	40

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	
Dato	2006	09-01	06-02	09-02	20-02	02-03	07-03	21-03	02-04	20-04	14-05	11-06	26-06
<i>Gyrodinium cf. estuariale</i>	4 700
<i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp. < 20 µm	9 400	.	4 700
<i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp. 20-40 µm	80	.	.	1 200	.	.	.	900
<i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp. 40-60 µm
<i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp. 60-80 µm	120	80	.	.	.
<i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp. > 80 µm	120	360
<i>Heterocapsa niei</i>	4 700
<i>Heterocapsa rotundata</i>	.	1 200	.	14 100	4 700	14 100	.	.	32 900	292 950	14 100	4 700	.
<i>Heterocapsa triquetra</i>	.	.	400	160
<i>Karenia mikimotoi</i>	.	40	120	.	.	.
<i>Karlodinium cf. micrum</i>
<i>Katodinium glaucum</i>
<i>Lessardia elongata</i>
<i>Oblea rotunda</i>
<i>Oxytoxum variabile</i>
<i>Peridiniella danica</i>	.	3 600	400	160	80	.	.	.	84 600	263 200	4 700	14 100	.
<i>Prorocentrum cf. balticum</i>
<i>Prorocentrum micans</i>
<i>Prorocentrum minimum</i>	4 700	192 700	9 400	4 700
<i>Protoceratium reticulatum</i>	40	.	240	.
<i>Protoperdinium bipes</i>	200	37 600	.	40	.
<i>Protoperdinium brevipes</i>	40	80	.	40	.
<i>Protoperdinium curtipes/crassipes</i>
<i>Protoperdinium divergens</i>
<i>Protoperdinium pellucidum</i>	40	.	.	.	720	120	.	.	.
<i>Protoperdinium steinii</i>	.	40	40	40	.	.	40
<i>Protoperdinium cf. thorianum</i>	40	.	.	.
<i>Protoperdinium</i> spp. 20-40 µm	.	40	.	.	40	40	.	.	.
<i>Protoperdinium</i> spp. 40-60 µm	80
<i>Scrippsiella trochoidea</i>	40	.	.	.	40
<i>Torodinium robustum</i>
Ubestemte atekate dinoflagellater < 20 µm	4 700	9 400	.	79 900	89 300	126 900	98 700	.

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	
Dato	2006	09-01	06-02	09-02	20-02	02-03	07-03	21-03	02-04	20-04	14-05	11-06	26-06
Ubestemte atekate dinoflagellater 20-40 µm	.	80	300	.	.	80	900	2 100	2 100	300	1 500	600	
Ubestemte atekate dinoflagellater 40-60 µm	80	320	
Ubestemte atekate dinoflagellater 60-80 µm	40	
Ubestemte tekate dinoflagellater < 20 µm	.	.	3 600	
Ubestemte tekate dinoflagellater 20-40 µm	.	.	.	40	40	.	.	.	2 100	.	40	.	
Ubestemte tekate dinoflagellater 40-60 µm	.	.	40	40	
Ubestemte tekate dinoflagellater 60-80 µm	40	
Sum - Fureflagellater	4 700	5 040	5 300	14 660	5 740	19 040	11 060	122 960	683 350	447 000	171 700	132 480	
Prymnesiophyceae (Kalk- & Svepeflagellater)													
<i>Chrysochromulina</i> spp. < 5 µm	37 800	.	.	
<i>Chrysochromulina</i> spp. 5-10 µm	
<i>Emiliana huxleyi</i>	.	7 050	18 800	.	4 700	.	4 700	.	.	274 050	1 105 650	1 419 400	
Ubestemte coccolitophorider	
Sum - Kalk- & Svepeflagellater	0	7 050	18 800	0	4 700	0	4 700	0	0	311 850	1 105 650	1 419 400	
Chrysophyceae (Gullalger)													
<i>Calycomonas gracilis</i>	28 200	.	.	
<i>Dinobryon balticum</i>	1 285 200	.	.	.	
<i>Dinobryon</i> spp.	300	.	.	4 700	.	
Sum - Gullalger	0	0	0	0	0	0	0	300	1 285 200	28 200	4 700	0	
Dichtyochophyceae (Kiselflagellater & Pedineller)													
<i>Dictyocha speculum</i>	
<i>Dictyocha speculum</i> , flagellat	4 700	14 100	9 400	
Sum - Kiselflagellater & Pedineller	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4 700	14 100	9 400	
Bacillariophyceae (Kiselalger)													
<i>Arcocellulus cornucervis</i>	
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	
<i>Attheya septentrionalis</i>	
<i>Aulacoseira</i> cf. <i>islandica</i>	

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	
Dato	2006	09-01	06-02	09-02	20-02	02-03	07-03	21-03	02-04	20-04	14-05	11-06	26-06
<i>Cerataulina pelagica</i>
<i>Chaetoceros affinis</i>
<i>Chaetoceros contortus</i>
<i>Chaetoceros curvisetus</i>	160
<i>Chaetoceros danicus</i>	.	.	160
<i>Chaetoceros debilis</i>	.	.	400
<i>Chaetoceros decipiens</i>
<i>Chaetoceros diadema</i>	14 100
<i>Chaetoceros didymus</i>	.	.	80
<i>Chaetoceros radians</i>
<i>Chaetoceros socialis</i>	.	.	560	14 100
<i>Chaetoceros subtilis</i>
<i>Chaetoceros tenuissimus</i>	37 800	.	.	.
<i>Chaetoceros</i> spp. < 10 µm	11 500	3 450	8 305 000	453 600	.	37 800	9 400	18 900	.
<i>Chaetoceros</i> spp. > 10 µm	.	80	480	.	320	4 500	206 800	642 600	75 200
<i>Coscinodiscus</i> spp. 60-100 µm	.	.	40
<i>Cyclotella</i> spp.
<i>Cylindrotheca closterium</i>	.	.	160	.	80	4 700	4 700
<i>Dactyliosolen fragillissimus</i>	19 550
<i>Guinardia flaccida</i>	.	40
<i>Lennoxia faveolata</i>	4 700	.
<i>Leptocylindrus danicus</i>	160
<i>Odontella aurita</i>	.	.	40	120	.	.	400
<i>Paralia sulcata</i>
<i>Proboscia alata</i>	.	.	160	.	40	40	900
<i>Pseudo-nitzschia pungens</i>
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp.	120	3 300	32 900	4 600	.
<i>Rhizosolenia hebetata</i> f. <i>semispina</i>	.	40	80	40	40	320	3 300	480	320	80	.	.	.
<i>Rhizosolenia imbricata</i>
<i>Skeletonema costatum</i>	.	400	73 800	106 950	235 750	218 500	4 454 500	400	42 300	131 600	1 776 600	170 100	.
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	.	440	1 680	15 000	12 300	5 400	15 900	2 400	600	960	35 650	600	.
<i>Thalassiosira nordenskiöldii</i>	.	600	80	1 200	4 800	3 300	155 100	1 200

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	
Dato	2006	09-01	06-02	09-02	20-02	02-03	07-03	21-03	02-04	20-04	14-05	11-06	26-06
Ubestedte sentriske diatoméer 0-10 µm	.	2 350	18 800	18 800	37 800	47 250	4 681 000	302 400	9 450	9 450	.	9 450	
Ubestedte sentriske diatoméer 10-20 µm	.	.	160	6 000	7 500	9 900	719 100	2 700	300	9 400	300	.	
Ubestedte sentriske diatoméer 20-40 µm	.	.	400	4 800	4 800	3 600	178 600	
Ubestedte sentriske diatoméer 40-60 µm	.	.	.	40	160	.	5 100	
Ubestedte sentriske diatoméer 60-80 µm	2 700	
Ubestedte pennate diatoméer < 20 µm	.	35 250	292 950	.	9 400	
Ubestedt pennate diatoméer 20-50 µm	.	.	900	.	1 200	1 800	61 100	4 700	.	.	1 150	.	
Ubestedt pennate diatoméer 50-100 µm	400	
Sum - Kiselalger	0	39 200	390 930	152 950	325 850	298 620	18 788 600	1 410 480	156 490	230 390	1 865 400	228 800	
Raphidophyceae (Nålflagellater)													
<i>Chattonella cf. aff. verruculosa</i>
Sum - Nålflagellater	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Euglenophyceae (Øyealger)													
<i>Eutreptia/ Eutreptiella</i> spp. < 30 µm	14 100	4 700	.	
<i>Eutreptia/ Eutreptiella</i> spp. 30-60 µm	
Sum - Øyealger	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14 100	4 700	0	
Prasinophyceae (Olivengrønnalger)													
<i>Cymbomonas tetramitiformis</i>	
<i>Pyramimonas</i> spp. < 5 µm	
<i>Pyramimonas</i> spp. 5-10 µm	9 450	.	.	.	
Sum - Olivengrønnalger	0	0	0	0	0	0	0	0	9 450	0	0	0	
Uklassifiserte													
Coccer < 2 µm	75 600	18 800	18 900	18 800	9 450	9 450	226 500	9 450	75 600	37 800	151 200	18 900	
Ubestedte flagellater 0-5 µm	4 700	.	4 700	.	9 450	9 450	.	.	9 450	66 150	75 600	37 800	
Ubestedte flagellater 5-10 µm	18 900	47 250	9 450	.	18 900	
Ubestedte flagellater 10-15 µm	9 450	.	
Ubestedte flagellater 15-20 µm	
Monader < 5 µm	245 700	42 300	368 550	131 600	179 550	198 450	604 000	198 450	907 200	1 776 600	2 570 400	727 650	

NIVA 5441-2007

Stasjon		CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	2006	09-01	06-02	09-02	20-02	02-03	07-03	21-03	02-04	20-04	14-05	11-06	26-06
	Monader 5-10 µm	4 700	4 700	75 200	42 300	103 950	113 400	151 000	103 950	444 150	264 600	226 800	122 850
	Monader 10-15 µm	.	2 350	28 350	.	85 050	18 900
	Sum - Uklassifisert	330 700	68 150	467 350	192 700	302 400	330 750	981 500	330 750	1 512 000	2 154 600	3 118 500	945 000
Kinetoplastidea													
	<i>Ebria tripartita</i>	10 200	300	.	.
	<i>Leucocryptos marina</i>	61 100	42 300	.
	Ubestemte krageflagellater
	Sum - Kraveflagellater	0	0	0	0	0	0	0	0	10 200	61 400	42 300	.
	Sum totalt :	335 400	135 890	934 080	647 010	784 390	742 410	19 804 660	1 911 490	4 147 340	3 393 740	6 685 650	2 909 030

Stasjon		CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	2006	11-07	16-07	07-08	23-08	03-09	19-09	04-10	15-10	29-10	05-11	19-11	07-12	17-12
Cryptophyceae (Svelgflagellater)														
	<i>Cryptomonas</i> sp.	4 700	.
	<i>Hemiselmis</i> sp.	9 450	9 400	.	4 700	18 900	.	4 700
	<i>Plagioselmis</i> sp.	189 000	75 200	198 450	136 300	85 050	47 000	4 700	.	4 700	.	.	4 700	4 700
	<i>Teleaulax acuta</i>	136 300	65 800	37 800	103 400	113 400	84 600	117 500	9 400	61 100	56 400	4 700	47 000	4 700
	Ubestemte cryptophyceer	.	9 400
	Sum - Svelgflagellater	334 750	159 800	236 250	244 400	217 350	131 600	126 900	9 400	65 800	56 400	4 700	56 400	9 400
Dinophyceae (Fureflagellater)														
	<i>Alexandrium</i> cf. <i>ostenfeldii</i>
	<i>Alexandrium</i> cf. <i>tamarense</i>
	<i>Alexandrium</i> spp.	240	160
	<i>Amphidinium crassum</i>	4 700
	<i>Ceratium furca</i>	240	400	40
	<i>Ceratium fusus</i>	80	40

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	2006	11-07	16-07	07-08	23-08	03-09	19-09	04-10	15-10	29-10	05-11	19-11	07-12	17-12
<i>Ceratium longipes</i>	40	.
<i>Ceratium tripos</i>	160	120
<i>Dinophysis acuminata</i>	120	120
<i>Dinophysis norvegica</i>	40
<i>Dinophysis rotundata</i>	40
<i>Ensiculifera carinata</i>	900
<i>Entomosigma peridinioides</i>	.	4 700	.	9 400	.	4 700	4 700	18 800
<i>Gonyaulax</i> sp.
<i>Gyrodinium</i> cf. <i>estuariale</i>
<i>Gyrodinium</i> / <i>Gymnodinium</i> spp. < 20 µm	4 700	.
<i>Gyrodinium</i> / <i>Gymnodinium</i> spp. 20-40 µm	2 100	.	.	80	900	600	300	80	.
<i>Gyrodinium</i> / <i>Gymnodinium</i> spp. 40-60 µm	240	800
<i>Gyrodinium</i> / <i>Gymnodinium</i> spp. 60-80 µm	80
<i>Gyrodinium</i> / <i>Gymnodinium</i> spp. > 80 µm
<i>Heterocapsa niei</i>	4 700	4 700	4 700	14 100	.	4 700	28 200	.	.	4 700
<i>Heterocapsa rotundata</i>	18 800	18 800	132 300	164 500	18 900	37 600	9 400
<i>Heterocapsa triquetra</i>
<i>Karenia mikimotoi</i>	.	40	.	.	2 400	.	57 500	.	400	.	400	400	.	.
<i>Karlodinium</i> cf. <i>micrum</i>	160
<i>Katodinium glaucum</i>	.	.	4 700	4 700	.	.	300	80	.
<i>Lessardia elongata</i>	600	56 400	300	40	300	300
<i>Oblea rotunda</i>	1 800	600
<i>Oxytoxum variabile</i>	300	9 400
<i>Peridiniella danica</i>	23 500	4 700
<i>Prorocentrum</i> cf. <i>balticum</i>	61 100	28 200
<i>Prorocentrum micans</i>	40	80	560	120	.	480	2 840	800	360	40
<i>Prorocentrum minimum</i>	80	1 200	300	.
<i>Protoceratium reticulatum</i>	40
<i>Protoperidinium bipes</i>	40	160
<i>Protoperidinium brevipes</i>	40
<i>Protoperidinium curtipes/crassipes</i>	40
<i>Protoperidinium divergens</i>	80	40

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	2006	11-07	16-07	07-08	23-08	03-09	19-09	04-10	15-10	29-10	05-11	19-11	07-12	17-12
<i>Protoperidinium pellucidum</i>	40
<i>Protoperidinium steinii</i>	40	800	80
<i>Protoperidinium cf. thorianum</i>
<i>Protoperidinium</i> spp. 20-40 µm
<i>Protoperidinium</i> spp. 40-60 µm	80
<i>Scrippsiella trochoidea</i>	400	1 500	.	.	.	80	80	80	.	80
<i>Torodinium robustum</i>	600
Ubestemte atekate dinoflagellater < 20 µm	117 500	141 000	103 950	89 300	75 600	84 600	65 800	14 100	4 700	9 400	600	18 800	240	
Ubestemte atekate dinoflagellater 20-40 µm	1 500	1 200	1 200	160	1 800	1 200	.	2 100	900	.	300	80	240	
Ubestemte atekate dinoflagellater 40-60 µm
Ubestemte atekate dinoflagellater 60-80 µm
Ubestemte tekate dinoflagellater < 20 µm	.	.	4 700	.	.	4 700	600	1 150	80	
Ubestemte tekate dinoflagellater 20-40 µm	.	40	.	.	.	80	1 500	900	400	.	.	80	80	
Ubestemte tekate dinoflagellater 40-60 µm	80	40
Ubestemte tekate dinoflagellater 60-80 µm
Sum - Fureflagellater	169 780	233 440	252 410	282 400	100 380	201 200	213 500	20 790	6 840	14 140	2 500	29 260	19 600	
Prymnesiophyceae (Kalk- & Svepeflagellater)														
<i>Chrysochromulina</i> spp. < 5 µm	37 800	56 700	18 900	37 800	98 700	189 000	.	.	9 450	.
<i>Chrysochromulina</i> spp. 5-10 µm	.	.	.	14 100	.	.	14 100	.	4 700	4 700
<i>Emiliania huxleyi</i>	6 577 200	945 000	1 020 600	1 398 600	831 600	198 450	189 000	37 800	56 400	79 900	117 500	406 350	61 100	
Ubestemte coccolitophorider	9 400
Sum - Kalk- & Svepeflagellater	6 615 000	945 000	1 020 600	1 412 700	831 600	255 150	231 400	75 600	159 800	273 600	117 500	415 800	61 100	
Chrysophyceae (Gullalger)														
<i>Calycomonas gracilis</i>	9 450	.	9 450	9 450
<i>Dinobryon balticum</i>
<i>Dinobryon</i> spp.	14 100
Sum - Gullalger	9 450	0	9 450	9 450	0	0	0	14 100	0	0	0	0	0	
Dichtyochophyceae (Kiselflagellater & Pedineller)														
<i>Dictyocha speculum</i>	120	.	.	160	.	.

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	2006	11-07	16-07	07-08	23-08	03-09	19-09	04-10	15-10	29-10	05-11	19-11	07-12	17-12
<i>Dictyocha speculum</i> , flagellat	4 700	4 700	4 700	18 800	320
Sum - Kiselflagellater & Pedineller	4 700	4 700	4 700	18 800	0	0	0	0	0	320	0	0	0	0
Bacillariophyceae (Kiselalger)														
<i>Arcocellulus cornucervis</i>	9 450
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	300
<i>Attheya septentrionalis</i>	4 700
<i>Aulacoseira</i> cf. <i>islandica</i>	.	.	800
<i>Cerataulina pelagica</i>	5 100	300	.	.	4 700
<i>Chaetoceros affinis</i>	200	240	80
<i>Chaetoceros contortus</i>	15 000	4 200	.	.	400
<i>Chaetoceros curvisetus</i>	80	400
<i>Chaetoceros danicus</i>
<i>Chaetoceros debilis</i>
<i>Chaetoceros decipiens</i>	80	.	320
<i>Chaetoceros diadema</i>
<i>Chaetoceros didymus</i>
<i>Chaetoceros radians</i>	131 600	1 800
<i>Chaetoceros socialis</i>	680	4 500	.	.	.
<i>Chaetoceros subtilis</i>	240	1 800	.	.	.
<i>Chaetoceros tenuissimus</i>	4 700	.	4 700	9 400	4 700	.	.
<i>Chaetoceros</i> spp. < 10 µm	4 700	4 700	.	.	600	75 600	18 800	4 700	4 700	.	.	9 400	9 400	.
<i>Chaetoceros</i> spp. > 10 µm	1 200	600	.	4 700	.	.	240	.	160	.
<i>Coscinodiscus</i> spp. 60-100 µm
<i>Cyclotella</i> spp.	47 250	89 300	.	.	9 450	4 700
<i>Cylindrotheca closterium</i>	9 400	.	4 700	2 300	600	.	.	4 700	160	320	2 700	400	80	.
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>	9 400	18 800	.	80	177 100	1 323 000	2 575 600	2 176 100
<i>Guinardia flaccida</i>	40
<i>Lennoxia faveolata</i>
<i>Leptocylindrus danicus</i>	4 700	160	.	.
<i>Odontella aurita</i>
<i>Paralia sulcata</i>	640	.	.

NIVA 5441-2007

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	
Dato	2006	11-07	16-07	07-08	23-08	03-09	19-09	04-10	15-10	29-10	05-11	19-11	07-12	17-12
<i>Proboscia alata</i>	900	80
<i>Pseudo-nitzschia pungens</i>	.	.	.	80	.	1 500	1 800	5 750
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp.	31 050	6 900	.	.	240	160	5 100	640	240	.
<i>Rhizosolenia hebetata f. semispina</i>
<i>Rhizosolenia imbricata</i>	80
<i>Skeletonema costatum</i>	103 950	529 200	.	.	2 100	.	.	56 400	1 200	2 480	49 200	1 680	3 840	.
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	80	.	.	.	600	1 200
<i>Thalassiosira nordenskiöldii</i>
Ubestemte sentriske diatoméer 0-10 µm	151 200	159 800	.	.	378 000	9 450	9 450	65 800	9 400
Ubestemte sentriske diatoméer 10-20 µm	4 700	4 700	.	.	.	300	.	300	.	.	80	80	80	.
Ubestemte sentriske diatoméer 20-40 µm	80	.	.	.
Ubestemte sentriske diatoméer 40-60 µm
Ubestemte sentriske diatoméer 60-80 µm
Ubestemte pennate diatoméer < 20 µm
Ubestemt pennate diatoméer 20-50 µm	9 400
Ubestemt pennate diatoméer 50-100 µm
Sum - Kiselalger	340 980	806 580	5 500	2 460	630 250	1 423 330	2 610 750	2 465 690	17 500	13 280	73 100	17 700	13 800	.
Raphidophyceae (Nålflagellater)														
<i>Chaltonella cf. aff. verruculosa</i>	4 700	9 400	.	.	.	40	.	.	.
Sum - Nålflagellater	4 700	0	0	0	0	0	9 400	0	0	0	40	0	0	.
Euglenophyceae (Øyealger)														
<i>Eutreptia/ Eutreptiella</i> spp. < 30 µm
<i>Eutreptia/ Eutreptiella</i> spp. 30-60 µm	80	.	.
Sum - Øyealger	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	80	0	.
Prasinophyceae (Olivengrønner)														
<i>Cymbomonas tetramitiformis</i>	.	.	.	23 500
<i>Pyramimonas</i> spp. < 5 µm	151 200
<i>Pyramimonas</i> spp. 5-10 µm	56 700	.	37 800	47 000	28 350	14 100	18 800	.	9 400	4 700
Sum - Olivengrønner	207 900	0	37 800	70 500	28 350	14 100	18 800	0	9 400	4 700	0	0	0	.

NIVA 5441-2007

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	
Dato	2006	11-07	16-07	07-08	23-08	03-09	19-09	04-10	15-10	29-10	05-11	19-11	07-12	17-12
Uklassifiserte														
Coccer < 2 µm	.	.	264 600	151 200	75 600	18 900	56 700	.	113 400	37 800	47 250	28 350	132 300	
Ubestemte flagellater 0-5 µm	340 200	75 600	151 200	340 200	453 600	236 250	170 100	264 600	173 900	292 950	.	122 850	28 350	
Ubestemte flagellater 5-10 µm	75 600	.	37 800	.	37 800	42 300	113 400	37 800	65 800	23 500	9 400	.	9 400	
Ubestemte flagellater 10-15 µm	.	.	.	9 400	9 400	9 400
Ubestemte flagellater 15-20 µm	1 800	.
Monader < 5 µm	1 360 800	1 398 600	3 628 800	2 192 400	1 852 200	756 000	652 050	756 000	235 000	75 600	141 750	2 589 300	576 450	
Monader 5-10 µm	415 800	113 400	491 400	453 600	226 800	226 800	103 950	75 600	37 600	28 200	.	47 250	.	
Monader 10-15 µm	18 900	.	4 700	4 700	.	.	4 700	4 700	
Sum - Uklassifisert	2 211 300	1 587 600	4 578 500	3 151 500	2 646 000	1 280 250	1 100 900	1 138 700	625 700	458 050	198 400	2 798 950	755 900	
Kinetoplastidea														
<i>Ebria tripartita</i>	900	300	
<i>Leucocryptos marina</i>	94 000	173 900	9 400	18 800	.	9 400	
Ubestemte kragflagellater	14 100	.	.	4 700	4 700	
Sum - Kraveflagellater	94 000	173 900	9 400	18 800	900	9 700	0	0	14 100	0	0	4 700	4 700	
Sum totalt :	9 992 560	3 911 020	6 154 610	5 211 010	4 454 830	3 315 330	4 311 650	3 724 280	899 520	820 170	396 240	3 322 970	864 500	