

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 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 i 2000. (Fagrådsrapport nr 85) (Overvåkningsrapport nr 825 /01, TA-nr. 1807 /2001)	Løpenr. (for bestilling) 4387-2001	Dato 1.6.2001
	Prosjektnr. Undernr. 71020	Sider Pris 86
Forfatter(e) Jan Magnusson, John Arthur Berge, Birger Bjerkeng, Tor Bokn, Jakob Gjøsæter (HFF), Torbjørn Johnsen Evy R. Lømsland, Thomas A. Schram (UiO) Audne Solli (HFF)	Fagområde Eutrofi	Distribusjon Fri
	Geografisk område Oslo-Akershus, Buskerud	Trykket NIVA

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

<p>Sammendrag</p> <p>Rapporten omhandler resultatene fra undersøkelser foretatt i fjordens vannmasser i år 2000. Fjordens dypvannsfornyelse og oksygenforhold beskrives og overflatevannets kvalitet sommeren 2000 blir bedømt ut fra siktedyp, planteplankton og næringssalter. Fra strandsonen redegjøres for resultatene fra undersøkelser av fem fastsittende tangarters relative forekomst i 1988-20 og dette sammenlignes med tilsvarende undersøkelser de siste 20 årene. Fangster i strandnottrekk blir beskrevet, undersøkelser som går tilbake til 1930-tallet. Observasjoner fra Indre Oslofjords Fiskerlag som er av interesse for fjordmiljøet blir omtalt. Undersøkelser av dyr som lever på og nær bunn (bl.a. reker) fra høsten 2000 blir sammenlignet med tilsvarende observasjoner fra 40 år tilbake. Det gis også et kort sammendrag av en undersøkelse av parasitter og sykdomsfremkallende bakterier på fisk i fjorden.</p> <p>Flere av undersøkelsene viser en positiv utvikling i fjorden i tiden etter at rensetiltak er blitt gjennomført. Dette gjelder fjordens overflatelag og strandsonen som har blitt klart bedre. I de dypere vannlagene er det vært en positiv utvikling av dyr som lever på og nær bunn (bl.a. forekomsten av reker i Vestfjorden), sammenfallende med noe bedre oksygenforhold, men for midtre Vestfjord var forholdene i 2000 igjen dårligere. Forekomsten av parasitter og sykdomsfremkallende bakterier på fisk i indre Oslofjord er ikke slik at de utgjør noen som helst fare for konsument eller for fisken selv.</p> <p>Imidlertid er det også mindre positive tegn i dypvannet og dette gjelder spesielt meget dårlige oksygenforhold i Bunnefjorden på 1990-tallet. At forholdene her ikke har blitt bedre skyldes sannsynligvis i stor grad ugunstige klimatiske forhold. Oksygenforbruket i fjorden er mindre i dag enn tidligere (1970-tallet).</p>

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

Prosjektleder
Jan Magnusson

Forskningsleder
ISBN 82-577-4027-6

Forskningssjef
Jesn Skei

Fagrådet for vann – og avløpsteknisk samarbeid i indre
Oslofjord. Rapport nr. 85.

O- 71020

Overvåking av forurensnings situasjonen i
indre Oslofjord 2000

Biologisk institutt Universitetet i Oslo

Havforskningsinstituttet Forskningstasjonen Flødevigen

Norsk Institutt for vannforskning

Forord

På oppdrag av **Fagrådet for vann - og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord** utfører Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) i samarbeide med Biologisk institutt, Universitetet i Oslo og Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen overvåkingsundersøkelser i Oslofjorden. Statens forurensningstilsyn (SFT) bidrar økonomisk til undersøkelsen via Fylkesmannen i Oslo og Akershus, som ledd i Statlig program for forurensningsovervåking. Den faglige styringen av overvåkingsundersøkelsene er delegert til Styringsgruppe I, opprettet den 30.5.1978. Medlemmer i styringsgruppen var i 1999:

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

Resultater fra overvåkingsprogrammet rapporteres hvert år. Foreliggende rapport fremlegger resultater fra 2000.

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

I 2000 har VEAS også finansiert prøvetaking fra en stasjon ved renseanleggets utslipp. Observasjonene inngår som en del av overvåkingen av fjorden. Rapporteringen skjer sammen med den øvrige overvåkingen.

Ved NIVA har Tone Hagenborg deltatt på de hydrografiske tokter og i bearbeidelsen av data. Erik Bjerknes og Leif Lien har hatt ansvaret for gjennomføringen av overflatetoktene sommerstid. Tor Bokn har hatt ansvaret for undersøkelser av fastsittende alger og skrevet kap. 2.4, hvor Birger Bjerkeng har bidratt med den statistiske analysen. Feltarbeidet ble gjennomført med assistanse av Erik Bjerknes, Einar Johannessen, Frank Kjellberg og Lise Tveiten. Jakob Gjøseter og Aadne Sollie, (Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen) har hatt ansvaret for strandnottrekk og skrevet kap. 2.5. Thomas A. Schram (Biologisk Institutt, Universitetet i Oslo) har hatt ansvaret for undersøkelser av parasitter og sykdomsfrekvens hos fisk og skrevet kapitel 2.6, som er et sammendrag av hans rapport (Fagrådsrapport nr 79). John Arthur Berge, Rita Amundsen (Biologisk Institutt, UiO) og Torvind Andersen (Biologisk Institutt, UiO) har hatt ansvaret for hyperbenthosundersøkelsene med bistand av Fredrik Beyer (Biologisk Institutt, UiO). John Arthur Berge har skrevet kapitlet om hyperbenthos (kap.2.7). Torbjørn Johnsen og Evy R. Lømsland har analysert planteplankton og skrevet kap. 2.9.2.

Oslo, 1.6.2001

Jan Magnusson

Innhold

Sammendrag	7
Summary	11
1. Innledning.	15
1.1 Forurensningstilførsler.	15
1.2 Effekten av forurensningstilførslene.	17
1.3 Observasjoner og undersøkelser i 2000.	18
1.3.1 Hydrografiske og hydrokjemiske undersøkelser i 2000.	18
1.3.2 Overflateobservasjoner juni-august 2000.	20
1.3.3 Miljøforholdene i strandsonen ved undersøkelser av fastsittende alger.	21
1.3.4 Fangstdata for fisk og virveløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann.	21
1.3.5 Undersøkelser av forekomsten av reker(hyperbenthos).	21
2. Resultater og diskusjon.	22
2.1 Klima.	22
2.2 Dypvannsfornyelser.	25
2.3 Oksygenforhold.	30
2.3.1 Beregning av oksygenforbruk i Vestfjorden og Bunnefjorden.	45
2.4 Fastsittende alger 1998-2000.	47
2.4.1 Innledning	47
2.4.2 Materiale og metoder	47
2.4.3 Resultater og diskusjon	49
2.4.4 Konklusjoner	51
2.5 Strandnottrekk – forekomsten av fisk i grunne områder.	52
2.5.1 Metoder	52
2.5.2 Resultater	52
2.5.3 Fangster	53
2.5.4 Diskusjon og foreløpige konklusjoner	54
2.6 Parasitter og sykdom på fisk i Oslofjorden	56
2.7 Hyperbenthos – dyr som lever på og nær bunn fanget med bunnslede.	58
2.8 Fisket i fjorden.	66
2.9 Overflatevannets kvalitet.	66
2.9.1 Siktedyb, klorofyll-a (planteplanktonbiomasse) og næringssalter.	66
2.9.2 Planteplankton i Indre Oslofjord – Vestfjorden 2000	73

3. Litteratur.	76
Vedlegg A. Fotografering av fauna i sledeprøver med digitalt kamera	79
Vedlegg B. Vedleggstabeller - Resultatet fra identifisering av fauna i sledeprøver 2000.	81
Vedlegg C.	83

Sammendrag

Overvåkingsprogrammets formål er å følge utviklingen av forurensningssituasjonen i fjorden. I 2000 ble observasjoner av dypvannsutskiftning og oksygenforhold fulgt opp (6 tokt). Overflatelagets vannkvalitet ble i tidsrommet juni-august observert ved ukentlige registreringer av siktedyp, analyse av planteplanktonets biomasse (klorofyll-a) og sammensetningen av planteplankton samt næringssalter. Distribusjonen av fem brunalger på 123 stasjoner i fjorden ble observert i 1998-2000. Dyrelivet (fisk) ble observert på grunnvannsområdene (strandnottrekk). Hyperbentosundersøkelser (spesielt forekomsten av reker) ble gjennomført høsten 2000 på totalt 6 stasjoner. Undersøkelser av parasitter og sykdomsfremkallende bakterier er rapportert tidligere, men i denne rapport gis et sammendrag av undersøkelsene.

Tilførsler.

Tilførsler av næringsalter og organisk stoff skjer fra kommunalt og industrielt avløpsvann, samt ved naturlig avrenning. Dominerende antropogen kilde er kommunalt avløpsvann. I 1999 ble fjorden tilført ca. 75 tonn fosfor, og 2.700 tonn nitrogen. Tilførselen av organisk stoff er grovt anslått til 6.200 tonn (TOC, 1996). Tilførselen av fosfor er idag ca. 1- 2 ggr. større enn beregnet tilførsel i 1910, mens tilførselen av nitrogen er 4-5 ggr større. I 1996/97 ble det suksessivt innført nitrogenrensing på to av de større rensesanleggene i fjorden - VEAS (start i 1995/96, og med rensegrad vel 70 % i 1997) og Nordre Follo r.a, hvor rensegraden er ca. 70 % (1998). Det er også besluttet å innføre nitrogenrensing på Bekkelaget r.a. Anlegget ble tatt i prøvedrift høsten 2000 og er planlagt å oppnå full rensegrad (70 %) i løpet av 2001.

Utslipp av fosfor har blitt kraftig redusert siden 1970-tallet, mens nitrogenreduksjoner først startet i 1995/96. De antropogene utslippene av fosfor og nitrogen har blitt redusert med ca. 70 % (fosfor) og ca. 36 % (nitrogen).

Konklusjoner.

I 2000 var vinteren mild og forutsetningen for dypvannsfornyelse lite gunstig. Det ble ikke noen dypvannsfornyelse i Bunnefjorden, men nytt vann ble tilført Vestfjorden og tildels Lysakerfjorden i flere omganger.

Den dårlige vannfornyelse i Bunnefjorden førte til hydrogensulfidholdig vann (råttent vann) hele året. Sammenlignet med en periode hvor fjorden mottok større tilførsler enn idag (1973-82), var oksygenkonsentrasjonen høsten 1999 klart lavere enn gjennomsnittlige høst-konsentrasjoner fra denne periode. De tentative miljømålene for oksygenforholdene i Bunnefjorden er fortsatt ikke oppnådd. Siste store dypvannsfornyelse i Bunnefjorden var i 1996, men denne delen av fjorden har normalt ikke noen stor dypvannsfornyelse hvert år. Hovedårsaken til de dårlige oksygenforholdene i fjordens dypere vannmasser i 1998 – 2000 synes å være den dårlige dypvannsfornyelse, noe som igjen kan forklares med ugunstige klimatiske forhold (mild vinter med klart lavere forekomst av nordlige vinder). Det ekstra tunge vannet som ble tilført i 1996 var også en medvirkende årsak til den lange stagnasjons-perioden.

Dypvannsfornyelse i Vestfjorden i 2000 var bedre enn i 1999 og ga høyere oksygenkonsentrasjon om høsten sammenlignet med gjennomsnittlige forhold 1973-82. Det er en tendens til positiv utvikling i Vestfjordens dypvann i tidsrommet 1973-2000. Oksygenforholdene høyere opp i vannmassen (ca. 30 m dyp) har fortsatt ofte lave konsentrasjoner, men her har de siste årenes tidlige vannutskiftning på mellomdyp gitt noe bedre forhold. Sammenlignet med de foreslåtte målene for Vestfjorden ligger oksygenkonsentrasjonen i dypvannet nå nærmere det laveste målet enn i 1970-

årene. Siden 1993 er det også år som har vært bedre enn høyeste ambisjonsnivå. Den positive utviklingen skyldes imidlertid ikke bare rensiltak, men også at dypvannsfornyelsen de senere år har startet tidlig om høsten.

De lavere konsentrasjonene på mellomdyp i Vestfjorden er tidligere blitt tillagt bl.a. utslipp fra VEAS. Observasjoner fra 1994 – 2000 (august til desember) viser at nitrogenrensingen har gitt klart lavere ammoniumkonsentrasjon på innlagringsdyp. Foreløpig er det ikke mulig å se noen forbedring av oksygenforholdene på innlagringsdyp. En usikkerhetsfaktor er bl.a. hvor raskt oksyngjelden i det forfynede avløpsvannet gjør seg gjeldende. Dette må studeres in situ ved spesielle observasjoner i dette vannet.

Oksygenforbruket i dypvannet er beregnet ut fra overvåkningsdata ved en metode som plukker ut dypintervaller og tidspunkter med tilsynelatende stagnante forhold og korrigerer observert oksygenreduksjon med vertikaltransport, beregnet ut fra saltholdighet. For Vestfjorden tyder beregningene ut fra data fra 1933-2000 på at oksygenforbruket under 70-75 m dyp økte frem til 1973-82 med ca. 50-60 %, og siden har avtatt igjen. Det stemmer kvalitativt sett med utviklingen av tilførselene av næringssalter til fjorden.

I Drøbaksundet er oksygenkonsentrasjonen bra sammenlignet med forholdene i indre fjord. Tilstanden bedømt etter SFT's klassifiseringsystem var god i 2000, men sammenlignet med observasjoner fra 1973-82 var forholdene i august 2000 klart dårligere mellom overflatelaget og bunn. Forholdene var bedre i dypvannet i oktober. Imidlertid var oksygenkonsentrasjonen meget lav fra 20-30 meters dyp ned til ca. 60 meters dyp både i august og oktober. Dette kan være alvorlig sett ut fra at dette vannet kan bli tilført indre Oslofjord og derved gi mindre oksygentilførsel. Imidlertid var dette ikke tilfelle i 2000, da egenveksten var for lav til at vannet kunne danne dypvann i indre Oslofjord.

Den horisontale utbredelsen av de vanlige tangartene har vært studert i indre Oslofjord over en årrekke. Disse utvalgte artene er flerårige og kan tjene som gode indikatorer på det omgivende vannmiljø. I indre Oslofjord foreligger data om samfunnsstrukturen til tang og tare lang tid tilbake (fra slutten av 1800-tallet).

Hovedformålet med å fortsette disse registreringene i mer enn 25 år var om mulig å kunne påvise om tangvegetasjonen ville komme tilbake til den opprinnelige tilstand etter reduksjoner av næringssalttilførsler og bl.a. utkonkurrere gjelvtangen, en tang som ble introdusert i 1890-årene og som fra 1950-årene hadde overtatt hegemoniet i indre Oslofjord (tangen begunstiges i områder med næringsrikt vann). I 1970-årene var den mest vanlig forekommende, men i slutten av 1980-årene hadde det skjedd en signifikant reduksjon samtidig som de andre tangartene viste nyetablering og kraftigere populasjoner. Observasjoner fra 1988-2000 bekrefter at utviklingen har fortsatt, i det minste for noen av artene. Hovedkonklusjonen fra undersøkelsene er således at reduksjonen i næringssalttilførselene de siste 20 årene gitt større mengdemessig utbredelse av flerårige opprinnelige tangarter og en reduksjon av den "nyinnvandrede" gjelvtangen og grønnalgen tarmgrønne og grønn dusk. Dette innebærer, sammen med tidligere observasjoner av økt nedre voksegrense for fastsittende alger, at grunnvannsamfunnene har blitt mer naturlige og fungerer bedre for strandsonens dyreliv bl.a. som gyteområder og tilholdssted for fisk og andre dyr.

Strandnottrekk i indre Oslofjord (Vestfjorden) fra 1998 ga den fjerde største fangsten av 0-gruppe torsk siden 1936, men i 1999 og 2000 var den lav. I Bunnefjorden ble flere stasjoner, som ble nedlagt i 1964 p.g.a. for dårlige forhold, gjenopptatt i 1997. Her ble det fanget 3.1 0-gruppe torsk pr. trekk i 1998, som var det tredje høyeste som er observert siden undersøkelsene startet i 1936, men i 1999 var fangsten 0.5 pr. trekk og i 2000 1.5. Det er spesielt positivt at trekkene i Bunnefjorden nå igjen gir små men akseptable fangster. For øvrig var fangsten i 2000 noe bedre enn i 1999 både i Bunnefjorden og i indre Oslofjord for øvrig. Dette samsvarer med fangstene på Skagerrakkysten generelt, og årsklassen av torsk kan klassifiseres som normal. Antallet eldre torsk (i hovedsak 1 år gammel fisk) var lavt, som

på kysten ellers.. Antallet arter som ble fanget pr. trekk var litt lavere enn i foregående år, men forskjellen er neppe signifikant.

I følge Indre Oslofjord Fiskerlag har det etter noen år med relativt gode rekebestander i fjorden blitt observert en vesentlig nedgang i 1999 og 2000. Dette skyldes sannsynligvis mindre god vannutskiftning og derved dårligere oksygenforhold.

Fiskerlaget har også registrert perioder med gode fangster av liten og middels stor torsk (grunntorskbestanden), mens forekomsten av stor torsk på dypere vann synes å være mer sparsom. Hummerbestanden synes å ta seg sakte opp og i 1999 ble det fanget hummer helt inne ved havnebassenget. Det ble også registrert amerikansk hummer i fjorden, noe som kan true bestanden av norsk hummer.

Undersøkelser av ektoparasitter (parasitter som lever utenpå fisken) og sykdomsfremkallende bakterier på fisk i Oslofjorden viste at hverken sykdom eller parasitter har en slik utbredelse, eller er av en slik størrelsesorden, at de representerer noen som helst fare for konsument eller for fisken selv. Det som ble registrert på fiskebestander, er generelt sett av samme størrelsesorden som i andre sammenlignbare farvann. Kun enkeltfisk, som oftest blant skrubbeflyndre, kunne ha et sterkt uestetisk utseende slik at de var uegnet som menneskeføde.

Hyperbenthos (dyr som lever på og nær bunn) ble innsamlet på 75-203 meters dyp fra 6 stasjoner i fjorden, med Beyers bunnslede. Sleden ble slept ca. 1 km på hver stasjon. Det innsamlede materialet ble fotografert med digitalt kamera. Reker ble identifisert til art og telt. Identifikasjon av andre arter enn reker ble ikke gjort.

Det var en horisontal gradient i faunaen med den største tettheten i den sørlige ytre delen av indre Oslofjord (Gråøyrennen). Dominerende rekearter var *Pandalina profunda*, *Crangon allmanni* og *Pandalus borealis*. På stasjonen i nordre Bunnefjorden (Hellvikstangen) ble det ikke observert noen reker. De største rekene ble observert ved Elle i Drøbaksundet der *Lebbeus polaris* og *Pandalus propinquus* dominerte.

Bare to arter av reke (*P. borealis* og *P. profunda*) ble funnet i midtre Vestfjord (Steilene) og andre tidligere observerte arter (*Crangon allmanni*) ble ikke funnet. Resultatene fra Steilene indikerer at miljøforholdene for reker har blitt mindre bra og var i 2000 nær den meget dårlige situasjonen på 1970-tallet.

Sommeren 2000 var relativt kald og nedbørrik. I juli var nedbøren noe mindre enn normalt, men måneden bar preg av intense regnvær som ga tidvis stor vannføring i elvene og bruk av overløp. Dette førte til kortere episoder med høye bakterietall på enkelte steder hvor det ble advart mot å bade. Vannkvaliteten, spesielt bedømt ut fra siktedyp og planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) sommeren 2000 ble noe dårligere enn i 1998/99, men klart bedre enn i 1994/95, da det var en utstrakt bruk av overløp og flom i elvene i Oslofjordområdet, spesielt i 1995 med storflom i Glomma og Drammenselva.

Sommeren 2000 var den beregnede cellekarbonmengden (plateplanktonbiomassen) på omtrent samme nivå som i 1999. I slutten av mai blomstret kalkflagellaten *Emiliana huxleyi*. I perioden fra juni til midten av august blomstret ulike kiselalger, mens dinoflagellatene dominerte biomassemessig i siste halvdel av august. Ingen blomstringer av dinoflagellatslekten *Dinophysis* som kan forårsake diarégift i skjell, ble registrert. *Alexandrium*, som kan gi opphoping av lammende gift i skjell, ble funnet konsentrasjoner over faregrensen i midten av juli og tidlig i august.

Vannkvaliteten i overflatevann har blitt bedre siden begynnelsen og midten av 1980-årene og denne utviklingen har fortsatt inn i 90-årene, om enn ikke like klart. Resultatene fra 2000 vil, på tross av noe

dårligere forhold enn de nærmeste foregående år, bidra til den positive utviklingen på 1990-tallet. De rensetekniske tiltakene har således hatt en klar positiv effekt på fjorden, selv om intens nedbør har forårsaket problemer. En utvikling i klima mot denne værtye er lite gunstig for indre Oslofjord, bl.a. fordi at avløpssystemene og renseanlegg er dimensjonert ut fra mer ”normale” klimaforhold.

Tilrådinge

De tilrådinge som fremsettes her er tilnærmet lik de i forrige årsrapport.

Oppmerksomheten bør rettes mot:

- Klimaeffektene innflytelse på dypvannsfornyelsen i fjorden.
- Redusert oksygenkonsentrasjon i Drøbaksundet, som kan øke risikoen for lavere oksygentransport til indre Oslofjord.
- De ofte forekommende lave oksygenkonsentrasjoner på mellomdyp i fjorden.
- ”Ukontrollerte” utslipp via overløp og bekke.

En forbedring av oksygenforholdene i dypvannet krever en ytterligere avlastning av den totale organiske belastningen på fjordens dypvann. Klimavariasjoner, som de milde vintrene på 1990-tallet, kan være en medvirkende årsak til en dårligere dypvannsfornyelse, som spesielt påvirker Bunnfjorden. En eventuell utvikling mot et mildere vinterklima vil i en overgangsfase derfor kunne ha negativ effekt på fjorden og dette aktualiserer ønsket om ad kunstig vei å øke dypvannsfornyelsen i Bunnfjorden. Et slikt tiltak vil ikke kunne erstatte en reduksjon i de antropogene tilførsler, men kan påskynde en forventet naturlig forbedring av forholdene, og kan brukes for å begrense ekstremtilstander i år med spesielt dårlig vannfornyelse.

Innføring av nitrogenrensing ved VEAS og Nordre Follo r.a. samt den planlagte nitrogenrensingen ved Bekkelaget r.a vil aktualisere de tidligere anbefalte studier av prosesser i det innlagrede avløpsvannet i fjorden, for å bedre kunne tolke bl.a overvåkingsdata.

Summary

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

Year: 2000

Authors: Jan Magnusson (NIVA), John Arthur Berge (NIVA), Birger Bjerkeng (NIVA), Tor Bokn (NIVA), Jakob Gjørseter (Institute for Marine Research), Torbjørn Johnsen (NIVA), Evy R. Lømsland (NIVA), Thomas A. Schram (Department of biology, University of Oslo), Audne Solli (Institute for Marine Research).

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4027-6

The monitoring programme of the inner Oslofjord includes the pollution status of the fjord mainly due to eutrophication. Micropollutants (organochlorines, metals) are monitored thorough JAMP (Joint Assessment Monitoring Programme), but is also included in the local programme.

In 2000, deep-water exchange and oxygen conditions were observed 6 times. Surface water quality was monitored during the summer months (June - August) by weekly observations of secchi depth, nutrients, and phytoplankton biomass (chlorophyll-*a*). Phytoplankton species and composition were also analysed. Investigation of changes in fucoid distribution and abundances (five species) were repeated in 1998-2000. Samples of fauna (mainly fish) in near shore shallow-waters were collected by beach sein haul. Monitoring of hyperbenthos was continued in 2000. A short summary of a report on parasites and bacteria that can cause disease on fish is given.

Pollution load.

The anthropogenic load of nutrients (mainly from municipal sewage) has increased about 1-2 times (phosphorus) to 4-5 times (nitrogen) in 1999, compared with estimated loads in 1910. The difference in increase between phosphorus and nitrogen depends on establishing of purification plants (chemical treatment) between 1970-90. The total load from industry and municipal sewage in 1999 is estimated to be 75 tons of phosphorous, 2.700 tons of nitrogen. In 1997 two of the three main purification plants included nitrogen removal, and the third is under construction to be completed in 2001. Compared to 1985, the anthropogenic load in 1998 was reduced to 70 % (phosphorous) and 36 % (nitrogen).

Conclusions.

Another relatively warm winter in 1999/2000 was, as usual, less favourable for a larger deep-water exchange, and combined with the high density of the deep-water in the Bunnefjord, caused practically no renewal here and hydrogen sulphide remained in the deep water throughout the year. Compared with observations from the period before chemical purification plants were fully established the oxygen concentration was lower in the Bunnefjord in 2000, mostly dependent on the poor deep-water exchange (the climatic factor). The tentative goals for oxygen in the deep water of the Bunnefjord are still not reached.

The Vestfjord received, as usual, new water from the outer Oslofjord, and the renewal was better than the preceding year (1998/99). Thus, the oxygen concentration in the Vestfjord was higher in the autumn, compared to observations from 1970-82. There is a weak but positive development in the deep waters of the Vestfjord (based on oxygen concentrations in October and observations of shrimps). However, the positive development is not an effect of decreasing sewage load alone, but also

of climatic variations, as water renewals in this part of the fjord has started as early as in October in recent years. The oxygen concentration is now closer to the lowest tentative goal.

At about 30 m depth in the Vestfjord the autumn oxygen concentration has been decreasing since the beginning of the 1980's, but the early water renewals in later years have had a positive effect. The introduction of nitrogen removal in 1997 on the purification plant with outlet at 50 meters depth in the Vestfjord, has decreased ammonium concentrations around 20-30 meters depth from 1997 (based on observations from 1994-20). No significant effect on the oxygen condition can so far be seen.

Oxygen consumption in the deep water has been calculated from the monitoring data by a method which extracts depth intervals and time intervals where there appears to be stagnant conditions, and corrects observed oxygen reduction with vertical transport, estimated from salinity data. For the Vestfjord, the calculations based on data from 1933 to 2000 indicate that the oxygen consumption below 70-75 m depth increased by 50-60 % from the first decades until 1973-82, and has since been reduced. This corresponds qualitatively to the known development of nutrient input to the fjord.

In the Drøbak Sound, the oxygen concentration is satisfying, compared to the inner fjord. However, in August the water between the surface layer and 200 m depth had lower concentration than normal, compared with observations from 1973-82. In both August and October the oxygen concentration was well below "normal" between 20-30 to about 60 meters depth. As the water from these depths renews water inside the sill, reduced oxygen concentration here can decrease the oxygen transport to the inner fjord. This happened in October-December 1999, but in 2000 this seems not to have occurred, as the density was not high enough.

Abundances of five species of fucoids were estimated at 123 stations distributed throughout the inner Oslofjord during 1988 – 2000. The results were compared with similar surveys performed during 1974-80 and 1988-90. Statistical analysis (Kendalls tau), has revealed that the abundance of fucoids has improved and accompanied with a reduction of *Fucus Evanescentes* (a pollution opportunist introduced into the Oslofjord about 100 years ago) and of ephemeral green algae (fast-growing green algae). The positive changes during the last 20 years coincide with the reduction of discharges of nutrients to the fjord.

Beach sein haul of fauna (mainly fish) in near shore shallow waters in the Vestfjord 1998 gave the fourth largest catch of 0-group cod since 1936, but the catches were lower in 1999 and 2000. In 1997 and 1998 sations were reestablished in the Bunnefjord, after being discontinued in 1964 as a consequence of deteriorating environmental conditions. The catch in 1998 was 3.1 0-group cod pr. sample, which was the third largest catch observed since the start of the investigations in 1936, but in 1999 and 2000 the catches was 0.5 and 1.5. The results from the Bunnefjord are especially positive as there now seem to be small but acceptable catches in this part of the fjord again.

The catches were somewhat better in 2000 than in 1999 in the inner Oslofjord. This coincides with the coast of Skagerrak generally. This is also the case for the low catches of older cod (mainly one year old fish). The number of species pr. haul was a little lower than previous years, but the difference is not significant. The observations shows that the situation in the near shore communities was normal and relatively stable in the autumn 2000.

The overall commercial fishing, as reported by the fjord's fishing organisation, was less satisfying in 1998/99 and 2000, after a few good years (1996-97). The decrease coincide more or less with the size of deep-water renewal and the oxygen concentrations.

The lobster population seems to increase in the fjord. However a foreign species has been observed – the american lobster (*Homarus americanus*). The new species can, in time, be a threat to the Norwegian lobster in the area.

Ectoparasites and disease-related bacteria in fish from the Oslofjord did not occur in sufficient numbers to suggest prohibition of the use of fish for human consumption or being a health threat to the fish themselves. The occurrence of parasites and bacteria on the fish were similar to what has been found in other comparable waters. Only single individuals (mostly flounder, *Platichthys flesus*) had an external appearance that made them unsuitable as food for humans.

Hyperbenthic organisms were collected in the subtidal (75-203 m) at 6 locations in the inner Oslofjord by means of Beyer's epibenthic closing net. The net was towed for 1 km at each station. A digital camera was used to document the organisms in the samples. Shrimps were identified to species and enumerated (counted). Full species identification was not performed for other taxonomic groups.

A gradient in the distribution of shrimps and total fauna was observed in the fjord. The largest density of hyperbenthic animals was observed in the outer part of the fjord (Gråøyrenna). Dominating shrimps there were *Pandalina profunda*, *Crangon allmanni* and *Pandalus borealis*. In the inner part (Hellvikstangen) no shrimps were observed. The largest shrimps were observed at Elle, outside the major sill of the fjord, were *Lebbeus polaris* og *Pandalus propinquus* were dominant.

Only two species of shrimps (*P. borealis*, *P. profunda*) were observed in the middle part of the fjord (Steilene) and shrimp species observed there previously (*Crangon. Allmanni*) were missing. The results from Steilene indicate that the environmental condition species of shrimps have become more unfavourable and were in 2000 close to the situation in the seventies.

The observation of irregular sea urchins (*Brissopsis lyrifera*) in the samples from the two outermost stations (Elle, Gråøyrenna) may indicate a recent development of unfavourable conditions in the sediment porewater which has forced the sea urchins to the sediment surface where they are caught by the net.

The surface water quality in the summer 2000 was overall less satisfying compared to 1998/1999, but substantially better than in 1994 and 1995, when there was much use of sewage overflows and flooding of rivers in the southern Norway (1995). The main cause of the situation in 2000 was a cold and rainy summer, with incidents of flooding in the rivers and extensive use of sewer overflows. This resulted in increased phytoplankton biomass and lower secchi depth as well as a few days of bathing restrictions at some places close to river mouths and overflows. But the surface water quality has generally improved since the beginning of the 80s, as a result of establishing treatment plants, with climatic variations as a modifying factor.

Recommendations:

The recommendations are mainly the same as in previous reports. Thus special attention should be paid to:

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

An improvement of the oxygen conditions demands further reduction of the total organic load on the deep water of the fjord. The small water exchange in the Bunnefjord emphasize that technical means are needed to achieve improved deep-water renewal in this part of the fjord. Such a manipulation can be no substitute for a reduction in anthropogenic load, but will speed up the process of expected natural improvement from further reduction of the organic load, and can be used to avoid extreme situations in years with naturally bad conditions for a deep-water exchange.

1. Innledning.

Overvåkingsprogrammet i indre Oslofjord er geografisk begrenset til den sørlige delen av Drøbaksundet (Filtvedt), 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 2000 bestod overvåkingsprogrammet av følgende deler: Overvåking av dypvannsfornyelse og oksygenforhold, hydrokjemiske observasjoner (forundersøkelser til planlagt nitrogenrensing), horisontalutbredelsen av fem tangarter, hyperbenthosundersøkelser (hovedsakelig reker), overflatelagets vannkvalitet målt ved siktedyp, klorofyll-a (planteplanktonbiomasse) og næringssalter, samt undersøkelser av fisk og virvelløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann.

I 2000 ble et prosjekt avsluttet og rapportert: Analyse av forekomsten av parasitter og bakteriefremkallende sykdommer på utvalgte fiskearter. Undersøkelsen ble ledet av T. Schram ved Biologisk institutt (UiO).

1.1 Forurensningstilførsler.

Tilførslene til indre Oslofjord foreligger fra tre ulike rapporter. Fagrådets tilførselsgruppe rapporterte tilførslene i 1996 (Nedland, 1997). Resultatene fra denne rapport er vist i **Tabell 1**. Fylkesmannen i Oslo og Akershus rapporterte tilførsler i 1997 (Wivestad, 1999) og NIVA har beregnet tilførsler for perioden 1990-1998 (Borgvang og Tjomsland, 2000). Resultatene fra de ulike rapportene varierer noe (**Tabell 2**). For fosfor ligger de ulike estimatene innenfor Fagrådets anslåtte variasjonsområde, mens for nitrogen ligger Fagrådets verdier noe over de andre beregningene. En bidragende faktor kan være at nitrogenrensing ble innført og at tallene kan avspeile ulike reelle utslipp og rensegrader på nitrogen mellom 1996 og 1997. Fagrådet rapporterer i 1999 nye tilførselsberegninger på 73 tonn fosfor og 2.700 tonn nitrogen. Beregningene er basert på grunnlag av målinger i elvene, samt kommunenes rapportering av nedstrøms utslipp (Fagrådets årsberetning 2000).

Tabell 1. Tilførsel av fosfor, nitrogen organisk stoff (TOC) og suspendert stoff (tonn/år) i 1996 (Nedland, 1997). Sammenligning av ulike beregninger.

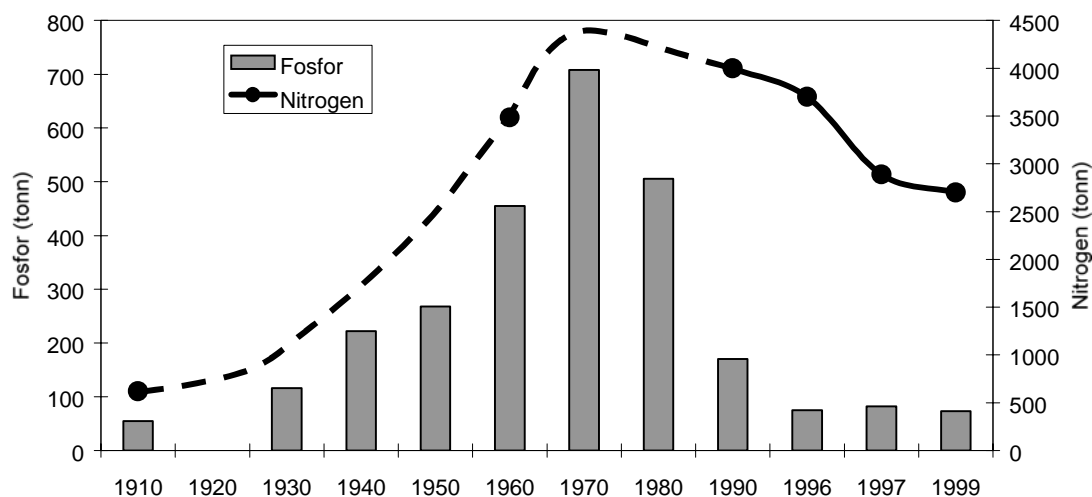
Data fra:	Fosfor	Nitrogen	Organisk stoff	Suspendert stoff
Kommunenes rapportering	73	3.700	4.400	5.900
Totale rapporterte kilder	75	3.700	4.400	5.900
Rapporterte og anslåtte bidrag	76	3.900	6.200	9.200
Totale kilder (ikke vassdragsmålinger)	62	3.400	3.600	5.900
Anslåtte variasjonsområde for utslipp	58-105	3.300-4.700	5.500 - 7.300	-

Tabell 2. Sammenstilling av tilførsler til indre Oslofjord fra ulike rapporter.

Rapport	År	Fosfor	Nitrogen	
Nedland, 1997	1996	75 (58-105)	3.700 (3.300-4.700)	
Wivestad, 1999	1997	86	2890	
Borgvang og Tjomsland 2000	1997	61	2700	(Antropogene kilder med konstant bakgrunn)

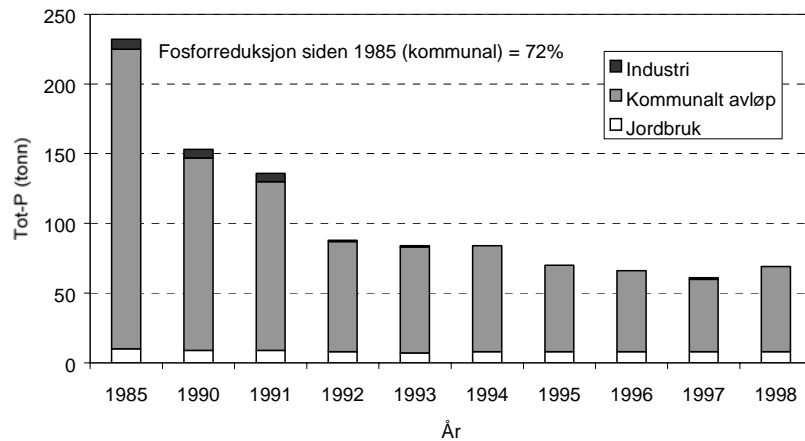
Den dominerende forurensningstilførselen til indre Oslofjord er kommunalt og industrielt avløpsvann. I 1995/96 ble det innført nitrogenrensning ved VEAS og i 1997 ved Follo renseanlegg. Planlagt reduksjon av nitrogen er ca. 70 %, hvilket ble oppnådd av VEAS i 1997. Det nye Bekkelaget renseanlegg ble innviet høsten 2000 og prøvedriften er igang, men full nitrogenrensning forventes ikke før i løpet av 2001.

Figur 1 viser beregnede næringssalttilførsler til fjorden. Frem til 1960 er det foretatt teoretiske beregninger, mens materialet etter 1960 baserer seg på både observasjoner og teoretiske beregninger. Usikkerheten i tallene er betydelig, noe som fremgår av beregningene foretatt i 1996 (Nedland, 1997). Imidlertid er utviklingen gjennom 1900-tallet omtrent lik den som er beregnet for andre områder i sør-Skandinavia, (økningen i fosfor og nitrogen tilførsler).

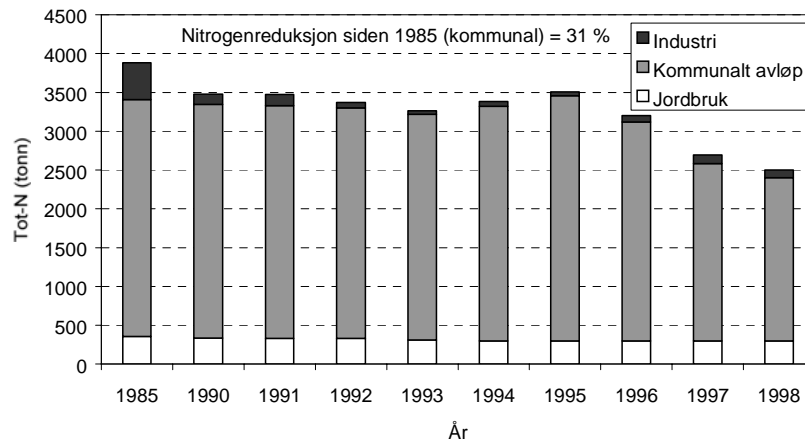


Figur 1. Beregnede tilførsler av fosfor og nitrogen til indre Oslofjord 1910- 1996 (Fra Bergstøl m.fl., 1981, Baalsrud m.fl. 1986, Holtan, 1990, Nedland, 1997, Wivestad, 1999 og Fagrådets årsrapport 2000).

I rapporten til Borgvang og Tjomsland (1999) er tilførslene beregnet for antropogene tilførsler for perioden 1990-98 og sammenlignet med tilførslene fra 1985. Sammenligningen med 1985 er gjennomført for å kontrollere rensiltak mot de mål som ble avtalt av Ministrene under den 3. Nordsjøkonferansen i 1987 og PARCOM Recommendation 88/2. De antropogene reduksjonene (dvs. tilførsler fra jordbruk, kommunalt avløp og industri) sammenlignet med basåret 1985 har vært ca. 70 % for fosfor og 36 % for nitrogen (**Figur 2** og **Figur 3**).



Figur 2. Fosfortilførsler fra ulike kilder til indre Oslofjord 1985 og 1990-98 (Borgvang og Tjomsland , 2000).



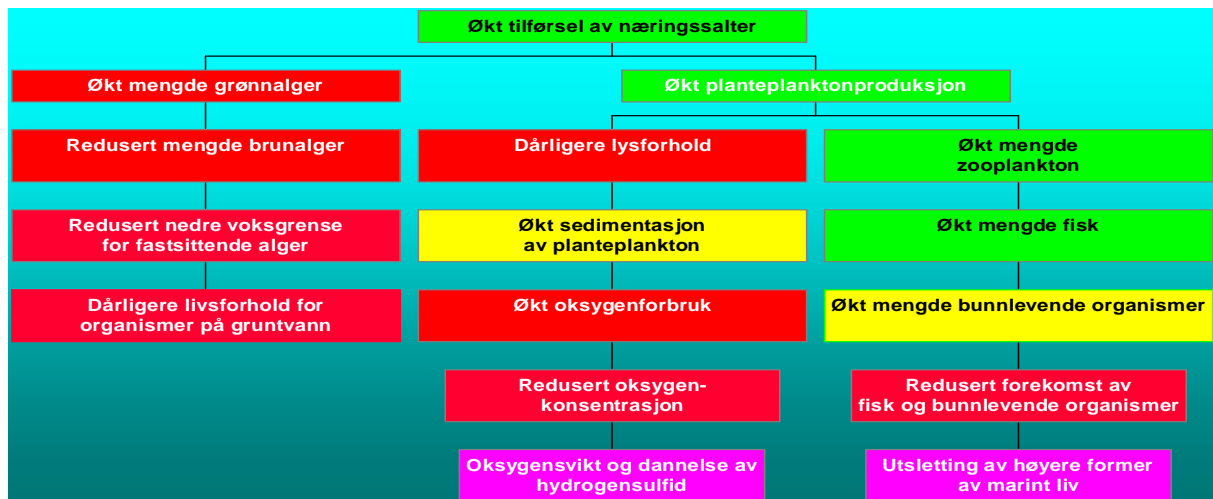
Figur 3. Nitrogentilførsler fra ulike kilder til indre Oslofjord 1985 og 1990-98 (Borgvang og Tjomsland , 2000).

1.2 Effekten av forurensningstilførslene.

Overvåkingsprogrammet konsentrerer seg i første rekke om eutrofi-effektene (overgjødningen) i fjorden, men i 1992-93 ble også miljøgiftssituasjonen i fjorden kartlagt (miljøgifter i sedimenter og organismer), og en oppfølging er startet i 1997 og avsluttet i 1999 (Knutzen, 2000). Ettersom det i senere tid er rettet større oppmerksomhet mot interaksjon mellom miljøgifter og eutrofi vil det i fremtiden kanskje bli nødvendig å se disse i sammenheng.

Dagens næringssalttilførsel fra land gir en økt primærproduksjon og en større planteplanktonbiomasse enn naturlig (**Figur 4**). Gjennomsiknelighet i vannet avtar (lite siktedyp). Den organiske belastningen på fjordens dypere vannmasser blir stor når planteplankton 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 hydrogen sulfid (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.

Overgjødningen av fjorden forandrer fjordens økosystem. Den begunstiger arter som har evne til å dra nytte av det forandrede miljøet, som eksempelvis hurtigvoksende grønnalger langs strendene i fjorden. Konkurransforholdet mellom de fastsittende alger er blitt forandret (Bokn 1979) og det er registrert færre arter av zooplankton, og store bunnområder er uten liv (Beyer 1967, Beyer og Indrehus, 1995). Lokalt har dessuten industriutslipp forringet fjordmiljøet f.eks. ved Slemmestad (støvutslipp og miljøgifter som dekker fjordbunnen) og ved Sætre (nedsatt pH, høye nitrogenkonsentrasjoner i vann samt forhøyde konsentrasjoner av PCB i sediment). I tillegg er den diffuse tilførsel av miljøgifter fra industri og andre kilder et problem. Høsten 1991 ble det observert store miljøgiftkonsentrasjoner i sedimentene i havnebassenget i Oslo (Koniczny 1992). I undersøkelsene fra 1993 er det vist at problemet ikke bare er begrenset til Oslo havnebasseng, selv om det bare unntaksvis er registrert like høye konsentrasjoner av miljøgifter i andre deler av fjorden (Koniczny, 1994). Observasjoner av enkelte miljøgifter i organismer i 1992 (Green og Knutzen, 1993), førte til at Statens næringsmiddelstilsyn (SNT) advarte mot konsum av lever i torsk fanget i fjorden innenfor Drøbak. Dette som følge av forhøyd PCB-konsentrasjon. Resultatene fra 1992 er også bekreftet i undersøkelsen fra 1998-99 (Knutzen, 2000). Miljøgiftproblemet må sies å være et betydelig problem i indre Oslofjord (Magnusson m. fl., 1995, Knutzen, 2000).



Figur 4. Eutrofiering og effekter. Grønne farger viser noe som kan være positivt for fjorden, gule og røde samt fiolette farger økende grad av negative effekter.

1.3 Observasjoner og undersøkelser i 2000.

Overvåkingen gjennomføres etter en langtidsplan for overvåkingen av fjorden. Planen dekker en 10-års periode, men justeres årlig i henhold til resultater og behov. Gjeldende langtidsplan er for perioden 1995-2004. Den praktiske utførelsen skjer ved flere ulike institusjoner, først og fremst Biologisk institutt (UiO) og NIVA, men fra 1997 deltar også Havforskningsinstituttet med Forskningstasjonen Flødevigen (HFF).

1.3.1 Hydrografiske og hydrokjemiske undersøkelser i 2000.

Stasjoner og observasjoner på de hydrografiske hovedtoktene (6 pr. år) fremgår av **Tabell 3** og **Figur 5**.

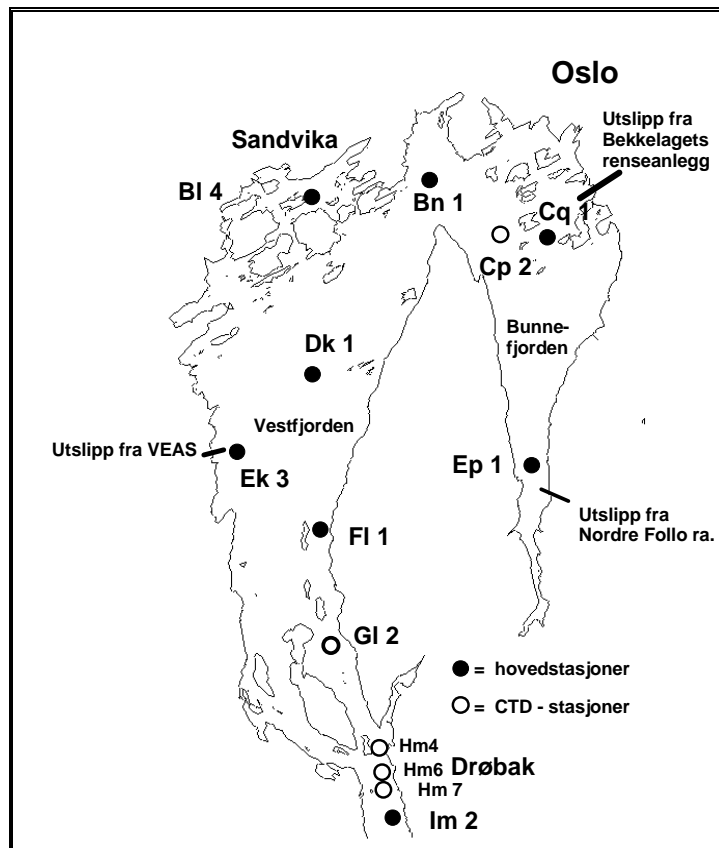
De hydrografiske toktene ble gjennomført med F/F Trygve Braarud, UiO. Vannprøver ble innsamlet fra overflaten og i 4, 8, 12, 16, 20, 30, 40, 50, 60, 80, 100, 125 og 150 meters dyp. På enkelte stasjoner ble det tatt ytterligere et par dyp. Temperatur og saltholdighet ble observert med Neil Brown CTD (Mark IIIb). På noen stasjoner i de dypeste områdene ble også vannprøver innsamlet til analyse på laboratoriet for å kontrollere CTD - observasjonene. Videre ble siktedypet observert og klorofyll-*a* analysert på vann fra 0-2

meters dyp, samt oksygen fra samtlige standarddyp. På enkelte stasjoner ble det også tatt observasjoner av næringssalter i hele vannmassen.

Samtlige analyser ble gjennomført på NIVAs laboratorie, unntatt oksygen som ble titrert i felt. Kvaliteten på analysene holder de høyeste krav som kreves av Quasimeme – hvor sentrale laboratorier i Europa deltar hvert år på interkalibreringer.

Tabell 3. Hydrografiske tokt i indre Oslofjord 2000. På samtlige stasjoner er det tatt observasjoner av temperatur og saltholdighet, mens stasjoner med *kursiv* også omfatter analyser av oksygen. Stasjoner markert med **fet** stil omfatter i tillegg hydrokjemiske observasjoner (Tot-N, NO₃+NO₂-N, NH₄-N, Tot-P, PO₄-P, SiO₃). Stasjon Ek 3 tas på høsttoktene og finansieres av VEAS.

Dato og stasjoner	Dato og stasjoner
15.2 <i>Bn1, Cq1, Ep1</i> , Cp2, Dk1 , <i>Fl1</i> , Gl2, Hm4, Hm6, Im2 .	23.8. <i>Bn1, Cq1, Ep1</i> , Cp2, <i>Bl4, Dk1, Ek3, Fl1</i> , Gl2, Hm4, Hm6, Hm7, Im2 .
12.4 <i>Bn1, Cq1, Ep1</i> , Cp2, Dk1 , <i>Fl1</i> , Gl2, Hm4, Hm6, Hm7, Im2 .	17.10. <i>Bn1, Cq1, Ep1</i> , Cp2, <i>Bl4, Dk1, Ek3, Fl1</i> , Gl2, <i>Hm4</i> , Hm6, Hm7, Im2 .
25.5. <i>Bn1, Cq1, Ep1</i> , Cp2, Dk1 , <i>Fl1</i> , Gl2, Hm4, Hm6, Hm7, Im2 .	12.12 <i>Bn1, Cq1, Ep1</i> , Cp2, <i>Bl4, Dk1, Ek3, Fl1</i> , Gl2, <i>Hm4</i> , Hm4b, Hm6, Hm7, Im2 .



Figur 5. Stasjoner på hovedtoktene i 2000.

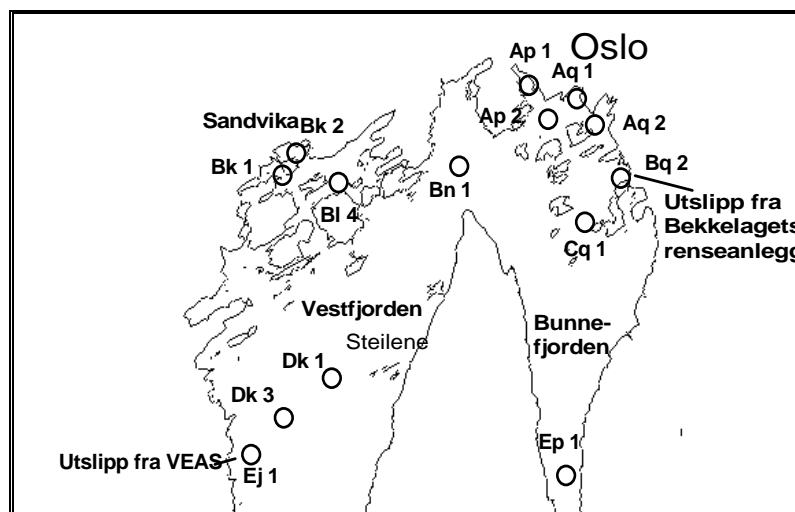
1.3.2 Overflateobservasjoner juni-august 2000.

Overflateobservasjoner ble innsamlet vinterstid (2 tokt, desember og januar) og ukentlig sommerstid (juni - august). Stasjoner fremgår av **Figur 6** og observasjoner av **Tabell 4**.

I juni-august ble det gjennomført ukentlige tokter til 14 stasjoner i indre Oslofjord. Siktedyp ble observert, og det ble tatt prøver fra 0-2 meters dyp til analyse av planteplankton, klorofyll-a, Tot-P, PO₄-P, Tot-N, NO₃+NO₂-N, NH₄-N og SiO₂. Næringssalter ble bare analysert på vannprøver fra stasjonene Dk1, B14, Bn1, Ap2, Cq1 og Ep1. Kvantitative planteplanktonprøver ble tatt fra 0-2 meters dyp på stasjonene Ap 2, B14, Bn1, Bq2, Dk1, og Ep1 og konservert med neutralisert formalin. Kvalitative vertikaltrekk (0-10 m dyp) av planteplankton ble tatt med håv (10 µ) og konservert med neutralisert formalin. Analyser er gjennomført på kvantitative prøver fra stasjon Dk1. Samtlige analyser ble utført på NIVA.

Tabell 4. Overflateobservasjoner i 2000 (næringssalter (på enkelte stasjoner uthevet i tabellen), siktedyp samt klorofyll-a (klorofyll-a bare i juni- august)).

Stasjoner: Ap1, Ap2, Bn1, Bq2, Cq1, Ep1, Aq1, Aq2, Bk1, Bk2, B14, Ej1, Dk1, Dk3.
Dato: 5.1, 5.6, 15.6, 20.6, 28.6, 4.7, 11.7, 18.7, 25.7, 1.8, 8.8, 15.8, 23.8, 31.8, 11.12.2000



Figur 6. Overflatestasjoner juni – august 2000.

1.3.3 Miljøforholdene i strandsonen ved undersøkelser av fastsittende alger.

I 1998 startet på ny undersøkelser av fem tangarters horisontale utbredelse og relative forekomst på 123 stasjoner fra Drøbaksundet til Bunnefjorden. Undersøkelsene startet i 1998 og ble avsluttet våren 2000. Resultatene rapporteres i kapitel 2.4.

1.3.4 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 (og er tildels fortsatt) finansiert utenfor overvåkingsprosjektet. Prosjektet ledes av J. Gjørøther og Aadne Sollie ved Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (HFF).

Siden 1936 har HFF tatt 12 strandnotttrekk i indre Oslofjord og i tillegg frem til 1960-åra 7 trekk i Bunnefjorden. I tillegg til de faste trekkene ble 4 av de gamle trekkene i Bunnefjorden tatt opp igjen i 1996/1997 og i 1997/1998 ble også 4 nye trekk etablert etter avtale med Fagrådet for indre Oslofjord. To av disse ble plassert ved Fornebu (Bærumsbassenget og Lysakerfjorden) og ett vest av Bleikøya (Havnebassenget). Resultatene rapporteres i kapitel 2.5.

1.3.5 Undersøkelser av forekomsten av reker(hyperbenthos).

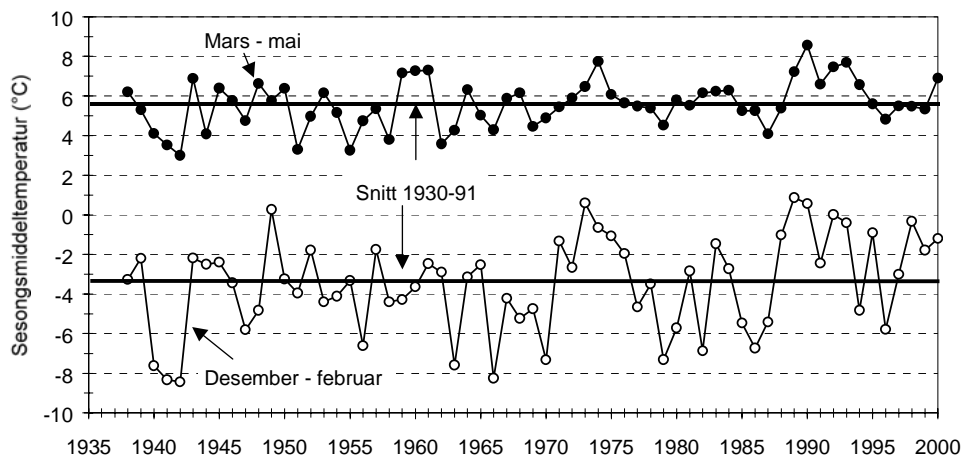
I 1995 ble det gjennomført en sammenstilling av hyperbenthosundersøkelser foretatt i tidsrommet 1952-1994 (Beyer og Indrehus, 1995). Undersøkelsene gjennomføres nå årlig etter en metode utviklet av Fredrik Beyer i modifisert form. I 2000 ble det tatt observasjoner fra Bunnefjorden, Lysakerfjorden, Vestfjorden og Drøbaksundet. Resultatene er presentert i kapitel 2.7 .

2. Resultater og diskusjon.

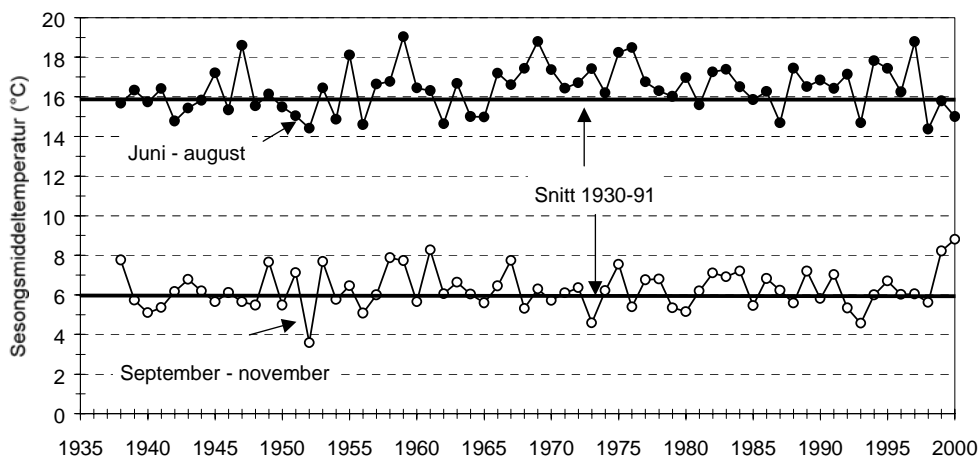
2.1 Klima.

Meteorologisk institutt meddeler at Norge har hatt det tredje varmeste året på 130 år i år 2000. Østlandet har hatt ekstremt mye nedbør (det våteste året siden nedbørmålingene startet i 1895). Det var spesielt nedbøren i oktober og november som bidrog til rekordet. Den globale temperaturen var også over normalen (1961-90) og var like høy som i 1999 – det femte varmeste året i de siste 140 år (WMO). Den globale middeltemperaturen er nå 0.6 °C høyere enn ved starten av det tjuende århundredet.

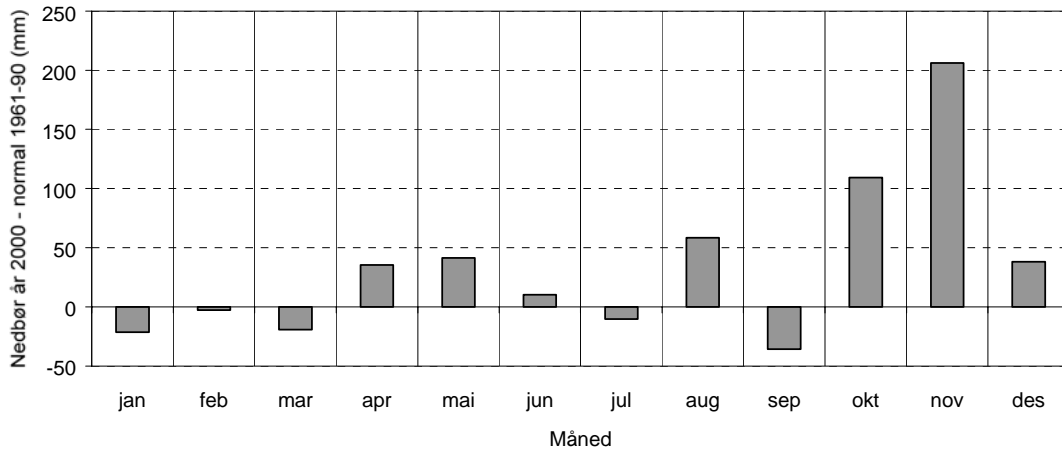
Vinteren 2000 (desember-februar) var igjen varmere enn normalt og føyer seg til de relativt varme vintrene i 1988 – 1993. I hele perioden 1988-99 har det bare vært en "normal" vinter med en kaldere værtype (1996).



Figur 7. Sesongsmiddeltemperatur (°C) ved Blindern 1937-2000 vinter og vår. Data fra Meteorologisk institutt.

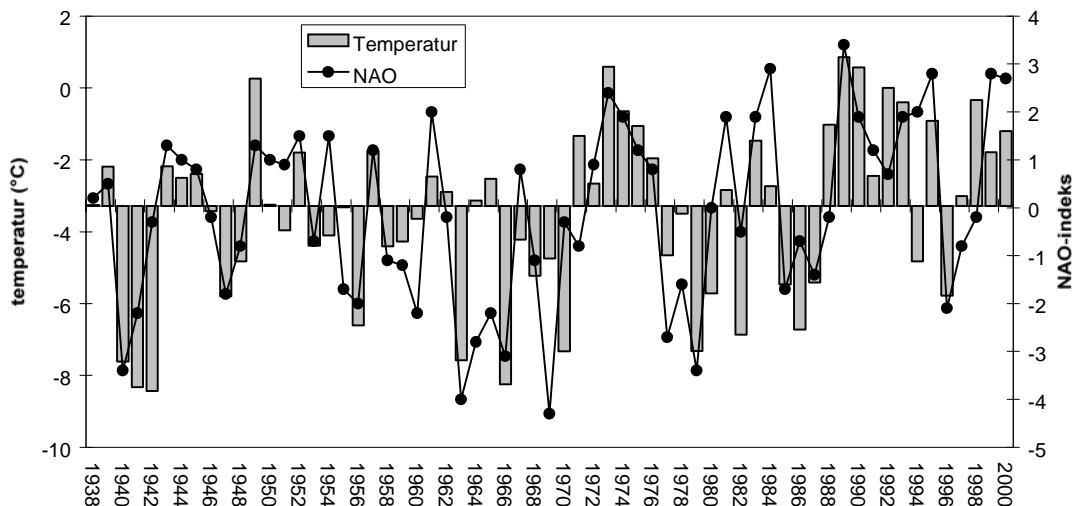


Figur 8. Sesongsmiddeltemperatur (°C) ved Blindern 1937-2000 sommer og høst. Data fra Meteorologisk institutt.

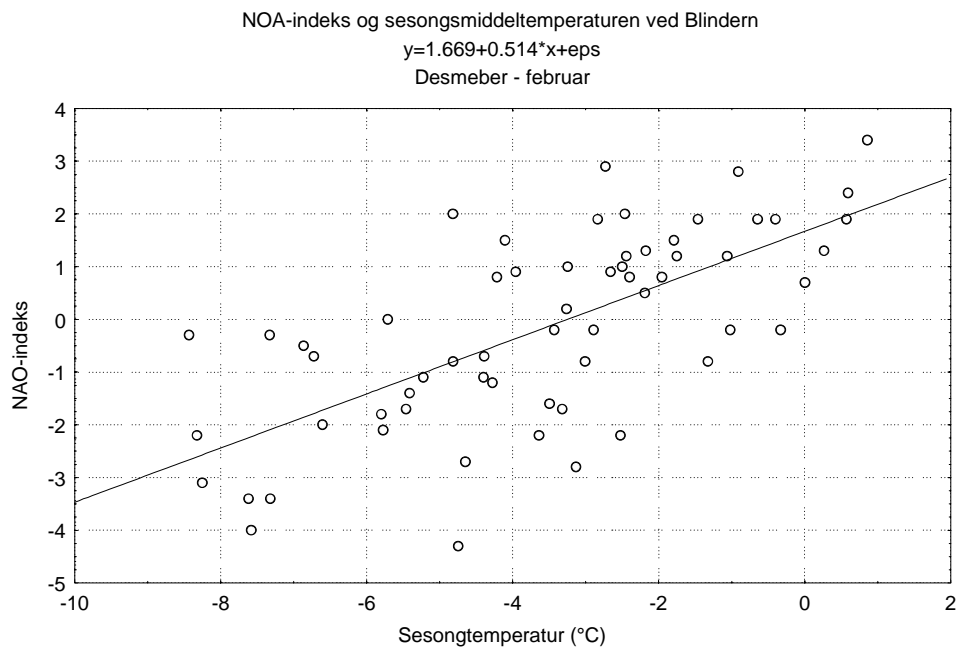


Figur 9. Nedbør ved Blindern 2000. Avvik fra normalen 1961-90. Data fra Meteorologisk institutt.

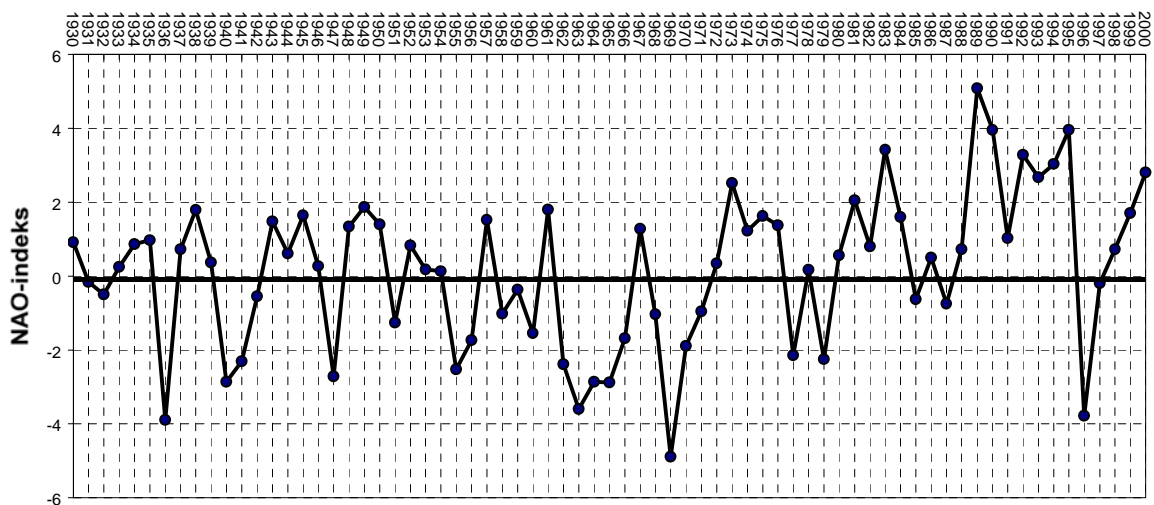
De milde vintrene gir mulighet for større ferskvannstilførsel vinterstid men også vindforholdene skiller seg fra et normalår. Normalt dominerer nordlige vinder vinterstid og sørlige vinder sommerstid. I milde vintre vil det være et større innslag av sørlige vinder. **Figur 10** viser sesongmiddeltemperaturen for desember – februar og NAO (North Atlantic Oscillation) – anomalien for desember – mars. NAO-indeksen er normalisert lufttrykkforskjell mellom Azorene og Island (Hurrell, 1995, World Monthly Surface Station Climatology, 1999). Et positivt avvik betyr dominerende vestlige vinder over Nord- Atlanteren som fører varm og fuktig luft mot det europeiske kontinent. Dette gir ofte relativt milde vintre, mens et negativt avvik gir mer nordlige vinder over Osloområdet og en kald værtype. Med enkelte avvik sammenfaller positivt avvik med høy temperatur i Oslo, og omvendt (**Figur 11**). **Figur 12** viser at i perioden 1988-99 var NAO-indeksen overveiende positiv med milde vintre, unntatt i 1996. **Figur 13** viser at vindstress fra nordlige vinder har vært mindre i perioden 1988-2000, med unntak fra 1996. Denne perioden skiller seg også fra resten av observasjonene i 1930-99, slik at det er grunn for å se på den som ekstrem.



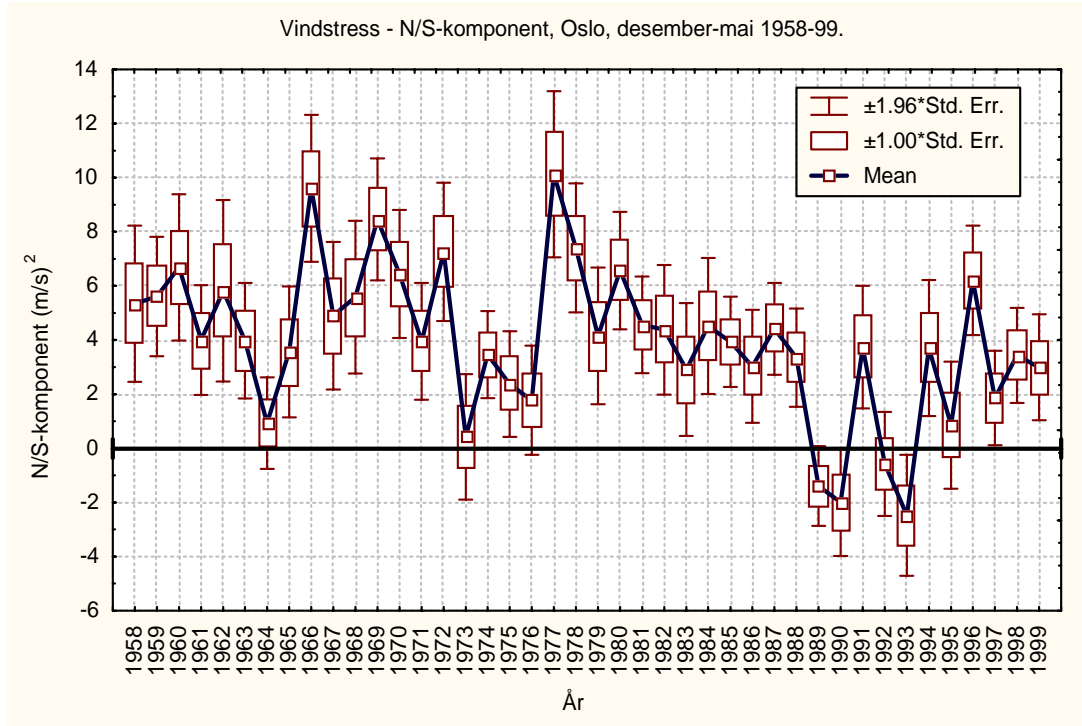
Figur 10. Sesongstemperaturen Blindern (des-feb) , samt NAO-indeks (des-feb) 1938-2000. Data fra Meteorologisk institutt, Hurrell, 1995 og World Monthly Surface Station Climatology, 2000.



Figur 11. Sammenligning mellom lufttemperaturen på Blindern (middeltemperatur desember – februar) og NAO-indeks et i samme tidsrom. (Data fra meteorologisk institutt og Hurrell, 1995, World Monthly Surface Station Climatology, 2000).



Figur 12. NAO-indeks for desember –mars 1930-2000 (Hurrell, 1995, World Monthly Surface Station Climatology, 2000)



Figur 13. Vindstress (m/s)², N/S-komponent ved Blindern desember-mai 1958-99. Desemberverdiene er fra samme vinter men fra året før. (Data fra Meteorologisk institutt)

2.2 Dypvannsfornyelser.

Vannkvaliteten i indre Oslofjord påvirkes av lokale forurensninger fra land og tilført mengde og kvalitet på "nytt" vann fra ytre Oslofjord/Skagerrak. Utslipp av rensert vann fra rensesanleggene dominerer 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 rensesanleggene følger også nedbør eller flom i samband med f.eks. snøsmelting eller ekstrem nedbør.

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

Størrelsen (og derved effekten) av dypvannsfornyelsen i fjorden varierer fra år til år. Det er 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. 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 dypvannsfornyelse 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 innblanding og effektiv utskiftning. Variasjoner fra år til år i selve utskiftningsprosessen kan således gi forskjellig utgangskvalitet på dypvannet i fjorden. Selv uten forandringer i forurensningsbelastningen kan således vannkvaliteten i Oslofjorden variere.

Dessverre har det vist seg at oksygenkonsentrasjonen i Drøbaksundet om høsten har avtatt noe gjennom de siste 50 årene (Magnusson og Johnsen, 1994, Johannessen 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. Også ved normal dypvannsfornyelse vil derfor fjorden idag tidvis tilføres mindre oksygen fra ytre Oslofjord enn tidligere.

Dypvannsfornyelsen, dvs. vannfornyelser på dyp større enn terskeldypet på 20 meter ved Drøbak, er beregnet ut fra hydrografiske observasjoner i Bunnefjorden (Ep 1), Vestfjorden (Dk1 og Fl 1) samt Drøbaksundet (Im 2). Beregningen bygger på sporing av vannmasser ut fra temperatur/saltholdighets-variasjonene (T/S-diagrammer). Ut fra diagrammene beregnes andelen tilført vann fra Drøbaksundet til indre Oslofjord. Beregningene forutsetter at det foreligger observasjoner fra Drøbaksundet på det innstrømmende vannet, hvilket ikke alltid er tilfelle idet antall tokt er begrenset til ca. annenhver måned. Videre vil store vertikale gradienter i saltholdighet og temperatur i Drøbaksundet vanskeliggjøre beregningene og isteden kan totalfosfor, som vanligvis har mindre vertikale gradienter, brukes. Resultatene "kontrolleres" mot oksygenkonsentrasjonen. Imidlertid er ikke totalfosfor og oksygen konservative parametre og dataene er også begrenset til få stasjoner i tid og rom, hvilket gjør beregningene omtrentlige. Således er beregnet dypvannsfornyelse å betrakte som *relative* tall, dvs. de gir et bilde av størrelsen på dypvannsfornyelsen fra år til år. Feilen kan tilsvare et vannvolum som vel tilsvarer Bærumsbassenget og Bekkelagsbassenget.

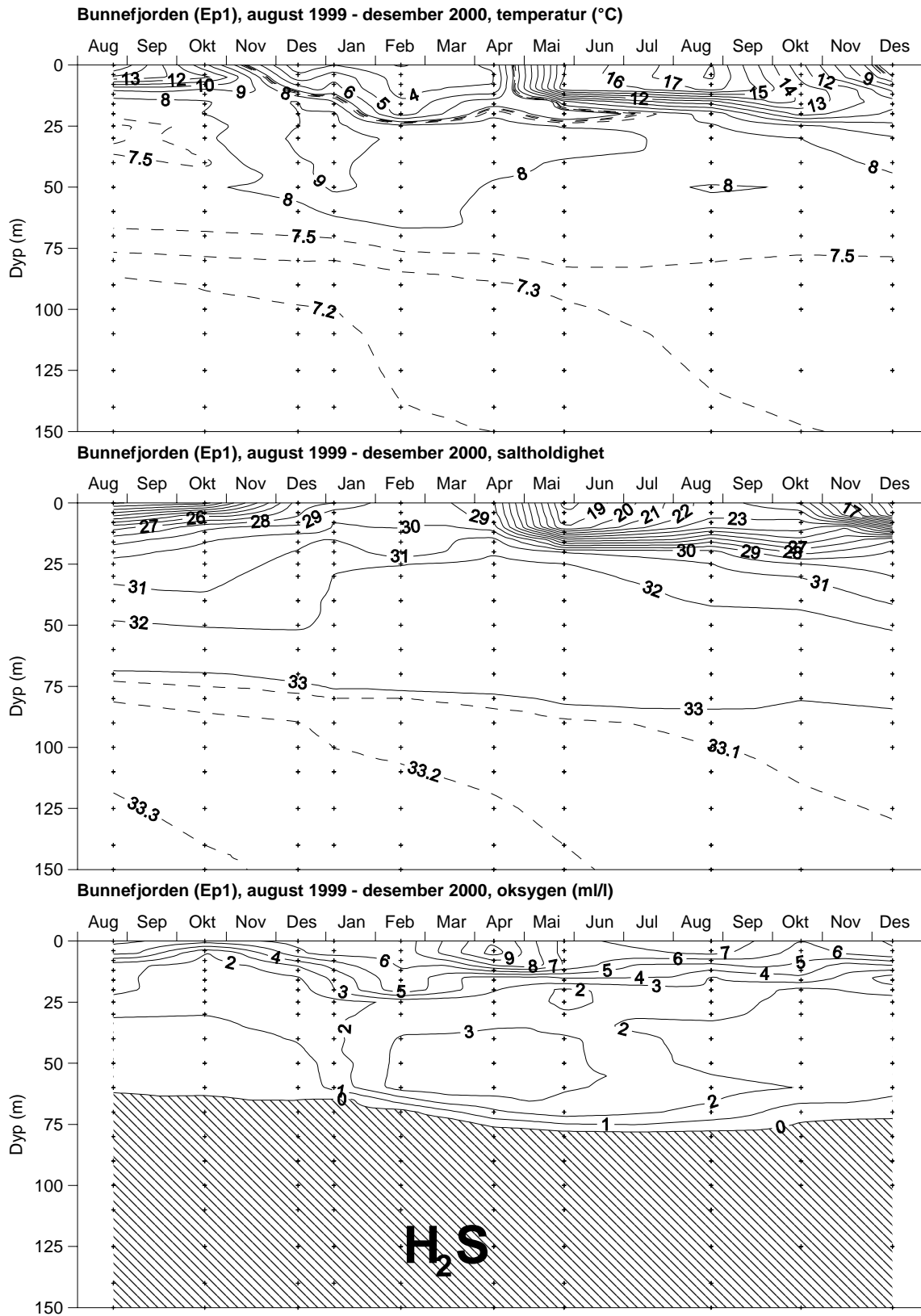
Beregningene følger ikke kalenderår, men tidsrommet 1.10 – 30.9. **Figur 14 -Figur 16** viser den hydrografiske utviklingen i fjorden fra august 1999 til desember 2000.

Dypvannsfornyelsen startet i oktober 1999 med innstrømning av vann fra Drøbaksundet til Vestfjorden. Dypvannsfornyelsen fortsatte i 2000 i perioder frem til og med april og litt vann strømmet også over terskelen til Bunnefjorden og ble lagret inn mellom 25 og ca. 70 meters dyp. Dypvannet mellom 80 meters dyp og bunn i Bunnefjorden ble ikke berørt av dypvannsfornyelsen, fordi egenvekten på det innstrømmende vannet var for lav. Fra mai til desember var det ikke noen dypvannsfornyelse i indre Oslofjord.

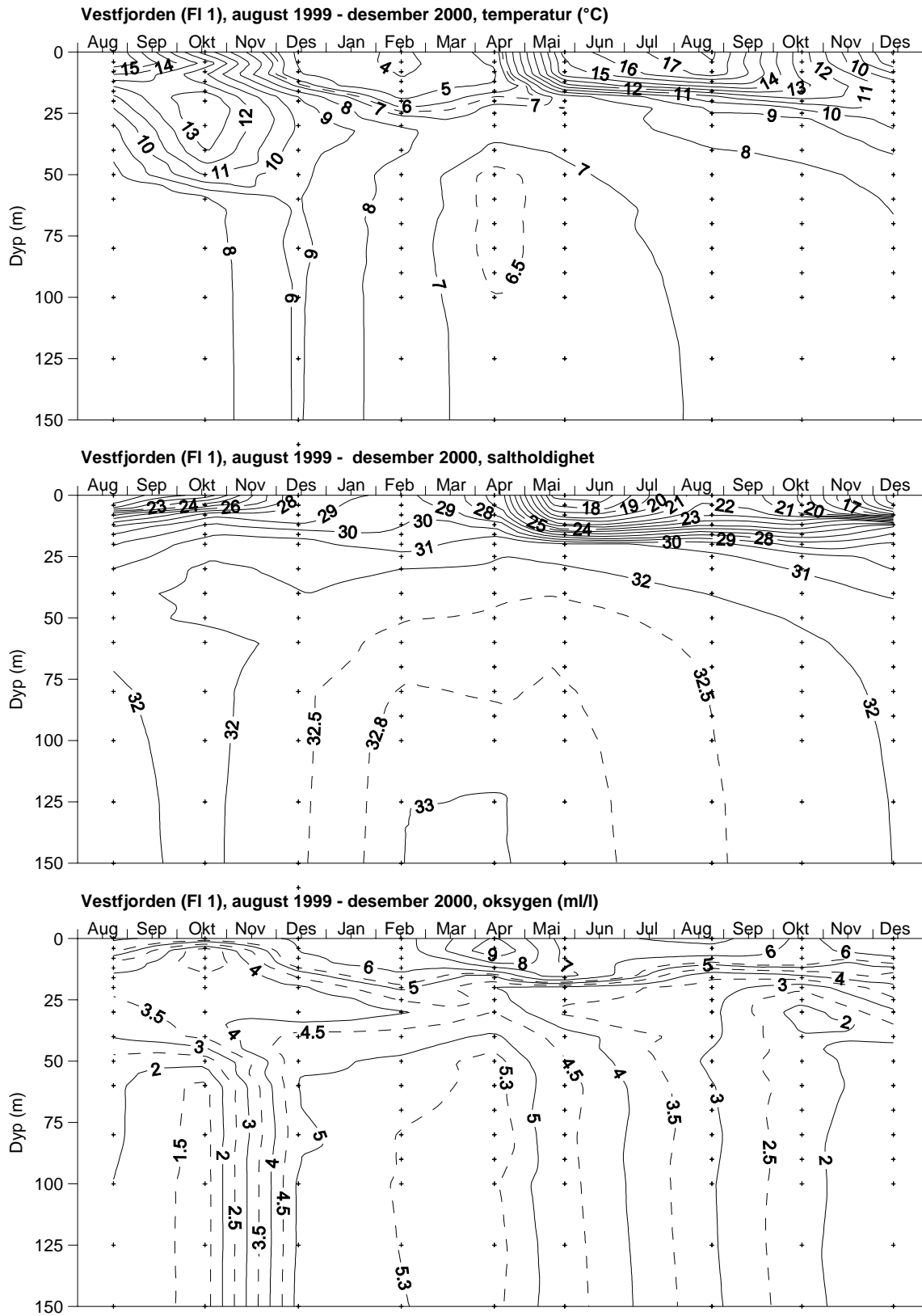
I Drøbaksundet var det en større utskiftning av vann med start i desember/februar og som kuliminerte i april/mai.

Beregningene av dypvannsfornyelsen i 2000 var spesielt vanskelige i februar til april. Her var det ikke mulig å finne den vannmasses egenskaper i Drøbaksundet som forårsaket fornyelsen i Vestfjorden. Årsaken skyldes for lang tid mellom observasjonene i februar og april. Dypvannsfornyelsen er derfor beregnet ut fra "sannynlige" egenskaper på vannmassen.

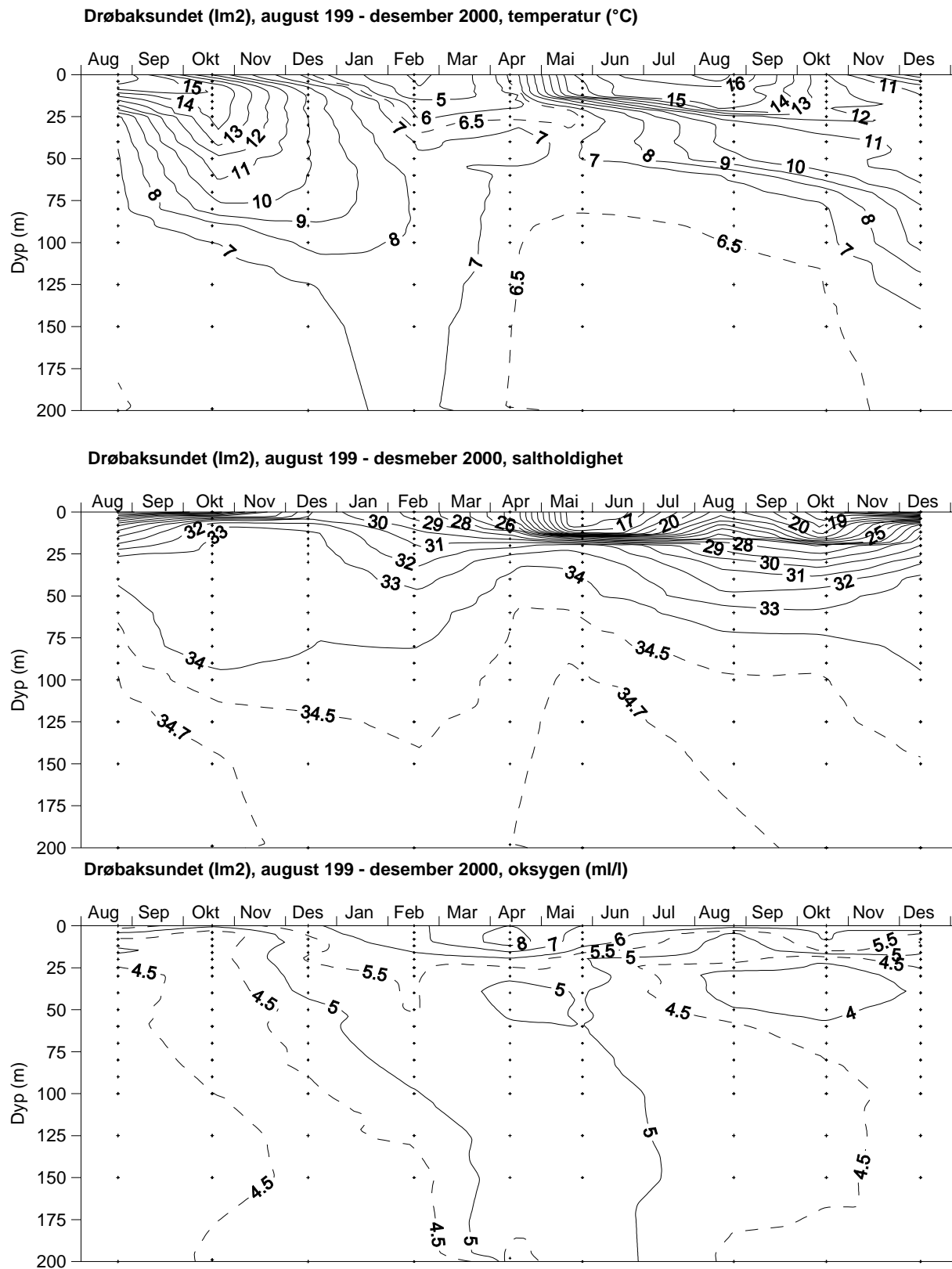
Totalt var det en stor dypvannsfornyelse 1999/2000, men den var nesten helt begrenset til Vestfjorden, som fikk sitt vann fornyet flere ganger. Ved fornyelsen mellom oktober og desember 1999, ble fjorden dessuten tilført vann med lav oksygenkonsentrasjon – litt over 4 ml/l.



Figur 14. Temperatur (°C), saltholdighet og oksygen/hydrogensulfid (ml/l) i Bunnefjorden (Ep1), august 1999-desember 2000.



Figur 15. Temperatur (°C), saltholdighet og oksygen/hydrogensulfid (ml/l) i Vestfjorden (FI1), august 1999-desember 2000.



Figur 16. Temperatur (°C), saltholdighet og oksygen/hydrogensulfid (ml/l) i Drøbaksundet (Im 2), august 1999-desember 2000.

Tabell 5. Beregnet *relativ* dypvannsfornyelse (20 meters dyp til bunn) for hele indre Oslofjord, 1973-2000.

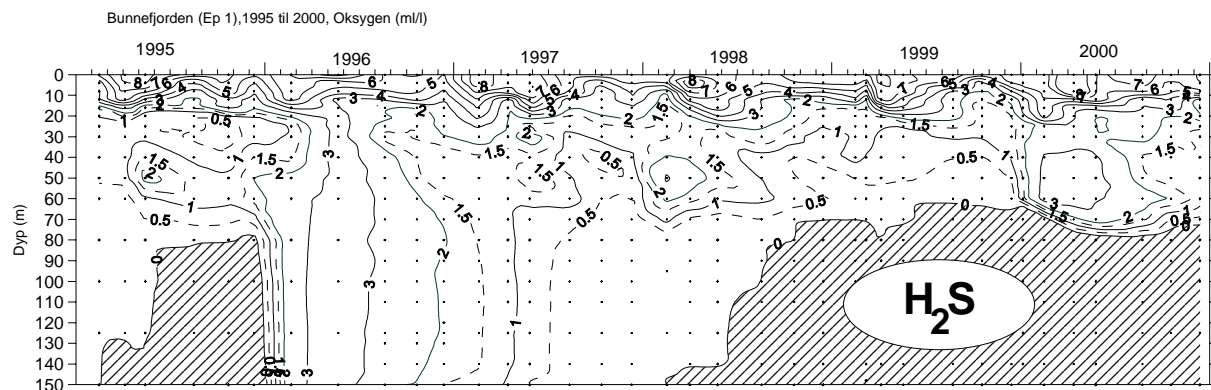
År	Dypvannsfornyelse (*10 ⁶ m ³)	Dypvannsf. (% av vol. 20 - 150 m dyp)	År	Dypvannsfornyelse (*10 ⁶ m ³)	Dypvannsf. (% av vol. 20 - 150 m dyp)
1973	1200	20	1987	3700	62
1974	8300	140	1988	6600	110
1975	1200	20	1989	2300	39
1976	3300	55	1990	2900	50
1977	5900	100	1991	6530	110
1978	2800	45	1992	4800	80
1979	3700	60	1993	4810	80
1980	3200	54	1994	6500	109
1981	3200	54	1995	5600	94
1982	4600	77	1996	6400	107
1983	2100	35	1997	5000	84*
1984	6300	106	1998	3800	63
1985	4400	74	1999	2900	31
1986	4400	74	2000	6300	106*

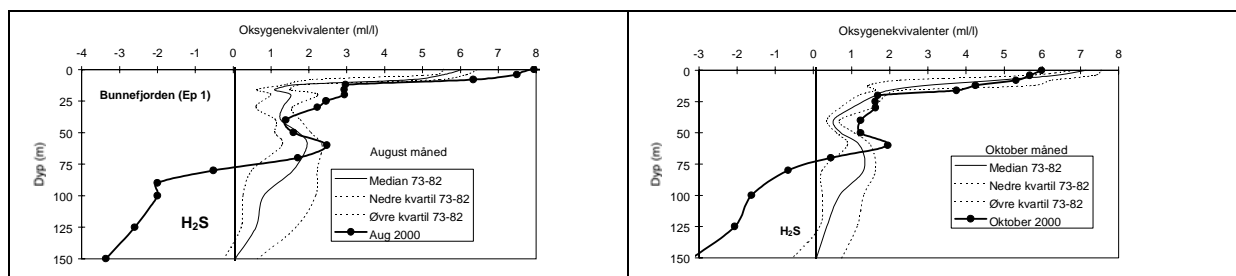
Gjennomsnittlig fornyelse 1973-92: ca. 4000*10⁶ m³. *=spesielt usikkert tall

2.3 Oksygenforhold.

Bunnefjorden.

Etter den meget gode dypvannsfornyelsen i Bunnefjorden vinteren 1996, har oksygenkonsentrasjonen suksessivt avtatt i det stagnante dypvannet (**Figur 17**). Manglende dypvannsfornyelse i 1997 medførte at oksygenkonsentrasjonen ble meget lav i løpet av året og i januar 1998 ble det registrert hydrogensulfid i bunnvannet. Med bare litt nytt vann inn på mellomnivåer (ca. 50 meters dyp) vinteren 1998, ble det gradvis dårligere forhold utover året, med hydrogensulfid fra ca. 70 meter til bunn i desember 1998. Denne situasjonen var i stort sett uforandret i desember 2000. Sammenlignet med oksygenforholdene i perioden 1973-82 (før det seneste renseanlegget ble bygget) ble oksygenforholdene i 2000 klart lavere (**Figur 18**).

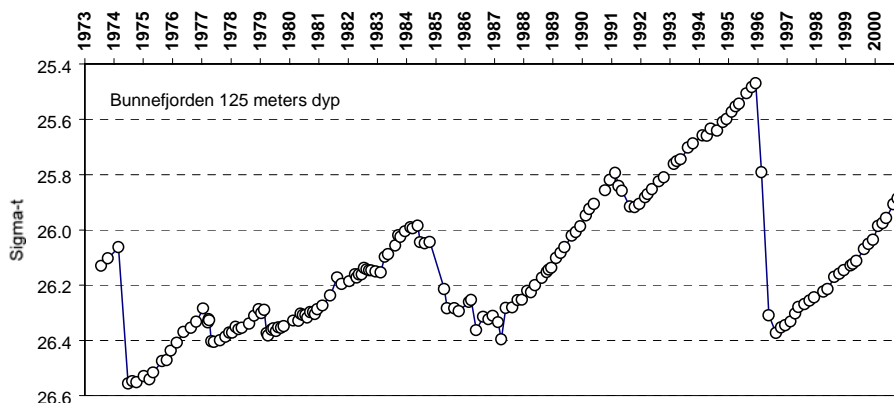
**Figur 17.** Oksygen/hydrogensulfid (ml/l) i Bunnefjorden 1995-2000.



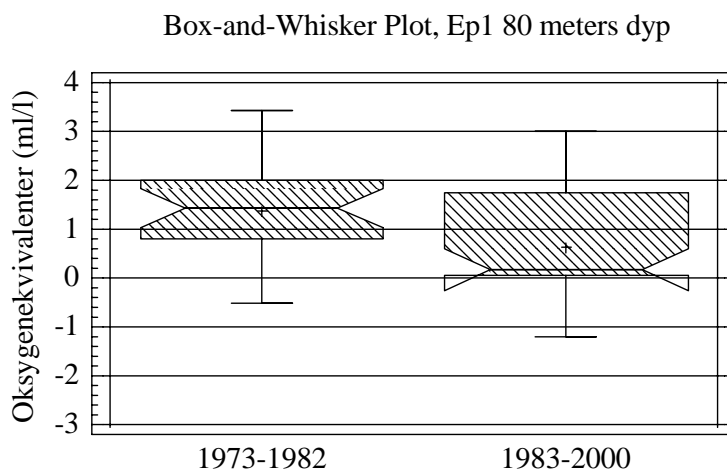
Figur 18. Oksygenkonsentrasjonen (ml/l) i Bunnefjorden (Ep 1) i august og oktober 2000, sammenlignet med observasjoner fra 1973-82.

Ved siste dypvannsfornyelse i 1996 var det tungt vann som ble tilført fjorden (**Figur 19**), men tyngre bunnvann er også tidligere registrert på 1970-tallet. Imidlertid er kombinasjonen av tungt dypvann og ugunstige klimaforhold vinterstid i årene 1999- 2000, en uheldig kombinasjon for normal dypvannsfornyelse i Bunnefjorden. Sannsynligheten for en dypvannsfornyelse øker imidlertid når dypvannets egenvekt avtar.

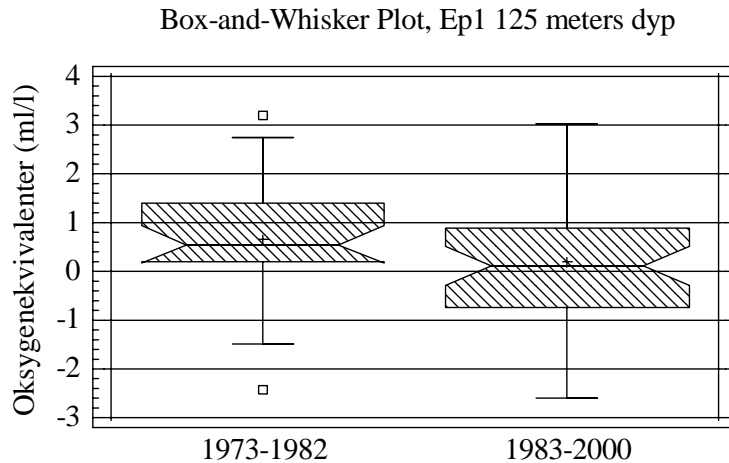
Sammenlignet med eldre data (**Figur 22**), er det klart at oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden nå er betydelig lavere enn tidligere, men også i perioden 1973-2000 er det nå tendenser til en negativ trend (**Figur 20** og **Figur 21**).



Figur 19. Egenvekten (sigma-t) på 125 meters dyp i Bunnefjorden 1973-2000.

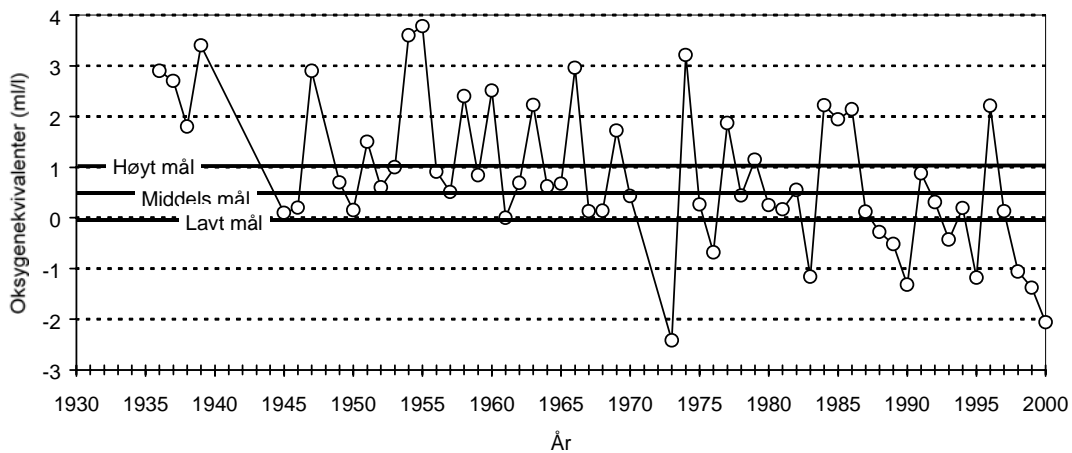


Figur 20. Oksygenkonsentrasjonen på 80 meters dyp i Bunnefjorden (Ep1) i august og oktober 1973-82 og 1983-2000.

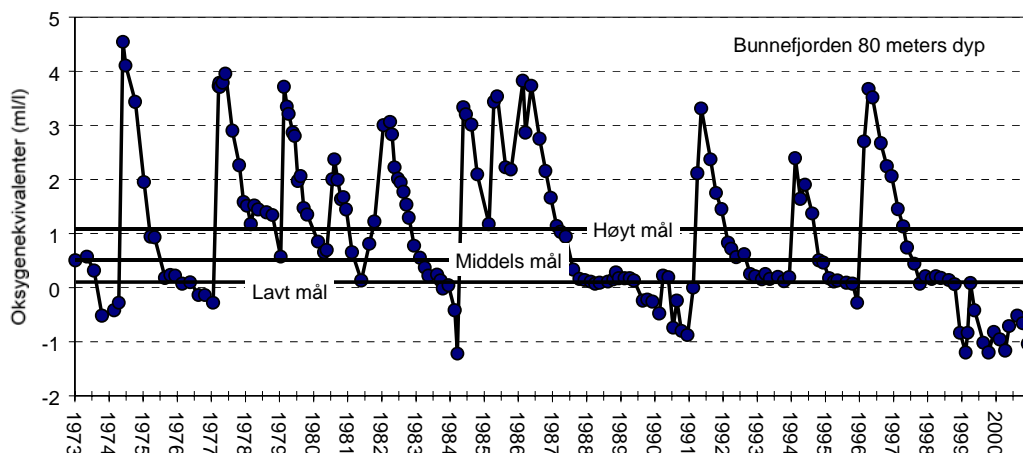


Figur 21. Oksygenkonsentrasjonen på 125 meters dyp i Bunnefjorden (Ep1) i august og oktober 1973-82 og 1983-2000.

Sammenlignet med de tentative målene for oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjordens dypvann (Baalsrud m.fl., 1986) ligger dagens oksygenivåer nå klart lavere enn det laveste målet (**Figur 22** og **Figur 23**). Ettersom belastningen på fjorden har avtatt siden 1973-82 er årsaken til situasjonen sannsynligvis de "unormale" klimaforholdene vinterstid, med milde vintrer og minket frekvens og varighet av nordlige vinder, dvs. dårligere ytre forhold for dypvannsfornyelser.



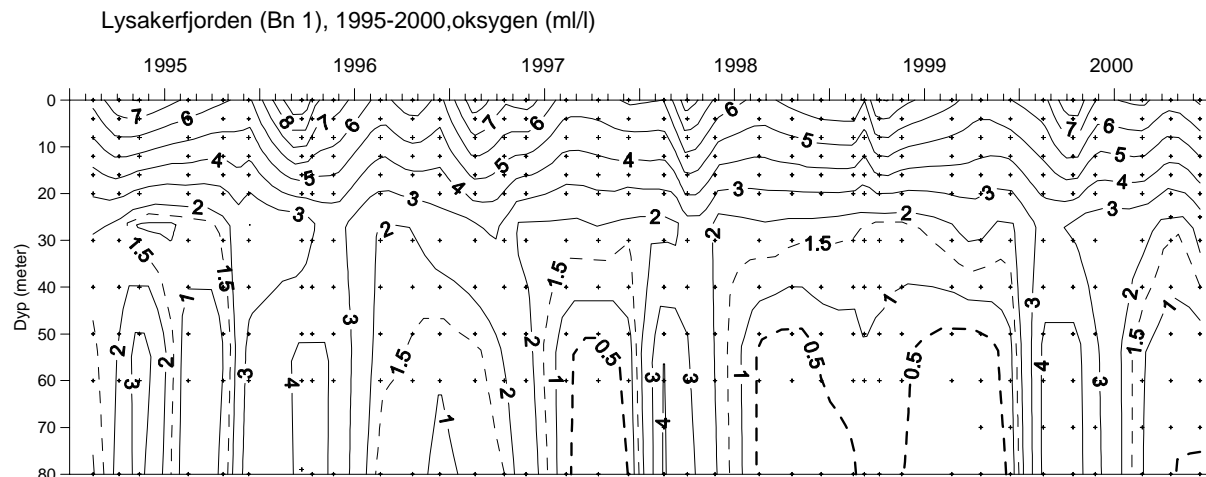
Figur 22. Oksygenekvivalenter (ml/l), oktober måned 1933-2000, 125 meters dyp, sammenlignet med tentative mål (Lavt mål, middels mål og høyt mål for oksygenkonsentrasjonen). Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), Havforskningsinstituttet Forskningstasjonen Flødevigen 1952-61 og NIVA (1973-99).



Figur 23. Oksygenekvivalenter (ml/l) på 80 meters dyp i Bunnefjorden (Ep1) 1973-2000, sammenlignet med tentative mål (lavt-, middels- og høyt mål).

Lysakerfjorden.

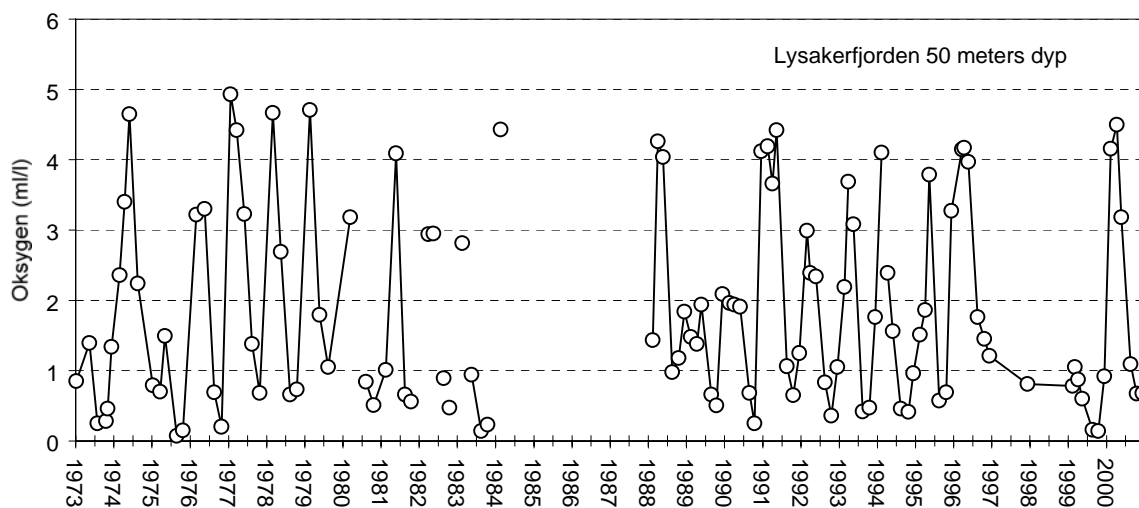
Oksygenforholdene i Lysakerfjorden er noe bedre enn i Bunnefjorden og det blir sjelden observert hydrogensulfid i denne delen av fjorden (**Figur 24**, **Figur 25** og **Figur 26**). Her mangler imidlertid observasjoner noen år på 1980-tallet (lavere budsjett i disse årene), slik at en trendanalyse blir svakere. Det finnes ikke signifikante forskjeller mellom 1973-82 og 1983-2000, men middelverdien er noe lavere i den seinere perioden på 80 meters dyp, mens den er omtrent den samme for 50 meters dyp i begge periodene. Foreløpig er det ikke observert noen forbedring i Lysakerfjordens dypvann siden 1973.



Figur 24. Oksygenkonsentrasjonen (ml/l) i Lysakerfjorden (Bn1) 1995-2000.



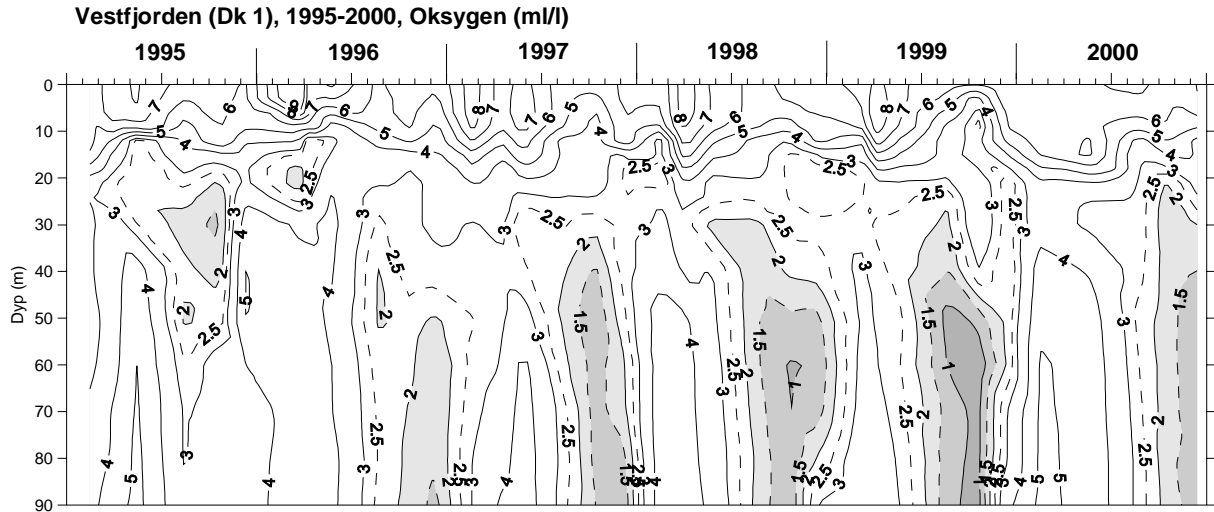
Figur 25. Oksygen (ml/l) på 80 meters dyp i Lysakerfjorden (Bn 1) 1973-2000.



Figur 26. Oksygen (ml/l) på 50 meters dyp i Lysakerfjorden (Bn 1) 1973-2000.

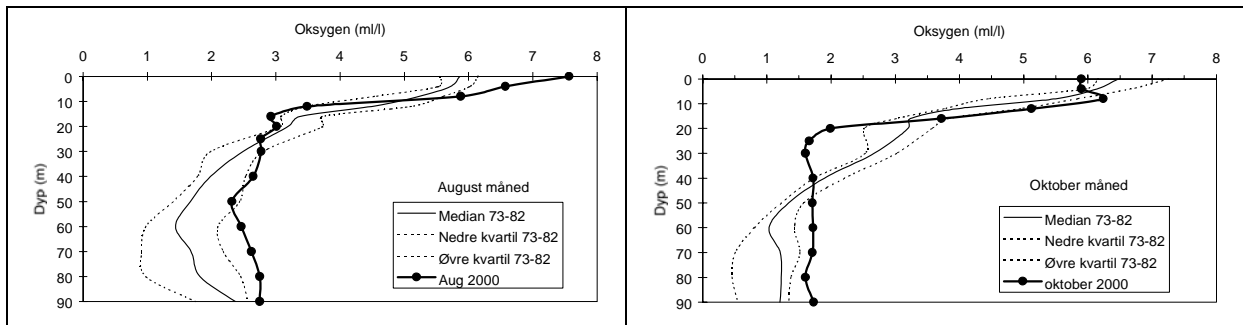
Vestfjorden.

I Vestfjorden skjer det normalt en dypvannsfornyelse pr. år (Figur 27). Årsaken til at Vestfjorden har hyppigere vannskiftning enn Bunnefjorden, er den større egenvektsreduksjonen i dypvannet (større vertikaldiffusjon) i stagnasjonsperioden, samt nærheten til Drøbaksundet. I 2000 var dypvannsfornyelsen i Vestfjorden noe bedre enn tidligere år og oksygenkonsentrasjonen i dypvannet i august og oktober ble også bedre sammenlignet med forholdene i 1973-82 (Figur 28). Sammenlignet med de tentative mål for Vestfjorden er det klart at oksygenkonsentrasjonen nå ligger nærmere det lave målet, sammenlignet med 1970-tallet (Figur 29).

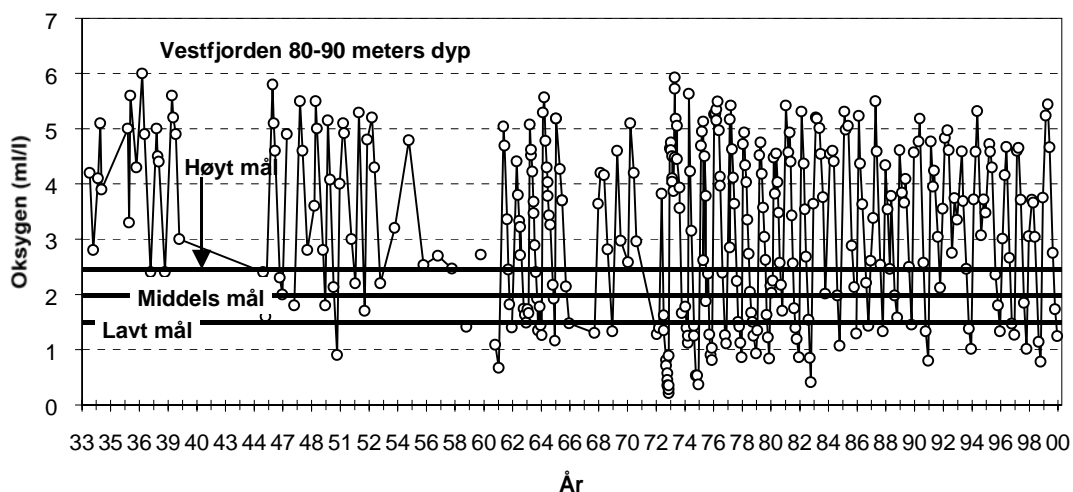


Figur 27. Oksygen (ml/l) i Vestfjorden (Dk 1) 1995-2000.

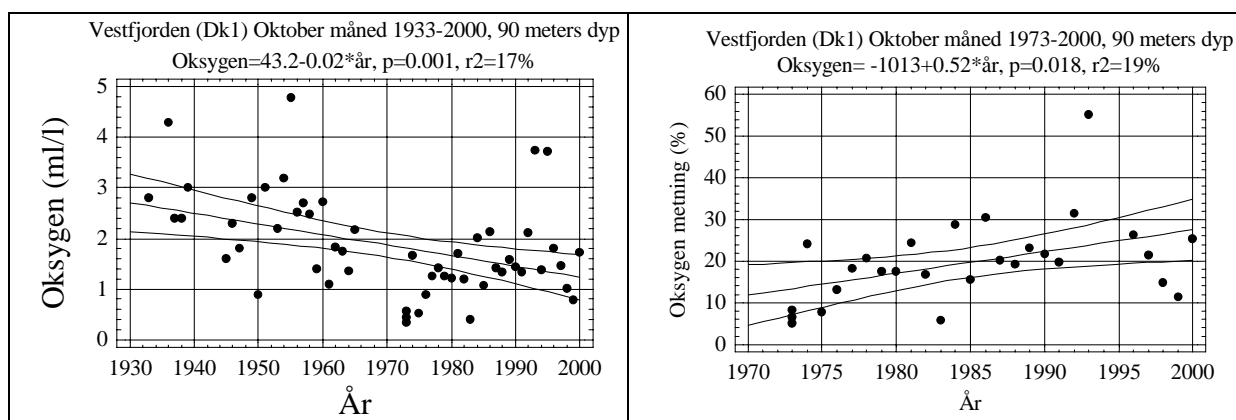
Sett over hele perioden 1933-2000 er det en klar negativ trend i oksygenkonsentrasjonen på 80-90 meters dyp. Samme analyse for 1973-2000 viser en positiv trend (**Figur 30**). På mellomnivåer (30 meters dyp) er regresjonslinjen svakt hellende, men den negative trenden er ikke signifikant. (**Figur 31**). I de dypere vannmassene ved Langåra er utviklingen svakt positiv, men ikke signifikant (**Figur 32** og **Figur 33**).



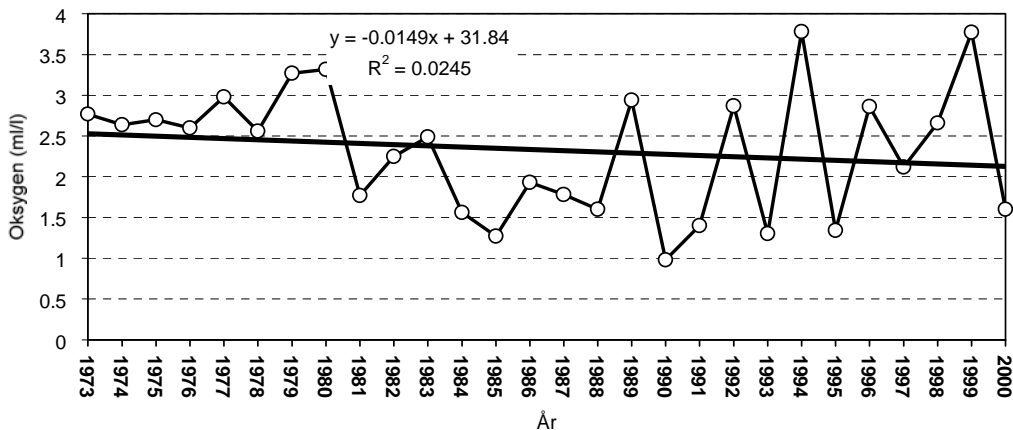
Figur 28. Oksygenkonsentrasjonen (ml/l) i Vestfjorden (Dk1) i august og oktober 2000, sammenlignet med observasjoner fra 1973-82.



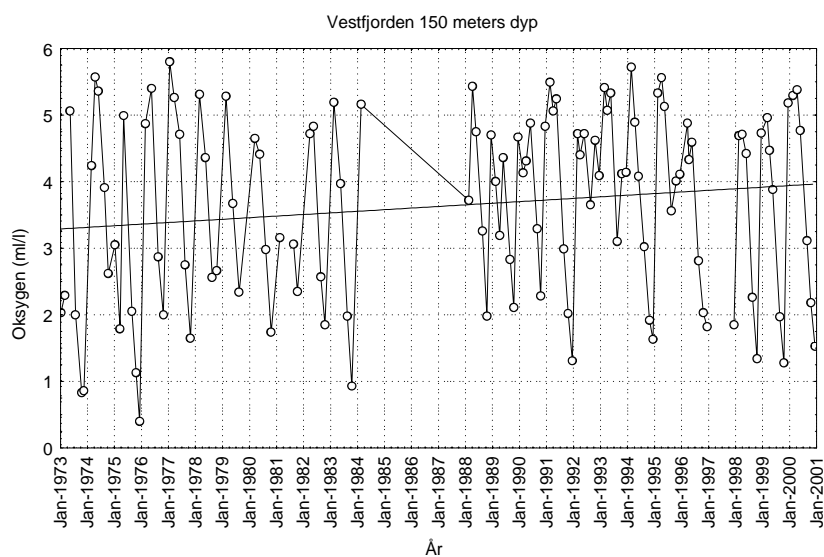
Figur 29. Oksygen (ml/l) på 90 meters dyp i Vestfjorden (Dk 1) 1933 – 99. Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), og upubliserede resultater fra Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen 1952-61 og NIVA 1962-2000.



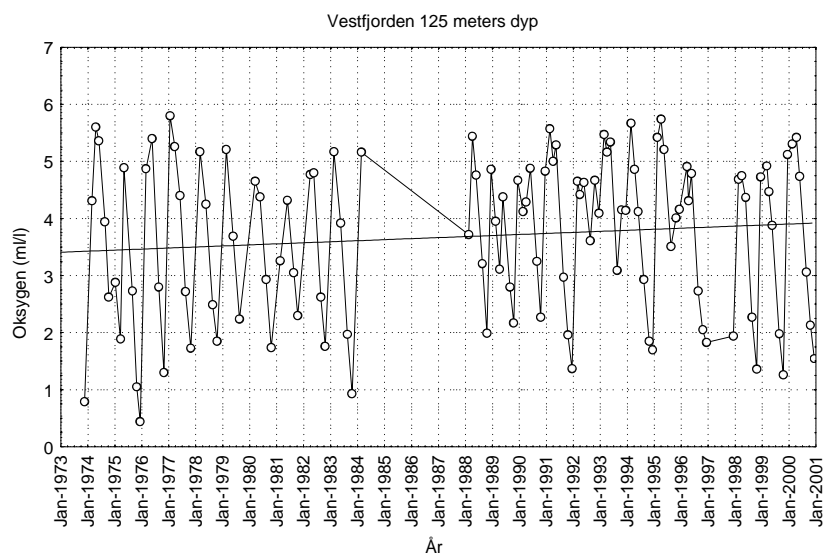
Figur 30. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk 1) på 90 meters dyp, oktober måned 1933-2000 og 1973-2000 (Oktoberdata fra figur 22).



Figur 31. Oksygenkonsentrasjonen (ml/l) i Vestfjorden (Dk 1) på 30 meters dyp 1973-2000.



Figur 32. Oksygen (ml/l), 150 meters dyp, ved Søndre Langaara (F11) 1973-2000.

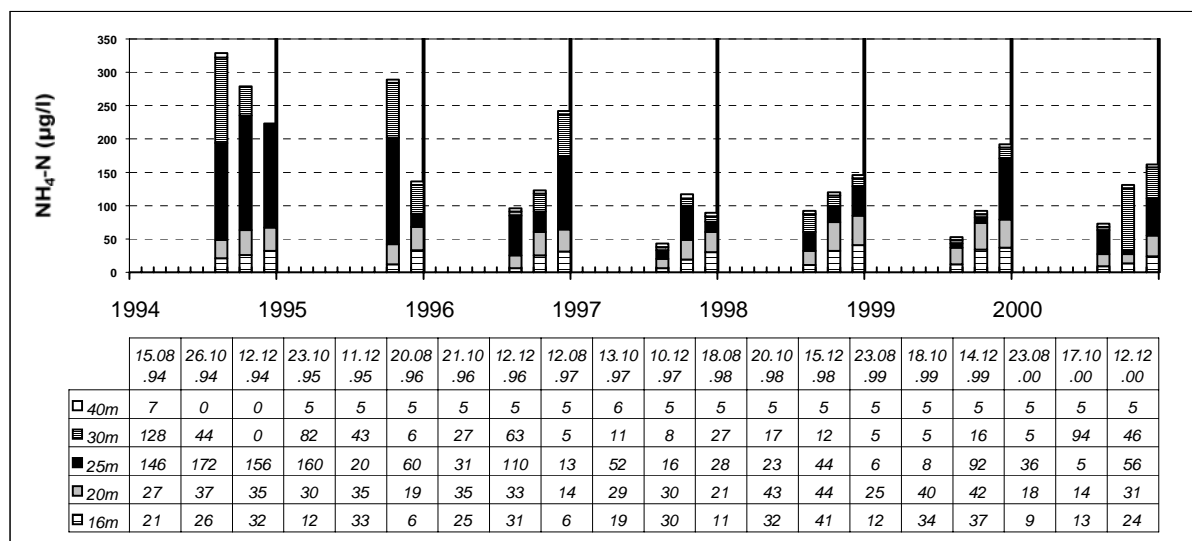


Figur 33. Oksygen (ml/l), 125 meters dyp, ved Søndre Langaara (F11) 1973-2000.

Det er således en svak positiv utvikling i Vestfjordens dypvann siden 1970-tallet, om enn ikke det laveste målet kan sies å være nådd.

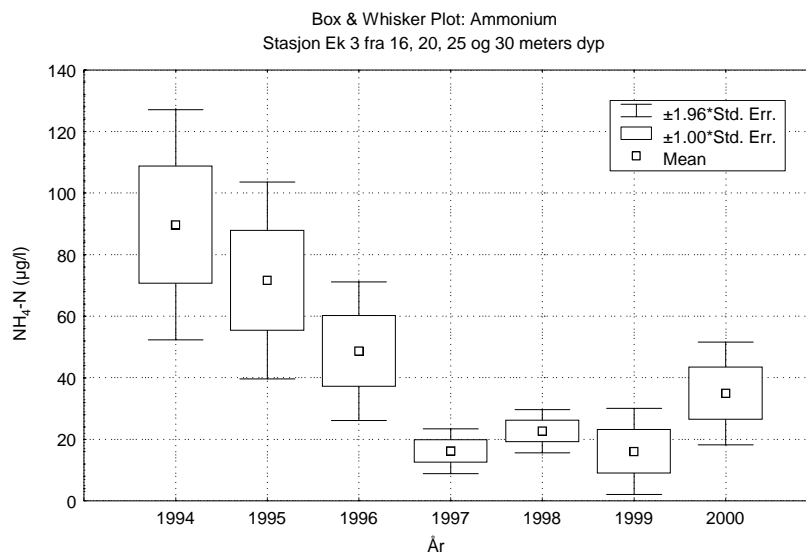
Vestfjorden og utslippet fra VEAS.

Som vist i forrige avsnitt var oksygenkonsentrasjonen på 30 meters dyp ikke særlig gunstig etter 1981 (**Figur 31**). Årsaken har til dels blitt tillagt utslippet av avløpsvann fra VEAS. I 1995/96 ble det innført nitrogenrensing på VEAS og i 1997 var rensegraden 70 %. Reduserte nitrogenutslipp skulle bidra til bedre oksygenforhold også på mellomnivåer, i det utslipp av ammonium skulle avta. **Figur 34** viser at ammoniumkonsentrasjonen på innlagringsdypet til avløpsvannet fra VEAS har avtatt, spesielt på 25 og 30m meters dyp hvor avløpsvannet som oftest ligger innlagret.

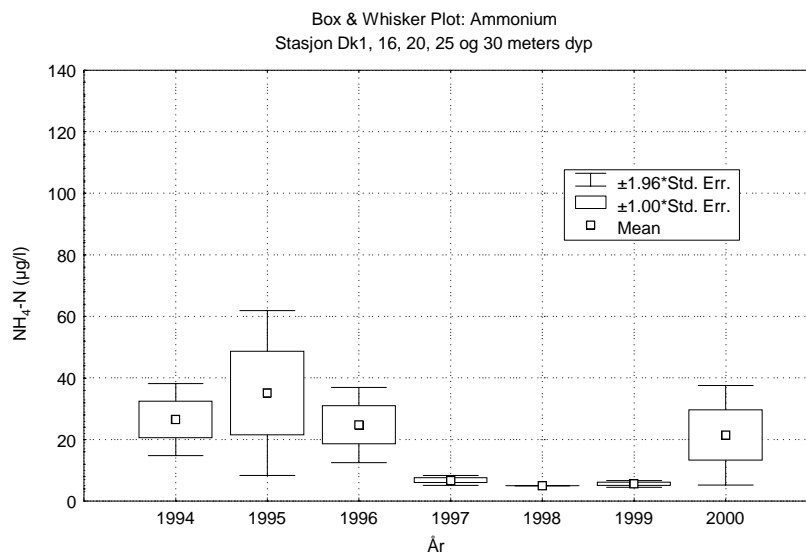


Figur 34. Sommert NH₄-N –konsentrasjon i Vestfjorden (Ek 3) fra 16 til 40 meters dyp i august, oktober og desember 1994-2000.

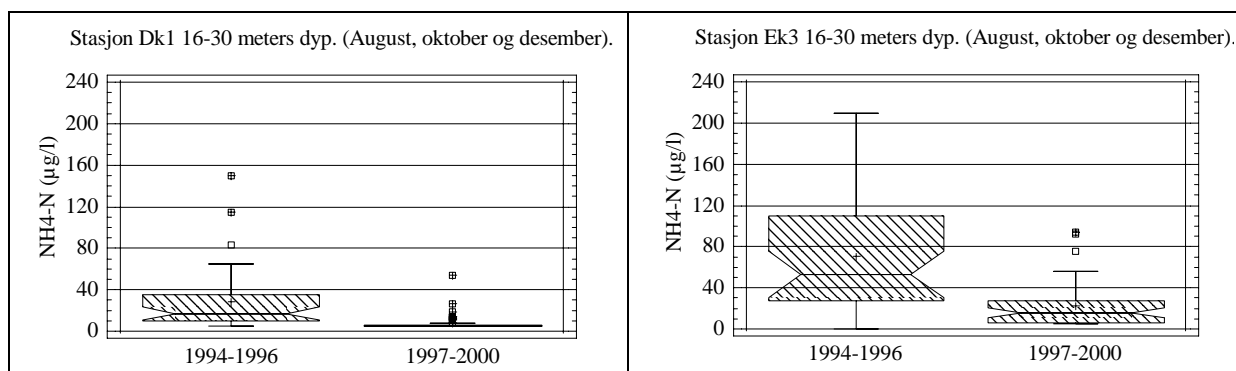
Forandringene er signifikante ved selve utslippet på innlagringsnivå (**Figur 35**), men kan også observeres midtfjords i Vestfjorden (**Figur 36**). Imidlertid har dette foreløpig ikke påvirket oksygenforholdene på innlagringsdyp. Sammenlignes perioden før og etter nitrogenrensing gir dette signifikant lavere ammoniumkonsentrasjoner både ved utslippet (Ek3) og midtfjords (Dk1) (**Figur 37**), men ikke noen signifikant forandring i oksygenkonsentrasjon (**Figur 38**). Fosforkonsentrasjonene er også, som forventet, omtrent de samme (**Figur 39**).



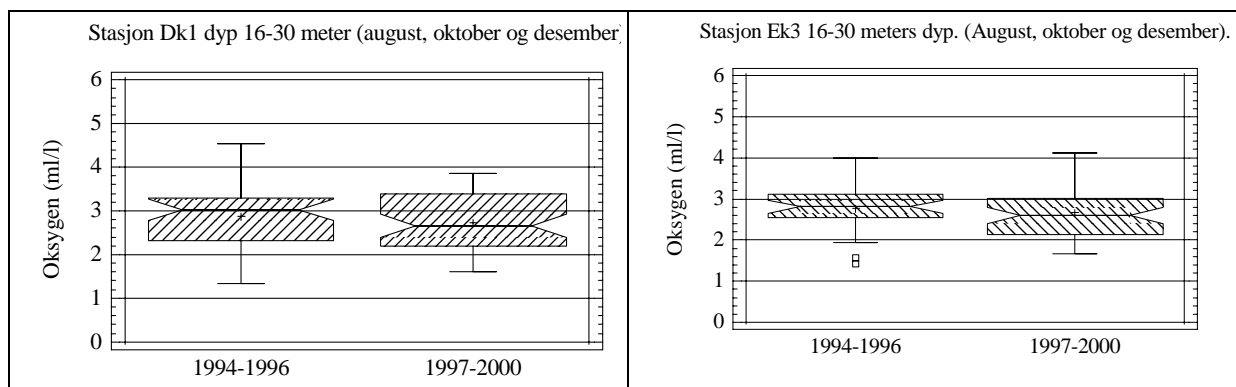
Figur 35. Ammoniumkonsentrasjonen (µg/l) på stasjon Ek3 (ved utslippet til VEAS), sommert fra 16, 20, 25 og 30 meters dyp 1994-2000.



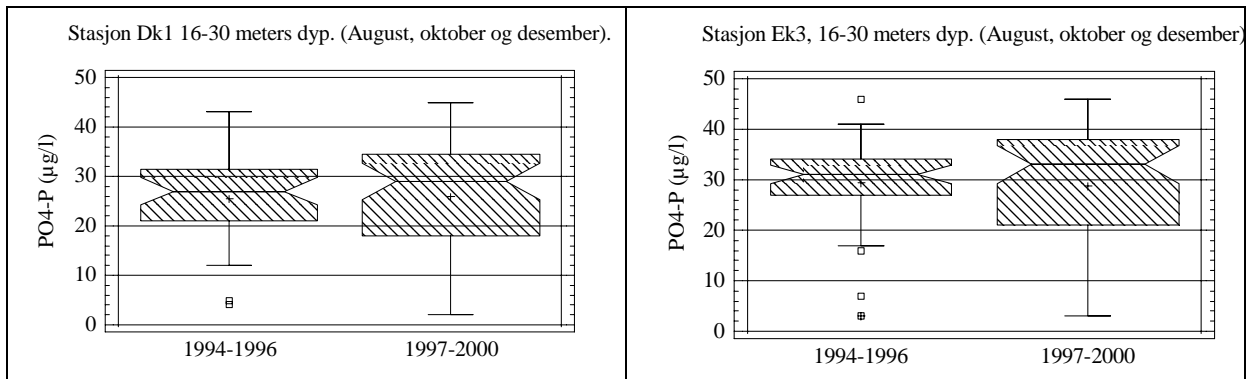
Figur 36. Ammoniumkonsentrasjonen ($\mu\text{g/l}$) på stasjon Dk 1 (ved Steilene) sommert fra 16, 20, 25 og 30 meters dyp 1994-2000.



Figur 37. Ammoniumkonsentrasjonen på innlagringsdyp til avløpsvann fra VEAS før (1994-96) og etter (1997-2000) nitrogenrensing. Observasjoner midtfjords (Dk1) og nær utslippet til VEAS (Ek3) og



Figur 38. Oksygenkonsentrasjonen på innlagringsdyp til avløpsvann fra VEAS før (1994-96) og etter (1997-2000) nitrogenrensing. Observasjoner midtfjords (Dk1) og nær utslippet til VEAS (Ek3).



Figur 39. Fosfatkonsentrasjonen på innlagringsdyp til avløpsvann fra VEAS før (1994-96) og etter (1997-2000) nitrogenrensing. Observasjoner midtfjords (Dk1) og nær utslippet til VEAS (Ek3).

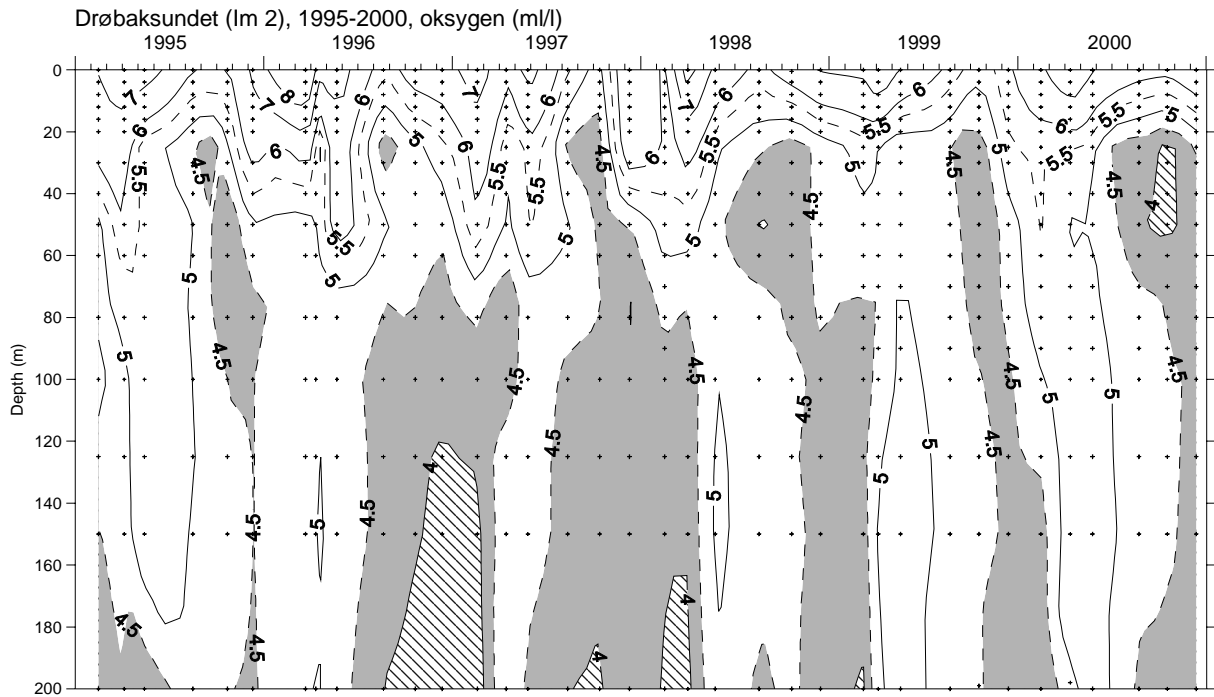
Drøbaksundet.

I Drøbaksundet er oksygenforholdene bra sammenlignet med indre Oslofjord (**Figur 40**). Det er sjelden oksygenkonsentrasjonen er lavere enn 4 ml/l som er nedre grense for god tilstand (SFTs miljøklassifiseringssystem). I år 2000 var høstkonsentrasjonene i Drøbaksundets vannmasser klart lavere enn gjennomsnittet 1973-82 fra 20 meters dyp til bunn i august og i oktober mellom 16- 60 meters dyp (**Figur 41**). Sammenlignet med forholdene i 1996 og 1997 da stagnasjonsperioden var betydelig lengre var forholdene noe bedre. Av spesiell betydning for indre Oslofjord er om det blir lav oksygenkonsentrasjon i vannmasser som kan tilføres indre fjord. Da vil Vestfjorden bli tilført mindre oksygen ved en dypvannsfornyelse. Egenvekten på vannet med lavt oksygen i Drøbaksundet i august og oktober år 2000 var ikke tilstrekkelig høyt til å danne dypvann i indre fjord. Tidligere har det derimot blitt observert at en slik vannmasse har strømmet inn i fjorden fra sundet (senest i oktober/desember 1999).

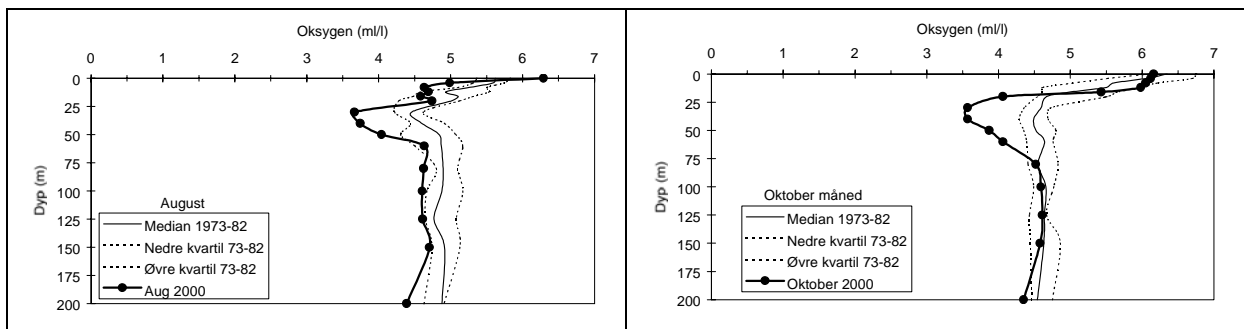
Oksygenforholdene har blitt noe dårligere om høsten i Drøbaksundet sammenlignet med 1950/60-årene, men fra 1973 og til 2000 er det ikke noen gjennomgående signifikant trend. På enkelte dyp (80, 100, 150 og 200 meter) er det en signifikant avtakende trend i august, men ikke i oktober måned, hvor det kun er signifikant avtakende på 40 meters dyp. Således er det noen tegn til dårligere oksygenforhold også i perioden 1973-2000.

Årsaken til at oksygenkonsentrasjonen eller oksygenmetningen avtar i Drøbaksundet behøver ikke være av lokal karakter. Johannesen og Dahl (1996) viste at også andre områder langs sør- Norge hadde samme utvikling og at årsaken må søkes regionalt. Blant mulige forklaringer er at økt lokal forurensningstilførsel så vel som økte transporter av forurensninger fra f.eks. Tyske Bukta kan gi slike resultater.

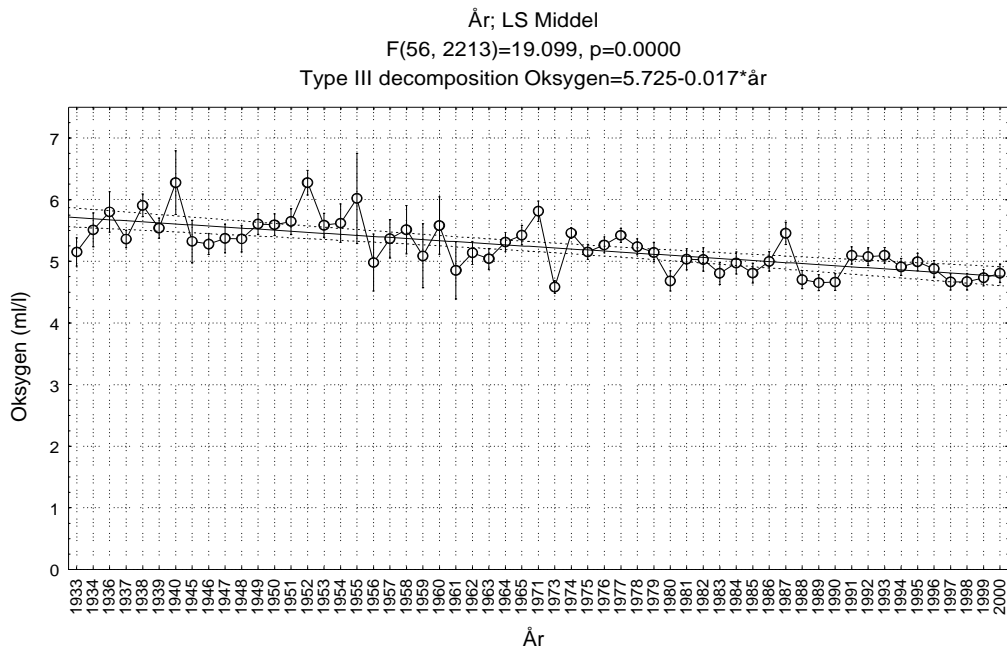
Problemet for indre Oslofjord vil uansett kilde bli økt risiko for dårligere oksygentransport til dypvannet i indre Oslofjord. Figurene **Figur 42** og **Figur 43** viser at oksygenkonsentrasjonen i vannmasser med en saltholdighet som er over 32 og 33 har lavere oksygenkonsentrasjon nå enn tidligere. Det er vannmasser med saltholdighet over 33 som kan danne dypvann i Vestfjorden.



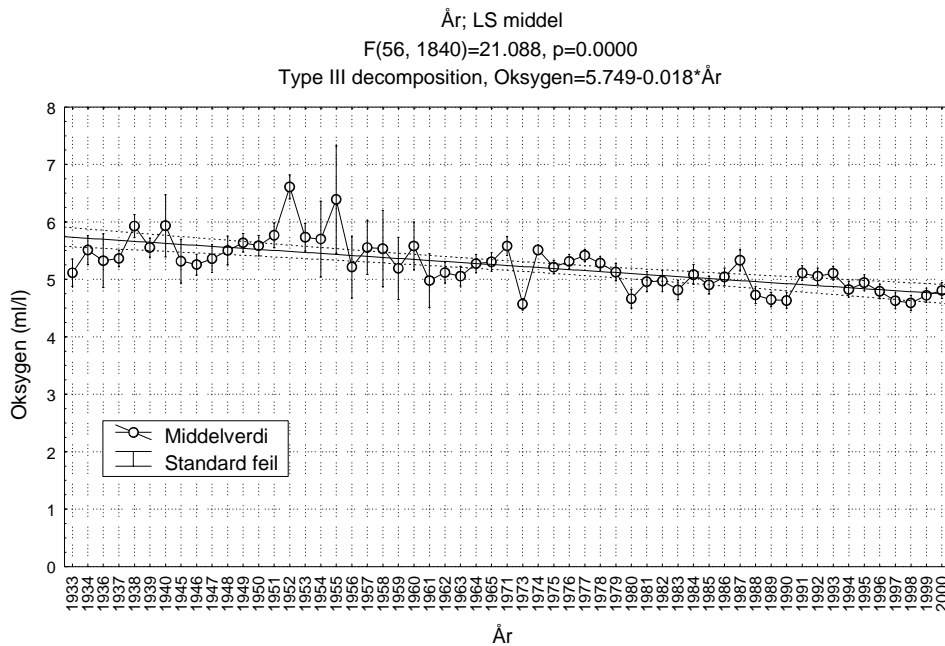
Figur 40. Oksygen (ml/l) i Drøbaksundet (Im2) 1995-2000.



Figur 41. Oksygenkonsentrasjonen (ml/l) i Drøbaksundet (Im2) i august og oktober 2000, sammenlignet med observasjoner fra 1973-82.



Figur 42. Oksygen (ml/l) i Drøbaksundet i vannmasser med saltholdighet større enn 32. Observasjoner fra 1933-2000. (Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), og upubliserte resultater fra Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen 1952-61 og NIVA 1962-2000.)



Figur 43. Oksygen (ml/l) i Drøbaksundet i vannmasser med saltholdighet større enn 33. Observasjoner fra 1933-2000. Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), og upubliserte resultater fra Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen 1952-61 og NIVA 1962-2000.

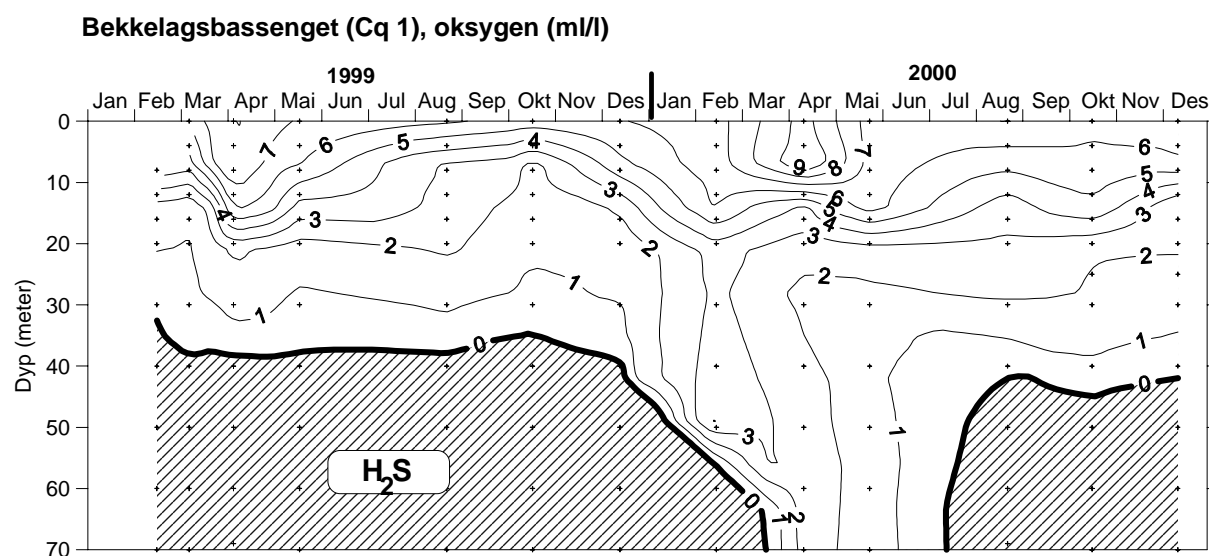
Bekkelagsbassenget.

I Bekkelagsbassenget ble det observert en dypvannsfornyelse vinteren 2000. Det ble registrert oksygen helt til bunns i april og mai, men bassenget var igjen anoksisk i august (**Figur 44**). Resultatet var at

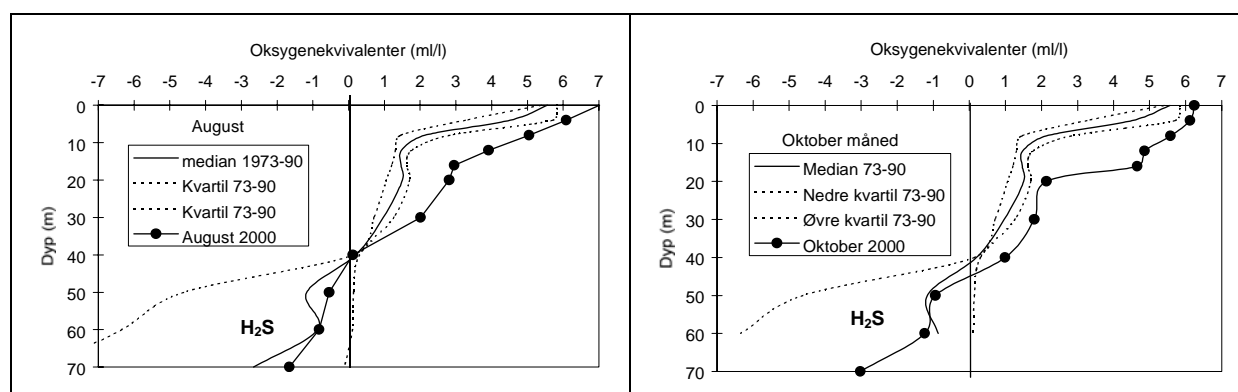
oksygenkonsentrasjonen ble omtrent som gjennomsnittet for perioden 1973-82 i dypvannet (fra terskeldyp til bunn) høsten 2000 (**Figur 45**).

I perioden 1988 til 2000 har det vært 4 perioder med oksygen fra overflate til bunn. Den lengste sammenhengende perioden var i 1989-91, mens de øvrige periodene var begrenset til noen måneder med oksisk vann.

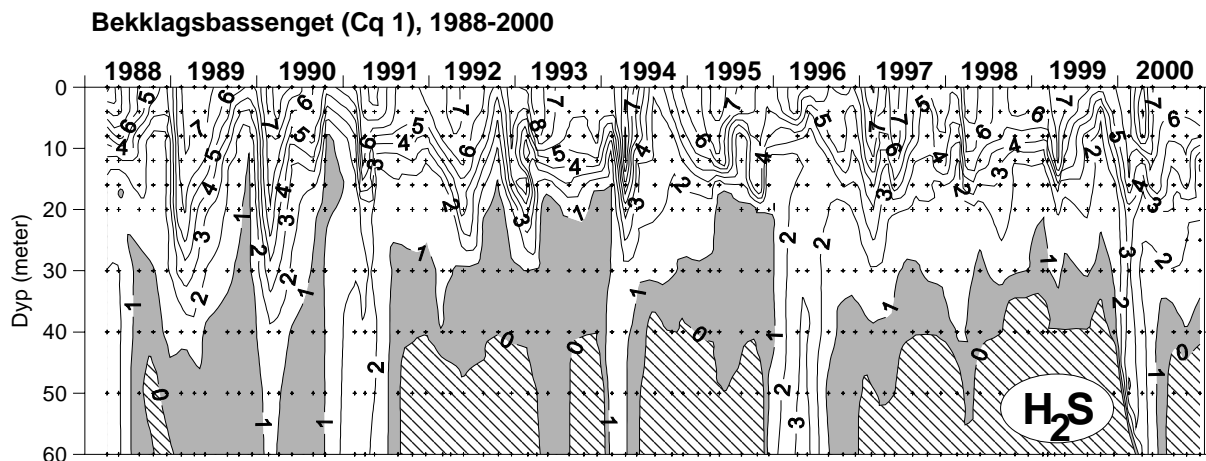
Høsten 2000 ble det nye Bekkelaget r.a. inviet, men målet for nitrogenrensingen vil ikke bli nådd før i løpet av 2001 (70 % rensegrad). Det nye renseanlegget vil få et dyputslipp på ca. 50 meters dyp. Bedre rensing men også økt ferskvannstilførsel til dypvannet vil sannsynligvis forbedre oksygenforholdene i bassenget på sikt (Bjerkeng og Magnusson, 1999).



Figur 44. Oksygenkonsentrasjonen i Bekkelagsbassenget (Cq1) 1999-2000.



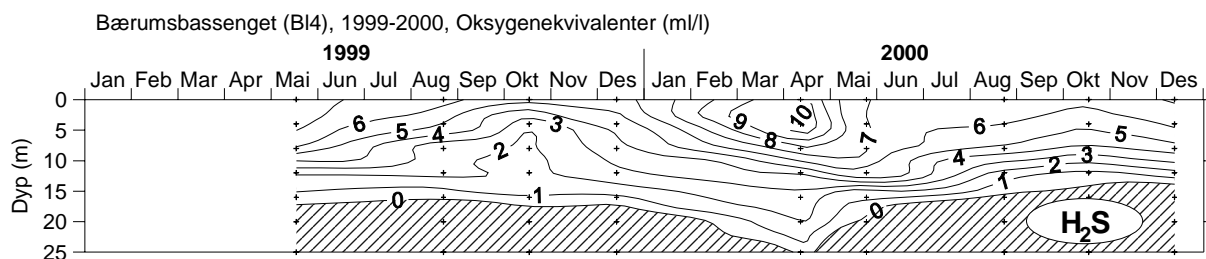
Figur 45. Oksygenkonsentrasjonen (ml/l) i Bekkelagsbassenget (Cq1) i august og oktober 2000, sammenlignet med observasjoner fra 1973-82.



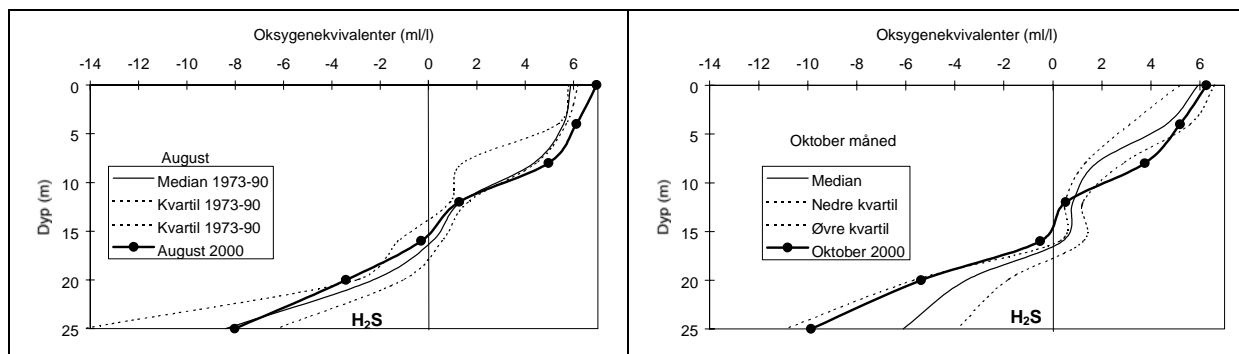
Figur 46. Oksygen/hydrogensulfid i Bekklagsbassenget (Cq1) 1988-2000.

Bærumsbassenget.

I Bærumsbassenget var det hydrogensulfidholdig dypvann hele året unntatt i april da nytt vann ble tilført bassenget (**Figur 47**). Høsten 2000 var oksygenforholdene dårligere i dypvannet, sammenlignet med observasjoner fra 1973-90



Figur 47. Oksygen/hydrogensulfid i Bærumsbassenget 1999-2000.



Figur 48. Oksygenkonsentrasjonen (ml/l) i Bærumsbassenget (B14) i august og oktober 2000, sammenlignet med observasjoner fra 1973-90.

2.3.1 Beregning av oksygenforbruk i Vestfjorden og Bunnfjorden.

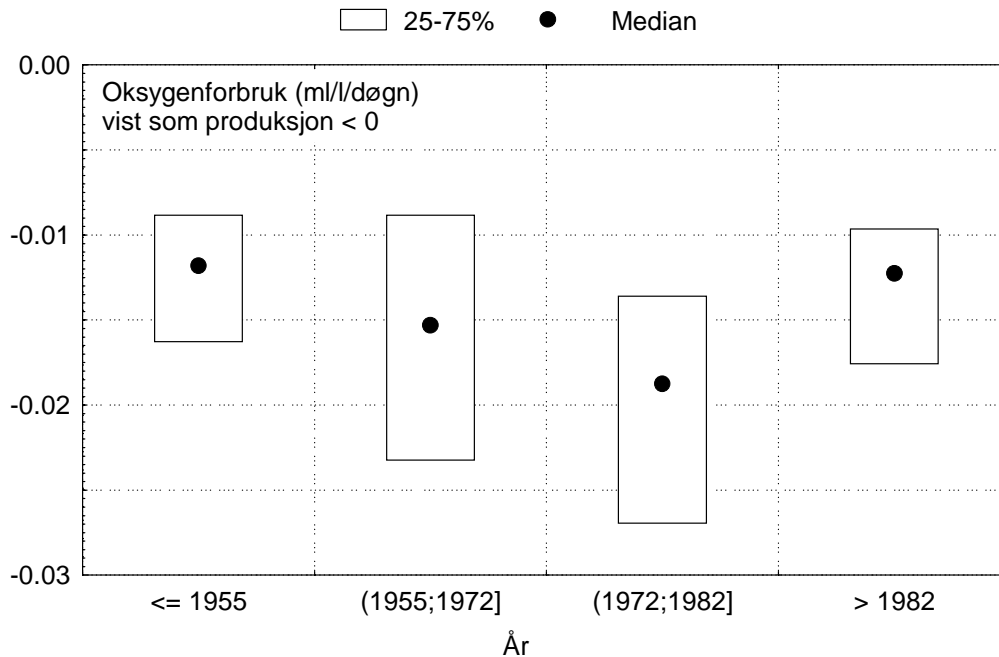
Ett av målene med de rensiltakene som er satt i verk er å redusere belastningen på dypvannet, dvs. redusere oksygenforbruket. For å se om det er tilfelle, er det nødvendig å prøve å beregne oksygenforbruket over tid. De observerte oksygenkonsentrasjonene i dypvannet er et nettoresultat av oksygenforbruk og oksygentilførsler. Oksygentilførslene skjer delvis ved dypvannsfornyelser utenfra, og ellers ved vertikal blanding med overliggende vannmasser. Dypvannsfornyelsene vil medføre mer eller mindre økning av tetthet, som regel knyttet til økt saltholdighet, og den vertikale blandingen vil over tid redusere saltholdighet og tetthet, og gi grunnlag for ny dypvannsinnstrømning. Store dypvannsfornyelser vil arte seg som klart markerte brudd i en ellers kontinuerlig utvikling, men det kan også tenkes mindre innstrømninger som bare gir mindre påvirkninger. På grunn av dette nokså komplekse bildet er det ikke uten videre lett å beregne det reelle oksygenforbruket i dypvannet på grunnlag av observerte variasjoner i oksygenkonsentrasjoner.

I en stagnasjonsperiode, med en dominerende lagdeling hvor transport av salt, varme og oksygen i hovedsak skjer ved vertikal blanding, kan endringer i saltholdigheten brukes til å beregne den vertikale blandingen. Den vertikale transport av oksygen gjennom en horisontal flate i et visst dyp kan da beregnes ved å multiplisere den vertikale oksygengradienten med forholdstallet mellom reduksjon av volumintegreert saltmengde under dypet (transport) og den vertikale saltgradienten. Ved å addere observert oksygenreduksjon og beregnede oksygentilførsler ovenfra fås et estimat for det reelle oksygenforbruket i en slik periode.

En beregningsmetode utviklet ved NIVA er brukt for å plukke ut tidsintervaller og dyp hvor det ser ut til å være stagnante forhold uten utskiftninger, og hvor oksygenforbruket derfor kan beregnes. Saltholdighet brukes som primær konservativ variabel. Perioder og dypintervaller med økende saltmengde over tid, eller hvor saltholdighet eller tetthet ikke øker klart med dypet, lukes ut, og det samme gjelder der hvor saltholdighet og temperatur ikke stemmer overens, f.eks. hvis en har fått en innstrømning av vann med lavere temperatur, men omtrent samme saltholdighet. For de dyp og tidsintervaller hvor det ser ut til at transporten er dominert av vertikal blanding og er relativt veldefinert, beregnes oksygenforbruket som gjennomsnitt for volumet under det aktuelle dypet. Selv med en slik siling av data vil det gjenstå noen perioder med forstyrrelser som algoritmen ikke fanger opp, men som arter seg som avvikende verdier for det tilsynelatende oksygenforbruket. Beregningen bygger også på en forenklet betraktning, hvor horisontale variasjoner innenfor bassenget ikke tas i betraktning. De aksepterte verdiene behandles derfor statistisk ved å ta medianen for ulike tidsperioder, slik at effekten av gjenværende forstyrrelser blir minst mulig.

Det er gjort slike beregning på to dataserier.

For stasjon Dk1, Steilene, foreligger data for perioden 1933-2000, og for dyp ned til omkring 100 m. Under største dyp med data vil beregningsprogrammet anta homogene forhold for å kunne integrere mengder under gitt dyp, og dette kan være en feilkilde i beregningene. Feilkilden er søkt begrenset ved bare å ta med profiler hvor det finnes data ned til minst 70 m dyp. Beregningene gir forholdsvis få aksepterte estimater frem til omkring 1960, og etter det en del flere, avhengig av data-tettheten. **Figur 49** viser Median for estimert oksygenforbruk under 72.5 m dyp, med en oppdeling i 4 tidsperioder: til og med 1955, 1956-1972, 1973-1982 og 1982 frem til i dag. Boksene rundt medianen viser 25-75 % persentiler. For de tre siste periodene tilsvare det meget grovt et konfidensintervall for medianen på omtrent 90-99 % ut fra antall observasjoner. Figuren antyder at oksygenforbruket i dypvannet økte med 50-60 % fra perioden 1933-1955 og til perioden 1973-1982, mens det siden har vært en nedgang av omtrent samme størrelse. Figuren må ikke sees som en klar påvisning av reelle endringer, spesielt gjelder det i forhold til det første estimatet som bygger på relativt få og spredte enkelt-estimer, men det er en relativt sterk indikasjon på at perioden 1973-1982 faktisk hadde det største oksygenforbruket i dypvannet.



Figur 49. Fordeling av beregnede verdier for volummidlet oksygenforbruk (ml/l/døgn) i dypvannet i Vestfjorden (under 72.5 m).

Det er undersøkt om estimatene for oksygenforbruk viser noen sammenheng med oksygenkonsentrasjonen som gjennomsnitt over det samme vannvolumet, men det er ikke mulig å se av de beregnede resultatene. Observerte oksygenkonsentrasjoner viser en tendens til utflating om høsten ved lave konsentrasjoner, og det kan gi inntrykk av redusert forbruk, men utflatingen ser altså i hovedsak ut til å skyldes at oksygentransporten ovenfra ved vertikal blanding øker med økende oksygengradient og mindre tetthetsgradient.

For Bunnefjorden er det beregnet på data fra 1973 og frem til i dag. Her er bildet mer komplekst, fordi det skjer store skiftninger mellom oksiske og anoksiske forhold, dvs. overgang mellom ulike nedbrytningsprosesser, og fordi mer av nedbrytningen her antagelig skjer i sedimentet, slik at det er utløsning av hydrogensulfid fra sedimentet som blir avgjørende for observert oksygenforbruk. Selv om de estimerte verdiene også for Bunnefjorden indikerer en relativ nedgang i oksygenforbruket under 72.5 m omtrent som i Vestfjorden fra 1973-1982 og til perioden etterpå, er den vanskeligere å tolke av de grunnene som er nevnt. Estimert oksygenforbruk i Bunnefjorden er mye lavere enn i Vestfjorden, anslagsvis bare 1/3. Det stemmer for så vidt med observerte oksygen- og saltholdighetsverdier, som viser langsommere endring over tid, og derved både langsommere reduksjon og mindre vertikaltransport enn i Vestfjorden. Det kan delvis henge sammen med at noe nedbrytning skjer ved denitrifisering, og delvis ved at mer ikke nedbrutt organisk stoff samles i sedimentene, i tillegg til at også realisert oksygenforbruk delvis akkumuleres i sedimentene som sulfid i stedet for å gjøre seg gjeldende i vannmassene.

2.4 Fastsittende alger 1998-2000.

2.4.1 Innledning

Sammensetningen av organismesamfunnene i en fjord er opprinnelig bestemt av naturlige fysiske, kjemiske og biologiske miljøfaktorer. I flere vitenskapelige arbeider er det påvist betydelige endringer i den opprinnelige tangvegetasjonen i marine og estuarine farvann (Schueller & Peters 1994, Rönnberg & Mathiesen 1997, Johannsson et al. 1998). Disse endringer kan skyldes naturlige miljøpåvirkninger, sivilisatoriske påvirkninger eller en kombinasjon av disse. Ofte skyldes disse endringene økende eutrofi-nivåer (Munda & Veber 1996, Pihl et al. 1999, Schramm 1999, Lotze & Schramm 2000, Middelboe & Sand-Jensen 2000).

I indre Oslofjord har det vært gjennomført registreringer av den horisontale utbredelsen av de vanlige tangartene over en årrekke. Disse utvalgte artene er flerårige og kan tjene som gode indikatorer på det omgivende vannmiljø. Indre Oslofjord har den fordel fremfor mange andre fjorder at det foreligger data om samfunnsstrukturen til tang og tare langt tilbake i tid (Gran 1897).

Hovedformålet ved å fortsette disse registreringene i mer enn 25 år var om mulig å kunne påvise om tang-vegetasjonen ville komme tilbake til den opprinnelige tilstand etter reduksjoner av næringssalttilførsler og dermed utkonkurrere gjelvtangen, som ble introdusert i Oslofjorden i 1890-årene (Simmons 1898). Fra 1950-årene hadde gjelvtang overtatt hegemoniet i indre Oslofjord (Sundene 1953, Grenager 1957, Rueness 1973, Klavestad 1978). Men det ble registrert et vendepunkt i slutten av 1980-årene (Bokn et al. 1992) med redusert utbredelse og mengde av gjelvtang. I foreliggende rapport er registreringene fra de siste tre år (1998-2000) sammenlignet med data siden 1974 og utviklingen de siste 27 år er diskutert.

2.4.2 Materiale og metoder

Registreringer av de fem brunalgene: spiraltang, blæretang, grisetang, gjelvtang og sagtang er utført på 123 strandområder (stasjoner) fra innerst i Bunnefjorden til 3-4 km syd for Drøbak, (**Figur 50**). Fra 1974 til 2000 er det gjennomført 13 undersøkelser (Bokn & Lein 1978, Bokn 1979, Bokn et al. 1992, Bokn & Bjerkeng in prep.). På hver stasjon, som er nøyaktig avmerket på sjøkart og dokumentert med bilder, ble det undersøkt 15 - 30 m strandlinje avhengig av strandens beskaffenhet. Tangens forekomst ble angitt etter en tredelt skala (semi-kvantitative registreringer):

1. Sjelden
2. Vanlig
3. Dominerende

Tangens relative vertikalutbredelse er vist på (**Figur 51**). Registreringene for årene 1998-2000 ble gjennomført henholdsvis 11.-14. mai 1998, 25.-28. mai 1999 og 8.-11. mai 2000. Alle observasjonene fra 1974 til 2000 er hovedsakelig utført i mai måned, som sammenfaller med siste del av gjelvtangens fertilitetsperiode. Tidspunktet for hovedundersøkelsene er valgt fordi gjelvtang har velutviklede reseptakler (bærere av kjønnseller - "blomstring") i perioden april-mai, og kan således lett skilles fra blæreløse former av blæretang. Registreringene fra de 10 første år er beskrevet i Magnusson et al. (1977), Bokn et al. (1978, 1981) og Magnusson et al. (1989, 1991).

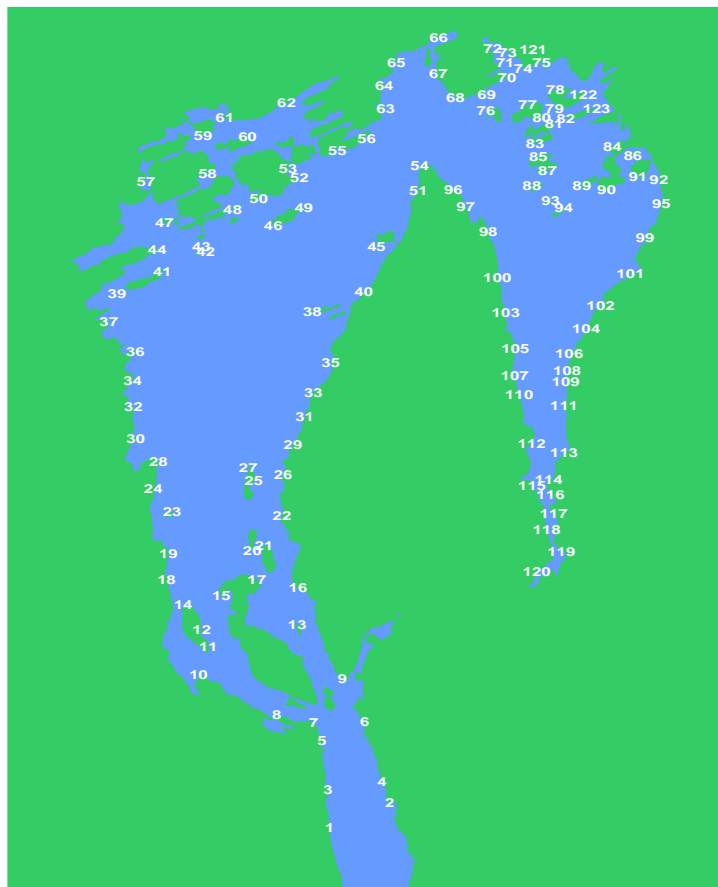
For å se om det har skjedd signifikante endringer over tid i perioden 1974-2000 er det gjort ikke-parametrisk rang-korrelasjon mellom år og forekomst-klasse (0-3: fraværende- dominerende). Analysen, som gjøres separat for hver art på hver stasjon, kan i dette tilfelle beskrives ved at en ser om en sortering av observasjonene etter forekomstklasse stemmer bedre med den kronologiske

rekkefølgen enn hva en med rimelighet kan vente å få rent tilfeldig. Som mål på korrelasjonen er brukt den såkalte Gamma-koeffisienten. Den beregnes ved å se på alle parvise forskjeller $x_i - x_k$ ($i > k$) hvor x_i er forekomstklasse for år i . Gamma-koeffisienten er definert som:

$$\gamma = \frac{[\text{Antall forskjeller som er } > 0] - [\text{Antall forskjeller som er } < 0]}{[\text{Totalt antall par}] - [\text{Antall forskjeller som er } = 0]}$$

Den varierer fra -1 (klar avtagende trend) til +1 (klar økende trend), og har forventningsverdi 0 dersom det ikke er noen reell endring over tid. Gamma-koeffisienten tilsvarer omtrent Kendalls tau, men som det fremgår av definisjonen korrigerer den for antall like par. Det anbefales når serien har mange slike, som i dette tilfelle, hvor det bare er 4 forekomstklasser.

Figur 52 oppsummerer resultatet for blæretang, sagtang og gjelvtang. Blå symboler viser stasjoner med mer eller mindre tydelig tendens til økende forekomst over tid, og oransje symboler viser stasjoner med tendens til nedgang. Størrelsen på symbolet indikerer omtrent hvor signifikant hvert resultat er. De store symbolene i tegnforklaringen tilsvarer et meget signifikant resultat (to-veis $p=0.00006$). Symboler som er halvparten så store som dette har relativt svak signifikans (to-veis $p=0.1$). De små symbolene i tegnforklaringen tilsvarer et resultat som ikke er signifikant isolert sett (to-veis $p=0.6$). **Figur 53** er basert på en visuell, skjønnsmessig analyse av resultatene i **Figur 52**, og viser sammenhengende områder hvor endringene stort sett går i samme retning på alle stasjoner. I en slik sammenheng vil også enkelt-resultater av forholdsvis svak signifikans være med å bekrefte det generelle bildet.



Figur 50. Stasjoner (strandområder) for registrering av tang i indre Oslofjord.

• <i>Fucus spiralis</i> - spiraltang	- - høyvann
• <i>Fucus vesiculosus</i> - blæretang	
• <i>Ascophyllum nodosum</i> - grisetang	
• <i>Fucus evanescens</i> - gjelvtang	
• <i>Fucus serratus</i> - sagtang	- - lavvann

Figur 51. Den relative vertikale utbredelse til de fem tangartene i indre Oslofjord.

2.4.3 Resultater og diskusjon

Endringene i utbredelse og mengde av tre av de viktigste tangartene (blæretang, sagtang og gjelvtang) gjennom 27 år er anskueliggjort i figur **Figur 52** a, b, og c. I **Figur 53** er områdene med økning og områdene med reduksjon vist samlet for de tre artene.

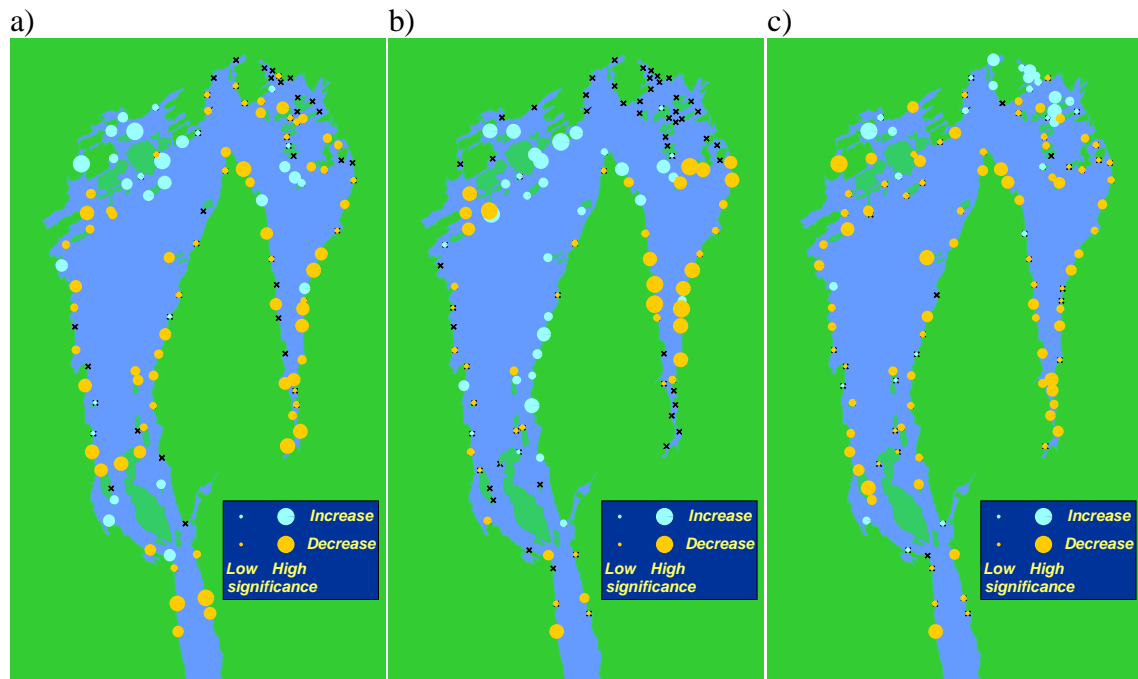
Sagtang er den arten som viser en tydelig økning gjennom tidsperioden, jfr. figurene **Figur 52** b og **Figur 53**. Unntak finnes i midtre og østre del av Bunnefjorden, noen lokaliteter midt i Drøbaksundet og et lite område syd for Bærumssassenget. Sagtang er den algen som vokser dypest av de fem registrerte tangartene. Dette betyr at lystilgangen i store deler av fjorden tidvis har vært for liten til å kunne opprettholde en livskraftig sagtang-assosiasjon. De senere års registreringer av sagtang understøtter registreringene av øket siktedyp (**Figur 74**) og reduksjon av klorofyll *a* i vannmassene (**Figur 75**). Samtidig er også andre forhold som konkurranse med andre arter (som f.eks. gjelvtang) bedret i sagtangen favør.

For blæretang er ikke endringene så tydelige, jfr. figurene **Figur 52** a og **Figur 53**. Imidlertid synes Bærumssassenget og områdene utenfor å ha fått en bedre vekst av blæretang. Dette synes også å være tilfelle for et mindre område nord i Bunnefjorden. Den sydlige delen av Bunnefjorden derimot viser en reduksjon i vekst. Dette kan skyldes den nærmest årlige isskuring i denne del av fjorden sammen med en stor bestand av beitende strandsnegl. Det er også registrert til dels stor reduksjon i deler av Vestfjorden og Drøbaksundet. Den sannsynlige forklaring på dette fenomen er isskuring. Det ble nemlig registrert effekter av isskuring i store områder av Vestfjorden under observasjonene i mai 1998. Dette er den eneste gangen i løpet av de 13 registreringene som er gjennomført, hvor isskurings-effekter er observert i denne del av fjorden.

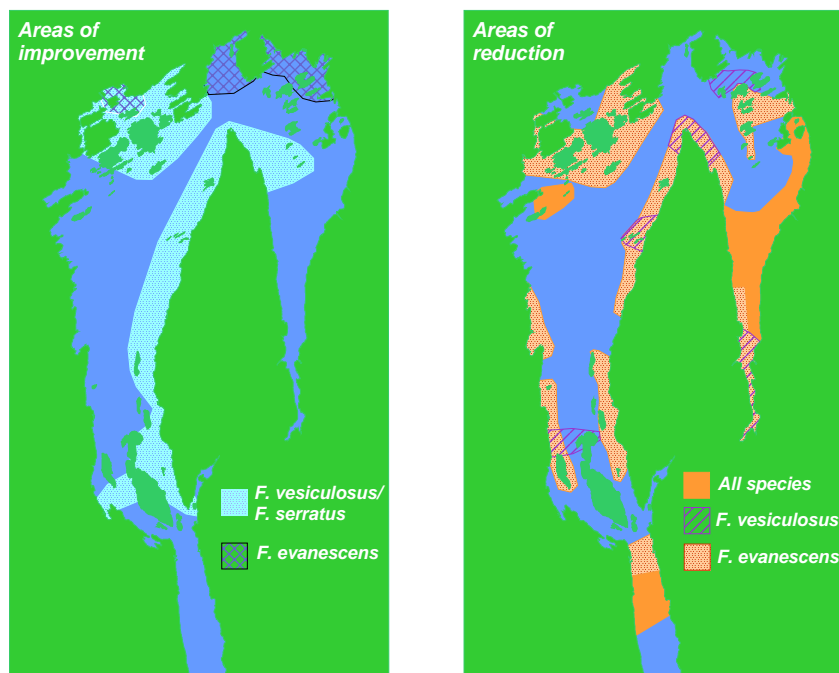
Gjelvtang, nykommeren fra 1890-årene som utkonkurrerte sine nære tang-slektninger i indre Oslofjord i flere dekadere, har mistet sin dominans i nærmest hele fjordsystemet, jfr. figurene **Figur 52c** og **Figur 53**. Det er kun i områder hvor det er liten eller ingen vekst av de endemiske (opprinnelige) tangartene at gjelvtang har klart å etablere seg eller øke populasjonene. Da de andre tangartene fikk problemer med å konkurrere om plassen pga. dårlig siktedyp, stor nedslamming av partikler, mye påvekstalger o.a. i flere tiår med sterk forurensning, hadde gjelvtang sin gullalder. Arten har det konkurransefortrinn at den er fertil om våren, vokser fort og blir tidlig kjønnsmoden. Den har derfor få konkurrenter i etableringsfasen og reproducerer raskt. Planten blir bare 1-2 år slik at mengden av gjelvtang kan svinge betydelig fra år til år. Den har få påvekstalger som skygger for lyset og synes å være tolerant overfor forurensning med organisk stoff og næringssalter. Men når vannmassene blir renere og de endemiske slektningene kommer tilbake, stiller gjelvtangen svakt i en konkurranse-situasjon. Dette er sannsynligvis grunnen til at f.eks. sagtang har klart å etablere seg så bra på gjelvtangens bekostning.

De to siste endemiske tangartene i indre Oslofjord er spiral- og grisetang. Disse spiller ikke så stor rolle som blæretang og sagtang i den store helheten. Spiraltang vokser øverst av de fem tangartene (**Figur 51**), over littoralsonen, og blir ofte utsatt for solbrenning og uttørking om sommeren samt

isskuring om vinteren. Dette kompliserer sterkt utsagnskraften om en mulig forurensnings-påvirkning. Grisetang er lite utbredt i fjorden og har hovedsakelig sitt voksested i den sørlige del av Vestfjorden.

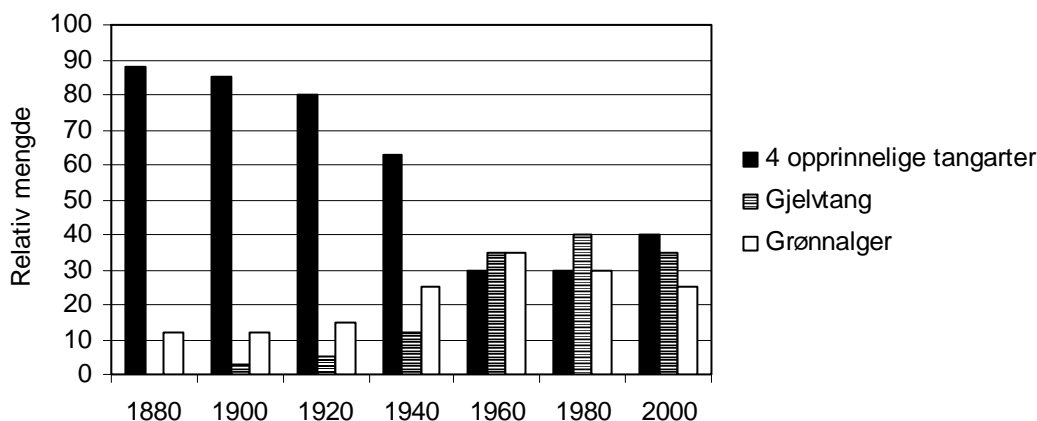


Figur 52. Endringer i mengdemessig utbredelse (1974-2000) for a) blæretang (*Fucus vesiculosus*), b) sagtang (*Fucus serratus*) og c) gjelvtang (*Fucus evanescens*).



Figur 53. Områder med populasjons-økninger og henholdsvis –reduksjoner for de tre artene – blære-, sag- og gjelvtang

I **Figur 54** er det laget et søylediagram over en tenkt utvikling av de fire endemiske tangartene fra indre Oslofjord, grønske (hurtigvoksende grønnalger) og nykommeren gjelvtang, basert på eksisterende litteratur fra 1890-årene og frem til i dag. Som det fremgår var de fire endemiske artene dominerende frem til 1940-årene, mens gjelvtang tok over hegemoniet og har vært dominerende i 30-40 år. Fra 1940 til 1980 var også grønnalgene dominerende, men i løpet av de siste 10-12 årene synes denne trenden å være snudd. Gjelvtangens utbredelse er redusert og de fire endemiske arter kan være på vei tilbake til sine opprinnelige vekstområder.



Figur 54. Antatt utvikling fra 1880 til 2000 av de fire endemiske tangarter (spiral-, blære-, grise- og sagtang) basert på litteratur siden 1890-årene, samt ”nyinnvandrerer” gjelvtang og hurtigvoksende grønnalger (grønske).

2.4.4 Konklusjoner

Registreringer gjennomført i 1970-årene av den mengdemessige utbredelse av en ”nyinnvandret” tangart og fire endemiske tangarter for indre Oslofjord konkluderte med reduksjon og fullstendig fravær av de fire sistnevnte arter i store deler av fjorden sammenlignet med undersøkelser fra første halvdel av 1900-tallet.

Imidlertid ble den ”nyinnvandrede” gjelvtang, først registrert i indre Oslofjord i 1890-årene, den mest vanlig forekommende tangarten i 1970-årene.

I slutten av 1980-årene ble det registrert nyetablering og kraftigere populasjoner av de fire endemiske tangarter sammenlignet med observasjoner 10-15 år tidligere.

Gjelvtang viste i samme periode en signifikant reduksjon.

Registreringer i årene 1998 til 2000 bekreftet at denne utviklingen har fortsatt, i det minste for noen av artene.

Reduserte næringssalt-konsentrasjoner i vannmassene i indre Oslofjord har ført til:

- Forbedret vannkvalitet
- Rikere populasjoner av endemiske tangarter (spiral-, blære-, grise- og sagtang)
- Redusert grønnalge- og gjelvtang-vegetasjon
- Bestanden av strandsnegl er sannsynligvis redusert (ikke bekreftet i denne undersøkelsen) pga. mindre mat (grønnalger), som kan gi lavere beitepress på kimplanter av endemisk tang
- Reduksjon av organisk stoff gir ofte en desimring av blåskjell
- Reduksjon av gjelvtang, grønske og blåskjell gir øket plass for de fire endemiske artene

Utviklingen av tangvegetasjonen i indre Oslofjord kan kort sammenfattes slik:

Betydelig reduksjon av utslipp av næringssalter til fjorden de siste 20 år har induisert en øket mengdemessig utbredelse av flere opprinnelige tangarter og en reduksjon av den "nyinnvandrede" gjelvtang og grønnalgene tarmgrønske og grønndusk.

2.5 Strandnotttrekk – forekomsten av fisk i grunne områder.

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

De faste trekkene fortsatte også i 2000. I tillegg har en fra 1997 tatt opp igjen fem av de gamle trekkene i Bunnefjorden, og vi tok tre nye trekk etter avtale med Fagrådet for indre Oslofjord. Disse var plassert ved Fornebu og vest av Bleikøya.

2.5.1 Metoder

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

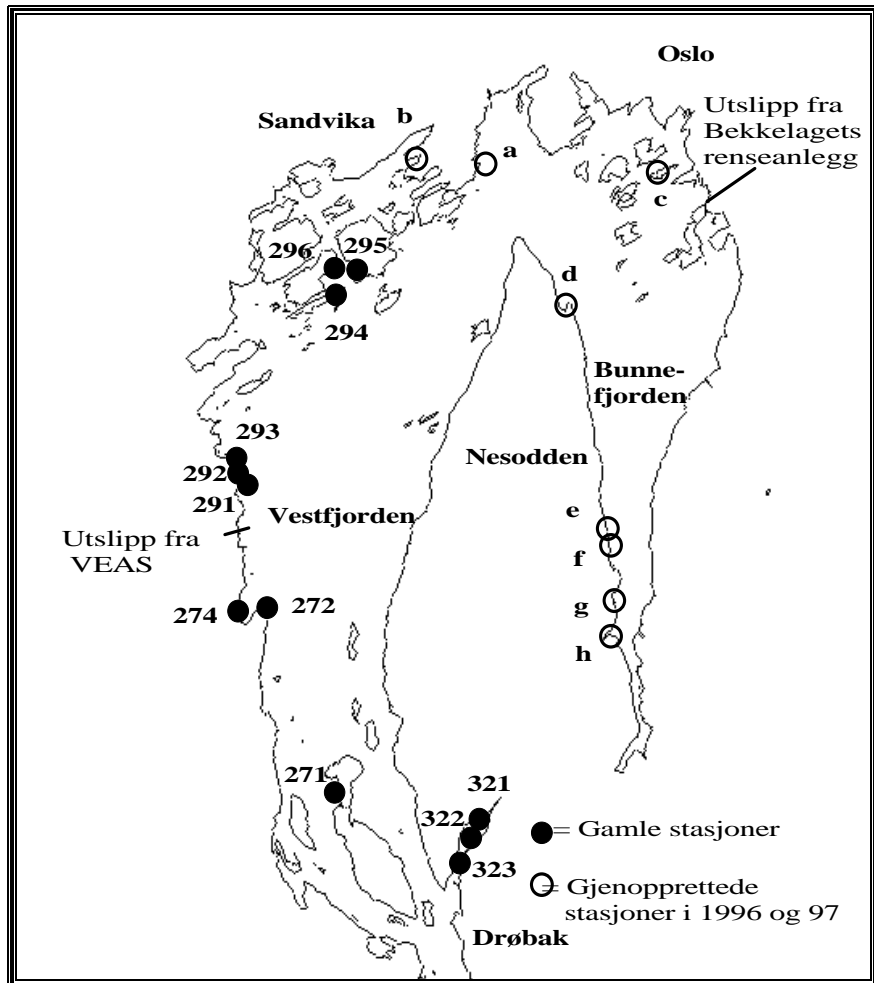
2.5.2 Resultater

Beskrivelse av nye trekk og gjenopptatte trekk fra Bunnefjorden.

Følgende trekk ble gjennomført i 2000 i tillegg til de ordinære trekkene fra Indre Oslofjord:

- A; Østsiden av Fornebu. 59°53,449' N, 10°38,115' E. Dyp ca 5 m. Slett bunn, men ingen observasjoner av vegetasjon p.g.a. dårlig sikt.
- B; Vestsiden av Fornebu. 59°53,081' N, 10°35,110' E. Dyp ca 4 m. Slett bunn med sand og noe sagtang.
- C; Vest av Bleikøya. 59°53,191' N, 10°43,922' E. Dyp ca 7 m. Noe kupert bunn med blåskjell og noe sagtang.
- D; Hellviktangen, Nesodden. 59°51,125' N, 10°41,263' E. Dyp ca 6 m. Noe kupert bunn med blandet vegetasjon av tang.
- E; Blylaget, ytre. 59°46,663' N, 10°42,566' E. Dyp ca 8 m. Bar bunn med sand og småstein.
- F; Blylaget, syd. 59°46,572' N, 10°42,671' E. Dyp ca 6 m. Bar sandbunn.
- G; Søndre Haslum. 59°45,965' N, 10°42,753' E. Dyp ca 6 m. Bar sandbunn. Østers.
- H; Breivik. 59°45,118' N, 10°42,863' E. Dyp ca 4 m. Bar sandbunn.

Trekket ved Ostøya (296) kunne ikke tas på grunn av mudring.
Under årets tokt var sikten stort sett god.



Figur 55. Strandnotstasjoner tatt av Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen i indre Oslofjord, september 2000.

2.5.3 Fangster

Fangstene i 2000 er vist i **Tabell 6** for nye trekk og i **Tabell 7** for de tradisjonelle trekka.

Tabell 6. Fangster på nye stasjoner i Indre Oslofjord 2000 og på stasjoner i Bunnefjorden. Stasjonene er vist på **Figur 55**.

Art	St A	St B	St C	St D	St E	St F	St G	St H
	Fornebu øst	Fornebu vest	Bleikø. vest	Helvik tangen	Blylag. ytre	Blylag. syd	Haslum søndre	Breivik
Torsk 0-gr			2	2	1			
Torsk eldre								
Hvitting 0-gr						1		
Bergnebb			27	19				
Grønngylt	1		14	7				
Ørret	2							
Skрубbe	1							
Svartkutling	2	3	130	9	23	4	1	2
Sandkutling	12	21	4	1	23	9	14	50
Sild	1				3		9	2

Tabell 7. Fangster på de tradisjonelle stasjonene i 2000 i Indre Oslofjord (st. 271 – 296). Trekka fra Hallangspollen (st. 321 – 323) er også vist.

* St 286 kunne ikke tas p.g.a. mudring.

StasjonsNr	271	272	274	291	292	293	294	295	296	321	322	323
Torsk_0_gr	7	7		5	2	1	5	8	*	2	9	13
Torsk_eldre			1	1								
Hvitting_0_gr	1							1		98		
Lyr_0_gr										3		2
Sei	2			1	45			66			2	2
Sjøaure											4	
Skrubbe			4			3				1		
Bergnebb	1	26	17	13	15	2	3	3		3	2	8
Grøngylt		14	2	5	4	2	5	4		5		
Svartkutling	15	2	4	5	15	22	6	2		95	6	26
Sandkutling	12		9	24	4	108		1		28	59	4
Antall arter	6	4	6	7	6	6	4	7		8	6	6

2.5.4 Diskusjon og foreløpige konklusjoner

I de gamle trekka i Indre Oslofjord fikk vi i 2000 gjennomsnittlig 5,4 0-gruppe torsk pr trekk. I 1999 fikk vi gjennomsnittlig 0,2. Gjennomsnitt for hele perioden siden 1936 er 3,2 pr trekk (**Figur 56**). Av I-gruppe torsk fikk vi i 2000 0,2 pr trekk. Tilsvarende tall for 1999 var også 0,2 pr trekk. Gjennomsnitt for hele perioden er 1,3 (**Figur 57**).

Gjennomsnittlig antall arter i ett trekk i perioden 1936 – 1964 var 7,2. I 2000 fikk vi gjennomsnittlig 6 arter pr trekk. I 1999 fikk vi gjennomsnittlig 5,9 arter pr trekk (**Figur 58**).

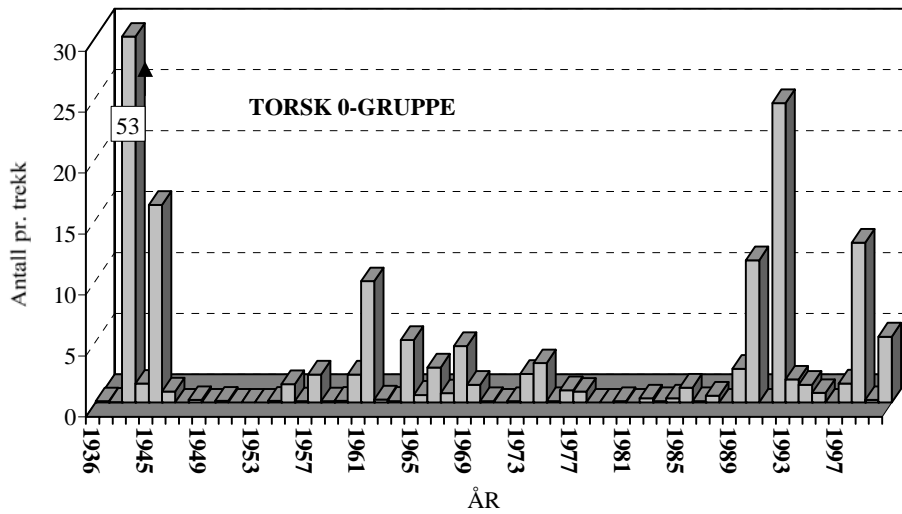
I Bunnefjorden var fangsten av 0-gruppe torsk 1,5 pr trekk i 2000. I 1999 var fangsten 0,5 pr trekk. Av I-gruppe torsk fikk vi ingen i 2000 mot 0,33 pr trekk i 1999.

Gjennomsnittlig antall arter i ett trekk i perioden 1936 – 1964 var 4,9. I 1999 fikk vi gjennomsnittlig 5,8 arter pr trekk, og i 2000 3,6 arter.

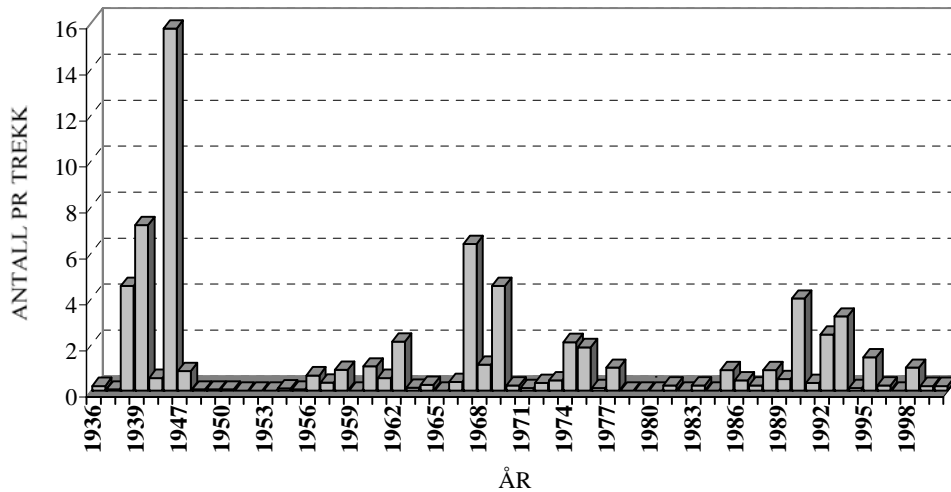
Fangstene var noe bedre i 2000 enn i 1999 både i Bunnefjorden og i Indre Oslofjord for øvrig. Dette samsvarer med fangstene på Skagerrakkysten generelt, og årsklassen av torsk kan klassifiseres som normal. Antallet eldre torsk (i hovedsak 1 år gammel fisk) var lavt, som på kysten ellers.

Antall arter som ble fanget pr trekk var litt lavere enn i foregående år, men forskjellen er neppe signifikant, og har ingen biologisk betydning.

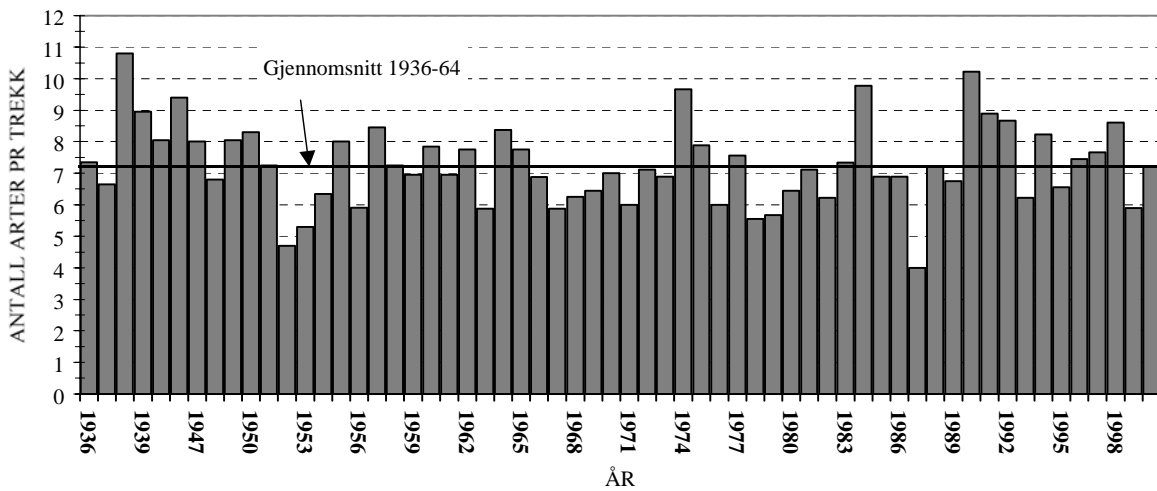
Totalt sett tyder strandnotundersøkelsene på at situasjonen i gruntvannsområdene høsten 2000 var normal og forholdsvis stabil.



Figur 56. Antall 0-gruppe torsk pr. strandnottrekk i indre Oslofjord (Bunnefjorden ikke medregnet) i perioden 1936-20.



Figur 57. Antall eldre torsk pr. strandnottrekk i indre Oslofjord (Bunnefjorden ikke medregnet) i perioden 1936-20.



Figur 58. Gjennomsnittlig antall arter pr. trekk i indre Oslofjord (Bunnefjorden ikke medregnet) i perioden 1936-2000.

2.6 Parasitter og sykdom på fisk i Oslofjorden

Fisket i Oslofjorden er av stor økonomisk betydning for profesjonelle aktører og av stor rekreasjonsmessig verdi for et stadig økende antall hobbyfiskere. Det er velkjent at fjorden er forurensningspåvirket og akkumulasjon av miljøgifter i sedimentene er påvist. Fisken blir spist og spørsmålet er om dette er farlig for konsumentene. Siden 1994 har myndighetene advart mot å spise lever fra torsk fanget innenfor Drøbak. Er fisken på grunn av fjordens forurensningstilstand svekket slik at de har et forhøyet parasitt- og sykdomsnivå og innebærer dette eventuelt noen risiko for konsumentene? Hvilken betydning har parasitter og sykdom for fiskens liv og levnet? Det er slike spørsmål som undersøkelsen søker å gi svar på.

I perioden oktober 1997 til oktober 1998 ble mer enn 2200 fisk undersøkt for sykdom og parasitter. Disse ble fanget på 13 lokaliteter, fra Lysakerfjorden i nord til Hvaler i sør. To hovedfagsstudenter har deltatt i undersøkelsene; Charlotte Iversen som arbeidet med parasittiske hoppekreps på silde- og flyndrefisk og Vidar Aas som har studert parasittene på torskefisk. Sluttrapporten er på 72 sider og ble trykket i desember 2000 (Schram, 2000).

Vertsfiskene ble tatt med bunntål, pelagisk trål, forskjellige typer garn, strandnot og ruser. Tilsammen ble 1026 torskefisk, 433 flyndrefisk, 277 sildefisk og 527 andre fisk studert. I alt ble 31 fiskearter undersøkt for parasitter hvorav 8 torskefisk-, 4 flatfisk-, 4 kutling- og to sildefiskarter. På silde- og flyndrefisk ble det funnet 8 parasittiske hoppekrepsarter, flest på rødspette og skrubbe. Tilsammen ble det funnet nesten 23 tusen (22964) larver og voksne parasitter på disse fiskene. På torskefisk ble det funnet 7 hoppekrepsarter. De viktigste parasittene som ble funnet i munn, gjellehule, på gjeller, i nesehulene, i øyne og på de ytre kroppsoverflater av fiskene var; brislingens kroppsparasitt, brislingens øyeparasitt, gjellelus, lakselus, skottelus, skrubbelus, snabelcopepoden, svartprikksyke, tangbrosmelus, torskelus, torskens nesecopepode, torskens gjellemark, øyepålens gjellemark samt to parasitter som ennå ikke har noe norsk navn; *Acanthochondria cornuta* og *Anchiostrotos onosi*

Fra før av er det registrert 7 ulike arter parasittiske hoppekreps fra Oslofjorden, antallet nå er mer enn doblet og vår kjennskap til alle snylterne er øket betydelig. Makrellen i Skagerrak som går inn i Oslofjorden er undersøkt tidligere. Denne hadde 3 haptormark og 5 parasittiske copepoder bl. a. makrellus og en ny art. Inkludert makrellens parasittiske copepoder kan man regne med 17 parasittiske hoppekrepsarter på fisk i Oslofjorden.

I en slik undersøkelse samler man inn fisk, primært for å studere sykdom og parasitter. Vurdering av parasittmaterialet kan imidlertid ikke gjøres uten at man kjenner til vertens biologi. En kortfattet omtale av de viktigste fiskeslagene og fangstopplysninger fra Oslofjorden er derfor gitt i eget avsnitt i sluttrapporten. Under gjennomgåelsen av hver ny parasitt er det redegjort for snylterens biologi, morfologi, og henvist til originaltegninger.

Til tross for at lakselusa er av underordnet betydning i Oslofjorden så er den en representant for en stor krepsdyrgruppe med komplisert livssyklus og kan tjene som modell for andre lus. Resultatkapitlet begynner derfor med en gjennomgang av lakselusa. Lakselusas forekomst på sjøørret i fjorden var akkurat den samme som vi har funnet på ørreten langs Skagerrakkysten. Gjennomsnittlig 8 lus per fisk er således et uttrykk for størrelsesorden av ørretens naturlige lakselusbelastning i et geografisk område uten fiskeoppdrett.

Skottelusa er kjent fra fler enn 80 fiskearter og vi fant også skottelus i et antall som er vanlig for lokaliteter uten påvirkning fra lakseoppdrett og på i alt 5 forskjellige fiskearter i motsetning til torskelusa som vi fant bare en av og nettopp på torsk.

Skrubbelus, hvor voksne hunner oppholder seg under brystfinnene til skrubbe og rødspette, hadde en sesongmessig opptreden i indre og ytre Oslofjord.

Firetrådet tangbrosme hadde "lubbelus" som var mest alminnelig på fiskene i ytre Oslofjord. Åtti prosent av denne fiskearten både fra ytre og indre Oslofjord hadde dessuten noen små copepoder (*Anchistrotos onosi*) i gjellehulen.

Snabelcopepoden *Clavella adunca* var mest utbredt og ble funnet i størst antall på torsk fra indre fjord og her i større antall enn på hvitting fra ytre fjord, hvor hvittingen var sterkere infisert enn i indre fjord.

Torskens nesecopepode (*Holobomolochus confusus*) er en parasitt som trives i nesehulene til torsk der den svømmer omkring luktelappene. Seksti prosent av torskene hadde leieboere i nesa, en ny art for Oslofjorden. Gjennomsnittlig var det 12 copepoder per fisk men det varierte fra 1 til 45. Det var en torsk på 23 cm som hadde 45 copepoder i nesa!

Acanthochondria cornuta ble funnet på alle skrubbene i indre og ytre Oslofjord, dog i størst antall på fisken fra indre fjord. Den opptrådte sesongmessig, klamret seg fast til gjellebuene og forflyttet seg ettersom den vokste. Voksne *A. cornuta* forårsaket i enkelte tilfelle en sterk hevelse av vevet omkring festeplassen.

Hos torskens gjellemark lever larvene først på flatfisk som rødspette eller skrubbe, før de oppsøker en torsk og borer seg inn i gjellene. Her utvikles de til en sterkt oppsvulmet S-formet blodfylt sekk med eggstrenger i et sammenfiltret nøste. Dette er tildels en dødelig parasitt for ungfisk som blir anemisk, får dårlig kondisjon, og hvor parasitten kan bli så stor at fisken ikke får lukket gjellelokket. Alle skrubbene fra indre Oslofjord var larveinfisert.

Skjegg torsken (*L. lusci*) har også en gjellemark, en nærstående art til torskens gjelleparasitt med samme kompliserte livssyklus, men som bruker andre verter. I vår undersøkelse ble funnet på øyepål, den fisken vi fanget flest av. Omlag fjerdeparten av øyepålene hadde en eller flere slike mark, gjennomsnittlig én parasitt per infisert fisk.

Det eggproduserende stadium til brislingens øyeparasitt ser ut som en 25 mm lang pølse forankret til fiskeøyet og som i den frie enden har to lange, rette eggsekker. Andelen av brisling som var infisert var beskjedent i forhold til tidligere undersøkelser.

Fisk som skal benyttes i sykdoms- eller parasittstudier, bør være like gamle og like store. På grunn av store problemer med fiskefangstene, fikk vi ikke et representativt utvalg fisk av den totale fiskepopulasjonen i indre og ytre Oslofjord. Ved vurdering av det fiskematerialet vi fikk tak i må en ta hensyn til hva vi egentlig skal kontrollere, nemlig de parasittiske copepodene og deres effekt på vertene og utbredelse av sykdom. Når man skal studere hoppekrepsenes plassering på verten og sammenlikne infeksjoner fra ulike årstider og ulike lokaliteter er representativitet viktig. Vi oppnådde ikke en slik representativitet og var nødt til å studere alle fisk vi fikk tak i. Dette innebærer at de sammenlikninger som tross alt ble utført, og som er beskrevet i sluttrapporten, er begrenset i omfang og beheftet med usikkerhet, noe som gjør at det er vanskelig å komme med generelle holdbare utsagn.

Hovedinnsatsen var å studere ytre sykdomstrekk og ektoparasittene på fisk, bl. annet for å kartlegge snyltere som var særlig utsatt for varierende vann- og substratkvalitet. Funn fra fisk fanget i indre Oslofjord ble sammenliknet med fangstresultater fra ytre Oslofjord. I laboratoriet ble det imidlertid også funnet ekto- og endoparasitter fra andre grupper enn krepsdyr. Av haptormark ble det funnet to arter. Av de tre iktene som ble funnet, var det særlig *Cryptocotyle lingua* som forårsaker den såkalte svartprikksyke, som særlig gjorde seg gjeldende. Parasitten ble funnet med forskjellig intensitet på svært mange fiskeslag, bl. a. på alle torskefisk unntatt øyepål, og den ble funnet i størst antall på

brislingen hvor 62% av fiskene var infisert. Enkelte fisk hadde flere hundre metacercarier. Slik fisk blir fullstendig dekket av svarte prikker og er et estetisk problem, uegnet til konsum og må sorteres fra. Denne parasitten er sammen med sykdommen *Lymfocystis* fjordfiskens fremste lyte.

Blant sykdommer registrerte vi bomullssopp (*Saprolegnia*) som sekundær patogen, en sykdomsspire som ellers er en naturlig del av det akvatiske økosystemet og som bidrar med å bryte ned organisk dødt materiale. Mere alvorlig var nok *Lymfocystis* som er en kjent virussykdom på skrubbe. Den ble registrert i hele fangstperioden, både i indre- og ytre Oslofjord med varierende styrke i begge fjordavsnitt. Skrubben ser fæl ut og blir sortert fra ved kommersiell fangst. Av bakteriesykdommer så vi bare klassisk vibriose, skrubbsåraktige blødninger i huden på en del fisk. Forsøk på dyrkning av utstryk fra hud og nyrer til skrubbe var negativt.

Pigmentforandringer ble sett særlig på skrubbas blindside. Fisk fra hele Oslofjorden var påvirket, og i særlig grad de fra indre fjord. Pigmentforandringer kan være arvelig eller utviklingsmessig betinget, men kan også være forårsaket av miljøforholdene, hvilket vi ikke skal se bort fra selv om vi ikke kan dokumentere noen årsakssammenheng.

Sår av varierende størrelse ble også registrert, hos skrubber som oftest på blindsidene. "Slitte finner" fant vi også, men slik finneerosjon behøver ikke være noen sykkelig tilstand, men et resultat av fiskens oppførsel i forbindelse med gyting. Sår ble også sett på torskefisk og til dels på sildefisk, men i det store og hele var det få skader på fisken, og skjelettskader ble ikke observert i det hele tatt.

Konklusjon: Undersøkelsen har vist at hverken sykdom eller ektoparasitter på fisk i Oslofjorden har en slik utbredelse, eller er av en slik størrelsesorden, at de representerer noen som helst fare for konsument eller for fisken selv. Det som er registrert på fiskebestander, er generelt sett av samme størrelsesorden som i andre sammenlignbare farvann. Kun enkeltfisk, som oftest blant skrubbeflyndre, kunne ha et sterkt uestetisk utseende slik at de var uegnet som menneskeføde.

2.7 Hyperbenthos – dyr som lever på og nær bunn fanget med bunnslede.

Undersøkelsen i 2000 ble gjennomført som et samarbeide mellom UiO og NIVA. Tidligere er undersøkelsene blitt utført av Fredrik Beyer ved Biologisk institutt (UiO) som helt siden 1952 har foretatt sledetrekking i Oslofjorden og bidratt til at det i dag foreligger en unik tidsserie som en har kunnet dra nytte av i denne undersøkelsen og i all fremtid.

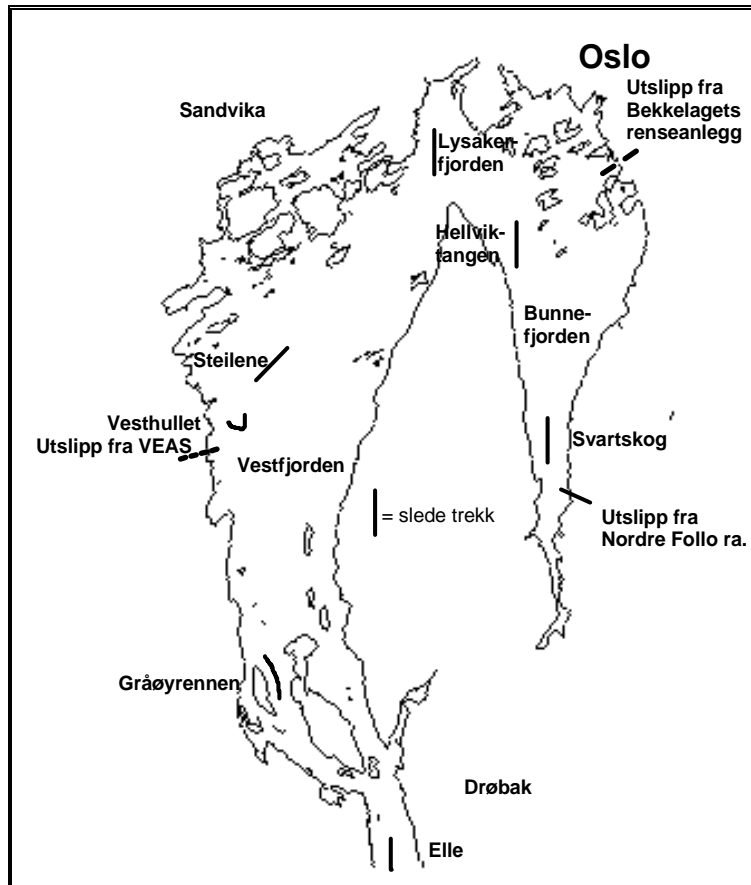
For nærmere beskrivelse av innsamlingsmetoder henvises til Beyer og Indrehus (1995) og vedlegg A.

Fredrik Beyer ved UiO har siden 1952 foretatt undersøkelser av forekomsten av dyr som lever på og nær bunn på faste stasjoner i indre og ytre Oslofjord. Prøvetaking foretas ved at en drar en slede (**Figur 60**) på bunnen. Sleden fanger i hovedsak dyr som oppholder seg på og rett over sedimentet. Mange av dyrene som fanges i sleden er mobile (eksempelvis reker) og kan forflytte seg i forhold til endringer i miljøforholdene ved bunnen.

For 2000 ga Fagrådet for indre Oslofjord økonomisk støtte til innsamling av en prøve med bunnslede på 6 lokaliteter (Elle i Drøbaksundet, Gråøyrennen, Vesthullet utenfor VEAS-utslippet, Steilene. Lysakerfjorden og Hellviktangen i Bunnfjorden). Prøvene ble tatt i september.

For 2000 er resultatene fremstilt ved fotografering av dyrene i de ulike sledetrekking med digitalt kamera (beskrivelse av metoden for digital fotografering finnes i vedlegg A.). Full artsidentifisering ble kun foretatt for reker (vedleggstabell B1). Disse ble også fotografert separat i tillegg til den totale fauna i hver prøve.

Reker er en gruppe krepsdyr som kan dominere i sledefangster på dyp fra 60-700 m i norske kystfarvann og er antatt å være følsomme for lave oksygenkonsentrasjoner (Beyer og Indrehus, 1995). Enkelte rekearter (*Pandalus borealis*) har også en økonomisk interesse. De øvrige faunagrupper ble ikke identifisert til art, men antall individer innen hver hovedgruppe ble kvantifisert (vedleggstabell B2).



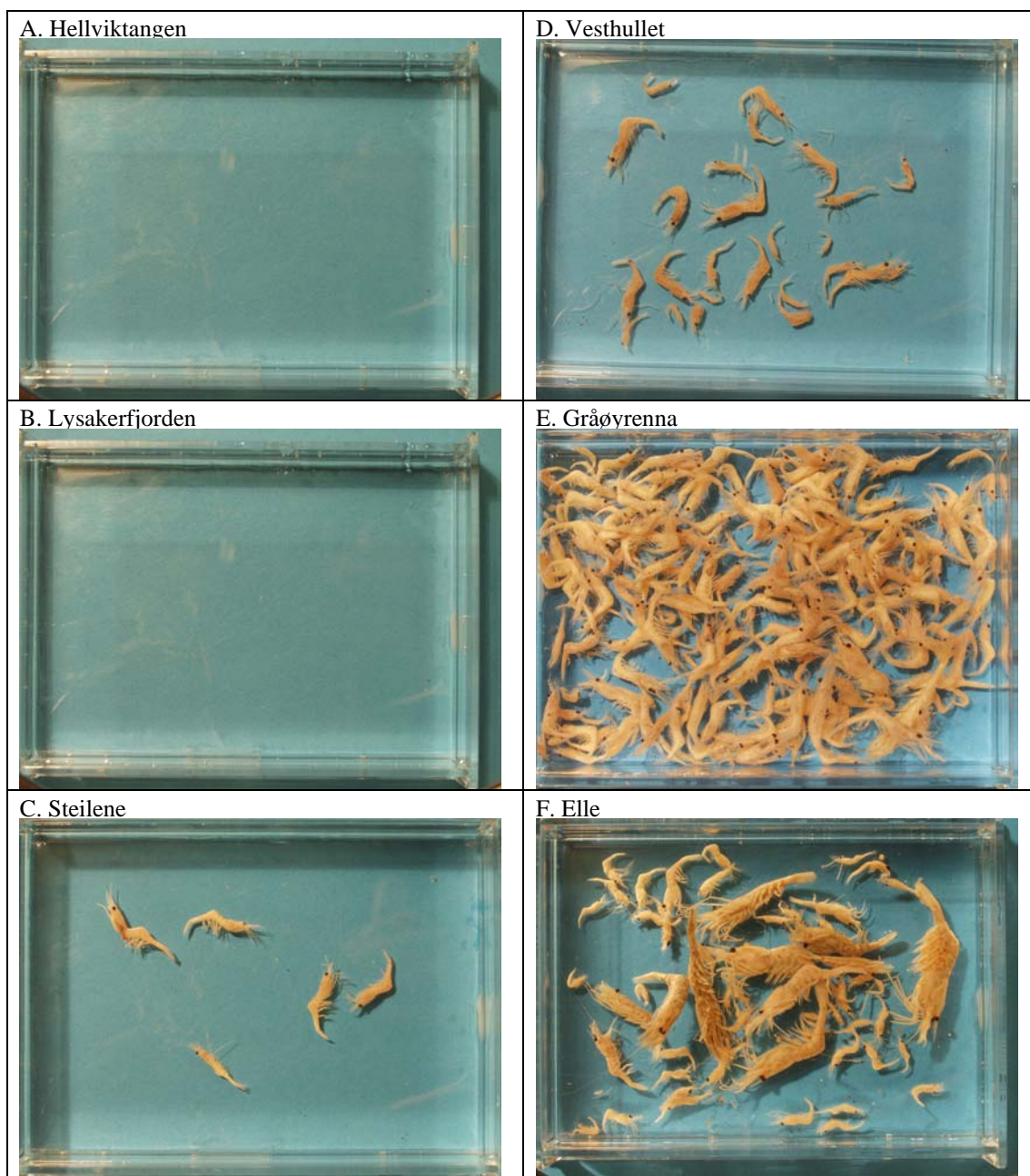
Figur 59. Stasjoner for hyperbenthos. (Stasjonen ved Svartskog ble ikke undersøkt, da her var det hydrogensulfidholdige vannmasser og således ikke mulighet for dyreliv).



Figur 60. Bunnsløde brukt til å fange dyr på og nær bunnen (foto J.A.Berge)

Foto av reker i prøver fra de ulike bassenger i fjorden viser en klar reduksjon i forekomst langs bunnen innover i fjorden (**Figur 61** og **Figur 62**). På alle stasjoner ble det i bunnvannet observert fallende oksygenkonsentrasjoner i 2000 frem mot innsamlingen i september (**Figur 17**, **Figur 24** og **Figur 27**). Dette betyr at det gjennom året gradvis har blitt dårligere forhold for rekene. Pga oksygenfritt /fattig bunnvann ble ingen reker observert i Bunnefjorden (Hellviktangen) og i Lysakerfjorden . Også på Steilene ble det observert en relativt fattig fauna. Noe rikere rekeforekomster ble funnet på de 3 ytre stasjoner (**Figur 61** og **Figur 62**). Mest tallrike var rekene i Gråøyrenna.

De største rekene ble observert ved Elle i Drøbaksundet (**Figur 61F**) der en har hatt relativt høye (>4 ml/l) oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet hele året, og i Gråøyrenna (**Figur 61E**).



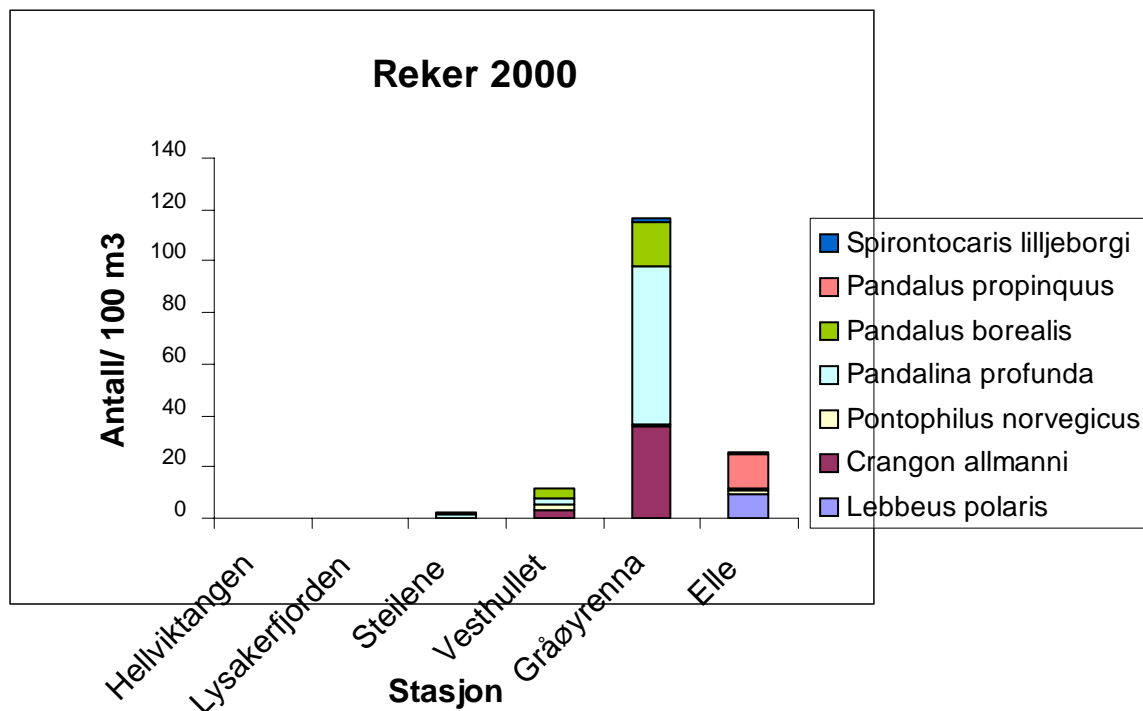
Figur 61. Foto av det totale antall reker i prøver fra sledetrek på 6 stasjoner i Oslofjorden i 2000. På hver stasjon ble sleden trukket ca 1 km langs bunnen (Foto R. Amundsen, T. Andersen og J.A.Berge,)

Artsfordelingen av reker var til dels forskjellig utover fjorden (**Figur 62**), rådata ses i vedleggstabell B1). *Lebbeus polaris* og *Pandalus propinquus* dominerte på Elle. Dette er begge arter som er typisk for lokaliteten og områder lenger ut i fjorden men som de senere år sjelden forekommer lenger inn i fjorden. I Gråøyrenna dominerte typisk nok (c.f. Beyer og Indrehus 1995) *Pandalina profunda* og mudderreken *Crangon allmanni* sammen med *Pandalus borealis*.

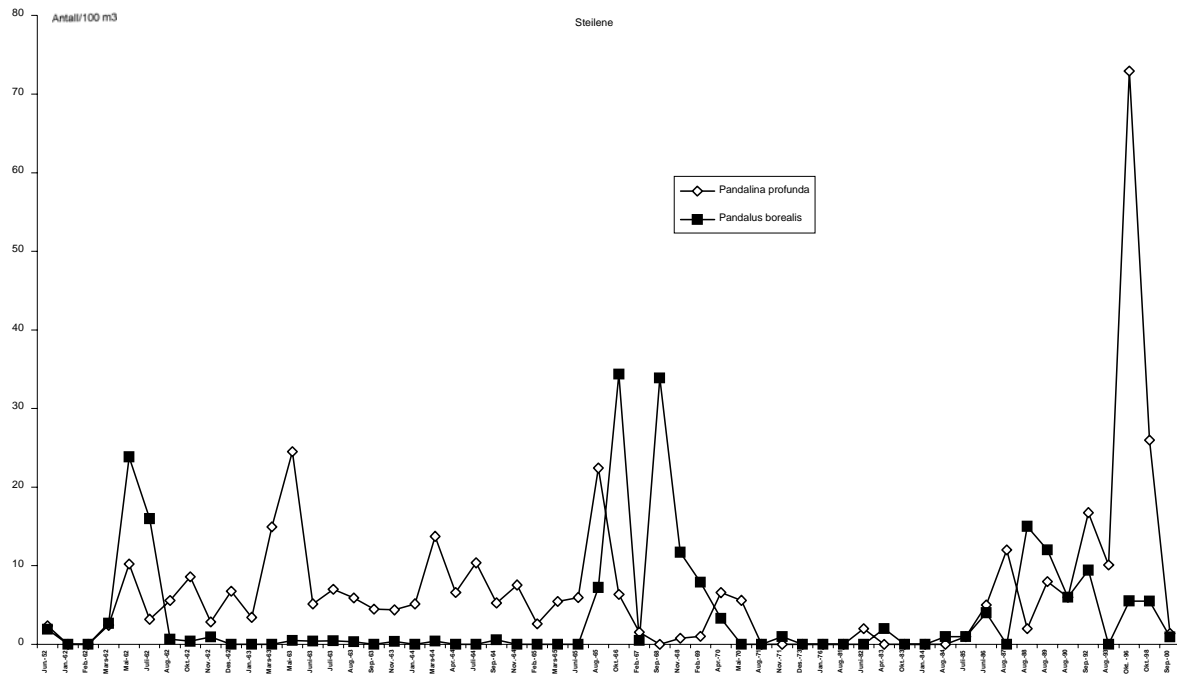
Ved Steilene ble det kun observert 2 rekearter (*P. borealis*, *P. profunda*). (**Figur 62**) og i lave antall i forhold til de siste 10 år (**Figur 63**). *P. borealis* og *P. profunda* er begge arter som ikke er sterkt bundet til substratet. Mudderrekene (*Crangon allmanni* og *Pontophilus norvegicus*) derimot er langt mer stedbundne og derved mer egnede som indikatorer på bunnens kvalitet.

C. allmanni ble ikke observert ved Steilene i 2000 men ble observert tidligere på 90 tallet. Resultatene indikerer derfor en forringelse av bunnens kvalitet slik at forholdene ved Steilene nå er som på 80 tallet.

En større rekebestand ble observert ved Steilene på 90 tallet i forhold til 70-80-tallet (**Figur 63**). Spesielt god var situasjonen i 1996. I 1998 hadde imidlertid bestanden gått tilbake. Resultatene fra 2000 bekrefter en ytterligere nedgang slik at en nå ligger nær nivået på 1970-tallet hvor det kun unntaksvis ble funnet reker i området (**Figur 63**).



Figur 62. Fordeling av ulike rekearter på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbakksundet (Elle). Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m³.



Figur 63. Forekomst av rekene *Pandalina profunda* og *Pandalus borealis* i sledetrek fra Steilene i perioden 1952-2000.

Foto av alle dyr som ble funnet i prøvene ses i **Figur 64** og **Figur 65** (rådata for hovedgrupper ses i vedleggstabell B2) og bekrefter en klar reduksjon i forekomst av fauna langs bunnen innover i fjorden. Det hydrogenulfidholdige bunnvannet under 70-80 m tilsier at de 5 individer som ble observert i prøvene fra Hellviktangen (vedleggstabell B2) må ha blitt hengede fast i nettet i sleden på vei opp eller ned til bunnen eller allerede ha vært døde da de ble fanget.

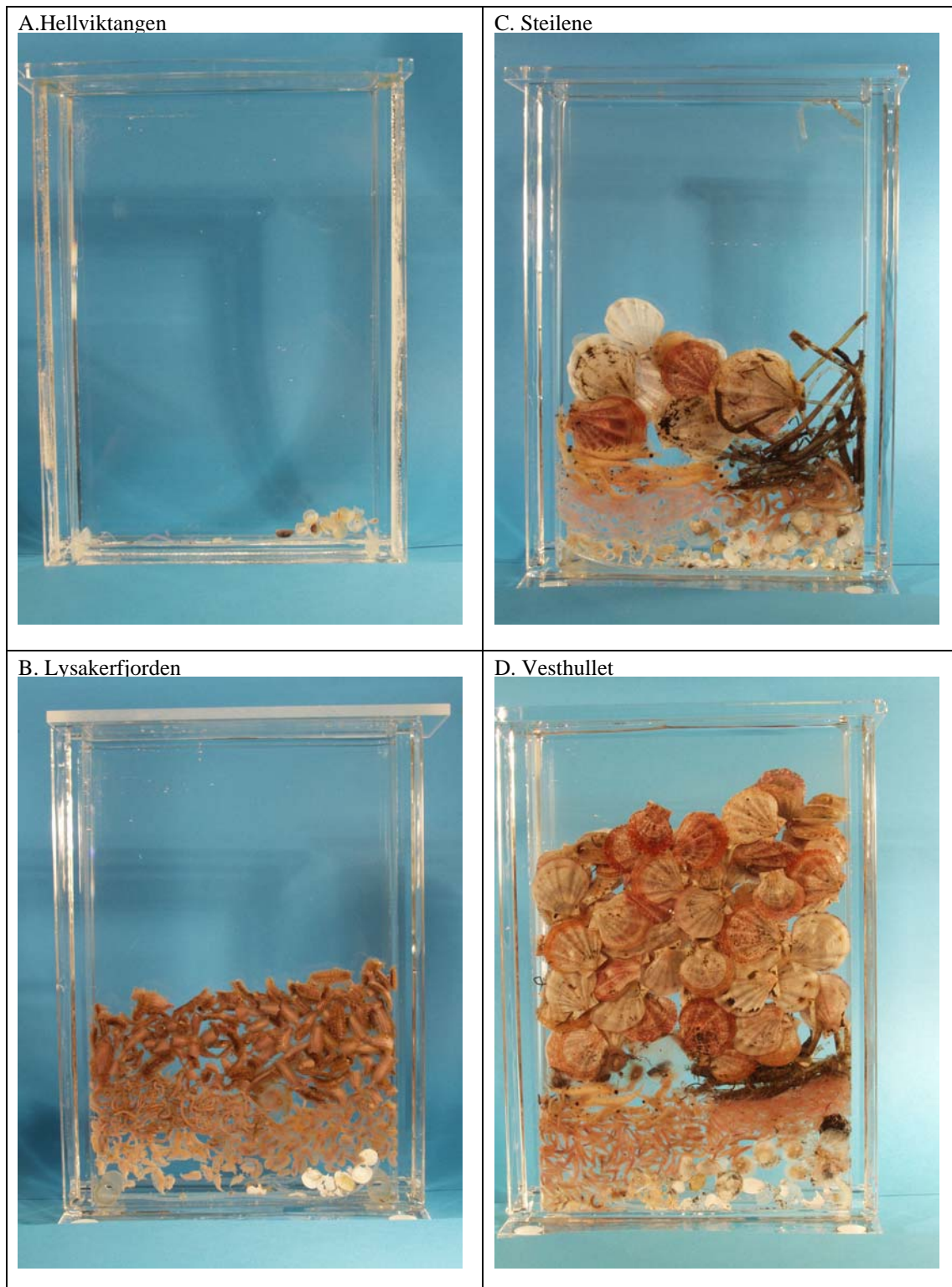
I Lysakerfjorden dominerte forurensningstolerante polychaeter (spionider, skjellrygger, flabelligerider) (**Figur 64B**).

Gravende irregulære sjøpinnsvin (*Brissopsis lyrifera*) ble observert på Elle og i Gråøyrenna (**Figur 65**). Dette er dyr som under gode oksygenbetingelser holder seg nede i sedimentet og dermed kun unntaksvis kommer med i sledeprøver. Gravende sjøpinnsvin er meget følsomme for reduserte oksygenkonsentrasjoner ved bunnen. Ved fallende/lave konsentrasjoner i porevannet vil gravende sjøpinnsvin bevege seg mot sedimentoverflaten og dermed lettere komme med i sledematerialet. Sjøpinnsvin er tidligere kun funnet en gang i sledeprøver fra Elle (1959) og aldri i prøver fra Gråøyrenna (Beyer og Indrehus 1995).

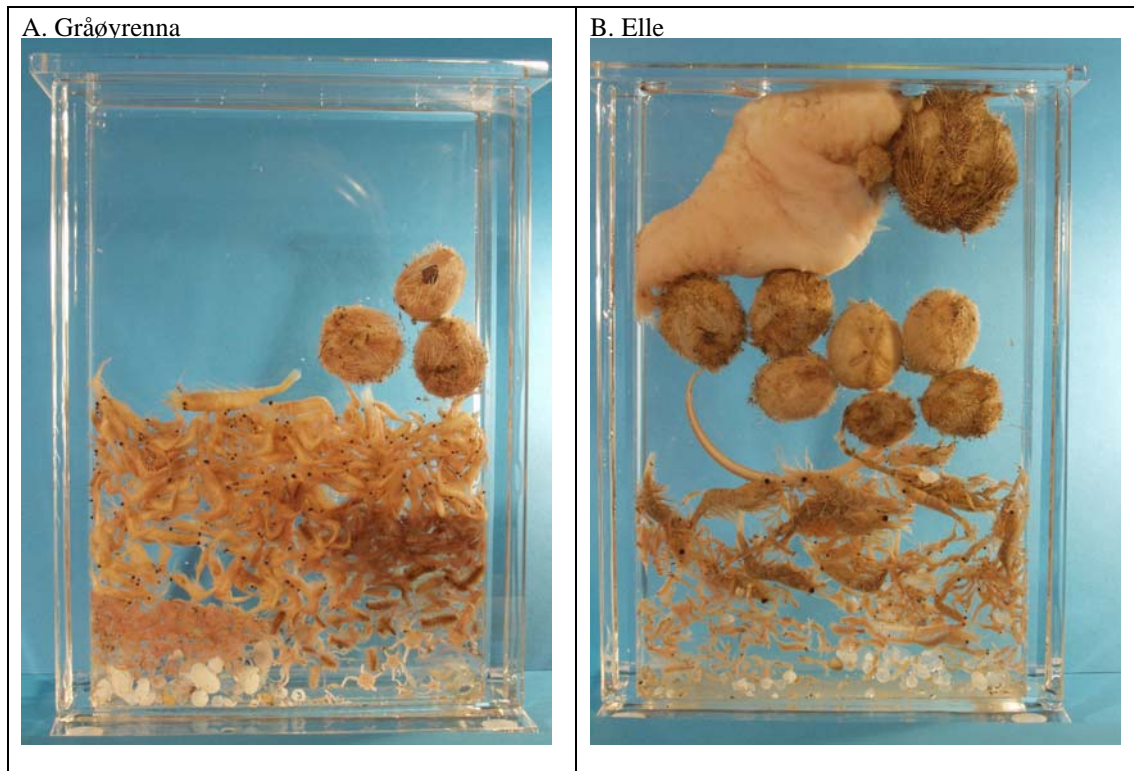
Funn av gravende sjøpinnsvin i prøver fra disse to stasjoner kan tyde på at en i porevannet har hatt fallende oksygenkonsentrasjoner eller andre ugunstige forhold nede i sedimentet.

Muddermedusen *Tesserogastria musculosa* som vanligvis oppholder seg på sedimentet ble som tidligere år observert ved Elle og i Gråøyrenna (for liten til å ses i **Figur 65**), men ikke lenger inn i fjorden hvor den tidvis også har vært funnet (Eksempelvis i Vesthullet i 1962, 1983, 1984, 1987, 1989 og ved Steilene i 1989, Beyer og Indrehus 1995).

Flyskjell (*Chlamys septemradiata*) utgjorde en vesentlig del av prøven i Vesthullet (**Figur 64 B** øverst). En slimål (*Myxine glutinosa*) ble observert i prøven fra Elle (**Figur 65 B** sentralt til venstre), i de øvrige prøver ble det ikke observert fisk.



Figur 64. Foto av alle dyr i sledeprøver fra fire stasjoner i indre Oslofjord i 2000.



Figur 65. Foto av alle dyr i sledeprøver fra Gråøyrenna i indre Oslofjord og Elle i Drøbaksundet i 2000.

Dypvannsfornyelse vinteren 1996 og de gode oksygenforholdene førte til en kraftig mengdemessig økning av *Crangon*-bestanden dette år (Magnusson et al., 1999). Prøvene fra Steilene i 1998 og 2000 viste imidlertid at det etter 1996 har vært et totalt sammenbrudd i *Crangon*-bestanden ved Steilene. Dette tyder på kritiske oksygenforhold. På bakgrunn av den korte avstanden til Gråøyrenna var en etter undersøkelsene i 1998 (Magnusson et al., 1999) bekymret for det verdifulle faunareservoaret som en har hatt der. Undersøkelsene i 2000 har imidlertid vist at en fremdeles har et relativt rikt faunareservoar i Gråøyrenna.

2.8 Fisket i fjorden.

Et samarbeide med Indre Oslofjord Fiskerlag ble startet opp for et par år siden. Hensikten er å få inn informasjon av betydning for fjordens forurensningssituasjon og kunne knytte informasjoner om fiskefangst i fjorden mot den generelle tilstanden. Dette arbeide er tenkt å utvikles med tiden og er nå bare i sin begynnelse.

Etter noen år med relativt god rekebestand melder Indre Oslofjords Fiskerlag en vesentlig nedgang fra 1998 og inn i 1999, dog med en svak forbedring i slutten av året. Det er fremdeles beskjedne forekomster av reker i fjorden år 2000 med gjennomgående små fangster på de vestlige trålfeltene, mens det på de østlige og sørlige har vært et noe bedre resultat. Det var heller ikke i 2000 reker nok til å dekke etterspørselen i Vika på sommerstid.

Det var god fangst av småtorsk i hele indre fjord og en relativ god fangst av mellomstor torsk (1 – 1.5 kg), mens fangst av stor torsk er på et meget lavt nivå. Det har vært fanget noe mindre hvitting og lysingfangsten har avtatt klart i de siste årene. Fangsten av småsei har vært god.

Forekomsten av skrubbe synes nå å øke igjen, likesom tunge (gråtunge). Den er relativt tallrik blant annet i Bærumsbassenget. Øvrige flyndrearter som piggvar, rødspette, lomre og smørflyndre er det sparsomme fangster av. Imidlertid synes fangsten av slettvar å øke.

Makrellfisket var også sist år rimelig god og etter flere år uten tradisjonelt lysfiske etter brisling, ble det gjenopptatt høsten 2000.

Som rapportert tidligere år synes hummerbestanden lokalt å øke. I 1999 ble det registrert amerikansk hummer (*Homarus americanus*) i fjorden. I 2000 har ikke Fiskerlaget fått opplysninger om nye funn av denne arten i indre Oslofjord.

Det er ikke rapportert fiskedød i indre Oslofjord år 2000.

Fiskerlaget rapporterer også om sjeldne og mer uvanlige arter i fjorden i 2000: Ved Drøbak er det fanget en blåhai (15 kg), en brosse en maisild og en nise. I Bunnefjorden er det fanget en månefisk og (med stor sikkerhet) maisild/stamsild under drivgarnfiske. Her synes det også å ha etablert seg en egen bestand av taggmakrell.

2.9 Overflatevannets kvalitet.

Overflateobservasjoner ble år 2000 gjort etter samme mønster som tidligere år. Siktedyp ble observert på alle stasjoner, mens prøver for analyser av klorofyll-a og næringssalter ble innsamlet fra 0- 2 meters dyp på et utvalg av stasjoner (se kap. 1.3.1). Hensikten med observasjonene er dels å sammenligne med eldre data (spesielt siktedyp og klorofyll-a), dels også å få klarlagt situasjonen før nitrogenrensing blir gjennomført (forundersøkelse), dels å vurdere observasjonene opp mot Statens forurensningstilsyns (SFT) klassifiseringssystem for fjorder (Molvær m.fl., 1997).

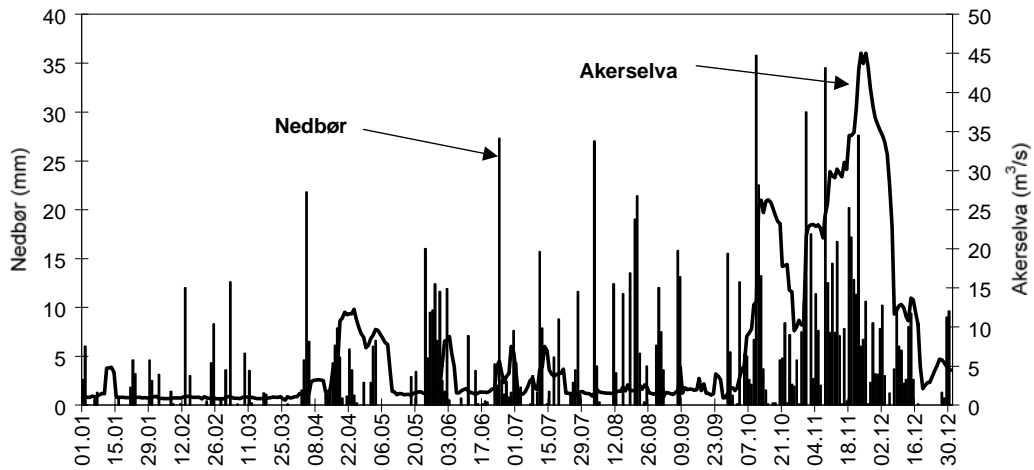
2.9.1 Siktedyp, klorofyll-a (planteplanktonbiomasse) og næringssalter.

Sommeren 2000 var relativt kald og nedbørrik (**Figur 8** og **Figur 9**). I juli var nedbøren noe mindre enn normalt men intense regnvær satte sitt preg på fjordens overflatevann. **Figur 66** viser flere døgn med stor nedbør nesten omtrent på nivå med rekorden i oktober-desember. Overflatetemperaturen var lav i juli og saltholdigheten relativt lav **Figur 67**, men ikke så lav saltholdighet som i 1999 da den var mindre en 18 store deler av sommeren.

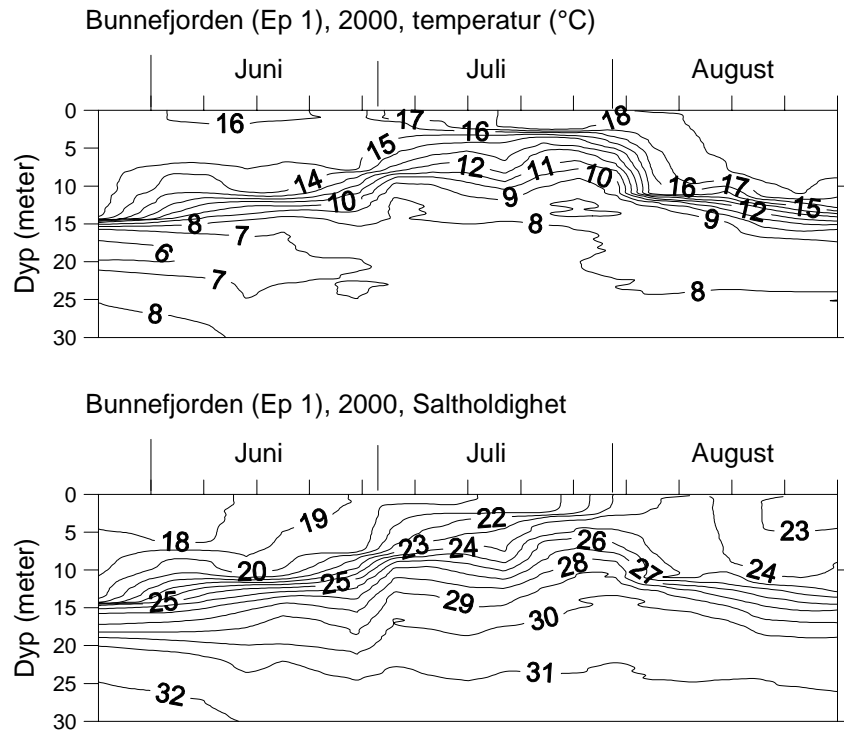
Kvaliteten av overflatevannet varierte betydelig sommeren 2000. Mens forholdene var bra i juni med relativt stort siktedyp og liten planteplanktonbiomasse (unntatt i områdene nær Oslo), var det perioder med dårlig siktedyp og høy planteplanktonbiomasse i juli og spesielt fra midten til slutten av august. Forholdene i august bidro til at den i sin helhet ble dårligere enn i 1999.

I henhold til Statens forurensningstilsyns klassifiseringssystem (Molvær m.fl., 1997), var tilstanden i overflatevannet bedømt ut fra næringsstilkonsentrasjoner meget god (fosfor) til god (nitrogen). Dette var noe bedre enn i 1999 (**Tabell 8**). For fosfor har det vært en klar forbedring siden 1993-95 og dette gjelder til dels også for nitrogen. Men siktedyp og klorofyll-*a* ga dårligere resultater. Her varierte tilstanden mellom dårlig til mindre god for siktedyp, med den dårligste tilstanden i Havnebassenget, Bekkelagsbassenget og Bærumsbassenget. Det dårligste siktedypet ble observert i Bjørvika (Aq 3, **Figur 69**). For planteplanktonbiomassen varierte tilstanden fra mindre god til god, med de dårligste resultatene fra Havnebassenget, Bekkelagsbassenget, Lysakerfjorden og Vestfjorden. Her var Bærumsbassenget (Bl 4) og stasjonen over utslippet til VEAS (Ej1) de beste med tilstandsklassen god (**Figur 71**).

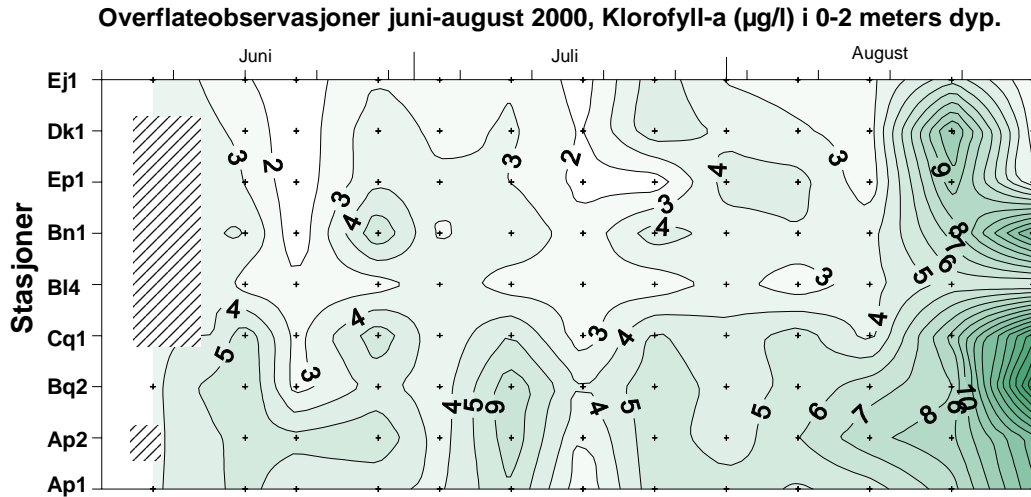
Sammenlignet med tidligere år på 1990-tallet var ikke sommeren år 2000 blant de beste årene (f.eks. 1991/1992), men heller ikke blant de dårligste (1994/1995) som fremgår av **Figur 72** og **Figur 73**. På tross av at sommeren år 2000 var noe dårligere enn 1999, så er fortsatt vannkvaliteten for perioden 1991-2000 noe bedre enn i 1983-90 og klart bedre enn 1973 - 82 (**Figur 74** og figur 74). Forholdene i 1994 og 1995 gjør at også et mindre bra år som sommeren 2000 vil forsterke den positive utviklingen i fjorden. Imidlertid er nå de fleste rens tiltakene gjennomført og bortsett fra det nye Bekkelaget rensanlegg vil forurensningsbelastningen i fremtiden være avhengig av variasjoner i klima, dvs. intense nedbørsperioder som vil kunne gi kortere perioder med meget dårlige forhold, som følge av at rensanleggene ikke er dimensjonert til så store vannmengder. Hvis klimaforandringen resulterer i en økt frekvens av slike episoder, vil vannkvaliteten i indre Oslofjord sannsynligvis ikke bli mye bedre enn i dag.



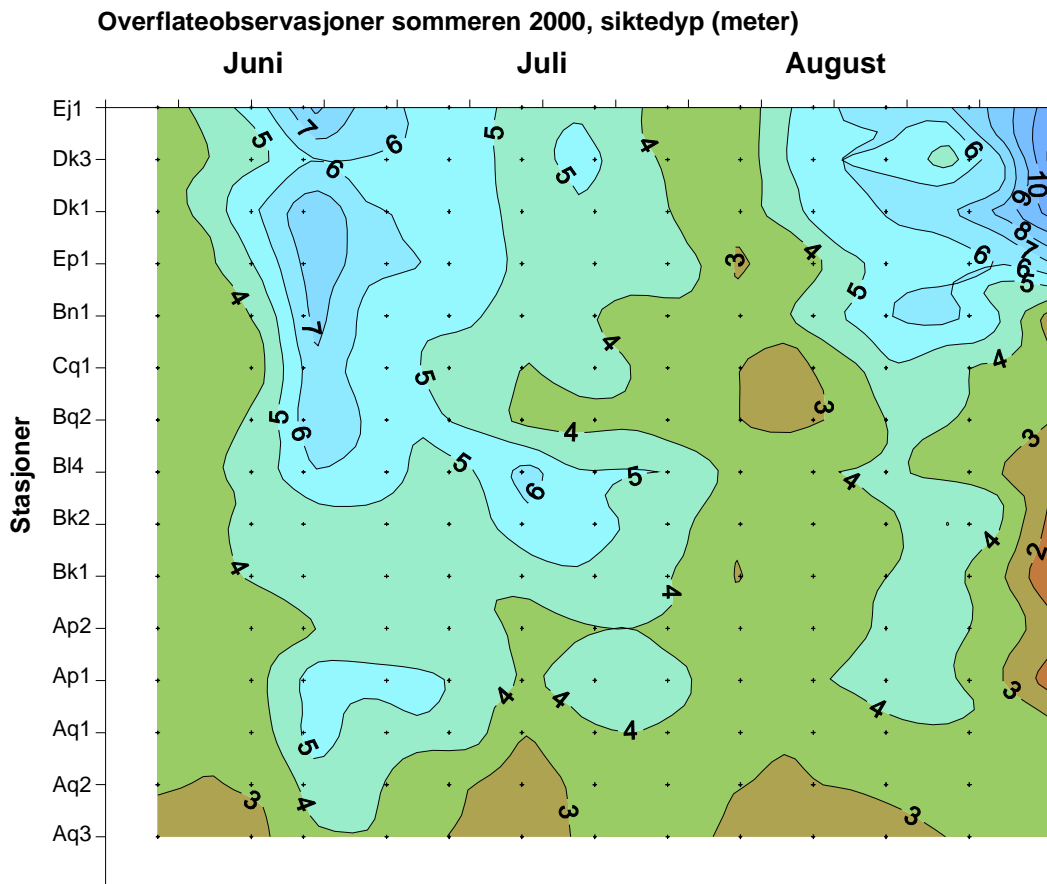
Figur 66. Nedbør ved Blindern og vannføringen i Akerselva i 2000. (Data fra Meteorologisk Institutt og Oslo vann – og avløpsetaten).



Figur 67. Temperatur og saltholdighet i overflatelaget i Bunnefjorden 1.6 – 31.8.2000. Observasjoner ca. 1 gang pr. uke.



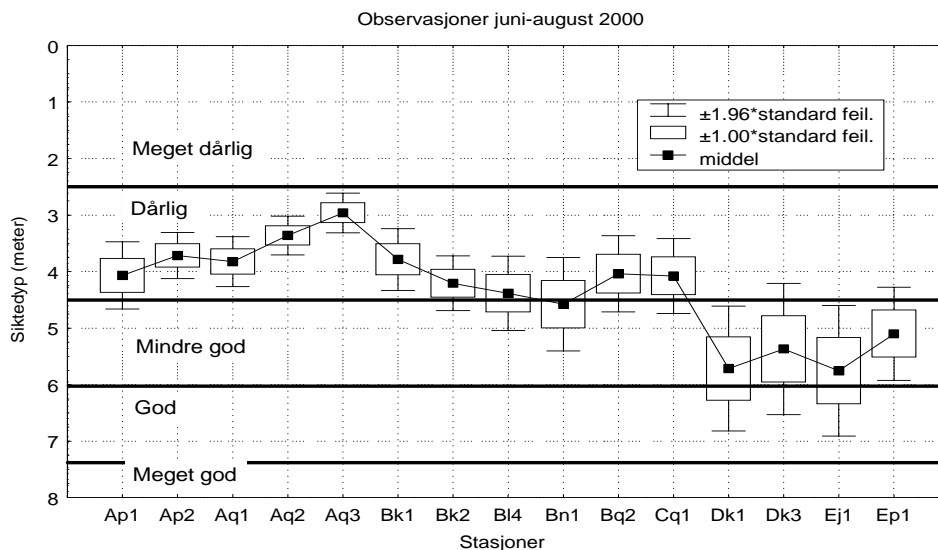
Figur 68. Planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) i Havnebassenget (Ap 1 og Ap 2), ved utslippet til Bekkelagets renseanlegg (Bq 2), Bekkelagsbassenget (Cq 1), Børumsbassenget (Bl 4), Bunnefjorden (Ep 1), Vestfjorden (Dk 1) og ved utslippet til VEAS (Ej 1). 0-2 meters dyp i juni-august 2000.



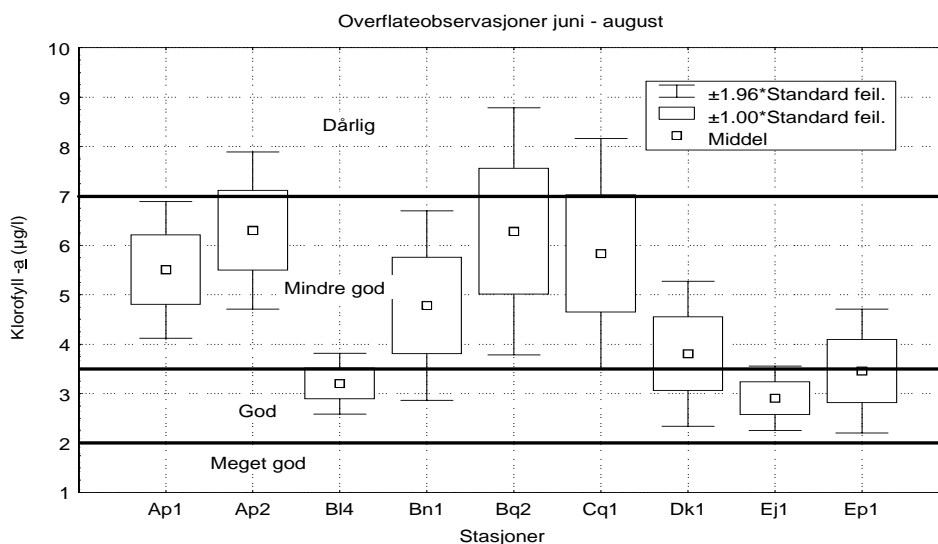
Figur 69. Siktedypet på ulike stasjoner i indre Oslofjord sommeren 2000. Stasjoner se **Figur 6**.

Tabell 8. Overflatevannets tilstand i indre Oslofjord 1993-99 etter SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder (Molvær m.fl., 1997). Klassifiseringen er basert på observasjoner i juni - august (ca. 13 st). Det finnes totalt 5 klasser: I = meget god, II = god, III = mindre god, IV = dårlig, V = meget dårlig.

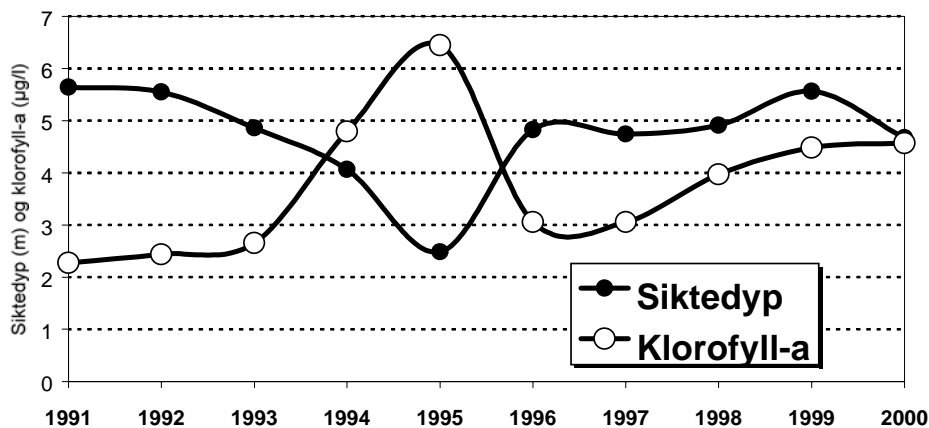
Stasjon	Område	År	Sikte-dyp	Kl-a	Tot-P	PO ₄ -P	Tot-N	NO ₃ +NO ₂ -N	NH ₄ -N
Ap2	Havnebassenget	1993	IV	III	II	I	III	I	III
		1994	IV	IV	III	I	III	I	II
		1995	IV	IV	III	I	III	II	I
		1996	IV	III	II	I	II	I	I
		1997	IV	III	II	I	II	I	I
		1998	IV	III	I	I	I	II	I
		1999	IV	III	I	I	II	III	I
		2000	IV	III	I	I	II	II	I
Cq1	Bekkelagsbassenget	1993	IV	III	II	I	II	I	III
		1994	IV	III	III	I	III	III	III
		1995	V	IV	III	I	III	I	I
		1996	III	II	II	I	I	I	I
		1997	IV	II	I	I	I	I	I
		1998	IV	III	I	I	I	I	I
		1999	III	III	I	I	II	III	I
		2000	IV	III	I	I	II	I	I
Bl4	Bærumsbassenget	1993	IV	II	I	I	II	II	I
		1994	IV	II	I	I	II	II	II
		1995	V	III	III	I	II	III	I
		1996	IV	II	I	I	I	I	I
		1997	IV	III	II	I	II	I	I
		1998	IV	III	I	I	I	I	I
		1999	IV	III	I	I	II	III	I
		2000	IV	II	I	I	I	I	I
Bn 1	Lysakerfjorden	1993	III	II	I	I	II	I	III
		1994	IV	III	II	I	II	II	II
		1995	IV	III	III	I	II	I	I
		1996	III	II	I	I	I	I	I
		1997	III	II	I	I	I	I	I
		1998	III	III	I	I	I	I	I
		1999	III	II	I	I	II	III	I
		2000	III	III	I	I	I	I	I
Ep 1	Bunnefjorden	1993	III	II	I	I	II	I	II
		1994	III	III	II	I	II	II	II
		1995	V	III	III	I	III	I	I
		1996	III	II	II	I	I	I	I
		1997	III	II	I	I	I	I	I
		1998	III	II	I	I	I	II	II
		1999	II	III	I	I	II	III	I
		2000	III	II	I	I	I	I	I
Dk 1	Vestfjorden	1993	III	I	I	I	I	I	I
		1994	IV	II	II	I	I	II	II
		1995	IV	III	III	I	II	II	I
		1996	III	I	I	I	I	I	I
		1997	III	I	I	II	I	I	I
		1998	III	II	I	I	I	I	I
		1999	III	II	I	I	II	III	I
		2000	III	III	I	I	I	I	I



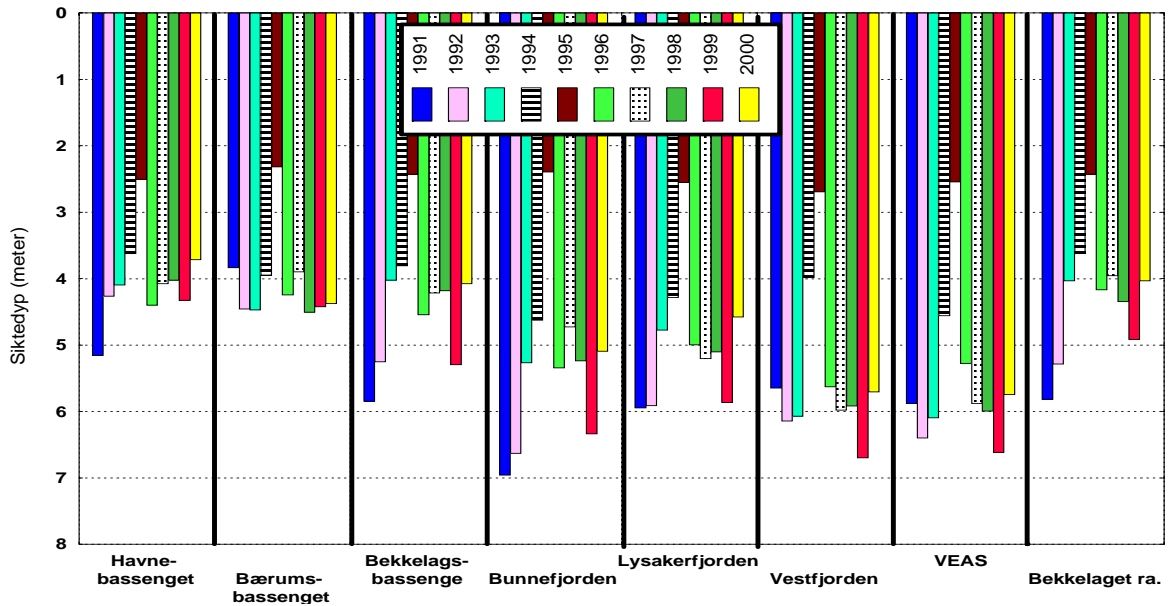
Figur 70. Siktedyp (meter) ukentlige observasjoner i juni-august 2000. På figuren er tilstanden klassifisert etter SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder.



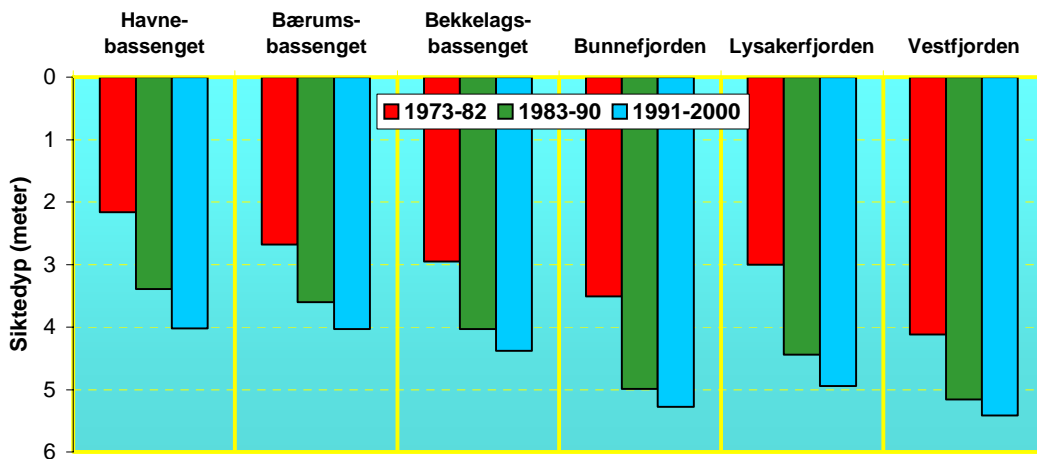
Figur 71. Planteplanktonbiomasse (0-2)meters dyp, juni-august 2000. På figuren er tilstanden klassifisert etter SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder.



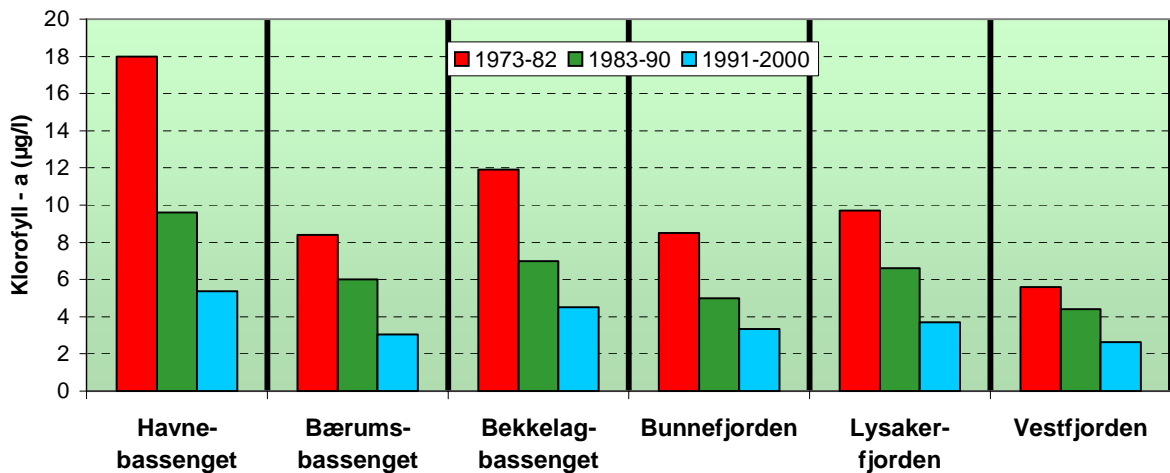
Figur 72. Siktedyp (m) og klorofyll-a (µg/l) i indre Oslofjord 1991-99, middelværdi av 8 stasjoner.



Figur 73. Gjennomsnittlig siktedyp på ulike stasjoner i indre Oslofjord, juni – august, 1991-2000.



Figur 74. Gjennomsnittlig siktedyp (m) juni – august 1973-82, 1983-90 og 1991-2000.



Figur 75. Gjennomsnittlig planteplanktonbiomasse (klorofyll – a) i 0-2 meters dyp, juni-august, 1973-82, 1983-90, 1991-2000.

2.9.2 Planteplankton i Indre Oslofjord – Vestfjorden 2000

Materiale og metoder

Kvantitative analyser av planteplankton er for vekstsesongen 2000 gjennomført på 13 integrerte vannprøver (0-2 meter) fra stasjon DK1 i Vestfjorden tatt i perioden 25. mai til 31. august. I tillegg er håvtrekk tatt fra 10-0 m dyp i samme periode analysert. Parallele prøver var fiksert med henholdsvis Lugol og formalin. Kvantifiseringen er utført på de Lugol-fikserte prøvene ettersom Lugol preserverer flagellater mye bedre enn formalin. Håvtrekkene var alle formalinfikserte.

Observasjoner fra slutten av mai t.om. juni.

Algemengden økte betydelig fra slutten av mai til begynnelsen av juni. Biomasseøkningen kom som et resultat av en konsentrasjonsøkning for nesten alle algeklasser (**Figur 76, Tabell A, vedlegg C**). Spesielt stor var biomasseøkningen for Prymnesiophyceae og de uklassifiserte algene. Årsaken til den store økningen for Prymnesiophyceae var at kalkflagellaten *Emiliana huxleyi* blomstret (3,6 mill. celler/L) (**Tabell B, vedlegg C**). Samtidig blomstret kiselalgen *Skeletonema costatum* (7,5 mill. celler/L). Enkeltcellene hos *S. costatum* er relativt små og blomstringen av denne ga derfor ikke så store utslag i mengden cellekarbon (**Tabell C, vedlegg C**).

Etter disse blomstringene avtok algemengden og nådde et minimum rundt 20. juni (jfr. **Figur 76**). Samtidig begynte *Dactyliosolen fragilissimus* å øke i antall og var i slutten av måneden nådd en konsentrasjon på 1,4 mill. celler/L og var på denne tiden også dominerende i håvtrekket (**Tabell D**). Generelt sett viste håvtrekkene en dominans av kiselalger i slutten av mai og i juni.

Hos dinoflagellatene dominerte ceratiene (*C. fusus*, *C. longipes* og *C. tripos*) i håvtrekkene. Den toksinproduserende dinoflagellatslekten *Dinophysis* – og da spesielt arten *D. norvegica* – forekom relativt hyppig i håvtrekkene, men ble funnet i lave til moderate konsentrasjoner i vannprøvene fra overflatelaget (0-2 m).

Tallrikest blant dinoflagellater var *Gyrodinium estuariale* med 0,65 mill. eller/L i midten av juni.

Som i 1999 ble sommerens høyeste konsentrasjoner av flagellater registrert tidlig i juni. Gruppen ubestemte flagellater varierte mellom 0,5 mill. celler/L i slutten av mai til nesten 20,0 mill. celler/L tidlig i juni. Blant cryptophyceene var det cf. *Teleaulax acuta* som både tallmessig og biomassemessig var viktigst. Slekten *Chrysochromulina* blomstret også dette året i siste halvdel av juni med cellekonsentrasjoner mellom 1,3 og 3,4 mill. celler/L.

Observasjoner fra juli.

I hele juli fortsatte blomstringen av kiselalgen *Dactyliosolen fragilissimus* med konsentrasjoner mellom 0,9 og 1,5 mill. celler/L. I midten av måneden ble *Leptocylindrus danicus* registrert med et maksimalt antall på 231.000 celler/L. Samtidig begynte *Pseudo-nitzschia* cf. *pseudodelicatissima* å øke i antall. I håvtrekkene dominerte *D. fragilissimus* hele måneden, men *P. cf. pseudodelicatissima* begynte å få en betydelig forekomst mot slutten av måneden.

Konsentrasjonen av ceratier økte utover i måneden og *C. fusus* og *C. tripos* hadde sine maksima denne måneden med henholdsvis 1.700 og 2.800 celler/L. I håvtrekkene forekom *C. longipes* i tillegg til de to forannevnte artene og *C. macroceros* ble tallrik helt i slutten av juli. Av andre arter kan nevnes at cf. *Oblea rotundata* var hyppig forekommende i siste halvdel av juli, mens *Prorocentrum micans* ble en viktig art helt i slutten av måneden.

Dinophysis-forekomstene var relativt moderate gjennom hele måneden med *D. norvegica* som den mest dominerende arten. Konsentrasjonene i de øvre 2 metrene oversteg ikke faregrensen for opphoping av gift i skjell.

Forekomsten av uklassifiserte flagellater var moderate i juli med konsentrasjoner mellom 3 og 6,5 mill. celler/L. Kalkflagellaten *Emiliana huxleyi* økte i antall gjennom hele måneden og hadde en konsentrasjon på 2 mill. celler/L.

Observasjoner fra august.

I august avtok blomstringen av konsentrasjonen av *Dactyliosolen fragilissimus*, mens *Pseudo-nitzschia* cf. *pseudodelicatissima* nådde sitt maksimum (676.000 celler/L) i første halvdel av måneden. Ved utgangen av august var kiselalgeforekomstene sterkt reduserte.

Tidlig i august var det relativt høye konsentrasjoner av *Heterocapsa niei* (320.000 celler/L) og *Katodinium rotundatum* (249.000 celler/L). Utover i august blomstret *Ceratium furca* og nådde midt i måneden sitt maksimum på 44.000 celler/L. Også *Prorocentrum micans* blomstret i august med økende celledtall utover i måneden slik at ved siste innsamling (31. aug.) ble det registrert 21.000 celler/L. *Protoperdinium divergens* blomstret også i august og hadde maksimumskonsentrasjon på 3.300 celler/L tidlig i måneden.

Heller ikke denne måneden var det høye konsentrasjoner av *Dinophysis*. Høyeste konsentrasjon ble registrert for *D. acuminata* med 800 celler/L helt i slutten av måneden. Tidlig i august ble imidlertid *Alexandrium* funnet over faregrensenivå både i håvtrekk og vannprøver.

Emiliana huxleyi nådde sitt sensommermaksimum ved inngangen til august med 2,7 mill. celler/L. De andre flagellatene forekom i moderate mengder.

Oppsummering av algeforekomstene i 2000

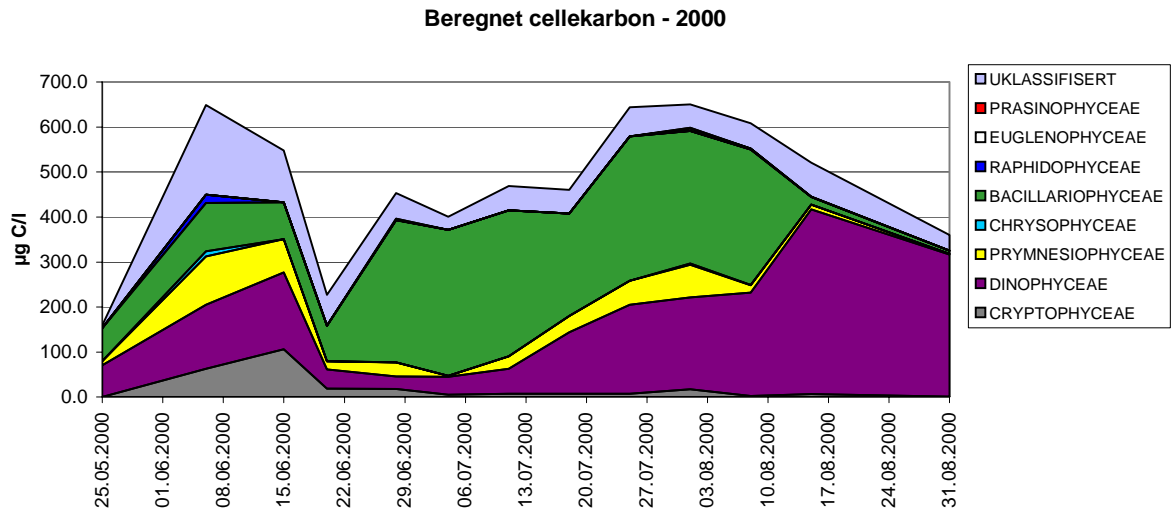
Algebiomassen nådde et maksimum tidlig i juni, men falt så til et minimum midt i samme måned. Deretter bygde den seg opp igjen og nådde et nytt maksimum i slutten av juli/begynnelsen av august. Dette maksimumet var på samme nivå som i juni.

Tidlig i juni blomstret kiselalgen *Skeletonema costatum*, men blomstringen kulminerte raskt. I midten av juni startet kiselalgen *Dactyliosolen fragilissimus* en blomstring som varte helt til midt i august. *Pseudo-nitzschia* cf. *pseudodelicatissima* økte i konsentrasjon fra midten av juli og nådde sitt maksimum i begynnelsen av august.

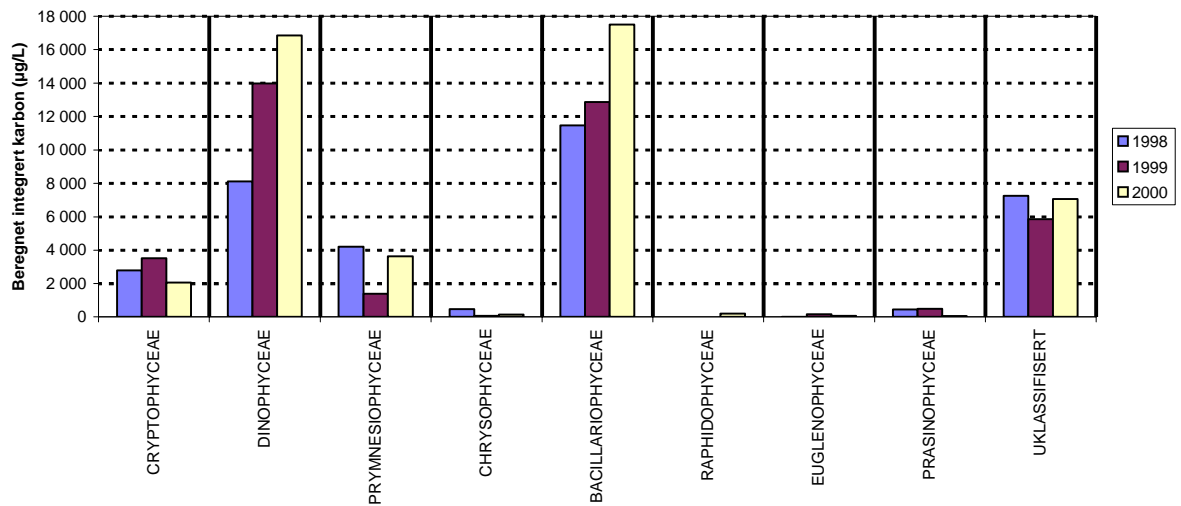
Ceratiene ble funnet i varierende konsentrasjoner gjennom hele sesongen, men kun *Ceratium furca* hadde en massiv blomstring som foregikk i slutten av august.

Dinophysis-artene forekom i relativt moderate mengder og ingen blomstringer ble registrert. *Alexandrium* ble funnet i konsentrasjoner som kan gi opphoping av gift i skjell, midt i juli og tidlig i august.

Kalkflagellaten *Emiliana huxleyi* hadde to mindre blomstringsperioder – en periode tidlig i juni og en periode som varte fra midten av juli til begynnelsen av august.



Figur 76. Beregnet algekarbon ($\mu\text{g/l}$) for de ulike algeklassene sommeren 1999 på stasjon Dk1 i vestfjorden (0-2 meters dyp).



Figur 77. Integret cellekarbon for de ulike algeklassene sommerene 1998-2000

3. Litteratur.

- 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 dypvannsutskifting på faunaen langs bunnen av Oslofjorden basert på materiale samlet siden 1952. Statlig program for forurensningsovervåkning. Rapport nr. 621/95. Biologisk institutt, UiO. NIVA-rapport l.nr. 3324.
- Bjerkeng, B og Magnusson, J., 1999. Marinøkologisk vurdering av utslippsted og innlagingsdyp for utslippet til Bekkelaget renseanlegg. Fase 2. Modellkjøring og vurderinger. Norsk institutt for vannforskning. Rapport nr. 3996-99.
- Bokn, T., 1979. Bruk av tang som overvåkningsparameter i en næringsrik fjord. I: Overvåking av vattenområden. 15. Nordiska symposiet om Vattenforskning. NORDFORSK, *Miljövärdsskr. Publ. 1979, 2*: 181-200.
- Bokn T.L. & Bjerkeng, B., *in prep.* Changes in fucoid distributions and abundances in the inner Oslofjord, Norway during 1974-2000.
- Bokn, T. & Lein, T.E., 1978. Long-term changes in fucoid association of the inner Oslofjord, Norway. *Norw.J.Bot.* 25: 9-14.
- Bokn, T., Källqvist, T., Magnusson, J. og Tangen, K., 1981. Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i indre Oslofjord. Overvåkningsprogram. Årsrapport 1980. Norsk institutt for vannforskning. Rapport nr. 1321.
- 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., Kirkerud, L., Magnusson, J., Nilsen, G. og Skei, J., 1978. Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i indre Oslofjord. Overvåkningsprogram. Årsrapport 1977. Norsk institutt for vannforskning.
- Borgvang, S og Tjomsland, T., (2000). Tilførsler av næringsalter til Norges kystområder 1998, beregnet med tilførselsmodellen TEOTIL. Norsk institutt for vannforskning. Rapport nr. 4194.
- 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, s. Havundersøkelser. Vol. VIII. No 4.
- Gran, H.H., 1897. Kristianiafjordens algeflora. I. Rhodophyceæ og Phaeophyceæ. *Skr. Vidensk. Selsk. Chris. I. Mat.-Nat. Kl. 1896* (2): 1-56.
- 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
- Grenager, B., 1957. Algological observations from the polluted area of Oslofjord. *Nytt Mag.Bot. 5*: 41-60.
- Holtan G., 1990. Studier av eldre data. Teoretisk beregning av næringssaltstilførsler til ytre Oslofjord omkring 1910. Delrapport 4.4.a. 5Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp.nr. 398/90. NIVA-rapport l.nr. 2381.
- Hurrell, J. W., 1995: Decadal trends in the North Atlantic Oscillation: regional temperatures and precipitation. *Science*, **269**, 676-679.
- Johannessen, T. og E.Dahl, 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.
- Johannsson, G., Eriksson, B.K., Pedersèn, M. and Snoeijs, P.1998. Long-term changes of macroalgal vegetation in the Skagerrak area. *Hydrobiologia* 385: 121-138.
- Klavestad, N., 1978. The marine algae of the polluted inner part of the Oslofjord. A survey carried out 1962-1966. *Bot.Mar. 21*: 71-97.
- Knutzen, J. Brevik, E.M. Følsvik, N. Schlabach, Martin (NILU), 2000. Overvåking i indre Oslofjord. Miljøgifter i fisk og blåskjell 1997-98. Norsk institutt for vannforskning. Rapport nr. 4126-99. Fagrådsrapport nr 76.
- Konieczny, R.M.,1992. Kartlegging og vurdering av forurensnings situasjonen i bunnsediment fra Oslo havnebasseng. Norsk institutt for vannforskning. Rapport l. nr. 2696.
- Konieczny, R.M.,1994. Miljøgiftundersøkelser i indre oslofjord. Delrapport 4. Miljøgifter i sedimenter. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 561/94. NIVA-rapport nr. 3094.
- Lotze, H.K. & Schramm, W., 2000. Ecophysiological traits explain species dominance patterns in macroalgal blooms. *J.Phycol.* 36: 287-295.
- Magnusson, J., Bokn, T., Kirkerud, L., Krogh, T. og Nilsen, G., 1977. Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i indre Oslofjord. Overvåkingsprogram. Årsrapport 1975 -1976. Norsk institutt for vannforskning. (O-71160).
- Magnusson, J., Moy, F., Bokn, T. og Larsen, G., 1989. Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i indre Oslofjord. Overvåkingsprogram. Årsrapport 1988. Norsk institutt for vannforskning. Rapport nr. 2297.
- Magnusson, J., Bokn, T. og Larsen, G., 1991. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord i 1989/90. Rapport nr. 2581.
- 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 l.nr. 3287.
- Magnusson, J., Lømsland; E.R., Gjøsæter, J., Johnsen, T., og Solli, A., 1999. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord 2000. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 798/00. NIVA-rapport l.nr. 4246-2000.
- Middelboe, A.L. & Sand-Jensen, K., 2000. Long-term changes in macroalgal communities in a Danish estuary. *Phycologia* 39: 245-257.
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B og Sørensen, J., 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 97:03.
- Munda, I.M. & Veber, M., 1996. Simultaneous effects of trace metals and excess nutrients on the Adriatic seaweed *Fucus virsoides* (Don.) J.Ag. (Phaeophyceae, Fucales). *Bot.Mar.* 39: 297-309.
- Nedland, K.T., 1997. Tilførsler til Oslofjorden. 1996. Aquateam. Fagrådsrapport nr. 65.
- Pihl, L., Svenson, A., Moksnes, P.O. and Wennhage H., 1999. Distribution of green algal mats throughout shallow soft bottoms of the Swedish Skagerrak archipelago in relation to nutrient sources and wave exposure. *J.Sea Res.* 41: 281-294.
- Rueness, J., 1973. Pollution effects on littoral algal communities in the inner Oslofjord, with special reference to *Ascophyllum nodosum*. *Helgol.Wiss.Meeresunters.* 24: 446-454.
- Rönnerberg, O. & Mathiesen, L., 1997. Long-term changes in the marine macroalgae of Lågskär, Åland (N Baltic). *Nordic Journal of Botany* 18: 379-384.
- Schram, T.A., 2000. Parasitter og sykdom på fisk i Oslofjorden. Biologisk Institutt. Universitetet i Oslo. Fagrådsrapport Nr. 79.
- Schramm, W., 1999. Factors influencing seaweed responses to eutrophication: some results from EU-project EUMAC. *J.Applied Phycology* 11: 69-78.
- Schueller, G.H. & Peters, A., 1994. Arrival of *Fucus evanescens* (Phaeophyceae) in Kiel Bight (Western Baltic). *Bot. Mar.* 37: 471-477.
- Simmons, H.G., 1898. Algologiska notiser. II. Einige Algenfunde bei Drøbak. *Bot.Not.* 1898: 117-123.
- Sundene, O., 1953. The algal vegetation of Oslofjord. *Skr.Nor.Vidensk.Akad.I.Mat.Nat.* Kl 1953, 2: 1-245.
- Wivestad, T.M., 1999. Forurensningstilførsler i Oslo og Akershus 1997, fosfor og nitrogen. Fylkesmannen i Oslo og Akershus. Rapport nr. 3-1999.

Vedlegg A. Fotografering av fauna i sledeprøver med digitalt kamera

Innledning

Fordelen med digital fotografering er at en ser resultatet umiddelbart og at det er relativt lett å tilpasse bildene til ulike former for presentasjoner. En konkluderer med at digital fotografering av faunaen i sledeprøvene sammen med en forenklet artsidentifisering (reker til art, øvrige taxa i hovedsak til rekke) gir en faglig sett tilfredsstillende og for allmenheten lettfattelig beskrivelse av miljøforholdene i dypvannet i indre Oslofjord. Slike undersøkelser vil også kunne fange opp forandringer i miljøforholdene i bunnvannet over tid.

Metode

Faunaen som skulle fotograferes var fiksert med formalin (10 %) farget med Rosbengal rødt og lagret på etanol (ca 70 %).

Faunaen i sledeprøvene ble fotografert ved bruk av digitalt kamera (OLYMPUS® Camedia E-10).

Fotografering av reker i sledeprøve (4/4-01)

Rekene ble før fotografering skylt i ferskvann for å vaske bort noe av etanol-løsningen og plassert i en vannfylt (ca 2 cm dyp) rektangulær skål (liten, se tabell 1) av gjennomsiktig plast. Rekene ble spredt utover i skålen slik at de lå i ett lag og på en slik måte at de lå under vannoverflaten. Luftdråper under skallet til enkelte av rekene måtte presses ut for at de skulle synke i skålen.

Tabell 1. Dimensjon på ulike skåler til fotografering av fauna

	A=Minste side (cm)	B=Største side (cm)	C=Innvendig høyde (cm)
Liten skål	10.6	15	3.5
Middels skål	15	21	3.5
Stor skål	21.1	30	3.5

Kamera ble plassert i stativ over skålen med objektivet rettet nedover slik at "filmpplanet" var parallelt med vannoverflaten. Billedutsnittet ble regulert med zoom objektivet slik at kanten på skålen såvidt kom med i ytterkanten på motivet. Motivets ble belyst med 4 stk. lamper (hver på 150 watt). Fotografering ble foretatt mot en blå (papp) bakgrunn plassert under skålen.

Kamera innstilling;

- Makrofunksjon
- Forsatslinse (PROMCOM-35)?? (ble kun brukt under fotografering av enkeltarter av reker)
- Billedkvalitet: SHQ (Super high Quality)
- Opptaksfunksjon: A (blenderprioritert funksjon, f=11 som ga eksponeringstid på ca 1/60 s)
- Fokusering: AF (automatisk fokusering)
- Lysmålemetode: Digital ESP-måling
- Skarphet: Normal

- Kontrast: Normal
- Lagring: SM (Smart Media Kort)

Fotografering av totalfauna i sledeprøve (25/4-01)

Faunaen ble skylt i ferskvann for å vaske bort mest mulig av etanol-løsningen og plassert i et vannfylt rektangulært (21.5 x 13.5 x 3.7 cm) kar av gjennomsiktig plast. Fronten og baksiden på karet var plant. I karet kunne det plasseres en plastplate diagonalt slik at toppen på karet var bredere enn lenger ned mot bunnen. De minste dyrene ble plassert før de større. Karets utforming sikrer at små dyr legger seg nederst slik at de ikke blir overskygget av større som lenger opp. Før dyrene ble plassert i karet ble det montert to biter av en plastslange nederst bak plastplaten slik at denne ikke skulle bli skjøvet mot baksiden av karet når dyrene ble lagt i karet. På forsiden av glassplaten ble det nederst plassert en tynn plastslange for å få de minste dyrene litt opp fra bunnen i karet.

Kamera ble plassert i stativ ved siden av karet slik at "filmpplanet" var parallelt med fronten på karet (21.5 x 13.5 cm). Avstand fra linsefront til fronten på karet var ca. 38cm. Billedutsnittet ble regulert med zoom objektivet slik at formatet på karet front såvidt kom med i ytterkanten på motivet. Motivet ble belyst med to stk. fotolamper (hver på 800 watt). Fotografering ble foretatt mot en blå (papp) bakgrunn. Bakgrunnen ble belyst med en egen lampe 250 W for å få redusere skyggen fra karet mot bakgrunnen.

Kamera innstilling;

- Makrofunksjon
- Billedkvalitet: SHQ (Super High Quality). En forsøkte også ved menyvalg å stille om til TIFF. Denne omstillingen kom imidlertid ikke opp i kontrollpanelet
- Opptaksfunksjon: A (blenderprioritert funksjon, f=11, ga eksponeringstid på ca 1/40s?)
- Fokusering: AF (automatisk fokusering)
- Skarphet: Normal (forøkte også ved menyvalg å stille om til høy, er imidlertid usikker om denne endringen ble registrert)
- Kontrast: Normal

Vedlegg B. Vedleggstabeller - Resultatet fra identifisering av fauna i sledeprøver 2000.

Vedleggstabell B1. Antall individer av de ulike rekearter funnet i sledeprøver på 6 stasjoner i Oslofjorden, 4 og 5 september 2000.
Helleviktangen=B 722, Lysakerfjorden=B 723, Steilene=B 724, Elle=B 725, Gråøyrenna=B 726, Vesthullet=B 727.

Arter	B 722	B 723	B 724	B 727	B 726	B 725
<i>Pandalus borealis</i>	0	0	2	9	35	1
<i>Pandalus propinquus</i>	0	0	0	0	0	27
<i>Pandalina profunda</i>	0	0	3	4	127	1
<i>Lebbeus polaris</i>	0	0	0	0	0	19
<i>Spirontocaris lilljeborgi</i>	0	0	0	0	3	1
<i>Pontophilus norvegicus</i>	0	0	0	5	1	2
<i>Crangon allmanni</i>	0	0	0	7	74	0
Dyp (m)	85-90	75-83	100	102,6-106	112-109	203
Oksygen konsentrasjon 23/8-2000, (ml/l)	<0	1	2,75	2,53	?	4,4
Slepelengde (m)	1065	1074	1094	1063	1048	1016

Vedleggstabell B2. Antall individer innen hver hovedgruppe av bunnfaunaen på 6 stasjoner i Oslofjorden, Sledeprøver innsamlet 4 og 5 september 2000. Helleviktangen=B 722, Lysakerfjorden=B 723, Steilene=B 724, Elle=B 725, Gråøyrenna=B 726, Vesthullet=B 727.

Rekke	Klasse	Orden	Arter (ved kun en art i prøven)	B 722	B 723	B 724	B 727	B 726	B 725
Cnidaria	Hydrozoa	Trachymeduse	<i>Tesserogastria musculosa</i>	0	0	0	0	#	#
Annelida	Polychaeta			1	356	66	34	139	34
Mollusca	Bivalvia			0	1	24	73	6	14
Mollusca	Gastropoda	Nudibranchia	*nakensnegl	0	30	0	8	95	0
Echinodermata	Ophiuroidea		*slangestjerner	0	0	5	7	9	0
Echinodermata	Echinoidea	Spatangoida	*sjømus <i>Brissopsis lyrifera</i>	0	0	0	0	3	9
Echinodermata	Holothurioidea		*sjøpølser <i>Stichopus tremulus</i>	0	0	0	0	0	1
Crustacea	Malacostraca	Mysidacea	*rekebarn	1	0	0	0	96	168
Crustacea	Malacostraca	Cumacea	*halekreps	0	0	0	0	10	0
Crustacea	Malacostraca	Isopoda	*tanglus	0	0	0		0	36
Crustacea	Malacostraca	Amphipoda	*tangloppe	0	0	16	21	49	44
Crustacea	Malacostraca	Euphausiacea	*krill <i>Meganyctiphanes norvegica</i>	0	0	17	2	0	0
Crustacea	Malacostraca	Decapoda	Natantia (*reker)	0	0	5	25	240	51
Crustacea totalt				1	0	38	48	395	299
Chaetognata			*pilormer	2	8	183	310	67	21
Tunicata	Ascidiacea		*sekkedyr	0	1	0	4	0	0
Chordata			*slimål <i>Myxine glutinosa</i>	0	0	0	0	0	1
Total				5	396	354	532	1109	678

Vedlegg C.

Tabell A. Resultater av beregnet algekarbon (μ C pr. liter) for de ulike algeklassene. Stasjon Dk1, juni-august 2000.

Dato	25.05	06.06	15.06	20.06	28.06	04.07	11.07	18.07	25.07	01.08	08.08	15.08	31.08
CRYPTOPHYCEAE	0.0	62.5	106.0	19.0	17.9	5.3	7.4	7.1	7.5	17.5	1.9	6.2	0.4
DINOPHYCEAE	70.1	142.8	170.6	41.8	27.3	39.7	55.1	136.8	197.1	204.1	230.4	411.0	316.1
PRYMNESIOPHYCEAE	9.7	107.6	73.8	17.9	31.6	1.8	27.5	36.4	53.8	72.1	16.0	10.5	1.7
CHRYSOPHYCEAE	0.3	10.3	0.0	1.1	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	2.8	0.5	0.0	0.0
BACILLARIOPHYCEAE	73.6	107.7	82.5	78.4	315.8	324.8	325.0	227.3	320.6	294.8	301.2	17.4	6.9
RAPHIDOPHYCEAE	0.0	18.7	0.0	0.6	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
EUGLENOPHYCEAE	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.0	2.5	0.0	0.0
PRASINOPHYCEAE	0.6	0.0	0.0	0.0	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	0.3	0.3	0.0
UKLASSIFISERT	5.1	199.0	115.1	68.3	56.3	29.4	54.1	52.7	65.6	51.7	55.5	75.5	35.2
SUM	159.3	648.7	548.0	227.2	453.0	400.9	469.1	460.2	644.5	650.3	608.3	520.9	360.2

Tabell B. Resultater av algetellinger (celler/liter) fra integrerte vannprøver (0-2 meters dyp) fra stasjon Dk 1.

Indre Oslofjord 2000

Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	25.05	06.06	15.06	20.06	28.06	04.07	11.07	18.07	25.07	01.08	08.08	15.08	31.08
Fikseringsmiddel	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Formalin
ART/Celler pr. liter													
CRYPTOPHYCEAE													
<i>Cryptomonas</i> sp.			187 200										
cf. <i>Hemiselmis</i> spp.			93 600										
<i>Leucocryptos marina</i>			11 700	11 700	93 600	1 100	4 400	88 900	35 600	2 200		35 600	
<i>L. marina</i> (liten)			655 200	620 100	304 200	106 700	498 100	71 200	284 600	498 100	88 900	124 500	35 600
cf. <i>Plagioselmis</i> sp.		280 800	374 400	46 800	128 700							35 600	
cf. <i>Teleaulax acuta</i>		1 029 600	1 310 400	198 900	117 000	71 200	35 600		35 600	213 500	17 800	35 600	
DINOPHYCEAE													
cf. <i>Alexandrium</i> spp.									400	600	800		200
<i>Ceratium furca</i>								200		400	10 800	43 800	34 600
<i>C. fusus</i>		400			200	100	300	1 700	600				
<i>C. longipes</i>	100												
<i>C. tripos</i>	1 600	1 000	900	1 300	2 500	600	1 000	600	2 800	100	400	1 000	400
<i>Dinophysis acuminata</i>		100	100									200	800
<i>D. acuta</i>												600	
<i>D. norvegica</i>	400		100		100				200	100			
<i>D. rotundata</i>								100				200	
<i>Dinophysis</i> sp.	100		400										
<i>Ebria tripartita</i>			2 900										
<i>Entomosigma peridinioides</i>	222 300	93 600	374 400	35 100	81 900		53 400		71 200	213 500			
cf. <i>Fragilidium subglobosum</i>												800	2 600
<i>Gonyaulax grindleyi</i>	1 200	200								100			
<i>Gyrodinium aureolum</i>													800
<i>Gyrodinium estuariale</i>		561 600	655 200	152 100	11 700		2 200	2 200	600				
<i>Gyrodinium</i> spp. 20-30 µm						1 100	2 200	17 800		17 700	600		
<i>Gyrodinium</i> spp. 30-80 µm						1 100		15 500	1 100	300	400	1 100	800
<i>Heterocapsa niei</i>									17 800	320 200		17 800	4 400
<i>H. triquetra</i>	100		11 600										

Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	25.05	06.06	15.06	20.06	28.06	04.07	11.07	18.07	25.07	01.08	08.08	15.08	31.08
Fikseringsmiddel	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Formalin
ART/Celler pr. liter													
<i>Katodinium glaucum</i>							1 700	35 600	53 400	1 100	71 200	35 600	4 400
<i>K. rotundatum</i>		187 200		23 400				17 800	17 800	249 000		71 200	
cf. <i>Oblea rotundata</i>												800	2 600
<i>Oxyrrhis marina</i>						4 400							
<i>Polykrikos schwartzi</i>							700	600	2 900	1 600	400		
<i>Prorocentrum micans</i>		100	200				200	600	600	3 200	9 400	11 600	21 000
<i>P. minimum</i>	11 700		11 700			1 700							
<i>Protoperdinium</i> cf. <i>conicum</i>	100												
<i>P. divergens</i>	500	400	400								3 300	700	1 000
<i>P. pallidum</i>												100	200
<i>P. pellucidum</i>		100								100			200
<i>P. steinii</i>										200			2 400
<i>P. spp.</i>				400					300	300	400	100	200
<i>Scrippsiella trochoidea</i>	70			400				1 100					
Ubest. athecate dinoflagellater <20 µm	93 600	374 400	280 800	81 900	35 100	195 700	166 600	142 300	124 600	124 500	57 300	124 600	124 600
" " " 20-30 µm	23 400								600	6 600			
" " " >30 µm		3 200	2 400					600					
Ubest. thecate dinoflagellater 15-30 µm	46 800		105 300	11 700		1 100	2 200	17 800	17 800	184 500	1 600	17 800	
" " " > 30 µm							700						
PRYMNESIOPHYCEAE													
<i>Chrysochromulina</i> cf. <i>polylepis</i>				210 600									
<i>Chrysochromulina</i> spp.			3 369 600	1 310 400	3 369 600		106 700	996 100	498 100	569 200		426 900	213 500
<i>Emiliana huxleyi</i>	374 400	3 556 800	1 872 000	93 600	187 200	71 200	1 067 300	1 138 400	1 992 200	2 703 700	640 400	284 600	
Ubestemt coccolithophoride	11 700	748 800											
CHRYSOPHYCEAE													
<i>Calycomonas gracilis/vangorii</i>	46 800												
<i>C. ovalis</i>	11 700	2 059 200											
<i>Dinobryon</i> spp.										284 600	53 400		
<i>Pseudopedinella</i> sp.				23 400	11 700								

Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	25.05	06.06	15.06	20.06	28.06	04.07	11.07	18.07	25.07	01.08	08.08	15.08	31.08
Fikseringsmiddel	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Formalin
ART/Celler pr. liter													
BACILLARIOPHYCEAE													
<i>Cerataulina pelagica</i>				200					106 700	177 900	320 200	26 500	10 500
<i>Chaetoceros calcitrans</i>				187 200									
<i>C. minimus/thronsenii</i>									142 300	284 600			
<i>C. wighamii</i>	1 088 100												
<i>Cylindrotheca closterium</i>		2 900	11 600			600		17 800	17 800	35 600	17 800		
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>		37 700	301 600	339 300	1 429 700	1 476 400	1 476 400	942 800	1 138 400	747 100	338 000	2 200	2 200
<i>Leptocylindrus danicus</i>					11 700			231 200	177 900	88 900		1 100	
<i>Pseudo-nitzschia cf. pseudodelicatissima</i>							2 200	142 300	35 600	373 500	675 900	28 700	7 200
<i>Skeletonema costatum</i>	315 900	7 488 000	772 200	163 800	58 500								
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	84 100	37 700	98 600										
Ubestemte sentriske diatomeer 5 µm			93 600										
Ubestemt sentrisk diatome 20 µm		200											
Ubestemt sentriske diatome 50 µm		200											
Ubestemt sentriske diatome 80 µm			100										
RAPHIDOPHYCEAE													
Ubest. flagellat 10-12 µm		374 400		11 700	11 700								
EUGLENOPHYCEAE													
Ubestemt euglenophyce										35 600	17 800		
PRASINOPHYCEAE													
<i>Pachysphaera</i> sp.					11 700								
<i>Pyramimonas</i> spp.	35 100									142 300	17 800	17 800	
UKLASSIFISERT													
Flagellater/uflagellerte celler <10 µm	514 800	19 896 100	11 512 800	6 832 800	5 616 000	2 917 200	5 372 000	5 265 200	6 474 700	5 122 800	5 265 100	7 542 000	3 504 200
Flagellater 10-20 µm											35 600		
cf. <i>Telonema subtilis</i>												17 800	17 800
Krageflagellater					11 700	17 800	35 600		71 200	35 600			

Tabell C. Beregnet algekarbon ($\mu\text{g C/liter}$) for de ulike algartene. Stasjon Dk 1 juni-august 2000.

Indre Oslofjord 2000													
Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	25.05	06.06	15.06	20.06	28.06	04.07	11.07	18.07	25.07	01.08	08.08	15.08	31.08
Fikseringsmiddel	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	
ART/Carbon $\mu\text{g pr. liter}$													
CRYPTOPHYCEAE													
<i>Cryptomonas</i> sp.	0.00	0.00	18.72	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
cf. <i>Hemiselmis</i> spp.	0.00	0.00	0.09	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Leucocryptos marina</i>	0.00	0.00	0.84	0.84	6.74	0.08	0.32	6.40	2.56	0.16	0.00	2.56	0.00
<i>L. marina</i> (liten)	0.00	0.00	6.55	6.20	3.04	1.07	4.98	0.71	2.85	4.98	0.89	1.25	0.36
cf. <i>Plagioselmis</i> sp.	0.00	2.81	3.74	0.47	1.29	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.36	0.00
cf. <i>Teleaulax acuta</i>	0.00	59.72	76.00	11.54	6.79	4.13	2.06	0.00	2.06	12.38	1.03	2.06	0.00
DINOPHYCEAE													
cf. <i>Alexandrium</i> spp.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.76	1.14	1.52	0.00	0.38
<i>Ceratium furca</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.30	0.00	2.60	70.20	284.70	224.90
<i>C. fusus</i>	0.00	1.60	0.00	0.00	0.80	0.40	1.20	6.80	2.40	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>C. longipes</i>	0.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>C. tripos</i>	10.40	6.50	5.85	8.45	16.25	3.90	6.50	3.90	18.20	0.65	2.60	6.50	2.60
<i>Dinophysis acuminata</i>	0.00	0.07	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.14	0.56
<i>D. acuta</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.84	0.00
<i>D. norvegica</i>	0.40	0.00	0.10	0.00	0.10	0.00	0.00	0.00	0.20	0.10	0.00	0.00	0.00
<i>D. rotundata</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09	0.00	0.00	0.00	0.18	0.00
<i>Dinophysis</i> sp.	0.10	0.00	0.40	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Ebria tripartita</i>	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Entomosigma peridinioides</i>	9.34	3.93	15.72	1.47	3.44	0.00	2.24	0.00	2.99	8.97	0.00	0.00	0.00
cf. <i>Fragilidium subglobosum</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	11.20	36.40
<i>Gonyaulax grindleyi</i>	2.58	0.43	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.22	0.00	0.00	0.00
<i>Gyrodinium aureolum</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.38

Indre Oslofjord 2000													
Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	25.05	06.06	15.06	20.06	28.06	04.07	11.07	18.07	25.07	01.08	08.08	15.08	31.08
Fikseringsmiddel	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	
ART/Carbon µg pr. liter													
<i>Gyrodinium estuariale</i>	0.00	44.93	52.42	12.17	0.94	0.00	0.18	0.18	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Gyrodinium</i> spp. 20-30 µm	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.22	1.78	0.00	1.77	0.06	0.00	0.00
<i>Gyrodinium</i> spp. 30-80 µm	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.10	0.00	15.50	1.10	0.30	0.40	1.10	0.80
<i>Heterocapsa niei</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.20	57.64	0.00	3.20	0.79
<i>H. triquetra</i>	0.01	0.00	1.16	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Katodinium glaucum</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.06	64.08	96.12	1.98	128.16	64.08	7.92
<i>K. rotundatum</i>	0.00	11.23	0.00	1.40	0.00	0.00	0.00	1.07	1.07	14.94	0.00	4.27	0.00
cf. <i>Oblea rotundata</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.40	7.80
<i>Oxyrrhis marina</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.32	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Polykrikos schwartzi</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	10.50	9.00	43.50	24.00	6.00	0.00	0.00
<i>Prorocentrum micans</i>	0.00	0.03	0.06	0.00	0.00	0.00	0.06	0.18	0.18	0.98	2.88	3.55	6.43
<i>P. minimum</i>	1.23	0.00	1.23	0.00	0.00	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Protoperdinium</i> cf. <i>conicum</i>	1.37	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>P. divergens</i>	1.25	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	8.25	1.75	2.50
<i>P. pallidum</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.20	0.40
<i>P. pellucidum</i>	0.00	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.14	0.00	0.00	0.27
<i>P. steinii</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.27	0.00	0.00	3.26
<i>P. spp.</i>	0.00	0.00	0.00	0.28	0.00	0.00	0.00	0.00	0.21	0.21	0.28	0.07	0.14
<i>Scrippsiella trochoidea</i>	0.07	0.00	0.00	0.40	0.00	0.00	0.00	1.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ubest. athecate dinoflagellater <20 µm	15.44	61.78	46.33	13.51	5.79	32.29	27.49	23.48	20.56	20.54	9.45	20.56	20.56
" " " 20-30 µm	11.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.28	3.10	0.00	0.00	0.00
" " " >30 µm	0.00	11.20	8.40	0.00	0.00	0.00	0.00	2.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ubest. thecate dinoflagellater 15-30 µm	16.38	0.00	36.86	4.10	0.00	0.39	0.77	6.23	6.23	64.58	0.56	6.23	0.00
" " " > 30 µm	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.87	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
PRYMNESIOPHYCEAE													
<i>Chrysochromulina</i> cf. <i>polylepis</i>	0.00	0.00	0.00	5.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Indre Oslofjord 2000													
Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	25.05	06.06	15.06	20.06	28.06	04.07	11.07	18.07	25.07	01.08	08.08	15.08	31.08
Fikseringsmiddel	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	
ART/Carbon µg pr. liter													
<i>Chrysochromulina</i> spp.	0.00	0.00	26.96	10.48	26.96	0.00	0.85	7.97	3.98	4.55	0.00	3.42	1.71
<i>Emiliania huxleyi</i>	9.36	88.92	46.80	2.34	4.68	1.78	26.68	28.46	49.81	67.59	16.01	7.12	0.00
Ubestemt coccolithophoride	0.29	18.72	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
CHRYSOPHYCEAE													
<i>Calycomonas gracilis/vangorii</i>	0.23	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>C. ovalis</i>	0.06	10.30	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Dinobryon</i> spp.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.85	0.53	0.00	0.00
<i>Pseudopedinella</i> sp.	0.00	0.00	0.00	1.15	0.57	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
BACILLARIOPHYCEAE													
<i>Cerataulina pelagica</i>	0.00	0.00	0.00	0.11	0.00	0.00	0.00	0.00	59.75	99.62	179.31	14.84	5.88
<i>Chaetoceros calcitrans</i>	0.00	0.00	0.00	1.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>C. minimus/thronsenii</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.28	0.57	0.00	0.00	0.00
<i>C. wighamii</i>	65.29	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Cylindrotheca closterium</i>	0.00	0.03	0.12	0.00	0.00	0.01	0.00	0.18	0.18	0.36	0.18	0.00	0.00
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>	0.00	8.29	66.35	74.65	314.53	324.81	324.81	207.42	250.45	164.36	74.36	0.48	0.48
<i>Leptocylindrus danicus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.49	0.00	0.00	9.71	7.47	3.73	0.00	0.05	0.00
<i>Pseudo-nitzschia</i> cf. <i>pseudodelicatissima</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.15	9.96	2.49	26.15	47.31	2.01	0.50
<i>Skeletonema costatum</i>	4.11	97.34	10.04	2.13	0.76	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	4.21	1.89	4.93	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ubestemte sentriske diatomeer 5 µm	0.00	0.00	0.94	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ubestemt sentrisk diatome 20 µm	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ubestemt sentriske diatome 50 µm	0.00	0.12	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ubestemt sentriske diatome 80 µm	0.00	0.00	0.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Indre Oslofjord 2000													
Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	25.05	06.06	15.06	20.06	28.06	04.07	11.07	18.07	25.07	01.08	08.08	15.08	31.08
Fikseringsmiddel	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol
ART/Carbon µg pr. liter													
RAPHIDOPHYCEAE													
Ubest. flagellat 10-12 µm	0.00	18.72	0.00	0.59	0.59	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
EUGLENOPHYCEAE													
Ubestemt euglenophyce	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.98	2.49	0.00	0.00
PRASINOPHYCEAE													
<i>Pachysphaera</i> sp.	0.00	0.00	0.00	0.00	2.93	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Pyramimonas</i> spp.	0.56	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.28	0.28	0.28	0.00
UKLASSIFISERT													
Flagellater/uflagellerte celler <10 µm	5.15	198.96	115.13	68.33	56.16	29.17	53.72	52.65	64.75	51.23	52.65	75.42	35.04
Flagellater 10-20 µm	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.85	0.00	0.00
cf. <i>Telonema subtilis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.12	0.12
Krageflagellater	0.00	0.00	0.00	0.00	0.14	0.21	0.43	0.00	0.85	0.43	0.00	0.00	0.00