

## Norsk institutt for vannforskning

## RAPPORT

**Hovedkontor**

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

**Sørlandsavdelingen**

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

**Østlandsavdelingen**

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

**Vestlandsavdelingen**

Nordnesboder 5  
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 1999.  (Overvåkningsrapport nr. 798/00, TA-nr. 1727/2000)	Løpenr. (for bestilling) 4246-2000	Dato 1.6.00
	Prosjektnr. Undernr. 71099	Sider Pris 66
Forfatter(e) Jan Magnusson Torbjørn Johnsen Jakob Gjøsæter (HFF) Evy R. Lømsland Aadne 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>Sammenheng</p> <p>Vannkvaliteten i fjordens overflate lag sommeren 1999 var noe dårligere enn i 1998, men klart bedre enn i 1994/95, hvor den var påvirket av ekstra store overløp og storflom. Juni 1999 var relativt kald og nedbørrik. Intensive regnskylt ga flom i elvene og overløp til renseanleggene ble tatt i bruk. Høyere næringsstoffs konsentrasjon, større planteplanktonbiomasse og dårligere siktedyp preget situasjonen i fjordens overflate vann. Det ble utferdet advarsel mot bading på utvalgte badeplasser i noen dager. Selv om juni var relativt dårlig ble forholdene i juli bedre og i august bra. Sammenlignet med eldre observasjoner ble den positive utviklingen i fjordens vannkvalitet bekreftet.</p> <p>Vinteren 1999 var igjen mild og de klimatiske forhold mindre gunstige for en større dypvannsfornyelse. Det var ikke noen dypvannsfornyelse i Bunnefjorden som hadde hydrogensulfidholdig dypvann hele året (ca. 60 meters dyp til bunn). Det ble også lave oksygenkonsentrasjoner i Lysakerfjorden og Vestfjorden høsten 1999. I samband med en vannutskiftning i oktober ble det rapportert fiskedød enkelte steder i Vestfjorden hos fisk fanget i nett og ruser. Selv om oksygensituasjonen 1999 var mindre bra enn tidligere, er det fortsatt en positiv tendens i Vestfjordens dypvann (1973-99), og ikke noen klar negativ tendens i Bunnefjordens dypvann. De mindre gode oksygenforholdene sammenfaller i tid med en nedgang i fangst av reker og med enkelte unntak generelt noe dårligere fiske i fjorden. Fangsten av 0-gruppe torsk i grunnvannsområdene i Vestfjorden var dårligere enn i 1998, noe som skyldes en generelt svak årsklasse langs Skagerrakkysten. Det er gjort små, men akseptable fangster i på gjenopprettede stasjoner i Bunnefjorden, hvor tilstanden tidligere var så dårlig at stasjonene ble nedlagt i 1964.</p>	
<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Forurensningsovervåking</li> <li>2. Indre Oslofjord</li> <li>3. Hydrografi</li> <li>4. Biologi</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Pollution monitoring</li> <li>2. Inner oslofjord</li> <li>3. Hydrography</li> <li>4. Biology</li> </ol>

Prosjektleder  
Jan Magnusson

Forskningsleder  
ISBN 82-577-3870-0

Forskningsjef  
Bjørn Braaten

Fagrådet for vann – og avløpsteknisk samarbeid i indre  
Oslofjord. Rapport nr. 77.

O-71099

**Overvåking av forurensnings situasjonen i indre  
Oslofjord 1999**

**Havforskningsinstituttet  
Forskningsstasjonen  
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:

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

Resultater fra overvåkingsprogrammet rapporteres hvert år. Foreliggende rapport fremlegger resultater fra 1999.

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 1998 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 Unni Efraimsen og Tone Hagenborg deltatt på de hydrografiske tokter og i bearbeidelsen av data. Erik Bjerknes har hatt ansvaret for gjennomføringen av overflatetoktene sommerstid. Torbjørn Johnsen og Evy R. Lømmland har analysert planteplankton og skrevet kap. 2.6.2 Jakob.Gjøsæter og Aadne Sollie, Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen, har hatt ansvaret for strandnottrekk og skrevet kap. 2.4. Vi vil også takke Indre Oslofjord Fiskerlag ved Birger Andersen for informasjon om fisket i fjorden.

Oslo, 1.6.00

Jan Magnusson

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>7</b>
<b>Summary</b>	<b>10</b>
<b>1. Innledning.</b>	<b>13</b>
1.1 Forurensningstilførsler	13
1.2 Effekten av forurensningstilførslene.	15
1.3 Observasjoner og undersøkelser i 1999.	16
1.3.1 Hydrografiske og hydrokjemiske observasjoner i 1999.	16
1.3.2 Overflateobservasjoner i 1999.	17
1.3.3 Fastsittende alger.	18
1.3.4 Parasitter og sykdomsfremkallende bakterier på utvalgte fiskearter i indre Oslofjord.	18
1.3.5 Fangstdata for fisk og virvelløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann i indre Oslofjord.	18
<b>2. Resultater og diskusjon.</b>	<b>19</b>
2.1 Klima.	19
2.2 Dypvannsfornyelser.	21
2.3 Oksygenforhold.	26
2.4 Strandnottrekk –forekomsten av fisk i grunne områder.	38
2.4.1 Metoder.	38
2.4.2 Resultater	38
2.5 Fisket i fjorden.	42
2.6 Overflatevannets kvalitet.	43
2.6.1 Siktedyb, klorofyll-a (planteplanktonbiomasse) og næringsalter.	43
2.6.2 Planteplankton.	51
<b>3. Litteratur</b>	<b>55</b>
<b>Vedlegg A.</b>	<b>57</b>

---

## Sammendrag

Overvåkingsprogrammets formål er å følge utviklingen av forurensningssituasjonen i fjorden. I 1999 ble observasjoner av dypvannsutsjiftning og oksygenforhold fulgt opp. 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. Dyrelivet (fisk) ble observert på grunnvannsområdene (strandnottrekk). Av undersøkelser som ikke skal rapporteres i denne årsrapport, men som det er arbeidet med i perioden, nevnes hydrokjemiske observasjoner, parasitter og sykdomsfremkallende bakterier på utvalgte fiskearter, nedre voksegrense for fastsittende alger og horisontalutbredelse av fem brunalger. Miljøgifter i organismer er avsluttet og rapportert (Knutzen, 2000).

### Tilførsler.

Tilførsler av næringsalter og organisk stoff skjer fra kommunalt og industrielt avløpsvann, samt ved naturlig avrenning. Dominerende antropogen kilde er kommunalt avløpsvann. I 1996 ble fjorden tilført ca. 75 (60 – 90) tonn fosfor, og 3.700 (3.400 – 4.000) tonn nitrogen. Tilførselen av organisk stoff er grovt anslått til 6.200 tonn (TOC). Tilførselen av fosfor er idag (1966) ca. 1- 2 ggr. større enn beregnet tilførsel i 1910, mens tilførselen av nitrogen er ca. 6 ggr større. I 1996/97 ble det suksessivt innført nitrogenrensing på to av de større renseanleggene i fjorden - VEAS (start i 1995/96, og med rensegrad vel 70 % i 1997) og Nordre Follo r.a, hvor rensegraden nå er ca. 70 % (1998). Det er også besluttet å innføre nitrogenrensing på Bekkelaget r.a. Anlegget vil bli ferdig år 2001.

Utslipp av fosfor har blitt kraftig redusert siden 1970 tallet, mens nitrogenreduksjoner først startet i 1995/96.

Sammenlignet med 1985 har de antropogene utslippene av fosfor og nitrogen i 1998 blitt redusert med 70 % (fosfor) og 36 % (nitrogen).

### Konklusjoner.

I 1999 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. Den dårlige vannfornyelse ga lave oksygenkonsentrasjoner utover høsten og hydrogensulfidholdig vann (råttent vann) i Bunnefjorden hele året. I desember 1998 var det råttent vann i Bunnefjorden fra bunnen og opp til ca. 70 meters dyp. 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 synes å være den dårlige dypvannsfornyelse, noe som igjen kan forklares med ugunstige klimatiske forhold (mild vinter med dominerende sørvestlige vinder) Det ekstra tunge vannet som ble tilført i 1996 er også en medvirkende årsak til den lange stagnasjonsperioden.

Den dårlige dypvannsfornyelse i Vestfjorden i 1999 ga klart lavere oksygenkonsentrasjon om høsten sammenlignet med gjennomsnittlige forhold 1973-82.

Det er en tendens til positiv utvikling i Vestfjordens dypvann i tidsrommet 1973-99. Oksygenforholdene høyere opp i vannmassen (ca. 30 m dyp) har fortsatt ofte lave konsentrasjoner, men her har de siste årenes tidlige vannutsjiftning på mellomdyp gitt noe bedre forhold.

Sammenlignet med de foreslåtte målene for Vestfjorden ligger oksygenkonsentrasjonen i dypvannet nå sjelden lavere enn laveste

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

De lavere konsentrasjonene på mellomdyp i Vestfjorden har tidligere blitt tillagt utslipp fra VEAS. Observasjoner fra 1994 – 1999 (august til desember) viser at nitrogenrensingen har gitt klart lavere ammoniumkonsentrasjon på innlagringsdyp. Tidvis er det her fortsatt en overkonsentrasjon av ammonium. Foreløpig er det ikke mulig ut å se noen forbedring av oksygenforholdene på innlagringsdyp. En usikkerhetsfaktor er bl.a hvor rask oksyngjelden i det fortynnete avløpsvannet gjør seg gjeldende. Dette må studeres in situ ved spesielle observasjoner i dette vannet.

I Drøbaksundet er oksygenkonsentrasjonen bra sammenlignet med forholdene i indre fjord. Tilstanden bedømt etter SFT's klassifiseringssystem var god i 1999, men sammenlignet med observasjoner fra 1973-82 var forholdene i oktober 99 klart dårligere mellom overflaten og ca. 80 meters dyp, noe som er alvorlig sett ut fra at dette vannet kan bli tilført indre Oslofjord og derved gi mindre oksygentilførsel.

Strandnottrekk i indre Oslofjord (Vestfjorden) fra 1998 ga den fjerde største fangsten av 0-gruppe torsk siden 1936, men i 1999 var den lav. Den dårlige tilstanden for 0-gruppe torsk i 1999 skyldes en generelt sett svak årsklasse langs Skagerrakkysten. 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. Det er spesielt positivt at trekkene i Bunnefjorden nå igjen gir små men akseptable fangster.

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

vannfornyelse i oktober ble det registrert fiskedød av torsk, skrubbe og ål i fangstredskap på grunt vann i strandsonen i ulike deler av Vestfjorden.

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. Denne ble introdusert i 1987 da et parti ble dumpet i fjorden ved Rådhusplassen i Oslo.

Sommeren 1999 var relativt kald og nedbørrik i juni, med stor vannføring i elvene. Utstrakt bruk av overløp førte til høye baterietall bl.a. på Huk badeplass hvor det ble advart mot å bade. Det ble registrert lavt siktedyp, stor planteplanktonbiomasse (en massiv oppblomstring av *Ceratium tripos*) og forhøyede næringssaltskonsentrasjoner (spesielt nitrat). Selv om nedbøren ble mindre enn normal i juli og spesielt i august, noe som bidro til større siktedypet og mindre planktonbiomassen, ble tilstanden i overflatevannet bedømt etter SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet noe dårligere sommeren 1999 enn f.eks. i 1997 og 1998. Men det var betydelig bedre enn i 1994 og 1995, år som bar preg av utstrakt bruk av overløp og av storflom (1995). Tilstanden i 1999 varierte fra dårlig til meget god, med den dårligste tilstanden i Havnebassenget og Bærumbassenget.

Dominerende algeklasse i 1999 var dinoflagellater, mens diatoméer var viktigste klasse i 1998.. Statens næringsmiddelstilsyns faregrense for opphoping av gift i skjell ble overskredet i juni ved *Dinophysis* spp. i juni og i august ved *Alexandrium* spp. i midten av august.

Resultatene fra 1999 underbygger inntrykket av en positiv utvikling av fjordens overflatelag. Siden begynnelsen av 1980-tallet har siktedypet økt og planteplanktonbiomassen (målt som klorofyll-a i 0-2 m dyp) avtatt. Konklusjonen fra tidligere årsrapporter gjelder derfor fortsatt : Det har skjedd en positiv

forandring av forurensningssituasjonen i fjordens overflatelag som følge av rensetekniske tiltak.

**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 Bunnefjorden. 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 Bunnefjorden. Det anbefales å vurdere dette ytterligere. 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: 1999

Authors: Jan Magnusson, Torbjørn Johnsen, Jakob Gjørseter, Evy R. Lømsland, Aadne Solli.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3870-0

The monitoring programme of the inner Oslofjord covers 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 1999, deep-water exchange and oxygen conditions were observed 6 times thorough the year, as well as surface water quality during the summer months (June - August) by weekly observations of secchi depth, phytoplankton biomass (chlorophyll-*a*) and nutrients. Samples of fauna (mainly fish) in near shore shallow waters, were collected by beach sein haul.

Of monitoring studies not presented in this report are hydrochemical observations in the deep water, parasites and disease in selected species of fish (in press), micropollutants in organisms (reported by Knutzen et. al., 2000), lower growth limit of benthic algae and horizontal distribution and abundance's of fucoids.

### **Pollution load.**

The anthropogenic load of nutrients (mainly from municipal sewage) has increased about 1-2 times (phosphorus) to 6 times (nitrogen) in 1996, 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 1996 is estimated to be 75 tons phosphorous, 3.700 tons nitrogen and roughly 6.000 tons organic matter (TOC). In 1997 two of the three main purification plants included nitrogen removal, and the third plant under construction is to be completed in 2001. Compared to 1985, the anthropogenic reductions up to 1998 was 70 % (phosphorous) and 36 % (nitrogen).

### **Conclusions.**

Another relatively warm winter in 1998/99 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 in 1999. The Vestfjord received, as usual, new water from the outer Oslofjord, but less than normal. Thus, the oxygen concentration was low in the autumn, and in the Bunnefjord hydrogen sulfide 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 1999, 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.

In spite of the results from 1999, 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 concentrations are now more seldom lower than the lowest tentative goal.

At about 30 m depth 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 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 1994-99). No significant effect on the oxygen condition can so far be seen.

In the Drøbak Sound, the oxygen concentration is satisfying, compared to the inner fjord. However, in October the water between surface and 80 m depth had less concentration than normal, compared with observations from October 1973-82. As the water from these depths renews water inside the sill, reduced oxygen concentration can decrease the oxygen transport to the inner 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 was low in 1999. New stations were established in the Bunnefjord in 1997 and 1998, where several stations were 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 the catch was 0.5. The decrease in the Vestfjord in 1999 is a consequence of the generally weak 0-group class in southern Norway in 1999. 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 overall commercial fishing, as reported by the fjord's fishing organisation, was less satisfying in 1998/99, after a few good years (1996-97). The decrease coincides with less effective deep-water renewal and lower oxygen concentrations. In October, during an intermediate water renewal in the Vestfjord, water with low oxygen concentration was raised towards the surface. During the transport of this water out of the fjord, dead fish (cod, flatfish and eel in nets and fish traps) was observed in nearshore shallow waters.

The lobster population seems to increase in the fjord. However a foreign species has been observed – the american lobster (*Homarus americanus*). This lobster is said to have been dumped into the fjord in the Oslo harbour area

in 1987. The new species can, in time, be a threat to the Norwegian lobster in the area.

The surface water quality was not so good in 1999 compared to 1998, 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 to the situation in 1999 was a cold and rainy June, with flooding in the rivers and forced use of sewer overflows. This resulted in increased nutrient concentrations (mainly nitrate), higher phytoplankton biomass, lower secchi depth as well as a few days of bathing restrictions at some places close to river mouths and overflows. In spite of improving conditions in July and especially August, the overall situation assessed according to the State Pollution Control Authorities classification of environmental conditions was somewhat worse than in 1998. Nevertheless the surface waters quality has generally improved since the beginning of the 80'ies, 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. We recommend this subject to be

explored further. 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.

Introduction of nitrogen removal at the VEAS and Nordre Follo treatment plants as well as the completion of the new purification plant at Bekkelaget, actualise previous proposals about detailed studies of processes in the submerged sewage in the fjord.

# 1. Innledning.

Overvåkingsprogrammet i indre Oslofjord omfatter også 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 1999 bestod programmet av følgende deler: Overvåking av dypvannsfornyelse og oksygenforhold, hydrokjemiske observasjoner (forundersøkelser til planlagt nitrogenrensing), overflatelagets vannkvalitet målt ved siktedyp, klorofyll-a (planteplanktonbiomasse) og næringssalter. Tre prosjekter ble startet i 1997 i henhold til langtidsplanen for overvåkingen:

1. Etablere et grunnlag for å følge utviklingen mht. grad av forurensning av miljøgifter, spesielt spiselige arter, samt supplere nåværende informasjon hva angår geografisk spredning (lokale forhold). Arbeidet er rapportert (Knutzen m.fl., 2000).

2. Analysere forekomsten av parasitter og bakteriefremkallende sykdommer på utvalgte fiskearter (gjennomføres av T. Schram, UiO). Arbeidet blir rapportert i år 2000.

3. Følge eventuelle forandringer i fangstdata av fisk og virvelløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann (gjennomføres av J.Gjøsæter og A. Sollie, Havforskningsinstituttet, Forskningsstasjonen Flødevigen). Arbeidet rapporteres i årsrapporten.

I 1998 ble to undersøkelser gjenopptatt i henhold til langtidsprogrammet:

Undersøkelse av nedre voksegrense for fastsittende alger og horisontalutbredelsen av fem tangarter. Disse undersøkelsene fortsetter i år 2000.

## 1.1 Forurensningstilførsler

Data for tilførslene til indre Oslofjord foreligger i 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 estimater 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.

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

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	-

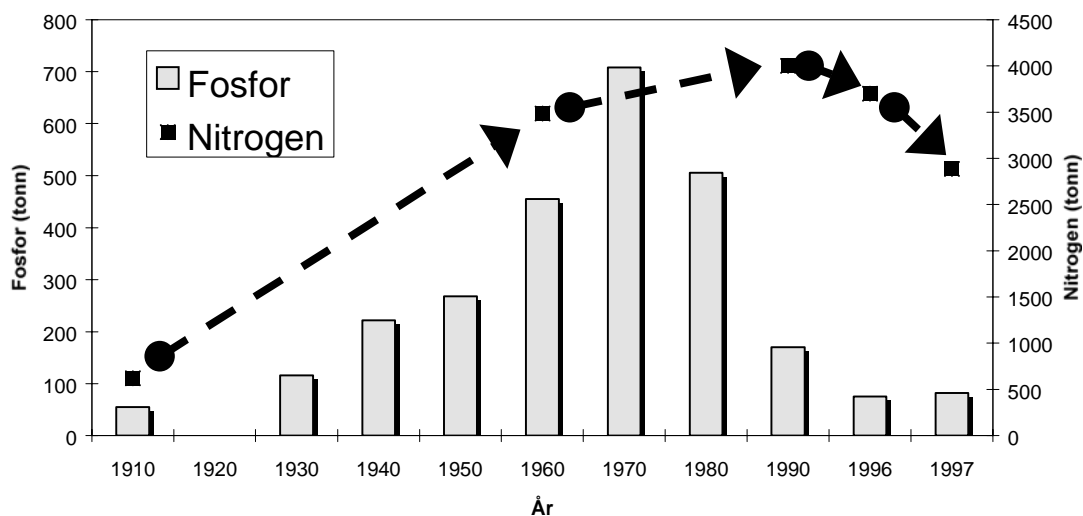
**Tabell 2.** Sammenstilling av tilførsler til indre Oslofjord fra ulike rapporter.

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

Den dominerende forurensningstilførselen til indre Oslofjord er kommunalt og industrielt avløpsvann.

I 1995/96 ble det innført nitrogenrensing ved VEAS og i 1997 ved Follo rensanlegg. Planlagt reduksjon av nitrogen er ca. 70 %, hvilket ble oppnådd av VEAS i 1997. Fortsatt er det bare kjemisk rensing ved Bekkelaget r.a., men det er besluttet (mars 1998) å innføre nitrogenrensing også ved dette anlegget, som beregnes være ferdig i 2001.

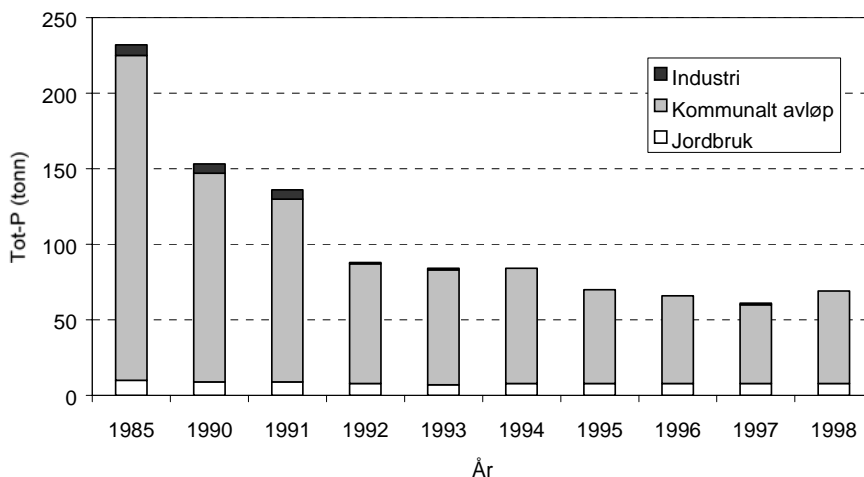
Figur 1 viser beregnede næringsstoffs tilførsler til fjorden. Frem til 1960 er det foretatt teoretiske beregninger, mens materialet etter 1960 baserer seg på både observasjoner og teoretiske beregninger. Usikkerheten i tallene er betydelige, noe som fremgår av beregningene foretatt i 1996 (Nedland, 1997). Imidlertid er utviklingen gjennom 1900-tallet omtrent lik den som er beregnet for andre områder i sør- Skandinavia, (dvs. økningen i fosfor og nitrogen tilførsler fra 1910-60).



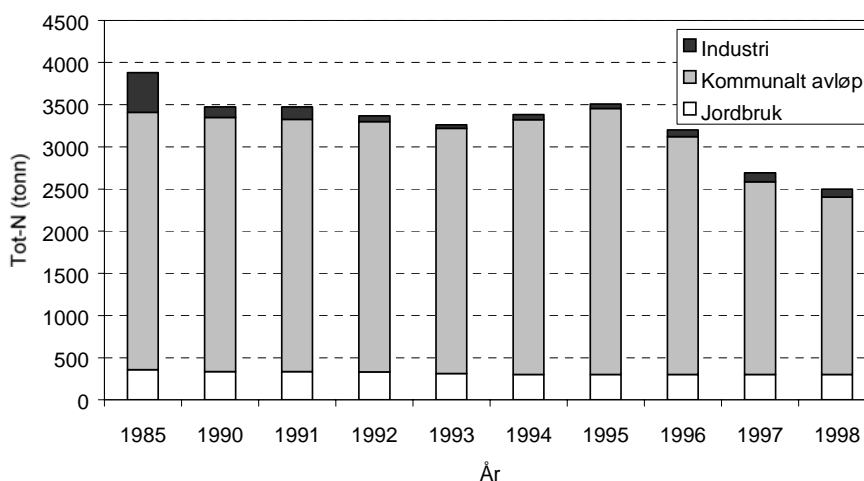
**Figur 1.** Beregnede tilførsler av fosfor og nitrogen til indre Oslofjord 1910- 1996 (Fra Bergstøl m.fl., 1981, Baalsrud m.fl. 1986, Holtan, 1990, Nedland, 1997 og Wivestad, 1999).

I rapporten til Borgvang og Tjomsland (1999) er det beregnet 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. Reduksjonene i tilførsler fra jordbruk, kommunalt avløp og industri sammenlignet med basisåret 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 supplerende undersøkelse startet i 1997 og foreløpig 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. Gjennomsnittet i vannet avtar med resulterende lite siktedyp. Den organiske belastningen på fjordens dypere vannmasser blir stor når planteplankton synker ut av lyssonen. Planteplanktonet nedbrytes av bakterier ved oksygenforbrukende prosesser og det livsviktige oksygeninnholdet i fjordens dypvann kan til tider (spesielt om høsten) bli så lavt at det får negative følger for fjordens dyreliv. Enkelte ganger blir oksygenet helt brukt opp og det dannes hydrogensulfid (råttent vann), en dødelig gift for nesten alt marint liv. Tilførsel av oksygen til fjordens dypvann skjer hovedsakelig med

innstrømmende vann fra ytre Oslofjord (dypvannsfornyelse); vanligvis vinterstid.

Overgjødningen forringer fjordens økosystem. Den begunstiger arter som har evne til å dra nytte av det forandrede miljøet, som eksempelvis hurtigvoksende grønnalger langs strendene og konkurranseforholdet mellom de fastsittende alger blir forandret (Bokn 1979; Bokn m.fl., 1992). Videre er det 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 1997-98 (Knutzen m.fl., 2000). Miljøgifter må sies å være et betydelig problem i indre Oslofjord

(Magnusson m. fl., 1995, Knutzen m.fl, 2000) og er fremledes utilstrekkelig belyst.

### 1.3 Observasjoner og undersøkelser i 1999.

Prosjektet gjennomføres etter en langtidsplan for overvåkingen av fjorden. En ny langtidsplan er foreslått for perioden 1995 - 2004. Den praktiske utførelsen er ved flere ulike institusjoner, først og fremst Biologisk institutt ved Universitetet i Oslo (UiO) og NIVA, men fra 1997 deltar også Havforskningsinstituttet ved Forskningsstasjonen Flødevigen (HFF).

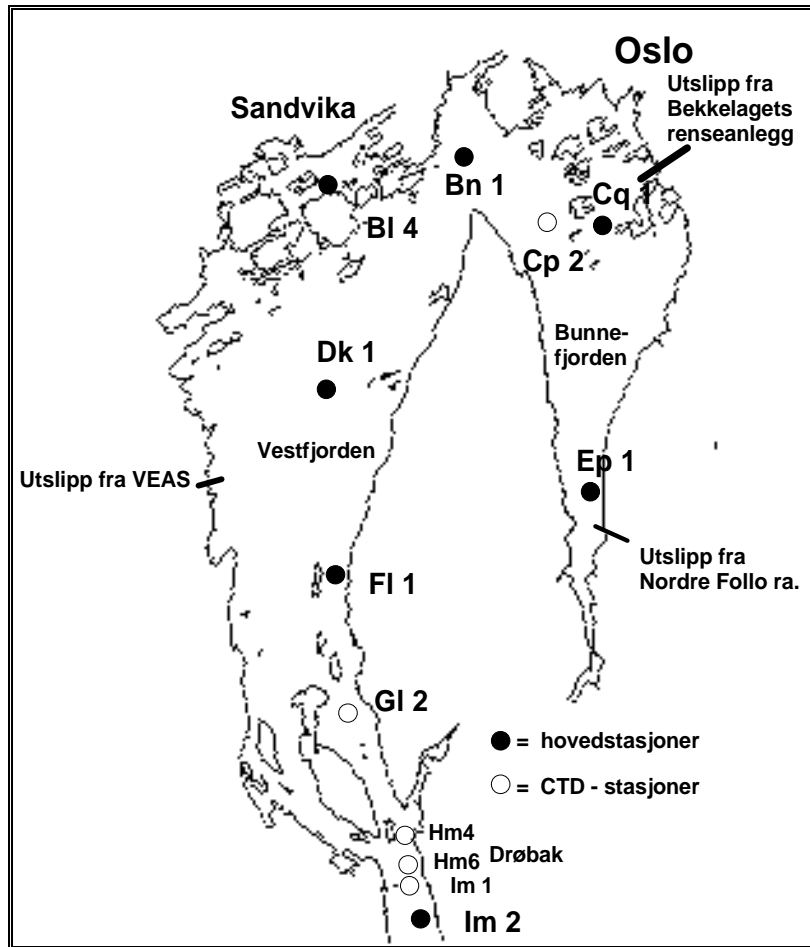
#### 1.3.1 Hydrografiske og hydrokjemiske observasjoner i 1999.

Observasjoner i vannmassene (hydrografiske tokt (6 pr. år) og observasjoner av overflatelagets vannkvalitet) fremgår av **Tabell 3** og **Figur 4**.

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 det observert siktedyp og analysert klorofyll-*a* på vann fra 0-2 meters dyp, samt oksygen fra samtlige standarddyp. På noen stasjoner ble det analysert på næringssalter i hele vannmassen.

**Tabell 3.** Hydrografiske tokt i indre Oslofjord 1999. 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, NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N, tot-P, PO<sub>4</sub>-P, SiO<sub>3</sub>). Stasjon Ek 3 tas på høsttoktene og finansieres av VEAS.

Dato og stasjoner	Dato og stasjoner
15.2 <i>Bn1, Cq1, Cp4, Cp2, Dk1</i> (toktet ble ikke fullført, instrumentsvikt)	23.8. <i>Bn1, Cq1, Ep1, Cp2, Bl4, Dk1, Ek3, Fl1, Gl2, Hm4, Hm6, Im2.</i>
8.3. <i>Bn1, Cq1, Dp1, Cp2, Dk1, Fl1, Gl2, Hm4, Hm6, Im2.</i>	18.10. <i>Bn1, Cq1, Ep1, Cp2, Bl4, Dk1, Ek3, Fl1, Gl2, Hm4, Hm6, Im2.</i>
6.4. <i>Bn1, Cq1, Ep1, Cp2, Dk1, Fl1, Gl2, Hm4, Hm6, Im2.</i>	14.12 <i>Bn1, Cq1, Ep1, Cp2, Bl4, Dk1, Ek3, Fl1, Gl2, Hm4, Hm6, Im2.</i>
19.5. <i>Bn1, Cq1, Ep1, Cp2, Bl4, Dk1, Fl1, Gl2, Hm4, Hm6, Im2.</i>	



Figur 4. Stasjoner på hovedtoktene i 1999.

### 1.3.2 Overflateobservasjoner i 1999.

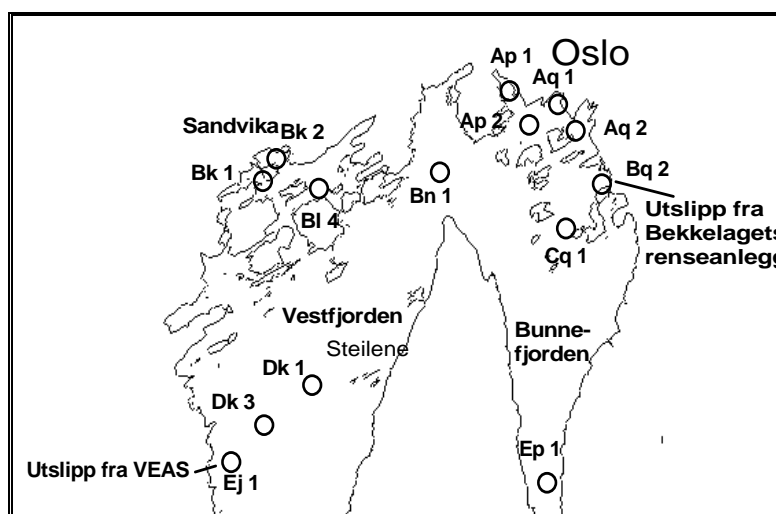
Overflateobservasjoner ble innsamlet vinterstid (2 tokt, desember og januar) og ukentlig sommerstid (juni -august). **Tabell 4** viser toktdato i 1999.

I juni-august ble det gjennomført ukentlige tokter til 14 stasjoner i indre Oslofjord (**Figur 5**). Siktedyp ble observert, og det ble tatt prøver fra 0-2 meters dyp til analyse av planteplankton, klorofyll-a, Tot-P, PO<sub>4</sub>-P, Tot-N, NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>-N,

NH<sub>4</sub>-N og SiO<sub>2</sub>. Næringsalter 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. Vertikaltrekk (0-10 m dyp) av planteplankton ble tatt med håv (10 µ) og konservert med neutralisert formalin. Analyser er gjennomført på kvantitative planteplanktonprøver fra stasjon Dk1. Samtlige analyser ble utført ved NIVA.

**Tabell 4.** Overflateobservasjoner i 1999 (næringssalter, siktedyp samt klorofyll-a (klorofyll-a bare i juni-august)).

<b>Stasjoner:</b> Ap1, Ap2, Bn1, Bq2, Cq1, Ep1, Aq1, Aq2, Bk1, Bk2, Bl4, Ej1, Dk1, Dk3.
<b>Dato:</b> 15.1, 1.6, 8.6, 16.6, 23.6, 29.6, 6.7, 13.7, 21.7, 27.7, 3.8, 9.8, 17.8, 23.8, 15.12.99



**Figur 5.** Overflatestasjoner juni – august 1999.

### 1.3.3 Fastsittende alger.

I 1998 ble undersøkelser av fastsittende algers horisontalutbredelse samt av nedre voksegrense gjentatt. Undersøkelsene er planlagt over tre sammenhengende år og vil avsluttes i 2000. Som følge av store forekomster av kråkeboller på stasjonene hvor observasjoner av nedre voksegrense blir undersøkt, har nesten all algevekst blitt nedbeitet og det vil ikke bli tatt voksegrense observasjoner i 2000.

### 1.3.4 Parasitter og sykdomsfremkallende bakterier på utvalgte fiskearter i indre Oslofjord.

Prosjektet startet opp i 1997 og blir avsluttet med rapport i 2000. Det ledes av Thomas Schram ved Biologisk institutt, Universitetet i Oslo. Det er innsamlet materiale fra indre og ytre Oslofjord.

### 1.3.5 Fangstdata for fisk og virvelløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann i indre Oslofjord.

Prosjektet startet som en del av overvåkingsprogrammet i 1997, men har tidligere (og er tildels fortsatt) finansiert utenfor overvåkingsprosjektet. Prosjektet ledes av Jakob Gjørsether og Aadne Sollie ved Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (HFF).

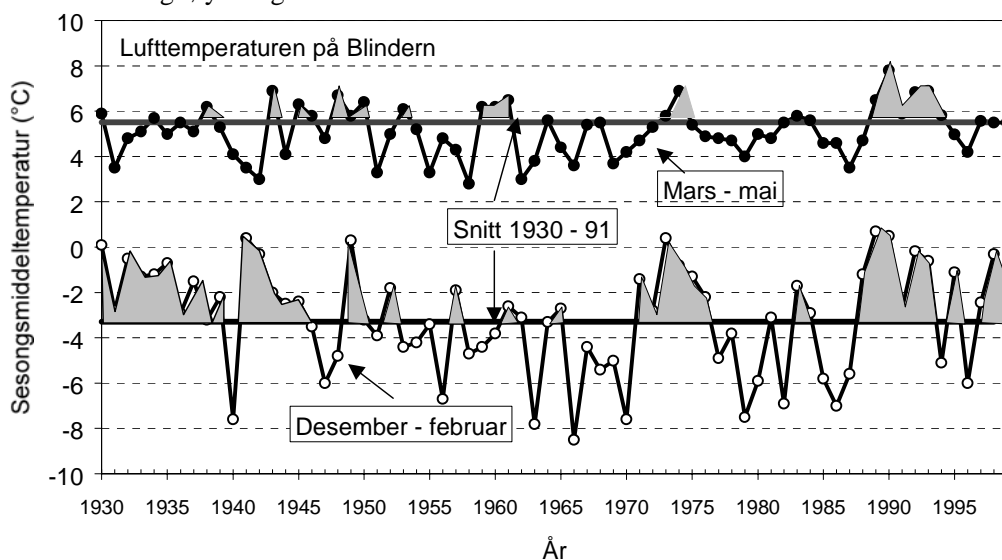
Siden 1936 har HFF tatt 12 strandnottrekk i indre Oslofjord og i tillegg frem til 1960-åra 7 trekk i Bunnefjorden. Foruten til de faste trekkene ble 4 av de gamle trekkene i Bunnefjorden tatt opp igjen i 1996/1997 og i 1997/1998 ble også 4 nye trekk etablert etter avtale med Fagrådet for indre Oslofjord.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



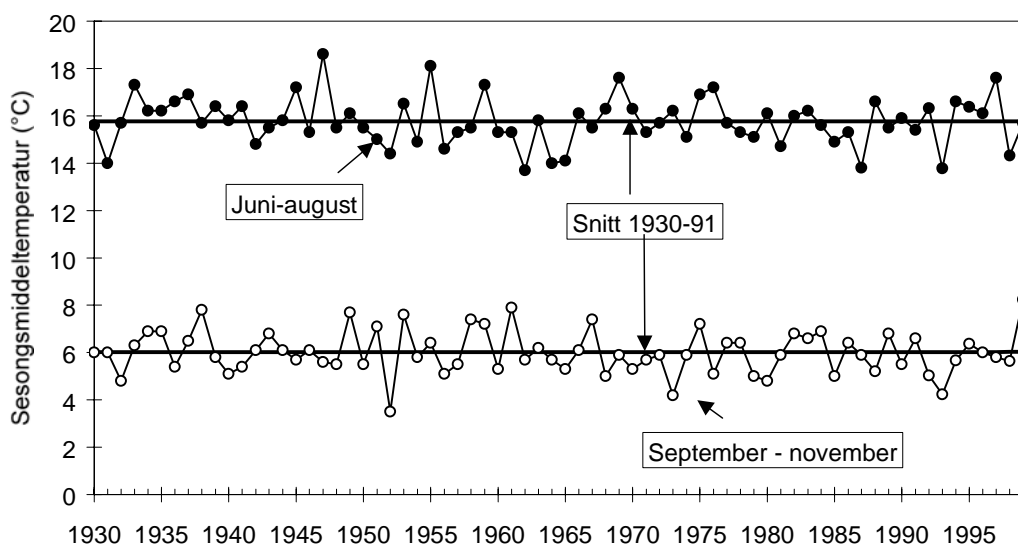
## 2. Resultater og diskusjon.

### 2.1 Klima.

Vinteren 1998/99 (desember-februar) var igjen varmere enn normalt og føyer seg til de relativt



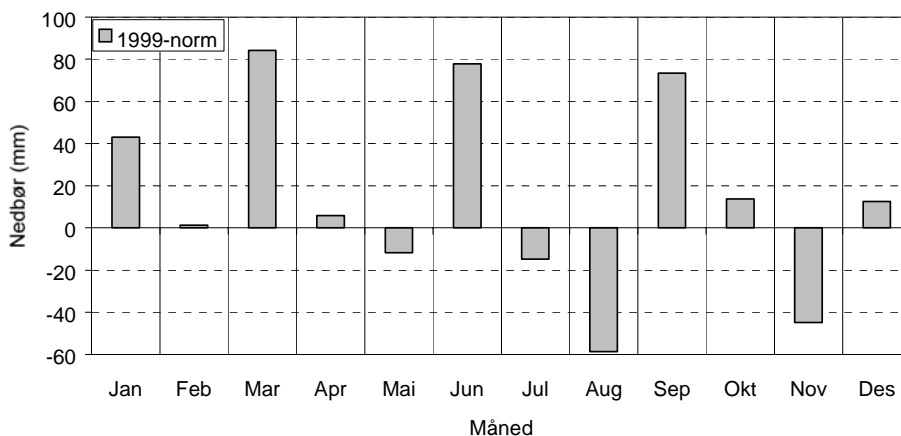
**Figur 6.** Sesongmiddeltemperatur (°C) ved Blindern 1930-99 vinter og vår. (Data fra Meteorologisk institutt).



**Figur 7.** Sesongmiddeltemperatur (°C) ved Blindern 1930-99 sommer og høst. (Data fra Meteorologisk institutt).

varme vintrene i 1988 – 1993 (**Figur 6**). I hele perioden 1988-99 har det bare vært en "normal" vinter med en kaldere værtype (1996). Våren og sommeren 1999 var normal, mens høsten var varmere enn normalt (**Figur 7**).

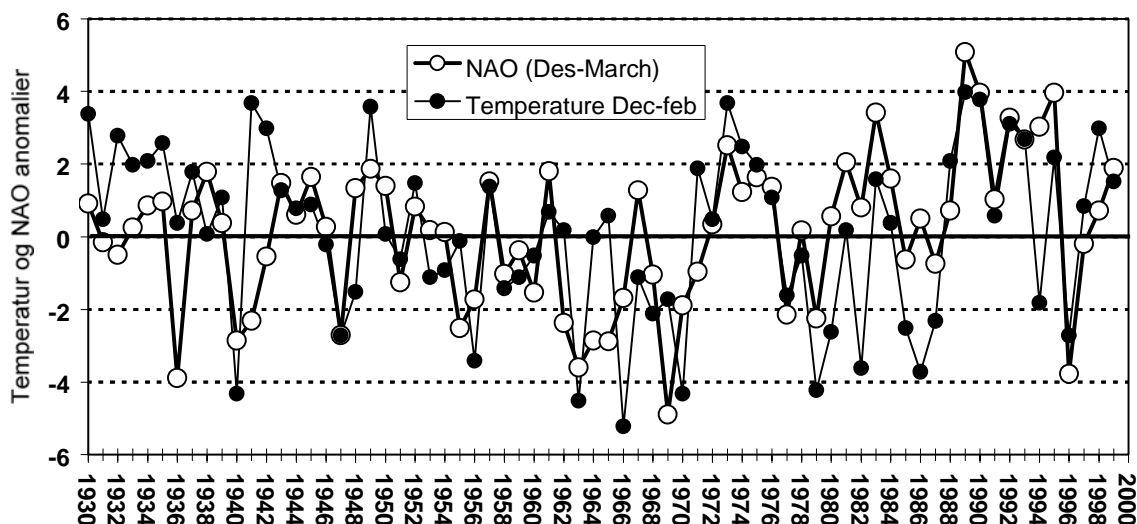
Nedbøren var større enn normal i januar, mars, juni og september (**Figur 8**). Lite nedbør betyr mindre ferskvannstilførsel via elver til fjorden, men også mindre behov for bruk av overløp fra renseanleggene.



**Figur 8.** Nedbør ved Blindern 1999. 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 de være et større innslag av sørlige vinder. **Figur 9** viser sesongsmiddeltemperaturen for desember – februar og NAO (North Atlantic Oscillation) – anomalien for desember – mars. NAO-indeksen er normalisert lufttrykksforskjell mellom Azorene og Island (Hurrell, 1995, World Monthly Surface Station Climatology, 1999). Et

positivt avvik betyr dominerende vestlige vinder over Nord Atlanten 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 9** viser at perioden 1988-99 var NAO-indeksset overveiende positiv med milde vintre, unntatt i 1996. Denne perioden skiller seg også fra resten av observasjonene i 1930-99, slik at det er grunn for se på den som ekstrem.



**Figur 9.** Sesongsmiddeltemperaturen ved Blinder desember til februar, sammenlignet med NAO-index for desember til mars 1930-99 (data fra Meteorologisk institutt og Hurrell, 1995, World Monthly Surface Station Climatology, 1999, NAO – indekset er hentet fra web-side).

## 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 renseanleggene dominerer tilførslene av plante-næringsstoffer og organisk stoff fra land til indre Oslofjord, og er tilnærmet konstant over året. Tilførsel fra andre kilder via elvene varierer med nedbør. Bruk av overløp ved renseanleggene følger også nedbør eller flom i samband med f.eks. snøsmelting.

Dypvannsfornyelsene er normalt begrenset til november-juni og vanligst forekommende i januar-april. Kvaliteten i Oslofjordens dyplag 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 vannutskiftning, 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 Kattgat/Skagerrak, liten utstrømming 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 effektiv 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 næringsstoffs-konsentrasjon 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 dermed mer effektiv utskiftning. Variasjoner fra år til år i

selve utskiftningsprosessen kan således gi forskjellig kvalitet på dypvannet i fjorden. Selv uten forandringer i forurensningsbelastningen kan således vannkvaliteten i Oslofjorden variere.

Dessverre har det vist seg at oksygen-konsentrasjonen i Drøbaksundet om høsten har avtatt noe gjennom de siste 50 årene (Magnusson og Johnsen, 1994, Johannesen og Dahl, 1996). På tross av at den midlere reduksjonen er relativt beskjeden, vil den være av betydning for tilførselen av oksygen til indre Oslofjord. 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 datane 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 bli et vannvolum som vel tilsvarer Bærumsbassenget og Bekkelagsbassenget samlede volum. Beregningen i 1998-99 er meget usikre for Vestfjorden, da innstrømmende vann fra Drøbaksundet mellom desember og februar var vanskelig å fastslå med sikkerhet.

Beregningene følger ikke kalenderår, men tidsrommet 1.10 – 30.9. **Figur 10 - Figur 13** viser den hydrografiske utviklingen i fjorden fra august 1998 til desember 1999.

Dypvannsfornyelsen startet i oktober 1998 (**Figur 12**) med en mindre innstrømning av vann fra Drøbaksundet til mellomnivåer i Vestfjorden. I desember 1998 ble begynnelsen på en større dypvannsfornyelse i Vestfjorden registrert. I mars 1999 var dypvannsfornyelsen for året ferdig. Dypvannsfornyelsen var begrenset til Vestfjorden og Lysakerfjorden og meget lite vann kom inn i Bunnefjorden.

Sammenlignet med tidligere observasjoner (**Tabell 5**) var dypvannsfornyelsen i

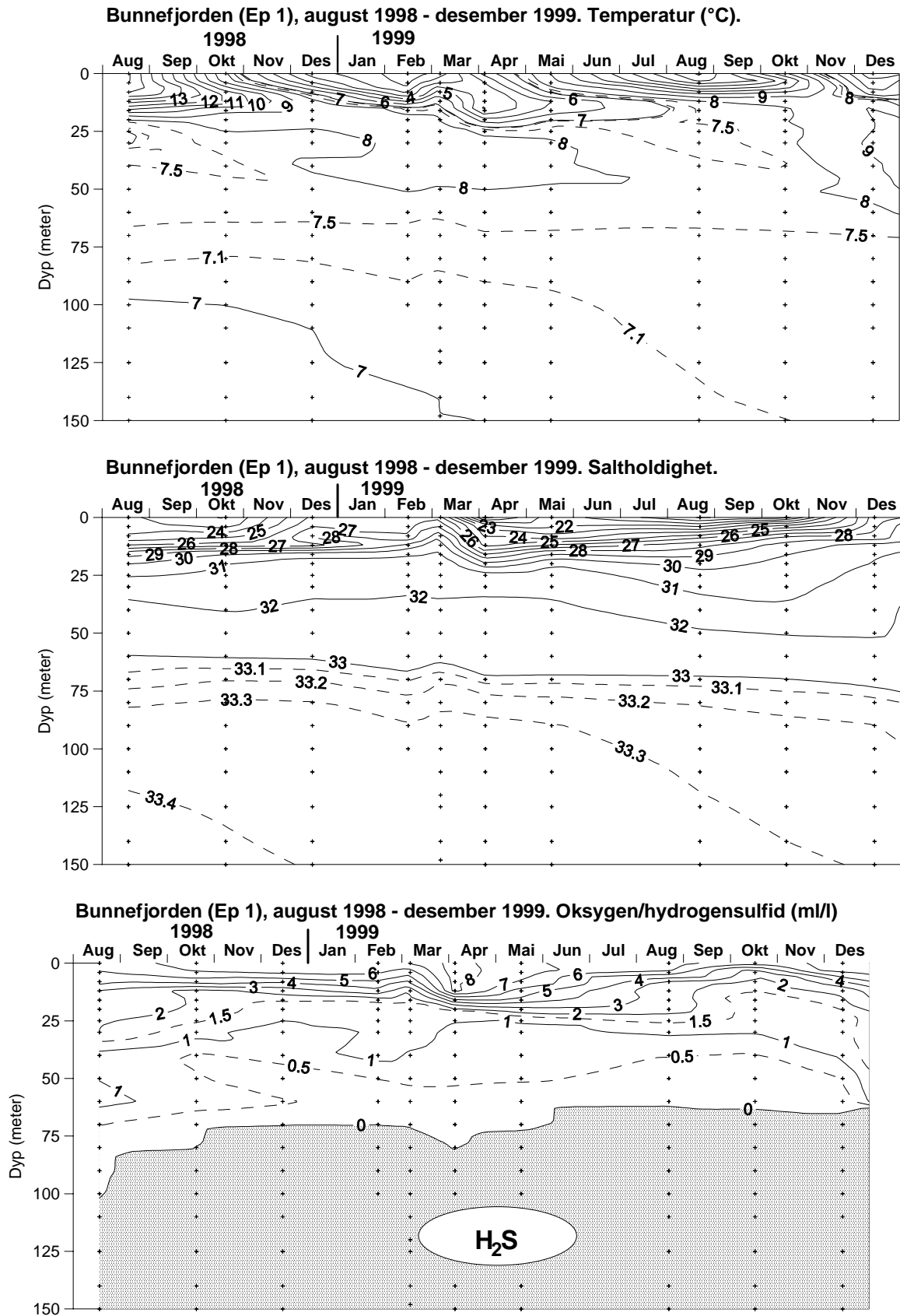
Vestfjorden dårlig, mens og den var meget dårlig i Bunnefjorden. Den milde vinteren i 1999, med lite nordlige vinder var nok en av faktorene bak den dårlige vannutskiftningen i fjorden, men en medvirkende årsak for Bunnefjorden var også den relativt høye egenvekten på det vann som dannet nytt dypvann i 1996.

I Drøbaksundet var det en dypvannsfornyelse i oktober 1998 og i mai 1999.

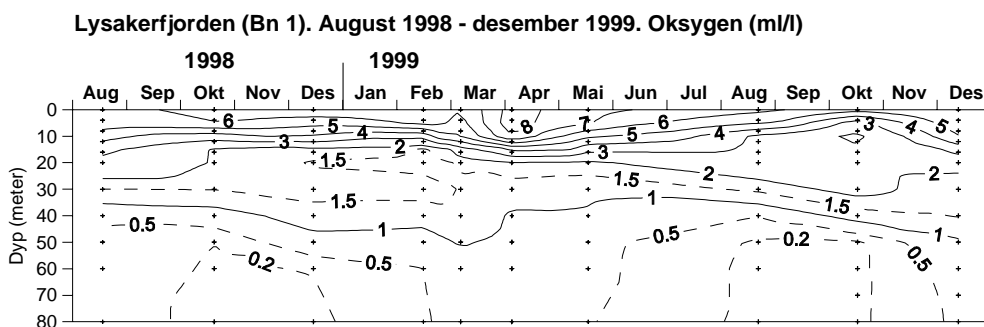
**Tabell 5.** Beregnet *relativ* dypvannsfornyelse (20 meters dyp til bunn) for hele indre Oslofjord, 1973-1999.

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

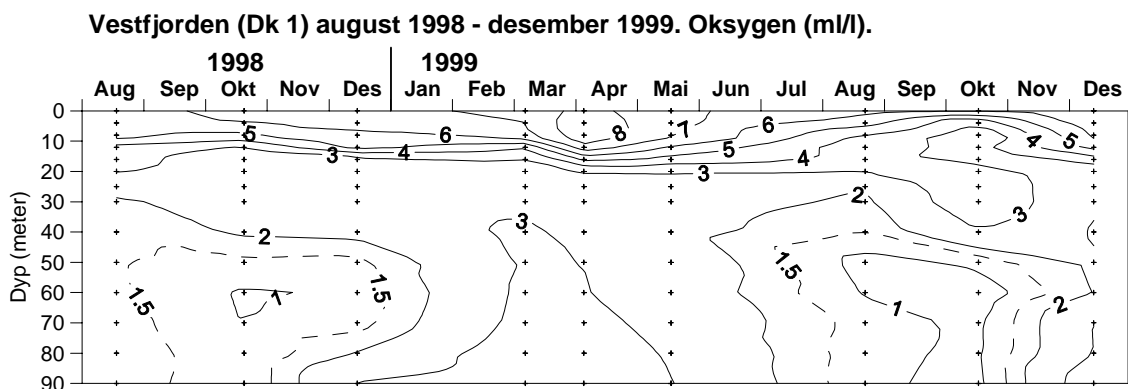
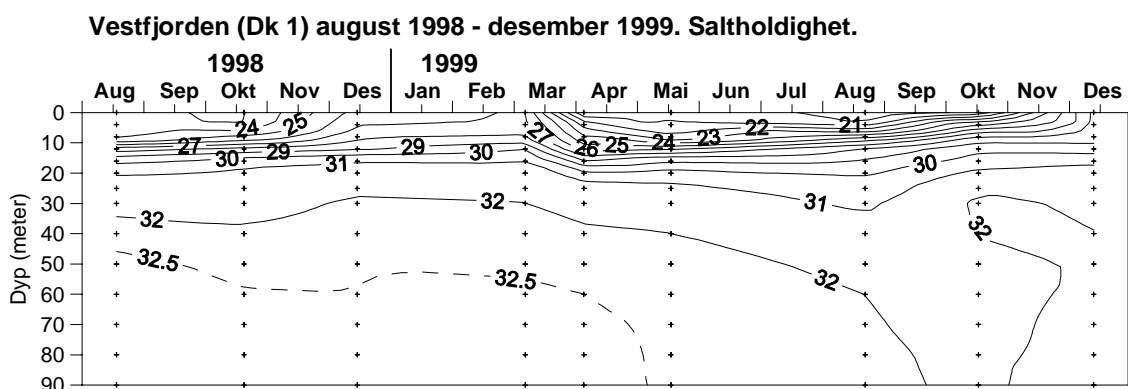
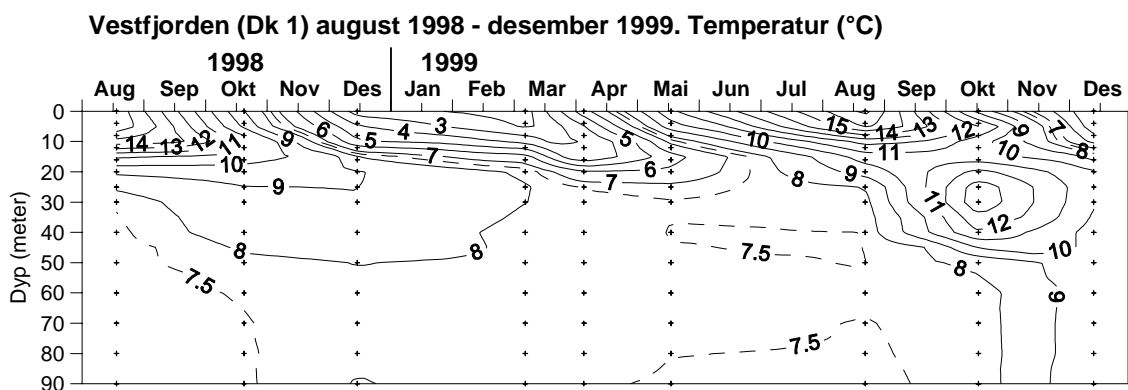
Gjennomsnittlig fornyelse 1973-92: ca. 4000\*10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>. \*=spesielt usikkert tall



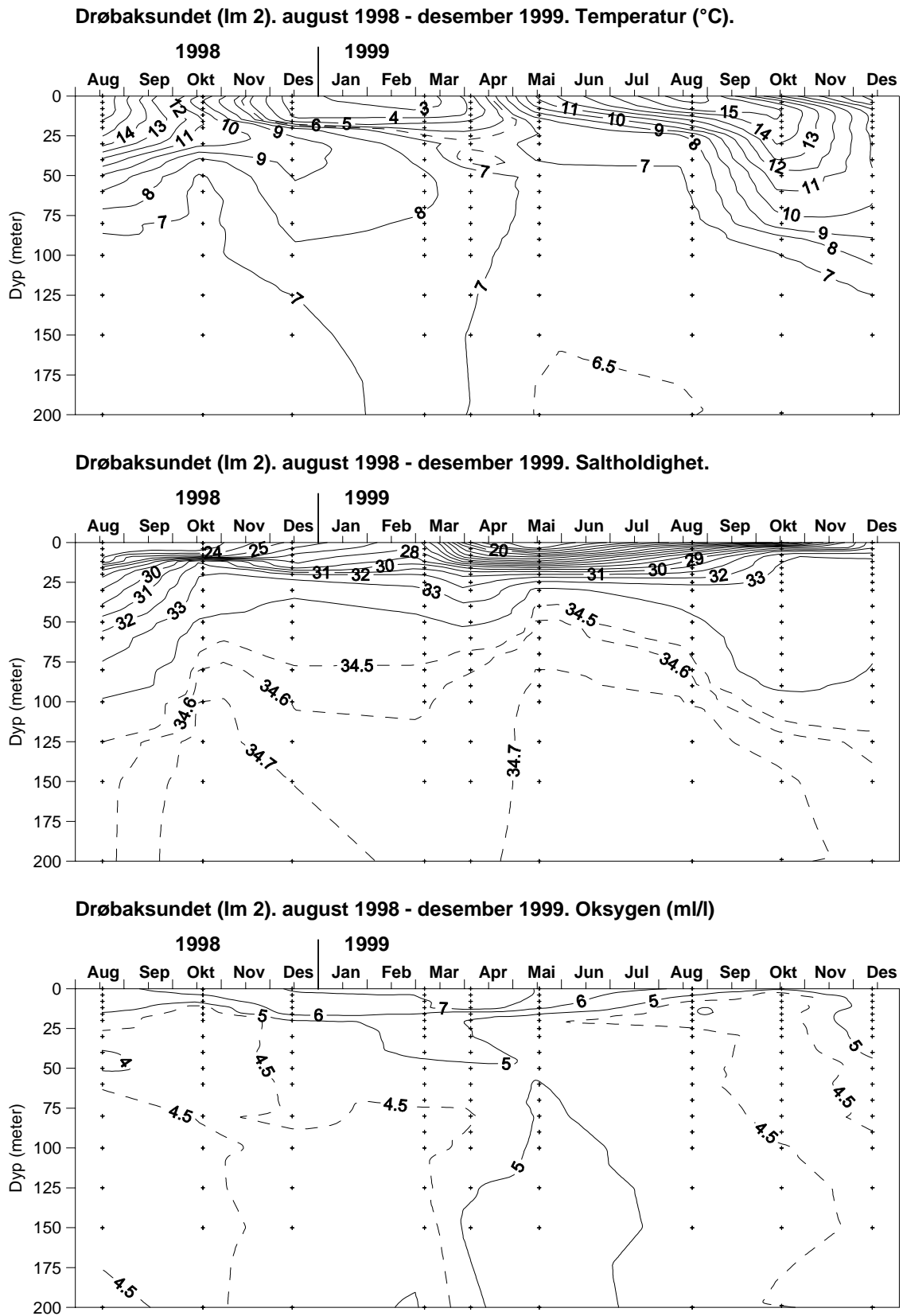
**Figur 10.** Temperatur (°C), saltholdighet og oksygen/hydrogensulfid (ml/l) i Bunnefjorden (Ep 1), august 1998 til desember 1999.



**Figur 11.** Oksygen (ml/l) i Lysakerfjorden, august 1998 til desember 1999.



**Figur 12.** Temperatur (°C), saltholdighet og oksygen (ml/l) i Vestfjorden (Dk 1), august 1998 til desember 1999.



**Figur 13.** Temperatur (°C), saltholdighet og oksygen (ml/l) i Drøbaksundet (Im 2), august 1998 – desember 1999.

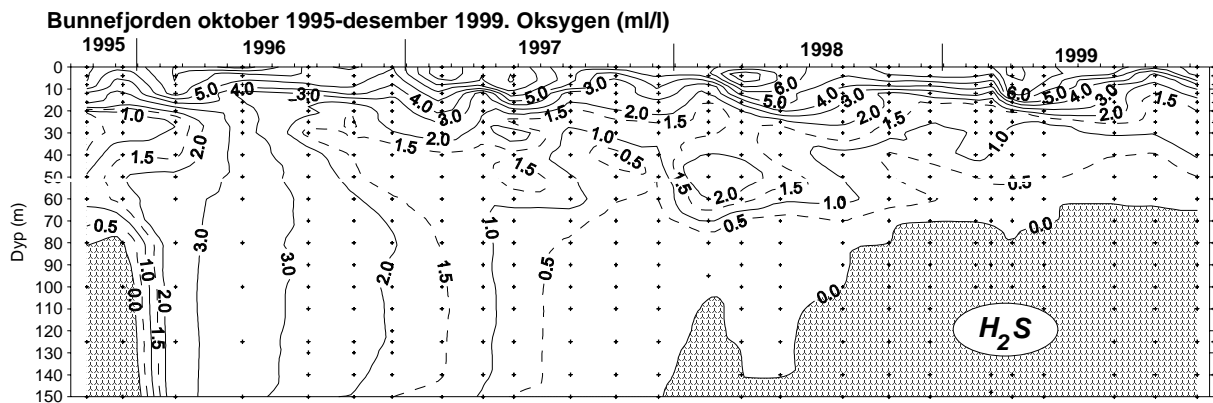
## 2.3 Oksygenforhold.

### Bunnefjorden.

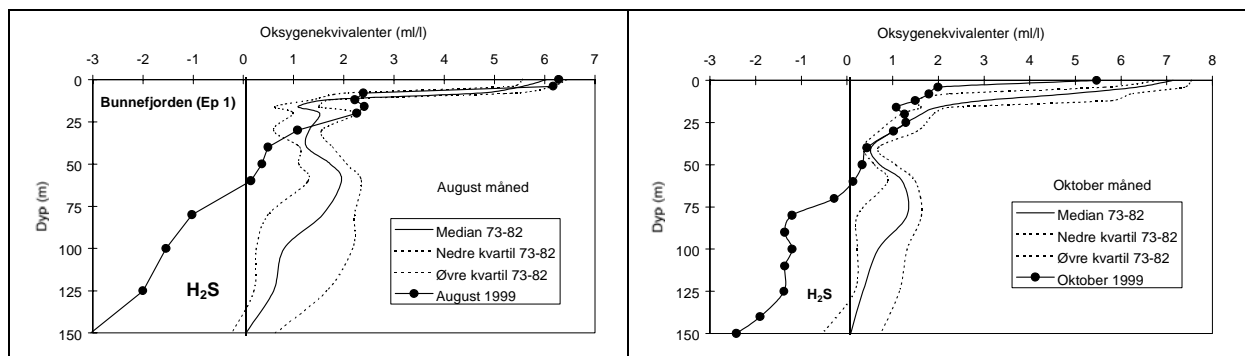
Etter den meget gode dypvannsfornyelsen i Bunnefjorden vinteren 1996, har oksygenkonsentrasjonen suksessivt avtatt i det stagnante dypvannet (**Figur 14**). Manglende dypvannsfornyelse i 1997 medførte at oksygenkonsentrasjonen ble meget lav i løpet av året og i januar 1998 ble det registrert hydrogensulfid 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 1999. Sammenlignet med oksygenforholdene i perioden 1973-82 (før det seneste renseanlegget ble bygget) var oksygenforholdene i 1999 klart dårligere (**Figur 15**).

I den store vannutskiftningen 1996 var det meget tungt vann som ble tilført fjorden (kald vinter med gunstige vindforhold). Likevel var egenvekten ikke større enn på slutten av 1970-tallet (**Figur 16**), men også etter utskiftningen 1974 fulgte en periode med dårlige vannfornyelser og hydrogensulfidholdige vannmasser.

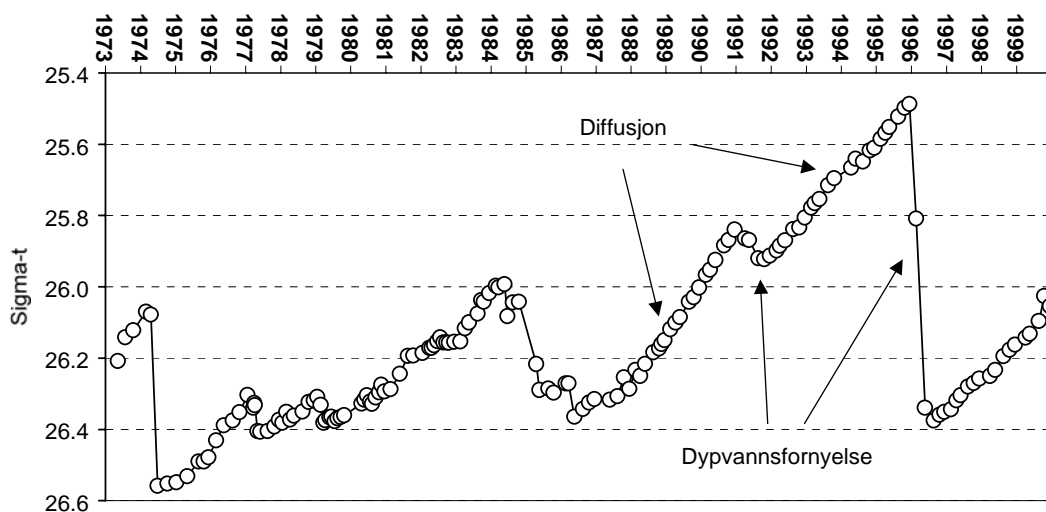


**Figur 14.** Oksygen (ml/l) i Bunnefjorden (Ep 1), oktober 1995 til desember 1999.



**Figur 15.** Oksygenkonsentrasjonen (ml/l) i Bunnefjorden (Ep 1) i august og oktober 1999, sammenlignet med observasjoner fra 1973-82.

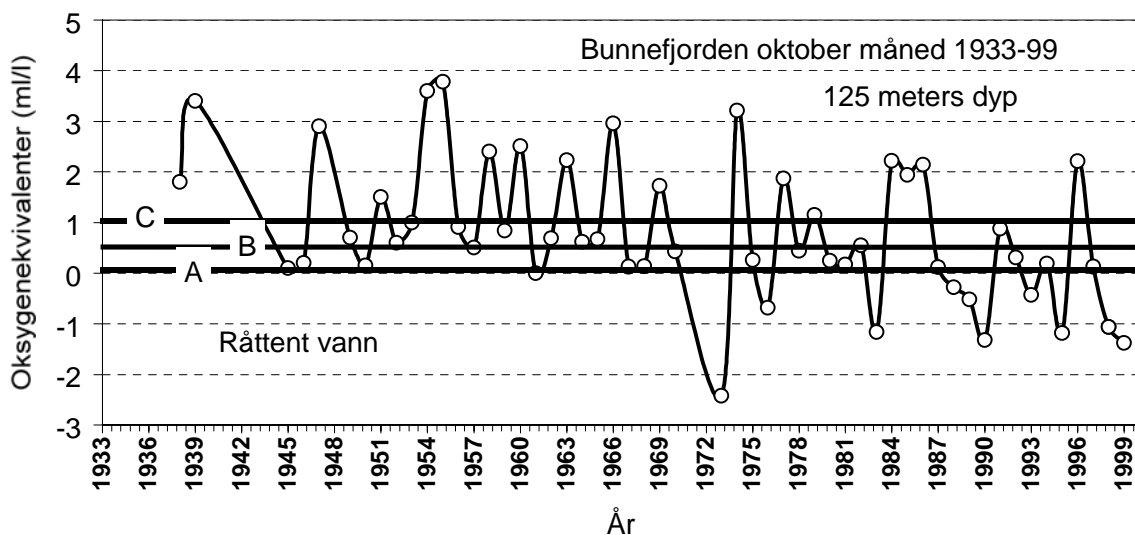




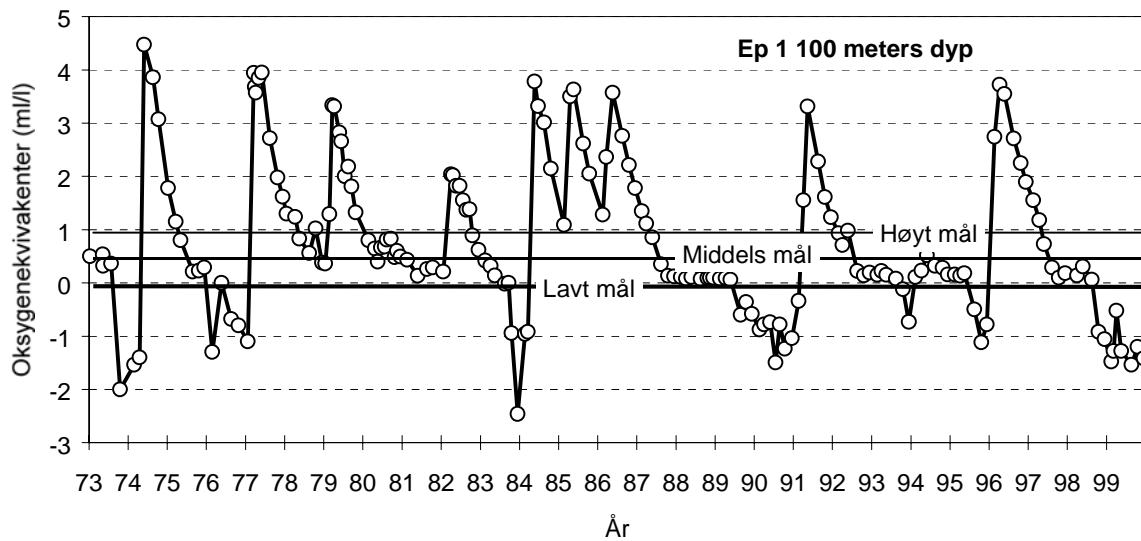
**Figur 16.** Egenvekten (sigma-t) på 150 meters dyp i Bunnefjorden 1973-1999.

Sammenlignet med eldre data (**Figur 17**) er dagens oksygenforhold klart dårligere, men ut fra **Figur 18** er det foreløpig vanskelig å se at forholdene har blitt dårligere siden 1973. Imidlertid er konsentrasjonen fortsatt for lav sammenlignet med de tentative målene for Bunnefjorden. Konklusjonen fra tidligere rapporter gjelder fortsatt, dvs. at belastningen på

Bunnefjorden er for stor i relasjon til målene med den dypvannsfornyelse fjorden har i dag. Imidlertid er det sannsynlig at de varme vintrene på 1990-tallet har medvirket til den dårligere dypvannsfornyelsen, dvs. det er i første rekke endringer i ytre forhold som klima som er årsak til dagens situasjon i Bunnefjorden.



**Figur 17.** Oksygenekvivalenter (ml/l), oktober måned 1933-99, 125 meters dyp, sammenlignet med tentative mål (A= lavt mål, B= middels mål og C= høyt mål for oksygenkonsentrasjonen). Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), og upubliserte resultater fra Havforskningsinstituttet Forskningstasjonen Flødevigen 1952-61 og NIVA (1973-99).



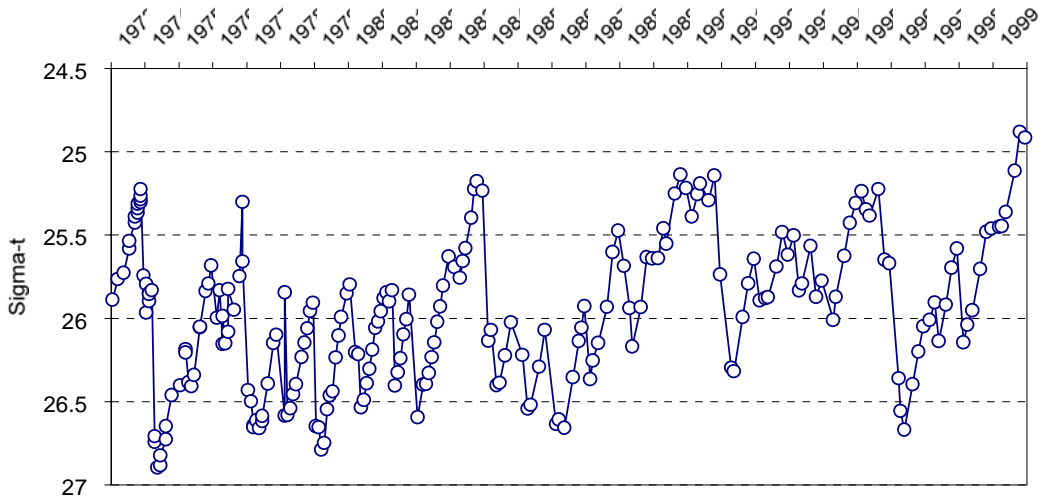
**Figur 18.** Oksygenekvivalenter (ml/l) på 100 meters dyp i Bunnefjorden (Ep 1) 1973-1999, sammenlignet med tentative mål (lavt-, middels- og høyt mål).

### Vestfjorden.

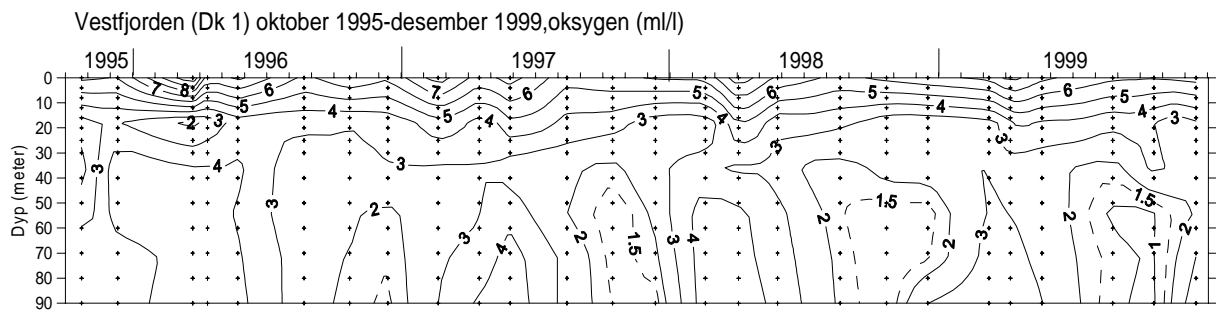
I Vestfjorden skjer det normalt en dypvannsfornyelse pr. år. Årsaken til at Vestfjorden har hyppigere vannskiftning enn Bunnefjorden er den større egenvektsreduksjonen i dypvannet (større vertikaldiffusjon) i stagnasjonsperioden (**Figur 19**), samt nærheten til Drøbaksundet. I 1999 var imidlertid dypvannsfornyelsen dårlig i Vestfjorden, sammenlignet med tidligere år og oksygenkonsentrasjonen ble også lavere vinteren 1999 (**Figur 20**). Utover høsten ble også oksygenkonsentrasjonen klart lavere sammenlignet med observasjoner fra 1973-92, spesielt i august, mens en vannfornyelse i mellomlagene (20-40 meters dyp) ga bedre forhold (**Figur 21**).

Den langsiktige utviklingen i Vestfjordens dypvann har vært negativ (**Figur 22** og **Figur 23**) og konsentrasjonen var på 1970-tallet ofte lavere enn det laveste målet for fjorden. Imidlertid har det vært en svak positiv tendens fra 1973-99 (**Figur 24** og **Figur 25**), og konsentrasjonen i dypvannet varierer nå på det laveste rundt lavt mål for fjorden.

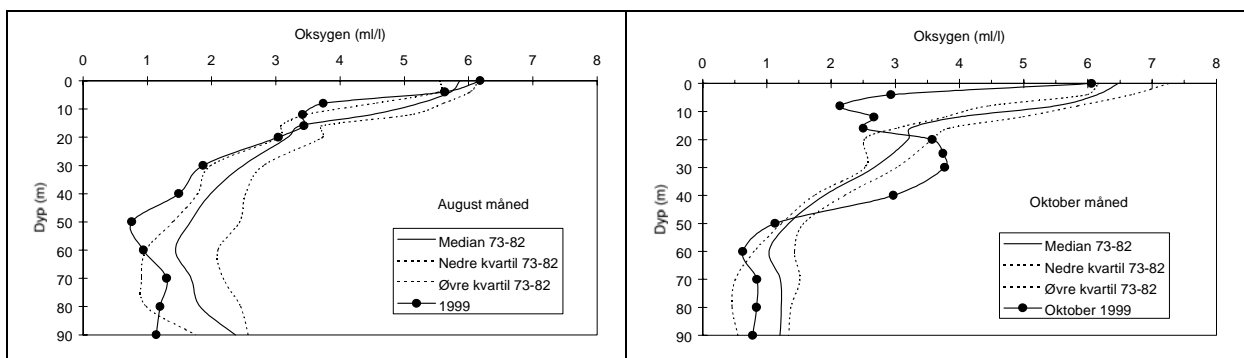
På mellomdyp (**Figur 26**) har oksygenkonsentrasjonen hatt en avtakende tendens siden 1970-tallet. Fra 1992 ser det ut til at forholdene blir noe bedre, men dette skyldes i all vesentlighet at dypvannsfornyelsene startet ekstra tidlig.



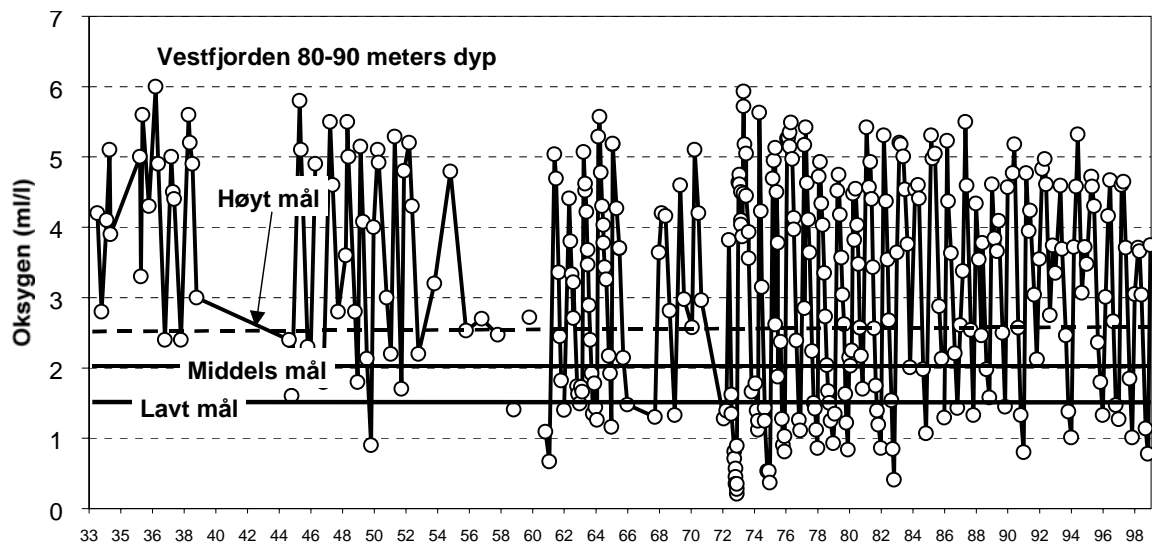
Figur 19. Egenvekten (sigma-t) på 90 meters dyp i Vestfjorden (Dk 1) 1973-1999.



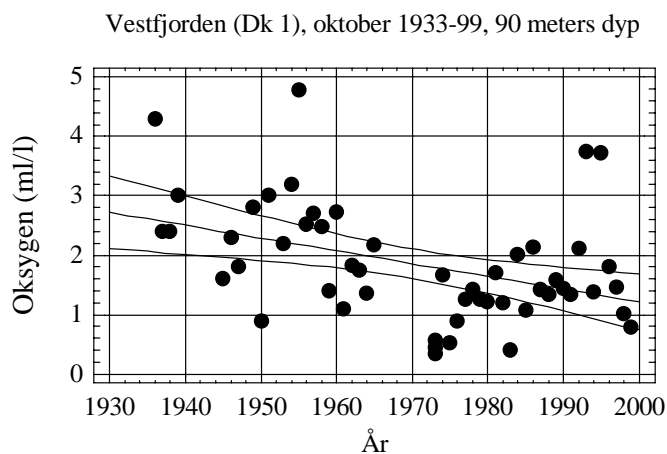
Figur 20. Oksygen (ml/l) i Vestfjorden (Dk 1), oktober 1995 til desember 1999.



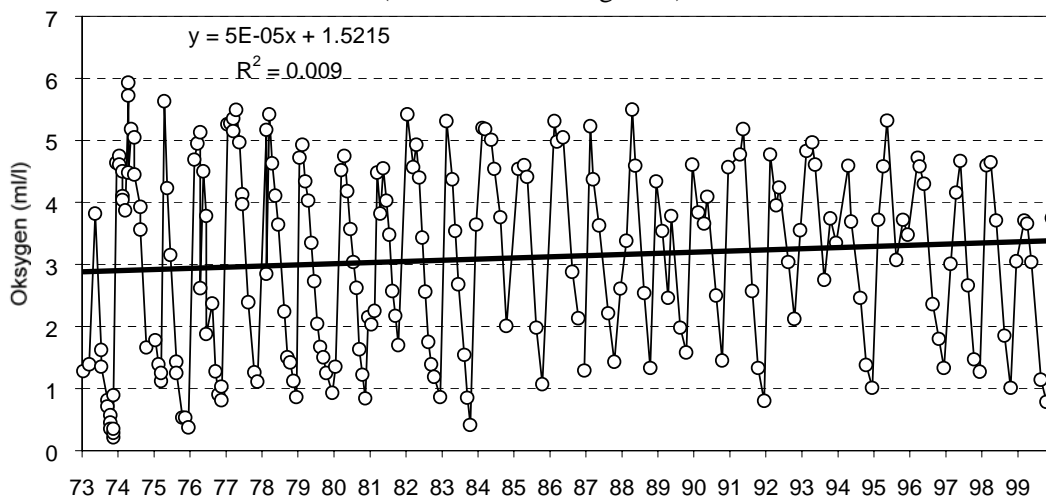
Figur 21. Oksygenkonsentrasjonen (ml/l) i Vestfjorden (Dk 1) i august og oktober 1999, sammenlignet med observasjoner fra 1973-82



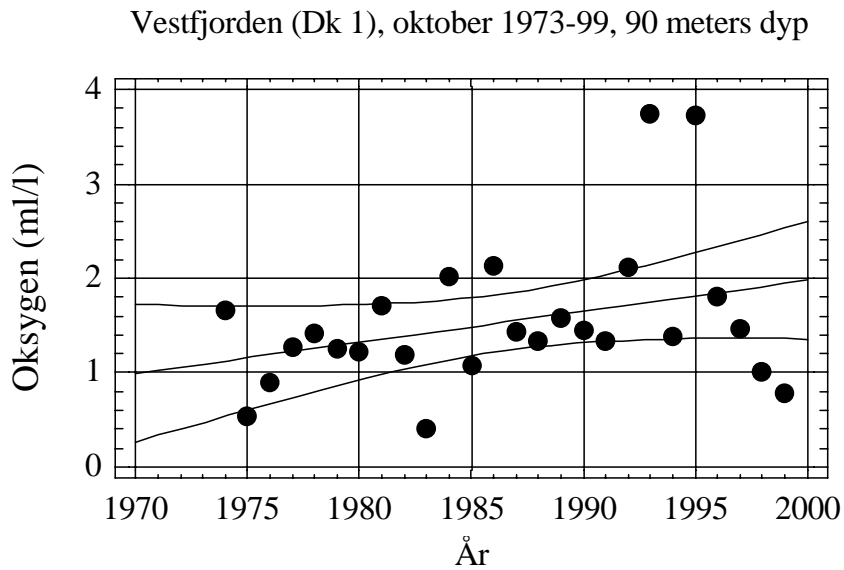
**Figur 22.** Oksygen (ml/l) på 90 meters dyp i Vestfjorden (Dk 1) 1933 – 99. Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), og ubliserte resultater fra Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen 1952-61 og NIVA 1962-99.



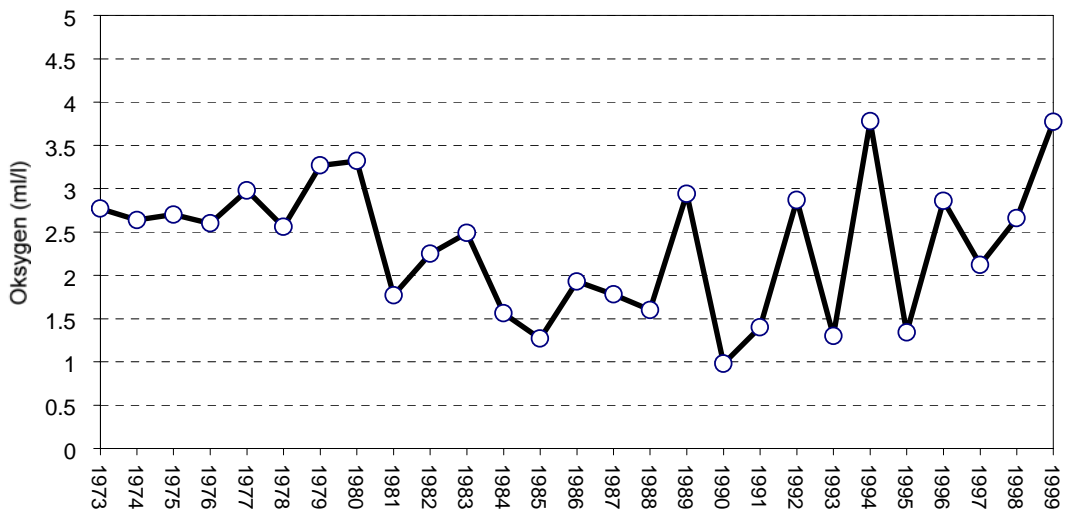
**Figur 23.** Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk 1) på 90 meters dyp, oktober måned 1933-99 (Oktoberdata fra figur 22).



**Figur 24.** Oksygenkonsentrasjonen (ml/l) i Vestfjorden (Dk 1) på 90 meters dyp 1973-99.



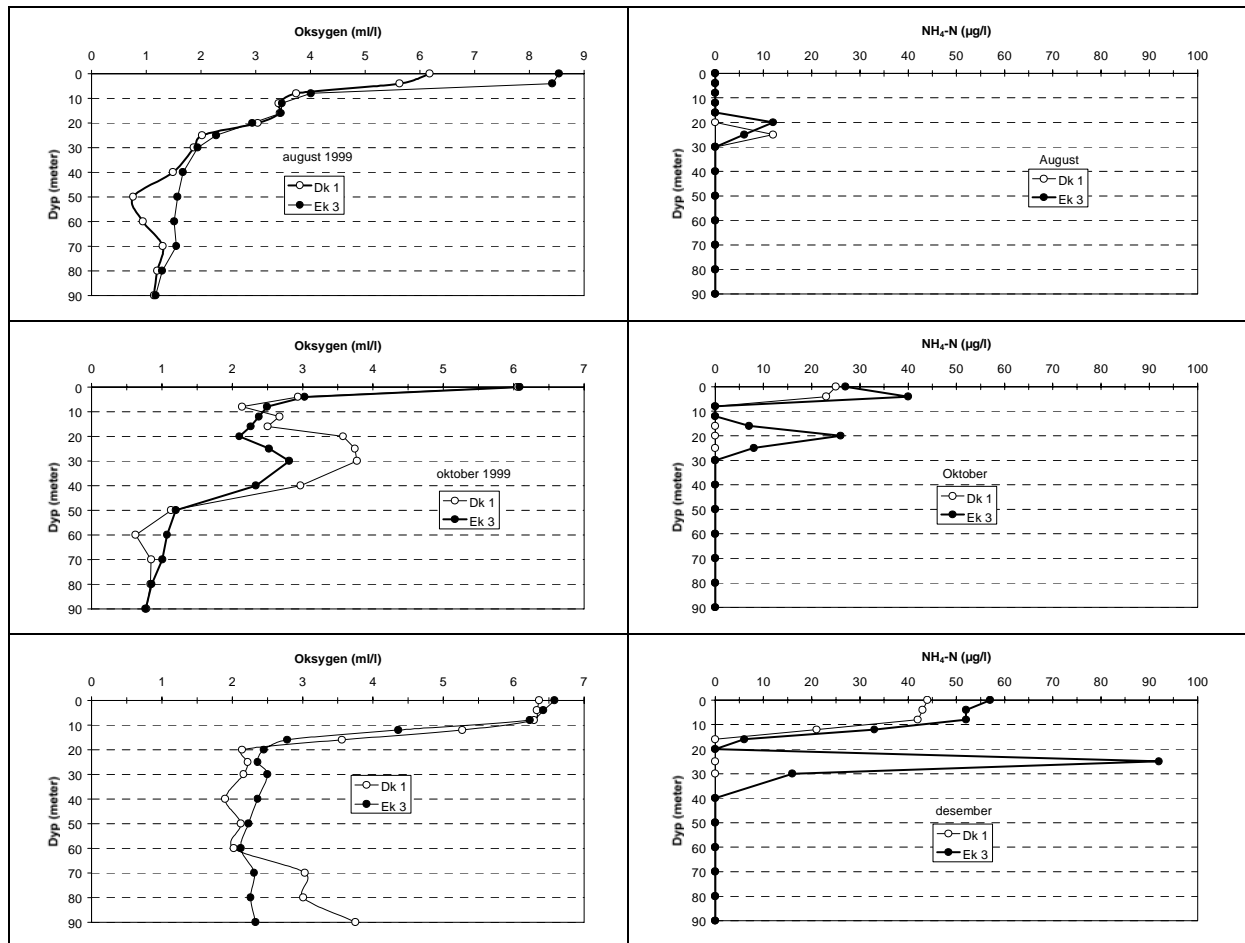
**Figur 25.** Oksygenkonsentrasjonen (ml/l) i Vestfjorden (Dk 1) på 90 meters dyp, oktober måned 1973-99.



**Figur 26.** Oksygenkonsentrasjonen (ml/l) i Vestfjorden (Dk 1) på 30 meters dyp 1973-99.

Årsaken til den negative utviklingen på 30 meters dyp i Vestfjorden etter 1981 har tildels blitt tillagt utslippet fra VEAS. I 1995/96 ble det innført nitrogenrensing på dette utslippet, noe som bl.a. skulle bidra til bedre oksygenforhold. I 1997 var rensesgraden for nitrogen ca. 70 %. **Figur 27** viser oksygenkonsentrasjonen ved utslippet til VEAS (Ek 3) samt ved Steilene (Dk 1) i Vestfjorden høsten 1999, sammen med ammoniumkonsentrasjonen. Forskjellen mellom

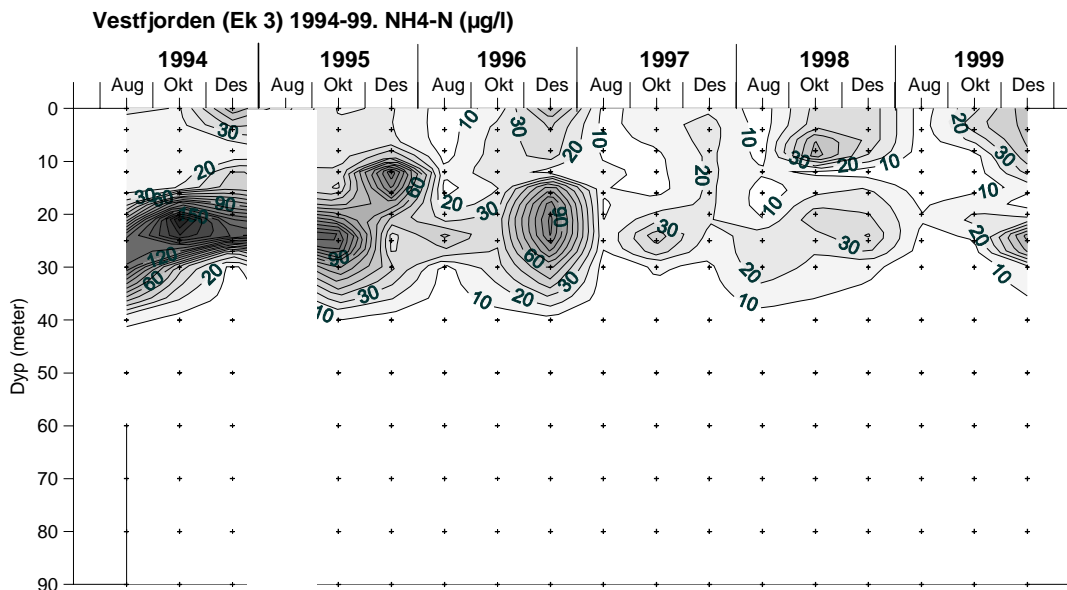
stasjonene i oksygenkonsentrasjon er liten unntatt i oktober hvor en vannfornyelse på mellomdyp har gjort seg gjeldende ved Steilene i større grad enn ved VEAS. Samtidig viser ammoniumkonsentrasjonen omkring 20-30 meters dyp at det rensede avløpsvannet ble registrert med forhøyede ammoniumkonsentrasjoner ved VEAS, men ikke ved Steilene i oktober og desember.



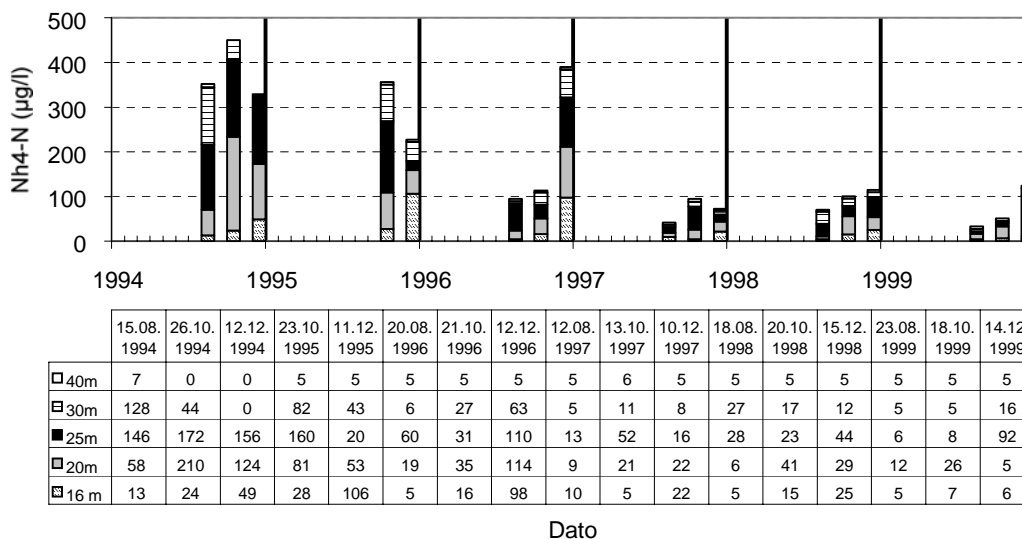
**Figur 27.** Oksygenkonsentrasjonen (ml/l) og ammoniumkonsentrasjonen (µg/l) på stasjon Dk 1 (Steilene) og Ek 3 (ved utslippet til VEAS) i august, oktober og desember 1999.

Innføring av nitrogenrensing på VEAS har hatt effekt på ammoniumkonsentrasjonen mellom 20-30 meters dyp i utslippets nærsone (**Figur 28** og **Figur 29**). Fra 1997 er ammoniumkonsentrasjonen om høsten på avløpsvannets innlagringsdyp markant lavere. Imidlertid er det ikke noe som tyder på forbedrede oksygenforhold i området (**Figur 30**), men her spiller også varierende vannutskiftningsforhold inn. For å skille mellom effekten av vannutskifting og

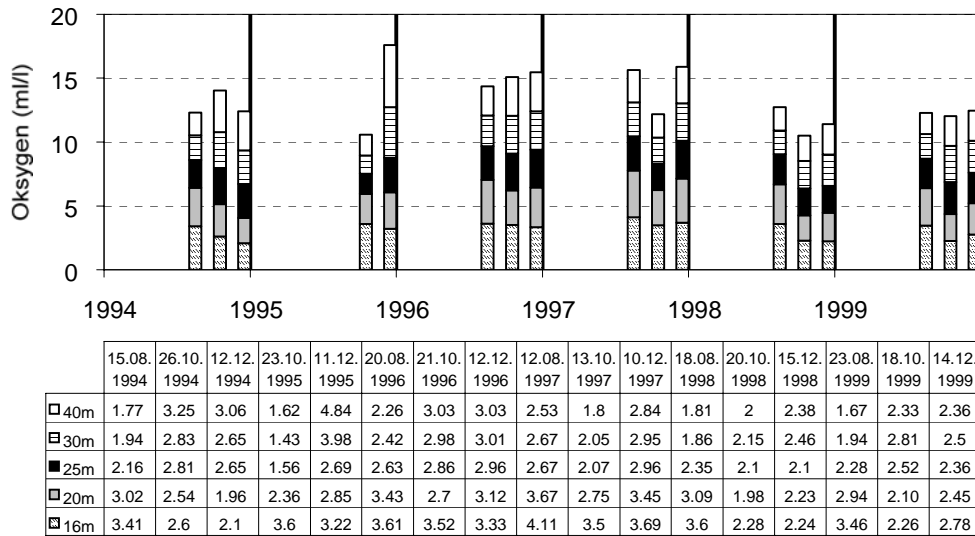
avløpsvann på oksygensituasjonen i Vestfjorden trenges lengre (og hyppigere) observasjoner enn de som nå foreligger. En annen mulighet for å se på avløpsvannets direkte innvirkning på fjorden er å følge det fortynnede avløpsvannet fra utslippsstedet utover fjorden med samtidige observasjoner av oksygen og næringssalter, bla. for å kunne skille mellom den naturlige sprangsjiktseffekten og effekten av utslippet.



**Figur 28.** Ammoniumkonsentrasjonen ( $\mu\text{g/l}$ ) i Vestfjorden (Ek 3) august, oktober og desember måned 1994-99.



**Figur 29.** Sommert ammoniumkonsentrasjon i Vestfjorden (Ek 3) på 16-40 meters dyp i august , oktober og desember 1994-99.

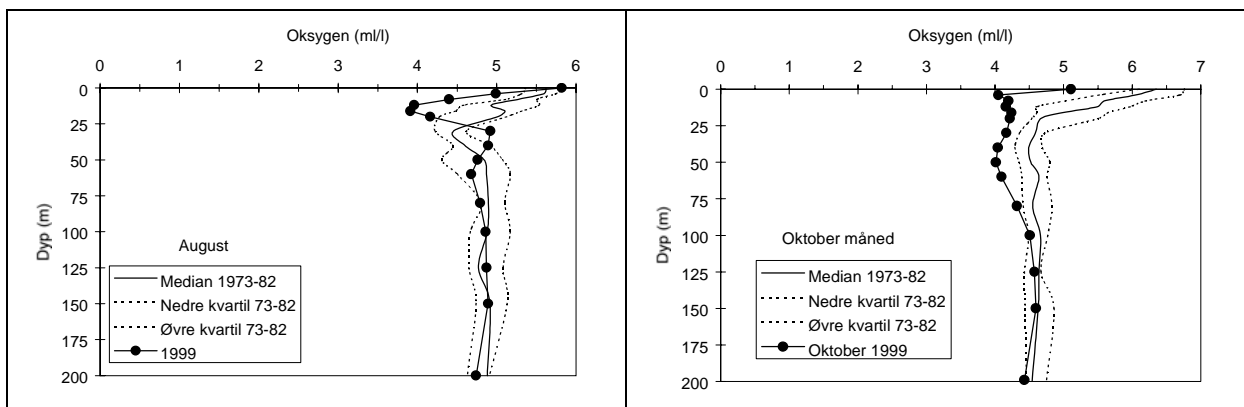


**Figur 30.** Sommert oksygenkonsentrasjon (ml/l) i Vestfjorden (Ek 3) på 16-40 meters dyp i august , oktober og desember 1994-99.

**Drøbaksundet.**

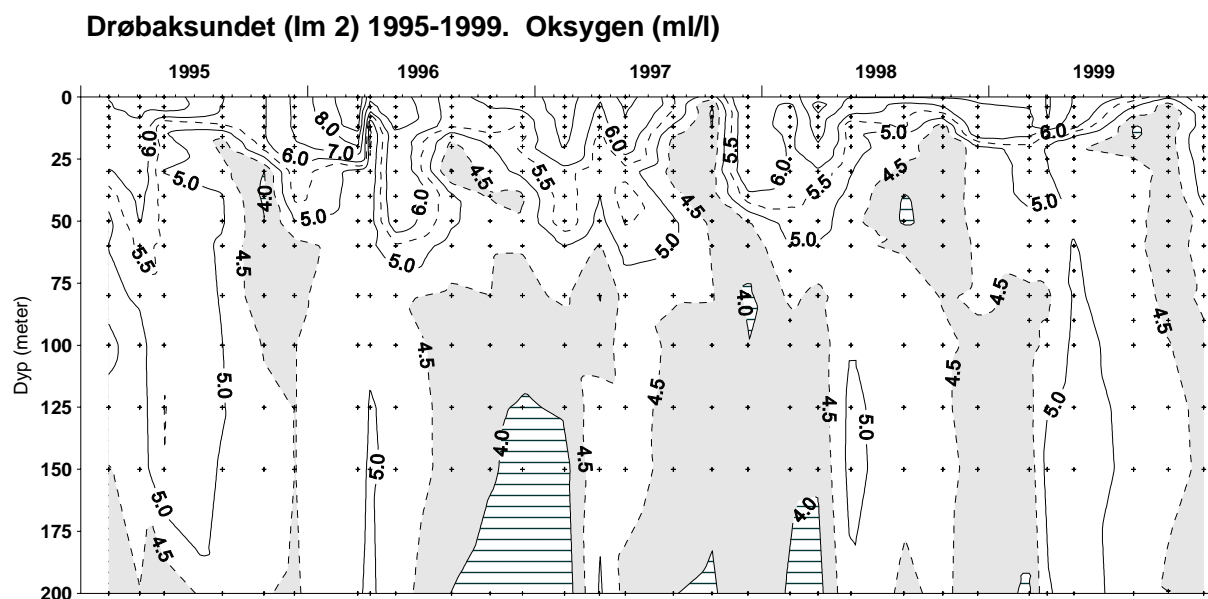
I Drøbaksundet er oksygenforholdene gode sammenlignet med indre Oslofjord. Det er sjelden oksygenmetningen er lavere enn 4 ml/l i de dypere vannmasser. I 1999 var oksygenkonsentrasjonen omtrent normal i dypvannet, men klart lavere enn normalt i oktober mellom overflaten og ca. 80 meters dyp sammenlignet med observasjoner fra 1973-82 (**Figur 31**).

Sammenlignet med forholdene i 1996 og 1997, hvor stagnasjonsperioden i Drøbaksundet var lang, var forholdene i 1999 noe bedre, med en kortere periode i oktober med omtrent samme lave konsentrasjon som de to nevnte åren (**Figur 32**). Av spesiell betydning var det at vannet i oktober 1999 hadde relativt lav oksygenkonsentrasjon så høyt opp i vannmassen at innstrømmende vann til Vestfjordens mellomlag hadde relativt lav konsentrasjon, dvs. Vestfjorden fikk en mindre tilførsel av oksygen.



**Figur 31.** Oksygenkonsentrasjonen (ml/l) i Drøbaksundet (Im 2) i august og oktober 1999, sammenlignet med observasjoner fra 1973-82.



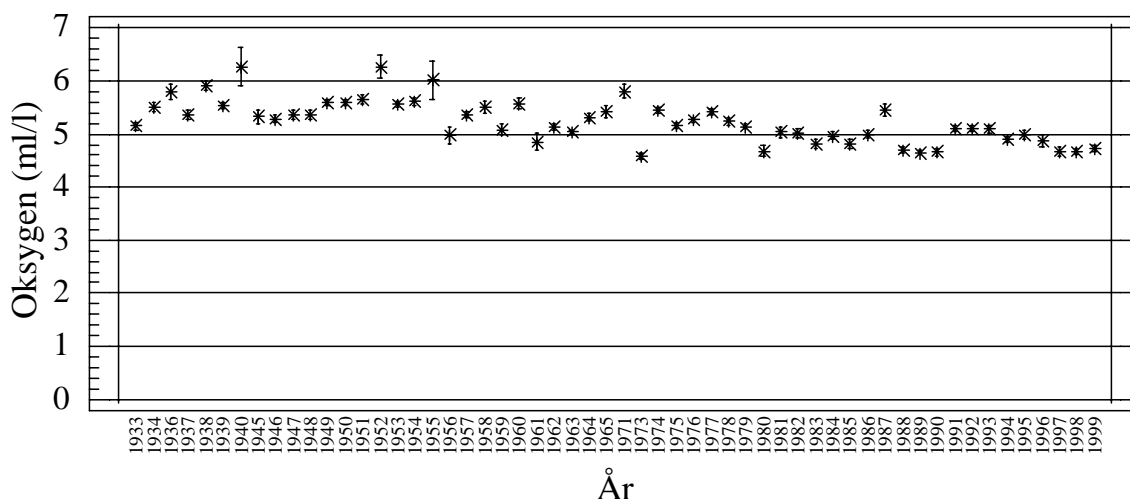


**Figur 32.** Oksygenkonsentrasjonen (ml/l) i Drøbaksundet (Im2) 1995-99.

Tidligere er det vist at oksygenmetningen har avtatt om høsten i Drøbaksundet fra 1950/60-tallet, men fra 1973 til 1997 foreligger ikke noen signifikant negativ trend. **Figur 33** og **Figur 34** viser at oksygenkonsentrasjonen i vannmasser

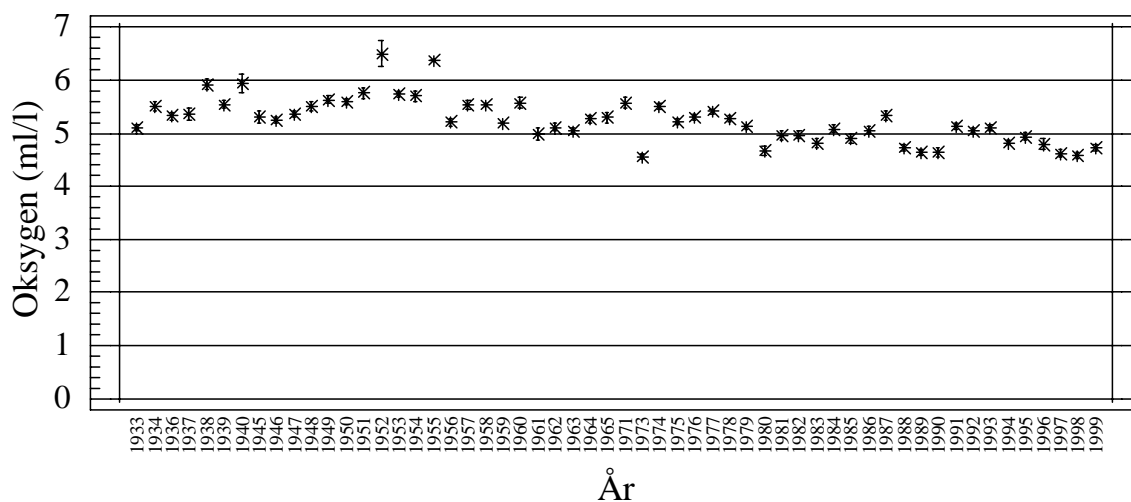
med saltholdighet over 32 og 33 over tid har hatt en negativ trend. Imidlertid er noen av de laveste observerte konsentrasjonene målt i 1997 og i 1998, noe som bl.a skyldes en ekstra lang oppholdstid på vannmassene i området.

### Middelverdi og standard feil



**Figur 33.** Oksygen (ml/l) i vannmasser med saltholdighet større enn 32, Observasjoner fra 1933-99. Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952 – 61) og NIVA.

## Middelverdi og standard feil



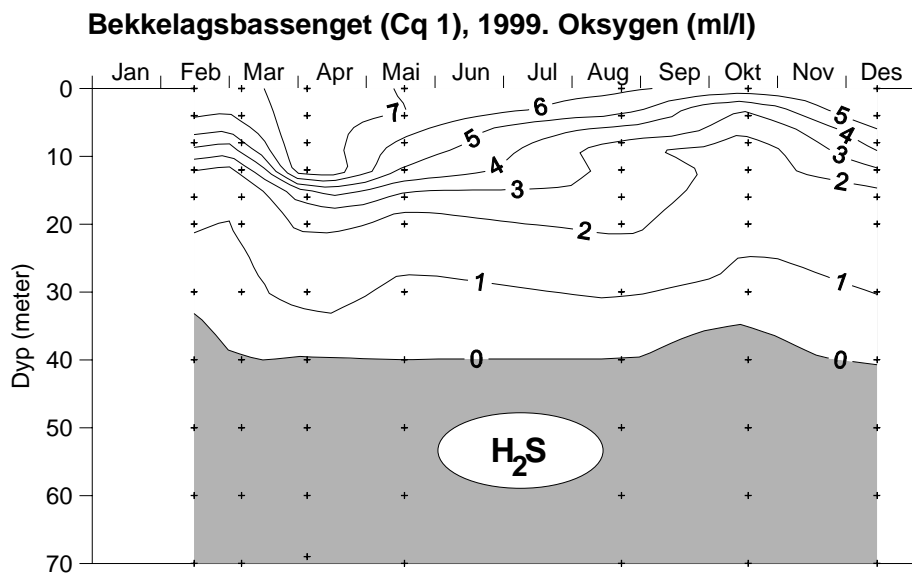
**Figur 34.** Oksygen (ml/l) i vannmasser med saltholdighet større enn 33. Observasjoner fra 1933-99. Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Havforskningsinstituttet Forskningstasjonen Flødevigen (1952 – 61) og NIVA.

### Bekkelagsbassenget.

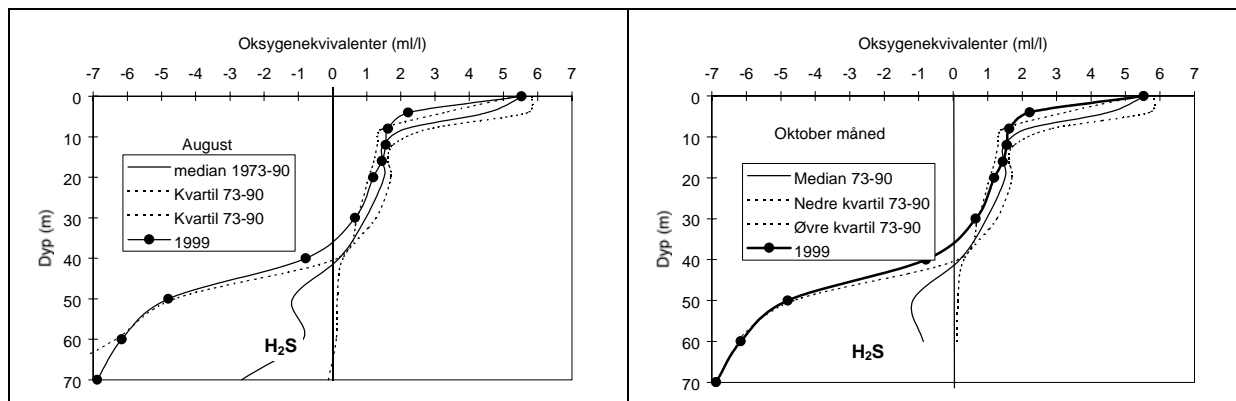
I Bekkelagsbassenget ble det observert hydrogensulfidholdig dypvann hele 1999 (**Figur 35**). Sammenlignet med observasjoner for perioden 1973-90 var oksygenkonsentrasjonen klart lavere fra ca. 20/30 meters dyp til bunn (**Figur 36**). I 1995 ble det rapportert fiskedød i området, men ikke i 1996 (Magnusson m.fl., 1996). Høsten 1997 ble det observert torsk som syntes å ha pusteproblemer, på grunt vann i Paddehavet (M. Walday, pers. Medd.). Det ble derimot ikke rapportert om død fisk. I 1998-99 foreligger ikke noen rapporter om død fisk i området, men derimot i andre deler av fjorden (se side 41).

I tidsrommet 1988 – 1999 har det vært to perioder med oksygen fra overflate til bunn i bassenget (**Figur 37**). Fra januar 1989 til oktober 1991 (ca. 2.5 år) var den lengste sammenhengende perioden, men nesten ett år uten råttent vann ble også registrert i 1996, da det var uvanlig god dypvannsfornyelse i fjorden.

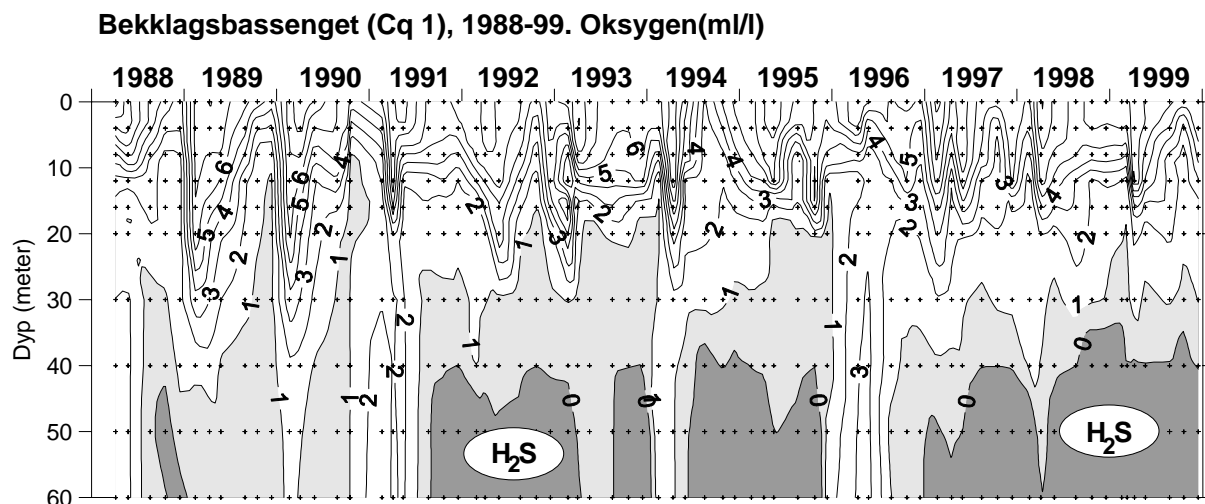
Det nye renseanlegget (Bekkelaget renseanlegg) vil bli ferdig i 2001 og få et dypvannsutslipp på ca. 50 meters dyp. Bedre rensing men også større tilførsel av ferskvann til dypvannet vil sannsynligvis forbedre oksygenforholdene på sikt (Bjerkeng og Magnusson, 1999).



Figur 35. Oksygen (ml/l) i Bekkelagsbassenget (Cq 1) 1999.



Figur 36. Bekkelagsbassenget (Cq 1). Oksygen/hydrogensulfid (ml/l) august og oktober 1999 sammenlignet med observasjoner fra 1973-90.

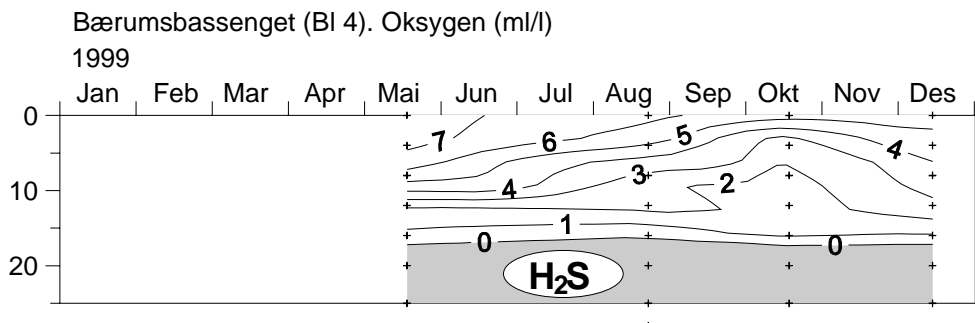


Figur 37. Oksygen (ml/l) i Bekkelagsbassenget (Cq 1) 1988-99.

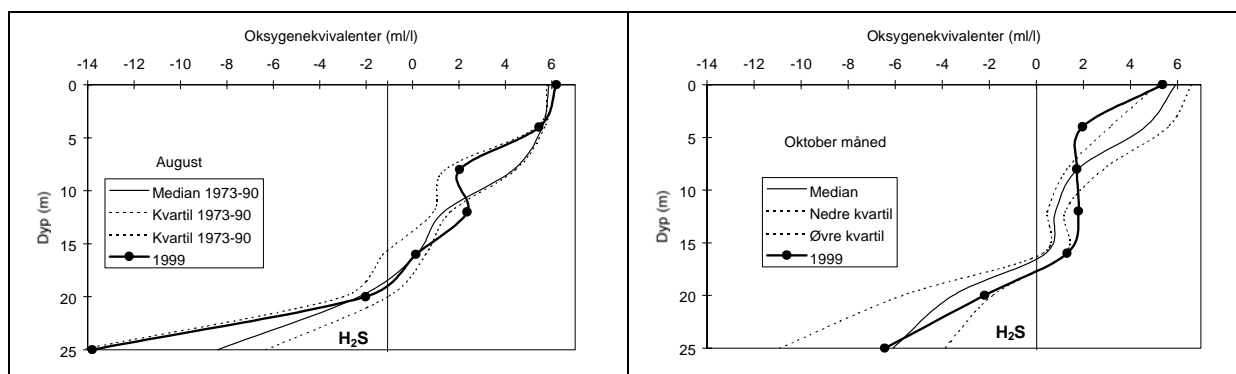
### Bærumsbassenget.

Oksygenforholdene i Bærumsbassenget i 1999 var noe bedre enn i 1997/98. Hydrogen-sulfidholdig vann ble observert i hele 1998 fra

mai til desember (**Figur 38**). Sammenlignet med observasjoner fra 1973-90 var oksygenkonsentrasjonen i august og oktober 1999 omtrent normal eller noe bedre, unntatt i bunnvannet i august (**Figur 39**).



**Figur 38.** Bærumsbassenget (BI 4). Oksygen/hydrogensulfid (ml/l) i 1999.



**Figur 39.** Oksygen (ml/l) i Bærumsbassenget (BI 4) august og oktober 1999 sammenlignet med observasjoner fra 1973-90.

## 2.4 Strandnotttrekk –forekomsten av fisk i grunne områder.

Siden 1936 har Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen tatt årlige (i september) strandnotttrekk i Indre Oslofjord. 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. Idag opprettholdes 9 trekk som var med i fra starten 1936.

De faste trekkene fortsatte i 1999. Fra 1997 ble fem gamle trekk i Bunnefjorden gjenopptatt og tre nye trekk (Bærumsbassenget, Lysakerfjorden og Havnebassenget) etter avtale med Fagrådet for indre Oslofjord. Stasjonene er vist i **Figur 40**.

### 2.4.1 Metoder.

Nota som benyttes er 38 m lang, 3,7 m høg og har en maskevidde på 15 mm (strekt maske). I hver ende av nota er det 30 m lange tau. Vanligvis benyttes 20 m lange geiner, og da dekker nota et areal opp mot ca. 700 m<sup>2</sup>. For hver enkelt stasjon foreligger detaljert beskrivelse av hvordan nota skal skytes, slik at bunnarealet som dekket 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.

### 2.4.2 Resultater

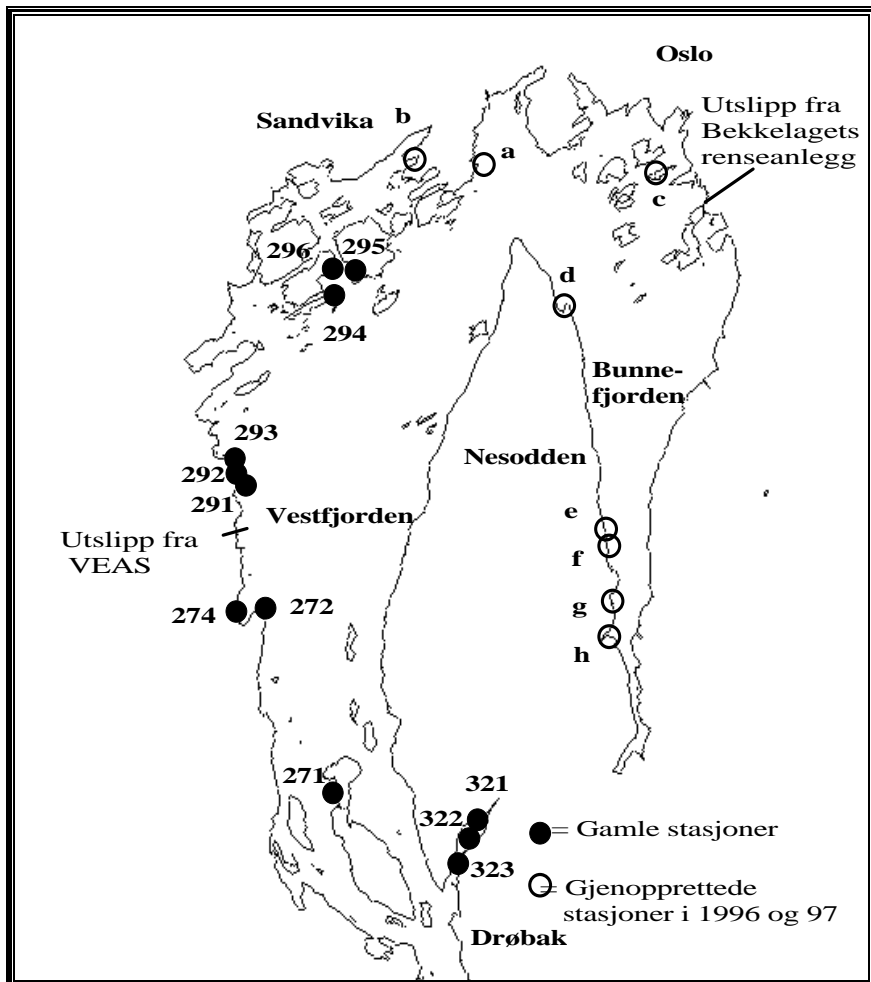
Beskrivelse av nye trekk og gjenopptatte trekk fra Bunnefjorden.

Følgende trekk ble gjennomført i 1999 i tillegg til de ordinære trekka 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 kuppert bunn med blåskjell og noe sagtang.
- d; Hellviktangen, Nesodden. 59°51,125' N, 10°41,263' E. Dyp ca 6 m. Noe kuppert 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.

Under årets tokt var sikten stort sett dårlig. Bunnobservasjonene referert ovenfor er fra toktene i 1997 og 1988.



**Figur 40.** Strandnotstasjoner tatt av Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen i indre Oslofjord, september 1999

**Fangster.**

Fangstene i 1999 er vist i for nye trekk og i **Tabell 7** for de tradisjonelle trekk.

**Tabell 6.** Fangster på nye stasjoner i Indre Oslofjord 1999 og på stasjoner i Bunnefjorden. Stasjonene er vist på **Figur 40**.

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					1	2		
Torsk eldre		1	1			1		
Hvitting 0-gr		1						2
Bergnebb		8	20	2	1			
Grønngylt		8	7					
Ørret								1
Tunge								1
Sil					1			
Slettvar						1		3
Skrubbe				2		1	1	1
Svartkutling	5	8	30	1	24	1	5	27
Sandkutling	1	7		2		4	17	35
Sild	24	16			1200	20		12
Brisling	376	784			2550	1980	11	392
Antall arter	4	8	4	4	6	8	4	9

**Tabell 7.** Fangster på de tradisjonelle stasjonene i 1999 i Indre Oslofjord (st. 271 – 296). Trekk fra Hallangspollen (st. 321 – 323) er også vist. + betyr at arten var tilstede.

StasjonsNr	271	272	274	291	292	293	294	295	296	321	322	323
Torsk-0-gr			1				1				2	3
Torsk-eldre				1				1		1		2
Hvitting-0-gr			1					1		1		
Sild		9720		43	+	+			54			
Brisling		1080	2	257	280	600	1		546			
Sjøaure							1				1	
Piggvar						1						
Skrubbe									1	4		
Slettvar	1											
Rødspette									1			
Bergnebb	2	4	23	4	10		4	10				7
Grønngylt			25	14	4	7		1		9		
Svartkutling	7		7	1	20	20	9	3	30	147	21	13
Sandkutling	6	3	3	27		32	3	2	49		28	1
Antall arter	4	4	7	7	5	6	6	6	6	5	4	5

### Diskusjon og foreløpige konklusjoner.

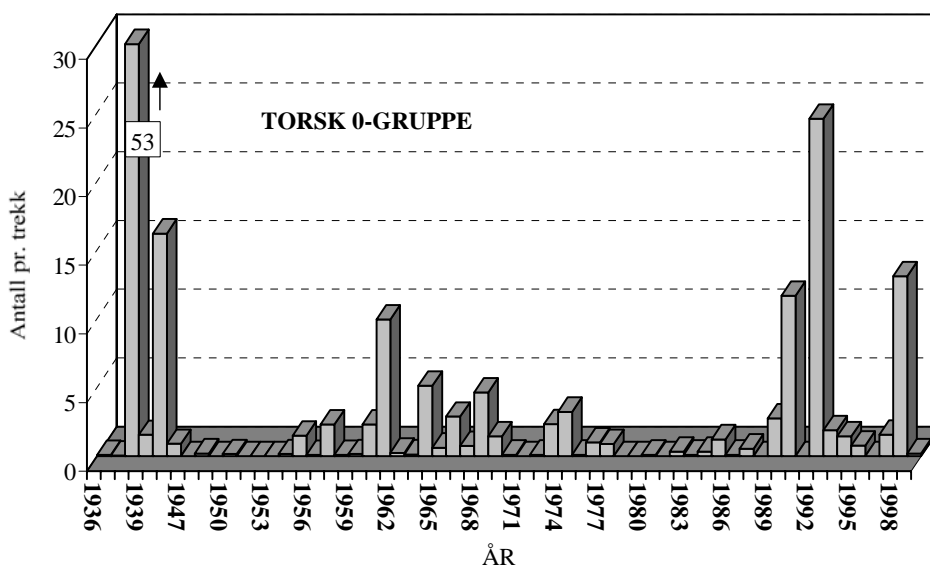
I de tradisjonelle trekk i Indre Oslofjord ble det i 1999 fanget gjennomsnittlig 0,2 0-gruppe torsk pr trekk. I 1998 var gjennomsnittet 13,1. Det er den fjerde høyeste verdi som er observert (**Figur 41**). Tilsvarende verdi for 1997 var 1,6 0-gruppe torsk pr trekk. Gjennomsnitt for hele perioden siden 1936 er 3,2 pr trekk. Av I-gruppe torsk i 1999 ble det fanget 0,2 pr trekk. Tilsvarende tall for 1998 var 1,0 pr trekk, mot ingen i 1997 (**Figur 42**). Gjennomsnitt for hele perioden er 1,3.

Gjennomsnittlig antall arter i ett trekk i perioden 1936 – 1964 var 7,2. I 1997 var gjennomsnittet 7,7 arter pr trekk, i 1998 8,6 arter og i 1999 5,7 arter (**Figur 43**).

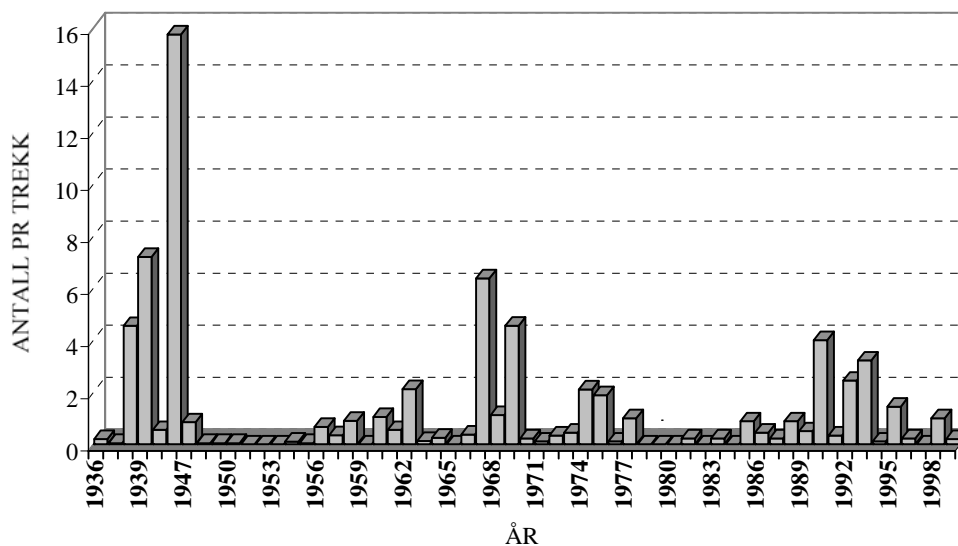
I Bunnefjorden var fangsten av 0-gruppe torsk 0,5 pr trekk i 1999. I 1998 var fangsten 3,1 pr trekk, som er det tredje høyeste som er observert siden undersøkelsene ble startet i 1936. Av I-gruppe torsk ble det fanget 0,33 pr trekk i 1999 mot 0,38 pr trekk i 1998. Tilsvarende tall i 1997 var henholdsvis 1,0 og 0.

Gjennomsnittlig antall arter i ett trekk i perioden 1936 – 1964 var 4,9. I 1997 var gjennomsnittet 5,4 arter pr trekk, i 1998 4,6 arter og i 1999 5,8 arter.

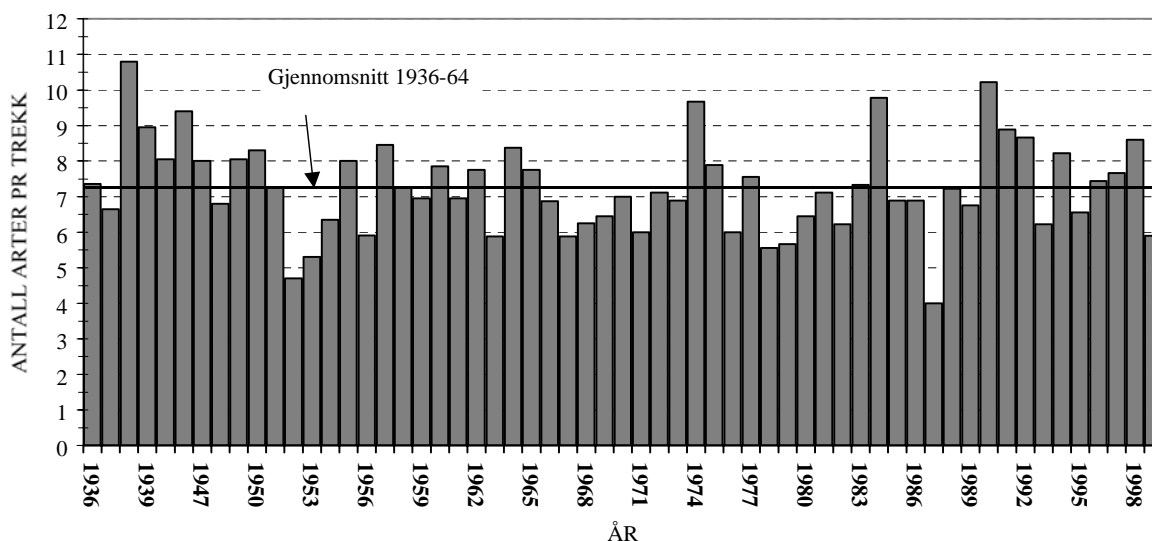
De dårlige fangstene av 0-gruppe torsk må sees på bakgrunn av at 1999 årsklassen generelt sett er svak. Antall arter tatt pr trekk og det generelle inntrykk av fangstene tyder på en rimelig god situasjon. Spesielt positivt er det at Bunnefjorden som ble tatt ut av strandnotprogrammet i 1964 fordi forholdene var for dårlige, nå gir små men akseptable fangster.



**Figur 41.** Antall 0-gruppe torsk pr. strandnottrekk i indre Oslofjord (Bunnefjorden ikke medregnet) i perioden 1936-99.



**Figur 42.** Antall eldre torsk pr. strandnottrekk i indre Oslofjord (Bunnfjorden ikke medregnet) i perioden 1936-99.



**Figur 43.** Gjennomsnittlig antall arter pr. trekk i indre Oslofjord (Bunnfjorden ikke medregnet) i perioden 1936-98.

## 2.5 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 forurensnings situasjon 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. Som ofte tidligere har det ikke vært fanget reker nok til å dekke etterspørselen på sommeren. Nedgangen i rekefisket sammenfaller med de mindre gode oksygenforholdene i fjorden. Fangstene har vært relativt bedre på de østlige trålefeltene enn de vestlige.



I perioder har det vært rikelig gode fangster av små og mellomstor torsk, men i noe mindre volumer enn i 1998. Fangsten av stor torsk har vært liten.

Brislingfisket falt også bort i 1999 som følge av for lav fettprosent i fisken, mens makrellfisket var rimelig godt, særlig i Bunnefjorden. I volum var fangsten imidlertid mindre enn i de 2-3 foregående år.

Hummerbestanden synes lokalt å ta seg sakte men sikkert opp. Hummer ble tatt helt inne ved havnebassenget i 1999. I 1999 ble det registrert amerikansk hummer (*Homarus americanus*) i fjorden. Introduksjonen i indre Oslofjord påstås ha skjedd ved at den ble dumpet ved Aker Brygge i 1987. Konsekvensen av en ny art i Oslofjorden er diskutert i en artikkel av van der Meeren og Ekeli (2000). Den kan kanskje konkurrere ut den norske hummeren, bl.a. for at den amerikanske hummeren kan oppnå dobbelt så høy vekt og får større klør. Imidlertid er også andre faktorer av betydning, slik at det er mulig at de to arter vil kunne leve sammen. Videre er amerikansk hummer delvis resistent mot en bakterie som er dødelig for norsk hummer og kan dessuten bringe med seg andre sykdommer. Van der Meeren og Ekeli konkluderer med at det er så stor risiko å introdusere nye arter at innslaget av den amerikanske hummeren i indre Oslofjord ikke kan sies å være positiv.

I samband med en dypvannsfornyelse i oktober 1999 ble det rapportert dødelighet av torsk fanget i garn i strandsonen, bl.a. ved Sandspollen og Sætrepollen i Hurum samt Lågøya og Håøya i Frogn. Fisk døde også i samlenett ved Båttstø og Nærnes i Røyken og ved Storsand i Hurum. I Båttstø døde både skrubbe og torsk, mens et parti ål strøk med i Nærnes. Årsaken var sannsynligvis at det nye vannet som strømmet inn langs bunn over Drøbakterskeln løftet gammelt oksygenfattig dypvann opp mot overflaten i Vestfjorden og forårsaket fiskedøden.

For øvrig rapporterer Fiskerlaget 85 observasjoner av sel fra Bastøy/Jeløya i syd til Bunnefjorden.

Fiskerlaget rapporterer også om sjeldne og mer uvanlige arter i fjorden 1999: En brukte ble observert ved Ursvik og 2 håkjerringer ved Drøbak. En breiflabbe ble fanget ved Snarøya og en gråhai ved Bastøy (ytte fjord). Enkelte havaborrer ble fanget ved Nesodden og ytte havnebassenget. Det ble fanget et uvanlig stort antall av middelhavsarten mulle i trål.

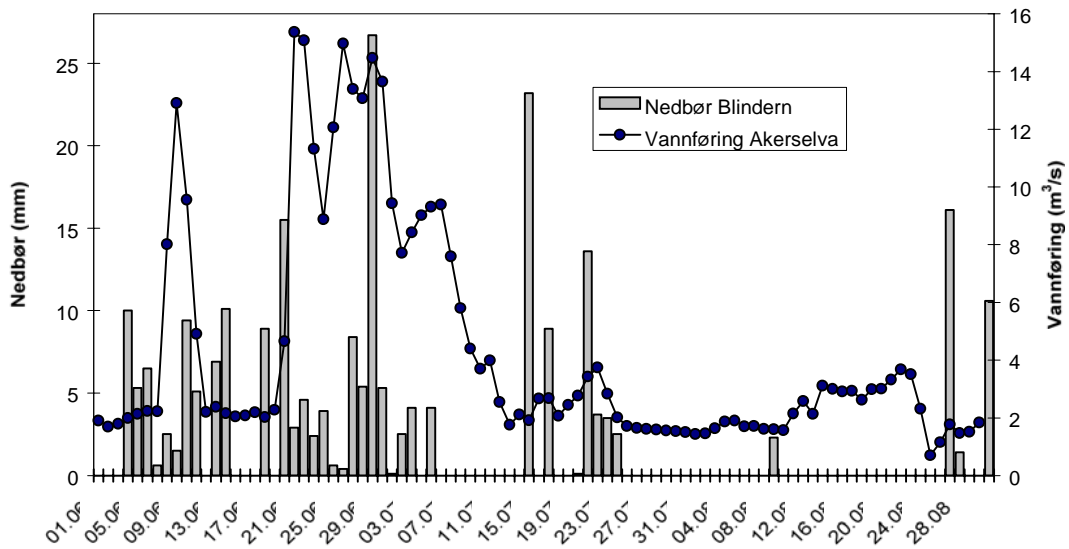
## 2.6 Overflatevannets kvalitet.

Overflateobservasjoner ble i 1999 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, som delvis ble revidert i 1997 (Molvær m.fl., 1997).

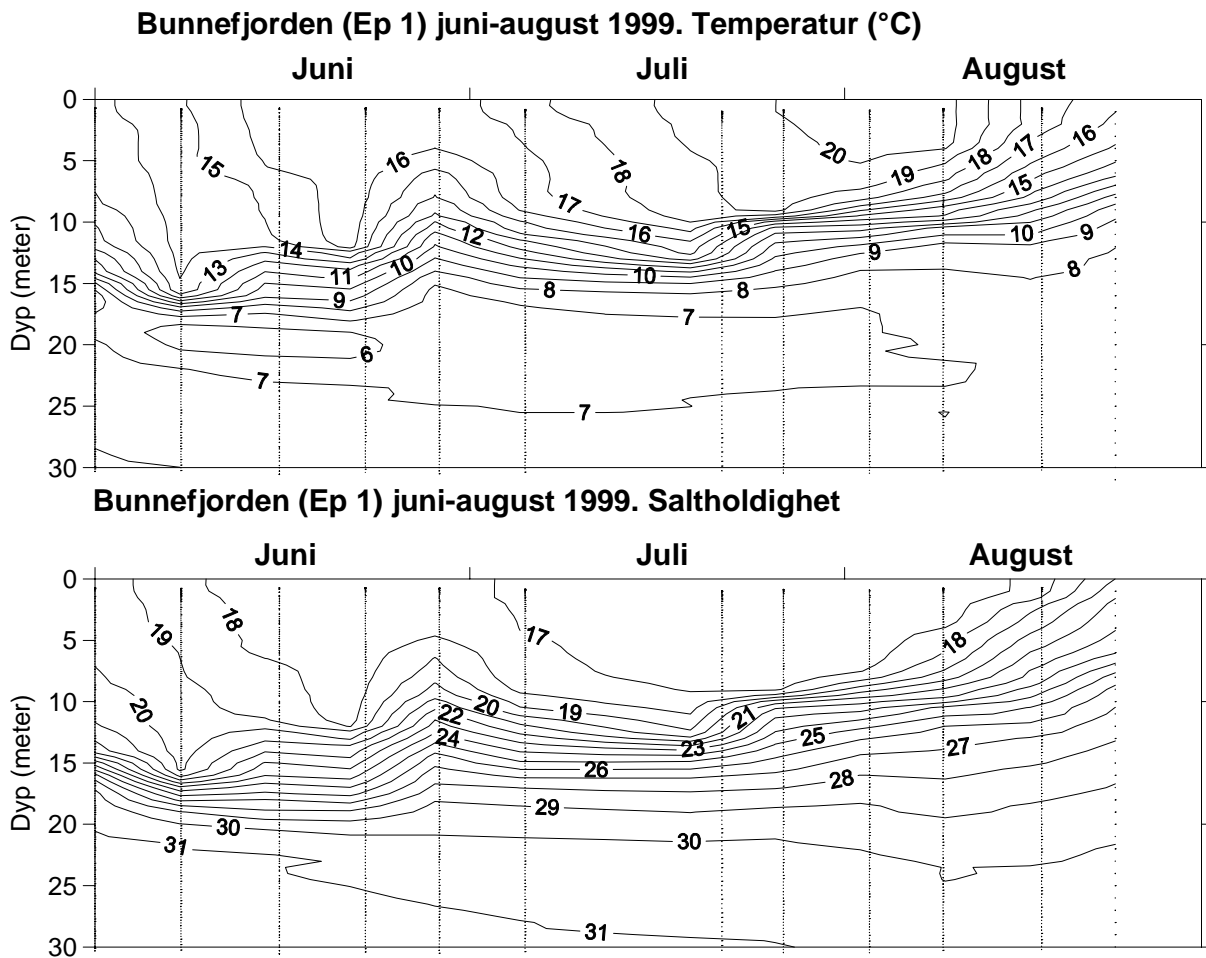
### 2.6.1 Siktedyp, klorofyll-*a* (planteplanktonbiomasse) og næringssalter.

Som nevnt tidligere var lufttemperaturen normal sommeren 1999, sammenlignet med gjennomsnittet for perioden 1930 - 91 (**Figur 7**), men juni var noe kaldere enn normalt. Nedbøren var over det normale i juni og mindre i juli og august (**Figur 8**). Stor nedbør i juni (spesielt når den var intens som 29.6, (**Figur 44**) bidro til at ferskvannstilførslen i elvene var stor i juni og frem til begynnelsen av juli. I samband med den store nedbøren i slutten av juni (29.6) ble det advart mot bading på enkelte badeplasser i fjorden som følge at overløp ble tatt i bruk og bakterimengden i Frognerkilen, Huk og Solumstranda overskred helsegrensen for friluftsbading.

Overflatetemperaturen var noe lav i juni (ca. 16 °C) og ble først behagelig i slutten av juli. Saltgehalten var relativt lav i overflatevannet (< 18) store deler av sommeren (**Figur 45**).



**Figur 44.** Nedbør ved Blindern og vannføring i Akerselva juni – august 1999. (Data fra Meteorologisk institutt og Oslo vann –og avløpsetat).



**Figur 45.** Temperatur og saltholdighet i overflatelaget i Bunnefjorden (Ep 1) 1.6. til 1.9.99. (Observasjonsfrekvensen ca. 1 gang pr.uke).

Kvaliteten av overflatevannet sommeren 1999 varierte betydelig. **Figur 46** og **Figur 47** viser at mens det i begynnelsen av juni var lite plankton (klorofyll-a) og bra siktedyp i fjorden, ble situasjonen dårlig da nedbøren og vannføringen i elvene økte i slutten av måneden. Den 29.6 var forholdene som dårligst, for deretter å bli bedre.

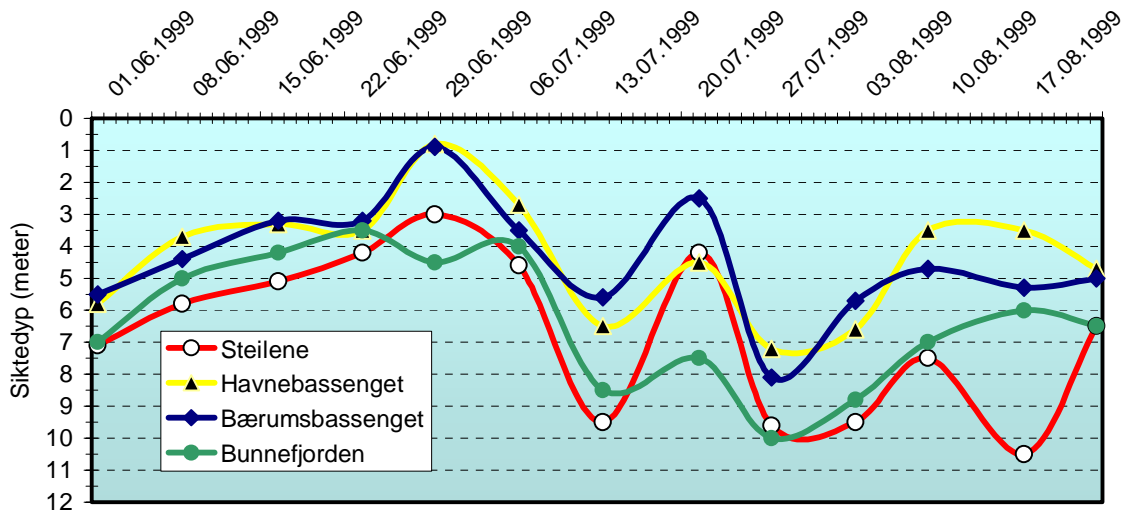
Forholdene i Juni 1999 bidro til at sommeren i sin helhet ble noe dårligere enn f.eks. 1996 og 1997. I henhold til SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet (Molvær m.fl., 1997), var tilstanden i overflatevannet bedømt ut fra næringssaltskonsentrasjoner meget god til mindre god (**Tabell 8**). Bedømt ut fra fosforkonsentrasjonen var tilstanden meget god i hele indre fjord, en klar forbedring sammenlignet med 1993-95. Av nitrogenforbindelsene var ammonium-

konsentrasjonen i tilstandsklasse meget god, mens nitratkonsentrasjonen ga tilstandsklasse mindre god på alle stasjonene sommeren 1999.

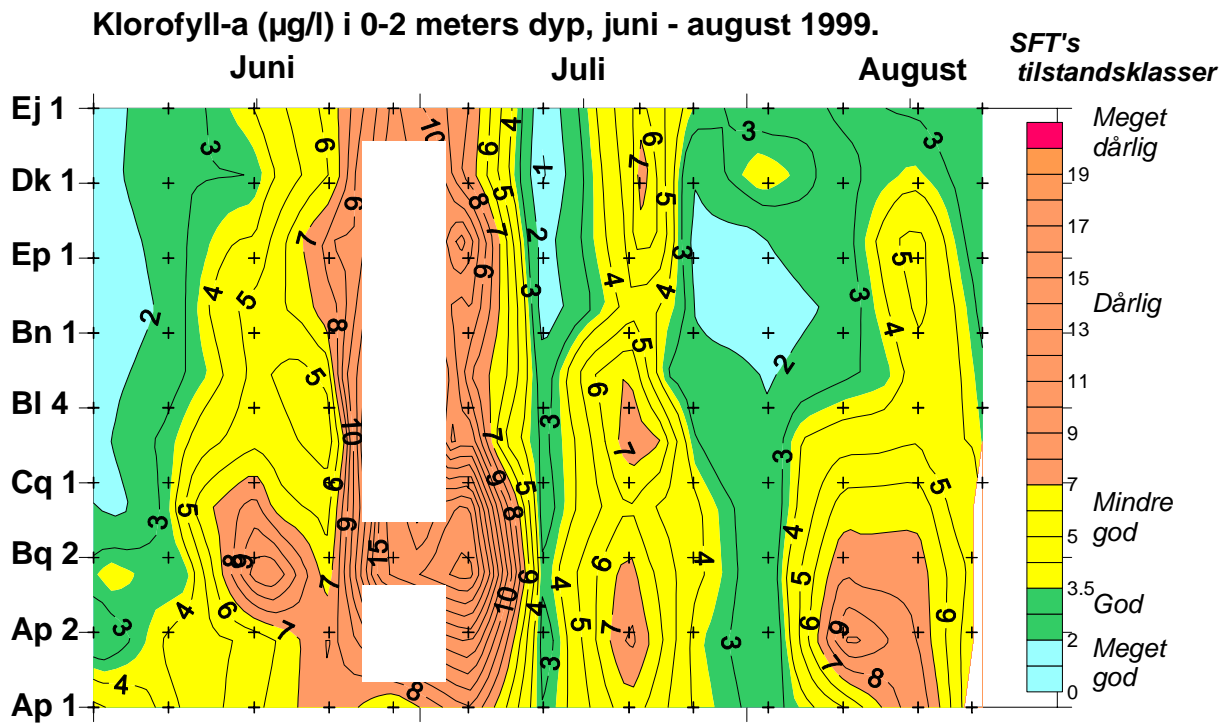
For klorofyll-a varierte tilstanden fra god i Vestfjorden og Lysakerfjorden, til mindre god i bassengene og Bunnefjorden (**Tabell 8** og **Figur 47**).

Dårligste tilstandsklasse ga siktedypet, hvor tilstanden varierte fra god i Bunnefjorden til mindre god i Vestfjorden Lysakerfjorden og Bekkelagsbassenget samt dårlig i Havnebassenget og Bærumsbassenget.

Sammenlignet med tidligere år (1993-1998) var tilstanden sommeren 1999 noe dårligere enn i 1998 men bedre enn i perioden 1993-95, hvor spesielt 1994 og 1995 bar preg av lokale overløp og i tillegg storflommen i 1995.



Figur 46. Siktedyp på et utvalg av stasjoner sommeren 1999.



Figur 47. Planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) i Havnebassenget (Ap 1 og Ap 2), ved utslippet til Bekkelagets renseanlegg (Bq 2), Bekkelagsbassenget (Cq 1), Bærumsbassenget (Bl 4), Bunnefjorden (Ep 1), Vestfjorden (Dk 1) og ved utslippet til VEAS (Ej 1). 0-2 meters dyp i juni-august 1999.

**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.**

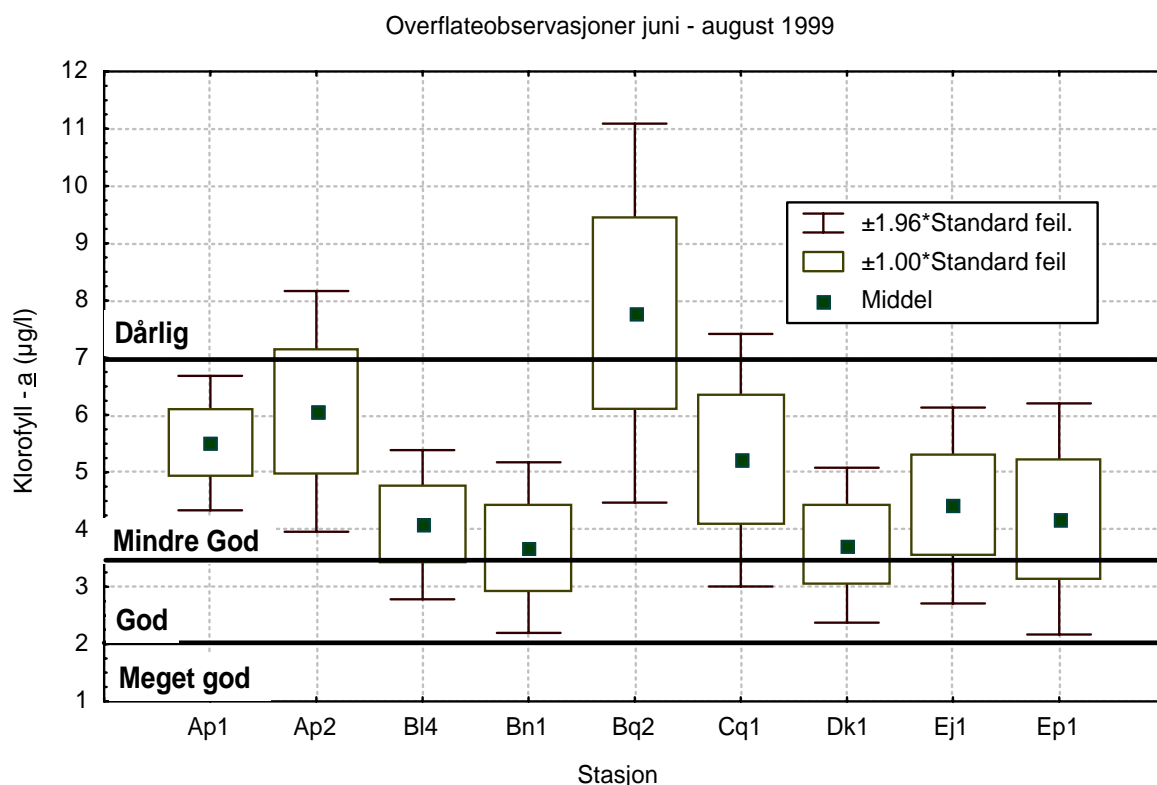
Stasjon	Område	År	Sikte-dyp	Kl-a	Tot-P	PO <sub>4</sub> -P	Tot-N	NO <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N
Ap2	Havnebassenget	1993	IV	III	II	I	III	I	III
		1994	IV	IV	III	I	III	I	II
		1995	IV	IV	III	I	III	II	I
		1996	IV	III	II	I	II	I	I
		1997	IV	III	II	I	II	I	I
		1998	IV	III	I	I	I	II	I
		1999	IV	III	I	I	II	III	I
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
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
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
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
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

Klorofyllobservasjoner fra samtlige stasjoner det foreligger data fra er presentert i **Figur 47** og **Figur 48**. Størst observert biomasse var det i Bekklagsbassenget utenfor utslippet til Bekklagsrensanlegg (Bq 2). Til sammenligning var planktonbiomassen over utslippet til VEAS (Ej 1) betydelig mindre. De fleste stasjonene havner i tilstandsklassen mindre god i denne analysen.

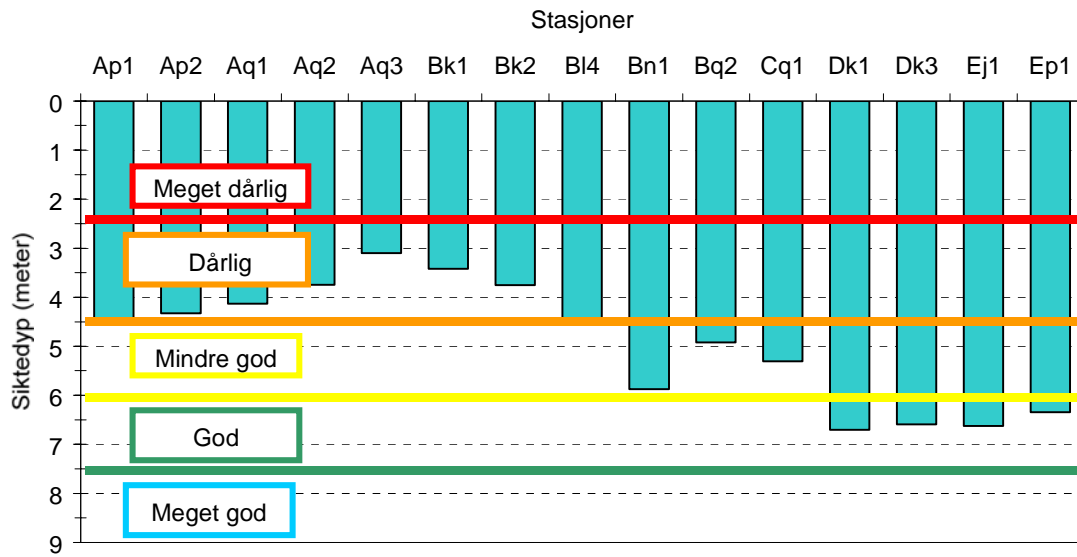
Siktedypet for alle stasjoner fra sommeren viser at de minste siktedypene (tilstandsklasse dårlig) ble målt i Bjørvika i Havnebassenget (Aq 3), men dårlige siktedyp ble også målt i øvrige deler av Oslo havnebasseng (Ap 2, Ap 1, Aq1 og Aq 2) og i Bærumsbassenget (Bk1 og Bk 2) (**Figur 49**). Bedre tilstand ble målt i Lysakerfjorden og Bekkelagsbassenget (tilstandsklasse mindre god). De klart beste siktedypene ble målt i Vestfjorden (Dk 1, Dk 3, samt stasjonen ved utslippet til VEAS (Ej 1) og Bunnefjorden (Ep 1), alle stasjoner i tilstandsklasse god.

På tross av at 1999 ble et noe dårligere år enn 1998, ble den positive langtidsutviklingen av siktedypet styrket (**Figur 50 - Figur 52**). Forbedringen fra 1973-82 er stor. Storflom og utstrakt bruk av overløp synes ikke foreløpig å ha noen større innflytelse på en stabil forbedring i fjorden 1990-99. Større planteplanktonbiomasse ble målt sommeren 1999, sammenlignet med de nærmeste foregående årene (**Figur 50**), men gjennomsnittsverdiene for 1990-tallet er dog fortsatt mindre enn sommerne 1983-90 og 1973-82 (**Figur 53**).

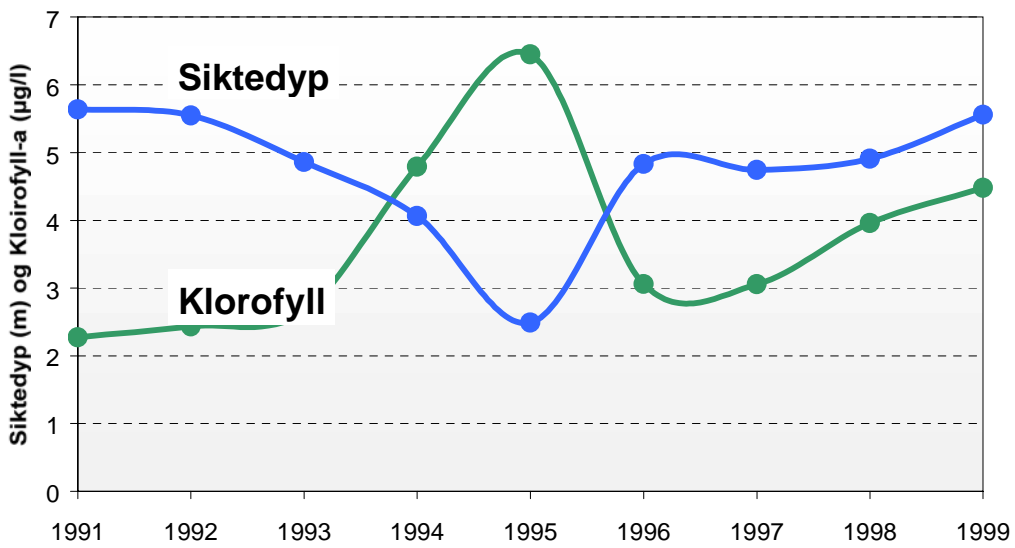
Begynnelsen av sommeren 1999 var således relativt kald og nedbørsrik med dårlig siktedyp, stor planktonoppblomstring og dårlig forhold for friluftsbad. Dette viser hvilken innflytelse overløp og ekstra tilførsler fra land har på fjorden. Imidlertid ble avslutningen av sommeren varm og nedbørsfattig, med relativt bra forhold i fjorden.



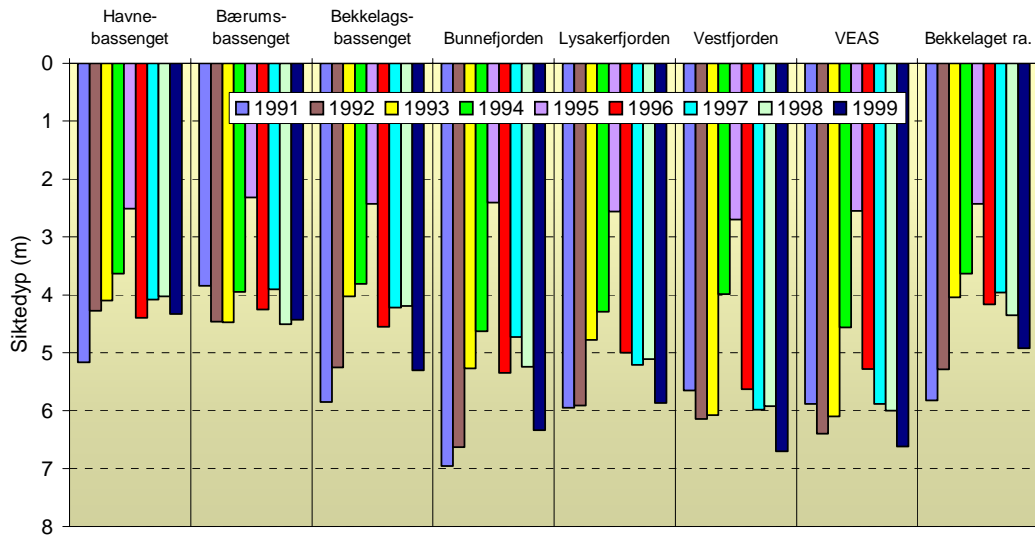
**Figur 48.** Planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) i 0-2 meters dyp juni – august 1999. På figuren er tilstanden klassifisert etter SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet.



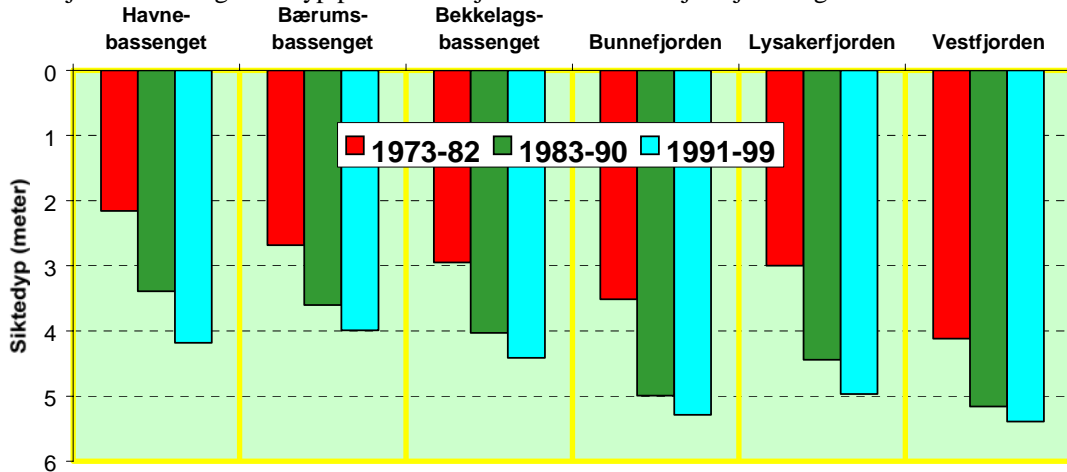
**Figur 49.** Gjennomsnittlig (median) siktedyp på ulike stasjoner i indre Oslofjord juni-august 1999 (ca. 12 obs.). På figuren er tilstanden karakterisert etter SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet.



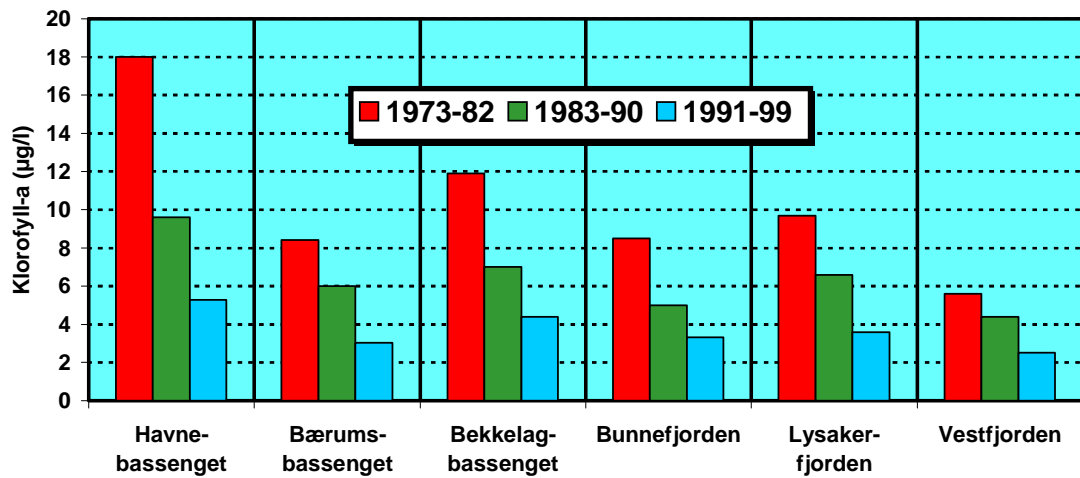
**Figur 50.** Siktedyp (m) og klorofyll-a ( $\mu\text{g/l}$ ) i indre Oslofjord 1991-99, middelverdi av samtlige stasjoner (8 st).



Figur 51. Gjenomsnittlig siktedyp på ulike stasjoner i indre Oslofjord juni-august 1991-99.



Figur 52. Gjenomsnittlig siktedyp (m) juni-august 1973-82, 1983-90 og 1991-99.



Figur 53. Gjenomsnittlig planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) i 0-2 meters dyp, juni-august 1973-82, 1983-90 og 1991-99.



## 2.6.2 Planteplankton.

### Materiale og metoder

I vekstsesongen 1999 er det utført kvantitative planteplanktonanalyser for perioden 1. juni til 23. august på 13 integrerte vannprøver (0-2 meter) fra stasjon DK1 i Vestfjorden. Fra denne stasjonen er det også sett på håvtrekk tatt fra 10 til 0 m dyp. I tillegg er håvtrekk fra 8. mars og 6. april undersøkt. De innsamlede prøvene var i de fleste tilfeller fiksert både med Lugol og formalin. Kvantifiseringen er med ett unntak (23. august) gjort ut fra den Lugolfikserte prøven ettersom Lugol preserverer flagellater mye bedre enn formalin. Håvtrekkene var alle formalinfikserte.

### Resultater

#### Mars-april

Vannprøvene fra 8. mars og 6. april inneholdt utfelling og flak som umuliggjorde telling av alger. Håvtrekkene viser imidlertid at kiselalgen *Coscinodiscus* sp. dominerte i mars (**Tabell A, vedlegg**). I april var det dominans av dinoflagellater (*Dinophysis* spp., *Ceratium longipes*, *C. tripos*), men med et visst innslag av kiselalgene *Pseudo-nitzschia seriata* og *Chaetoceros* spp. som alle var i dårlig form.

#### Juni

I løpet av juni måned bygde algemengden seg opp til et absolutt maksimum i slutten av måneden da en kraftig blomstring av kiselalger (Bacillariophyceae) fant sted (**Figur 54, Tabell B, vedlegg**). Biomassemessig dominerte artene *Chaetoceros curvisetus* og *Dactyliosolen fragilissimus* (**Figur 55 og Tabell C, vedlegg**) men tallmessig var *Skeletonema costatum* (7,0 mill. celler/L), *Chaetoceros wighamii* (2,1 mill. celler/L) og den lille *Chaetoceros minimus/throndsenii* (7,4 mill. celler/L) framtreddende (**Tabell D, vedlegg**).

Dinoflagellatforekomstene utmerket seg spesielt med en betydelig blomstring av *Ceratium tripos* som startet i begynnelsen av

juni med en blomstringskonsentrasjon på 1.700 celler/L og bygde seg opp til en konsentrasjon på 23.800 celler/L i slutten av juni.

Konsentrasjonen økte videre utover sesongen og *C. tripos* forekom i masseblomstring hele innsamlingsperioden.

Forekomstene av den toksinproduserende slekten *Dinophysis* lå på/over faregrensenivå to ganger i løpet av juni med maksimalkonsentrasjon 11. juni med totalt 4.200 celler/L (**Figur 56**). *Dinophysis norvegica* dominerte, og faregrensen med hensyn på konsum av skjell for denne arten er 1.200 celler/L.

Sesongmaksimum for nakne dinoflagellater forekom i begynnelsen av juni da *Katodinium rotundatum* blomstret i et antall på 2,0 mill. celler/L.

Juni utmerket seg med de desidert høyeste flagellatforekomstene i hele innsamlingsperioden. Foruten gruppen ubestemte flagellater, som varierte mellom 9,5 og 20,0 mill. celler/L i denne perioden, var forekomstene av cryptophyceer betydelige (2,4-9,6 mill. celler/L). Tallmessig dominerte den lille arten *Hemiselmis* sp. med en maksimalkonsentrasjon 10. juni på 7,6 mill. celler/L. Slekten *Chrysochromulina* forekom med sesongmaksimum 23. juni med 4,6 mill. celler/L, mens slekten *Pyramimonas* hadde sitt sesongmaksimum i begynnelsen av juni med 0,9 mill. celler/L.

#### Juli

Kiselalgeforekomstene var betydelig redusert i begynnelsen av juli og avtok videre ut til midten av måneden. 22. juli ble det imidlertid på nytt registrert høye konsentrasjoner av kiselalger der slekten *Chaetoceros* spp. forekom i et antall på 4,3 mill. celler/L sammen med en liten sentrisk solitær kiselalge (3 mill. celler/L). *Chaetoceros*-cellene var i dårlig form og derfor vanskelig å bestemme til art. Også dinoflagellaten *Gyrodinium estuariale* hadde sesongmaksimum denne dato.

Konsentrasjonen av *Ceratium tripos* (27.000 celler/L) var høyest i begynnelsen av juli, men avtok så litt for så å bygge seg opp igjen mot slutten av måneden. Forekomsten av *Prorocentrum micans* var økende utover i juli måned.

Flagellatforekomstene var moderate i juli, men en del *Chrysochromulina* spp. (2,4 mill. celler/L) ble registrert 13. juli.

### August

Kiselalgeforekomstene var generelt lave i august, men en blomstring av *Chaetoceros calcitrans* (5,4 mill. celler/L) forekom 17. juli.

Den massive blomstringen av dinoflagellaten *Ceratium tripos* nådde sitt maksimum i begynnelsen av august med 41.000 celler/L. Celletallene avtok videre utover i måneden, men var ved siste innsamling i slutten av august fremdeles høye (9.000 celler/L). *Dinophysis acuminata* forekom i slutten av august på faregrensnivå med en konsentrasjon på 1.100 celler/L. Også konsentrasjonen av cf. *Alexandrium* (1.300 celler/L) var høy i midten av august og lå over faregrensen på 500 celler/L. Det må imidlertid gjøres oppmerksom på at ved bruk av omvendt mikroskop kan cellene ligge vanskelig til slik at kriteriene for artsbestemmelse til slekt ikke er synlige og dermed kan *Alexandrium* forveksles med en annen ikke giftproduserende slekt. *Prorocentrum micans* hadde sesongmaksimum i midten av august med 13.800 celler/L, og *Protoperdinium divergens* forekom i slutten av august med et for arten betydelig antall på maksimalt 4.200 celler/L. Cellulosepanseret til de thecate dinoflagellatene, særlig *Ceratium* og *Protoperdinium* var svært fragilt i slutten av august.

De totale flagellatforekomstene var noe høyere i august enn i juli og slekter som utmerket seg var *Chrysochromulina* og *Pseudoscourfieldia*. Den for sesongen høyeste konsentrasjonen av *Emiliana huxleyi* (0,7 mill. celler/L) ble registrert i midten av august.

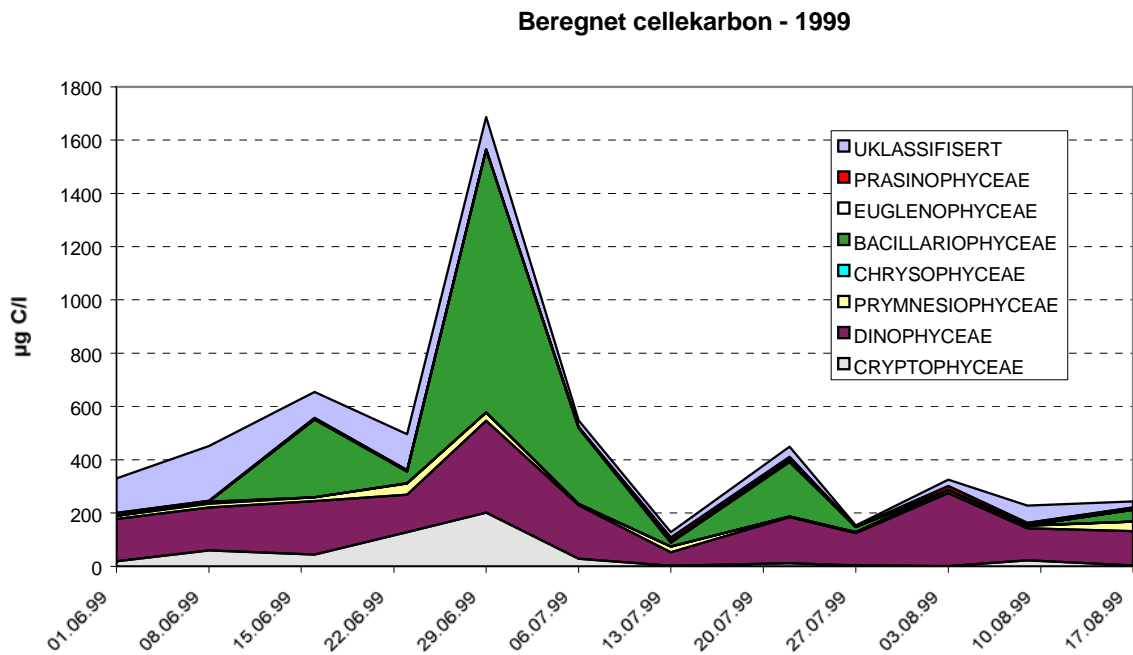
### Oppsummering av algeforekomstene i 1999

Algebiomassen var generelt høyest i juni. En vedvarende massiv blomstring av *Ceratium tripos* ble registrert. Masseblomstringen varte i alle de tre sommermånedene og konsentrasjonen var fremdeles høy da innsamlingen ble avsluttet 23. august. En sammenligning av beregnet algekarbon integrert over innsamlingsperiodene i år og i fjor viser at i 1999 var dinoflagellatene (Dinophyceae) den algeklassene som hadde høyest algebiomasse, mens kiselalgene (Bacillariophyceae) var viktigste algeklasse i 1998 (**Figur 57**).

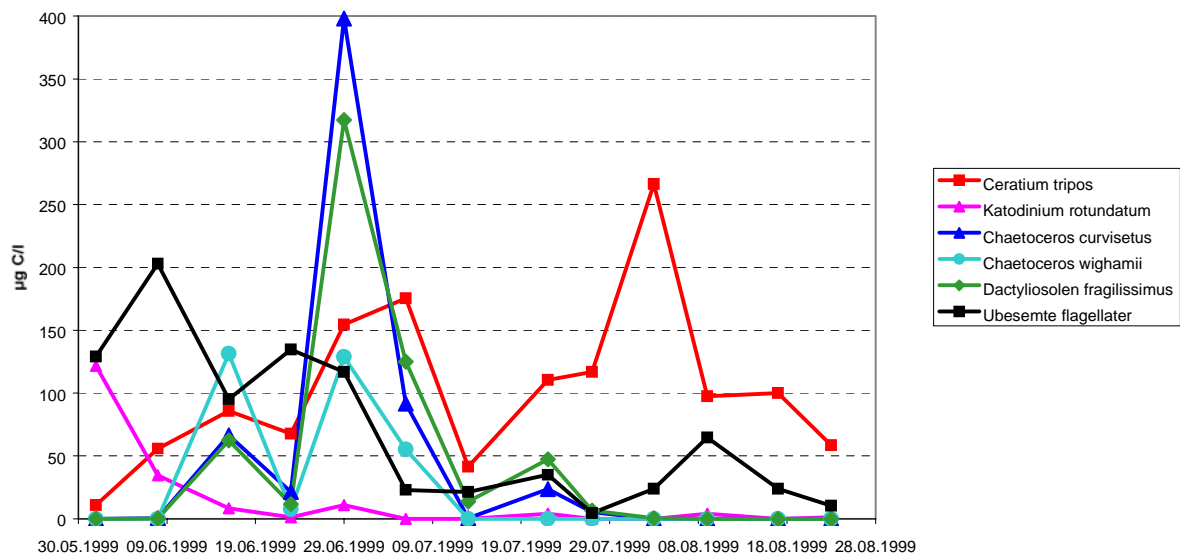
Kalkflagellaten *Emiliana huxleyi*, som nesten årvisst forekommer i masseblomstring, ble i 1999 bare registrert i relativt lave konsentrasjoner.

Forekomstene av *Dinophysis* i de øvre to meterene av vannsøylen oversteg tre ganger (16. juni, 29. juni, 23. august) nivået for SNTs grense med hensyn på fare for opphopning av DSP-gift i skjell. Håvtrekket fra 10 til 0 meter viste generelt forekomster av *Dinophysis* spp. som oversteg faregrensen på 10 % av det totale antallet alger både i april og de tre første ukene av juni. Dersom *Dinophysis* spp. utgjør mer 10 % av planteplanktonet i håvtrekket, kan det være fare for opphopning av DSP-gift i skjell.

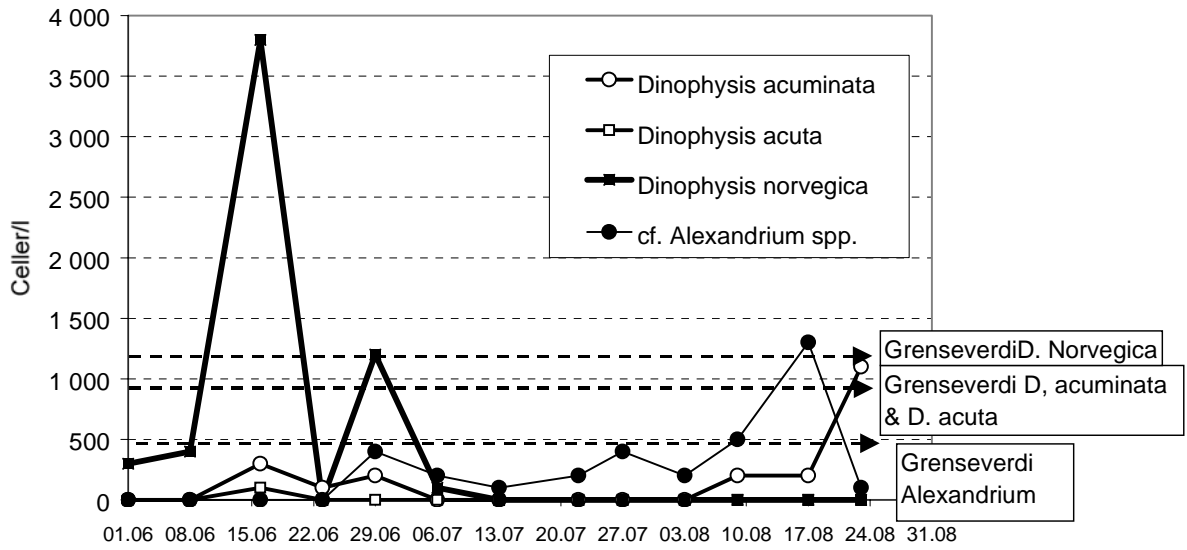
Forekomstene av *Alexandrium* spp. i de øverste to meterne av vannsøylen utgjorde en mulig fare for opphopning av nervegiften PSP i skjell i midten av august.



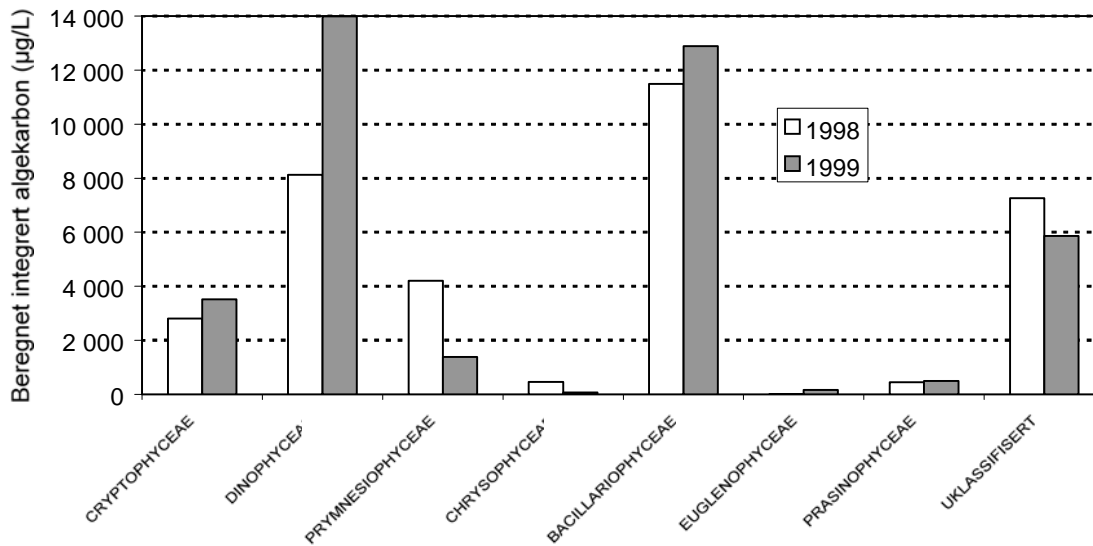
**Figur 54.** Berenget algekarbon ( $\mu\text{g/l}$ ) for de ulike algeklassene sommeren 1999 på stasjon Dk 1.



**Figur 55.** Beregnet algekarbon ( $\mu\text{g/l}$ ) for de viktigste planteplanktonartene sommeren 1999 på stasjon Dk 1.



**Figur 56.** Forekomsten av *Dinophysis* og *Alexandrium* spp. sommeren 1999 på stasjon Dk 1.



**Figur 57.** Integrert cellekarbon for de ulike algeklassene sommeren 1998 og 1999.

### 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 og Føyn, E., (1951). Surstoffmangel i Oslofjorden. En kritisk situasjon for fjordens dyrebestand. *Naturen* 75: 289-306.
- 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 Indrehus, J., 1995. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord. Effekter av forurensning og dypvannsutskiftning på faunaen langs bunnen av Oslofjorden basert på materiale samlet siden 1952. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 621/95. Biologisk institutt, UiO. NIVA-rapport nr. 3324.
- Bjerkeng, B og Magnusson, J., 1999. Marinøkologisk vurdering av utslippsted og innlagringsdyp 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 overvåkingsparameter i en næringsrik fjord. I: Overvåking av vattenområden. 15. Nordiska symposiet om Vattenforskning. NORDFORSK, Miljøvårds sekr. publ. 1979,2: 181-200.
- Bokn, T., Murray, S.N., Moy, F., & Magnusson, J., 1992. Changes in fucoid distributions and abundances in the inner oslofjord , Norway: 1974-80 versus 1988-90. *Acta Phytogeogr. Suec.* 78.
- Borgvang, S og Tjomsland, T., (2000). Tilførsler av næringssalter 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.
- 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.
- Holtan G., 1990. Studier av eldre data. Teoretisk beregning av næringssaltstilførsler til ytre Oslofjord omkring 1910. Delrapport 4.4.a. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp.nr. 398/90. NIVA-rapport nr. 2381.
- Hurrell, J.W., 1995. Decadal trends in the North Atlantic Oscillation: Regional temperatures and precipitation. *Science*, 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.

- 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 1. 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.
- Nedland, K.T., 1997. Tilførsler til Oslofjorden. 1996. Aquateam. Fagrådsrapport nr. 65.
- 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., Lømsland; E.R. og Johnsen, T., 1996. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord 1995. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 661/96. NIVA-rapport l.nr. 3487:96.
- 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.
- Molvær,J, Knutzen, J, Magnusson, J, Rygg, B og Sørensen, J., 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 97:03.
- Van der Meeren, G.I, og Ekeli, K.O., 2000. Amerikanere på villspor – Homarus americanus i indre Oslofjord. Havets miljø 2000, Fisken og Havet, særnummer 2:2000, (Red : J.Aure).
- Wivestad, T.M., 1999. Forurensningstilførsler i Oslo og Akershus 1997, fosfor og nitrogen. Fylkesmannen i Oslo og Akershus. Rapport nr. 3-1999.

## Vedlegg A.

### PLANTEPLANKTONOBSERVASJONER Indre Oslofjord 1999

Tabell A. Oversikt over dominerende/viktigste algearter og forekomst av toksinproduserende alger i håvtrekk. For de toksiske algene er SNTs mengdeangivelse i håvtrekk benyttet.

(1 = påvist, 2 = flere celler, 3 = 1-10%, 4 = 10-50%, 5 = 50-100%.)

Dato	Alger generelt	Toksiske alger
08.03.99	<u>Kiselalger</u> : <i>Coscinodiscus</i> sp. (dominerende). En del <i>Chaetoceros decipiens</i> .	
06.04.99	<u>Kiselalger</u> : En del <i>Pseudo-nitzschia seriata</i> og <i>Chaetoceros</i> spp. Begge i dårlig form. <u>Dinoflagellater</u> : <i>Dinophysis</i> spp. og <i>Ceratium tripos</i> dominerende.	<u>DSP-produsenter</u> : <i>D. norvegica</i> (4), <i>D. acuminata</i> (3), <i>D. acuta</i> (2). Totalt (5).
01.06.99	<u>Kiselalger</u> : Ikke kiselalger. <u>Dinoflagellater</u> : <i>D. norvegica</i> (dominerende). En del ceratier ( <i>C. tripos</i> , <i>C. longipes</i> ). <u>Annet</u> : Mye skjelett av <i>Ebria tripartita</i> .	<u>DSP-produsenter</u> : <i>D. norvegica</i> (5), <i>D. acuminata</i> (3). Totalt (5).
08.06.99	<u>Kiselalger</u> : En del <i>Chaetoceros curvisetus</i> . <u>Dinoflagellater</u> : <i>Ceratium tripos</i> og <i>Dinophysis</i> spp. dominerende.	<u>DSP-produsenter</u> : <i>D. norvegica</i> (4), <i>D. acuminata</i> (3), <i>D. acuta</i> (1). Totalt (4).
23.06.99	<u>Kiselalger</u> : <i>Chaetoceros curvisetus</i> , <i>C. wighamii</i> , <i>Dactyliosolen fragilissimus</i> (dominerende). <u>Dinoflagellater</u> : En del <i>Ceratium tripos</i> .	<u>DSP-produsenter</u> : <i>D. norvegica</i> (2), <i>D. acuminata</i> (1), <i>D. acuta</i> (1). Totalt (4).
29.06.99	<u>Kiselalger</u> : <i>Chaetoceros curvisetus</i> , <i>C. wighamii</i> , <i>D. fragilissimus</i> (dominerende). <u>Dinoflagellater</u> : <i>Ceratium tripos</i> noe mer framtreddende enn ved forrige innsamling.	<u>DSP-produsenter</u> : <i>D. norvegica</i> (2).
06.07.99	<u>Kiselalger</u> : <i>C. curvisetus</i> og <i>D. fragilissimus</i> (dominerende). <u>Dinoflagellater</u> : <i>C. tripos</i> (dominerende).	<u>DSP-produsenter</u> : <i>D. norvegica</i> (2).
13.07.99	<u>Kiselalger</u> : E del <i>C. curvisetus</i> og <i>D. fragilissimus</i> . <u>Dinoflagellater</u> : <i>C. tripos</i> (dominerende).	<u>DSP-produsenter</u> : <i>D. norvegica</i> (3).
27.07.99	<u>Kiselalger</u> : En del kiselalger ( <i>D. fragilissima</i> og <i>Chaetoceros</i> spp.). <u>Dinoflagellater</u> : <i>C. tripos</i> (dominerende).	<u>DSP-produsenter</u> : <i>D. norvegica</i> (2) (dominerende). <u>PSP-produsenter</u> : <i>Alexandrium</i> (1).
03.08.99	<u>Kiselalger</u> : Litt <i>Leptocylindrus danicus</i> . <u>Dinoflagellater</u> : <i>C. tripos</i> (dominerende).	<u>DSP-produsenter</u> : <i>D. norvegica</i> (2).
09.08.99	<u>Kiselalger</u> : Ikke kiselalger. <u>Dinoflagellater</u> : <i>C. tripos</i> (dominerende). En del <i>Protoperdinium divergens</i> .	<u>DSP-produsenter</u> : <i>D. norvegica</i> (2) og <i>D. acuminata</i> (2). Totalt (2). <u>PSP-produsenter</u> : <i>Alexandrium</i> (2).
17.08.99	<u>Kiselalger</u> : Litt kiselalger ( <i>L. danicus</i> , <i>Pseudo-nitzschia</i> cf. <i>pseudodelicatissima</i> ). <u>Dinoflagellater</u> : <i>C. tripos</i> (dominerende). En del <i>P. divergens</i> .	<u>DSP-produsenter</u> : <i>D. norvegica</i> (2-3), <i>D. acuminata</i> (2). Totalt (2-3). <u>PSP-produsenter</u> : <i>Alexandrium</i> (2).
23.08.98	<u>Kiselalger</u> : Ikke kiselalger <u>Dinoflagellater</u> : <i>C. tripos</i> (dominerende). En del <i>P. divergens</i> .	<u>DSP-produsenter</u> : <i>D. norvegica</i> (2), <i>D. acuminata</i> (2-3). Totalt (3).

Tabell B. Resultater av beregnet cellekarbon for de ulike algeklassene. Tallene angir  $\mu\text{g C}$  pr. liter.

Dato	01.06.99	08.06.99	16.06.99	23.06.99	29.06.99	06.07.99	13.07.99	22.07.99	27.07.99	03.08.99	09.08.99	17.08.99	23.08.99
CRYPTOPHYCEAE	19.0	59.0	44.3	128.3	202.1	28.4	2.3	11.8	2.9	1.1	23.2	3.6	5.0
DINOPHYCEAE	158.3	162.0	201.2	141.3	343.6	200.3	50.9	173.5	121.2	273.3	119.6	128.2	99.0
PRYMNESIOPHYCEAE	11.8	14.7	13.8	41.5	31.6	5.4	21.1	2.2	4.7	12.6	9.3	35.4	2.6
CHRYSTOPHYCEAE	1.2	6.2	0.0	1.2	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	1.1	1.1	0.0
BACILLARIOPHYCEAE	0.0	2.8	292.5	43.0	986.4	284.7	14.6	204.1	19.5	0.3	0.0	44.5	2.9
EUGLENOPHYCEAE	0.0	0.0	0.0	3.2	0.0	3.2	6.5	9.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PRASINOPHYCEAE	10.3	1.8	5.2	3.0	0.0	0.4	12.3	9.5	0.9	14.0	10.3	7.4	0.0
UKLASSIFISERT	129.5	205.6	97.9	134.8	122.2	25.3	21.2	37.7	4.4	24.0	64.6	24.0	14.1
SUM	330.1	452.2	654.9	496.2	1 686.1	547.7	129.0	448.5	153.6	325.3	228.1	244.2	123.6



Tabell C. Beregnet cellekarbon for de ulike algartene. Tallene angir µg C pr. liter.

Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	01.06.99	08.06.99	16.06.99	23.06.99	29.06.99	06.07.99	13.07.99	22.07.99	27.07.99	03.08.99	09.08.99	17.08.99	23.08.99
Fikseringsmiddel	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	
µg C pr. liter													
CRYPTOPHYCEAE													
cf. Hemiselmis spp.	4.61	7.57	1.48	1.48	2.17	0.00	0.00	0.00	0.02	0.28	0.00	0.00	0.00
Leucocryptos marina	6.65	16.61	13.29	9.96	182.64	27.41	0.00	4.98	2.49	0.83	9.96	3.32	4.98
cf. Plagioselmis sp.	3.69	14.77	2.77	25.84	17.34	0.35	2.31	2.77	0.35	0.00	9.23	0.23	0.00
cf. Teleaulax acuta	4.01	20.07	26.77	91.00	0.00	0.67	0.00	4.01	0.00	0.00	4.01	0.00	0.00
DINOPHYCEAE													
cf. Alexandrium spp.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.76	0.38	0.19	0.38	0.76	0.38	0.95	2.47	0.19
Amphidinium crassum	0.00	11.84	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	9.44	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ceratium longipes	0.50	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
C. tripos	11.05	55.90	85.80	67.60	154.70	175.50	41.60	110.50	117.00	266.50	97.50	100.10	58.50
Cladopyxis claytonii	0.00	4.36	0.00	22.59	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Dinophysis acuminata	0.00	0.00	0.21	0.07	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.14	0.14	0.77
Dinophysis acuta	0.00	0.00	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
D. norvegica	0.30	0.40	3.80	0.00	1.20	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ebria tripartita	0.97	0.00	0.00	0.00	2.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Entomosigma peridinioides	17.44	7.75	3.88	3.88	19.38	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Gonyaulax diacantha	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.43	0.00	0.43	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
G. grindleyi	0.86	2.58	0.43	0.22	0.00	0.00	0.43	0.43	1.29	1.29	0.65	0.43	0.00
Gyrodinium aureolum	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.48	0.29	0.00	0.00	0.00	0.00
Gyrodinium estuariale	0.00	3.69	7.38	9.23	14.77	9.23	0.00	31.38	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Gyrodinium spp. 30-80 µm	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.30	0.20	1.00
Heterocapsa triquetra	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Katodinium glaucum	0.00	0.36	0.00	5.40	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.36	0.00

Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	01.06.99	08.06.99	16.06.99	23.06.99	29.06.99	06.07.99	13.07.99	22.07.99	27.07.99	03.08.99	09.08.99	17.08.99	23.08.99
<i>K. rotundatum</i>	121.83	34.61	8.30	1.39	11.08	0.00	0.00	4.15	0.00	0.00	4.15	0.00	1.39
<i>Polykrikos schwartzi</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.50	4.50	0.00
<i>Prorocentrum micans</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.18	0.67	1.47	1.41	2.02	4.22	2.69	3.06
<i>P. minimum</i>	0.00	0.00	7.27	9.69	9.69	0.00	0.00	1.01	0.15	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>P. sp.</i>	0.00	0.00	6.93	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Protoperidinium bipes</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	2.47	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>P. cf. conicum</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.37	0.00
<i>P. depressum</i>	1.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.50	0.00	0.00	1.50
<i>P. divergens</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.50	1.75	9.50	10.50
<i>P. granii</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.60	0.00	0.00	0.00
<i>P. pallidum</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.40	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>P. pellucidum</i>	0.00	0.54	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.27	0.27	0.14	0.00	0.27
<i>P. steinii</i>	0.00	0.14	0.00	0.00	0.00	0.27	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>P. spp.</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Scrippsiella trochoidea</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.40	0.40	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Torodinium robustum</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.36	0.00
Ubest. thecate dinoflagellater <20 µm	3.81	3.81	22.84	11.42	121.84	13.33	7.61	11.42	0.00	0.12	7.61	0.00	19.04
" " " 20-30 µm	0.00	27.78	54.24	8.32	5.55	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09	0.66	0.47	0.00
" " " >30 µm	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.60	2.80
Ubest. thecate dinoflagellater 15-30 µm	0.00	7.25	0.00	1.05	0.00	0.07	0.00	0.53	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
" " " > 30 µm	0.00	0.00	0.00	0.41	0.00	0.00	0.00	0.82	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
PRYMNESIOPHYCEAE													
<i>Chrysochromulina cf. polylepis</i>	4.43	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>Chrysochromulina spp.</i>	7.38	11.81	2.22	36.92	20.81	5.35	18.83	2.22	2.68	12.55	8.12	16.98	0.00
<i>Emiliana huxleyi</i>	0.00	2.89	11.54	4.62	10.84	0.00	2.31	0.00	2.02	0.00	1.15	18.46	2.31

Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	01.06.99	08.06.99	16.06.99	23.06.99	29.06.99	06.07.99	13.07.99	22.07.99	27.07.99	03.08.99	09.08.99	17.08.99	23.08.99
Ubestemt coccolithophoride	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.29
CHRYSOPHYCEAE													
cf. <i>Dictyocha speculum</i> – flagellat	1.16	4.62	0.00	1.16	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.00	0.00
<i>Dinobryon</i> spp.	0.00	0.46	0.00	0.00	0.00	0.00	0.12	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Pseudopedinella</i> sp.	0.00	1.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.13	1.13	0.00
BACILLARIOPHYCEAE													
<i>Amphiprora</i> sp.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Arcocellulus cornucervis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.46	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Cerataulina pelagica</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.11
<i>Chaetoceros calcitrans</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	42.82	1.29
<i>C. cf. Ceratosporum</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	11.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>C. curvisetus</i>	0.00	0.50	66.50	21.43	398.03	91.60	0.40	23.65	5.18	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>C. decipiens</i>	0.00	0.77	0.00	0.00	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	0.55	0.00	14.74	0.00	0.00	0.37	0.00	0.00	0.00	0.32	0.00
<i>C. cf. Subtilis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.69	0.00
<i>C. wighamii</i>	0.00	0.04	131.52	7.80	128.75	55.38	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>C. spp. – hyalochaete</i>	0.00	0.23	0.00	0.00	2.08	0.58	0.09	42.92	5.08	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>	0.00	0.13	62.41	11.70	317.26	124.83	13.66	47.45	6.51	0.33	0.00	0.09	0.09
<i>Guinardia flaccida</i>	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
<i>Leptocylindrus danicus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01	0.39	0.00
Pseudo-nitzschia cf. <i>Pseudodelicatissima</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.06
<i>Skeletonema costatum</i>	0.00	0.05	18.90	0.65	91.04	4.20	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.00
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	0.00	0.04	2.51	0.74	4.04	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ubestemte sentriske diatomeer 3 µm	0.00	0.00	1.85	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

NIVA 4246-2000

Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	01.06.99	08.06.99	16.06.99	23.06.99	29.06.99	06.07.99	13.07.99	22.07.99	27.07.99	03.08.99	09.08.99	17.08.99	23.08.99
Ubestemte sentriske diatomeer 6-9 µm	0.00	0.00	0.00	0.69	19.38	7.27	0.35	89.30	2.77	0.00	0.00	0.00	1.38
Ubestemte sentriske diatomeer 10-13 µm	0.00	1.04	8.31	0.00	0.00	0.52	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
EUGLENOPHYCEAE													
Eutreptia/ Eutreptiella spp.	0.00	0.00	0.00	3.23	0.00	3.23	0.00	3.23	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ubestemt euglenophyce	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	6.45	6.45	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
PRASINOPHYCEAE													
Pachysphaera sp.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	11.53	5.78	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Pseudoscourfieldia cf. marina	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	14.03	9.60	5.91	0.00
Pyramimonas cf. exigua	4.43	0.37	3.69	2.22	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Pyramimonas spp.	5.91	1.48	1.48	0.74	0.00	0.37	0.74	3.69	0.92	0.00	0.74	1.48	0.00
UKLASSIFISERT													
Flagellater/uflagellerte celler <10 µm	129.21	203.05	95.06	134.75	117.05	23.07	21.23	35.07	4.38	24.00	64.61	24.00	10.38
Flagellater 10-20 µm	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.69
Monade? <20 µm	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.60	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00
cf. Telonema subtilis	0.32	0.32	0.65	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Krageflagellater	0.00	2.22	2.22	0.00	5.20	2.22	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

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

Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	01.06.99	08.06.99	16.06.99	23.06.99	29.06.99	06.07.99	13.07.99	22.07.99	27.07.99	03.08.99	09.08.99	17.08.99	23.08.99
Fikseringsmiddel	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Formalin
ART/Celler pr. liter													
CRYPTOPHYCEAE													
cf. <i>Hemiselmis</i> spp.	4 614 800	7 568 200	1 476 700	1 476 700	2 167 500				23 100	276 900			
<i>Leucocryptos marina</i>	92 300	230 700	184 600	138 400	2 536 700	380 700		69 200	34 600	11 500	138 400	46 100	69 200
cf. <i>Plagioselmis</i> sp.	369 200	1 476 700	276 900	2 584 300	1 734 000	34 600	230 700	276 900	34 600		923 000	23 100	
cf. <i>Teleaulax acuta</i>	69 200	346 100	461 500	1 569 000		11 500		69 200			69 200		
DINOPHYCEAE													
cf. <i>Alexandrium</i> spp.					400	200	100	200	400	200	500	1 300	100
<i>Amphidinium crassum</i>		14 800						11 800					
<i>Ceratium longipes</i>	100	200											
<i>C. tripos</i>	1 700	8 600	13 200	10 400	23 800	27 000	6 400	17 000	18 000	41 000	15 000	15 400	9 000
<i>Cladopyxis claytonii</i>		8 900		46 100									
<i>Dinophysis acuminata</i>			300	100	200						200	200	1 100
<i>Dinophysis acuta</i>			100										
<i>D. norvegica</i>	300	400	3 800		1 200	100							
<i>Ebria tripartita</i>	2 800				5 900								
<i>Entomosigma peridinioides</i>	415 300	184 600	92 300	92 300	461 500								
<i>Gonyaulax diacantha</i>						200		200					
<i>G. grindleyi</i>	400	1 200	200	100			200	200	600	600	300	200	
<i>Gyrodinium aureolum</i>								1 000	600				
<i>Gyrodinium estuariale</i>		46 100	92 300	115 400	184 600	115 400		392 300					
<i>Gyrodinium</i> spp. 30-80 µm											300	200	1 000
<i>Heterocapsa triquetra</i>							400						
<i>Katodinium glaucum</i>		200		3 000								200	
<i>K. rotundatum</i>	2 030 500	576 900	138 400	23 100	184 600			69 200			69 200		23 100
<i>Polykrikos schwartzi</i>											100	300	

Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	01.06.99	08.06.99	16.06.99	23.06.99	29.06.99	06.07.99	13.07.99	22.07.99	27.07.99	03.08.99	09.08.99	17.08.99	23.08.99
<i>Prorocentrum micans</i>					100	600	2 200	4 800	4 600	6 600	13 800	8 800	10 000
<i>P. minimum</i>			69 200	92 300	92 300			9 600	1 400				
<i>P. sp.</i>			23 100										
<i>Protoperdinium bipes</i>					23 100								
<i>P. cf. conicum</i>												100	
<i>P. depressum</i>	100									100			100
<i>P. divergens</i>										200	700	3 800	4 200
<i>P. granii</i>										200			
<i>P. pallidum</i>						200							
<i>P. pellucidum</i>		400							200	200	100		200
<i>P. steinii</i>		100				200							
<i>P. spp.</i>								100					
<i>Scrippsiella trochoidea</i>						400	400	1 000					
<i>Torodinium robustum</i>												200	
Ubest. athecate dinoflagellater <20 µm	23 100	23 100	138 400	69 200	738 400	80 800	46 100	69 200		700	46 100		115 400
" " "		59 100	115 400	17 700	11 800					200	1 400	1 000	
20-30 µm													
" " "												1 600	800
>30 µm													
Ubest. thecate dinoflagellater 15-30 µm		20 700		3 000		200		1 500					
" " "				100				200					
> 30 µm													
PRYMNESIOPHYCEAE													
<i>Chrysochromulina cf. polylepis</i>	184 600												
<i>Chrysochromulina spp.</i>	923 000	1 476 700	276 900	4 614 800	2 601 000	669 100	2 353 500	276 900	334 600	1 569 000	1 015 200	2 122 800	
<i>Emiliana huxleyi</i>		115 400	461 500	184 600	433 500		92 300		80 800		46 100	738 400	92 300
Ubestemt coccolithophoride													11 500

NIVA 4246-2000

Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	01.06.99	08.06.99	16.06.99	23.06.99	29.06.99	06.07.99	13.07.99	22.07.99	27.07.99	03.08.99	09.08.99	17.08.99	23.08.99
CHRYSTOPHYCEAE													
cf. <i>Dictyocha speculum</i> - flagellat	23 100	92 300		23 100						700			
<i>Dinobryon</i> spp.		46 100					11 500						
<i>Pseudopedinella</i> sp.		23 100									23 100	23 100	
BACILLARIOPHYCEAE													
<i>Amphiprora</i> sp.						34 600							
<i>Arcocellulus cornucervis</i>								92 300					
<i>Cerataulina pelagica</i>												200	200
<i>Chaetoceros calcitrans</i>												5 353	161 500
												100	
<i>C. cf. ceratosporum</i>					184 600								
<i>C. curvisetus</i>		2 000	266 000	85 700	1 592 100	366 400	1 600	94 600	20 700				
<i>C. decipiens</i>		1 800											
<i>C. minimus/thronsenii</i>			276 900		7 369 500			184 600				161 500	
<i>C. cf. subtilis</i>												69 200	
<i>C. wighamii</i>		600	2 192 000	130 000	2 145 900	923 000	600						
<i>C. spp. - hyalochaete</i>		23 100			207 700	57 600	8 900	4 291 800	507 600				
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>		600	283 700	53 200	1 442 100	567 400	62 100	215 700	29 600	1 500		400	400
<i>Guinardia flaccida</i>		100											
<i>Leptocylindrus danicus</i>							200				200	9 200	
<i>Pseudo-nitzschia cf. pseudodelicatissima</i>												600	900
<i>Skeletonema costatum</i>		4 000	1 453 700	50 200	7 003 000	323 000						3 800	
<i>Thalassionema nitzschioides</i>		800	50 200	14 800	80 800		600						
Ubestemte sentriske diatomeer 3 µm			184 600										
Ubestemte sentriske diatomeer 6-9 µm				23 100	646 100	242 300	11 500	2 976 500	92 300				46 100

Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	01.06.99	08.06.99	16.06.99	23.06.99	29.06.99	06.07.99	13.07.99	22.07.99	27.07.99	03.08.99	09.08.99	17.08.99	23.08.99
Ubestemte sentriske diatomeer 10-13 µm		23 100	184 600			11 500							
EUGLENOPHYCEAE <i>Eutreptia/ Eutreptiella</i> spp.				23 100		23 100		23 100					
Ubestemt euglenophyce							46 100	46 100					
PRASINOPHYCEAE <i>Pachysphaera</i> sp.							46 100	23 100					
<i>Pseudoscourfieldia</i> cf. <i>marina</i>										1 753 600	1 199 800	738 400	
<i>Pyramimonas</i> cf. <i>exigua</i>	553 800	46 100	461 500	276 900									
<i>Pyramimonas</i> spp.	369 200	92 300	92 300	46 100		23 100	46 100	230 700	57 700		46 100	92 300	
UKLASSIFISERT Flagellater/uflagellerte celler <10 µm	12 921 300	20 304 900	9 506 400	13 475 100	11 704 500	2 307 300	2 122 800	3 507 200	438 400	2 399 700	6 460 600	2 399 700	1 038 400
Flagellater 10-20 µm													46 100
Monade? <20 µm								32 500	700				
cf. <i>Telonema subtilis</i>	46 100	46 100	92 300										
Krageflagellater		184 600	184 600		433 500	184 600							