

Fagrådet

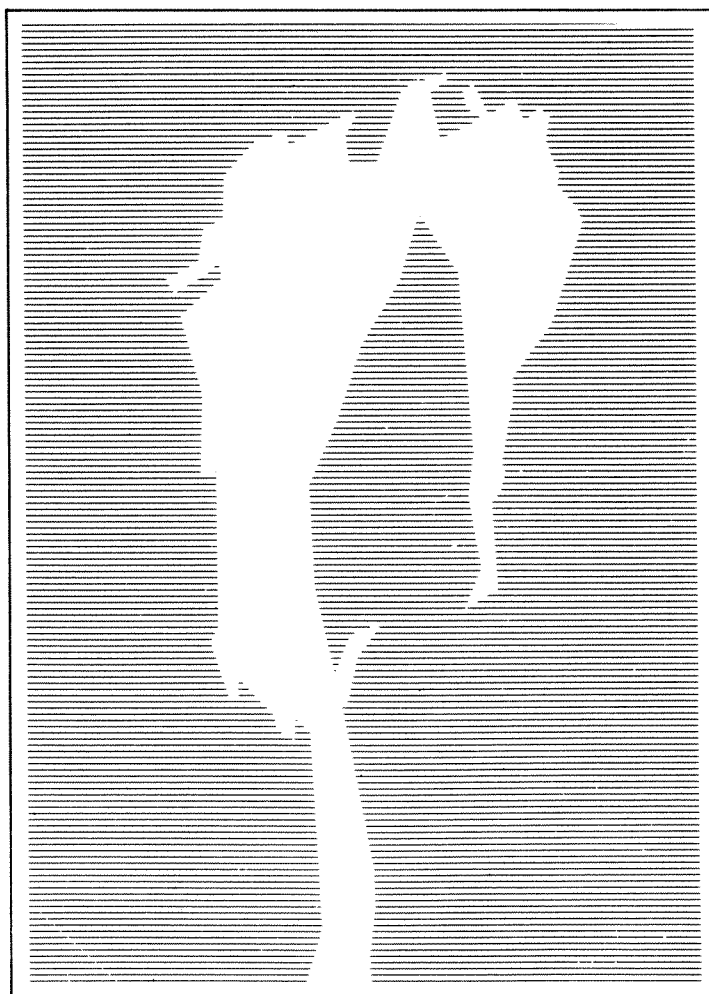
for vann- og avløpsteknisk
samarbeid i indre Oslofjord




Statlig program for
forurensningsovervåking

Rapport nr. 484/92

Overvåking av forurensnings- situasjonen i Indre Oslofjord 1991



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
716091	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
2722	Fri

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47 2) 23 52 80 Telefax (47 2) 95 21 89	Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 78 402	Breiviken 5 5035 Bergen - Sandviken Telefon (47 5) 95 17 00 Telefax (47 5) 25 78 90	Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509

Rapportens tittel: Overvåking av forurensnings situasjonen i Indre Oslofjord 1991. (Overvåkingsrapport nr 484/92). TA nr. 830/92	Dato: 1.5.1992 Trykket: NIVA 1992
Forfatter(e): Jan Magnusson Tor Bokn Frithjof Moy Are Pedersen Gunnar Larsen	Faggruppe: Marinøkologisk
	Geografisk område: Oslo, Akershus, Buskerud
	Antall sider: 116 Opplag: 125

Oppdragsgiver: Fagrådet for vann - og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.): A. Rosendahl
--	--

Ekstrakt: Overflatevannets vannkvalitet viser en klar forbedring etter 1982, bedømt ut fra observasjoner av siktedyp, planteplanktonbiomasse (klorofyll-a), horisontal- og vertikalutbredelse av fastsittende alger. De meget gode forhold som ble observert sommeren 1991 av siktedyp og klorofyll-a skyldes imidlertid trolig spesielt gunstige klimaforhold. Den svagt positive oksygenutviklingen i Vestfjordens dypvann fortsetter, men det oppsatte minstemål for dypvannet er fortsatt ikke nådd. Den negative utviklingen på mellomdyp i Vestfjorden fortsetter. I Bunnfjorden har de siste tre årenes hydrogenulfidholdige dypvann blitt erstattet med oksygenholdigt vann i dypvannsfornyelsen 1991. Den negative utviklingen i Bunnfjorden har stoppet opp, men det er ikke noen signifikante trender (positive eller negative) i tidsrommet 1973-91. I Drøbak-sundet fortsetter den negative oksygenutviklingen.

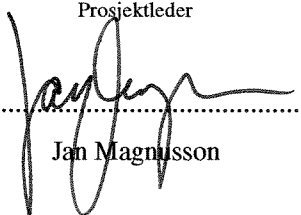
4 emneord, norske

1. Forurensningsovervåking
2. Oslofjorden
3. Hydrografi
4. Fastsittende alger

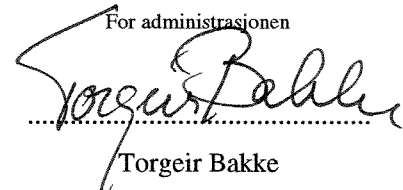
4 emneord, engelske

1. Pollution monitoring
2. Oslofjord
3. Hydrography
4. Macro algae

Prosjektleder


.....
Jan Magnusson
.....

For administrasjonen


.....
Torgeir Bakke
.....

ISBN 82-577-2086-0

**FAGRÅDET FOR VANN- OG AVLØPSTEKNISK SAMARBEID I INDRE
OSLOFJORD**

**OVERVÅKING AV FORURENSNINGSSITUASJONEN I
INDRE OSLOFJORD
ÅRSRAPPORT 1991**

OSLO DEN 1.5.1992

Prosjektleder: Jan Magnusson

Medarbeidere: Tor Bokn

Erik Bjerknes

Unni Efraimsen

Frank Kjellberg

Frithjof Moy

Are Pedersen

Gunnar Larsen, Moss

Norsk institutt for vannforskning

Forord

På oppdrag av **Fagrådet for vann -og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord** utfører Norsk Institutt for vannforskning (NIVA) 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 er idag:

Oslo vann- og avløpsverk:	P.Hallberg (formann)
Biologisk Institutt:	T.Andersen
Bærum vann- og kloakkvesen:	H.K.Hoff
Statens forurensningstilsyn:	I.Thélin
Fylkesmannen Oslo og Akershus:	L.Nilsen
Norsk institutt for vannforskning:	J.Magnusson (sekretær)

Resultater fra overvåkingsprogrammet rapporteres hvert år. Foreliggende rapport fremlegger resultater fra 1991.

På de hydrografiske toktene er Universitetet i Oslos forskningsfartøy "Trygve Braarud" blitt brukt, og vi vil takke skipper T.Tønnessen.

Innsamling av overflatedata i Vestfjorden og Bærumbassenget samt enkelte analyser av materialet er utført av Vestfjordens avløpselskap og Bærum vann- og kloakkvesen i samarbeide. Oslo vann- og avløpsverk (OVA), seksjon for miljøtilsyn, har deltatt i innsamling og analyse av overflatedata fra Bunnefjorden og Havnebassenget.

Ved NIVA har Unni Efraimsen og Frank Kjellberg deltatt på de hydrografiske tokter og i bearbeidelsen av data. Erik Bjerknæs har hatt ansvaret for gjennomføringen av overflatetoktene sommerstid sammen med OVA.

Tor Bokn har hatt skrevet kap. 3.4 sammen med Frithjof Moy (horisontalubredelse av fastsittende alger). Are Pedersen har hatt ansvaret for arbeidet med nedre voksegrens av fastsittende alger og skrevet kap. 3.5. Gunnar Larsen har analysert planteplankton og skrevet kap. 3.3.4. og takkes for dette bidraget.

Oslo den 1.5.1992

Jin Magnusson



INNHALDSFORTEGNELSE:

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER.....	4
Konklusjoner.	4
Resultater.....	5
2. INNLEDNING.....	7
2.1 Forurensningstilførsler.	7
2.2 Effekter av forurensningstilførslene.....	7
2.3 Gjennomføring av prosjektet.	8
2.3.1 Hydrografi og vannutskiftning.	9
2.3.2. Overflateobservasjoner.....	10
2.3.3. Fastsittende alger.....	11
3. RESULTATER OG DISKUSJON.....	12
3.1. Dypvannsfornyelsen.	12
3.2. Oksygenforhold.....	19
3.3. Overflatelagets vannkvalitet.	26
3.3.1. Siktedyp.....	26
3.3.2. Planteplanktonbiomassen (klorofyll-a).	29
3.3.4. Planteplankton.	31
3.4. Tangvegetasjonen i Indre Oslofjord-horisontalutbredelse.	33
3.5 Tangvegetasjonen i Indre Oslofjord - vertikalutbredelse.....	35
3.5.1 Formål og bakgrunn.....	35
3.5.2 Metoder og gjennomføring.....	35
3.5.3 Databehandling.....	35
3.5.4 Resultater.....	37
3.5.5 Samlet vurdering.....	56
4. Litteratur.....	59
Vedlegg 1. Planktonalger i Indre Oslofjord 1991.....	62
Vedlegg 2. Tangvegetasjonen i Indre Oslofjord - vertikalutbredelse.....	64
Vedlegg 3. Tangvegetasjonen i Indre Oslofjord - vertikalutbredelse.....	79

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Overvåkingsprogrammet for Indre Oslofjord har som mål å følge forurensningsutviklingen i fjorden. I 1991 ble dypvannsfornyelse, oksygenforhold og næringsalter fulgt opp. Overflatelagets vannkvalitet ble observert ved ukentlige registreringer av siktedyp og planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) i tidsrommet juni-august, samt ved registrering av nedre voksegrense for fastsittende alger.

Konklusjoner.

Overflatelaget i Indre Oslofjord har siden begynnelsen av 1980-tallet blitt bedre. Siktedypet sommertid har økt, og planteplanktonbiomassen (klorofyll-a) har avtatt. Utbredelsen av fem fastsittende alger har også vist en forandring av overflatelagets vannkvalitet som, med enkelte unntak (deler av Bunnefjorden), må tolkes som en klar forbedring. På tross av en utvikling over flere år er det spesielt resultatene fra 1988-90 som har gitt grunnlag for konklusjonene. Overflatelagets forbedring har også blitt registrert ved at nedre voksegrense for fastsittende alger har økt betraktelig fra 1981 til 1991, dvs. sollys trenger nå dypere ned i vannmassen enn tidligere. Samtidig har også algevegetasjonen blitt rikere i hele indre fjordområdet. Resultatene fra 1991 forsterker de tidligere trukne konklusjonene, dvs. det har skjedd en forbedring av forurensnings situasjonen som følge av gjennomførte rensetiltak, men et forbehold må taes for de spesielle klimatiske forhold sommeren 1991. Siktedyp og planteplanktonbiomasseobservasjonene må sannsynligvis tolkes slik at den ytterlige forbedring disse observasjonene gir i 1991 ikke alene kan godtgjøres av rensetiltak.

Forandringen i fjorden har vært størst i de nå avlastede bassengene, spesielt Oslo havnebasseng.

Forholdene i Oslofjordens dypvann ble fra 1930-tallet stadig dårligere. Utviklingen synes å ha kulminert på 1970-tallet. I Vestfjordens dypvann er det en liten, men signifikant økning av oksygenkonsentrasjonen over tidsrommet 1973-91, men i mellomnivåer (ca. 30 meters dyp) har den negative trenden blitt forsterket. I Bunnefjorden har de siste årenes manglende dypvannsfornyelse stoppet den positive utviklingen. En ny dypvannsfornyelse i 1991 har gitt bedre forhold i denne fjorddelen. Heller ikke på mellomnivåer (25-50 meters dyp) i Bunnefjorden kan det konstateres noen signifikant negativ eller positiv utvikling.

Tilførsel av plantenæringsstoffer er idag ca 3 ganger større for fosfor sammenlignet med estimerte tilførsler i 1910 og vel 6 ganger større for nitrogen. Forskjellen i tilførsler mellom nitrogen og fosfor skyldes gjennomførte rensetiltak i tidsrommet 1970-90. De registrerte positive resultater i fjorden skyldes vesentlig reduksjonen av forurensingstilførslene. De dårlige forholdene i Bunnefjorden i 1989-90 skyldes sannsynligvis den dårlige dypvannsfornyselsen, som i sin tur kan være en funksjon av de milde vintrene i 1989-90. Vinteren 1991 var mer "normal" sett ut fra temperaturen.

I Drøbaksundet bekrefter resultatene fra 1991, en negativ oksygentrend om høsten, sammenlignet med observasjoner fra 1930-1960. Imidlertid er det lite sannsynlig at periodene med lave oksygenkonsentrasjoner har hatt noen direkte negativ effekt på oksygentilførselen til Indre Oslofjords dypvann i 1991.

Resultater.

Dypvannsfornyelsen i Indre Oslofjord startet i november 1990. Det var forholdsvis varmt vann som strømmet inn til Vestfjorden ($> 10\text{ }^{\circ}\text{C}$). Ytterligere dypvannsfornyelser (med lavere temperaturer, ca. $7\text{ }^{\circ}\text{C}$) kom i februar/april og april/mai, og bidro til at den totale fornyelsen av vann mellom 20 meters dyp og bunn var betydelig større enn normalt. I Bunnefjorden ble det hydrogensulfidholdige dypvannet utskiftet i mai 1991 og denne fjorddel har nå oksygen i bunnvannet for første gang siden april 1988.

I 1990 var oksygenkonsentrasjonen i innstrømmende vann fra Drøbaksundet klart lavere enn normalt, hvilket gav mindre oksygentilførsel til Vestfjordens dypvann. Dette var sannsynligvis ikke tilfellet i 1991.

Oksygenforholdene i Bunnefjorden 1991 ble etter dypvannsfornyelsen bedre enn gjennomsnittet for perioden 1973-82. Det ble observert oksygenkonsentrasjoner over 3 ml/l . Sist slike konsentrasjonsnivåer ble registrert var i 1986. I dypvannet har således oksygenkonsentrasjonen vært bedre enn "normalt", men på mellomnivåer (25-50 meters dyp) var den klart lavere i august og desember 1991.

Det er ikke noen signifikante trender (negative eller positive) i oksygenutviklingen i Bunnefjordens vannmasser i oktober måned 1973-91. De oppsatte minstemål for oksygenkonsentrasjon i Bunnefjordens dypvann er foreløpig ikke nådd, men den negative utviklingen synes å ha stoppet opp.

I Vestfjordens dypvann er oksygentrenden 1973-91 i oktober måned signifikant positiv (dvs. økende oksygenkonsentrasjoner). Imidlertid gir tilsvarende analyse av oksygenutviklingen på mellomdyp (30 meter) en klart negativ trend (avtakende oksygenkonsentrasjoner). Trenden er forsterket av observasjoner etter 1981 og sannsynligvis har kloakkutslippet fra renseanlegget (SRV) bidratt. Imidlertid startet den negative utviklingen før etableringen av dette utslippet. De oppsatte minstemål for oksygenkonsentrasjonen i dypvannet om høsten er foreløpig ikke nådd.

Observasjoner fra Drøbaksundet 1991 bekrefter den tidligere konstaterte negative oksygentrenden i området. Til forskjell fra 1989-90 synes dette ikke å ha hatt noen direkte negativ effekt ved mindre oksygentilførsel ved dypvannsfornyelser til Indre Oslofjord..

Overflatelagets vannkvalitet har blitt bedre siden 1970-tallet.. En sammenligning av gjennomsnittlig siktedyp og klorofyll-a i juni til august i 1973-82 med juni-august i 1983-90 viser signifikant økende middelerverdier (ca. 0.5 til 1 meter i siktedyp) i hele Indre Oslofjord. Forbedringen har vært størst i Oslo havnebasseng, Bunnefjorden og Lysakerfjorden. Sommeren 1991 ble det målt de største siktedypene som er observert om sommeren. Resultatene fra 1991 vil således forsterke den positive utviklingen. Imidlertid er det ikke sannsynlig at forbedringen 1991 skyldes rens tiltak, men spesielle klimaforhold (nedbørfattig juli og august).

Det ble ikke observert noen spesiell forekomst av potensielt giftige planteplanktonarter i Indre Oslofjord i 1991.

Observasjoner av fastsittende alger peker stort sett i samme positive retning som siktedyp og klorofyll-a. Studier av horisontalutbredelsen av tang i fjæresonen langs fjordens strender før og etter etableringen av Sentralrenseanlegg Vest, viser at den største signifikante forbedringen i artsantall og mengde ble registrert i de nordligste deler av Indre Oslofjord, men også i områdene nær Drøbak. Noen områder i søndre Bunnefjorden og området rundt øyene i søndre del av Bekkelagsbassenget viser en negativ utvikling. Muligens skyldes dette isskuring. De konstaterte forbedringer faller sammen med forbedringer i overflatevannets kvalitet og i tid med gjennomføringen av rensetiltak.

Observasjoner av nedre voksegrensen for fastsittende alger i 1981, 1982, 1983 samt 1989 og 1991 viser at det skjedde små forandringer i 1981-83. De forandringer som ble registrert skyldes høyst sannsynligvis omfordeling av utslipp i Lysakerfjorden og Havnebassenget, men også store variasjoner i blåskjellbestanden. Blåskjell og alger konkurrerer nemlig om plass. I 1989 var artssammensetningen signifikant rikere enn i 1981-83. En signifikant forskjell i artssammensetningen mellom 1989 og 1991 skyldes et økende innslag av avbeitende dyr, spesielt kråkeboller men også strandsnegl. Fremdeles var algevegetasjonen mye rikere i 1991 enn i 1981-83. Nedre voksegrensen for fastsittende alger har økt fra 1981 til 1991, noe som også gitt utslag i en signifikant rikere algevegetasjon i dypet. Resultatene tyder på at overflatelagets vannkvalitet har blitt klart bedre i tidsrommet 1981-91.

Tilrådingar:

Oppmerksomheten bør rettes mot:

- De ofte forekommende lave oksygenkonsentrasjonene på mellomdyp i Vestfjorden.
- Siste års meget lave oksygenkonsentrasjoner nær overflaten om høsten i Bunnefjorden.
- De avtakende oksygenkonsentrasjonene i Drøbaksundet, som tidvis gir mindre oksygentilførsel ved dypvannsfornyelsene til Indre Oslofjord.
- Årsaken til reduksjonen av tangvegetasjonen i Bunnefjorden (isskuring eller forurensning).

For å øke kunnskapen om forholdene i Indre Oslofjord bør beregningsgrunnlaget forbedres (modellutvikling). Det er fortsatt av betydning å få bedre kjennskap til spredning og fordeling av restutslippene av innlagret rensed avløpsvann i fjorden, samt det innlagrede vannets kjemiske egenskaper.

En forbedring av oksygenforholdene i Indre Oslofjord krever ytterligere reduksjoner i den totale forurensningsbelastningen på fjorden, dvs. en reduksjon av næringssalter og organisk stoff. Foruten en nitrogenreduksjon i avløpsvann bør det også vurderes på kunstig vei å øke dypvannsfornyelsen i Bunnefjorden. Et slikt tiltak vil ikke kunne erstatte en reduksjon av tilførselene, men i første rekke kunne brukes for å unngå ekstremår, samt å påskynde en forventet naturlig forbedring av forholdene som følge av rensetiltak.

For å forbedre oksygenforholdene i Drøbaksundet er det nødvendig med reduksjon av forurensningstilførsler til Ytre Oslofjord, spesielt tilførselene til Mossesundet - Breidangen og Drammensfjorden,

2. INNLEDNING.

Overvåkingsprogrammet er fokusert på forholdene i Indre Oslofjord, begrenset i sør av sørlige delen av Drøbaksundet.

Formålet med overvåkingen er:

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

I 1991 bestod overvåkingsprogrammet av fire deler: Overvåking av oksygenforholdene, hydrokjemiske observasjoner og overvåking av dypvannsfornyelsen, overflatelagets vannkvalitet målt ved siktedyp og klorofyll a (planteplanktonbiomasse), registrering av vertikal utbredelse av fastsittende alger, samt undersøkelser av dyresamfunnet nær bunn (hyperbenthos). Hyperbenthosundersøkelsene gjennomføres i sin helhet av F.Beyer ved Biologisk institutt, (UiO), og vil bli rapportert i 1992. Hydrokjemiobservasjonene vil bli rapportert senere når flere års observasjoner foreligger.

Fjorden er foruten resipient for ca. 670 000 personer også et attraktivt friluftsområde for befolkningen og her er også et ikke ubetydelig yrkesfiske. Det er klare konflikter mellom de ulike brukerinteressene.

2.1 Forurensningstilførsler.

Den dominerende forurensningstilførslen til Indre Oslofjord er kommunalt og industrielt spillvann. Dagens tilførsler er ca. 170 tonn fosfor, 4000 tonn nitrogen og ca. 12 000 tonn organisk stoff (TOC) pr. år. Sammenlignet med beregnede utslipp år 1910 (Holtan 1989) er fosfortilførslen ca. 3 ganger større og nitrogentilførslen ca 6.5 ganger større. Renseanleggene ved fjorden fjerner i hovedsak fosfor og en del organisk stoff, men lite nitrogen. Utbyggingen av renseanlegg startet i begynnelsen av 1970-tallet, og det siste store renseanlegget ble tatt i full drift år 1983 (Sentralrenseanlegg Vest).

Figur 1 viser en enkel beregning av fosfortilførslen fra 1930-90 (Bergstøl m.fl 1981, Baalsrud m.fl. 1986). Figuren viser i store trekk utviklingen gjennom årene med en topp rundt 1970. Figur 2 viser beregninger av nitrogentilførsler.

2.2 Effekter av forurensningstilførslene.

Overvåkingsprogrammet konsentrerer seg i første rekke om eutrofieffektene i fjorden. Den store næringssalttilførselen gir en økt primærproduksjon og en større planteplanktonbiomasse enn naturlig. Gjennomskinneligheten i vannet avtar (lavt siktedyp) og den organiske belastningen på fjordens dypere vannmasser blir stor når planteplankton synker ut av fotosyntese-

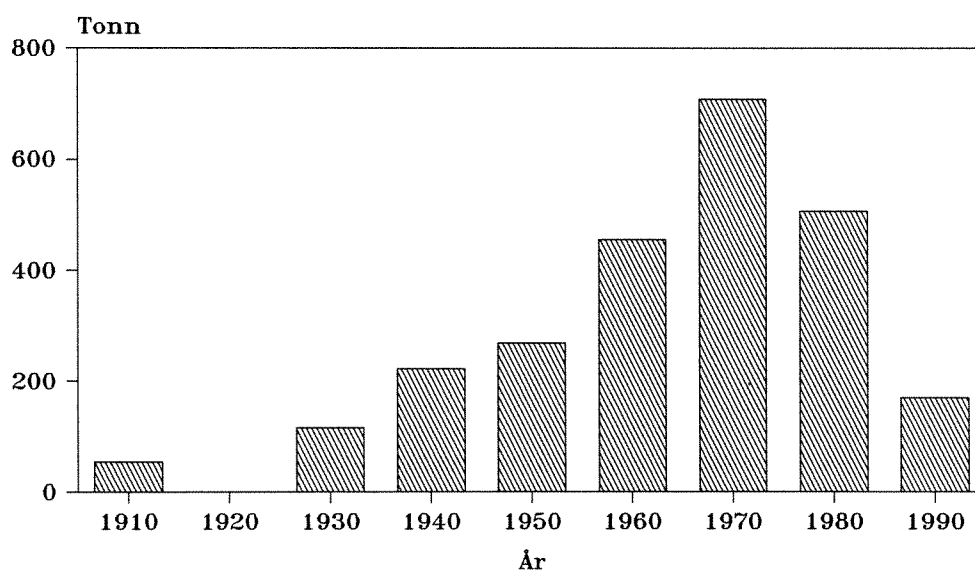
sonen. Planteplanktonet nedbrytes av bakterier under oksygenforbrukende prosesser og det livsviktige oksygenet i fjordens dypvann kan til tider (spesielt om høsten) bli så lavt at det får negative følger for fjordens dyreliv. Enkelte ganger blir oksygenet helt brukt opp og det dannes hydrogensulfid (råttent vann), en dødelig gift for nesten alt marint liv.

I Bærumsbassenget og Bekkelagsbassenget har det hittil blitt dannet hydrogensulfidholdige vannmasser hvert år. I Bunnefjorden og Lysakerfjorden kan det enkelte år bli registrert tildels store mengder råttent vann. I Vestfjorden blir oksygenkonsentrasjonen normalt lav om høsten, men foreløpig er her ikke registrert hydrogensulfid unntatt i enkelte lokale dyphull. De store variasjonene gjennom året og variasjonene fra år til år skyldes i all vesentlighet variasjonen i dypvannsfornyelsene vinterstid som tilfører fjorden oksygenrikt vann fra Ytre Oslofjord. I den senere tid er det også registrert periodevis noe reduserte oksygenkonsentrasjoner i Drøbakundet, noe som dessverre kan gi mindre tilførsel av oksygen til Indre Oslofjord.

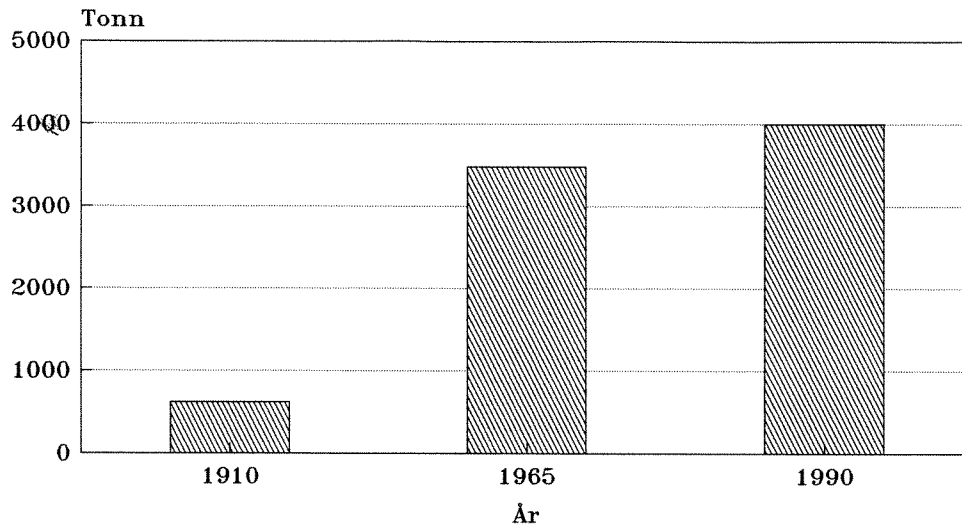
Overgjødningen av fjorden forandrer fjordens økosystem. Den begunstiger arter som har evne til å dra nytte av det forandrede miljøet, som eksempelvis hurtigvoksende grønnalger langs strendene i fjorden. Konkurransforholdet mellom de fastsittende alger er blitt forandret (Bokn m.fl. 1977) og det er registrert færre arter av zooplankton, og store bunnområder er uten liv (Beyer 1967). Lokalt har dessuten industriutslipp forringet fjordmiljøet f.eks. ved Slemmestad (støvutslipp som dekker fjordbunnen) og ved Sætre (nedsatt pH og høye nitrogenkonsentrasjoner i vann). I tillegg er den diffuse tilførsel av miljøgifter fra industri og andre kilder et problem for fjorden. Høsten 1991 ble det observert store miljøgiftkonsentrasjoner i sedimentene i havnebassenget (Konieczny 1992).

2.3 Gjennomføring av prosjektet.

Prosjektet gjennomføres etter en langtidsplan for overvåkingen av fjorden (1984-94). Den praktiske gjennomføringen deles mellom ulike institusjoner, først og fremst mellom Biologisk institutt ved Universitetet i Oslo og NIVA. Av undersøkelser utført i 1991 står Biologisk institutt ved Fredrik Beyer for hyperbenthosdelen.



Figur 1. Landbasert fosfortilførsel til Indre Oslofjord 1930-1988. (Fra Bergstøl m.fl., 1981 og Baalsrud m.fl. 1986).



Figur 2. Beregnede nitrogentilførsler til Indre Oslofjord 1910, 1965 og 1990 (Holtan 1989).

2.3.1 Hydrografi og vannutskiftning.

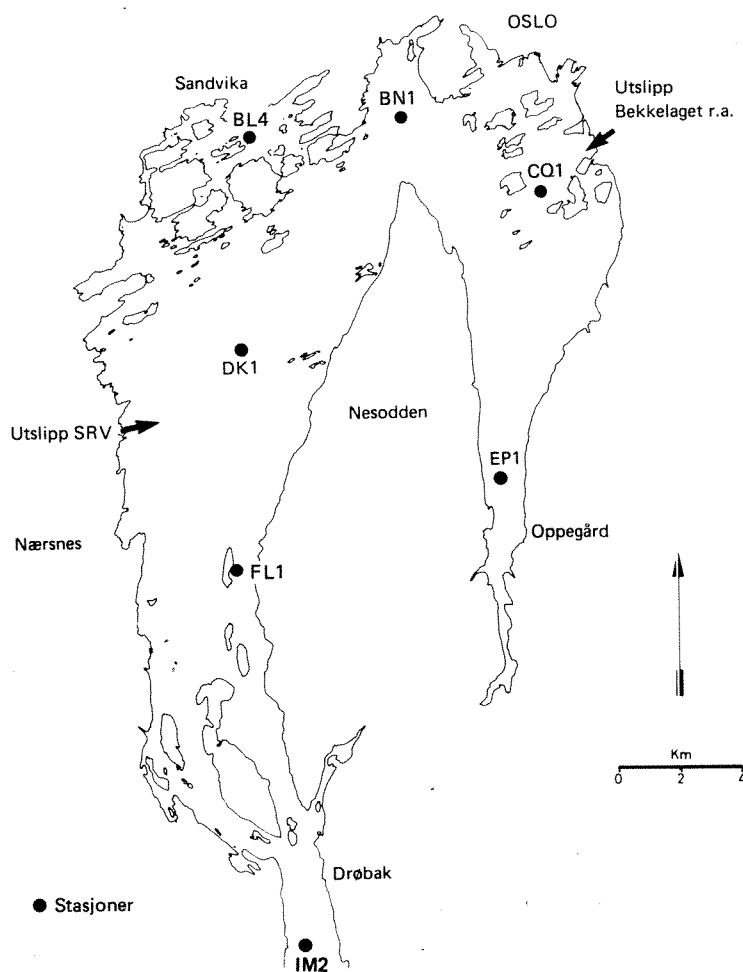
Toktvirksomheten fremgår av tabell 1 og stasjonsnett av figur 3.

Vannprøver ble innsamlet fra overflaten 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 salt- holdighet ble observert med Neil Brown CTD (Mark III). På noen stasjoner i de dypeste områdene ble også vannprøver innsamlet til analyse på laboratoriet for å kontrollere ctd- observasjonene. Det ble også innsamlet vann til analyse av totalfosfor, fosfat, totalnitrogen, nitrat+nitritt, ammonium og silikat på tre stasjoner (EP1, DK1 og IM2). Videre ble sikte- dypet observert og klorofyll-a analysert på vann fra 0-2 meters dyp. Analysemetodene er beskrevet i tidligere rapporter (bl.a. Bokn m.fl.1979).

Tabell 1. Tokt og observasjoner i Oslofjorden 1991.

Dato	Hydrografi	Hydrografi+ hydrokjemi
19.2.1991	BL4,BN1, CQ1, DK1,EP1, FL1,IM2	
4.4.1991	BL4,BN1, CQ1,FL1	DK1,EP1, IM2
14.5.1991	BL4,CQ1, BN1,FL1,	DK1,EP1, IM2
22.8.1991	BL4,BN1, CQ1,FL1,	DK1,EP1, IM2
21.10.1991	BL4,BN1, CQ1,FL1,	DK1,EP1, IM2
17.12.1991	BL4,BN1, CQ1,FL1,	DK1,EP1, IM2

Den 11.7.1991 ble det gjort et tokt utenom prosjektet til stasjon EP1. Observasjonene er brukt i denne rapporten. Videre har Havforskningsinstituttet i Bergen stillet observasjoner fra november 1991 til NIVAs disposisjon (L.Føyn, pers. medd.).



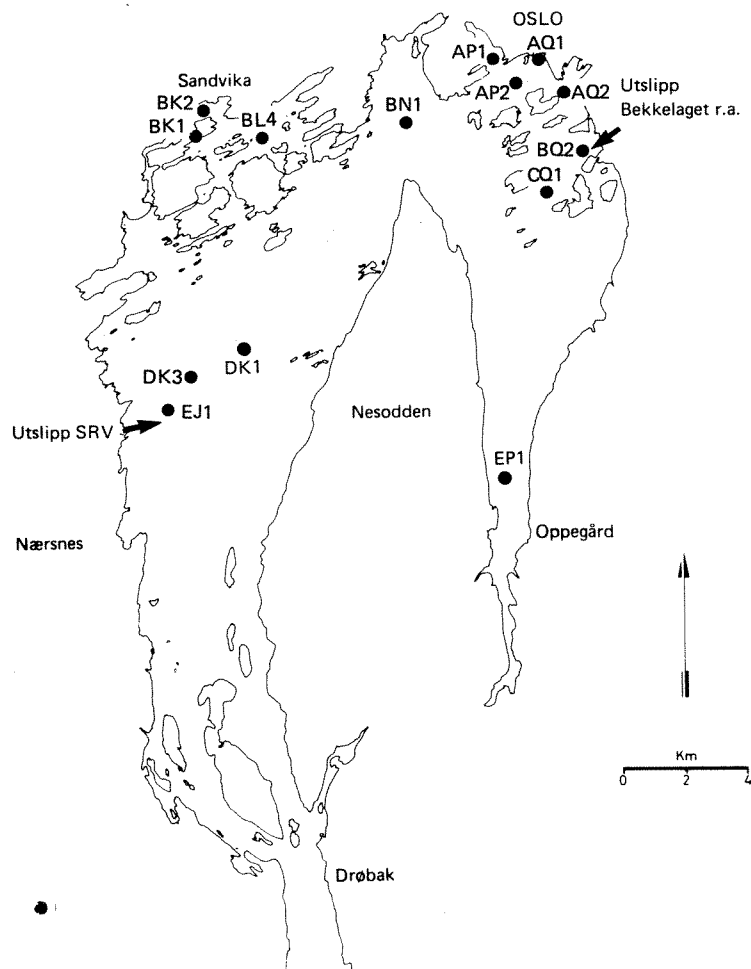
Figur 3. Hydrografiske stasjoner i 1991.

2.3.2. Overflateobservasjoner.

I tidsrommet juni-august ble det gjennomført omtrent ukentlige tokt til 14 stasjoner i Indre Oslofjord (figur 4). Det ble tatt prøver til analyse av planteplankton og klorofyll-a, samt observert siktedyp. Kvantitative planteplanktonprøver ble tatt fra 0-2 meters dyp og konserverte med formalin. Kvalitative overflateprøver av planteplankton ble tatt med håv ($10\ \mu$) og konserverte med formalin. Observasjonene ble samlet inn av Vestfjordens avløpsselskap og Bærums vann- og kloakkvesen (Vestfjorden og Bærumsbassenget) samt av Oslo vann- og avløpsverk og NIVA (Lysakerfjorden, Havnebassenget, Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden). Tabell 2 viser gjennomførte tokt i 1991. Planteplanktonprøver ble kun innsamlet på stasjonene AP2, BL4, BN1, BQ2, DK1 OG EP1. Analyser er gjennomført på kvantitative prøver fra stasjon DK1 (se tabeller i vedlegg).

Tabell 2. Overflateobservasjoner juni til august i 1991 (siktedyp og klorofyll a).

Stasjoner: AP1,AP2,BN1,BQ2,CQ1, EP1,AQ1 og AQ2.	Stasjoner: BK1,BK2,BL4,EJ1, DK1,DK3.
Observatør: OVA og NIVA	Observatør: BVK og VEAS
DATO: 1991: 4.6,12.6,17.6,24.6,1.7,8.7,15.7, 22.7,29.7,5.8,12.,8,19.8,26.8	DATO: 1991: 5.6,12.6,19.6,3.7,10.7,17.7,23.7 29.7,31.7,8.8,14.8,21.8,27.8



Figur 4. Stasjonsnett for overflateobservasjoner, juni-august 1991.

2.3.3. Fastsittende alger.

Undersøkelsene omfattet registreringer av nedre voksegrensen for fastsittende alger og ble gjennomført på 7 stasjoner i Indre Oslofjord.(figur 31 s.37). Metoder er beskrevet i kap. 3.5.

3. RESULTATER OG DISKUSJON.

3.1. Dypvannsfornyelsen.

Vannkvaliteten i Indre Oslofjord er avhengig av forholdet mellom tilførte forurensninger fra land i området og tilført mengde vann fra Ytre Oslofjord/Skagerrak samt kvaliteten på dette "nye" vannet. Kloakkutslippene fra renseanleggene, som dominerer tilførselene av plantenæringsstoffer og organisk stoff fra land, er tilnærmet konstante over året, unntatt ved stor nedbør og vårflo. Dypvannsfornyelsene er normalt begrenset til november-juni og mest vanlig i januar-april. Vannkvaliteten i Oslofjorden vil derfor variere over året med de "beste" forhold i tiden etter en dypvannsfornyelse vinterstid og de dårligste forhold på senhøsten. Imidlertid er det bare i Vestfjorden det normalt er årlige dypvannsfornyelser. I Bunnefjorden kan det gå flere år mellom hver større vannutskiftning, men årlig vil alltid litt vann også tilføres Bunnefjorden på mellomnivåer og gjennom diffusive prosesser også i noen grad til dypvannet.

Det innstrømmende vannet fra Ytre Oslofjord har normalt et høyt oksygeninnhold og lave næringsstoffsaltkonsentrasjoner, sammenlignet med gammelt dypvann inne i fjorden. Når det nye dypvannet strømmer inn over Drøbaksterskelen blandes det med gammelt fjordvann og det nye dypvannet er således en blanding av "nytt" og "gammelt" vann. Stor tetthetsforskjell og lange, i tid sammenhengende, innstrømninger er gunstige sett ut fra liten innblanding og effektiv utskiftning. Variasjoner fra år til år i selve utskiftningsprosessen kan således gi forskjellig utgangskvalitet på dypvannet i fjorden. Slik vil naturlige variasjoner gi årlige variasjoner i Oslofjordens vannkvalitet uten at forurensningsbelastningen i vesentlig grad forandres.

Dessverre har det vist seg at oksygenkonsentrasjonen i Drøbaksundet om høsten har avtatt gjennom de siste 50 årene. På tross av at den midlere reduksjonen er relativt beskjeden, vil den være av stor betydning for tilførselen av oksygen til Indre Oslofjord. Også ved normal dypvannsfornyelse vil fjorden idag tidvis tilføres mindre oksygen fra Ytre Oslofjord enn tidligere.

Den årlige dypvannsfornyelsen, dvs. vannfornyelsen på dyp større enn 20 meter, er beregnet ut fra hydrografiske observasjoner i Bunnefjorden (EP1), Vestfjorden (DK1 og FL1) og Drøbaksundet (IM2). Beregningen bygger på sporing av vannmasser i temperatur/saltholdighetsdiagrammer (T/S-diagrammer), og hvert resultat kontrolleres mot oksygen og totalfosforkonsentrasjoner. Ettersom de sistnevnte parametere ikke er konservative vil det ikke oppnås fullstendig overensstemmelse. Dessuten er vannutskiftningen basert på enkelte stasjoner som DK1 for hele Vestfjorden og vil derfor gi lavere volumer enn reelt. Således er de beregnede dypvannsfornyelsene mer å betrakte som relative enn absolutte tall.

Beregningen av dypvannsfornyelser følger ikke kalenderår. Isteden brukes tidsrommet 1.11 - 30.8. Den hydrografiske utviklingen i 1990-91 fremgår av figurene 5 -10, som viser variasjonen av vannets temperatur, saltholdighet, oksygen og tetthet i Vestfjorden og oksygen i Bunnefjorden og Drøbaksundet.

Dypvannsfornyelsen startet i november 1990. Deretter ble det registrert litt større vannutskiftninger i februar/april og april/mai 1991. I desember 1991 var det en mindre utskiftning på 20-30 meters dyp i Vestfjorden. Dypvannsfornyelse påvirket både Vestfjorden og Bunnefjorden i 1991. Totalt var vannfornyelsen meget god i Vestfjorden og bra i Bunne-

fjorden. Vannutskiftningens størrelse er i 1991 trolig berenget til noe mindre enn i virkeligheten, ettersom det ikke var mulig å fastsette hvilken vannmasse som strømmet inn mellom april og mai 1991. Beregningene av vannutskiftningen ble basert på totalfosfor og oksygen, med risiko for underestimering.

I Bunnefjorden ble det hydrogensulfidholdige dypvannet skiftet ut fullstendig i mai 1991. Totalt ble ca. 70 % av vannmassene dypere enn 20 meter utskiftet. I Vestfjorden ble vannmassene på dyp større enn 20 meter skiftet ut flere ganger, slik at total utskiftning var på ca. 135 %. Totalt for Indre Oslofjord var fornyelsen i 1991 klart bedre enn gjennomsnittlig (tabell 3).

Figur 5 viser at dypvannet i Vestfjorden har hatt temperaturer over 10 grader (desember 1990). Dette er betydelig høyere enn normalt. Det er imidlertid normalt med høyere temperaturer i fjordens dypvann når vannfornyelsen starter på høsten.

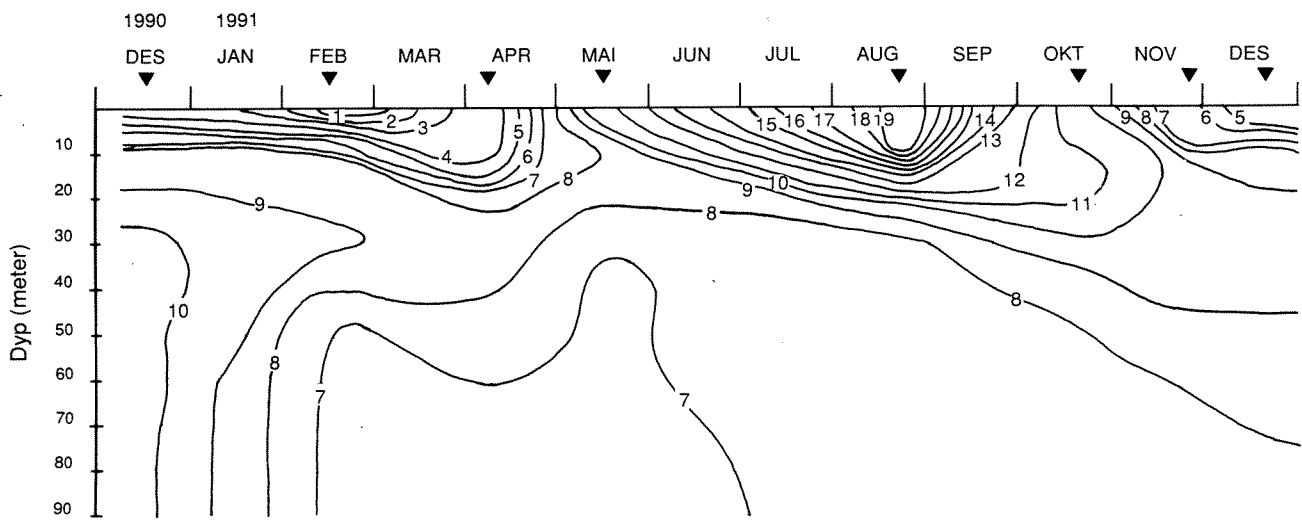
Tabell 3. Beregnet dypvannsfornyelse for hele Indre Oslofjord 1973-91.

År	Dypvannsfornyelse (*10 ⁶ m ³)	Dypvannsf. (% av vol. 20 - 150 m dyp)	År	Dypvannsfornyelse (*10 ⁶ m ³)	Dypvannsf. (% av vol. 20 - 150 m dyp)
1973	1200	20	1983	2100	35
1974	8300	140	1984	6300	106
1975	1200	20	1985	4400	74
1976	3300	55	1986	4400	74
1977	5900	100	1987	3700	62
1978	2800	45	1988	6600	110
1979	3700	60	1989	2300	39
1980	3200	54	1990	2900	50
1981	3200	54	1991	6530	110
1982	4600	77			

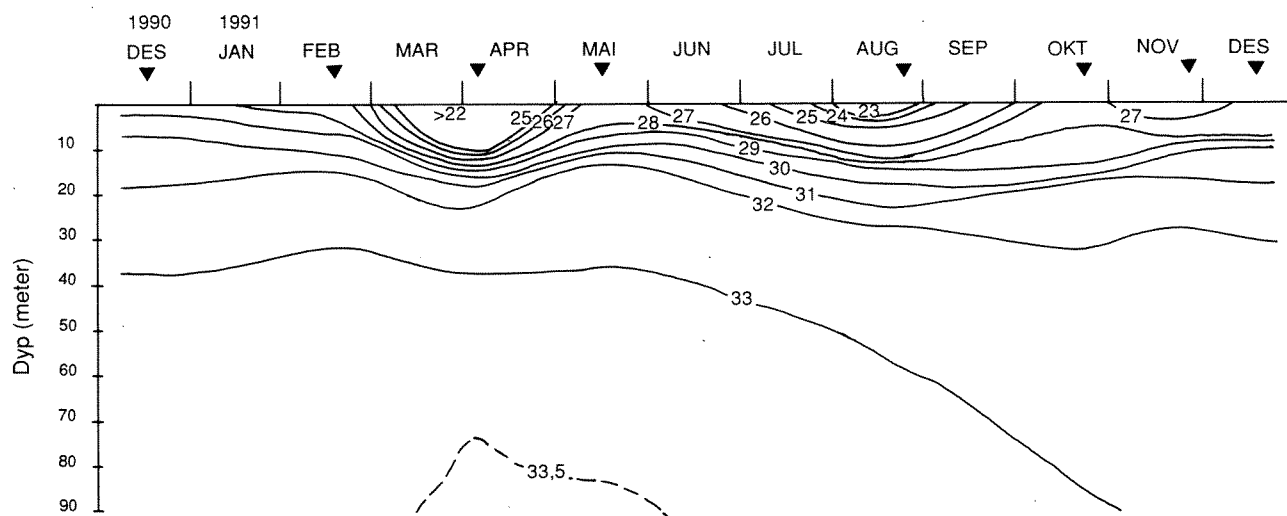
Tabell 3 og figur 11 viser at dypvannsfornyelsen var liten i 1973, 1975, 1978, 1983 og 1989-90. To faktorer kan være av betydning for en bra dypvannsfornyelse. Først må de klimatiske forhold være gunstige, men et år med meget god vannutskiftning i Bunnefjorden minsker sannsynligheten for en god dypvannsfornyelse året etter. Den lavere vertikaldiffusjonen i Bunnefjordens dypere vannlag, sammenlignet med Vestfjorden, gir høyere egenvekt på dypvannet året etter en større utskiftning i fjorden, og begrenser derfor muligheten for ny dypvannsfornyelse i et etterpåfølgende år med gunstig klimaforhold.

Gunstige klimaforhold, dvs. situasjoner som begunstiger inntransport av vann til Drøbak-sundet av vann med høy egenvekt, betyr NO-vinder over Skagerrak og liten ferskvannstilførsel i Skandinavia, inklusive liten uttransport av brakkvann fra Østersjøen (Magnusson m.fl. 1976). Indirekte betyr dette kalde vintrer i Osloområdet (Magnusson 1991), dvs. dominerende høy-trykk. En forutsetning for dårlig vannfornyelse er således relativt høye

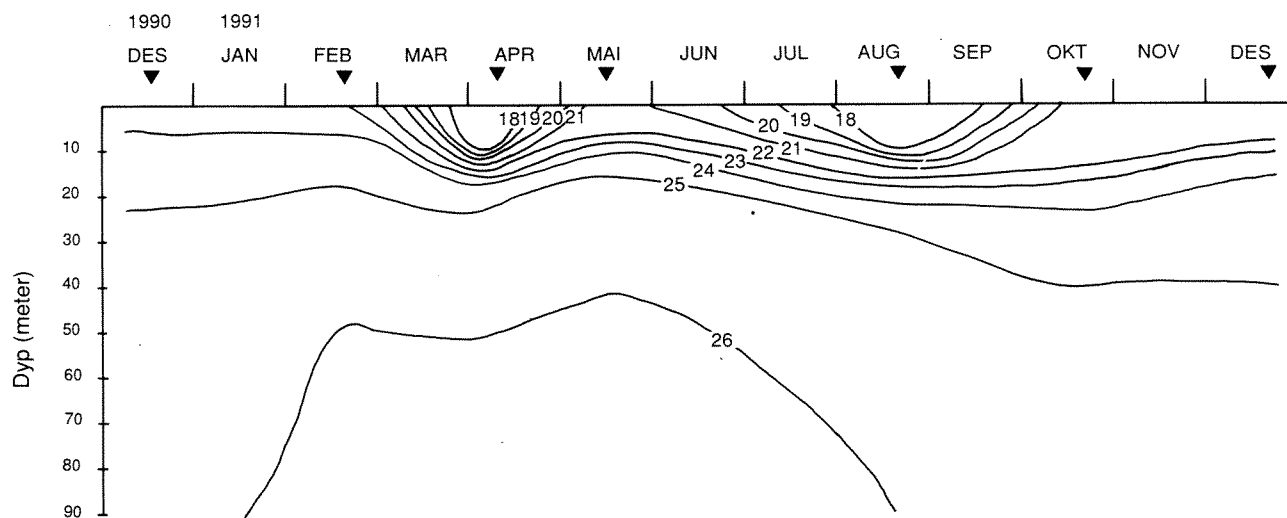
lufttemperaturer i perioden desember-februar. Figur 12 viser at 1973, 1989-90 var temperaturen ekstremt høy og sammenfaller med dårlig vannfornyelse. I figur 13 er beregnet dypvannsfornyelse plottet mot midlere lufttemperatur i Oslo 1973-91. Figuren viser to regimer. Opp til ca. $4.500 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ synes dypvannsfornyelsen å øke med avtakende lufttemperatur, mens det er omvendt for større dypvannsfornyelser. Størrelsen på vannutskiftningen i 1991 kan således forklares delvis ut fra mer normale klimaforhold (vintertemperaturer) enn i 1989-90.



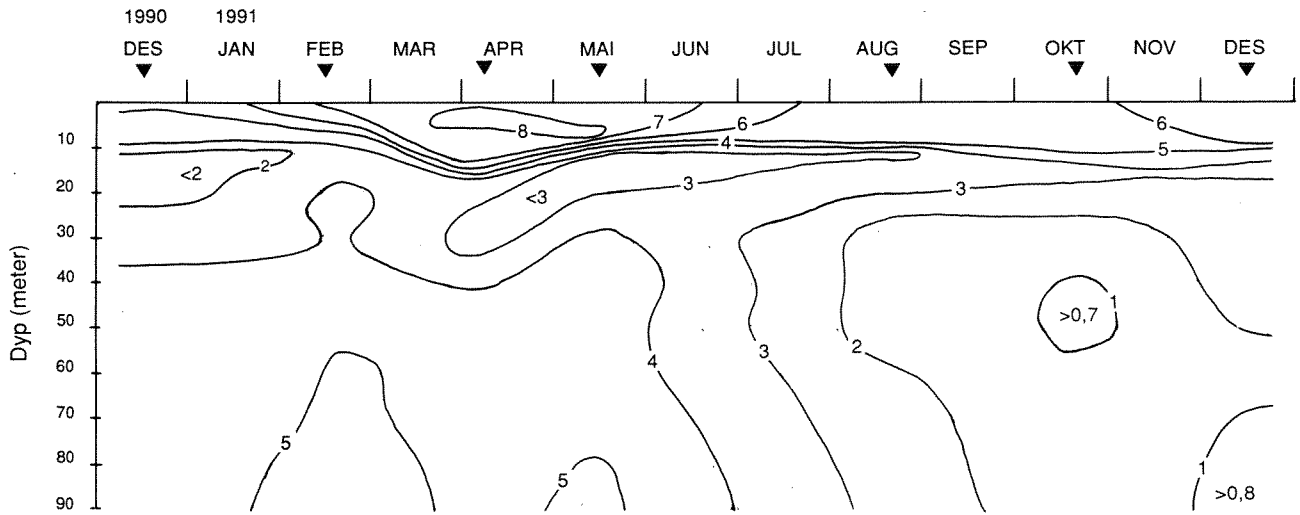
Figur 5. Temperaturvariasjonen ($^{\circ}\text{C}$) i Vestfjorden (DK1) desember 1990 til desember 1991.



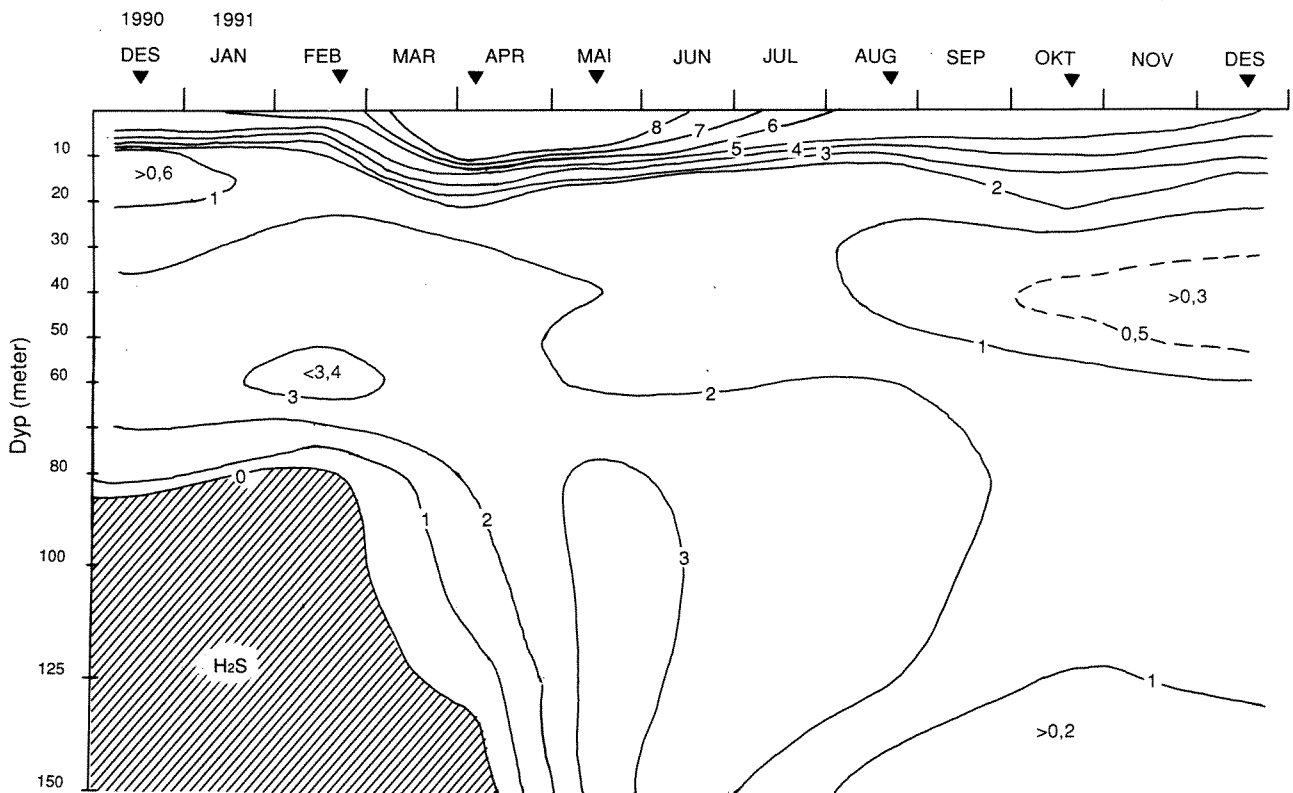
Figur 6. Saltholdighetsvariasjonen (PSU*) i Vestfjorden (DK1) desember 1990 til desember 1991.



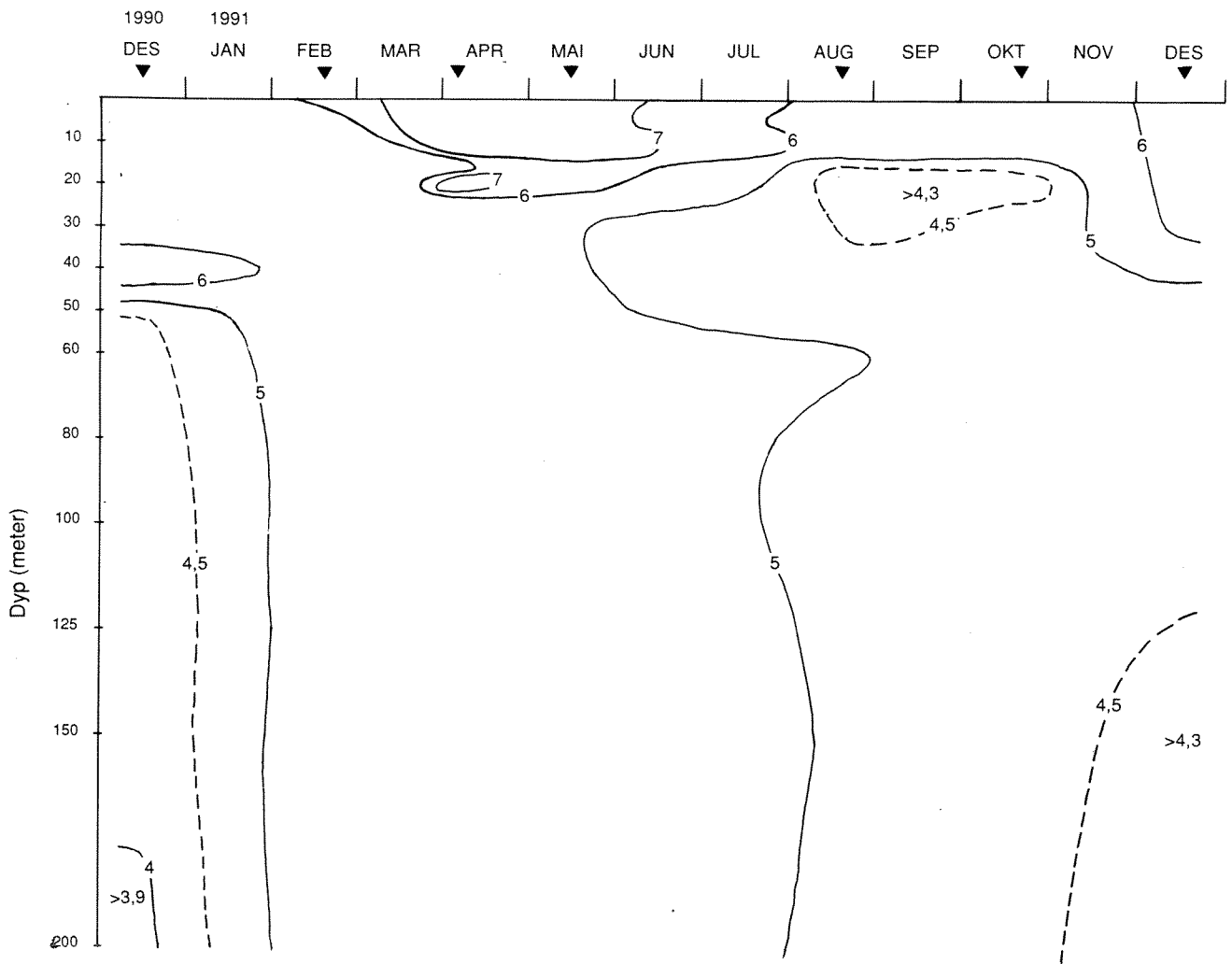
Figur 7. Tetthetsvariasjoner (sigma-t) i Vestfjorden (DK1) desember 1990 til desember 1991.



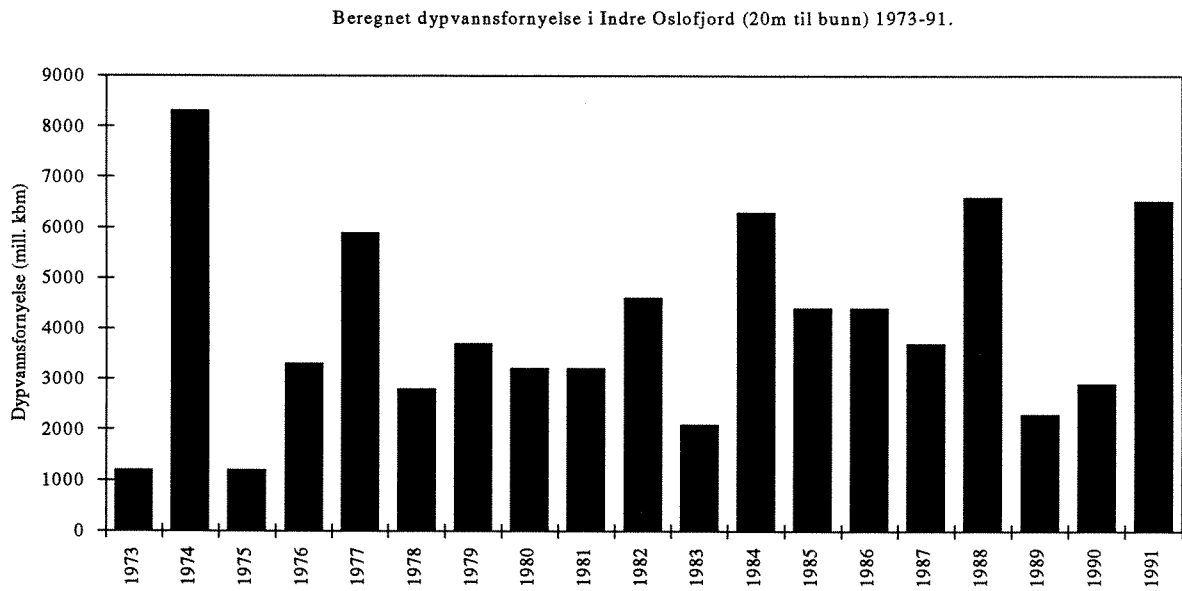
Figur 8. Oksygenvariasjonen (ml/l) i Vestfjorden (DK1) desember 1990 til desember 1991.



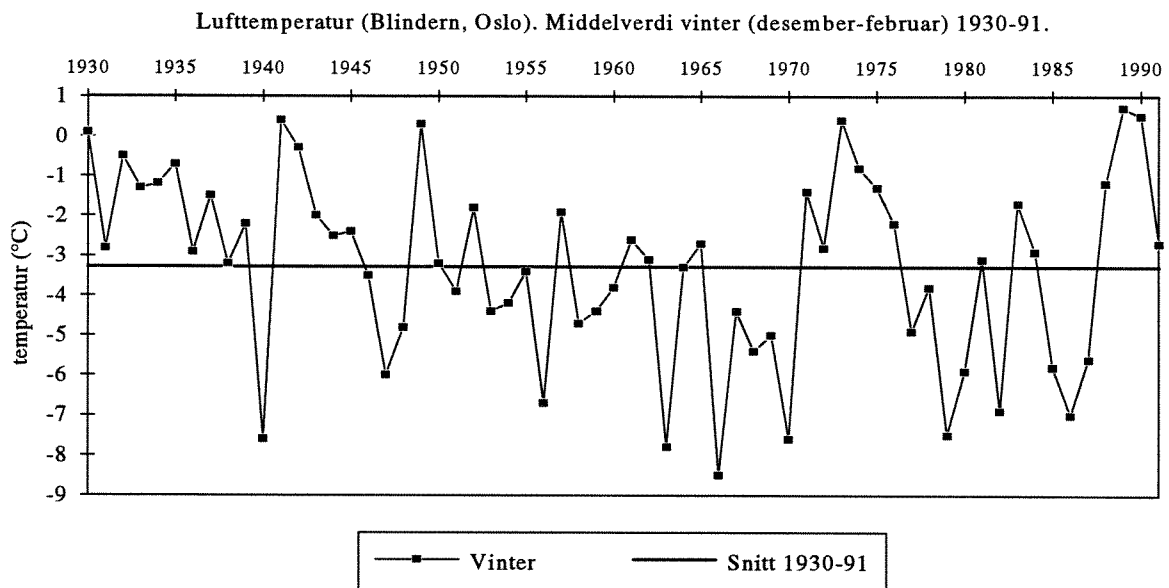
Figur 9. Oksygenvariasjonen (ml/l) i Bunnefjorden (EP1) i desember 1990 til desember 1991.



Figur 10. Oksygenvariasjonen (ml/l) i Drøbaksundet (IM2) i desember 1990 til desember 1991.

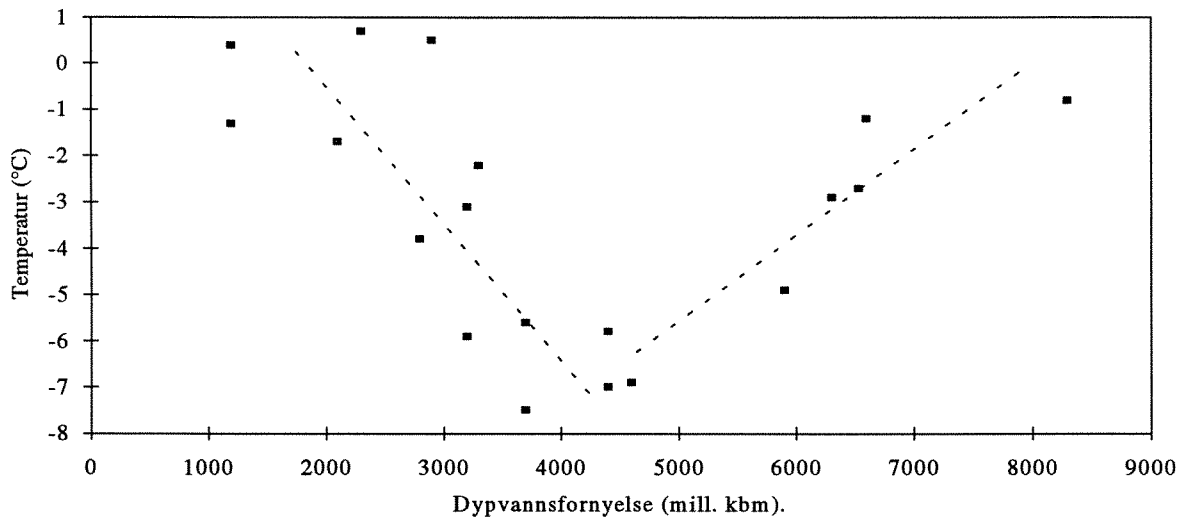


Figur 11. Dypvannsfornyelsen (20 meters til bunn) i Indre Oslofjord 1973-91.



Figur 12. Midlere lufttemperatur, Blindern, desember- februar 1930-91 (Data fra Meteorologisk institutt)

Middlere lufttemperatur desember-februar (Blindern) og dypvannsfornyelsen 1973-91.



Figur 13. Dypvannsfornyelse i Indre Oslofjord og midlere lufttemperatur desember-februar 1973-91.

3.2. Oksygenforhold.

Bunnefjorden (EP1)

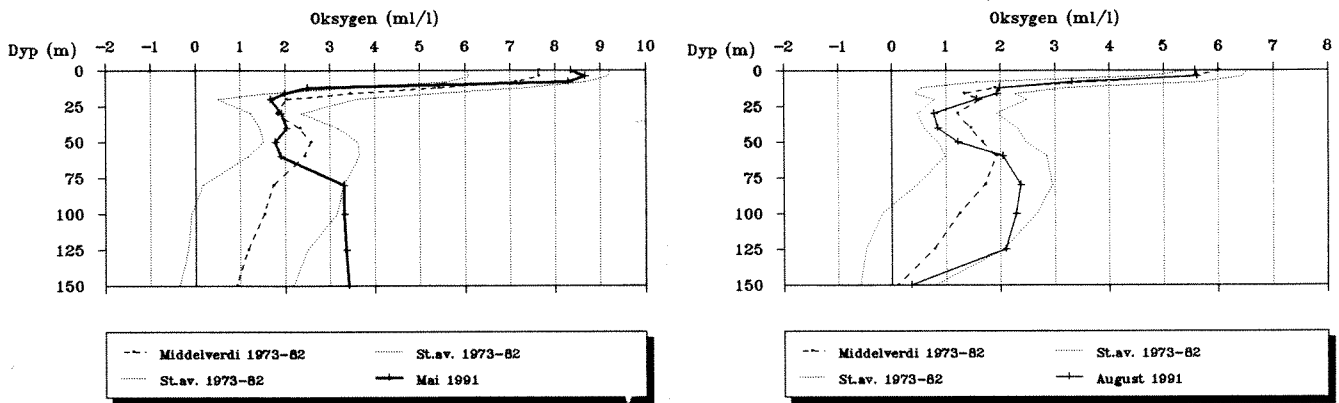
Det har ikke vært noen større dypvannsfornyelse i Bunnefjorden siden vinteren 1986. Fra mai 1988 har det vært hydrogensulfidholdig (råttent) dypvann. I 1990 ble situasjonen ekstremt dårlig med hydrogensulfidholdig vann fra ca 70 meters dyp til bunn. Figur 9 viser oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden for tidsrommet desember 1990 til desember 1991. Dypvannsfornyelsen i mai 1991 ga oksygen i hele Bunnefjordens dypvann, dvs. for første gang siden april 1988. Oksygenkonsentrasjoner over 3 ml/l ble senest observert vinteren 1986.

I 1991 har oksygenkonsentrasjonen vært bedre enn normalt, sammenlignet med observasjoner fra 1973-82. Figur 14-15 viser imidlertid at konsentrasjonene på mellomnivåer (25-50 meters dyp) har vært klart lavere enn tidligere i august og desember 1991.

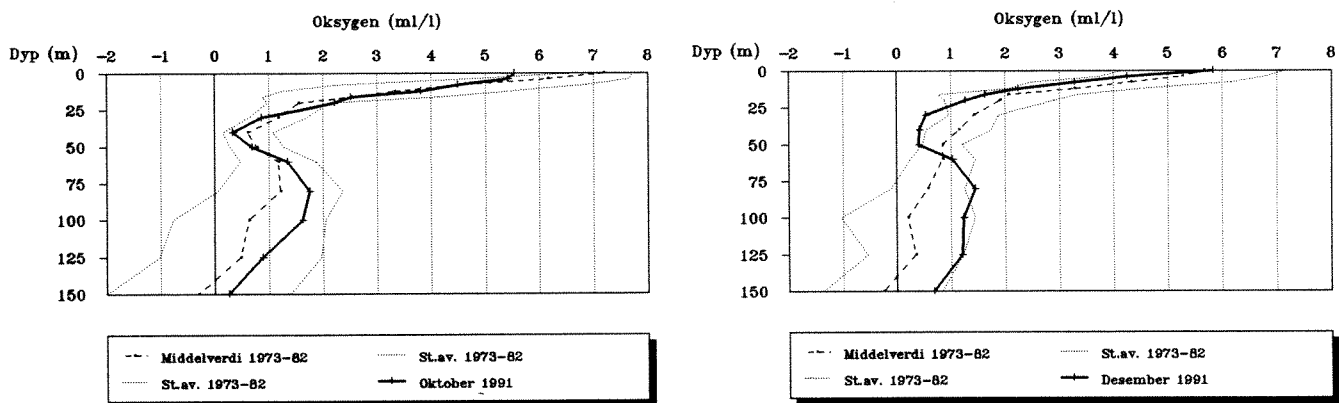
Figur 16 viser oksygenkonsentrasjonen på 80 og 125 meters dyp i Bunnefjorden oktober måned 1933-90. Figur 17 viser alle foreliggende observasjoner på 80 meters dyp i tidsrommet 1973-91. 1987 til 1990 er den lengste sammenhengende perioden i tidsrommet uten større vannutskiftninger og derved også den lengste sammenhengende perioden med hydrogensulfidholdig dypvann. Oktoberkonsentrasjonene i perioden 1973 til 1991 viser ingen signifikant trend.

På 30 meters dyp (figur 18) er den beregnede regresjonslinjen svakt positiv for oktober måned i 1973-91, men som for 80 meters dyp er trenden ikke signifikant.

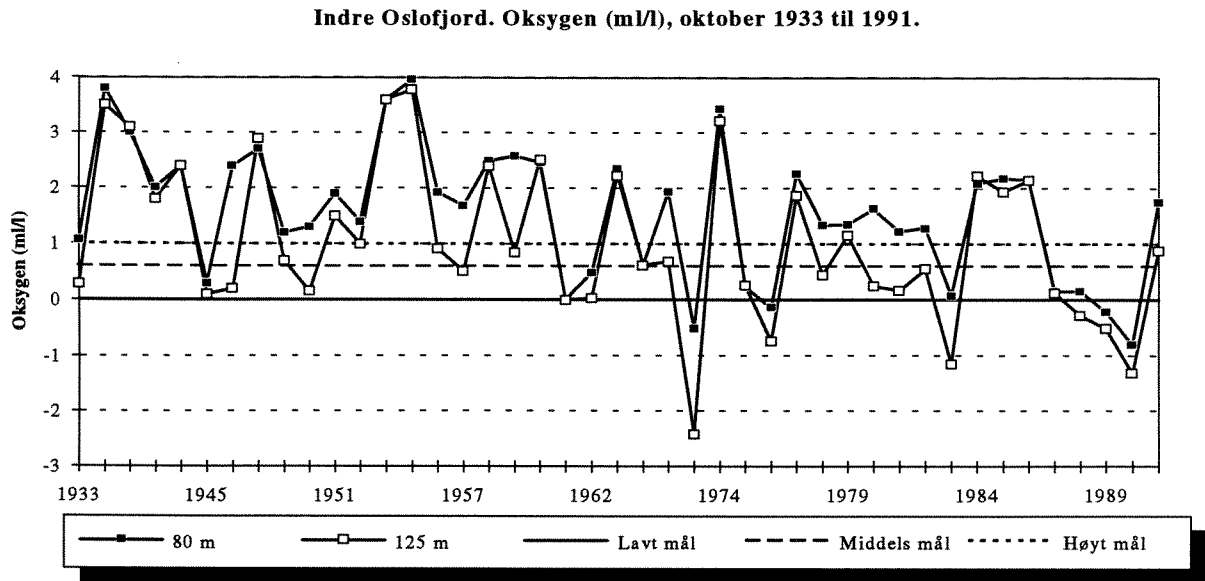
I figur 16 er det markert ulike mål som er satt opp for oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjordens dypvann (Baalsrud m. fl. 1986). Disse målene er definert som den laveste konsentrasjon som skal observeres om høsten. Det er trolig at de kritiske forholdene i dypvannet 1988-90 skyldes de spesielle klimaforholdene (dårligere dypvannsfornyelse). Situasjonen viser at belastningen på fjorden er for stor til å unngå hydrogensulfid i år med noe dårligere dypvannsfornyelse og at de oppsatte minstemål for Bunnefjorden dypvann ikke er nådd.



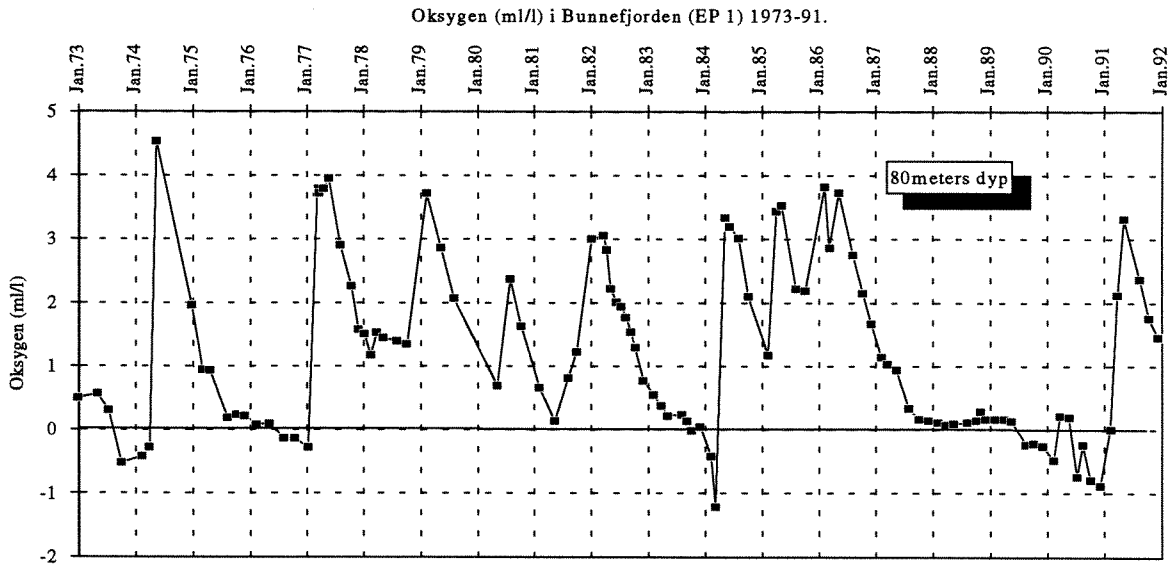
Figur 14. Oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden (EP 1) mai og august 1991, sammenlignet med gjennomsnittlige konsentrasjoner fra 1973-82.



Figur 15. Oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden (EP1) oktober og desember 1991, sammenlignet med gjennomsnittlige konsentrasjoner fra 1973-82.

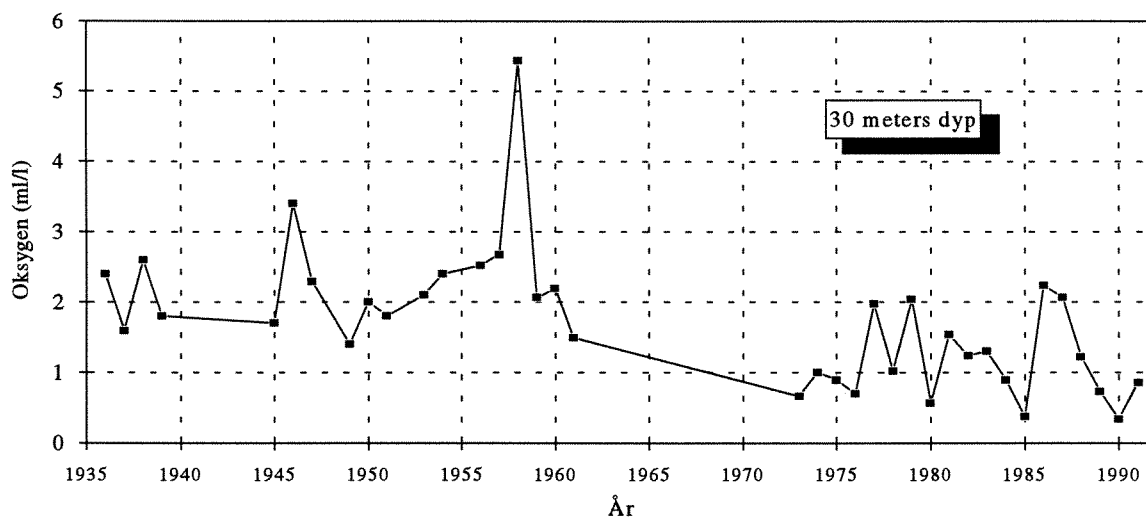


Figur 16. Oksygenkonsentrasjonen på 80 og 125 meters dyp i Bunnefjorden (Ep1) oktober måned 1933 til 1991. Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttets forskningstasjon Flødevigen (1945-77) og NIVA.



Figur 17. Oksygenkonsentrasjonen på 80 meters dyp i Bunnefjorden (EP1) 1973-91.

Oksygen, Bunnefjorden (Ep1), oktober måned 1936 til 1991.



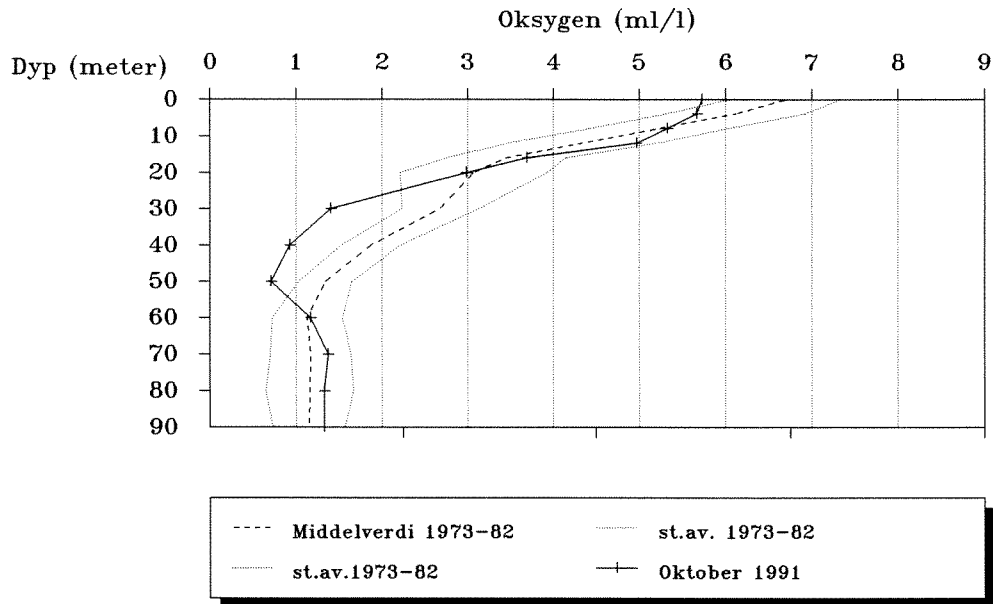
Figur 18. Oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden (EP1) på 30 meters dyp i oktober måned 1936-91. Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttets forskningstasjon Flødevigen (1945-77) og NIVA.

Vestfjorden

I Vestfjorden var oksygenkonsentrasjonen i dypvannet omtrent normal oktober 1991 (figur 19) på 80-90 meters dyp, men noe lavere på mellomdyp, sammenlignet med gjennomsnittet 1973-82.

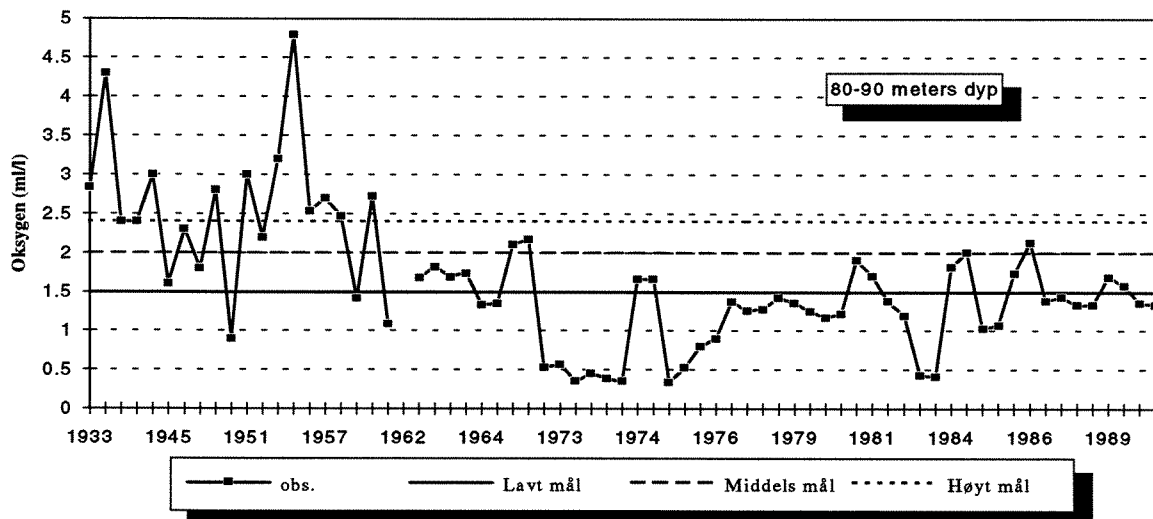
Figur 20 viser at oktoberkonsentrasjonene i Vestfjordens dypvann de senere år har vært høyere enn på 1970-tallet. For hele perioden 1933-91 er det en klar negativ utvikling, men for perioden 1973-91 er utviklingen svakt positiv. På 30 meters dyp er det imidlertid kun negative trender uansett tidsperiode. Imidlertid er det observasjoner fra 1973-91 som gir størst utslag på den negative utviklingen og spesielt observasjoner etter 1981 (figur 21).

Sammenlignet med de oppsatte mål på minimumskonsentrasjoner om høsten i Vestfjorden (figur 20), var forholdene på 80-90 meters dyp nær den laveste målsettingen på 1.5 ml/l. Sammenlignet med observasjoner fra 1933-1960 er dette imidlertid fortsatt ca 0.5 ml/l lavere i gjennomsnitt. På 30 meters dyp (figur 21) er situasjonen alvorligere med ca. 2 ml/l lavere oksygenkonsentrasjon om høsten, sammenlignet med perioden 1933-51.



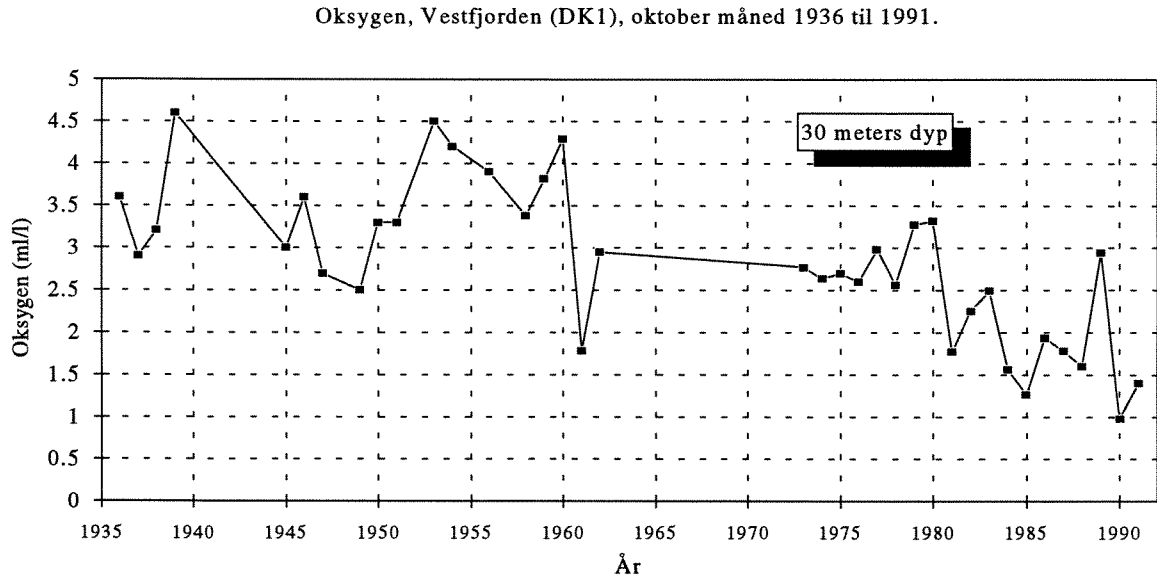
Figur 19. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk1) oktober 1991, sammenlignet med gjennomsnittet for perioden 1973-82.

Vestfjorden. Oksygen oktober måned 1933-91.



Figur 20. Oksygenkonsentrasjonen på 80-90 meters dyp i Vestfjorden (Dk1) oktober måned 1933-91. I figuren er det også markert de ulike mål som er satt opp for oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden. Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttets forskningstasjon Flødevigen (1945-77) og NIVA.

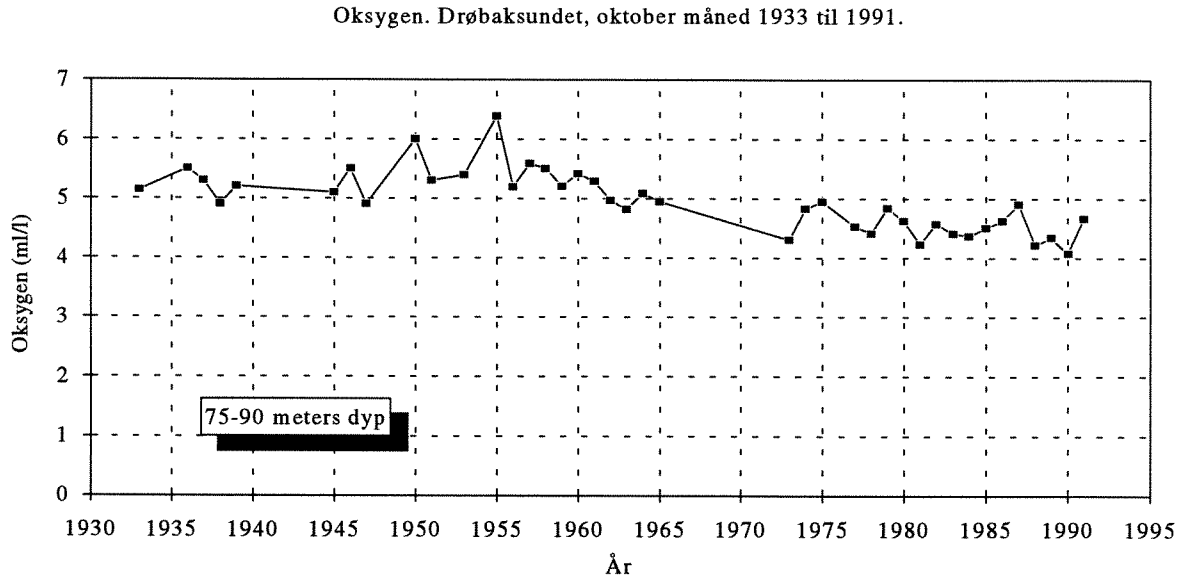
Oksygenforholdene i Vestfjordens dypvann er således inne i en positiv utvikling, sammenlignet med forholdene på 1970-tallet. Situasjonen er derimot omvendt på mellomnivåer (ca. 30 meters dyp). Fortsatt er belastningen på Vestfjorden for stor i forhold til oppsatte mål.



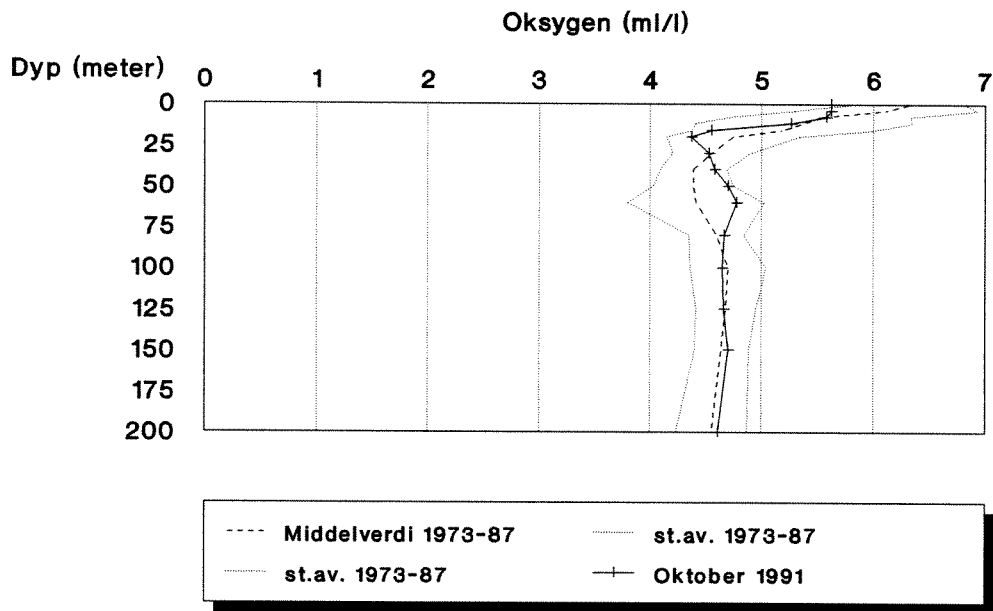
Figur 21. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (DK1) på 30 meters dyp i oktober 1933-91. Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttets forskningstasjon Flødevigen (1945-77) og NIVA.

Drøbaksundet (IM2)

Figur 22 viser oksygenkonsentrasjonen i oktober måned fra 1933 til 1991 på 75 til 90 meters dyp. Den avtakende konsentrasjonen i perioden er tidligere vist å være signifikant negativ (Magnusson 1990), men konsentrasjonsnivåene er betydelig høyere enn for Indre Oslofjord. Det er påvist at utviklingen i Ytre Oslofjord også går mot mer eutrofe forhold (Baalsrud og Magnusson 1990). Sett ut fra Indre Oslofjord gir lavere oksygenkonsentrasjoner på vannmassene i Drøbaksundet om høsten og vinteren en økt risiko for dårligere oksygentilførsler til Indre Oslofjord ved dypvannsfornyelsene. I 1991 var dette trolig ikke tilfellet, men tidligere er det sannsynliggjort at det innstrømmende vannet har hatt noe lavere oksygeninnhold enn tidligere antatt. Observasjonene fra oktober 1991 (figur 23) viser nærmest normale konsentrasjoner, sammenlignet med gjennomsnittet fra 1973-87, hvor konsentrasjonsnivået i oktober ligger ca. 1 ml/l lavere enn gjennomsnittet for perioden 1933-63. En nærmere analyse av utviklingen har vist at den negative utviklingen startet omkring 1960 (Magnusson 1990).



Figur 22. Oksygenkonsentrasjonen i Drøbaksundet (Im2) oktober måned 1933 til 1991 på 75-90 meters dyp. Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Havforskningsinstituttets forskningsstasjon Flødevigen (1945-77) og NIVA.



Figur 23. Oksygenkonsentrasjonen (ml/l) i Drøbaksundet (IM2) oktober 1991, sammenlignet med gjennomsnittlige konsentrasjoner oktober 1973-87.

3.3. Overflatelagets vannkvalitet.

3.3.1. Siktedyp.

Siktedypet gir informasjon om overflatevannets gjennomskinnelighet, dvs. om det er mye eller lite partikler i vannet. Lavt siktedyp i Indre Oslofjord betyr normalt at det er mye planteplankton i overflatelaget, unntatt nær elvemunninger eller når kraftig regnvær tilfører fjorden leirpartikler fra land.

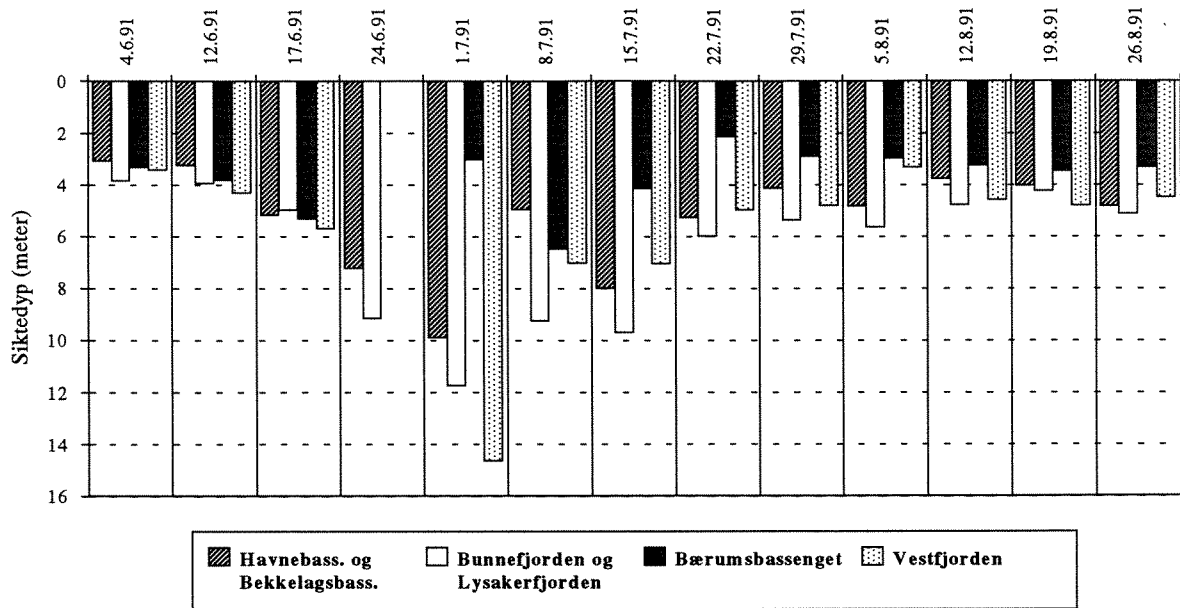
En økning av siktedypet over tid vil bety en forbedring av Indre Oslofjords vannkvalitet, dvs. mindre planteplanktonbiomasse i overflatelaget og/eller mindre transport av partikler fra land til fjorden. Ettersom det er store naturlige variasjoner i Indre Oslofjord fra år til år, er en analyse av siktedypets utvikling kun meningsfylt på lengre sikt.

For Indre Oslofjord foreligger siktedypobservasjoner fra 1962-65 (Oslofjordprosjektet) og deretter 1973-90, hvorav det er to perioder med hyppige observasjoner sommertid (1981-83 og 1988-91). Det er således store variasjoner i observasjonsfrekvensen gjennom årene. Store naturlige variasjoner gjør det spesielt vanskelig å bedømme en utvikling, hvis flertallet av observasjonene er tatt i spesielt bra eller dårlige år. Foreløpig er det ikke gjort noen analyse av dette forhold, bl.a. i mangel på en bra metode.

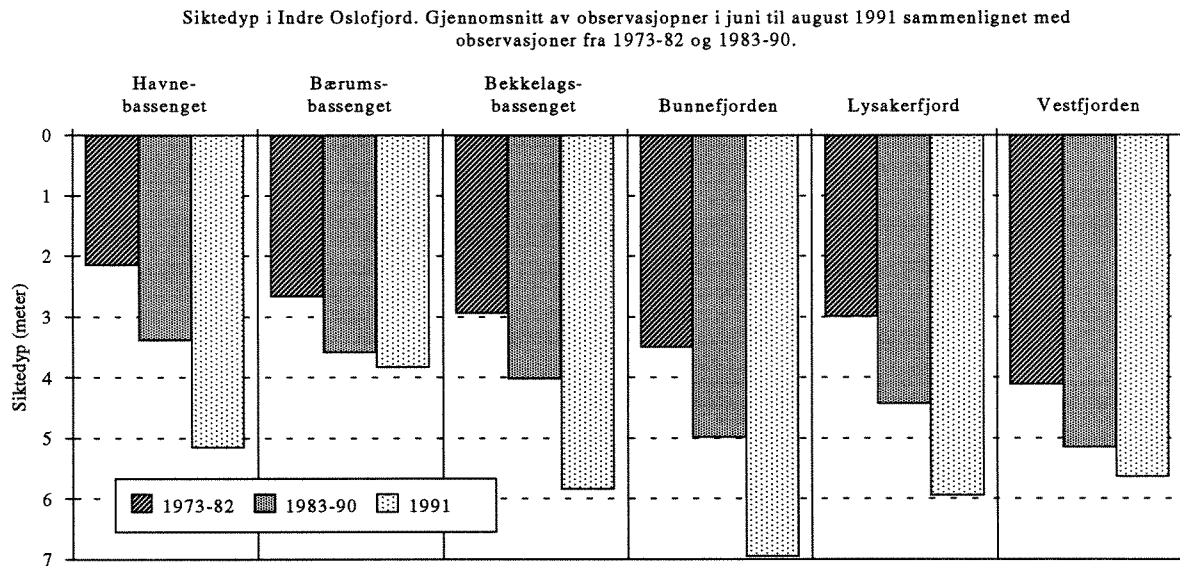
Valg av perioder for en sammenligning av observasjoner fra ulike tidsrom er i første rekke gjort med tanke på at antall observasjoner er rimelig fordelt i de ulike periodene. For observasjoner etter 1973 er oppdelingen i stort sett sammenfallende i tid med før og etter utbygningen av rensetiltak, som kulminerte med at Sentralrenseanlegg Vest ble tatt i drift sommeren 1982 (full drift i 1983).

I årsrapport for 1989-90 ble det gjort en sammenligning av siktedyp i juni/juli for 1962-65, 1973-82 og 1983-90 (Magnusson m.fl. 1991). Denne analysen viste at siktedypet var størst i perioden 1983-90. I enkelte områder var siktedypet litt dårligere eller uforandret ved en sammenligning mellom 1962-65 og 1973-82. Overflatevannets vannkvalitet bedømt ut fra siktedyp har således blitt bedre i 1983-90 relativt forholdene 1962-65 og 1973-82.

Sommeren 1991 gav til tider meget store siktedyp i Indre Oslofjord. Figur 24 viser observasjoner fra ulike områder (middel for stasjoner innenfor hvert område og hvert tidspunkt) i fjorden. I begynnelsen av juli 1991 ble det målt meget store siktedyp i fjorden, klart over tidligere største observerte siktedyp i perioden juni - august 1973-90 i samtlige områder, unntatt Bærumsbassenget. Maksimalt mulig siktedyp ble målt utenfor Oslo Rådhus ved at sikteskiven la seg på bunn (ca. 8 m). Figur 25 viser gjennomsnittlig siktedyp juni-august 1973-82 og 1983-90, samt gjennomsnittet for 1991. Resultatene fra 1991 vil forsterke de positive trender som tidligere er beregnet (Magnusson 1991). Imidlertid var sommeren 1991 nedbørfattig i juli og august (figur 26). Globalstrålingen (figur 27) viser at innstrålt solenergi juli august 1991 var omtrent lik gjennomsnittet for 1971-90, eller noe over gjennomsnittet. Således er det trolig at de tidvis meget gode siktedypene i juli og august skyldes de klimatiske forhold enn at de er en direkte effekt av lokale rensetiltak.

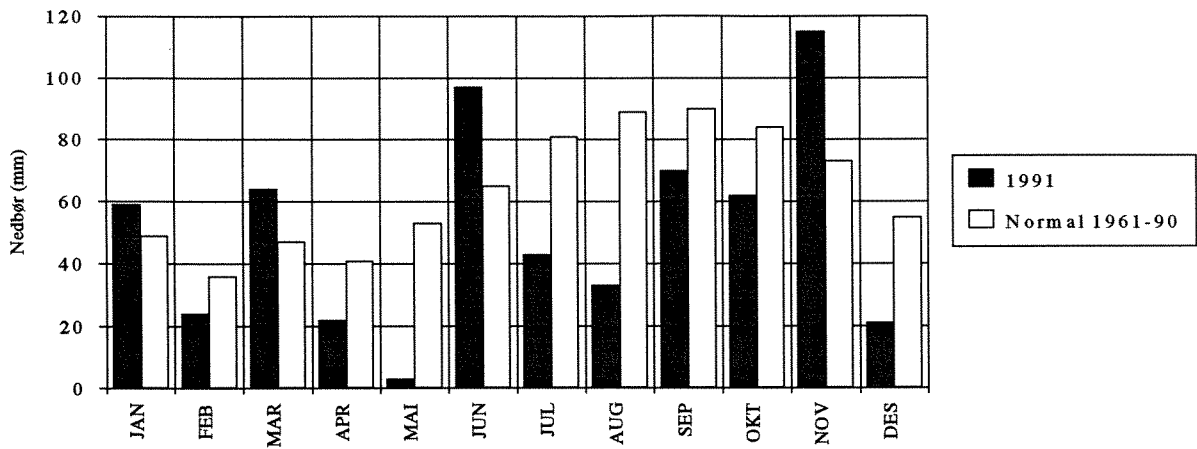


Figur 24. Siktedyp (meter) i ulike områder i Indre Oslofjord sommeren 1991. (Gjennomsnitt for stasjoner i området (se fig 4)).



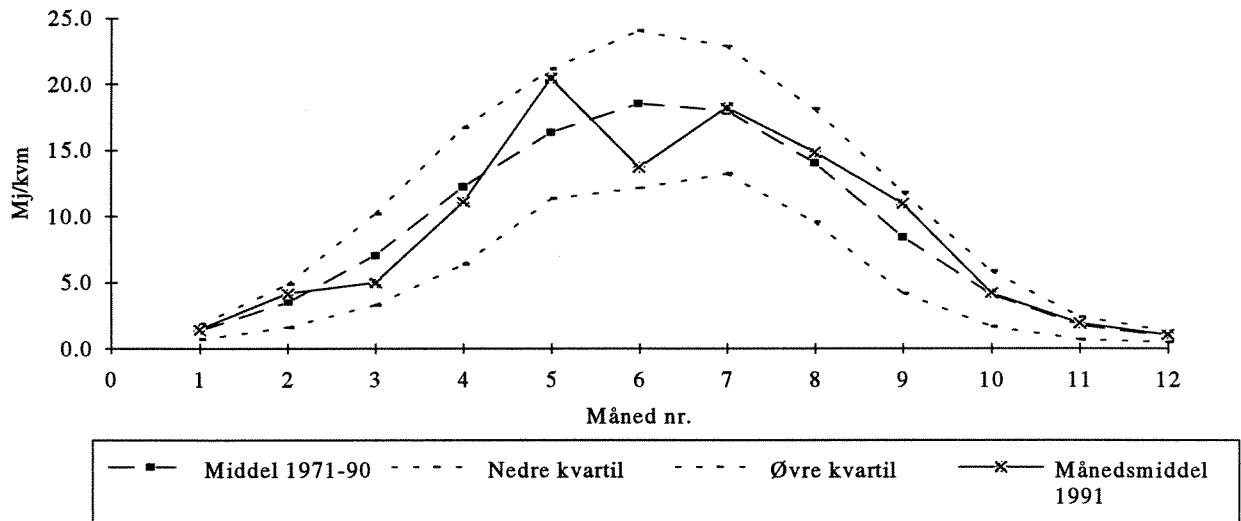
Figur 25. Gjennomsnittlig siktedyp juni til august 1991, sammenlignet med gjennomsnittet periodene 1973-80 og 1983-90.

Nedbør, Blindern 1961-90 og 1991.



Figur 26. Nedbør (mm), Blindern (Oslo) 1991, sammenlignet med normalen 1961-90. Data fra Meteorologisk Institutt.

Globalstråling (Blindern) 1991, sammenlignet med gjennomsnittet for 1971-90.



Figur 27. Globalstrålingen (Blindern). Månedsmiddel og kvartiler 1971-90 sammenlignet med månedsmiddel 1991. (Data fra Meteorologisk institutt).

Tabell 4 viser en sammenligning av siktedypsobservasjoner sommertid mellom 1973-82 og 1983-90 og 1983-91. Unntatt Bærumsbassenget og Vestfjorden har det gjennomsnittlige siktedypet økt noe på samtlige stasjoner når observasjonene fra 1991 taes med. Konklusjonen fra analysen blir at sommeren 1991 forsterker den positive utviklingen i fjorden etter 1982, men at de spesielle klimaforhold i 1991 sannsynliggjør at dette er en forbedring som ikke alene skyldes rensetiltakene.

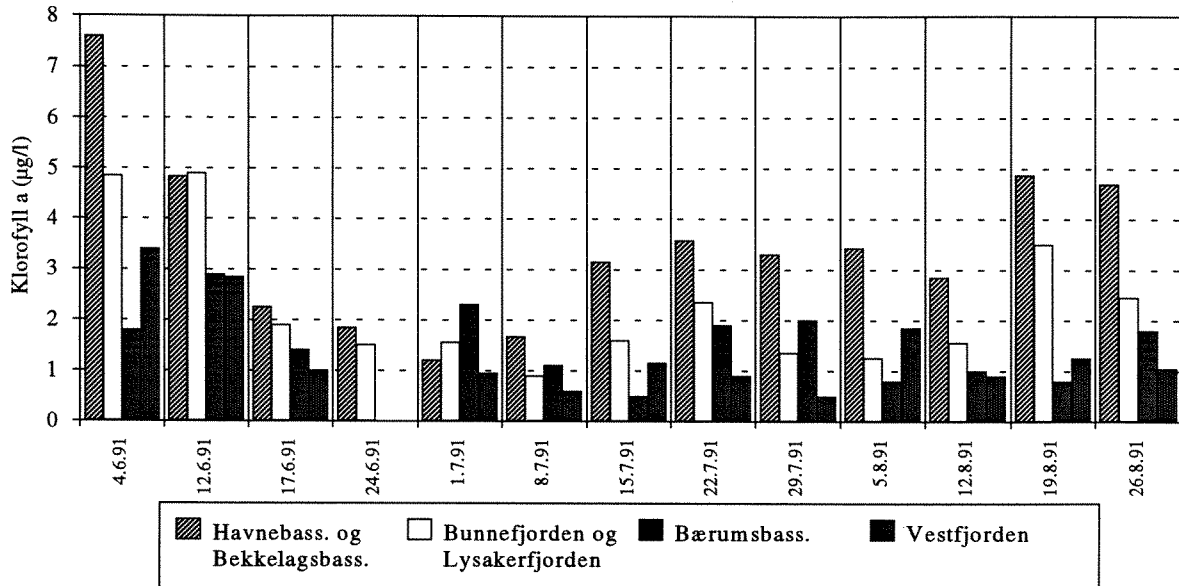
Tabell 4. En sammenligning av midlere siktedyp sommertid 1973-82 og 1983-90. Signifikante forandringer (T-test, sign.nivå 0.05).

Fjordområde (stasjon)	Antall obser-vasjoner 73-82	Antall obser-vasjoner 83-91	Forandringer i middelvei fra 1973-82 til 1983-91	Forandringer i middelvei fra 1973-82 til 1983-90	Sign. nivå
Oslo havne-basseng (AP2)	65	78	+ 1.1 meter	+0.9 meter	0.05
Bærums-bassenget (BL4)	36	77	+ 0.5 meter	+0.5 meter	0.05
Bekkelags-bassenget (CQ1)	37	82	+ 0.6 meter	+0.5 meter	0.05
Bunnefjorden (EP1)	83	84	+ 1.1 meter	+0.9 meter	0.05
Lysakerfjorden (BN1)	66	75	+ 1.1 meter	+1.0 meter	0.05
Vestfjorden (DK1)	83	80	+ 0.5 meter	+ 0.5 meter	0.05

3.3.2. Planteplanktonbiomassen (klorofyll-a).

Klorofyll-a er et indirekte mål på planteplanktonbiomassen. Avtakende konsentrasjoner skulle bety mindre biomasse i fjordens overflatevann (0 - 2 meters dyp). Avtakende klorofyll-konsentrasjoner behøver således ikke bety at den totale planteplanktonbiomassen blir mindre, men kan også bety at planteplanktonet fordeler seg jevnere over dypet i fotosyntesesonen, eller ligger nær sprangsjiktet som følge av bedre næringsforhold i dette vannlag. Avtakende klorofyll-a konsentrasjoner vil imidlertid generelt kunne tolkes som en positiv utvikling for Indre Oslofjords overflatelag, spesielt når trenden sammenfaller med økende siktedyp.

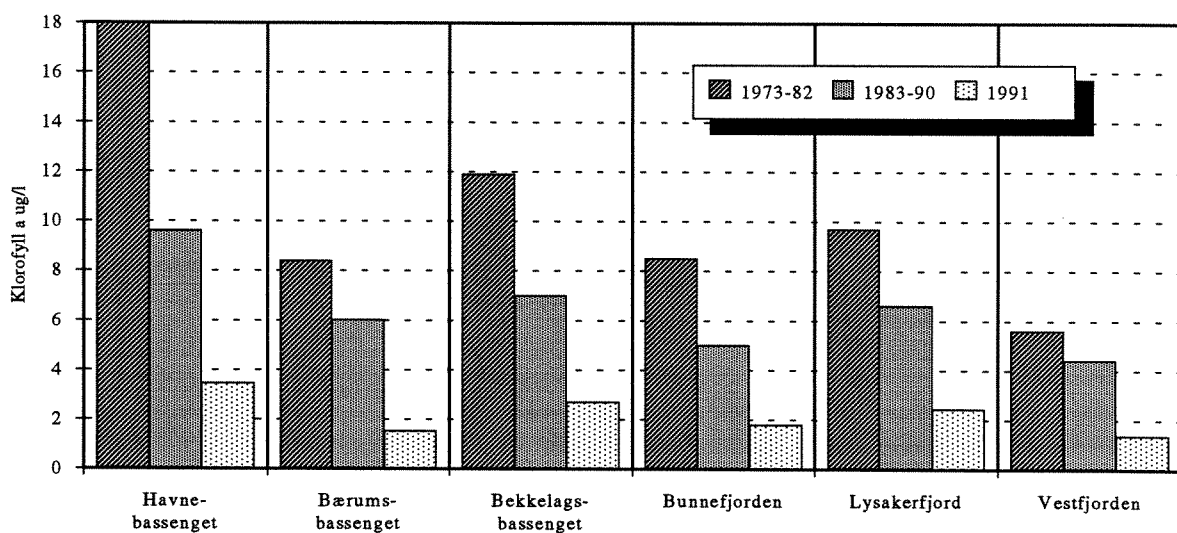
Figur 28 viser observasjoner fra ulike områder i Indre Oslofjord. Fortsatt er det de Oslo-nære områdene som har størst biomasse i overflaten, fulgt av Lysakerfjorden og Bunnefjorden. Øvrige områder har som oftest lavere biomasse selv om Bærumsbassenget har en egen rytme i forhold til de andre områdene. De største konsentrasjonene ble observert i juni og de laveste i begynnelsen av juli, dvs. samme variasjon som for siktedypsobservasjonene.



Figur 28. Planteplanktonbiomasse (klorofyll a, 0-2 meters dyp) i ulike områder i Indre Oslofjord i juni til august 1991.

I figur 29 er 1991-resultatene sammenlignet med gjennomsnittet for periodene 1973-82 og 1983-90. Figuren viser at resultatene fra sommeren 1991 vil bidra til den positive trenden fra 1973-82 til 1983-90. Samme forbehold til årsaken bak de lavere konsentrasjonene sommeren 1991 som for siktedypsresultatene gjelder, dvs at situasjonen til stor del skyldes klimaforhold, snarere enn gjennomførte rensetiltak.

Klorofyll a (0-2 m). Gjennomsnitt av observasjoner i juni august 1973-82, 1983-90 og 1991.



Figur 29. Gjennomsnittlig klorofyll-a konsentrasjon (0-2 meters dyp) i juni til august 1991, sammenlignet med gjennomsnitt for periodene 1973-82 og 1983-90.

I tabell 5 er gjennomsnittskonsentrasjonen i juni til august 1973-82 og 1983-91 sammenlignet (t-test). Forrige års analyse (1983-90) er satt opp i egen kolonne. Tabellen viser at den signifikante forskjellen mellom 1973-82 og 1983-91 har blitt større i hele fjorden, sammenlignet med 1983-90. Imidlertid er forandringen i Vestfjorden og Bærumsbassenget meget liten.

Tabell 5. En sammenligning av midlere klorofyll-a konsentrasjon i Indre Oslofjords overflatevann sommertid 1973-82 og 1983-90. Signifikante forandringer (T-test, sign.nivå 0.05).

Fjord-område (stasjon)	Antall observasjoner 73-82	Antall observasjoner 83-91	Forandringer i middelvei fra 1973-82 til 1983-91	Forandringer i middelvei fra 1973-82 til 1983-90	Sign. nivå
Oslo havnebasseng AP2)	64	75	-6.7 µg/l	- 5.9 µg/l	0.05
Bærumsbass. BL4)	31	72	- 0.5 µg/l	- 0.04 µg/l	0.05
Bekkelagsbass. (CQ1)	34	76	-2.9 µg/l	- 2.5 µg/l	0.05
Bunnefjorden (EP1)	74	78	- 2.3 µg/l	- 2.0 µg/l	0.05
Lysakerfjord. (BN1)	75	72	-1.5 µg/l	- 1.1 µg/l	0.05
Vestfjorden (DK1)	72	73	-0.4 µg/l	- 0.03 µg/l	0.05

Hovedkonklusjonen fra foreliggende observasjoner blir den samme som i årsrapport fra 1989-90. Biomassen i fjordens overflatelag (0-2 meters dyp) har avtatt i perioden etter 1983. Dette skyldes sannsynligvis gjennomførte rensetiltak. Resultatene fra 1991 forsterker den tidligere konstaterte utviklingen, men som følge av spesielle klimaforhold sommeren 1991 er det mest sannsynlig at den ytterligere forbedringen i stort sett ikke kan tilskrives rensetiltakene.

3.3.4. Planteplankton.

Formålet med registrering av planteplankton i Indre Oslofjord er for å følge med i forekomsten av spesielt giftige alger. Masseforekomster av planteplankton kan forårsake en rekke skader, ulemper og uønskede virkninger på livet i havet. Masseoppblomstringer fører til misfarging av vann, og gjør dette lite tiltalende for rekreasjon og fritidsbrukere. Store oppblomstringer i områder med dårlig vannutskiftning kan sekundært føre til lave oksygenkonsentrasjoner i dypvannet.

Det er dokumentert at flere av de planktonalgene som danner masseoppblomstringer i våre farvann (bl.a. innen slektene Alexandrium, Dinophysis, Chrysochromulina, Gymnodinium, Gyrodinium og Prymnesium) kan produsere giftstoffer (toksiner). Disse toksinene påvirker organismene i havet direkte eller indirekte ved at toksinene akkumuleres i næringsorganismer. Dette har ført til at blåskjell i Indre Oslofjord i store deler av sommersesongen kan inneholde planktonalgegiften DSP (Diarrhetic Shellfish Poisoning - diarèfremkallende skjellgift).

I 1991 har kvantitative planktonalgeprøver blitt analysert fra 0-2 meters dyp på stasjon DK1 i Vestfjorden (se vedlegg 1). Tabellarisk oversikt er gitt i vedlegg 1.

Planktonalgesituasjonen i 1991.

Første halvdel av juni forekom Rhizosolenia fragilissima i store konsentrasjoner i hele Indre Oslofjord. Maksimalt celledtall var 3.1 mill. c/l i begynnelsen av juni. I juli forekom Chaetoceros curvisetus i moderate mengder. Utover sommeren var det ubetydelige mengder kiselalger i planktonet.

Det var kun små konsentrasjoner av dinoflagellater i juni til august 1991. Gyrodinium aureolum, som er en art som når den forekommer i store konsentrasjoner kan forårsaker fiskedød, ble observert i moderate konsentrasjoner i Ytre Oslofjord fra slutten av august og utover i september (Larsen 1992). I Indre Oslofjord ble den kun registrert i mindre konsentrasjoner. En annen giftig art, Dinophysis norvegica (DSP-produserende) ble bare funnet i planktonet ved ett tilfelle.

Emiliana huxleyi ble først funnet i midten av juni og celledtallet var økende utover sommeren med maksimalt celledtall i begynnelsen av august (4 mill. c/l). Fra midten av juli og ut august var den den dominerende arten i planktonet.

Celledtallet av nakne flagellater < 10 µm varierte gjennom året med største konsentrasjon i første halvdel av juli.

Sammenligning med tidligere observasjoner.

I juni måned 1989-91 ble det ikke funnet Skeletonema costatum i de analyserte prøvene fra Indre Oslofjord. Denne art ble observert i store konsentrasjoner i juni 1986 (Paasche et.al. 1987) og i moderate konsentrasjoner i juni 1988 (Magnusson m.fl.1989 og 1991). For øvrig var konsentrasjonen av den dominerende arten Emiliana huxleyi stor, men mindre enn i samme periode i 1989 og 1990.

Planktonalgetellingene viser samme resultater som observasjonene av siktedyp og klorofyll a i fjordens overflatelag, dvs. relativt lite plankton i fjordens overflatelag (unntatt ved våroppblomstringer) og ikke noen stor oppblomstring, som bruker å være en normal situasjon for Indre Oslofjord. Imidlertid var også sommeren 1991 et på mange måter annerledes år, sett fra et klimasynspunkt (lite nedbør i juli og august 1991).

3.4. Tangvegetasjonen i Indre Oslofjord-horisontalutbredelse.

Det er gjennomført to ulike undersøkelser av fastsittende alger i Indre Oslofjord i overvåkingsprogrammet. Gruntvannsamfunnene på 7 utvalgte stasjoner er kartlagt spesielt m.h.t. nedre voksegrense for fastsittende alger (Kap 3.5). Videre er ca. 120 stasjoner undersøkt for å studere horisontalutbredelsen av fem vanlige tangarter i hele undersøkelsesområdet. Resultatene fra de sistnevnte undersøkelsene ble rapportert i årsrapport for 1989-90. (Magnusson m.fl. 1991). Materialet er bearbeidet videre i eget forskningsprosjekt og vil bli publisert i løpet av 1992 (Bokn et.al. in press). Ettersom den nye bearbeidelsen har gitt mer informasjon om utviklingen er det her gitt en kortfattet beskrivelse av resultatene.

Utbredelsen og subjektiv mengdeangivelse av fem tangarter (spiraltang, blæretang, grisetang, sagtang og gjelvtang) på 123 ulike strandområder ble estimert i 1988-90 (Magnusson m.fl. 1991). Disse resultatene er sammenlignet med tidligere undersøkelser fra 1974-80 (Bokn & Lein 1978, Bokn 1979). Data fra de forskjellige år er behandlet statistisk ved å bruke hierarkisk clusteranalyse for både 1974-80 og 1988-90. Alle klassifiseringsanalyser ble utført ved hjelp av Bray-Curtis indeks og fleksibel sortering (Bokn m.fl. in press).

Ut fra grafisk fremstilling av likhet mellom stasjoner (dendogrammer) fra 1974-80 ble undersøkelsesområdet delt inn i fire vegetasjons-grupper (basert på de fem tangartene). Resultatene fra 1988-90 viste at 79 stasjoner var stabile i sine grupper, 30 stasjoner ble klassifisert i rikere vegetasjonsgrupper, mens 14 stasjoner viste dårligere forhold (figur 30).

Den største signifikante forbedringen i artsantall og mengde fra 1974-80 til 1988-90 ble registrert i de nordligste deler av fjorden, nær havnebassenget, men også i områdene nær Drøbak. I kontrast til dette ble det funnet dårligere forhold i sydlige og nordøstlige deler av Bunnefjorden (figur 30).

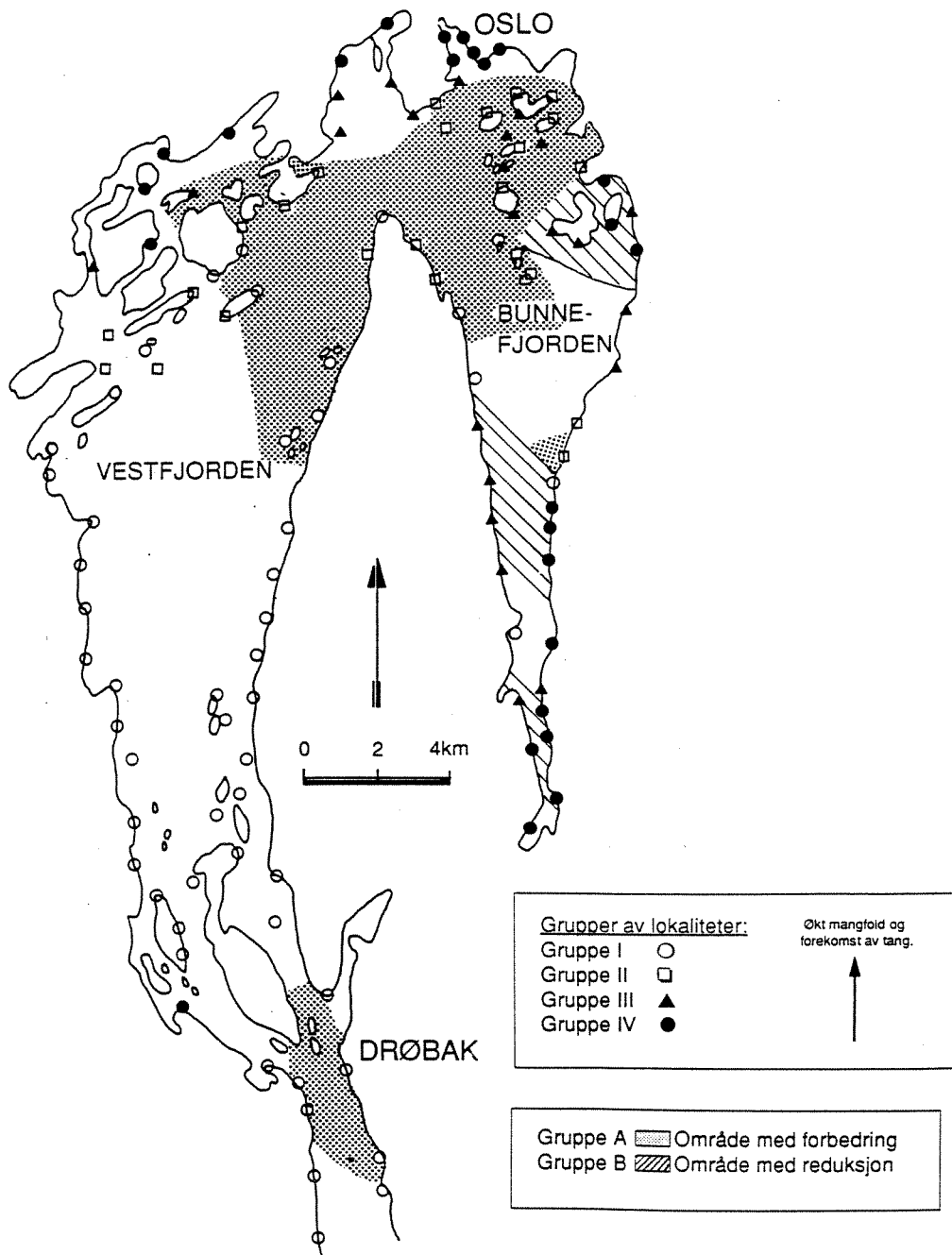
Gjelvtang (*Fucus evanescens*), som anses å være forurensningstolerant, viste en signifikant reduksjon i både gruppe I og gruppe II, mens spiraltang (*Fucus spiralis*) hadde øket sin utbredelse. I gruppe III og IV ble det ikke funnet noen endringer, mens de 14 stasjonene som viste fattigere vegetasjon i 1988-90 hadde fire arter med redusert vekst i forhold til undersøkelsene i 1970 - årene.

Den signifikante forbedringen av tangvegetasjonen i de nordlige deler av fjorden faller sammen med den store forbedringen i overflatelagets vannkvalitet i samme områder. Reduksjoner i utslipp av næringssalter og organisk stoff har ført til endringer i mange biologiske parametre. Planteplanktonbiomassen i fjordens overflate synes å være redusert, hvilket har ført til bedre sikt i vannet (se kap. 3.3). Færre ettårige alger, blåskjell og strandsnegl minker konkurransen mellom disse og tangen. Reduksjon av gjelvtang fører til mindre konkurranse mellom denne hurtigvoksende arten og de opprinnelige tangartene i fjorden. Påvekst alger på de opprinnelige tangartene har muligens avtatt. Dette vil også kunne favorisere de opprinnelige artene.

Reduksjonen i Bunnefjorden er ikke helt forstått. De aktuelle områdene er vanligvis de som først blir islagte i fjorden og muligens er dette forklaringen til reduksjonen, selv om vintrene 1988-90 var milde med lite eller ingen islegging. Reduksjonen i nordøstlige deler kan muligens også skyldes isskuring, men også dumping av muddermasser, som ofte gjennom-

føres i vinterhalvåret kan ha bidratt. Derved vil ikke siktedypsobservasjoner i juni til august gi noe negativt utslag på tross av mulighet for periodevis nedsatt lys i overflatelaget. Det må imidlertid understrekes at effekter av dumping av muddermasser her kun er fremstilt som en hypotese.

Sammenfatningsvis synes det som om rensetiltakene i Indre Oslofjord har hatt en positiv innflytelse på tangvegetasjonen og muligens også på hele organismsamfunnet, som lever i overflaten. Det er interessant at se at situasjonen i Vestfjorden ikke har blitt dårligere etter det hovedutslippet av renet kloakkvann ble overført til denne fjorddelen.



Figur 30. Kart over utbredelse og mengde til fem tangarter på 123 stasjoner i Indre Oslofjord 1988-90. Gruppe-symbolene I-IV viser avtakende mengder. Signifikant økning eller reduksjon siden 1974-80 er markert ved raster.

3.5 Tangvegetasjonen i Indre Oslofjord - vertikalutbredelse

3.5.1 Formål og bakgrunn

Formålet med undersøkelsen var å kartlegge nedre grense for algevegetasjonen i indre Oslofjord med hovedvekt på de opprette algene (alger som vokser opp fra bunn i motsetning til skorpeformede alger). Forandringene i vertikalprofiler over et visst antall år, skulle gi oss mulighet for å påvise eventuelle forandringer i forurensningssituasjonen i indre Oslofjord.

De fastsittende algenes vertikale utbredelse vil være avhengig av hvor langt ned sollyset går. Lysgjennomgangen i vannet er avhengig av turbiditeten i vannet. Reduseres turbiditeten vil siktedypet øke noe som igjen skulle gi en dypere utbredelse av alger. Ved å benytte de fastsittende indikatororganismene vil man få et mål for lysgjennomgangen over tid.

Faktorer foruten lys som bestemmer nedre vegetasjonsgrense er; vannkvalitet, substratets konsistens, hellningsvinkel og orientering. Blåskjell som er meget alminnelig i indre Oslofjord, vil i den eufotiske sone danne et jevnt over utilfredsstillende substrat for alger. En annen slik begrensende faktor er beiteeffekter. Beiting fra kråkeboller og snegler kan medføre at nedre vegetasjonsgrense løftes oppover (Jorde & Klavestad 1963).

3.5.2 Metoder og gjennomføring

Undersøkelsen startet i 1981 og fortsatte over 3 år fram til 1983. Etter et opphold på 6 år ble undersøkelsene av nedre voksegrense for alger gjenopptatt i 1989. Undersøkelsen skulle gå over 3 år også i denne perioden, men ble pga. sykdom ikke utført i 1990. En kan si at en har undersøkt en periode "før eller under" oppstartingen av renseanlegget ved VEAS og en "etter". Denne rapporteringen omhandler derfor en vurdering av algesamfunnene i disse to periodene og eventuelle forskjeller mellom periodene. Det ble i tillegg utført registrering av alle større lett kjennelige dyr i både før- og etterperioden. Alle grunnlagsdata foreligger som vertikalprofiler i vedlegg. En vertikalprofil er en kvalitativ og semikvantitativ beskrivelse av de alger og dyr som ble funnet fra overflaten og til maksimalt 25m.

Registrering ble foretatt ved dykking og telefonforbindelse til assistent på land. Vertikalutbredelsen av større gruntvannsorganismer registreres semikvantitativt etter en skala fra 1 til 4 hvor, 1 er enkeltfunn, 2 er spredt, 3 er vanlig og 4 er dominerende eller assosiasjonsdannende. Det må presiseres at i 1981 kan artslistene være noe mangelfulle i de grunne deler av vertikalprofilene, da hovedvekten ble lagt på registrering av algenes nedre grense og artssammensetningen nær denne. Skorpeformete alger ble ikke registrert i perioden 1981 til 1983.

3.5.3 Databehandling

Alle vertikalprofilskjema ble inndelt i følgende fire dypintervall: A = 0 - 2m, B = 3 - 6m, C = 7 - 12m og D = >13m. Forekomst av alle artene funnet innen de nevnte 4 dypintervall, ble summert mht. deres semikvantitative forekomst. De nå nye verdiene for artene innen dypintervallene ble lagt til grunn for den videre bearbeidelse. Dette ble gjort for å lette bearbeidningen av data og for å redusere den maksimale tillatte datamengden for de multivariate analysene.

Relativ forekomst og antall arter.

For hver vertikalprofilskjema er artene delt inn i alger og dyr og summert mht. relativ forekomst og antall innen hvert dypintervall. Deretter er forekomsten normalisert til forekomst pr. dypmeter. Dette for å gi et visuelt mer riktig bilde av den relative mengden alger som forekommer nedover i dypet. Skalaen kan være noe misvisende da det er mye større forskjell mellom 2 og 3 enn mellom 1 og 2 på figurene. Skalaen kan sies å være tilnærmet logaritmisk.

Multivariat analyser

For å kunne dokumentere om en eventuell forandring i artssamfunnene i fjorden har vært signifikant over årene eller ikke, har en benyttet multivariatanalysene "cluster" og MDS (Non-Metric Multi Dimensional Scaling). Før databearbeiding ble alle datasett log-transformerte. Cluster og MDS-analysene tar utgangspunkt i en likhetsmatrise (similaritetsmatrise). Det er benyttet Bray-Curtis indeks til beregning av denne matrisen. Datamatriksen er deretter clusteret etter Hierarchical Agglomerative- metode og framstilt i et dendrogram. Til fremstilling i dendrogram er det benyttet Group Average Linking. Cluster-metoden vil i prinsippet forsøke å finne "naturlige grupperinger" av prøver slik at prøver innen en gruppe er mer lik enn prøver i andre grupper. Metoden er nærmere beskrevet i Clifford & Stephenson (1975).

Videre er similaritetsmatrisen benyttet til MDS (Kruskal & Wish 1978). Metoden forsøker å konstruere et "kart" i et visst antall dimensjoner (her 2-dimensjonalt) ved å benytte informasjon i form av " Det er kortere avstand mellom prøve 1 og 4 enn mellom 1 og 3". Avstandene i mm i MDS-plottet mellom forskjellige prøvepar tilsvarer graden av forskjell mellom prøvene. Alle prøver testes mot hverandre. En stressfaktor beregnes etter hvor god tilpassning det er mellom similaritetsmatrisen og avstandene mellom prøvene er framstilt i plottet. Stressfaktoren betegner korrelasjonen mellom similaritet og plot etter følgende kriterier:

Stress < 0.05 plottet gir en utmerket representasjon av sammenhengen.

< 0.1 ----- god -----

< 0.2 ----- antydningmessig ----- Plottet vurderes med forsiktighet.

< 0.3 ----- noe bedre enn tilfeldig representasjon av sammenhengen mellom prøvene.

For å teste om MDS-plottet gir signifikante forskjeller mellom prøver, benyttes en test kalt ANOSIM (Analysis of Similarities). Anosim er en test basert på permutasjoner (Monte Carlo-metode (Hope 1968)) og setter ingen betingelser for "likhet i varians", noe som er en betingelse for ordinære multivariatanalyser av varians.

3.5.4 Resultater

Ved tidligere rapportering har det vært benyttet en inndeling av stasjonene etter 4 områder (Fig. 31). Denne inndelingen ble benyttet av Klavestad (1967) etter undersøkelser fra 1962 til 1965. Inndelingen var basert på en forurensningsgradient fra delområde I i ytre Oslofjord, til delområdene II, III og IV i indre Oslofjord. Stasjonene vil først bli vurdert separat. En vil deretter vurdere før- og etterperiodene mot hverandre.

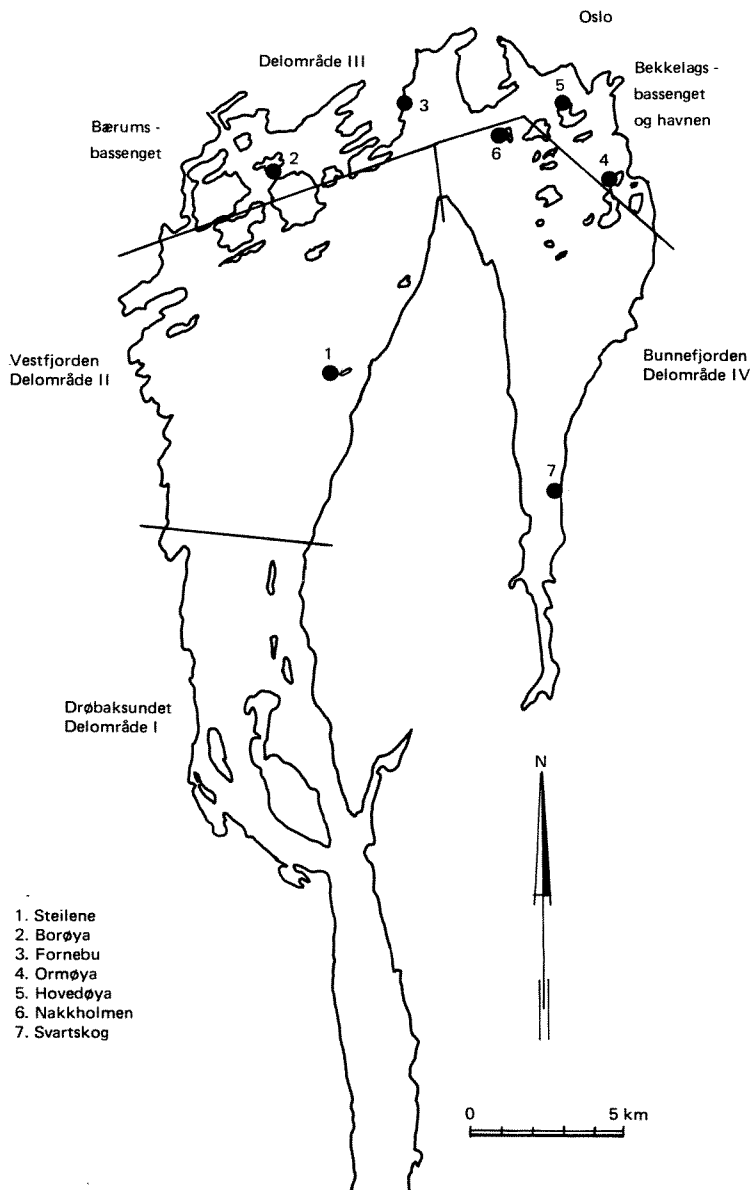


Fig. 31. Stasjonskart for undersøkelse av nedre voksegrense for fastsittende alger på 7 stasjoner i indre Oslofjord.

Steilene - Vestfjorden

Steilene som er en artsrik stasjon har siden 1981 vist en positiv utvikling i antall alger og relativ forekomst av disse. Dette er vist i fig. 32, hvor artsantallet har økt spesielt i 3-6m dyp fra 7 registrerte alger i 1981 til 21 arter i 1989. Relativ forekomst av alger (fig. 32) viser en tydelig avtagende tendens med dyppet. I 1981 var mengden alger lav. Dette kan skyldes at det dette året ble lagt vekt på å kartlegge nedre grense for algevegetasjon og alge- og dyresamfunnet i den øverste meteren kan ha blitt noe dårligere registrert dette året (Källqvist et al. 1982). Fra 1981 økte mengden alger og antallet rødalger økte betydelig på bekostning av forurensningstolerante grønnalger. Det ble derfor konkludert med at det hadde skjedd en positiv utvikling av forurensningssituasjonen i løpet av perioden på denne stasjonen (Magnusson et al. 1984).

I løpet av 1983 til 1989 hadde antallet alger og dyr økt betydelig. Relativ forekomst av alger (fig. 32) hadde også økt fra 1983 til 1989.

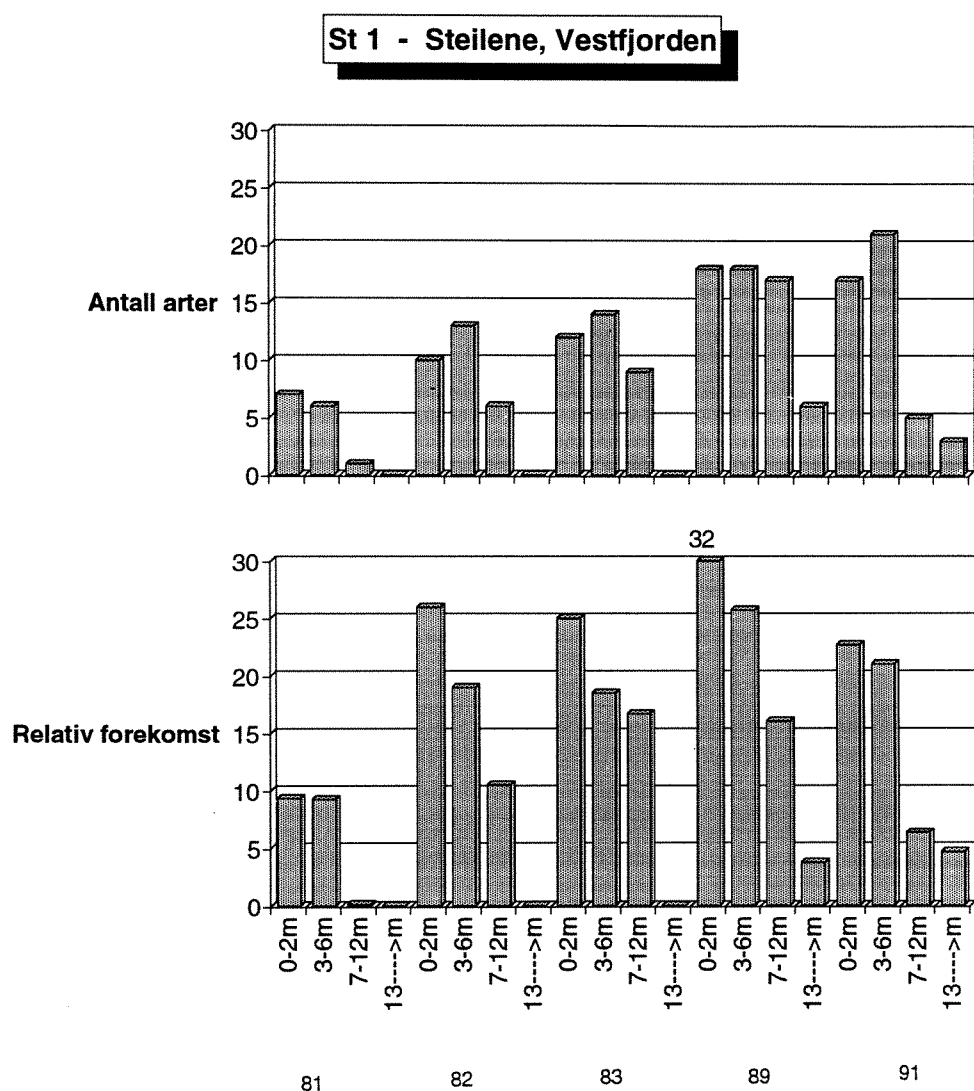


Fig. 32. Antall arter og relativ forekomst av alger på Steilene fra 1981- 1991 i 4 dypintervall.

Fra 1989 til 1991 hadde skjedd en nedgang i den relative mengden alger i de 3 øvre dypintervall, samt en betydelig reduksjon i antall alger i dypintervallene 3-6m og 7-12m (fig. 32). Dette skyldes ikke en forverring i vannkvalitet, men et økt beitepress fra kråkebollene *Strongylocentrotus droebachiensis* (drøbak-kråkebolle) og *Psammechinus miliaris* (grønn kråkebolle). Forekomsten av disse er også registrert over alle årene. Ved å summere forekomstene av disse artene (normalisert til pr. dypmeter), vil en se at mengden av kråkeboller i 1991 var adskillig større enn i 1989, da det ble registrert kråkeboller bare dypere enn 13m (fig. 33).

Strandsnegl kan også påvirke algesammensetningen og mengden alger ved at de beiter på sporer og unge planter. Blir dette beitepresset stort kan det hindre tilvekst av alger. På Steilene har det ikke vært noen tydelige forskjeller i strandsneglbestanden over 10 årsperioden fra 1981 og til 1991.

Store forekomst av blåskjell (*Mytilus edulis*) påvirker etablering av alger i hardbunnsområder. Det er ofte konkurranse om plass og dersom blåskjell dekker store arealer i et område, vil de hindre etablering og tilvekst av alger. På Steilene har det vært store svingninger i blåskjellbestanden. I 1981, 1983 og i 1991 var blåskjell vanlig forekommende, mens i 1982 og spesielt i 1989 var det sparsomt med blåskjell på stasjonen ved Steilene.

Nedre voksegrense for alger er registrert alle år. I den første perioden fra 1981 til 1983 ble bare opprette alger kartlagt, mens i etterperioden er også skorpeformete alger registrert. Resultatene er framstilt i tabell 6.

Tabell 6. Nedre voksegrense for opprette alger fra 1981 til 1991 på 7 stasjoner i indre Oslofjord, samt nedre voksegrense for skorpeformete alger i 1989 og 1991.

Stasjoner	OPPRETT	OPPRETT	OPPRETT	OPPRETT	OPPRETT	SKORPE	SKORPE
	1981	1982	1983	1989	1991	1989	1991
1. Steilene	11.5	11.5	11.5	14	12	19	20
2. Borøya	0.7	2	5	7	14	8	8
3. Fomebu	7	8	9	13	4	13	15
4. Ormøya	5	7	2	8	2	11	14
5. Hovedøya	5.5	9	8	11	13	9	10
6. Nakkholmen	7	8	12	10	6	14	14
7. Svartskog	5	13	12	8	8	17	18

På Steilene var nedre voksegrense i 1974 6m (Nilsen 1974). Både i 1967 og i 1974 hadde bl.a. *Callithamnion corymbosum* og sukkertare (*Laminaria saccharina*), en nedre voksegrense på 4m, mens i 1981, 1982, 1983 og i 1989 var nedre grense for en av de henholdsvis 6m, 12m, 12m og 12m. Dette viser at nedre voksegrense for opprette alger har økt betydelig fra 1967 til 1991 og hvor den tydeligst forbedringen har skjedd fra 1981 til 1982.

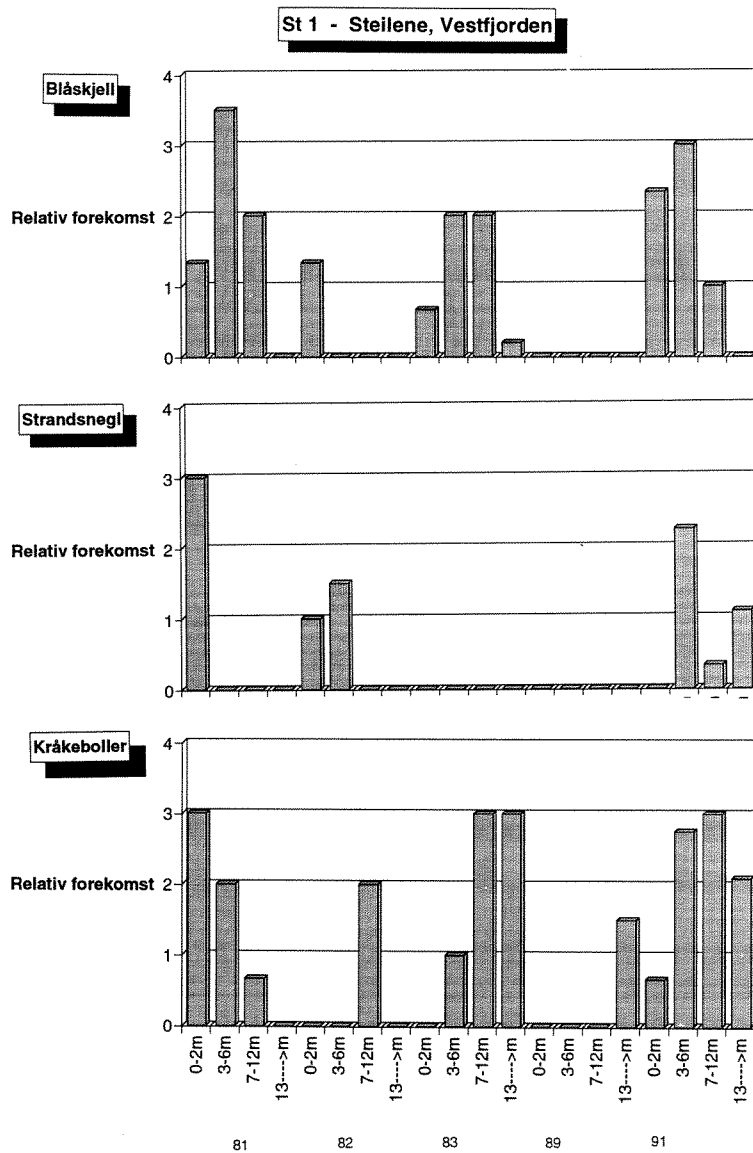


Fig. 33. Relativ forekomst av blåskjell, strandsnegl og kråkeboller på Steilene fra 1981 til 1991 i forskjellige dypintervall.

Multivariate analyser

For å kunne dokumentere om en forandring i alge- og dyresamfunnene er signifikant eller ikke, er det benyttet multivariate analyser av likhet mellom dyp, stasjoner og år.

Dypintervallene 0-2m, 3-6m, 7-12m og 13m+, er benevnt A,B,C og D etter økende dyp. I vedlegg finnes alle dendrogram og MDS-plot for alle stasjonene.

MDS-plottet for stasjon 1 Steilene grupperte stasjonenes artssammensetning i før og etterperioden dvs. 1981-1983 mot 1989-1991, i to forholdsvis klart adskilte grupper (vedleggsfigur 1). Avstanden mellom stasjonene gir uttrykk for graden av forskjell mellom stasjonene. Variansanalysen (ANOSIM) ga signifikante forskjeller i artssammensetningen fra førperioden til etterperioden. Tabell 7 angir på hvilket signifikansnivå artssammensetningen

har vært forskjellig i de to periodene for både alger og dyr. Stressfaktoren var 0.0885 og 0.0803 for henholdsvis alger og dyr, noe som beskriver en god sammenheng mellom MDS-plottet og similaritetsmatrisen.

Tabell 7. Signifikansnivå for forskjeller i artssammensetningen av alger og dyr i periodene 1981,82 og 83 mot perioden 1989 og 1991. ns = ikke signifikante forskjeller. Stressfaktor - se under metoder.

Stasjoner	Alger	Stressfaktor-Alger	Dyr	Stressfaktor-Dyr
1	0.002	0.088	ns	0.080
2	0.032	0.0	ns	0.048
3	0.005	0.035	0.047	0.073
4	0.007	0.032	0.009	0.074
5	0.026	0.043	ns	0.078
6	0.001	0.079	ns	0.096
7	0.002	0.032	0.008	0.093

Det er ut fra tabellen klart at algesamfunnet er forandret fra før- til etterperioden ($p = 0.002$). For dyr er det ikke funnet en signifikant forskjell, men forskjellen var nesten signifikant ($p = 0.068$). Responsen på en bedret vannkvalitet, dvs. større siktedyp og mindre næringssalter, vil naturlig nok først gi seg utslag i algevegetasjonen. Forskjellige dyr reagerer indirekte med en forskjellig respons alt etter hvilket levesett de har. Dette skulle tilsi at forandring i dyresamfunn ikke var like ensartet som for alger og at artssammensetningen pga. større variasjon, ikke alltid ga like gode signifikante forskjeller mellom før og etterperioden som alger gjorde (tab. 7).

Sammendrag-Steilene i Vestfjorden.

Variasjonene i kråkebolle-, strandsnegl- og blåskjellbestanden på stasjonen ved Steilene fra 1981 til 1991, kan ikke forklare forandringene i algevegetasjonen. En bedret vannkvalitet er høyst sannsynlig grunn til de tydelige endringene fra før- til etterperioden. Det har altså skjedd en signifikant forbedring av algesamfunnet på Steilene fra 1981 til 1991. Det hadde også skjedd en endring i dyresamfunnet, men forskjellene var ikke signifikante.

Borøya - Bærumbassenget.

Borøya ligger inne i Bærumbassenget og har tidligere hatt en meget dårlig vannkvalitet (Källqvist et al., 1982). I 1981 ble nederste voksegrense for alger registrert bare til 0.7m. Stasjonen var artsfattig, noe som også kan tilskrives naturlige forhold. Utviklingen fram til 1982 og videre til 1983 viste en markert økning av nedre voksegrense for alger (tab 6) samt en økning av artsantallet i samme periode (fig. 34). Tilstanden i etterperioden 1989/91 viste en betydelig økning i artsantall samt i relativ forekomst. Nedre voksegrense for algene hadde økt fra 5m i 1983 til hele 14m i 1991 (tab 6).

St 2 - Borøya, Bærumsbassenget

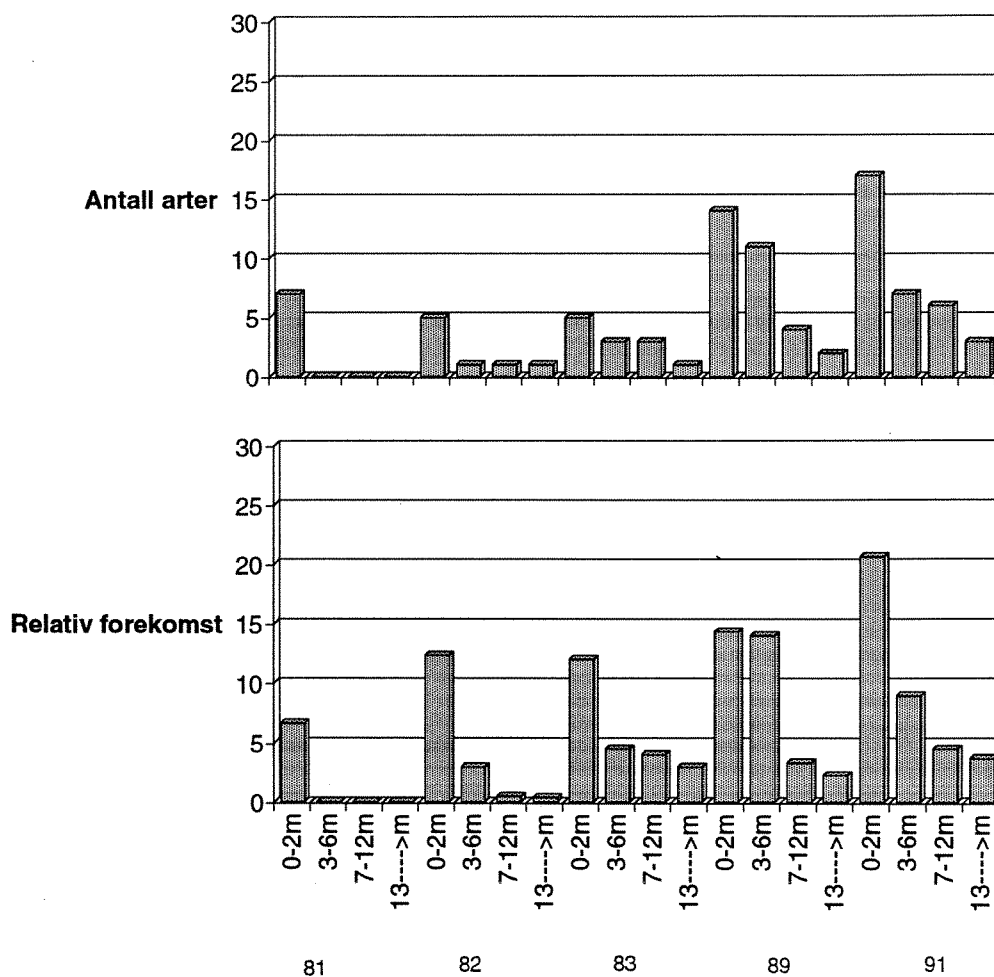


Fig. 34. Antall arter og relativ forekomst av alger ved Borøya, Bærumsbassenget fra 1981-1991 i 4 dypintervall.

En betydelig dominans av blåskjell i 1981 fra 0m ned til 2m, kan ha hindret etableringen av alger i 1981. Figur 35 viser at 0-2m i 1981 ble fullstendig dominert (forekomst = 4), mens i 1982 var beltet redusert til en 20cm utstrekning på ca. 60cm dyp. Denne reduksjonen ga ikke den antatte effekt i form av en tydelig økning av antall algearter, men en kan antyde en økning i biomasse (relativ forekomst) fra 1981 til 1982. I 1983 ble det funnet et enda mer dominerende blåskjellbelte enn i 1981. Dette skulle gi en reduksjon i algevegetasjonen på Borøya i 1983, men en slik nedgang ble ikke observert. I etterperioden 1989/91 ble det registrert moderate forekomster av blåskjell og en betydelig økning i antall algearter og mengden av disse (fig. 34 og 35).

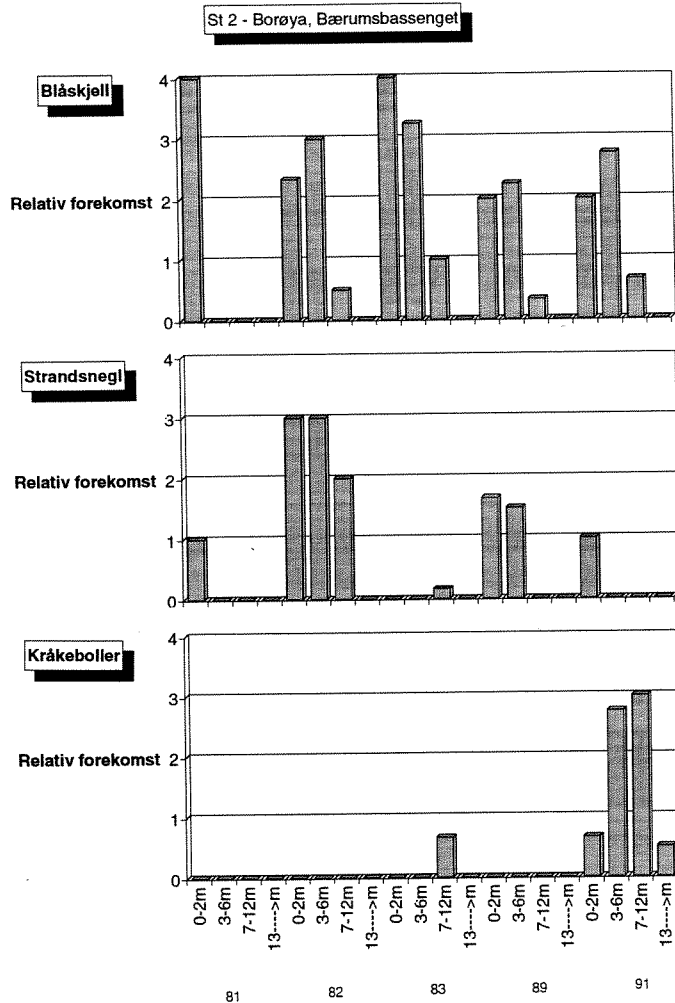


Fig. 35. Relativ forekomst av blåskjell, strandsnegl og kråkeboller ved Borøya, Bærumsbassenget, fra 1981 til 1991 i forskjellige dypintervall.

Beitepress fra kråkeboller og strandsnegl har vært lavt (fig. 35). Det er først i 1991 at det kan antydningvis vises en reduksjon i antall arter og mengde av alger i dypintervallet 3-6m (fig. 34). Kråkeboller ble først funnet i større konsentrasjoner i 1991, da som vanlig forekommende fra 3m og helt ned til 14m dyp (Se dypprofil i vedlegg).

De multivariate analysene viser at stasjonen har en signifikant forskjellig algevegetasjon i 1989/91 enn i perioden 1981/83. For dyr var forskjellen mellom periodene ikke signifikante ($p = 0.102$). Dendrogram og MDS er vist i vedleggsfigur 2.

Sammendrag-Borøya i Bærumsbassenget.

Forholdene i Bærumsbassenget representert ved en stasjon ved Borøya, har vist den tydeligste forbedringen gjennom perioden 1981 til 1991. Nedre grense for alger har økt fra 0.7m (1981) til 14m (1991) og antall arter og forekomst av disse, har økt i samme periode. Dette settes i sammenheng med bedret vannkvalitet, da andre biologiske og hydrografiske forhold som bl.a. beitepress og isskuring ikke kan forklare en slik dramatisk forandring i alge- og dyrelivet som har funnet sted på stasjonen.

Fornebu - Lysakerfjorden

Stasjonen er noe mer langgrunn enn de andre stasjonene. Den har i likhet med Borøya hatt en relativ fattig algevegetasjon. I perioden 1981 til 1983 var det små variasjoner i antall arter som ble registrert (fig. 36), men en økning av artantallet kunne spores fra 1981 til 1982.

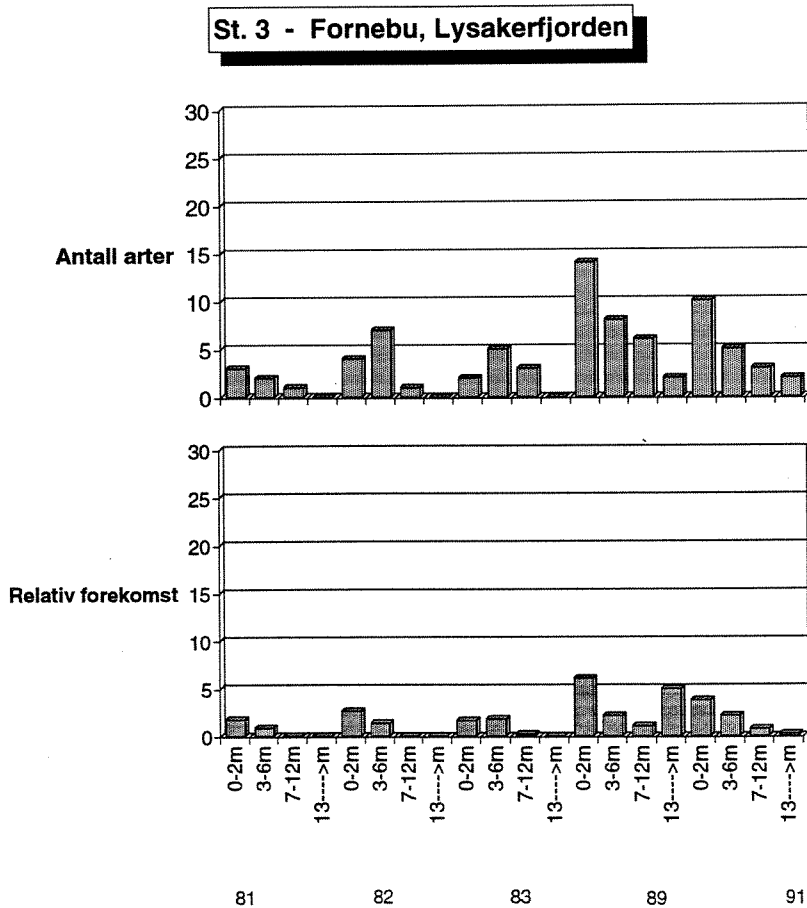


Fig. 36. Antall arter og relativ forekomst av alger ved Fornebu, Lysakerfjorden fra 1981-1991 i 4 dypintervall.

Den relative forekomsten av alger i perioden 1981/83 har også vært liten. Dette skyldes foruten en dårlig vannkvalitet også den store mengden av blåskjell som forekom i samme periode (fig. 37). I 1981 dominerte blåskjell fullstendig ned til 6m dyp, mens i 1982 og 1983 var blåskjell mindre dominerende i 3-6m dypintervall. Dette resulterte også i en antydningvis økning i antall arter og tildels mengden alger fra 1981 til de to påfølgende år (fig.36). I etterperioden 1989/91 økte antall algearter og mengden av disse betydelig (fig 36). I de øvre 0-2m ble det funnet hele 14 arter i 1989, mens det i førperioden ble funnet høyst 4 arter i dette dypintervallet. Mengden av algene økte også tydelig i de dypere vannlag fra før- til etterperioden. Blåskjellmengden var også tydelig mindre i etterperioden enn i førperioden (fig. 37). Dette kan sammen med en forbedring i vannkvalitet være årsak til den klare økning i antall alger og mengden av dem.

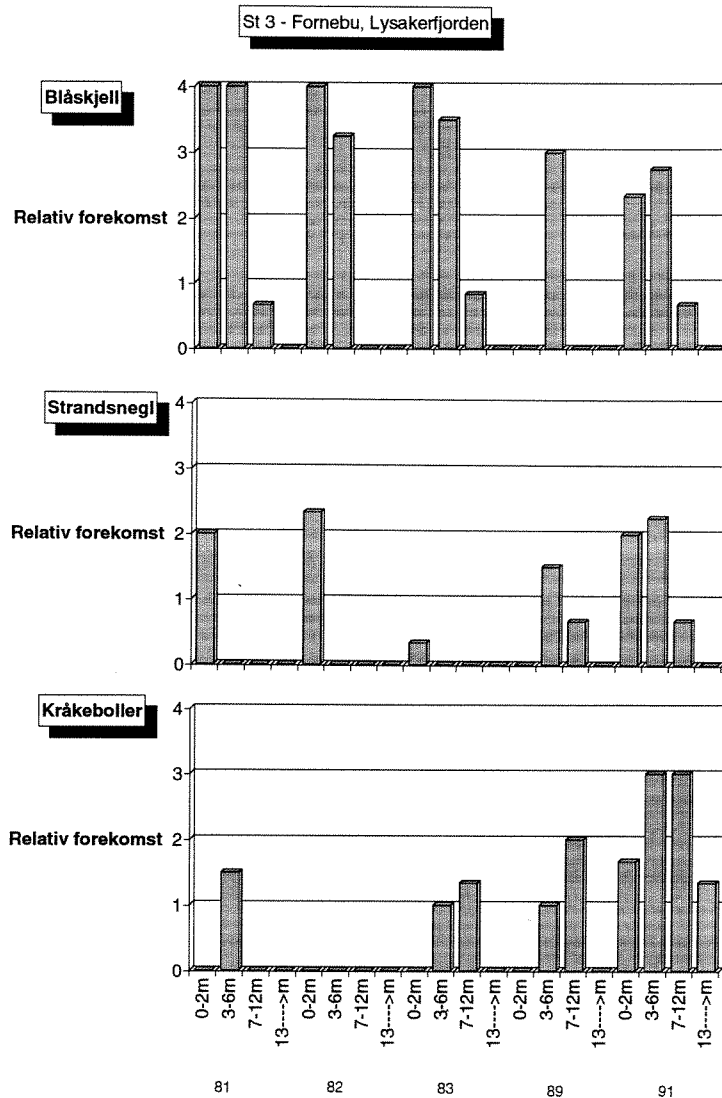


Fig. 37. Relativ forekomst av blåskjell, strandsnegl og kråkeboller ved Fornebu, Lysakerfjorden, fra 1981 til 1991 i forskjellige dypintervall.

Kråkebollbestanden har økt fra før til etterperioden (fig. 37). Innen etterperioden har det også skjedd en tydelig økning fra 1989 til 1991. Dette gjelder over alle dypintervall. Strandsneglbestanden har økt noe fra 1989 til 1991 (fig. 37). Betydningen av den økte kråkebollbestanden sammen med en økning av strandsnegler, har høyst sannsynlig forårsaket den tydelige reduksjonen som kan observeres i antall og forekomst av alger fra 1989 og til 1991 (fig. 36).

Nedre voksegrense for alger har økt fra 7m i 1981 til 13m dyp i 1989. I 1991 var derimot nedre voksegrense for opprette alger bare 4m (tab. 6). Dette skyldes nedbeiting forårsaket av kråkeboller. De skorpeformete algene som ikke er så lett tilgjengelig for kråkeboller og strandsnegl, hadde fra 1989 til 1991 økt fra 13 til 15m dyp. Dette underbygger den antagelsen at det er kråkeboller som har beitet hardt på algevegetasjonen. Ettersom forekomsten av de skorpeformete hadde økt fra 13m til 15m, tyder dette på at vannkvaliteten ikke har forverret seg som nedgangen i alger kunne tilsa, men heller mulig forbedret seg fra 1989 til 1991.

De multivariate analysene av alge- og dyresamfunnet på stasjonen i før -og etterperioden, viste at det har skjedd en signifikant forandring fra 1981/83 til 1989/91 ($p = 0.005$).

Stressfaktoren var lav (0.035) noe som tilsier en god overenstemmelse mellom similaritetsmatrisen og avstandene i plottet (vedleggsfigur 3). For dyr var forskjellen mellom før og etterperioden signifikant ($p = 0.047$) med en betryggende stressfaktor på 0.073.

Sammendrag - Fornebu i Lysakerfjorden.

Blåskjell konkurrerer med algene om plass. Rik næringsstilgang i førperioden førte til stor planteplanktonproduksjon og dermed dårlig siktedyp. Dette har favorisert tilveksten av blåskjell framfor alger i førperioden. Forbedring av vannkvaliteten fra før- til etterperioden, har resultert i en klar tilvekst av den fastsittende algevegetasjonen i form av flere arter og større mengder. Nedre voksegrense har også økt. En frodigere algevegetasjon har ført til en økning i antall beitere, som igjen har resultert i et hardt beitepress på den tilvoksende algevegetasjonene. Resultatet ble en reduksjon i algevegetasjonen fra 1989 til 1991. De multivariate analysene har vist at det har skjedd en signifikant endring i alge- og dyresamfunnene ved Fornebu fra 1981/83 til 1989/91. Forandringene må sees på som en direkte og indirekte følge av forbedring i vannkvaliteten gjennom undersøkelsesperioden.

Ormøya - Bekkelagsbassenget

Antallet alger ved Ormøya har ikke forandret seg noe særlig fra 1981 til 1983 (fig. 38).

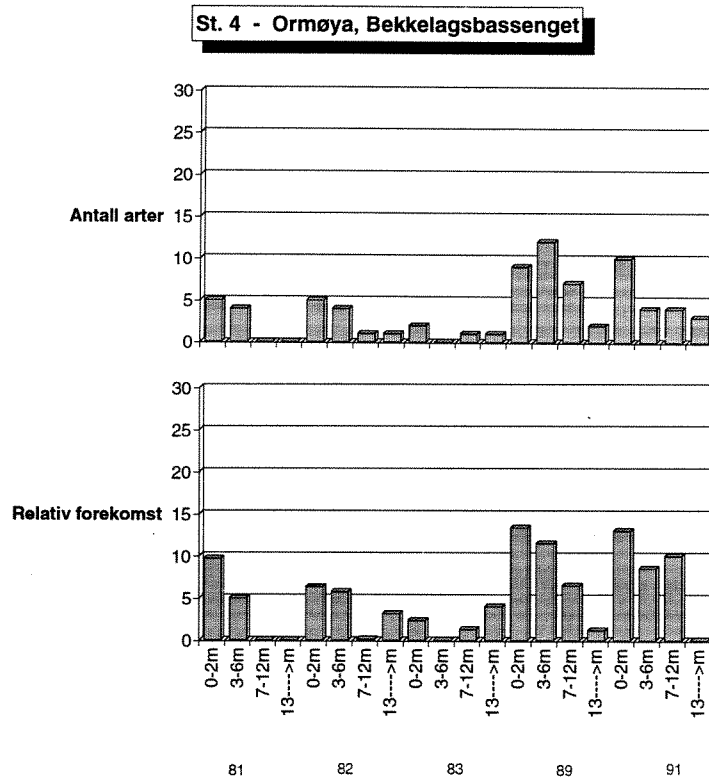


Fig. 38. Antall arter og relativ forekomst av alger ved Ormøya, Bækkelagsbassenget, fra 1981- 1991 i 4 dypintervall.

I motsetning til på alle andre stasjoner har det heller vært en nedgang i artsantallet og mengden alger over denne perioden. Dette kan ikke forklares i form av økt beitepress, da det i perioden ikke ble funnet kråkeboller, men bare noen få strandsnegl (fig. 39). Derimot kan det antydes en økning av blåskjellbestanden fra 1981 og til 1983 i dypet 3-6m. Den økte bestanden av blåskjell kan ha hindret etablering av alger i dette dypintervall og dermed ført til en reduksjon i antall og mengde alger. Algevegetasjonens dypgrense var i denne perioden bare 7m.

I etterperioden økte algevegetasjonen i mengde og antall arter (fig. 38). En reduksjon i antall arter fra 1989 til 1991 under 2m dyp, er sannsynligvis et resultat av økning i bestandene av kråkeboller og strandsnegl (fig. 39) med påfølgende hardt beitepress fra disse artene i 1991.

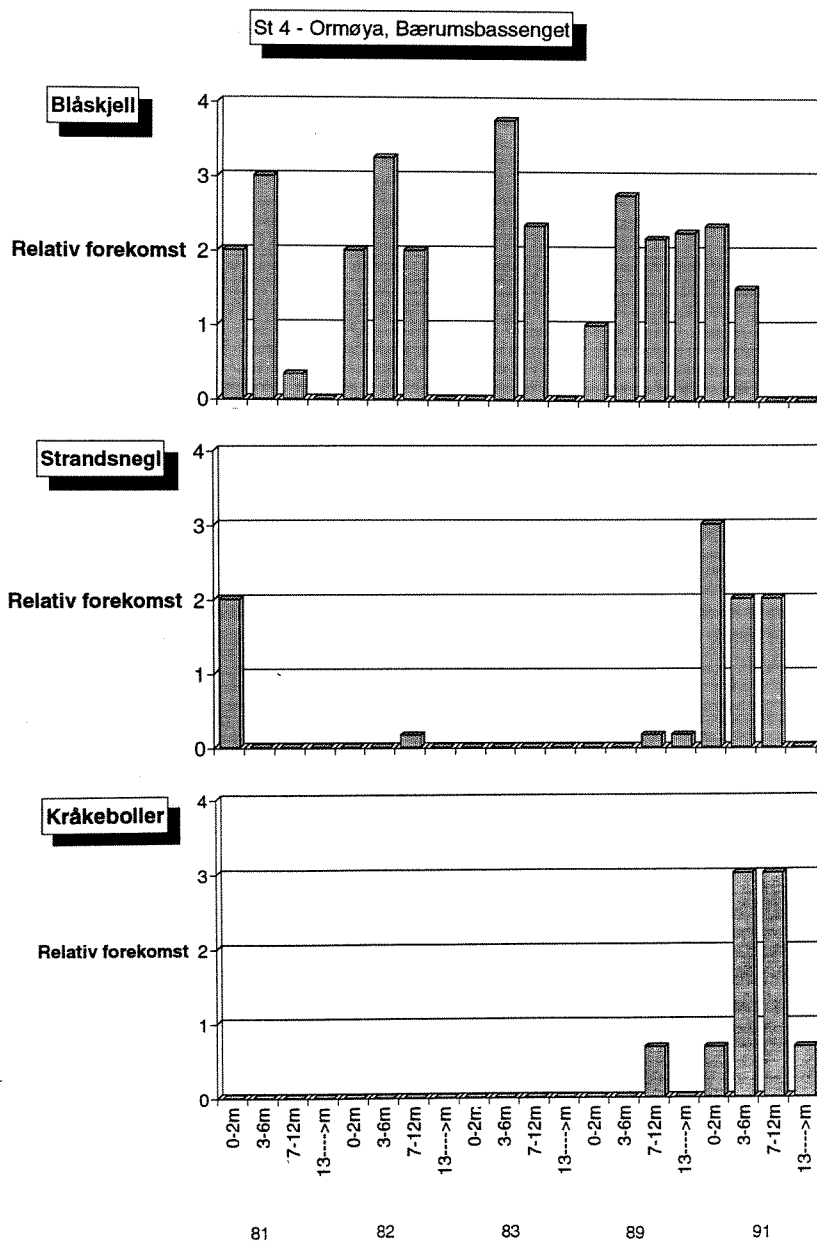


Fig. 39. Relativ forekomst av blåskjell, strandsnegl og kråkeboller ved Ormøya, Bækkelagsbassenget, fra 1981 til 1991 i forskjellige dypintervall.

Nedre grense for algevegetasjonen har økt fra 1981 til 1982, men viste en nedgang fra 1982 til 1983 (tab. 6). Dette kan ha sammenheng med at blåskjellbestanden økte fra å være spredt forekommende i dypintervall 5-8m i 1982, til å være fullstendig dominerende i det samme dypintervall i 1983. Derfor ble nedre grense for opprette alger i 1983 funnet å være 2m, altså lik det dyp hvor blåskjellbeltet starter (Profil for st4. 1982 og 1983 i vedlegg). (Nedre grense for algevegetasjonen er i tidligere rapporter ved en feil satt til 4m i 1983, mens rette dyp er 2m). Dette underbygger påstanden om at stor forekomst av blåskjell hindrer etablering av algevegetasjon.

I etterperioden har nedre grense for alger økt fra maks. 7m i førperioden til 8m i 1989. I 1991 derimot ble nedre voksegrense igjen observert å være 2m. Dette kan ikke bero på en økning i blåskjellbelte da dette har vært moderat i 1991, men skyldes beiting. Det har fra 1989 til 1991 skjedd en betydelig økning i bestandene av kråkeboller og strandsnegl som har gresset ned algevegetasjonen under 2m dyp. Skorpeformete alger som ikke utsettes for samme beitepress som opprette alger, ble til sammenligning funnet å ha økt i samme periode fra 11 til 14m (tab. 1). Økt beitepress har derfor i etterperioden hindret en økt etablering av algevegetasjonen nedover i dypet på Ormøya.

De multivariate analysene viser at alge- og dyresamfunnet begge har forandret seg signifikant fra førperioden 1981/83 til etterperioden 1989/91 ($p = 0.007$ og $p = 0.009$). Stressfaktoren viser at MDS-plottet for både alger og dyr, gir en god gjengivelse av likhetsmatrisen mellom prøveparene for alger og dyr (vedleggsfigur 4).

Sammendrag - Ormøya i Bekkelagsbassenget.

Alge- og dyresamfunnene viser omtrent de samme utviklingstrekk ved Ormøya som ved Fornebu. I en periode med dårlig vannkvalitet har forekomsten av blåskjell vært tildels dominerende dog med en viss årsvariasjon. Store forekomster av blåskjell ga liten algevegetasjon og omvendt. I etterperioden 1989 og 1991 var situasjonen en noe annen. En potensiell større tilvekst av algevegetasjonen som følge av redusert blåskjellbelte, var blitt tildels holdt tilbake pga. økt beitepress fra kråkeboller og strandsnegl. Forholdene viste likevell en signifikant "forbedring" i både alge- og dyresamfunnene fra før til etterperioden ved Ormøya.

Hovedøya - Havnebassenget.

Algevegetasjonen på Hovedøya hadde ikke forandret seg nevneverdig i perioden 1981 til 1983 (fig. 40). Den største forandringen i algevegetasjonen forekom i de to dypeste dybdeintervall fra 1981 til 1982. Blåskjellbestanden hadde også forandret seg lite innen førperioden (fig. 41). Bestanden av kråkeboller og strandsnegl viste heller ingen store forskjeller mellom årene innen førperioden (fig. 41).

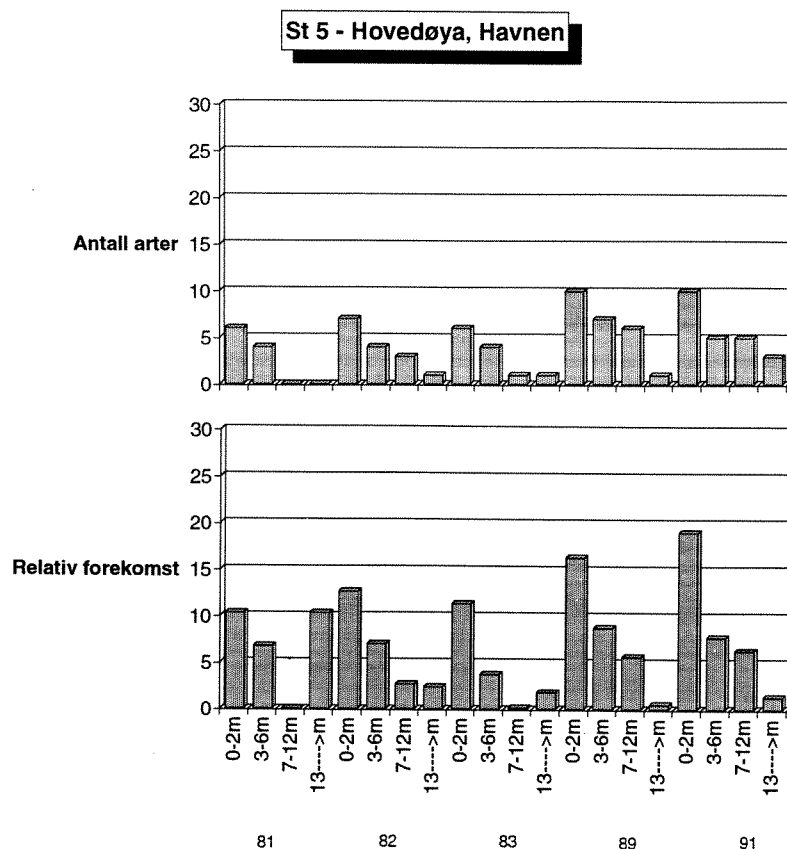


Fig. 40. Antall arter og relativ forekomst av alger ved Hovedøya, Havna, fra 1981- 1991 i 4 dypintervall.

I etterperioden hadde antall alger og forekomsten av disse økt, men ikke vesentlig. Blåskjellbestanden var i 1989 noe lavere enn de tidligere år, men atter høy i 1991 (fig. 41). Dette ga ikke noe utslag i en reduksjon av algemengde eller i antall arter fra 1989 til 1991. Bestanden av kråkeboller og strandsnegl viste motsatte tendenser, ved at kråkebollerbestanden økte fra 1989 til 1991, mens forekomsten av strandsnegl avtok over samme periode. Det ga ingen synlig effekter på algevegetasjonen på denne stasjonen.

Nedre voksegrense for alger økte fra 3-4m i 1967 (Klavestad 1967) og til 5-6m i 1981. I 1982 var nedre grense for algevegetasjonen funnet å være hele 9m. I 1983 var nedre grense omtrent lik (8m), mens i etterperioden økte nedre grense til 11m i 1989 og til 13m i 1991. Dette tyder på at det har skjedd en gradvis forbedring i området, men den virker noe forsinket i forhold til de overnevnte stasjoner.

De multivariate analysene viste at det fra før til etterperioden hadde skjedd en signifikant "forbedring" av algesamfunnet ($p = 0.026$). For dyr var det ingen signifikante forskjeller. Stressfaktoren var også her lav og indikerer god overenstemmelse mellom similaritetsmatrisen og MDS-plottet (vedleggsfigur 5).

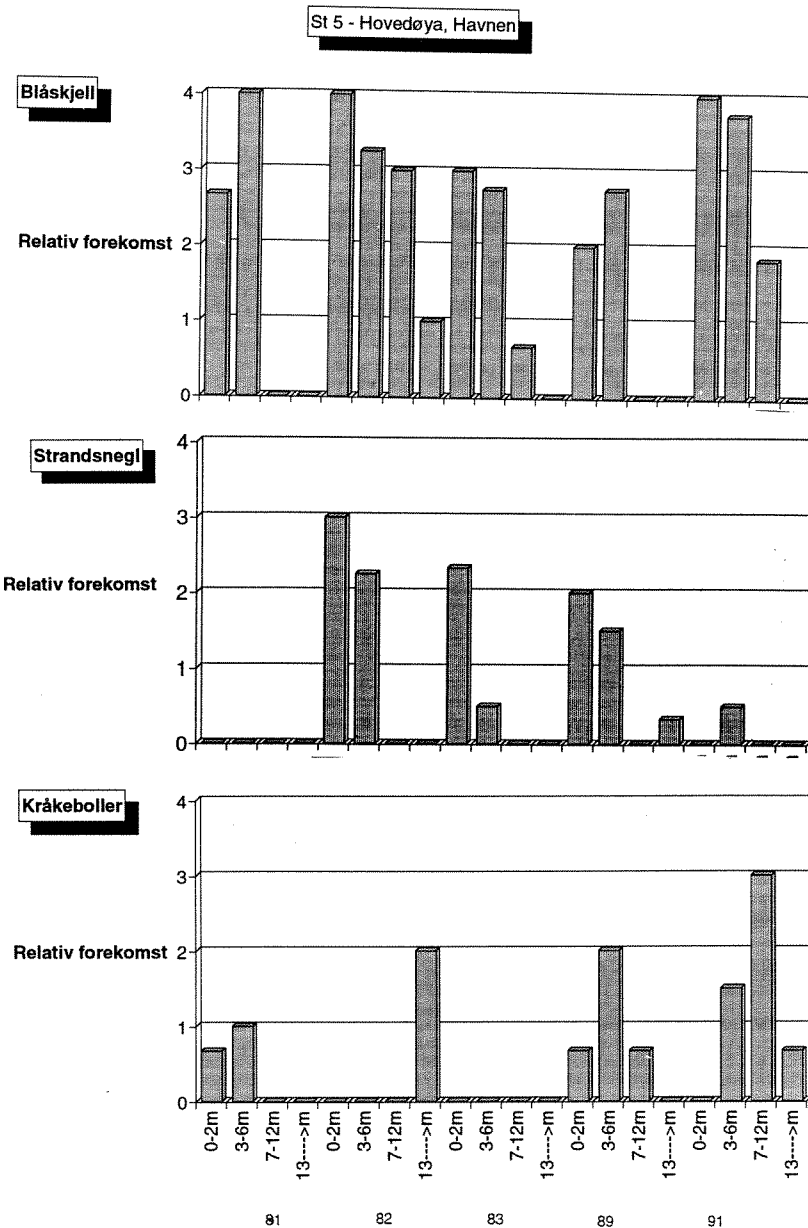


Fig. 41. Relativ forekomst av blåskjell, strandsnegl og kråkeboller ved Hovedøya, Havna, fra 1981 til 1991 i forskjellige dypintervall.

Sammendrag - Hovedøya i Havnebassenget.

Stasjonen viste signifikante forskjeller i algevegetasjonen mellom før- og etterperioden, men en slik "forbedring" kunne ikke påvises for dyresamfunn. Stasjonen viste en økning i nedre voksegrense for alger, samt i antall og forekomst av alger mellom før og etterperioden. Endringen i bestandene av kråkeboller, strandsnegl og blåskjell, viste ikke de samme tydelige tendenser som ved de over nevnte stasjoner. På Hovedøya har forandringene fra før- til etterperioden ikke vært så dramatiske som ved de andre stasjonene. Ugunstige bunnforhold kan være en medvirkende faktor.

Stasjon 6 Nakkholmen

Stasjonen ble av Klavestad (1967) ført til område IV, som for det meste omfatter Bunnefjorden, selv om stasjonen ligger like opptil de indre områder ved Havna. Vegetasjonen på stasjonen bar preg av å være forskjellig fra det indre området og mer lik Steilene og Svartskog.

Antallet arter økte fra 1981 til 1983 i alle dypintervall, fouter en svak reduksjon i antall arter i intervallet 7-12m fra 1982 til 1983 (fig. 42). Mengden av alger økte også jevnt innen hele førperioden. Denne utviklingen fortsatte ut til etterperioden 1989 og til dels til 1991 (fig. 42).

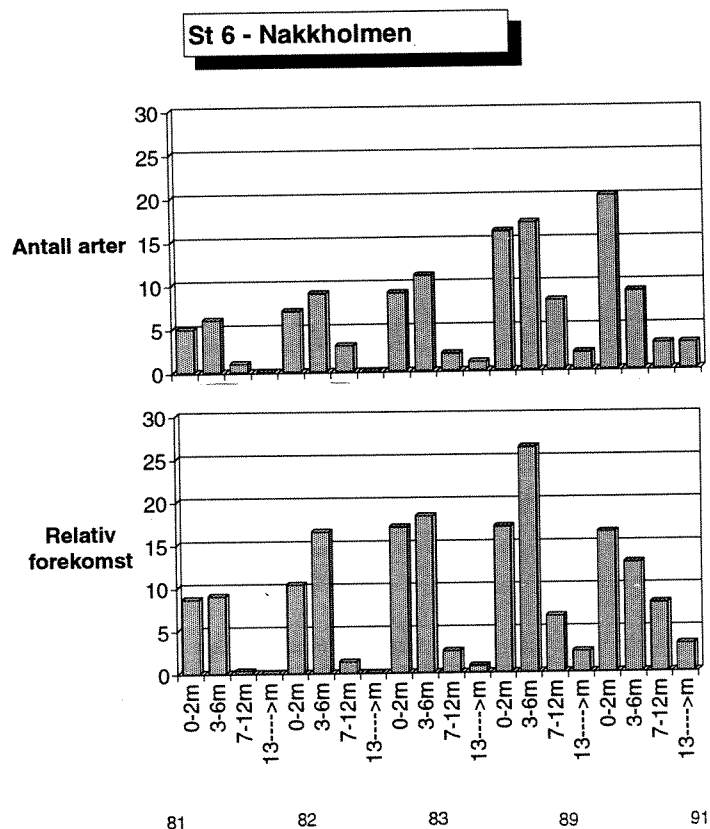


Fig. 42. Antall arter og relativ forekomst av alger ved Nakkholmen, fra 1981- 1991 i 4 dypintervall.

Fra 1989 til 1991 forekom en tydelig nedgang i antall arter og den relative forekomsten av disse i alle dypintervall, unntatt i de øvre 0-2m hvor det ikke kunne spores noen forandring. Antallet arter derimot økte i de øverste metre fra 1989 til 1991. Reduksjonen i mengde og antall alger fra 1989 til 1991 skyldes sannsynligvis en økning i kråkebollbestanden fra 1989 til 1991 (fig. 43). Økningen i kråkeboller skjedde hovedsaklig i dypintervallet 3-12m.

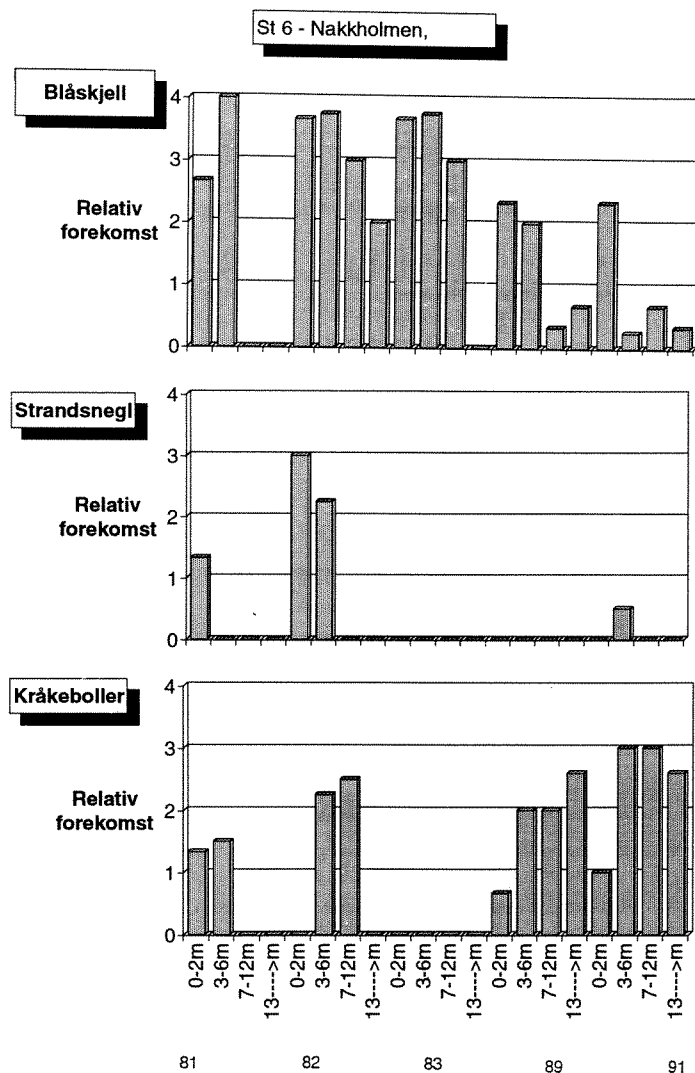


Fig. 43. Relativ forekomst av blåskjell, strandsnegl og kråkeboller ved Nakkholmen, fra 1981 til 1991 i 4 forskjellige dypintervall.

Et karakteristisk trekk ved utviklingen av gruntvannsamfunnene ved Nakkholmen er en betydelig reduksjon i blåskjellbestanden fra før- til etterperioden (fig. 43). Fra å danne et dominerende belte ned til 6m i 1981, strakk det dominerende beltet av blåskjell i 1989 og 1991 seg bare ned til 1-2m dyp. Dette skulle øke mulighetene for et godt utviklet algebelt i de underliggende vannlag, men kråkeboller har stått for et betydelig beitepress på algene og dermed hindret dem i å utvikle seg (fig. 43). Bestanden av strandsnegl har vist en nokså sporadisk forekomst gjennom perioden (fig. 43) og har i liten grad innvirket på algevegetasjonen.

Nedre voksegrense for algene økte fra 7m i 1981 til 8 og hele 12m i henholdsvis 1982 og 1983. Dette kan settes i sammenheng med en forbedring av vannkvaliteten i perioden, men har også vært en funksjon av et fravær av kråkeboller i 1983. I 1989 og i 1991 ble nedre grense for algevegetasjon redusert til henholdsvis 10 og 6m dyp. Skorpeformete alger ble i begge sistnevnte år registrert ned til 14m. En betydelig økning i kråkebollbestanden har sannsynligvis beitet ned alle opprette alger under 6m dyp i 1991.

De multivariate analysene viser at artsammensetningen og mengden av alger har vært signifikant forskjellig i før- og etterperioden ($p=0.001$). Dendrogrammet og spesielt MDS-plottet viser også at dyp og år skiller seg fra hverandre (fig. 6 i vedlegg). Stressfaktoren var også lav og indikerer god gjengivelse av aktuelle forskjeller mellom prøvene (0.079).

For dyrene var forskjellen mellom før- og etterperioden ikke signifikant ($p=0.076$). MDS-plottet (fig. 13 i vedlegg) viser at spredningen av prøveparene i førperioden var så stor at det ga ingen signifikante forskjeller mellom før og etterperiode, selv om prøveparene i etterperioden var godt samlet. Stressfaktoren var 0.099 og antyder en god overensstemmelse mellom MDS-plot og similaritetsmatrisen.

Sammendrag - Nakkholmen i Havnebassenget.

Stasjonen har vist en signifikant forandring i algevegetasjonen fra før- til etterperioden, med økt artsantall og økt mengde alger. Nedre grense for alger økte fra 7m i 1981 til 12m i 1983, for deretter å reduseres igjen til 10 og 6m i henholdsvis 1989 og 1991. Foruten vannkvalitet styres endringen i nedre voksegrense for alger i stor grad av beitende dyr. Forandringer i beitepress fra en varierende kråkebollbestand gjennom perioden, har resultert i store forandringer i nedre voksegrense for alger og skyldes ikke endringer i vannkvalitet gjennom samme periode.

St.7. Svartskog, Bunnefjorden

Stasjonen viste ingen store endringer i mengden alger fra 1981 til 1991, mens antallet arter i de øvre 0-2m økte kraftig fra 1983 til 1989 (fig. 44). I forhold til 1989 antyder figurene en liten nedgang i antallet alger i alle dypintervall i 1991. Dette skyldes en økning i bestanden av kråkeboller fra 1989 til 1991 (fig. 45). Bestanden av strandsnegl økte også fra før- til etterperioden (fig. 45).

I 1953 og i 1967 var nedre voksegrense for algevegetasjon i hele område IV høyst 7m (Klavestad, 1967). Nedre voksegrense for alger i 1981 ble funnet å være 5m, men økte til hele 12-13m i 1983/82 (tab. 6). Fra 1983 til 1989/91 var dypgrensen redusert fra 12m til 8m. Endringene i nedre voksegrense skyldes sannsynligvis en forbedret vannkvalitet i området fra 1981 til 1983. Etter 1983 har økt beitepress fra kråkeboller og strandsnegl samt mindre konkurranse om plass fra blåskjell, resultert i en reduksjon i nedre voksegrense. De skorpeformete alger er ikke utsatt for beiting i samme grad som opprette alger er. Derfor ble også skorpeformete alger observert dypere enn de opprette, faktisk helt nede på 17 og 18m i henholdsvis 1989 og 1991.

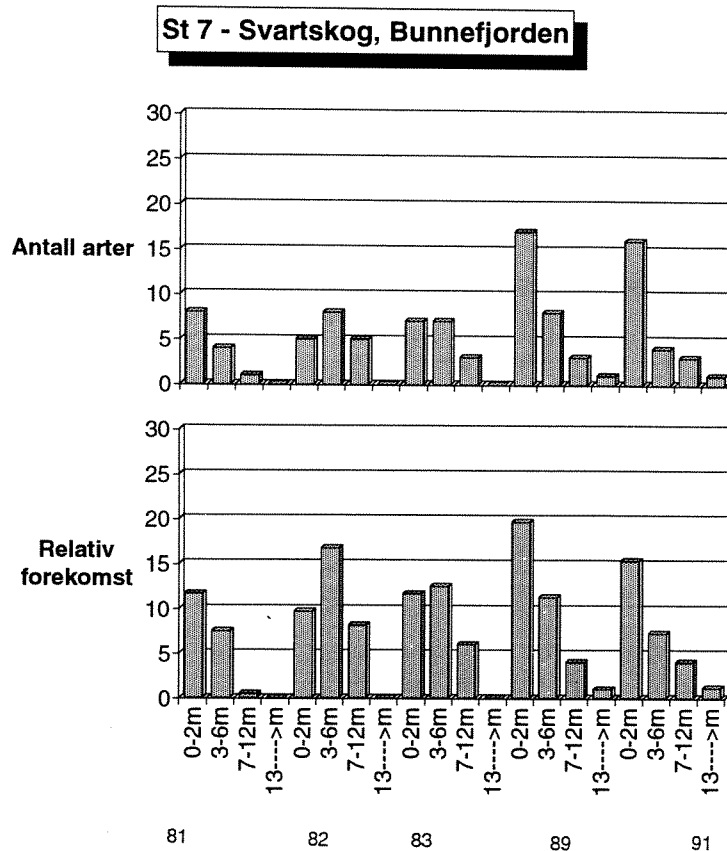


Fig. 44. Antall arter og relativ forekomst av alger ved Svartskog, Bunnefjorden, fra 1981-1991 i 4 dypintervall.

De multivariate analysene viste en signifikant endring i artsammensetningen og mengden av alger fra før- til etterperioden ($p=0.002$). MDS-plottet og dendrogrammet viser klare grupperinger i en før og etterperiode (fig. 7 i vedlegg). For dyresammensetningen var også artssammensetning i før- og etterperioden signifikant forskjellige ($p=0.008$). MDS-plottet og dendrogrammet viste også her klare grupperinger (fig. 14 i vedlegg). Stressfaktorene for MDS-plottene var for alger og dyr henholdsvis 0.032 og 0.093 som indikerer godt samsvar mellom plottene og likhetsmatrisene.

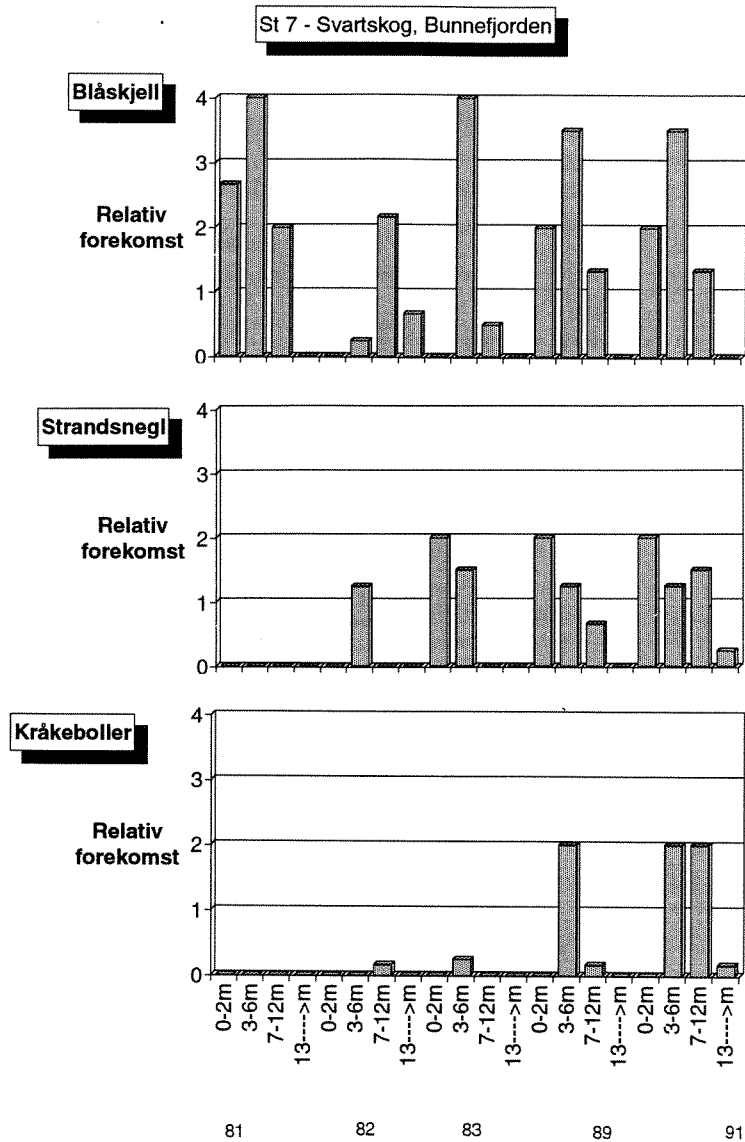


Fig. 45. Relativ forekomst av blåskjell, strandsnegl og kråkeboller ved Svartskog, Bunnefjorden, fra 1981 til 1991 i 4 forskjellige dypintervall.

Sammendrag - Svartskog i Bunnefjorden.

Forholdene i Bunnefjorden har fulgt utviklingene på de andre stasjonene i fjorden, ved en økning av antall alger og mengden av disse. Nedre voksegrense for algene ved Svartskog var vanskelig å bedømme ettersom den økte kråkebollbestanden hadde nedbeitet de opprette algene under 8m i etterperioden. Blåskjellbestanden er noe redusert fra 1981 til 1991. Artssammensetningen av både alger og dyr har endret seg signifikant fra før- til etterperioden.

3.5.5 Samlet vurdering

Situasjonen i 1981 til 1983 innebar en tydelig endring i utslippsforholdene til Oslofjorden. I hovedtrekk ble utslippet til Lysakerfjorden og Bærumsbassenget redusert fra juni 1981 til juni 1982, mens utslipp til Havneområdet ble redusert fra 1982 til 1983. Ut fra resultatene for gruntvannssamfunn i perioden 1981 til 1983, ser det ut som om den største forandringen har skjedd fra 1981 til 1982. Deretter har endringen fra 1982 til 1983 vært mindre.

Prøver fra de tre øvre dypintervall i 1981, 1982 samt 1983 viste at dypene skilte seg fra hverandre innen perioden. Dypintervallet 0-2m (A) var signifikant forskjellig fra de nedenforliggende dyp 3-6m(B) og 7-12m(C), mens dypintervall B og C ikke var forskjellig fra hverandre (tab. 8).

Tabell. 8. Parvis signifikansnivå for forskjeller i artssammensetning mellom dyp i førperioden 1981-83.
+ = $p < 0.05$. n.s = ikke signifikant.

A	+	+
B		n.s
	B	C

Det var derimot ingen forskjell mellom årene 1981 til 1983. (Forskjellen mellom 1981 og 1982 var signifikant forskjellig på 90% nivå ($p < 0.1$), som viser en meget svak signifikant forskjell. Det ble ikke antydnet noen signifikant forskjell mellom 1982 og 1983 ($p > 0.1$)).

I etterperioden 1989 og 1991 ble det funnet signifikante forskjeller i artssammensetningen både mellom årene og mellom alle fire dypintervallene A-D (tab. 9).

Tabell. 9. Parvis signifikansnivå for forskjeller i artssammensetningen mellom dyp i etterperioden 1989/91.
* = $p < 0.01$, + = $p < 0.05$.

A	*	*	*
B		*	+
C			*
	B	C	D

Forskjellen i artssammensetning mellom 1989 og 1991, skyldes sannsynligvis i første rekke, stor forskjell i beitepress fra kråkeboller og strandsnegl mellom de to årene. Økt beiting i 1991 i forhold til 1989, forandret algevegetasjonene dramatisk og ga utslag i signifikante forskjeller mellom artssammensetningen de to årene.

På grunn av for få registreringer i det dypeste dypintervallet D (13m og dypere) i førperioden, ble dette dypet ikke inkludert i en samlet testing av artsammensetningen over alle år og dyp. En testet dermed 3 dypintervall (A,B,C) og 5 år mot hverandre. Resultatene viser at de tre dypene har vært forskjellig fra hverandre (tab. 10).

Tabell. 10. Parvis signifikansnivå for forskjeller i artssammensetningen mellom dyp. * = $p < 0.01$.

A	*	*
B		*
	B	C

Ved å teste den samlede artsammensetningen innen de tre øverste dypintervallene hvert år mot hverandre, viser det seg at alle årene i etterperioden er forskjellig fra alle andre år. Det vil si at de har hatt en artsammensetning i de senere år som har skilt seg både fra hverandre dvs. 89 var forskjellig fra 91, men også signifikant forskjellig fra alle år i førperioden (tab. 11).

Tabell. 11. Parvis signifikansnivå for forskjeller i artsammensetningen mellom alle årene innen de tre øverste dypintervall. * = $p < 0.01$, + = $p < 0.05$. n.s = ikke signifikant.

1981	+	n.s	*	*
1982		n.s	*	*
1983			*	*
1989				*
	1982	1983	1989	1991

Konklusjon.

Det skjedde små forandringer i artssammensetningen av alger i førperioden. Forskjellen mellom 1981 og 1982 berodde delvis på endringer i utslipp til indre Oslofjord, men var også en følge av stor forskjell i blåskjellbestanden mellom årene. Blåskjell og alger konkurrerer om plass dvs. er det mye blåskjell på et sted, er det også lite alger og omvendt.

Nedre grense for alger hadde krøpet nedover i dypet i perioden fra 1981 til 1991. Artsammensetning i de nedre dypintervall forandret seg derfor ved et innslag av nye arter etterhvert. Forskjellen mellom artsammensetningen fra før- til etterperioden viste seg å være signifikante. Dette indikerer som beskrevet under hver stasjon at vannkvaliteten har bedret seg fra 1981 til 1991. Lyset har kunnet trenge lengre nedover i dypet og dermed ført til at alger kunne etablere seg og vokse dypere.

Et økende innslag av beitende dyr mellom 1989 og 1990 medførte en signifikant endring i artsammensetning mellom årene pga nedbeiting av algevegetasjonen. Kråkeboller var den mest betydningsfulle beiteren på algevegetasjonen, men strandsnegl har også bidratt til redusert rekruttering til hardbunnsområdene i 1991 i forhold til 1989. Det bør også presiseres at algevegetasjonen i 1991 fremdeles var mye rikere enn i førperioden 1981-1983.

En kan derfor konkludere at en forbedret vannkvalitet i indre Oslofjord fra 1981 og til 1991, har resultert i en rikere algevegetasjon i hele indre fjordområde. Nedre voksegrense for alger har økt betraktelig i samme periode, men har i de seneste år vært betydelig regulert av beitende kråkeboller.

4. Litteratur

- Baalsrud, K., Lystad, J. og Vråle, L., 1986: Vurdering av Oslofjorden. Norsk institutt for vannforskning (l.nr. 1922).
- Beyer, F., 1967: Bunn sedimenter og bunnfauna i indre og midtre Oslofjord i 1938 og 1962-65. Oslofjorden og dens forurensningsproblemer. delrapport 12. Norsk institutt for vannforskning.
- Beyer, F. og Føyn, E., 1951: Surstoffmangel i Oslofjorden. En kritisk situasjon for fjordens dyrebestand. *Naturen* 75 (10).
- Bergstøl, P.O., Feldborg, D. og Olsen, J.G., 1981: Indre Oslofjord. Forurensningstilførsler 1920-80. Tilførsler av fosfor. Norsk institutt for vannforskning (0-7808403).
- 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. and Lein, T:E., 1978: Long-term changes in fucoïd association of the inner Oslofjord, Norway. *Norw. J. Bot.* 25:9-14.
- Bokn, T., Kirkerud, L., Krogh, T., Nilsen, G. og Magnusson, J., 1977: Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord. Overvåkingsprogram. Årsrapport 1975-76. Norsk institutt for vannforskning.
- Bokn, T., Kirkerud, L., Magnusson, J., Nilsen, G. og Skei, J., (1979): Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord. Overvåkingsprogram. Årsrapport 1978. Norsk institutt for vannforskning.
- Bokn, T., Källqvist, T., Magnusson, J. og Tangen, K., 1981: Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord. Overvåkingsprogram. Årsrapport 1980. Norsk institutt for vannforskning. Rapport nr. 1321.
- Bokn, T., Murray, S.N., Moy, F. & J. Magnusson, (in press): Changes in fucoïd distributions and abundances in the inner Oslofjord, Norway: 1974-80 versus 1988-90. *Acta Phytogeographica Suecica* 78.
- Braarud, T. & J.T. Ruud, 1937: The hydrographic conditions and aeration of the Oslofjord 1933-34. *Hvalr. Skr.*, 15.
- Clifford, H.T. & W. Stephenson, 1975. *An Introduction to Numerical Classification*. Academic Press. 229 pp.
- Dannevig, A., 1945: Undersøkelser i Oslofjorden 1936-50. Fiskeridirektoratets skrifter s. havundersøkelser. Vol. No. 4.
- Gran, H.H., 1897: Kristianiafjordens algeflora. I. Rhodophyceæ og Phaeophyceæ. *Skr. Vidensk. selsk. Chris. I. Mat.-Nat. Kl.* 1896 (2): 1-56.

- Grenager, B., 1957: Algological observations from the polluted area of Oslofjord. *Nytt Mag. Bot.* 5:41-60.
- Holtan, G., 1989: Studier av eldre data. Teoretisk beregning av næringssalttilførsler til Ytre Oslofjord omkring 1910. Delrapport 4.4.a. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp. nr 398/90.
- Hope, A.C.A., 1968. A simplified Monte Carlo significance test procedure. *J.R. Statist. Soc. Ser. B.* 30:582-598.
- Jorde, I., and Klavestad, N., 1963: The natural history of Hardangerfjord. 4. The benthonic algal vegetation. *Sarsia* 9. p. 1-100.
- Kirkerud, L., Magnusson, J., Nilsen, G. og Skei, J., 1979: Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord. Overvåkingsprogram - Årsrapport 1978. Norsk institutt for vannforskning, rapport nr 1140.
- Klavestad, N., 1967: Undersøkelser over benthos-algevegetasjonen i indre Oslofjord i 1962-1965. I Oslofjorden og dens forurensningsproblemer. I. Undersøkelsen 1962-1965. Rapport nr 9. Norsk institutt for vannforskning.
- Konieczny, R.M., 1992: Kartlegging og vurdering av forurensnings situasjonen i bunnsediment fra Oslo havnebasseng. Norsk institutt for vannforskning. Rapport nr. 2696.
- Kruskal, J.B. & M. Wish, 1978. *Multidimensional scaling*. Sage Publication, Beverly Hills, California.
- Källqvist, T., Magnusson, J., Pedersen, A. og Tangen, K., 1982: Overvåking av forurensnings situasjonen i Indre Oslofjord 1981. Norsk institutt for vannforskning, rapport nr. 1424.
- Larsen, G.S., 1990: Vassdrag og kystområder overvåking 1989, delrapport: Kystområder. rapport 1-1990, miljøvern avdelingen, Fylkesmannen i Østfold.
- Larsen, G.S., 1991: Overvåking av planktonalger i ytre Oslofjord og indre Skagerrak. rapport 1-1991, Miljøvern avdelingen, Fylkesmannen i Østfold.
- Magnusson, J., Bokn, T. og Källqvist, T., 1976: Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord. Overvåkingsprogram. Årsrapport 1974. Norsk institutt for vannforskning. (0-160/71).
- Magnusson, J., Bokn, T., Kirkerud, L., Krogh, T. og Nilsen, G., 1977: Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord. Overvåkingsprogram. Årsrapport 1975-76. Norsk institutt for vannforskning. (0-160/71).
- Magnusson, J., Moy, F., Bokn, T. og Larsen, G.S., 1989: Overvåking av forurensnings situasjonen i Indre Oslofjord 1988. Norsk institutt for vannforskning. Rapport nr. 2297.

- Magnusson, J., 1990: Kystområder: fysiske forhold. I: Klimaendringer - effekter på akvatisk miljø. bidrag til den interdepartementale klimautredningen. Red: R. Guldbrandsen. Norsk institutt for vannforskning. Rapport nr. 2383.
- Magnusson, Jan., 1990: Eutrofisisituasjonen i Ytre Oslofjord 1989. Studier av eldre data. Vurdering av oseanografiske forhold. Statlig program for forurensningsovervåking (420/90). Norsk institutt for vannforskning (l.nr. 2495).
- Magnusson, Jan., Bokn, Tor. og G.Larsen (1991): Overvåking av forurensningsituasjonen i Indre Oslofjord i 1991. Norsk institutt for vannforskning (l.nr. 2581).
- Moy, F.E., 1985: Utbredelse av Fucus serratus L. i Indre Oslofjord relatert til forekomsten av Mytilus edulis L. - sammfunnsanalyse og felteksperimenter. Hovedfagsoppgave i marin botanikk, Universitetet i Oslo.
- Paasche, E., Erga, S-R., Brubak, S., 1987: Nitrogen, fosfor og planktonvekst. En metodeundersøkelse i Oslofjorden 1986. Avdeling for marin botanikk. Biologisk institutt. Universitetet i Oslo.
- Rueness, J., 1973: Pollution effects on littoral algal communities in the inner Oslofjord, with special reference to Ascophyllum nodosum. Helgoländer wiss. Meeresunters. 24: 446 - 454.
- Simmons, H.G., 1898: Algologiske notiser. II. Einige Algenfunde bei Drøbak, Bot. Notiser 1898: 117-123.
- Statens Biologiske Stasjon i Flødevigen 1973-77: Toktrapper. PTK. Dahl, E., Ellingsen, E., Tveite; S., m.fl.
- Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) 1990: Overvåkningsrapport for marine biotoksiner. årsrapport 1989. SNT-rapport 2-1990.
- Sundene, O., 1953: The algal vegetation of Oslofjord. Skr. norske Vidensk. Akad. I. Mat.-Nat. Kl. 1953 (2): 1-245.

VEDLEGG 1. Planktonalger i Indre Oslofjord 1991.

Konsentrasjon i 10³ celler/liter vann . + indikerer at arten er funnet i prøven.
 h indikerer at arten er funnet i håvtrekk (håv=10µ) i tillegg til de arter som er funnet i den sedimenterte prøven.

STASJON DK 1 (VESTFJORDEN) 1991:

DATO	5.Jun	12.Jun	19.Jun	3.Jul	10.Jul	17.Jul	23.Jul	31.Jul	8.Aug	14.Aug	22.Aug	27.Aug
DIATOMEER (Bacillariophyceae):												
<i>Chaetoceros curvisetus</i>	2.5				521	277	58					
<i>Rhizosolenia alata</i>		3					+					
<i>R. delicatula</i>												
<i>R. fragilissima</i>	3195	2980	1795		+					+	+	
Diverse pennate		2		+				+				
Diverse sentriske			+									
DINOFAGELLATER (Dinophyceae):												
<i>Ceratium fuscus</i>		+										
<i>C. horridum / C. longipes</i>	+											
<i>C. tripos</i>	+	3.5				+	+					
<i>Dinophysis norvegica</i>			+									
<i>Gymnodinium spp.</i>					+	+				+	+	
<i>Gyrodinium aureolum</i>										+		
<i>Prorocentrum micans</i>												
<i>P. minimum</i>	+	+	+				+	+				
Diverse dinoflagellater	+		+									
ANDRE:												
<i>Emiliania huxleyi</i>		72	144	215	359	898	1077	1544	4057	2369	2190	682
<i>Euglenophyceae</i>												72
Nakne flagellater •10 µm	467	395	323	826	503	108	215	180	72	180	108	574

VEDLEGG 2. Tangvegetasjonen i Indre Oslofjord - vertikalutbredelse

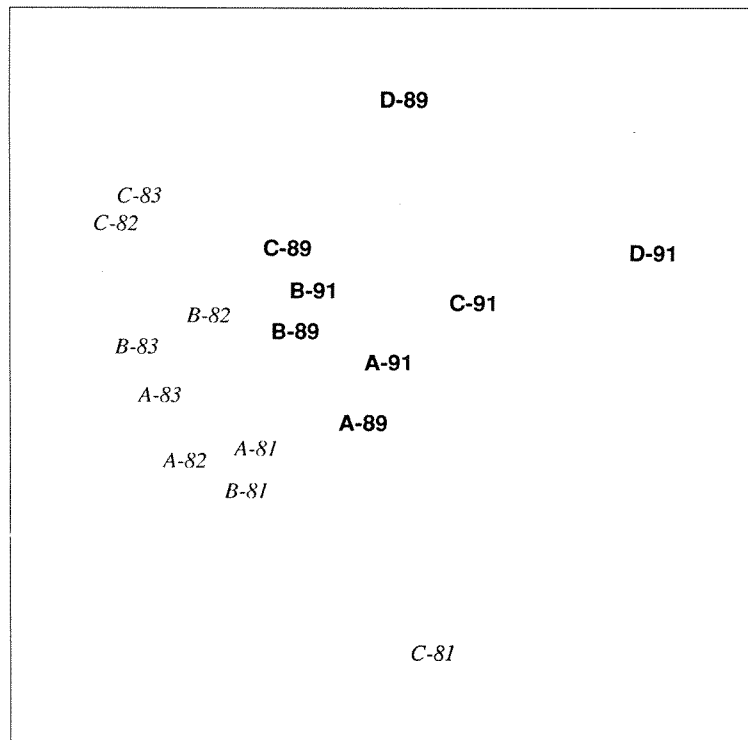
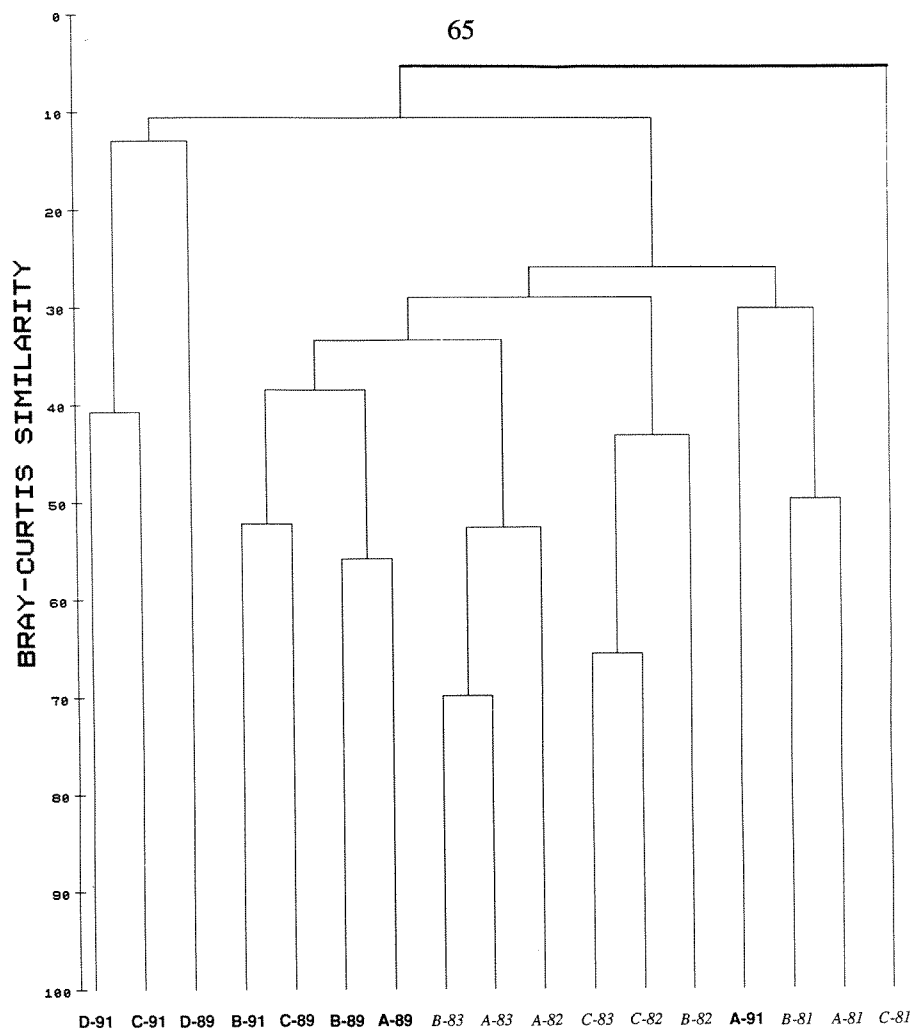
Dendrogrammer og MDS-plot

fra

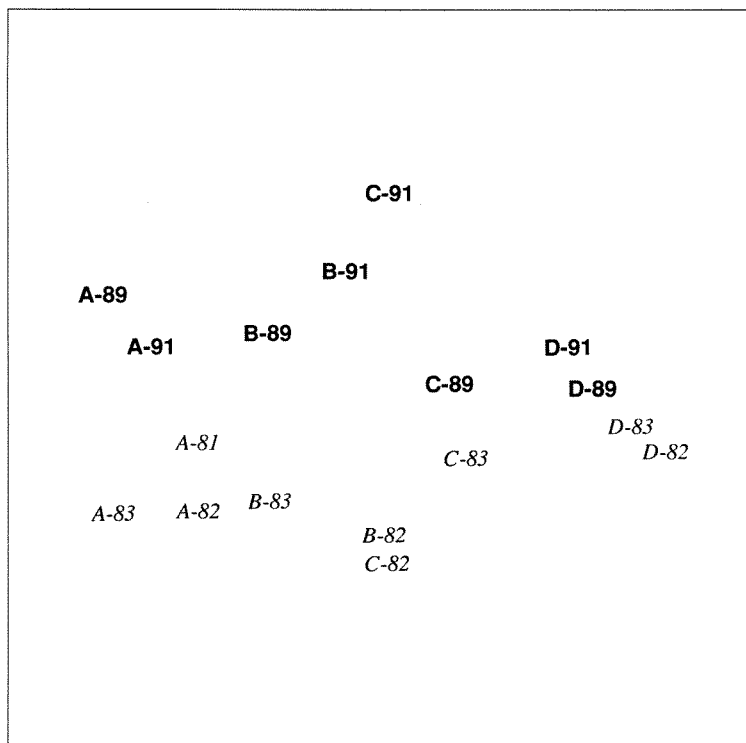
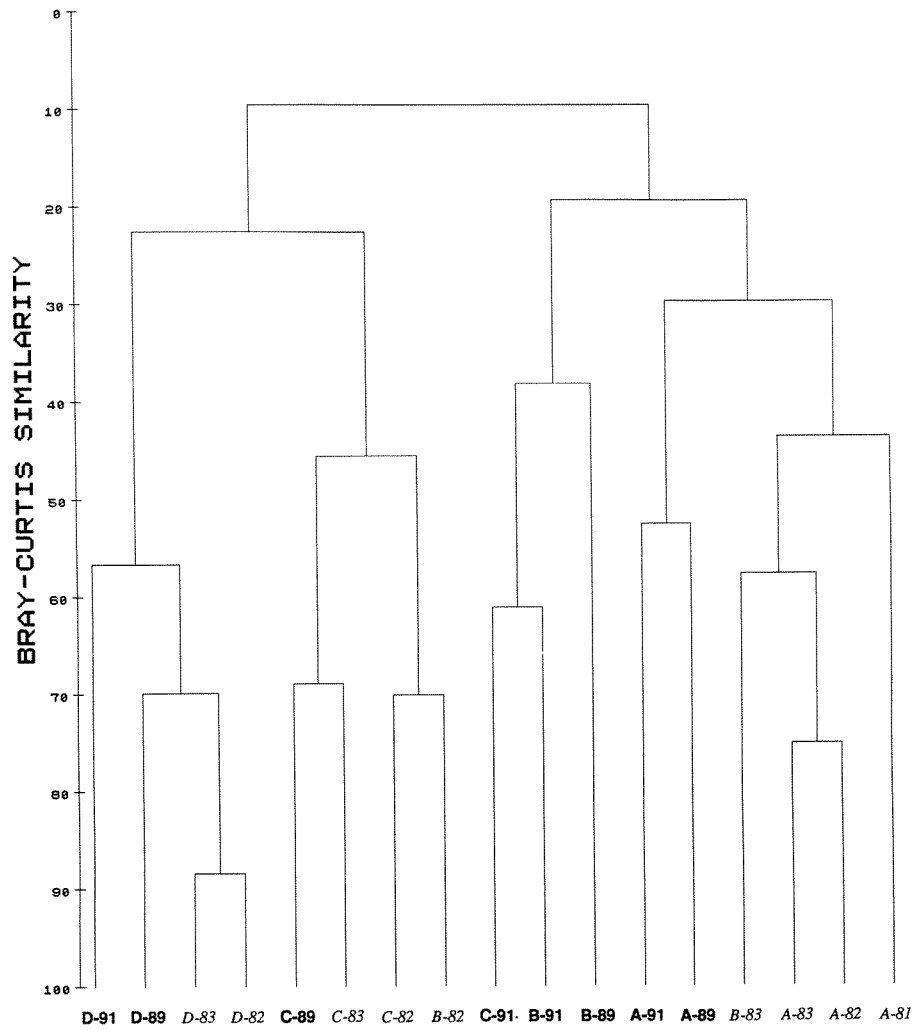
1981 - 1991

ALGER OG DYR

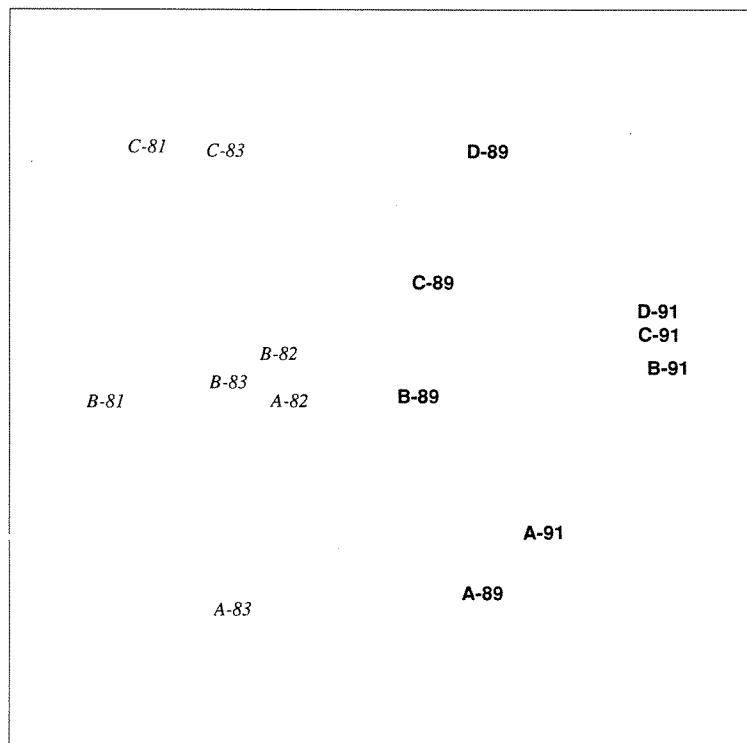
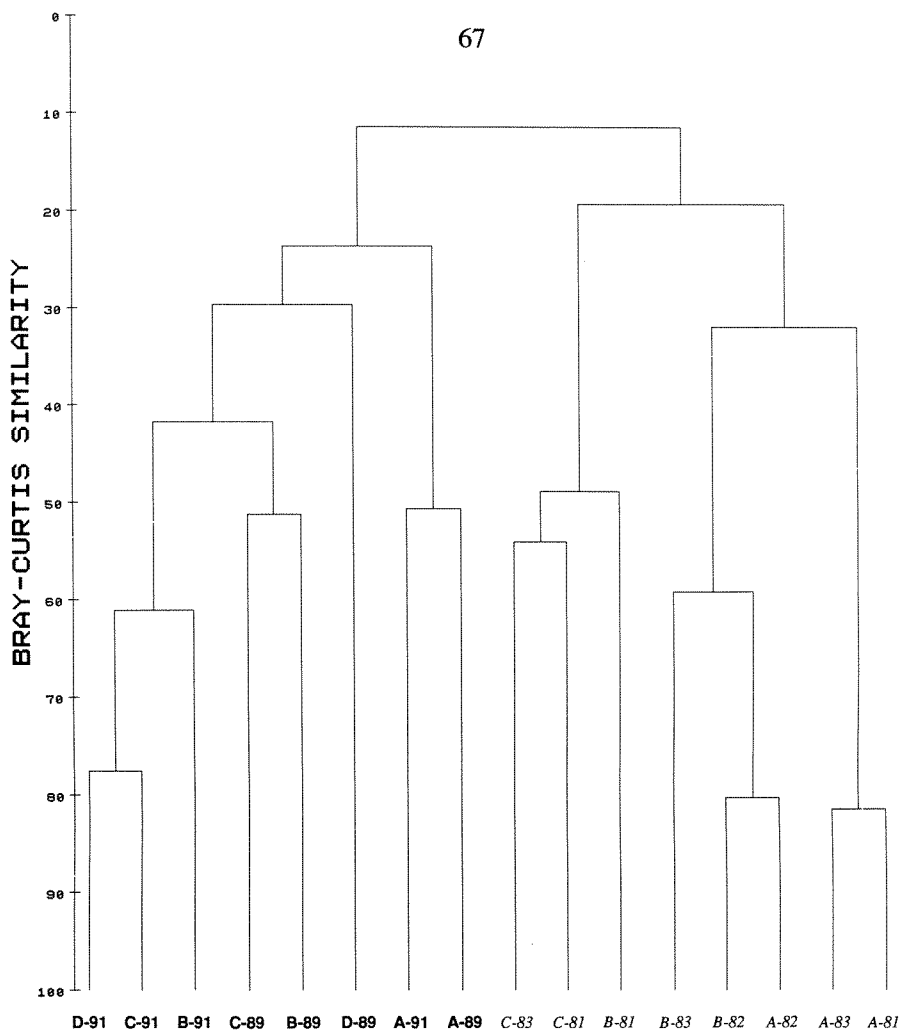
A= 0-2 meters dyp, B= 3-6 meters dyp, C= 7-12 meters dyp, D> 13 meters dyp.



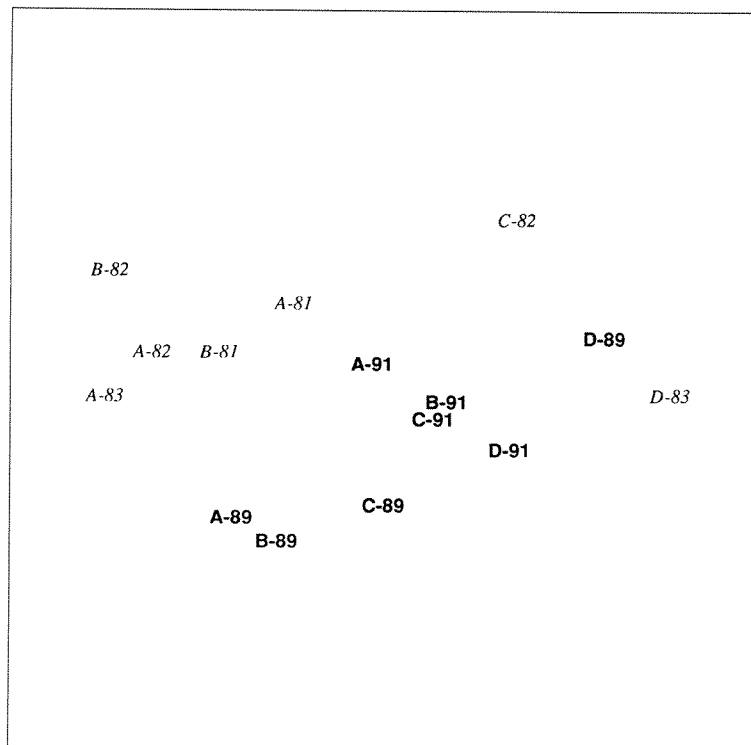
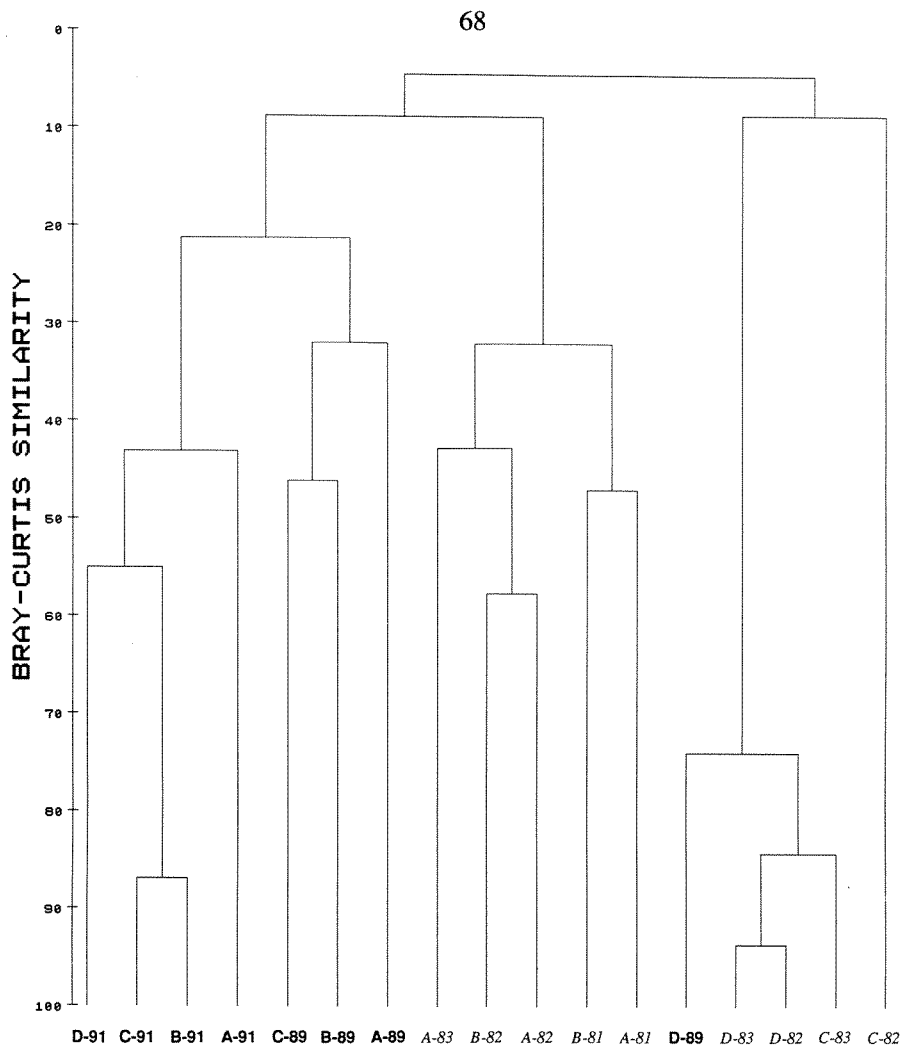
Vedleggsfigur 1. Dendrogram og MDS-plot over algevegetasjonen på st.1 Steilene, Vestfjorden, fra 1981 til 1991.



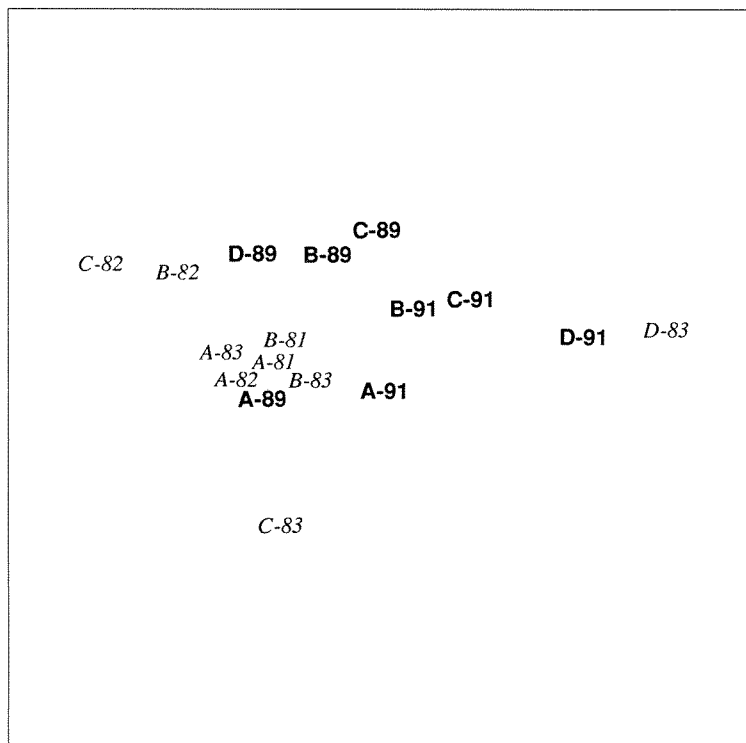
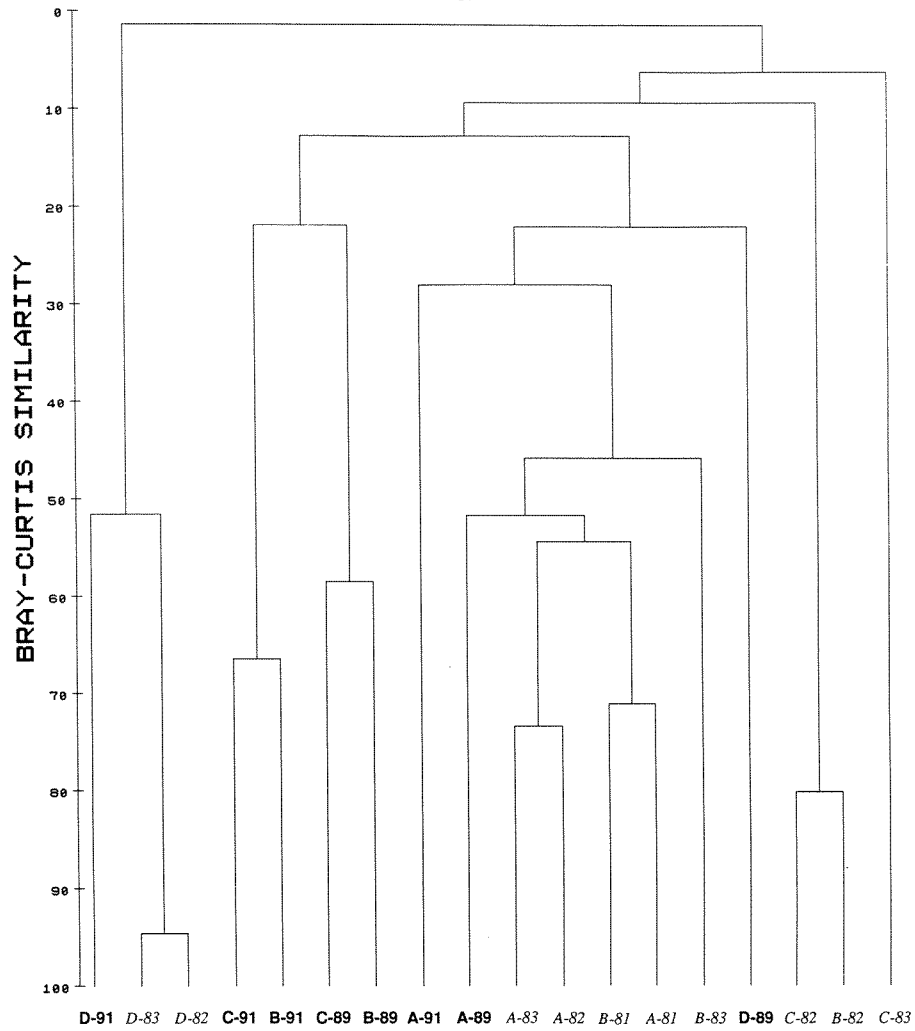
Vedleggsfigur 2. Dendrogram og MDS-plot over algevegetasjonen på st. 2 Borøya, Bårumsbassenet fra 1981 til 1991.



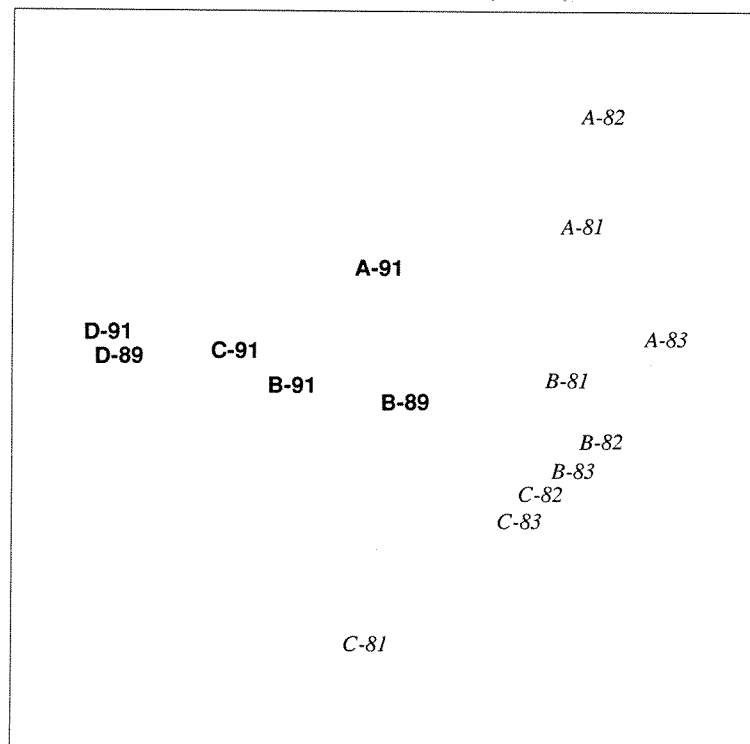
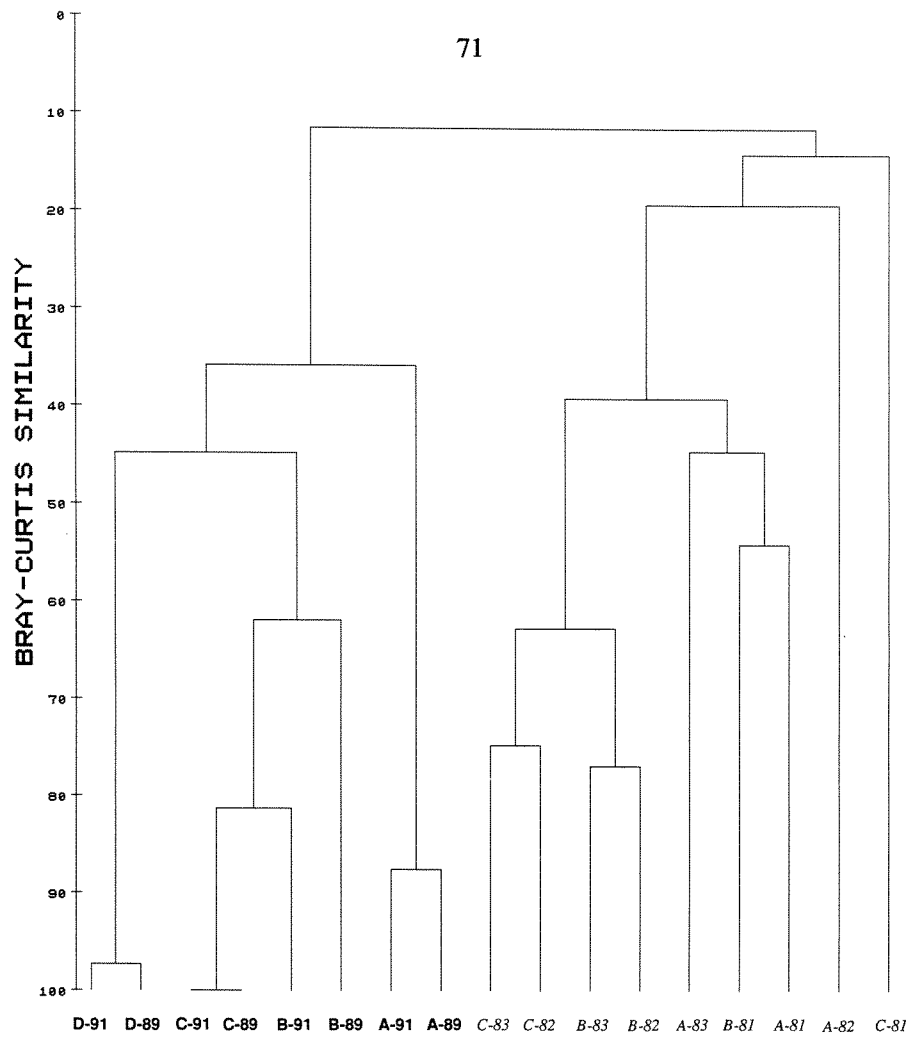
Vedleggsfigur 3. Dendrogram og MDS-plot over algevegetasjonen på st.3 Fornebu, Lysakerfjorden, fra 1981 til 1991.



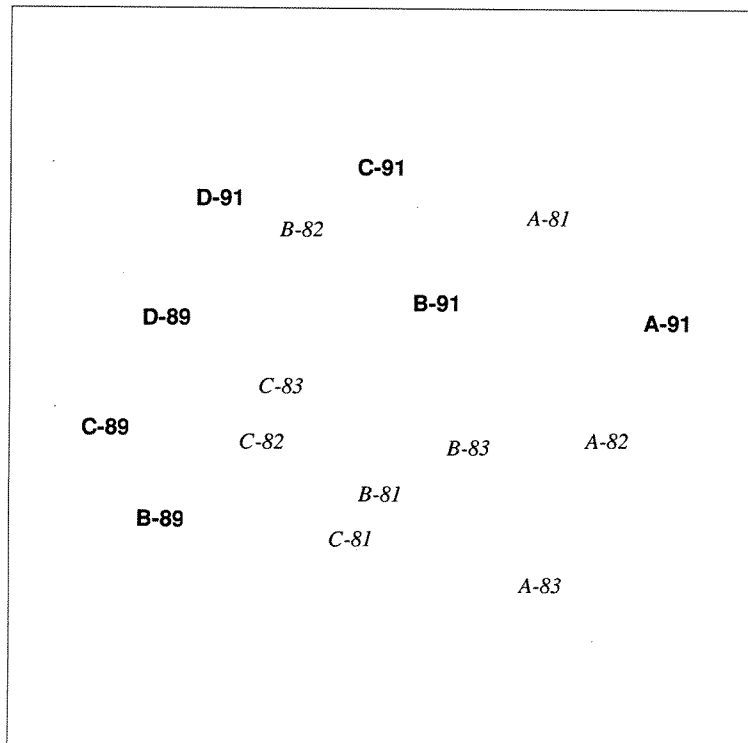
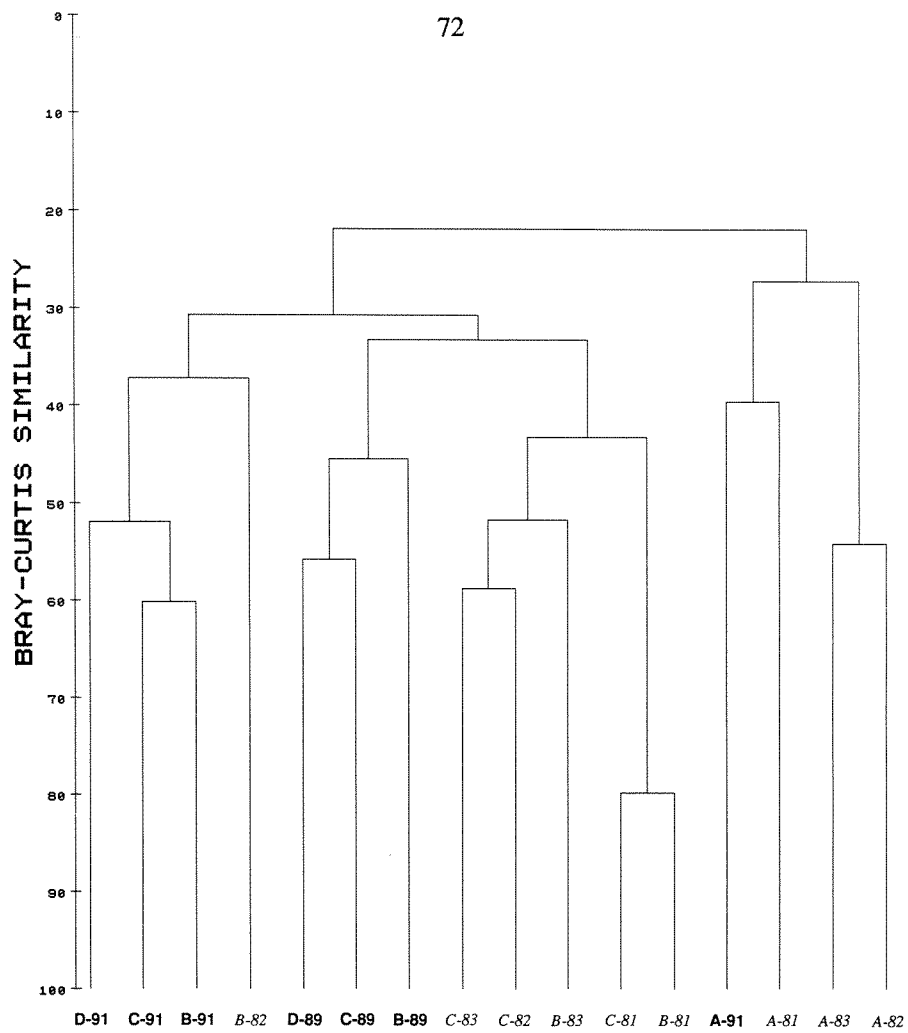
Vedleggsfigur 4. Dendrogram og MDS-plot over algevegetasjonen på st.4 Ormøya, Bekkelagsbassenget, fra 1981 til 1991.



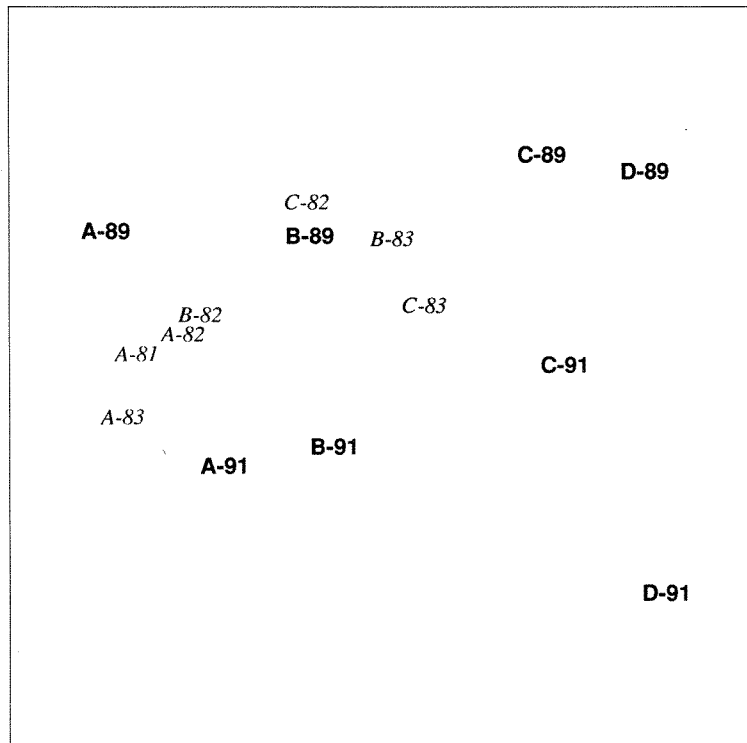
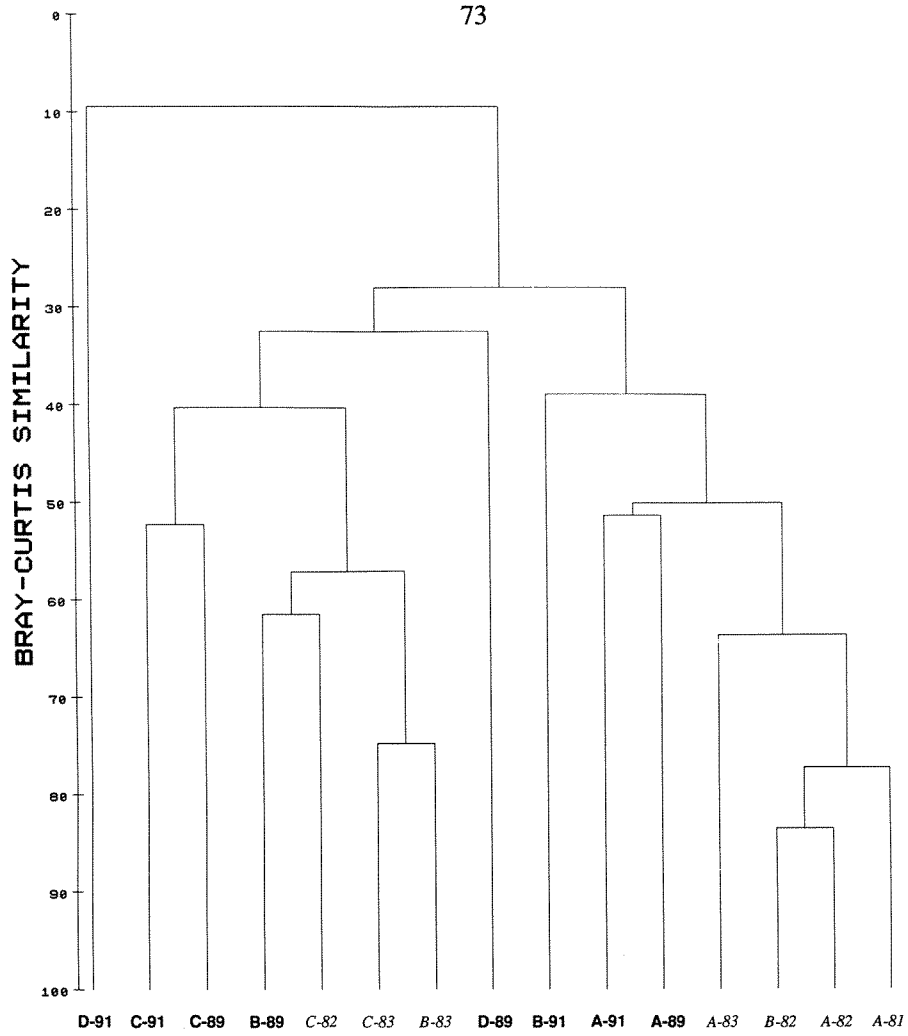
Vedleggsfigur 5. Dendrogram og MDS-plot over algevegetasjonen på st.5 Hovedøya, Oslo Havn, fra 1981 til 1991.



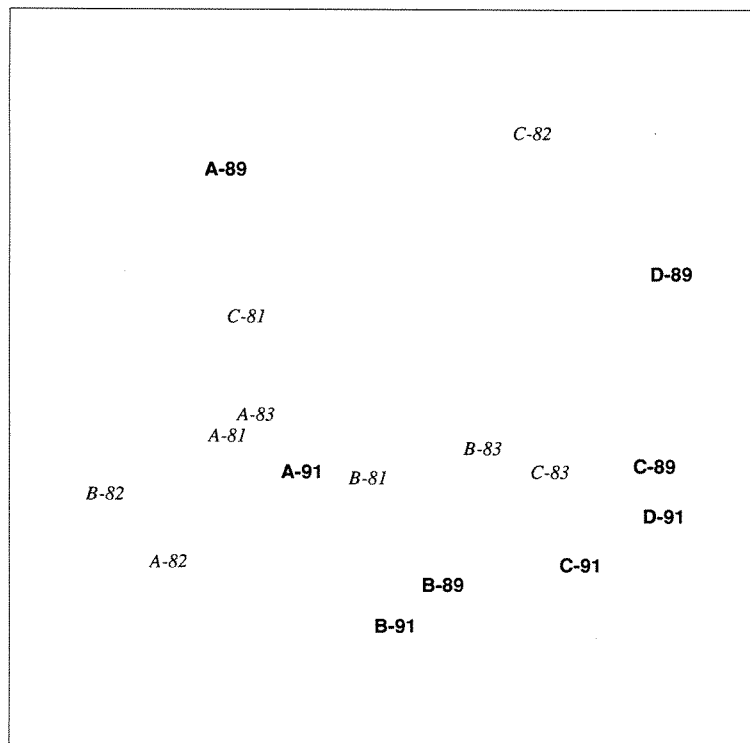
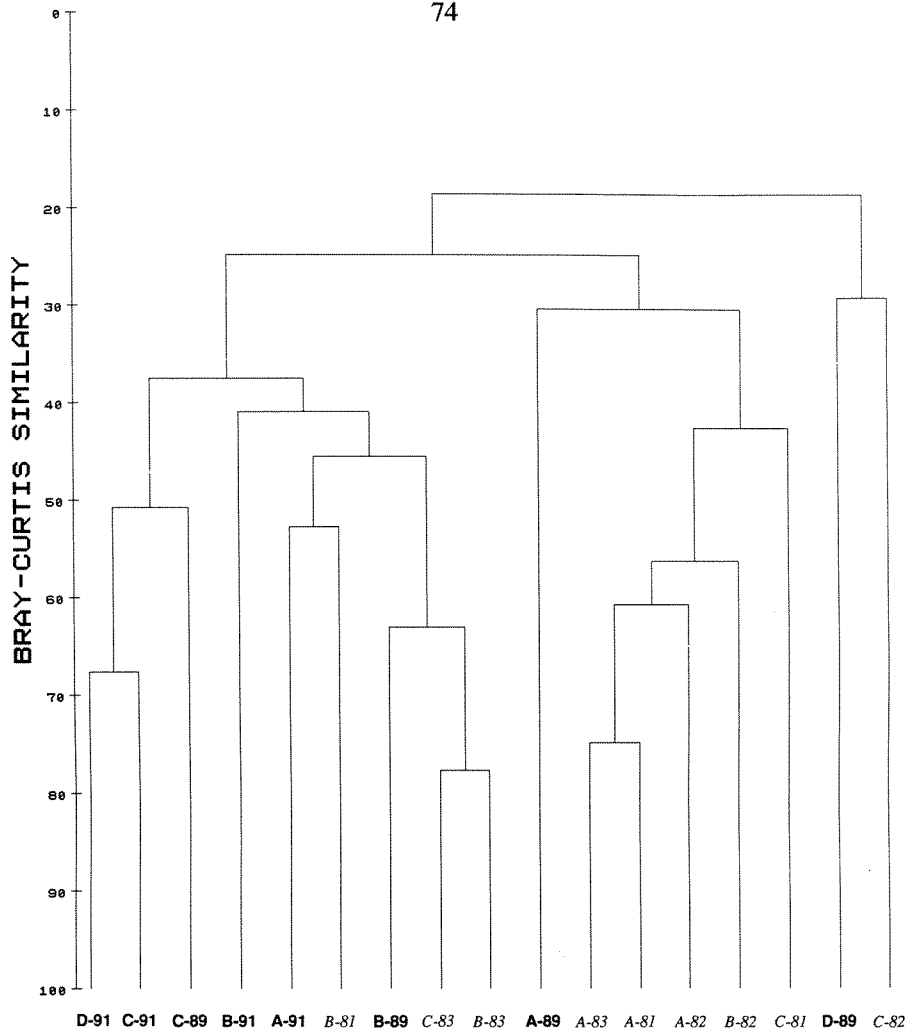
Vedleggsfigur 7. Dendrogram og MDS-plot over algevegetasjonen på st.7 Svartskog, Bunnfjorden, fra 1981 til 1991.



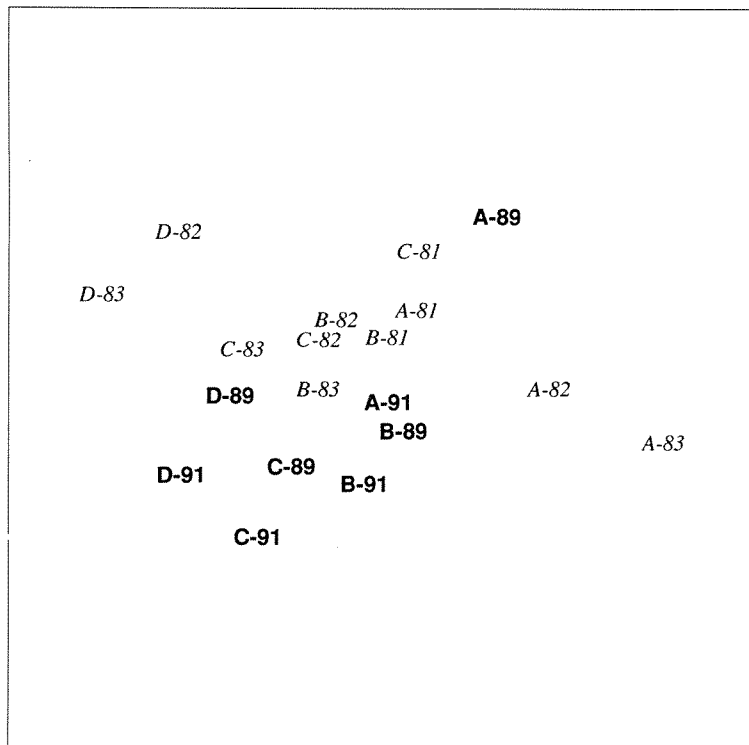
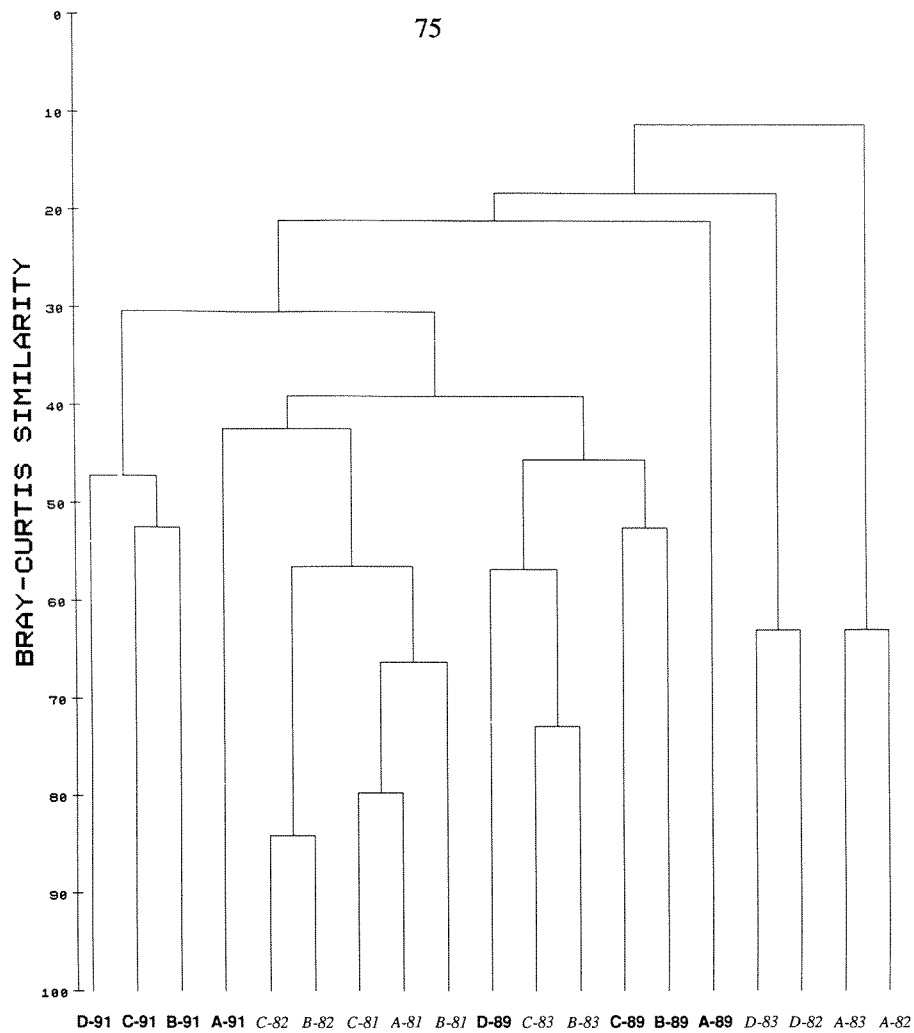
Vedleggsfigur 8. Dendrogram og MDS-plot over dyresamfunn på st.1 Steilene fra 1981 til 1991.



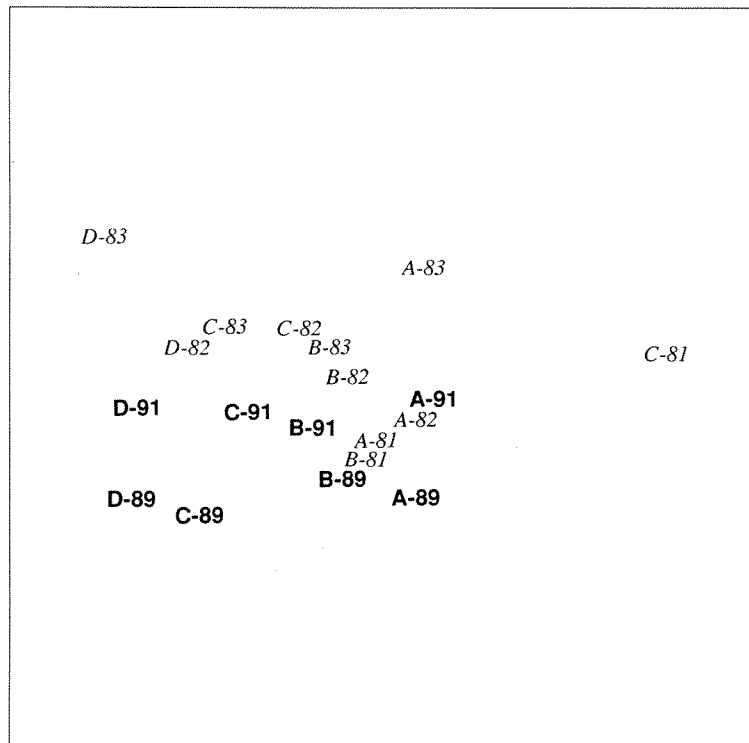
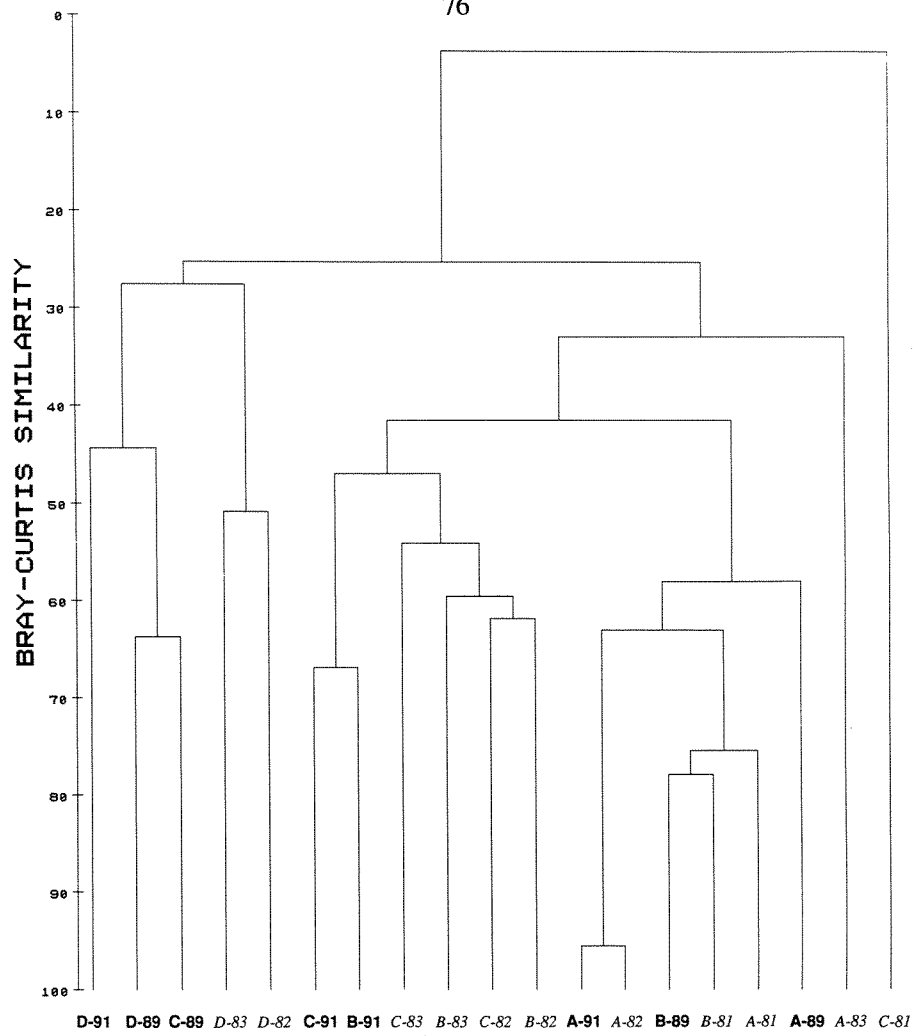
Vedleggsfigur 9. Dendrogram og MDS-plot over dyresamfunn på st. 2 Borøya, Bærumsbassenget fra 1981 til 1991.



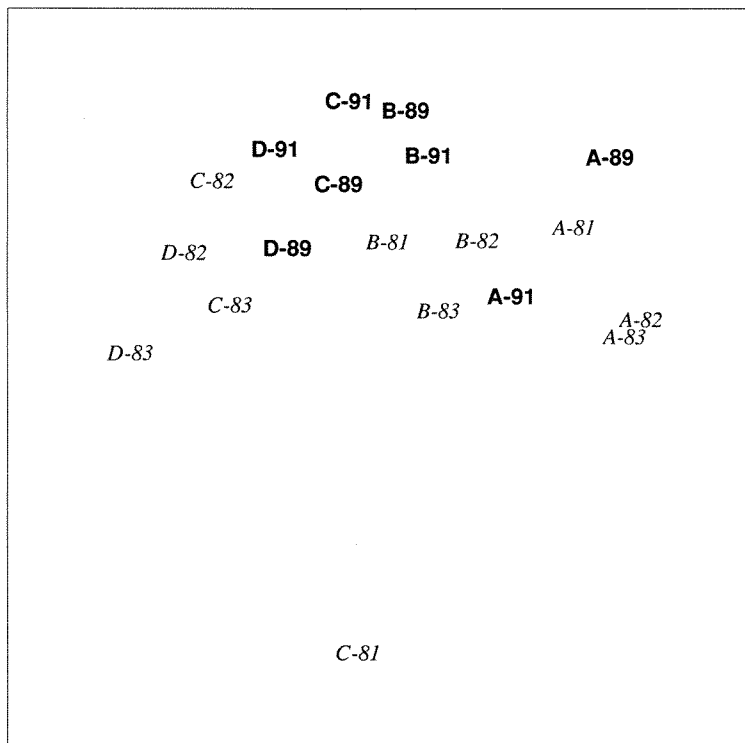
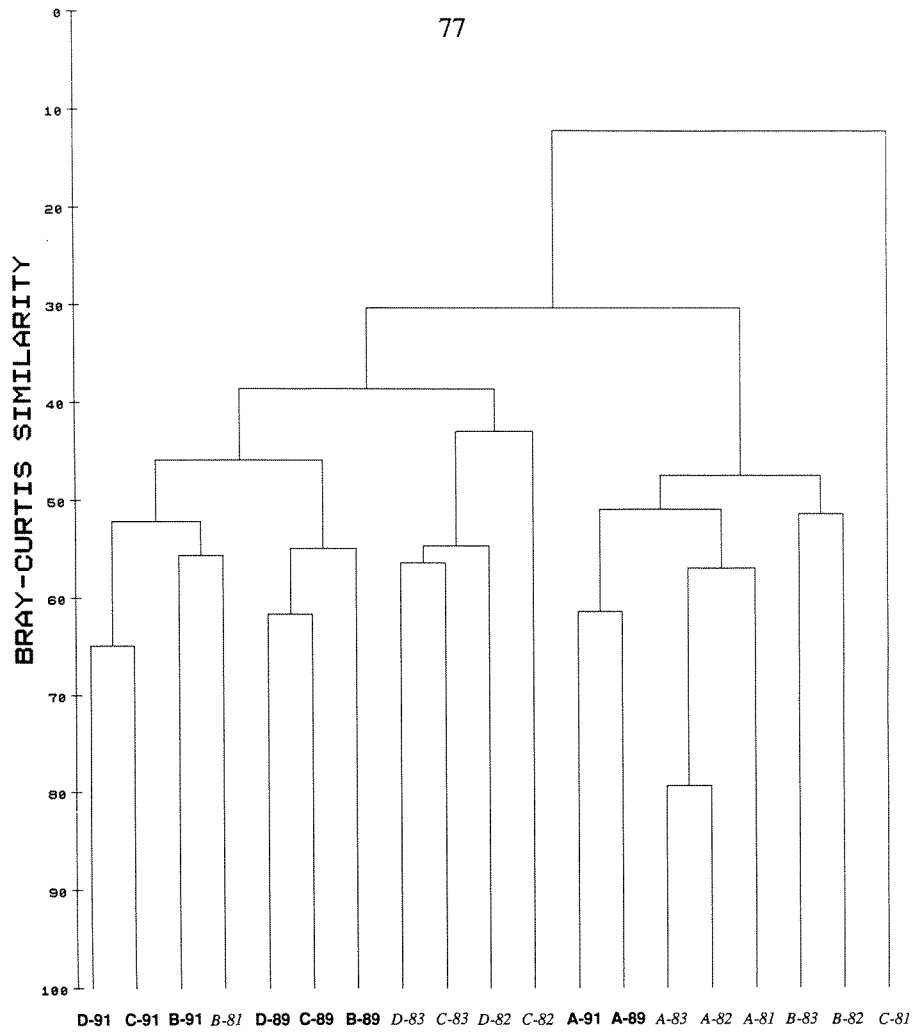
Vedleggsfigur 10. Dendrogram og MDS-plot over dyresamfunn på st.3 Fornebu, Lysakerfjorden, fra 1981 til 1991.



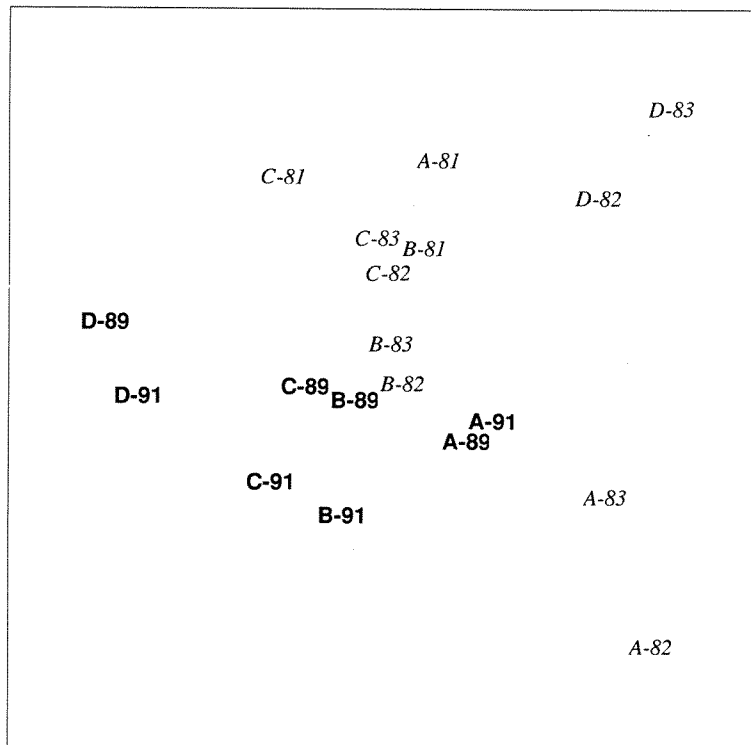
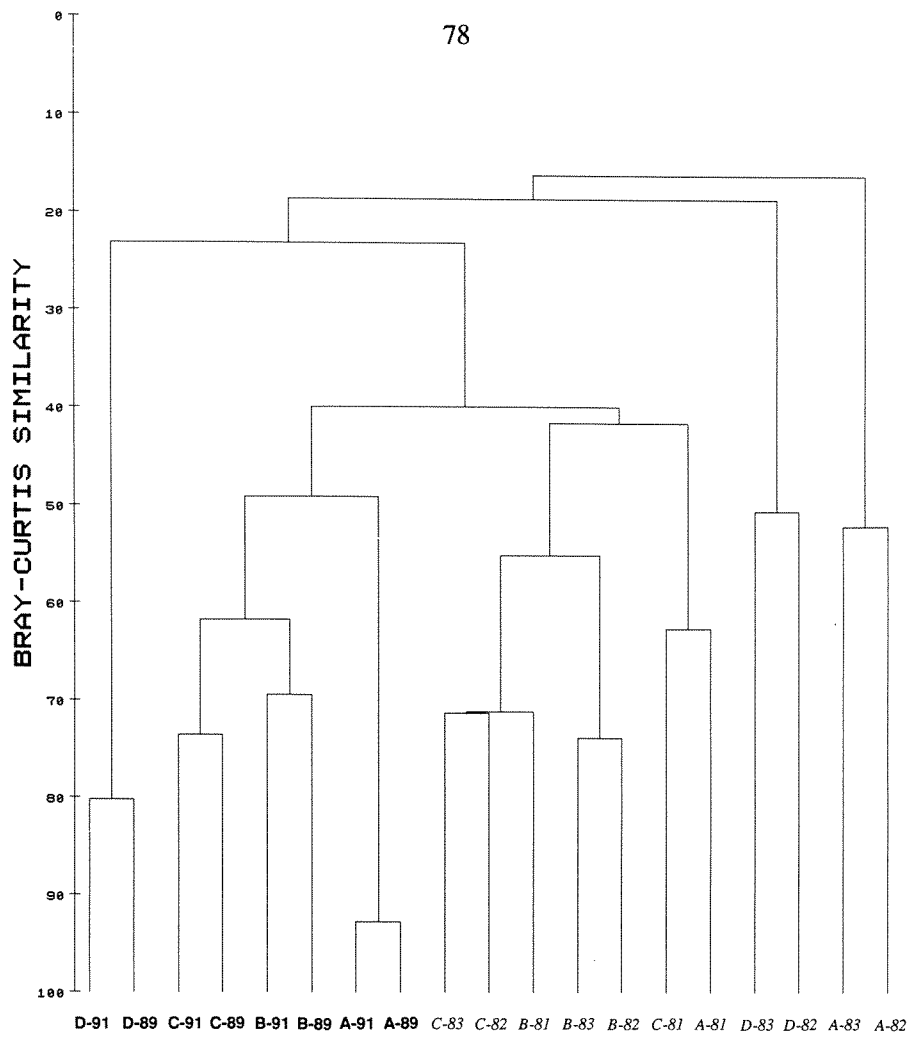
Vedleggsfigur 11. Dendrogram og MDS-plot over dyresamfunn på st.4 Ormøya, Bekkelagsbassenget, fra 1981 til 1991.



Vedleggsfigur 12. Dendrogram og MDS-plot over dyresamfunn på st.5 Hovedøya, Oslo Havn, fra 1981 til 1991.



Vedleggsfigur 13. Dendrogram og MDS-plot over dyresamfunn på st.6 Nakkholmen, fra 1981 til 1991.



Vedleggsfigur 14. Dendrogram og MDS-plot over dyresamfunn på st.7 Svartskog, Bunnefjorden, fra 1981 til 1991.

VEDLEGG 3. Tangvegetasjonen i Indre Oslofjord - vertikalutbredelse*Artssammensetning**Dypprofiler av alle stasjonene**fra**1981,82,83,89 og 1991*

Vertikalutbredelse for gruntvannsorganismer

Observatør ARE
Skriver FAK

Tegnforklaring : 1 = Enkeltfunn 2 = Spredt 3 = Vanlig 4 = Dominerende

Sted	St.3	Dato	1.12.83	Barom	mm Hg	Nederste dyp	9																							
Eksposering		Retn.		Helling		Bunntype																								
Supplerende undersøkelse :		Stereo	m	Ruter	m	Tare	m	Video	min.	TS	m	Foto																		
		Bunntype		Steiner på sandgrunn	Fjell	Mudderbunn	Fjellvegg	Mudderdunn																						
		Helling		15	10	45	5- 90	20																						
		Horisontalsikt		10	10																									
Kode	cf	sp	NB	TAXA	Dyp: <1 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30 >30																									
FUCDI				Fucus distichus	4	4	3	2																						
PHYTR				Phyllophora truncata			2	2	2	2	2																			
POLNI				Polysiphonia nigrescens			3	3	3																					
SPLSU				Spirulina subsalsa			2	2	2	2	2																			
LAMSA				Laminaria saccharina			2	2	2	2	2	2																		
DELSA				Delesseria sanguinea							1																			
BALIM				Balanus improvisus	4	3	2																							
MYTED				Mytilus edulis	4	4	4	4	4	3	3	3	2																	
LITLI				Littorina littorea	4	3	3																							
ASTRU				Asterias rubens	3	3	3	3	3	3	3	2	2																	
CIOIN				Ciona intestinalis			2	2	2	2	2	2	2																	
CARMA				Carcinus maenas			1																							
PSAMI	1			cf.Psammechinus miliaris			2	2	2	2	2	2																		
DENGR				Dendrodoa grossularia			2	2	2	2	2	2																		
STYRU	2			Styela cf.rustica			2	2	2	2	2	2																		
POLCI				Polydora ciliata			2	2	2	2	2	2																		
POMTR				Pomatoceros triqueter			2	2	2	2	2	2																		
HYAAR				Hyas araneus							1																			
METSE				Metridium senile			3	3	3	3	3																			
CORPA				Corella parallelogramma						1																				
SAGAX				Sagartiidae indet.						2	2																			

Vertikalutbredelse for grunrvannsorganismer

Observatør ARE
Skriver TON

Tegnforklaring: 1 = Enkeltfunn 2 = Spredt 3 = Vanlig 4 = Dominerende

Sted	St. 5	Dato	25.8.89	Barom	_____ mm Hg	Nederste dyp	20 _____
Eksposering	Retn.	Helling	_____	Bunn	Bunntype _____		
Supplerende undersøkelse:		Stereo	_____ m	Ruter	_____ m	Tare	_____ m
		Bunntype	Sand	Fjell	Fjell	Fjell	Fjell
		Helling	5	20	10	Mudder	
		Horisontalsikt	8				5
Kode	cf	sp	NB	TAXA		Dyp:	<1 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30 >30
CIOIN				Ciona intestinalis			2 2 2 3 3 3 3 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2
POLYX				Polychaeta indet.			3 3 3
ASTRU				Asterias rubens	2 3 3 3 3 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2		
LITLI				Littorina littorea	3 3 2 2 2		2 2
FACEZ				Facelina sp.			3 3 3 3 2 2 2 2
CORPA				Corella parallelogramma			3
OPHIX				Ophiuroidea indet.			2 2 2 2 1
HALPA				Halichondria panicea			3 3 3 1
STYRU	1			cf. Styela rustica			2 3 3 3 3 2 2 2 2 2
SAGAZ				Sagartiogeton sp.			2 2 2 2 2 2 2
METSE				Metridium senile			2 2 2 2 2 2 2 2
DENGR				Dendrodoa grossularia			3 3 3 3 2 2 2 2
PHYPS				Phyllophora pseudoceranoides			2 2 2 2 2
SPLSU				Spirulina subsalsa			2 2 2 2 2 2
LAMSA				Laminaria saccharina			2 2 2
HYDRX				Hydroidea indet.	2 2	2 2 2 2 2 2 2 2	
ANTBO				Antithamnion boreale			2 2 2 2 2 2
BRYPL				Bryopsis plumosa			2 2 2 2
CORXE				Corralinaceae skorpeformet			3 3 2 2
PSAMI	1			cf. Psammechinus miliaris			2 2 2 2 2 2 2
POMTR				Pomatoceros triqueter			2 2
MYTED				Mytilus edulis			3 3 3 3 3 2
CERRU				Ceramium rubrum			3 3 2 2 2
ECTFA				Ectocarpus fasciculatus			2 2
CERST				Ceramium strictum			3 3
FUCDI				Fucus distichus			4 4 3
DYNPU				Dynamena pumula			3 2
POLBR				Polysiphonia brodiaei			3
ENTIN				Enteromorpha intestinalis			3 3
ULVLA				Ulva lactuca			3
CARMA				Carcinus maenas			2
FUCSP				Fucus spiralis			4
POLVI				Polysiphonia violacea			2

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
ISBN 82-577-2086-0