

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING  
Blindern

0-160/71

UNDERSØKELSE AV HYDROGRAFISKE  
OG BIOLOGISKE FORHOLD I INDRE  
OSLOFJORD

Overvåkningsprogram - Årsrapport 1974

Blindern, 16. juni 1976

Saksbehandlere: Fil.kand. Jan Magnusson  
Cand.real. Tor Bokn  
Fil.kand. Torsten Källqvist

Medarbeidere : Skipsfører Einar Andersen  
Forskningsassistent B.A.  
Norman Green  
Teknisk assistent  
Frank Kjellberg  
Cand.real. Jon Knutzen

Instituttetsjef Kjell Baalsrud

## FORORD

Oslofjordkontoret (kontor for interkommunalt kloakksamarbeid i Indre Oslofjord) anmodet i 1972 Norsk institutt for vannforskning (NIVA) å utføre overvåkningsundersøkelser i Oslofjorden i den hensikt å studere fjordens forurensningsutvikling.

Denne rapport er nummer to i dette prosjektet og omfatter perioden oktober 1973 til oktober 1974.

I tiden juni 1973 til juli 1974 ble dette prosjekt samkjørt med undersøkelser ved Vassdrags- og Havnelaboratoriet, Trondheim, Statens Biologiske Stasjon i Flødevigen, Arendal, og NIVA, for Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen, Direktoratet for Statskraftverkene, vedrørende: Undersøkelser av vann- og forurensningsproblemer ved kjernekraftverk. Dette har gjort det mulig å få et bedre datamateriale for begge prosjekter, og rapportene vedrørende varmekraftproblemet har også hatt generell betydning for belysning av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord.

Data fra overvåkningsprosjektet er kommet til anvendelse i to forskningsrapporter: "XT-0 Nitrogen og fosfor i noen norske fjorder" og "O-177/70, O-160/71 og XT-10: Prognoseberegning av oksygenomsetning i terskelfjorder samt preliminnære vurderinger og beregninger for Oslofjorden".

Foreliggende årsrapport er resultatet av et samarbeid mellom en rekke personer fra flere institusjoner. Cand.mag. Bjørn Langemyr har analysert planteplanktonprøver, cand.real. Karl Tangen har bidratt med supplerende informasjon om planteplanktonet og dessuten vurdert det innsamlede materialet og skrevet kapittel 3.6. Begge de ovennevnte er tilknyttet institutt for marin biologi og limnologi, avdeling for marin botanikk, ved Universitetet i Oslo. Vitenskapelig assistent cand.mag. Tor Eiliv Lein ved Biologisk Stasjon, Drøbak, har vært medansvarlig for undersøkelsene av fastsittende alger, og vitenskapelig assistent cand.mag. Gunnar Holt, Biologisk Stasjon, Espesgrend, har bearbeidet prøver fra algematerialet.

Alle data fra 1973-74 fins lagret ved NIVA og vil etter hvert overføres til EDB.

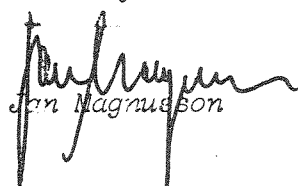
Ved instituttet har følgende personer deltatt i planlegging og gjennomføring av arbeidet: fil.kand. Jan Magnusson (fysikk, kjemi, saksbehand-  
ler), cand.real. Tor Bokn (fastsittende alger), fil.kand. Torsten Källqvist (overflatevannets vekstpotensial m.m.), skipsfører kaptein Einar I. Andersen, forskningsassistentene Norman Green og Frank Kjeilberg (feltarbeid og primær databehandling), samt seksjonsleder Jon Knutsen som har deltatt i planlegging og diskusjon av dette arbeidet.

En spesiell takk rettes til skipsfører Tom Tønnessen ved Institutt for marin biologi og limnologi for hjelp i forbindelse med et lengre tids sykdomsfravær for instituttets ordinære skipsfører.

Rapporten er blitt såpass omfattende på grunn av det store datamaterialet og et behov for dokumentasjon.

De praktiske konklusjoner er sammenfattet i sammendraget. For å lette forståelsen av dette, anbefales å lese kapittel 1 først.

Blindern, 16. juni 1976

  
Jan Magnusson

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side:
FORORD	2
FIGURFORTEGNELSE	5
TABELLFORTEGNELSE	8
SAMMENDRAG	9
1. INNLEDNING	17
2. HYDROGRAFI	20
2.1 Metoder og observasjoner	20
2.1.1 Stasjonsnett	20
2.1.2 Parametre i 1974	20
2.1.3 Analysemetodikk	24
2.1.4 Beregnede enheter	25
2.2 Generelle meteorologiske og hydrologiske forhold 1974	25
2.3 Dypvannsutskiftninger oktober 1973 - oktober 1974	29
2.3.1 Diskusjon om dypvannsutskiftningens mekanismer	35
2.4 Hydrokjemi	42
2.4.1 Innledning	42
2.4.2 Forholdene i de dypere vannlag	44
2.4.3 Diskusjon	54
a Oksygenforhold	54
b Næringssaltene	56
3. BIOLOGI	61
3.1 Overflatevannets vekstpotensial	61
3.2 Klorofyll	67
3.3 Overflatevannets kjemi	69
3.4 Innvirkning av kloakkvann på overflatevannets vekst- potensial	77
3.5 Faktorer av betydning for planktonalgevekst - en oppsummering	81
3.6 Planteplanktonundersøkelser i 1974	88
3.7 Fastsittende alger	107
3.7.1 Innledning	107
3.7.2 Materiale og metoder	108
3.7.3 Resultater	111
3.7.3.1 Registrering av fucaceer (brun tang)	111
3.7.3.2 Algenes dekningsgrad	121

	Side:
3.7.4 Diskusjon	123
3.7.4.1 Registrering av fucaceer	123
3.7.4.2 Algenes dekningsgrad	134
3.7.5 Konklusjoner	136
3.8 Spesielle overflateobservasjoner	146
4. FJORDENS UTVIKLING	147
LITTERATUR	157

FIGURFORTEGNELSE

	Side:
Figur 1. Hydrografiske stasjoner	22
" 2. Overflatestasjoner	23
" 3. Soltimer og nedbør (mm) på Blindern, Oslo 1974 som avvik fra middelveier av perioden 1956-70, resp. 1931-60	26
" 4. Vannføringsdata fra Drammenselva, Lysakerelva og Sandvikselva	27
" 5. Lufttrykk døgnmiddel (Fornebu), vannstand døgnmiddel (Oscarsborg) og vindens nord-syd-komponent (Fornebu 7 døgns glidende middel)	28
" 6. Saltholdighetsvariasjon (S <sup>o</sup> /oo) ved Steilene (DK 1) 1973-1974	30
" 7. Oksygenvariasjon (ml/l) ved Steilene (DK 1) 1973-1974	31
" 8. Saltholdighetsvariasjon (S <sup>o</sup> /oo) i Bunnefjorden (EP 1) 1973-1974	32
" 9. Oksygenvariasjon (ml/l) i Bunnefjorden (EP 1) 1973-1974	33
" 10. Et forenklet bilde av overflatestrømmene i Skagerrak og Kattegat (Svansson 1972)	37
" 11. En sammenligning mellom middeldøgns-verdier av daglige observasjoner av vannstand ved Landsort (Østersjøen) og overflateslinitet målt en gang pr. døgn ved L/V Kattegat SW (Svansson 1972)	38
" 12. Vannstand ved Landsort (Østersjøen) (døgnmiddel), saltholdighetsvariasjoner på 5 m dyp i Gullmaren (daglige observasjoner) samt sprangsjiktsvariasjoner i Drøbakundet (Elle) 1973-1974. (Vannstands data fra Sveriges Meteorologiska og Hydrologiska Institut, observasjoner i Gullmaren fra Kungliga Fiskeristyrelsen)	39
" 13. Langesundsbukta, st. JH 1. Saltholdighetsvariasjoner januar 1974-desember 1975.	40
" 14. Siktedyp samt den vertikale fordeling av oksygen, næringssalter og total organisk karbon ved Steilene (DK 1)	45
" 15. Siktedyp samt den vertikale fordeling av oksygen og næringssalter i Lysakerfjorden (BN 1)	47
" 16. Siktedyp samt vertikal fordeling av oksygen næringssalter (og total organisk karbon) i Bunnefjorden (EP 1)	49

Figur 17.	Siktedyp samt den vertikale fordeling av oksygen og næringssalter, oktober 1973-oktober 1974	50
"	18. Siktedyp samt vertikal fordeling av oksygen og næringssalter i Bærumsbassenget (BL 4)	52
"	19. Oksygeninnhold (ml/l) 30/5-74	55
"	20. Variasjoner i vekstpotensial på noen stasjoner i Oslofjorden 1972-1974	62
"	21. Middelerdi for vekstpotensial 1974. Testalge <i>Phaeodactylum tricornutum</i>	63
"	22. Vekstpotensial i overflatevannet (0-2 m) febr. -74	64
"	23. " " " " apr. -74	64
"	24. " " " " mai -74	64
"	25. " " " " juli -74	64
"	26. " " " " aug. -74	66
"	27. " " " " okt. -74	66
"	28. Klorofyll " " " febr. -74	66
"	29. " " " " apr. -74	66
"	30. " " " " mai -74	68
"	31. " " " " juli -74	68
"	32. " " " " aug. -74	68
"	33. " " " " okt. -74	68
"	34. Uorganisk, orgnisk samt total (N/P) i overflatevannet i Oslofjorden (0-2 m) 1974	70
"	35. Ortofosfat og total fosfor i overflatevannet i Oslofjorden (0-2 m) 1974	71
"	36. Total nitrogen og organisk nitrogen i overflatevannet i Oslofjorden (0-2 m) 1974	72
"	37. Vekstpotensial i overflatevannet i Oslofjorden (0-2 m) 1974	74
"	38. Klorofyll a i overflatevannet i Oslofjorden (0-2 m) 1974	75
"	39. Variasjon av salinitet temperatur og nærings-salter i overflatevannet ved Steilene okt. 1973-okt. 1974	76
"	40. Middelerdi for vekstpotensial i rensset kloakkvann. Resipient: Sjøvann, Drøbak. Testalge: <i>Phaeodactylum tricornutum</i>	79
"	41. Middelerdi for vekstpotensial i rensset kloakkvann. Resipient: Sjøvann, Drøbak. Testalge: <i>Phaeodactylum tricornutum</i>	80
"	42. Vekstpotensial og fosfatkonsentrasjon, februar og april 1974	82

	Side:
Figur 43. Vekstpotensial og konsentrasjon av uorganiske nitrogenforbindelser, februar og april 1974	83
" 44. Uorganiske nitrogen- og fosforforbindelser som funksjon av vekstpotensial samt organisk nitrogen som funksjon av klorofyll a juli-august 1974 i Indre Oslofjord (0-2 m dyp)	86
" 45. Stasjonsnett i Indre Oslofjord hvor fucacé-vegetasjonen er undersøkt	109
" 46. Stasjonskart over utbredelsen til <i>Ascophyllum nodosum</i> (grisetang) i Indre Oslofjord	112
" 47. Stasjonskart over utbredelsen til <i>Fucus distichus</i> subsp. <i>edentatus</i> (flattang) i Indre Oslofjord	114
" 48. Stasjonskart over utbredelsen til <i>Fucus serratus</i> (sagtang) i Indre Oslofjord	115
" 49. Stasjonskart over utbredelsen til <i>Fucus spiralis</i> (spiraltang) i Indre Oslofjord	117
" 50. Stasjonskart over utbredelsen til <i>Fucus vesiculosus</i> (blæretang) i Indre Oslofjord	118
" 51. -Fucaceenes horisontale utbredelse i Indre Oslofjord	120
" 52. Variasjon i siktedyp 1974	144
" 53. Siktedyp ved Steilene 1974	145
" 54. Oksygenkonsentrasjonen ved Steilene (st. DK 1) på 80 m dyp. Data fra Braarud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyen (1951) og NIVA	151
" 55. Månedsmiddel for perioden 1933-40, 1946-51 og 1962-74 for oksygen i Vestfjorden (Steilene) på 80 m dyp og Bunnefjorden på 125 m dyp	152
" 56. Oksygentrenden i Vestfjordens dypvann (Steilene 80 m dyp)	153
" 57. Oksygentrenden i Bunnefjorden (120-125 m dyp)	154

TABELLFORTEGNELSE

	Side:
Tabell 1. Hydrografiske tokt 1973-1974, Oslofjorden	21
" 2. Uorganisk (N/P) = $\text{NO}_3/\text{PO}_4$ (vektforhold) samt ortofosfat-konsentrasjonen i 0-4 m dyp under vårutskiftningen 1974	57
" 3. Total organisk karbon (mg/l) som gjennomsnitt av 0 og 4 meters dyp vinteren og våren 1974	58
" 4. Beregning av organiske fraksjoner av fosfor og nitrogen i overflatevann - juli 1974	87
" 5. Totalbestander av planteplankton (antall celler pr. liter) på en del stasjoner. Cellekonsentrasjonene er gjennomsnittstall for sjiktet 0-2 m	89
" 6. Cellekonsentrasjoner (millioner celler pr. liter) av <i>Coccolithus huxleyi</i> i Oslofjorden i juli-august 1974.	93
" 7. Planteplankton i overflateprøver	97
" 8. Algenes dekningsgrad i <i>Fucus spiralis</i> -assosiasjonen	138
" 9. " " " <i>Fucus vesiculosus</i> - " "	139
" 10. " " " <i>Ascophyllum nodosum</i> - " "	140
" 11. " " " <i>Fucus distichus</i> ssp. <i>edentatus</i> - " "	141
" 12. " " " <i>Fucus serratus</i> - " "	142
" 13. " " " <i>Ulva/Mytilus/Blidingia</i> - " "	143



## SAMMENDRAG

Som et ledd i overvåkingen av Indre Oslofjord, er det i perioden oktober 1973 til oktober 1974 innsamlet hydrografiske data ved 6 tokt på 13 stasjoner. Toktene i 1974 er utført i februar, april, mai, (Juli), august og oktober. Analyser av vannprøver er utført på saltholdighet, oksygen, total fosfor, ortofosfat, total nitrogen, nitrat + nitritt, ammonium og organisk karbon.

Fra overflatevannet (0-2 m) er innsamlet vannprøver på ytterligere opp til 13 stasjoner i indre fjord og foruten ovennevnte analyser ble vannets vekstfremmende egenskaper studert ved algekulturforsøk, og vannets klorofyllinnhold bestemt. Kvantitative planteplanktonprøver ble innsamlet på de fleste stasjonene. Det er også målt siktedyp.

Utbredelsen av fem fastsittende gruntvannsalger er registrert på 120 stasjoner nord for Filtvet og sammenlignet med tidligere observasjoner. På 8 av stasjonene er det foretatt semikvantitativ kartlegging av fjærebeltets algesamfunn.

1. 1974 var et relativt unormalt meteorologisk år, spesielt i perioden april-mai med nedbør under det normale og antall soltimer over det normale som følge av stabile høytrykk over Sør-Skandinavia med fralandsvinder over Østlandsområdet.
2. Dypvannsutskiftninger fant sted i november 1973 da forholdsvis varmt vann (ca. 11 °C) strømmet inn over terskelen ved Drøbak. Den lave tettheten på vannmassene i Vestfjorden gjorde denne innstrømningen mulig. Omtrent 80% av vannet under 35 meters dyp i Vestfjorden ble erstattet med "nytt" vann. Utskiftningen påvirket ikke direkte de tyngre vannmassene under 60 meters dyp i Bunnefjorden. Totalt utskiftet dypvannsvolum var omtrent  $3.400 \times 10^6 \text{ m}^3$ .

En ny dypvannsutskiftning fant sted i april 1974 hvor selv Bunnefjordens dypvann ble påvirket. Totalt utskiftet dypvannsvolum var omtrent  $4.900 \times 10^6 \text{ m}^3$ .

3. Foruten den viktige blandingsmekanismen (turbulent, vertikal diffusjon) i Indre Oslofjords dypvann, er det ytre hydrografiske forhold som ligger til grunn for dypvannsutskiftning i fjorden. Det synes som om den Baltiske strømmen kan ha en ikke uvesentlig innflytelse på vannutskiftningen. En stor transport av vann med relativt lav saltholdighet kan fylle opp overflatelaget i ytre fjord og derved blokkere det tyngre dypvannet i perioder hvor øvrige forhold begunstiger en utskiftning. Omvendt vil en avtagende transport i den Baltiske strømmen medføre at tyngre Skagerrakvann trenger opp i Oslofjorden og starter en utskiftning.
4. Hydrogensulfidholdig dypvann i Bunnefjorden betyr en kraftig oksynggjeld som i høy grad er bestemmende for oksygenforholdene i mellomlaget etter en ufullstendig dypvannsutskiftning. En beregning av oksygenforholdene på mellomnivået etter vårutskiftningen 1974 viser at oksygenkonsentrasjonen på mellomnivået skulle vært omtrent 1,5 ml/l høyere hvis det ikke forekommet hydrogensulfid i Bunnefjordens dypvann. Det observerte oksygeninnholdet i disse vannmasser var 2-3 ml/l.
5. Vårutskiftningen 1974 skjedde i en periode med god tilgang på lys. Utskiftningen løftet opp dypvann i indre fjord til overflatelaget og derved ble store mengder næringssalter tilført dette laget. Dette medførte et godt grunnlag for en stor algeproduksjon i mai. Dypvannsutskiftninger etter den normale våroppblomstringen kan forsterke produksjonen av alger og derved øke belastningen av organisk stoff på dypvannet. Utskiftninger til tider da mangel på lys begrenser veksten vil være gunstigere for fjorden.
6. De to dypvannsutskiftningene høsten -73 og våren -74 skilte seg også hydrokjemisk fra hverandre. Høstinnstrømningen var preget av vann med egenskaper tilsvarende overflatevann i Skagerrak, mens det innstrømmende vannet om våren samsvarte med dypvann fra ytre fjord og Skagerrak. Vannmassene lot seg identifisere så vel ved temperatur og saltholdighet som næringssaltinnhold.

7. Akkumuleringen av fosfor i dypvannet skjer hurtigere enn nitrogen under stagnante perioder. Forholdet mellom total nitrogen og total fosfor var mindre i indre fjord sammenlignet med ytre fjord. Avtakende N/P-forhold etter vårutskiftningen i indre fjord ble brutt i samband med algeoppblomstringen i juli-august -74.
  
8. Overflatevannets innhold av plantenæringsstoffer er blant de avgjørende faktorer for algevekst og fjordvannets utseende. Som tidligere ble konsentrasjonen funnet å være høy om vinteren og før våroppblomstring, vesentlig lavere om våren og sommeren og stigende igjen om høsten. Særlig om sommeren ble det i hovedbassengene konstatert lavt innhold av nitrogensalter. Variasjonen i uorganiske fosfor- og nitrogenforbindelser var betydelig større i indre fjord enn i ytre.

De høyeste konsentrasjonene ble stort sett funnet i Frognerkilen, Havnebassenget og Lysakerfjorden, dernest i Bærumsbassenget og Bekkelagsbassenget. Forskjellen mellom de to sistnevnte og indre fjords hovedområder (Vestfjorden og Bunnefjorden) var imidlertid liten. Vannmassene i ytre fjord hadde markert lavere næringssaltinnhold enn de øvrige stasjonene.

9. Generelt sett reflekterte målingene av vannets vekstpotensial forekomsten av næringssalter (fosfor- og nitrogenforbindelser). Evnen til å underholde algevekst var således høy for våroppblomstring, lavest på senvåren og sommeren, og noe høyere i oktober. I motsetning til i 1973 var sesongvariasjonen også utpreget for de innerste og mest belastede delene av fjorden. I ytre fjord viste vannet relativt lave vekstfremmende egenskaper også ved marsobservasjonen. Dette har sannsynligvis sammenheng med at våroppblomstringen allerede var i gang i dette området.

Stort sett var vekstpotensialet høyest i vann fra de innerste fjordavsnittene. I sommersesongen var det området nord for Nesoddtangen som ga de høyeste verdiene. Forskjellene var imidlertid ikke store.

10. Vannkjemiske data og algekulturforsøk har sannsynliggjort at fosforforbindelser er primært begrensende for algevekst om våren og forsommeren.

For perioden sommer - tidlig høst er det til dels motstridende resultater. Algevekstpotensialet viser best sammenheng med vannets innhold av ortofosfat, men samtidig er det i hovedsaken registrert lave konsentrasjoner av uorganiske nitrogenforbindelser. Det foreliggende materialet gir ikke grunnlag for å vurdere om planktonalgene (eller en del arter) i denne tiden utnytter oppløste, organiske nitrogenforbindelser.

Resultatene av algekulturforsøk har indikert at ved belastning med kjemisk rensert kloakkvann, kan det oppnås fosforbegrensning selv i perioder da eventuelt nitrogenforbindelser er primært begrensende vekstfaktor.

11. I likhet med forrige år ble det påvist at forholdet total nitrogen/total fosfor svinger omkring det optimale for algevekst i Havnebassenget, Bårumbassenget og i Lysakerfjorden.

Klorofyllmålinger viste at våroppblomstringen startet først ytterst i fjorden, og var under utvikling der i første uke av mars. Etter våroppblomstringen var det moderate planktonmengder - omkring 5 µg klorofyll a pr. l i hele undersøkelsesområdet.

Utover våren og sommeren ble det mer varierende forhold. Flere planteplanktonarter hadde masseopptreden i de innerste delene (se nedenfor). Perioden mai-august var generelt preget av høye klorofyll-verdier i indre fjord, men til dels med hurtige vekslinger på det enkelte sted. Særlig i Havnebassenget, Bekkelagsbassenget,

Frognerkilen og Lysakerfjorden ble det observert høye konsentrasjoner (20-50 µg/l).

Oktoberregistreringene ga lave konsentrasjoner innerst og høye fra midten av Vestfjorden og utover mot Drøbak. Situasjonen var en demonstrasjon av vindens betydning for forholdene i overflatelaget. Nordlig vind bevirket en uttransport av overflatevann og planktonalger, mens sommeren hadde vært preget av sydlige vinder og oppstartning av planktonbestandene inne i indre fjord.

12. Utviklingen av planteplanktonsamfunnene viste et vanlig forløp frem til mai. Våroppblomstringen kom i gang i ytre del av fjorden i overgangen februar/mars, og var i sin avslutning i midten av april. Samfunnene var dominert av vanlig forekommende diatomeer (kiselalger).

I slutten av mai var totalbestandene redusert. Sammen med diatomene var det et betydelig innslag av ulike typer flagellater.

Resten av året var i hovedsaken preget av de for Indre Oslofjord karakteristiske masseoppblomstringer og hurtige vekslinger i samfunnenes kvalitative sammensetning. De overveiende sydlige vinder ga oppstuvning av vannet og grunnlag for ekstremt høy celledetthet. Særlig i de innerste delene av fjorden gjorde disse fenomenene seg gjeldende, men også området mot Drøbak og lenger ut fikk periodisk merke oppblomstringene.

I overgangen mai/juni var det en masseforekomst av fureflagellaten *Heterocapsa triquetra* som misfarget vannet i de indre bassengene. Maksimumstettheten ble målt til nær 260 mill. celler pr. l. Arten er kjent for å trives i kloakkvannsbelastede områder.

I juli-august opptrådte den hittil største oppblomstring av kalkflagellaten *Coccolithus huxleyi* observert i Oslofjorden. Det ble målt celledetthet på nær 50 mill. celler pr. l, og vannet var helt gråhvitt. Til misfargingen av vannet bidro de til dels svære

forekomstene av diatomeen *Skeletonema costatum* (over 40 mill. celler pr. l), som ledsaget *Coccolithus*-oppblomstringen.

Fureflagellaten *Gymnodinium sanguineum* farget store deler av indre fjord rødbrun i september, oktober, først innerst, senere også lenger ut (vindeffekt).

Forskjellen fra det "fattige" planteplanktonåret 1973 må i første rekke tilskrives vindforholdene. Alle masseforekomster kom i stand etter perioder med pålandsvind.

13. I 1890-årene var de tre tangarter blæretang, grisetang og sagtang vanlige helt inn i Oslos havnebasseng. Spiraltang var ikke registrert innenfor Drøbak, mens flattang overhodet ikke var observert i Oslofjorden. I 1940- og 1960-årene var de tre førstnevnte arter forskjøvet noe sydover i fjorden. Spiraltang var i 1940-årene vanlig i Vestfjorden, og i 1960-årene også vanlig på nordvendte strender i havnebassenget. Flattang ble også registrert i innerste del av Oslofjorden. I 1974 var blæretang, grisetang og sagtang nærmest totalt forsvunnet nord for Nesoddtangen, mens spiraltang hadde samme utbredelse som i 1960-årene. Imidlertid var flattang den alt overveiende dominerende arten av de fem undersøkte brunalger i Indre Oslofjord. Fra å være ukjent i Oslofjorden like før århundreskiftet, og et mindre innslag i algefloraen frem til 1960-årene, har flattang nærmest invadert strendene i Indre Oslofjord de siste 10-år.

Forskyvningen av de fem undersøkte tangartenes innergrenser i Oslofjorden kan til dels være forårsaket av naturlige faktorer. Imidlertid kan en slik markert endring i artenes utbredelsesmønster, som er registrert, vanskelig forstås uten å ta med i betraktning den økende forurensningsbelastningen. Under forutsetning av at forurensningen er den utslagsgivende faktor, kan det skilles mellom to typer av årsakssammenhenger.

- 1) Det forurensede vann virker direkte ugunstig på tangen, eller

- 2) fjordvannet har ingen direkte ugunstig virkning, men oppblomstring av arter begunstiget av kloakkbelastede vannmasser vil føre til en ufordelaktig konkurransesituasjon for de opprinnelige arter.

Undersøkelsen av de fastsittende alger tyder på - som tidligere undersøkelser - at kloakkvannsbelastningen i indre del av Oslofjorden har liten eller ingen direkte effekt på tangen. Derimot antas den økende forurensning å ha en indirekte effekt på algesamfunnene, da de opprinnelige samfunn utkonkurreres av arter som er bedre tilpasset de nye forhold.

Belastningen av kloakkvann har også ført til mer begroing på strender, redskaper og større tang. Øket grumsing av vannet og nedslamming har redusert lystilgangen og dermed plantenes fotosyntese. Forurensningenes indirekte effekt på de fastsittende alger synes således å ha øket i Indre Oslofjord de siste 10-15 år.

Resultater fra registreringene av de samlede algesamfunn på 8 lokaliteter er satt opp i tabeller, og vil tjene som referanse-data for senere overvåking.

14. Siktedypet var dårligere enn normalt i juli-august 1974, beroende på den store algeoppblomstringen ved denne tid. Søppelforekomsten synes å avta i indre fjord.

I Frognerkilen har forholdene tidvis vært så dårlige at en sjenerende lukt er blitt registrert. Lukten skrives seg fra gasser som frigjøres ved forråtnelsesprosesser.

15. Oksygenutviklingen i Vestfjorden og Bunnefjordens dypvann er blitt bedømt på grunnlag av observasjoner i perioden 1933-74. Resultatene viser at forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord stadig forverres i den forstand at oksygeninnholdet er synkende over en lengre periode. Spesielt er det i den senere tid blitt mye lavere oksygenkonsentrasjoner i Vestfjordens dypvann. Hvis ikke forholdene bedres ved hjelp av ytterligere rensetiltak, vil det

kunne være fare for dannelse av hydrogensulfidholdig vann (råttent vann) til og med i deler av Vestfjordens dypere vannlag. Allerede i dag forekommer perioder med oksygeninnhold vel under 1 ml/l, hvilket er en så lav verdi, at livsmiljøet for eksempelvis fisk trues. I Bunnefjorden var den øvre grenseflaten for 1 ml/l oksygenkonsentrasjon iblant høyere enn 30 meters dyp.



## 1. INNLEDNING

Oslofjorden er en av de fjorder i Norge som har vært gjenstand for de mest omfattende vitenskapelige studier både i tid og rom. Mesteparten av disse studier er utført av Institutt for marin biologi og limnologi (tidligere Institutt for marin biologi) ved Universitetet i Oslo. Det var ved dette institutt de første signalene kom om Oslofjordens tiltagende forurensningsproblemer. Resultatet av dette er sammenfattet i publikasjoner fra Oslofjordprosjektet 1962-65, som var et stort samarbeidsprosjekt med Universitetet i Oslo og Bergen, Vassdrags- og Havnelaboratoriet i Trondheim og NIVA. Undersøkelsene kom i gang etter initiativ fra kommunene rundt Oslofjorden og med målsettingen, å gi Oslofjordkommunene en løsning på forurensningsproblemene. I dette prosjekt sammenfattes den tidligere utførte forskningen i fjorden ut fra den spesielle målsettingen, og dessuten ble kompletterende undersøkelser utført. Det skulle være altfor omfattende her å redegjøre for resultatet av disse undersøkelsene, så den interesserte leser henvises i stedet til Oslofjordprosjektets sluttrapporter "Oslofjorden og dens forurensningsproblemer", del I og II. (NIVA, O-201 1968 og 1970).

Det dominerende problemet i Oslofjorden er den høye tilførselen av kloakkvann, som innebærer en direkte økning i tilgangen på næringssaltinnholdet i fjorden. Dette fremmer tilveksten av planteplankton i så stor utstrekning at vannet blir grumset og iblant misfarget av voldsomme oppblomstringer. Denne unaturlige overproduksjon av organisk stoff i form av planteplankton belaster i sin tur dypvannet hvor det organiske stoffet igjen nedbrytes til næringssalter i oksygenforbrukende prosesser. Dypvannet i Indre Oslofjord skilles fra ytre fjord av en terskel på 20 meters-nivået. Terskelen hindrer dypvannet i indre fjord fra en direkte kommunikasjon med vannmassene i ytre fjord. Dypvannet utskiftes stort sett én gang pr. år i Vestfjorden og omtrent hvert tredje år i Bunnefjorden, når de hydrografiske faktorene er spesielt gunstige, generelt i tidsrommet vinter-vår. Mellom utskiftningene forbrukes oksygen i ovenfor beskrevne prosess, og næringssalter akkumuleres. Da den organiske belastningen er stor, kan iblant alt oksygen forbrukes i dypvannet innen nytt oksygenrikt vann strømmer inn over terskelen. Det dannes da hydrogensulfid som er en dødelig gift for de fleste marine

arter. Men selv om prosessen ikke alltid går så langt, betyr generelt lavt oksygeninnhold i dypvannet et hinder for marint liv (fisk, kreps etc.). I Oslofjorden har fremfor alt de indre delene av fjorden perioder med hydrogensulfidholdig dypvann og store deler av Vestfjorden altfor lavt oksygeninnhold.

Når dypvannsutsiftningen finner sted, kommer det næringsrike oksygenfattige dypvannet mot overflaten, og vil om utsiftningen sammenfaller med den normale våroppblomstringen av alger i fjorden, ytterligere bidra til planteplanktonproduksjonen. Derved er fjorden inne i en ond sirkel, hvor en for øvrig konstant kloakktilførsel en viss tid kan medføre en stadig forverret situasjon for fjorden.

Til dette hovedproblem som utgjør en sterk trussel mot fjordens naturlige økosystem, kommer andre effekter som begroing langs strender og almann forsøpling.

Formålet med overvåkningsprogrammet er først og fremst å studere den ovenfor skisserte utviklingen, dvs. gi en løpende orientering om fjordens tilstand. Denne studie vil også kunne gi kunnskap om fjordens svar på forskjellige rensetiltak og derved medvirke til en fremtidig løsning på fjordens forurensningsproblemer.

En studie av fjordens utvikling må først og fremst bygge på det eksisterende referansematerialet. Det er dog praktisk og økonomisk umulig å følge opp alle de forskjellige undersøkelser som tidligere er utført og som egner seg for tidsstudier fra forurensningssynspunkt. Det fremtvinger en prioritering av visse observasjoner, hvor bl.a. observasjonsseriens lengde spiller en avgjørende rolle. Da overvåking av marint miljø er en relativt ny foreteelse, er dog metodeproblemene vesentlige, og derfor bør også helst forskjellige observasjonsmetoder sammenlignes med hverandre, parallelt med at nyere teknikk og fremskritt innen oseanografien også trekkes inn i arbeidet og stilles opp mot de tradisjonelle metodene. Til dette kommer nye forurensningsproblemer som en først er blitt oppmerksom på gjennom senere års forskning, som eksempelvis miljøgiftproblemet. Til slutt kommer også problemer av direkte teknisk art (tilførselsgrad m.m.). Da alt dette ikke kan studeres under

et normalt årsbudsjett, varierer i stedet programmet for overvåkningen noe fra år til år, hvor forskjellige sider ved ovennevnte problemer kan bli tatt opp.

Det foregår en kontinuerlig grunnforskning ved Institutt for marin biologi og limnologi omkring marine økosystemer, hvor Oslofjorden ofte blir brukt ved feltundersøkelser. Dette gir et meget viktig supplement til overvåkningsprogrammet.

Overflatevannets tilstand er også studert gjennom observasjoner av fastsittende alger i fjærebeltet. Gode referansedata i Oslofjorden betyr at i denne sammenheng er fastsittende alger en velegnet organisme-gruppe til forurensningsbiologiske studier.

Flerårige alger vil kunne gjenspeile hvordan overflatevannets tilstand har vært de siste årene. Til dette formål ble det valgt å overvåke fem vanlige brunalger (fucaceer), som vokser i strandkanten. For med relativt stor sikkerhet å kunne påvise algenes innergrenser i fjorden, ble deres forekomster registrert på 120 lokaliteter nord for Filtvet. Dessuten ble den totale sammensetning av algesamfunnene på 8 forskjellige lokaliteter i samme område registrert ved bruk av en semi-kvantitativ metode.

## 2. HYDROGRAFI

### 2.1 Metoder og observasjoner

#### 2.1.1 Stasjonsnett

I perioden (oktober 1973 - oktober 1974) er det samlet inn hydrografiske data fra 13 stasjoner i Oslofjorden (fig. 1). I tillegg er det analysert vannprøver fra ytterligere 13 overflatestasjoner (0-2 m) (fig. 2). Vassdrags- og Havnelaboratoriet (VHL) ved SINTEF i Trondheim, samt Statens Biologiske stasjon Flødevigen, har i samarbeide med NIVA utført hydrografiske tokt i forbindelse med mulig anlegg av varmekraftverk ved Oslofjorden (0-177/70). Stasjonsnettene for de to prosjekter sammenfaller med en stasjon i indre fjord (Steilene-DK1) og med flere stasjoner i ytre fjord (KN1, OK1 & VN1). Dette har medført en relativt hyppig observasjonsfrekvens på disse stasjoner.

Tabell 1 viser en oversikt over toktvirksomheten for de tre institusjoner i Oslofjorden.

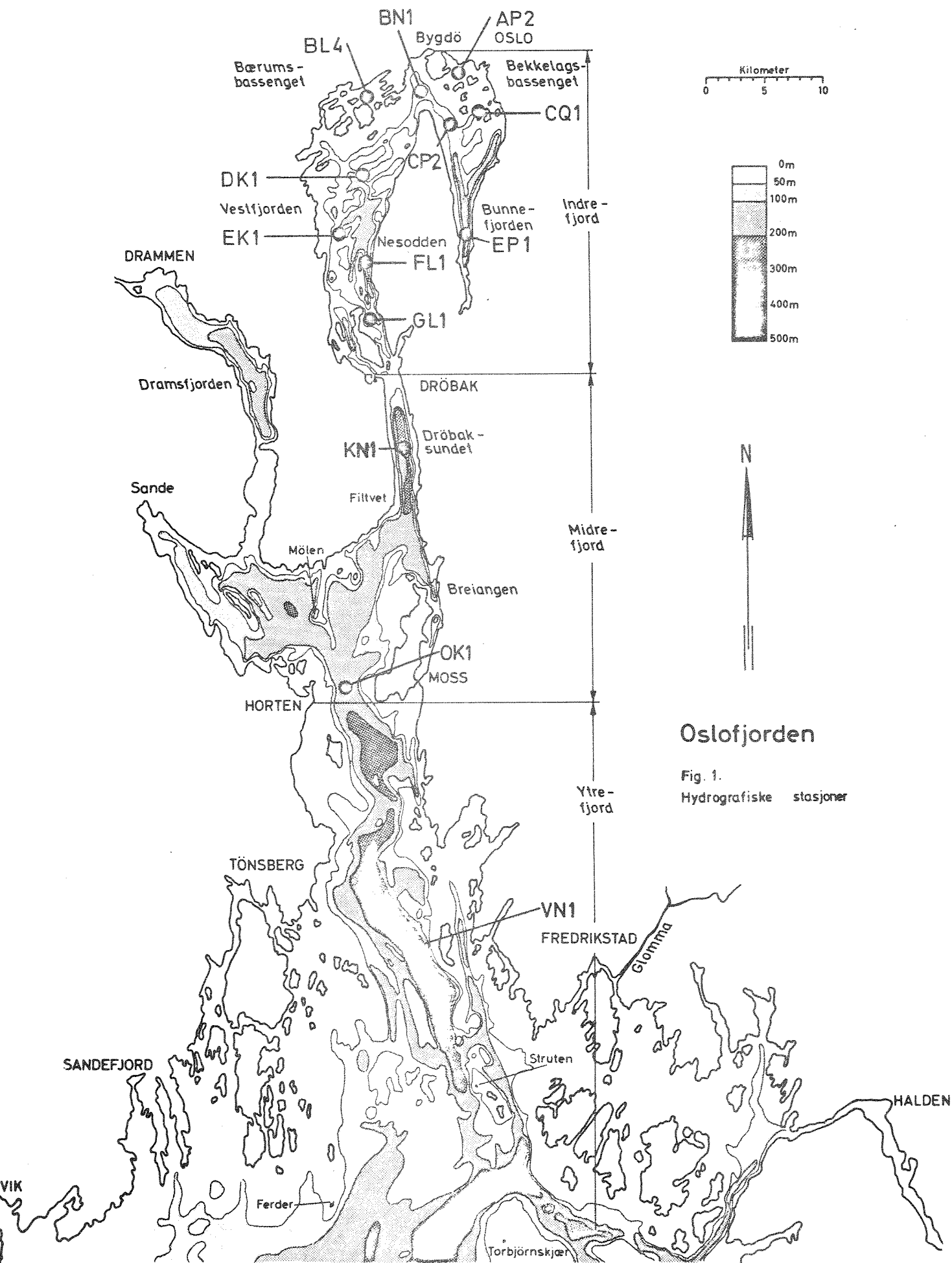
#### 2.1.2 Parametre i 1974

Prøvetakingen har omfattet følgende parametre: lufttemperatur, vind, siktedyp, saltholdighet (salinitet), temperatur og oksygeninnhold. På ufiltrert sjøvann ble det analysert nitrat + nitritt, ammonium, total nitrogen, ortofosfat, total fosfor og total organisk karbon. Den sistnevnte komponent ble bare analysert på 3 stasjoner (EP1, DK1 og FL1). Kvantitative planteplanktonprøver ble innsamlet og vekstpotensial og klorofyllinnhold målt på overflatevannet (0-2 m).

Under kjernekrafttoktene ble det innsamlet vannprøver for analyse av en del tungmetaller. Resultatene fra dette arbeidet er rapportert i NIVA-rapport 0-177/70 "Delrapport om hydrokjemiske undersøkelser i Oslofjorden 1973/1974". Alle vannprøver er innsamlet med Nansen eller Hydrobios vannhentere.

Tabell 1. Hydrografiske tokt 1973-1974, Oslofjorden

Dato 1973	Institutt	Prosjekt	OBSERVASJONER			Merknader
			Temp. Oksygen	Salt	Hydrokj. obs.	
4.1&9/10.1	NIVA	Overvåk.	x		x	
2.3.	"	"	x			bare Vestfj.
12.-14.5	"	"	x		x	
12.-13.6	VHL	Kjernekraft	x			
25.-27.6	NIVA	"	x		x	
9.-10.7	VHL	"	x			
23.-26.7	NIVA	Kjernekr./ Overvåk.	x		x	
6.-8.8.	VHL	Kjernekraft	x			
20.-21.8	NIVA	"	x		x	
3.-4.9.	VHL	"	x			
17.-18.9	NIVA	"	x		x	
1.-2.10	VHL	"	x			
15.-17.10	NIVA	Kjernekr./ Overvåk.	x		x	
29.10	VHL/NIVA	Kjernekraft	x			bare Vestfj.
1.11	VHL/NIVA	"	x			"
5.-6.11	VHL	"	x			
14.-15.11	NIVA	"	x		x	
26.-27.11	VHL	"	x			
10.-12.12	NIVA	"	x		x	
1974						
7.-8.1	VHL	Kjernekraft	x			
21.-22.1	VHL	"	x		x	
29.-30.1	Flødevigen	"	x			
4.-6.2	NIVA	"	x		x	
18.-19.2	VHL	"	x			
25.-27.2	NIVA	Overvåk.	x		x	
26.-27.2	Flødevigen	Kjernekraft	x			
4.-6.3	NIVA	"	x		x	
18.-19.3	VHL	"	x			
4.-6.4	NIVA	"	x		x	
16.-19.4	NIVA/VHL	Overvåk./ Kjernekraft	x		x	
26.-27.4	Flødevigen	Kjernekraft	x			
29.-30.4	NIVA	"	x		x	
13.-14.5	VHL	Kjernekraft	x			
27.-30.5	NIVA	Kjernekraft/ Overvåk.	x		x	
10.-12.6	Flødevigen	Kjernekraft	x			
10.-18.6	VHL	"	x			
26.-28.6	NIVA	"	x			
25.7	NIVA	Overvåk.	x		x	bare overfl. indre fjord
12.-13.8	Flødevigen	Kjernekraft	x			
19.-21.8	NIVA	Overvåk.	x		x	
10.-11.10	NIVA	"	x		x	



### Oslofjorden

Fig. 1.  
Hydrografiske stasjoner

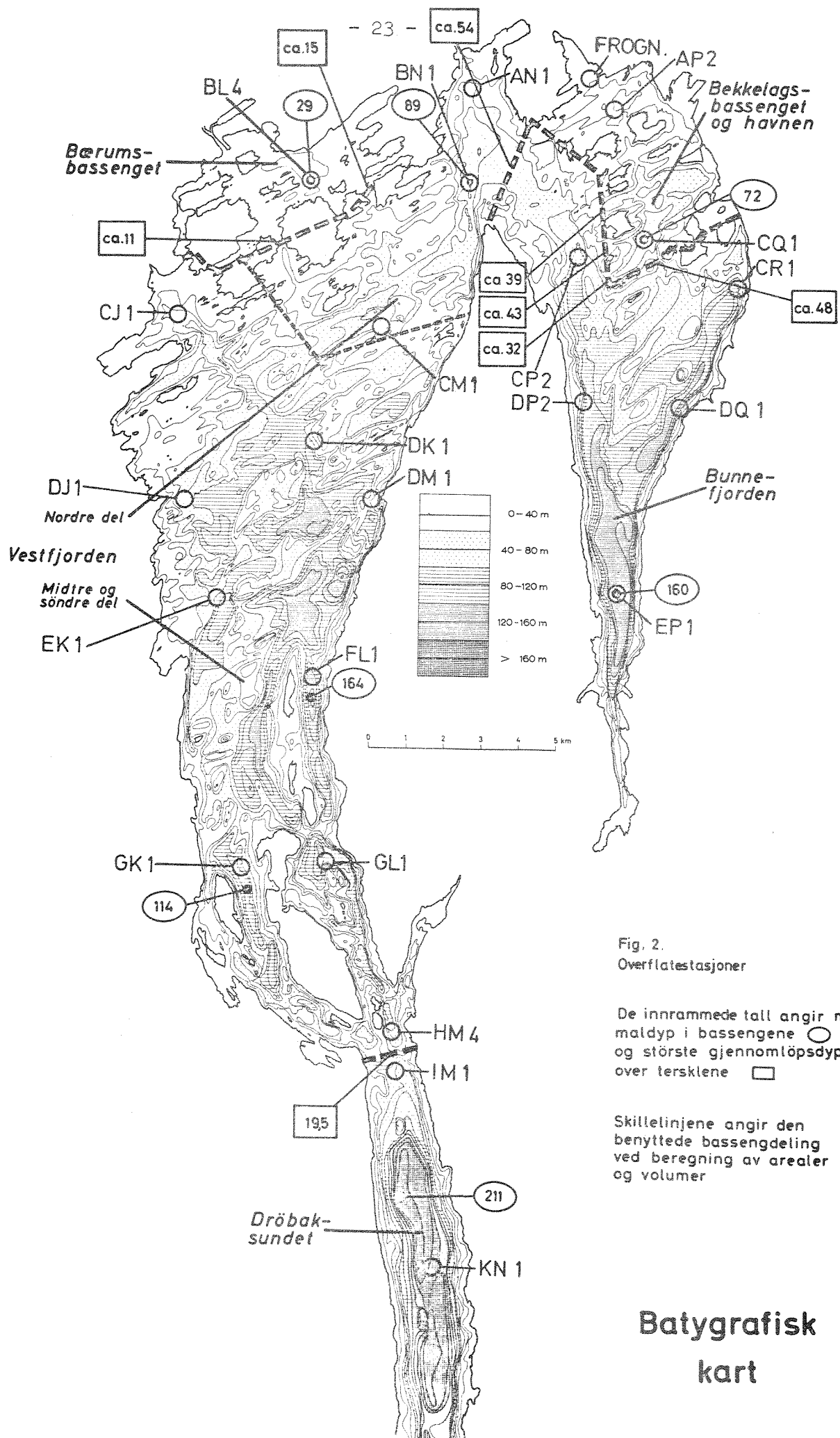


Fig. 2.  
Overflatestasjoner

De innrammede tall angir maksimaldyp i bassengene ○ og største gjennomløpsdyp over tersklene □

Skillelinjene angir den benyttede bassengdeling ved beregning av arealer og volumer

## Batigrafisk kart

### 2.1.3 Analysemetodikk

Saltholdigheten er bestemt på et laboratoriesalinometer (Industrial Manufact. Eng. Sydney), ved måling av vannets konduktivitet, hvorefter saltholdigheten er beregnet i henhold til tabeller fra National Institute of Oceanography of Great Britain og UNESCO (1966). Temperaturen er målt med to kalibrerte vendetermometre på hvert måledyp.

Vannmassenes innhold av oppløst oksygen og eventuelt innhold av hydrogen-sulfid er bestemt ved filtrering etter Gaarders modifiserte Winkler metode (Gaarder 1916).

Prøvene for nitrat + nitritt, total nitrogen og total organisk karbon er konserverert med kvikksølvklorid. Fosforprøvene er konserverert med svovelsyre (Henriksen 1969). Ammoniumprøvene konserveres ikke (NIVA D1-03, 1975).

De uorganiske fraksjonene av nitrogen og fosfor er bestemt etter konvensjonell metodikk for sjøvannsanalyse som beskrevet av Henriksen og Selmer-Olsen (1970), Murphy og Riley (1958), modifisert for autoanalyse. Vannprøver for bestemmelse av total nitrogen og total fosfor belyses i laboratoriet med UV-lys, hvorefter total fosfor bestemmes som ortofosfat. Bundet nitrogen og ammonium oksyderes til nitrat, hvorefter nitrat-innholdet bestemmes.

Total organisk karbon bestemmes ved våt-oksydasjon (med persulfat) til karbondioksyd ( $\text{CO}_2$ ), og  $\text{CO}_2$ -mengden bestemmes som beskrevet av Menzel & Vaccaro (1964), modifisert for "Total Carbon System, Oceanography international".

Vann til vekstpotensial og klorofyllmåling er innsamlet i et 2 meter langt plexiglassrør som senkes vertikalt ned i vannet. Overflateprøvene vil derfor gi resultater for en vannsøyle 0-2 meter. Næringssalter (nitrogen og fosforforbindelser), samt kvantitative planteplanktonprøver tas også fra dette vannet.



#### 2.1.4 Beregnete enheter

Fra temperatur og saltholdighet beregnes egenvekten (tettheten) på vannet. Da signifikante forskjeller i sjøvann oftest ligger i tredje desimal eller mindre, bruker vi å forenkle tettheten til sigma-t enheter hvor

$$\sigma_t = (\rho - 1) \times 10^3 \text{ hvor } \rho = \text{vannets egenvekt.}$$

Tettheten for et vann med saltholdighet 35<sup>o</sup>/oo og temperatur 20<sup>o</sup>C er 1.02478 og blir i sigma-t enheter 24.78. Oksygen metning (%) beregnes ut fra oksygenkonsentrasjonen, temperaturen og saltholdigheten på vannet. (UNESCO 1973).

#### 2.2 Generelle meteorologiske og hydrologiske forhold 1974

Vinteren 1974 var liksom foregående vintre mildere enn normalt. Nedbøren var over det normale i januar, februar, juli, september og november, (fig. 3). I perioden april - juni var antallet soltimer mye over det normale, liksom for august (fig. 3). (Alle meteorologiske data er fra Norsk Meteorologisk Institutt).

Vannføringen til indre fjord nådde maksimum i april og var siden lav frem til september (fig. 4). Dramselvas vårflom inntraff i april - mai og høstflommen i september - oktober. Vannføringen var under det normale i perioden mai til september. (Vannføringsdata fra Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen).

Vinden var stort sett nordlig i løpet av november - desember 73 og sammenfalt med lavt lufttrykk og høy vannstand i fjorden (fig. 5). I en ny periode med nordavind i begynnelsen av mars 74, var lufttrykket over det normale og vannstanden under middel vannstand. Dette går igjen i april 74.

Fra juni til oktober var vindene i hovedsak sydlige.

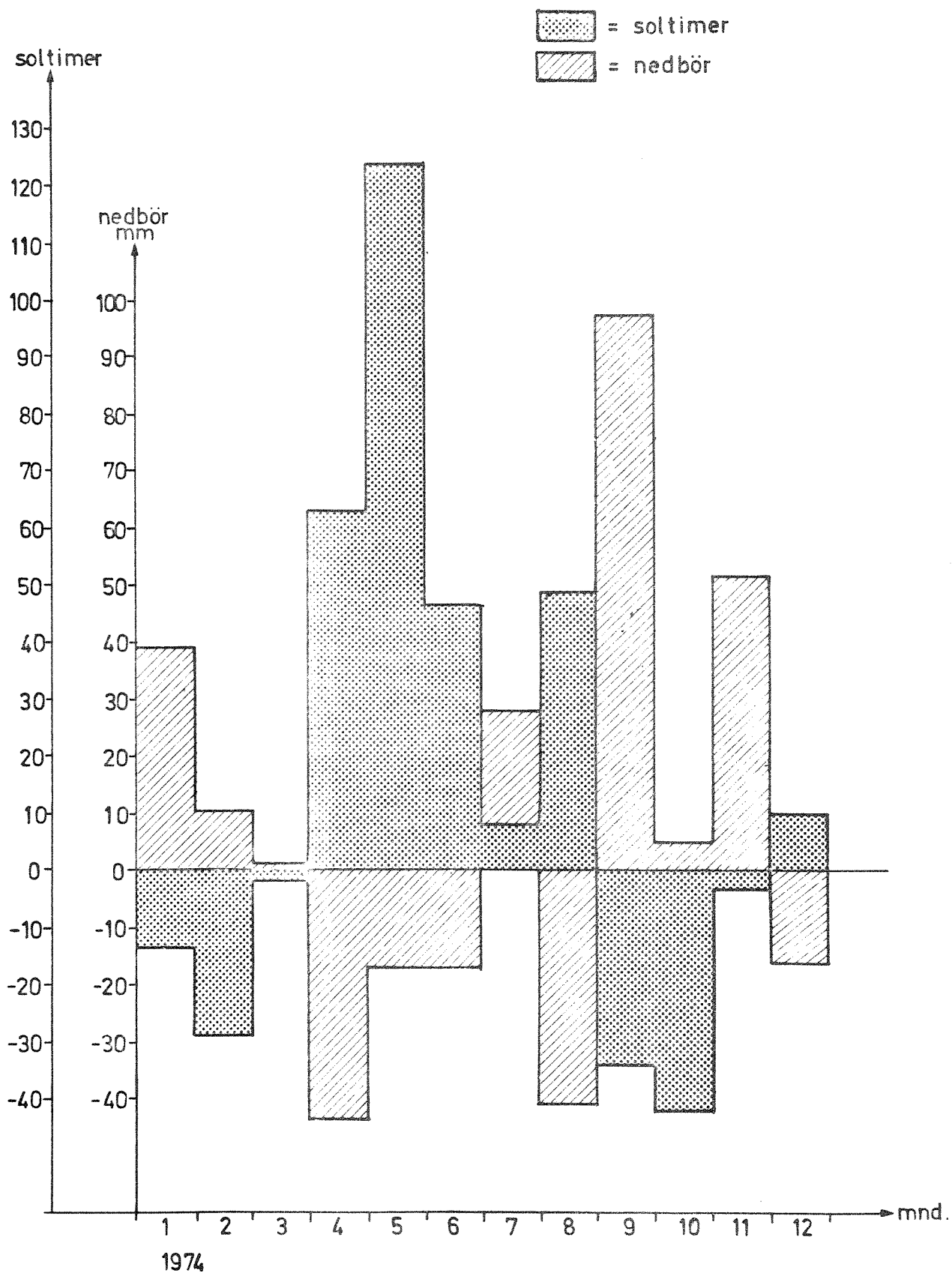
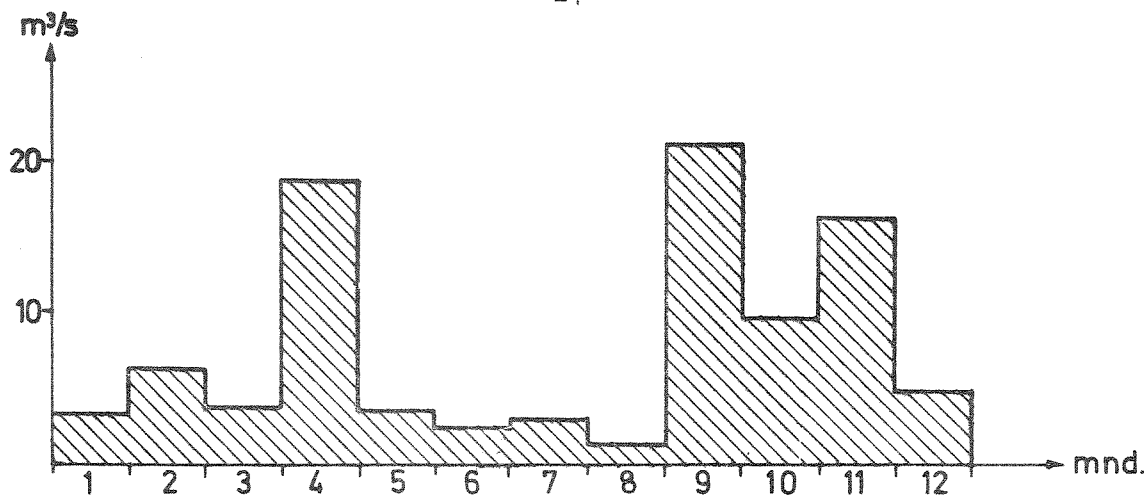
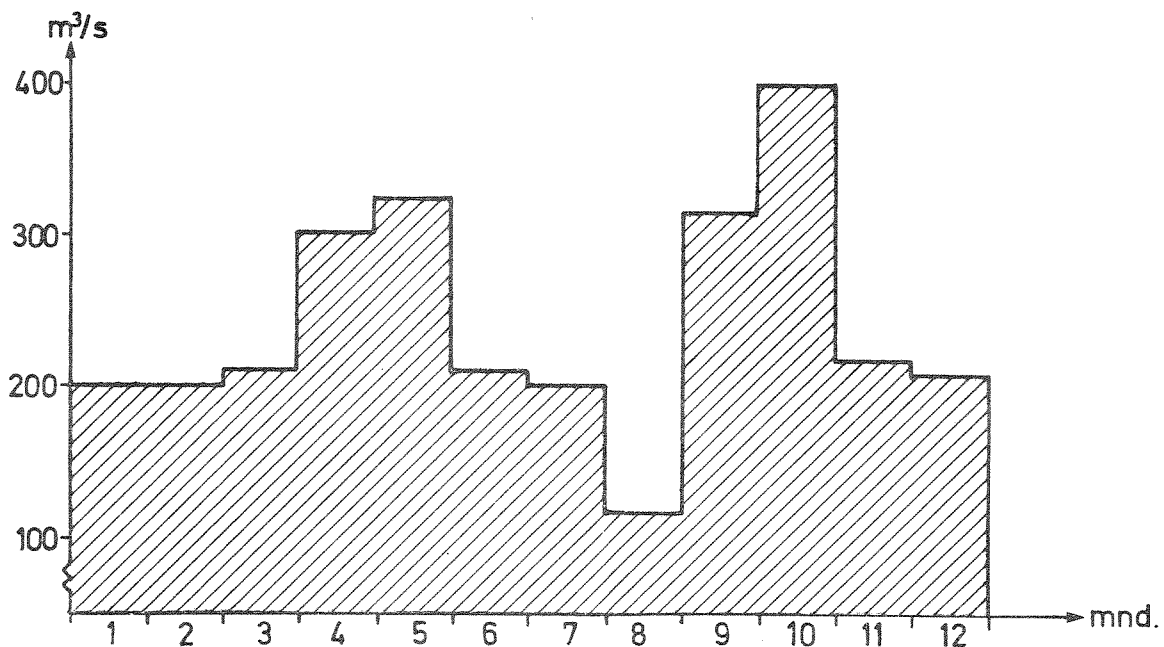


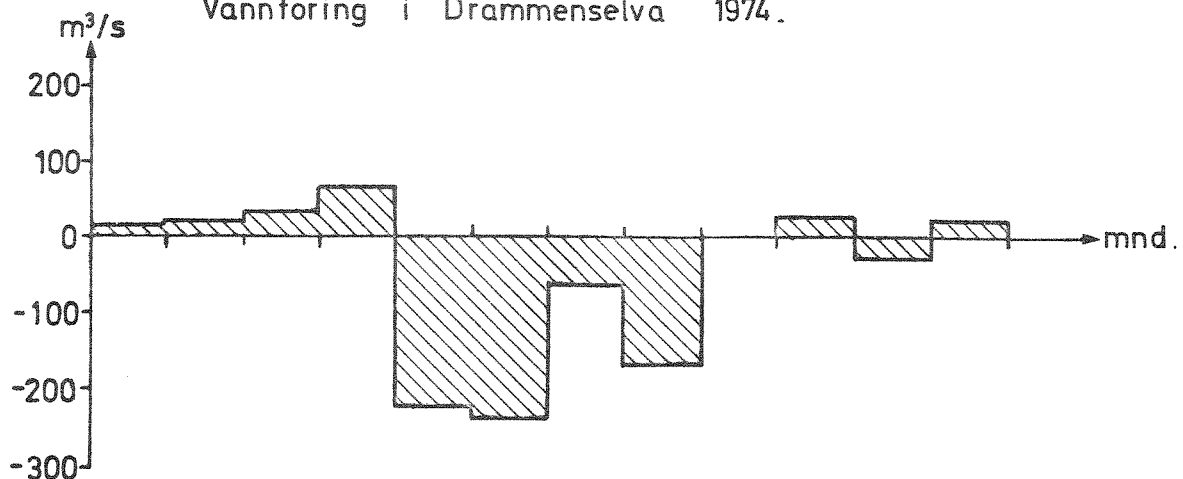
Fig. 3. Soltimer og nedbör (mm) på Blindern, Oslo 1974 som avvik fra middelværdier av perioden 1956 - 70, resp. 1931 - 60.



Vannføring i Sandvikselva og Lysakerelva 1974.



Vannføring i Drammenselva 1974.



Vannføring i Drammenselva 1974 som avvik fra månedensmiddelverdi av perioden 1961-73.

Fig. 4. Vannføringsdata fra Drammenselva, Lysakerelva og Sandvikselva.

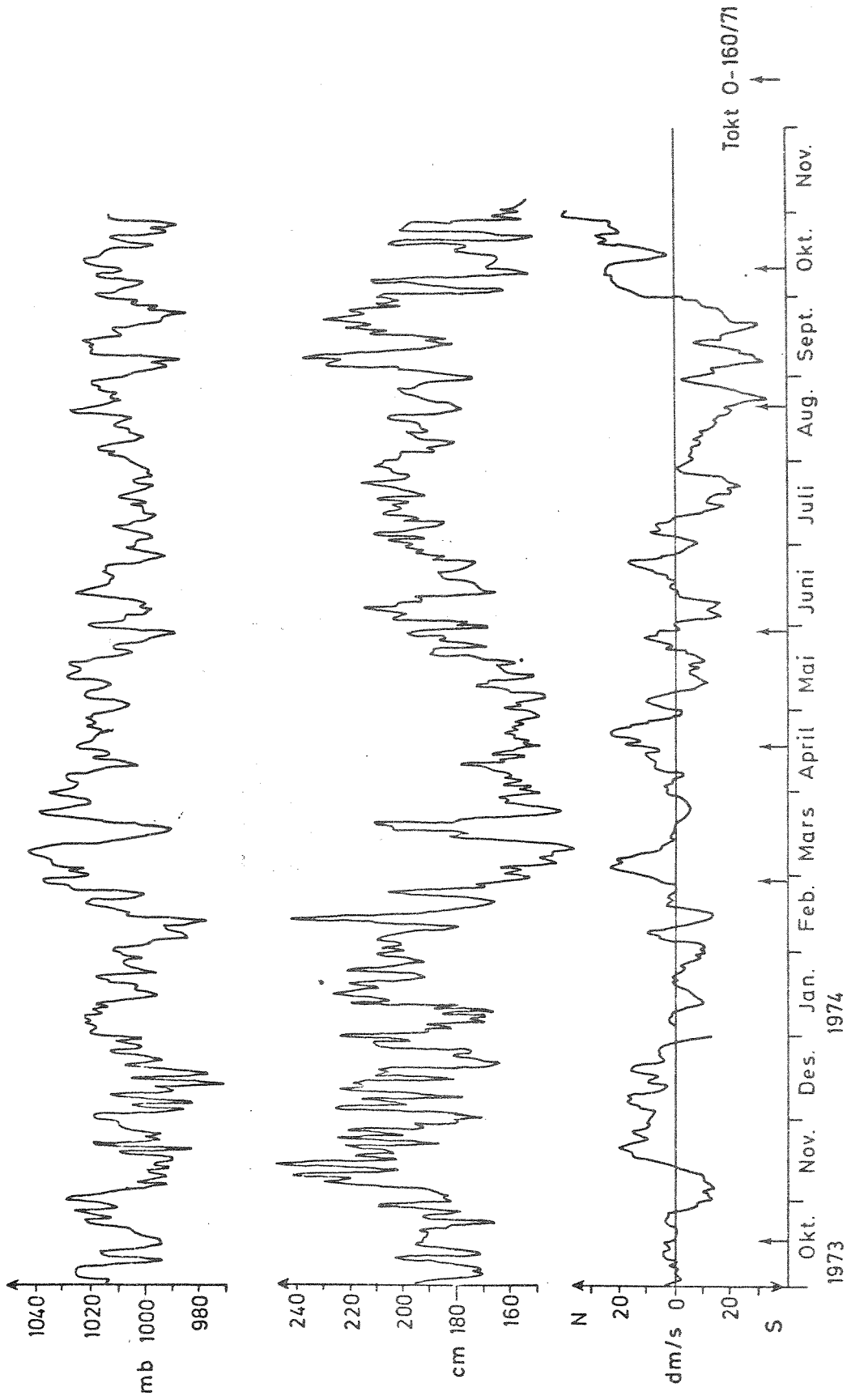


Fig. 5. Lufttrykk døgnmiddel (Fornebu), vannstand døgnmiddel (Oscarsborg) og vindens nord-syd-komponent (Fornebu 7 døgns glidende middel.)

### 2.3 Dypvannsutskiftninger oktober 1973 - oktober 1974

Indre Oslofjords hydrografiske utvikling fra oktober 1973 til oktober 1974 er presentert i 4 tidsisoplet-diagrammer (fig. 6-9). Figurene 6 og 7 er komplettert med data fra "Kjernekraftprosjektet" innsamlet av Statens biologiske stasjon, Flødevigen, Vassdrags- og havnelaboratoriet samt NIVA.

Den første innstrømningen av vann til dypere partier av indre fjord startet i oktober ved en fornyelse av mellomlaget i indre fjord (20-40 m dyp). Utskiftningen nådde full styrke i slutten av november og var avsluttet i januar 1974. Det innstrømmende vannet var forholdsvis varmt - tidvis over 11°C.

Den lave tettheten på dypvannet i Vestfjorden medførte at større deler av dette ble skiftet ut med det "varme" vannet. Likevel var tettheten på vannet i Bunnefjorden under 60 m dyp større enn det innstrømmende vannet, slik at dette ble innlagret over 60 m dyp.

Tettheten i Vestfjordens vannmasser hadde altså økt etter innstrømningen, slik at vannet på ca 35 m hadde samme tetthet som vannet på 90 m dyp før innstrømningen (ved Steilene). Dette skulle tilsvare et utskiftet vannvolum på ca  $3000 \times 10^6 \text{ m}^3$ . Det innstrømmende vannet hadde et oksygeninnhold som tilsvarer omtrent 80% metningsgrad, mens vannet i Vestfjorden etter innstrømningen hadde en metningsgrad omkring 70% opp til 50 m dyp og omtrent 60% på 40 m dyp. Det lavere oksygeninnholdet kan skyldes to faktorer, dels innblanding av gammelt fjordvann under selve innstrømningen, dels reduksjon gjennom biologiske prosesser. Hvis oksygen kan betraktes som konservativ parameter, skulle utskiftet vannvolum etter oksygeninnholdet tilsvare  $2300 \times 10^6 \text{ m}^3$ , under 35 m dyp. En liknende budsjettering for totalfosfor gir vel  $2500 \times 10^6 \text{ m}^3$  utskiftet vann. Det vil si 78% respektive 85% av vannet under 35 m dyp skulle være utskiftet.

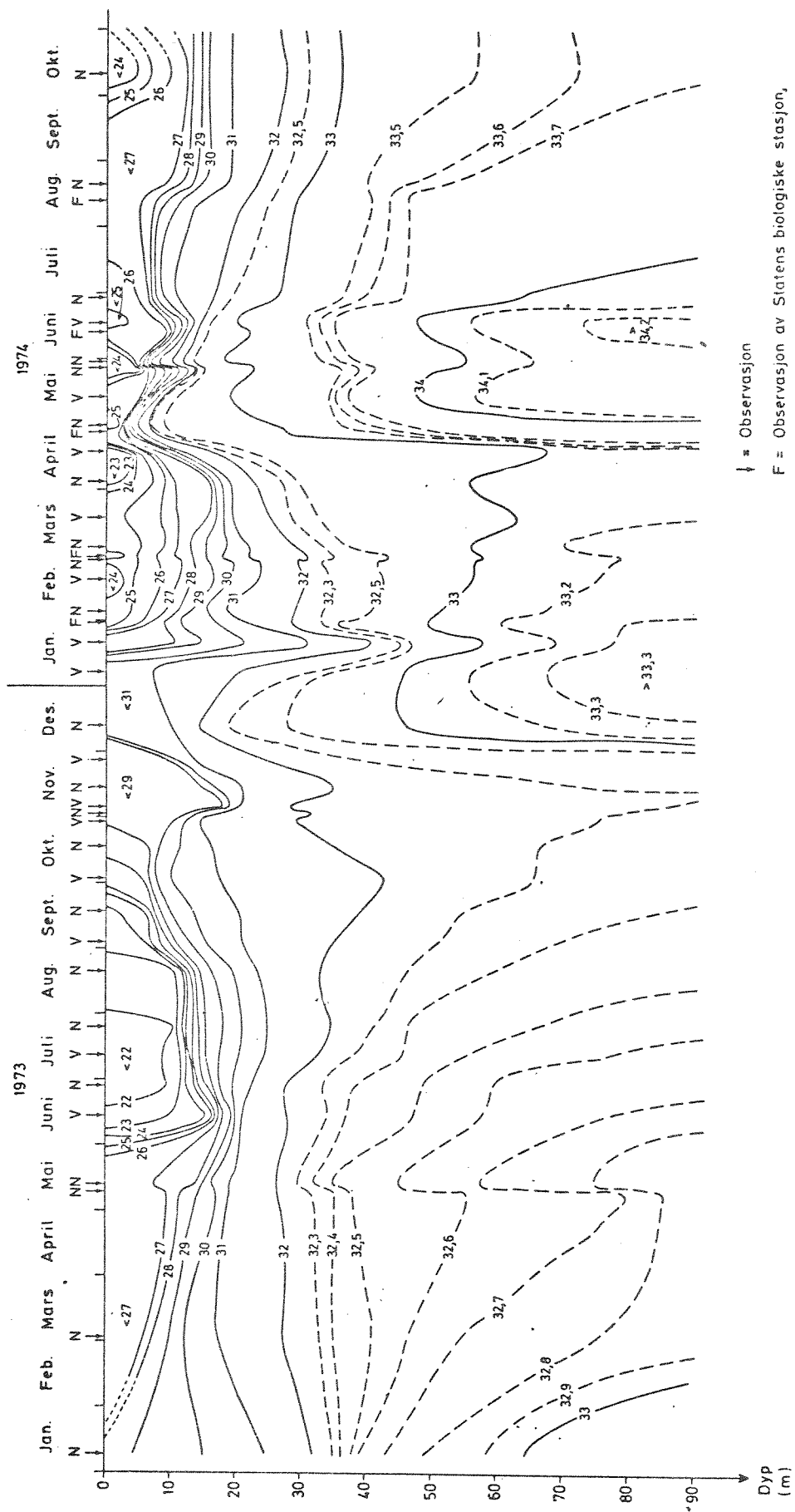
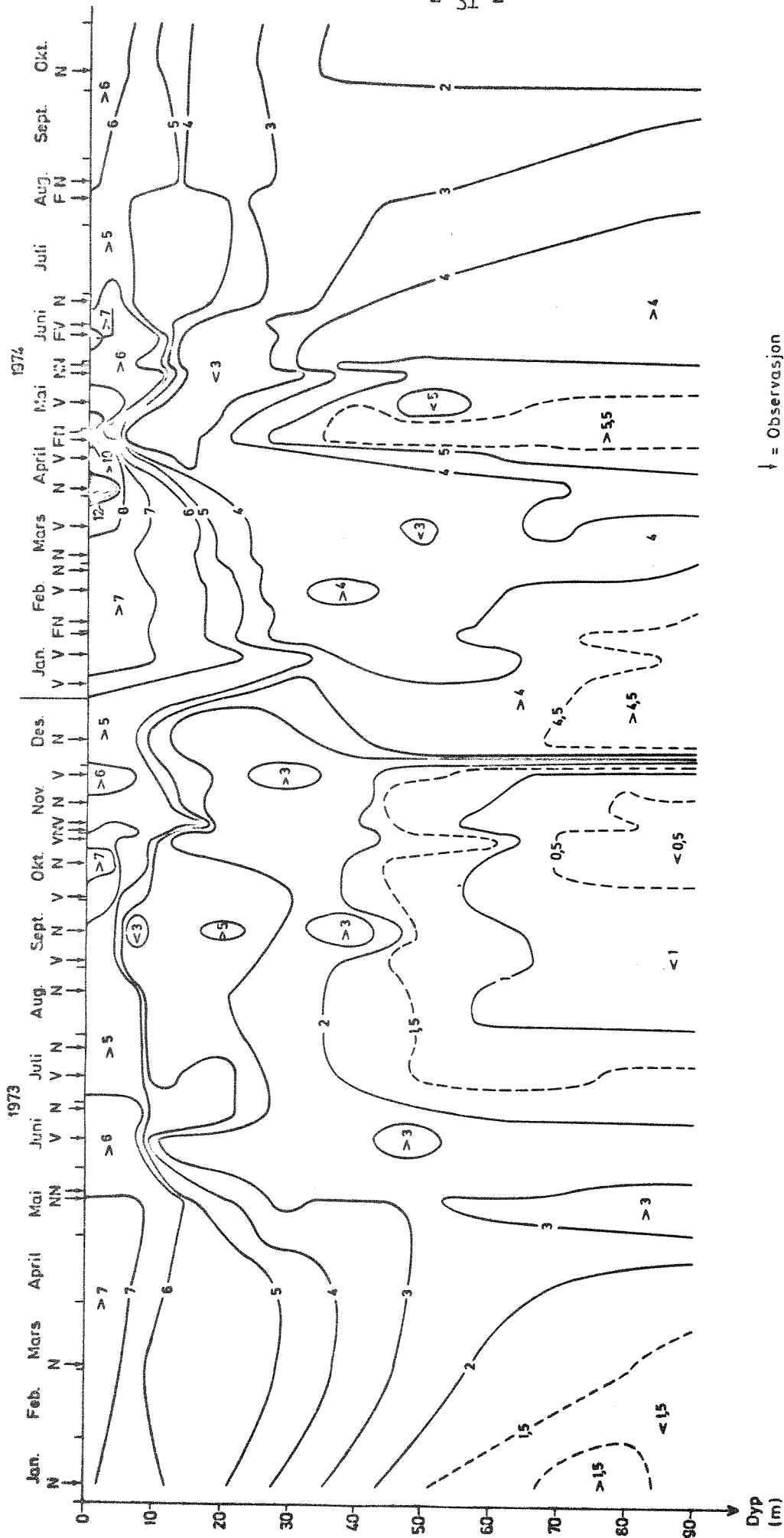


Fig. 6. Saltholdighetsvariasjon (S‰) ved Steilene (DK 1) 1973-1974



- ↓ = Observasjon
- F = Observasjon av Statens biologiske stasjon, Flødevigen
- N = Observasjon av NIVA
- V = Observasjon av Vassdrag- og havnelaboratoriet

Fig. 7. Oksygenvariasjon (ml/l) ved Steilene (DK1) 1973 - 1974.

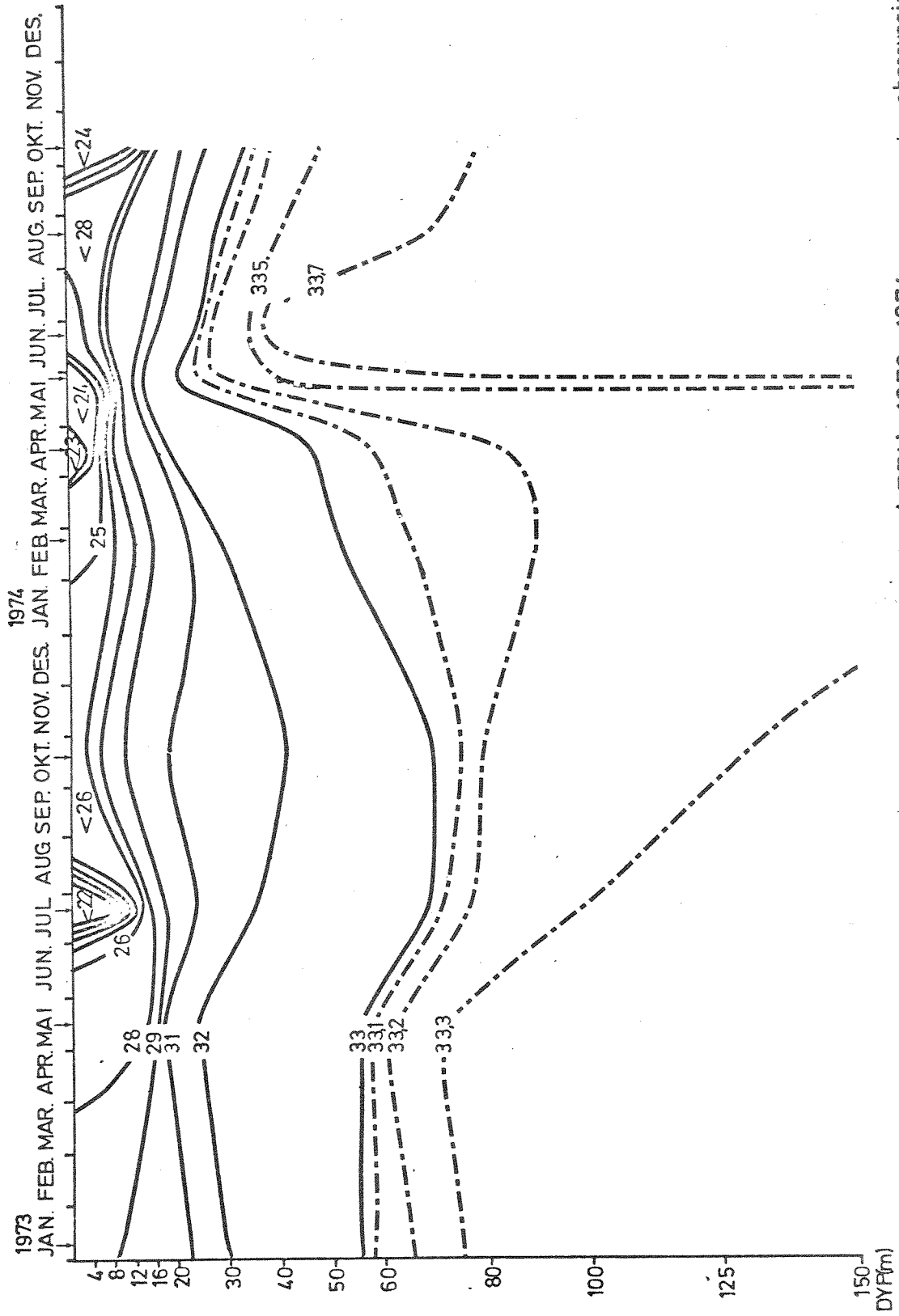


Fig.8. Saltoldighetsvariasjon (S%) i Bunnefjorden (EPI) 1973-1974. ↓ = observasjon.



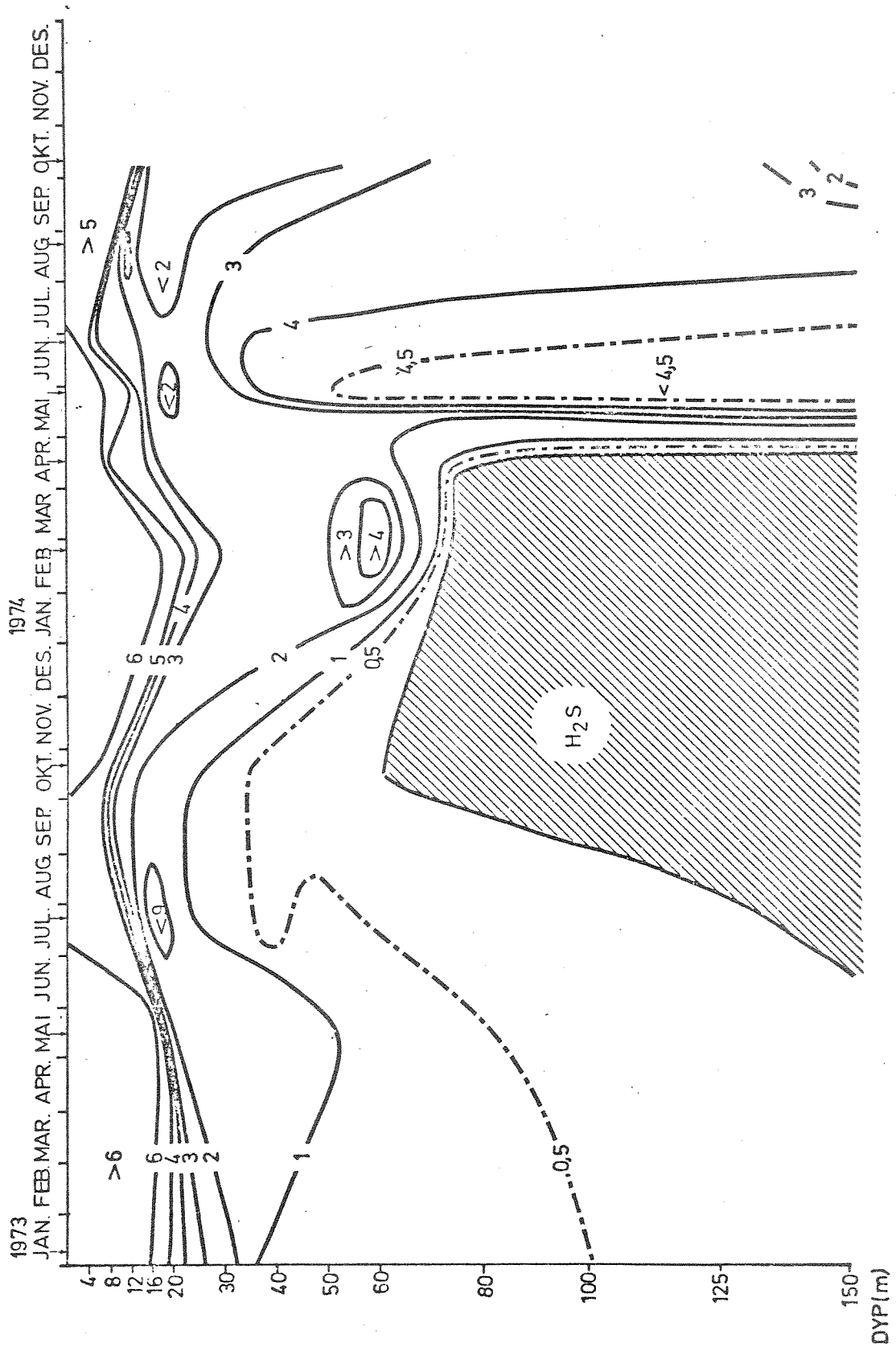


Fig. 9. Oksygenvariasjon ( ml/l ) i Bunnefjorden (EP1) 1973 - 1974.

I Bunnefjorden var det først og fremst vannmassene over 60 m dyp som ble påvirket av innstrømmingen. Omtrent 50% av dette vannet (ca  $400 \times 10^6 \text{ m}^3$ ) bestod av nytt vann, slik at det i indre Oslofjord totalt strømmet inn omkring  $3400 \times 10^6 \text{ m}^3$  vann. Tilsvarende volum må da ha gått ut av fjorden og hvis dette først og fremst var overflatevann, vil det bety at alt vann mellom overflaten og ca 25 m dyp gått ut av fjorden. Hvis alt overflatevann var blitt erstattet med dypere vann ville saltholdighetsøkningen blitt større enn det målte. Forskjellen mellom disse størrelser indikerer at 75% av vannet i dette volum i desember bestod av gammelt dypvann. En slik beregning som bare utgår fra saltbudsjettering gir likevel ikke et helt korrekt bilde, da transporter i horisontal retning vil innvirke kraftig på resultatene (tidevann, vinddrift etc.).

En ny dypvannsutskiftning startet i mars 1974. Figur 6 viser hvordan en slik utskiftning startes opp på mellomnivå i Vestfjorden (30-40 m dyp) i midten av mars, for først i slutten av april å påvirke de dypere partier i fjorden. Utskiftningen fortsatte denne gangen periodevis til ut i juni måned, da en ny stagnasjonsperiode tok til frem til oktober 1974.

Av tettheten fremgår at alt vann under 27 m dyp var blitt erstattet med nytt vann i Vestfjorden, dvs. et volum på ca  $3200 \times 10^6 \text{ m}^3$ . Oksygeninnholdet var likevel for lavt på 30 m nivå (<4 ml/l) for at dette skal være ublandet vann fra ytre fjord.

Tettheten på det innstrømmende vannet samt innstrømningsperioden var tilstrekkelig for en utskiftning også av Bunnefjorden. Imidlertid var saliniteten 30. mai 1974 betydelig lavere i Bunnefjorden (33,6 på 80 m) enn på tilsvarende nivå i Vestfjorden (34,17). Oksygeninnholdet var også lavere i Bunnefjorden (4,5 ml/l) enn i Vestfjorden (5,4 ml/l). Dette betyr at det nye dypvannet i Bunnefjorden var en blanding av gammelt Vestfjord-vann og innstrømmende nytt vann. Bare ut fra tetthetskriteriet ville dog ca  $1650 \times 10^6 \text{ m}^3$  vann blitt skiftet ut i Bunnefjorden, hvilket sammenlagt betyr  $4900 \times 10^6 \text{ m}^3$  i hele indre fjord (unntatt bassengene). Dette utgjør omtrent 50% av vannvolumet i indre fjord.

Det vil si at det gamle dypvannet skulle fylle hele overflatelaget (0-30 m) i indre fjord, hvis en lukket sundet ved Drøbak. Oksygeninnholdet mellom 12 og 20 m viser at det gamle dypvannet i alle fall delvis ble innblandet i dette nivå. Det besto først og fremst av bunnvann fra Bunnefjorden som tidligere var hydrogensulfidholdig.

### 2.3.1 Diskusjon om dypvannsutskiftningens mekanismer

De drivende krefter bak dypvannsutskiftning i Indre Oslofjord er blitt studert helt siden de første hydrografiske undersøkelser på slutten av 1800-tallet. Sammenfattende gjennomgåelser av dypvannsutskiftningen er gjort av Gade (1970) og Beyer (1971). Det er først og fremst to faktorer som er blitt viet oppmerksomhet, nemlig den vertikale turbulente diffusjon i indre fjord - dvs. tetthetsminskningen i dypvannet etter en innstrømming - og variasjonen i tettheten på vannmassene i ytre fjords overflatelag (0-40 meters dyp). Den vertikale diffusjonen ble beregnet av Gade (1970) som også henførte den drivende kraften bak diffusjonen til tidevannet. Stigebrandt (in press) har senere vist sammenhengen mellom den vertikale diffusjonsprosessen og internt tidevann i Indre Oslofjord. Tetthetsminskningen i indre fjords dypvann medfører at sannsynligheten for en innstrømming av vann fra ytre fjord øker med tiden, hvis en kan tenke seg en stokastisk variasjon av tettheten på vannmassene i ytre fjords overflatelag. En statistisk modell for dypvannsutskiftning er blitt beskrevet av Gade (1973).

Tetthetsvariasjonene i ytre fjord er i sin tur avhengig av de ytre hydrografiske forhold i Skagerrak (Nordsjøen) og meteorologiske forhold.

En av de faktorer som tidlig ble sammenkoblet med dypvannsutskiftninger i indre fjord, var vinden. Ved større utskiftninger var vinden for det meste nordlig over Oslofjorden og Beyer (1971) mener at det er den barokline responsen i Drøbaksundet som gir dypvannsutskiftninger. Dvs. den nordlige vinden transporterer vann ut av fjorden slik at overflaten heller oppover mot ytre fjord. Den horisontale trykkdifferansen i dypere lag vil da kompenseres av at sprangsjiktet innstiller seg omvendt overflaten, dvs. det heller oppover mot Drøbakerskelen.

En slik respons av sprangsjiktet på overflatens helling kan være opp til 500 ganger større enn hellingen i selve overflaten og bli enda større som følge av topografien. Den nordlige vinden skulle altså heve sprangsjiktet slik at vann som er tyngre enn indre fjords dypvann trenger opp over terskelen ved Drøbak og strømmer inn til indre fjord.

Tettheten på vannmassene i Ytre Oslofjord varierer som en funksjon av ferskvannstilførsel fra Glomma og Drammensfjorden samt variasjoner som oppstår i Østersjøen-Skagerrak-Nordsjøområdet. Spesielt vil tilførsel av store mengder brakkevann til Ytre Oslofjord kunne hindre eller minke en dypvannsutskiftning under ellers gunstige meteorologiske forhold. En minking av brakkevannstilførsler til ytre fjord vil omvendt kunne begünstige en vannutskiftning.

Den store transporten av brakkevann til Oslofjorden er foruten via Glomma og Drammenselva, transporten av Østersjøvann med den Baltiske strømmen. Svansson (1972) har vist hvordan saliniteten i Kattegat og Gullmarfjorden på den svenske vestkysten påvirkes av vannstandsvariasjoner i Østersjøen. Fig. 10 viser et forenklet bilde av overflatestrømmene i Skagerrak. Den Baltiske strømmen går langs svenske vestkysten opp mot Ytre Oslofjord og fortsetter deretter som den norske kyststrømmen langs Sørlandet. En økende transport av vann i den Baltiske strømmen vil registreres som en senkning av saltinnholdet langs vestkysten og i Ytre Oslofjord. Fig. 11 viser hvordan en senkning av vannstanden i Østersjøen ledsages av en senkning av saliniteten i Kattegat året 1964 (Svansson 1972). Dette nære sammenheng mellom salinitet i Kattegat og vannstanden i Østersjøen har Svansson (1975) også illustrert for Gullmarfjorden. Med data fra Fiskeristyrelsens hydrografiske avdeling i Gøteborg (salinitet) og Sveriges hydrologiske og meteorologiske institut i Norrkøping (vannstandsdata) er ovennevnte sammenheng illustrert i fig. 12 for 1974. På samme figur er også inntegnet nivåvariasjonene av tre isolinjer (30 o/oo, 32 o/oo og 34 o/oo) i Drøbaksundet. Mens observasjonene i Østersjøen og Gullmaren er gjort hvert døgn, er observasjonene i Drøbaksundet gjort omtrent hvert 14. døgn.

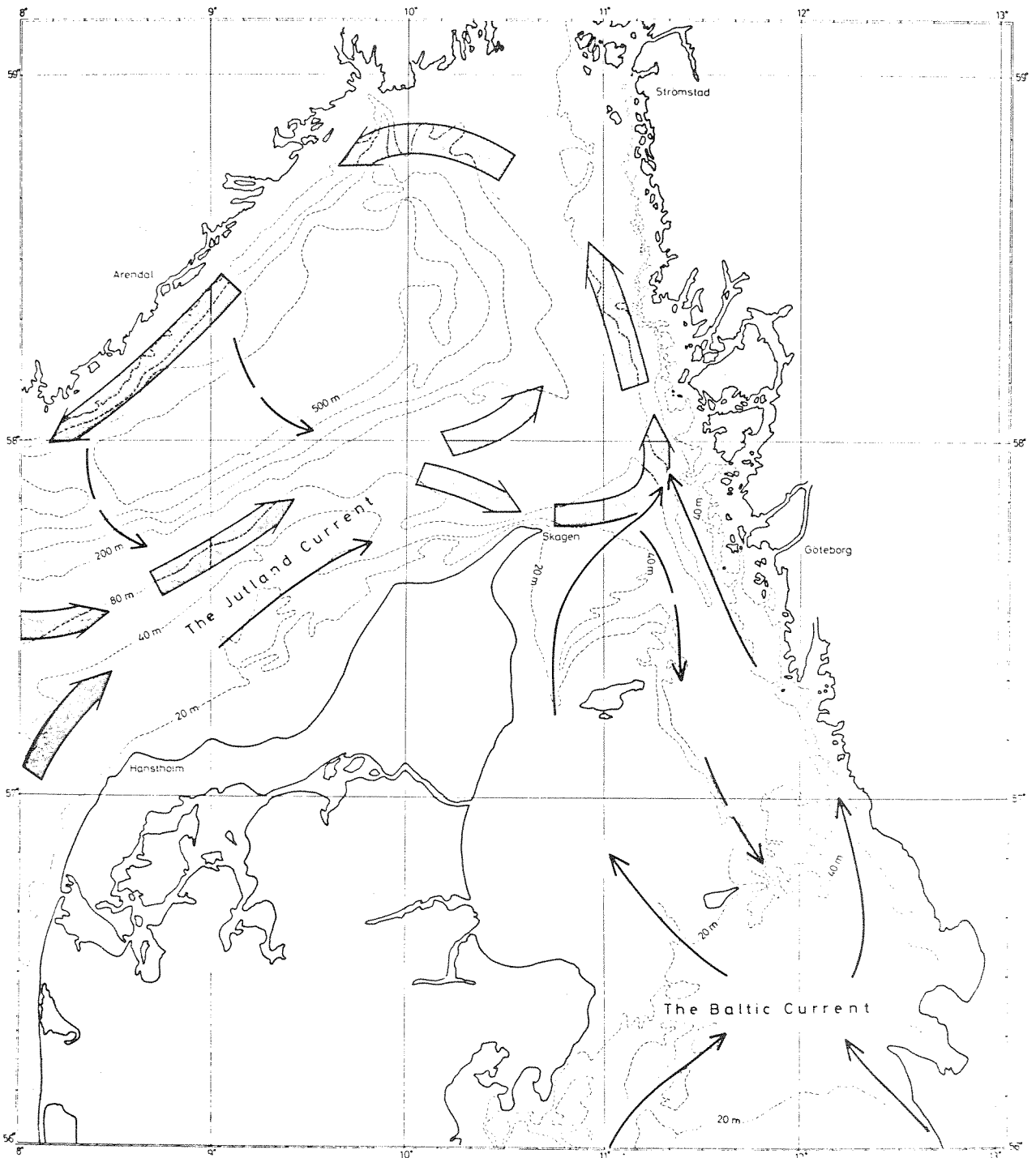


Fig. 10. Et forenklet billede av overflatestrømmene  
i Skagerrak og Kattegat.  
(Svansson 1972)

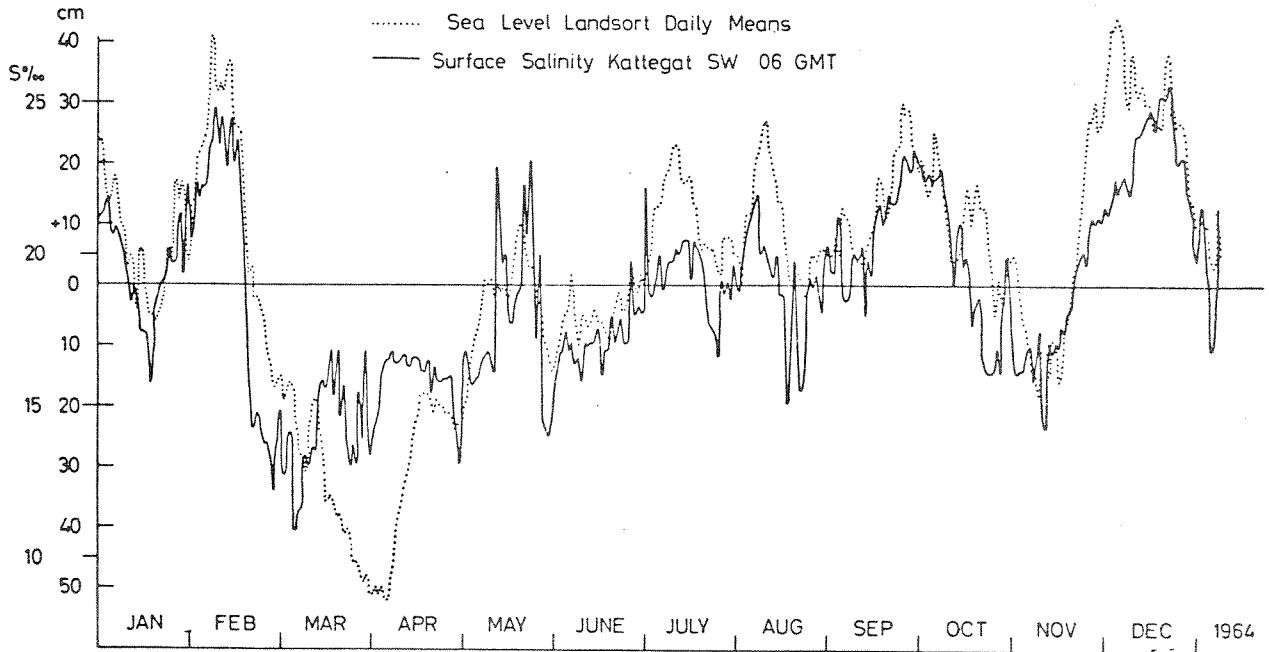


Fig. 11. En sammenligning mellom middeldøgns-verdier av daglige observasjoner av vannstand ved Landsort (Østersjøen) og overflatesalinitet målt en gang pr. døgn ved L/V Kattegat SW. (Svansson 1972)

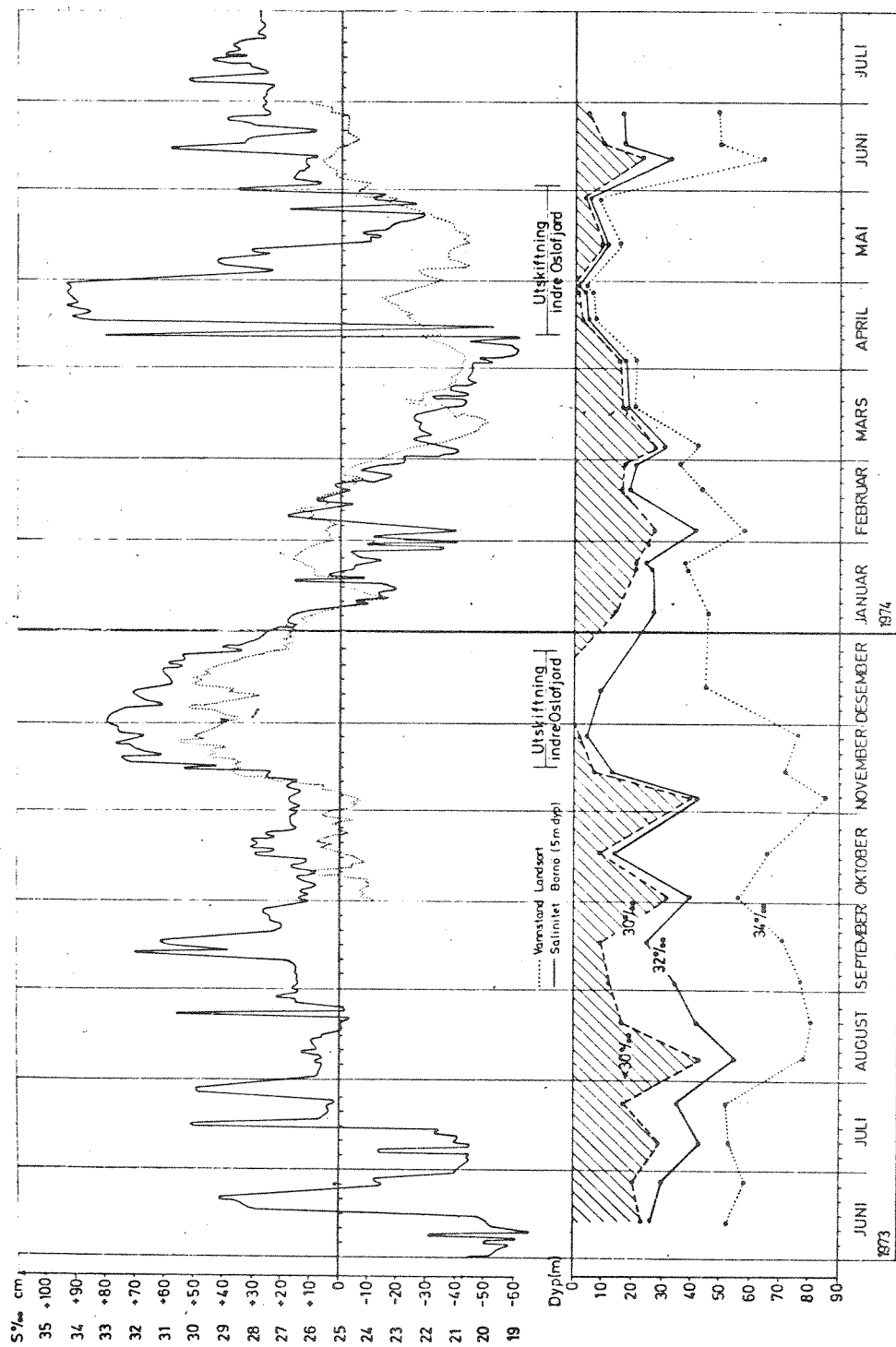


Fig. 12. Vannstand ved Landsort (Østersjøen) (døgnsmiddelt), saltholdighetsvariasjoner på 5m dyp i Gullmaren (daglige observasjoner) samt sprangsjiktvariasjoner i Drøbakundet (Elle) 1973-1974. (Vannstands data fra Sveriges Meteorologiska og Hydrologiska Institut, observasjoner i Gullmaren fra Kungliga Fiskeristyrelsen).

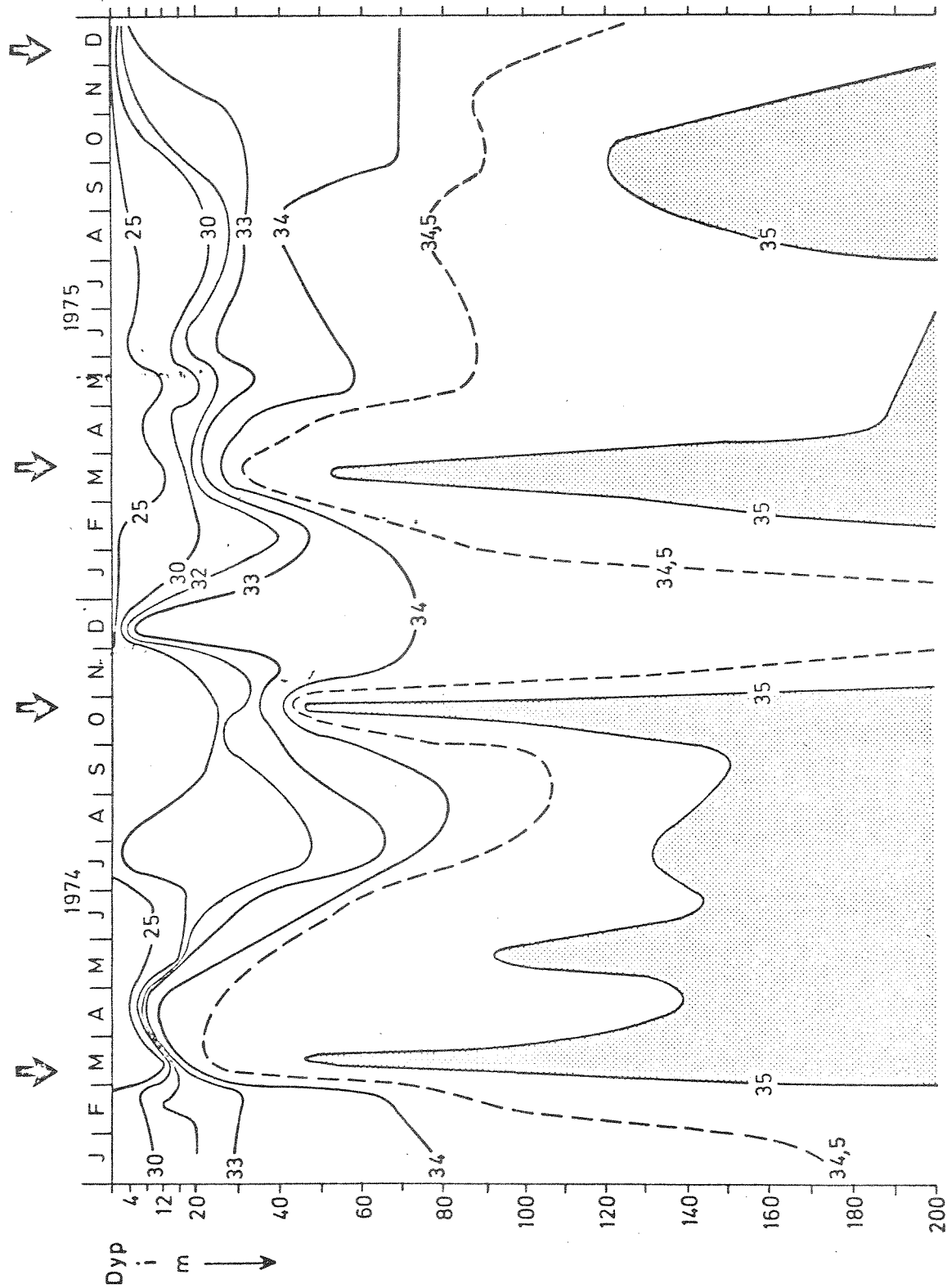


Fig. 13. Langesundsbukta, st. JH1. Saltholdighetsvariasjoner januar 1974 - desember 1975. Pilene angir tidspunktene for større innstrømninger.



Høstutskiftningen 1973 i Indre Oslofjord sammenfaller med høy vannstand i Østersjøen, hvilket minket eller snudde den Baltiske strømmen. På samme måte som saliniteten i Gullmaren økte saltholdigheten i ytre fjords overflatelag, og dette var trolig en effekt av at Skagerrakvann strømmet inn mot Oslofjorden når den Baltiske strømmen ble svekket. De nordlige vindene over Oslofjorden vil også ha bidratt til å skyve brakkvannet i overflatelaget ut av Oslofjorden. Dypvannsutskiftningen opphørte samtidig med at transporten i den Baltiske strøm økte og nordavinden avtok.

Neste periode med nordavind begynte i mars 74 og varte omtrent 14 døgn (fig. 5). Sprangsjiktet lå nær terskelnivået i Drøbakundet, men det skjedde likevel ingen større utskiftning i Vestfjorden. Årsaken til dette kan være at vannstanden i Østersjøen sank kraftig i begynnelsen av mars. Transporten av brakkvann i den Baltiske strømmen økte og saltholdigheten i Gullmaren avtok. Denne transporten av brakkvann opp mot Oslofjorden kan ha hindret en utskiftning av indre fjord under de ellers gunstige vindforholdene. Under neste nordavindsperiode i april skjedde derimot en større utskiftning av vann i Indre Oslofjord. Sammenhengen mellom vannstanden i Østersjøen og saliniteten i Gullmaren ble brutt. I dette tilfellet var m.a.o. den Baltiske strømmen ikke medvirkende i utskiftningsmekanismen for Indre Oslofjord.

Fig. 13 viser salinitetsvariasjonene i Langesundsbukta utenfor Frierfjorden. Økningen i salinitet i april 74 faller sammen med observasjonene i Gullmaren og Oslofjorden. Dette viser at det i hele området langs svenske vestkysten og Oslofjorden ned til Frierfjorden samtidig opptrådte vannmasser med høy salinitet i overflatelaget. Årsaken til dypvannsutskiftningen i Oslofjorden i april 74 var sannsynligvis en funksjon av spesielle hydrografiske forhold i Skagerrak og Nordsjøen.

Perioden var meteorologisk avvikende fra det normale. Et høytrykk med sentrum over Sør-Skandinavia ga fralandsvind og ingen nedbør i april. Det er over hundre år siden en slik situasjon er blitt registrert (Det norske meteorologiske institutt 1974). Høytrykksperioden varte fra midten av mars til slutten av mai. Det stabile høytrykket ga

østlige vinder over Skagerrak og medførte en uttransport av vann med lav salinitet mot Nordsjøen. Saltene dypvann vil da erstatte det uttransporterte overflatevannet, og strømme inn i fjordområdene på Østlandet.

## 2.4 Hydrokjemi

### 2.4.1 Innledning

Hydrokjemiske analyser av vannmassene i Indre Oslofjord er dels til støtte ved bedømmelsen av dypvannsutskiftningens omfang og effekt, dels gir den informasjon om det hydrokjemiske miljøet. Perioden 73-74 har med intensive observasjoner av fosfor og nitrogenforbindelser i indre fjord medført et meget godt grunnlag for videre forståelse av næringssaltene oppførsel i Oslofjorden. Den presentasjon som følger bør imidlertid betraktes som en innledende redegjørelse for det omfattende materialet.

Som nevnt i innledningen til denne rapport har materialet delvis allerede blitt behandlet i forbindelse med "varmekraftprosjektet".

Nitrogen og fosforforbindelser utgjør et par av de viktigste komponenter for algevekst i fjorden. Andre viktige faktorer er sollys og temperatur samt forskjellige sporstoffer som jern og andre metaller. For å få planktonvekst må alle essensielle betingelser være oppfylt. Vinterstid er vannmassen rik på plantenæringsstoffer som nitrogen og fosfor, mens mangel på lys vanligvis begrenser algeveksten. Som det fremgår av fig. 3 var tilgangen på sollys i 1974 normal frem til april og forekomsten av alger i Oslofjorden også liten (se kap. 3). Vår-oppblomstringen ble trolig initiert dette år i slutten av mars og begynnelsen av april hvor lystilgangen var meget over det normale.

Våren og sommeren er lystilgangen normalt ikke lenger en minimumsfaktor. I steden kan nitrogen eller fosfor bli begrensende. Denne naturlige begrensningen av algevekst vil bli brutt ved tilførsel av næringsstoffer f.eks. via kloakkvann. I visse fjorder hvor tilførselen av kloakkvann er stor, synes planteproduksjonen å være positivt korrelert til

fosfatmengden i vannet (Føyen 1967, Andreassen 1975). I andre fjorder kan nitrogen være begrensende (Sakshaug m.fl. 1972).

Tilførsel av næringssalter til overflatevannet skjer ikke bare direkte fra kloakkutslipp, men også fra dypvannet gjennom turbulent diffusjon og transport av dypvann til overflatelaget.

I terskelfjorder med høy belastning av kloakkvann, blir dypvannet belastet med nedsynkende organisk stoff. Plantenæringsstoffer delvis bundet i det organiske materiale akkumuleres i dypvannet og i Oslofjorden, er f.eks. fosfatinnholdet i blant over 70  $\mu\text{gP/l}$  sammenlignet med ytre fjords dypvann på omtrent 20-30  $\mu\text{gP/l}$ . Hvis dette vannet når overflatelaget og fotosyntesesonen, vil det ha en gjødseleffekt (se NIVA-rapport O-177/70 side 233) i tillegg til kloakkvannstilførselen. Dette skjer ved dypvannsutsiftninger når det gamle dypvannet må opp over terskelnivået (20 m) for å komme ut av fjorden.

Av nitrogenforbindelser benevnes her ammonium, nitritt og nitrat som uorganisk nitrogen. Algene utnytter særlig ammonium og nitrat, men endel arter kan også utnytte organisk bundet nitrogen.

Forskjellen mellom total-nitrogen og de analyserte uorganiske forbindelsene kaller vi organisk nitrogen. Denne fraksjon består dels av nitrogenforbindelser bundet til selve planteplanktonet eller andre partikler, dels av oppløste nitrogenforbindelser i vannmassen.

Foruten totalfosfor ble det analysert på ortofosfat som er den fosforfraksjon som er lettest tilgjengelig for alger. Organisk fosfor er definert som differansen mellom totalfosfor og ortofosfat.

I tillegg ble total organisk karbon analysert på en stasjon i Bunnefjorden (EPl) og to i Vestfjorden (DK1, FL1) i 1974 for å få et bilde av den organiske belastningen på dypvannet. Denne komponent er interessant ved beregninger av oksygenkonsentrasjonen i dypvannet og vil bli nærmere behandlet i kommende årsrapporter.

#### 2.4.2 Forholdene i de dypere vannlag

Hydrokjemiske resultater er presentert i figurene 14-17 for et utvalg av stasjoner i indre fjord (Steilene (DK1), Lysakerfjorden (BN1), Bunnefjorden (EP1), Bekkelagsbassenget (CQ1), Havnebassenget (AP2) og Bærumsbassenget (BL4)).

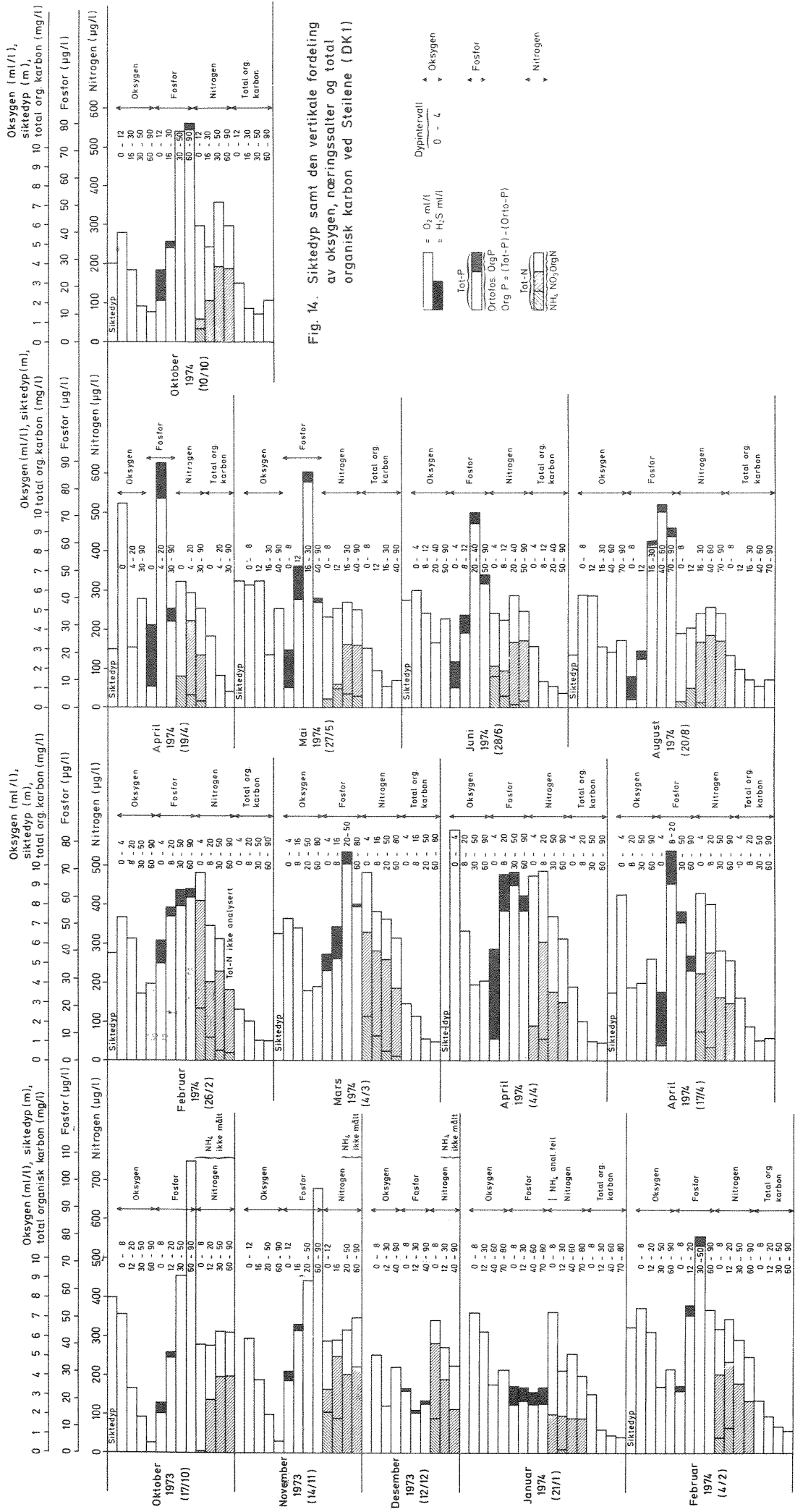
Dataene er fremstilt som middelverdier over dypintervall, i regel ut fra sjiktningkriterier og topografi. I Vestfjorden og Bunnefjorden er den generelle inndelingen: overflatelaget ned til sprangsjiktet, sprangsjiktet, et intermediært lag ned til terskeldyp (50 - 60 m) mellom Vestfjorden og Bunnefjorden samt et dyplag ned til bunnen.

Da sjiktningen varierer i løpet av året, varierer tykkelsen av de forskjellige lagene som er gjennomsnittsberegnet. Overflatelaget har først blitt definert ut fra tettheten, men også på en slik måte at standardavviket på oksygen og forskjellige næringssalter er lav. Der hvor et spesielt dyp har skilt seg ut fra de andre observasjonsdypene i samme lag, er disse verdiene blitt presentert for seg. Største spredning og derved minste nøyaktighet i middelverdiene har spranglaget. Dypvannet er i visse tilfeller blitt inkludert i det intermediære laget, dvs når forskjellen mellom de to lag har vært liten.

I de lokale bassengene var variasjonene på forskjellige dyp i de fleste tilfeller så store at en mere nøyaktig oppdeling av lagene har vært nødvendig. Generelt ble spredningen innen hvert lag her betydelig større enn mellom de nevnte hovedområdene i indre fjord.

#### Steilene, Vestfjorden (DK1, fig. 14)

Høstutskiftningen 1973 medførte en senkning av næringssaltinnholdet i Indre Oslofjord. Ortofosfatinnholdet i dypvannet minket fra over 100  $\mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$  i oktober til ca 20  $\mu\text{g P/l}$  i desember. Nitratinnholdet minket også. Innholdet av organisk nitrogen utgjorde omtrent 50% av total nitrogen-innholdet. I løpet av vinteren 1974 steg konsentrasjonene av ortofosfat, ammonium og nitrat i dypvannet frem til vårutskiftningen i april. Denne medførte på nytt en reduksjon av



næringssaltinnholdet, men ikke like mye som under høstutskiftningen. Ortofosfatkonsentrasjonen avtok f.eks. til noe under  $35 \mu\text{g/l}$ , delvis som en følge av at det innstrømmende vannet hadde høyere fosforkonsentrasjon enn ved høstinnstrømningen. På figuren kan en følge dypvannsutskiftningens påvirkning av Vestfjorden, hvor det gamle dypvannet etterhånden kunne spores ved et maksimum i fosforinnholdet på nivåer over og omkring terskeldyp.

Akkumuleringen av fosfor i form av ortofosfat i perioden etter utskiftningen medførte en økning i dypvannet fra ca  $35 \mu\text{g P/l}$  i april til over  $75 \mu\text{g P/l}$  i oktober.

Fraksjonen organisk nitrogen utgjorde vel 40% av total-nitrogenet i det nye dypvannet (14/4). Denne delen minket utover sommeren og høsten og var i august omtrent 30% av total-nitrogenet. Frem til oktober økte den organiske nitrogendelen til opp mot 40% i dypvannet. Likeså økte innholdet av totalt organisk karbon fra august til oktober fra ca  $1,5 \text{ mg/l}$  til over  $2 \text{ mg/l}$ .

#### Lysakerfjorden (BN1, fig. 15)

Høstutskiftningen 1973 var ikke like effektiv for Lysakerfjorden som for Vestfjorden. Ortofosfat-konsentrasjonen i dypvannet minket fra  $140 \mu\text{g P/l}$  i oktober 1973 til ca  $85 \mu\text{g P/l}$  i februar 1974. Mesteparten (ca 75%) av totalnitrogeninnholdet i dypvannet besto av ammonium og nitrat.

Vårutskiftningen medførte en senkning av fosforinnholdet i dypvannet til under  $50 \mu\text{g P/l}$  og som i Vestfjorden ble det registrert høyere konsentrasjoner på mellomnivåer (maximum på 12 - 30 meters dyp). Samtidig (februar til april/mai) avtok nitrogeninnholdet i dypvannet, og likesom i Vestfjorden ble det ikke registrert ammonium. Nitratinnholdet utgjorde omtrent 50% av totalnitrogenet etter utskiftningen (16/4).

I tiden etter vårutskiftningen ble fosfor akkumulert i dypvannet samtidig som nitratfraksjonen økte til 60 - 65% av total-nitrogenet (oktober).

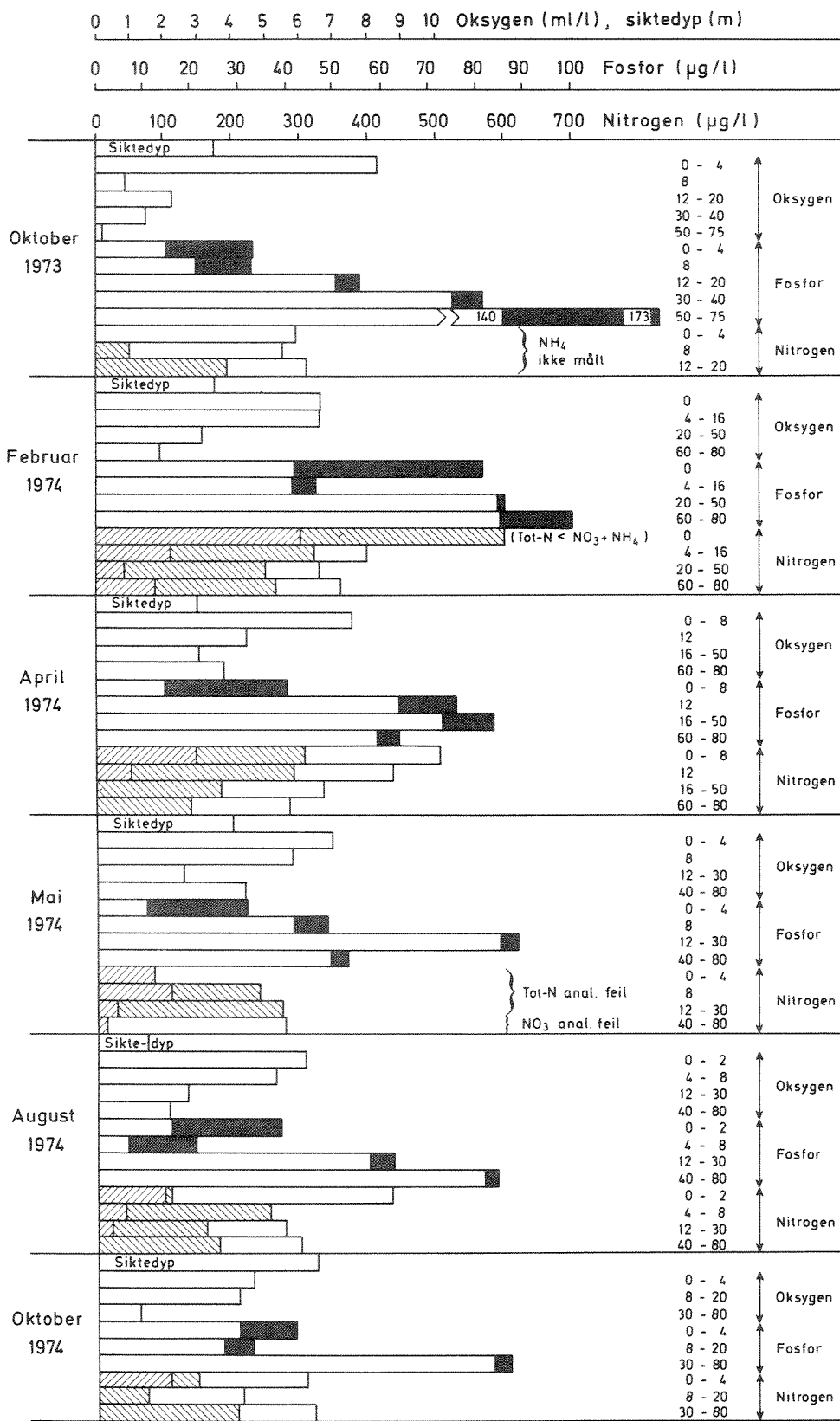
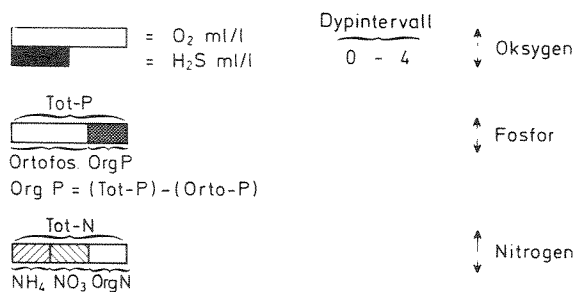


Fig. 15. Siktedyp samt den vertikale fordeling av oksygen og næringsalter i Lysakerfjorden (BN1)



Bunnefjorden (EPl, fig. 16)

I Bunnefjorden ble dypvannet under 60 meters dyp ikke nevneverdig påvirket av høstutskiftningen 1973. Dypvannet var hydrogensulfidholdig frem til vårutskiftningen 1974. Fosforakkumuleringen fortsatte i denne periode fra konsentrasjoner på ca 190  $\mu\text{g}$  P/l i oktober 1973 til over 240  $\mu\text{g}$  P/l i april 1974.

Totalnitrogeninnholdet var konstant i dypvannet i denne perioden, hvor forekomsten av hydrogensulfid medførte at over 50% av totalnitrogen besto av ammonium isteden for nitrat.

Vårutskiftningen resulterte i en senkning av ortofosfatkonsentrasjonen til under 50  $\mu\text{g}$  P/l i dypvannet, mens totalnitrogeninnholdet var det samme som før utskiftningen. Ammoniumfraksjonen var derimot nesten borte (mai 1974). Andelen av organisk nitrogen var omtrent 40% av totalnitrogeninnholdet.

Som i Vestfjorden og i Lysakerfjorden ble maksimumkonsentrasjoner av ortofosfat registrert på mellomnivåer etter utskiftningen, likeledes minimum i oksygenkonsentrasjoner (omkring 20 m).

Ut over sommeren og høsten økte fosforkonsentrasjonene i dypvannet fra 50  $\mu\text{g}$  P/l (juni 1974) til over 60  $\mu\text{g}/\text{l}$  i oktober. Nitrogeninnholdet økte langsomt fra august til oktober med omtrent 60% av totalnitrogenet som nitrat. 150 m dyp skilte seg ut fra det øvrige dypvannslaget først og fremst på grunn av at en del bunnslam kom med under prøvetakingen.

Bekkelagsbassenget (CQ1, fig 17a)

Høstutskiftningen medførte en minnkning av fosforkonsentrasjonen i Bekkelagsbassenget fra omtrent 390  $\mu\text{g}$  P/l i oktober 1973 til under 340  $\mu\text{g}$  P/l i februar 1974 i dypvannet (50-bunn). Dog var denne vannmassen hele tiden hydrogensulfidholdig frem til vårutskiftningen 1974. Som følge av dette ble det ikke registrert noe nitrat i dypvannet. Ammoniumkonsentrasjonen var omtrent 80% av totalnitrogenkonsentrasjonen i februar 1974.



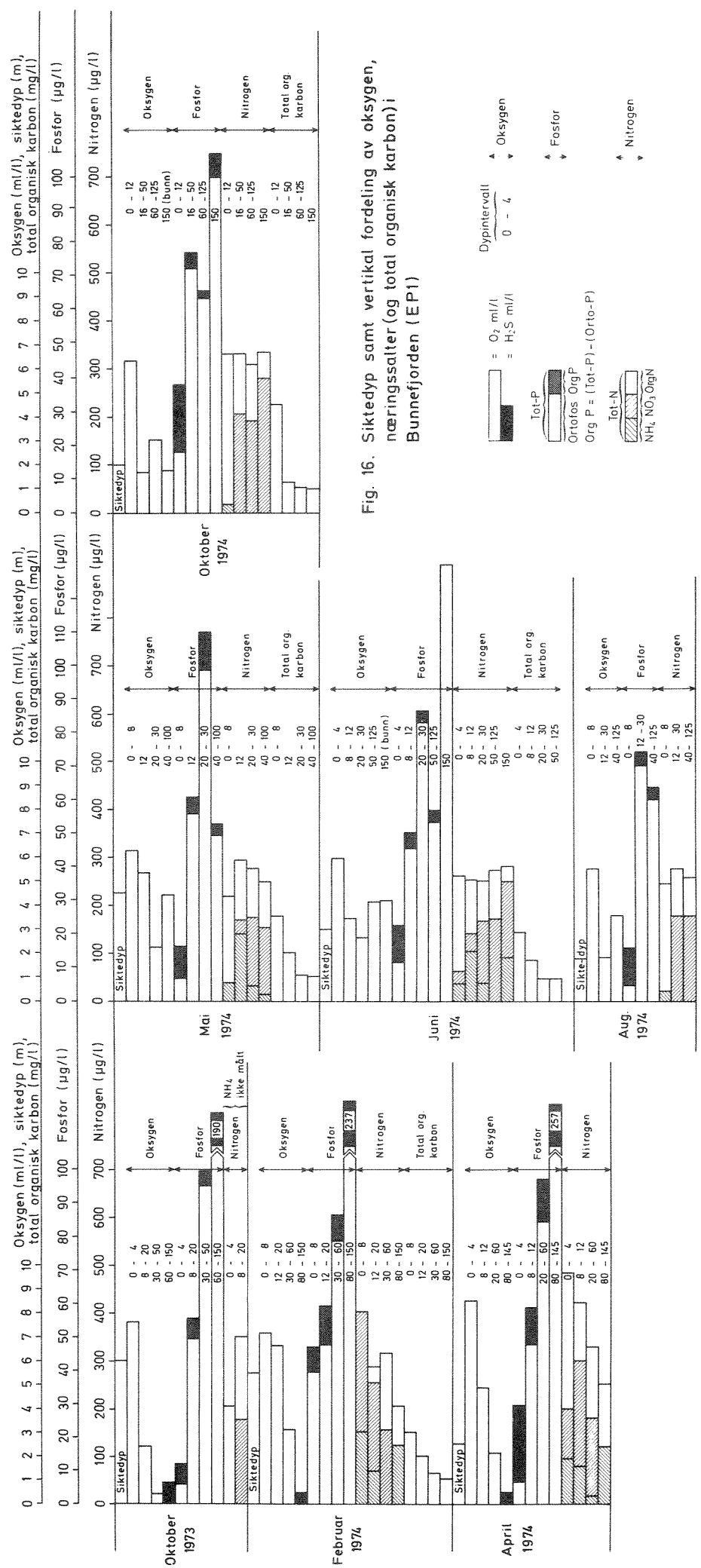


Fig. 16. Siktedyp samt vertikal fordeling av oksygen, næringssalter (og total organisk karbon) i Bunnefjorden (EPI)

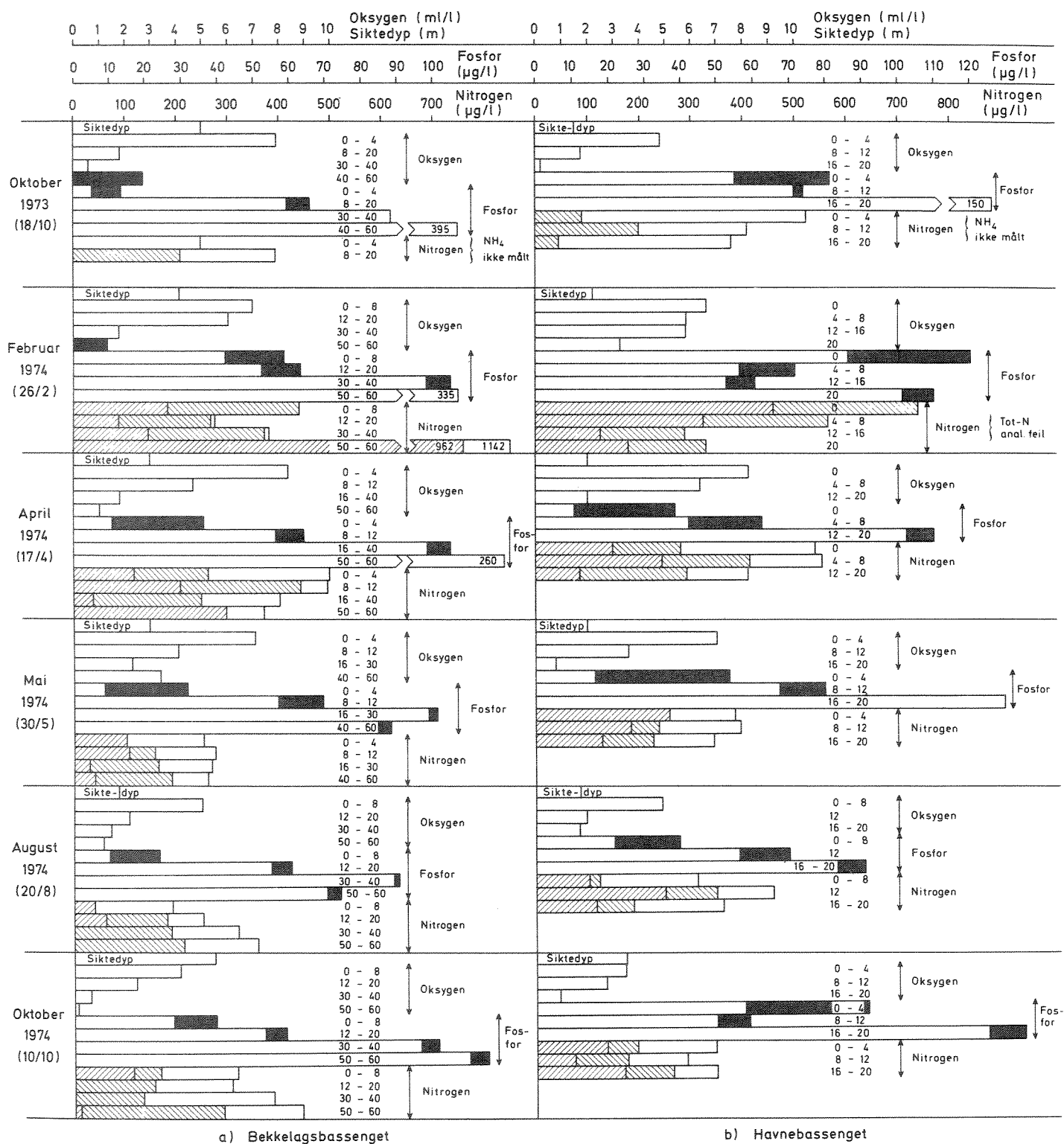
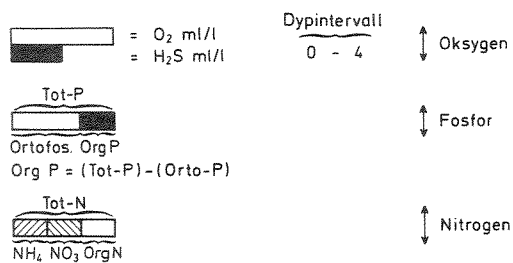


Fig. 17. Siktedyp, samt den vertikale fordeling av oksygen og næringsalter, oktober 1973 - oktober 1974



Vårutskiftningen medførte en senkning av ortofosfatkonsentrasjonen til under 90 µg P/l i mai 1974. Utskiftningen var imidlertid ikke ferdig ved maitoktet, slik at ortofosfatkonsentrasjonen i august var lavere enn i mai (ca 70 µg P/l). Oksygeninnholdet var likevel lavere i august enn i mai.

Vårutskiftningen medførte også en markert senking av nitrogeninnholdet i dypvannet (jfr. februar 1974 med april 1974). I februar 1974 utgjorde ammoniuminnholdet over 80% av totalnitrogenet på 50-60 meters dyp, og høyere opp i vannmassene var summen av ammonium og nitrat over 95% av totalnitrogeninnholdet (fra 12 m dyp til 50 m dyp). I mai 1974, da vårutskiftningen var i slutfasen, var nitrat- og ammoniumfraksjonen vel halvparten av totalnitrogeninnholdet fra 8 meters dyp og til bunn, hvor ammonium dominerte mellom 8 - 12 meters dyp og nitrat mellom 16 - 60 m dyp. I august ble ammonium ikke funnet i dypvannet. Nitratkonsentrasjonen økte frem til oktober 1974 under 50 m dyp og utgjorde i august ca 60% og i oktober 65% av totalnitrogeninnholdet. I oktober ble ammonium igjen registrert i dypet, men likevel på deteksjonsgrensen. Oksygeninnholdet hadde da minket fra 3 ml/l i mai til omtrent 0,2 ml/l i oktober.

#### Havnebassenget (AP2, fig 17b)

Høstutskiftningen medførte bedre oksygenforhold og lavere ortofosfatkonsentrasjoner under sprangsjiktet. Ortofosfatkonsentrasjonen avtok fra 150 µg P/l i oktober 1973 til ca 100 µg P/l i februar 1974. Derimot økte nitratkonsentrasjonen i samme periode fra omtrent 50 µg N/l til over 100 µg N/l. I februar ble det registrert omtrent like mye ammonium som nitrat.

Utover våren 1974 økte fosforinnholdet i havnebassengets bunnvann. Det nådde maksimum i mai på ca 130 µg P/l og avtok deretter til under 85 µg P/l i august for deretter å øke igjen til ca 125 µg P/l i oktober 1974 (16 - 20 m dyp).

Totalnitrogeninnholdet var omtrent konstant i 16 - 20 m dyp fra mai til oktober (vel 300 µg N/l). Organisk nitrogen utgjorde omtrent 30% av nitrogeninnholdet i mai og minket noe i oktober (ca 20%).

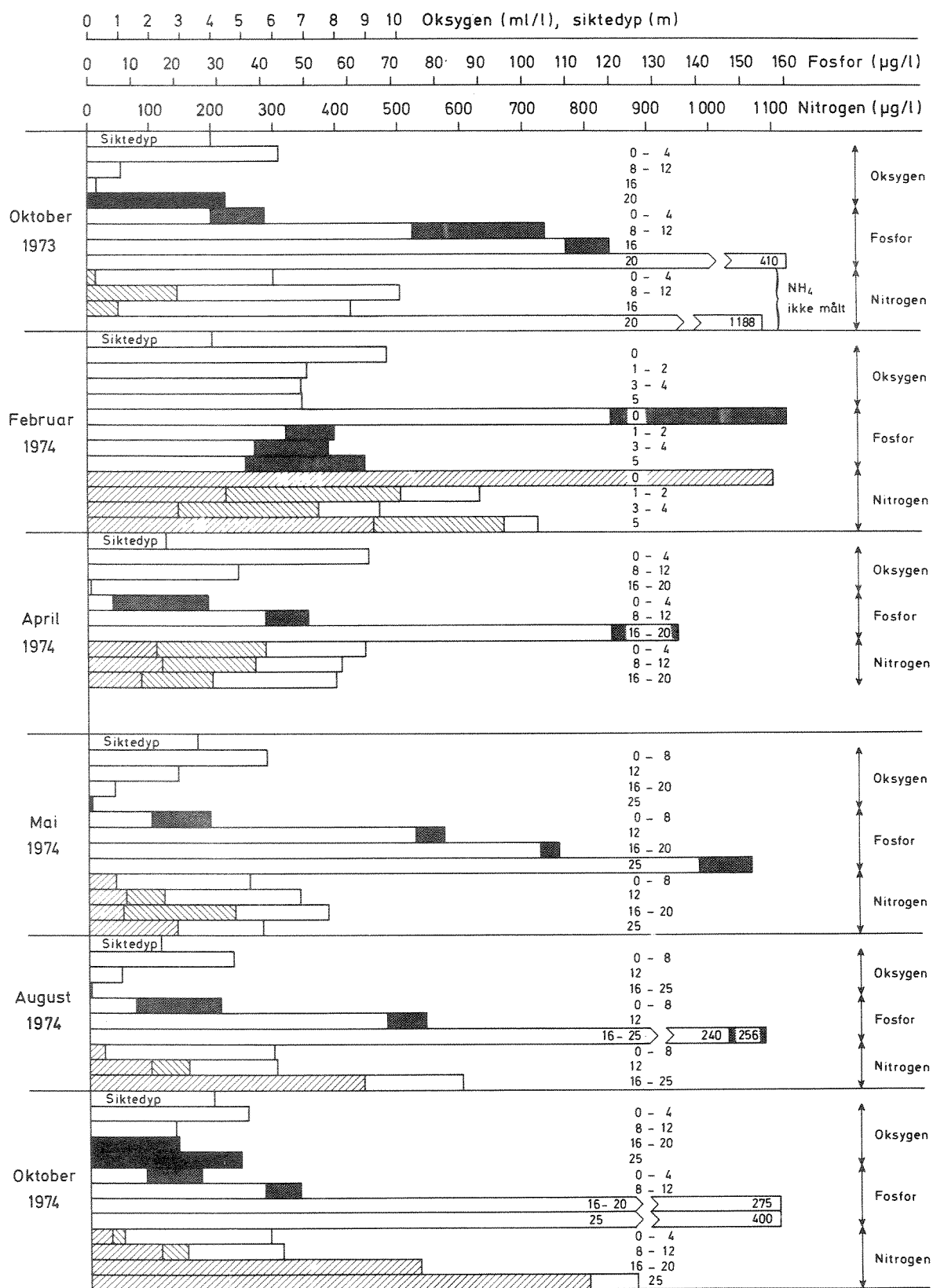
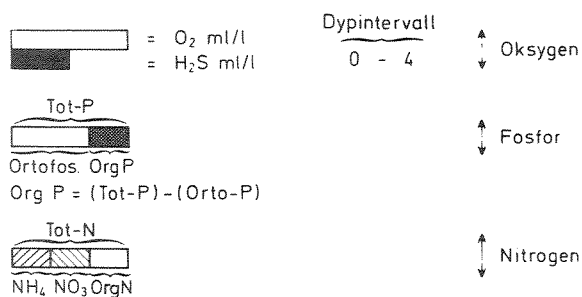


Fig. 18. Siktedyp samt vertikal fordeling av oksygen og næringsalter i Bærumsbassenget (BL 4)



I hele 1974 ble ammonium registrert i bassenget og utgjorde i oktober omtrent 50% av totalnitrogeninnholdet på 16 - 20 m dyp.

Bærumbassenget (BL4, fig 18b)

I Bærumbassenget savnes observasjoner fra selve stasjonen i februar 1974 fordi isforholdene i bassenget gjorde prøvetaking umulig. Ved iskanten utenfor Langodden (Snarøya) ble prøver på hver meter tatt med vannhentere. Observasjonene er interessante først og fremst på grunn av de høye konsentrasjonene av ortofosfat, organisk fosfor og ammonium i selve overflaten. Mangelen på observasjoner av dypvannet i bassenget gjør det vanskelig å beskrive hvilken innvirkning høstutskiftningen hadde på dette området.

Fra oktober 1973 til april 1974 har imidlertid ortofosfatkonsentrasjonen avtatt betydelig på 20 m dyp (fra 410 til 120  $\mu\text{g P/l}$ ). I løpet av mai minket den fortsatt samtidig som oksygeninnholdet økte.

I april utgjorde ammonium og nitrat sammenlagt 50% av totalnitrogeninnholdet. Fraksjonene ammonium og nitrat var omtrent like store. I mai derimot dominerte nitratfraksjonen over ammoniumfraksjonen på 15 - 20 m dyp. På 25 m dyp ble bare ammonium og ikke nitrat registrert fordi denne vannmassen var hydrogensulfidholdig.

I august 1974 var det fortsatt relativt lite hydrogensulfid i Bærumbassenget. Ortofosfatkonsentrasjonen var likevel over 240  $\mu\text{g P/l}$  (16 - 25 m dyp) og økte frem til oktober. Fra august til oktober økte også hydrogensulfidinnholdet kraftig under 16 m dyp.

Som følge av hydrogensulfid i dypvannet ble ikke nitrat registrert i perioden august - oktober. Ammoniumkonsentrasjonen økte fra 440  $\mu\text{g NH}_4\text{-N/l}$  i august (16 - 20 m dyp) til 530  $\mu\text{g NH}_4\text{-N/l}$  i oktober mellom 16 - 20 m dyp og til over 800  $\mu\text{g NH}_4\text{-N/l}$  på 25 m dyp i august hvor ammonium-fraksjonen utgjorde over 90% av totalnitrogeninnholdet.

### 2.4.3 Diskusjon

#### a Oksygenforhold

Vannutskiftningen i Indre Oslofjord er avgjørende for variasjoner i det hydrokjemiske miljøet. Hvis forurensningstilførselen til fjorden er relativt konstant fra år til år vil de naturbetingede forhold visse år forsterke og visse år minske effektene av kloakkvannet i fjorden. Et viktig moment i planene for en bedre fjord har vært å unngå dannelse av råttent vann (hydrogensulfidholdig vann) i deler av fjorden. Data fra vårutskiftningen 1974 viser hvordan en stor, men ikke fullstendig utskiftning av vannet i indre fjord, medførte dårlige oksygenforhold på mellomnivåer i fjorden (fig. 9). Årsaken er hevingen av det store volum hydrogensulfidholdig vann fra de dypere deler av Bunnefjorden.

Fig. 19 viser oksygenfordelingen etter at det hydrogensulfidholdige dypvannet har blitt erstattet med oksygenholdig "nytt" vann i mai 1974 (jfr. fig. 9). Det hydrogensulfidholdige dypvannet i Bunnefjorden utgjorde et volum på vel  $500 \times 10^6 \text{ m}^3$  med et hydrogensulfidinnhold på ca 350 tonn. Dette tilsvarer en oksyngjeld på det dobbelte, dvs. 700 tonn. Beregningen er helt støkiometrisk, dvs. at 2 molekyler oksygen trengs ved oksydasjon av 1 molekyl hydrogensulfid. Vannvolumet omkring oksygenminimumsnivået i mai 1974 var ca  $1650 \times 10^6 \text{ m}^3$ . Omtrentlig gjennomsnittskonsentrasjon var  $3 \text{ ml O}_2/\text{l}$  og tettheten omtrent samme som på det gamle dypvannet i Bunnefjorden. En passiv forflytning av Bunnefjordens hydrogensulfidholdige vann til oksygenminimumsnivået i mai skulle volummessig ha fylt 30% av dypintervallet. 70% av denne vannmasse i mai vil da bestå av nylig innstrømmet vann eller blandingsvannmasser mellom gammelt dypvann fra andre deler av fjorden enn Bunnefjorden og nytt innstrømmende vann.

Hvis en for enkelhets skyld utgår fra at vannmassen omkring 20 metersnivået i mai bare besto av nytt vann fra ytre fjord og gammelt dypvann fra Bunnefjorden, ville en midlere konsentrasjon i det innstrømmende vannet på  $5,5 \text{ ml O}_2/\text{l}$  ha medført en tilførsel av ca 8.900 tonn oksygen. Etter en fullstendig blanding skulle oksygeninnholdet sluttelig bli 8.200 tonn ( $8.900 - 700$ ) dvs en midlere konsentrasjon på

VERTIKALT DVBDESNIITT I OSLOFJORDEN - LANGSGÅENDE HOVEDSNITT

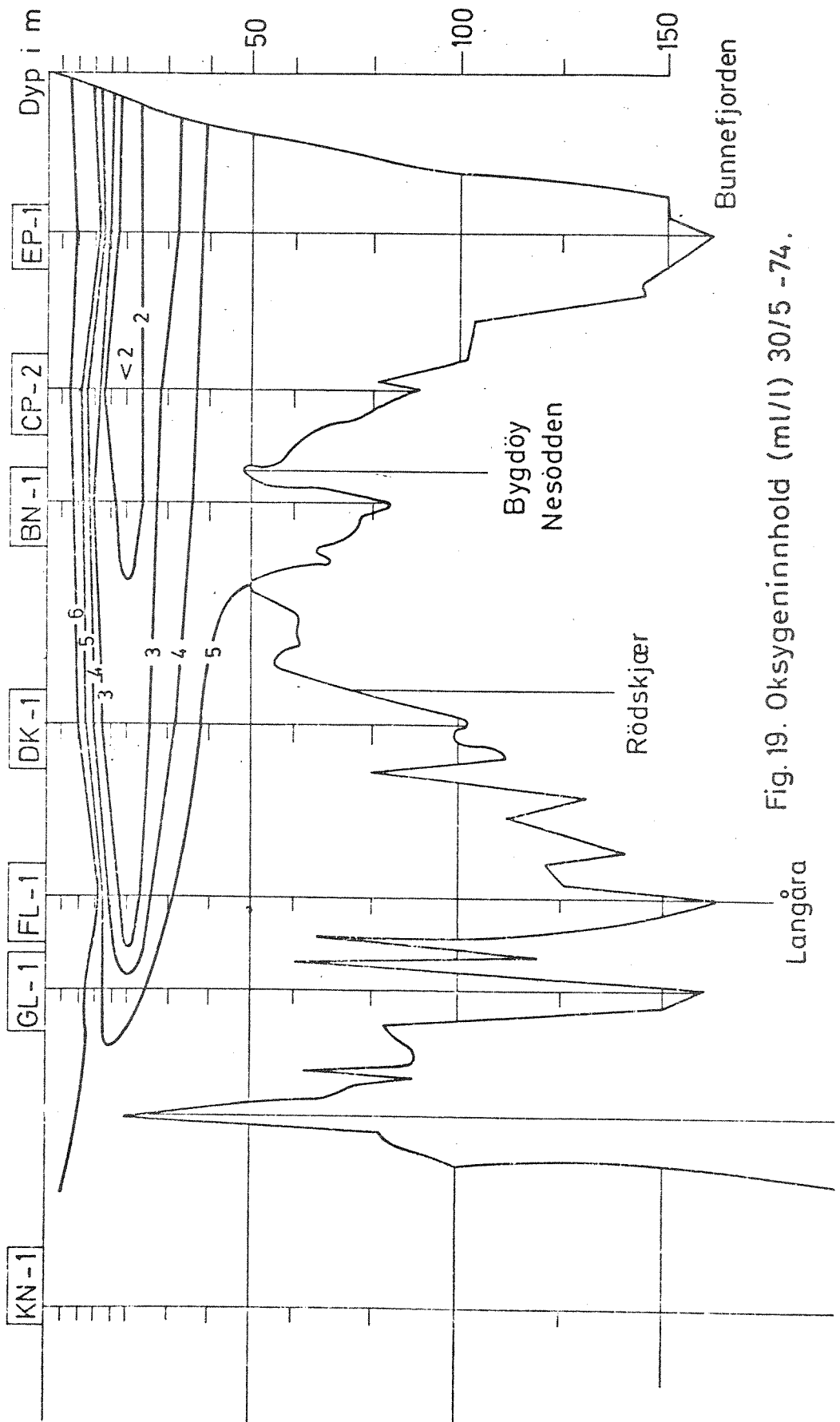


Fig. 19. Oksygeninnhold (ml/l) 30/5 -74.

3,4 ml  $O_2$ /l. Hvis det gamle Bunnefjordvannet hadde hatt oksygenkonsentrasjon på omtrent 0 ml/l ville den endelige konsentrasjonen isteden blitt ca 5 ml  $O_2$ /l.

Selv om dette regneeksempel er meget grovt, gir det likevel et bilde av den store betydning det har å holde oksygenkonsentrasjonen i dypvannet over risikosonen for hydrogensulfiddannelse i år med ugunstige vannutskiftninger.

#### b Næringssaltene

Som omtalt i innledningen til dette kapittel er tilgangen på næringssalter den regulerende faktor for algeproduksjonen når lystilgangen ikke lenger er begrensende. I fjordens dypvann er konsentrasjonen av næringssalter høy etter en tids stagnante forhold (se fig. 14-18). Hvis disse plantenæringsstoffene blir tilgjengelige i den fotosyntetiske sonen vil dette bidra til en økt algevekst i fjorden. I løpet av hele året skjer en stadig tilbakeføring av disse stoffene til overflatelaget (vertikal diffusjon). Denne transporten er dog meget mindre enn ved de tilfeller når det skjer en dypvannutskiftning, da store mengder næringssalter bringes med dypvannet opp mot overflatelaget. Når utskiftningen faller sammen med økt lystilgang i vårperioden, vil tilførselen av næringssalter med dypvannet ytterligere forsterke våroppblomstringen. Tabell 2 viser forholdet mellom uorganisk nitrogen og fosfor samt ortofosfatkonsentrasjonen i overflatelaget før og etter vårutskiftningen 1974.



Tabell 2. Uorganisk (N/P) = NO<sub>3</sub>/PO<sub>4</sub> (vektforhold) samt orto-  
fosfat-konsentrasjonen i 0-4 m dyp under vårut-  
skiftningen 1974 (x markerer at bare observasjon fra  
4 m dyp er brukt, da nitrogenresultatet fra overflaten  
savnes)

DATO	3.-9.4. 1974		16.-17.4. 1974		29.4. 1974	
Stasjon \ Parametre	Uorg(N/P)	Orto-P µg/l	Uorg(N/P)	Orto-P µg/l	Uorg(N/P)	Orto-P µg/l
Steilene (DK1)	12	8	37	6	7	36
Langaara (FL1)			49	5	8	38
Elle	23	6	12	6	4	43
Filtvedt	128	5			5	29
Tofteholmene	22	4			4	19
Horten (OK1)	42	4	23	16	4 <sup>x</sup>	14 <sup>x</sup>

Av tabellen fremgår at ved siste tokt i april har ortofosfatkonsentrasjonene økt i både indre og ytre fjord og N/P-forholdet har avtatt. Dette er en følge av at dypvannet i indre fjord ble presset opp mot overflaten og strømmet ut i ytre fjord.

Tabell 3 viser innholdet av totalorganisk karbon i 0-4 meters dyp. Spesielt kan en merke seg at på de stasjoner hvor det "gamle" dypvannet i Indre Oslofjord gjorde seg mest merkbart, dvs i Drøbaksundet (Elle & Filtvedt), var verdiene lavest, mens de lenger inn i fjorden og utenfor Breiangen var så høye at de indikerer en stor algeproduksjon. De relativt lave verdiene i Drøbaksundet, viser at dette vannet var dypvann fra Indre Oslofjord som var det eneste vannet som hadde så lave eller lavere konsentrasjoner av total organisk karbon (se fig. 17).

Tabell 3. Total organisk karbon (mg/l) som gjennomsnitt av  
0 og 4 meters dyp vinteren og våren 1974

STASJON \ DATO	4.2.74	4.3.74	9.4.74	17.4.74	29.4.74
Steilene (DK1)	2,7	2,98	3,8	3,23	4,00
Langaara (FL1)	-	2,58	3,48		2,73
Elle	4,05		4,68		1,38
Filtvedt	3,65		4,13		1,42
Tofteholmene	2,95		3,70		3,08
Horten (OK1)	2,73		4,62		2,58

Tilskuddet av næringssalter til overflatelaget vil i indre fjord bety en økt algeproduksjon og derved en økt belastning av organisk stoff på dypvannet utover det som den stadige tilførselen av kloakkvann skulle tilsi. Det "gamle" dypvannet i sin tur har fått de høye konsentrasjonene av næringssalter gjennom en konstant høy tilførsel av kloakkvann. Hvis kloakkvanntilførselen holdes konstant, kan dypvannsutskiftninger som faller sammen med "normale" våroppblomstringsperioder medføre en fortsatt forverring av oksygenforholdene i dypvannet.

De to dypvannsutskiftningene på høsten 1973 og våren 74 skilte seg markant fra hverandre, selv hydrokjemisk. Det relativt varme vannet ved høstutskiftningen 1973 hadde et høyere N/P-forhold (TOT(N/P) >10:1). Temperaturen og den lave saltholdigheten (32,3-33,3 o/oo) sammen med N/P-forholdet, peker mot at denne vannmassen er vann fra overflatelaget i Skagerrak. Ved vårutskiftningen 1974 var temperaturen på det innstrømmende vannet lavere (5,8°C) og saliniteten høyere (>34 o/oo) samt TOT(N/P)-forholdet lavere (~7:1), hvilket innebærer at dette vann var dypvann fra Skagerrak (Nordsjøen).

Etter både høst- og vårutskiftningen avtok N/P-forholdet i dypvannet. Under sommeren 1974 frem til august var totalnitrogenkonsentrasjonen i dypvannet omtrent konstant (se fig. 14 og 16). Dette gjelder både Vestfjordens og Bunnefjordens dypvann, men i den fortsatte diskusjon beskrives forholdene først og fremst i Vestfjorden (fig. 14).

Mens nitrogeninnholdet i Vestfjordens dypvann var forholdsvis konstant, økte fosforkonsentrasjonen fra mai til august, hvilket medførte et avtagende N/P-forhold. (Fra 7:1 i mai 74 til 3,7:1 i august 74). Mellom august og oktober økte totalnitrogenkonsentrasjonen, mens N/P-forholdet var konstant. Økningen i totalnitrogen var først og fremst en økning av den organiske fraksjonen. Oksygeninnholdet avtok under samme periode (august-oktober) fra 3,4 ml/l til 1,5 ml/l og konsentrasjonen av totalorganisk karbon steg fra 0,8 mg/l til over 2,1 mg/l.

Nedgangen i N/P-forholdet etter vårutskiftningen viser at fosfor akkumuleres i høyere grad i dypvannet enn nitrogen. Da N/P-forholdet i sedimentene i Indre Oslofjord er lavt, omtrent 2:1 (Doff 1969), skjer akkumuleringen av fosfor i større utstrekning enn nitrogen også i sedimentene (ved oxiske forhold). Vektforholdet N/P i alger varierer omkring 7:1, mens N/P-forholdet i kloakkvann er betydelig lavere enn 7:1. En direkte nedbrytning av alger i dypvannet ville medføre N/P-forhold på omlag 7:1. Dette er også forholdet i ytre fjords dypvann, (NIVA O-177/70 1974). Det lavere N/P-forholdet i indre fjords dypvann peker på at fosfor tilføres dypvannet direkte f.eks. bundet til partikulært materiale i kloakkutslipp og elver, som relativt hurtig synker ned gjennom overflatelaget til dypvannet. Føyn (1967) påpeker også muligheten for at en transport av planteplankton i overflatelaget til ytre fjord kan gi samme bilde.

Mellom august og oktober øker den organiske belastningen kraftig på dypvannet. Dette har først og fremst sin årsak i en større algeoppblomstring i juli - september i indre fjord (se kap. 3). Fra august til oktober økte nitrogen og fosfor i proporsjonen 7-8:1, dvs. den verdi en kan forvente når alger nedbrytes i dypvannet.

Dette kan tyde på at de lave N/P-forhold i Oslofjordens dypvann under oksiske forhold først og fremst er en funksjon av en direkte tilførsel av fosfor til dypvannet fra kloakkutslipp og elver.

### 3 BIOLOGI

#### 3.1 Overflatevannets vekstpotensial

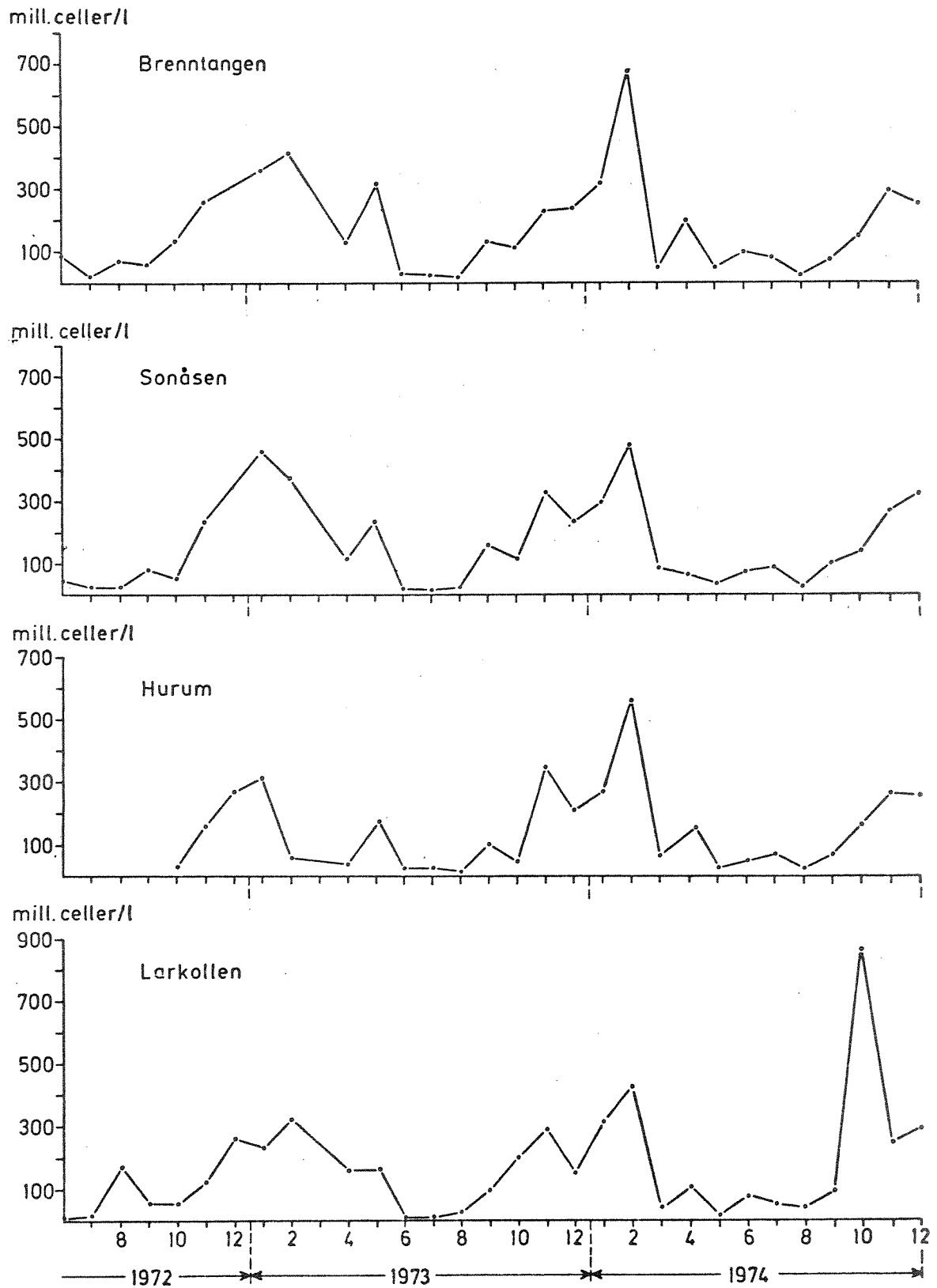
Vekstpotensialmålingene avspeiler hvordan næringsforholdene varierer i Oslofjorden. Generelt sett er verdiene høyest om vinteren før våroppblomstringen og lavest om sommeren.

Disse årstidsvariasjonene kommer tydelig frem i fig. 20, hvor vekstpotensialet for de fire stasjonene Brenntangen, Sonåsen, Hurum og Larkollen (1972-74) er fremstilt. I 1974 var det en rask nedgang i vekstpotensial på alle stasjonene mellom prøvetakingen 22.2. og 20.3. I løpet av denne perioden har altså våroppblomstringen medført en reduksjon av plantenæringsstoffene. Etter våroppblomstringen var det en tendens til økning av vekstpotensialet igjen i april på tre av stasjonene, samtidig som fosfor- og nitrogenkonsentrasjonene økte på disse stasjonene. Utover sommeren var vekstpotensialet lavt, men i september begynte økningen mot vinterens maksimum i næringsinnhold. Det meget høye vekstpotensialet ved Larkollen i oktober falt sammen med et høyt innhold av fosfat.

Av de seks toktene i 1974 ble det første gjennomført 26.-29. februar før våroppblomstringen og de fire deretter i april, mai, juli og august i løpet av sommerperioden med lavt vekstpotensial. Det siste toktet i oktober ble utført i perioden med økende vekstpotensial. Middelerverdiene for vekstpotensialet for samtlige stasjoner var også høyest i februar, lavere i april, mai, juli og august, og høyere igjen i oktober som vist i fig. 21. Vekstpotensialet ved toktene i 1974 er gjengitt i tabell 4.

I figurene 22-27 er vekstpotensialet i Oslofjorden ved toktene i 1974 fremstilt. Hvor detaljert slike kart kan bli er selvfølgelig avhengig av antallet prøvetakingsstasjoner. Derfor har det vært mulig å gi et forholdsvis detaljert bilde av situasjonen i den indre delen av fjorden, mens forholdene i området utenfor Drøbaksundet er mer usikkert. (Stasjonsnett fig 1 & 2).

Fig. 20. Variasjoner i vekstpotensial på noen stasjoner i Oslofjorden 1972-1974



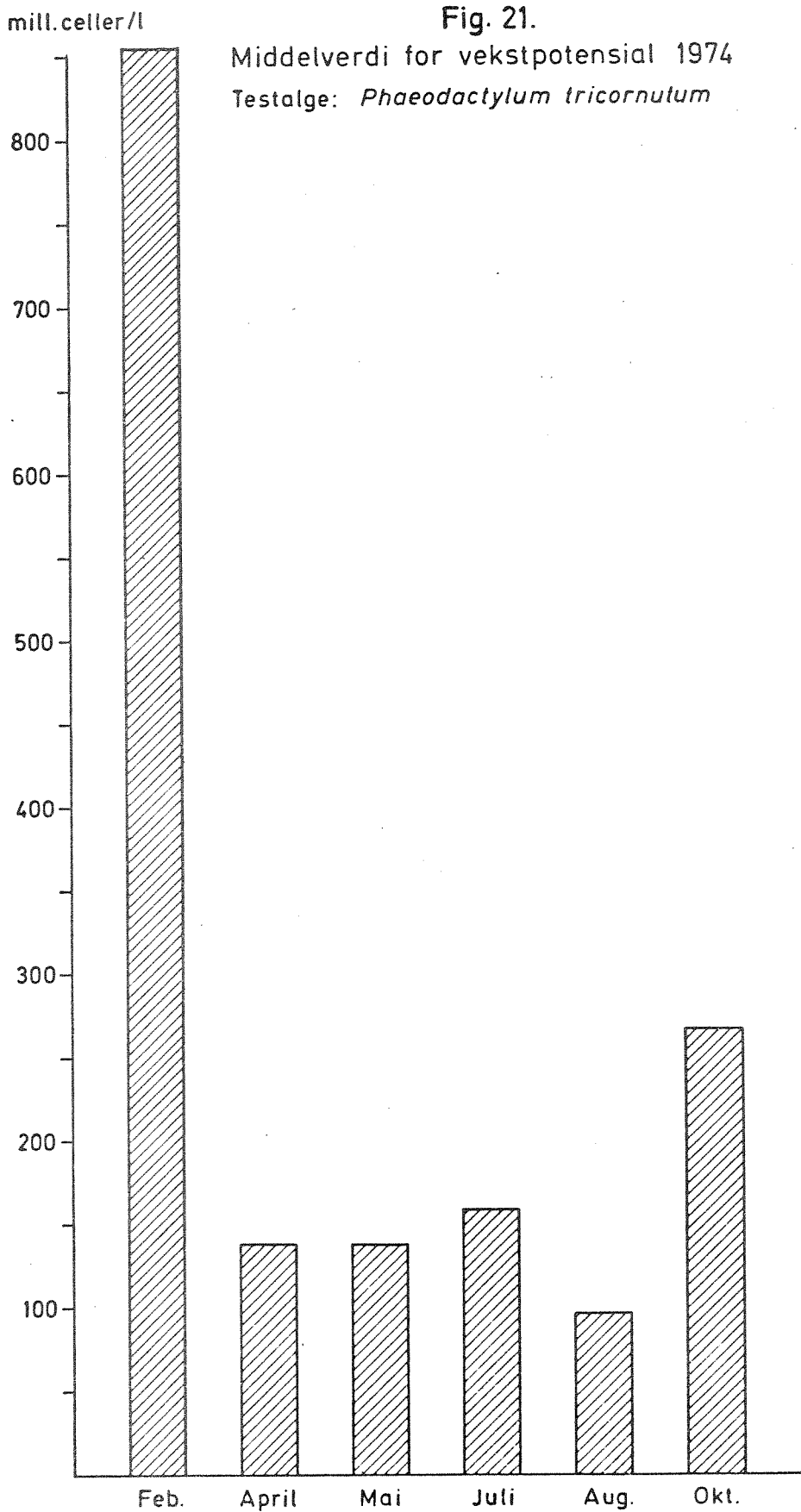


Fig. 26. Vekstpotensial i overflatevannet (0-2 m) august 1974

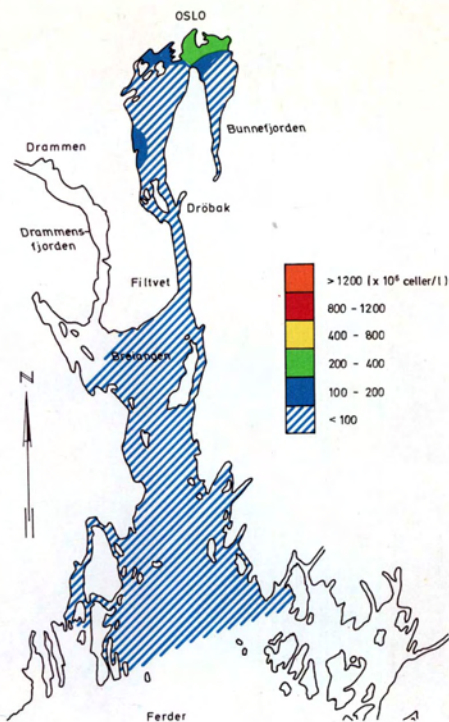


Fig. 27. Vekstpotensial i overflatevannet (0-2 m) oktober 1974

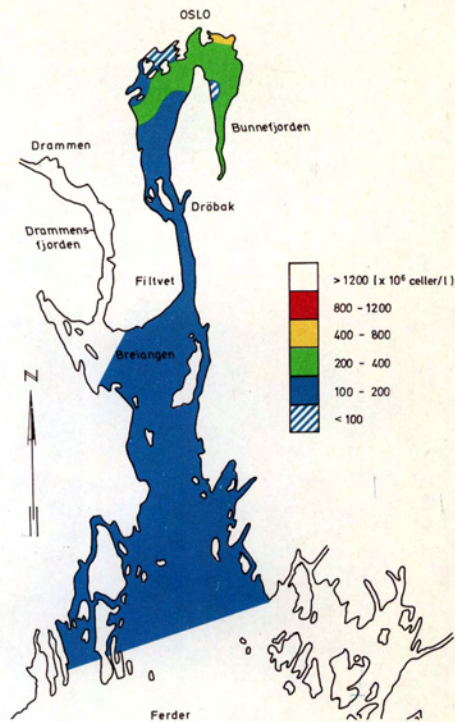


Fig. 28. Klorofyll i overflatevannet (0-2 m) februar 1974.

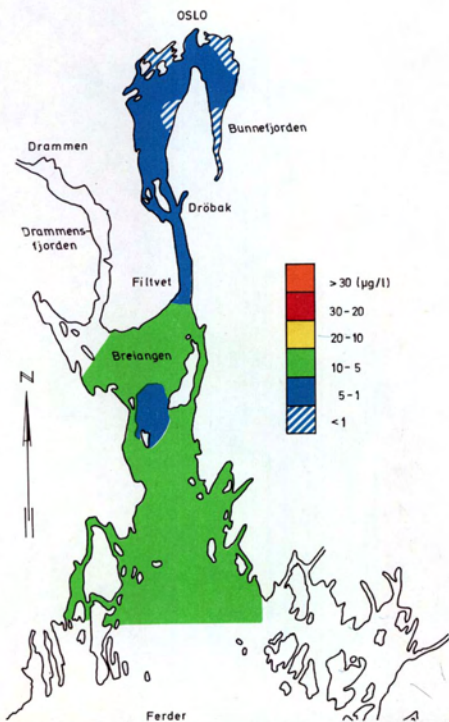
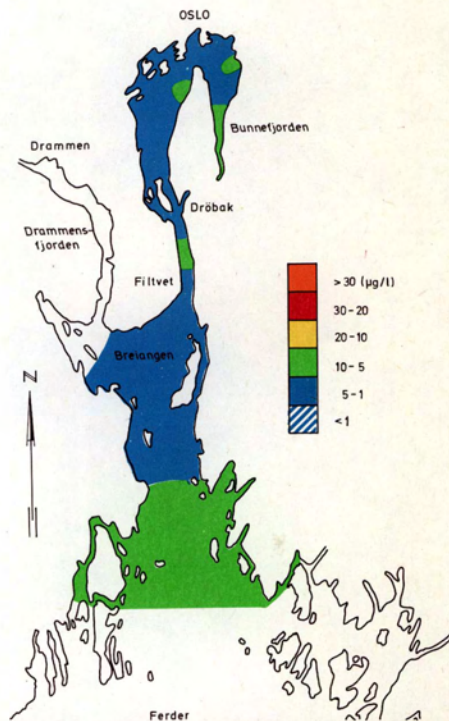


Fig. 29. Klorofyll i overflatevannet (0-2 m) april 1974.





I februar minket vekstpotensialet utover i fjorden fra de indre bassengene med over 1000 mill. celler/l til stasjon VNL i ytre fjord med ca 100 mill. celler/l. I hele Bunnefjorden og Vestfjorden var vekstpotensialet over 800 mill. celler/l og i Drøbaksundet 400-800 mill. celler/l.

I april var vekstpotensialet i hele fjorden sterkt redusert i forhold til i februar. De høyeste verdiene (>200) var i havnebassenget, Bærumsbassenget og lengst ned i Bunnefjorden. I indre fjord og nordre delen av Breiangen var vekstpotensialet stort sett høyere enn i den ytre delen av fjorden, men i deler av Drøbaksundet og på østsiden av Vestfjorden var det områder med lavt vekstpotensial (100 mill. celler/l).

I mai var vekstpotensialet høyest i havnebassenget (>400 mill. celler/l). I Bærumsbassenget og en del av Drøbaksundet var vekstpotensialet 200-400 mill. celler/l. Forøvrig var variasjonene temmelig små og i størstedelen av fjorden var verdiene 100-200 mill. celler/l.

Julitoktet omfattet kun den indre delen av Oslofjorden ut til Drøbaksundet. På dette tidspunkt var vekstpotensialet høyest i et område av indre fjord fra Nesodden til Fornebu og Bekkelaget. Her var verdiene over 200 mill. celler/l. I Bunnefjorden og vestre delen av Vestfjorden så vel som i området vest for Nesoddtangen var vekstpotensialet 100-200 mill. celler/l, mens verdiene var lavest (<100 mill. celler/l) i resten av Vestfjorden og i Bærumsbassenget.

Også i august var vekstpotensialet høyest mellom Nesoddtangen og havnebassenget (200 mill. celler/l) og i Bærumsbassenget (100 mill. celler/l). Imidlertid var vekstpotensialet i det store og hele lavt ved augusttoktet, og i størstedelen av fjorden lå det under 100 mill. celler/l.

I oktober hadde utbredelsen av området med vekstpotensial 200 mill. celler/l økt, slik at det omfattet Bunnefjorden, indre fjord og nordre Vestfjorden, unntatt Bærumsbassenget. Utenfor dette området var vekstpotensialet lavere (100-200 mill. celler/l),

Fig. 22.

Vekstpotensial i overflatevannet (0-2m) februar 1974

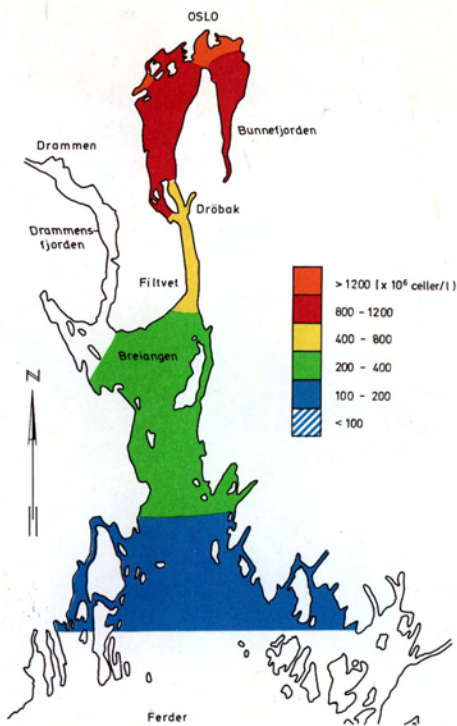


Fig. 24.

Vekstpotensial i overflatevannet (0-2m) mai 1974

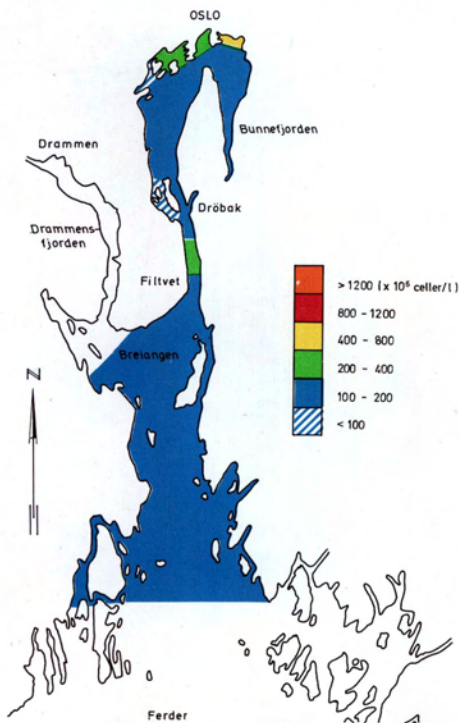


Fig. 23.

Vekstpotensial i overflatevannet (0-2m) april 1974

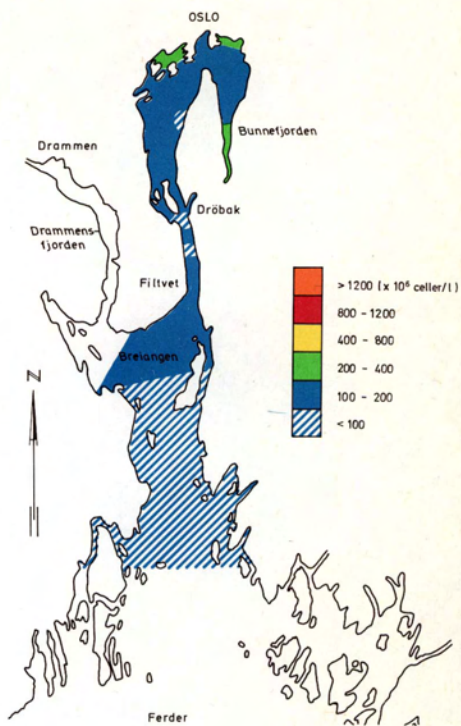
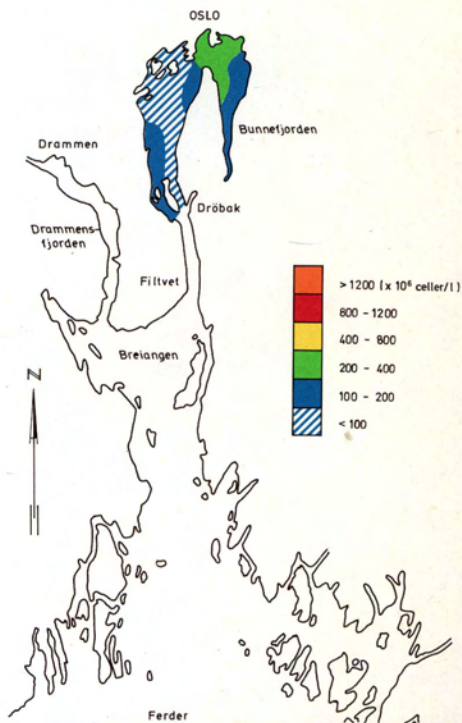


Fig. 25.

Vekstpotensial i overflatevannet (0-2m) juli 1974



men også der var verdiene høyere enn i august.

### 3.2 Klorofyll

Klorofyllinnholdet er målt i blandprøver fra 0-2 m på alle stasjoner ved de 6 toktene i 1974. Klorofyllinnholdet gir en oppfatning av biomassen av planteplankton i vannet.

I figurene 28-33 er det gjort et forsøk på å vise hvordan fordelingen av klorofyll har vært ved de forskjellige toktene i 1974. Særlig for de ytre delene av fjorden hvor antallet stasjoner er lite, vil det være usikkerhet i detaljene. Her må man regne med at det har vært store lokale avvik fra det bilde figurene viser, særlig i avgrensede deler av fjorden langs med strendene. Resultatene av klorofyllanalysene er også ført inn i tabell 4.

Ved toktet i februar var det små klorofyllmengder i hele indre fjord. I Bekkelagsbassenget, Bårumsbassenget og lengst ned i Bunnefjorden var verdiene mindre enn 1  $\mu\text{g}$  klorofyll a/l. For øvrig var det mellom 1 og 5  $\mu\text{g}$  klorofyll a ut til Breiangen. Stasjonene i Breiangen og utover ble tatt en uke senere, den 5. mars. Klorofyllmengdene var da over 5  $\mu\text{g}$ /l på alle stasjoner untatt OKL. Høyest verdi hadde den ytterste stasjonen VN1.

I april var det meget jevn fordeling av klorofyll i hele fjorden. Mengdene varierte mellom 2,8 og 7,3  $\mu\text{g}$  klorofyll a, den høyeste verdien var fra stasjon VN1.

Ved mai-toktet var det mest klorofyll i den nordligste delen av fjorden. På stasjon AP2 i havnebassenget var det 33  $\mu\text{g}$  klorofyll a/l, og derfra avtok konsentrasjonen utover i fjorden. Bekkelagsbassenget hadde 10  $\mu\text{g}$  klorofyll a/l og Bårumsbassenget 5,3  $\mu\text{g}$ /l. I Bunnefjorden, Vestfjorden og utover var klorofyllinnholdet i området 1-5  $\mu\text{g}$  klorofyll a/l.

Fordelingen av klorofyll i indre fjord ved julitoktet liknet på den i mai. Klorofyllmengden i nordre Vestfjord og i Bunnefjorden

Fig. 30

Klorofyll i overflatevannet (0-2 m) mai 1974

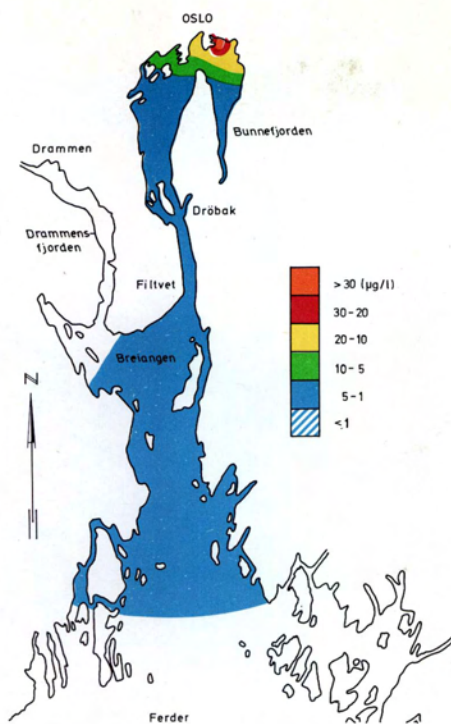
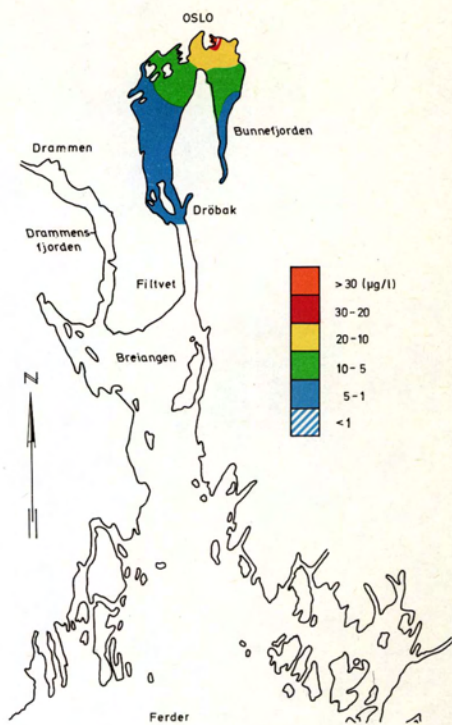
Fig. 31  
Klorofyll i overflatevannet (0-2 m) juli 1974

Fig. 32

Klorofyll i overflatevannet (0-2 m) august 1974.

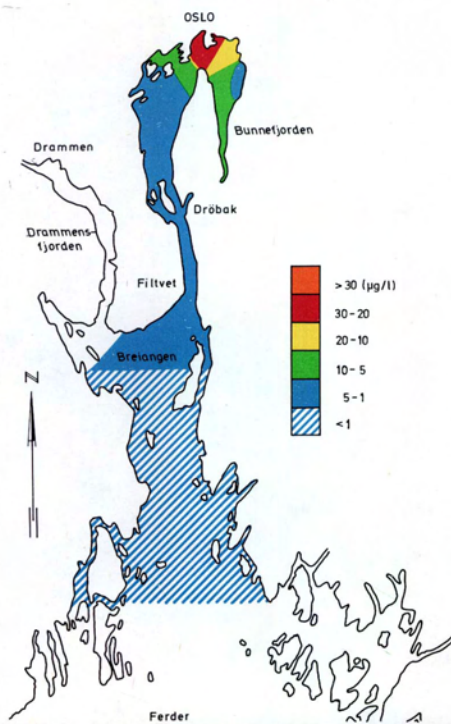
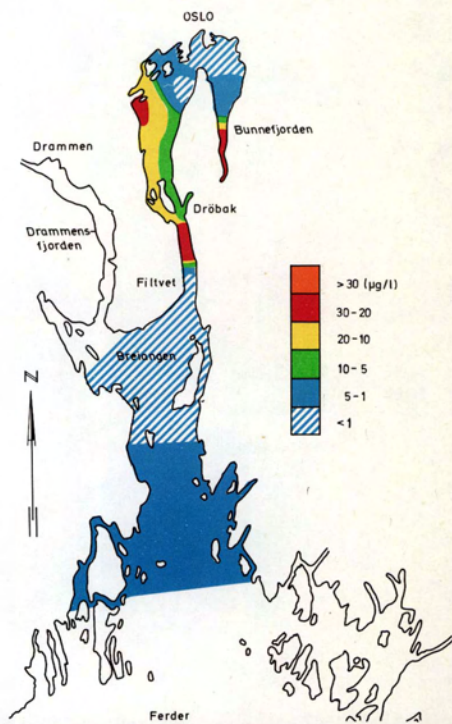


Fig. 33

Klorofyll i overflatevannet (0-2 m) oktober 1974



var dog noe høyere enn i mai. I Frognerkilen ble det målt ca 50  $\mu\text{g}$  klorofyll  $\underline{\text{a/l}}$ . Julitoktet omfattet ikke Drøbaksundet og ytre fjord. Også ved august-toktet var klorofyllinnholdet høyest i de indre delene av fjorden. I Frognerkilen og ved Nesoddtangen var det 25-30  $\mu\text{g}$  klorofyll  $\underline{\text{a/l}}$ . I Bunnefjorden, Bærumsbassenget og nordre del av Vestfjorden lenger ut i fjorden var klorofyllinnholdet mindre enn 5  $\mu\text{g}$  klorofyll  $\underline{\text{a/l}}$ .

I oktober forekom de største klorofyllmengdene (24  $\mu\text{g}$  klorofyll  $\underline{\text{a/l}}$ ) lengst ned i Bunnefjorden, i vestre delen av Vestfjorden og i Drøbaksundet. I de indre bassengene og på stasjonene KNL i Drøbaksundet var klorofyllinnholdet meget lavt (<1  $\mu\text{g}$  klorofyll  $\underline{\text{a/l}}$ ). Det gikk altså et meget sterkt skille mellom overflatevann med høyt og lavt klorofyllinnhold i søndre deler av Drøbaksundet ved toktet 6. oktober.

### 3.3 Overflatevannets kjemi

De kjemiske analyseresultatene fra overflaten (0-2 m dyp) er presentert i figurene 34-36. Figur 34 viser tre forskjellige nitrogenfosforforhold (vektenheter): total nitrogen dividert med total fosfor (tot(N/P), summen av nitrat, nitritt og ammonium dividert med ortofosfat (uorg. (N/P) samt total nitrogen minus uorganisk nitrogen dividert med total fosfor minus ortofosfat (org. (N/P)). Figur 35 viser variasjonen av total fosfor og ortofosfat og figur 36 total nitrogen og organisk nitrogen. Figur 37 viser vekstpotensialet og figur 38 klorofyllinnholdet. Figur 39 gjengir variasjoner av næringssalter og salinitet-temperatur i Vestfjorden (Steilene) med relativt hyppig observasjonsfrekvens.

I figurene 34-37 er verdiene for Vestfjorden middelverdier for 7 stasjoner (stasjoner mellom Steilene og Drøbak på figur 2), Lysakerfjorden representeres av to stasjoner, Bunnefjorden som middelverdi av 4 stasjoner og øvrige områder av enkeltstasjoner.

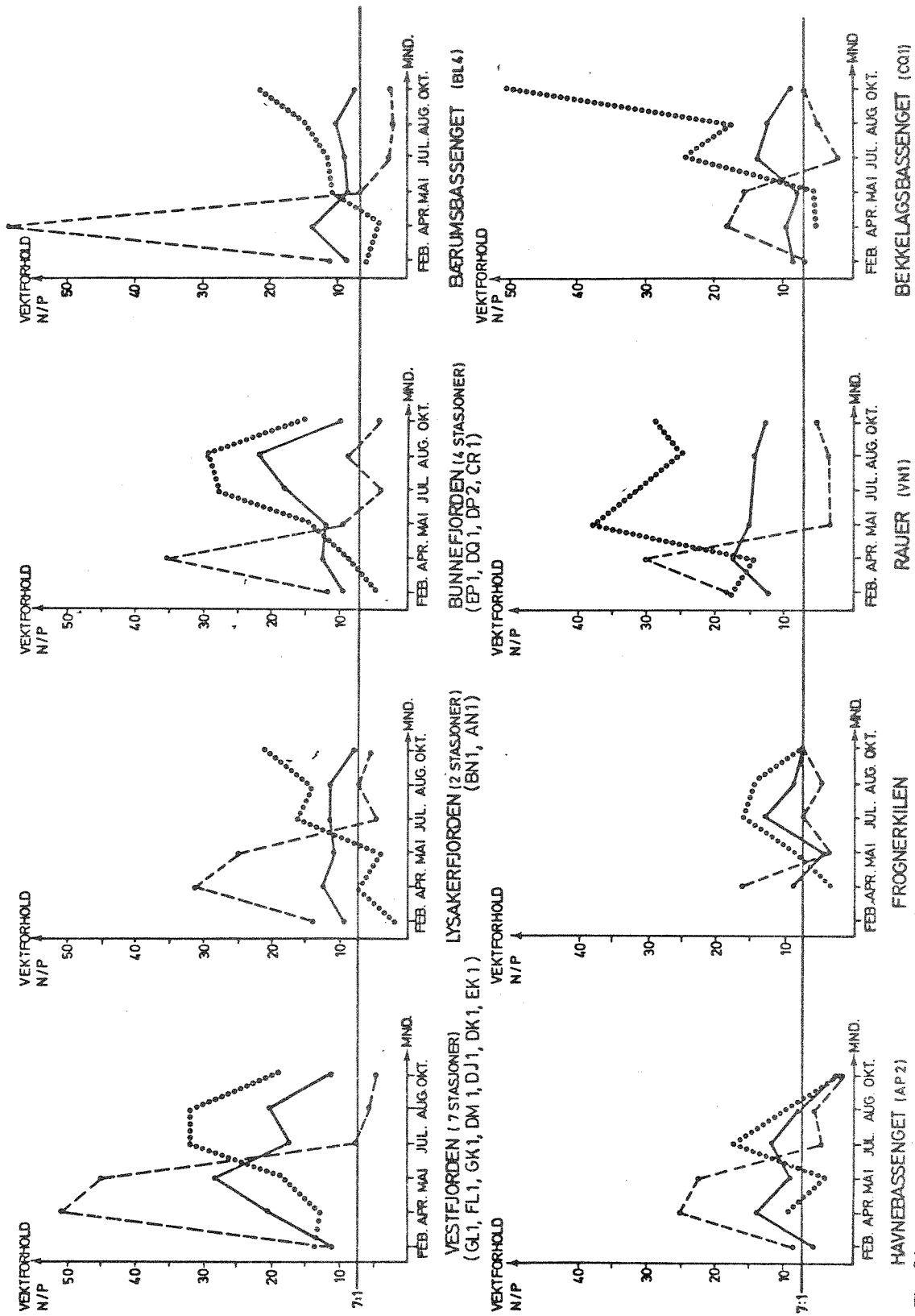


Fig. 34. Uorganisk, organisk samt total (N/P) i overflatevannet i Oslofjorden (0-2)m 1974. (Stasjonsnett se fig. 2)

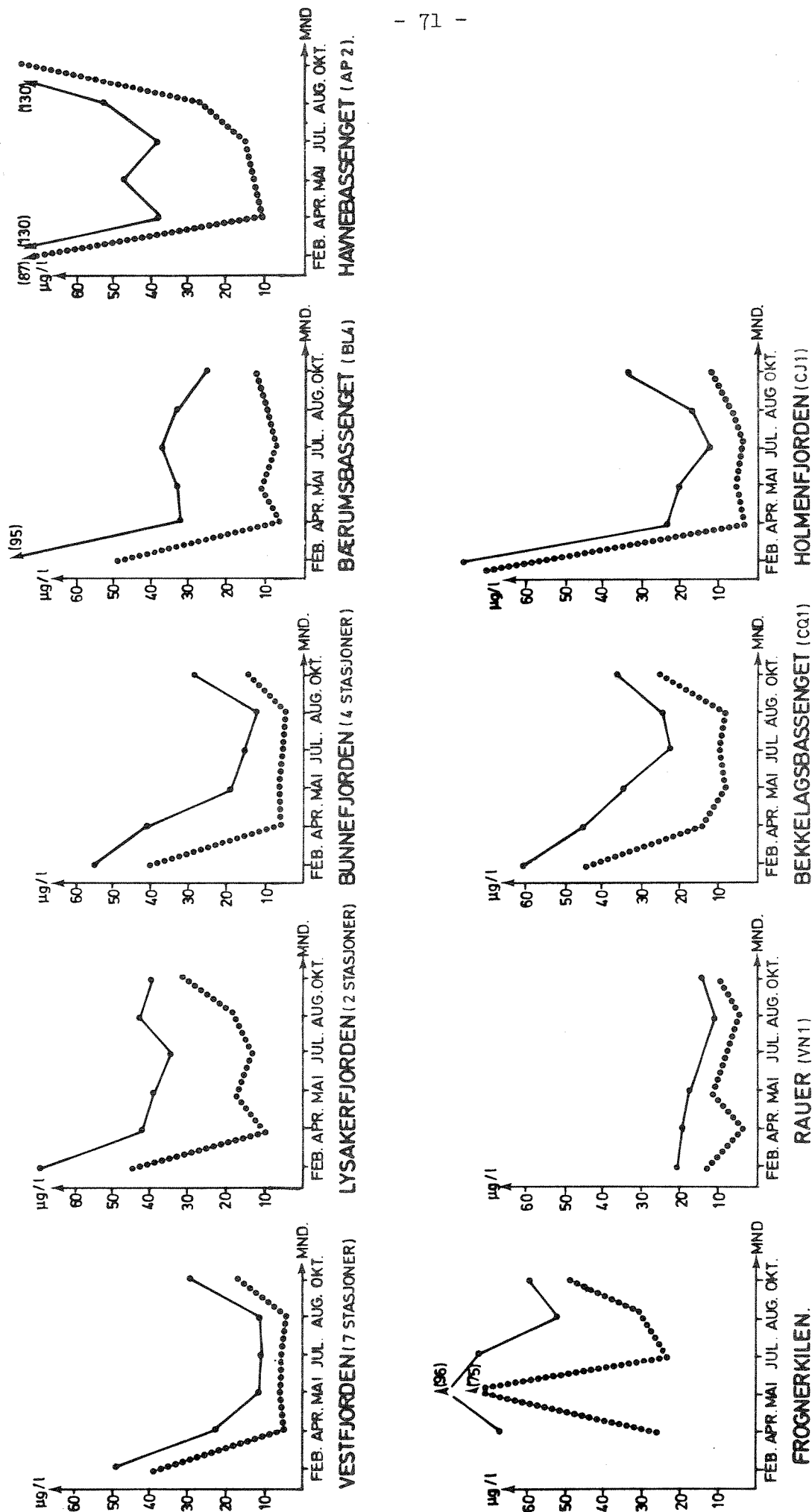


Fig. 35. Ortofosfat og total fosfor i overflatevannet i Oslofjorden (0-2 m) 1974. (Stasjonsnett se fig. 2 og 34)

----- TOT-P .....ORTO-P

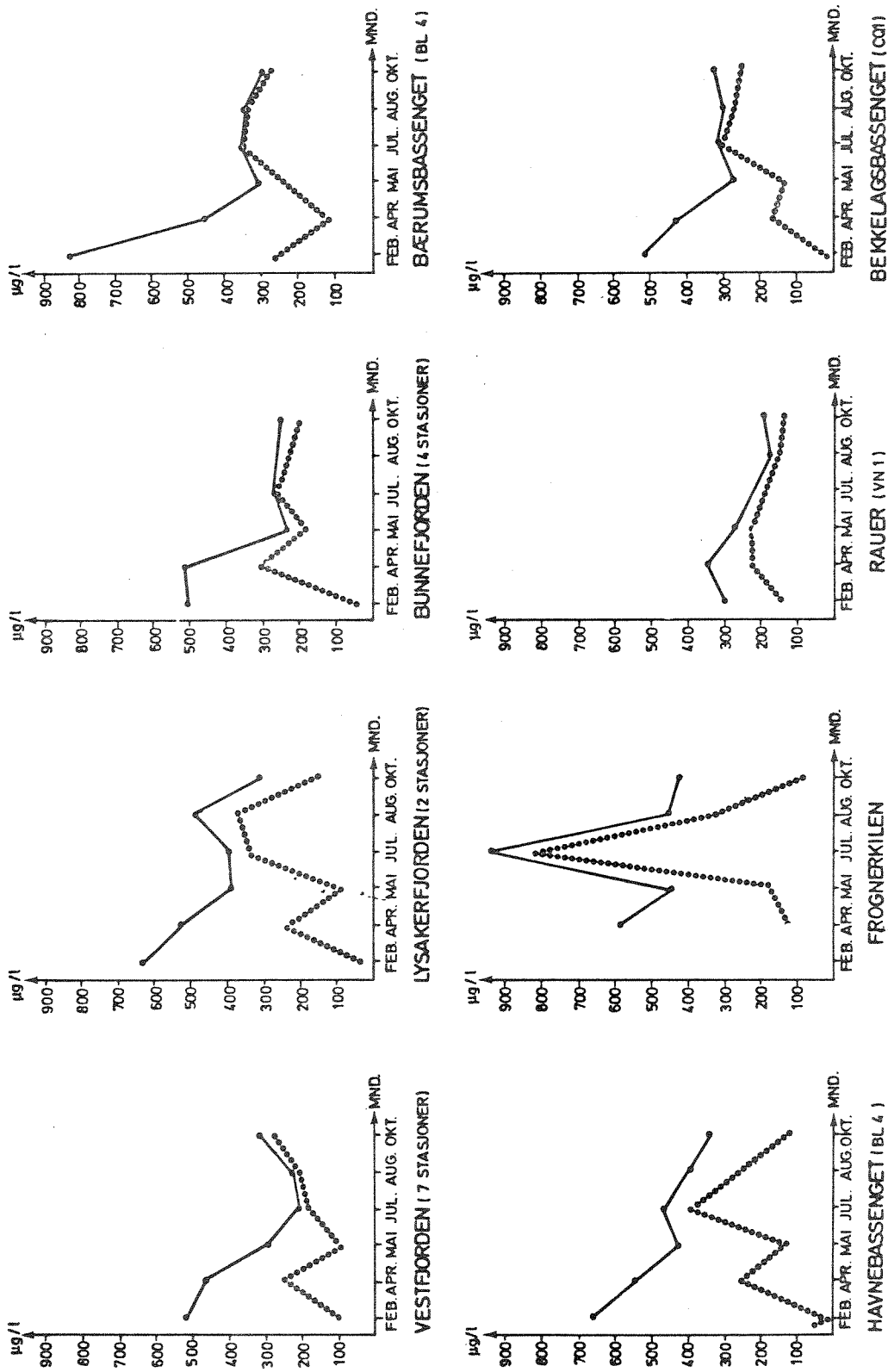


Fig. 36. Total nitrogen og organisk nitrogen i overflatevannet i Oslofjorden (0-2 m) 1974. (Stasjonsnett se fig. 2 og 34)



For alle områdene unntatt Frognerkilen ble de høyeste forekomstene av totalfosfor og totalnitrogen registrert om vinteren og de laveste om sommeren (fig. 35,36). På de fleste steder økte totalfosforverdiene noe utover høsten (fig. 35). Ortofosfat viste omtrent samme sesongvariasjon som totalfosfor, til dels enda mer markert fra april og utover sommeren. Konsentrasjonen av uorganiske nitrogenforbindelser gikk også ned fra februar til april, men minimum inntrådte for de fleste stasjoner først i juli (fig. 36). Nitrat lå under deteksjonsgrensen i juli/august. I motsetning til ortofosfat var det ingen gjennomgående tendens til økning fra sommer- til høstsituasjonen. Organiske nitrogenforbindelser hadde en topp i juli/august (indre fjord).

Den geografiske variasjonen av fosfor (fig. 35) viser de høyeste konsentrasjonene av totalfosfor og ortofosfat i Frognerkilen, Havnebassenget og Lysakerfjorden. I disse områdene var konsentrasjonen av totalfosfor sjelden lavere enn  $40 \mu\text{g P/l}$ . Derneft følger Bærumsbassenget og Bekkelagsbassenget hvor de laveste registreringene lå på omkring  $25-30 \mu\text{g P/l}$ . I Bunnefjorden og Holmenfjorden var konsentrasjonen av totalfosfor på  $15-20 \mu\text{g P/l}$ , mens i Vestfjorden og Ytre Oslofjord (Rauer) var konsentrasjonen nede i  $10 \mu\text{g P/l}$ . Ortofosfat viste i det store og hele samme geografiske variasjon som totalfosfor. Mengden organisk fosfor var størst i bassengene i indre fjord, og konsentrasjonen av ortofosfat var bare i visse tilfeller under  $10 \mu\text{g/l}$ , både i Bekkelagsbassenget og Bærumsbassenget.

Vår- og sommerforbruk av ortofosfat var markert på alle stasjoner (delvis unntatt Frognerkilen).

Også totalnitrogen og uorganiske nitrogenforbindelser (fig. 36) viste de høyeste konsentrasjonene i Frognerkilen, Lysakerfjorden og Havnebassenget. Lavere, men fremdeles høye konsentrasjoner ble funnet i de øvrige deler av indre fjord. Markert lavest lå Rauer.

Fig. 34 viser de tre N/P-forholdene i 1974. For tot N/P og uorganisk N/P hadde man middels høye verdier i februar. I alle hovedbassengene lå forholdet på 10:1 eller høyere, høyest for uorganisk N/P som stort sett varierte fra 10:1 til 20:1. Med unntak av Rauer og

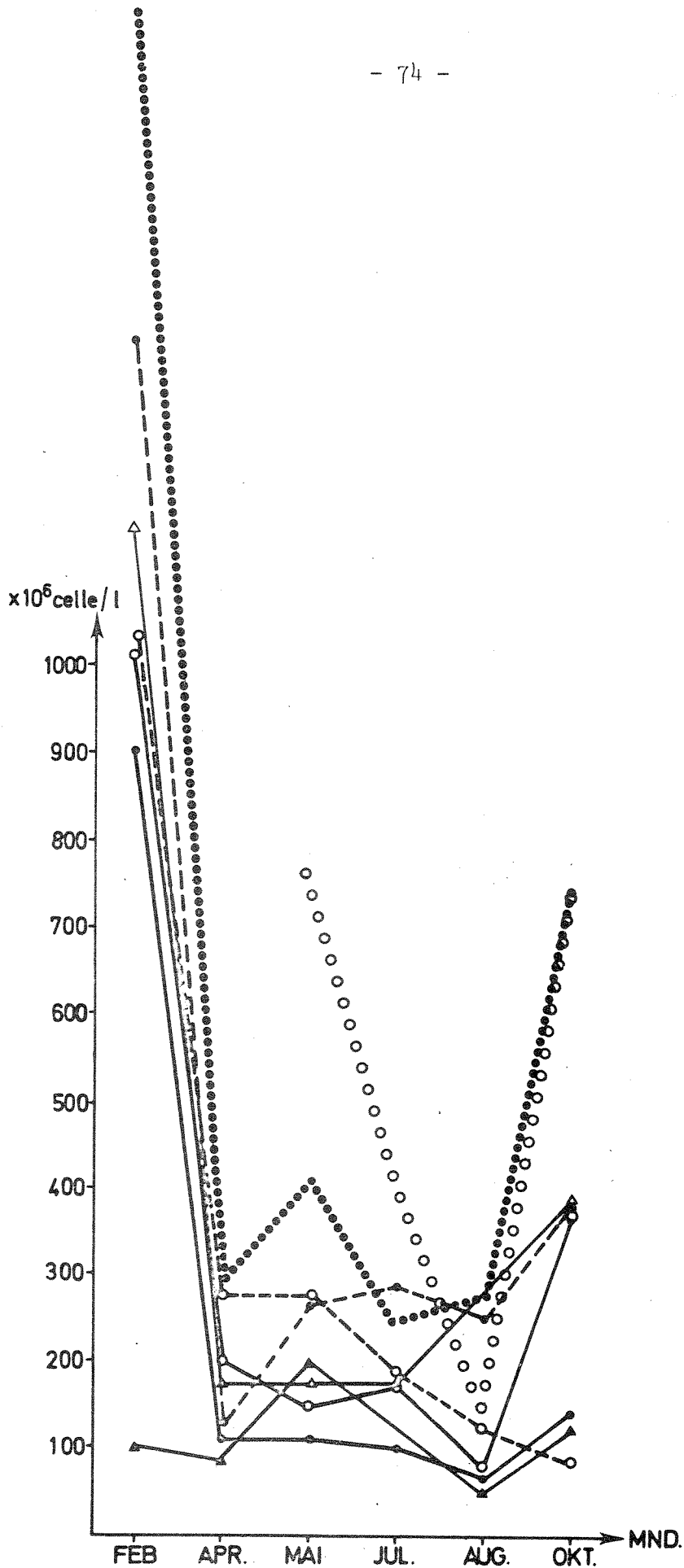


Fig. 37. Vekstpotensial i overflatevannet i Oslofjorden (0-2)m 1974.

- Vestfjorden
- Lysakerfjorden
- Bunnfjorden
- △— Bekkelagsfjorden
- Bærumsbassenget
- Havnebassenget
- ○ ○ Frognerkilen
- △— Rauer

(Stasjonsnett se fig. 2 og 34)

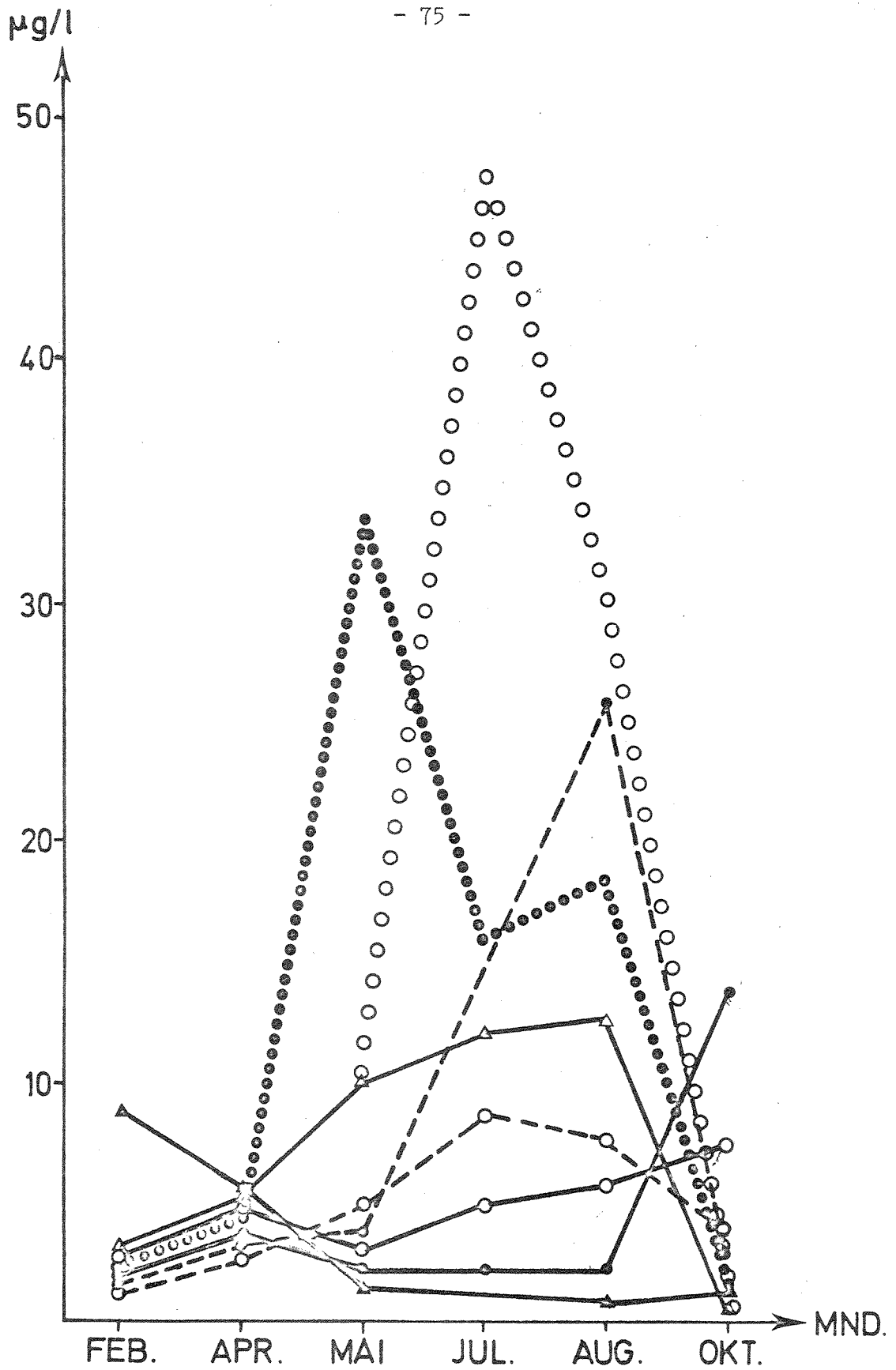


Fig. 38. Klorofyll a i overflatevannet i Oslofjorden (0-2)m 1974.

- Vestfjorden
- Lysakerfjorden
- Bunnefjorden
- △— Bekkelagsfjorden
- Bærumssassenget
- Havnebasenget
- ○ ○ Frognerkilen
- △— Rauer

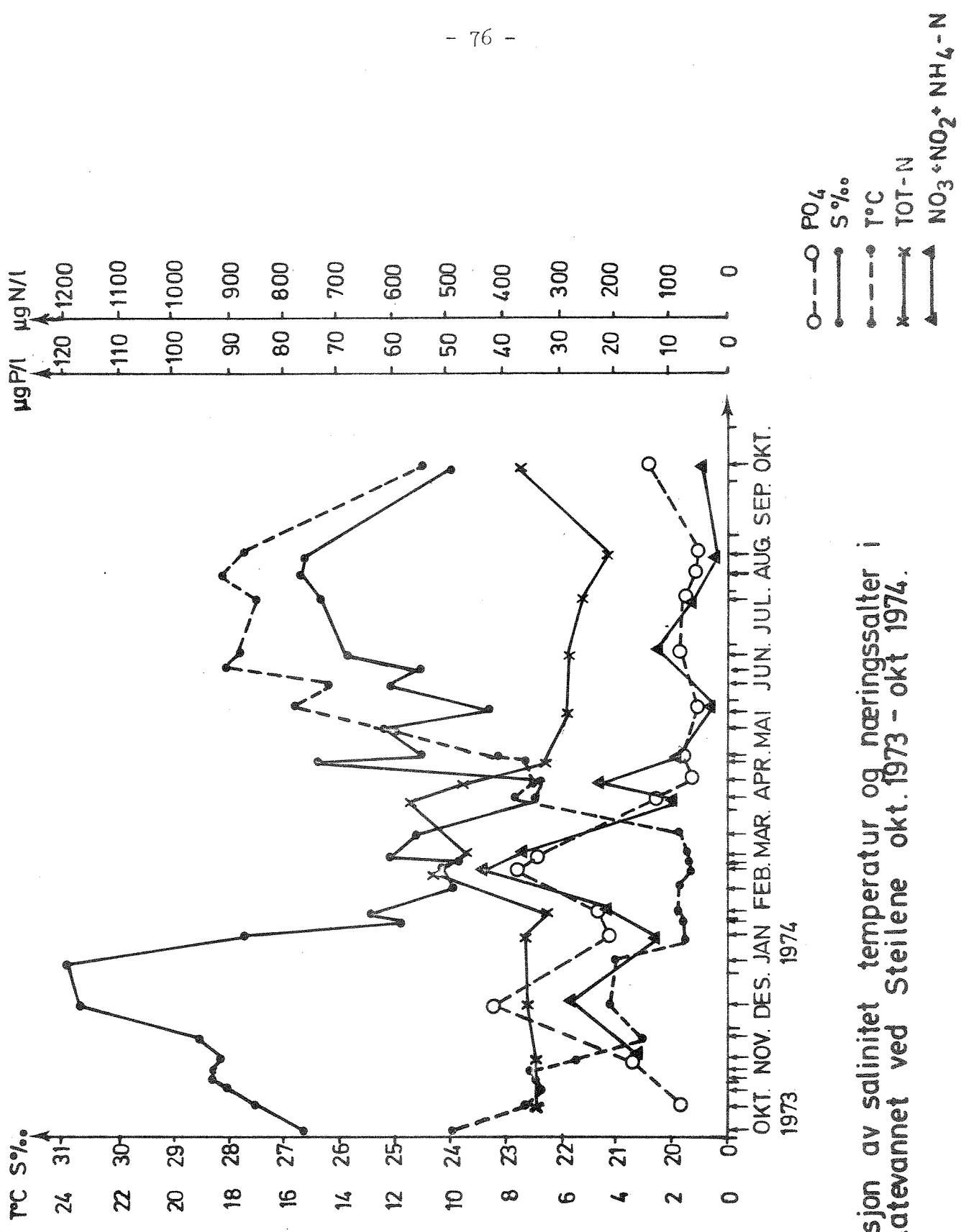


Fig. 39. Variasjon av salinitet, temperatur og næringsstoffer i overflatevannet ved Steilene, okt. 1973 - okt. 1974.

Vestfjorden lå organisk N/P lavt, dvs under 7:1. I tiden frem til april/mai-observasjonene økte forholdene tot N/P og uorganisk N/P kraftig i hovedområdene (unntatt ytre fjord i mai). Tot N/P var deretter uforandret, men med tendens til å synke mot høsten. Uorganisk N/P var derimot lavt (<7) i hele perioden etter mai (unntatt for Bekkelagsbassenget). Organisk N/P nådde gjennomgående en topp om sommeren (tidligere i ytre fjord).

Variasjonene i uorganisk N/P og organisk N/P var minst i Frognerkilen og Havnebassenget og størst i Vestfjorden og i ytre fjord (Rauer), til dels markert også i Bunnefjorden.

#### 3.4 Innvirkning av kloakkvann på overflatevannets vekstpotensial

Det høye vekstpotensialet i de indre delene av Oslofjorden skyldes hovedsaklig næringsstofftilførsel fra kloakkvannsutslipp. Det høye vekstpotensialet medfører i sin tur masseforekomst av alger i Indre Oslofjord om sommeren. For å forbedre forholdene må altså vannets vekstpotensial reduseres, enten ved å forandre utslippsstedene for kloakkvann eller forbedre rensingen.

Algetester i blandinger av resipientvann og kloakkvann kan gi opplysninger om hvordan kloakkvannsbelastningen påvirker vannets vekstpotensial og hvordan forskjellige rensemetoder reduserer kloakkvannets gjødslingseffekt. I 1973 og 1974 ble det i tilknytning til driften av NIVA's forsøksanlegg for kloakkrensing ved Kjeller, gjort undersøkelser av vekstpotensialet i forskjellige resipientvann ved innblanding av forskjellige typer rensset kloakkvann. (NIVA O-40/71 H, fremdriftsrapport 1973 og 1974). Blant annet ble det brukt sjøvann fra Oslofjorden som resipientvann ved disse testene. Følgende rensemetoder er undersøkt:

1973	Mekanisk rensing
	Kjemisk rensing (aluminiumfelling)
	" " (jernfelling)
	" " (kalkfelling)
1974	Mekanisk rensing
	Biologisk rensing
	Biologisk rensing med kjemisk simultanfelling
	Biologisk rensing med kjemisk etterfelling
	Kjemisk rensing (aluminium)
	Kjemisk rensing + biodam

Kloakkvannet fra renseenhetene ble samlet i ukeblandprøver for kjemiske analyser og algetester. Resipientvannet ble tatt fra Oslofjorden ved Torkildstranda i Drøbak på 0,5-1 m dyp. Algetester med *Phaeodactylum tricornutum* ble gjort på blandinger av 5% kloakkvann i resipientvannet. Testene ble gjort på 6 ukeprøver fra juli og ut september hvert av årene.

Resultatene fra undersøkelsen i 1973 (NIVA 1974, 0-40/71 H) er vist i fig. 40, hvor middelerverdier for celleutbytte ved de 6 testene er fremstilt. Celleutbyttet i resipienten var ca 120 mill. celler/l. Tilsetning av 180 µg P ga ikke noen øket vekst, hvilket indikerte at fosfat ikke var begrensende plantenæringsstoff i undersøkelsesperioden (juli-september). Ved tilsetning av 5% kjemisk rensed kloakkvann øket celleutbyttet i resipienten maksimalt med 440 mill. celler/l. Forklaringen på dette er at det kjemisk rensede kloakkvannet inneholder mye nitrogen samtidig som fosforinnholdet er lavt. Dvs. resipientvannet tilføres nitrogen i en slik mengde at fosfor blir begrensende for algeveksten. Ved samme tilsetning av 5% mekanisk rensed kloakkvann var økningen 1830 mill. celler/l.

Årsaken til det lave vekstpotensialet i kjemisk rensed kloakkvann sammenliknet med mekanisk rensed, var den effektive reduksjonen av fosfor ved den kjemiske fellingen. Dette er vist ved tilsetning av fosfor til kjemisk rensed kloakkvann. Vekstpotensialet øker da til omtrent samme nivå som mekanisk rensed kloakkvann. Se fig. 40.

Fig. 40. Middelerdi for vekstpotensial i rensed kloakkvann

Resipient: Sjøvann, Dröbak

Testalge: *Phaeodactylum tricornutum*

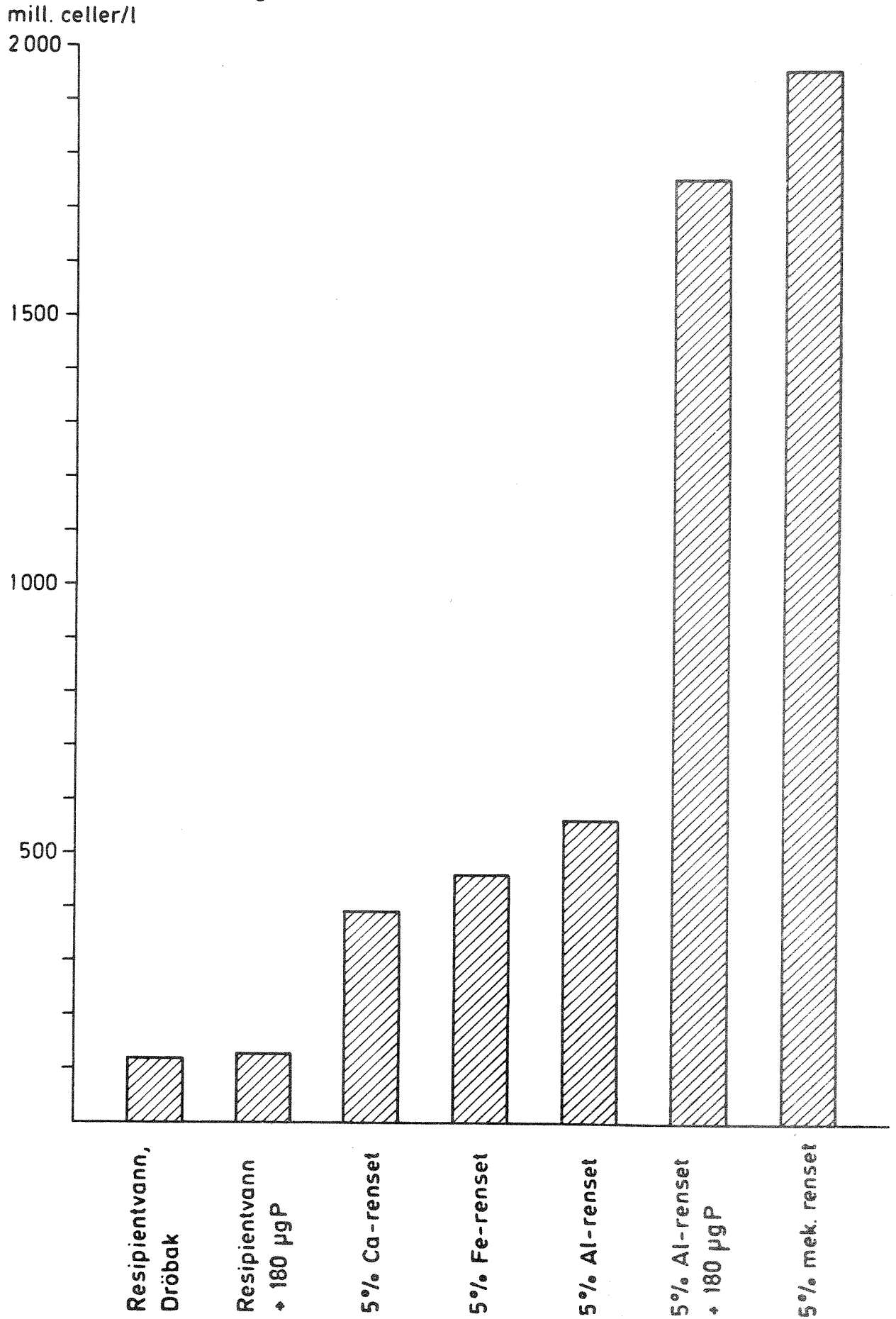
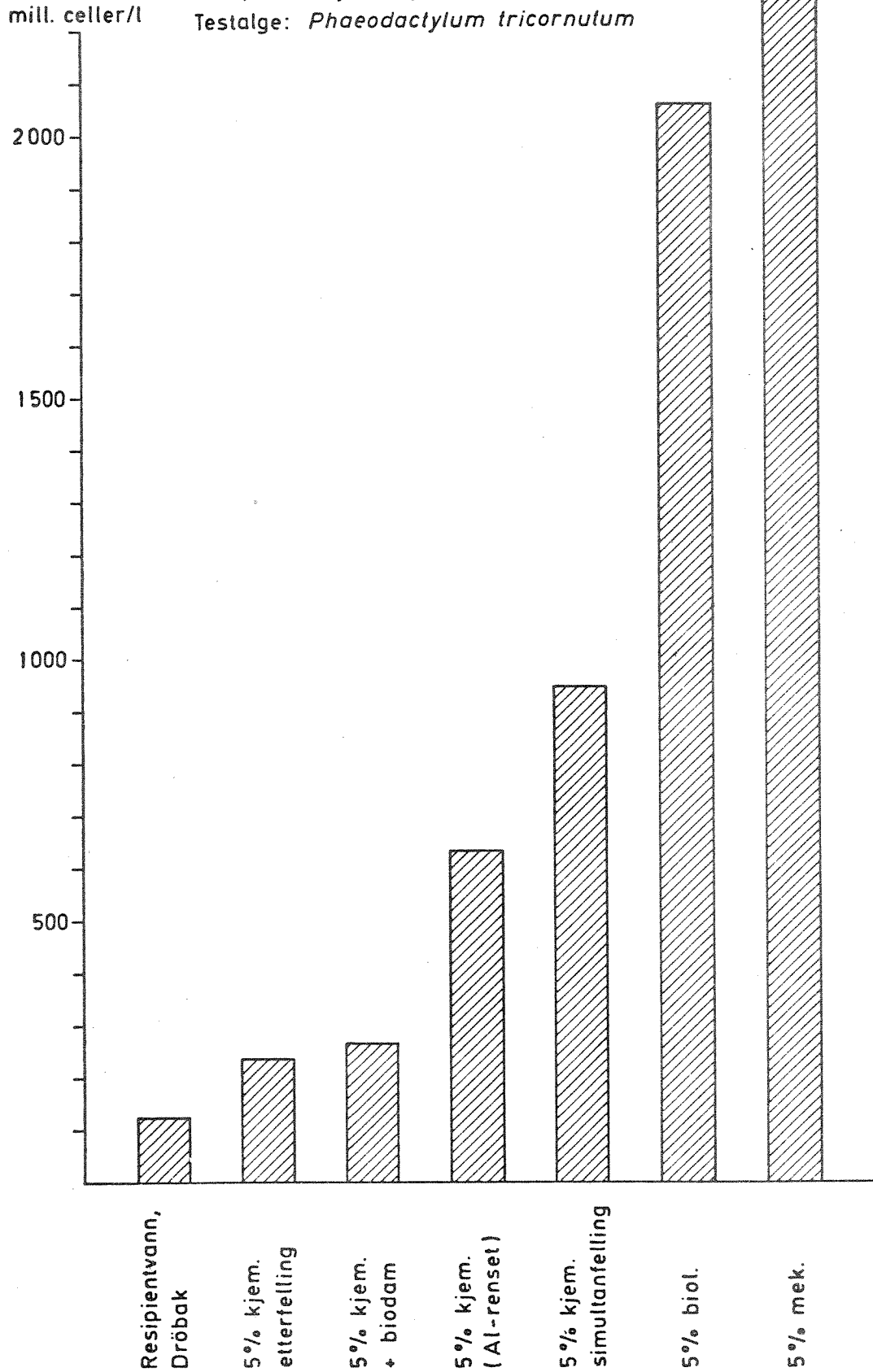


Fig. 41. Middelverdi for vekstpotensial i rensed kloakkvann

Resipient: Sjøvann, Dröbak

Testalge: *Phaeodactylum tricornutum*





Forsøkene i 1974 (NIVA 1975, O-40/71 H) viste bl.a. at man kan oppnå en bedre renseseffekt ved en kombinasjon av biologisk rensing og kjemisk utfelleing enn ved et vanlig kjemisk renseanlegg (se fig. 41). Et anlegg med kjemisk simultanfelling i det biologiske aktivslamanlegget ga imidlertid et dårligere resultat enn bare kjemisk rensing.<sup>1</sup> Behandling av avløpsvannet fra det kjemiske anlegget i en biodam forbedret renseseffekten ytterligere. Forskjellen i vekstpotensial mellom det biologisk og mekanisk rensede kloakkvannet var liten, hvilket viser at den biologiske rensingen ikke medfører noen effektiv fjerning av plantenæringsstoffer.

Resultatene viser at det først og fremst er fosforforbindelser som fjernes ved kjemiske rensemetoder og at dette har en stor effekt på vekstpotensialet sammenlignet med bare mekanisk eller biologisk rensed kloakkvann, selv om vannet i Drøbaksundet i seg selv ikke var fosforbegrensede.

### 3.5 Faktorer av betydning for planktonalgevekst - en oppsummering

I den indre delen av Oslofjorden var vekstpotensialet meget høyt i februar før våroppblomstringen (se fig. 21,22). På slutten av våroppblomstringen 16.4. var vannets evne til å underholde algevekst vesentlig redusert. Det var relativt liten utskifting av overflatevannet i indre fjord frem til apriltoktet.

I midten av april begynte en større utskifting av overflatevannet i indre fjord. Både fosfor- og nitrogenkonsentrasjonene var mye lavere i april enn i februar. Forholdet mellom vekstpotensial og fosfatkonsentrasjon for alle overflatestasjoner i februar og april er vist i fig. 42. Punktene er godt samlet etter en linje som viser at celleutbyttet øker med ca  $25 \times 10^6$  celler/l ved økning av fosfatkonsentrasjonen med 1  $\mu$ g P/l. Fra februar til april har det skjedd en forskyvning av punktene langs denne

---

<sup>1</sup> Det dårligere resultatet ved simultanfellingen kom trolig av vanskeligheten med driften av anlegget.

Fig. 42. Vekstpotensial og fosfatkonsentrasjon, februar og april 1974

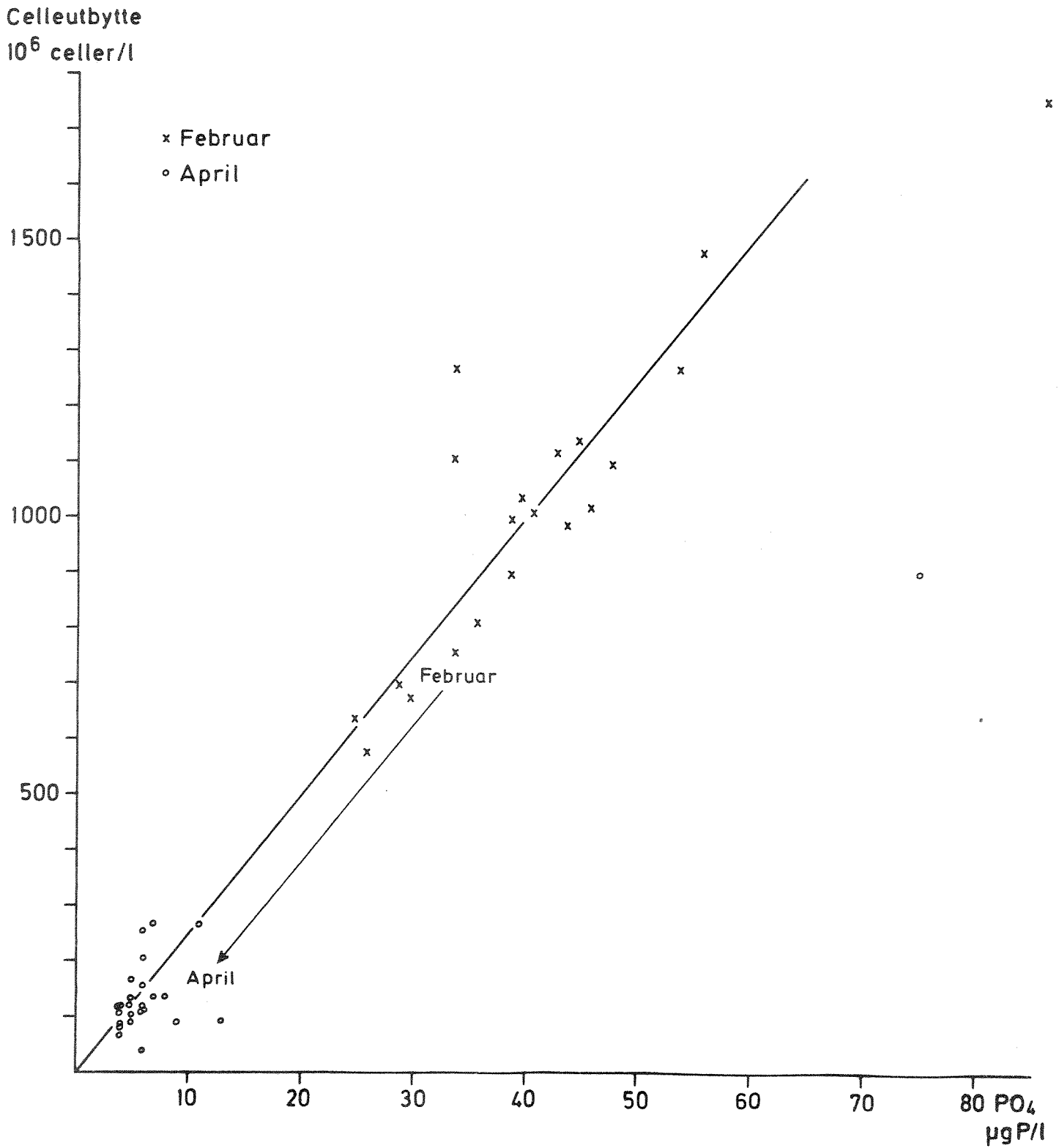
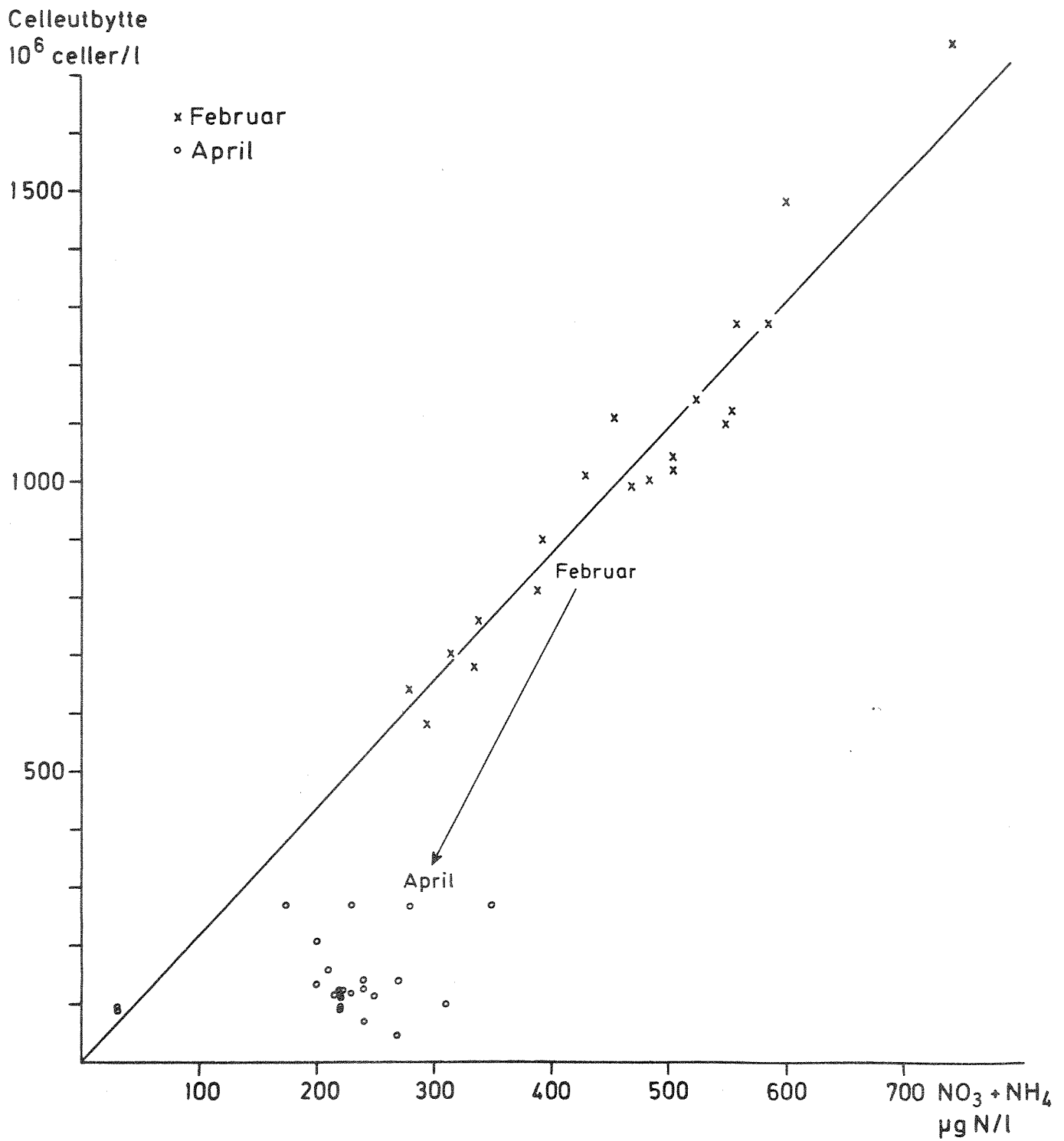


Fig. 43. Vekstpotensial og konsentrasjon av uorganiske nitrogenforbindelser, februar og april 1974



linjen, hvilket betyr at vekstpotensialet har avtatt proporsjonalt med minskningen av fosfatkonsentrasjonen.

Forholdet mellom vekstpotensial og innhold av uorganiske nitrogenforbindelser ( $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_3$  og  $\text{NH}_4$ ) for februar og april er vist i fig. 43. I februar grupperer punktene seg etter en linje som gir celleutbyttet =  $2,2 \times 10^6$  celler/ $\mu\text{g}$  N. Forskyvningen av punktene fra februar til april skjer ikke etter denne linjen slik som den gjorde i fig. 42. Punktene for april ligger under linjen hvilket betyr at det var overskudd av nitrogen.

Disse sammenlikningene mellom vekstpotensial og kjemiske analyseresultater tyder på at fosfat, men ikke nitrogen, kan ha vært begrensende plantenæringsstoff i april etter våroppblomstringen.

Forbruket av uorganisk nitrogen og ortofosfat mellom februar og april har skjedd i forholdet 6:1 i Vestfjorden, 7,5:1 i Bunnefjorden og 6,5:1 i Lysakerfjorden.

Til tross for at næringsinnholdet i overflatevannet var sterkt redusert i april i forhold til i februar, var klorofyllinnholdet lavt også i april. Dette kan skyldes at planteplanktonbestanden for en stor del var blitt beitet ned av zooplankton, men også en viss transport av overflatevann ut av fjorden.

I mai begynte det å bygge seg opp store bestander av planteplankton lengst inne i fjorden. Klorofyllmengdene var høyere enn på samme tid i 1973. Været var gunstig for høy algeproduksjon i overflatevannet, lite vind og mye sol.

Det må først og fremst ha vært dypvannsutsiftningen i slutten av april som tilførte store mengder ortofosfat til overflatevannet og derved dannet grunnlag for en ny oppblomstring av alger (se kap 2.5.3.b).

Fordelingen av planteplankton i fjorden var omtrent den samme i juli og august (fig. 31 & 32). Sommersituasjonen ga et tydelig bilde av hvordan forurensningsbelastningen i den indre delen av fjorden påvirker vannkvaliteten. Når de meteorologiske forutsetningene er gunstige for algene, vedlikeholdes store bestander av plankton hele sommeren igjennom. Den høye produksjonen medfører en effektiv reduksjon av de oppløste plantenæringsstoffene, slik at vekstpotensialet blir lavt i forhold til om vinteren, men likevel er vekstpotensialet høyest i de mest forurensede områdene også om sommeren.

Mens det uorganiske (N/P)-forholdet viste fosforbegrensning i april og mai (unntatt ytre fjord), tydet det på nitrogenbegrensning i juli-august. Klarest fremgår dette ved Rauer og Bærumbassenget, men forholdet lå stort sett under 7:1 i de andre områdene også (fig. 34). Figur 44 viser uorganiske nitrogenforbindelser og ortfosfat som funksjon av vekstpotensialet i juli-august samt organiske nitrogenforbindelser som funksjon av klorofyll a.

Det beste sambandet fås mellom ortofosfat og vekstpotensial mens det er dårlig samband mellom uorganisk nitrogen og vekstpotensial. Dette skulle motsi det som indikeres av det uorganiske (N/P)-forholdet og altså vise at fosfor fortsatt er den komponent som har størst betydning for algeproduksjonen. Dette bør dog bare kunne skje hvis tilstrekkelige mengder tilgjengelig nitrogenforbindelser er tilstede. I visse deler av fjorden var det tilstrekkelige mengder med uorganiske nitrogenforbindelser, spesielt i Havnebassenget og i Frognerkilen (fig. 36 og 44). I de andre områdene var det imidlertid lav konsentrasjon av uorganiske nitrogenforbindelser.

Enkelte alger kan også utnytte oppløste organiske nitrogenforbindelser. Av det som her er kalt organisk nitrogen vil imidlertid mye være bundet til partikler, og en del av det til algene selv. Hvor mye dette maksimalt kan dreie seg om, kan man få et skjønn på ved å regne med at alt organisk fosfor er bundet til alger. (Noe vil i virkeligheten være inkorporert i dyr og døde partikler, noe kan være absorbert til planktonalgene og noe finnes også oppløst). Regnes det med et gjennomsnittelig

JULI OG AUGUST 1974.

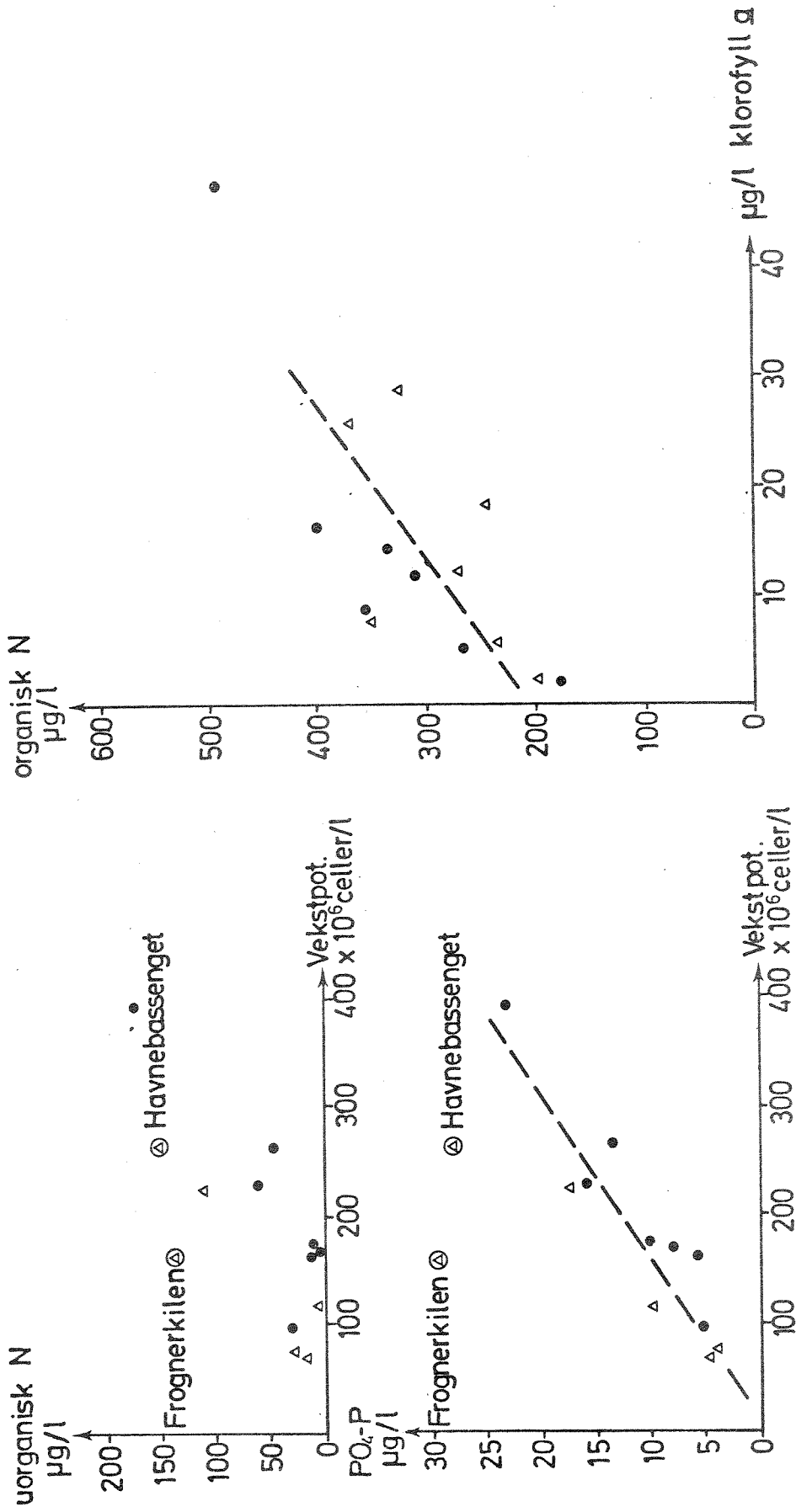


Fig. 44.. Uorganiske nitrogen- og fosfor - forbindelser som funksjon av vekstpotensial samt organisk nitrogen som funksjon av klorofyll a juli-august 1974 i indre Oslofjorden (0-2 m dyp)

vektforhold mellom nitrogen og fosfor i algene på 7:1, får man for juliobservasjonene følgende andel av organisk nitrogen som ikke er bundet til planktonalger:

Tabell 4. Beregning av organiske fraksjoner av fosfor og nitrogen i overflatevann - juli 1974

25.7. 1974 Område	Organisk fosfor (Org.P)	7 x (Org.P)	Organisk nitrogen	Org.N - (7 x Org.P)	$\frac{\text{Org.N} - (7 \times \text{Org.P})}{\text{Org.N}} \times 100 = \%$
Vestfjorden (7 stasj.)	6	42	179	137	75%
Lysakerfj. (2 stasj.)	22	154	333	179	55%
Bunnefj. (4 stasj.)	10	70	265	195	75%
Bekkelagsbassenget	13	91	300	209	70%
Havnebassenget	23	161	390	229	60%
Frognerkilen	50	350	790	440	55%
Earumsbassenget	30	210	340	130	40%

Beregningene i tabellen antyder at vannet inneholder betydelige mengder av organiske nitrogenforbindelser i løsning. Spørsmålet er i hvilken grad disse forbindelser kan utnyttes av planteplankton (eller i det minste enkelte arter). Foreløpig er det lite grunnlag for å bedømme om dette kan finne sted i Oslofjorden.

Fordelingen av klorofyll i fjordens overflatevann ved oktobertoktet (se fig. 33) viser hvordan sommersituasjonen med store mengder planktoniske alger blir brutt ved at overflatevannet drives ut av fjorden. Slike episoder med vind fra nord har meget stor betydning for vannkvaliteten i Indre Oslofjord. Så lenge overflatevannet er stasjonært på grunn av lite vind, eller stues opp på grunn av sørlig vind, kan det utvikles store bestander av planktonalger som deretter på kort tid kan bli transportert ut fra indre fjord. Meteorologiske forhold har altså en avgjørende innflytelse på overflatevannets utseende om sommeren.

### 3.6 Plantep planktonundersøkelser i 1974

Tidligere plantep planktonundersøkelser i Oslofjorden har vist at det spesielt er situasjonen om sommeren og høsten som skiller denne fjorden fra områder som er lite påvirket av kloakkvannsforurensning (Braarud & Nygaard 1967). I upåvirkede områder er bestanden av plantep plankton vanligvis små i denne perioden, og oppblomstringer av planktonalger som fører til misfarging av overflatelagene er beskrevet i faglitteraturen som spesialtilfeller forårsaket av uvanlige hydrografiske forhold. I Oslofjorden er imidlertid produksjonen av plantep plankton så stor også om sommeren at vannet vanligvis er grumset og misfarget på grunn av store plantep planktonbestander. Kortvarige masseoppblomstringer av enkelte planktonalger og stadige vekslinger i horisontalfordelingen av bestandene er typiske trekk ved plantep planktonet i fjorden. For en stor del kan disse raske vekslingene føres tilbake til meteorologiske forhold, spesielt virkningen av endrede vindforhold.

I et rutineprogram med et fåtall tokt i løpet av året vil det være umulig å oppdage alle vekslinger i plantep planktonet. Heller ikke vil det være mulig å gi en detaljert beskrivelse av de lokale variasjoner i fordelingen av bestandene. NIVA's eget materiale fra 1974 er derfor supplert med data som er stilt til rådighet fra Institutt for marinbiologi og limnologi, Avd. for marin botanikk, Universitetet i Oslo. Dette er dokumentasjoner av masseforekomster av planktonalger i de indre delene av fjorden som forekom delvis i periodene mellom NIVA's rutinetokt. I 1974 er plantep planktonmateriale fra alle seks rutinetokt undersøkt mot bare fire tokt året før.

#### Resultater fra rutinetoktene

De kvantitative prøvene er undersøkt med samme metodikk som i 1973. Detaljerte resultater fra analysene (tellerresultater) finnes i tabell 7. Oppsummeringen for hvert tokt nedenfor omfatter bare hovedtrekkene i artssammensetning og regionale variasjoner i plantep planktonet. Tabell 5 viser størrelsen av totalbestanden på hver stasjon som er undersøkt på hvert tokt.



Alle de undersøkte prøvene er integrerte blandprøver fra sjiktet 0-2 m, innsamlet med en lang perspexsylinder der en vannsøyle på 2 m gjennom-blandes og deles opp i underprøver, hvorav den ene preserves og blir den kvantitative planteplanktonprøven. Telleresultatene er dermed gjennom-snittstall for sjiktet 0-2 m.

Tabell 5. Totalbestander av planteplankton (antall celler pr. liter) på endel stasjoner. Cellekonsentrasjonene er gjennom-snittstall for sjiktet 0-2 m

Dato Stasjon	25.2	17.-18.4.	28.-30.5.	25.7.	19.-21.8.	10.10
EP-1			(2)			
Bunnefjorden	50.840	-	2.230.684	24.944.062	2.171.733	556.910
BN-1						
Lysakerfjorden	95.060	-	1.637.410	35.201.649	7.844.267	106.000
DK-1					(3)	
Vestfjorden	-	2.207.370	668.870	7.253.187	4.784.251	-
EK-1						
Vestfjorden	9.200	-	-	-	-	-
VN-1	(1)					
Rauer	821.580	3.315.975	823.350	-	2.357.562	38.000

(1) 5.3.74      (2) 16.5.74      (3) 8.8.74

Februar-mars (25.2. - 5.3). Årets første tokt ble gjennomført i slutten av februar fra Breiangen til Bunnefjorden. Planteplanktonet sett under ett var svært fattig på alle stasjoner, med små totalbestander (<100.000 celler pr. liter), betegnende for vinterminimum. Små flagellater var en tallmessig viktig bestanddel av planteplanktonet, med et betydelig innslag også av heterotrofe arter (*Calycomonas gracilis*, *Leucocryptos marina*), spesielt på de innerste stasjonene. I ytre fjord ble det innsamlet prøver en uke senere, i begynnelsen av mars. På VN-1 (ved Rauer) var totalbestanden så stor (821.580 celler pr. liter) at man kan si at våroppblomstringen allerede var igang, noe som også bekreftes av artssammensetningen (bl.a. *Porosira glacialis*, *Thalassiosira* spp.,

*Coscinodiscus* spp.) og en generell dominans av sentriske diatoméer.

April (16.-19.4.). Fra apriltoktet er prøver fra DK-1 (Steilene) og VN-1 (Rauer) analysert. På begge stasjoner var det store totalbestander (2-3 mill. celler pr. liter), overveiende diatoméer, med *Skeletonema costatum* og *Nitzschia actydropbila* som de dominerende. Disse artene var blant de viktigste i våroppblomstringene også i 1962-65, men kan opptre i store mengder også etter den egentlige våroppblomstringen og om sommeren og høsten. Følgeartsamfunnene indikerte ganske klart at apriltoktet ble gjennomført på et sent stadium av våroppblomstringen. Sammensetningen av følgeartsamfunnene på de to stasjonene var noe forskjellig, uten at dette kan behandles i detalj her.

Mai (27.-30.5.). Totalbestandene av planteplankton på DK-1 og VN-1 (ved Steilene og Rauer) var kraftig redusert fra forrige tokt, og også artsvariasjonen var mindre, færre arter ble funnet. I ytre fjord (VN-1) var fortsatt *Skeletonema costatum* og *Nitzschia actydropbila* de dominerende arter, men *Chaetoceros*-samfunnet fra våroppblomstringen var forsvunnet helt. Innover i fjorden var nå planteplanktonet dominert av flagellater (fureflagellaten *Heterocapsa triquetra* på BN-1 i Lysakerfjorden, cryptofycéen *Rhodomonas minuta* på DK-1 ved Steilene). Forekomsten av *Heterocapsa triquetra* som hadde masseopptreden i deler av indre fjord i månedsskiftet mai-juni, vil bli beskrevet nedenfor. Relativt små diatomébestander, lik forholdene under dette toktet, er hva man kan anse som normalt på denne tiden av året i Oslofjorden.

Juli (25.7). Under rutinetoktet i slutten av juli var det en eiendommelig misfarging av vannet i de indre delene av fjorden. I overflaten var vannet lysegrønt og blakket, "melk-aktig". Planteplanktonprøvene viste at dette skyldtes en masseoppblomstring av kalkflagellaten *Coccolithus huxleyi* som hadde så store bestander som 23 mill. celler pr. liter på EP-1 (Bunnefjorden), 33 mill. på BN-1 (Lysakerfjorden), 51 mill. på AN-1 (Lysakerfjorden), 49 mill. på AP-2 (Havnebassenget) og noe mindre i Vestfjorden (4,7 mill. på EK-1). Denne oppblomstringen vil bli nærmere behandlet nedenfor. Følgeartsamfunnet var alt i alt ganske artsrikt til tross for de enorme bestandene av *Coccolithus huxleyi* og besto overveiende av diatoméer, i tillegg til store bestander av noen få flagellat-arter.

August (19.-21.8.). Planteplanktonets sammensetning var totalt forandret fra forrige tokt, ved at det bare ble funnet rester av *Coccolithus huxleyi*-bestanden, mens det hadde vokst opp en stor og variert diatomébestand i indre fjord. Situasjonen tilsvarte således et stadium av "Høstmaksimum" som tidligere er observert nesten årvisst i Oslofjorden i løpet av perioden august-november. Det var store forskjeller mellom de enkelte fjordavsnitt i forekomsten av dominerende arter: på BN-1 dominerte *Chaetoceros compressus*, *Skeletonema costatum* og *Phaeodactylum tricorneratum*, på EP-1 *Chaetoceros compressus* og en uidentifisert *Chaetoceros*-art, mens *Skeletonema* her var sparsomt representert og *Phaeodactylum* ikke ble observert. I ytre fjord (VN-1) var planteplanktonet dominert av store mengder av uidentifiserte flagellater (tilsammen 1,3 mill. celler pr. liter) med *Chaetoceros socialis/radians*, *Ceratium furca* og *Prorocentrum micans* som de viktigste følgeartene.

Oktober (10.-11.10). Bortsett fra en stor bestand av fureflagellaten *Gymnodinium sanguineum* på EP-1 (Bunnefjorden) syntes planteplanktonet fattig med få arter og små totalbestander både i indre og ytre fjord. Se imidlertid fig.33, klorofyllinnhold i oktober, som viser høyt klorofyllinnhold enkelte steder utenom de her behandlede planteplanktonstasjoner. Innerst i fjorden begynte situasjonen å gå over i senhøst/vinter minimum, mens betydelige planktonmengder var blåst med overflatevannet utover i fjorden eller ned i Bunnefjorden.

#### Masseoppblomstringene om sommeren og høsten

En kortvarig oppblomstring av fureflagellaten (dinoflagellaten) *Heterocapsa triquetra* i de indre delene av fjorden i månedsskiftet mai-juni er bare såvidt registrert i de prøvene som er undersøkt fra mai-toktet. Dette skyldes dels at prøvene fra de innerste lokalitetene (Frognerkilen, Bestumkilen, Havnebassenget, Bekkelagsbassenget) ennå ikke er undersøkt, dels at oppblomstringen nådde sitt maksimum noen dager etter at toktet ble gjennomført.

Juli-toktet falt på det nærmeste sammen med maksimum av *Coccolithus huxleyi*-oppblomstringen.

En meget markert masseforekomst av fureflagellaten *Gymnodinium sanguineum* medførte at store deler av fjorden ble misfarget (rødt eller rustrødt vann) i september-oktober, men det ble bare funnet spor av disse algene i Bunnefjorden under oktober-toktet. Dette toktet ble imidlertid gjennomført mot slutten av oppblomstringen i de indre delene av fjorden da horisontalfordelingen av bestanden var svært ujevn, og gjennomgåelse av resten av overflateprøvene fra oktober-toktet vil gi et bedre bilde av horisontalutbredelsen.

Under alle disse tre oppblomstringene, som utmerket seg med spesielle misfarginger av overflatevannet, ble det innsamlet endel prøver og data ved Institutt for marinbiologi og limnologi som supplerer det bildet NIVA's materiale gir.

#### *Heterocapsa triquetra*

Misfarging av vannet (røddbrunt) på grunn av store forekomster av denne fureflagellaten ble observert i Bærumsbassenget, Bestumkilen, Bekkelagsbassenget og Frognerkilen i slutten av mai og begynnelsen av juni. I tidligere undersøkelser i Oslofjorden er det registrert bestander på opptil 4,9 mill. celler pr. liter (Hasle 1954), vanligvis med de største bestandene i de mest kloakkvannsforurensede områdene, og arten vokser eksepsjonelt godt der kloakktilførselen er stor (Braarud & Pappas 1951). *Heterocapsa*-misfargingen i 1974 hadde sin største utbredelse omkring 2.-3.6. og dekket da det meste av området innenfor Oslo-øyene, Bekkelagsbassenget og den nordlige delen av Lysakerfjorden. Denne oppblomstringen var således ganske lokal, begrenset til de innerste delene av fjorden. Tildels enorme bestander av *Heterocapsa* ble registrert i Frognerkilen da oppblomstringen var på det største. Maksimumsbestanden den 3. juni var på hele 259,5 mill. celler pr. liter i en vannprøve som var tatt fra en tett sky av *Heterocapsa*. Denne arten har oftest en markert lagdelt fordeling, og de virkelig store celletallene ble bare registrert i et tynt sjikt (ca 0,5-1 m tykt) ved overflaten, noe som delvis skyldes at denne arten er bevegelig og således er i stand til å samle seg i bestemte dyp ved egen bevegelse.

*Coccolithus huxleyi*

Masseforekomsten av *Coccolithus huxleyi* i juli-august er den største som er rapportert fra Oslofjorden. Oppblomstringen skjedde meget raskt fra midten av juli og kuliminerte mot slutten av samme måned i de indre delene av fjorden, i de første dagene av august lenger ute. Cellekonsentrasjoner fra endel lokaliteter er vist i tabell 6. De høyeste konsentrasjonene lå på omtrent 50 mill. celler pr. liter i de indre delene av fjorden den 25. juli. I tidligere *Coccolithus*-somre har det vært observert maksimumskonsentrasjoner på 33,5 mill. celler pr. liter i august 1935 (Braarud 1945) og 36 mill. celler pr. liter i august 1939 (Birkenes & Braarud 1952). Sikre data fra andre *Coccolithus*-oppblomstringer i Oslofjorden finnes ikke. Det er kjent at arten er en vanlig komponent av planteplanktonet hver eneste sommer, ofte i konsentrasjoner på mer enn 1 million celler pr. liter, men ikke nok til å gi misfarging av vannet.

*Coccolithus huxleyi* var i 1974 ledsaget av tildels meget store bestander av diatoméen *Skeletonema costatum* (inntil 44 mill. pr. liter ved Hukodden 25.7.).

Tabell 6. Cellekonsentrasjoner (millioner celler pr. liter) av *Coccolithus huxleyi* i Oslofjorden i juli-august 1974.  
Manglende resultat er angitt med -

Dato Stasjon	23.7.	24.7.	25.7.	31.7.	8.8.	19.8.
EP-1						
Bunnefjorden	-	-	22	-	-	0,3
Ulvøya	-	-	48	-	-	-
AP-2						
Havnebassenget	-	-	49	-	-	-
Hukodden, Bygdøy	36	41	15	19	0,1	-
AN-1						
Lysakerfjorden	-	-	51	-	-	-
BN-1						
Lysakerfjorden	-	-	33	-	-	0,3
FK-1						
Vestfjorden	-	-	4,7	-	4,3	-
VN-1						
Rauer	-	-	-	-	-	0,5

En tydelig misfarging av vannet opptrer når *Coccolithus*-bestanden blir større enn ca 10 mill. celler pr. liter. Vannet blir da grønnlig hvitt, nesten som brevann, for så å bli melkaktig blakket når bestanden øker ytterligere i størrelse. Fargen skyldes reflektert lys fra cellene som er dekket av meget små kalkskjell og av skjell som har løsnet fra cellene og flyter i vannet. Løse skjell misfarger vannet selv etter at oppblomstringen er slutt, og i midten av august virket fortsatt vannet i de indre delene av fjorden grumset og blakket til tross for at celletallene var beskjedne (300.000/l i Bunnefjorden og Lysakerfjorden den 19.8.). Mens misfargingen i begynnelsen av oppblomstringen i 1974 var begrenset til Vestfjorden og områdene innenfor, bredte den seg utover og det ble observert misfarget vann også i Drøbaksundet helt ut til Filtvedt i begynnelsen av august.

#### *Gymnodinium sanguineum*

Denne arten er ikke kjent fra våre farvann tidligere, men muligheten for forvekslinger med nært beslektede arter i tidligere undersøkelser er absolutt tilstede. Sannsynligvis er det denne arten (men rapportert under andre navn) som er ansvarlig for en rekke tilfeller av misfarget vann ("red tide") etter masseforekomst i såvel tropiske som tempererte områder.

Meget store bestander av denne arten farget vannet kraftig rødbrunt i de indre delene av fjorden i begynnelsen av september. Cellene er ganske store, og selv bestander på under ca 1/2 mill. celler pr. liter gir misfarging av vannet. I havnebassenget og Bærumbassenget ble det observert bestander på 10-30 mill. celler pr. liter i de mest misfargede områdene helt fram til slutten av september. Senere bredte misfargingen seg utover i fjorden, og omkring midten av oktober var vannet rødt helt fra Nesodden til Drøbak. Den 21. oktober var maksimumsbestanden hele 35 mill./l i Sandspollen (ved Håøya), og på samme tid dominerte *Gymnodinium sanguineum* i håvtrekkprøver fra Hortenområdet. I første halvdel av november forsvant misfargingen fra de indre delene av fjorden, men vedvarte fortsatt en tid på enkelte lokaliteter lenger ute.

I likhet med *Heterocapsa* var forekomsten av *Gymnodinium sanguineum* begrenset til overflatelagene under hele oppblomstringsperioden.

#### Kommentar til planteplanktonforholdene i 1974

Observasjonene fra 1974 er ikke så fullstendige at det er mulig å beskrive forløpet av planteplanktonets årssyklus nøyaktig. Spesielt gjelder dette situasjonen om våren og perioden mellom *Heterocapsa*- og *Coccolithus*- oppblomstringene, men heller ikke fra *Gymnodinium*-oppblomstringen har man et fullgodt bilde av hele planktonsamfunnet. Imidlertid er det grunnlag for å si at forholdene i 1974 klart skilte seg fra 1973 da det gjennomgående var små totalbestander i sommerhalvåret. De uvanlig store totalbestandene om sommeren i 1974 og de raske fluktasjonene, samt de store forskjellene horisontalt, er på den annen side i meget god overensstemmelse med det alminnelige bildet av planteplanktonforholdene i indre fjord som undersøkelsen i 1962-65 ga. Arts sammensetningen og de enkelte arters relative mengdeforhold varierer kraftig fra år til år i sommer-høstperioden innen denne store totalbestanden. Selv oppblomstringer og misfargingsfenomener av arter som vanligvis er sjeldne i fjorden (f.eks. *Gymnodinium sanguineum*) er et trekk i dette bildet og må regnes som en utpreget effekt av overgjødsling med kloakkvann (Braarud & Nygaard 1967).

Det er igjen grunn til å påpeke betydningen av vindforholdene for forekomsten av planteplankton i overflatelagene i de indre delene av fjorden. De forholdsvis små bestandene sommeren 1973 ble antatt å være et resultat av overveiende nordlige vinder gjennom hele sommeren som førte til en stadig transport av forurensningsstoffer og planktonbestander ut av fjorden (se forrige årsrapport.) I 1974 var derimot sydlige vinder mest fremherskende, og perioder med nordlig vind var begrenset til tiden fra *Heterocapsa*-maksimum til etpar uker før *Coccolithus huxleyi*-maksimum. Alle tre oppblomstringer fant således sted i perioder med sydlig vind og følgelig en viss oppstuing av overflatelagene i de indre delene av fjorden. Dette er forhold som tilsvarer de man hadde ved masseoppblomstringen av flagellaten *Olisthodiscus luteus* i de indre delene av fjorden høsten 1964 (Braarud & Nygaard 1967). Dertil tyder fordelingen av *Heterocapsa*-bestanden i begynnelsen av juni 1974 på at denne oppblomstringen

innerst i fjorden opphørte ved at overflatevannet ble drevet utover i fjorden etter omslaget fra sydlig til nordlig vind. Denne samme effekten var tydelig også under masseforekomsten av *Gymnodinium sanguineum* i september-oktober. Misfargingen var mest utpreget i området innenfor Vestfjorden inntil vinden slo om fra sør til nord i månedsskiftet september-oktober, og store bestander ble drevet utover til Vestfjorden og videre ut Drøbaksundet. Samtidig med at bestandene ble kraftig redusert innerst i fjorden slik at misfargingen forsvant. En detalj i dette bildet var at nordvendte bukter (f.eks. Sandspollen ved Håøya) kunne fange opp bestander av *Gymnodinium sanguineum* i denne perioden slik at vannet her ble vedvarende sterkt misfarget helt til vinden igjen slo om til sør.



Tabell 7. Planteplankton i overflateprøver

STASJON: EPI	DYP: 0-2m	Dato 25.2.74	Dato 16.5.74	Dato 27.7.74	Dato 19.8.74	Dato 10.10.74
CRYPTOPHYCEAE:						
<i>Leucocryptos marina</i>						
<i>Rhodomonas minuta</i>						
DINOPHYCEAE:						
<i>Amphidinium</i> spp.						
<i>Ceratium furca</i>						
<i>C. fusus</i>						
<i>C. tripos</i>						
<i>Dinophysis acuta</i>						
<i>D. lachmannii</i>						
<i>D. norvegica</i>						
<i>Gonyaulax grindleyi</i>						
<i>G. polyedra</i>						
<i>G. cf. tamarensis</i>						
<i>Gyrodinium</i> spp.						
<i>G. boreale</i>						
<i>G. lachmannii</i>						
<i>G. sanguineum</i>						
<i>Gyrodinium</i> spp.						
<i>Heterocapsa triquetra</i>						
<i>Katodinium</i> spp.						
<i>Minuscula bipes</i>						
<i>Peridinium brevipes</i>						
<i>P. depressum</i>						
<i>P. divergens</i>						
<i>P. laticingulum</i>						
<i>P. ovatum</i>						
<i>P. pellucidum</i>						
<i>P. steinii</i>						
<i>Prorocentrum micans</i>						
<i>Scrippsiella faervensis</i>						
CHRYSOPHYCEAE:						
<i>Apedinella spinifera</i>						
<i>Calycomonas gracilis</i>						
<i>C. ovalis</i>						
<i>Olisthodiscus luteus</i>						
HAPTOPHYCEAE:						
<i>Acanthoica quattrosipina</i>						
<i>Anthoephatera robusta</i>						
<i>Coccolithus huxleyi</i>						
<i>Ophiaster hydroideus</i>						
Oppdragsnr.		0-160/71	0-160/71	0-160/71	0-160/71	0-160/71

Tabell 7 (forts.)

STASJON: EPI	DYP: 0-2m	Dato 25.2.74	Dato 16.5.74	Dato 25.7.74	Dato 19.8.74	Dato 10.10.74
BACILLARIOPHYCEAE:						
<i>Chaetoceros</i> spp.					239.568	
<i>C. borealis</i>						
<i>C. compressus</i>					1.260.330	
<i>C. curvisetus</i>						6.000
<i>C. debilis</i>						4.000
<i>C. decipiens</i>						
<i>C. gracilis</i>					7.812	
<i>C. lacinosus</i>						39.062
<i>C. simplex</i>						
<i>C. socialis/radians</i>						46.875
<i>C. subsecundus</i>						
Coccinodiscus spp.						
<i>Cyclotella</i> sp.					187.500	
<i>Leptocylindrus danicus</i>						
<i>L. minimus</i>					312.500	
<i>Licmophora</i> spp.						
<i>Nitzschia</i> spp.						
<i>N. actydropbila</i>					250.000	109.375
<i>N. olosterium</i>						
Pennate diatomeer		1.880	31.250			
<i>Cf. Phaeodactylum tricorutum</i>					31.250	
<i>Rhizosolenia alata</i>						
<i>R. fragilissima</i>						
<i>R. hebetata</i> var. <i>semispina</i>						
Sentriske diatomeer						
<i>Skeletonema costatum</i>					62.496	296.875
<i>Thalassionema nitzschioides</i>						5.000
<i>Thalassiosira</i> spp.						
<i>T. dicipiens</i>						
<i>T. nordenskiöldii</i>						
<i>T. polychorda</i>						
EUGLENOPHYCEAE:						
<i>Eutriptiella</i> spp.		5.640	15.625		20.832	
PRASINOPHYCEAE:						
<i>Pyramimonas cf. disomata</i>		3.760		656.250	10.416	
FLAGELLATER og MONADER			656.250	671.875	177.072	140.634
Oppdragsnr.		0-160/71	0-160/71	0-160/71	0-160/71	0-160/71

Tabell 7 (forts.)

STASJON: BNL	DYP:0-2m	Dato 25.2.74	Dato 30.5.74	Dato 25.7.74	Dato 19.8.74	Dato 10.10.74
CRYPTOPHYCEAE:						
<i>Leucocryptos marina</i>		3.760		62.500	93.750	32.000
<i>Rhodomonas minuta</i>		4.700	97.760			
DINOPHYCEAE:						
<i>Amphidinium</i> spp.					2.000	
<i>Ceratium furca</i>						
<i>C. fusus</i>						
<i>C. tripos</i>			160			
<i>Dinophysis acuta</i>						
<i>D. lachmannii</i>		40	80	3.000	2.000	
<i>D. norvegica</i>		40				
<i>Gonyaulax grindleyi</i>						
<i>G. polyedra</i>				160		
<i>G. cf. tamarensis</i>						
<i>Gymnodinium</i> spp.			22.560	15.625	125.000	
<i>G. boreale</i>				93.750		
<i>G. lohmannii</i>		80	240	31.250	34.000	
<i>G. sanguineum</i>					16.000	2.000
<i>Gyrodinium</i> spp.						
<i>Heterocapsa triquetra</i>			891.120			
<i>Katodinium</i> spp.				7.812		
<i>Minuscula bipes</i>						
<i>Peridinium brevipes</i>		120				
<i>P. depressum</i>					80	
<i>P. divergens</i>						
<i>P. laticingulum</i>						
<i>P. ovatum</i>						
<i>P. pellucidum</i>						
<i>P. steinii</i>			160			
<i>Prorocentrum micans</i>				1.000	20.000	
<i>Scrippsiella faervense</i>					125.000	
CHRYSOPHYCEAE:						
<i>Apedinella spinifera</i>			320			
<i>Calycomonas gracilis</i>		15.040			218.750	
<i>C. ovalis</i>					31.250	
<i>Olisthodiscus luteus</i>						
HAPTOPHYCEAE:						
<i>Acanthoica quattropsina</i>						
<i>Anthosphaera robusta</i>				7.812		
<i>Coccolithus hurleyi</i>				33.125.000	281.250	
<i>Ophiaster hydroideus</i>			7.520			
Oppdragsnr.		0-160/71	0-177/70	0-160/71	0-160/71	0-160/71

Tabell 7 (forts.)

STASJON: BNI      DYP: 0-2m	Dato 25.2.74	Dato 30.5.74	Dato 25.7.74	Dato 19.8.74	Dato 10.10.74
<b>BACILLARIOPHYCEAE:</b>					
<i>Chaetoceros</i> spp.					
<i>C. borealis</i>					
<i>C. compressus</i>				3.781.250	
<i>C. curvisetus</i>					
<i>C. debilis</i>					
<i>C. decipiens</i>					
<i>C. gracilis</i>				93.750	
<i>C. lacinosus</i>					
<i>C. simplex</i>					
<i>C. socialis/radians</i>					
<i>C. subsecundus</i>					
<i>Coccinodiscus</i> spp.					8.000
<i>Cyclotella</i> sp.			156.250		
<i>Leptocylindrus danicus</i>					
<i>L. minimus</i>			937.500	62.500	
<i>Licmophora</i> spp.					
<i>Nitzschia</i> spp.					
<i>N. actydropbila</i>		94.000	250.000		
<i>N. closterium</i>					
Pennate diatomeer		11.280			
<i>Cf. Phaeodactylum tricorutum</i>				218.750	
<i>Rhizosolenia alata</i>					
<i>R. fragilissima</i>		3.760			
<i>R. hebetata</i> var. <i>semispina</i>					
Sentriske diatomeer					
<i>Skeletonema costatum</i>	7.520	37.600		1.812.500	
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	440	4.610			
<i>Thalassiosira</i> spp.			8.000	28.000	
<i>T. dicipiens</i>					
<i>T. nordenskiöldii</i>					
<i>T. polychorda</i>					
<b>EUGLENOPHYCEAE:</b>					
<i>Eutripiella</i> spp.	12.560	146.640	2.000	7.812	2.000
<b>FRASINOPHYCEAE:</b>					
<i>Pyramimonas cf. disomata</i>	9.400	131.600	249.990	140.625	
<b>FLAGELLATER og MONADER</b>					
	41.360	188.000	250.000	750.000	62.000
Oppdragsnr.	0-160/71	0-177/70	0-160/71	0-160/71	0-160/71

Tabell 7 (forts.)

STASJON: DKL      DYP: 0-2m	Dato 17.4.74	Dato 29.5.74	Dato 25.7.74	Dato 8.8.74
CRYPTOPHYCEAE:				
<i>Leucocryptos marina</i>		3.760	2.000	
<i>Rhodomonas minuta</i>	45.120	343.750		
DINOPHYCEAE:				
<i>Amphidinium</i> spp.				
<i>Ceratium furca</i>				
<i>C. fusus</i>				
<i>C. tripos</i>				
<i>Dinophysis acuta</i>	1.880			
<i>D. lachmannii</i>	1.410			
<i>D. norvegica</i>				
<i>Gonyaulax grindleyi</i>	400			
<i>G. polyedra</i>				
<i>G. cf. tamarensis</i>				
<i>Gymnodinium</i> spp.	82.720			
<i>G. boreale</i>			31.250	70.313
<i>G. lohmannii</i>	470			2.000
<i>G. sanguineum</i>				
<i>Gyrodinium</i> spp.				
<i>Heterocapsa triquetra</i>	1.410	18.800		
<i>Katodinium</i> spp.				
<i>Minuscula bipes</i>				31.250
<i>Peridinium brevipes</i>				
<i>P. depressum</i>	940			
<i>P. divergens</i>				
<i>P. laticingulum</i>			4.000	
<i>P. ovatum</i>	470			
<i>P. pellucidum</i>	80			
<i>P. steinii</i>				
<i>Prorocentrum micans</i>		80	1.000	
<i>Scrippsiella faerøense</i>		11.280		
CHRYSOPHYCEAE:				
<i>Apedinella spinifera</i>				
<i>Calycomonas gracilis</i>	372.240	1.880	62.500	54.688
<i>C. ovalis</i>				
<i>Olisthodiscus luteus</i>				
HAPTOPHYCEAE:				
<i>Acanthoica quattrosipina</i>			2.000	
<i>Anthosphaera robusta</i>				
<i>Coccolithus huxleyi</i>			4.687.500	4.343.750
<i>Ophiaster hydroideus</i>				
Oppdragsnr.	0-160/71	0-177/70	0-160/71	0-160/71

Tabell 7 (forts.)

STASJON: DKL	DYP: 0-2m	Dato 17.4.74	Dato 29.5.74	Dato 25.7.74	Dato 8.8.74
BACILLARIOPHYCEAE:					
<i>Chaetoceros</i> spp.		10.810			
<i>C. borealis</i>					
<i>C. compressus</i>					
<i>C. curvisetus</i>					
<i>C. debilis</i>		88.830			
<i>C. decipiens</i>		10.340			
<i>C. gracilis</i>					
<i>C. lacinosus</i>					
<i>C. simplex</i>					
<i>C. socialis/radians</i>					
<i>C. subsecundus</i>					
<i>Coccinodiscus</i> spp.					
<i>Cyclotella</i> sp.				562.500	
<i>Leptocylindrus danicus</i>					
<i>L. minimus</i>					
<i>Licmophora</i> spp.					
<i>Nitzschia</i> spp.					
<i>N. actydropbila</i>		473.760		218.750	
<i>N. closterium</i>				125.000	1.000
Pennate diatomeer		3.760	1.880	31.250	
<i>Cf. Phaeodactylum tricornutum</i>					
<i>Rhizosolenia alata</i>				46.875	
<i>R. fragilissima</i>				2.000	
<i>R. hebetata</i> var. <i>semispina</i>		3.760			
Sentriske diatomeer					
<i>Skeletonema costatum</i>		909.920		406.250	
<i>Thalassionema nitzschioides</i>		84.600			
<i>Thalassiosira</i> spp.		13.160			
<i>T. decipiens</i>					
<i>T. nordenskiöldii</i>		23.970			
<i>T. polychorda</i>		240			
EUGLENOPHYCEAE:					
<i>Eutripiella</i> spp.		5.640	9.400		
FRASINOPHYCEAE:					
<i>Pyramimonas cf. disomata</i>			15.040	39.062	187.500
FLAGELLATER og MONADER		71.440	263.000	1.031.250	93.750
Oppdragsnr.		0-160/71	0-177/70	0-160/71	0-160/71

Tabell 7 (forts.)

STASJON: EKL + VNL DYP: 0-2m	EKL 25.2.74	VNL 5.3.74
<p>CRYPTOPHYCEAE:</p> <p><i>Leucocryptos marina</i></p> <p><i>Rhodomonas minuta</i></p> <p>DINOPHYCEAE:</p> <p><i>Amphidinium</i> spp.</p> <p><i>Ceratium furca</i></p> <p><i>C. fusus</i></p> <p><i>C. tripos</i></p> <p><i>Dinophysis acuta</i></p> <p><i>D. lachmannii</i></p> <p><i>D. norvegica</i></p> <p><i>Gonyaulax grindleyi</i></p> <p><i>G. polyedra</i></p> <p><i>G. cf. tamarensis</i></p> <p><i>Gymnodinium</i> spp.</p> <p><i>G. boreale</i></p> <p><i>G. lohmannii</i></p> <p><i>G. sanguineum</i></p> <p><i>Gyrodinium</i> spp.</p> <p><i>Heterocapsa triquetra</i></p> <p><i>Katodinium</i> spp.</p> <p><i>Minuscula bipes</i></p> <p><i>Peridinium brevipes</i></p> <p><i>P. depressum</i></p> <p><i>P. divergens</i></p> <p><i>P. laticingulum</i></p> <p><i>P. ovatum</i></p> <p><i>P. pellucidum</i></p> <p><i>P. steinii</i></p> <p><i>Prorocentrum micans</i></p> <p><i>Scrippsiella faervense</i></p> <p>CHRYSOPHYCEAE:</p> <p><i>Apedinella spinifera</i></p> <p><i>Calycomonas gracilis</i></p> <p><i>C. ovalis</i></p> <p><i>Olisthodiscus luteus</i></p> <p>HAPTOPHYCEAE:</p> <p><i>Acanthoica quattrosperna</i></p> <p><i>Anthosphaera robusta</i></p> <p><i>Coccolithus huxleyi</i></p> <p><i>Ophiaster hydroideus</i></p>	<p>40</p> <p>160</p>	<p>80</p>
Oppdragsnr.	0-160/71	0-160/71

Tabell 7 (forts.)

STASJON: EKI + VNI DYP: 0-2m	EKI 25.2.74.	VNI 5.3.74
<b>BACILLARIOPHYCEAE:</b>		
<i>Chaetoceros</i> spp.		
<i>C. borealis</i>		
<i>C. compressus</i>		
<i>C. curvisetus</i>		
<i>C. debilis</i>		
<i>C. decipiens</i>		
<i>C. gracilis</i>		
<i>C. laciniosus</i>		62.500
<i>C. simplex</i>		
<i>C. socialis/radians</i>		
<i>C. subsecundus</i>		
<i>Coscinodiscus</i> spp.		4.000
<i>Cyclotella</i> sp.		
<i>Leptocylindrus danicus</i>		
<i>L. minimus</i>		
<i>Licmophora</i> spp.		
<i>Nitzschia</i> spp.		
<i>N. actydropbila</i>		
<i>N. closterium</i>		
Pennate diatomeer		31.250
<i>Cf. Phaeodactylum tricornutum</i>		
<i>Porosira glacialis</i>		4.000
<i>Rhizosolenia alata</i>		
<i>R. fragilissima</i>		
<i>R. hebetata</i> var. <i>semispina</i>		108.000
Sentriske diatomeer		
<i>Skeletonema costatum</i>		
<i>Thalassionema nitzschioides</i>		125.000
<i>Thalassiosira</i> spp.		12.000
<i>T. decipiens</i>		
<i>T. nordenskiöldii</i>		
<i>T. polychorda</i>		
<b>EUGLENOPHYCEAE:</b>		
<i>Eutriptiella</i> spp.	3.000	6.000
<b>PRASINOPHYCEAE:</b>		
<i>Pyramimonas</i> cf. <i>disomata</i>		93.750
<b>FLAGELLATER og MONADER</b>	6.000	375.000
Oppdragsnr.	0-160/71	0-160/71



Tabell 7 (forts.)

STASJON: VNI	DYP: 0-2m	Dato 18.4.74	Dato 28.5.74	Dato 21.8.74	Dato 10.10.74
CRYPTOPHYCEAE:					
		940			
	<i>Leucocryptos marina</i>				
	<i>Rhodomonas minuta</i>		30.080	93.750	1.880
DINOPHYCEAE:					
	<i>Amphidinium</i> spp.			2.800	
	<i>Ceratium furca</i>			62.500	160
	<i>C. fusus</i>			1.400	80
	<i>C. tripos</i>				
	<i>Dinophysis acuta</i>	160			
	<i>D. lahmanni</i>	80			
	<i>D. norvegica</i>	40			80
	<i>Gonyaulax grindleyi</i>	80			
	<i>G. polyedra</i>				
	<i>G. cf. tamarensis</i>	2.870	3.760		
	<i>Gymnodinium</i> spp.				
	<i>G. boreale</i>			7.812	1.880
	<i>G. lohmannii</i>	940			
	<i>G. sanguineum</i>				3.600
	<i>Gyrodinium</i> spp.				
	<i>Heterocapsa triquetra</i>				
	<i>Katodinium</i> spp.				
	<i>Minuscula bipes</i>	1.880			
	<i>Peridinium brevipes</i>				
	<i>P. depressum</i>				
	<i>P. divergens</i>				
	<i>P. laticingulum</i>				
	<i>P. ovatum</i>	940	80		
	<i>P. pellucidum</i>	160			
	<i>P. steinii</i>	80		1.000	
	<i>Prorocentrum micans</i>			125.000	80
	<i>Scrippsiella faervensis</i>				
CHRYSOPHYCEAE:					
	<i>Apedinella spinifera</i>				
	<i>Calycomonas gracilis</i>		3.760		5.640
	<i>C. ovalis</i>				
	<i>Olisthodiscus luteus</i>				
HAPTOPHYCEAE:					
	<i>Acanthoica quattrosperna</i>				
	<i>Anthosphaera robusta</i>				
	<i>Coccolithus hurleyi</i>			500.000	
	<i>Ophiaster hydroideus</i>				
Oppdragsnr.		0-160/71	0-177/70	0-160/71	0-160/71

Tabell 7 (forts.)

STASJON: VNI      DYP: 0-2m	Dato 18.4.74	Dato 28.5.74	Dato 21.8.74	Dato 10.10.74
<b>BACILLARIOPHYCEAE:</b>				
<i>Chaetoceros</i> spp.	19.740			
<i>C. borealis</i>	640			
<i>C. compressus</i>				
<i>C. curvicaetus</i>				
<i>C. debilis</i>	8.460			
<i>C. decipiens</i>	4.230			
<i>C. gracilis</i>				
<i>C. lacinosus</i>	171.875			
<i>C. simplex</i>				
<i>C. socialis/radians</i>			312.500	
<i>C. subsecundus</i>				
<i>Coccinodiscus</i> spp.				
<i>Cyclotella</i> sp.				
<i>Leptocylindrus danicus</i>				
<i>L. minimus</i>				
<i>Licmophora</i> spp.	240	80		
<i>Nitzschia</i> spp.				
<i>N. actydrophila</i>	247.220	48.880		
<i>N. closterium</i>				
Pennate diatomeer	5.640	22.580		7.520
<i>Cf. Phaeodactylum tricornutum</i>				
<i>Rhizosolenia alata</i>				
<i>R. fragilissima</i>	3.760			
<i>R. hebetata</i> var. <i>semispina</i>	9.400			160
Sentriske diatomeer				
<i>Skeletonema costatum</i>	2.750.000	500.080		
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	77.080	33.840		
<i>Thalassiosira</i> spp.				
<i>T. decipiens</i>				
<i>T. nordenskiöldii</i>	4.480			
<i>T. polychorda</i>	320			
<b>EUGLENOPHYCEAE:</b>				
<i>Eutripiella</i> spp.		7.520	800	
<b>FRASINOPHYCEAE:</b>				
<i>Pyramimonas cf. disomata</i>		7.250		
<b>FLAGELLATER og MONADER</b>				
	4.720	165.440	1.250.000	16.920
	0-160/71	0-177/70	0-160/71	0-160/71

### 3.7 Fastsittende alger

#### 3.7.1 Innledning

For å kunne vurdere vannkvaliteten i en fjord, vil det foruten kjemiske analyser være nødvendig å registrere hvilke organismesamfunn som finnes i fjordsystemet.

Sammensetningen av organismesamfunnene i et område er opprinnelig bestemt av naturlige miljøfaktorer. Endringer i samfunnene kan skyldes naturlige miljøpåvirkninger, forskjellige former for sivilisatorisk påvirkning eller en kombinasjon av disse faktorer. For i det hele tatt å kunne bruke organismer som indikatorer på forurensningsbelastning, trengs det kunnskaper om deres krav til miljøet og deres respons på endringer i dette. Ved å studere utvalgte organismer over lengre tid, vil en kunne få økende kunnskaper på dette felt, og således lettere kunne relatere virkninger til årsaker.

Fastsittende alger er en velegnet organismegruppe til forurensningsbiologiske studier. Algene sitter fast og kan ikke unngå de forskjellige påvirkninger forårsaket av utslipp til fjorder, og flerårige alger vil således kunne gjenspeile hvordan tilstanden har vært de siste årene.

Det er forsøkt å vurdere faktorer som kan influere på fucaceenes (vanlige brunalger i strandsonen) utbredelsesmønster. Resultatene er også sammenlignet med tidligere registreringer (Grenager 1957, Klavestad 1967).

For å få referansedata til bruk ved senere undersøkelser er dessuten alle fastsittende alger i strandsonen blitt registrert på utvalgte stasjoner.

Indre Oslofjord har vært gjenstand for flere store undersøkelser av benthosalgefloraen i det siste århundre (Gran 1897, Sundene 1953, Grenager 1957, Klavestad 1967), og tjener i så måte som en ypperlig referansefjord i algologisk henseende. Rueness (1973) har diskutert

forurensningseffekter på littorale algesamfunn i indre Oslofjord, og spesielt referert til *Ascophyllum nodosum* (grisetang). Vekst og reproduksjon av nevnte alge i Oslofjorden er beskrevet av Sundene (1973).

Fra 1943 til 1946 utførte Grenager (1957) en detaljert undersøkelse av algefloraen i den innerste delen av Oslofjorden inkludert havnebassenget i Oslo by, mens Klavestad (1967) har kartlagt algevegetasjonen i indre Oslofjord ut til Filtvet i 1962-65. Sistnevnte undersøkelsesområde er nærmest identisk med området undersøkt i foreliggende arbeid. I de to nevnte undersøkelser er algevegetasjonen kartlagt på henholdsvis 56 og 101 lokaliteter, og indre grenser for forskjellige arters voksesteder i fjorden er registrert og diskutert i relasjon til toleranse overfor eksisterende forurensning. I tidsrommet mellom de to undersøkelser (Grenager 1957, Klavestad 1967) er det blitt en betydelig økning av kloakkvannstilførsler til fjorden, men de to forfattere antar at vekslingene i algevegetasjonen fra år til år mer skyldes forskjellen i sommertemperaturer enn økende forurensningsgrad.

Sundene (1953) utførte økologiske studier av den fastsittende, marine algevegetasjonen i Oslofjorden i årene 1940-42 og 1947-52. I disse undersøkelsene var det inkludert en studie av de forskjellige algers dekningsgrad i strandsonen, hvilket også er brukt i foreliggende arbeid.

### 3.7.2 Materiale og metoder

Undersøkelsesområdet strakte seg fra en linje midt mellom Drøbak og Hvitsten i syd og omfattet Vestfjorden, Bærumbassenget, Havnebassenget, Bekkelaget og hele Bunnefjorden, se figur 45.

Hovedundersøkelsen av horisontalutbredelsen til *Ascophyllum nodosum* (grisetang) og *Fucus*-artene *F. distichus* subsp. *edentatus*, (flattang), *F. spiralis* (spiraltang), *F. serratus* (sagtang) og *F. vesiculosus* (blæretang) ble gjennomført 29/4-3/5 1974. Dessuten ble enkelte av stasjonene besøkt senere på året. Tidspunktet for hovedundersøkelsen ble valgt fordi *F. distichus* subsp. *edentatus* har velutviklede reseptakler (bærere av kjønnsorganer) i perioden april-mai, og kan således lett skilles fra blæreløse former av *F. vesiculosus*. For å få et representativt

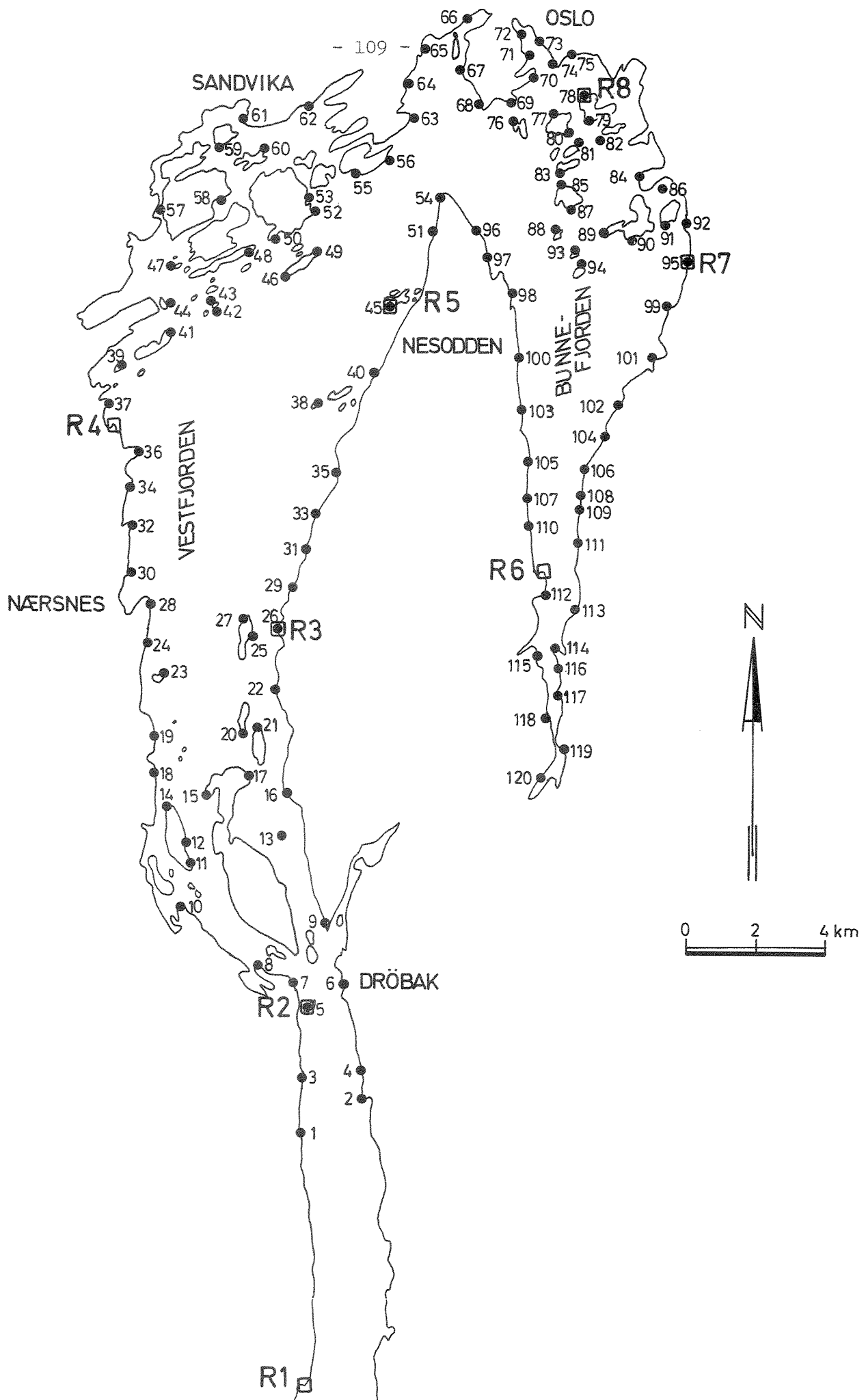


Fig. 45 Stasjonsnett i indre Oslofjord hvor fucacévegetasjonen er undersøkt.  
 □ Stasjoner hvor algenes dekningsgrad er registrert.

bilde av hele undersøkelsesområdet (figur 45) ble 120 lokaliteter valgt ut til nærmere studier. De fleste av tidligere undersøkte lokaliteter i indre Oslofjord (Sundene 1953, Grenager 1957, Klavestad 1967) ble inkludert i de 120 lokalitetene, for lettere å kunne påvise eventuelle forandringer i forekomsten av artene.

På hver lokalitet ble et horisontalområde på ca. 20-50 m undersøkt. Følgende betegnelser ble valgt for å gi et subjektivt bilde av de relative mengdeforhold: assosiasjon (se nedenfor), vanlig, sjelden.

Områder med uegnet substrat (sand, mudder etc.) ble ikke lagt til grunn for mengdeangivelsene, fordi de fleste fastsittende alger er avhengig av fast substrat (fjell og stein) som voksested.

Alle henvisninger til lokalitetene, også fra tidligere undersøkelser, refererer seg til figur 45.

På 8 stasjoner (se figur 45) nord for Filtvet fyr ble de fastsittende algesamfunn i strandsonen gjort til gjenstand for en semikvantitativ registreringsteknikk. Når en eller noen få algearter utgjør hovedmengden av algesamfunnene i et avgrenset område på stranden, kalles dette en assosiasjon, som får navn etter den dominerende algen. Slike assosiasjoner ned til  $\frac{1}{2}$ -1 m dyp ble utvalgt for å beskrive dekningsgraden til algene som vokste der. På den måten vil en få gode referansedata til støtte ved senere undersøkelser i Oslofjorden. Denne del av undersøkelsen ble gjennomført 7-9/5-74. Dessuten ble de samme 8 stasjoner gjenstand for kvalitative registreringer av algesamfunnene i strandsonen 2-3/7 og 1-2/10-74.

Forskjellige skalaer har vært brukt for å estimere plantenes dekningsgrad (Sundene 1953, s. 46). I Skandinavia har som oftest den såkalte Hult-Sernanders skala vært brukt. Den består av fem dekningsgrader:

Dekningsgrad	5	betyr	en	dekning	på	$\frac{1}{2}$ -1/1	av	et	areal
"	4	"	"	"	"	$1/4$ - $\frac{1}{2}$	"	"	"
"	3	"	"	"	"	$1/8$ - $1/4$	"	"	"
"	2	"	"	"	"	$1/16$ - $1/8$	"	"	"
"	1	"	"	"	"	$< 1/16$	"	"	"

Til arealavgrensning blir det brukt kvadratiske rammer med varierende flatemål avhengig av assosiasjonens vertikalutbredelse. I foreliggende arbeid ble det brukt to rammer på henholdsvis 0,1 og 0,5 m<sup>2</sup>. I hver assosiasjon er algenes dekningsgrad beregnet ved hjelp av 5 parallelle prøveareal (plots).

### 3.7.3 Resultater

3.7.3.1 Registrering av fucaceer (brun tang). Utbredelsen av hver enkelt art fremgår av figurene 46-50, og hver stasjon er avmerket med symboler for assosiasjon, vanlig, sjelden og ikke registrert. Dessuten er innergrensene (hvor disse er angitt) fra undersøkelsene til Grenager (1957), Klavestad (1967) og foreliggende arbeid tegnet inn.

#### *Ascophyllum nodosum* (L.) Le Jol. - grisetang

Spredte forekomster ble observert i Drøbaksundet. Algen var vanlig eller assosiasjonsdannende i ytre del av Vestfjorden med nordgrense ved lok. 39. Enkelteksemplarer ble registrert på lok. 107 i Bunnefjorden (figur 46).

Ifølge Gran (1897) var denne algen alminnelig utbredt i den indre del av Oslofjord (Bygdøy - lok. 67-72, Ljan - lok. 95, 99, Nakkholmen - lok. 76). Grenagers undersøkelse i 1943-46 viste at arten ikke lenger var vanlig i indre fjordområde. Den ble registrert som sjelden selv på de minst forurensede lokalitetene (lok. 93, 94, nær lok. 56). I 1962-65 fant Klavestad (1967) algen på enkelte lokaliteter i indre del av Vestfjorden (lok. 33, 46, 54). På tross av omhyggelige undersøkelser i mai 1974 ble den ikke observert på disse lokalitetene.

Innergrensen for denne algen må derved være forskjøvet utover i den siste tiårsperiode. De registrerte eksemplarer på lok. 107 indikerer at det fremdeles kan være sjeldne forekomster av *Ascophyllum nodosum* i midtre del av Bunnefjorden, selv om den ikke lenger fantes på lok. 102, 114, hvor Klavestad (1967) har observert flere eksemplarer.

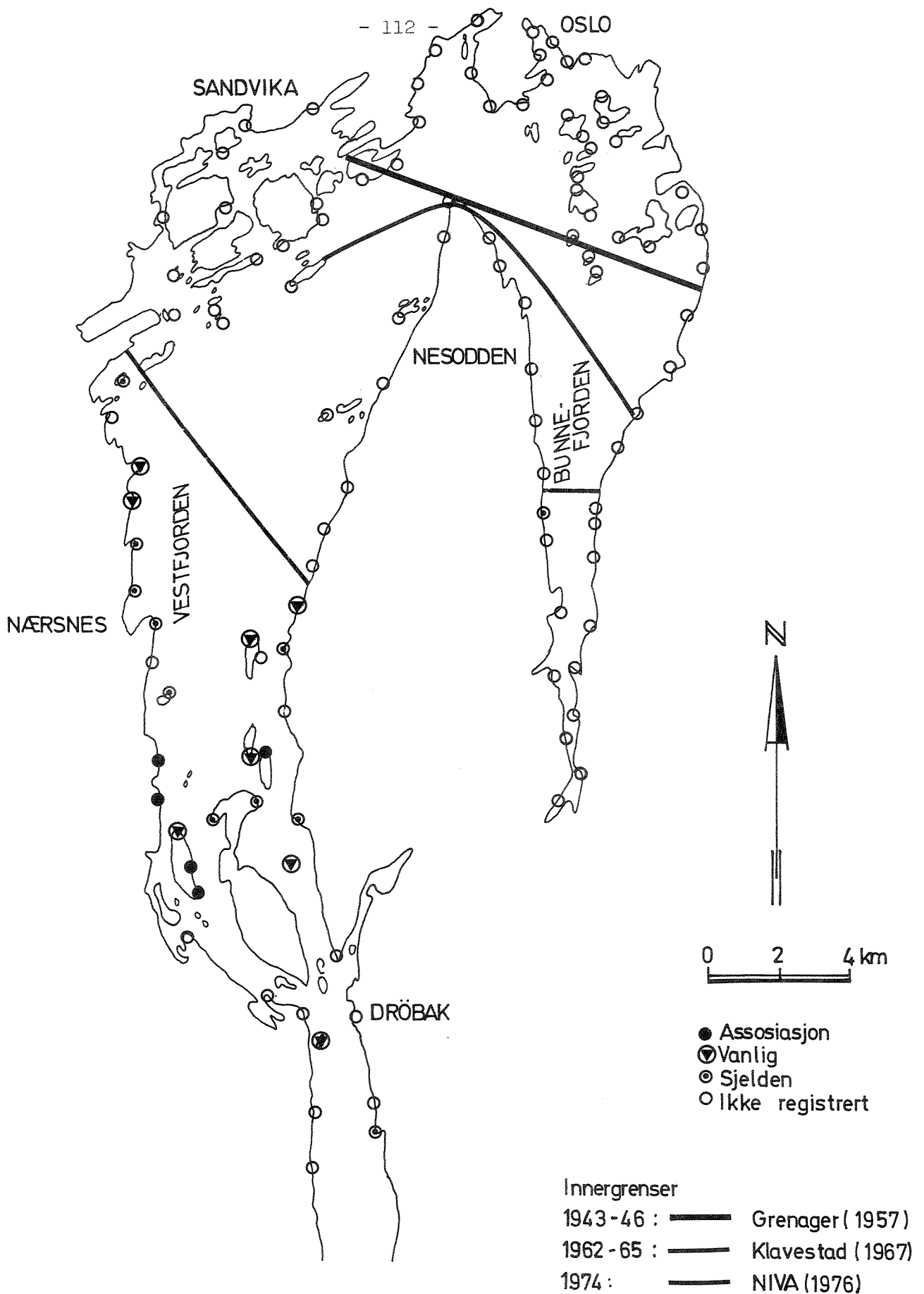


Fig. 46 Stasjonskart over utbredelsen til ASCOPHYLLUM NODOSUM (grisetang) i indre Oslofjord.



*Fucus distichus* subsp. *edentatus* (Pyl.) Powell - flattang

Algen var vanlig i Drøbaksundet og deler av Vestfjorden (figur 47). I områdene innenfor Steilene (lok. 38), var arten assosiasjonsdannende, og var mange steder den eneste fucacéart. I sterkt forurensede og noe ferskvannspåvirkede områder (lok. 59, 61, 62, 66, 119, 120) var den sjelden eller manglet helt. På lokalitetene 73-75 er muligens substratet (underlaget) uegnet for vekst av fucaceer.

Utbredelsesmønsteret i Vestfjorden og Osloøyene er i hovedtrekkene likt det som ble observert av Kristiansen (1968, s. 49), selv om algen i senere år antas å ha blitt vanligere på noen lokaliteter. I havnebassenget synes det derfor å være en relativt liten forskyvning i forekomsten av denne arten siden 1966-68. I Bunnefjorden er det imidlertid en relativ stor økning i mengdemessig forekomst siden sist i 1960-årene.

Ifølge Simmons (1898) ble arten først observert i Oslofjorden av Wille i 1890-årene. Algen ble ikke observert av Gran (1897), og som hevdet av Sundene (1953), er det sannsynlig at den har invadert fjorden etter 1893-94. Spredte forekomster av arten er registrert i perioden 1940-52 av Grenager (1957) (lok. 64, 65, 67, 95) og Sundene (1953) (Bygdøy - lok. 67-72, Nesodden - lok. 54, Langåra - lok. 25, 27, Drøbak -lok. 6). Klavestads undersøkelser viste at arten hadde økt sitt utbredelsesområde noe siden 1952. Imidlertid er det trolig først i slutten av 1960-årene at arten har oppnådd en nær sammenhengende utbredelse, og derfor nå spiller en dominerende rolle i indre Oslofjord.

*Fucus serratus* L. - sagtang

Arten var assosiasjonsdannende eller vanlig i Drøbaksundet og Vestfjorden. Algen ble ikke registrert nord for Nesoddtangen i de mest forurensede områdene av fjorden. I Bunnefjorden ble den funnet fra de søndre Osloøyene (lok. 89) inn til lok. 115, og i dette området var arten hovedsakelig assosiasjonsdannende på vestsiden av fjorden, mens den vokste mer spredt på østsiden. Utbredelsen og innergrensen for arten er vist i figur 48, sammen med tidligere registrerte innergrenser.

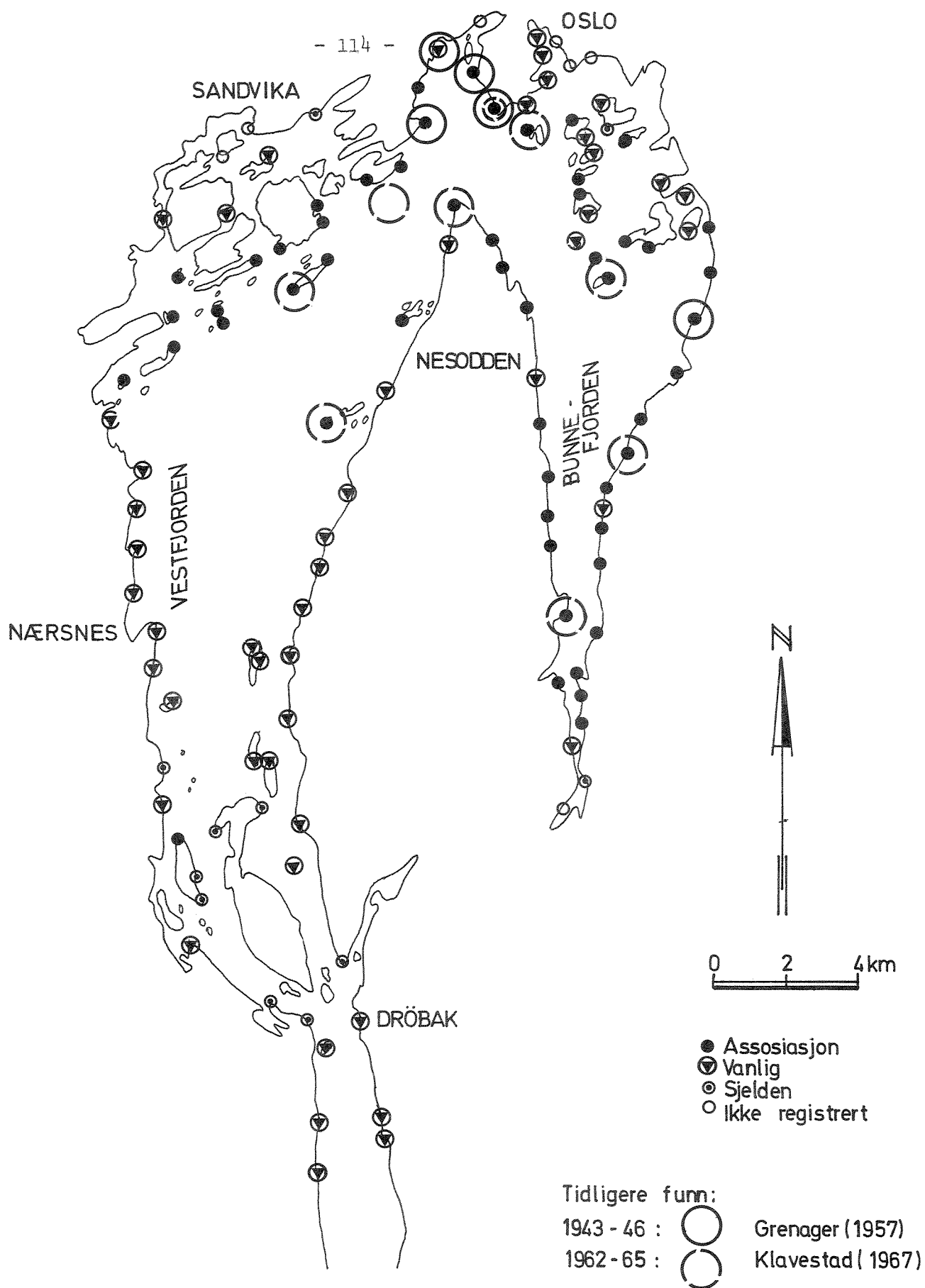


Fig. 47 Stasjonskart over utbredelsen til *FUCUS DISTICHUS* subsp. *EDENTATUS* (flattang) i indre Oslofjord.

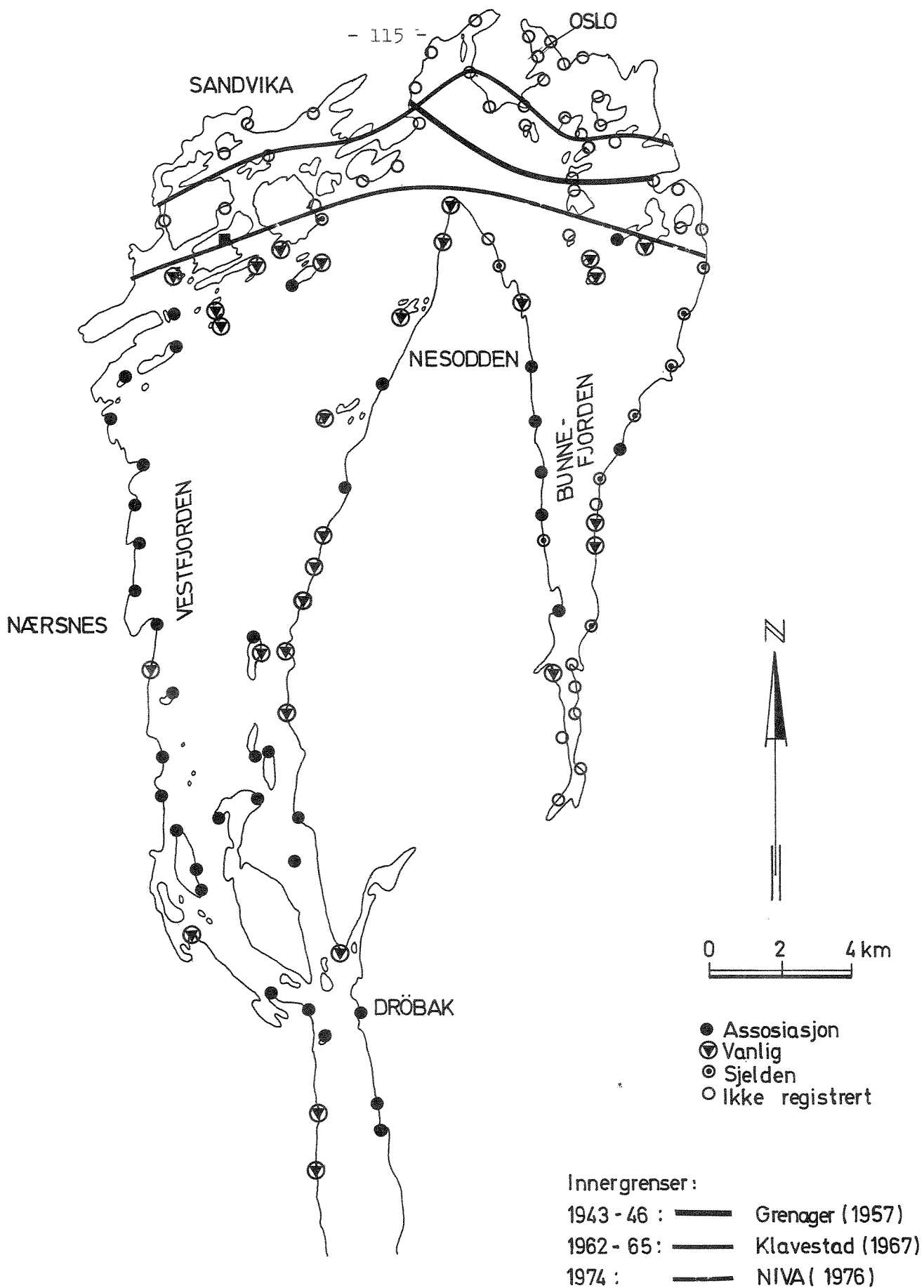


Fig. 48 Stasjonskart over utbredelsen til *FUCUS SERRATUS* (sagtang) i indre Oslofjord.

Klavestad (1967) fant at grensen for artens utbredelse var flyttet innover i fjorden sammenliknet med Grenager (1957). I den siste tiårsperiode har imidlertid algen igjen forsvunnet fra Bygdøy (lok. 67-69) og flere av de indre øyene nær Oslo (lok. 76, 83-88), og artens innergrense ble funnet å ligge utenfor den observerte innergrensen i perioden 1943-46 (se figur 48).

#### *Fucus spiralis* L. - spiraltang

Algen var vanlig eller assosiasjonsdannende i Drøbaksundet, Vestfjorden og flere av Osloøyene. I områder nord for Nesoddtangen (lok. 54) fantes den vesentlig på nordvendte lokaliteter. Dessuten ble det registrert spredte forekomster i midtre del av Bunnefjorden (figur 49). Algen ble funnet assosiasjonsdannende på enkelte lokaliteter hvor den tidligere var sjelden eller ikke fantes (lok. 44, 46, 47, 53). Det øvrige utbredelsesmønster og innergrensen for arten er i hovedtrekkene likt det som ble observert i 1962-65 (Klavestad 1967).

Ifølge Grenager (1957) fantes denne arten bare på de minst forurensede lokalitetene (lok. 54, 85, 88, 93, 94). Klavestads observasjoner og resultatene fra denne undersøkelsen viser imidlertid at arten kan opprettholde normal vekst og utvikling, også på lokaliteter med relativt stor forurensningsbelastning.

Gran (1897) fant at arten var relativt sjelden, og han nevner ingen lokaliteter innenfor Drøbak hvor den ble registrert. Innergrensen for *Fucus spiralis* har derfor trolig forskjøvet seg innover Oslofjorden over en lengre tidsperiode.

#### *Fucus vesiculosus* L. - blæretang

Algen ble funnet assosiasjonsdannende i Drøbaksundet og den vesentlige del av Vestfjorden (lok. 1-41). Med unntak av noen få eksemplarer på lok. 77, ble algen ikke funnet nord for Nesoddtangen (lok. 54). I Bunnefjorden fantes den spredt, og var bare enkelte steder assosiasjonsdannende (figur 50).

Utbredelsesmønsteret i Vestfjorden og Bunnefjorden hadde ikke forandret seg mye siden Klavestads undersøkelser i 1962-65. Derimot var blæretang

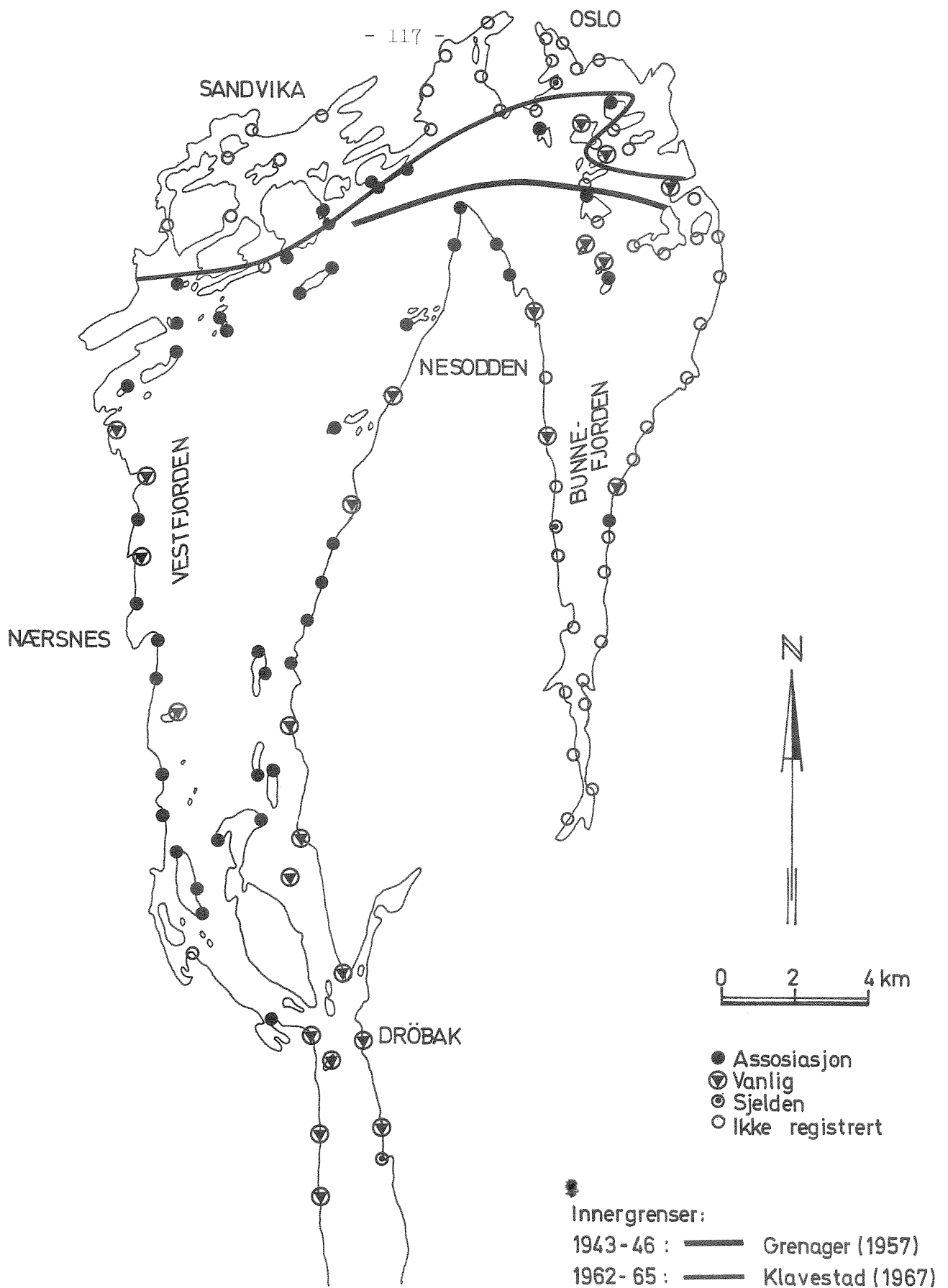


Fig. 49 Stasjonskart over utbredelsen til FUCUS SPIRALIS (spiraltang) i indre Oslofjord.

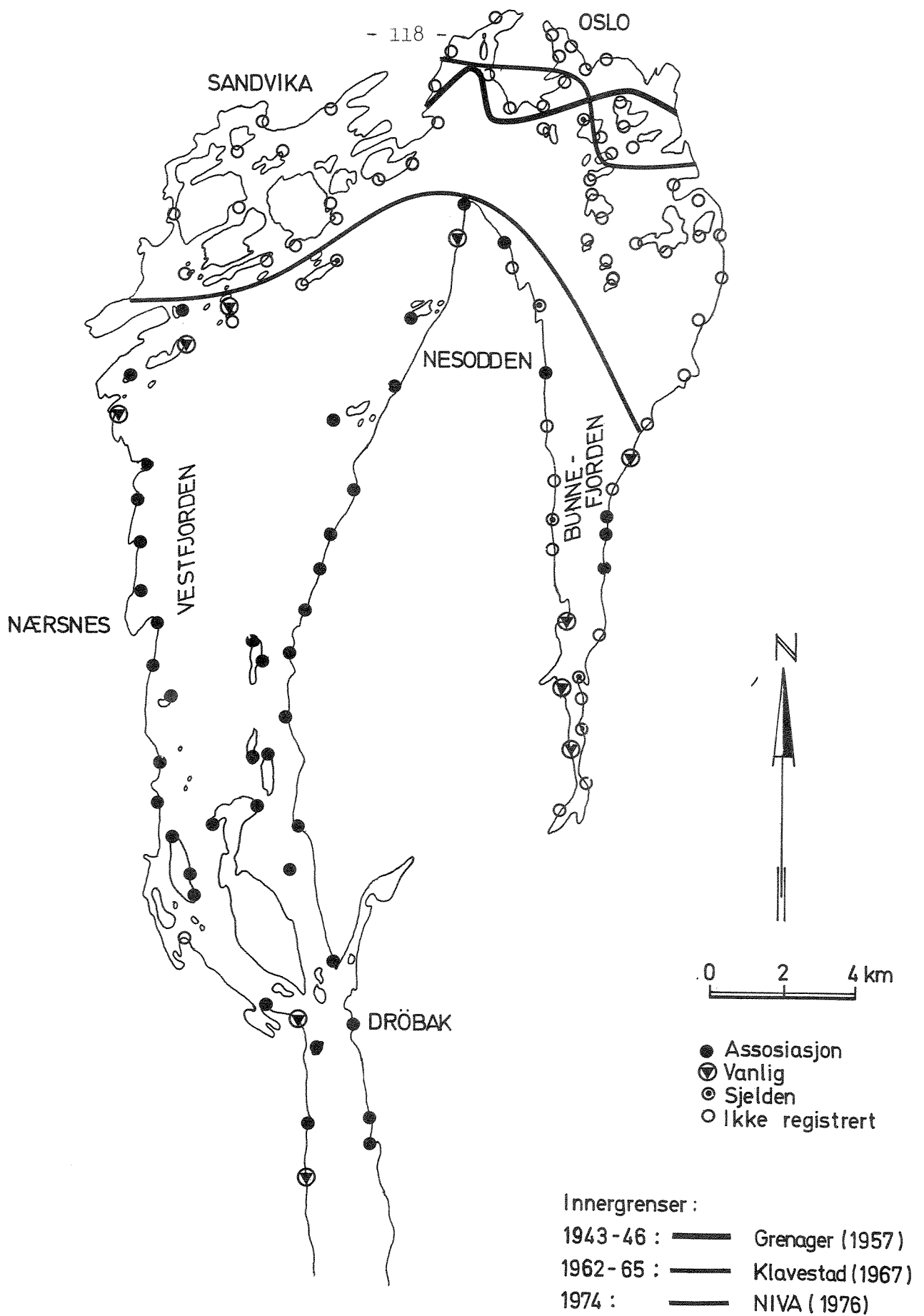


Fig. 50 Stasjonskart over utbredelsen til *FUCUS VESICULOSUS* (blæretang) i indre Oslofjord.

en vanlig alge i Oslos havnebasseng ved århundreskiftet (Gran 1897). I Bærumsbassenget, på Bygdøy og øyene ved Oslo er arten imidlertid forsvunnet helt på lokaliteter hvor den ti år tidligere var vanlig eller assosiasjonsdannende (lok. 56, 57, 63, 67-69, 76, 85, 86, 90, 94), og innergrensen var således forskjøvet vesentlig utover.

Figur 51 viser de registrerte algers horisontale utbredelse i det undersøkte fjordområdet. Skjematiseringen er bare tilnærmet riktig, idet vanskeligheter oppsto hvor utbredelsesmønsteret var forskjellig på fjordenes øst- og vestsider. Markeringen av utbredelsen er differensiert i assosiasjonsdannende, vanlig og sjelden.

I ytre del av området, nær Drøbak, dominerte assosiasjoner av *F. vesiculosus* og *F. serratus*, mens *F. distichus* subsp. *edentatus* og *F. spiralis* vokste mer spredt. *Ascophyllum nodosum* var nærmest sjelden i dette området.

Indre del av Vestfjorden i området Ildjernet-Blakstad syntes å være et floristisk overgangsområde (område hvor plantesamfunnene endrer karakter), hvor tettheten av *F. vesiculosus*- og *F. serratus*-assosiasjonene avtok og *Ascophyllum nodosum* forsvant (bortsett fra lok. 107 i Bunnefjorden). I samme området ble *F. distichus* subsp. *edentatus* assosiasjonsdannende, hvilket var tilfelle i hele indre fjord, bortsett fra nærområdene ved elve- og kloakkutslipp. *F. spiralis* hadde en relativt konstant utbredelse i Vestfjorden, og syntes således å være eneste fucacé som ikke var influert av nevnte overgangsområde.

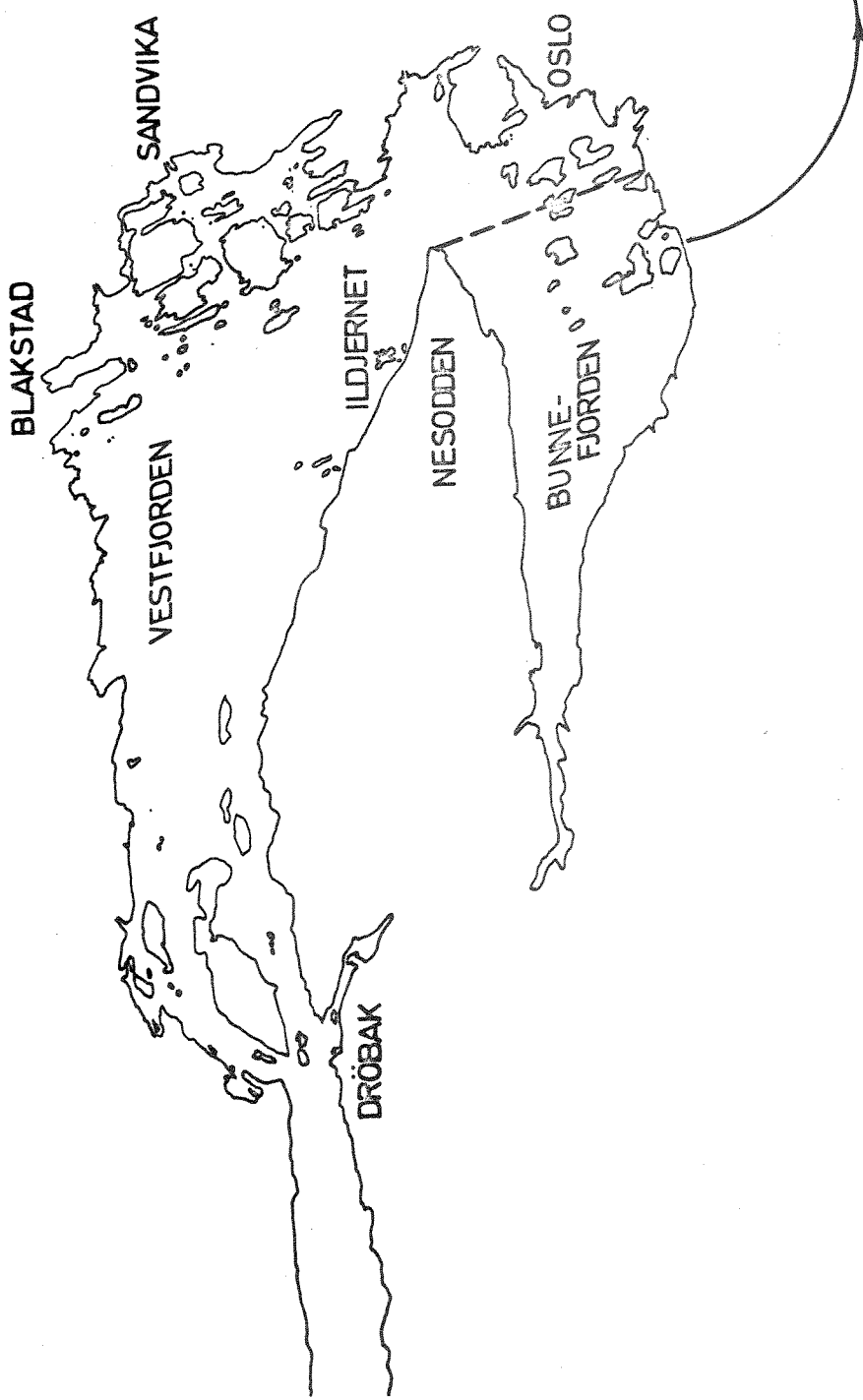
På øyene ved Oslo var *F. distichus* subsp. *edentatus* dominerende på de fleste lokaliteter, mens *F. spiralis*-assosiasjoner forekom mer spredt på nord-østvendte strender. Bortsett fra *F. serratus*-samfunn på de sydligste Osloøyene, var dette området karakterisert av mangel på de tre øvrige fucaceer (med unntak av lok. 77).

I likhet med indre del av Vestfjorden var *F. distichus* subsp. *edentatus* den dominerende fucacé i Bunnefjorden. *F. vesiculosus* og *F. serratus* ble funnet mer eller mindre spredt i hele Bunnefjorden bortsett fra den aller innerste delen. *F. spiralis* vokste også spredt, men inner-

N



0 2 4 km



ASCOPHYLLUM NODOSUM .....

FUCUS DISTICHUS - - - - -

FUCUS SERRATUS - - - - -

FUCUS SPIRALIS - - - - -

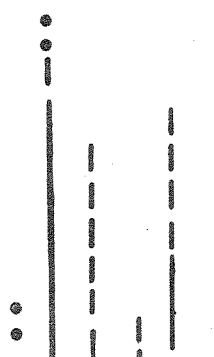
FUCUS VESICULOSUS \_\_\_\_\_

Fig. 51 - Fucacéenes horisontale utbredelse i indre Oslofjord.

Tegnforklaring: \_\_\_\_\_ assosiasjonsdannende

- - - - - vanlig

..... sjelden





grensen fantes noe lenger ute i Bunnefjorden enn for de to sistnevnte arter. *Ascophyllum nodosum* ble bortsett fra noen få individer, som ble registrert på lok. 107, ikke funnet i dette fjordavsnittet.

3.7.3.2 Algenes dekningsgrad. I tabellene 8-13 er det satt opp dekningsgraden for alger registrert i seks forskjellige assosiasjoner under toktet 7-9/5. Ingen av assosiasjonene ble funnet på alle åtte stasjoner. *Fucus vesiculosus*-assosiasjonen syntes å være den vanligste, området sett under ett, mens *Ascophyllum nodosum* (grisetang) bare ble funnet assosiasjonsdannende på en av de åtte undersøkte stasjonene.

De vanligste dyreorganismene i strandsonen som *Mytilus edulis* (blåskjell) og *Balanus balanoides* (strandrur) er også inkludert i tabellene.

Videre er det ført opp antall arter pr. plot i hver assosiasjon, gjennomsnittartsantall pr. plot og artenes konstans (C) i prosent, hvilket gir opplysning om arten var vanlig eller mer tilfeldig i de forskjellige assosiasjoner i Oslofjorden. Arter med høyere konstans enn 80% blir kalt konstante arter (Sundende 1953, s. 47).

*Fucus spiralis*-assosiasjonen hadde den minste vertikalutbredelsen og hadde derfor forståelig nok det minste gjennomsnittartsantall pr. plot (4). Konstante arter var *F. spiralis* (spiraltang) og *Balanus balanoides* (strandrur). *F. vesiculosus* (blæretang) og *Hildenbrandia prototypus* (fjæreblood) hadde over 50% konstans.

*Fucus vesiculosus* (blæretang) var ikke assosiasjonsdannende på stasjonene R7 og R8. På de øvrige seks stasjoner var assosiasjonene av svært varierende størrelse. Stasjon R1 på Filtvet var karakterisert av en blæretangvegetasjon som oppviste en stor mengdemessig variasjon over kort avstand. Gjennomsnittartsantall for hvert plot på de seks stasjonene var 5. *F. vesiculosus* og *Mytilus edulis* (blåskjell) var de eneste arter som var konstante. Av øvrige arter hadde *Hildenbrandia prototypus* (fjæreblood) over 50% konstans.

*Ascophyllum nodosum* (grisetang) ble bare funnet assosiasjonsdannende på en av åtte stasjoner (st. R2). Gjennomsnittartsantallet var

imidlertid relativt høyt (8), og fire arter ble funnet å være konstante på denne ene stasjonen: *Ascophyllum nodosum*, *Hildenbrandia prototypus*, *Mytilus edulis* og *Balanus balanoides* (strandrur). Andre arter med over 50% konstans var: *Fucus vesiculosus*, *Lithothamnion lenormandii* (sletterugl) og *Dynamena pumila* (hydroide).

*Fucus distichus* ssp. *edentatus* (flattang) var assosiasjonsdannende på stasjonene R4-R7, hvor den var svært dominerende sammen med blåskjell. Gjennomsnittsartsantall var 7 pr. plot. De fire artene *F. distichus* ssp. *edentatus*, *Pilayella littoralis* (brunsl), *Ulva lactuca* (sjøsalat) og *Mytilus edulis* (blåskjell) var konstante, mens den brune epifytten (organismer som vokser på planter) *Spongonema tomentosum* hadde en konstans på 50%.

*Fucus serratus* (sagtang) dannet assosiasjoner på stasjonene R1 og R2. På Filtvet (st. R1) oppviste sagtang-vegetasjonene en like ujevn mengdemessig fordeling som blæretang. Vegetasjonen er likevel karakterisert som assosiasjon. Gjennomsnittsartsantallet var 7 pr. plot. Bare to konstante arter ble registrert på de to stasjoner. Artene var *F. serratus* og *Mytilus edulis*. De to brunalgeepifyttene *Ectocarpus siliculosus* og *Elachista fucicola* hadde en konstans på 50%.

Den sjette assosiasjonen var en blandingsassosiasjon mellom *Ulva lactuca* (sjøsalat), *Mytilus edulis* (blåskjell) og den lille grønnalgen *Blidingia minima*. Sistnevnte alge vokste i hovedsak over *Ulva*. Men rent praktisk er det funnet formålstjenlig å slå disse tre assosiasjoner sammen. Pr. plot ble det funnet et gjennomsnittartsantall på 8 på stasjonene R3, R4, R6, R7 og R8. *Ulva lactuca* (sjøsalat) og *Fucus distichus* ssp. *edentatus* (flattang) var eneste konstante arter. *Ceramium rubrum* (rekeklo), *Pilayella littoralis* (brunsl), *Acrosiphonia centralis* (grønnalge) og *Mytilus edulis* (blåskjell) hadde en konstans på over 50%. *Blidingia minima*, som ble funnet assosiasjonsdannende på stasjonene R7 og R8, hadde en konstans på 40%.

I juli var de fleste av stasjonene karakterisert ved større grønnalgesamfunn og økende forekomst av blågrønnalger øverst på stranden. På stasjonene innenfor Drøbak var med unntak av st. R8 *Fucus spiralis* (spiral-

tang) død eller døende, også *F. vesiculosus* (blæretang) var redusert på enkelte av stasjonene.

Toktet i oktober avslørte et endret vegetasjonsbilde siden juli-toktet. På stasjonene innenfor Drøbak var grønnalgesamfunnene redusert, mens blågrønnalgene satte sitt tydelige preg på littoralsonen. Spiraltangen var stort sett forsvunnet med unntak av st. R8, som oppviste en økende *F. spiralis*-assosiasjon. Blæretang viste fortsatt tilbakegang, særlig i de ytterste stasjoner.

Imidlertid var det på noen av stasjonene kommet *Fucus*-kimplanter av forskjellig størrelse. Det var ikke mulig på daværende tidspunkt å avgjøre om det var *F. spiralis* eller *F. vesiculosus* som var begynt å rekolonisere lokalitetene.

#### 3.7.4 Diskusjon

##### 3.7.4.1 Registrering av fucaceer (brun tang).

##### Betydningen av naturlige miljøfaktorer og økt forurensningsgrad

De fastsittende algers vertikal- og horisontalutbredelse avhenger av forskjellige økologiske faktorer, som kan deles i tre hovedgrupper: fysiske, kjemiske og biologiske faktorer. Eksempler på fysiske faktorer er: lys, temperatur, substrat og vannbevegelse. Kjemiske faktorer kan være: saltholdighet, tilførsler av oksygen, næringssalter og forurensningsbelastning. De biologiske faktorer omfatter: konkurranse mellom artene, beiting av dyr, avhengighet av andre arter og algenes forhistorie.

##### Saltholdighet

Marine planter varierer sterkt i sine krav til vannets saltholdighet. Littoralalger (alger i fjæresonen) har større toleranse overfor saltholdighetsvariasjoner enn sublittorale alger (alger som vokser dypere enn fjæresonen) (Biebl 1937). Redusert saltholdighet i overflatevannet fører ofte til at littoralalgene presses dypere ned i saltere vann.

Imidlertid er flere av artene, som vokser i strandsonen, avhengig av periodevis tørrlegging, hvilket har en positiv effekt på fotosyntesen og andre vitale biokjemiske prosesser (Ogata og Schramm 1971). Dessuten vil littoralalgene være tilpasset sterkere lys enn den lysmengde som tilføres på dypere vann (Remane 1955). Følgelig vil en nedsatt overflatesaltholdighet, som ofte er ledsaget av turbide vannmasser, gi opphav til ugunstige vekstforhold for de fleste marine alger nedenfor de øvre 1-2 m.

Kniép (1907) har undersøkt forplantningens avhengighet av saltholdigheten hos *Fucus*, og funnet at dersom befruktningen foregikk i normalt sjøvann, hadde zygotene (befruktede celler) optimal spiring i dette, men minimum lå helt nede ved 5 ‰. Hvis befruktningen fant sted i fortynnet sjøvann var imidlertid spiringsprosenten lavere. Spermatozoidene (hanlige kjønnsceller) var bare godt bevegelige i vann med høyere saltholdighet enn 12 ‰, og eggene var nesten like ømfintlige. Disse forsøkene forklarer den tiltakende sterilitet hos fucacéene innover i et brakkvannsområde (Sundene 1956b).

Undersøkelser over algenes evne til å tåle plutselige endringer i saltholdighet er bl.a. utført av Høfler (1930, 1931) og Biebl (1938). De konkluderer med at de fleste marine alger tåler en fortynning av sjøvannet ned til ca. 15 ‰ og en konsentrasjon opp til 45 ‰, i det minste for noen timer eller dager. Visse marine alger, som vokser i littoral og supralittoralsonen, er imidlertid meget resistente og tåler kortvarige fortynninger ned til under 5 ‰ (Sundene 1956b).

I mange norske fjorder, hvor større elver tilfører varierende ferskvannsmengder til indre fjordpartier, vil ovennevnte effekter ofte kunne påvises. Imidlertid skiller Oslofjorden seg fra de fleste norske fjorder ved at de store ferskvannstilførsler (Glomma og Drammenselven) tilføres ytre fjord. De indre områder belastes derimot med mindre ferskvannsmengder.

I årene 1962-65 var gjennomsnittssaltholdigheten i 1 m dyp - målt i Breiangeren, Vestfjorden og Bunnefjorden - ca. 18-23 ‰ i sommermånedene og ca. 25-30 ‰ i vintermånedene (Gade 1970). Således er det en lite markert saltholdighetsgradient i undersøkelsesområdet,

bortsett fra nærsone til elveosene.

Sundene (1953) mente at saltholdigheten hadde liten innflytelse på utbredelsen av algene i Oslofjordens fjæresone. Undersøkelser i Østersjøen og Øresund (Kylin 1907, Levring 1940, von Wachenfeldt 1975), hvor det er store saltholdighetsgradienter, har vist at fucaceene har en relativt stor toleranse overfor nedsatt saltholdighet. Likeledes har Jorde og Klavestad (1963) beskrevet velutviklede bestander av *Ascophyllum nodosum* (grisetang), *Fucus vesiculosus* (blæretang) og *F. serratus* (sagtang) fra lokaliteter med sterkt nedsatt saltholdighet i sommerhalvåret.

Endringen i fucacéutbredelsen i indre Oslofjord skulle således ikke kunne tilskrives saltholdigheten i fjorden, med mulige unntak av lokaliteter nær elve- og bekkeutløp.

#### Vannbevegelse

Algene i fjæresonen er tilpasset en moderat, periodisk tørrlegging, forårsaket av tidevannsvekslinger. I områder som Oslofjorden - med liten tidevannsamplitude - vil faktorer som vindretning og -styrke, topografi og lufttrykk, være viktige modfiserende faktorer av tidevannet.

I Oslofjorden vil vedvarende sydlig vind føre til høyvann i indre fjord, mens nordlige vinder fører til lavvann. Lufttrykket vil kunne forsterke, eventuelt svekke vindeffektene. Teoretisk kan endring av lufttrykket på 10 mm Hg gi ca. 13 cm forskjell i vannstanden. Brattegard og Lewis (1964) fant at lufttrykket hadde innvirkning på den biologiske sonering. Lange lavvannsperioder i Skagerrak har vært årsak til at ettårige littoralsamfunn i Aust-Agder har tørket ut (Rueness pers. medd.). Fucaceene er imidlertid godt tilpasset lengre tørrleggingsperioder og vertikalfordelingen av artene antas for en stor del å skyldes ulik tørrleggingstoleranse (Muenscher 1917). Jo høyere på stranden en fucacé vokser, dess tykkere cellevegg har arten utviklet (Zaneveld 1937). Nyetablerte og unge planter vil ha høyere tørkesensitivitet enn voksne individer, og dette vil ifølge Chapman (1966) begrense

artenes vertikale utbredelse.

Vannstanden i Oslofjorden kan variere meget fra år til år avhengig av ovennevnte fysiske faktorer. Våren og forsommeren 1974 var preget av en unormalt lang lavvannsperiode i undersøkelsesområdet. De øverste fucacéassosiasjonene ble således eksponert for et stort antall soltimer (se figur 3) og følgelig en kraftig uttørking.

### Temperatur

Littoralalger har større toleranse overfor både kulde og høye temperaturer enn sublittorale alger (Kylin 1917, Schölm 1966).

Undersøkelser har vist at fucaceene overlever selv om planten er helt omgitt av is (Kylin 1917). Eksempelvis har Kanwisher (1957) funnet at ca. 80% av vanninnholdet i *Fucus vesiculosus* (blåretang) er frosset ved  $-15^{\circ}\text{C}$  uten at algen dør.

Fucaceene har generelt en god kulderesistens. Men ved for sterk kulde vil frysing av algenes vanninnhold øke saltkonsentrasjonen i vevet, som kan føre til frostplasmolyse (sprengning av cellene). Dette kan være en direkte dødsårsak (Terumoto 1964).

Islegging i fjorder med nedsatt saltholdighet er en følge av vintre med lave temperaturer og stille vær. Isdannelsen kan føre til isskuring i strandsonen, hvilket medfører sterk slitasje og bortrivning av algeassosiasjonene i de berørte områder (Sundene 1953).

Toleransen overfor høye temperaturer øker med minkende vanninnhold i vevet hos *Fucus vesiculosus* (Schramm 1968), mens toleransen minker med minkende saltholdighet (Schwenke 1959).

Fucaceene er en algegruppe som foretrekker kaldt eller temperert vann (Fritsch 1965). Eneste unntak er *Fucus virsoides*, som finnes i Adriaterhavet. Men Montfort (1929) har vist at selv de arter som fysiologisk er innstilt på lave temperaturer, kan forandre dette

slik at de også i den varme årstid har et betydelig assimilasjonsoverskudd. Bl.a. inkluderer forsøkene hans *F. vesiculosus* og *F. serratus*, referert av Sundene (1956b).

Blant flere forfattere mener Biebl (1962) at det ikke er måneds- eller årstemperaturgjennomsnittet som begrenser en arts utbredelse, men derimot korttidsextremene.

Det er vanskelig å skille mellom økologiske effekter forårsaket av temperatur og solstråling. Årlige forandringer i marin vegetasjon er ofte en konsekvens av samspillet mellom temperatur og lys, men Gessner (1970) sier at benthosalgens vertikalfordeling skyldes mer lysforholdene enn temperaturfaktoren.

Klavestad (1967) viste ved å sammenlikne med Grenagers (1957) undersøkelse, at grensen for mange arter var forskjøvet enten utover (9 arter), eller innover (23 arter) i fjorden. Selv om forurensningsbelastningen ble antatt å være en viktig årsak til disse forandringene, var det også sannsynlig at et samspill mellom flere av de ovennevnte faktorer kunne medvirke til å forklare det varierende utbredelsesmønsteret.

Høye sommertemperaturer kan være veksthemmende eller direkte fatale for noen algearter, mens andre arter vil favoriseres. Således ble de høye sommertemperaturene i perioden 1943-46 (Grenager 1957) sammenliknet med temperaturen i den kaldere perioden 1962-65 (Klavestad 1967), og temperaturforskjellen ble antatt å være en mulig regulerende faktor for ulikheter i algesamfunnene i de to nevnte perioder.

For mange arter, spesielt de ettårige artene, er det trolig at mindre variasjoner i luft- og vanntemperatur kan være avgjørende. Fucaceene derimot, er flerårige arter med et geografisk utbredelsesmønster som indikerer at de er mindre sensible overfor vekslinger i sommertemperaturen.

Fra stasjoner mellom Drøbak og Nesodden, har Sundene (1953) beskrevet

hvordan kalde vintere og derpå følgende isdannelse (1947, 1950) førte til ødeleggelse av den littorale fucacévegetasjon. Undersøkelsene 1962-65 (Klavestad 1967) ga også et godt grunnlag for å vurdere effektene av den kalde vinteren 1966. På flere lokaliteter i hele indre fjordområde var fucaceene forsvunnet samme vår og sommer, og det hadde utviklet seg nye samfunn av hurtigvoksende, ettårige arter som *Pilayella littoralis* og *Enteromorpha* spp.

Sundene (1953) viste at virkningen av isskuring på fucaceene ofte var svært lokal. Isskuringseffekter kan derfor ikke forklare hvorfor en art totalt forsvinner fra et større område representert ved mange lokaliteter.

Den vesentlige del av undersøkelsen til Grenager (1957) ble foretatt 1945-46. Det er derfor lite sannsynlig at de ekstreme forholdene i 1942 kan ha influert mye på resultatene i denne undersøkelsen, siden det må antas at fucacésamfunnene var rekolonisert 3 år senere (jfr. Sundene 1953). Av samme grunn har trolig isdannelsen i 1970 heller ikke vært av avgjørende betydning for undersøkelsen i 1974.

Klavestad diskuterer virkninger av isskuringen på utbredelsen av artene i fjorden, men beskriver ikke spesielle forandringer i fucacésamfunnene etter vinteren 1963. Siden enkelte av lokalitetene ble undersøkt flere år på rad, for å se eventuelle årlige variasjoner, er det sannsynlig at større isskuringseffekter ville blitt registrert. Grenseområdene i indre Oslofjord ble imidlertid undersøkt sommeren 1963, slik at det ikke kan utelukkes at mindre variasjoner i utbredelsen av enkelte arter (se grenselinjene for *Fucus vesiculosus*) kan skyldes isskuringer. Vinteren 1963 var også vannstanden lav, noe som kan ha hatt en forsterkende virkning.

Ut fra det ovenstående er det sannsynlig at naturlige faktorer periodevis er årsak til endringer i littoralsonen. Strukturen i samfunnene vil derfor ikke bare være et resultat av organismenes samspill under relativt stabile miljøforhold, men også mye et resultat av store svingninger i naturlige fysiske faktorer.

Naturlige faktorer kan også være medvirkende årsak til de observerte



forskyvninger i fucaceenes utbredelsesmønster i Oslofjorden. Det er viktig å være klar over disse forholdene, spesielt ved vurdering av mindre forskyvninger av grenselinjene.

#### Forurensning (sivilisatorisk påvirkning)

En klar forskyvning av fucaceenes grenselinjer utover eller innover i fjorden, kan imidlertid vanskelig forstås uten å ta med i betraktning den økende forurensningsbelastningen i indre fjord.

Under forutsetning av at forurensningen er den utslagsgivende faktor, som forklarer hvorfor en art har forsvunnet fra de indre delene av fjorden, kan det skilles mellom to typer av årsakssammenhenger (Rueness 1973):

- 1) Forurenset vann virker direkte ugunstig på artens vekst og utvikling (autøkologisk effekt).
- 2) Forurenset vann har ingen direkte ugunstig virkning på artens vekst og utvikling, men indirekte biologisk betingede (biotiske) faktorer fører til en ufordelaktig konkurransesituasjon for arten (synøkologisk effekt).

Skulle punkt 1) ha noen relevans, ville det bety at det kloakkbelastede fjordvannet inneholder stoffer med direkte giftvirkninger på enkelte arter. Imidlertid har innergrensen for noen arter forskjøvet seg innover i fjorden, på tross av økende forurensingsgrad (Klavestad 1967), og dette indikerer at forandringene av algesamfunnene for en stor del skyldes endrede konkurranseforhold mellom artene.

Økt tilførsel av næringssalter og organisk stoff er særlig karakteristisk for typen av forurensning i Oslofjorden (se s. 17). Arter som er istand til effektivt å nyttiggjøre seg store næringskonsentrasjoner i vannet, vil følgelig være favorisert av denne type forurensning. Tidligere undersøkelser både i Oslofjorden (Sundene 1953, Grenager 1957, Klavestad 1967) og andre steder (Hartog 1959, Sawyer 1965), viser at hurtigvoksende, ofte ettårige arter, dominerer i marine

eutrofe områder. Forandringer av algesamfunnene må derfor vesentlig skyldes en forskyvning av konkurransevnen til fordel for denne type arter.

Dette synes å være det sentrale grunnlaget for å diskutere de forskjellige effekter av forurensningen i Oslofjorden.

#### Fucaceenes utbredelsesmønster i Oslofjorden sett i relasjon til diskuterte faktorer

De fem undersøkte tangartene har forskjellig vertikalutbredelse, forårsaket av deres tilpassing til de mange miljøfaktorer diskutert i det foregående. Således vokser *Fucus spiralis* (spiraltang) omkring middelvannstandslinjen. Med mer eller mindre overlappning følger *F. vesiculosus* (blåretang), *Ascophyllum nodosum* (grisetang), *F. distichus* subsp. *edentatus* (flattang) og *F. serratus* (sagtang) i rekkefølge nedover stranden.

##### 1. *Fucus spiralis* - spiraltang

Siden undersøkelsen i 1943-46 (Grenager 1957) er innergrensen for *F. spiralis* forskjøvet inn til øyene mellom Nesoddtangen og Oslo, se figur 49. Grenager antok at algens fravær i indre basseng primært skyldtes den økende grad av forurensning. Imidlertid indikerer resultater fra Klavestad (1967) og denne undersøkelse at arten tåler forurensningsbelastning bedre enn tidligere antatt. Fraværet av spiraltang i innerste del av Oslofjorden i årene 1943-46 kan bl.a. skyldes isdannelse med påfølgende isskuring forårsaket av den kalde vinteren i 1942.

I forhold til de fleste fastsittende alger tåler *F. spiralis* en relativt stor grad av uttørring, selv om den i beskyttede områder vanligvis bare finnes på nordvendte lokaliteter i Oslofjorden (Sundene 1953). Våren og forsommeren 1974 var preget av høytrykk med tilhørende lav vannstand, tørke og antall soltimer langt over normalen. Ved rutineundersøkelser på enkelte av algestasjonene i juli og oktober samme år, ble det observert døende spiraltangassosiasjoner, særlig på sydvendte lokaliteter. Dette ga en desimering (reduksjon) av *F. spiralis*-bestandene i 1975, hvilket vil bli nærmere beskrevet i en senere rapport.

I det nivå hvor arten normalt forekommer, er veksten av andre alger mindre og langsommere enn i lavere nivå av littoralsonen (Rueness 1973). I motsetning til de fire øvrige fucaceer registrert i denne undersøkelsen, kan *F. spiralis* ofte hevde seg bedre i konkurransen med andre arter.

## 2. *Fucus vesiculosus* - blæretang

Å dømme etter observasjonene våren 1974 viste algen en markert forskyvning av innergrensen utover i fjorden, se figur 50. Med unntak av en eneste lokalitet var blæretang forsvunnet fra øyene ved Oslo og Bærumsbassenget, hvor arten ble funnet både i 1943-46 (Grenager 1957) og i 1962-65 (Klavestad 1967).

Noen islegging av havnebassenget har ikke forekommet de siste vintrene. Således kan en se bort fra isskuring som noen forklaring på endringen av innergrensen. Imidlertid har som nevnt en annen fucacé - *F. distichus* subsp. *edentatus* (flattang) - invadert fjorden i senere tid (se s.132). Algen er hurtigvoksende og har etablert assosiasjoner i nedre halvdel av blæretangs naturlige voksested i fjæresonen. Konkurransen om voksested synes således å være en viktig faktor for *F. vesiculosus* fortsatte eksistens i Oslofjordens innerste del. Videre nevner Grenager (1957) at sterk vekst av epifyttiske alger (små alger som vokser på større alger) kan være årsak til at bl.a. blæretang ikke kan opprettholde normal vekst og utvikling på forurensede lokaliteter.

## 3. *Ascophyllum nodosum* - grisetang

Denne arten hører til samme familie (Fucaceae) som de fire øvrige undersøkte arter. I Oslofjorden er algens innergrense forskjøvet markert utover mot Drøbakundet siden århundreskiftet (se s.111). For å undersøke om grisetangens forskyvning utover i fjorden er direkte forårsaket av den økende forurensningsbelastning i indre fjord, har Rueness (1973) transplantert velutviklede eksemplarer av *A. nodosum* til forurensede lokaliteter i indre del av Oslofjorden. Individene ble transplantert våren 1971. Høsten 1974 var fremdeles et par eksemplarer i god forfatning. Eksperimentet har således vist at grisetang vokser normalt over lengre perioder i forurensede vannmasser.

Sundene (1973) antar at isskuring er den viktigste faktor når *A. nodosum* forsvinner fra strandsonen. Videre har han ved eksperimentelle studier vist at grisetang har like stor produksjon av kjønnceller som blæretang og sagtang. Imidlertid er gjenveksten av *Ascophyllum* mye dårligere enn hos de to ovennevnte arter. Således fant Sundene (1973) at kimplantene bare vokste 0,1-0,2 cm i løpet av første leveår, og i eksperimentene hans trengte algen fem år før den ble fertil. Det antas derfor at kimplantestadiet er den kritiske fasen for grisetang. De tette grønnalgesamfunnene, som utvikler seg i de varme sommermånedene, reduserer trolig tilgjengelig lys og egnet substrat for kimplanten. Således vil arter som favoriseres av et kloakkvannsbelastet miljø kunne utkonkurrere *Ascophyllum nodosum*, når velutviklede voksne individer er revet bort ved isskuring eller ved andre fysiske mekanismer.

Toleransen overfor varierende saltholdighet er stor, og algen trives i vannmasser med saltholdighetsamplitude mellom 15 og 37 ‰ (Baardseth 1970). Men *Ascophyllum* er også rapportert fra estuarer med saltholdighetsverdier mellom 0,0 og 17,3 ‰ (Doty and Newhouse 1954). Da gjennomsnittssaltholdigheten i sommermånedene er ca. 18 ‰ i innerste del av Oslofjorden, skulle saltholdigheten være utelukket som begrensende faktor for grisetang i dette området. Likeledes kan sjøtemperaturen om sommeren utelukkes. Algen er funnet i havområder med gjennomsnittlig sommertemperaturer på 22-23 °C (Setchell 1922, Schmidt 1931).

Det kan således konkluderes med at faktorer som konkurranseforhold og mekanisk påvirkning antas å være den største hindring for grisetangs etablering i Indre Oslofjord.

#### 4. *Fucus distichus* subsp. *edentatus* - flattang

Algen har opprinnelig en subarktisk utbredelse (Kristiansen 1968), men har de siste 40-50 år blitt mer og mer vanlig på forurensede lokaliteter i Syd-Skandinavia (Sundene 1956a). Særlig synes arten å ha innvadert indre Oslofjord de siste 10 år. Grenager (1957) og Klavestad (1967) rapporterer bare om relativt spredte forekomster i henholdsvis 1943-46 og 1962-65. Imidlertid kan en ikke se bort fra forvekslinger med blæreløse former av *F. vesiculosus* (se Sundene 1956a s. 68), idet flattang har stor likhet med ovennevnte form utenom ferti-

litetsperioden (perioden med utvikling av kjønnsorganer).

I motsetning til *F. vesiculosus* og *Ascophyllum nodosum*, som er fertile om sommeren, har *F. distichus* subsp. *edentatus* sin formeringsperiode hovedsakelig fra april til juni (Kristiansen 1968). Således kan kimplantene etablere seg med mindre konkurranse fra andre fucaceer og ettårige arter (Rueness 1973). Undersøkelser på Shetland (Powell 1957) og på Sørlandet (Kristiansen 1968) tyder på at *F. distichus* utkonkurrerer *F. vesiculosus* og *Ascophyllum* i forurensede havneområder. Foreliggende undersøkelse tyder på samme fenomen i indre Oslofjord. Flattang er for øvrig en relativt hurtigvoksende alge (Rueness 1973), og mer fri for epifytter enn de øvrige fucaceene (Grenager 1957, Jaasund 1965), hvilket trolig favoriserer flattangen i konkurransen om voksested i fjæresonen.

##### 5. *Fucus serratus* - sagtang

Denne algen har sitt voksested lengst nede på stranden av de fem undersøkte fucaceer. Vanligvis finnes den fra lavvannsmerket og ned i sublittoralsonen, avhengig av de forskjellige miljøfaktorer. I indre Oslofjord vokser store blåskjellpopulasjoner, hvilket er lite egnet substrat for mange algearter (Klavestad 1967). Dessuten har *F. distichus* subsp. *edentatus* etablert seg med store bestander i øverste del av den sonen, hvor *F. serratus* har sitt normale vekstområde.

Partikulært materiale forårsaket av forskjellige utslipp og store planktonbestander i de næringsrike vannmasser i havnebassenget (Braarud 1945, Braarud og Nygaard 1967), har muligens ført til for liten lystilgang for algens fotosynteseapparat allerede på få meters dyp. I tillegg kommer nedslamming fra alt partikulært materiale, som særlig vil influere på kimplantenes vekstforhold (Knight og Parke 1950, Lein et al. 1974), men også for voksne individers lystilgang.

Således er det mulig at en art som *F. serratus* må gi etter i konkurransen om voksested, overfor organismer mer tilpasset forurensede områder, samtidig som lysforhold og nedslamming hindrer algen i å trenge lenger ned i vannmassene.

3.7.4.2 Algenes dekningsgrad. Denne delundersøkelsen er gjennomført for å få registrert alle makroskopiske, fastsittende alger i strandsonen på utvalgte stasjoner i Indre Oslofjord. Ved å bruke rammer har en fått en oversikt over algenes dekningsgrad og bruk av samme teknikk i årene fremover, vil kunne gi svar på kvalitative og kvantitative endringer i algesamfunnene på de utvalgte stasjoner.

Fucaceenes utbredelsesmønster er diskutert ovenfor, og vil derfor bare i liten grad bli vurdert her.

Ved ramme-forsøkene ble det registrert 39 arter av makroskopiske, fastsittende alger, fordelt på 10 rødalger, 17 brunalger og 12 grønnalger. Andelen av rødalger synes å være en del lavere enn en kunne forvente. Derimot var antall grønnalgearter relativt høyere enn vanlig for lite forurensede fjorder. Imidlertid var den mengdemessige forekomst av grønnalgene liten.

Som ventet endret algesamfunnene karakter fra undersøkelsen primo mai til registreringene i juli og oktober. Mai-samfunnene var preget av våralger, som forsvinner utover sommeren. Juli-observasjonene viste at grønnalgevegetasjonen ble noe rikere, mens blågrønnalgene dannet en iøynefallende assosiasjon i oktober.

På grunn av kraftig høytrykk i april-juni 1974 var Indre Oslofjord preget av lavvann i hele dette tidsrommet. Dette høytrykket medførte at antall soltimer i Osloområdet lå langt over normalen (se figur 3 s. 26). Med et slikt utgangspunkt hadde de ettårige grønnalgene vanskelig for å etablere seg i fjæresonen våren 1974. Bare på st. R8 (nordsiden av Hovedøya) var grønnalgevegetasjonen som den normalt har vært i sommerhalvåret de siste tiår. Kombinasjonen av nordvendt lokalitet og kunstig bølgeeksponering fra ferjetrafikken til Oslo-øyene antas å ligge til grunn for dette fenomen.

Også *Fucus spiralis* (spiraltang) og øvre del av *F. vesiculosus*-assosiasjonen (blåretang) ble sterkt merket av høytrykket, hvilket hadde ført til en markant reduksjon i forekomsten spesielt av spiraltang i Indre Oslofjord.

Klavestad (1967) har i årene 1962-65 kartlagt algevegetasjonen på 5 av de 8 undersøkte stasjonene fra 1974. Sammenligninger tyder på at algesamfunnene var blitt noe fattigere i 1974. Spesielt iøynefallende var den kraftige reduksjonen av grønnalger, hvilket som nevnt ovenfor må tilskrives meteorologiske forhold. Dessuten er ikke *Fucus distichus* subsp. *edentatus* (flattang) nevnt i algelistene fra noen av de fem stasjonene i arbeidet til Klavestad, mens algen ble funnet på alle åtte stasjoner i 1974, dog ikke assosiasjonsdannende på alle steder.

Sammenlignet med algeundersøkelser i 1890-årene (Gran 1897) er det tydelig at samfunnene av tang og tare i Indre Oslofjord har endret karakter. Flere arter er forsvunnet, men noen er også nyinnvandret til øyene mellom Nesoddtangen og Oslo. Den viktigste nykommeren er utvilsomt *Fucus distichus* subsp. *edentatus* (flattang), men mest forbausende er kanskje innvandringen av *F. spiralis* (spiraltang) til indre fjord. Gran (1897) beskriver algen som noe bølgeeksponeringsavhengig, sannsynligvis fordi han ikke fant spiraltang nord for Drøbak.

Av andre nyinnvandrere i 20. århundret er de eutrofieringstolerante brunalgene *Petalonia fascia* og *Scytosiphon lomentaria*. De øvrige større brunalger er enten helt forsvunnet (grisetang) eller kraftig desimert (blæretang og sagtang) på øyene ved Oslo siden Grans (1897) undersøkelser.

Algesamfunnene i Indre Oslofjord var også karakterisert av stor begroing av små brunalgeepifytter som *Spongonema tomentosum*, *Elachista fucicola*, *Pilayella littoralis* og *Ectocarpus siliculosus*. Begroingen av epifytter synes stadig å ekspandere, og siden marsundersøkelsene til Gran (1897) har økningen tydeligvis vært enorm, hvilket må antas å ha tilknytning til den økende eutrofiering i Indre Oslofjord.

Tabellene 8-13 viser at *Mytilus edulis* (blåskjell) er en konstant art i 4 av 6 assosiasjoner, og spiller således en dominerende rolle i indre fjords organismesamfunn. *Fucus distichus* subsp. *edentatus* (flattang) og *Ulva lactuca* (sjøsalat) er konstante arter i to av assosiasjonene. Begge alger er dominerende fra middelvannstand og ned til 2-3 m dyp innenfor Drøbak.

I de påfølgende år bør nye rammeforsøk bli gjentatt med jevne mellomrom. Resultatene i 1974 vil i så fall være nyttige referanseklider.

### 3.7.5 Konklusjoner

Kloakkvannsbelastningen av indre del av Oslofjorden antas å ha liten eller ingen direkte effekt på de fastsittende alger i fjæresonen. Transplantasjonsforsøk av Rueness (1973) har vist at planter av grisetang fra Drøbaksundet kan klare seg utmerket i Oslos havnebasseng i en årrekke. Imidlertid vil den økende forurensning ha en indirekte effekt på algesamfunnene i form av utkonkurrering av tidligere etablerte samfunn. Kloakkvannstilførslene medfører overgjødsling som favoriserer sterkt enkelte hurtigvoksende, ettårige grønnalger. Disse algene vil dekke små kimplanter av andre mer langsomtvoksende alger, og således redusere både lystilførsel og tilgjengelig substrat (voksested).

Likeledes har en nordlig fucacéart - *Fucus distichus* subsp. *edentatus* (flattang) - invadert indre deler av Oslofjorden, særlig i de siste tiår. Denne arten har vist en tydelig preferanse for forurensede havneområder i det sydlige Skandinavia, siden den ble observert første gang i Oslofjorden i 1890-årene. Algen har tydeligvis spredd seg på bekostning av sin slektninger *F. vesiculosus* (blæretang), *F. serratus* (sagtang) og til dels *Ascophyllum nodosum* (grisetang), som alle var vanlige i Oslos havnebasseng ved århundreskiftet (Gran 1897). En medvirkende årsak til flattangens konkurransedyktighet antas å være at den formerer seg om våren. Således unngår den konkurransen med blæretang og grisetang (forming om sommeren) om voksested i etableringsfasen.

Belastningen av kloakkvann har også ført til større begroing (epifyttbevoksning) på noen av fucaceene (blæretang og sagtang), mens flattang oppviser lite begroing, hvilket minsker miljøstresset på denne algen. Dessuten har øket grumsing av vannet og nedslamming av algene redusert lystilgangen til plantenes fotosyntese.

Foruten indirekte effekter forårsaket av kloakkvannstilførsler, vil også naturlige faktorer føre til endringer i algesamfunnene. Isdannelse kan føre til at algene i fjæresonen blir skurt bort, og lange lavvannsperioder med mye sol kan føre til uttørking. Imidlertid vil slike



endringer som oftest være av akutt karakter. Dette understreker hvor viktig det er med grundige biologiske undersøkelser i en fjord belastet med forurensninger. Bare ved gjentagne registreringer vil en kunne avdekke hvilken innflytelse naturlige faktorer har på fjordens organismeliv, og således kunne avkrefte eventuelle mistanker om forurensningsinduserte effekter.



Tabell 9. Algenes dekningsgrad

Stasjon:	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8
Dato:	7/5-74	7/5-74	8/5-74	8/5-74	8/5-74	9/5-74	9/5-74	9/5-74
Assosiasjon: <i>Fucus vesiculosus</i>								
C % Plots (0,1 m <sup>2</sup> ):	1 2 3 4 5	1 2 3 4 5	1 2 3 4 5	1 2 3 4 5	1 2 3 4 5	1 2 3 4 5	1 2 3 4 5	1 2 3 4 5
3 <i>Ahnfeltia plicata</i>			1					
13 <i>Bangia fuscopurpurea</i>	1 1	1 1						
73 <i>Hildenbrandia prototypus</i>	5 5 5 5	5 4 3 4	4 3 2 2 3		1 1 4 5 5 4 5			
3 <i>Polysiphonia urceolata</i>			1					
3 <i>Lithothamnion leucomandii</i>		2						
13 <i>Ascophyllum nodosum</i>		1	4 5 2					
3 <i>Ectocarpus siliculosus</i>			2					
10 <i>Elachista fucicola</i>	3		2					
7 <i>Fucus distichus</i> ssp. <i>edentatus</i>								
7 <i>F. serratus</i>		1 1	3					
100 <i>F. vesiculosus</i>	5 5 4 4 2 5 5 3 5 3	5 5 3 5 5 3 5 5 5 3	5 2 5 5 5 5 5 5 5 5	5 5 4 3 5 5 5 5 5 5	5 5 5 5 5 5 5 5 5 5	5 5 5 5 5 5 5 5 5 5		
3 <i>Petalonia fascia</i>			1					
3 <i>Petalonia zosterifolia</i>	3							
20 <i>Pilayella littoralis</i>	2		2 1 2 2 1					
3 <i>Sphacelaria cirrosa</i>					1			
27 <i>Spongonema tomentosum</i>	2	2	2 4 2 2 3		2			
3 <i>Acrosiphonia centralis</i>			1					
7 <i>Blidingia minima</i>	2 1							
10 <i>Cladophora albida</i>		1						
27 <i>Enteromorpha intestinalis</i>	1 1 2	5 4 5 3	2					
7 <i>Rhizoclonium riparium</i>		1 1						
7 <i>Ulothrix</i> sp.	1	1						
7 <i>Ulva lactuca</i>			1					
7 <i>Urospora penicilliformis</i>	1 1							
40 <i>Balanus balanoides</i>	1 1	3 2 3 4	1 2 1	1 1	1			
10 <i>Dynamena pumila</i>		4 4 2						
83 <i>Nyctium cilius</i>	2 2 2 4 4		4 3 3 3 3	2 2 2 2 4	5 5 5 5 5 5 5 5 5 5	4 3 4 4 4 4		
Antall arter pr. plot	5 3 5 10 8	7 4 9 8 5 10 6 7 10 7	10 6 7 10 7	2 2 3 2 2 2 2 2 2 2	2 2 2 2 2 2 2 2 2 2	3 4 3 4 4 4 4 4 4 4		
Gjennomsnittantall:	5					(døfende)		

ingen  
assosiasjon

ingen  
assosiasjon

(døfende)

(døfende)

(døfende)

(døfende)

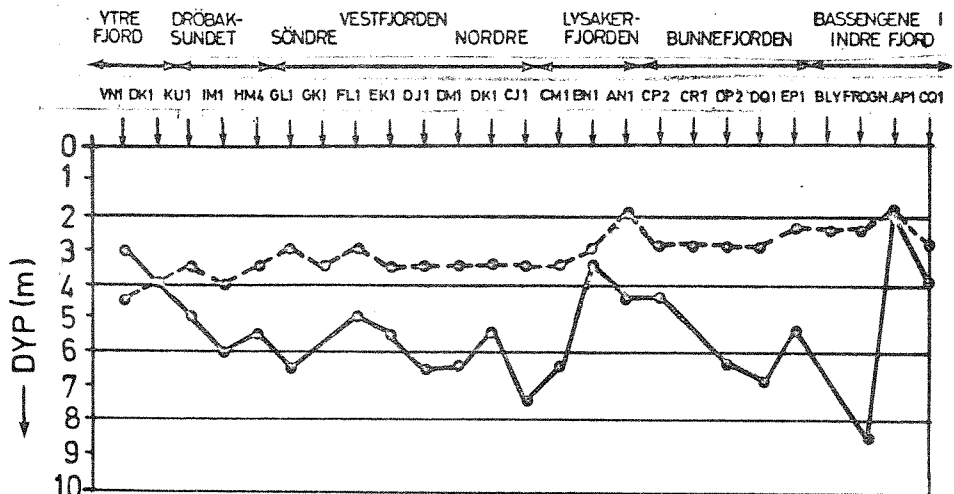




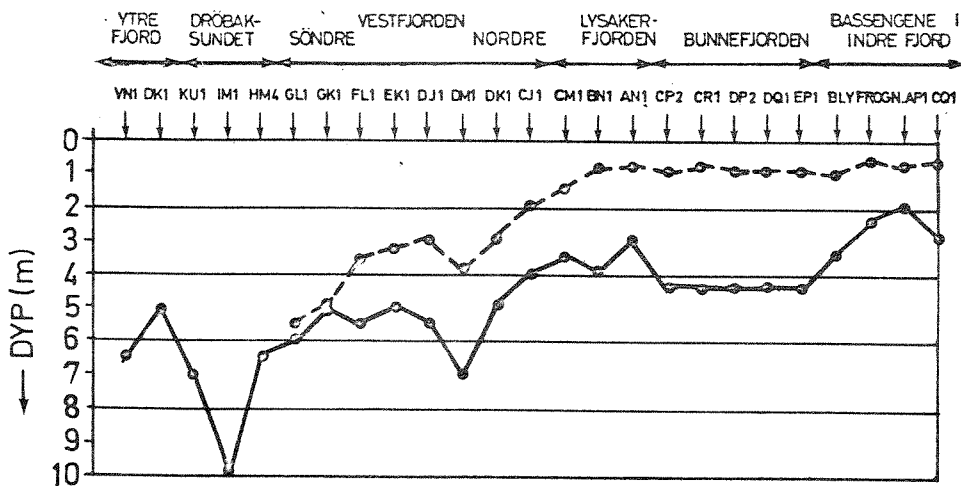




### SIKTEDYP — FEBRUAR OG — APRIL 1974



### SIKTEDYP — MAI OG — JULI 1974.



### SIKTEDYP — AUGUST OG — OKTOBER 1974

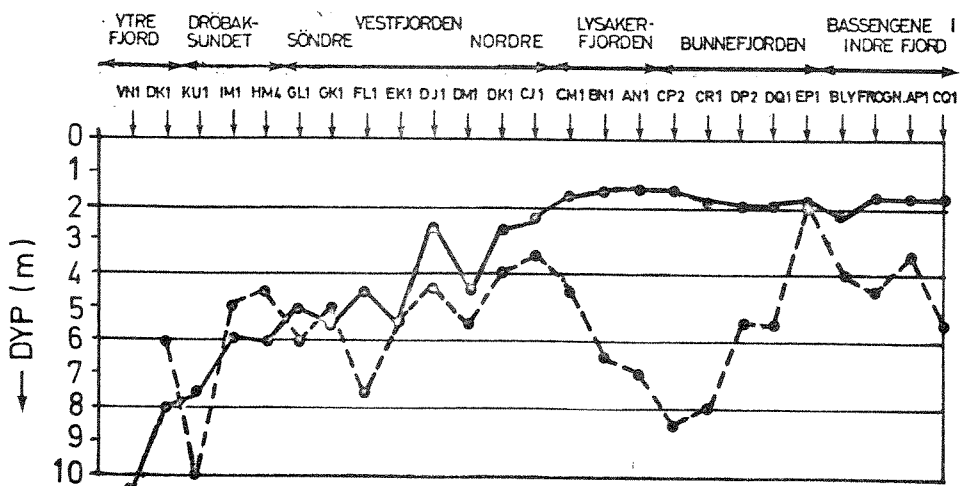


Fig. 52. Variasjon i siktedyp 1974.



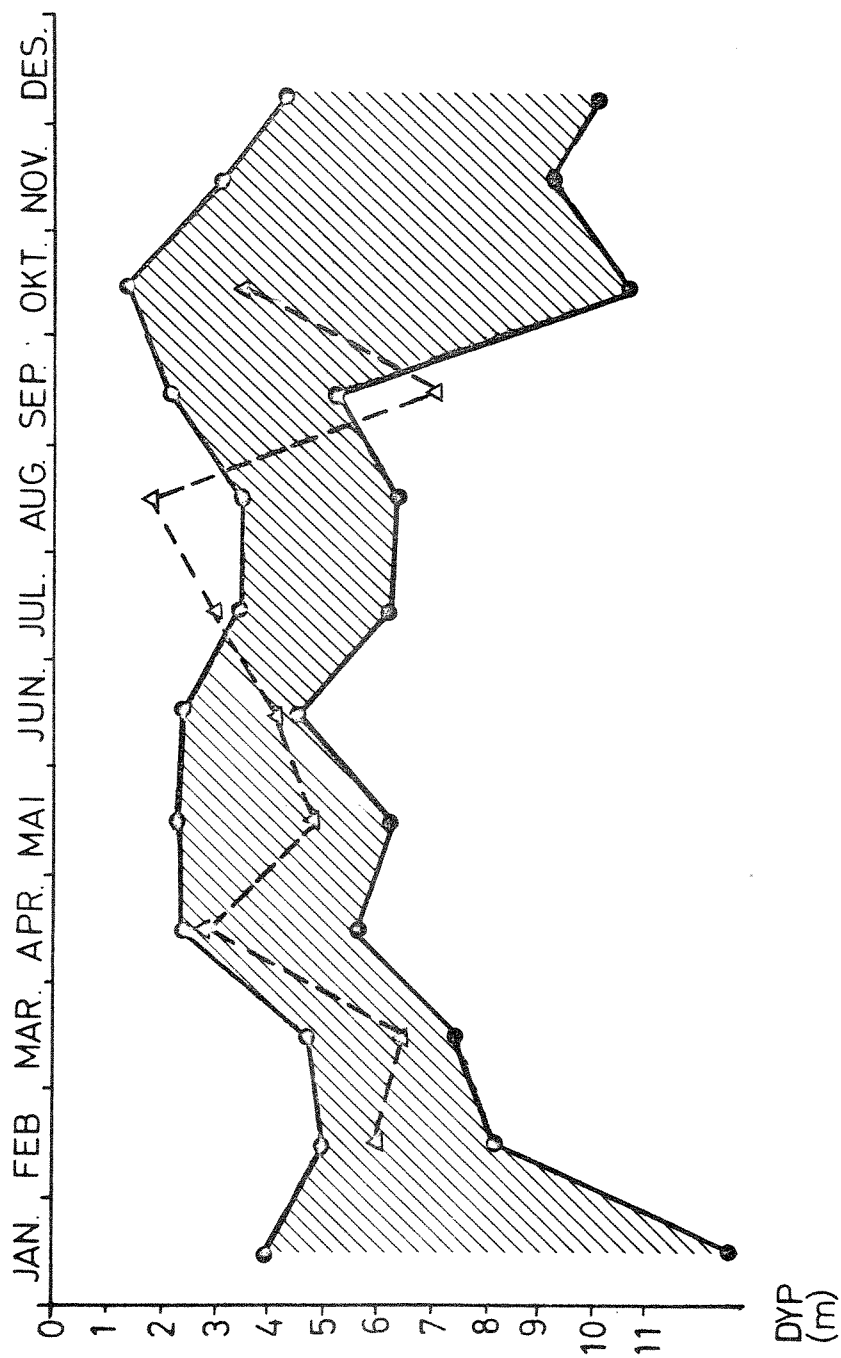


Fig. 53 Siktedyp ved Steilene ( $\Delta$  - -  $\Delta$ ) 1974.  
Midlere siktedyp variasjonsbredde ( $\circ$  - -  $\circ$ )

### 3.8 Spesielle overflateobservasjoner

De resultater som ble rapportert i årsrapporten for 1973 (NIVA 1974) under dette kapittel gjelder i store trekk også for 1974. Således fortsetter oljelekasjen fra vraket av "Blücher" og et generelt oljesøl i indre fjord.

Forekomsten av søppel har vært mindre i 1974 under de seks hovedtoktene og sammenfaller i dette tilfellet med rapporter fra Oslofjordens fiskerlag. Derimot har forholdene i følge fiskerlaget forverret seg i ytre fjord. Registrering av søppel skjer dog best ved observasjoner langs strendene i fjorden og ikke like godt ved hydrografiske tokter på åpent vann.

Variasjonen i siktedyp er presentert i figur 52. Det var ingen større forskjell i siktedyp mellom indre og ytre fjord i februar og april. Derimot ble siktedypet betydelig dårligere i indre fjord sommeren og høsten 1974 (mai, juli og august). Dette avspeiler effekten av stadig tilførsel av kloakkvann til indre fjord som gir næring til en høy algevekst.

Figur 53 viser variasjonen i siktedyp ved Steilene i 1974 sammenlignet med tidligere observasjoner. For månedene mars, april og mai er en del observasjoner hentet fra 1936-39. Øvrige data er hentet fra perioden 1962-65 og senere. Figuren viser at siktedypet ved Steilene varierer innen den normale variasjonsbredden unntatt for juli og august da det var dårligere enn normalt, samt for september da det var bedre enn normalt. Juli- og august-situasjonen berodde på en ekstrem algeoppblomstring. Denne oppblomstringen medførte at siktedypet var dårligere sommeren 1974 enn tidligere.

I Frognerkilen er kloakkvannsbelastningen så stor i forhold til bassengets volum at det fra tid til annen oppstår en meget generende lukt. Denne skriver seg fra gasser (særlig hydrogensulfid) som frigjøres ved forråtnelsesprosesser.

#### 4. FJORDENS UTVIKLING

De første vitenskapelige observasjoner av Oslofjorden ble gjort allerede på 1800-tallet. Siden da har gjentagende studier av fjorden medført at den i dag er en av de best kjente fjorder i Norge. For en studie av fjordens utvikling kan derfor forskjellige metoder brukes. Dette vil også ha en generell interesse, da parallelle observasjoner av biologi og hydrografi, dels kompletterer hverandre, dels gir et bilde av hvilke observasjoner som er velegnede for å studere en utvikling.

Årsrapporten for 1973 behandlet i hovedsak den hydrografiske utviklingen hvor vi har en forholdsvis lang observasjonsserie med data om temperatur, saltholdighet og oksygen. Til visse tider er det også gjort analyser på fosfor og nitrogen.

For overvåkingsprogrammets spesielle oppgave - å studere og bedømme fjordens utvikling sett i relasjon til påvirkning av forurensninger, fremfor alt eutrofieringsvirkningen av kloakkutslipp - er oksygen den parameter som er enklest å bedømme. Som nevnt i årsrapporten for 1973 er dog temperatur og salinitet like viktige som kontrollparametere for å vise eventuelle forandringer i fjordens hydrofysikk. Da oksygeninnholdet bl.a. er beroende av størrelsen og intensiteten av dypvannsutskiftningen, foruten tilførselen av organisk stoff, vil variasjoner i vannutskiftningen medføre variasjoner i oksygeninnhold ved forøvrig konstant kloakktilførsel.

Figuren nedenfor viser en tenkt naturlig variasjon av en parameter (eksempelvis oksygen) i Oslofjorden.

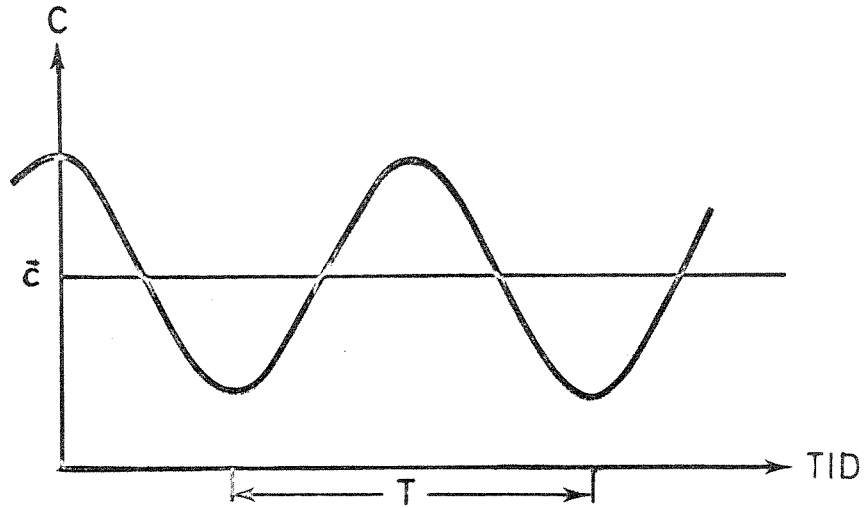


Fig a.

Hvis  $T$  er ett år, beskriver kurven en årlig syklus av eksempelvis oksygen i Vestfjorden. Den viser at ingen forandring skjer i parameteren i løpet av tiden, da en minskning av oksygeninnholdet ville gi en kurve som i figur b. Denne viser at oksygenkonsentrasjonen avtar i vannmassen.

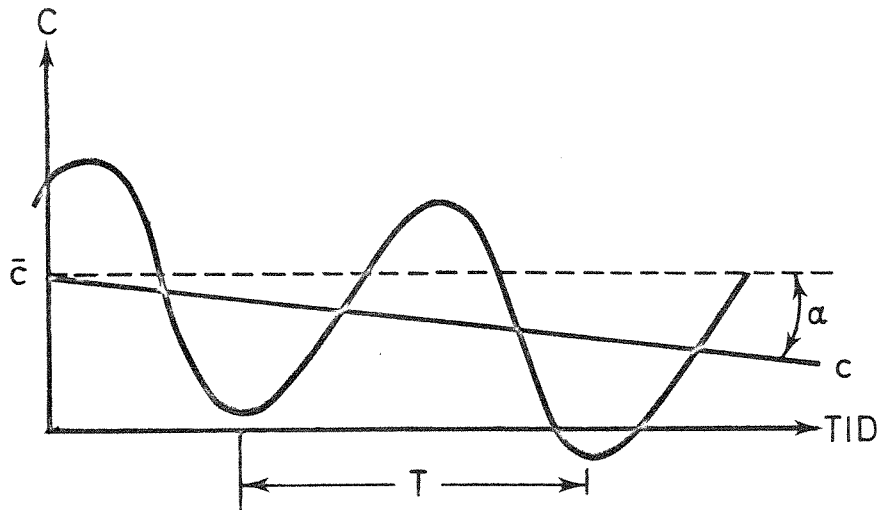


Fig. b.

Vinkelen  $\alpha$  er et uttrykk for utviklingen. Årsaken til denne trend vil likevel kunne være usikker. Vannutskiftningens variasjoner fra år til år kan også ha en lengre variasjon som er overlappet årsvariasjonene. Ved det dobbelte av observasjonstiden i forhold til figur b vil man kunne få et bilde som i figur c.

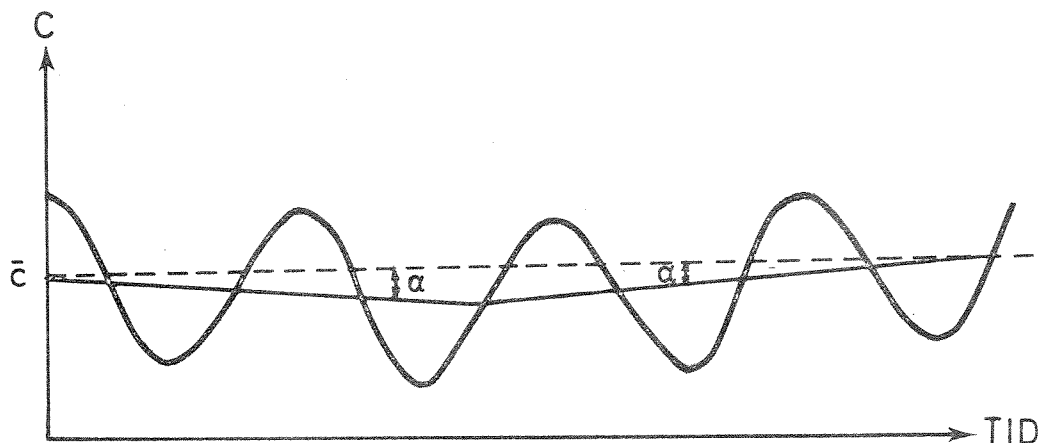


Fig. c.

Dette viser at naturlige variasjoner kan vanskeliggjøre bedømmelsen av utviklingen i en terskelfjord.

Om man derimot kjenner de naturlige variasjoner, vil utviklingen kunne beskrives som funksjon av forurensningsbelastningen, og vinkelen  $\alpha$  kunne betraktes som et mål for hvor raskt den negative utviklingen har foregått.

De ovenfor skisserte eksempler er sterkt forenklete, men gjelder i prinsipp for mange biologiske og hydrografiske parametre. Antallet variabler kan imidlertid være så mange at så enkle sammenhenger som skissert ovenfor ikke lar seg uttrykke.

Til disse problemer kommer også observasjonsfrekvensen. Generelt innebærer det at en kan erstatte lav observasjonsfrekvens med lange tidsserier og omvendt. Perioden for hver observasjonsserie bør i prinsippet gjøres avhengig av den enkelte parameters naturlige variasjonsmønster. For en utviklingsstudie er det følgelig gunstig at man på forhånd i store trekk kjenner variasjonsmønsteret av den parameter man velger å studere.

#### Oksygenforholdene i dypvannet

I Oslofjorden har man en serie oksygenobservasjoner over et så langt tidsrom at en viss bedømmelse av fjordens utvikling er mulig. Oksygeninnholdet i fjorden er registrert ved mer enn 125 anledninger. Dataene er hentet fra Braarud (1937) 1933-34, Dannevig (1945) 1936-40, Beyer og Føyn (1951) 1946-51 og NIVA 1962-74 og er vist i figur 54 for 80 m dyp i Vestfjorden.

Observasjonenes fordeling over året og prøvetakingsfrekvensen varierer i de forskjellige periodene. Derfor har de enkelte måneders middelerverdier først blitt beregnet for hele perioden 1933-74 for et dyp i Vestfjorden, (80 m) og et dyp i Bunnefjorden (125 m) fig. 55. Når selve observasjonsdypet ikke er registrert, er det foretatt en lineær interpolasjon. Disse beregninger er presentert i figur 55 sammen med standardavvik.

Som det fremgår av figuren er det en klar forskjell mellom tidspunktene for maksimalkonsentrasjoner. I Vestfjorden har disse gjennomgående inntruffet i mars-april, i Bunnefjorden i mai. Standardavviket er for det meste større for Bunnefjorden, hvilket er en følge av at denne fjorddel har en mindre regelbundet vannutskiftning (opp til 3 år mellom dypvannsutskiftningen) mens Vestfjorden har en årlig vannutskiftning.

Middelerverdiene for hver måned er representert i figur 56 og 57 av en rett linje (o) og avviket for hver enkelt observert oksygenkonsentrasjon og respektive månedsmiddelerkonsentrasjon for hele perioden er inntegnet. Deretter er en regresjonslinje beregnet for hele materialet og helningskoeffisienten er gitt for et 95% konfidensintervall.

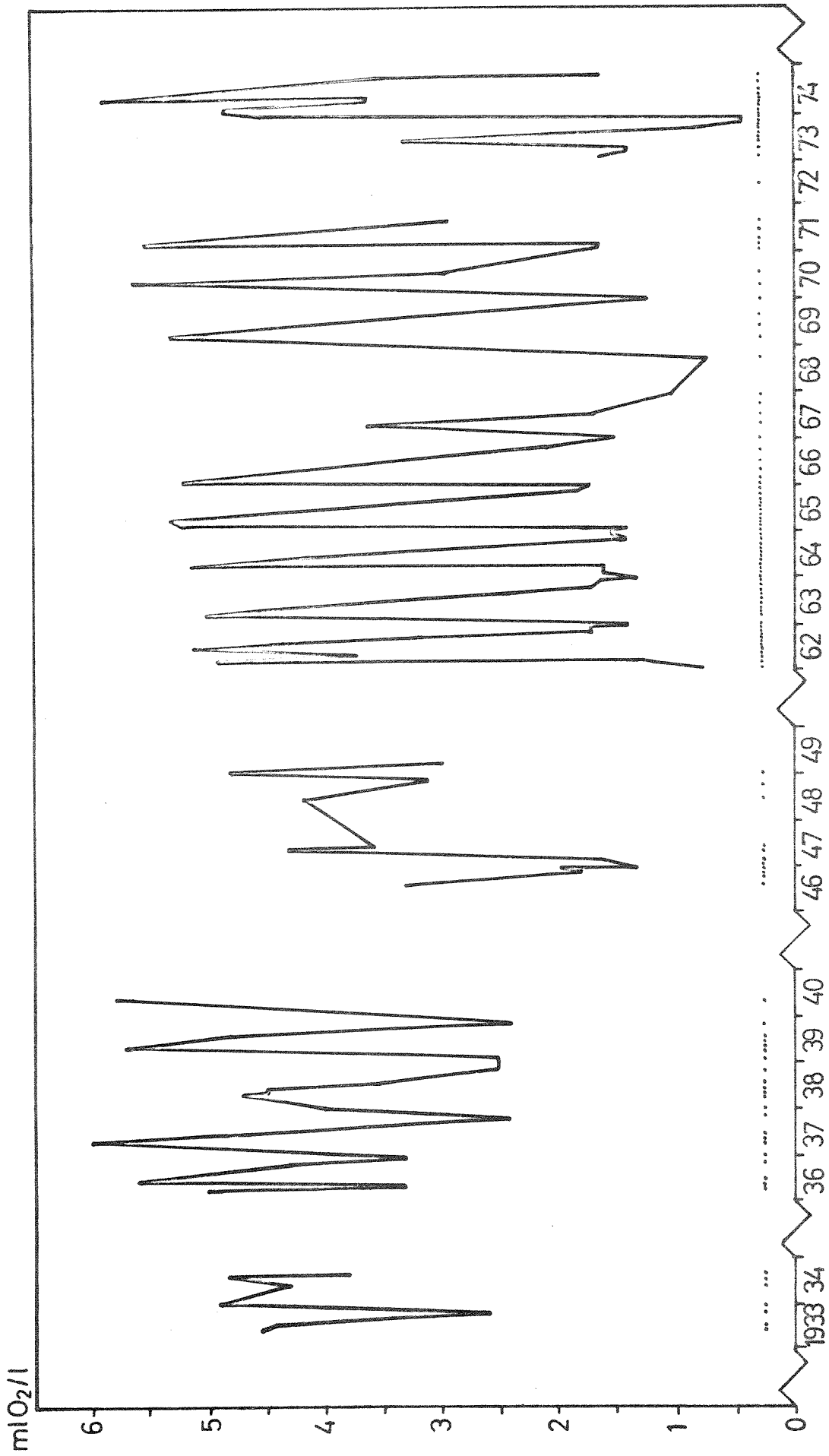


Fig. 54 Oksygenkonsentrasjonen ved Steillene (st. DK-1) på 80m dyp. Data fra Braarud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Föyén (1951) og NIVA. (· = observasjoner)

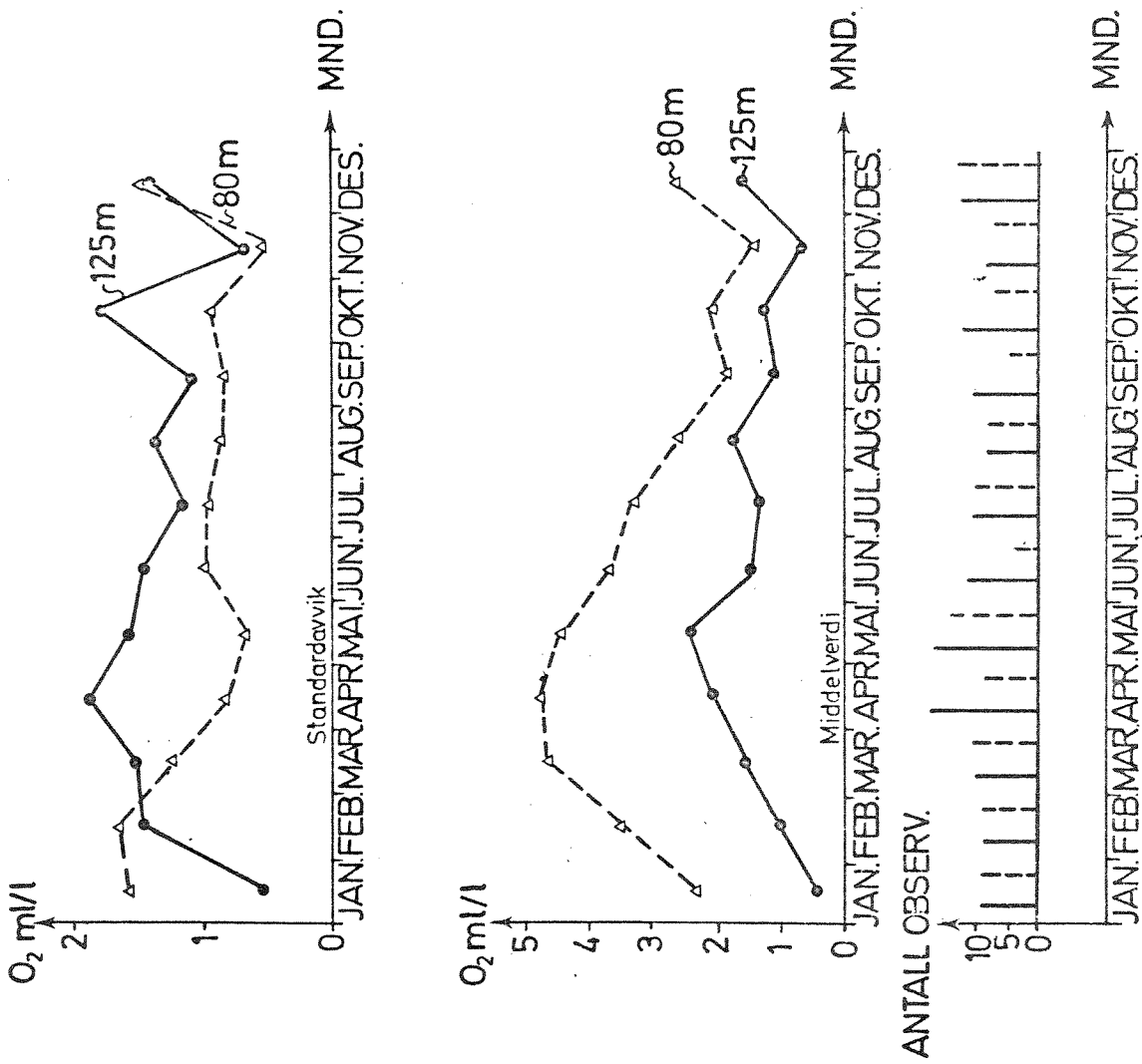


Fig. 55. Månedsmiddel for .perioden 1933 - 40, 1946 - 51 og 1962 - 74 for oksygen i --- Vestfjorden (Steilene) på 80m dyp og — Bunnfjorden på 125m dyp.



Oksygenkonsentrasjon ml/l  
som avvik fra måneds-  
middel (0) for årene 1933-74

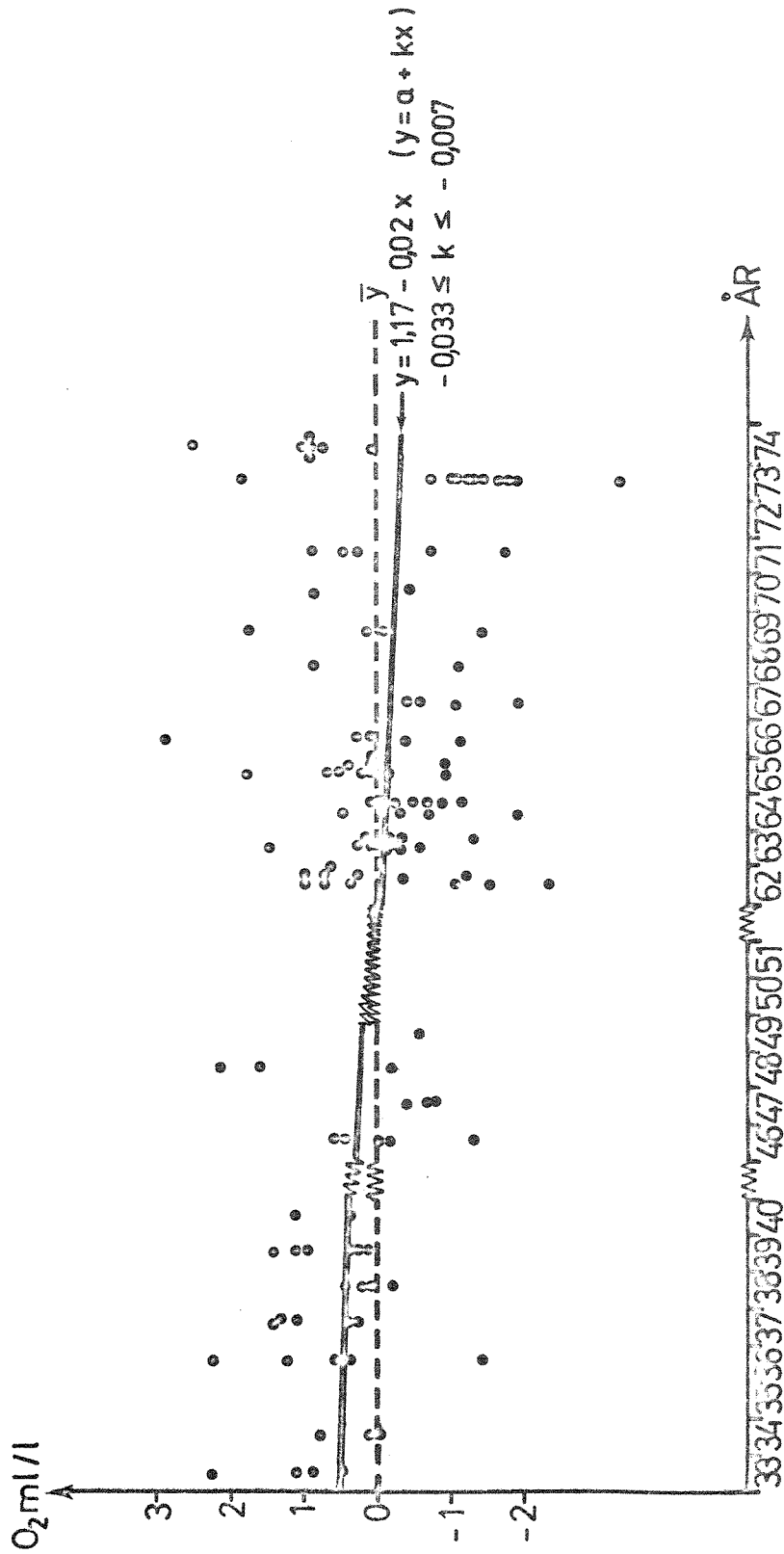


Fig. 56 Oksygentrenden i Vestfjordens dypvann (Steilene 80m dyp).

OKSYGENKONSTRASJON  
m/l I SOM AVVIK FRA MANEDS-  
MIDDEL (0) FOR ÅRENE 1933 - 1974.

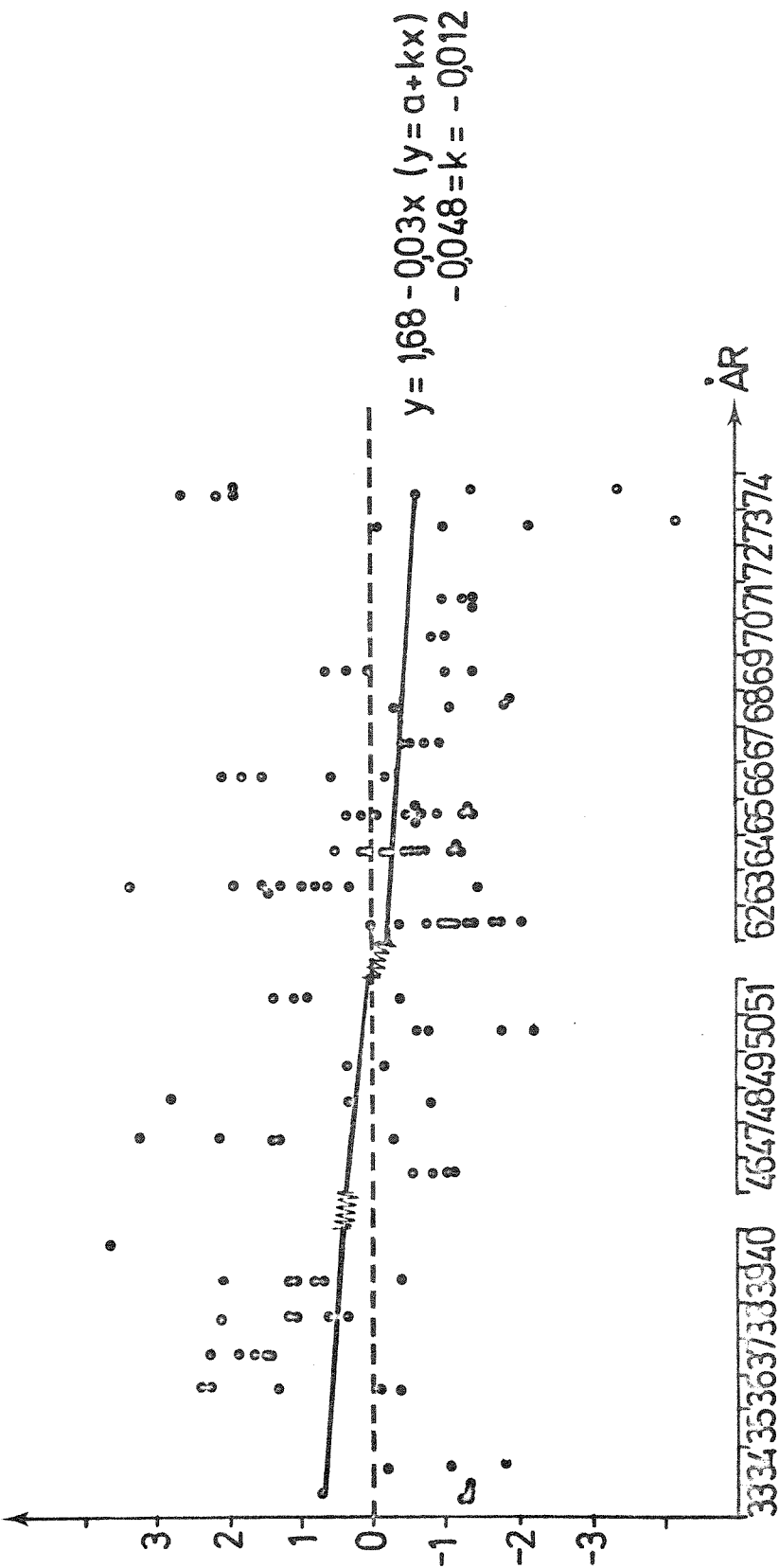


Fig. 57. OKSYGENTRENDEN I BUNNEFJORDEN ( 120 - 125 m dyp)

På figur 56 representerer altså hvert punkt en enkel observasjon. Som det fremgår av både figur 54 og 56, var det foretatt fire observasjoner i 1933 i Vestfjorden. Differansen mellom disse verdiene og deres respektive månedsmiddel for hele perioden 1933-74 som presenteres i figur 55, er innlagt i figur 55 for år 1933. Dette viser direkte at oksygeninnholdet ved de fire observasjonstilfellene var større enn "normal" verdi. På lignende måte er øvrige observasjoner behandlet og inntegnet pr. år i figur 55. Deretter er en linje tilpasset samtlige punkter. Denne rette linje går gjennom tyngdepunktet for alle observasjonene. Helningen av denne linje vil gi trenden i utviklingen. Helningskoeffisienten er på figuren angitt i et intervall. Dette viser at sannsynligheten for at koeffisienten ligger innenfor intervallet er 95%.

Figurene 56 og 57 viser samme trend for Vestfjorden og Bunnefjorden - et med tiden avtagende oksygeninnhold. Det er ingen signifikant forskjell mellom Vestfjorden og Bunnefjorden.

Beregninger av dypvannsutskiftningsvolumet for hvert år har ennå ikke blitt utført. En viss skønsmessig behandling av det hydrografiske materialet har ikke indikert noen forandring av dypvannsutskiftningsomfang under perioden. Fra et rent praktisk synspunkt er en forandring av utskiftnings frekvens og omfang foreløpig mindre interessant da det i første rekke er effekten på fjorden som har betydning. Dette innebærer at en med tiden dårligere vannutskiftning medfører lavere oksygenforhold, først og fremst som en følge av at effektene fra en konstant kloakkvannstilførsel til fjorden aksentueres.

Den negative oksygenutviklingen i Indre Oslofjords dypvann er meget alvorlig for det marine livet. Dette gjelder spesielt Vestfjordens dypvann hvor oksygenverdiene i de siste årene nærmer seg nullgrensen. Hvis denne utviklingen får fortsette vil forholdene kunne bli lik dem i Bunnefjorden med perioder av hydrogensulfidholdig vann i dypet. Dette innebærer et stort skritt mot en død tilstand for hele indre fjord med mer eller mindre konstant hydrogensulfidholdig vann i Bunnefjorden, spesielt som en følge av at det ofte er deler av gammelt dypvann fra Vestfjorden som danner nytt dypvann i Bunnefjorden.

Konsekvensen av dette er delvis illustrert i kap. 2.5.3. Den eneste muligheten for å stanse denne utviklingen er rensetekniske tiltak med henblikk på å fjerne næringssalttilførselen, og derved redusere den organiske belastningen på dypvannet.

LITTERATUR

Andreassen, E. (in press):

A short survey on nitrogen and phosphorus in some Norwegian fjords. *Proceedings of symposium on the influence of freshwater outflow on biological processes in fjords and coastal waters. Arr. Ass. of Norw. Oceanogr.*

Beyer, F., 1971:

Om vannutvekslingen i Oslofjorden og dens betydning for faunaen. *Rapport nr. 3. (Institutt for Marin Biologi avd. A & C. Universitetet i Oslo.*

Beyer, F. & Føyn, E., 1951:

Surstoffmangel i Oslofjorden. En kritisk situasjon for fjordens dyrebestand. *Naturen* 75(10): 289-306.

Biebl, R., 1937:

Zur protoplasmatischen Anatomie der Rotalgen. - *Protoplasma*, 28: 562-581.

Biebl., R., 1938:

Trockenresistenz und osmotische Empfindlichkeit der Meeresalgen verschieden tiefer Standorte. - *Jb. wiss.Bot.*, 86: 350-386.

Biebl., R., 1962:

Temperaturresistenz tropischer Meeresalgen, verglichen mit jener von Algen in temperierten Meeresgebieten. - *Botanica mar.*, 4: 241-254.

Birkenes, E.A., Braarud, T., 1952:

Phytoplankton in the Oslo Fjord during a "Coccolithus huxleyi-summer". *Avh. Norske Vidensk. Akad. I. Mat.-Nat. Kl.* 1952, 2, 1-23.

Brattegard, T. and Lewis, J.R., 1964:

Actual and predicted tide levels at the Biological Station, Espesrend, Blomsterdalen. - *Sarsia*, 17: 7-13.

Braarud, T., 1945:

A phytoplankton survey of the polluted waters of inner Oslo Fjord.  
*Hvalråd. Skr.* 28, 1-142.

Braarud, T.A., Nygaard, I., 1967:

Fytoplankton I. *Oslofjorden og dens forurensningsproblemer*. 1.  
Undersøkelsen 1962-1965. *Norsk Inst. Vannforsk.* 4, 1-171.

Braarud, T.A., Pappas, I. 1951:

Studies on the dinoflegellate *Perdinium triquetrum* (Ekev.) Lebour.  
*Avh. norske Vidensk. Akad. I. Mat.-Nat. Kl.* 1959, 2, 1-23.

Braarud, T. & Ruud, J.T., 1937:

The hydrographic conditions and aeration of the Oslo Fjord 1933-1934.  
*Hvalråd. Skr.* 15: 1-56.

Beardseth, E., 1970:

Synopsis of biological data on knobbed wrack, *Ascophyllum nodosum*  
(Linnaeus) Le Jolis. - *F.A.O. Fish. Synopsis* 38.

Chapman, V.J., 1966:

The physiological ecology of some New Zealand seaweeds. - *Int. Seaweed Symp.* (Halifax, 1965), 5: 29-54.

Dannevig, A., 1945:

Undersøkelser i Oslofjorden 1936-1940. *Fiskeridirektoratets skrifter s. havundersøkelser. Vol VIII.* No. 4.

Doff, H.D., 1969:

The geochemistry of recent oxic and anoxic sediments of the Oslofjord, Norway. Doc. Thes. University of Edingburgh.

Doty, S. and Newhouse, J., 1954:

The distribution of marine algae into estuarine waters. - *Am. J. Bot.*,  
41: 508-515.

Fonselius, S.H., 1969:

Hydrography of the Baltic Deep basins III. *Fish. Board of Sweden. s.*  
*Hydrography* No 23.

Fritsch, F.E., 1965:

*The structure and reproduction of the algae. 2.* Camb. Univ. Press.  
939 pp. Cambridge.

Føyn, E., 1967:

Vurdering av næringssaltene kjemi: Oslofjorden og dens foruren-  
ningsproblemer. Delrapport 8. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.

Gade, H.G., 1970:

Hydrografic Investigations in the Oslofjord, a Study of Water  
Circulation and Exchange Processes. *Geophysical institute. Div. A.*  
*Physical Oceanography. University of Bergen.*

Gade, H.G., 1973:

Deep water exchanges in a sill fjord: a stochastic process.  
*J. Phys. Oceanogr.* 3 (2): 213-219.

Gessner, F., 1970:

Temperature - Plants. in: *Marine Ecology* (ed Kinne), I (1): 363-406.  
681 pp. London.

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.

Gaarder, T., 1916:

De vestlandske fjorders hydrografi I. Surstoffet i fjordene.  
*Bergens Mus. Arb. 1915-16. Nat.vet. rekke.* (2): 1-200.

Hartog, C. Den, 1959:

The epilithic algal communities occurring along the coast of the Netherlands. - *Wentia*, 1: 1-241.

Hasle, G.R., 1954:

More on phototactic diurnal migration in marine dinoflagellates.  
*Nytt Mag. Bot.* 2, 139-147.

Henriksen, A., 1974:

Preservation of water samples for phosphorus and nitrogen determination. *Vatten* 27 (3): 247-254.

Henriksen, A. & Selmer-Olsen, A.R., 1970:

Automatic methods for determining nitrate and nitrite in water and soil extracts. *Analyst*, London 95: 514-518.

Höfler, K., 1930:

Das Plasmolyse - Verhalten der Rotalgen. - *Z. Bot.*, 23: 570-588.

Höfler, K., 1931:

Hypotonietod und osmotische Resistenz einiger Rotalgen. - *Ost.bot. Z.*, 80: 51-71.

Jorde, I. & Klavestad, N., 1963:

The natural history of the Hardangerfjord. 4. The benthonic algal vegetation. - *Sarsia*, 9, 1-99.

Jaasund, E., 1965:

Aspects of the marine algal vegetation of North Norway. - *Bot. gothoburg.* 4: 1-174.



Kanwisher, J.W., 1957:

Freezing and drying in intertidal algae. - *Biol. Bull. mar. biol. Lab.*, Woods Hole, 113: 275-285.

Klavestad, N., 1967:

Undersøkelser over benthos-algevegetasjonen i indre Oslofjord i 1962-1965. 1: *Oslofjorden og dens forurensningsproblemer*. 1. Undersøkelsen 1962-1965. Norsk institutt for vannforskning, Oslo, 9: 1-119.

Kniep, H., 1907:

Beiträge zur Keimungsphysiologie und Biologi von *Fucus*. - *Jahrb. wiss. Bot.*, Bd. 44. Berlin.

Knight, M. and Parke, M., 1950:

A biological study of *Fucus vesiculosus* L. and *F. serratur* L. - *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 29: 439-514.

Kristiansen, I., 1968:

En undersøkelse av *Fucus distichus* L. subsp. *edentatus* (de la Pyl.) Powell i Syd-Norge. - Manuskript. Universitetet i Oslo.

Kylin, H., 1907:

*Studien über die Algenflora der schwedischen Westküste*. - Akad. Abh. Uppsala, 288 pp.

Kylin, H., 1917:

Über die Kälteresistenz der Meeresalgen. - *Ber. dt. bot. Ges.*, 35: 370-384.

Lein, T.E., Rueness, J. & Wiik, Ø., 1974:

Algologiske observasjoner i Iddefjorden og Singlefjorden. (Algological observations in the Iddefjord and the adjacent fjord aeras, SE Norway). - *Blyttia* 32: 155-168.

Levring, T., 1940:

*Studien über die Algenvegetation von Blekinge, Südschweden. - Akad. Abh. Lund. 178 pp.*

Menzel, D. & Vaccaro, R., 1964:

The measurement of the dissolved organic and particulate organic carbon in sea-water. *Limnol. & Oceanogr.* 9: 138-142.

Montfort, C., 1929:

*Fucus und die physiologische Licht-Einstellung der Wasserpflanzen. - Jahrb. wiss. Bot., Bd. 71. Leipzig.*

Muenschler, W.L.C., 1917:

Ability of seaweeds to withstand desiccation. - *Publs Puget Sound mar.biol. Stn., 1: 19-24.*

Murphy, J. & Riley, J.P., 1958:

A single-solution method for the determination of soluble phosphate in sea water. *J. Mar. Biol. Ass. U.K., 37: 9-14.*

NIVA-rapporter:

1968 O-201. Oslofjorden og dens forurensningsproblemer. Samlerapport I. Naturvitenskapelig del.

1970 O-201. Oslofjorden og dens forurensningsproblemer. Samlerapport II. Teknisk del.

1973 O-40/71 H. PRA 2.1. Renneforsøk og laboratorieundersøkelser til belysning av ulike kloakkrensningemetoders virkning på biologiske forhold i resipienten. Undersøkelser i 1973. Traaen, T.

- 1974 O-160/71. Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord. Overvåkningsprogram. Årsrapport 1973. Källqvist, T. & Magnusson, J.
- 1974 O-177/70, O-160/71, XT-10. Prognoseberegninger i terskelfjorder samt preliminare vurderinger og beregninger for Oslofjorden. Andreassen, E. & Bjerkeng, B.
- 1974 O-177/70. Delrapport om hydrokjemiske undersøkelser i Oslofjorden 1973/74. Andreassen, E.
- 1974 Undersøkelser av vann- og forurensningsproblemer ved kjerne- kraftverk. Resultater fra Oslofjordområdet for perioden 1973-1974. G. Nilsen m.fl.
- 1975 D1-03. Lagring av vannprøver for bestemmesle av ammonium. Bergmann-Paulsen, I-M.

Ogata, E. and Schramm, W., 1971:

Some observations on the influence of salinity on growth and photosynthesis in *Porphyra umbilicalis*. *Mar. Biol.*; 10: 70-76.

Powell, H.T., 1957:

Studies in the genus *Fucus* L. II. Distribution and ecology of forms of *Fucus distichus* L. emend. Powell in Britain and Ireland. - *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 36: 663-693.

Remane, A., 1955:

Die Brackwasser - Submergenz und die Umkomposition der Coenosen in Belt- und Ostsee. - *Kieler Meeresforsch.* 11: 59-73.

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.

Sakshaug, E. & Brun, P., 1974:

Plantenæringsstoffer og planteplankton i Trondheimsfjorden. *Vann 3*:  
115-126.

Sawyer, C.N., 1965:

The Sea Lettuce Problem in Boston Harbour. - *J. water pollut. Contr. Fed.*, 37 (8): 1122-1133.

Schmidt, O.C., 1931:

Die marine Vegetation der Azoren in ihren Grundzügen dargestellt. -  
*Bibliotheca bot.*, 25 (102): 1-116.

Schramm, W., 1968:

Ökologisch-physiologische Untersuchungen zur Austrocknungs - und  
Temperaturresistenz an *Fucus vesiculosus* L. der westlichen Ostsee.  
(Nat.-math. Diss., Kiel 1967). - *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 53:  
469-510.

Schwenke, H., 1959:

Untersuchungen zur Temperaturresistenz mariner Algen der westlichen  
Ostsee. 1. Das Resistenzverhalten von Tiefenrotalgen bei ökologischen  
und nicht-ökologischen Temperaturen. - *Kieler Meeresforsch.*, 15:  
34-50.

Schölm, H. 1966:

Untersuchungen zur Wärmeresistenz von Tiefenalgen. - *Botanica mar.*,  
9: 55-61.

Setchell, W.A., 1922:

Cape Cod in its relation to the marine flora of New England. -  
*Rhodora*, 24 (277): 1-11.

Simmons, H.G., 1898:

Algologiska notiser. II. Einige Algenfunde bei Drøbak. - *Bot. Notiser 1898*: 117-123.

Sundene, O., 1953:

The algal vegetation of Oslofjord. *Skr. norske Vidensk. Akad. I. Mat.-Nat. Kl.* 1953, 2: 1-245.

Sundene, O. 1956a:

Nytt funn av *Fucus inflatus* L. i Syd-Norge. (A new locality for *Fucus inflatus* L. in Southern Norway). - *Blyttia*, 14: 67-70.

Sundene, O. 1956b:

Eksperimentelle undersøkelser som kaster lys over benthosalgens økologi. - *Blyttia*, 14: 78-96.

Sundene, O., 1973:

Growth and Reproduction in *Ascophyllum nodosum* (Phaeophyceae). - *Norw. J. Bot.*, 20: 249-255.

Svansson, A., 1972:

Canal models of sea level and salinity variations in the Baltic and adjacent waters. *Fishery Board of Sweden. s. Hydrography. rep.* 26.

Svansson, A., 1975:

Physical and chemical oceanography of the Skagerrak and the Kattegat. 1. Open Sea Conditions. *Fishery Board of Sweden. Inst. of Marine Research. Rep. no 1.*

Terumoto, I., 1964:

Frost resistance in some marine algae from the winter intertidal zone (Japan). - *Low Temp. Sci. (Ser. B)*, 22:19-28.

Wachenfeldt, T. von, 1975:

*Marine benthic algae and the environment in the Oresund.* - Thesis (mimeographed) 1-3. 328 pp. Lund.

Zaneveld, J.S., 1937:

The littoral zonation of some Fucaceae in relation to desiccation. *J. Ecol.*, 25: 431-468.