

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

0-160/71

UNDERSØKELSE AV HYDROGRAFISKE
OG BIOLOGISKE FORHOLD I INDRE
OSLOFJORD

Overvåkingsprogram - Årsrapport 1975-76

Blindern, 1. november 1977

Saksbehandlere: fil.kand. Jan Magnusson
 cand.real. Tor Bokn
 cand.real. Lars Kirkerud
 siv.ing. Truls Krogh
 cand.real. Gotfred Nilsen

Medarbeidere : skipsfører Einar Andersen
 forskningsassistent cand.mag.
 Norman Green
 teknisk assistent
 Frank Kjellberg
 cand.real. Jon Knutzen
 fil.kand. Torsten Källqvist

Instituttetsjef Kjell Baalsrud

Forord

Oslofjordkontoret (Kontor for interkommunalt kloakksamarbeid i Indre Oslofjord) anmodet i 1972 Norsk institutt for vannforskning (NIVA) om å utføre overvåkingsundersøkelser i Oslofjorden i den hensikt å studere fjordens forurensningsutvikling. Denne rapport er nummer tre i dette prosjektet og omfatter perioden oktober 1974 - oktober 1976.

Overvåkingsprogrammet er i så stor utstrekning som det har vært mulig, koordinert med andre prosjekter i Oslofjorden. Det har fremst vært en viss samordning i toktplanene for 1975-76 med Statens Biologiske Stasjon i Flødevigen (forsker S. Tveite) og for 1976 med Universitetet i Oslo (stipendiat F.-E. Dahl).

Data fra NIVAs egne forskningsprosjekt i Oslofjorden er blitt brukt i overvåkingsprogrammet. Dette gjelder fremst A2-28 "Faktorer som forårsaker dypvannsutskiftninger i sør-norske terskelfjorder".

Alle data fra 1975-76 finnes lagret ved NIVA og vil etter hvert overføres til EDB.

I foreliggende årsrapport har NIVA hatt kontakt med Oslofjordens Fiskarlag. Vi vil takke Fiskarlaget og spesielt deres sekretær Rolf Flodin, samt medlemmer i Fiskarlagets forurensningsutvalg for de informasjonen vi har mottatt om fisket i Oslofjorden.

Ing. Kari Martinsen og cand.real. Sigurd Melsom, Sentralinstitutt for industriell forskning, takkes for analyser av PCB- og metallinnhold i henholdsvis blåskjell og tang.

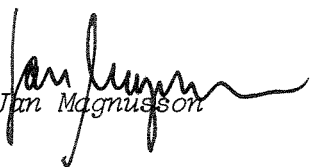
.../...

Ved instituttet har følgende personer deltatt i planlegging og gjennomføring av arbeidet: Cand.real. Tor Bokn (fastsittende alger), cand.real. Lars Kirkerud (fiske), siv.ing. Truls Krogh, fil.kand. Torsten Källqvist og cand.real. Gotfred Nilsen (overflatevannets vekstpotensial m.m.), fil.kand. Jan Magnusson (hydrografi, saksbehandler), forskningsassistentene Norman Green og Frank Kjellberg (feltarbeide og primær databehandling), skipsfører Einar I. Andersen, samt seksjonsleder Jon Knutzen som har deltatt i planlegging og diskusjon av dette arbeidet.

Delprosjektet som omfatter studiet av tilførsler til indre Oslofjord vil bli presentert som egen rapport av saksbehandleren for denne del (siv.ing. Lasse Vråle).

Arbeidet med publiseringen av Nils Klavestads Oslofjordundersøkelser 1963-65 har nå kommet så langt at det er blitt akseptert i *Botanica Marina* under tittelen "The Marine Algae of the Polluted Inner Part of the Oslofjord".

Blindern, 1. november 1977


Jan Magnusson

INNHALDSFORTEGNELSE

Side:

FORORD	2
SAMMENDRAG	12
1. INNLEDNING	16
2. HYDROGRAFI	17
2.1 Stasjoner og parametre 1975	17
2.2 Stasjoner og parametre 1976	22
2.3 Analysemetodikk	22
2.4 Generelle meteorologiske og hydrologiske forhold i perioden 1975-76	23
2.5 Vannutskiftningen 1975-76	31
2.6 Beregning av dypvannsutskiftningen 1975-76	37
2.7 Oksygenforholdene i fjordens dypvann 1975-76 sammenliknet med tidligere observasjoner	47
2.8 Hydrokjemi; ortofosfatinnholdet i Vestfjordens dypvann	50
3. OVERFLATEVANNETS KVALITET	
BEDØMT VED NÆRINGSSALTKJEMI, ALGEVEKSTPOTENSIAL, KLOROFYLL OG SIKTEDYP	53
3.1 Innledning	53
3.2 Oversikt over utførte målinger og metoder	55
3.2.1 Siktedyp	55
3.2.2 Vannprøver	55
3.2.3 Begrensende stoffer for algevekst	56
3.2.4 Utførte tokt i perioden (fremgår av tab. 1-3)	57
3.3 Utviklingen i 1975 og 1976	58
3.3.1 1975	58
3.3.2 1976	68
3.4 Sammenlikning mellom de ulike delene i fjorden	74
3.5 Sammenlikning med tidligere år	75
3.6 Oljelekkasjer	78

Side:

4.	SAMFUNNENE AV FASTSITTENDE ALGER	79
4.1	Registrering av brunalger	81
4.1.1	Spiraltang (<i>Fucus spiralis</i>)	81
4.1.2	Blæretang (<i>Fucus vesiculosus</i>)	85
4.1.3	Grisetang (<i>Ascophyllum nodosum</i>)	85
4.1.4	Gjelvtang - flattang - (<i>Fucus distichus</i> subsp. <i>edentatus</i>)	85
4.1.5	Sagtang (<i>Fucus serratus</i>)	88
4.2	Undersøkelse av algeassosiasjoner - dekningsgrad-observasjoner	89
	OPPSUMMERING	90
5.	METALLINNHold I ALGER	98
6.	KLORERTE HYDROKARBONER I BLÅSKJELL	99
7.	FISKE	105
7.1	Reker	105
7.2	Bunnfisk	105
7.3	Pelagisk fisk	106
8.	LITTERATUR	108
	APPENDIX	120

TABELLFORTEGNELSE

	Side:
Tabell 1. Hydrografiske tokt i indre Oslofjord 1975 _____	20
Tabell 2. Hydrografiske tokt i indre Oslofjord 1976 _____	20
Tabell 3. Utskiftningsgrad i Vestfjorden 1975 (55 m - bunn), beregnet etter blanding av gammelt og nytt dypvann etter saltholdighet _____	39
Tabell 4. Utskiftningsgrad i Vestfjorden (55 m - bunn), beregnet etter oksygeninnhold _____	40
Tabell 5. Utskiftningsgrad i Vestfjorden 1975 (55 m - bunn), beregnet etter total-fosforinnhold ($\mu\text{g}/\text{l}$) _____	40
Tabell 6. Beregnet utskiftet vannvolum 1975 (55 m - bunn) i Vestfjorden _____	41
Tabell 7. Beregnet utskiftning i Vestfjorden 1975 (55 m - bunn), med korrigerede oksygen- og total-fosforverdier _____	41
Tabell 8. Utskiftningsgrad i Vestfjorden 1976 (35 m - bunn), beregnet etter saltholdighet _____	42
Tabell 9. Utskiftningsgrad i Vestfjorden 1976 (35 m - bunn), beregnet etter oksygeninnhold _____	43
Tabell 10. Utskiftningsgrad i Vestfjorden 1976 (35 m - bunn), beregnet etter total-fosforinnhold _____	44
Tabell 11. Beregnet utskiftet vannvolum i begynnelsen av 1976 (35 m - bunn) i Vestfjorden _____	45
Tabell 12. Artenes dekningsgrad innen <i>Fucus spiralis</i> assosiasjonen _____	92

Side:

Tabell 13.	Artenes dekningsgrad innen <i>Fucus vesiculosus</i> assosiasjonen	93
Tabell 14.	Artenes dekningsgrad innen <i>Ascophyllum nodosum</i> assosiasjonen	94
Tabell 15.	Artenes dekningsgrad innen <i>Ulva/Mytilus</i> assosiasjonen	95
Tabell 16.	Artenes dekningsgrad innen <i>Fucus distichus</i> ssp. <i>edentatus</i> assosiasjonen	96
Tabell 17.	Artenes dekningsgrad innen <i>Fucus serratus</i> assosiasjonen	97
Tabell 18.	Metallinnhold i gjelvtang (mg/kg tørrvekt)	98

FIGURFORTEGNELSE

	Side:
Figur 1. Stasjonsnett i indre Oslofjord i 1975	18
Figur 2. Dybdekart med hydrografiske stasjoner i ytre Oslofjord 1975	19
Figur 3. Stasjonsnett i indre Oslofjord i 1976	21
Figur 4. Vannføringen i Drammenselva (Døviksfoss)	24
Figur 5. Soltimer og nedbør (mm) på Blindern, Oslo, i 1975 som avvik fra middelerverdier av perioden 1956-70	25
Figur 6. Soltimer og nedbør (mm) på Blindern, Oslo, i 1976 som avvik fra middelerverdier av perioden 1956-70	26
Figur 7. Månedsvannføring (m^3/s) i Sandvikselva+Lysakerelva	27
Figur 8. Temperatur og saltinnhold på 4 m dyp ved Ferder 1976 (8a) og som avvik fra middel for perioden 1936-70 (8b)	28
Figur 9a. Døgnmidler av vindstresset ved Ferder i 1975	29
Figur 9b. Døgnmidler av vindstresset ved Ferder i 1976	30
Figur 10. Saltholdighetsvariasjoner S°/oo) ved Steilene (DK-1) oktober 1974 - november 1976	32
Figur 11. Temperaturvariasjon ($^{\circ}C$) i Vestfjorden (DK-1) oktober 1974 - oktober 1976	33

Side:

Figur 12.	Oksygenvariasjon ved Steilene (DK-1) Oktober 1974 - november 1976	34
Figur 13.	Saltvariasjon (S ^o /oo) i Bunnefjorden (EP-1) oktober 1974 - november 1976	35
Figur 14.	Oksygenvariasjon (ml/l) i Bunnefjorden (EP-1) oktober 1974 - november 1976	36
Figur 15.	Tetthetsvertikal ved Langaara (st.FL-1) 20.3.1975	38
Figur 16.	Oksygeninnhold (ml/l) og total-fosforinnhold (µg/l) ved Steilene (st.DK-1) 20.3.1975	38
Figur 17.	Månedsmiddel og standardavvik for oksygenkonsentrasjonen på 80 meters dyp i Vestfjorden (st. DK-1)	48
Figur 18.	Månedsmiddel og standardavvik for oksygenkonsentrasjonen på 125 meters dyp i Bunnefjorden (st. EP-1)	49
Figur 19.	Månedsmiddel ± standardavvik for ortofosfatkonsentrasjonen (µg/l) på 75-80 m dyp i Vestfjorden (st. FL-1)	51
Figur 20.	Månedsmiddel ± standardavvik for ortofosfatkonsentrasjonen (µg/l) på 150-160 m dyp i Vestfjorden (st. FL-1)	52
Figur 21.	Variasjon i klorofyll a og siktedyp (øverst) og nitrat+ ammonium, fosfat og algevekstpotensial (nederst) på st. DK-1 (Steilene) i 1975 og 1976	59
Figur 22.	Variasjon i klorofyll a og siktedyp (øverst) og nitrat+ ammonium, fosfat og algevekstpotensial (nederst) på st. BN-1 (Nesodden) i 1975 og 1976	60
Figur 23.	Fordeling av klorofyll og algevekstpotensial i Oslofjorden ved hovedtoktene i 1975	61

Side:

Figur 24.	Fordeling av klorofyll og algevekstpotensial i Oslofjorden ved hovedtoktene i 1976	62
Figur 25.	Klorofyll a og siktedyp (øverst), samt nitrat+ammonium, fosfat og algevekstpotensial (nederst) i 0-2 m dyp på stasjoner i Oslofjorden 19.3.-27.3.1975	63
Figur 26.	Klorofyll a og siktedyp (øverst), samt nitrat+ammonium, fosfat og algevekstpotensial (nederst) i 0-2 m dyp på stasjoner i Oslofjorden 5.5.-7.5.1975	64
Figur 27.	Klorofyll a og siktedyp (øverst), samt nitrat+ammonium, fosfat og algevekstpotensial (nederst) i 0-2 m dyp på stasjoner i Oslofjorden 31.7.1975	65
Figur 28.	Klorofyll a og siktedyp (øverst), samt nitrat+ammonium, fosfat og algevekstpotensial (nederst) i 0-2 m dyp på stasjoner i Oslofjorden 26.8.-27.8.1975	66
Figur 29.	Klorofyll a og siktedyp (øverst), samt nitrat+ammonium, fosfat og algevekstpotensial (nederst) i 0-2 m dyp på stasjoner i Oslofjorden 22.10.-23.10.1975	67
Figur 30.	Klorofyll a og siktedyp (øverst), samt nitrat+ammonium, fosfat og algevekstpotensial (nederst) i 0-2 m dyp på stasjoner i Oslofjorden 26.2.1976	69
Figur 31.	Klorofyll a og siktedyp (øverst), samt nitrat+ammonium, fosfat og algevekstpotensial (nederst) i 0-2 m dyp på stasjoner i Oslofjorden 19.5.-20.5.1976	70
Figur 32.	Klorofyll a og siktedyp (øverst) samt nitrat+ammonium, fosfat og algevekstpotensial (nederst) i 0-2 m dyp på stasjoner i Oslofjorden 5.8.1976	71
Figur 33.	Klorofyll a og siktedyp (øverst), samt nitrat+ammonium, fosfat og algevekstpotensial (nederst) i 0-2 m dyp på stasjoner i Oslofjorden 17.8.1976	72

Side:

Figur 34.	Klorofyll a og siktedyp (øverst), samt nitrat+ammonium, fosfat og algevekstpotensial (nederst) i 0-2 m dyp på stasjoner i Oslofjorden 27.10.1976	73
Figur 35.	Månedsmiddel og standardavvik for siktedyp i Vestfjorden (st. DK-1)	76
Figur 36.	Månedsmiddel og standardavvik for siktedyp i Bunnefjorden (st. EP-1)	77
Figur 37.	Stasjonsnett i indre Oslofjord hvor fucacévegetasjonen er undersøkt	80
Figur 38.	Stasjonskart over utbredelsen av spiraltang (<i>Fucus spiralis</i>) i indre Oslofjord	82
Figur 39.	Stasjonskart over utbredelsen av blæretang (<i>Fucus vesiculosus</i>) i indre Oslofjord	83
Figur 40.	Stasjonskart over utbredelsen av grisetang (<i>Ascophyllum nodosum</i>) i indre Oslofjord	84
Figur 41.	Stasjonskart over utbredelsen av gjelvtang (<i>Fucus distichus</i> subsp. <i>edentatus</i>) i indre Oslofjord	86
Figur 42.	Stasjonskart over utbredelsen av sagtang (<i>Fucus serratus</i>) i indre Oslofjord	87
Figur 43.	PCB-konsentrasjoner i <i>Mytilus edulis</i> (blåskjell) fra Oslofjorden	100
Figur 44.	PCB i <i>Mytilus edulis</i> (blåskjell) 23.6.-9.10.1975	101
Figur 45.	PCB i <i>Mytilus edulis</i> (blåskjell) 4.11.-1.3.1975/76	103

SAMMENDRAG

Som et ledd i overvåkingen av Indre Oslofjord er det i perioden oktober 1974 til oktober 1976 samlet inn hydrografiske data ved 13 tokt. I 1975 ble prøver innsamlet fra 12 stasjoner i januar, mars, mai, august, oktober og desember. I 1976 ble prøvene innsamlet fra 5 stasjoner i februar, mai, august og oktober. På et julitokt i 1975 og et augusttokt i 1976 ble prøver innsamlet kun fra overflaten fra ca. 20 stasjoner. Et oktober-tokt i 1976 ble utført i sammenheng med fiskedød i Bærumsbassenget.

Vannprøver ble analysert på temperatur, saltholdighet, oksygen, total fosfor, ortofosfat, total nitrogen, nitrat+nitritt, ammonium og organisk karbon (ufiltrerte prøver).

Overflateprøvene ble innsamlet som blandprøver fra 0-2 meters dyp fra samtlige hovedstasjoner, samt 14 ekstra stasjoner i 1975 og 10 ekstra stasjoner i 1976. På 3 stasjoner (Bunnefjorden, Lysakerfjorden, Vestfjorden) var prøvetakingsfrekvensen for overflateprøvene større enn den hydrografiske toktfrekvensen. Foruten kjemiske analyser, ifølge ovenstående, ble vannets vekstfremmende egenskaper studert ved algekulturforsøk og vannets klorofyllinnhold bestemt. Kvantitative planteplanktonprøver ble innsamlet på mesteparten av stasjonene. Siktedyp er målt på hydrografiske stasjoner og overflatestasjoner.

Utbredelsen av 5 fastsittende gruntvannsalger er registrert på 120 stasjoner nord for Filtvedt og sammenliknet med tidligere observasjoner.

Det er foretatt orienterende undersøkelser av tungmetallinnholdet i tang og på innholdet av persistente (lite nedbrytbare) klorerte forbindelser i blåskjell.

I undersøkelsesperioden har det også blitt utvekslet informasjon mellom Olsofjordens Fiskarlag og NIVA om fisket i fjorden.

1. 1975 og 1976 var nedbørsfattige og solrike år. Spesielt var 1976 et "unormalt" meteorologisk år, hvilket bl.a. resulterte i lav ferskvannstilførsel til Oslofjorden med uteblitt vårflom i Drammenselva. Også under sommeren 1976 var nedbøren mindre enn normalt og meget solrik.

2. Dypvannsutskiftninger fant sted i mars-april 1975 og januar-februar og mars-april 1976. I 1975 ble omtrent $1200 \times 10^6 \text{ m}^3$ og i 1976 omtrent $3300 \times 10^6 \text{ m}^3$ dypvann utskiftet, hvilket tilsvarer 20 respektive vel 50% av det totale vannvolum under 20 meters nivået i Oslofjorden innenfor Drøbaksterskelen. Hovedsakelig begrenset dypvannsutskiftningen seg til Vestfjorden, med mindre innstrømming av nytt dypvann til Bunnefjorden.
3. Oksygenkonsentrasjonene i indre Oslofjords dypvann 1975 og 1976 var, sammenliknet med tidligere årsobservasjoner, stort sett lavere enn "normalt". I Vestfjorden var oksygenkonsentrasjonen gjennomgående lavere i 1975 enn i 1976, først og fremst på grunn av mindre dypvannsutskifting i 1975. For Bunnefjorden medførte den dårlige vannutskiftningen at det ble dannet hydrogensulfid i dypvannet i 1976.
4. I årsrapport for 1974 (NIVA 1976) ble det vist at oksygeninnholdet i fjordens dypvann er gradvis avtakende. Observasjonene i 1975-76 ligger stort sett under de midlere verdier av tidligere observerte oksygenkonsentrasjoner og vil altså ikke forandre denne utviklingen. I 1975-76 viste også ortofosfatinnholdet i fjordens dypvann en svak tendens til å øke. Avtakende oksygeninnhold og økende fosforinnhold i dypvannet er resultatet av en økende grad av eutrofiering av indre Oslofjord og medfører generelt dårligere forhold for det marine liv i fjorden.
5. Overflatevannets kvalitet registrert ved siktedyp, algetetthet, innhold av plantenæringsstoffer og algevekstpotensial var gjennomgående klart dårlig i fjordområdet nær Oslo, men bedre lengre sør i Vestfjorden og Bunnefjorden. Ved enkelte anledninger var også stasjonen ved Nesodden og de nordligste stasjonene i Vestfjorden og Bunnefjorden preget av dårlig vannkvalitet. Resultatene fra somrene 1975 og 1976 tyder på at vannkvaliteten i Bunnefjorden og Vestfjorden var bedre enn vanlig, spesielt angående siktedyp. Dette kan muligens henge sammen med de spesielle klimatiske forhold, f.eks. den lavere ferskvannstilførselen.

En grov sammenlikning mellom de ulike plantenæringssaltene, algevekstpotensialet og vekstbegrensende stoffer for testalgene, tyder på at i vekstsesongen var fosfat potensielt begrensende fram til juli.

I juli og august ble nitrogenforbindelser muligens begrensende framfor fosfat, men forskjellene i denne tiden var ikke store. Ved noen tilfeller var algevekstpotensialet lavere enn nitrogen og fosforforbindelsene skulle tilsi, noe som antyder at andre faktorer har begrenset testalgens vekst.

6. En oppfølging av 1974-undersøkelsen av 5 fastsittende algers utbredelse i indre Oslofjord ble fortsatt i 1975 og 1976. Resultatene av kartleggingen støtter opp om tendensen som ble påvist i 1974. Viktige nøkkelarter i strandfloraen i indre bassenger er forsvunnet, og nye arter er kommet til siden århundreskiftet.

De vanlige brunalgene blæretang, grisetang og sagtang synes å være utkonkurrert av hurtigvoksende grønnalger og sin nære slektning gjelvtang (flattang). De sistnevnte arter er trolig mer tolerante overfor eutrofiering. Dessuten er deres generelle biologi (livscyklus, veksthastighet o.l.) fordelaktig i denne sammenheng.

Observasjoner av algesamfunn på 8 stasjoner ble fortsatt i 1975. I store trekk samsvarer observasjonene fra 1974 med 1975-resultatene. De påviste svigninger i bestandene kan dels skyldes fysiske forhold og dels være av biotisk karakter, forårsaket av såvel naturlig som sivilisatorisk påvirkning.

7. For å få en orientering om Bekkelags- og Havnebassengets belastning av tungmetaller ble 5 tangprøver analysert på 9 metaller. Analysene viste et moderat metallinnhold. Imidlertid kan det nevnes at stasjonen nærmest havnebassenget viste de høyeste konsentrasjonene for de fleste metaller. Således bør undersøkelser av metallbelastningen følges opp i deler av fjorden.
8. En annen orienterende undersøkelse ble utført ved å analysere blåskjell for persistente (lite nedbrytbare), klorerte forbindelser. Av kjente

forbindelser var det bare polyklorerte bifenyler (PCB) som viste målbare konsentrasjoner. Ingen av verdiene overskred fastsatte amerikanske nivåer for konsumorganismer. Det må dog bemerkes at blåskjell akkumulerer og kvitter seg med slike giftstoffer relativt hurtig.

9. I 1975-76 har NIVA hatt utveksling av informasjon med Oslofjordens Fiskarlag om fiskeforholdene i fjorden. Konklusjonene fra dette arbeidet er at det først og fremst er fisket på dypt vann som er blitt skadelidende, mens fisket i de øvre og midlere vannlag fortsatt periodevis er godt. Selv om forholdene varierer er det tegn på at produktive vannmasser og bunnområder innskrenkes over tid som følge av for lavt oksygeninnhold i vannet. Tilførselen av organisk materiale til dypvannet i Bunnefjorden og Vestfjorden må reduseres betraktelig for å snu denne utvikling.

1. INNLEDNING

Overvåkingsprogrammet for indre Oslofjord har siden starten i 1973 hovedsakelig vært konsentrert omkring eutrofieringsproblemet, dvs. den i dette tilfelle negative effekt som store tilførsler av næringssalter i kloakkvann har på fjorden. Næringssalttilførsler fremmer tilveksten av planteplankton i så stor utstrekning at vannet blir grumset og iblant missfarget av voldsomme oppblømsstringer. Denne unaturlig høye produksjon av organisk materiale belaster i sin tur dypvannet hvor det igjen nedbrytes til næringssalter under oksygenforbrukende prosesser. Da tilførslen av oksygen til dypvannet hovedsakelig skjer via dypvannsutskiftninger, hvor vann fra Skagerrak strømmes over terskelen på 20 meters dyp ved Drøbak, hovedsakelig vinterstid, vil størrelsen av de oksygenforbrukende prosessene mellom dypvannsutskiftninger være kritisk for dypvannets oksygeninnhold. I indre Oslofjord og spesielt i de indre bassengene og Bunnefjorden, forbrukes iblant alt oksygen og det dannes istedet hydrogensulfid som er en dødlig gift for de fleste marine arter. I Vestfjorden går sjelden prosessen så langt som til dannelse av hydrogensulfid, men oksygeninnholdet blir tidvis så lavt at det kan vanskeliggjøre livsvilkårene for fisk og krepsdyr m.v.

Formålet med overvåkingsprogrammet er å følge denne hittil negative utviklingen i fjorden, dvs. gi en løpende orientering om fjordens tilstand.

De kunnskaper som innvinnes vil også tjene til å belyse fjordens svar på rensertiltak og derved vil programmet medvirke til en fremtidig løsning på fjordens forurensningsproblemer.

Overvåkingsprogrammet varierer noe fra år til år da forskjellige sider av problematikken tas opp. Spesielt forsøker en å koordinere programmet med NIVAs øvrige forskningsvirksomhet i Oslofjorden samt også den kontinuerlige grunnforskningen ved Universitetet i Oslo-Institutt for marin biologi og limnologi - omkring marine økosystemer, hvor Oslofjorden ofte blir brukt ved feltundersøkelser.

Overflatevannets tilstand blir indirekte studert ved observasjoner av fastsittende alger i fjærebeltet. I tillegg observeres siktedyp og overflatevannets evne at underholde algevekst måles samtidig med registrering av klorofyllinnhold (algebiomasse) og næringssalter.

Vannutskiftning og oksygenforhold samt næringssalter i fjordens dypvann undersøkes ved hydrografiske tokt.

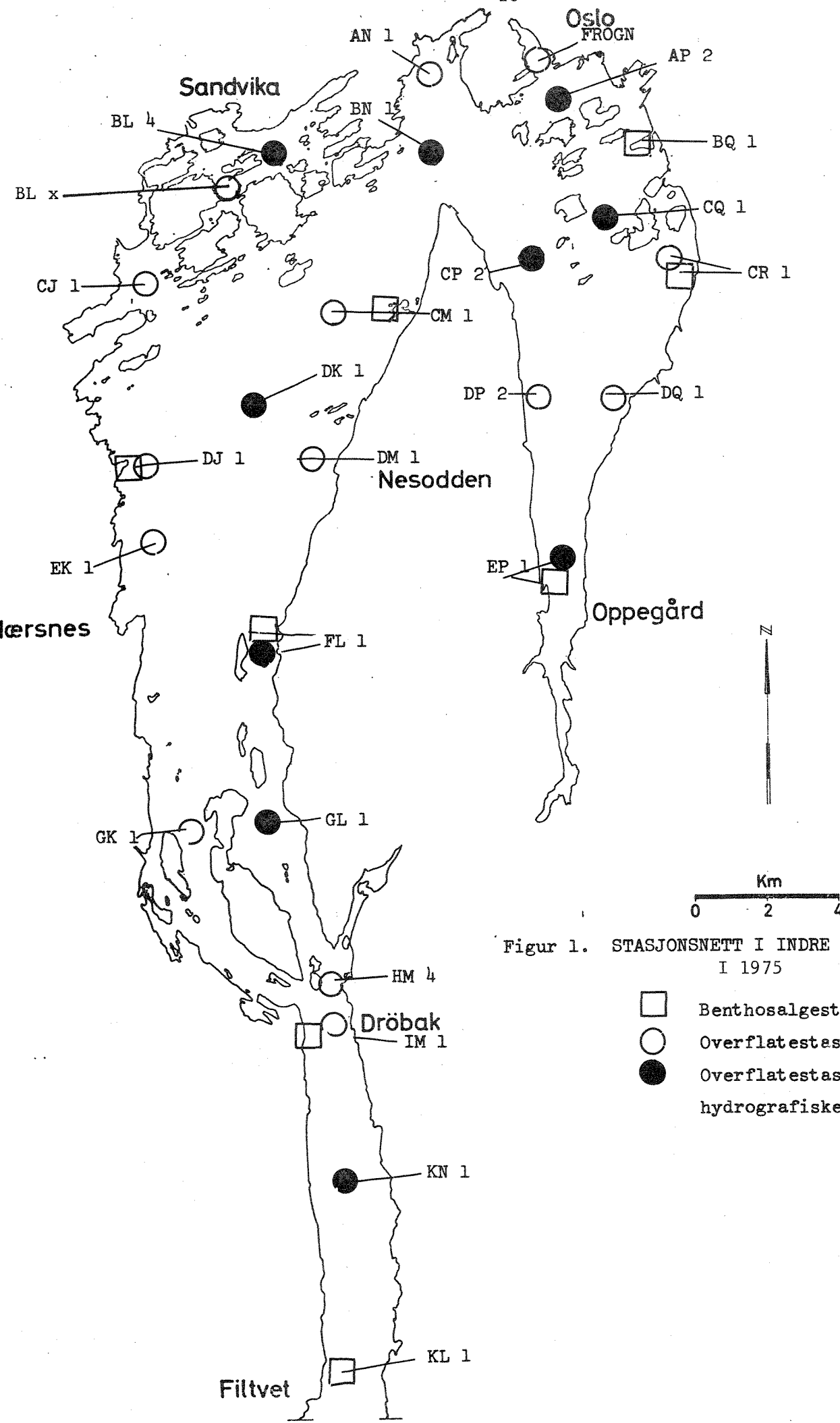
2. HYDROGRAFI

2.1 Stasjoner og parametre 1975

I 1975 ble prøver innsamlet ved 5 hovedtokt fra 12 hovedstasjoner på dypene 4, 8, 12, 16, 20, 30, 40, 50, 60, 80, 100, 125, 150, 200 meter etc. I tillegg ble prøver innsamlet fra overflaten, som 0-2 meters blandprøver, fra 13 stasjoner. Fig. 1 og 2 viser de forskjellige stasjonenes plassering. Tabell 1 viser toktfrekvensen i Oslofjorden. Foruten de nevnte tokt utførte NIVA et overflatetokt i juli og et ekstra tokt i desember. I tabell 1 vises også tokt utført av Statens Biologiske Stasjon i Flødevigen. Flødevigen tok bl.a. en hydrografisk stasjon (saltinnhold, temperatur og oksygen) i Vestfjorden (Steilene, DK-1).

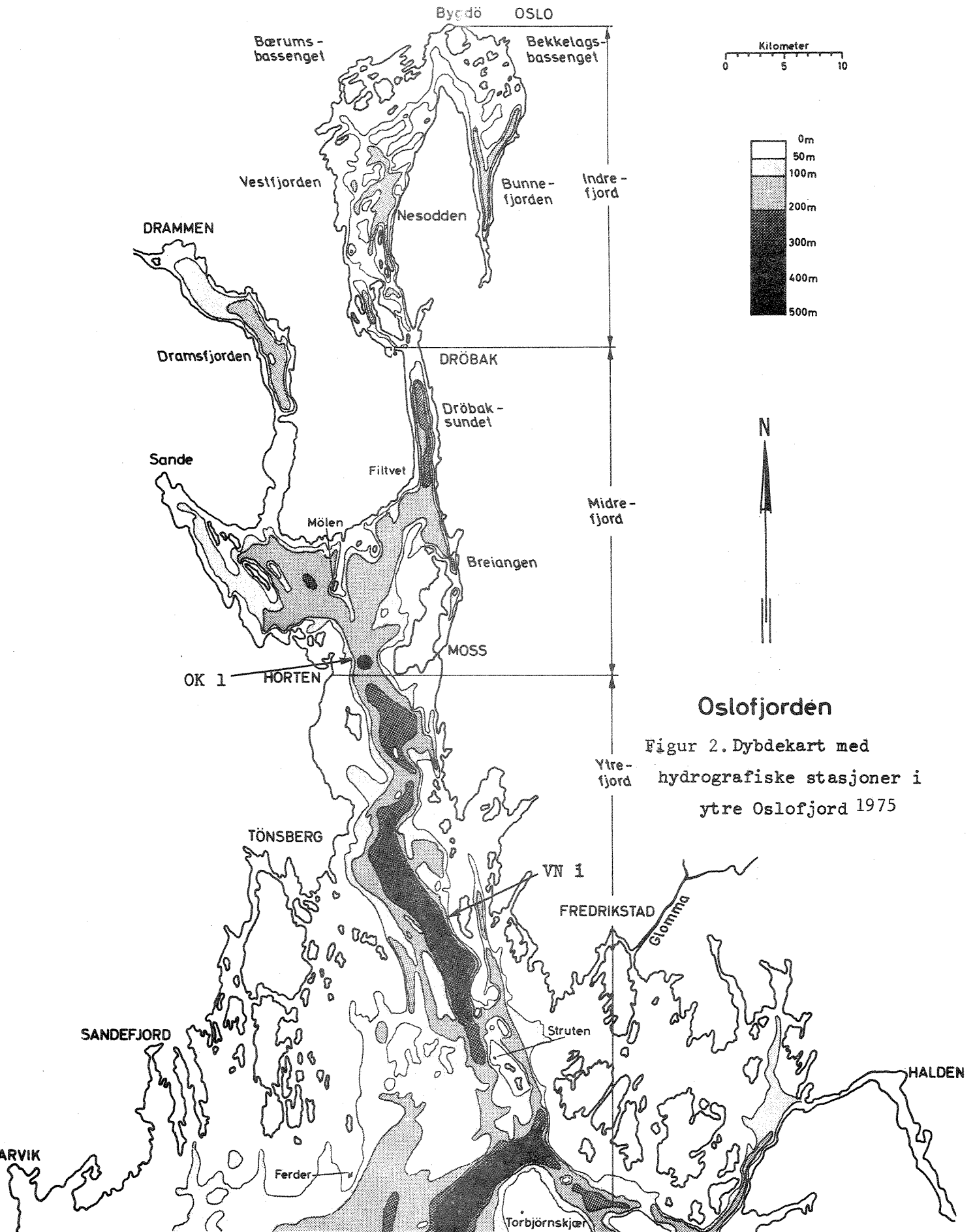
Foruten å observere siktedyp og vannets temperatur på hver stasjon, ble det analysert på vannets saltinnhold og innholdet av oksygen, total fosfor, ortofosfat, totalnitrogen, nitrat+nitritt, ammonium og total organisk karbon på stasjonene EP-1, DK-1 og FL-1. På stasjonene CQ-1, AP-2, BN-1, BL-4, KN-1, OK-1 og VN-1 ble det ikke analysert på total organisk karbon. På overflatestasjonene ble det som nevnt ovenfor innsamlet blandprøver av vann fra 0-2 meters dyp og analysert på total fosfor, ortofosfat, total nitrogen, nitrat+nitritt og ammonium. Dessuten ble vannets vekstpotensial og klorofyllinnhold bestemt. Ved en del stasjoner ble det dessuten innsamlet kvantitative planteplanktonprøver. Saltinnhold og temperatur ble bestemt fra en bølge med overflatevann. Alle kjemiske analyser ble utført på ufiltrert vann.

Preliminære data er rapportert i fem toktrapporter fra NIVA. Observasjonene under hvert tokt framgår av Appendix tabell 1. Toktene utført av Statens Biologiske Stasjon, Flødevigen er også rapportert i toktrapporter (PTK-k-7/1975).



Figur 1. STASJONSNETT I INDRE OSLOFJORD I 1975

- Benthosalgestasjoner
- Overflatestasjoner
- Overflatestasjoner og hydrografiske stasjoner



Oslofjorden

Figur 2. Dybdekart med hydrografiske stasjoner i ytre Oslofjord 1975

Tabell 1. Hydrografiske tokt i indre Oslofjord 1975

1975

OBSERVASJONER

Dato	Inst.	Prosjekt	Temp+salt+O ₂	Kjemi	Merknader
9.-10.1	NIVA	Overvåkning	X	X	
14.2	Flødevigen		X		
10.3	Flødevigen		X		
19.-21.3	NIVA	Overvåkning	X	X	
11.4	Flødevigen		X		
5.-7.5	NIVA		X	X	
9.5	Flødevigen		X		
10.6	Flødevigen		X		
31.7	NIVA	Overvåkning	X		Overflatetokt
19.8	Flødevigen		X		
26.-27.8	NIVA		X	X	
22.-23.10	NIVA		X	X	
3.11	Flødevigen		X		
11.12	NIVA	Overvåkning	X	X	

Tabell 2. Hydrografiske tokt i indre Oslofjord 1976

6.-8.1	Univ. i Oslo		X		
10.-11.2	Flødevigen		X		
17.2	Univ. i Oslo		X		
26.-27.2	NIVA	Overvåkning	X	X	
8.3	Flødevigen		X		
30.3	Univ. i Oslo		X		
2.-5.4	Flødevigen		X		
19.-20.5	NIVA	Overvåkning	X	X	
14.6	Flødevigen		X		
22.-24.6	Univ. i Oslo		X		
5.8	NIVA	Overvåkning	X	X	Overflatetokt
16.8	Flødevigen		X		
17.-18.8	NIVA	Overvåkning	X	X	
1.10	Univ. i Oslo		X		
7.10	NIVA	Overvåkning	X		Holtekilen
26.-27.10	NIVA	Overvåkning	X	X	
5.11	Flødevigen		X		
12.11	Univ. i Oslo		X		

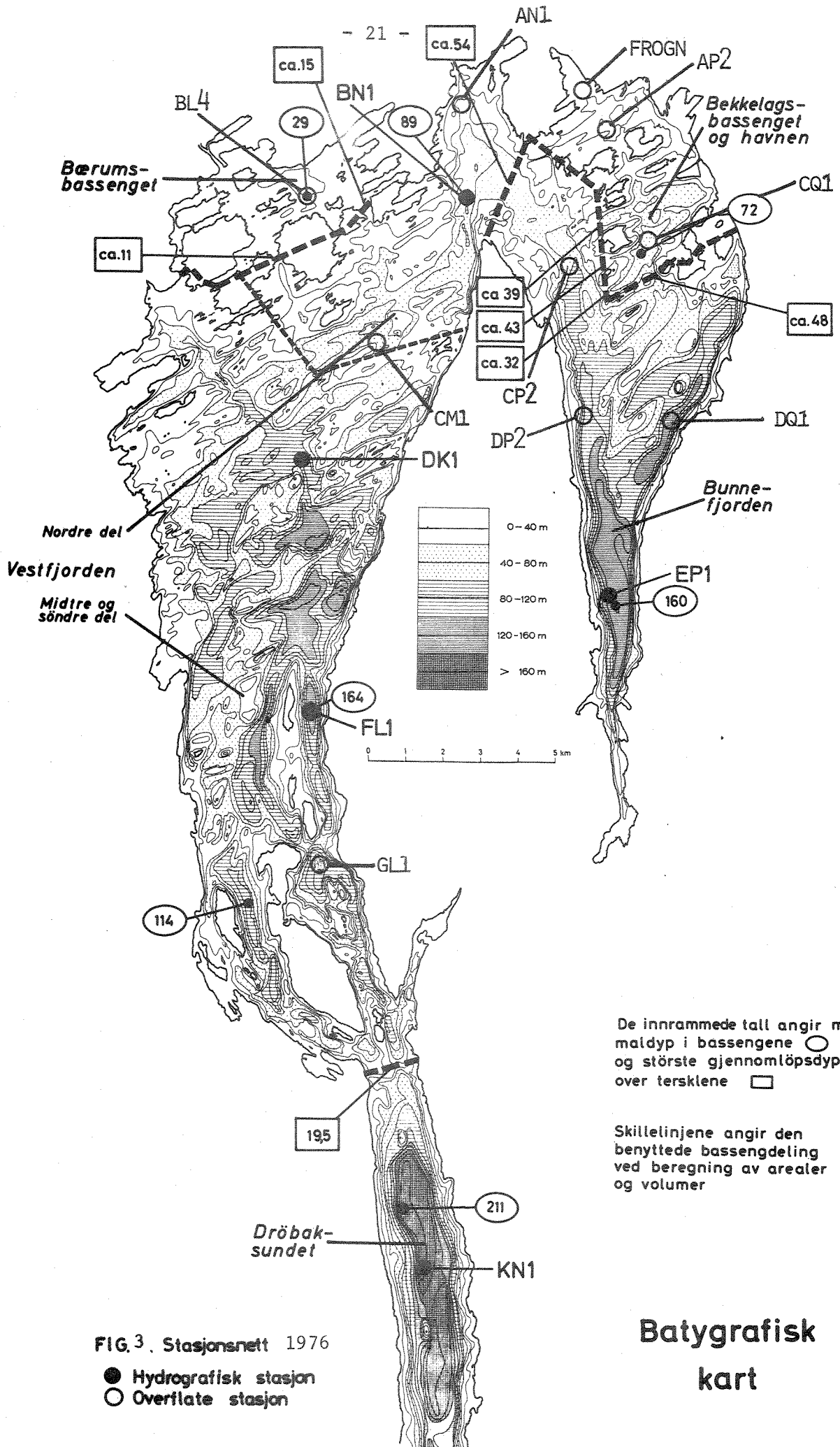


FIG. 3. Stasjonsnett 1976

- Hydrografisk stasjon
- Overflate stasjon

2.2 Stasjoner og parametre i 1976

Under 1976 ble prøver innsamlet ved 5 tokt fra 5 hovedstasjoner og 10 overflatestasjoner (0-2 m) (se fig. 3). Prøvedyp og analyseprogram var det samme som for 1975. Tabell 2 viser tokttider for NIVA og for Statens Biologiske Stasjon Flødevigen (PTK-1-6/1976).

Data innsamlet av Oslo Universitet i 1976 (F.-E. Dahl, pers.medd.) er også blitt markert.

Preliminære data er rapportert i toktrapperter fra NIVA. Observasjoner framgår av Appendix tabell 2.

2.3 Analysemetodikk

Det er gjennomgående brukt samme analysemetoder i 1975-76 som i 1974. Disse metoder er i korthet beskrevet i Årsrapport for 1974 (NIVA 1976).

2.4 Generelle meteorologiske og hydrologiske forhold i perioden 1975-76

De klimatiske variasjonene fra år til år kan blant annet avleses i vannføringsdata fra store elver. Figur 4 viser vannføringen i Drammenselva (Døviksfoss) i 1975 og 1976 samt avviket fra normalen (1961-72). Det fremgår klart at både 1975 og 1976 var tørre år med liten vannføring, og at spesielt i 1976 uteble vårflommen i mai. Figurene 5 og 6 viser soltimer og nedbør i 1975-76 (data fra Meteorologisk Institutt). De viser for 1975 betydelig soloverskudd i april-august sammenfallende med lavere nedbør enn normalt. I desember 1975 og januar 1976 var det likeledes et stort overskudd av soltimer. Forøvrig var sommeren 1976 solrik - spesielt juli og august - men framfor alt var perioden juni-september meget nedbørsfattig.

Vannføringene i Sandvikselva og Lysakerelva i 1975 og 1976 vises i figur 7. Begge elvene hadde flom-perioder i april/mai og oktober/november, samt ekstremt liten vannføring i sommermånedene. Dette gjaldt spesielt 1976, da tilrenningen lå under $3 \text{ m}^3/\text{s}$ i middeltall fra juli og ut september.

I perioden 1973-76 var ferskvannstilførselen i løpet av sommermånedene juni - august størst i 1973 og minst i 1976. I 1976 var vannføringen i juni-august kun 40% av middelvannføringen tilsvarende måneder i perioden 1961-72. Den midlere års vannføring i Drammenselva har vært:

1973: $183 \text{ m}^3/\text{s}$
1974: $255 \text{ m}^3/\text{s}$
1975: $240 \text{ m}^3/\text{s}$
1976: $190 \text{ m}^3/\text{s}$

Fig. 8 viser saltinnhold og temperatur i april - september 1976 på 4 meters dyp ved Færder, sammenlignet med middelveier fra perioden 1936 - 70. (BYRKEDAL, Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt 1976). Den lavere ferskvannstilførselen i 1976 avspeiler seg i høyere saltinnhold i overflatevannet.

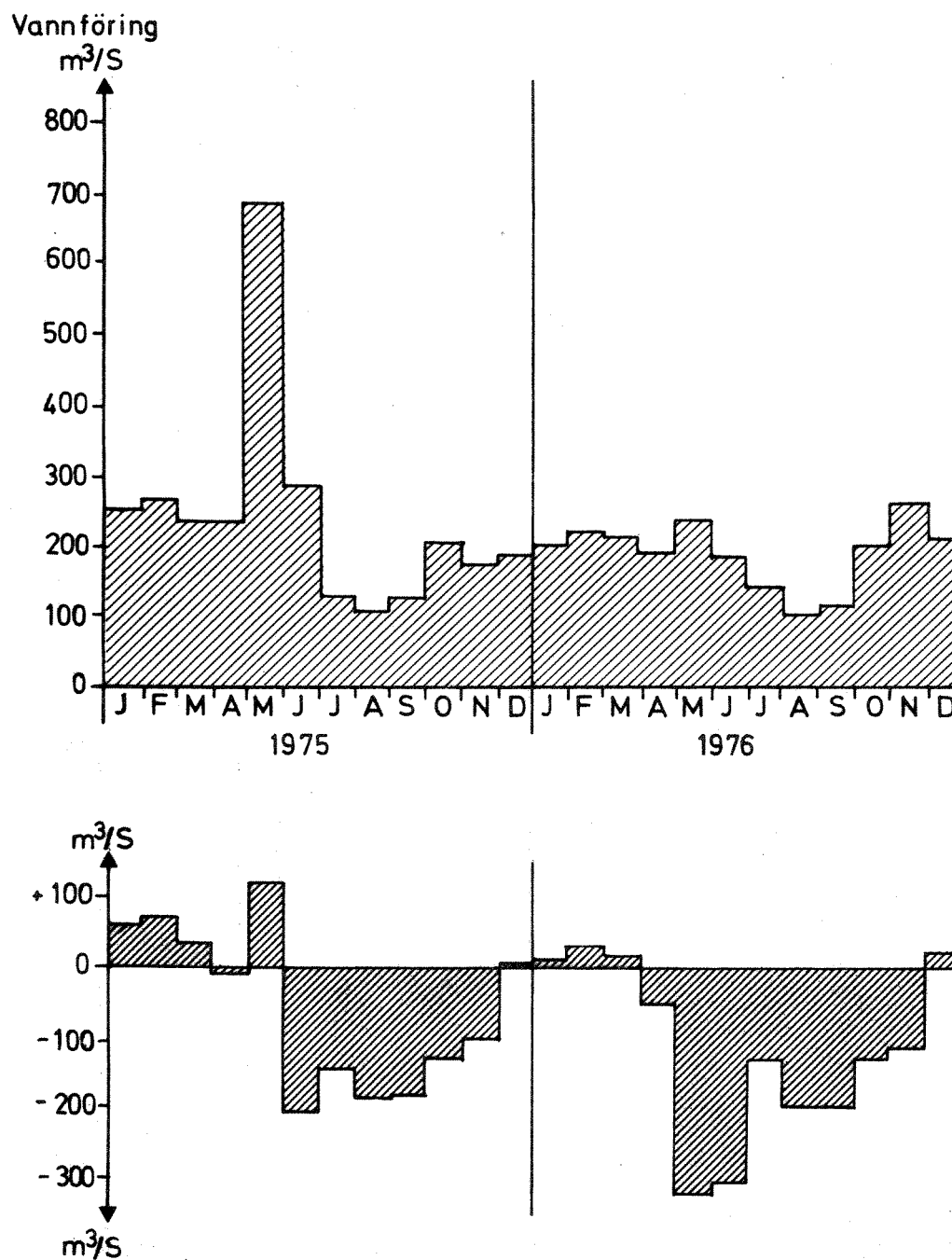


Fig. 4. Vannføringen i Drammenselva (Døviksfoss)
Månedsmiddel (m³/S) øverst.
Månedsmiddel som avvik fra normalen 1961-
1972 nederst.

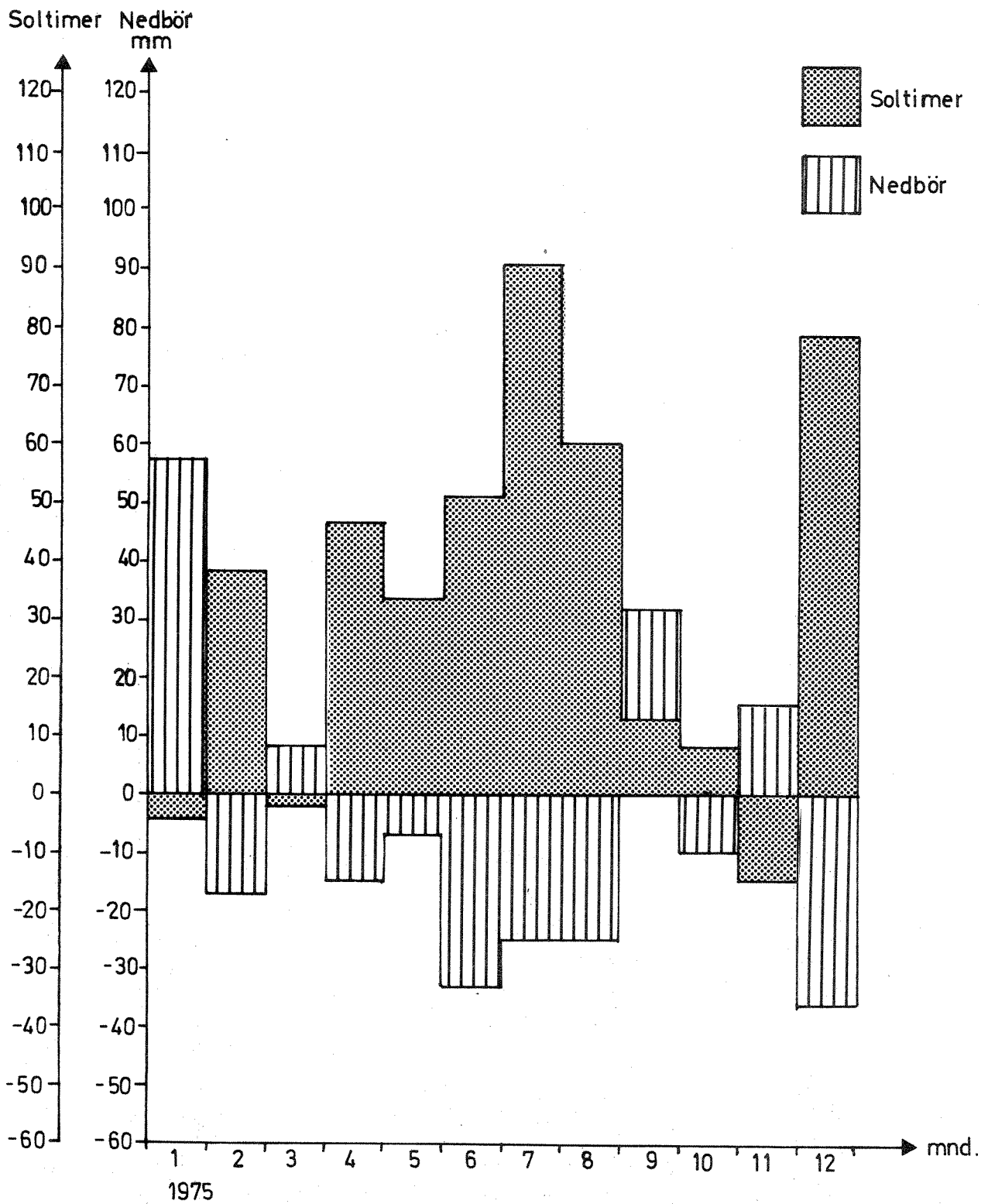


Fig. 5. Soltimer og nedbør (mm) på Blindern, Oslo i 1975 som avvik fra middeverdier av perioden 1956-70, resp. 1931-60. (Data fra meteorologisk institutt).

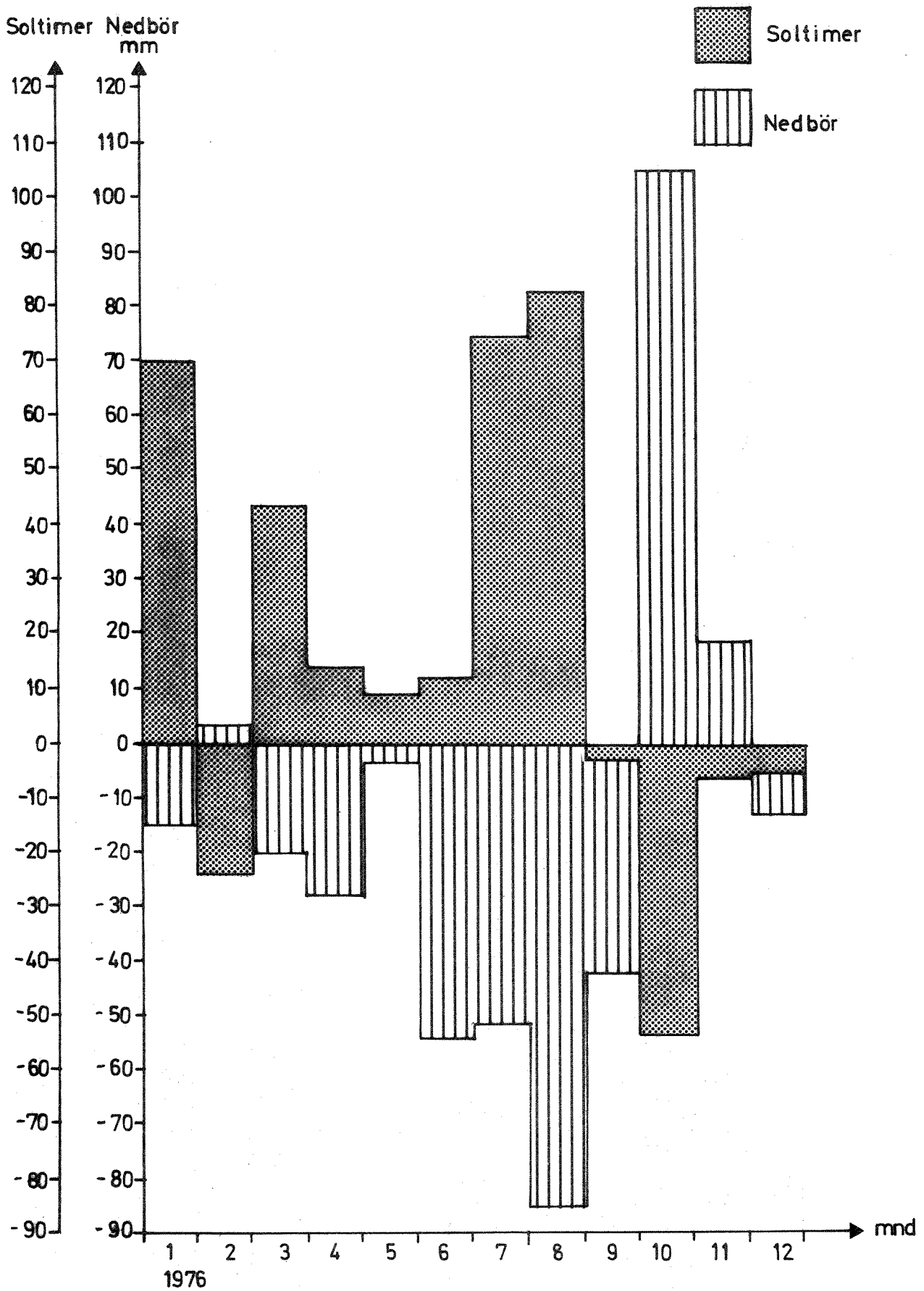


Fig. 6. Soltimer og nedbør (mm) på Blindern, Oslo i 1976 som avvik fra middelerverdier av perioden 1956-70, resp. 1931-60. (Data fra meteorologisk institutt).

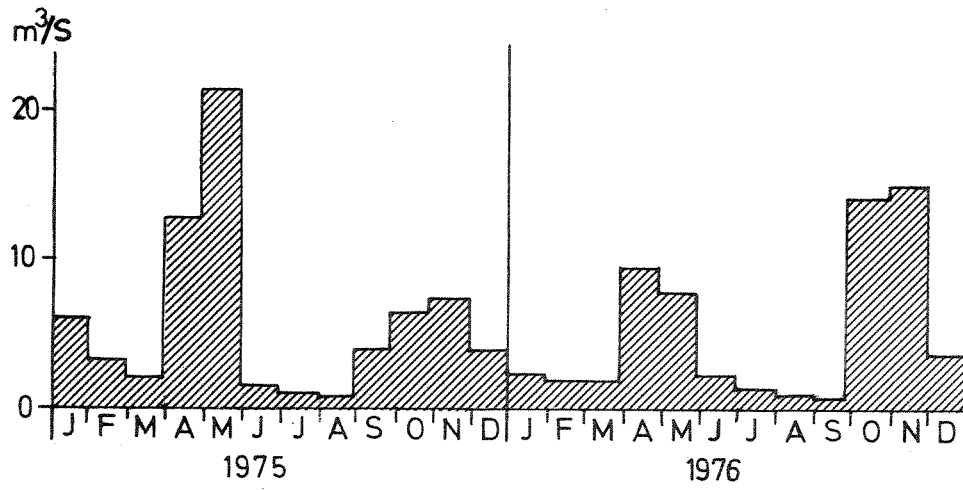


Fig. 7. Månedsvannføring (m³/S) i Sandvikselva + Lysakerelva 1975-76.

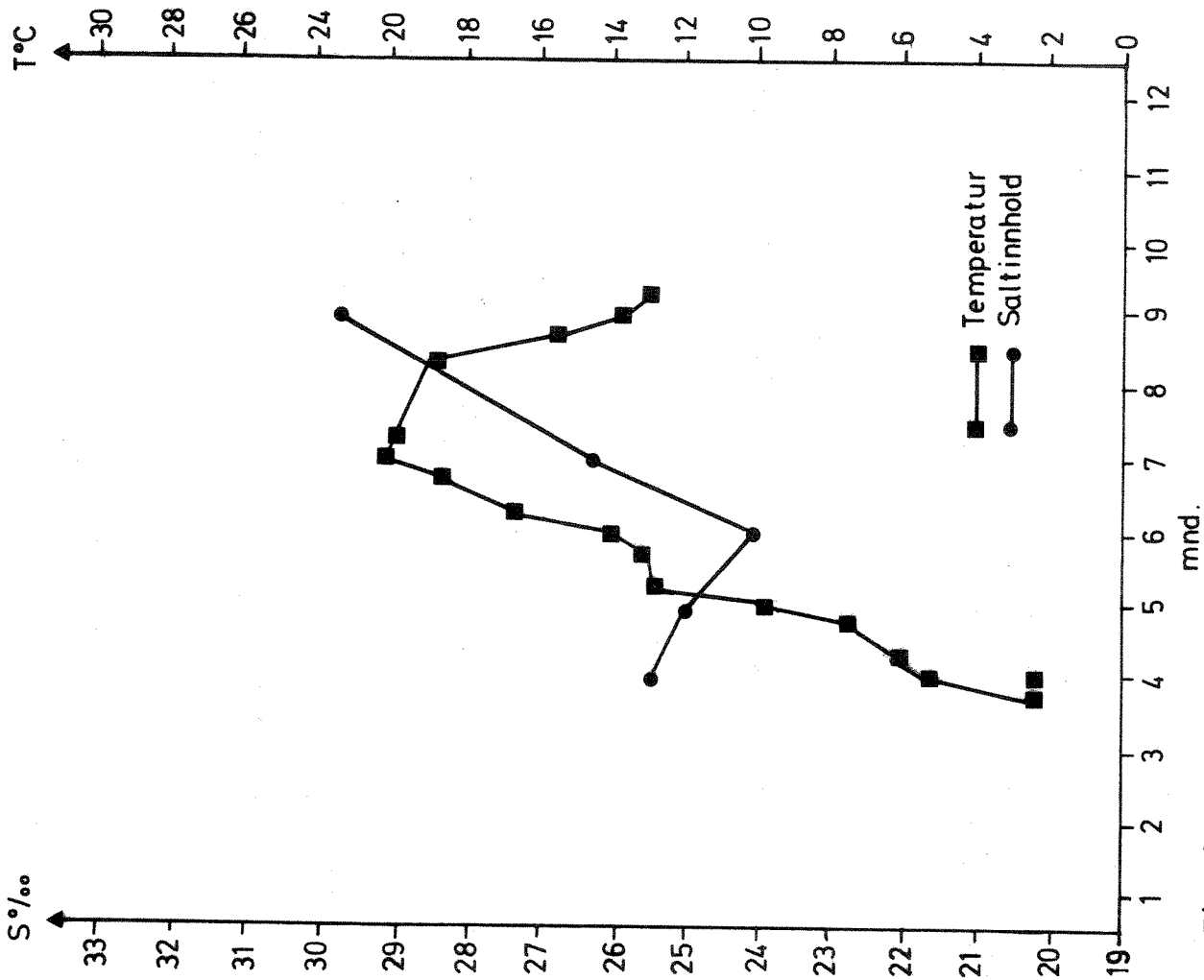


Fig. 8a

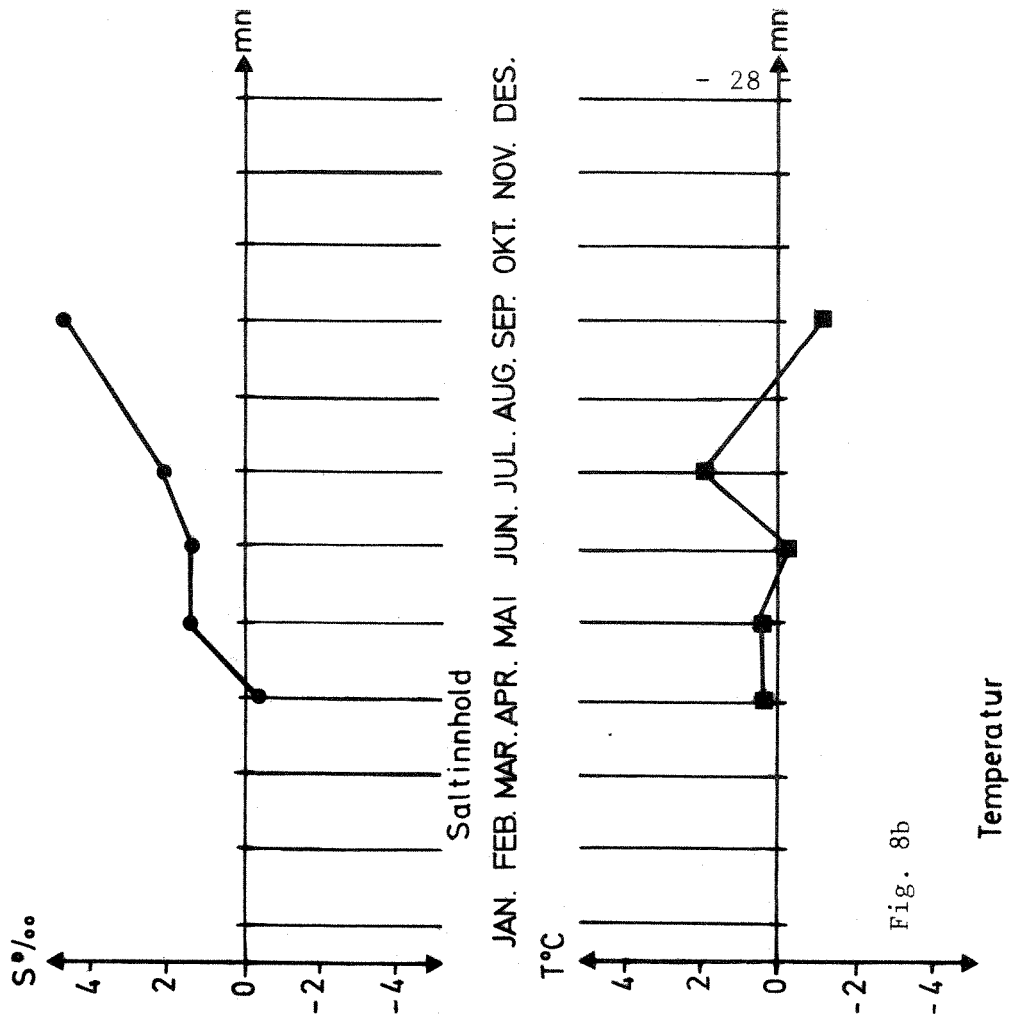


Fig. 8b

Fig. 8 Temperatur og saltinnhold på 4 m dyp ved Færder 1976 (8a) og som avvik fra middel for perioden 1936-70 (8b). Data fra Fiseridirektoratets Havforskningsinstitutt (Byrkedal 1976).

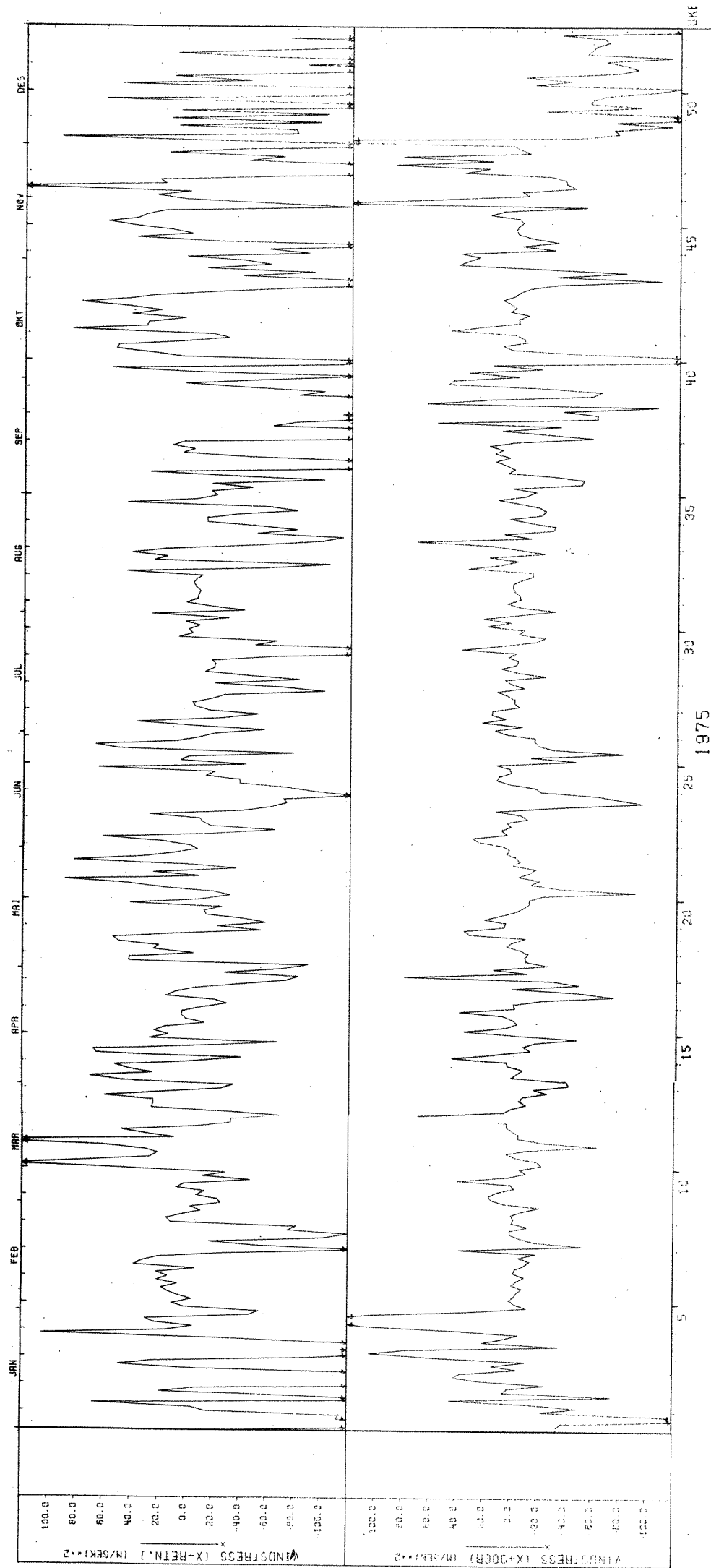


Fig. 9a. Døgnmidler av vindstress ved Ferder i 1975.
 x-retning 40° (+) 220° (-); x+90 130° (+), 310° (-).

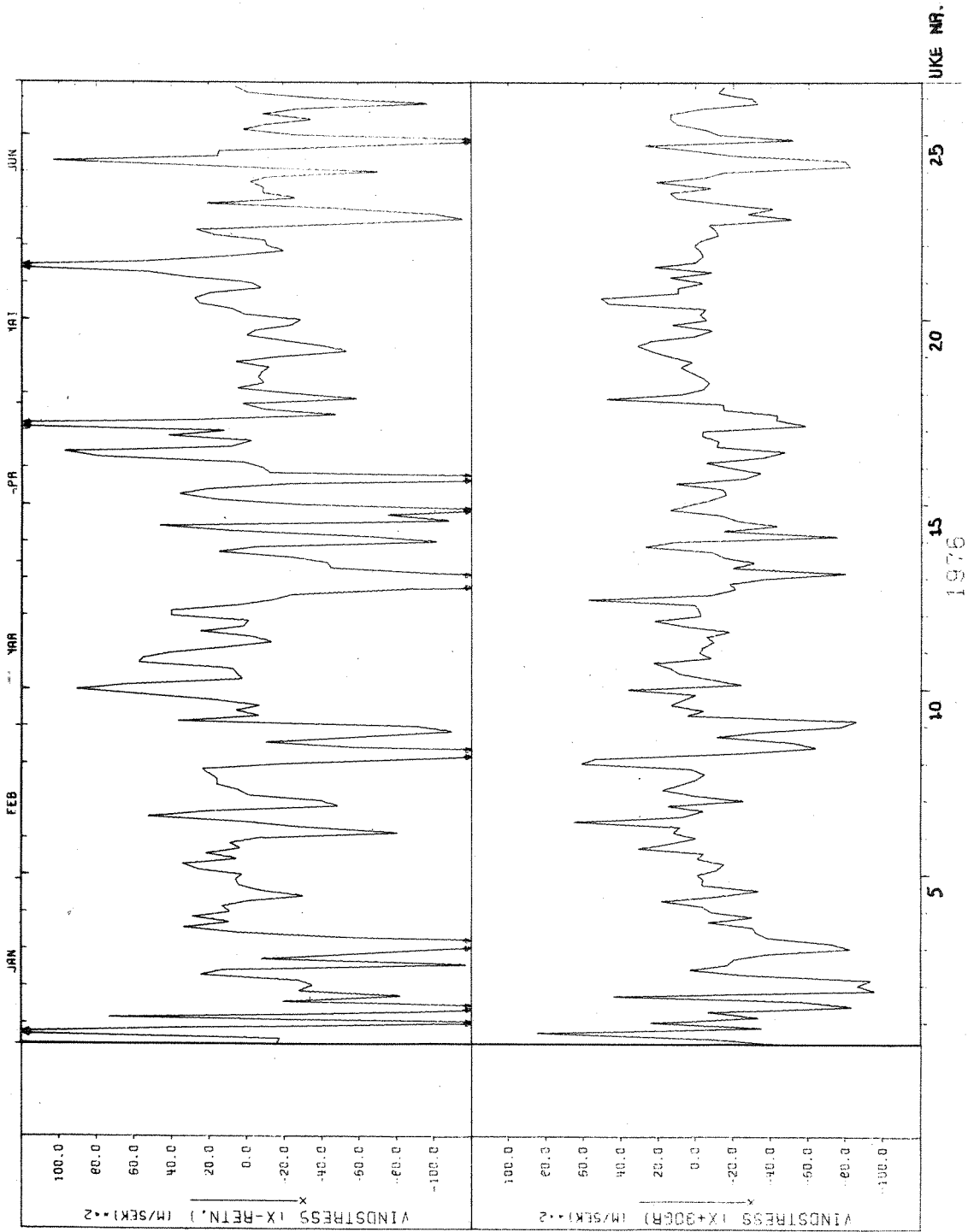


Fig. 9b. Døgnmidler av vindstresset ved Ferder i 1976.
(Januar - juni).

Vindforholdene fremgår av fig 9. Her er det brukt observasjoner fra Færder beregnet som vindstress. Forskjellen mellom vindforholdene ved Færder og indre Oslofjord er, foruten at vindstyrken oftest er lavere, at sydvestlige vinder blir sydlige i indre fjord og at nordlige vinder i indre fjord registreres som mer nordøstlige ved Færder. I 1975 var vinden for det meste sydlig fra juni til oktober. Perioder med vedvarende nordavind forekom i begynnelsen av februar, midten av mars og i begynnelsen av april, samt i begynnelsen og slutten av mai. I 1976 hadde januar kraftigere nordvestlige vinder som ble nordlige i begynnelsen av februar. Nordavindsperioder forekom deretter i begynnelsen av mars, slutten av april samt i slutten av mai.

2.5 Vannutskiftningen 1975-76

Den generelle hydrografiske utviklingen i Oslofjorden beskrives av fig. 10-14, som viser saltinnhold og oksygenvariasjoner i Vestfjorden og Bunnefjorden. (Figurene er sammenstilt på grunnlag av egne observasjoner og data fra Statens Biologiske Stasjon Flødevigen og fra Universitetet i Oslo).

For Vestfjordens del har det skjedd større dypvannsutskiftninger i mars-april 1975 og i januar/februar og mars/april 1976. Bunnefjorden har i denne perioden ikke hatt noen større dypvannsutskiftning, men har blitt påvirket av utskiftningene i Vestfjorden.

Av fig. 13, som viser saltholdighetsvariasjonen i Bunnefjorden framgår at dypvannsutskiftningen i Vestfjorden i 1975 påvirket vannmassene i Bunnefjorden ned til mellom 90-100 meters dyp. Vinteren 1976 ble også Bunnefjordens vannmasser påvirket av utskiftningene i Vestfjorden, men av oksygeninnholdet, som vises i fig. 14, framgår at effekten har vært liten på dypvannet.

I de øvre vannlagene (0-30 m) skjedde flere utskiftninger i løpet av perioden. Foruten utskiftninger direkte i samband med dypvannsutskiftninger, har det vært utskiftning av vannmasser ned til 30 meters dyp i mai-juni, september-oktober, samt i desember 1975, og i juli-september og oktober-november 1976.

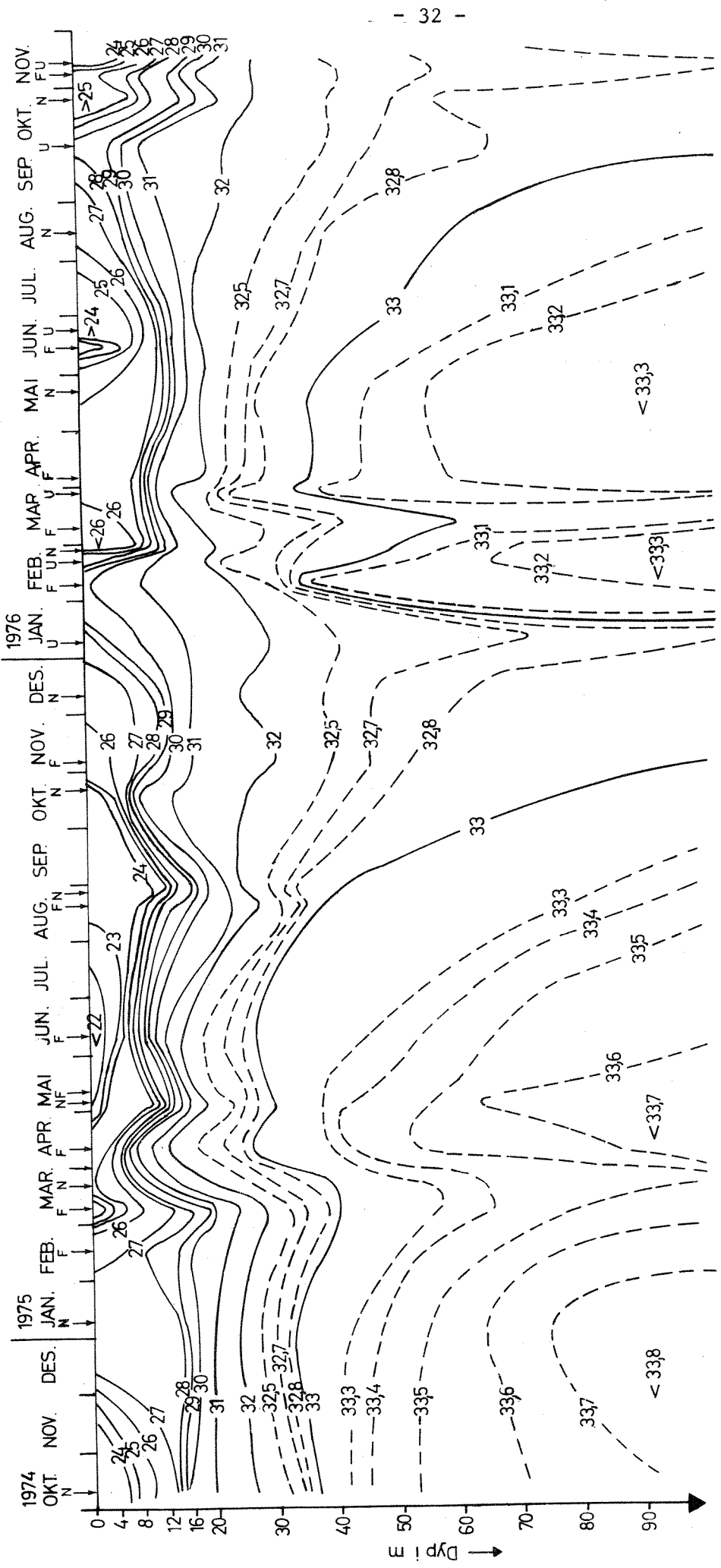


Fig. 10. Saltholdighetsvariasjoner (S^0/oo) ved Steilene (DK1) oktober 1974 - november 1976.

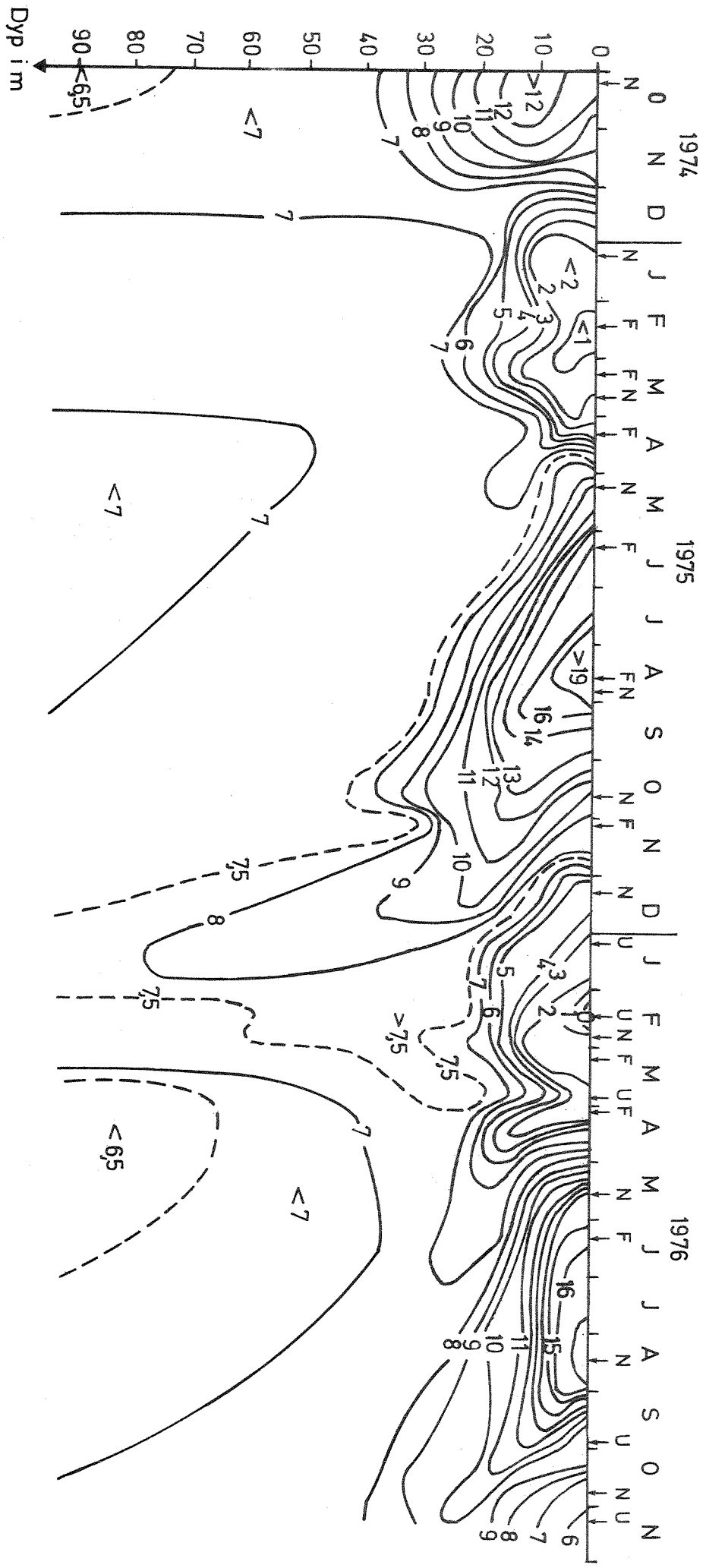
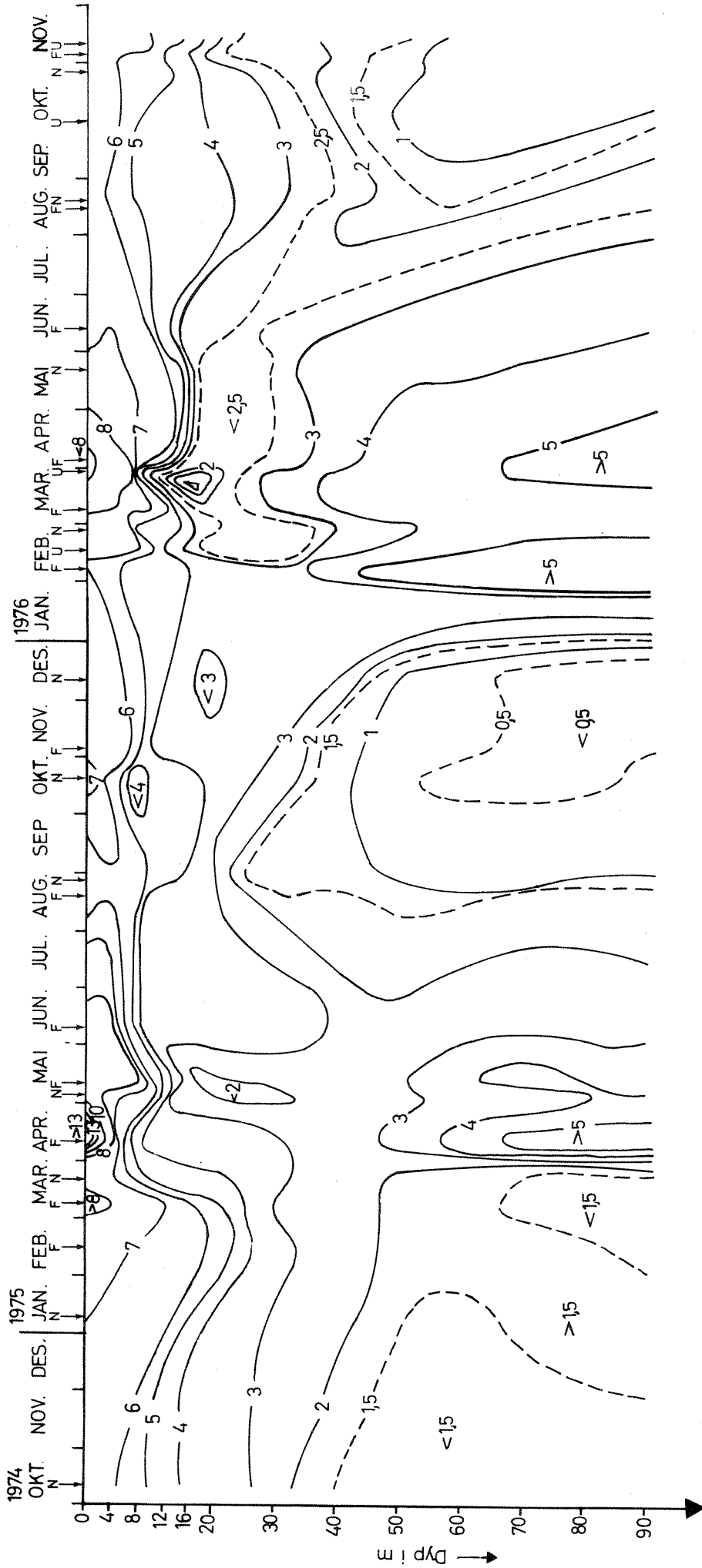


Fig. 11. Temperaturvariasjon (°C) i Vestfjorden (DK1) Oktober 74 - oktober 76.

- ↓ = observasjon
- F = Statens Biologiske Stasjon Flødevigen
- N = NIVA
- U = Universitetet i Oslo



↓ = observasjon
F = Statens Biologiske Stasjon, Flødevigen
N = NIVA
U = Universitetet i Oslo (F.-E. Dahl)

Fig. 12. Oksygenvariasjon ved Steillene (DKI) oktober 1974 - november 1976.

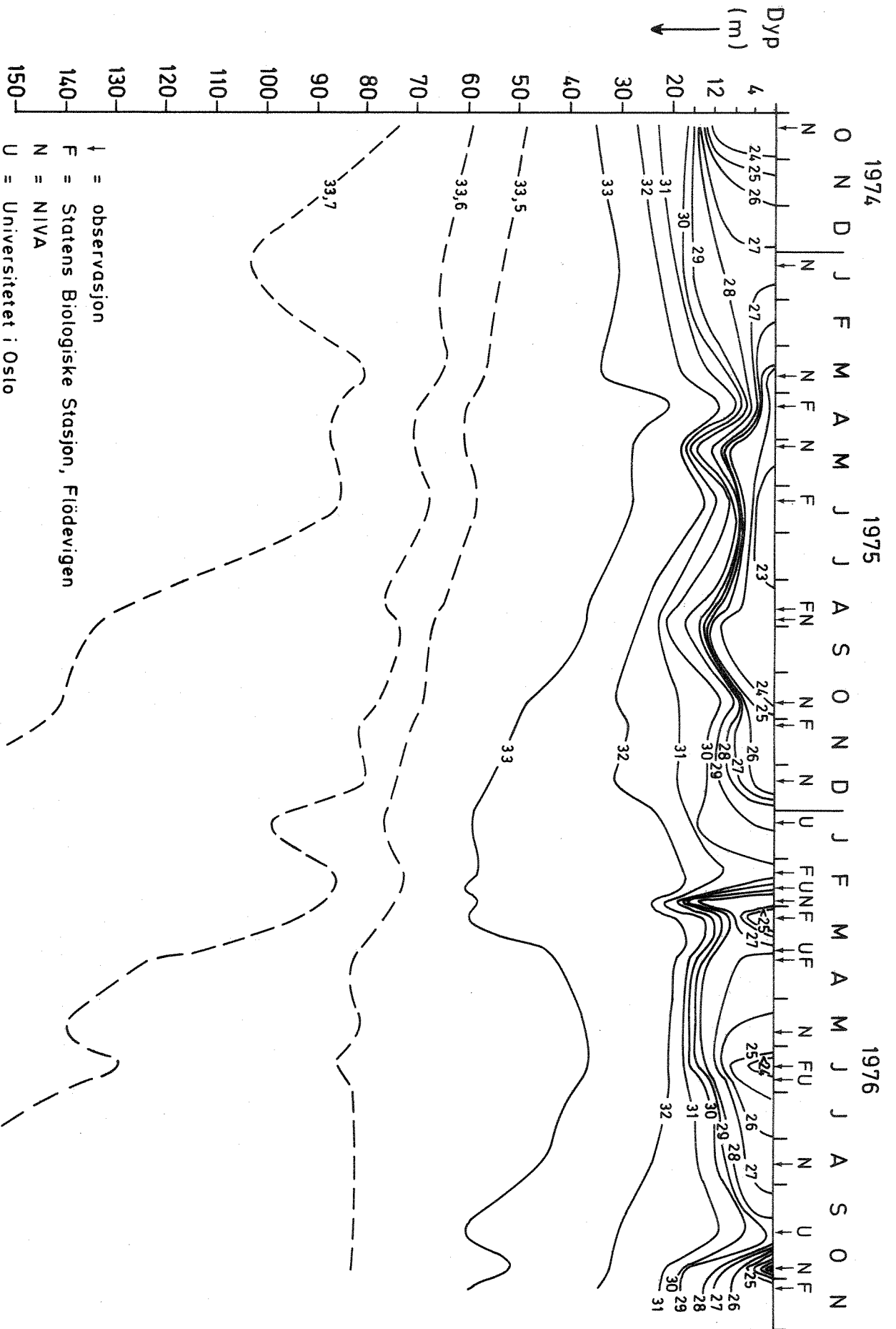


Fig. 13. Saltvariasjon (S‰) i Bunnefjorden (EP1) oktober 1974 - november 1976

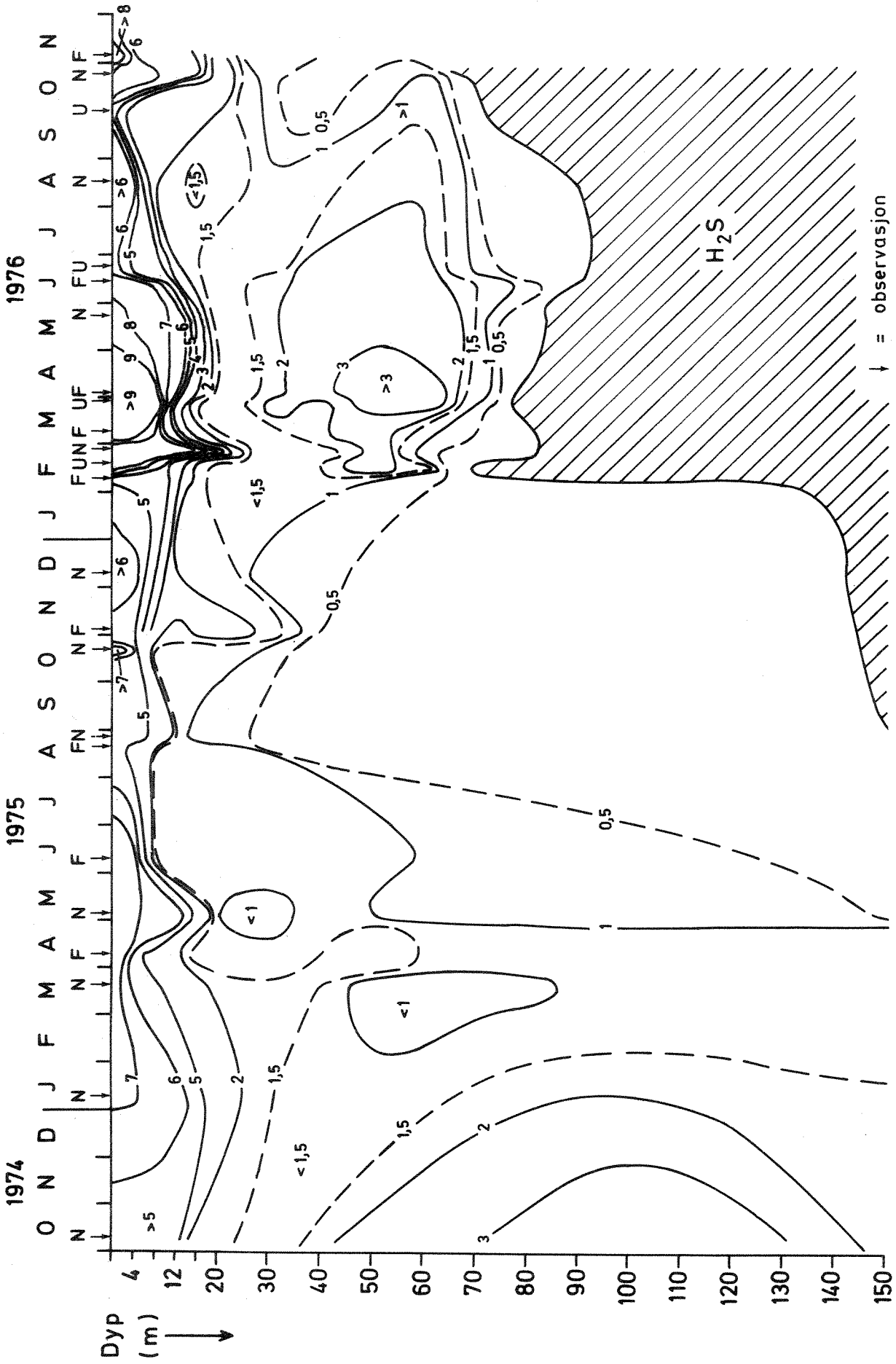


Fig. 14. Oksygenvariasjon (ml/l) i Bunnefjorden (EP 1) oktober 1974 - november 1976

↓ = observasjon
F = Statens Biologiske Stasjon, Flødevigen
N = NIVA
U = Universitetet i Oslo

Størrelsen av utskiftningene har variert, og muligheten foreligger dessuten for at flere utskiftninger i de øvre vannmasser er skjult på grunn av den lave observasjonsfrekvensen.

2.6 Beregning av dypvannsutskiftningen 1975-76

Kjennskapen til vannutskiftningsprosessene i indre Oslofjord er fortsatt beskjedne. Beregningen av vannutskiftningen i fjorden vil derfor bli basert på enkle antakelser om utskiftningsprosessen.

Når en vannmasse med større tetthet (egenvekt) enn dypvannet i indre Oslofjord strømmer inn over Drøbakerskelen vil den synke til bunns innenfor terskelen. Derved vil det tidligere bunnvannet bli løftet opp. Volumet av innstrømmet vann avgjør til hvilket nivå det gamle bunnvannet blir løftet opp. Dette kan avleses fra observasjoner av tettheten og saltholdigheten før og etter en innstrømning.

Fig. 15 viser tetthet og saltholdighet ved Langaara (st. Fl-1) før og etter en dypvannsutskiftning i 1975. Tettheten på dypvannet før utskiftningen var $26.26 \sigma_t$ -enheter (20.3.1975). $\sigma_t = (\rho - 1) \times 10^3$, hvor ρ er vannets egenvekt. Den 6.5.1975, etter at vann fra Drøbaksundet strømmet inn, var tettheten på dypvannet $26.53 \sigma_t$ -enheter og vann med egenvekt $26.26 \sigma_t$ -enheter lå på ca. 55 meters dyp. Ut fra dette kan en anta at dypvannsutskiftningen vesentlig har påvirket vannmassene under 55 meters dyp og anslå at ca. $1300 \times 10^6 \text{ m}^3$ har kunnet strømme inn. Tilsvarende volum må ha forlatt fjorden og tilsvarer f.eks. vannmassen mellom overflaten og ca. 7 m dyp.

Det innstrømmende vannet hadde et høyere oksygeninnhold og et lavere totalfosforinnhold enn det gamle dypvannet. Fig. 16 viser innholdet av totalfosfor og oksygen i Vestfjorden før og etter utskiftningen 1975 (stasjon DK-1). Oksygeninnholdet har økt i dypvannet etter utskiftningen og totalfosforinnholdet har avtatt. Det innstrømmende vannet har trolig vært omtrent 80% mettet med oksygen (5.3 ml/l) og har hatt et totalfosforinnhold på ca. 30 $\mu\text{g P/l}$ (verdier fra Drøbaksundet, st. KN-1). Verken totalfosfor eller oksygen kan betraktes som konservative parametre over en tidsperiode som mellom observasjonene i mars og mai 1975. Ved å beregne utskiftningsgraden i Vestfjorden ved hjelp av disse parametre, vil de resulterende

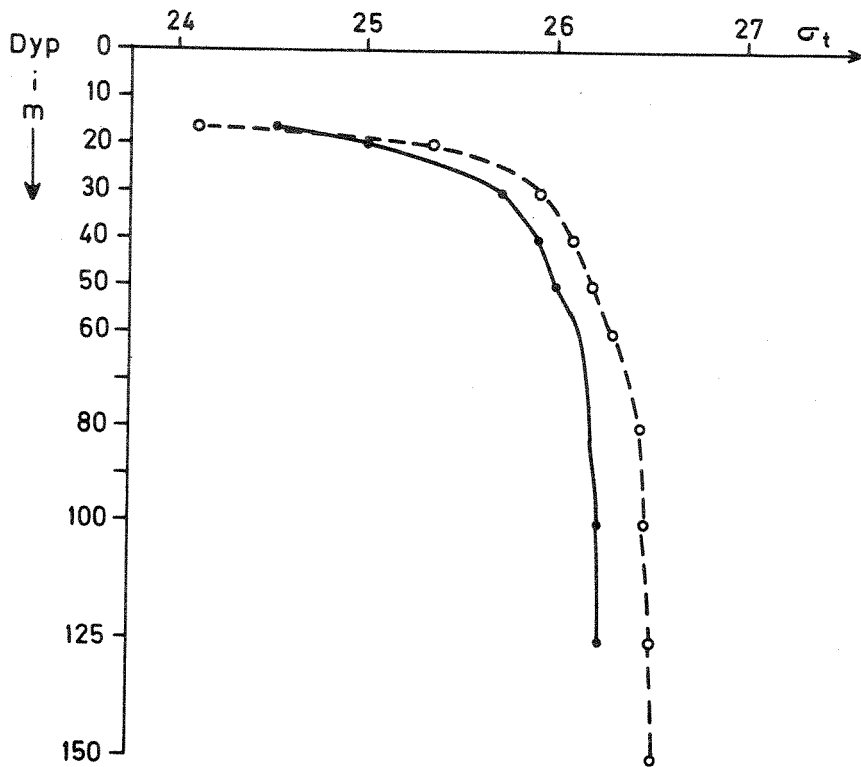


Fig.15. Tetthetsvertikal ved Langaara (st.FL1) den 20.3.75 (●—●) og den 6.5.75 (○---○)

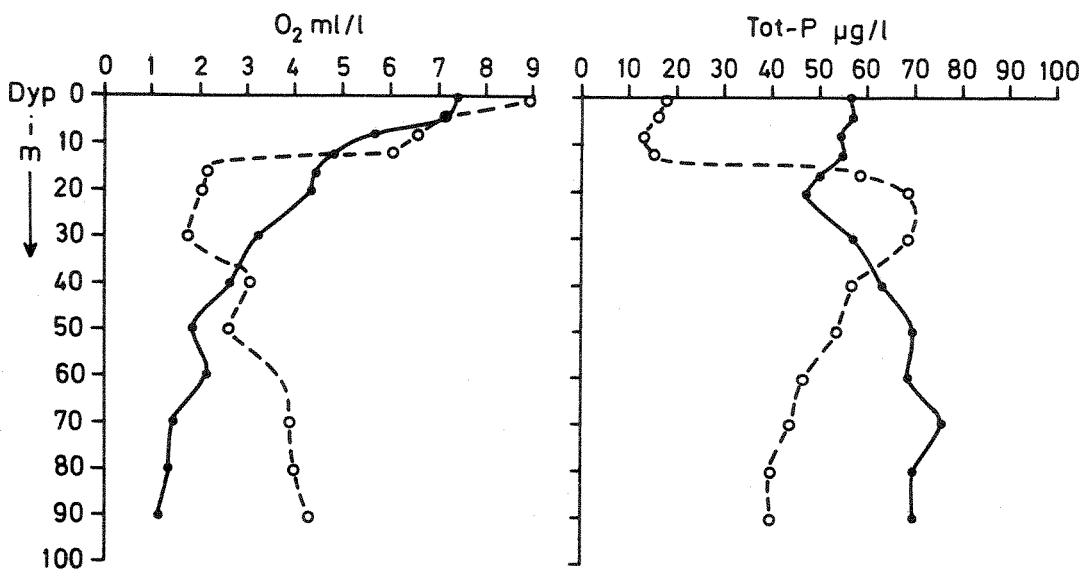


Fig.16. Oksygeninnhold (ml/l) og totalfosforinnhold (µg/l) ved Steilene (st.DK1) den 20.3.75 (●—●) og den 6.5.75 (○---○)

tallene bli mindre enn i virkeligheten. Biologisk-kjemisk aktivitet i vannmassene vil øke fosforinnholdet og minske oksygeninnholdet.

Videre er utskiftningsprosessen også en blandingsprosess mellom forskjellige vannmasser slik at alene en beregning etter egenvekt kan gi for høye verdier på utskiftet vannvolum. Hvis saltholdighet og temperatur på det innstrømmende vannet hadde vært kjent, ville utskiftningsvolumet kunne beregnes med disse to parametre. Da temperatur og saltholdighet på det innstrømmende vannet ikke kan fastsettes, vil en bruke de verdier som det nye dypvannet mellom 125-160 meter har i Vestfjorden som karakteristikk på det innstrømmende vann.

Hvis vi således blander dette vannet med gammelt dypvann fås utskiftningsprosent som tabell 4. Beregningen er utført som beskrevet i Proudman 1952 (s.106).

Tabell 3. Utskiftningsgrad i Vestfjorden 1975 (55 meter - bunn) beregnet etter blanding av gammelt og nytt dypvann etter saltholdighet

Dyp	\bar{S} (20.3.) ($^{\circ}/\text{oo}$)	\bar{S} (6.5.75) ($^{\circ}/\text{oo}$)	Utskiftnings- grad (%)
160-125	33.55	33.75	100
125-100	33.53	33.73	90
100-80	33.46	33.70	80
80-60	33.35	33.61	65
60-55	33.27	33.48	45

Tabell 4 gir et samlet volumutskiftet vann på ca. $950 \times 10^6 \text{ m}^3$ dvs. ca. 30% mindre enn ved den første beregningen. Prøver vi dette mot oksygen og totalfosfor, blir resultatet som vist i tabell 5 og 6.

Tabell 4. Utskiftningsgrad i Vestfjorden 1975 (55 meter - bunn) beregnet etter oksygeninnhold. Ø betegner at verdier fra stasjon DK-1 er brukt i stedet for stasjon FL-1

Dyp (m)	\bar{O}_2 (20.3) (ml/l)	\bar{O}_2 (6.5) (ml/l)	Utskiftningsgrad (%)
150-125	1.8	5.0	92
125-100	1.8	4.9	90
100-80	1.2 Ø	4.7	85
80-60	1.6 Ø	4.2	70
60-55	2.0 Ø	3.6	50

Verdien i tabell 5 viser en noe lavere utskiftningsgrad for bunnvannet i forhold til tallene i tabell 4, hvilket kan være en effekt av nedbrytningsprosesser (oksygenforbruk).

Tabell 6 viser samme beregning for total-fosfor i følge forutsetningen ovenfor (innstrømmende vann 30 µg P/l).

Tabell 5. Utskiftningsgrad i Vestfjorden (stasjon FL-1) 1975 (55 meter-bunn) beregnet etter total-fosforinnhold (µg/l). Ø betegner verdier fra stasjon DK-1

Dyp (m)	$\overline{\text{Tot-P}}$ (20.3) µg/l	$\overline{\text{Tot-P}}$ (6.5) µg/l	Utskiftningsgrad (%)
160-125	70	36	85
125-100	70	36	85
100-80	70 Ø	37	83
80-60	73 Ø	43	70
60-55	70 Ø	50	50

Tabell 6. Beregnet utskiftet vannvolum 1975 (55 meter - bunn) i Vestfjorden

Utskiftning beregnet etter	%	10^6 m^3
Tetthet	100	1 300
Saltholdighet	73	950
Oksygen	77	1 000
Total-fosfor	76	985

Tallene i tab. 7 er rimelige ut fra de antakelser som er gjort. Utskiftningen som beregnes etter saltholdighet vil gi lavere utskiftningsgrad enn beregningen etter egenvekt (metodeforskjeller). Beregningen av fosfor og oksygeninnhold vil som nevnt også gi lavere utskiftningsvolumer enn i virkeligheten, som følge av ikke-konservative egenskaper.

En korreksjon for oksygenforbruk og totalfosforakkumulasjon er gjort ut fra at det innstrømmende vannet på 150 meters dyp ved stasjon FL-1 er ublandet Drøbaksvann (se parallellen ved beregningene utført med saltholdighet). Med et oksygeninnhold på 5.3 ml/l hos det innstrømmende vannet og et total-fosforinnhold på 30 $\mu\text{g/l}$ har det skjedd en fosfor-
økning på 6 $\mu\text{g/l}$ og en oksygenreduksjon på 0.3 ml/l. Hvis vi antar at samme prosentvise akkumulasjon og reduksjon gjelder for hele vannmassen fra 55 meter til bunnen blir utskiftningsgraden den som vises i tabell 8.

Tabell 7. Beregnet utskiftning i Vestfjorden 1975 (55 meter - bunn), med korrigerede oksygen- og total-fosforverdier

Utskiftning beregnet etter	%	10^6 m^3
Tetthet	100	1 300
Oksygen	80	1 060
Total-fosfor	92	1 200

Dypvannsutskiftningen 1975 var stort sett begrenset til Vestfjorden med bare mindre overstrømminger av vann mellom Vestfjorden, Lysakerfjorden og Bunnefjorden på nivå omkring 55 meters dyp. Sannsynligvis var størrelsen på den totale dypvannsutskiftningen i mars-april 1975 noe mellom $1.100-1.300 \times 10^6 \text{ m}^3$.

Neste dypvannsutskiftning inntraff i januar 1976 (fig.10-12). Utskiftningen var avsluttet i april. Det innstrømmende vannet fra Drøbakerskelen kom i kortere perioder under disse måneder. Den første innstrømmingen med start i januar var slutt i februar. Tettheten på vannmassen i Vestfjorden i slutten av februar på 35 meters dyp tilsvarer tettheten på 160 meters dyp før utskiftningen (6.1.76). Dette tilsvarer et utskiftet vannvolum i Vestfjorden på omtrent $2.600 \times 10^6 \text{ m}^3$, som omtrent motsvarer alt vann mellom ca. 15 meters dyp og overflaten i hele indre Oslofjord.

Vi antar at saltholdigheten på 160 meters dyp den 26.2.76 er karakteristisk for det innstrømmende vannet og gjennomfører vannutskiftningsberegninger som for 1975. Resultatet framgår av tabell 9.

Tabell 8. Utskiftningsgrad i Vestfjorden 1976 (35 meters dyp - bunn)
beregnet etter saltholdighet

Dyp (m)	\bar{S} (‰) 6.1.76	\bar{S} (‰) 26.2.76	Utskiftningsgrad (%)	Volum $\times 10^6$ m^3
160-125	32.71	33.33	100	24.55
125-100	32.70	33.31	97	131.7
100-80	32.68	33.27	91	302.6
80-60	32.62	33.20	82	524.3
60-50	32.5	33.05	66	323.5
50-40	32.3	32.9	58	358.3
40-35	32.1	32.75	52	196.1
Totalt			72	1861.1

Oksygendata savnes fra stasjon FL-1 den 6.1.76. I stedet er det i tabell 10 nedenfor brukt data fra toktet den 11.12.75. Det er også brukt oksygenverdier fra toktet den 16.2.76 i stedet for den 26.2.76. For øvrig er beregningene i tabell 10 analoge med beregningene for 1975. Det innstrømmende vannets oksygeninnhold er antatt til ~ 5.5 ml/l (85% metning).

Tabell 9. Utskiftningsgrad i Vestfjorden (st. FL-1) 1976 (35 meter-bunn)
beregnet etter oksygeninnhold. ☒ = verdier hentet fra
stasjon DK-1

Dyp (m)	\bar{O}_2 (ml/l) 11.2.75	\bar{O}_2 (ml/l) 16.2.76	Utskiftningsgrad (%)	Utskiftnings- volum $\times 10^6$ m ³
160-125	0.4	5.3	96	
125-100	0.4	5.3	96	156.9
100-80	0.5	5.2	94	312.6
80-60	0.8	5.2	94	601.0
60-50	1.0 ☒	4.9	87	426.4
50-40	2.0 ☒	4.2	63	389.1
40-35	3.0 ☒	3.7	28	105.6
Total			77	1991.6

Totalfosforverdier finnes kun for toktene den 11.12.75 og den 26.2.76. Det blir således ingen direkte sammenliknbar beregning av vannutskiftningen mellom oksygenverdier og totalfosfor-verdier. Det innstrømmende vannets totalfosfor-innhold har også vært vanskelig å fastslå.

Verdier fra vann som kan ha utgjort deler av det innstrømmende vannet etter saltinnhold og temperaturverdier lå den 26.2.76 i Drøbaksundet rundt 50 meters dyp. Total-fosforverdiene varierte fra 38 $\mu\text{g P/l}$ på 40 meters dyp til 32 $\mu\text{g P/l}$ på 50 meters dyp. Vi har valgt det laveste tallet 32 $\mu\text{g P/l}$ som verdi på det innstrømmende vannet. Etter dette vil resultatene bli som i tabell 11.

Tabell 10. Utskiftningsgrad i Vestfjorden 1976 (35 meter - bunn), beregnet etter totalfosforinnhold

Dyp (m)	Tot-P 11.12.75	Tot-P 26.2.76	Utskiftningsgrad %	Utskiftnings- volum x 10^6 m^3
160-125	82	35	94	26.0
125-100	82	33	98	133.0
100-80	81	35	94	312.6
80-60	75	37	88	562.6
60-50	55	41	61	298.9
50-40	65 [⊗]	50	45	277.9
40-35	45 [⊗]	60	0	0
Totalt			64	1611.0

[⊗] Verdier fra stasjon DK-1.

Beregningen av vannutskiftninger med hjelp av total fosforinnholdet i dypvannet gir her det laveste tallet for dypvannutskiftningen i Vestfjorden. Tabell 12 viser resultatene fra de forskjellige beregningene.

Tabell 11. Beregnet utskiftet vannvolum i begynnelsen av 1976
(35 meter - bunn) i Vestfjorden

Beregnet utskiftning etter	%	Volum x 10^6 m ³
Tetthet	100	2 600
Saltholdighet	73	1 900
Oksygeninnhold	77	2 000
Totalfosforinnhold	62	1 600

På grunnlag av det som framgår av tabellen kan utskiftningsvolumet anslås til vel 2000×10^6 m³. 1.600×10^6 m³ tilsvarer total utskiftning fra 50 meter til bunn i Vestfjorden.

Denne siste dypvannsutskiftningen påvirket også Bunnefjorden over 70 meters dyp. Her var oksygeninnholdet lavt og indikerer at denne vannmasse er en blandingsvannmasse av Vestfjordvann og gammelt Bunnefjordvann. Blandingsprosessene er meget kompliserte og gjør det vanskelig å beregne andelen nytt vann i Bunnefjorden. Anslagsvis utgjør vannet på 50-60 meters dyp i Bunnefjorden den 17.2.1976 ca. 50-60% av Vestfjordvann som i sin tur er 60% nytt innstrømmende vann. Dette betyr at ca. 30% av vannmassen mellom 50-60 meters dyp består av nytt vann fra Drøbaksundet eller 70×10^6 m³. Mellom 30-40 meters dyp minker andelen nytt vann fra ytre fjord til ca. 25% eller omtrent 100×10^6 m³. Den totale utskiftningen i Bunnefjorden vil da bli ca. 170×10^6 m³.

Totalt innstrømmende vannvolum til de dypere lag (under 35 m dyp) i indre Oslofjord var således vel 2.200×10^6 m³. Dette tall er et minimumstall hovedsakelig basert på oksygen og saltholdighetsberegninger. Utskiftningsberegninger etter saltinnholdmetoden vil som tidligere nevnt gi et altfor lite volum og da beregningene ligger nær resultatet fra utskiftningsberegningene med hjelp av oksygeninnholdet, kan en anta at utskiftet volum er større enn 2.200×10^6 m³. Dog vil den trolig ikke overstige 2.600×10^6 m³.

I mars 1976 inntraff en ny utskiftning. Den begynte omkring den 8.3. da Statens Biologiske Stasjon ved Flødevigen registrerte vannmasser i Drøbak-sundet som hadde en tetthet på 12 meters dyp som var større enn tettheten på dypvannet i indre fjord.

Utskiftningen ble også registrert av en strømmåler (type Aanderaa) på ca. 18 m dyp ved Drøbaksterskelen. Strømmåleren viste at utskiftningen varte til den 25.3.1976. Deretter registrerte den en ny kraftig innstrømning den 20.4.-1.5.1976.

Utskiftet vannvolum i mars-april beregnet etter egenvektsforandringen, gir utskiftning under ca. 60 meters dyp i Vestfjorden, hvilket tilsvarer ca. $1.000 \times 10^6 \text{ m}^3$. Over 60 meters dyp er vannmassen trolig en blanding av gammelt Bunnefjord- og Lysakerfjordvann, samt dypere liggende Vestfjordvann. Dette har skjedd i sammenheng med en delvis utskiftning av vann mellom 30-80 meters dyp i Bunnefjorden.

Hvis vi følger forandringen i egenvekt vil en tetthetsflate på 60 meters dyp i Bunnefjorden den 27.2.1976 gjenfinnes på ca. 40 meters dyp den 19.5.1976, hvilket tilsvarer et omtrentlig volum på $480 \times 10^6 \text{ m}^3$. Tilsvarende gjenfinnes egenvektsflaten på 50 meter den 27.2.1976 på 30 meters dyp den 19.5.1976, hvilket tilsvarer et volum på ca. $550 \times 10^6 \text{ m}^3$. Stort sett vil en da kunne si at omtrent $500 \times 10^6 \text{ m}^3$ vann er tilført Bunnefjorden. Oksygenkonsentrasjonene i denne vannmassen er dog lave (2-3 ml/l), slik at egenvektsøkningen er en følge av blanding mellom gammelt Bunnefjordvann og vann fra Vestfjorden. Hvis en antar at det først og fremst er eldre Vestfjordvann som presses over terskelen på 55 meter til Bunnefjorden, vil den nye vannmassen i Bunnefjorden kunne bestå av ca. halvparten "gammelt" Bunnefjordvann dvs. ca. $250 \times 10^6 \text{ m}^3$.

Sammenlagt har således dypvannsutskiftningen 1976 medført en transport av ca. $3.300 \times 10^6 \text{ m}^3$ vann fra Drøbakssundet til indre Oslofjords dyp. Dette utgjør totalt 71% av hele vannvolumet under 30 meters dyp i fjorden. For 1975 var tilsvarende utskiftningsgrad ca. 25%.

2.7 Oksygenforholdene i fjordens dypvann 1975-76 sammenliknet med tidligere observasjoner

Figurene 12 og 14 viser variasjonen i oksygeninnhold i 1975 og 1976 i Bunnefjorden og Vestfjorden. Både i 1975 og 1976 viser figurene forholdsvis hurtig avtakende oksygeninnhold (Vestfjorden) eller dannelse av hydrogen-sulfid (Bunnefjorden) etter utskiftning i fjordens dypere partier med oksygenrikt vann. Eksempelvis avtok oksygenkonsentrasjonen i Vestfjordens dypvannsmasser (under 50 m) fra 4-5 ml O₂ pr. liter til ca. 1 ml/l fra april til november 1976. Oksygenreduksjonen skyldes i alt vesentlig forbruk ved nedbrytningen av organisk materiale i dypvannet. Produksjon av organisk materiale skjer i hovedsak i overflatevannet hvor næringsalter fra bl.a. kloakkutslipp bidrar til store planteplanktonbestander.

Hvis vannutskiftningen hadde vært konstant fra år til år ville det nedsynkende organiske stoffets innvirkning på oksygenforholdene indirekte kunne avsløre avtakende eller økende næringsalttilførsel til fjorden og derved generelt minkende eller økende påvirkning ved kloakktilførselen.

Med data fra 1933-34 (Braarud 1934), 1935-40 (Dannevig 1945), 1946-51 (Beyer og Føyn 1951), samt 1962-74 (NIVA) er det blitt påvist en negativ trend i oksygenkonsentrasjonen på 80 meters dyp i Vestfjorden og 125 meters dyp i Bunnefjorden (Årsrapport for 1974, NIVA 1976).

De beregnede midlere månedsverdiene med standardavvik basert på enkelte observasjoner i perioden 1933-74 er i figurene 17 og 18 sammenliknet med observasjoner i 1975-76.

Figur 17 viser at 1975-76 var oksygenkonsentrasjonen i Vestfjordens dypvann innenfor den normale variasjonen eller lavere enn normalt. 1975 var et klart dårligere år enn 1976, først og fremst på grunn av en dårligere dypvannsutskiftning (se kap. 2.6). Også med en bedre dypvannsutskiftning vinteren 1976 ble imidlertid oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden i oktober lavere enn normalt. Totalt sett vil de to årene ikke forandre den i årsrapporten for 1974 beregnede avtakende trenden for oksygeninnholdet i Vestfjorden.

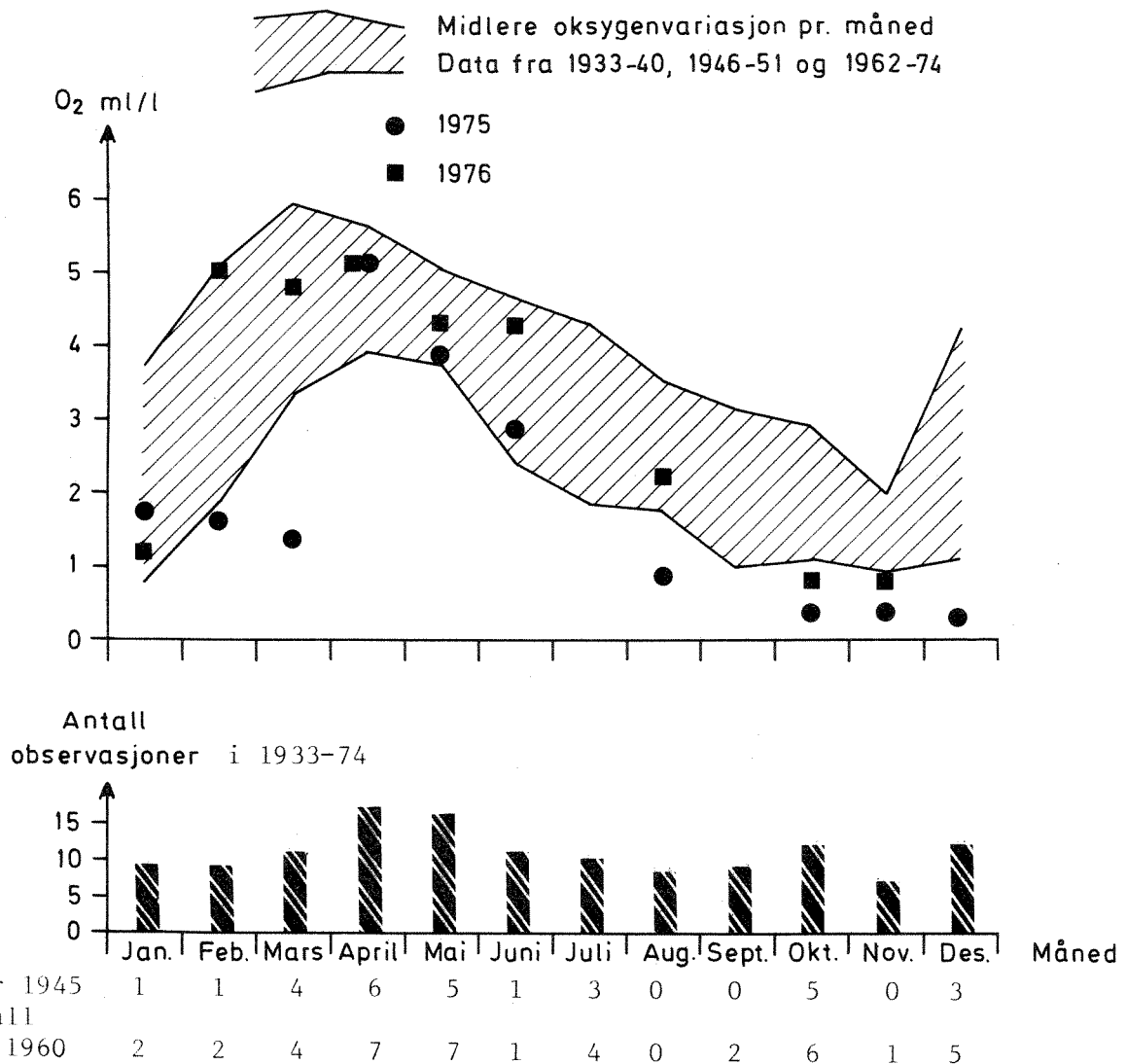


Fig. 17. Månedsmiddel og standardavvik for oksygenkonsentrasjonen på 80 meters dyp i Vestfjorden (st.DK1) basert på data fra periodene 1933-40 (Braarud 1937 og Dannevig 1945), 1946-51 (Beyer og Föyn) og 1962-74 (NIVA) samt innlagte enkeltobservasjoner for 1975-76

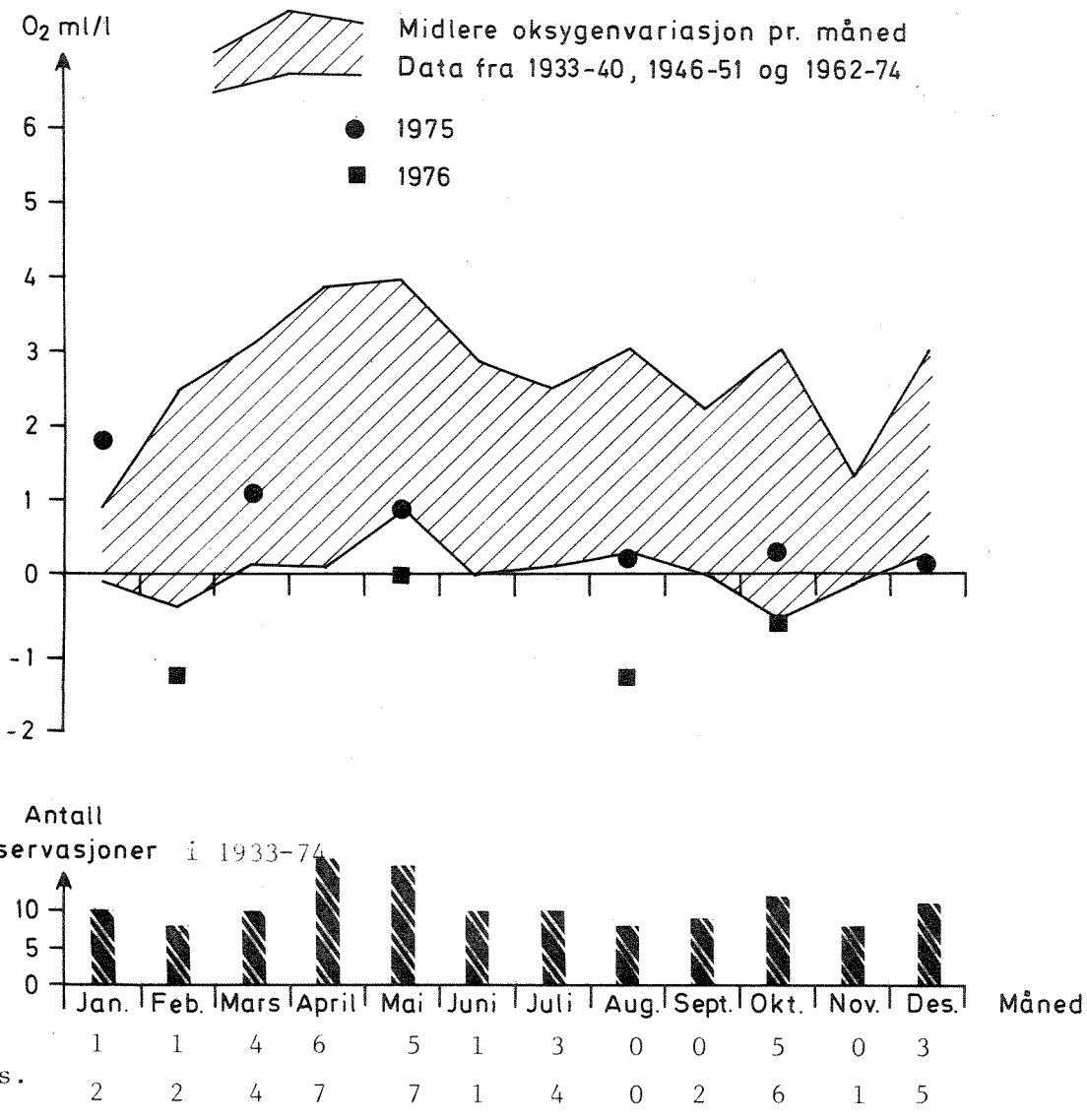


Fig. 18. Månedsmiddel og standardavvik for oksygenkonsentrasjonen på 125 meters dyp i Bunnefjorden (st. EP1) basert på data fra periodene 1933-40 (Braarud 1937 og Dannevig 1945), 1946-51 (Beyer og Föyn) og 1962-74 (NIVA), samt innlagte enkeltobservasjoner for 1975-76

Figur 18 viser resultatene fra 125 meters dyp i Bunnefjorden. Hydrogensulfidkonsentrasjonen er her omregnet til negativ oksygenkonsentrasjon (Fonselius 1969).

Den større spredningen av normalvariasjonen sammenliknet med Vestfjorden beror på den lave dypvannsutskiftningsfrekvensen i Bunnefjorden. Likesom for Vestfjorden ble oksygentrenden for 125 meters dyp i Bunnefjorden beregnet og presentert i årsrapport for 1974. Trenden var som for Vestfjorden negativ (avtakende oksygeninnhold). Observasjonene fra Bunnefjorden fra 1975-76 plasserer seg i figur 18 under normalvariasjonen eller i dens underkant. Disse verdier vil således ikke forandre den negative trenden.

Totalt for hele indre Oslofjord vil oksygenobservasjonene fra 1975-76 underbygge inntrykket av stadig dårligere oksygenforhold. Dette innebærer først og fremst stadig mindre vannvolum med tilfredsstillende oksygeninnhold for fisk, men det vil også kunne bli negative effekter på andre ledd i fjordens økosystem.

De store årlige variasjonene av oksygeninnholdet i dypvannet er som tidligere nevnt for det meste avhengig av naturlige variasjoner i dypvannsutskiftningsomfang og frekvens. I denne sammenheng representerer resultatene fra 1975 og 1976 ikke noe nytt i fjordens utvikling, men styrker kun dokumentasjonen av den fortsatte forringelsen av vannkvaliteten.

2.8 Hydrokjemi; Ortofosfatinnholdet i Vestfjordens dypvann

Som vist i årsrapporten for 1974 er det relativt få observasjoner og målinger av fosfor- og nitrogenforbindelser før 1962 sammenliknet med saltholdighet og oksygen. Ortofosfatmålinger foreligger dog fra 1933-34 (Braarud 1937), samt fra 1946-47 (Føyn 1962). Foreløpig er fosforobservasjonene sammenstilt fra Vestfjorden på samme måte som oksygenobservasjonene. Figurene 19 og 20 viser midlere månedlige verdier for ortofosfatkonsentrasjonen ved Langaara (st. F1-1) på 150-160 meters dyp basert på data fra perioden 1962-74. Av de innlagte observasjonene fra 1975-76 faller de fleste innenfor eller over normalvariasjonen. Dette gjelder også når enkelte data fra tidligere år (1933-34 og 1946-47) fra 75-80 meters dyp kombineres med data fra samme dyp fra perioden 62-74. Av disse data kan en således slutte at ortofosfatinnholdet i Vestfjorden har vist en økende tendens i 1975-76.

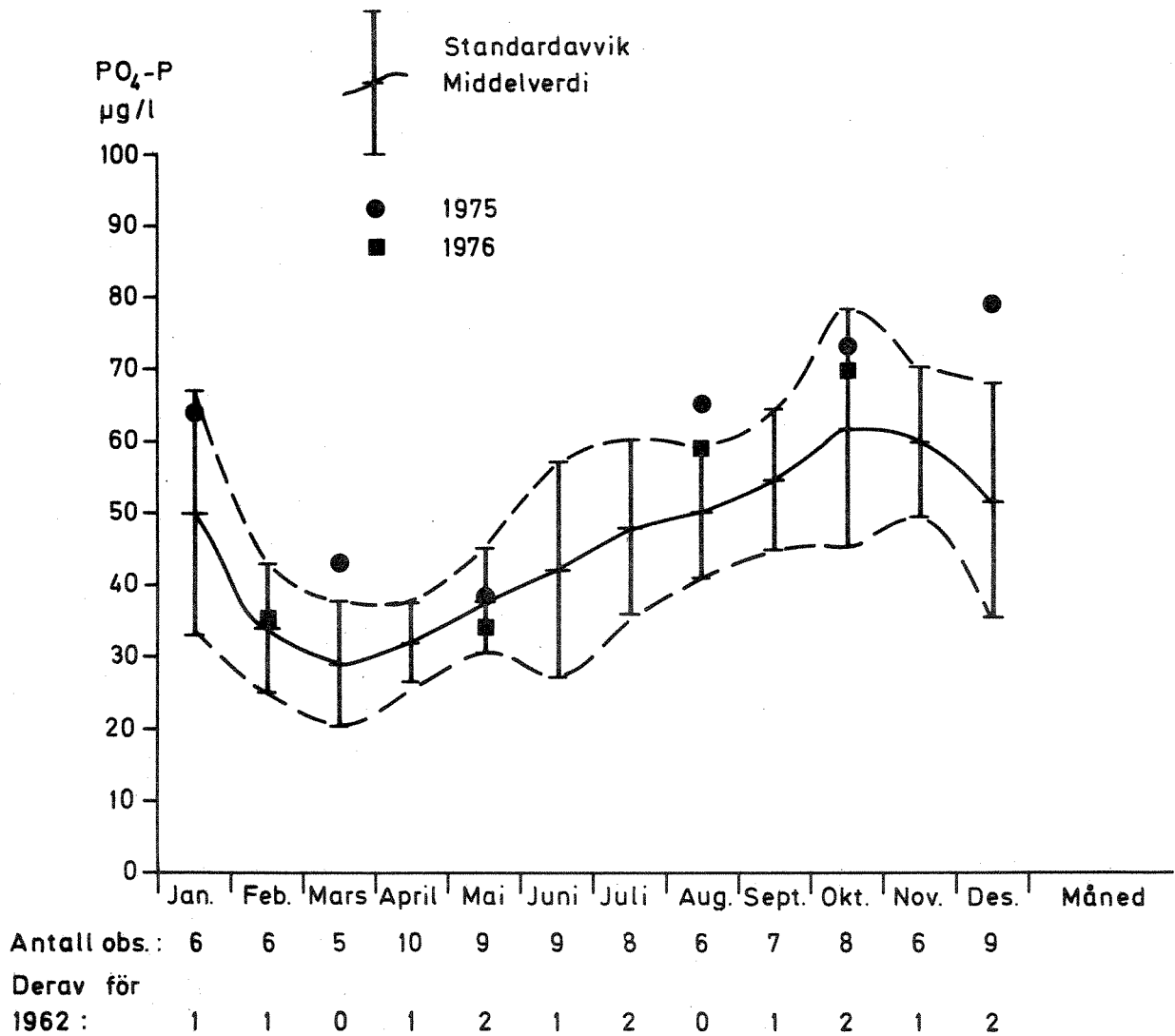


Fig. 19. Månedsmiddel ± standardavvik for ortofosfatkonsentrasjonen (µg/l) på 75-80 meters dyp i Vestfjorden (st. FL1) basert på enkelte data fra periodene 1933-34 (Braarud 1937), 1946-47 (Føyn 1962) og 1962-74 (NIVA), samt innlagte observasjoner for 1975-76.

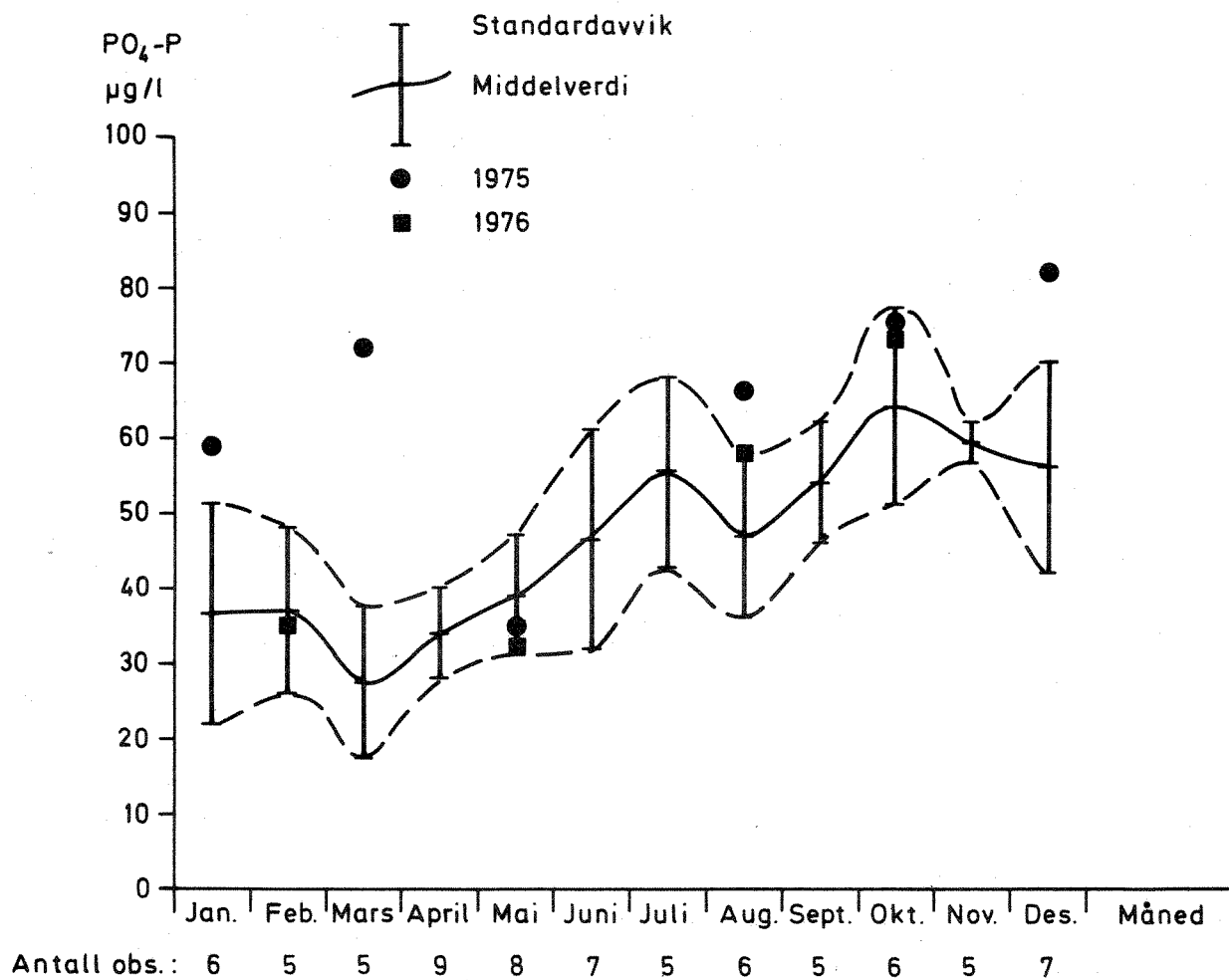


Fig. 20. Månedsmiddel \pm standardavvik for ortofosfatkonsentrasjonen ($\mu\text{g/l}$) på 150-160 meters dyp i Vestfjorden (st. FL1), basert på data fra perioden 1962-74, samt innlagte observasjoner for 1975-76.

3. OVERFLATEVANNETS KVALITET

BEDØMT VED NÆRINGSSALTKJEMI, ALGEVEKSTPOTENSIAL, KLOROFYLL OG SIKTEDYP

3.1 Innledning

Overflatevannets kvalitet er et upresist uttrykk. For de fleste vil det henge sammen med hvordan vannet ser ut og eventuelt lukter.

Synsinntrykket av vannet er avhengig av partikkelmengden i vannet og partiklenes sammensetning og av forekomst av oppløste fargestoffer. Partiklene kan være av dødt materiale, f.eks. leirpartikler tilført via elvene eller levende organismer. Sammensetningen av partiklene henger sammen med forholdet mellom tilførsel av stoffene til overflaten og hvordan de fjernes fra overflaten igjen. F.eks. vil en etter flom kunne få store mengder leirpartikler, andre suspendert stoffer og humus (ufullstendig nedbrutte planterester, tungt nedbrytbart) ut i fjordvannet. Etter hvert vil disse stoffene sedimentere eller fortynnes.

Bestanden av planteplankton er særlig viktig for hvordan overflatevannet tar seg ut. Blir disse bestandene tette vil overflaten bli farget brun, grønn, rød, melkehvit alt etter hvilke arter som dominerer og konsentrasjonen. Siktedypet kan bli kraftig redusert.

Imidlertid er slike tette bestander bare symptom på underliggende årsaker, som i korthet summerer seg til at forholdet mellom vekststimulerende faktorer for plantebestandene og de faktorer som fører til fjerning av planteplankton er blitt skjevt.

De vekststimulerende faktorene kan være naturgitte som sollys, temperatur og hydrografiske forhold og naturlig tilførsel av plantenæringssalter. Vekststimulerende faktorer kan også være av sivilisatorisk art slik som stor tilførsel av plantenæring via kloakkvann. Utslipp av giftstoffer kan føre til at veksten hemmes.

Beiting er den viktigste faktor i forbindelse med reduksjon av planteplanktonbestanden. Er beiteintensiteten lav i forhold til produksjon av planteplankton

blir planteplanktonbestandene store. Når de så dør, vil plantene synke mot bunnen og belaste dypvannet med organisk stoff som blir omsatt av dyr og bakterier under forbruk av oksygen. Tilførselen av organisk stoff kan bli så stor at oksygenet brukes opp, og da vil bunnen og eventuelt dypvannet bli råttent. Dette kan i sin tur på ulike måter få konsekvenser for overflatevannet.

Forholdene i overflatevannet og forholdene i dypvannet henger altså sammen. Naturgitte og sivilisatoriske faktorer må ses i sammenheng, og en må oppfatte de fysiske, kjemiske og biologiske forhold som deler av et totalbilde. Først da vil utviklingstendenser kunne bedømmes og effekt av tiltak forutsies.

Den generelle utviklingen for overflatevann, både i ferskvann og sjøvann, er at man i løpet av vintersesongen får en økende konsentrasjon av plantenæringsstoffer. Planteplanktonproduksjonen er i dette tidsrommet lav, fordi lysintensiteten er lav. Utover våren blir den lyse delen av døgnet lengre, og lysintensiteten midt på dagen øker, samtidig som det etableres et brakkvannslag i overflaten som isolerer algebestanden i de lysrike øvre vannlag. Når de fysiske forholdene blir gunstige nok, starter planteplanktonproduksjonen for alvor, og man får den såkalte våroppblomstringen. I løpet av denne omsettes de løste nærings saltene som er tilført overflatevannet tidligere og oppblomstringen får en kulminasjon. Den videre planteplanktonproduksjonen skjer på bakgrunn av resirkulerte næringsstoffer, samt tilførsler utenfra. Disse tilførselene kommer enten via utslipp og avrenninger fra land eller ved utveksling og blanding med dypvann.

I løpet av forsommeren avtar normalt tettheten av planktonalger pga. nærings saltbegrensning og beiting. En gang ut på høsten kommer det vanligvis på nytt en oppblomstring. Denne initieres av tilførsel av nærings salt fra dypet og stagnerer etter hvert pga. lysbegrensning. Etter denne oppblomstringen går det gradvis over til en ny vintersituasjon der algevekstpotensialet i overflatevannet bygges opp, mens planktonbestanden går ned til et vinterminimum.

3.2 Oversikt over utførte målinger og metoder

3.2.1 Siktedyp

Siktedyp måles ved at en senker en horisontal hvit skive ned i vannmassene og avgjør når den akkurat forsvinner for øyet. Dette gir et uttrykk for vannets gjennomskinnelighet, og er stort sett et resultat av forekomst av ulike partikler og oppløste stoffer i vannet.

3.2.2 Vannprøver

Vannprøver er samlet inn med et 2 m langt plexiglassrør som føres ned i vannet og som tar et snitt av de to øverste metrene. På dette vannet er det utført kjemiske og biologiske analyser.

Denne prøvetakingsmetoden ble valgt av praktiske og økonomiske grunner. Dens styrke ligger i at den er rask og enkel å utføre - også fra små båter. Svakheten er at forholdene i de to øverste metrene kan skille seg fra resten av overflatevannet, og at metoden ikke er god nok til å samle organismer med god egenbevegelse.

Vannprøver er analysert på følgende forhold:

Klorofyll a er et pigment som finnes i alle autotrofe planter. Det er nødvendig for å ta opp sollysets energi og overføre denne energien til kjemisk energi som plantene kan bruke. Mengden klorofyll a gir altså et mål på vannets innhold av planteplankton.

Næringssalter. De viktigste uorganiske stoffene som er nødvendige for plantenes vekst og som kan forekomme i så små tilgjengelige mengder i sjøen at veksten hemmes, er salter med fosfor og nitrogen. Fosfat (PO_4^{3-}) er den viktigste fosforforbindelsen som brukes av plantene, og nitrat (NO_3^-) og ammonium (NH_4^+) de viktigste nitrogenforbindelsene. En kan imidlertid ikke se bort fra at andre fosfor- og nitrogenforbindelser kan bli tilgjengelig for plantene. Den totale mengden fosfor (P) og nitrogen (N) i vannprøven inkluderer slike andre forbindelser samt fosfor og nitrogen som er bundet i levende og dødt organisk materiale.

Vannets algevekstpotensial er et uttrykk for hvor mange celler av en testalge som kan produseres i vannet under kontrollerte betingelser. Dette er et indirekte mål for hvilke mengder av næringssaltene som foreligger i en slik form at de kan utnyttes av testalgene. Algen som er benyttet er *Phaeodactylum tricorutum*.

3.2.3 Begrensende stoffer for algevekst

Potensielt begrensende næringsalter. Vektforholdet mellom nitrogen og fosfor i marint planteplankton varierer stort sett omkring 7:1.

Næringssaltene tas også opp slik at vektforholdet mellom nitrogen og fosfor ligger nær 7:1. Hvis forholdstallet er mye større enn 7:1, må vi regne med at fosfor vil bli brukt først opp av en voksende plantebestand, fosfor er da potensielt begrensende.

Hvis forholdstallet er mye mindre enn 7:1, kan nitrogen antas å være potensielt begrensende framfor fosfor. For å lette betraktninger over dette forholdet er i alle figurer som framstiller N og P sammen, skalaene valgt slik at forholdet mellom N-skalaen og P-skalaen er som 7:1.

Det har vist seg at 1 µg (mikrogram), fosfat-fosfor pr. liter sjøvann gir et algevekstpotensial på omtrent 20×10^6 celler/l, forutsatt rikelig tilgang på nitrogen. Hvis forholdet mellom vekstpotensial og fosfat-fosfor (PO_4 -P) ligger langt over dette, kan det skyldes at andre fosforforbindelser har vært tilgjengelige for testalgens vekst. Hvis forholdet ligger langt under 20×10^6 celler/l for hver µg fosfat-fosfor/l, har antakelig andre forhold enn fosfortilgangen vært begrensende for veksten. Hvis det er nitrogen som er begrensende, bør forholdet mellom vekstpotensial og uorganisk og uorganiske nitrogensalter ligge nær 20×10^6 celler pr l for hver 7 µg tilgjengelig N/l. For å lette slike vurderinger er i alle figurer der vekstpotensial, nitrogen og fosfor framvises samtidig, valgt et forhold mellom skalaene som tilsvarende: $(20 \times 10^6 \text{ celler pr. l}) : (7 \mu \text{ g N/l}) : (1 \mu \text{ g P/l})$. En skal imidlertid merke seg at betraktningssmåten er omtrentlig og at forholdstallene naturlig vil variere omkring de angitte forhold. En mer utførlig beskrivelse av nitrogen og fosfor som begrensende faktorer finnes i Andreassen (1974).

Begrensende næringsstoff for testalgene

Hvilket næringsstoff som er begrensende for testalgenes vekst er blitt undersøkt ved at en filtrert vannprøve blir delt i flere posisjoner som hver blir tilsatt forskjellige blandinger av næringsstoffer. De stoffene som det er testet om virker begrensende er: fosfor, nitrogen og jern. Dette gjøres ved at en porsjon tilsettes et fullstendig næringsmedium (10% Z8), men uten fosfat-forbindelsen. Neste porsjon tilsettes næringsmediet, men uten jernforbindelsen. Hver porsjon deles opp i tre paralleller og podes med *Phaeodactylum tricornerutum* (1 mill. celler/l).

Etter 10 døgns inkubering ved 20°C og 6000 lux (hvite lysstoffrør) på gyngebord tas kulturene ut og celleantallet bestemmes. Kulturene med lavest vekst angir hvilket næringsstoff som virket mest begrensende for veksten. Resultatet fra de andre kulturene angir hvor meget vekst man kunne fått i vannprøven dersom man tilsetter i overskudd det (eller de) stoff som er begrensende for veksten. Disse analyser er utført på vann fra BN-1 og delvis DK-1 (Nesodden og Steilene).

Andre begrensende faktorer

Hvis vekstpotensialet blir langt lavere enn det både N og P-verdiene skulle tyde på, er det sannsynlig at andre forhold har begrenset testalgenes vekst.

Veksthemmende stoffer kan være giftstoffer som hemmer testalgenes vekst. Tungmetaller som veksthemmende stoff kan avsløres ved å tilsette litt EDTA til algekulturen. Det er et stoff som gjør tungmetallene biologisk inaktive. Økt vekstutslag etter EDTA-tilsetning tyder på at veksten til testalgen har vært hemmet av tungmetaller.

3.2.4 Utførte tokt i perioden(fremgår av tabell 1-3).

3.3 Utviklingen i 1975 og 1976

3.3.1 1975

Figurene 21 og 22 viser forandringene i klorofyll og siktedyp samt næringssalter og vekstpotensial i løpet av 1975 og 1976 ved stasjonene DK-1 (Steilene) og BN-1 (Nesodden). Figurene 23 og 24 gir et visuelt bilde av situasjonen i fjorden ved hovedtoktene, når det gjelder klorofyll og siktedyp. Figurene 25 til 34 viser også situasjonen i fjorden ved hovedtoktene, men tar også med næringssalter og siktedyp, og det er valgt en framstillingsmåte som tillater vurderingen av forholdet mellom de ulike parametrene. (Se pkt. 3.2.3.)

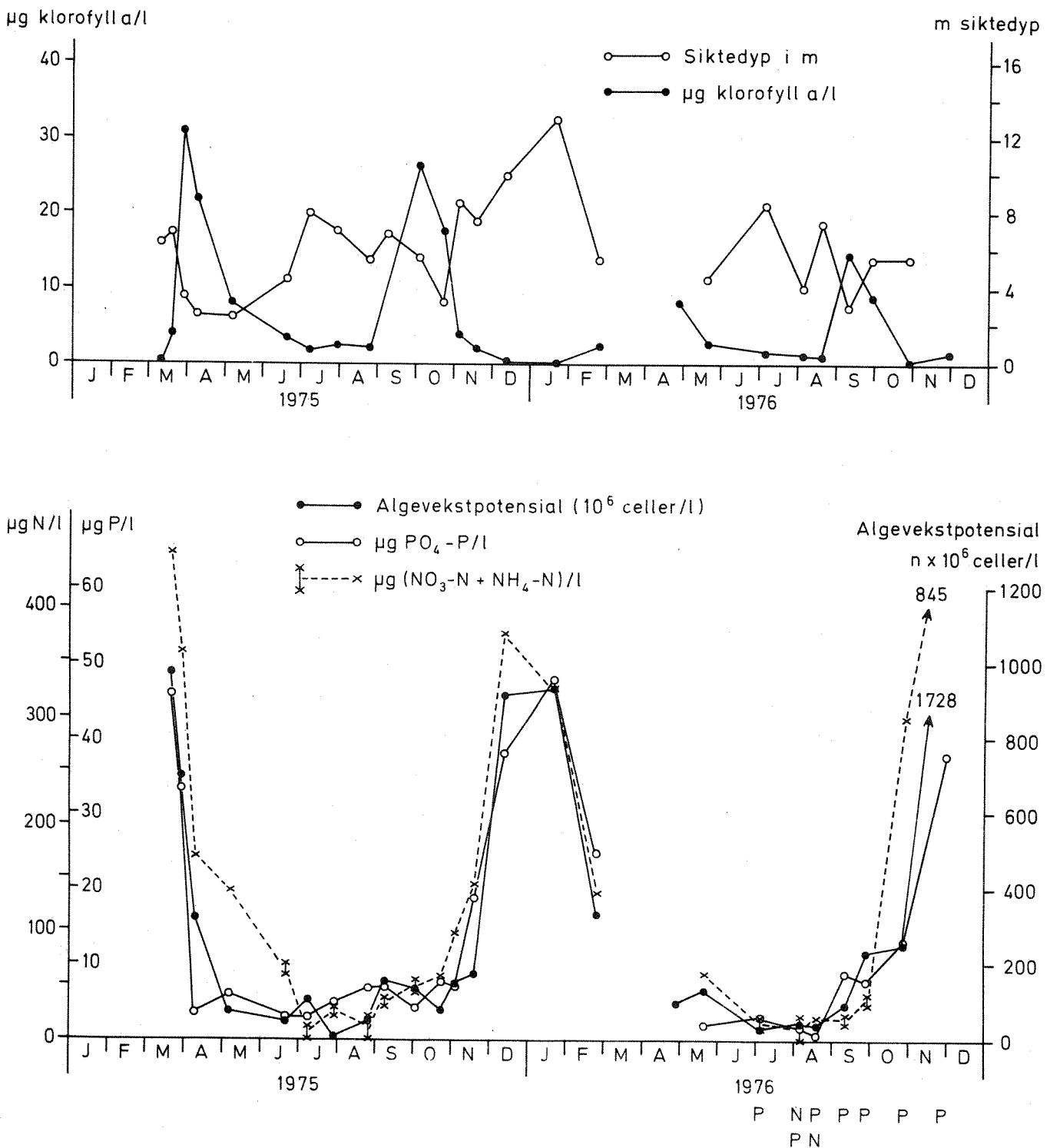
Utgangspunktet for vekstsesongen i 1975 var et vekstpotensial på rundt 1200×10^6 celler/l ved Nesodden og 950×10^6 ved Steilene (DK-1). Ved toktet 19. til 21. mars hadde vårblomstringen såvidt startet på begge stasjonene (fig. 21 og 22).

Klorofyllmengden lå da på verdier fra ca. $1 \mu\text{g/l}$ til ca. $5 \mu\text{g/l}$ i mesteparten av fjorden, men med høye verdier ved nordre stasjon i Bunnefjorden (CP-2), i havnebassenget (AP-2) og ved Bekkelagsbassenget (CQ-1) der oppblomstringen øyensynlig har kommet lengder (fig. 25). I samsvar med dette var siktedypet dårligere ved de nordlige enn ved de sørlige stasjonene. Algevekstpotensialet var fra 100×10^6 til 1200×10^6 ved de nordre stasjonene til ca. 800×10^6 ved de ytre stasjonene og innerste stasjon i Bunnefjorden (EP-1).

Høyeste registrerte verdier for klorofyll i løpet av våroppblomstringen var på toktet sist i mars med $27 \mu\text{g/l}$ ved Nesodden (BN-1) og midt i april med ca. $30 \mu\text{g/l}$ ved Steilene (DK-1). Antakelig har de virkelige maksimalverdiene vært høyere (fig. 21 og 22).

Fig. 21. Variasjon i klorofyll a og siktedyp (överst) og nitrat+ ammonium, fosfat og algevekstpotensial (nederst) på stasjon DK1 (Steilene) i 1975 og 1976

Begrensende nærings salt for testalgene er angitt nederst



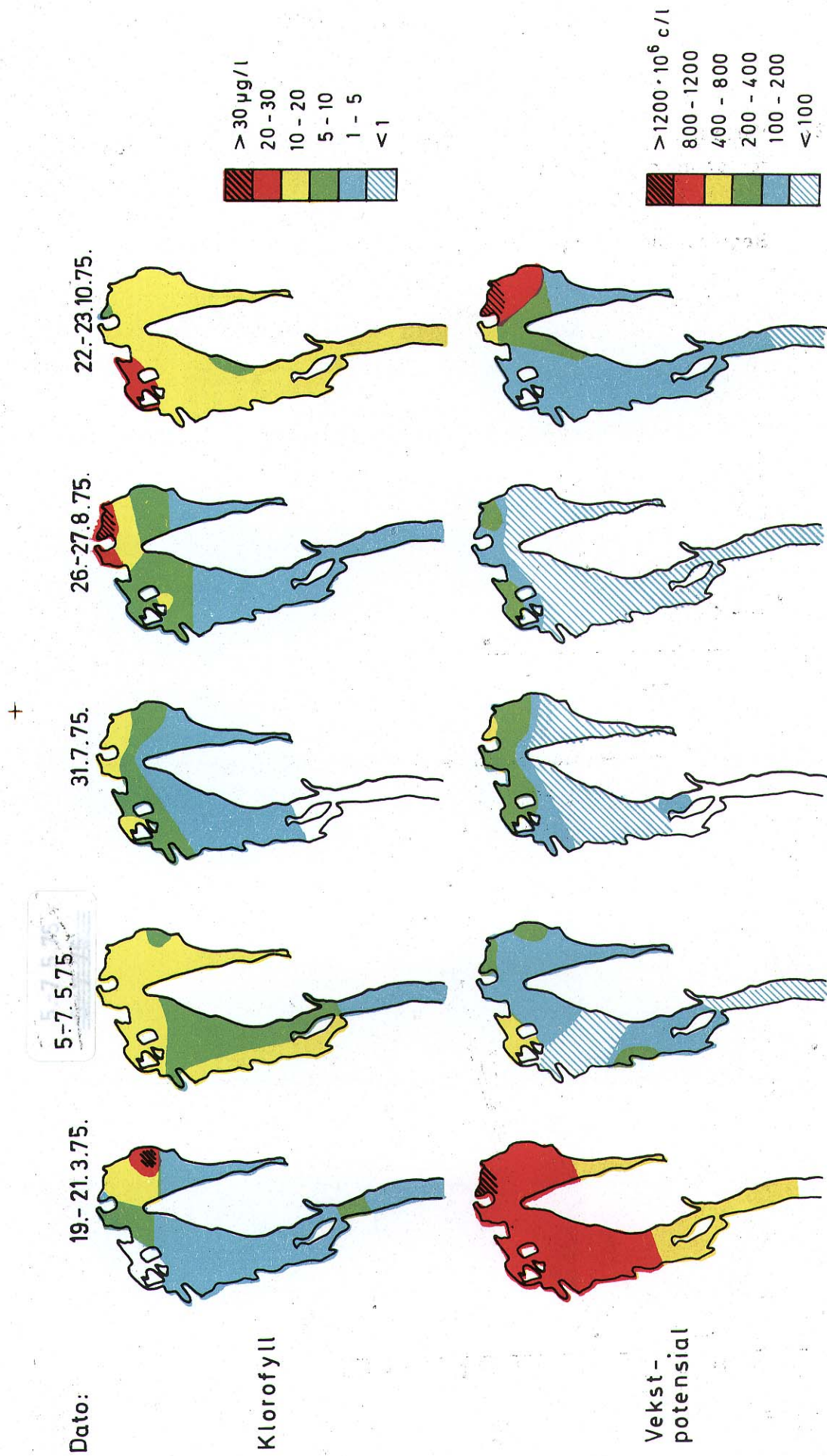


Fig. 23. Fordeling av klorofyll og algevekstpotensial i Oslofjorden ved hovedtoktene i 1975.

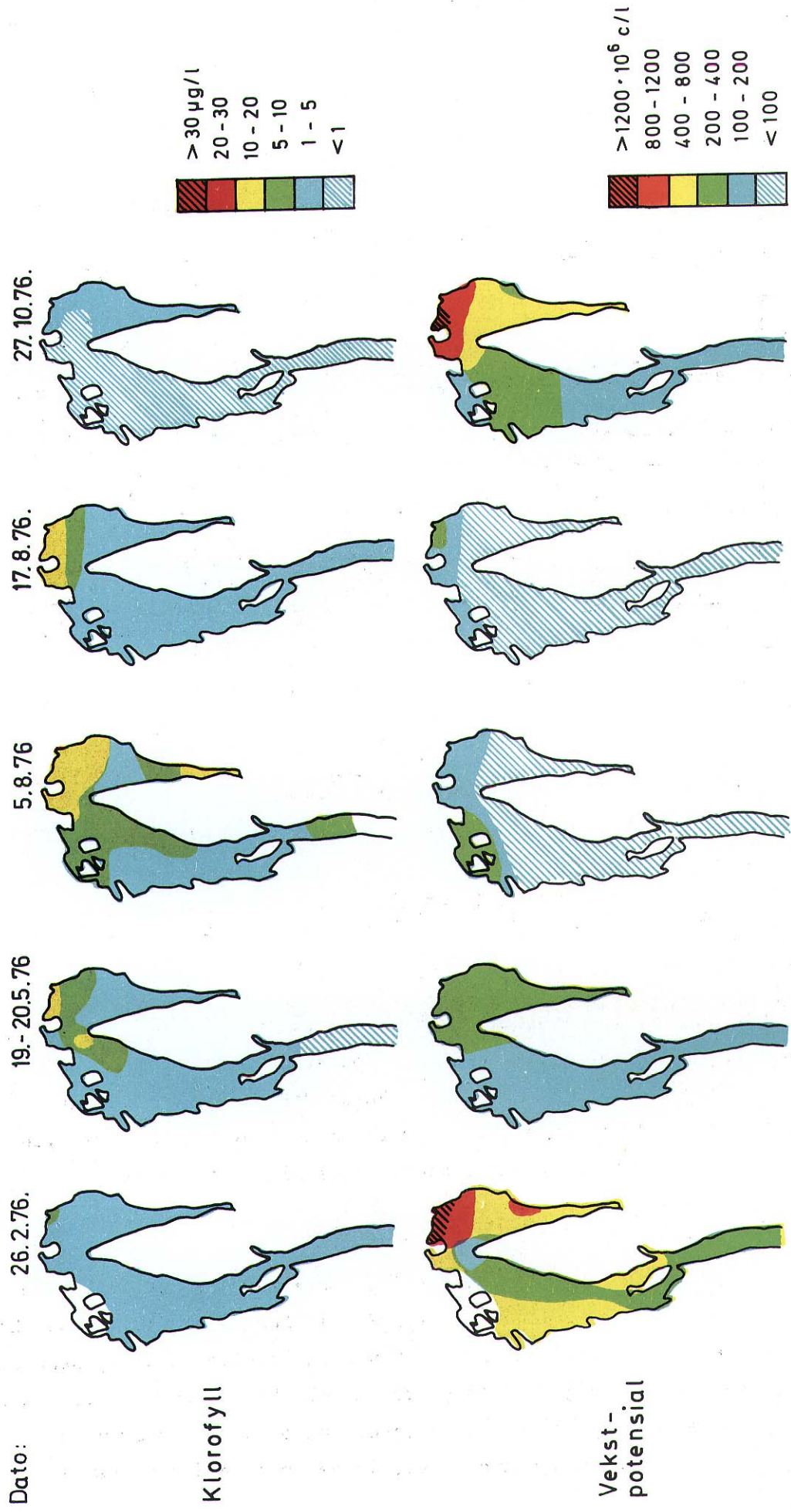


Fig. 24. Fordeling av klorofyll og-algevekstpotensial i Oslofjorden ved hovedtoktene i 1976.

+

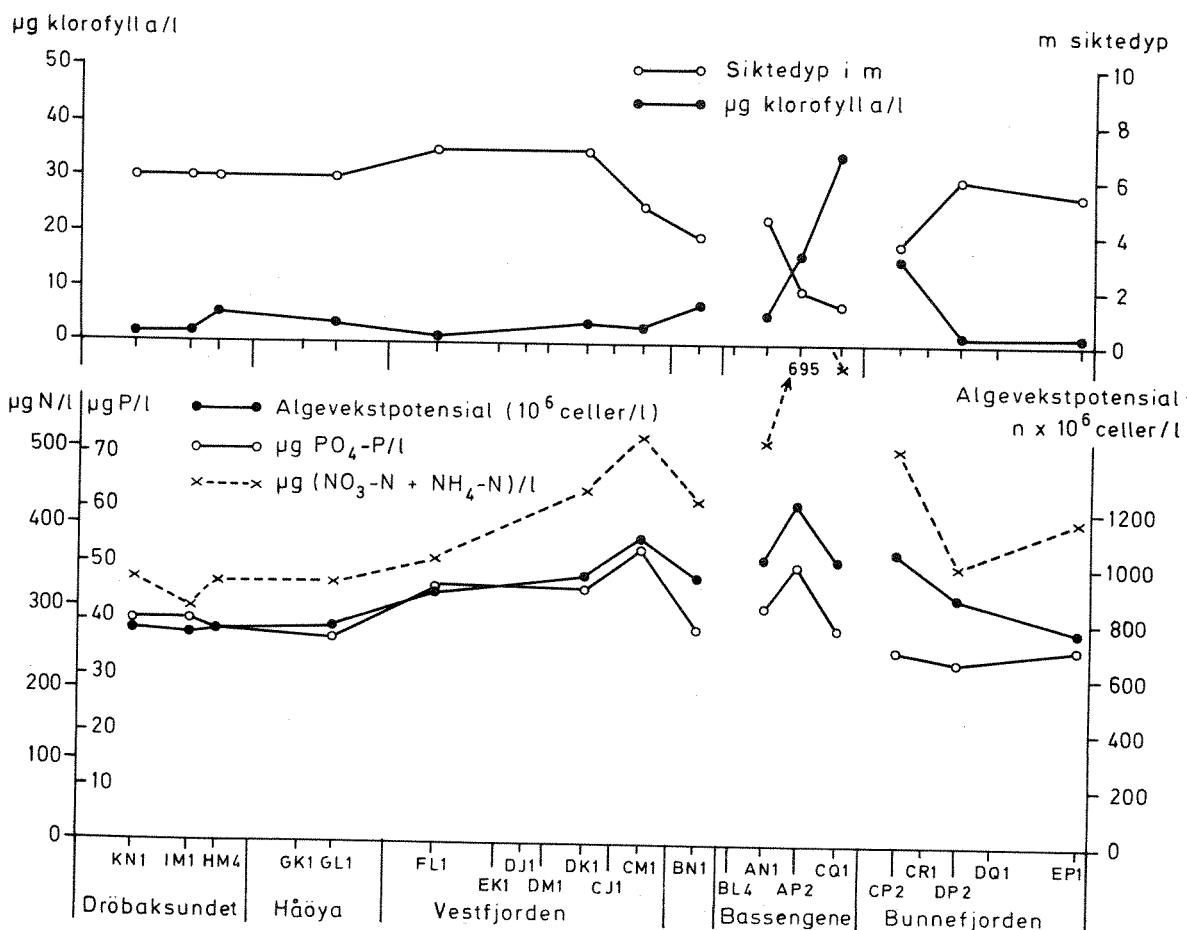


Fig. 25. Klorofyll a og siktedyp (øverst), samt nitrat+ammonium, fosfat og algevekstpotensial (nederst) i 0-2 m dyp på stasjoner i Oslofjorden 19.3.-27.3.1975.

I april var algevekstpotensialet nede på ca. 200×10^6 ved Nesodden og ca. 150×10^6 ved Steilene. Reduksjon i fosfat og målte uorganiske nitrogenforbindelser var tilsvarende stor. (Forholdet 20:7:1). Forholdet mellom N og P var langt under 7:1 fram til midten av juli. Dette tyder på potensiell P-begrensning i perioden. I testalgekulturene med vann fra stasjon BN-1 var det P-begrensning.

Ved toktet første uke i mai (5. mai til 7. mai) var klorofyllverdiene nede på ca. $8 \mu\text{g/l}$ ved Steilene og $12 \mu\text{g/l}$ ved Nesodden (fig. 21 og 22). De høyeste verdiene var fra 12,5 til 19 ved de nordligste stasjonene og $20 \mu\text{g/l}$ innerst i Bunnefjorden (fig. 23 og 26). Den siste verdien henger antakelig sammen med oppstuvning av planteplankton pga. nordavind siste uke. Også ved de ytre stasjonene i Vestfjorden var verdiene over $10 \mu\text{g/l}$,

som også kan skyldes transport pga. vind. De laveste verdiene fantes i Drøbaksundet med under 5 $\mu\text{g/l}$. Siktedypet lå stort sett mellom 1,5 og 3 m i hele fjorden, bortsett fra Drøbaksundet som hadde klarere vann. (Siktedyp 5-6,5 m). Forholdet mellom uorganisk N og P tyder på potensiell fosforbegrensning i hele fjorden. I Bunnefjorden, bortsett fra EP-1 og CR-1 var algevekstpotensialet langt lavere enn en skulle vente av fosfatverdiene. Dette kan tyde på at andre forhold begrenset testalgenes vekst.

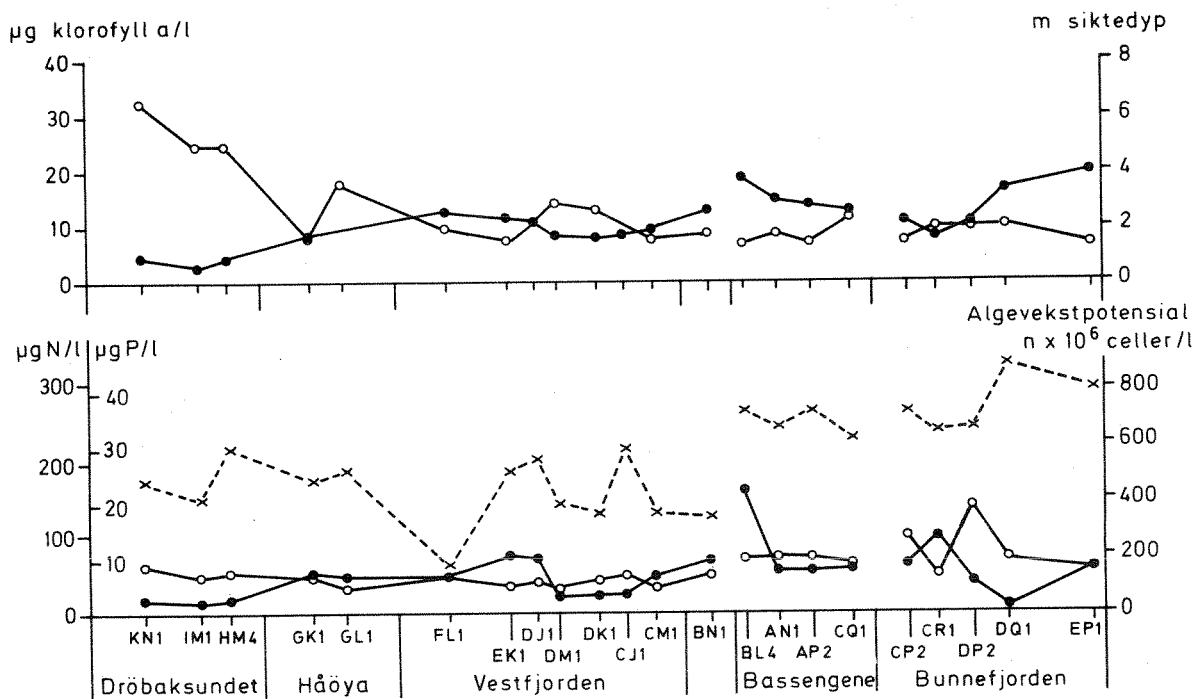


Fig. 26. Klorofyll a og siktedyp (øverst), samt nitrat+ammonium, fosfat og algevekstpotensial (nederst) i 0-2 m dyp på stasjoner i Oslofjorden 5.5.-7.5.1975.

Gjennom sommeren lå klorofyllverdiene på mellom 5 og 10 $\mu\text{g/l}$ ved Nesodden og rundt 2,5 $\mu\text{g/l}$ ved Steilene. Også vekstpotensialet var høyere ved Nesodden (BN-1) enn ved Steilene hele sommeren. Forskjellene i uorganisk N og P var ikke så entydige. Konsentrasjonene var høyest ved Steilene først i perioden og ved Nesodden sist i perioden (fig. 21 og 22).

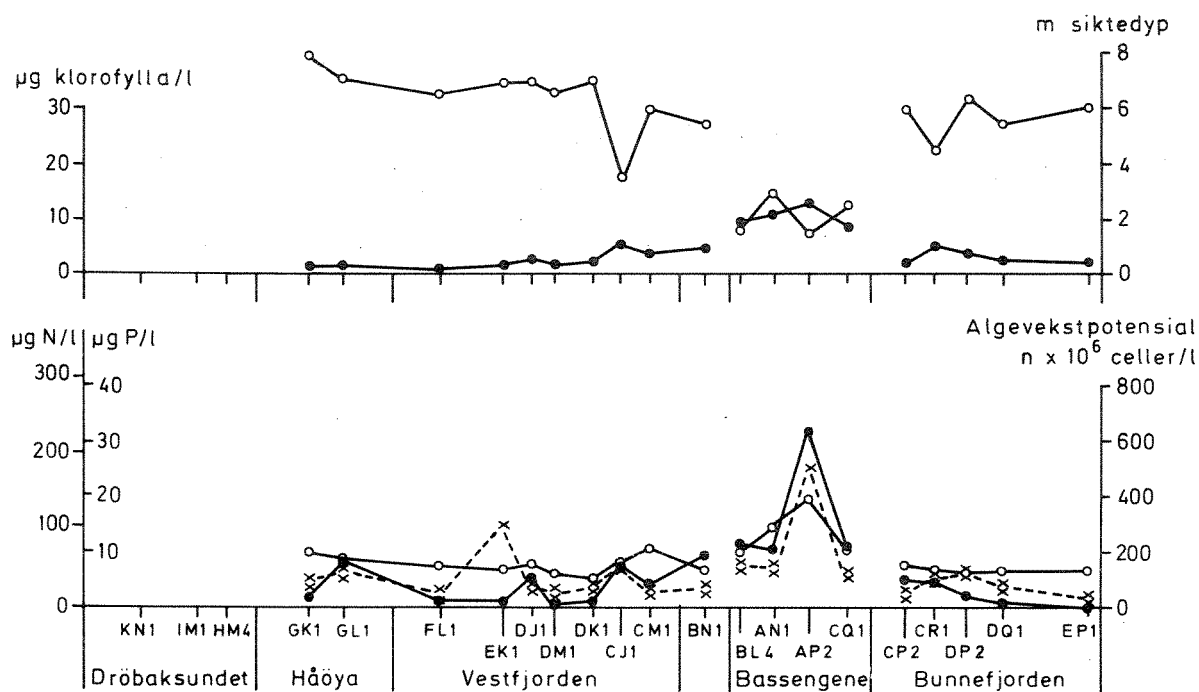


Fig. 27. Klorofyll a og siktedyp (øverst), samt nitrat+ammonium, fosfat og algevekstpotensial (nederst) i 0-2 m dyp på stasjoner i Oslofjorden 31.7.1975.

Ved toktet sist i juli var klorofyllmengden rundt 10 µg/l ved de innerste stasjonene. I hele Bunnefjorden var verdiene rundt 2,5 µg/l og ut Vestfjorden minket mengdene jevnt fra 5 µg/l ved Nesodden (BN-1) til 1 µg/l ved de ytre stasjonene. Siktedypet lå mellom 4,5 og 6,5 m i Bunnefjorden og var over 6 m i størsteparten av Vestfjorden. I bassengene var siktedypet lavt, mellom 1,5 og 3 m (fig. 27).

Forholdet mellom uorganisk N og P hadde nå endret seg pga. en jevn økning av fosfat gjennom sommeren kombinert med fortsatt reduksjon av uorganisk nitrogen. Det kan ha vært potensiell N-begrensning i størstedelen av fjorden, men avstanden til P-begrensning var eventuelt ikke stor. Vekstpotensialet var så lavt i deler av Vestfjorden og Bunnefjorden at en må anta at andre faktorer enn N og P kan ha begrenset testalgens vekst. (Stasjonene EK-1, DP-2 og DQ-1). Analysene av begrensende stoff for testalger ga ikke entydige resultater.

Ved toktet sist i august var ikke situasjonen særlig endret (fig. 28). Klorofyllmengdene lå på omtrent samme nivå, bortsett fra stasjonene CM-1 og BN-1 der de var økt til ca. 10 $\mu\text{g/l}$ og AN-1 og AN-2 der de var økt til verdier over 20 $\mu\text{g/l}$. I Bekkelagsbassenget var mengden redusert til ca. 5 $\mu\text{g/l}$. Siktedypet var best i Bunnefjorden (5 til 8 m) og dårligere i bassengene. Forholdet mellom uorganisk N og P tyder på at det kan ha vært potensiell N-begrensning, særlig i Bunnefjorden. Vekstpotensialet samsvarte godt med de lave N-verdiene, men var til dels så lavt at det ikke kan utelukkes at andre faktorer begrenset testalgernes vekst ved enkelte stasjoner (stasjonene EK-1, DJ-1, BN-1 og AP-2). Heller ikke her ga tilsetningsforsøk på testalgekulturene på vann fra BN-1 entydig resultat med hensyn til begrensende nærings salt.

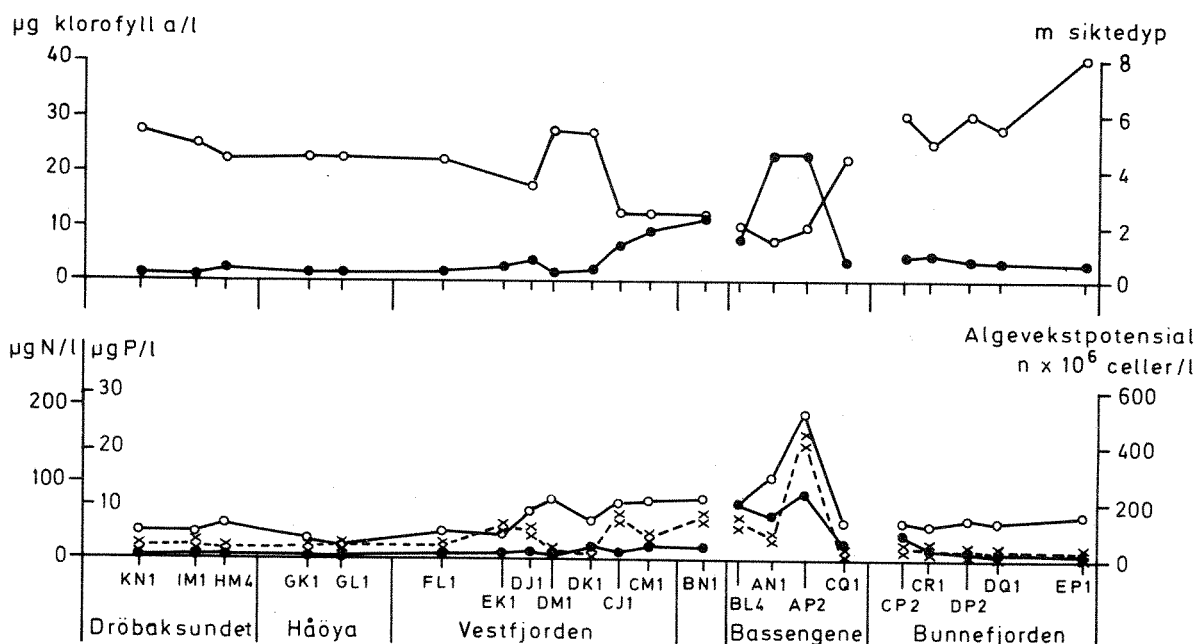


Fig. 28. Klorofyll a og siktedyp (øverst), samt nitrat+ammonium, fosfat og algevekstpotensial (nederst) i 0-2 m dyp på stasjoner i Oslofjorden 26.8.-27.8.1975.

I september og oktober var det en tydelig høstoppblomstring med klorofyllmengder opp til 35 $\mu\text{g/l}$ ved Nesodden og 25 $\mu\text{g/l}$ ved Steilene (fig. 21 og 22).

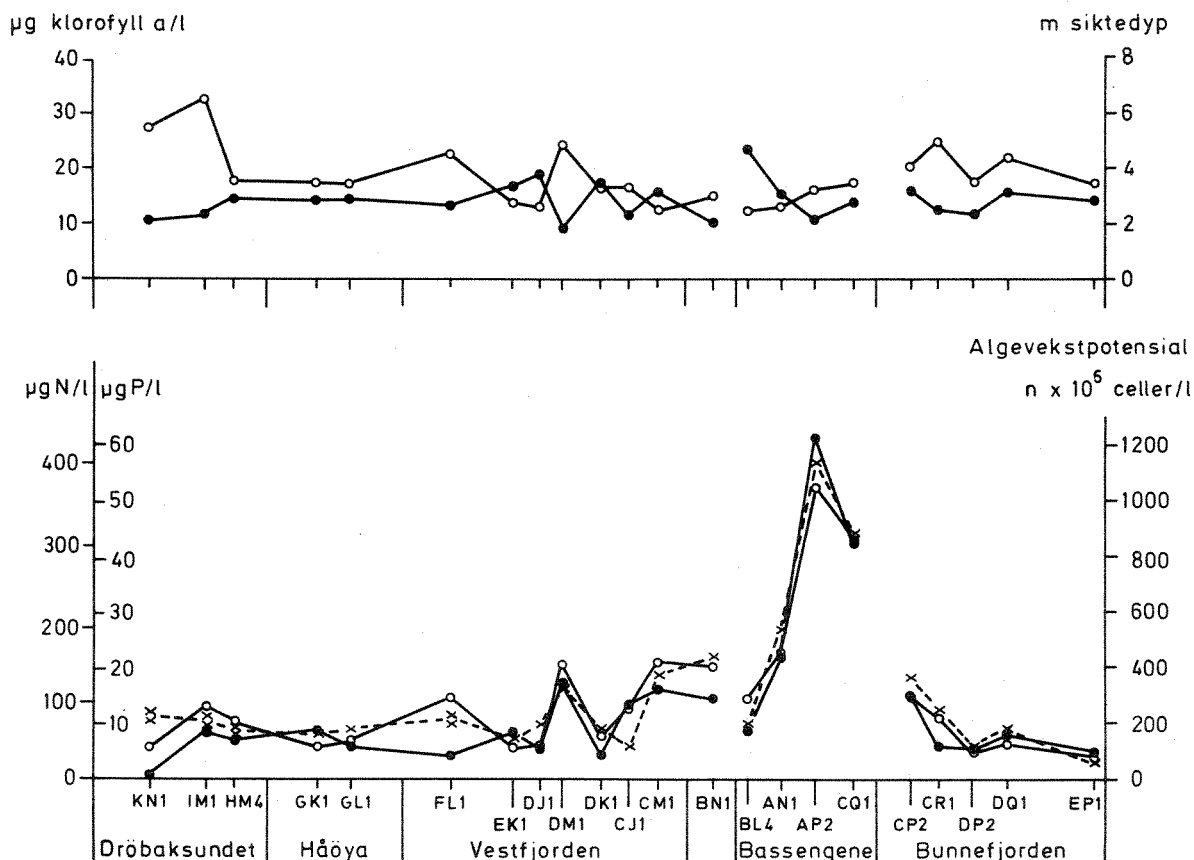


Fig. 29. Klorofyll a og siktedyp (øverst), samt nitrat+ammonium, fosfat og algevekstpotensial (nederst) i 0-2 m dyp på stasjoner i Oslofjorden 22.10.-23.10.1975.

Ved toktet sist i oktober var klorofyllverdiene fremdeles høye i hele fjorden (fig. 29). Denne sene høstoppblomstringen kan henge sammen med at det i perioden var et markert og tynt overflatelag som knyttet algene til de øverste metrene der lystilgangen har vært god nok til å opprettholde veksten også så sent på året. Siktedypene var stort sett mellom 2 og 5 m, dårligst ved de nordre stasjonene i Vestfjorden og i bassengene. Siktedypene var allikevel bedre enn en skulle vente ut fra klorofyllverdiene.

Også dette antas å henge sammen med at algene var knyttet til de par øverste metrene, mens vannet under var klarere. Forholdet mellom uorganisk N og P var nær 7:1 i hele fjorden. Algevekstpotensialet samsvarte stort sett godt med det en skulle vente ut fra N og P-verdiene.

Ved noen stasjoner var imidlertid vekstpotensialet betydelig lavere enn N og P skulle tilsi (stasjonene BN-1, DK-1, FL-1 og KN-1).

Andre forhold kan her ha begrenset testalgenes vekst. Tilsetningsforsøkene med testalgekulturene på vann fra BN-1 tydet på at både P og N var begrensende.

Utover høsten ble klorofyllmengdene redusert til ca. 1 $\mu\text{g}/\text{l}$ og vekstpotensialet økte til ca. 900 ved Steilene og ca. 1050×10^6 ved Nesodden i desember, da en typisk vintersituasjon var inntrådt (fig. 21 og 22).

3.3.2 1976

I januar lå algevekstpotensialet på over 1200×10^6 celler/l ved Nesodden (BN-1) og 900×10^6 celler/l ved Steilene (DK-1) (fig. 21 og 22). Dette var kraftig redusert i slutten av februar da vekstpotensialet var under 150×10^6 celler/l ved Nesodden og 300×10^6 ved Steilene. Klorofyllverdiene hadde økt til mellom 2 og 4 $\mu\text{g}/\text{l}$ i hele fjorden. Siktedypet lå stort sett mellom 5,5 og 7 m med unntak av stasjonene AP-2, CQ-1 og CR-1, hvor andre forhold enn klorofyll i 0-2 m må ha gitt utslag på siktedypet (fig.30). I slutten av februar ble det etablert et spranglag høyt i vannmassene samtidig som overflatevannet ble utskiftet. Dette kan ha gitt gode forhold for en tidlig våroppblomstring. Den sterke reduksjon av vekstpotensial og næringssalter kan da delvis henge sammen med at det nye overflatevannet inneholdt mindre konsentrasjoner av næringssalter, delvis med en begynnende våroppblomstring. Mengden av uorganiske næringssalter var høyest i bassengene. Forholdet mellom N og P lå nær 7 i hele fjorden. Både N og P kan derfor ha vært potensielt begrensende. Vekstpotensialet varierte. Ved stasjonene BN-1, CP-2 og DQ-1 var det særlig lavt i forhold til næringssalttilgangen. Det kan derfor ikke utelukkes at andre faktorer enn N og P begrenset testalgenes vekst. Tilsetningsforsøkene med vann fra stasjon BN-1 ga ikke entydig resultat mht. begrensende næringsstoff.

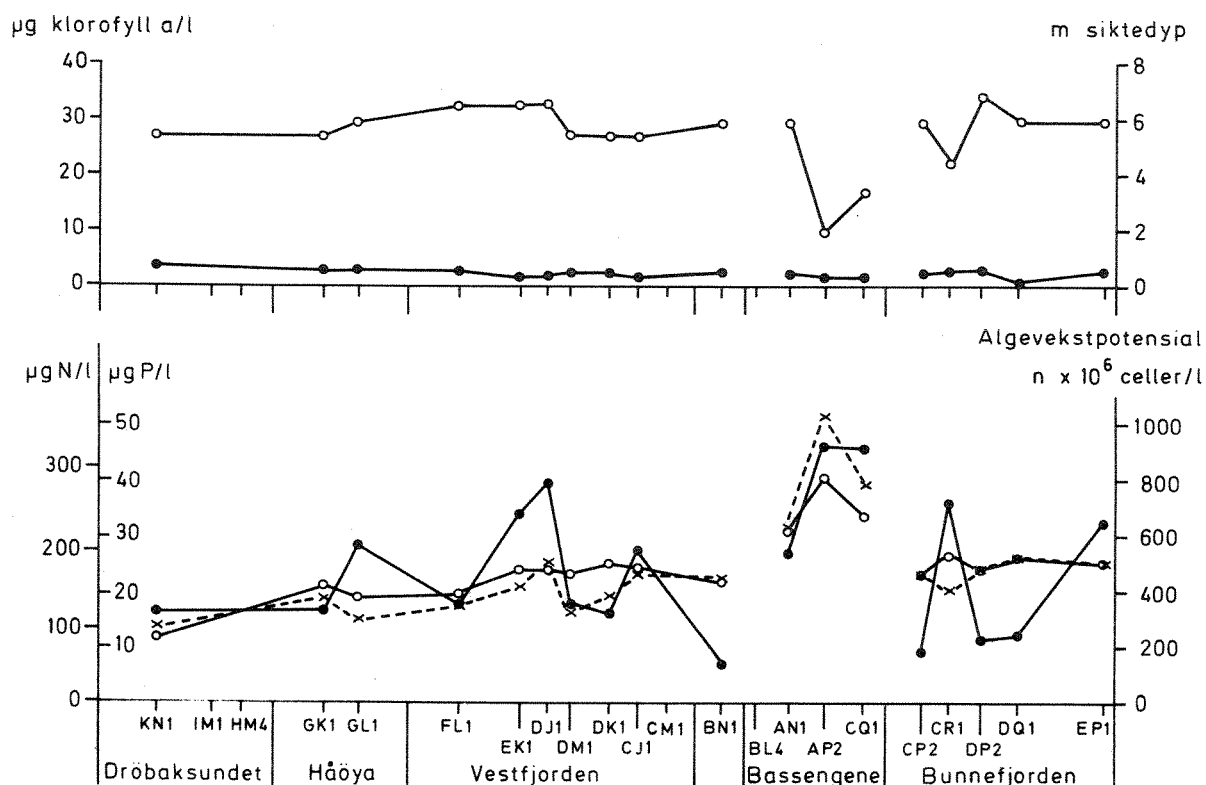


Fig. 30. Klorofyll a og siktedyp (øverst), samt nitrat+ammonium, fosfat og algevekstpotensial (nederst) i 0-2 m dyp på stasjoner i Oslofjorden 26.2.1976.

Ved toktet midt i mai var klorofyllverdiene lave i storparten av fjorden bortsett fra havnebassenget (AP-2) og ved Nesodden (BN-1) hvor det var mer enn 10 µg klorofyll-a/l (fig.31). Det var en klar avtakende gradient i klorofyll fra havnebassenget via BN-1 og utover Vestfjorden. Siktedypet viste tilsvarende klar gradient fra 2 m i havnebassenget til 8 m i Drøbaksundet. I Bunnefjorden var siktedypet mellom 5 og 6 m.

Forholdet mellom N og P var slik at en må anta potensiell P-begrensning ved stasjonene i Vestfjorden, ved Nesodden (BN-1) og i havnebassenget. Ved stasjon CP-2 kan det derimot ha vært potensiell N-begrensning. På øvrige stasjoner var N:P-forholdet nær 7:1. Tilsetningsforsøkene på vann fra BN-1 tydet på at både fosfor og nitrogen kan ha begrenset testalgens vekst i april, men i mai var resultatet ikke klart tolkbart.

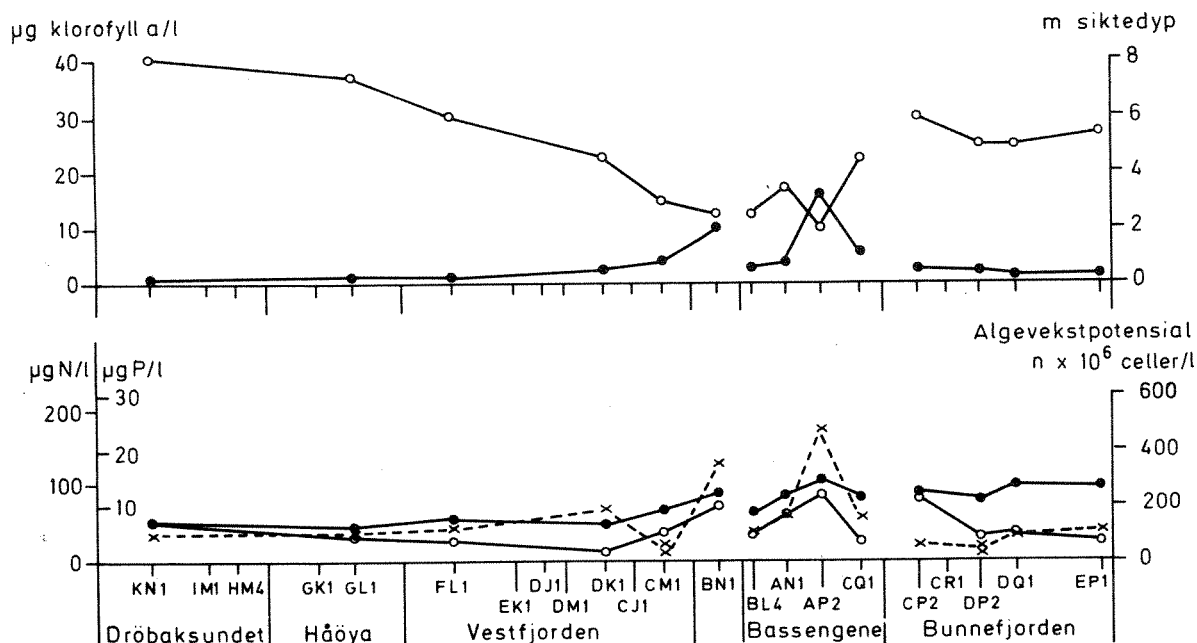


Fig. 31. Klorofyll a og siktedyp (øverst), samt nitrat+ammonium, fosfat og algevekstpotensial (nederst) i 0-2 m dyp på stasjoner i Oslofjorden 19.5.-20.5.1976.

Gjennom sommeren lå klorofyllverdiene ved Steilene (DK-1) på omtrent samme lave nivå som i 1975 (under 2 µg/l) (fig.21). Fram til juli var forholdet mellom N og P slik at det antakelig var potensiell P-begrensning. Fra juli til august var forholdet mellom uorganisk N og P nær 7:1, noe som indikerer at N og P begge var potensielt begrensende. Dette samsvarte helt med hva som begrenset testalgens vekst. Ved Nesodden (BN-1) varierte klorofyllverdiene mellom 2,5 µg/l og 10 µg/l gjennom sommeren (fig.22). Forholdet mellom N og P utviklet seg omtrent tilsvarende til Steilene (DK-1), med sannsynlig potensiell P-begrensning til juli, men med mulig N-begrensning i juli-august. Også her samsvarte dette godt med hva som begrenset testalgens vekst. Både klorofyllmengden, uorganisk N og P og vekstpotensial var i hele sommerperioden høyere ved Nesodden enn ved Steilene.

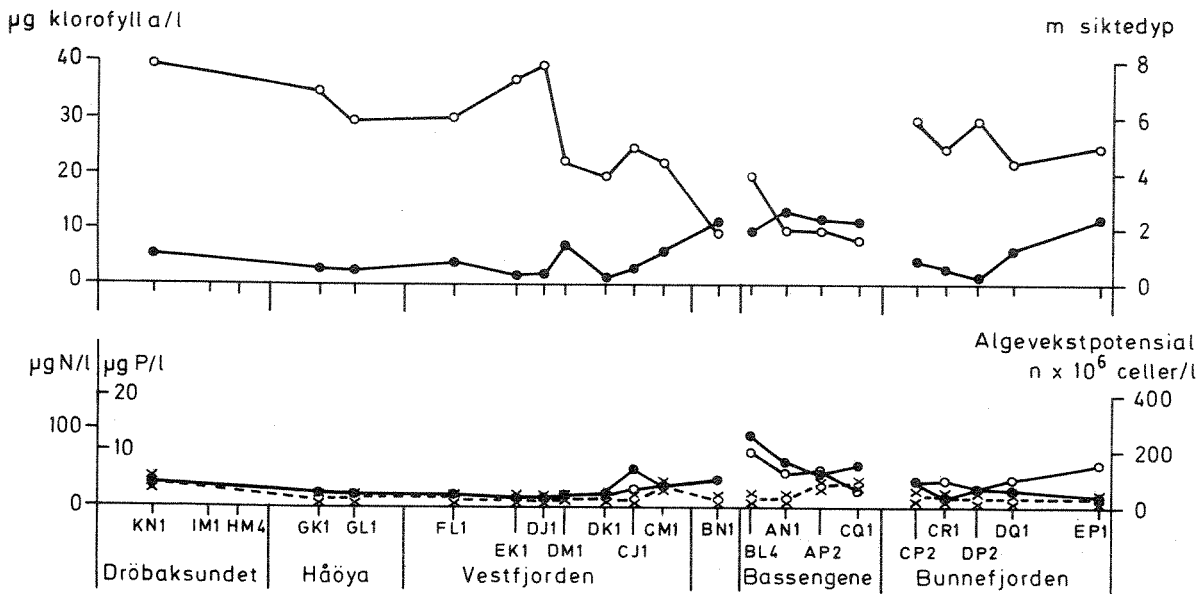


Fig. 32. Klorofyll a og siktedyp (øverst), samt nitrat+ammonium, fosfat og algevekstpotensial (nederst) i 0-2 m dyp på stasjoner i Oslofjorden 5.8.1976.

Ved toktet først i august var det høye klorofyllverdier (over 10 µg/l) i bassengene, ved Nesodden (BN-1) og innerst i Bunnefjorden (EP-1). I resten av fjorden var klorofyllmengdene langt under 10 µg/l. Siktedypet viste en klar bedring fra de nordligste stasjonene og utover i Vestfjorden og inn i Bunnefjorden. I Drøbaksundet og ved stasjon EP-1 i Bunnefjorden var siktedypene spesielt gode i forhold til klorofyllmengden, noe som antyder at partikkelmengden var spesielt lav der eller at algene var konsentrert i de øverste par metrene. Også algevekstpotensial og uorganiske næringsalter lå på lave verdier. Vekstpotensial og PO₄ var en del høyere i bassengene enn i resten av fjorden. De uorganiske N-forbindelsene viste lave verdier i hele fjorden. Forholdet mellom N og P lå stort sett nær 7:1, bortsett fra i bassengene, hvor vekstpotensialet imidlertid lå så høyt i forhold til uorganisk nitrogen, at en må anta at andre N-forbindelser enn NO₃⁻ og NH₄⁺ har underholdt testalgens vekst. På stasjon EP-1 i Bunnefjorden kan det ha vært N-begrensning.

Ved toktet midt i august var forholdene omtrent som ved forrige tokt. Bortsett fra BL-4 var klorofyllverdiene høye i "bassengene". I resten av fjorden lå de til dels enda litt lavere enn ved forrige tokt. Særlig var dette tilfelle for BN-1 og EP-1 (fig.33). Siktedypet var mellom 4 og 4,5 m i Bunnefjorden, og mellom 5 og 7,5 m i Vestfjorden. I bassengene var siktedypet dårlig (mellom 1,5 og 3 m). Det var en klar gradient med økende siktedyp fra bassengene og ut til Steilene (DK-1) og inn Bunnefjorden. Mengden av næringsalter og vekstpotensial var lavt i hele fjorden. Det var godt samsvar mellom næringssaltmengden og vekstpotensialet. I Bærumbassenget (BL-4) og ved stasjonene CP-2, DP-2 og DQ-1 i Bunnefjorden var det antakelig potensiell P-begrensning. Ellers var forholdet mellom N og P nær 7:1. (Ved stasjon GL-1 tyder avvikende høy PO_4^{4-} måling på potensiell N-begrensning.) Testalge-kulturene ble begrenset av fosfor og nitrogen på vann fra DK-1 og nitrogen og fosfor på vann fra BN-1 i samsvar med det aktuelle forhold mellom nitrogen og fosfor i vannet.

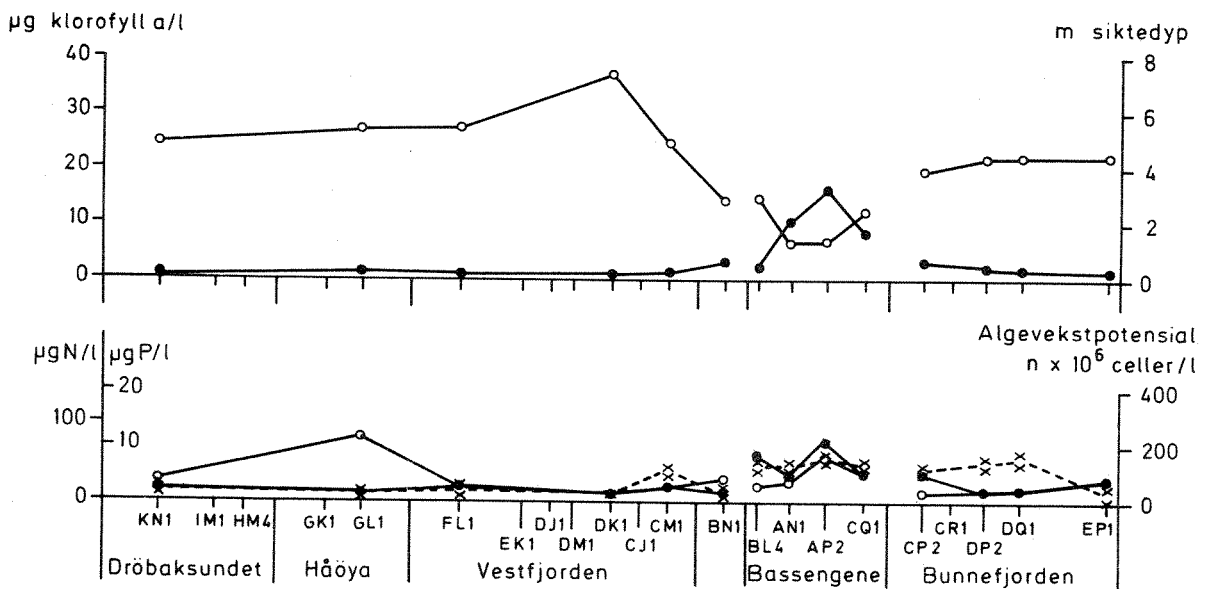


Fig. 33. Klorofyll a og siktedyp (øverst), samt nitrat+ammonium, fosfat og algevekstpotensial (nederst) i 0-2 m dyp på stasjoner i Oslofjorden 17.8.1976.

I løpet av september var det en høstoppløst blomstring både ved Steilene (DK-1) og ved Nesodden (BN-1), men ikke så markert som i 1975 (fig. 21 og 22).

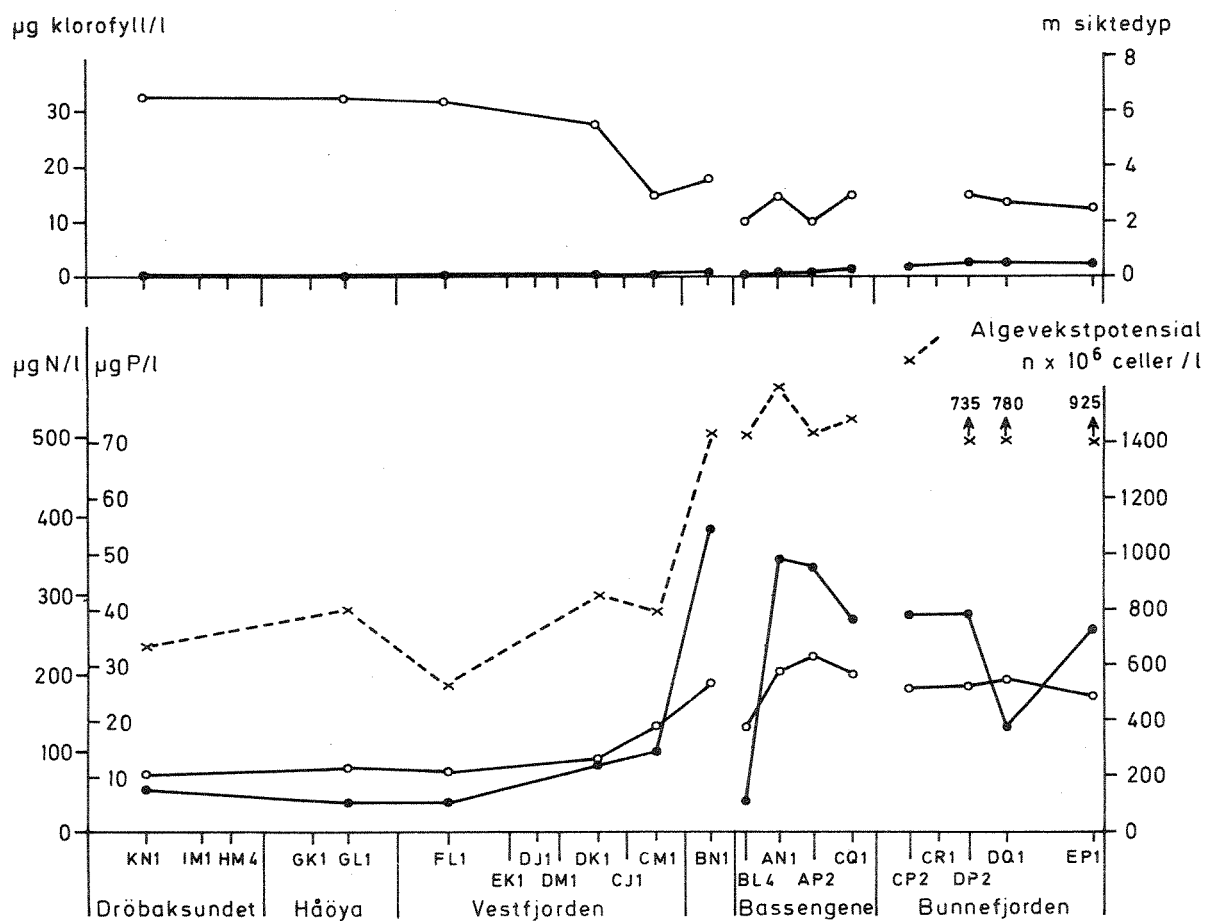


Fig. 34. Klorofyll a og siktedyp (øverst), samt nitrat+ammonium, fosfat og algevekstpotensial (nederst) i 0-2 m dyp på stasjoner i Oslofjorden 27.10.1976.

Næringssalter og vekstpotensial i overflatevannet økte gjennom perioden. Tilførselen var da høyere enn det produksjonen kunne ta unna. Forholdet mellom N og P var mindre enn 7:1 både ved DK-1 og BN-1. Tilsetningsforsøkene pekte imidlertid på både N og P som begrensende faktorer for testalgene ved BN-1 og bare P ved DK-1. Hva som har begrenset de naturlige samfunn er derfor uklart. Ved toktet i slutten av oktober var klorofyllmengdene blitt lave igjen, og næringssaltnivå og vekstpotensial hadde økt (fig. 21, 22 og 34). Spesielt kraftig hadde uorganisk nitrogen økt i Bunnefjorden. Vekstpotensialet og fosfatverdiene var høyest i bassengene, ved Nesodden (BN-1) og i Bunnefjorden, bortsett fra Bærumsbassenget der vekstpotensialet var meget lavt. Ved denne stasjonen og også ved stasjonene utover i Vestfjorden, kan andre forhold enn nitrogen og fosfor ha vært begrensende for testalgens vekst. Fosfor begrenset testalgens vekst både på vann fra stasjon BN-1 og DK-1. Siktedypet var mye dårligere enn en skulle vente ut fra klorofyllverdiene. Spesielt gjaldt dette stasjonene i Bunnefjorden i bassengene og stasjonene BN-1 og CM-1. Andre forhold enn alger i de to øverste metrene må ha vært årsak til det ugjennomsiktige vannet. I slutten av november var vintersituasjonen inntrådt med lave klorofyllverdier og høye verdier for næringssalter og algevekstpotensial (fig. 19 og 20).

3.4 Sammenlikning mellom de ulike delene i fjorden

Vannkvaliteten bedret seg i perioden klart fra stasjonene nord for Nesodden til stasjonene lenger sør. Med få unntak gjaldt at både klorofyll, næringssalter og vekstpotensial var lavere i Bunnefjorden og Vestfjorden enn i "bassengene", og siktedypet bedre.

Stasjon BN-1 ved Nesodden var noen ganger på samme nivå som Vestfjorden, men hadde andre ganger større likhet med stasjonene i havnebassenget. Også de nordlige stasjonene i Vestfjorden (CM-1) og Bunnefjorden (CP-2) hadde enkelte ganger klart høyere konsentrasjon av klorofyll, næringssalter og høyere vekstpotensial enn stasjonene lenger sør. Den klare nord-sør-gradienten i fjorden må skyldes at utslippene er størst i nord og minker sørover i fjorden.

Sammenlikning av de ulike stasjonene i bassengene viser at det kan være store innbyrdes forskjeller. Stort sett ble de høyeste klorofyllverdiene og høyeste algevekstpotensial - samt konsentrasjon av næringssalter - funnet i havnebassenget (AP-2).

På grunnlag av undersøkelsene i 1975 og 1976 ble det ikke funnet noen entydige forskjeller mellom Bunnefjorden og Vestfjorden med hensyn til overflatevannets kvalitet. Det ble heller ikke funnet noen klare øst-vest gradienter i disse områdene.

3.5 Sammenlikning med tidligere år

Sommersesongene både i 1975 og 1976 var preget av god kvalitet på overflatevannet i Vestfjorden og Bunnefjorden. Siktedypet var større enn det som har vært normalt i periodene.

Fig. 35 og 36 viser variasjoner av siktedyp i Vestfjorden (DK-1) og Bunnefjorden (EP-1).

Dataene i figurene er basert på enkelte observasjoner over lang tid. Data fra 1936-40 er innsamlet av Dannevig (1945) med en noe mindre sikteskive (21 cm i diameter). Observasjonsmaterialet fra 1936-1940 er dessverre noe ujevnt fordelt i tid, og de midlere verdier som vises i figurene er altså ikke riktige normal-verdier.

Figurene viser imidlertid at sommerperioden 1975-76 skiller seg ut med større (bedre) siktedyp enn "normalt". I 1975 var dette mest markert for Bunnefjorden i august og september. I 1976 er dette tydeligst avviket på sommeren juli måned med meget godt siktedyp i hele indre fjord. Hvis en sammenlikner Bunnefjorden med Vestfjorden, skulle sommerkverdiene kunne tyde på at siktedypet i Bunnefjorden har vært bedre i 1975-76, mens siktedypet i Vestfjorden i større utstrekning har variert innenfor "normalen". Kun ved to måletilfeller har siktedypet i 1975-76 vært lavere (dårligere) enn "normalt" i indre fjord (januar og april 1975 i Vestfjorden).

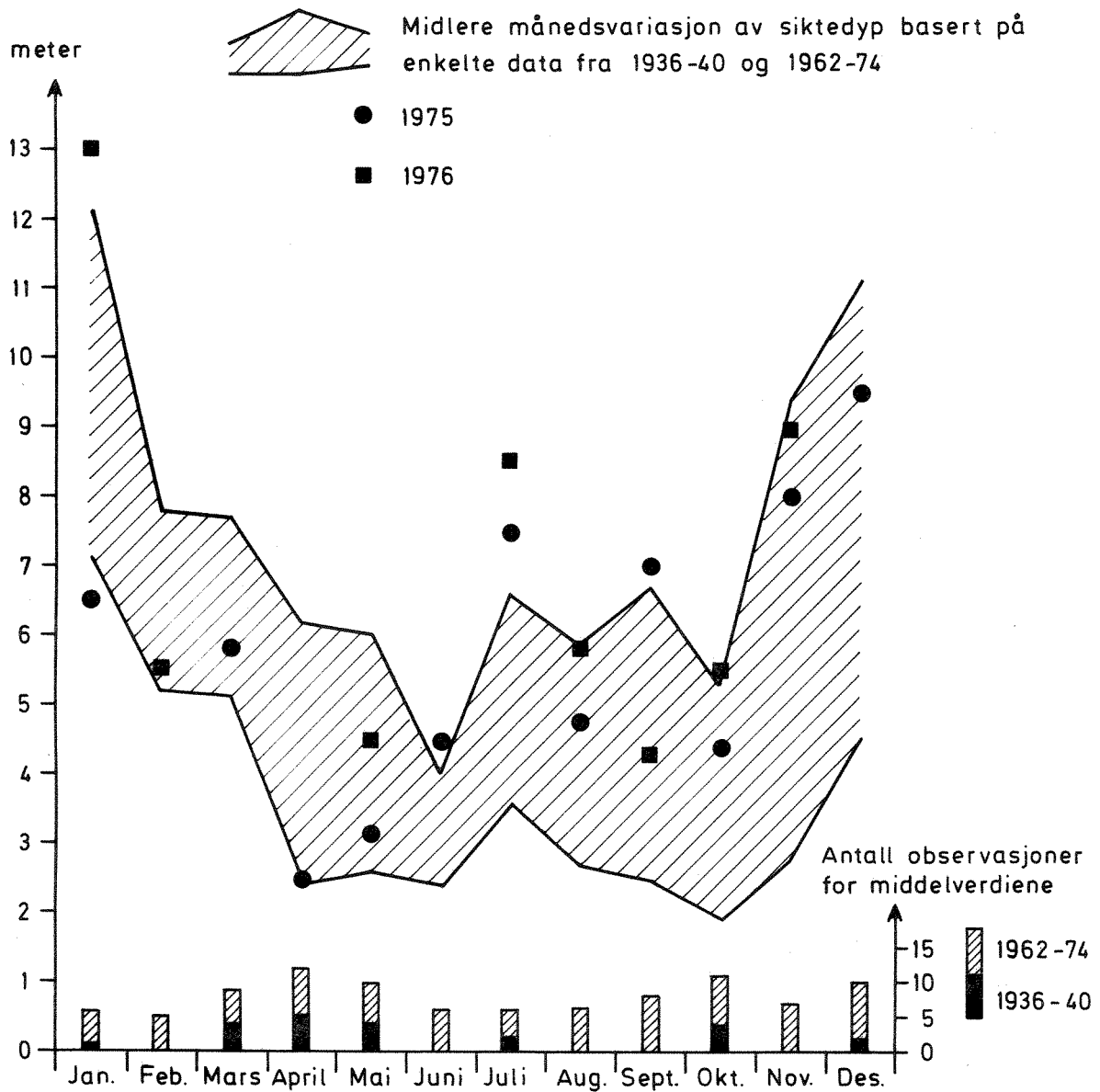


Fig. 35. Månedsmiddel og standardavvik for siktedyp i Vestfjorden (st. DK1) basert på enkelte data fra 1936-40 (Dannevig 1945) og fra 1962-74 (NIVA) samt innlagte observasjoner fra 1975-76

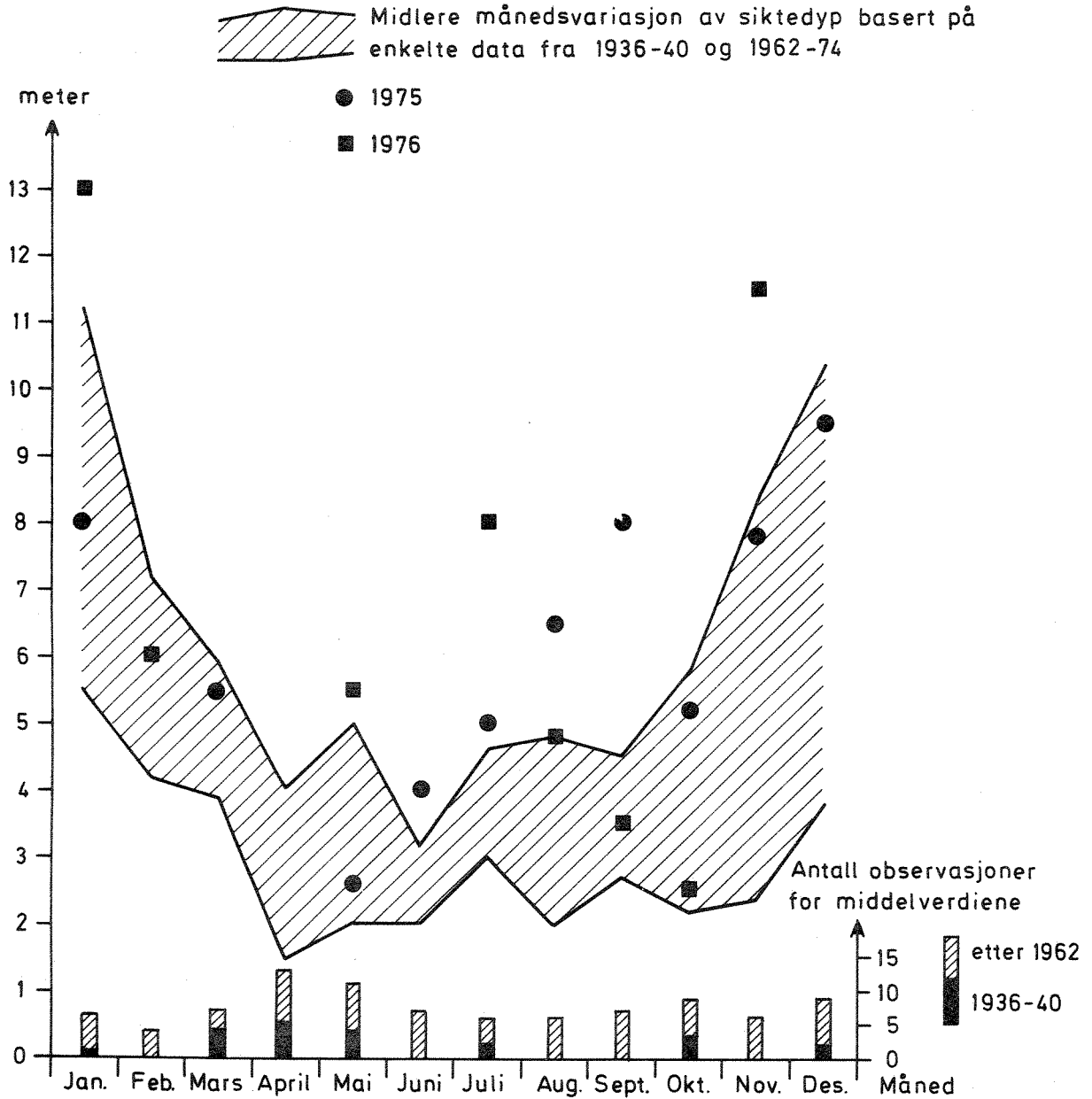


Fig. 36. Månedsmiddel og standardavvik for siktedyp i Bunnefjorden (st. EP1) basert på enkelte data fra 1936-40 (Dannevig 1945) og fra 1962-74 (NIVA) samt innlagte observasjoner fra 1975-76

I realiteten er siktedypet dirigert av så mange faktorer, og underkastet så hurtige variasjoner i tid og rom at det er begrenset hva man kan trekke av konklusjoner på basis av de relativt fåtallige data. Med den nåværende observasjonsfrekvens vil det også ta lang tid å øke utgangskraften vesentlig med mindre det oppstår slående forandringer.

Det er for få prøver av klorofyll fra tidligere år til å kunne si noe tilsvarende på grunnlag av disse målingene, men klorofyllverdiene i Vestfjorden og Bunnefjorden kan ikke sies å ha vært høye.

Det gode vannet kan henge sammen med minsket tilgang på næringssalter. Det er mulig at dette igjen henger sammen med de klimatiske forholdene. Begge somrene var spesielt tørre. Det er ingen grunn til å tro at bedringen er permanent. En annen mulig årsak kan være at dyreplanktonbestandene har vært så sterke at planteplanktonet har vært beitet ned av den grunn. For de aktuelle år har vi ikke data til nærmere å vurdere en slik mulighet.

3.6 Oljelekkasjer

Som rapportert i tidligere årsrapporter (NIVA 1973, 1974) fortsetter oljelekkasjen fra vraket av "Blücher" ved Askholmene. Ved visse tilfeller kan denne lekkasjen påvirke overflatevannet helt ut til Drøbak og tilsvarende strekning inn i fjorden. Utbredelsen varierer med værforholdene (strømmene), men selve lekkasjen synes også å variere.

I tillegg til denne lekkasjen forekommer et generelt oljesøl i indre fjord som kan gjøre overflaten lite tiltrekkende. Det er ikke utført noen spesielle observasjoner av NIVA i denne sammenheng.

4. SAMFUNNENE AV FASTSITTENDE ALGER

Som nærmere begrunnet i 1974-årsrapporten (NIVA 1976) er fastsittende alger (tang, tare o.a.) egnet som indikatorer på forurensningssituasjonen i marine resipienter, bl.a. med hensyn til virkningene av overgjødning. Tilstedeværelse, mengdemessig forekomst, vertikalutbredelse og utseende hos de enkelte arter, og algesamfunnenes sammensetning gir holdepunkter for å bedømme tilstanden. På grunn av vekslingen i naturgitte faktorer som temperatur/vannstand/soleksponering (risiko for uttørring), ferskvannspåvirkning og isskuring, er det imidlertid nødvendig å gjøre undersøkelser over flere år. Uten dette blir det vanskeligere å skille forurensningsvirkningene fra naturlige årsaker. Dette har særlig betydning for et overvåkingsprogram, som har til en vesentlig oppgave å varsle utviklingstendenser.

1975-76 undersøkelsene er følgelig en fortsettelse av det opplegg som ble satt i gang i 1974. Registreringene har fortsatt i 1977.

Undersøkelsene omfatter registrering av de fem brunalgene spiraltang, blæretang, grisetang, gjelvtang (flattang) og sagtang på ca. 120 stasjoner fra innerst i Bunnefjorden til 3-4 km utenfor Drøbak (fig. 37). I likhet med i 1974 er observasjonene foretatt i april - mai. På 8 særskilte stasjoner (R1-R8) ble det i september 1975 utført semikvantitative undersøkelser over algesamfunnenes sammensetning (fig.37). Dette ble gjort ved observasjoner av de enkelte arters dekningsgrad innenfor utvalgte assosiasjoner (områder dominert av en eller et fåtall arter). Resultatene er framstilt i tabellene 13-18 og det framgår at en 5-delt skala er benyttet:

Dekningsgrad 5 betyr en dekning på 1/2-1/1 av et areal

"	4	"	"	"	"	1/4-1/2	"	"	"
"	3	"	"	"	"	1/8-1/4	"	"	"
"	2	"	"	"	"	1/16-1/8	"	"	"
"	1	"	"	"	"	< 1/16	"	"	"

+ betyr forekomst uten dekningsgradangivelse.

Innen hver assosiasjon er det på hver stasjon tatt 5 "plots", dvs. at det

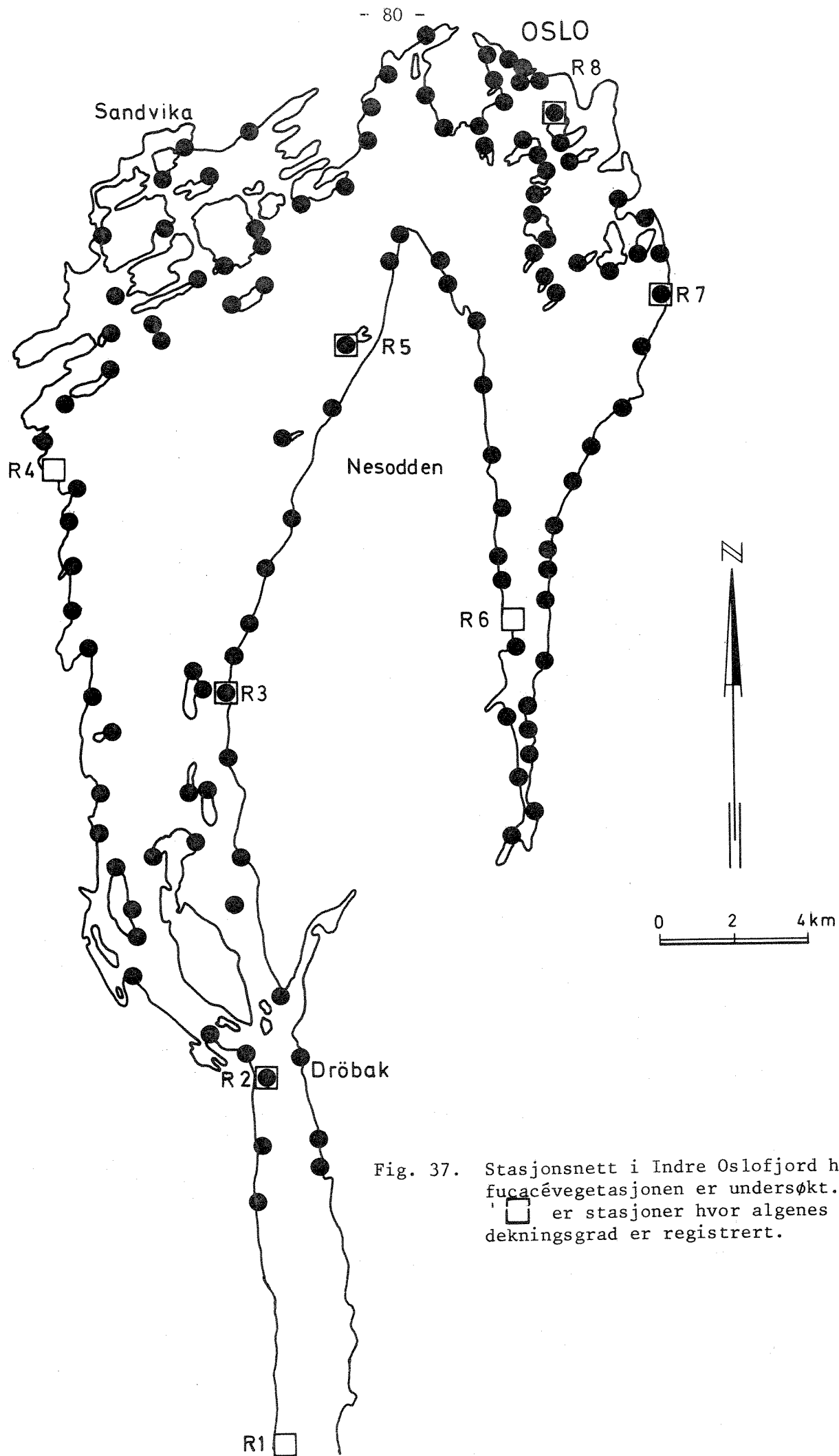


Fig. 37. Stasjonsnett i Indre Oslofjord hvor fucaçévegetasjonen er undersøkt. □ er stasjoner hvor algenes dekningsgrad er registrert.

er lagt ned kvadratiske rammer på enten 0,1 eller 0,5 m² og alle arter innen rammen er så vidt mulig identifisert og gitt en mengdebedømmelse ved dekningsgrad. Der dekningsgradangivelse ikke har vært mulig, er tilstedeværelsen markert med +. I tabellen er det videre angitt antall arter innen hvert plot og det gjennomsnittlige antall arter som er funnet i assosiasjonen. C i tabellene står for "konstans" og betyr den hyppighet som vedkommende art opptrer med i assosiasjonen.

Når det gjelder metodikk, henvises det ellers til 1974-rapporten (NIVA 1976).

4.1 Registrering av brunalger

Utbredelsen og subjektivt bedømt mengdemessig forekomst av artene framgår av fig.38-42. For sammenlikningens skyld er de tidligere rapporterte 1974-data også tatt med. Artene er behandlet i den rekkefølge som de stort sett vokser i ovenfra og nedover: Spiraltang, blæretang, grisetang, gjelvtang (flattang) og sagtang.

4.1.1 Spiraltang (*Fucus spiralis*)

Med små variasjoner har utbredelsen vært den samme i de tre årene 1974-76 (fig. 38). På en del av stasjonene kan man imidlertid spore tilbakegang i den mengdemessige forekomst, og til dels fravær på enkelte lokaliteter fra 1974. Dette gjelder særlig begge sider av midtre Vestfjorden, men til dels også i Bunnefjorden og fjordens innerste deler. Det er imidlertid ingen markerte utslag på den indre grensen for utbredelsen. Som det tidligere er påpekt, har denne grensen vært omtrent den samme siden 1962-65 (NIVA 1976).

På grunn av sitt voksested - høyt på stranden - er arten relativt lite utsatt for konkurranse fra andre alger. Den må også anses forholdsvis tolerant overfor direkte innflytelse fra forurenset vann. De observerte variasjoner antas å ha sammenheng med klimatiske faktorer, dels lange perioder med lavvann og dermed følgende uttørring og dels isskuring. Reduksjonen i Bunnefjordsområdet har sannsynligvis sammenheng med at det var en del is vinteren 1975/76.

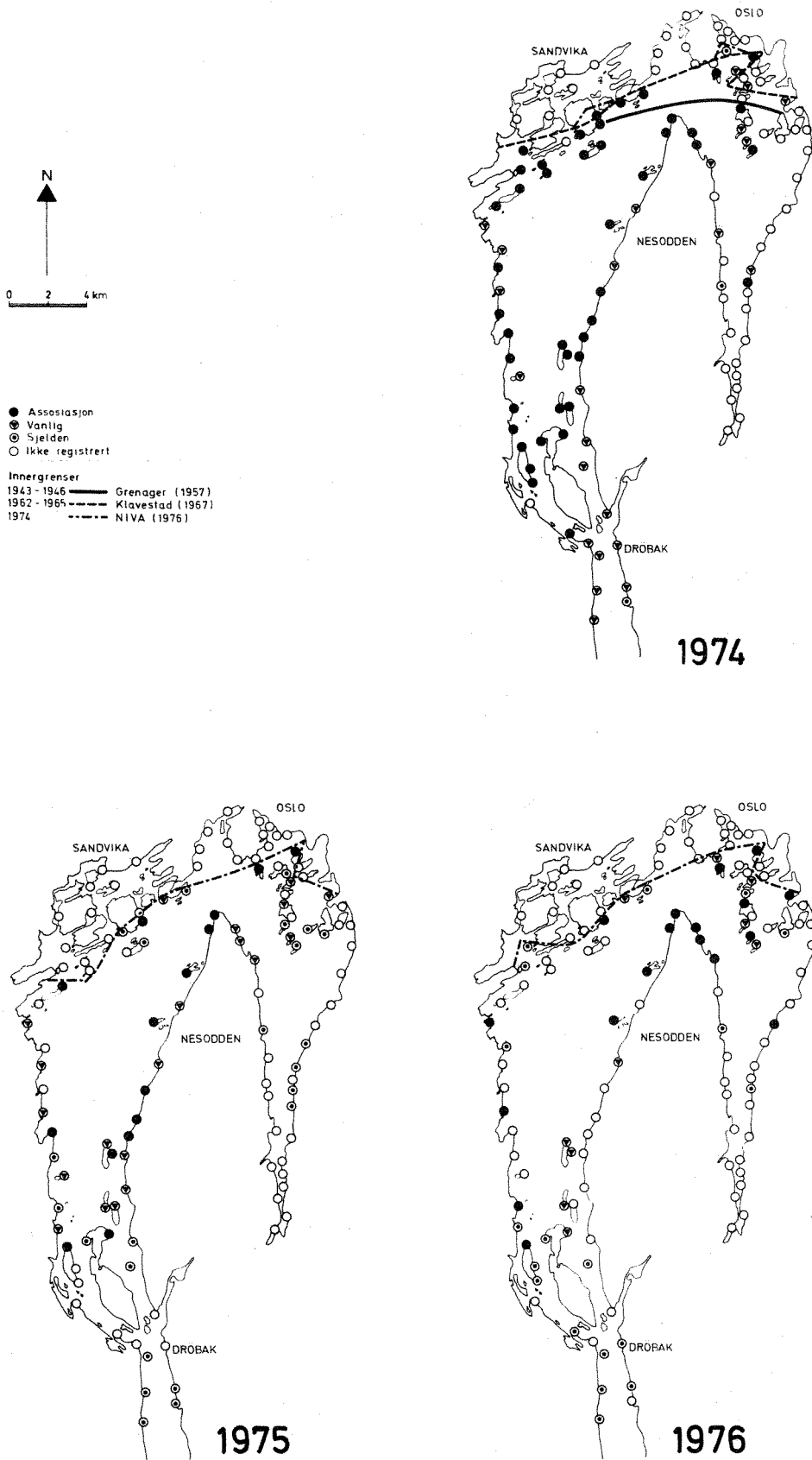


Fig. 38 . Stasjonskart over utbredelsen av spiraltang (*Fucus spiralis*) i indre Oslofjord. - - - - - Betegner også innnergrenser for 1975 og 1976.

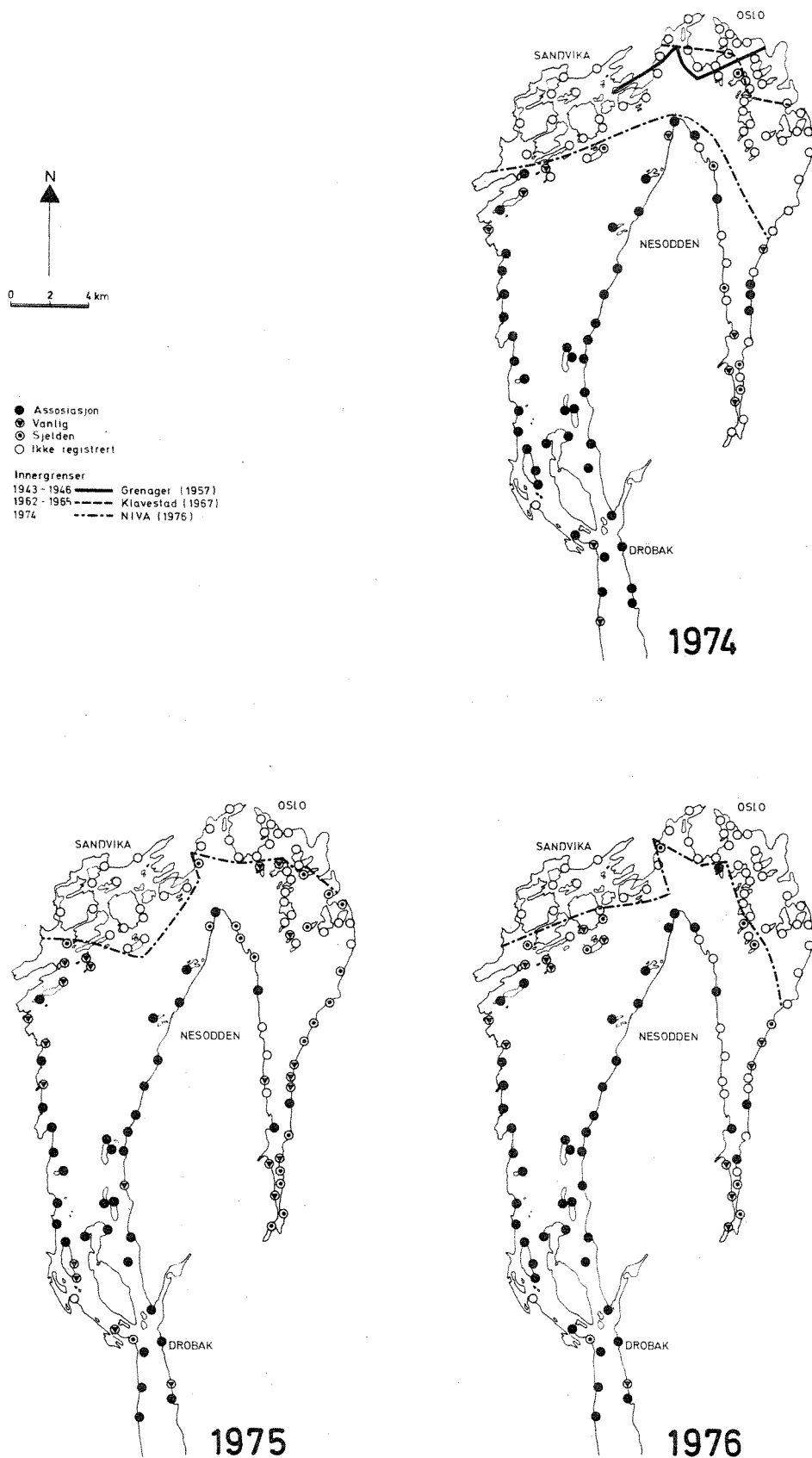


Fig. 39. Stasjonskart over utbredelsen av blæretang (*Fucus vesiculosus*) i indre Oslofjord. - · - - Betegner også innergrenser for 1975 og 1976.

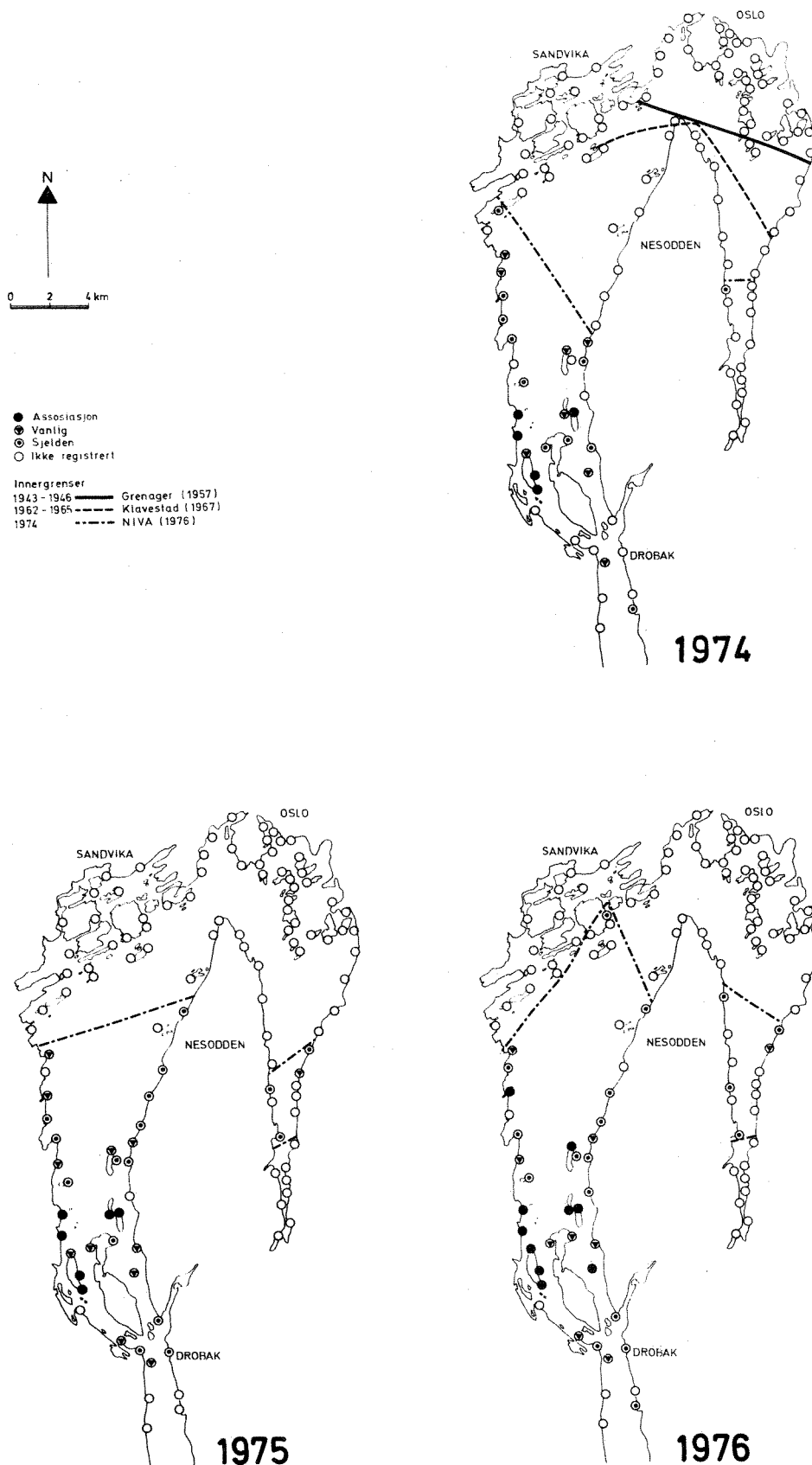


Fig. 40 . Stasjonskart over utbredelsen av grisetang (*Ascophyllum nodosum*) i indre Oslofjord.
- - - - Betegner også innergrenser for 1975 og 1976.

4.1.2 Blæretang (*Fucus vesiculosus*)

Det framgår av utbredelseskartene for blæretang (fig. 39) at arten i 1975 og 1976 ble observert på flere steder lenger inn i fjorden enn i 1974. Man ser imidlertid at det til dels dreier seg om små og ustabile bestander, som finnes ett år, men ikke et annet. Innergrensen beveger seg noe fram og tilbake. Forklaringen må søkes i et kompleks av faktorer, og forholdet kan best betraktes som en illustrasjon av hvordan utbredelsen vil skifte når miljøet er nær grensen for det tolerable. I motsetning til grisetang har blæretang lett for å rekolonisere områder den er blitt fortrengt fra.

4.1.3 Grisetang (*Ascophyllum nodosum*)

Også grisetang viste en tendens til å opptre noe lenger inn i Vestfjorden 1975-76 sammenliknet med 1974 (fig. 40). Dertil ble den funnet på flere stasjoner i midtre del av Bunnefjorden. Det dreiet seg likevel om få stasjoner og små mengder. I hovedsaken bekrefter derfor materialet konklusjonen fra tidligere: På de 12-15 årene fra 1962-65 (Klavestad 1967) har det funnet sted en reduksjon i forekomsten av denne art i indre fjord. Det er sannsynliggjort at dette skyldes en indirekte virkning av overgjødslingen, idet grisetang utkonkurreres av arter som er mer konkurransedyktige under de herskende forhold (Rueness 1973, NIVA 1976, Bokn og Lein under trykking). Konkurransen om plassen med hurtigvoksende grønnalger, hemning ved skygging og epifytter (påvekst) vil slå sterkere ut for grisetang enn blæretang. Grisetangbestander har generelt lite innslag av kimplanter, og disse vokser meget langsomt. Grisetang gror ofte noe dypere enn blæretang, og møter derfor også større konkurransen fra gjelvtang (flattang).

4.1.4 Gjelvtang - flattang - (*Fucus distichus* subsp. *edentatus*)

Gjelvtang har alle tre år opptrådt i store mengder både i Vestfjorden og Bunnefjorden, og er den av fucacéene som finnes lengst inn i de utslippsbelastede områdene (fig. 41).

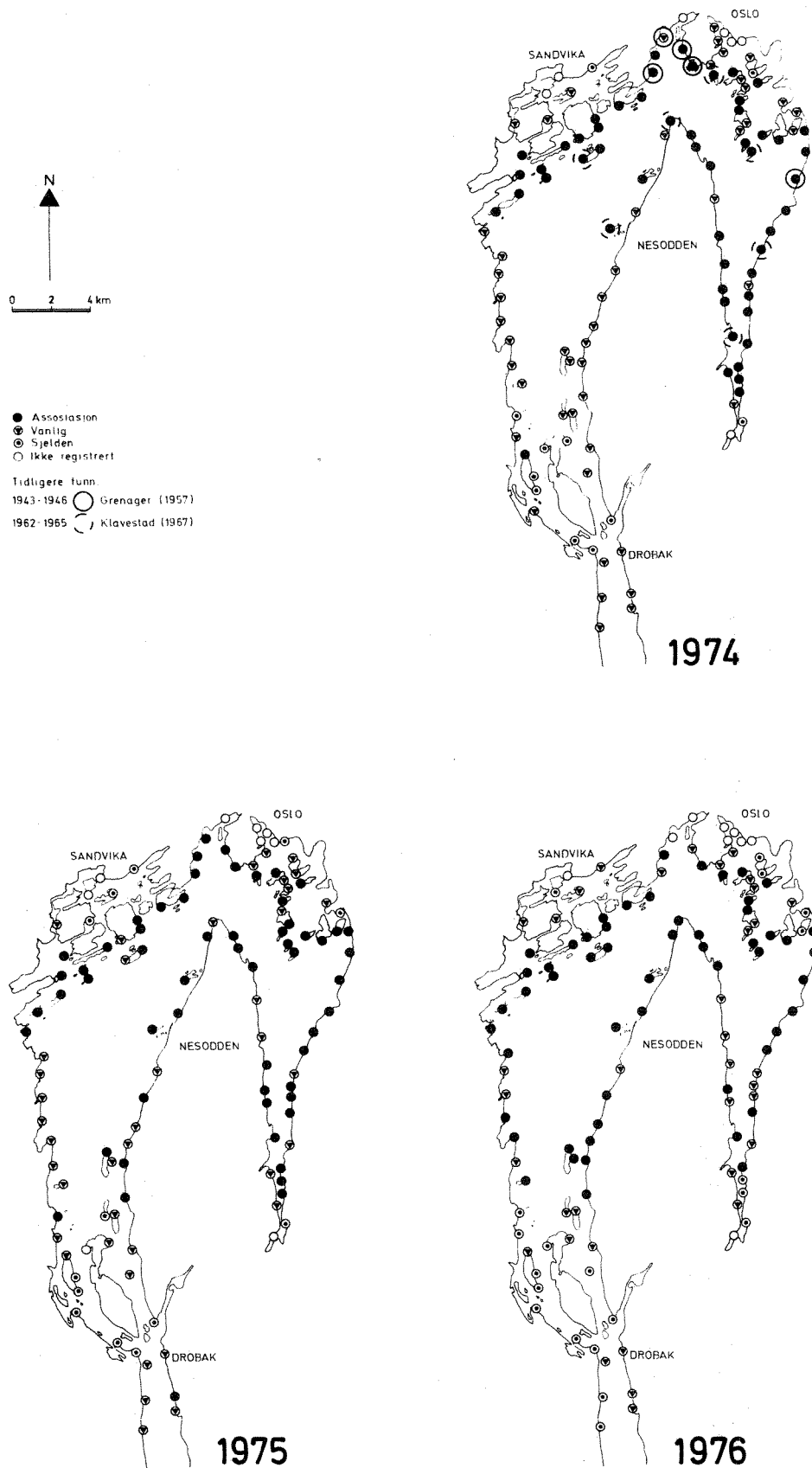


Fig. 41. Stasjonskart over utbredelsen av gjelvtang (*Fucus distichus* subsp. *edentatus*) i indre Oslofjord.

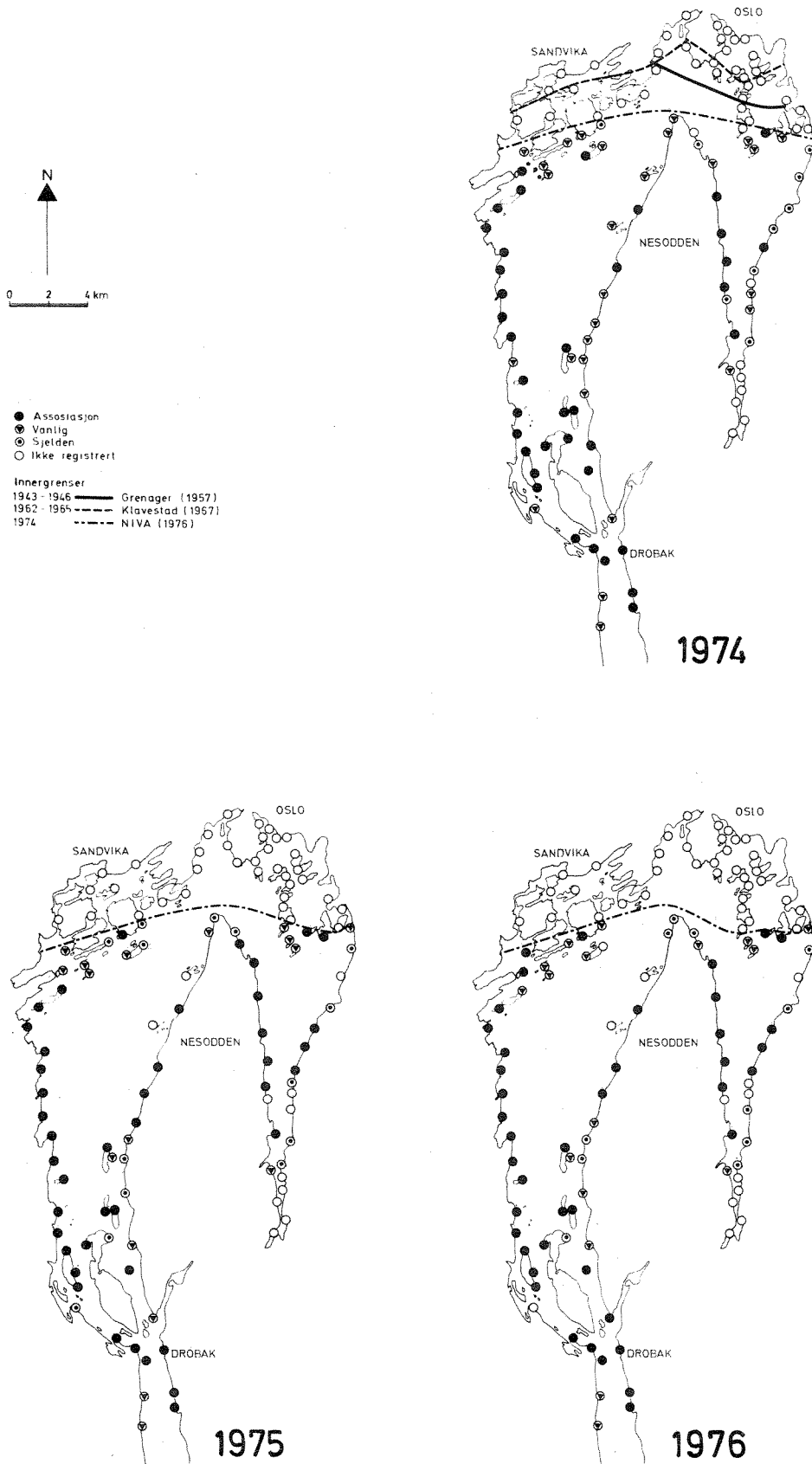


Fig. 42. Stasjonskart over utbredelsen av sagtang (*Fucus serratus*) i indre Oslofjord. --- Betegner også innergrenser for 1975 og 1976.

Som tidligere rapportert (NIVA 1976) er gjelvtang en relativ nyinnvandrer i indre Oslofjord. Den ble først observert litt før århundreskiftet, opptrådte bare spredt så sent som i begynnelsen av 1950-årene, men er siden slutten av 1960-årene blitt den dominerende fucacé på bekostning av blæretang, grisetang og sagtang. Dette har særlig gitt seg utslag i de innerste områdene av fjorden.

Grunnene til gjelvtangens frammarsj er flere (NIVA 1976, Bokn og Lein, under trykking). Her kan kort nevnes bl.a. det forhold at gjelvtangens formeringsperiode faller tidligere enn grisetangens og blæretangens. Derved vil sporene og kimplantene til gjelvtang være mindre utsatt for konkurransen fra tarmgrønske og andre grønnalger som er mest framtrædende utpå sommeren. I motsetning til både grisetang, blæretang og sagtang trives gjelvtang også på loddrett fjell. I den nedre del av sitt vokseområde konkurrerer gjelvtang om plassen med sagtang, som har vist tendens til minskende bestander (se nedenfor).

Avslutningsvis kan nevnes at arten i 1976 var borte fra en stasjon i Lysakerkilen hvor den opptrådte som assosiasjonsdannende begge de foregående år (se fig. 41). Den sannsynlige forklaring er et utslipp av 60 tonn saltsyre i Lysakerelva 25.-26.8.1975 (overingeniør Solberg, Oslofjordkontoret, pers.medd.).

4.1.5 Sagtang (*Fucus serratus*)

Som man ser av fig.42 har det for sagtangs vedkommende vært liten variasjon i både utbredelse og mengdemessig forekomst. Observasjonene de to siste år har følgelig bekreftet at innergrensen er flyttet utover siden midten av 1960-årene.

Det er vanskelig å finne noen annen årsak til reduksjonen enn forringelsen av vannkvaliteten (NIVA 1976, Bokn og Lein, under trykking). Imidlertid er det flere ulike mekanismer som kan spille en rolle. Det næringsrike vannet gir bl.a. grunnlag for rask vekst og store bestander av blåskjell i sagtangs voksedyp. Blåskjell er et dårlig voksegrunnlag og representerer derfor en konkurrent om plassen. Det samme gjør den forurensningstolerante

gjelvtang. Videre kan nevnes dårlig lys, nedslamming og rik epifyttvekst, som alle er karakteristiske fenomener i sterkt gjødslede vannmasser.

4.2 Undersøkelse av algeassosiasjoner - dekningsgradobservasjoner

Hensikten med denne del av benthosalgeundersøkelsen var å kartlegge algefloraen i og like under fjærebeltet mer detaljert enn ved fucaceregistreringene. Man får et utvidet grunnlag for sammenlikning med eldre registreringer og tilveiebringer et mer omfattende referansemateriale med henblikk på den framtidige utvikling.

Mens de tidligere rapporterte rammeobservasjoner var fra mai 1974 (NIVA 1976), ble feltarbeidet året etter gjort i september. Dette gjør at en del vårformer som rødalgen *Bangia fuscopurpurea*, grønnalgen *Urospora penicilliformis* o.a. ikke vil være representert i 1975-materialet. Tidligere er det observert at blågrønnalger synes å bli mer framtrædende utover høsten. Med disse forbehold skulle ikke forskjellen i prøveinnsamlingstidspunkt innvirke særlig på sammenlikbarheten.

Resultatene fra 1975 samsvarer i det store og hele med 1974-observasjonene (1976). Det var imidlertid enkelte forandringer som kan bemerkes.

Spiraltangassosiasjonene på stasjonene R2/R4 og R3 (fig. 37) var henholdsvis forsvunnet eller redusert til et smalt bånd. Som nevnt tidligere kan endringer i spiraltangforekomstene med sannsynlighet ofte tilskrives klimatiske faktorer, primært lange perioder med lavvann og sol, eventuelt isskuring. Det siste var lite aktuelt vinteren 1974/75, mens det derimot våren og forsommeren 1974 var til dels lange perioder med sol og lavvann.

Blæretangassosiasjonen gikk stort sett uforandret igjen fra 1974, men hadde på enkelte stasjoner undergått mindre endringer, vesentlig i form av større forekomst av tarmgrønske og sjøsalat. Dette er i overensstemmelse med at disse artene blir mer framtrædende utover sommeren enn om våren.

I likhet med 1974 var det ingen grisetangassosiasjoner i indre fjord.

For sagtangs vedkommende var det høy grad av samsvar mellom registreringene 1974 og etterfølgende år. Nivået som sagtang vokser i representerer et mer stabilt fysisk/kjemisk miljø enn det egentlige fjærebeltet. Arten er primært utsatt for konkurransetrykk fra gjelvtang og blåskjell/sjøsalat-assosiasjonene. Slike biotiske faktorer gir i alminnelighet langsommere utslag enn forandringer i vannkvalitet og fysiske forhold.

Gjelvtang, sjøsalat (*Ulva*) og blåskjell (*Mytilus*) finnes regelmessig sammen (kfr. tabell 16 og 17). Både blåskjell og sjøsalat viste 100% konstans innen gjelvtangassosiasjonen, og det var bare på innerste stasjon (R8) at ikke gjelvtang opptrådte i *Ulva/Mytilus*-assosiasjonen. I praksis er det derfor vanskelig å skille disse to assosiasjoner. I 1975 hadde det på tre stasjoner (særlig R5 og R6, men til dels også R7) funnet sted en relativ reduksjon i forekomsten av gjelvtang. Noen enkel forklaring er det neppe på dette, og fenomenet kan best betraktes som et eksempel på svigninger man må vente å finne i mengdeforholdene mellom konkurrerende arter.

OPPSUMMERING

Både gjennom fucacéundersøkelsene på ca. 120 stasjoner og de mer grundige algeassosiasjonsobservasjonene på 8 utvalgte lokaliteter er det tilveiebragt et verdifullt materiale. Observasjonene belyser både den nåværende tilstand, den utvikling som har funnet sted og naturbetingede variasjoner fra år til år.

Undersøkelsene har dokumentert at det har skjedd vesentlige forandringer i gruntvannsfloraens sammensetning, jevnført såvel med data fra omkring århundreskiftet som med observasjoner fra begynnelsen av 1960-årene.

Blant de forhold som må regnes som fastslått er:

- Spiraltang er blitt mye mer vanlig i løpet av dette århundrede og danner nå assosiasjoner i hele indre fjord unntatt i de innerste områdene.
- Grisetang er blitt fortrenget utover av mer konkurransedyktige arter og har ikke lenger sammenhengende bestander i indre fjord.
- Også innergrensene for blæretang og sagtang er forflyttet utover. En fortsatt tendens i denne retning er registrert for siste 10-årsperiode.
- Det har vært en relativ rask invasjon av gjelvtang (flattang) i indre fjord. Gjelvtang konkurrerer med hell både med grisetang og sagtang.
- Algesamfunnene på grunt vann har også endret karakter på andre måter. Enkelte arter er forsvunnet siden århundreskiftet, mens andre er nyinnvandrere. Samfunnene preges av rikelighet mht. små epifytter (påvekstalger) og stor forekomst av ettårige grønnaalger.

Med det omfattende datagrunnlag som nå er etablert, vil algeundersøkelsene i sin nåværende form kunne foreløpig reduseres til spesielle områder i fjorden. Etter en tid, f.eks. 5 år, kan en tilsvarende 2-3 års undersøkelse gjennomføres. I de nærmeste år er det istedet aktuelt å studere algekolonisering av utplasserte heller og blant annet innvirkningen av strandsnegls beiting på kimplanter. Slike studier er allerede i gang innen rammen av et forskningsprosjekt. Dette omfatter også forsøk med utsetting av alger i områdene de er forsvunnet fra - for å finne mer ut om hva som spesifikt forårsaker tilbakegangen.

Tabell 12. Artenes dekningsgrad innen *Fucus spiralis* assosiasjonen (se nærmere forklaring i tekst)

Stasjoner Dato	R1 22.9.75	R2 22.9.75	R3 29.9.75	R4 29.9.75	R5 29.9.75	R6 24.9.75	R7 30.9.75	R8 30.9.75
CZ	Arter	Plots (0,1 m ²)						
75	Blågrønnalger							
5	<i>Ceramium strictum</i>		5 4 4 5 5	4 5 4 4 4	3 4 3 4 4			
30	<i>Hildenbrandia prototypus</i>		3 3 3 3 3	1	3			
5	<i>Ectocarpus</i> sp.		2	+				
25	<i>Elachista fucicola</i>	Ingen assosiasjon		+				
70	<i>Fucus spiralis</i>	Ingen assosiasjon	2 1 2 3	+	4 5 5 4 4		Ingen assosiasjon	9 5 5 5 5
25	<i>Fucus vesiculosus</i>		3 2 2 2 2					
5	<i>Fucus</i> sp. (kimplanter)			2				
5	<i>Scytosiphon lomentaria</i>			1				
25	<i>Blidingia minima</i>							
10	<i>Cladophora rupestris</i>		3 2					
60	<i>Enteromorpha</i> sp.		3 1	4 3 5 4 3	3 3 4 4 5			
45	<i>Balanus balanoides</i>		2 2	1	3 2 2 2 2			
10	<i>Littorina littorea</i>			+	+			
5	<i>Littorina saxatilis</i>							
5	<i>Mytilus edulis</i>		3					
Antall arter pr. plot			6 6 3 7 6	5 3 5 4 4				2 2 2 2 2
Gjennomsn. artsantall: 4								
Jevnføring med 1974 og øvrige kommentarer		Som før	Assosiasjonen fra 1974 forsvunnet.	Spiraltang forsvunnet. Erstattet av <i>Enteromorpha</i> og blågrønnalger.	Blågrønnalger og <i>Enteromorpha</i> kommet til fra 1974.	Som før	Som før. Øverst var det blågrønn- alger og tarmgrønske, dernest <i>Hildenbrandia</i> .	Som før

Tabell 13. Artenes dekningsgrad innen *Fucus vesiculosus* assosiasjonen (se nærmere forklaring i tekst)

Stasjoner Dato	Plots (0,1 m ²)								
	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	
7 <i>Ceramium rubrum</i>	5 4 5 4 3	5 5 5 5 5	2 3 3 4		4 4 4 4 3	5 4 3 3 3			
80 <i>Hilobryonia prototypus</i>	4 4 3 4 4	3 5 5 5 5	5 3 5 4 4	2 2	5 5 5 5 5	5 5 4 4 3	Ingen assosiasjon	Ingen assosiasjon	
7 <i>Porphyra umbilicalis</i>			3 2 2	5 5 5 5	5 5 5 5	4 3 5 5 5			
13 <i>Ascophyllum nodosum</i>			3	1 3 2 2	2 2 1 2 2	2 2 3 2			
7 <i>Ectocarpus</i> sp.			3 1	1 3 2 2	2 2 1 2 2	2 2 3 2			
10 <i>Elachista fuiccola</i>			3 1	2 2	3	3 4 3 1			
10 <i>Fucus distichus</i> ssp. <i>edentatus</i>	4			2	3				
100 <i>Fucus vesiculosus</i>	4 4 3 4 4	3 5 5 5 5	5 3 5 4 4	5 5 5 5 5	5 5 5 5 5	5 5 4 4 3	Ingen assosiasjon	Ingen assosiasjon	
10 <i>Cladophora rupestris</i>			3 2 2	5 5 5 5	5 5 5 5	4 3 5 5 5			
30 <i>Enteromorpha</i> spp.				1 3 2 2	2 2 1 2 2	2 2 3 2			
26 <i>Ulva lactuca</i>			3	1 3 2 2	2 2 1 2 2	2 2 3 2			
20 <i>Balanus balanoides</i>	1 1	+++ ++	+	3 2 2	2 2 1 2 2	2 2 3 2			
30 <i>Littorina littorea</i>	++	+++ ++	+	3 2 2	2 2 1 2 2	2 2 3 2			
70 <i>Mytilus edulis</i>	2 4 2 4 5	1	5 2 2 3 2	3 2 2	2 1 2	3 4 3 1			
Antall arter pr. plot Gjennomsn. artsantall: 4		4 4 4 4 4	4 3 3 3 3	6 6 5 7 5	3 3 2 4 2	5 5 3 4 4			
Jevnføring med 1974 og øvrige kommentarer		Hovedartene omtrent som i 1974. Noe færre arter.		Hovedartene som før. Hovedartene som før.		Blæretang som før. <i>Ulva</i> kommet til. <i>Mytilus</i> (blåskjell) redusert.		Som før	Som før
		Hovedartene som før. Artsantallet redusert.		Blæretang som før. Mer <i>Enteromorpha</i> (tarmgrønnske).					

Tabell 14. Artenes dekningsgrad innen *Ascophyllum nodosum* assosiasjonen (se nærmere forklaring i tekst)

Stasjoner Dato	R1 22.9.75	R2 22.9.75	R3 29.9.75	R4 29.9.75	R5 29.9.75	R6 24.9.75	R7 30.9.75	R8 30.9.75
C% Arter Plots (0,1 m ²)		1 2 3 4 5						
40 <i>Ceramium rubrum</i>		3 2						
100 <i>Hildenbrandia prototypus</i>		3 3 4 4 2						
100 <i>Ascophyllum nodosum</i>		5 4 5 5 5						
60 <i>Ectocarpus</i> sp.		2 3 2						
40 <i>Fucus vesiculosus</i>		1 3						
60 <i>Fucus distichus</i> ssp. <i>edentatus</i>	Ingen assosiasjon	2 1 3	Ingen assosiasjon	Ingen assosiasjon	Ingen assosiasjon	Ingen assosiasjon	Ingen assosiasjon	Ingen assosiasjon
40 <i>Enteromorpha</i> spp.		1 1						
100 <i>Littorina</i> sp.		+ + + + +						
100 <i>Mytilus edulis</i>		3 4 3 3 3						
Antall arter pr. plot Gjennomsn. artsantall: 6		7 6 4 8 7						
Jevnføring med 1974 og andre kommentarer	Som før		Som før	Som før	Som før	Som før	Som før	Som før
		Hovedartene som i 1974. <i>Balanus</i> (rur) forsvunnet.						

Tabell 15, Artenes dekningsgrad innen *Ulva/Mytilus* assosiasjonen (se nærmere forklaring i tekst)

Stasjoner Dato	R1 22.9.75	R2 22.9.75	R3 29.9.75	R4 29.9.75	R5 29.9.75	R6 24.9.75	R7 30.9.75	R8 30.9.75		
CZ	Arter		Plots							
4	<i>Bonnemaissonia hamifera</i>		0,5 m ² 1 2 3 4 5	0,5 m ² 1 2 3 4 5	0,5 m ² 1 2 3 4 5	0,1 m ² 1 2 3 4 5		1 2 3 4 5		
20	<i>Callithamnion</i> sp.		1	2 1 2 2 1		2 1				
52	<i>Ceramium rubrum</i>		1 2 3 2	1 1 1 1 1		2 1 1 3				
8	<i>Chondrus crispus</i>			1 2						
8	<i>Hildenbrandia prototypus</i>		2		1					
8	<i>Pylaeothrix lenormandii</i>				2					
20	<i>Polysiphonia ureolata</i>			4 3 4 5 3						
16	<i>Porphyra umbilicalis</i>		1			1				
20	<i>Ectocarpus</i> cf. <i>fasciculatus</i>		4 2 3 4 3	1 1 1 1 1		1 2				
32	<i>Ectocarpus</i> sp.			2 2 4 1 3	2 3 3 2 2	2 2				
80	<i>Fucus distichus</i> ssp. <i>edentatus</i>		3 3 3 3 3	2 2 4 1 3		2 1 2 2 3				
16	<i>Fucus serratius</i>			2 2 3						
20	<i>Laminaria digitata</i>		2 1 1	2 2 2						
8	<i>Laminaria saccharina</i>		1 1		1 1					
25	<i>Petalonia fasciata</i>							2 2 2 2 2		
4	<i>Cladophora</i> sp.		1 1							
8	<i>Codium fragile</i>		1	1		1				
40	<i>Enteromorpha</i> sp.			3 3 3 3 3	3 3 3 3 3	3 2 2 3 5				
100	<i>Ulva lactuca</i>		5 5 4 5 5	5 5 4 3 5	3 3 3 3 3	5 5 5 5 2		4 4 4 4 4		
16	<i>Littorina littorea</i>		5 5 5 5 5	4 5 4 4 5	5 5 5 5 5	5 5 5 5 2		5 5 5 5 5		
100	<i>Mytilus edulis</i>		5 5 5 5 5	4 5 4 4 5	5 5 5 5 5	5 5 5 5 2		5 5 5 5 5		
20	<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>		+	+	+					
Antall arter pr. plot Gjennomsn. artsantall: 6			8 6 9 8 9	9 9 11 9 11	5 3 5 4 5	5 7 5 6 8		3 3 3 3 3		
Jevnføring med 1974 og øvrige kommentarer			Som før	Som før	Hovedartene stort sett som før. (<i>Ulva</i> litt økning).	Hovedartene stort sett som før. <i>Enteromorpha</i> kommet til.	Gjeltvangsass. endret til sjøsalat/blå- skjell ass.	Gjeltvangsass. endret til ass. av sjøsalat/ blåskjell.	Se gjeltvang- assosiasjonen.	<i>Petalonia</i> redusert og <i>Biddingeria</i> borte. Ellers som før.

Tabell 16, Artenes dekningsgrad innen *Fucus distichus* ssp. *edentatus* assosiasjonen (se nærmere forklaring i tekst)

Stasjoner Dato	R1 22.9.75	R2 22.9.75	R3 29.9.75	R4 29.9.75	R5 29.9.75	R6 24.9.75	R7 30.9.75	R8 30.9.75
CZ	Arter	Plots (0,5 m ²)						
50	<i>Ceramium rubrum</i>			1 1			2 2 2	
40	<i>Chondrus crispus</i>			1 1			1 2 1 1	
30	<i>Hildenbrandia prototypus</i>			2 2 3 2 3			4 5 3	
70	<i>Polysiphonia urceolata</i>			2 3 3 3 3			1 1	
100	<i>Ectocarpus</i> sp.	Ingen assosiasjon	Ingen assosiasjon	3 2	Se <i>Ulva</i> / <i>Mytilus</i> ass.		2 1 2 2 2	Ingen assosiasjon
20	<i>Elachista fucicola</i>			4 5 5 5 3			4 3 4 3 3	
100	<i>Fucus distichus</i> ssp. <i>edentatus</i>			1 2				
20	<i>Spongonema tomentosum</i>			1			2 1 1	
10	<i>Cladophora</i> sp.			2 2 2 3			2 2 2 2 3	
70	<i>Enteromorpha</i> sp.			3 3 4 3 5			+ + + + +	
100	<i>Ulva lactuca</i>			5 5 5 5 5			5 3 5 5 5	
50	<i>Littorina littorea</i>							
100	<i>Mytilus edulis</i>							
	Antall arter pr. plot Gjennomsn. artsantall: 8			6 9 6 8 7			9 7 9 8 7	
	Jevnføring med 1974 og andre kommentarer	Som før	Som før	Hovedartene som før. Noe redusert artsantall. <i>Enteromorpha</i> kommet til.	Gjelvtang redusert og dannet ikke egen ass. som i 1974.	Gjelvtang redusert og dannet ikke egen ass. som i 1974.	Gjelvtang og sjøsalat (<i>Ulva</i>) noe redusert.	Som før

Tabell 17. Artenes dekningsgrad innen *Fucus serratus* assosiasjonen (se nærmere forklaring i tekst)

Stasjon Dato	R1		R2		R3	R4	R5	R6	R7	R8
	Arter	Plots	Arter	Plots	29.9.75	29.9.75	29.9.75	24.9.75	30.9.75	30.9.75
30	<i>Ceramium rubrum</i>	2 2 1		3 1						
20	<i>Chondrus crispus</i>									
40	<i>Hildenbrandia prototypus</i>		2 3 2 2							
40	<i>Pilayella littorale lemaneiforme</i>		2 2 2 3							
10	<i>Ascophyllum nodosum</i>		1							
30	<i>Ectocarpus</i> sp.	2 2 1								
50	<i>Elachista fuiccola</i>	4 1 3 5 3								
20	<i>Fucus distichus</i> ssp. <i>edentatus</i>	3	5							
100	<i>Fucus serratus</i>	5 1 3 5 4	2 4 5 5 4							
10	<i>Petalonia</i> sp.	1								
30	<i>Enteromorpha</i>	2 1	1							
30	<i>Ulva lactuca</i>	2 2	2							
70	<i>Littorina</i> sp.	++	++							
100	<i>Mytilus edulis</i>	5 5 5 5 5	5 4 5 4 4							
Antall arter pr. plot Gjennomsn. artsantall: 6		3 8 9 5 5	5 7 4 7 5							
Jevnføring med 1974 og øvrige kommentarer		Hovedartene som før. Noe redusert artsantall.	Hovedartene som før.	Som før	Som før	Som før	Som før	Som før	Som før	Som før

5. METALLINNHOLD I ALGER

Forurensning med metaller må antas å være forholdsvis moderat i Oslofjorden (Andersen et al. 1973).

Det er ingen særskilt store industriutslipp, og de sannsynlige største hovedkilder er husholdningskloakkvann og avrenningsvann fra de sterkt trafikerte og industrialiserte arealer innerst i fjorden. For å få nærmere informasjon om graden av denne påvirkning ble det i mai 1975 samlet inn fem prøver av gjelvtang (*Fucus distichus* ssp. *edentatus*). Prøvene var fra en lokalitet nær Bekkelaget renseanlegg, dessuten stasjonene 80, 82, 83 og 84 (se fig. 37).

Tang er gode indikatorer på metallbelastning da de ikke kan regulere metalloptaket. Innenfor en feilmargin på omkring en størrelsesorden, kan konsentrasjonen i algene, for praktiske formål, antas proporsjonalt med midlere opphold av oppløst metall i vannet.

Tabell 18. Metallinnhold i gjelvtang (*Fucus distichus* ssp. *edentatus*)
(mg/kg tørrvekt)

Metall	Stasjon	Nær Bekkelagets renseanlegg	80	82	83	84
Kadmium		<1	<1	<1	<1	<1
Kvikksølv		0,22	0,16	0,10	0,09	0,07
Krom		5	11	4	<3	<3
Bly		<10	20	<10	<10	<10
Kopper		17	36	26	21	19
Nikkel		<10	<10	<10	<10	<10
Mangan		75	150	80	50	50
Jern		1000	4000	500	350	410
Sink		390	1000	820	700	600

For å få et pålitelig inntrykk av situasjonen i Oslofjorden, må det vesentlig mer omfattende undersøkelser til enn de foretatte stikkprøver.

Det som foreløpig kan sies er at de analyserte algene har hatt et moderat metallinnhold. Hvis man går ut fra at gjelvtang ikke skiller seg vesentlig fra blæretang med hensyn til akkumuleringsegenskapen, ligger de funne verdier nær eller ubetydelig over det som kan betegnes som normalinnholdet.

Man kan merke seg at det er stasjonen nærmest havnebassenget (st.80) som stort sett viste de høyeste konsentrasjonene (unntatt for kvikksølv). Foreløpig var det lite utpregete forskjeller mellom stasjonene.

6. KLORETE HYDROKARBONER I BLÅSKJELL

På bakgrunn av analyseresultater av klorerte hydrokarboner i organismer fra Frierfjordområdet i Telemark fylke (Rygg og Bokn 1976), ble det samlet inn blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Oslofjorden til orienterende analyser på polyklorerte bifenyler (PCB), hexaklorbenzen (HCB) og pentaklorbenzen (5CB). Blåskjell ble valgt til testorganisme, fordi disse relativt hurtig både kan ta opp og kvitte seg med lite metaboliserbare stoffer (Roberts 1975, Young and Szpila 1975). Skjell ble samlet inn fra 5 lokaliteter i økende avstand fra Oslo, 9. mai 1975. Av de nevnte klorerte hydrokarboner ble det bare påvist PCB i prøvene, og resultatene viste en signifikant forskjell mellom blåskjell fra selve Oslofjorden og blåskjell som vokste i havnebassenget, se fig. 43. Analyseresultatene for PCB-bestemmelsene anses som minimumsverdier. (Se Rygg og Bokn 1976, s. 369). Alle analysene er utført på Sentralinstitutt for industriell forskning, og for kvantifisering av PCB er Aroclor 1254 benyttet som standard. Ingen av PCB-nivåene overskred 0,5 ppm våtvekt som NAS-NAE i Washington D.C. har satt som øvre grense for PCB-innhold i næringsmidler (Karim Ahmed 1976). Blåskjell fra havnebassenget oppviste samme PCB-konsentrasjoner som blåskjell fra Frierfjordområdet. Imidlertid inneholdt skjell fra den ene lokaliteten i havnebassenget ca. 70 ganger mer persistent organisk bundet klor enn hva som var bundet i identifisert PCB. Tilsvarende tall fra lokaliteter i nærheten var ca. 26.

For å få en oversikt over akkumuleringshastigheten av PCB i blåskjell i Oslos havnebasseng, ble det i juni 1975 transplantert blåskjell fra den ytterste lokaliteten i Oslofjorden ca. 8 mil syd for Oslo til Bekkelagsbassenget, se fig. 43.

8 prøver med 40-60 skjell i hver prøve ble overført til syrefaste stålkurver og hengt under et trekors i vannoverflaten i Bekkelagsbassenget. Første kurv ble tatt inn etter 1 uke, neste kurv 2 uker deretter og de

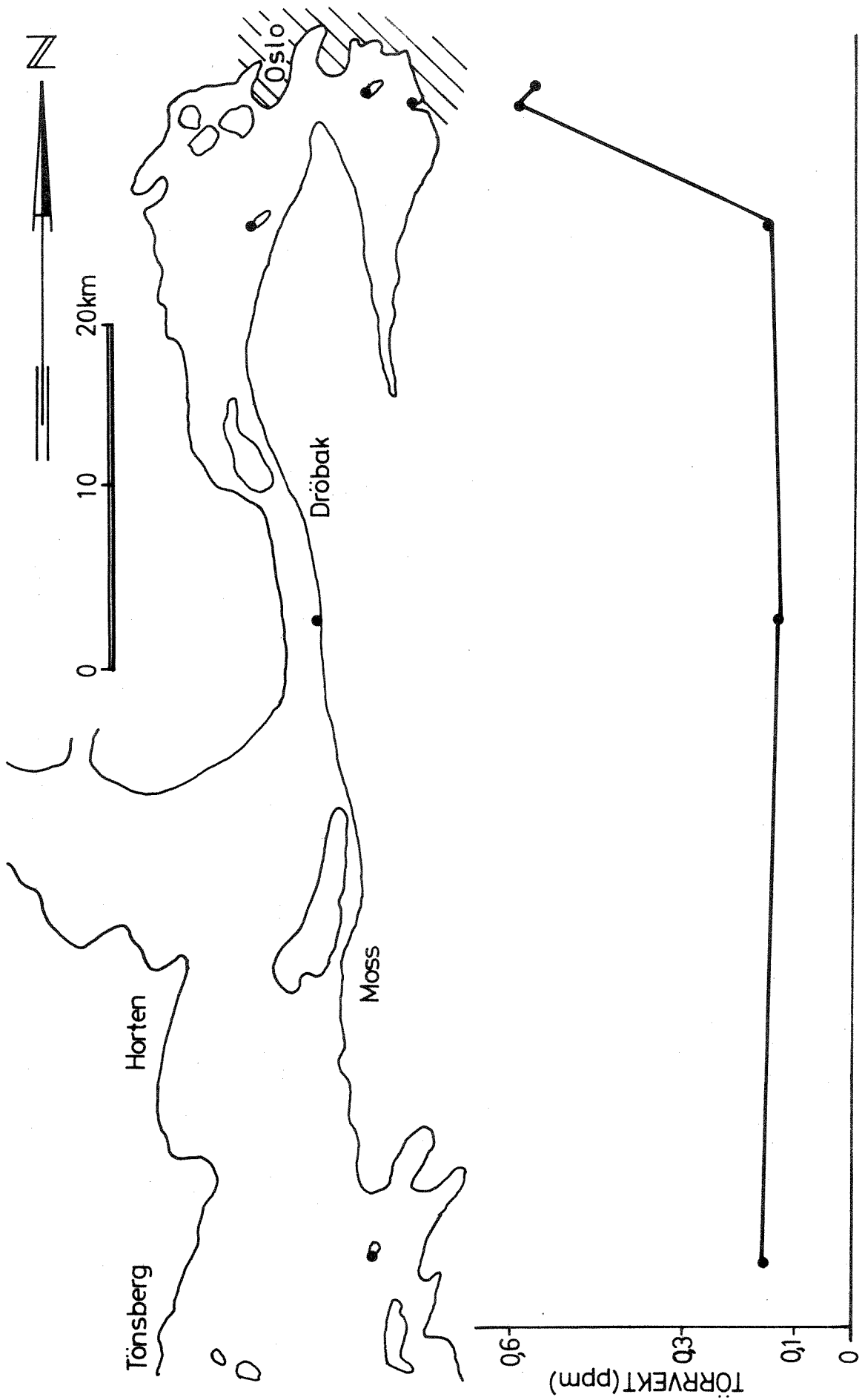


FIG. 43. PCB-konsentrasjoner i *Mytilus edulis* (blåskjell) fra Oslofjorden.

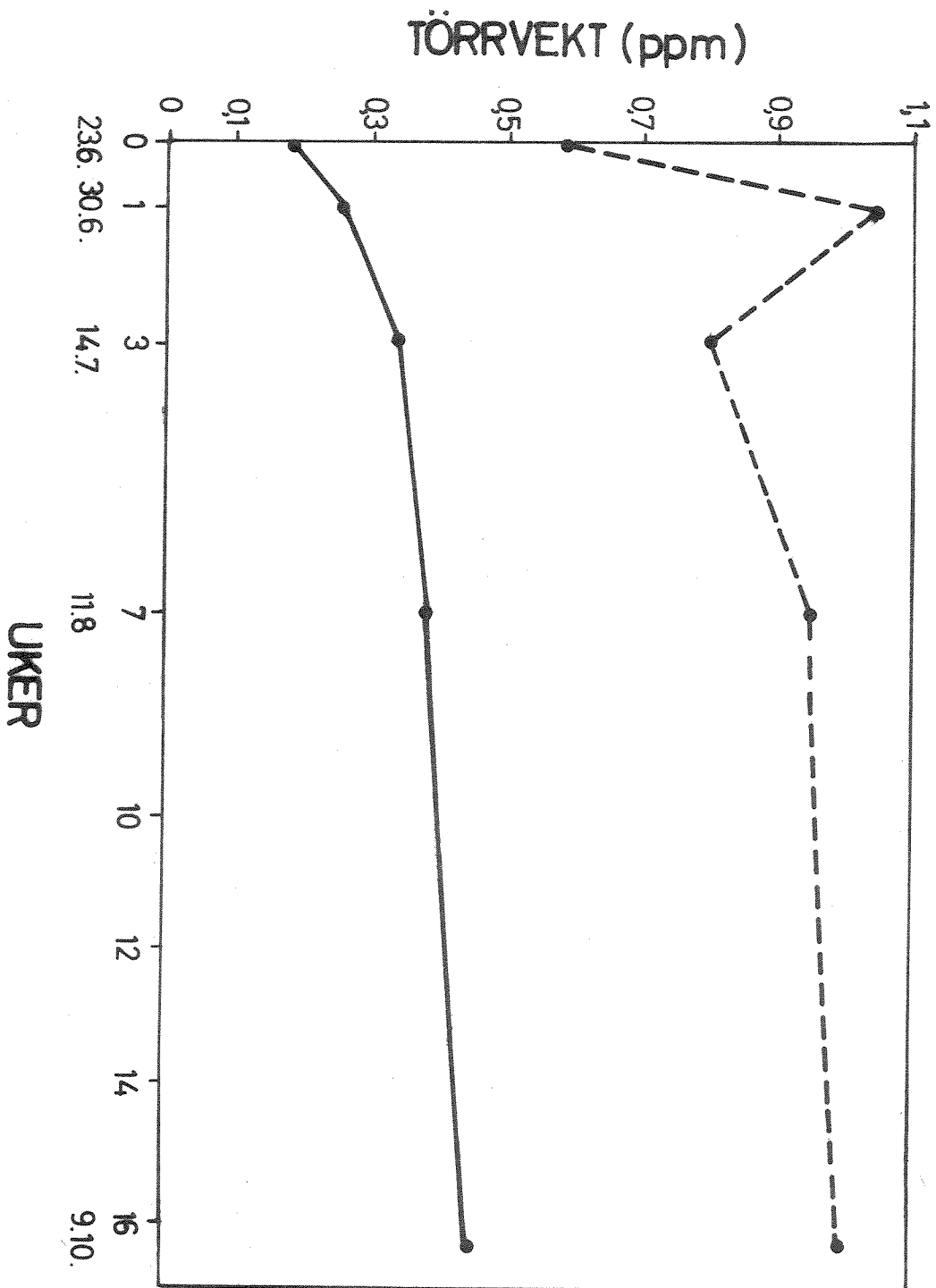


Fig. 44. PCB i *Mytilus edulis* (bløskjell) 23.6 - 9.10.1975.

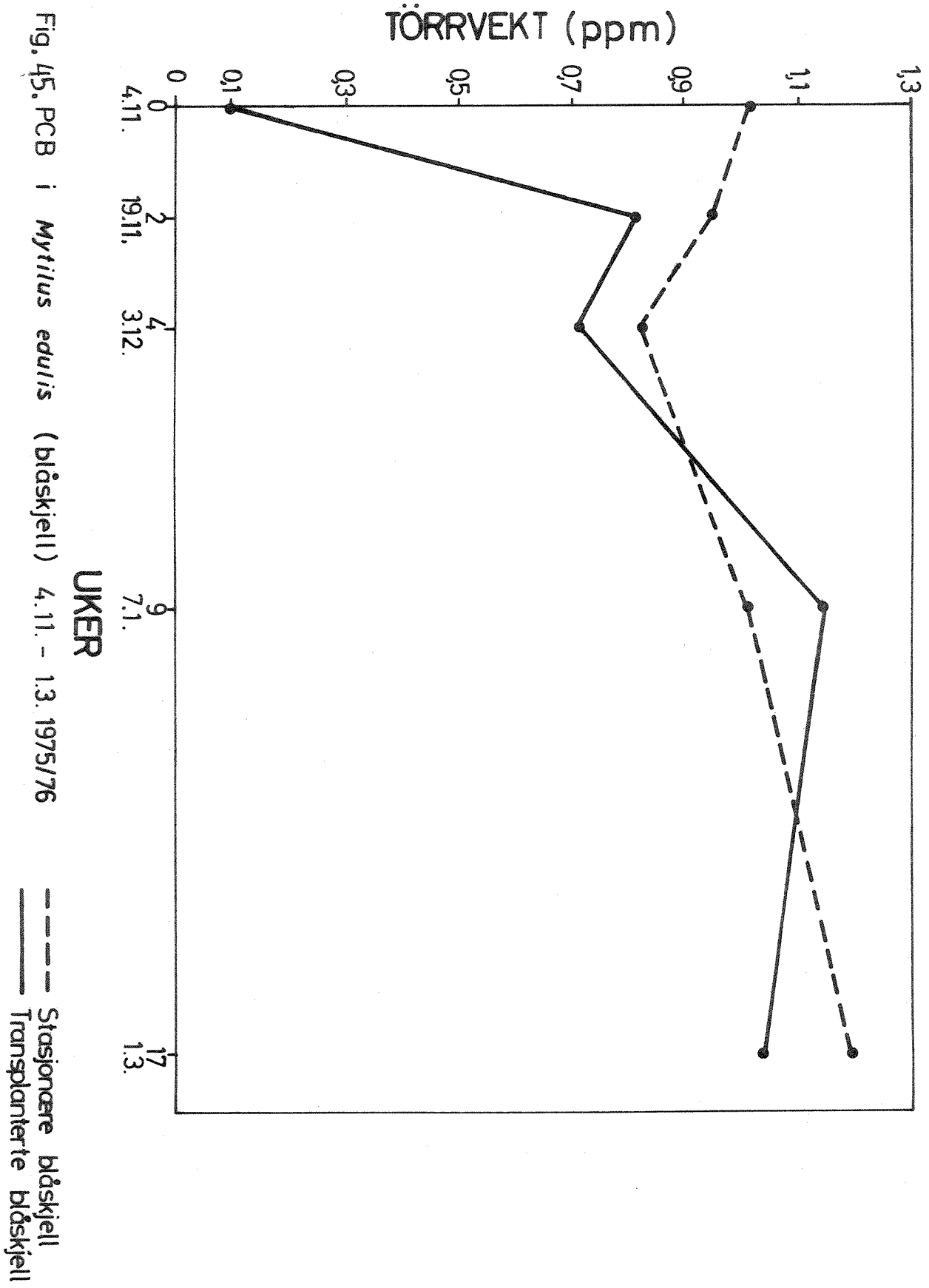
--- Stationære bløskjell
— Transplanterte bløskjell

følgende kurver etter en fordobling av tidsintervallene for hver gang. Parallellt med dette ble det samlet inn prøver av stasjonære blåskjell i nærheten. Allerede 3 uker etter transplanteringen var kurvene begynt å bli overgrodd av små blåskjell og tarmgrønske (*Enteromorpha* spp.). Alle kurvene ble rensket, men etter 7 uker var kurvene fullstendig dekket av årets nye blåskjellpopulasjon. Etter ytterligere 9 uker måtte forsøket avbrytes grunnet tekniske vanskeligheter.

Fig. 44 viser utviklingen av akkumulerings-forsøket. I løpet av 3 uker var PCB-nivået i de transplanterte skjellene omtrent fordoblet. Under den resterende tid av forsøket økte PCB-innholdet svært lite, og syntes å ha stabilisert seg på en likevekt. Den kraftige begroingen utenpå kurvene ble antatt å ligge til grunn for den hurtige utflatingen av akkumuleringskurven, idet en antok at de små blåskjellene utenpå kurvene filtrerte vannet og tok således opp det meste av både næring og PCB. På denne måte ble de transplanterte skjellene inne i kurvene sulteføret.

Et tilsvarende forsøk ble startet primo november 1975. Denne gang ble stålkurvene erstattet med "blåskjellstrømper", spesielt laget for Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt til blåskjellforsøk, og skjellene ble transplantert fra Solbergstranda ca. 4 mil syd for Oslo. Første prøve ble høstet etter 2 uker, neste prøve etter ytterligere 2 uker, og deretter en fordobling av tiden. Det ble ikke registrert noen form for begroing på "blåskjellstrømpene".

I fig. 45 er analyse-resultatene framstilt grafisk. I løpet av 2 uker eller mindre hadde de transplanterte skjellene samme PCB-nivåer som de stasjonære blåskjellene. Etter 14 dager i Oslos havnebasseng hadde de overførte skjellene akkumulert 8 ganger mer PCB enn de opprinnelig inneholdt. Dette står i kontrast til resultatene fra første forsøk, se fig. 44. Således synes resultatene fra de siste forsøk å verifisere antakelsene om at blåskjellbegroingen under det første transplantasjonsforsøket førte til en nedsatt PCB-akkumulering. Analyseresultater har også vist at begroingsskjell på trekors og tauverk hadde samme PCB-nivå som de stasjonære blåskjell. Det foreligger dessverre ingen analyseresultater av PCB-innholdet i vannet.



Blåskjell synes å være en god indikator-organisme for å påvise vannmasser som er kontaminert med klorerte hydrokarboner, idet muslinger i løpet av kort tid både kan akkumulere og kvitte seg med de persistente, kjemiske forbindelsene i henholdsvis kontaminerte og rene vannmasser. Ved hyppige analyser av en blåskjellpopulasjon vil en kunne få registrert om kontamineringen er kronisk, akutt eller vekslende.

7. FISKE

Etter avtale har forurensningsutvalget i Oslofjordens fiskerlag sendt inn kommentarer til NIVA's hydrografiske tokrapporter. Dessuten har en hatt adgang til enkelte fangstdagbøker fra fiskere som fører journal for Statens Biologiske Stasjon Flødevigen. Dette materialet er her sammenfattet.

7.1 Reker

I Bunnefjorden med sin råtne bunn og periodevis oksygenfrie dypvann har det nå i mange år vært tomt for reker, mens det f.eks. sist i 50-årene ble fisket ganske mye reker i dette området. Også i Lysakerfjorden har fangstene av reker vært helt minimale. I Vestfjorden, fra Steilene og sørover har rekefangstene i 1975-76 vært variable og i perioder gått helt ut. Disse periodene (september - desember) karakteriseres av svært lavt oksygeninnhold i dypvannet (mindre enn 0,4 til 1,0 ml oksygen per liter ved Steilene). Samtidig med at dypvannsreka ble borte, kom arter som ellers ligger nedgravd i muddret opp og ble fanget av trålen: Slimål, firtrådet tangbrosme(labb) og svartreke. I området mellom Steilene og S. Langåra kom det opp råttent bunnmateriale sammen med trålen under et trekk i september 1975. Dette viser at en da hadde råtten bunn i dypet av Vestfjorden sør for Steilene. Ellers har rekefisket i de sentrale deler av Vestfjorden mellom Steilene og Slemmestad vært på tilbakegang i de senere år. En må regne med at perioder med oksygenfattig dypvann og råtten bunn fører til ugunstige vekstvilkår for rekebestanden som midlertidig må trekke opp på grunnere vann for å få tilstrekkelig oksygen. Med den nåværende overgjødningen i Vestfjorden må en regne med at uproduktive områder vil fortsette å utbre seg.

7.2 Bunnfisk

Ifølge kommentarene fra fiskerlaget sto torsken uvanlig høyt i vannet vintrene 1974-75 og 75-76. Den gytte på ca. 10-30 meters dyp våren -75 og kanskje enda grunnere våren -76. At den gytte så grunt kan henge sammen med temperaturen som var relativt høy i dypvannet i februar-mars begge år (mer enn 7°C). I 15-25 meters dyp var temperaturen lavere,

ca. 4-6°C. Dette oppsøkes sannsynligvis av torsk under gyting (jfr. Muus 1969).

Ellers har det i perioden 1975-76 vært relativt lite torsk å få i reke-trålen. Høsten -75 gikk torskefangstene i dypet mellom Steilene og Langåra helt ut, før rekefisket tok slutt. Dette skyldes høyst sannsynlig det lave oksygeninnholdet i dypvannet som da ble registrert. Hvilken betydning de varierende og til dels lave oksygenverdiene i Vestfjordens dypvann ellers har på fordelingen av torsk, er vanskelig å uttale seg om.

Av annen fisk har det periodevis vært større mengder kolmule og lysing i trålfangstene. Ellers har det stort sett vært lite bunnfisk å få i reke-trålen.

Fisket etter torsk og annen bunnfisk på grunt vann har vært normalt.

7.3 Pelagisk fisk

Fangstene av makrell og sei i indre Oslofjord har periodevis vært gode. Det samme gjelder tildels for brisling og sild.

Disse artene lever i de frie vannmasser og holder seg vesentlig i de øvre og midlere vannlag. De synes ikke å lide skade pga. forurensningen i samme grad som fisk og reker i fjorddypet.

Under dypvannsutskiftninger vil vann med hydrogensulfid eller lavt oksygeninnhold kunne komme opp i de øvre vannlag. Her kan det gi skader på organismesamfunnet og i verste fall massedød av fisk. Et eksempel på dette hadde en sannsynligvis i Holtekilen (Bærumsbassenget) i oktober 1976. Den 7.10. fant NIVA en del skrubbeflyndre og kutlinger i strandkanten og ute i bukta ble det registrert hydrogensulfidholdig vann i et mellomsjikt på 8-10 meters dyp.

Fiskarlaget nevner flere tilfeller av at fisk har dødd i ruser på relativt grunt vann (10-20 m). Enda oftere har dette skjedd i dyp på mer enn 20 m.

Dette kan ha flere årsaker. Det mest sannsynlige er at det dannet et intermediært vannlag med lavt oksygeninnhold, enten på grunn av oppstrømming og spredning av dypvann eller på grunn av stor nedbrytning av organisk materiale i dette sjiktet. Det kan også skyldes masseforekomster av planteplankton som om natten kan bruke opp nesten alt oksygen i vannet. Imidlertid skulle dette ha gitt fiskedød også på grunnere vann enn 10-20 meter, siden den største massen av planteplankton finnes her.

Samlet vurdert viser fangstresultatene for fisk og reke at det er fisket på dypt vann som først og fremst er skadelidende i fjorden. Selv om forholdene varierer er det tegn på at produktive vannmasser og bunnområder innskrenkes over tid. Tilførselene av organisk materiale til dypvannet i Bunnefjorden og Vestfjorden må reduseres betraktelig for å snu denne utviklingen.

8. LITTERATUR

- Andersen, A. T., Dommasnes, A. & Hesthagen, I. H., 1973
Some heavy metals in sprat (*Sprattus sprattus*) and herring
(*Clupea harengus*) from the inner Oslofjord.
Aquaculture, 2: 17-23.
- Beyer, F. & Føyn, E., 1951
Surstoffmangel i Oslofjorden. En kritisk situasjon for fjordens
dyrebestand. *Naturen* 75 (10): 289-306.
- Bokn, T. & Lein, T. E., in press:
Long-term changes in furoid associations in the inner Oslofjord,
Norway. *Norw. J. Bot.*
- Braarud, T. & Ruud, J. T., 1937
The hydrographic conditions and aeration of the Oslo Fjord
1933-1934. *Hvalråd. Skr.*, 15: 1-56.
- Byrkedal, I., 1976
Temperatur og saltholdighet langs norskekysten i 2. og 3. kvartal
1976. *Fisken og Havet Nr. 2.*, 1976.
- Dannevig, A., 1945
Undersøkelser i Oslofjorden 1936-50. *Fiskeridirektoratets skrifter*
s. havundersøkelser. Vol. VIII. No. 4.
- Fonselius, S. H., 1969
Hydrography of the Baltic Deep basins III. *Fish. Board of Sweden.*
s. Hydrography No. 23.

Føyn, E., 1962

Eldre kjemiske undersøkelser: Oslofjorden og dens forurensningsproblemer. Delrapport 12. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.

Karim Ahmed, A., 1976

PCBs in the Environment. - *Environment*, 18 (2): 6-11.

Klavestad, N., 1967

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

Muns, B. J., 1969

Våre saltvannsfisker. Ernst G. Mortensens Forlag, Oslo.

NIVA-rapporter:

1974 0-160/71. Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i indre Oslofjord. Overvåkingsprogram. Årsrapport 1973. Källqvist, T. & Magnusson, J.

1974 0-177/70. XT-10. En litteraturstudie over fosfor og nitrogen som begrensende faktor for produksjon av planteplankton. Andreassen, E.

1975- 0-160/71. Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i
76 indre Oslofjord. Overvåkingsprogram. Toktrapper. I-V 1975 og I-IV 1976. Magnusson, J.

1976 O-160/71. Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i indre Oslofjord. Overvåkingsprogram. Årsrapport 1974.
Bokn, T., Källqvist, T. og Magnusson, J.

1976 O-160/71. Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i indre Oslofjord. Overvåkingsprogram. Fiskedød i Holtekilen.
Kirkerud, L. og Magnusson, J.

Proudman, J., 1953

Dynamical Oceanography. Methuen & Co. Ltd.

Roberts, D., 1975

Differential uptake of endosulfan by the tissues of *Mytilus edulis*. -
Bull. Environ. Contamin. Toxicol., 13 (2): 170-176.

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.

Rygg, B. & Bokn, T., 1976

Klorerte hydrokarboner i vann, sedimenter og organismer i Frierfjordområdet. I. *Organiska miljøgifter i vatten*: 363-394.
Tolft nordiska symposiet om vattenforskning. Visby 11.-13.5.1976.
Nordforsk. Helsingfors. 640pp.

Statens Biologiske Stasjon, Flødevigen

Toktrapper 1975-76. (PTK 1-8/1975 og PTK 1-7/1976)

Tveite, S., Dahl, E. og Ellingsen, E.

Young, D. R. & Szpila, I. S., 1975

Decreases of DDT and PCB in Mussels. Ann. Rep. 1975. Southern California Coastal Wat. Res. Project.

APPENDIX

Tabell 1; Stasjoner og observasjoner under Tokt 1 - 9.1-10.1.1975

Stasjon	Dato	Siktedyp (m)	Temp.	Salinitet	Oksygen	NO ₃ + NO ₂	NH ₄	Tot-N	PO ₄ ³⁻	Tot-P	Tot.org. karbon
EP 1	10.1	8.0	x	x	x	x	x	x	x	x	x
CQ 1	10.1	7.0	x	x	x	x	x	x	x	x	
CP 2	10.1	6.0	x	x	x	x	x	x	x	x	
AP 2	10.1	2.6	x	x	x	x	x	x	x	x	
BN 1	10.1	8.0	x	x	x	x	x	x	x	x	
DK 1	9.1	6.5	x	x	x	x	x	x	x	x	x
FL 1	9.1	8.0	x	x	x	x	x	x	x	x	x
GL 1	9.1	8.5	x	x	x						
KN 1	9.1	8.0	x	x	x	x	x	x	x	x	

Stasjoner og observasjoner under tokt 2 - 19.3.-21.3.1975

Stasjon	Dato	Siktedyp (m)	Temp + salt + oksygen	NO ₃ +NO ₂ , Tot-N NH ₄ , PO ₄ , Tot-P	Tot org carbon	Vekstpot	Klorofyll	Hvart pl. pl.	Håvtrekk
EP 1	21.3.	5,5	x	x	x	0	0	A	B
CQ 1	21.3.	1,4	x	x	0	0	0	A	B
DP2	21.3.	6,0	0	0	0	0	0		
CP2	21.3.	3,5	x	0	0	0	0	A	B
AP2	21.3.	2,0	x	x	0	0	0	A	B
FROGN	21.3.	3,5	0	0	0	0	0	C	
AN 1	21.3.	4,5	0	0	0	0	0	C	B
BN 1	20.3.	4,0	x	x	0	0	0	A	B
CM 1	20.3.	5,0	0	0	0	0	0	C	
DK 1	20.3.	7,0	x	x	x	0	0	A	B
FL 1	20.3.	7,0	x	x	x	0	0	A	B
GL 1	19.3.	6,0	x	0	0	0	0	A	B
HM4	19.3.	6,0	0	0	0	0	0		
IM 1	19.3.	6,0	0	0	0	0	0		
KN 1	19.3.	6,0	x	x	0	0	0	A	B
OK 1	19.3.	6,0	x	x	0	0	0	A	B
VN 1	19.3.	5,5	x	x	0	0	0	A	B

x = Dypstasjon

0 = Bare overflaten (0-2 m)

A = Fra dybene 0-2, 4, 8 og 12 m

B = Håvtrekk i overflaten

1) Stasjonen tatt ved
Fresteskjær

Tabell 1, forts.
 Stasjoner, observasjoner og analyser under tokt 3 -

5.5.-7.5. 1975

Stasjon	Dato	Siktedyp (m)	Temp. + salt. + oksygen	Oksygen	NO ₃ +NO ₂ , Tot-N NH ₄ , PO ₄ , Tot-P	Tot.org. carbon	Vekst.pot. + klorofyll	Kvant. pl.pl.	Håvtrekk
EP 1	5.5.	1.5	x	x	x	x	o	A	B
DP 2	5.5.	2.0	B		o	o	o	B	
DQ 1	5.5.	2.0	B		o	o	o	B	
CR 1	5.5.	2.0	B		o	o	o	B	
CQ 1	5.5.	2.25	x	x	x	o	o	A	B
CP 2	5.5.	1.5	x	x	o	o	o	A	B
FROGN	6.5.	1.75	B		o	o	o	B	B
AP 2	5.5.	1.5	x	x	x	o	o	A	B
AN 1	5.5.	1.75	B		o	o	o	B	B
BN 1	5.5.	1.75	x	x	x	o	o	A	B
BL 4	5.5.	1.25	x	x	x	o	o	A	B
BL X	5.5.	1.25	B		o	o	o	B	
CX 1	5.5.	1.5	B		o	o	o	B	
CM 1	6.5.	1.8	B		o	o	o	B	B
DK 1	6.5.	2.5	x	x	x	x	o	A	B
DM 1	6.5.	3.0	B		o	o	o	B	
DX 1	6.5.	1.5	B		o	o	o	B	
EK 1	6.5.	1.5	B		o	o	o	B	
FL 1	6.5.	2.0	x	x	x	x	o	A	B
GK 1	6.5.	1.6	B		o	o	o	B	
GL 1	6.5.	3.75	x	x	o	o	o	A	B
HM 4	6.5.	5.0	B		o	o	o	B	
IM 1	6.5.	5.0	B		o	o	o	B	
KN 1	6.5.	6.5	x	x	x	o	o	A	B
OK 1	7.5.	3.75	x	x	x	o	o	C	B
VN 1	7.5.	3.5	x	x	x	o	o	D	B

x = alle standarddyp
 o = overflaten (0-2 m)

A = fra dypene 0-2, 4, 8, 12 m
 B = fra overflaten

C = fra dypene 0-2, 4, 8, 12, 16 og 20 m
 D = fra dypene 0-2, 4, 8, 12, 16, 20 og 30 m

Tabell 1. forts. Stasjoner, observasjoner og analyser under tokt 4 -
26.-27.8.1975

Stasjon	Dato	Siktedyp (m)	Temp.+ salt	Oksygen	NO ₃ +NO ₂ ,Tot-N NH ₄ ,PO ₄ ,Tot-P	Tot.org. carbon	Vekst.pot. + klorofyll	Kvant. pl.pl.	Håvtrekk
EP 1	26.8	8.0	x	x	x	x	0	A	B
DP 2	26.8	6.0	B		0	0	0	0	
DQ 1	26.8	5.5	B		0	0	0	0	
CR 1	26.8	5.0	B		0	0	0	0	
CQ 1	26.8	4.4	x	x	x	0	0	A	B
CP 2	26.8	6.0	x	x	0	0	0	A	B
FROGN	26.8	1.4	B		0	0	0	0	B
AP 2	26.8	2.0	x	x	x	0	0	A	B
AN 1	26.8	1.5	B		0	0	0	0	B
BN 1	26.8	2.5	x	x	x	0	0	A	B
BL 4	26.8	2.0	x	x	x	0	0	A	B
BL-X	26.8	1.5	B		0	0	0	0	
CJ 1	26.8	2.4	B		0	0	0	0	
DJ 1	26.8	3.5	B		0	0	0	0	
DM 1	26.8	5.5	B		0	0	0	0	
DK 1	26.8	5.5	x	x	x	x	0	A	B
CM 1	26.8	2.5	B		0	0	0	0	
EK 1	27.8	-	B		0	0	0	0	
FL 1	27.8	4.5	x	x	x	x	0	A	B
GK 1	27.8	4.5	B		0	0	0	0	
GL 1	27.8	4.5	x	x	0	0	0	A	B
HM 4	27.8	4.5	B		0	0	0	0	
IM 1	27.8	5.0	B		0	0	0	0	
KN 1	27.8	5.5	x	x	x	0	0	A	B
OK 1	27.8	5.5	x	x	x	0	0	C	B
VN 1	27.8	7.0	x	x	x	0	0	D	B

x=alle standarddyp A=fra dypene (0-2),4, 8 og 12 m C=fra dypene 0-2,4,8,12,16 og 20 m
 0=overflaten (0-2)m B=fra overflaten D=fra dypene 0-2,4,8,12,16,20 og 30 m.

Tabell 1. forts. Stasjoner, observasjoner og analyser under tokt 5 - 22.-23.10.1975

Stasjon	Dato	Siktedyp (m)	Temp. + salt	Oksygen	NO ₃ +NO ₂ , Tot-N NH ₄ , PO ₄ , Tot-P	Tot.org. carbon	Vekst Pot. + klorofyll	Kvant. pl.pl.	Håvtrekk
EP 1	22.10.	3.25	x	x	x	x	0	A	B
DP 2	22.10.	3,5	B		0	0	0	0	
DQ 1	22.10.	4.5	B		0	0	0	0	
CR 1	22.10.	5.0	B		0	0	0	0	
CQ 1	22.10.	3.50	x	x	x	0	0	A	B
CP 2	22.10.	4.0	x	x	0	0	0	A	B
FROGN	22.10.	2.75	B		0	0	0	0	B
AP 2	22.10.	3.25	x	x	x	0	0	A	B
AN 1	22.10.	2.75	B		0	0	0	0	B
BN 1	22.10.	3.0	x	x	x	0	0	A	B
BL 4	22.10.	2.5	x	x	x	0	0	A	B
BL-X	22.10.	2.75	B		0	0	0	0	
CJ 1	22.10.	3.25	B		0	0	0	0	
DJ 1	22.10.	2.75	B		0	0	0	0	
DM 1	22.10.	5.0	B		0	0	0	0	
DK 1	22.10.	3.25	x	x	x	x	0	A	B
CM 1	22.10.	3.5	B		0	0	0	0	
EK 1	23.10.	3.0	B		0	0	0	0	
FL 1	23.10.	4.5	x	x	x	x	0	A	B
GK 1	23.10.	3.5	B		0	0	0	0	
GL 1	23.10.	3.5	x	x	0	0	0	A	B
HM 4	23.10.	3.5	B		0	0	0	0	
IM 1	23.10.	6.5	B		0	0	0	0	
KN 1	23.10.	5.5	x	x	x	0	0	A	B
OK 1	23.10.	9.0	x	x	x	0	0	C	B
VN 1	23.10.	-	x	x	x	0	0	D	F

x = alle standarddyp

A = fra dypene (0-2), 4, 8 og 12 m

C = fra dypene 0-2, 4, 8, 12, 16 og 20 m

0 = overflaten (0-2 m)

B = fra overflaten

D = fra dypene 0-2, 4, 8, 12, 20 og 30 m.

Stasjoner, observasjoner og analyser under tokt 6 - 11.12.1975

Stasjon	Dato	Siktedyp (m)	Temp. + salt	Oksygen	NO ₃ +NO ₂ , Tot-N NH ₄ , PO ₄ , Tot-P	Tot.org. carbon	Vekst pot. + klorofyll	Kvant. pl.pl.	Håvtrekk
EP 1	11.12.	9.0	x	x	x	x	0	A	B
BO 1	11.12.		x	x					
CM 1	11.12.		x	x					
DK 1	11.12.	10.0	x	x	x	x	0	A	B
FL 1	11.12.	9.0	x	x	x	x	0	A	B

x = alle standarddyp

A = fra dypene (0-2), 4, 8 og 12 m

0 = overflaten (0-2 m)

B = fra overflaten

Tabell 2. Stasjoner, observasjoner og analyser under tokt I, 26.-27.2.1976

Stasjon	Dato	Siktedyp (m)	Temp. + Salth.	Oksygen	NO ₃ +NO ₂ , NH ₄ ⁺ , PO ₄ ³⁻ , Tot-N, Tot-P	Tot.org. carbon	Vekst PoT + klorofyll	Kvant. pl.pl.	Hav trekk
EP-1	27.2.	6	XS	X	X	X	0	A	B
EP-2	27.2.	7.0	B		0	0	0	0	
EG-1	27.2.	6.0	B		0	0	0	0	
CR-1	27.2.	4.5	B		0	0	0	0	
CQ-1	27.2.	3.5	X	X	X	0	0	A	B
CP-2	27.2.	6.0	XS	X	0	0	0	A	B
Frogn	27.2.	3.0	B		0	0	0	0	B
AP-2	27.2.	2.0	X	X	X	0	0	A	B
AN-1	27.2.	6.0	BS		0	0	0	0	B
EN-1	27.2.	6.0	XS	X	X	0	0	A	B
AKERSELV	27.2.	0.4	BS		0	0	0		
CJ-1	26.2.	5.5	BS		0	0	0	0	
DJ-1	26.2.	6.5	B		0	0	0	0	
EM-1	26.2.	5.5	B		0	0	0	0	
DK-1	26.2.	5.5	X	X	X	X	0	A	B
EK-1	26.2.	6.5	B		0	0	0	0	
FL-1	26.2.	6.5	XS	X	X	X	0	A	B
GK-1	26.2.	5.5	B		0	0	0	0	
GL-1	26.2.	6.0	XS	X	0	0	0	A	B
KN-1	26.2.	5.5	XS	X	X	0	0	A	B
Drøbak- terskelen	26.2.		S						

X = alle standarddyp

0 = overflaten (0-2) m

S = salinoterm til max. 50 m

A = fra dypene (0-2), 4, 8 og 12 m

B = fra overflaten

Tabell 2. forts. Stasjoner, observasjoner og analyser under tokt 19-20.5.1976

Stasjon	Dato	Siktedyp (m)	Temp. + Salth.	Oksygen	NO ₃ +NO ₂ , Tot-N NH ₄ , PO ₄ , Tot-P	Tot.org. carbon	Vekst PoT +klorofyll	Kvant. pl.pl.	Håv trekk
EP1	20.5	5.5	X	X	X	X	0	A	B
DQ1	20.5	5.0	B		0	0	0	0	
EP2	20.5	5.0	B		0	0	0	0	
CP2	20.5	6.0	B		0	0	0	0	B
CQ1	20.5	4.5	B		0	0	0	0	B
AP2	20.5	2.0	B		0	0	0	0	
FROGN	20.5	1.75	B		0	0	0	0	B
AN1	19.5	3.5	B		0	0	0	0	B
BN1	19.5	2.5	X	X	X	0	0	A	B
BL4	19.5	2.5	B		0	0	0	0	B
CM1	19.5	3.0	B		0	0	0	0	
DK1	19.5	4.5	X	X	X	X	0	A	B
FL1	19.5	6.5	X	X	X	X	0	A	B
GL1	19.5	7.5	B		0	0	0	0	B
KN1	19.5	8.0	X	X	X	0	0	A	B

X = alle standarddyp

0 = overflaten (0-2 m)

A = fra dypene (0-2), 4, 8 og 12 m

B = fra overflaten

Tabell 2. forts.
Stasjoner, observasjoner og analyser under tokt 17.-18.8.1976

Stasjon	Dato	Siktedyp (m)	Temp. + salth.	Oksygen	NO ₃ +NO ₂ , Tot-N NH ₄ , PO ₄ , Tot-P	Tot.org. carbon	Vekst PoT +Klorofyll	Kvant. pl.pl.	Håv trekk
Ep-1	18.8	4.5	X S	X	X	X	O	A	B
DQ-1	18.8	4.5	B		O	O	O	O	
DP-2	18.8	4.5	B		O	O	O	O	
CP-2	18.8	4.0	B S		O	O	O	O	B
CQ-1	18.8	2.5	B		O	O	O	O	B
AP-2	18.8	1.5	B		O	O	O	O	
FROGN	18.8	1.1	B		O	O	O	O	B
AN-1	17.8	1.5	B		O	O	O	O	B
BN-1	18.8	3.0	X S	X	X	O	O	A	B
BL-4	17.8	3.0	B		O	O	O	O	B
CM-1	17.8	5.0	B		O	O	O	O	
DK-1	17.8	7.5	X S	X	X	X	O	A	B
FL-1	17.8	5.5	X S	X	X	X	O	A	B
GL-1	17.8	5.5	B S		O	O	O	O	B
KN-1	17.8	5.0	X S	X	X	O	O	A	B

X = alle standarddyp

A = fra dypene (0-2), 4, 8 og 12 m

O = overflaten (0-2 m)

B = fra overflaten

S = Salinoterm 0-50 m

Tabell 2. forts.

Stasjoner, observasjoner og analyser under tokt 26.-27.10.1976

Stasjon	Dato	Siktedyp (m)	Temp. + salth.	Oksygen	NO ₃ +NO ₂ , Tot-N NH ₄ , PO ₄ , Tot-P	Tot.org. karbon	Vekst. PoT +Klorofyll	Kvant. pl.pl.	Hav trekk
EP-1	26.10	2.50	XS	X	X	X	0	A	B
DQ-1	"	2.75	B		0	0	0	0	
DP-2	"	3.00	B		0	0	0	0	
CP-2	"	3.00	BS		0	0	0	0	B
CQ-1	"	3.00	BS		0	0	0	0	B
AP-2	"	2.00	B		0	0	0	0	
FROGN	"	2.00	B		0	0	0	0	B
AN-1	"	3.00	B		0	0	0	0	B
BN-1	"	3.50	XS	X	X	0	0	A	B
BL-4	"	2.00	BS		0	0	0	0	B
CM-1	27.10	3.00	B		0	0	0	0	
DK-1	"	5.50	XS	X	X	X	0	A	B
FL-1	"	6.30	XS	X	X	X	0	A	B
GL-1	"	6.50	BS		0	0	0	0	B
KN-1	"	6.50	XS	X	X	0	0	A	B

X = alle standarddyp

O = overflaten (0-2 m)

S = Salinoterm 0-50 m

A = fra dypene (0-2), 4, 8 og 12 m

B = fra overflaten