

0-8000352

BASISUNDERSØKELSE AV KRISTIANSANDSFJORDEN

DELRAPPORT V

VANNUTSKIFTNING OG VANNKVALITET

Oslo/Kristiansand, 22.12. 1986

Prosjektleder: Jarle Molvær, NIVA

Medarbeidere : Torsten Källqvist, NIVA

Helge I. Solheim, ADH

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor
Postboks 333
0314 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen
Breiviken 2
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 25 97 00

Prosjektnr.:	0-8000352
Undernummer:	
Løpenummer:	1993
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel: Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport V. Vannutskiftning og vannkvalitet. (Overvåkingsrapport nr. 260/86)	Dato: 22.12.1986
	Rapportnr. 0-8000352
Forfatter (e): Jarle Molvær Helge I. Solheim Torsten Källqvist	Faggruppe: Marin
	Geografisk område: Vest-Agder
	Antall sider (inkl. bilag): 78

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT) (Statlig program for forurensningsovervåking)	Oppdragsg. ref. (evt. NTFN-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt:

God vannutskiftning i fjordområdenes overflateleg medfører at man bare registrerer svake til moderate gjødslingseffekter - sterkest i Vesterhavn. Topdalsfjordens og Ålefjærfjordens dypvann gjennomgår perioder med dårlige til kritiske oksygenforhold, men dette er ikke av ny dato. Ved utslipp fra Tangen må avløpsvannet innlagres dypere enn 10-12 m i sommerhalvåret. Kjemisk rensing synes ikke umiddelbart påkrevet. Fjerning av de nåværende overflateutslipp og dyputslipp av mekanisk rensset avløpsvann vil bety en markert bedring av forholdene i Vesterhavn - Fiskaabuktas overflateleg.


4 emneord, norske:

1. Kristiansandsfjorden
2. Vannutskiftning
3. Vannkvalitet
4. Overvåking

4 emneord, engelske:

- 1.
- 2.
- 3.
- 4.

Prosjektleder:



Jarle Molvær

For administrasjonen:



Tor Bokn

ISBN 82-577-1242-6

FORORD

Foreliggende rapport utgjør en del av basisundersøkelsen av Kristiansandsfjorden i 1982-84 under Statlig program for forurensningsovervåking, administrert av Statens forurensnings-tilsyn (SFT). Andre som har bidratt til finansieringen er Kristiansand og Vennesla kommuner, Falconbridge Nikkelverk A/S, Elkem A/S - Fiskaa Verk, Hunsfos Fabrikker A/S, Norsk Wallboard A/S og Høie Fabrikker. Andre deler av undersøkelsen har omfattet:

- Sedimentkjemi (innhold av metaller og organiske miljøgifter i bunnvleiringer).
- Dyrelivet på bløtbunn.
- Organismesamfunn i strandsonen og på grunt vann.
- Miljøgifter i organismer.

Ansvarlig for denne delrapporten er:

- Jarle Molvær, NIVA (prosjektledelse, belastningsberegninger, vannutskiftning, oksygenforhold)
- Torsten Källqvist, NIVA (algetester)
- Helge I Solheim, ADH (feltarbeid, analyser, vannkjemi)

Koordinering av delprosjektene har vært ved Jarle Molvær.

INNHold

	side:
FORORD	2
HOVEDKONKLUSJONER OG SAMMENDRAG	5
1. INNLEDNING	8
1.1 Beskrivelse av området	8
1.2 Bakgrunn for undersøkelsen	9
1.3 Formål	
2. MATERIALE OG METODER	11
3. FORURENSNINGSTILFØRSLER TIL FJORDOMRÅDET	14
3.1 Fosfor og nitrogen	14
3.2 Metaller	14
3.3 Organiske miljøgifter	18
4. UNDERSØKELSER AV VANNUTSKIFTNINGEN I OVERFLATELAG OG DYPVANN	19
4.1 Generell inndeling av vannmassene i fjordområdet	19
4.2 Topdalsfjorden	19
4.2.1 Overflatelaget	19
4.2.2 Dypvannet	21
4.3 Ålefjærfjordens dypvann	23
4.4 Selve Kristiansandsfjorden	24
4.4.1 Overflatelaget	24
4.4.2 Dypvannet	25
4.5 Vesterhavn og Fiskaabukta	26
4.5.1 Overflatelaget	26
4.5.2 Dypvannet	27
5. UNDERSØKELSER AV VANNKVALITETEN NED TIL 20 M DYP	30
5.1 Innledning	30
5.2 Betingelser for algevekst	30
5.3 Resultater	31
5.3.1 Overflatelaget 0-1 m	31
5.3.2 Algetester med overflatevann fra fjorden og avløpsvann fra Falconbridge Nikkelverk	37
5.3.3 Vannmassen i 0-20 m dyp	51
5.3.4 Forholdet mellom nitrogen og fosfor	55
5.3.5 Siktedyp og klorofyll <u>a</u>	56

5.4. Diskusjon	60
5.4.1 Sammenligning mellom deler av fjordsystemet	60
5.4.2 Fosfor eller nitrogen som begrensende faktor for planteplanktonproduksjonen	62
5.4.3 Sammenligning med tidligere undersøkelser i fjordområdet	63
6. OKSYGENFORHOLD I DYPVANNET	66
6.1 Ålefjærfjorden	66
6.2 Topdalsfjorden	67
6.3 Vesterhavn og Fiskaabukta	70
6.4 Kristiansandsfjorden	70
7. VURDERING AV BELASTNINGEN PÅ VESTERHAVN, ØSTERHAVN OG SELVE KRISTIANSANDSFJORDEN	72
7.1 Vesterhavn	72
7.2 Østerhavn og selve Kristiansandsfjorden	74
8. LITTERATUR	77
VEDLEGG	78

HOVEDKONKLUSJONER OG SAMMENDRAG

Formålet med dette delprosjektet har vært å:

- karakterisere overflatelaget i fjordområdene mht. oppholdstid og vannkvalitet, spesielt effekter av tilførte plantenæringsstoffer.
- kartlegge omfang og hyppighet av dypvannsutskiftningen i fjordområdene, samt spesielt vurdere oksygenforholdene.
- vurdere utslippssted og dyp for utslippet ved Tangen og kloakkrammeplan for sone Vest.

Hovedkonklusjonene fra undersøkelsen er:

I fjordområdets overflatelag medfører gjennomgående god vannutskiftning at utslipp av plantenæringsstoffer fortynnes raskt og transporteres ut av området. Vannkvaliteten viste derfor bare svake til moderate tegn til gjødslingseffekter. Det var imidlertid klare forskjeller mellom konsentrasjoner av fosfor, nitrogen samt siktedyp i selve Kristiansandsfjorden (st. K7, fig. 1.1) og i Vesterhavn og Østerhavn. For Vesterhavn skyldes dette utslipp av plantenæringsssalter og partikulært materiale. I Østerhavn spiller sannsynligvis brakkvannstransporten fra Otra også en betydelig rolle.

Både sommeren 1983 og 1984 var siktedypet bedre enn helsemyndighetenes krav til friluftsbad.

Innenfor terskelene til Topdalsfjorden og Ålefjærfjorden medfører liten vannutskiftning perioder med dårlige til kritiske oksygenforhold i dypvannet. Oksygenproblemene er ikke av ny dato, og datamaterialet gir ikke grunnlag for å si at tilstanden har forverret seg siden 1920-30.

Stoffbudsjett for Vesterhavn-Fiskaabuktas overflatelag tyder på at i sommerhalvåret vil utslipp av nitrogen fra land normalt ha mindre betydning for algeveksten i området. Fosforutslippene vil derimot være av større betydning under perioder med relativt liten vannutskiftning og når konsentrasjonene i omkringliggende vannmasser er lave.

I selve Kristiansandsfjordens overflatelag vil belastningen i sommerhalvåret være dominert av nitrogentilførselen fra elvevannet fra Otra og Topdalselva, og fosfortransport til overflatelaget gjennom den medrivning av underliggende sjøvann som brakkvannsstrømmen skaper.

Ved utslipp fra Tangen er det viktig at avløpsvannet innlagres under 10-12 m dyp i sommerhalvåret. Det vil sannsynligvis bety at utslippet må legges til 35-40 m dyp. Utslippsstedet kan bestemmes ut fra bunntopografien utenfor Tangen. Kjemisk rensing synes ikke umiddelbart påkrevet, men bør vurderes nærmere etter at utslippet har vært i drift noen år.

Fjerning av de nåværende overflateutslipp og etablering av dyputslipp av mekanisk rensed avløpsvann, vil bety en markert forbedring av forholdene i Vesterhavn-Fiskaabuktas overflatelag og strandsone. Dette gjelder såvel hygieniske forhold som effekter av overgjødning. Kjemisk rensing vil gi en ytterligere forbedring, men kvantitativt kan forbedringen være vanskelig å anslå.

Overføring av utslippet til Vestergapet vil gi maksimal avlastning av Vesterhavn og Fiskaabukta. På den annen side vil det gi en klar belastningsøkning i et område som nå er lite forurensningspåvirket. Det er fare for at områdets rekreasjonsverdi blir forringet. Ved et utslipp må det legges avgjørende vekt på gunstig plassering, og på innlagring av avløpsvannet. Mekanisk rensing for bl.a. å fjerne flytestoffer bør gjennomføres.

Sammenheng:

I tidsrommet 31.3.81-13.12.84 ble det utført målinger av temperatur og saltholdighet i varierende omfang på i alt 13 stasjoner (fig. 1.1). Fra 17.11.83 ble det videre gjort målinger av oksygen, fosfor- og nitrogenforbindelser, klorofyll a, suspendert tørrstoff, gløderest, siktedyp, algevekstpotensial og toksisitet på alger.

Undersøkelser av oppholdstiden for overflatelaget tyder på midlere oppholdstider på omkring 1-1.5 døgn for Topdalsfjorden, 0.5-1.5 døgn for selve Kristiansandsfjorden og 1-2 døgn for Vesterhavn-Fiskaabukta. Dypvannet i Topdalsfjorden har oppholdstid på 6-8 måneder, mot trolig 10-18 måneder for Ålefjærfjorden. I Vesterhavn og selve Kristiansandsfjorden skiftes vanligvis dypvannet ut over 1-2 uker.

Det var gjennomgående små forskjeller mht. konsentrasjoner av fosfor, nitrogen, klorofyll a og siktedyp mellom stasjonene. Påvirkningen fra utslipp av kommunalt avløpsvann må karakteriseres som moderat. Målingene på stasjonene i Vesterhavn-Fiskaabukta og i Østerhavn viste imidlertid klart dårligere forhold enn i selve Kristiansandsfjorden. Siktedypet i sommerhalvåret tilfredsstilte for alle tidspunkt helsemyndighetenes krav til godt badevann.

I Vesterhavn var algevekstpotensialet gjennomgående høyt. Både der og i selve hovedfjorden var det oftest tendens til en mulig fosforbegrensning av algeveksten, men avviket fra en balansert vekst med hensyn til nitrogen og fosfor var ikke stort.

I Vesterhavn viste algetestene tegn til giftvirkning fra metaller. I et tilfelle var det sannsynligvis også en markert gifteffekt av organisk stoff.

I Vesterhavn og Kristiansandsfjorden var oksygenforholdene nær bunnen gode ved alle tidspunkter. I Topdalsfjorden og Ålefjærfjorden opptrer dårlige til kritiske forhold under perioder med stagnasjon av dypvannet.

1. INNLEDNING

1.1 Beskrivelse av fjordområdet

Hovedrekkene i fjordområdet er gjengitt i fig. 1.1.

Fig. 1.2 viser bunnprofilen fra Ålefjærfjorden til søndre del av Kristiansandsfjorden. Profilen følger dypålen. Av figuren fremgår at Ålefjærfjorden har et maksimalt dyp på ca. 65 m, og er avgrenset fra selve Topdalsfjorden av en terskel (ca. 25 m) rett ut for munningen av Topdalselva.

Topdalsfjorden er også en terskelfjord, med maksimalt dyp på ca 70 m. Terskelen på ca. 40 m dyp ligger litt sør for Varoddbrua.

Kristiansandsfjorden med Østerhavn har ca. 260 m som største dyp. Dypet øker noenlunde jevnt fra Otrås munning og sørover.

Hovedinnløpet til Vesterhavn går mellom Odderøya og Dybingen. Midt i Vesterhavn er bunndypet 35-40 m. Sørover mot Fiskaabukta avtar dypet, og utenfor Storeneset er det ca. 20 m. Fiskaabukta har direkte forbindelse mot Kristiansandsfjorden gjennom en smal og grunn (10-20 m dyp) passasje mellom Bragdøya og Andøya.

1.2 Bakgrunn for undersøkelsen

Kristiansandsfjorden har opp gjennom årene blitt tilført store mengder forurensende stoffer fra utslipp av kommunalt og industrielt avløpsvann. Særlig dreier det seg om utslipp av metaller og organiske miljøgifter samt fosfor, nitrogen og organisk stoff.

En rekke undersøkelser fra omkring 1970 viste at utslippene forårsaket betydelige forurensningsproblemer (for en oversikt, se Molvær 1981). Bakgrunnen for basisundersøkelse i 1982-84 var primært Fylkesmannen i Vest-Agder og Statens forurensningstilsyn sitt behov for en ajourført beskrivelse av tilstanden i området.

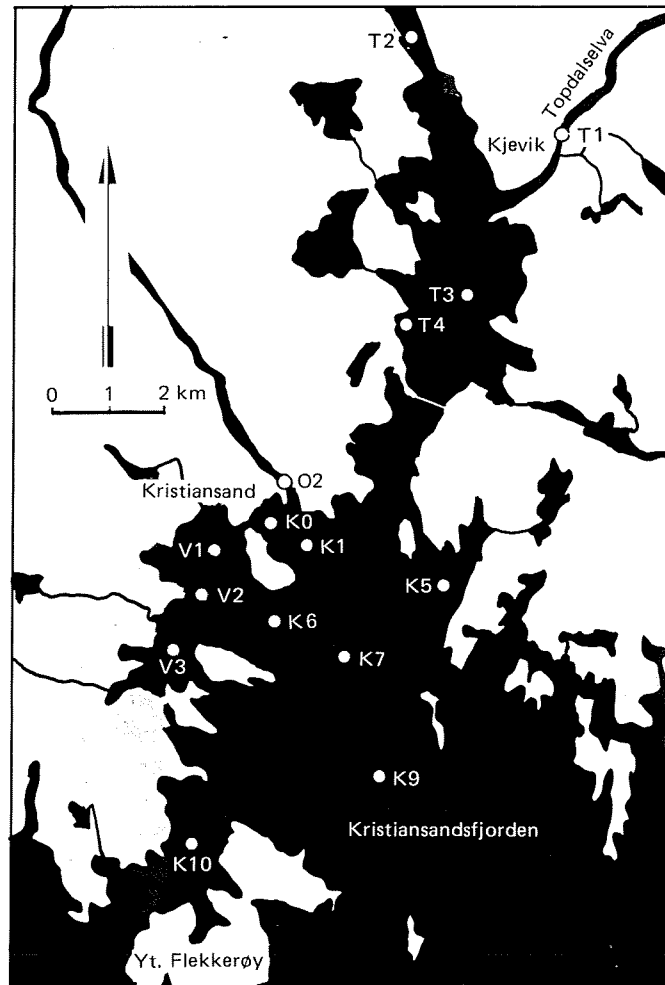


Fig. 1.1 Oversiktskart over fjordområdet og hydrokjemistasjoner.

Foruten å beskrive tilstanden, vil undersøkelsen av vannutskifting- og vannkvalitet i denne sammenheng gi informasjon om hvordan forurensede stoffer spres og fortynnes i fjordområdet, og om variasjonene med tiden. Spesielt gjelder det overflatelaget og dypvannet, der forurensningseffektene vanligvis er størst. Sammenholdt med data om tilførsel av forurensninger kan stoffbudsjetter belyse hva som kan oppnås ved tiltak for å redusere utslippene. På den kommunale sektoren er dette spesielt aktuelt i forbindelse med kloakkrenseplanen for sone vest: Vestergapet - Vesterhavn.

1.3 Formål

Formålet med dette delprosjektet har dermed vært å:

- karakterisere overflatelaget i fjordområdene m.h.t. oppholdstid og vannkvalitet, spesielt effekten av tilførte plantenæringsstoffer

- kartlegge omfang og hyppighet av dypvannsutskiftningen i fjordområdene, samt spesielt vurdere oksygenforholdene.
- vurdere utslippssted og utslippsdyp for utslippet ved Tangen og kloakkrammeplanen for sone Vest.

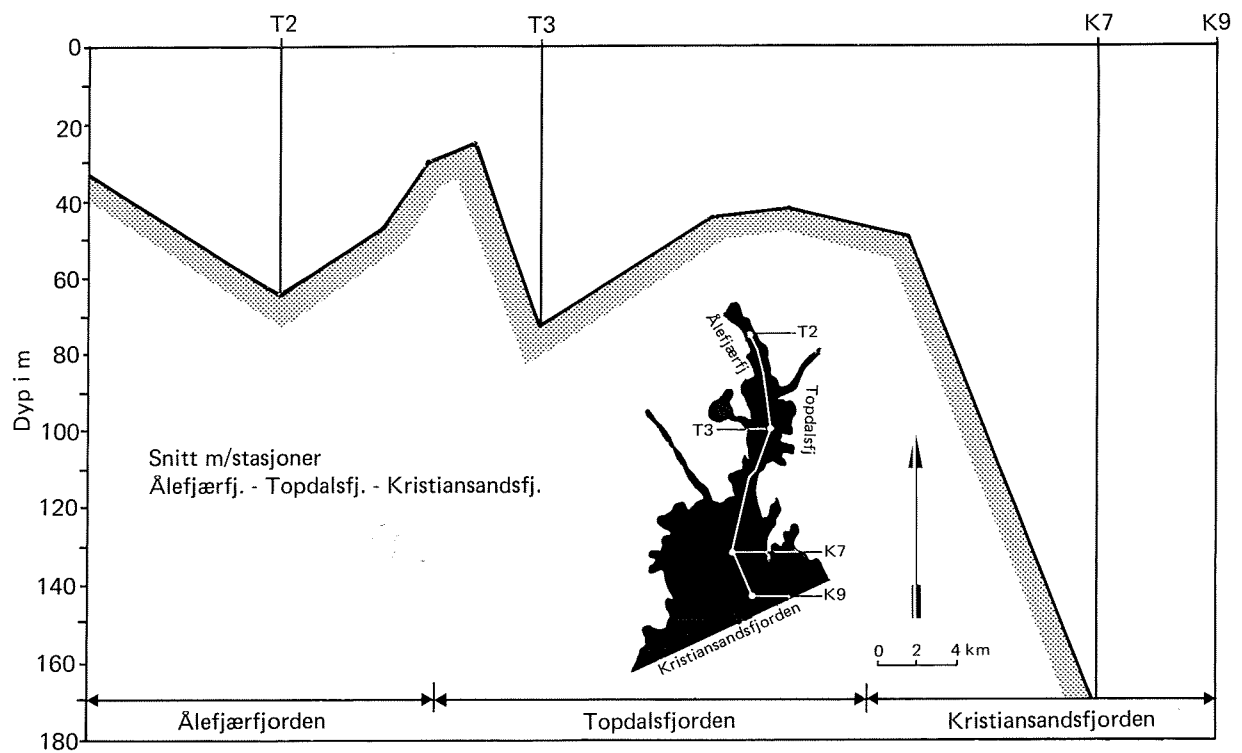


Fig. 1.2. Langsgående bunnprofil fra Ålefjærfjorden til Kristiansandsfjordens søndre del.

2. MATERIALE OG METODER

Datamaterialet som dette delprosjektet bygger på kan inndeles i 4 kategorier:

Meteorologiske observasjoner fra 1983-84.

Opplysninger om vindforhold, temperatur og nedbør er nødvendig for vurderingene av vannutskiftning og vannkvalitet. Til dette anvender vi data fra Oksøy fyr og Kjevik flystasjon. Målingene er utført kl. 01, 07, 13 og 19 hver dag, og er stilt til rådighet av det Norske Meteorologiske Institutt, Oslo.

Vindens drag på fjordens overflate, vindstresset T , blir ofte uttrykt som

$$T = c_d \rho_a W^2$$

der c_d : koeffisient for vindens "drag" på overflaten
 ρ_a : luftens egenvekt
 W : vindhastighet 10m over havflaten

For vårt bruk er det tilstrekkelig nøyaktig å sette

$$T \sim W^2$$

dvs. bruke en relativ størrelse for vindstresset. Dette "vindstresset" ble beregnet for Kjevik og Oksøy. Videre ble komponentene i retningene nord-sør og øst-vest beregnet.

Vannføringsdata fra Otra og Topdalselva for 1981-84.

Kjennskap til fjordområdenes ferskvannstilførsel er nødvendig for beregningene av vannutskiftningen og vurderingene av vannkvaliteten i fjordområdenes overflatelag.

Døgnverdier fra Topdalselva (vannmerke 531/0 Flaksvatn) og Otra (vannmerke 1007/12) er oversendt av NVE, Hydrologisk avdeling, Oslo. For jevnføring med dette tidsrommet har NVE også oversendt gjennomsnittlige ukesmidler og månedsmidler for 21-års perioden 1960-81 for de samme to vannmerkene.

Forurensningstilførsler til fjordområdet

Kjennskap til forurensningstilførslene er nødvendig både for å tolke resultatene fra feltundersøkelsene og for å kunne vurdere

hvilke tiltak som er aktuelle hvis belastningen mht. et eller flere stoff bør reduseres.

I denne resipientundersøkelsen er oppmerksomheten særlig konsentrert om utslipp og effekter av fosfor- og nitrogenforbindelser, lett nedbrytbart organisk stoff, metaller og organiske miljøgifter.

Tilførslene til et fjordområde av disse stoffene kan i prinsippet inndeles i fire hovedgrupper:

- * Arealavrenning, (snaufjell, myr, skog, jordbruksarealer, by- og villaområder).
- * Nedbør
- * Punktutslipp (kommunalt og industrielt avløpsvann)
- * Bidrag fra nærliggende vannmasser

Kristiansand kommune har gitt opplysninger om arealbruken i området, samt om utslippene av kommunalt avløpsvann.

Opplysninger om nedbørens innhold av forurensende stoffer er ikke innsamlet, men dette bidraget antas i alt vesentlig å være dekket av målinger i Otra og Topdalselv.

Bidraget fra nærliggende vannmasser beregnes i kap. 7.

Data om vannutskiftning og vannkvalitet

Datamaterialet kan inndeles i fire kategorier:

1. Målinger av temperatur, saltholdighet og oksygen fra tidsrommet 1924-58. Målingene er utført av Statens Biologiske Stasjon Flødevigen 1-3 ganger pr. år på stasjonene T1, T3 og K7 (se fig. 1.1). Ingen målinger ble utført i 1940-44. Resultatene ble omtalt av Stene Johansen og medarb. (1972).
2. Målinger av temperatur, saltholdighet, fosfor- og nitrogenforbindelser, og suspendert materiale fra NIVA's undersøkelser i 1968-70 (Stene Johansen og medarb., 1972).
3. Målinger av temperatur, saltholdighet, oksygen, fosfor- og nitrogenforbindelser, klorofyll og siktedyp fra juli-desember 1975. Materialet stammer fra NIVA's undersøkelser i forbindelse med planlagt dyputslipp fra renseanlegget ved Korsvikfjorden (Magnusson 1976).

4. Målinger i varierende omfang av temperatur, saltholdighet, oksygen, fosfor- og nitrogenforbindelser, klorofyll, siktedyp og suspendert materiale fra tidsrommet 1980-84. Resultatene fra 1980-81 stammer hovedsaklig fra Miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen i Vest-Agder sine årlige fjordundersøkelser.

Måleprogrammet for den foreliggende undersøkelsen startet i mai-juni 1981 da Kristiansand Ingeniørvesen begynte med ca. 14-daglige målinger av temperatur og saltholdighet (salinoterm-målinger) på stasjonene T4, K1, K6, K7, V1, V2, V3, fig. 1.1. I juni 1982 ble målingene overtatt av Agder Distriktshøgskole.

Fra november 1983 ble oksygen, totalfosfor, ortofosfat, total nitrogen, nitrat + nitritt, ammonium, klorofyll, suspendert tørrstoff og gløderest inkludert i rutineprogrammet. Algevekstpotensial og test av potensiell vekstbegrensning mht. fosfor og nitrogen ble gjort på utvalgte stasjoner 5 ganger.

Vannprøver for analyse mht. lignonsulfonsyre og humus ble innsamlet 5 ganger og analysert av Gunnar Nyquist ved Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.

Hydrokjemidataene er lagret på EDB ved NIVA. Analysemetoder, deteksjonsgrenser mv. er omtalt i Vedlegg 1.

3. FORURENSNINGSTILFØRSLER TIL FJORDOMRÅDET.

3.1 Fosfor og nitrogen

Basert på opplysninger om beliggenhet og størrelse av utslippene av kommunalt og industrielt avløpsvann samt størrelse og type av landarealene (skog, myr, fjell osv.), er tilførslene av fosfor og nitrogen beregnet på årsbasis for de enkelte fjordavsnittene.

For Østerhavn/Kristiansandsfjorden og Topdalsfjorden er utslipp av kommunalt avløpsvann fra Kristiansand til henholdsvis Otra (16000 p.e) og Topdalselva (1500 p.e) inkludert. Resultatene er vist på fig. 3.1a og 3.2a.

Fjordområdene som mottar utslippene er av varierende størrelse. For bedre å kunne sammenligne belastningen, benytter vi en "spesifikk belastning", dvs. tilførselen pr. km² (fig. 3.1b og 3.2b). Vesterhavn framstår som det klart mest belastede området. Her skal tilføyes at den relativt lave belastningen på hovedfjorden må see i sammenheng med det store arealet (ca. 32 km² mot 4 km² for Vesterhavn-Fiskaabukta).

Vi vil understreke at tallene er usikre, spesielt fordi detaljerte opplysninger om industriutslipp mangler. Men den usikkerheten endrer neppe på hovedkonklusjonen: med unntak for Ålefjærfjorden står kommunalt avløpsvann for langt de største utslippene av fosfor og nitrogen til fjordområdet. Med unntak for ca.10.000 p.e til Vesterhavn/Østerhavn, blir kommunalt avløpsvann sluppet ut på 10-45 m dyp.

I tillegg til disse utslippene kommer det som tilføres fjordområdene fra de øvre delene av nedslagsfeltene for Otra og Topdalselva. Denne andelen må beregnes på grunnlag av vannføringsdata og målinger i elvevannet.

3.2. Metaller.

Fjordområdene får tilført metaller fra tre hovedkilder:

- * utslipp av industrielt avløpsvann
- * utslipp av kommunalt avløpsvann, inkludert noe industriavløp
- * avrenning fra gater og bebygde områder.

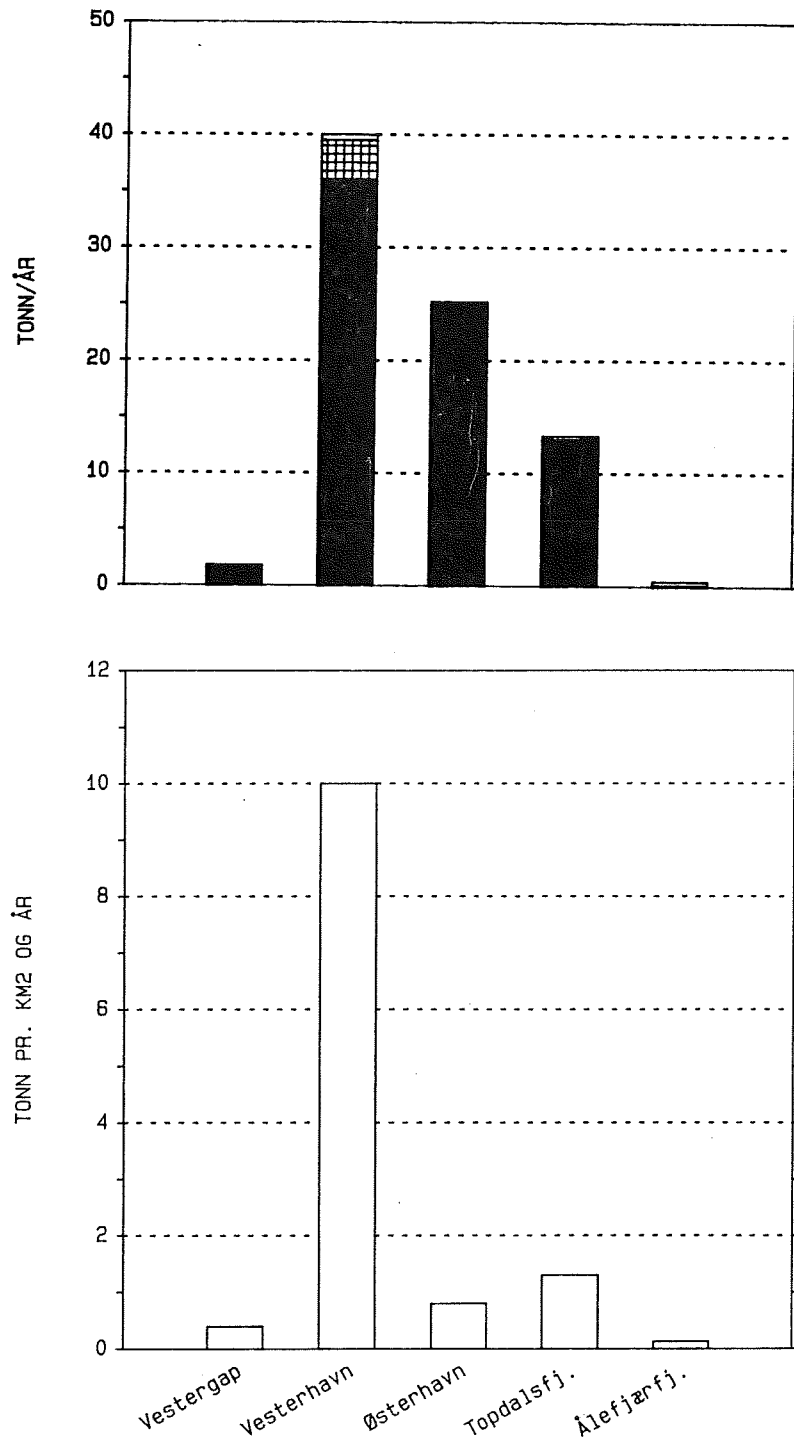
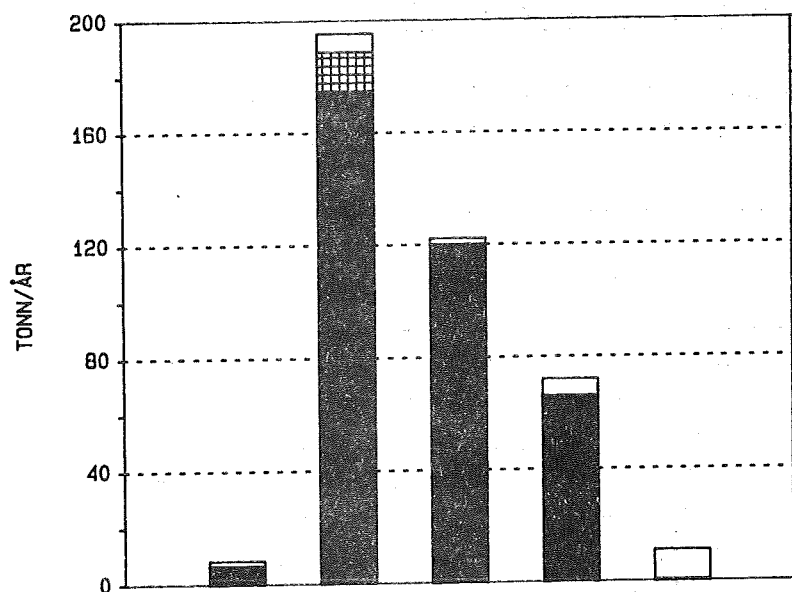
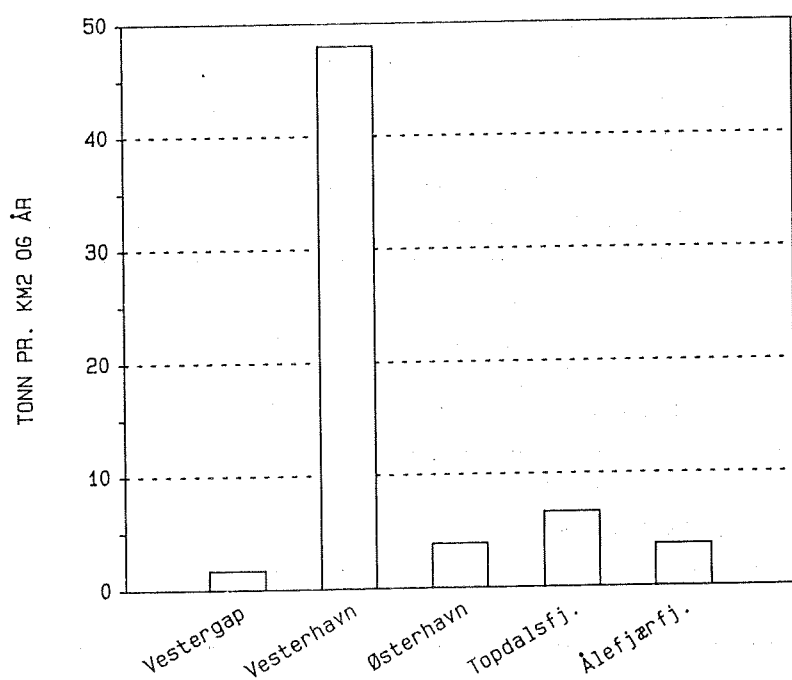


Fig. 3.1. Midlere fosfortilførsel fra land til de enkelte fjordområdene.

- a: Mørkt felt = kommunalt avløpsvann.
 Rutet felt = industrielt avløpsvann.
 Hvitt felt = avrenning fra landarealer.
- b: Belastning pr. km² fjordoverflate.



a



b

Fig. 3.2. Midlere nitrogentilførsel fra land til de enkelte fjordområdene.

a: Mørkt felt = kommunalt avløpsvann.

Rutet felt = industrielt avløpsvann.

Hvitt felt = avrenning fra landarealer.

b: Belastning pr. km² fjordoverflate.

Opplysninger om industriutslipp er skaffet tilveie av SFT. En hovedkilde er Falconbridge Nikkelverk A/S. Utviklingen i bedriftens utslipp til Vesterhavn fra 1981 er illustrert ved følgende utslippstall i kg pr. døgn (dels basert på konsesjonbetingelser og dels på målinger de senere år, etter Knutzen, 1986):

Tabell 3.1. Gjennomsnittlig utslipp av metaller (kg/døgn) fra Falconbridge Nikkelverk A/S før utslippsreduksjonen sommeren 1982, deretter fram til årskiftet 1984/85, og fra 1985.

	Før ca. 1.7. 1982	Ca. 1.7.82 - 31.1.84	Fra 1985
Jern, hydroksydslam	5000	Totalt 120	Totalt ca. 120
" , løst	1000		
Nikkel, i partikler	200	Totalt 210	Totalt 50 (mest løst)
" , løst	300		
Bly, totalt	100	Totalt 1	Totalt 2
Sink, totalt	10-15	Totalt 10-15	Totalt 10-15
Kobber, i partikler	80	Totalt 53	Totalt 20 (mest løst)
" , løst	80		
Kobolt, i partikler	10	Totalt 10	Totalt 4 (mest løst)
" , løst	10		
Arsen, som jernarsenat	450	2,5	2,5

Utslippstallene fra første og tildels også annen periode er tilnærmede og usikre.

I tillegg har krom fram til 1984 blitt tilført Topdalsfjorden fra en garveribedrift.

I følge Kristiansand Ingeniørvesen tilføres Vesterhavn og Fiskaa-bukta urensset kommunalt avløpsvann tilsvarende ca 53000 person-ekvivalenter. For å anslå hvilke metaller dette kan tenkes å tilføre fjordområdet, benytter vi data fra en undersøkelse av Knutzen og Øren (1983), og får:

Bly	- 0,7 kg/d	Krom	- 0,4 kg/d
Kopper	- 6 "	Nikkel	- 0,3 "
Sink	- 7 "	Kvikksølv	- 0,04 "
Kadmium	- 0,04 "		

Vi understreker sterkt usikkerheten av en slik beregning, men den antyder at kommunalt avløpsvann etter 1984 tilfører Vesterhavn like mye bly og sink som Falconbridge Nikkelverk.

I tillegg kommer avrenning fra gater og andre landarealer, og frigjøring av metaller fra forurensede bunnvleiringer. Størrelsen av disse bidragene er ikke kjent.

3.3 Organiske miljøgifter

Fjordområdene blir tilført organiske miljøgifter fra tre hovedkilder: industrielt avløpsvann, kommunalt avløpsvann og avrenning fra landarealer.

Bidragene fra industrielt avløpsvann er ennå lite kjent. Falconbridge Nikkelverk slipper ut heksaklorbenzen, oktaklorstyren og klorerte alkylbenzener, samt en rekke stoffer som foreløpig ikke har latt seg identifisere. Målinger av totalt ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOC1) tyder på et samlet utslipp av størrelsesorden 7 kg/uke. Man regner med mindre bidrag fra Otra (utslipp fra Hunsfos fabrikker og mer diffuse tilførsler for ulike former for industrivirkosomhet).

Bruker vi igjen Knutzen og Øren (1983) for å antyde størrelsen av bidraget fra kommunalt avløpsvann til Vesterhavn, får vi ca. 1 kg/uke av EPOC1.

Foreløpige undersøkelser viser også at det er en viss belastning med dioksiner og klorerte dibenzofuraner i området. Dette undersøkes nå nærmere.

4. UNDERSØKELSER AV VANNUTSKIFTNINGEN I OVERFLATELAG OG DYPVANN

Opplysninger om vannutskiftningen vil gi støtte for senere vurderinger av vannkvaliteten og konsekvenser av belastningsendringer. Det er ikke utført strømmålinger, så beregningene må bygge på opplysninger om vindforhold og ferskvannstilførsel samt målinger av temperatur, saltholdighet og oksygen. Med minimum 2-3 uker mellom observasjonene betyr dette at vannutskiftninger over kortere tidsrom ikke blir registrert. For overflatelaget blir dette problemet forsøkt løst ved bruk av modeller.

4.1 Generell inndeling av vannmassene i fjordområdet.

På grunn av ferskvannstilførselen fra Topdalselva og Otra er fjordområdet preget av et 1-3 m tykt brakkvannslag over et sjøvannslag. Tersklene ved innløpet til Topdalsfjorden og Ålefjærfjorden gjør det hensiktsmessig å inndeles sjøvannslaget i to. Dypvannet er vannmassen mellom terskeldyp og fjordbunnen. Vannmassen har ikke fri forbindelse med kystvannet. Vannmassen mellom brakkvannslaget og dypvannet kaller vi det intermediære vannlaget, som har fri forbindelse med kystvannet.

4.2 Topdalsfjorden

4.2.1 Overflatelaget

Lagdelingen i fjordområdet er vist i fig. 4.1. Overflatelaget er typisk 1-3 m tykt. Vannutskiftningen i overflatelaget vil i hovedsaken være bestemt av ferskvannstilførselen som skaper en utgående brakkvannsstrøm, vindens drag på fjordoverflaten, tidevannsstrømmer og mer langperiodiske vannstandsvariasjoner pga. varierende lufttrykk og vind. Vi skal behandle disse effektene etter tur.

Vi vil bestemme oppholdstiden som den tid det tar å skifte ut ferskvannet i fjordens overflatelag.

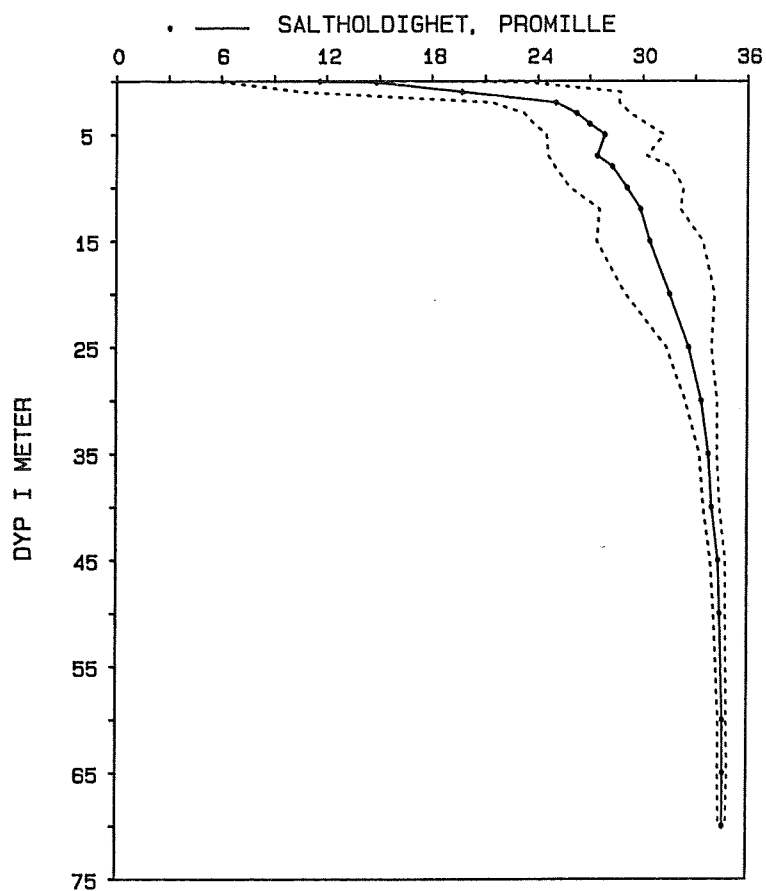


Fig. 4.1. Gjennomsnittlig vertikal saltholdighetsprofil på st. T3 i Topdalsfjorden for tidsrommet 1981-84. Stiplede linjer viser ett standardavvik på begge side av gjennomsnittsprofilen, og antyder dermed hvordan den kan variere.

Ferskvannsmengden V_f i brakkvannlaget er:

$$V_f = (1 - S_b / S_s) V_b$$

der: S_b = midlere saltholdighet i brakkvannslaget

S_s = saltholdighet i inngående sjøvannsstrøm

V_b = brakkvannslagets volum

Utskiftningstiden T beregnes som

$$T = V_f / R$$

der R : fjordens ferskvannstilførsel ($m^3/døgn$)

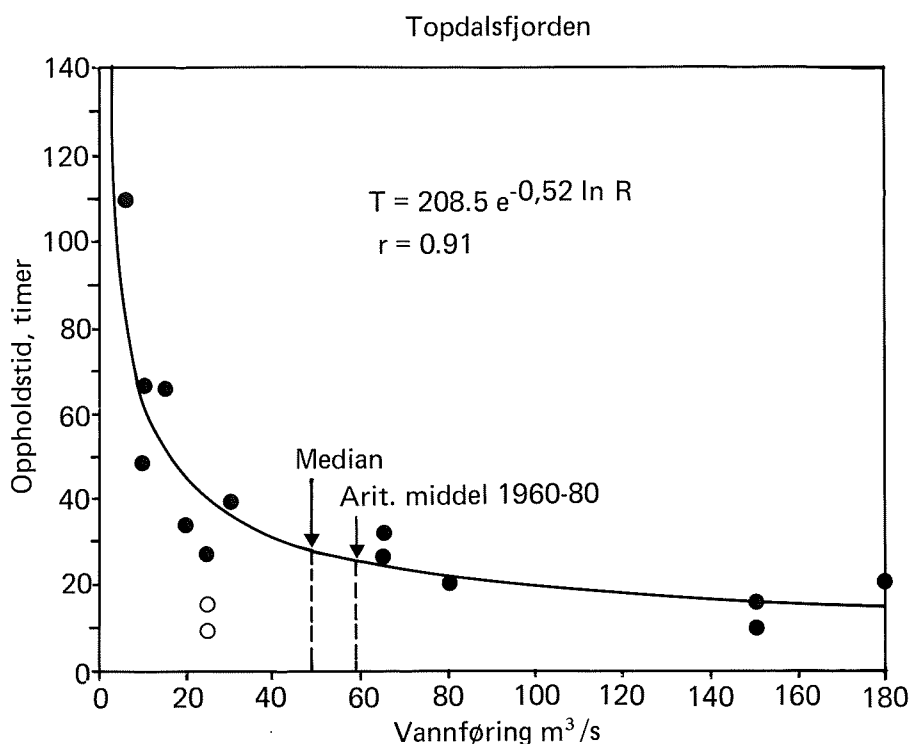


Fig. 4.2. Teoretisk sammenheng mellom Topdalsfjordens ferskvannstilførsel og overflatelagets oppholdstid. Den trukne linjen forklarer 83% av sammenheng (r²=-0.83). To beregningsresultater (åpne sirkler) er utelatt da de representerer situasjoner med uvanlig sterk vind.

Fig. 4.2 viser resultatet av beregningene. Det er en nær sammenheng mellom midlere oppholdstid og ferskvannstilførsel. Ved en vannføring på ca. 60 m³/s (årsmiddel 1960-80) blir oppholdstiden således 25-35 timer. Her skal understrekes at oppholdstiden under sterk vind mv. kan være kortere eller lenger. Likeledes at oppholdstiden vil være forskjellig for de enkelte delene av fjorden.

4.2.2 Dypvannet

Oksygen er den variabelen som tydeligst viser tidspunkt og omfang av dypvannsutskiftninger i terskelfjorder. Fig. 4.3 viser utviklingen i tidsrommet nov. 1983-des. 1984. Den fulgte et velkjent mønster for terskelfjorder: liten vannutskifting og

avtakende oksygenkonsentrasjoner i sommerhalvåret, og en eller flere omfattende dypvannsfornyelser i løpet av vinterhalvåret. I dette tilfellet hadde dypvannet gjennomgått en fullstendig utskiftning før prøveseriene 4. april og 14. juni 1984. Fra 14. juni og fram til 22. august viser en mindre økning i saltholdighet (fra 34.6 ‰ til 34.76 ‰ i 65m dyp) og økt egenvekt at det hadde foregått en viss dypvannsfornyelse. Synkende oksygenkonsentrasjoner viser imidlertid at den ikke var særlig omfattende.

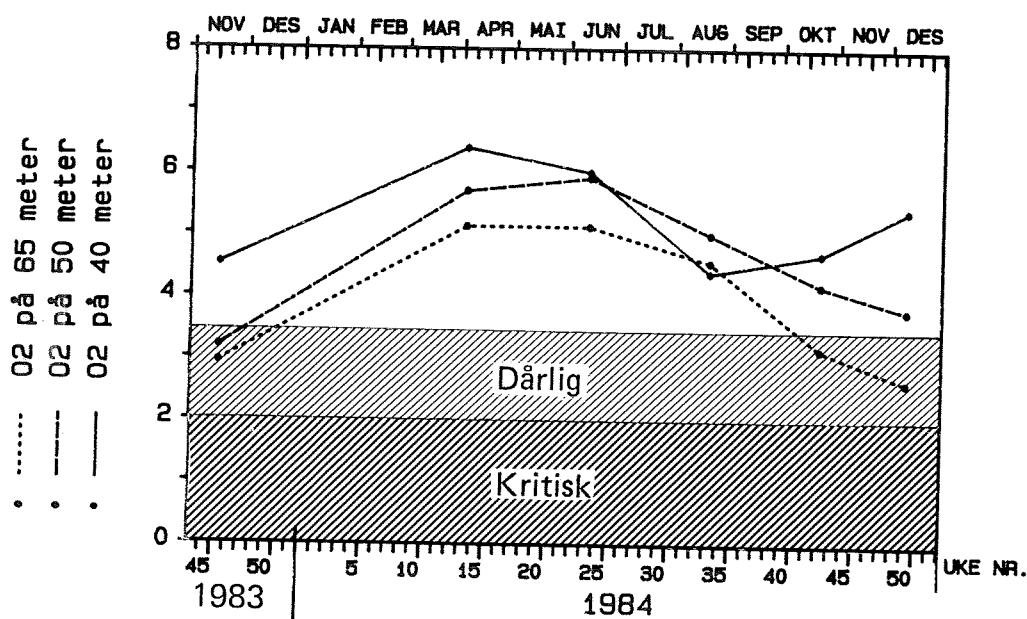


Fig. 4.3. Oksygenutvikling i 40-60m dyp på st. T3 nov. 1983 - des. 1984.

Går vi tilbake til de nokså spredte observasjonene i tidsrommet 1924-58 og observasjonene i 1968-69 (se fig. 6.3-6.4), tyder også disse på nokså jevne og omfattende dypvannsfornyelser i vinterhalvåret.

Konklusjonen fra dette materialet blir dermed at i tidsrommet sommer til etterfølgende vår kan fjordens dypvann gjennomgå stagnasjonsperioder på 6-8 måneder.

4.3 Ålefjærfjordens dypvann

Ved innløpet har Ålefjærfjorden en 25-30 m dyp terskel. Bassenget innenfor har ca. 67 m som største dyp. Fig. 4.4 viser dypvannsutskiftningene uttrykt ved variasjonene i oksygenforholdene.

I hovedtrekkene fulgte vannutskiftningen samme mønster som Topdalsfjorden. En mindre dypvannsfornyelse fant sted i tidsrommet november 84 - februar 1985. Den relative lave oksygenkonsentrasjonen i 30 m dyp i februar skyldes innblanding av dypere liggende vann. Vi gjør oppmerksom på at oksygenkonsentrasjonen i 40 m dyp er bestemt ved interpolasjon mellom verdiene i 30 m og 50 m dyp og således nokså usikker.

Hovedutskiftningen fant sted i tidsrommet februar - april, med en nærmest fullstendig dypvannsfornyelse. I likhet med Topdalsfjorden foregikk en (eller flere) omfattende utskiftninger også i april-juni. Deretter har dypvannet vært overveiende stagnant fram til oktober-toktet. I tidsrommet oktober - november har igjen dypvannsutskiftningen økt noe.

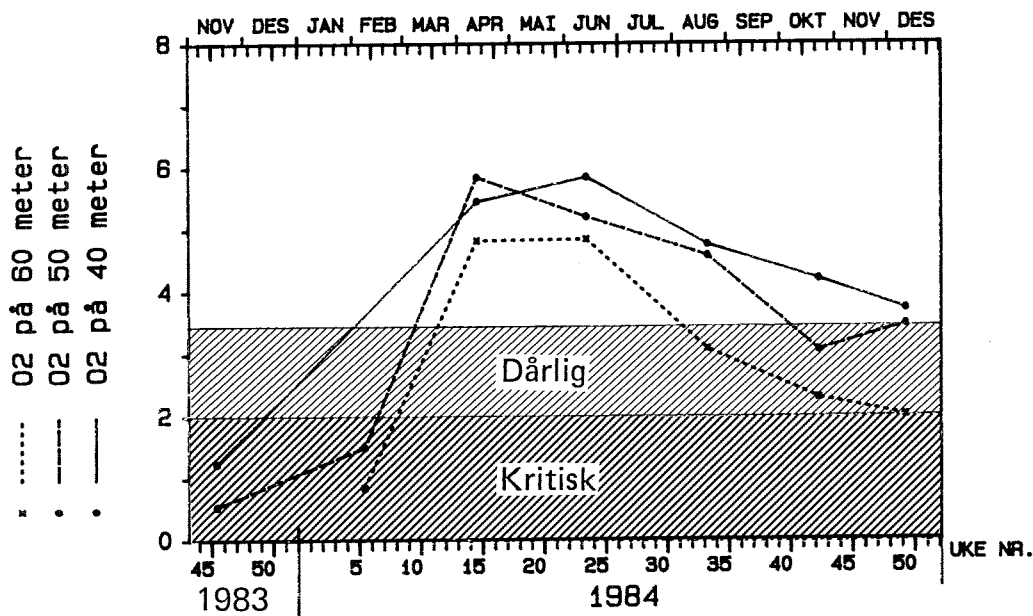


Fig. 4.4. Oksygenutvikling i 40-60 m dyp på st. T2, november 1983- desember 1984.

4.4 Selve Kristiansandsfjorden

4.4.1 Overflatelaget

Uten strømmålinger er det lite grunnlag for beregning av oppholdstiden for overflatelaget i selve Kristiansandsfjorden. Tar vi imidlertid for oss området mellom Otras munning og Kinn, så er distansen ca. 6000 m (fig. 1.1). Som årsmiddel tilfører Otra og Topdalselva dette området ca. 200 m³/s ferskvann, som medfører en overflatestrøm sørover og ut av fjordsystemet. Typiske strømhastigheter kan anslås til 5-20 cm/s, som tilsier en oppholdstid på ca. 10-30 timer. Som ytterpunkt kan man tenke seg 5-40 timer når effekten av vind, tidevann og andre vannstandsvariasjoner tas i betraktning.

4.4.2 Dypvannet

Frekvensen av dypvannsfornyelsen i selve Kristiansandsfjorden får vi et inntrykk av på fig 4.5. Endringer av saltholdigheten er et uttrykk for utskiftning. Vi merker oss at observasjonsfrekvensen i 50 m dyp er dobbelt så stor som i 100-175 m dyp.

Ettersom vannmassene i 50-175 m dyp har fri forbindelse med kystvannet vil vi anta at variasjonene i 50 m dyp er representative for hele vannmassen.

Figuren viser da at i mange tilfeller ble hele vannmassen skiftet ut en eller flere ganger i løpet av to uker. Dette er i samsvar med beregninger for 0-70 m dyp i Korsvikfjorden, som gav en typisk oppholdstid på størrelsesorden to uker (Magnusson 1976).

Konklusjonen blir da at dypvannets oppholdstid sannsynligvis varierer i intervallet 3 - 20 dager, med 1-2 uker som det vanlige.

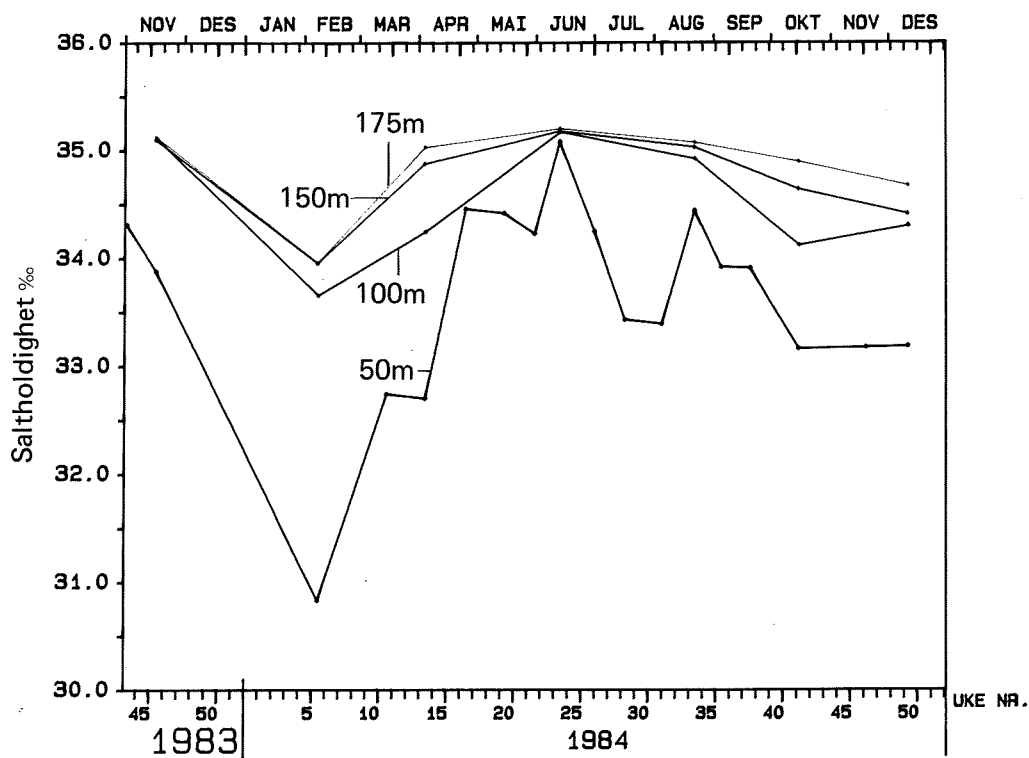


Fig. 4.5. Saltholdighetsvariasjoner i 50m, 100m, 150m og 175m dyp på st. K7 i Kristiansandsfjorden. Store variasjoner viser stor vannutskiftning.

4.5 Vesterhavn og Fiskaabukta

Som nevnt i kap. 4.1 er det hensiktsmessig å inndelegge vannmassene i Vesterhavn - Fiskaabukta i et overflatelag (brakkvannslag) og et sjøvannslag. Fig. 4.6 viser at den vertikale saltholdighetsprofilen varierer mye med tiden, og det er vanskelig å bestemme tykkelsen av overflatelaget. Vi vil derfor generelt definere overflatelagets nedre grense til det dyp hvor saltholdigheten er 75% av saltholdigheten i 10 m dyp. Ut fra denne definisjonen vil overflatelaget oftest være 2-3 m tykt.

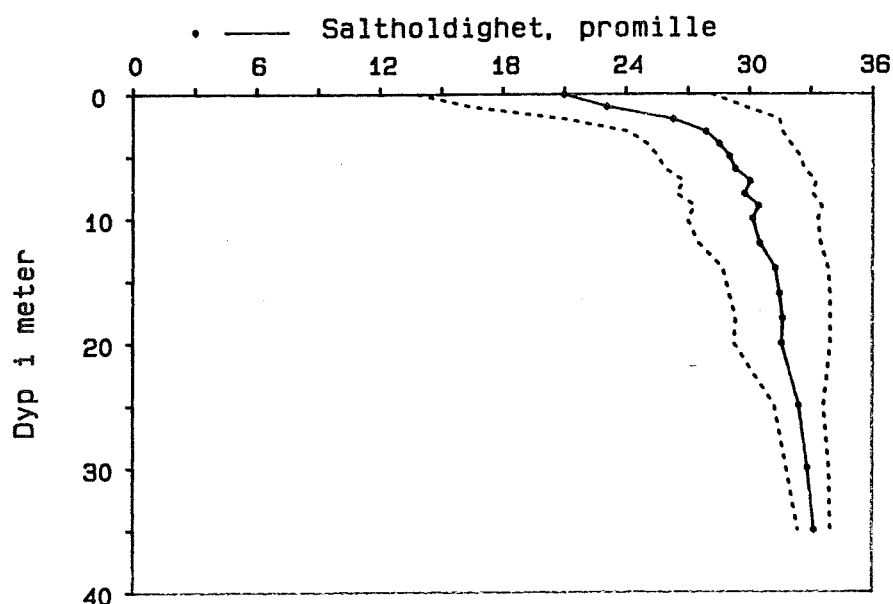


Fig. 4.6. Gjennomsnittlig vertikal saltholdighetsprofil på st. V1 i Vesterhavn, for tidsrommet 1981-84. Stiplede linjer viser ett standardavvik på begge sider av gjennomsnittsprofilen.

4.5.1 Overflatelaget

Vannutskifting og oppholdstid for overflatelaget vil vi vurdere ut fra vekslingen i temperatur og saltholdighet.

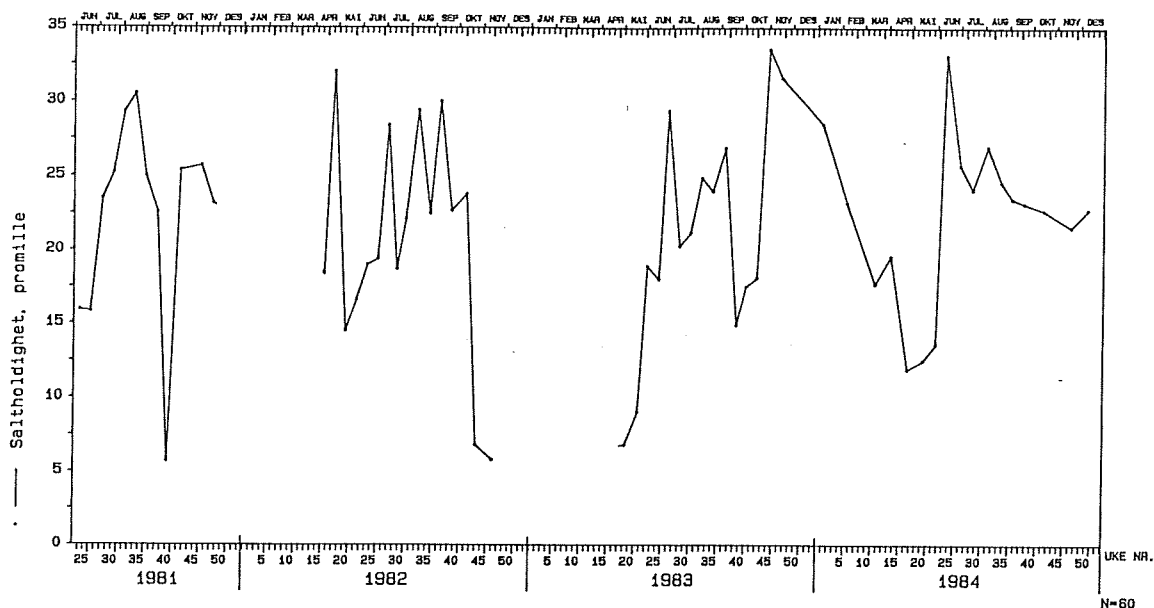


Fig. 4.7. Målinger av saltholdighet i 0.5 m dyp på st. V1, Vesterhavn i 1981-84. Aritmetisk middel av målingene: $21 \text{ }^{\circ}/\text{oo}$.

Med få unntak er målinger gjort med ca. 2 ukers mellomrom, og resultatene viser - ikke overraskende - at overflatelaget skiftes ut på kortere tid enn det.

Oftest var det en viss samvariasjon mellom saltholdigheten i Vesterhavn og Kristiansandsfjorden (korrelasjonskoeff. $r = 0.53$). De store avvikene opptrådte i forbindelse med sterk vind. Når vi inkluderte vindens øst-vest komponent ved Oksøy fyr de foregående 24 timer økte korrelasjonskoeffisienten til $r = 0.73$. Med en videre analyse av de lokale vindforholdene i Vesterhavn-området ville vi sannsynligvis kunne beskrive variasjonene enda bedre. Konklusjonen er imidlertid at vannutskiftningen i overflatelaget i Vesterhavn - og i Fiskaabukta - i det vesentlige bestemmes av de lokale vindforholdene og vekslingene i selve Kristiansandsfjorden.

Et regneeksempel kan illustrere hvilken vannutskiftning og oppholdstid som er realistisk.

For selve Vesterhavn vil utskiftningen foregå gjennom åpningene mellom Bragdøya - Dybingen - Odderøya, med en samlet bredde på ca. 850 m. Overflatearealet for Vesterhavn og Fiskaabukta er i alt $2,5 \text{ km}^2$. Av dette utgjør selve Vesterhavn ca $1,7 \text{ km}^2$. Betrakter vi vannmassen ned til 5 m dyp, utgjør det $8,5 \text{ mill. m}^3$. Med en gjennomsnittshastighet på $2,3 \text{ cm/s}$ vil hele denne vannmassen kunne

utskiftes på ett døgn gjennom åpningene mellom Bragdøya og Odderøya.

Dette er en lav strømhastighet, og det er neppe tvil om spesielle vindforhold og hydrografiske forhold vil kunne generere hastigheter 2-4 ganger høyere, som døgnmiddel. Det tilsvarer oppholdstider i intervallet 6 - 12 timer.

Ut fra dette vil vi anslå oppholdstiden for vannmassen i 0-5 m dyp til å variere i intervallet 6 - 60 timer, med 1-2 døgn som det vanligste.

For Fiskaabukta leder et tilsvarende resonnement til samme oppholdstider.

4.5.2 Dypvannet

Enda sterkere grad er samvariasjonen i dypvannet (fig. 4.8). Samvariasjonen er uttrykt ved korrelasjonskoeffisienten $r = 0,95$. På denne bakgrunn vil vi for Vesterhavns dypvann anslå samme oppholdstid som for tilsvarende dyp i Kristiansandsfjorden, dvs. typisk 1-2 uker. Uten tvil vil den iblant komme ned til 2-3 dager.

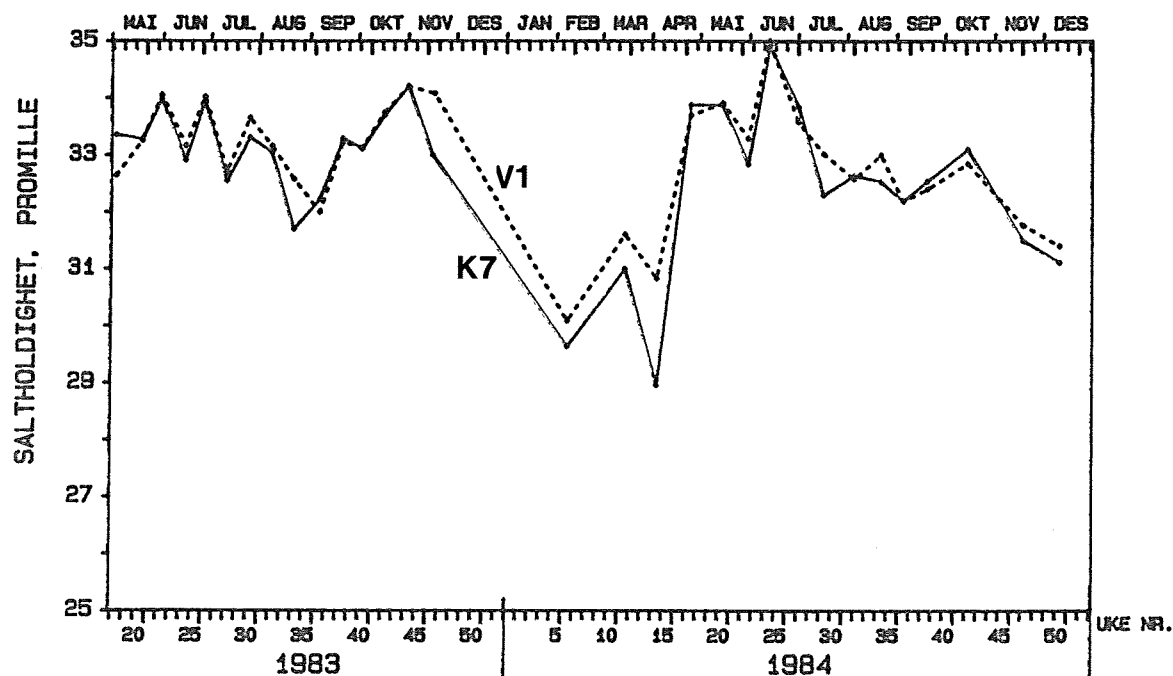


Fig. 4.8. Samvariasjon mellom saltholdighet i 30m dyp i Vesterhavn (st. V1) og i Kristiansandsfjorden (st. K7).

De samme betraktningene kan anvendes på Fiskaabukta. Som for Vesterhavn viste saltholdigheten nær bunnen (20m, St.V3) nær sammenheng med variasjonene på tilsvarende dyp i Kristiansandsfjorden, ($r = 0,96$). Oppholdstiden vil være den samme som i Vesterhavn.

5. VANNKJEMI

I dette kapitlet vil vi innledningsvis (kap. 5.1, 5.2) gi en kort omtale av måleprogrammet og noen forhold som er viktige for tolkningen av resultatene. Kap. 5.3 presenterer resultatene som i kap. 5.4 blir nærmere diskutert.

5.1 Innledning

De vannkjemiske målinger er ment å gi en generell tilstandsbeskrivelse av vannkvaliteten i overflatelaget med hensyn på innhold og nivå av næringstoffene nitrogen og fosfor og mulige variasjoner i disse i de forskjellige deler av fjorden. I tillegg til næringsstoffanalyser er det tatt prøver for analyse av klorofyll a, gjort siktedypmålinger og utført algetester. Vurdert sammen med de hydrografiske forhold, bør disse parametrene gi god informasjon om belastning, vekst og vekstbetingelser for alger og endringer i disse i tid og rom.

Prøver ble tatt i tiden fra november 1983 til desember 1984. Det ble analysert overflateprøver fra 10 stasjoner, jfr. fig. 1.1. Videre ble det fra st. V1 i Vesterhavn og st. K7 mellom Bragdøya og Dvergsøya analysert prøver fra 5 - 10 - 15 - 20 m dyp. Prøvetakingshyppigheten varierte en del mellom stasjonene. Best dekning i antall prøver ble det for stasjonene i Vesterhavn, Østerhavn og Otra.

5.2 Betingelser for algevekst

Nitrogen- og fosforforbindelser er helt nødvendige stoffer for algeveksten i sjøen. I tillegg må algene ha en del andre kjemiske forbindelser samt tilstrekkelig sollys og temperatur. For at algene skal trives og vokse må det være tilstrekkelig mengder av alle de vekstavhengige forbindelser. Lysmangel begrenser veksten om vinteren, og generelt er vekstsesongen fra mars til oktober. Da er det oftest de tilgjengelige mengder av uorganiske nitrogen- og fosforforbindelser som er bestemmende for algeveksten. Forbruket av nitrogen og fosfor er ofte større enn tilførslene, slik at underskudd på ett eller begge av disse stoffene begrenser veksten i vannet.

De uorganiske nitrogenforbindelser som algene tar opp er ammonium (NH_4^+), nitrat (NO_3^-) og nitritt (NO_2^-). Det er mulig at noen algearter også bruker løst organisk nitrogen. Organisk nitrogen finner vi i partikler, f.eks. planteplankton og i løst form. Summen av organiske og uorganiske nitrogenforbindelser betegnes totalnitrogen (Tot-N).

Algene tar opp fosfor i form av uorganiske fosforforbindelser, ortofosfat (PO_4^-) (løste salter av fosforsyre). Organisk fosfor er tilstede i vann som partikler eller i løst form. Totalfosfor (Tot-P) er summen av organisk fosfor og ortofosfat.

Store tilførsler av nitrogen og fosfor vil gi en gjødslingsvirkning i vannmassene, med sterk økning i algeveksten, en eutrofiering. Vannet blir farget og uklart. Lysintensiteten avtar nedover i vannmassene pga. absorpsjon og spredning. Den eufotiske sone (vannlaget hvor det er tilstrekkelig med lys for algevekst) vil veksle med forandringer i vannets absorpsjon og spredning, ofte som følge av vekslinger i mengden planktonalger i vannet.

Tilførsel av næringssalter til den eufotiske sone skjer på flere måter. De viktigste kilder er kloakkutslipp, avrenning fra land og vertikal blanding med dypere vannmasser. Tilførslene vil variere i løpet av året. Bidraget fra kloakkutslipp kan forutsettes å holde seg konstant. Landavrenningen varierer med nedbørmengde og aktivitet i nedbørfeltet. Vertikalblandingen påvirkes av meteorologiske og hydrografiske forhold, og er oftest relativt mindre i vekstsesongen enn i vinterhalvåret p.g.a. sterkere lagdeling av vannmassene og roligere vær.

5.3 Resultater

5.3.1 Overflatelaget 0-1 m

Fosfor.

For totalfosfor og ortofosfat er middelverdiene for hele perioden for de enkelte stasjoner angitt på figur 5.1 og 5.2. Tallene er ikke direkte sammenlignbare da prøveantallet varierte en del mellom stasjonene. Middelkonsentrasjonen av totalfosfor og fosfat varierte mellom henholdsvis 10 -17 $\mu\text{g P/l}$ og 7 - 11 $\mu\text{g P/l}$. Fig. 5.3 og fig. 5.4 viser middelverdier for prøver tatt ved samme tidspunkt.

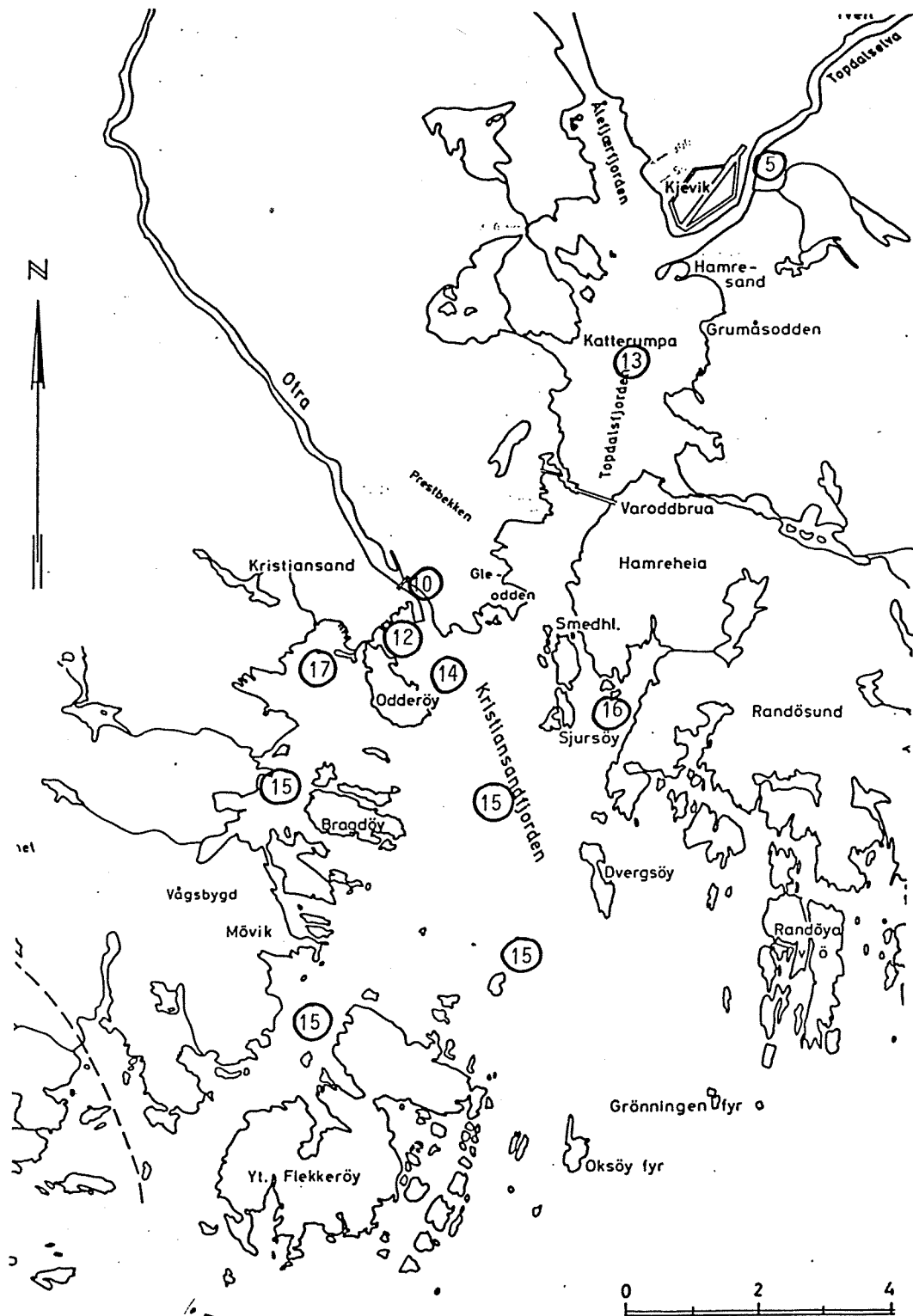


Fig. 5.1. Midlere konsentrasjon av total-fosfor (Tot-P) i overflateprøvene for hver stasjon i løpet av undersøkelsen. Antallet prøver er ikke likt på alle stasjoner. Konsentrasjonen er angitt i $\mu\text{g P/l}$.

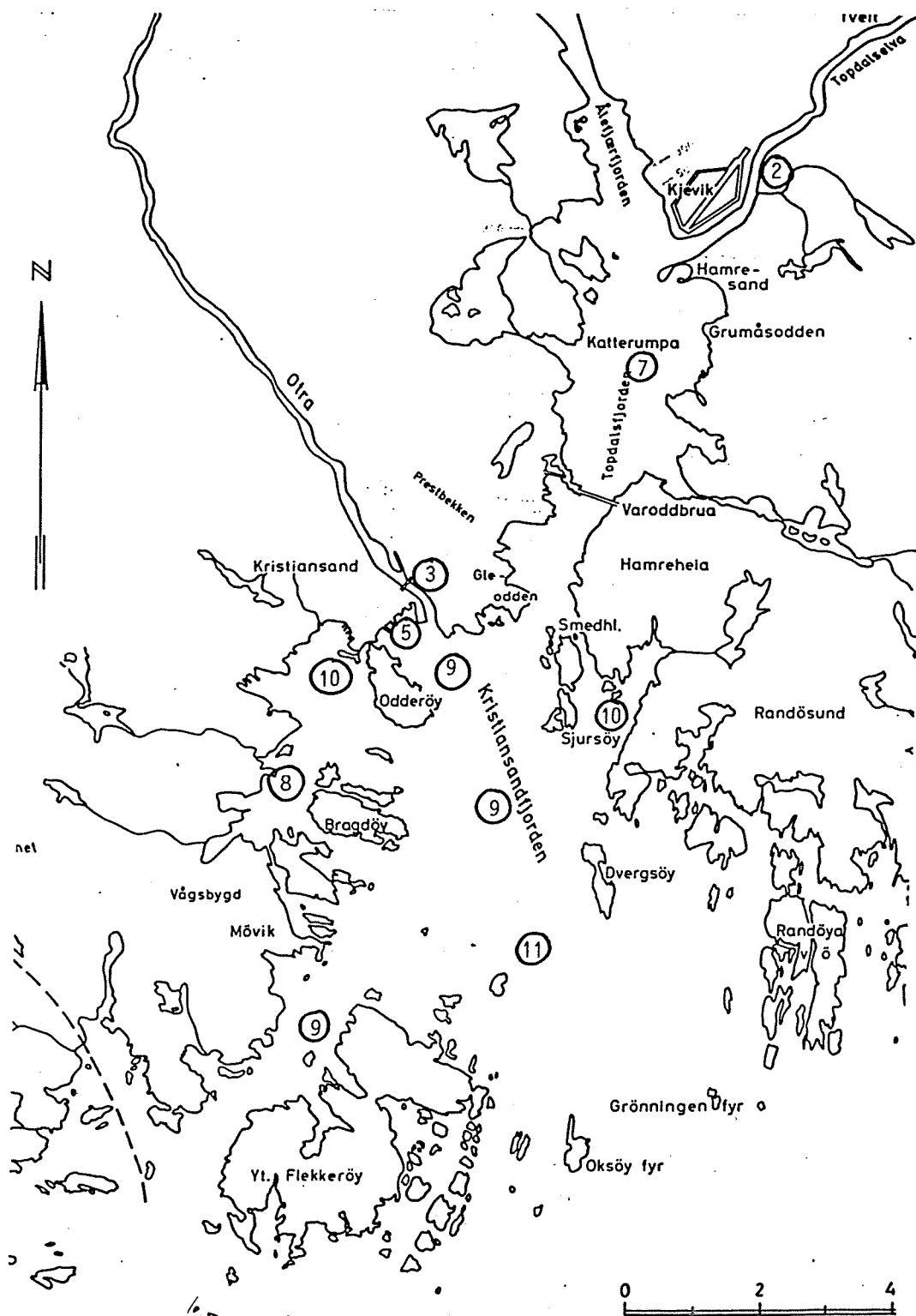


Fig. 5.2. Midlere konsentrasjon av fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) i overflateprøvene for hver stasjon i løpet av undersøkelsen. Antallet prøver er ikke likt på alle stasjoner. Konsentrasjonen er angitt i $\mu\text{g P/l}$.

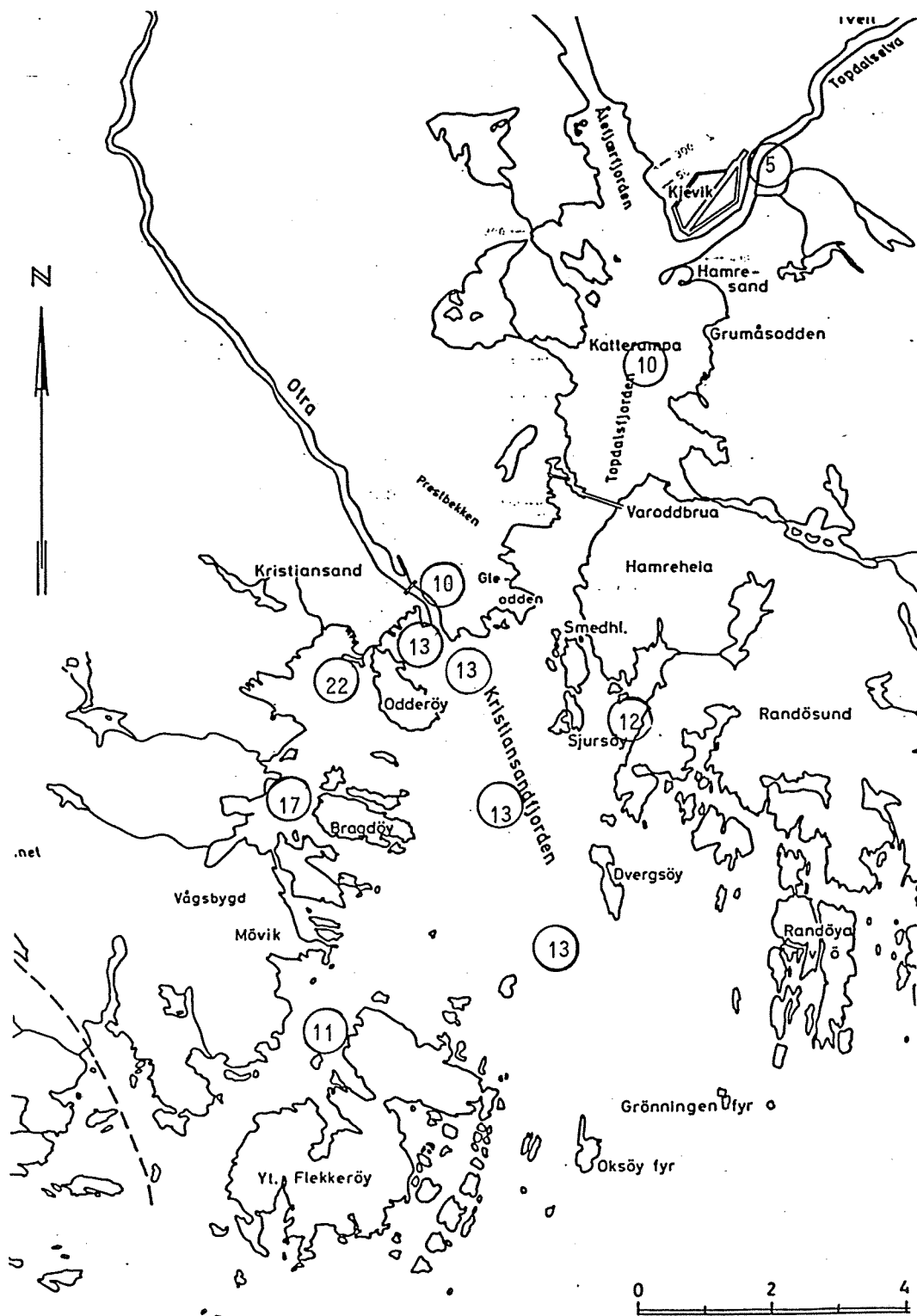


Fig. 5.3. Midlere konsentrasjon av total-fosfor (Tot-P) i overflateprøvene for hver stasjon fra hovedtoktene i sommerhalvåret (5/4, 14/6, 23/8, 16/10). Likt antall prøver på hver stasjon. Konsentrasjon er angitt i $\mu\text{g P/l}$.

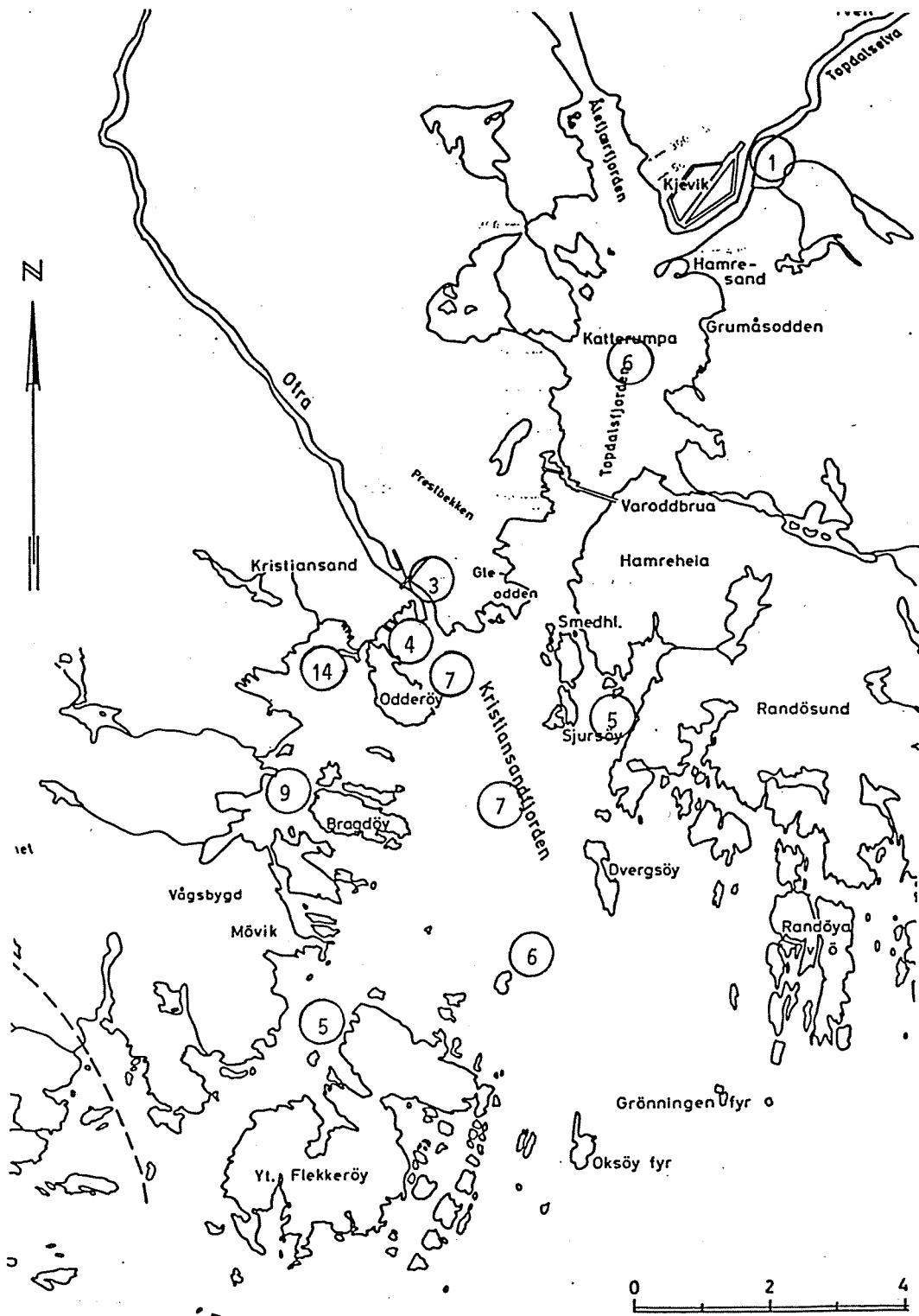


Fig. 5.4. Midlere konsentrasjon av fosfat (PO_4-P) i overflateprøvene for hver stasjon fra hovedtoktene i sommerhalvåret (5/4, 14/6, 23/8, 16/10). Likt antall prøver på hver stasjon. Konsentrasjonen er angitt i $\mu g P/l$.

Stasjonene i Otra (O2) og Topdalselva (T1) hadde de laveste verdier både for totalfosfor og fosfat. Dette var ikke uventet ettersom ferskvann vanligvis inneholder lite fosfor.

Vekslingene i fosforinnholdet i løpet av året fulgte det generelle mønster. De høyeste verdiene fant vi i vinterhalvåret, de laveste i vekstsesongen. Grunnen er at fosfat opptas av algene under veksten og omdannes til organisk bunden fosfat. Når algene dør og synker blir fosfor fjernet fra den eufotiske sone.

Resultatene viste store vekslinger fra tokt til tokt, spesielt for fjordstasjonene. Vekslingene fulgte samme mønster på de fleste stasjoner, men utslagene var størst i Vesterhavn. Figur 5.5 viser tidsutviklingen for st. V1 (Vesterhavn), st. K7 (Kristiansandsfjorden), st. O2 (Otra) og st. K0 (Østerhavn) for de enkelte tokt-dager. Det var mindre fosfat i Østerhavn enn i Vesterhavn og Kristiansandsfjorden, noe som skyldes påvirkning fra Otra.

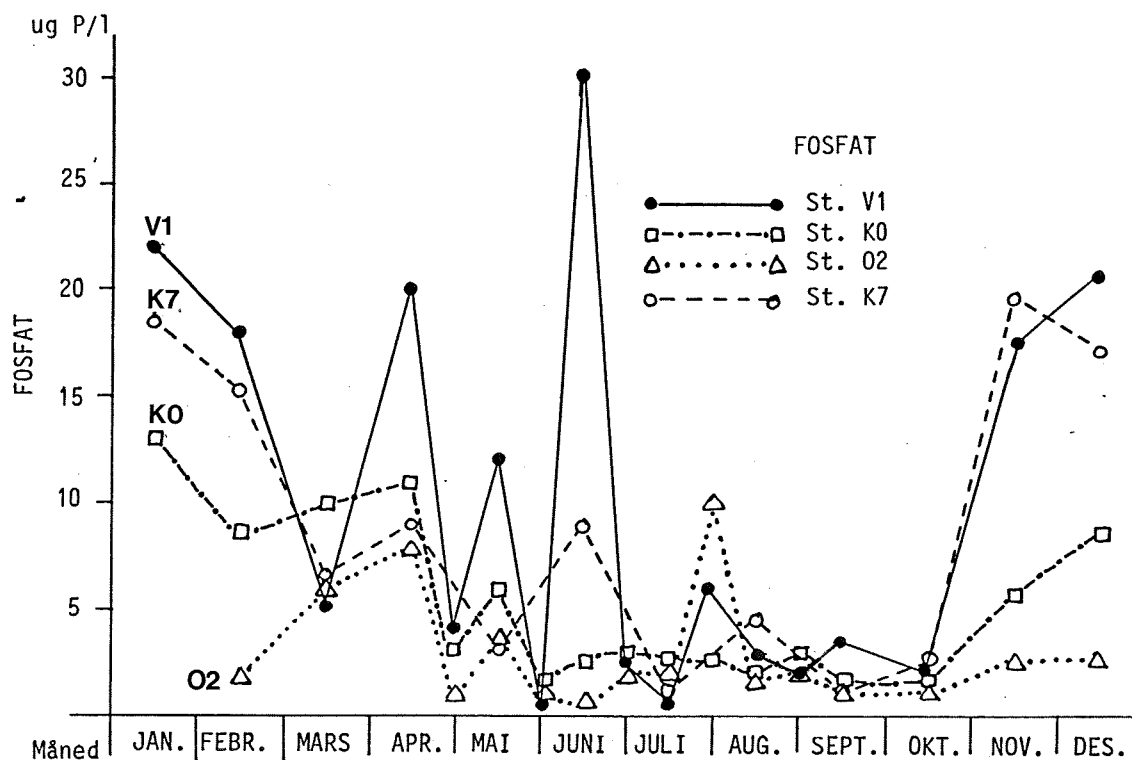


Fig. 5.5. Konsentrasjon av fosfat (PO_4 -P, $\mu\text{g P/l}$) i overflateprøver for stasjonene V1, K0, O2 og K7 i løpet av 1984.

Nitrogen.

For totalnitrogen og nitrat og ammonium er middelverdiene for hele perioden for de enkelte stasjoner angitt på fig. 5.6-5.8. Fig. 5.9-5.10 viser middelverdiene for prøver tatt ved samme tidspunkt. Middelkonsentrasjonen av totalnitrogen varierte fra 300 til 390 µg N/l. De høyeste middelverdier for totalnitrogen og nitrat fant vi i Otra, Østerhavn, Topdalsfjordens overflatelag og Topdalselva. Dette var ikke uventet ettersom disse områdene har et ferskt eller brakt overflatelag, og ferskvann normalt inneholder relativt mye av disse stoffene. For ammonium viser middelverdiene små og tilfeldige forskjeller mellom stasjonene. St. K7 i Kristiansandsfjorden hadde lavest middelverdi.

Algene tar opp nitrat og ammonium ved veksten, og konsentrasjonen av disse parametrene vil minke markert om våren og være lav om sommeren. Totalnitrogen vil også være høyest om vinteren og avta i sommerhalvåret pga. tap av partikulært bundet organisk nitrogen til dypet.

Resultatene for både totalnitrogen og nitrat viste vekslinger i løpet av året som stort sett var likt for de fleste av fjordstasjonene. Nitrat-verdiene viste enkelte større utslag for st. V1 i Vesterhavn enn for de øvrige stasjoner, jfr. fig. 5.11. Totalnitrogeninnholdet holdt seg høyt hele perioden.

5.3.2 Algetester med overflatevann fra fjorden og avløpsvann fra Falconbridge Nikkelverk

Biotester med alger er blitt utført for å karakterisere vann fra Kristiansandsfjordsområdet og prøver av avløpsvann fra Falconbridge A/S Nikkelverk m.h.t. innhold av plantenæringsstoffer og veksthemmende stoffer (giftvirkning).

Undersøkelser av vannets vekstpotensial ble utført på 7 overflatevannprøver (0-2m dyp) fra Kristiansandsfjorden i mai, juni og august 1984. En vannprøve fra utslippsområdet for Nikkelverket ble også undersøkt i desember 1984.

Ved vekstpotensialmålingene undersøkes hvor stor mengde av en testalge (Phaeodactylum tricornutum) som kan produseres i filt-rerte vannprøver under standardiserte betingelser i laboratoriet (celleutbytte). Celleutbyttet er et mål på det tilgjengelige

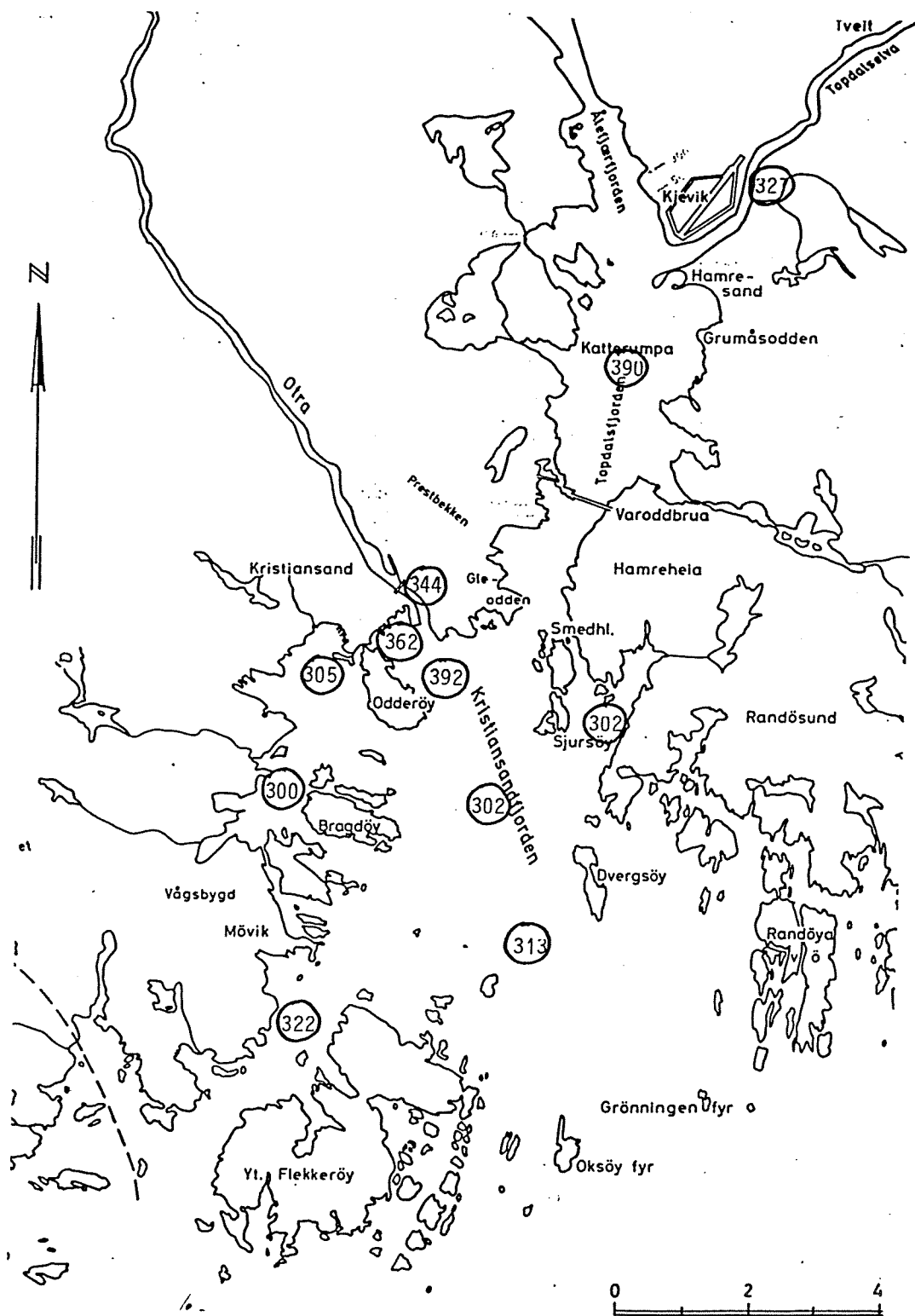


Fig. 5.6. Midlere konsentrasjon av total-nitrogen (Tot-N) i overflateprøvene for hver stasjon i løpet av undersøkelsen. Antallet prøver er ikke likt på alle stasjoner. Konsentrasjonen er angitt i $\mu\text{g N/l}$.

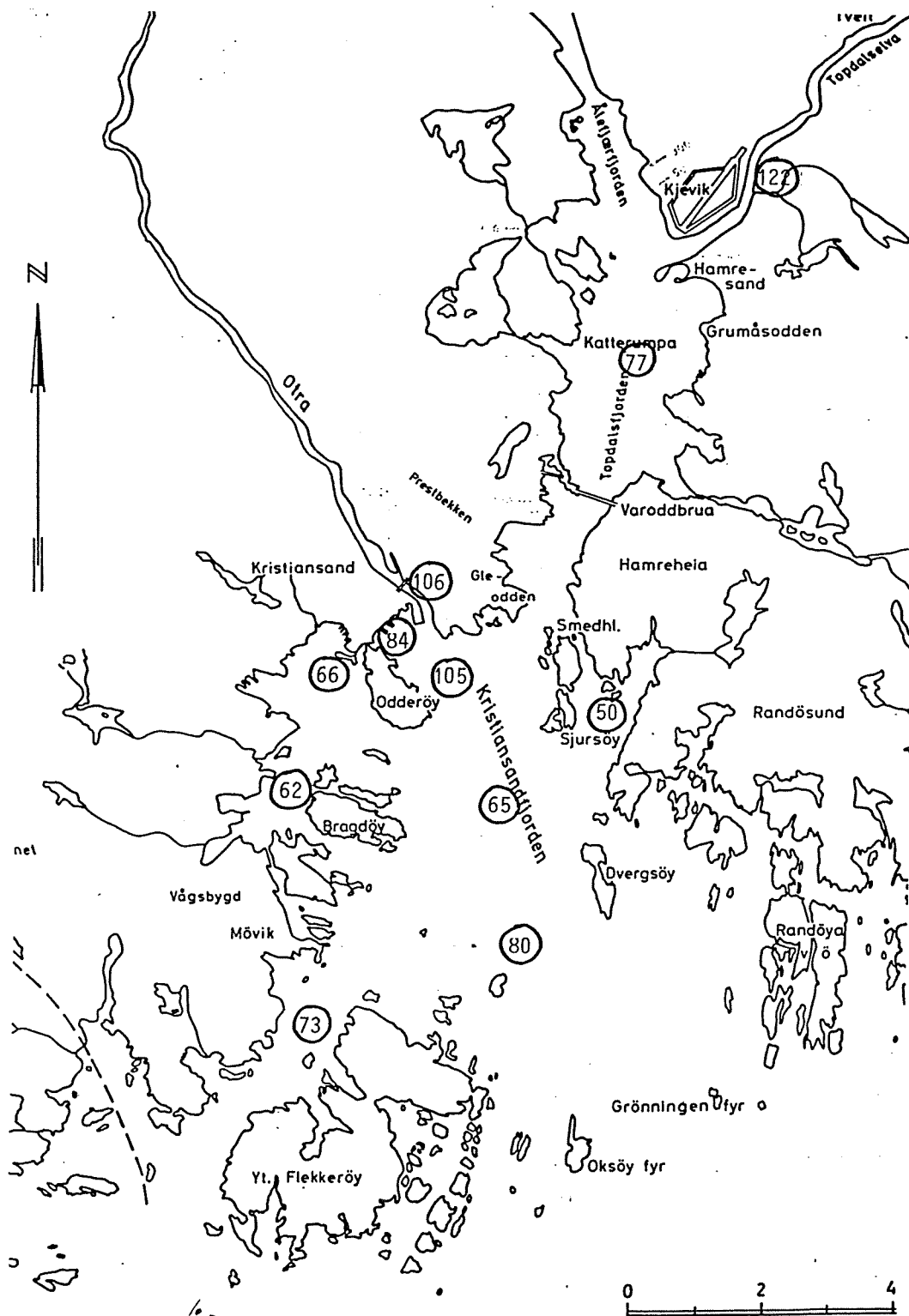


Fig. 5.7. Midlere konsentrasjon av nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) i overflateprøvene for hver stasjon i løpet av undersøkelsen. Antallet prøver er ikke likt på alle stasjonene. Konsentrasjonen er angitt i $\mu\text{g N/l}$.

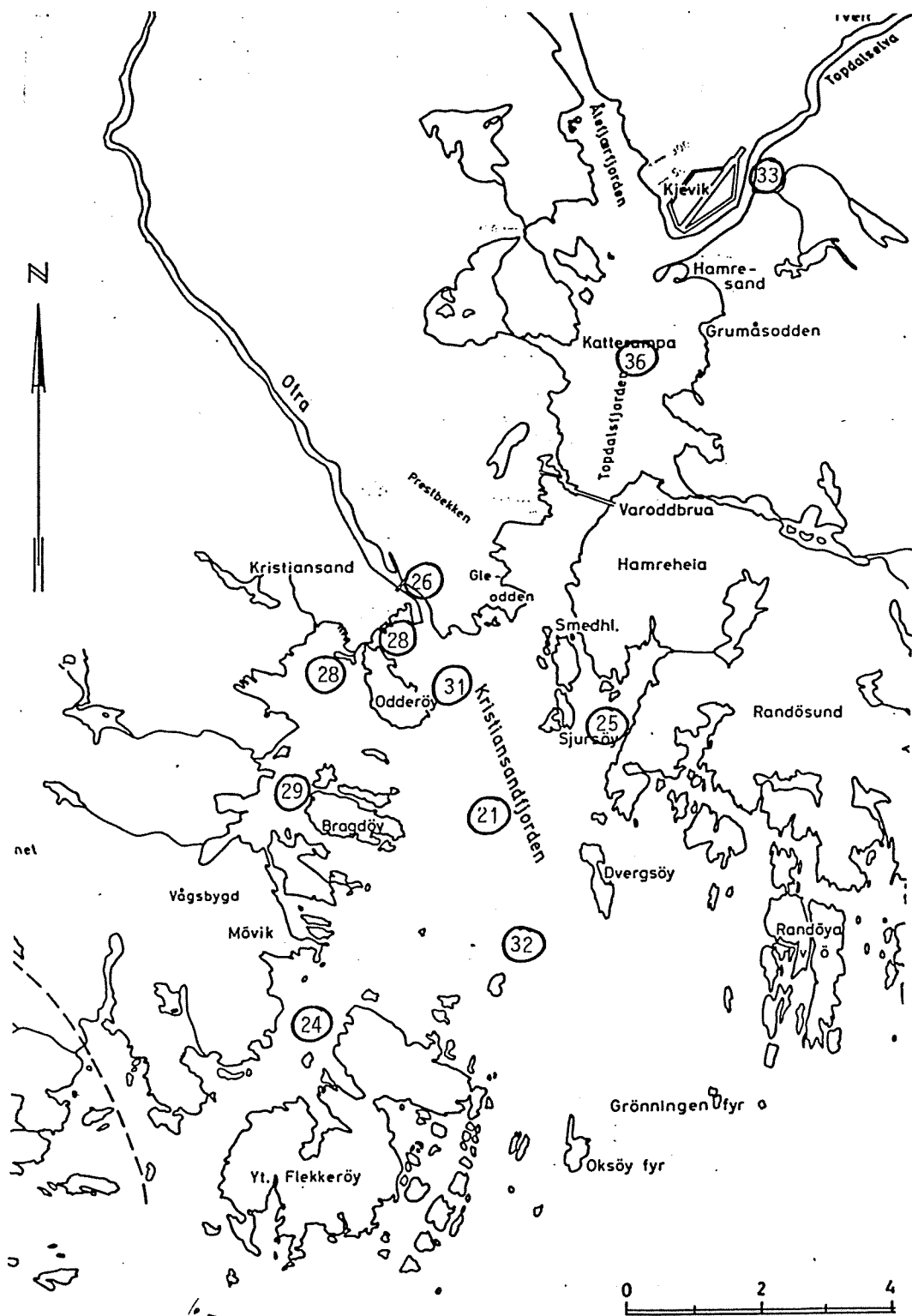


Fig. 5.8. Midlere konsentrasjon av ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) i overflateprøvene for hver stasjon i løpet av undersøkelsene. Antallet prøver er ikke likt på alle stasjonene. Konsentrasjonen er angitt i $\mu\text{g N/l}$.

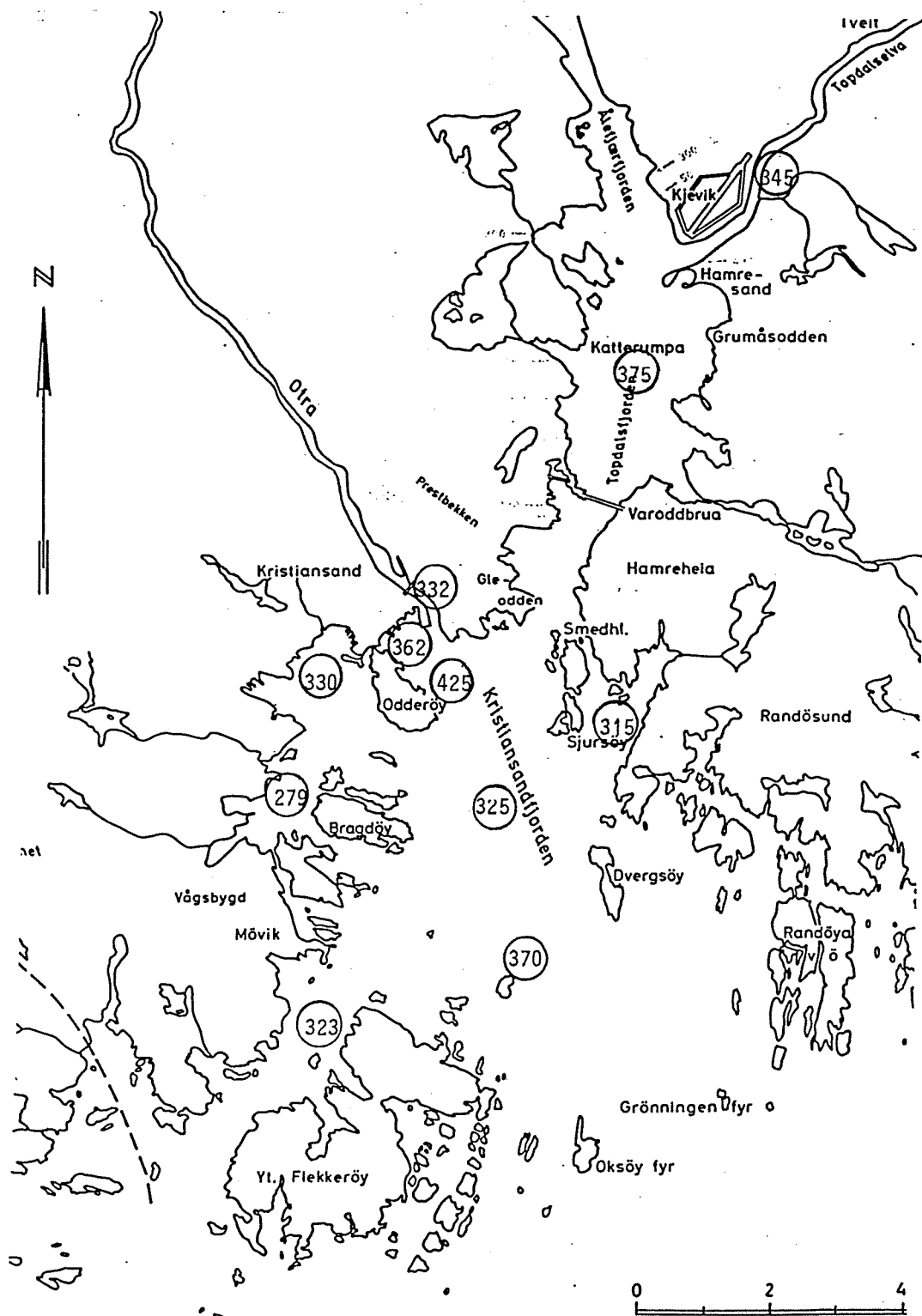


Fig. 5.9. Midlere konsentrasjon av total-nitrogen (Tot-N) i overflateprøvene for hver stasjon i sommerhalvåret (5/4, 14/6, 23/8, 16/10). Likt antall prøver på hver stasjon. Konsentrasjonen er angitt i $\mu\text{g N/l}$.

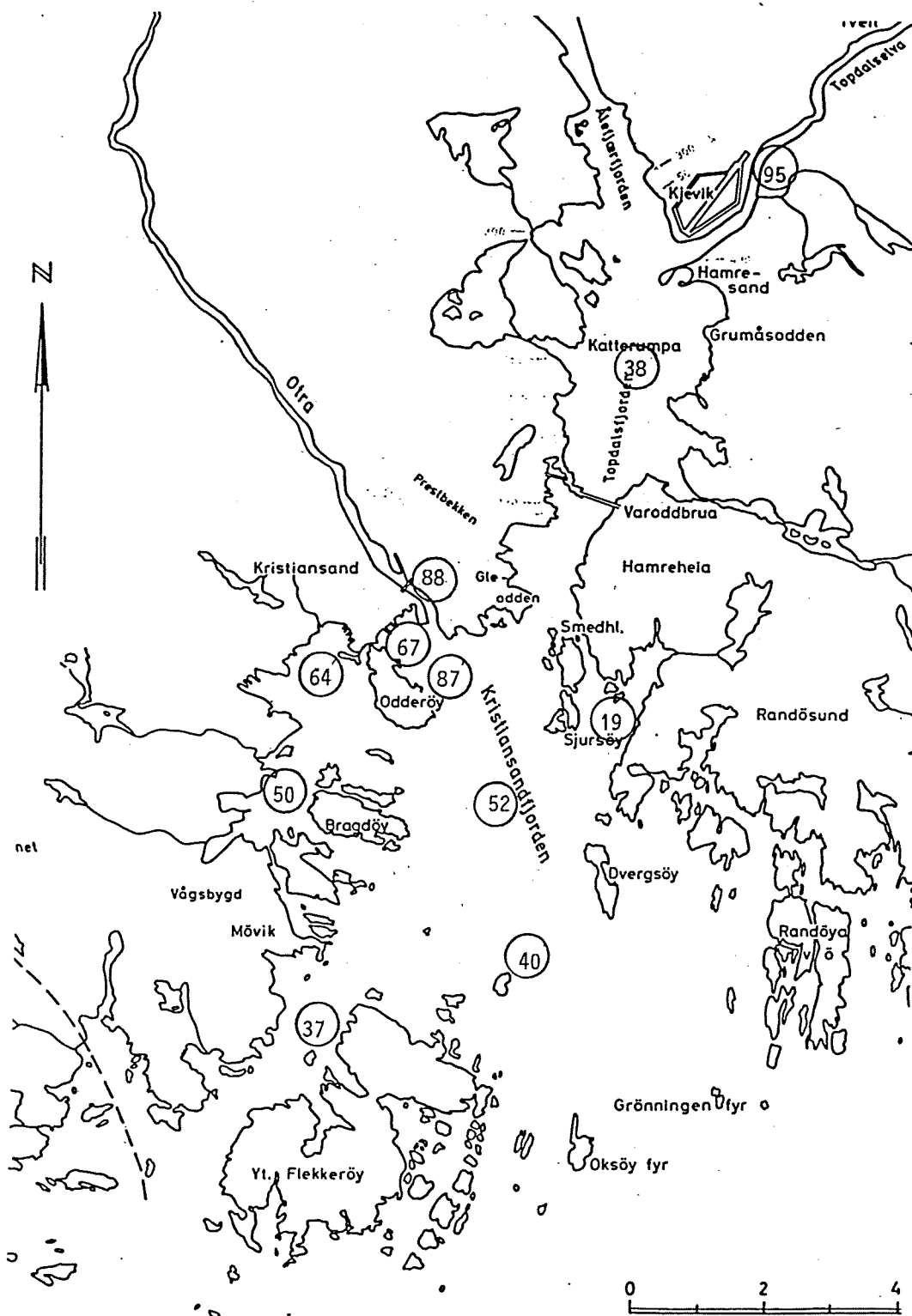


Fig. 5.10. Midlere konsentrasjon av nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) i overflateprøvene for hver stasjon i sommerhalvåret (5/4, 14/6, 23/8, 16/10). Likt antall prøver på hver stasjon. Konsentrasjonen er angitt i $\mu\text{g N/l}$.

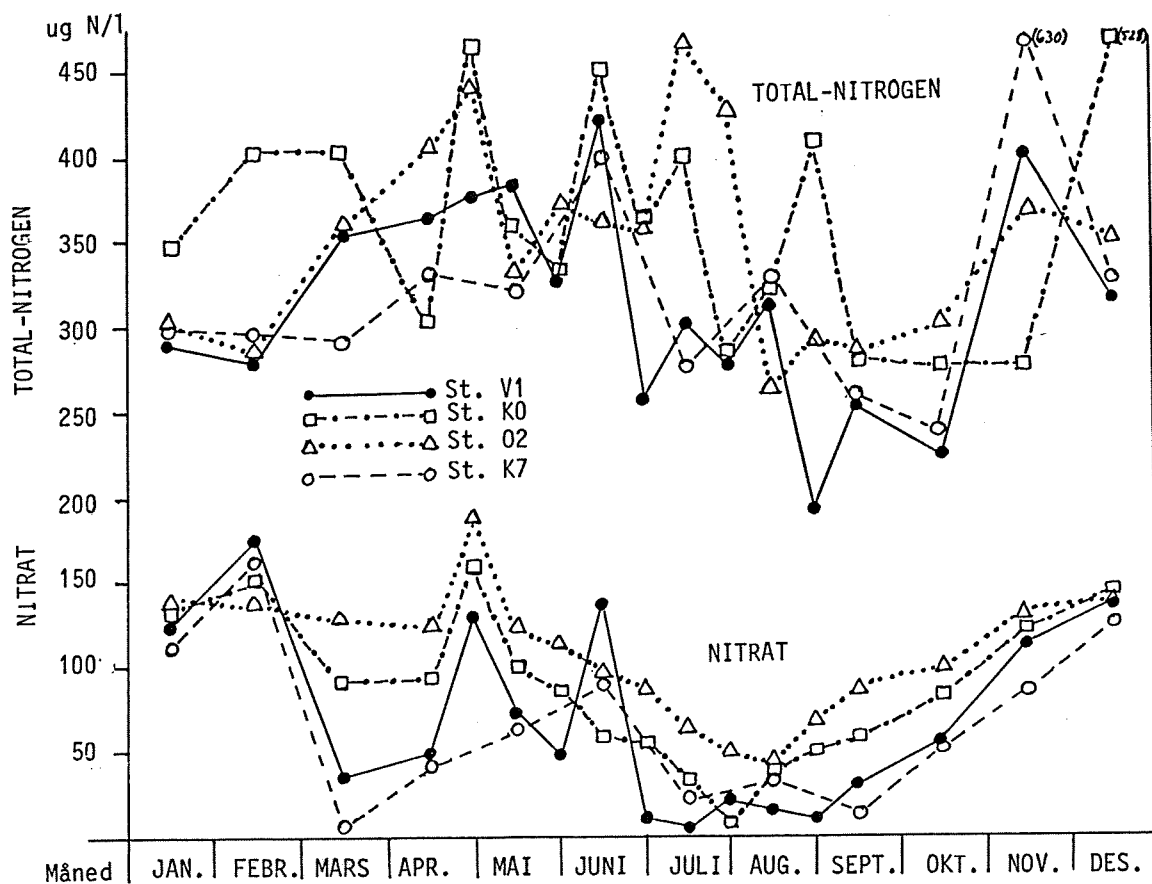


Fig. 5.11. Konsentrasjon av total-nitrogen (Tot-N, µg N/l) og nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$, µg N/l) i overflateprøver for stasjonene V1, K0, O2 og K7 i løpet av 1984.

næringsgrunnlaget for produksjon av alger. Ved å måle celleutbyttet i en serie av delprøver tilsatt ulike næringsstoffer kan man i tillegg få informasjon om hvilket eller hvilke næringsstoffer som er begrensende for utviklingen av testalgen i vannprøven. Ved denne undersøkelsen er det brukt tilsetninger av nitrogen (N) og fosfor (P) enkeltvis og i kombinasjon.

Vekstpotensialmålinger ble også utført i vannprøver tilsatt en organisk kelator (EDTA) som reduserer giftvirkningen av enkelte toksiske ioner, bl.a. tungmetaller, ved å gjøre dem mindre tilgjengelige for algene. Når algene vokser raskere i prøver tilsatt

EDTA, P og N enn i prøver med bare P og N, kan dette derfor være en indikasjon på tungmetallforgiftning.

En undersøkelse av toksisitet ble også utført på en vannprøve fra stasjon V1 i utslippsområdet til Nikkelverket i august 1984 etter at gifteffekter ble påvist ved vekstpotensialmålingen. Testen ble utført etter samme prinsipp som testene av avløpsvann.

Undersøkelser av giftvirkningen i prøver fra forskjellige del-avløpsvann fra Nikkelverket ble utført i november 1983. Veksten av testalger (Phaeodactylum tricornutum) ble målt i forskjellige fortynninger av avløpsvann med sjøvann tilsatt vekstmedium for alger. Veksthastigheten ved de forskjellige fortynningene ble beregnet og sammenlignet med veksthastigheten i kontrollkulturer. Den konsentrasjon som ga 50% reduksjon av algenes veksthastighet (EC-50) ble beregnet.

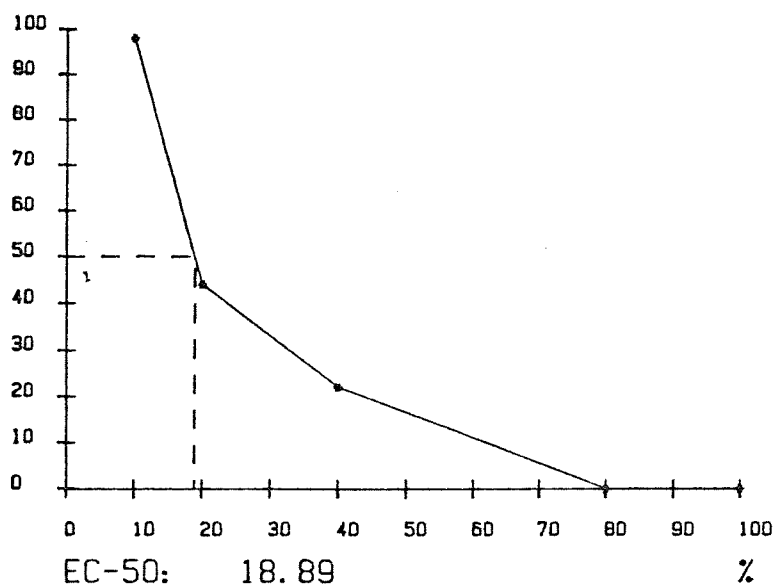
Resultater av vekstpotensialmålinger

Celleutbyttet ved vekstpotensialmålingene er angitt i tabell 5.1. Resultatene viser at næringsinnholdet er størst på stasjonene V1 og V3 (Vesterhavn og Fiskaabukta). Det meget lave celleutbyttet (12 mill. celler/l i Vesterhavn i august skyldes giftvirkning som vil bli omtalt senere. Vekstpotensialet i dette området er ellers av samme størrelsesorden som i de indre og mest forurensningsbelastede bassengene i Oslofjorden om sommeren. Nitrogenbegrensning ble påvist på V1 i juni og V3 i mai. For øvrig var fosfor eller kombinasjonen P+N begrensende, men det var nær balanse mellom disse næringsstoffene i forhold til algenes behov.

Tilsetning av EDTA virket stimulerende på veksten av alger i alle prøvene fra V1 og to av prøvene fra V3. Dette kan tyde på en giftvirkning som reduseres ved tilsetning av EDTA. I prøven fra V1 i Vesterhavn 23.8.84 var algenes vekst meget sterkt hemmet, og EDTA-tilsetning ga bare en svak reduksjon av giftvirkningen (fig. 5.12 og 5.13). Vekstmålinger i en fortynningsserie av prøven i vann fra stasjonene K7 og K9 lenger ut i Kristiansandsfjorden viste at algenes veksthastighet ble redusert med 50% når vannprøven var fortynnet til ca. 20% (EC-50=20%). Når samme test ble utført med tilsetning av EDTA var gifteffekten noe mindre (EC-50=33%).

toksisitetstest uten EDTA

% AV KONTROLL



toksisitetstest med EDTA

% AV KONTROLL

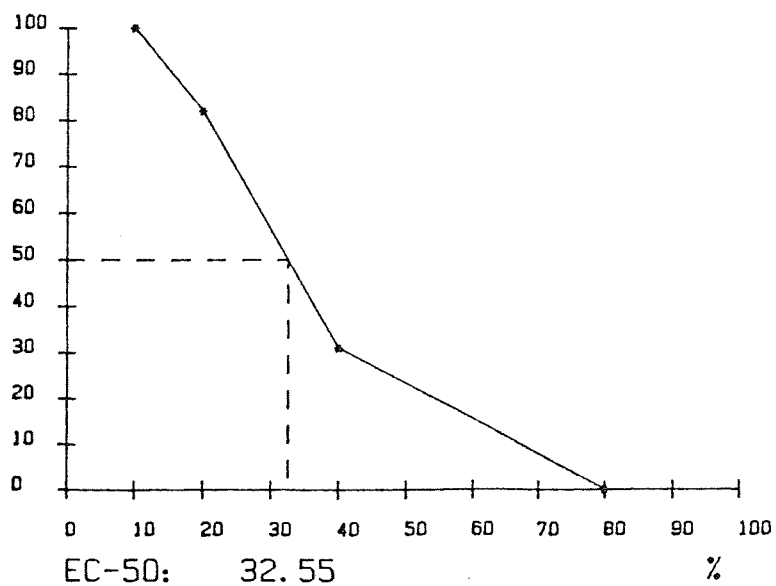


Fig. 5.12. Effekt av vann fra stasjon V1 23.8.84, innblandet i forskjellige konsentrasjoner i vann fra K7+K9. Vertikal akse viser algenes veksthastighet i prosent av en kontrollprøve. Horisontal akse viser den prosentvise andelen av vann fra st. V1. Tilsetning av EDTA gir bedre vekst, men reduserer på langt nær hele gift-effekten.

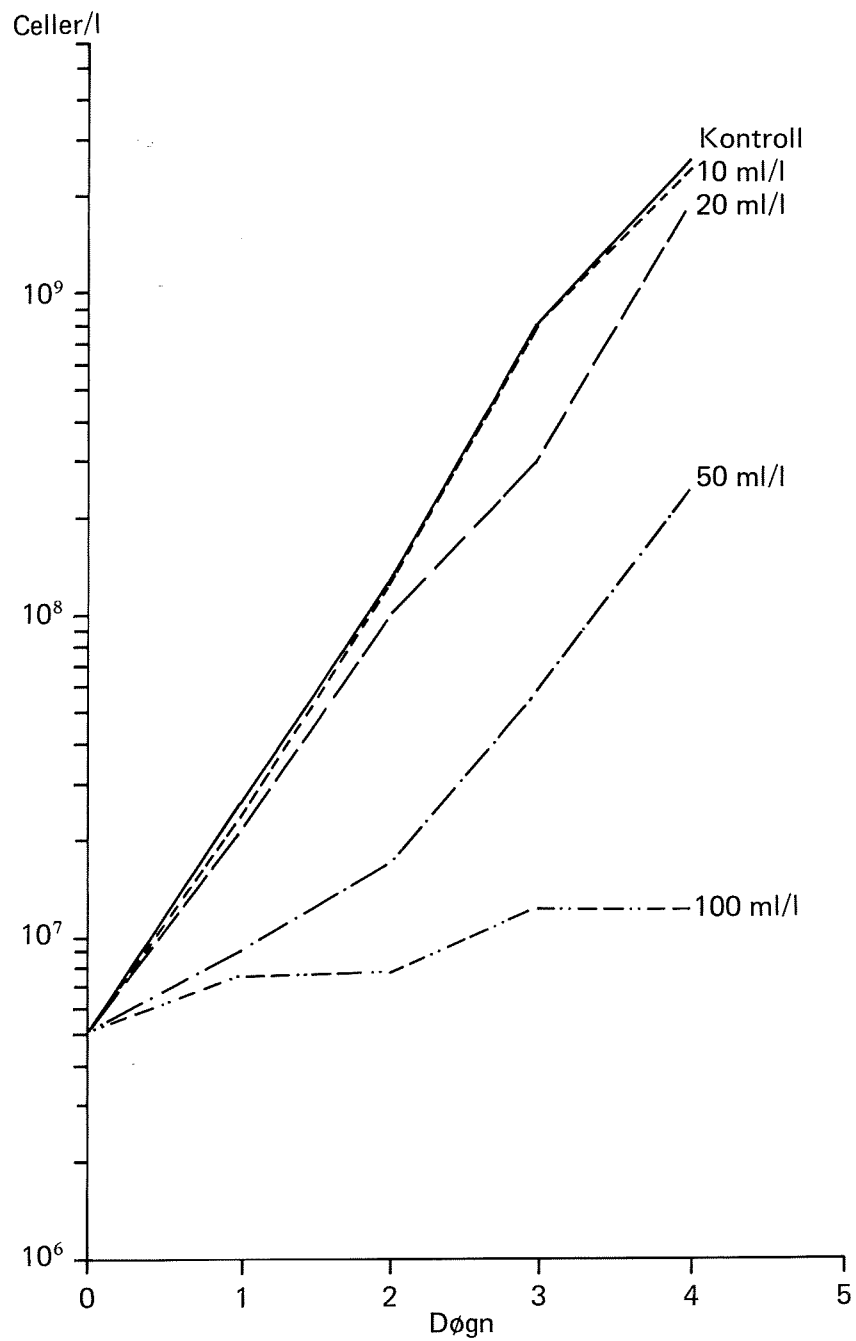


Fig. 5.13. Vekst av *Phaeodactylum tricornutum* i forskjellige konsentrasjoner av avløpsvannet "Rens og SO_2 -vask".

Tabell 5.1. Celleutbytte og begrensende næringsstoff ved vekstpotensialmålingene.

Stasjon	Dato	Celleutbytte mill./l	Begrensende næringsstoff	EDTA- stimul.
V1	16.05.84	303	P	+
V1	14.06.84	488	N	+
V1	23.08.84	12	(P)	+
V1	12.12.84	329	P+N	+
V3	16.05.84	320	N	+
V3	14.06.84	490	P	+
V3	23.08.84	115	P	
K1	16.05.84	154	P	+
K1	14.06.84	140	P	
K1	23.08.84	22	P	
K5	16.05.84	218	P	+
K5	14.06.84	94	P	
K5	23.08.84	115	P	
K7	16.05.84	182	P	
K7	14.06.84	253	P	
K7	23.08.84	28	P	
K9	16.05.84	69	P	
K9	14.06.84	266	P	
K9	23.08.84	47	P+N	
T3	16.05.84	62	P	
T3	14.06.84	119	P	
T3	23.08.84	129	P+N	

Analyser av tungmetaller ble utført som et forsøk på å identifisere årsaken til giftvirkningen i vannprøven fra stasjon V1 i august. Konsentrasjonene av arsen (1.2 µg/l), kopper (4.3 µg/l) og særlig nikkel (32 µg/l), viser markert forurensningspåvirkning, men kan allikevel neppe forklare den observerte giftvirkningen. Sterk ubestemt lukt fra vannprøven tyder isteden på tilstedeværelse av organiske miljøgifter som kan ha vært årsak til veksthemmingen.

På stasjonene K1-K9 utover i Kristiansandsfjorden var celleutbyttet gjennomgående lavere, men med store variasjoner. Meget lave nivåer (mindre enn 50 mill. celler/l) ble funnet i forskjellige

deler av fjorden, også på stasjonen K1 nærmest Kristiansand, uten at dette kan forklares med giftvirkning. I juni var celleutbyttet forholdsvis høyt på de to ytterste stasjonene (K7 og K9), men verdiene tyder ellers på at næringsoverskuddet er lite i dette området. Fosfor var det viktigste begrensende næringsstoffet for produksjonen av testalger.

En svak stimulering av algenes vekst ved tilsetning av EDTA ble registrert på stasjonene K1 og K5 i mai 1984, men ellers hadde EDTA ingen effekt på veksten.

På stasjon T3 i Topdalsfjorden var celleutbyttet lavt og fosfor det viktigste begrensende næringsstoffet. EDTA-tilsetning stimulerte ikke veksten i noen av prøvene.

Giftighet av avløpsvann

Effekten av giftige komponenter i avløpsvannet viser seg ved testene ved at vekstforløpet i kulturene avviker fra kontrollen. I figur 5.13 er vekstkurvene for tester av avløpsvannet "Rens og SO₂-vask" vist som eksempel. Konsentrasjonen 10 ml/l ga ikke noen effekt, men ved 20 ml/l kan man registrere en viss hemming. Ved økende konsentrasjon ble veksten ytterligere redusert, og ved 100 ml/l var hemmingen i det nærmeste fullstendig.

Resultatene kan fremstilles som konsentrasjon/responsdiagrammer, hvor veksthastigheten som % av kontrollkulturens veksthastighet plottes mot konsentrasjonen av avløpsvann. Dette er gjort for samtlige avløpsvann i figur 5.14. Fra konsentrasjon/responsdiagrammet kan EC-50 verdiene beregnes.

Avløpsvannet fra ML-anlegget hadde størst virkning på algene. Ved 10 ml/l var veksten redusert med 46% og ved 50 ml/l var veksthemmingen fullstendig. EC-50 verdien var 12 ml/l. For de øvrige avløpsvannene ble det registrert små eller ingen effekter av konsentrasjonen 10 ml/l, men ved høyere konsentrasjoner ble algene påvirket. EC-50 verdiene var mellom 25 og 90 ml/l. En sammenstilling av EC-50 verdiene er gjort i tabell 5.2. Vi gjør oppmerksom på at storparten av ML-anlegget nå er nedlagt.

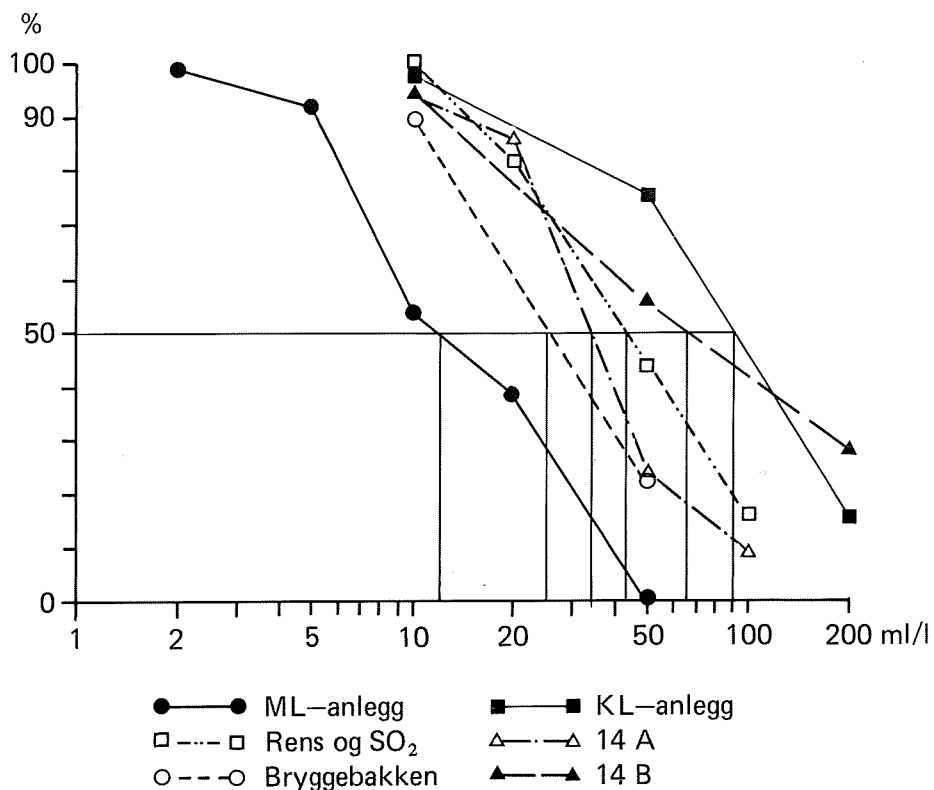


Fig. 5.14. Effekt av delavløpsvann fra Falconbridge A/S på vekst-hastigheten til *Phaeodactylum tricornutum*.

Tabell 5.2. EC-50 verdier for effekt på algenes veksthastighet og konsentrasjoner av kopper (Cu) og nikkel (Ni) i avløpsvannene og ved fortynning til EC-50.

Avløpsvann	Kons. i avløpsvann			Kons. ved EC-50		Fortynning ca.
	EC-50 ml/l	Cu mg/l	Ni mg/l	Cu µg/l	Ni µg/l	
ML-anlegg	12	0.20	2.13	2.4	26	1:85
Bryggebakken	25	3.08	4.42	77	110	1:40
14A	34	0.12	16.3	4.1	554	1:30
Rens og SO ₂	43	1.18	3.23	50	139	1:24
14B	65	0.06	4.40	2.1	286	1:29 (15)
KL-anlegg	90	0.77	3.14	69	283	1:11

Tungmetallanalyser viste høye konsentrasjoner av kopper i avløpsvannet fra Bryggebakken, "Rens-og SO₂-vask" og "KL"-anlegget. Nikkelkonsentrasjonen var høyest i avløpsvannet 14A (16.3 mg/l) og var ellers mellom 2.1 og 4.5 mg/l. Resultatene er vist i tabell 5.2.

Kopper er kjent for å være meget giftig overfor alger. Effekten er imidlertid sterkt avhengig av metallens tilstandsform. Ved tilsetning av koppersulfat til det vekstmedium som ble brukt ved testene av avløpsvann er det funnet en EC-50 verdi på 13 µg Cu/l for Phaeodactylum tricornutum (Källqvist et al., 1981).

Effekten av nikkel på alger er mindre kjent, men nikkel regnes som mindre giftig enn kopper. Et orienterende test av nikkel med Phaeodactylum viste at EC-50 verdien er over 500 µg/l.

Konsentrasjonene av nikkel og kopper ved EC-50 konsentrasjonene for de forskjellige avløpsvannene er vist i tabell 5.2. Sammenstillingen viser at giftvirkningen kan skyldes kopper i avløpsvannene fra Bryggebakken, "rens og SO" og "KL"-anlegget. I avløpsvannet 14B kan den høye nikkelkonsentrasjonen (554 µg/l ved EC-50) ha vært årsaken til giftvirkningen. I avløpsvannet fra "ML"-anlegget som var mest giftig, er konsentrasjonene av kopper og nikkel for lave til å kunne forklare toksisiteten. I dette vannet må derfor andre toksiske forbindelser være tilstede. Også i avløpsvannet 14B er årsaken til giftvirkningen uklar.

Resultater av den økotoksikologiske karakteriseringen av klorerte alkylbensener (KAB) er rapportert innen prosjektet "Økotoksikologisk testing av miljøgifter" finansiert av NTNFs miljøgiftutvalg, fagrapport 1/84. En kort sammenfatning av resultatene av toksisitetstester, særlig med alger vil imidlertid bli gjort også her for sammenligning med den observerte giftvirkningen av avløpsvann og resipientvann i Vesterhav. n.

Et ekstrakt av KAB er blitt fremstilt og karakterisert av Senter for Industrieforskning fra "blyulfatslam" fra Falconbridge Nikkelverk. Ekstraktet inneholder en rekke forskjellige klor(brom) alkylbensener. Toksisitetstest med sjøvannsalgen Skeletonema costatum viste at KAB har en meget sterk toksisk effekt. Andre testede organismer har vist noe lavere sensitivitet. En sammenstilling av toksisitetsdata for KAB-ekstraktet er gitt i tabell 5.3.

Tabell 5.3. Resultat av toksisitetstester av KAB (fra prosjekt: "Økotoksikologisk testing av miljøgifter").

Testorganisme	Respons	Forholdstallet EC-50/LC-50
<u>Alger</u>		
Skeletonema costatum	vekst	12
Selenastrum capricornutum	vekst	330
Naturlig planktonsamfunn	fotosyntese	21
<u>Krepsdyr</u>		
Daphnia magna	bevegelighet	280
Balanus improvisus	bunnslåing og metamorfose	110
<u>Fisk</u>		
Salmo salar (laks)	dødelighet 96 t.	~250

5.3.3 Vannmassene i 0-20 m dyp

På st. V1 i Vesterhavn og st. K7 i Kristiansandsfjorden ble det hver 2 måned (7 tokter i alt) tatt næringssaltanalyser på prøvedypene 0-5-10-15 m, (pluss 20 m for st. V1). Resultatene fra disse parallelle prøveseriene er fremstilt på figur 5.15 og 5.16 som dybdeprofiler av middelverdien for hvert prøvedyp over året.

Som vist på figur 5.15 er totalfosforkurvene sammenfallende, med unntak for overflaten hvor verdiene for Vesterhavn var ca 2 µg P/l høyere. Den midlere fosfatkonsentrasjon var derimot 2-3 µg P/l høyere i alle dyp i Vesterhavn enn i Kristiansandsfjorden. Vi ser videre at de laveste fosfatverdiene var å finne i overflaten både på st. V1 og st. K7.

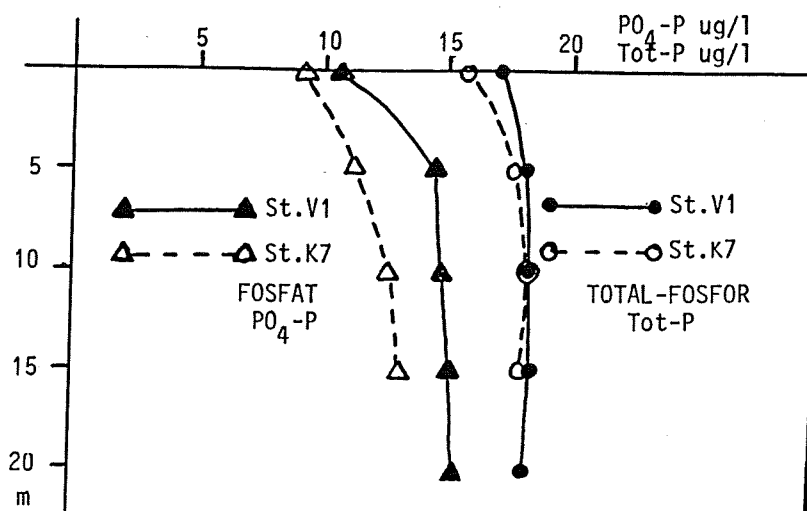


Fig. 5.15. Midlere konsentrasjon av total-fosfor og fosfat som funksjon av dypet for st. V1 og st. K7.

Den midlere konsentrasjon av totalnitrogen var sammenfallende for alle prøvedyp. Overflateverdiene var ca 60 µg N/l høyere enn de dypere prøver (jfr. fig. 5.16) Også nitratkonsentrasjonen var tilnærmet sammenfallende mellom de to stasjonene. Ammoniumverdiene var generelt lave, men noe høyere i Vesterhavn.

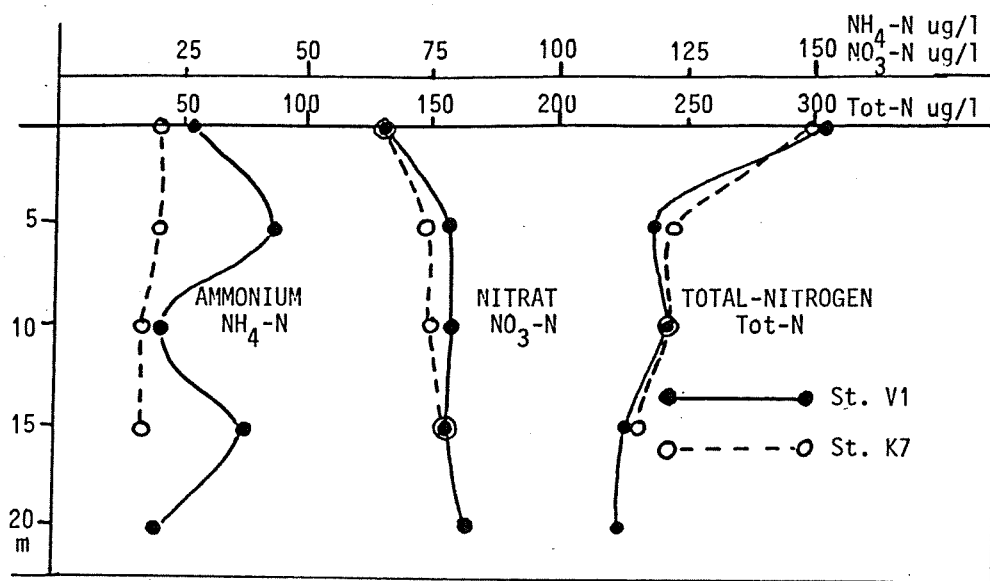


Fig. 5.16. Midlere konsentrasjon av total-nitrogen, nitrat og ammonium som funksjon av dypet for st. V1 og st. K7.

For å illustrere vekslingene i konsentrasjonen av næringsalter i den eufotiske sone i de to områdene er middelverdien for alle prøvedyp satt opp grafisk som stolpediagram for hvert tokt på fig. 5.17 og 5.18. Ved en slik oppstilling kan vi se om områdene følger eller avviker fra hverandre. Figur 5.17 viser at det var relativt store variasjoner i totalfosfor og fosfat over tid, og variasjonene følger hverandre på de to stasjonene. Den 14/6 registreres en markert økning i både totalfosfor og fosfat, samtidig som det var stor forskjell i verdiene på de to stasjonene. Økningen kan forklares med at sterk vestlig vind over flere dager i tiden 11-14/6 fremkalte en oppstrømming av salt, kaldt og næringsrikt dypvann, som fullstendig skiftet ut de øvre vannmassene i Vesterhavna og Kristiansandsfjorden.

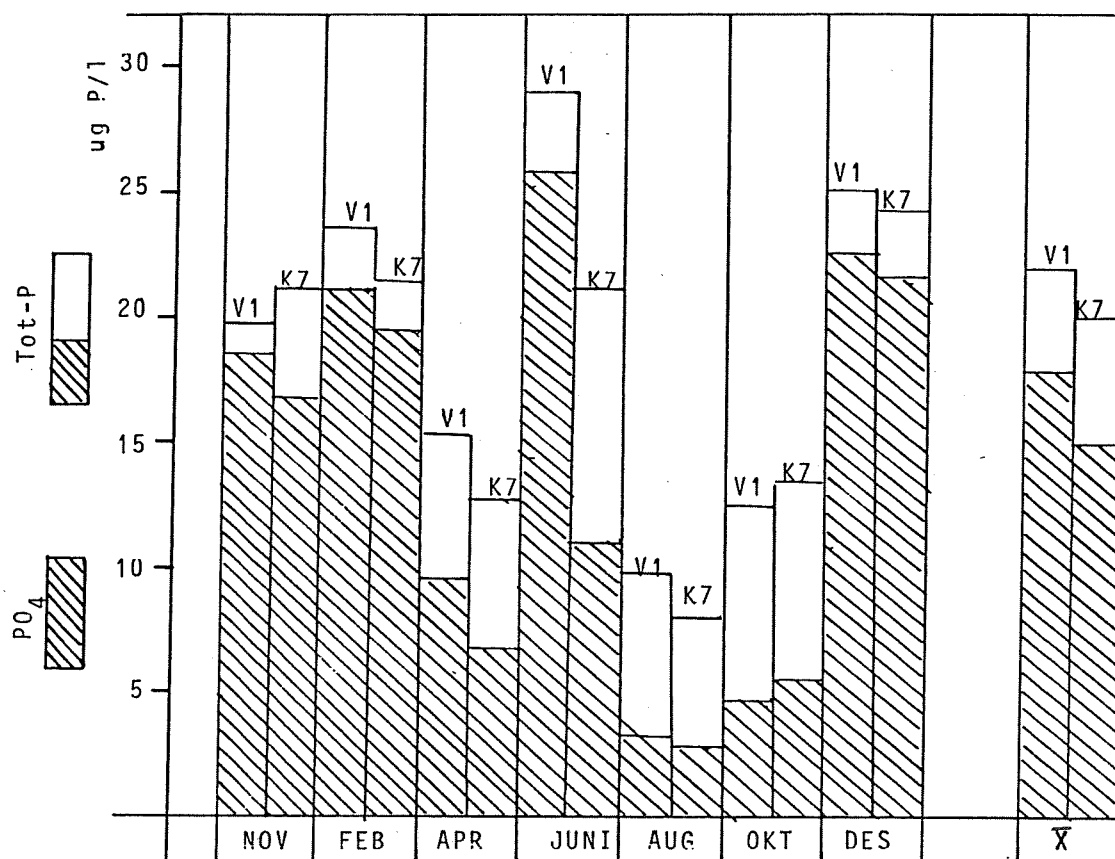


Fig. 5.17. Midlere konsentrasjon av total-fosfor og fosfat for alle prøvedyp satt opp parvis for st. V1 og st. K7 for hvert tokt.

Totalnitrogenverdiene vekslet mellom 200 - 300 $\mu\text{g N/l}$ i løpet av perioden, men forskjellen mellom stasjonene var liten (jfr. fig. 5.16). Nitratverdiene varierte som ventet mere enn totalnitrogen, men forskjellen mellom stasjonene var også her liten. Også for totalnitrogen og nitrat viste toktet den 14/6 en markert økning i konsentrasjonene.

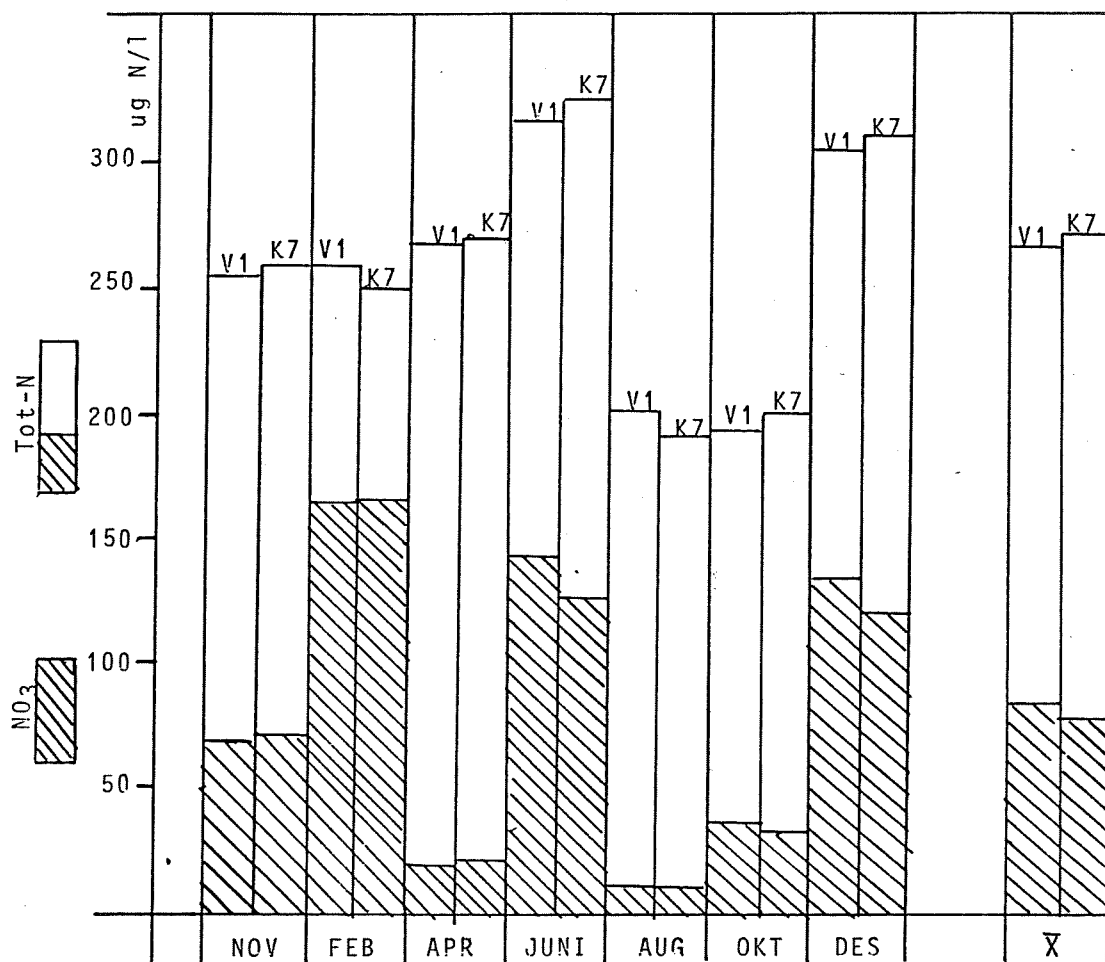


Fig. 5.18. Midlere konsentrasjon av total-nitrogen og nitrat for alle prøvedyp satt opp parvis for st. V1 og st. K7 for hvert tokt.

5.3.4 Forholdet mellom nitrogen og fosfor

I et marint algesamfunn bestående av mange arter og ved balansert vekst, regner man med et gjennomsnittlig forhold på 7:1 mellom nitrogen og fosfor i algene, og at algene opptar stoffene fra sjøen i samme forhold.

Store avvik fra dette forholdstallet (N/P-forholdet) samtidig som konsentrasjonen av en eller begge næringsstoffene går mot null, kan indikere at underskuddet på vedkommende stoff etterhvert kan bli begrensende for en videre algevekst.

I tabellen er N/P forholdene (vektbasis) for nitrat+ammonium/

fosfat regnet ut på grunnlag av middelveiene for alle prøvedyp for hvert tokt for st. V1 og K7.

Stasjon	V1 K7	V1 K7	V1 K7	V1 K7	V1 K7	V1 K7	V1 K7	V1 K7
Nitr.+amm./ fosfat	8.1 -	8.6 9.5	4.2 5.1	6.3 12.4	10.7 8.2	10.7 13.5	7.0 7.4	7.9 9.4
Dato	18/11	9/2	5/4	14/6	23/8	16/10	12/12	hele

Resultatene viser at at N/P-forholdet varierte mellom ca. 4 og 13. Avviket fra det teoretiske forhold 7:1 var oftest relativt små, og med unntak for toktet den 14.6 var forskjellene mellom stasjonene ikke store.

På grunn av ferskvannets relativt lave innhold av fosfor og høye nitrogeninnhold, var N/P-forholdet i elveprøvene fra Otra og Topdalselva markert høyere enn ute i fjorden. Verdiene for Østerhavn (K0) og Topdalsfjorden (T3) var også høyere enn fjordstasjonene.

5.3.5 Siktedyp og klorofyll a

Siktedypet ble målt på alle stasjoner på hvert tokt. Siktedypet måles ved å senke en hvit sirkelformet skive (diam. 30 cm) nedover i vannet og er det dypet hvor skiven ikke lenger kan ses med det blotte øye. Siktedypet varierte fra tokt til tokt, men variasjonene var stort sett like over de fleste stasjoner. Det var allikevel markerte forskjeller enkelte toktdager mellom forskjellige deler av fjorden. For å illustrere dette var siktedypet for Vesterhavn (V1), Fiskaabukta (st. V3), Østerhavn (st. K1) og Kristiansandsfjorden (K7) fremstilt på fig. 5.19a-b.

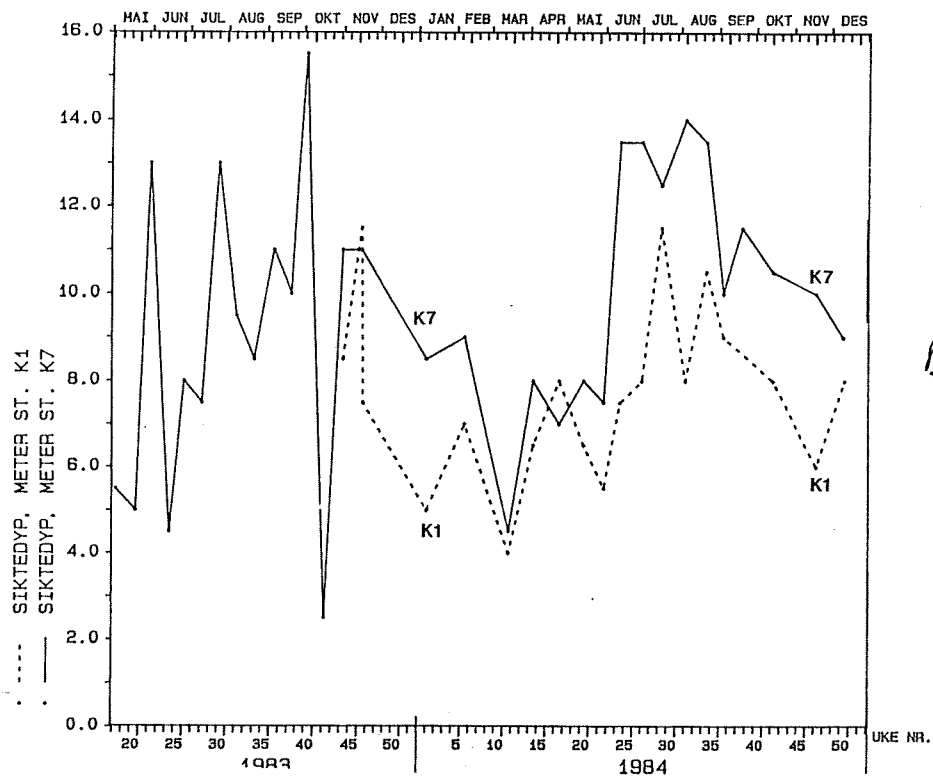
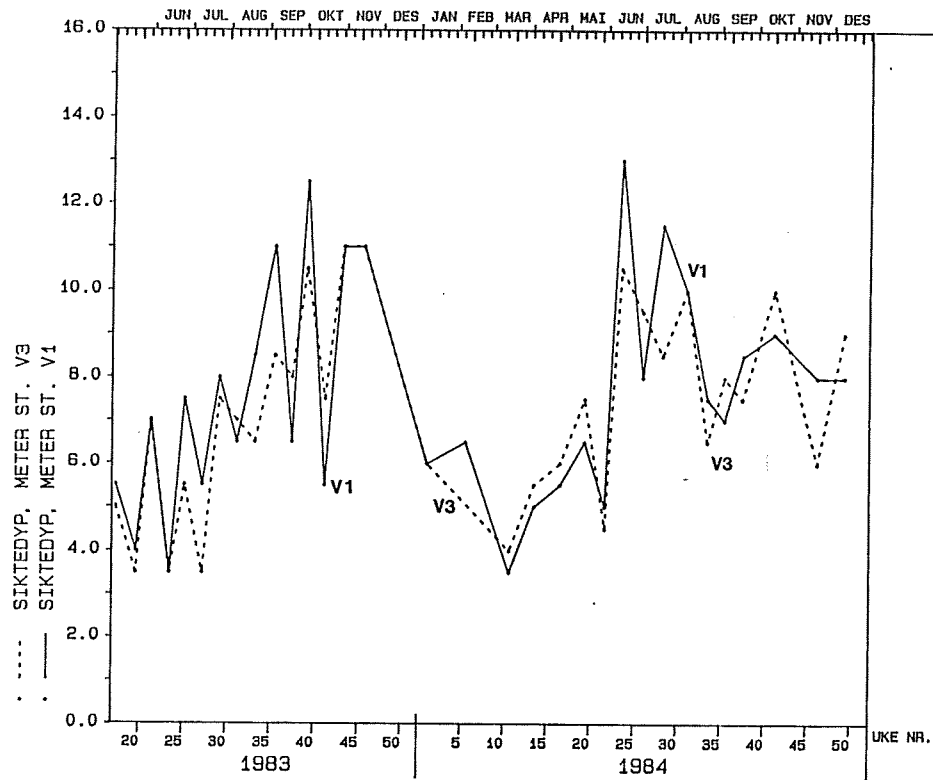


Fig. 5.19. Siktedyb som funksjon av prøvetakingdato.

A: Stasjonene V1 og V3.

B: Stasjonene K1 og K7.

Planteplanktonmengden er i dette prosjektet hovedsakelig estimert ut fra klorofyll a-målinger i overflateprøver. På fig. 5.20 er klorofyll a innholdet fremstilt for Vesterhavn (V1), Topdalsfjorden (T3) og Kristiansandsfjorden (K7). De høye verdier i mars og dels april viser at våroppblomstringen var i gang. Med et par unntak (st. V1 1/6 og T3 14/6) var klorofyll a-konsentrasjonen mindre enn 1.5 µg/l resten av vekstsesongen.

På st. V1 og st. K7 var det også målt klorofyll a i prøver fra 5, 10 og 15 m dyp hver 2. måned i sommerhalvåret. Klorofyll a innholdet i de dypere prøvene lå oftest på samme nivå som overflateprøvene. På st. K7 var gjennomsnittet 2.3 µg klf. a i 0-2m dyp (n=8). Gjennomsnitt for 5-15m var også 2.3 µg klf. a/l (n=3). På st. V1 var tilsvarende verdier 1.4 µg klf. a (n=12) og 1.5 µg klf. a/l (n=4).

Maksimumsverdiene var imidlertid høyere i 0-2m enn dypere nede: 12.2 mot 8.7 µg klf. a/l på st. K7 og 5.2 mot 3.9 µg klf. a/l på st. V1. Resultatene tyder på at produksjonen oftest var noenlunde den samme i hele vannsøylen 0-15m.

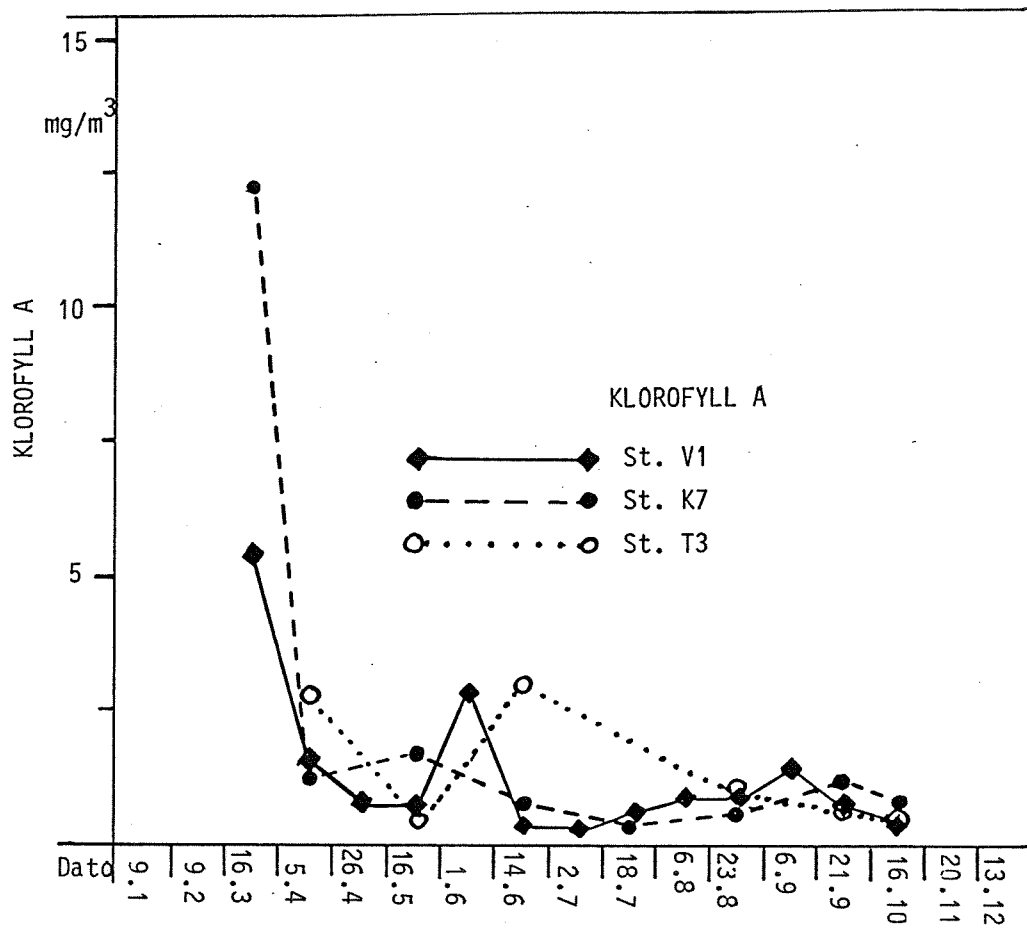


Fig. 5.20. Konsentrasjon av klorofyll a som funksjon av prøvetakingsdato for stasjonene V1, K7 og T3.

5.4 Diskusjon

5.4.1 Sammenligning mellom deler av fjordområdet

Et av formålene med de vannkjemiske målinger har vært å påvise forskjeller i vannkvalitet mellom forskjellige deler av fjordsystemet, og om mulig forklare slike gradienter ut fra tilførsler og fjerning av stoffer. Undersøkelsen har vært konsentrert om overflatelagets kvalitet. Bedømmelsen av gradienter og kvalitet er gjort ut fra næringsalter, klorofyll a og siktedyp.

Med utgangspunkt i fjordens topografi, ferskvannstilførsel via elver og belastning via utslipp er det naturlig å dele fjorden i følgende områder: Vesterhavn/Fiskaabukta, Østerhavn, Otra, Topdalsfjorden og Kristiansandsfjorden.

For å se om det er forskjeller mellom områdene er det foretatt en parvis t-test av samtidige målinger for en del stasjoner, se forøvrig fig. 5.3, 5.4, 5.8 og 5.9.

Tabell. 5.2 Utvalgte stasjoner sammenlignet med en parvis t-test. Tallene viser den prosentvise sannsynlighet for at det ikke er forskjell mellom stasjonene.

	Tot-P	PO ₄	Tot-N	NO ₃	NH ₄	Siktedyp
K0 mot K7	→11	→ 11	← < 1 *	← 2 *	← 3 *	→ 0*
V1 mot K7	← 9	← 2 *	← 17	← 2 *	← 3 *	→ 0*
K7 mot K9	←71	← 85	→ 43	← 27	→ <1 *	← 17
V1 mot V3	← 6	← 4 *	← 68	← 13	← 69	← 13

Pil mot venstre viser at den stasjonen som står først har høyeste verdier. Motsatt for pil mot høyre. Vi anser en forskjell som statistisk sikker (signifikant) når det er mindre enn 5% sannsynlig at det ikke er forskjell mellom stasjonene (verdier merket med *).

Generelt viser undersøkelsen små og tilfeldige forskjeller i vannkvalitet vurdert ut fra nitrogen og fosforinnhold. Forholdene domineres av elvevann fra Otra og Topdalselva, som har det laveste fosforinnhold og det høyeste nitrogeninnhold. Overflate- laget i Østerhavn (st. K0) er et blandingsvann av Otravann og fjordvann. Østerhavn hadde lavere fosforinnhold enn de øvrige

fjordområder og signifikant høyere nitrogeninnhold enn Kristiansandsfjorden.

Siktedypet i Østerhavn var markert dårligere enn i hovedfjorden lenger ute (st. K7).

Forskjellene mellom de to stasjonene i Vesterhavn/Fiskaabukta var små, men med signifikant høyere verdier for ortofosfat i Vesterhavna.

Ved undersøkelsen ble det spesielt lagt opp til sammenligning av kvalitet for vannlaget fra 0 til 20 m mellom området Vesterhavn/Fiskaabukta (st. V1/V3) og Kristiansandsfjorden (st. K7). Resultatene viser at det i middel var små forskjeller i vannkvalitet og belastning av nitrogen og fosfor mellom disse områdene, se fig. 5.1-5.10. For fosfat, nitrat og ammonium viser dog den statistiske testen at det var signifikant høyere verdier inne i Vesterhavn. Totalnitrogen og totalfosfor viser ikke signifikante forskjeller mellom stasjonene. Ved bestemte vindpåvirkninger og strømforhold vil det kortvarig kunne registreres større forskjeller i næringssaltbelastning mellom de to områdene.

Siktedypet i Vesterhavn/Fiskaabukta var markert dårligere enn i hovedfjorden (st. K7). Som årsmiddel var forskjellen 2 m. I sommerhalvåret var forskjellen gjennomsnittlig 2.5 m, mot ca. 1.5m vinterstid. Årsaken til dette må være at Vesterhavn har høyere plantep planktonproduksjon og relativt sett tilføres mer partikulært materiale enn området ved st. K7.

Topdalsfjorden har noe lavere fosforinnhold enn Kristiansandsfjorden, og et markert høyere nitrogeninnhold. Økningen i nitrogeninnhold skyldes sannsynligvis avrenning fra landarealer, dvs. påvirkning av Topdalselva.

De 4 overflatestasjonene i Kristiansandsfjorden som dekker området fra Vestergapet til Korsvikfjorden og Kinn viste innbyrdes små og tilfeldige forskjeller.

I sommerhalvåret var helsemyndighetenes krav om minst 2-3 m siktedyp i friluftsbad oppfylt på alle stasjoner (SIFF 1976). På det laveste var siktedypet ca. 3.5 m. Typiske sommerverdier var 5-10 m. Laveste verdi - 2.5 m - ble målt på st. K7 i oktober 1983.

Det er vanskelig å bedømme Otras og Topdalselvas betydning for vannkjemien i fjordområdet. Man kan i utgangspunktet tenke seg at ellevannet vil virke gjødselende på fjorden m.h.p. nitrogen. Like viktig kan være at ellevannet river med seg dypereliggende saltvann og gjør dette saltvannets ressurser av næringsalter (spesielt fosfor) tilgjengelig for planktonalgene. Dette forutsetter at saltvannet erstattes fra dyp hvor næringssaltene ikke er forbrukt, dvs. dyp større enn den eufotiske sonen. Hvordan dette systemet virker i Kristiansandsfjordområdet er ikke studert ved denne undersøkelsen.

Forklaringen på de forholdsvis små og vekslende gradienter i overflatelagets vannkvalitet er blandingsprosesser samt stor og vekslende vannutskiftning. Tilførselene fra kloakkutslipp blandes raskt med stadig fornyende vannmasser og transporteres ut. Fortynningsvolumene er så store at det var vanskelig å registrere signifikante forskjeller mellom potensielt belastede og "forurensete" næringsområder og bakgrunnsverdier i de tilførende vannmasser. Det er betegnende i så måte at den vindinduserte omrøring og oppstrømming den 14.6 tilførte overflatelaget i Vesterhavn et større fosfatinnhold enn det som er registrert pga. tilblending fra kloakkutslipp.

5.4.2 Fosfor eller nitrogen som vekstbegrensende faktorer for planteplanktonproduksjonen.

Vi vil her støtte oss til resultater fra algetester (kap. 5.3.2), målinger av næringsalter (kap. 5.3.1) og forholdstall mellom nitrogen og fosfor (kap. 5.3.4).

Vekstpotensialmålingene påviste underskudd på nitrogen på st. V1 i juni 1984 og på st. V3 i mai 1984. Forøvrig var fosfor eller kombinasjonen fosfor + nitrogen begrensende, men det var nær balanse mellom disse næringsstoffene i forhold til algenes behov.

Vi regner gjerne med et midlere forholdstall på 7:1 (vektforhold) mellom opptak av nitrogen og fosfor i planktonalger. Store avvik fra dette forholdstallet samtidig som konsentrasjonen av et eller begge næringsstoffene går mot null, kan indikere at underskuddet på vedkommende stoff etterhvert kan bli begrensende for en videre algevekst.

I februar, før våroppblomstringen, var forholdstallet ca. 9

samtidig som konsentrasjonene av N og P var relativt høye (tabell s. 56, fig. 5.5 og 5.11). Man må regne med at mangel på lys begrenset planteplanktonproduksjonen på det tidspunktet.

Den 5. april var forholdstallet sunket til ca 4-5, og nitrogen kunne bli begrensende. Resten av året viste målingene verdier som samsvarte med algetestene, noenlunde balanse mellom nitrogen og fosfor eller tendens til fosforunderskudd.

Disse resultatene kan forklares ved at Vesterhavns-området tilføres relativt mindre nitrogen enn fosfor (ca. 200 tonn N/år og ca. 40 tonn P/år gir forholdstall 5:1), noe som vil gi tendens til nitrogenbegrensning i algeveksten. På den annen side vil elvevannet bidra med et relativt stort nitrogenoverskudd, som dels vil motvirke fosfortilførselen til Vesterhavns og dels kan gi tendenser til et relativt fosforunderskudd i selve Kristiansandsfjorden og Østerhavns.

På stasjon V1 og delvis også på stasjon V3 var algene utsatt for giftvirkninger. Algetestene tydet på at forurensning med metaller i de fleste tilfeller hadde en viss betydning. I ett tilfelle med sterk giftvirkning var sannsynligvis årsaken at vannet inneholdt mye organiske miljøgifter.

5.4.3. Sammenligning med tidligere undersøkelser

Vi har sammenlignet målinger av ortofosfat og nitrat i Vesterhavns i 1968-69, med tilsvarende målinger i 1983-84.

	1968-69			1983-84		
	N	Ar.middel	Median	N	Ar.middel	Median
Ortofosfat ($\mu\text{g/l}$)	6	6.2	5.5	18	10.8	5.5
Nitrat ($\mu\text{g/l}$)	6	39.8	22	18	68.7	52

Tallene alene kan tyde på en økning av konsentrasjoner for 1968-69 til 1983-84. Statistisk sett (Mann Whitneys test på median) er sannsynligheten for en økning omkring 80% for nitrat, og 20% for ortofosfat. Dette relativt "svake" resultatet kan skyldes store

variasjoner i tallmaterialet (både vinter- og sommerverdier er med, og få verdier fra 1968-69).

Fra Korsvikfjorden foreligger data fra 1975, august til desember (Magnusson 1976) og fra 1979, juni til september, (Solheim 1980) Nedenfor er ført opp nivåene for vannmassen 0-15 m fra st. 4 i Korsvikfjorden ved de nevnte undersøkelser. St. 4 ligger nord for Dvergsøya og bør kunne sammenlignes med st. K7 ved denne undersøkelsen.

	St.4 Aug-des. 1975	St.4 Juni-sept 1979	St.K7 1984
Tot-P	10-25	10-25	10-25
PO ₄ -P	2-7	0-14	3-20
Tot-N	250-450	100-450	200-330
NO ₃ -N	10-50	0-100	10-150

Alle verdier i µg/l.

Konsentrasjonen av nitrogen og fosfor ligger på samme nivå og omtrent samme variasjonsbredde i 1984 som det som er funnet i 1975 og 1979.

6. OKSYGENFORHOLD I FJORDOMRÅDENES DYPVANN

Tilgang på tilstrekkelig oksygen er en forutsetning for høyerestående liv. Oksygenmangel oppstår når oksygenforbruket pga. nedbrytning av organisk materiale over en lenger periode er større enn oksygentilførselen ved vannutskiftningen. Fordi dypvannsfornyelsen i terskelfjorder periodevis er svært liten, er dypvannet i Topdalsfjorden og Ålefjærfjorden sårbart for belastning med organisk materiale.

Den vanlige utviklingen i sørnorske terskelfjorder er at dypvannsfornyelser i løpet av ettervinteren eller våren da gir relativt gode oksygenforhold. Utover høsten og vinteren blir forholdene dårligere fordi oksygen forbrukes ved nedbrytning av organisk materiale som tilføres dypvannet, og liten dypvannsfornyelse gir liten ny tilførsel av oksygen. Omfanget av dypvannsfornyelsene - og dermed oksygenforholdene, vil ofte variere fra år til år.

Hensikten med oksygenmålingene i Kristiansandsfjordområdet har primært vært å kartlegge minimumsverdiene. Dessuten vil man så langt som mulig trekke sammenligninger med tidligere år.

I vurderingene bruker vi følgende generelle skala, basert på FAO (1969) og Kirkerud og medarb. (1984);

Kritiske forhold: 0-2 ml/l
 Dårlige forhold: 2-3,5 ml/l
 Tilfredstillende forhold: > 3,5 ml/l

6.1. Ålefjærfjorden

Fra st. T2, Ålefjærfjorden; finnes data helt tilbake til 1924 (Statens Biologiske Stasjon Flødevigen, unpubl. data). Fig. 6.1 viser målinger i 40m, 50m og 60m dyp. Det er verdt å merke seg at oksygenvikt i dypvannet ble registrert så tidlig som 1925. Ved undersøkelsen i 1968-70 ble det bare tatt en måleserie (28.5.68) fra dypvannet på st. T2. I 50 m dyp var det da 5.0 ml O₂/l (ca. 70% metning), dvs. gode oksygenforhold. Årsaken var trolig en dypvannsfornyelsen tidligere på våren. Fig. 4.4 (kap. 4.3) viser data fra 1983-84.

Kristiansandfjorden
Oksygen på stasjon T2

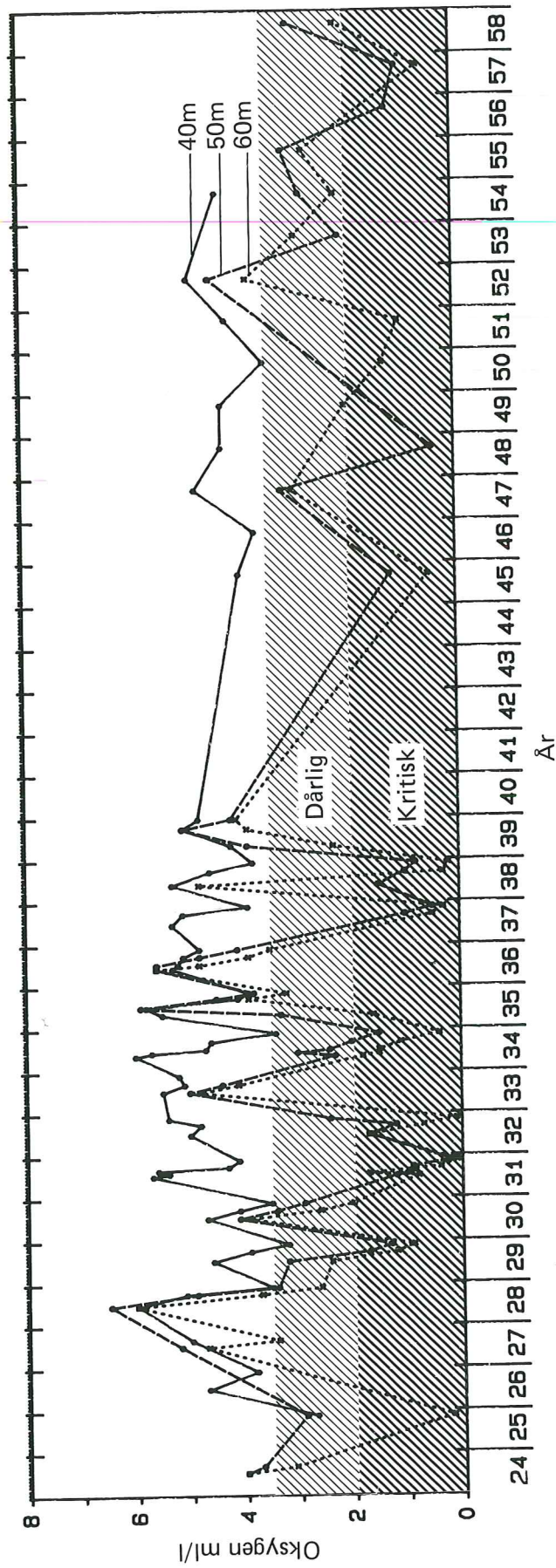


Fig. 6.1. Oksygenforhold i Alefjærfjorden 1924-58

Det er få holdepunkt for å avgjøre om oksygenforholdene har blitt dårligere siden 1924. Oksygenforbruket i tidsrom med liten vannutskiftning kan imidlertid gi en indikasjon. Nedenfor er gjort beregninger for 60m dyp for fire aktuelle tidsrom:

Tidsrom	Antall døgn	Reduksjon mlO_2/l	Reduksjon pr. uke, mlO_2/l
24.9-24.11 1928	59	1.1	0.13
8.7-17.9 1930	72	1.3	0.13
17.9-18.11 1930	62	0.6	0.07
22.8-24.10 1984	63	0.8	0.09

Det er ikke mulig å trekke sikre slutninger ut fra slike enkle overslagsberegninger, men tallene tyder ikke på noen økning av oksygenforbruket i Ålefjærfjorden de siste 50 år. Det er vel heller ikke grunn til å tro at belastningen har økt vesentlig.

6.2. Topdalsfjorden

Resultater av oksygenmålinger på st. T3 i Topdalsfjorden er vist på fig. 6.2-6.3 og 4.2. Dårlige og iblant kritiske forhold har vært registrert i dypvannet helt siden 1924. Tilsvarende beregninger og vurderinger som for Ålefjærfjorden gav som resultat at selv om målingene i 50m dyp kan tyde på en forverring av forholdene, kan ikke beregninger av oksygenforbruket underbygge den mistanken.

Oksygenforbruket under stagnasjonperioder i 65-70m dyp var 0.18 $\text{ml O}_2/\text{uke}$ både i 1924, 1929 og 1984. Dette er høyere enn for Ålefjærfjorden, og tyder på en større belastning med organisk materiale.

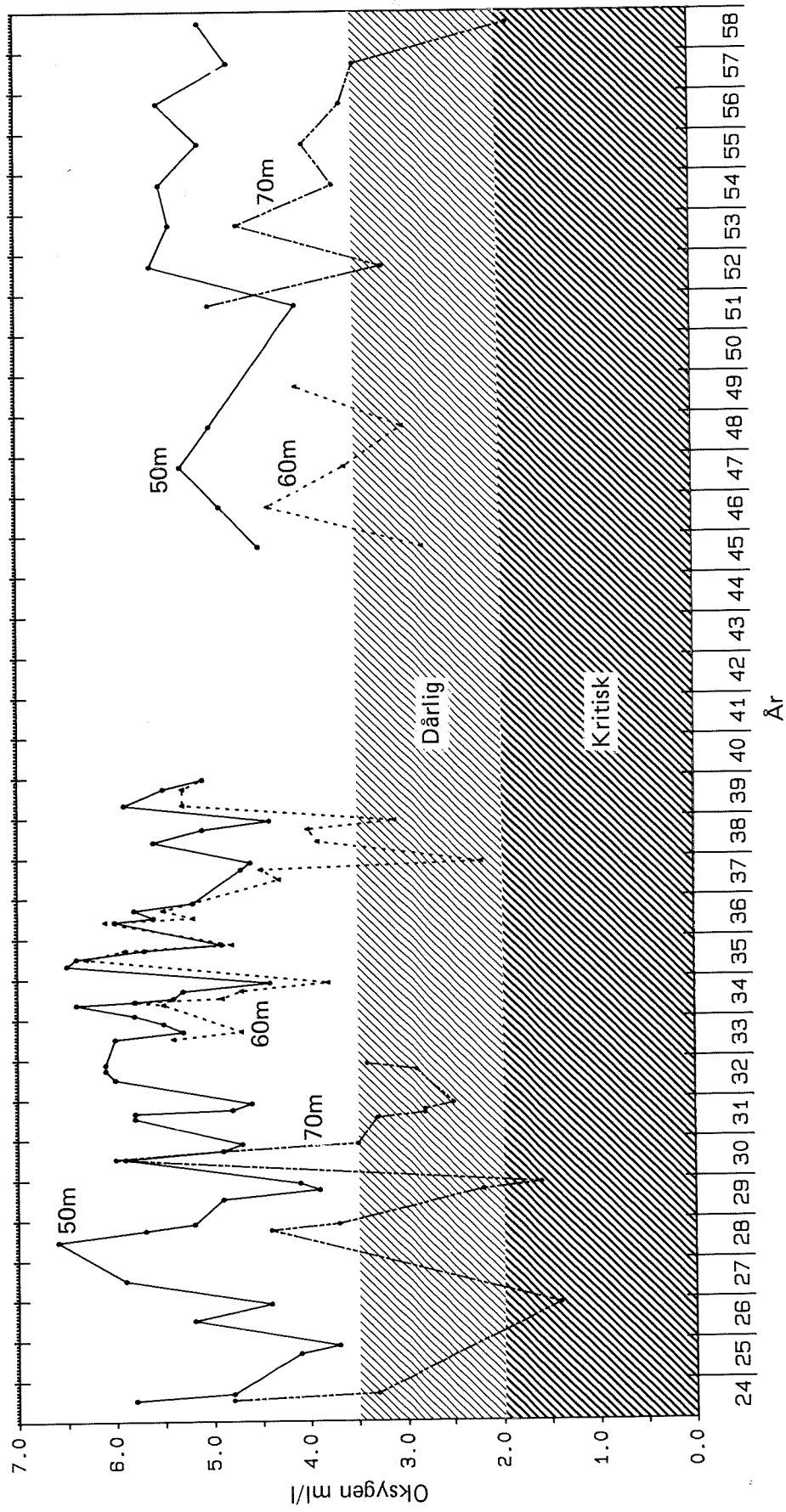


Fig. 6.2 Oksygenmålinger på st. T3, Topdalsfjorden, i 1924-58.

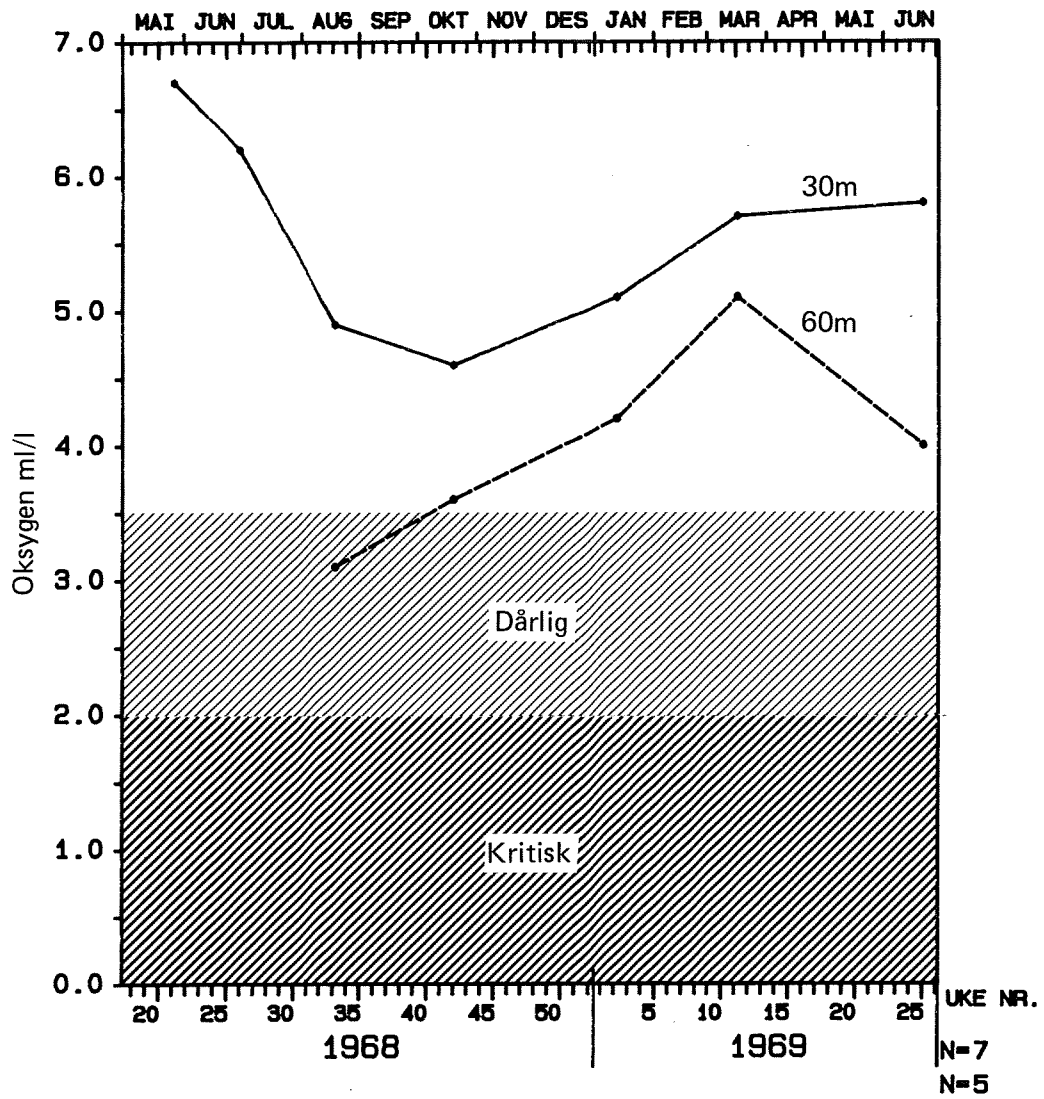


Fig. 6.3 Oksygenmålinger på st. T3, Topdalsfjorden, i 1968-69.

6.3. Vesterhavn og Fiskaabukta

Dataene omfatter stasjonene V1 og V3, se fig. 1.1.

For st. V1 finnes data for tidsrommene 30.5.68 - 24.6.69 og 18.11.83-12.12.84. Resultatene nær bunnen (30m dyp) er oppsummert nedenfor:

Tidsrom	Antall målinger	Minimum m lO_2 /l	Arit. midd. m lO_2 /l
30.5.68-24.6.69	7	4.7	6.3
18.11.83-12.12.84	6	5.4	6.2

Oksygenforholdene var tilfredsstillende under begge tidsrom. Selv om minimumverdien var høyere i det siste tidsrommet, er ikke det alene tilstrekkelig grunnlag til å si at forholdene gjennomgående har forbedret seg.

På st.V3 i Fiskaabukta lå oksygenkonsentrasjonene i 1983-84 på samme nivå som i Vesterhavn.

6.4. Kristiansandsfjorden

Datamaterialet omfatter st. K7. Samme stasjon eller en nærliggende (nederste dyp 150m) ble også besøkt i tidsrommet 1924-58. Nedenfor er resultatene oppsummert for dette området:

Tidsrom	Dyp	Antall målinger	Minimum m lO_2 /l	Arit. midd. m lO_2 /l
1924-58	150	53	3.6	5.9
	175-180	8	5.4	5.9
1983-84	150	6	5.3	6.0
	175	6	5.5	6.0

De to dataseriene er for ulike både i antall registreringer og

tidspunkt (i 1924-58 bare noen få registreringer fra månedene desember-juni) til at noen statistisk sammenligning er mulig. Men med unntak for $3.6 \text{ mlO}_2/\text{l}$ i 150m 20.11.31, er det ingen tegn til oksygenproblemer.

7. VURDERING AV BELASTNINGEN PÅ VESTERHAVN, ØSTERHAVN OG SELVE HOVEDFJORDEN

I foregående kapitler har vi gjennomgått tilførsler av forurensninger, vannutskiftning og vannkvalitet i 0-20m dyp. I tillegg kan overflatelaget i de enkelte fjordområdene bli tilført fosfor eller nitrogen gjennom vannutskiftning med omkringliggende vannmasser. I dette kapitlet vil vi benytte belastningstall og vannutskiftning for å vurdere nærmere den konsentrasjonsøkningen mht. fosfor og nitrogen utslippene av kommunalt avløpsvann vil medføre.

De nåværende utslipp av kommunalt avløpsvann tilsvarer ca. 40.000 personekvivalenter. Vi vil se dette utslippet i sammenheng med tilstanden i sommerhalvåret (mars-september), dvs. det tidsrommet da algeproduksjonen i vann og strandsone nyttiggjør seg nærings-saltene. Av samme grunn vil vi se på de løste stoffene, dvs. de som algene umiddelbart kan bruke. Vi regner først på mengder (kg/døgn) og deretter på konsentrasjonsøkning. For tilførslene fra land er antatt at 80% av stoffene er oppløste eller i fin suspensjon (derav ca. 80% ortofosfat og 90% ammonium) som tilsvarer ca. 70 kg P/d og ca. 400 kg N/døgn.

7.1 Vesterhavn og Fiskaabukta

I fig. 7.1 er midlere tilførsel fra land jevnført med mengdene som tilføres området gjennom vannutskiftningen i 0-10m. Vi regner da med at alt avløpsvann innblandes i 0-10m dyp, dvs. at også avløpsvannet som slippes ut i 15-22m dyp stiger opp og innlagres i dette nivået. Som konsentrasjon i omkringliggende vannmasser har vi brukt gjennomsnitt for 0-10m dyp på st. K7. Vi minner om at gjennomsnittlig oppholdstid for overflatelaget i Vesterhavn og Fiskaabukta ble anslått til 1-2 døgn i kap. 4.5.1. Det må understrekes at dette er enkle overslagsberegninger - vel vitende at tilførslene både fra land og gjennom vannutskiftningen med omkringliggende vannmasser (oppstrømming av dypvann i Vesterhavn, innstrømming av overflatevann fra selve Kristiansandsfjorden) varierer mye over sommerhalvåret. Imidlertid synes det klart at det er gjennom vannutskiftningen at området vanligvis får tilført mest nitrogen (nitrat og ammonium).

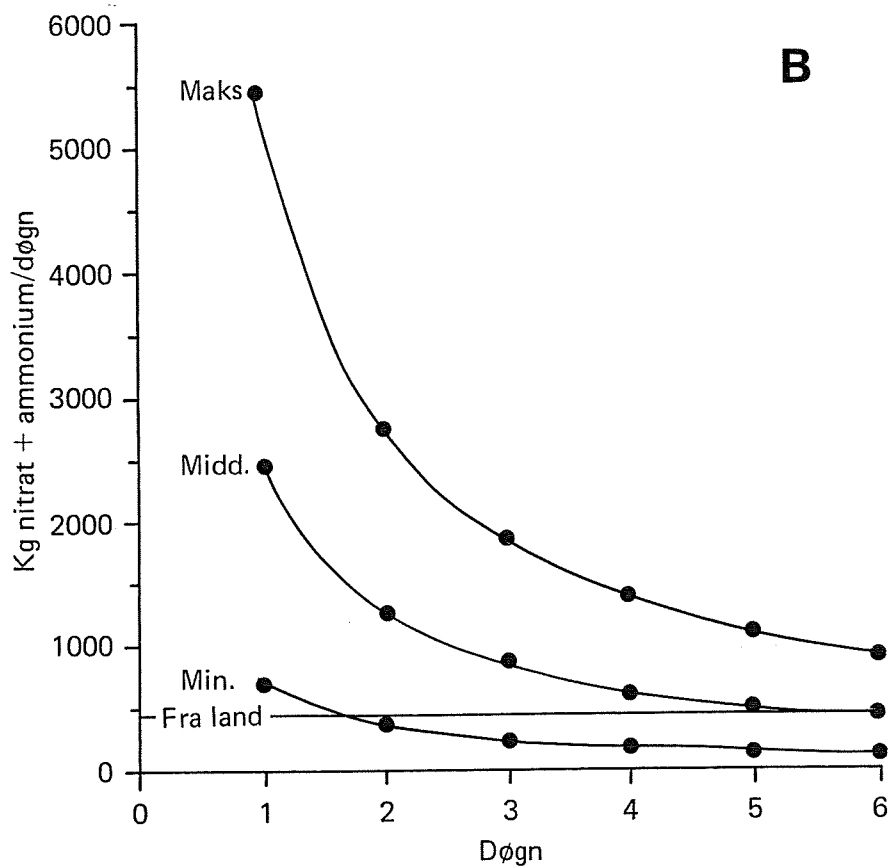
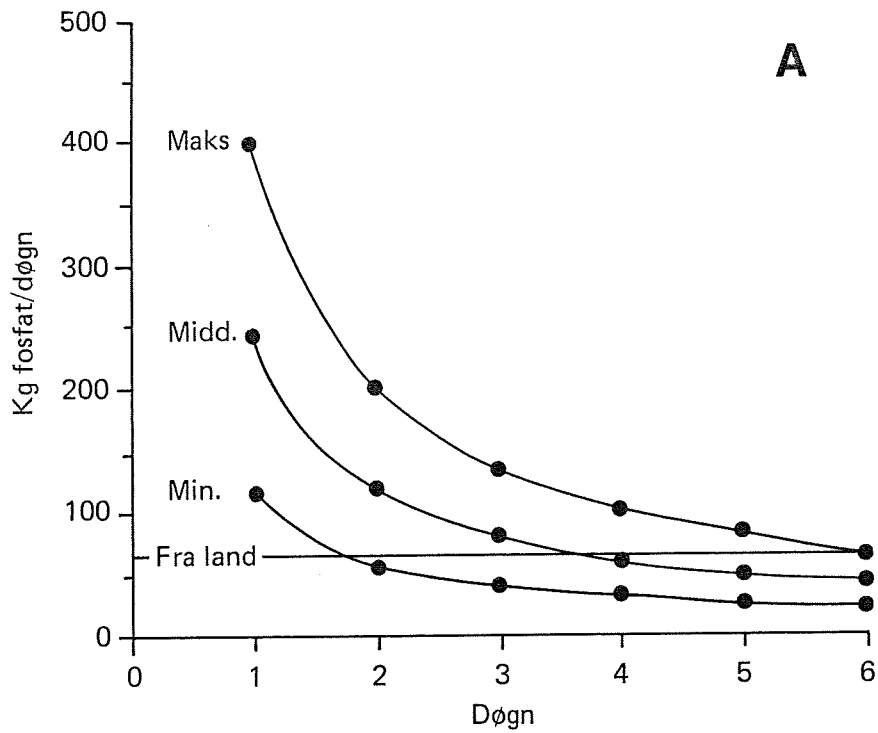


Fig. 7.1. Midlere tilførsel av næringsalter fra land til Vesterhavn og Fiskaabukta og tilsvarende tilførsel gjennom vannutskiftning med omkringliggende vannmasser i sommerhalvåret.

A: fosfat

B: nitrat + ammonium.

For fosfat er situasjonen mye den samme, men i perioder med liten vannutskiftning og lave konsentrasjoner i vannmassene vil tilførselen fra land dominere.

Vi vil her tilføye at denne beregningsmåten sannsynligvis underestimerer bidraget fra de omkringliggende vannmassene fordi den ikke inkluderer innblanding av vannmasser dypere enn 10m. De store svingningene i overflatelagets saltholdighet (jfr. fig. 4.7) tyder på at det ofte inntreffer situasjoner da vind driver overflatelaget ut av området og dypere liggende vannmasser løftes opp (såkalt upwelling).

Alternativt kan vi beregne midlere konsentrasjonsøkning i vannmassen 0-10m, dvs. i ca. $40 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Konsentrasjonsøkningen blir som følger:

Oppholdstid	Fosfat	Nitrat + ammonium
0.5 døgn	1 µg/l	5
1 "	2	10
2 "	3.5	20
3 "	5	30
4 "	7	40
5 "	9	50

Som omtalt i kap. 4.5.1 kan 1-2 døgn antas å være en vanlig oppholdstid.

Til sammenligning var ca. 6 µg P/l (ortofosfat) og ca. 70 µg N/l (nitrat + ammonium) gjennomsnittsverdier for 0-10m dyp i Vesterhavnen sommeren 1984. I hovedtrekk samsvarer dette med resultatet av materialbalansen foran.

7.2 Østerhavnen og selve Kristiansandsfjorden

Den nåværende belastning på overflatelaget fra utslipp til dette området er ca. 63 kg/d (25.000 pe. regnet som totalfosfor). Til sammenligning vil vi anslå størrelsen av den stofftransporten til overflatelaget som vannutskiftningen bidrar med. Som før konsentrerer vi oss om sommerhalvåret: april-september.

Vi vil først beregne hva den inngående sjøvannsstrømmen under det utstrømmende brakkvannslaget bidrar med.

$$\text{Brakkvannstransporten } Q_{\text{ut}} = \frac{S_{6\text{m}}}{S_{6\text{m}} - S_0} R$$

der: $S_{6\text{m}}$ = saltholdigheten i 6m dyp dvs. den inngående sjøvannsstrøm

S_0 = saltholdighet i brakkvannsstrømmen

R = ferskvannstilførselen

Den inngående sjøvannsstrømmen Q_{inn} blir

$$Q_{\text{inn}} = Q_{\text{ut}} - R$$

Vi har beregnet Q_{inn} for alle prøveserier på st. K1 og K7 i sommerhalvåret 1981, 1982, 1983 og 1984. For st. K1 utenfor Tangen ble gjennomsnittsverdien

$$Q_{\text{inn}} = 100 \text{ m}^3/\text{s}$$

For st. K7, som i denne sammenheng påvirkes både av ferskvannet fra Otra og Topdalsfjorden, ble

$$Q_{\text{inn}} = 320 \text{ m}^3/\text{s}$$

For å beregne hvilken fosfortransport dette tilsvarer benytter vi målinger for 5m dyp på st. K7. Verdiene for sommerhalvåret 1984 var 5.5-22.5 mg P/m³ som totalfosfor, og 1.5-11 mg P/m³ som ortofosfat. Antar vi henholdsvis 10 mg P/m³ og 5 mg P/m³ som typiske verdier, tilsvarer dette for området innenfor st. K1:

Middeltransport pr. døgn: 86 kg totalfosfor (154-195 kg/d)
43 kg ortofosfat (13-95 kg/d)

For hele området innenfor st. K7 får vi tilsvarende:

Middeltransport pr. døgn: 275 kg totalfosfor (154-624 kg/d)
137 kg ortofosfat (42-305 kg/d)

I realiteten vil vannutskiftningen være betydelig større pga. effekten av vind, tidevann, lufttrykk og variasjoner i kystvannet. Det betyr igjen at det "naturlige" bidraget til nærings-

saltbelastningen er større.

På den annen side må man anta at næringssaltkonsentrasjonen i vannmassen som kommer utenfra ikke er helt upåvirket av brakkvannstransporten ut fjorden.

Alle størrelsene i en slik enkel materialbalanse lar seg ikke kvantifisere, men hovedkonklusjonen synes klar: Ved de nåværende forhold, med hovedsakelig utslipp til brakkvannslaget, kan utslippene til Otra og Østerhavn i sommerhalvåret utgjøre en betydelig tilleggsbelastning i Østerhavn-Tangenområdet.

Lenger ute i fjordsystemet vil de naturlige stofftransportene dominere.

8. REFERANSER

FAO, 1969: Fishery technical paper no. 94, p. 70. Rome.

Kirkerud, L., Knutzen, J., Magnusson, J., Ormerod, K., og Rygg, B.,
1983: Vurdering av rensekrav for sjøresipienter. Rapport
nr. 7. Effekter av tilførsler av plantenæringsstoffer og
organisk stoff. NIVA-rapport 0-81006. Oslo.

Knutzen, J. og Øren, K., 1983: Vurdering av rensekrav for
sjøresipienter. Avløpsvannets innhold av miljøgifter. NIVA-
rapport 0-81006. Oslo.

Knutzen, J., Enger, B., og Martinsen, K., 1986: Basisundersøkelse av
Kristiansandsfjorden. Delrapport 4. Miljøgifter i fisk og
andre organismer. Statlig program for forurensnings-
overvåking (SFT), rapport nr. 220/86 NIVA-rapport
0-8000356. Oslo.

Källqvist, T., Ormerod, K., og Sortkjær, O., 1981: Miljøgifters
virkning på planktonalger, bakterier og andre heterotrofe
mikroorganismer. NIVA-rapport F-80405. Oslo.

Magnusson, Jan, 1975: Resipientundersøkelse i Korsvikfjorden,
Kr.sand. NIVA-rapport 0-110/74. Oslo.

Solheim, H., 1980: Resipientundersøkelse i Korsvikfjorden, Kr.sand.
Agder distriktshøgskole. Stensil 34 pp. Kristiansand.

Stene Johansen, S., 1971: Undersøkelser av sjøresipienter i Kr.sands-
regionen. NIVA-rapp. 0-110/64. Oslo.

VEDLEGG 1
ANALYSEMETODER OG DETEKSJONSGRENSER FOR
HYDROKJEMISKE ANALYSER

Parameter	Analysemetode	Presisjon	Deteksjonsgrense
Temperatur (TEMP)	Vendetermometer avlest med lupe In situ måling med termistor (salinoterm)	$\pm 0,01^{\circ}\text{C}$ $\pm 0,1^{\circ}\text{C}$	-
Saltholdighet (SAL)	Konduktivitetmålinger ved labo- ratoriesalinometer (Industrial Man.) In situ måling av konduktivitet (salinoterm)	$\pm 0,003^{\circ}/\text{oo}$ $\pm 0,1^{\circ}/\text{oo}$	-
Oksygen hydrogensulfid ($\text{O}_2/\text{H}_2\text{S}$)	Jodometrisk titrering Modifisert Winkler-metode	$\pm 2-4\%$	-
Ortofosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$)	Autoanalysator Molybdenblått-metoden	$\pm 1\mu\text{g/l}$	0,5 $\mu\text{g/l}$
Totalfosfor (Tot-P)	UV-oksydasjon. Bestemmelse som ortofosfat	± 1 "	1,0 "
Nitrat+nitritt ($\text{NO}_3\text{-N}$)	Autoanalysator. Red. (Cd/Cu) til og best. som nitritt	± 5 "	10 "
Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$)	Autoanalysator. Indofenolblått- metoden	± 5 "	5 "
Totalnitrogen (Tot-N)	UV-oksydasjon. Bestemmelse som nitrat/nitritt	± 10 "	10 "
Klorofyll <u>a</u> (Klfa)	Spektrofotometrisk	$\pm 0,2$ "	0,5 "
Susp. tørrstoff	Veiling	-	-