



Statlig program for forurensningsovervåking

Rapport 428 | 90

Oppdragsgiver

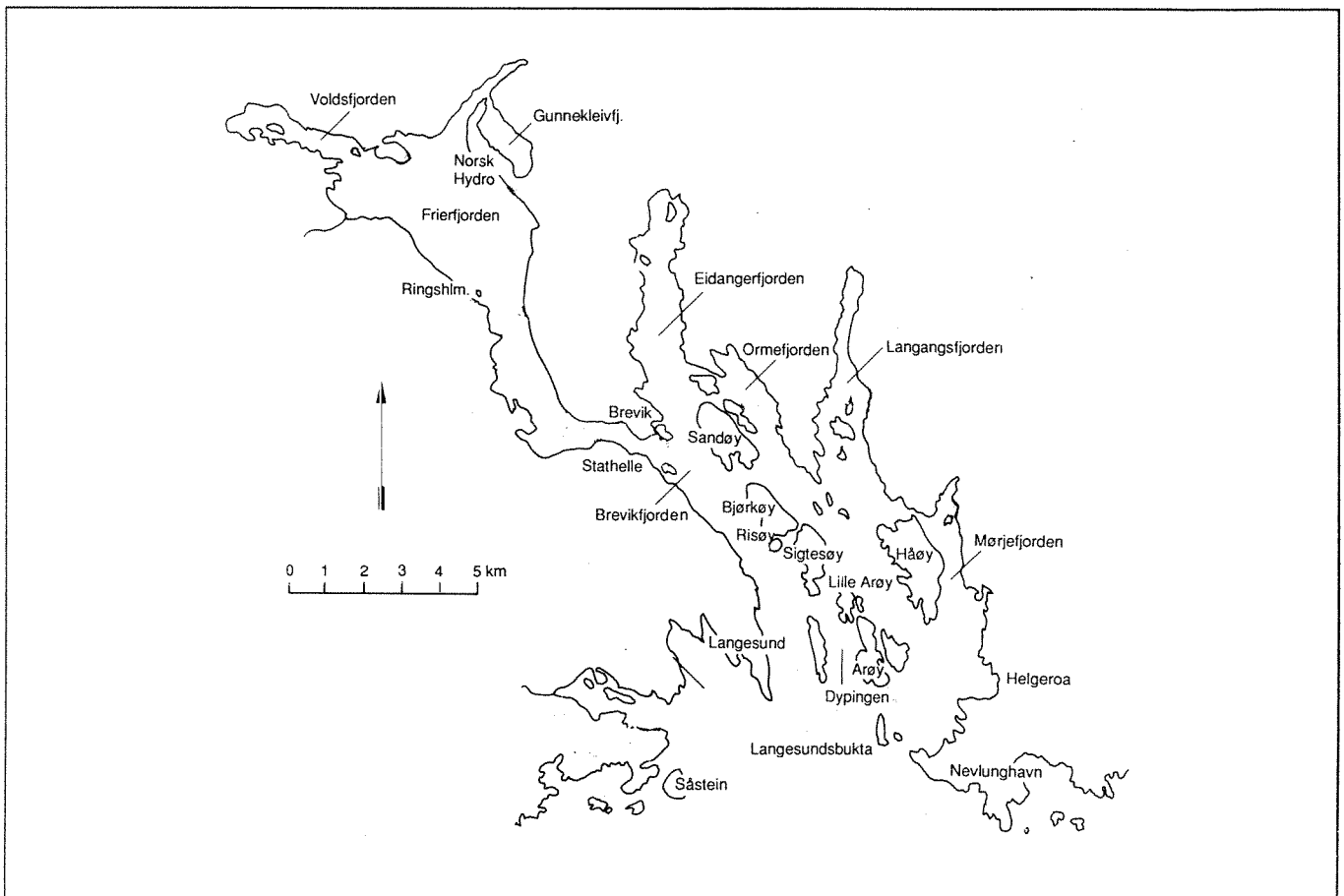
Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjoner

NIVA
Ancylus, Gøteborg

Undersøkelse av eutrofiering i **Grenlandsfjordene** 1988-1989

Delrapport 2 Modell for miljøeffekter fra utslipp av næringsalter, oppløst og partikulært materiale



NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (02) 23 52 80 Telefax (02) 39 41 89	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (041) 43 033 Telefax (041) 43 033	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (065) 76 752 Telefax (065) 78 402	Vestlandsavdelingen Breiviken 5 5035 Bergen-Sandviken Telefon (05) 95 17 00 Telefax (05) 25 78 90
--	---	--	--

Prosjektnr.: 8000378
Undernummer:
Løpenummer: 2534
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988-89. Delrapport 2. Modell for miljøeffekter fra utslipp av nærings-salter, oppløst og partikulært materiale. (Overvåkningsrapport nr. 428/90)	Dato: 20/11-1990.
	Rapportnr. 8000378
Forfatter (e): Anders Stigebrandt Jarle Molvær	Faggruppe: Marinøkologi
	Geografisk område: Telemark
	Antall sider (inkl. bilag): 74

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

Ekstrakt:

Det er utviklet en matematisk modell som beskriver hvordan plankton-konsentrasjoner og siktedyp i overflatelag, samt oksygenforhold i dypvannet påvirkes av utslippene av nærings-salter til Frierfjorden. Modellen er kalibrert mot måledata fra fjordområdet.

Siktedypet i Frierfjorden er i stor grad bestemt av tilførselen av farget antropogent materiale. Redusert lokal tilførsel av fosfor vil i liten grad forbedre siktedypet eller redusere den organiske belastningen på dypvannet. Økt siktedyp vil øke planteplakton-produksjonen i vannmassene og dermed den organiske belastningen på dypvannet. Resultatet kan bli forverret oksygenforhold i dypvannet.

4 emneord, norske:

1. Overvåking
2. Frierfjord
3. Eutrofimodell
4. Nærings-salter

4 emneord, engelske:

1. Monitoring
2. Frierfjord
3. Eutrophication model
4. Nutrients

Prosjektleder:



Jarle Molvær

For administrasjonen:



For Bokn

ISBN 82-577-1848-3

Programleder, overvåking

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
OSLO

0-8000378

UNDERSØKELSE AV EUTROFIERING I GRENLANDSFJORDENE 1988-89

DELRAPPORT 2

MODELL FOR MILJØEFFEKTER FRA UTSLIPP AV NÆRINGSSALTER,
OPPLØST OG PARTIKULÆRT MATERIALE

Gøteborg/Oslo, 20.11 1990

Anders Stigebrandt, Ancylus
Jarle Molvær, NIVA

FORORD

Foreliggende rapport inngår i en undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene, som er en del av den tiltaksorienterte overvåking i dette fjordområdet. Overvåkingen inngår i Statlig program for forurensningsovervåking, som administreres av Statens forurensningstilsyn (SFT). Undersøkelsene finansieres av den lokale industrien (Hydro Porsgrunn, Hydro Rafnes, Elkem PEA A/S, Union A/S, Statoil) og SFT. Deler av eutrofiundersøkelsen er også finansiert av NIVAs egne forskningsmidler.

Prosjektet startet vinteren 1988 etter inngående drøftelser i Kontaktutvalget for overvåking av Grenlandsfjordene og Skienselva. Prøveinnsamlingen ble avsluttet høsten 1989.

Prosjektet er todelt, og omfatter både utarbeidelse av en dose-respons modell, og feltundersøkelser som skal ajourføre kunnskapen om tilstanden i fjordområdet og gi datainput til modellen. I tillegg til modellutviklingen som her rapporteres, omfatter prosjektet således undersøkelser av:

- Forurensningstilførsler (rapportert 1989)
- Vannutskiftningen i fjordområdene
- Biomasse og suspendert stoff i overflatelaget
- Næringssalter og begrensende faktorer for algevekst
- Gruntvannssamfunn
- Organisk belastning og oksygenforhold i dypvannet
- Bløtbunnsfauna i Håøyfjorden (rapportert 1989)

Resultatene vil bli rapportert i form av delrapporter i 2. halvår 1990. I tillegg vil det bli utarbeidet en konklusjonsrapport med en sammenfattende vurdering av eutrofitilstanden, og med anbefalinger om tiltak/prediksjon av effekter.

Professor Anders Stigebrandt, Gøteborg, har forestått utarbeidelsen av modellen. Jarle Molvær, NIVA, har hatt ansvar for innsamling og tilrettelegging av data for kalibrering, samt prosjektledelse.

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD.....	2
SAMMENDRAG.....	5
1. INNLEDNING.....	7
1.1 Bakgrunn for modellarbeidet.....	7
1.2 Formål.....	7
1.3 Fokusering på oppløst organisk materiale.....	8
1.4 Rapportens organisering.....	9
2. GENERELLE FORHOLD I FRIERFJORDEN.....	10
2.1 Topografi.....	10
2.2 Ferskvannstilførsel.....	10
2.3 Fjordens lagdeling og vannmasser.....	13
2.4 Tilførsler av plantenæringsalter og organisk materiale.....	15
2.5 Hydrokjemiske forhold i vannmassene.....	16
2.6 Biologiske forhold i vannmassene.....	18
2.7 Forholdene på bunn og i sedimentene.....	19
3. HYDROGRAFISKE, BIOLOGISKE OG HYDROKJEMISKE FORHOLD I GRENLANDS- FJORDENE I APRIL- AUGUST 1988.....	21
3.1 Måleprogram.....	21
3.2 Meteorologiske forhold ved Langøytangen.....	22
3.3 Forhold på Skagerrakkysten.....	25
3.4 Forhold i Langesundsfjorden.....	25
3.5 Forhold i Frierfjorden.....	30
4. BESKRIVELSE AV MODELLEN.....	37
4.1 Oversiktlig modellbeskrivelse.....	37
4.1.1 Modellens fysikk.....	37
4.1.2 Modellens biologi og kjemi.....	39
4.1.3 Modellens tilstandsvariabler og sammensetningen av organisk materiale.....	40
4.2 Noen fysiske prosesser.....	41
4.2.1 Blandingen mellom ferskvann og sjøvann i elvas nedre løp.....	41

4.2.2 Den tunge bunnstrømmen.....	42
4.2.3 Lysforholdene i fjorden.....	43
4.3 Noen biologiske og kjemiske forhold.....	45
4.3.1 Planteplankton.....	45
4.3.2 Ikke-marint partikulært materiale.....	46
4.3.3 Fauna og bakterier på bunn og i sedimentene.....	46
4.3.4 Denitrifikasjon og nitrifikasjon.....	47
4.4 Bruk av målte data for initialtilstand, drivning og modelltest..	47
4.4.1 Hvor representative er målingene fra stasjon BC1?.....	48
5. MODELLRESULTATER.....	50
5.1 Simulering av fysiske forhold.....	51
5.1.1 Overflatelag og intermediært lag.....	51
5.1.2 Dypvannet.....	54
5.1.3 Tunge bunnstrømmen.....	55
5.1.4 Strømforholdene i fjordmunningen.....	55
5.2 Simulering av biologiske/kjemiske forhold ved nåværende og endret belastning.....	56
5.2.1 Standardtilfellet (Dagens situasjon).....	57
5.2.2 Simulering av effekter av forandrete tilførsler av fosfor og oppløst antropogen organisk materiale.....	66
6. KONKLUSJONER.....	68
REFERANSER.....	70
APPENDIKS: Oksygenforholdene i bassengvannet belyst med R-metoden...72	

SAMMENDRAG

Overvåkingsprogrammet for Grenlandsfjordene ble i 1988 utvidet til å omfatte en ajourføring av eutrofitilstanden i området og utarbeidelse av en eutrofimodell. Formålet med modellen som her presenteres er å studere hvordan planktonkonsentrasjoner og siktedyp i overflatelaget samt oksygenforhold i dypvannet i Frierfjorden blir påvirket av utslippene av næringssalter til Frierfjorden.

Den brukte matematiske (numeriske) modellen er horisontalt integrert og med høy oppløsning vertikalt og i tiden. Foruten saltholdighet og temperatur er også konsentrasjonene av marint organisk materiale (marint- og brakkvannsplant plankton), antropogent tilført organisk materiale (fiber), plantenæringssalter (fosfat, nitrat, ammonium) og oksygen blitt beregnet.

Effektene av den lokale tilførselen av plantenæringssalter er simulert for "normal" og for halvert lokal tilførsel av fosfor. Den lave lysgjennomskinneligheten i brakkvannslaget har stor betydning for primærproduksjonen i det intermediære laget. Modellen simulerer nåværende lysforhold men også et tilfelle med høyere gjennomskinnelighet for lys i fjordens brakkvannslag, tilsvarende den en finner i Norsjø. Vi presenterer modellresultater for fire ulike kombinasjoner av fosfortilførsel og lysgjennomskinnelighet.

Effekten av den lokale tilførselen av fosfor på siktedypet er forholdsvis liten. Det samme gjelder fluksen av marint organisk materiale ned i bassengvannet. Derimot synes fosfortilførselen å være begrensende for produksjonen av brakkvannsplankton slik at en minskning av fosfortilførselen med 50% gir ca. 40% reduksjon av konsentrasjonen av brakkvannsplankton.

Siktedypet er for en stor del bestemt av tilførselen av farget antropogent oppløst materiale. Reduksjon av tilførselen av slik materiale ser ut å være av stor betydning for å oppnå forbedret siktedyp i Frierfjorden. Hvis utslippene av farget antropogent oppløst materiale stanses bør midlere siktedyp øke fra nåværende 3 m til 4.5 m.

Et økt siktedyp vil gi opphav til en økt produksjon av marine plankton i det intermediære laget. Modellen predikerer oppimot en dobling av midlere konsentrasjon av marine plankton hvis siktedypet øker fra 3 m til 4.5 m.

Omtrent halvparten av nåværende oksygenforbruk i dypvannet (ca. 0.38 ml/l/måned) ser ut å skyldes nedbryting av ikke-marint organisk materiale som er lagret i bunnsedimentene. Siden dette er tungt nedbrytbart vil den belaste dypvannet i 10-talls år også etter det at tilførselen er stanset.

En forbedring av vannkvaliteten (større siktedyp) i overflatelaget vil medføre økt planteproduksjonen i det intermediære laget og dermed en økt fluks av organisk materiale ned i terskelbassenget. Resultatet blir en forverring av oksygenforholdene i bassengvannet.

De negative effektene i bassengvannet som følge av det økte siktedypet kan motvirkes gjennom tekniske tiltak. F.eks. skulle en ferskvannsstråle i bassengvannet kunne medvirke til en hurtigere reduksjon av tettheten og derved en økt hyppighet av vannutskiftninger, noe som skulle gi bedre oksygenforhold i bassengvannet. Modeller av den type som er presentert i denne rapporten er et viktig verktøy for å finne den beste tekniske løsningen for å oppnå ønsket effekt.

En minskning av fosfortilførselen vil sannsynligvis også gi en redusert vekst av fastsittende alger i overflatelaget. Ved økt siktedyp vil produksjonen av fastsittende alger i det intermediære laget bli større enn nå og deres vertikale utbredelse vil øke.

Midlere siktedyp i Frierfjorden blir redusert ved utskylling av partikulært materiale som eroderes fra elvebunn i forbindelse med flom. Hvis denne effekten kunne reduseres skulle midlere siktedyp kunne bli ytterligere forbedret.

1. INNLEDNING.

1.1 Bakgrunn for modellarbeidet.

Frierfjorden har vært gjenstand for mange undersøkelser med forskjellige problemstillinger. En meget ambisiøs 3 års resipientundersøkelse av Grenlandsfjordene og Skienselva ble utført i 70-åra, se Molvær m.fl. (1979). Omtrent samtidig ble det utført en omfattende fiskeri-biologisk undersøkelse i Grenlandsfjordene inklusive Frierfjorden (Dahl m.fl., 1983). Et overvåkingsprogram har siden pågått i mer enn ti år og dessuten har flere spesialundersøkelser blitt utført. En omfattende database med hydrografiske og hydrokjemiske data er med tiden blitt bygget opp på NIVA. Databasen inneholder også biologiske data. En god del strømmålinger er blitt utført i fjorden. Overvåkingsprogrammet for Grenlandsfjordene ble i 1988 utvidet til å omfatte en ajourføring av eutrofitilstanden i området og utarbeidelse av en eutrofimodell.

Forholdene i Frierfjorden er ikke tidligere i noen høyere grad blitt simulert vha. matematiske modeller. Brakkvannets tykkelse i fjorden som funksjon av ferskvannstilførselen ble dog modellert av Carstens (1970). Et sammendrag av tidlige undersøkelser er gitt i Johansen et al. (1973). En detaljert beskrivelse av forholdene i Frierfjorden i perioden mars 1974 - desember 1975 er gitt i Molvær m.fl. (1976,1979).

1.2 Formål.

Hovedhensikten med modellen som presenteres her er å studere hvordan planktonkonsentrasjoner og siktedyp i overflatelaget samt oksygenforhold i dypvannet i Frierfjorden og øvrige Grenlandsfjorder blir påvirket av utslippene av næringssalter i Frierfjorden (dose-respons-modell). Under en ca. 4 måneder lang periode, 22.4 - 24.8.88, ble målinger utført omtrent ukentlig i øvre vannlag (over terskelnivåene) i de fem hovedområdene samt i Langesundsbukta utenfor fjordområdet. Målinger av tilstanden nede i terskelbassengene ble foretatt hver måned.

Som et første skritt i modelleringen av de hydrografiske og biokjemiske forhold i Grenlandsfjordene presenteres i foreliggende rapport modellresultater for Frierfjorden. Sirkulasjonen i fjorden er blitt simulert med en matematisk (numerisk) horisontalt integrert fjordmodell med høy oppløsning vertikalt og i tiden. Foruten saltholdighet og temperatur er også konsentrasjonene av marint organisk materiale (marint- og brakkvannsplankeplankton), antropogent organisk materiale (fiber), plantenæringssalter (fosfat, nitrat, ammonium) og oksygen blitt simulert.

1.3 Fokusering på oppløst organisk materiale.

Det har i tidsrommet fra midten av 1970-tallet og til 1988 blitt gjennomført kraftige reduksjoner i utslippene både hva gjelder næringssalter og partikulært organisk materiale. Til tross for dette har siktedypet i Frierfjorden ikke blitt forbedret. Utslippene av oppløst organisk materiale har sannsynligvis ikke blitt redusert i denne perioden. Dette peker på at utslippene av oppløst organisk materiale kan være den dominerende årsaken til det forholdsvis dårlige siktedypet i Frierfjorden.

Vannet i Frierfjordens overflatelag stammer vanligvis stort sett fra Norsjø. Midlere siktedyp i Norsjø er i størrelsen ca. 6 - 7 m men i Frierfjorden kun ca. 3 m. Siktedypet reduseres generelt ved økning av konsentrasjonene av både marint og ikke-marint partikulært samt farvet oppløst materiale. Den relative betydningen av ulike faktorer for det reduserte siktedypet i Frierfjorden har tidligere ikke blitt utredet. Siden Frierfjorden mottar store mengder plantenæringssalter har det i tidligere undersøkelser vært naturlig å fokusere interessen på kopleingene mellom tilførsel av næringssalter og konsentrasjoner av marint organisk materiale i Frierfjorden. En har tidligere også diskutert, men ikke kvantifisert, betydningen av tilførsler av partikulært organisk materiale (spesielt fibrer fra treforedlingsindustrien) for den visuelle vannkvaliteten. Betydningen av tilførselen av lysabsorberende organiske forbindelser for siktedypet i Frierfjordens overflatelag har en tidligere ikke forsøkt å kvantifisere (se Lindeström, 1987).

Den store interessen for partikulært organisk materiale, sammenlignet

med interessen for farvet oppløst materiale, skyldes det faktum at partikulært organisk materiale vil kunne synke ned i vannsøylen. Til forskjell fra oppløst materiale kan partikulært materiale slik gi opphav til forurensningssymptom ikke bare i det lag hvor det blir tilført men i hele vannsøylen og på bunn.

1.4 Rapportens organisering.

Rapporten er organisert slik at allmenne forhold i Frierfjorden er beskrevet i Kap. 2. I Kap. 3 er beskrevet de oseanografiske forholdene i Langesundsbukta, Langesundsfjorden og Frierfjorden i testperioden 10 mars - 24 sept 1988. Modellen er presentert i Kap. 4. I Kap. 5 er resultater fra modellsimuleringene av forholdene i Frierfjorden beskrevet og diskutert. Rapporten avsluttes med Kap. 6 som er en kort oppsummering.

2. GENERELLE FORHOLD I FRIERFJORDEN.

2.1 Topografi.

Fjordområdet innenfor Brevik (Fig. 2.1) har et areal på ca. 21 km², volumet er ca. 0.82 km³ og største dyp er 98 m (Johansen et al., 1973). Dette inkluderer Gunnkleivfjorden (areal 0.76 km² og volum 0.004 km³) samt Volls fjorden (areal 1.93 km² og volum 0.030 km³). Munningen ved Brevik har flere terskler. Største dyp med fri forbindelse mellom fjorden og vannområdene utenfor, det sk. terskeldypet, er 23 m. Fig. 2.2 viser hvordan Frierfjordens areal og volum varierer med dypet. I denne figuren vises også hvordan munningens bredde varierer med dypet. Munningsbredden ved havoverflaten i Breviksundet er ca. 200 m. Det transportmessig "effektive" arealet av munningen er ca. 2800 m². Midlere dyp av terskelbassenget (dvs. bassenget under terskeldypet) er 33 m.

For beregninger av innblanding av omgivende vann i den tunge bunnstrøm som med varierende mellomrom transporterer nytt vann inn i bassenget, se Kap. 4, er det av særlig betydning å kjenne til hvordan topografiske forhold ved bunn varierer langs den antatte traséen til bunnstrømmen. En kan da særlig legge merke til den dalen (canyon) som går i nord-sør retning mellom Skjerkøya og Kolbjørn på fjordens nordre strand. Dalen er ca. 100 m brei og ca. 200 m lang og fallhøyden er omtrent 25 m. Videre innover i fjorden er bunnens helning betydelig mer beskjeden, se Fig. 2.3.

2.2 Ferskvannstilførsel.

Skienselva er den helt dominerende ferskvannskilden til Frierfjorden. Døgnmiddelverdiene av vannføringen ved Skotfoss varierer vanligvis i intervallet 50 - 800 m³/s. Vannføringen i 1988 vises i Fig. 2.4. Midlere vannføring i 1988 var 356 m³/s. Dette er ca. 30% over det normale. Øvrige ferskvannskilder til Frierfjorden er stort sett neglisjerbare siden de bare har en samlet midlere vannføring på omlag 8 m³/s (Johansen m.fl., 1973).

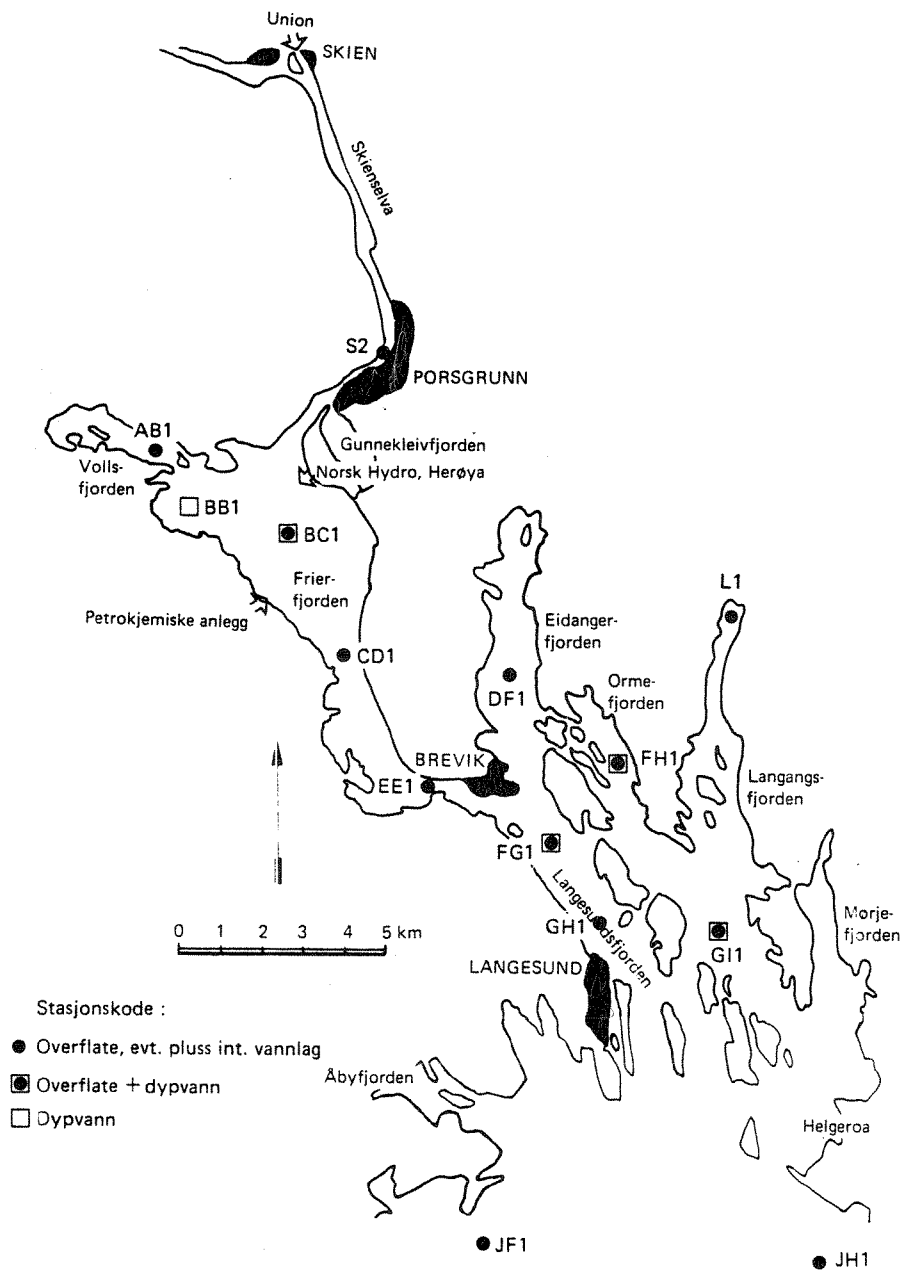


Fig. 2.1. Kart over Grenlandsfjordene med innregnede prøvetagingsstasjoner.

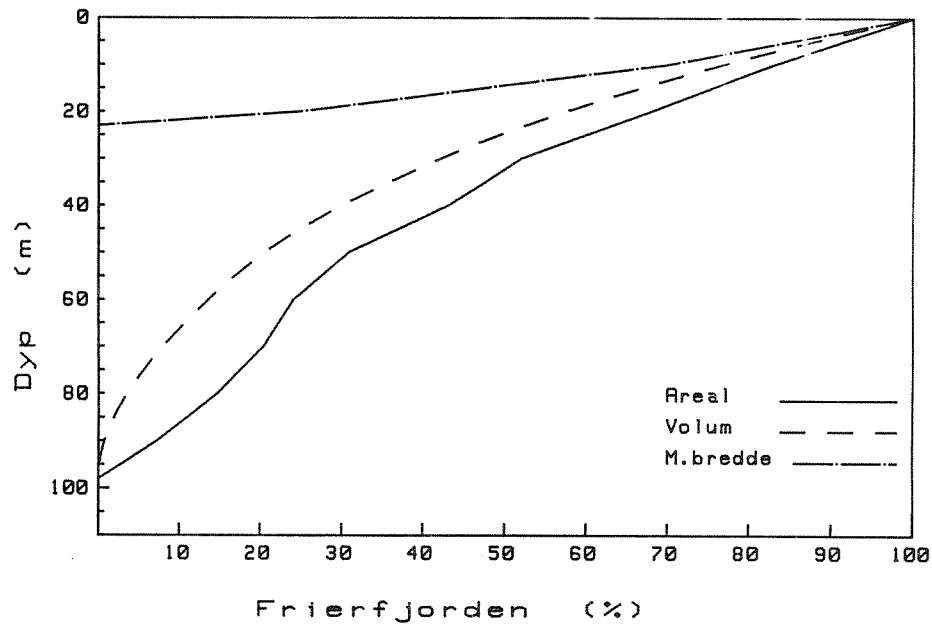


Fig. 2.2. Fordelingen av areal og volum med dypet samt munningsbreddens variasjon med dypet i Frierfjorden, uttrykket i prosent av verdiene ved havoverflaten.

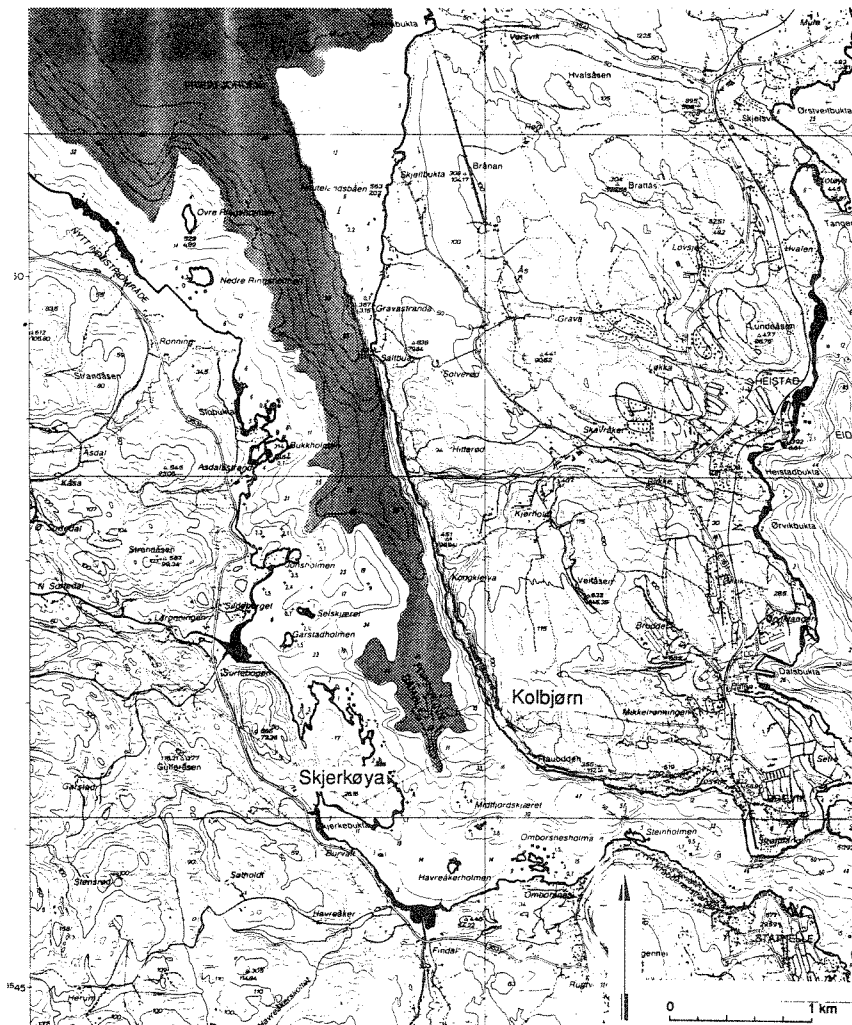


Fig. 2.3. Kart over ytre Frierfjorden som viser bunntopografien.

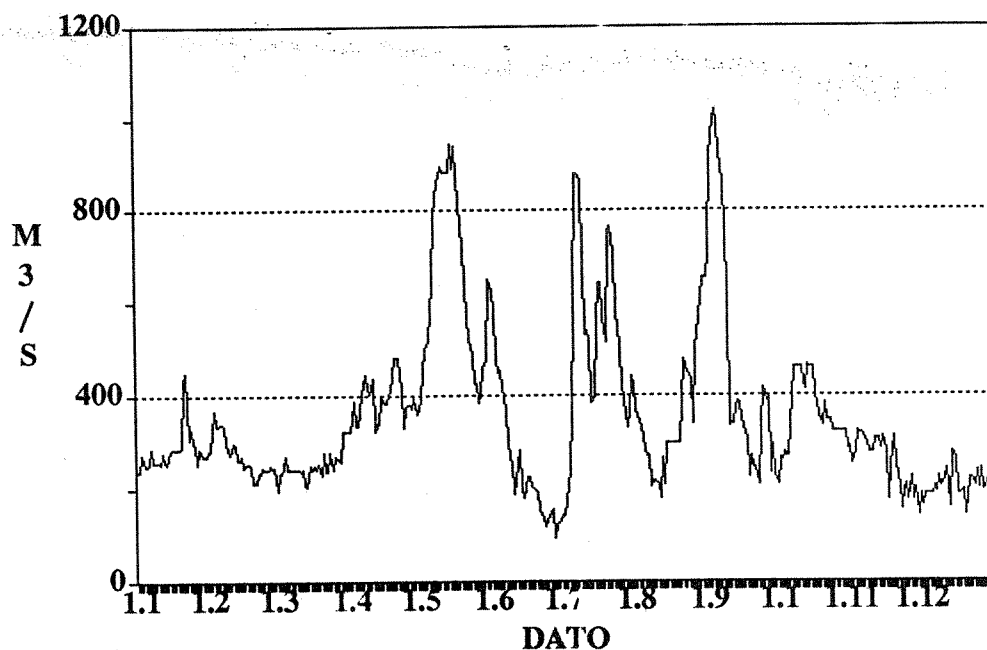


Fig. 2.4. Vannføring i Skienelva (ved Skotloss) i 1988.

2.3 Fjordens lagdeling og vannmasser.

Frierfjordens vannmasser kan inndeles i tre lag (Fig. 2.5). Det øvre laget (tykkelse 1-7 m) domineres av vann fra Skienelva. Saltholdigheten i dette brakkvannslaget ligger vanligvis mellom 0.5 og 10 psu (Molvær m.fl., 1976). Det meste av blandingen mellom ellevann og sjøvann innenfor Brevik skjer vanligvis i elva og elvemunningen - saltholdigheten endres i regel ikke mye fra elveosen til Brevik (Brækken, 1966). Det er observert at overflatelaget blir tynnere og akselererer straks innenfor og frem til den topografiske fortrengningen ved Brevik. Målinger viser at typisk strømhastighet i det utstrømmende brakkvannet i Breviksundet er i intervallet 50 - 100 cm/s.

Under det brakke overflatelaget er et intermediært lag. Dette når ned til ca. 30 - 35 m dyp (ca. 10 m under terskeldypet) og er karakterisert ved relativ hyppig vannutskiftning. Denne drives dels av den ferskvannsdrevne (estuarine) sirkulasjon og dels av tetthetssvingninger over terskeldypet utenfor fjorden, se videre kapittel 4. Tidevannet vil ha en mindre betydning for omfanget av vannutskiftningen,

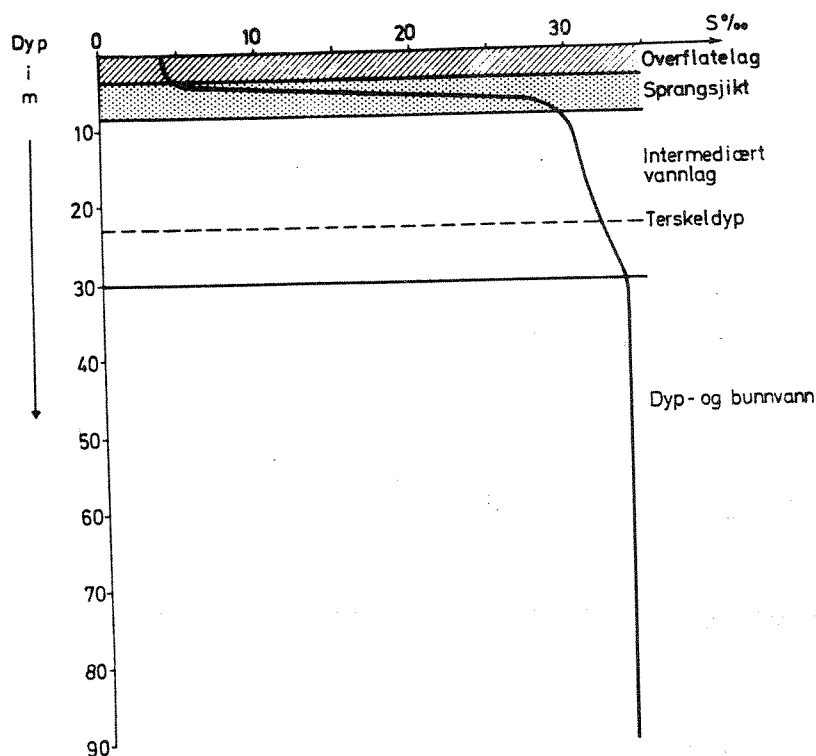


Fig. 2.5. Frierfjordens vannmasser - prinsippskisse.

selv om en kan måle variasjoner med tidevannsperiode på innstrømmende vann (jmf. Molvær m.fl., 1976). Typiske strømhastigheter rettet inn fjorden (under det utstrømmende brakkvannet) er i Breviksundet 10 - 20 cm/s.

Under det intermediære laget finner en bassengvannet (dypvannet). Spesielt i de dypeste deler kan det i lange perioder være anoksisk (oksygenfritt) med tildels høye konsentrasjoner av hydrogensulfid. Dypvannet blir i regel utskiftet med 1 - 3 års mellomrom. Utskiftningene er vanligvis ikke fullstendige og utskiftningsgraden for hvert enkelt tilfelle er observert å variere mellom 10-15 og ca. 75% (Molvær, 1980).

Midlere strømhastighet i munningen ved tiden t , induisert av en tidevannskomponent med amplituden a og frekvensen f , er $u = u_0 \cdot \cos(ft)$, der $u_0 = a f A_f / A_s$ og A_f er fjordens overflateareal samt A_s er munningens vertikale tverrsnittsareal. Med $A_s = 2800 \text{ m}^2$, $f = 0.00014 \text{ s}^{-1}$ og $a = 0.13 \text{ m}$, hvilket er summen av amplitudene av de halvdaglige tidevannskomponentene M_2 og S_2 i Nevlunghavn, fåes $u_0 = 0,13 \text{ m/s}$.

2.4. Tilførsler av plantenæringsssalter og organisk materiale.

Forurensningstilførslene til Grenlandsfjordene i 1988 er beregnet av Ibrekke og Gulbrandsen (1989) og SFT (1989). Frierfjorden mottar 90% eller mer av de totale tilførslene til Grenlandsfjordene hva gjelder tot-N, tot-P og organisk stoff (TOC). I Tabell 2.1 presenteres data fra de ovennevnte rapportene for tilførslene til Frierfjorden inklusive Vollsfjorden, fordelt på ulike kildetyper.

Tabell 2.1. Forurensningstilførslene til Frierfjorden (inkl. Vollsfjorden) i 1988 fordelt på kilder (tonn). I nederste raden er beregnet midlere konsentrasjon i ferskvannet som tilføres Frierfjorden forutsatt at all tilførsel er innblandet i dette.

	tot-N	NH ₄ -N	NO ₃ -N	tot-P	TOC	BOF ₇
Elver	3400	>110	>2300	40	-	-
Kommunal kloakk	360	360	-	60	900	-
Industri	2750	>1780	>950	40	11000	>5000
Landbruk	40	-	-	1	70	-
Skogs-og naturomr.	20	-	-	1	110	-
Tettstedavrenning	10	-	-	2	-	-
Nedbør på sjø	20	-	-	1	-	-
Andre kilder	70	-	-	1	1	>15
<u>Sum tilførsler:</u>	<u>6700</u>	<u>>2250</u>	<u>>3250</u>	<u>150</u>	<u>>12000</u>	<u>>5000</u>
<u>Mid. kons. (µg/l):</u>	<u>600</u>	<u>>200</u>	<u>>300</u>	<u>13</u>	<u>>1100</u>	<u>>450</u>

Informasjon om størrelsen av NH₄-N, NO₃-N samt TOC og BOF₇ mangler for visse kilder. Vannet i nedre Skienselva er sterkt farvet - delvis grunnet utslipp av organiske forbindelser fra kloakk og industri. Av industriene slapp Union Bruk A/S i 1988 ut ca. 5300 tonn suspendert organisk materiale samt 27200 tonn KOF og ca. 4200 BOF₇ samt ca 10800 tonn TOC. Mengden TOC er beregnet å være ca 40% av KOF. Mesteparten av det suspenderte materialet antas å være fiber. Det aller meste av det oksygenforbrukende organiske materialet som tilføres Frierfjorden vil således bestå av oppløst, tungt nedbrytbar organisk

materiale.

2.5. Hydrokjemiske forhold i vannmassene.

Det brakke overflatelaget mottar stort sett alle antropogene utslipp. En finner her meget høye konsentrasjoner av nitrogenforbindelser. Fosforkonsentrasjonene er mer beskjedne og fosforet blir stort sett oppbrukt av planteplankton under sommeren (Dahl m.fl., 1983). Grunnet den store tilførselen forblir nitrogenforbindelsene derimot hovedsakelig uforbrukt i Frierfjorden.

Undersøkelsene i 1974-77 viste som oftest en oksygenmetning i intervallet 75-100% med de høyeste verdiene i løpet av sommeren med planteproduksjon. De lave oksygenmetningene tyder på at overflatelaget ble tilført store mengder oksygenforbrukende stoffer. Den oppgitte BOF_7 -tilførselen i 1976 var ca. 11500 tonn og i 1988 hadde denne blitt redusert til ca. 5000 tonn. Ammoniumtilførselen var i 1976 drøyt 8000 tonn og i 1988 ca. 2000 tonn. En skulle på grunn av disse minskningene forvente en høyere oksygenmetning i overflatelaget i 1988 enn i perioden 1974-77. Oksygen ble ikke målt over terskeldypet i 1988.

Midlere siktedyp i Norsjø, hvorfra nesten alt ferskvann i Frierfjorden stammer, er ca. 6-7 m. Utslippene fra industri og kloakk gir opphav til en kraftig økning av vannets evne til å absorbere lys. Midlere siktedyp i Frierfjorden i 1988, fra havnevesenets målinger, var 2.95 m med et standardavvik på 0.55 m. Dette er omtrent som i de seneste 25 åra. Det lave siktedypet vil medføre en redusert produksjon av planteplankton nede under overflatelaget.

Utenom perioder med større utskiftninger av bassengvann har det intermediære laget omtrent samme ammoniumkonsentrasjoner som vannet på samme dyp i Langesundsfjorden. Fosfat- og nitratkonsentrasjonene derimot er forhøyet i Frierfjordens intermediære lag. Dette kan nok delvis skyldes at planteproduksjon i dette lag må være redusert på grunn av dårlige lysforhold. Spesielt den nedre del av det intermediære laget mottar dessuten, gjennom vertikal diffusjon, både nitrat og fosfat fra dypvannet.

Nedbrytning av organisk materiale medfører at dypvannet i lange perioder inneholder hydrogensulfid, ofte helt opp til 50 m dyp. Ved nedbrytningen frigjøres næringssalter og det opptrer forhøyede konsentrasjoner av fosfat og nitrogenforbindelser (nitrat under oksiske forhold og ammonium under anoksiske forhold). Molvær m.fl. (1979) viste at nitraten i en vannmasse blir forbrukt (denitrifikasjon) når oksygenkonsentrasjonen går ned til null. Bassengvannet belastes med organisk materiale dels av marint og dels av antropogent opphav. Molvær m.fl. (1979) konstaterte at "i den grad planteplanktonet spiller en rolle for oksygenforbruket i Frierfjordens dypvann, er det sannsynlig at dette for en stor del tilføres Frierfjorden fra utenforliggende områder ved den innadgående kompensasjonsstrømmen". Sedimentfellemålingene som ble presenteret i Rygg m.fl. (1988) peker sterkt i samme retning.

Fra målingene i 1988 kan en beregne at midlere oksygenforbruk dO_2/dt i bassengvannet er omtrent $0.53 \text{ g/m}^3/\text{mnd}$ (0.38 ml/l/mnd). Dette er omtrent det samme som i midten av 70-åra. Det senere kan estimeres fra data presentert i Molvær (1980). Volumet av terskelbassenget (under 23 m) er $V_b = 0.43 \text{ km}^3$. Totale årlige oksygenforbruket i bassengvannet er da omtrent 2700 tonn. Hvis fluksen av karbon, knyttet til marint organisk materiale, ned i terskelbassenget (areal $12 \times 10^6 \text{ m}^2$) er ca. $40 \text{ g/m}^2/\text{år}$, jmf. Appendiks 1, blir årlige totale karbonfluksen ned i terskelbassenget lik 480 tonn. Siden marint organisk materiale er lett nedbrytbar kan vi regne med at for oksydasjon av den årlige fluksen av slik materiale trenges ca. 1600 tonn oksygen (ca. 3.5 tonn oksygen per 1 tonn karbon). For oksydering av ikke-marint organisk materiale gjenstår slik ca. 1100 tonn oksygen årlig. Vi vet ikke på nåværende tidspunkt hvor stor andel av dette forbruk som skjer i vannsøylen resp. i sedimentene, der det er store lager av tungt nedbrytbart ikke-marint organisk materiale, se kapittel 2.7.

2.6. Biologiske forhold i vannmassene.

Statens biologiske stasjon i Flødevigen gjorde fiskeribiologiske undersøkelser i Langesundsområdet (Grenlandsfjordene) i perioden 1974 - 1978. Disse er rapportert i Dahl (1978) og Dahl, Torstensen & Tveite (1983). En konstaterte at hydrografiske forhold over terskeldypene for en stor del er styrt av de storstilte variasjoner i Skagerrak. I indre delområder var hydrografien i øvre vannlag også preget av ferskvannstiltførselen fra Skienselva. En konstaterte at det tildels var god sammenheng mellom hydrografiske forhold og biologiske resultater.

Dahl (1978) fant at den korte oppholdstiden for ferskvann i Frierfjorden om våren førte til en stadig utvasking av planteplankton. Dette forhindrer en vårbloomstring av diatoméer. Om sommeren med lengre oppholdstid for overflatevannet, pga lavere vannføring i elva, og med høyere temperatur og derved kortere delingstid for planteplankton ble det registrert årlige oppbloomstringer av nakne monader. Hvert år ble en fersk- og brakkvannsdiatomé observert i Frierfjorden i mai - juni. Planteplanktonet i Frierfjorden var konsentrert i de øvre meter (målinger ble foretatt i overflaten og på 4 og 12 m dyp). Typiske marine diatoméer og dinoflagellater ble bare sporadisk observert i Frierfjorden. (Ved målingene i 1988 ble det målt klorofyll a på 0, 8 og 20 m dyp. Under våren ble de høyeste verdiene ofte målt i 8 eller 20 m dyp, noe som peker på import av marint planteplankton fra utenforliggende områder).

Planteplankton i Frierfjorden greide i 70-åra ikke å utnytte nærings-saltene i overflatelaget. Mesteparten av disse ble eksportert videre ut i fjordsystemet som uorganiske forbindelser. I Frierfjorden var det liten sammenheng mellom siktedyp og planteplanktonmengden uttrykt som klorofyll a. Dette innebærer at antropogent materiale, partikler og oppløste organiske forbindelser, er av dominerende betydning for siktedypet i Frierfjorden. Planteplanktonets årssyklus i Brevikfjorden viste store likhetstrekk med syklusen i Frierfjorden.

Dahl et al (1983) fant at i Langesundsbukta var forholdene normale for kystområder, med en markert våroppbloomstring av diatoméer i mars og en

noe mindre markert i mai - juni. Nakne monader forekom gjennom hele året. Kalk- og dinoflagellater var vanligst om sommeren og tildels om høsten. Siktedypet i Langesundsbukta var i gjennomsnitt 7.8 m og viste god sammenheng med mengden av klorofyll a. En karakteriserte områdene mellom Langesundsbukta og Frierfjorden som overgangsområder mellom de to ytterpunktene. Dette er også tydelig fra midlere siktedyp som øker jevnt fra Frierfjorden til Langesundsbukta (Molvær m.fl., 1976)

Når det gjaldt zooplankton fant Dahl et al (1983) at det var stor likhet i utviklingen mellom stasjonene utenfor og i Frierfjorden, både med hensyn til variasjoner i mengde-, arts- og gruppesammensetning. Copepodene dominerte med fra 60 til 90% av totalantall organismer. På tross av stor ferskvannstilførsel og relativt grunn terskel med stagnerende vann i dypet hadde Frierfjorden ikke noen særegen bestand av zooplankton. Dette viser at mesteparten av zooplankton i Frierfjorden ble tilført utenfra. Vi antar at dette skjer dels gjennom den estuarine returstrømmen og dels gjennom intermediære vannutskiftninger drevet av indre tetthetssvingninger i Langesundsfjorden som har forplantet seg innover fra kystvannet.

2.7 Forholdene på bunn og i sedimentene.

Størstedelen av bunnarealet er dekket av sedimenter. Hvis oksygenkonsentrasjonen i vannet er tilstrekkelig høy (dvs. minst ca 2 ml/l) er det som regel et rikt dyreliv på og i bløte bunner. Dyrene ernærer seg primært av organisk materiale som synker ned fra vannsøylen ovenfor. Bløtbunnsfaunaen i Frierfjorden er undersøkt ved flere tilfeller, se Rygg (1989). Oksygenmangel ser ut å være den viktigste faktoren som begrenser utbredelsen av faunaen. Ved minskende oksygenkonsentrasjoner fortrenses først forurensningsømfintlige arter og tolerante arter blir mer dominerende (minsket artsmangfold). Miljøgifter, som kan gi lignende effekter, blir ikke diskutert i foreliggende rapport.

Sedimentene i Frierfjorden har et forhøyet innhold av organisk materiale. Dette gjelder spesielt karboninnholdet. I de øverste 2 cm av sedimentet var karboninnholdet ca 80 mg per gram tørrstoff, noe som er en faktor 3 høyere enn hva som er vanlig i marine sedimenter (Rygg, 1989). Siden trefiber dekomponeres langsomt, vil en forvente at fiber

akkumuleres til et nivå der tilførsel og nedbrytning er i balanse.

Rygg m.fl. (1988) målte den årlige sedimentasjonen av partikulært materiale ned i terskelbassenget i Frierfjorden til ca 900 g/m² (tørrvekt). Av dette utgjorde karbon ca. 110 g. Fra disse målingene på 20 m dyp fremgår at omtrent halvparten av det organiske materialet kan være produsert i det marine miljø. Data presentert av Næs (in prep.) antyder at fraksjonen marint materiale er mindre (ca. 20%). Resten bør da være terrestrisk og antropogen materiale (bl.a. fiber fra treforedling). Det marine organiske materialet er sannsynligvis i stor grad importert fra området utenfor Frierfjorden, se seksjon 2.5.

3. HYDROGRAFISKE, HYDROKJEMISKE OG BIOLOGISKE FORHOLD I GRENLANDS- FJORDENE I APRIL - AUGUST 1988.

3.1 Måleprogram.

I tidsrommet 24 april - 24 august 1988 utførte NIVA omtrent ukentlig målinger i Grenlandsfjordene ned til terskeldypet i den enkelte fjord, se Fig. 2.1. I tillegg ble det utført målinger hver måned i terskelbassengene og i Skienselva. Følgende tilstandsvariabler ble målt ved ukemålingene: salinitet, temperatur, tot-P, PO_4 -P, tot-N, NO_3 -N, NH_4 -N, klorofyll a og siktedyp. For å få en god beskrivelse av forholdene i overflatelaget og i det intermediære laget ble saltholdighet og temperatur målt i hver meter ned til 10 m og i annenhver meter deretter ned til 20 m. Måletettheten deretter var 5 m ned til terskeldypet. De øvrige tilstandsvariablene ble målt i 0, 8 og 20 m dyp. Ved målingene i terskelbassengene (hver måned) ble det i Frierfjorden målt saltholdighet, temperatur og oksygen (hydrogensulfid) med 10 m intervall. De øvrige tilstandsvariablene ble ikke målt like tett i vertikalen.

De oseanografiske målinger som ble foretatt i fjordsystemet skal brukes på to måter. For den endelige modellen for Grenlandsfjordene skal målingene i Langesundsbukta brukes for å beregne transporter mellom kystvannet og fjordene. Målingene inne i fjordsystemet skal brukes for å teste modellen. I modellen for Frierfjorden som blir presentert i foreliggende rapport bruker vi målingene fra Langesundsfjorden som "kystdata". Målingene fra Frierfjorden skal brukes for å teste modellen. Bl.a. for å få med en større dypvannsutsiftning som skjedde i midten av april velger vi å simulere perioden 10 mars - 24 september 1988. Denne perioden, som slik strekker seg utenfor det ukentlige måleprogrammet, vil vi i det følgende benevne testperioden. Vi har utnyttet en måling, tatt av Flødevigen Biologiske Stasjon, fra den 15:e april for å få tettere mellom målingene.

3.2 Meteorologiske forhold ved Langøytangen.

Meteorologiske observasjoner (3 per døgn) fra Langøytangen i 1988 er mottatt fra Meteorologisk Institutt i Oslo. Fra disse har vi beregnet døgnmiddel av de størrelser som vil bli brukt som drivdata i modellen. Fig. 3.1 viser lufttemperaturen. Fig. 3.2 viser den såkalte blandingsvinden definert ved

$$[(\sum_{n=1}^3 |W_n| W_n^2) / 3]^{1/3}$$

hvor W_n er de enkelte observasjonene av vindens fart som blir gjort i et døgn. Fig. 3.3 viser beregnet solinnstråling i 1988. Fig. 3.4 viser den så kalte stressvinden WS parallell (SV-NØ) med Sørlands-kysten. Denne er definert ved $WS = P / |P|^{1/2}$ hvor

$$P = (\sum_{n=1}^3 |WP_n| WP_n) / 3$$

og WP_n er den kystparallelle komponenten av hver enkelt vindobservasjon i døgnnet. Den kystparallelle stresskomponenten WS vil gi opphav til opp- eller nedstrømning ved kysten. Dette er en viktig drivmekanisme for de intermediære innstrømmingene til fjorden. I Fig. 3.4 er vindstress fra SV positiv. Denne stressen gir opphav til oppstrømning av tyngre vann fra dypere lag. Vindstress fra NØ er negativ. Denne stressen gir opphav til nedstrømning av lettere overflatevann ved kysten.

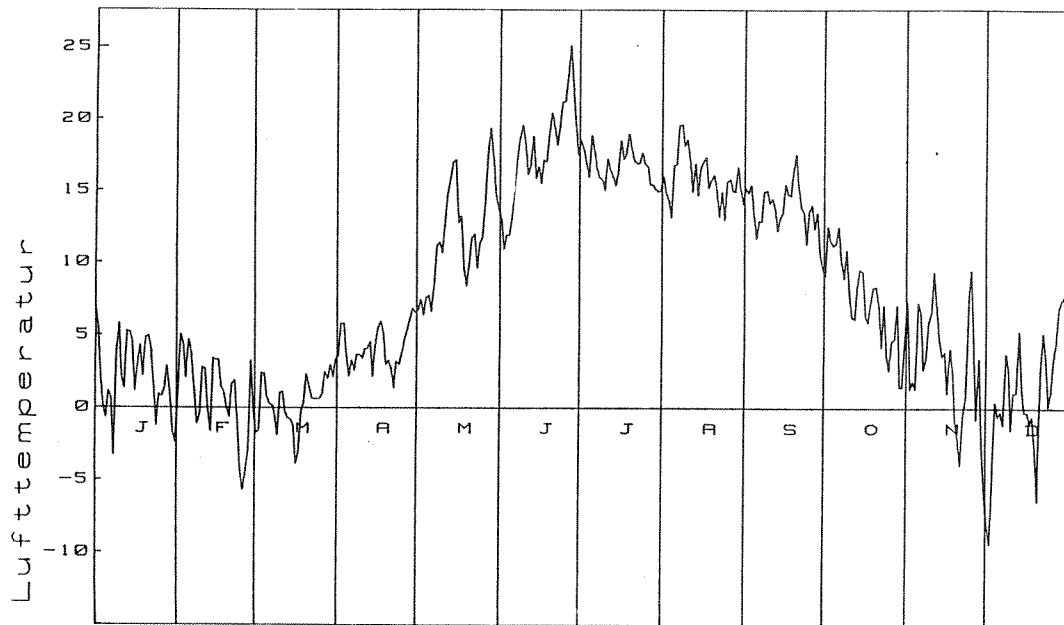


Fig. 3.1. Lufttemperatur (°C) ved Langøytangen i 1988 (døgnmiddel).

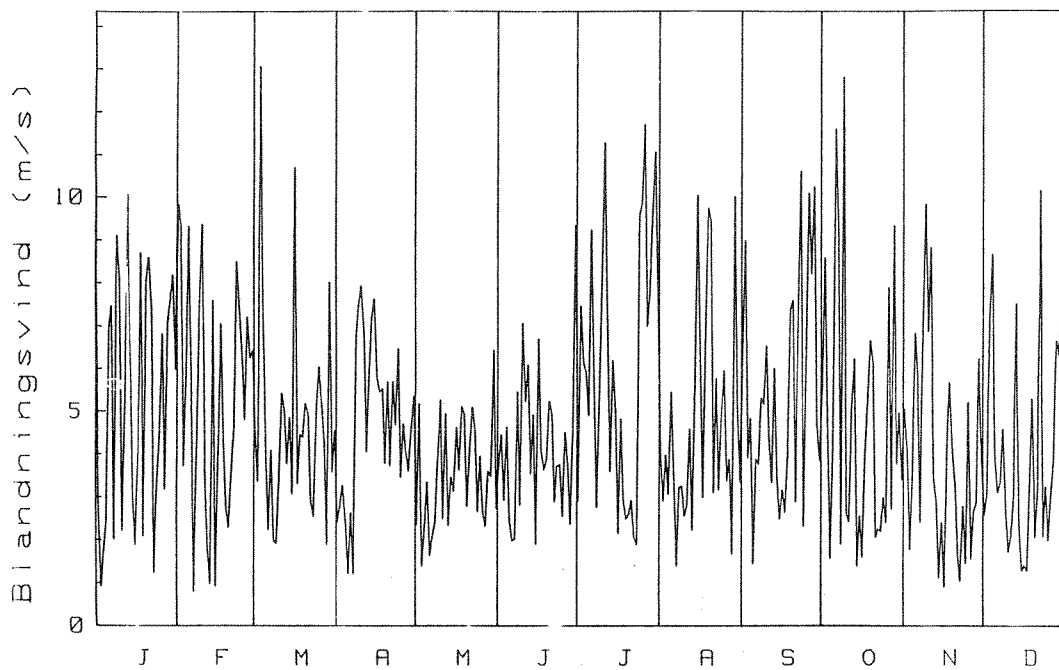


Fig. 3.2. Blandningsvinden ved Langøytangen i 1988 (døgnmiddel).

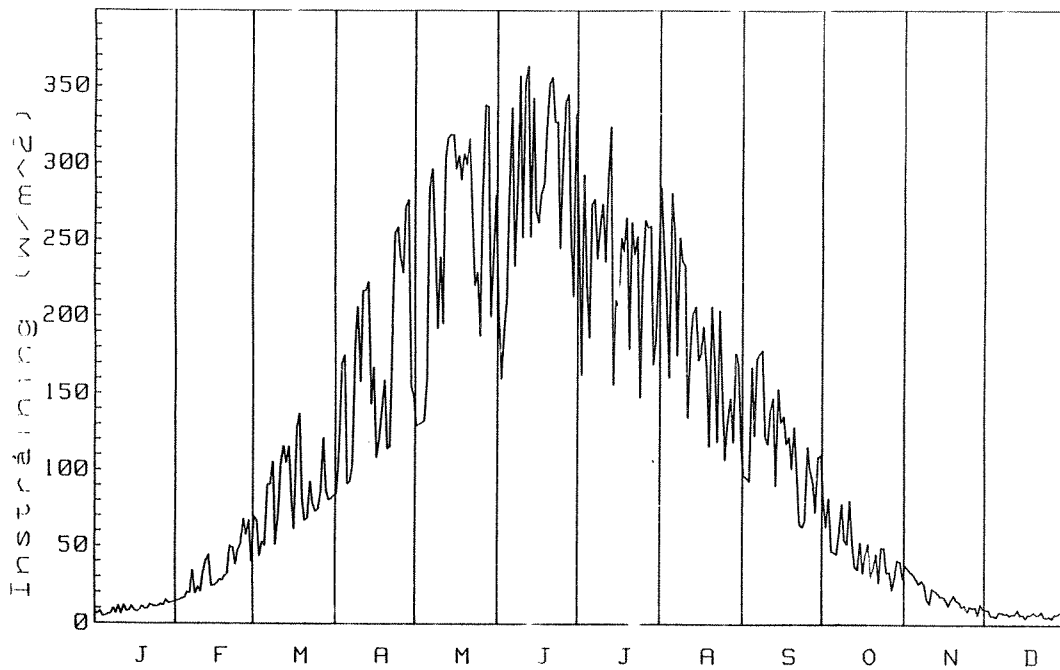


Fig. 3.3. Netto solinnstråling (Watt/m^2 , døgnmiddel) i 1988.
 Beregnet fra meteorologiske observasjoner fra Langøytangen.

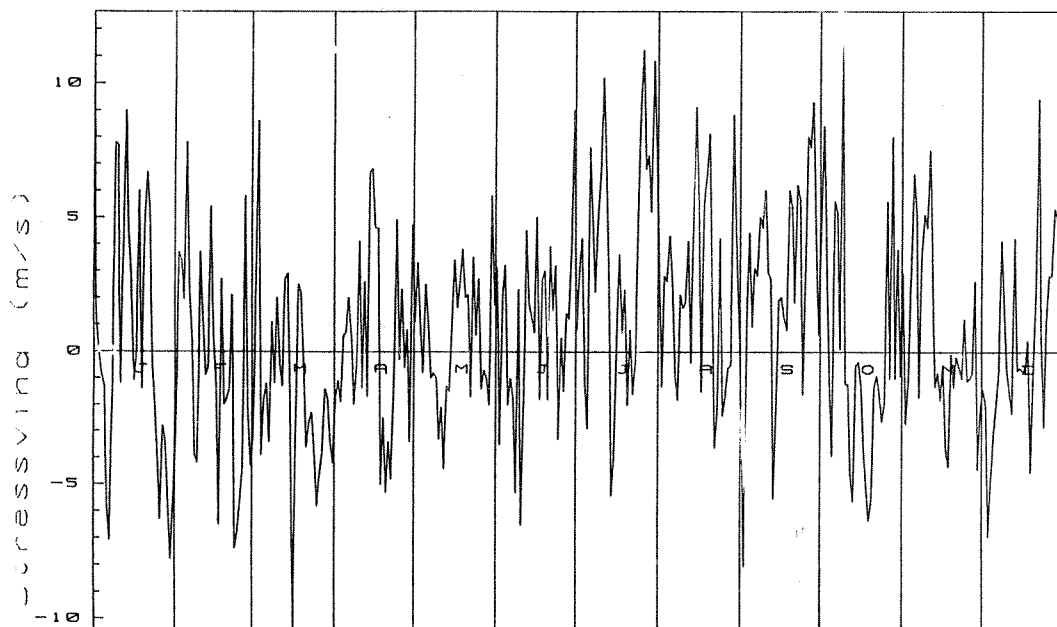


Fig. 3.4. Kystparallell stressvind i 1988 (døgnmiddel). Positive verdier er vindstress fra Sv og negative er vindstress fra NØ.

3.3 Forhold på Skagerrakkysten.

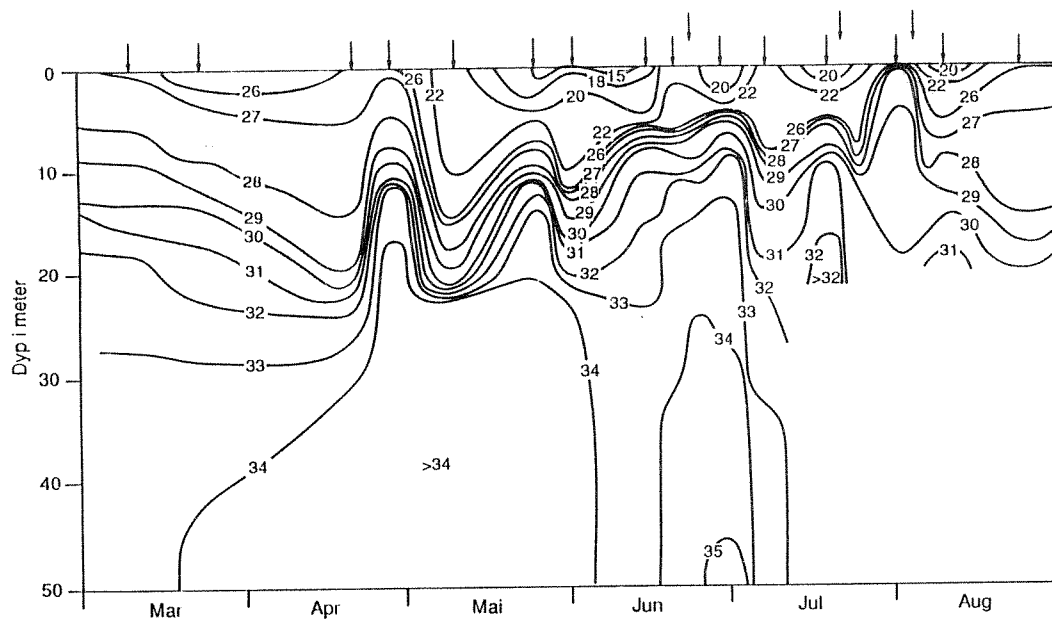
Fig. 3.5a. viser observert/interpolert utvikling av saltholdigheten og Fig. 3.5b utviklingen av temperaturen i testperioden i de øverste 50 m av vannsøylen i Langesundsbukta. En sammenligning mellom Fig. 3.4 og 3.5a viser at i lengre perioder med positiv stressvind ligger isohalinene høyt og omvendt ved negativ stressvind. De langperiodiske indre svingningene i Langesundsfjorden er altså for en stor del drevne av den kystparallelle vindkomponenten.

3.4 Forhold i Langesundsfjorden.

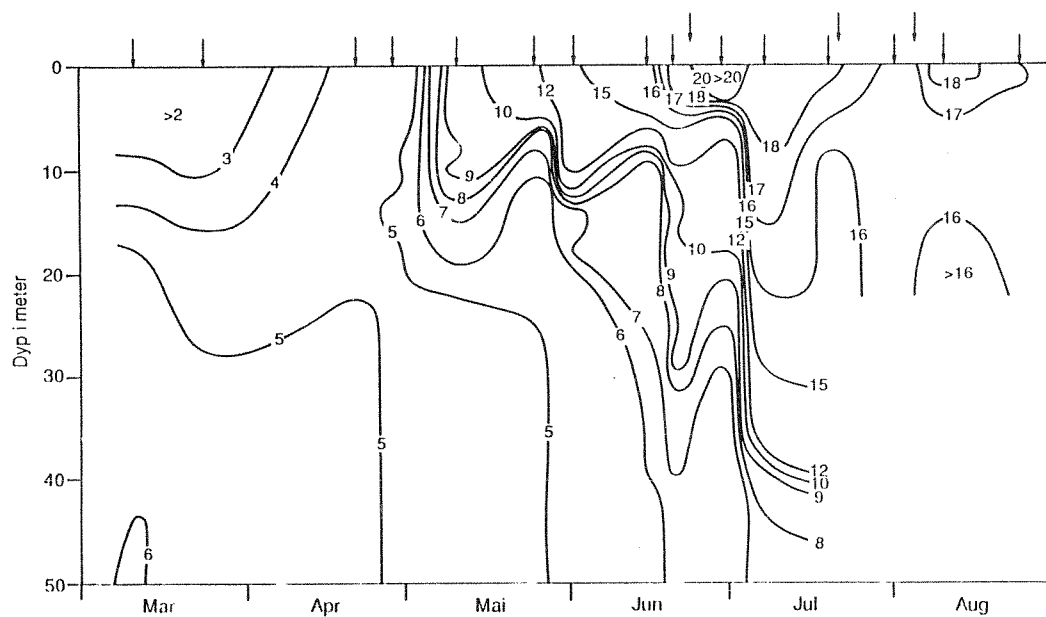
Saltholdighetsobservasjonene (Fig. 3.6a) viser et markert sprangsjikt på 2-5 m dyp. I det intermediære laget var det oppstrømning av saltere og derved tyngre vann i midten av april, månedsskiftet april - mai og i slutten av mai. Flere nedstrømninger av vann med forholdsvis lav saltholdighet (overflatevann fra Skagerrak) forekom i perioden. Det nedstrømmende vannet i begynnelsen av juli var forholdsvis varmt og opptrer som en meget markert temperaturfront i Fig. 3.6b.

Det er høye konsentrasjoner av både nitrat og ammonium i overflatelaget under hele perioden med minimum i slutten av juni (Fig. 3.8). Fosfatkonsentrasjonene er lave i overflatelaget fra slutten av mars og til slutten av testperioden (Fig. 3.7a). En meget høy verdi i overflatelaget i slutten av april avviker fra det normale.

Klorofyllmålingene, presentert i Fig. 3.7b, viser maksimum under overflatelaget i slutten av april. I overflatelaget opptrer maksima i begynnelsen av juni og i begynnelsen av juli. Siden saltholdigheten i de øverste 2-3 m er 5-10 psu i disse periodene er det sannsynlig at det er brakkvannsarter som blomstrer. I siste halvdel av juli er det stort sett tomt for klorofyll i Langesundsfjorden. I august og september skjer nye oppblomstringer.



A



B

Fig. 3.5. Observert utvikling av a) saltholdigheten og b) temperaturen i Langesundsbukta 0-50m (Stn JH1) i perioden 10 mars - 24 sept. 1988. (Konturintervall 1 psu resp 1°C).

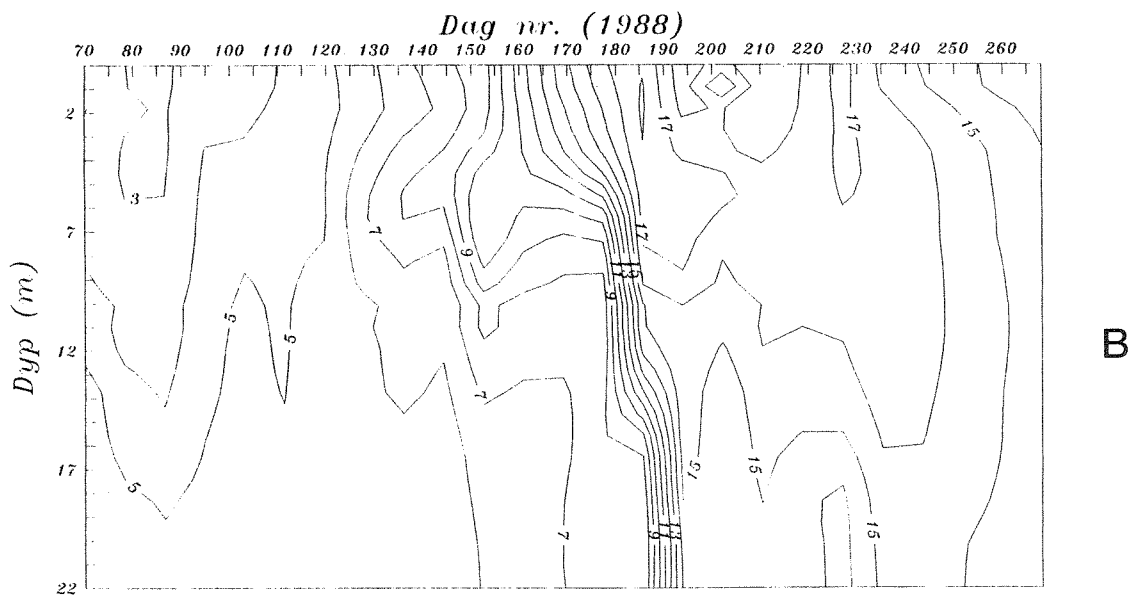
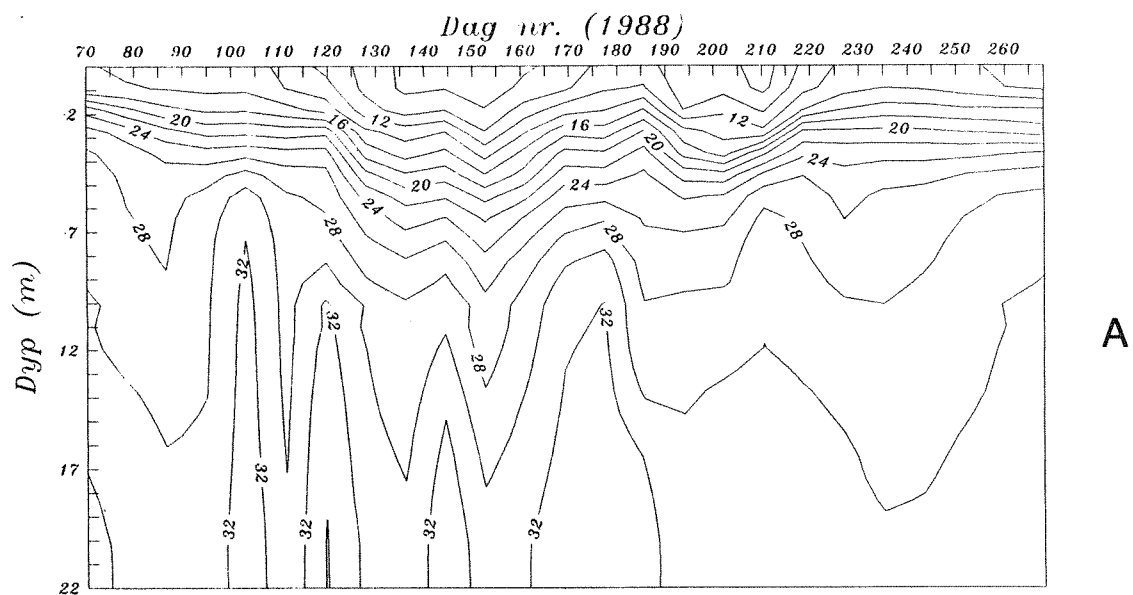


Fig. 3.6. Observert utvikling av a) saltholdigheten (psu) og b) temperaturen (°C) i Langesundsfjorden 0-22m (Stn FG1) i perioden 10 mars - 24 sept. 1988.

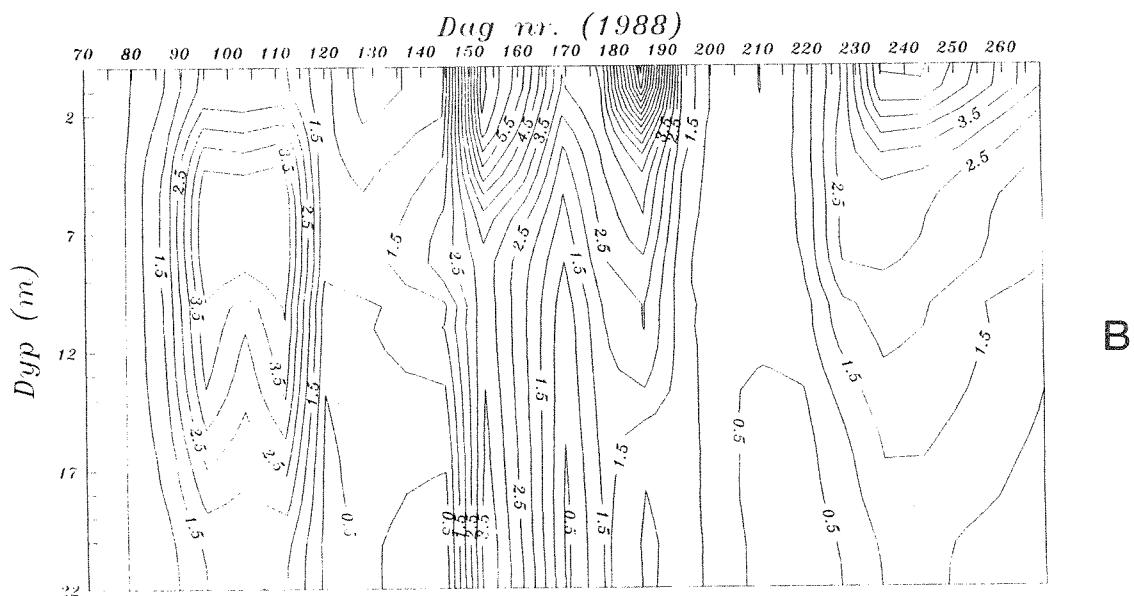
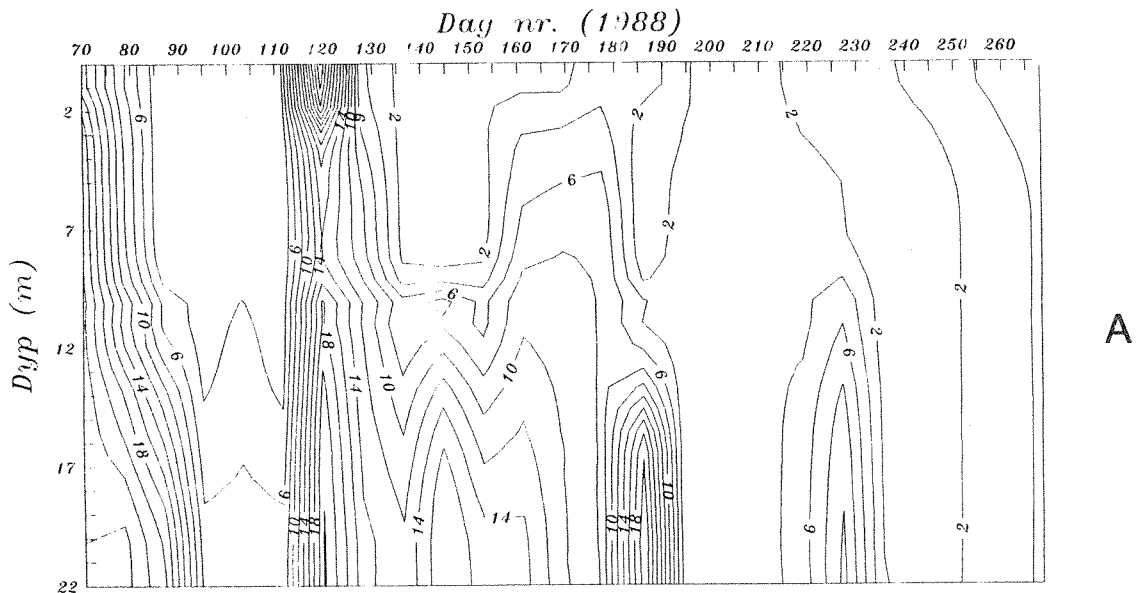


Fig. 3.7. Observert utvikling av konsentrasjonen av a) fosfat og b) klorofyll ($\mu\text{g}/\text{l}$) i Langesundfjorden 0-22m (Stn FG1) i perioden 10 mars - 24 sept. 1988.

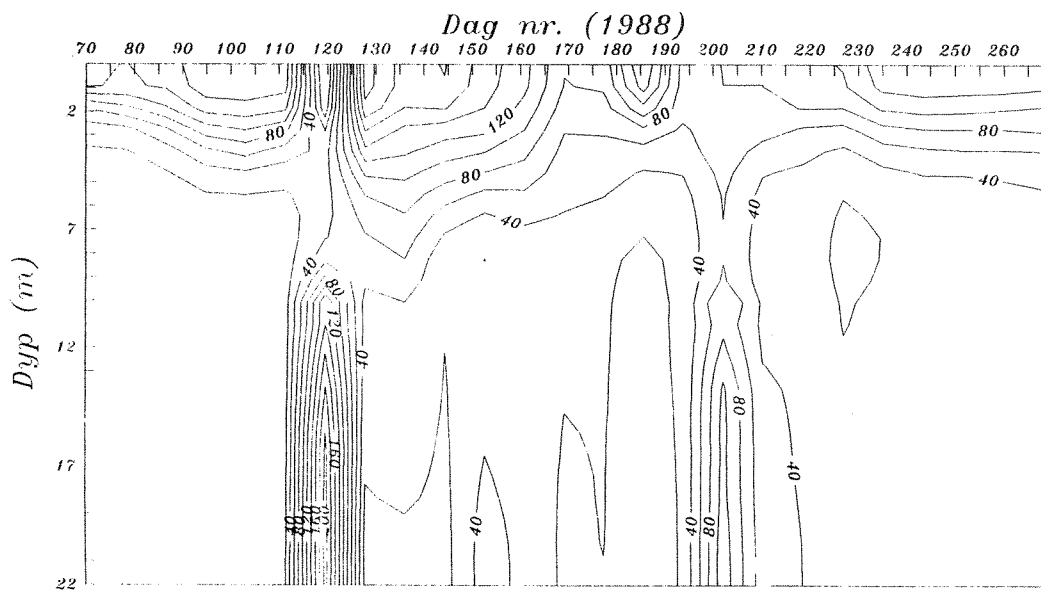
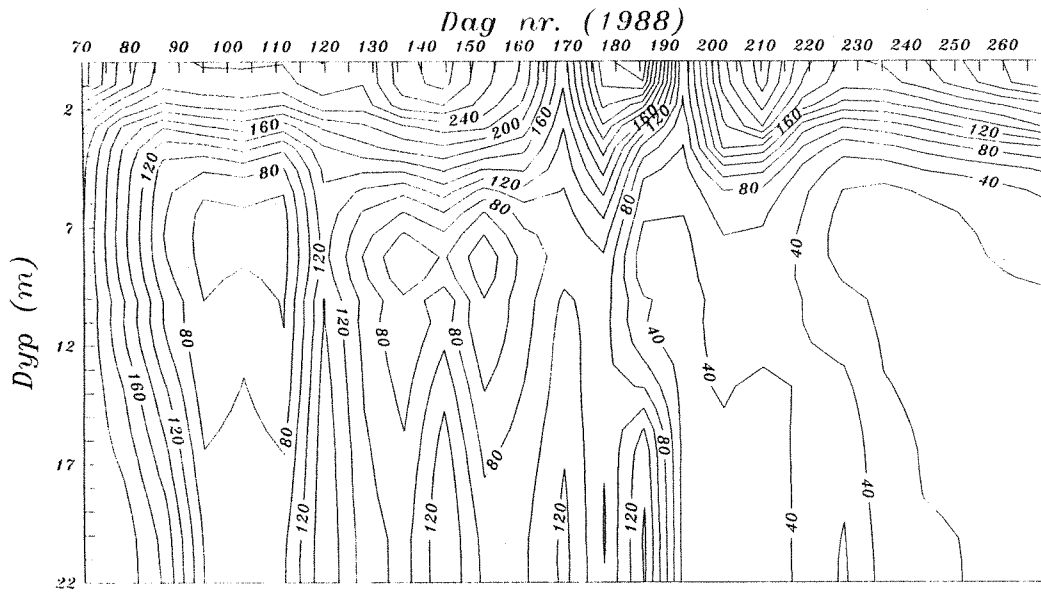


Fig. 3.8. Observert utvikling av konsentrasjonen av a) nitrat og b) ammonium ($\mu\text{g}/\text{l}$) i Langesundsfjorden 0-22m (Stn FG1) i perioden 10 mars - 24 sept.1988.

3.5 Forhold i Frierfjorden.

Det er et meget markert brakkvannslag i Frierfjorden med lav saltholdighet og med tykkelse mellom 3 og 8 m (Fig. 3.9a). Temperaturen i brakkvannslaget er lav frem til begynnelsen av juni da den stiger raskt (Fig. 3.9b). Temperaturfronten som framtrer i Langesundsfjordens intermediære lag i begynnelsen av juli (Fig. 3.6b) finner en omtrent ved samme tidspunkt også i Frierfjorden.

Fosfatkonsentrasjonen er som regel lav i overflatelaget (Fig. 3.10a). Gjennom hele testperioden er imidlertid nitrat- og ammoniumkonsentrasjonene svært høye i og straks under overflatelaget (Fig. 3.11), noe som peker på at utslipp gjøres også til vannmassene under overflatelaget.

Klorofyllkonsentrasjonene oppviser to maksima i det intermediære laget, i månedsskiftene mai - juni resp. august - september (Fig. 3.10b). Disse periodene sammenfaller med planktonoppblomstringer utenfor fjorden, formodentlig av marine arter. Et klorofyllmaksimum i overflatelaget fra slutten av juni og et stykke inn i juli må være årsaket av brakkvannsplankton siden vannet i dette lag stort sett består av ferskvann. Dette maksimum kommer litt før et klorofyllmaksimum i overflatelaget i Langesundsfjorden. Oppblomstringen av brakkvannsplankton i Frierfjorden ser ut å bli kraftig dempet av den ekstreme flommen litt senere i juli måned.

Oppstrømningen av tyngre vann i kystvannet og i Langesundsfjorden i midten og slutten av april medførte at en god del av bassengvannet i Frierfjorden ble utbytt med nytt friskt vann utenfra. Dette er tydelig i alle variablene (Fig. 3.12 - 3.14). Oppstrømningen i slutten av mai ga opphav til en mindre innstrømning til største dyp.

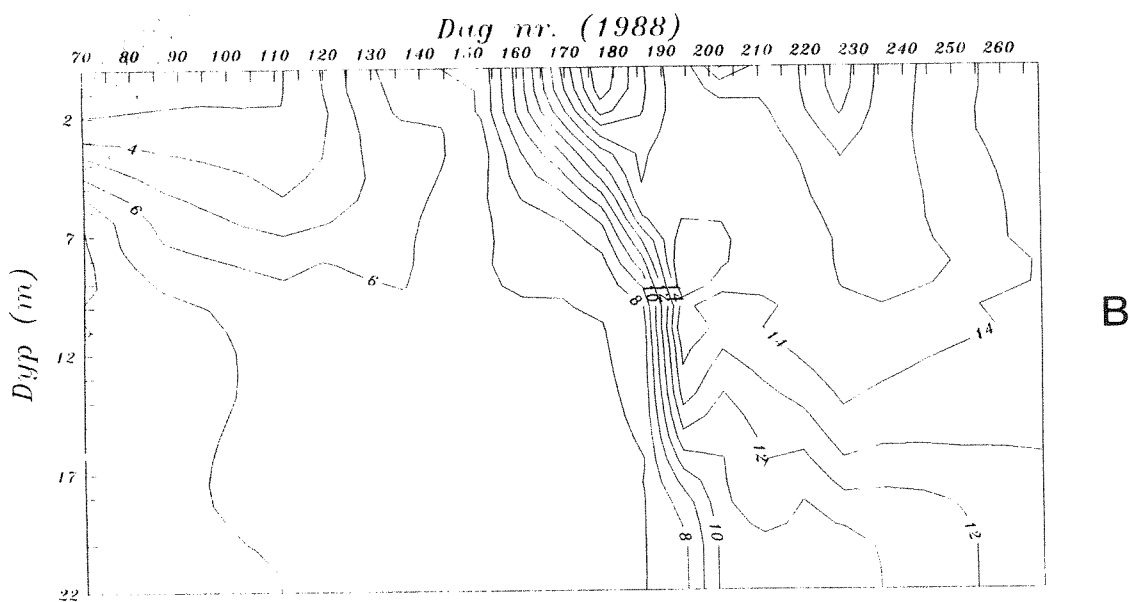
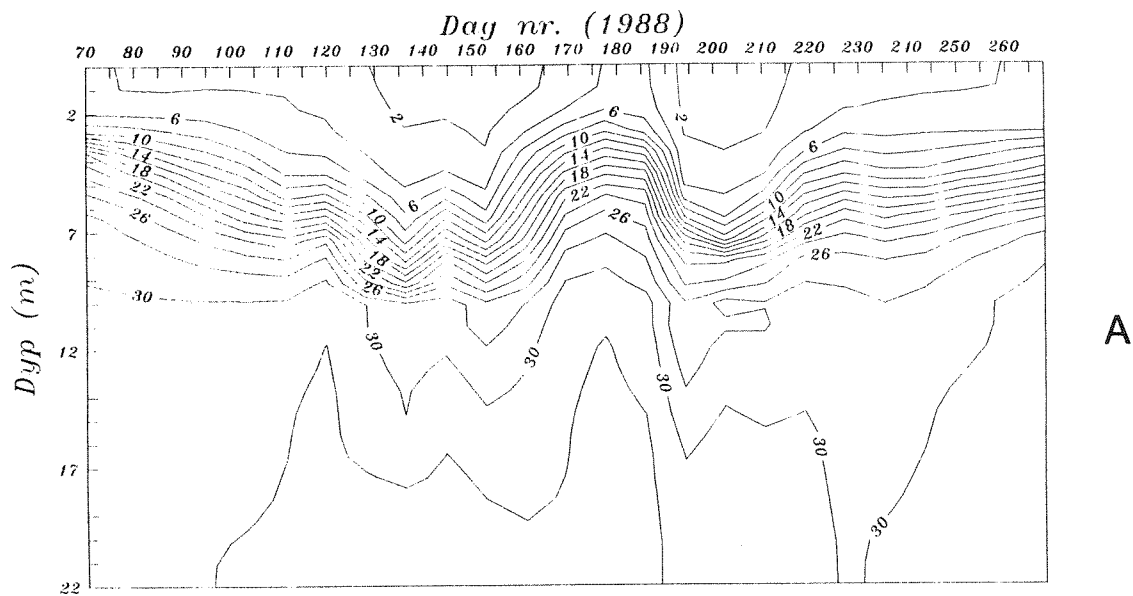


Fig. 3.9. Observert utvikling av a) saltholdigheten (psu) og b) temperaturen (°C) i Frierfjorden 0-22m (Stn BC1) i perioden 10 mars - 24 sept. 1988.

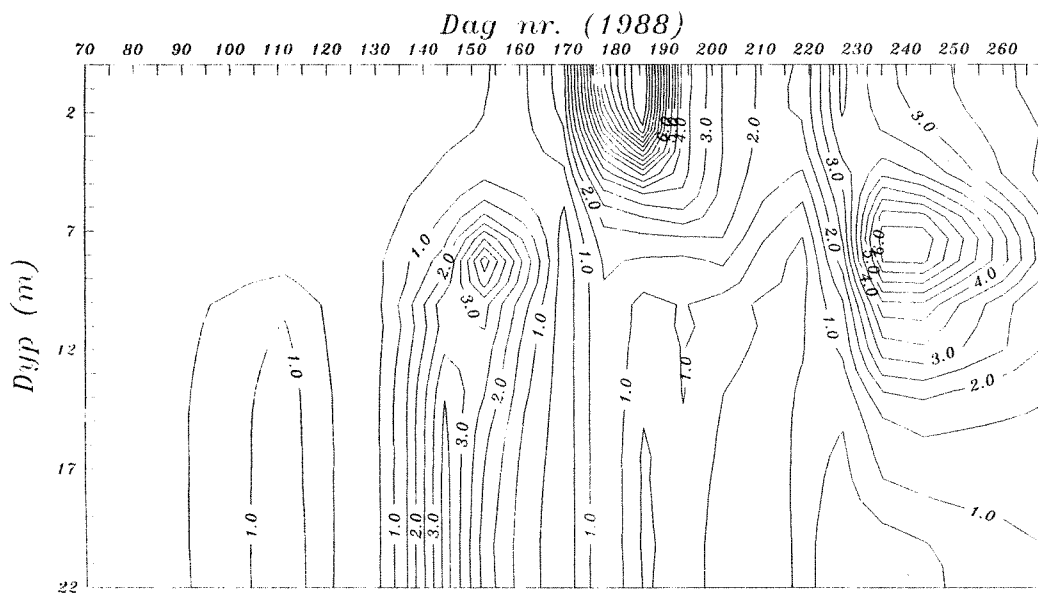
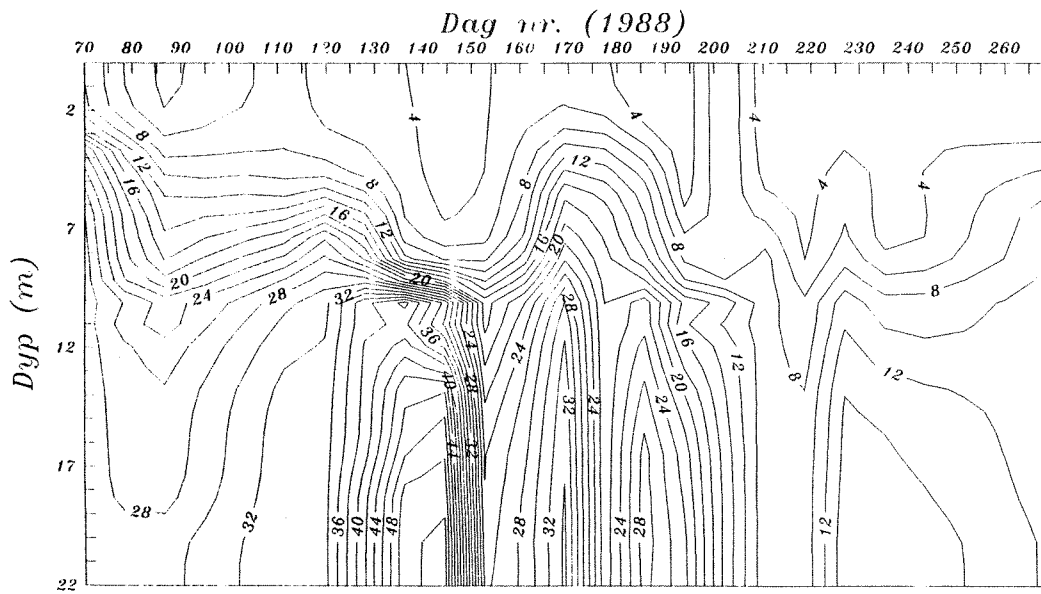


Fig. 3.10. Observert utvikling av konsentrasjonen av a) fosfat og b) klorofyll ($\mu\text{g/l}$) i Frieisfjorden 0-22m (Sta BCl) i perioden 10 mars - 24 sept. 1988.

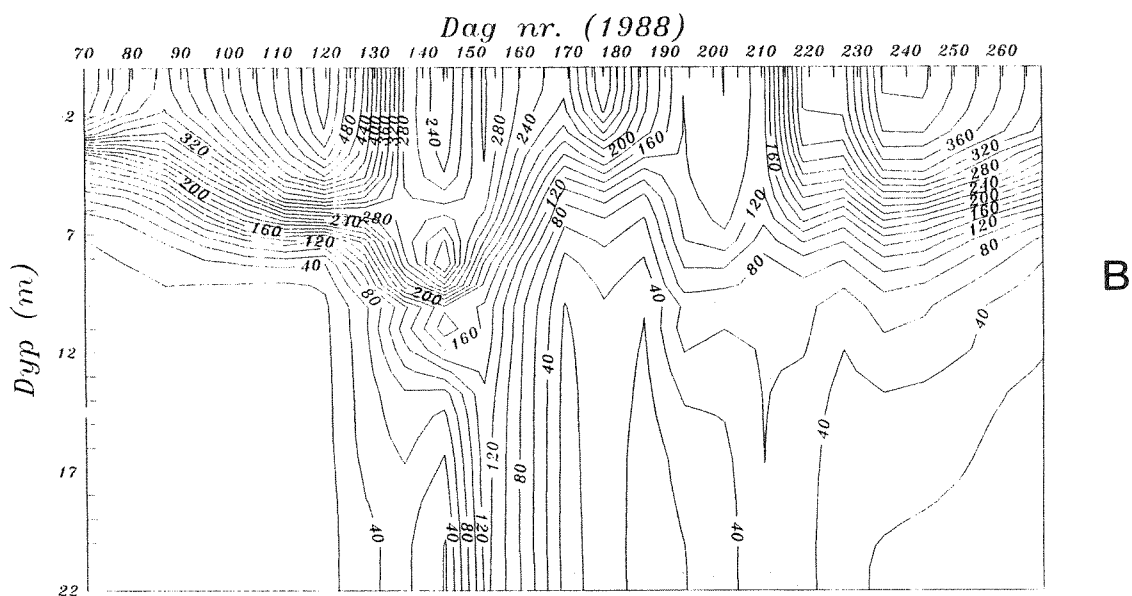
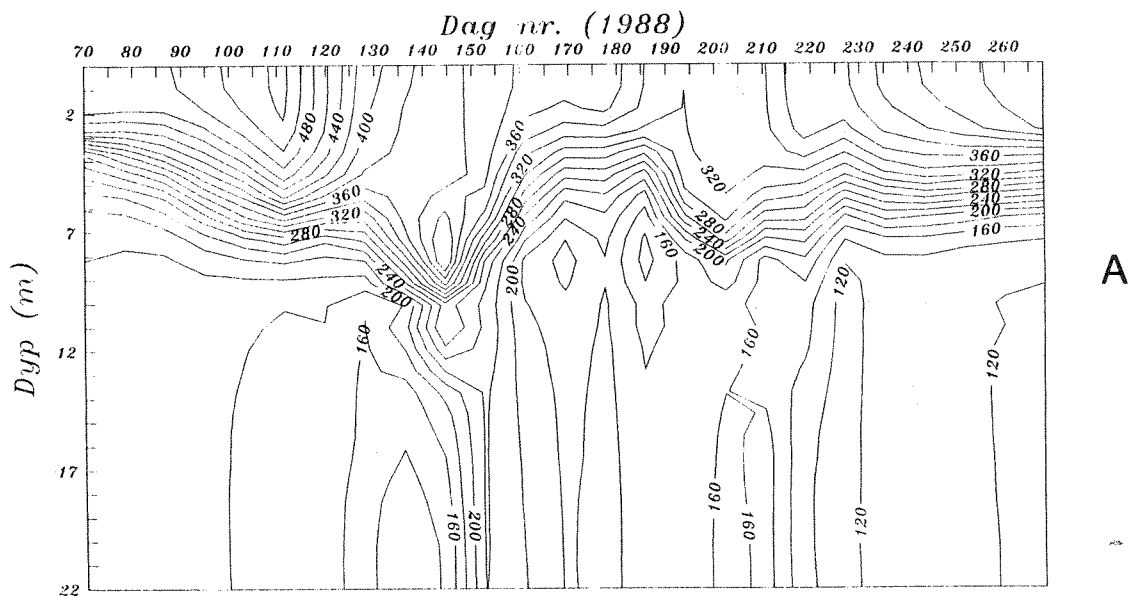


Fig. 3.11. Observerte utvikling av konsentrasjonen av a) nitrat og b) ammonium ($\mu\text{g/l}$) i Frierfjorden 0-22m (Stn BC1) i perioden 10 mars - 24 sept.1988.

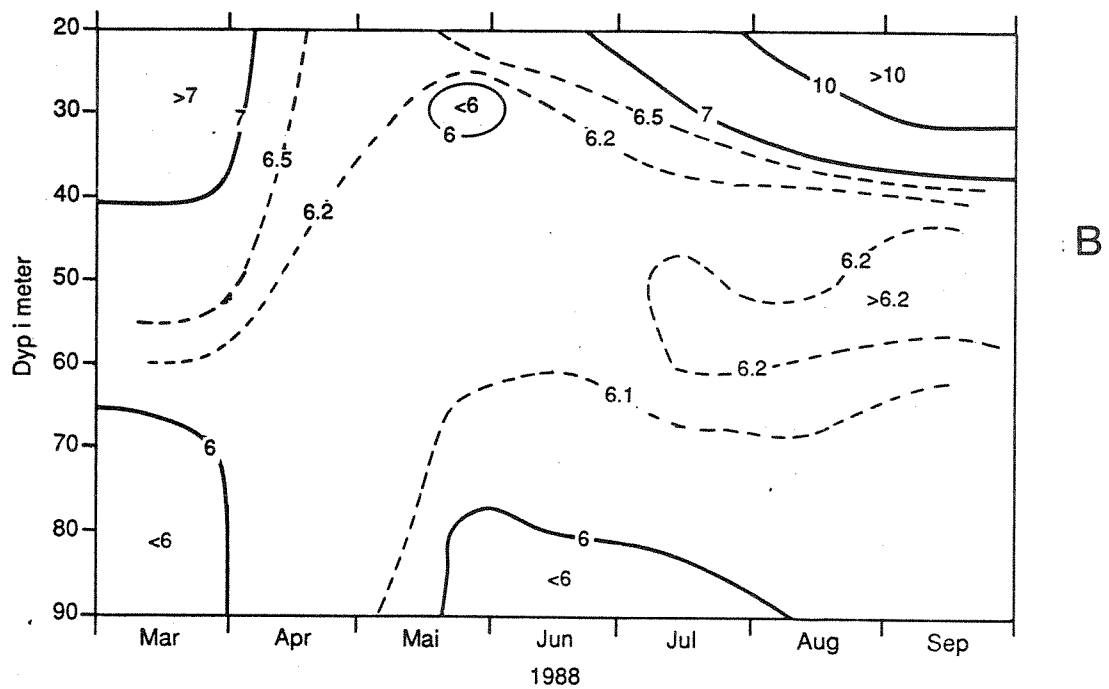
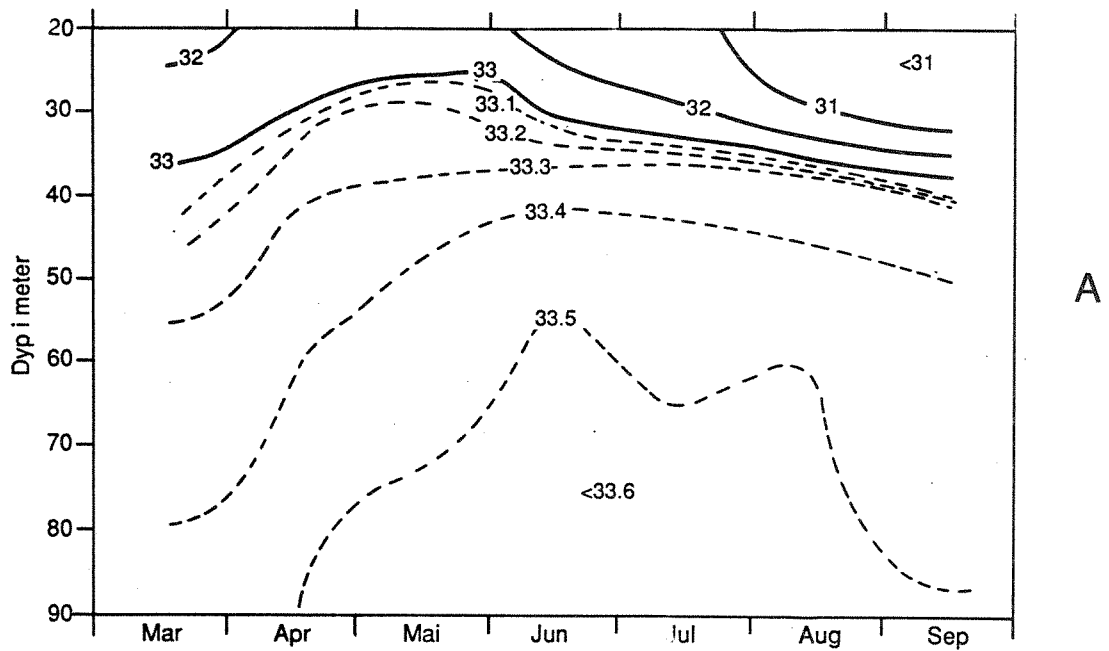
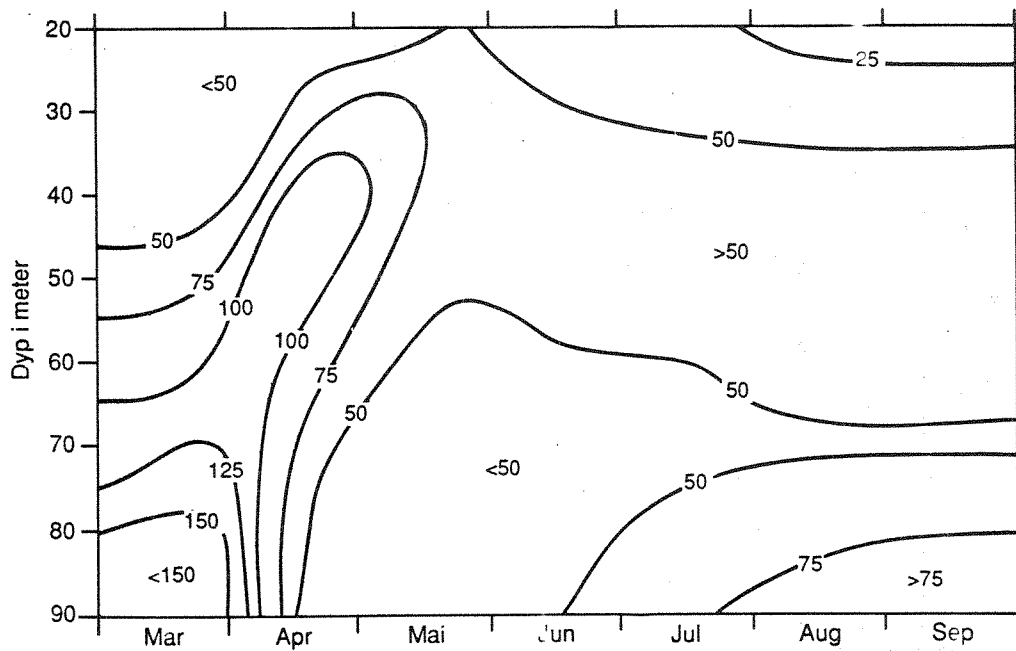
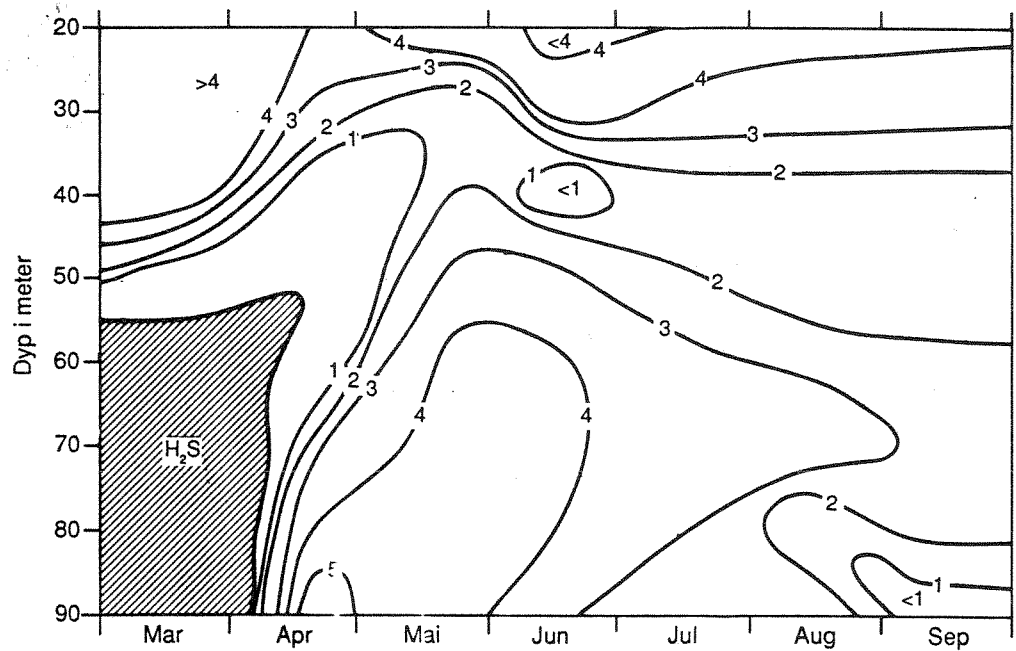


Fig. 3.12. Observert utvikling av a) saltholdigheten og b) temperaturen i Frierfjorden 20-90m (Stn BCl) i perioden 10 mars - 24 sept. 1988. (Konturintervall 1 psu resp 1°C).

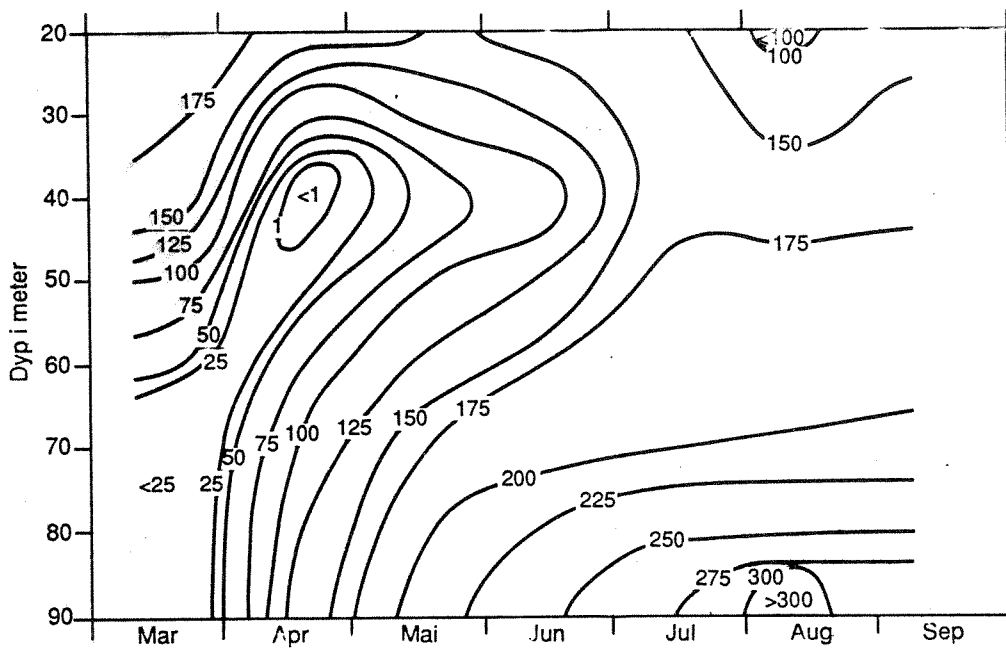


A

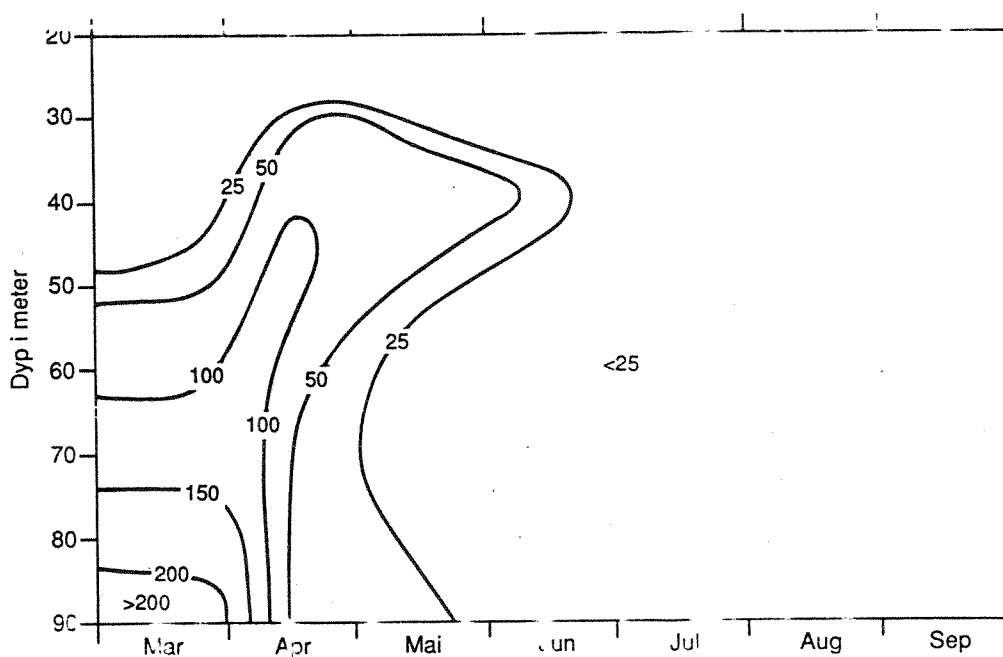


B

Fig. 3.13. Observert utvikling av konsentrasjonen av a) fosfat og b) oksygen (negative verdier er hydrogensulfid i oksygenekvivalenter) i Frierfjorden 20-90m (Stn BC1) i perioden 10 mars - 24 sept. 1988. (Konturintervall 2 $\mu\text{g/l}$ resp. 1 ml/l).



A



B

Fig. 3.14. Observert utvikling av konsentrasjonen av a) nitrat og b) ammonium i Frierfjorden 20-90m (Stn BC1) i perioden 10 mars - 24 sept.1988. (Konturintervall 50 $\mu\text{g/l}$).

4. BESKRIVELSE AV MODELLEN.

4.1 Oversiktlig modellbeskrivelse.

Fjordmodellen som blir brukt i denne rapporten er oversiktlig beskrevet nedenfor. En noe mer detaljert beskrivelse av visse deler av modellen og referenser til de arbeider som modellen bygger på finner en i Aure & Stigebrandt (1989). Som et komplement til oversikten diskuterer vi i kapittel 4.2 og 4.3 også noen prosesser som enten ikke har blitt diskutert i arbeidet nevnt ovenfor eller som innebærer utvidelser av modellen for Frierfjorden.

Modellen er bygget opp av matematiske beskrivelser av fjordbassengets og munningens topografi, de viktigste fysiske, kjemiske og biologiske prosessene i fjorden samt utvekslingen av energi og materiale gjennom de ytre grenseflatene, dvs. havoverflaten og en vertikal flate ved munningen i Brevik. Den horisontalt integrerte modellen dekker hele fjorden - fra havoverflaten og ned til største dyp. Bunnsedimentet inngår også i modellen. Modellen beregner vertikale fordelinger av (de horisontalt midlede) tilstandsvariablene, dvs. de variabler som beskriver tilstanden i et system, se kapittel 4.1.3 nedenfor. En oversikt over modellen er gitt i Fig. 4.1. Saltholdighet og temperatur spiller en spesiell rolle siden disse sammen bestemmer vannets tetthet. I modellen er fjorden fra overflaten til største dyp inndelt i 1 m tykke lag og tidsopløsningen er 1 døgn.

4.1.1 Modellens fysikk.

Modellen har ett velblandet overflatelag og tykkelsen av dette vil variere kontinuerlig med ferskvannstilførsel, varmeutveksling gjennom havoverflaten og vind. Overflatelaget er nedad begrenset av et tetthetssprang (pyknoklin). Egenskapene til det velblandete overflatelaget er beregnet vha en sk. pyknoklinmodell. Slike prosesser som restratifikasjon av overflatelaget ved avtakende vind og/eller økende tilførsel av "oppdrift" (ferskvann, varme) blir simulert av modellen. Blandningen mellom elvevann og sjøvann i elvemunningen ("initialblanding") er tatt med i modellen, se Kap. 4.2.1 nedenfor.

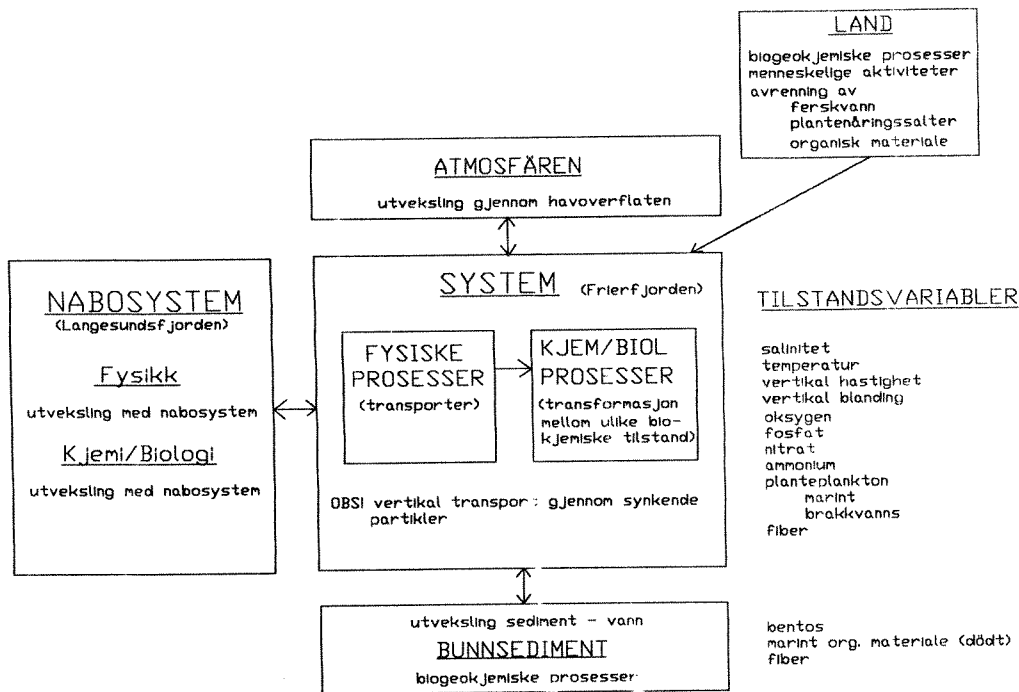


Fig. 4.1. Oversiktlig beskrivelse av fjordmodellen.

Modellen beregner også den vertikale utvekslingen av vann samt suspendert og oppløst materiale mellom nærliggende lag i modellen (gjennom vertikal diffusjon og adveksjon samt gjennom synkende partikler). Oksygenkonsentrasjonen i overflatelaget er satt lik metningsverdien. Dette er normalt en god tilnærming for de relativt tynne overflatelagene ofte finner i fjorder. For Frierfjorden viser dog data fra 70-åra at metningsgraden for oksygen er ca 80% hvis en korrigerer for effekten av primærproduksjonen, se Molvær m.fl. (1979). Årsaken til den lave metningen med oksygen er at en del av tilført organisk materiale og ammonium blir oksydert. Disse tilførselene har blitt kraftig redusert siden 70-åra og en kan forvente at oksygenmetningen skulle være høyere idag. I den endelige modellen for Grenlandsfjordene vil oksygenutvekslingen med atmosfæren bli beregnet. Herved vil en bruke teorien i Stigebrandt (1990b).

Modellen simulerer to typer av vannutveksling mellom fjorden og området utenfor. Den ene er drevet av vannstandsforskjellen som årsake fremst av tidevannet (den barotrope utvekslingen) og den andre er drevet av indre trykkforskjeller (dvs. nede i vannsøylen men over terskel-

dypet) mellom fjorden og området utenfor pga. ulike vertikal tetthetsfordeling. I modellen innlagres det innstrømmende vannet i det dyp hvor tettheten er lik det innstrømmende vannets. I tilfeller med spesielt høy tetthet på det innstrømmende vannet vil dette kunne trenge ned under terskeldypet (som en tung bunnstrøm) og derved skifte ut bassengvann. En slik utskiftning er i Frierfjorden ofte kun delvis. Den tunge bunnstrømmen er diskutert i Kap. 4.2.2 nedenfor.

4.1.2 Modellens biologi og kjemi.

Når den storskala horisontal- og vertikalsirkulasjonen i fjorden er kjent, er det mulig å beregne utvekslingen mellom fjorden og de utenforliggende områder av samtlige substanser i modellen. Biologiske/kjemiske prosesser omdanner materiale mellom organiske og uorganiske former. Modellen inneholder bl.a. modeller for planteplanktons vekst og respirasjon, se Kap. 4.3.1 nedenfor. Veksten er i modellen styrt av

- i) det omgivende vannets temperatur og konsentrasjon av næringssalter
- ii) saltholdigheten slik at marine plankton ikke tillates å vokse når saltholdigheten er lavere enn en viss grenseverdi og omvent for brakkvannsplankton samt
- iii) lysforholdene i vannet.

Lysets nedtrengning blir beregnet fra vannets optiske bakgrunnsegenskaper og konsentrasjoner av marint og ikke-marint organisk materiale, se Kap. 4.2.3 nedenfor.

Plankton og ikke-marint partikulær organisk materiale synker og blir nedbrutt, dels i vannsøylen og dels på bunn, se Kap. 4.3.1 nedenfor. Oksygen blir derved forbrukt. Bunnfaunaen står i modellen for nedbrytningen av marint organisk materiale på bunnen (under oksiske forhold). En enkel modell for bunnfaunaens tilvekst og respirasjon er blitt brukt, se Kap. 4.3.3 nedenfor. Nedbrytningen i vannsøylen og på bunn under anoksiske eller nesten anoksiske forhold er ved bakterier. Modellen har også med bakteriell oksydering av ammonium til nitrat under oksiske forhold, se Kap. 4.3.4 nedenfor. Reduksjon av nitrat til nitrogen-gass (denitrifikasjon) forekommer i modellen dels i vannmasser med lav oksygenkonsentrasjon ($<0,5$ ml/l) og dels i sedimenter hvis

overliggende vann er oksisk og inneholder nitrat.

4.1.3 Modellens tilstandsvariabler og sammensetningen av organisk materiale.

Modellen har følgende tilstandsvariabler i vannsøylen:

saltholdighet

temperatur

oksygenkonsentrasjon. (Hydrogensulfid blir regnet som negativ oksygen).

konsentrasjon av brakkvannsplankton

konsentrasjon av marint plankton

konsentrasjon av ikke-marint partikulær organisk materiale (bl.a. fiber)

konsentrasjon av nitrat

konsentrasjon av ammonium

konsentrasjon av fosfat.

På bunnen er tilstandsvariablene:

konsentrasjon av levende bunndyr

konsentrasjon av dødt organisk materiale (både marint og ikke-marint).

Det blir antatt at karbon, nitrogen og fosfor i marint organisk materiale og i brakkvannsplankton forekommer i forholdet 106:16:1 (på atom-basis). Ikke-marint partikulært organisk materiale (fiber) er antatt å ha sammensetningen 300:3:1. Den senere er meget usikker.

4.2 Noen fysiske prosesser.

Som et komplement til oversikten ovenfor diskuterer vi noen prosesser som enten ikke har blitt diskutert i arbeidene nevnt ovenfor eller som innebærer utvidelser av modellen for Frøerfjorden.

4.2.1 Blandingen mellom ferskvann og sjøvann i elvas nedre løp.

I Fig. 4.2 har vi plottet overflatesaltholdigheten på stasjon BC1 mot vannføringen i Skienselva. Det ser ut til at saltholdigheten er omvendt proporsjonal med vannføringen i elva. I samme figur har vi tegnet inn den forventede saltholdigheten utenfor elveosen (omtrent på stasjon BC1) hvis blandingen består i at 30 m³/s av sjøvann (25 psu), fra det indermediære laget, blir innblandet i ferskvannet fra elva. Den innregnede kurven ligger stort sett i underkant av observasjonene. De

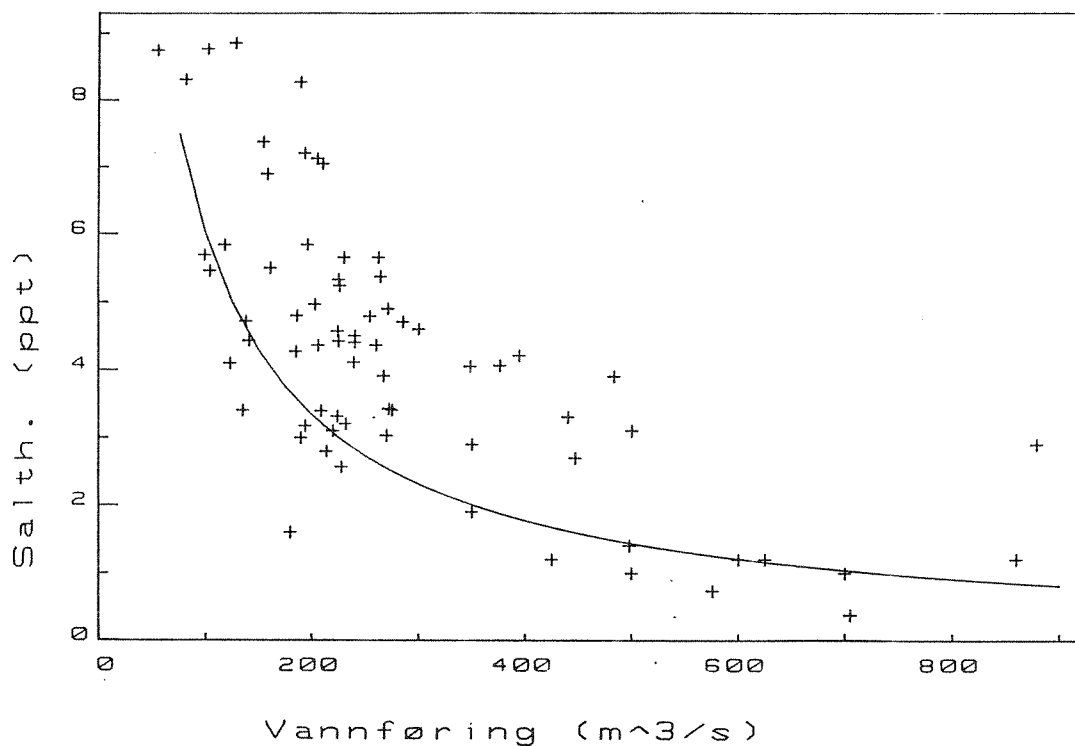


Fig. 4.2. Observasjoner av overflatesaltholdighet på stasjon BC1 vs. vannføring i Skienselva. Den innregnede linjen viser forventet saltholdighet hvis ferskvannet blir blandet med sjøvann (volumfluks 30 m³/s og saltholdighet 25 psu).

høyere saltholdigheter (over kurven) som opptrer i overflatelaget kan forklares ved at andre blandingsmekanismer, bl.a. vindblanding og blanding utført av fartøy, til tider har relativt stor betydning i fjorden. I Molvær m.fl. (1976) anslåes at 10-30 m³/s av sjøvann innblandes i elvevannet på strekningen Klosterfoss - Porsgrunn bybro. Initialblandingen blir i modellen simulert gjennom at 30 m³/s taes fra et 4 m tykt lag av sjøvann og blandes inn i elvevannet. Øvre grense for sjøvannlaget taes som det øverste dyp hvor saltholdigheten er høyere enn 20 psu.

4.2.2 Den tunge bunnstrømmen.

Tungt vann som befinner seg utenfor og over terskelnivået kan danne en bunnstrøm nedover i terskelbassenget. Ved friksjon mot bunn, men også mot ovenforliggende vann, dannes turbulens i bunnstrømmen. Denne vil rive med seg en del ovenforliggende vann. Vannet i bunnstrømmen blir derved etterhvert lettere og vil bli innlagret i bassenget når tettheten er den samme som i det omgivende vannet. Medrivningsraten vil avhenge av bunnens helling, tetthetsforskjellen mellom vannet i bunnstrømmen og ovenforliggende vann, tykkelsen av bunnstrømmen samt bunnens ruhet. Den matematiske beskrivelsen av bunnstrømmen brukt i foreliggende modell er etter Stigebrandt (1987).

At bunnstrømmen blir lettere på sin veg nedover får den effekten at i begynnelsen av en innstrømming av tungt vann, når tettheten i øvre del av terskelbassenget er relativt lav, vil det innstrømmende vannet blandes med relativt lett vann og innlagringen vil skje relativt høyt oppi vannmassen. Etterhvert som innstrømmingen pågår vil tettheten i øvre del av terskelbassenget øke og den tunge bunnstrømmen vil suksessiv nå alt dypere ned i terskelbassenget for å eventuelt nå ned til største dyp. For å få utskiftning av de dypest liggende vannmassene i en fjord er det således vanligvis nødvendig at oppstrømmingen av tungt vann utenfor fjordmunningen har tilstrekkelig varighet. En annen faktor som medvirker til at bunnstrømmen kun suksessivt når alt dypere ned i terskelbassenget er at tettheten på det innstrømmende vannet øker gradvis mot et maksimum for deretter å avta. I fasen med avtakende tetthet på innstrømmende vann vil bunnstrømmen igjen lagres inn

alt høyere opp i vannsøylen.

I modellberegningene har vi tatt hensyn til at traséen til den tunge bunnstrømmen har en varierende helling. I dypintervallet 25 - 50 m er hellingen anslått til 10° og for større dyp er den anslått til 1°, se Kap. 2.1.

4.2.3 Lysforholdene i fjorden.

Solstrålingen har avgjørende betydning for planktonveksten. I modellen regner en med at 50% av solstrålingen absorberes i havoverflaten. Resten (synlig lys) trenger ned i vannet og absorberes etter hvert av vannet og av oppløst og partikulært materiale i vannsøylen. En del av oppvarmingen av vannet skjer følgelig nede i vannsøylen.

Lysintensiteten I på dypet z er

$$(4.1) \quad I = I_0 \exp(-k_d z)$$

hvor I_0 er lysintensiteten ved havoverflaten. Den vertikale svekningskoeffisienten k_d for det fotosyntetisk aktive lyset kan deles opp slik

$$(4.2) \quad k_d = k_b + k_f + k_o + k_s \quad (\text{m}^{-1})$$

hvor k_b er bidraget fra vannet selv (blanding mellom ferskvannet fra Norsjø og Skagerrakvann). Dette inneholder bl.a. oppløste humusstoffer (gulstoffer) og mineralpartikler. Bidragene k_o fra oppløste og k_f fra suspenderte antropogene organiske stoffer vil være funksjoner av konsentrasjonene av disse stoffene som fremst stammer fra treforedlingsindustri og kloakk. Bidraget fra seston (levende og døde organiske partikler produserte i marin miljø) er betegnet som k_s . I Aure & Stigebrandt (1989) ble følgende sammenheng mellom siktedypet D og k_d brukt

$$(4.3) \quad D = 1.54/k_d$$

I modellen hvor det er vertikalt varierende verdier på k_d beregner vi siktedypet D fra følgende integralligning

$$(4.4) \quad \int_0^D k_d(z) dz = 1.54$$

Bidraget k_s til totale svekningskoeffisienten er antatt å være proporsjonal med konsentrasjonen av seston og i Mørerapporten fant vi at $k_s = 0.4 \text{ OP}$, hvor OP er konsentrasjonen av organisk materiale uttrykket i dettes konsentrasjon av organisk fosfor (mmol/m^3). For Møre og Romsdal ble k_b anslått å omtrent være lik 0.08 under vinterforhold med høye saltholdigheter og et siktedyp på omtrent 20 m. I Skagerraks overflatevann finnes en god del humus (gulstoffer) fra ferskvann, hvilket hovedsaklig kommer fra Østersjøen og vi vil bruke $k_b = 0.13$ hvilket skulle gi et siktedyp vinterstid i kystvannet på ca. 12 m. Norsjøvannet har typisk et siktedyp på ca. 7 m hvilket gir $k_b=0.22$. I modellen vil vi da bruke følgende sammenheng mellom k_b og saltholdigheten S (psu):

$$k_b = 0.22 - 0.09(S/35).$$

Det finnes ingen målinger som kan brukes for å relatere k_f til fiberkonsentrasjonen og k_o til konsentrasjonen av oppløste organiske stoffer. I modellen vil en velge disse verdiene slik at en får god overensstemmelse med observerte siktedyp i Frierfjorden. For å anslå verdiene av k_o og k_f antar vi et siktedyp på ca 3.5 m vinterstid i Frierfjorden. Lign. (4.3) gir da $k_d=0.44$. Siden $k_s \approx 0$ på denne tiden av året får vi da, hvis $k_b = 0,22$, at summen $k_o + k_f$ er lik omtrent 0.22. Dette kan vi sammenligne med de maksimale k_s -verdier vi forventer sommerstid. Med $\text{OP} = 0,3 \text{ mmol/m}^3$ (omtrent $9 \mu\text{g/l}$), hvilket tilsvarer en klorofyllkonsentrasjon av ca $13 \mu\text{g/l}$ som er en typisk maksimal verdi i Frierfjorden sommersstid, fåes $k_s = 0,12$. Denne planktonkonsentrasjonen tilsvarer ca. $1000 \mu\text{g}$ tørrstoff per liter. Dette er dobbelt så mye som midlere konsentrasjon av fiber i Skienselva ($500 \mu\text{g/l}$) med den angitte utslippsmengden (5300 tonn/år). Hvis vi antar at plankton og fiber har omtrent samme effekt på siktedypet for samme konsentrasjon får vi for dagens utslipp av fiber $k_f \approx 0.05$. Dette peker altså på at k_o er på størrelsen 0.2.

Regneeksemplet ovenfor, som bygger på antakelsen at planteplankton og fiber har omtrent samme effekt på siktedypet for samme konsentrasjon, antyder at forekomsten av oppløste organiske forbindelser er den aller største anledningen til hvorfor siktedypet i Frierfjorden er kraftig

redusert. Det er derfor viktig å få gjort optiske målinger (i laboratoriet) for å relatere k_o , og helst også k_f , til konsentrasjoner av relevante stoffer i utslippet. Dette bør gjøres før den endelige modellsimuleringen av Grenlandsfjordene finner sted.

I perioder med flom kan materiale som er deponert på bunnen av elver og bekker resuspenderes. Dette vil vi ta hensyn til ved beregning av siktedyp fra modelldata gjennom å innføre et "flombidrag" k_{flom} til vertikale svekkningskoeffisienten (Lign. 4.2). Vi har prøvd følgende uttrykk: $k_{flom} = E D 0.1 (Q/350)^2$ hvor Q er vannføringen i Skienselva, $E=1$ hvis $Q > 350 \text{ m}^3/\text{s}$ og $E=0$ ellers. Faktoren D er medtatt for å ta hensyn til at resuspensjonen bør minske ved avtakende vannføring. Vi setter $D=1$ for økende og $D=0.5$ for avtakende vannføring. Det bør understrekes at denne grove simulering av flomeffekten på siktedypet kan forfines. (For å oppnå en noenlunde korrekt beskrivelse av dette fenomen trengs en hydrodynamisk elvemodell.)

4.3 Noen biologiske og kjemiske forhold.

4.3.1 Planteplankton.

Fra tidligere observasjoner av planteplankton i Frierfjorden (se seksjon 2.7) vet en at brakkvannsarter dominerer i overflatelaget og (antakelig) marine arter lengre ned i det intermediære laget, jf. Remane (1971). I modellen kan brakkvannsplankton vokse hvis saltholdigheten er lavere enn 10 psu. For marine arter har vi brukt samme saltholdighet som nedre grense for vekst. Fallhastigheten for begge typer av plankton er satt til 1,5 m/døgn. Delingshastigheten ved optimalt lys og ikke næringsaltbegrensning er satt til 1 deling per døgn ved temperaturen 10°C og Q_{10} er lik 1.9. Nedbrytningen av plankton i vannsøylen er satt til ca 0,03 (døgn⁻¹) ved 10°C og med samme Q_{10} . (Q_{10} -verdien er et mål på hvor mye hurtigere en prosess forløper hvis temperaturen blir økt med 10°C).

I måleprogrammet ble planktonkonsentrasjonen målt ved dess innhold av klorofyll a (Chla). I modellen bruker vi planktonets innhold av fosfor for å beskrive konsentrasjoner av plankton. Vi trenger derfor å konvertere fra Chla til organisk fosfor (Org-P). Data for 1988 fra

Frierfjorden og Langesundsfjorden viser at den omtrentlige sammenheng mellom Org-P og Chla er $\text{Org-P} = 6.5 + 0.7 \times \text{Chla}$. Org-P er definert som $\text{Tot-P} - \text{PO}_4\text{-P}$ og vi bruker enheten $\mu\text{g/l}$ både for Chla og Org-P.

4.3.2 Ikke-marint partikulært materiale.

Fallhastigheten for ikke-marint partikulært materiale (bl.a. fiber) er i modellen satt til 2 m/døgn. I virkeligheten er det sikkert ulike fallhastighet for ulike fraksjoner av slik materiale. Vi har ikke funnet data for nedbrytningsraten av fiber i vannsøylen men har satt denne til 0,01 (døgn^{-1}) ved 10°C og vi antar at $Q_{10}=2$.

4.3.3 Fauna og bakterier på bunn og i sedimentene.

I modellen vokser bunnfaunaen hvis det er tilstrekkelig med marint organisk materiale i sedimentet og hvis oksygenkonsentrasjonen er høyere enn en viss grenseverdi (2 ml/l). Hvis oksygenkonsentrasjonen i vannet blir lavere enn denne verdien dør bunndyrene og overføres til en "pool" med dødt marint organisk materiale på bunn.

Nedbrytningen av ikke-marint organisk materiale på bunn utføres i modellen av bakterier. Nedbrytningen er antatt å være proporsjonal med mengden materiale i sedimentet. Nedbrytningsraten er satt svært lav, ca 0,0002 (døgn^{-1}) ved 10°C og med $Q_{10}=2$. Denne beskrivelsen er meget usikker, men er ment å vise at fiber vil ha en langtidseffekt. Med den antatte nedbrytningsraten vil etter stanset tilførsel ca 20% av materialet være igjen etter 30 års nedbrytning ved temperaturen 5°C.

4.3.4 Denitrifikasjon og nitrifikasjon.

Denitrifikasjon skjer ved bakteriell nedbrytning av organisk materiale ved lave oksygenkonsentrasjoner. I vannsøylen antar vi at denitrifikasjon skjer hvis oksygenkonsentrasjonen er lavere enn 0.5 ml/l. Denitrifikasjon vil også skje i bunnsedimentene, ved redoksklinen, hvis overforliggende vann inneholder både oksygen og nitrat. Denne prosessen er i modellen antatt å være proporsjonal dels med nedbrytningsraten av organisk materiale og dels med kvoten $\text{NO}_3/(\text{NO}_3+\text{O}_2)$. Fra det senere følger at prosessen i modellen er spesielt effektiv ved høye nitrat- og lave oksygenkonsentrasjoner.

Nitrifikasjon, bakteriell oksydering av ammonium til nitrit og videre til nitrat, skjer hvis det er ammonium og oksygen i vannmassen. Nitrifikasjonen er antatt å være proporsjonal med ammoniumkonsentrasjonen. En empirisk tidskonstant for denne prosessen har nylig blitt bestemt fra data fra terskelfjorder i Møre og Romsdal (Stigebrandt, 1990) til $0,07 \text{ (døgn}^{-1}\text{)}$ ved temperaturen 6°C . For denne prosessen antar vi at $Q_{10}=2$. For lave oksygenkonsentrasjoner må prosessen bli lite effektiv. Stigebrandt & Wulff (1987) brukte en halvmetningskonstant lik $0.01 \text{ ml O}_2/\text{l}$.

4.4 Bruk av målte data for initialtilstand, drivning og modelltest.

De initiale vertikale fordelingene av tilstandsvariablene i vannsøylen i Frierfjorden er tatt fra målingene 10 mars som er startdag for simuleringene (testperioden). Initialverdiene av tilstandsvariablene i bunnsedimentet er stort sett ukjente. Konsentrasjonen av ikke-marint organisk materiale i bunnsedimentet er satt lik ca. 700 gC/m^2 . Konsentrasjonene av dødt og levende marint organisk materiale i bunnsedimentet er satt til henholdsvis 1 og 2 gC/m^2 .

De ytre felt av tilstandsvariablene under testperioden er interpolerte fra målingene i Langesundsfjorden (stasjon FG1). Målingene fra Frierfjorden (stasjon BC1) vil bli brukt for sammenligning med modellresultatene. Det bør understrekes at utenfor perioden med ukemålinger, dvs. i periodene 10 mars - 24 april og 24 aug. - 24 sept., var det nokså

glissent mellom målingene.

Døgnsmiddelverdier av vannføringen fra Skotfoss blir brukt. Fra meteorologiske observasjoner fra Langøytangen beregnes døgnsmiddelverdier for kortbølget nettoinnstråling, lufttemperatur, fuktighet, skydekke og blandingsvind. Elvevannets temperatur er interpolert fra NIVAs målinger på stasjon S2 i Skienselva.

Tilførsler av fosfor, nitrat, ammonium samt oppløst og partikulært organisk materiale er etter Tab. 2.1. Ved modellberegningene vil vi anta at halvparten av det tilførte organiske materialet vil sedimentere i elva. Denne del skylles senere ut fra elva ved flom, se Kap. 4.2.3 ovenfor. Vi har foreløpig antatt at tilførslene fra industri og kloakk er konstante i tiden (like store hver dag). I den endelige modellen for Grenlandsfjordene vil vi bruke daglige utslipp rapporterte av industrien.

4.4.1 Hvor representative er målingene fra stasjon BC1?

En horisontalt integrert modell bør bli testet mot horisontalintegreerte måledata. Hvis de horisontale gradientene er beskjedne er det ofte tilstrekkelig med måledata fra sentrum av modellområdet. Vi ønsker å vite hvor representative målingene fra stasjon BC1 er for Frierfjorden. Diskusjonen nedenfor vil til viss del belyse dette spørsmål.

Hvilke konsentrasjoner kan en forvente at utslippene - både naturlige og antropogene, oppgitt i Tab. 2.1 - vil gi opphav til i Frierfjordens overflatelag? Siden dette lag vanligvis til aller største del består av ferskvann, har vi beregnet middelkonsentrasjoner over året for de forskjellige komponentene i Tabell 2.1 gjennom å dividere utslipptallene med årsavrenningen for 1988 (11.26 km³). Dette forutsetter at tilførslene i alt vesentlig går til overflatelaget gjennom utslipp i Skienselva og direkte til fjordens øvre lag. En sammenligning mellom observerte konsentrasjoner i overflaten ved stasjon BC1 og midlere konsentrasjoner i Tab. 2.1 viser at de observerte konsentrasjonene ved stn. BC1 i 1988 var dobbelt så høye som forventet hva gjelder NH₄-N. NO₃-N konsentrasjonene var ca. 50% høyere enn forventet. Tot-N var også høyere, omtrent tilsvarende de forhøyede konsentrasjonene av NH₄-N

og $\text{NO}_3\text{-N}$. Forklaringen til dette er formodentlig ikke at utslippene er større enn oppgitt, men at de store utslippene fra Norsk Hydro skjer fra et punkt ikke langt fra stasjon BC1. Utslippsskyen er derfor sannsynligvis ikke helt fortynnet ved passasjen av posisjonen til BC1. Den vertikale fordelingen av ammonium og nitrat på stn. BC1 (Fig. 3.8) kan tyde på at endel av totale utslippet av disse komponentene blir innlagret i og under sprangsjiktet. Når det gjelder tot-P stemmer de oppgitte utslippene rimelig godt med de observerte konsentrasjonene. Konklusjonen må bli at stasjon BC1 synes å være representativ for midlere forhold i Frierfjorden hva gjelder tot-P, men ikke når det gjelder nitrogen. En annen faktor av betydning når en skal sammenligne modellresultat med observasjoner er at utslippene fra industri varierer fra dag til dag, noe som en foreløpig ikke har tatt hensyn til i modellen. Dette vil dog bli gjort i den endelige modellen for Grenlandsfjordene.

5. MODELLRESULTATER.

For å studere effektene av den lokale tilførselen av plantenærings-salter har vi latt modellen simulere dels "normal" og dels en halvert lokal tilførsel. Ved innledende simuleringer ble en oppmerksom på at den lave lysgjennomskinneligheten i brakkvannslaget har stor betydning for primærproduksjonen i det intermediære laget nedenfor brakkvannslaget. Vi har på grunn av dette latt modellen simulere dels nåværende lysforhold og dels forhold med høyere gjennomskinnelighet for lys i fjordens brakkvannslag, tilsvarende den en finner i Norsjø. Vi presenterer modellresultater for fire kombinasjoner av disse variasjonene.

Lagdeling, strøm- og blandingsforhold blir stort sett ikke påvirket av forandringer av biokjemiske forhold i fjorden. Dette gjelder imidlertid ikke temperaturen sommerstid i overflatelaget. Et vann som er lite gjennomskinnelig for lys vil absorbere lyset høyere oppe i vannsøylen enn et vann som er mere gjennomskinnelig. Et mindre gjennomskinnelig vann vil derfor under vår og sommer være litt varmere ved overflaten og litt kaldere lengre nede i vannsøylen sammenlignet med et mere gjennomskinnelig vann. Denne effekten er dog liten (som mest noen tiendeler av en grad ifølge modellresultatene). De fysiske forhold beregnet av modellen, og presenterte i kapitel 5.1, representerer altså godt samtlige simuleringer med forskjellig biokjemisk drivning i denne rapporten. I kapitel 5.2 presenteres simulerte biologiske og kjemiske forhold og kapitlet blir avsluttet med en presentasjon av modellresultatene med ulike fosfortilførsel og med ulike konsentrasjoner av farvet oppløst antropogen materiale i ellevannet.

5.1 SIMULERING AV FYSISKE FORHOLD.

5.1.1 Overflatelag og intermediært lag.

Fig. 5.1 viser beregnet saltholdighet og temperatur i 0-22 m dyp i Frierfjorden. Det er store likheter mellom observert og beregnet saltholdighet, jf. Fig. 3.6a. Dog er det beregnete sprangsjiktet noe skarpere enn det observerte. Dette skyldes at initialblandingen i elvemunningen er simulert på en forenklet måte. Svingningene i det intermediære laget er også rimelig simulert.

Midlere innstrømning til fjorden for hele perioden ble beregnet til å være i underkant av $200 \text{ m}^3/\text{s}$. Dette er ca $10 \text{ m}^3/\text{s}$ per km^2 fjordoverflate, noe som er omtrent 70% av hva en skulle forvente utifra resultatene for fjordene i Møre og Romsdal. En bidragede årsak til dette kan være at den simulerte perioden i Frierfjorden hovedsakelig dekker vår og sommer, med tildels svake vinder og derved beskjedne vertikale svingninger i tetthetsfeltet i kystvannet. Beregningene for Møre og Romsdal dekker et helt år. En annen årsak er at drivningen av det intermediære vannutbyttet er underestimert for begynnelsen og slutten av testperioden på grunn av altfor glisse målinger. Siden det meste av det innstrømmende vannet blir innlagret i det intermediære laget (volum 0.28 km^3) kan vi beregne en midlere oppholdstid for vannmassene i dette laget til omtrent 0.5 måned. Molvær m.fl. (1979) noterte at intermediære utskiftninger forekom hyppig i Frierfjorden og anslo oppholdstiden for vannet i det intermediære laget til å være omtrent 1 måned.

Målte og beregnete data viser god overensstemmelse noe som bekrefter at modellen fungerer godt for øvre og intermediære lag. At målte data ikke er helt sammenfallende med simulerte data kan skyldes flere faktorer. En faktor er at målinger i Langesundsfjorden (drivdata for modellen) og Frierfjorden ikke alltid ble gjort samme dag. En annen faktor av stor betydning for overflatelaget er at den hovedsaklige drivningen for dette er ferskvannstilførselen og meteorologiske forhold. Disse er jo målt hver dag, noe som betyr at det også finnes høyfrekvente signaler i drivningen og derved i den beregnete hydrografien. Den målte utviklingen i fjorden er derimot basert på omtrent

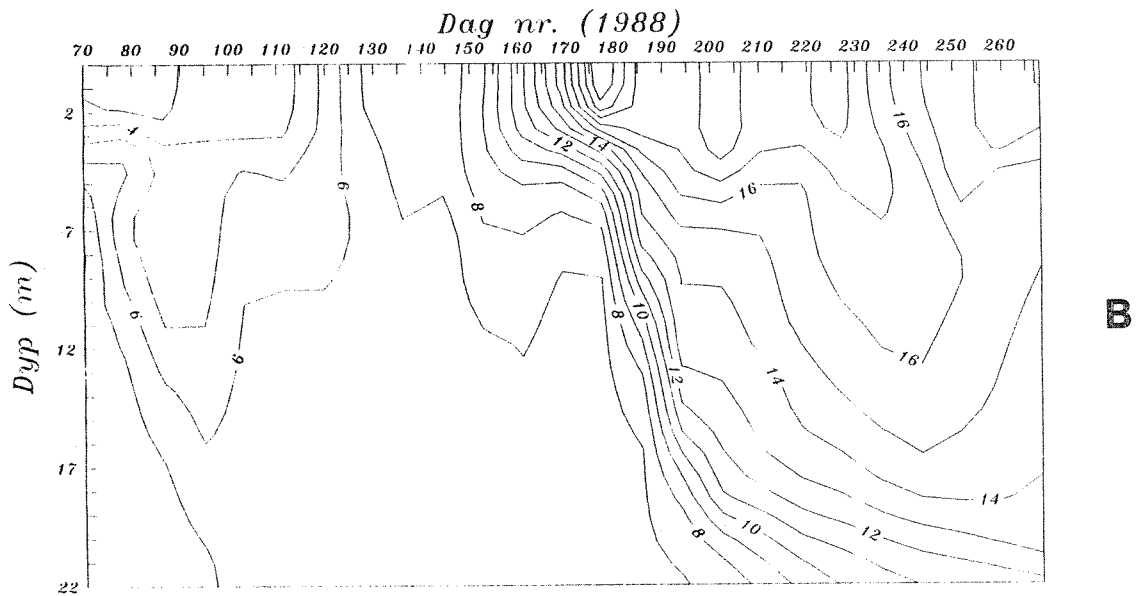
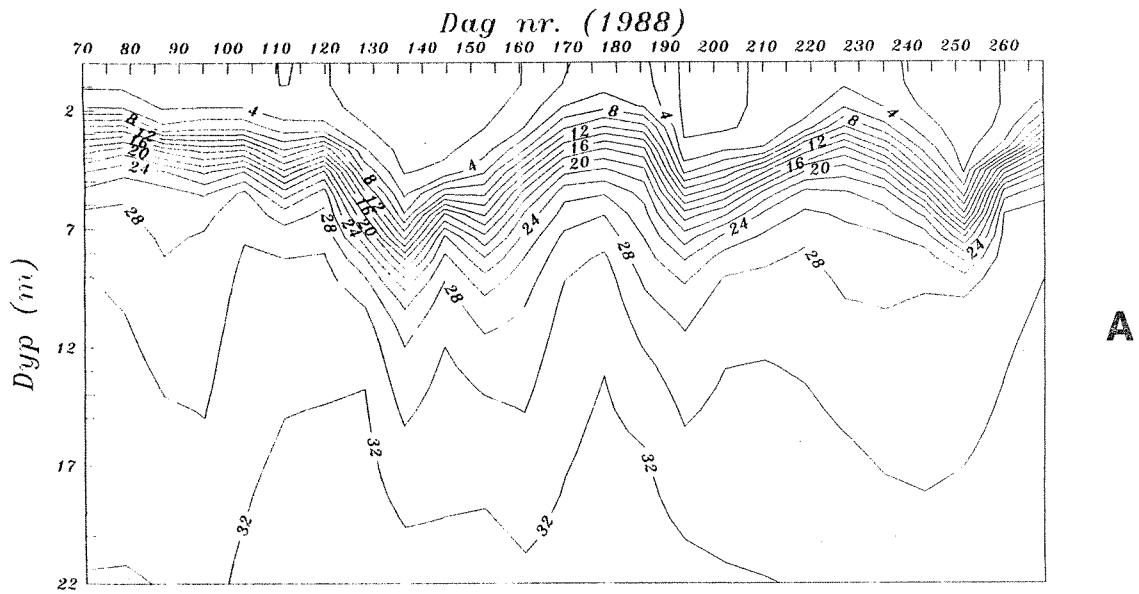


Fig. 5.1. Beregnet a) sal holdighet (psu) og b) temperatur (°C) i Frierfjorden 0-22m i perioden 10 mars - 24 sept. 1988.

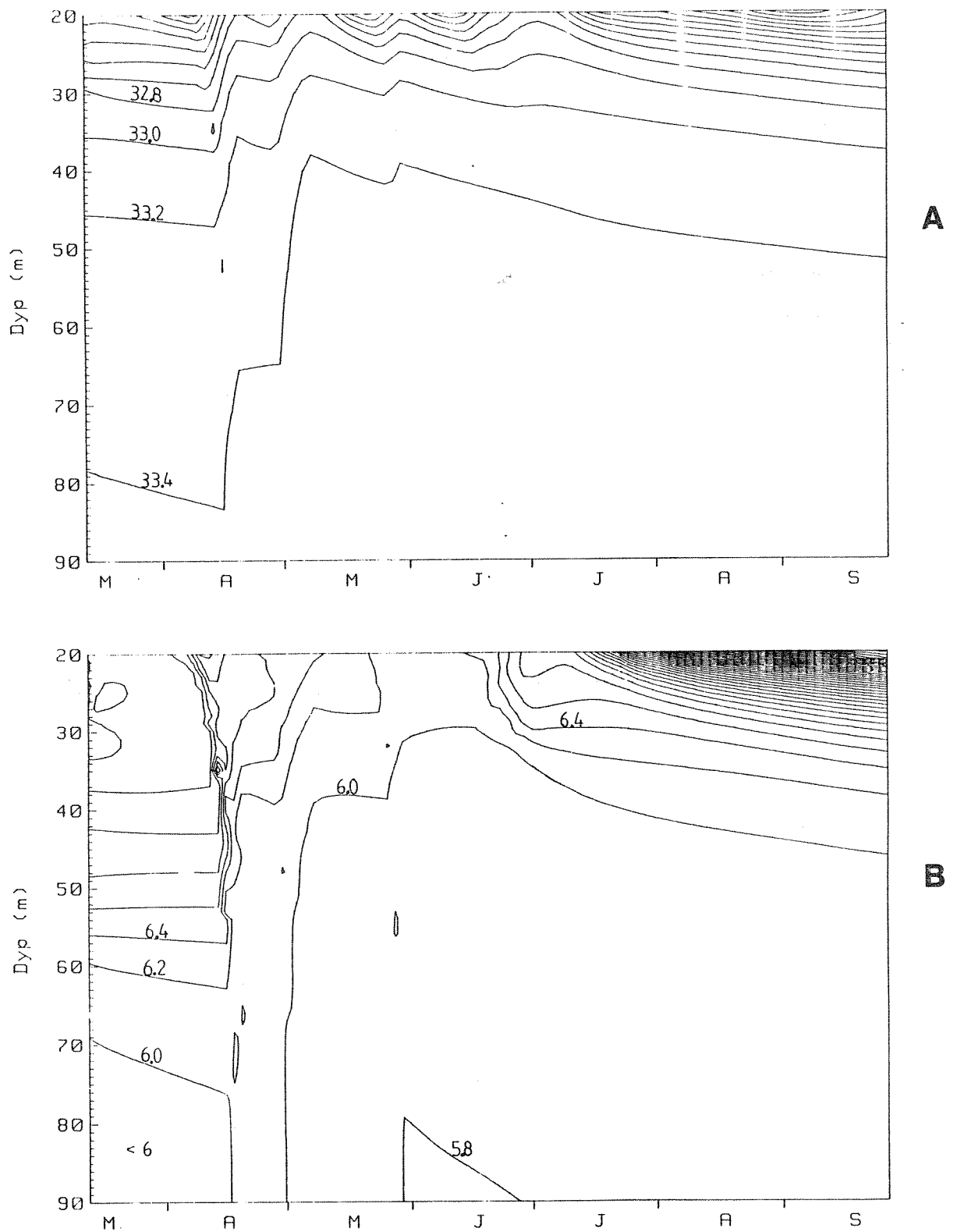


Fig. 5.2. Beregnet a) saltholdighet og b) temperatur i Frierfjorden 20-90m i perioden 10 mars - 24 sept. 1988. (Konturintervall 0.2psu resp. 0.2°C).

ukentlige data (glisne i begynnelsen og i slutten av perioden) som følgelig savner de høyfrekvente signalene. En annen faktor av betydning kan være at målinger i en vertikal (stasjon BC1) ikke er helt representative for midlere forhold i Frierfjorden, som diskutert i Kap. 4.4.1 ovenfor. Uoverensstemmelse mellom målte og beregnete felt kan også delvis bero på tilfeldige svingninger i vannsøylen ved tidspunktet for prøvetaking. En kan selvfølgelig ikke se bort fra at uoverensstemmelse mellom målte og beregnete felt også kan skyldes modellen.

5.1.2 Dypvannet.

I følge modellresultatene var det en større utskiftning av bassengvann i midten av april. Dette kan en se i Fig. 5.2 som viser saltholdighet og temperatur i bassengvannet. Det var også mindre utskiftninger av bassengvann i slutten av april og slutten av mai ifølge modellresultatene. Det synes å ha vært stagnante forhold under ca 30 m dyp i resten av perioden. Oksygenforholdene i fjorden er vist i Fig. 5.12. Spesielt den første vannutskiftningen i midten av april er meget markert i oksygenplottene. En sammenligning med observerte verdier viser god overensstemmelse, se Fig. 3.13b. En sammenligning mellom modelldata (Fig. 5.2) og målte data (Fig. 3.12a) viser at saltholdighetene stemmer rimelig godt. De beregnete temperaturer (Fig. 5.2b) på det nye bassengvannet er lavere enn det målte (Fig. 3.12b). En årsak til avvikelsen er troligvis at målingene i Langesundsfjorden, hvilke er brukt som drivdata for modellen, ikke har en altfor god presisjon når det gjelder temperatur. I stort viser modellen samme bilde som ble observert noe som bekrefter at modellen fungerer også for dypvannet.

Modellen gir presis som målingene et oksygenminimum på ca 40 m dyp etter vannutskiftningen i midten av april. Det beregnete oksygenminimum er imidlertid noe for høyt sammenlignet med det målte. En årsak til dette kan være at det var langt mellom de to målingene i Langesundsfjorden, som gir drivningen frem til tetthetsmaksimum på innstrømmende vann. Den simulerte innstrømmingen kan derved ha blitt altfor langvarig. Som forklares nedenfor kan derved altfor stor

utskiftning ha blitt simulert i øvre lag av bassengvannet.

5.1.3 Tunge bunnstrømmen.

Oksygenplotten for 20-90 m (Fig. 5.12) viser tydelig hvordan den tunge bunnstrømmen suksessivt innlagres på stadig større dyp. En kan se at oksygenkonsentrasjonen begynner å stige på dypet 30 - 40 m flere uker før det dypeste bunnvannet blir utskiftet. Oksygenkonsentrasjonen på et gitt nivå begynner å synke først da bunnstrømmen innlagres under dette nivået. Også saltplottet (Fig. 5.2a) viser en kortvarig reduksjon da innstrømningen begynner høyere opp i vannmassen.

5.1.4 Strømforholdene i fjordmunningen.

Modellberegninger av strømhastigheten i Frierfjordens munning er vist i Fig. 5.3 . Høyeste inngående (positive verdier) strømhastigheter (maksimum=0.4 m/s) opptrer på største dyp i perioder med innstrømning av tyngre vann over terskelen, dvs. stigende saltholdigheter i det intermediære laget i fjorden (jf. Fig.5.1a). Det er alltid utstrømning (negative verdier) i overflatelaget med hastigheter i intervallet fra 0.3 til ca. 0.9 m/s. Der er perioder med tildels sterk utstrømning straks over terskeldypet (oppimot 0.4 m/s). Disse periodene sammenfaller med perioder med intermediær innstrømning av lettere vann høyere opp i vannsøylen, dvs synkende saltholdighet i det intermediære laget i fjorden, jf. Fig. 5.1. Overlagret de barokline strømmene (drevne av tetthetsforskjeller mellom Frierfjorden og Langesundsfjorden) vist i Fig. 5.3 vil det være harmoniske barotrope bidrag fra tidevannet, se Kap. 2.3.

Ifølge modellberegningene er saltholdigheten på innstrømmende vannet i Breviksundet vanligvis høyere enn ca. 27 psu. I noen kortere perioder kan imidlertid vann med saltholdigheter ned mot 20 psu strømme inn i Frierfjorden, jf. Fig. 3.6a og 5.3. Dette senere vann består formodentlig til en del av vann som stammer fra Frierfjorden og som i fjordene utenfor er blitt oppblandet med saltere "kyststrømvann". Transporten av "ferskvann" ut av Frierfjorden er imidlertid hovedsakelig ensrettet. Resirkulering fra ytre områder av vann som stammer fra Skienselva og Frierfjordens overflatelag skulle derfor være av

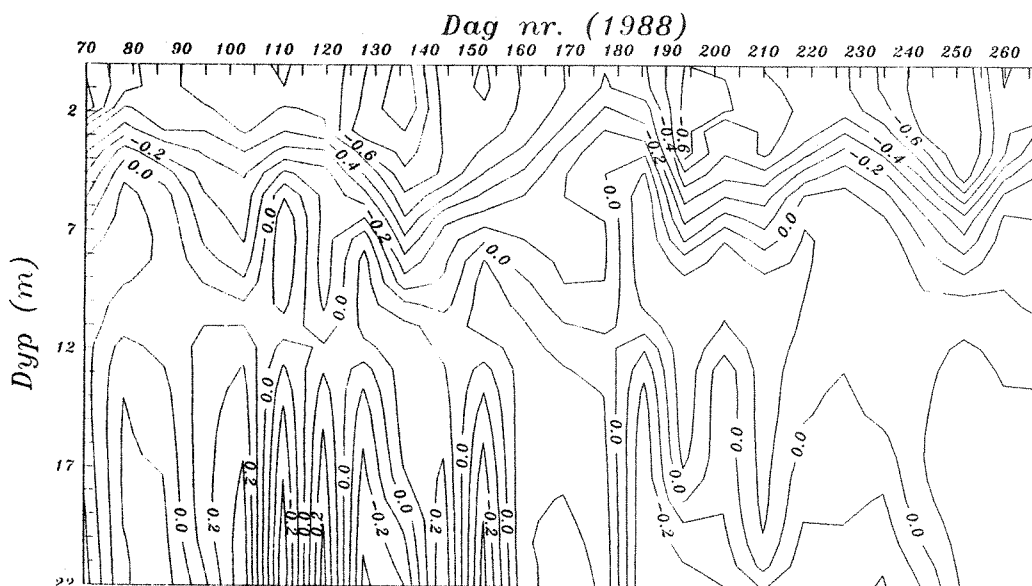


Fig. 5.3. Beregnet strøm (m/s) i fjordmunningen i perioden 10 mars - 24 sept. 1988. Negative verdier betyr strøm ut av Frierfjorden.

mindre betydning.

5.2 Simulering av biologiske/kjemiske forhold ved nåværende og endret belastning.

Vi har simulert fire tilfelle basert dels på to ulike tilførsler av fosfor til fjorden (høy og lav) og dels på to forskjellige bidrag til svekningskoeffisienten for lys fra oppløst antropogent organisk materiale (høy og lav). Med høy fosfortilførsel mener vi tilførsel etter Tab. 2.1 hvilket på årsbasis er ca 150 tonn. Tilførselen i testperioden var ca 84 tonn siden en forholdsvis stor del av det som tilføres med elvevannet kommer i denne perioden. Ved simuleringen med lav fosfortilførsel reduserer vi tilførselen for alle kilder med omtrent 50%. Vi forandrer dog ikke tilførselen av fiber. Når det gjelder lyssvekningskoeffisienten for dagens situasjon (høy) satt til $k_p=0.20$ for normal

vannføring i elva. For simuleringer med lav lysreduksjon setter vi $k_0=0$.

5.2.1 Standardtilfellet (Dagens situasjon)

Vi presenterer først standardtilfellet (Tilfelle 1) med høy tilførsel av fosfor og høy lyssvekkning grunnet oppløst antropogen organisk materiale. Dette tilfellet tilsvarer dagens situasjon. Fig. 5.4 viser beregnet fordeling av oksygen over terskeldypet. Konsentrasjonen er formodentlig ikke riktig i overflatelaget siden en ved denne simuleringen har antatt at dette laget er mettet. Fig. 5.5a viser beregnet fordeling av fosfat i de øvre 22 m. Konsentrasjon er tidvis lav i øvre laget, men ofte høyere enn observert (Fig. 3.10a). Anledningen til dette kan være at i modellen betraktes all tilført fosfor som fosfat.

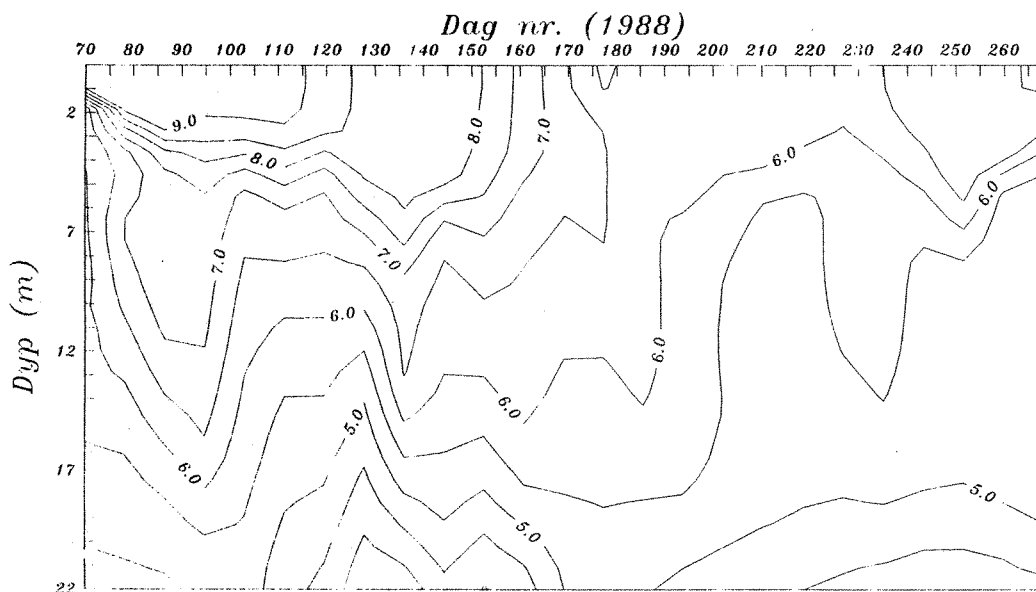
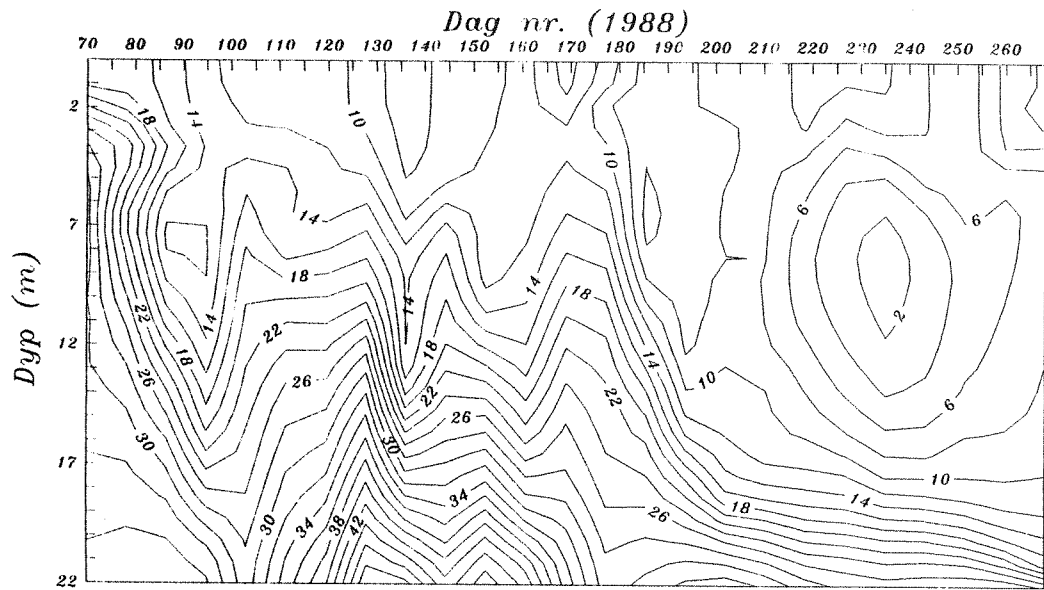
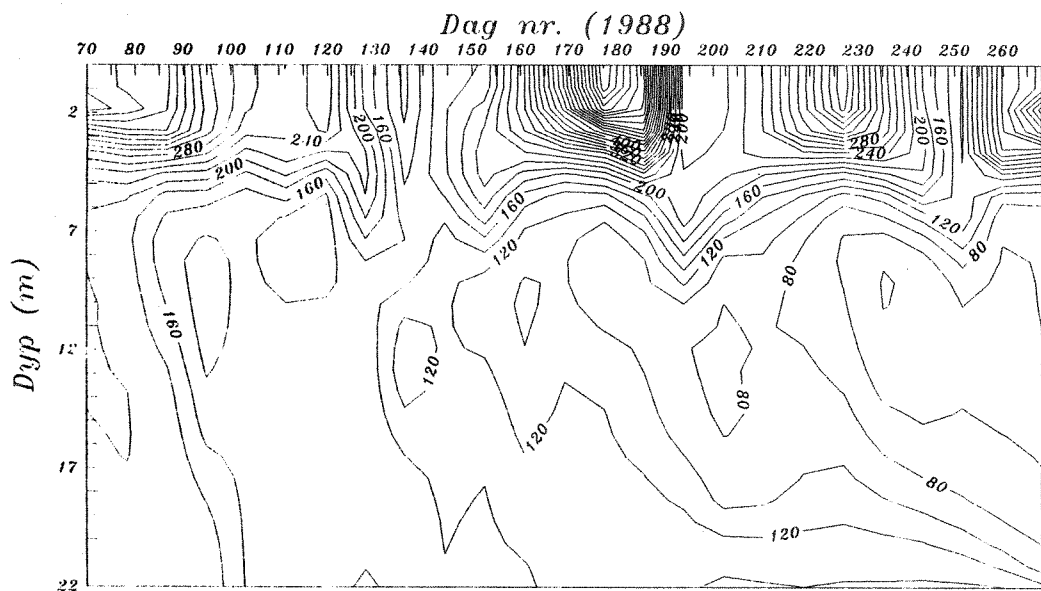


Fig. 5.4. Beregnet oksygenkonsentrasjon (ml/l) i Frierfjorden 0-22m i perioden 10 mars - 24 sept. 1988.

Fig. 5.5b og 5.6 viser konsentrasjonene av nitrat og ammonium. Det er høye konsentrasjoner av disse komponentene i brakkvannslaget, men oftest lavere enn hva som ble målt på stasjon BC1, se kommentar i



A



B

Fig. 5.5. Beregnet konsentrasjon av a) totalfat og b) nitrat ($\mu\text{g/l}$) i Frier-fjorden 0-22m. Tilfelle 1.

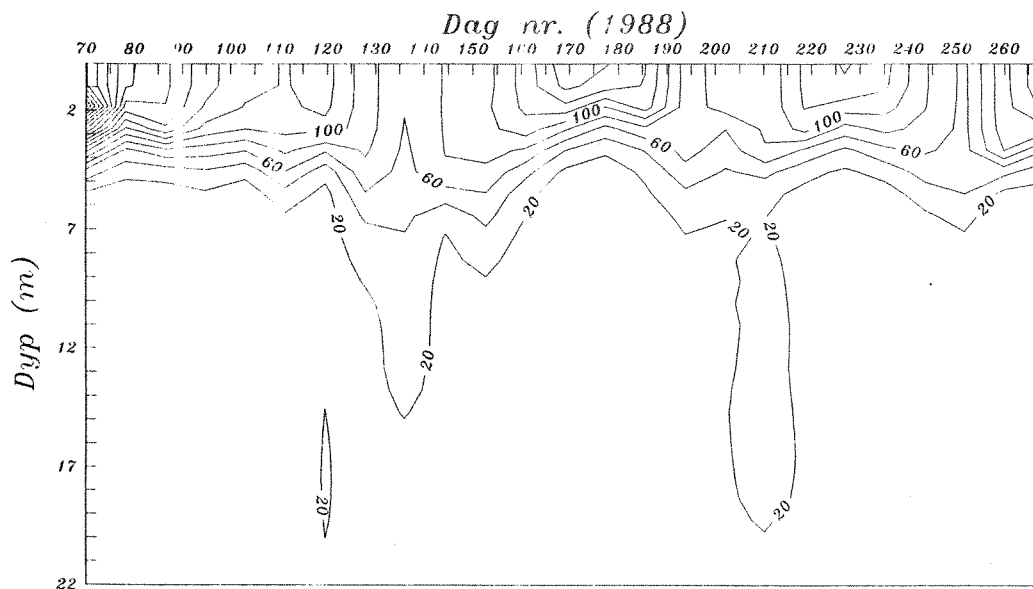


Fig. 5.6. Beregnet konsentrasjon av ammonium ($\mu\text{g}/\text{l}$) i Frierfjorden 0-22m. Tilfelle 1.

kapitel 4.4.1. Beregnete konsentrasjoner er også lavere enn de observerte i øvre del av det intermediære laget, noe som kan tyde på at en del av utslippene av ammonium og nitrat innlagres under brakkvannslaget.

Fig. 5.7a viser beregnet fordeling av klorofyll i brakkvannsplankton. Det oppstår ikke noen våroppblomstring i brakkvannslaget i Frierfjorden. Under testperioden er det kun en oppblomstring av brakkvannsplankton og denne starter i slutten av juni. Oppblomstringen blir ganske snart redusert, formodentlig på grunn av den ekstreme flommen i juli. Flommen synes å ha to hovedeffekter på blomstringen, dels medfører den en nedsatt oppholdstid for vannet (og plankton) i overflatelaget og dels medfører den nedsatte lysforhold gjennom at flomvannet er meget grumset. Sistnevnte er pga. resuspensjon av materiale fra elvebunnen. Beregnet fordeling av klorofyll i marine plankton (Fig. 5.7b) viser flere blomstringer nede i det intermediære laget i løpet av sommeren. Siden de ukentlige målingene begynte først i slutten av

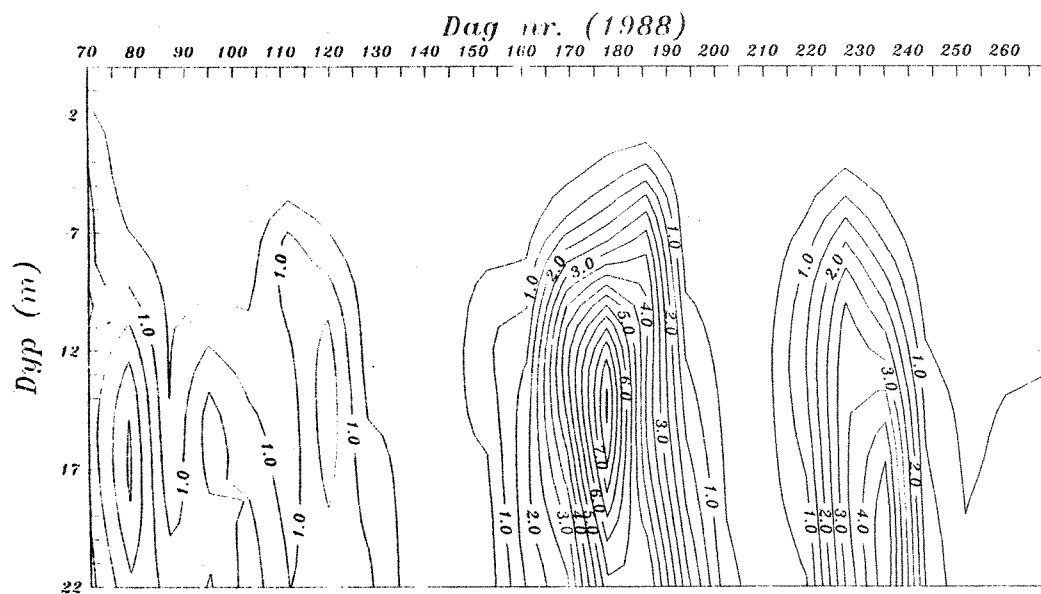
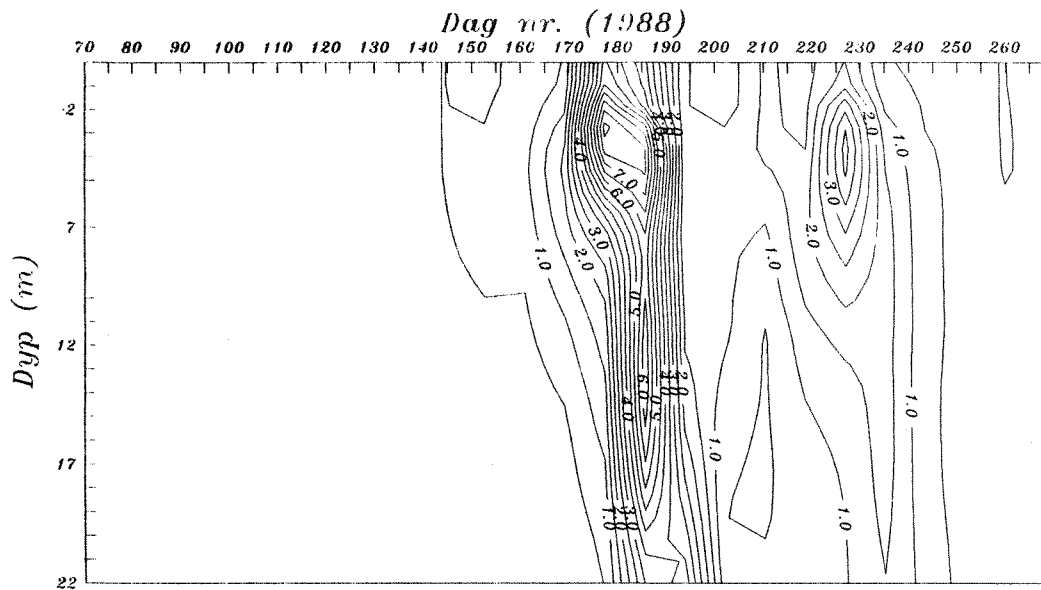


Fig. 5.7. Beregnet konsent. asjon av klorofyll i a) brakvannsplankton og b) marint plankton i Frierfjorden 0-22m. Tilfelle 1.

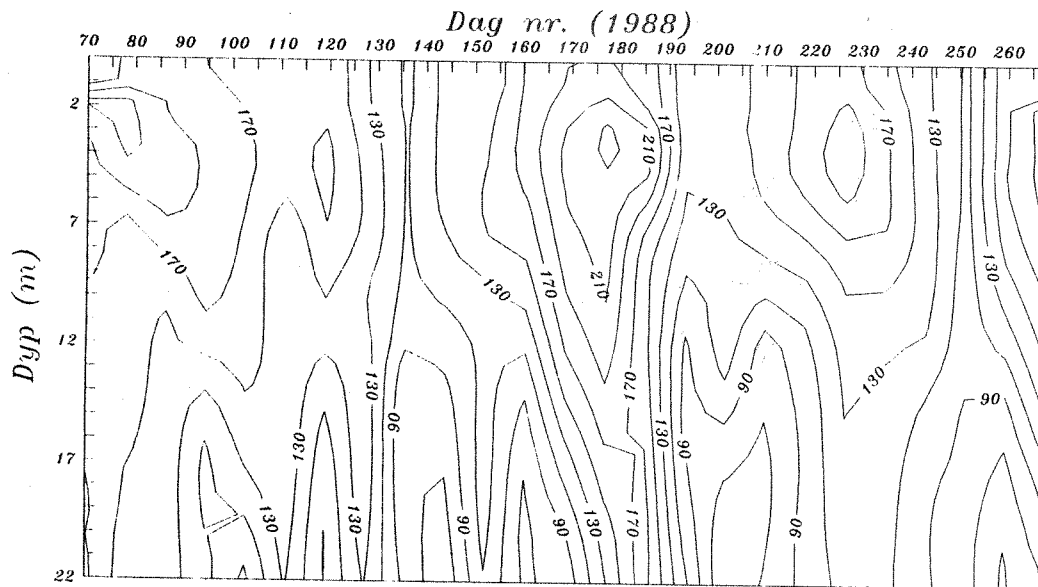
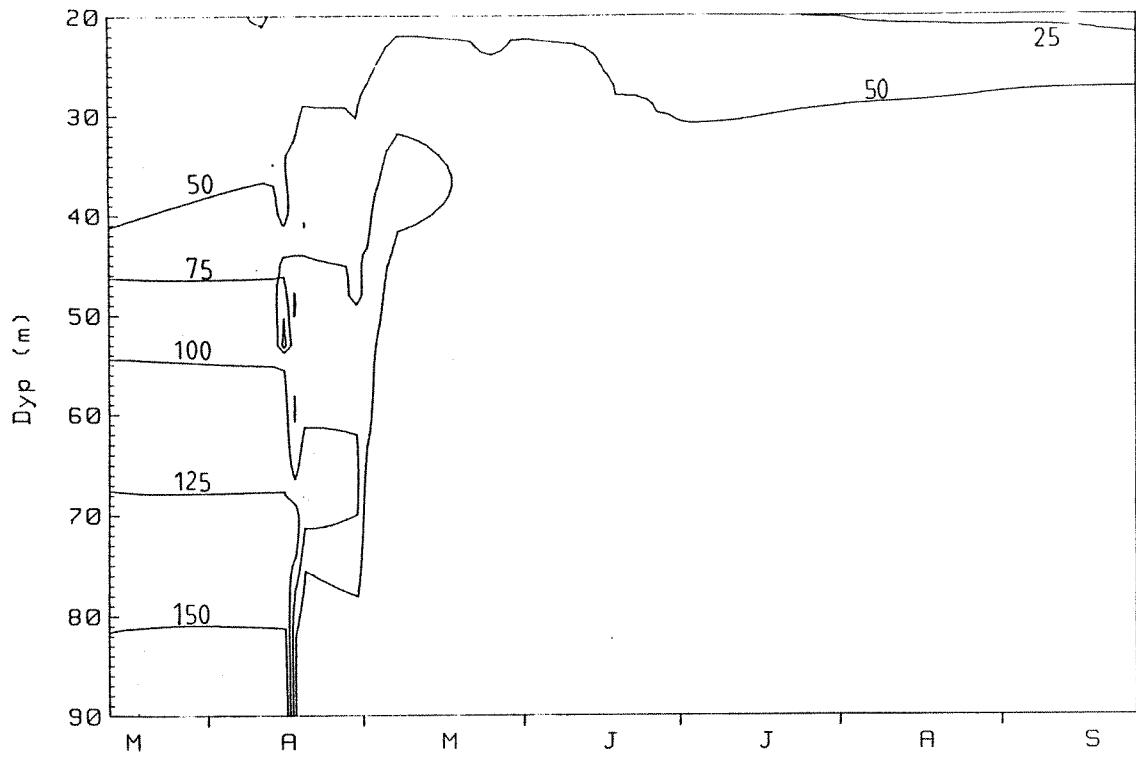


Fig. 5.8. Beregnet konsentrasjon av tørrstoff i fiber ($\mu\text{g/l}$) i Frierfjorden 0-22m. Tilfelle 1.

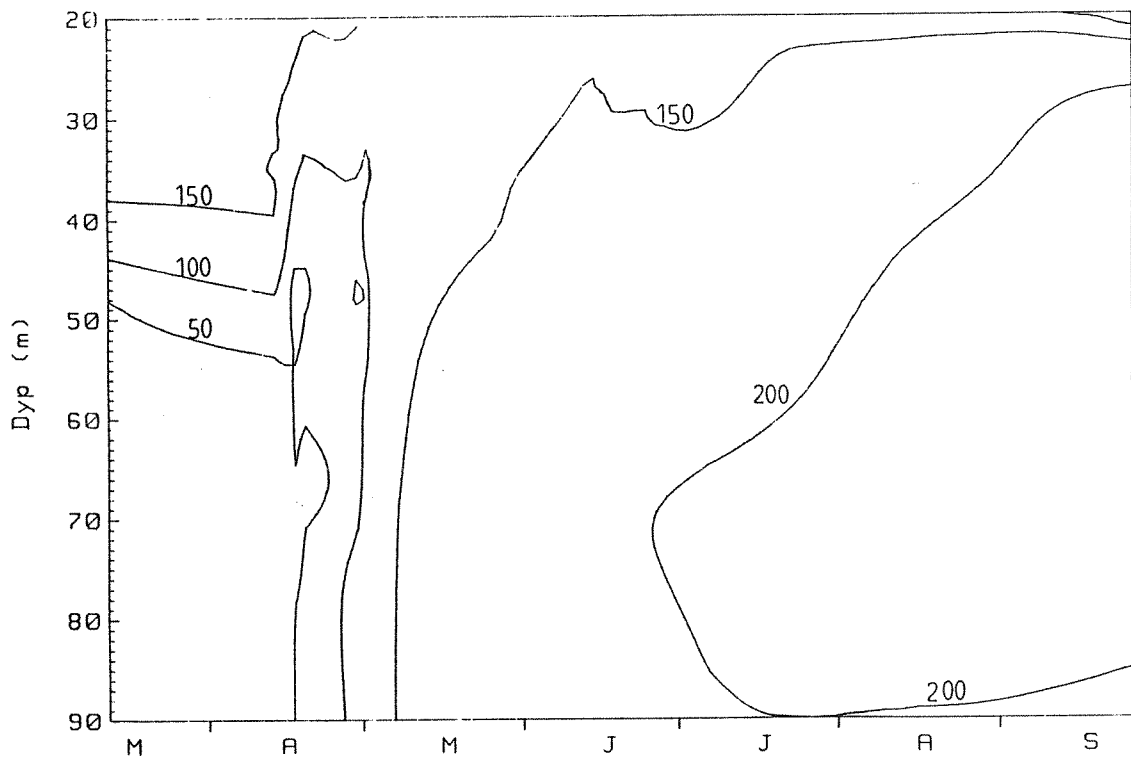
april er resultatene før denne tid svært usikre og det kan ha vært en tidlig oppblomstring av marine plankton i det intermediære laget som ikke har blitt registrert i målingene.

Fig. 5.8 viser konsentrasjonen av fiber. Denne varierer, som konsentrasjonen av alle antropogene stoffer i modellen, med vannføringen pga. varierende fortykning med ferskvann. I denne figuren (og i modellen) er ikke den fiber som blir utvasket fra elvebunnen ved flom medtatt. Dette ville kreve en hydrodynamisk elvemodell. Det utskylte fiberet er dog med å påvirker lysforholdene i modellen, se avsnittet om lysforhold i Kap. 4.

En sammenligning mellom den målte og beregnede utviklingen av de biologiske/kjemiske forholdene over terskeldypet viser at modellen beregner en utvikling som rimelig godt ligner på den målte. Under terskeldypet er saltholdighet, temperatur og oksygen rimelig godt simulert. Hva gjelder næringssaltene (Fig. 5.9 og 5.10) er konsentrasjonsøkningene av disse underestimert av modellen. Anledningen til dette



A



B

Fig. 5.9. Beregnet konsentrasjon av a) fosfat og b) nitrat i Frierfjorden 20-90m. Tilfelle 1. (Konturintervall 25 resp. 50 $\mu\text{g/l}$)

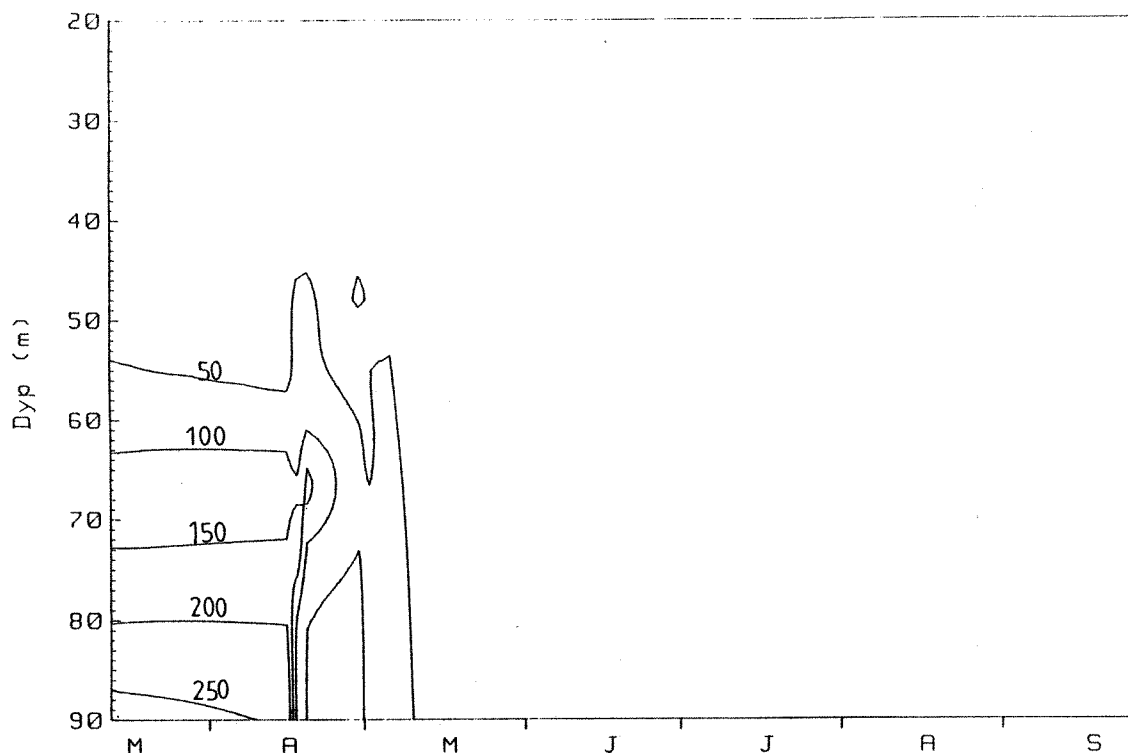
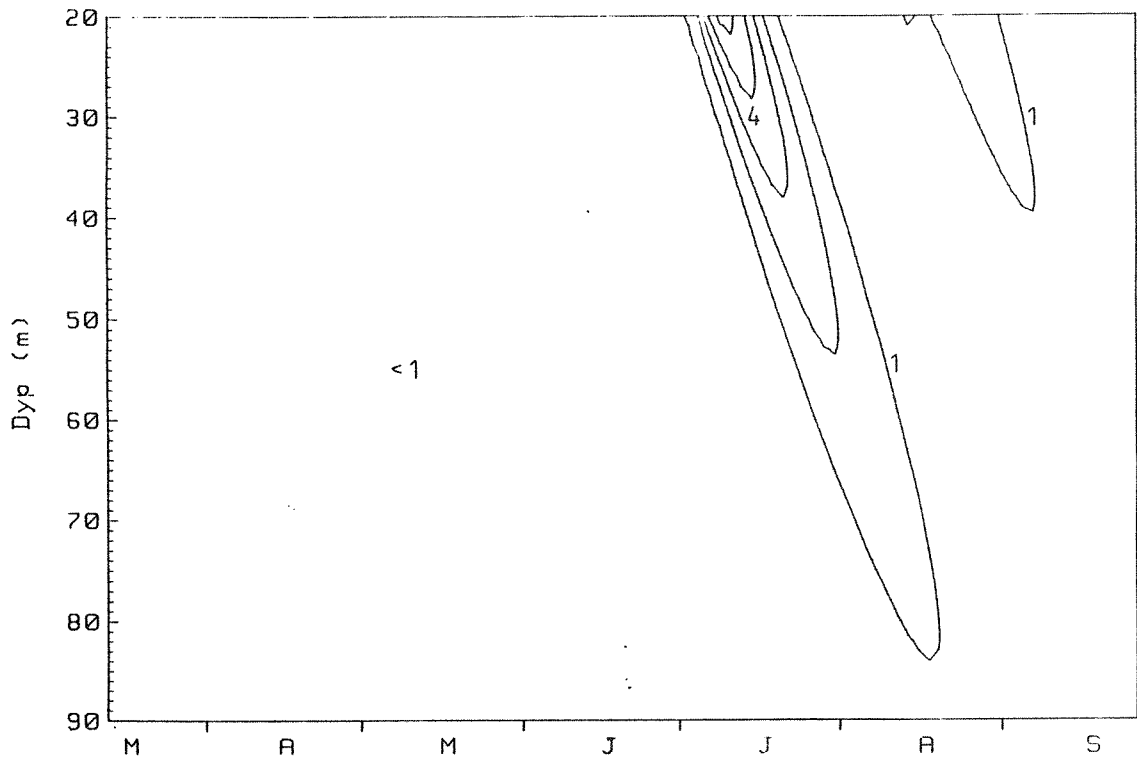


Fig. 5.10. Beregnet konsentrasjon av ammonium i Frierfjorden 20-90m.
Tilfelle 1. (Konturintervall 50 $\mu\text{g/l}$)

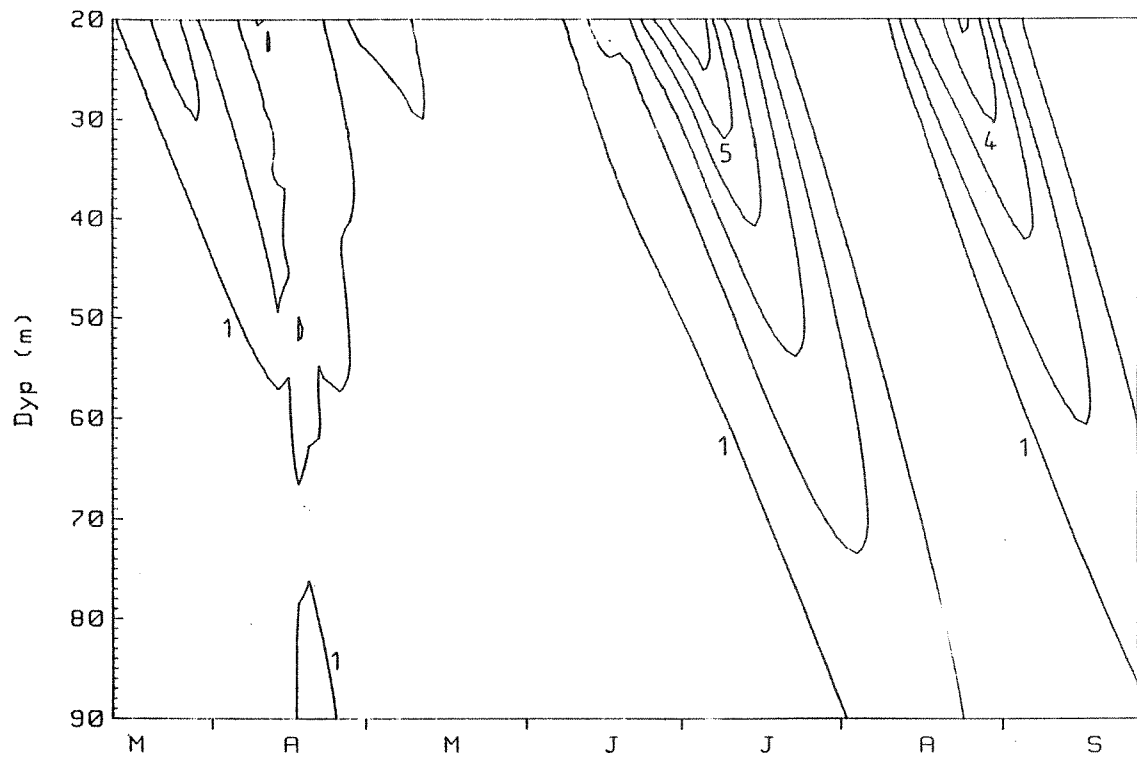
må være at vi har antatt altfor lavt fosfor- og nitrogeninnhold i det partikulære ikke-marine organiske materialet i bunnsedimentene, se kap. 4.1.3. Den kjemiske sammensettingen av dette materialet bør være bedre kjent ved de avsluttende modellsimuleringene av Grenlandsfjordene. Beregnet klorofyllkonsentrasjon i dypvannet gis i Fig. 5.11. Det finnes ingen målinger å sammenligne med.

Modellen beregner oksygenforbruket i bassengvannet til 0.38 ml/l/mån - noe som ble observert i Frierfjorden, se seksjon 2.5. Dette ble oppnådd i modellen ved å velge konsentrasjonen av ikke-marint organisk materiale på bunnen til ca. 700 gC/m². Fra modellberegningene har vi funnet at omtrent halvparten av oksygenforbruket i bassengvannet er ved nedbryting av ikke-marint partikulær organisk materiale. Siden denne er tungt nedbrytbar vil den belaste dypvannet i 10-talls år etter det at tilførselen er stanset.

Siden nitrogen (nitrat + ammonium) finnes i stort overskudd i forhold til fosfor vil nitrogenet være temmelig uinteressant for størrelsen av



A



B

Fig. 5.11. Beregnet konsentrasjon av klorofyll i a) brakkvannsplankton og b) marint plankton i Frierfjorden 20-90m. Tilfelle 1. (Konturintervall 1 $\mu\text{g/l}$).

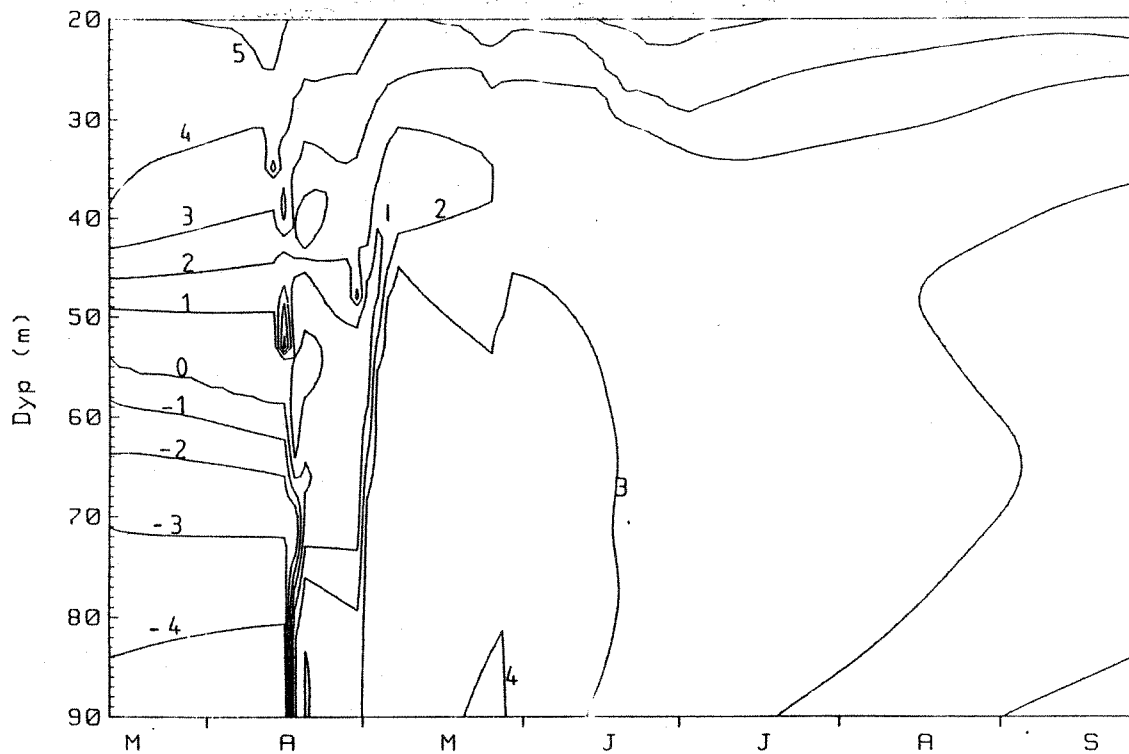


Fig. 5.12. Beregnet konsentrasjon av oksygen i Frierfjorden 20-90m. Negative verdier er hydrogensulfid uttrykket i oksygenekvivalenter. Tilfelle 1. (Konturintervall 1 ml/l).

produksjonen av planteplankton i Frierfjordens overflatelag. Vi forventer oss dog at nitrogenet kan spille en viktigere rolle i øvrige Grenlandsfjorder. Frierfjordmodellen som presenteres her vil være en del av modellen for Grenlandsfjordene og nitrogenet er derfor allerede nå inkludert. Vi vil imidlertid ikke diskutere nitrogenet i særlig grad i denne rapporten.

5.2.2 Simulering av effekter av forandrete tilførsler av fosfor og oppløst antropogen organisk materiale.

Vi har beregnet midlere siktedyp D , midlere konsentrasjon av brakkvannsplankton BP i de øverste 5 m, midlere konsentrasjon av marine plankton MP i dypintervallet 5-15 m samt midlere oksygenforbruk $O_{2\text{kons}}$ i bassengvannet, under 35 m dyp, for fire ulike kombinasjoner av fosfortilførsel P og k_o -verdier. Resultatene for de ulike tilfellene er gjengitt i Tab. 5.1 neden. BP og MP har vi normalisert gjennom å dividere med konsentrasjonen i standardtilfellet.

Tabell 5.1 Modellresultater for midlere siktedyp D , midlere konsentrasjoner av brakkvannsplankton BP og marine plankton MP samt midlere oksygenforbruk $O_{2\text{kons}}$ i bassengvannet for fire ulike kombinasjoner av fosfortilførsler og k_o -verdier. (For perioden 10/3 - 24/9 1988).

Tilfelle nr	P tonn	k_o (m^{-1})	D (m)	BP (%)	MP (%)	$O_{2\text{kons}}$ (ml/l/mån)
1	83.8	0.2	2.87	100	100	0.38
2	43.0	0.2	2.90	61	103	0.36
3	83.8	0.0	4.42	108	179	0.61
4	43.0	0.0	4.54	62	169	0.61

Fra Tab. 5.1 ser en at en halvering av fosfortilførselen P (tilfelle 2) gir neglisjerbare effekter på siktedyp. Hvis derimot de farvete oppløste antropogene stoffene fjernes ($k_o=0$) (tilfelle 3 og 4) fåes store økninger i siktedypet. Modellsimuleringene viser altså at hvis en vil oppnå bedre siktedyp i Frierfjorden så må en i første rekke redusere utslippene av farvete oppløste forbindelser slik at k_o reduseres. Denne konklusjonen er også sterkt underbygget av diskusjonen i kapittel 4.2.3.

Modellsimuleringene tyder på at det er en klar sammenheng mellom fosfortilførselen til overflatelaget og midlere konsentrasjon av brakkvannsplankton. Tilgangen til fosfor synes dermed å være begrensende

for produksjonen av brakkvannsplankton, og en reduksjon av tilførselen med 50% vil ifølge modellen redusere midlere konsentrasjon av brakkvannsplankton med ca 40% (tilfelle 2 og 4).

Modellsimuleringene (Tab. 5.1) viser at en bedring av lysforholdene i brakkvannslaget (økt siktedyp) skulle gi opphav til høyere konsentrasjoner av marine plankton (MP) i det intermediære laget (tilfelle 3 og 4). Dette gir i sin tur opphav til en økt fluks av marint organisk materiale ned i terskelbassenget og derved et økt oksygenforbruk $O_{2\text{kons}}$.

Frierfjorden er i samtlige tilfeller nettoimportør av marine plankton. Målt som fosfor importeres under testperioden ca 3.1 tonn i samtlige tilfeller. I tilfelle 1 og 2 eksporteres ca 1.5 tonn. For tilfelle 3 og 4 øker eksporten til ca 2.8 tonn.

Når det gjelder brakkvannsplankton eksporterer fjorden ca 4.1 tonn P for tilfelle 2 og 4 og henholdsvis ca 6.0 og 6.5 tonn for tilfelle 1 og 3. Uorganisk fosfor importeres likt i samtlige tilfelle (36.0 tonn) men eksporten er henholdsvis 130, 92.5, 123.5 og 86.7 tonn for tilfelle 1 til 4. Den mindre eksporten i tilfelle 3 og 4 i forhold til tilfelle 1 og 2 beror hovedsaklig på at der er en økt transport av marine plankton ned i terskelbassenget.

6. KONKLUSJONER.

Modellen synes å beskrive fysisk sirkulasjon og biokjemisk omsetning i hele vannsøylen på en tilfredsstillende måte. Som følge av dette er også saltholdighet, temperatur og øvrige tilstandsvariabler tilfredsstillende simulert.

Effekten av den lokale tilførselen av fosfor er forholdsvis liten hva gjelder siktedypet og fluksen av marint organisk materiale ned i bassengvannet. Derimot synes fosfortilførselen å være begrensende for produksjonen av brakkvannsplankton slik at en minskning av fosfortilførselen vil gi en minskning av konsentrasjonen av brakkvannsplankton. En minskning av fosfortilførselen vil sannsynligvis også gi en redusert vekst av fastsittende alger i overflatelaget.

Den relative betydningen av ulike faktorer for det reduserte siktedypet i Frierfjorden har tidligere ikke blitt utredet. Vi har i denne rapporten vist at det reduserte siktedypet for en stor del formodentlig er bestemt av tilførselen av farvet antropogen oppløst materiale. En reduksjon av tilførselen av slik materiale vil gi forbedret siktedyp.

En bør observere at midlere siktedyp blir redusert av utskylling av partikulært materiale som eroderer fra elvebunn i forbindelse med flom. Hvis denne effekten kunne reduseres skulle midlere siktedyp bli yterligere forbedret.

Et økt siktedyp vil gi opphav til en økt produksjon av marine plankton i det intermediære laget. Modellen predikterer oppimot en dobling av midlere konsentrasjon av marine plankton hvis tilførselen av farvet oppløst antropogen materiale blir stanset. Ved økt siktedyp bør også produksjonen av fastsittende alger i det intermediære laget bli større enn nå og algene skulle utbrede seg dypere ned.

Modellsimuleringene viser at en forbedring av vannkvaliteten i overflatelaget (større siktedyp) vil medføre en forverring av vannkvaliteten (oksygenforholdene) i bassengvannet. Dette skyldes at den økte

planteproduksjonen i det intermediære laget gir opphav til en økt vertikal fluks av organisk materiale ned i terskelbassenget.

Omtrent halvparten av nåværende oksygenforbruk i dypvannet ser ut å være årsaket av nedbryting av ikke-marint organisk materiale som er opplagret i bunnsedimentene. Siden denne er tungt nedbrytbar vil den belaste dypvannet i 10-talls år også etter det at tilførselen er stanset.

Fra arbeidet med modellen kan vi konkludere at største usikkerhet knytter seg til kjemisk sammensetning og optiske egenskaper av antropogent partikulært og oppløst materiale. Her foreligger et stort behov for et måleprogram. Å bestemme den kjemiske sammensetningen og totale mengden av opplagret ikke-marint organisk materiale i bunnsedimentene er også av stor interesse for fremtidlige modellberegninger.

De negative effektene i bassengvannet som følge av det økte siktedypet kan motvirkes gjennom tekniske tiltak. F.eks. skulle en ferskvannsstråle i bassengvannet kunne medvirke til en hurtigere reduksjon av tettheten og derved en økt hyppighet av vannutskiftninger, noe som skulle gi bedre oksygenforhold i bassengvannet. Frierfjordsmodellen skulle, etter viss komplettering, være et høvelig verktøy for å beregne hvordan slike tekniske tiltak bør dimensjoneres for å oppnå ønsket effekt.

REFERANSER.

- Aure, J. & Stigebrandt, A., 1989: Fiskeoppdrett og fjorder. En konsekvensanalyse av miljøbelastning for 30 fjorder i Møre og Romsdal. Rapport Nr, FO 8803. Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Brækken, A., 1966: Hydrografiske undersøkelser i Frierfjorden. Hovedfagsoppgave i geografi (limnologi). Univ. i Oslo. 175 sider (upublisert).
- Carstens, T., 1970: Turbulent diffusion and entrainment in two-layer flow. J. Waterways, Harb. Div., ASCE 96 (WW1). Proc. paper 7081, 97-104.
- Dahl, E., 1978: Effects of river discharge on the coastal phytoplankton cycle. Mitt. Internat. Verein. Limnol., 21, 330-341.
- Dahl, E., Torstensen, E. & Tveite, S., 1983: Fiskeribiologiske undersøkelser i Langesundsområdet 1974-1978. Flødevigen rapportser. Nr. 1 (ISSN 0333-2594).
- Ibrekk, O. & Gulbrandsen, R., 1989: Overvåking av Grenlandsfjordene. Delprosjekt forurensningstilførsler. Overvåkingsrapport 356/89.
- Johansen, Ø., Kolstad, S., Bokn, T. & Rygg, B., 1973: Resipientvurderinger av nedre Skienselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Rapport. O-111/70.
- Lindeström, L., 1987: En bedömning av nuvarande och framtida miljöförhållanden i recipientensystemen nedströms Union Bruk, Skien. Miljöforskargruppen, Kil, Rapport F7/055.
- Molvær, J., 1980: Deep-water renewals in the Frierfjord - An intermittently anoxic basin. In Fjord Oceanography (H.J. Freeland, D.M. Farmer and C.D. Levings, Eds.). NATO conf. series. Series IV: Marine Sciences. 531-537.
- Molvær, J., Kirkerud, L., Skei, J. & Tryland, Ø., 1976: Resipientvurderinger av Nedre Skienselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Rapport 5. NIVA Rapport O-111/70.
- Molvær, J., Bokn, T., Kirkerud, L., Kvalvågnæs, K., Nielsen, G., Rygg, B. & Skei, J., 1979: Resipientundersøkelser av nedre Skienselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Rapport Nr. 8. Sluttrapport. NIVA rapport nr O-70111.
- Remane, A., 1971: Ecology of the brackish water. In A. Remane and C. Schlieper (Eds.): Biology of Brackish water. T. Schweizerbart'-

- sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, pp. 1-210.
- Rygg, B., 1989: Bløtbunnfaunaundersøkelser i Grenlandsfjordene 1987. (Overvåkingsrapport 361/89). NIVA Rapport nr O-8000312.
- Rygg, B., Green, N., Knutzen, J. & Molvær, J., 1988: Grenlandsfjordene og Skienselva 1987. Overvåkingsrapport 327/88.
- SFT, 1989: Årsrapport 1989 for industriforurensning i Nedre Telemark. Statens Forurensningstilsyn, Kontrollseksjonen. TA-655.
- Stigebrandt, A., 1987: A model for the vertical circulation of the Baltic deep water. *J. Phys. Oceanogr.*, 17, 1772-1785.
- Stigebrandt, A., 1990: On the rate of nitrification in the basin waters of fjords (manuscript).
- Stigebrandt, A., 1990b: Computations of oxygen fluxes through the sea surface and the net production of organic matter with application to the Baltic and adjacent Seas. (subm. to L&O).
- Stigebrandt, A. & Wulff, F., 1987: A model for the dynamics of nutrients and oxygen in the Baltic proper. *J. Mar. Res.*, 45, 729-759.
- Stigebrandt, A. & Aure, J., 1989: Vertical mixing in the basin waters of fjords. *J. Phys. Oceanogr.*, 19, 917-926.

APPENDIKS. OKSYGENFORHOLDENE I BASSENGVANNET BELYST MED R-METODEN.

Oksygenforholdene i et gitt vannvolum er bestemt ved tilførsel og forbruk av oksygen. Dype terskelbasseng med relativt svak vertikal omblending får i alt vesentlig sitt oksygen med det innstrømmende vannet under vannutskiftninger. Vertikal turbulent nedblanding av oksygen er i slike basseng forholdsvis liten (Aure & Stigebrandt, 1989). Tidsskalaen for oksygentilførsel vil da være omtrent lik tidsskalaen T_e for vannutskiftning i terskelbassenget. Fluksen F_c av organisk materiale som "regner" ned i terskelbassenget er bestemt dels av konsentrasjonen av organisk materiale på terskelnivået og dels av materialets fallhastighet.

Tidsskalaen for oksygenforbruk T_o er bestemt av fluksen av organisk materiale ned i terskelbassenget, bassengets volum og oksygenkonsentrasjonen i innstrømmende "nytt" bassengvann. Den relative størrelsen av disse to tidsskalaer, T_e og T_o , vil bestemme minimumskonsentrasjonen av oksygen i bassengvannet.

Aure & Stigebrandt (1989) har utviklet en forenklet metode for å bestemme oksygenforholdene i terskelbasseng. Det ble i denne forbindelse utviklet en formel for å beregne oksygenforbruket dO_2/dt :

$$(A.1) \quad dO_2/dt = RaOC F_c/H_b \quad (\text{ml/l/mnd})$$

hvor F_c er spesifikke fluksen av organisk materiale ned i terskelbassenget (målt som $gC/m^2/mnd$), H_b er midlere dyp av terskelbassenget og $RaOC$ er en omregningsfaktor (=2.43). I forurensede fjorder kan F_c bli ekstra stor pga. forurensningen. For normale, lite forurensningspåvirkete fjorder kan F_c beregnes fra det empiriske uttrykket

$$(A.2) \quad F_c = a - bH_t \quad (\text{gC}/m^2/mnd)$$

hvor $a=5.38$ og $b=0.07$ på kysten av Møre og Romsdal og H_t er bassengets terskeldyp. Med $H_t=23$ m gir (A.2) en årlig "naturlig" fluks av karbon knyttet til marint organisk materiale ned i Frierfjorden lik $45 \text{ g}/m^2$. Dette er i rimelig samsvar med sedimentfellemålingene i Rygg m.fl.

(1988), se kap. 2.7.

Midlere tetthetsreduksjon per tidsenhet i bassengvannet er (Aure & Stigebrandt 1989)

$$(A.3) \quad d\rho/dt = CW/H_b^2/g \quad (\text{kg m}^{-3} \text{ s}^{-1})$$

hvor C (=2.0) er en empirisk konstant. W er effekten per flatenehet (Watt/m²) som blir brukt i bassengvannet for effektivt arbeid mot oppdriftskreftene.

En fjords R-verdi er definert ved den beregnede midlere tetthetsendringen som vil skje i tidsrommet T₀. R beregnes fra formelen

$$(A.4) \quad R = O_{2in}(d\rho/dt)/(dO_2/dt)$$

hvor O_{2in} er oksygenkonsentrasjonen (i ml/l) av innstrømmende nytt bassengvann. Vi vet ennå ikke med sikkerhet verdiene av a og b (ligning A.2) på Skagerrakkysten. En innledende analyse av oksygenforbruket i andre fjorder på Skagerrakkysten (innen rammen for et annet prosjekt) viser at den naturlige fluksen av marint organisk materiale synes å være omtrent den samme i Skagerrak som i Møre og Romsdal. Vi kan da foreløpig bruke verdiene for a og b ovenfor og vi får da fra Lign. (A.1) dO₂/dt = 0.28 ml/l/mnd. Fra målingene i 1988 har vi beregnet at midlere oksygenforbruk i bassengvannet, under 35 m dyp, var ca. 0.38 ml/l/mnd i tidsrommet 15/6 til 8/9. Dette ser ut til å være omtrent som i midten av 70-åra, se kap. 2.5. Fra dette kan vi konkludere at det er et forhøyet oksygenforbruk i Frierfjorden. Dette skyldes sannsynligvis hovedsakelig langsom nedbryting av lokalt tilført og opplagret organisk materiale i sedimentene (se kapitel 2.7). Sedimentfelledata presentert i Rygg m.fl. (1988) har en slik signatur (forhøyet C/N forhold) at en kan slutte seg til at omtrent halvparten av det sedimenterende materialet er av ikke-marin opprinnelse. Nyere undersøkelse av Næs (in prep.) gir en mindre andel marint organisk materiale.

Arbeidet mot oppdriftskreftene per horisontal flateenhet i terskelbassenget, W, er

$$(A.5) \quad W = W_0 + Rf\phi E_2$$

hvor W_0 er det arbeid som skyldes vinden og E_2Rf er det arbeid som skyldes turbulens dannet av indre tidevannsbølger med halvdaglig periode. Rf er en effektivitetsfaktor (det sk. Richardsons flukstall = 0.056) for turbulens mht. vertikal blanding i lagdelte væsker og $1/\phi$ er den brøkdel av energifluksen til indre bølger som stammer fra det halvdaglige tidevannet ($\phi \approx 1.5$ på Skagerrakkysten). I Møre og Romsdal fant vi at W_0 er lik omtrent 0.020 mW/m^2 . Stigebrandt & Aure (1989) viser hvordan en skal beregne E_2 . Hvis en bruker representative verdier for Frierfjorden får en $E_2 = 0.62 \text{ mW/m}^2$ og W er da omtrent lik 0.072 mW/m^2 . Til sist kan en beregne at $d\rho/dt = 0.035 \text{ kg/m}^3/\text{mnd}$.

For Frierfjorden får en $R = 0.75$, hvis en bruker tidligere angitte verdier av a og b og $O_{2in} = 6$. For basseng hvor forholdet L mellom bassengvannets volum og munningens areal er mindre enn ca 70000 (m) kan en forvente at hvis R er lavere enn en kritisk verdi (ca. 1.3) vil det tidvis være anoksiske forhold. Jo lavere R dess mere av terskelbassenget vil tidvis være anoksiske. For Frierfjorden er L omtrent 160000 (m), og den kritiske R -verdien vil være høyere enn 1.3, kanskje oppimot 2. Den beregnede R -verdien for Frierfjorden (0.75) er vesentlig lavere enn dette, og en kan forvente at dypere deler av bassengvannet en stor del av tiden vil være anoksiske, selv om det ikke er noen antropogen belastning på fjorden. Observasjoner av bunnsedimentkjerner viser at fjorden fikk råttent bunnvann da industrialiseringen begynte, se Molvær m.fl. (1979).

Hvis en bruker oksygenforbruket estimert fra tidsserier av oksygenmålinger i Frierfjorden i stedet for det empiriske, basert på data fra "normale" fjorder, blir R -verdien for Frierfjorden enda lavere ($R = 0.55$).

Til sist kan det tilføyes at R -metoden kan benyttes for å grovt estimere hvordan tekniske tiltak (f.eks. en ferskvannsstråle i dypvannet) vil påvirke oksygenforholdene i bassengvannet. Den matematiske modellen som blir presentert senere i denne rapporten kan kompletteres for å brukes for detaljerte beregninger av effekten av ulike tekniske tiltak.

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69, Korsvoll
0808 Oslo 8

ISBN 82-577-1848-3