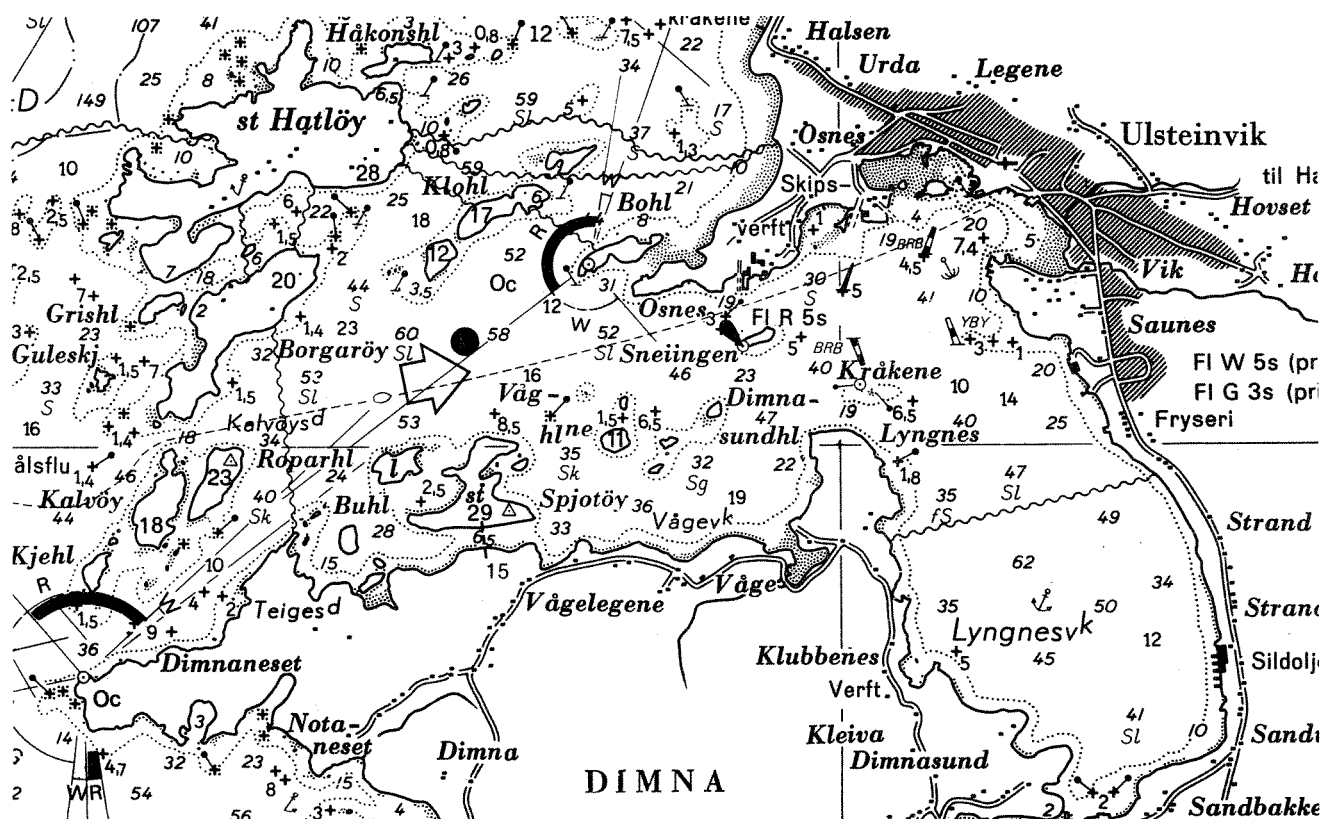


O-88224

Fløfisk A/S

Vurdering av miljøtilhøve og eignaheit for lokaliteten ved Spjutøya



NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor
Postboks 33, Blindern
0313 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 29

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 42 709

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen
Breiviken 5
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 95 17 00
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.: O-88224
Undernummer:
Løpnummer: 2265
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: FLØFISK A/S. VURDERING AV MILJØTILHØVE OG EIGNAHEIT FOR LOKALITETEN VED SPJUTØYA.	Dato: 14. 07. 1989
Forfatter (e): Lars. G. Golmen Eivind Oug Mats Walday	Prosjektnummer: O-88224
	Faggruppe: Marin eutrofi
	Geografisk område: Møre og Romsdal
	Antall sider (inkl. bilag): 44

Oppdragsgiver: Fløfisk A/S, 6065 Ulsteinvik.	Oppdragsg. ref. (evt. NTFN-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt: Det er foretatt gransking av miljøtilhøva i sjøområdet ved Spjutøya og Borgarøya ved Ulsteinvik. Granskingane er gjort vinteren og våren 1989. Vassprøver synte gode tilhøve i øvre vassøyle, både vinter og vår. Ved botn nær oppdrettsanlegget var det redusert oksygeninnhald. I djuphola ved Borgarøya var det moderat reduserte oksygentilhøve. Botndyrsprøver der synte at området er belasta, og at tilhøva var noko dårlegare i 1989 i høve til tidlegare (1984). Sannsynlegvis var det oksygensvikt i djuphola ved Borgarøya hausten 1988. Med auka belastning frå oppdrettsanlegget i 1989, er det fare for ny periode med oksygensvikt hausten 1989.
--

- 4 emneord, norske:
1. Marin eutrofi
 2. Akvakultur
 3. Botnfauna
 4. Vasskvalitet

- 4 emneord, engelske:
- 1.
 - 2.
 - 3.
 - 4.

Prosjektleder:

Lars. G. Golmen

For administrasjonen:

ISBN 82-577-1564-6

**FLØFISK A/S. VURDERING AV MILJØTILHØVE OG EIGNAHEIT FOR
LOKALITETEN VED SPJUTØYA.**

FORORD

FLØFISK A/S sin sjølokalitet ved Spjutøya ved Ulsteinvik blei av Fylkesmannen i Møre og Romsdal førebels godkjend i 1987. Bakgrunnen for at lokaliteten blei tatt i bruk, var at FLØFISK A/S fekk salsforbod på setjefisken i august 1987, p.g.a. mistanke om sjukdom. Fylkesmannens løyve gjaldt til 1/6 1988.

I desember 1988 blei NIVA kontakta av FLØFISK A/S, med forespurnad om å utføre særskilt resipientgransking omkring anlegget. Granskinga skulle gje grunnlag for å vurdere i kva grad anlegget, med drift fram til sommaren 1990, ville påverke omgjevnadane, særleg det belasta området ved Borgarøya. Det blei i første omgang lagt vekt på gransking av straum, hydrografi og vasskvalitet. Fylkesmannens miljøvernavdeling i Møre og Romsdal sette seinare fram krav om at det måtte utførast botndyrgranskingar ved Borgarøya, og slike granskingar har difor sidan blitt inkludert i prosjektet.

Den foreliggende rapporten presenterer først registreringane som blei foretatt rundt årsskiftet 1988/1989. Resultat av botndyrgransking og sedimentprøvetaking frå mai 1989 er så lagt til som eige kapittel. Det er til slutt utført ei samla vurdering basert på alle innsamla data og prøver.

Under feltarbeidet har personell ved Fløfisk A/S vore til stor hjelp. Anlegget stilte også eigna båt til disposisjon i samband med NIVAs prøvetaking. Ved NIVA har forskn. assistent Mats Walday foretatt feltarbeid og prøvetaking i samband med faunagranskingane. Bodil Ekstrøm og Brage Rygg har bistått under opparbeidinga av botnprøvene. Forskar Eivind Oug har gitt skriftleg bidrag til rapporten om sediment og fauna. For øvrig er rapporten utarbeidd av forskar Lars G. Golmen, som også har fungert som prosjektleder.

FLØFISK A/S. VURDERING AV MILJØTILHØVE OG EIGNAHEIT FOR LOKALITETEN VED SPJUTØYA.

SAMANDRAG

På oppdrag frå Fløfisk A/S i Ulsteinvik på Sunnmøre har NIVA foreteke ei marin miljøgransking i området ved Spjutøya og Borgarøya. Formålet med granskinga var å påvise eventuelle endringar i ulike miljøparametrar i området i høve til resultat frå ei gransking som blei utført i 1984/85. I tillegg skulle forureiningseffekten frå drifta på oppdrettsanlegget vurderast, både på kort og lang sikt.

Prøvetaking og målingar blei utført h.h.v. 31/12 1988 og 26/5 1989. Det blei i tillegg utført kontinuerleg måling av straum i sjøen på tre ulike stader samstundes kring Fløfisk A/S sitt oppdrettsanlegg i januar 1989. Prøvetakinga besto av sedimentprøver og botnfaunaprøver (mai 1989). Ved begge prøvetakingstidspunkt blei det gjort hydrografiske målingar (salinitet og temperatur, samt oksygen i sjøen). Ved første prøvetakingstidspunkt blei det også tatt vassprøver for analyse av nærings salt.

Resultata av botndyrgranskingane i djuphola ved Borgarøya tyder på forverra tilhøve i forhold til 1984/85. Endringane var ikkje store for antal artar og individ, men artssamansetninga var vesentleg endra frå sist. Resultata indikerer at djupvatnet i denne djuphola nyleg har vore utsatt for oksygensvikt, truleg hausten 1988. Sedimentprøvene både ved anlegget og i djuphola indikerte liten direkte påverknad frå land (t.d. kloakk). Sedimentverdiane for TOC og TN ved anlegget var normalt for slike prøver.

Vassprøvene synte liten lokal sjiktning, og høge oksygenverdiar i øvre vassøyle, både ved anlegget og ved Borgarøya. I djuphola ved Borgarøya var oksygenverdiane i mai lågare enn foregåande vinter. Verdiane indikerte imidlertid ingen dramatiske tilhøve (-over 73% metning ved botn). Hydrografiobservasjonane indikerte at ei viss utskifting hadde funne stad mellom dei to prøvetakingstidspunkta 31/12 1988 og 26/5 1989. Den målte oksygenreduksjonen våren 1989 kan skuldast påverknad frå Fløfisk A/S sitt anlegg. Produksjonen ved anlegget i 1989 vil kunne forårsake oksygensvikt også i 1989-1990, men forutsatt avvikling av anlegget i 1990, vil verknadane av drifta neppe kunne sporast lengre enn til 1991-1992.

Berekningar av utslepp frå sjølve oppdrettsanlegget indikerer liten direkte påverknad av vasskvaliteten i frie vannmassar lokalt. Den observerte oksygenverdien på 55% metning ved botn nær anlegget skuldast truleg nedbryting av sedimentet der.

Straummålingar og generelle registreringar tyder på at sjølve lokaliteten der oppdrettsanlegget ved Spjutøya ligg, må betraktast som moderat eigna for lakseproduksjon av eksisterande omfang.

FLØFISK A/S. VURDERING AV MILJØTILHØVE OG EIGNAHEIT FOR
LOKALITETEN VED SPJUTØYA.

INNHALD

side

Forord	
Samandrag og konklusjon	
1. INNLEIING	3
1.1. Generell omtale av anlegg og område.....	3
1.2. Tidlegare miljøgranskingar.....	7
2. GENERELT OM KRAV TIL EIN OPPDRETTSLOKALITET	8
2.1. Miljøeffekter.....	8
2.2. Oppdrettsfisk og miljøkrav.....	11
2.3. Vurdering av miljøtilstand omkring opp- drettsanlegg.....	14
3. STRAUM, HYDROGRAFI OG VASSKVALITET	16
3.1. Straummålingar.....	16
3.2. Hydrografi.....	23
3.3. Andre registreringar.....	26
4. GRANSKINGAR AV BOTNFAUNA	26
4.1. Prøvetaking og analyser.....	26
4.2. Resultat.....	28
Botnfauna.....	29
Sediment.....	31
5. ANLEGG OG RESIPIENT.....	32
5.1. Lokalitetens generelle eignaheit.....	32
5.2. Effekt på resipienten.....	33
5.3. Berekning av utslepp og forureining frå anlegget.....	35
5.3.1. Korttidseffekter.....	35
5.3.2. Effekt av lengre perioder med lita utskifting.....	36
6. KONKLUSJON.....	38
LITTERATUR.....	41
Appendiks 1. Hydrografiske observasjonar. Tabell	

1. INNLEIING

1.1. Generell omtale av anlegg og område.

FLØFISK A/S sin midlertidige lokalitet ligg ved Spjutøya nord for Dimnalandet i Ulstein kommune, Møre og Romsdal. Figur. 1.1. syner kopi av sjøkartet for området rundt. På grunn av dei særskilde omstenda omkring etablering på denne lokaliteten, har FLØFISK A/S søkt Fylkesmannen om å få halde fram der til våren 1990. Dette for at den opprinneleg utsette fisken skal kunne bli føra fram til full slaktevekt som matfisk. Søknaden gjeld for 12000 m³ merdvolum. Det kan også nemnast at det har vore arbeidd med å få i gang eit forskningsprosjekt i tilknytning til anlegget (BKD), utan at dette hittil har lukkast. FLØFISK A/S synest ha full forståing for at løyvet på basis av Fylkesmannens haldning i saka ikkje kan bli permanent.

Fylkesmannen har førebels ikkje villa gå inn for å gje utvida løyve. Ein har m.a. synt til tidlegare resipientgranskingar i området, som har indikert djupvatn med redusert kvalitet. Ein har difor valt å innta ei restriktiv haldning til nye forureiningskjelder.

Område

Sjøelve anlegget ligg på austsida av Spjutøya. Området ved Spjutøya er oppgjeve å vere lite eksponert for vind og bølger. Ei rad holmar og øyar bidrar til denne skjerminga. Ulsteinfjorden og øvrig del av sjøområdet mellom Ulstein og Bølandet utgjer nordlegaste delen av den såkalla grøne korridoren. Denne strekkjer seg vidare sørover mellom Gurskøy og Hareidlandet, og utgjer fleire basseng med delvis redusert vassutskifting (Molvær og Bakke 1985).

Botntilhøve.

Eit trygdslag har foretatt inspeksjon av botntilhøva ved sjøelve anlegget, med tanke på eventuell oppsamling av organisk materiale. Trygdslaget hadde ingen særskilde merknader til måleresultata (Bj. Kleiven, pers. komm.). Vi har ikkje hatt tilgang på hydrografiske originalkart

eller andre detaljopploddingar frå området. Topografien er relativt uryddig, og ein kan ikkje fastslå nøyaktige terskeldjupner ut frå sjøkartet. Djupnene ved sjølve anlegget er rundt 25-35 meter, gradvis aukande austover. Aust for anlegget, om lag der vår rigg R3 (Fig. 3.1.) var plassert, er det ei mindre fordjuping ned mot 40 meter. Frå anlegget grunnest det nordover mot ein terskel på rundt 15 m djup. Frå N-spissen av Spjutøy ligg det ei rad holmar austover mot N-spiss av Lyngneset (fig.1.1.). Terskeldjupet ligg her på, eller i overkant av 20 meter. Sundet mellom Spjutøy og Dimna har terskeldjup rundt 7 meter. Teoretisk vil dermed sjøen rundt anlegget som ligg djupare enn ca. 20 meter ha redusert utskifting.

På austsida av Borgarøya ligg ei hule om lag 70 meter djup, med terskeldjup kring 15 meter (Molvær og Bakke 1985). Avstanden frå denne til anlegget ved Spjutøya er om lag 1 km. Austover mot Ulsteinvik, og Lyngnesvika finns djupner over 60 meter i følgje sjøkartet.

Anlegget

Fig. 1.2. syner detaljar vedrørande anlegget. Ei rad med "Polarsirkel" mærdar ligg forankra austover frå Spjutøya. Anlegget okkuperer eit om lag 5.5 da stort sjøareal. Der er ingen installasjonar (bygningar el.l) på land. Ei vakthytte er plassert på ei flåte ved Spjutøya. Foring foregår frå båt. For tilkomst til land nyttar ein den gamle dampskipsbrygga på Våge (N-sida av Dimna). Omsøkt storleik for anlegget var 12000 m^3 , tilsvarande max. årsproduksjon på 400 tonn. Total fiskemengd i anlegget i 1989 (forutsatt framhald i drifta) vil auke frå ca. 170 tonn til max.ca. 350 tonn (Bj. Kleiven, pers. medd.). All noverande fisk vil seinast vere slakta i juli 1990.

FORBEMING AV ANLEGG PÅ SPJUTØYA

DETALJ SKISSE

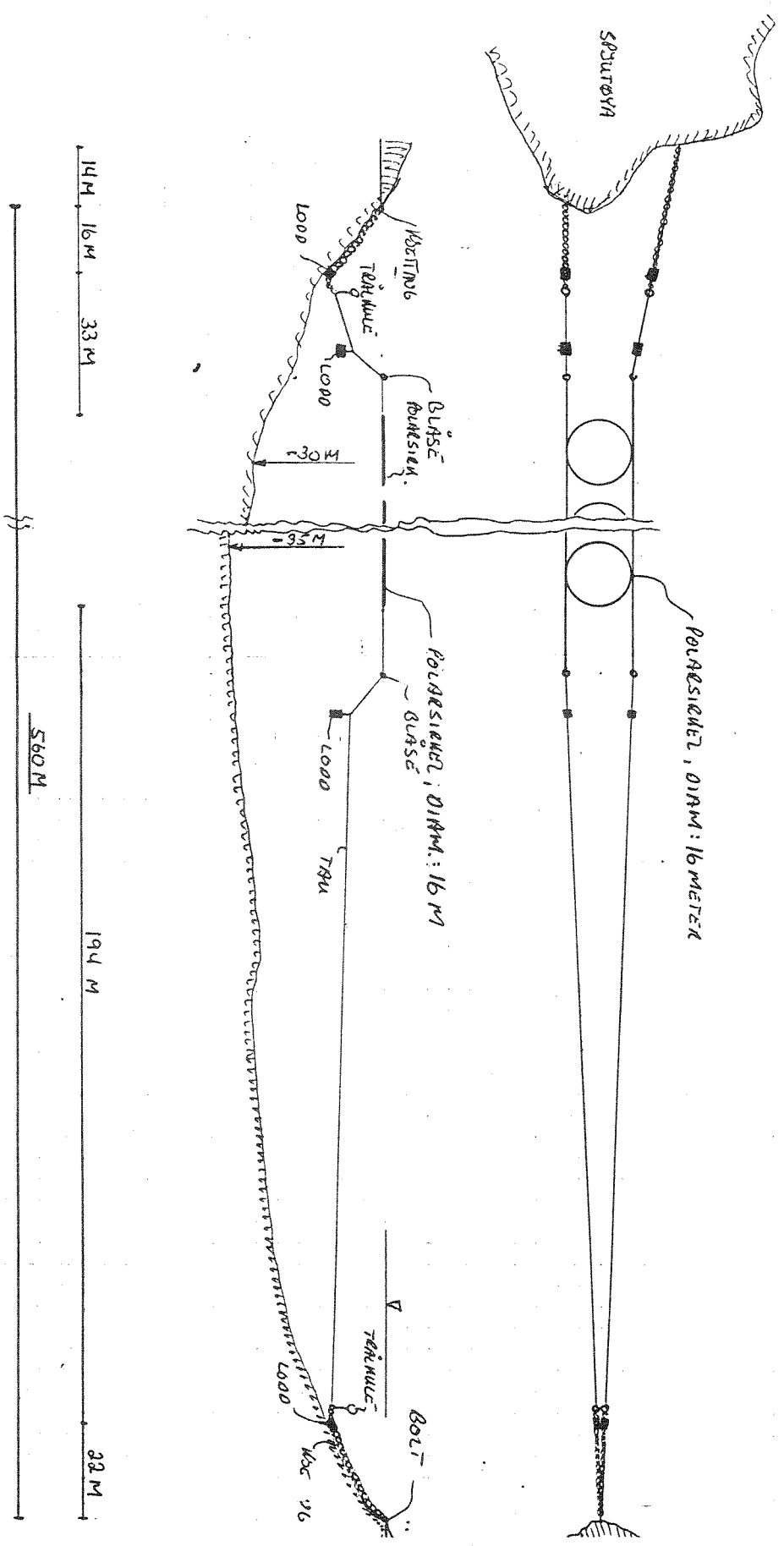


Fig. 1.2. Målskisse (horisontalt og vertikalt) av anlegget ved Spjutøya, utarbeidd av FLØFISK A/S.

Avstand til andre anlegg:

O-K-LAKS (matfisk).....	4 km
Herøylaks "	5 km
Torvikfisk "	4 km
Herøy Fiskefarm "	7 km
FLØFISK sitt setjefiskanlegg på Flø	8.5km
Avst. til næraste fiskeelv (Ulsteinelva)	6.5km

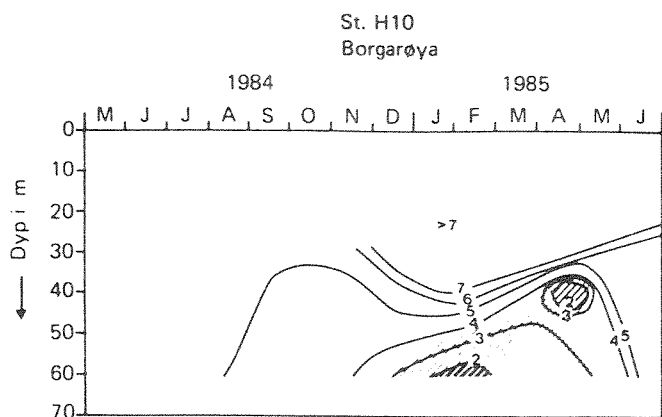
(Kjelde: FLØFISK A/S)

Avstand til Ulsteinvik sentrum er vel 2 km. Avstanden til den omtalte djuphola aust for Borgarøya (Fig. 1.1.) er om lag 1 kilometer.

1.2. Tidlegare miljøgranskingar.

NIVA foretok ei gransking av sjøområda mellom Gurskøy-Leinøy og Hareidlandet i 1984-1985. Denne omfattande prøvetaking i djuphola ved Borgarøya. Rapporten (Molvær og Bakke 1985) konkluderte med at overflatevatnet der hadde rask utskifting, med anteken opphaldstid på 0.5-2 døger. Oksygenprøver synte tidvis redusert djupvasskvalitet frå 30-40 meter og nedover, med under 2 ml/l O₂ ved botnen (fig. 1.3.). Desember - april hadde dårlegast djupvasskvalitet. Sedimentprøven (kun eitt grabbhogg) hadde lukt av H₂S. Botnfauanaen hadde lavt artsmangfald (diversitet), noko som indikerte at tilhøva var ganske dårlege. Sjølv om djuphola ved Borgarøya blei antatt å ha omfattande djupvassutskifting kvart år, blei det antyda at utslepp frå oppdrettsanlegg i perioder kan forårsake oksygensvikt (s. 3 i NIVA rapporten). Plasseringa av eventuelt anlegg var her viktig for eventuelle negative konsekvensar (s. 72). Flytting av Ulsteinvik sitt kloakkutslepp frå Lyngnesvika til Ulsteinfjorden antok ein ville få positiv effekt for vasskvaliteten ved Borgarøya (s. 74).

Fiskerikonsulent J. P. Mork foretok i perioden 1979-1980 basisregistreringar med omsyn til eignaheit for akvakultur i sundet mellom Spjutøya og Dimna. Han fann gode tilhøve (klassifisert som "normale") i dette sundet. Hans gransking var imidlertid inga resipientgransking, m.o.t. bereevne for tilleggsbelastning m.m..



Oksygenforhold på st. H9-H10. Lys skravur og mørk skravur angir henholdsvis dårlige og kritiske oksygenforhold.

Fig. 1.3. Tidsserie av oppløyst oksygen i sjøen ved Borgarøya (få Molvær og Bakke 1985).

2. GENERELT OM KRAV TIL EIN OPPDRETTSLOKALITET.

2.1 Miljøeffekter

Oppdrettsaktivitet tilfører det marine miljøet m.a. nitrogen, fosfat og organisk materiale. Periodevis blir ulike medisin(restar) og kjemikalier tilført. Dei to først-nemnde tilførsleane påskundar primærproduksjon i sjøen, med eventuelle sekundæreffekter som auka organisk belastning og oksygenmangel som resultat. Organisk materiale blir nedbrote på bekostning av oksygenet i sjøen. Fiskens eigen respirasjon bidrar også til oksygenforbruket, og medfører utskiljing av ammonium over gjellene.

Eventuelle negative miljøeffekter vil i første rekkje vere lokale, i form av botnfall under merdane, eller forringa vasskvalitet og negativt påverka flora/fauna i nærleiken av merdane. Håkanson m.fl. (1988) gir tal for storleik på ein del miljøbelastningsparametrar. Deira utgangspunkt er å estimere gjennomsnittsverdiar for produksjonssesongen. Dei får tal for samla belastning t.d. pr. år frå eit anlegg. Eit regnbogeaure anlegg med netto årsproduksjon 100 tonn, er oppgitt å avgje følgjande stoffmengder til sjø og/eller botn (førfaktor 1.5):

Oksygenforbruk:	143 tonn O ₂
Nitrogen:	9.4 " N
Fosfor:	1.1 " P

Oksygenforbruk er summen av respirasjon og BOD (biologisk nedbryting av ekskrement), h.h.v. ca. 70% og 30%. Fosforbelastninga er i stor grad i form av ekskrement (ca. 90%). Nitrogenbelastninga består av utskilt ammonium (80%) og fekaliar (20%). Desse tala indikerer altså at det er først og fremst nitrogenet som belastar det omgjevande sjøvatnet, mens fosforbelastninga er ein sekunder prosess, i form av langsam lekkasje frå sediment. Stigebrandt (1986) med sin modell for belastning frå fiskeoppdrett, har argument for at fisken i hovudsak skil ut fosfor direkte til vatnet. Ved eit anlegg med lav fôrfaktor, er det såleis lite fosfor som sedimenterer. Molvær og Stigebrandt (1989) fann at fosfat utgjorde størstedelen (ca. 90%) av auken i fosforkonsentrasjonen i sjøvatn som strøymde gjennom eit anlegg. Nitrogentilførsleane (løyst) bestod av 66% ammonium. Molvær og Stigebrandt (1989) fann vidare at N:P forholdet (vekt) av utslepp frå eit anlegg var ca 6, m.a.o. nær den optimale verdien (7.2), slik at planteplankton under normale omstende effektivt kan utnytte utskilt N og P frå eit anlegg.

Belastninga frå oppdrettsanlegg er ikkje jamnt fordelt over sesongen. Fig. 2.1. syner tidsutviklinga for oksygenforbruk, samt N og P belastning. Dei høgste verdiane finn ein i perioden august til oktober. Dagleg N og P belastning er då av storleiksorden 60 kg N og 6-7 kg P (Håkanson m.fl. 1988). Oksygenbelastninga kjem opp i 700 kg O₂ (respirasjon) og 400 kg BOD pr døger med 100 tonn fisk. Også belastninga gjennom døgeret varierer sterkt. Oksygenforbruk t.d. har minimum før daggry, og max. ved fôring, mens nitrogenutskiljing har eit seinare (3 timar etter) maksimum. Fosfor- og nitrogenutskiljing er heller ikkje heilt i fase (Molvær og Stigebrandt 1989).

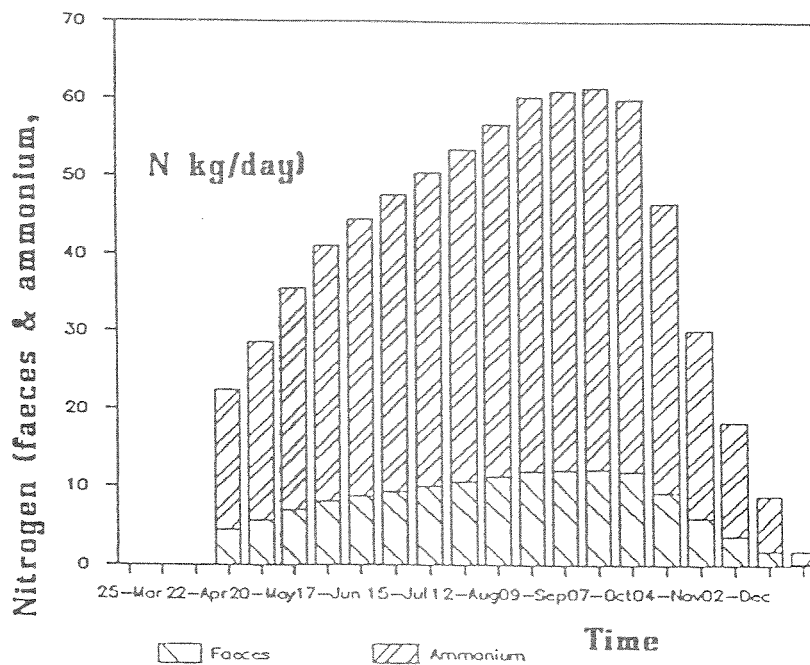
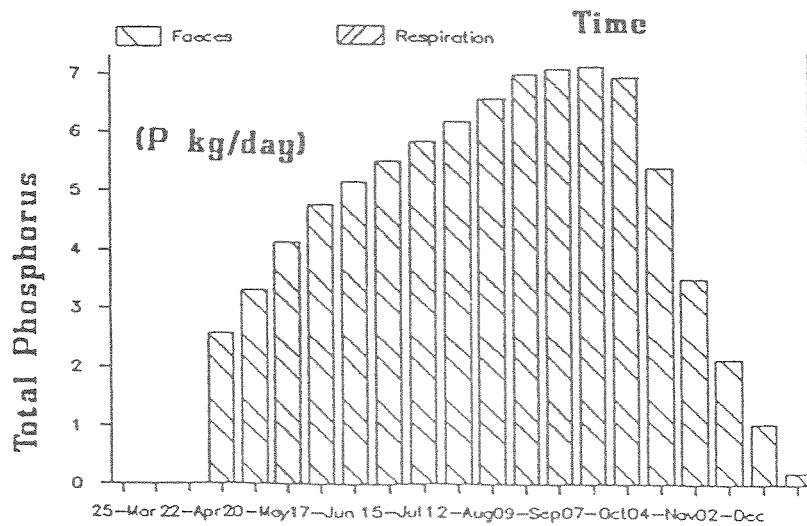
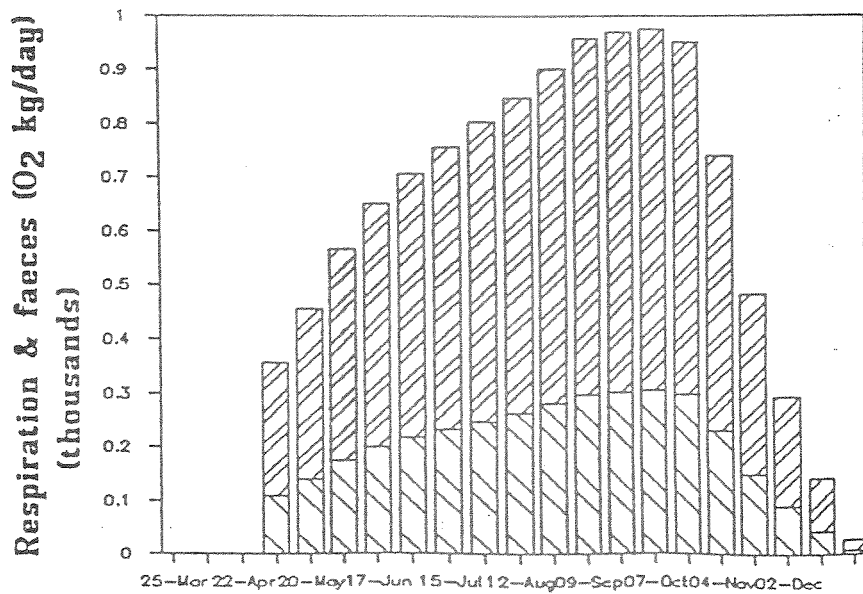


Fig. 2.1. Oksygenbelastning, N og P tilførsler april-desember frå eit anlegg med 100 tonn netto årleg produksjon (Håkanson m.fl. 1988).

2.2 Oppdrettsfisk og miljøkrav

Fiskens toleranse, eller minstekrav til miljø og vasskvalitet, kan i prinsippet definerast ved eit sett av grenseverdier for ulike miljøparametrar. Dette gjeld i første rekkje oksygeninnhald og ammonium/ammoniakk i sjøvatnet. Ei rad andre parametrar påverkar fisken, og dens trivsel og vekst. I dag finns det ingen godkjenningssordning når det gjeld miljøparametrar på ein oppdrettslokalitet. Styresmaktene manglar kriterier, eller minstegrenser. Dette gjer at skjønsmessige vurderingar i høg grad må anvendast i vurderingar om kor godt eigna ein spesifikk lokalitet er for oppdrett. Det er klart at fisk kan overleve kortare perioder der straum eller oksygen ligg under generelt aksepterte minimumsverdiar.

Straumtilhøve - vassutskifting.

Gode straumtilhøve ved eit oppdrettsanlegg er avgjerande for fisken sin trivsel og for vassmiljøet i og rundt anlegget. Stagnerande vatn vil kunne føre til kritisk låge oksygenverdier i vatnet, og store konsentrasjonar av respirasjonsprodukt frå fisken, m.a. ammonium.

For straumfart gjennom eit anlegg vil det gjelde ein kritisk minimumsverdi som er avhengig av ei rekkje faktorar, slik som fisketettleik, temperatur, O_2 -innhald og fôringsrate. Aure (1983) har for eit anlegg med medels fisketettleik 8-10 kg/m³ antyda 2 cm/sek. som minimum for medelstraumen gjennom merdane. Større fisketettleik vil fordre sterkare medelstraum. Straumen inne i ein merd og utanfor vil vere forskjellig. Notveggen vil dempe gjennomstrøyminga, og fisken inne i merdane vil i seg sjølv dempe eller endre strøymingsmønsteret. Sterkt tilgrodde nøter vil krevje hastigheiter rundt 10 cm/sek. (Møller, 1976). Lite er enno kjent om kva effektar fisken og fiskens eigen bevegelse i seg sjølv induserer i strøymingsmønsteret.

Straumen gjennom og forbi anlegget medverkar også til at avfallsstoff blir transportert vekk, og at ekskrement, fôr-

restar o.l. ikkje sedimenterer under anlegget. Nyare granskingar tyder for øvrig på at forureining frå oppdrettsanlegg raskt blir spreidd/fortynna i den delen av vassøyla som ligg over terskeldjup (Aure og Stigebrandt, 1989).

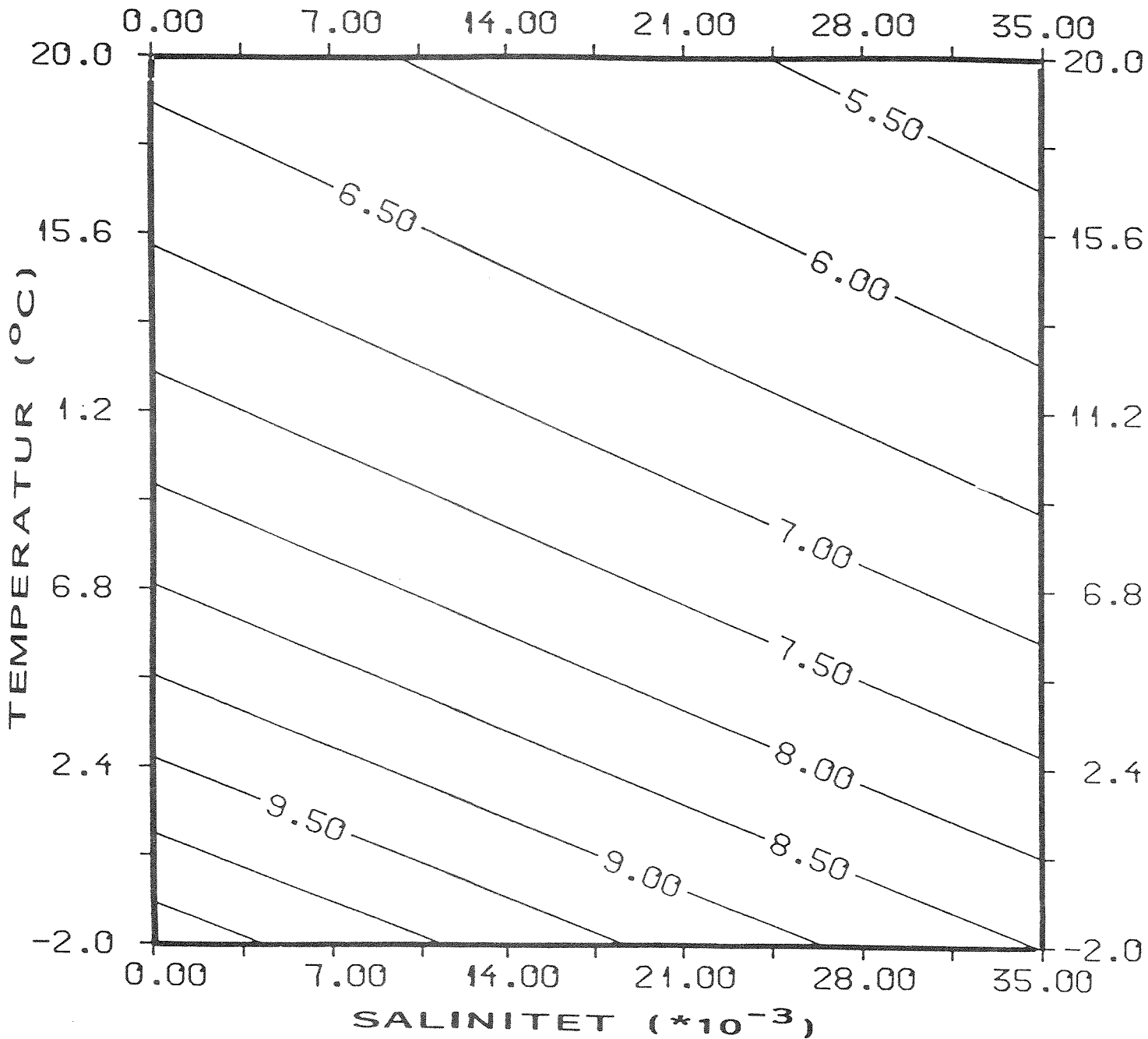


Fig. 2.2. Diagram som syner metningsverdi (ml/l) for oksygen i sjøvattn som funksjon av salinitet og temperatur.

Det er få stadar ein har einsretta og stabil straum. Regelen er heller at straumen varierer på ulike frekvensar. Den mest markerte variasjonen langs Norskekysten og i fjordane er knytta til det halvdaglege tidevatnet, men effektar knytta til endringar i vertilhøve o.a. føyer seg til, og kan gi eit komplisert strøymingsmønster. Begrepet medelstraum må difor brukast med reservasjon, og knyttast til andre parametrar som viser variabiliteten i straumen. I akvakultursamanheng skulle desse tilhøva m.a. tilseie at føring av fisken i ein periode med null straum (når tidevatnet snur) bør unngåast. Likeeins bør føring i for sterk straum (tidevasstraumen maksimal) også unngåast, for å redusere fôrspillet.

Periodar med for sterk straum kan vere eit problem ved oppdrettsanlegg m.a. gjennom den dynamiske/mekaniske belastninga dette medfører. Særleg dersom notveggane gror til, vil dette representere eit faremoment, ved reduksjon i effektivt merdvolum og ved fare for havari. Tilgroing må derfor haldast under oppsyn, og reduserast om nødvendig. Sjå Pedersen (1982).

Oksygenkonsentrasjonen i øvre vasslag har nøye samanheng med straumtilhøve og vassutskifting. Metningsverdiane for oksygen er bestemt av salinitet og temperatur i vatnet. Fig. 2.2. viser metningsverdiar som funksjon av salinitet og temperatur. Varmt (og salt) vatn har mindre evne enn kaldt vatn (og ferskt) til å løyse opp gassar som oksygen.

Oksygen blir tilført vassmassene frå to kjelder: fra atmosfæren og frå planteplanktonet og tang og tare sin fotosyntese. Oksygenet blir fjerna ved kjemisk og organisk nedbryting, samt respirasjon. I sjøen blir oksygen transportert via molekylær og turbulent diffusjon, samt adveksjon. Det øverste vassjiktet som står i umiddelbar kontakt med atmosfæren, blir rekna for å vere metta, eller

også svakt overmetta (Broecker og Peng, 1982). Observasjonar frå ope hav i arktiske strok har imidlertid vist at overflatevatn også kan vere markert undermetta, (Clarke, 1986).

Oksygentilførselen frå atmosfæren ned i vassmassene er ein langsam prosess (Broecker og Peng, 1982). I eit oppdrettsanlegg er ein difor avhengig av ei advektiv tilførsle av oksygenrikt vatn.

Om sommaren er vatnet varmt (låge metningsverdiar for O_2), samstundes som oksygenforbruket er stort (stor aktivitet og vekst hos fisken). I slike perioder er det ekstra viktig å ha gode utskiftingstilhøve rundt anlegget. Det er påvist ein samanheng mellom stagnasjon i vekst hos oppdrettsfisk og danning av små oksygenfrie lommer eller "mikro-miljø", særleg nær botnen (Avnimelech og Zohar 1986). Slike små lommer lar seg vanlegvis ikkje påvise ved vanlege prøvetakingsmetoder. Ei sikker gardering mot at slike tilstandar oppstår, er gode straumtilhøve.

I våre vurderingar har vi tatt utgangspunkt i gjeldande estimat for utslepp frå oppdrettsanlegg (avsn. 2.1). Saman med våre data om straum, hydrografi og vasskvalitet m.m. har vi freista å estimere kor mykje ekstra belastning resipienten (den frie vannmassen) og fisken kan tåle. Vi har ikkje foretatt noka særskildt sedimentgransking.

2.3 Vurdering av miljøtilstand omkring oppdrettsanlegg

Som nemnt under kapittel 2.1 belastar fiskeoppdrett det marine miljøet med utslepp av næringssalt og organisk stoff. Sedimenterande materiale fører til auka oksygenforbruk i sjøen, og i djupområde med svak vassutskifting kan dette føre til oksygensvikt. Botnsediment som blir overbelasta med sedimenterande organisk materiale er karakterisert av sterke forråtnelsesprosessar, der det utviklast hydrogensulfid og botnsedimentet blir svart.

Når belastninga på botnen aukar, blir livsmiljøet for dei naturlege organismene som lever der, endra. Ved å analysere dei "samfunna" av botnorganismer som finns på ein lokalitet, kan ein difor få eit sammanfattande bilete av miljøtilhøva. Dei fleste artane er fastsittjande eller gravande og må vere tilpassa tilhøva på staden. Hvis ikkje går dei til grunne. Generelt vil alle ytre miljøtilhøve som næringstilgang, botnsedimentets samansetning, type av sedimenterande materiale, oksygentilhøve og forstyrring frå t.d. miljøgifter være bestemmande for kva artar som kan eksistere. Studiar av faunaen på blautbotn har vist seg å gje spesielt utsagnskraftige resultat. Under normale forhold opptreer artsrike samfunn med ein fordeling av individ mellom artane (samfunnsstruktur) som følger bestemte mønster. Forureining eller andre forstyrringar fører til avvikande arts- og individsamansetning.

Målingar av straum og hydrografi/vasskvalitet kan gje god informasjon om dynamikk (variasjonar) i sjøen. Sidan slike målingar oftast blir fortatt over eit avgrensa tidsrom, vil dei ikkje alltid kunne gje eit fullstendig representativt bilete av utskiftingstilhøva. Prøver av botnsediment og botnfauna gir eit tids-integrert bilete av forholda nær botnen, og er difor eit viktig supplement til andre målingar.

Ein viktig eigenskap ved blautbotnsamfunna er at dei er stabile over lang tid. Mange av artane er fleirårige. Hvis det skjer gradvise endringar i miljøet, vil også arts- og individsammensetninga i samfunna endre seg. Ved å gjenta prøvetaking med nokre års mellomrom, er det difor mogleg å avsløre utviklingstendensar i resipienten.

3. STRAUM, HYDROGRAFI OG VASSKVALITET.

3.1. Straummålingar

For å få eit inntrykk av straumfeltet i området kring anlegget, blei det utplassert tre bøyeriggjar forsynt med straummålararar. Riggposisjonane er markert i figur 3.1. Riggane blei utplassert 31/12 1988, og blei tatt opp 9/2 1989.

I alt fire måleinstrument var i bruk. Eit instrument var av type Aanderaa, som i tillegg til å måle straumfart- og retning, også loggar temperatur og salinitet (konduktivitet) i sjøen. Måleintervallet var 10 minutt, og dette instrumentet var plassert på rigg R2, i 4 meters djup.

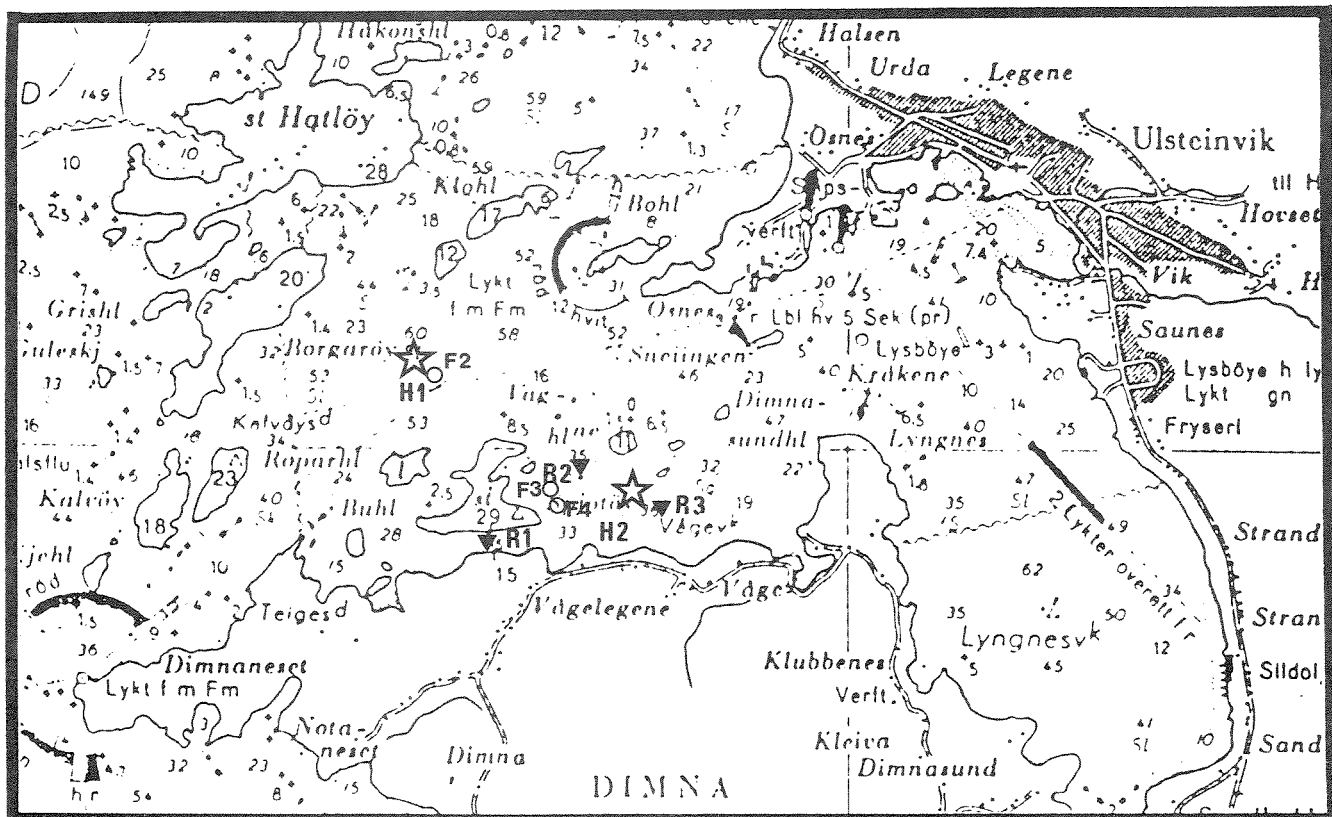


Fig. 3.1. Kart som syner plassering av Straummålarriggane R1, R2 og R3 i januar 1989, samt posisjon for hydrografiske stasjonar H1 og H2 31/12 1988 og 26/5 1989, og sedimentprøvetaking (o) i mai 1989.

Resterende tre instrument var av ei enklare type (Sensor-data SD2000) som måler straumfart- og retning, samt temperatur. Måleintervallet var for desse sett til 24 minutt, slik at dei kunne stå i sjøen i om lag ein måned før dataminnet vart fullt. Desse tre instrumenta var plassert i 4 m djup på rigg R1 og R3, samt i ca. 13 m djup på R2 (R2 hadde dermed to instrument). Sensordata instrumenta sine minne gjekk fulle etter ca. 32 dagar, m.a.o. litt før riggane blei tatt opp av FLØFISK sine folk, og returnert til NIVA i Bergen.

Etter ankomst Bergen blei instrumenta avlest. Data blei kalibrert, og lagt inn på EDB, for vidare prosessering og grafisk framstilling. Så langt vi kan sjå, har alle instrument verka etter forutsetninga mens målingane pågjekk. Sidan det var tale om målingar vinterstid, var det ingen problem med tilgroing av rotorane.

Måleresultat.

Måleresultat for straummålingane er synt som tidsseriar og statistiske fordelingar i figur 3.2 til 3.6., med ein figur for kvart instrument.

Rigg 1, 4.m djup (fig. 3.2.):

Middelstraum var 5.5. cm/s. Der var kun kortvarige episoder med null-straum. Maksimalstraum var 14 cm/s. Straumfart mellom 3 og 5 cm/s var vanlegast. Retningsskiftet i takt med tidevatnet var lite markert. Den mest dominerande retninga var tilknytta straum mot vest. m.a.o. retning frå anlegget. Nettostraumen var retta mot vest, med styrke 2.3 cm/s. Stabilitetsfaktoren var 0.11 for heile måleserien m.a.o. lite einsretta straum.

Rigg 2, 4m djup (fig. 3.3. og 3.4.):

Denne serien hadde kraftigare tidevassignal enn ved R1. Straumstyrken var svakare enn ved R1. Maksimalstraum blei målt til ca. 12 cm/s. Middelstraumen var rundt 3.5 cm/s. Middelstraumen er sterkast i siste halvdel av serien. Første del av serien har ein del perioder med svak straum ("null-straum"). Dominerande retning er rundt nord. Reststraumen er retta mot nord, og er av storleik 1 cm/s.

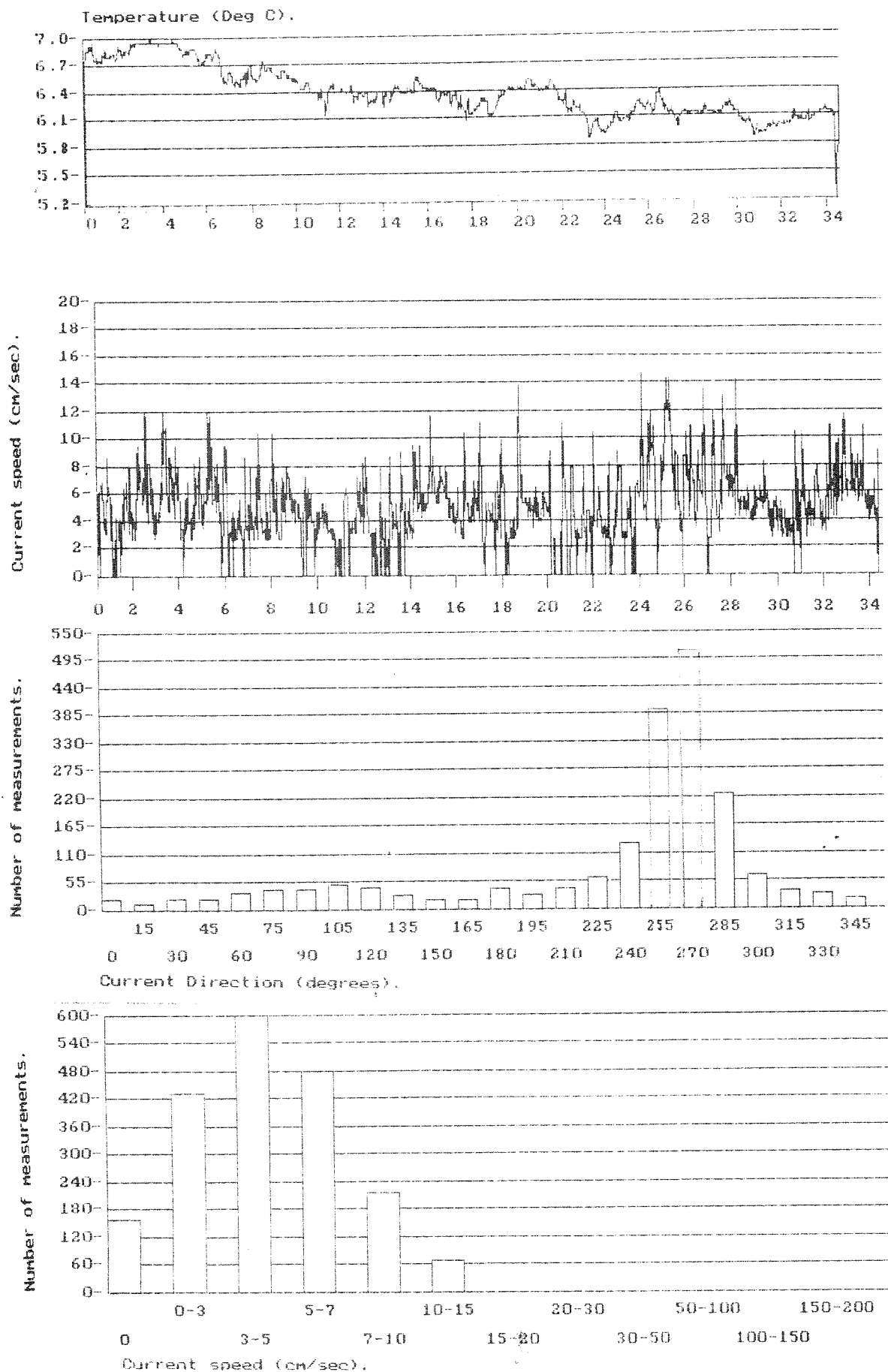


Fig. 3.2. Måleresultat for strømmålingene i 4 m djup på R1. Øverst tidsserier av temperatur og strømfart, med dagnr. fra målestart som X-akse. Nederst statistisk fordeling av retnings-observasjoner og strømfart.

NIVA RIGG R2.

M= 9000 N= 4875 FUVT D= 10 T=881231-13 5 Z= 4 PS=*****

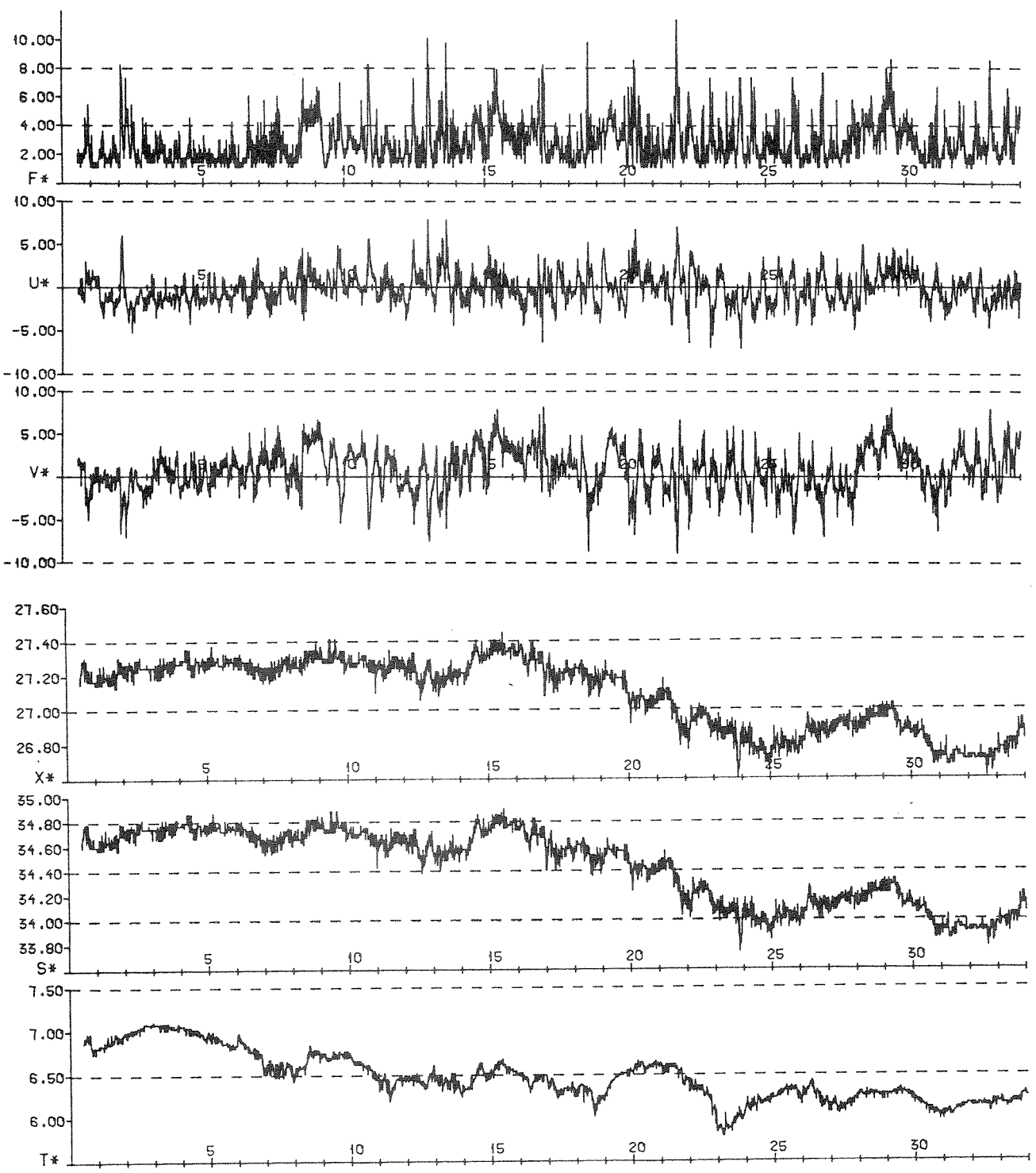


Fig. 3.3. Tidsserier av målingane på R2, 4 m djup. Dato langs X-aksen. F: Straumfart (cm/s). U: Aust-vest komp. av straum. V: Nord-sør komp. av straum. T: Temperatur (°C). S: Salinitet (P.S.U.). X: Berekna densitet (kg/m³-1000).

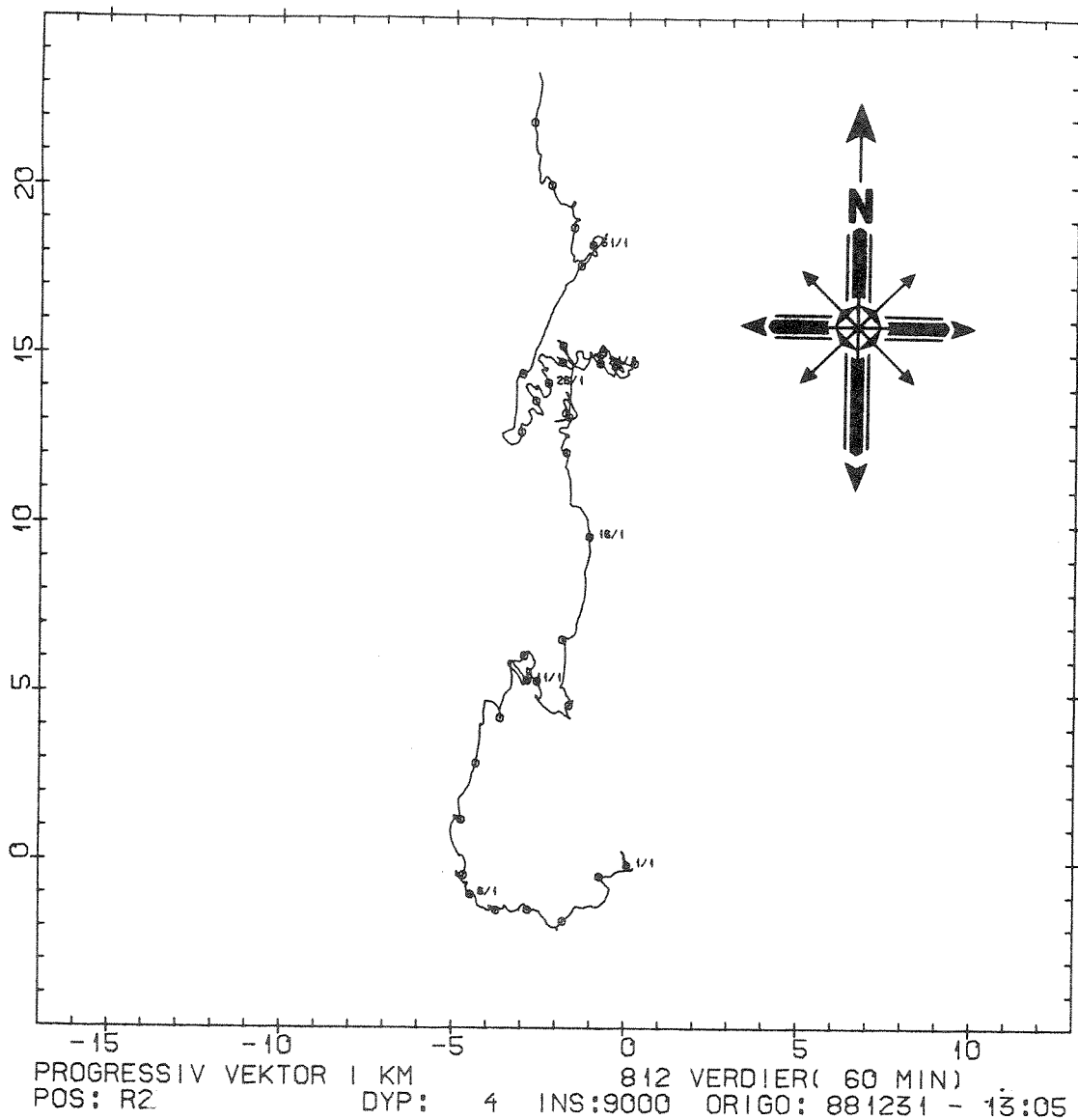


Fig. 3.4. Progressivt vektordiagram for serien på R2, 4 m djup. Straumobservasjonane er addert vektorielt til kvarandre, med start i (0,0). Prikkane langs kurva markerer datoskifte, Nokre datoar er innteikna.

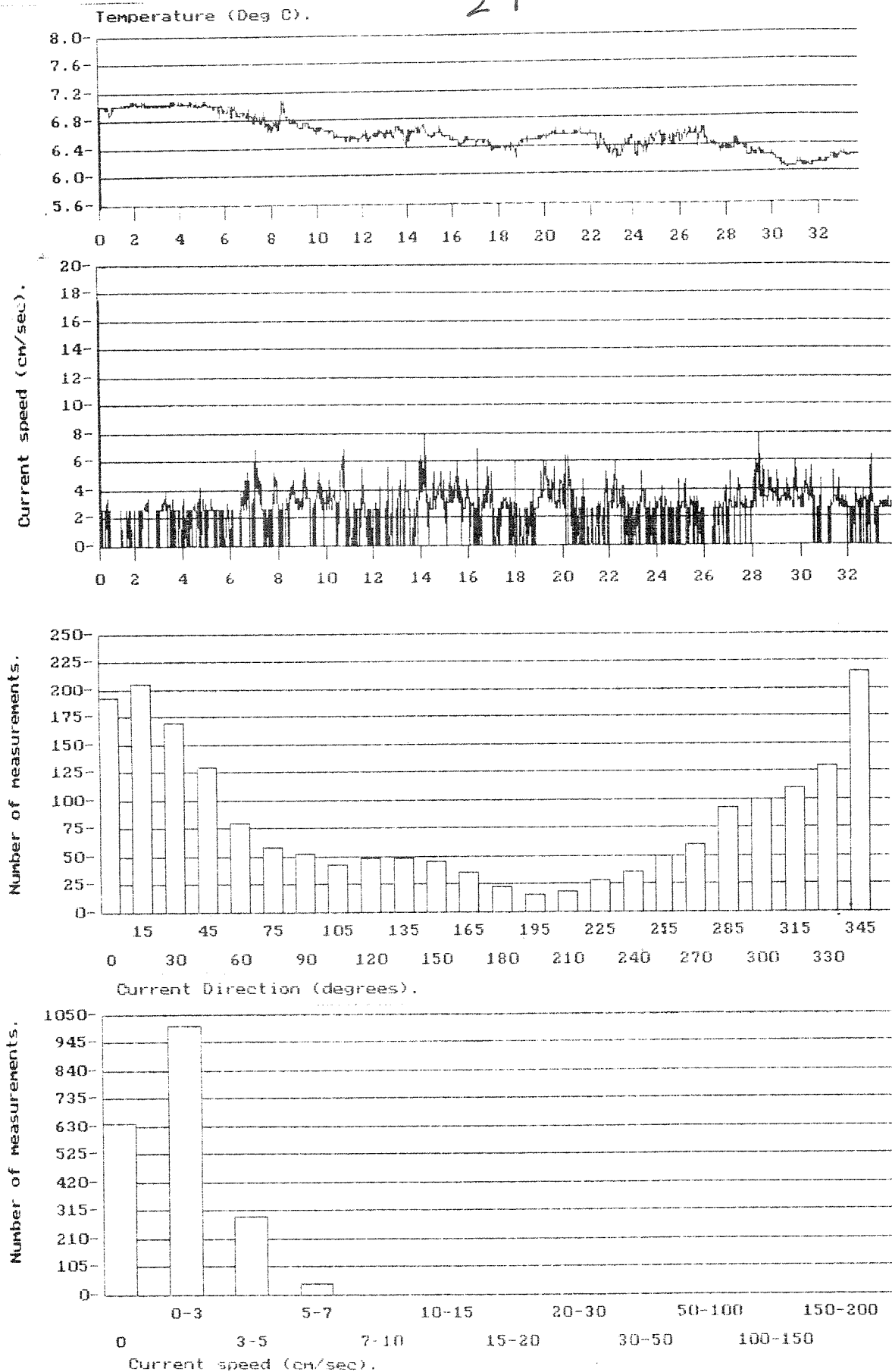


Fig. 3.5. Måleresultat for strømmålingane i 13 m djup på R2. Øverst tidsseriar av temperatur og straumfart, med dagnr. frå målestart som X-akse. Nederst statistisk fordeling av retnings-observasjonar og straumfart.

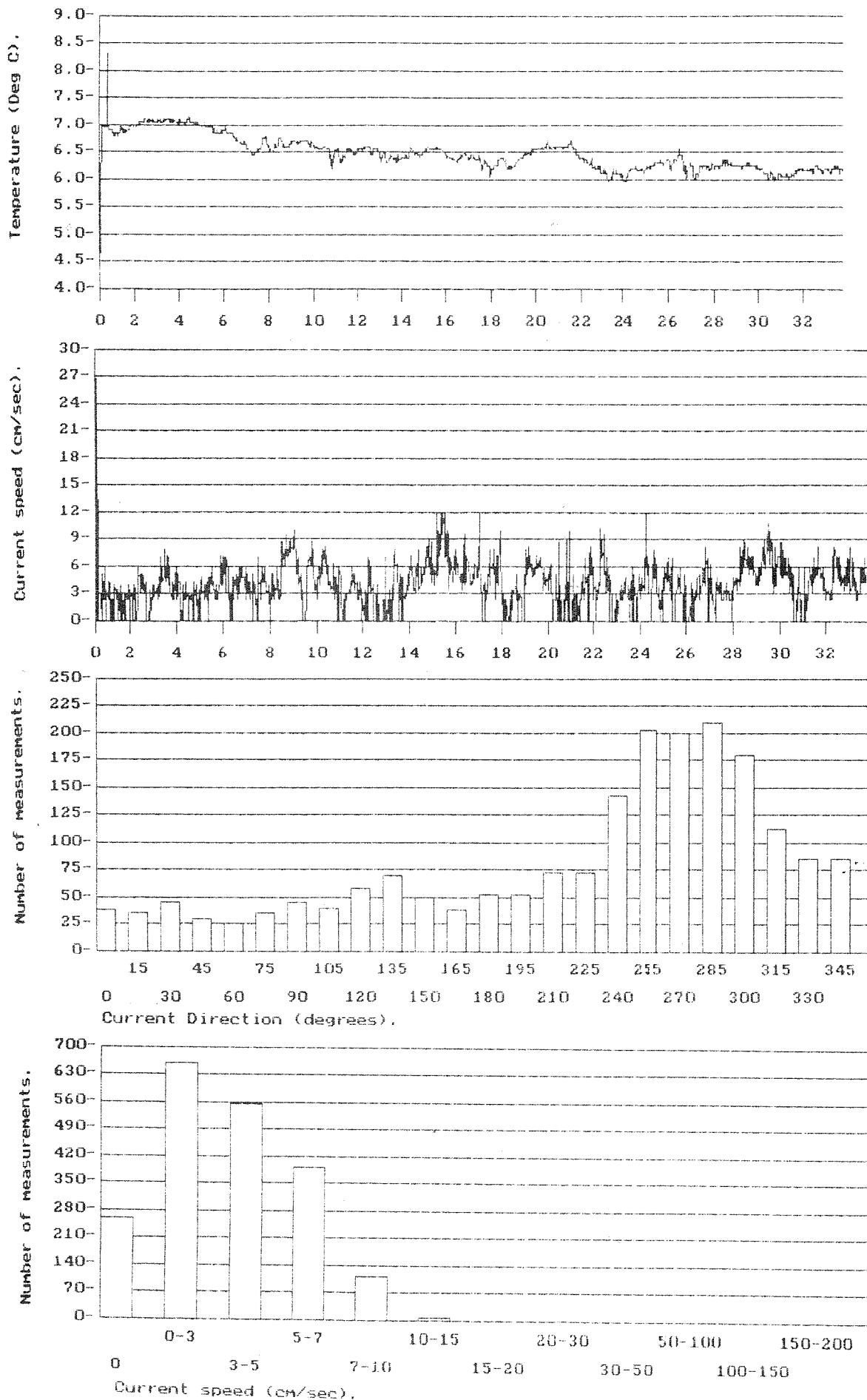


Fig. 3.6. Måleresultat for strømmålingene i 4 m djup på R3. Øverst tidsserier av temperatur og strømfart, med dagnr. fra målestart som X-akse. Nederst statistisk fordeling av retningsobservasjoner og strømfart.

Fig. 3.4. syner progressiv vektor diagram for denne serien. Figuren indikerer dominansen for nordoverretta transport.

Rigg 2, 13 m djup (fig. 3.5.):

Straumen i dette djupet var som venta svakare enn ved overflata. Middelstraumen er rundt 2 cm/s. "Nullstraum"-observasjonar utgjer ca. 30% av målingane. Der var svakt tidevassignal m.o.t. symmetrisk retningsskift. Nettostraumen var retta mot nord, med styrke 1.2 cm/s. Stabilitetsfaktoren var 0.53 for heile serien.

Rigg 3, 4 m djup (fig. 3.6):

Middelstraumen var 4.5 cm/s. Maksimalstraum var 12 cm/s. Der var ikkje noko markert tidevassignal. Dominerande retningsintervall var 240°-300°, dvs. straum i vestleg retning. "Nullstraumsobservasjonar utgjorde ca. 12 % av målingane. Nettostraumen var retta mot 280° (vest) med styrke 1.9 cm/s. Stabilitetsfaktoren var 0.48.

3.2. Hydrografi

Under arbeidet med utsetting av riggar 31/12 1988 blei det også tatt to vertikalprofilar med sonde, av h.h.v. temperatur, salinitet og oksygeninnhald i sjøen. Posisjon for dei to hydrografistasjonane (H1 og H2) er avmerka i figur 3.1. Under den biologiske prøvetakinga 26/5 1989 blei det profilert m. omsyn på oksygen og temperatur på sta. H1. Målingane blei gjort m.a.for å få eit bilete av sjiktingstilhøva i området. Det blei målt frå overflate til botn, med varierende djubdeintervall. På grunn av kraftig vind og avdrift under første toktet, fekk vi ikkje målt på det aller djupaste i hola ved Borgarøya (H1). I tillegg til sondeprofilering blei det tatt vassprøver i ulike djup for kalibrering av sondeverdiar, samt bestemming av næringssalt konsentrasjon.

I tillegg til desse vertikalprofilane, registrerte alle straummålarane temperatur mens dei sto i sjøen. Instru-

mentet på R2 registrerte også konduktivitet (salinitet).

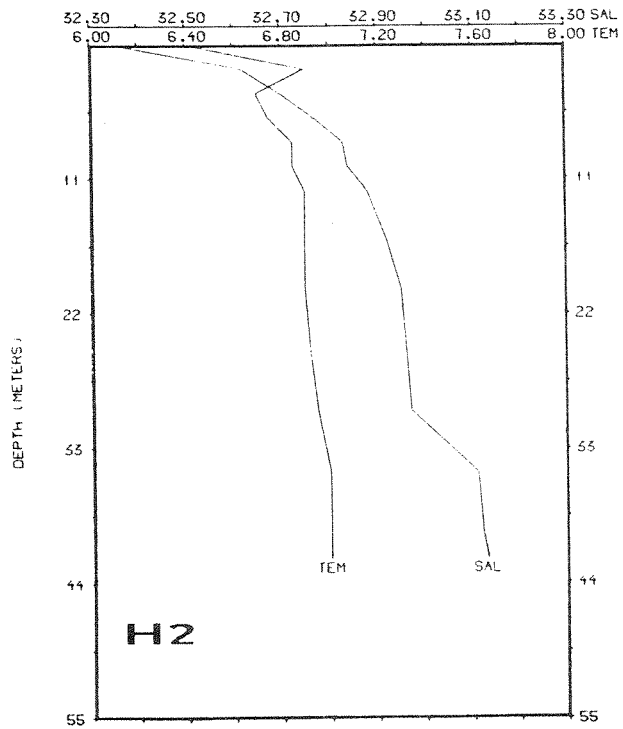
Måleresultat for hydrografi.

Figur 3.7. syner dei hydrografiske sondemålingane frå 31/12, plotta som vertikalprofilar. Måleresultata er tabellerte i Appendiks 1. Som venta var det berre svak sjiktning i sjøen. Overflatesaliniteten låg mellom 32.3 og 32.7, med kontinuerleg aukande verdiar nedover. Der er ingen markerte tetthetssprang som kan indikere gjennverande gammalt botnvatn under terskelnivå. Oksygenobservasjonane synte høge verdiar til botn ved H2 (7.1 ml/l ved botn). Ved Borgarøya nådde våre observasjonar 31/12 til 50 meters djup. Oksygenverdien der var 7.5 ml/l, tilsvarande rundt 100% metning.

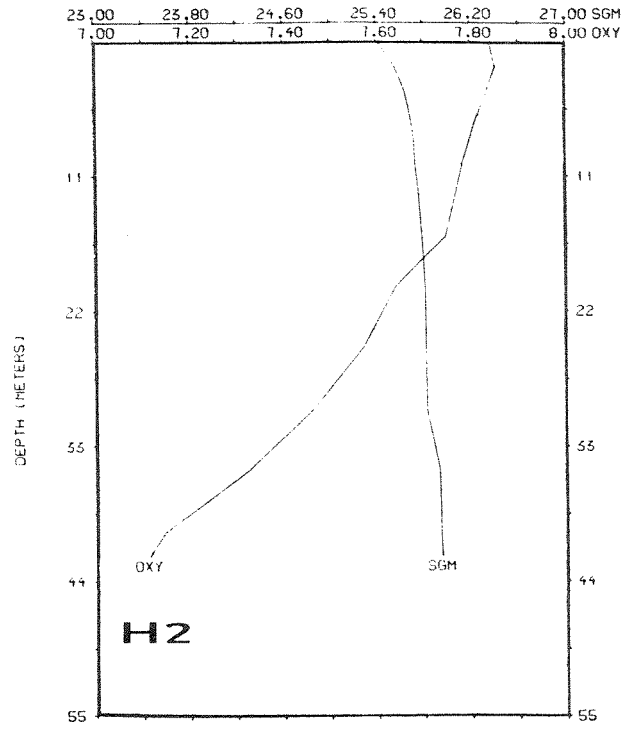
Vassprøvene tatt 26/5 1989 ved Borgarøya indikerte også moderat sjiktning i vassøyla (ingen kontinuerleg sondeprofilering av salinitet). I djuphola var saliniteten $0.2 \cdot 10^{-3}$ lågare enn ved målinga 31/12. Temperaturen var 0.5° - 1° C lågare, noko som kan indikere at iallefall diffusiv påverknad på djupvatnet har funne stad. Oksygenverdiane i dei øvre prøvetakingsdjupa (1m, 5m) var høge, med metningsgrad over 100%. Metningsgraden i 30 og 60 meter var h.h.v. 79% (5.5 ml/l) og 73% (5.1 ml/l), m.a.o. noko reduserte oksygentilhøve.

Like ved anlegget, nær den austre enden, blei det den 26/5 tatt oksygenprøver i 5m og 40m djup (nær botn). I 5 meter ga prøven 6.81 ml/l (104 % metn). I 40 meter var verdien 3.86 ml/l (55 % metn.). Denne verdien er lågare enn observerte verdiar i 30 og 60 meter ved Borgarøya, og indikerer lokal påverknad frå anlegget.

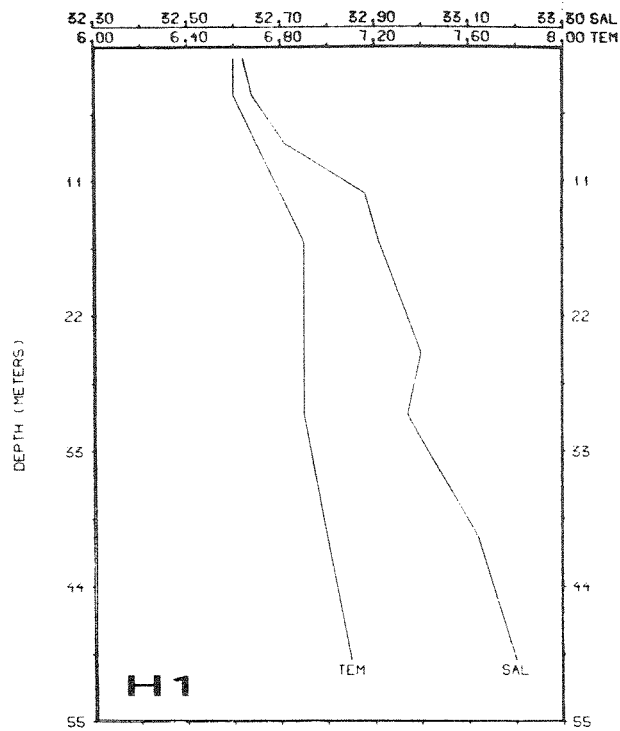
Tidsseriane av temperatur (frå straummålarane) synte ingen dramatiske endringar av episode-karakter. Temperaturen avtok gradvis, frå 7° til 6° C i løpet av januar. Grunna den godt gjennomblanda øvre vassøyla, var det ingen markert forskjell mellom 4 m og 13 m djup. Saliniteten i 4 m djup



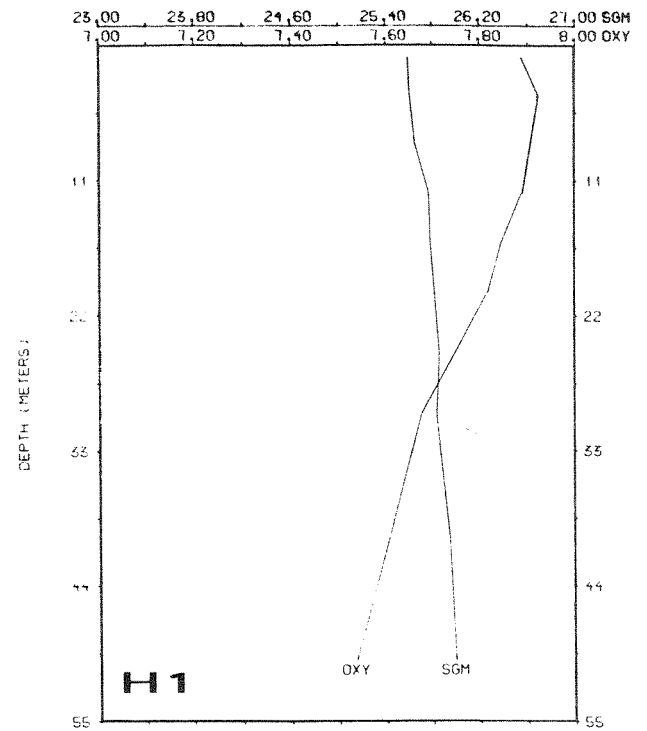
PROFILE: FLOFISK 31/12 1988
 STA: 1 ; POS:62.198°N 5.487°E ; TIME:88.12.31 : 13.45



PROFILE: FLOFISK 31/12 1988
 STA: 1 ; POS:62.198°N 5.487°E ; TIME:88.12.31 : 13.45



PROFILE: FLOFISK 31/12 1988
 STA: 2 ; POS:62.199°N 5.487°E ; TIME:88.12.31 : 14.20



PROFILE: FLOFISK 31/12 1988
 STA: 2 ; POS:62.199°N 5.487°E ; TIME:88.12.31 : 14.20

Fig.3.7. Vertikalprofilar av salinitet (SAL), temperatur (TEM), oksygen (OXY) og densitet (SGM) på stasjonane H1 og H2 31/12 1988.

(fig. 3.3) syner også ein generelt fallande tendens gjennom måleperioden, med variasjon mellom 33.8 og 34.85 ($\cdot 10^{-3}$). Hurtige, episodeprega endringar var av storleiksorden 0.2 til 0.4 ($\cdot 10^{-3}$).

3.3. Andre registreringar

31/12 1988 det tatt vassprøver for analyse av salinitet, næringssalt og oksygen. (Oksygen og salinitesprøver for kalibrering av sondemålingar). Resultat av nærings-saltanalysene er synt i tabell 3.1.

Tabell 3.1. Oversikt over analyseresultat for næringssalt m.m. ved H1 og H2 31/12 1988.

Pos/djup	Tot-N	PARAMETER			
		(µg/l)			
		Tot-P	NO ₃	NH ₄	PO ₄
H2/ 3m:	221	24	124	7	18
H2/30m:	239	26	124	7	20
H1/30m:	227	27	119	5	20

4. GRANSKINGAR AV BOTNFAUNA

4.1. Prøvetaking og analyser

Granskingane i 1984 synte at djupbassenget ved Borgarøya var klart belasta. Hovedmomentet i den noverande undersøkinga var derfor å undersøkje botnfauna på denne lokaliteten på nytt (B11 i Molvær & Bakke 1985) for å avgjere om tilstanden har endra seg.

I tillegg til fauna blei det også tatt prøver av botnsedimentet for analyse av organisk innhald. Dette gir eit grovt mål for den organiske belastninga og kan i viss grad brukast som sjekk på kva opphav materialet har.

Det var også ønskjeleg å ta sedimentprøver på fleire punkt inn mot anlegget. I fjorden var det imidlertid større parti med fjell og fast sand/steinbotn der det ikke var mogleg å ta prøver. Det let seg difor ikkje gjere å fordele prøvene jamnt i området.

Feltmetodikk

Feltarbeidet blei utført 26. mai 1989. Fløfisk A/S stilte farty (sjark) til disposisjon for oppdraget. Vêret var vekslande med noko regn og ein etterkvart aukande vind frå vest. Det var ingen merkbar straum i sjøen.

Faunaprøvene blei tatt med ein 0.1 m² "Peterson" botngrabb. Det blei tatt tre parallellar, desse blei slegne saman og er opparbeidd samla. Prøvene blei sikta på 1 mm sikt og fiksert i ca. 4 % nøytralisert formaldehydløsning.

Sedimentprøvene blei tatt med ein kjerneprøvetakar. Dei øverste 3 cm av sedimentproppen blei tatt av for analyse. Prøvene blei kjølelagra under transport til Oslo og deretter nedfrosne. I felt blei sedimentet også visuelt omtalt og kontrollert for innhald av hydrogensulfid.

Analyser og databehandling

Ved opparbeidinga av faunaprøvene i laboratoriet blei dyra sortert frå siktematerialet, identifisert og telt. Materialet blei overført til 70 % etanol for konservering.

På grunnlag av artane sine individtal er det berekna artsmangfald (diversitet) etter Shannon-Wieners indeks. Verdien av denne gir eit mål for tilstanden i samfunnet. Indeksen er gitt ved formelen:

$$H' = - \sum_{n=1}^s n_i/N \log_2 (n_i/N).$$

n_i er antall individ av art i , N er totalt antall individ og s er antal artar. Indeksen har eit verdiområde fra null (ein art tilstades) til verdier > 5.0 (svært høg artsrikdom). Verdier lågare enn 1.3 beteknar svært låg diversitet (særs dårlege forhold), mens verdiområdet 1.3-2.1 viser lav diversitet (dårlege forhold) og 2.1-3.1 reknast som moderat diversitet. For normale samfunn (gode miljøforhold) får indeksen verdier > 3.1 (klassegrenser nytta av f.eks. Wikander 1988).

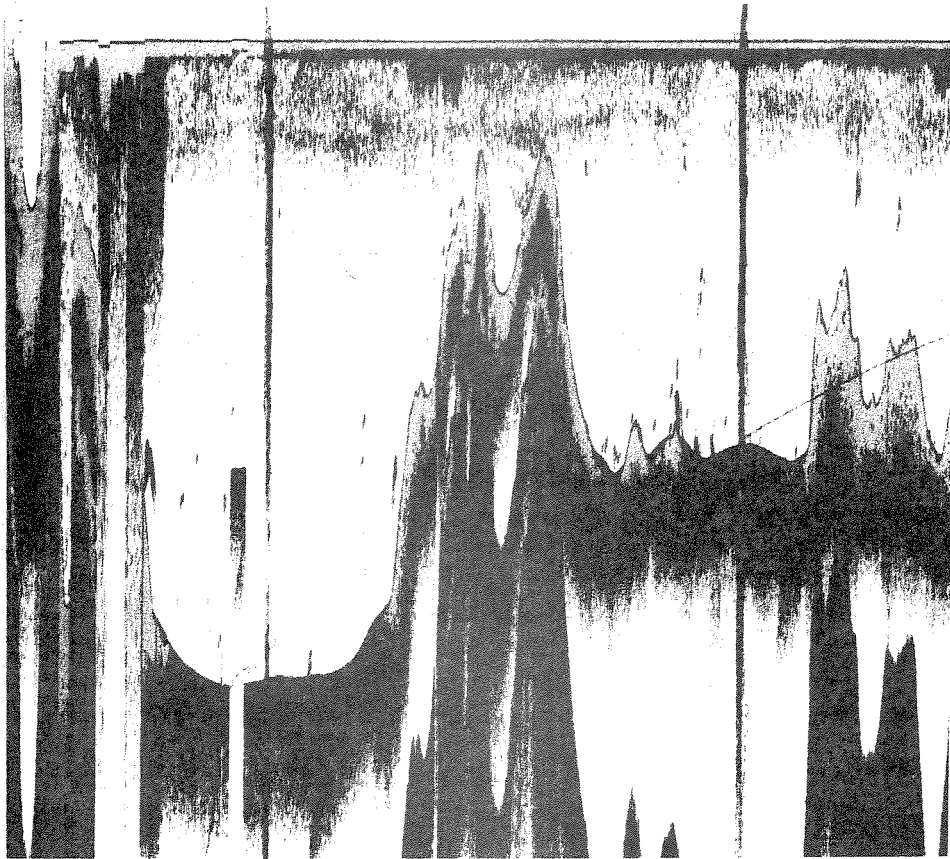
Sedimentprøvene er analysert for innhald av totalt organisk karbon (TOC) og nitrogen (TN) ved bruk av elementanaly-sator.

4.2. Resultat

Plasseringa av prøvestasjonane er vist på kart i Figur 3.1. Botnprøvestasjonen (B11/H1) blei lagt til det største registrerte djup (68 m) i bassenget ved Borgarøy. Djupet blei søkt opp ved hjelp av ekkolodd og sjekka ved manuell lodding. Molvær og Bakke (1985) angir 78 m som djup for sine prøver, men denne djupna var det ikkje mogleg å finne.

Det blei tatt sedimentprøver på tilsaman fire stasjonar (B11, F1, F2, F3) (Figur 3.1). F1 var nokså nær st. B11, men litt grunnare (63 m). Dei to andre stasjonane blei lagt nær ved og nordaust for merdanlegget til Fløfisk (44 m, 45 m).

Det blei forsøkt å ta kjerneprøver i eit transekt fra B11 og inn til anlegget, men på grunn av hard botn med sand, skjell og stein var det ikkje mogleg å få prøver. Figur 4.1 viser eit ekkogram av botnprofilen frå B11 og inn til anlegget. Mellom dei to bassenga der prøvene blei tatt, er det ein rygg som når opp til ca. 15 m.



N-
 spiss
 av Spjutøya
 og Vågholmane
 framtrer tydeleg.

Fig. 4.1. Ekkogram som syner botnkontur langs eit snitt frå djuphola ved Borgarøya søraustover mot anlegget. Ryggen mellom N-spiss av Spjutøya og Vågholmane framtrer tydeleg.

Botnfauna

Sedimentet i alle tre grabbprøvene var mørkt og hadde svak lukt av hydrogensulfid. Det øverste laget var svært finkorna, blautt mudder. Sedimentoverflata var grønaktig med svarte flekkar. I prøvene var det ein god del skal av døde muslingar og røyr av børstemark.

Artssammensetninga er vist i Tabell 4.1 som også gjengir resultatata frå undersøkjinga i 1984 (Molvær og Bakke 1985). Både arts- og individtala (i 1989) var lave. Prøvene var dominert av børstemarken Capitella capitata som er ein karakterform for område som er utsett for organisk overbelastning eller sterke forstyrringar. Den nest vanlegaste arten, krepsdyret Diastylis lucifera, er fleire stader registrert under svært dårlege oksygenforhold. Av dei andre artene blei det berre funne spreidde individ.

Tabell 4.1. Oversikt over resultat av botndyrgranskningane
i 1984 og 1989 på stasjon B11 ved Borgarøya.

STASJON 11, ULSTEINVIK	År	1984	1989
	Dato	10/5	26/5

Dyp (m)		78	68
Areal (m ²)		0.1	0.3
Artsantall		9	10
Individtall		36	66
Individtall pr. 0.1 m ²		36	22
Artsmangfold (H)		1.89	1.84

POLYCHAETA			
Anaitides mucosa (Oersted 1843)		1	-
Capitella capitata (Fabricius 1780)		-	41
Dorvilleidae indet		-	1
Eteone sp		-	1
Eumida sp		1	-
Glycera alba (O.F.Mueller 1776)		2	2
Goniada maculata Oersted 1843		2	-
Heteromastus filiformis (Claparede 1864)		24	-
Melinna cristata (M.Sars 1851)		1	-
Phyllodocidae indet		-	1
Polydora quadrilobata Jacobi 1883		-	1
Prionospio cirrifera Wiren 1883		2	-
Pseudopolydora antennata (Claparede 1868)		-	1
Scalibregma inflatum Rathke 1843		-	4
Spiochaetopterus typicus M.Sars 1856		2	-
BIVALVIA			
Abra nitida (Mueller 1789)		-	1
Parvicardium scabrum (Philippi)		1	-
CUMACEA			
Diastylis lucifera (Kroeyer)		-	13

Artsmangfaldet (H') i prøven var lavt og blei berekna til 1.84.

Samanlikna med 1984 blei det i 1989 registrert tilsvarande antal artar, men noko lågare individtettleik. I 1984 blei det imidlertid berre tatt ein prøve (0.1 m²) og artsantalet hadde nok blitt funne noko høgre om det var blitt tatt flere parallellar. Resultata tyder difor på ein nedgang både i artstall og individtettleik. Verdiane for arts mangfald var svært like, men truleg ville arts mangfaldet også ha vore noko høgre i 1984 på basis av fleire parallellprøver. Artssammensetninga var svært forskjellig i og med at berre ein art, børstemarken Glycera alba, blei funne begge åra.

Sediment

Resultata for kjerneprøvene er presentert i Tabell 4.2. Både på B11 (H1) og F1 var sedimentet tilsvarande som i grabbprøvene, grønbrunt med svarte flekker og med svak lukt av hydrogensulfid. Dei to stasjonane ved anlegget var visuelt forskjellige, og berre i den eine, F3, var det tydelig lukt av hydrogensulfid.

Analysene av karbon og nitrogen ga svært like verdier for alle stasjonene. Verdiane er høge og viser at sedimentet har høgt innhald av organisk materiale. Grovt rekna vil karboninnhaldet tilsvare eit organisk innhald (glødetap) på omkring 20 % C/N-forholdet er omtrent som normalt for marint materiale. Dette tyder på at det organiske innhaldet i sedimentet har marint opphav, og at det ikkje kjem store tilskudd frå land.

Tabell 4.2. Oversikt over resultat frå sedimentprøvetaking 26/5 1989. Indikert innhald av hydrogensulfid (H_2S): "+" = svak lukt, "++" = tydeleg lukt. Målte verdiar av tot. organisk karbon (TOC) og nitrogen (TN). Visuelle observasjonar av sedimentprøven er forklart.

St.	Djup(m)	H_2S	TOC(g/kg)	TN(g/kg)	C/N	Visuell karakt
B11/H1	66	+	100.0	13.1	7.6	grønbrunt, m/ svarte fl.
F1	63	+	98.1	13.0	7.5	Fink. på topp Som B11.
F2	45	-	98.1	12.6	7.8	Grønbr. fink. på toppen.
F3	44	++	109.0	14.2	7.7	Sv., finkorna.

5. ANLEGG OG RESIPIENT

5.1. Lokalitetens generelle eignaheit.

Våre hydrografiske målingar(S og T) indikerer gode hydrografiske tilhøve, med svakt sprangsjikt, og små observerte endringar både for S og T. I mai blei det observert djupvatn med redusert oksygeninnhald nær anlegget. Næringssaltverdiane frå 31/12 1988 (tabell 3.1) låg innanfor det som er å rekne som normalt for årstida, og indikerer ingen umiddelbar effekt frå anlegget. Det må her merkast at desse vassprøvene blei tatt ved R2, altså ca. 100 m aust for anlegget. Straummålingane synte at nettotransporten var retta mot anlegget i denne posisjonen. Straumobservasjonane våre var ikkje gjort heilt i nærleiken av anlegget. Dette fordi det er effekten av anlegget på omgjevningane som er temaet for granskingane. Verdiane målt i 4m djup ved dei tre riggane synte middelstraum mellom 3.5 cm/s (R2) og 5.5 cm/s (R1). At straumen var sterkast i sundet mellom Spjutøya og Dimna er nok ein følgje av lokal topografi (strupningseffekt). Det er rimeleg å anta at ein verdi mellom 4 og 5 cm/s for middelstraum er representativt for sjølve anlegget. Med omsyn til drift på anlegget og fiskens trivnad er dette i så fall tilfredsstillande. Den relativt svake tidevassvariasjonen (- veksling mellom sterk

og svak straum), saman med moderat maksimumsstraum, skulle gje tilfredsstillande tilhøve m.o.t. forspill.

Dei målte verdiane for organisk innhald i sedimentet ligg innafor det som er normalt i nærleiken av oppdrettsanlegg. Ofte finns langt høgare verdiar i finkorna sediment, f.eks. har Aure m. fl. (1988) registrert glødetap på 30-40 % i mange anlegg. Prøvene blei tatt ved største djup i anleggets nærområde der det vanlegvis vil vere den sterkaste avsetninga av organisk materiale. Resultata tyder på at det ikkje er nokon spesielt store forureiningseffekter i anleggets nærområde. Dette stemmer godt overeins med straummålingane som indikerte tilfredsstillande vasstskiftning i øvre lag i området. Men det kan ikkje utelukkast at botnsedimenta er meir belasta like under eller vest for anlegget (mot Spjutøya) sidan straum mot vest og nord dominerer.

5.2. Effekt på resipienten

Våre vassprøver frå 31/12 synte ingen direkte teikn på reduserte resipienttilhøve verken ved anlegget eller i hola ved Borgarøya. Målingane i mai 1989 synte gode oksygentilhøve i sjøen i øvre vassøyla, både ved anlegget og ved Borgarøya. I djupvatnet ved Borgarøya var det moderat redusert oksygeninnhald. Like ved oppdrettsanlegget var det (mai 1989) teikn på redusert oksygeninnhald ved botn.

Målingane frå desember - januar 1984-85 ved Borgarøya (Molvær og Bakke 1985) synte oksygenverdiar mellom 4 og 5 ml/l i 50 meter (fig. 1.3). Våre målingar frå tilsvarande stad og tidsrom synte høgare verdiar. Dette har truleg samband med at ei utskifting fann stad seinhaustes 1988, før våre første målingar blei gjort. Mai-verdiane for oksygen ved Borgarøya i 1989 var også vesentleg høgare enn tilsvarande i 1985, då verdiar rundt 2 ml/l blei observert (fig. 1.3). Vassprøvene gir derfor ikkje svar på om

djupvasstilhøva generelt er blitt forverra ved Borgarøya sidan 1984-85.

Straummålingane syner at der foregår ein nettotransport vestover forbi R2, og sannsynlegvis også gjennom (deler av) anlegget. Denne transporten kan vere dreven av ferskvass-avrenning frå området Ulsteinvik - Lyngnesvika. Transporten synest dele seg i ei grein retning nord forbi Spjutøya, og ei grein vestover gjennom Spjutøysundet. Sidan anlegget ligg nært austre del av dette sundet, er det rimeleg å anta at ein del av av suspendert og løyst avfall blir transportert vestover gjennom dette sundet.

Botnprøvene frå mai 1989 viser at tilhøva i djupbassenget ved Borgarøya då var dårlegare enn i 1984. Det er først og fremst forekomsten av børstemarken Capitella capitata som tyder på dette. Prøvene viste endå lågare verdiar for artsrikdom og artsmangfald, men desse endringane var ikkje store. Capitella er ein art som nesten alltid finns på grensa mot rôten botn. Den er også i stand til raskt å kolonisere område der faunaen har blitt slått ut av oksygensvikt.

Molvær og Bakke (1985) fann ikkje Capitella på nokon av dei undersøkte lokalitetane i 1984. Resultata må difor tolkast som at det no periodevis opptrer rôte botnvatn i djupbassenget. Truleg har det vore hydrogensulfid i botnvatnet ei periode før våre målingar 31/12 1988 blei gjort. Oksygen- svikt seinhaustes 1988 kan skuldast at uskiftinga foregåande vinter (1987-1988) ikkje var fullstendig, slik at ein del "gammalt" vatn blei tilbake i djuphola. Oksygen- svikten kan også skuldast auka oksygenforbruk p.g.a. auka organisk belastning i området, m.a. frå oppdrettsanlegget ved Spjutøya. Ein kombinasjon av desse to faktorane er også mogleg. Vårt datagrunnlag er for spinkelt til å kunne forklare den eigentlege årsaken.

Det organiske innhaldet i sedimentet var relativt høgt, avstanden til moglege forureiningskjelder tatt i betraktning. C/N-forholdet tyder på at mykje av materialet er av marint opphav. Dei sannsynlege kjeldene er forureining frå anlegget (fôrspill, faeces) og nedfall frå planteplanktonproduksjonen i området. Eit betydeleg innslag av organisk stoff frå kloakk ville gitt høgare forholdstal (lågare N-verdi). Verdiane i djupbassenget var svært like det som blei funne like ved anlegget. Dette kan tyde på same kjelder begge stader, og betyr muligens at fôrspill og faeces blir transportert ut i fjorden. Men det kan likefullt vere at tilførselene av næringssalt, som også kjem frå kommunal kloakk og landbruk, fører til ein generell auke i planktonproduksjonen i heile fjordområdet mellom Borgarøya og Ulsteinvik. Dette vil gi nedfall i alle sedimentasjonsområde (djupsøkk) i fjorden. Granskingane som her er gjennomført, gir ikkje grunnlag for å avgjere kva kjelder som har ført til større belastning på fjorden.

5.3. Berekning av utslepp og forureining frå anlegget.

Vi tek utgangspunkt i opplysningar frå FLØFISK A/S om at anlegget i 1989 startar med 170 (22 kg/m³) tonn fisk i merdane. Fiskemengda når maksimum 350 tonn (43 kg/m³) mot slutten av vekstsesongen (september) då ein del slakting vil bidra til å begrense vidare auke i fiskemengda.

5.3.1. Korttidseffekter

Perioder med stagnant vatn.

Ved å ta utgangspunkt i antatt oksygenkonsentrasjon (sommar), og målt varigheit av perioder med svak straum, kan vi under gjevne føresetnader (sjå Bjerknes m.fl.1988) berekne teoretisk max fisketettleik i merdane. Med to timar stagnasjon i straumen, (truleg eit konservativt estimat i dette tilfellet) i ein periode med sterk vekst (10 kg O₂-/dag/tonn fisk i forbruk), får ein ca. 55 kg fisk pr m³ som øvre grense for fisketettleik. Dette er over den maksimale tettleiken som er forventa i FLØFISK sitt anlegg, slik at

lokaliteten med oksygen som utgangspunkt har tilfredsstillende teoretisk kapasitet.

Om vi tar tilsvarende utgangspunkt for ammonium m.o.t. den før nemnde letalgrensa, får vi ein max fisketettleik på 37 kg fisk/ m³. Dette er under den maksimale fisketettleik ein vil få i anlegget ved Spjutøya. Forutsetninga 2 timar heilt stagnant vatn er truleg for konservativ, slik at max teoretisk fisketettleik m.o.t. ammonium i realiteten ligg over forventa fisketettleik i 1989.

Effekt av daglege tilførsler.

Eit 8 000 m³ anlegg, med årsproduksjon 300 tonn, vil forbruke av storleiksorden 400 tonn O₂, og avgje 30 tonn nitrogen og 3 tonn fosfor (Håkanson m. fl. 1988). Desse tilførslene til sjø og botn vil vesentlegast foregå i perioden sept-november. Dagleg forbruk/tilførsle vil vere 2-3 tonn O₂, 200 kg N og 20 kg P i perioden med max. vekst (jamfør fig. 2.1, som for øvrig representerer oppdrett av regnbogeaure i danske farvatn). Vi kan samanlikne desse verdiane med t.d. Tot-N og Tot-P mengdene totalt i området rundt anlegget. Vi reknar med bakgrunnsverdiar på 150 µg/l og 5 µg/l for h.h.v. Tot-N og Tot-P som sannsynlege sommarverdiar (Golmen og Erga 1988). Ser vi på øvre vannmassar (0 - 20 meter) over eit "nær-område" lik 1.5 * 1.5 km², svarar dette til stoffmengder av storleiksorden 7 tonn N og 0.25 tonn P i sjøen innanfor det definerte området. Den daglege tilførsla frå eit anlegg av ovan-nemnde storleik vil i så fall bidra med ca. 3% til Tot-N og 8% til Tot-P i fjorden ved max. vekst. Vi har her gjort ei rad forutsetningar, m.a. fullstendig blanding innafor det definerte nærområdet, men ingen utskifting med omgjevande vatn og ingen primærproduksjon. Vidare er utsleppstala truleg i overkant av det som anlegget ved Spjutøya vil bidra med.

5.3.2. Effekt av lengre perioder med lita utskifting.

I løpet av ei 5 dagars periode med lita utskifting (antatt ut frå Molvær og Bakke, (1985) sine betraktningar), vil ein få ein konsentrasjonsauke på rundt 15% for N og 40% for P i sjøen i vårt definerte "nærområde".

Tilsvarende betraktningar som ovanfor for oksygen (3 tonn O₂ forbruk pr dag), tilseier oksygenreduksjon på rundt 3 % i høve til antatt bakgrunnsverdi i løpet av 5 dagar, m.a.o. relativt lite med våre forutsetningar om blanding i sjøen.

Med middelstraum lik 5 cm/s gjennom anlegget, vil vatn bruke min. 6-8 minutt på gjennomstrøyminga. Ved max. vekst kan oksygenforbruket estimerast til 0.01 kg O₂/kg fisk/dag. Med 8 minutt til gjennomstrøyming, 5 ml/l O₂ i det innstrøymande vatnet, og 30 kg fisk/m³, vil vatnet som kjem ut av anlegget teoretisk ha oksygeninnhaldet redusert med ca. 16%. Med 5 ml/l oksygen i innstrøymande vatn, vil oksygennivået inne i merdane under normale omstende ikkje nå ned mot kritisk verdi (2 ml/l), sjølv om fisketettleiken ved Spjutøya tidvis vil vere større enn 30 kg/m³. Den berekna reduksjonen vil rimelegvis kunne bli større under (korte) perioder med svakare straum, noko ein bør vere merksam på, og eventuelt redusere føringa då (ta omsyn til tidevassstraum m.m.).

6. KONKLUSJON

NIVAs granskingar ved Spjutøya og Borgarøya i januar og mai 1989, har ikkje avdekka dramatisk dårlege tilhøve verken i botnsediment eller i sjøen. Målingane av vasskvalitet som blei gjort om vinteren 1989 synte ingen teikn på forringa vasskvalitet nokon av stadane. Ved Borgarøya var oksygentilhøva tilsynelatande vesentleg betre enn vinteren 1984-85, då dei forrige registreringane blei gjort. Straummålingane rundt anlegget tyder på at meste-parten av forureininga frå Fløfisk A/S sitt anlegg blir førd vest- og nordover. Noko av forureininga kan dermed påverke området ved Borgarøya. Berekning av oppdrettsanleggets effekt på resipienten tyder på at anlegget påverkar vasskvaliteten i øvre lag lite. Oksygenmålingar i øvre vassøyle gjev ingen indikasjon på dårlege eller reduserte tilhøve.

Vassprøvene frå mai 1989 indikerte redusert vasskvalitet ved botn nær anlegget, og i djupvatnet ved Borgarøya. Det blei ikkje registrert kritisk låge oksygenverdiar. Den relativt låge verdien ved botn nær anlegget (55% metning) skuldast truleg nedbrytning av sediment (fôrrestar m.m.). Oksygenverdiane i djupvatnet ved Borgarøya var lågare i mai 1989 i høve til foregåande vinter. Dei målte endringane i salinitet og temperatur i djupvatnet indikerer at ei viss utskifting har funne stad vinteren/våren 1989. Den målte oksygenreduksjonen i djupvatnet gjennom våren 1989 representerer eit totalt oksygenforbruk på 5 tonn, med forutsetning om ubetydeleg vassutskifting i same perioden. I løpet av same perioden har Fløfisk A/S produsert ca. 80 tonn fisk (estimert). Denne produksjonen representerer oksygenforbruk tilsvarande 35 tonn BOD, i tillegg til respirasjonsforbruket. Med den målte straumen frå anlegget og i retning djuphola, kan anlegget teoretisk ha bidratt vesentleg til den målte oksygenreduksjonen i djuphola.

Forholdstalet mellom organisk karbon og nitrogeninnhald i sedimentprøvene indikerte at sedimentet er av marint opphav (liten påverknad frå land). Konsentrasjonane av nitrogen og karbon var relativt høge. Det eksisterer ikkje tilsvarande prøver frå tidlegare som gjev grunnlag for samanlikning. Det er imidlertid rimeleg å anta at dei forhøya C og N verdiane, i alle fall nær anlegget, skuldast avfall derifrå. Verdiane ved anlegget er imidlertid ikkje unormalt høge i høve til målte verdiar ved anlegg andre stader.

Botndyrsgranskingane (botnfauna) i mai 1989 synte verdiar lik eller i underkant av verdiane frå 1984/85 for diversitet og artsmangfald. Artssamansetninga i 1989 var svært forskjellig frå 1984/85. Innsamlingsmetodikken var ikkje heilt identisk, noko som gjev grunnlag for ein viss usikkerheit i tolkinga. Denne usikkerheita vil imidlertid tendere til å understreke konklusjonen om dårlegare tilhøve i 1989 i høve til 1984.

Vår datamateriale gjev ikkje grunnlag for å karakterisere utskiftingsdynamikken i vårt undersøkjingsområde. Botndyrgranskingane tyder på at ei periode med oksygensvikt i djuphola ved Borgarøya sannsynlegvis inntraff ein gong i løpet av andre halvår 1988. Sidan produksjonen ved Fløfisk A/S sitt anlegg forut for, og i denne perioden var moderat, er det tvilsomt om anlegget åleine har forårsaka denne oksygensvikten. I 1989 vil produksjonen ved anlegget vere vesentleg større, med større fare for negativ påverknad av djupvatnet ved Borgarøya, og eventuelt oksygensvikt om hausten.

Med normal eller dårleg vassutskifting vinteren 1990, vil ein kunne risikere oksygensvikt også utover i 1990. Dersom anlegget sluttar produksjon i løpet av 1990, vil sannsynlegvis verknadane av anlegget på djupvasskvaliteten ved Borgarøya vere borte etter eit til to år, avhengig av den naturlege utskiftinga i området.

Med sannsynleg moglegheit for ny oksygensvikt ved Borgarøya hausten 1989, vil vi tilrå overvaking av djupvasskvaliteten i denne perioden. Ved ei enkel overvaking vil ein kunne få eit betre bilete av utskiftingsdynamikken i området, og samstundes betre bakgrunn for å vurdere anleggets bidrag til eventuell oksygensvikt. For anleggets del vil ein betre kunne vurdere faren for negativ påverknad frå oksygenfattig djupvatn.

LITTERATUR

Aure, J. 1983: Akvakultur i Troms. Kartlegging av høvelige lokaliteter for fiskeoppdrett. Fisken og Havet 1983, Nr 1.

Aure, J., A. S. Ervik, P. J. Johannessen og T. Ordemann 1988: Resipientpåvirkning fra fiskeoppdrett i saltvann. Fisken Hav., 1988, Nr 1.

Aure, J. og A. Stigebrandt 1989: On the Influence of Topographic Factors Upon the Oxygen Consumption Rate in Sill Basins of Fjords. Est. Coast. and Shelf Sci. 28 59-69.

Avnimelech, Y., og G. Zohar 1986: The effects of anaerobic conditions on growth retardation in aquaculture systems. Aquaculture 58, pp 167-174.

Bjerknes, V., L. G. Golmen, A. Pedersen og K. Sørgaard 1988: Kapasitet for fiskeoppdrett i Skogsvågen og i fjordområdet kring Toftarøy på Sotra. Rapp. nr. 2072 NIVA, Oslo.

Broecker, W.S. og T. H. Peng 1982: Tracers in the Sea. Lamont-Doherty Geol. Obs., N.Y. 690 pp.

Clarke, A. 1986: The formation of Greenland Sea Deep Water. ICES C.M. 1986/C:2.

Golmen, L. G. og S. R. Erga 1988: Vurdering av to oppdrettslokaliteter i Høydalsfjorden. Rapp. nr. 2185 NIVA, Oslo.

Håkanson, L., A. Ervik, T. Maekinen og B. Møller 1988: Basic Concepts Concerning Assessments of Environmental Effects of Marine Fish Farms. Rapp. Nordisk Ministerråd 1988:90.

Molvær, J. og T. Bakke 1985: Resipientundersøkelse av fjordområdet mellom Gurskøy og Hareidlandet, Møre og Romsdal. NIVA rapport nr. 1807.

Molvær, J. og A. Stigebrandt 1989: Om utskillelse av fosfor og nitrogen fra fiskeoppdrettsanlegg. NIVA rapport O-86004, Oslo.

Møller, D. 1976: Recent development in Cage and Enclosure Aquaculture in Norway. FAO Fish. Rep.. FAO Techn. conf. on Aquacult.

Pedersen, A. (red) 1982: Miljøpåvirkning fra fiskeoppdrett. Rapp.nr. FP 80802 NIVA, Oslo.

Stigebrandt, A.. 1986: Modellberegninger av en fiskodlings miljøbelastning. Rapport nr. 1823 NIVA, Oslo.

Wikander, P. B. 1988: Biologisk undersøkelse av den marine resipient rundt Kårstø. Bløtbunnsfauna Status 1983. NIVA rapport nr. 2193.

APPENDIKS 1. Tabell over sondemålingar ved Borgarøya (H1) og aust for anlegget.

STA: 2 POS: (62.1990, 5.4865) DATE: 88.12.31 TIME (GMT): 14:20 DEPTH: 60.
 Ved Borgarøya, djuphola Dels,Delt,Delo: .100, .00, .00,saliterm

PRESS	*	TEMP	*	OXY	*	SALT	*	SIG-T	*	H1
1.00	*	6.600	*	7.887	*	32.720	*	25.676	*	
4.00	*	6.600	*	7.923	*	32.740	*	25.692	*	
8.00	*	6.700	*	*****	*	32.810	*	25.734	*	
12.00	*	6.800	*	7.887	*	32.980	*	25.855	*	
16.00	*	6.900	*	7.845	*	33.010	*	25.865	*	
20.00	*	6.900	*	7.817	*	33.050	*	25.896	*	
25.00	*	6.900	*	*****	*	33.100	*	25.936	*	
30.00	*	6.900	*	7.676	*	33.070	*	25.912	*	
40.00	*	7.000	*	7.606	*	33.220	*	26.017	*	
50.00	*	7.100	*	7.535	*	33.300	*	26.066	*	

STA: 1 POS: (62.1980, 5.4870) DATE: 88.12.31 TIME (GMT): 13:45 DEPTH: 42.
 Ved R3 aust for anlegget Dels,Delt,Delo: .100, .00, .00,saliterm

PRESS	*	TEMP	*	OXY	*	SALT	*	SIG-T	*	H2
.00	*	6.400	*	*****	*	32.450	*	25.489	*	
2.00	*	6.900	*	7.852	*	32.720	*	25.637	*	
4.00	*	6.700	*	*****	*	32.800	*	25.726	*	
6.00	*	6.750	*	7.817	*	32.870	*	25.775	*	
8.00	*	6.850	*	*****	*	32.930	*	25.809	*	
10.00	*	6.850	*	7.782	*	32.940	*	25.816	*	
12.00	*	6.900	*	*****	*	32.980	*	25.841	*	
16.00	*	6.900	*	7.746	*	33.020	*	25.873	*	
20.00	*	6.900	*	7.641	*	33.050	*	25.896	*	
25.00	*	6.920	*	7.570	*	33.060	*	25.902	*	
30.00	*	6.950	*	7.465	*	33.070	*	25.906	*	
35.00	*	7.000	*	7.324	*	33.210	*	26.009	*	
40.00	*	7.000	*	7.148	*	33.220	*	26.017	*	
42.00	*	7.000	*	7.113	*	33.230	*	26.025	*	