



O-940062 • E-93440

Undersøkelse
av vannkvalitet
og overleving
av laksesmolt i
Bolstadfjorden

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-94062	
E-93440	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3282	

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173, Kjelsås	Televeien 1	Rute 866	Thormøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0411 Oslo	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 37 04 30 33	Telefon (47) 62 57 64 00	Telefon (47) 55 32 56 40	Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47) 37 04 45 13	Telefax (47) 62 57 66 53	Telefax (47) 55 32 88 33	Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel: Undersøkelser av vannkvalitet og overleving av laksesmolt i Bolstadfjorden	Dato:	Trykket:
	05.06.95	NIVA 1995
Forfatter(e): Vilhelm Bjerknes Lars G. Golmen Åse Åtland	Faggruppe:	Geografisk område:
	Sur nedbør	Hordaland
	Antall sider:	Opplag:
	47	

Oppdragsgiver: Vossutvalget v/Fylkesmannen i Hordaland	Oppdragsg. ref.: Tone Løvold
---	---------------------------------

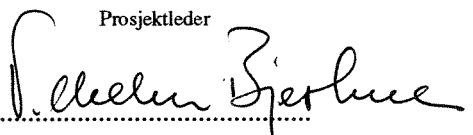
Ekstrakt: Vannkvalitet i overflate- og dypvann, hydrografi og vanntransport over terskelen i Bolstadfjorden er undersøkt for å vurdere miljøbetingelsene for laks på vei til og fra Vosso. Det er foretatt eksponeringsforsøk av laksesmolt i Bolstadfjorden under vårflom i Vosso. Dypvannsundersøkelsene viser at mektigheten av anaerobt dypvann har økt i løpet av de siste 20-25 år, men at faren for oppstrømming av H ₂ S er liten. Eksponering av laksesmolt tyder ikke på toksiske effekter i blanding av ferskvann og sjøvann i Bolstadfjorden våren 1994.
--

4 emneord, norske

1. Vannkvalitet
2. Brakkvann
3. Dypvannsutsifting
4. Laks

4 emneord, engelske

1. Water quality
2. Brackish water
3. Deep water exchange
4. Atlantic Salmon

Prosjektleder

Vilhelm Bjerknes

For administrasjonen

Bjørn Olav Rosseland

ISBN 82-577-2805-5

Norsk institutt for vannforskning

O-94062

E-93440

**Undersøkelse av vannkvalitet og overleving
av laksesmolt
i Bolstadfjorden**

Bergen 05.06.95

Forord

Rapporten presenterer undersøkelser av dynamikk, vannkvalitet og livsbetingelser for laksesmolt i Bolstadjordestuariet mellom Vosso og Veafjorden i 1994-95. Undersøkelsen er finansiert av Vossoutvalget, med tilskudd fra Vaksdal kommune, Voss kommune, Hordaland Grunneigar- og Sjølaksefiskarlag, Bolstadelva Grunneigarlag, Bergenshalvøens Kommunale Kraftselskap(BKK), Fylkesmannen i Hordaland og Norsk institutt for vannforskning (NIVA). NIVA har i tillegg bekostet en del av vannanalysene.

Prosjektet har vært administrert av Fylkesmannen i Hordaland, Miljøvernavdelingen v/spesialrådgiver Øyvind Vasshaug. Etter at Øyvind Vasshaug døde høsten 1994, har førstekonsulent Tone Løvold fungert som Fylkesmannens og Vossoutvalgets kontaktperson.

Avdelingsleder Lars G. Golmen har vært hovedansvarlig for gjennomføringen av hydrografi og vannutskiftingsundersøkelsene, mens forsker Vilhelm Bjercknes, i samarbeid med stipendiat Åse Åtland har vært ansvarlig for ferskvannsundersøkelser og fiskeforsøk i felt. Tolkning av resultater og rapportering har foregått i samarbeid mellom de ovennevnte. Vilhelm Bjercknes har vært NIVA's prosjektleder.

Hallstein Leiren, Stamnes har bidratt med innsamlingsarbeid og fiskeovervåking, og har stilt båt til disposisjon for undersøkelsene. Vi retter en spesiell takk til Svein Mykkeltveit, Bolstadøyri for snarrådige innsats i forbindelse med feltarbeid i Bolstadjorden.

Bergen 5. juni 1995

Vilhelm Bjercknes

Innhold

SAMMENDRAG	2
1. INNLEDNING.	4
2. TOPOGRAFI OG FERSKVANNSTILFØRSEL	6
3. HYDROGRAFI OG STRØM	8
3.1. MATERIALE OG METODER.....	8
3.1.1. Hydrografi.....	8
3.1.2. Strømmåling på terskelen	10
3.1.3. Måling med termistorkjede	10
3.2. MÅLERESULTATER FOR HYDROGRAFI OG STRØM.....	11
3.2.1. Hydrografi.....	11
3.2.2. Strømmålingene ved Straume bru	15
3.2.3. Termistorkjedemålingene	15
3.2.4. Indre bølger.....	25
4. VANNKJEMI I BOLSTADFJORD-SYSTEMET	27
4.1. METODER.....	27
4.1.1. Overflatevann.....	27
4.1.2. Dypvann	28
4.2. RESULTATER OG DISKUSJON	29
4.2.1. Overflatevann	29
4.2.2. Kjemiske forhold i dypvannet.....	32
4.3. KONKLUSJON.....	34
4.3.1. Overflatevann.....	34
4.3.2. Dypvann	35
4.3.3. Flotafiske.....	36
5. EKSPONERINGSFORSØK MED LAKSESMOLT	37
5.1. METODER.....	37
5.2. RESULTATER OG DISKUSJON	38
5.3. SJØVANNSTESTER	40
5.4. KONKLUSJON.....	42
6. ANBEFALINGER	43
7. LITTERATUR	44

Sammendrag

Bolstadfjorden er en 11.5 km lang terskelfjord som danner forbindelsen mellom Vosso og Veafjorden. Tersklene ut mot Veafjorden er grunne, og de øvre vannlag av fjorden er kraftig ferskvannspåvirket, særlig i flomperioder.

Vannkvalitet, hydrografi og vannutskifting er undersøkt i Bolstadfjorden gjennom ett år fra våren 1994 til våren 1995. I tillegg ble det gjort forsøk med eksponering av laksesmolt i bur i ulike deler av fjordsystemet under vårflom I 1994 (11-27. mai). Undersøkelsens problemstilling er hvorvidt hydrografiske og kjemiske forhold i Bolstadfjordestuarieret kan tenkes å være skadelig for laksen som passerer fjordsystemet på vei ut av og inn til Vosso. Undersøkelsen har først og fremst vært rettet mot mulighetene for oppstrømming av H₂S-holdig dypvann og utstrømming og innblanding av surt, aluminiumsholdig ferskvann til overflatevannet i Bolstadfjorden

Bakgrunnen for undersøkelsen er den dramatiske reduksjonen i laksebestanden i Vosso gjennom de siste årtier.

Det er foretatt hydrografiske målinger av vannmassene og prøvetaking og kjemisk analyse av dypvann i Bolstadfjordsystemet på 4 ulike stasjoner i perioden mars 1994-april 1995. Prøvetaking og analyser av overflatevann ble foretatt intensivt i Vosso, Tyssø og på 6 ulike stasjoner i Bolstadfjorden under vårflom i 1994 (19. april-6. juni), bl.a. for å skaffe miljødata til eksponeringsforsøkene med laksesmolt som foregikk innenfor dette tidsrommet. Kontinuerlig strømmåling ved Straume og målinger med termistorkjede i Bolstadfjorden ble foretatt i perioden 13. mars til 27. april 1995.

Resultatene av hydrografi- og dypvannsundersøkelsene er sammenliknet med tidligere undersøkelser i fjordsystemet, for å se om det har funnet sted en utvikling over tid.

Salinitet og temperatur i dypvannet ligger innenfor variasjonen i tidligere målinger (20-25 ppt og 3.5-5.9°C) Overflatelaget var dypere (mektigere) i 1994 enn tidligere. I juni 1994 var det nesten ferskt vann ned til 20 m dyp, mens tidligere målinger indikerte 20 ppt-sjiktet omkr. 20-25 m dyp, med unntak av juni-målingen, som viste ca. 50 m dyp. I 1994-95 lå tilsvarende flate rundt 50-60 m dyp.

Strømmålingene ved Straume våren 1995 indikerer at betingelsene for utskifting av dypvannet ikke var tilstede i måleperioden. Dette harmonerer med hydrografi- og termistorkjede-målingene, som indikerer at utskifting skjer først på seinsommeren, og ikke på ettervinteren, som først antatt. Økt ferskvannstilsig i vintehalvåret på grunn av vassdragsregulering må anses som en medvirkende faktor. Dette fører til et mer markert ferskt overflatelag som demmer opp mot inntrenging av vann med høyere tetthet fra fjordområdet utenfor.

H₂S-målingene i 1994-95 viste at dypvannet gjennomgikk delvis utskifting, og at verdiene for oksygen og hydrogensulfid varierte mye. I det innerste bassenget (mellom Trollkona og Bolstadøyri) var forholdene i 1994-95 hele tiden dårligere enn ved tidligere målinger, med dobbelt så høye H₂S-verdier som i 1971-72. I ytre basseng (utenfor Trollkona) var forholdene noe dårligere enn både i 1932 og 1971-72.

Det mektige vannlaget som ligger over det H₂S-holdige dypvannet gjør det lite sannsynlig med akutte episoder av oppstrømmende H₂S-holdig vann i mengder som gjør overflatevannet toksisk. Imidlertid

viser målingene at det har skjedd en gradvis forverring både m.h.t. konsentrasjon og mektighet av det anoksiske dypvannslaget. Redusert dypvannsutskifting etter vassdragsregulering sammenliknet med naturlige forhold kan være en del av forklaringen på dette. Det er imidlertid ikke mulig å angi kraftutbyggingens betydning mer eksakt. Økt organisk forurensning av Vossevassdraget (kloakk, jordbruk) er trolig en av flere medvirkende årsaker. Det kan bl.a. være grunn til å være forsiktig med å øke belastningen av avløpsvann på fjordsystemet.

Flotafisket (opflot av marin fisk) som har vært vanlig i området mellom Vikafjorden og Veafjorden, skyldes trolig ikke at fisken forgiftes ved oppstrømming av H₂S-holdig dypvann. Årsaken er mest sannsynlig at dypvannet i Vikafjorden skiftes ut med ferskvann under flom, og at marin fisk som står i fjorden får osmotisk stress og flotner opp. Dypvannet i Veafjorden er ikke anoksiske.

Det ble registrert relativt høye konsentrasjoner av total aluminium i fjordsystemet sammenliknet med bidragene fra vassdragene. Forskjeller i analysemetoder gjør det imidlertid vanskelig å foreta en dierkte sammenlikning, og det er med dagens analysemetoder ikke mulig å bestemme den labile aluminiumsfraksjonen i sjøvann. Det er denne fraksjonen som er skadelig for fisk. Inntil man har utviklet sikre analysemetoder for påvisning av labilt aluminium i sjøvann/brakkvann vil eksponering av fisk (aluminiumutfellinger på gjeller) være eneste sikre metode for påvisning av aluminiumtoksisitet i sjøvann.

pH-målingene i fjordens overflatevann tyder på at man ligger utenfor pH-området der betingelsene for høye konsentrasjoner av labilt aluminium er tilstede. Registreringer i samme tidsrom av aluminiumsutfellinger på gjeller hos oppdrettsfisk i fjordsystemet lenger ute, indikerer likevel at toksiske effekter av aluminium kan finne sted i områder der surt ferskvann blandes med sjøvann.

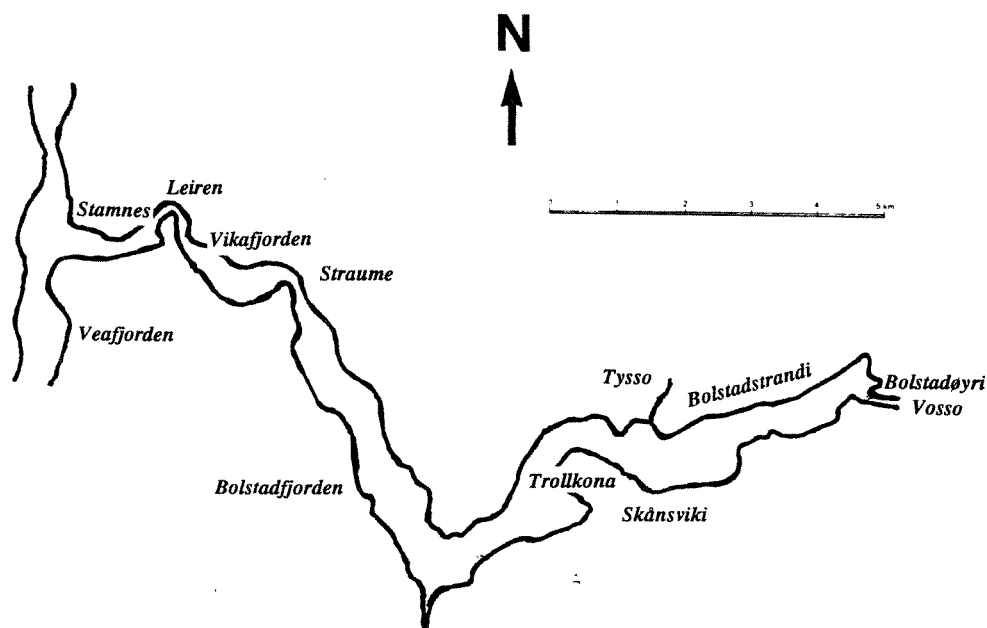
Full overleving av laksesmolt i samtlige utplasserte bur bekrefter at vannkvaliteten i Bolstadfjordsystemet ikke var akutt toksisk i forsøksperioden 11.-27. mai 1994. Fisk som var plassert innerst i fjordsystemet (Bolstadstrandi) skiller seg ut med sviktende ioneregulering i forhold til de øvrige forsøksgruppene. Stressatferd hos fisk som var utplassert i Veafjorden, kan ha sammenheng med høye CO₂-verdier, noe som normalt vil forekomme i områder med blanding av vann med ulike pH-verdier (f.eks. sjøvann/ferskvann). Jo surere ferskvannstilførselen er, jo mer CO₂ vil bli mobilisert.

Utviklingen i mektighet og konsentrasjon av H₂S-holdig dypvann kan være skadelig på lengre sikt, og bør overvåkes gjennom årlige registreringer i framtiden. Undersøkelser av dypvannsutskifting bør foretas på ettersommeren, i det som har vist seg å være det mest sannsynlige tidsrommet for utskifting.

Registreringer i oppdrettsanlegg og nylig utførte eksperimentelle forsøk med eksponering av laksesmolt for blanding av surt, aluminiumsholdig ferskvann og sjøvann, styrker oppfatningen av toksisk aluminium i fjorder som en fare også for villaks. Rapporten foreslår en samkjøring av framtidige undersøkelser av dette fenomenet i Vosso/Bolstadfjorden med de eksperimentelle undersøkelser som foregår i samarbeid mellom Havforskningsinstituttet og NIVA ved akvakulturstasjonen i Matre.

1. Innledning.

Bolstadfjorden er en 11.5 km lang terskelfjord som danner forbindelsen mellom Vosso og Veafjorden. Fjordsystemet er vist i Figur 1.1. De øvre vannlag i fjorden er kraftig ferskvannspåvirket, særlig i flomperioder.



Figur 1.1. Kart over Bolstadfjordsystemet med stedsnavn som er brukt i rapporten.

Det antas å være en sammenheng mellom giftig aluminium i blandsoner i Vosso og stress hos smolt på utvandring fra vassdraget og den dramatiske reduksjonen av oppgangslaks i Vosso de siste tiår (Kroglund m.fl. 1993). Dette danner utgangspunkt for en rekke "strakstiltak" for å redde Vossolaksen, deriblant utarbeiding av kalkingsplan for Vossovassdraget (Kaste m.fl. 1994). De første tiltakene, bla. periodevis kalking av sure sidevassdrag ble iverksatt våren 1994. I tillegg er det satt igang ulike undersøkelser for å klarlegge årsakene til nedgangen i laksebestanden nærmere.

Endringer av vannkvaliteten som følge av forurenset nedbør antas å være ett av flere negative forhold som bidrar til biologiske endringer i Vosso. I tillegg har en rekke reguleringsinngrep i nedslagsfeltet medført endringer i avrenningsrytmen, slik at en større del av avrenningen finner sted om vinteren. Dette kan bl.a. føre til en redusert dypvannsutsifting i Bolstadfjord-estuariet (Magnusson 1980).

Reguleringene i Vosso's nedslagsfelt antas å gi større brakkvannsmengder i Bolstadfjorden vinterstid, og det er grunn til å anta at innstrømming av sjøvann og dypvannsfornyelse om vinteren svekkes. Virkningene av flomsikringen av Vangsvatnet ved utvidelse av utløpet fra innsjøen som ble gjennomført vinteren 1991 (Bjerknes m.fl. 1991), trekker i samme retning ved at oppstivingen av

freskvann forkyves nedstrøms. Disse forholdene er imidlertid ikke dokumentert ved undersøkelser. Denne undersøkelsen vil bla. klarlegge mulige effekter av en evt. redusert dypvannsutskifting på vannkvaliteten i øvre vannlag av Bolstadfjorden (H_2S), og dermed på anadrome fiskeslag (laks og sjøaure) på vei ut og inn i Vosso.

Kjemisk ustabil vann i "blandsoner" mellom ferskvann av ulik surhet kan være toksisk for fisk pga. aluminiumutfelling (Rosseland m.fl. 1991). Det er grunn til å anta at liknende forhold gjør seg gjeldende i blandsoner der ferskvann renner ut i estuarier, og med liknende biologiske effekter. Bl.a. ble det påvist aluminiumsutfelling på gjeller av laks i forbindelse med høy dødelighet i flere oppdrettsanlegg i ferskvannspåvirkete fjorder i Hordaland og Sogn og Fjordane i mai 1994. På denne bakgrunn er det i 1995 startet opp et samarbeidsprosjekt mellom Havforskningsinstituttet og NIVA for å undersøke disse forholdene nærmere.

Følgende mål er lagt til grunn for den foreliggende undersøkelsen:

1. Dokumentere hydrografi og kjemiske forhold ved innblanding av ferskvann i Bolstadfjorden.
2. Dokumentere fysiologisk tilstand hos laksesmolt i Bolstadfjorden, som en supplerende undersøkelse i Vosso.
3. Legge grunnlag for et enkelt overvåkingsprogram av hydrografi, utskiftingsdynamikk og vannkjemi i Bolstadfjordestuaret.

Undersøkelsene i felt har omfattet følgende:

- Hydrografimåling i vannmassene og prøvetaking for kjemisk analyse av dypvann: 5. mars, 19. april, 25. mai, 1. juni, 2. august, 24. september og 22. desember 1994, og 13. mars og 27. april 1995.
- Prøvetaking for kjemisk analyse av overflatevann i fjordsystemet, delvis i kombinasjon med eksponeringsforsøk med laksesmolt: 19. april, 26. april, 11. mai, 13. mai, 16. mai, 18. mai, 20. mai, 22. mai, 25. mai, 30. mai 3. juni og 6. juni 1994.
- Prøvetaking av vann fra Tyssø: 26. april, 25. mai, 30. mai og 3. juni 1994.
- Eksponeringsforsøk med laksesmolt i Bolstadfjordsystemet: 11.-27. mai 1994.
- Strømmåling ved Straume bru: 13. mars-27. april 1995.
- Målinger med termistorkjede i Bolstadfjorden: 13. mars-27. april 1995.

2. Topografi og ferskvannstilførsel

Bolstadfjorden (Figur 2.1) utgjør indre del av fjordsystemet nord-øst for Byfjorden ved Bergen (Sørfjorden, Osterfjorden og Veafjorden). Bolstadfjorden ender ved Straume. Herfra til Stanneshella er det et ca. 4.5 km langt kanalliknende utløpsområde med to terskler. Den indre terskelen ved Straume er ca. 1.5 m dyp og 50 m bred. Den ytre terskelen innenfor Stanneshella er ca. 3 m dyp og ca. 70 m bred. Mellom de to tersklene ligger den ca. 20 m dype Vikafjorden.

Selve Bolstadfjorden er 11.5 km langt med en overflate på 7.11 km². Fjorden har en midlere bredde på omkr. 600 m. Strøm (1936) påviste to hovedbasseng med største dyp på henholdsvis 140 og 80 m, adskilt med en ca. 50 m dyp terskel ved Trollkona. Hamilton-Taylor (1974) påviste en terskel på 50 m dyp ved Fumes og en på 25 m dyp ved Trollkona, ut fra opplodding av midtprofil. Forklaringen på disse forskjellene er trolig dybdevariasjoner på tvers i fjorden.

Tidligere undersøkelser har påvist et overflatelag med gjennomgående meget lav salinitet (< 2 p.p.t.), sprangsjikt på 15-20 m dyp og dypvann med saltholdighet på omkr. 20‰ og en temperatur på < 6°C. Dette tyder på at eventuell dypvannsfornyelse skjer vinter/vår (Magnusson 1980).

I 1932 observerte Strøm (1936) hydrogensulfid i ytre Bolstadfjorden fra 80 meters dyp, mens Hamilton-Taylor (1974) registrerte oksygen helt til bunns i 1971-72, dvs. dypvannet fornyes, i alle fall tidvis.

Bolstadfjordens nedbørfelt er på 1777 km², av dette utgjør Vossos nedbørfelt 1641 km² (inkl. overføringer) og Tyssos nedbørfelt 79.5 km². I Tabell 2.1 er ferskvannstilslaget til Bolstadfjorden beregnet ut fra en spesifikk avrenning på 80 l/s km² for nedbørfeltet utenom Vosso.

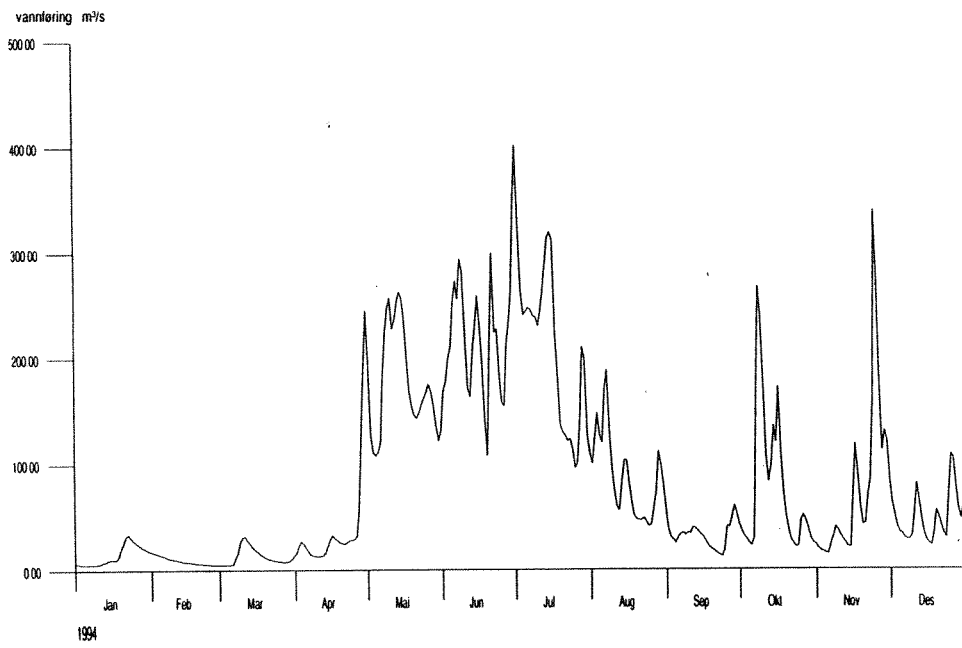
Tabell 2.1. Areal og tilsig for nedbørfelt til Bolstadfjorden

Nedbørfelt	Areal km ²	Tilsig mill m ³ /år
Vosso, inkl. overføringer	1641	3288.6
Tyssen	79.5	198.8
Bolstadfjordens nordside utenom Tyssen	11	27.5
Bolstadfjordens sørside	45.5	113.8
Totalt	1777	3628.7

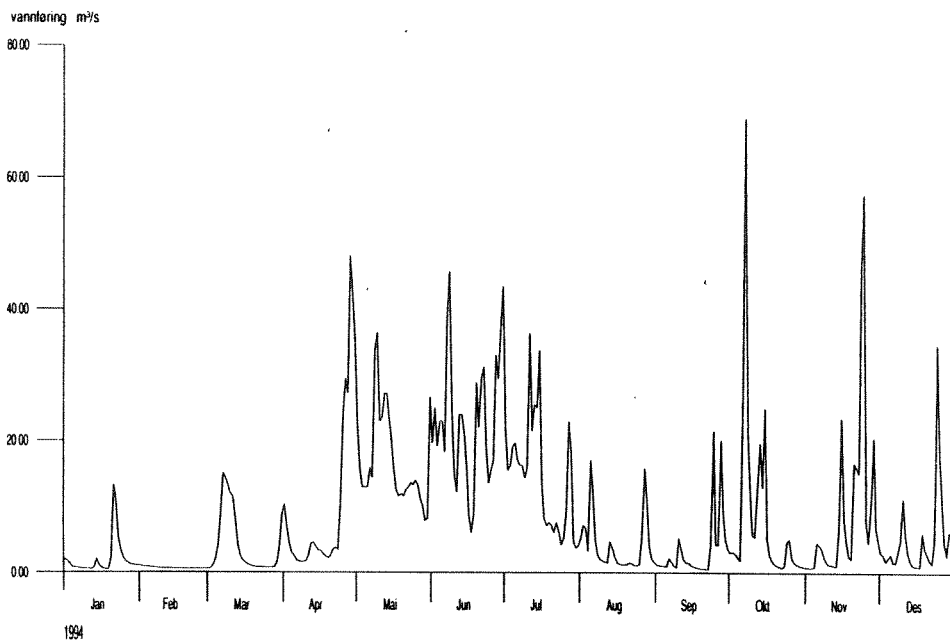
Vosso spiller en klart dominerende rolle med over 90% av tilslaget over året. Strømningsbildet og variasjonene i brakkvannstykkelsen i Bolstadfjorden vil stort sett være preget av vanntilslaget fra Vosso.

Figur 2.1 angir vannføringer (døgnmidler) i Vosso ved Bulken og i Teigdalselva ved Mestad i 1994 (vannføringsdata for 1995 var ikke tilgjengelige da rapporten ble skrevet). Bidraget fra Evanger kraftstasjon er ikke tatt med.

62.5.0 vannføring BULKEN ver: 2 middelverdier HYDAG_POINT Døgn-verdier



62.17.0 vannføring MESTAD ver: 1 middelverdier HYDAG_POINT Døgn-verdier



Figur 2.1. Vannføring (døgnmiddel) ved Bulken (Vosso) og Mestad (Teigdalselva) i 1994.

3. Hydrografi og strøm

3.1. Materiale og metoder

3.1.1. Hydrografi

Hydrografiprogrammet i Bolstadfjorden hadde følgende hovedmålsettinger:

Avdekke gasskonsentrasjoner og evt. variasjoner i tilstand og utbredelse for det antatt anoksiske dypvannet.

Dokumenterte evt. trender i vannkvalitet i forhold til tidligere undersøkelser (evt. forverring?).

Supplere tidligere undersøkelser med nye data som kan forklare vannutskiftingsmekanismer i Bolstadfjorden.

Vurdere mulighet og sannsynlighet for oppstrømming av anoksisk dypvann.

For å stille en miljø-diagnose til en terskelfjord er det ikke nok med en enkle stikkprøver av vannkvalitet og hydrografi. Vanligvis gjennomgår vannmassene forandringer gjennom året, eller over lengre tidssykluser. Dette skjer som følge av indre blanding, avkjøling etc, og påvirkning fra ytre faktorer i form av innstrømming av tyngre vatn over terskelen, eller variasjon i nedbør og tilrenning. Terskeloverstrømming styres gjerne av hydrografiske forandringer lenger ute på kysten på sesongskala eller lengre (Aure og Østensen 1993).

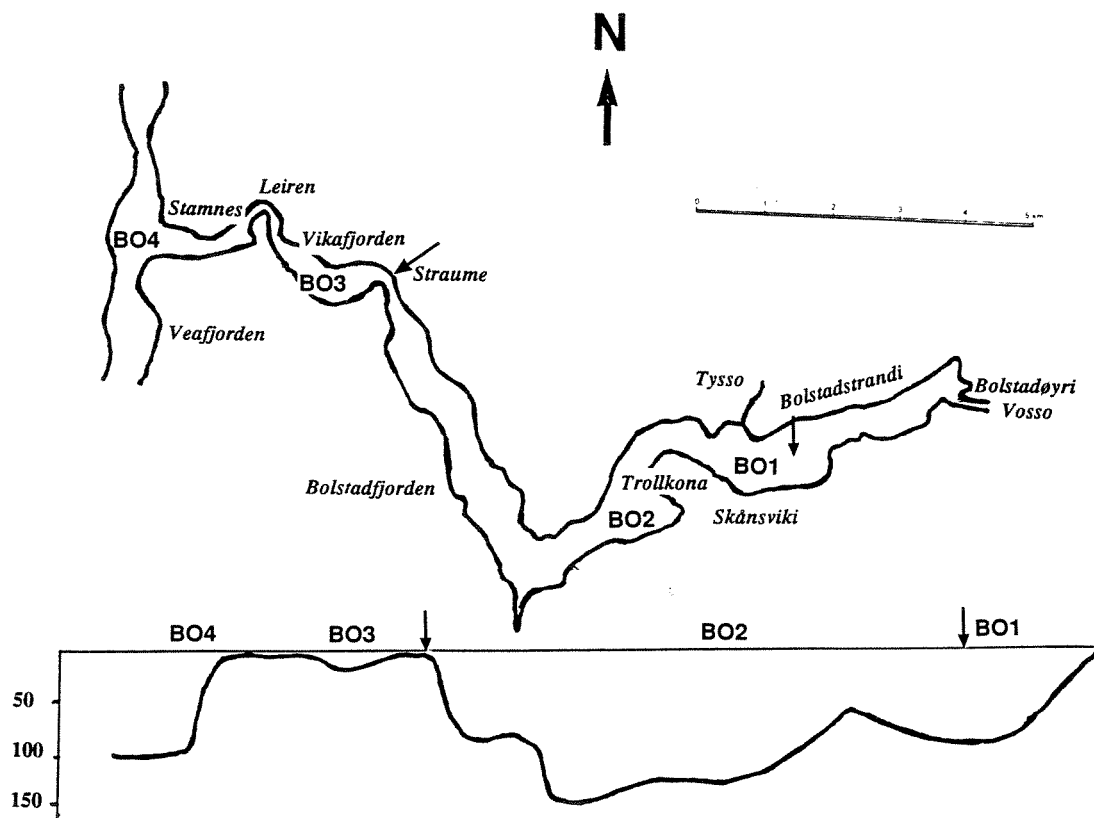
En av målsettingene med undersøkelsene i Bolstadfjorden er å vurdere muligheten for at anoksisk dypvann til tider kan bli trengt opp til grunnere sjikt, evt. helt til overflaten. Det har lenge vært kjent at dypvannet er anoksisk, med relativt hydrogensulfidkonsentrasjon.

Hydrogensulfid gass er giftig. I tillegg vil vannkjemien i anoksisk vann være forskjellig fra normalt sjøvann. Reduserte valenser av forskjellige metaller kan tenkes å ha en giftvirkning på organismer. Oppstrømmende dypvann er imidlertid neppe direkte årsak til det såkalte *flotafisket* (oppflot av marin fisk; se kapittel 4.3.3 nedenfor). Flotafisket er rapportert å ha forekommet nedstrøms Vikafjorden, og skyldes trolig at saltere dypvann i Vikafjorden nedstrøms Straume skiftes ut med ferskvann under flom. Dypvannet i Vikafjorden er imidlertid ikke anoksisk.

Opptrenging av dypvann vil sannsynligvis kun pågå i korte perioder. Stabiliteten (d.v.s. sjiktingen) er tydelig og markert det meste av tiden, med et tilnærmet ferskt overflatevann over dypereliggende brakkvannsjikt som holder dypvannet i ro. Det er derfor lite sannsynlig at et måleprogram av moderat omfang slik det blei lagt opp til i Bolstadfjorden ville kunne fange opp kortvarige oppstrømmingsepisoder. Måleprogrammet med månedlige observasjoner var ment å kunne avdekke evt. tendenser til oppstigning av dypvann, samt å gi en oppdatert karakteristikk av dypvannet i forhold til tidligere undersøkelser.

Måleprogrammet blei oppstarta i mars 1994, mens isen ennå lå i indre deler av fjorden. Toktdatoer er angitt i Tabell 1.1. Plassering av de fire hovedstasjonene for måling og vannprøvetaking er angitt i Figur 3.1.

Til hydrografimålingene blei det benytta automatisk registrerende måleinstrumenter, supplert med enkelt målinger med Salinoterm, der avlesingen skjer manuelt.



Figur 3.1. Kart og dybdeprofil av Bolstadfjordsystemet med angivelse av stasjoner for hydrografi og dypvannskjemi. Plassering av strømmåler (ved Straume) og Termistorkjede (ved Stasjon BO1) er angitt med piler.

En Sensordata SD200 STD-sonde blei benytta under de første tokta. Denne måler med faste tidsmellomrom (5 sekunder) sjøens temperatur, konduktivitet og trykk. Sistnevnte omregnes direkte til dyp. Konduktiviteten benyttes sammen med temperaturen til å beregne saliniteten, som er et uttrykk for saltinnhold (løste salter, inkludert næringsalter m.m.) i sjøvannet.

På de siste toktene blei det benytta en amerikansk målesonde av type Seabird SBE19. Denne har noe bedre spesifikasjoner enn SD200 sonden, og måler hyppigere (inntil 2 ganger pr sek), mens den senkes nedover i dypet i et snøre.

SD200 sonden har en antatt målenøyaktighet (instrumentspesifikasjon) på +/- 0.02 ppt i salinitet, og 0.01 °C for temperatur. Seabird sonden har oppgitte nøyaktigheter på ca 0.001 ppt og 0.01 °C for salinitet og temperatur.

I praksis må en regne med noe større usikkerheter enn det som er oppgitt fra produsentene. Bl.a. fordi formel for salinitetsberegningene er basert på sjøvann med normal ionesammensetning. I

Bolstadvjordens dypvann er ionesammensetningen neppe identisk med normalt havvann (bl.a. mindre sulfat), slik at beregningene kan gi visse avvik. Kontroller ved å måle densiteten til dypvannsprøver med aerometer synte imidlertid moderate avvik, innenfor 0.1-0.2 ppt.

3.1.2. Strømmåling på terskelen

Strømmen på terskelen var antatt å være rettet ut av fjorden det meste av tiden, p.g.a. elvetilførslene lenger inne. I følge "Den Norske Los", Bind III, kan strømmen gå med 6 knops fart ved Straume. I kortere perioder er strømmen rettet inn mot Bolstadvjorden. I samband med vurdering av vannutskiftingen er det interessant å måle på disse periodene, og evt. fange opp innstrømming av saltvann/brakkvann.

På grunn av den sterke strømmen på terskelen blei det benytta et robust måleinstrument av type Aanderaa RCM, med rotor og ror (Aanderaa 1987). Instrumentet har elektronisk dataminne (DSU), og er s.k. vektorintegrerende, d.v.s. at strømmen registreres "vektorielt" flere ganger i løpet av innstilt måleintervall (10 minutter i vårt tilfelle), for deretter å bli vektormidlet til slutt. Dette gir et noe mer representativt bilde av strømmen, i forhold til momentan-avlesinger hvert 10. minutt.

Instrumentet registrerte også hydrografi, d.v.s. vannets temperatur og konduktivitet (omregnes til salinitet). Dette gir et supplement til de regulære månedlige vertikallprofilene, og forteller noe om evt. korttidsvariasjoner og kortvarige innstrømmingsepisoder av salt (tungt) vann.

Strømmåleren blei utplassert 13. mars 1995 under brua ved Straume, og tatt opp 27. april. Måleren var montert på ei jernplate som holdt den vertikalt i strømmen. Måleren (roret) er avhengig av å kunne rotere fritt 360 grader rundt opphengs-akslingen for å måle variasjonene i strømretning. Et tau opp i brua sikret måleren mot å velte eller forflytte seg.

Ved opptak så det ut til at opplegget med forankring og sikring hadde fungert tilfredsstillende. Den sterke strømmen hadde medført at rotoren hadde skrudd seg litt ut på slutten. Måledataene for strømfart indikerte at det etter 25. april var tvilsomme data. Konduktiviteten viste også noe tvilsomme resultater etter ca. 21. april. Likevel har en fått med 5-6 uker med tilsynelatende gode data, noe som var mer enn målsettingen.

3.1.3. Måling med termistorkjede

Ved Stasjon BO1 (innenfor Trollkona) blei det utplassert en Aanderaa termistorkjede 13. mars 1995. Kjeden ble tatt opp igjen 27. april 1995. Posisjonen er avmerkt i Figur 3.1.

Kjeden består av en 50 m slange med 11 termistorer innmontert i faste dyp, med ca 5 m mellomrom. I enden sitter en enhet som logger måledataene etter hver målesyklus. Måleintervallet var satt til 10 minutter.

Kjeden var forankret i bunn på ca 65 m dyp, med ekstra tau til land for sikkerhets skyld. Øverste målepunkt var ca 5 m under overflaten. Videre nedover blei det da målt i 10m, 15m, 20m..., 55 m. Audiotapen som holdt registreringene var da gått ut da kjeden ble tatt opp 27. april 1995. Det blei i praksis målt til 15 april.

3.2. Måleresultater for hydrografi og strøm

Nedenfor presenteres de viktigste resultatene fra det relativt omfattende datamaterialet om hydrografi og strøm. Samlende analyser og kommentarer følger i sluttkapittelet.

3.2.1. Hydrografi

Vertikalprofiler av målt temperatur, salinitet og densitet i juni 1994 og i april 1995 er synt i Figur 3.2 og 3.3. Vi har sammenstilt målingene for hver parameter for alle fire stasjonene samfengt, for å lette sammenlikningen.

Karakteristisk for fjordbassenget (stasjonene BO1 og BO2) er et homogent dypvann som ut fra salinitetsverdiene på litt i overkant av 21 ppt, er brakkevann (d.v.s. salinitet lavere enn 25 ppt). Temperaturen i dypvannet var også temmelig konstant gjennom måleperioden, og lå rundt 4.5 °C.

Rundt 40 m dyp lå et sprangsjikt (pyknoklin) som var et permanent trekk ved målingene. Noe grunnere (10- 20 m dyp) lå et sekundært sprangsjikt, som varierte noe gjennom måleperioden. Over dette var det tilnærmet ferskt vann, med salinitet lavere enn 2-3 ppt. Det intermedieære temperaturmaksimumet som var målt i 15-35 m dyp i april 1995, fantes ikke i juni 1994, da det var et lokalt minimum på 2-3 °C rundt 25 m dyp.

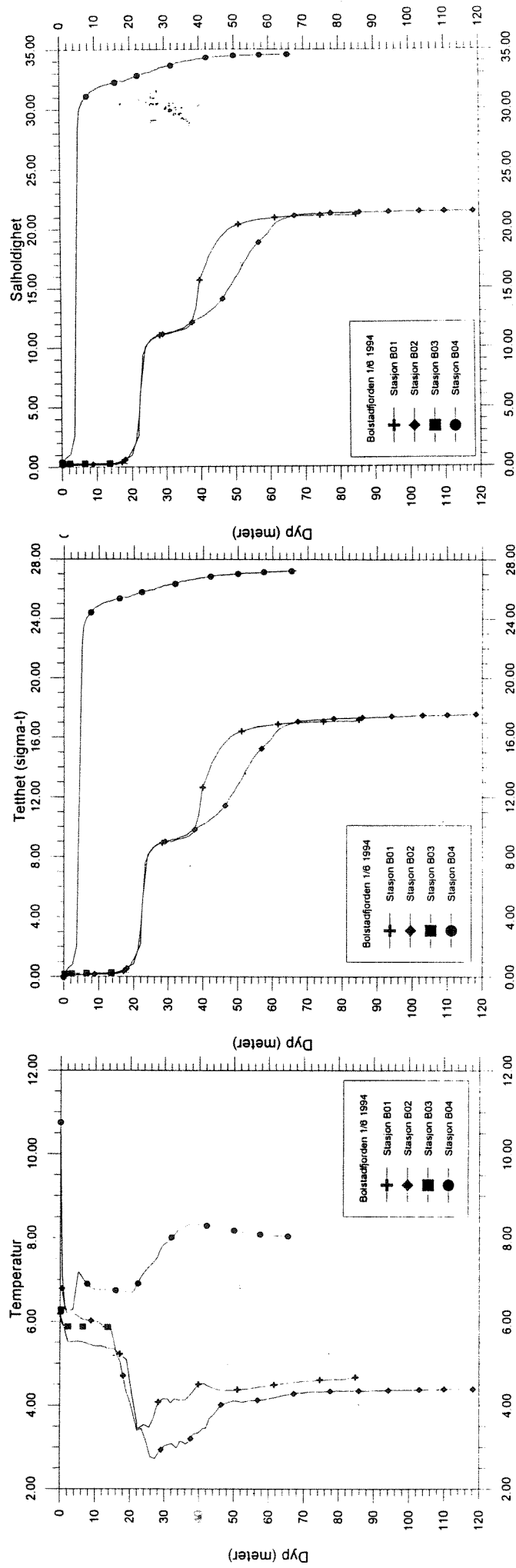
Det er tydelige kontraster i karakteristikk mellom vannmassene ute i Veafjorden (stasjon BO4) og stasjonene lenger innover. Dette framgår av Figur 3.4, som viser et lengdesnitt av salinitet fra Veafjorden innover mot Bolstad, for juni 1994 og april 1995. Det kan merkes at bassenget i Vikafjord (BO3) hadde ferskvann til bunns ved målingen i juni 1994, mens vannet i april 1995 var saltet enn 20 ppt under ca 18 m dyp.

Figur 3.4 viser nivåforskjell for dype isohaliner mellom BO2 og BO1. Isolinjer som ligger grunnere enn 37-38 m, ligger tilnærmet i samme dyp. De dypere linjene ligger 10-15 m dypere på stasjon BO2. En så stor nivåforskjell må skyldes en terskel med minste dyp et sted mellom 35 og 40 m. Dette er 10-15 m grunnere enn det som er antydnet av Strøm (1936), og 10-15 m dypere enn angitt av Hamilton-Taylor (1974).

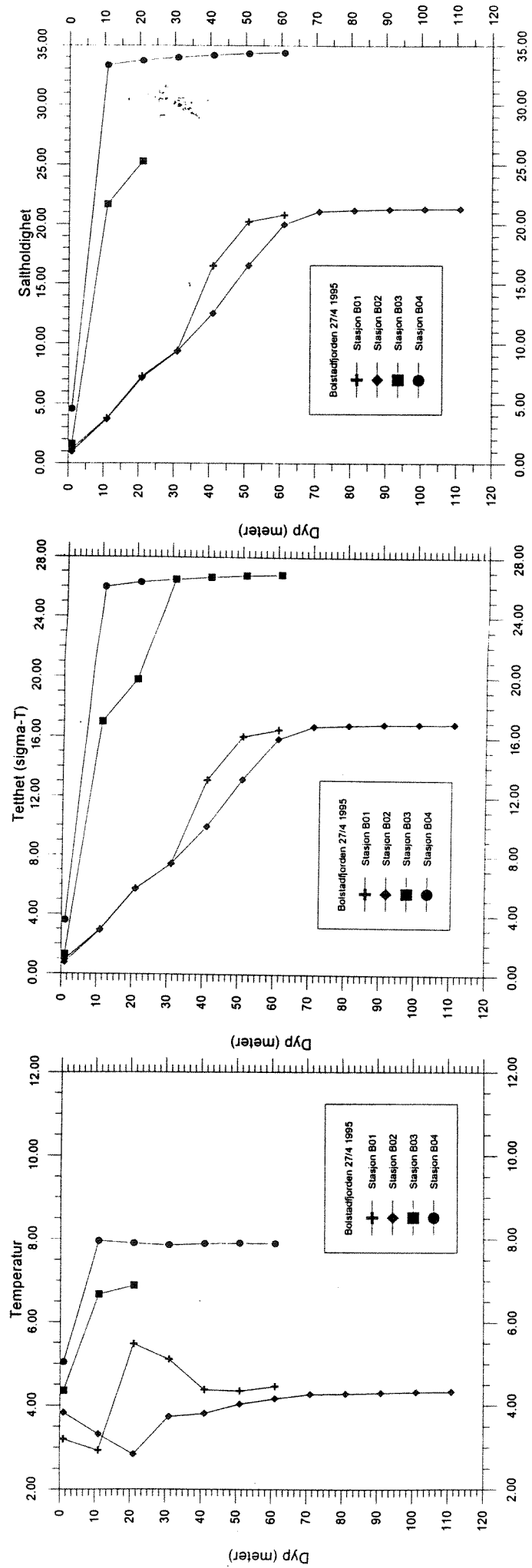
Det er et relativt spinkelt referansemateriale, fra h.h.v. 1936 (Strøm) og 1971-1972 (Hamilton-Taylor), som referert i Magnusson (1980). Alle disse målingene er fra sommerperioden juni - august. Trenden var at junimålingene synte mer ferskvann og dypere sprangsjikt enn augustmålingene.

Om en sammenlikner med salinitetsmålingene i juli 1994 (fig. 4.1), synes det ikke å ha foregått signifikante endringer. Temperaturen i dypvannet i 1994-1995 lå innafor variasjonen i tidligere målinger (3.5-5.9°C).

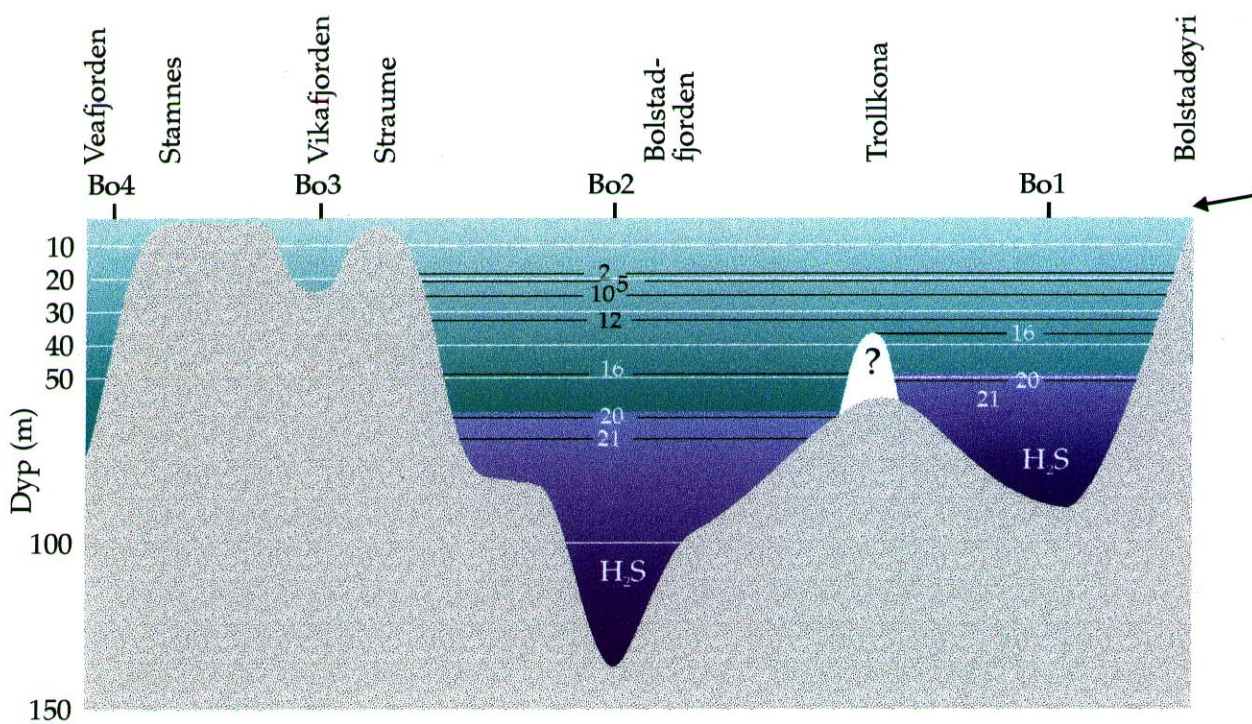
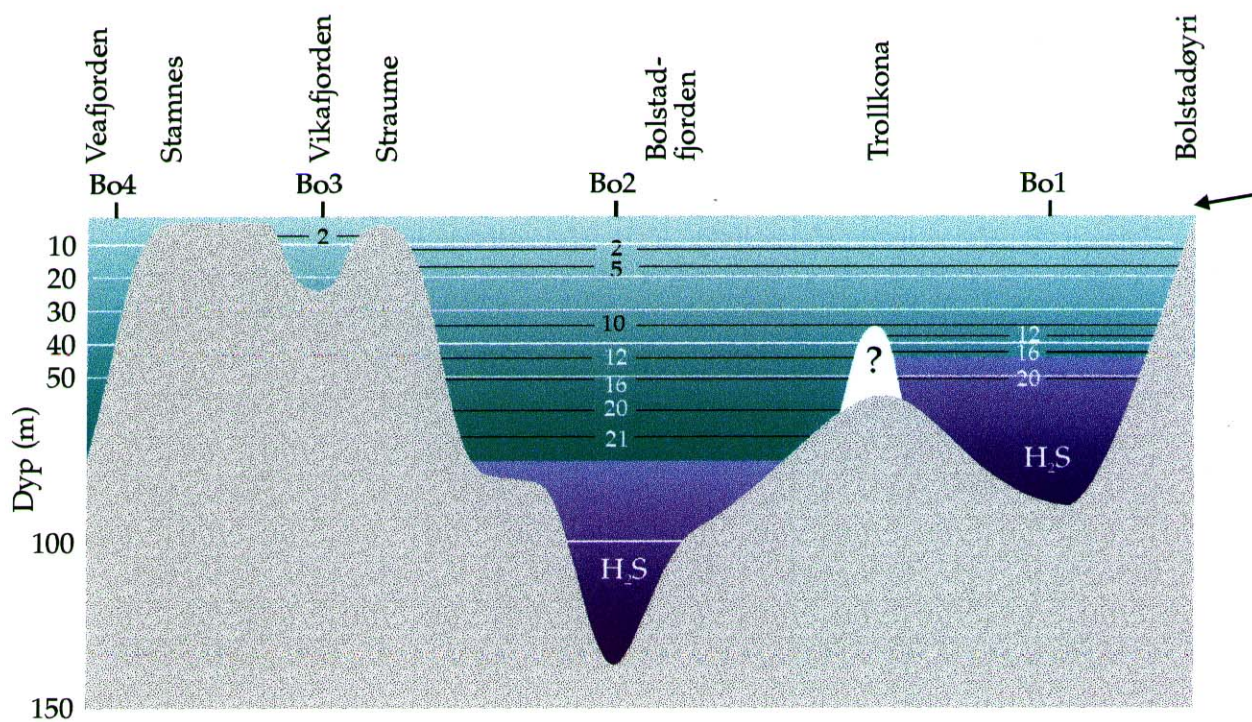
Overflatelaget synes å være noe dypere/mektigere i 1994 enn tidligere. I juni 1994 (Figur 3.2) var det nesten ferskt vann helt ned til 20 m dyp. Tidligere målinger indikerte at 20 ppt flaten stort sett lå rundt 20-25 m dyp, med unntak av junimålingen, som synte ca 50 m dyp. I 1994-95 lå tilsvarende flate rundt 50-60 m dyp, også om vinteren.



Figur 3.2a-c. Resultat av hydrografi målingene i juni 1994, for alle 4 stasjoner.



Figur 3.3a-c. Resultat av hydrografmålingene i april 1995, for alle 4 stasjoner.



Figur 3.4. Lengdesnitt langs fjorden med enkelte salinitets-isopleter (isohaliner) inntegnet for måletidspunktene 1/6 1994 (øverst) og 27/4 1995. Grenseflater for overgang til H_2S er også antydnet.

3.2.2. Strømmålingene ved Straume bru

Resultatene av strømmålingene som foregikk i mars-april 1995 er oppsummert i Tabell 3.2. Nettostrømmen var rettet mot NØ, som antydnet i Figur 3.5 og 3.6. Dette må representere utstrømmende vann, selv om denne retningen ikke sammenfaller helt med den lokale lengdeaksen som kartet indikerer. Tidsserien av målt strømretning (Figur 3.8) viser at roret har hatt begrenset utslag, stort sett varierende innenfor sektoren 320° - 050°. Dette kan indikere at roret har vært hindret fra å svinge fritt helt rundt, p.g.a. steiner e.l. på bunn under måleren.

Strømhastigheten syntet som ventet en markert tidevannspåvirkning (Figur 3.7), med nesten strømstille når strømmen snur, høy strømsstyrke ved utstrømming (middel på ca 50 cm/s), og lavere ved innstrømming (middel på ca 10 cm/s). Ved å sammenstille tidsserien for målt temperatur (Figur 3.9) og salinitet (Figur 3.10 a,b), framgår det at høyest salinitet og temperatur var assosiert med innstrømmingsperiodene.

Det framgår videre av Figur 3.10a at det særlig i første del av måleperioden (13/3 - 23/3) var et visst innslag av salt og dermed tungt innstrømmende vann. Saliniteten var lavere enn 20 ppt hele tiden (med forbehold om noe høyere salinitet helt nær bunn, under instrumentet). Det vil si at betingelser for større utskifting av dypvann ikke var til stede i måleperioden for strøm. Dette harmonerer med hydrografimålingene, som indikerte at utskifting skjer først på sein-sommeren.

Tabell 3.2. Noen statistiske verdier for strømmålingene under Straume bru, 13/3-26/4 1995, i ca 1 m dyp (0.6 m over bunn).

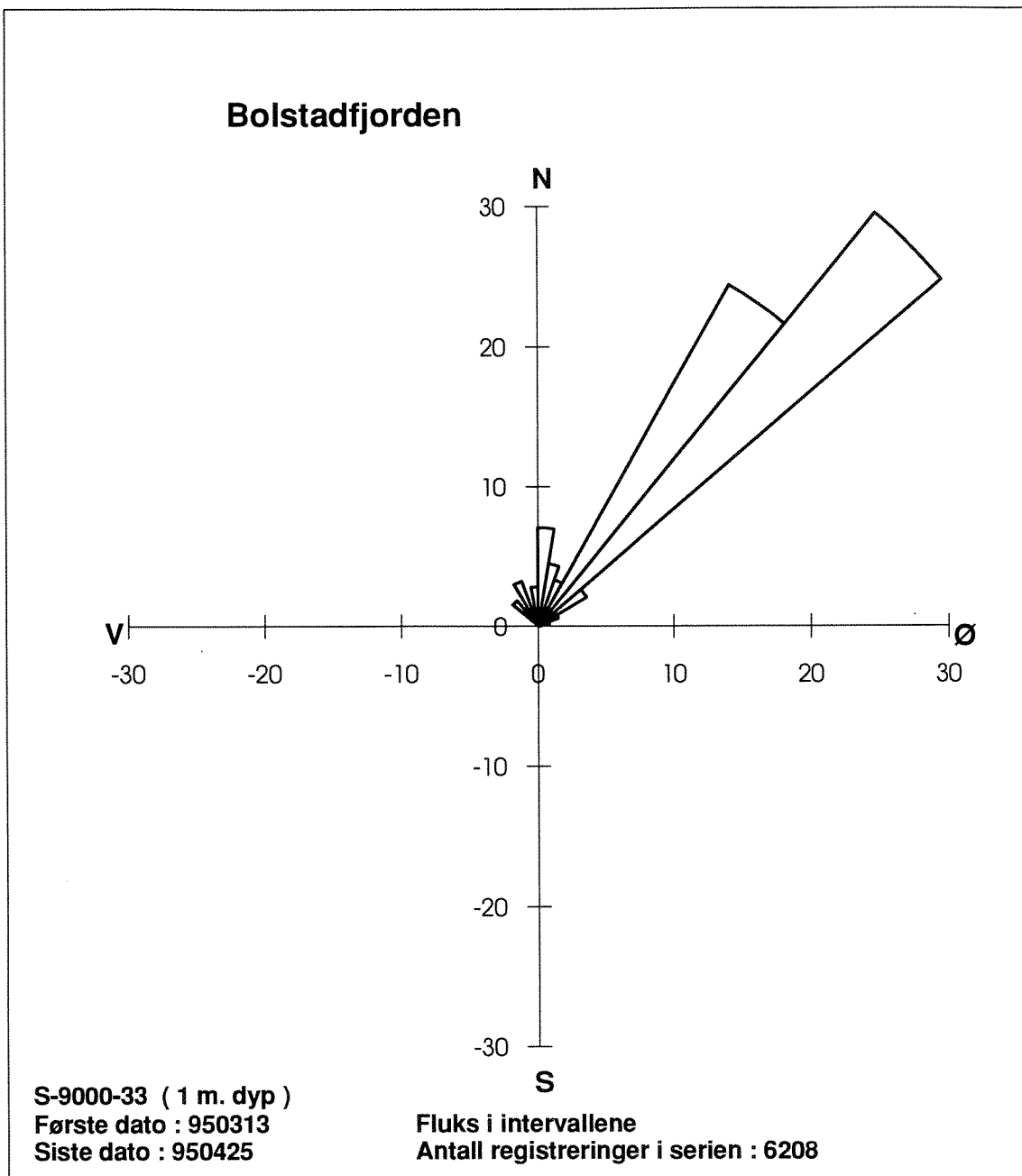
	Minimum	Middel	Maksimum
Strømfart inn, cm/s	1.1	10	75
Strømfart ut, cm/s	1.1	50	112.4
Salinitet, ppt	0.56	4.0	19.5
Temperatur, °C	1.4	2.52	4.83
Densitet, kg/m ³	1000.4	1015.6	1003.5

3.2.3. Termistorkjedemålingene

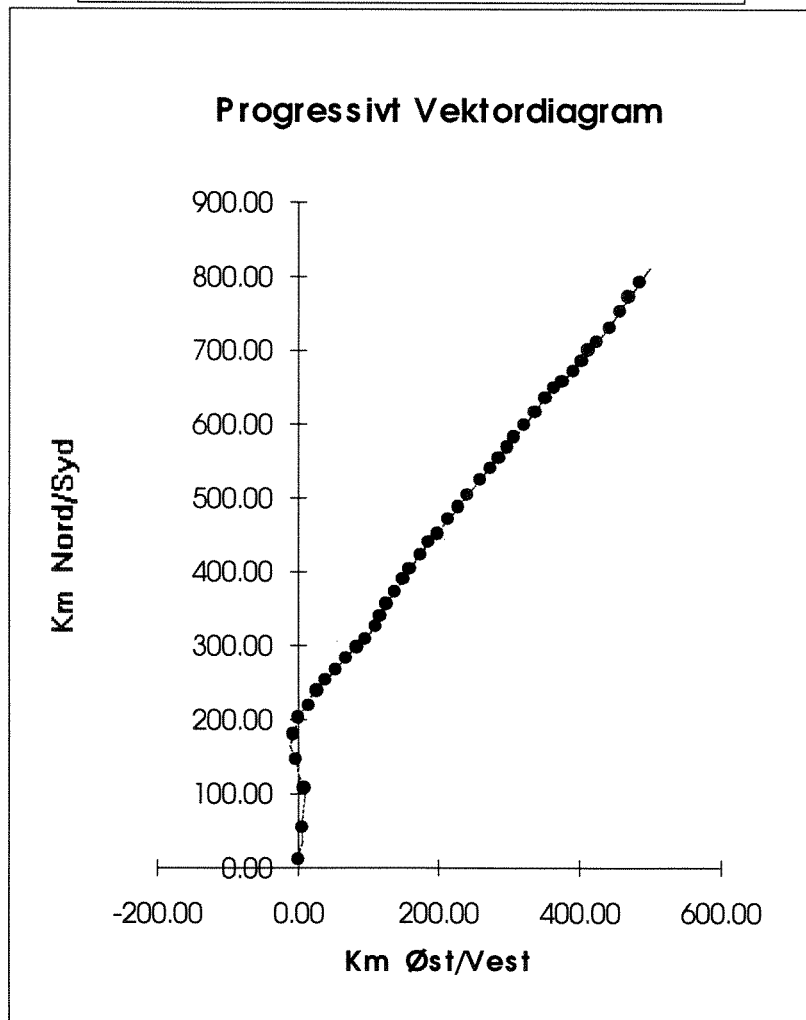
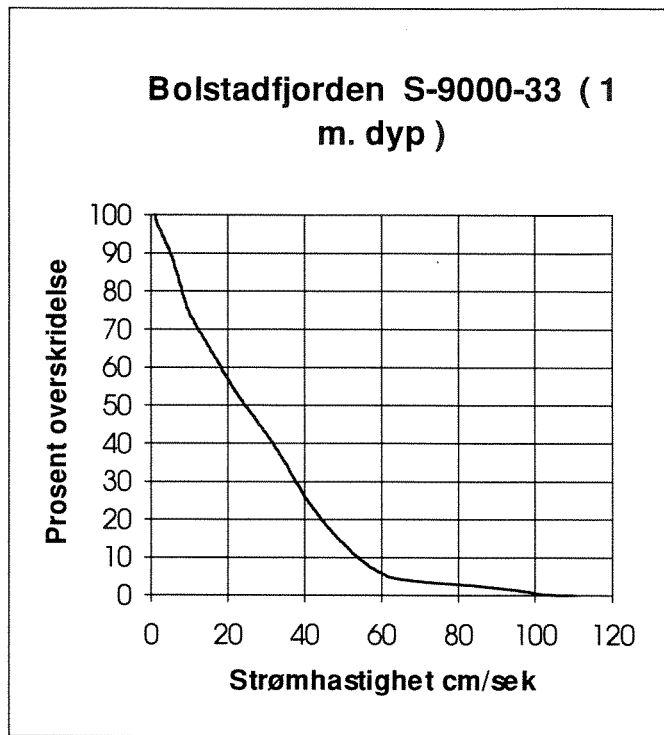
Termistorkjeden var satt ut først og fremst for å avdekke evt. variasjoner i sprangsjiktsdyp, enten regelmessige (indre bølger) eller ikke-periodiske.

Figur 3.11a og 3.11b syner resultat av temperatur-målingene i de ulike dypene 5m, 10m..., 55 m. De største temperatursvingingene framkom i 5 og 10 m dyp. Særlig var svingingene i 10m vedvarende, med halvdaglig variasjon på 1.5-2 °C, i takt med tidevannet. Målingene i 25 m syntet også relativt markerte variasjoner, mens det for de andre dypene var små utslag.

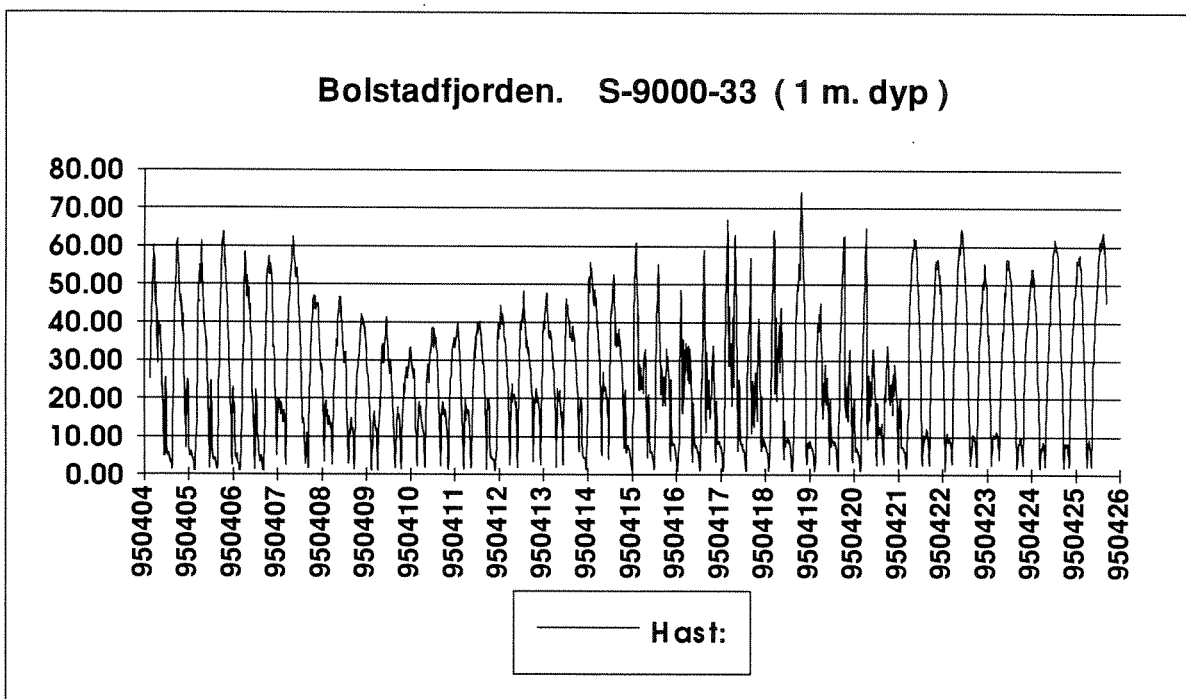
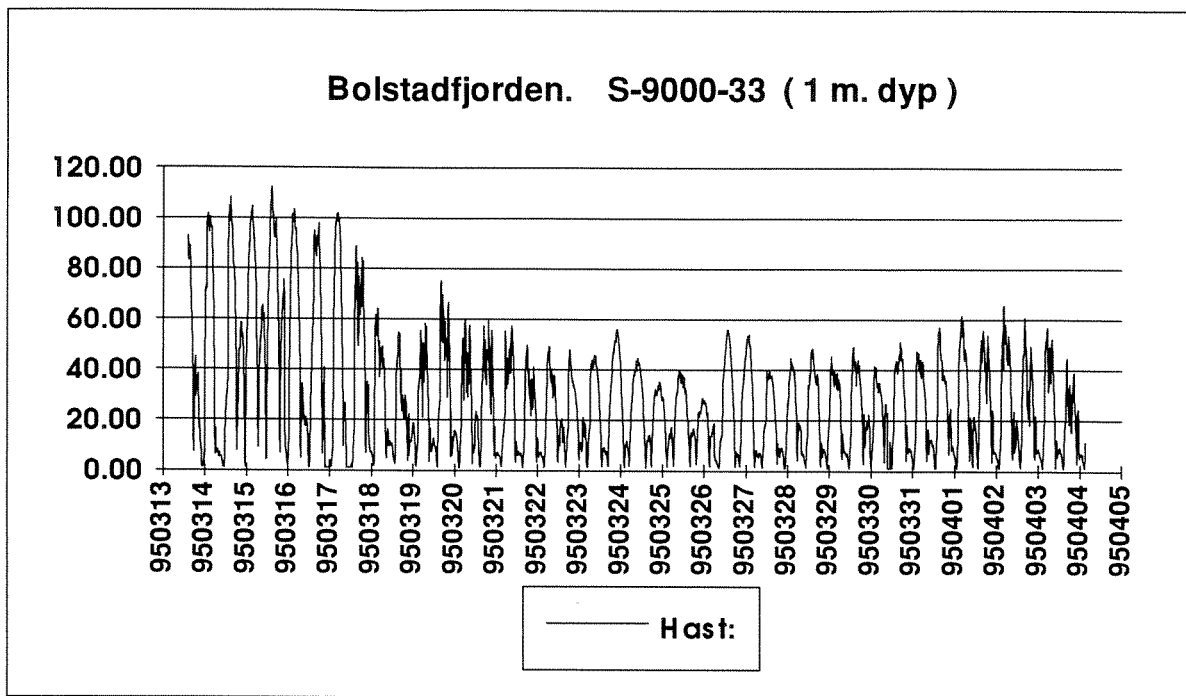
Små utslag behøver ikke bety fravær av indre bølger, selv om disse gjerne helst observeres i sprangsjiktet. Dersom det er svake vertikal-gradienter i temperatur, vil selv små variasjoner kunne representere vesentlige vertikal-utslag. Ut fra målt temperatur-profil ved BO1 ved utsetting av kjeden, kan en estimere at variasjonene i 10 m og 25 m dyp representerer utslag på inntil 3-4 m vertikalt. Det var ingen tegn til dramatiske episoder med større konvektive omveltninger eller svinginger p.g.a. ytre trykkforstyrrelser.



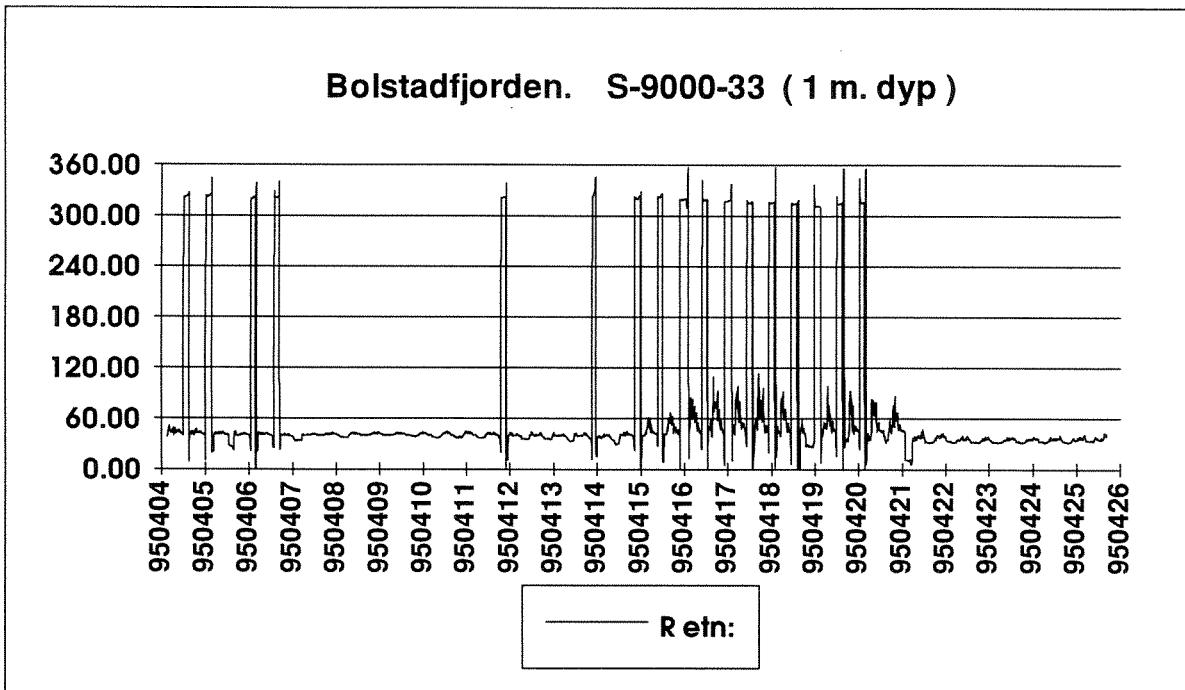
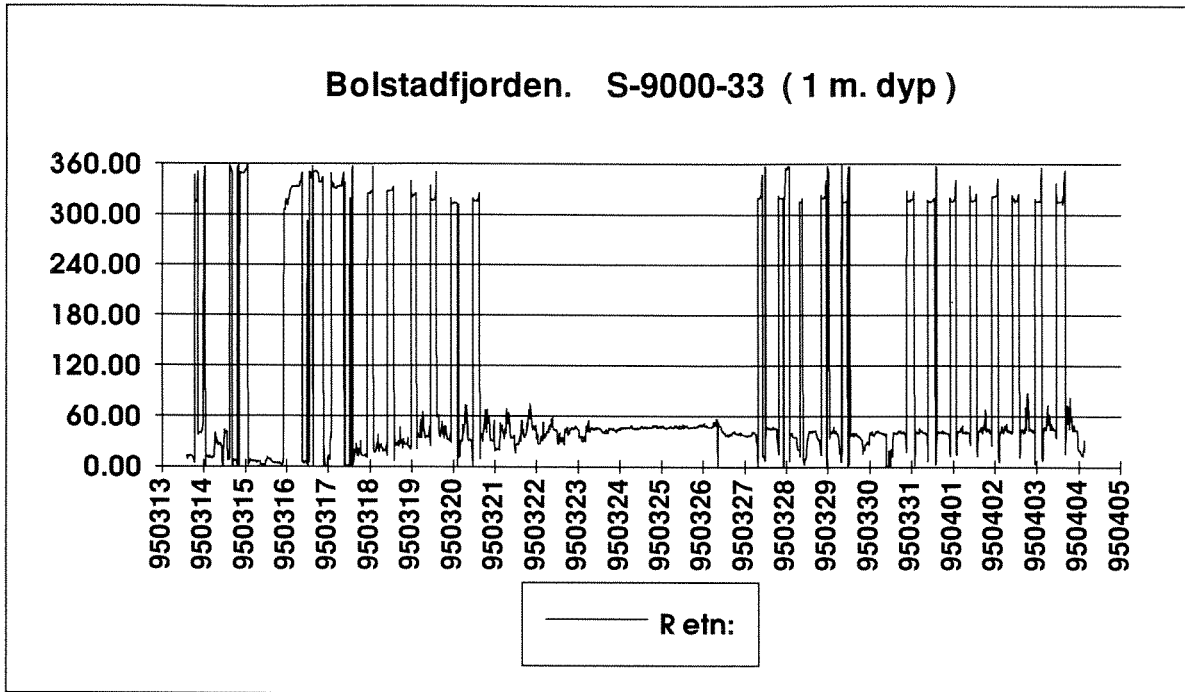
Figur 3.5. Statistisk fordeling av fluks i retningsintervaller for strømobservasjonene ved Straume.



Figur 3.6. Øverst: Kumulativ fordeling av målingene av strømfart. Nederst: Progressiv vektor ramstilling av strømmålingene. Hver måling er addert vektorielt til foregående, slik at det dannes en fiktiv strøm-trajektorie.

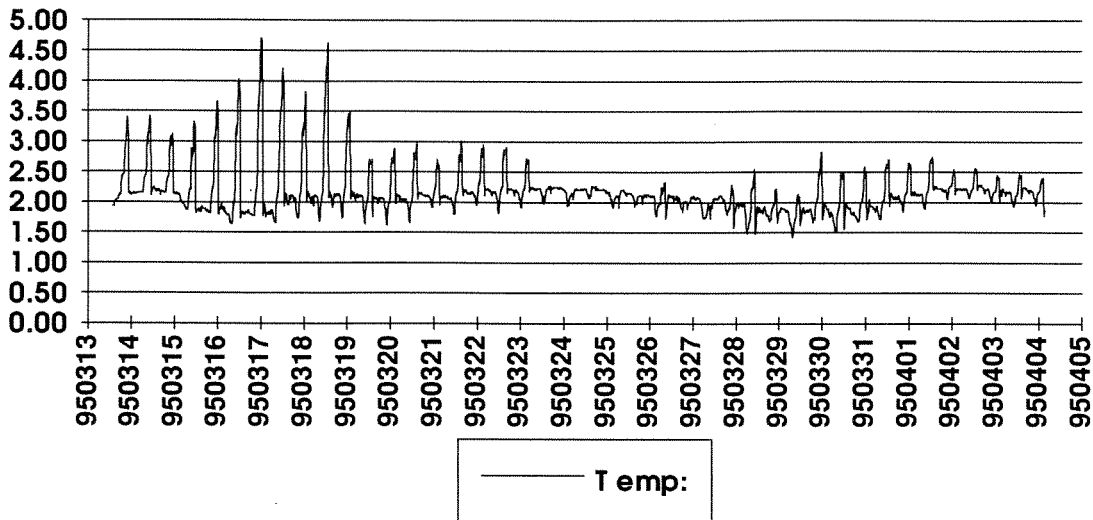


Figur 3.7. Målt strømfart (cm/s) ved Straume i perioden 13/3 - 26/4 1995.

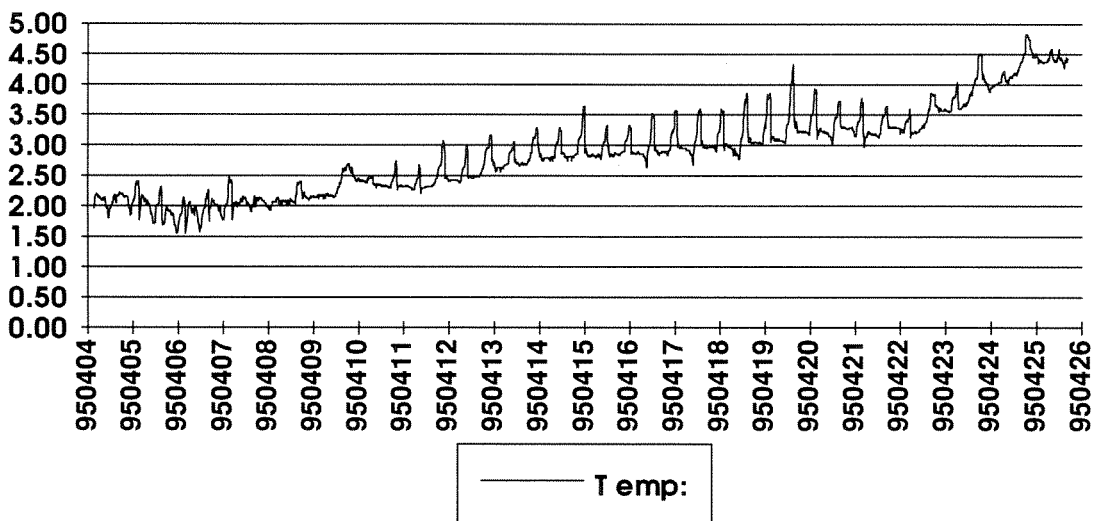


Figur 3.8. Målt strømretning (kompassretning som strømmen går mot) ved Straume i perioden 13/3 - 26/4 1995.

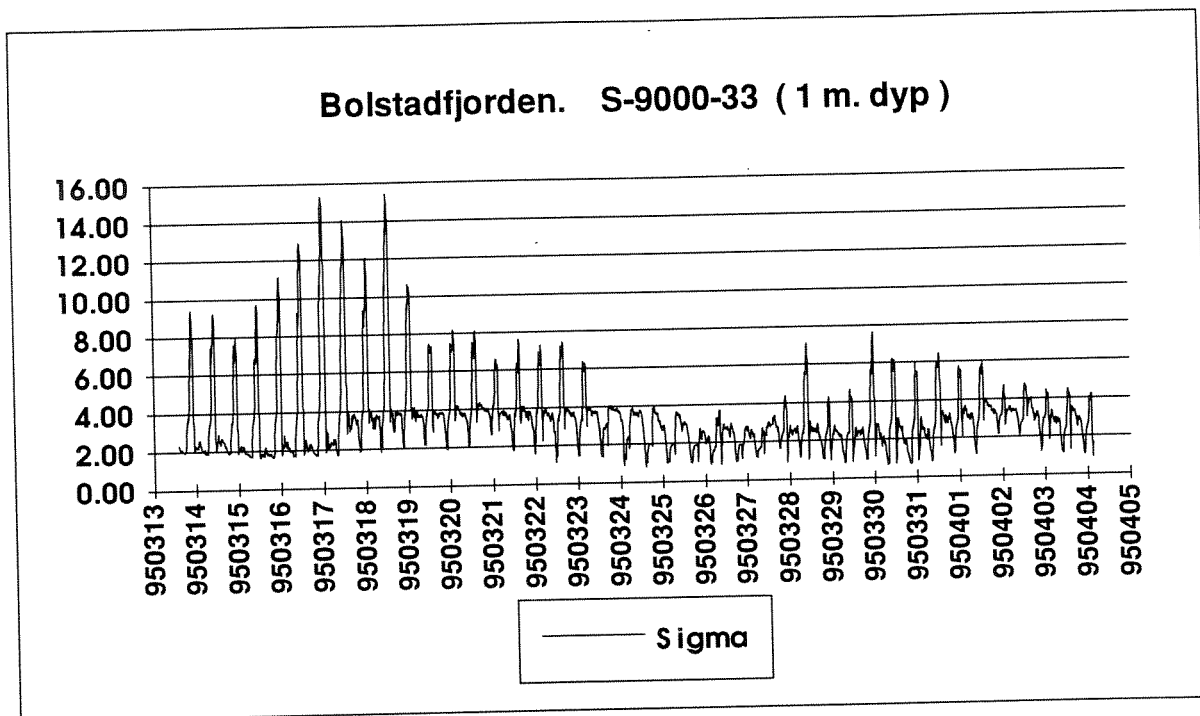
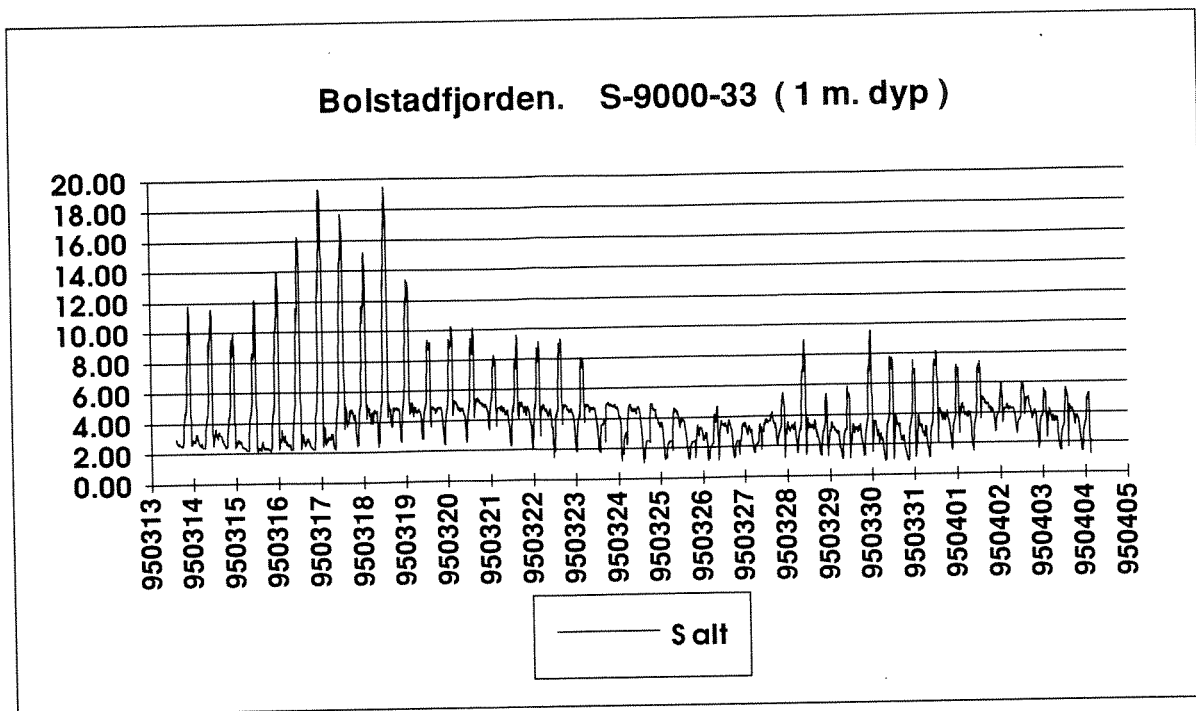
Bolstadfjorden. S-9000-33 (1 m. dyp)



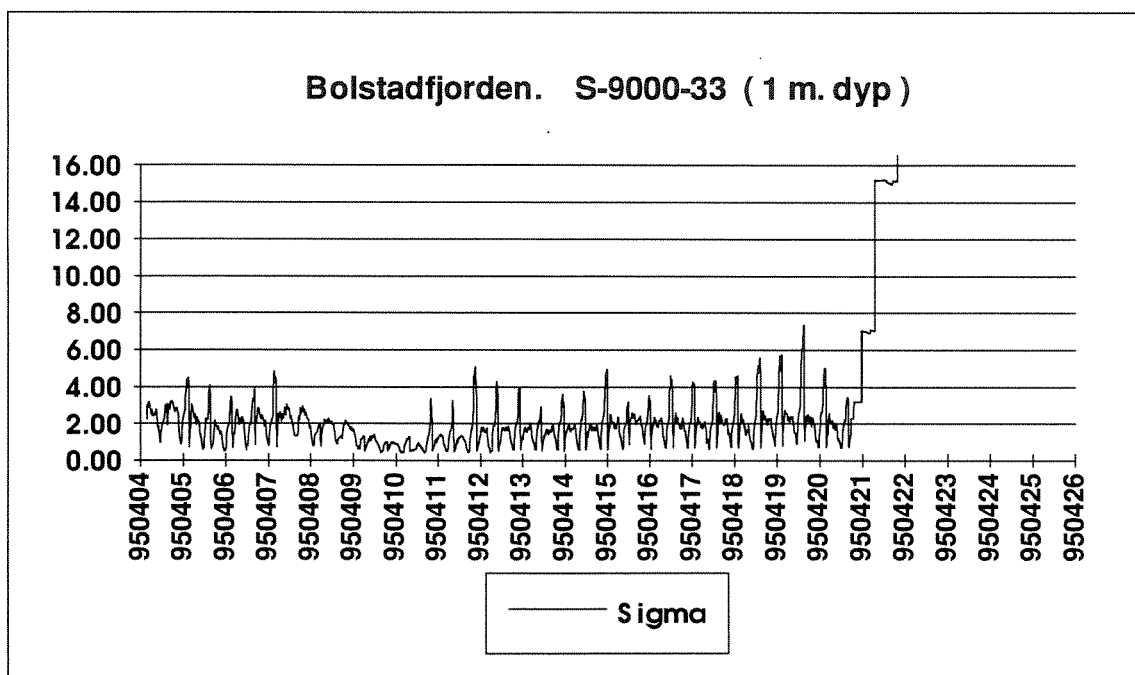
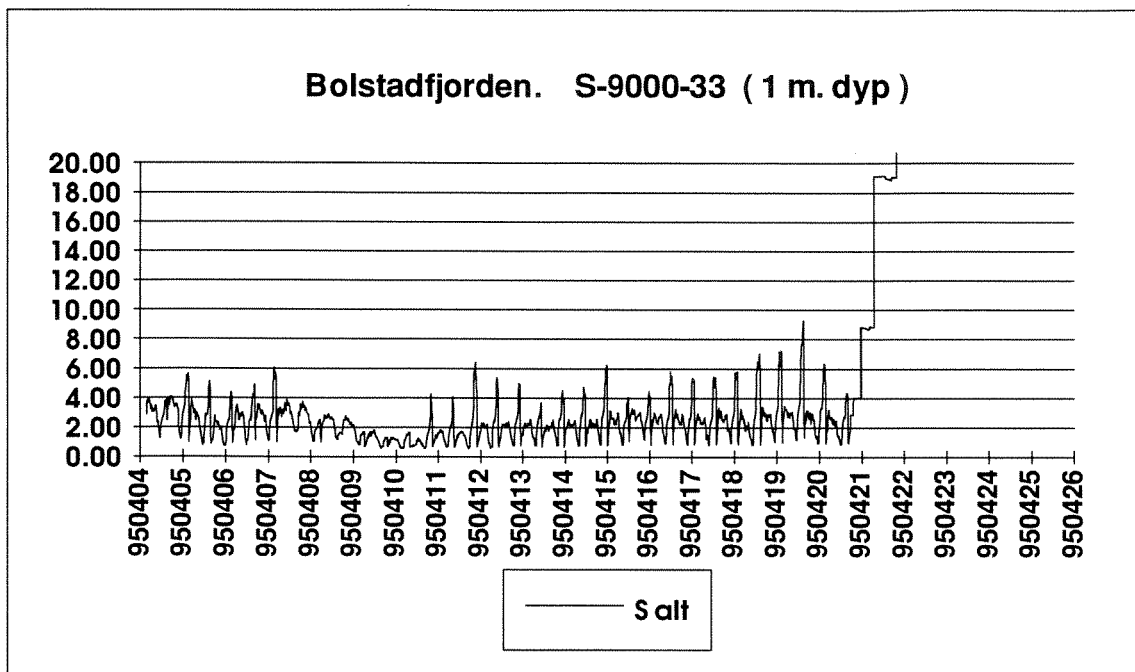
Bolstadfjorden. S-9000-33 (1 m. dyp)



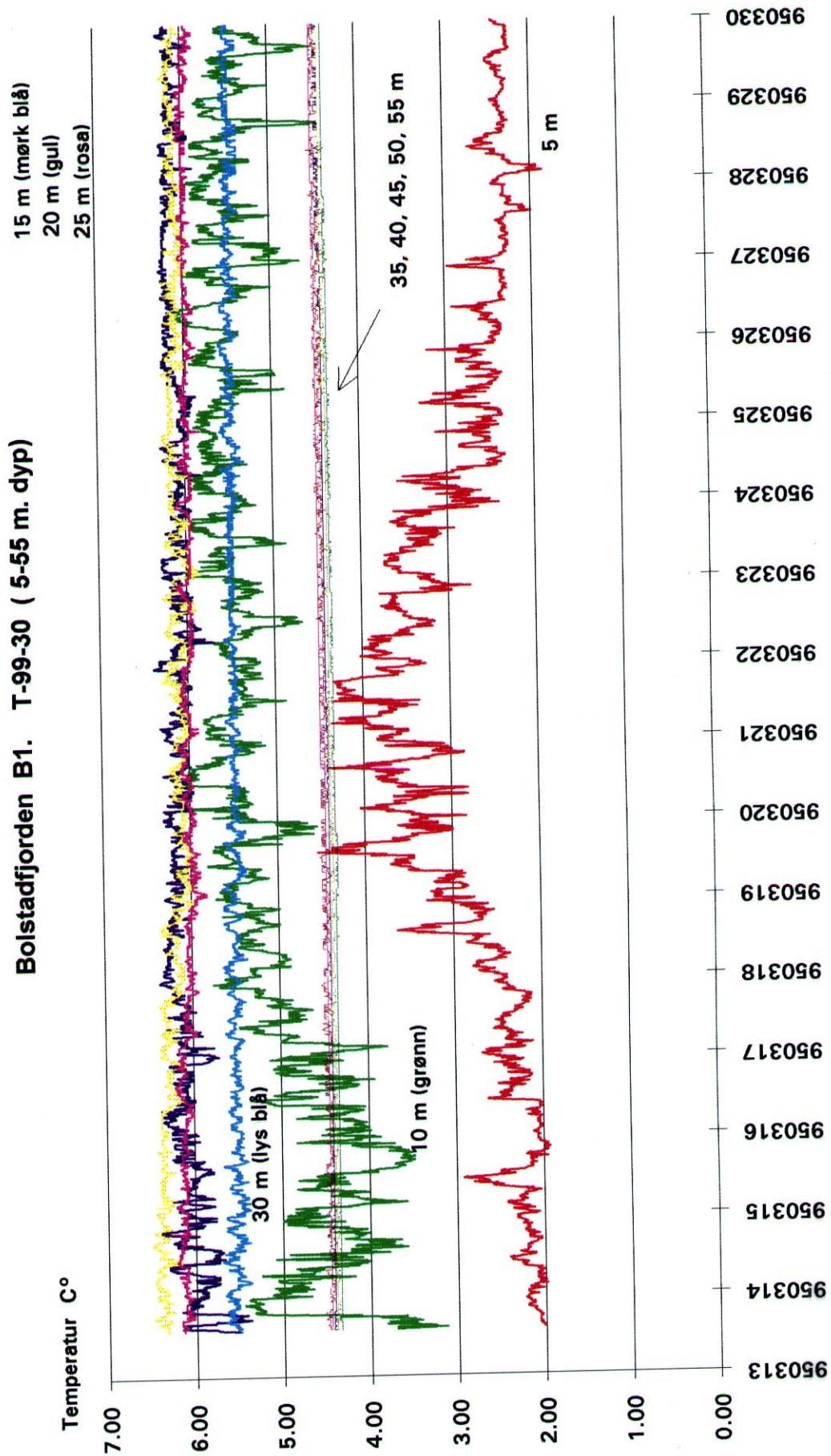
Figur 3.9. Målt temperatur (°C) ved Straume i perioden 13/3 - 26/4 1995.



Figur 3.10a. Målt salinitet (ppt) samt beregnet densitet ($\text{kg/m}^3 - 1000$) i perioden 13/3 - 5/4 1995 ved Straume.

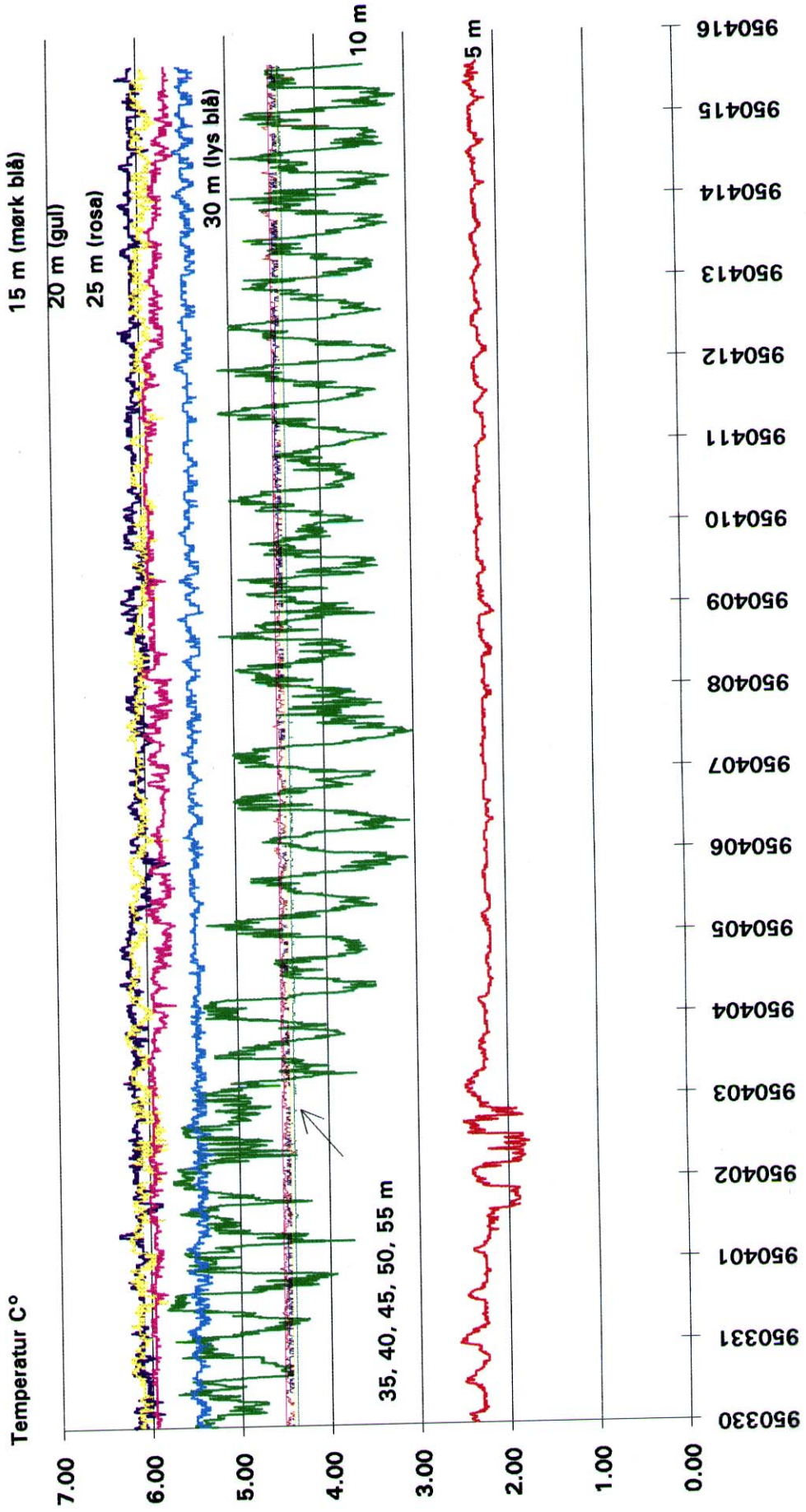


Figur 3.10b. Målt salinitet (ppt) samt beregnet densitet ($\text{kg/m}^3 - 1000$) i perioden 4/4 - 22/4 1995 ved Straume. På slutten av serien inntreffer detfeil i målingene.



Figur 3.11a. Målte temperaturer i 5 -55 m dyp med termistorkjeden ved Bolstad, i perioden 13/3 - 29/3 1995.

Bolstadfjorden B1. T-99-30 (5-55 m. dyp)



Figur 3.11b. Målte temperaturer i 5 -55 m dyp med termistorkjeden ved Bolstad, i perioden 30/3 - 15/4 1995.

Termistorkjedemålingene tyder på at utskifting i Bolstadfjorden mest sannsynlig finner sted på ettersommeren, og ikke på ettvinteren, som er det normale for mer kystnære terskelfjorder. Målingene bør gjentas i perioden for sannsynlig utskifting (seinsommeren), da det er mer sannsynlig med større vertikal-svinginger, muligens med overflatepåvirkning.

3.2.4. Indre bølger

I innelukkede bassenger som Bolstadfjorden kan det dannes indre bølger. Vannmasser nær sprangsjiktet vandrer opp og ned med regelmessig periode. Disse bølgene kan være generert av tidevann, vind eller kraftig innstrømming, og kan bidra til kontinuerlig vertikal-blanding og episodisk utlufting av dypvann. Det har også vært spekulert på om endret ferskvannstilførsel over året som følge av vassdragsregulering kan generere kraftigere indre bølger enn tidligere.

P.g.a. grenseflater, sjikting og kontinuitetsbetingelser vil svingningene gjerne ha en karakteristisk fasong og periode. Det oppstår resonans, med **stående indre bølger**. I sprangsjikt kan det også genereres **frie svingninger** av forbigående ytre forstyrrelser, f.eks. brå innstrømming ved Straume, kraftig vind eller kraftig ferskvannstilførsel. Sjiktingen bestemmer også her hvilke perioder som kan forventes. Jo kraftigere sprangsjikt, jo kortere periode.

Målingene med termistorkjeden avdekket markerte svingninger i 5 og 10 m dyp. Daglig eller havdaglig periode dominerte, men til tider framtrådte også kortere perioder med regelmessig karakter. Et eksempel var tidsrommet 1. - 4. april 1995. Et energispekter (power-spekter) for denne perioden er synt i fig. 3.12, hvor også frekvens for de viktigste harmoniske tidevannskonstantene er synt. Frekvens på ca $2.2 \cdot 10^{-5}$ Hz (periode 12.4 timer) og ca $4 \cdot 10^{-5}$ Hz (ca 7 timer) gjenspeiler energi fra det halvdaglige tidevannet. En topp rundt $1.9 \cdot 10^{-4}$ Hz (87 minutter) framtrer også tydelig i spekteret. Dette representerer sannsynligvis stående indre bølger, siden de var av vedvarende karakter.

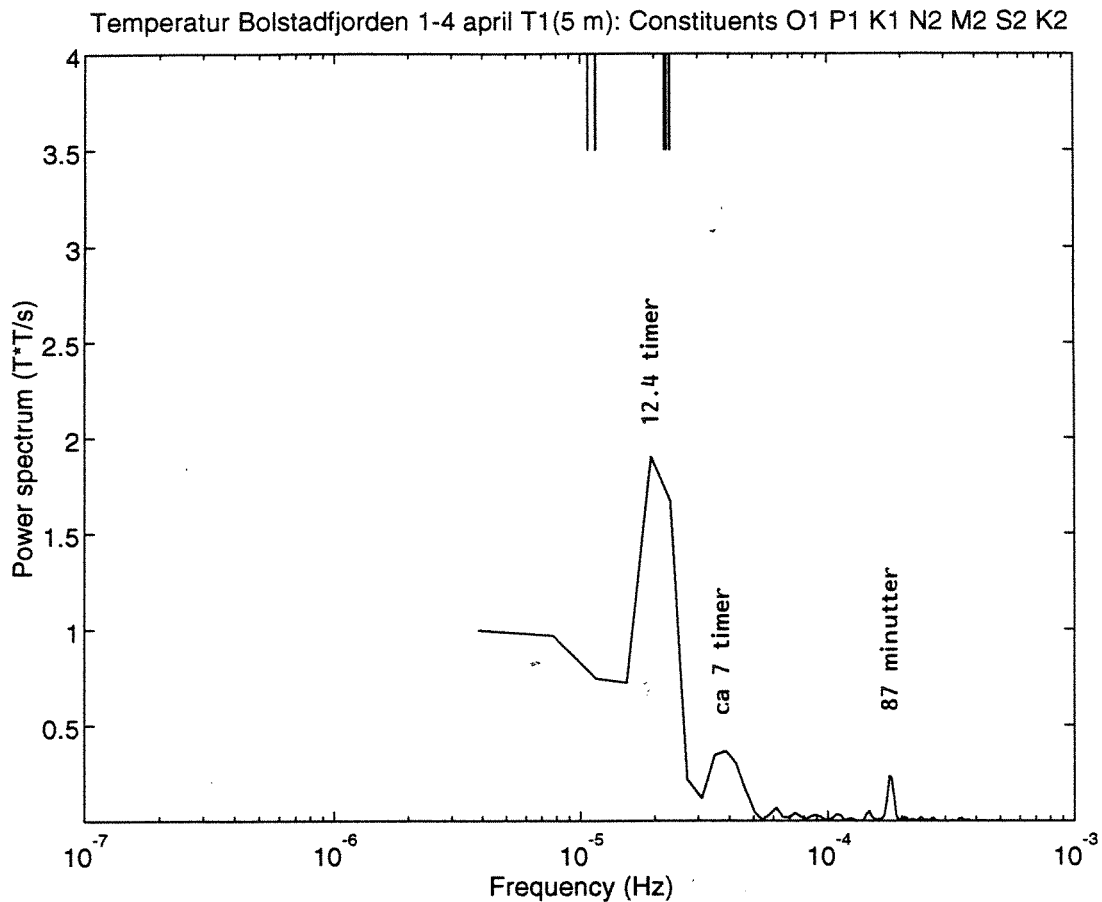
Ved kontinuerlig økende densitet med dypet vil teoretisk svært mange svingeperioder kunne eksistere i Bolstadfjorden. Med forenkling til to lag og et relativt markert sprangsjikt kan en gjøre tilnærmelser og kalkulere sannsynlige svingeperioder (T_i) ut fra følgende formel

$$T_i (s) = 2L [\rho_2/g(\rho_2-\rho_1)(1/H_1 + 1/H_2)]^{1/2}.$$

ρ_1 og ρ_2 er densitet i øvre og nedre lag, og H_1 og H_2 er respektiv tykkelse.

Lengden på Bolstadfjord-bassenget (innafor Straume) er ca 11.5 km. Det kan lages et overslag over aktuell svingeperiode i 5-10 m dyp ut fra formelen med aktuelle (målte) verdier. Midlere verdi for ρ_1 kan settes lik 1004 kg/m^3 og for ρ_2 lik 1016 kg/m^3 , ut fra sonde-målingene 13. mars 1995. Med $H_1 = 7.5 \text{ m}$ og H_2 lik 70 m gir formelen en svingeperiode på 7.1 timer. Dette stemmer bra overens med ene toppen i spekteret i Figur 3.12. Perioden ligger nær halve tidevannsperioden, og kan dermed opprettholdes av tidevannet.

Den observerte perioden på 87 minutter kan være et resonans-fenomen i indre deler av fjorden, evt. en høyere harmonisk komponent av 7-timers perioden. Det er uklart om denne er generell for hele fjorden, eller lokal og begrenset til innerste del av fjorden. Eksakte beregninger er vanskelig å gjøre.



Figur 3.12. Spekter for temperatur-målingene i 5 m dyp, 1. - 4. april 1995. Strekene øverst angir teoretisk frekvens på noen av de viktige harmoniske komponentene i tidevannet.

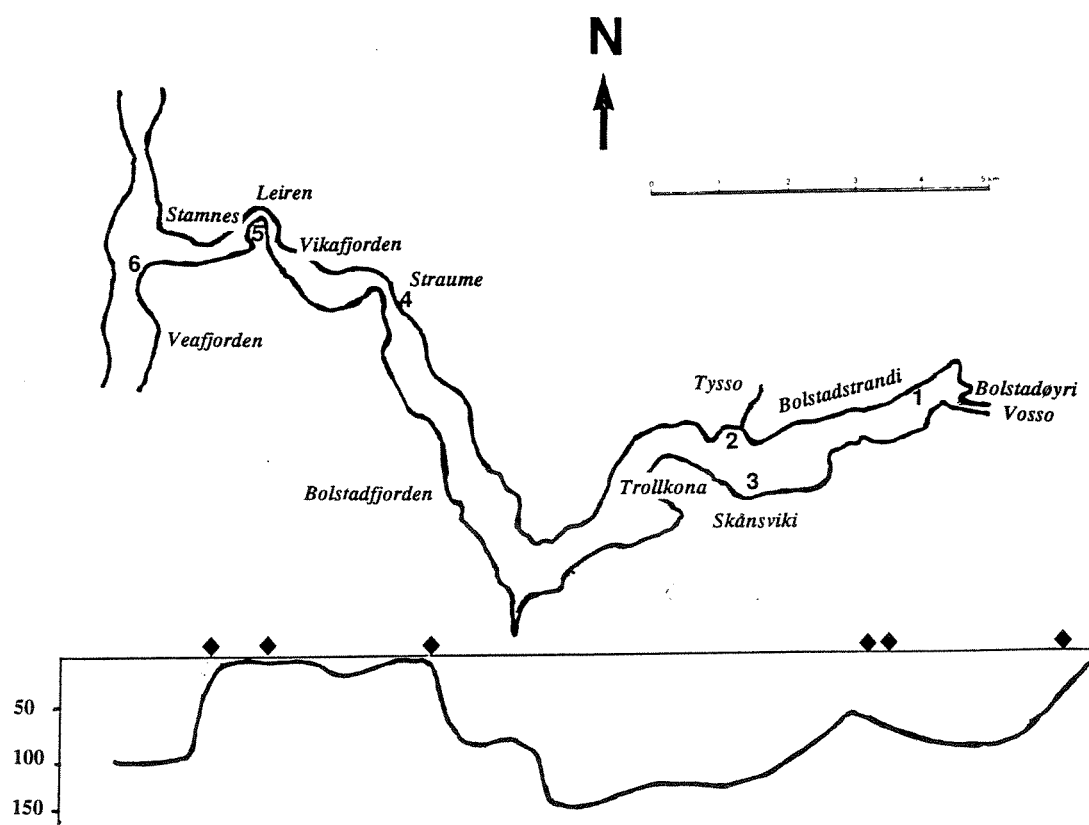
Den korteste perioden for frie svingninger bestemmes av sjiktningen. I indre deler av Bolstadfjorden framtrer gjerne 2 separate sprangsjikt, et i ca 40 m dyp, bestemt av terskelen ved Trollkona, og gjerne et grunnere, rundt 10-12 m dyp, som målt 27. april 1995. Disse to sprangsjiktene tilsvarer svingeperioder T_N på 60 sek (10-12 m dyp) og 90 sek (40 m dyp), basert på formelen $1/T_N = (g/\rho dp/dz)^{1/2}$, (rad/sek). Disse korte periodene kan ha betydning for forplantning av frie bølger i øvre sprangsjikt fra terskelen ved Straume og innover. Målingene med termistorkjede med 10 minutters måleintervall oppløser ikke perioder kortere enn 20 minutter.

4. Vannkjemi i Bolstadfjord-systemet

4.1. Metoder

4.1.1. Overflatevann

De vannkjemiske forholdene i Bolstadfjord-systemet ble undersøkt med tanke på forsuringsproblematikk i perioden 19. april til 6. juni 1994. Det meste av perioden var preget av høy vannføring (vårflom) i Vosso, tildels opp mot 300 m³/s (se Figur 2.1), med oppstuing av ferskvann i Bolstadfjordbassenget. Det ble tatt prøver av overflatevann på seks stasjoner fra utløpet av Vosso ved Bolstadøyri til Veafjorden ved Stamnes og i tillegg i elva Tysso (Figur 4.1).



Figur 4.1. Kart over Bolstadfjord-systemet som viser plasseringen av prøvetakingsstasjonene for overflatevann fra innerst ved Bolstadstrandi (St. 1) til den ytterste stasjonen i Veafjorden (St. 6). Stasjonene er også vist i forhold til dypbdeprofilen i fjordsystemet. De samme stasjonene ble nytted ved eksponering av laksesmolt (kapittel 5).

Prøvetakingstidspunktene på de ulike stasjonene er vist i tabell 1. Vannprøvene ble analysert ved NIVAs laboratorium for pH, ledningsevne, salinitet, klorid, kalsium, natrium og total-aluminium. Prøver for analyse av CO₂ ble tatt den 16. og 20. mai på hver av stasjonene, og disse prøvene ble senere analysert ved Universitetet i Oslo. På stasjonen i Skånsviki (St. 3) ble det i tillegg til overflate-prøver også tatt prøver for CO₂-analyser på 30 meters dyp ettersom et fiskebur var plassert på dette dypet.

Forskjeller mellom de ulike stasjonene i vannkjemi er testet ved enveis variansanalyse og Tukey test for å undersøke signifikante forskjeller mellom gjennomsnitts-verdiene. Analysene er gjennomført i statistikkprogrammet SPSS.

Tabell 4.1. Oversikt over prøvetakingstidspunkter på de ulike stasjonene.

Nr.		19.04	11.05	13.05	16.05	18.05	20.05	22.05	25.05
St. 1	Bolstadstrandi		*	*	*	*	*	*	*
St. 2	v/Tysso		*	*	*	*	*	*	*
St. 3	Skånsviki		*	*	*	*	*	*	*
St. 4	Straume		*	*	*	*	*	*	*
St. 5	Leiren		*	*	*	*	*	*	*
St. 6	Veafjorden		*	*	*	*	*	*	*
	Tyssoelv	*			*		*		*

4.1.2. Dypvann

Kjemidelen innafør hydrografiprogrammet bestod stort sett av å ta vannprøver med vannhenter i angitte dyp (Tabell 4.2), og konservere disse i felt, for seinere analyse i lab i h.h.t. Winklers metode. Prøver som det lukta hydrogensulfid av, blei analysert etter en "omvendt Winkler" metode.

Sulfatprøvene blei analysert i ionekromatograf, etter først å ha blitt fortynnet 1000 ganger p.g.a. følsomheten til instrumentet.

Programmet for vannprøvetaking var lagt opp til å følge utviklingen av oksygen, evt. hydrogensulfid i en del utvalgte dyp, som angitt i Tabell 4.2. I tillegg måtte en supplere med tettere prøvetaking i sjiktet med overgang mellom oksisk og anoksisk vann for å kunne fastslå dypet til overgangen. Under enkelte tokt blei det tatt ekstra vannprøver for kjemiske analyser, spesielt sulfat (SO₄), som er antatt å være kilden til det meste av hydrogensulfiden.

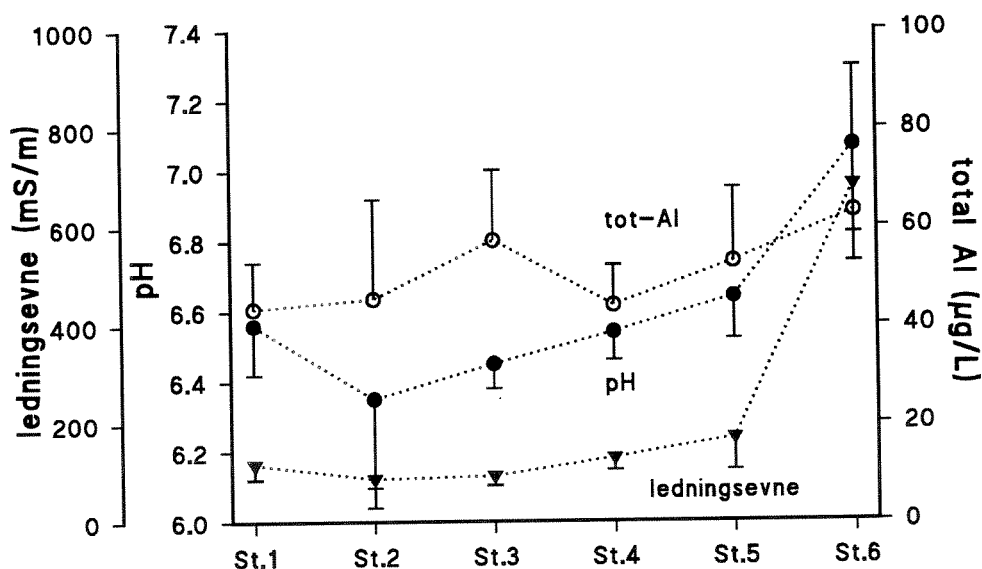
Tabell 4.2. Oversikt over det planlagte prøvetakingsprogrammet under hvert tokt i Bolstadfjorden 1994-1995. O₂ angir prøvetaking for oksygen eller hydrogensulfid. ANC prøver gir en karakteristikk av vannets syrenøyraliserende egenskap. Disse prøvene er vurdert andre steder i rapporten.

	Veafjord BO4	Vikafjord BO3	Dyvik BO2	Tysse Ø BO1
0 m	ANC	ANC	ANC	ANC, N-salt
3 m	O ₂	O ₂	O ₂	O ₂
10 m	O ₂	O ₂	O ₂	O ₂
20 m	O ₂	O ₂	O ₂	O ₂
50 m			O ₂	O ₂
85 m			O ₂ , SO ₄	O ₂ , N-salt, SO ₄
100 m			O ₂ , SO ₄	
140 m			(O ₂)	

4.2. Resultater og diskusjon

4.2.1. Overflatevann

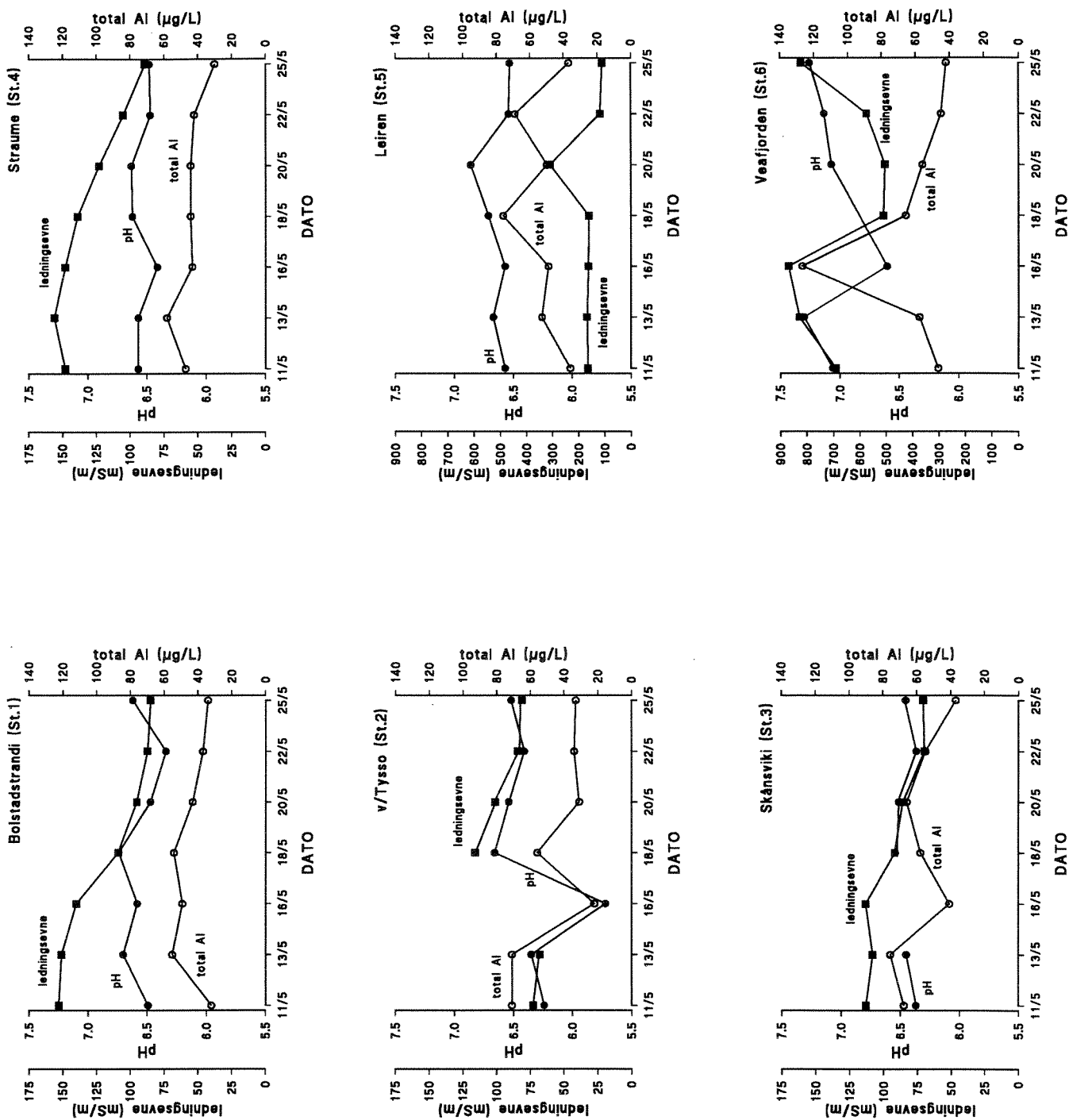
Gjennomsnittlig pH, konsentrasjon av total aluminium og ledningsevne for de ulike stasjonene er vist i Figur 4.2. Stasjonen i Veafjorden (St. 6) hadde signifikant høyere pH enn alle de øvrige stasjonene. Dette har trolig sammenheng med graden av sjøvannsinnblanding ettersom ledningsevnen var klart høyest på den Stasjon 6 (Veafjorden), og tilsvarte en salinitet på 4.5 p.p.t. Det var ingen signifikante forskjeller i konsentrasjonen av total aluminium mellom stasjonene. Gjennomsnittskonsentrasjonen for alle stasjonene var 51 µg/L (SD=18).



Figur 4.2. Gjennomsnittlig pH, ledningsevne og konsentrasjon av total-aluminium for de ulike stasjonene. Hvert punkt er basert på 7 prøvetakinger i perioden 11-25. mai 1994.

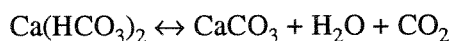
Det var noe variasjon i pH, aluminiumkonsentrasjon og ledningsevne over tid på de ulike stasjonene (Figur 4.3). Den mest markerte endringen var den høye aluminiums-konsentrasjonen (130 µg/L) på stasjonen i Veafjorden (St. 6) den 16. mai, en verdi som ligger om lag dobbelt så høyt som på de øvrige prøvetakingstidspunktene. Totalaluminium i overflateprøver tatt 7. april 1995 (før vårflom) varierte fra 20 til 35 µg/l. Løst (ikke partikulært bundet) aluminium i Vosso ved Bolstadøyri var på dette tidspunkt 28 µg/l.

Konsentrasjonen av CO₂ var signifikant høyere på stasjon 6 (11.5-18.5 mg/l) enn på de øvrige stasjonene (Figur 4.4). Prøver tatt på 30 m dyp på stasjon 3 viste også høye CO₂ konsentrasjoner (omkr. 40 mg/l).

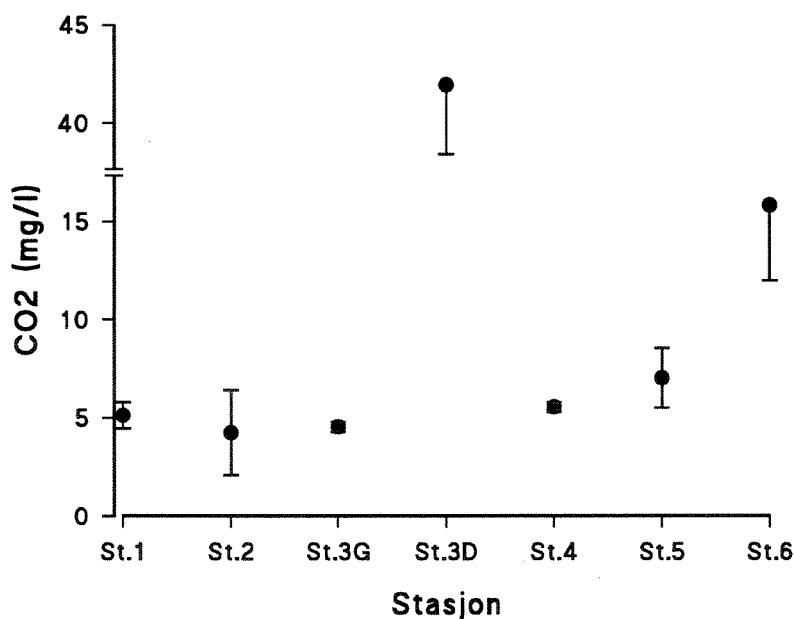


Figur 4.3. Variasjon i pH, ledningsevne og konsentrasjon av total-aluminium for de ulike stasjonene i perioden 11-25. mai 1994.

Mengden av fritt CO₂ i løsning vil avhenge av likevekten mellom kalsium, bikarbonat og udissoisert kalsiumkarbonat. Vannanalysene viser et betydelig, men sterkt varierende kalsiumreservoar i disse prøvene (60-2500 mg/l i overflatevann på stasjon 6 og 120 mg/l 30 m dyp ved stasjon 3). 30m-prøven på stasjon 3 er tatt i sprangsjiktet mellom ferskere og saltere vann, mens prøvene på stasjon 6 (Veafjorden) er tatt i et område der vannmasser fra Bolstadstrømmen blandes med fjordvann. Her blandes vann med ulik kjemisk sammensetning og ulik pH. Når pH faller under 7, frigjøres CO₂ ved at likevekten i ligningen nedenfor forskyves mot høyre:



Fisk som befinner seg i slike områder blir eksponert for høye konsentrasjoner av CO₂, noe som kan forklare observert "stressatferd" hos smolt i Veafjorden (se kap. 5.2 nedenfor). Langvarig eksponering kan føre til at fisk utvikler nefrokalsinose (nyrestein) (Bjerknes m.fl. 1994; Poppe m.fl. 1995).

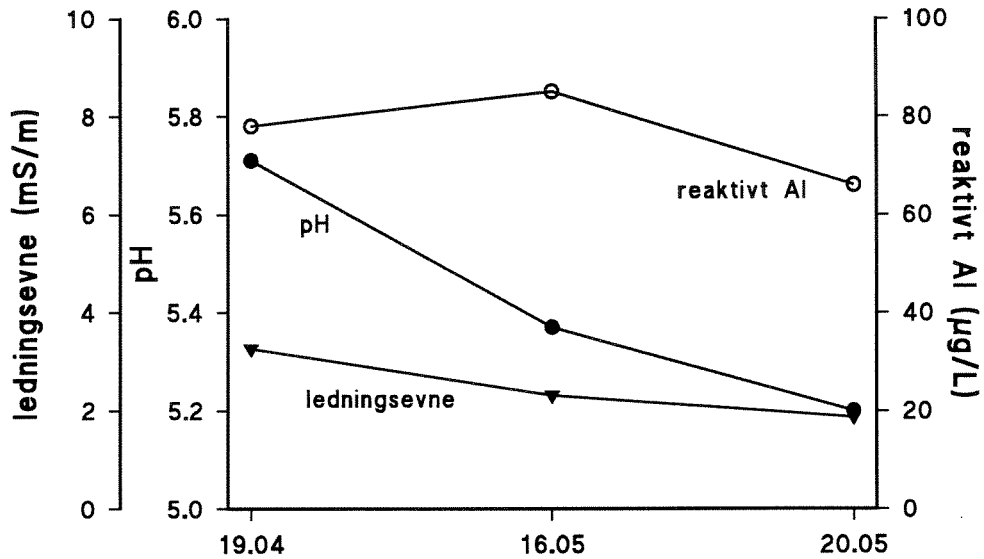


Figur 4.4. Gjennomsnitt og standardavvik for konsentrasjon av CO₂ (mg/l) på de ulike stasjonene i Bolstadfjord-systemet. På stasjon 3 ble det tatt to prøver, en i overflaten (St. 3G) og en på ca. 30 m dyp (St. 3D). Verdiene er basert på prøver tatt 16., 20., 25. og 26. mai 1994.

Jernkonsentrasjonen ble målt to ganger, den 11. og den 16. mai, og konsentrasjonen var mindre enn 150 µg/L på alle stasjonene. Dette er langt under de konsentrasjonene som kan forårsake skader på fisk.

Tyssoelva er sur, med høye konsentrasjoner av aluminium og lav ledningsevne (Figur 4.5). Konsentrasjonen av labilt aluminium varierte mellom 34 og 38 µg/L. Kalsiumkonsentrasjonen var svært lav, og ble redusert fra 0,75 til 0,22 mg/L i perioden 19. april til 20. mai. Det er mest sannsynlig påvirkning fra Tysso som fører til periodevis stort pH-fall på stasjon 2 (Figur 4.3). At

pH-fall følges av et fall i Al-konsentrasjon, skyldes analysemetoden for Al i sjøvann (se kapittel 4.3.1).



Figur 4.5. Variasjon i pH, ledningsevne og konsentrasjon av reaktivt aluminium for Tyssoelv i perioden 19. april - 20. mai 1994.

4.2.2. Kjemiske forhold i dypvannet

På alle toktene blei det detektert H_2S i dypvannet på de to innerste stasjonene. Det blei aldri detektert H_2S på de to andre stasjonene BO3 og BO4.

Det knytter seg mest interesse til dypet for grenseflaten mellom oksisk og anoksisk vann på det to innerste stasjonene BO1 og BO2. Tabell 4.3 angir det omtrentlige dypet der grenseflaten blei detektert.

Trenden var at H_2S grenseflaten lå grunnest på innerste stasjon (BO1), som antydnet i Figur 3.4 for to måletidspunkter. Verdiene i Tabell 4.3 representerer derfor tilstanden ved stasjon BO1, i innerste bassenget. Ved stasjon BO2 lå gjerne grenseflaten 15-20 m dypere.

Fra ca 5 m over grenseflaten og opp til overflaten var det under alle toktene tilfredsstillende oksygenverdier.

Tabell 4.3. Dyp for grenseflate mellom oksisk og anoksisk vann i Bolstadfjorden, stasjon BO1 (innerste basseng) i perioden mars 1994 - april 1995.

Dato	5/3	19/4	20/5	1/6	2/8	24/9	22/12	13/3	27/4
År	94	94	94	94	94	94	94	95	95
H_2S grenseflate (m)	45	45		40-45	55	55-60	45	40-45	45

Konsentrasjonene av oppløst H₂S gass var høyest i innerste basseng, på stasjon BO1. Prøvene i 85 m dyp (eller nær bunn) viste alltid H₂S, med middelvei på 13.8 ml/l. Høyeste verdi var 29.8 ml/l (april 1994). Laveste verdi var 8.3 ml/l, i september 1994. I 50 m dyp var det ved to anledninger (august og september 1994) oksygen. Ellers varierte verdiene mellom 0.5 og 18 ml/l H₂S. Trenden på stasjon BO1 var altså høyest verdier av H₂S om vinteren (mars-april) og lavest seint på sommeren (august-september), da tildels med oksygen i øvre del av dypvannet.

På stasjon BO2 blei det alltid registrert H₂S i 100 m dyp, med verdier varierende mellom ca 1 og 14 ml/l. Samme tidstrend ang. max og minimumtidspunkt som på stasjon BO1. Den høyeste verdien var fra april 1994. Prøver i mars 1994 blei ikke tatt p.g.a. problemer med is. Etter dette stabiliserte verdiene seg på et nivå rundt 1-1.5 ml/l i 85-100 m dyp. Noen få prøver tatt i 125 m og 140 m dyp synte at det ikke var markerte vertikalgradienter. Verdiene i disse dypene lå ca 0.5 ml/l høyere enn i 100 m.

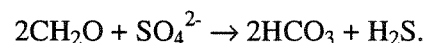
På toktene 2. august 1994 og 27. april 1995 blei det tatt noen prøver for analyse av sulfat. Resultatene er angitt i tabell 4.4.

Tabell 4.4. Oversikt over analyseresultat for sulfat i dypvannet på stasjon BO1 og BO2. Svovel-mengden (SO₄-S) er beregnet ved å gange sulfatverdiene med 32/96 (vektforhold S/SO₄).

Stasjon	Dyp (m)	Dato	SO ₄ (mg/l)	ekv. svovel
BO1	50	2/8 94	580	193 mg/l
BO1	85	2/8 94	1420	473 mg/l
BO2	50	2/8 94	760	253 mg/l
BO2	85	2/8 94	1630	543 mg/l
BO2	100	2/8 94	1610	536 mg/l
BO2	100	27/4 95	1620	540 mg/l
BO2	125	27/4 95	1610	536 mg/l

Dannelse av hydrogensulfid

Nedbryting av organisk materiale i dypvannet skjer sannsynligvis vesentligst ved såkalt dissimilatorisk SO₄ reduksjon ved anaerobe bakterier, og dannelse av H₂S:



Denne produksjonen er avhengig av organiske tilførsler. Næs m. fl. (1988) fant vertikal fluks i Framvaren (20 m o. bunn) lik 20g C /m²år. Karbon-produksjon (primærprod.) i øvre lag var estimert til 50-100 g/m²år, som indikerer at ca 20-40% synker ned i anoksisk dypvann i Framvaren for videre nedbryting, vesentligst i topplag av sedimentet.

H₂S produksjon er for øvrig rapportert høyere enn 3 mg S/m² pr dag i anoksiske sedimenter (Andreae og Jaeschke 1992). I dypvannet er nok produksjonen mindre (pr tilsvarende volumenhet), mens fluksen fra sedimentet til vann kan være signifikant.

Sjøvannets svovel foreligger i form av NaSO₄⁻, MgSO₄, CaSO₄⁻, KSO₄⁻ og SO₄²⁻. Gjennomsnittlig konsentrasjon (ved ca 35 ppt salinitet) er 0.904 gS/kg (Krouse og Grinenko 1991), altså ca 1/35 vektandel av alt saltet. Samlet sulfatkonsentrasjon som funksjon av salinitet (S) i havvann gis av formelen

$$[\text{SO}_4^{2-}\text{-S}] \text{ (mMol/l)} = 0.808 \times \text{S.}$$

For S = 21 ppt (dypvann Bolstadfjorden), blir teoretisk SO₄-S konsentrasjon der 17 mMol/l (tilsv. 544 mg svovel/l).

Vannprøver fra dypvannet på stasjon BO1 og BO2 blei analysert for sulfat. Resultatene fra stasjon BO2 dypere enn 85 m synte en middelvei tilsvarende ca ca 540 mg/l SO₄-S (tabell 4.3). På stasjon BO1, 85 m dyp, var verdien 473 mg/l. Forskjellen stemmer kvalitativt sett godt med at det er langt høyere H₂S konsentrasjon på stasjon BO1 enn på BO2.

På stasjon BO1 må 60-70 mg/l svovel som sulfat være konvertert til H₂S eller andre svovelforbindelser ved kjemiske og mikrobiologiske prosesser. Den målte H₂S konsentrasjonen på 9.83 ml/l, tilsv. 15.1 mg/l, syner at bare en del av det fjernede sulfatet var konvertert til H₂S.

For stasjon BO2 er sulfat-reduksjonen i forhold til antatt utgangs-konsentrasjon liten, av størrelsesorden 4-8 mg/l svovel. H₂S-verdiene i dypvannet på samme tidspunkt var 0.4-0.8 ml/l (0.6-1.2 mg/l). Også her tyder dette på at bare en viss del av sulfaten er konvertert til H₂S.

Noe svovel frigjøres også i dypvannet fra døde organismer (fyto/zooplankton, med svovelinnhold 1-3% av tørrvekt). Regneeksempelet ovenfor mellom relasjonen sulfat/hydrogensulfid indikerer at dette bidraget er lite for Bolstadfjordens vedkommende.

4.3. Konklusjon

4.3.1. Overflatevann

Det ble registrert relativt høye konsentrasjonene av aluminium i fjordsystemet. I havvann finnes aluminium vanligvis i lave konsentrasjoner (omkr. 2 µg/l). De høye aluminiumskonsentrasjonene i Bolstadfjord-systemet kan ha sammenheng med stor ferskvanns-påvirkning. Analyser av aluminium fra utløpet av Vosso (Bolstadøyri) utført av NIVA i den samme tidsperioden viser imidlertid ikke spesielt høye Al-konsentrasjoner: 6. mai 13 µg/l, 9. mai 11 µg/l, 13. mai 25 µg/l. Dersom en bruker saliniteten som et mål på graden av ferskvannsblanding, og antar at sjøvannet i utgangspunktet ikke inneholder aluminium kan en beregne seg fram til den gjennomsnittlige Al-konsentrasjonen i ferskvannet på følgende måte:

Overflatevann med salinitet 5 ppt i Bolstadfjorden tilsvarer en fortykning på 6 ganger i forhold til sjøvann, dvs. ca 17%. Dersom aluminiumkonsentrasjonen i fjorden skal forklares ut fra løst aluminium i ferskvannstilførselen, må vi forutsette en ferskvannskonsentrasjon på (50 + 50 x 17%) = 58.5 µg/l.

Overflatevannet i Bolstadfjorden må ha en langt høyere Al-konsentrasjon enn det som ble målt i Vosso i det angjeldende tidsrommet. Av ferskvannstilførsler utenom Vosso er det kun Tyssø vi har data fra, og gjennomsnittlig konsentrasjon av løst aluminium her var $76\mu\text{g/l}$. På årsbasis utgjør Tyssø ca. 6% av tilførslene fra Vosso. De høye konsentrasjonen av aluminium i Bolstadfjord-systemet må derfor skyldes andre årsaker i tillegg til elvevann med høyt Al-innhold, eller at det skjer en akkumulering av Al i fjordsystemet.

Forholdet kan delvis forklares ut fra ulik forbehandling av ferskvanns- og sjøvannsprøver for aluminiumsanalyse. Ferskvannsanalysene av aluminium inkluderer ikke partikulært bundet aluminium, mens syrebehandling av sjøvannsprøver vil medføre et bidrag av partikulært bundet aluminium i analysene. Hamilton-Taylor (1974) påviste $17.65\mu\text{g}$ partikulært bundet aluminium pr l i overflatevann fra Bolstadfjorden.

Høye, og tildels varierende aluminiumsverdier i overflatevann på stasjon 6 (Veafjorden; $50\text{-}130\mu\text{g/l}$) skyldes trolig blandingen av ulike vannmasser, bl.a. fra Eksingedalselva.

Ved Trengereid, lenger ute i fjordsystemet ble det høsten 1993 registrert total aluminium på opp til $348\mu\text{g/l}$ i fjorden utenfor utløpet av Trengereidvassdraget, mens konsentrasjonen av løst aluminium i selve elven var på $109\mu\text{g/l}$ (Bjerknes m.fl. 1994). Den høye Al-konsentrasjonen i sjøen hadde trolig sammenheng med store konsentrasjoner av uorganisk partikulært materiale som ble ført ut i fjorden med elvevannet, og som har gått i løsning ved surgjøring av vannprøvene før analysen.

Ved NIVA arbeides det med å finne fram til analysemetoder som gir sammenliknbare tall for aluminium i ferskvann og sjøvann.

I ferskvann er det vanlig å analysere aluminium i ulike fraksjoner, og andelen labilt aluminium brukes ofte som et mål på hvor skadelig vannet er for fisk. Med de metoder som i dag er tilgjengelige er det ikke mulig å analysere de ulike fraksjonene av aluminium i sjø- og brakkvann, og det foreligger derfor kun data på total-aluminium.

4.3.2. Dypvann

I 1932 blei det registrert H_2S fra 80 m dyp og nedover på stasjon BO2 (Strøm 1936). I 1971-72 blei det der registrert oksygen helt til bunns på samme sted, men med lave verdier ($<2\text{ ml O}_2/\text{l}$) dypere enn 100 m. På stasjon BO1 ble det i 1971 registrert oksygen (0.20 ml/l) ned til 55 m dyp. Målinger på denne stasjonen i 1972 viste forekomst av H_2S fra 51 m dyp og nedover (Hamilton-Taylor 1974). Dette indikerer noe dårligere forhold i 1994-1995 enn i 1971-72, og at det tidvis forekommer dypvannsutskiftninger, i det minste i det ytre bassenget i Bolstadfjorden (utenfor terskelen ved Trollkona).

Strøm (1936) fant en H_2S -verdi på 1.05 ml/l i 140 m dyp på stasjon BO2, og bare 0.15 ml/l i 80 m dyp. Verdiene ellers lå mellom 0.5 og 1.5 ml/l i 85 og 100 m dyp. To prøver fra 125 m og 140 m dyp i mars-april 1995, synte verdier på h.h.v. 1.65 og 1.56 ml/l .

Hamilton-Taylor (1974) fant 1.8 ml/l oksygen på 129 m dyp på stasjon BO2 sommeren 1971. Grenseflaten mellom oksisk og anoksisk vann på stasjon BO1 lå rundt 55-60 m dyp. Verdiene fra 70-80 m tilsvarte $2.9\text{-}4.3\text{ ml/l}$.

Målingene i 1994-1995 viste at dypvannet gjennomgikk delvis uskifting, og at verdiene for oksygen/ H_2S dermed varierte mye. På stasjon BO1 var forholdene i 1994-1995, 85 m dyp, hele tiden dårligere enn de målingene i 1971-1972 synte. H_2S konsentrasjonen ligger nå på omkring det doble

av 1971-1972 verdiene. På stasjon BO2 synes forholdene litt dårligere både i forhold til 1932 og 1971-1972.

Målingene viser at det har skjedd en gradvis forverring med hensyn til konsentrasjon og mektighet av det H₂S-holdige dypvannslaget i Bolstadfjorden. Redusert dypvannsutskifting som følge av vassdragsutbygging medvirker til dette. Kraftbyggingen fører til økt ferskvannstilførsel til fjordsystemet i vinterhalvåret sammenliknet med naturlige forhold, og bidrar til et mer markert ferskt overflatelag vinterstid. Overflatelaget demmer opp mot terskeloverskylling av vann med høyere tetthet fra fjordsystemet utenfor. Sensommeren er det mest sannsynlige tidspunktet for terskeloverskylling og dypvannsutskifting i Bolstadfjorden.

Tilgjengelig datamateriale gir ikke mulighet for å gi eksakte anslag av vassdragsreguleringens bidrag til redusert dypvannsutskifting og dermed til forverringen av forholdene i dypvannslaget. Organisk belastning av Vossovassdraget fra jordbruk og kloakk bidrar i samme retning, og en bør være forsiktig med å øke denne belastningen.

4.3.3. Flotafiske

Det har vært spekulert på om det karakteristiske "flotafisket" som foregikk i Bolstadstraumen under høstflom før i tiden, kan ha hatt sammenheng med dypvannsutskiftninger i Bolstadfjorden, og H₂S-forgiftning av fisken. Fridtjov Dæmring (pers. komm.) kan fortelle at dette var et årvisst fenomen i tidligere tider, oftest i oktober måned. Torsk og hvitting kom flytende i stort antall med strømmen i svimeslått tilstand og kunne plukkes opp med hov eller med bare hendene. Laks og aure skal ikke ha forekommet. Fisk som havnet i Veafjorden kviknet til igjen.

Det var imidlertid bare i strømmen nedenfor Vikafjorden at dette fenomenet forekom, og det skal ikke ha forekommet lukt av H₂S. Dette tyder på at fenomenet bare omfattet fisk som har stått i Vikafjorden, og at fisken har fått osmotiske problemer ved at hele vannsøylen i denne fjorden, som bare er 20 m dyp, er blitt skiftet ut med ferskvann under høstflom, noe som også er bekreftet av denne undersøkelsen.

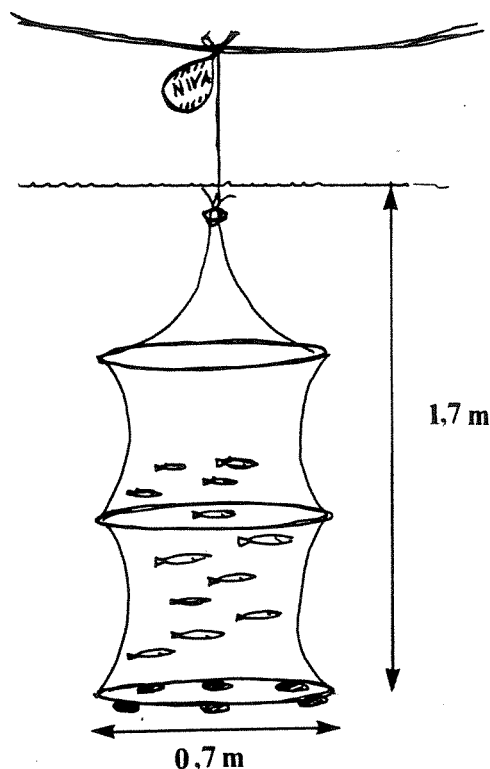
At flotafisket ikke er vanlig lenger, skyldes iflg. Dæmring (op. cit) at det er mindre torsk og hvitting i fjordsystemet nå en før, og at folk i området idag er mindre avhengige av flotafisket som matauk.

5. Eksponeringsforsøk med laksesmolt

Fiskeforsøkene i Bolstadfjord-systemet ble gjennomført i perioden 11-27. mai 1994, i den samme perioden som de vannkjemiske undersøkelsene av overflatevann. Eksponeringsforsøkene ble utført på de samme stasjonene som er undersøkt for kjemisk vannkvalitet (se Figur 4.1 foregående kapittel). Disse forsøkene ble gjennomført for å undersøke effektene av vannkvaliteten i Bolstadfjord-systemet på laksesmolt. Laksesmolt har i tidligere forsøk vist seg å være svært sensitiv overfor giftige blandsoner med ustabil Al-kjemi (Rosseland m. fl. 1992), og det var derfor interessant å studere om blanding av Al-rikt ferskvann (Vosso, Tyssø) med sjøvann kunne ha tilsvarende effekter.

5.1. Metoder

Smolt av Imsa-stammen fra NINAs forskningsstasjon på Ims ble transportert til Voss klekkeri, hvor den ble holdt i kar i 10 dager før utsetting i bur. For å undersøke sjøvannstoleransen til smolten før den ble satt ut, ble det gjennomført en sjøvannstest på klekkeriet på Voss. 10 fisk ble satt i 34 ppt sjøvann om kvelden den 9. mai, og sjøvannseksponeringen ble avsluttet den 11. mai. Den 11. mai ble smolten satt ut i bur på de samme 6 stasjonene som vist i Figur 4.1. På alle stasjonene ble burene plassert i overflaten, mens på stasjonen i Skånsviki (St. 3) ble ett bur i tillegg senket ned på ca. 30 meters dyp. Burene, som var laget av knutefri nylonnot, hadde en diameter på 0,7 m og var 1,7 m høye (Figur 5.1). Det ble satt 50 smolt i hvert av de 7 burene. I løpet av forsøksperioden ble fisken i burene sjekket ca. hver annen dag ved hjelp av vannkikkert, i alt 7 ganger. Buret som stod på 30 m dyp på stasjon 3 ble heist opp til ca. 1 m dyp slik at fisken kunne observeres.



Figur 5.1. Utforming av burene som ble brukt i eksponeringsforsøkene.

Etter at fisken hadde stått i burene i 14 dager for stasjonene ved Bolstadstrandi, ved Tysso og i Skånsviki (St 1,2 og 3) og 15 dager for de tre ytterste stasjonene: ved Straume, ved Leiren og i Veafjorden (St. 4, 5 og 6) ble eksponeringsforsøket avsluttet. 10-12 fisk fra hvert bur ble drept med et slag i hodet, det ble målt lengde og vekt og det ble tatt blodprøver. Blodprøvene ble tatt fra caudalåren (ryggpulsåren) på hepariniserte rør. Hematokritt ble bestemt direkte etter sentrifugering på en Compur M 1100 mikrosentrifuge, mens plasmaklorid konsentrasjonen ble bestemt ved en Radiometer CMT-10 klorid titrator. I tillegg ble det tatt gjelleprøver av andre venstre gjellebue av 6 fisk fra hver stasjon, disse prøvene ble lagret på bufret formalin. Gjelleprøvene ble senere spesialfarget for aluminium og undersøkt ved Norges Veterinærhøgskole.

Fisken måtte transporteres til prøvetakingsstedene som var ved stasjonen Tysso (St. 2) for de fire øverste gruppene, og til Leiren (St. 5) for de tre nederste gruppene. Denne transporten tok lengst tid (ca. 20 min) for fisken ved Bolstadstrandi (St. 1) og fisken ved Straume (St. 4). Etter at prøvetakingen av fisk var avsluttet ble 10 fisk fra hvert av burene transportert i oksygenerte kar til Leiren (St. 5) hvor de ble testet for sjøvannstoleranse. Sjøvannstesten er en 24 timers stresstest der fisken blir satt direkte i 34 ppt sjøvann, og den gir et mål på smoltens evne til å ioneregulere i sjøvann. Normal smolt skal kunne overleve en slik eksponering. Det ble brukt kunstig sjøsalt i denne testen ("Instant Ocean", Aquarium Systems), og salttilsetningen ble kontrollert ved en salinoterm type Electronic Switchgear. Temperaturen var 10,2°C ved starten av sjøvannstestene den 25. mai kl. 15.00, mens den var sunket til 6,4°C den neste morgenen. Det ble tatt prøver til analyse av CO₂-innholdet i vannet som ble brukt under sjøvannstestene.

Forskjeller mellom fisk på de ulike stasjonene i fysiologiske parametre er testet ved enveis variansanalyse og Tukey test. Analysene er gjennomført i statistikkprogrammet SPSS.

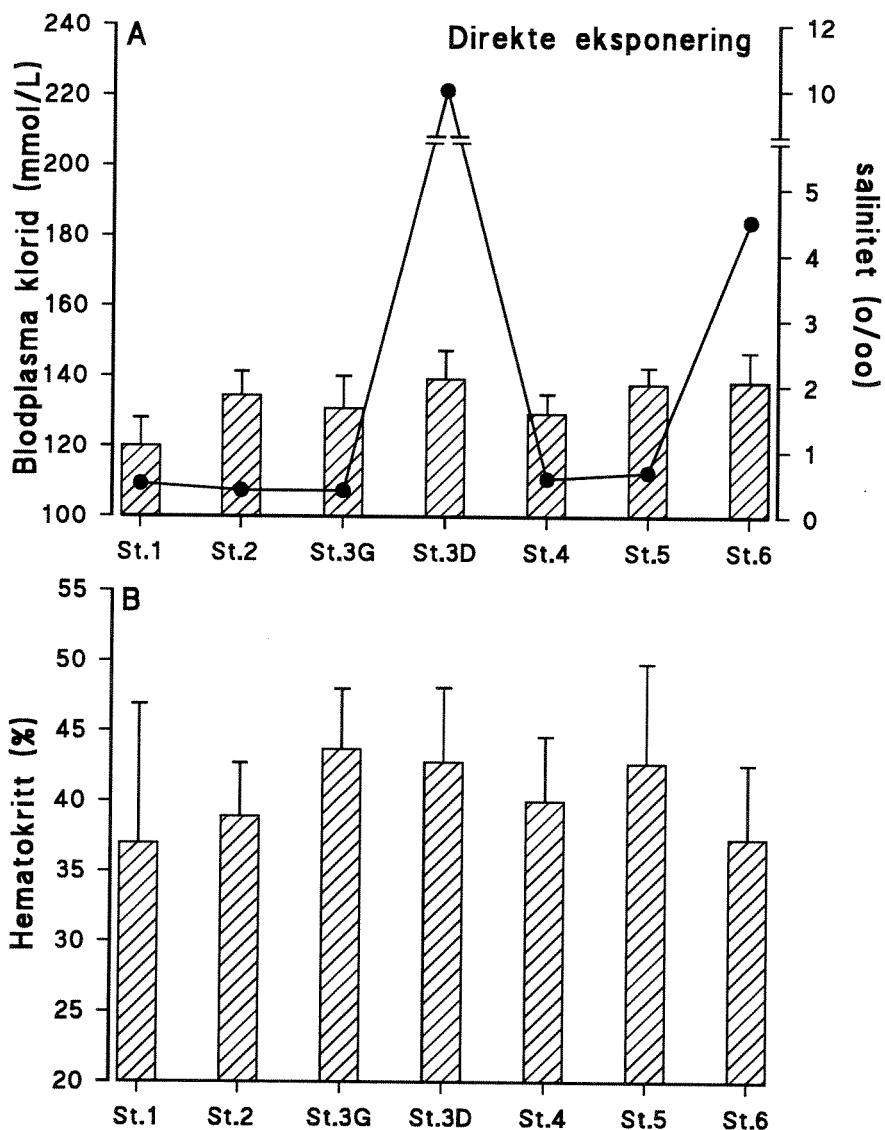
5.2. Resultater og diskusjon

Det ble ikke observert dødelighet i løpet av forsøket på noen av stasjonene i Bolstadfjord-systemet. Blodprøvene som ble tatt ved avslutningen av forsøket viste at fisken på stasjonen ved Bolstadstrandi (St. 1) skilte seg ut med å ha en signifikant lavere blodklorid konsentrasjon enn alle de øvrige, bortsett fra fisken på stasjonen ved Straume (St. 4) (Figur 5.2a). Redusert blodklorid konsentrasjon ses ofte hos fisk som utsettes for surt vann, og har sammenheng med at det sure vannet og spesielt vannets innhold av aluminium skader fiskens aktive opptak av salter over gjellemembranen.

Gruppen som hadde stått på 30m dyp i Skånsviki (St. 3D) hadde en blodklorid konsentrasjon som var signifikant høyere enn på stasjon 1 og 4, men verdien ligger likevel innenfor normalområdet. Saliniteten er et indirekte mål på vannets kloridinnhold, og er derfor tatt med på Figur 5.2. Det ser ikke ut til å være noen sammenheng mellom vannets salinitet og blodets kloridinnhold. Saliniteten i fiskeblodet tilsvarende ca. 11‰, og vannet i Veafjorden vil derfor være tilnærmet iso-osmotisk med fisken. Dersom fisken på denne stasjonen hadde hatt problemer med ioneopptaket, ville det ikke kunne måles i plasmaets kloridkonsentrasjon.

Det var ingen signifikante forskjeller i hematokritt mellom fisk på de ulike stasjonene, men det var svært stort standardavvik på fisken på stasjon 1 (Figur 5.2b), noe som er et typisk tegn på stress (Muniz et. al 1978). I løpet av forsøket ble det observert adferdsendringer på fisken fra stasjonen i Veafjorden (St. 6); smolten stod delvis loddrett i vannet. Dette er et fenomen som ofte settes i sammenheng med at fisken er stresset, og kan ha sammenheng med bl.a. høye CO₂-verdier (se kap. 4.2).

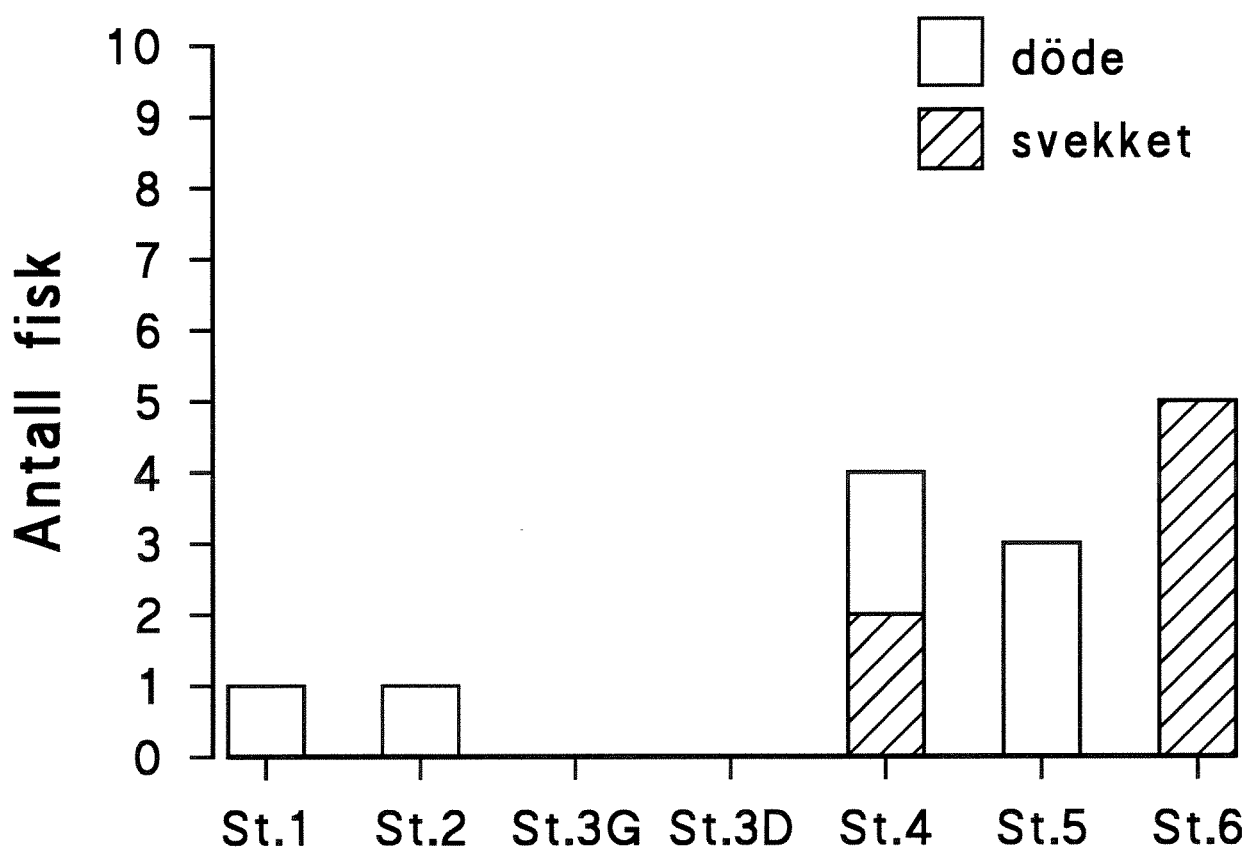
Mikroskopisk undersøkelse av gjeller viste små forandringer (vakuolisering) hos gruppene fra stasjon 1 (Boltsadstrandi), stasjon 4 (Straume) og stasjon 5 (Leiren). Endringene er for små til at det kan trekkes konklusjoner med hensyn til effekter av vannkvalitet på disse stasjonene. Farging av gjellene med solochrome azurin viste ikke utfelling av aluminium eller andre metaller på gjellene hos fisk fra noen av stasjonene i Bolstadfjord-systemet (se vedlegg).



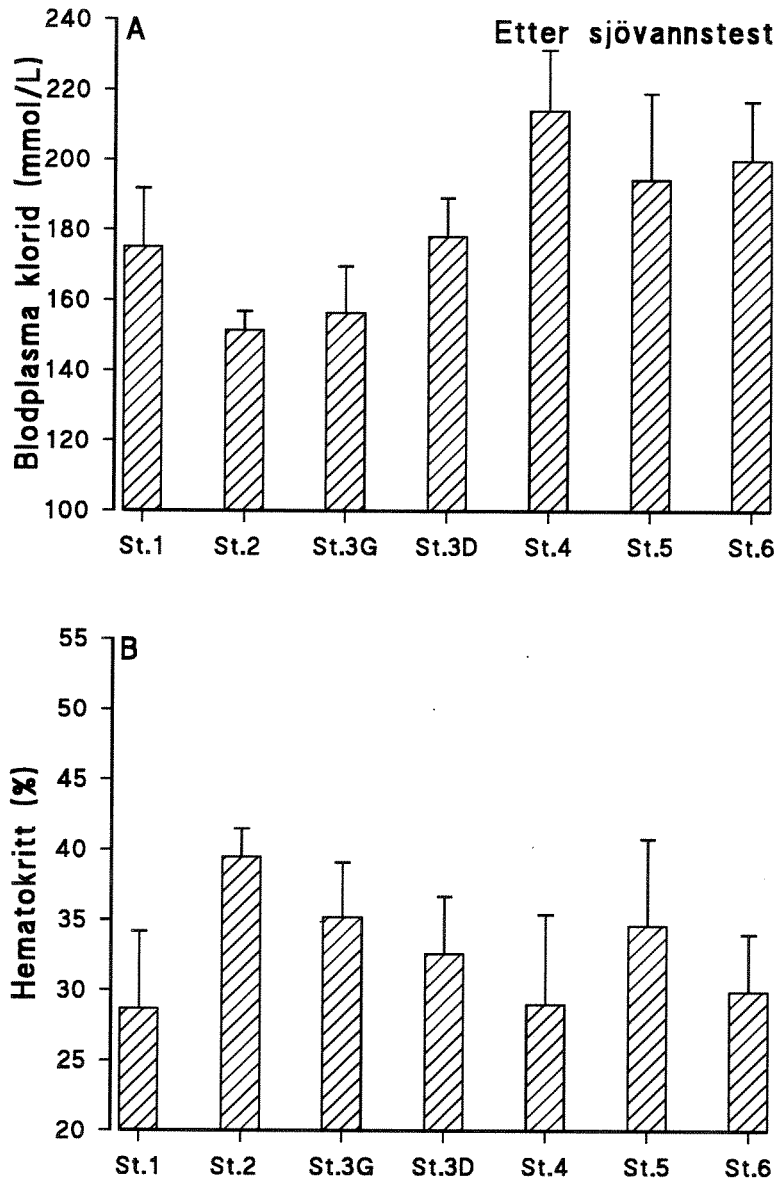
Figur 5.2. Gjennomsnitt og standardavvik for A) plasmaklorid og B) hematokritt % i blodprøver fra fisk eksponert på de ulike stasjonene. Hvert punkt er basert på prøver fra 6 fisk. Saliniteten i vannet (●) er også presentert (se Figur 4.1 for stasjonenes beliggenhet).

5.3. Sjøvannstester

Det var full overlevelse på fisken ved sjøvannstesten som ble utført på klekkeriet på Voss før utsetting. Sjøvannstestene (34 ppt sjøvann) som ble også utført på fisk som hadde vært eksponert i Bolstadfjord-systemet medførte dødelighet eller sterkt svekket fisk på fem av de sju stasjonene (Figur 5.3). Ser en samlet på dødelighet og tydelig svekkelse ser det ut for at sjøvannstestene rammet fisken på de tre ytterste stasjonene sterkest. Dette bildet bekreftes også av blodprøvene som ble tatt ved avslutningen av sjøvannstestene (Figur 5.4). Fisken fra stasjonene St. 2 og St. 3G regulerer saltbalansen best, mens fisken på stasjonene 4, 5 og 6 har signifikant høyere plasmaklorid konsentrasjon enn både på St. 2 og 3. Fisken fra stasjon 2 skiller seg også ut ved å ha normale hematokrittverdier også etter sjøvannstester, og verdiene var signifikant høyere enn for stasjonene 1, 4 og 6.



Figur 5.3. Antall døde og synlig svekkede fisk etter en 24 timers sjøvannstest (34 p.p.t.) for fisk som hadde vært eksponert på de ulike stasjonene i Bolstadfjord-systemet i perioden 11.-26. mai 1994 (se Figur 4.1 for stasjonenes beliggenhet).



Figur 5.4. Gjennomsnitt og standardavvik for A) plasmaklorid og B) hematokritt % i blodprøver fra fisk etter en 24 timers sjøvannstest (34 p.p.t.) for fisk fra de ulike stasjonene i Bolstadvannsystemet. Hvert punkt er basert på prøver fra 6 fisk (se Figur 4.1 for stasjonenes beliggenhet).

5.4. Konklusjon

Vannkvaliteten i Bolstadfjord-systemet var ikke akutt toksisk for laksesmolt i tidsrommet 11.-27. mai 1994, ettersom det var full overlevelse i burene etter eksponeringen. Når det gjelder fisken fra de tre innerste stasjonene (St. 1-3) var det fisken fra Bolstadstrandi (St.1) som skilte seg ut med sviktende ioneregulering både etter den direkte eksponeringen, og ved sjøvannstestene. Svikt i ionereguleringen vist etter sjøvannstestene som forhøyet blodklorid pga. av svikt i den aktive saltutskillingen, og redusert hematokritt på grunn av at blodlegemene skrumper når saltinnholdet i plasma øker. Fisk fra stasjonen ved Tyssø (St. 2) så ut til å klare seg bra med normal ioneregulering (blodklorid) og hematokritt både før og etter sjøvannstestene, og det så ikke ut til at innblanding av surt vann fra Tyssø hadde noen særlig betydning. Når det gjelder fisken fra de tre ytterste stasjonene (St. 4-6) skilte de seg ikke fra de øvrige etter eksponeringen i fjordsystemet, men det var svikt i ionereguleringen og dødelighet hos fisk fra alle stasjonene etter sjøvannstestene.

Hvorvidt disse effektene skyldes aluminium lar seg ikke fastslå, men kan ikke utelukkes til tross for at det ikke ble funnet aluminiumutfelling på gjellene. Forsøk med lakseyngel har vist at utskillingen av aluminium fra gjellene kan være en svært hurtig prosess (< 5 dager) (Lacroix mfl. 1993). Det betyr at en episode med Al-utfelling på gjellene ikke nødvendigvis vil kunne måles ved slutten av forsøket. På stasjonen i Veafjorden (St. 6) var f.eks. Al-konsentrasjonen svært høy (130 µg/L) den 16. mai, 10 dager før avslutningen av eksponeringen.

I forbindelse med sjøvannstestene ble det tatt egne prøver for å måle CO₂ konsentrasjonen, og den var høy, henholdsvis 100 og 130 mg/L for de to dagene sjøvannstestene ble gjennomført. Grenseverdiene for akutt gifteffekt av CO₂ ligger mellom 20 og 100 mg/l avhengig av pH, temperatur og oksygeninnhold (Rosseland mfl. 1990).

En skal være varsom med å tolke den høye dødeligheten hos fisk i sjøvannstestene, men det er grunn til å anta at forskjellene mellom fisk fra de ulike stasjonene kan forklares utfra miljøforskjeller ved eksponeringen, ettersom de ble behandlet likt under sjøvannstestene. Sjøvannstestene som ble utført på klekkeriet på Voss, ble også gjennomført på samme måte uten at det ble observert dødelighet.

I samme tidsrom som forsøkene pågikk i Bolstadfjorden ble det observert høy dødelighet i flere matfiskanlegg i Dalsfjorden i Sogn og Fjordane og Masfjorden og Osterfjorden i Hordaland. Tilsammen mistet oppdretterne ca. 130 tonn fisk, og i utgangspunktet regnet en med at dette skyldtes giftige alger. Dette ble imidlertid tilbakevist etter at det ble dokumentert at det ikke hadde vært verken spesielt mye alger eller giftige alger på det angjeldende tidspunktet.

Elementanalyser utført ved Institutt for Mikrobiologi og Plantefysiologi ved Universitetet i Bergen viste utfelling av aluminium på fiskens gjeller. På denne bakgrunn er det startet opp et samarbeidsprosjekt mellom NIVA og Havforskningsinstituttet med forsøk for å undersøke disse forholdene nærmere. I 1995 har det vært en tilsvarende episode på oppdrettsanlegg i Masfjorden og Osterfjorden, men av mindre omfang enn i 1994.

Disse observasjonene tyder på problemer som kan ha betydning både for villaksen i Vosso og for fisk i oppdrettsanlegg i fjordsystemer som tilføres surt, aluminiumsrikt vann under vårfloppen. Til tross for at vannkvaliteten i Bolstadfjord-systemet ikke viste seg å være akutt toksisk, er det grunn til å være oppmerksom på problemet på bakgrunn av de høye konsentrasjonene av aluminium (50 µg/L i gjennomsnitt) i dette brakkvannssystemet.

6. Anbefalinger

Undersøkelsen har avdekket at seinsommeren er sannsynlig utskiftings-periode for dypvann, og ikke vinteren. Dette kan ha sammenheng med at vannføringen i tilløpselvene da er minst (jfr. Magnusson 1980).

Dramatiske episoder med hensyn til H₂S i overflaten kan neppe forventes, i og med at grenseflaten ligger dypt i begge ender av fjorden. Sammenlikning med tidligere undersøkelser viser imidlertid at det finner sted en utvikling i retning av økt H₂S i dypvannet. Dette betyr at mektigheten og konsentrasjonen av H₂S-holdig dypvann er økende, og kan representere en fare på lengre sikt. Utviklingen bør derfor overvåkes med ett årlig tokt for hydrografi- og vannkjemi.

Det bør foretas nye undersøkelser av belastningssituasjonen i Vosso. Situasjonen bør holdes under oppsikt med sikte på å unngå økt belastning på dypvannet i Bolstadfjorden.

Eksperimentet med kontinuerlig måling av strøm og salinitet/hydrografi på terskelen må gjentas om sommeren. Her bør det benyttes strømmålere som måler retning uten å bli forstyrret av bunn. En doppler måler uten bevegelige deler er her et alternativ (f.eks. Aanderaa DCM 3500).

Det er ikke mulig å påvise labilt aluminium i sjøvann eller brakkvann med de analysemetoder som er for hånden idag. Eksponering av fisk må derfor inngå som ledd i påvisningen av toksisk aluminium i blandsoner i sjø, slik det er gjort i denne undersøkelsen. Det arbeides imidlertid med forbedring av analysemetodene for å øke utsagnskraften med hensyn til toksisk aluminium i sjøvann, og for å kunne trekke direkte sammenlikninger mellom skadelig aluminium i tilløpselver og overflatevann i fjorder. Vosso og Bolstadfjorden peker seg ut som viktige områder til utprøving og bruk av slik analysemetodikk i overvåkingssammenheng.

Aluminiumutfellinger på gjeller i forbindelse med dødelighet på oppdrettslaks lengre ute i Sørfjord/Osterfjordsystemet og i andre fjorder på Vest- og Sørlandet våren 1994 gir fortsatt grunn til å anse toksisk aluminium i fjorder som en fare også for villaks. Foreløpige resultater av eksperimentelle undersøkelser med eksponering av smolt ved akvakulturstasjonen i Matre våren 1995 (Rosseland 1994), styrker denne oppfatningen. På denne bakgrunn er det naturlig å vurdere samkjøring av undersøkelser av laksesmolt i Vosso og Bolstadfjorden med de forsøk som pågår i Matre.

7. Litteratur

- Andreae, M. O. og W. A. Jaesche 1992: Exchange of sulphur between biosphere and atmosphere over temperate and tropical regions. I: Sulphur cycling on the continents, SCOPE rapport nr 48, John Wiley & Sons, Chichester.
- Aure, J. og Ø. Østensen 1993: Hydrografiske normaler og langtidsvariasjoner i norske kystfarvann. Rapp. Fisken og Havet nr 6/93, HI, Bergen.
- Bjerknes, V., Aanes, K. J. & Bækken, T. 1991. Flomsikring av Vangsvatn. Miljøvirkninger av anleggsarbeid. NIVA-rapport nr. 2676, 36 s.
- Bjerknes, V., Lydersen, E., Golmen, L. G., Hobæk, A. & Holtet, L. Nefrokalsinose hos regnbueørret i oppdrettsanleg ved Trengereid. Miljømessige årsaker. NIVA-rapport nr. 3027, 2s.
- Hamilton-Taylor, J. 1974. The geochemistry of fjords of south-west Norway. Ph.D.-thesis, Univ. of Edinburgh. 138 pp.
- Kaste, Ø., Hindar, A. & Kroglund, F. 1994. Miljøtiltak for bevaring av laksen i Vossovassdraget - Kalkingsplan. NIVA-rapport nr. 2992, 23 s.
- Kroglund, F., Bentssen, M., Åtland, Å. & Rosseland, B. O. 1993. Er laksen truet selv ved moderat forsurening?. Eksempler fra Vosso. NIVA-rapport nr. 2947, 26 s.
- Krouse, H. R. og V. A. Grinenko 1991: Stable Isotopes: Natural and Anthropogenic Sulphur in the Environment. SCOPE rapport nr 43, John Wiley & Sons, New York.
- Lacroix, G.L., R. H. Peterson, C.S. Belfry, and D.J. Martin-Robichaud. 1993. Aluminium dynamics on gills of Atlantic salmon fry in the presence of citrate and effects on integrity of gill structures. *Aquatic Toxicology* 27: 373-402.
- Magnusson, J. 1980. Bolstadfjorden. En vurdering av vassdragsregulerings innflytelse på fjordens hydrografi. NIVA-rapport nr. 1228, 26 s.
- Muniz, I. P., Leivestad, H. & Rosseland, B. O. 1978. Stressmålinger på fisk i sure vassdrag. Presentasjon av metodikk og en del resultater. Nordforsk, Miljøvårdssekretariatet, Publikasjon 1978:2: 233-247.
- Næs, K., J. Skei og P. Wassmann 1988: Total particulate and organic fluxes in anoxic Framvaren waters. *Marine Chemistry* Vol. 23, s. 257-268.
- Poppe, T. T., Holtet, L., Bjerknes, V. & Lydersen, E. 1995. Kalsiumutfelling i nyrene hos regnbueørret i sjøvannsoppdrett. *Norsk Veterinærtidsskrift* 107, 2, s. 131-137.
- Rosseland, B. O. 1994. Endringer av metallers tilstandsform i overgangen fra ferskvann til sjøvann (estuarier) og virkningen på laks og marine organismer. Søknad til Norges forskningsråd 26.10.94.
- Rosseland, B.O., P. Jacobsen, og M. Grande. 1990. Miljørelaterte tilstander. I: T. Poppe (red.). Fiskehelse. Sykdommer, behandling, forebygging. John Grieg forlag 1990.

Rosseland, B. O., Blakar, I. A., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellestad, A., Lydersen, E. Oughton, D. H., Salbu, B., Staurnes, M. & Vogt, R. 1991. The mixing zone between limed and acid river waters: Complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. *Environ. Pollut.* 78, 3-8.

Strøm, K. M. 1936. Land-locked waters. Hydrology and bottom deposits in badly ventilated Norwegian fjords with remarks upon sedimentation under anaerobic conditions. *Skr. Norske Vidensk. Akad.*, Oslo.

Aanderaa 1987. Operating Manual, RCM 7&8. Aanderaa Instruments AS, Bergen, 55 s.

Vedlegg

Histologisk undersøkelse av gjeller fra laksesmolt

Agnar Kvellestad
Veterinærinstituttet
P.O.B. 8156 Dep.
0033 Oslo
Tlf. 22 96 47 17

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING Vestlandsavdelingen	
J.nr.:	434/92
Sek. nr.:	0-94062
Dato:	12/10

VIB

10/10-94

Norsk institutt for vannforskning v/Vilhelm Bjerknes
Vestlandsavdelingen
Høyteknologisenteret i Bergen
Thormøhlensgt. 55
5008 Bergen

HISTOLOGISK UNDERSØKING AV GJELLER FRÅ LAKSESMOLT FRÅ FOR- SØK I BOLSTADFJORDEN.

Eg syner til tidlegare telefonsamtalar og til Dykkar ref. J.nr. 285/94, S.nr.E 93440.

Alle gjellene er støypte i paraffin (våre journalnummer 94/04/40310 - 40355 og 40383 - 40387) og det er laga to histologiske snitt frå kvar av tre fisk i kvar gruppe. Det eine snittet er standard farga (hemalum-eosin) og det andre farga for påvising av ulike metall med solochrome azurin ved pH 5.


Ved lysmikroskopisk undersøking fanst på gjeller frå fisk i gruppene BO 01, BO 04 og BO 05 ei viss vakuolisering av gjelleepitel. Metall vart ikkje påviste.

Vakuolisering som her er endringar som lett kan oppstå som artefakt, og må tolkast med stor varsemd.

Som avtala på tlf. vert det ikkje på noverande tidspunkt utførde vidare undersøkingar av dette materialet.

Når det gjeld rekning for oppdraget, syner eg til eige brev frå Norges veterinærhøgskole, Institutt for morfologi, genetik og akvatisk biologi (vårt j.nr.142-143/BR/wl).

Venleg helsing


Agnar Kvellestad

NIVA



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo
Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2805-5