

0-92168

Miljøundersøkelser i Bergsfjorden, Senja - effekter av avgang fra en grafittgruve



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

| | |
|-------------------------|-----------------|
| Prosjektnr.: O-92168 | Undernr.: |
| Løpenr.: 3042 | Begr. distrib.: |

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

| | | |
|--|-----------------------------|-----------------------|
| Rapportens tittel: Miljøundersøkelser i Bergsfjorden, Senja - effekter av avgang fra en grafittgruve. | Dato: 8/4-94 | Trykket: NIVA 1994 |
| | Faggruppe: Marin økologi | |
| Forfatter(e): John Arthur Berge Aud Helland Kai Sørensen | Geografisk område: Troms | |
| | Antall sider: 58 | Opplag: 50 |

| | |
|--------------------------------------|------------------|
| Oppdragsgiver: Elkem Skaland A/S. | Oppdragsg. ref.: |
|--------------------------------------|------------------|

Ekstrakt:

Undersøkelser av metaller i sediment, mengden partikler i vann og bløtbunnsfaunaundersøkelser er gjennomført i Bergsfjorden, Senja for å vurdere eventuelle effekter av utslipp av avgang fra en grafittgruve. Konsentrasjonen av krom (220 µg/g), kobber (364 µg/g) og nikkel (205 µg/g) i det partikulære materialet i avgangen var over bakgrunnsnivå for marine sedimenter. Avgangen kunne pga. sitt innhold av kobber og nikkel spores minst 7 km fra utslippspunktet. Ved transmisjonsmålinger kunne utslippet spores opp til ca. 1 km fra utslippspunktet i de dypere vannlag og 0.5 km i overflatelaget. Undersøkelsene av bløtbunnsfauna tyder på at det ikke er noen tydelig påvirkning på stasjoner i en avstand av 0.5 - 7 km fra utslippet. En stasjon ca. 50 m fra utslippet var imidlertid påvirket. Konklusjonen er at spredning av avgangen kan spores i store deler av fjordområdet (minst 7 km fra utslippet), men at biologiske effekter i sediment hovedsakelig er begrenset til selve utslippsområdet (< 500 m fra utslippet).

4 emneord, norske

1. Gruveavgang
2. Sediment
3. Bløtbunnsfauna
4. Turbiditet

4 emneord, engelske

1. Mine tailing
2. Sediment
3. Soft bottom fauna
4. Turbidiry

Prosjektleder

John Arthur Berge

For administrasjonen

Torgeir Bakke

ISBN-82-577-2504-8

Norsk institutt for vannforskning

O-92168
MILJØUNDERSØKELSER I BERGSFJORDEN, SENJA -
EFFEKTER AV AVGANG FRA EN GRAFITGRUVE

Oslo,

8. april 1994.

Prosjektleder:

John Arthur Berge

Medarbeidere:

Aud Helland
Frank Kjellberg
Kai Sørensen
Rune Palerud, Akvaplan-niva

INNHOOLD

SIDE

| | |
|--|----|
| FORORD | 3 |
| 1. KONKLUSJONER OG SAMMENDRAG | 4 |
| 2. INNLEDNING | 7 |
| 2.1 Synspunkter på basis av befaring foretatt februar 1992 | 7 |
| 3. MATERIALE OG METODE | 9 |
| 3.1 Analyse av gruvevann | 9 |
| 3.2 Analyse av partikulært materiale i avgangen | 9 |
| 3.3 Analyse av sediment | 9 |
| 3.4 Transmisjon og hydrografiske målinger | 12 |
| 3.5 Bløtbunnsfauna | 15 |
| 4. RESULTATER OG DISKUSJON | 17 |
| 4.1 Analyse av gruvevann | 17 |
| 4.2 Analyse av partikulært materiale i avgangen | 18 |
| 4.3 Analyse av sediment | 19 |
| 4.4 Transmisjon og hydrografiske målinger | 26 |
| 4.4.1 Målinger november 1992 | 26 |
| 4.4.2 Målinger juni 1993 | 33 |
| 4.5 Bløtbunnsfauna | 35 |
| 5. OPPSUMMERENDE KOMMENTARER | 48 |
| 6. REFERANSER | 50 |
| VEDLEGG | 51 |

Forord

Etter oppfordring fra Elkem-Skaland A/S har NIVA på bakgrunn av befaring til gruve og oppredningsverk, samt rapporten etter SFTs inspeksjon på bedriften 26. november 1991, utarbeidet et forslag til resipientundersøkelser i Bergsfjorden.

Endelig program for undersøkelsene er beskrevet i programforslag fra NIVA av 25. juni 1992.

I foreliggende rapport presenteres resultatene av undersøkelser foretatt i 1992 og 1993 i henhold til ovenstående programforslag.

Undersøkelsene i 1992 omfattet:

*Kjemisk karakterisering av avgang og gruvevann
Sedimentundersøkelser
Bløtbunnsfauna
Transmisjonsundersøkelser.*

Undersøkelsene i 1993 omfattet kun transmisjonsundersøkelser.

Innsamling av sediment til sedimentundersøkelser og bløtbunnsfauna ble gjennomført i perioden 2. - 4. november 1992 fra det innleide fartøy "Kameleon". Transmisjonsundersøkelser i 1992 ble gjennomført på samme tidspunkt fra en mindre sjark. Transmisjonsundersøkelsene som ble foretatt i 1993 ble gjennomført i juni.

Under feltarbeidet i 1992 deltok Rune Palerud fra Akvaplan-niva, som også har organisert arbeidet med sortering og identifisering av bløtbunnsfauna. Denne identifiseringen er i hovedsak foretatt av Akvaplan-niva.

Følgende personer har tatt del i identifiseringsarbeidet:

*Rosie Evans, Akvaplan-niva - Polychaeta, Caudofoveata
Rune Palerud, Akvaplan-niva - Crustacea
Anders Warén/Olle Israelsson,
Naturhistoriska Riksmuseet, Stockholm - Mollusca
Hans-Petter Mannvik, Akvaplan-niva - "Diverse".*

Oslo, 8. april 1994.

*John Arthur Berge
prosjektleder*

1. KONKLUSJONER OG SAMMENDRAG

Avgang fra Elkem Skaland til Bergsfjorden kan pga. av sitt innhold av metallene kobber, nikkel og krom spores minst 7 km fra utslippspunktet. Overkonsentrasjonen av krom, kobber og nikkel i sediment 3 km og 4.6 km fra utslipp varierer fra 2.5 til 1.2 ganger lokalt bakgrunnsnivå i Bergsfjorden. På bakgrunn av forholdet mellom mengde karbon og nitrogen i sedimentet kunne derimot utslippet kun spores opp til 2 km fra utslippet. Bedømt ut fra målinger av mengde partikler i vannmassen på to forskjellige tidspunkt, kunne utslippet spores opp til 1.5 km fra utslippspunktet i de dypere vannlag og 0.5 km i overflatelaget. Undersøkelsene av bløtbunnsfauna tyder på at en ikke har noen tydelig påvirkning av bunnfaunaen på 5 stasjoner som ligger i en avstand av 0.5 - 7 km fra utslippet. En stasjon ca. 50 m fra utslippet avviker vesentlig fra de øvrige stasjonene og anses som påvirket. En konkluderer med at spredning av avgangen kan spores i store deler av fjordområdet (minst 7 km fra utslippet), men at biologiske effekter i sedimentet hovedsakelig er begrenset til selve utslippsområdet (<500 m fra utslippet).

NIVA har i 1992 og 1993 gjennomført undersøkelser i Bergsfjorden på Senja som ledd i overvåking av eventuelle effekter av utslipp fra Elkem-Skaland A/S. Grafittverket i Skaland har vært drevet siden 1932 og produserer idag ca. 10.000 tonn grafitt årlig. Bedriften har et avgangsutslipp til vann (Bergsfjorden) på inntil 80 m³/time (inntil 40.000 tonn tørrstoff pr. år fortynnet med ferskvann), inklusiv utslipp av gruvevann (drensvann/borevann) på ca. 20 m³/t som også inneholder noe partikler og et utslipp på inntil 4 m³/time av ferskvann fra gassvaskeanlegget for tørkeovnsavgass. Avgangen slippes idag ut på ca. 30 m dyp ca. 150 m fra land.

Gruvevann og avgang

Konsentrasjonen av metaller Cu (kobber), Pb (bly), Hg (kvikksølv), Cd (kadmium), Ni (nikkel), Cr (krom) i gruvevannet tilsier at dette som ferskvann å betrakte, ikke representerer noe større problem for Bergsfjorden enn annen avrenning fra land.

Konsentrasjonen av flotassjonskemikaliet metyl-isobutyl carbinol i det partikulære materialet i avgangen var <1 µg/g t.v. Totalt sett synes ikke metyl-isobutyl carbinol å utgjør noe miljøproblem for sedimentlevende dyr eller fisk i Bergsfjorden.

Konsentrasjonen av krom (220 µg/g), kobber (364 µg/g) og nikkel (205 µg/g) i det partikulære materialet i avgangen var så høyt at dersom de sedimenterer uten fortynning, vil det utgjøre konsentrasjoner som overstiger det en forventer i sediment i diffust belastede kystområder uten punktkilder. Konsentrasjonen av kvikksølv (<0.001 µg/g), kadmium (0.007 µg/g) og bly (6 µg/g) i avgangen var innenfor det som må anses som normalt i sediment i kystområder. På bakgrunn av de noe høye konsentrasjonene av krom, kobber og nikkel i avgangen, ble det utført analyser av disse parametre på sediment fra Bergsfjorden. Også total mengde organisk karbon (TOC) og nitrogen (TN), samt andelen av partikler mindre enn 63 µm (finere enn sand) ble analysert.

Sediment

De høyeste verdiene av krom, kobber og nikkel ble registrert i sediment nær utslippet fra bedriften, henholdsvis 237, 400, 290 mg/kg, altså høyere enn i avgangen. Sedimentet ved utslippet kan karakteriseres som moderat forurenset av krom og markert forurenset av kobber og nikkel.

Verdiene avtok med økende avstand fra utslippet. Sedimentene på stasjoner fra 3 til 7 km fra utslippet kan klassifiseres som moderat forurenset av krom (61 - 100 mg/kg), kobber (68 - 101 mg/kg) og nikkel (38 - 49 mg/kg). Sedimentkjerner fra stasjon 4 (3 km fra utslippet) og 5 (4.6 km fra utslippet) ble analysert ned til 16 cm sedimentdyp. Analysene viste lavere verdier av alle metallene 12 til 16 cm ned i sedimentet. På bakgrunn av konsentrasjonen i overflatesedimentet (0 - 1 cm) og konsentrasjonen 12 - 16 cm ned i sedimentet kan en si at overkonsentrasjonen for de analyserte metallene på stasjoner 3 km og 4.6 km fra utslippet varierer fra 2.5 til 1.2 ganger bakgrunnsnivå i Bergsfjorden som følge av gruveaktiviteten ved fjorden.

Sedimentene nær utslippet til bedriften bar tydelig preg av avgangsmasser. Alle stasjoner foruten stasjon 1 som ligger nærmest utslippet, hadde oksisk overflate med synlig spor etter gravende dyr. Innholdet av organisk karbon i sedimentene var relativt høyt og varierte mellom 1.5 til 4.9% og innholdet av nitrogen fra <0.01 til 0.8%. Bunnsedimentene nær utslippet hadde de laveste verdiene av N. De lave verdiene nær utslippet skyldes det store innslaget av avgang (C/N-forhold >146 på stasjon 1). Sedimentfraksjonen <63 µm var størst på stasjon 4 og 5 (henholdsvis 94.34 og 92.75%) og lavest på stasjon 1 (68.33%).

På bakgrunn av C/N-forholdet kunne virkningen av utslippet spores ca. 2 km innover i fjorden (stasjon 2) og til midten av fjorden ca. 500 m syd for utslippet. Det forhøyede C/N-forholdet i Nordfjorden antas å skyldes gruveavgang fordi det ikke renner ut noen større elver av betydning i dette området.

Transmisjon

Den vertikale fordeling av partikler i vannmassene viste at utslippet innlagres i dyp fra 12 - 15 m til 25 - 30 m. I overflaten ble det registrert partikkelkonsentrasjoner på 12 - 14 mg/l. Maksimalkonsentrasjoner ble funnet nær utslippet i innlagersdyp (ca. 30 mg/l). Influensområdet for avgangen var bedømt ut fra transmisjonsmålingene til opp til ca. 1 km fra utslippspunktet i de dypere vannlag, og 0.5 km i overflatelaget på de aktuelle tidspunkt. Det var ikke mulig ut fra transmisjonsmålingene og de hydrografiske målinger å identifisere noen klar effekt av sjøvannsinnblandingen i avgangen. Visuelle observasjoner av avgangsrelaterte partikler på overflaten antyder imidlertid at innblanding av sjøvann kan ha gitt en positiv effekt. Gjennombrudd til overflaten vil dessuten være avhengig av mengden luft som kommer ut med avgangen. Ved innblanding av sjøvann tatt fra et dyp under overflaten, har en også en viss fare for overmetning og dannelsen av gassbobler som vil kunne øke transporten opp til overflaten.

Bløtbunnsfauna

Bunnfaunaprøvene fra stasjon 1 nærmest utslippet hadde det laveste arts- og individantall, mens stasjon 6 lengst ut i fjorden hadde det største antall. Generelt kan en karakterisere både arts- og individantallet som ble funnet på stasjon 1 som lavt. Dette bekreftes av sammenligninger med bløtbunnsundersøkelser gjort i Selfjord lengre sør på Senja.

På bakgrunn av to diversitetsmål (H' , ES_{100}), kan bunnfaunaen i resipienten ikke sies å være markert berørt. Alle ES_{100} verdiene beregnet på de seks stasjonene i Bergsfjorden, ligger imidlertid lavere enn tilsvarende verdier beregnet for 10 stasjoner i Selfjord. Alle stasjonene i Bergsfjorden ligger i området der en enten har normalt eller moderat arts mangfold. Også stasjon 1 (nærmest utslippet) ligger innenfor det som anses for "normalt arts mangfold".

Multivariate analyser av faunadata viser at faunasammensetningen på alle stasjoner er signifikant forskjellig fra hverandre. Den største forskjellen synes imidlertid å være mellom stasjonen nærmest utslippet og de øvrige stasjoner.

De anvendte multivariate analysene kan ikke si noe direkte om årsaken til at stasjonene er forskjellige. De mest sannsynlige kandidater til å forklare de ulike forskjellene er sedimentasjon, dyp og metallinnhold. En antar at den relativt store forskjellen mellom stasjon 1 og de øvrige stasjoner i hovedsak skyldes de fysiske effekter av sedimentasjonen av partikler fra avgangen, samt den effekt dette har på næringstilgangen for bunndyr (lavere innhold av tilgjengelig TOC og et ekstremt lavt innhold av TN). Noen sammenheng mellom artsmangfold (ES100) og metallkonsentrasjonen i sediment ble ikke funnet i datamaterialet fra Bergsfjorden og antyder at eventuelle effekter av metaller er kamuflert av andre faktorer.

Det var liten overlappning av dominerende arter mellom stasjon 1 og de øvrige stasjoner. Børstemarken *Myriochele oculata* var den art som dominerte tallmessig på stasjonene 3 - 6 lengst fra utslippet. På stasjon 2 var en annen børstemark, *Maldane sarsi*, mest tallrik, mens *Myriochele oculata* kom som nummer to. På stasjon 1 nærmest utslippet var *M. oculata* kun representert med 2 individer. Kun muslingen *Thyasira gouldi* som var den mest tetthetsmessig dominerende arten på stasjon 1, var også dominerende på andre stasjoner (st. 2 og 6). På stasjon 3 - 5 dominerte imidlertid en annen musling-art, (*Thyasira dunbari*).

Stasjon 1 var den eneste stasjonen der den forurensnings-/forstyrrelsetolerante børstemarken *Capitella capitata* ble funnet. Tettheten på denne stasjonen var imidlertid lav (3.5 pr grabb) og skyldes sannsynligvis det lave innholdet av tilgjengelig organisk karbon og nitrogen i sedimentet. Under forhold der en har en stor grad av forstyrrelse (sedimentering)/forurensning, og der sedimentet har et lavt innhold av organisk materiale, skulle en derfor forvente et samfunn med relativt få arter som alle er representert med få individer.

Undersøkelsene av bløtbunnsfauna tyder på at en ikke har noen tydelig påvirkning av bunnfaunaen på stasjon 2 - 6 som kan knyttes til avgangutslippet. Stasjon 1 avviker vesentlig fra de øvrige stasjoner, og en konkluderer med at bunndyrsamfunnet på stasjon 1 er påvirket av utslippet.

Ut fra konsentrasjonen av Ni og Cu er alle de undersøkte stasjoner berørt. Effekter av utslippet på faunaen i sedimentet kunne imidlertid kun spores på stasjon 1, men ikke med sikkerhet på de øvrige stasjoner. Utslippet ser derfor ut til hovedsakelig å ha en lokal effekt på bløtbunnsamfunn i Bergsfjorden, og påvirket område er vesentlig mindre enn det området der avgang kan spores kjemisk.

2. INNLEDNING

Grafittverket i Skaland har vært drevet siden 1932. Etter en brann i 1985 og gjenoppbygging av nytt oppredningsverk gikk A/S Skaland Grafittverk konkurs. Elkem Skaland A/S overtok anlegget fra konkursboet medio august 1991 og med igangsettelse av ny drift pr. 1. november 1991. Bedriften produserer ca. 10.000 tonn grafitt årlig. Til vann (Bergsfjorden) har bedriften et avgangsutslipp på inntil 60 m³/time (inntil 40.000 tonn tørrstoff pr. år, fortynnet med ferskvann), et utslipp av gruvevann (drensvann/borevann) på ca. 20 m³/t som også inneholder noe tørrstoff og et utslipp på inntil 4 m³/time av ferskvann fra gassvaskeanlegget for tørkeovnsavgass.

Med avgangen som ifølge konsesjonsbetingelsene ikke skal inneholde mindre enn 120 g/l av suspendert uorganisk materiale, følger også noe flotasjonskjemikalier (Metyl Isobutyl Carbinol og mindre mengder andre oljetyper). På årsbasis benyttes ca. 5 tonn flotasjonsmateriale (basert på 230 driftsdøgn på årsbasis, tall oppgitt av bedriften), hvorav ca. 1 - 2 tonn har vært antydning å følge avgangen i sjøen. Den kjemiske sammensetning av den del av flotasjonskjemikalierne som følger avgangen i sjøen er ikke kjent i detalj. Hovedandelen av denne resten antas imidlertid å være knyttet til det partikulære materialet i avgangen.

Avgangen slippes idag ut på ca. 30 m dyp ca. 150 m fra land. Under befaringen i februar 1992 gikk gruvevannet ut i overflaten ved bedriftens kaianlegg.

I det følgende presenteres resultatet av undersøkelser som tar sikte på å:

- Kartlegge spredning av avgang i resipienten, samt evaluere eventuelle effekter på dyresamfunn på bløtbunn.
- Kvantifisere/karakterisere partikulært materiale og gruvevann som går ut i fjorden fra bedriften.

I tillegg vil en komme med noen betraktninger som muligens kan forbedre dagens utslippsarrangement i fjorden.

2.1. Synspunkter på basis av befaring foretatt februar 1992

Avgangen fra bedriften består av partikler og ferskvann. Innlagringsdyp for avgangen bestemmes av tettheten på avgangen, den horisontale tetthetsprofilen i fjorden, fortynningen av avgangen med sjøvann ved utslippspunktet og hvor raskt det partikulære materiale i avgangen sedimenterer. Observasjoner under befaringen kunne antydning at gjennombrudd av avgang til overflaten kan ha vært et problem. Dette skyldes muligens at minstekonsentrasjonen på 120 g/l av suspendert partikulært materiale har vært vanskelig å overholde. Et eventuelt gjennombrudd forutsetter en lavere tetthet på avløpsvannet (noe fortynnet med sjøvann) enn sjøvannet i fjorden på tilsvarende dyp. Ved å overholde konsesjonsbetingelsene (dvs. >120 g/l av suspendert uorganisk materiale i avgangen), skulle en i utgangspunktet ikke forvente gjennombrudd. Dersom sedimentering foregår raskt, kan en imidlertid tenke seg at tettheten reduseres, slik at gjennombrudd for deler av avgangen kan forekomme. Ved innblanding av sjøvann med høyere tetthet enn det ferskvann som i dag dominerer utslippet kan en muligens oppnå øket tetthet på den delen av avgangen som gir gjennombrudd. Totalt sett vil imidlertid innblanding av sjøvann gi en redusert tetthet av suspensjonen, og følgelig vil det være mer gunstig å erstatte deler av det ferskvannet som i dag benyttes med sjøvann.

Bedriften har utført et pilotforsøk med innblanding av sjøvann i avgangsledningen. Dette pilotforsøket ble utført i en periode med uvanlig stille vær, slik at det visuelt var mulig å følge vannoverflaten i Bergsfjorden i området ved utslippspunktet. Under disse forhold kunne et eventuelt gjennombrudd til overflaten oppdages. Ved innblanding av ca. 30 m³/t sjøvann i avgangsledningen, ble det observert at gjennombruddet som ble observert før innblanding, opphørte. Før innblanding av sjøvann førte avgangsledningen totalt ca. 85 m³/t ferskvann (gruvevann + avgang).

Dette pilotforsøket viser at det fra et miljøsynspunkt er mulig å forbedre utslippsarrangementet ved innblanding av sjøvann i avgangsledningen.

På denne bakgrunn foreslås det at bedriften i samråd med SFT utreder muligheten til innblanding av sjøvann i avgangen. Med tanke på en slik innblanding av sjøvann, ble det under feltarbeidet i 1992 utført et nytt pilotforsøk med innblanding av sjøvann. Hensikten var at en samtidig skulle følge eventuelle endringer i innlagingsdyp ved hjelp av samtidige transmisjonsmålinger i fjorden. Pga. uforutsett driftsstans i prøveperioden ble resultatene av testen av begrenset verdi.

I en situasjon der bedriften har problemer med å overholde deler av konsesjonsbetingelsene (dvs. >120 g/l av suspendert uorganisk materiale i avgangen) er hovedhensikten med innblanding av sjøvann i avgangen å komme frem til et alternativt utslippsarrangement som ut fra et miljøsynspunkt, er akseptabelt.

3. MATERIALE OG METODE

3.1. Analyse av gruvevann

Gruvevann kan inneholde relativt høye konsentrasjoner av metaller og kan derfor potensielt utgjøre et miljøproblem. En orientrende metallanalyse på gruvevannet ble derfor foretatt.

Gruvevann ble innsamlet fra utslippsrøret ved kai under befaringen til bedriften 19. februar 1992. Gruvevannet ble analysert for pH, samt metallene kobber (Cu), bly (Pb), kvikksølv (Hg), kadmium (Cd), nikkel (Ni) og krom (Cr) etter filtrering med membranfilter for å fjerne partikulært materiale.

3.2. Analyse av partikulært materiale i avgangen

Partikler med geologisk opprinnelse som transporteres ut i et fjordområde, vil sedimentere og over tid dominere den kjemiske sammensetningen av sedimentene, der de sedimenterer i større mengder. Inneholder den partikulære delen av avgangen høye konsentrasjoner av miljøskadelige stoffer, risikerer en at disse også vil kunne dominere sedimentene der de sedimenterer. For å velge ut de metaller som potensielt kunne utgjøre et miljøproblem i Bergsfjorden som en følge av avgangsutslippet, ble det utført metallanalyser på den partikulære fraksjonen av avgangen. Med samme bakgrunn ble det også utført en analyse av flotasjonskjemikaliet methyl-isobutylcarbinol (1, 3-dimetyl-1-butanol) som brukes av bedriften.

Gruveavgang ble innsamlet 18. februar 1992 fra avgangsledningen av bedriftens personale. Det partikulære materialet i avgangen ble analysert for metallene kobber (Cu), bly (Pb), kvikksølv (Hg), kadmium (Cd), nikkel (Ni) og krom (Cr), aluminium (Al) og litium (Li). Metallanalysene ble foretatt separat etter oppslutning med fluss-syre (unntatt kvikksølv) og salpetersyre.

Metallene aluminium, kadmium, krom, kobber, litium (Li), nikkel, bly og jern ble analysert ved hjelp av atomabsorpsjon.

Kvikksølv (Hg) ble analysert ved kalddamp/gullfelle atomabsorpsjon etter oppslutning med salpetersyre (Norsk standard 4768) (HF).

Det partikulære materialet i avgangen ble etter frysetørring også analysert gasskromatografisk for flotasjonskjemikaliet methyl-isobutylcarbinol (1, 3-dimetyl-1-butanol) som brukes av bedriften. Som referanse-substans ved analyse ble det benyttet Metyl-isobutyl cabinol levert av A/S Norske Shell.

3.3. Analyse av sediment

Med disse undersøkelsene ønsket en å kartlegge en eventuell spredningen av avgang på bunnen utover Bergsfjorden og innover mot Nordfjorden.

Undersøkelser av bløtbunnsfauna og metaller i sediment ble foretatt på i alt 6 stasjoner (se figur 1).

- Stasjon 1: lokalisert på ca. 30 m dyp ca. 200 m ut for bedriftens kaianlegg .
Stasjon 2: lokalisert på det dypeste punktet i Nordfjorden på ca. 230 m dyp.
Stasjon 3: lokalisert syd for utslippspunktet på ca. 154 m dyp ca. midt på tverrsnittet av fjorden utenfor bedriften.
Stasjon 4: lokalisert vest av utslippspunktet i den dypeste delen av Bergsfjorden (ca. 287 m) ca. nordøst for Færøy.
Stasjon 5: Bergsfjorden ca. 258 m dyp mellom Bøvær og Færøy.
Stasjon 6: Bergsfjorden vest av Bøvær (ca. 256 m).

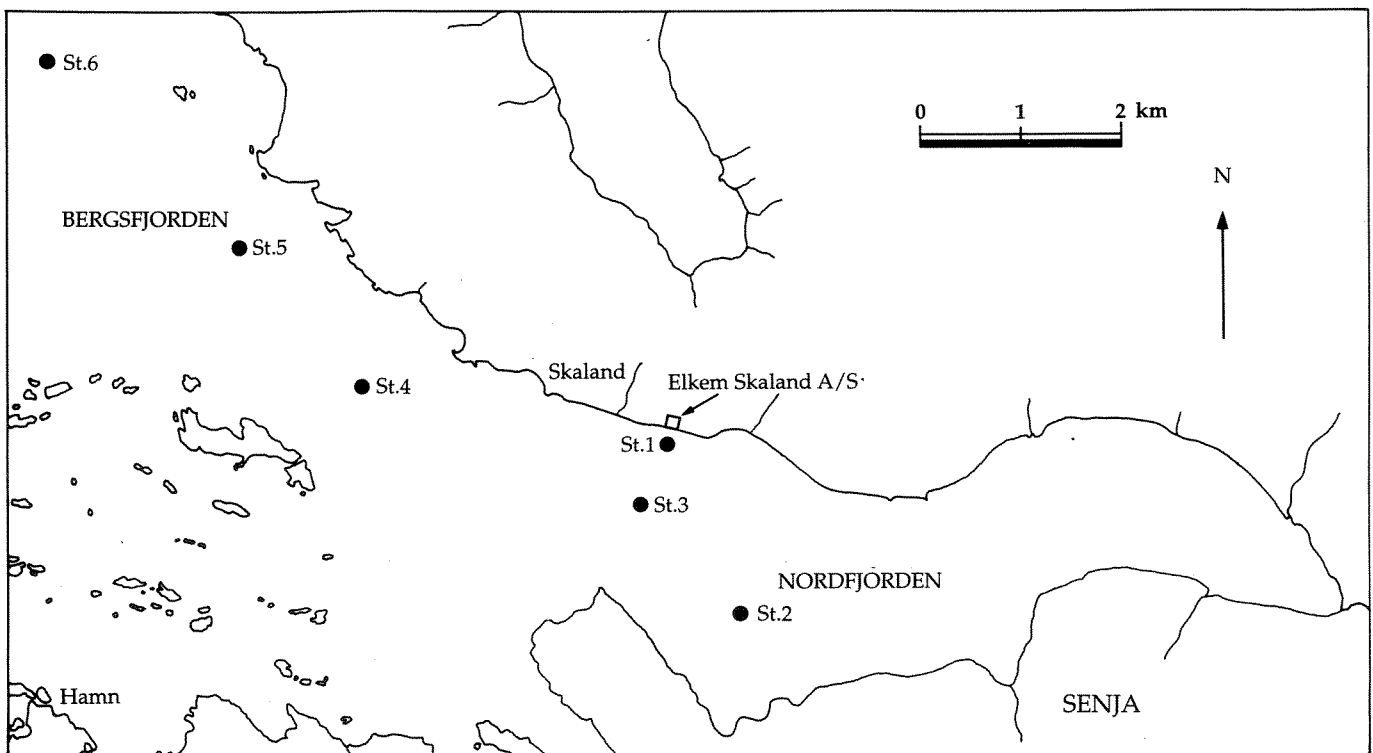
En sedimentering på ca. 2 mm pr. år er ikke uvanlig i en fjord uten stor tilførsel av ferskvann. Dersom en antar en slik sedimentering i Bergsfjorden, vil en prøve tatt ca 16 cm ned i sedimentet, tilsvare et sediment avsatt før oppstart av grafittgruva i 1932.

For å sette forholdene i et historisk perspektiv, ble det på stasjon 4 og 5 gjennomført et noe mer omfattende undersøkelsesprogram der en analyserte sediment ned til en dybde av 16 cm (dybdeintervall: 0 - 1, 1 - 2, 3 - 4, 6 - 7, 9 - 10, 12 - 13 og 15 - 16 cm). Det ble vurdert å ha liten hensikt å analysere annet enn overflatesedimentet på de stasjonene som lå nærmest utslippet, da en der må forvente akkumulering av større mengder avgang. På sediment fra stasjon 1 - 3 og 5 ble det gjennomført analyser kun på overflatesedimentet (0- 1 cm).

Metallene som inngikk i denne del av undersøkelsen ble valgt ut på bakgrunn av metallkonsentrasjonen i den partikulære fraksjonen i avgangen. Kun de metaller som hadde et høyt innhold av metaller i forhold til bakgrunnsverdier i marine sedimenter, ble analysert.

Det innsamlede sediment ble analysert ved atomabsorpsjonspektrometri for metallene kobber (Cu), nikkell (Ni), krom (Cr) og lithium (Li) etter total opplutning med fluss-syre. Innholdet av lithium ble bestemt for å kunne benytte denne som en normaliseringsfaktor for metallene. Lithium er en velegnet normaliseringsparameter både for mineralogiske forskjeller og kornstørrelse (Loring, 1990). Andelen av partikler mindre enn 63 µm ble bestemt ved våtsikting for å ha mulighet til også å normalisere konsentrasjonene mot disse fraksjonene. Andelen av partikler i avgangen med størrelse mindre enn 63 µm, ble også bestemt. Dette fordi ved utslipp av fast stoff i en resipient er det av stor betydning å vite andelen av fine partikler i utslippet, da dette har betydning for den geografiske spredningen.

Innholdet av karbon (C) og nitrogen (N) ble analysert for å forsøke å bruke forholdet mellom C og N som en "utslipps-tracer".



Figur 1. Stasjoner for innsamling av sediment til kjemiske analyser og til bløtbunnsfauna-karakterisering.

3.4. Transmisjon og hydrografiske målinger

Transmisjonmålinger utføres for å bestemme spredningen av partikler fra utslippet til vannmassene i resipienten. Slike optiske målinger gir normalt en god beskrivelse av partikkelfordelingen i vannmassene.

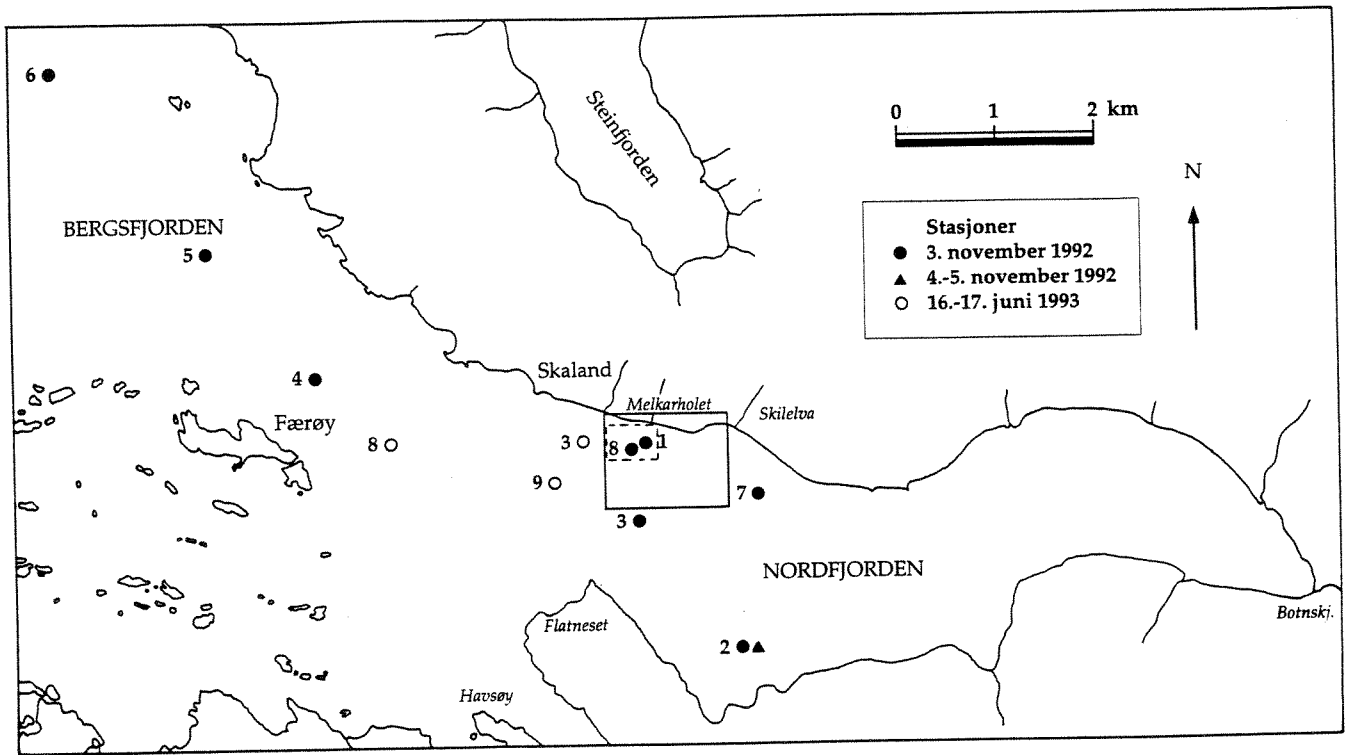
Måling ble foretatt med en transmisjonsmeter (Q-instrument) med en bølgelengde på 660 nm (rødt lys). Transmisjonen ble målt fra overflate til bunn eller til maksimum 90 m på de dypeste stasjonene. Transmisjonsverdiene er omregnet og uttrykkes som den totale svekningskoeffisienten (c_{660} , m^{-1}) som inkluderer vannets egensvekning og svekningen til oppløste og partikulære komponenter. Instrumentverdiene er enten registrert på skriver eller avlest manuelt. Transmisjonsmålinger ble også utført i forbindelse med forsøk med innblanding av sjøvann.

I tillegg ble det foretatt målinger av saltholdighet (PSU, practical salinity unit) og temperatur med en Gytre STD-sonde. STD-målingene brukes til å anslå stabiliteten (tettheten) i de ulike vannlag. Tetthetsfordelingen i vannmassene er bestemmende for avgangens innlagringsdyp, idet avgangen innlagres i det dyp som har tilnærmet samme tetthet som avgangen (oppblandet med noe vann fra utslippspunktet).

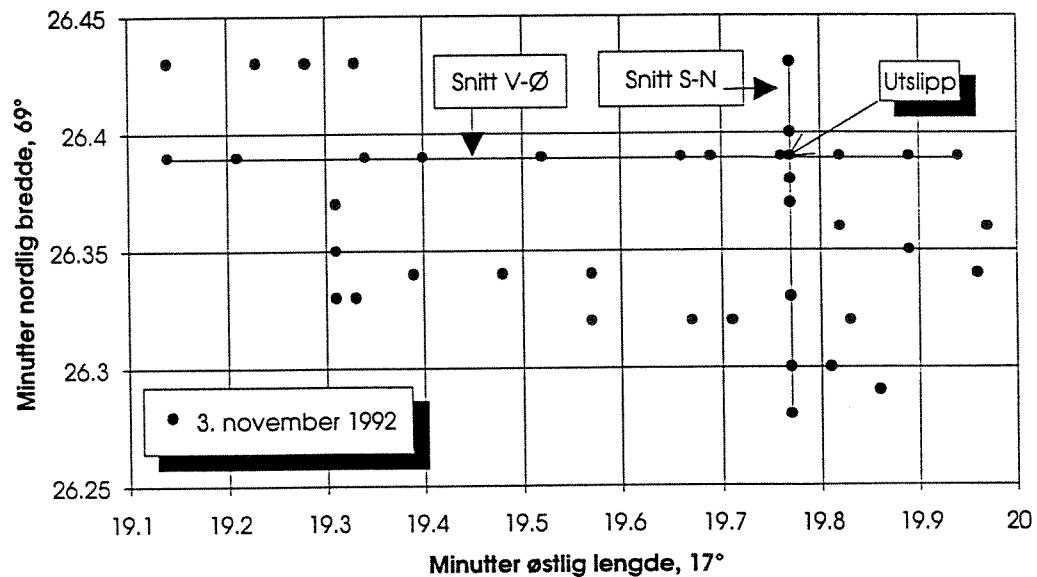
Det ble videre målt siktedyp med en 20 cm Secchi-skive, og vannprøver ble innsamlet med en Niskin vannhenter. Vannprøvene ble analysert for turbiditet (Turb) med et Hach-turbidimeter (mod. 2100A) etter Norsk standard. Totalt suspendert materiale (TSM) ble bestemt gravimetrisk med bruk av nucleoporefilter ($0.4 \mu m$) og en Sartorius mikrovekt. Nucleopore-filtrene ble skyllet med destillert vann for å fjerne salt før tørking og veiing.

Stasjonsplassering for målinger av transmisjon og hydrografi i 1992 og 1993 er vist på oversiktskartet på figur 2a. En oversikt over stasjoner, posisjoner og måletidspunkter fremgår av vedlegg B, C og D.

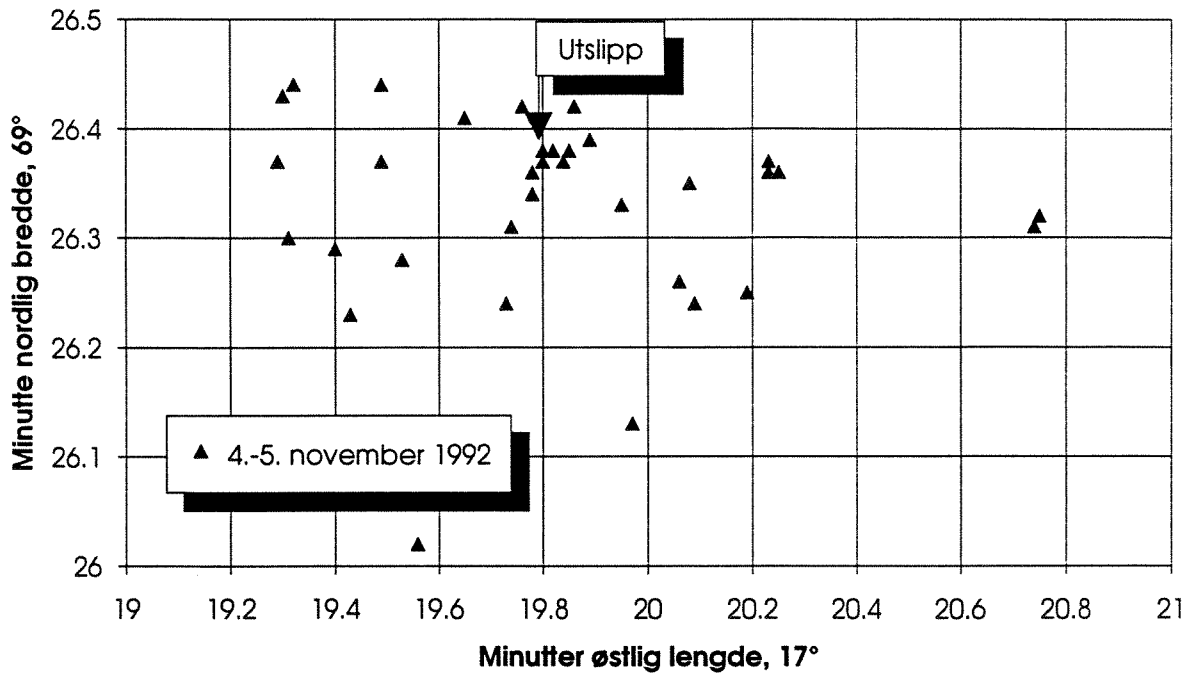
I nærområdet til utslippspunktet, markert med innramming i figur 2a, er stasjonene vist i egne figurer (2b - 2d).



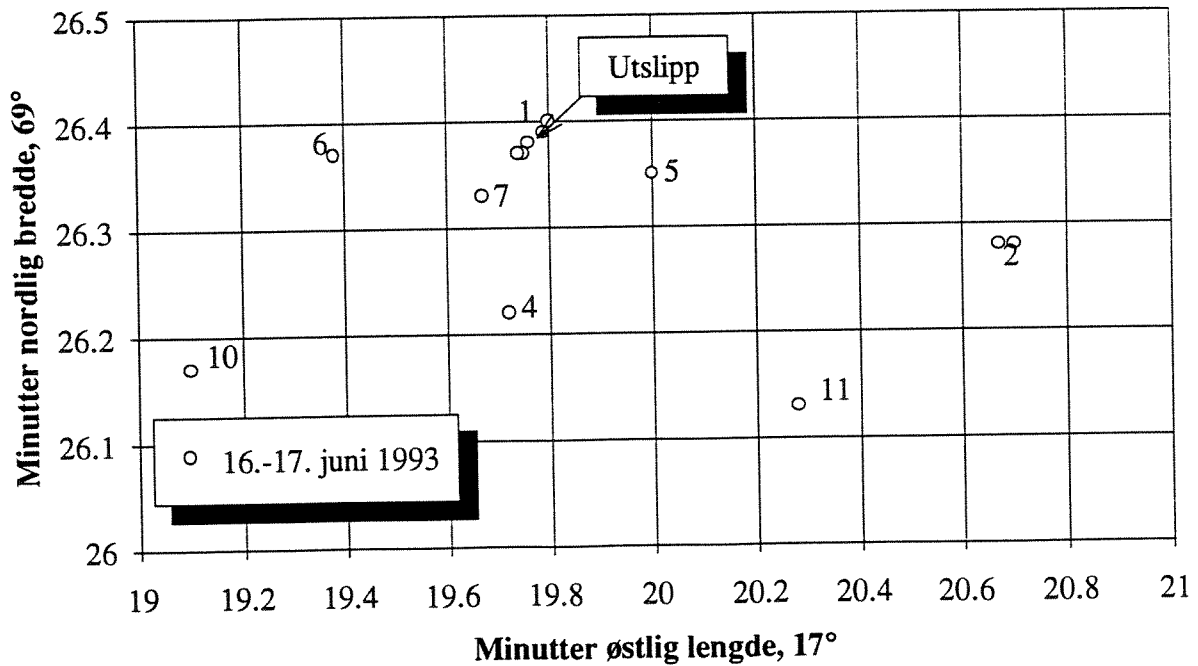
Figur 2a. Stasjoner for målinger av transmisjon og hydrografi 1992 og 1993. Den innerste stiplede rammen ved utslippspunktet viser til stasjonskartet nedenfor (figur 2b) for overflatemålinger den 3. november 1992. Den ytterste rammen viser til figur 2c og 2d for stasjonene hhv. den 4. - 5. november 1992 og 16. - 17. juni 1993.



Figur 2b. Stasjonsposisjoner for overflatemålinger av transmisjon den 3. november 1992. Denne rammen ligger innenfor det stiplede område i figuren over (figur 2a). Transmisjonsmeteret ble slept i overflaten og målinger foretatt på de markerte posisjoner. Data fra de to markerte snitt presenteres i figur 9 og 10.



Figur 2c. Stasjonsposisjoner for målinger av transmisjon og hydrografi 4. - 5. november 1992. Denne rammen ligger innenfor området markert med den heltrukne linjen i figur 2a.



Figur 2d. Stasjonsposisjoner for målinger av transmisjon og hydrografi 16. - 17. juni 1993. Denne rammen ligger innenfor området markert med den heltrukne linjen i figur 2a.

3.5. Bløtbunnsfauna

Bløtbunnsfauna er godt egnet til å beskrive forurensningspåvirkning og influensområder i fjorder. Det er nylig også gjennomført undersøkelser av bløtbunnsfauna i andre fjorder i området (Dahle og Larsen, 1991), slik at sammenligning med tilsvarende fjorder uten gruvedrift skulle være mulig.

Undersøkelser av bløtbunnsfauna ble foretatt på de samme 6 stasjonene (som sedimentundersøkelsene, figur 1). Til disse undersøkelsene ble det benyttet en 0.1 m² van Veen grabb. Det ble innsamlet 5 grabbskudd fra hver stasjon hvorav de 4 fulleste fra hver stasjon ble analysert for makrofauna. De analyserte grabbene fra stasjon 2, 4, 5 og 6 var alle fulle. Fra stasjon 1 inneholdt de analyserte grabbene henholdsvis 9, 10, 12 og 11 l og fra stasjon 3 inneholdt 2 av grabbene 12 l, mens de to øvrige var fulle. Fyllingsgraden av alle de analyserte grabbene må imidlertid anses som innenfor det som er akseptabelt for at prøvene skal kunne gi et representativt bilde av faunasammensetningen i sedimentet. Sedimentet fra hver grabb ble tatt ombord i fartøyet og siktet gjennom en 1 mm sikt med runde hull. Materialet som ble holdt igjen av sikten, ble konserverert i en formalinløsning. Før sortering og identifisering (foretatt av Akvaplan-niva) ble prøvene vasket fri for formalin. For hver grabb ble antall individer av hver art/artsgruppe talt opp.

De registrerte faunadata fra hver grabb/stasjon ble benyttet til å beregne/gjøre følgende samfunnsparametre/samfunnsanalyse:

- Antall individer
- Antall arter
- Shannon-Wiener diversitetsindeks (H')
- Pielou jevnhetsindeks (J)
- Hurlberts ES₁₀₀
- Cluster-analyse
- MDS- analyse

Diversitetsindeksen ble beregnet etter følgende formel:

$$H' = \sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i \quad (\text{Shannon and Weaver, 1963})$$

der $p_i = n_i/N$ (n_i er antall individer av art nr i og N er det totale antall individer i prøven) og s er det totale antall arter i prøven.

Pielou jevnhetsindeks (evenness) beregnes ved følgende formel

$$J = H'/H'_{\max}$$

hvor $H'_{\max} = \log_2 s$

H' øker med økende antall arter og med økende verdi av J .

Jevnhetsindeksen (0 - 1) er et mål på hvor jevnt antall individer er fordelt mellom de enkelte arter. $J=1$ betyr at hver art er representert med like mange individer. Økende dominans av en eller noen få arter gjør at J avtar.

Hurlberts ES_{100} ble beregnet etter Hurlbert (1971). Hurlberts diversitetskurver beregner, på basis av det totale antall arter og individer i en prøve, hvor mange arter man skal forvente å finne i en delprøve bestående av et gitt antall individer. ES_{100} er således det forventede antall arter i en delprøve bestående av 100 tilfeldig utvalgte individer.

Multivariate analyser av bunnfaunadata ble utført ved bruk av PRIMER (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research), et statistisk program utarbeidet av Plymouth Marine Laboratory for behandling av bunnfaunadata. Dette programet ble benyttet til å utføre clusteranalyse og en ordinasjon av stasjoner ved å utføre MDS (Multi dimensional scaling) basert på en rangert Bray-Curtis likhetsmatrise kalkulert på basis av $n^{1/4}$ transformerte data. Resultatet av en MDS-analyse slik det er presentert i denne rapporten er et 2 dimensjonalt plot der hver prøve/stasjon er representert ved et punkt. Punkter som ligger samlet har stor innbyrdes faunalikhet, mens punkter som ligger langt fra hverandre har liten faunalikhet. For hvert plot beregnes en stressfaktor som angir i hvor stor grad den 2 dimensjonale fremstillingen representerer det samlede datagrunnlaget. PRIMER er også brukt til å finne eventuelle statistiske forskjeller i faunasammensetningen mellom de ulike stasjoner ved bruk av delprogrammet SIMPER som inngår som en del av PRIMER.

4. RESULTATER OG DISKUSJON

4.1. Analyse av gruvevann

For å få en kvalitativ oversikt over utslipp av eventuelle miljøfarlige stoffer til resipienten ble en prøve av gruvevann analysert for metaller. Resultatet av disse analysene ses i tabell 1.

Tabell 1. A. Innholdet av metaller og pH i gruvevann innsamlet 19/2-92. Cu = kobber, Pb = bly, Hg = kvikksølv, Cd = kadmium, Ni = nikkel, Cr = krom. Vannet ble filtrert gjennom et membranfilter før analyser ble foretatt.

B. Grenser for ulike tilstandsklasser av ferskvann (Holtan og Rosland, 1992).

C. Grenser for ulike tilstandsklasser av kystvann (Rygg og Thélin, 1993).

Tilstandsklasser: I = God, II = Mindre god, III = Nokså dårlig, IV = Dårlig, V = Meget dårlig.

For henholdsvis ferskvann og kystvann angir skravering den tilstandsklasse som den målte konsentrasjonen i gruvevannet representerer (kan representere).

| | Klasse | Cu (µg/l) | Pb (µg/l) | Hg (µg/l) | Cd (µg/l) | Ni (µg/l) | Cr (µg/l) | pH |
|------------------------------|--------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|------|
| A. Gruvevann - Skaland | | 2.13 | <0.5 | <0.1 | <0.1 | 7.9 | <0.5 | 7.64 |
| B. Ferskvann | I | <2 | <1 | <0.01 | <0.04 | <3 | <1 | |
| | II | 2-5 | 1-3 | 0.01-0.04 | 0.04-0.1 | 3-10 | 1-3 | |
| | III | 5-15 | 3-5 | 0.04-0.1 | 0.1-0.2 | 10-30 | 3-10 | |
| C. Fjord/kyst vann | I | <0.3 | <0.05 | <0.002 | <0.03 | <0.5 | <0.2 | |
| | II | 0.3-0.7 | 0.05-0.15 | 0.002-0.005 | 0.03-0.07 | 0.5-2 | 0.2-0.5 | |
| | III | 0.7-1.5 | 0.15-0.5 | 0.005-0.015 | 0.07-0.2 | 2-5 | 0.5-1.5 | |
| | IV | 1.5-3 | 0.5-1 | 0.015-0.03 | 0.2-0.5 | 5-10 | 1.5-3 | |
| | V | >3 | >1 | >0.03 | >0.5 | >10 | >3 | |

Konsentrasjonsintervallene for samme tilstandsklasse er høyere i ferskvann enn i saltvann (tabell 1). Følgelig representerer konsentrasjonene som ble funnet i gruvevannet en dårligere tilstandsklasse når en sammenligner med forholdene i kystvann, enn hvis en sammenligner med forholdene i ferskvann (tabell 1). Fordi gruvevannet kommer fra land, bør det derfor sammenlignes med ferskvannskriteriene.

En sammenligning med ferskvann gjør at en med unntak av kvikksølv ikke kan plassere gruvevannet dårligere enn tilstandsklasse II (dvs. "mindre god") og for bly og krom med sikkerhet i tilstandsklasse I ("God"). Siden konsentrasjonen av flere av metallene er oppgitt som "mindre enn verdier", er det også mulig at tilstanden for kadmium i virkeligheten er bedre enn det grenseverdien (<0.1 µg/l) representerer.

Også for kvikksølv er konsentrasjonsnivået oppgitt som en "mindre enn verdi". Dersom en velger den høyeste konsentrasjon som denne "mindre enn verdi" kan representere, vil gruvevannet falle i tilstandsklasse III ("nokså dårlig").

En totalvurdering av metallkonsentrasjoner i gruvevannet tilsier at dette som ferskvann å betrakte, ikke representerer noe vesentlig større miljøproblem for Bergsfjorden enn annen avrenning fra land.

4.2. Analyse av partikulært materiale i avgangen

Resultatet av metallanalysene ses i tabell 2. Av tabellen fremgår det at krom, kobber og nikkel opptrer i så store konsentrasjoner at dersom partiklene sedimenterer på bunnen, vil de representere konsentrasjoner som overstiger det en forventer i diffust belastede kystområder uten punktkilder. På bakgrunn av utslippet av avgang fra bedriften er det derfor disse metallene som utgjør en potensiell trussel for miljøet i resipienten. Disse metallene er derfor analysert i sedimentene i Bergsfjorden (se kapittel 4.3)

Tabell 2. Resultater av analyse av avgang fra Elkem Skaland tatt 18/2-92. Resultatene fra 2 ulike analysemetoder er vist. I tabellen ses også "høy bakgrunnsverdi" i marine sedimenter der slike verdier er foreslått (Knutzen og Skei, 1990). I tabellens siste kolonne er det gjort en vurdering av hvilket elementer som ligger over "høy bakgrunnsverdi" og derved potensielt kunne utgjøre en miljøbelastning.

| Element | Flussyre-opplutning | Salpetersyre-opplutning | "Høy bakgrunn" | Elementer med kons. over bakgrunn |
|----------|---------------------|-------------------------|----------------|-----------------------------------|
| Al, mg/g | 73.1 | 15.1 | | 1) |
| Cd, µg/g | 0.07 | 0.06 | 0.2±0.05 | - |
| Cr, µg/g | 220 | 95.7 | 50±20 | + |
| Cu µg/g | 364 | 336 | 25±10 | + |
| Hg, µg/g | - | <0.01 | 0.1±0.05 | - |
| Li, µg/g | 17.5 | 12.3 | | 1) |
| Ni, µg/g | 205 | 210 | 20±10 | + |
| Pb, µg/g | 6.0 | 1.8 | 20±10 | - |

1) Li og Al analyseres kun for normaliseringsformål dersom andre metaller skal analyseres.

I oppredningsverket bruker bedriften hovedsakelig metyl-isobutyl carbinol som flotasjonskjemikalie. Dette kjemikaliet har ifølge yrkeshygienisk datablad, utarbeidet av Chell Chemicals, en dårlig vannløselighet (1.6%), en tettheten på ca. 0.8 ved 20° C og et kokepunkt på 130-133° C. Ifølge bedriften brukes ca. ett fat (180 l) av dette kjemikaliet ved en ukes drift. Dersom en antar 230 driftsdøgn på årsbasis (tall antydnet av bedriften), skulle dette gi et totalforbruk på ca. 5 tonn i året. Det antas at flotasjonskjemikaliet i hovedsak følger det partikulære materialet i avgangen, og at ca. 1 - 2 tonn av kjemikaliet følger avgangen i sjøen. På årsbasis går det maksimalt ut ca. 40.000 t tørrstoff i avgangen til Bergsfjorden (ifølge utslippstillatelse). Dersom en antar at alt flotasjonskjemikaliet følger den partikulære fraksjonen, skulle en forvente en gjennomsnittlig konsentrasjon i avgangen på ca. 150 µg/g t.v. Dersom en antar at 1 - 2 tonn følger den partikulære fraksjonen, skulle en forvente en konsentrasjon i området 25 -50 µg/g t.v.

Analysen som ble utført på det partikulære materialet i avgangen ga en konsentrasjon på $<1 \mu\text{g/g}$ t.v. som er vesentlig mindre enn forventet dersom 1 - 2 tonn følger det partikulære materialet i avgangen. Dette kan bety at en vesentlig større andel av flotasjonskjemikaliet følger vannfasen enn tidligere antatt.

Bedriften oppgir at mengden avgang pr. time maksimalt er ca. 60 t under produksjon. Ved 230 driftsdøgn i året vil dette gi ca. 331.000 t avgang på årsbasis, hvorav det vesentligste er vann. Med en løselighet på ca 1.6% vil vannet i avgangen teoretisk kunne løse i størrelsesorden 5.000 tonn av flotasjonskjemikaliet. Dette er langt mer enn de ca. 5 tonn som antas brukt årlig. Årsaken til at en finner såvidt lave konsentrasjoner av flotasjonskjemikalier i det partikulære materialet i avgangen (dvs. $<1 \mu\text{g/g}$ t.v.), kan således være at en større del enn tidligere antatt følger vannfasen. Den største mengden antas imidlertid å følge grafitten og vil fordampe når denne tørkes ved ca. 170°C .

I en rapport om flotasjonskjemikaliers virkning på resipienter, refererer Wathne (1990) til arbeider som antyder at kritisk område for fisk ("chub fish") ikke er lavere enn en konsentrasjon på ca. 350 mg/l. Dersom en som et hypotetisk regnestykke antar at flotasjonskjemikaliet i sin helhet følger vannfasen i avgangen, ville en oppnå en konsentrasjon i størrelsesorden 20 mg/l, dvs. langt lavere enn det som antas å være kritisk konsentrasjon for fisk. Totalt sett antyder analysene av sediment og vurderingene rundt giftighet og maksimumskonsentrasjoner av flotasjonskjemikalier i avgangen, at metyl-isobutyl carbinol ikke utgjør noe miljøproblem for sedimentlevende dyr eller fisk i Bergsfjorden.

4.3. Analyse av sediment

Sedimentene nær utslippet til bedriften bar tydelig preg av avgangsmasser (tabell 3). Alle stasjoner, bortsett fra stasjon 1, som ligger nærmest utslippet, hadde oksisk overflate med synlig bioturbasjon eller børstemark. På stasjon 1 besto sedimentene av tilnærmet bare avgang.

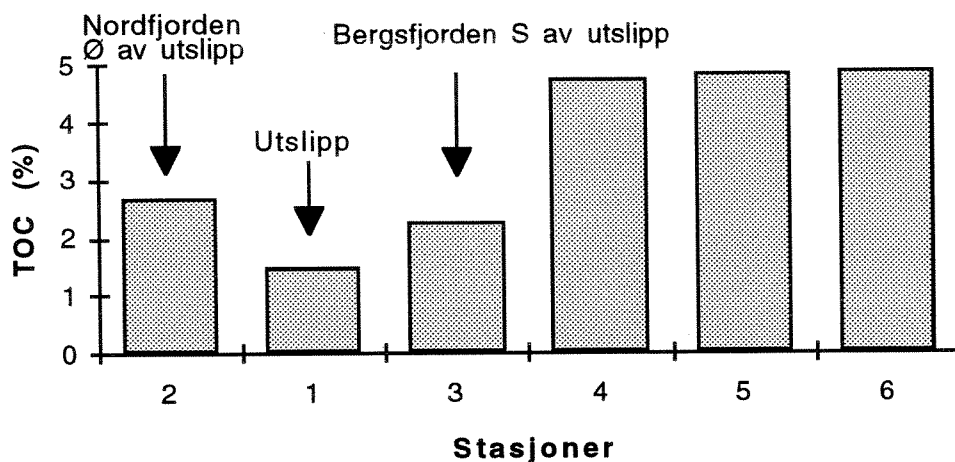
Tabell 3. Sediment og stasjonsbeskrivelse for prøvetaking av bunnsedimenter i Nordfjorden og Bergsfjorden 2. og 3/11-92.

| Stasjon | Vann- dyp (m) | Kjerne- lengde (cm) | % >63µm | Bemerkninger |
|---------|---------------------|---------------------------|---------|--|
| 1 | 30 | 25 - - | 68.3 | Det ble bare tatt én kjerne, ellers ble det brukt grabb for prøvetaking. Sedimentet så ut som ren avgang. |
| 2 | 230 | 28 18 40 | 85.9 | Oksisk 3 cm brun overflate ellers svart løs siltig leire, bioturbert. |
| 3 | 154 | 25 30 25 | 70.0 | Oksisk 5 cm brunt topplag med børstemark, gikk over i svart med tydelig innslag av avgang. Ved 10 cm sedimentdyp brungrønt med mye skjell. |
| 4 | 290 | 50 50 50 | 94.3 | Brungrønt i de øvre 5 cm, gikk over i svart, gikk over i brunt ved 30 cm. Lukt av hydrogensulfid. Synlig bioturbert i de øvre 15 cm. |
| 5 | 260 | 48 36 50 | 92.8 | Grågrønn siltig leire, børstemark i overflaten, løs konsistens, lukt av hydrogensulfid. Homogene kjerner. |
| 6 | 260 | 20 | 73.8 | Brungrønt sediment med innslag av skjellsand. Børstemark i overflaten. Grovere sediment enn på stasjon 5. |

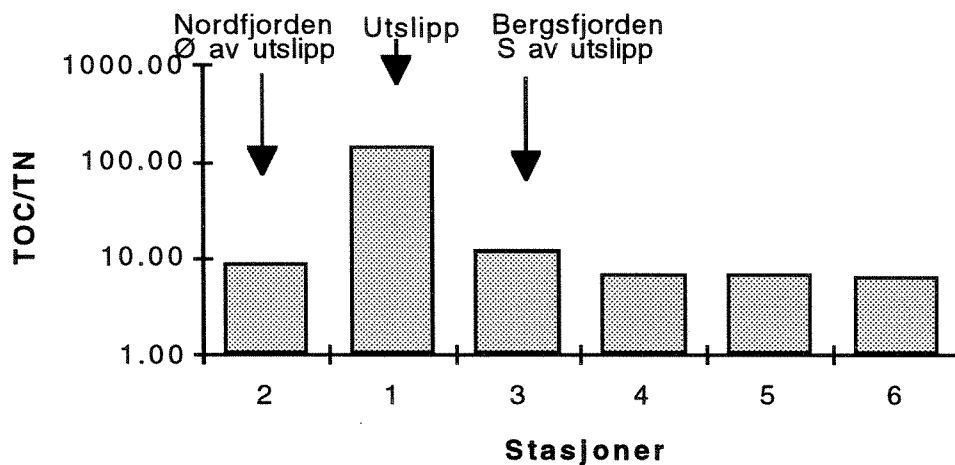
Innholdet av organisk karbon i sedimentene varierte mellom 1.5 til 4.9%. Bunnsedimentene nær utslippet hadde det laveste innholdet av organisk karbon og generelt lavere innholdet av finpartikulært materiale enn sedimentene et stykke ut i fjorden (figur 3 og tabell 3). Normalt inneholder marine sedimenter mellom 1 og 3% organisk karbon. Etter opplysninger fra bedriften, inneholder avgangen ca. 2 - 2.5% karbon. Årsaken til høyere karboninnhold i sedimentene på stasjon 4 - 6 kan skyldes transport av finpartikulært grafittstøv som vil sedimentere i dypområdet i fjorden.

Innholdet av nitrogen i sedimentene varierte fra <0,01 til 0,8%. Den laveste verdien, dvs. verdien under deteksjonsnivå, ble registrert nærmest utslippet. Dette var som forventet fordi avgangen ikke inneholder nitrogenforbindelser. I marint plankton er forholdet mellom karbon og nitrogen (C/N forholdet) 6,6 på atombasis (det såkalte Redfield-forholdet). Ved økende innslag av terrestrisk organisk materiale i marine sedimenter vil forholdstallet øke fordi organisk materiale fra land er fattig på nitrogen. Man kan tilsvarende benytte C/N-forholdet som en indikator på gruveavgang da denne som nevnt også inneholder lite eller ingen nitrogenforbindelser. C/N-forholdet viser klart at stasjon 1 nærmest utslippet var mest påvirket av gruveavgang (figur 4). Påvirkningen kunne spores til midt ut i fjorden (stasjon 3), samt innover til Nordfjorden (stasjon 2). Det forhøyede C/N-forholdet i Nordfjorden antas å skyldes gruveavgang fordi det ikke renner ut noen større elver av betydning i dette området. Dette støttes også av at en ved sikting av sediment på denne stasjonen observerte partikler i sedimentet som sannsynligvis stammet fra avgangen. Fra stasjon 4 nordøst av Færøy og videre utover i Bergsfjorden var C/N-forholdet som normalt for marine sedimenter. En gjør imidlertid oppmerksom på at en i Nordfjorden i 1949 hadde et leirras som muligens kan ha påvirket bunnen i fjordsystemet noe. Dette er imidlertid såpass lenge siden at det

neppe skulle ha noe å si for de kjemiske forholdene i overflatesedimentet.



Figur 3. Total mengde organisk karbon (TOC) i overflatesediment (0 - 1 cm) på 6 stasjoner i Bergsfjorden, november 1992. Stasjonene er rangert fra innerst i fjorden (venstre) til ytterst (høyre).



Figur 4. Forholdet mellom total mengde organisk karbon (TOC) og total mengde nitrogen (TN) i overflatesedimentet (0 - 1 cm) på 6 stasjoner i Bergsfjorden, november 1992. Stasjonene er rangert fra innerst i fjorden (venstre) til ytterst (høyre).

Metallinnhold

Resultatene fra analysene av bunnsedimentene er vist i tabell 4.

Tabell 4. Analyseresultatene av overflatesedimenter (0 - 1 cm) fra 6 stasjoner i Bergsfjorden, november 1992. Andel av silt/leire (%<63µm), aluminium (Al), krom (Cr), kobber (Cu), lithium (Li), nikkel (Ni), total organisk karbon (TOC), total nitrogen (TN), TOC/TN (C/N).

| | Stasjon 2 | Stasjon 1 | Stasjon 3 | Stasjon 4 | Stasjon 5 | Stasjon 6 |
|-----------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Dyp (m) | 230 | 30 | 150 | 287 | 258 | 266 |
| Dist. fra utslipp (m) | 1900 | 50 | 500 | 3000 | 4600 | 7400 |
| %<63 µm | 85,86 | 68,33 | 69,98 | 94,34 | 92,75 | 73,84 |
| Al (%) | 5,8 | 6,8 | 6,2 | 3,9 | 3,5 | 2,8 |
| Cr (mg/kg) | 177** | 237** | 197** | 100** | 80** | 61* |
| Cu (mg/kg) | 231*** | 400*** | 274*** | 101** | 85** | 68** |
| Li (mg/kg) | 21 | 14,5 | 17 | 18 | 15 | 11 |
| Ni (mg/kg) | 140*** | 290*** | 150*** | 49** | 45** | 38** |
| TOC (%) | 2,69 | 1,46 | 2,27 | 4,75 | 4,83 | 4,86 |
| TN (%) | 0,31 | 0,01 | 0,19 | 0,71 | 0,71 | 0,77 |
| C/N | 8,68 | 146,00 | 11,95 | 6,69 | 6,80 | |

* Lite forurenset

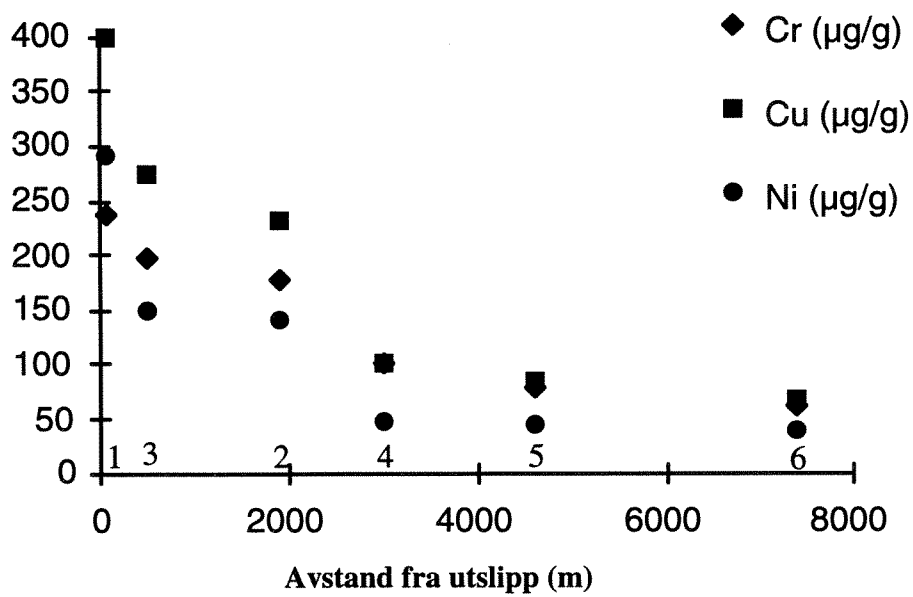
** Moderat forurenset

*** Markert forurenset

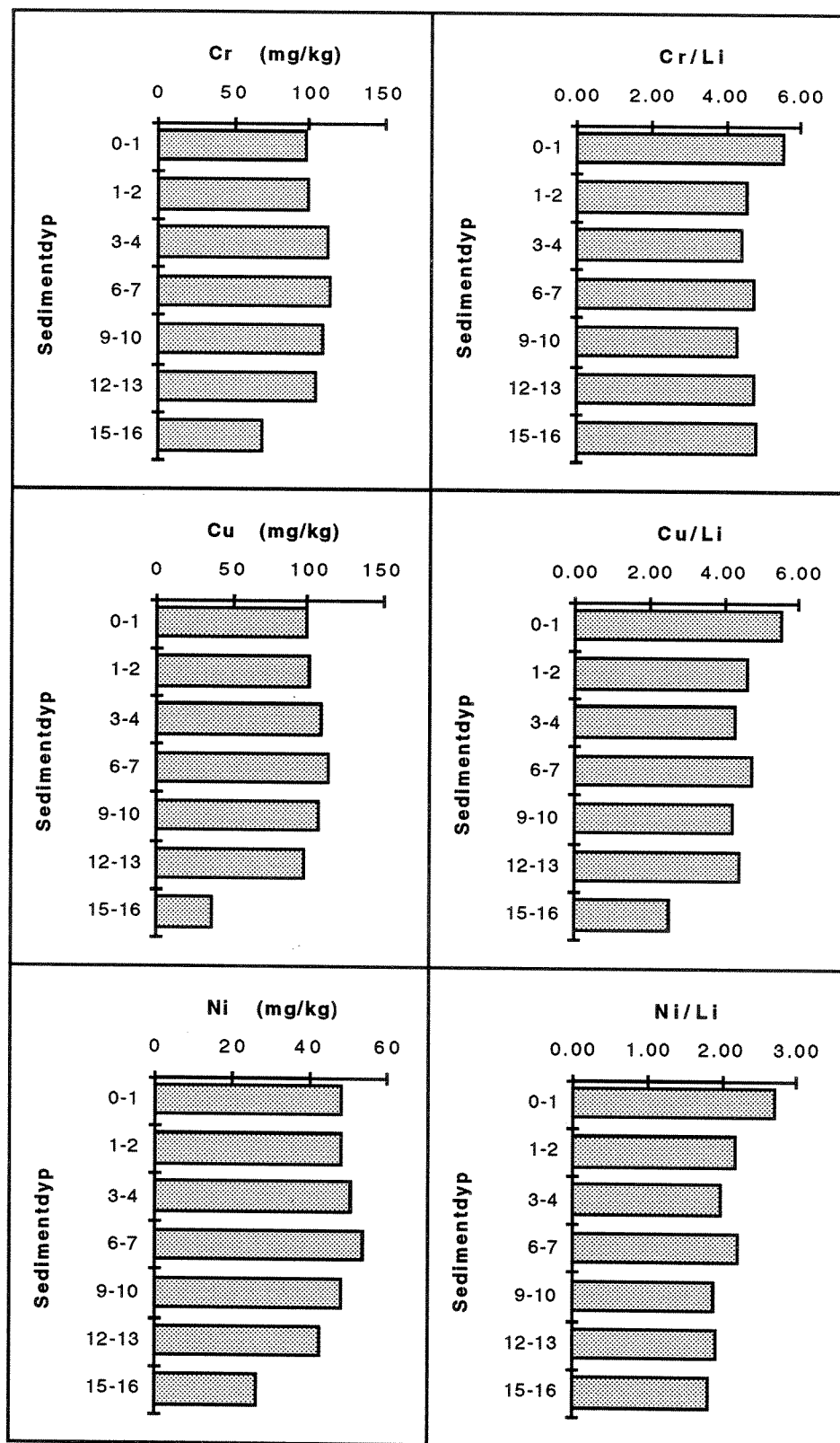
(Etter Rygg og Téhlin, 1993).

Generelt ble de høyeste verdiene av krom, kobber og nikkel registrert ved utslippet fra bedriften, henholdsvis 237, 400, 290 mg/kg. Sammenlignet med miljøkvalitetskriterier for marine sedimenter (Rygg og Téhlin, 1993), var sedimentene nær utslippet moderat forurenset av krom og markert forurenset av kobber og nikkel. Verdiene avtok med økende avstand fra utslippet (figur 5), i samsvar med avtagende innhold av gruveavgang i sedimentene. I motsetning til forholdet mellom karbon og nitrogen (C/N-forholdet) som var normalt utenfor Færøy, var innholdet av metaller der fortsatt forhøyet i forhold til det som er normalt for marine sedimenter. Sedimentene på de ytre stasjonene (stasjon 4, 5 og 6) kan klassifiseres som moderat forurenset av krom, kobber og nikkel (figur. 5). Normaliseres verdiene mot henholdsvis % finfraksjon, lithium og aluminium, finner man samme fordelingsmønster, med størst overkonsentrasjoner nær utslippet.

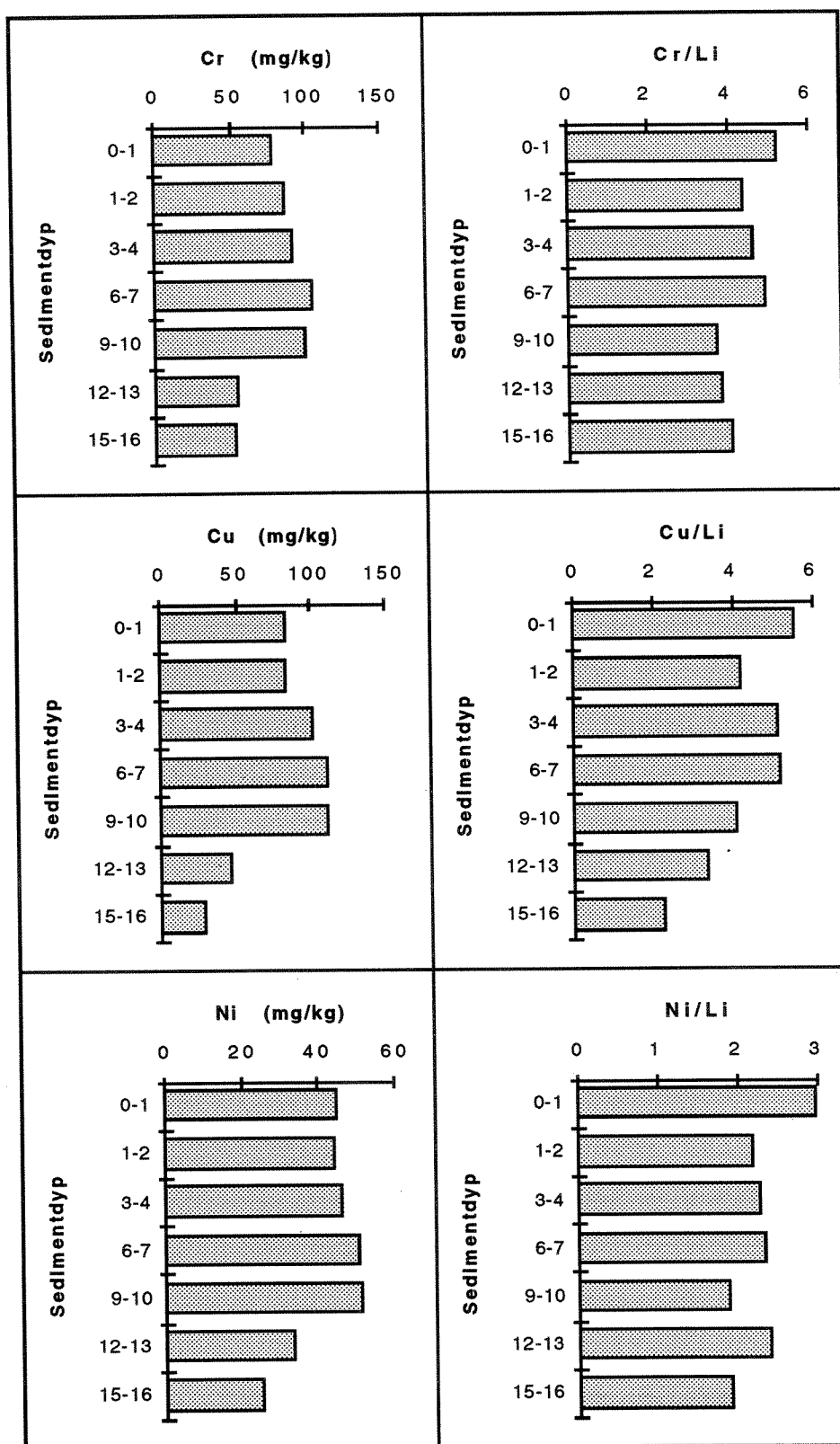
Bakgrunnsnivået (normalnivået) av metaller i sedimentene vil variere alt etter berggrunnen i nedbørsfeltet. Det var derfor av interesse å analysere prøver nedover i sedimentet for å finne nivåene av krom, kobber og nikkel fra før gruvedriften startet. Sedimentkjerner fra stasjon 4 og 5 ble analysert ned til 16 cm sedimentdyp. Antas en sedimenttilvekst på 2 mm/år hvilket er vanlig i fjorder med liten tilførsel av ferskvann, ble sedimentene ved 16 cm dyp avsatt i 1912, dvs. før gruvedriften startet i 1932. Analysene viste lavere verdier av alle metallene ved 12 til 16 cm sedimentdyp sammenlignet med overflaten på begge stasjonene (figur 6 og 7). Normaliseres verdiene mot lithium, utjevnes forskjellene noe. Utjevningen var størst for krom og minst for kobber. Følgelig kan det sies at overkonsentrasjonen på stasjon 4 og 5 av kobber var større enn for nikkel, som igjen var større enn for krom. Overkonsentrasjonen varierer fra 2,5 til 1,2 ganger bakgrunnsnivå i Bergsfjorden som følge av gruveaktiviteten ved fjorden.



Figur 5. Konsentrasjonen av krom (Cr), kobber (Cu) og nikkel (Ni) i overflatesediment (0 - 1 cm) på 6 stasjoner som funksjon av avstand fra utslippspunktet for avgang i Bergsfjorden. Merk at stasjonsnummmmer også er er avmerket på avstandsaksen.



Figur 6. Konsentrasjonen av krom (Cr), kobber (Cu) og nikkel (Ni) i ulike dyp av sedimentet (cm) på stasjon 4 i Bergsfjorden. Høyre del av figuren viser konsentrasjonen av de samme metaller normalisert mot konsentrasjonen av lithium (Li).



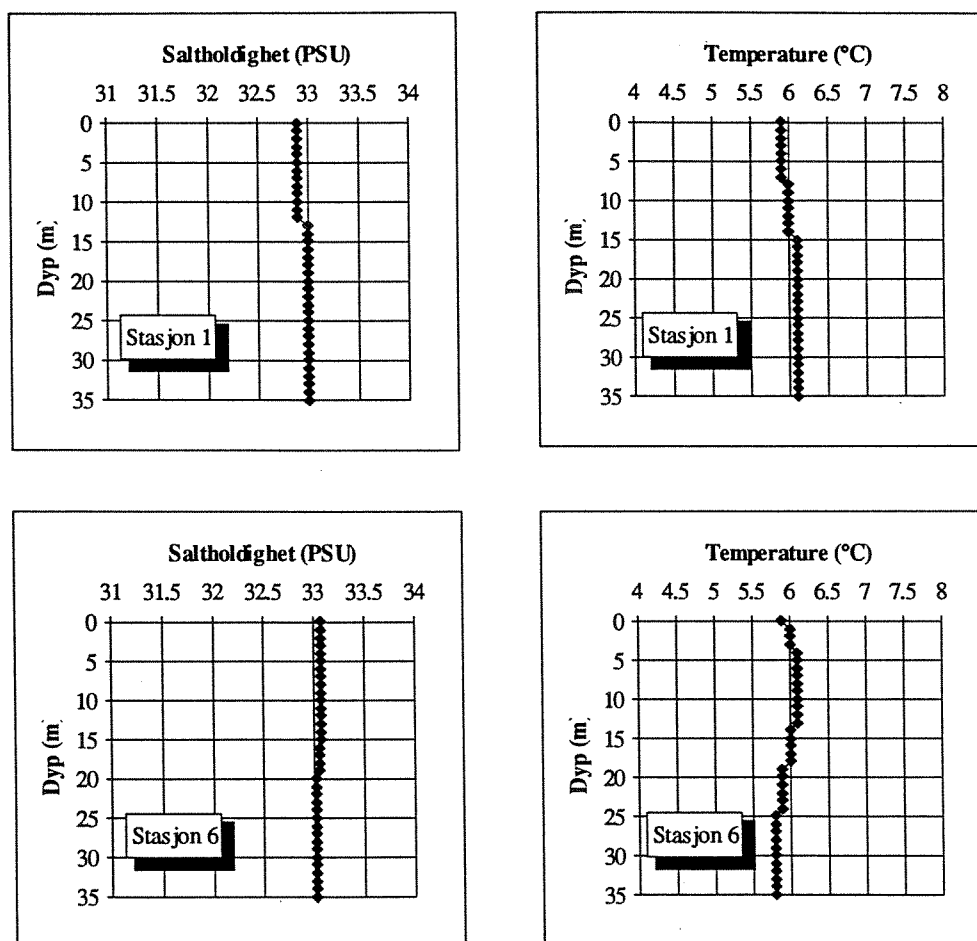
Figur 7. Konsentrasjonen av krom (Cr), kobber (Cu) og nikkel (Ni) i ulike dyp av sedimentet (cm) på stasjon 5 i Bergsfjorden. Høyre del av figuren viser konsentrasjonen av de samme metaller normalisert mot konsentrasjonen av lithium (Li).

4.4. Transmisjon og hydrografiske målinger

4.4.1. Målinger november 1992

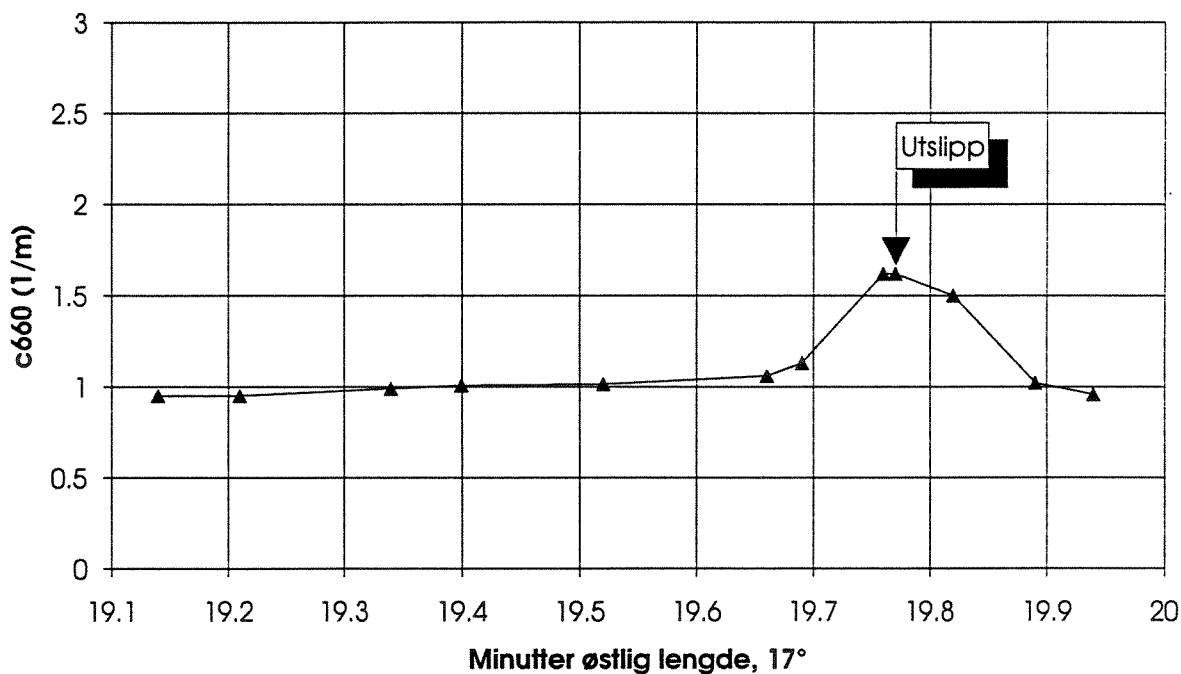
Den 2. november var det ikke produksjon på anlegget, og det ble bare foretatt noen innledende transmisjonsmålinger i nærområdet til utslippet på ettermiddagen (kl. 1720 - 1850). Det ble ikke funnet noen høye verdier for svekningskoeffisient (transmisjon) pga. avgang i vannmassene.

Den 3. november var det fremdeles stopp i produksjonen, som ikke kom igang før på ettermiddagen (ca. kl 1600). På formiddagen denne dagen ble det foretatt målinger i nærheten av de ulike bløtbunnsstasjonene (jfr. figur 2a, stasjon 1 - 6), samt ytterligere 2 stasjoner. For stasjonene lengst fra utslipps-punktet (stasjon 2 til 7) ble det ikke registrert noe avgang og svekningskoeffisienten lå på ca. 0.9 m^{-1} . Nær utslippet (stasjon 1 og 8) ble det heller ikke registrert noe avgang i de dypere vannlag ned mot utslippet på ca. 30 m. De hydrografiske forholdene ved utslippspunktet (stasjon 1) og i de ytre deler av fjorden (stasjon 6) er vist i figur 8. Den tilsynelatende høyere (0.05) saltholdigheten i overflaten på stasjon 6 ligger innenfor usikkerheten i målingen.

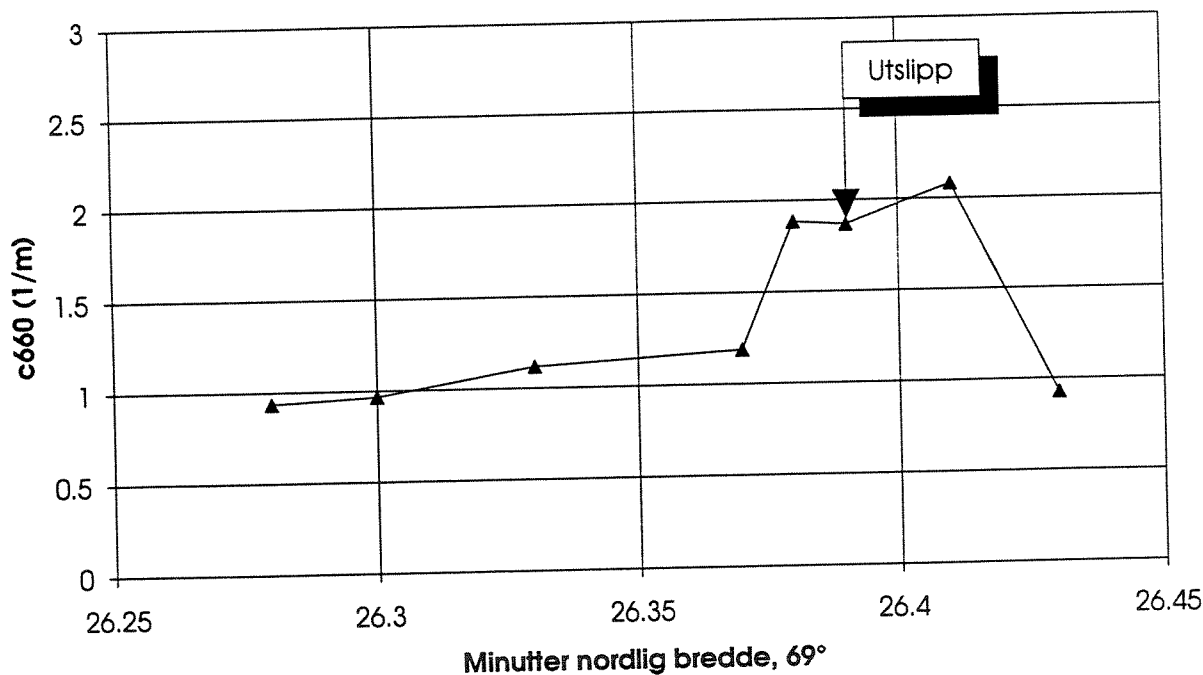


Figur 8. Temperatur og saltholdighet på stasjon 1 ved utslippspunktet og på stasjon 6 ytterst i Bergsfjorden den 3. november 1992.

Etter oppstartning av produksjonen på ettermiddagen ble det foretatt målinger av transmisjon i overflatevannet (kl. 1600 - 1700) i området nær utslippspunktet (jfr. figur 2b). Svekningskoeffisienten fra to snitt gjennom utslippspunktet er vist i figur 9 og 10 og er gjengitt i vedlegg C. Man finner noe høyere svekningskoeffisienter (ca. 2 m^{-1}) pga. avgang i vannmassene i nærområdet til utslippspunktet. Det påvirkede området hadde en beskjeden utstrekning på mindre enn +/- 100 m.



Figur 9. Overflatemålinger av svekningskoeffisienten (c_{660} , m^{-1}) i et snitt fra øst mot vest gjennom utslippspunktet den 3. november 1992. X-aksen angir minutter østlig lengde og 0.1' tilsvarer 65 m.



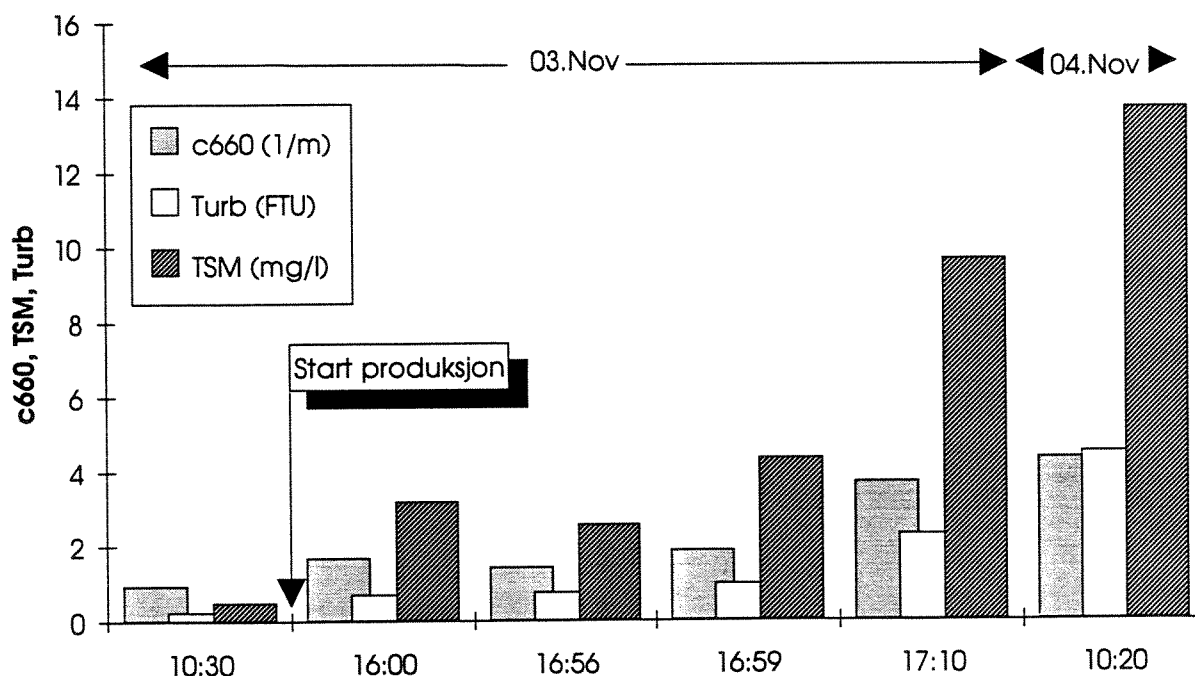
Figur 10. Overflatemålinger av svekningskoeffisienten (c_{660} , m^{-1}) i et snitt fra nord mot syd gjennom utslippspunktet den 3. november 1992. X-aksen angir minutter nordlig bredde og 0.1' tilsvarer 185 m.

Transmisjonsprofiler på stasjon 1 over utslippspunktet viste at på dette tidspunktet rett etter produksjonsstart var det mest partikler i overflatelaget ned til 3 - 5 meter. Resultater fra analyser av turbiditet og suspendert materiale på innsamlede vannprøver er gjengitt i tabell 5 sammen med siktedypsmålinger og verdier for svekningskoeffisient i overflaten. Det var generelt store siktedyp i området, men det kunne registreres noe lavere siktedyp ved utslippspunktet (16 m) sammenlignet med de øvrige stasjoner (18,5 -19 m).

Tabell 5. Målinger av siktedyp, turbiditet (Turb), totalt suspendert materiale (TSM) og svekningskoeffisient (c660) i overflatevannmassene for noen stasjoner den 3. og 4. november 1992.

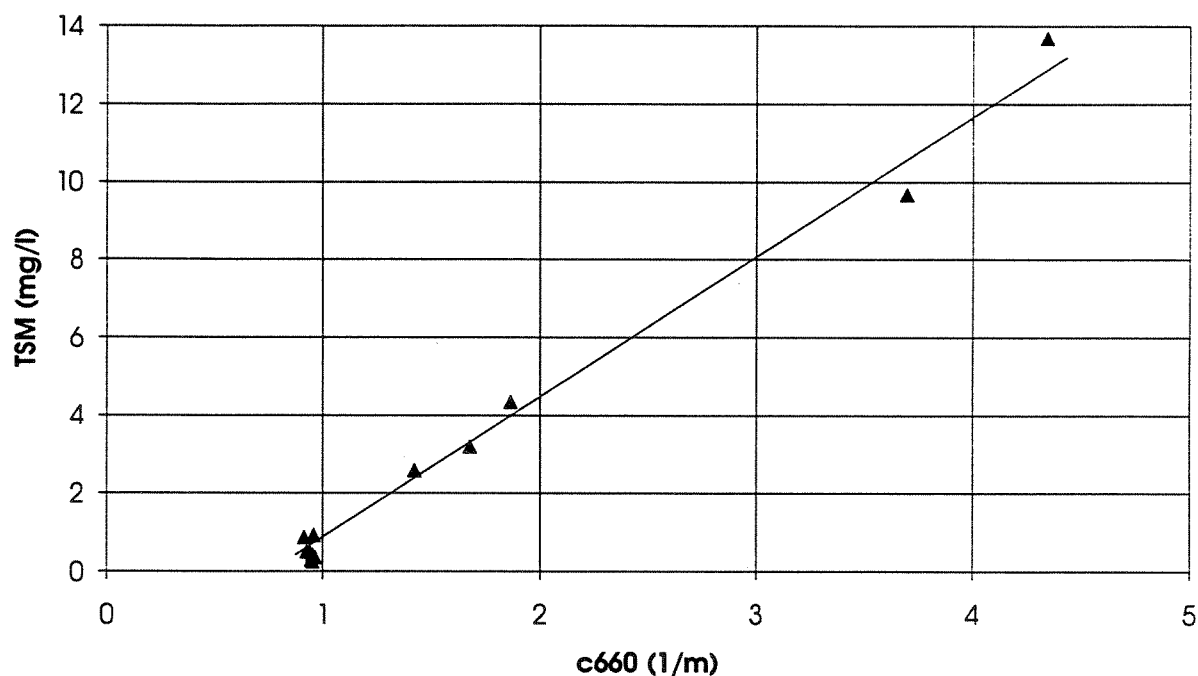
| Dato | Tid | St. | Siktedyp (m) | Dyp (m) | Turb (FTU) | TSM (mg/l) | c660 (1/m) |
|----------|-------|-----|--------------|---------|------------|------------|------------|
| 03.11.92 | 10:30 | 1 | 16 | 0 | 0,25 | 0,49 | 0,94 |
| 03.11.92 | 11:15 | 3 | | 0 | 0,13 | 0,36 | 0,96 |
| 03.11.92 | 12:03 | 2 | 19 | 0 | 0,20 | 0,51 | 0,93 |
| 03.11.92 | 12:57 | 7 | 18 | 0 | 0,15 | 0,86 | 0,91 |
| 03.11.92 | 13:15 | 8 | 16 | 0 | 0,13 | 0,92 | 0,96 |
| 03.11.92 | 14:00 | 4 | 18,5 | 0 | 0,14 | 0,43 | 0,95 |
| 03.11.92 | 14:45 | 6 | | 0 | 0,11 | 0,24 | 0,95 |
| 03.11.92 | 15:20 | 5 | 18,5 | 0 | 0,13 | 0,30 | 0,94 |
| 03.11.92 | 16:00 | 1 | | 0 | 0,70 | 3,19 | 1,68 |
| 03.11.92 | 16:56 | 1 | | 0 | 0,75 | 2,57 | 1,42 |
| 03.11.92 | 16:59 | 1 | | 0 | 0,98 | 4,34 | 1,87 |
| 03.11.92 | 17:10 | 1 | | 0 | 2,30 | 9,66 | 3,70 |
| 04.11.92 | 10:20 | 1 | | 0 | 4,50 | 13,70 | 4,34 |

Etter oppstartning av produksjonen økte partikkelmengden i overflatelaget fra 0,5 mg/l til 9,7 mg/l i løpet av 1 time. Neste dag lå partikkelmengden på 13,7 mg/l. Denne økningen i turbiditet, suspendert materiale og svekningskoeffisient på stasjoner tatt < ca. 100 m fra utslippspunktet er fremstilt i figur 11.



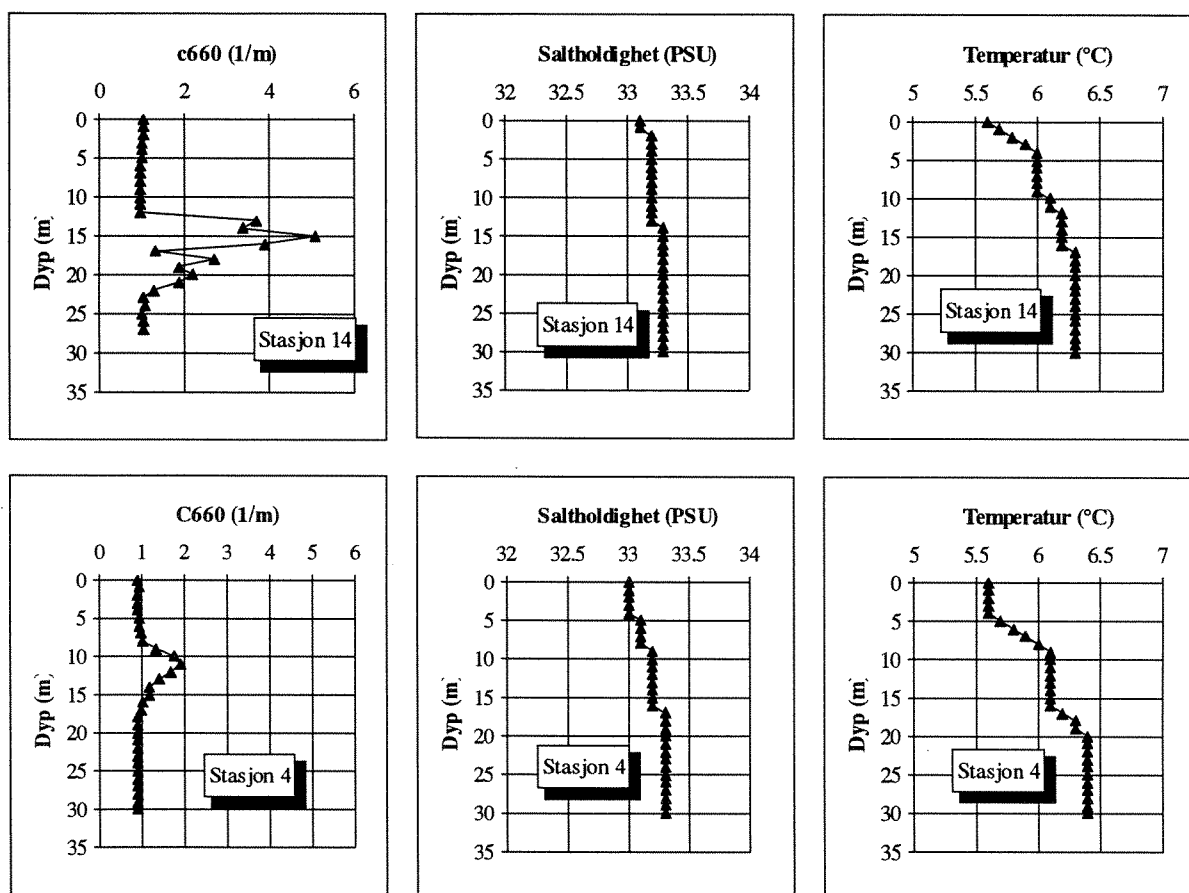
Figur 11. Turbiditet (Turb), totalt suspendert materiale (TSM) og svekningskoeffisient (c660) ved utslippspunktet (< ca. 100 m) den 3. og 4. november 1992. X-aksen angir klokkeslettet i lokal tid.

Fra disse få målinger ser man av figur 12 det omtrentlige sambandet mellom svekningskoeffisienten og suspendert materiale. Det at den markerte linjen ikke skjærer nullpunktet skyldes dels at rent vann har en svekningskoeffisient ved denne bølgelengden på 0.34 m^{-1} , som det ikke korrigeres for, og det forhold at det er tilstede oppløst materiale i vannmassene som også gir et bidrag til den totale sveknings-koeffisienten.



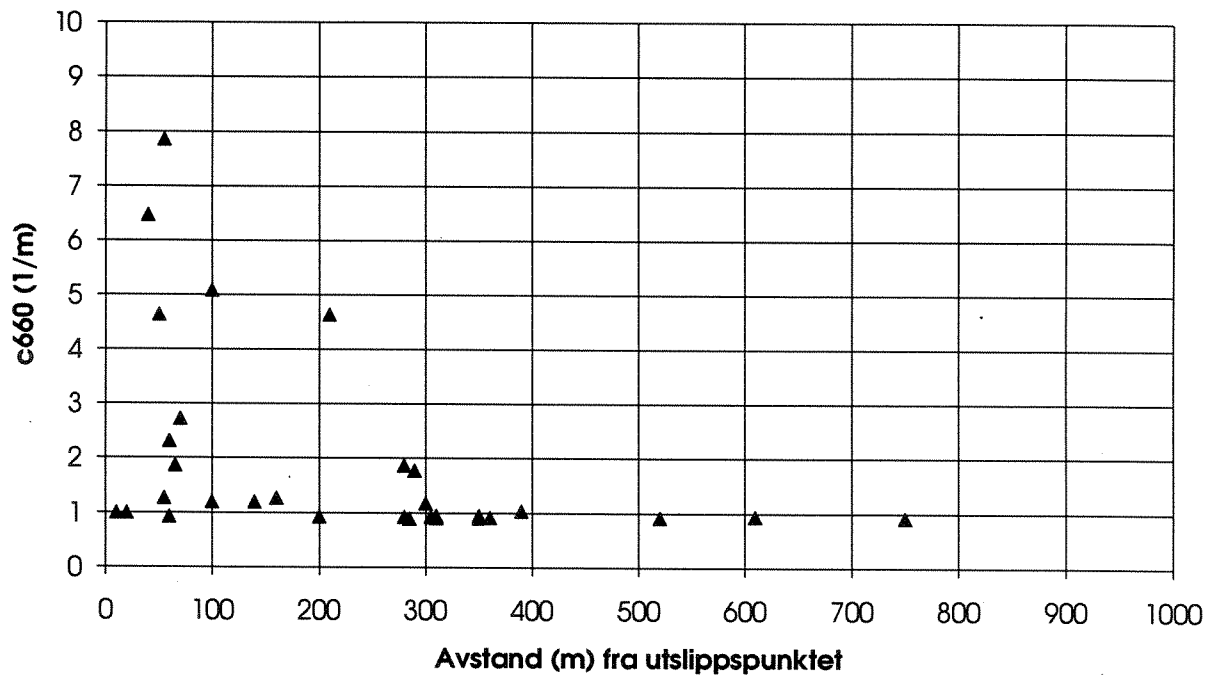
Figur 12. Den omtrentlige sammenhengen mellom totalt suspendert materiale (TSM) og svekningskoeffisienten (c_{660}) for målinger i overflatevannmassene i Bergsfjorden 4. november 1992.

Fra den 3. november og hele dagen den 4. november var det produksjon og utslipp, og det hadde bygget seg opp noe høyere partikkemengder i vannmassene. Målingene denne dagen viste store mengder avgang i vannmassene på dyp fra ca. 12 meter og ned til ca. 22 meter på stasjoner nær opp til utslippsstedet. Tykkelsen på laget med den innlagrede avgangen var her oppe i ca. 10 meter. Ved utslippspunktet ble det målt svekningskoeffisienter opp mot 5 m^{-1} som vist for stasjon 14 (figur 13). Dette tilsvarer en mengde suspendert materiale på ca. 15 - 16 mg/l. Noe lenger fra utslippspunktet lå den maksimale partikkel-mengden på 10 - 12 meter som vist for stasjon 4 (figur 13). Man ser av temperatur og saltholdighets-profilene at partiklene lå dels i det øvre spranget.



Figur 13. Dypfordeling av svekningskoeffisient (c660), saltholdighet og temperatur på stasjon 14 ved utslippspunktet og stasjon 4 ca. 300 m øst for utslippspunktet den 4. november 1992.

Området som var påvirket av partikler fra avgangen denne dagen er vist i figur 14 hvor maksimums-verdiene for svekning i den innlagrede avgangen i dypet (10 - 20 m) er plottet som avstand fra utslipps-punktet. Det påvirkede området lå innenfor 300 - 400 m fra utslippet. Den 4. november ble produksjonen stoppet på kvelden og startet ikke igjen før den 5. november på kvelden (kl. 2000) etter at målingene var avsluttet. Transmisjonsmålingene denne dagen viste heller ikke noe avgang i vannmassene.



Figur 14. Svekningskoeffisienter (c_{660} , m^{-1}) for den dypinnlagrede avgangen plottet som avstand fra utslippspunktet.

4.4.2. Målinger juni 1993

Den 16. juni var det produksjon på anlegget, og det ble brukt bare ferskvann i utslippet av avgang. Målinger av transmisjon og hydrografi på stasjon 1 ved utslippet den 16. juni er vist i figur 15. Man ser at meget nær utslippet (25 - 30 m) finner man en kraftig økning i partikkelmengden, samtidig med at det ved utslippsrøret (30 m) var lavere saltholdighet pga. ferskvannet. Det ble også synlig et tynt grafittlag på overflaten på denne stasjonen, som lå ved utslippspunktet ca. 150 m fra land. Siktedypet var 8 meter, mens på stasjon 2, ca. 600 m sydøst for utslippet, var siktedypet 13 meter (tabell 6). Den noe høyere svekningen rundt 5 - 6 meter (figur 15) kan også skyldes noe planteplankton. Planktonmengden i overflaten (0 m) var lav med en klorofyll-a-mengde på 1.3 µg/l (tabell 6).

Av de stasjonene som ble målt denne dagen var det både på stasjon 3 og 4 et tynt partikkellag på hhv. ca. 40 og 30 meter. Disse stasjonene ligger henholdsvis ca. 600 m vest (jfr. figur 2a) og ca. 300 m syd for utslippspunktet (jfr. figur 2d).

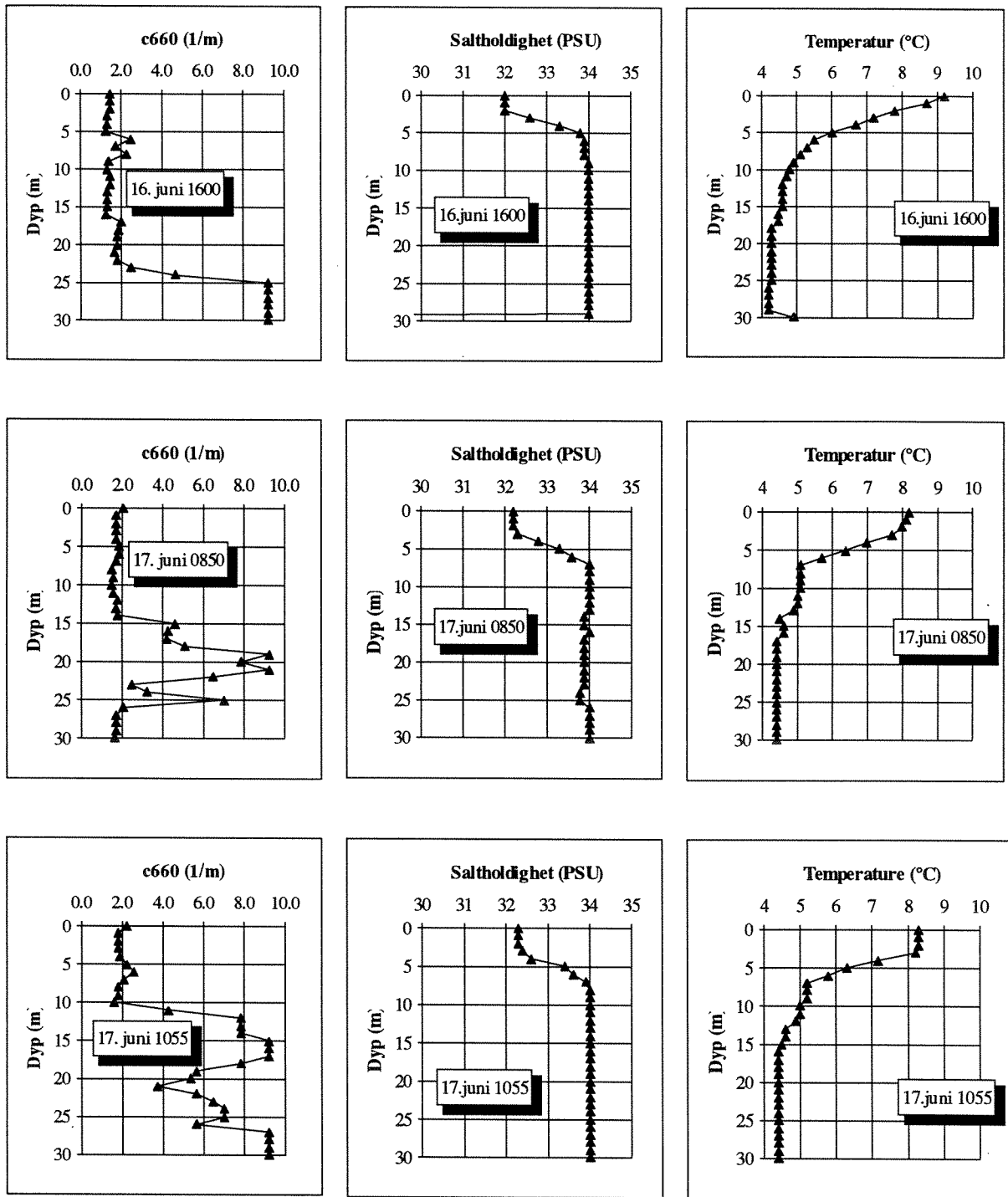
Den 17. juni ble det på formiddagen startet å blande inn ca. 25% sjøvann i utslippet. Den ble kjørt med full kapasitet (ca. 20 m³/h) frem til ca. kl. 1200, deretter halv kapasitet. Man ser av figur 15 hvordan partikkelfordelingen i vannmassene var kl. 0850 og kl. 1055. Saltholdighetsprofilen kl. 0850 viste rester av noe ferskere vann der hvor vi hadde de høyeste partikkelkonsentrasjonene. Denne profilen er sannsynligvis tatt like før sjøvannsinnblandingen kom igang (eksakt tidspunkt for oppstart er ikke kjent).

Man kan ikke ut fra disse profilene se om innlagringen av avgang er noe forskjellig med eller uten sjøvannsinnblanding, men de visuelle observasjonene kan tyde på at gjennomslaget av grafitt er noe mindre denne dagen.

Bortsett fra stasjon 8 kunne man observere spor av avgang på alle stasjonene, dvs. ca. 1 km fra utslippspunktet. Høye konsentrasjoner ble funnet opp til 250 m fra utslippet (stasjon 6). Man finner det samme spredningsomfanget som i november 1992 med høye konsentrasjoner opp til 300 - 400 m fra utslippspunktet.

Tabell 6. Siktedyp, klorofyll-a (Kla), suspendert materiale (TSM) og turbiditet (Turb) i Bergsfjorden juni 1993.

| Dato | Klokken | Stasjon | Sikt (m) | Dyp (m) | Kla (µg/l) | TSM(mg/l) | Turb (FTU) |
|----------|---------|---------|----------|---------|------------|-----------|------------|
| 16.06.93 | 1600 | 1 | 8 | | | | |
| 16.06.93 | 1700 | 2 | 13 | 0 | 1,27 | 1,34 | 0,23 |
| 17.06.93 | 850 | 1 | 7 | | | | |
| 17.06.93 | 1600 | 1 | 10,5 | | | | |



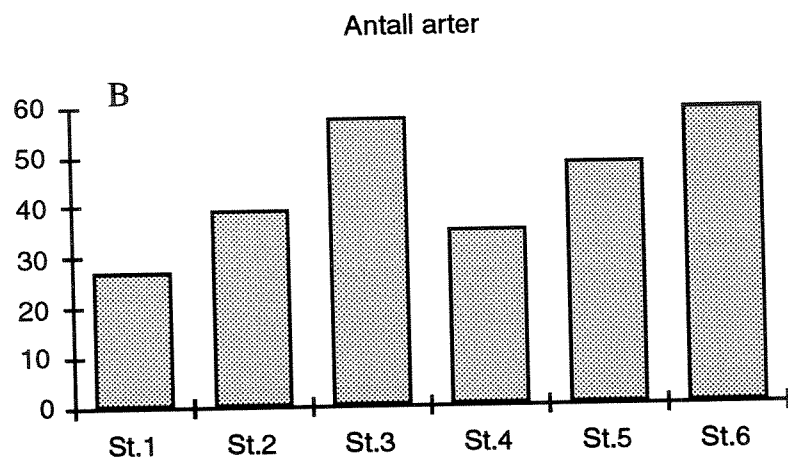
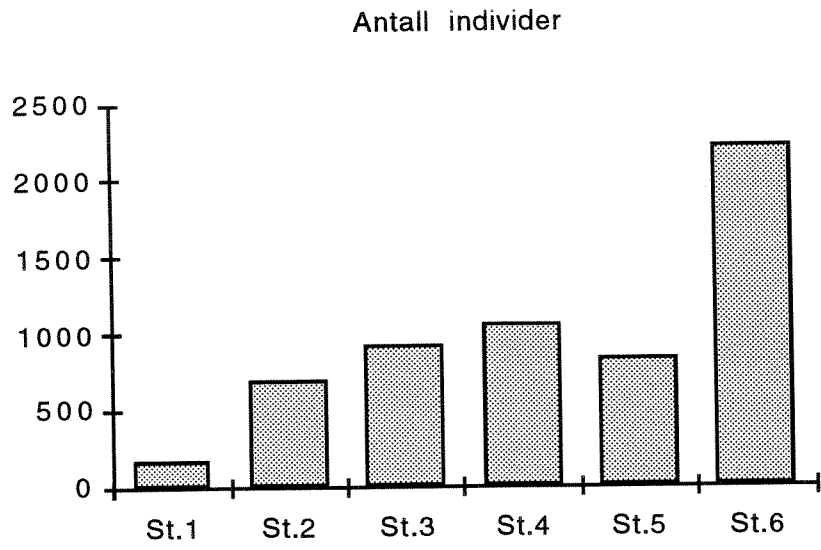
Figur 15. Svekningskoeffisient (c660), saltholdighet (PSU) og temperatur (°C) på stasjon 1 ved utslippspunktet den 16. juni 1993 kl. 1030 og den 17. juni kl. 0850 og 1055.

4.5. Bløtbunnsfauna

Bunnfaunaprøvene fra stasjon 1 nærmest utslippet hadde det laveste arts- og individantall (rådata fra faunaanalyse ses i vedlegg A), mens stasjon 6 lengst ute i fjorden hadde det største antall (figur 16). Midlere antall individer på stasjon 6 var signifikant forskjellig fra alle de øvrige stasjoner, mens de øvrige stasjoner ikke var signifikant forskjellige (tabell 5). Det høyeste antall arter ble funnet på stasjon 6. Midlere antall arter på denne stasjonen var signifikant forskjellig fra alle de øvrige stasjonene med unntak av stasjon 3. Det laveste antall arter ble funnet på stasjon 1. Antall arter på denne stasjonen var signifikant forskjellig fra alle de øvrige stasjonene (tabell 6). Stasjon 3 var signifikant forskjellig fra stasjon 1, 2, 4 og 5 (tabell 8). Generelt kan en karakterisere både arts- og individantallet som ble funnet på stasjon 1 som lavt. Dette bekreftes av sammenligninger med bløtbunnsundersøkelser gjort i Selfjord (Dahle og Larsen, 1991) lengre sør på Senja. I denne fjorden ble bløtbunnsfauna undersøkt på 10 stasjoner i dyp fra 20 - 80 m. Laveste artsantall (antall taxa) som ble funnet på en stasjon i materialet fra 5 grabber i Selfjord, var 40. Midlere artsantall på de 10 stasjonene var ca. 80, dvs. vesentlig høyere enn stasjon 1, samt høyere enn alle stasjoner i Bergsfjorden. Strengt tatt kan en ikke direkte sammenligne antall arter i 4 grabber fra Bergsfjorden med 5 grabber fra Selfjord, siden antall arter øker noe med prøveantallet. Denne økningen avtar med økende prøveantall. Forskjellen mellom Bergsfjorden og Selfjorden mht. antall arter, er imidlertid så stor at det er stor sannsynlighet for at den er reell og i alle fall for stasjon 1.

Tabell 5. Resultatet av variansanalyse der en parvis har testet forskjellen mellom det midlere antall individer pr. grabb på to og to stasjoner. + = signifikant ($p = 0.05$) forskjell mellom stasjoner. - = ingen signifikant forskjell.

| | St. 1 | St. 2 | St. 3 | St 4 | St.5 |
|-------|-------|-------|-------|------|------|
| St. 1 | | | | | |
| St. 2 | - | | | | |
| St. 3 | - | - | | | |
| St. 4 | - | - | - | | |
| St. 5 | - | - | - | - | |
| St. 6 | + | + | + | + | + |



Figur 16. Totalt antall individer (A) og arter (B) funnet på 6 stasjoner (4 grabbskudd på hver stasjon) i Bergsfjorden.

Tabell 6. Resultatet av variansanalyse der en parvis har testet forskjellen mellom det midlere antall arter pr. grabb på to og to stasjoner. + = signifikant (p=0.05) forskjell mellom stasjoner. - = ingen signifikant forskjell.

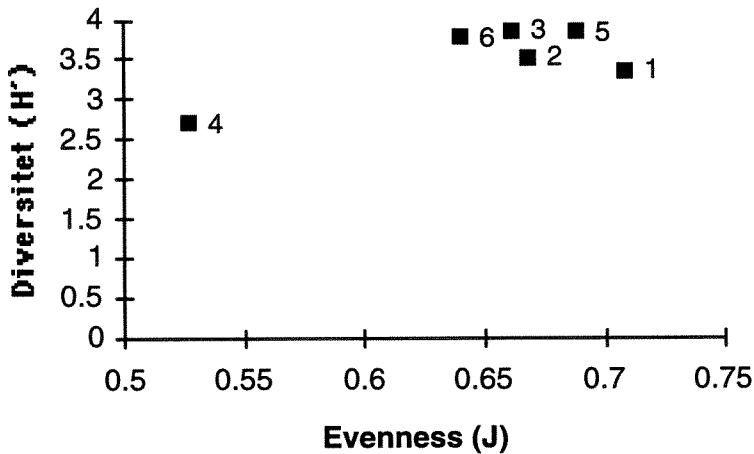
| | St. 1 | St. 2 | St. 3 | St 4 | St.5 |
|-------|-------|-------|-------|------|------|
| St. 1 | | | | | |
| St. 2 | + | | | | |
| St. 3 | + | + | | | |
| St. 4 | + | - | + | | |
| St. 5 | + | - | + | - | |
| St. 6 | + | + | - | + | + |

I figur 17 ses diversitet som funksjon av jevnhetsindeks på basis av de summerte fauna-data (4 grabber) på hver stasjon. Figuren viser at stasjon 4 skiller seg ut fra de øvrige stasjoner og hadde en vesentlig lavere jevnhetsindeks (dvs. dominans av enkeltarter) enn de øvrige stasjoner. Denne stasjonen hadde også laveste diversitet. Stasjon 1 nærmest utslippet hadde den høyeste jevnhetsindeks. De beregnede verdier av H' ligger alle i området 2.7 - 3.9. og kun stasjon 4 ligger under 3. I et uforstyrret bunnfaunasamfunn ligger ofte verdiene over 3, mens verdier under 2 kan indikere dårlige forhold. På bakgrunn av diversitet (H') alene kan derfor ikke bunnfaunaen sies å være synlig berørt.

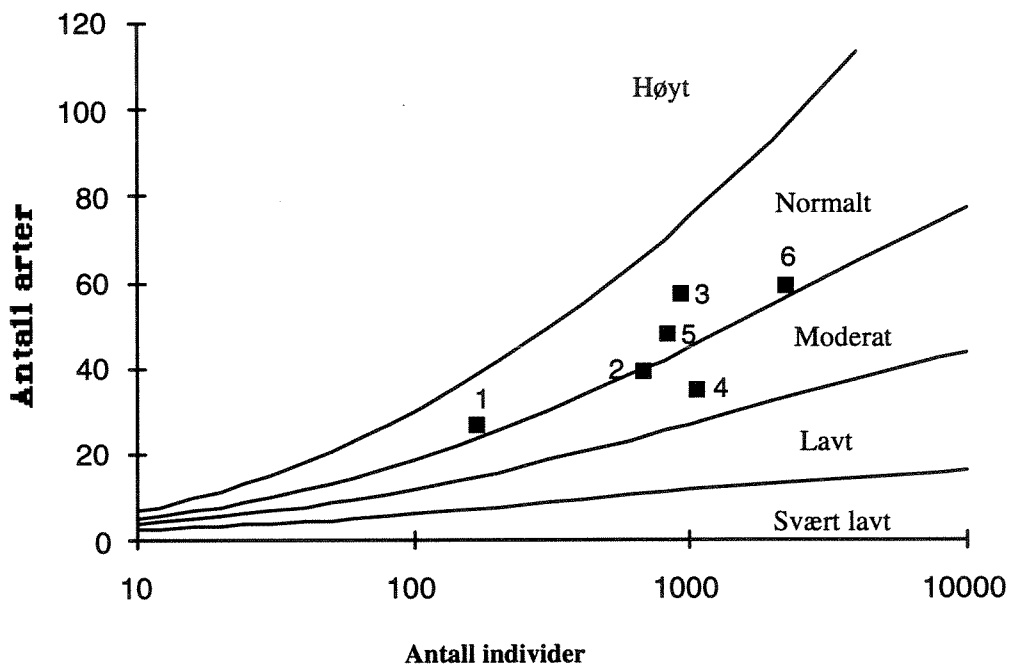
De beregnede ES_{100} verdier lå i området 14.6 - 23.4 (tabell 7). En ES_{100} verdi på under 10 indikerer en markert påvirkning, mens en verdi over 25 indikerer et uforstyrret samfunn (Rygg 1994). Heller ikke på grunnlag av beregning av ES_{100} kan en derfor si at noen av stasjonene er markert berørt. Alle ES_{100} verdiene beregnet på de seks stasjonene i Bergsfjorden ligger imidlertid lavere enn tilsvarende verdier beregnet for 10 stasjoner i Selfjord (Dahle og Larsen, 1991).

En annen måte å fremstille resultatene av bunnfauna-analysene på, er å plote artsmangfoldet (endepunktet for Hurlberts diversitetskurve) i et diagram (antall arter mot antall individer), der en, på bakgrunn av Hurlberts diversitetskurver og empiriske data, har markert områder med ulik klassifisering.

Dette er gjort i figur 18, der en ser at alle stasjonene ligger i området der en enten har normalt eller moderat artsmangfold. Også stasjon 1 (nærmest utslippet) ligger innenfor det som anses for "normalt artsmangfold". Denne stasjonen ligger imidlertid nærmest origo (dvs. færrest arter og individer). Ved en tilsvarende undersøkelse av et avgangsutslipp til Stjernesundet (Berge et al., 1993), fant en også at stasjonen nærmest utslippet lå i området for "normalt artsmangfold" og nærmest origo. Det er imidlertid også flere likhetspunkter mellom undersøkelsene i Bergsfjorden og i Stjernesundet. I begge undersøkelser hadde en høyest jevnhetsindeks på stasjonen nærmest utslippet, og i begge undersøkelsene var det ikke mulig å se effekter på diversitet (H' , ES_{100}).



Figur 17. Diversitetsindeks (H') som funksjon av jevnhetsindeks (J) for 6 stasjoner i Bergsfjorden. For hvert datapunkt er stasjonsnummer angitt. De fremstilte data for H og J er beregnet på pakgrunn av de samlede faunadata fra 4 grabber på hver stasjon.



Figur 18. Plott av artsmangfoldet (endepunktet for Hurlberts diversitetskurve) for 6 stasjoner i Bergsfjorden i et diagram (antall arter mot antall individer) der en på bakgrunn av Hurlberts diversitetskurver har markert områder med ulik klassifisering.

For å vurdere om forskjeller i H' og J mellom de ulike stasjoner er signifikant forskjellige, har en beregnet disse indekser også for hvert enkelt grabb-skudd og gjennomført en variansanalyse på de beregnede data. Resultatet av denne analyse ses i tabell 8 og 9.

Tabell 7. ES₁₀₀ på 6 stasjoner i Bergsfjorden.

| St.1 | St.2 | St.3 | St.4 | St.5 | St.6 |
|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 21.77 | 18.64 | 23.39 | 14.66 | 20.43 | 20.52 |

Midlere jevnhetsindeksen (J) pr. grabb var med unntak av stasjon 4 relativt lik på de undersøkte stasjoner. Midlere jevnhetsindeksen for stasjon 4 var signifikant forskjellig fra stasjon 2 og 5 (tabell 8). Midlere diversitetsindeks (H) var relativt jevn over de seks undersøkte stasjoner. Stasjon 4 hadde lavest diversitet. Diversiteten på denne stasjonen var signifikant forskjellig fra alle stasjoner unntatt stasjon 1, mens stasjon 1 var signifikant forskjellig fra alle stasjoner (unntatt stasjon 4) (tabell 9).

Tabell 8. Resultatet av variansanalyse der en parvis har testet forskjellen mellom midlere jevnhetsindeksen J (evenness) for en grabb på to og to stasjoner. + = signifikant ($p = 0.05$) forskjell mellom stasjoner. - = ingen signifikant forskjell.

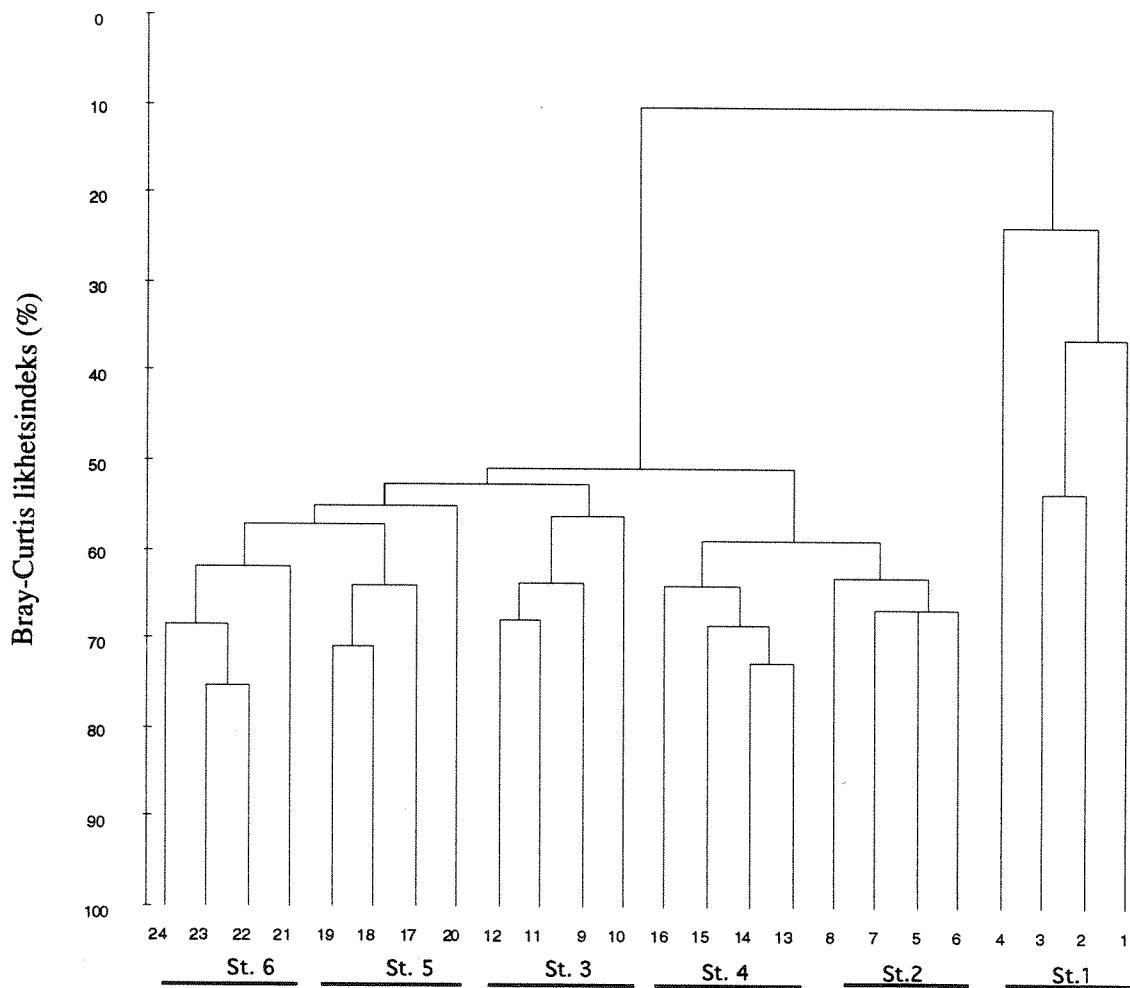
| | St. 1 | St. 2 | St. 3 | St 4 | St.5 |
|-------|-------|-------|-------|------|------|
| St. 1 | | | | | |
| St. 2 | - | | | | |
| St. 3 | - | - | | | |
| St. 4 | - | + | | | |
| St. 5 | - | - | - | + | |
| St. 6 | - | - | - | - | - |

Tabell 9. Resultatet av variansanalyse der en parvis har testet forskjellen mellom midlere diversitet (H) pr. grabbskudd på to og to stasjoner. + = signifikant (p=0.05) forskjell mellom stasjoner. - = ingen signifikant forskjell.

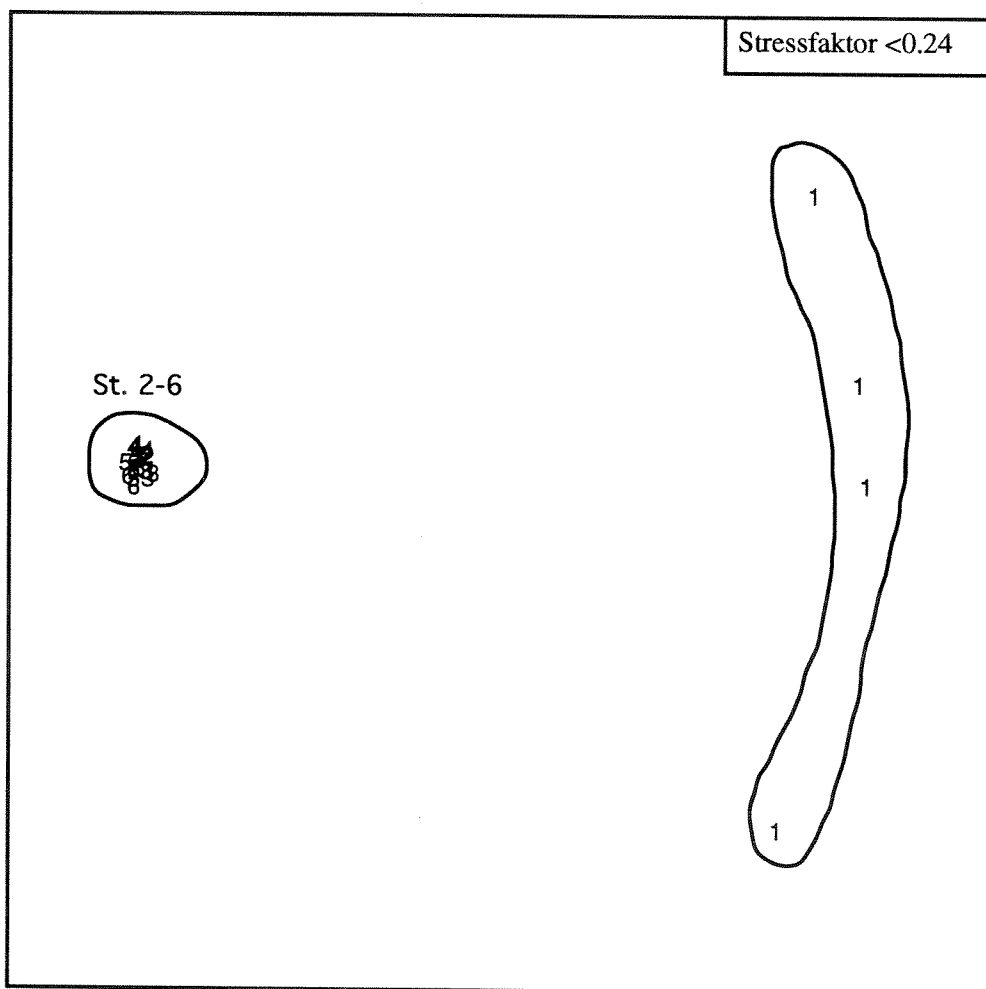
| | St. 1 | St. 2 | St. 3 | St 4 | St.5 |
|-------|-------|-------|-------|------|------|
| St. 1 | | | | | |
| St. 2 | + | | | | |
| St. 3 | + | - | | | |
| St. 4 | - | + | + | | |
| St. 5 | + | - | - | + | |
| St. 6 | + | - | - | + | - |

Resultatet av clusteranalyse og MDS-analyse ses henholdsvis i figurene 19 til 21. Clusteranalysen viser at det er relativt liten likhet (ca. 10%) mellom stasjon 1 og de øvrige stasjoner som seg imellom er mer like (50- 60%). MDS-plottet (figur 20) antyder også hvordan stasjon 1 avviker fra de øvrige 5 stasjonene. Dette plottet kan ikke skille stasjon 2 - 6 og har en relativ høy stressfaktor (ca. 0.24). Dette tyder på at plottet ikke er egnet til å illustrere de reelle forskjeller mellom de ulike prøvene. Ekskluderer man imidlertid stasjon 1 fra MDS analysen ser en at en oppnår en lav stressfaktor (<0.04) (figur 21) som antyder at plottet gir en meget god representasjon av de reelle forskjeller mellom de ulike prøver. En ser også at parallelle grabbskudd fra samme stasjon har en klar tendens til å gruppere seg sammen. Stasjon 5 og 6 overlapper imidlertid noe i MDS plottet. Dette indikerer at faunasammensetningen på stasjonene avviker fra hverandre og da særlig stasjon 2 - 4 (figur 21). Testing av forskjeller mellom de ulike stasjonene (ved bruk av ANOSIM) viser imidlertid at det er signifikant forskjell mellom alle de 6 stasjonene. Totalt sett viser de multivariate analysene at faunasammensetningen på alle stasjoner er signifikant forskjellig fra hverandre. Den største forskjellen er imidlertid mellom stasjon 1 og de øvrige stasjonene.

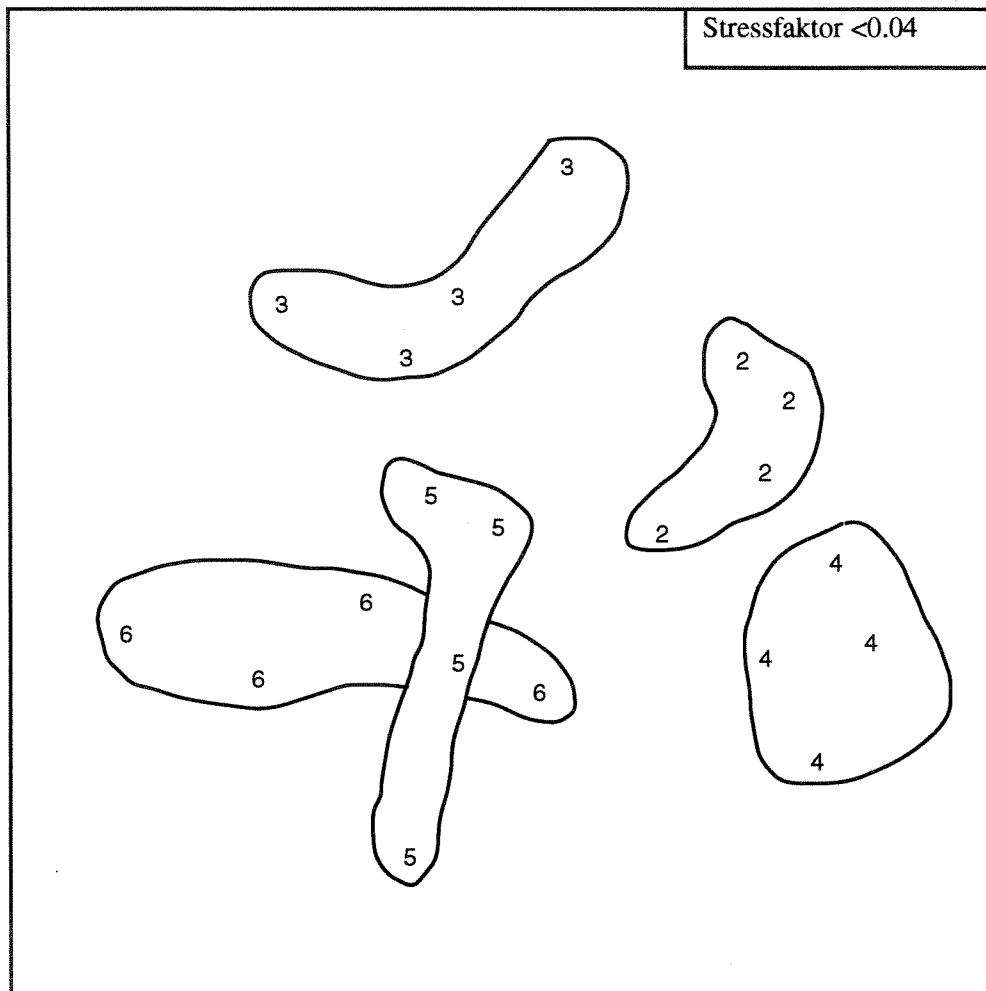
De anvendte multivariate analysene kan ikke si noe direkte om årsaken til at stasjonene er forskjellige. De mest sannsynlige kandidater til å forklare de ulike forskjellene er sedimentasjon, dyp, metallinnhold. En antar at den relativt store forskjellen mellom stasjon 1 og de øvrige stasjoner i hovedsak skyldes de fysiske effekter av sedimentasjonen av partikler fra avgangen, samt den effekt dette har på næringstilgangen for bunndyr (lavere innhold av tilgjengelig TOC og et ekstremt lavt innhold av TN, se kapitel 4.3). TOC innholdet på stasjon 1 (14.6 µg/mg) gir sannsynligvis ikke det rette bilde av tilgjengelig organisk materiale for bunndyr. Dette fordi en vesentlig del av TOC-innholdet sannsynligvis skyldes grafitt som ikke er tilgjengelig som næring for bunndyr. Nær et utslipp av avgang fra North Cape Nefelin A/S på Stjernøy ble det til sammenligning funnet <0.1 µg/mg TOC (Berge et al., 1993). Mest sannsynlig er innholdet av organisk karbon som er tilgjengelig for bunndyr nærmere denne verdi enn de 14.6 µg/mg som ble målt på stasjon 1 i Bergsfjorden. Metall- innholdet kan ikke utelukkes å ha betydning for de forskjeller en ser i bunnfaunasamfunnet. Basert på et stort datagrunnlag, er en negativ korrelasjon mellom kobberinnhold og ES₁₀₀ påvist (Rygg og Skei, 1984). Noen slik sammenheng ble ikke funnet i datamaterialet fra Bergsfjorden og heller ikke for Cr og Ni. Dette betyr at eventuelle effekter av disse metaller i så fall er kamuflert av andre faktorer.



Figur 19. Likhetsdiagram (dendrogram) basert på bløtbunnsdata fra 24 grabbskudd fra i alt 6 stasjoner i Bergsfjorden. Analysen er beregnet ved hierarkisk clustering basert på Bray-Curtis likhetsindeks (%). Stasjonsnummer med tilhørende grabbskudd er antydnet.



Figur 20. MDS-plot basert på data fra 6 stasjoner (4 grabber fra hver stasjon) i Bergsfjorden. Merk at alle grabbskuddene fra stasjonene 2 - 6 grupperer seg så tett sammen at de ikke kan skilles fra hverandre. Disse er vist i eget plott (figur 21).



Figur 21. MDS-plot basert på data fra stasjonene 2 - 6 (4 grabber fra hver stasjon) i Bergsfjorden. De 4 grabbskuddene fra samme stasjon er merket med stasjonsnummer og er omkranset av heltrukket linje.

Generelt var det minst likhet mellom faunaen i de 4 grabbene fra stasjon 1 (gjennomsnittlig likhet = 32.9%), mens de parallelle grabbskuddene på de øvrige stasjoner var innbyrdes relativt like (gjennomsnittlig likhet = 60.6 - 66.31%). I tabell 10 - 15 ses de 10 artene som bidro mest til likheten på hver enkelt stasjon. Dette er også i hovedsak de arter som var tallmessig dominerende på hver stasjon. *Myriochele oculata* var den art som dominerte tallmessig på stasjonene 3 - 6. På stasjon 2 var *Maldane sarsi* mest tallrik, mens *Myriochele oculata* kom som nummer to. På stasjon 1 var *M. oculata* kun representert med 2 individer. Det var imidlertid liten overlapping av dominerende arter mellom stasjon 1 og de øvrige stasjoner. Kun muslingen *Thyasira gouldi*, som var den mest tetthetsmessig dominerende arten på stasjon 1, var også dominerende på andre stasjoner (st. 2 og 6). På stasjon 3 - 5 dominerte imidlertid en annen *Thyasira* art (*Thyasira dunbari*).

Ved fortyrrelse av et bunndyrsamfunn får en ofte en masseoppblomstring av noen få arter med et høyt reproduksjonspotensiale. I upåvirkede områder blir slike opportunistiske arter vanligvis

utkonkurrert av arter med lengre levetid og mindre reproduksjonspotensiale, men større konkurransevne. En slik opportunistisk art er *Capitella capitata*. Stasjon 1 var den eneste stasjon der forurensnings-/forstyrrelses-tolerante arten ble funnet. Tettheten var imidlertid lav (3.5 pr. grabb) og skyldes sannsynligvis det lave innholdet av tilgjengelig organisk karbon og nitrogen i sedimentet. Dette gjør at *C. capitata* ikke har kunnet utnytte sitt store reproduksjonspotensiale til masseforekomst. Heller ingen masseforekomst av andre arter ble registrert. Det er slike masseforekomster som gjør at diversiteten (H' , ES_{100}) ofte blir redusert ved en forurensningspåvirkning. Når en i denne undersøkelsen ikke har kunnet se vesentlige effekter på diversitet (H' , ES_{100}) på stasjon 1, skyldes dette sannsynligvis indirekte at næringsgrunnlaget i sedimentet ikke har vært tilstrekkelig. Under forhold der en har en stor grad av forstyrrelse (sedimentering)/forurensning, og der sedimentet har et lavt innhold av organisk materiale, skulle en derfor forvente å finne et samfunn med relativt få arter som alle er representert med få individer, som gir relativt høy diversitet. Trolig vil flere av artene/individene kun ha en kort levetid, og deres tilstedeværelse kan skyldes tilfeldig larvenedslag, mer enn habitatseleksjon på grunnlag av forholdene på stedet.

Undersøkelsene av bløtbunnsfauna som er foretatt her, tyder ikke på at en har noen tydelig påvirkning av bunnfaunaen på stasjon 2 - 6 som kan knyttes til avgangsutslippet. Heller ikke noen effekt av det kommunale utslippet som kommer ut nær stasjon 3 kan påvises. Stasjon 1 avviker vesentlig fra de øvrige stasjoner og har et lavt arts- og individantall uten at det ble påvist noen klar effekt på artsmangfoldet. En sammenligning med Selfjord antyder imidlertid at bunnfaunaen på stasjon 1 er påvirket. Dette antydes også ved at resultatene i Bergsfjorden har flere fellestrekk med en tilsvarende undersøkelse i Stjernesundet. En konkluderer derfor med at bunndyrsamfunnet på stasjon 1 er påvirket av avgang.

Tabell 10. De 10 artene som bidro mest til likhet mellom de 4 grabbskudd på stasjon 1 i Bergsfjorden. I tabellen er også angitt midlere tetthet pr. grabb og rangering mht. tetthet.

| Art | Stasjon 1 | | |
|--------------------------------|--------------------------|------------------------|----------|
| | Midlere antall pr. grabb | Rangering mht. tetthet | % likhet |
| <i>Ophiura sp</i> | 2.7 | 5 | 24.34 |
| <i>Thyasira gouldi</i> | 16.25 | 1 | 18.54 |
| <i>Capitella capitata</i> | 3.5 | 2 | 17.03 |
| <i>Hiatella sp.</i> | 3.0 | 3 | 11.28 |
| <i>Asteroidea indet juv.</i> | 0.5 | 8 | 5.19 |
| <i>Ophiura affinis</i> | 2.75 | 4 | 4.62 |
| <i>Notomastus latericeus</i> | 0.75 | 6 | 3.59 |
| <i>Ophiuroidea indet juv.</i> | 0.75 | 6 | 3.59 |
| <i>Heteromastus filiformis</i> | 0.5 | 8 | 2.95 |
| <i>Anaitides groenlandica</i> | 0.5 | 8 | 2.95 |

Tabell 11. De 10 artene som bidro mest til likhet mellom de 4 grabbskudd på stasjon 2 i Bergsfjorden. I tabellen er også angitt midlere tetthet pr. grabb og rangering mht. tetthet.

| Art | Stasjon 2 | | |
|------------------------------|--------------------------|------------------------|----------|
| | Midlere antall pr. grabb | Rangering mht. tetthet | % likhet |
| <i>Maldane sarsi</i> | 41.5 | 1 | 11.5 |
| <i>Myriochele oculata</i> | 33.0 | 2 | 10.5 |
| <i>Chaetozone setosa</i> | 27.5 | 3 | 10.04 |
| <i>Terebellides stroemi</i> | 11.25 | 4 | 8.69 |
| <i>Spiophanes kroeyeri</i> | 6.25 | 8 | 7.59 |
| <i>Calanoida indet</i> | 7.5 | 7 | 7.25 |
| <i>Aglaophamus malmgreni</i> | 3.5 | 10 | 6.34 |
| <i>Lumbrineris sp.</i> | 4 | 9 | 6.2 |
| <i>Thyasira gouldi</i> | 8 | 6 | 5.49 |
| <i>Thyasira dunbari</i> | 9.5 | 5 | 4.2 |

Tabell 12. De 10 artene som bidro mest til likhet mellom de 4 grabbskudd på stasjon 3 i Bergsfjorden. I tabellen er også angitt midlere tetthet pr. grabb og rangering mht. tetthet.

| Art | Stasjon 3 | | |
|-----------------------------|--------------------------|------------------------|----------|
| | Midlere antall pr. grabb | Rangering mht. tetthet | % likhet |
| <i>Myriochele oculata</i> | 53.25 | 1 | 9.6 |
| <i>Maldane sarsi</i> | 43.5 | 2 | 8.79 |
| <i>Spiophanes kroeyeri</i> | 36.5 | 3 | 7.85 |
| <i>Lumbrineris sp.</i> | 14 | 4 | 6.42 |
| <i>Thyasira dunbari</i> | 8.75 | 6 | 5.47 |
| <i>Owenia fusiformis</i> | 10.25 | 5 | 5.44 |
| <i>Scoloplos armiger</i> | 8.25 | 7 | 5.28 |
| <i>Terrenelides stroemi</i> | 5.5 | 8 | 4.96 |
| <i>Nemertini indet</i> | 2.75 | 12 | 4.89 |
| <i>Lanassa/Leaena sp.</i> | 3.75 | 10 | 4.75 |

Tabell 13. De 10 artene som bidro mest til likhet mellom de 4 grabbskudd på stasjon 4 i Bergsfjorden. I tabellen er også angitt midlere tetthet pr. grabb og rangering mht. tetthet.

| Art | Stasjon 4 | | |
|------------------------------|--------------------------|------------------------|----------|
| | Midlere antall pr. grabb | Rangering mht. tetthet | % likhet |
| <i>Myriochele oculata</i> | 138.75 | 1 | 14.84 |
| <i>Chaetozone setosa</i> | 27.5 | 2 | 10.5 |
| <i>Thyasira dunbari</i> | 16.0 | 4 | 9.59 |
| <i>Calanoida</i> | 10.5 | 6 | 7.95 |
| <i>Terrebellides stroemi</i> | 7.75 | 7 | 7.68 |
| <i>Lumbrineris sp</i> | 11.25 | 5 | 7.65 |
| <i>Aglaophamus malmgreni</i> | 3.5 | 10 | 6.48 |
| <i>Euclymeninae indet</i> | 4.5 | 8 | 6.07 |
| <i>Pogonophora indet</i> | 2 | 13 | 5.66 |
| <i>Maldane sarsi</i> | 22.25 | 3 | 4.72 |

Tabell 14. De 10 artene som bidro mest til likhet mellom de 4 grabbskudd på stasjon 5 i Bergsfjorden. I tabellen er også angitt midlere tetthet pr. grabb og rangering mht. tetthet.

| Art | Stasjon 5 | | |
|----------------------------|--------------------------|------------------------|----------|
| | Midlere antall pr. grabb | Rangering mht. tetthet | % likhet |
| <i>Myriochele oculata</i> | 43.5 | 1 | 10.04 |
| <i>Spiophanes kroeyeri</i> | 33.25 | 2 | 9.81 |
| <i>Maldane sarsi</i> | 22.5 | 3 | 9.47 |
| <i>Thyasira dunbari</i> | 19.00 | 4 | 8.58 |
| <i>Calanoida indet</i> | 14.25 | 5 | 8.03 |
| <i>Chaetozone setosa</i> | 11.00 | 7 | 7.36 |
| <i>Lumbrineris sp.</i> | 7.75 | 8 | 7.31 |
| <i>Owenia fusiformis</i> | 6.75 | 10 | 6.04 |
| <i>Aricidea sp.</i> | 2.25 | 13 | 5.56 |
| <i>Lanassa/Leaena sp.</i> | 1 | 18 | 4.67 |

Tabell 15. De 10 artene som bidro mest til likhet mellom de 4 grabbskudd på stasjon 6 i Bergsfjorden. I tabellen er også angitt midlere tetthet pr. grabb og rangering mht. tetthet.

| Art | Stasjon 6 | | |
|------------------------------|--------------------------|------------------------|----------|
| | Midlere antall pr. grabb | Rangering mht. tetthet | % likhet |
| <i>Myriochele oculata</i> | 162.5 | 1 | 9.68 |
| <i>Chaetozone setosa</i> | 53.00 | 3 | 7.40 |
| <i>Lumbrineris sp</i> | 45.00 | 4 | 6.21 |
| <i>Maldane sarsi</i> | 28.25 | 5 | 6.00 |
| <i>Thyasira gouldi</i> | 12.5 | 10 | 4.99 |
| <i>Euclymeninae indet</i> | 21.5 | 7 | 4.50 |
| <i>Owenia fusiformis</i> | 19.25 | 9 | 4.48 |
| <i>Spiophanes kroeyeri</i> | 25.25 | 6 | 4.28 |
| <i>Chaetoderma nitidulum</i> | 9.25 | 12 | 4.19 |
| <i>Laonice cirrata</i> | 5.25 | 16 | 4.05 |

5. OPPSUMMERENDE KOMMENTARER

Utslippet til Bergsfjorden fra Elkem Skaland A/S består i hovedsak av gruvevann og avgang fra oppredningsverket. Basert på metallinnholdet i gruvevannet betyr ikke denne komponenten av utslippet mer enn andre fjerskvannstilførsler i området. Tatt i betraktning det relativt beskjedne vannvolum som gruvevannet representerer, utgjør innholdet av metaller i dette ingen trussel mot miljøet i fjorden og heller ikke for noen brukergrupper i området. Den partikulære delen av avgangen inneholder konsentrasjoner av krom (Cr), kobber (Cu) og nikkel (Ni) som overstiger det som er antatt som bakgrunnsverdien i et diffust belastet fjordområde uten klare punktkilder. Dersom sedimentet hadde inneholdt tilsvarende konsentrasjoner som i den partikulære andelen av avgangen, ville sedimentet, ifølge SFTs klassifisering, (Rygg og Thelin, 1993), blitt klassifisert som moderat forurenset (Cr) eller markert forurenset (Cu, Ni).

Utslipp av uorganiske partikler kan påvirke fisk. De maksimale partikkelmengder som er målt i vannet i Bergsfjorden er ca. 30 mg/l målt ved utslippet. Det finnes relativt sparsomt med opplysninger om hvordan ulike partikkelkonsentrasjoner påvirker fisk. For ferskvannsfisk anses verdier under 25 mg/l ikke å gi skadelige effekter (EIFAC, 1965). Med bakgrunn i disse kriterier og med forbehold om at forholdene kan være noe anderledes for saltvannsfisk og at avgangspartikler på grunn av skarpere kanter kan være mer skadelig for fisk enn erosjonspartikler, vil utslippet sannsynligvis ha liten effekt på fisk andre steder enn nær (100 m) utslippspunktet.

De ulike analyser har gitt noe forskjellig bilde av influensområdet for utslippet. Innholdet av metallene Cu og Ni i overflatesedimentet (0 - 1 cm) antyder at avgangen kan spores på alle de analyserte stasjonene i Bergsfjorden (dvs. minst 7 km fra utslippet). Basert på konsentrasjonene av Cu og Ni i overflatesedimentet på den mest fjerntliggende stasjon (st. 6), kan sedimentet karakteriseres som moderat forurenset, mens innholdet av Cr ligger i normalnivå. Det har tidligere foregått utvinning av nikkel nær Hamn. Denne graven ble imidlertid nedlagt for så lang tid tilbake (ca. 1900) at et eventuelt utslipp derfra ikke skulle ha påvirket dagens overflatesediment i Bergsfjorden. En har også betydelige grunnområder mellom Hamn og Bergsfjorden som sannsynligvis har bidratt til en viss skjerming av Bergsfjorden mot eventuelle utslipp fra Hamn. Konsentrasjonen av metaller avtar med økende sedimentdyp på stasjon 4 og 5 (3 - 5 km fra utslippet). Ca. 12 - 16 cm ned i sedimentet nås så lave nivåer at sedimentet kan beskrives som lite forurenset. Dette indikerer at de forhøyede nivåer av metaller er avsatt relativt nylig. Uten en datering av en sedimentkjerne kan en ikke tidfeste avsetningstidspunkt for de ulike sedimentdyp med sikkerhet. Antar man imidlertid en sedimenteringshastighet på ca. 2 mm pr. år som er nær det som er normalt i kystområder uten store elver, skulle 12 cm tilsvare ca. 60 år. Dette er omtrent på det tidspunkt hvor graven ble etablert. Til tross for at overkonsentrasjoner av metaller kunne spores på alle stasjoner og således indikerer en transport av partikler ut fjorden, var det ved transmisjonsmålingene ikke mulig å påvise partikler i vannmassene lenger enn ut til ca. 2 km fra utslippet. Dette kunne alene antyde at hovedmengden avgang deponeres innenfor en avstand av 2 km fra utslippet. Ut fra konsentrasjonene i sedimentet (figur 5), ser en at konsentrasjonen flater ut i en avstand av ca. 3 km fra utslippet, mens C/N-forholdet antyder en effekt av avgangen ut til en avstand av ca. 2 km (dvs. st. 1 - 3). Ved målinger i sediment fås et bilde av forholdene som er integrert over tid. Konsentrasjonen av metaller er den mest konservative av de parametre som er målt, mens transmisjonsmålingene er øyeblikksbilder som er avhengig av vind og strømførholdene på det aktuelle tidspunktet. Innholdet av metaller er således den parameter som gir det best integrerte bilde av spredningen av avgang.

De kjemiske parametre som er målt, gir et bilde av spredningen av avgangen. Ut fra konsentrasjonen av Ni og Cu er alle de undersøkte stasjoner berørt. Bløtbunnsanalysene er utført

for å få et bilde av effekten av denne spredningen på dypere vann. Et bunndyrsamfunn kan bli påvirket av et avgangsutslipp via giftige komponenter som sedimenterer eller kun fysisk ved økt nedslamming som kan påvirke oksygen og næringsopptak. Utslipp kan også gjøre at sedimentet blir mer finkornig og homogent. Et slikt sediment har ofte færre økologiske nisjer enn et grovere heterogent sediment og gir dermed ikke muligheter for så mange arter. Også næringstilgangen for bunndyrene kan bli dårligere (fortynningseffekt). Effekter av utslippet på faunaen i sedimentet kunne spores på stasjon 1, men ikke med sikkerhet på de øvrige stasjoner, selv om fortynningseffekten på grunnlag av kjemisk analyse også kan ses på stasjon 2 og 3. Utslippet og det forhøyede innhold av metaller ser derfor ut til å ha en relativt lokal effekt på bløtbunnsamfunn. Påvirket område er vesentlig mindre enn det området der avgang kan spores. Riktignok viser de multivariate analysene signifikante forskjeller mellom bløtbunnsfaunaen på alle stasjoner, og det kan ikke utelukkes at noe av denne forskjellen skyldes ulik avgangspåvirkning. I tilfelle er denne effekten marginal. Forholdene i sedimentet på stasjon 1 tilsier at alle de mulige mekanismer for påvirkning av et bunndyrsamfunn som nevnes over, er tilstede. En kan derfor ikke plukke ut noen klar enkeltfaktor i utslippet som forklaring på den relativt fattige faunaen på stasjon 1.

I denne undersøkelsen har en sett på eventuelle effekter på bunndyrsamfunn i sediment. Potensielt vil et avgangsutslipp også kunne påvirke flora og fauna i tidevannssonen og andre grunnområder dersom partikler fra avgangen når dette dybdeintervallet (avhenger av innlagingsdyp og sedimentasjon). Ved utslippet i Bergsfjorden vet en fra visuelle observasjoner at en til tider har gjennomslag til overflaten av deler fra utslippet. Transmisjonsmålingene antyder imidlertid innlagingsdyp dypere enn 10 m. Dette betyr at flora og fauna i grunnområdene kan være påvirket. Undersøkelser av et avgangsutslipp på Stjernøy (ca. 200.000 tonn pr. år) viser at organismesamfunn under tidevannssonen i en avstand av minst 2 km fra utslippspunktet (i overflaten) viste tegn til nedslamming (Berge et al., 1993). Skadelige effekter av dette var imidlertid små utenfor selve nærområdet til utslippet (<500 m) og kunne ikke påvises i fjæresonen. Ved en videre overvåking av Bergsfjorden bør en prioritere undersøkelse av grunnområdene fremfor å foreta ytterligere transmisjonsmålinger. Ved slike undersøkelser får en et bilde av nedslammingsgrad, samt eventuelle forandringer i flora og fauna (se Berge et al., 1993).

6. REFERANSER

- Berge, J.A., A. Helland, L-H. Larsen, F. Moy, K. Sørensen og M. Walday, 1993. Miljøundersøkelse i Stjernesundet, Finnmark i forbindelse med utslipp av gruveavgang fra North Cape Nefelin AS. Akvaplan-niva rapport nr. 322.01.01, 59 s. + vedlegg.
- Dahle, S. og L.-H. Larsen, 1991. Marinbiologiske undersøkelser i Selfjord, Sifjord og Kattfjord i Troms. Juni - november 1990. Rapport nr. 91-90133 fra Akvaplan-niva A/S.
- Holtan, H. og D.S. Rosland, 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Kortversjon. Rapport nr. TA-905/1992 fra SFT, 32 s.
- Hurlbert, S.H., 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52, 577-586.
- Loring, D.H., 1990. Lithium - a new approach for the granulometric normalization of trace metal data. *Mar. Chem.* 29: 155-168.
- Rygg, B. og I. Thélín, 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Kortversjon. Rapport nr. TA-922/1993 fra SFT, 20 s.
- Simoneit Bernd, R.T., 1978. The organic chemistry of marine sediments. In: *Chemical Oceanography*, vol 7, ed. Riley, J.P. & Chester, R., Liverpool, England, 234-283.
- Shannon, C. E. and W. Weaver, 1963. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana, Illinois.
- Wathne, B.M., 1990. Flotasjonskemikaliers virkning på resipienter. NIVA-rapport nr. 2488, 38 s.

VEDLEGG A.

Rådata fra telling av bløtbunnsfauna fra 24 grabbskudd
fordelt på 6 stasjoner i Bergsfjorden, Senja, november 1992.

Arter oppgitt med negativ tetthet er ikke tatt med i beregningene.

| BERGSFJORDEN 1993 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|----------------------------|----|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Stasjonsnr. | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 | 3 | 3 | 3 | 3 | 4 | 4 | 4 | 4 | 5 | 5 | 5 | 5 | 6 | 6 | 6 | 6 | |
| Grabb nr. | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | 23 | 24 | |
| Artsnavn | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Foraminifera sp. 10 | | | | | | | -1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Porifera sp. 10 | | | | | | | | | | | | | | | | | | -1 | | | | | | | |
| Porifera sp. 7 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | -1 | | | -1 | |
| Cnidaria sp. 11 | | | | | | | | | | | -1 | | | | | | | | | | | | | | |
| Cnidaria sp. 9 | | | | | | | | | | | | | -1 | | | | | | | | | | | | |
| Edwardsia sp. | | | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Nemertini indet. | | | | | 2 | 4 | 1 | 2 | 3 | 3 | 3 | | | | 1 | 1 | | | | | | 1 | 2 | 2 | |
| Phascolion strombi | | | | | | | | | 1 | 1 | 2 | | | | | | | | 1 | | | | | | |
| Aphroditidae indet. | | | 1 | | | | | | | | 1 | | | | 1 | | | | | | | | | | |
| Pholoe minuta | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | |
| Anaitides groenlandica | 1 | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | |
| Eteone flava/longa | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | 1 | | | | |
| Ophiodromus flexuosus | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| Ceratocephale loveni | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Nereis sp. juv. | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Glycera sp. juv. | 1 | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Goniada maculata | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Aglaophamus malmgreni | | | | | 5 | 3 | 2 | 4 | 1 | 2 | 1 | | 3 | 5 | 4 | 2 | 1 | | 1 | | | | | 2 | |
| Nephtys ciliata | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | |
| Nephtys hombergi | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | |
| Nephtys longosetosa | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | |
| Nephtys paradoxa | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Paramphinome jeffreysii | | 1 | | | | | | | | | 2 | 1 | | 1 | | | | | | | 10 | | | 1 | |
| Lumbrineris sp. | 1 | | | | 5 | 2 | 2 | 7 | 22 | 4 | 20 | 10 | 18 | 11 | 14 | 2 | 4 | 9 | 10 | 8 | 10 | 37 | 52 | 81 | |
| Onuphis conchylega | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | |
| Protodorvillea kefersteini | | | | | | | | | | | | 6 | | | | | | | | | 1 | | | | |
| Scoplos armiger | 1 | | | 1 | | 1 | 1 | 13 | 1 | 10 | 9 | | | | | | | | 1 | 3 | 2 | 4 | 5 | 12 | |
| Aricidea sp. | | | | | | | 1 | | | | | | 1 | | | | | 2 | 3 | 2 | 2 | | 4 | 25 | 54 |
| Paraonis sp. | | | | | | | | | | | | | | 3 | | | | | | | | 2 | 4 | 2 | 55 |
| Apistobranchus sp. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | |
| Laonice cirrata | | | | | 2 | | | 1 | 2 | 1 | 1 | | | | | | | | | | 4 | 8 | 6 | 3 | 4 |
| Prionospio sp. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 6 | 3 | 5 | |
| Polydora sp. | | | | 1 | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Scolecipis sp. | | | | | | | | 2 | | 3 | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| Spio sp. | 18 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | 1 | |
| Spiophanes kroeyeri | | | | | 7 | 5 | 8 | 5 | 24 | 8 | 57 | 57 | | | 1 | 1 | 44 | 39 | 41 | 9 | 3 | 5 | 16 | 77 | |
| Poecilochaetus serpens | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Chaetozone setosa | 2 | | 1 | | 33 | 7 | 38 | 32 | 8 | | 9 | 5 | 50 | 27 | 17 | 16 | 4 | 7 | 13 | 20 | 35 | 60 | 70 | 47 | |
| Tharyx/Caulleriella sp. | | | | | 4 | | 1 | | 10 | 1 | | | 1 | 1 | | 1 | 3 | | 1 | | 1 | 1 | 1 | 1 | |
| Capitella capitata | | 7 | 5 | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Heteromastus filiformis | 1 | | 1 | | | 2 | 1 | | | | 3 | 2 | | | | | | | | 1 | 2 | 1 | | | |
| Notomastus latericeus | | 2 | 1 | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| Nicomache lumbricalis | | | | | | | | 4 | 1 | | | | | | | | | 1 | | | | 1 | | 5 | |
| Euclymeninae indet. | | | | | 2 | 3 | 2 | | 3 | | 3 | 7 | 8 | 6 | 3 | 1 | 12 | 7 | 29 | | 29 | 12 | 44 | 1 | |
| Maldane sarsi | | | | | 33 | 15 | 52 | 66 | 59 | 15 | 64 | 36 | 12 | 34 | 43 | | 18 | 26 | 32 | 14 | 12 | 25 | 42 | 34 | |
| Ophelina acuminata | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | 2 | |
| Scalibregma inflatum | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| Myriochele danielsseni | | | | | | | | 3 | 5 | | 1 | | | | | | | 8 | 16 | 6 | | | 2 | 166 | 130 |
| Myriochele oculata | 2 | | | | 26 | 11 | 48 | 47 | 30 | 35 | 73 | 75 | 284 | 101 | 123 | 47 | 77 | 27 | 57 | 13 | 105 | 174 | 136 | 235 | |
| Owenia fusiformis | | | | | | | | 1 | 15 | 16 | 9 | | | | | | 9 | 6 | 11 | 1 | 3 | 6 | 28 | 40 | |
| Flabelligera affinis | | | | | | | | | | 2 | 4 | 1 | | | | | | | | | | | | 1 | |
| Pectinaria hyperborea | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | |
| Sosane gracilis | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Glyphanostomum pallescens | | | | | 1 | 1 | | | 1 | 2 | 2 | 1 | 1 | 4 | 4 | | | | | | 1 | | | | |
| Ampharetidae indet. | | | | | 1 | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | 1 | |
| Neoamphitrite groenlandica | | | | | | 1 | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Lanassa/Leana sp. | | | | | 1 | 3 | 1 | | 4 | 6 | 1 | 4 | | 7 | 7 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | 1 | 2 | |
| Terebellides stroemi | | | | | 11 | 7 | 14 | 13 | 2 | 13 | 4 | 3 | 10 | 4 | 12 | 5 | | 2 | 2 | 3 | 10 | 1 | 7 | | |
| Euchone sp. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Sabellidae indet. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | |
| Polychaeta indet. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Oligochaeta indet. | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Pogonophora indet. | | | | | | | | | | | | | 2 | 3 | 1 | 2 | 1 | | | | 1 | | | 2 | |
| Pycnogonidae indet. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | |
| Ostracoda indet. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | |
| Calanoida indet. | | | | | 8 | 10 | 2 | 10 | 1 | | 1 | 1 | 3 | 18 | 12 | 9 | 16 | 25 | 9 | 7 | 8 | 2 | 2 | 6 | |
| Pseudomma truncatum | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | |
| Eudorella emarginata | | | | | | 2 | | | | | | | 1 | | 1 | | | 1 | | | 1 | 1 | 2 | 3 | |
| Leucon nasica | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| Diastylis goodsiri | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | |

| BERGSFJORDEN 1993 (fortsettelse) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-------------------------------------|----|----|----|----|----|----|----|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| Stasjonsnr. | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 | 3 | 3 | 3 | 3 | 4 | 4 | 4 | 4 | 5 | 5 | 5 | 5 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| Grabb nr. | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | 23 | 24 |
| Artsnavn | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Haploops tenuis | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | |
| Protomedeia fasciata | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | |
| Idunella aequicornis | | | | | | 2 | | 1 | | 1 | | | | | | | | | 1 | | | 1 | | 8 |
| Anonyx sp. | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | |
| Arrhis phyllonyx | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | 1 | | |
| Monoculodes longirostus | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| Monoculodes packardi | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 2 |
| Paroedicerus lynceus | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | 1 |
| Harpinia propinqua | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 6 |
| Paraphoxus oculatus | | | | | | | | | 4 | | 1 | | | | | | 2 | 1 | | 2 | 1 | 8 | 8 | 4 |
| Parthemisto abyssorum | | | | | | | | | | 1 | 7 | 3 | | 1 | 1 | | | | | | | | | |
| Euphausiacea indet. | | | | | 2 | 4 | 1 | | | 1 | | | 1 | | | | 2 | 1 | | | 1 | | | |
| Chaetoderma nitidulum | | | | | | | 2 | 1 | | 1 | 1 | 1 | 3 | 5 | | 3 | | 3 | 1 | 8 | 2 | 8 | 11 | 16 |
| Margarites helicinus | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | |
| Onoba aculeus | | | | | | | 1 | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | |
| Astyris rosacea | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | |
| Admete viridula | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Cylichna sp. | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | |
| Nuculoma tenuis | | | | | | | | | 1 | | | 2 | 2 | | | | | | | | | | | |
| Nuculana minuta | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | |
| Yoldiella lenticula | | | | | | | | 3 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Yoldiella lucida | | | | | | | | | 1 | | 1 | 2 | | | | | 10 | 1 | 1 | | | | | |
| Yoldiella solidula | | | | | | | | 1 | | | 1 | | | | | | 9 | | | | | | | |
| Yoldiella sp. | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Batharca glacialis | | | | | | | | | | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| Crenella decussata | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | 1 | | | |
| Dacrydium vitreum | | | | | | | | | | 3 | 1 | | | | | | | | | | 2 | 2 | | 2 |
| Arctinula greenlandica | | | | | | | 1 | | | | | | 5 | | | 8 | | | | | | | | |
| Pseudamussium sp. | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | |
| Turtonia minuta | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | 1 |
| Thyasira dunbari | | | | | | 18 | 13 | 7 | 7 | 3 | 21 | 4 | 11 | 14 | 26 | 13 | 32 | 8 | 13 | 23 | 10 | 9 | | 31 |
| Thyasira gouldi | 11 | 18 | 36 | | 24 | 1 | 6 | 1 | | | | 1 | | | 1 | | | | 4 | 1 | 15 | 7 | 19 | 9 |
| Thyasira minuta | | | | | 1 | 1 | | | 2 | | | 5 | | | | | | | | 1 | 1 | | | |
| Thyasira sp. | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Astarte crenata | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| Cardium minimum | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | |
| Spisula elliptica | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | |
| Macoma calcarea | | | 2 | | | | | | | | | 1 | | | | | | | 2 | | | | 1 | 4 |
| Hiatella sp. | 6 | 5 | 1 | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | |
| Tubulipora sp. | | | | | | | | | | -1 | -1 | | | | | | | | | | | | | |
| Bryozoa sp. 10 | | | | | | | | | | | -1 | | | | | | | | | | | | | |
| Bryozoa sp. 5 | | | | | | | | | | | | | | -1 | | | | | | -1 | -1 | -1 | | |
| Sagitta sp. | 1 | | | | | | | | 1 | | | | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | |
| Ctenodiscus crispatus | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | 2 |
| Asteroidea indet juv. | | 1 | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ophiopholis aculeata | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| Ophiacantha bidentata | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | 1 | | | | 1 |
| Ophiura affinis | | | 1 | 10 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ophiura sarsii | | | | | | | | | | | | | | | | | | 2 | 3 | | 2 | 2 | 1 | 1 |
| Ophiura sp. juv. | 1 | 1 | 2 | 7 | 2 | 1 | | 1 | 1 | 3 | 1 | | | | 1 | | 3 | | | | | | | 2 |
| Ophiuroidea indet juv. | | 2 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Brisaster fragilis | | | | | | | | | | 1 | | 1 | | | | | | | | | | | | |

Vedlegg B.

Oversikt over stasjoner for målinger i november 1992.

| Dato | Klokken | Stasjon | Pos N | Pos Ø | Bunndyp (m) |
|----------|---------|---------|------------|------------|-------------|
| 03/11/92 | 1030 | 1 | 69° 26,36' | 17° 19,65' | 34 |
| 03/11/92 | 1115 | 3 | 69° 25,96' | 17° 19,59' | 162 |
| 03/11/92 | 1203 | 2 | 69° 25,26' | 17° 21,19' | 167 |
| 03/11/92 | 1257 | 7 | 69° 26,04' | 17° 21,33' | 75 |
| 03/11/92 | 1315 | 8 | 69° 26,32' | 17° 19,48' | 31 |
| 03/11/92 | 1400 | 4 | 69° 26,72' | 17° 14,67' | 280 |
| 03/11/92 | 1445 | 6 | 69° 28,39' | 17° 10,23' | 260 |
| 03/11/92 | 1520 | 5 | 69° 27,43' | 17° 13,00' | 258 |
| 03/11/92 | 1546 | 1 | 69° 26,37' | 17° 19,79' | 34 |
| 03/11/92 | 1600 | 1 | 69° 26,37' | 17° 19,79' | 34 |
| 03/11/92 | 1705 | 1 | 69° 26,36' | 17° 19,83' | |
| 03/11/92 | 1710 | 1 | 69° 26,36' | 17° 19,83' | |
| 04/11/92 | 1003 | 1 | 69° 26,31' | 17° 19,74' | |
| 04/11/92 | 1020 | 2 | 69° 26,34' | 17° 19,78' | |
| 04/11/92 | 1042 | 3 | 69° 26,42' | 17° 19,86' | |
| 04/11/92 | 1052 | 4 | 69° 26,37' | 17° 20,23' | |
| 04/11/92 | 1106 | 5 | 69° 26,32' | 17° 20,75' | 46 |
| 04/11/92 | 1116 | 6 | 69° 26,36' | 17° 20,25' | 32 |
| 04/11/92 | 1138 | 7 | 69° 26,13' | 17° 19,97' | 108 |
| 04/11/92 | 1148 | 8 | 69° 26,25' | 17° 20,19' | 71 |
| 04/11/92 | 1201 | 9 | 69° 26,28' | 17° 19,53' | 64 |
| 04/11/92 | 1208 | 10 | 69° 26,30' | 17° 19,31' | |
| 04/11/92 | 1216 | 11 | 69° 26,37' | 17° 19,29' | 56 |
| 04/11/92 | 1223 | 12 | 69° 26,44' | 17° 19,32' | 22 |
| 04/11/92 | 1231 | 13 | 69° 26,44' | 17° 19,49' | |
| 04/11/92 | 1352 | 14 | 69° 26,38' | 17° 19,80' | 27 |
| 04/11/92 | 1404 | 15 | 69° 26,24' | 17° 19,73' | 65 |
| 04/11/92 | 1413 | 16 | 69° 26,29' | 17° 19,40' | |
| 04/11/92 | 1423 | 17 | 69° 26,24' | 17° 20,09' | |
| 04/11/92 | 1430 | 18 | 69° 26,33' | 17° 19,95' | |
| 04/11/92 | 1438 | 19 | 69° 26,37' | 17° 19,49' | |
| 04/11/92 | 1452 | 20 | 69° 26,38' | 17° 19,82' | 23 |
| 04/11/92 | 1512 | 21 | 69° 26,37' | 17° 19,84' | 27 |
| 04/11/92 | 1717 | 22 | 69° 26,35' | 17° 20,08' | |
| 04/11/92 | 1728 | 23 | 69° 26,41' | 17° 19,65' | 17 |
| 04/11/92 | 1745 | 24 | 69° 26,23' | 17° 19,43' | |
| 04/11/92 | 1754 | 25 | 69° 26,26' | 17° 20,06' | |
| 04/11/92 | 1802 | 26 | 69° 26,37' | 17° 19,80' | 31 |
| 04/11/92 | 1829 | 27 | 69° 26,42' | 17° 19,76' | 16 |
| 04/11/92 | 1836 | 28 | 69° 26,36' | 17° 19,78' | 41 |
| 05/11/93 | 843 | 29 | 69° 26,38' | 17° 19,85' | 27 |
| 05/11/93 | 854 | 30 | 69° 26,43' | 17° 19,30' | 30 |
| 05/11/93 | 930 | 31 | 69° 26,31' | 17° 20,74' | 42 |
| 05/11/93 | 949 | 32 | 69° 26,36' | 17° 20,23' | 33 |
| 05/11/93 | 1010 | 33 | 69° 25,25' | 17° 21,23' | 209 |
| 05/11/93 | 1132 | 34 | 69° 26,02' | 17° 19,56' | |
| 05/11/93 | 1242 | 35 | 69° 26,39' | 17° 19,89' | 27 |

Vedlegg C.

Oversikt over posisjoner og svekningskoeffisienter for overflatemålinger 3. nov.1992.

| Tidspunkt | Pos. Østlig lengde | | Pos. Nordlig bredde | | c660 |
|-----------|--------------------|-------|---------------------|-------|------|
| | tim:min | Gr. | Min. | Gr. | |
| 16:00 | 17° | 19.76 | 69° | 26.39 | 1.62 |
| 16:02 | 17° | 19.77 | 69° | 26.39 | 1.62 |
| 16:03 | 17° | 19.82 | 69° | 26.39 | 1.50 |
| 16:04 | 17° | 19.89 | 69° | 26.39 | 1.02 |
| 16:05 | 17° | 19.94 | 69° | 26.39 | 0.96 |
| 16:06 | 17° | 19.97 | 69° | 26.36 | 0.96 |
| 16:07 | 17° | 19.96 | 69° | 26.34 | 0.96 |
| 16:08 | 17° | 19.89 | 69° | 26.35 | 1.37 |
| 16:09 | 17° | 19.82 | 69° | 26.36 | 1.22 |
| 16:01 | 17° | 19.69 | 69° | 26.39 | 1.13 |
| 16:11 | 17° | 19.66 | 69° | 26.39 | 1.06 |
| 16:12 | 17° | 19.52 | 69° | 26.39 | 1.02 |
| 16:13 | 17° | 19.4 | 69° | 26.39 | 1.01 |
| 16:14 | 17° | 19.34 | 69° | 26.39 | 0.99 |
| 16:15 | 17° | 19.33 | 69° | 26.43 | 0.96 |
| 16:16 | 17° | 19.28 | 69° | 26.43 | 0.96 |
| 16:17 | 17° | 19.23 | 69° | 26.43 | 0.95 |
| 16:18 | 17° | 19.14 | 69° | 26.43 | 0.95 |
| 16:19 | 17° | 19.14 | 69° | 26.39 | 0.95 |
| 16:02 | 17° | 19.21 | 69° | 26.39 | 0.95 |
| 16:21 | 17° | 19.31 | 69° | 26.37 | 0.95 |
| 16:22 | 17° | 19.31 | 69° | 26.35 | 0.97 |
| 16:23 | 17° | 19.31 | 69° | 26.33 | 0.97 |
| 16:24 | 17° | 19.33 | 69° | 26.33 | 0.96 |
| 16:25 | 17° | 19.39 | 69° | 26.34 | 0.96 |
| 16:26 | 17° | 19.48 | 69° | 26.34 | 0.96 |
| 16:27 | 17° | 19.57 | 69° | 26.34 | 0.96 |
| 16:28 | 17° | 19.57 | 69° | 26.32 | 0.97 |
| 16:33 | 17° | 19.67 | 69° | 26.32 | 1.27 |
| 16:34 | 17° | 19.71 | 69° | 26.32 | 0.94 |
| 16:35 | 17° | 19.83 | 69° | 26.32 | 0.94 |
| 16:36 | 17° | 19.86 | 69° | 26.29 | 0.94 |
| 16:37 | 17° | 19.81 | 69° | 26.3 | 1.27 |
| 16:47 | 17° | 19.77 | 69° | 26.28 | 0.93 |
| 16:48 | 17° | 19.77 | 69° | 26.3 | 0.96 |
| 16:49 | 17° | 19.77 | 69° | 26.33 | 1.12 |
| 16:51 | 17° | 19.82 | 69° | 26.39 | 1.07 |
| 16:53 | 17° | 19.77 | 69° | 26.37 | 1.19 |
| 16:54 | 17° | 19.77 | 69° | 26.38 | 1.89 |
| 16:55 | 17° | 19.77 | 69° | 26.39 | 1.87 |
| 16:55 | 17° | 19.77 | 69° | 26.4 | 1.07 |
| 16:56 | 17° | 19.77 | 69° | 26.43 | 0.93 |
| 16:59 | 17° | 19.77 | 69° | 26.4 | 1.30 |

Vedlegg D.

Oversikt over stasjoner og målinger i juni 1993.

| Dato | Klokken | Stasjon | Pos N | Pos Ø | Bunndyp (m) |
|----------|---------|---------|------------|------------|-------------|
| 16.06.93 | 1600 | 1 | 69° 26,39' | 17° 19,79' | 27 |
| 16.06.93 | 1700 | 2 | 69° 26,28' | 17° 20,67' | 54 |
| 16.06.93 | 1730 | 3 | 69° 26,37' | 17° 18,81' | 58 |
| 16.06.93 | 1810 | 4 | 69° 26,22' | 17° 19,72' | 70 |
| 17.06.93 | 850 | 1 | 69° 26,40' | 17° 19,80' | |
| 17.06.93 | 930 | 5 | 69° 26,35' | 17° 20,00' | 42 |
| 17.06.93 | 950 | 6 | 69° 26,37' | 17° 19,38' | 19 |
| 17.06.93 | 1005 | 7 | 69° 26,33' | 17° 19,67' | 42 |
| 17.06.93 | 1030 | 2 | 69° 26,28' | 17° 20,70' | 54 |
| 17.06.93 | 1055 | 1 | 69° 26,38' | 17° 19,76' | 30 |
| 17.06.93 | 1130 | 3 | 69° 26,35' | 17° 18,79' | 67 |
| 17.06.93 | 1320 | 1 | 69° 26,37' | 17° 19,75' | 29 |
| 17.06.93 | 1350 | 8 | 69° 26,37' | 17° 15,85' | |
| 17.06.93 | 1430 | 9 | 69° 26,13' | 17° 18,29' | |
| 17.06.93 | 1505 | 10 | 69° 26,17' | 17° 19,10' | |
| 17.06.93 | 1530 | 11 | 69° 26,13' | 17° 20,28' | 108 |
| 17.06.93 | 1600 | 1 | 69° 26,37' | 17° 19,74' | 28 |

NIVA



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2504-8