

NIVA



RAPPORT LNR 4196-2000

Feltnmålinger og
utredninger knyttet til
oppfølging av konsekvens-
analyse ved utvidet
sinkproduksjon ved
Norzink i Odde



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

| | | |
|---|---------------------------------------|------------------|
| Tittel Feltmålinger og utredninger knyttet til oppfølging av konsekvensanalyse ved utvidet sinkproduksjon ved Norzink i Odda | Løpenr. (for bestilling) 4196-2000 | Dato 15.02.00 |
| | Prosjektnr. Undernr. 99176 | Sider Pris 35 |
| Forfatter(e) Jens Skei Arild Sundfjord | Fagområde Miljøgifter | Distribusjon |
| | Geografisk område Hordaland | Trykket NIVA |

| | |
|--------------------------------------|-------------------|
| Oppdragsgiver(e) Norzink as, Odda | Oppdragsreferanse |
|--------------------------------------|-------------------|

Sammendrag

I etterkant av konsekvensutredningen som Norzink gjennomførte i forbindelse med planlagt produksjonsutvidelse, er det gjennomført tilleggsutredninger for å avklare følgende spørsmål:

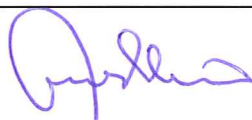
- Miljøeffekter av steindumping.
- Vannkvaliteten i strandområdet utenfor fjellhallene.
- Effekter av oppvirvling av sedimenter i havnebassenget som følge av oppankring.

Feltundersøkelser i området utenfor Norzinks fjellhaller indikerte at steindumping i dag neppe fører til betydelig oppvirvling av forurenset sediment. Det henger sammen med at det er etablert en undersjøisk fylling hvor steinmassene i dag havner og at lite steinmateriale når helt ned til det forurensete bunnsedimentet. Det antas at den største miljøeffekten av steindumping oppstod i første tiden etter at steindumping ble etablert. Problemet på sikt vil avhenge om det skjer utrasninger eller utglidninger som forstyrrer bunnsedimentene.

Undersøkelse av vannkvalitet langs stranda utenfor fjellhallene ble gjort for å avdekke eventuelle lekkasjer fra hallene gjennom sprekesystemer. Målinger av kadmium og sink i vann viste variable og periodevis høye konsentrasjoner, som i hovedsak kan tilskrives generelle vannkvalitetsendringer i indre Sørfjord og ikke utsig fra fjellhallene. Innholdet av sink og kadmium i blåskjell fra de samme lokalitetene indikerte lokale lekkasjer.

En simulert oppankring ble gjennomført i havnebassenget for å måle effekten av oppvirvling. Undervannsbilder indikerte at sedimentene virvles kraftig opp, men at materialet sedimenterer fort igjen. Det betyr at effekten er kortvarig (økt turbiditet). Eksperimentet var for enkelt til å kunne gi et fyldestgjørende bilde av effektene av oppankring av skip i et område med forurensete sedimenter.

| | |
|---|--|
| <p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Norzink as 2. Sørfjorden 3. Konsekvensutredning 4. Miljøeffekter | <p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Norzink as 2. Sørfjorden 3. Impact assessments 4. Environmental effects |
|---|--|



Prosjektleder
Jens Skei

ISBN 82-577-3815-8



For Forskningssjef
Bjørn Braaten

0-99176

**Feltnålinger og utredninger knyttet til oppfølging av
konsekvensanalyse ved utvidet sinkproduksjon ved
Norzink i Odde**

Forord

NIVA fikk i oppdrag av Norzink as å utføre arbeider beskrevet i en tilbudsskisse som inngikk i et felles tilbud utarbeidet av Grøner as (prosjektleder), Norges Geotekniske Institutt (NGI) og NIVA. Ved et oppstartmøte 26.10.99 ved Norzink i Odda ble organisering av prosjektene og arbeidsprogrammene fastlagt.

Kontaktperson ved Norzink har vært Emil Jøsendal. Alex Stewart Environmental Services as i Odda har hatt ansvar for månedlige innsamlinger av vannprøver (3 serier) og innsamling av båskjell og tang i strandområdet utenfor fjellhallene. NIVAs vestlandsavdeling (Lars Golmen og Arild Sundfjord) har hatt ansvar for strømmålinger og feltarbeid knyttet til utsetting og opptak av målere samt vurdering og rapportering av data. ROV-opptak er utført av H.Lorenzen Undervannsteknikk. Fartøy til feltoperasjonene ble leid hos og ført av Leon Pedersen og Per Djøanne. De kjemiske analysene er utført ved NIVAs laboratorier.

Jens Skei har vært NIVAs prosjektleder.

Oslo, 15.02.00

Jens Skei
prosjektleder

Innhold

| | |
|---|-----------|
| Sammendrag | 5 |
| Summary | 7 |
| 1. Innledning | 9 |
| 2. Miljøeffekter av steindumping. | 9 |
| 2.1. Målinger i felt. | 9 |
| 2.1.1. Strøm- og turbiditetsmålinger og tidspunkter for steindumping.. | 10 |
| <i>Nortek ADP.</i> | 10 |
| <i>SimTronix UCM60.</i> | 13 |
| 2.1.2. CTD-målinger (salt og temperatur) | 13 |
| 2.1.3. Video-opptak over og under vann. | 13 |
| 2.2. Resultater | 14 |
| 2.2.1. Strøm- og turbiditetsmålinger. | 14 |
| <i>SimTronix UCM60.</i> | 23 |
| 2.2.2. Vertikal fordeling av saltholdighet og temperatur (CTD-profil). | 24 |
| 2.2.3. Sink og kadmium i vannmassen utenfor dumpeområdet. | 25 |
| 2.2.4. Kommentarer til video-opptak og ROV-filming. | 26 |
| 2.3. Diskusjon | 27 |
| 2.4. Konklusjoner | 28 |
| 3. Undersøkelse av vannkvalitet i strandområdet utenfor fjellhallene. | 28 |
| 3.1. Målinger i felt. | 28 |
| 3.2. Resultater | 30 |
| 3.2.1. Vannkvalitet. | 30 |
| 3.2.2. Sink og kadmium i tang og blåskjell. | 30 |
| 3.3. Diskusjon | 31 |
| 3.4. Konklusjoner | 32 |
| 4. Effekter av oppvirvling av sedimenter i havnebassenget som følge av oppankring. | 33 |
| 4.1. Målinger i felt | 33 |
| 4.2. Resultater | 33 |
| 4.2.1. Tubiditets-endringer som følge av ankerhaling. | 33 |
| 4.2.2. Kommentarer til ROV-film. | 33 |
| 4.2.3. Konklusjoner. | 34 |
| 5. Referanser | 35 |

Sammendrag

I forbindelse med utarbeidelse av konsekvensutredning vedrørende utvidet sinkproduksjon ved Norzink i Odda ble det foreslått en del supplerende undersøkelser. Disse er nå gjennomført og denne rapporten sammenfatter resultater fra tre delundersøkelser:

- Miljøeffekter av steindumping.
- Vannkvalitet i strandområdet utenfor fjellhallene.
- Effekter av oppvirvling av sedimenter i havnebassenget som følge av oppankring.

Resultatene fra disse delundersøkelsene kan oppsummeres på følgende måte:

- Miljøeffekter av steindumping.
 - Undersøkelser av strømhastighet og retning viser at strømmen i de øvre 15 m i stor grad er rettet ut fjorden og strømmen i 70-100 m dyp er rettet innover fjorden. Sterkest strøm ble målt i brakkvannslaget, med et minimum på 14 m som representerer overgangen mellom utgående og inngående strøm. I dypvannet var den gjennomsnittlige strømsstyrken på ca. 5 cm/sek.
 - Målinger av akustiske refleksjoner (indikerer turbiditet) nært bunnen viser at turbiditeten er høyere fra 70 m og ned til bunnen enn lenger oppe i vannmassen. Det antas at dette til dels skyldes finpartikulært materiale som følger steinmassene og/eller naturlige organiske partikler. Det er lite som tyder på at dette skyldes oppvirvling av forurensede fjordsedimenter (se nedenfor).
 - Målinger av sink og kadmium i vannprøver tatt i forskjellige dyp fra overflaten til bunnen viser nivåer av kadmium i tilstandsklasse II- III og sink i tilstandsklasse IV-V (SFTs klassifisering). Det er ingen tendens til økning ned mot bunnen, til tross for at turbiditeten her var høyere.
 - Video-opptak over vann under steindumping viser at noe av steinmassene bli hengende igjen i ura over vann, mens en betydelig del når vannflaten og medfører økt turbiditet i overflatevannet (steinstøv).
 - ROV-opptak under vann i nærheten av utfyllingsfronten viser at det er et høyt innhold av partikler i vannmassen like ved fyllingen. Opptakene viser at på noe av steinmassene ligger det løsmasser. Dette kan i noen grad skyldes sedimentering av steinstøv og finmateriale som følger med sprengstein. Det ble påvist betydelige mengder fisk (lange og torsk) og krepsdyr (pungreker etc) i området inn til fyllingen.
 - Hovedkonklusjonen blir at steindumping slik den utføres i dag ikke ser ut til å medføre vesentlig oppvirvling av forurensede sedimenter og at miljøeffektene av den grunn er små.
- Undersøkelse av vannkvalitet i strandområdet utenfor fjellhallene.
 - Målinger av sink og kadmium i overflatevann og på 5m dyp på fem lokaliteter langs strandlinjen utenfor Norzinks fjellhaller i november og desember 1999 og i januar 2000 viste betydelige variasjoner i konsentrasjonsnivå over tid. Nivåene i overflatelaget var konsekvent høyere enn på 5 m dyp. Det tyder på at de største tilførslene skjer til overflaten. Nivåene er hovedsaklig styrt av den generelle forurensningen av overflatelaget i indre Sørfjord. En tre-dobling i forurensingsnivået fra november til desember skyldes ikke lokale tilførsler i strandområdet utenfor fjellhallene, men en generell økning i forurensningsnivået innerst i Sørfjorden i samme tidsrom.
 - Målinger av sink og kadmium i tang og blåskjell viste betydelige overkonsentrasjoner i blåskjell sammenlignet med data fra statlig overvåkningsprogram. Blåskjellene var sterkt forurenset av kadmium (kl.IV-V) og det er mye som tyder på at dette skyldes lokale tilførsler fra fjellhallene. At nivåene i tang ikke viser samme grad av overkonsentrasjon kan tyde på at blåskjellene også eksponeres for sink og kadmium som er knyttet til partikler og som skjellene filterer fra vannmassen. At vannanalysene ikke reflekterer lokal

tilførsel kan skyldes at blåskjellene vokser i strandkanten, mens vannprøvene er tatt noe lenger fra land.

- Effekter av oppvirvling av sedimenter i havnebassenget som følge av oppankring.
 - En simulert oppankring ble gjennomført i Oddas havnebasseng for å se effekten av oppankring på oppvirvling.
 - ROV-opptakene indikerer at haling av anker medførte kraftig oppvirvling, men at slamskyen la seg kort tid etter at forstyrrelsen av bunnen opphørte.
 - Måling av turbiditet i vannet før og etter ankerhaling bekreftet at effekten av oppankring er kortvarig med tanke på turbiditet.
 - Det bør påpekes at dette eksperimentet var enkelt og at det ikke kan forventes å avdekke alle forurensningsproblemer knyttet til oppankring i Odda havnebasseng.

Summary

Title: Field measurements and environmental impact assessments related to increase in zinc production at Norzink as, Odda.

Year: 2000

Author: Jens Skei and Arild Sundfjord

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3815-8

An environmental impact assessment was carried out in 1999 at Norzink as in Odda, West Norway, related to the plans of increasing the zinc production. Based on this assessment a number of recommendations were made to evaluate the environmental significance of various operations. These evaluations have now been completed and this report summarises three major issues:

- The environmental consequences of dumping of waste rocks into Sjørfjorden.
- Investigation of water quality in the near shore area outside the cavern used for waste disposal.
- The effects of physically disturbing the harbour sediments due to anchoring of ships.

The results from these investigations may be summarised as follows:

- The environmental consequences of dumping of waste rocks into Sjørfjorden.
 - Measurements of current speed and direction indicated a predominant strong, seaward directed current in the upper 15 m and an opposite directed slow current between 70 and 100 m. The minimum current speed at 14 m represents the interface between the brackish outflow and the underlying compensating current. In the bottom water the average current velocity was 5 cm/sec.
 - Measurements of turbidity in the water indicated an increased turbidity from 70m depth and down to the sea floor. It is assumed that this is due to fine sediment particles associated with the rock debris rather than resuspended contaminated bottom sediments (see below).
 - Measurements of zinc and cadmium in a depth profile collected close to the current meter rigs showed levels indicating moderate contamination. Maximum levels were measured at the surface and there are no indications that the disturbance of the bottom sediments due to rock dumping increases the level of contamination in the bottom water.
 - Video filming of the dumping of rocks by lorries indicates that a certain fraction of the waste rock is not reaching the sea surface. Rocks plunging into the water cause an increased turbidity at the sea surface due to the content of dust and fine material included in the waste rock.
 - The ROV filming in the area of the pile of dumped rocks showed low visibility in the bottom water close to the waste dump. At present it appears that most of the rock debris remains in the underwater rock pile and is not affecting the contaminated bottom sediments. High turbidity may be due to the presence of fine material associated with the waste rocks.
 - The main conclusion is that the practice of waste rock dumping into the fjord to-day is not causing a significant resuspension of contaminated sediments and that the environmental impact from this activity is small.
- Investigation of water quality in the near shore area outside the cavern used for waste disposal.
 - Measurements of zinc and cadmium in the surface water and at 5m depth at 5 localities situated close to shore outside the rock caverns used for waste storage were made in November and December 1999 and in January 2000. The concentrations were highly variable from month to month. The levels were with no exceptions highest in the surface water, suggesting releases of metals to the water surface. Three times higher levels in

December compared to November are mainly due to a general increase in the level of contamination in inner Sjørfjord and not due to local inputs from the waste storage caverns.

- Measurements of zinc and cadmium in seaweeds and blue mussels indicated high levels in mussels, exceeding levels normally measured in this area of Sjørfjorden. This suggests local input of metals, presumably due to rock fissures affecting the caverns containing metal waste. The levels measured in the seaweeds did not indicate any local input, suggesting that the mussels are accumulating metals associated with particles. The fact that the water quality did not indicate local inputs may be due to the exposure of mussels to contaminated water close to the shore.
- The effects of physically disturbing the harbour sediments due to anchoring of ships.
 - A simulation of anchoring a ship in the harbour basin of Odde was carried out to document the effect of physically disturbing the contaminated sediments.
 - The ROV filming indicated that the haling of the anchor caused an extensive disturbance of the sediments. However, a rapid re-sedimentation caused normal conditions with respect to turbidity less than half an hour after the physical disturbance ceased.
 - It should be pointed out that this experiment was rather premature and the results should be interpreted with care.

1. Innledning

I tilknytning til konsekvensanalysen som ble utført ved Norzink i 1999 i forbindelse med planer om utvidet sinkproduksjon ble det påpekt en del behov for supplerende undersøkelser (Skei et al., 1999). Når det gjelder effekter på Sørfjorden var det spesielt tre hovedspørsmål som ble stilt:

1. Miljøeffekter av steindumping utenfor fjellhallene.
2. Vannkvalitet i strandområdet utenfor fjellhallene.
3. Effekter av oppvirvling av sedimenter som følge av oppankring i havnebassenget.

Denne rapporten har som siktemål å besvare disse uavklarte spørsmålene, delvis ved hjelp av målinger i resipienten og delvis ved hjelp av teoretiske vurderinger og bruk av erfaringsdata.

2. Miljøeffekter av steindumping.

I forbindelse med utsprengning av fjellhaller og lagring av jarositt produseres ca. 7.000 m³ steinmasser pr. uke ved full produksjon i fjellhallene. Ved dagens praksis deponeres disse steinmassene med dumpere fra tipp og direkte i Sørfjorden. Det er anslått at ca. 1 mill. m³ steinmasser er deponert så langt og det er bygget seg opp en raskjogle utenfor tippområdene. Tippingen av stein foregår i et område hvor fjellsiden er bratt både over og under vann og det maksimale vanddypet er ca. 117 m, ikke langt fra land.

Ettersom bunnsedimentene i Sørfjorden er sterkt forurenset (Skei et al., 1998), etter et langt tidsrom med store utslipp fra industrien i Odda-området, har det vært reist spørsmål om denne steindeponeringen har innflytelse på miljøforholdene i fjorden. Man har spesielt vært usikker på om dumping kan føre til stor oppvirvling av forurensete sedimenter og spredning av forurensete partikler fra den indre til den ytre delen av fjorden.

Det er betydelig mangel på dokumentasjon generelt når det gjelder miljøeffekter av dumping av steinmasser i det marine miljø. Effekter av dumping av sprengstein fra tunellsprenging og fylling i sjøen ble undersøkt av NIVA i Lærdal (Johnsen og Golmen, 1992). Det ble registrert økt turbiditet i dumpeområdet. Det er derfor viktig å dokumentere om denne praksisen er forenlig med vanlige miljøvernprinsipper og eventuelt om det finnes muligheter for å begrense eventuelle skadevirkninger. I tillegg til selve effekten av steindumping er det også kjent at det er en viss nitrogenavrenning som følge av sprengstoffrester som blir med steinmassene. Dette er ikke blitt vurdert her. Det vises forøvrig til Bækken (1998) hvor avrenning av nitrogen fra tunellmasser beskrives.

Utgangspunktet var at det ble vurdert som nødvendig å belyse to faktorer:

- I hvilken grad oppvirvling av forurensete sedimenter bidrar til forverring av forurensningssituasjonen i Sørfjorden (f.eks. økt tungmetallinnhold i bunnfisk)
- I hvilken grad dumpet stein kan utløse undersjøiske ras som transporterer forurenset sediment fra dumpeområdet til områder lenger ute i fjorden

Det ble besluttet at dette best kunne belyses ved en kombinasjon av feltmålinger og teoretiske utredninger.

2.1. Målinger i felt.

Målingene i felt ble delt i følgende arbeidsoppgaver:

- Strøm -og turbiditetsmålinger (Nortek ADP, Aanderaa RCM9 og SimTronix UCM60).
- CTD-profil (måling av salt og temperatur) ved hjelp av en SeaBird CTD.
- Video-opptak og fotografering av steindumping på nært hold (over vann).
- ROV-filming under vann.

2.1.1. Strøm- og turbiditetsmålinger og tidspunkter for steindumping.

Strømmålerne var montert i to forskjellige rigger som ble forankret på bunnen (bunndyp ca 118 m) like SØ av tippstedet på Mulaneset. På den ene riggen (R1) var en Aanderaa RCM9 og en SimTronix UCM60 montert, og på den andre (R2) en Nortek ADP måler. Posisjon og tidspunkt (lokal tid) for inn- og utsetting av de to riggene er vist i Tabell 1. I tillegg er plasseringen vist i Figur 1.

Tabell 1. Data om instrumentering og posisjonering.

| Rigg | R1 | R2 |
|---------------------|--------------------|--------------------|
| Instrumenter | RCM9 #28 ± UCM60 | Nortek ADP |
| Tid ut | 16.11.99 kl 16:00 | 16.11.99 kl. 16:30 |
| Tid inn | 20.12.99 kl. 16:00 | 20.12.99 kl. 15:30 |
| Bredde | 60°06.634 N | 60°06.608 N |
| Lengde | 06°32.528 E | 06°32.529 E |
| X-koord* | X=235113.9 | X=235065.7 |
| Y-koord* | Y=27270.7 | Y=27271.9 |
| * Odda lokal-datum | | |

Dumping av sprengstein foregikk i til sammen 16 bolker fordelt på 12 dager i den perioden instrumentene var utplassert. Tippingen foregår typisk med intervaller på 2-10 minutter. Tider for steindumping iden aktuelle perioden er vist i Tabell 2 (oppgitt av Norzink).

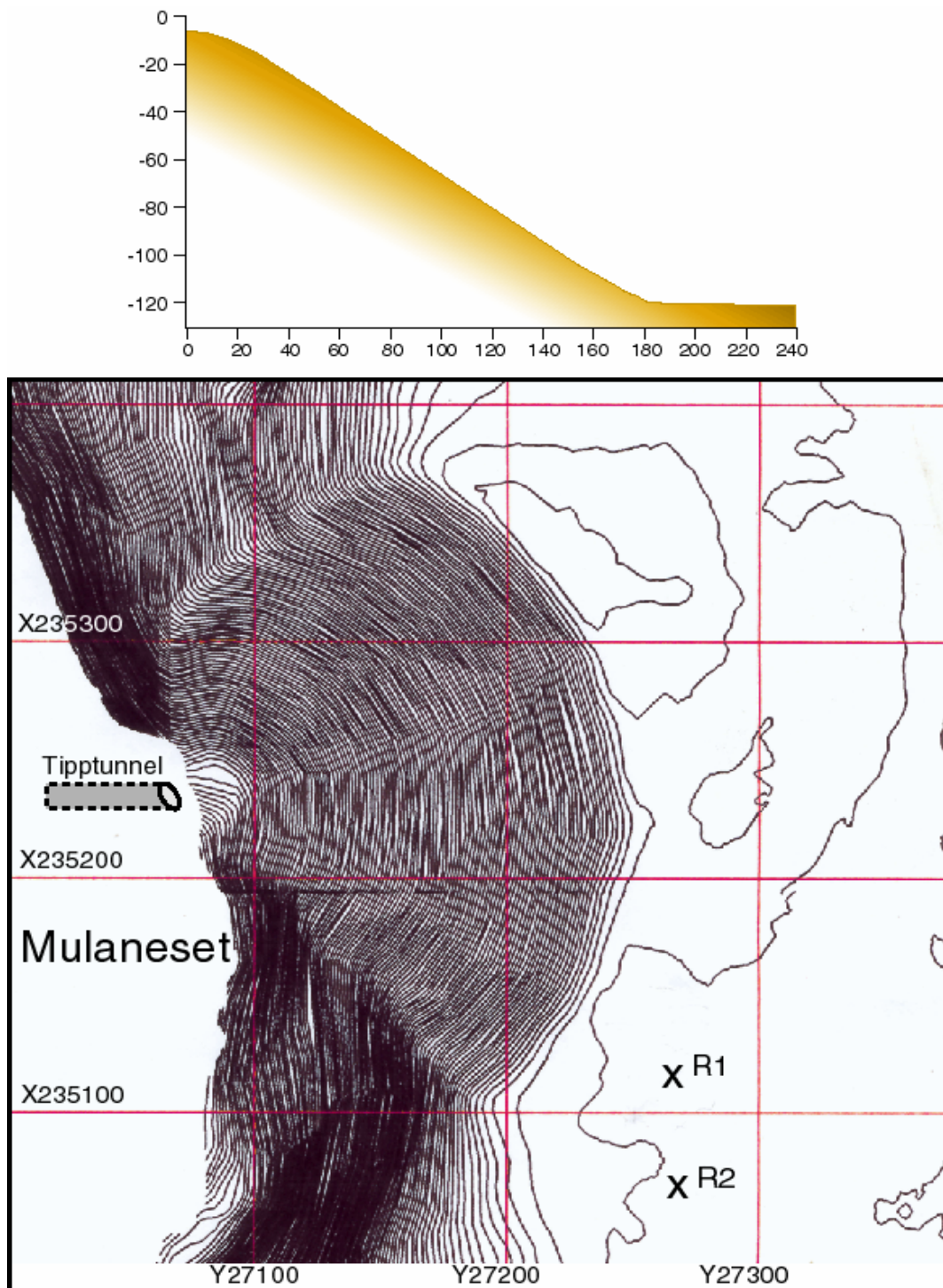
Tabell 2. Tidsangivelse for steindumping i Sørfjorden, 1999 , i den perioden NIVAs målinger pågikk.

| | | |
|--------|-----------|-----------|
| 16.nov | 0600-1000 | 1100-1415 |
| 17.nov | 0600-0930 | |
| 18.nov | 0600-0930 | 1515-1600 |
| 29.nov | 1815-2145 | |
| 30.nov | 1200-1530 | |
| 01.des | 1015-1500 | |
| 02.des | 1045-1600 | |
| 03.des | 1130-1530 | |
| 06.des | 0600-1000 | 1700-1945 |
| 07.des | 0600-0800 | 1000-1330 |
| 08.des | 1000-1500 | |
| 09.des | 1115-1415 | |

Nortek ADP.

Dette instrumentet benytter Doppler-prinsippet til å måle vannstrøm. En detaljert teknisk beskrivelse av instrumentet er gitt i Sundfjord og Golmen (1999). Et lydssignal sendes oppover i vannet, reflekteres i partikler, og blir så registrert igjen i instrumentet. Data fra tre slike lydssendere, som sender akustiske

pulser i ulike vinkler, kombineres og gir til sammen et bilde på strøm i tre retninger. Ved i tillegg å dele retursignalene inn i avgrensede tidsbolker kan strømbildet i ulike dybdeintervaller registreres (se Nortek as 1996 for mer utdypende forklaring). Instrumentet har en nominell maksimum, rekkevidde på 110 m.



Figur 1. Topografisk kart fra området ved Mulaneset, Sørfjorden (tilsendt fra Norzink). Posisjonene til de to strømmålerriggene er tegnet inn som R1 (RCM9 og UCM60) og R2 (Nortek ADP). I tillegg er tunnelen der sprengsteinen tømmes ut, tegnet inn. Koordinatene er gitt i Odda Lokal-datum. En dybdeprofil fra tippstedet i retning vest-øst er også tatt med, for å illustrere hvordan raskjeglen heller (denne er basert på nye målinger utført av Noteby i 1999).

ADP-instrumentet var programmert til å registrere strøm og retning i 120 dybdeceller à én meter oppover i vannsøylen eller til maksimum rekkevidde. Trykksensoren på måleren viste at instrumentet var plassert i ca. 117 m dyp, om lag 1 m over bunnen. Instrumentet har en blindsoneradius på ca. to meter over de akustiske senderne. Videre må de øverste ca. 10% av cellene nær overflaten betraktes som usikre, pga. forstyrrende akustiske reflekser i dette grenselaget. Området som er dekket av gode målinger strekker seg således fra ca. 115 m til maksimum 10 m dyp. Det må også bemerkes at retursignalet sensoren mottar normalt vil avta med økende avstand fra instrumentet (det akustiske signalet svekkes underveis), slik at måleusikkerheten er høyere for de cellene som ligger lengst borte.

Det ble registrert strømfart og –retning i hver én-meters dybdecelle med 10 minutters intervall (hver slik "enkeltverdi" består av 180 separate målinger for å redusere måleusikkerhet/standardavvik.) I tillegg ble styrken på retursignalet målt. Dette gir en indikasjon på mengden partikler som befinner seg i måleområdet. For hvert måleintervall og –dyp ble også standard-avvik beregnet.

Aanderaa RCM9.

Også dette instrumentet benytter Doppler-prinsippet for å måle strøm. Her sendes det ut to lydimpulser i et horisontalt plan, slik at strømfart og –retning kan måles i det dyp instrumentet er plassert. Måleintervallet var satt til 10 minutter både for strøm og turbiditet. Trykksensoren på dette instrumentet sviktet, men det har stått 1-2 m over fjordbunnen, som her var på omlag 117 m.

SimTronix UCM60.

SimTronix-måleren benytter ultralyd for å måle bevegelse i vannet. To lydimpulser sendes ut langs tre forskjellige akser (x, y, z) og ved å måle hvor lang tid det tar å tilbakelegge den samme distansen i ulike retninger får en et mål på vannets egen hastighet i tre dimensjoner. Dette instrumentet var plassert i samme rigg som Aanderaa RCM9, ca. en meter over denne. Sensordyp for UCM-en var dermed omlag 114 m. UCM-en var programmert til å registrere strømfart og –retning en gang pr. minutt i tre minutter etter hverandre, og deretter vente 7 minutter med neste tilsvarende serie, såkalt "burst sampling". Det ble altså logget 3 slike "øyeblikksverdier" i løpet av en timinuttersperiode. På denne måten kan en få avdekket en eventuell forekomst av svært kortvarige strømpulser som ellers ville bli midlet ut i vanlige 10-minutters-verdier. Instrumentet begynte som planlagt å logge 17.11 kl. 00:00. Litt over tre døgn senere (20.11 kl. 01:10) sviktet loggeren, og det foreligger derfor kun data for vel tre døgn fra dette instrumentet.

2.1.2. CTD-målinger (salt og temperatur)

I forbindelse med utsetting av strømriggerne 16.11.99 ble det også målt en vertikalprofil av saltholdighet og temperatur. Instrumentet som ble brukt var en SeaBird SBE-19 CTD (for nærmere spesifikasjoner, se SeaBird Electronics, Inc, 1997).

2.1.3. Video-opptak over og under vann

Det ble gjort video-opptak under steintipping for å registrere hvordan massene raste nedover skråningen og i hvilken grad tippingen forårsaket støvansamling på vannoverflaten. Det ble brukt et JVC Digital GR-DVF 1 kamera. Kopi av videoen er oversendt oppdragsgiver separat.

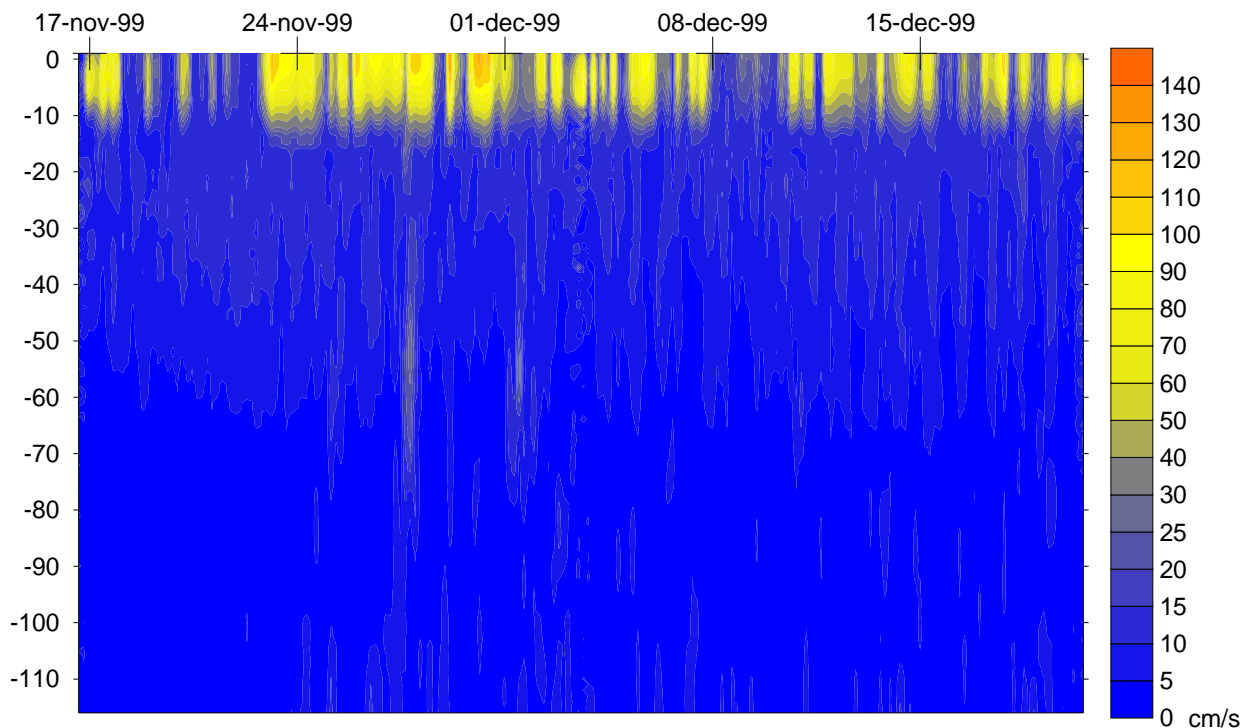
ROV-filmingen startet på 116 m, ca. 50 m øst av fyllingsfoten og det ble filmet innover til midten av fyllingsfoten mens dumping pågikk. I samråd med Norzink (E.Jøsøndal) ble det besluttet å ikke filme oppover langs fyllingsfoten av sikkerhetsmessige hensyn og fordi at sikten var meget begrenset. Kopi av videoen er oversendt oppdragsgiver separat.

2.2. Resultater

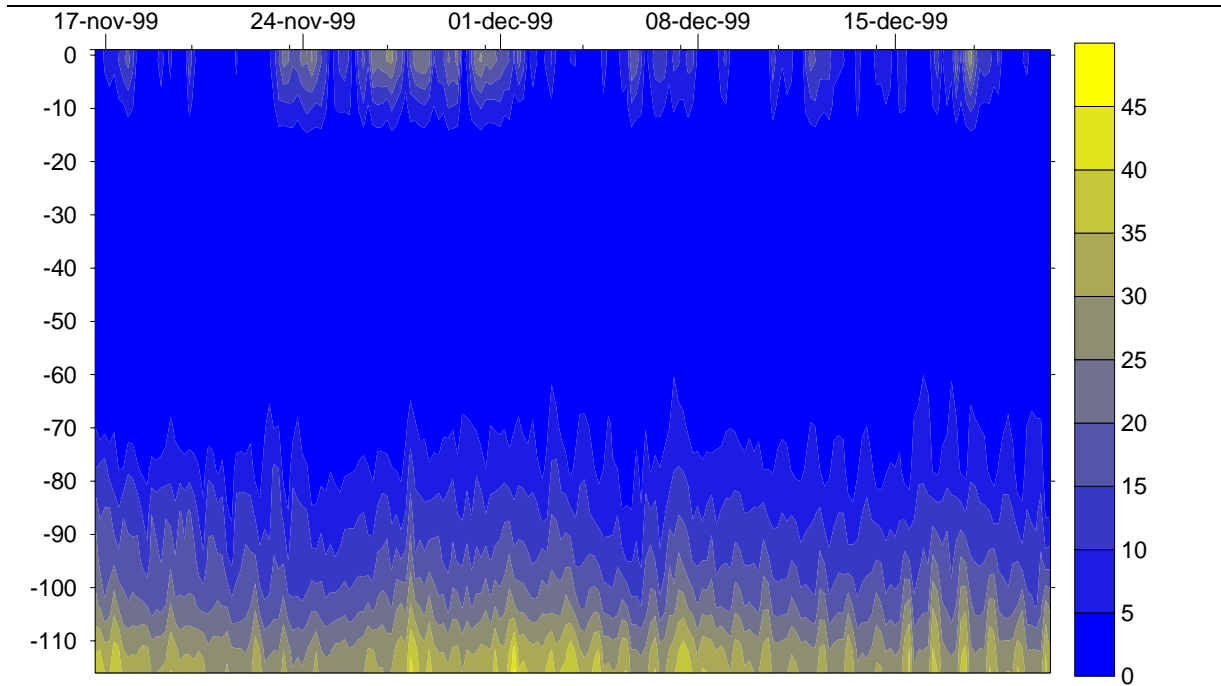
2.2.1. Strøm-og turbiditetsmålinger

Nortek ADP.

Figur 2 under viser strømstyrke i hele vannsøylen, gjennom hele måleperioden. Verdiene helt opp til overflaten (t.o.m. celle 0-1 m) er tatt med. Det akustiske retursignalet er svakt i øvre del av måleområdet og det er mye støy pga. reflekser nær overflaten (se Figur 3, signalstyrke). Resultatene fra de øvre 10m av vannmassen er derfor usikre. Som en kan forvente, er strømmen sterkest i de øvre lagene, og avtar mot dypet. Videre ser det ut til at tidevannsstrømmen dominerer strømningsmønsteret ned til 40-50 m dyp.

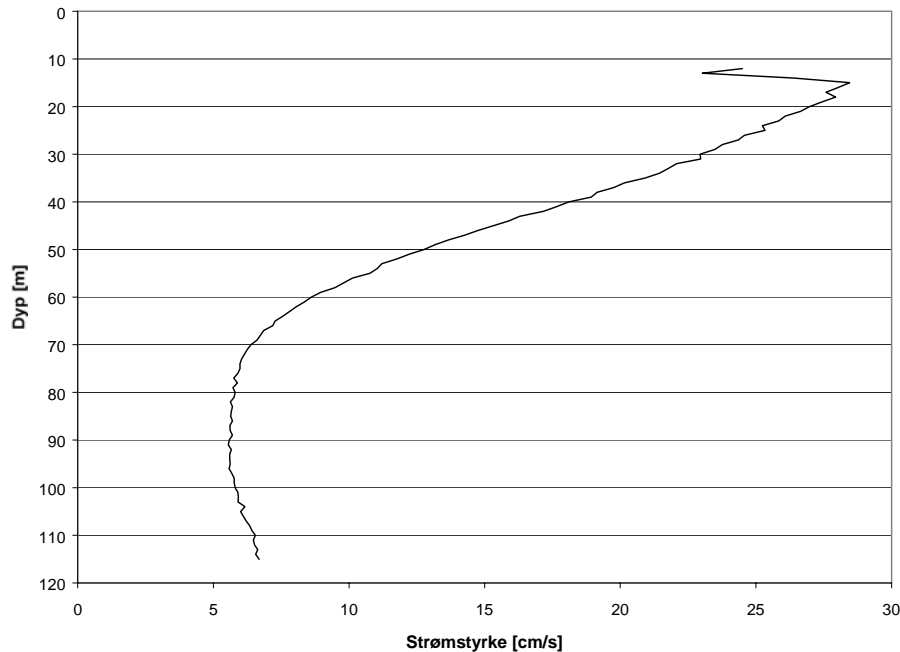


Figur 2. Strømstyrke fra Nortek ADP. For å illustrere de relative forskjellene på mellom ulike dyp (i meter) er alle målecellene tatt med, selv om de øvre målingene har større usikkerhet.



Figur 3. Signalstyrke for Nortek ADP, hele vannsøylen (indirekte informasjon om turbiditeten i vannet).

Midlere strømstyrke for hele vannsøylen er vist i figur 4, med unntak av de øvre 10-12 m hvor måleresultatene er usikre. Sammenholdes disse dataene med retningsfordelingen for perioden, fremgår det at strømmen i de øvre lag i stor grad er rettet mot NØ (grovt sett ut fjorden), mens det i de dypere delene (ca 70 –100 m) er en roligere strøm innover mot SSV. Et slikt strømningsmønster kan sies å være typisk for en fjord som Sørfjorden; et klart avgrenset brakkevannslag (som skyldes tilførsler av ellevann) strømmer utover, mens en tyngre kompensasjonsstrøm kommer inn i et intermediært sjikt. Helt ned mot bunn var det ingen tydelig nettostrøm i perioden. Her er sirkulasjonen i større grad begrenset av topografien. Selv om hastighetene til dels er betydelige tar det derfor lengre tid å skifte ut vannmassene nær bunn.

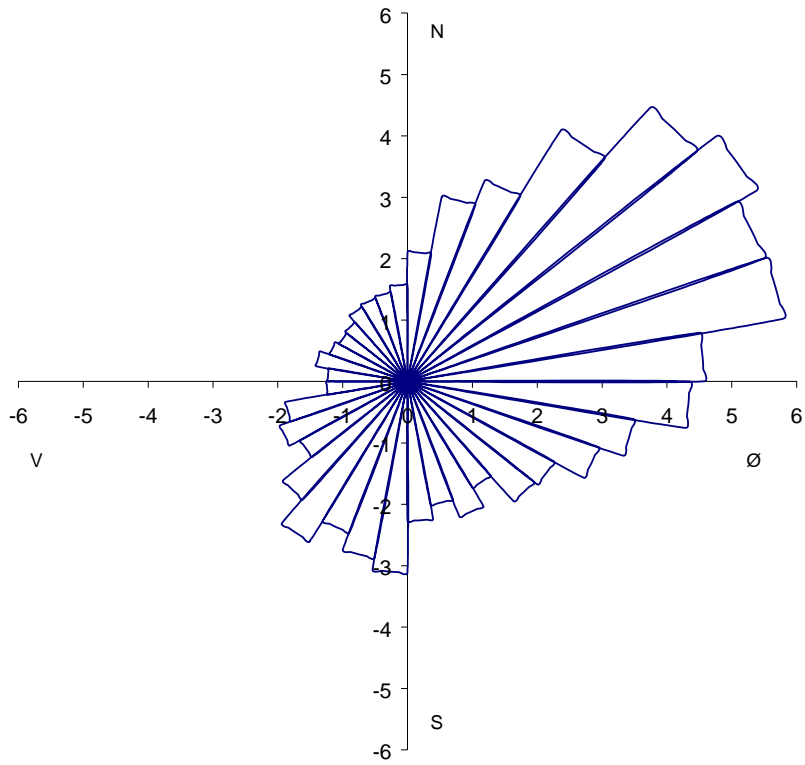


Figur 4. Strømstyrke målt med Nortek ADP (midleste absoluttverdier gjennom hele måleperioden). De øvre ca. 10% av måleserien er utelatt fordi dataene her er usikre (pga refleksjoner i overflaten, bølger mm).

Det karakteristiske brakkvannslaget ses tydelig også i CTD-profilen fra 16.11.99 som er vist i Figur 14, kap. 2.2.2. Ned til om lag 15 m dyp økte da saltholdigheten kraftig, mens vannmassen videre nedover var langt mer homogen med hensyn på saltholdighet og dermed også tetthet. Det lokale minimumet i strømstyrke på 14-15 m dyp markerer sannsynligvis overgangen mellom det øvre brakkvannslaget med overveiende nordgående overflatestrøm, og det mer homogene fjordvannet under. Det bør presiseres at det nok er riktig at strømmen er betraktelig sterkere nær overflaten enn i dypet, men at de absolutte verdiene er usikre i dyp mindre enn ca. 10 m (jfr. overflaterreflekser og signalsvekning som beskrevet over).

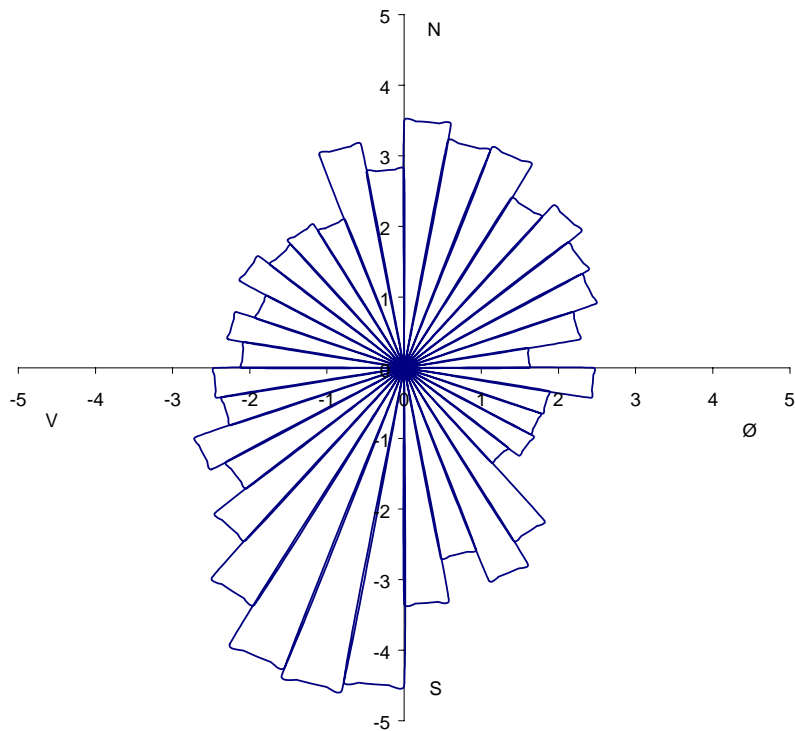
Som en illustrasjon på hvordan vanntransporten er fordelt i ulike retninger i forskjellige dyp, er det i Figur 5 og 6 vist fluksroser i henholdsvis 10 og 80 m dyp. I figurene er samtlige observasjoner av strømstyrke og -retning kombinert og fordelt i 10-graders sektorer, slik at den relative volumfluksen (for hvert dyp) fremkommer. Her kan en tydelig se at det er en nettostrøm ut fjorden i øvre lag (Figur 5) og en noe svakere strøm innover i dypet (Figur 6).

Fluksretning - prosentfordeling i 10-graders sektorer



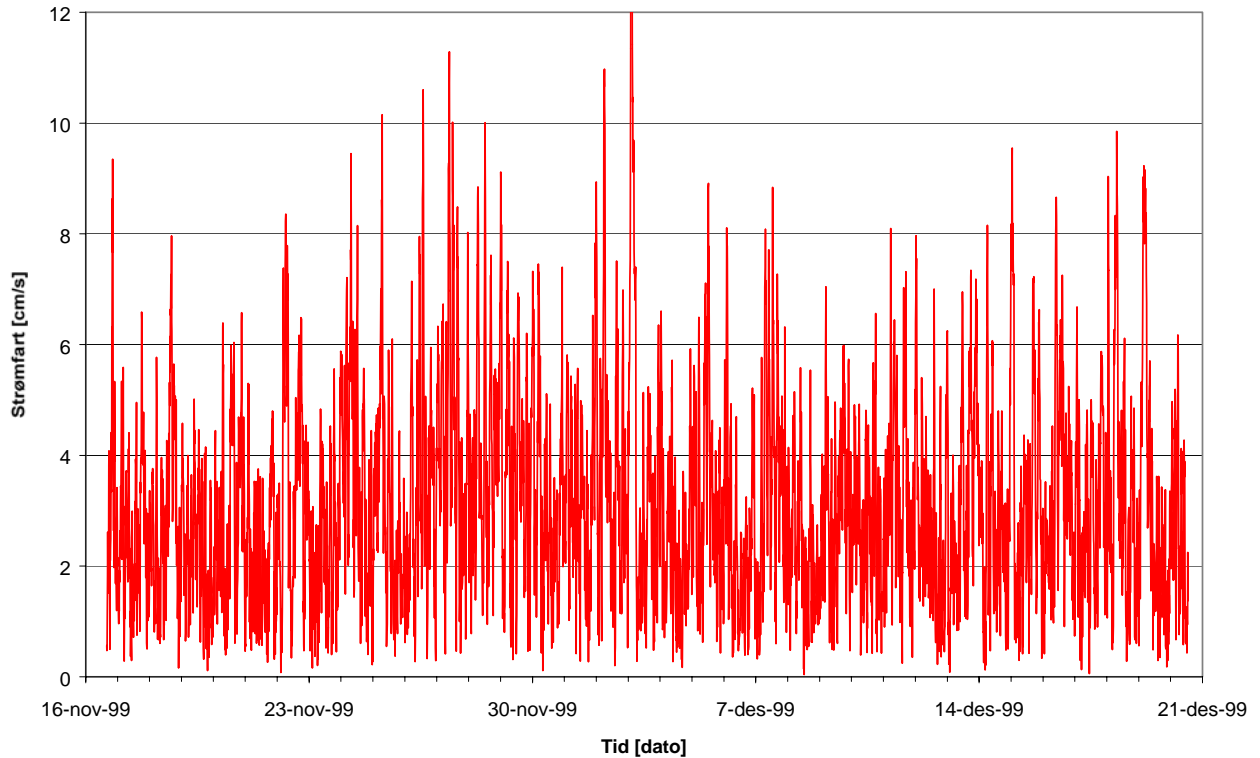
Figur 5. Fluks (volumtransport) i 10 m dyp i Sør fjorden.

Fluksretning - prosentfordeling i 10-graders sektorer



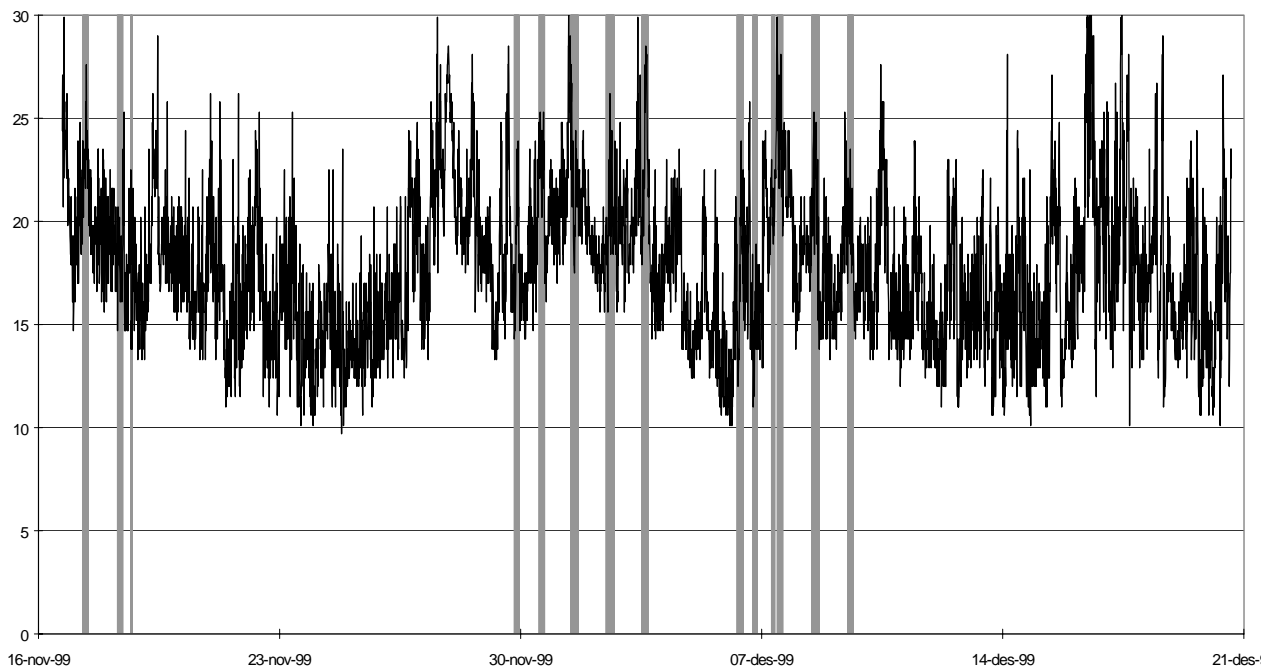
Figur 6. Fluks (volumtransport) i 80 m dyp i Sør fjorden.

Måledata fra den nederste cellen (dyp ca. 115 m) er mest relevant for å kunne si noe om hvordan oppvirvlede partikler fra bunnen vil spres. Variasjon i strømstyrke i denne cellen gjennom hele måleperioden er vist i Figur 7. Det er brukt et en-times glidende middel for å eliminere de mer høyfrekvente variasjonene. (Middelhastigheten i denne figuren er lavere enn det Figur 4 (middelstrømfart i hele vannsøylen) foran indikerer – dette skyldes nettopp den glidende midlingen, som "annullerer" strøm i motgående retninger innen samme tidsperiode.) I forhold til oppvirvling av partikler er det ikke bare det midlere strømfeltet som er av interesse, her har også strømpulser av kort varighet betydning. Under presentasjonen av UCM-måleren senere er slike data mer inngående presentert.



Figur 7. Strømfart i celle 1, 115 m dyp. Det er brukt et glidende timesmiddel for å glatte dataene.

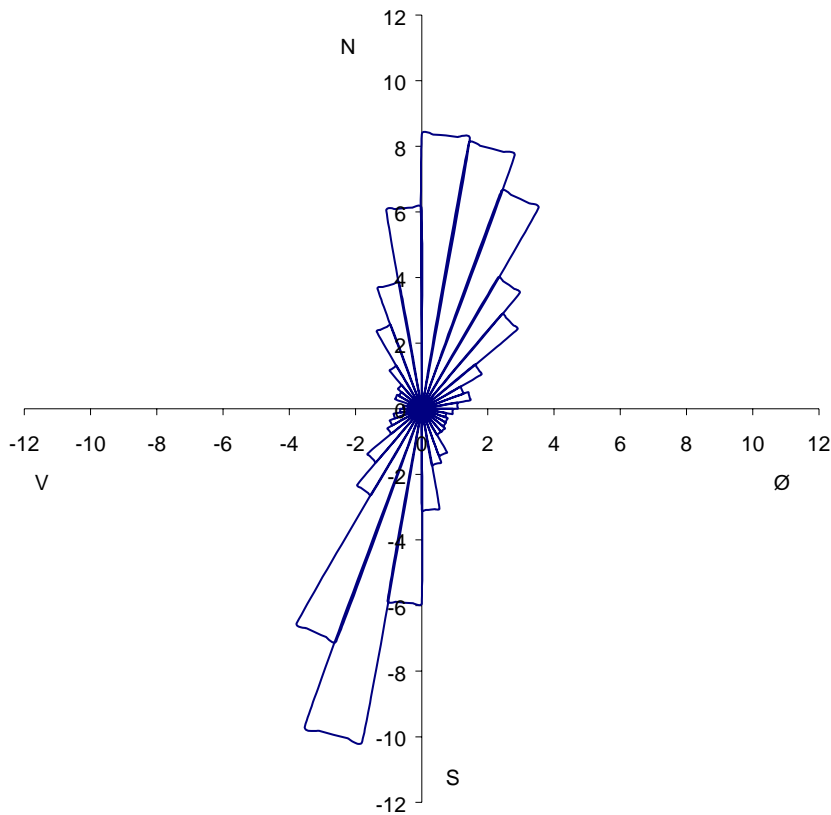
Figur 8 under viser signalstyrken i celle 1 (115 m dyp), sammen med tidspunktene for dumping av sprengstein. Signalstyrken forteller hvordan lydrefleksjonen varierer over tid. Den gir altså indirekte informasjon om mengden partikler i vannet. Det er til dels stor variasjon i løpet av perioden. De laveste verdiene ligger på om lag 10, mens maksimum er på godt over 30 (enheten som brukes her er Norteks egne "counts"; 1 count = 0,43 dB). Det er ikke noe tydelig sammenfall mellom tids-punktene for dumping av steinmasser, og økning i signalstyrke i dette dypet. I alle de tre ukene dumping foregikk ble det registrert høye verdier, men det ble også målt høye verdier i mellom-periodene. Det kan tenkes at de plutselige økningene skyldes at deler av kjeglen under tippstedet har rast ut i disse mellomperiodene, men det foreliggende datamaterialet peker ikke entydig mot en slik konklusjon. Variasjonen i partikkelmengde kan også skyldes tilførsler fra andre kilder.



Figur 8. Signalstyrke for celle 1, 115 m dyp. Enheten er Norteks "counts" som tilsvarer 0.43 dB. Tidspunktene for dumping av sprengstein er vist med grått.

Aanderaa RCM9.

Ut fra dataene for strømstyrke og -retning er det beregnet volumfluks (delt inn i 10 graders sektorer) i ulike retninger (Figur 9). Dominerende strømretninger er også her NNØ og SSV, i godt samsvar med lokal topografi (Sørfjorden går ganske nøyaktig nord-sør) og resultatene fra Nortek-instrumentet.

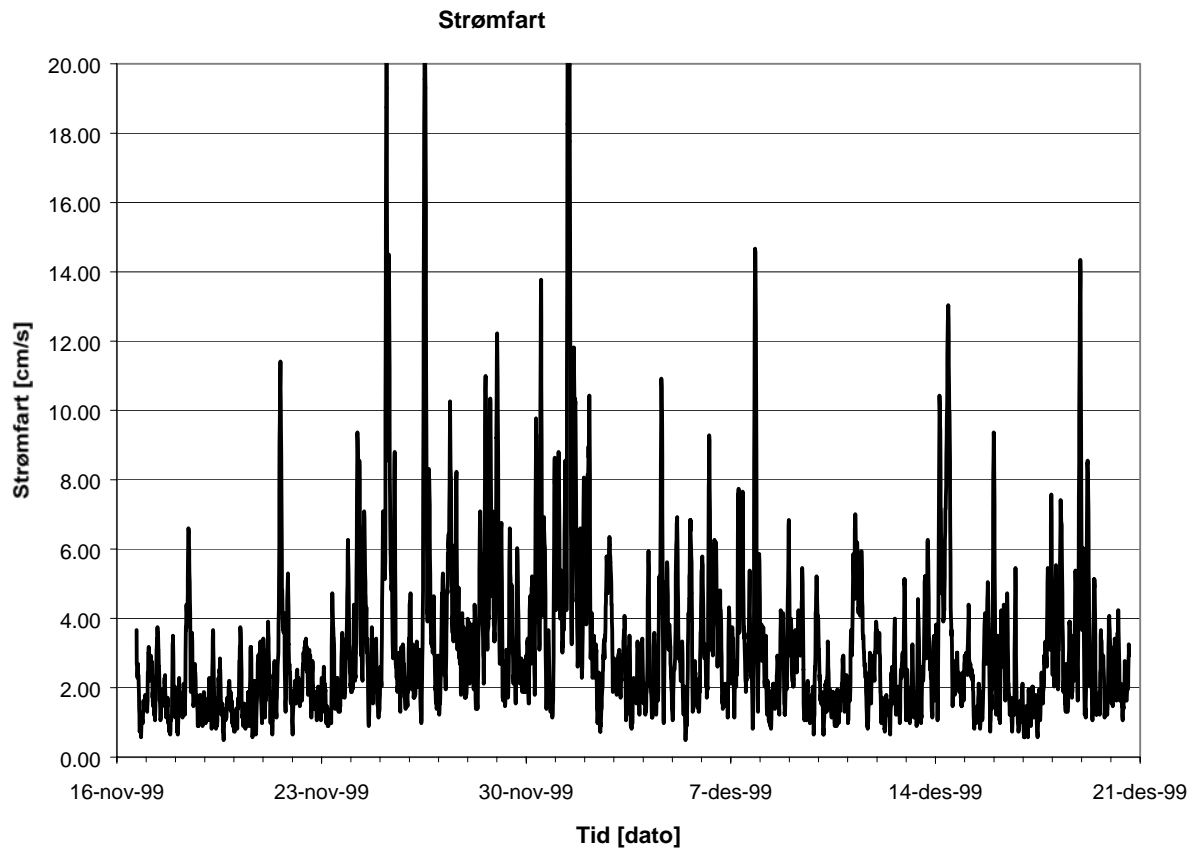
Fluksretning - prosentfordeling i 10-graders sektorer

Figur 9. Fluks målt med Aanderaa RCM9 i 115-116 m dyp.

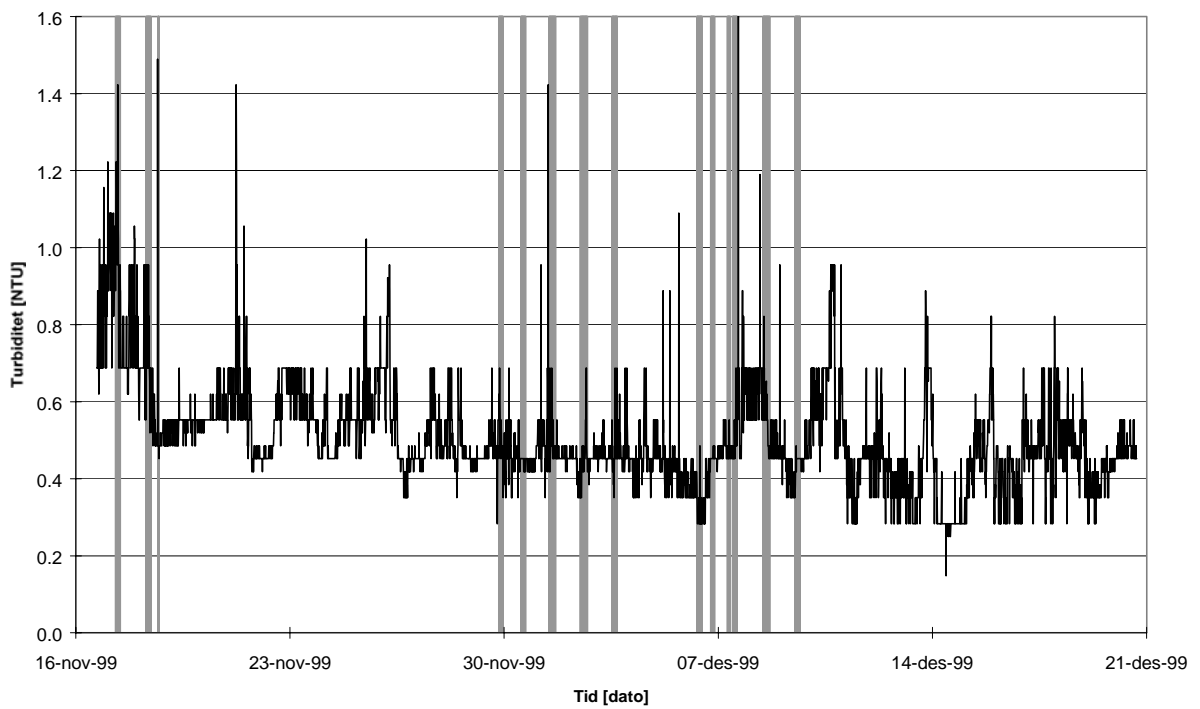
Målt strømstyrke er vist i Figur 10. Også her er det brukt et en-times glidende middel for å glatte dataene. Midlere strøm for hele perioden er funnet til 3,2 cm/s, mens maksimalverdien som ble registrert var på 29,3 cm/s (fra de originale dataene med 10 minutters prøvetakingsintervall).

Figur 11 viser turbiditet for hele måleperioden fra RCM9, samt dumpetidspunkt. Det er hyppige variasjoner av ulik varighet i turbiditeten, men innenfor "normale" verdier (se utdypende sammenligninger med andre målinger i kapittel 2.3). Gjennomsnittlig turbiditet i måleperioden er 0,51 NTU, mens minimums- og maksimumsverdiene er henholdsvis 0,15 og 1,76 NTU (NTU, Nephelometric Turbidity Units - se Mylvaganam and Jakobsen, 1999). Heller ikke her er det noen tydelig sammenheng mellom variasjon i turbiditet og tidspunkt for dumping av sprengstein. En generell trend er ellers at den midlere turbiditeten avtar noe i løpet av måleperioden.

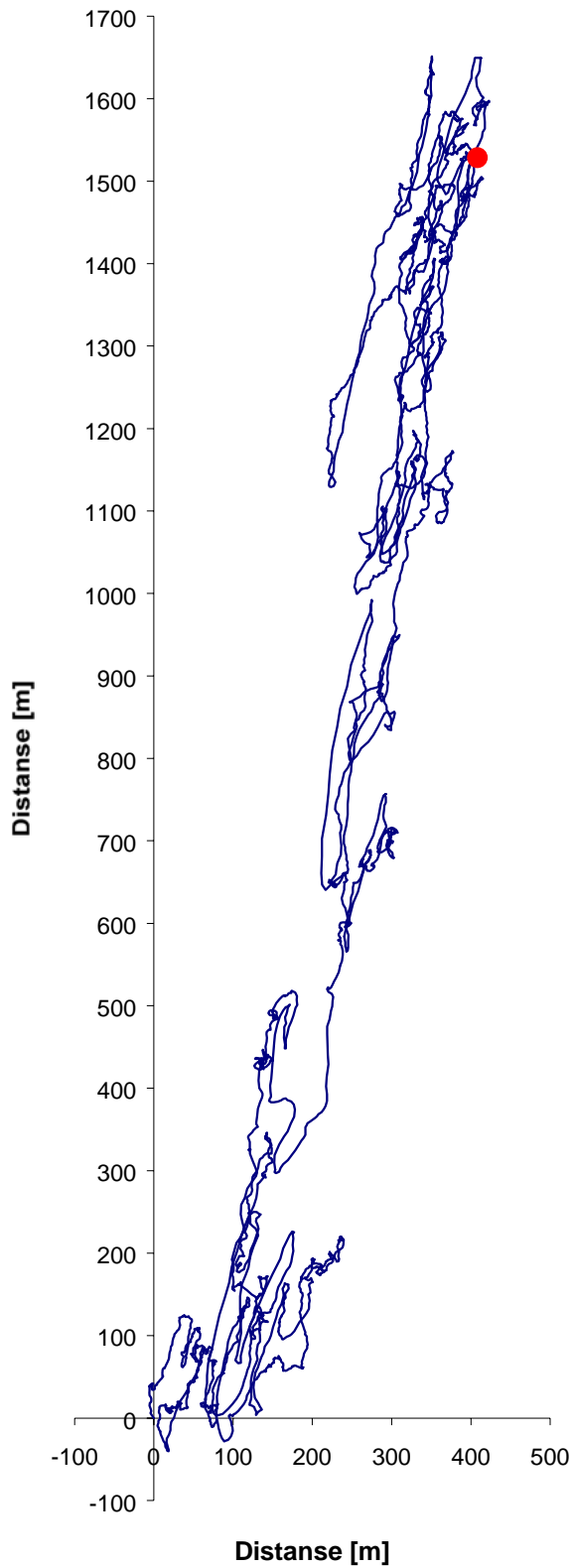
Figur 12 viser en såkalt progressivt vektor framstilling av alle måledataene fra RCM9 instrumentet i 115 m dyp. Hver enkelt måling ("strømpil") er addert vektorielt til hverandre slik at det dannes en fiktiv strømtrajektorie som blir avtegnet.



Figur 10. Strømstyrke målt med RCM9 i ca 115 m dyp. En-times glidende middel.



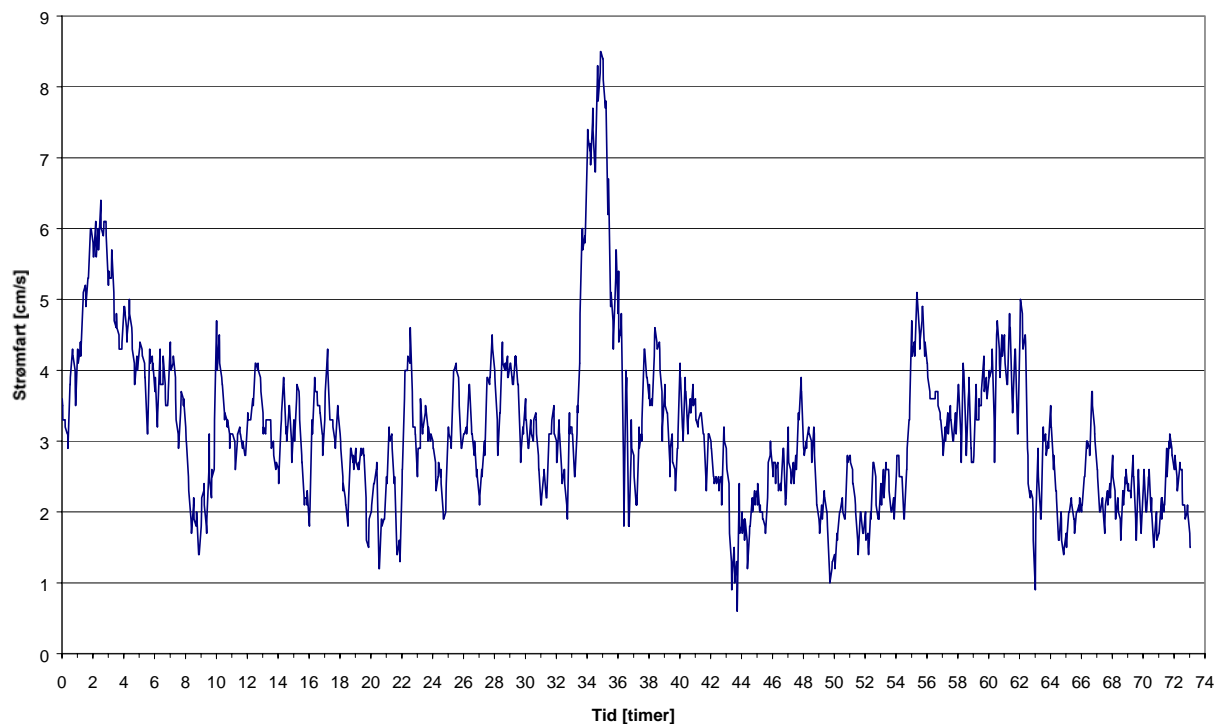
Figur 11. Turbiditet for hele måleperioden fra Aanderaa RCM9 i ca. 115 m dyp. Tidspunkt for steindumping er vist med grått.



Figur 12. Progressivt vektordiagram for målingene fra RCM9. Figuren viser hver enkeltmåling som en reell forflytning i forhold til et fiktivt startpunkt [0,0]. Siste måling ("sluttpunktet") er markert med en sirkel.

SimTronix UCM60.

Det datamaterialet som finnes gir nyttig informasjon om hvordan strømningsbildet nær bunnen varierer på korte tidsskalaer. Figur 13 viser hvordan den horisontale strømmen i ca. 114 m dyp varierte i perioden 17-20.11.99.



Figur 13. Strømdata fra SimTronix UCM60, fra 17-20.11.99 (ca. 3 døgn), i omlag 114 m dyp.

Gjennomsnittlig strømstyrke målt med UCM60 i denne perioden er 3,15 cm/s. For RCM9-en var middelveidien i samme tidsrom 1,87 cm/s. Sistnevnte hadde en lengre midlingsperiode enn UCM60, og registreringer av motsatt rettet strøm i løpet av en slik periode kan bidra til å redusere den midlede strømstyrken (Sundfjord og Golmen, 1999). Resultatene fra UCM-en viser at det skjer hyppige endringer i strømbildet selv på såpass store dyp som det her er snakk om. Maksimal registrert horisontalhastighet i perioden 17-20.11 er på 8,50 cm/s, mens minimumshastigheten er 0,60 cm/s. Tilsvarende vertikale hastigheter er henholdsvis 3,30 og 1,00 cm/s (gjennomsnitt 1,96 cm/s).

Nortek ADP viser i den samme perioden høyere verdier i nederste celle enn de to andre instrumentene. Disse dataene er imidlertid ikke direkte sammenlignbare, både fordi ADPen måler i celler med større vertikal utstrekning, og fordi det er knyttet en viss usikkerhet til forholdet mellom variasjon i partikkelmengde/signalstyrke og absoluttverdi av strømstyrke for ADPen. (Dette instrumentet er heller ikke konstruert for å se på kortvarige lokale endringer.)

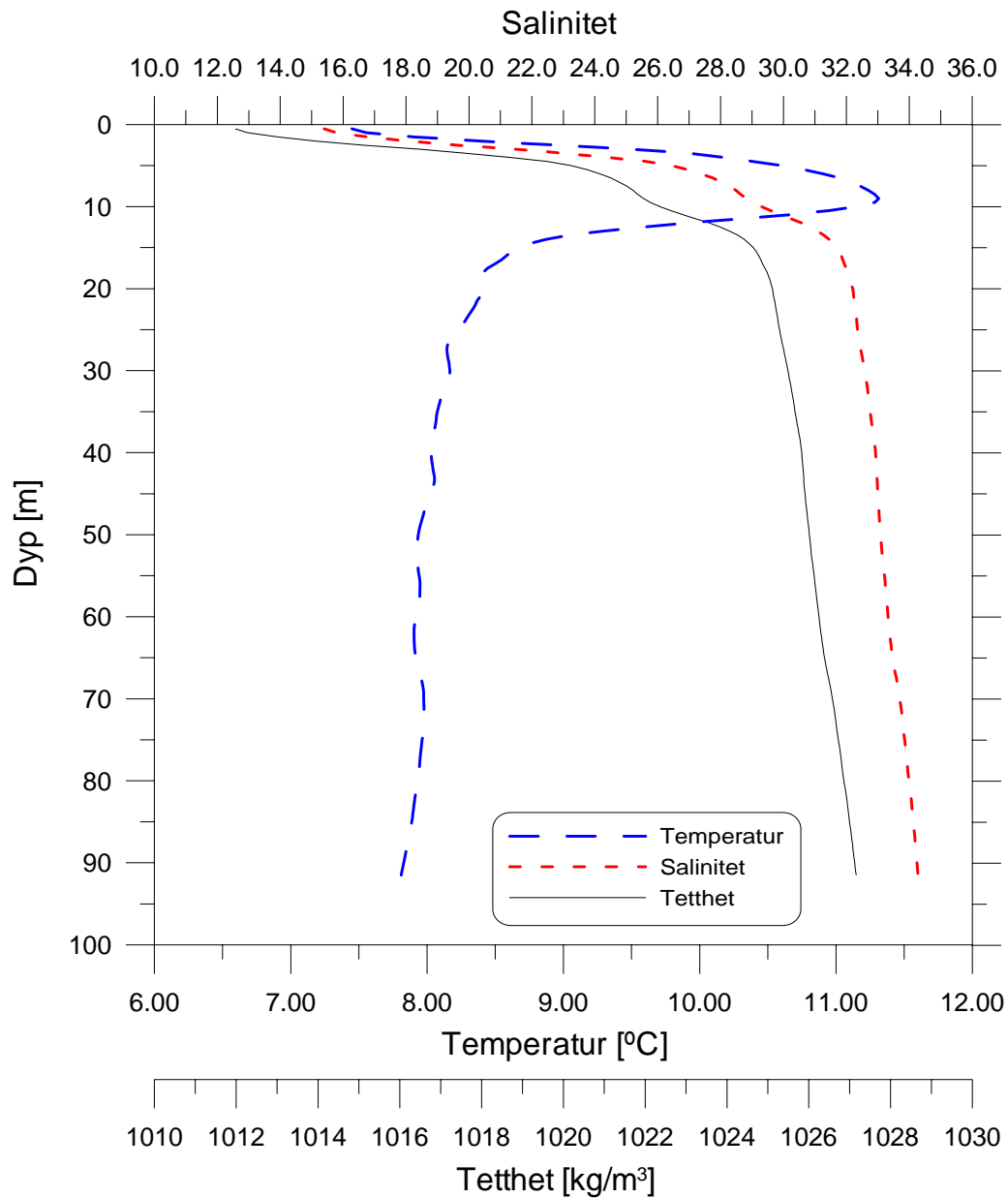
2.2.2. Vertikal fordeling av saltholdighet og temperatur (CTD-profil)

Den målte profilen er vist i Figur 14. Temperaturen var lav i overflaten (7-8 °C), økte raskt ned til 8-10 m (ca. 11 °C), og avtok så til omlag 8 °C ved 20 m dyp. Herfra og videre nedover var temperaturen ganske stabil, og avtok bare svakt med økende dyp. Dette er en typisk høstprofil; sommeroppvarmingen er fremdeles tydelig mellom 5 og 20 meter, mens de øvre 5 m allerede har fått lavere temperatur fra en kjøligere atmosfære og tilførsel av kaldt elvevann. Saltholdigheten er også som en kan forvente i dette området; øverst er det et tydelig brakkvannslag med raskt økende saltinnhold. Fra omlag 15 m dyp er saltholdighetsøkningen langt mindre. Vannets tetthet avhenger av både salt og temperatur. I dette tilfellet er variasjonene i saltinnhold mest signifikante; tetthetsprofilen følger saltholdigheten svært nøye.

Det fremgår av profilen at det var to ulike vannmasser i fjorden – et brakkvannssjikt øverst og et rimelig homogent sjøvannslag fra ca 15 m og nedover. En såvidt klar avgrensning mellom vannmassene begrenser den dynamiske interaksjonen mellom disse.

Det bør bemerkes at instrumentet som ble brukt var trykksertifisert bare til 90 m, og at CTD-målingene derfor stoppet i dette dypet. Imidlertid er det ingen grunn til å forvente vesentlige endringer i saltholdighet eller temperatur på så store dyp (jfr. den jevne økningen i dyp større enn 20 m i Figur 14).

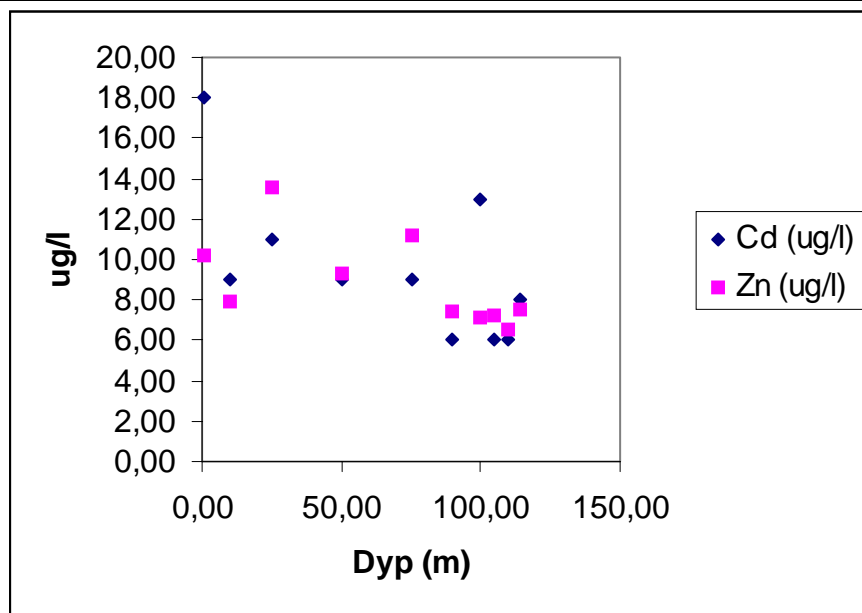
Sørfjorden - 60°06.626 N, 06°32.505 E - 16.11.99



Figur 14. Saltholdighet, temperatur og tetthet Ø-SØ av Mulaneset 16.11.99.

2.2.3. Sink og kadmium i vannmassen utenfor dumpeområdet

I forbindelse med utsetting av strømmålere ble det tatt vannprøver i et dybdeprofil fra overflaten til bunnen, like ved riggene. Vannprøvene ble analysert for sink og kadmium og resultatene er fremstilt i figur 15. Målsettingen var å se om steindumpingen som ble avsluttet ca. en halvtime før prøvetakingen hadde noen innvirkning på metallnivåene.



Figur 15. Vertikal fordeling av sink og kadmium i vannmassene i dybbassenget utenfor fjellhallene. Cd-verdiene er multiplisert med 100.

Konsentrasjonene av kadmium varierte mellom 55 og 180 ng/l. Høyeste konsentrasjon ble målt i overflatevannet. Samme dag som disse prøvene ble tatt ble det innsamlet vannprøver knyttet til det statlige overvåkningsprogrammet i Sørfjorden. Her ble det målt verdier på 160 ng/l ved Digraneset og 250 ng/l ved Tyssedal i overflatevannet.

Vertikalt i vannmassen avtok verdiene ned til 50-60 ng/l i dypvannet, med unntak av en økning ved 100m dyp (130 ng/l) og en svak økning nært bunnen (82 ng/l). Økningene er beskjedne og det generelle bildet er at det ikke kan påvises noen betydelig kadmium-forurensning i vannet i forbindelse med steindumping. Alle verdiene under sprangsjiktet er lavere enn i overflaten.

Når det gjelder sink så er bildet det samme. Konsentrasjonene varierte mellom 6.6 og 13.6 µg/l. (tilsvarende tilstandsklasse III-IV i SFTs klassifisering, Molvær et al., 1997). Hvis vi sammenligner med overflatekonsentrasjoner målt samtidig innenfor Statlig overvåkningsprogram så ble det målt 11.4 µg/l ved Digraneset og 15.2 µg/l ved Tyssedal. Det kan derfor konstateres at det ser ikke ut til at steindumping som skjedde 16.11.99, en halv time før prøvetakingen, hadde noen innvirkning på nivåene av kadmium og sink i vannsøylen.

2.2.4. Kommentarer til video-opptak og ROV-filming.

Video-opptaket over vann viser hvordan steinmassen raser nedover ura under tippingen. Til dels store steinblokker når vannflaten. En del av massene blir hengende igjen oppe i ura over vann og vil først forflytte seg nedover mot vannflaten ved neste tipping. Det støver en del under tippingen og en del av dette steinstøvet vil legge seg på vannoverflaten. Ellers er det tydelig å se fra video-opptaket at det skjer en betydelig blakking av vannet når steinmassene når sjøen. Turbiditeten er nokså høy nær foten av ura i flere minutter etter at tippingen opphørte og oppstår klare fronter mellom turbid vann og klart vann. Det er lagt ut lense for å hindre partikkelspredning, men det framgår av videoen at turbiditeten øker noe også utenfor lensen.

ROV-filmingen under vann startet på 116 m dyp, ca. 50 m øst for fyllingsfoten. Filmingen fortsatte til midten av fyllingsfoten. Det ble registrert mye partikler i vannet, også langt fra tippet. Sikten ble anslått til 2-3 m. Mye krepsdyr (pungreker og krill) og dyreplankton, samt fisk (lange og torsk) ble observert i vannet nært bunn. Det ble også sett store mengder lyse partikler som på videoen fortøner seg som "snø". Til dels opptrer disse partiklene som trådformede. Dette fenomenet er trolig aggregering av organiske partikler (dødt organisk materiale) som bindes sammen av bakterier og som i litteraturen går under betegnelsen "marin snø".

Ute på sedimentflaten er bunnen preget av store mengder gravende dyr (bioturbasjon). Ved overgangen mot steinfyllingen kan det sees en oppstuvning av sedimenter. Det er forholdsvis lite finpartikulært materiale som er avsatt oppå steinene. En del av steinene i framkant av fyllingen har påvekst av organismer, noe som tyder på at dette er stein som har ligget på stedet ganske lenge. Det betyr at det er lite trolig at dagens steintipping påvirker nye bunnarealer med forurenset sediment. Hellingen på fyllingen er 40° (se figur 1), slik at man ikke kan se bort fra at det kan skje utrasninger som endrer forholdene nær foten på fyllingen.

2.3. Diskusjon

Verdiene for turbiditet som ble målt med Aanderaa RCM9 ligger innenfor forventede grenser. Partikkelinnholdet er høyt (dette ble også observert med ROVEN), men ikke uvanlig høyt. For å kunne relatere de aktuelle målingene både til naturlige bakgrunnsverdier og ekstremisituasjoner er det her trukket frem en del eksempler på målinger gjort under ulike forhold. Gjennomsnittet for hele måleperioden ved Mulaneset var på 0,51 NTU. Til sammenligning har det samme instrumentet vært brukt til å måle turbiditet i ca. 800 m dyp i Stillehavet, der partikkelinnholdet normalt skal være svært lavt. Her var snittnivået (for en måleperiode av omlag samme varighet som den vi her ser på) så lavt som 0,21 NTU (Sundfjord et al., 1999).

Våren 1999 ble det gjennomført dumping av sprengstein på opptil 12 m dyp i Store Lungegårdsvann i Bergen. Dette er et område med begrenset sirkulasjon og utskifting, så det kan forventes høye verdier her. I tillegg er det vanlig å ha mer partikulært materiale høyere oppe i vannsøylen. Gjennomsnittlig turbiditet over en periode på 82 døgn var på 1,13 NTU (måledyp ca 12 m) (Johnsen et al., 1999). I denne undersøkelsen ble det observert sammenfall mellom økende partikkelmengde og strømretning fra dumpområdet og mot måleren (og omvendt).

Et forsøk der forurenset sediment ble tildekket med sand ble utført i Hannevikbukta, Kristiansand, i 1998 (Næs og Molvær, 1999). Dette området kan sies å ha normalt god sirkulasjon, og her lå turbiditeten i måledypet på 17 m typisk på 0,25 - 0,30 NTU i de to døgnene eksperimentet pågikk. Det mest interessante med dette forsøket (i hvert fall i denne sammenhengen) var hvor tydelig oppvirvlingen ved dumping kunne sees i form av økning i turbiditet. Ved de fire dumpingene som ble gjort, økte turbiditeten som ble målt med en RCM9 til mellom 2,2 og oppunder 10,6 NTU, avhengig av strømretningen. (Riktignok kunne deler av økningen tilskrives selve sandmassene som ble dumpet, men det var betydelige bidrag fra sedimentene). I dette tilfellet var altså sammenhengen mellom dumping, oppvirvling av sediment og målt økning i turbiditet klar. Til sammenligning varierte turbiditeten i Sør fjord-målingene mellom 0,15 og 1,76 NTU, uten at det kunne påvises noen direkte sammenheng mellom de oppgitte dumpetidspunktene og økning i partikkelinnhold.

Måleprogrammet i Kristiansand omfattet også bruk av en ADP-måler. Her kunne oppvirvlingen tidvis ses som en økning i signalstyrke. Dette instrumentet var plassert et annet sted enn RCM9en, og det var derfor andre strømforhold som bestemte hvor stor del av den oppvirvlede partikkelmengden som ville nå dette målepunktet/-området. I Sør fjorden viste Nortek ADP økt signalstyrke (indikasjon på økt turbiditet) fra 70 m og ned til bunnen (se figur 3). Den økte turbiditeten i bunnvannet sammenlignet med høyere oppe i vannmassen kan i stor grad skyldes finpartikulært materiale som følger steinmassene (steinstøv) og/eller naturlige organiske partikler ("marin snø"). Hadde dette vært

oppvirvlede sedimenter, som inneholder høye konsentrasjoner av metaller, ville det ha gitt seg utslag på nivåene av sink og kadmium som ble målt i bunnvannet like ved riggene hvor turbiditeten ble registrert

2.4. Konklusjoner

Det er påvist relativt høy turbiditet i Sørfjorden fra 70 m og ned til bunnen på 115 m dyp like sør for tippområdet for steinmasser. Målinger av sink og kadmium i vannmassen på samme tidspunkt indikerer ikke en oppvirvling av metallforurensede sedimenter som følge av steindumping ettersom metallnivåene i bunnvannet ikke er spesielt høye. Det ble heller ikke målt god sammenheng mellom turbiditet og tidspunkt for steindumping i måleperioden. Det er derfor grunn til å tro at økt turbiditet i bunnvannet skyldes tilførsler av finmateriale som følger steinmassene og kanskje slam fra andre kilder i Odda-regionen. ROV-filmingen indikerte at det er en stor tilførsel av organiske partikler til bunnvannet i dette bassenget.

Strømstyrken nær bunnen (RCM9) var opp mot 30 cm/sek i korte perioder. Slike "strømpulser" vil kunne bidra til å virvle opp bunnsedimenter. I målingene kunne en da forvente forhøyet turbiditet like etter at strømpulsen kom. Målingene viste et vist, men ikke helt entydig samsvar mellom forekomster av høy strømstyrke og høy turbiditet, ved innlagt (og variert) forsinkelse i turbiditetssignalet. Det er således ingen klare indikasjoner på turbiditesstrømmer i måleperioden.

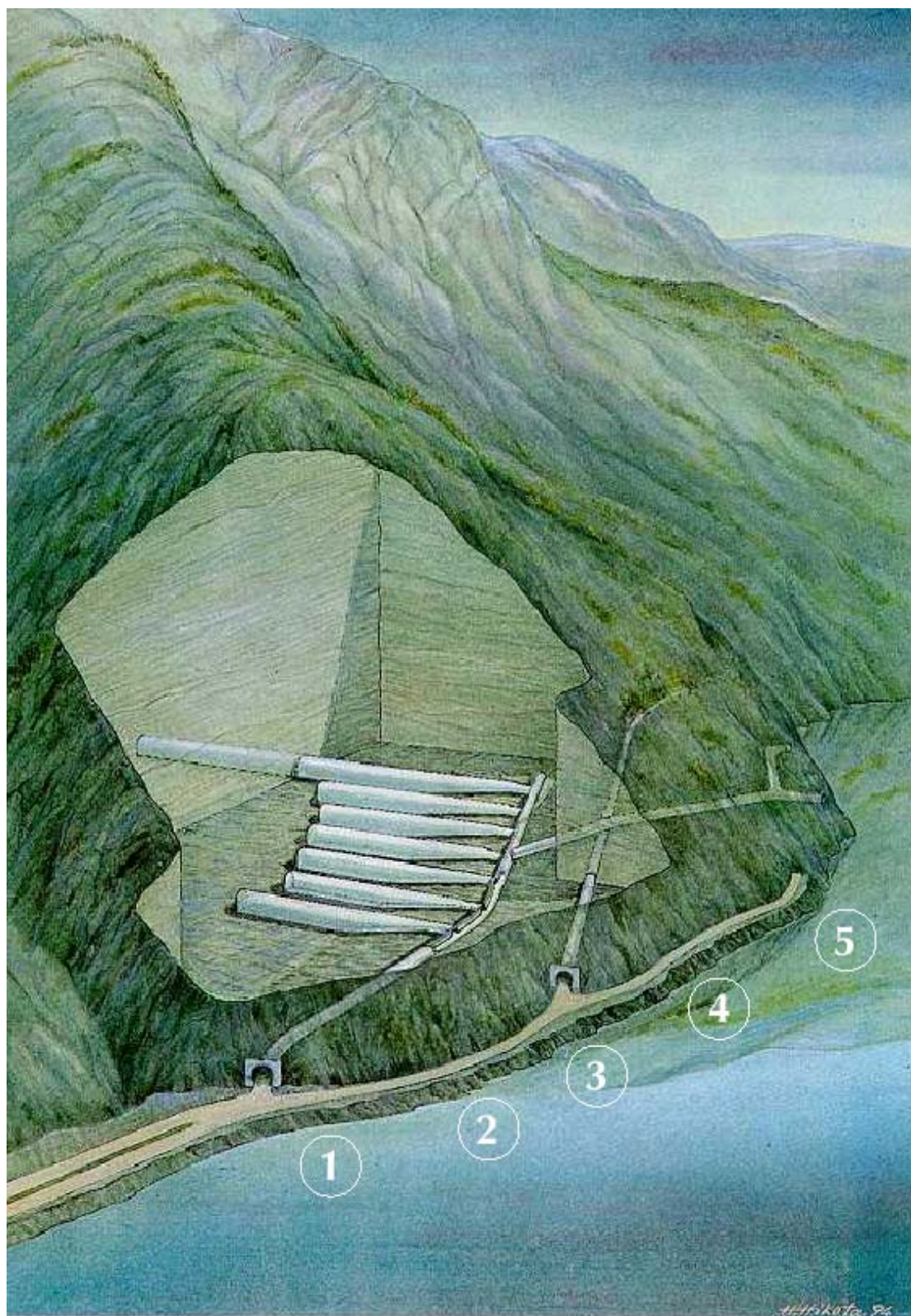
Årsaken til at steindumping slik den praktiseres i dag ikke fører til målbar oppvirvling av forurensede bunnsedimenter kan være at det er bygget seg opp en stor steinfylling hvor massene i dag ikke når den dypeste del av fyllingen. Under forutsetning av at fyllingen er stabil, og at det ikke av og til skjer ras, er miljøproblemet i form av oppvirvling av forurensede masser lite sammenlignet med hvordan forholdene må ha vært når steinfyllingen startet for en del år siden.

3. Undersøkelse av vannkvalitet i strandområdet utenfor fjellhallene.

En viktig forutsetning for å kunne videreføre deponeringen av jarositt i fjellhaller er at fjellhallene ikke lekker nevneverdige mengder tungmetaller. Geologiske undersøkelser har konkludert med at fjellmassene egner seg til tunneletablering og at sjansene for lekkasjer er små. En viss usikkerhet har imidlertid meldt seg i forbindelse med påvisning av et sprekkesystem som berører flere av fjellhallene. For å kunne bekrefte eller avkrefte denne mistanken ble det besluttet å gjennomføre en undersøkelse i strandområdet som kunne fange opp eventuelle lekkasjer.

3.1. Målinger i felt.

Det er gjennomført månedlig (november, desember og januar) innsamling av vannprøver fra overflaten og 5 m dyp nær land på fem lokaliteter i området utenfor adkomststrøm til fjellrom og ut til Mulaneset (utenfor hall nr.9) (Figur 16). Prøvene er innsamlet samtidig med vannprøvetaking i Sørfjorden knyttet til det statlige overvåkingprogrammet. Dette muliggjør sammenligning mellom data fra strandområdet med data fra resten av fjorden. Prøvene er analysert for sink og kadmium (nøkkelparametre).



Figur 16. Prøvetakingslokaliteter for vann, blåskjell og tang utenfor Norzinks fjellhaller.

I tillegg til undersøkelse av vannkvalitet ble det innsamlet prøver av tang og blåskjell fra stranda rett innenfor posisjonene for vannprøvetaking. Det ble ikke funnet blåskjell på den innerste stasjonen (st. 1, Figur 16), slik at blåskjellprøver kun eksisterer fra fire av de fem stasjonene. Fra hver stasjon ble det tatt ut 50 blåskjell (> 25 mm) som ble frosset ned og sendt til NIVAs laboratorium for opparbeidelse og analyse av sink og kadmium. I tillegg ble det tatt femti skudd av tangen på hver stasjon (ikke mere enn 5 skudd pr. plante) som ble frosset ned og sendt NIVA for analyse. På denne måten har man sikret data fra to ulike biologiske indikatorer som tar opp og eventuelt skiller ut metaller på ulikt vis. Ettersom både blåskjell og tang inngår i det statlige overvåkningsprogrammet vil det være mulig å fastslå om nivåene langs strandområdet utenfor fjellhallene påvirkes av lekkasjer fra fjellhallene eller om nivåene kan forklares ut fra det generelle forurensningsbildet i Sørfjorden.

3.2. Resultater

Resultatene av analysene av vann, blåskjell og tang er vist i Tabell 3, 4 og 5.

3.2.1. Vannkvalitet.

Analysene av sink og kadmium i vann er vist i Tabell 3.

Tabell 3. Sink og kadmium i vannprøver fra 5 stasjoner langs strandområdet utenfor Norzinks fjellhaller i Odda ($\mu\text{g/l}$).

| Stasjon/dyp (m) | November 1999 | | Desember 1999 | | Januar 2000 | |
|-----------------|---------------|-------|---------------|------|-------------|------|
| | Cd | Zn | Cd | Zn | Cd | Zn |
| 1/0 | 0,33 | 20,30 | 1,07 | 37,5 | 0,58 | 22,8 |
| 1/5 | 0,15 | 8,25 | 0,17 | 19,1 | 0,13 | 7,0 |
| 2/0 | 0,26 | 15,00 | 1,02 | 39,3 | 0,67 | 25,3 |
| 2/5 | 0,11 | 6,15 | 0,16 | 14,8 | 0,14 | 7,2 |
| 3/0 | 0,24 | 13,90 | 0,99 | 41,3 | 0,78 | 28,0 |
| 3/5 | 0,14 | 8,15 | 0,16 | 16,6 | 0,13 | 7,8 |
| 4/0 | 0,23 | 14,90 | 0,90 | 33,6 | 0,81 | 21,2 |
| 4/5 | 0,12 | 6,75 | 0,22 | 17,2 | 0,14 | 7,1 |
| 5/0 | 0,26 | 20,00 | 0,84 | 30,8 | 0,70 | 24,5 |
| 5/5 | 0,12 | 7,20 | 0,14 | 17,3 | 0,11 | 5,8 |

Nivåene av kadmium varierte i november mellom 0,23 og 0,33 $\mu\text{g/l}$ i overflatevannet (1m) og mellom 0,11 og 0,15 $\mu\text{g/l}$ i 5 m dyp. I desember var nivåene betydelig høyere med verdier mellom 0,84 og 1,07 $\mu\text{g/l}$ Cd i overflaten og 0,14 og 0,16 $\mu\text{g/l}$ i 5 m dyp. I overflaten skjedde det en økning i kadmium med en faktor på over 3 fra november til desember. På 5 m dyp var endringene forholdsvis små.

I januar varierte Cd-verdiene mellom 0,58 og 0,78 $\mu\text{g/l}$ i overflatevannet og 0,11-0,14 $\mu\text{g/l}$ i 5 m dyp. Verdiene var således noe lavere i januar enn i desember i overflaten, mens på 5 m dyp var de omtrent de samme i hele måleperioden.

Gjennomsnittskonsentrasjonen av sink i overflatevannet i november var 17 $\mu\text{g/l}$, i desember 37 $\mu\text{g/l}$ og i januar 24 $\mu\text{g/l}$. Økningen i desember var således ikke like dramatisk for sink som for kadmium. Resultatene viser imidlertid at forholdene var noe variable.

3.2.2. Sink og kadmium i tang og blåskjell.

Tang og blåskjell er også brukt om indikator på metallforurensning innenfor det statlige overvåkningsprogrammet. Ettersom både tang og blåskjell er fastsittende vil de reflektere vannkvaliteten på det stedet de vokser. Ved å ta prøver tett langs en strandlinje ville det være mulig å

fange opp lokale tilførsler fra land. Resultatene fra analysene av sink og kadmium i tang og blåskjell er vist i Tabell 4 og 5.

Tabell 4. Sink og kadmium i blåskjellprøver fra 5 stasjoner langs strandområdet utenfor Norzinks fjellhaller i Odda ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt).

| Stasjon | Tørrstoff (%) | Cd | Zn |
|---------|---------------|------|-----|
| 2 | 13.4 | 32.2 | 454 |
| 3 | 13.0 | 43.9 | 683 |
| 4 | 13.0 | 51.3 | 717 |
| 5 | 14.4 | 28.4 | 390 |

Konsentrasjonene er jevnt over høye, men det er relativt små forskjeller mellom stasjonene. Det er derfor ingen ting som tyder på at det er store lokale tilsig av sink og kadmium fra land. Men selv om vannmengdene som lekker ut er anslått til å være små (ca. 400 l/dag) så er konsentrasjonen av sink og kadmium beregnet til 200 mg/l sink og 0.65 mg/l kadmium (opplysninger fra Grøner as). Det kan derfor bety at blåskjellene lokalt kan bli eksponert for vann som er sterkt forurenset. I henhold til SFTs klassifiseringssystem så er blåskjellene sterkt forurenset til meget sterkt forurenset av kadmium (kl.IV og V) og markert forurenset av sink (kl.III). Sammenlignet med resultater fra statlig overvåkingsprogram for 1998 (Knutzen et al., 1999) og prøver tatt ved Byrkjenes, Eitrheim og Tyssedal så er konsentrasjonene som ble målt langs land utenfor fjellhallene nesten dobbelt så høye.

Konsentrasjonene av sink og kadmium i tangprøver fra de samme lokalitetene (figur 16) er vist i tabell 5.

Tabell 5. Sink og kadmium i tangprøver fra 5 stasjoner langs strandområdet utenfor Norzinks fjellhaller i Odda ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt).

| Stasjon | Tørrstoff (%) | Cd | Zn |
|---------|---------------|-----|------|
| 1 | 28.2 | 8.2 | 1080 |
| 2 | 28.2 | 8.0 | 920 |
| 3 | 27.7 | 6.2 | 916 |
| 4 | 27.4 | 6.1 | 854 |
| 5 | 29.2 | 5.6 | 863 |

Resultatene viser forholdsvis liten variasjonsbredde, men tendensen er noe høyere konsentrasjoner på de sørligste stasjonene. Sammenlignet med data fra statlig overvåkingsprogram så er nivåene ikke særlig forskjellig fra de som er målt i indre Sørfjord i 1998 (Knutzen et al., 1999). I forhold til SFTs miljøklassifisering så tilsvarer nivåene markert forurensning (kl.III).

3.3. Diskusjon

Målsettingen med vannanalysene langs land var å kunne fange opp lokale tilførsler gjennom sprekkesystemer. Resultatene viser at forholdene var svært variable. Det kan tyde på at tilførslene fra land varierer over tid. Det bør imidlertid påpekes at vannkvaliteten langs land utenfor fjellhallene påvirkes både av tilførslene til overflatelaget generelt i Sørfjorden og til eventuelt tilsig av metallholdig vann fra fjellhallene. Hvis vi sammenligner med verdiene målt innenfor statlig overvåkingsprogram i november i havnebassenget, ved Eitrheimsneset og ved Tyssedal så var gjennomsnittskonsentrasjonen 0.29 $\mu\text{g/l}$, mens gjennomsnittskonsentrasjonen på de fem strandstasjonene var 0.26 $\mu\text{g/l}$. Det innebærer at vannkvaliteten langs land utenfor fjellhallene i

november 1999 var ikke forskjellig fra vannkvaliteten ellers i innerste delen av Sørfjorden. I desember var gjennomsnittskonsentrasjonen for kadmium målt i det statlige overvåkningsprogrammet på de fem stasjonene på strekningen Tyssedal-Havnebassenget 0.68 µg/l. Det betyr en økning med en faktor på 2.3 i forhold til november. Det kan derfor konkluderes med at vannkvaliteten langs land utenfor fjellhallene styres stort sett av den generelle vannkvaliteten i indre Sørfjord og ikke av lekkasjer fra fjellhallene. Det harmonerer også med de små mengdene av vann som er påvist å lekke ut via sprekkesystemer.

Målsettingen med analyser av blåskjell og tang langs land utenfor fjellhallene var å se om det kan spores et tilslag med sink og kadmium gjennom sprekkesystemer i fjellet som berører fjellhallene. Ved å ta prøver med noen hundre meters mellomrom burde det være mulig å fange opp eventuelle lokale tilslag.

Analysene av blåskjell viser høye konsentrasjoner sammenlignet med data fra statlig overvåkningsprogram og med SFTs miljøkvalitetskriterier. Resultatene tyder det på at det i området utenfor fjellhallene skjer et tilslag av sink og kadmium som er stort nok til å påvirke nivåene i blåskjell, til tross for at nivåene som ble målt i vann i samme området i perioden november 1999- januar 2000 ikke tydet på påvisbare tilførsler. Det er imidlertid ikke utenkelig at tilførslene gjennom sprekkesystemer som berører fjellhallene varierer over tid. Det bør også påpekes at blåskjellene vokser på steiner i strandkanten, mens vannprøvene er tatt 10-20 m fra land. Blåskjellene kan derfor eksponeres for en noe annen vannkvalitet.

Analysene av tangprøver viser stort sett det samme, men nivåene er ikke vesentlig forskjellig fra de som ellers måles innenfor det statlige programmet. Det kan indikere at tilførslene av metaller via sig fra sprekkesystemer i stor grad er knyttet til partikler. I motsetning til tang akkumulerer blåskjell metaller også fra partikulært materiale.

Når det gjelder innbyrdes forskjeller mellom stasjonene så er de i likhet med blåskjell små.

3.4. Konklusjoner

Målinger av sink og kadmium i blåskjell og tang tyder på en eksponering overfor metallforurenset vann i strandområdet utenfor Norzinks fjellhaller. Konsentrasjonene i blåskjell er omtrent dobbelt så høye i dette området sammenlignet med blåskjell innsamlet fra området Tyssedal- Eitrheim. Nivåene i tang er imidlertid noenlunde like de nivåene som er observert i indre Sørfjord i forbindelse med statlig overvåkningsprogram. Forskjellen mellom nivåene i blåskjell og tang kan skyldes at blåskjell også akkumulerer metaller i partikulært materiale. Små variasjoner mellom lokalitetene hvor prøver er innsamlet indikerer at det er ingen store lokale punktkilder i området.

Vannanalysene indikerer store variasjoner over tid som delvis kan forklares med ujevne tilførsler til overflatevannet innerst i Sørfjorden. Ettersom vannkvaliteten langs land utenfor fjellhallene i stor grad svinger i takt med endringene innerst i Sørfjorden er det grunn til å tro at bidrag av sink og kadmium via sprekkesystemer som berører fjellhallene er av liten betydning for vannkvaliteten. Blåskjell som derimot vokser i fjæra kan i noen grad påvirkes av forurenset sigevann.

4. Effekter av oppvirvling av sedimenter i havnebassenget som følge av oppankring.

Ved en økning av skipstrafikken i Odda som følge av økt sinkproduksjon ved Norzink, er det sannsynliggjort at økningen av oppankring i havnebassenget vil øke. Sedimentene er her forurenset både av miljøgifter og av oksygenforbrukende stoffer i sedimentert avfallskalk fra Odda Smelteverk.

Ved kasting og haling av anker i Oddas havnbasseng forventes en betydelig oppvirvling av sedimenter. Det er kjent at oppvirvling av forurensete sedimenter kan føre til at miljøgifter som sitter på partikler kan frigjøres. I tillegg kan forurensete partikler transporteres lange avstander etter oppvirvling som følge av transport med strømmer.

Det er imidlertid svært liten kunnskap om effekten av oppankring av skip i forurensete områder. Det er også vanskelig å gjøre representative feltmålinger fordi effekten av oppankring vil være svært avhengig av sedimenttypen og ankerets størrelse og måten kasting og opphaling foregår på.

4.1. Målinger i felt

Det ble besluttet å gjøre enkle feltmålinger for om mulig å kunne si noe om grad av oppvirvling i forbindelse med oppankring. Fartøyet som ble brukt i forbindelse med utsetting av strømrigger (M/S Solvik) har et 80 kg patentanker. Dette ble sluppet i posisjon 60° 04.485 N og 06°32.712E (X=231124.8, Y=27470.7) og slept etter fartøyet til posisjon 60° 04.484 N og 06°32.693E (X=231122.8, Y=27453.1) i havnebassenget. Vannprøver for turbiditetsmålinger fra 30 og 33 m dyp ble tatt før og etter ankerhalingen (20 minutters mellomrom). Samtidig med at ankerhalingen foregikk ble det gjort ROV-filming.

4.2. Resultater

4.2.1. Turbiditets-endringer som følge av ankerhaling.

Det ble gjort målinger av turbiditet på 30 og 33 m dyp (like over bunnen) før haling av anker og etter (20 minutters mellomrom). Før ankerhalingen ble det målt en turbiditet på henholdsvis 0.18 og 0.29 FTU-enheter i 30 og 33 m. Dette er nokså klart vann, noe som også fremkommer på ROV-filmingen. 20 minutter etter at ankerhalingen hadde opphørt ble det målt henholdsvis 0.46 og 0.22 FTU. Alle disse verdiene tilsvarer en mengde suspendert stoff som er lavere enn 1mg/l. En oppvirvling av sedimenter i havnebassenget gir således en kortvarig effekt. Allerede etter 20 minutter er forholdene nærmest normalisert, som følge av at materialet re-sedimenterer. Noe kan imidlertid transporteres bort med strøm i perioder hvor denne er rimelig sterk. Resultatene av strømmålingene utenfor fjellhallene viser imidlertid at strømhastighetene på 30-40 m dyp er relativt svake og at det stort sett er en innoverrettet strøm under den utgående brakkvannsstrømmen noe som vil motvirke stor spredning av partikulært materiale som virvles opp under oppankring.

4.2.2. Kommentarer til ROV-film.

ROV-opptakene under slipp av anker og haling av anker viser en kraftig, mørkfarget slamsky like over bunnen. Ut fra bildene ser det ut til at skyen holder seg svært nært bunnen (1 -2 m) så lenge ankeret hales. Den største oppvirvlingen skjer når ankeret forlater bunnen. Det henger sammen med at sedimenter følger med anker og kjetting på veien opp. Videoen viser at bunnsedimentene i Odda havnbasseng lar seg lett oppvirvle, men at slamskyen sedimenterer rimelig raskt

4.2.3. Konklusjoner.

Eksperimentet med hiving og haling av anker og målinger av turbiditet før og etter, samt ROV-opptak, viser at havnesedimentene virvles lett opp, men at slamskyen sedimenterer rimelig raskt når den fysiske forstyrrelsen opphører. Størst påvirkning på vannmassen skjer under hivingen, fordi mye slam som setter seg på anker og kjetting vaskes av på veien opp. Det bør påpekes at forsøket som ble gjort er rimelig forenklet og at det neppe avspeiler alle potensielle miljøproblemer som kan oppstå ved oppankring i et forurenset område.

5. Referanser

- Bækken, T. (1998). Avrenning av nitrogen fra tunellmasser. NIVA-rapport, 3920-98, 26s.
- Johnsen, T.M. og Golmen, L. (1992). Konsekvensanalyse av dumping av tunellmasse i sjøen i Lærdalsområdet. NIVA-rapport, 2814, 44s.
- Johnsen, T. M., Molvær, J., Sundfjord, A.(1999). Store Lungegårdsvann – overvåkning under dumping av sprengstein. NIVA-rapport, 4109-99, 53 sider.
- Knutzen, J., Green, N. og Brevik, E.M. (1999). Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1998. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer. NIVA-rapport, 4124-99, 42s.
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. og J.Sørensen (1997). Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. SFT-rapport, TA 1467/1997, 36 s.
- Mylvaganam, S og Jakobsen, T. (1999). Turbidity sensor for underwater applications, 4 sider.
- Nortek AS (1996). ADP Operation Manual. Firmware Version 2.0, 55s.
- Næs, K. og Molvær, J.(1999). Forsøk med tildekking av sedimenter i Hannevikbukta, Kristiansand. NIVA-rapport, 4010-99, 46 sider.
- SeaBird Electronics, Inc, Bellevue, Washington, USA (1997). SeaCat SBE 19-03. Conductivity, Temperature and Depth recorder. Operating manual.
- Skei, J. (1999). Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1998. Delrapport 1. Vannkjemi. NIVA-rapport, 4096-99, 20 s.
- Skei, J., Rygg, B., Moy, F., Molvær, J., Knutzen, J., Hylland, K., Næs, K., Green, N. og Johnsen, T. (1998). Forurensingsurviklingen i Sørfjorden/Hardangerfjorden i perioden 1980-1997. Sammenstilling av resultater fra overvåking av vann, sedimenter og organismer. NIVA-rapport, 3922-98, 95 s.
- Skei, J., Grønskei, K. og Bakke, T. (1999). Konsekvensutredning vedrørende utvidet sinkproduksjon ved Norzink i Odda. Miljøkonsekvenser for vann og luft. NIVA-rapport, 4027-99, 54s.
- Sundfjord, A. og Golmen, L. (1999). Strøm på havbrukslokaliteter. Måling med akustisk Doppler instrument og tradisjonelle metoder. NIVA-rapport, 4133-99, 33.
- Sundfjord, A., L. G. Golmen and Y. Maeda.(1999). CTD data report from R/V "KOK" cruise 05-99 3-8 August, 1999. SNO 4104-99, 59 s.