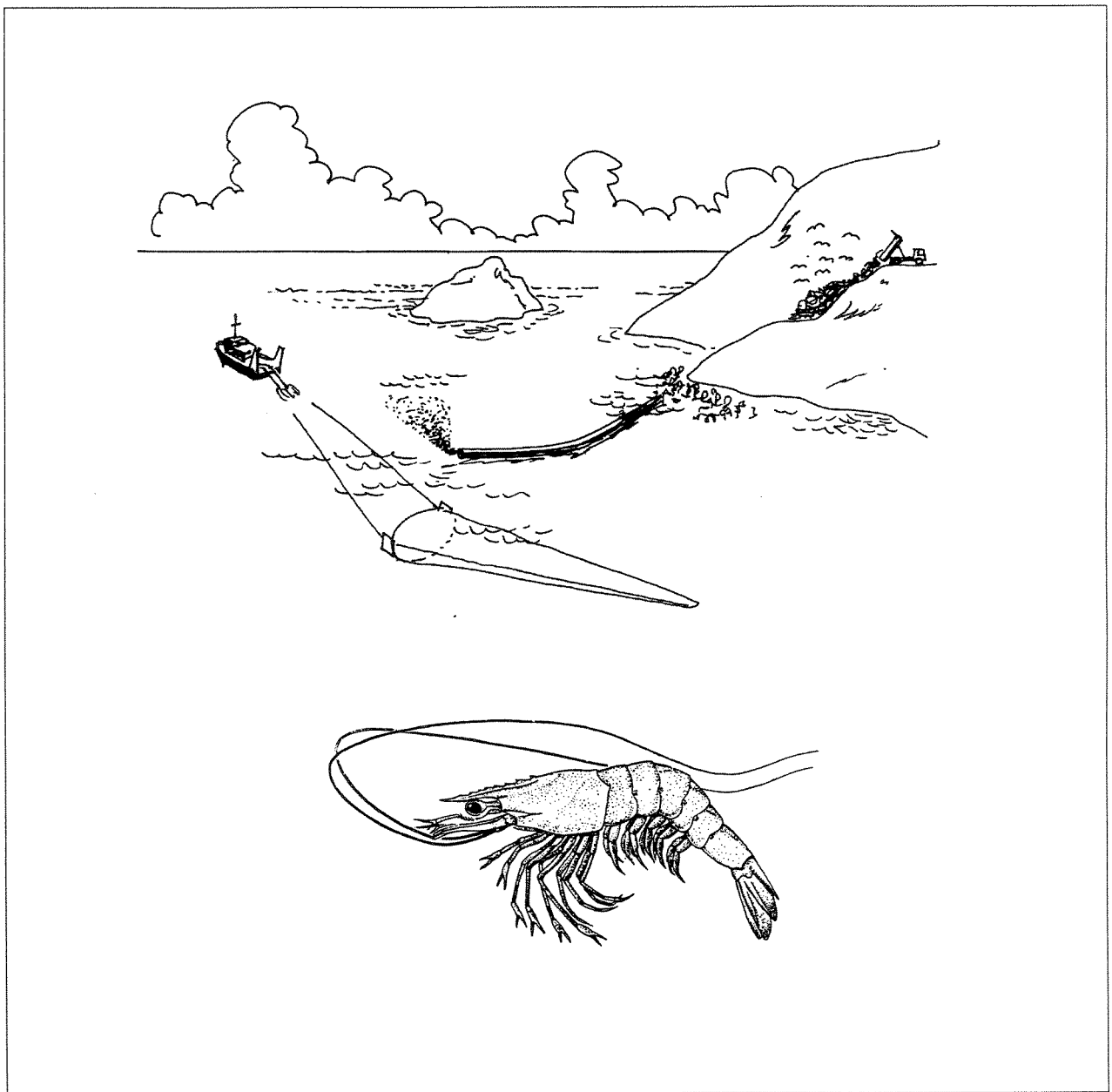



RAPPORT LNR 3376-95

# Sunnhordland Interkommunale Miljøverk (SIM)

- en vurdering av effekter  
av endret utslippsdyp  
for sivevann



# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-94161	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3376	

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

Rapportens tittel:	Dato: Trykket:
<b>Sunnhordland interkommunale miljøverk (SIM) - en vurdering av effekter av endret utslippsdyp for sigevann</b>	Desember 1995
	Faggruppe:
	Marin eutrofi
Forfatter(e):	Geografisk område:
<b>Torbjørn M. Johnsen</b> <b>Torgeir Bakke</b> <b>Jarle Molvær</b>	Hordaland
	Antall sider: Opplag:
	35

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref.:
Sunnhordland interkommunale miljøverk (SIM), Pb. 94, 5410 Sagvåg	

**Ekstrakt:**

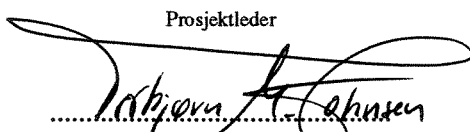
Rapporten tar for seg vurdering av resipientbelastning ved utslipp av sigevann i 70-80 meters dyp fra Svartasmoget avfallsdeponi og en gjennomgang av nasjonale miljøkrav i forbindelse med sigevannsutslipp. På grunnlag av strømmålinger gjennomført i november og desember 1994 og modellkjøringer vurderes sigevannets innlagringsdyp og influensområde. Dessuten vurderes sigevannets eventuelle negative effekt på gruntområdene ved Storavika og rekebestanden i Stokksundet. I rapporten konkluderes det med at en senking av utslippsdypet for sigevannet fra 41 til 75 meter vil være gunstig for vannkvaliteten.

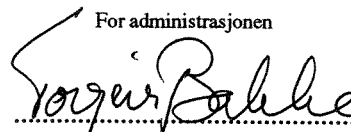
4 emneord, norske

1. Sigevann
2. Resipientvurdering
3. Miljøbelastning
4. Fiske

4 emneord, engelske

- 1.
- 2.
- 3.
- 4.

Prosjektleder  
  
.....  
Torbjørn M. Johnsen

For administrasjonen  
  
.....  
Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2905-1

**O-94161**

**SUNNHORDLAND INTERKOMMUNALE MILJØVERK (SIM)**

**- EN VURDERING AV EFFEKTER**

**AV**

**ENDRET UTSLIPPSDYP FOR SIGEVANN**

**Bergen desember 1995**

**Forfattere:           Torbjørn M. Johnsen (prosjektleder)  
                          Torgeir Bakke  
                          Jarle Molvær**

**Medarbeidere:       Lars G. Golmen  
                          Terje Hopen**

**Oppdragsgiver:      Sunnhordland Interkommunale Miljøverk (SIM)**



# Innhold

<b>FORORD</b> .....	2
<b>INNHold</b> .....	3
<b>SAMMENDRAG</b> .....	4
<b>1. INNLEDNING</b> .....	5
1.1. GENERELT.....	5
1.2. MARINT LIV OG FISKERI I RESIPIENTEN .....	7
1.2.1. Produksjonsforhold i de frie vannmasser.....	7
1.2.2. Strandsonesamfunn og samfunn på grunt vann.....	7
1.2.3. Dyreliv på bløtbunn .....	8
1.2.4. Fisk og skalldyr, fiskerier.....	8
1.3. GJENNOMGANG AV NASJONALE UTSLIPPS KRAV, NYERE RAPPORTER OG BEREGNING AV SIGEVANNSMENGDE.....	9
1.3.1. Nasjonale krav.....	9
1.3.2. Rapport fra Aquateam A/S .....	12
1.3.3. Rapport fra Østlandskonsult A/S .....	13
1.3.4. Beregning av sigevannsmengde.....	14
<b>2. MÅLINGER OG RESULTATER</b> .....	17
2.1. MÅLINGER AV STRØM, TEMPERATUR OG SALTHOLDIGHET .....	17
2.1.1. Metodikk.....	17
2.1.2. Resultater .....	17
2.2. BEREGNING AV AVLØPSVANNETS INNLAGRING, FORTYNNING OG SPREDNING.....	26
2.2.1. Metodikk.....	26
2.2.2. Data.....	27
2.2.3. Resultater .....	27
<b>3. VURDERING AV STOKKSUNDET SOM RESIPIENT</b> .....	31
<b>4. SAMMENFATTENDE KONKLUSJONER</b> .....	33
<b>LITTERATUR</b> .....	35

## SAMMENDRAG

På grunnlag av de vurderinger og rapportgjennomganger som har vært foretatt, kan følgende konklusjoner trekkes:

Stokksundet er en resipient med relativt god vannutskiftning og normale produksjonsforhold i de frie vannmassene. Flora og fauna både i strandsone, på gruntvann og på bløtbunn er artsrike og uten spesielt sårbare arter. De fleste av de vanligste utnyttbare fiskeartene fra vestnorske kystområder finns, men det viktigste kommersielle fisket er reketråling fordi Stokksundet fungerer som reservefelt ved dårlig vær i åpnere farvann.

Beregninger viser at sigevannsmengden fra Svartasmoget avfallsdeponi vil kunne komme opp i 1.000 m<sup>3</sup>/døgn. Sigevannet vil inneholde mange ulike forurensende stoffer og spesielt vil innholdet av organisk stoff, nitrogenforbindelser, jern, sulfid og KOF (kjemisk oksygenforbruk) være høyt, mens fosfor- og tungmetallinnholdet vil være lavere enn i kommunalt avløpsvann. Forurensningsmyndighetene ønsker at sigevannsmengdene bør begrenses mest mulig og inneholde minst mulig av forurensende stoffer, men pr. idag kan sigevann i prinsippet gå urensset så lenge det ikke kan påvises forurensninger i resipienten. Likevel blir det mer og mer vanlig at renseanlegg kreves.

Modellberegninger viser at ved å legge sigevannsledningen på 70-80 meters dyp, vil blandingsvannet oftest innlagres på 50-60 meter med en vertikalutbredelse på 1-1,5 meter og sigevannet vil være fortynt 200-220 ganger. Konsentrasjonen av oksygen i skyen av innblandingsvann vil være lav og ikke føre til et alvorlig oksygenproblem. 100 meter fra utslippsstedet vil fortyningen ha økt til det doble og i denne avstanden vil næringssaltinnholdet være "God" etter SFTs klassifiseringssystem for overflatevann om vinteren (Rygg & Thélin 1993). Sigevannsutslipp på 70-80 meter vil med andre ord ut fra dagens kunnskap om resipienten kun representere et lokalt og begrenset miljøproblem.

En innlagring av sigevann på et så stort dyp vil ikke gi negative miljøpåvirkninger hverken i Storavika eller andre grunnområder i nærheten. I tillegg vil en på denne måten unngå at næringssalter fra sigevannet gjøres tilgjengelig for planktoniske alger om sommeren.

Strømmålingene og bunntopografien tilsier at skyen av innblandingsvann i hovedsak vil bli ført nordvestover i Stokksundet samtidig som det skjer en fortykning. Resipientens store kapasitet, de gode strømforholdene i området og det begrensede influensområdet av sigevannsutslippet tilsier at risikoen er liten for at den kommersielt utnyttede rekepopulasjonen i Stokksundet skal bli negativt påvirket.

Selv om det ved SIM etableres renseanlegg, vil det likevel være behov for å lede avløpsvann ut til resipienten. Fordi dette er en nødvendighet, bør utslippet legges til et dyp og med en plassering hvor miljøbelastningen vil være minst. Et utslipp på 70-80 meter vest for Søre Storavikholmen vil totalt sett være mindre miljøbelastende enn utslipp på dagens dyp.

Vi anbefaler derfor at dagens utslippsledning forlenges sørvestover slik at utslippsdypet blir ca. 75 meter.

# 1. INNLEDNING

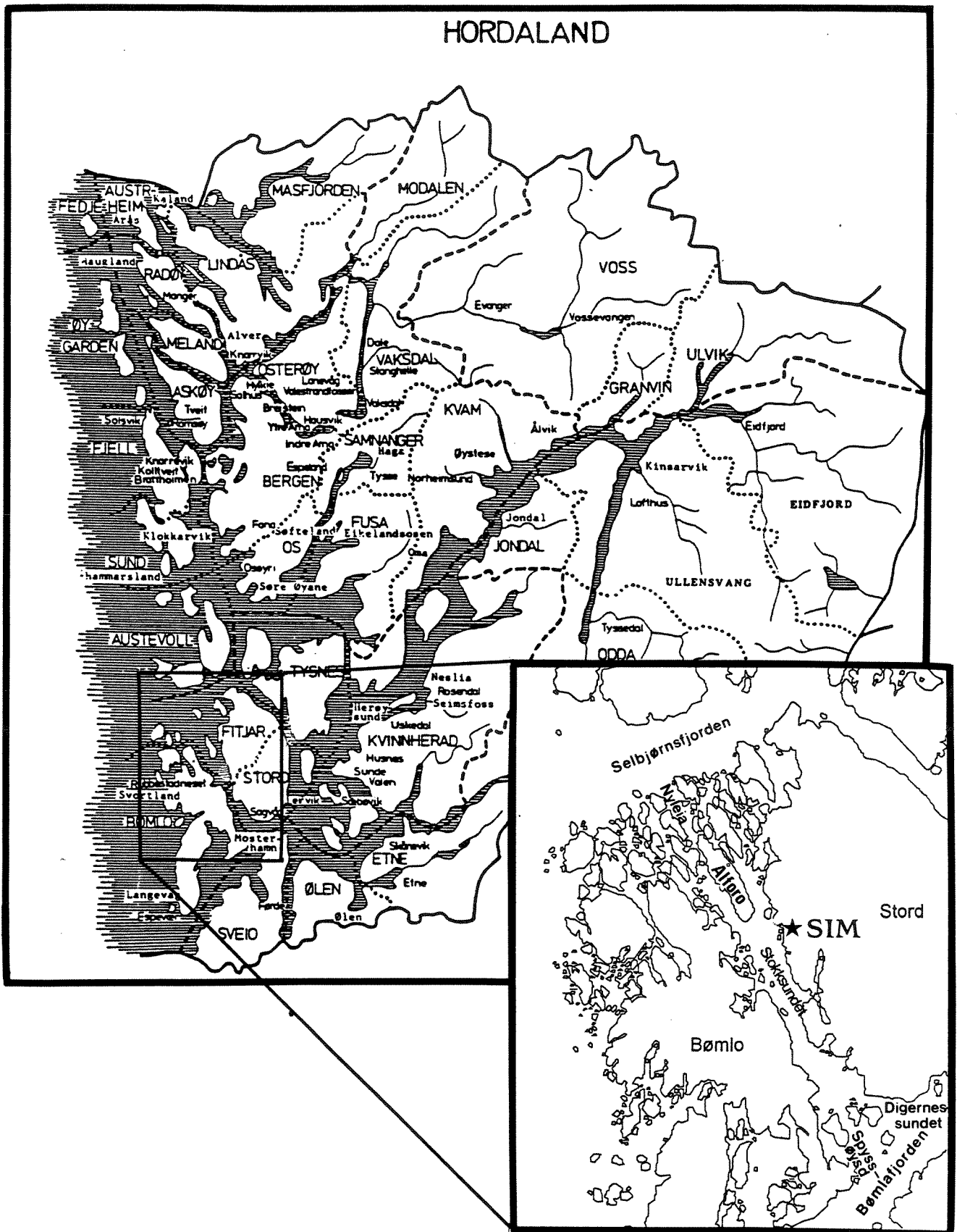
## 1.1. GENERELT

Sunnhordland interkommunale miljøverk (SIM) ble etablert våren 1993 ved Svartasmoget på Stord i Hordaland (fig. 1.1) for deponering av ca. 20.000 tonn avfall pluss 1-2.000 tonn avvannet slam pr. år. Spesialavfall skal ikke mottas ved dette deponiet. Sigevannet fra avfallsdeponiet føres i dag ut på 41 meters dyp vest for midtre Storavikholmen i Stokksundet. Imidlertid har episoder med oppflyt av forurensende stoff forekommet og for å unngå dette har SIM satt i gang utredninger av flere forskjellige alternativ. Et av alternativene er å forlenge sigevannsledningen slik at utslippsdypet blir større.

På grunnlag av traseundersøkelser og ønsket om å få et utslipp på et dyp som skulle forhindre overflateforurensninger, ble det først foreslått å føre utslippsledningen videre sørvestover ned til 110 meter dyp vest for Søre Storavikholmen. Fra fiskerihold ble det imidlertid hevdet at utslipp på et slikt dyp var uholdbart fordi et urensset sigevann kunne føre til uønskede effekter på reketrålfiske i området. For å ta omsyn til innsigelsene fra fiskerihold og samtidig hindre forurensning langs strendene i Storavikområdet, ble det som et kompromiss vedtatt å få utredet hvordan utslipp på 70-80 meters dyp ville påvirke resipienten.

NIVA ble derfor i juni 1994 bedt om å gjennomføre en konsekvensutredning med følgende element:

- a. Beskrive marint liv og fiskeri i Stokksundet og gi en vurdering av resipienten.
- b. Ved modellbruk beregne sigevannets bane og innlagingsdyp ved utslipp på 70-80 meter.
- c. Vurdere influensområdet og miljømessige konsekvenser av å føre utslippet ned til 70-80 meter vest for Søre Storavikholmen.
- d. Gjennomgå nasjonale utslippskrav og nyere rapporter.



Figur 1.1. Oversiktskart over sørlige del av Hordaland. Sunnhordland interkommunale miljøverk (SIM) er markert med ★.



## 1.2. MARINT LIV OG FISKERI I RESIPIENTEN

Det er etter våre opplysninger kun gjort en biologisk undersøkelse direkte i den aktuelle resipienten nordre Stokksund (figur 1.1). Johannessen og Botnen (1990) gjorde en forundersøkelse ved Storavikholmane som også omfattet en beskrivelse av bløtbunnsfauna øst for holmene. Det øvrige grunnlaget for beskrivelsen nedenfor er rapporter som beskriver biologiske forhold noe lenger sørvest i Spyssund-Digernessund området (Lie og Magnesen 1994; Hansen m.fl. 1989), kystsoneplan for Sunnhordland (Sørensen og Nagel-Alne 1988), og samtale med tidligere fiskerirettleiar i Sunnhordland, Ragnvald Innvær.

Hensikten med beskrivelsen er å gi en generell omtale av marint liv og fiskeriaktivitet i den aktuelle resipienten, som grunnlag for å bedømme effektene av sigevannsutslippet. Hovedvekten er lagt på spesielt verdifulle og/eller sårbare ressurser i området der slike finnes.

### 1.2.1. Produksjonsforhold i de frie vannmasser

De strøm- og hydrografiske målingene NIVA gjennomførte i 1991-92 (Golmen 1992) viste gode strøm- og utskiftingsforhold i resipienten, og man kan forvente at produksjonsforholdene i de øvre vannlag ikke avviker spesielt fra det som er beskrevet for områdene ved Spyssøy (Aksnes 1994). Vekstsesongen her reflekterte typiske trekk ved planktonproduksjonen i vestnorske kystområder, dvs. en kisealge-dominert våroppblomstring med høy biomasse som starter i februar-mars, og som etterfølges av periode med et flagellatdominert algesamfunn hvor algebiomassen er liten. Utover sommeren og høsten vil i hovedsak vær og vind styre tilførslene av næringssalter enten ved "up-welling" eller ved at store ferskvannstilførsler fører med næring som algene kan utnytte. Utover sommeren og høsten er det vanlig at mer varmekjære fureflagellater blir mer dominerende i planktonet. Utpå senhøsten vil nedkjøling og vind igjen føre til at næringssalter tilføres vannsøylen fra dypvannet og gir opphav til en høstoppblomstring som også domineres av kiselalger. Denne kulminerer imidlertid vanligvis raskt på grunn av lysmangel.

Aksnes (1994) antar at produksjonen i betydelig grad er bestemt av lokale forhold og vil derved kunne reagere på lokale endringer i f.eks. næringssalttilførsler og strømforhold, men etter det vi vet, er det ikke rapportert fra Stokksundet om oppblomstringer av andre planteplanktonarter enn de som vanligvis blomstrer langs vestlandskysten.

### 1.2.2. Strandsonesamfunn og samfunn på grunt vann

Samfunnene av alger og dyr på grunnere vann i kystområdene langs Vestlandet finnes hovedsaklig på hardbunn. Rike tangbelter og stor tareskog kjennetegner de fleste områdene. Det forventes at strandområdene i resipienten ikke er noe unntak fra dette, og at forekomst av bløtbunnsfjære er liten og begrenset til indre deler av mer skjermede vik. Vi regner med at beskrivelsen som er gitt for tang- og taresamfunnet i Spyssøy-området, og spesielt i det noe mer skjermede Gassasundet (Lie & Magnesen 1994) også er representativt for områdene ved Storavikholmene. Dette samfunnet strekker seg generelt fra flomål og ned til ca 20-30 m dyp hvor lyset blir begrensende for de fastsittende algene. Grisatang vil kunne dominere fjærebeltet i mer beskyttede vik, men erstattes av blæretang som går over til et mer rent rurbelte jo mer eksponert for bølger fjæra blir. Under fjærebeltet vil fingertare og sukkertare samt rødalger, som oftest dominere samfunnet, til dels også stortare. Artsrikheten i Gassasundet var rundt 40 arter hvorav en svak overvekt av dyrearter. Forholdet mellom rød-, brun- og grønnalger var rundt  $45\% \pm 10 : 35\% \pm 10 : 10\% \pm 15$  som må betraktes som naturlig for ikke påvirkede kystområder. En forskyvning av dette forholdet mot større andel grønnalger, indikerer overgjødning eller

ferskvannspåvirkning (Bokn 1979). Det er ingen tegn som skulle tilsi at forholdene i nordre Stokksundområdet avviker i særlig grad fra Gassasundet, og heller ikke at grunnvannssamfunnene har særpreget som gjør dem spesielt verdifulle eller sårbare for påvirkninger i forhold til grunnvannssamfunn for øvrig i Stord-Bømlo området.

### 1.2.3. Dyreliv på bløtbunn

Dyrelivet på bløtbunn, spesielt i djupåler og andre fordypninger hvor partikler i vannmassene normalt sedimenterer og hvor vannutskiftningen kan være begrenset, er en god indikator på miljøforholdene. Artssammensetningen er følsom for endringer i organisk innhold, partikkelstørrelsesfordeling og oksygen i bunnvannet, og brukes hyppig i overvåkings-sammenheng. Johannessen og Botnen (1989?) har undersøkt bunnfaunaen i dypområdet øst for Storavikholmane. Samfunnet ble beskrevet som artsrikt og med høyt mangfold (diversitet). Artssammensetningen indikerte at bunnforholdene var gode. Dette viser også at vannutskiftningen selv på innsiden (østsiden) av Storavikholmane er tilstrekkelig til å fornye oksygenet i bunnvannet. Samfunnet hadde ingen særpreget som indikerte spesielt verdifulle eller sjeldne arter.

### 1.2.4. Fisk og skalldyr, fiskerier

Oversikten bygger i vesentlig grad på samtale med tidligere fiskerirettleiar i Sunnhordland, Ragnvald Innvær, dessuten på rapporten fra Universitetet i Bergen (Lie & Magnesen 1994) for Spysøyområdet.

De fleste av de normalt utnyttede fiskearter i vestnorske kystområder vil forekomme i nordre Stokksundet og tildels bli fisket for lokalt konsum. Dette gjelder både sild, brisling, makrell, sei, torsk, rødspette m.m. Vest av Storavikholmane foregår en del lokalt garnfiske. Forøvrig er fiske på pelagisk fisk helst konsentrert om sild, sei og makrell.

Det viktigste kommersielle fisket er rekefiske. I kystsoneplan for Sunnhordland (Sørensen & Nagel-Alne 1988) er nordre Stokksund avmerket som trålfelt. Selve feltet er begrenset til den flate bøbunnen på ca 180-200 m dyp innenfor området Selevikneset - Vedøy - Koløy - Storavikholmane (jfr. fig. 1.1), men av praktiske grunner ved vending, låring og haling av trål vil feltet også strekke seg inn på noe grunnere vann spesielt mot nord. Feltet fungerer som reservefelt ved dårlig vær for de mer besøkte trålfeltene bl.a. i Selbjørnsfjorden og kan da bli trålt daglig. Normalt er det 3-4 båter av fjordtrålerstørrelse (40-50 fot) som bruker feltet. Fangsten leveres lokalt, spesielt i Leirvik.

I sesongen foregår et lokalt teinefiske etter krabbe i området vest av Storavikholmane både for privat konsum og levering til mottak. Området er ikke spesielt rikt i forhold til Sunnhordland forøvrig, men viktig for lokalbefolkningen. Resipienten ansees ikke som god lokalitet for kamskjell, og selv om blåskjell og o-skjell må forventes å forekomme i betydelige bestander på grunnvann, er fangstingen begrenset til privat forbruk og forekommer sannsynligvis sporadisk.

### 1.3. GJENNOMGANG AV NASJONALE UTSLIPPS KRAV, NYERE RAPPORTER OG BEREGNING AV SIGEVANNSMENGDE

#### 1.3.1. Nasjonale krav

Et avfallsdeponi vil alltid medføre ulike nærmiljøproblemer som f.eks. støy, lukt, flygeavfall og hygieniske miljøproblemer. Den potensielt største miljøfaren synes imidlertid å ligge i utslipp av urensset sigevann. For å klargjøre de ulike problemstillinger og krav i forbindelse med kommunale avfallsfyllinger, har SFT gitt ut "Veiledende retningslinjer for deponering av kommunalt avfall i fylling" (SFT 1992). Senere er det kommet en del innskjerpelser i forhold til denne veilederen hvor forbud mot infiltrering i grunnen uten oppsamling er den viktigste, men dette berører ikke forholdene ved SIM.

I retningslinjenes hovedprinsipper heter det at sigevannsmengden bør begrenses mest mulig fordi sigevann fra avfallsdeponier inneholder en lang rekke stoffer som underforstått kan ansees som uheldige/skadelige for resipienten. Derfor skal det føres kontroll med sigevannet, og kontrollen skal omfatte både mengde og stoffinnhold. Videre heter det at hvis hensynet til resipienten tilsier det, skal sigevannet renses. Selv om saltvannsresipienter normalt regnes som de mest gunstige, kan spesielt innholdet av uorganiske stoffer, frie metallioner og ammonium føre til betydelige resipientbelastninger.

Når det gjelder aktuelle krav, sies det for sigevannsløsninger i SFTs veileder at "avfallsfyllinger skal normalt utføres med oppsamlingssystem for sigevann. Det bør utbygges slik at ukontrollert tilførsel av rent vann (overflatevann, grunnvann) til sigevannet begrenses mest mulig". I veilederen står det også at fordrøyningsbasseng bør anlegges, men at "dette kan være unødvendig ved direkte utslipp til lite følsom resipient". Og "hvis resipienten ikke er spesielt følsom, kan bygging av eget renseanlegg for sigevann utstå inntil kontrollen av sigevannspåvirkningen viser om dette er nødvendig". Det vil med andre ord si at det i en viss grad kan utøves skjønn i bedømmelsen når det gjelder å avgjøre følsomheten i en resipient og dermed om rensing av sigevannet er nødvendig.

I veilederens siste del (del 3 - orientering og kommentarer) er det tatt med et eget kapittel som omhandler karakterisering av sigevann. Hvor stor sigevannsmengden vil være i forhold til nedbørsmengden, avhenger av flere forhold. Om sommeren når temperaturen er høy nok, vil en del av vannet fordampe og ved stort nedbørsfall over kort tid og ved langvarige regnperioder vil en del vann renne av på overflaten, mens resten av vannet vil trenge ned i avfallet. Hvor stor andel som fordamper, er avhengig av fyllingens karakter slik at overdekket fylling gir større fordamping enn udekket. Dessuten øker fordampingen med økende temperatur slik at stort sett kan en si at i Norge er det kun om sommeren at fordamping er viktig.

Vanligvis vil sigevann fra avfallsdeponier inneholde høyere konsentrasjoner av en del forurensende stoffer enn kommunalt avløpsvann. Spesielt er det høyt innhold av organisk stoff, nitrogenforbindelser, jern, sulfid og et relativt høyt kjemisk oksygenforbruk (KOF), mens innholdet av fosfor og tungmetaller vanligvis er lavere. Store deler av både den uorganiske og organiske delen av tørrstoffet foreligger i oppløst form slik at suspendert stoff utgjør ofte bare 1-10% av totalt tørrstoff. Hverken mekaniske rensemetoder eller kjemisk felling er effektive for å fjerne oppløst organisk stoff, og det er derfor at det må tas spesielle metoder i bruk for å rense sigevann. Mengden organisk stoff i sigevannet vil imidlertid bli betydelig redusert dersom kildesortering med fjerning av matavfall igangsettes.

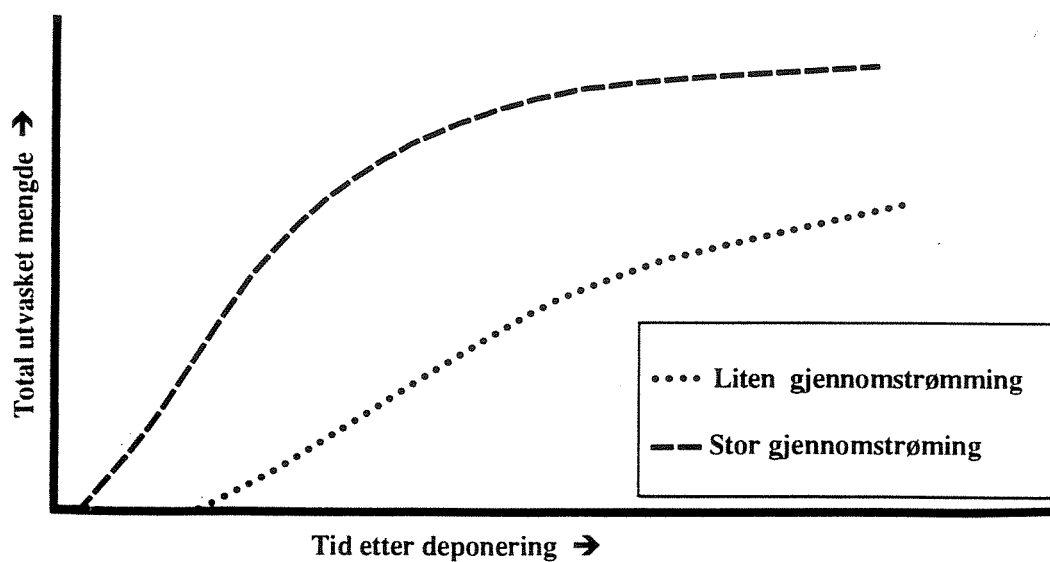
Sigevannets sammensetning og konsentrasjonen av de ulike stoffene bestemmes av hvor mye vann som strømmer gjennom fyllingen (figur 1.2), hvilken type avfall som ligger i fyllingen, fyllingens alder og den biologiske aktivitet i fyllingen. Av disse elementene er det fyllingens alder som er viktigst (figur 61.3). Når forurensningsgraden fra en fylling skal bedømmes, er det viktig å ikke bare se på

konsentrasjonene av de ulike stoffene i sigevannet, men samtidig ta hensyn til mengden sigevann slik at det blir den totale belastningen på resipienten som vurderes.

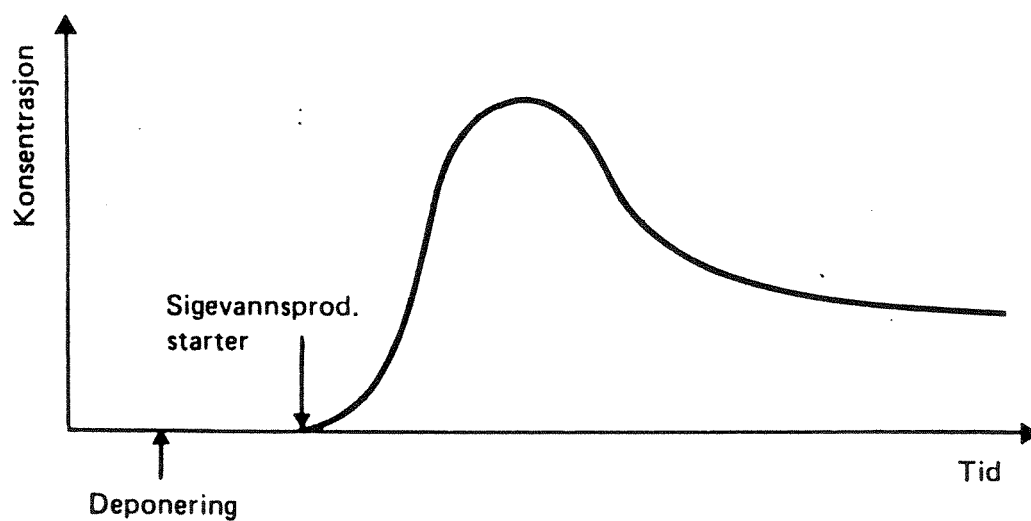
Når det gjelder KOF og nitrogen i sigevannet, er disse nøye knyttet til innholdet av nedbrytbart organisk materiale i avfallet. Mengden vannløselig organisk stoff er også avhengig av om den biologiske nedbrytningen skjer ved tilgang på oksygen (aerob nedbrytning) eller under oksygenfrie forhold (anaerob nedbrytning) som er det absolutt vanligste for fyllinger. Mest vannløselig organisk stoff blir det under anaerob nedbrytning som også normalt gir lavere pH i vannet og derfor også større utvasking av metaller. Når en slik fylling blir eldre, brytes organiske syrer, som dannes fra komplekse organiske forbindelser, videre ned til hovedsaklig metan ( $\text{CH}_4$ ) og karbondioksyd ( $\text{CO}_2$ ). I dype fyllinger virker dette som et biologisk filter og er med på å redusere forurensningene i sigevannet. Under aerob nedbrytning vil store deler av det organiske materialet brytes ned til  $\text{CO}_2$  og vann, og denne delen av det organiske materialet blir dermed ikke tilført sigevannet.

Sigevannets påvirkning av resipienten er avhengig av resipientens kapasitet. Mest gunstig er det å kunne slippe sigevann direkte ut i en sjøvannsresipient. Men også marine resipienter har ulike kapasiteter, og det er derfor en del karakteristiske egenskaper ved sigevannet en bør være oppmerksom på. For det første inneholder sigevann høye konsentrasjoner av reduserte nitrogenforbindelser slik som ammoniakk ( $\text{NH}_3$ ). Når sigevannet kommer i oksygenrikt miljø, vil ammoniumet oksyderes ved nitrifikasjon til nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ), men dette er en prosess som tar tid og er svært oksygenkrevende. Fullstendig nitrifikasjon av 100 mg N/l krever ikke mindre enn 457 mg O/l. For det andre inneholder sigevann, spesielt fra lite aktive fyllinger, ofte betydelige mengder tungt nedbrytbare organiske forbindelser som krever mye oksygen over tid. Begge disse forholdene gjør at hvis biologisk oksygenforbruk (BOF) skal måles, bør det kjøres totale BOF-analyser og ikke  $\text{BOF}_5$  eller  $\text{BOF}_7$  da disse som oftest vil gi alt for lave verdier. Nitrifikasjon i en BOF-analyse kommer ofte igang først etter 7-10 døgn.

Også oksydasjon av toverdig jern ( $\text{Fe}^{2+}$ ) er oksygenkrevende, men oksydasjon av 100 g  $\text{Fe}^{2+}$ /l representerer ikke mer enn et oksygenkrav på 14 mg O/l og må derfor sees på som ubetydelig i forhold til nitrifikasjon og nedbrytningen av organiske forbindelser.



Figur 1.2. Kurvene viser sammenhengen mellom vanngjennomstrømming og utvasket stoffmengde over tid.



Figur 1.3. Kurve som viser typisk tidsforløp av stoffkonsentrasjoner i sigevann ved engangsdeponering.

På grunn av at sigevann fra avfallsdeponi som oftest representerer den alvorligste miljøpåvirkningen, bør utviklingen i resipienten følges nøye. Spesielt bør det for marine resipienter gjennomføres kontrollopplegg som tar for seg kartlegging og tidsutviklingen av det biologiske liv. Årsaken til dette er at det for marine resipienter kan være vanskelig på effektsiden å tolke de kjemiske resultatene fra sigevannsanalysene. Ellers bør overvåkingen av sigevann være de samme som for kloakkvann. Størst interesse knytter det seg til målingene av pH, KOF, totalt nitrogeninnhold, ammonium og jern som alle bør i den rutinemessige analysepakke. I tillegg anbefaler SFT at basisprogrammet som skal kjøres minimum 4 ganger pr. år, bør inneholde målinger av ledningsevne, kvikksølv, bly, kadmium, klorid, natrium og bor (SFT 1994). Basisprogrammet bør imidlertid suppleres 2 ganger årlig med målinger av BOF, hardhet, arsen, fenol, aromater, totalt fosfor, kalium, sulfat, aluminium, PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner), klororganiske forbindelser (PCB -polyklorete bifenyler), sink, krom, kobber og nikkel. Når det gjelder måling av BOF, bør dette være en måling av totalt BOF når sigevannets betydning for oksygenforholdene i resipienten skal vurderes. I tillegg til listen satt opp av SFT burde sannsynligvis måling av totalt tørrstoff og suspendert tørrstoff inngå i det utvidete analyseprogrammet.

For å se om det skjer en akkumulering av uønskede stoffer i den marine resipienten, bør det også gjennomføres målinger av jern, sink og tungmetaller i sedimentene nær utslippsstedet. Bakteriologiske undersøkelser både i resipienten og i sigevannet er også nødvendig i kontrollopplegget. Avhengig av avfalldeponiets karakter bør det også gjennomføres målinger av PAH og PCB i resipienten.

### 1.3.2. Rapport fra Aquateam A/S

For å begrense de negative effekter som sigevannsutslippet fra Svartasmoget kan medføre, er det flere tiltak som kan settes i verk. Biologisk rensing av sigevannet er en metode som kan anvendes. Ut fra den kunnskap om mengde og sammensetning av sigevannet som forelå høsten 1993, har Aquateam A/S gjennomført beregninger og vurderinger for å se på effektene av og kostnadene for bygging av et slikt rensenanlegg for sigevannet fra Svartasmoget avfallsdeponi (Hem 1994). Flere ulike biologiske rensenanlegg basert ulike prinsipper er i dag i bruk i Norge, men Aquateams rapport tar for seg etter ønske fra SIM beregninger for bygging av et rensenanlegg utviklet av Kaldnes Miljøteknologi A/S - KMT-prosessen som er en biofilmprosess. I følge rapporten har denne metoden et fortrinn ved at volumbehovet er relativt lite og volumeffektiviteten god, og dessuten er prosessen anvendbar både for rensing av organisk stoff, nitrifikasjon og oksydasjon av toverdige jern. I en aerob KMT-reaktor er det luften som sørger for omblendingen i reaktoren og den har derfor ingen mekaniske bevegelige deler.

De ulike kjemiske elementene i sigevann varierer stort fra et avfallsdeponi til et annet. Dessuten påvirkes den relative sammensetningen med nedbørsmengden og med fyllingens alder (jfr. figur 6.1 og 6.2). Det relative forholdet mellom KOF og ammonium vil for eksempel reduseres med tiden fordi utvaskingen av organisk stoff er høyest når fyllingen er ny, mens ammoniumkonsentrasjonen ikke endres i vesentlig grad (Wigdel 1982).

For Svartasmoget er sigevannsmengden beregnet til å være gjennomsnittlig 216 m<sup>3</sup>/døgn basert på data for perioden slutten av juli til begynnelsen av november 1993. Målingene er imidlertid gjort for en relativt kort periode og for et år med en relativt tørr høst. Arealet som har tilrenning til selve fyllingen var i 1993 5,7 ha, men er ment over tid å øke til 24,7 ha. Med en gjennomsnittlig nedbørsmengde på 1750 mm/år viser beregninger at den midlere sigevannsmengden vil øke fra 211 til 912 m<sup>3</sup>/døgn eller fra 2,44 til 10,56 liter/sekund. Disse beregningene viser sigevannsmengden som vil komme fra fyllingen når hele arealet er tatt i bruk.

Ved å benytte gjennomsnittsverdier for sigevannsmengde og av 5 analyseresultater av prøver tatt høsten 1993, kan belastningen av sigevannet fra Svartasmoget avfallsdeponi grovt beregnes. Under

forutsetning av jevn tilførsel av 20.000 tonn avfall gjennom året vil da den døgnlige belastningen være ca. 280 kg KOF, 3,4 kg  $\text{NH}_4\text{-N}$  og 9,7 kg Fe hvis en beregner gjennomsnittet av stoffmålingene fra SIM for sommeren 1993 (ved disse beregningene er ikke tiden mellom de ulike målingene gitt noen verdi). Dette gir en årlig belastning på ca. 102 tonn KOF, ca. 1,2 tonn  $\text{NH}_4\text{-N}$  og ca. 3,5 tonn Fe.

Etter hvert som mer avfall deponeres i Svartasmoget, øker også mengden av de ulike komponentene. I følge Wigdel (1982) vil transporten av organisk stoff fra fyllingen holde seg noenlunde konstant de tre første årene. Men etter hvert som fyllingen blir eldre og dypere, begynner denne å fungere som et biologisk filter. Det vil si at bakteriell nedbrytning av organisk materiale starter og metan og karbondioksyd fra den vannløselige delen av det organiske stoffet og dermed reduseres forurensningstransporten. Ut fra litteraturdata og resultater fra avfallsfylling i Bærum (Isi 2) har Aquateam beregnet at den årlige belastningen fra Svartasmoget vil være ca. 250 tonn KOF, ca. 110 tonn BOF, ca. 7 tonn  $\text{NH}_4\text{-N}$  og ca. 8 tonn Fe. Dette tilsvarer for organisk stoff et kommunalt utslipp på ca. 4.000 personenheter og for nitrogen ca. 2.000 personenheter.

Fra 1996 (nå utsatt til 1997) er det planlagt kildesortering av organisk avfall, og i sine videre beregninger har Aquateam gjort regning med at dette vil føre til en halvering av konsentrasjonene av belastende stoffer i sigevannet. Det vil si at dimensjoneringen av renseanlegget er basert på halvparten av den ovenfor beregnede årlige belastning. Det ser videre ut som om det er en regnefeil i dimensjoneringsgrunnlaget for organisk stoff. Den midlere organiske belastningen for KOF er beregnet til ca. 130 tonn/år som gir en døgnlige belastning på ca. 360 kg. For den dimensjonerende beregning er det benyttet 1,5 x midlere belastning, og dette skulle gi en belastning på 540 kg KOF/døgn og ikke 480 kg KOF/døgn. Hvorvidt dette har betydning for dimensjoneringsberegningene av bioreaktorene, vites ikke.

Beregningene gjort av Aquateam er gjennomført på et relativt lite bakgrunnsmateriale. Det har derfor vært nødvendig med mange antagelser og forutsetninger, og dette er da også sterkt understreket i rapporten.

### 1.3.3. Rapport fra Østlandskonsult A/S

Rapporten fra Østlandskonsult A/S tar for seg ulike alternativ for å forhindre at fett og olje skal kunne komme ut i resipienten og tiltak for å minske forurensningen fra sigevannet (Valle 1994). Årsaken til at fettholdige stoff kunne komme fritt ut i resipienten, skyldtes at sigevannet rant fram til en fangdam i ei steinfylling, og at sigevannet ble ført inn på sigevannsledningen som lå i bunnen av fangdammen via en inntakskum. Det fantes med andre ord ingen oppfangning av fett og olje som kom med sigevannet.

For å kunne samle opp fettholdig avrenning fra fyllplassen, foreslås det to tiltak - bygging av fordrøyningsbasseng ovenfor fangdammen og bygging av fett-/oljeavskiller. I tillegg mener Østlandskonsult at det bør etableres en returpumpestasjon for sigevann. Bakgrunnen for dette er at tilbakepumping av sigevann kan føre til fordamping i sommerhalvåret og bedre rensing av dette vannet. Dette krever imidlertid at den delen av fyllingen som tilføres returpumpet sigevann er avsluttet og spesielt tilrettelagt for dette formålet, og i tillegg må denne delen av fyllingen være så gammel at metanproduksjonen er godt i gang og dessuten bør det være bygd utjevningsbasseng. Hvis disse forutsetningene ikke er tilstede, vil sigevannet kun strømme til deler av avfallet hvor gjennomstrømmingen skjer lett og resulterer i en økt utvasking av organiske og uorganiske stoffer som særlig fører til økte konsentrasjoner av metaller. Rent praktiske problem kan også oppstå ved returpumping ved at gjentetting/utfelling skjer både i spredere og dyser som skal fordele sigevannet. Utfelling på selve fyllingsflatene kan hindre vannet i å trenge ned i fyllingen, og det er derfor

nødvendig for et godt resultat av returpumping at fyllingene er planlagt benyttet til returpumping ved at dekklaget har den riktige konsistens.

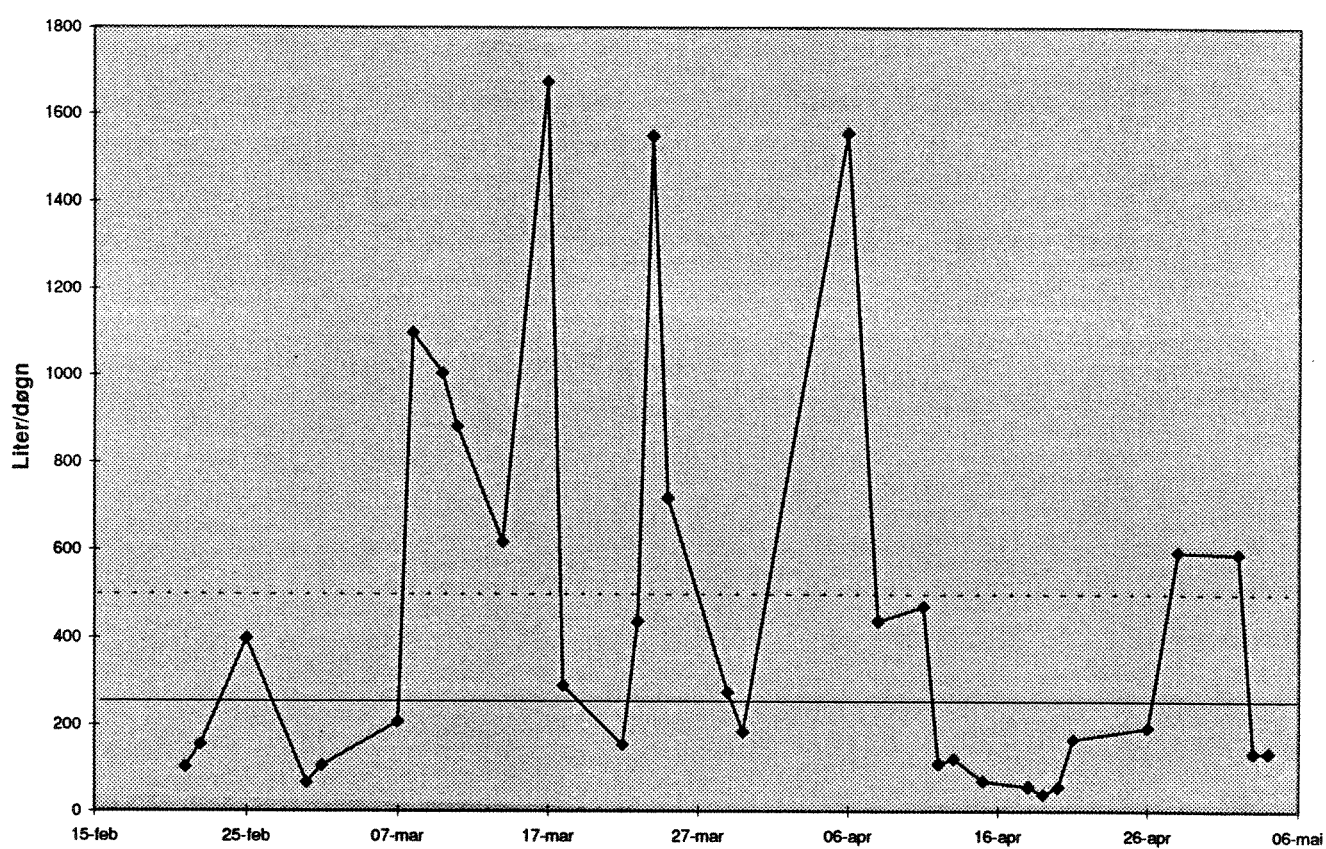
#### 1.3.4. Beregning av sigevannsmengde

Mengden sigevann Svartasmoget vil øke etter hvert som større arealer tas i bruk for deponering av avfall. Basert på målinger fra sommeren og høsten 1993 har Aquateam beregnet at sigevannsmengden vil øke til over 900 m<sup>3</sup>/døgn når deponiet er fullt utnyttet.

Data for sigevannsmengde fra Svartasmoget for perioden midten av februar til begynnelsen av mai 1994 ga et gjennomsnittlig utslipp på ca. 500 m<sup>3</sup>/døgn, mens dato for hele driftsåret 1994 viste gjennomsnittlig ca. 250 m<sup>3</sup>/døgn eller ca. 2,9 liter/sekund (figur 1.4). I følge SIM (Steinshamn, pers. med.) er nå i underkant av 6 ha av det totale deponiarealet tatt i bruk. Ved å legge disse tallene til grunn, vil sigevannsmengden kunne komme opp i noe over 1.000 m<sup>3</sup>/døgn eller ca. 12 liter/sekund når hele deponeringsarealet er utnyttet. Sigevannsmengden varierer imidlertid mye fra årstid til årstid slik at utslippene normalt kan svinge mellom ca. 0,5-20 liter/sekund og med ennå høyere vannmengder under ekstreme situasjoner med frosset mark og store nedbørsmengder i form av regn. Også årlige variasjoner i nedbør og temperatur kan føre til store variasjoner i gjennomsnittlig årlig sigevannsmengde.

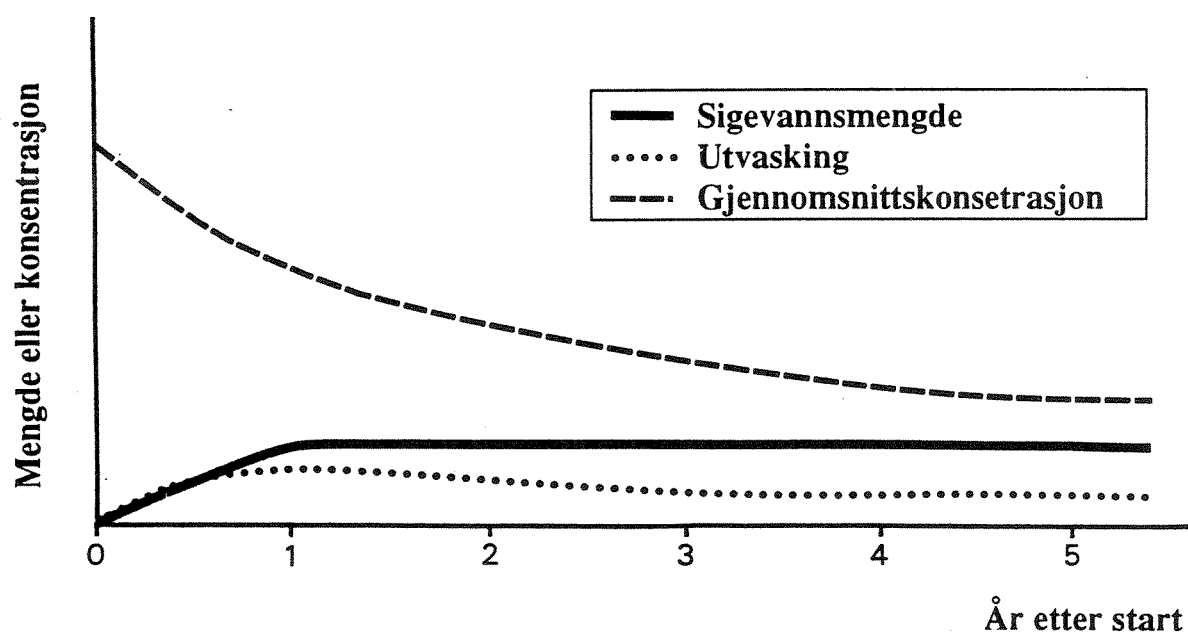


Sigevann for perioden 18.2-4.5.1994



Figur 1.4. Målt sigevannsmengde fra Svartasmoget avfallsdeponi for perioden 18. februar - 4. mai 1994. Den øvre stiplede linjen viser gjennomsnittlig sigevannsmengde for denne perioden, mens den nedre heltrukne linjen viser gjennomsnittet for hele 1994.

Beregningene viser at sigevannsmengden har økt relativt lite i forhold til det gjennomsnitt som ble beregnet for sommeren og høsten 1993. Dette har sammenheng med at deponeringen hovedsaklig har vært utvidet i høyden siden dette tidspunktet og dermed øker heller ikke sigevannsmengden (figur 1.5). Ved en slik deponeringsmåte vil sigevannsmengden øke til et visst nivå første driftsår og siden holde seg forholdsvis konstant de nærmeste årene. Utvaskingen vil nå sitt maksimum etter ett år og avtar deretter. Dette resulterer i en reduksjon i gjennomsnittskonsentrasjonen av de ulike stoffene i sigevannet.



Figur 1.5. Grafisk framstilling av sigevannsmengde, utvasking og gjennomsnittskonsentrasjoner av stoff i sigevannet over tid for en fylling som utvides i høyden med like store avfallsvolum hvert år.

## 2. MÅLINGER OG RESULTATER

### 2.1. MÅLINGER AV STRØM, TEMPERATUR OG SALTHOLDIGHET

#### 2.1.1 Metodikk

I tidsrommet 1.11-14.12 1994 ble det utført strømmålinger vest for Storavikholmane (figur 2.1). Strømriggeren besto av undervannsbøye, ankerfeste og 2 strømmålere plassert på henholdsvis 55 og 70 meter dyp. I tillegg var riggeren sikret til land ved bruk av blytau (figur 2.2).

På 70 meters dyp ble det benyttet en Aanderaa strømmåler av typen RCM7 for måling av strømhastighet og strømreretning med 10 minutters måleintervall. Totalt ble det gjort 6191 målinger. Måleren registrerer også temperatur og salinitet. For en nærmere omtale av denne typen strømmåler vises til Golmen (1992).

I et noe kortere tidsrom, 11-28.11 1994, ble strømforholdene i 55 m dyp registrert ved bruk av en strømmåler av type Sensordata SD200. Denne registrerte strømreretning, strømhastighet og temperatur hvert 20 minutt.

#### 2.1.2. Resultater

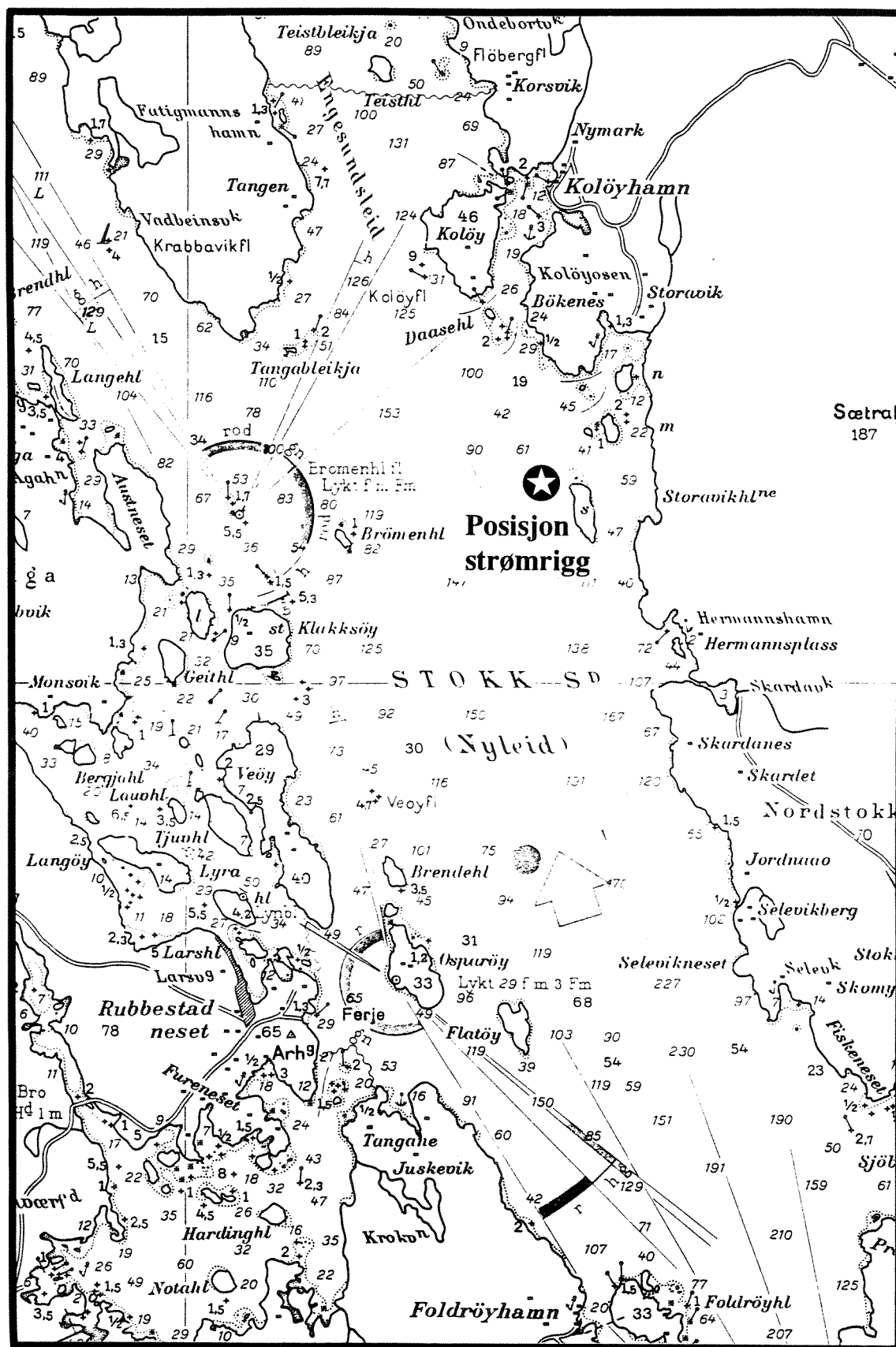
En detaljert vurdering av resultatene ligger utenfor prosjektets målsetting. Vi skal derfor kort oppsummere resultatene for strømreretning og -hastighet.

##### Måling i 70 m dyp

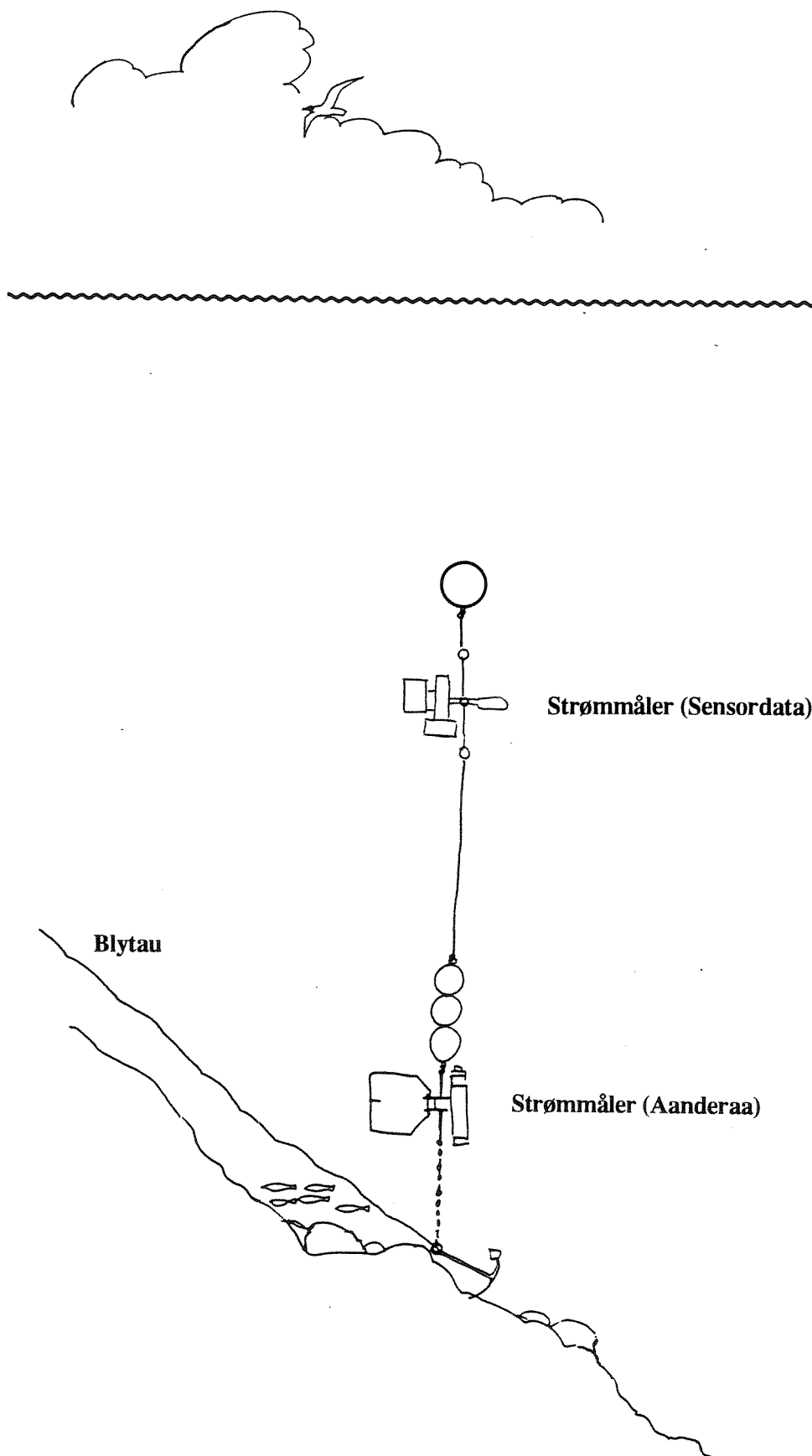
I de ca. 6 ukene som målingene i 70 m dyp omfattet, beveget vannmassene seg i hovedsak i retning vest-sørvest (fig. 2.3 og 2.4b).

Strømhastigheten var liten. Mesteparten av tiden var bevegelsen i vannmassen så langsom (<1,5 cm/s) at rotoren har stått stille (fig. 2.4a). Maksimal hastighet var 4,3 cm/s. Gjennomsnittlig hastighet - alle registreringer inkludert - var ca. 1,1 cm/s.

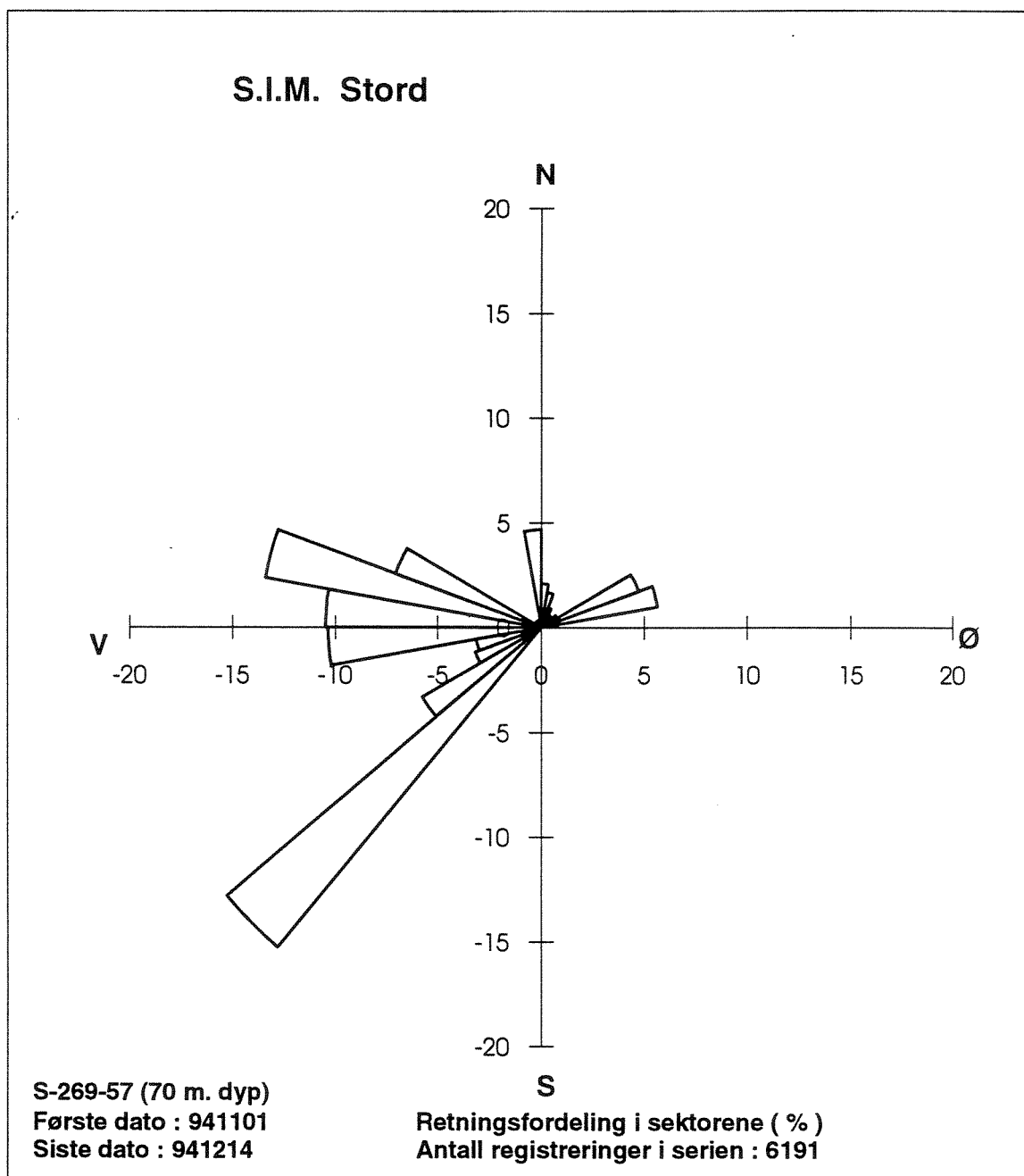
Målingene av temperatur og saltholdighet viser markerte - tildels store - variasjoner med periode omkring det halvdaglige tidevannet (ca. 12,4 timer) (jfr. fig. 2.4). Dette tyder på at i tillegg til den langsomme vestgående vannbevegelsen, preges vannmassen til tider av svingninger (trolig indre bølger) som drives av tidevannet. Amplituden av disse svingningene har vi ikke noe godt grunnlag for å beregne. En vertikalprofil av temperatur og saltholdighet den 1.11 1994 viste en markert endring i temperatur og saltholdighet under ca. 71 m dyp (tabell 2.1). Sammenlignet med variasjonene som fig. 2.5 viser for 1.11 1994, antyder disse målingene at amplituden den dagen var 3-4 m.



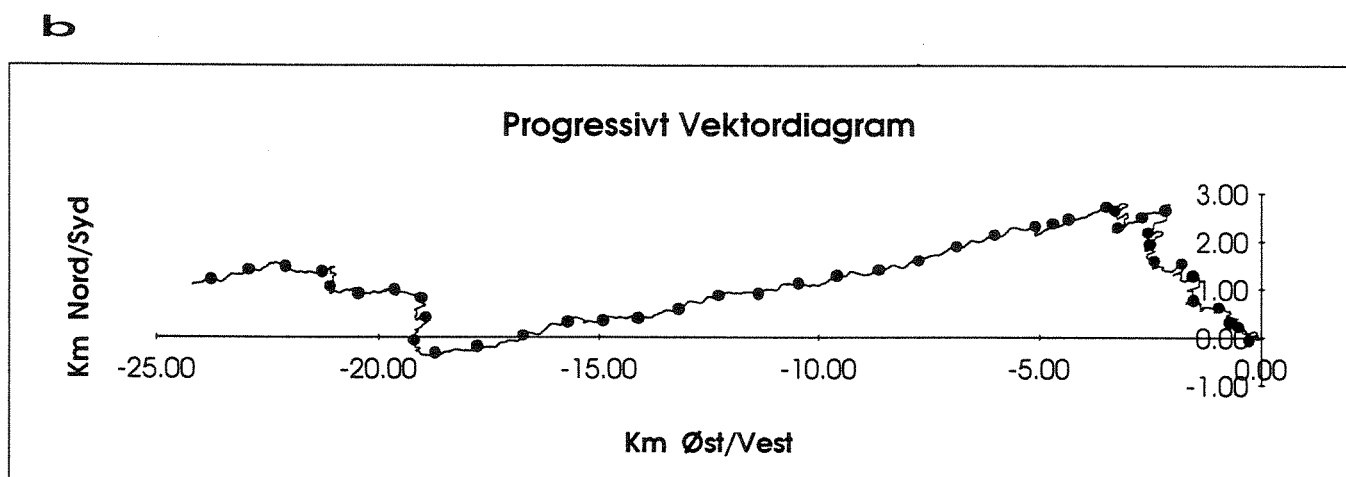
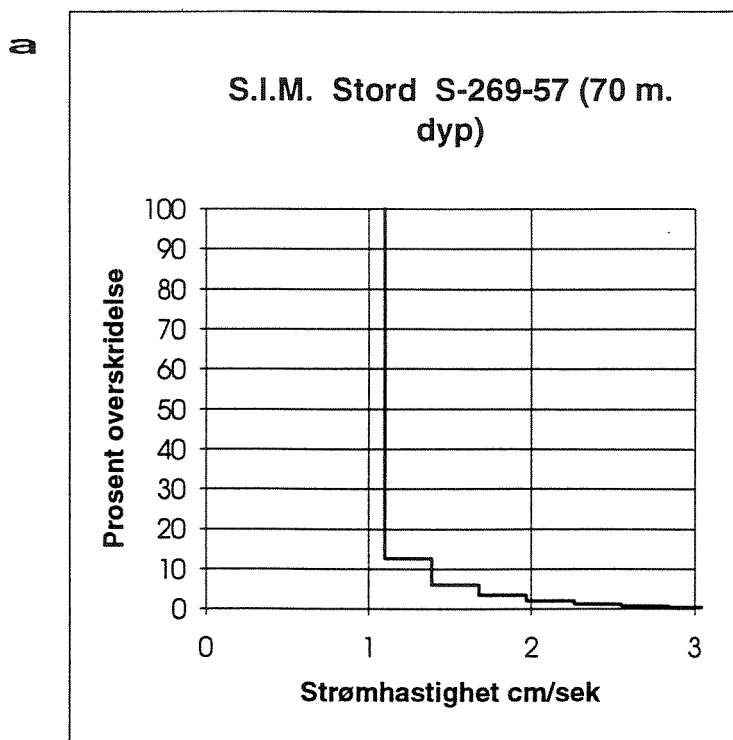
Figur 2.1. Oversiktskart med utslippspunkt og plassering av strømmåler.



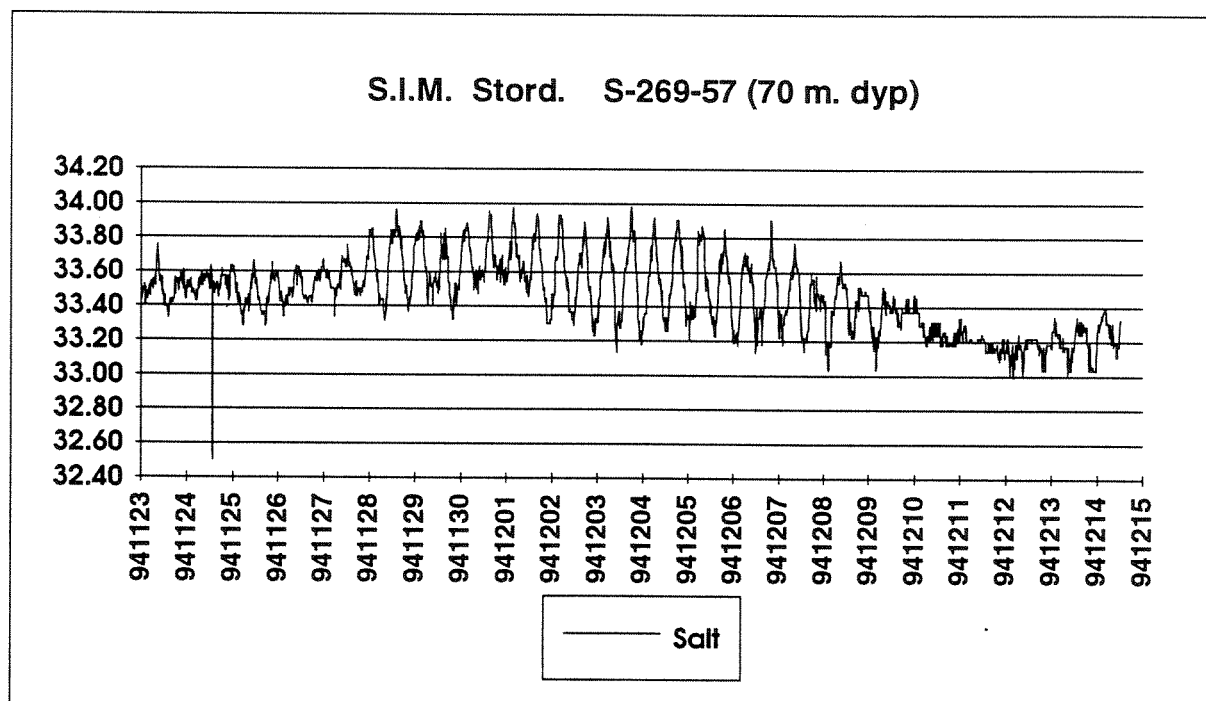
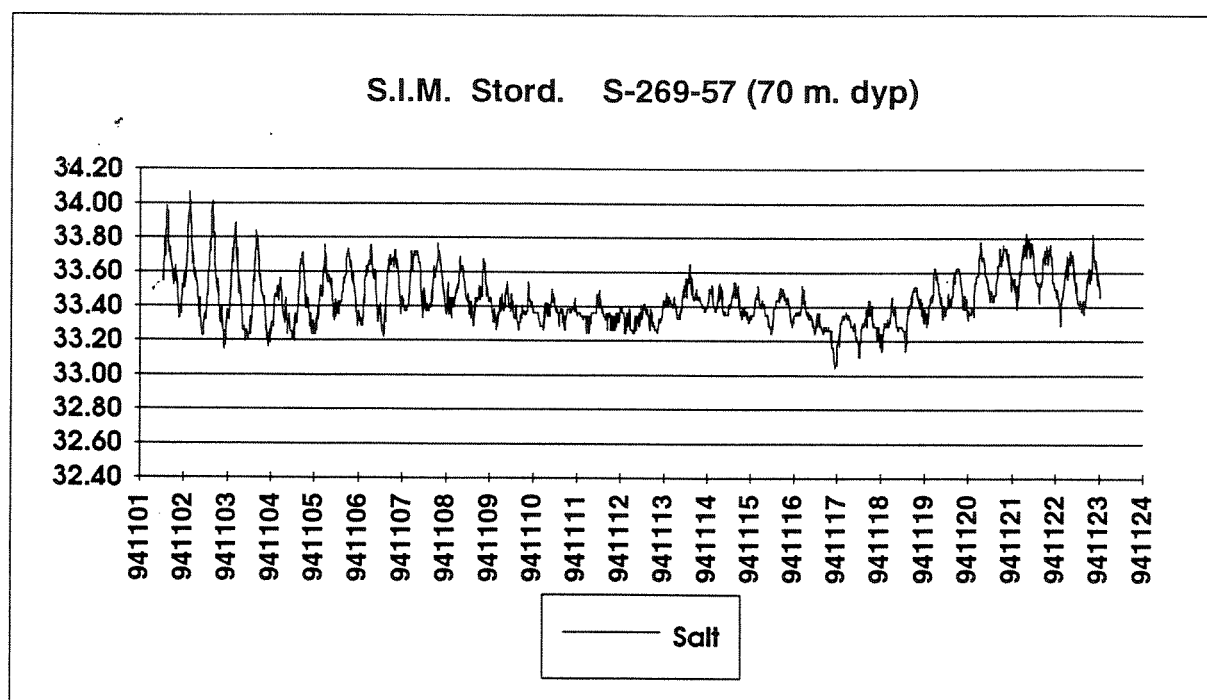
Figur 2.2. Skisse av strømmålerriegg.



Figur 2.3. Strømmålinger i 70 m dyp. Retningsfordeling i 15°sektorer. Vanligst med strøm i vest-sørvestlig retning.



Figur 2.4. Strømmåling i 70 m dyp. a) Hastighetsfordeling. b) Progressivt vektordiagram.



Figur 2.5. Målinger av saltholdighet i 70 m dyp, som registrering hver 10 minutt av Aanderaa strømmåler.



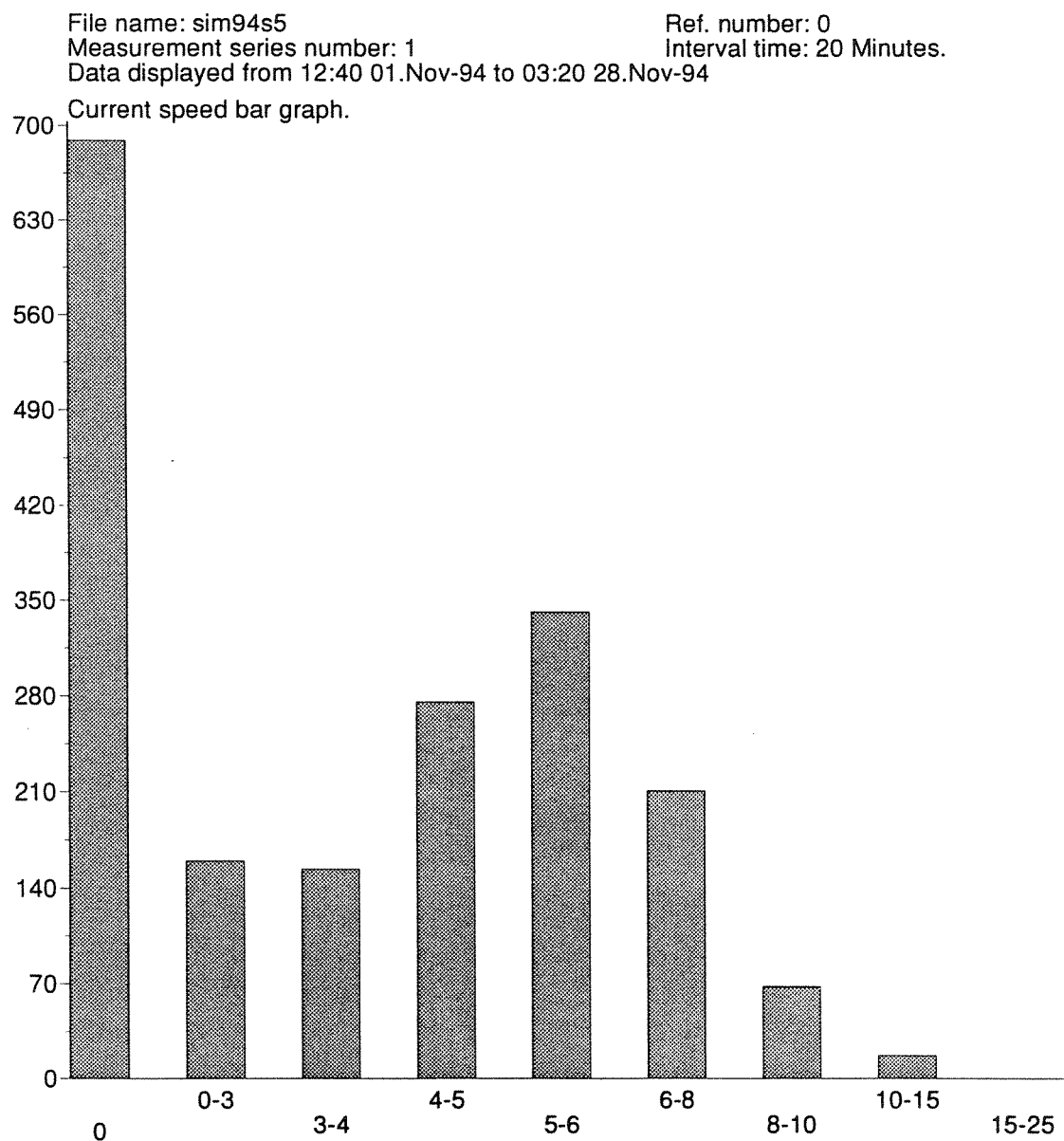
Tabell 2.1. Målinger av temperatur og saltholdighet i ca. 68-77 m dyp ved strømmåleren den 1.11 1994.

Dyp (m)	Temperatur (°C)	Saltholdighet (‰)
68,6	9,07	33,566
70,9	9,05	33,567
73,1	8,77	33,681
75,2	8,56	33,823
77,2	8,33	33,972

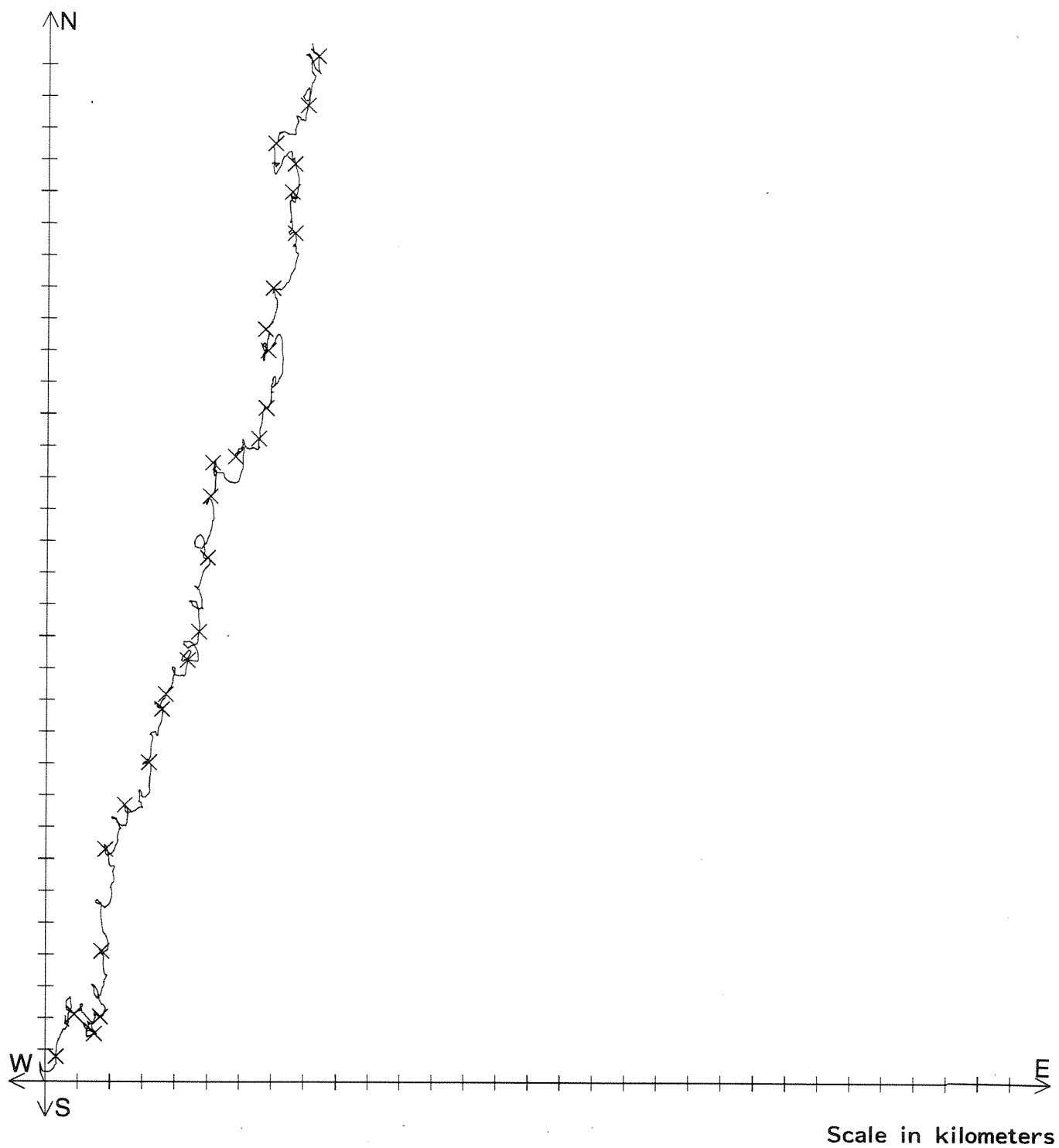
#### Måling i 55 m dyp

Figur 2.6 oppsummerer hastighetsmålingene. Som i 70 m var ofte strømhastigheten lavere enn instrumentets nedre målegrense (1,5-2 cm/s). Hastigheten i 55 m dyp var imidlertid jevnt over høyere med oppmot 15 cm/s som maksimum.

Figur 2.7 kombinerer hastighet og retning i et progressivt vektordiagram og viser at vannmassen i 50 m i hovedsak beveget seg i nord-nordvestlig retning de fire ukene målingene foregikk.



Figur 2.6. Fordeling av hastighet på ulike intervaller. Y-aksen angir antall registreringer innen hvert intervall.



Figur 2.7. Progressivt vektordiagram basert på strømhastighet og strømretning i 55 m dyp. Strøm overveiende i nord-nordvestlig retning.

## 2.2. BEREGNING AV AVLØPSVANNETS INNLAGRING, FORTYNNING OG SPREDNING

### 2.2.1 Metodikk

Sigevann har i praksis samme egenvekt som ferskvann, og er dermed lettere enn sjøvann. Ved utslipp på dypt vann i en fjord vil derfor sigevannet straks stige opp mot overflaten, mens det blander seg med det omkringliggende sjøvannet. Dermed øker både volumet og egenvekten av denne "blandingsvannmassen", mens den raskt beveger seg oppover i vannsøylen. Hvis fjordvannet er lagdelt, dvs. det er lettere vann over tyngre vann, vil sigevannet ikke nå opp til overflaten. Grunnen er at egenvekten til blandingsvannmassen (sigevann+sjøvann) etterhvert blir lik egenvekten til det omkringliggende sjøvannet. Da stopper den vertikale bevegelsen, og skyen av fortynt sigevann begynner å bre seg horisontalt utover, mens den fortynnes videre. Vi sier at sigevannet **innlagres**. Dette er illustrert i fig. 2.8.

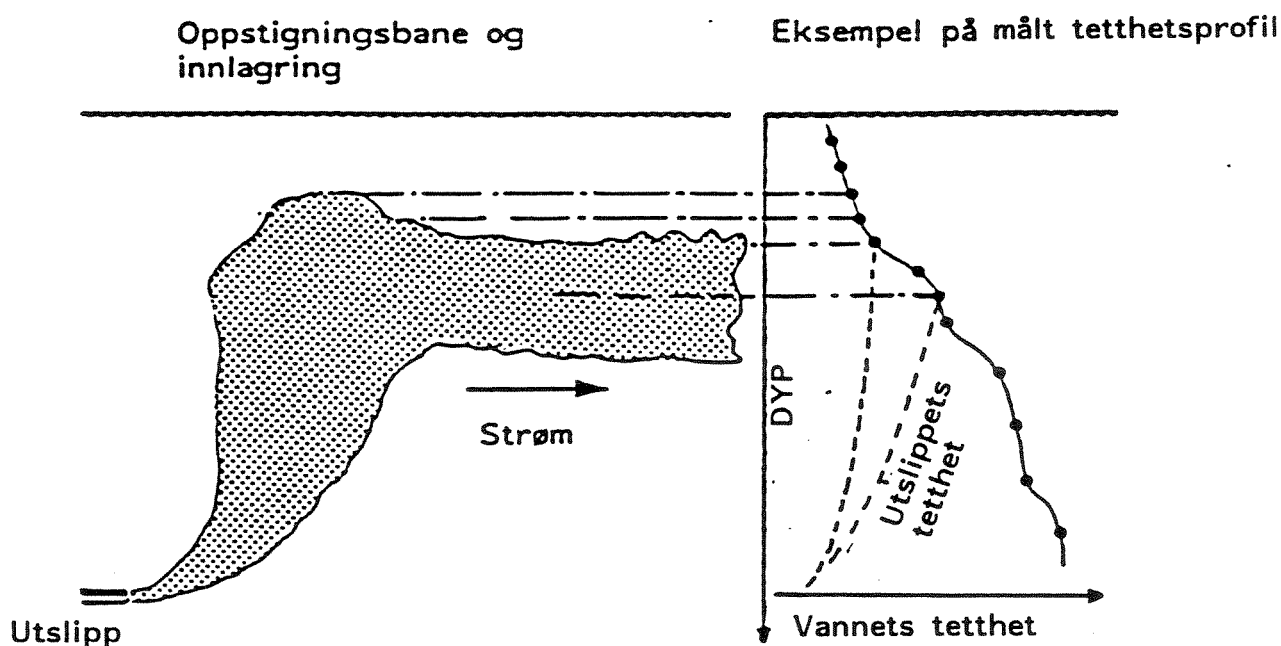


Fig. 2.8. Illustrasjon av hvordan sigevann innlagres i en lagdelt vannmasse.

Beregning av innlagring og primærfortynning er utført med et EDB-program, NIVA\*JET.MIX utarbeidet av Bjerkeng og Lesjø (1973). Programmet beregner fortynning og innlagringsdyp for en enkelt stråle sigevann i en sjiktet resipient på basis av tetthetsprofiler i resipienten og data om strålen i utløpet. Programmet beregner ikke eksakt innlagringsdyp, men gir det nivået der sigevannets egenvekt er den samme som omgivelsenes egenvekt. Sigevannets vertikale bevegelsesenergi gjør imidlertid at det stiger noe forbi dette "likevektsdypet", før det synker tilbake og innlagres. I det følgende vil imidlertid innlagringsdyp være ensbetydende med likevektsdypet.

Dataprogrammet beregner imidlertid den teoretisk høyeste opptrengning på to måter:

- ved fortsatt fortynning etter at likevektsdypet er "passert" (EQS).
- uten blanding eller friksjon etter likevektsdypet er "passert" (GRAV).

Det første metoden (EQS) antas å gi mest sannsynlig resultat.

### 2.2.2. Data

Tabell 2.2 oppsummerer dataene som utslippet er vurdert ut fra.

Tabell 2.2. Utslippsdata.

Vannmengde (l/s)	2, 5, 10
Rørdiameter (mm)	220
Utslippsdyp (m)	70, 75

Golmen (1992) brukte syv vertikalprofiler i sine beregninger av innlagring og fortytning. Nederste måledyp varierte fra 40 m til 60 m, men for å bedømme utslipp i 70-80 m dyp med forventet innlagring i 50-60 m dyp rekker ikke disse profilene dypt nok. Vi har imidlertid valgt å bruke en profil (nr. 1) fra 5.12 1990 da det ble målt til 60 m dyp, og har ekstrapolert en svak sjiktning videre ned til 75 m dyp.

Videre har vi brukt profilen (nr. 2) fra 1.11 1994 da det ble målt til 77 m dyp. Begge profilene er altså fra vinterhalvåret, da den vertikale sjiktningen i vannmassene ofte er svakere enn i sommerhalvåret. Vi bemerker at noe av profilen fra 1.11.94 er gjengitt i tabell 2.1.

### 2.2.3. Resultater

#### Innlagring og fortytning

Tabell 2.2 viser resultatene av beregningene av innlagringsdyp og primærfortynning ved bruk av JETMIX-programmet. For hvert utslippsdyp er det utført beregninger for tre vannmengder, og for hver vannmengde er det utført beregninger for de to vertikalprofilene. Vi minner imidlertid om at beregningene for profil 1 er usikre fordi den inneholder ekstrapolerte verdier av temperatur og saltholdighet mellom 60 m og 75 m dyp.

Tabellen gir resultater for likevektsdypet og beregninger av ekstremdypene (EQS og GRAV). Man bør være oppmerksom på at gjennomsnittlig primærfortynning i innlagringsdypet trolig er 1,5-1,7x senterfortynningen (tabell 2.3 viser fortytningen i skyens sentrum).

Data fra to situasjoner i vinterhalvåret er et forholdsvis svakt grunnlag for vurdering av innlagring og fortytning. Resultatene tyder imidlertid på at utslipp i 70-75 m dyp oftest vil gi innlagring i 50-60 m dyp. Innlagringsdypet bestemmes av den vertikale tetthetsprofilen som til enhver tid finnes i vannmassen, og dypet vil dermed variere mye med tiden. Selv om datagrunnlaget er tynt, anser vi gjennomslag til overflaten for utelukket. Dette stemmer også med tidligere vurderinger av innlagringsdypet ved utslippsdyp større enn 30-40 m (Golmen 1993).

Videre sees at senterfortynningen varierer med innlagringsdypet og med vannmengden. Fortyningen øker med avtakende innlagringsdyp fordi avstanden mellom utslippsdyp og innlagringsdyp (strekningen hvor sigevann og sjøvann blandes) da øker.

JETMIX-programmet beregner ikke tykkelsen av skyen med fortynt sigevann, men vi anslår den til 1-1,5 m etter primærfortynningen.

Tabell. 2.3. Resultat av innlagringsberegningene for utslipp i 70 m og 75 m dyp.

UTSLIPPSDATA					PRO- FIL NR.	RESULTATER			
HULL NR.	DYP (M)	DIAM. (M)	VEL. (M/S)	VINKEL DEG.		LIKEVEKTSDYP		EKSTREMT DYP	
					SENER FORTYNN.	DYP (M)	EQS. (M)	GRAV. (M)	
1	70.0	.15	.10	10	1	593	48.5	44.7	38.8
					2	203	58.9	55.3	49.6
2	70.0	.22	.13	10	1	342	47.1	41.7	34.5
					2	151	56.0	51.3	45.4
3	70.0	.22	.26	10	1	243	45.7	39.0	31.9
					2	126	53.5	49.0	42.2
4	75.0	.15	.10	10	1	729	49.4	46.4	42.2
					2	243	62.1	58.9	53.9
5	75.0	.22	.13	10	1	425	48.3	43.3	36.5
					2	168	59.8	55.3	48.4
6	75.0	.22	.26	10	1	296	47.2	40.9	33.2
					2	131	58.1	52.4	44.8

EKSTREMT DYP: - EQS. : Blandingen fortsatt etter likevektsdypet  
 - GRAV.: Ingen blanding etter likevektsdypet

#### Vurdering av konsentrasjoner

Vurdering av konsentrasjonene av forurensende stoffer etter primærfortynningen er beheftet med usikkerhet fordi alle forhold varierer sterkt med tiden (sigevannsmengde, konsentrasjoner, fortynning, konsentrasjoner i fortynningsvannet mm.). Likevel vil det være nyttig med beregninger for å anskueliggjøre hvilke konsentrasjoner man kan vente.

For å bedømme konsentrasjonene etter primærfortynningen, har vi anvendt målte konsentrasjoner i sigevannet (Hem 1994), antatte konsentrasjoner i sjøvannet mellom 50 m og 75 m dyp og den laveste primærfortynningen (senterfortynning 130x). For sigevannet har vi brukt høyeste og laveste konsentrasjon. Resultatet av beregningene er vist i tabell 2.4.

Det finnes ikke vannkvalitetskriterier for bedømmelse av nitrogen- og fosforkonsentrasjoner i en fjords dypvann. Anvender vi for sammenligningens del imidlertid kriteriene for overflatelag vinterstid, finner vi at høy konsentrasjon for nitrogen og fosfor i tabell 2.3 (altså umiddelbart etter primærfortynningen) faller i tilstandsklasse IV-V, dvs. "Nokså dårlig-Dårlig" etter klassifiseringssystemet utgitt av Statens forurensningstilsyn (SFT) (Rygg & Thélín 1993). Den lave konsentrasjonen tilsvarer klasse I ("God").

Tabell. 2.4. Beregnet konsentrasjon i sentrum av skyen ved lav fortytning (130x) og henholds Høy og Lav konsentrasjon i sigevannet.

Parameter	Sigevann	Sjøvann	Høy	Lav
Total nitrogen (mgN/l)	10-32 <sup>1)</sup>	0,2	0,44	0,27
Ammonium (mgN/l)	8-30	0,15	0,38	0,21
Total fosfor (mgP/l)	0,3-3,4	0,02	0,05	0,02
Kjemisk oksygenforbruk (mgO/l)	1000-1600			
Turbiditet (FTU)	20	2	2,1	2

<sup>1)</sup> Den høye verdien er ikke målt, men antatt på grunnlag av 30 mg/l ammonium.

Til sammenligning har vi brukt dataprogrammet PLUMES som det amerikanske miljøverndirektoratet (EPA) anbefaler (Baumgartner et al. 1994). Programmet beregner både primærfortynning og videre fortytning basert på konsentrasjoner i sigevann og sjøvann i tillegg til strømhastighet og turbulent blanding. Som beskrevet ovenfor er strømhastigheten varierende og jevnt over lav både i 55 m og i 70 m dyp, og vi valgte 0, 3 og 10 cm/s for våre beregninger. Av mangel på konkrete data om størrelsen av den turbulente blandingen (diffusjonen) i området, anvendte vi dataprogrammets anbefalte størrelse.

Det viste seg at primærfortynningen økte noe med økende strømhastighet. For profil nr. 2 (den 11.1 1994) var senterfortynningen ved utslipp av 10 l/s og hastighet 0,1 cm/s, 3 cm/s og 10 cm/s henholdsvis ca. 210, 260 og 1.100 ganger, som for total nitrogen gir vannkvalitetsklasse "Mindre god - God" hvis man anvender kriteriene for overflatelag vinterstid. Fortynningen økte til det dobbelte innenfor en avstand på ca. 100 m fra utslippspunktet, men minst økning for hastighet 10 cm/s (kortest tid ut til 100 m avstand). Dette tyder for det første på at beregningene ved JETMIX og vurderingene ovenfor kan være for "pessimistiske". For det andre er utstrekningen av "dårlig" vann neppe mer enn 100 m fra utslippspunktet.

Virkingen på oksygenkonsentrasjonen i innlagingsdyppet kan bedømmes som følger. Utslipp av 10 l sigevann medfører et kjemisk oksygenforbruk av 10.000-16.000 mgO (tabell 2.3). I gjennomsnitt fortynnes dette vannet 200-220 ganger (1,5-1,7 x senterfortynningen) før det innlagres. En rimelig antakelse av fortynningsvannets oksygeninnhold er 6 mg O/l. Det betyr at ved utslipp av 10 l sigevann vil fortynningsvannet bringe med seg ca.  $6 \text{ mgO} \times 10 \times 200 = 12.000 \text{ mgO}$ , dvs. i samme størrelsesorden som sigevannets totale kjemiske oksygenbehov. Når det gjelder det biologiske oksygenbehov, vil dette være omtrent halvparten av det kjemiske. Det biologiske oksygenforbruket vil imidlertid være fordelt over så lang tid at det ikke vil representere noe stort problem.

Som nevnt ovenfor er fortynningen økt vesentlig allerede ca. 100 m fra utslippspunktet. Dertil kommer at det kjemiske oksygenforbruket sannsynligvis foregår over mange timer - flere døgn. Vi kjenner ikke til hvor stor del av det kjemiske oksygenforbruket som "realiseres" i løpet av de første 1-2 timene, men det er lite trolig mer enn 50% av det totale forbruket. Samtidig har fortynningen økt med en faktor på 5-10, med tilsvarende innblanding av oksygen fra omkringliggende sjøvann. Denne overslagsvurderingen tyder dermed på at det ikke vil oppstå alvorlige oksygenproblem i skyen av innlagret sigevann. Man kan imidlertid ikke se bort fra at det iblant kan opptre lave konsentrasjoner i sentrum av skyen innenfor en radius av noen ti-talls meter fra utslippspunktet.

Til dette bildet hører også at den vertikale utstrekningen av skyen med fortynnet sigevann etter primærfortynningen vil være størrelsesorden 1-1,5 m, der vi ovenfor har omtalt konsentrasjonen i skyens senter.

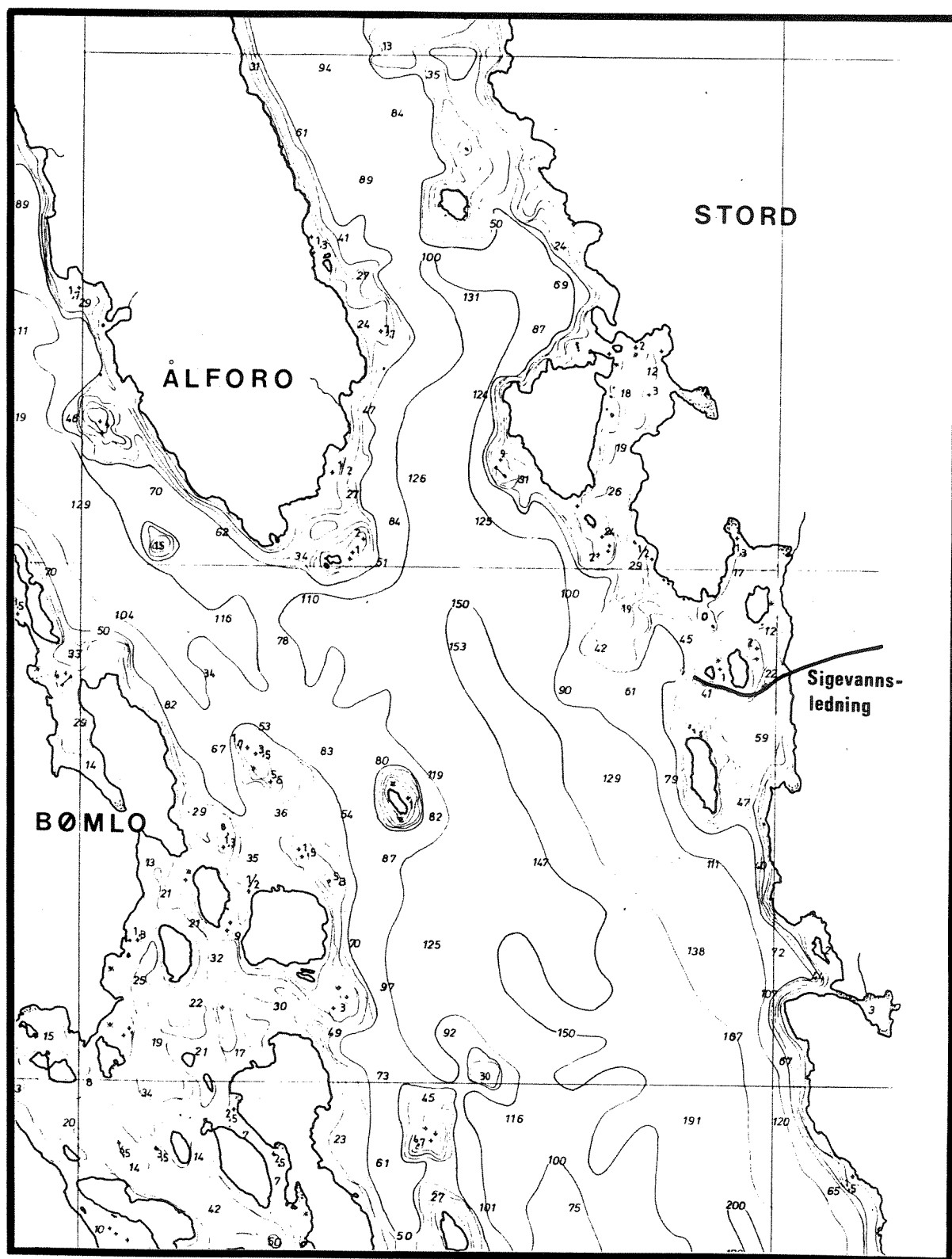
### 3. VURDERING AV STOKKSUNDET SOM RESIPIENT

Stokksundet, som ligger i sørlige del av Hordaland (jfr. figur 1.1), er sundet mellom øyene Stord og Bømlo. Sundet er ca. 12 km langt regnet fra sydspissen av øya Ålforo ned til Digernessundet og med en gjennomsnittsbredde på ca. 2 km. I sør ender sundet i Bømlafjorden som det står i forbindelse med gjennom 4 sund med Spysøysundet og Digernessundet som de største med bredde ca. 680 meter. Digernessundet er imidlertid det dypeste med terskel på over 150 meter slik at mesteparten av vanntransporten går gjennom dette sundet. I nord ligger Fitjarøyene som deler Stokksundet i flere små sund med Nyleia som den viktigste. Denne munner ut i Selbjørnsfjorden og har et minste dyp på ca. 33 meter.

Stokksundet øker i dybde fra nord til sør. I nord like sørøst for Ålforo er største dyp litt over 150 meter, mens maksimumsdybden i sør er ca. 280 meter. Rett vest for Storavikholmene hvor sigevannsledningen fra SIM ender, er også største dyp i overkant av 150 meter (figur 3.1).

Dette vil si at resipienten for sigevannet fra Svartasmoget avfallsdeponi er et stort vannbasseng med et betydelig vannvolum hvor vannskiftning og vannbevegelse må betraktes som gode. Strømmålinger foretatt i sundene mellom Bømlafjorden og Stokksundet viser at det iallfall i de øvre lag av vannmassene er en netto transport av vann nordover i Stokksundet (Gade og Furevik 1994). Også beregninger av overflatehelning viser at denne ofte er nordoverrettet, og dette resulterer i en nordgående overflatestrøm (Golmen 1986). Det foreligger ikke strømmålinger fra de sentrale deler av Stokksundet på dyp lavere enn terskeldypet i Nyleia slik at sirkulasjonsmønsteret i de dypere delene av bassenget ikke kan beskrives med bakgrunn i data fra målinger.





Figur 3.1. Kart med inntegnede dybdekoter for nordlige del av Stokksundet.

## 4. SAMMENFATTENDE KONKLUSJONER

Stokksundet er en relativt sett stor resipient hvor vannutskiftningen må betraktes som god. Ut fra tidligere undersøkelser må resipienten kunne sies å ha normale vekstforhold for plankton i de frie vannmassene, og de bentiske dyre- og plantesamfunnene er både artsrike og har gode mengdefordelinger mellom de ulike artene tilsvarende det som er vanlig i upåvirkede kystområder.

I Stokksundet foregår det et begrenset kommersielt fiske etter reker fordi dette er et reservefelt for rekefiske. I nærområde til utslippspunktet for sigevann fra SIM foregår det teinefiske etter krabbe både for omsetning og til privat forbruk. Hvorvidt krabbe fra dette området inneholder høyere konsentrasjoner av tungmetaller og andre miljøgifter på grunn av utslippet fra SIM, er ikke undersøkt.

Strømmålinger på 55 og 70 meters dyp vest for Storavikholmane viste relativt lav strømhastighet på begge dyp, men lavest på 70 meter. På dette dypet var gjennomsnittlig strømhastighet 1,1 cm/s mot vest-sørvest. I tillegg preges vannmassene på dette dypet av tidevannsdrevne svingninger (trolig indre bølger). På 55 meters dyp var strømrørningen i måleperioden hovedsaklig mot nord-nordvest og med noe høyere strømhastighet enn på 70 meters dyp.

Modellberegninger viser at et sigevannsutslipp på 70-75 meters dyp gir et innlagingsdyp på 50-60 meter og gjennomslag til overflaten vil være så godt som umulig. Dette vil si at Storavika og andre grunnområder i nærheten vil unngå negativ miljøbelastning fra sigevannsutslippet. Dessuten vil innlagingsdyp på 50-60 meter hindre at næringssaltene i avløpsvannet blir gjort tilgjengelige for alger om sommeren og dermed forhindre økt algeproduksjon.

Bruk av fortynningsmodeller viser at den gjennomsnittlige fortynningen av sigevannet vil være 200-220 ganger når vannet når innlagingsdypet. 100 meter fra utslippspunktet vil fortynningen være fordoblet, og i denne avstanden vil også vannkvaliteten være "God" etter SFTs klassifiseringssystem for overflatevann om vinteren. Oksygenkonsentrasjonene i skyen med innlagingsvann, som vil ha en vertikalutbredelse på 1-1,5 meter, kan like ved utslippsstedet være lave, men beregninger viser at dette ikke vil føre til et alvorlig oksygenproblem. Disse beregningene viser at sigevannsutslippet sannsynligvis representerer kun et svært lokalt og begrenset miljøproblem.

Forurensningsmyndighetenes krav til behandling av sigevann må sies å være relativt strenge. Hovedregelen er at sigevannsmengdene skal begrenses mest mulig, det skal føres kontroll med vannmengdene fra fyllingen, stoffinnholdet skal kontrolleres og resipienten skal overvåkes. Rensing av sigevann kan i prinsippet utstå inntil resipientundersøkelser viser sigevannspåvirkning, men det synes likevel som om det blir mer og mer vanlig at renseanlegg blir påkrevet. Dette gjøres for spesielt å begrense resipientens belastning av oksygenkrevende forbindelser.

Når det gjelder kontroll av sigevannet, har SFT satt opp et anbefalt basisprogram for analyseparametere sammen med et oppfølgingsprogram. Listen over analyseparametere vurderes hele tiden og vil kunne endres etter hvert som ny viten skaffes til veie. I resipientundersøkelser bør måling av mange av de samme parameterene inngå både i analyse av sediment og biota.

I Aquateams rapport, som spesielt tar for seg grunnlaget for prosjektering av aerob KMT-reaktor, bør en spesielt være oppmerksom på at prosjekteringen er gjort under den forutsetning at kildesortering av avfall er igangsatt og at stoffutslippene i sigevannet dermed er redusert med 50%.

Beregningene av sigevannsmengder fra avfallsdeponiet stemmer godt overens med målinger av sigevann ved SIM i 1994. Basert på de siste målingene viser beregninger at sigevannsmengden vil kunne komme opp i ca. 1.000 m<sup>3</sup>/døgn eller ca. 12 liter/sekund når deponiarealeet er fullt utnyttet.

Som hovedkonklusjon når det gjelder påvirkning av sigevann i resipienten, kan følgende sies: På grunnlag av resipientens store kapasitet, gode vannutskiftning og det begrensede influensområdet må risikoen betraktes som liten for at rekepopulasjonen på reservefeltet Stokksund vil bli negativt påvirket av et relativt lite sigevannsutslipp på 70-80 meter utenfor Storaholmane. Spesielt liten synes risikoen for forurensning av rekebestanden å være ved etablering av renseanlegg for sigevannet fra Svartasmoget avfallsdeponi. Ved å øke utslippsdybden vil en også redusere faren for negativ påvirkning i området rundt Storavika og dessuten fjernes i hovedsak muligheten for at nærings saltene fra sigevannet skal kunne gi opphav til økt algeproduksjon i området. Derfor er det å anbefale at sigevannsledningen forlenges sørvestover slik at utslippsdypet blir ca. 75 meter.

## Litteratur

- Aksnes, D.L. 1994. Produksjonsforhold for plankton og betraktninger om resipient kapasitet. Delrapport 2 i Lie, U. & T. Magnesen (red.): Nytt riksvegsamband Sveio-Bømlo-Stord: Konsekvenser for marint miljø. SMR-rapport 16/93. Universitetet i Bergen.
- Baumgartner, D.J., W.E. Frick & P.J.W. Roberts. 1994. Dilution models for effluent discharges (Third Edition). Center for Exposure Assessment Modeling. U.S. EPA, Environmental Research Laboratory. Athens, Georgia, USA. 189 pp.
- Bjerkeng, B., & A. Lesjø. 1973. Mixing of a jet into a stratified environment. PRA 5.7. NIVA-rapport O-126/73. Oslo.
- Bokn, T. 1979. Use of benthic algae classes as indicators of eutrophication in estuarine and marine waters. Pp. 138-41 in H. Hytteborn (ed.): The use of ecological variables in environmental monitoring. Naturvårdsverket, report 1151.
- Gade, H., & T. Furevik. 1994. Hydrografi og strøm. Delrapport 1 i i Lie, U. & T. Magnesen (red.): Nytt riksvegsamband Sveio-Bømlo-Stord: Konsekvenser for marint miljø. SMR-rapport 16/93. Universitetet i Bergen.
- Golmen, L.G. 1986. Flytebru Bømlo-Stord. Konsekvensar for straumtilhøve og vassmiljø. NIVA-rapport l.nr. 1923. 44 sider.
- Golmen, L.G. 1992. Svartasmoget avfallsdeponi på Stord. Vurdering av utslipp til sjø. NIVA-rapport l.nr. 2772. 58 sider + vedlegg.
- Hansen, S.E., K. Tangen & T. Aamodt. 1989. Trekantsambandet Bømlo-Stord- Sveio. En vurdering av hydrofysiske og biologiske forhold. OCN 89003. 55 sider + vedlegg.
- Hem, L.J. 1994. Vurdering av rensing av sigevann fra Svartasmoget avfallsdeponi med KMT-reaktor. Aquateam rapport nr. 93-142. 22 sider.
- Johannessen, P., & H. Botnen. 1990. Resipientundersøkelse i Storaviken ved Svartasmoget, Fitjar kommune. Rapp. inst. for marin biologi, Universitetet i Bergen. 11 sider.
- Lie, U., og T. Magnesen. 1994. Nytt riksvegsamband Sveio-Bømlo-Stord: Konsekvenser for marint miljø. SMR-rapport 16/93. Universitetet i Bergen. 174 sider.
- Rygg, B., & I. Théliin 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av organiske stoffer. SFT Veiledning 93:05. SFT, Oslo. 16 s.
- SFT. 1992. Deponering av kommunalt avfall i fylling. Veiledning 92:04, TA-0533. 90 sider.
- SFT. 1994. Krav til fyllplasser: Retningslinjer til Fylkesmannen. Veiledning 94:03, TA-1058. 12 sider.
- Sørensen, J., og O. Nagel-Alne. 1988. Kystsoneplan for Sunnhordland. Regional plan for akvakultur. Del 3. Konkurrerende bruker- og verneinteresser. NIVA-rapport l.nr. 2085. 78 sider + vedlegg.

Valle, O.L. 1994. Sunnhordland interkommunale miljøverk, SIM. Skisseplan for utbetringstiltak ved fangdam mm. Østlandskonsult. 9 sider.

Wigdel, G. 1982. Vannforurensning fra avfallsfyllinger - en undersøkelse av de mekanismer som bestemmer utvaskingen. Dr.-thesis, Institutt for vassbygging, NTH.

## **Norsk institutt for vannforskning**

Postboks 173 Kjelsås  
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00  
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,  
oppgi løpenummer 3376-95.

ISBN 82-577-2905-1