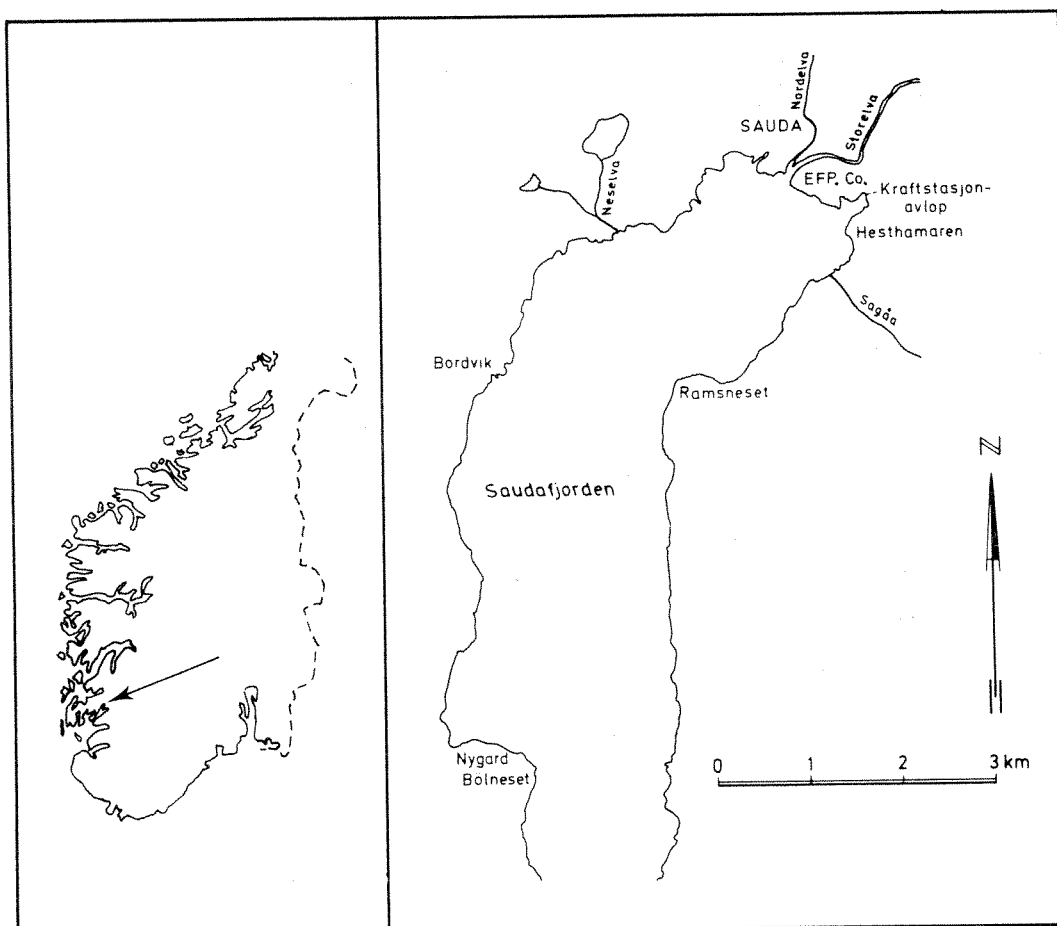


RESIPIENTUNDERSØKELSE AV SAUDAFJORDEN

Observasjoner av hydrografi,
sedimenter og biologiske forhold

10 – 13/9 1974



Norsk institutt for vannforskning
Boks 333 Blindern – Oslo 3

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

BLINDERN

0-51/74

RESIPIENTUNDERSØKELSE AV SAUDAFJORDEN

Observasjoner av hydrografi, sedimenter
og biologiske forhold 10-13/9 1974.

15. februar 1976.

Saksbehandler: Jon Knutzen

Medarbeidere : Birger Bjerkeng

Tor Bokn

Magne Grande

Frank Kjellberg

Knut Kvalvågnæs

Torsten Källqvist

Brage Rygg

Instituttssjef: Kjell Baalsrud

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD	7
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	9
2. INNLEDNING	12
2.1 Produksjon og utslipp	12
2.2 Problemstilling og formål	15
2.3 Undersøkelsesområdet	16
3. MATERIALE OG METODER	20
4. HYDROFYSISKE FORHOLD	23
5. INNLAGRING OG TRANSPORT AV AVLØPSVANN	35
5.1 Generelt	35
5.2 Beregningsmetodikk	35
5.3 Beregningsgrunnlag	36
5.3.1 Utslippsdata	36
5.3.2 Tetthetsprofiler	37
5.3.3 Vannsirkulasjon	42
5.4 Beregning	44
5.4.1 Presentasjon av resultatene av primærfortynnings- beregningene	44
5.4.2 Drøfting av ulike utslippsalternativer	49
5.5 Diskusjon	52
6. KJEMISKE FORHOLD	53
6.1 Vannanalyser	54
6.2 Metallinnhold i alger	65
6.3 Sedimentanalyser	70
6.3.1 Metaller i sedimentene	70
6.3.1.1 Resultater	70
6.3.1.2 Jevnføring med andre data fra Saudafjorden	72
6.3.1.3 Jevnføring med lite påvirkede estuarområder	75
6.3.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner	80
7. BIOLOGISKE FORHOLD	87
7.1 Fastsittende alger	87
7.2 Gruntvannsfauna	92

INNHALDSFORTEGNELSE (forts.)

	Side
7.3 Bløtbunnsfauna	96
7.4 Fisk	100
7.5 Diskusjon av biologiske forhold	100
7.5.1 Bløtbunnsfauna	100
7.5.2 Gruntvannsfauna	102
7.5.3 Fastsittende alger	106
8. ALGETESTER MED AVLØPSVANN	110
9. FISKETESTER MED AVLØPSVANN	115
10. SAMMENFATTENDE DISKUSJON	119
10.1 Generell hydrofysisk karakteristikk	119
10.2 Avløpsvannets fortykning og kjemiske forhold	119
10.3 Akkumulering av metaller i alger	121
10.4 Avfallsstoffer i sedimentene	122
10.5 Akutt giftighet	123
10.6 Biologiske forhold i fjorden	124
10.7 Utslippsdyp og resipientkvalitet	126
11. VIDERE UNDERSØKELSER - OVERVÅKING	128
12. LITTERATURHENVISNINGER	130-138
<u>VEDLEGG A.</u> Stasjonsoversikt og tabell over metallkonsentrasjoner hentet fra A. Kjellsen og L.Ø. Ekornrød: Analyse av tungmetaller i sedimenter fra Saudafjorden. Seminaroppgave våren 1975 ved Agder Distriktshøgskole. Stensilert, 45 s. (Utdrag kopiert ved NIVA).	139-142
<u>VEDLEGG B.</u> Fotodokumentasjon av karakteristiske arter i gruntvannssamfunnene. (Bare i 15 rapporteksemplarer).	143-147

TABELLFORTEGNELSE

	Side
2.1 Suspendert og oppløst materiale i utslippene fra EFP Co., Sauda (avrundede verdier fra EFP-rapport (1974a)).	13
2.2 Konsentrasjoner og mengde av målte komponenter i hovedutslippene (Aritmetiske middelverdier fra EFP-rapport 1974a).	14
2.3 Månedlige avløps (mill. m^3) fra kraftstasjonen i Søndenhavn (A) og månedlig nedbør (mm) i Sauda (B) 1972-1974.	18
4.1 Observasjoner av salt (S, o/oo) og temperatur (T, °C) på hydrografiske stasjoner i indre Saudafjorden 11/9 (St. H1) og 12/9 74, basert på vendetermometer-registreringer og analyse av vannprøver.	31
4.2 Salinoterm-observasjoner av salt (S, o/oo) og temperatur (T, °C) på hydrografiske stasjoner i indre Saudafjorden 11/9 (St. H1) og 12/9-74.	32
4.3 Salinotermobservasjoner av salt (S, o/oo), temperatur (T, °C) på bunnfaunastasjoner i indre Saudafjorden 10/9 (BF1-BF5a) og 11/9-74 (BF5b-BF8).	33
4.4 Observasjoner av oksygenkonsentrasjoner på hydrografiske stasjoner i indre Saudafjorden 11/9 (St. H1) og 12/9 1974.	34
5.1 Liste over tetthetsprofiler hentet fra intern EFP-rapport (1974 b).	38
5.2 Tetthetsprofiler for stasjon SA1, hentet fra EFP 1974b.	39
5.3 Tetthetsprofiler for stasjon SC1, hentet fra EFP 1974b.	40
5.4 Tetthetsprofiler for stasjon SF1, hentet fra EFP 1974b.	41
5.5 A. Fortynnings- og innlagringsberegninger for utslipp mellom 5 og 20 meters dyp, med tetthetsprofiler fra stasjon SA1. Fast utløpshastighet $U_o = 4 \text{ m/s}$. Varierende effektiv strålediameter D_{eff} .	45
5.5 B. Fortynnings- og innlagringsberegninger for utslipp mellom 5 og 20 meters dyp, med tetthetsprofiler fra stasjon SA1. Varierende utløpshastighet U_o . Fast effektiv strålediameter $D_{\text{eff}} = 0.1 \text{ m}$.	45
5.6 A. Fortynnings- og innlagringsberegninger for utslipp mellom 30 og 60 meters dyp, med tetthetsprofiler fra stasjon SC1. Fast utløpshastighet $U_o = 3 \text{ m/s}$. Varierende effektiv strålediameter D_{eff} .	46
5.6 B. Fortynnings- og innlagringsberegninger for utslipp mellom 30 og 60 meters dyp, med tetthetsprofiler fra stasjon SC1. Varierende utløpshastighet U_o . Fast effektiv strålediameter $D_{\text{eff}} = 0.1 \text{ m}$.	46

TABELLFORTEGNELSE (forts.)

	Side
5.7 A. Fortynnings- og innlagringsberegninger for utslipp mellom 100 og 150 meters dyp, med tetthetsprofiler fra stasjon SF1. Fast utløpshastighet $U_o = 4$ m/s. Varierende effektiv strålediameter D_{eff} .	47
5.7 B. Fortynnings- og innlagringsberegninger for utslipp mellom 100 og 150 meters dyp, med tetthetsprofiler fra stasjon SF1. Varierende utløpshastighet U_o . Fast effektiv strålediameter $D_{eff} = 0.1$ m.	47
5.8 Sammendrag av primærfortynningsberegninger med $U_o = 4$ m/s.	49
6.1 Variasjon i konsentrasjonene av totalt suspendert stoff og utvalgte oppløste bestanddeler i avløpsvann fra Electric Furnace Products Co., Sauda. Middelverdier sammenlignet med minimums- og maksimumsverdier.	53
6.2 Kjemiske data fra hydrografiske stasjoner i indre Saudafjorden 11/9 (St. 1) og 12/9 1974.	56
6.3 Metallanalyser fra hydrografiske stasjoner i indre Saudafjorden 11/9 (St. H1) og 12/9-74.	58
6.4 Metallinnhold i alger fra indre Saudafjord, september 1974. (mg/kg tørrvekt).	66
6.5 Diverse registreringer av metallinnhold (mg/kg tørrvekt) i <i>Fucus vesiculosus</i> (blåretang) og <i>Ascophyllum nodosum</i> (grisetang). Middelverdier er angitt i ().	68
6.6 Tungmetaller i sedimenter fra indre Saudafjorden 11-12/9 1974 (mg/kg tørrvekt).	71
6.7 Metallkonsentrasjoner (ppm) i oksiske sedimenter fra moderat forurensede kystområder.	76
6.8 Polysykliske aromatiske hydrokarboner i sedimenter (0-5 cm) fra indre Saudafjorden 11-12/9 1974 (mg/kg tørrvekt).	81
7.1 Fastsittende alger observert i Saudafjorden 10-12/9-1974.	89
7.2 Gruntvannsfauna i Saudafjorden 10-12/9 1974. Vertikal-utbredelse og forekomst av utvalgte arter.	93-95
7.3 Bløtbunnsfauna fra indre Saudafjord 10-12/9 1974.	98
8.1 Sammensetning av avløpsvann brukt i alge- og fisketester februar 1975, jevnført med minimums-, maksimums- og middelverdier for avløp D2 (EPP 1974 a og tabell 6.1).	113
9.1 Avløpskomponentenes andel i giftvirkning.	117

FIGURFORTEGNELSE

	Side
2.1 Saudafjorden med utvalgte loddskudd.	17
4.1 Stasjoner for hydrografiske observasjoner og sedimentprøver i indre Saudafjorden 11-12/9 1974.	24
4.2 Vertikalfordeling av temperatur og saltholdighet på hydrografiske stasjoner i indre Saudafjorden.	25
4.3 Lengdesnitt med saltholdighetsfordeling (S o/oo) i indre Saudafjorden 12/9-74.	26
4.4 Tverrsnitt med saltholdighetsfordeling (S o/oo) i indre Saudafjorden 12/9-74.	27
4.5 Lengdesnitt med temperaturfordeling (°C) i indre Saudafjorden 12/9-74.	28
4.6 Tverrsnitt med temperaturfordeling (°C) i indre Saudafjorden 12/9-74.	29
7.1 Stasjoner for gruntvannsorganismer i indre Saudafjorden 10-12/9 1974.	88
7.2 Stasjoner for bunnfauna i indre Saudafjorden 11-12/9 1974.	97
8.1 Vekst av grønnalgen <i>Selenastrum capricornutum</i> i ulike konsentrasjoner av avløpsvann i inntaksvann.	111
8.2 Vekst av grønnalgen <i>Selenastrum capricornutum</i> i ulike konsentrasjoner av avløpsvann i destillert vann.	112
9.1 Virkning av avløpsvann på årsyngel av laks.	116

FORORD

Undersøkelsene i Saudafjorden er foranlediget av søknad fra Electric Furnace Products Co. Ltd. om tillatelse til utslipp i fjorden. Oppdraget ble avtalt på møte i Sauda 30/7-1974 (kfr. instituttets brev av 1/8-1974 med vedlagt møtereferat). Undersøkelsene er utført i overensstemmelse med programforslag av 14/8 1974. Tidligere er det avgitt to rapporter; en om cyanidutslippet og dessuten en foreløpig karakteristikk av biologiske forhold (begge av 26/9 1974).

Hovedkontakter ved bedriften har vært laboratoriesjef J. Frogner, teknisk sekretær A. Honerød og ingeniør K. H. Gunnæs, som alle takkes for de opplysninger som har vært stilt til rådighet og den praktiske hjelp som har vært ydet fra bedriftens side i forbindelse med undersøkelsenes gjennomføring.

I undersøkelsesperioden er det utført en seminaroppgave ved Agder Distriktshøgskole om metallinnholdet i Saudafjordens bunnvleiringer. Oppgaven er lagt opp i samråd med instituttet og utført av Arne Kjellsen og Lars Øyvind Ekornrød under veiledning av høgskolelektor S. Klausen. Resultatene er rapportert til bedriften, og behandles her bare i den utstrekning det har vært nødvendig for å vurdere instituttets egne undersøkelser.

Analysene av metallinnhold i vann, sedimenter og organismer er utført ved Sentralinstituttet for industriell forskning. Det samme gjelder analysene av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH).

Havforsker Karsten Palmork ved Havforskningsinstituttet i Bergen takkes for opplysninger om tidligere registrering av PAH-innholdet i Saudafjordens sedimenter.

En spesiell takk rettes til Rådgivende utvalg for fjordundersøkelser, til H. Svendsen og N. Utne (Geofysisk institutt, Universitetet i Bergen) og P. Hovgaard (Biologisk stasjon, Espegrend) for tillatelse til bruk av upubliserte data fra Ryfylkeprosjektet.

De innsamlede algeprøver er bearbejdet av cand.mag. Gunnar Holt, Institutt for marinbiologi og limnologi, Universitetet i Oslo.

Ved instituttet har i hovedsaken følgende personer deltatt i arbeidet: ingeniør Lasse Berglind (feltarb.), siv.ing. Birger Bjerkeng (hydrofysikk, vannutskifting), cand.real. Tor Bokn (fastsittende alger), cand.real. Knut Kvalvågnes (hardbunnsfauna), cand.real. Brage Rygg (bløtbunnsfauna) og forskningsassistent Frank Kjellberg (feltarbeid, hydrofysikk), fil. kand. Torsten Källqvist (algeforsøk) og cand.real. Magne Grande (fiskeforsøk).

Blindern, 15. februar 1976

Jon Knutzen

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

- I Det er utført en resipientundersøkelse for Electric Furnace Products Co. Ltd. i indre Saudafjord. Feltarbeidet er utført 10-13/9 1974 og har omfattet hydrografiske, hydrokjemiske og biologiske observasjoner, samt analyse av metallinnhold i alger og sedimenter og innhold av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i sedimenter. Bedriftens avløpsvann er blitt testet med hensyn på akutt giftighet overfor alger og fisk. Endelig er det foretatt en teoretisk beregning av innlagringsdyp og fortykning ved alternative utslippsdyp. Rapportens konklusjoner bygger også på materiale fra bedriften vedrørende avløpsvannets sammensetning og Saudafjordens hydrografi. Formålet med arbeidet har vært å gi en karakteristikk av forurensningstilstanden med henblikk på å vurdere aktuelle vernetiltak og hensiktsmessig utslippsdyp.
- II Saudafjorden er karakterisert ved relativt jevn ferskvannstilførsel med enkelte flomtopper. Det utstrømmende brakkvannslaget varierer i tykkelse mellom 2-5 m. I sommermånedene er sannsynligvis saltholdigheten i 0-1 m jevnlig 0-5 o/oo, og 4-5 o/oo S opptrer ved flom ned til 5-6 m. Siktedypet har variert fra 3-5 m nær utslippene til 5-10 m et par kilometer lenger ute i fjorden.
- III Bare for mangans vedkommende har de kjemiske analysene av fjordvannet gitt verdier markert over det som ellers er vanlig i kystvann. Sink, bly og kadmium er til dels funnet i konsentrasjoner som sannsynligvis representerer en økning i forhold til bakgrunnsnivået i Saudafjorden (Kfr.kap.6.1). Videre konklusjoner kan ikke trekkes av engangsobservasjoner.
- IV I sedimentene nær utslippet er det påvist høyt innhold av mangan, sink, bly og kadmium. Konsentrasjonene avtok hurtig med økende avstand fra utslippet, og synes å nå et utflatingsnivå innenfor Ramsneset (fig. 7.1), med et forbehold for mangans vedkommende. Avstandsgradientene stemte noenlunde overens med resultatene fra en senere sedimentundersøkelse i fjorden, men det ble da til dels registrert konsentrasjoner som var 1-2 størrelsesordner høyere. Reanalyse av prøver er foretatt, men noen fyldestgjørende forklaring på forskjellen er ikke funnet.

- V Det er registrert høye konsentrasjoner av PAH nær utslippet. I likhet med metallene avtok konsentrasjonene hurtig utover mot Ramsneset (fig. 7.1), men nivået må antas å ligge over bakgrunnsverdiene også lenger ut i fjorden.
- VI Algeartene grisetang og blæretang hadde meget høyt innhold av mangan på alle lokaliteter ut til Bølneset (fig. 7.1). Også innholdet av sink var høyere enn normalt. Sannsynligvis gjaldt det samme for bly, mens derimot kobberkonsentrasjonene var som i alger fra uberørte områder. Det må anses bemerkelsesverdig at de høyeste konsentrasjonene av metaller ble funnet i alger fra den fjerneste lokaliteten. (7 km fra utslippet). Resultatene dokumenterer at vannet i gjennomsnitt inneholder unormalt høye konsentrasjoner av særlig mangan, men også av sink og bly.
- VII Bløtbunnsfaunaen i indre basseng var markert redusert og sedimenter hadde et tydelig innslag av oljeaktige stoffer og små gråbrune klumper på overflaten. Dyresamfunnene bedret seg i få hundre meters avstand utenfor eller til side for utslippet, men var fremdeles artsfattige. Utover mot Ramsneset nærmet samfunnene seg det mer normale. Årsaken til de reduserte samfunn må antas å være en kombinasjon av nedslamming, ugunstige fysiske egenskaper hos sedimentene og mulig giftvirkning fra metaller og PAH.
- VIII Sannsynligvis kan artsfattige samfunn av alger og hardbunnsfauna i de øvre vannlag (0-5 m) tilskrives et ugunstig osmotisk miljø, dvs. med vekslende og til dels meget lav saltholdighet. Med økende dyp vil også mangel på lys, nedslamming og uegnet bunn virke negativt, men disse faktorer er mest aktuelle under 5 m, der det også er registrert et tydelig skille i faunaens sammensetning. For hovedvannmassene i indre fjord er det intet faktisk grunnlag for å anta at giftvirkninger gjør seg gjeldende, men muligheten kan ikke utelukkes.
- IX Testene med avløpsvannet har vist moderat eller lav akutt giftighet overfor de benyttede arter av alger og fisk. Hemmende effekter ble ikke konstatert ved konsentrasjoner lavere enn 10% avløpsvann.

- X De teoretiske fortynningsberegningene har gitt innlagringsdyp og fortynning i ulike deler av vannmassen ved forskjellige utslippsdyp. Hovedresultatet var at vesentlig lavere konsentrasjoner av oppløste komponenter i overflatelaget ikke med sikkerhet kan oppnås før ved utslipp på 60 m eller dypere.
- XI For fjordens tilstand anses det viktigst å minske belastningen med suspendert stoff, mangan, tjærestoffer (herunder PAH), sink, bly og kadmium. Bedriftens tidligere analyser av avløpsvannets sammensetning og observasjoner i fjorden har vært av betydelig verdi ved vurderingen av forurensningsvirkninger. Denne egenkontroll anbefales derfor videreført. Særlig viktig er det å følge virkningene av rensiltakene i fjorden. Aktuelle elementer i et overvåkingsprogram er skissert i kap. 11.
- XII Valg av utslippssted og -dyp bør ses i sammenheng med en prioritering av brukerinteressene. De observerte forurensningssymptomer i de forskjellige deler av fjorden kan ikke i seg selv gi grunnlag for å anbefale bestemte løsninger. Iverksettelsen av de planlagte rensiltak må antas å gi forbedrede forhold i fjorden som helhet, uavhengig av utslippsanordninger. Hvis man utover dette ønsker å ta mest hensyn til overflatelaget, vil utslipp under 60 m være klart best, dernest utslipp i laget 20-50 m. Om det anses viktigere med størst mulig avlastning av sedimenter og bløtbunnsfauna, er overflateutslipp (5 m) å anbefale. Avløpsvannets virkning på organismesamfunnene i de øvre 5 m er som nevnt usikker, fordi ugunstige saltholdighetsbetingelser kan kamuflere mulige giftvirkninger. Det synes likevel sannsynlig at saltholdighetsvariasjonene kan være tilstrekkelig forklaring på den registrerte artsfattigdom. I fall dette er riktig, og forutsatt vesentlig reduksjon av metallbelastningen, vil fordelene ved dyputslipp hovedsakelig være av estetisk karakter. I tillegg kommer mindre effektiv spredning av forurensningskomponentene enn ved overflateutslipp. Overvåking vil bli noe enklere ved overflateutslipp.

2. INNLEDNING

2.1 Produksjon og utslipp

Electric Furnace Products Co. Ltd., Sauda, produserer ferromangan, silicomangan, en høykisellegering av ferrosilicium, mangan og zirkonium, dessuten spesiallegeringer av mangan med lavt kullinnhold. Utslippene til vann kommer i det vesentlige fra råmaterialbehandling og våtvasking av gasser fra sinteranlegg og smelteovner. I vaskeanlegget benyttes ferskvann.

Avløpsvannet har et høyt innhold av oppløste og partikulære stoffer. Blant bestanddelene kan særlig nevnes mangan og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), en del jern og sink, foruten cyanid, fenoler, sulfid, arsen og mindre mengder av metallene kobber, bly og kadmium. Det vesentlige av avfallsstoffene kommer ut i to hovedutslipp på ca. 5 meters dyp umiddelbart utenfor bedriftskaien. Utenom vann fra vaskeanlegget for ovnsgasser inngår kjølevann og diverse mindre kilder. I bedriftens rapport om forurensningstilførslene (EFP 1974a) er disse to utslippene betegnet henholdsvis F1 og D2. Et tredje, mindre utslipp fra sinterverkets våtvaskeanlegg (B01) går ut i overflaten nærmere elveutløpet (fig. 4.1). En rekke mindre utslipp blir ikke videre behandlet i foreliggende rapport.

Ifølge bedriftens målinger varierer pH i de tre utslippene innenfor intervallene mellom 4.4-8.8 (B01), 6.3-9.4 (D2) og 6.3-9.8. Disse surhetsgrader anses ikke å være noe problem ved utslipp til saltvann.

Det vesentlige bidraget av PAH kommer muligens fra fremstilling av silicomangan, der det delvis benyttes kull som reduksjonsmiddel, mens det ved ferromanganproduksjonen brukes koks. Ved de delvis åpne silicomanganovnene kan det imidlertid tenkes at tjærestoffene i stor grad forbrennes, men dette kan variere med produksjonsforholdene. Det understrekes at ovennevnte forhold langt fra er klarlagt, og at det dreier seg om helt foreløpige vurderinger.

Nedenstående tabeller 2.1 og 2.2 oppsummerer de informasjonen som foreligger om vannforbruk og konsentrasjoner og mengder av stoffer i av-

løpsvannet. Foruten på ovennevnte rapport fra bedriften bygger tabellene på tilleggsopplysninger fra ing. K. H. Gunnæs om vann- og forurensningsmengder fra en ny ovn for fremstilling av ferromangan (utslipp D2). For tjærestoffenes vedkommende (og herunder PAH) er det ikke gjort målinger i avløpsvannet.

Tabell 2.1 Suspendert og oppløst materiale i utslippene fra EFP Co., Sauda (avrundede verdier fra EFP-rapport (1974a)).

Utslipp	Vann- mengde m ³ /t	Suspendert stoff		Oppløst stoff		total stofftransp. kg/døgn
		g/l	kg/døgn	g/l	kg/døgn	
B01	45	1.44	1550	0.14	150	1700
F1	720	0.03	550	0.08	1400	1950
D2	1550	0.41	15100	0.20	7500	22600
Øvrige	5-70	-	30		10	<50
Alle avløp	~2350	0.31	~17200	0.16	~9100	~26300

Midlere gløderestkonsentrasjon (suspendert stoff) i de tre hovedutslippene var 1.03 g/l (B01), 0.016 g/l (F1) og 0.37 g/l (D2).

Bidraget fra ny ovn for ferromanganfremstilling medfører en økning i utslipp D2 på ca. 2600 kg suspendert stoff og 2700 kg oppløste stoffer pr. døgn, dessuten 300 m³ vann pr. time. Det totale vannforbruket blir følgelig noe under 2700 m³/time, mens totalutslippet av suspendert og oppløst materiale henholdsvis blir nær 20.000 kg pr. døgn og i underkant av 12.000 kg pr. døgn, til sammen vel 31.000 kg.

Tabell 2.2 Konsentrasjoner og mengder av målte komponenter i hoved-
utslippene (Aritmetiske middelveier fra EFP-rapport
(1974a)).

Utslipp Komponenter	D2		F1		B01	
	mg/l	kg/døgn	mg/l	kg/døgn	mg/l	kg/døgn
Susp. materiale	404,8	15059	32.0	553	1441.9	1557
" mangan	~120	4563	~8	139	~420	456
" jern	~ 20	738	~0,7	11	~135	145
" sink	3.8	142	~0.7	10.9	~ 0.8	0.90
" bly	~ 0.45	16	~0.07	1.2	~0.5	0.55
" kadmium	~ 0.13	4.8	~0.02	0.45	~0.08	1.09
" arsen	~ 0.17	6.0	~0.01	0.22	~3.6	3.95
" karbon	~ 45	1656	~7	122	~130	139
Oppl. materiale	201.3	7488	81.6	1410	134.8	146
" mangan	32.4	1205	3.85	66.0	9.9	10.7
" jern	<0.05	<2.0	<0.05	<0.9	<0.05	<0.05
" sink	0.220	8.0	0.690	12.0	0.090	0.097
" kopper	<0.018	<0.7	<0.014	<0.24	<0.010	<0.010
" bly	0.007	<0.24	0.018	0.31	0.007	0.007
" kadmium	<0.002	<0.07	0.007	0.12	0.002	0.0022
" arsen	0.03	1.12	<0.02	<0.35	0.63	0.68
" kvikksølv	0.00010	0.004	0.00015	0.0026	0.00018	0.0001
" cyanid	1.6	59.5	2.0	34.6	<0.2	<0.22
Total sulfid	1.87	69.6	<0.05	<0.9	<0.02	<0.22
" fenoler	0.087	3.2	0.540	9.3	<0.001	<0.0011

Tallene som er angitt for konsentrasjonene av metaller knyttet til det suspenderte stoffet, er beregnet av instituttet ut fra opplysningene i nevnte EFP-rapport (1974a).

Om utslippene av fosfor- og nitrogenforbindelser angis for utslippene D2 og F1 følgende tilnærmede verdier i mg/l: ortofosfat: 0.002 - 0.075, totalfosfor: 0.005 - 0.077, nitrat + nitritt: 0.12 - 0.23 og totalnitrogen: 1.9 - 2.2.

Det er i tabellen ikke tatt med avløpet fra den nevnte nye ovn, som er tilknyttet utslipp D2. Stort sett kan man regne med at den mengdemessige fordelingen av komponentene er den samme som gitt i tabell 2.2 for utslipp D2, men at avløpet til resipient inneholder 30% mer oppløste stoffer og 15% mer suspendert materiale. Økningen i vannmengde er ca. 20%, slik at konsentrasjonen av suspenderte stoffer blir noe lavere, av oppløste komponenter litt høyere. Forandringene må imidlertid antas å være små, og i praktisk sammenheng av mindre betydning.

Bedriften har under oppføring et renseanlegg som forventes å fjerne mer enn 80% av både suspendert materiale og mangan. (Rapport av 13/11 1974 fra Carl-H. Knudsen, rådgivende ingeniør). Bedriften regner videre med en renseeffekt på 80% for sink og 50% for kopper og bly (brev av 31/12 1975 til SFT).

2.2 Problemstilling og formål

Kort uttrykt er hensikten med de foretatte undersøkelser og vurderinger å få belyst hvilken grad av påvirkning som kan anses akseptabel ut fra hensynet til fjorden og de mer eller mindre konkrete interesser som er knyttet til den. Mer spesifikt har oppdraget gått ut på bearbeidelse av følgende delproblemer:

- I Generell karakteristikk av resipienten med hensyn til naturtilstand og forurensningseffekter.
- II Vurdering av mengde og konsentrasjoner av bestanddeler. i avløpsvannet, fjordvannet, sedimenter og organismer, alt sett i relasjon til antatte naturlige bakgrunnsverdier (i den utstrekning disse er kjent).
- III Avløpsvannets akutte giftighet.
- IV Indre Saudafjordens hydrografi og vannutskifting med henblikk på å belyse fordeler og ulemper ved ulike utslippssteder og dyp.
- V Behovet for fjerning av cyanid.

Det siste punktet er tatt opp i en egen rapport (NIVA 1974a) og behandles ikke videre her, annet enn i den utstrekning det har vært nødvendig i forbindelse med de foretatte gifttester.

Undersøkelsene har hatt orienterende karakter. Det har i første rekke vært om å gjøre å få et fyldestgjørende bilde av forholdene i utslippenes umiddelbare nærhet.

2.3 Undersøkelsesområdet

Fra munningsområdet mot Hylsfjorden/Sandsfjorden og inn til Sauda er fjorden ca. 13 km lang (fig. 2.1). Den delen som omfattes av de foretatte undersøkelser, dvs. fra Bølneset og innover, er nær 6 km. Hovedtyngden av observasjonene er gjort innenfor Ramsneset, dvs. i de indre 3 km av fjordbassenget.

Saudafjorden er for det meste omgitt av bratte åser, og det vesentlige av nedbørfeltet drenerer til den innerste delen. Selve bassenget skrår på alle sider bratt ned mot bunnen. Mot Hylsfjorden/Sandsfjorden er dypet vel 200 m, mens dypet tiltar mot et maksimum på omkring 390 m midt i fjorden (litt syd for Bølneset). Området mellom Bølneset og Ramnes har stort sett dyp mellom 200 og 350 m, mens det innover fra Ramnes stiger relativt hurtig til omkring 20-50 m i havnebassenget.

I det indre bassenget (innenfor Ramnes) er bunnen selv på grunt vann (0-40 m) dekket av løsavsetninger i varierende tykkelse. På de observerte bunndyrstasjonene var det forøvrig nokså varierende substrat, til dels med et høyt innhold av planterester eller treflis.

Bortsett fra tettbebyggelsen i Sauda, med ca. 6000 mennesker, er det stort sett spredt bebyggelse og liten befolkningskonsentrasjon i nedbørfeltet. Tilførselen av kommunalt avløpsvann er følgelig liten, og må antas å spille underordnet rolle for fjordens tilstand, med et visst forbehold for hygieniske og estetiske forhold i den umiddelbare nærhet av Sauda. Landbruksaktiviteten er beskjedne, og utenom EFP er det lite industriell virksomhet som kan tenkes å ha noen vesentlig innflytelse på fjorden og dens biologi.

Ifølge bedriftens rapport om forholdene i Saudafjordens indre basseng (EFP 1974b), er midlere, årlige ferskvannstilførsel ca. $40 \text{ m}^3/\text{s}$, hvorav ca. $30 \text{ m}^3/\text{s}$ kommer fra kraftstasjonsavløpet innerst i

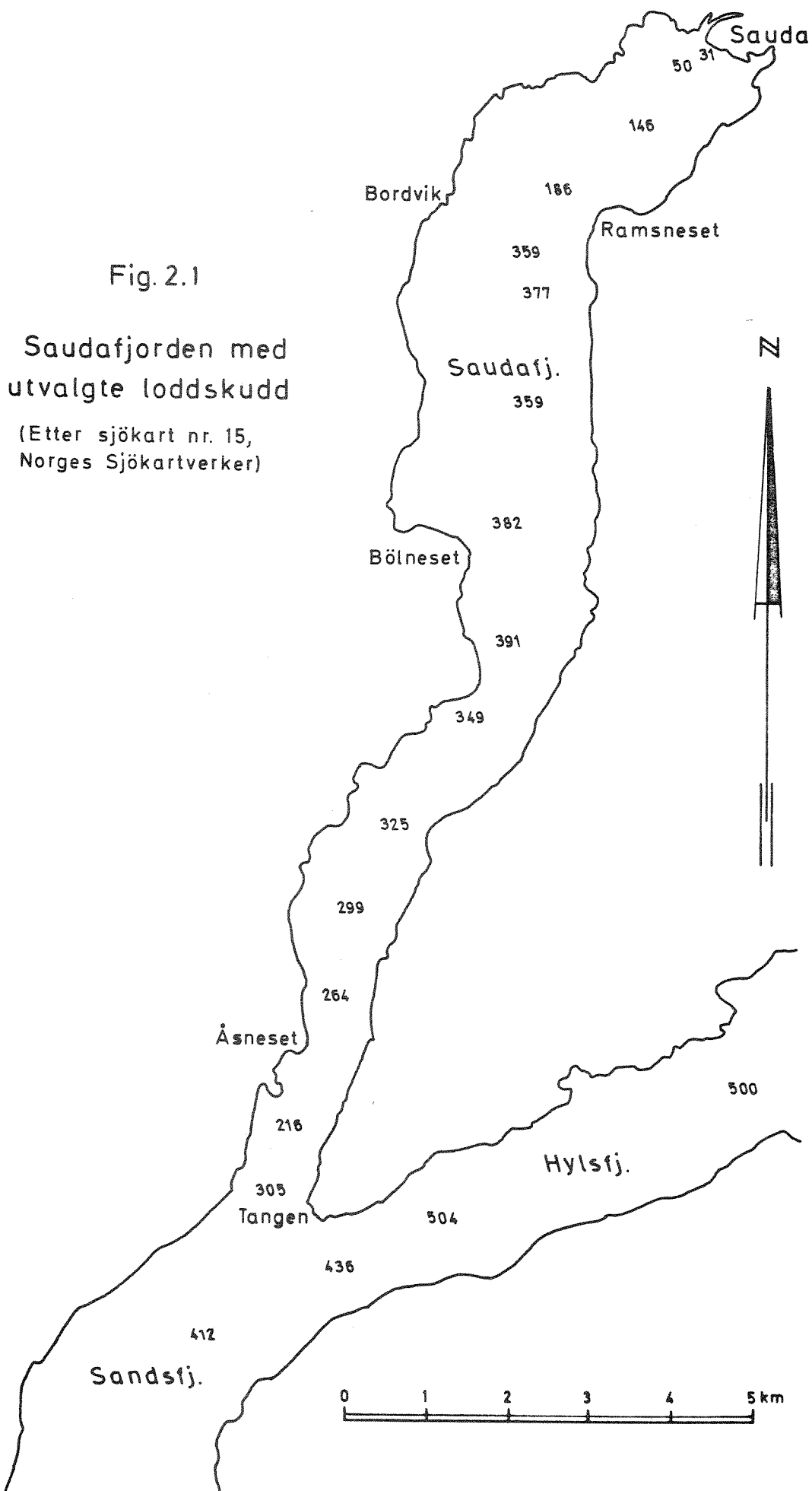


Fig. 2.1

Saudafjorden med
utvalgte loddskudd

(Etter sjökart nr. 15,
Norges Sjøkartverker)

fjorden, mens det resterende fordeler seg på de tre elvene Nordelva (6 m³/s), Storelva 2 m³/s) og Sagelva (2 m³/s). Som følge av den relativt dominerende rolle til kraftstasjonavløpet, er ferskvannstilførselen jevnere enn det som vanligvis er tilfellet (kfr. tabell 2.3). Den viktigste konsekvensen av at ferskvannstilstrømmingen er forholdsvis høy, er at det blir tilnærmet permanent lav saltholdighet i fjordens overflatelag. Utslippet fra kraftstasjonen har også vært økende; fra omkring 10-12 m³/s som årsmiddel i 1930-årene, omkring 15 m³/s i 1950-60, økende til ca. 20 m³/s i det påfølgende 10-året og 25-30 m³/s i de siste årene.

Tabell 2.3 Månedlig avløp (mill. m³) fra kraftstasjonen i Søndenhavn (A) og månedlig nedbør (mm) i Sauda (B) 1972-1974.

Måned	1972		1973		1974	
	A	B	A	B	A	B
Januar		91,6	79,50	183,1	73,78	229,1
Februar		37,2	71,18	283,7	72,51	179,2
Mars		88,6	79,07	176,2	68,17	31,3
April		101,0	64,36	148,9	70,71	3,4
Mai		92,3	77,83	194,6	76,86	64,2
Juni		204,8	60,13	151,8	63,54	98,0
Juli		56,7	158,05	70,3	47,69	183,9
August		199,5	128,39	205,8	70,08	173,8
September	57,14	83,3	102,15	194,7	159,17	399,6
Oktober	73,78	183,9	65,85	150,5	57,81	39,2
November	70,57	399,9	73,42	384,0	39,54	277,7
Desember	71,00	297,0	70,21	311,3	60,85	460,4
Middel	-	153,9	32,6	204,6	27,3	178,3

I Storelvas nedbørfelt ligger en nedlagt sinkgruve. Analyser av elvevannet har imidlertid ikke vist noen økning i metallinnholdet nedenfor tilløp av dreinsvann fra avgangen (ing. Gunnæs, pers.medd.) Indre fjordbassengs hydrografi og lagdelingsforhold er tidligere undersøkt av bedriften i perioden juli 1972 - juni 1973 (EFP 1974b). Foruten saltholdighet, temperatur og oksygen er det gjort observasjoner av kjemiske

parametre (ortofosfat, mangan, cyanid, pH, suspendert tørrstoff og gløderest). I tillegg er det foretatt siktedypsregistreringer. Kort oppsummert viste undersøkelsene av fysiske forhold at saltholdigheten i overflaten varierte mellom nær 0 og ca. 15 o/oo S, mest mellom 5 og 10 o/oo. Tilsvarende varierte dybden av det tilnærmet gjennomblandede overflatelaget fra 0 til 4 m (flomsituasjon), for det meste 0,5-2 m. Sprangsjiktet strakte seg vanligvis mellom 0,5 og 4 m, mest 2-4 m. I flomsituasjoner kunne sjiktet strekke seg mellom 4 og 6 (8) m. Under spranglaget var saltholdigheten 20 o/oo eller mer. Oksygenmålingene viste neppe oksygenvinn av betydning i dyp ned til 200 m. Nær utslippene var siktedypet 3-5 m, mens det utenfor Ramsnes stort sett ble målt 4-7 m (enkeltstående maksimum på 12 m).

Publiserte undersøkelser foreligger ikke fra området. I forbindelse med Ulla-Førre reguleringen utføres imidlertid omfattende hydrografiske og marinbiologiske studier i Hylsfjorden/Sandsfjorden med tilliggende områder. Blant annet er det en hydrografisk stasjon i Saudafjorden, litt sør for Bølneset (Svendsen & Utne, Preliminære rapporter 1973, 1974 a/b, 1975 a/b og 1976, unpubl.). De biologiske observasjonene (littoralfauna og -flora, spesielle blåskjellundersøkelser) er fra lenger ute i fjorden (Hovgaard, Preliminære rapporter 1974, 1975 unpubl.). Resultatene både herfra og fra de øvrige lokaliteter som undersøkes i regi av Rådgivende Utvalg for Fjordundersøkelser, er av stor interesse for å bedømme forholdene i indre Saudafjord. Mens den direkte forurensningsbelastningen vil være sterkt avtakende utover i Saudafjorden, stemmer sannsynligvis saltholdighetsvariasjonene i overflatelaget på flere av de nevnte lokalitetene godt overens med det man finner i indre Saudafjord.

Resultatene av sedimentanalysene foretatt ved Agder Distrikthøgskole (Kjellsen & Ekornrød 1975, unpubl.) vil bli nærmere referert i kap. 6.3. Havforskningsinstituttet har hatt tokt til Saudafjorden, bl.a. i forbindelse med registrering av polisykliske aromatiske hydrokarboner i sedimentene, men resultatene er ikke publisert (havforsker Karsten Palmork pers. medd.).

3. MATERIALE OG METODER

Etter en innledende befarings 30/7-1974, ble feltundersøkelsene gjennomført i tiden 10-13/9 samme år. Observasjonene omfatter hydrofysiske, hydrokjemiske, biologiske og sedimentologiske forhold.

De hydrofysiske undersøkelsene omfatter dels vannhenterdata, dvs. temperaturmålinger med vendetermometer og innsamling av vannprøver med etterfølgende analyser på salinitet og oksygeninnhold, dels salinotermdata, dvs. direkte observasjon av saltinnhold og temperatur i felt. Ved innsamlingen av vannprøver ble det benyttet pleksiglass Hydrobios vannhenter, og prøver ble tatt ved følgende måledyp: 0, 4, 6, 8, 12, 16, 20, 30, 40, 50, 100 m og nær bunnen. Salinotermobservasjonene er foretatt i 0, 1, 2 osv. for hver meter ned til 10 m, annen hver meter fra 12 til 20 m og hver femte meter derfra og til bunnen (maks. 40 m). Stasjonsnettet fremgår av fig. 4.1 (Fra st. H6 er det bare salinometerobservasjoner). Analysene på saltinnhold og oksygen er gjort etter standard prosedyre ved instituttets rutineanalyselaboratorium (salinometer og Winklers metode som modifisert av Gaarder).

Siktedypet er målt med Secchiskive uten bruk av vannkikkert.

De hydrokjemiske parameter omfatter følgende: totalfosfor, ortofosfat, totalnitrogen, nitrat, ammonium, total organisk karbon (TOC), suspendert tørrstoff, suspendert gløderest, cyanid, olje, arsen, kadmium, kobber, jern, kvikksølv, bly, sink og mangan - alt på ufiltrede prøver. Prøveinnsamlingen omfattet de fem indre stasjonene (fig. 4.1), mens prøvedypene varierte noe ut fra en vurdering av informasjonsbehovet. Metallene er analysert ved Sentralinstitutt for industriell forskning (SI), de øvrige på NIVA's rutineanalyselaboratorium etter laboratoriets standardopplegg. Arsen er bestemt ved atomabsorpsjon og spesialapparat (SI), kvikksølv ved flammeløs atomabsorpsjon, mangan ved direkte måling, og de øvrige metaller ved atomabsorpsjon etter ekstraksjon.

Fastsittende alger og hardbunnfauna er observert fra littoralsonen (fjærebeltet) nedover til nedre grense for vekst av makroskopiske alger og eventuelt videre til maksimum 20 m. Observasjonene er utført ved dykking med pressluftapparat og lokalitetene fremgår av fig. 7.1. Faunaen er bestemt i felt, mens algene dels er identifisert i felten, dels innsamlet og nærmere analysert i laboratoriet. Disse prøver er formalinfiksert og oppbevart på instituttet. Registreringene er i en viss utstrekning også dokumentert ved fotografier av typiske samfunn og arter.

På et utvalg av gruntvannsstasjonene (st. G2 - G6, fig. 7) er det også samlet inn alger til analyse på innholdet av metallene mangan, sink, bly, kadmium og kobber. For dette formålet har både blæretang (*Fucus vesiculosus*) og grisetang (*Ascophyllum nodosum*) vært benyttet fordi disse artene til dels var utbredt på forskjellige stasjoner. Algene ble tørket i 12 timer ved 80-90°C og analysert ved hjelp av røntgenfluorescensspektrofotometri etter finpulverisering.

Orienterende prøver av bløtbunnsfaunaen har vært samlet inn på syv stasjoner (kfr. fig. 7.2. Innsamlingen på BF 3 ble mislykket på grunn av bunnforholdene). Dypene varierte fra 27 til 42 m. Innsamlingen ble foretatt med Ekmangrabb, og det er gjort fem grabbskudd på hver stasjon. Materialet er ikke vurdert kvantitativt. Sorterte prøver er konservert og oppbevart på instituttet.

Sedimentprøver (se stasjonsnett fig. 4.1) er tatt med henblikk på analyse av PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) og metallinnhold (kadmium, bly, sink og mangan). Ved innsamlingen er det benyttet en TMM prøve-taker. Denne gir kjerner med diameter 2 cm og lengde opp til 30 cm. For PAH's vedkommende er det med ett unntak bare analysert på de øverste 5 cm av sedimentene. I den utstrekning kjernene har vært lange nok er metallene blitt analysert på hvert 5 cm sjikt ned til 25 cm. Metallene er bestemt ved atomabsorpsjon etter tørking av sedimentene, 2 timers koking under reflux med en blanding av salpetersyre og bromsyre og med etterfølgende filtrering.

PAH er analysert i gasskromatograf etter tørking, ekstraksjon i Soxlet-apparatur og inndamping. De fremkomne toppene i gasskromatogrammene ble identifisert og kvantifisert dels ved å sammenlikne med retensjonstider for tilgjengelige standarder i kjente konsentrasjoner, dels ved å benytte publiserte data for relative retensjonstider og responsfaktorer.

Når det gjelder metodikk ved de utførte biotester, henvises til kap. 8 og 9.

4. HYDROFYSISKE FORHOLD

Det innsamlede materialet skriver seg fra et enkelt tokt og gir således bare et øyeblikksbilde. Resultatene kan imidlertid vurderes noe på bakgrunn av bedriftens egne observasjoner fra tidligere (EFP 1974 b). Som nevnt foran pågår det grundige og flerårige hydrografiske studier i den tilstøtende Hylsfjorden og utenforliggende fjorder i regi av Rådgivende utvalg for fjordundersøkelser. Datamaterialet herfra foreligger imidlertid foreløpig bare som preliminare, upubliserte rapporter. En av stasjonene er plassert ut for Bølneset, og resultatene vil være av verdi for å bedømme forholdene i Saudafjorden.

Instituttets undersøkelser hadde primært hydrokjemisk og sedimentologisk siktepunkt, og stasjonsnettets omfatter bare lokaliteter ut til linjen Bordvik-Ramsneset (fig. 4.1).

Observasjonene er foretatt 10-12/9, etter og under en periode med betydelig nedbør (kfr. tabell 2.3). Dataene er således representative for en flomsituasjon.

Resultatene er gjengitt i tabellene 4.1 - 4.4. De tre første viser salt- og temperaturdata, henholdsvis basert på vannhentermetodikk og på salinometerobservasjoner, mens de observerte oksygenverdier finnes i tabell 4.4. Vertikalfordelingen av salinitet og temperatur er anskueliggjort i figur 4.2, som gir opplysninger om alle hydrografiske stasjoner med unntak av st. H2. (Sistnevnte viste tilnærmet lignende forhold som H3 og ble utelatt på figuren av tekniske årsaker.) Ellers er forholdene karakterisert gjennom figurer som viser lengdesnitt og tverrsnitt av fjorden med hensyn på saltholdighetsfordeling (fig. 4.3 - 4.4) og temperatur (fig. 4.5 - 4.6).

Det fremgår av fig. 4.2 - 4.4 og tabellene 4.1 - 4.3 at sprangsjiktet med hensyn til saltholdighet stort sett lå i nivået 4-6 m, litt høyere på st. H1 og H4 enn på de øvrige stasjonene. I dette laget økte saltholdigheten fra ca. 4-7 (10) o/oo til omkring 21-25 o/oo. Videre nedover var det en jevnere økning mot ca. 32 o/oo i 25-30 meters dyp og i underkant av 35 o/oo i bunnvannet (160 m).

Fig.4.1 Stasjoner for hydrografiske observasjoner og sedimentprøver i indre Saudafjorden 11-12/9 1974

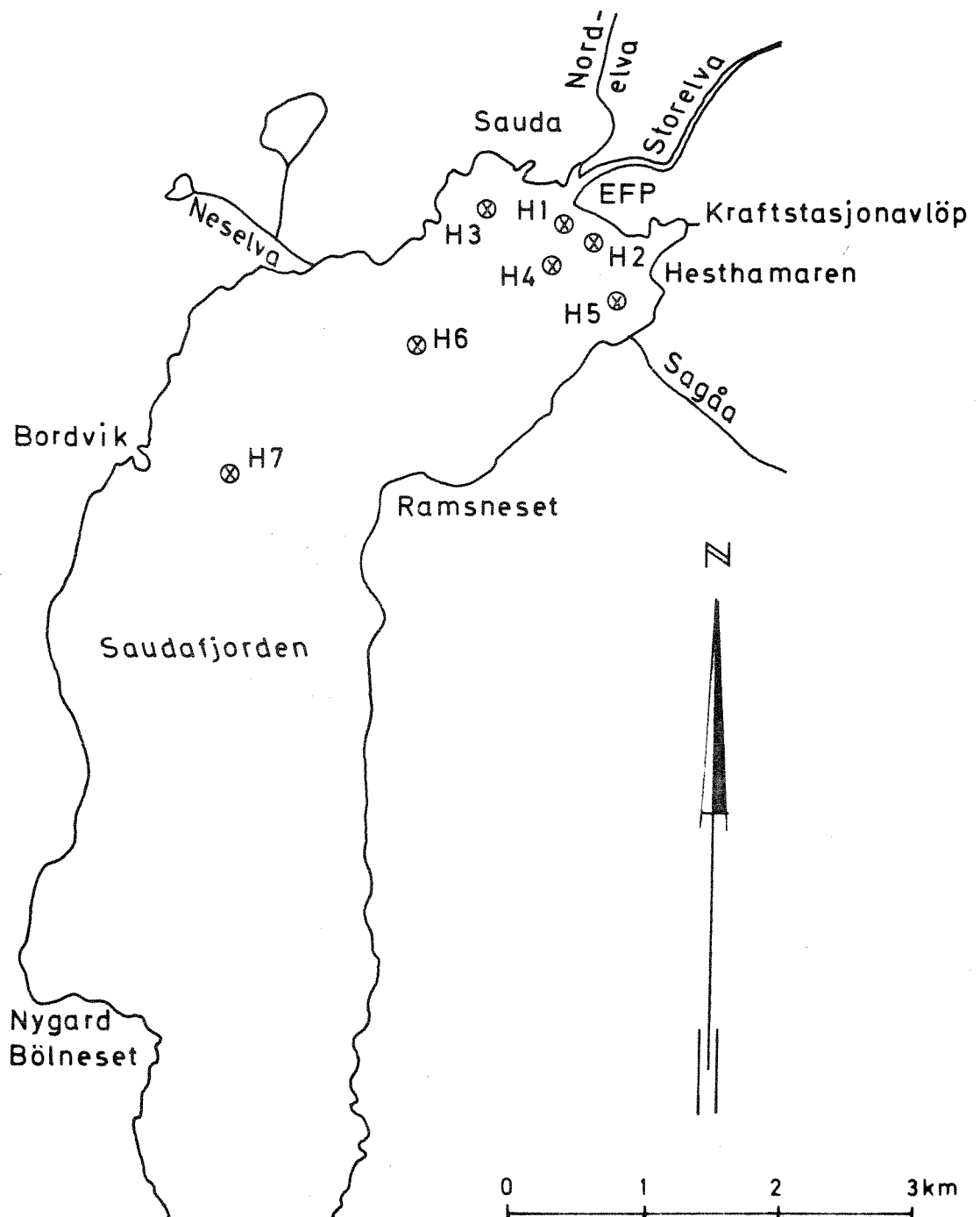
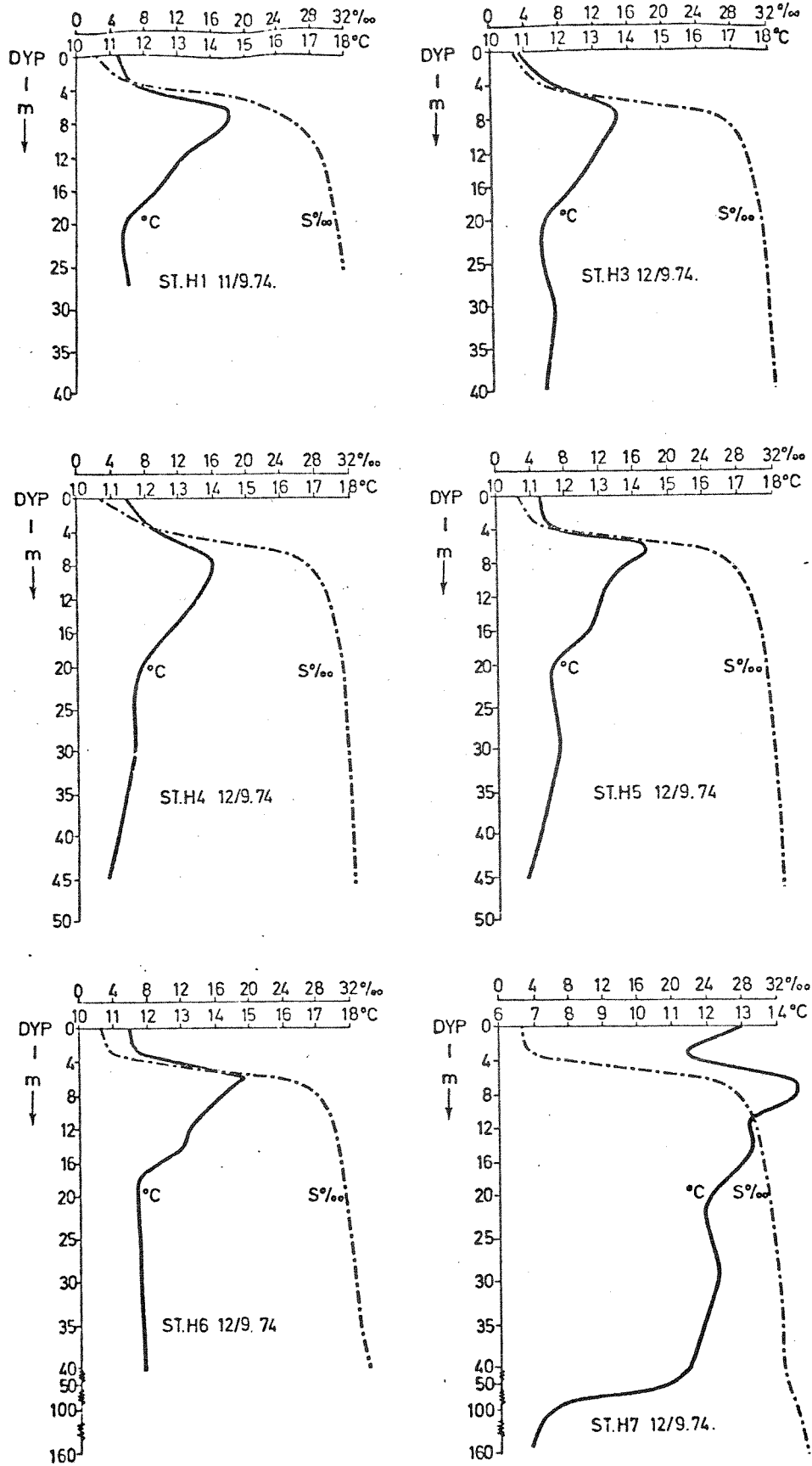


Fig. 4.2 Vertikalfordeling av temperatur og saltholdighet på hydrografiske stasjoner i indre Saudafjorden.



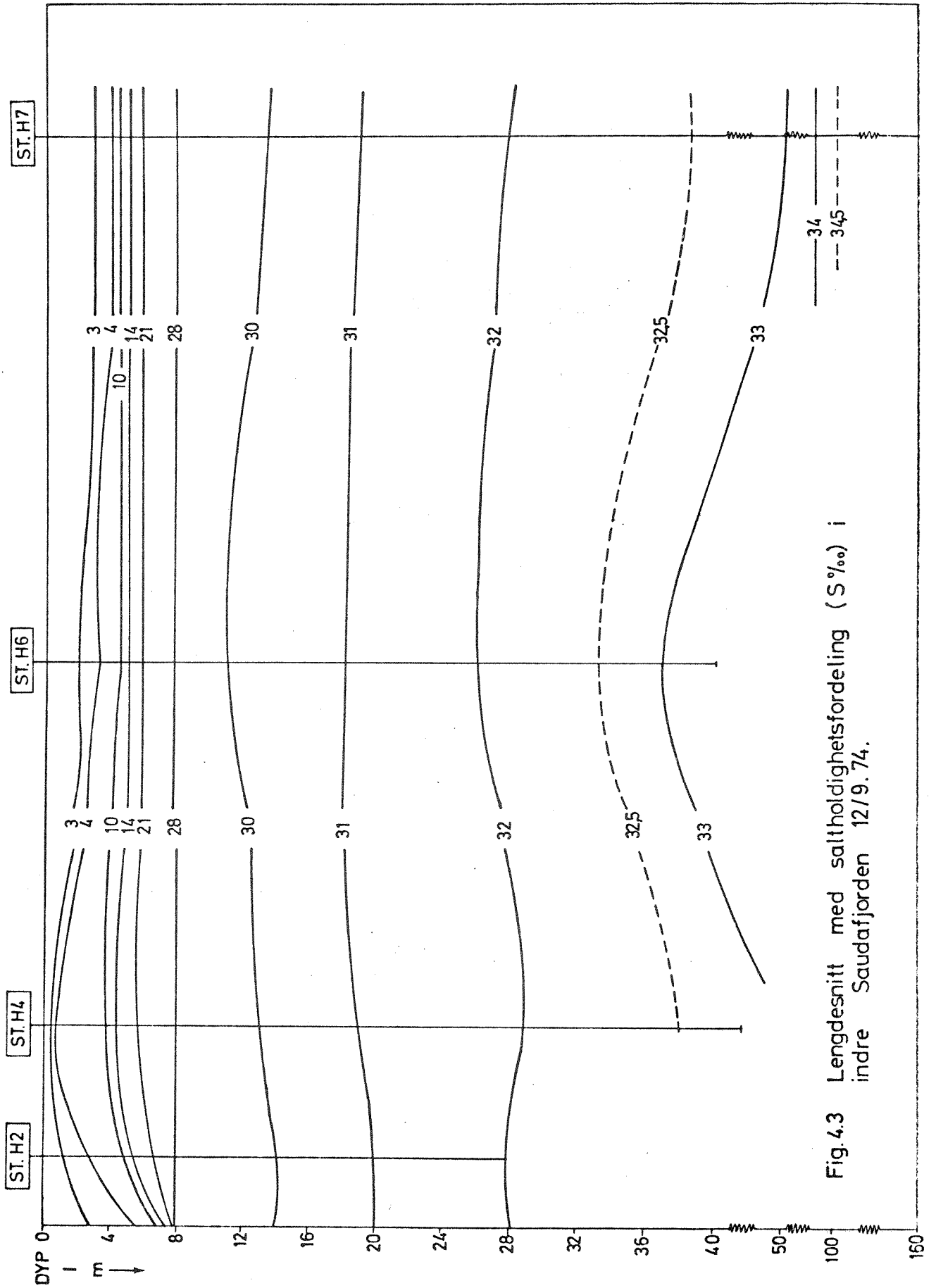


Fig. 4.3 Lengdesnitt med saltholdighetsfordeling (S‰) i indre Saudafjorden 12/9. 74.

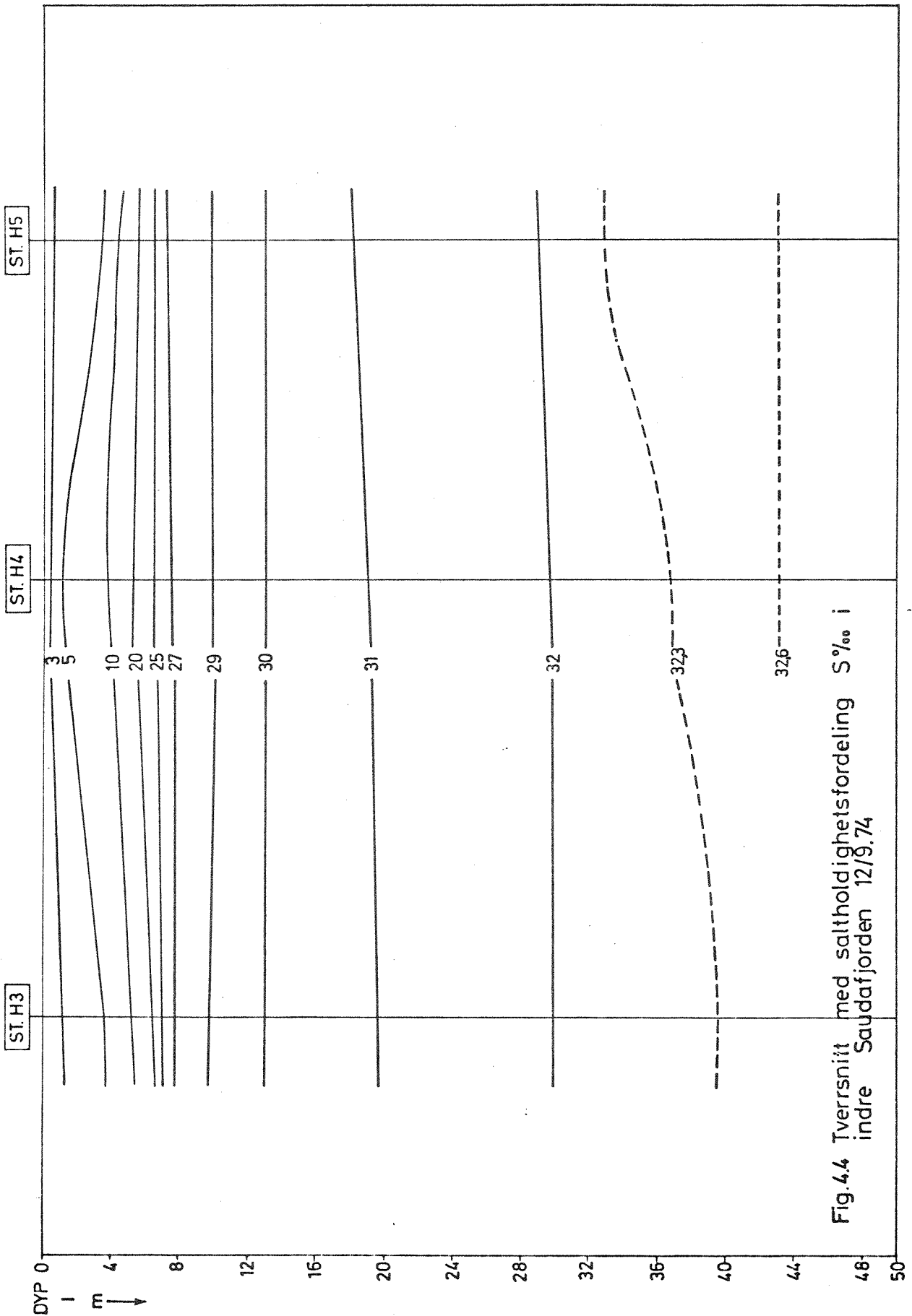


Fig.4.4 Tverrsnitt med saltholdighetsfordeling S‰ i indre Saudafjorden 12/9.74

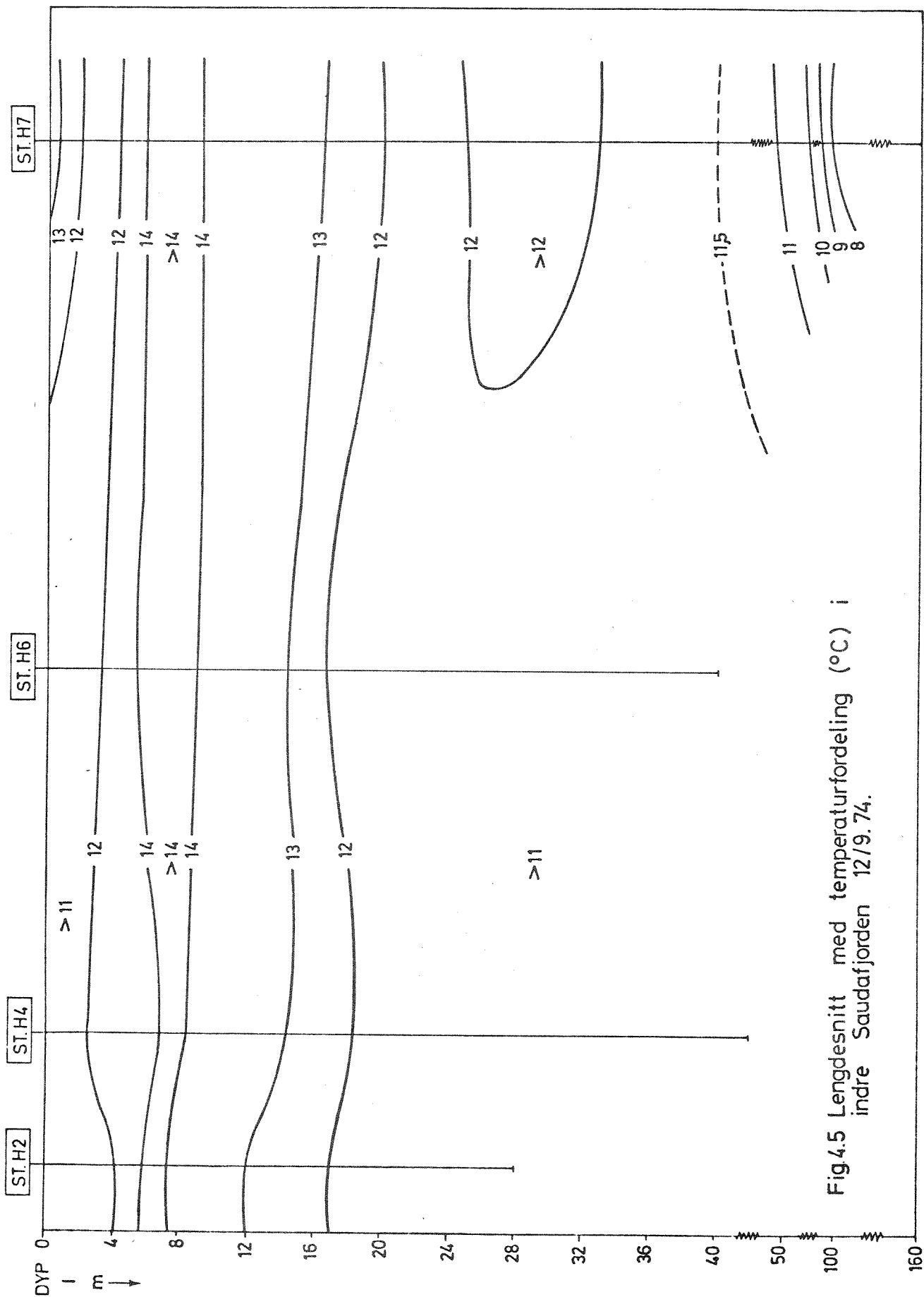


Fig.4.5 Lengdesnitt med temperaturfordeling (°C) i indre Soudafjorden 12/9.74.

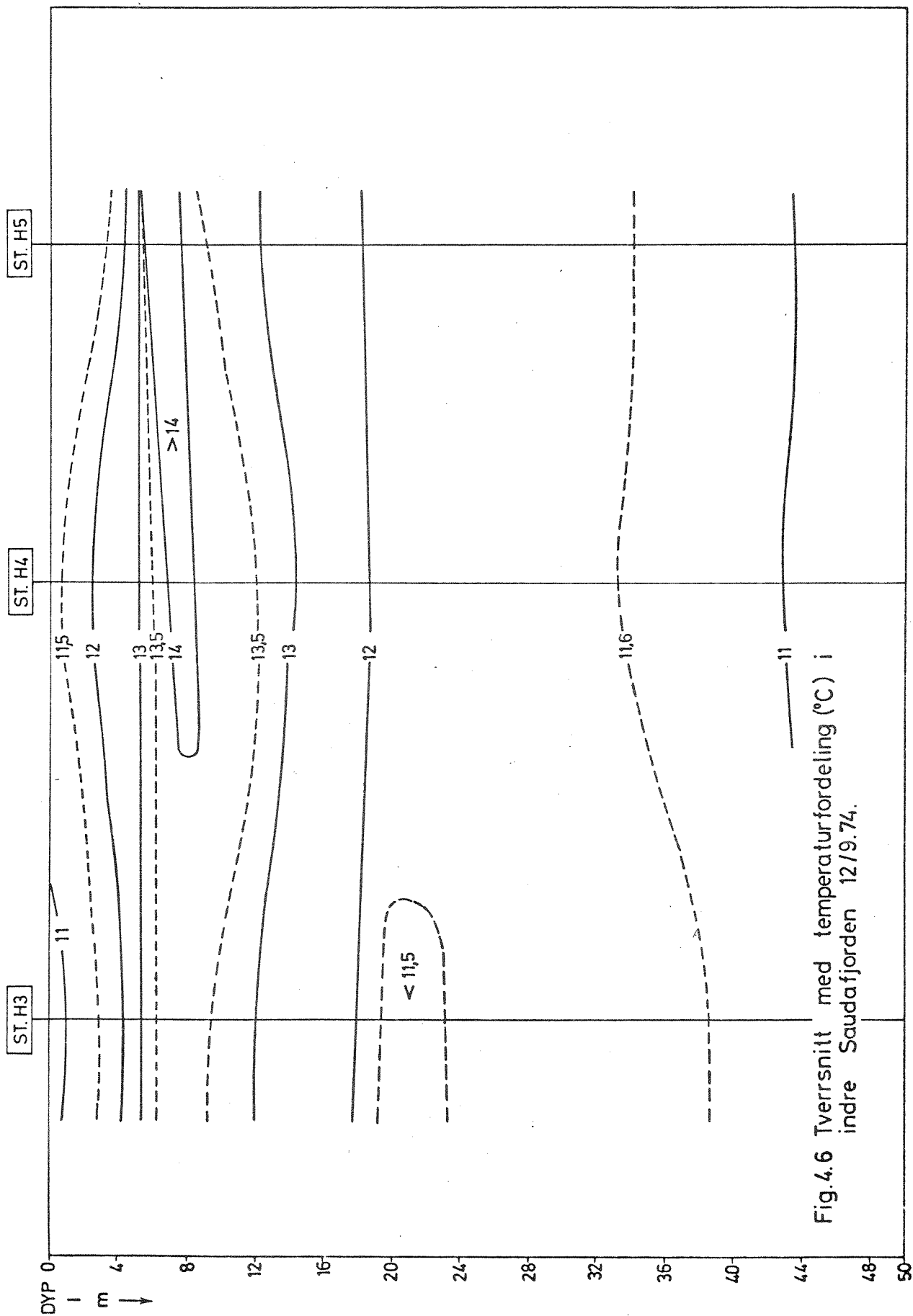


Fig.4.6 Tverrsnitt med temperaturfordeling (°C) i indre Saudafjorden 12/9.74.

Ved sammenligning med tidligere observasjoner fremtrer for overflatevannets vedkommende en høy grad av likhet med data fra 8/8-1973. I bedriftens rapport (EFP 1974 b, fig. 10) ble forholdene i august 1973 karakterisert som en flomsituasjon (kfr. tabell 2.3, aug. 1973 og sept. 1974). Av bedriftens øvrige måledata fremgår at sprangsjiktet vanligvis har ligget mellom 2 og 4 m.

Med hensyn til dypvannet kan en merke seg at i 40-50 meters dyp lå saltholdigheten i september 1974 på omkring 32.5 o/oo. Bedriftens tidligere observasjoner tyder på at saltholdigheten i dette dypet vanligvis er noe høyere.

De observerte oksygenverdier (tabell 4.4) viser konsentrasjoner nær metning, bortsett fra bunnvannet på st. H2 (28 m) og nær bunnen på st. H7 (160 m). Undermetningen var relativt ubetydelig på st. H2 (88% metning), mens verdien fra st. H7 (67%) vitner mer om et markert oksygenforbruk og stagnerende dypvann. Oksygeninnholdet var ikke så lavt at det skulle ha noen vesentlig innflytelse på fisk eller bunndyr. I 100 meters dyp var det nær metning med oksygen. Også ved bedriftens målinger gjennom 1972/73 har det ved flere anledninger vært observert tilsvarende lav eller noe lavere metningsgrad, til dels på grunnere vann (ca. 30 m) i det indre bassenget.

De observerte siktedypsverdiene og fargen i det halve siktedypet var:

St. H1	3.5 m - gulgrønn	St. H4	4.0 m - grønn
St. H2	5.5 m - gulgrønn	St. H7	6.5 m - gulgrønn
St. H3	5.0 m - grønn		

Det eneste som kan sies på grunnlag av disse øyeblikksobservasjonene er at de ikke er i uoverensstemmelse med tidligere funne verdier (EFP 1974 b). For så vidt er 5.5 m ved st. H2 relativt høyt i betraktning av denne lokalitetens utslippsnærhet, mens det i området ved st. H7 både har vært registrert til dels noe lavere og i enkelte tilfeller vesentlig høyere verdier tidligere. I det store og hele har man kunnet konstatere en økning av siktedypet fra innerst i bassenget utover mot Ramsneset (EFP 1974 b).

De hydrofysiske forholdene blir nærmere drøftet i relasjon til vannutskifting og transport av avløpsvann i kap. 5, og sammenhengen med de biologiske forhold blir vurdert i kap. 7.

Tabell 4.1. Observasjoner av salt (S, o/oo) og temperatur (T, °C) på hydrografiske stasjoner i indre Saudafjorden 11/9 (St. H1) og 12/9-74, basert på vendetermometer-registreringer og analyse av vannprøver.

Dyp i m	St. H1		St. H2		St. H3		St. H4		St. H5		St. H7	
	T	S	T	S	T	S	T	S	T	S	T	S
0	11,3	<2,846	11,0	<2,846	10,9	<2,846	11,4	<2,846	11,3	<2,846	13,2	<2,846
4	12,46	14,394	11,77	4,753	11,78	5,696	12,39	10,484	11,65	5,809	11,49	3,905
6	14,46	21,562	14,21	16,343	13,31	14,480	13,47	22,600	14,42	22,901	14,07	21,384
8	14,43	26,454	13,89	27,879	13,81	27,750	14,11	27,952	13,84	27,762	14,63	28,005
12	13,14	29,591	13,00	29,648	12,02	29,698	13,54	29,860	13,07	29,852	13,25	29,744
16	12,42	30,356	12,51	30,340	12,55	30,317	12,64	30,494	12,80	30,679	13,16	30,602
20	11,34	30,849	11,41	31,019	11,43	31,139	11,70	31,150	11,52	31,266	12,00	31,220
25	11,50	31,576	11,68	31,700	11,57	31,700						
28			11,82	31,983								
30					11,96	32,049	11,74	32,049	11,92	32,053	12,27	32,235
40					11,56	32,375			11,28	32,511	11,55	32,558
45							10,88	32,667	10,88	32,659		
50											10,87	32,869
100											7,55	34,693
160											6,93	34,961

Tabell 4.2. Salinoterm-observasjoner av salt (S, o/oo) og temperatur (T, °C) på hydrografiske stasjoner i indre Saudafjorden 11/9 (St. H1) og 12/9-74.

Dyp i m	St. H1		St. H2		St. H3		St. H4		St. H5		St. H6		St. H7	
	T	S	T	S	T	S	T	S	T	S	T	S	T	S
0	11,3	3,0	11,1	2,6	10,8	2,7	11,7	4,2	11,9	2,8	11,65	2,7	12,0	3,2
1	11,3	3,1	11,1	2,75	10,8	2,8	11,8	5,6	11,8	3,2	11,6	2,8	11,7	3,2
2	11,3	3,2	11,2	3,2	11,1	3,4	11,9	5,9	11,7	3,2	11,6	2,9	11,6	3,6
3	11,4	3,6	11,7	4,9	11,7	5,0	12,4	9,0	11,6	3,2	11,6	3,3	11,7	3,8
4	12,8	6,0	11,9	5,7	12,2	6,6	12,7	9,7	11,9	4,3	12,7	7,2	12,2	5,6
5	13,7	12,2	14,1	11,5	13,2	13,3	13,0	15,7	14,1	20,8	13,7	12,0	13,8	14,8
6	14,6	22,7	14,4	22,8	14,2	21,3	14,4	24,4	14,4	22,9	14,9	23,2	14,9	24,1
7	14,6	25,8	14,4	26,5	14,0	27,9	14,4	26,6	14,5	27,1	14,5	27,2	14,7	27,4
8	14,2	27,4	13,75	28,3	13,9	28,1	14,1	27,7	13,8	28,4	14,3	28,7	14,5	28,3
9	13,8	28,1	13,6	28,7	13,7	28,7	13,8	28,6	13,6	28,7	13,9	29,0	13,9	28,7
10	13,4	28,8	13,45	29,1	13,3	29,1	14,0	29,0	13,3	29,5	13,7	29,4	13,5	29,3
12	13,2	29,6	13,1	29,8	13,1	29,9	13,6	29,8	13,1	30,0	13,2	30,2	13,8	30,1
14	12,5	30,1	12,75	30,25	12,8	30,2	12,7	30,4	12,9	30,2	13,2	30,4	13,8	30,5
16	12,5	30,3	12,5	30,6	12,5	30,5	12,0	31,0	12,5	30,7	12,3	30,7	12,9	30,7
18	11,9	30,7	11,7	30,9	11,9	30,8	11,7	30,9	12,1	31,0	11,6	31,0	12,5	31,5
20	11,5	31,1	11,6	31,5	11,5	31,5	11,6	31,0	11,5	31,5	11,7	31,4	11,7	31,5
25	11,6	31,7	11,9	32,2	11,9	31,9	12,0	31,9	11,8	32,02	11,9	32,0	12,4	32,03
30			11,9	32,18	11,9	32,18	11,8	32,27	12,0	32,29	11,8	32,32	12,1	32,26
35			11,8	32,42	11,8	32,42	12,0	32,53	11,9	32,49	11,9	32,56	11,9	32,55
40			11,4	32,74	11,4	32,74	11,6	32,72	11,4	32,70	11,9	33,78	11,8	32,75

Tabell 4.3. Salinotermobservasjoner av salt (S, o/oo), temperatur (T, °C) på bunnfaunastasjoner i indre Saudafjorden 10/9 (BF1-BF5a) og 11/9-74 (BF5b-BF8).

Dyp i m	BF 1		BF 2		BF 3		BF 4		BF 5a		BF 5b		BF 6		BF 7		BF 8	
	T	S	T	S	T	S	T	S	T	S	T	S	T	S	T	S	T	S
0	11,1	2,9	11,3	2,5	10,9	2,2	11,4	2,6	11,3	2,5	11,2	2,7	11,2	2,2	10,7	2,0	11,1	1,9
1	10,1	3,0	11,3	2,5	10,9	2,3	11,3	2,7	11,3	2,5	11,3	2,9	-	-	11,0	2,8	11,6	2,9
2	11,3	3,0	11,3	2,8	11,2	3,2	11,4	3,0	11,3	2,7	11,3	3,2	11,2	2,2	11,5	3,5	11,7	3,6
3	11,1	3,2	11,4	3,3	11,6	3,6	11,1	3,1	11,4	3,2	11,6	4,2	11,2	2,4	11,8	4,2	12,0	4,4
4	10,1	5,0	12,3	5,6	12,1	4,8	12,6	6,4	12,8	6,0	12,5	6,6	11,6	3,8	12,7	6,6	12,9	6,0
5	12,8	16,4	14,0	18,6	14,1	19,0	13,9	16,7	13,9	13,3	14,2	18,8	12,7	5,6	14,2	18,0	14,1	18,8
6	14,1	24,8	14,5	24,7	14,5	24,1	14,5	25,1	14,4	24,4	14,5	25,0	14,0	18,0	14,3	23,0	14,6	24,9
7	14,6	26,7	14,4	26,4	14,4	26,7	14,4	26,5	14,3	26,4	14,4	26,1	14,5	24,3	14,4	26,5	14,5	26,7
8	14,6	27,6	14,2	27,1	14,1	27,5	14,1	27,6	14,3	27,4	13,8	27,6	14,4	26,4	13,8	27,6	14,1	27,8
9	14,5	28,0	14,0	27,9	14,1	27,8	14,2	28,1	14,1	28,1	13,4	28,5	13,6	27,8	13,6	28,5	13,6	28,5
10	14,6	28,5	13,7	28,3	13,8	28,2	13,7	28,7	13,8	28,4	13,6	29,0	13,8	28,5	13,5	29,0	13,5	29,1
12	14,1	29,2	13,4	29,0	13,7	28,9	13,6	28,5	13,2	29,1	13,3	29,6	13,8	29,0	13,0	29,6	13,1	29,7
14	14,2	29,7	13,1	29,3	13,0	29,5	13,4	29,4	13,0	29,6	12,9	30,0	13,0	29,6	12,7	29,8	12,7	30,1
16	13,6	29,9	12,6	30,1	12,8	29,8	13,1	29,6	12,8	30,0	12,6	30,2	13,0	29,8	12,3	30,1	12,4	30,2
18	12,7	30,4	11,9	30,5	11,7	30,3	12,9	30,0	11,8	30,5	12,0	30,5	12,2	30,1	11,8	30,3	12,1	30,5
20	12,5	30,9	11,5	30,7	11,5	30,6	12,0	30,3	11,4	30,7	11,4	30,9	11,9	30,4	11,4	30,6	11,6	31,0
25	12,7	31,6	11,5	31,5	11,6	31,4	11,3	31,2	11,4	31,4	11,4	31,5	11,6	30,7	11,4	31,2	11,9	31,6
30	12,5	31,9	12,1	31,9			11,6	31,6	11,9	31,8	12,0	31,7	11,4	31,6			12,0 ^x	31,8 ^x
35	11,9	32,13					11,7	31,8					12,2	31,9				
40	12,00	32,40																

^x på 28 m

Tabell 4.4. Observasjoner av oksygenkonsentrasjoner på hydrografiske stasjoner i indre Saudafjorden 11/9 (St. H1) og 12/9-74.

Dyp i m	St H1		St H2		St H3		St H4		St H5		St H7	
	ml/l	% metn	ml/l	% metn	ml/l	% metn	ml/l	% metn	ml/l	% metn	ml/l	% metn
0	7,50	<103	7,28	< 99	7,50	<102	7,43	<102	7,28	<100	7,14	<102
4	6,71	101	7,14	100	7,07	100	6,78	100	7,21	101	7,21	100
6	6,04	99	6,29	100	6,21	95	6,29	102	5,89	98	5,85	95
8	6,25	106	6,21	105	6,25	105	6,29	107	6,04	102	6,00	103
12	6,04	102	6,21	104	6,29	106	6,36	108	5,82	98	6,21	105
16	6,32	105	6,11	102	6,14	103	6,29	105	6,11	103	6,00	102
20	6,18	101	6,04	99	6,06	99	6,29	104	6,15	101	6,21	103
25	6,11	101	5,97	99	5,97	99						
28			5,23	88								
30					6,00	100	6,07	101	5,89	98	5,85	98
40					5,85	97			5,65	93	5,85	97
45							5,78	95	5,75	94		
50											6,07	100
100											6,29	97
160											4,42	67

5. INNLAGRING OG TRANSPORT AV AVLØPSVANN

5.1 Generelt

I det følgende skal det ses litt på hvilke muligheter en har for fortynning og spredning av bedriftens avløpsvann i Saudafjorden og hvilke deler av vannmassene som vil bli berørt ved forskjellige utslippsdyp. Dette har betydning for en vurdering av de biologiske effekter av ulike utslippsalternativer.

De teoretiske betraktninger med hensyn til fortynning og spredning av avløpsvannet gjøres med forbehold om at informasjonene om vannsirkulasjonen i Saudafjorden er ufullstendig.

5.2 Beregningsmetodikk

Fordi avløpsvannet er lettere enn vannet i resipienten, vil det alltid stige mot overflaten hvis det slippes ut på et visst dyp. Hvis avløpsstrålen er relativt tynn og har høy utgangshastighet, vil turbulensen i strålen forplante seg til de nærmeste omliggende vannmasser. Disse vil rives med og blandes inn i strålen, slik at avløpsvannet fortynnes, og strålen øker i tetthet og mektighet etter som den stiger oppover. Siden tettheten i resipienten avtar mot overflaten, kan strålen til slutt bli tyngre enn de omliggende vannmasser, og den vil da bremses ned. Det fortynnede avløpsvannet vil innlagres i et sjikt rundt det dyp hvor det hører hjemme ut fra sin tetthet, men kan trenge opp noe høyere enn dette dypet. Hvis utslippet ligger nær overflaten, eller hvis det er svak sjiktning, kan en få gjennombrudd til overflaten med innlagring i et sjikt her.

Den fortynning som oppnås frem til innlagring kalles primærfortynning. Den vil være liten hvis utslippet sendes direkte i overflaten. Primærfortynningen øker ellers med avtagende utløpsdiameter og med økende avstand fra utslippsdyp til innlagringsdyp.

Etter at innlagring er nådd vil det fortynnede avløpsvannet dels spres horisontalt ved tetthetsstrømmer, og dels kunne inngå i resipientens naturlige strømmer. En viss vertikal blanding mellom ulike lag vil også bidra til transport og spredning av avløpsvannet. Videre fortynning etter innlagring kalles sekundærfortynning.

Mellom utslippsdyp og innlagringsdyp vil det trekkes vann inn mot strålen for å erstatte det vann som rives med.

For beregning av primærfortynning og innlagring av avløpsvann benyttes her et EDB-program, NIVAJET.MIX, utviklet av COMPUTAS og NIVA (1973). Dette programmet beregner fortynningsforløpet for en avløpsstråle i vilkårlig sjiktet resipient, på basis av data om strålen i utløpet, og tetthetsprofiler.

Den videre spredning og fortynning i resipienten etter innlagring anslås ved hjelp av enkle overslagsberegninger basert på det man kan komme frem til for vannsirkulasjonen i Saudafjorden.

5.3 Beregningsgrunnlag

5.3.1 Utslippsdata

Avløpsvannet fra EFP inneholder en del forurensningskomponenter, men ifølge opplysninger (EFP 1974 a) kan det med hensyn til tettheten betraktes som ferskt vann.

Avløpsvannet slippes i dag stort sett ut i overflatelaget. (Med dette menes laget ned til nedre del av sprangsjiktet, vanligvis omkring 3-4 m, ved flom ned til 6-7 m. I det følgende brukes også betegnelsen brakkvannslaget.) Det meste slippes på 5 meters dyp, men vil stige opp til 2-4 meters dyp og blande seg inn i overflatelaget. En del mindre utslipp går rett i overflaten.

I fremtiden tilsiktes å skille utslippene av kjølevann og prosessavløpsvann. Mengden av sistnevnte vil bli i størrelsesorden $0.3 - 0.45 \text{ m}^3$ (ing. Gunnæs, pers. medd.). Primærfortynningen er uavhengig av avløpsvannmengden, mens

de angitte fortyninger i kompensasjonsstrømmivå eller i overflaten er beregnet på grunnlag av en avløpsvannmengde på $0.4 \text{ m}^3/\text{sek}$. Det er forutsatt utslipp på ett sted, og vi skal i det følgende bare se på en enkelt, horisontalt rettet avløpsstråle. Utløpshastighet og strålediameter etter kontraksjon er variert innenfor det som er vanlig ved konstruksjon av slike utslipp.

For utløpshastigheten benyttes verdiene 2, 4 og 6 m/s, mens vi for effektiv strålediameter har brukt verdiene 0.05 m og 0.1 m og 0.2 m.

For utslippsdypet er benyttet verdiene 5, 10, 20, 30, 60, 100 og 150 m.

5.3.2 Tetthetsprofiler

I primærfortynningsberegningene er brukt salt- og temperaturprofiler gitt i bedriftens rapport (EFP 1974 b) for tre stasjoner i den innerste delen av Saudafjorden (tabell 5.1). Tettheten beregnes av NIVAJET.MIX på grunnlag av dette.

For utslipp mellom 5 og 20 meter er brukt profiler fra stasjon SA1 like utenfor EFP. Største måledyp er her 26 meter. For utslipp på 30 og 60 meter er brukt profiler fra stasjon SC1, hvor største måledyp er 62 meter, og for utslipp på 100 og 150 meter er brukt tetthetsprofiler fra stasjon SF1, med største måledyp 160 meter. De benyttede profilene er gjengitt i etterfølgende tabeller (5.2 - 5.4). Lokalitetene SA1, SL1 og SF1 tilsvarer omtrent stasjonene H1, H4 og H6 (i denne rekkefølge) på fig. 4.1.

Tabell 5.1 Liste over tetthetsprofiler hentet fra intern EFP-rapport (1974 b).

Profil EDB-nr.	Sta- sjon	Dato	År	Antall dyp
1	SA1	12/7	72	4
2	SA1	24/8	72	5
3	SA1	18/9	72	5
4	SA1	19/10	72	5
5	SA1	22/11	72	5
6	SA1	CA31/1	73	6
7	SA1	3-11/4	73	6
8	SA1	22/5	73	6
9	SA1	CA19/6	73	6
10	SC1	12/7	72	5
11	SC1	24/8	72	6
12	SC1	18/9	72	6
13	SC1	19/10	72	6
14	SC1	22/11	72	6
15	SC1	CA31/1	73	6
16	SC1	3-11/4	73	6
17	SC1	22/5	73	6
18	SC1	CA19/6	73	6
19	SF1	24/8	72	6
20	SF1	18/9	72	6
21	SF1	19/10	72	6
22	SF1	22/11	72	6
23	SF1	CA31/1	73	6
24	SF1	3-11/4	73	6
25	SF1	22/5	73	6
26	SF1	CA19/6	73	6

Tabell 5.2 Tetthetsprofiler for stasjon SA1, hentet fra EFP 1974b.

DEPTH: Dyp i meter
 TEMP: °C
 SAL: Salinitet ‰
 DENS: Tetthet kg/l

<u>PROFILE: 1</u>				<u>PROFILE: 6</u>			
STATION: SA1				STATION: SA1			
TIME OF REGISTRATION: 12/7 72				TIME OF REGISTRATION: CA31/1 73			
DENSITY OF WASTE WATER: 1.00000				DENSITY OF WASTE WATER: 1.00000			
DEPTH	TEMP	SAL	DENS	DEPTH	TEMP	SAL	DENS
1.00	13.60	.17	.99952	1.00	3.50	11.65	1.00935
4.00	12.80	3.81	1.00244	2.50	5.30	19.90	1.01577
16.00	7.90	29.48	1.02299	4.00	7.00	28.96	1.02270
26.00	6.10	30.45	1.02398	8.00	8.00	31.22	1.02434
<u>PROFILE: 2</u>				16.00 8.00 31.94 1.02490			
STATION: SA1				26.00 8.80 33.03 1.02563			
TIME OF REGISTRATION: 24/8 72				<u>PROFILE: 7</u>			
DENSITY OF WASTE WATER: 1.00000				STATION: SA1			
DEPTH	TEMP	SAL	DENS	TIME OF REGISTRATION: 3-11/4 73			
1.00	12.70	2.63	1.00154	DENSITY OF WASTE WATER: 1.00000			
4.00	14.00	25.55	1.01894	DEPTH	TEMP	SAL	DENS
8.00	9.70	29.95	1.02309	1.00	4.80	5.45	1.00439
16.00	6.50	31.81	1.02500	2.50	6.30	17.16	1.01353
26.00	7.50	33.39	1.02611	4.00	6.90	24.45	1.01918
<u>PROFILE: 3</u>				8.00 7.30 30.01 1.02348			
STATION: SA1				16.00 8.80 32.57 1.02527			
TIME OF REGISTRATION: 18/9 72				26.00 7.80 33.84 1.02641			
DENSITY OF WASTE WATER: 1.00000				<u>PROFILE: 8</u>			
DEPTH	TEMP	SAL	DENS	STATION: SA1			
1.00	11.40	7.65	1.00559	TIME OF REGISTRATION: 22/5 73			
4.00	12.80	27.73	1.02084	DENSITY OF WASTE WATER: 1.00000			
8.00	9.40	30.18	1.02332	DEPTH	TEMP	SAL	DENS
16.00	7.00	32.96	1.02584	1.00	6.90	5.64	1.00444
26.00	7.60	33.91	1.02650	2.50	7.40	11.24	1.00880
<u>PROFILE: 4</u>				4.00 8.40 21.47 1.01668			
STATION: SA1				8.00 7.10 4.24 1.00333			
TIME OF REGISTRATION: 19/10 72				16.00 7.80 32.61 1.02545			
DENSITY OF WASTE WATER: 1.00000				26.00 8.00 34.00 1.02651			
DEPTH	TEMP	SAL	DENS	<u>PROFILE: 9</u>			
1.00	7.90	11.94	1.00930	STATION: SA1			
4.00	11.10	30.34	1.02316	TIME OF REGISTRATION: CA19/6 73			
8.00	11.10	31.02	1.02369	DENSITY OF WASTE WATER: 1.00000			
16.00	9.70	31.89	1.02460	DEPTH	TEMP	SAL	DENS
26.00	7.60	33.93	1.02651	1.00	10.20	.93	1.00050
<u>PROFILE: 5</u>				2.50 8.80 2.25 1.00165			
STATION: SA1				4.00 10.80 14.85 1.01124			
TIME OF REGISTRATION: 22/11 72				8.00 8.40 30.93 1.02405			
DENSITY OF WASTE WATER: 1.00000				16.00 7.70 32.75 1.02558			
DEPTH	TEMP	SAL	DENS	26.00 7.80 34.33 1.02680			
1.00	3.90	7.41	1.00597				
4.00	9.10	26.85	1.02077				
8.00	10.50	30.91	1.02371				
16.00	8.90	32.36	1.02509				
26.00	8.60	32.99	1.02563				

Tabell 5.3 Tetthetsprofiler for stasjon SC1, hentet fra EFP 1974b.

DEPTH: Dyp i meter
 TEMP: °C
 SAL: Salinitet ‰
 DENS: Tetthet kg/l

PROFILE: 10
 STATION: SC1
 TIME OF REGISTRATION: 12/7 72
 DENSITY OF WASTE WATER: 1.00000

DEPTH	TEMP	SAL	DENS
1.00	14.10	1.55	1.00051
4.00	12.00	18.15	1.01361
16.00	8.00	29.57	1.02305
32.00	6.00	32.30	1.02545
62.00	7.60	34.45	1.02692

PROFILE: 11
 STATION: SC1
 TIME OF REGISTRATION: 24/8 72
 DENSITY OF WASTE WATER: 1.00000

DEPTH	TEMP	SAL	DENS
1.00	13.30	3.41	1.00206
4.00	14.10	24.00	1.01774
8.00	10.70	29.54	1.02261
16.00	6.70	31.36	1.02462
32.00	7.60	33.94	1.02652
62.00	7.40	34.40	1.02691

PROFILE: 12
 STATION: SC1
 TIME OF REGISTRATION: 18/9 72
 DENSITY OF WASTE WATER: 1.00000

DEPTH	TEMP	SAL	DENS
1.00	11.40	7.75	1.00567
4.00	12.60	28.73	1.02165
8.00	8.80	30.72	1.02383
16.00	7.00	32.96	1.02584
32.00	7.60	34.14	1.02668
62.00	7.60	34.49	1.02695

PROFILE: 13
 STATION: SC1
 TIME OF REGISTRATION: 19/10 72
 DENSITY OF WASTE WATER: 1.00000

DEPTH	TEMP	SAL	DENS
1.00	8.10	12.52	1.00974
4.00	11.20	28.98	1.02209
8.00	11.10	30.66	1.02341
16.00	9.80	31.92	1.02461
32.00	7.50	33.69	1.02634
62.00	7.00	34.56	1.02709

PROFILE: 14
 STATION: SC1
 TIME OF REGISTRATION: 22/11 72
 DENSITY OF WASTE WATER: 1.00000

DEPTH	TEMP	SAL	DENS
1.00	2.30	6.51	1.00527
4.00	9.70	28.57	1.02202
8.00	10.50	31.00	1.02378
16.00	9.10	32.00	1.02478
32.00	8.80	32.90	1.02553
62.00	7.60	34.42	1.02690

PROFILE: 15
 STATION: SC1
 TIME OF REGISTRATION: CA31/1 73
 DENSITY OF WASTE WATER: 1.00000

DEPTH	TEMP	SAL	DENS
1.00	3.40	10.90	1.00876
2.50	5.30	22.92	1.01814
4.00	6.50	27.52	1.02163
8.00	7.80	31.22	1.02436
32.00	8.80	32.84	1.02548
62.00	7.50	34.33	1.02684

PROFILE: 16
 STATION: SC1
 TIME OF REGISTRATION: 3-11/4 73
 DENSITY OF WASTE WATER: 1.00000

DEPTH	TEMP	SAL	DENS
1.00	4.90	7.16	1.00574
2.50	6.80	23.55	1.01849
4.00	6.80	24.33	1.01910
8.00	7.50	29.87	1.02335
32.00	7.90	34.02	1.02654
62.00	7.30	33.46	1.02619

PROFILE: 17
 STATION: SC1
 TIME OF REGISTRATION: 22/5 73
 DENSITY OF WASTE WATER: 1.00000

DEPTH	TEMP	SAL	DENS
1.00	6.30	5.45	1.00433
2.50	7.00	11.11	1.00873
4.00	8.20	26.46	1.02059
8.00	8.00	30.07	1.02344
32.00	8.30	33.60	1.02615
62.00	7.20	34.51	1.02703

PROFILE: 18
 STATION: SC1
 TIME OF REGISTRATION: CA19/6 73
 DENSITY OF WASTE WATER: 1.00000

DEPTH	TEMP	SAL	DENS
1.00	10.00	1.65	1.00108
2.50	9.30	1.74	1.00121
4.00	10.80	18.96	1.01441
8.00	8.40	30.66	1.02384
32.00	7.80	34.20	1.02670
62.00	7.40	34.56	1.02704

Tabell 5.4 Tetthetsprofiler for stasjon SF1, hentet fra EFP 1974b.

DEPTH: Dyp i meter
 TEMP: °C
 SAL: Salinitet ‰
 DENS: Tetthet kg/l

PROFILE: 19
 STATION: SF1
 TIME OF REGISTRATION: 24/8 72
 DENSITY OF WASTE WATER: 1.00000

DEPTH	TEMP	SAL	DENS
1.00	13.60	3.53	1.00211
4.00	14.60	20.64	1.01507
8.00	10.90	29.49	1.02254
16.00	6.70	31.57	1.02479
32.00	7.60	33.91	1.02650
160.00	7.50	33.72	1.02636

PROFILE: 20
 STATION: SF1
 TIME OF REGISTRATION: 18/9 72
 DENSITY OF WASTE WATER: 1.00000

DEPTH	TEMP	SAL	DENS
1.00	12.10	7.57	1.00544
4.00	12.80	28.63	1.02154
8.00	9.40	30.46	1.02354
16.00	7.00	32.82	1.02573
32.00	7.60	33.82	1.02643
160.00	7.70	34.36	1.02684

PROFILE: 21
 STATION: SF1
 TIME OF REGISTRATION: 19/10 72
 DENSITY OF WASTE WATER: 1.00000

DEPTH	TEMP	SAL	DENS
1.00	8.60	14.87	1.01152
4.00	11.70	28.98	1.02201
8.00	11.00	30.84	1.02357
16.00	9.80	31.65	1.02440
32.00	7.60	33.48	1.02616
160.00	7.30	34.11	1.02670

PROFILE: 22
 STATION: SF1
 TIME OF REGISTRATION: 22/11 72
 DENSITY OF WASTE WATER: 1.00000

DEPTH	TEMP	SAL	DENS
1.00	4.00	6.55	1.00528
4.00	8.60	24.88	1.01931
8.00	10.60	31.02	1.02378
16.00	9.20	32.48	1.02514
32.00	8.50	33.12	1.02575
100.00	7.20	34.47	1.02699

PROFILE: 23
 STATION: SF1
 TIME OF REGISTRATION: CA31/1 73
 DENSITY OF WASTE WATER: 1.00000

DEPTH	TEMP	SAL	DENS
1.00	3.50	12.56	1.01007
2.50	5.30	22.39	1.01772
4.00	6.40	27.07	1.02129
8.00	7.50	31.26	1.02444
32.00	8.80	32.88	1.02551
160.00	8.10	33.66	1.02623

PROFILE: 24
 STATION: SF1
 TIME OF REGISTRATION: 3-11/4 73
 DENSITY OF WASTE WATER: 1.00000

DEPTH	TEMP	SAL	DENS
1.00	4.10	7.67	1.00617
2.50	6.90	24.74	1.01941
4.00	7.00	26.02	1.02040
8.00	7.90	31.17	1.02431
32.00	7.80	34.11	1.02663
160.00	7.00	34.78	1.02727

PROFILE: 25
 STATION: SF1
 TIME OF REGISTRATION: 22/5 73
 DENSITY OF WASTE WATER: 1.00000

DEPTH	TEMP	SAL	DENS
1.00	6.50	5.86	1.00464
2.50	6.30	11.02	1.00871
4.00	8.50	22.38	1.01738
8.00	8.10	31.83	1.02480
32.00	8.30	33.73	1.02625
160.00	7.00	34.87	1.02734

PROFILE: 26
 STATION: SF1
 TIME OF REGISTRATION: CA19/6 73
 DENSITY OF WASTE WATER: 1.00000

DEPTH	TEMP	SAL	DENS
1.00	10.50	1.29	1.00075
2.50	9.00	2.02	1.00145
4.00	10.00	8.89	1.00672
8.00	9.50	29.04	1.02242
32.00	8.00	31.44	1.02451
160.00	7.10	34.85	1.02731

5.3.3 Vannsirkulasjon

Den gjennomsnittlige ferskvannstilførselen til den innerste delen av Saudafjorden er ifølge EFP (1974 b) ca. $40 \text{ m}^3/\text{s}$ fordelt på følgende kilder:

Kraftstasjonen	$30 \text{ m}^3/\text{s}$
Nordelva	6 "
Storelva	2 "
Sagelva	2 "
<hr/>	
Totalt	$40 \text{ m}^3/\text{s}$

Vannføringen i elver kan generelt variere nokså mye rundt det oppgitt gjennomsnitt, anslagsvis mellom 1/10 og 10-20 ganger middelvannføringen. Vannføringen fra kraftstasjonen vil vel også variere noe, men ligger nok på ca. $30 \text{ m}^3/\text{s}$ i alle vanlige situasjoner. Totalt vil ferskvannstilførselen til fjorden derfor variere mye mindre enn det som er vanlig i uregulerte områder, anslagsvis mellom 30 og $200 \text{ m}^3/\text{s}$. Store variasjoner vil være nokså kortvarige. Vi vil derfor i det følgende bare regne med gjennomsnittsvannføringen.

Ferskvannstilrenningen gir opphav til en utgående brakkvannsstrøm ved overflaten. Brakkvannslaget er en blanding av ferskvann og sjøvann som trekkes opp fra lagene under. Det settes opp en kompensasjonsstrøm av sjøvann innover i fjorden under den utgående brakkvannsstrømmen, for å erstatte det vannet som trekkes opp i brakkvannslaget (estuarin sirkulasjon). Det vil være en viss vertikal blanding mellom de to strømmene, slik at mellomsjiktet også kan bli noe ferskvannspåvirket.

Ser vi bort fra tidsvariasjonene kan kontinuitet av vann og salt uttrykkes ved de såkalte Knutsens relasjoner:

$$q_2 + q_f = q_1$$

$$s_2 \cdot q_2 = s_1 \cdot q_1$$

hvor

q_1 = vanntransport utover i brakkvannslaget (volum/tidsenhet)

q_2 = kompenserende vanntransport innover (" ")

q_f = ferskvannstilrenning (" ")

s_1 = salinitet i brakkvannslaget

s_2 = salinitet i kompensasjonsstrømmen

Med gitt q_f , s_1 , s_2 kan q_1 og q_2 beregnes

$$\text{som: } q_1 = \frac{s_2}{s_2 - s_1} \cdot q_f$$

$$q_2 = q_1 - q_f$$

Ifølge bedriftens observasjoner (EFP 1974 b) er brakkvannslaget som regel ca. 4 meter tykt, og har en gjennomsnittlig salinitet $s_1 = 10-15\text{‰}$.

I den inngående kompensasjonsstrømmen under dette laget er saliniteten vanligvis $s_2 \approx 30\text{‰}$. Med ferskvannstilførsel $q_f = 40\text{ m}^3/\text{s}$ får vi da:

$$q_1 = 60 - 80\text{ m}^3/\text{s}$$

$$q_2 = 20 - 40\text{ m}^3/\text{s}$$

På grunn av variasjoner i vannføringen kan transportene q_1 og q_2 variere en del ut over dette, men beregningen over skulle gi det vanligste område, og tallene vil neppe kunne bli særlig mindre, hvis minste vannføring er ca. $30\text{ m}^3/\text{s}$. Hvor dypt ned kompensasjonsstrømmen går kan en ikke si uten videre. De vertikale profilene som er gitt i EFP 1974 b viser at vannmassene ned til 20-30 meter som regel har spor av ferskvannspåvirkning, og har temperaturer som varierer i tid, og til dels avviker sterkt fra vannmassen lenger ned. Det er derfor rimelig å anta at kompensasjonsstrømmen kan nå ned til dette dypet.

Under kompensasjonsstrømmen er utskiftningen av vannmasser vanskelig å anslå. Sekundære estuarine sirkulasjonsmønstre og utskiftning av vannmassene ved vertikale svingninger kan tenkes, fordi det ikke er noen vesentlige terskler i fjorden, men det er ikke mulig å anslå hvor stor utskiftningen er, uten at det gjøres strømmålinger eller at korttidsvariasjonene i sjiktningen måles.

5.4 Beregning

5.4.1 Presentasjon av resultatene av primærfortynningsberegningene

Primærfortynningsberegningene er utført for utløpsdata og tetthetsprofiler gitt i avsnitt 5.3.1 og 5.3.2. Forløpet for en avløpsstråle med utløps-hastighet 4 m/s og effektiv diameter 0.1 m etter kontraksjon er beregnet for alle tetthetsprofiler, med alternative utslippsdyp på de forskjellige stasjonene som angitt i avsnitt 5.3.2.

For annenhver profil i tidsserien innen hver stasjon er dessuten diameteren og avløpshastigheten variert hver for seg.

For hvert beregnet forløp er angitt teoretisk innlagringsdyp i meter, dyp for teoretisk største opptrengning og senterfortynningen i innlagringsdypet. Fordi profilene er gitt med såpass stor avstand mellom måledypene, blir beregningene bare omtrentlige for store utslippsdyp.

Virkelig innlagring kan antas å ligge mellom de to oppgitte dyp, og gjennomsnittlig fortynning i strålen vil teoretisk være ca. 1.75 x senterfortynningen.

Beregningsresultatene gis i de etterfølgende tabeller (5.5 - 5.8).

Tabell 5.5 A. Fortynnings- og innlagringsberegninger for utslipp mellom 5 og 20 meters dyp, med tetthetsprofiler fra stasjon SAL.

Fast utløpshastighet $U_0 = 4$ m/s. Variierende effektiv strålediameter D_{eff} .

Utslippsdyp (m)	Profil EDB-nr.	Måned	Teoretisk innlagringsdyp (m), med D_{eff} (m):			Dyp for teoretisk største opprensning (m), med D_{eff} (m):			Senterfortynning i innlagringsdyp med D_{eff} (m):		
			0.05	0.1	0.2	0.05	0.1	0.2	0.05	0.1	0.2
5	1	7	4.9	4.8	4.8	4.7	4.6	4.4	>12	12	8
	2	8		3.9			5.3		>12		
	3 ¹⁾	9	3.9	3.8	3.7	3.3	2.9	2.4	20	>12	8
	4	10		3.7			2.6		>12		
	5	11	3.9	3.9	3.8	3.4	3.0	2.4	20	>12	8
	6	1		3.8			2.8		>12		
	7	4	4.2	3.9	3.8	3.4	3.1	2.5	17	>12	9
	8 ¹⁾	5		(3.9)			(3.0)			(>12)	
	9	6	4.8	4.7	4.5	4.4	4.1	3.8	>12	10	>7
10	1	7	9.7	9.5	9.3	9.1	8.8	8.3	16	12	8
	2	8		7.5			4.9			19	
	3 ¹⁾	9	7.9	7.4	6.7	5.8	4.3	3.1	30	20	13
	4	10		4.6			2.9		>28		
	5	11	7.6	7.3	6.6	5.3	4.0	3	30	20	12
	6	1		6.4			3.1		>20		
	7	4	7.8	7.6	7.1	5.9	4.9	3.6	>25	18	12
	8 ¹⁾	5		(9.8)			(9.4)			(12)	
	9	6	7.9	7.8	7.6	6.8	6.3	5.4	>25	16	11
20	1	7	16	16	15	15	14	12	>40	25	15
	2	8		15			9			30	
	3	9	15	15	14	12	9	6	50	33	20
	4	10		15			8			30	
	5	11	15	14	12	10	7	4	50	35	25
	6	1		12			5			40	
	7	4	16	15	13	12	9	6	50	32	20
	8 ¹⁾	5		(16)			(14)			(25)	
	9	6	16	15	13	11	8	6	50	30	20

1) Ustabil sjiktning, usikkert resultat.

Tabell 5.5 B. Fortynnings- og innlagringsberegninger for utslipp mellom 5 og 20 meters dyp, med tetthetsprofiler fra stasjon SAL.

Variierende utløpshastighet U_0 . Fast effektiv strålediameter $D_{eff} = 0.1$ m.

Utslippsdyp (m)	Profil EDB-nr.	Måned	Teoretisk innlagringsdyp (m) med U_0 (m/s):			Dyp for teoretisk største opprensning (m), med U_0 (m/s):			Senterfortynning i innlagringsdyp med U_0 (m/s):		
			2	4	6	2	4	6	2	4	6
5	1	7	4.8	4.8	4.9	4.5	4.6	4.7	> 7	12	14
	3	9	3.8	3.8	3.9	2.7	2.9	3.1	> 7	12	17
	5	11	3.8	3.9	3.9	2.8	3.0	3.2	> 7	>12	17
	7	4	3.9	3.9	4.1	2.7	3.1	3.3	> 7	12	15
	9	6	4.5	4.7	4.7	3.8	4.1	4.3	> 7	10	13
10	1	7	9.3	9.5	9.6	8.3	8.8	9.0	> 7	12	14
	3	9	7.0	7.4	7.7	3.7	4.3	4.9	>15	20	23
	5	11	6.9	7.3	7.5	3.7	4.0	4.6	>15	20	23
	7	4	7.2	7.6	7.6	4.5	4.9	5.3	>15	18	23
	9	6	7.7	7.8	7.8	6.0	6.3	6.4	13	16	22
20	1	7	16	16	16	14	14	14	23	25	27
	3	9	15	15	15	9	9	9	30	33	35
	5	11	14	14	14	7	7	7	35	35	36
	7	4	14	15	15	9	9	10	30	32	32
	9	6	14	15	15	8	8	9	30	30	33

Tabell 5.6 A. Fortynnings- og innlagingsberegninger for utslipp mellom 30 og 60 meters dyp, med tetthetsprofiler fra stasjon SCL.

Fast utløpshastighet $U_0 = 4$ m/s. Varierende effektiv strålediameter D_{eff} .

Utslippsdyp (m)	Profil EDB-nr.	Måned	Teoretisk innlagingsdyp (m), med D_{eff} (m):			Dyp for teoretisk største opptrengning (m), med D_{eff} (m):			Senterfortynning i innlagingsdyp med D_{eff} (m):		
			0.05	0.1	0.2	0.05	0.1	0.2	0.05	0.1	0.2
30	10	7	26	25	23	22	18	14	40	30	20
	11	8		24			16			35	
	12	9	23	20	16	15	12	8	70	55	37
	13	10		24			15			35	
	14	11	23	20	16	15	10	6	80	55	40
	15	1		20			8			55	
	16	4	26	24	22	21	17	11	50	35	25
	17	5		24			16			35	
18	6	26	24	21	20	16	10	50	35	24	
60	10	7	53	50	46	44	38	29	80	60	40
	11	8		40			26			120	
	12	9	43	36	31	28	23	15	210	145	90
	13	10		45			30			80	
	14	11	52	49	45	44	37	27	80	55	40
	15	1		49			37			55	
	16 ¹⁾	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	17	5		46			31			75	
18	6	45	38	32	30	26	21	180	130	85	

1) Ustabil sjiktning, urealistisk resultat

Tabell 5.6 B. Fortynnings- og innlagingsberegninger for utslipp mellom 30 og 60 meters dyp, med tetthetsprofiler fra stasjon SCL

Varierende utløpshastighet U_0 . Fast effektiv strålediameter $D_{eff} = 0.1$ m

Utslippsdyp (m)	Profil EDB-nr.	Måned	Teoretisk innlagingsdyp (m), med U_0 (m/s):			Dyp for teoretisk største opptrengning (m), med U_0 (m/s):			Senterfortynning i innlagingsdyp, med U_0 (m/s):		
			2	4	6	2	4	6	2	4	6
30	10	7	24	25	25	18	18	19	30	30	30
	12	9	20	20	21	12	12	12	58	55	52
	14	11	20	20	20	11	10	10	60	55	55
	16	4	24	24	25	17	17	18	35	35	35
	18	6	23	24	24	16	16	17	35	35	35
60	10	7	50	50	50	39	38	38	65	60	55
	12	9	38	36	36	25	23	22	170	145	140
	14	11	49	49	50	38	37	37	60	55	55
	16 ¹⁾	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	18	6	40	38	38	27	26	25	150	130	120

1) Ustabil sjiktning, urealistisk resultat

Tabell 5.7 A. Fortynnings- og innlagingsberegninger for utslipp mellom 100 og 150 meters dyp, med tetthetsprofiler fra stasjon SFL

Fast utløpshastighet $U_0 = 4$ m/s. Varierende effektiv strålediameter D_{eff} .

Utslippsdyp (m)	Profil EDB-nr.	Måned	Teoretisk innlagingsdyp (m), med D_{eff} (m):			Dyp for teoretisk største opptrengning (m), med D_{eff} (m):			Senterfortynning i innlagingsdyp med D_{eff} (m):		
			0.05	0.1	0.2	0.05	0.1	0.2	0.05	0.1	0.2
100	19 ¹⁾	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	20	9	-	62	-	-	28	-	-	280	-
	21	10	76	66	52	53	34	25	320	235	170
	22	11	-	83	-	-	64	-	-	100	-
	23	1	79	71	59	59	41	24	280	190	135
	24	4	-	69	-	-	38	-	-	220	-
	25	5	83	75	65	65	50	30	220	160	110
150	26	6	-	85	-	-	68	-	-	90	-
	19 ¹⁾	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	20	9	-	112	-	-	75	-	-	280	-
	21	10	126	116	102	102	83	56	330	235	170
	22 ²⁾	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	23	1	129	120	108	108	90	67	280	200	135
	24	4	-	119	-	-	88	-	-	220	-
	25	5	132	125	115	115	100	80	220	160	110
26	6	-	134	-	-	117	-	-	90	-	

- 1) Ustabil stratifisering, urealistisk resultat
2) Data for 160 meter mangler

Tabell 5.7 B. Fortynnings- og innlagingsberegninger for utslipp mellom 100 og 150 meters dyp, med tetthetsprofiler fra stasjon SFL.

Varierende utløpshastighet U_0 . Fast effektiv strålediameter $D_{eff} = 0.1$ m.

Utslippsdyp (m)	Profil EDB-nr.	Måned	Teoretisk innlagingsdyp (m), med U_0 (m/s):			Dyp for teoretisk største opptrengning (m), med U_0 (m/s):			Senterfortynning i innlagingsdyp med U_0 (m/s):		
			2	4	6	2	4	6	2	4	6
100	19 ¹⁾	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	21	10	70	66	65	42	34	30	270	235	215
	23	1	73	71	70	49	41	38	230	190	175
	25	5	77	75	75	56	50	48	180	160	140
150	19 ¹⁾	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	21	10	120	116	115	92	83	79	270	235	220
	23	1	123	120	120	98	90	88	230	200	180
	25	5	127	125	125	106	100	97	180	160	145

- 1) Ustabil stratifisering, urealistisk resultat

Av tabellene ses at både fortynning og avstand mellom utslippsdyp og innlagingsdyp øker med økende utslippsdyp. Det henger sammen med at tetthetsgradienten avtar med økende dyp, innlagringen skjer raskere jo sterkere tetthetssjiktningen er. Under 100 meter fås ingen videre økning, men det skyldes at profilene ikke er observert mellom 32 og 160 meter og derfor er blitt interpolert lineært i dette området. I virkeligheten vil man nok få en videre økning av fortynningen med økende utslippsdyp, mens innlagingsdypet vil øke noe langsommere enn beregningsresultatene angir.

Som tabellene viser, varierer resultatene noe ettersom utløpsparametrene endres.

Med avtagende D_{eff} fås innlagring dypere ned og større fortynning i innlagingsdypet. En halvering av D_{eff} øker innlagingsdypet med ca. 5-10% for 5 og 10 meters utslippsdyp, og med ca. 5-20% for større dyp. Dypet for maksimal opptrengning øker med 10-50%. Fortynningen øker med 40-50% for alle utslippsdyp.

Variasjoner i U_0 betyr stort sett ikke så mye som variasjoner i D_{eff} , og gir ikke så entydig virkning. For utslipp på 5-10 meter virker en økning av U_0 samme vei som en minskning av D_{eff} . Fordobling av U_0 øker innlagingsdypet med 0-5%, dyp for største opptrengning med ca. 10% og fortynningen med ca. 30%. For utslipp på 20-60 meters dyp er det ingen vesentlig variasjon med varierende U_0 . For utslipp på 100-150 meters dyp har økning av U_0 motsatt virkning av minsket D_{eff} , og gir innlagring høyere opp med lavere fortynning. Fordobling av U_0 minsker her innlagingsdypet med 2-5% dyp for maks. opptrengning med 10-20% og fortynning med 10-20%.

Dette variasjonsmønsteret kan forklares med at strålen får en lengre bane opp til et gitt dyp når den horisontale utgangshastigheten øker. For små utslippsdyp, hvor en raskt får innlagring og hastigheten er sterkt bestemt av utløpshastigheten, vil fortynningen øke med økende banelengde. For store dyp blir imidlertid hastigheten i strålen etter hvert mer bestemt av oppdriften, og de økende vannmengder som følge av økt utløpshastighet og økt fortynning i starten vil da gi en bredere stråle med mindre effektiv fortynning.

Tallene i tabell 5.8 synes å kunne benyttes i den videre drøfting med en samlet variasjon på \pm 10-30% for innlagringsdyp, \pm 20-50% for maksimal opptrengningsdyp og en variasjon med en faktor 0.5-2 for fortyningen. Det skulle dekke et vanlig variasjonsområde ved konstruksjon av diffusorer.

Tabell 5.8. Sammendrag av primærfortynningsberegninger, med $U_0 = 4$ m/s.

For utløpshastighet $U_0 = 4$ m/s og effektiv strålediameter $D_{eff} = 0.1$ meter gir beregningene omtrent følgende resultat:

Utslippsdyp (m)	Stasjon	Årstid	Innlagringsdyp (m)	Dyp for max.opptrengning (m)	Teoretisk gj.snitts- fortynning = 1.75 x senterfortynning
5	SAI	Sommer	4.8	4.3	20
		Vinter	3.8	3.0	20
10	SAI	Sommer	9	7	25
		Vinter	7	3	35 - 50
20	SAI	Sommer	15	9	40
		Vinter	13	6	70
30	SCI	Sommer	25	17	60
		Vinter	20	9	100
60	SCI	-	50 - 40	40 - 25	100 - 260
100	SFI	-	80 - 60	70 - 30	170 - 450
150	SFI	-	130 - 110	120 - 80	170 - 450

5.4.2 Drøfting av ulike utslippsalternativer

Ut fra det bilde vi har av vannsirkulasjonen har vi i prinsippet valget mellom tre typer av utslipp:

1. Utslipp med innlagring direkte i overflatelaget.
2. Utslipp med innlagring i kompensasjonsstrømmen og indirekte innblanding i overflatelaget.
3. Utslipp med innlagring under kompensasjonsstrømmen og liten innvirkning på overflatelaget.

I realiteten er det en glidende overgang mellom de tre alternativene.

Utslipp med innlagring i overflatelaget tilsvarer den situasjonen en har i dag. Utslipet vil da fraktes ut av fjorden i overflatelaget. Den teoretiske gjennomsnittlige fortynningen av en avløpsvannmengde på $0.4 \text{ m}^3/\text{sek.}$ i brakkvannstransporten på $60-80 \text{ m}^3/\text{s}$ blir i området 150-200, og dette gjelder uansett hvilken primærfortynning som oppnås. Tabell 5.8 angir primærfortynninger på rundt 20 for utslipp på 5 m.

Dette stemmer godt med det som er observert for avløpsvannmengde $0.65 \text{ m}^3/\text{sek.}$ Bedriftens rapport (EFP 1974 b) angir en fortynning på 15 inne ved utslippet. Denne øker raskt til ca. 50-75 i nedre del av brakkvannslaget og ca. 150-200 ganger i den øvre del av dette laget. Utover i fjorden øker fortynningen bare langsomt. Dette antyder innlagring i 3-4 meters dyp, omtrent som beregnet. Under sprangsjiktet er fortynningen rundt 1000 i den inngående kompensasjonsstrømmen ned til ca. 20-30 meter. Dette skyldes antakelig vertikal innblanding mellom de to lagene. Fortynningen i kompensasjonsstrømdypet er bare uvesentlig mindre i fjorden i forhold til lenger utover i fjorden (500-1000 mot ca. 2000).

Bortsett fra i et mindre område nær utslippet, er den totale brakkvannstransporten avgjørende for fortynningen ved overflateutslipp (5 m). Liten eller ingen økt fortynning kan oppnås ved å variere utslippshastighet eller avløpsrørets diameter.

Innlagring i kompensasjonsstrømmen (fra ca. 4-6 m til ca. 20-30 m) vil en ifølge beregningene få ved utslippsdyp i området 10-30 meter, og antagelig også delvis ved utslippsdyp omkring 40-50 meter. De avløpsvannmengder som når overflatelaget vil fremdeles kunne bli omtrent de samme som før, fordi vannet fra innlagringsnivået vil trekkes opp i den utgående brakkvannsstrømmen. Man vil unngå de høye konsentrasjonene inne ved utslippet og få fortynninger på i alle fall 200-300 overalt i overflatelaget, men en kan ikke regne med å få noen stor bedring av forholdene i overflatelaget i fjorden som helhet ved å legge utslippene ned på disse dypene. For økende utslippsdyp vil fortynningen i overflaten øke, men det er vanskelig å si hvor mye så lenge man har innlagring i kompensasjonsstrømmen.

Innlagring under kompensasjonsstrømmen vil en sannsynligvis få ved utslipp fra ca. 60 meter og nedover. Primærfortynningen vil ligge i området 100-260 for utslipp på 60 m og øke med dypet, antagelig også ut over det som beregningene viser. Ved utslipp på 60 meter vil vannet innlagres rundt 30-50 meters dyp, og noe vil sannsynligvis blandes inn i kompensasjonsstrømmen og komme til overflaten. Med en fortynning varierende mellom 100 og 260 i innlagringssjiktet blir fortynningsvannmengden ca. 40-100 m³/s. Dette vil transporteres utover under kompensasjonsstrømmen, og full blanding mellom fortynningsvannet og en vanlig kompensasjonsstrøm på 30 m³/s skulle da gi en minste fortynning i kompensasjonsstrømmen som varierte mellom 175-350.

Den resulterende fortynning i overflatelaget skulle bli i området 400-800, altså flere ganger høyere enn i dag. De beregnede verdiene er minimumstall; i virkeligheten vil en bare få delvis innblanding i kompensasjonsstrømmen, og fortynningen i kompensasjonsstrømmen og overflatelaget vil sannsynligvis være flere ganger høyere enn det som er angitt. Noe mer presist er vanskelig å si uten et fyldigere datamateriale og mer nøyaktige teoretiske betraktninger.

Hvis utslippsdypet økes utover 60 meter, vil fortynningen øke og innlagringen skje dypere ned. Innvirkningene på overflatelaget blir likeledes stadig mindre. Fortynninger i overflaten på 1000-2000 bør i alle fall kunne oppnås. Dersom denne løsningen velges, bør en gå så dypt som mulig for å få best mulig effekt. Det vil øke primærfortynningen, øke sirkuleringen av dypvannmassene og minske konsentrasjonene både i overflaten, i kompensasjonsstrøm og i innlagringsdyp.

Bedre vertikalprofiler, med tettere observasjoner på store dyp, ville gi grunnlag for å beregne hva en kunne oppnå ved å øke utslippsdypet ut over 60 meter.

5.5 Diskusjon

Beregningene som er gjort foran viser at det er mulig å nedsette påvirkningen på overflatelaget vesentlig ved å legge utslippene på dyp større enn 60 meter. Et dyputslipp på vesentlig mindre dyp enn dette vil sannsynligvis ha svært liten virkning i forhold til dagens situasjon. Datagrunnlaget er for spinkelt til at en kan si mer nøyaktig hvor utslippsdypet bør legges, hvor mye effekten på overflatelaget kan nedsettes og hvor mye konsentrasjonen i dyplagene eventuelt vil øke. For å si mer om dette måtte en kjenne tetthetsgradientene bedre nedover i dypet, slik at innlagring kunne beregnes mer nøyaktig. Videre burde den naturlige vannutskiftningen i dypet vært kartlagt.

Det er særlig i sjiktet 30-60 m man mangler observasjoner av korttidsvariasjonene i salinitet og temperatur, dessuten når det gjelder bunnvannsbevegelsene. En måneds registrering ved hjelp av en salt- og termistor-kjede på en stasjon vil skaffe det vesentlige av tiltrengte data fra mellomlaget, mens bunnvannet bør følges med månedlige observasjoner gjennom ett år på samme stasjon i bassenget innenfor Ramsneset. (Det regnes med at supplerende data om dypvannet kan skaffes fra stasjonen som tas syd for Bølneset i forbindelse med Ryfylkeprosjektet til Rådgivende utvalg for fjordundersøkelser).

Det må til slutt understrekes at mens primærfortynningsberegningene er gjort for ulike lagdelingssituasjoner, så er beregningene av total fortynning i de forskjellige vannmasser bare utført for gjennomsnittlig ferskvannstilførsel. Flomsituasjoner vil medføre større fortynning i overflatelaget enn angitt.

6. KJEMISKE FORHOLD

I dette kapitelet presenteres og drøftes resultatene av analyser som er gjort på fjordvannet, sedimenter og alger. Resultatene må særlig ses på bakgrunn av to forhold, nemlig avløpsvannets sammensetning og de fortyninger som kan ventes under de eksisterende utslippsforhold. Dessuten må det minnes om at vannanalyseresultatene reflekterer et øyeblikksbilde, og at prøvene i dette tilfellet er innsamlet under en flomsituasjon. Dette skulle ha mest å si for verdiene fra overflate- laget (dvs. ned til 4-6 m), mens det sannsynligvis har hatt ubetydelig effekt for de dypereliggende vannmassers vedkommende.

Instituttet har ikke hatt i oppdrag å analysere avløpsvannet, idet det som nevnt i kap. 1 har vært gjenstand for omfattende analyser tidligere. Resultatene er gjengitt i rapport av 29/1-74, (EFP 1974a), mens en oppsummering i form av middelveidier for de tre hovedutslippene er gjengitt i kap. 1. Her skal det derfor bare fremheves at det er betydelige svingninger i sammensetningen. Til illustrasjon av dette forhold vises til nedenstående tabell 6.1, der middelveidier av oppløste hovedkomponenter er stilt sammen med minimums- og maksimumsverdiene.

Tabell 6.1 Variasjon i konsentrasjonene av totalt suspendert stoff og utvalgte oppløste bestanddeler i avløpsvann fra Electric Furnace Products Co., Sauda. Middelveidier sammenlignet med minimums- og maksimumsverdier

Utslipp		D21)	F1	B01
		Komponenter		
Mangan	mg/l	32.4 (7.8 - 73.5)	3.9 (0.3 - 20.4)	9.9 (0.1 - 41)
Sink	µg/l	220 (<10 - 2160)	690 (60 - 3200)	90 (10 - 850)
Bly	µg/l	7 (<1 - 70)	18 (<2 - 77)	7 (<2 - 26)
Kadmium	µg/l	<2 (<1 - 11)	7 (<1 - 28)	2 (<1 - 6)
Arsen	µg/l	30 (<20 - 130)	<20 (<20 - 50)	630 (100 - 1420)
Cyanid	mg/l	1.6 (<0.2 - 3.5)	2.0 (0.9 - 4.8)	<0.2
Fenoler	µg/l	87 (5 - 285)	540 (370 - 730)	<1
Susp. stoff	mg/l	405 (124 - 830)	32 (4 - 145)	1442 (512 - 4973)
Vann	m ³ /time	1550	720	45

1) Ca. 300 m³/time fra ny smelteovn ikke medregnet.

Man ser at for de fleste parametere har man hatt svingninger over 1-2 størrelsesordener (10-potenser).

Med hensyn til fortynningene skulle man etter EFP's egne målinger av mangankonsentrasjonen over ett år (EFP 2, 1974) vente ca. 1:10-1:20 i området nær utslippet, dvs. mindre enn 50 m fra, deretter raskt økende til 50-75 ganger i nedre del av overflatelaget og noe mer (150-200 ganger) helt i overflaten. Dette gjaldt stort sett i avstanden 0.1 - 1 km fra munningen av avløpsrørene. Videre utover fikk man bare svakt økende fortynning i de øverste par meterene, mens fortynningen i undre del av sprangsjiktet i hovedsaken forble den samme (50-75 ganger).

Alt dette stemmer bra overens med de teoretiske beregningene for utslipp umiddelbart under sprangsjiktnivået. Etter hvert som vann fra undre del av overflatelaget trekkes høyere opp, kan man få noe høyere konsentrasjoner i de aller øverste lag enn nevnt ovenfor. Også dette forhold er vist ved bedriftens undersøkelser, idet fortynningen i overflaten faktisk var blitt noe mindre i en avstand av ca. 3 km fra utslippet (fig. 8 i EFP 1974). Under sprangsjiktet ble det jevnlig registrert vesentlig høyere fortynninger: 500-2000 ganger, unntatt i utslippenes umiddelbare nærhet.

De registrerte konsentrasjoner kan med andre ord antas å være representative for en situasjon der i hvert fall oppløste bestanddeler av utslippene innlagres i nedre del av sprangsjiktet og etter hvert blandes inn i den øvre del av overflatelaget. Man skal imidlertid være oppmerksom på at de ulike komponentene vil oppføre seg noe forskjellig etter utledning i resipienten. Særlig vil det være forskjell mellom stoffer i oppløst, henholdsvis fast form, og mellom ulike typer av partikler

6.1 Vannanalyser

Tabell 6.2 gjengir data for olje, cyanid, total organisk karbon, suspendert materiale og plantenæringsstoffer fra de hydrografiske stasjonene (fig. 4.1).

Ingen av disse komponenter er registrert i høye konsentrasjoner.

For olje er alle verdiene under deteksjonsgrensen (0.25 mg/l) for vedkommende metode. Prøvene analysert på cyanid har for de fleste ved-

kommende ligget under 2 mikrogram pr. l, i to tilfeller 13 og 8 $\mu\text{g}/\text{l}$ på de utslippsnære stasjonene H1 og H2. Cyanidverdiene samsvarer med erfaringene fra en spesiell studie av cyanidfordelingen i resipienten (NIVA 1974b).

Verdiene for suspendert tørrstoff og gløderest var med ett mulig unntak moderate og i overensstemmelse med tidligere observasjoner (EFP 1974b). Den relativt høye verdien på st. H3 i 35 meters dyp er det vanskelig å forklare. Ifølge opplysninger fra bedriften (ing. Gunnæs, pers. medd.) er imidlertid bunnen meget kupert på dette stedet. Det er derfor mulig at prøvetakeren har kommet ned i grumset bunnvann.

Konsentrasjonene av total organisk karbon og de forskjellige nitrogen- og fosforforbindelser varierte innenfor det normale, bortsett fra at det var forholdsmessig mye ammonium. Tidligere er det også registrert lave orthofosfat- og totalfosforkonsentrasjoner i overflatelaget vår, sommer og høst (regelmessig under 2 $\mu\text{g PO}_4 - \text{P}/\text{l}$), mens det om vinteren har vært eksempler på så høye verdier som omkring 50 μg orthofosfat pr. l (EFP 1974b). Under sprangsjiktnivået har det vært mer varierende forhold. Nitrogenforbindelser har tidligere ikke vært undersøkt. Med unntak av de enkeltstående høye vinterverdier i overflatelaget, er det lite som tyder på at overgjødning med plantenæringsstoffer er noe problem i Saudafjorden. Det er heller ikke funnet særlig høye verdier i avløpsvannet fra fabrikkene, men det må tas forbehold om at analysene har vært fåtallige (EFP 1974a). Likeledes kan tallene som oppgis for totalnitrogen (ca. 2 mg/l i utslippene D2 og F1) tyde på et visst utslipp av reduserte nitrogenforbindelser. For å illustrere dette kan nevnes at 2 mg N/l i en avløpsvannmengde på 2600 m^2/time (F1 + D2 inklusiv avløp fra ny ovn) tilsvarer nitrogentilførselen fra en befolkningmengde på ca. 10 000 personer.

På bakgrunn av dette er det interessant å merke seg at de høeste verdiene for ammonium er konstatert nettopp i undre del av sprangsjiktet, dvs. i 4-6 m (kfr. tabell 6.2). Det samme er tilfelle med fosforforbindelsene, for cyanid på de to innerste stasjonene, og for andre avløpsvannskomponenter (se tabell 6.3 og nedenfor).

Tabell 6.2. Kjemiske data fra hydrografiske stasjoner i indre Saudafjorden
11/9 (St. H1) og 12/9 1974.

Stasjon	Total fosfor	Orto-fosfat	Total nitrogen	Nitrat	Ammonium	Total org. karbon	Suspendert tørrstoff	Suspendert gløderest	Cyanid	Olje	
Dyp i m	µg P/l	µg P/l	µg N/l	µg N/l	µg N/l	mg C/l	mg/l	mg/l	µg/l	mg/l	
St.H1	0	6	4	220	80	30	1,95	.	.	<2	<0,25
	4	5	2	190	50	45	1,25	.	.	<2	-
	6	14	10	250	20	200	1,20	.	.	13	-
	8	8	4	170	10	45	0,95	.	.	<2	-
	12	9	5	150	10	45	1,15	.	.	-	-
	16	7	4	150	10	45	0,95	-	-	-	-
	20	9	5	160	10	50	1,0	.	.	-	-
	25	10	7	150	10	50	1,15	.	.	-	-
St.H2	0	5	2	200	90	50	1,3	.	.	<2	-
	4	5	<2	210	70	50	1,3	.	.	<2	-
	6	12	7	270	40	225	3,5	.	.	8	-
	8	10	6	150	20	50	2,65	.	.	3	-
	12	8	4	150	10	50	1,45	.	.	-	-
	16	8	4	130	10	40	1,35	-	-	-	-
	20	8	5	140	10	50	1,15	.	.	-	-
	25	7	4	130	10	40	0,90	-	-	-	-
St.H3	0	5	2	230	90	35	1,1	1,37	0,42	<2	-
	4	6	2	230	70	125	1,15	1,47	0,63	<2	-
	6	10	5	280	40	250	1,20	1,37	0,63	<2	-
	8	8	5	160	20	50	1,0	1,05	0,53	<2	-
	12	7	5	120	10	65	3,5	1,16	0,32	-	-
	16	6	4	110	10	40	1,05	-	-	-	-
	20	7	5	120	10	50	1,55	-	-	-	-
	25	9	7	110	10	45	0,90	-	-	-	-
	30	7	5	120	10	35	2,75	-	-	-	-
	35	-	-	-	-	-	-	5,68	4,42	-	-
40	8	5	110	10	35	1,70	-	-	-	-	
St.H4	0	9	5	200	100	15	1,1	.	.	<2	<0,25
	4	14	11	240	60	155	1,35	.	.	<2	-
	6	21	18	200	30	85	1,25	.	.	<2	-
	8	10	7	180	20	50	1,0	.	.	<2	-
	12	9	5	170	10	40	0,9	.	.	-	-
	20	-	-	-	-	-	-	1,37	0,95	-	-
	25	-	-	-	-	-	-	0,63	0,21	-	-
	30	10	7	160	10	40	0,75	.	.	-	-
St.H5	0	-	-	-	-	-	-	0,21	-	-	-
	4	5	5	240	70	50	1,15	-	-	-	-
	6	9	4	240	20	150	1,05	0,63	0,12	-	-
	8	7	3	180	10	45	1,05	.	.	-	-
	12	7	3	150	<10	40	0,90	.	.	-	-
	45	9	6	130	10	35	2,25	.	.	-	-
St.H7	0	5	<2	190	80	20	1,45	1,47	0,32	-	<0,25
	4	4	<2	190	80	40	0,9	1,26	0,42	-	-
	6	8 ^x	10 ^x	260	20	225	1,20	2,21	1,16	-	-
	8	5	3	125	<10	40	0,90	1,05	0,63	-	-
	12	6	4	110	<10	40	0,90	0,84	0,21	-	-
	16	4	3	120	<10	30	0,80	-	-	-	-
	20	5	5	130	<10	40	0,90	0,63	-	-	-
	30	5	4	130	<10	35	0,80	0,42	-	-	-
	40	5	4	115	<10	30	0,70	0,32	-	-	-
	50	6	6	195	10	25	0,60	0,21	-	-	-
	100	36 ^x	50 ^x	290	170	<10	0,50	-	-	-	-
160	36	34	255	170	<10	1,65	-	-	-	-	

x Analysert 2 ganger . Prøver ødelagt

I tillegg til det som er oppført i tabell 6.2 kommer noen kontrollanalyser av fenol. Disse viser avløpsvannkonsentrasjoner på henholdsvis 38 µg fenol pr. l i utslipp D2 og 80 µg/l i utslipp F1.

Ved 8 analyser av resipientvann 100 og 400 m fra land ble det ikke funnet konsentrasjoner over 2 µg/l.

I tabell 6.3 er stilt sammen resultatene av de foretatte analyser på arsen og metallene kadmium, kobber, jern, kvikksølv, bly, sink og mangan. For arsens, kobbers og kvikksølvs vedkommende er det ikke funnet nødvendig med prøver annet enn fra de antatt mest berørte vannlag.

Det må bemerkes at de anvendte analysemetoder i hovedsaken gir verdier for metallenes oppløste tilstandsform, men at det som er bundet kolloidalt eller lett løselig partikulær form også vil komme med i en viss utstrekning. I praksis er dette antagelig av underordnet betydning fordi man kan anta alle de nevnte tilstandsformer er (eller lett kan bli) biologisk aktive, dvs. inkorporeres i organismer og eller på annen måte øve innflytelse på disses levevilkår.

De registrerte arsenkonsentrasjonene var moderate eller lave i relasjon til normalt innhold i sjøvann, som vanligvis oppgis til omkring 2-3 µg/l (GESAMP VI/10 Supp.1 1974 og Riley & Chester 1971). I følge Penrose (1974) er det imidlertid registrert høyere bakgrunnsverdier, opp til 8 µg/l). Resultatene fra Saudafjorden antyder at utslippet er sporbart, idet man har fått fallende konsentrasjoner med økende avstand fra utslippet. Dette er noe uventet ut fra de moderate konsentrasjonene (i de største utslippene, se tabell 6.1) og en forventet fortykning på i hvert fall 50 - 100 ganger. Under alle omstendigheter skulle det være ufarlige nivåer som er registrert. Luh & al (1973) og Reay (1973) angir for flere typer akvatiske organismer en toleransegrense på 1 mg/l eller høyere. U.S. Environmental Protection Agency foreslår at mer enn 0.05 mg As/l skal anses som uakseptabelt i marine områder (EPA 1973), ovennevnte GESAMP-rapport (GESAMP VI/10 Supp.1 1974) står det at nivået for akutt giftvirkning er konstatert til 1-10 µg/l for ulike typer av marine organismer, men dette må bero på en trykkfeil og egentlig være 1-10 mg/l. (I en tidligere rapport (GESAMP IV/19 Suppl. 1973) er den giftigste formen av arsen i vann, treverdig arsenitt, betegnet som moderat toksisk,

Tabell 6.3 Metallanalyser fra hydrografiske stasjoner i indre Saudafjorden 11/9 (St. H1) og 12/9-74.

Stasjon/ dyp i m	Arsen µg As/l	Kadmium µg Cd/l	Kobber µg Cu/l	Jern µg Fe/l	Kvikksølv µg Hg/l	Bly µg Pb/l	Sink µg Zn/l	Mangan µg Mn/l
st. H1								
0		0.13		53		1.4	18	0.61
4	7.5	< 0.05	4.9	44	0.16	< 1.0	15	0.42
8	7.2	< 0.05	3.2	25	0.15	< 1.0	32	0.64
12		0.10		16		< 1.0	22	0.16
20		0.10		12		< 1.0	24	0.22
25		0.05		20		< 1.0	18	0.22
st. E2								
0		0.13		23		< 1.0	14	0.19
4	6.8	0.05	4.4	27	< 0.05	< 1.0	16	0.38
8	9.9	< 0.05	2.5	12	0.16	< 1.0	45	0.61
12		< 0.05		6		< 1.0	26	0.17
20		< 0.05		7		< 1.0	30	0.22
28		0.15		15		< 1.0	56	0.22
st. E3								
0		< 0.05		21		< 1.0	25	0.30
4		0.15		22		< 1.0	42	0.94
8		< 0.05		7		< 1.0	42	0.38
12		0.05		22		< 1.0	32	0.09
20		0.10 ^x		25 ^x		< 1.0 ^x	31 ^x	0.12
30		< 0.05		11		< 1.0	22	0.05
40		< 0.05 ^x		14 ^x		< 1.0 ^x	14 ^x	0.09
st. H4								
0		0.65		43		< 1.0	49	0.92
4	9.4	0.60	2.5	55	< 0.05	< 1.0	58	1.70
8	2.4	0.50	1.7	46	0.12	< 1.0	57	0.82
12		0.55 ^x		41 ^x		< 1.0 ^x	47 ^x	0.42
20		0.85		9		< 1.0	31	0.06
30		< 0.05		30		< 1.0	17	0.04
45		< 0.05		8		< 1.0	10	0.15
st. H5								
0		< 0.05		29		3.4	19	0.15
4	4.8	< 0.05 ^x	3.8	25 ^x	0.05	< 1.0 ^x	21 ^x	0.38
8	2.3	< 0.05	2.3	17 ^x	0.05	1.4 ^x	27 ^x	0.30
12		< 0.05		11		< 1.0	16	0.12
20		< 0.05		7		< 1.0	15	0.18
30		< 0.05		12		< 1.0	9	0.09
40		< 0.05		8		< 1.0	10	0.23
45		0.10 ^x		34 ^x		< 1.0 ^x	20 ^x	0.17
st. H7								
0		0.12		30		2.7	19	0.28
4	1.8	< 0.05	1.4	45	< 0.05	< 1.0	20	0.42
8	2.7	< 0.05	1.0	5	0.09	< 1.0	8	0.10
12		< 0.05		8		< 1.0	14	0.14
20		< 0.05		12		< 1.0	10	0.08
30		0.10		35		< 1.0	8	0.05
40		0.05		285 ^{xx}		1.05	5	0.05
50		0.05		6		1.1	7	0.07

x) Disse resultater er basert på 1 måling, da det var for lite løsningsmiddel til 2 paralleller.

xx) Dette resultat er kontrollert ved direkte måling.

dvs. med giftvirkning i området 1-10 mg/l. Videre kan nevnes at det som grenseverdi for fiskevann er det i Sverige foreslått 0.1 mg As/l eller maksimum 1.0 mg/l, mens grensen for drikkevann er satt til 0.01 (høyest 0.05) mg/l (Statens Naturvårdsverk 1969). Foruten i de publikasjoner som er nevnt ovenfor gis det generelle opplysninger om arsen i akvatiske miljøer hos Wickstrøm (1972) og Ferguson & Gavis (1972).

Prøvenes kobberinnhold foranlediger ingen særlige kommentarer. De funnede konsentrasjonene er ikke signifikant høyere enn det er normalt å finne i oseanisk vann og lavere enn det ofte er registrert i upåvirket kystvann. Avløpsvannet har heller aldri inneholdt vesentlig konsentrasjoner av kobber (EFP 1974a).

Hvis man antar en gjennomsnittskonsentrasjon av oppløst kadmium i de samlede utslipp på omkring 5 µg/l (kfr. tabell 6.1), tilsvarer de funnede kadmiumkonsentrasjoner fortykning i størrelsesorden 6 - >100,- dvs. til dels betydelig mindre enn teoretisk beregnet og tidligere målt på grunnlag av mangankonsentrasjoner. Tas kadmium bundet i partikler med, må man regne med en gjennomsnittskonsentrasjon i avløpene på ca. 100 µg Cd/l. Tallene i tabell 6.3, tilsvarer da fortykninger på omkring 100 - >2000. Som det sees i tabell 6.3, er konsentrasjonene i øvre 20 m på st. H4 vesentlig høyere enn på de andre stasjonene, inklusiv de to stasjonene som ligger nærmere utslippene. Årsaken til dette er det vanskelig å uttale noe om. Hvis man ser bort fra st. H4, blir fortykningene av oppløst kadmium fra ca. 40 til mer enn 100 ganger, m.a.o. i bedre overensstemmelse med forventet fortykning. Resultatene fra st. H4 antyder da at noe av det partikkelbundne kadmium er kommet med ved analysene.

I noe eldre litteratur oppgis bakgrunnsverdiene for kadmium i oseanisk vann til ca. 0.02 - 0.1 µg Cd/l (Horne 1969, Riley & Chester 1971, Dyrssen & al 1972). Sannsynligvis er disse verdier noe lave i forhold til det man må regne med i kystvann. Kremling (1973) oppgir 0.22 µg Cd/l (oppløst) som gjennomsnitt av vel 60 prøver fra Østersjøen, Dutton & al (1973) 0.1 - 1.6 µg/l (oppløst) i ca. 40 prøver fra den britiske del av Nordsjøen, Rojahn (1972) fant fra 0.12 til 0.29 µg Cd/l (oppløst) i vann fra Oslofjorden. I Nord-Atlanteren fant Preston (1973) fra <0.01 til

0.41 $\mu\text{g Cd/l}$, mens samme forfatter oppgir $<0.01 - 1.40 \mu\text{g Cd/l}$ i områder med varierende forurensningsbelastning rundt de Britiske øyer.

Butterworth & al (1972) fant til dels vesentlige høyere verdier i et forurenset estuarområde, fra 0.3 til 5.8 $\mu\text{g Cd/l}$ (oppløst), stort sett avtagende med økende avstand fra forurensningskildene. I Hardangerfjorden fikk Stenner & Nickless (1974) svært varierende resultater (fra <0.01 til 1.0 $\mu\text{g Cd/l}$). Området er generelt påvirket av smelteverksindustrien i Odda, men de høyeste av de siterte verdier opptrådte lengst fra forurensningskilden. Etter dette er ikke kadmiumpåvirkningen av Saudafjorden særlig markert ut fra de vannanalysene som er foretatt. Belastningen fremgår imidlertid tydeligere av sedimentanalysene (se pkt. 6.3.1).

Opplysningene om kadmiums giftvirkninger er til dels noe forvirrende. Mens U.S. Environmental Protection Agency (EPA 1973) setter grensen for uakseptable konsentrasjoner i marine områder så høyt som 10 $\mu\text{g/l}$ (med forbehold om at konsentrasjonen heller ikke skal være høyere enn 1/100 av 96 timers LC_{50} -verdien^x for den mest ømfintlige art testet over 96 timer), opplyses det i en GESAMP-rapport (GESAMP VI/10 Supp.1 1974) at akutt toksisitet er konstatert i intervallet 0.1 - 100 $\mu\text{g/l}$ overfor forskjellige marine dyr, m.a.o. helt ned mot bakgrunnsverdiene.

Man kan for Saudafjordens vedkommende konkludere med at det neppe følger vesentlige skader med de registrerte konsentrasjoner, men at det vil være en fordel å få kadmiumutslippene redusert. Dette skyldes ikke primært usikkerheten angående akutt giftvirkning, men det forhold at kadmium er et akkumulerende metall, og at skadelige konsentrasjoner muligens kan oppstå ved langvarig påvirkning med selv små overkonsentrasjoner.

Jern er funnet i konsentrasjoner mellom 6 og 55 $\mu\text{g Fe/l}$, bortsett fra en høy verdi på 285 g/l i 40 m på st. H7 (tabell 6.3). Sistnevnte høye tall er det ingen nærliggende forklaring på, og det er vel mest sannsynlig at det dreier seg om en kontaminering av prøven. Forøvrig er det en viss tendens til at de høyeste konsentrasjonene er registrert i de øvre 4-8 m. I utslippene er jern vesentlig bundet til partikkelfraksjonen (tabell 2.2 og EFP 1974a) og det er vanskelig å relatere de observerte konsentrasjoner til fortykningstall. Normalverdiene i oseanisk sjøvann oppgis til 3-10 $\mu\text{g Fe/l}$ (Riley & Chester 1971, Dyrssen & al 1972, Horne x LC_{50} angir den konsentrasjon hvorved 50% av forsøksdyrene dør innen en viss tid, som regel 48 eller 96 timer.

1969), men i brakkvann må man regne med høyere verdier og store variasjoner p.g.a. humusinnhold og leirpartikler i ferskvannet som tilføres fjordene.

De fåtallige kvikksølvstikkprøvene har gitt konsentrasjoner på $<0.05 - 0.16 \mu\text{g Hg/l}$. Dette er likt med eller uvesentlig over bakgrunnsverdiene for havvann.

Den anvendte analysemetode er ikke ømfintlig nok til å registrere blykonsentrasjoner tilsvarende de man finner i oseaniske områder, dvs. $0.02 - 0.03 \mu\text{g Pb/l}$ (Riley & Chester 1971, m.fl.). Følgelig sier konsentrasjonsangivelsene $<1 \mu\text{g/l}$ forholdsvis lite. Man kan imidlertid merke seg at noe høyere verdier til dels er funnet i 0-8 meters sjiktet på enkelte av stasjonene. Ut fra de aktuelle fortynninger og en gjennomsnittskonsentrasjon i utslippene på ca. $10 \mu\text{g}$ oppløst bly pr. l (se tabell 6.1), skulle man egentlig ikke vente verdier som var registrerbare med den analysemetode som er benyttet (over $1 \mu\text{g/l}$). Igjen har man usikkerheten med hensyn til om en del av de betraktelig større blymengder som er bundet i partikler (tabell 2.2) har bidratt til verdiene som er registrert. Selv om belastningen av vannforekomsten med bly ikke har latt seg dokumentere fyldestgjørende ved de orienterende vannanalysene, kommer det imidlertid tydeligere frem ved sediment- og algeanalysene (jfr. pkt. 6.2 og 6.3 nedenfor).

Ofte er det registrert et blyinnhold i kystnære farvann som ligger 10 - 100 ganger over havvannskonsentrasjonene som er angitt ovenfor (GESAMP VI/10 Supp. 1 1974). Årsaken kan både være innholdet i naturlig avrenning og bidrag fra ulike forurensningskilder. Eksempler på dette kan finnes hos Butterworth & al (1972, $0.4 - 2.5 \mu\text{g/l}$ i varierende avstand fra et forurenset elveutløp i Storbritania); Preston (1973, $<0.05 - 1.2 \mu\text{g/l}$ i ulike britiske kystområder). Rojahn (1972, ca. $1.3 \mu\text{g/l}$ i et mindre antall prøver fra Oslofjorden); Sen Gupta (1973, <0.3 til $6.1 \mu\text{g/l}$ i Østersjøen og Kattegat); Kremling (1973, gjennomsnittelig $1.1 \mu\text{g/l}$ i vel 60 prøver fra Østersjøen). Endelig kan nevnes at Stenner & Nickless (1974) fant bemerkelsesverdig høye (og i så henseende dårlig kommenterte) verdier i Hardangerfjorden og Skjerstadvfjorden, nemlig $1.6 - 27.4 \mu\text{g/l}$ i Skjerstadvfjorden og $2.9 - 12.8 \mu\text{g/l}$ i Hardangerfjorden. (Begge disse fjordsystemene er

påvirket, henholdsvis av smelteverk og gruvedrift). Alle ovennevnte konsentrasjoner gjelder innholdet av oppløst bly.

Giftvirkning av bly overfor marine dyr er konstatert for konsentrasjoner mellom 1-10 $\mu\text{g}/\text{l}$ i følge GESAMP VI/10 Supp. 1 (1974). EPA (1973) har satt en tentativ akseptabel grense på 50 $\mu\text{g}/\text{l}$ (eller 1/50 av 96 timers LC_{50} verdien for den mest ømfintlige art i området). Selv om påvirkningen av Saudafjorden ikke er særlig markert, er det av samme grunn som for kadmium ønskelig med en reduksjon av tilførslene. For å bedømme forholdene mer eksakt kreves det imidlertid også opplysninger om blyinnholdet i det tilførte ferskvann, da dette kan være vesentlig høyere enn i upåvirket saltvann.

Sink er funnet i konsentrasjonene 5-60 $\mu\text{g}/\text{l}$, med de høyeste verdiene i de øvre 12 m på st. H4 (som for kadmium). Hvis man ikke tar partikulært sink med i beregningen (jfr. tabell 2.2), er dette til dels høyere enn man skulle forvente ut fra teoretiske fortynningsbetraktninger.

Det må imidlertid minnes om at uberørt ferskvann inneholder sinkmengder som i denne sammenheng kan være vesentlige, dvs. størrelsesordenen 20-30 $\mu\text{g}/\text{l}$ (kfr. tabell 8.1). Det er lite grunnlag for å kommentere de verdier som er funnet i relasjon til bakgrunnsnivåer for oseanisk vann, som oppgis til 2-10 $\mu\text{g}/\text{l}$ (Riley & Chester 1971, Horne 1969), fordi høyere verdier ofte er konstatert i kystvann. For konsentrasjonen av oppløst sink oppgir Butterworth & al (1972) 12-52 $\mu\text{g}/\text{l}$, mens 0.8-9.0 $\mu\text{g}/\text{l}$ angis av Preston & al (1973), 3.6 $\mu\text{g}/\text{l}$ av Rojahn (1972, Oslofjorden), varierende fra ca. 2 til ca. 39 $\mu\text{g}/\text{l}$ av Sen Gupta (1973, Østersjøen og Kattegat), ca. 10-50 $\mu\text{g}/\text{l}$ av Morris (1974, varierende med årstiden) 0.8-12 $\mu\text{g}/\text{l}$ av Dutton & al (1973) og 28-74 $\mu\text{g}/\text{l}$ av Stenner og Nickless (1974, i Hardangerfjorden, usystematisk i forhold til avstanden fra smelteverk).

Man kan konkludere med at økningen i Saudafjordvannets sinkinnhold er påvisbar ut fra vannanalysene, men at størrelsen av økningen er usikker så lenge man ikke vet mer om bakgrunnsnivået i ferskvannet og fjordvannet lenger ut. Ut fra de tilgjengelige vannanalysedata alene kan økningen synes moderat, men følgene av belastningen trer tydeligere frem på bakgrunn av sediment- og algeanalysene (kfr. kap. 6.2 og 6.3).

Sink ansees vanligvis å ha relativt moderat toksisitet overfor marine organismer. Akutt giftighet er rapportert for området 1-10 mg/l, men med enkelte tilfeller av skadevirkninger i lavere konsentrasjoner, særlig overfor larvestadier (ned til 50 µg/l i følge GESAMP VI/10 Supp.1 1974) og ned til 30 µg/l i følge EPA 1973). Jensen & al. (1974) rapporterte veksthemning ved en tilsetning av 50 µg/l til en kultur av en vanlig planktonisk kiselalge. EPA foreslår en øvre gense på 100 µg/l som akseptabelt nivå (eller 1/100 av 96 timers LC₅₀ for mest ømfintlige art som berøres). Som for flere andre metaller er det således noe usikkert hva de ulike marine miljøer tolererer. Man vet bl.a. lite om følgene av langvarige påvirkninger med subletale konsentrasjoner (dvs. nivåer som ikke leder til registrerbare dødelighetsøkning, men som kan ha hemmende effekt på ulike livsfunksjoner, (f.eks. etter akkumulering). På denne bakgrunn må det for Saudafjorden anses ønskelig med en reduksjon av sinkbelastningen.

Mangananalysene viste meget høye konsentrasjoner på alle stasjonene. De største verdiene, på omkring 1 mg Mn/l og mer, ble funnet på stasjon H4 (i likhet med for sink og kadmium). Bortsett fra H4-dataene viser resultatene en tendens til minskning i konsentrasjonen utover i fjorden, men ikke helt entydig. Man kan merke seg at det største manganinnholdet fantes i de øvre 8 m på alle lokalitetene. (Jfr. det som tidligere er nevnt om avløpsvannets innlagring i nedre del av sprangsjiktet).

For å se dette i sammenheng med fortynningen, kan det antas en gjennomsnittelig mangankonsentrasjon i den samlede avløpsvannmengde (F1, D2 og B01) på ca. 120 mg/l; fordelt med ca. 90 mg/l som suspendert stoff og ca. 30 mg/l som mangan i løsning (kfr. tabellene 2.1, 2.2 og 6.1). Som nevnt ovenfor er den forventede fortynning i nedre del av sprangsjiktet 50-75 ganger, ca. 150 ganger i de par øverste meterene og mer enn 500 ganger i dypereliggende vannmasser. Man kan konstatere at de funnede konsentrasjoner er i rimelig god overensstemmelse med denne modell. Videre bekrefter resultatene at den partikulære fraksjonen av mangan representerer en større andel av totalinnholdet i vannmassene under sprangsjiktet (her regnet fra 12 m og nedover).

Mens mangankonsentrasjonene i norsk elvevann ofte ligger i området 10-50 $\mu\text{g}/\text{l}$, er normalinnholdet i sjøvann vesentlig lavere. Som for andre metaller vil de verdier som oppgis være avhengig av den prosedyre som er brukt ved analysene, om prøvene er filtrert, etc. Horne (1969) og Riley & Chester (1971) oppgir begge 2 $\mu\text{g}/\text{l}$ for oseanisk vann, GESAMP (VI/10, Supp.1 1974) derimot 0.3, unntaksvis så høyt som 1.9 $\mu\text{g Mn}/\text{l}$.

Ved flere undersøkelser er det imidlertid funnet til dels høyere verdier, særlig i kystnære og forurensningsbelastede områder. Rona & al (1962) har undersøkt konsentrasjonene av mangan i ulike tilstandsformer. I havvann fant de konsentrasjoner fra 0.4 til 8.6 $\mu\text{g}/\text{l}$, for det meste 1-2 $\mu\text{g}/\text{l}$ med hensyn til totalinnholdet, mens ekstraherbart mangan (i ioneform eller molekylært oppløst) varierte fra 0.2 til 4.9 $\mu\text{g}/\text{l}$. I kystvann fant de samme forfattere henholdsvis ca. 6 $\mu\text{g}/\text{l}$ (totalinnhold) og 4.5 $\mu\text{g}/\text{l}$. Preston & al (1972) fant verdier for hovedsakelig oppløst mangan varierende mellom 0.03 og 14.6 $\mu\text{g Mn}/\text{l}$, men i hovedsaken mellom 0.1 og 1 $\mu\text{g}/\text{l}$. Dette gjaldt overflatevann i kystområder, mens det i havvann bare ble registrert mindre enn 0.1 $\mu\text{g}/\text{l}$. Strandnære lokaliteter hadde imidlertid gjennomsnittsverdier så høyt som 2-6 $\mu\text{g}/\text{l}$. For alle slags vanntyper ble det i tillegg observert at en vesentlig del av totalmengden (i middel 2/3) fantes som partikkelbundet mangan. (Ovennevnte tall representerer m.a.o. bare ca. 1/3 av totalinnholdet). I et noe påvirket britisk kystområde fant Morris (1974) en utpreget sesongvariasjon i konsentrasjonen av oppløst mangan, varierende mellom de relativt høye verdiene 2 og 16 $\mu\text{g}/\text{l}$.

Av ovenstående fremgår at observerte mangankonsentrasjoner i kystnært sjøvann spenner over 1-2 størrelsesordener (10-potenser), og at det uten nærmere kjennskap til bakgrunnsnivået i Saudafjorden er vanskelig å uttale noe om den relative konsentrasjonsøkningen som følge av bedriftens utslipp. Det er imidlertid på det rene at økningen er betydelig. Dette åpenbarte seg i enda større grad gjennom resultatene av sediment- og algeanalysene (ref. kap. 6.2 og 6.3).

Få opplysninger er tilgjengelige om giftvirkningen av mangan på marine organismer (GESAMP VI/10 Supp.1 1974), men akutt toksisitet overfor fisk er rapportert i konsentrasjonsområdet 1-1000 $\mu\text{g}/\text{l}$, og larver av østers

døde ved ca. 15 µg/l (GESAMP VI/10 Suppl 1974). Så lite som 5 µg/l skal ha hatt skadelig effekt på alger (GESAMP l.c. og EPA 1973). Siden de laveste av de siterte skadelige konsentrasjoner ligger nær bakgrunnsnivåene, er det innlysende at metallens tilstandsform må tas i betraktning ved bedømmelsen av aktuelle konsentrasjoner. Så lenge kunnskapene om disse forhold er utilstrekkelige, er det ikke egentlig faglig forankring for eksakt angivelse av akseptable nivåer.

EPA (1973) har imidlertid foreslått at konsentrasjoner over 100 µg Mn/l (eller 1/50 av 96 timers LC₅₀-verdien for mest ømfintlige organisme i resipienten) skal anses uakseptabelt i estuarer og marine områder.

Ut fra resipientensyn kan man konkludere med at det er ønskelig med en vesentlig reduksjon i Saudafjordvannets manganinnhold.

6.2. Metallinnhold i alger

Til analyse på metallinnhold er det samlet inn fastsittende alger (hele planter) på stasjonene for observasjoner av gruntvannssamfunn (fig. 7.1). Unntatt er st. G1, der de vanlige brunalgene i fjærebeltet ikke fantes. Blæretang (*Fucus vesiculosus*) er innsamlet fra alle stasjonene, grisetang (*Ascophyllum nodosum*) fra de tre lokalitetene denne arten ble funnet på. På de to indre stasjonene (G.2 og G.3) var blæretang nesten utelukkende representert ved en dvergform. Denne formen fantes også på de øvrige innsamlingssteder, men her besto analys materialet av overgangsformer eller nærmest normalt utseende eksemplarer. Det er analysert på metallene kobber, kadmium, bly, sink og mangan. Resultatene er presentert i tabell 6.4. Stasjonene er satt opp i rekkefølge innenfra og utover i fjorden (kfr. fig. 7.1).

Man kan først merke seg at det ikke er noen enkel sammenheng mellom avstand fra kilden og algenes metallinnhold. Både i grisetang og blæretang er de høyeste konsentrasjonene av mangan, sink og bly funnet på den ytterste av innsamlingsstedene (Bordvik, ca. 6 km fra havneområdet). I så henseende er materialet derfor vanskelig å tolke ut fra en hypotese om at algenes metallinnhold skulle reflektere gjennomsnittelig metallkonsentrasjon i vannet på vedkommende sted.

Tabell 6.4. Metallinnhold i alger fra indre Saudafjord, september 1974.
(mg/kg tørrvekt).

Art / metall \ Stasjon	G 3	G 6	G 2	G 4	G 5
Ascophyllum nodosum (Grisetang)					
Mn		20 000		3 000	30 000
Zn		1 400		840	1 750
Pb		29		7	36
Cu		25		22	20
Cd		≤ 4		≤ 4	≤ 4
Fucus vesiculosus (Blæretang)					
Mn	17 000	11 000	6 000	14 000	33 000
Zn	1 440	1 400	1 200	1 540	2 200
Pb	58	50	22	42	67
Cu	27	26	20	19	21
Cd	≤ 4	≤ 4	≤ 4	≤ 4	≤ 4

Bortsett fra de store forskjellene som for mangans og sinks vedkommende er funnet mellom stasjonene G4 (grisetang) og st. G2 (blæretang) sammenlignet med de øvrige stasjonene, er imidlertid ikke variasjonene så bemerkelsesverdige. Flere faktorer utenom avstanden fra utslippstedet har betydning for algenes metallinnhold. Blant disse kan nevnes lokalhydrografiske forhold (strømmønstre, etc., kfr. Fuge & James 1974), metallenes tilstandsform (det er ikke uten videre gitt at høyest konsentrasjon av den tilgjengeligste metallformen finnes i utslippsområdet), dessuten plantenes sunnhet og alder. Likevel er de avdekkede forhold av såvidt stor praktisk interesse, særlig i relasjon til forurensningstilstanden i ytre del av fjorden, at resultatene bør søkes bekreftet ved å gjenta analysene og utvide stasjonsnettets til å omfatte steder lenger ut i fjorden.

De funne konsentrasjoner må vurderes på bakgrunn av det man vet om normalinnholdet av de aktuelle metaller. Tabell 6.5 summerer opp en del opplysninger som er tilgjengelig fra undersøkelser foretatt både i Norge og utlandet. Som det fremgår av tabellen, er det analyserte algematerialet hentet fra mange forskjellige områder med ulike grader av forurensningsbelastning med hensyn til mangan, sink, bly og kopper. Ut fra de opplysninger som er gitt i de refererte arbeider, kan man imidlertid med rimelig grad av sikkerhet anslå et intervall for bakgrunnsverdiene i relativt uberørt kystvann:

	Blæretang	Grisetang
Mangan	10-100 (200)	10- 50 (100)
Sink	30-100 (200)	30-250 (300)
Bly	<1- 5 (10)	<1- 3 (10)
Kopper	3- 30 (50)	3- 30 (50)

Hva som er "naturlige bakgrunnsverdier" avhenger av en rekke forhold. Noen av de viktigste er: plantens (eller plantedelenes) alder (Bryan 1969), årstiden (Black & Mitchell 1952, Fuge & James 1974), middelkonsentrasjonen (og muligens variasjonen) i vannets metallinnhold på vedkommende sted, metallens tilstandsform (avgjør tilgjengeligheten for algene, Jensen & al. 1974) og voksestedet på stranden (høyt eller lavt, jfr. Nickless & al. 1972). Alle disse faktorer gjør at det selv på den enkelte lokalitet må forventes en ikke ubetydelig variasjon. I overensstemmelse med at man foreløpig vet lite om disse forhold, er det i parentesene ovenfor angitt en øvre grense for normalinnholdet av metaller ved siden av intervallene som dekker de vanligste konsentrasjonene i uberørte farvann.

Ved sammeligning av normalverdiene med de konsentrasjoner som er funnet i alger fra Saudafjorden, sees at de sistnevnte er meget høye for både sink og mangan, særlig for det sistnevnte element. Selv når det regnes med maksimale normalverdier, dvs. 200 µg/kg for blæretang og 100 µg/kg for grisetang, ligger konsentrasjonene fra Saudafjorden henholdsvis 30-165 og 30-300 ganger høyere. Tilsvarende har man for sink funnet konsentrasjoner som er 6-11 (blæretang) og 3-6 ganger normalen. Det understrekes i denne forbindelse at det ikke er noe grunnlag for å anta at de "maksimi-

Tabell 6.5. Diverse registreringer av metallinnhold (mg/kg tørrvekt) i *Fucus vesiculosus* (blæretang) og *Ascophyllum nodosum* (grisetang). Middelerverdier er angitt i ().

Referanse	Fucus vesiculosus				Ascophyllum nodosum				Kommentarer
	Mn	Zn	Pb	Cu	Mn	Zn	Pb	Cu	
Lunde 1970	5- 11	152- 188		12- 45	10- 15	74- 240		18- 35	Reine i Lofoten.
- " -		54- 70	195- 297	18- 35	17	273		63	Flakk i Trondheimsfjorden.
Haug & al. 1974						66- 140	< 3	4- 9	Trondhj.fjorden. Rel. uberørt.
- " -						133- 170	< 3	7- 18	Trondhj.fjorden. Svakt påvirket.
- " -						300- 640	< 3	45- 240	Trondhj.fjorden. Påvirket av gruveutslipp i Orkdalsfjorden.
- " -						1700- 3700	15- 95	25- 160	Sørfjorden, Store utslipp av bl.a. Zn, Cu og Pb.
- " -						1030- 2500	< 3 9	3- 20	Indre og midtre Hardangerfj. Påvirket fra Sørfjorden.
- " -						240- 370	< 3	3- 6	Ytre Hardangerfjorden.
Stenner & Nickless 1974		1740- 2310	83- 202	24- 36		1900- 1990	14- 62	20- 35	Sørfjorden.
- " -		620- 1480	10- 33	7- 27		280- 1750	0,7- 23	4- 44	Hardangerfjorden.
Haug 1972						100	10	20	Anslått øvre grense for normalinnhold
NIVA (upubl.)	190- 1000	40- 190	<10	3- 6					Brevikfjorden/Langesundsfjorden. Påvirket fra Frierfjorden.
Hägerhäll 1973		44- 122	0-2,9 (0,1)	2-17 (9)		30-285 (95)	0-7 (0,9)	2-45 (10)	Antatt lite påvirket vann S og N for Øresund.
Black & Mitchell 1952	102- 116	60- 105	2- 7	7- 10	27- 50	60- 116	4- 6	4- 12	
Young & Langille 1958					25	35		6	
Butterworth & al. 1972		120- 800	0,2- 8,5						} Varierende forurensningsgrad i engelske estuar (Bristolkanalen)
Nickless & al. 1972		32- 355	3- 19						
Fuge & James 1974		(43)- (86)	(72)- (330)		(2,8)- 14,3				
Preston & al. 1972		33- 190	46- 962	0,5 9,0	1,7- 28,4				Område med varierende forurensningsgrad

male normalverdier" er mer representativ for Saudafjorden enn den laveste intervallverdien. Regnes det med de laveste verdiene, blir forholdstallene (nevnt i samme rekkefølge): 600-3300, 600-6000, 60-110 og 30-60.

Man ser videre at blyinnholdet med temmelig stor grad av sikkerhet er funnet å ligge vesentlig over naturlige verdier. Settes normalkonsentrasjonen for begge tangarter til $<3 \mu\text{g/l}$ (Haug & al. 1974), er økningen på de fleste av stasjonene 10-20 ganger. For kobbers vedkommende er forholdet noe mer usikkert, men det kan også her være en signifikant økning. Analysemetodens nøyaktighet har vært utilstrekkelig når det gjelder kadmium, der Haug & al. angir naturlig bakgrunnsverdi til mindre enn $0,7 \mu\text{g/l}$.

Belastningen med metaller og akkumuleringen har sannsynligvis liten eller ingen observerbar innvirkning på algene selv. Det er en vanlig erfaring at eksemplarer med svært høyt metallinnhold ser normale ut. Etter laboratorieobservasjoner å dømme har dette sammenheng med at opptaket av metaller hos disse brunalgene i stor grad foregår uavhengig av essensielle stoffskifteprosesser, selv om opptaket er noe høyere hos celler i vekst (Gutknecht 1965, Bryan 1969). Faren ved de høye konsentrasjonene i algene ligger heller i virkningen på de dyr som beiter på algene, enten mens algene lever eller etter at de har løstnet og undergår nedbrytning i fjæra eller på bunnen. Slike effekter er ikke påvist i Saudafjorden, men kan ikke utelukkes (se nærmere under kap. 7). I denne sammenheng står også mulig videre oppkonsentrering gjennom næringskjeder som baserer seg på tangen. Foreløpig har det imidlertid vist seg vanskelig å påvise et slikt forløp i forbindelse med metallakkumulering i alger (Butterworth & al. 1972).

Det som avslutningsvis kan slås fast er at metallanalysene av algematerialet har dokumentert at grisetang og blæretang i indre Saudafjord inneholder meget høye konsentrasjoner av mangan og sink, og at også blykonsentrasjonene ligger betydelig over det normale. Det er ikke funnet noen bestemt tendens til avtagende konsentrasjoner med økende avstand fra utslippet. Følgelig kan man ikke si noe om hvor langt ut i fjorden metallbelastningen kan spores i algene.

6.3 Sedimentanalyser

20-30 cm sedimentpropper er blitt innsamlet fra de hydrografiske stasjonene med unntak av st. H3 og H6, idet målsettingen som nevnt primært var å fastslå påvirkningsgraden i nærsonen, sekundært å finne eventuelle avstandsgradienter i området innenfor Ramsneset.

Sedimentene er blitt analysert på metallene mangan, sink, kobber og kadmium og dessuten på polysykliske aromatiske hydrokarboner. Innsamlingen av prøver ble foretatt i forbindelse med de hydrografiske toktene.

Våren 1975 er det som en seminaroppgave ved Agder Distriktshøgskole innsamlet sedimentprøver til metallanalyse i hele fjordens lengdeakse (Kjellsen & Ekornrød 1975, unpubl.). Instituttet har deltatt i planleggingen av denne undersøkelse, og resultatene gjengis nedenfor i den grad det har vært nødvendig for å belyse det foreliggende problem. Electric Furnace Products Co. Ltd har tidligere mottatt undersøkelsesrapporter fra forfatterne. For sammenligningens skyld gjengis kopi av stasjonskartet og tabellene over stasjoner og hovedresultater i vedlegg A.

6.3.1 Metaller i sedimentene

6.3.1.1 Resultater

Analyseresultatene fra instituttets undersøkelser er gjengitt i tabell 6.6, der det også fremgår at sjikt fra forskjellige dyp er analysert. Resultatene viser utpregede avstandsgradienter for samtlige metaller, men forskjellen er særlig markert for kadmiums vedkommende, der konsentrasjonene ca. 700 m fra utslippet (st. H4) var mindre enn 1 % av de ca. 140 mg/kg tørt sediment som ble funnet 4-500 m lenger inn (stasjonene H1 og H2). På den samme strekningen sank innholdet av bly, sink og mangan bare til omkring 10% av verdiene på de innerste stasjonene. (Bly fra ca. 80 mg/kg til 8 mg/kg, sink fra 5-700 til vel 50 mg/kg og mangan fra nærmere 10 g/kg til i underkant av 1 g/kg). Lenger utover, mot st. H7 ca. 3 km fra bedriften, sank kadmiumkonsentrasjonen videre med ca. 90% og var såvidt sporbar. Bly- og sinkkonsentrasjonene avtok også relativt hurtig på denne strekningen (ca. 70%), mens reduksjonen var vesentlig mindre for mangans ved-

kommende. Resultatene tyder med andre ord på at kadmium faller hurtigst ut, dernest sink og bly. I sammenligning synes manganutslippet å ha noe mer lanttrekkende effekt på vunnaveleireingens kjemiske sammensetning.

Tabell 6.6 Tungmetaller i sedimenter fra indre Saudafjorden
11-12/9 1974 (mg/kg tørrvekt).

Stasjon / dyp / sedimentsjikt	Kadmium	Bly	Sink	Mangan	
H1 (25 m)	0 - 5 cm	138	80	750	10000
	5 - 10 cm	107	63	617	920
	10 - 15 cm	93	58	545	8600
	15 - 20 cm	112	60	617	9200
	20 - 28 cm	68	46	375	8000
H2 (28 m)	0 - 5 cm	135	64	508	6900
	5 - 10 cm	109	55	510	5900
	10 - 15 cm	140	58	520	5700
	15 - 20 cm	120	67	617	6500
	20 - 25 cm	93	71	484	7400
H4 (45 m)	0 - 7 cm	1,2	8	55	690
	7 - 14 cm	0,2	<1	25	44
H5 (45 m)	0 - 7 cm	1,7	9	55	1110
	7 - 14 cm	<0,1	<1	8	25
H7 (160 m)	0 - 4 cm	0,2	3	15	520
	5 - 11 cm	<0,1	<1	8	47
	5 - 11 cm	<0,1	<1	5	25

At partikulært kadmium viser tendens til å konsentreres i fjordens innerste deler, fremgår også av dette metalls vertikalfordeling. På de to indre lokalitetene ble det således bare registrert en moderat tendens til lavere kadmiuminnhold i de dypere liggende lag av sedimentprøven. Først under 20 cm var det en viss reduksjon i forhold til overflatesjiktet. Imidlertid var det i denne henseende ingen forskjell fra de øvrige metaller (se tabell 5.6, st. H1 - H2). Først på st. H4 ble det registrert en tydelig sjiktning, med stort sett 10 ganger så høye konsentrasjoner i de øvre 5 cm som i de nedenforliggende lag. På st. H7 var det igjen mindre markert sjiktning, unntatt når det gjalt mangan.

6.3.1.2 Jevnføring med andre data fra Saudafjorden.

De refererte observasjoner kan sammenlignes med resultatene til Kjellsen & Ekornrød (1975, unpubl.) med hensyn til avstandsgradienter og absoluttnivåer. Det er benyttet samme prøvetager og en analysemetode som etter innledende forsøk synes å gi tilsvarende verdier som metoden til Sentralinstituttet for industriell forskning (SI) innenfor en feilmargin på maks. 10%. (Kfr. Kjellsen & Ekornrød, s.14 ff). Imidlertid vil andre faktorer kunne være årsak til større variasjoner, bl.a. at det ikke er benyttet de samme lokaliteter og at Kjellsen & Ekornrød har delt hver søyle i 2 cm sjikt. I det følgende er instituttets 0-5 og 0-7 cm prøver sammenlignet med et middel for Kjellsen og Ekornrøds 2 cm sjikt ned til og med 4 eller 6 cm under sedimentoverflaten.

Den relative forekomst av mangan med økende avstand fra utslippene viser omtrent samme forløp hos Kjellsen og Ekornrød (1975, fig. 9) som ved instituttets observasjoner. Mangankonsentrasjonen ble funnet å synke bratt de første hundre metere utover, mens nivået stabiliseres i en avstand av ca. 2-3 km. (Imidlertid er det en interessant økning ved en stasjon ca. 13 km ut i fjorden, litt nord for Åsneset, hvoretter man fant en minskning igjen mot munningen.) På stasjonene innenfor en avstand av 1 km fra bedriften fant Kjellsen og Ekornrød en sterk lagdelingsgradient mellom de øvre 2-4 cm og dypere lag. Også mellom 0-2 cm og 2-4 cm ble det registrert vesentlige forskjeller. Særlig utover i fjorden var manganinnholdet høyere i de øvre 2 cm (omkring det dobbelte).

Absoluttnivåene av mangan viser derimot til dels store forskjeller.

Sammenlignes st. 1 hos Kjellsen og Ekornrød (ca. 400 m utenfor utslippet) med st. H1 og st. H2 i nærværende rapport (begge omkring 2-300 m fra utslippet), har de førstnevnte funnet i gjennomsnitt ca. 60.000 ppm Mn i 0-4 cm og en middelvei på vel 40.000 ppm i 0-6 cm, mens instituttet har registrert omkring 10.000 ppm. Dette er vanskelig å forklare på bakgrunn av at forskjellen går den motsatte veien av hva man skulle vente ut fra lokalitetenes avstand fra utslippene. Heller ikke den lille forskjellen i dyp skulle ha så vesentlig innflytelse, men det må tilføyes at bunntopografien kan slå sterkt ut på sedimenteringsforløpet. Imidlertid ligger resultatene fra Kjellsen og Ekornrøds st. 2 (ca. 1,5 km fra utslippet) tilsvarende høyt, foruten at det på deres øvrige stasjoner innenfor Ramsneset er registrert middelkonsentrasjoner i 0-6 cm som ligger omkring en 10-potens høyere enn det instituttet fant på st. H4 (0-5 cm).

For sink viser resultatene fra de to undersøkelser tilsvarende store forskjeller i funne konsentrasjoner. Tas middelkonsentrasjonen i 0-6 cm for alle stasjonene hos Kjellsen og Ekornrød (1975, unpubl.) innenfor Ramsneset, gir dette nær 3000 ppm Zn, mens den tilsvarende gjennomsnittsverdi i 0-5 cm sedimentlag på stasjonene H1, H2, H4 og H5 er funnet å være ca. 350 ppm. Selv ved å begrense sammenligningen til å gjelde de to innerste stasjonene (H1 og H2), kommer ikke de gjennomsnittlige konsentrasjonene opp i mer enn vel 600 ppm. Så langt som 5-6 km utover i fjorden fant Kjellsen og Ekornrød verdier for 0-4 cm laget som i middel lå over 500 ppm, mens nivået i følge instituttets materiale hadde sunket til ca. 15 ppm. Endelig fant Kjellsen og Ekornrød på tre av de fire indre stasjonene vesentlig mer sink i øvre 4 cm enn i underliggende avsetninger. Dette skiller seg også ut fra NIVA/SI-resultatene.

Blyverdiene til Kjellsen og Ekornrød (1975, unpubl.) viste i likhet med instituttets data at konsentrasjonene i overflatelaget (0-4 cm) sank hurtig med økende avstand fra utslippet. I forhold til på de utslipps nærmeste stasjonene avtok blymengden til 1/5 - 1/10 1-2 km utenfor bedriften (50-150 mot 5-700 ppm innerst). Dette er imidlertid ikke så raskt som det ble konstatert ved instituttets undersøkelser, der konsentrasjonene ble redusert med 80-90% på mindre enn en halv km (8 ppm på st. H4 mot

60-80 ppm på st. H1 - H2). Betydelig verre å forklare er det at konsentrasjonene i januar 1975 ble funnet å ligge 5-10 ganger og mer over det som ble funnet i september 1974. Mens det da ble registrert 3 ppm i 0-5 cm laget utenfor Ramsneset, fant Kjellsen og Ekornrød så høye verdier som 60-100 ppm i det ytre fjordområdet.

Heller ikke kadmiumresultatene er i samsvar med hverandre. Riktig nok er det i begge undersøkelsene funnet maksimalverdier på omlag 150 ppm Cd, men Kjellsen og Ekornrød fant disse konsentrasjonene noe lenger fra utslippet (6-700 m mot 2-300 m utenfor). På en stasjon (tilsvarende langt ut som de innerste hos Kjellsen og Ekornrød) fant instituttet at kadmiumkonsentrasjonen var sunket til henimot 1-2 ppm. (st. H4). På de lokalitetene som nærmest skulle tilsvare H7 (0,2 ppm Cd i 0-5 cm) ble det av Kjellsen og Ekornrød funnet omlag 15 ppm, et nivå som de også registrerte videre utover i fjorden.

Det er som nevnt flere naturgitte faktorer som kan tenkes å ligge til grunn for ulikheten i resultatene fra de to undersøkelser: forskjellige stasjoner, til dels ulike dyp, ukjente trekk ved bunntopografi og strømmønstre i resipienten. Til sammen kan slike faktorer betinge ulike sedimenteringsbetingelser med resulterende ujevn fordeling av utslippskomponentene. Videre kan nevnes tilførsel og fordeling av naturlige sedimenter fra elvetransport og sammensetningen av disse sedimenter. Innholdet av organisk materiale har under ellers like forhold betydning for konsentrasjonene av spormetaller, idet sink, kobber, kvikksølv, kadmium, bly o.a. ofte er knyttet til organiske forbindelser.

Selv om noe av uoverensstemmelsene kan ha sammenheng med ovennevnte forhold, synes det som om forskjellene i flere tilfeller er for store til at dette kan være hele forklaringen. Ut fra et sannsynlig skjønn skulle man f.eks. ikke vente 1-2 størrelsesordner forskjell i konsentrasjonene mellom st. H2 (28 m) og st. H4 (45 m) i nærværende undersøkelse og st. 1 (47 m) hos Kjellsen og Ekornrød, heller ikke mellom st. H7 (160 m) og st. 3 (160 m) og st. 6 (192 m). For å teste mulighetene for analysefeil er tre av sedimentprøvene (0-2 cm) fra undersøkelsene til Kjellsen og Ekornrød blitt reanalysert på SI. Resultatene ble som følger (ppm):

	JERN		MANGAN		SINK		KOBBER		BLY		KADMIUM	
	T	R	T	R	T	R	T	R	T	R	T	R
St. 2	28000	28000	86900	2700	8768	1110	160	120	763	131	189	12
St. 4	25500	31000	16000	16400	1729	590	58	77	109	142	18	11
St. 8	37500	45000	25100	26000	331	410	42	58	113	183	13	5

T = Tidligere resultat, jfr. vedlegg A.

R = Resultat av reanalyse.

Man ser at det for jern og kobbers vedkommende er noenlunde sammsvar mellom tidligere og reanalyserte verdier. For de andre metallene er det en uakseptabel forskjell mellom enkelte av parallellene. Der det tidligere var registrert høye konsentrasjoner, har riktignok reanalysene gitt lavere verdier, men det går begge veier for de mer moderate konsentrasjoner. Alt i alt gir heller ikke resultatene av reanalysene noen nøkkel til å forstå den manglende overensstemmelse mellom resultatene fra de to undersøkelsene. Det eneste er at kontrollanalysene reiser tvil om noen av de høyeste konsentrasjonene som er funnet av Kjellsen og Ekornrød og en del av de laveste konsentrasjonene som er registrert ved instituttets observasjoner. Det er imidlertid ikke funnet noe faktisk grunnlag for å anta feil ved prøvetaking, analyser, etc. ved noen av de to undersøkelsene.

6.3.1.3 Jevnføring med lite påvirkede estuarområder

Det naturlige innhold av metaller i fjordsedimenter er et vanskelig tema fordi bakgrunnsverdiene vil være sterkt varierende fra sted til sted. Konsentrasjonene avhenger av hva slags partikulært materiale som tilføres ved elvetransport, hvordan dette materialet fordeler seg i fjordbassenget, innholdet av organisk stoff, oksygenforholdene i sedimenter og bunnvann, etc. I tillegg kommer at det er gjort relativt få undersøkelser av metallinnhold i fjordsedimenter. Tabell 6.7 gir et visst inntrykk av variasjonsbredden. Det er her samlet en del antatt sammenlignbare data fra kystnære områder som er upåvirkede eller bare moderat belastet med metallforurensninger. Alle data gjelder områder med oksygenholdig bunnvann. De benyttede analysemetodene er imidlertid noe forskjellig.

Tabell 6.7 Metallkonsentrasjoner (ppm) i oksiske sedimenter fra moderat forurensede kystområder.

Kilde	Mangan	Sink	Bly	Kobber	Kadmium	Kommentar
Skei 1975 (upubl.)	1900	191	76	88		Ytre Eidfjord Mn 0-2 cm, øvrige 0-4 cm.
- " -	1010	216	93	107		Ytre Granvinfjorden Mn 0-2 cm, øvrige 0-4 cm
Taylor 1974 (upubl.)	390- 3330					Div. norske fjorder. Ref. av Skei (1975)
Doff 1969 (upubl.)	400- 28500					Oslofjorden
Romeril 1974		47- 81		13- 28		Southampton, Storbritannia
Olausson & al. 1972		65- 84	14	3- 4		Ytre Gulmarsfj., 0-2 cm.
Perkins & al. 1973	180- 720	24- 105	<72	5 - 19	<2.4	Solway Firth, Storbr.
Buttersworth & al. 1972		420	150		1.6	Severn-estuaret, Storbr. noe påvirket
Mackay & al. 1972	500- 4000	70- 244	48- 134	22- 77	0-4	Bakgrunnsnivå, Clyde- estuaret, Skottland.

Som det fremgår av tabellen, er det relativt stor variasjon i det som kan betegnes "naturlig bakgrunnsnivå". Det er ikke urimelig å anta at variasjonsbredden kan være enda bredere enn tabellen viser, idet flere lokalitetsavhengige forhold kan virke i samme retning og skape ekstreme, men likevel naturlig betingede konsentrasjoner. Her skal det bare på nytt understrekes at spormetaller (som sink, bly, kobber, kadmium o.a.) lett knyttes til organisk stoff. Under ellers like forhold kan man derfor vente å finne høyere innhold av disse elementer der avleiringene er rike på organisk materiale.

Det samme gjelder mangan på grunn av det kjemiske mikromiljø som ofte skapes i og like over sediment inneholdende mye organiske avleiringer. Ikke langt under sedimentoverflaten er det da vanligvis anaerobt (= anoksisk eller oksygenfritt). Under de reduserende betingelser løses manganet ut i ioneform, og frie manganioner transporteres oppover gjennom porevannet. Hvis sedimentoverflaten er i kontakt med oksygenholdig vann, felles manganet ut igjen, og slik kan man få mangananrikning i de øverste sedimentlag. Dette er f.eks. den sannsynlige forklaring på at høye mangankonsentrasjoner kan påtreffes i Oslofjordsedimenter (se tabell 6.7).

I denne forbindelse er det verd å påpeke at Kjellsen og Ekornrød (1975, upubl.) har påvist et høyt innhold av organisk stoff i Saudafjordsedimenter. Tabell 6.7 er av denne grunn også begrenset til å omfatte estuarområder, der forholdene med hensyn til organisk stoff kan antas å være sammenlignbare med Saudafjorden. Det må imidlertid tas forbehold for Oslofjordens vedkommende. Både vannutskiftningsforholdene og karakteren av det organiske materiale taler for at den omtalte mobiliseringen av mangan er vesentlig mer utpreget i Oslofjorden enn i Saudafjorden. Det antas derfor at det ikke er grunn til å regne med særlig høyere naturlige bakgrunnsverdier enn det som ellers er oppgitt i tabellen, dvs. ca. 200 - 4000 ppm mangan.

På bakgrunn av dette kan man fastslå at påvirkningen fra utslippet er tydelige i Saudafjordens indre del. I følge resultatene av instituttets undersøkelser synes forurensningssymptomene begrenset til området innenfor Ramsneset. De markerte konsentrasjonsgradientene antyder at belastningen ikke gjør seg nevneverdig gjeldende utenfor 3-4 km fra utslippsstedet, men det må her tas forbehold om at det er stor avstand mellom ytterste stasjon og de øvrige (kfr. fig. 4.1). Kadmiuminnholdet lå omkring 2 størrelsesordener (10-potenser) over bakgrunnsnivået, men ellers lå ikke konsentrasjonene så mye over det som er blitt registrert på presumptivt lite påvirkede lokaliteter.

I følge Kjellsen og Ekornrøds resultater er påvirkningen både mer markert og gjør seg gjeldende lenger ut i fjorden. Mangankonsentrasjonene i øverste sedimentsjikt er funnet å ligge på ca. 5000 ppm eller mer i hele fjorden, og sinkkonsentrasjonene var oppe i mer enn 1000 ppm ute ved Bølneset. Blyinnholdet lå bare vesentlig over de angitte naturlige forekomster (tabell 6.7) innenfor Ramsneset. Her må det imidlertid tas et forbehold fordi det opprinnelige blynivå i Saudafjordsedimenter ikke er kjent. Hvis det f.eks. har vært omkring 20 ppm, viser Kjellsnes og Ekornrøds resultater en markert økning i hele fjordens lengderetning. Kadmiumkonsentrasjonene er av Kjellsen og Ekornrød funnet 10-20 ppm på alle stasjoner utenfor Ramsneset mot <4 ppm som antatt naturlig nivå i ubelastede fjorder (tabell 6.7).

Sedimentresultatene fra Saudafjorden kan også sammenlignes med konsentrasjoner som er funnet i Sørfjorden, Hadanger. Skei & al. (1972) fant følgende konsentrasjoner (ppm) i de indre 10 km av fjorden (før rensetiltak ble iverksatt).

Bly: 720- 70000 (mest ca. 2000-8000).
Sink: 830-118000 (mest ca. 3000-15000).
Kadmium: 16-850 (mest ca. 30-100).
Kobber: 210-12000 (mest ca. 500-2000).

Man ser at av disse metaller var det bare kadmium i den innerste del av Saudafjorden som lå tilsvarende høyt.

Akkumulering av tungmetaller i sedimenter representerer primært en fare for de dyr som lever i og på sedimentet. Porevannet i sedimentene vil inneholde høye metallkonsentrasjoner, samtidig som dyrene kan få metallene i seg ved fødeopptak. Særlig gjelder dette encellede dyr (protozoer) og forøvrig alle arter som lever av å utnytte det organiske materiale i sedimentene (detritusetere). Både vannets og partikkelens høye metallinnhold kan forårsake akutte giftvirkninger, foruten at det kan finne sted akkumulering i organismene. Dette kan i sin tur ha uheldige konsekvenser for dyr som lever av protozoene og detritueterene, og i siste instans for fisk. Man kjenner for lite til detaljene som vedrører næringskjeder og stofftransport til å uttale noe bestemt om skadevirkninger på spesifikke arter i det aktuelle tilfellet. Ut fra generelle erfaringer

må det imidlertid antas at i hvert fall sedimentene i indre Saudafjord, dvs. innenfor Ramsneset, er så belastet at et normalt organismesamfunns utvikling hemmes (kfr. kap. 7.3). Årsaken behøver imidlertid ikke være tungmetalltilførselen alene. Selve mengden partikulært materiale kan spille en rolle, og dertil kommer den eventuelle effekten av andre avløpsvannbestanddeler.

Blant metallene som slippes ut må kadmium og bly anses som de kvalitativt farligste, dernest kobber og sink. Ved sedimentanalysene var det primært kadmium og bly som pekte seg ut med hensyn til forholdet mellom registrerte konsentrasjoner og antatte bakgrunnsverdier, særlig kadmium. Ved iverksettelsen av rensetekniske tiltak må man derfor også ha reduksjon i belastningen med disse to metaller for øye.

6.3.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner

Resultatene av analyser på polysykliske (polynukleære) aromatiske hydrokarboner (PAH) i sedimentoverflaten (0-5 cm) er stilt sammen i tabell 6.8. Prøvene er samlet inn på de hydrografiske stasjonene (fig. 4.1).

Det ses at innholdet av PAH var høyt på de indre stasjonene H1 og H2, for deretter å avta forholdsvis raskt med økende avstand fra utslippet. Allerede ved st. H4, 6-700 meter utenfor avløpet, var konsentrasjonen sunket til henimot 1/10 av det høyeste registrerte nivået. De foreliggende data indikerer en videre minskning i totalinnholdet utover i fjorden mot st. H7, selv om tendensen for en av komponentene er motsatt og mengdene av en del komponenter ikke har latt seg tallfeste.

Polysykliske aromatiske hydrokarboner syntetiseres av grønne planter (Gräf & Diehl 1966, Borneff & al. 1968, Andelman & Suess 1970, Andelman & Snodgrass 1974, Harrison & al. 1975) og dessuten av bakterier (Niaussat 1970). I friskt plantemateriale finnes en totalkonsentrasjon av PAH i størrelsesordenen 10-20 µg/kg tørt materiale (Gräf & Diehl 1966). Ifølge de sistnevnte forfattere skal innholdet stige ved plantenes død. Enkeltforbindelser av PAH skal være registrert i så høye konsentrasjoner som 5-110 µg/kg tørrstoff (Hancock & al. 1970 ifølge Harrison & al. 1975). Følgelig må man vente å finne et registrerbart bakgrunnsnivå i alle løsavsetninger som inneholder organisk stoff. Det må videre forventes ganske betydelig variasjon i den naturlige forekomst, beroende på art og mengde av organiske forbindelser i avleiringene.

Andelman & Suess (1970) har sammenstilt opplysninger om bl.a. konsentrasjoner av benzopyrene som er observert i marine sedimenter. Konsentrasjonene varierer fra 0.014 til 15 mg/kg tørt sediment. Om verdier i området 1-3 mg/kg nevnes det at de var fra et "høyt industrialisert område" (Napolibukten). De nevnte 15 mg/kg var fra et område på den franske kanalkysten. I sedimenter fra Seinen er det registrert like stor variasjon - fra 0.004 til 15 mg/kg (Andelman & Suess 1970). De samme forfattere refererer data fra en sovjetisk undersøkelse, der det ble registrert 8.2 til 17 mg/kg benzopyrene i elveavleiringer nedenfor petrokjemisk industri (biprodukter fra koks). Forøvrig synes det ikke å være gjort særlig mye på dette felt

Tabell 6.8. Polysykliske aromatiske hydrokarboner i sedimenter (0-5 cm) fra indre Saudafjorden 11-12/9-1974 (mg/kg tørrvekt).

Topp nr.	PAH-komponent	Anmerkn.	St.H1	St.H2	St.H4	St.H7	St. H7, 20 cm under overflaten
1	Phenanthrene/Anthracene	a	75	57	25	4,5	
2	Ethylphenanthrene/Dimethylphenanthrene	b	10	40			
3	Ethylanthracene/Dimethylanthracene	a	119	109	2,5		
4	Fluoranthene	b	3				
5	Dihydrobenzfluorene	a	89	55	2,1	3,1	1,7
6	Pyrene	b	41	15			
7	Benzo(c)phenanthrene/Hexahydrochrysene	b	20	17			
8	Benzo(ghi)fluoranthene	a, c	97	100	3,1	0,8	1,5
9	Chrysene/Triphenylene	a, c	136	139	4,3	1,1	2,2
10	Methylchrysene	b	13	23			
11	Benzfluoranthene	b	140	180	13	2,0	
12	Methylbenzfluoranthene	b	5	8			
13	Benzo(a)pyrene	a, c	48	70	5,1		
14	Benzo(e)pyrene	a, c	44	65	4,8		
15	Perylene	a	17	23	2,2		
16	o-Phenylene-pyrene/Benzo(b)chrysene	a	26	52	7,7		
17	Benzo(ghi)perylene/Anthanthrene	a	12	38	6,3		
18	Coronene	a	6	39	6,4		
19	Dibenzpyrene	a	4	38	5,3		
	SUM PAH		~ 900	~ 1080	< 100?	< 25?	

a) Identifisert ved å sammenlikne retensjonstiden med standard.

b) Identifisert ved å sammenlikne retensjonstiden med Lao et al. (Anal. Chem. 45 (1973) s. 908)

c) Ikke separert på Dexil 300, kvantifisert ved å benytte samme relative forhold som St. H1.

i den senere tid, idet Harrison et al. (1975) ikke refererer andre arbeider enn de som allerede ble nevnt av Andelman & Suess (1970). Ved sammenligning av ovennevnte tall med summen av benzo(a)pyrene og benzo(e)pyrene i tabell 6.8 ses imidlertid at det ikke fra noe sted er funnet samme høye nivå som ekstremverdiene fra Saudafjorden (92-135 mg/kg tørt sediment på de to indre stasjonene.

Det mest representative materialet å sammenligne Saudafjordresultatene med skriver seg fra de undersøklser som er foretatt av Palmork & Wilhelmsen (1972) og Palmork (1974) i fjorder med utslipp fra aluminiums- og annen smelteverksindustri. Hos de nevnte forfattere er de kvantitative analysene begrenset til å omfatte summen av anthracene/phenantrene, fluoranthene og pyrene. I Saudafjordmaterialet utgjør summen av disse forbindelsene (mg/kg tørrvekt):

St. H1	St. H2	St. H4	St. H7
ca. 280	ca. 220	ca. 80	ca. 10?

Havforskningsinstituttet har ved tidligere analyse av en sedimentprøve fra Saudafjorden funnet ca. 80 mg/kg nær utslippet og omkring 2 mg/kg 3-4 km lenger ut (Palmork, pers. medd.).

Til sammenligning har Palmork & Wilhelmsen (1972) registrert til sammen 710 mg/kg i slam fra røkgassvaskeanlegg og 1760 mg/kg i fjordsediment i den umiddelbare nærhet av et aluminiumsmelteverk i Årdal. I andre fjorder er det gjort gradientstudier, dvs. foretatt innsamling av sedimentprøver i økende avstand fra utslippene (Palmork 1974). Analysene viste sum-konsentrasjoner av de forannevnte fire stoffer på mellom 1 og 9 mg/kg tørrvekt på de stasjonene som lå nærmest utslippstedene i de enkelte fjorder (noe varierende avstand, men mindre enn 1 km). Utover i de enkelte fjordene sank konsentrasjonene mot mindre enn 0.3-1 mg/kg i avstander på opp til 30-50 km fra kildene. I alle unntatt ett tilfelle ble det konstatert tydelige avstandsgradienter, brattest når de utslippsnære konsentrasjonene var høyest. Ut fra dette kan det konkluderes med at stoffene kan spores over lange strekninger fra en kilde og at bakgrunnsnivåene i norske fjorder for disse fire PAH-komponentene i hvert fall ligger under 0.2 mg/kg, sannsynligvis noe lavere.

Det er dermed også overveiende sannsynlig at det er en betydelig påvirkning med PAH i Saudafjorden så langt ut som ved st. H7, nærmere 3 km fra utslippet.

Hovedårsaken til at PAH må tillegges betydning er at flere av disse forbindelsene har kreftfremkallende egenskaper. Utenom 3,4-benzpyrene (= benzo(a)pyrene) er det i Andelman & Suess (1970) og Harrison et al. (1975) nevnt bl.a. 3,4-benzfluoranthene (benzo(b)fluoranthene), 10,11-benz-fluoranthene (benzo(j)fluoranthene) og 1,2,5,6-dibenzanthracene. Flere beslektede forbindelser kjenner man ikke virkningen av, men må regnes som mistenkelige. Blant de PAH-komponenter som er funnet i Saudafjorden regnes pyrene og fluoranthene som ikke kreftfremkallende ("inaktive"), mens virkningen er oppført som ukjent for anthracene og fenanthrene (Andelman & Suess 1970).

De kreftfremkallende egenskaper er konstatert ved dyreforsøk (påsmøring av hud, injeksjon i fordøyelseskanalen). Ulike arter viser forskjellig ømfintlighet, og resultatene er ikke umiddelbart overførbare til mennesker eller dyr, heller ikke til andre kontaktformer. Likevel har oppmerksomheten mot PAH vært økende, og Verdens Helseorganisasjon har anbefalt grunnverdier for innhold av carcinogene PAH i drikkevann (WHO 1970 ifølge Andelman & Suess 1970). Dette er gjort uten at det er epidemiologiske beviser for at kreftfrekvens har sammenheng med PAH-konsentrasjoner i drikkevann (Andelman & Snodgrass 1974). Utgangspunktet har vært at spredning av mulig kreftfremkallende stoffer til omgivelsene bør begrenses, m.a.o. en generell sikkerhetsforanstaltning. Dette er i samsvar med den vanlige oppfatning innen kreftforskning, at gjentatte små doser er mer virksomme enn en mengdemessig tilsvarende enkeltdose.

Vedrørende de hygieniske sider er man for det marine miljø mest opptatt av muligheten for opphoping av PAH i spiselige organismer (Andelman & Snodgrass 1974, Suess 1970). I denne forbindelse understrekes at alle mennesker er i daglig kontakt med PAH fra mange ulike kilder. Grunnen er som nevnt at planter og bakterier syntetiserer disse stoffene (inklusive de som er funnet å være kreftfremkallende). Dessuten tilføres omgivelsene PAH fra en rekke forskjellige kilder.

Således finnes PAH i crackingprodukter (Andelman & Suess 1970), eksos fra forbrenningsmotorer (Iljnitsky et al. 1972), og kan forekomme i varierende mengde i utslippene til luft og vann fra et mangfold av industriell virksomhet: raffinierier, annen industri basert på biprodukter fra fast og flytende fossilt brensel, koksverk og smelteverkindustri (spesielt bedrifter som benytter Söderbergelektroden og liknende prinsipper), grener av plastindustrien, fargestoffindustrien o.a. (ifølge kilder referert av Andelman & Suess 1970 og Andelman & Snodgrass 1974). PAH spres likeledes gjennom tørravsetning av røkgass-støv og ved nedbør. Det synes å herske noe uklarhet om hvorvidt PAH finnes i råolje (sammenlign Andelman & Suess 1970, s. 484 med Andelman & Snodgrass 1974, s. 72-73, Erhardt 1972, s. 270 og Palmork 1974, s. 99). Slitasje av asfalt (og bildekk) er med på å bidra til at overflateavrenning og kommunalt avløpsvann fra urbaniserte strøk kan ha høyt innhold av polysykliske aromatiske hydrokarboner (Benzopyrene er imidlertid også registrert i menneskeurin ifølge kilder sitert av Andelman & Suess 1970).

Innflytelsen av PAH på akvatiske planter og dyr har foreløpig vært gjenstand for en beskjeden forskningsinnsats, bortsett fra at det foreligger en del data om konsentrasjonsnivåer. Skadelige effekter er imidlertid dokumentert gjennom et par eksempler. Foruten kreftsymptomer hos alger (Ishio et al. 1971) er det funnet unormal dannelse av ovisceller (ynglekammer) hos en mosdyrart (Powell et al. 1970). Akkumulering er bl.a. påvist etter eksperimenter utført av Scaccini Cicutelli (1965) og Lee et al. (1972) (blåskjell). Benzo(a)pyrene og 20-methylcholanthrene bevirket øket celledeling og mindre celler hos rødalgen *Antithamnion plumula* (Boney & Corner 1962 ifølge Boney 1974). (I denne forbindelse kan det innskytes at det ved instituttets algeforsøk (kfr. kap. 8) fremkom en svak antydning til vekststimulans fra avløpsvannet). Dette kan imidlertid også skyldes et visst innhold av næringssalter. Ved senere undersøkelser har Boney (1974) observert øket vekst hos *Antithamnion* også ved påvirkning med benzidin (carcinogen), 9-methylanthracene og chrysene. (Begge de sistnevnte er hittil ikke rapportert som kreftfremkallende). Det skulle bare kort kontaktid til (1-2 mg/l i 0,5-1 time) for at den etterfølgende vekst ble forsterket (Boney & Corner 1962).

Såvidt det kan sees fra litteraturen er det fremdeles flere ubesvarte spørsmål vedrørende PAH som er viktige for vurderingen av utslipp fra smelteverk og andre kilder. Det gjelder i særlig grad virkningen av ulike former for eksponering og effekter av langtidsbelastning med små konsentrasjoner. Både ved Havforskningsinstituttets undersøkelser i Sognefjorden (Årdal, Palmork & Wilhelmsen 1972) og i Saudafjorden er det observert tilsynelatende friske dyr (bl.a. O-skjell) i nær kontakt med sedimenter inneholdende høye PAH-konsentrasjoner. På den annen side er det ikke mulig å si hvilken betydning PAH eventuelt kan ha hatt for forringelsen av bløtbunnsfauna og andre organismer i Saudafjordens indre basseng (kfr. kap. 7).

Under alle omstendigheter synes det aktuelt for bedriften å foreta en kartlegging av PAH-utslippet, idet dette kan tenkes å være i betydelig grad prosessavhengig. Foreløpige observasjoner (ing. Gunnæs pers. medd.) kan tyde på at PAH-utslippene i første rekke skrives seg fra silicomanganfremstillingen, der ovnene er lukket og det delvis er kull som benyttes som reduksjonsmiddel.

Når det gjelder rensemetoder, har Andelman & Suess (1970) og Andelman & Snodgrass (1974) trukket ut erfaringene fra de arbeider som har vært utført for å teste forskjellige metoders effektivitet. De fleste teknikker har tatt sikte på anvendelse i vannverk, og konklusjonene gjengis her uten å ta i betraktning den betydning PAH-innholdet selv og den øvrige vannkvalitet kan ha for valg av rensemetode:

- a) Sandfiltrering og biologisk rensing er lite anvendelig alene. Dette skyldes dels at sanden ikke fanger opp det som er løst eller kolloidalt og dels at PAH generelt er langsomt nedbrytbart.
- b) Flokkulering (kjemisk felling) kan gi betydelig reduksjon ved etterfølgende sedimentering eller sandfiltrering.
- c) Filtrering gjennom aktivt kull eller koks har gitt gode resultater.

- d) Klorgass og ultrafiolett lys gir bare liten reduksjon ved vanlige kontakttider. Klordioksyd og ozonering har derimot gitt høy grad av fjerning (99% reduksjon av benzopyrene ved 30 minutters kontaktid).

Forøvrig er instituttet kjent med at Lista Aluminiumsverk (Elkem-Spigerverket) har reduksjon av PAH-utslipp under utredning.

Som nevnt er vår viten om virkningene av PAH på de marine miljø mangelfull. Særlig gjelder dette langtidsvirkninger av små doser, men også akutt toksisitet, nedbrytbarhet, akkumulering og omsetning generelt. Samtidig er dette en spesielt aktuell forurensningskilde i Norge, som har det vesentlige av sin smelteverksindustri, foruten oljeraffinerier og et koksverk, lokalisert langs kysten. I tillegg kommer fremtidig oljeutvinning og utbygging av petrokjemisk industri. Dette tilsier en nasjonal innsats på feltet, både i form av forskning og oppbygging av teoretisk kompetanse. Fellesorganisasjonen for norske ferrosiliciumprodusenter (A/S FESIL & Co.) har tatt skritt til å få problemet utredet for denne bransjens vedkommende, i første omgang i form av et litteraturstudium og orienterende analyser av ferrosiliciumstøv og vann som har vært i kontakt med slikt støv.

Foruten kartlegging av tilførsler, er det i Saudafjorden behov for en nærmere dokumentasjon av hvor langt ut påvirkningen med PAH kan spores i sedimentene, og dertil analyse av PAH-innhold i utvalgte dyr og alger.

7. BIOLOGISKE FORHOLD

De feltbiologiske undersøkelsene har bestått i observasjoner av fastsittende alger og gruntvannsfauna fra fjærebeltet og ned til 15-20 m ved dykking, og orienterende undersøkelser av bløtbunnsfaunaen på 30-40 m dyp med Ekman grabb (0.08 m^2). Det er tidligere avgitt en foreløpig karakteristikk av forholdene (NIVA 1974 b). I det følgende rapporteres materialet i sin helhet. Vedlegg B inneholder en fotodokumentasjon av enkelte karakteristiske arter fra gruntvannssamfunnene (bilder bare i 15 rapporteksemplarer).

Under pkt. 7.1 gis også en beskrivelse av bunnens helning og beskaffenhet på de enkelte dykkestasjonene.

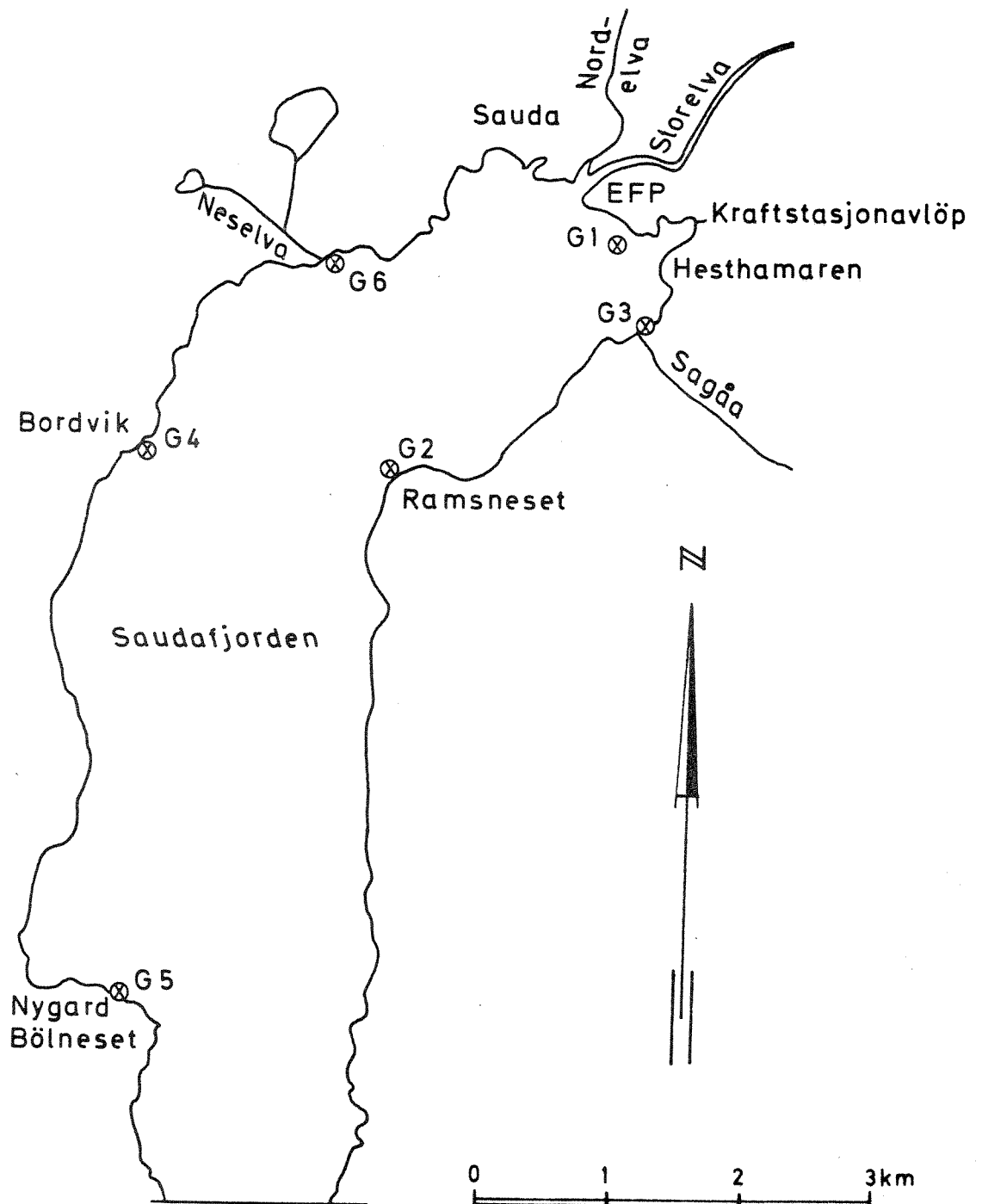
7.1 Fastsittende alger

Undersøkelsene er gjort i lokalitetene som fremgår av fig. 7.1, og registrerte arter er listet i tabell 7.1. Det kan innskytes at på alle stasjoner var det et markert skille på omkring 5 m mellom et grumset overflatelag og klarere vann nedenfor. Skillet falt sammen med nedre grense for spranget i saltholdighet (kfr. kap. 4).

Bunnen på stasjon G1 var dannet av betong og stein til fyrlyktfundament og var bare et par hundre meter fra bedriftens utslipp. Fra 0-5 m var det avvekslende betong og store steiner; fra 5-15 m enkelte steiner, men for det meste mudderbunn. Det faste underlaget var dekket med sediment og hydroider. Tilslammingen var markert selv på grunt vann, men økte i tykkelse nedover. Bunnens helning var stort sett moderat i de øvre 4-6 m, for siden å flate ut. Sedimentet var her gråbrunt til mørkebrunt med rik forekomst av knollformede dannelser på ca. erte-størrelse.

Omkring vannlinjen fantes et smalt belte av *Enteromorpha* (tarmgrønnske). Grønnalgen *Cladophora flexuosa* vokste i tett bestand 0,5-1 m med spredte eksemplarer lenger ned, men ikke dypere enn 2 m. Algen var avvekslende grønn og brunlig, mest det siste. Brunfargen skyldtes i det vesentlige

Fig.7.1 Stasjoner for gruntvannsorganismer i indre Saudafjorden 10-12/9 1974



Tabell 7.1. Fastsittende alger observert i Saudafjorden 10-12/9-1974.

Arter	Stasjoner					
	G1	G2	G3	G4	G5	G6
GRØNNALGER						
<i>Cladophora flexuosa</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Enteromorpha intestinalis</i> (Tarmgrønske)	x	x		x		
<i>Rhizoclonium implexum</i>	x	x		x	x	
<i>Ulothrix subflaccida</i>	x	x				
BRUNALGER						
<i>Ascophyllum nodosum</i> (Grisetang)				x	x	x
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>			x			
<i>Elachista fucicola</i>		x				x
<i>Fucus vesiculosus</i> (Blæretang)		x	x	x	x	x
<i>Fucus vesiculosus</i> (Blæreløs dvergform)		x	x	x	x	x
<i>Sphacelaria plumigera</i>		x	x			
<i>Spongonema tomentosum</i>		x	x	x	x	x
RØDALGER						
<i>Antithamnion boreale</i>		x				
<i>Bonnemaisomia hamifera</i> (<i>Trailiella intricata</i>)		x				
<i>Ceramium strictum</i> (Rekeklo)		x				
<i>Goniotrichum elegans</i>		x				
<i>Hildenbrandia prototypus</i> (Fjæreblood)		x	x			
<i>Lithothamnion granii</i> (Vorterugl)		x				
<i>Lithothamnion lenormandi</i> (Slett rugl)		x		x	x	
<i>Polysiphonia urceolata</i>		x				
<i>Polysiphonia violaceae</i>		x				
<i>Phycodrus rubens</i> (Eikeving)				x		
Cf. <i>Rhodochorton</i> sp.				x		
Uidentifiserte				x		
BLÅGRØNNALGER						
<i>Oscillatoria tenuis</i>	x	x				
<i>Spirulina subsalsa</i>	x	x	x	x	x	x

begroing med ferskvanns- eller brakkvannsdiatoméer. (Diatoméer (kiselalger) er encellede alger; her fastsittende, men også som plankton.) De andre grønnalgene (*Ulothrix* og *Rhizoclonium*) fantes spredt i 0-1 m. Blågrønnalgen *Spirulina subsalsa* fantes som et iøynefallende belegg på sedimentet fra 0,5 til 2 m, som dannet nedre grense for observerbar algevekst.

St. G2 var ut fra skrånende svaberg nær fyrlykten på Ramsneset. 0-1 m skrånte fjellet svakt; fra 1 til 5 m var det bratt skrånende. Herfra og ned til ca. 12 m var helningen mer moderat. Sedimentlaget var øverst tynt, men fra ca. 5 m forholdsvis tykt, med enkelte oppragende steiner.

Ca. 30 cm over vannlinjen var steinen delvis dekket av svart, skorpeformet lav, mens fjellet var bart i beltet 0-30 cm over vann. Fra litt under vannstands nivået og ca. 1/2 m nedover ble det funnet et belte av en dvergform av blæretang, ca. 5-15 cm høy og uten blærer. Eksemplarene ble stort sett noe større med dypet, og enkelte hadde blærer og små reseptakler. Nedre grense for blæretang var på omkring 1,5 m. Fra 0,3 til ca. 1 m ble det registrert et sammenhengende teppe av *Cladophora flexuosa*. Eksemplarene var som oftest markert brune og bare grønne nederst. Arten ble funnet ned til dyp over 5 m, men bare spredt fra ca. 1,5 m. 1-5 m var det svært bratt med lite eller ingen vegetasjon bortsett fra den skorpeformede rødalgen *Hildenbrandia*. Et tynt, rødt dekke av en blågrønnalge (?) og spredte forekomster av *Spirulina* hvirvlet vekk ved berøring og lot seg ikke ta prøver av. Fra 5 til 12 m var det også fattig vegetasjon, selv om bunnens skråning var mer gunstig. Spredte eksemplarer av grønnlig *Ceramium strictum* og forskjellige andre rødalger (særlig *Polysiphonia* og *Trailliella*) ble funnet på skjell, stein og knatter som stakk opp av sedimentet. De samme mørkerøde hinnene som nevnt ovenfor var forholdsvis vanlige. Egentlig fantes det ingen sammenhengende algevegetasjon nedenfor 2 m, og noen nedre grense var derfor vanskelig å fastslå.

St. G3 lå ut for naust nord for utløpet av Sagåa. Svaberget omkring vannlinjen var vegetasjonsløst når man ser bort fra en skorpe av ikke identifiserte blågrønnalger/lav. Fjellet helte svakt mot 1,5-2 m og

ble avløst av skjellsand og mudder med enkelte steiner i 2-4 m. Under dette var det stort sett mudder og silt. Ca. 0,2 m under vannflaten opptrådte den tidligere nevnte dvergform av blæretang, som her var dekket av gråbrunt ludd (epifytter og slam). Algene vokste forholdsvis sammenhengende i 0,5 - 1 m dyp, mens det var meget sparsomt i 1-2 meters dyp. *Hildenbrandia* ble observert på 0,5 m, og i samme nivå var det et smalt, men tett belte av brunlig *Cladophora*. På den bløte bunnen fra 2 m og nedover ble det også funnet noen få individer av denne arten (2-3 m), men ellers var det vegetasjonsløst med unntak av tynne hinner av blågrønnalgen *Spirulina subsalsa*. Noen nedre grense for denne er det ikke mulig å angi, men den kunne trolig anes som et svakt blågrønt skjær ned til omkring 5 m (fig. 1, vedlegg B). Høyere opp var det blågrønne overtrekket tydeligere.

St. G4 var ved Bordvik. Bunnen besto av fjell og stein ned mot 6-7 m og helningen var moderat. Nedslammingen tiltok mot dypet, og fra 7-8 m var det stort sett bløtbunn med noe stein og oppstikkende knatter. Omkring vannlinjen var det vegetasjonsløst, men fra 0,3 til ca. 1 m opptrådte en assosiasjon av blæretang (dvergform) sammen med brungrønn *Cladophora flexuosa*. I samme nivå var en smalvokst, men ellers velutviklet grisetang vanlig, dessuten litt tarmgrønske og *Spirulina*. Begroingens tetthet og utseende fremgår av fig. 3-4 i vedlegg B. De samme arter ble funnet ned mot 2 m, men i vesentlig mindre mengder. Grisetang sluttet omkring 1 m, blæretang på vel 1,5 m og bevoksningen i 1-2 m var dominert av *Cladophora*. De nederste eksemplarer av blæretang var som ellers større og bedre utviklet. I tillegg var flekkene av *Spirulina* mer vanlige. Sistnevnte opptrådte ned til ca. 5 m. Det samme gjorde noen mørkerøde flak av løs vekst på bløtbunn. Forøvrig var algeforekomsten meget sparsom. Spredte eksemplarer av for det meste trådformede rødalger ble observert ned til 10-12 m, men ikke innsamlet. Dypeste funn var av *Phycodrys rubens* på 0-skjell (12 m). Også de andre rødalgene var i det vesentlige knyttet til 0-skjell som underlag.

St. G5 på nordsiden av Bølneset var preget av bunn med varierende helning, stein og koller som til dels var dekket av mye sedimentert

materiale. Svabergene var uten vegetasjon de øverste 30-40 cm under vann. Deretter kom en assosiasjon av grisetang blandet med den samme brunlige *Cladophora* som tidligere og litt av den blæreløse og småvokste formen av blåretang. Algene vokste i et relativt smalt belte ned mot ca. 1 m. Ellers var det også her et svært fattig algesamfunn på dypere vann. De blågrønne, løse overvoksningene med *Spirulina subsalsa* ble observert i 1,5-3 m og røde, kvadratdesimeterstore hinner på omkring 3,5 m dyp.

Den siste gruntvannsstasjonen (G6) ble lagt ut for Neselva. Lokaliteten var karakteristisert ved moderat hellende fjell de øverste 6-8 m, deretter en loddrett vegg til ca. 16-18 m som endte i en mudderdekket flate. I likhet med de øvrige stedene startet algevegetasjonen først 0,2- 0,3 m under vannflaten, og de samme artene gikk igjen: Dvergformen av blåretang i et forholdsvis tett belte sammen med mye *Cladophora* og spredte grisetang. Ned mot 1 m ble *Cladophora* dominerende. Blåretang stoppet ved ca. 1 m, mens *Cladophora* gikk litt dypere. *Spirulina*-hinnene var vanlige i nivået 1,5-4 m. Under dette ble det ikke observert andre alger enn *Lithothamnion lenormandi*. Et par bilder av algeforekomstene er gjengitt i vedlegg B (fig. 7-8).

Om blåretangforekomstene kan det avslutningsvis bemerkes at det var en tendens til at den smale, blæreløse og småvokste formen ble avløst av større eksemplarer med mer normalt utseende på dypere vann. Dette var imidlertid ikke helt konsekvent, og dessuten fantes det et rikt utvalg av overgangsformer med hensyn til utseende.

7.2 Gruntvannsfauna

Gruntvannsfaunaen ble observert på de samme stasjonene som vegetasjonen av fastsittende alger (fig. 7.1), og det henvises til gjennomgåelsen ovenfor når det gjelder bunnens helning og beskaffenhet. Registreringene er sammenstilt i tabell 7.2, der også de enkelte arters vertikalutbredelse og mengdemessige forekomst er antydnet. I denne forbindelse er det benyttet følgende symboler:

- Heltrukket dobbeltlinje: Betydelige mengder, sammenhengende forekomst i det angitte dybdeintervall
- Heltrukket enkel linje: Vanlig, sammenhengende forekomst

Tabell 7.2. Gruntvannsfauna i Saudafjorden 10-12/9-1974.
Vertikalutbredelse og forekomst av utvalgte arter ¹⁾.

St. G1 Innenfor fyrlykt nær kaianlegg											
Helning	Moderat	Svak									
Bunntype	Betong, stein	Mudder, enkelte steiner									
Organismer	Dyp i m										
	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	
Clava squamata (Hydroide)	→										
Modiolus modiolus (0-skjell)											
Cerianthus lloydi (Sjøanemone)											
Carcinus maenas (Strandkrabbe)											
Asterias rubens (Korstroll)											
Metridium senile (Sjønellik)											
Cf. Tealia felina (Fjæresjøre)											
Uident. børstemark											
St. G2 Fyrlykt ved Ramsneset											
Helning	Svak	Bratt	Varierende								
Bunntype	Stein	Fjell med varierende slamlag									
Organismer	Dyp i m										
	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20
Gammarus sp. (Tangloppe)											
Døde Mytilus edulis (Blåskjell)											
Carcinus maenas											
Clava squamata											
Levende Mytilus edulis											
Asterias rubens											
Modiolus modiolus											
Cerianthus lloydi											
Pagurus sp. (Eremittkreps)											
Arenicola marina (Fjæremark)											
Echinus acutus (Sjøpinnsvin)											
St. G3 Sagåa											
Helning	Moderat										
Bunntype	Fjell	Sand	Fjell med mye sediment								
Organismer	Dyp i m										
	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20
Clava squamata											
Carcinus maenas											
Kirchenpauria sp. (Hydroide)											
Asterias rubens											
Modiolus modiolus											
Cerianthus lloydi											
Tealia felina											
Hyas araneus (Pyntekrabbe)											
Sabella pavonia (Rørmark)											
Ciona intestinalis (Sekkedyr)											
Anomia patelliformis (Musling)											
Pomatoceros triqueter (Trekantmark)											

1) Norsk artsnavn eller gruppenavn i parentes etter latinsk navn ved første gangs nevning.

Tabell 7.2 (forts.)

St. C6 Ut for Neselva													
Helning		Moderat					Loddrett						
Bunntype		Fjell										Bløt	
Dyp i m		0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	
Organismer													
Gammarus oceanicus		→											
Gammarus zaddachi		→											
Clava squamata		→											
Døde Mytilus edulis		→											
Asterias rubens		→											
Echinus acutus				•									
Serpula vermicularis				•		→							
Echinus esculentus				•									
Tealia felina				•									
Hyas araneus								•					
Modiolus modiolus								→					
Pomatoceros triqueter								→					
Anomia sp.								→					
Nephrops norvegicus										→			

Stiplet linje: Spredt forekomst.

Prikker : Enkeltfunn.

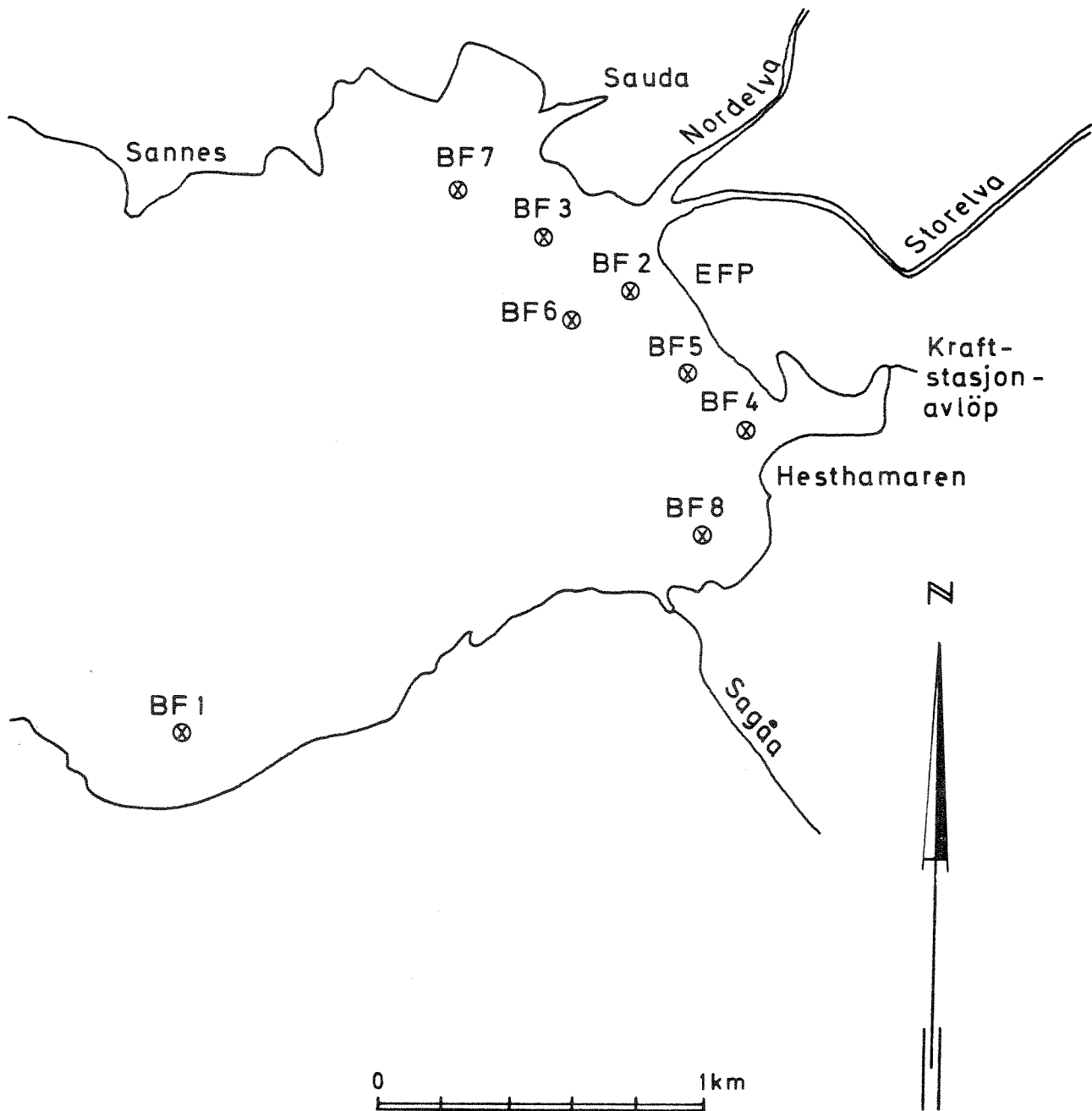
Karakteristisk for fjærebeltet og de øvre 4-5 meter på alle stasjonene var mangelen på rur og strandsnegler, den ofte iøynefallende begroingen med hydroiden *Clava squamata*, og hyppig forekomst av døde blåskjell (se fig. 8 i vedlegg B). De døde blåskjellene var for det meste små (≈ 2 cm), og trolig døde relativt kort tid før observasjonene ble foretatt (intakte festetråder og sammenhengende skallhalvdeler). Det svært fattige dyresamfunnet falt i utbredelse sammen med nedre grense for det neste ferske overflatelaget (på observasjonstidspunktet). Utenom hydroider ble det i dette nivå bare gjort sporadiske registreringer av strandkrabbe og korstroll (vanlig sjøstjerne), som begge er forholdsvis tolerante overfor lav saltholdighet.

Som man ser av tabellen (7.2), var det også under sprangsjiktnivået et fattig dyreliv. O-skjell (fig. 6, vedlegg B) gikk imidlertid igjen på alle lokaliteter og opptrådte i til dels tette bestander med skjell i størrelsen 12-15 cm. Sjøanemonen *Cerianthus lloydi* (fig. 1-2, vedlegg B), ble bare observert på fjordens østside, men fantes enkelte steder i betydelige mengder. Forskjellige arter av sjøpinnsvin var ikke sjeldne. Forholdsvis vanlige var også trekantmarken *Pomatoceros triqueter* og et par andre rørboende mark. Flere eksemplarer av sjøkrepss ble påtruffet så høyt opp som på 11-24 meters dyp inne ved Bordvik (st. G4) og ved Neselvas utløp (st. G6).

7.3 Bløtbunnsfauna

Ved innsamling av prøver av samfunnene på bløtbunn er det gjort 5 grabb-skudd på hver stasjon for å sikre et rimelig representativt materiale, men det er ikke funnet nødvendig med noen kvantitativ bearbeidelse. Stasjonsnettene fremgår av fig. 7.2, og registrerte dyr av tabell 7.3, der også stasjonsdypet er angitt. Bunnaveiringenes karakter blir kort beskrevet i tilknytning til en kort omtale av hver stasjon. På et par av stasjonene var det vanskelig å få samlet inn materiale på grunn av bunnforholdene. På st. BF 3 var det således et tykt lag av løv og andre planterester brakt ut med ellevannet. Herfra er det derfor

Fig.7.2 Stasjoner for bunnfauna i indre Saudafjorden
11-12/9 1974



Tabell 7.3. Bløtunnnsfauna fra indre Saudafjord 10-12/9-1974.

Stasjoner/dyp i m	BF1	BF2	BF4	BF5	BF6	BF7	BF8
Organismer	30	35	42	37	35	27	32
POLYCHAETA (Børstemark)							
Capitella capitata		x	x	x			
Chaetozone setosa	x				x		x
Cirratulidae, sp. indet.			x				
Cirratulus cirratus					x		
Eteone flava	x		x				x
Eteone longa					x		
Glycera capitata					x	x	
Goniada maculata							x
Harmothoë sp.				x	x		x
Hauchiella tribullata						x	x
Heteromastus filiformis					x		x
Lumbrineris sp.	x						x
Ophiodromus flexuosus			x	x	x	x	x
Pholoë minuta			x		x	x	x
Prionospio sp.					x		x
Prionospio steenstrupi	x		x				x
Protodorvillea kefersteini	x						
Scoloplos armiger							x
Tharyx marioni							x
Div. uidentifiserte	x				x		
GEPHYREA (Pølseormer)							
Uident. sipunculider							x
LAMELLIBRANCHIA (Muslinger)							
Cardium minimum	x						x
Lima sulcata	x						x
Thyasira sp.			x	x	x	x	x
Venus sp.	x						
Uidentifiserte					x		
GASTROPODA (Snegler)							
Philine sp.							x
HOLOTHUROIDEA (Sjøpøpølser)							
Uidentifiserte							x
DIVERSE							
Død fiskeyngel		x					
Antall arter av børstemark	8	1	6	3	10	4	13

ingen prøver. Et redusert antall prøver ble også resultatet på st. BF4 (slagget på bunnen) og st. BF1 (delvis sand og grus).

På de innerste stasjonene BF2 og BF5 (100-150 m fra kaien) var det et tykt lag med svart slam ovenpå sand med noe grus. Det var både lukt og synlig spor av oljeaktige stoffer. På BF2 fantes mye løse klumper av grålig/røddbrun farge og størrelse 1-5 mm. (muligens var dette fragmenter av større klumper, kfr. dykkerobservasjoner på st. G1 - fig. 7.1.) På BF5 var det en del plantemateriale fra land, treflis o.a. Begge disse lokaliteter var på det nærmeste uten makroskopiske livsformer. Det ble imidlertid funnet et lite antall arter av børstemark og på BF5 to levende eksemplarer av muslingen *Thyasira* sp.

Stasjon BF6 lå vel 350 m utenfor utslippet. Bunnen var karakterisert ved store mengder planterester av landlig opprinnelse. Samtidig var det samme svarte slammene fremtredende, og det ble observert oljestoffer. Her ble det imidlertid funnet vesentlig flere arter av børstemark (se tabell 7.3), tallrike levende eksemplarer av *Thyasira* sp. (ca. 1000-2000 pr. m²) og dessuten ett eksemplar av en annen muslingart (ikke identifisert).

Bunnen på st. BF4 besto som nevnt delvis av grønt slagget fra deponeringen langs strendene i nærheten. Det var også et markert innslag av plantemateriale. Flere arter av børstemark ble funnet, og tettheten av muslinger (*Thyasira* sp.) kunne anslås til omkring 600 individer pr. m².

Gråsvart mudder og silt preget substratet på st. BF7, idet det var lite tilført plantemateriale. Ved siden av få arter børstemark fantes *Thyasira* i en anslått tetthet på ca. 250 pr. m².

Finfordelt treflis dominerte i bunnmaterialet fra st. BF8. Blant alle prøvetakingsstedene ble det her funnet det høyeste antall arter av børstemark (13) ved siden av at det opptrådte også andre muslingarter enn *Thyasira*: *Lima sulcata* og *Cardium minimum*. Tettheten av *Thyasira* var lav: ca. 50 pr. m². I tillegg ble det registrert tre eksemplarer av en liten sjøpølseart og to av sneglen *Philina* sp. Stasjonen skilte seg i det hele tatt ut ved sin relative artsrikdom.

Prøvetakingen på "referansestasjonen" BF1 ved Ramsneset ble delvis mislykket ved at leiren var innblandet betydelige mengder sand, grus og skallrester. Foruten et antall arter av børstemark ble det observert tre forskjellige muslinger, men ikke *Thyasira*.

7.4 Fisk

Undersøkelser av fisk har ikke inngått i oppdraget. Imidlertid er det gjort tilfeldige observasjoner av fisk under dykking på følgende gruntvannsstasjoner: St. G2 (flyndre og uidentifiserte småfisk), st. G4 (ål), st. G6 (flyndre). Akutt fiskedød skal ikke ha forekommet, i hvert fall ikke i noe høyt antall. (Det kan imidlertid nevnes at i to av grabbprøvene fra st. BF2 (fig. 7.2) ble det funnet et dødt eksemplar av fiskeyngel.) Ørret går forbi utslippene og opp i elvene. Det fanges også ørret i landnøtter på strekningen fra kraftstasjonsutløpet til Ramsneset. Det er imidlertid blitt påstått at sei som går i overflatelaget innerst i fjorden, hurtig får et svartbrunt belegg, og at dette etter et par uker utvikler seg til sår. Sårene skal særlig forekomme på finnene.

7.5 Diskusjon av biologiske forhold

Følgende miljøfaktorer må antas å spille størst rolle for utformingen av plante- og dyresamfunn i Saudafjorden: Saltholdighet, vannets partikkelinnhold, lysforhold, nedslamming, bunnens beskaffenhet og belastningen fra utslippet. Spørsmålet er om de miljøfaktorer som kan skilles ut som overveiende naturgitte er tilstrekkelige til å forklare de fattige og til dels meget reduserte samfunn som er observert i Saudafjorden. Ved siden av at de stoffer som slippes ut kan virke veksthemmende, vil avløpsvannet bidra til økt turbiditet (grumsing) og derved til forringede lysforhold og nedslamming.

7.5.1 Bløtbunnsfauna

Vurderingen er enklest for bløtbunnsfaunaens vedkommende fordi saltholdighetsvariasjoner og lysforhold ikke spiller noen rolle. I sammenlikning med hva man skulle vente på tilsvarende, men ubelastede lokaliteter var dyrelivet mer eller mindre redusert på alle de undersøkte

stasjoner. Overensstemmende med en antatt avtakende effekt med økende avstand fra utslippene, var de negative virkningene mest åpenbare på de stasjonene (BF2 og BF5) som var nærmest kaien. Lenger ut (i ca. 400 meters avstand) var faunaen fremdeles meget artsfattig og dominert av en representant for den forurensningstolerante muslingslekten *Thyasira* (stasjonene BF6 og BF4). Tendensen til minsket effekt med økende avstand fra forurensningskilden kunne spores både i retning utover og mot fjordens sider, idet samfunnene var noe rikere både på BF7, BF8 og BF1. Et påfallende trekk var det fullstendige fraværet av slangestjerner i prøvene.

Årsaken til forringelsen av samfunnene kan ikke knyttes til en bestemt utslippskomponent, men må betraktes som resultat av samvirke mellom flere faktorer. (Det kan her også innskytes at plantemateriale av landlig opprinnelse og slaggdeponering kan være medvirkende. Forekomsten av mer eller mindre intakte planterester kan imidlertid like gjerne være et symptom på fattig dyreliv og liten omsetning. For å bedømme en slik hypotese måtte undersøkelsene også ha omfattet mikrofaunaen. Dette er et vanskelig felt, som er lite utforsket i norske fjorder.)

I hovedsaken er det tre mekanismer som kan ha betydning: nedslamming, det partikulære materialets fysiske karakter og giftvirkninger. Når det gjelder mengden av sedimenterbart materiale i avløpene, vil dette hovedsakelig ha nærvirkning. Det er derfor mindre sannsynlig at mengden partikulært materiale skulle være utslagsgivende. Det er imidlertid ingen tvil om at en reduksjon av denne fysiske påkjenning vil bety en markert bedring av miljøet.

Det er tidligere nevnt at det på stasjonene BF2, BF5 og BF6 ble konstatert et innslag av oljeholdig slam i bunnnavleiringene, og at det dessuten på de innerste lokalitetene ble observert mye rødbrune klumper. En sammenkitting av bunnmaterialet kan i seg selv virke hemmende på mange arter.

Når sedimentet er rikt på metaller, vil det også medføre høyere konsentrasjon av metaller i vannfasen. De dyrene som lever i eller på bunnen kan følgelig bli utsatt for et kjemisk miljø som skiller seg vesentlig

fra vannmassene forøvrig med hensyn til metallinnhold. Det eksisterer ikke noe faktisk grunnlag for å påstå at giftige metallkonsentrasjoner opptrer i sedimentets porevann, men det er ikke usannsynlig at dette er tilfelle. Det fremgår av diskusjonen i kap. 4 om de kjemiske forhold i hovedvannmassene at enkelte organismer, og særlig larvestadier, kan være ekstremt ømfintlige. Man står overfor en situasjon med anrikning av flere metaller i indre bassengs sedimenter, slik at virkningen av de enkelte kan bli forsterket av de andre (synergistisk effekt). Uten nærmere kunnskaper om både mikromiljøet i sedimentene og de aktuelle arters ømfintlighet, lar det seg imidlertid ikke gjøre å konkludere med bestemt at det er giftvirkninger av metaller som er utslagsgivende.

Utenom metallene er det særlig cyanid og PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) som kunne tenkes å ha negativ virkning på dyresamfunnene. I de tidligere rapporter (NIVA 1974b, c) er det sannsynliggjort at cyanid neppe forefinnes i giftige konsentrasjoner annet enn i den umiddelbare nærhet av utslippene (<100-200 m), og at dette primært gjelder avløpsvannets innlagringsdyp, ikke bunnvannet. Med hensyn til PAH innskrenker feltobserverte skadevirkninger seg som nevnt til påvisning av kreftdannelse hos alger (Ishio & al. 1971) og unormale ynglekammer hos en mosdyrart (Powell & al. 1970). Erfaringene med PAH i akvatiske miljøer er i det hele sparsomme. Selv om det er eksempler på at tilsynelatende friske eksemplarer av mange arter er funnet i tilknytning til avsetninger med høyt PAH-innhold (Palmork & Wilhelmsen 1972 og ved denne undersøkelsen), kan man ikke se bort fra muligheten av subletale virkninger. Sikker påvisning av slike effekter på bestandnivå vil også kreve omfattende studier. Da ville det være mer aktuelt å gjøre analyser på konsentrasjonene av PAH-komponenter i utvalgte dyr; eventuelt celle- og vevundersøkelser med henblikk på kreftsymptomer.

7.5.2 Gruntvannsfauna

For gruntvannsfaunaen i de øvre 4-6 m er det åpenbart at den varierende og til dels lave saltholdigheten spiller en fundamental rolle for samfunnenes sammensetning. De artene som er funnet i dette nivået (hydroiden *Clava squamata*, strandkrabbe, og de to tangloppeartene

Gammarus oceanicus og *G. zaddachi* er alle meget tolerante overfor lav saltholdighet. Blåskjell er også relativt tolerant overfor brakt vann, men ikke i samme grad og sannsynligvis mer ømfintlig for brå vekslinger. De store forekomstene av små, døde blåskjell med fremdeles intakte festetråder i 1-5 meters dyp underbygger antakelsen om at forholdene veksler mellom tolererbare og ulevelige betingelser.

Forholdene i Saudafjorden kan sammenliknes med resultatene fra de undersøkelserne som er foretatt av hydrografi og biologi i det nærliggende området, Hylsfjorden med tilliggende fjorder. Undersøkelsene foretas som nevnt i regi av Rådgivende utvalg for fjordundersøkelser, og en del resultater er tilgjengelige i form av preliminare rapporter. Ved de hydrografiske studiene er det bl.a. en stasjon i nærheten av Bølneset i Saudafjorden og to stasjoner i henholdsvis midtre og ytre del av Hylsfjorden (Svendsen og Utne 1973; 1974a, b; 1975a, b; 1976, alle upubl.). Gjennomsnittlig saltholdighet for de tre årene 1973-75 (omtrent månedlige observasjoner) viser noenlunde like forhold på de ovennevnte tre lokaliteter. Middelerdien for målingene har vist ca. 8,0 o/oo S i midtre del av Saudafjorden, ca. 10,8 o/oo midt i Hylsfjorden og ca. 9,2 o/oo S i Ytre Hylsfjorden. Av enda større utsagnskraft er likevel resultatene for målingene i månedene juni-september. I alle tre årene skilte disse månedene seg ut ved særlig lav saltholdighet. Middelerdiene varierte mellom 2,3-4,6 o/oo (Saudafjorden), 4,2-5,1 (Ytre Hylsfjorden) og 3,5-4,9 (Midtre Hylsfjorden). At forholdene ved Bølneset ikke er vesensforskjellig fra lenger inn i Saudafjorden, ses av bedriftens målinger (EFP 1974b), som for de samme måneder i 1972-73 viste middelerdier innenfor Ramsneset varierende mellom ca. 2,8 og 3,8 o/oo S. Av dette ses for det første sannsynligheten for en lengre periode hvert år med lav saltholdighet, og dernest at biologiske undersøkelser i Hylsfjorden i hvert fall i en viss monn kan utgjøre referanse for bedømmelse av gruntvannssamfunnene i Saudafjorden.

Hovgaard (1974, 1975 upubl.) har foretatt studier over dyrelivet i littoralsonen (fjærebeltet) og dessuten observert utbredelsen av viktige tangarter i Hylsfjorden og tilgrensende områder. I midtre og ytre Hylsfjorden er det i likhet med i Saudafjorden konstatert fravær av de ellers vanlige arter av strandsnegler og rur. I alt er det i fjære-

beltet på disse stasjonene ikke funnet mer enn 5-6 arter, deriblant de ferskvannstolerante tangloppene *Gammarus oceanicus* og *G. zaddachi* (Hovgaard 1974 upubl.). (Ved sammenlikningen må man også ta hensyn til at Hovgaards studier har vært vesentlig grundigere med hensyn til tanglopper og tanglus enn tilfellet har vært ved de mer orienterende observasjoner i Saudafjorden. Det kan derfor være at tanglopper og tanglus er mer utbredt på Saudafjordstasjonene enn tabell 7.2 indikerer.)

I forhold til Hovgaards observasjoner må det noteres to viktige forskjeller. Den ene er masseforekomst av hydroiden *Clava squamata* i Saudafjorden, mens arten ikke er rapportert fra Hylsfjorden. Den sannsynlige forklaringen er at *Clavas* forekomst først begynner på ca. 0,5-1 meters dyp. Dette er noe under det som observasjonene i Hylsfjorden har omfattet (Peter Hovgaard pers.medd.). Den andre forskjellen er at i Hylsfjorden er levende blåskjell funnet på vesentlig grunnere vann enn i indre Saudafjorden, nemlig på omkring 0,5 m under midlere vannstand (Hovgaard 1975 upubl.). Det er mulig at dette kan tilbakeføres på saltholdighetsbetingelsene. Hvis blåskjellene lever nær opp til sin toleransegrense, kan selv små forskjeller i saltholdighet gi store utslag på bestandene. Det må også tilføyes at blåskjellene fra Hylsfjorden var meget små (Hovgaard 1975) og således representerer en ung bestand. Videre er det en mulighet for at lave salinitetsverdier gjør seg gjeldende dypere ned i Saudafjorden enn i Hylsfjorden. De foreliggende informasjonen gir ikke grunnlag for å bedømme dette fordi det fra Hylsfjorden ikke er rapportert data fra laget mellom 0 og 5 m. Endelig kan man ikke se bort fra at forurensningstilførselene representerer en tilleggs påkjønning som resulterer i mindre blåskjellbestander.

Av ovenstående kan man trekke den konklusjon at de fattige gruntvannssamfunnene i indre og midtre Saudafjorden sannsynligvis kan forklares ut fra et ugunstig saltholdighetsmiljø. Nøyere undersøkelser av utbredelsen til ferskvannstolerante tanglus og tanglopper i blæretang/grisetangbeltet sammen med disse observasjoner av saltholdighet, vil kunne tjene til å belyse denne antakelsen nærmere. Denne konklusjonen gjelder primært den øverste meter av vannsøylen, der man har sammenlikningsmateriale fra Hylsfjorden. Det må også tas forbehold for den innerste

av stasjonene (G1), der påvirkningen fra utslippet er sterkest. Hvis ovenstående antakelse er riktig, foreligger det som teoretisk mulighet at avløpskomponentenes giftvirkning maskeres av de ugunstige saltholdighetsforholdene. På den samlede bakgrunn av felt- og laboratorieobservasjoner kan dette fortone seg som en grunnløs spekulasjon, idet alge- og fisketestene ikke tydet på særlig giftvirkning av avløpsvannet (kap. 8-9). Imidlertid er det flere usikkerhetsmomenter. Gifttester har vært utført som korttidsforsøk, mens det kan dreie seg om mer subtile virkninger over lang tid. Videre vil de ulike organismer og livsstadier ha forskjellig ømfintlighet. Effekten på dyr som spiser tang med høyt metallinnhold er også en usikkerhetsfaktor. Det fremgår av kapitlet om metallanalyser (6.1) at det på de aktuelle lokaliteter er registrert konsentrasjoner av kadmium, sink og mangan som ligger over de laveste skadegrenser angitt i rapporter fra GESAMP (VI/10 Supp. 1 1974).

Fra 1-2 nedover mot 5 meter dyp spiller nedslamming og bunnens natur økende rolle for gruntvannsfaunaen, bl.a. ved at den opprinnelige hardbunn kan få et sedimentlag som gjør substratet mindre egnet for hardbunnformer. I så henseende må det også antas at det partikkelrike avløpsvannet fra bedriften bidrar til å redusere livsmulighetene. Imidlertid er det vel så sannsynlig at tidvis lav saltholdighet (og hurtige vekslinger) er hovedårsaken til dyrenes fravær. (I denne forbindelse spiller selvsagt også økologiske sammenhenger en rolle. Når alger, rur og blåskjell blir borte, medfører dette tap av oppholdssted, vern eller føde for andre arter.) Når saltholdigheten hurtig skifter mellom 4 og 20 o/oo i 4-5 meters dyp (tabell 4.2), vil dette representere en barriere for en flerhet av marine dyr.

Under 5-6 m kan man regne med forholdsvis høy og mer stabil saltholdighet (jfr. nedre grense for *Clava*, tabell 7.2). Følgelig skulle det også være grunnlag for en mer mangfoldig fauna. Dette bekreftes av observasjonene, selv om det fremdeles er forholdsvis artsfattige samfunn som er registrert. Årsaken må primært antas å ha sammenheng med nedslamming og mindre gunstige bunnforhold. I og med den fattige algevegetasjonen under 2-3 m kan det også pekes på muligheten av et redusert næringsgrunnlag. Flere vanlige arter (O-skjell, korstroll, sjønellik og strandkrabbe) er registrert nær utslippene. Selv om faunaen

må betraktes som redusert, har den derfor mer normal sammensetning enn de typiske bløtbunnsamfunnene. Enkelte arter (særlig sjøanemonen *Cerianthus lloydi*) tåler nedslammingen godt, mens andre (trekantmark, rørmarkene *Sabella pavonia* og *Serpula vermicularis* og muslingen *Anomia patelliformis*) for det meste er funnet på steder med mindre utpreget sedimentering (bratt fjell o.l.).

7.5.3 Fastsittende alger

Algevegetasjonen i fjærebeltet og nedover til omkring 1 meters dyp er fattigere i Saudafjorden innenfor Bølneset enn funnet for Hylsfjordens vedkommende av Hovgaard (1974 upubl.). Mens samfunnet i Saudafjorden stort sett innskrenker seg til de tre artene blæretang, grisetang og grønnalgen *Cladophora flexuosa* (pluss epifytter og svært spredte forekomster av *Ulothrix*, *Rhizoclonium* og *Enteromorpha*), har Hovgaard i tillegg til blæretang og grisetang funnet både sagtang og vanlig grønndusk (*Cladophora rupestris*), foruten at *Enteromorpha* (tarmgrønske), var mye mer utbredt.

Den mest nærliggende forklaringen på forskjellen er igjen at ferskvannspåvirkningen er noe mer markert i Saudafjorden enn i Hylsfjorden. Som nevnt kan en forholdsmessig liten forskjell i det kjemisk/fysiske miljø få betydelige utslag på organismesamfunnene når en eller flere arter lever på grensen av sin tåleevne. Tilstedeværelsen av både *Cladophora flexuosa* og den blæreløse, smale og lavvokste blæretangformen er et vitnesbyrd om graden av ferskvannspåvirkning. Førstnevnte er funnet i store mengder i Frierfjorden, som har tilsvarende lav saltholdighet (Gunnar Holt pers.medd.). I begge fjordene var dessuten *Cladophora flexuosa* rikelig bevokst med slike diatoméarter som er mest vanlige i ferskvann. Liknende former av blæretang er ofte observert ved nedsatt saltholdighet. Bl.a. har Wærn (1952) beskrevet slike former fra Østersjøen. Han nevner at i dette området finnes bestander av blæretang på steder med midlere saltholdighet mellom 2 og 4 o/oo S, med andre ord tilsvarende det som kan opptre i Saudafjorden i perioden juni-september.

Blågrønnalgen *Spirulina subsalsa* er også en art som tolererer både ferskvanns- og forurensningspåvirkninger godt (Hayrén 1923, Bokn et al., in

press, NIVA 1976). Derimot er det mer bemerkelsesverdig at grisetang opptrer nesten like langt inn som blæretangen og like høyt oppe. Arten regnes ellers som noe mindre tolerant overfor lav og skiftende saltholdighet enn blæretang. Den kan imidlertid tåle periodisk opphold i helt ferskt vann (Doty & Newhouse 1954). Problemet for denne og en rekke andre arter er at den vide utbredelsen impliserer et slikt mangfold av miljøvariasjoner at saltholdighetstoleransen må defineres i relasjon til disse variasjonene.

Et annet bemerkelsesverdig trekk er at arter av tarmgrønske (*Enteromorpha* spp) bare er påvist i svært små mengder. Disse algene er kjent for å kunne trives i vann med svært forskjellig saltinnhold. For så vidt kan det samme sies om et par andre grønnalgeslekter (*Rhizoclonium*, *Ulothrix*, *Blidingia*), brunalger av slekten *Ectocarpus* o.a., men det er særlig tarmgrønske som kan danne iøynefallende begroinger. Fraværet av tarmgrønske i Saudafjorden lar seg i hvert fall ikke uten videre forklare bare ved ugunstig osmotisk miljø. Andre mulige faktorer kan være liten næringstilgang, nedslammene eller eventuelt giftvirkninger fra utslippet. Ingen av disse peker seg ut som spesielt sannsynlige, og med det nåværende kunnskapsgrunnlag er det derfor ikke mulig å si noe sikkert om forholdene.

Ulva lactuca (sjøsalat) kunne kanskje også ventes å skulle kunne tåle Saudafjordens osmotiske miljø (Doty og Newhouse op.cit.). På den annen side er *Ulva* registrert som forholdsvis sjelden ved grundige undersøkelser i Hardangerfjorden (Jorde & Klavestad 1963). I de innerste områdene av dette fjordsystemet ble arten i det hele tatt ikke observert. Hägerhäll (1973) antyder at fravær av sjøsalat på visse steder i Øresund kan skyldes metallforurensning. Denne hypotese kan likeledes brukes på Hardangerfjorobservasjonene pga. de tidligere store metallutslippene i Sørfjorden - og for så vidt på Saudafjorden.

Tilstedeværelsen av PAH representerer en faktor som det foreløpig er spinkelt grunnlag for å bedømme betydningen av. På den ene siden har man kreftsymptomene funnet av Ishio & al. (1971), på den annen den vekststimulansen som er registrert hos en rødalge av Boney og Corner

(1962) og Boney (1974). (For så vidt som kreft kan betraktes som en form for ukontrollert cellevekst er dette to sider av samme sak.) To av de vesentlige usikkerhetsmomentene er PAH's tilstandsform og terskelverdier for effekter av de forskjellige PAH-komponenter. Det må antas at PAH i dette tilfellet vesentlig er knyttet til tjære- og sotpartikler. Hvorvidt slike partikler kan bidra til et ugunstig mikromiljø ved sedimentering på voksestedet, eller ved nedslamming av kimplanter og voksne alger, kan det ikke sies noe bestemt om.

Forekomsten av alger under 1-2 meters dyp og særlig i 2-5 m var relativt sett enda fattigere enn i littoralsonen. De eneste artene som kunne betegnes som vanlige var *Cladophora flexuosa* (bare spredt i 2-5 m) og *Spirulina subsalsa*, som var mest iøynefallende i de øvre 3-4 m. Hvis det er slik at det hvert år eller oftere og over flere dager i trekk opptrer salinitetsverdier under 5-10 o/oo, er det mest trolig at dette er hovedårsaken til lavt antall algearter. For dyp ned til 2-3 m synes dette sikkert å være tilfellet, og det gjelder sannsynligvis også ned til ca. 5 m, om enn mindre hyppig og kortvarigere.

Andre faktorer som kan bidra til den reduserte veksten er nedslamming og derved mindre egnede voksesteder. Selv om sedimentlaget ofte kunne være ødeleggende for festemulighetene, var det imidlertid ikke mangel på oppstikkende knatter og annet nesten bart fjell som presumptivet skulle egne seg som voksested. Å dømme etter siktedypsverdiene (EFP 1974b), skulle heller ikke lysforholdene tilsi vesentlig vekstbegrensning i 2-5 m.

For voksestedene under 5-6 m skyldes den sparsomme algevegetasjonen neppe lav og skiftende saltholdighet. Både hydrografiske og faunistiske informasjoner indikerer i så henseende et tydelig skille i dette nivå. Den ytterst spredte forekomsten av rødalger, og mangelen på arter som sukker-tare (*Laminaria saccharina*), vanlig martaum (*Chorda filum*), skulpetang (*Halidrys siliquosa*), stivt kjerringhår (*Desmarestia aculeata*) m.fl. må skyldes den kombinerte effekt av redusert lys, tilslamming, mye uegnet substrat og muligens - som nevnt av Jorde og Klavestad (1963) - redusert fotosyntese og stoffopptak på grunn av liten vannbevegelse.

Resonnementene omkring mulige hemmende effekter av PAH og metaller blir i hovedsak de samme for dypereliggende voksesteder som for fjærebeltet, men to tilleggsmomenter må nevnes. Det ene er at avløpsvannet synes å innlagres i sprangsjiktet, og det andre at tilslammingen øker med dypet. Teoretisk skulle begge mekanismer medføre at samfunnene i fjærebeltet og litt nedenfor var noe mindre utsatt. På den annen side viser metallinnholdet i alger fra 0-1 m tydelig nok påvirkning med avløpsvannskomponenter.

Større sikkerhet vedrørende årsaken til dårlig utviklede dyre- og plante-samfunn i indre Saudafjorden kan fåes gjennom nøyere undersøkelser i fjorden selv og på hensiktsmessige referanselokaliteter. Materialet fra Hylsfjorden (Hovgaard 1974, 1975 unpubl.) har i høy grad bidradd til å anskueliggjøre betydningen av å kjenne saltholdighetsmiljøet ved bedømmelse av problemet. Slike undersøkelser bør i tilfelle ha en hovedvekt på å kartlegge utbredelsen av små krepsdyr i fjærebeltet (Saudafjorden) og beskrivelse av algesamfunnene under 2-3 meters dyp, særlig på et par lokaliteter i Hylsfjorden og ytre Saudafjorden. I tillegg vil det være behov for en utvidet dokumentasjon av saltholdighetsvariasjonene.

8. ALGETESTER MED AVLØPSVANN

Ved det første forsøket i september 1974 ble testalgen *Selenastrum capricornutum* satt til bedriftens inntaksvann (drikkevann) og forskjellige fortynninger av avløpsvannet i inntaksvannet. Vekstmediets pH ble justert ved tilsetning av 17 mg/l natriumbikarbonat og alle kolber tilsatt 5% av næringsløsningen Z8. Det er ellers fulgt en fremgangsmåte som beskrevet hos Källqvist (1973). Som kontroll ble benyttet Z8 og natriumbikarbonat i destillert vann.

Resultatene viste at i forhold til kontrollkulturen var veksten sterkt redusert i alle konsentrasjoner av avløpsvannet (5, 10, 20 og 50 %). Dessuten var det praktisk talt ingen vekst i inntaksvannet. Celleutbyttet etter 6 døgn var ca. $1.3 \cdot 10^6$ celler/l i kontrollkulturen mot $2.7-21 \cdot 10^3$ celler/l i de øvrige (fig. 8.1). For å unngå den mulige veksthemmende virkning av inntaksvannet, ble forsøket gjentatt i februar 1975, men med destillert vann som fortynningsmedium. Avløpsvannets sammensetning er gitt i tabell 8.1, og vekstkurvene fra forsøket er fremstilt i fig. 8.2. Ved at logaritmen til celletettheten i kulturene er plottet mot tiden, fremgår veksthastigheten av kurvenes helning.

Figuren viser da at veksthastigheten var tilnærmet den samme i kontrollen og ved 1 og 10 % avløpsvann frem til 7. døgn, hvorefter veksthastigheten avtok noe sterkere i kontrollkolben. Videre ses at veksthastigheten de første døgnene var markert lavere ved de høyere konsentrasjoner av avløpsvann (20-50 %), særlig ved 50 %. Utslaget på veksthastigheten tiltok med økende konsentrasjon av avløpsvann (fra 20 til 50 %). Etter hemning gjennom de første døgnene økte imidlertid veksten i kolbene med høye konsentrasjoner, og det endelige resultat var lavest celleutbytte i kontrollkulturen og kolben med 50% avløpsvann. Forskjellen mellom de andre kulturene var i så henseende nærmest ubetydelig.

Forsøket ble også gjentatt med ulike blandinger av drikkevann og avløpsvann. Også denne gang ble det funnet hemmende innflytelse av drikkevannet, men langt fra så markert som i det første forsøket. I drikkevann uten tilsetning av avløpsvann var således veksthastigheten omtrent som 40 % avløpsvann på fig. 8.2, og det endelige utbyttet etter 14 døgn lavest av

Fig. 8.1 Vekst av grønnalgen *Selenastrum capricornutum* i ulike konsentrasjoner av avløpsvann i inntaksvann

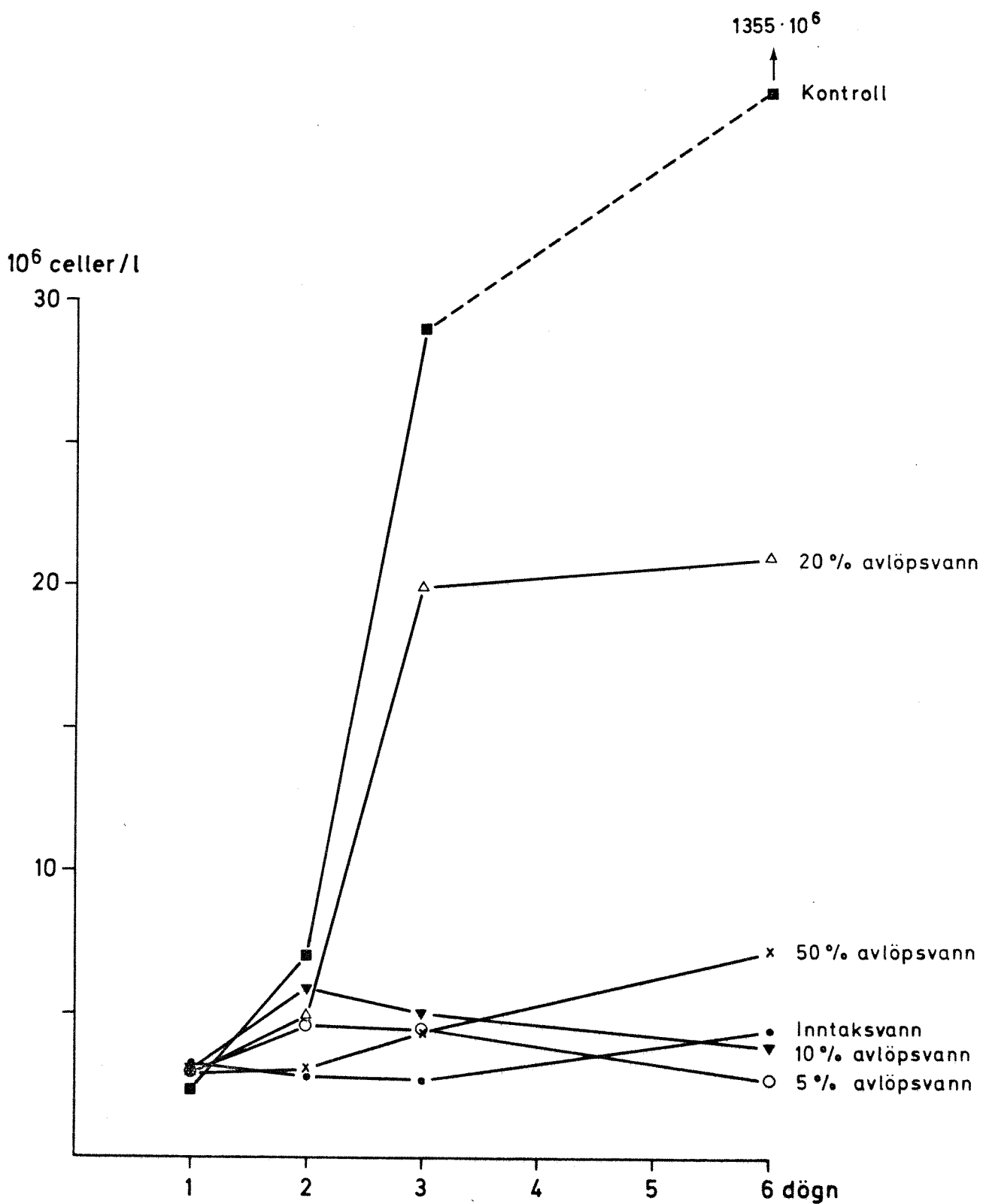
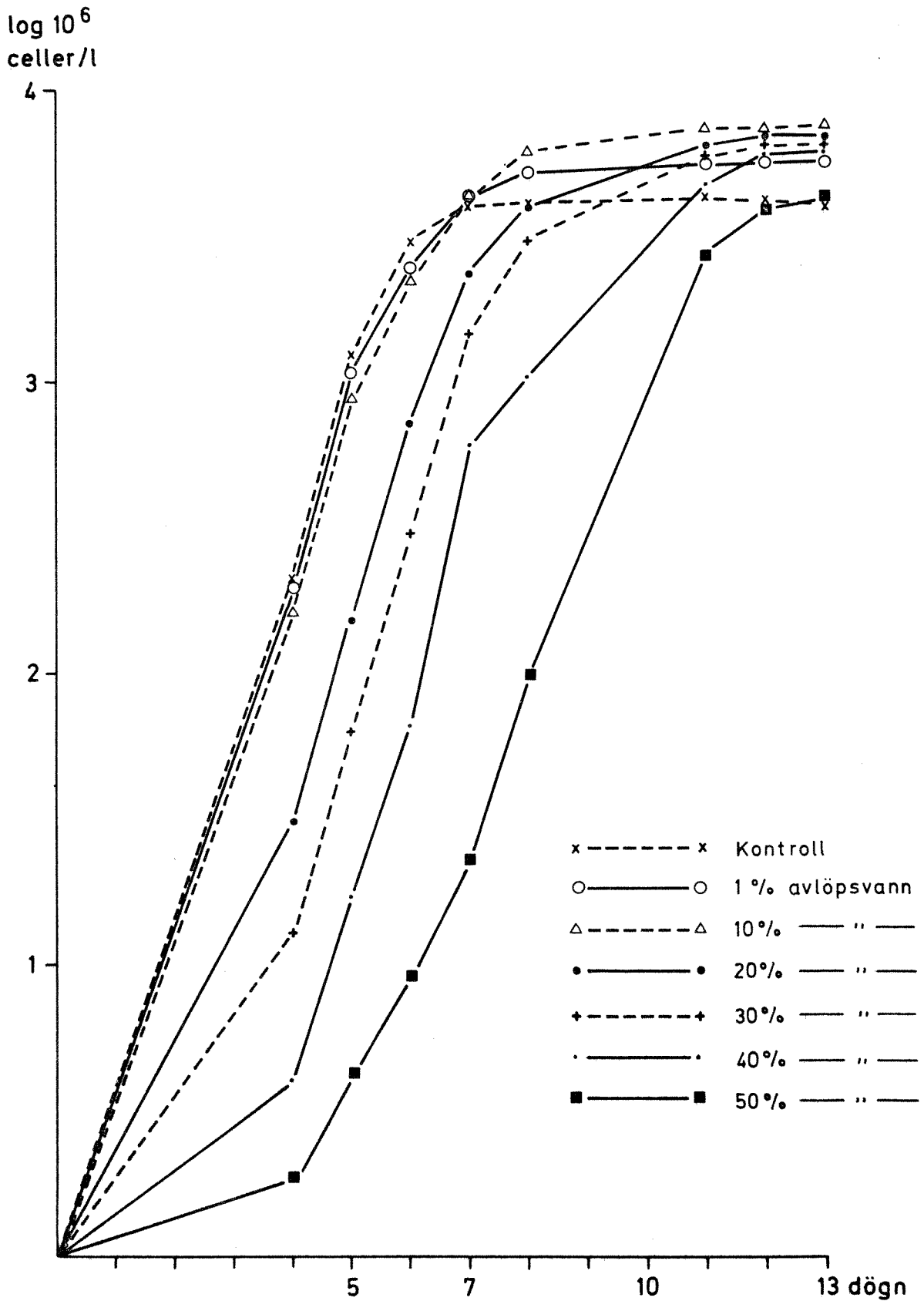


Fig.8.2 Vekst av grønnalgen *Selenastrum capricornutum* i ulike konsentrasjoner av avløpsvann i destillert vann



Tabell 8.1 Sammensetning av avløpsvann brukt i alge- og fisketester februar 1975, jevnført med minimums-, maksimums- og middelverdier for avløp D2 (EPP 1974a og tabell 6.1).

Komponenter	Testet av- løpsvann	Avløp D 2		
		Min.	Middel	Maks.
pH	8,9			
Konduktivitet, µS/cm	250			
Susp. stoff, mg/l	515	124	405	830
Gløderest, mg/l	460	99	371	803
Permanganat, mg O/l	2,2			
Tot. mangan, µg Mn/l	153000		~120000	
Oppløst mangan, µg Mn/l	4000	7800	32400	73500
Tot. jern, µg Fe/l	23000		~ 20000	
Oppløst jern, µg Fe/l	25	<50	<50	60
Tot. sink, µg Zn/l	3300		~ 3800	
Oppløst sink, µg Zn/l	25	<10	220	2160
Tot. kobber, µg Cu/l	220			
Oppløst kobber, µg Cu/l	28	<10	<13	25
Tot. bly, µg Pb/l	380		~450	
Oppløst bly, µg Pb/l	<1	<1	7	70
Tot. kadmium, µg Cd/l	48		~130	
Oppløst kadmium, µg Cd/l	0,1	<1	<2	11
Tot. arsen, µg As/l	86		~170	
Oppløst arsen, µg As/l	<2	<20	30	130

alle kulturene ($3 \cdot 10^6$ celler/l). Drikkevann tilsatt de samme konsentrasjoner som destillert vann ga i hvert tilfelle, unntatt 50 % avløpsvann, både lavere veksthastighet og mindre celleutbytte ved forsøks tidens slutt.

At celleutbyttet til slutt ble høyere i kulturer med avløpsvanntilsetning enn i kontrollen (unntatt for 50 % avløpsvann), viser for det første at giftvirkningen nøytraliseres og antyder dernest av avløpsvannet gir et visst nærings salttilskudd. Derved kan algene vokse over lenger tid. En annen mulighet er vekststimulans ved avløpsvannets innhold av PAH (kfr. kap. 6.3.2).

Hvis man sammenligner de enkelte vekstkurver i fig. 8.2 nærmere, fremgår det at med 50% avløpsvann var delingshastigheten mellom 4. og 7. døgn ca. en deling hver 20. time. For kontrollkulturen var det tilsvarende (mellom 4. og 6. døgn) en deling hver 10. time, med andre ord den dobbelte delingshastighet. I tiden 7. til 8. døgn økte delingshastigheten til samme størrelsesorden i kolben med 50 % avløpsvann. At en giftvirkning blir borte etter noen tid, kan i slike kulturforsøk som dette ofte forklares ved at de første cellegenerasjonene tar opp mest av de hemmende stoffene. Senere generasjoner blir da ikke utsatt for de samme høye konsentrasjoner. Giftstoffene kan også omdannes i cellene eller reagere med utskilte stoffskifteprodukter til forbindelser med mer nøytral virkning. I motsetning til i kulturkolbene skjer det en stadig tilførsel av de aktuelle stoffer i resipienten. Av denne grunn må det legges større vekt på den konstaterte veksthemning i begynnelsen enn på at forskjellen i det endelige celleutbyttet er blitt relativt liten.

Forsøkene kaster lite lys over de dårlige vekstegenskapene til inntaksvannet. Den negative virkningen var også vesentlig mindre ved repetisjonen av forsøket. Selv om det ikke er noen faktiske holdepunkter for en slik antagelse, kan man ikke se bort fra muligheten for at det har skjedd en kontaminering av det første drikkevannet som ble benyttet til fortykning.

Selv om forsøksresultatene er vanskelig å tolke i detaljene, kan man slå fast som et hovedresultat at det testede avløpsvannet viste lav akutt giftighet overfor algen. Man må likevel være oppmerksom på at avløpsvannet varierer mye med hensyn til konsentrasjonen av bl.a. oppløste metaller. Ved betraktning av tabell 8.1 ses at den benyttede avløpsvannprøve har inneholdt til dels vesentlig lavere konsentrasjoner av enkelte metaller enn de middelverdier som er angitt for hovedutslippet (D2). Dette gjelder i første rekke oppløst mangan og sink, i mindre grad bly og muligens kadmium. På den annen side er det konstatert høyere innhold av kobber enn normalt.

9. FISKETESTER MED AVLØPSVANN

Forsøkene ble utført med årsyngel av laks i størrelse 4-5 cm i glassakvarier. Testløsningene ble laget ved å blande laboratorievann og avløpsvann i forskjellige konsentrasjoner. Forsøkene strakte seg over 6 døgn hvilket er tilstrekkelig for å få et inntrykk av den akutte giftvirkning. I hver test ble benyttet 3 laks og 5 l løsning. Løsning ble skiftet hvert døgn, og det ble foretatt observasjoner av fiskens reaksjoner og eventuell dødelighet notert. For å uttrykke forsøksresultatene er beregnet den midlere levetid for fisken i hver konsentrasjon. Temperaturen i løsningene under forsøkene var 3,4-7,3°C.

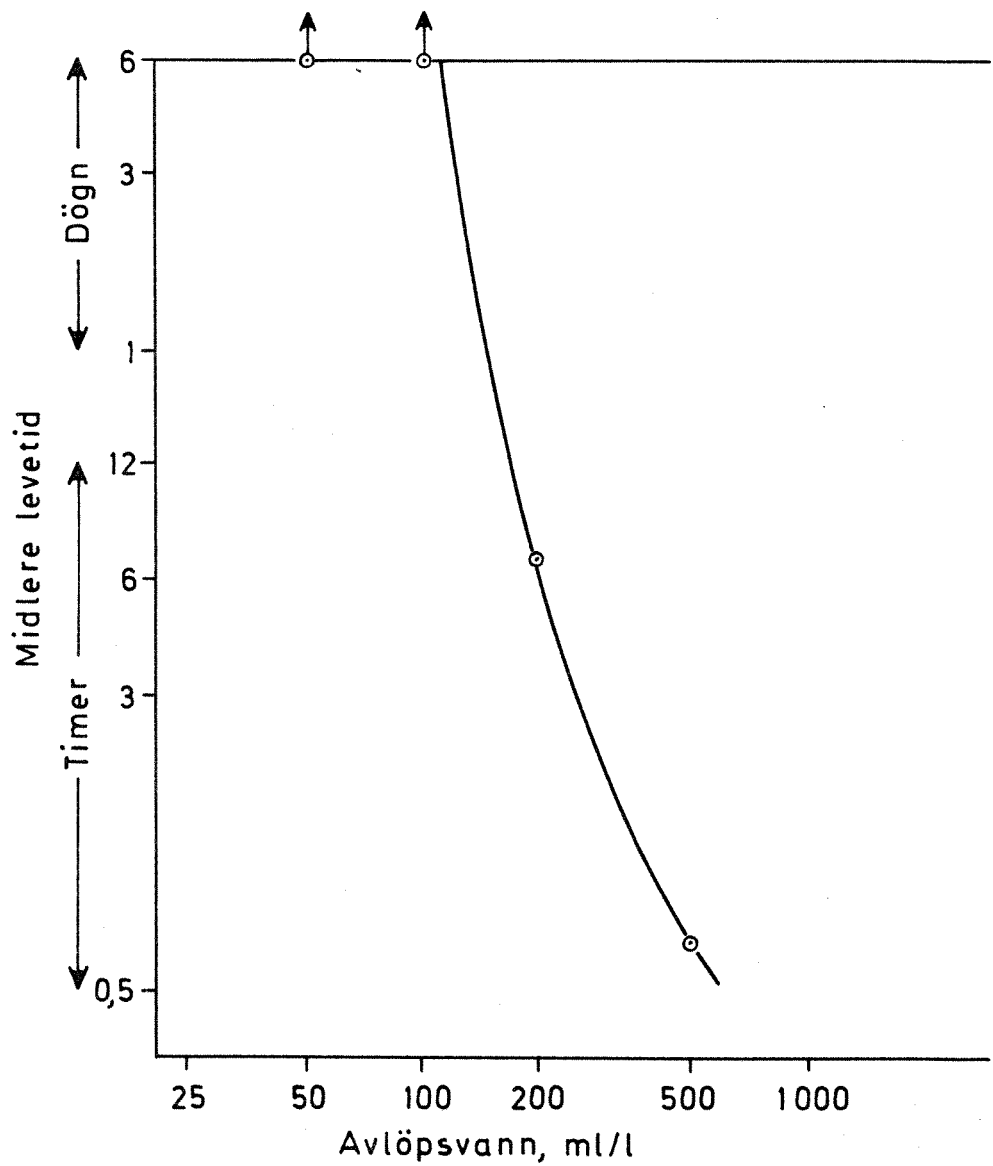
Av foranstående tabell 8.1 fremgår sammensetningen av det avløpsvannet som ble undersøkt. Til fortykning ble benyttet laboratorievann ved NIVA, slik det er vanlig ved instituttets standardiserte opplegg for tester med fisk. Vannet kan i denne sammenheng karakteriseres ved pH 6,5 og konduktivitet 32 µS/cm og hardhet 6,6 mg Ca O/l.

Resultatene er fremstilt i fig. 9.1 hvor fiskens midlere levetid i hver konsentrasjon er avsatt. I en konsentrasjon av 500 ml/l var den midlere levetid 40 minutter, mens den i 200 ml/l var vel 6 timer. Eksponering i konsentrasjoner på 100 ml/l eller lavere resulterte ikke i dødelighet innenfor forsøksperioden. Den konsentrasjon som dreper ca. 50% av forsøksfisken i løpet av 6 døgn (6-d LC₅₀) er her med andre ord noe over 100 mg/l.

I tabell 9.1 er angitt konsentrasjonene av oppløste tungmetaller i en løsning med 100 ml avløpsvann/l, som er den omtrentlige 6-d LC₅₀ verdi for avløpsvannet (A). Videre er angitt 6-d LC₅₀ verdier funnet ved forsøk utført ved NIVA (B) samt forholdet mellom A og B (A:B = C).

Fig. 9.1 Virkning av avlöpssvann på årsyngel av laks

↑ Ingen dödelighet i försöksperioden



9.1. Avløpskomponentenes andel i giftvirkning.

	A Innhold i løsning med 100 ml avløpsvann/l (6-d LC ₅₀)	B 6-d LC ₅₀ (NIVA) ⁵⁰	C A:B
Mangan µg/l	400	1500	0,27
Kopper "	2,8	50	0,056
Sink "	2,5	750	0,003
Jern "	2,5	2400	0,001
Bly "	<0,1	800	-
Kadmium "	<0,01	50	-
Total			0,33

Tabellen gir uttrykk for hvilken andel de forskjellige tungmetaller utgjør av den samlede giftvirkning. Mangan utgjør 27% (0,27) og kobber 5,6%. De øvrige metaller synes å ha liten innflytelse.

Det regnes ofte med at tungmetaller har en tilnærmet additiv virkning overfor fisk. Dersom de enkelte tungmetallers giftandel adderes, finner en at de utgjør samlet ca. 33% av avløpsvannets giftvirkning (Totalsummen i tabell 9.1). Det skulle etter dette derfor være andre komponenter som utgjør de resterende 67% av giftvirkningen. En slik beregning er imidlertid forbundet med så mange usikkerhetsmomenter at den bare må betraktes som orienterende. Blant annet er det av betydning i hvilken form metallene foreligger, løsningsens pH, innhold av andre stoffer osv. Videre kan de benyttede LC₅₀ verdier for metallene heller ikke angis helt eksakt ut fra de forsøk som tidligere er utført.

Et forhold som kan ha betydning er at en del tungmetaller som foreligger i bundet form (som hydroksyder eller annet) kan frigjøres og bli toksiske i et annet fysisk/kjemisk miljø. Et spesielt miljø har en f.eks. i mikrosjiktet omkring fiskens gjeller hvor gass- og ioneutveksling foregår.

I likhet med for algetestenes vedkommende må man påpeke den usikkerhet i vurderingsgrunnlaget som svingningene i avløpsvannets sammensetning medfører.

10. SAMMENFATTENDE DISKUSJON

I det følgende er gitt en samlet vurdering av de oppnådde resultater og behovet for vernetiltak. En mer detaljert diskusjon av datamaterialet finnes i de enkelte kapitler.

10.1 Generell hydrofysisk karakteristik

På grunn av den utjevneende virkning av kraftverksutslippet innerst i fjorden, er ferskvannstilførselen relativt jevn. Vannføringen fra kraftstasjonen har vært økende fra omkring $15 \text{ m}^3/\text{s}$ i 1950-60 årene til ca. $30 \text{ m}^3/\text{s}$ i de senere år (EFP 1974b, upubl.). Overflatelaget har et saltinnhold på 0-15 ‰ S (mest 5-10 ‰), med nedre del av sprangsjiktet vanligvis i 2-4 m. I flomsituasjoner øker lagets tykkelse, og spranglagets nedre grense har ligget på 5-6 m. I hvert fall i årene 1973-1975 har den laveste saliniteten opptrått i månedene juni-september, med et middel i 0 m på omkring 2-5 ‰ i midtre del av fjorden (Svendsen & Utne 1973, 1974a,b, 1975a,b, 1976 upubl.). Forholdene i overflaten har vært omtrent som i den nærliggende Hylsfjorden, sannsynligvis litt mer ferskvannspreget. Vanligvis har det vært mer enn 20 ‰ S under 5-6 m og over 30 ‰ S dypere enn 15-20 m.

Siktedypet er stort sett målt til 3-5 m innerst i fjorden og 4-12 m lenger ut (EFP 1974b, upubl. og Svendsen & Utne op.cit.). Dette antyder ikke alt for dårlige forhold for plantevekst, som i hvert fall skulle forventes ned til 6-8 m innerst og 12-15 m lenger ut.

Enkelte verdier for oksygenkonsentrasjonen i dypvannet har vist et visst oksygenforbruk og periodisk noe stagnerende vannmasser (EFP 1974b), men verdiene har ikke vært så lave at de kan anses som hemmende på trivselen til fisk eller bunnfauna.

10.2 Avløpsvannets fortykning og kjemiske forhold

Målinger i fjorden (EFP 1974b, upubl.) og teoretiske beregninger har gitt samsvarende resultater med hensyn til avløpsvannets innlagring og fortykning ved nåværende utslippsdyp (ca. 5 m). Under vanlig ferskvanns-

tilførsel, og primært for de løste komponentene, vil dette si ca. 75-100 x i nedre del av sprannglaget (3-4 m), ca. 150-200 x helt i overflaten og rundt 500-1000 x i den inngående kompensasjonsstrømmen, noe økende med avstanden fra utslippet. Alle disse tall gjelder i avstanden 0,1 - 1 km. Siden øker fortynningen bare lite utover, og kan til og med avta noe i overflaten ved at vann fra nedre del av brakkvannslaget rives med og bringes nærmere overflaten ved utstrømmingen.

Fortynningsmålingene har vært basert på mangankonsentrasjoner, og de teoretiske beregninger på væsketilstanden. I realiteten vil avløpsvannets ulike bestanddeler opptre noe forskjellig, avhengig av om materialet er i løsning eller partikkelform, og egenvekten av de suspenderte stoffer. Analyseresultatene har stort sett vært i samsvar med forventede fortynninger, men under noe varierende hensyntagen til den partikulære fraksjonen av vedkommende stoff. Tallene for olje, cyanid, organisk karbon og suspendert stoff har vært lave. Dette tyder bl.a. på at det suspenderte materialet vanligvis synker relativt hurtig. Konsentrasjonene av fosfor- og nitrogenforbindelser gir ingen grunn til å tro at overgjødsling er noe problem i Saudafjorden.

Når det gjelder forekomsten av metaller (tabell 6.3), er konsentrasjonene sammenlignet med opplysninger fra andre marine områder. Det har imidlertid vært vanskelig å nå frem til bestemte konklusjoner fordi konsentrasjonene åpenbart er meget varierende selv i minder belastede farvann.

Kvikksølv og kobber er ikke registrert i konsentrasjoner over det som anses å ligge innenfor det normale. Det samme gjelder jern og arsen, men utslippet kunne spores ved små gradsforskjeller i vannets innhold av de to sistnevnte stoffer. Enkelte blyverdier har ligget over det antatte bakgrunnsnivå, men analysemetoden har vært for lite ømfintlig til å gi utfyllende informasjon om blyinnholdets variasjon med avstand fra kilden.

Sink er funnet i konsentrasjoner på 5-60 µg/l. I betraktning av at 20-30 µg/l ikke er uvanlig i norske ferskvannsføremøster, kan ikke dette betraktes som høyt. Verdiene er heller ikke høye i forhold til det som har vært registrert i andre kystfarvann. Sinkutslippet er likevel tydelig

sporbart ved alge-analysene, og man må regne med markert forhøyede middelkonsentrasjoner som resultat av utslippet. Ved vurdering av de funne moderate verdier må man også ta i betraktning at de representerer øyeblikksverdier.

Kadmium er registrert i konsentrasjoner opp til 0,5 - 0,85 µg/l. Dette er vesentlig over det som oppgis for oseanisk vann og de laveste verdier som er funnet i kystvann (<0,01 - 0,2 µg/l). På den annen side er det mange eksempler på registreringer av høyere verdier.

Mangan viste som ventet høye konsentrasjoner, idet verdier mellom 500-1000 µg/l var vanlige. Dette må antas å være betydelig over fjordens naturbetingede nivå, men hvor mye lar seg bare antyde fordi de naturlige bakgrunnsverdier vil være svært varierende. Fra relativt uberørt kystvann er de høyeste verdier oppgitt i litteraturen ca. 10-15 µg/l oppløst mangan, men muligens vil det kunne ligge noe høyere på lokaliteter med sterkt ferskvannspreg. (Norsk elvevann inneholder ofte 10-50 µg/l.)

10.3 Akkumulering av metaller i alger

Sammenlignet med verdier fra områder med liten eller ingen forurensningsbelastning er det konstatert høyt innhold av både mangan og sink i grise- og blæretang fra Saudafjorden (tabell 6.4-6.5). Siden både "bakgrunnsverdiene" og Saudafjord-verdiene varierer over en størrelsesorden (10-potens) må forholdet til normalverdiene angis som et ganske vidt intervall. Mangankonsentrasjonene er minimum 30 og maksimum 6000 ganger det normale, mens de tilsvarende verdier for sink lar seg anslå til minimum 5, maksimum 100 ganger det naturlige nivå. Også algenes blyinnhold må antas å være blitt vesentlig forhøyet som resultat av utslippet (ca. 10-20 ganger). Derimot er kobbernivået ikke funnet å avvike fra det som er observert i uberørte områder.

Belastningen med metaller synes ikke å ha hatt noen skadelig effekt på algene selv. Dette er også en vanlig erfaring når det gjelder større brunalger. Faren for skadevirkninger må antas å være størst for dyr som lever av tangen, eller som er høyere opp i næringskjedene

Bemerkelsesverdig er det at det ikke er funnet noen sammenheng mellom metallkonsentrasjonen i algene og avstanden fra utslippet. Tvert i mot er de høyeste konsentrasjonene til dels registrert på den mest fjerntliggende lokaliteten (st. G5, fig. 7.1). Flere faktorer utenom avstanden fra utslippet må antas å ha innflytelse på algenes metallinnhold, men noen tilfredsstillende forklaring er ikke funnet. Resultatene viser i hvert fall at fabrikkutslippet kan spores vesentlig lenger enn midtveis ut fjorden. Av denne grunn er det aktuelt med en nøyere kartlegging.

10.4 Avfallsstoffer i sedimentene

Helt innerst i fjorden er det funnet høye konsentrasjoner av mangan, sink, bly og kadmium i sedimentene. Imidlertid er det også registrert hurtig avtagende konsentrasjoner med økende avstand fra utslippet (tabell 6.6, fig. 4.1). 1 km ut var konsentrasjonene av kadmium redusert til mindre enn 1% av maksimalverdien, for de andre metallenes vedkommende til mindre enn 10%. På de innerste stasjonene var metallene noenlunde jevnt fordelt i forskjellige lag ned til 25 cm. Lenger ut var det derimot høyere konsentrasjoner i overflaten av sedimentene. Påvirkningen fra utslippet er også blitt dokumentert ved sammenligning med metallinnholdet i uberørte sedimenter (tabell 6.7), men med unntak av de aller innerste lokalitetene (mindre enn 1 km fra land), er ikke konsentrasjonene høyere enn at de ligger innenfor intervallet for naturlige bakgrunnsverdier. Dette vil imidlertid variere mye fra fjord til fjord, avhengig av det naturlige sedimentets beskaffenhet (kornstørrelse, innhold av organisk stoff, etc.). Avstandsgradienter må derfor antas å egne seg bedre enn jevnføring med verdier for andre fjorder ved bedømmelse av hvor langt utslippene kan spores.

En annen undersøkelse fra fjorden (men på andre stasjoner) har stort sett gitt det samme bilde med hensyn til avstandsgradienter (Kjellsen & Ekornrød 1975, upubl., kfr. vedlegg A), men absoluttverdiene er til dels funnet å ligge >10 ganger høyere. Reanalyse er foretatt på prøver samlet av Kjellsen & Ekornrød, uten at dette har gitt noe entydig svar på hva årsaken til forskjellene kan være. Kontrollresultatene antyder imidlertid muligheten for at enkelte av de ekstreme verdiene kan være for høye, men

samtidig synes de f.eks. å bekrefte at kadmiumnivået er relativt høyt utover i fjorden, motsatt av det instituttets resultater viste. Forskjell i stasjoner og prøvedyp kan ikke forklare så store forskjeller som det dreier seg om. Det er heller ikke funnet noe konkret grunnlag for å anta feil ved prøvetaking, oppbevaring eller analyser ved noen av de to undersøkelser. På bakgrunn av de oppgitte utslippsmengdene må det dog bemerkes at kadmiumkonsentrasjonene funnet av Kjellsen & Ekornrød virker svært høye. I denne sammenheng kan det også påpekes som bemerkelsesverdig at det ikke er påvist vesentlige forskjeller nedover i sedimentene.

Konsentrasjonene av polysykliske aromatiske hydrokarboner har vist omlag samme avstandsgradienter som instituttets undersøkelser viste for metallenes vedkommende, dvs. at konsentrasjonene i en avstand av mindre enn 1 km var sunket til 1/10 av nivået på de utslippsnærmeste lokalitetene (tabell 6.8). Siden avtok konsentrasjonene noe langsommere utover mot Ramsneset (st. H7, fig. 4.1). På bakgrunn av tidligere studier i fjorder utenfor smelteverksindustri i Norge (Palmork & Wilhelmsen 1972, Palmork 1974), må det imidlertid antas at PAH vil ligge over bakgrunnsnivået vesentlig lenger utover i fjorden også.

10.5 Akutt giftighet

Testene med filtrert avløpsvann viste lav akutt giftighet overfor testalgen (fig. 8.1-8.2). Bare ved konsentrasjoner over 20% ble det observert veksthemning. Giftvirkningen overfor fisk viste seg også å være moderat (fig. 9.1), idet terskelnivået for påviste korttidseffekter lå mellom 10 og 20% avløpsvann i fortynningsmediet. For fiskeforsøkene er det sannsynliggjort ved sammenligning med kjente 6 døgns LC_{50} -verdier ^{x)} at mangan står for vel 1/4 av den samlede giftvirkning. Den isolerte virkningen av de andre metaller synes liten, og resten av giftvirkningen må tilskrives pH og eventuelt innbyrdes forsterket virkning ved tilstedeværelse av flere metaller samtidig.

x) Den konsentrasjon av vedkommende avløpskomponent hvorved 50% av fisken dør etter 6 døgns opphold i testmediet.

Ved tolkningen av resultatene er det et par forhold som må påpekes. Det ene er at konsentrasjonen av de fleste metaller i det testede avløpsvann har vært noe lavere enn middelkonsentrasjonen (unntatt kopper som lå høyere). Det andre er at mulige langsiktige subletale virkninger ikke dekkes av de utførte eksperimenter. Endelig kan nevnes at ømfintligheten overfor f.eks. metallioner varierer mye fra art til art. Situasjonen er i realiteten den at skadelige effekter påstås å være konstatert i meget lave konsentrasjoner av utslippskomponentene (GESAMP VI/10 Supp. 1 1974, kfr. kap. 4.1). Selv om det dreier seg om unntakstilfeller, viser det nødvendigheten av å være forsiktig med å trekke for generelle konklusjoner på grunnlag av resultatene.

10.6 Biologiske forhold i fjorden

Det må anses som overveiende sannsynlig at den fattige bløtbunnsfaunaen som er registrert innerst i Saudafjorden er forårsaket av utslippene (kap. 7.3, tabell 7.2). Et vitnesbyrd om dette er den tydelige tendens til bedring både mot sidene av fjorden og utover, selv om det også her var reduserte samfunn, f.eks. fravær av slangestjerner. På de indre stasjonene (BF2 og BF5, fig. 7.2) var sedimentene svarte med innslag av oljeaktige substanser, dessuten små gråbrune klumper på overflaten. Sedimentets fysiske egenskaper, sammen med nedslamming, må derfor anses å være en viktig faktor. Akkumuleringen av metaller i bunnnavleiringene og dermed ledsagende høye metallkonsentrasjoner i porevannet, representerer primært en fare for encellede dyr (protozoer) og ellers arter som lever av organiske partikler i sedimentene (detritusetere), men også dyr høyere i næringskjeden kan påføres skade, f.eks. bunnfisk. Effekten av PAH vet man lite om, bortsett fra at det er påvist akkumulering hos enkelte marine dyr (Scaccini Ciccattelli 1965), bl.a. hos blåskjell (Lee et al. 1972), foruten at det foreligger observasjon av kreftsymptomer hos alger (Ishio et al. 1971) og ukontrollert cellevekst (Powell et al. 1970).

Den påviste reduksjon i bløtbunnsfaunaen må følgelig ses som et resultat av samvirke mellom flere faktorer. På det nåværende grunnlag er det ikke mulig å fastslå den relative betydning av de ulike former for belastning.

Ved jevnføring med materiale fra Hylsfjorden (Svendsen & Utne 1973, 1974a, 1975ab, 1976 unpubl.) og Hovgaard 1974, 1975 (unpubl.) kan den fattige gruntvannsfaunaen ned til ca. 1 m i indre Saudafjord (utenom havnebassenget hovedsakelig tilbakeføres på lav og vekslende saltholdighet (kap. 7.2). Stort sett er det funnet de samme arter i begge fjorders fjærelte, noe fattigere i Saudafjorden. Antagelsen om saltholdighetsforholdene som tilstrekkelig forklaring vil kunne bedømmes bedre ved nøyere kartlegging i Saudafjorden av små krepsdyr assosiert med fjæreltets alger.

Saltholdigheten kan også anses som en hovedfaktor i sjiktet 1-5 m, til tross for at nedslamming og forringelse av bunnens egnethet som voksested for hardbunnsfauna spiller økende rolle. Skiftende saltinnhold, med verdier ned mot 4-5 ‰ i 5 meters dyp representerer en barriere for de fleste marine dyr. Under 5 meter hadde faunaen en mer normal sammensetning, men nedslamming av fjellgrunnen var tydelig og artsantallet begrenset.

På samme måte som for gruntvannsfaunaen er det sannsynlig at et ugunstig osmotisk miljø er årsak til indre og midtre Saudafjords artsfattige samfunn av alger ned til 5 meters dyp. Ubetydelig forekomst eller fravær av en del arter, som skulle tåle et slikt miljø, introduserer likevel en usikkerhet. Begrenset utbredelse av egnede voksesteder på grunn av sedimenter på hardbunn, nedslamming av algene selv, eller noe dårlige lysforhold kan heller ikke uten videre anses som tilstrekkelig forklaring. Dette gjelder kanskje i enda høyere grad under 5 m, der det også var eksepsjonelt sparsomt med alger. I dette nivå kommer forøvrig liten vannbevegelse også inn som en mulig hemmende faktor.

Også for gruntvannsfaunaen og algefloraen kan man konkludere med at det suspenderte materialet i avløpsvannet medvirker til å forringe miljøet og redusere vekstmulighetene. Mulige giftvirkninger av metaller eller PAH kan bare bli gjenstand for spekulasjoner så lenge saltholdighetsbetingelsene er slik at eventuelle effekter på bestandene maskeres av ferskvannspåvirkningen.

10.7 Utslippsdyp og resipientkvalitet

Teoretiske beregninger (kap. 5) har vist at fortynningen i overflatelaget av oppløste komponenter vil bli omtrent den samme ved alle utslippsdyp fra 5 til ned mot 60 m, dvs. bare økende fra ca. 150-200 til 200-300 ganger ved utslipp på omkring 50 m. Innlagringsdypet vil imidlertid variere mellom 2-4 m og 20-30 m. For utslipp i 40-50 meters dyp er både beregnet innlagringsdyp og overflatefortynning noe usikker på grunn av manglende data om saltholdighetsfordelingen i 30-60 m og strømfordeling i 5-30 m (kompensasjonsstrømnivå). Først ved utledning av avløpsvannet på 60 m eller mer vil man oppnå en vesentlig økt fortynning i overflatelaget, minimum ca. 400-800 ganger. Ovenstående tall gjelder primært oppløste komponenter, idet partikler vil oppføre seg noe forskjellig, avhengig av egenvekt og størrelse.

Ut fra hensynet til fjorden, dens organismsamfunn og brukerinteressene i sin alminnelighet, er det ønskelig med reduksjon i utslippene. I første rekke gjelder dette suspendert materiale, mangan, sink, bly og kadmium, og dessuten tjære- og oljeaktige stoffer, herunder polysykliske aromatiske hydrokarboner. I sammenligning er det dyp avfallsvannet ledes ut på av mindre betydning. Med samme rensegrad vil imidlertid forskjellige utslippsdyp medføre at ulike deler av fjordmiljøet belastes noe forskjellig.

Dersom man primært ønsker størst mulig bedring for overflatelaget og dets organismer, bør man velge dyputslipp (> 60 m), alternativt utslipp i nivået 20-50 m. Med hensyn til nedslamming og grumsing i øvre 10-15 m kan disse to alternativer antagelig anses omtrent likeverdige. Derimot vil konsentrasjonen av oppløste komponenter bli vesentlig mindre ved dyputslipp. I noe mindre grad kan dette også tenkes for flyttestoffer som adsorberes til sedimenterbart materiale. Hvis det spesielt er ønskelig å bedre forholdene for bunndyr i indre fjordområde, vil utslipp som gir innlagring i nedre del av den utgående brakkvannstrømmen være å foretrekke, dvs. utslipp utslipp på 5-10 m dyp. Dermed vil også lettere partikler bli fraktet ut fjorden, og belastningen på bunnen blir mindre konsentrert. Trolig vil også utslippsdyp på 20-50 m være noe bedre enn dyputslipp, men forskjellen er vanskelig å bedømme.

Valget mellom ovenstående alternativer kan vanskelig begrunnes ut fra det kjemisk/biologiske datamaterialet alene. Heller ikke synes det å være spesielle brukerinteresser eller almene hensyn som peker ut en av løsningene som den beste. Med forbehold om rensetiltakenes innvirkning på tilførselene av PAH, antas det å bli redusert belastning med alle de viktigste forurensningskategorier, og det kan ventes en forbedring i alle deler av resipienten uansett utslippsdyp. Ut fra dette kan det muligens sies å være fordelaktig å beholde nåværende utslippsdyp, fordi det er bunnfaunaen som tross overflateutslipp synes å være hardest rammet, og fordi en fremtidig overvåking blir noe enklere. På den annen side kan hensynet til estetiske forhold og friluftssinteresser telle sterkere.

11. VIDERE UNDERSØKELSER - OVERVÅKING

De klareste forurensningssymptomer i Saudafjorden er innholdet av PAH og metaller i sedimenter og alger. Hvis det skal foretas en enkel overvåking, anbefales at de tilgjengelige informasjoner suppleres med data fra ytre fjordområdet før rensetiltakene iverksettes. For å få en fyldestgjørende karakteristik, bør det gjøres analyser av sedimentprøver fra minimum 3 lokaliteter utenfor Ramsneset, helst også fra en referansestasjon et stykke inn i Hylsfjorden. Prøvene analyseres på PAH, organisk stoff og metallene mangan, sink, bly, kadmium og om mulig jern, kobber og kvikksølv. I orienteringsøyemed bør også dyr fra området nær utslippet analyseres på innhold av metaller og PAH. Uoverensstemmelsen i tidligere analyseresultater for metaller gjør det også ønskelig med gjentatt prøveinnsamling på et par lokaliteter innenfor Ramsneset. Grisetang og blæretang (eventuelt bare en av dem) foreslås innsamlet på 5-6 stasjoner i hele fjordens lengderetning og analysert på innhold av mangan, sink, bly og kadmium. Også her vil det være formålstjenelig med en referansestasjon i Hylsfjorden. Ovenstående undersøkelser gjentas etter ett års drift av renseanlegget, siden etter behov.

I denne rapport er det antatt at de artsfattige marine samfunn ned til ca. 5 m dyp i det vesentlige eller alene kan tilskrives ferskvannspåvirkningen i overflatelaget. For å få bekreftet eller avsvirket denne antagelse trengs det primært hyppigere observasjoner av saltholdigheten i 0-5 m på en stasjon innenfor Ramsneset, helst flere. Det ideelle ville være ukentlige eller hyppigere observasjoner ved Ramsneset og månedlige på 4-5 stasjoner fra Sauda til Bølneset. Hvis årene 1973-1975 kan anses som representative, kan målingene innskrenkes til månedene mai-september. Målingene må utføres av lokale medarbeidere. Feltinstrument (salinoterm) kan lånes fra instituttet. Hypotesen om saltholdighetens avgjørende innflytelse bør også belyses ved en nøyere kartlegging av små krepsdyr i fjærebeltet. Hvis disse finnes å være like utbredt som i Hylsfjorden, vil dette være en indikasjon på at det er ferskvannspåvirkning og ikke giftvirkninger som gjør seg gjeldende. Det vil være tilstrekkelig med grundige undersøkelser på to stasjoner innenfor Ramsneset og eventuelt

to utenfor, hvis de aktuelle arter ikke blir funnet. Som nevnt i kap. 7, er det ikke funnet noen helt ut tilfredsstillende forklaring på de fattige algesamfunnene i dyp under 5 m. Muligheten for at det dreier seg om en uønsket virkning av utslippet kan belyses ved å kartlegge nærmere den sublittorale algeflora på et par referansestasjoner i Hylsfjorden. Dette vil også ha interesse ved å fremskaffe bakgrunnsdata for vurdering av hvordan den fremtidig økte ferskvannstilførsel til Hylsfjorden har virket. Det er derfor mulig at Rådgivende utvalg for fjordundersøkelser vil være interessert i å hjelpe til med de nødvendige undersøkelser.

De planlagte rensetiltak vil gi vesentlig minsket belastning med suspendert materiale. Den forventede forbedring i resipienten bør søkes dokumentert gjennom hyppige siktedypsmålinger før og etter at rensing er kommet i gang. Siktedypsobservasjonene kan utføres samtidig med salinotermmålingene, dvs. minst ukentlig på en stasjon i indre fjord.

En av konklusjonene i denne rapporten er at utslippsdypet er av forholdsvis underordnet betydning sammenlignet med effektiv rensing av avløpsvannet. Videre er det gjort innlagrings- og fortynningsberegninger på det eksisterende grunnlag for alternative utslippsdyp. De fremkomne resultater antas å være tilstrekkelig pålitelige for valg av utslippsdyp. Imidlertid er det en viss usikkerhet i beregningene som skyldes sparsomme saltholdighetsdata for dyp under 30 m, særlig i sjiktet 30-60 m. En måneds observasjoner med en salt- og termistorkjede vil skaffe det manglende datagrunnlag til veie for laget 30-60 m, mens bunnvannsbevegelsene eventuelt bør følges ved månedlige observasjoner gjennom ett år (på en stasjon innenfor Ramsneset).

12. LITTERATURHENVISNINGER

- Andelman, J.B. & Snodgrass, J.E., 1974. Incidence and significance of polynuclear hydrocarbons in the water environment. *CRC Critical Reviews in Environmental Control* 4(1): 69-83.
- Andelman, J.B. & Suess, M.J., 1970. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the water environment. *Bull. Wld. Hlth. Org.* 43: 479-508.
- Black, W.A.P. og Mitchell, R.L. 1952. Trace elements in the common brown algae and in sea water. *J. mar. biol. Ass. U.K.* 30: 575-584.
- Bokn, T., Knutzen, J. og Rygg, B. (in press). Influence of freshwater, industrial waste and domestic sewage on bottom fauna and benthic algae in the Hvaler archipelago (S.E. Norway) In Symposium on the Influence of Fresh-Water Outflow on Biological Processes in Fjords and Coastal Waters. Geilo 22-26/4 1974.
- Boney, A.D., 1974. Aromatic hydrocarbons and the growth of marine algae. *Mar. Poll. Bull.* 5(12): 185-186.
- Boney, A.D. & Corner, E.D.S., 1962. On the effect of some carcinogenic hydrocarbons on the growth of sporelings of marine red algae. *J. mar. biol. Ass. U.K.* 42:579-585.
- Borneff, J., Selenka, F., Kunte, H. og Maximos, A. 1968. Experimental studies on the formation of polycyclic aromatic hydrocarbons in plants. *Environ. Res.* 2: 22-29.
- Bryan, G.W., 1969. The absorption of zinc and other metals by the brown seaweed *Laminaria digitata*. *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 49: 225-243.
- Butterworth, J., Lester, P. og Nickless, G., 1972. Distribution of heavy metals in the Severn estuary. *Mar. Poll. Bull.* 3: 72-74.

- Doff, D.H. 1969. The geochemistry of recent oxic and anoxic sediments of Oslofjord, Norway. Ph. D. Thesis, Univ. of Edinburgh. Stensilert, 245 s. Upubl.
- Doty, M.S. og Newhouse, J. 1954. The distribution of marine algae into estuarine waters. *Am. J. Bot.* 41: 508-515.
- Dutton, J.W.R., Jefferies, D.F., Folkarol, A.R. og Jones, P.G.W. 1973. Trace metals in the North Sea. *Mar. Poll. Bull.* 4: 135-138.
- Dyrssen, D., Patterson, C., Ui, J. & Weichart, G.F. 1972. Inorganic Chemicals. Kap. 3 (s. 41-58) i Goldberg E.G. (ed.) A guide to Marine Pollution. Gordon & Breach, New York-London-Paris. 168 s.
- Electric Furnace Products Co. Ltd. 1974a. Utslipp til vannresipient. Avløpsvann fra gassrensaneanlegg. Måleresultater 1971-1973. Intern rapport 29/1 1974, Stensilert, 28 s. (Upubl.).
- Electric Furnace Products Co. Ltd. 1974b. Saudafjordens indre basseng. Undersøkelser av forurensningsgrad. Måleresultater 1972-1973. Intern rapport, 29/1. Stensilert 25 s. (Upubl.).
- Erhardt, M., 1972. Petroleum hydrocarbons in oysters from Galveston Bay. *Environ. Poll.* 3: 257-271.
- Ferguson, J.F. og Gavis, J. 1972. A review of the arsenic cycle in natural waters. *Water Res.* (Pergamon Press) 6: 1259-1274.
- Fuge, R. og James, K.H., 1974. Trace metal concentration in *Fucus* from the Bristol Channel. *Mar. Poll. Bull.* 5:9-12.
- GESAMP (IMCO/FAO/UNESCO/ WMO/WHO/IAEA/UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution), 1973. Report of an ad hoc panel of IMCO and GESAMP experts to review the environmental hazards of noxious substances other than oil transported by ships. 19/3 1973. 29 s. + 5 annex I-V.

- GESAMP (IMCO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution), 1974. Supplement to the Report of the Sixth Session - Review of Harmful Substances, Provisional Version. 26/9 1974, 26 s.
- Gräf, W. og Diehl, H. 1966. Über den Naturbedingten Normalpegel Kanzerogener polycyclischer Aromate und seine Ursache. Arch. Hyg. 150(4): 49-59.
- Gutknecht, J. 1965. Uptake and retention of Cesium 137 and Zinc 65 by seaweeds. Limnol. Oceanogr. 10: 58-66.
- Hancock, J.L., Applegate, H.G. og Dodd, J.D. 1970. Polynuclear aromatic hydrocarbons in leaves. Atmos. Environ. 4: 363-370.
- Harrisson, R.M., Perry, R. og Wellings, R.A. 1975. Review Paper. Polynuclear aromatic hydrocarbons in raw, potable and waste waters. Water Res. (Pergamon Press) 9: 331-346.
- Haug, A. 1972. Akkumulering av tungmetaller i marine alger. S. 198-206 i Symposium om tungmetallforurensning. NAVF/NLVF/NTNF. Oslo, 18/2 1972. 216 s.
- Haug, A., Melsom, S. og Omang, S.H. 1974. Tungmetallforurensninger i Trondheimsfjorden og Hardangerfjorden undersøkt ved analyser av grisetang. Særtrykk nr. 3453 fra Kjemi 1 (1974).
- Hayrén, E. 1923. Föroeningen och strandvegetationen i Helsingfors hamnområde. Svensk bot. Tidsskr. 17: 62-68.
- Horne, R.A. 1969. Marine Chemistry. The Structure of Water and the Chemistry of the Hydrosphere. Wiley-Interscience. 568 s.
- Hovgaard, P. 1974. Littoralundersøkelser 1972-73. Biologisk stasjon, Espevrend. Universitetet i Bergen. Juli 1974. Stensilert, 30 s. Rapport til Rådgivende utvalg for fjordundersøkelser, Ryfylkeprosjektet. Preliminær Rapport 2-74.

- Hovgaard, P. 1974. Undersøkelser av blåskjell. Biologisk stasjon, Espeland. Universitetet i Bergen. Juli 1975. Stensilert, 21 s. Rapport til Rådgivende utvalg for fjordundersøkelser, Ryfylkeprosjektet. Preliminær Rapport 3-75.
- Hägerhäll, B. 1973. Marine botanical-hydrographical trace element studies in the Öresund area. *Botanica Marina* XVI: 53-64.
- Iljnitsky, A.P., Klubkov, V.G. & Shabad, L.M., 1972. Navigation as one of the sources of pollution of water reservoirs by carcinogenic hydrocarbons. *Vopros onkol.* 18(1): 49/54. (Russisk, eng. sammen- drag).
- Ishio, S., Yano, T. & Nakagana, R., 1971. Algal cancer and causal substances in wastes from the coal chemical industry. *Proc. 5th Int. water Poll. Res. Conf. San Francisco & Hawaii. July-August 1970*, s. III-18/1 - III-18/8.
- Jensen, A., Rystad, B. og Melsom, S., 1974. Heavy metal tolerance of marine phytoplankton I. The tolerance of three algal species to zinc in coastal water. *J. exp. Mar. Biol. Ecol.* 15: 145-157.
- Jorde, I. og Klavestad, N. 1963. The natural history of the Hardangerfjord. 4. The benthonic algal vegetation. *Sarsia* 9: 1-99 + kartvedl.
- Kjellsen, A. og Ekornrød, L.Ø. 1975. Analyse av tungmetaller i sedimenter fra Saudafjorden. Seminaroppgave våren 1975. Studieretning i analytisk kjemi. Agder Distriktshøgskole. Kristiansand, mai 1975. Stensilert, 45 s. (Unpubl.).
- Knudsen, Carl-H., Rådgivende ingeniør, 1974: L 0101 Electric Furnace Products Co. Ltd., Sauda. Renseanlegg og transportsystem for spillvann fra industriområder. Forprosjekt med sammendrag av undersøkelsesrapport. Stensilert, 53 s. + figurvedlegg. Drammen, 13/11 1974.

- Kremling, K. 1973. Voltammetrische Messungen über die Verteilung von Zink, Cadmium, Blei und Kupfer in der Ostsee. Kieler Meeresforsch. XXIX (2): 77-83.
- Källqvist, S.T. 1973. Algal assay procedure (bottle test) at the Norwegian Institute for Water Research. S. 5-17 i Algal Assays in Water Pollution Research. Proc. from a Nordic symposium Oslo, 25-26 October 1972. Nordforsk Secretariat of Environmental Science. Publ. 1973:2 Helsingfors. 128 s.
- Lee, R.F., Sauerheber, R. & Benson, A.A. 1972. Petroleum hydrocarbons: Uptake and discharge by the marine mussel *Mytilus edulis*. Science 177: 344-346.
- Luh, M.-D., Baker, R.A. og Henley, D.E. 1973. Arsenic analysis and toxicity - a review. Sci. Total Envir. 2: 1-12.
- Lunde, G. 1970. Analysis of trace elements in seaweed. J. Sci. Fd. Agric. 21: 416-418.
- Mackay, D.W., Halcrow, W. og Thornton, I. 1972. Sludge dumping in the Firth of Clyde. Mar. Poll. Bull. 3: 7-10.
- Morris, S. 1974. Seasonal variation of dissolved metals in inshore waters of the Menai Strait. Mar. Poll. Bull. 5(4): 54-59.
- Niaussat, P., 1970. Pollution par biosynthèse "in situ" d'hydrocarbures cancérigènes, d'une biocoénose lagunaire. Reproduction "in vitro" de ce phénomène. Rev. Int. Oceanogr. Med. XVII: 87-98.
- Nickless, G., Stenner, R. og Terrille, N. 1972. Distribution of cadmium, lead and zinc in the Bristol Channel. Mar. Poll. Bull. 3: 188-191.
- Norsk institutt for vannforskning 1974a: 0-51/74. Resipientundersøkelse av Saudafjorden. Vurdering av cyanidutslipp fra Electric Furnace Products Co. Ltd. Oslo, 26/9 1975. 27 s. (Upubl., saksbehandlere: Lasse Berglind og Jon Knutzen).

- Norsk institutt for vannforskning 1974b: O-51/74. Resipientundersøkelse av Saudafjorden. Foreløpig karakteristikk av biologiske forhold i fjordens indre basseng, 26/9 1974. Stensilert, 13 s. (Saksbehandler: Jon Knutzen).
- Norsk institutt for vannforskning 1976. O-123/72. Resipientundersøkelse av fjordsystemet i Flekkefjordregionen. 20/1 1976. Stensilert, 159 s. (Saksbehandler: Sverre Kolstad).
- Olausson, E., Bäckman, E., Gustafsson, O., Karlsson, L.-G., Sundström, B. og Svensson, R. 1972. Sedimentundersökningar på Västkusten: förändringar och konstans. Meddelande från Maringeologiska Laboratoriet, Göteborg. Stensilert, 25 s + fig.
- Palmork, K.H. og Wilhelmsen, S. 1972. Polycykliske aromatiske hydrokarboner i det marine miljø. En forurensning fra aluminiumsindustriens smelteverk. Fisken og Havet. Rapporter og meldinger fra Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt, Bergen. Serie B Nr. 3, 16 s.
- Palmork, K.H., 1974. Polisykliske aromatiske hydrokarboner i det marine miljø. S. 99-125 i Nordiske symposium om vannforskning, Trondheim 27-29/6-1973. NGRDFORSK, Miljövärdsssekretariatet. Publ. 1974(4). 328 s.
- Penrose, W.R. 1974. Arsenic in the marine and aquatic environments: analysis, occurrence and significance. CRC Critical Reviews in Environmental Control. Oct. 1974, pp. 465-483.
- Perkins, E.J., Gilchrist, J.R.S., Abbott, O.J. og Halcrow, W. 1973. Trace metals in Solway Firth Sediments. Mar. Poll. Bull.4 : 59-61.
- Powell, N.A., Sayce, C.S. & Tufts, D.F. 1970. Hyperplasia in an estuarine Bryozoan attributable to coal tar derivatives. J. Fish. Res. Board Can. 27(11): 2095-2098.

- Preston, A., Jefferies, D.F., Dutton, J.W.R., Harvey, B.R. og Steel, A.K., 1972. British Isles coastal waters: The concentrations of selected heavy metals in sea water, suspended matter and biological indicators - a pilot survey. *Envir. Poll.* 3: 69-82.
- Preston, A. 1973. Heavy metals in British Waters. *Nature* 242: 95-97.
- Reay, P.F. 1973. Arsenic in the Waikato river system. *Proc. Poll. Res. Conf. Wairakei, New Zealand. Juni 1973.* s. 365-376.
- Riley, J.P. og Chester, R. 1971. Introduction to marine chemistry. Academic Press, London og New York, 465 s.
- Rojahn, T. 1972. Determination of copper, lead, cadmium and zinc in estuarine water by anodic-stripping alternating - current voltammetry on the hanging mercury drop electrode. *Anal. Chim. Acta* 62: 438-441.
- Romeril, M.G. 1974. Trace metals in sediments and bivalve Mollusca in Southampton Water and the Solent. *Rev. Int. Oceanogr. Med XXXVIII:* 31-47.
- Rona, E., Hood, D.W., Muse, L. og Buglio, B. 1962. Activation analysis of manganese and zinc in sea water. *Limnol. Oceanogr.* 7(2):201-206.
- Scaccini Cicatelli, M. 1965. Studio dei fenomeni di accumulo del benzo 3-4 pirene nell'organismo di Tubifex. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol (Roma)* 20(2): 245-250.
- Sen Gupta, R. 1973. On some trace metals in the Baltic. *Ambio* 1(6): 226-230.
- Skei, J.M., Price, N.B., Calvert, S.E. og Høltedahl, H. 1972. The distribution of heavy metals in sediments of Sjørfjord, West Norway. *Water, Air and Soil Poll.* 1: 452-461.
- Skei, J.M. 1975. The marine chemistry of Sjørfjorden, West Norway. Ph. D. Thesis, Univ. of Edinburgh. Stensilert, 138 s. Upubl.
- Statens Naturvårdsverk 1969. *Bedömningsgrunder för svenska ytvatten.* Publ. 1969: 1. Solna, 25 s.

- Stenner, R.D. og Nickless, G. 1974. Distribution of some heavy metals in organisms in Hardangerfjord and Skjerstadvfjord, Norway. *Water, Air and Soil Poll.* 3: 279-291.
- Suess, M.J., 1970. Presence of polynuclear aromatic hydrocarbons in coastal waters and the possible health consequences. *Rev. Int. Ocean. Med.* XVIII-XIX: 181-190.
- Svendsen, H. og Utne, N. 1973. Hydrografi i Ryfylkefjordene (sept. 1972 - mai 1973). Geofysisk Institutt, avd. A, Universitetet i Bergen. August 1973. Stensilert, 29 s. Rapport til Rådgivende utvalg for fjordundersøkelser, Ryfylkeprosjektet. Preliminær Rapport 1-73.
- Svendsen, H. og Utne, N. 1974a. Hydrografi i Ryfylkefjordene (juni - desember 1973). Geofysisk Institutt, avd. A, Universitetet i Bergen. Februar 1974. Stensilert, 33 s. Rapport til Rådgivende utvalg for fjordundersøkelser, Ryfylkeprosjektet. Preliminær Rapport 1-74.
- Svendsen, H. og Utne, N. 1974b. Hydrografi i Ryfylkefjordene (januar - juni 1974). Geofysisk Institutt, avd. A. Universitetet i Bergen. Oktober 1974. Stensilert, 22 s. Rapport til Rådgivende utvalg for fjordundersøkelser, Ryfylkeprosjektet. Preliminær Rapport 3-74.
- Svendsen, H. og Utne, N. 1975a. Hydrografi i Ryfylkefjordene (juli - desember 1974). Geofysisk Institutt, avd. A, Universitetet i Bergen. Februar 1975. Stensilert, 23 s. Rapport til Rådgivende utvalg for fjordundersøkelser, Ryfylkeprosjektet. Preliminær Rapport 2-75.
- Svendsen, H. og Utne, N. 1975b. Hydrografi i Ryfylkefjordene (januar - juni 1975). Geofysisk Institutt, avd. A, Universitetet i Bergen, September 1975. Stensilert, 25 s. Rapport til Rådgivende utvalg for fjordundersøkelser, Ryfylkeprosjektet. Preliminær Rapport 4-75.
- Svendsen, H. og Utne, N. 1976. Hydrografi i Ryfylkefjordene (juli - november 1975) Geofysisk Institutt, avd. A. Universitetet i Bergen. Januar 1976. Stensilert, 25 s. Rapport til Rådgivende utvalg for fjordundersøkelser, Ryfylkeprosjektet. Preliminær Rapport 1-76.

Taylor, J.H. 1974. The geochemistry of fjords of South-West Norway.
Ph.D. Thesis, Univ. of Edinburgh. Stensilert, 138 s. Upubl.

U.S. Environmental Protection Agency. 1973. Proposed criteria for
water quality. Vol. 1. West Raleigh, North Carolina. 425 s.

WHO 1970. European Standards for Drinking water, 2. utg. 56 s.
København.

Wickstrøm, G. 1972. Arsenic in the ecosystem of man. *Work - Environ-
ment - Health* 9(1). 2-8.

Wærn, M. 1952. Rocky-shore algae in the Öregrund archipelago.
Acta Phytogeographica Suecica. Uppsala, 298 s.

Young, E.G. og Langille, W.M. 1958. The occurrence of inorganic ele-
ments in marine algae of the Atlantic provinces of Canada.
Can. J. Bot. 36: 301-310.

Vedlegg A

Stasjonsoversikt og tabell over metallkonsentrasjoner hentet fra A. Kjellsen og L. Ø. Ekornrød: Analyse av tungmetaller i sedimenter fra Saudafjorden. Seminaroppgave våren 1975 ved Agder Distriktshøgskole. Stensilert, 45 s. Upubl. (Utdrag kopiert ved NIVA).

MÅ IKKE REFERERES UTEN TILLATELSE FRA FORFATTERNE.

TABELL 1. STASJONSDATA.

Ordnet etter avstand fra Sauda.

Stasjon	Avstand fra Sauda.	Dybde	Sed.lengde(22-23/1-75)
1:	0,4 km	47 m	16,5 cm
2:	0,4 "	40 "	14,5 "
14:	0,9 "	117 "	14,5 "
3:	1,7 "	160 "	11,0 "
4:	2,5 "	135 "	13,3 "
13:	3,9 "	320 "	14,5 "
12:	6,3 "	370 "	17,6 "
6:	6,5 "	192 "	11,2 "
11:	8,8 "	355 "	18,7 "
8:	13,2 "	174 "	15,2 "
10:	15,0 "	243 "	11,6 "

Mrk. På stasjonene 5,7 og 9 fikk vi ikke sedimentkjerne (se kart).

TABELL 5.

TUNGMETALLER I SEDIMENTER.

Stasjon	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd
1:0-2 cm	2,83%	9,30%	7555ppm	170ppm	597ppm	122ppm
2-4 "	2,29%	3,43%	4197 "	135 "	297 "	72 "
4-6 "	2,13%	0,64%	2498 "	90 "	263 "	32 "
8-10 "	1,75%	0,35%	2195 "	120 "	130 "	22 "
12-14 "	2,22%	0,23%	2781 "	150 "	113 "	22 "
2:0-2 "	2,80%	8,69%	8768 "	160 "	763 "	189 "
2-4 "	3,33%	6,61%	6260 "	146 "	563 "	66 "
4-6 "	2,35%	0,81%	2296 "	54 "	163 "	29 "
8-10 "	2,00%	0,23%	2215 "	38 "	97 "	26 "
12-14 "	2,04%	890ppm	1730 "	27 "	63 "	17 "
3:0-2 "	2,25%	0,47%	2053 "	21 "	63 "	19 "
2-4 "	1,33%	0,11%	1568 "	13 "	30 "	14 "
4-6 "	2,30%	0,21%	1973 "	25 "	63 "	16 "
8-10 "	2,83%	417ppm	1245 "	26 "	8 "	12 "
4:0-2 "	2,55%	1,60%	1729 "	58 "	109 "	18 "
2-4 "	2,94%	0,35%	1083 "	34 "	47 "	11 "
4-6 "	2,69%	0,13%	1002 "	23 "	30 "	7 "
8-10 "	2,81%	557ppm	840 "	18 "	30 "	10 "

Tabell 5, forts.
Tungmetaller i sedimenter.

Stasjon		Fe	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd
6:0-2	"	2,85%	1,13%	1164 "	26 "	63 "	12 "
2-4	"	2,39%	0,12%	1083 "	22 "	47 "	9 "
4-6	"	2,57%	766ppm	1075 "	21 "	47 "	9 "
8-10	"	3,35%	696 "	840 "	15 "	30 "	9 "
8:0-2	"	3,75%	2,51%	331 "	42 "	113 "	13 "
2-4	"	4,17%	0,80%	250 "	25 "	88 "	11 "
4-6	"	3,66%	0,60%	188 "	21 "	80 "	11 "
8-10	"	3,83%	0,48%	167 "	19 "	63 "	11 "
10:0-2	cm	3,20%	0,50%	188ppm	21ppm	80ppm	12ppm
2-4	"	3,00%	0,69%	146 "	16 "	63 "	11 "
4-6	"	2,96%	625ppm	122 "	16 "	63 "	11 "
8-10	"	2,63%	556 "	98 "	15 "	59 "	11 "
11:0-2	"	2,60%	0,74%	313 "	48 "	80 "	14 "
2-4	"	2,37%	0,36%	229 "	25 "	63 "	15 "
4-6	"	2,58%	0,90%	292 "	28 "	72 "	13 "
8-10	"	2,75%	0,14%	190 "	21 "	63 "	15 "
12:0-2	"	2,70%	0,67%	321 "	26 "	80 "	14 "
2-4	"	1,50%	0,35%	188 "	14 "	55 "	14 "
4-6	"	2,41%	1,89%	367 "	26 "	97 "	14 "
8-10	"	2,88%	0,24%	234 "	19 "	63 "	13 "
13:0-2	"	2,16%	1,30%	317 "	30 "	88 "	15 "
2-4	"	3,00%	0,50%	283 "	30 "	113 "	21 "
4-6	"	3,50%	0,11%	242 "	31 "	105 "	18 "
8-10	"	4,33%	0,11%	240 "	31 "	97 "	18 "
12-14	"	4,25%	833ppm	150 "	25 "	80 "	18 "
14:0-2	"	1,83%	1,75%	692 "	48 "	163 "	30 "
2-4	"	2,00%	0,75%	425 "	40 "	167 "	28 "
4-6	"	2,16%	0,22%	396 "	42 "	113 "	23 "
8-10	"	2,25%	0,11%	313 "	40 "	97 "	19 "
12-14	"	2,50%	555ppm	150 "	18 "	80 "	18 "