

K 766

1327

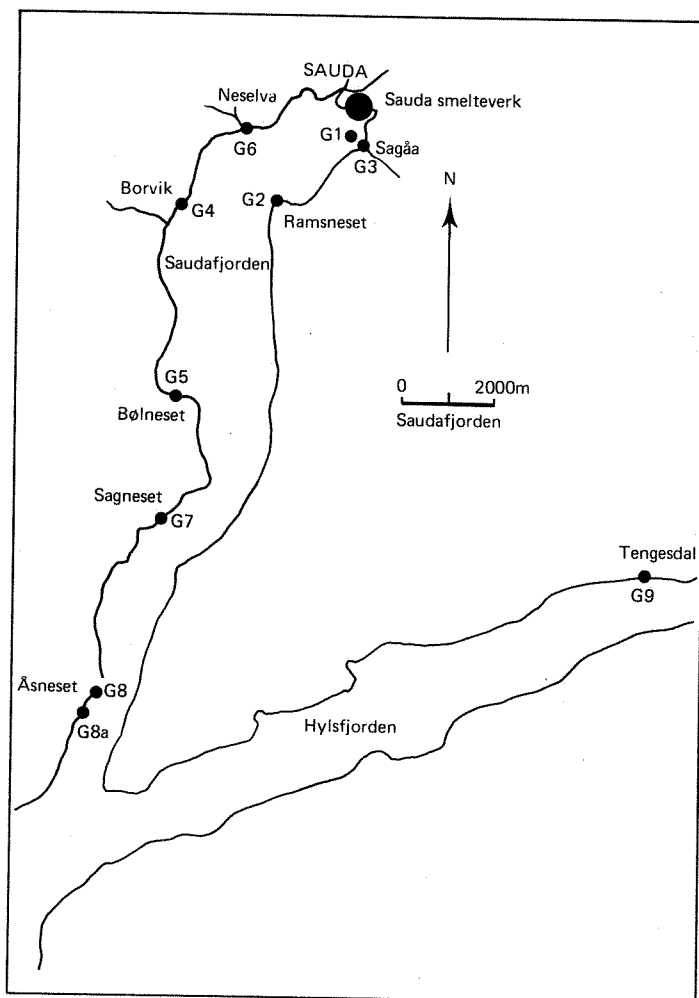


# Statlig program for forurensningsovervåking

## Rapport nr 7/81

Oppdragsgiver	Statens forurensningstilsyn
Deltakende institusjon	NIVA

# Overvåking i Saudafjorden 1980



# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80  
Postboks 333, Blindern Gaustadalleen 46 69 60  
Oslo 3 Kjeller 71 47 59

Rapportnummer: 80003-06
Undernummer:
Løpenummer: 1327
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:  OVERVÅKING I SAUDAFJORDEN 1980.	Dato: 2.10.81
Forfatter(e):  Jon Knutzen	Prosjektnummer: 0-8000306
	Faggruppe: Fjordseksjonen
	Geografisk område: Saudafjorden/Hylsfj.
	Antall sider (inkl. bilag): 39

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn, Oslo. (Statlig program for forurensningsovervåking).	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--	----------------------------------

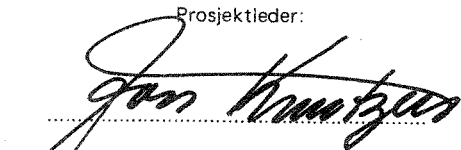
Ekstrakt:

Dykkerobservasjoner av gruntvannssamfunn til nedre grense for fastsittende alger og analyse av PAH og metaller i muslinger og tang er foretatt etter 2 års drift av renseanlegg for avløpet fra Sauda Smelteverk. Gruntvannssamfunnene hadde samme artsfattige karakter (særlig i 0-4 m) som observert før rensetiltak. Innholdet av PAH og metaller var markert redusert fra 1976, men mangan - og særlig PAH-konsentrasjonene var fremdeles høye; opp til 40-50 mg/kg tørrvekt for total-PAH, og mer enn 3 mg/kg benzo(a)pyrene. Mens PAH-innholdet i oskjell var betydelig redusert 15 km fra utslippet, var det ca 20 mg/kg PAH i blåskjell i en avstand av mer enn 25 km.

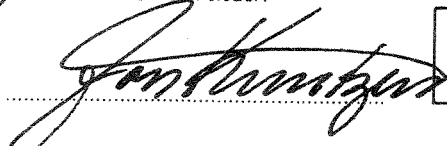
4 emneord, norske:
1. Overvåking
2. Marin biologi
3. Mikroforurensninger
4. Saudafjorden
Fjordforurensning
Statlig program

4 emneord, engelske:
1. National monitoring/water
2. Marin biology
3. Micropollutants
4. Saudafjorden

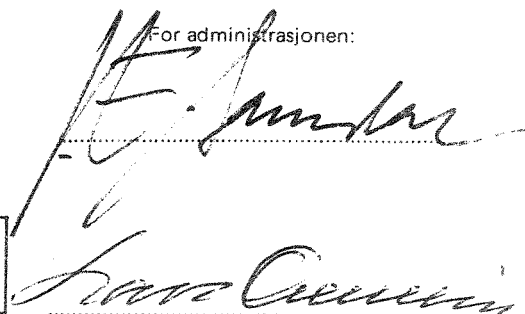
Prosjektleder:



Seksjonsleder:



For administrasjonen:



ISBN 82-577-0431-8

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING  
Oslo

0-8000306

OVERVÅKING I SAUDAFJORDEN 1980.

Rapporten avsluttet 30. september 1981

Saksbehandler: Jon Knutzen  
Medarbeider: Norman Green

For administrasjonen: J. E. Samdal  
Lars N. Overrein

## F O R O R D

*Foreliggende rapport er den andre om Saudafjorden innen rammen av det statlige program, med Statens Forurensningstilsyn (SFT) som oppdragsgiver.*

*Instituttet takker Sauda Smelteverk ved siv.ing. Ove Brunborg for praktisk hjelp og opplysninger om bl.a. utslippsforhold, og videre takkes båtførerne Svein Ola Aabø og Jan Vidar Aabø for assistanse under feltarbeidet.*

*Ved instituttet har cand.mag. Norman Green ledet dykkerundersøkelsene og er ansvarlig for bearbeidelsen av det zoologiske materiale.*

*Oslo, 24. september 1981*

*Jon Knutzen*

INNHALDSFORTEGNELSE:

FORORD .....	2
1. INNLEDNING .....	4
2. FERSKVANNSAVRENNING OG FORURENSNINGSTILFØRSLER .....	7
3. GRUNTVANNSSAMFUNN .....	9
4. MILJØGIFTER I ORGANISMER .....	12
4.1 Metaller i muslinger og tang .....	12
4.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i muslinger ....	16
5. KARAKTERISTIKK AV FORURENSNINGSTILSTAND .....	19
6. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER .....	24
7. LITTERATUR .....	26
APPENDIKS .....	29

Tabeller:

Tab. 1. Forurensningstilførsler, i tonn pr år, fra Sauda Smelteverk (avrundede verdier) .....	8
---	---

Figurer:

Fig. 1. Stasjoner for gruntvannssamfunn og miljøgifter i organismer	5
Fig. 2. Antall vanlige forekommende makroskopiske alger og dyr på gruntvannsstasjoner i Saudafjorden og Hylsfjorden 1976 og 1980 .....	10
Fig. 3. Mangan, sink og bly i blæretang/grisetang og oskjell fra Saudafjorden og Hylsfjorden 1974, 1976 og 1980 .....	13
Fig. 4. Konsentrasjoner av PAH i muslinger fra Saudafjorden 1976 og 1980 .....	15
Fig. 5. Skjønsmessig vurdering av ulike typer av effekter i Saudafjordens overflatelag .....	23

## 1. INNLEDNING

Saudafjorden er preget av sterk lagdeling. I årene 1973-1975 var det i perioden juni - september særlig lav saltholdighet i overflatelaget ( $< 1-5 \text{ ‰}$  S i 0-1 m og ved flom ned mot  $5 \text{ ‰}$  S i 5-6 meters dyp. Hydrografiske data stammer vesentlig fra undersøkelser gjort i regi av NVE's Rådgivende Utvalg for Fjordundersøkelser (Svendsen og Utne 1973, 1974 a,b, 1975 a,b, 1976), dessuten fra bedriftens observasjoner i indre basseng (EFP 1974 a).

Saudafjorden belastes med avløpsvann fra Sauda Smelteverk. Forurensningsbelastningen, blant annet polysykliske aromatiske hydrokarboner, metaller og suspendert stoff, og de hydrografiske forhold er nærmere karakterisert i tidligere rapporter (NIVA 1976, 1979).

I 1974 og 1976 ble det konstatert til dels svært høye konsentrasjoner av metaller og PAH i organismer og sedimenter (NIVA 1976, 1979), sammen med artsfattige gruntvannssamfunn, for innerste dels vedkommende også forstyrrede bløtbunnsamfunn. Et renseanlegg har vært i effektiv drift fra midten av 1. halvår 1978.

Formålet med overvåkingsundersøkelsene i 1980 var å følge fjordens utvikling videre, spesielt med henblikk på resipienteffektene av de iverksatte rens tiltak.

Foreliggende rapport inneholder resultatene av observasjoner i september 1980 av gruntvannssamfunn på stasjoner i ulik avstand fra utslippet (fig. 1), samt data om konsentrasjonene av PAH og metaller i muslinger og tang fra de samme lokalitetene. En lokalitet ved Tengesdal i Hylsfjorden er brukt som referansestasjon. Det er også inkludert opplysninger om utløp fra kraftstasjonen innerst i fjorden (i gjennomsnitt den dominerende ferskvannskilde), månedlig nedbør, månedlige observasjoner av utslippskomponenter i innløp og utløp fra Sauda Smelteverks renseanlegg og resultater av analyse av PAH-innholdet i avløpsvann før og etter behandling.

Gruntvannsundersøkelsene har fulgt samme opplegg som tidligere, dvs. dykkerobservasjoner til nedenfor nedre grense for vekst av fastsittende alger og inntaling av observasjonene via dykkertelefon til lydbånd. Organismer som

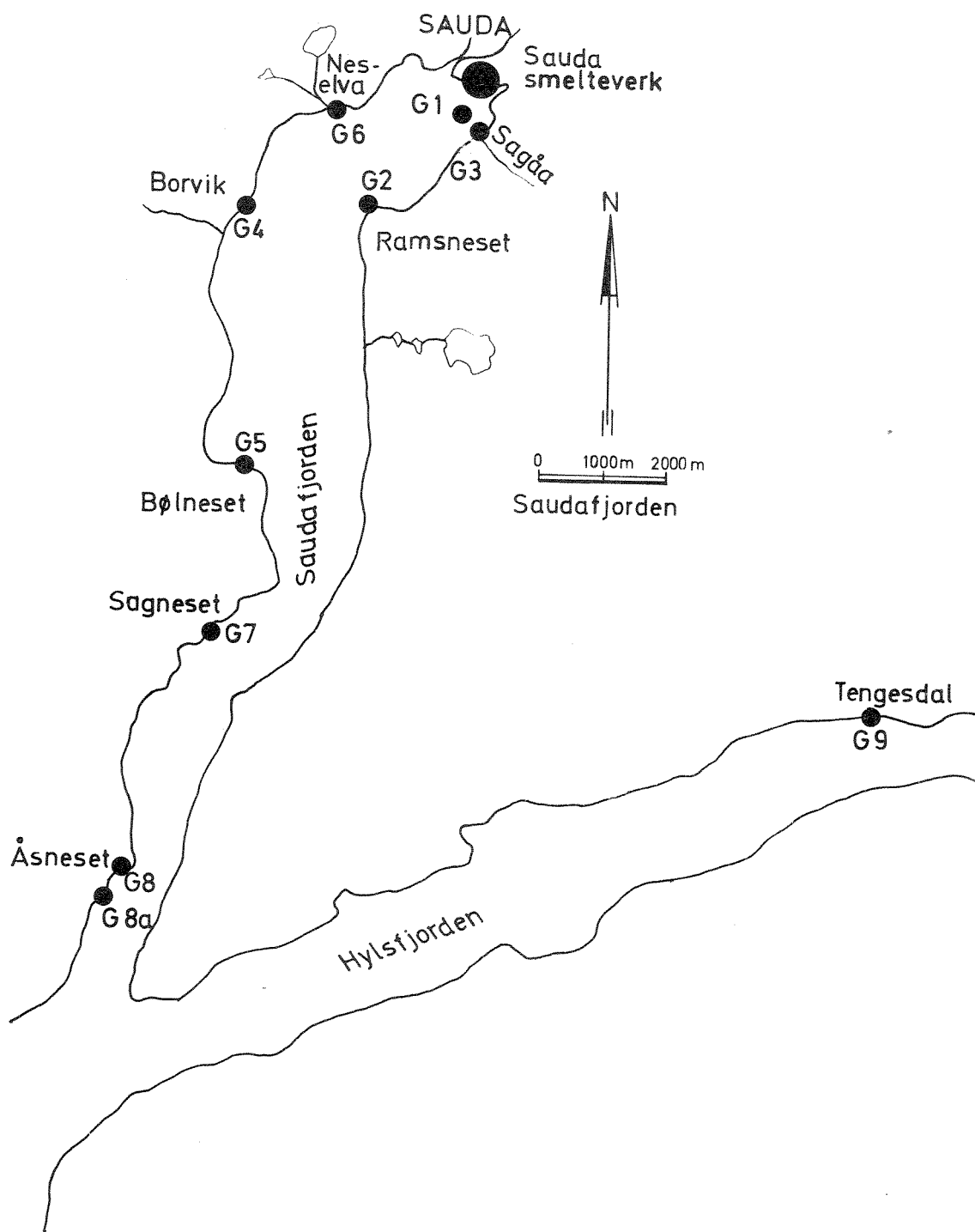


Fig. 1 Stasjoner for gruntnvannssamfunn og miljøgifter i organismer (G6, G7 og G8a er stasjoner for undersøkelsene i 1974 og 1976).

ikke med sikkerhet kunne artsbestemmes under vann ble samlet inn for senere identifisering. Registreringene er vesentlig kvalitative og gir anslag for mengdemessig forekomst. Det er tatt sikte på å karakterisere samfunnene ved hjelp av de mer fremtredende, større arter. Små dyr og planter vil være relativt dårlig og mer tilfeldig representert.

For analyse av miljøgifter i o-skjell og blåskjell er det samlet henholdsvis 5-6 og 30-50 (100) eksemplarer i hver prøve, noe avhengig av individenes størrelse. Blåskjell har ujevn og fluktuerende bestand i Saudafjorden, og det har ikke vært mulig å standardisere alder og størrelse. Innsamlede o-skjell har vært eldre eksemplarer større enn 12 cm. Av tang er det samlet inn ca 200 g friskvekt i hver prøve. Særlig innerst i fjorden forekommer blæretang i en dvergform. Denne har vært benyttet i prøvene til metallanalyse når ikke mer normalt utseende tang har vært til stede. Forøvrig er øvre 15-20 cm av plantene benyttet både av grisetang og blæretang.

Også ellers i fjorden manglet blæretang blærer, slik at nøyaktig aldersbestemmelse ikke var mulig. Hvor mulig, er grisetang kuttet over tredje blære fra skuddspissen, dvs at 0-3 år gamle deler er samlet inn. Grisetang fantes bare på enkelte av prøvetakingsstasjonene.

Prøvene er oppbevart mørkt og frosset i plastposer inntil analyse. Metallanalysene er foretatt på Sentralinstitutt for industriell forskning ved atomabsorpsjon etter homogenisering og oppslutning (SI, 1979), mens PAH-analysene er gjort ved NIVA med gaskromatograf og glasskapillar-kolonne (NIVA, 1980).

I den følgende fremstilling er det i stor grad benyttet sammentrukne data. For rådata og annet grunnlagsmateriale henvises til appendikstabeller og -figurer. Et utvalg tidligere resultater (NIVA 1976, 1979) er tatt med for å illustrere mulige utviklingstendenser. Overgangen fra naturvitenskapelige data til verdiutsagn om forurensningstilstand (kap. 5) er skjønnsmessig og forsøksvis. Bakgrunnen for denne delen er oppdragsgivers ønske om å få frem et system for å formidle hovedinnholdet av konklusjoner om effekter av forurensninger på en enkel måte. Systemet er under utarbeidelse, og det som presenteres her er bare et eksempel på hvordan spørsmålet kan behandles.



## 2. FERSKVANNSAVRENNING OG FORURENSNINGSTILFØRSLER

Basert på NVE's Hydrografiske kart over det sydlige Norge, blad II, 1967-71, har Saudafjorden innenfor Ramsneset et nedbørfelt på vel  $500 \text{ km}^2$  (medregnet ca  $19 \text{ km}^2$  overføringer). Med en middelavrenning på 85-90 l/sek. og  $\text{km}^2$  blir den midlere ferskvannstilførsel ca  $45 \text{ m}^3/\text{sek.}$  (Tidligere angivelse basert på bedriftens rapport, EFP 1974a, var ca  $40 \text{ m}^3/\text{sek.}$ ). Omkring 70% av nedbørfeltet er regulert, slik at vel  $25 \text{ m}^3/\text{sek.}$  kommer jevnlig. I 1980 var imidlertid avløpet fra kraftverket noe lavere, vel  $22 \text{ m}^3/\text{sek.}$  i middel (tabell A1 i appendiks). Midlere månedlig nedbør målt ved Sauda var 163 mm (tabell A1), svakt lavere enn i perioden 1972-1974 (NIVA, 1979).

Utslippene av henholdsvis behandlet avløpsvann og overvann/vann fra siste trinn i våtvaskingen går ut adskilt. Avløpsvann fra renseanlegget slippes på ca 5 m dyp vel 30 m utenfor bedriftskaia (nødavløp lenger inn).

Om belastningen med suspendert stoff og metaller foreligger månedlige oppgaver fra bedriftens vannrenseanlegg (tabell A2). Renseeffekten for suspendert stoff har vært høy (85 - 95%), mens lite av totalinnholdet av oppløste stoffer holdes tilbake i anlegget. For PAHs vedkommende foreligger resultater av analyser på fire døgnblandprøver fra utløpet fra renseanlegg (Tabell A3).

Noen av de mest aktuelle opplysningene er stilt sammen med tidligere data om forurensningstilførsler i Tabell 1. For PAH er det utenom totaltilførselen beregnet belastningen med benzo(a)pyrene og summen av moderat til sterkt kreftfremkallende forbindelser (KPAH). I denne summen er medregnet de blant registrerte forbindelser som av US National Academy of Science er betegnet med \*\* og \*\*\* på en skala fra \* til \*\*\*\*\* med hensyn til kanserogene egenskaper (NAS, 1972). (Ingen av de sterkest kreftfremkallende er funnet i avløpsvannet fra bedriften). Det dreier seg om følgende forbindelser: Benzo(c)fenantren \*\*\*, benzo(b)fluoranthen \*\*, benzo(j)fluoranthen \*\* (antatt å utgjøre 50% av sumangivelsen benzo(j,k)fluoranthen), benzo(a)pyren \*\*\* og dibenzo(a,h)antracen \*\*\*.

Avløpsvannmengdene er tidligere angitt til  $0.3-0.45 \text{ m}^3/\text{sek.}$  (NIVA, 1979), dvs  $1080-1620 \text{ m}^3/\text{t.}$  Imidlertid var det delvis redusert drift i 1980, særlig i siste halvår, og avløpsvannmengdene har i middel vært ca  $800 \text{ m}^3/\text{time,}$

(tabell A2). Under hensyn til sannsynligheten for å få med noe diffuse tilførsler, og primært for ikke å underestimere belastningen, er det i tabell 1 for PAHs vedkommende regnet med en avløpsstrøm på 1100 m<sup>3</sup>/t, eller ca 9 mill m<sup>3</sup> i året ved 350 driftsdøgn. Videre er det brukt uveide middelkonsentrasjoner av de aktuelle stoffer (kfr. tabell A2).

Tabell 1 viser at det har skjedd en betydelig reduksjon i utslippet av flere forurensningskomponenter: suspendert stoff, suspendert og oppløst mangan og sink, samt PAH. Imidlertid er beregningsgrunnlaget delvis usikkert, særlig for PAH, men også for partikkelbundne og løste metaller. Med disse forbehold ses at kreftfremkallende PAH og benzo(a)pyrene i 1980 utgjorde henholdsvis ca 20% og ca 10% av total PAH. Tilsynelatende er dette en høyere relativ andel enn før rensing, da B(a)P-prosentsen lå omkring 3%, men samme usikkerheten gjelder også her.

Tabell 1. Forurensningstilførsler i tonn pr år fra Sauda Smelteverk (avrundede verdier).

AVLØPSKOMPONENT:	1971-73 <sup>1)</sup>	1980 <sup>2)</sup>
Suspendert materiale	~ 6 000	~ 600
Partikulært mangan	~ 1 800	~ 200 <sup>3)</sup>
Partikulært sink	~ 54	~ 60 <sup>4)</sup>
Partikulært bly	~ 6.2	ingen data
Partikulært kadmium	~ 2.2	~ 0.01
Oppløst materiale	~ 3 200	~ 2 500
Oppløst mangan	~ 450	~ 12
Oppløst sink	~ 7	~ 0.5
Oppløst bly	< 0.2	ingen data
Oppløst kadmium	< 0.1	ingen data
Total PAH	3-4 <sup>5)</sup>	~ 0.9 (<0.1-2.4) <sup>6)</sup>
KPAH	ikke beregnet	~ 0.18 (<0.01-0.55) <sup>6)</sup>
Benzo(a)pyrene	< 0.1 <sup>5)</sup>	~ 0.08 (<0.01-0.25) <sup>6)</sup>

- 1) Kfr EFP (1974b)
- 2) Basert på tabellene A2 og A3 i appendiks hvis ikke annet nevnt.
- 3) Beregnet ut fra opplysninger om sammensetningen av suspendert stoff gitt av Sauda Smelteverk i brev av 9.3.1981 samt tabell A3.
- 4) Usikker verdi, variasjon over en størrelsesorden ved 10 enkeltanalyser.
- 5) Meget usikkert anslag basert på enkeltprøve fra 1977
- 6) Middell og variasjon for 4 døgnblandprøver 1979-1981 (kfr 0-70076). For KPAH er regnet 50% av summen benzo(j,k)fluoranthen og 66.6% av summen benzo(b,j,k)fluoranthen.

### 3. GRUNTVANNSSAMFUNN

Resultatene fra dykkerundersøkelsene er sammenstilt i Figur A1. I Fig. 2 nedenfor er materialet gitt en enkel og foreløpig bearbeidelse og jevnført med tilsvarende observasjoner fra 1974 og 1976. Sammenligningen er basert på makroskopiske former. Således er skorpeformede alger, blågrønnalger, diatoméer og de fleste trådformede alger ikke tatt med; heller ikke små krepsdyr og hydroider. Videre er alle enkeltobservasjoner utelatt. Figuren er splittet i 0-4 m (2A) og dypere enn 4 m (2B) på grunn av det markerte skille i flora og fauna omtrent i 4 m dyp, samsvarende med nedre del av spranlaget mellom det meget brakke overflatesjiktet og underliggende saltere vann.

Hovedinntrykket fra 1980 var det samme som før. Dette ses også av fig. 2: Nesten ikke makroskopiske marine dyr i øvre 4 m og et artsfattig algesamfunn, særlig under 4 m. Over 4 m var de mest fremtredende trekk en dvergform av blæretang og ofte betydelige mengder av en art av grønnalgeslekten *Cladophora*, stundom overgrodd med brakkvannstolerante ferskvannsdiatomeer. Det ses at også referanselokaliteten i Hylsfjorden (St. G9) har vært preget av artsfattigdom, om ikke i samme grad. Den innerste stasjonen (G1) hadde særskilt fattige samfunn, men fra G2 og utover var det ingen overbevisende indikasjoner på bedre forhold for marine planter og dyr med økende avstand fra utslippet (og/eller de viktigste ferskvannstilførsler).

I 1980 ble det registrert et høyere antall dyr under 4 meters-laget på flere av stasjonene, men det er for tidlig å trekke noen konklusjoner av dette. Som man ser, har økningen vært størst på referansestasjonen. Forholdet kan skyldes en kombinasjon av faktorer, blant annet naturbetingede variasjoner, forskjellige observatører til de ulike tidspunkter o.a.

Mens sjøpinnsvin i 1974 og 1976 opptrådte i betydelige mengder (NIVA, 1979), var de mindre fremtredende i samfunnet under 4-5 m i 1980. Forekomsten av sjøpinnsvin kan bevirke at algene praktisk talt blir borte, slik som observert på alle stasjonene helt fra 1974, delvis unntatt St. G2.

Resultatene fra 1980 har ikke bidratt vesentlig til å avgjøre hvilke faktorer - ferskvannspåvirkning, nedslamming, lite vannbevegelse, forurensning, lysbegrensning, beiting eller kombinasjoner av disse - som best kan

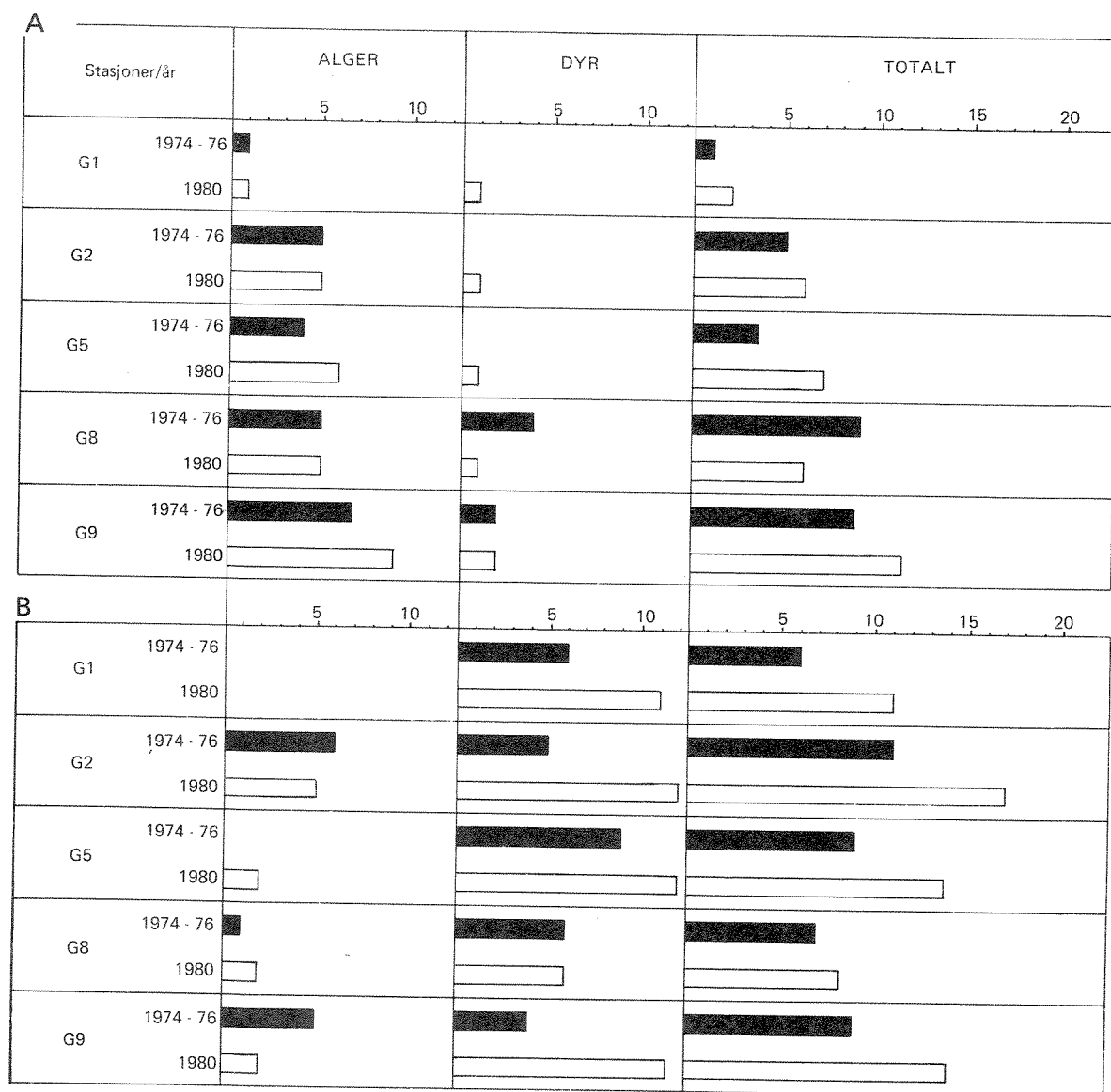


Fig. 2. Antall vanlig forekommende makroskopiske alger og dyr på gruntvannstasjoner i Saudafjorden og Hylsfjorden 1976 ■ og 1980 □. A: 0 - 4m. B: >4m.

forklare artsfattigdommen på henholdsvis dyr over 4-5 m og særlig alger under 4-5 m. En mer uttømmende bearbeidelse vil først bli gjort etter at det også foreligger data fra 1981. Foreløpig synes to antagelser mest nærliggende:

- Ferskvannspåvirkningen har hatt relativt mer å bety enn eventuelle giftvirkninger fra utslippet
- De biologiske undersøkelser har hatt et for enkelt opplegg til å gi grunnlag for annet enn å anskueliggjøre problemets sammensatte karakter.

Grunnlaget for den første av disse hypoteser er at ferskvannspåvirkningen må antas å være noenlunde den samme i hele fjordens lengderetning ut fra de hydrografiske observasjoner som foreligger. Derimot er det sannsynlig at påkjeningen fra giftige utslippskomponenter og nedslamming fra partikulært materiale har markerte avstandsgradienter i indre basseng og gjør seg mindre gjeldende i hvert fall utenfor Ramsneset (Fig. 1). (Se også kap. 4.2 og kap. 5).

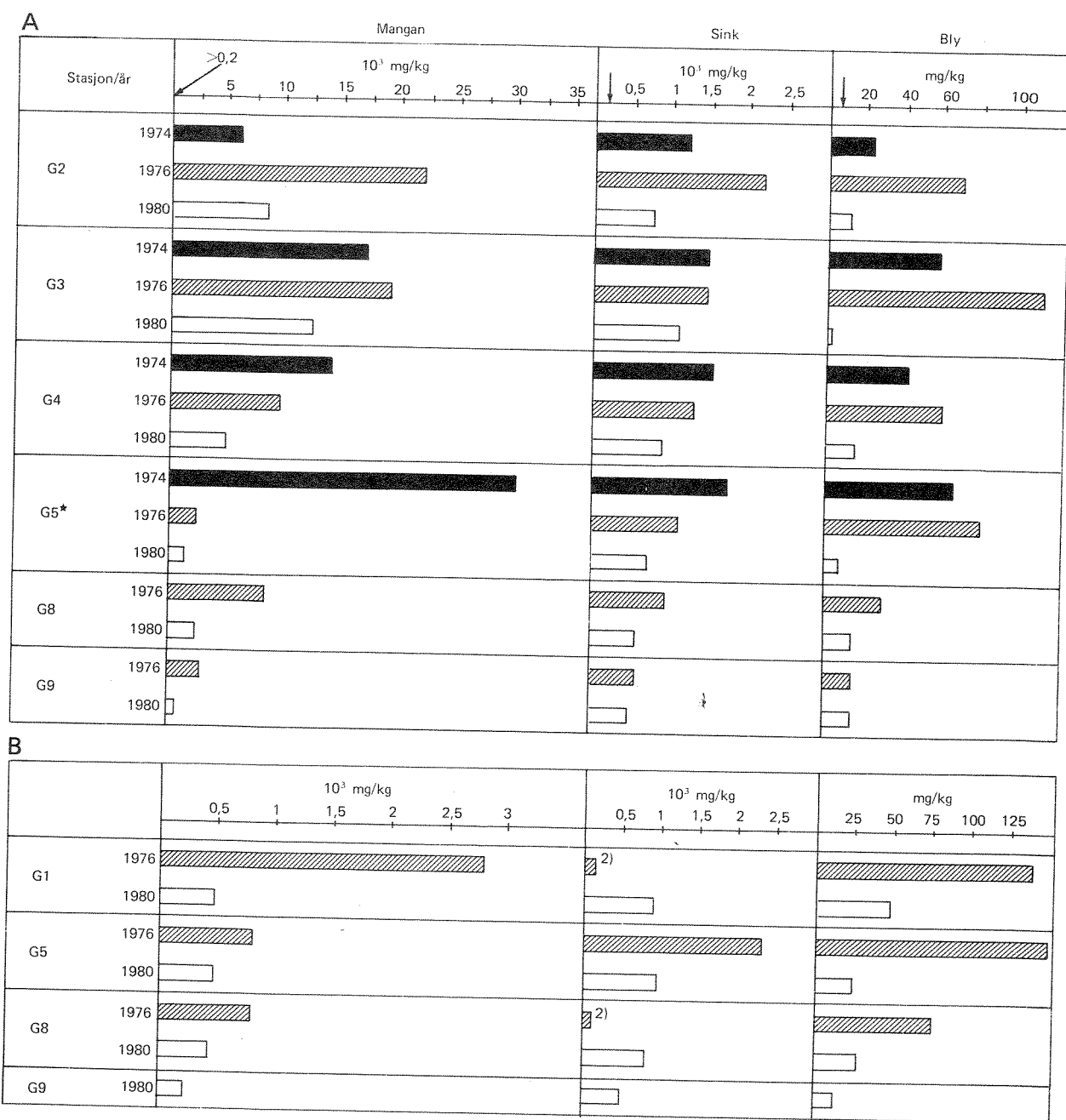
#### 4. MILJØGIFTER I ORGANISMER

##### 4.1 Metaller i muslinger og tang

De registrerte nivåer av metaller i blæretang, grisetang, oskjell og blåskjell fra 1980-undersøkelsen finnes i tabell A4 (appendiks). For å se mulige utviklingstendenser er et utvalg av disse data jevnført med observasjoner fra 1974 og 1976 (NIVA, 1976, 1979) i fig. 3.

Av figuren fremgår en i hovedsaken entydig tendens til betydelig redusert innhold av mangan, sink og bly i både tang og muslinger. På lokalitetene i fjordens indre halvdel (St. G5 Bølneset, og innenfor) lå konsentrasjonene gjennomgående på mellom 1/3 og 2/3 av nivåene før behandlingen av avløpsvann ble iverksatt, til dels enda lavere. Reduksjonen har vært mest markert for innholdet av bly. Ytterst i fjorden (St. G8) og på "referansestasjonen" i Hylsfjorden har det også vært en betydelig reduksjon, mest for mangan. Den funne reduksjonen på St. G9 underbygger antagelsen om (NIVA, 1979) at smelteverksavløpet også har gitt merkbar påvirkning av Hylsfjorden.

Tilfellene av økt metallinnhold i forhold til tidligere observasjoner (sink i oskjell på stasjonene G1 og G8) er det ikke funnet noen forklaring på. De lave verdiene fra 1976 må anses som usannsynlige. Konsentrasjonene av andre metaller i de samme prøvene tyder på at det foreligger feilanalyse på sink. Forøvrig skal man være oppmerksom på den usikkerhet som ligger i at organismene ikke er aldersbestemt. Dette har for blæretangs vedkommende ikke vært mulig på grunn av dvergveksten. De innsamlede oskjell har som nevnt alle vært gamle individer.



- 1) Middell av to prøver.  
 2) Lite sannsynlige verdier  
 \* Grisatang

Fig. 3. Mangan, sink og bly i blæretang/grisetang og oskjell fra Saudafjorden og Hylsfjorden 1974 █, 1976 ▨ og 1980 □, mg/kg tørrvekt.  
 A: Blæretang/grisetang. B: Oskjell. Pil markerer tilnærmede normalnivåer.

Også for kobbers vedkommende er det konstatert en svak nedgang i konsentrasjonen i tang; mest på de innerste stasjonene (tabell A4). Kobberkonsentrasjonen lå før rensing i øvre del av intervallet for normalinnholdet av dette metall i tang (NIVA, 1979). I oskjell er det derimot konstatert en viss økning av kobberinnholdet fra 1976 til 1980 (kfr tabell A3 og NIVA, 1979). Økningen er ikke større enn at den kan ligge innenfor det normale variasjonsområdet.

Kadmiumkonsentrasjonene i tang (tabell A3) lar seg vanskelig sammenligne med før-data på grunn av tidligere dårlig analyseømfintlighet. Imidlertid er det bemerkelsesverdig at de høyeste konsentrasjonene er observert lengst fra utslippet, mens konsentrasjonene i tang fra lokaliteter innerst i fjorden ligger på hva man kan betegne et "høyt normalnivå". Også i 1976 ble det funnet mest kadmium i tangen fra Hylsfjorden. 1980-materialet fra St. G8 og G9 er blitt reanalysert med samme resultat, slik at det neppe dreier seg om analysefeil. Kadmiumnivået i oskjell har sunket på alle stasjonene sammenlignet med 1976-data. Skjellene hadde også lavest kadmiumkonsentrasjoner lengst fra den antatte kilden.

Særlig på de indre lokalitetene lå fremdeles nivåene av mangan, sink og bly i tang betydelig over det normale. Selv om man regner med høyeste normalkonsentrasjoner (Knutzen, 1979), var det i 1980 overkonsentrasjoner på  $\sim 3-60$  (mangan),  $\sim 4-10$  (sink) og  $\sim 3$  ganger (bly). I oskjell var mulige overkonsentrasjoner mer moderate. Sammenligningsgrunnlaget er spinkelt (NIVA, 1979), men forhøyelsene er neppe mer enn 2-3 ganger. Dette fremgår også av de svake avstandsgradientene (fig. 3B), med et visst forbehold for bly i oskjell fra den innerste stasjonen.

Siden det ikke er kjent andre forhold som skulle kunne spille tilsvarende rolle, må det antas at nedgangen i organismenes metallinnhold skyldes redusert belastning på grunn av renseanlegget.



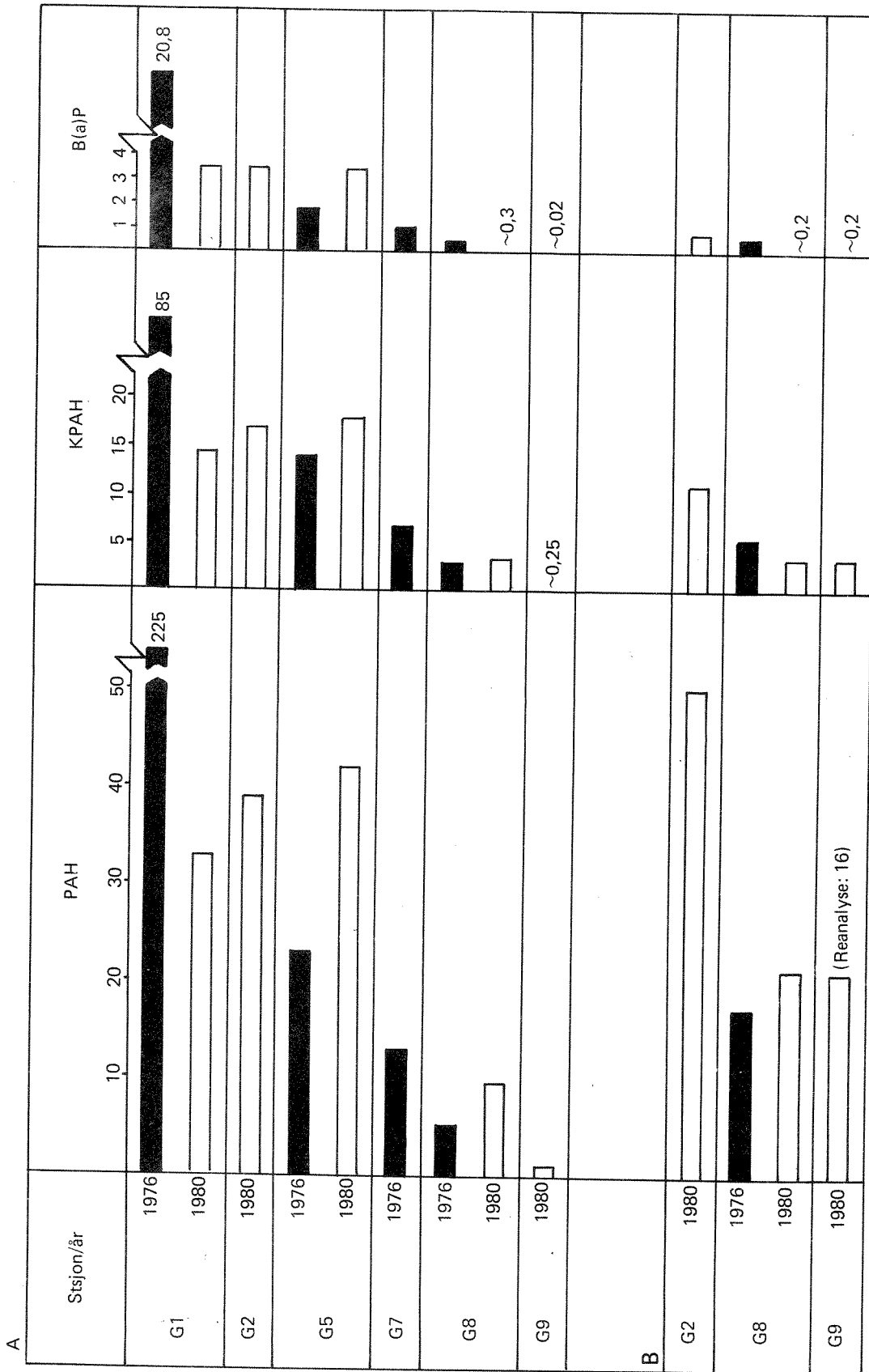


Fig. 4. Konsentrasjoner av PAH i muslinger fra Saudafjorden 1976 ■ og 1980 □, mg/kg tørrvekt. A: Oskjell. B: Blåskjell.

#### 4.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i muslinger

De fullstendige resultatene av PAH-analyser i oskjell og blåskjells bløtdeler er gitt i tabell A4 (appendiks). For å illustrere en mulig tendens i materialet, er nye og eldre data stilt sammen i fig. 4. (En enkelt analyse av PAH i blæretang, fra St G2 er ikke tatt med. Den viste et totalinnhold på 2,8 mg/kg tørrvekt, mot nær 50 mg/kg i blåskjell fra samme sted).

Av figuren ses at i 1976 sank PAH-konsentrasjonene i oskjell sterkt fra indre basseng til midtre fjord, og siden langsommere utover mot fjordmunningen. I 1980 var PAH-nivået redusert til ca 15% av 1976-nivået i indre fjord (Den relative minskningen var enda større sammenlignet med 1974, da man ved en orienterende analyse fant over 700 mg/kg tørrvekt av total PAH og 57 mg/kg B(a)P). Konsentrasjonen av kreftfremkallende PAH var falt tilsvarende total-PAH på den indre stasjonen. Denne minskningen må ses som et resultat av redusert belastning. Mot forventning ble det derimot ikke registrert noen reduksjon i oskjells PAH-innhold på stasjonene i midtre og ytre fjord. Det ses også av figuren at PAH-konsentrasjonen i oskjell var i samme størrelsesorden i hele indre/midtre fjord og heller øket enn avtok fra St. G1 til G5 i 1980. Først mot fjordmunningen og på referansestasjonen var det betydelig lavere konsentrasjoner. Det er ikke funnet noen sannsynlig forklaring på disse to forhold.

I blåskjell (fig. 4B) var det tydelig mest PAH i materialet innsamlet i fjordens indre del sammenlignet med den ytterste stasjonen. Imidlertid fantes ikke blåskjell på de mellomliggende stasjonene, slik at en fullstendig sammenligning med avstandsgradienten i oskjell ikke er mulig. Mest bemerkelsesverdig er de like PAH-nivåene på stasjonene G8 og G9, i motsetning til det tydelige fallet i oskjells PAH-innhold på denne strekningen.

Det ble også i 1976 registrert at PAH-nivået i blåskjell var høyere enn i oskjell ved samme avstand fra kilden. Tilsvarende observasjoner er gjort i forbindelse med utslipp fra Mosjøen Aluminiumverk (NIVA, 1981), og mer markert jo større avstand fra utslippet. Forskjellen mellom akkumuleringen i de to arter kan tyde på at overflatevannet er mest belastet, unntatt i den umiddelbare nærhet av utslippet. Den mest nærliggende forklaring på dette er relativt rask sedimentering og fortykning med hensyn på tyngre partikler, mens konsentrasjonen av PAH-holdig suspendert materiale (og eventuelt oppløst PAH) avtar langsommere i fjordens lengderetning. Oskjell vokser dypere enn blåskjell, som bare påvirkes av

overflatevannet. At det er høyt PAH-innhold i blåskjell, men ikke i oskjell fra St. G9, er også et vitnesbyrd om at PAH følger overflatevannet.

De sparsomme blåskjelldata fra før rensing viser tilsynelatende ingen endring i konsentrasjonen av total-PAH (St. G8 på fig. 4B). Derimot var det redusert innhold av B(a)P og andre kreftfremkallende PAH. Dette er i motsetning til at foreløpige data tyder på liten eller ingen minskning i utslippene av B(a)P (Tabell 1).

PAH-konsentrasjonene i oskjell og særlig i blåskjell lå også i 1980 betydelig over det man kan vente fra områder som bare er utsatt for diffus belastning. Slike bakgrunnskonsentrasjoner er det noe forskjellige angivelser for (Knutzen & Sortland, 1981). Imidlertid må man regne med at konsentrasjonen av total PAH og B(a)P over henholdsvis 0.5-1 og ca  $5-10 \cdot 10^{-3}$  mg/kg tørrvekt kan være vitnesbyrd om virkninger av lokale kilder.

På denne bakgrunn var utslippene fra Sauda Smelteverk såvidt sporbare i oskjell fra referansestasjonen i Hylsfjorden, derimot ble det funnet tydelig forhøyede verdier ved munningen av Saudafjorden (for PAH og B(a)P henholdsvis størrelsesordenen 10 - 20 og 50 ganger bakgrunnskonsentrasjonene). Innerst i fjorden var de tilsvarende overkonsentrasjonene  $\sim 50$  og  $\sim 500$ . Overkonsentrasjonsfaktorene er særlig usikre for B(a)P, der det for tilnærmet uberørte og bare diffust påvirkede lokaliteter er angitt B(a)P konsentrasjoner fra mindre enn 0.5  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt (Dunn og Young, 1976 og Mix & al., 1977) til 5-100  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (Mackie & al., 1980). Overkonsentrasjonene er her beregnet ut fra observasjoner langs norskekysten (Knutzen & Sortland, 1981).

Hvilket nivå PAH-konsentrasjonen i muslinger kan ventes å nå ved redusert belastning, er det spinkelt grunnlag for å bedømme. Det vil også bero på flere forhold:

- a) Avløpsvannets variasjon med hensyn til mengde og sammensetning, og særlig middelkonsentrasjonen gjennom året
- b) Mulig diffus belastning fra landdeponier og overvann fra bedriftsområdet
- c) Nedbrytningstid og mobilisering fra forurensede sedimenter (gjelder primært PAH i oskjell)

- d) Mulige individuelle variasjoner i muslingenes akkumulerings-egenskaper
- e) Omsetning og utskillelse av PAH i muslingene
- f) Muslingbestandenes fornyelse.

Uten bedre opplysninger om a) vil det bli vanskelig å bedømme fremtidige observasjoner av PAH-nivåene i muslinger (og sedimenter), dvs. om nivåene ligger høyere eller lavere enn det man skulle forvente ut fra iverksatte rens tiltak.

- c) vil man få noe opplysninger om via andre deler av overvåkingsprogrammet.
- d) er en lite kjent faktor. En blåskjellprøve omfatter mange individer, men av oskjell samles bare 4-5 eksemplarer (eller færre hvis sparsom forekomst). Forholdet burde derfor undersøkes for denne artens vedkommende.
- e) er bare delvis kjent. Blant annet er det mye som tyder på at en mindre fraksjon av PAH (1-10%) er bundet i et fastere lager enn resten. Det er rimelig å anta at en slik faktor vil kunne slå ut i sterkere grad jo lenger en belastning har vart og jo eldre de analyserte individer er. Hittil er det mest funnet bare 1-2 år gamle blåskjell i Saudafjorden, mens derimot oskjellene har vært gamle. (Alderen lar seg ikke enkelt bestemme unntatt for yngre individer i vekst.) Dette problemet vil man møte i forbindelse med flere smelteverksutslipp og andre PAH-kilder langs kysten, og det burde derfor være gjenstand for nærmere studie. (Man kan f.eks. følge utskillelsen av PAH fra sterkt forurensede muslinger etter overføring til rent vann.)
- f) Blåskjellbestanden synes som nevnt å ha rask omsetning i Saudafjorden, mens yngre individer av oskjell bare er påtruffet i lite antall.

## 5. KARAKTERISTIKK AV FORURENSNINGSTILSTAND

For å karakterisere graden av forurensningseffekter i Saudafjorden, må tre forhold betraktes:

- Endret rytme i ferskvannstilførselen som følge av regulering, dvs en økning i kraftverksutslippet fra et årsmiddel på 10-12 m<sup>3</sup>/sek i 1930-årene til omkring 25 m<sup>3</sup>/sek. det siste 10-året.
- Mulige giftvirkninger av utslippet, herunder forskjell i giftvirkning før og etter at behandlingen av avløpsvannet tok til.
- Nivåene av metaller og PAH i organismer og sedimenter (egentlig også i vann, der man imidlertid ikke har data).

Disse forhold må avveies mot biologiske faktorer, dvs naturbetingede variasjoner i organismebestandene i sin alminnelighet, og spesielle mekanismer som f eks beiting ved sjøpinnsvin. Sistnevnte kan gi store utslag på forekomsten av primært alger, dernest assosierte dyr.

Videre må vurderingene gjøres i hvert fall delvis atskilt for ulike vannmasser (f eks 0-5 m, 5-20/30 m og bunnvann) og samfunn knyttet til forskjellige dyp, ideelt sett også ulike typer av bunn (hardbunn/bløtbunn) i de øvre vannlag ned til grensen for vekst av fastsittende alger.

Forurensede bunnavleiringer må gis en egen kvalitetsgradering, og utbredelsen må ses i sammenheng med bløtbunnsfaunaens sammensetning.

Påvisbare effekter vil ha forskjellig utstrekning horisontalt og vertikalt. Eksempelvis kan det være høye nivåer av miljøgifter langt ute i fjorden uten at bunndyrsamfunnene synes forstyrret; ferskvannspåvirkningen vil være tydelig på overflatelaget og dets planter og dyr i hele fjordens lengderetning, men ikke berøre dyr på større dyp i påvisbar grad; giftvirkninger vil bare kunne ses nær utslippet og ellers være usikre etc.

Til slutt har man problemet med overgangen fra naturvitenskapelige data, som er uttrykt forskjellig både kvalitativt og kvantitativt, til en enkel tallskala for virkningsgrad. (Forholdet til brukerinteresser kommer inn som et eget problem som ikke behandles videre her.)

Kort uttrykt dreier det seg om å omdanne flere forskjellige konsentrasjonsenheter og uttrykk for grad av (effekt, eller grad av avvik fra det naturlige) til en kunstig fellesnevner: kvalitetsklasser. Dette må gjøres ved skjønn fordi det ikke eksisterer omregningsfaktorer. (Eutrofiering i innsjøer er det eneste eksempel på at slike faktorer lar seg bruke med visse forbehold.)

På fig. 5 vises en forsøksvis, skjønnsmessig karakteristikk av forurensningssituasjonen i Saudafjordens øvre vannlag (ned til 20-30 m). Vurderingen er basert på resultatene gjengitt foran. Som man ser er vurderingene knyttet til tre forhold: Reguleringseffekter, giftvirkninger og nivåene av metaller og PAH, dessuten en oppsummeringsfigur (5d), der det er tatt hensyn til alle tre typene av effekter.

Ved bedømmelsen er det benyttet en 4-delt gradering av effektene; symbolisert ved farger:

- Små/ingen effekter:      Blå
- Moderate            "    :    Grønn
- Betydelige         "    :    Gul
- Store                "    :    Rød

Områder med to farger betegner overgangssoner mellom klassene.

Blant de tre virkningstyper gir miljøgiftkonsentrasjonene det sikreste grunnlaget for vurdering. Ved bedømmelse av generell tilstand (fig. 5d) er det derfor lagt mest vekt på disse data. PAH-konsentrasjonene har vært avgjørende for fig. 5c. Selv om det til dels er funnet høyt innhold i tang, må metallkonsentrasjonene bedømmes som mer moderate. Klassifiseringen bygger blant annet på at overkonsentrasjoner av kreftfremkallende stoffer på mer enn en størrelsesorden i seg selv bør betraktes som en betydelig forurensning.

Grunnlaget for figuren 5a og 5b er usikkert og spekulativt. Med hensyn til reguleringseffekter (fig. 5a), må man for det første være oppmerksom på forskjellen mellom virkningene av reguleringen spesielt og utslagene av ferskvannstilførsel generelt. Sistnevnte er naturbetinget stor i Saudafjorden. Siden det i liten grad dreier seg om overføring av vann til fjordens nedbørbelt (< 5% i følge NVEs hydrografiske kart over det sydlige

Norge, blad II 1966-71), må graden av påvirkning bedømmes som liten eller moderat.

På fig. 5a er reguleringseffekten likevel bedømt til å være moderat/betydelig. At effekten vurderes som større enn påvirkningen, henger sammen med at utslagene kan bli store av selv små inngrep når organismene allerede lever nær sin toleransegrense. Det er sannsynlig at Saudafjorden er et eksempel på dette. Uheldigvis mangler observasjoner fra før reguleringen, men fra Hylsfjordobservasjonene foreligger visse indisier. Selv om overflatesaltholdigheten i midtre Hylsfjord bare er svakt høyere enn i Saudafjorden (Svendsen og Utne 1973; 1974a,b; 1975a,b, 1976), er det observert noe rikere algevegetasjon i Hylsfjordens 0 - 4 m (kfr fig. A1). Ved bedømmelsen av disse forhold må man også være oppmerksom på at Hylsfjordens overflatelag sannsynligvis i betydelig grad er påvirket av vann som strømmer ut fra Saudafjorden. Samme PAH-konsentrasjoner i blåskjell fra St. G8 og G9 er et vitnesbyrd om dette. Hylsfjorden har dessuten et betydelig mindre nedbørfelt enn Saudafjorden ( $< 1/5$ ), slik at saltholdigheten i denne fjorden antagelig ville ha vært høyere uten påvirkningen fra nabofjorden.

Giftvirkninger og andre negative faktorer (nedslamming) er bedømt som moderat/betydelig innerst i fjorden og små lenger ut. Grunnlaget for bedømmelsen er enda mer usikkert enn for reguleringseffektene vedkommende. De få tester som er gjort på fisk og planktonalger tydet på lav akutt toksisitet, med ingen hemmende virkninger ved avløpsvannkonsentrasjoner under 10% (NIVA, 1976). Disse forsøk ble gjort med urensset avløpsvann, slik at giftvirkningene nå burde være ytterligere redusert. Sammenligningsvis er avløpsvannets øyeblikkelige fortykning beregnet til omkring 20 og fortykningen i fjordens hovedvannsmasser til  $\sim 50 - 200$  (NIVA, 1976).

Feltobservasjoner som kan tyde på giftvirkning innskrenker seg til St. G1, der organismelivet i 0-5 m er ekstremt fattig. (Slike effekter er også sannsynliggjort for bløtbnnsfaunaen nær utslippet (NIVA 1976, 1979), men disse data inngår ikke i klassifiseringsgrunnlaget her som bare gjelder grunt vann, dvs. ned til 20-30 m. St. G1 ligger innenfor det området der det kan være direkte giftvirkning av blant annet cyanid. Selv om cyanid oksyderes og brytes ned i resipienten, tilsier avløpsvannkonsentrasjonen (tabell A2) at det i nærområdet ( $< 1$  km omkrets fra utslippet) kan være konsentrasjoner på ca. 0.1 mg/l, som er vel en størrelsesorden over en sikker grense for

toksisk effekt (NIVA, 1974, EPA, 1976). Den vesentligste svakhet ved bedømmelsesgrunnlaget er at det ikke har vært anledning til å gjennomføre langtids- og livsyklustester med aktuelle arter (fastsittende alger, blåskjell, rur, strandsnegl). Bakgrunnen for dette behovet er at grensen for kronisk toksisitet kan ligge 1-2 størrelsesordener under grensen for akutt virkning observerbar ved korttidstester.

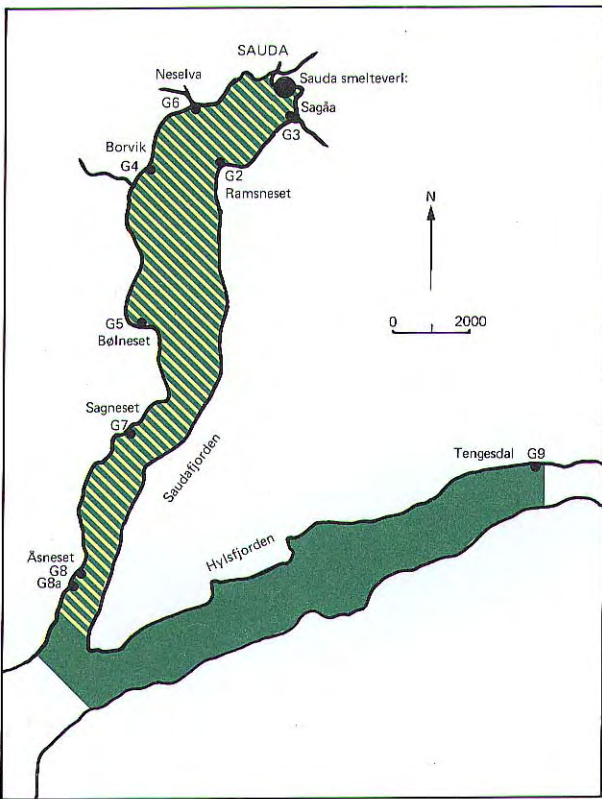
Opplysninger om konsentrasjonen av oppløste metaller foreligger bare for mangan og sink. Konsentrasjonene er moderate og skulle for sinks vedkommende nærme seg naturlige nivåer ved ca. 100 x fortykning (sink). Om bly og kadmium i løsning foreligger ikke nyere data, men ifølge tidligere målinger (EFP, 1974b gjengitt i NIVA, 1979), er det lite sannsynlig at belastningen med disse metaller har noen betydning. Ved siden av dette går det ut en del sulfider og fenoler, men i moderate konsentrasjoner. Slike stoffer omsettes dessuten i resipienten og vil neppe gi effekter annet enn nær utslippet. Konsentrasjonen av partikkelbundne metaller er derimot høy, således i størrelsesordenen  $\sim 10$  mg/l av sink ( $\sim 10\%$  av suspendert materiale). Hvilke sinkforbindelser det dreier seg om er ikke angitt. Mulig utløsning av sink og andre metaller fra partikler kan ha betydelig innflytelse på det kjemiske mikromiljø der partiklene sedimenterer, men det savnes her belegg fra analyser av avløpsvann og studier av utløsning fra forurenset slam.

Konsentrasjonen av PAH er sterkt varierende ifølge de fåtallige avløpsdata som foreligger (tabell 1), varierende mellom  $\sim 0.01$  og  $0.3$  mg/l. Effekter av PAH på akvatiske organismer er lite utforsket, men er konstatert ned mot  $1-10$   $\mu\text{g/l}$  for individuelle PAH (kfr. Knutzen, 1978). Følgelig foreligger en teoretisk mulighet for bionegative effekter i utslippets nærområde og ellers fra PAH-holdig slam som kommer i direkte berøring med planter og dyr. Mulig kreftinduksjon via nærkontrakt med PAH-partikler er bare i liten grad testet på vannlevende planter eller dyr (kfr. Knutzen, 1978).

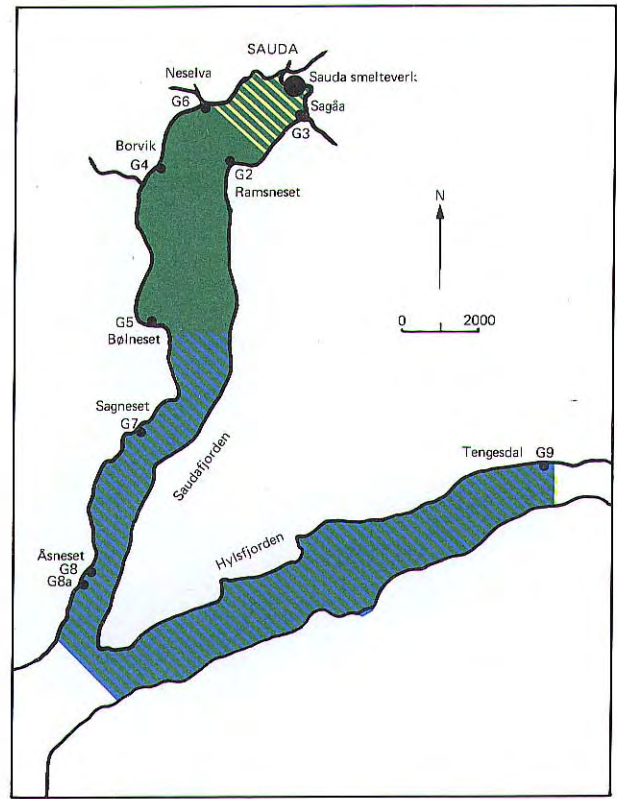
Av det som er sagt ovenfor følger at fig. 5b mer gir uttrykk for en maksimalvurdering av risikoen for negative effekter på Saudafjordens organismsamfunn enn for direkte observasjoner av skader som kan tilskrives utslippet. Dette er lite tilfredsstillende, men vanskelig å unngå så lenge aktuelle gifttester ikke er gjort og resipientvannet inneholder flere bionegative stoffer, som ikke bare virker hver for seg, men også utgjør en samlet påkjenning. Særlig det siste unndrar seg teoretisk vurdering og kan bare belyses ved avløpsvanntester.



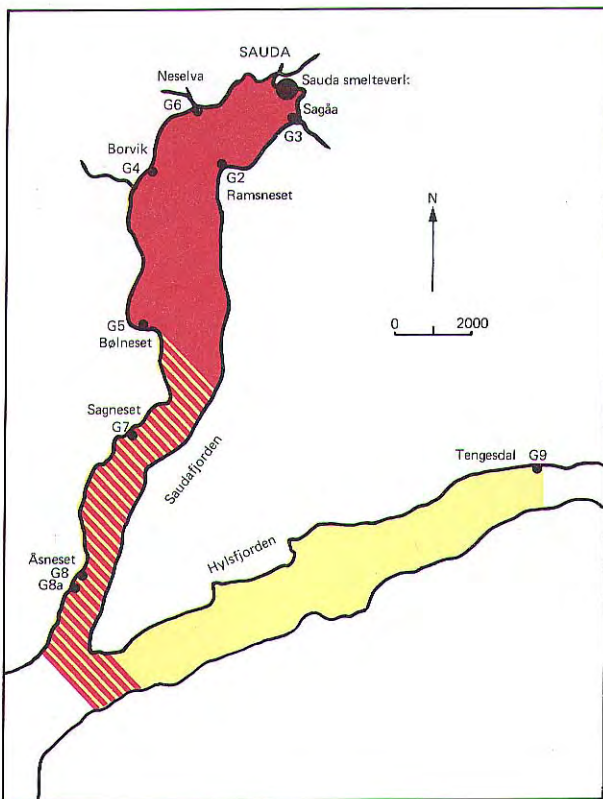
Fig. 5. Skjønnsmessig vurdering av ulike typer av effekter i Saudafjordens overflatevannlag.  
Se forklaring i tekst.



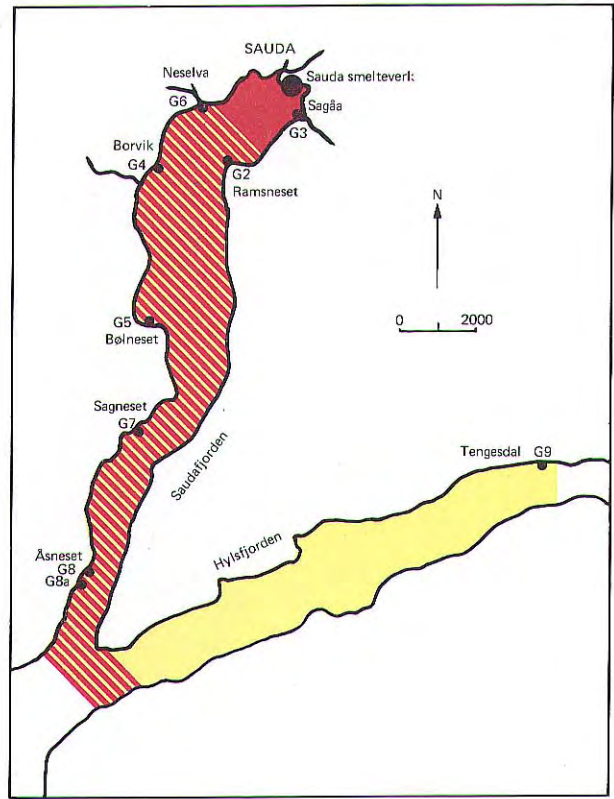
5a. Regulerings-effekter



5b. Toksiske og andre negative virkninger av smelteverksavløp på marine samfunn.



5c. Konsentrasjon av miljøgifter i muslinger og tang.



5d. Samlet vurdering av forurensningstilstand.

## 6. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

1. 1980-observasjonene i Saudafjorden har bestått i dykkerundersøkelser ned til grensen for vekst av fastsittende alger og registrering av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og metaller i muslinger og tang (fig. 1).
2. Belastningen med PAH, partikulært materiale og metaller er betydelig redusert siden Sauda Smelteverks renseanlegg kom i drift i 1978 (Tabell 1), dvs med ca 80 - 90%. Tallene for PAH er usikre. For å bedømme resipientforholdene, er det nødvendig med en bedre karakteristikk av avløpsvannet enn hittil. Særlig gjelder dette PAH, men delvis også metaller.
3. Nivåene av metaller i tang og oskjell har sunket betydelig siden 1976 (fig. 3). Reduksjonen har stort sett vært størst i indre/midtre del av fjorden og mest tydelig for bly og mangan. Mangannivåene i tang lå fremdeles omkring 5-50 ganger over et høyt anslag for normalkonsentrasjoner. Tilsvarende overkonsentrasjoner for sink og bly var henholdsvis 5-10 x og 3 x. Metallkonsentrasjonene i oskjell var bare svakt til moderat forhøyet (2-3 x), men var heller ikke særskilt høye før rensing.
4. PAH-innholdet i muslinger er redusert siden 1976 (fig. 4), men overkonsentrasjonene sammenlignet med bare diffust belastede sjøvannslokaliteter varierte fra 10-20(50) ganger på de ytre stasjonene til 50-500 i indre/midtre fjord. Også i Hylsfjorden var det markert forhøyede PAH-konsentrasjoner i blåskjell.
5. Organismesamfunnene var lite forandret fra 1976, med nesten ikke dyr og artsfattige algesamfunn 0-4 m (fig. 2). Under overflatesjiktet var det et mer vanlig dyreliv, men fremdeles lite alger (delvis unntatt St. G2). I Hylsfjorden var en noe rikere algevevoksning i 0-4 m enn i Saudafjorden.
6. Det er gitt en skjønnsmessig vurdering av ulike typer av effekter i Saudafjordens overflatevannmasser, dvs reguleringseffekter, utslag av toksiske og andre bionegative påvirkninger og nivåer av miljøgifter, samt en samlet bedømmelse av forurensningstilstand (fig. 5).

Konklusjonen er at Saudafjorden fremdeles må betraktes som moderat til sterkt forurenset, vesentlig ut fra de registrerte nivåer av PAH. For organismesamfunnenes utforming antas regulering i tillegg til en naturlig sterk ferskvannspåvirkning å ha størst betydning.

## 7. LITTERATUR

Dunn, B.P. and Young, D.R., 1976:

Baseline levels of benzo(a)pyrene in Southern California mussels.  
Mar. Poll. Bull. 7(12): 231-234.

EFP (Electric Furnace Products Co Ltd), 1974a:

Saudafjordens indre basseng. Undersøkelse av forurensningsgrad.  
Måleresultater 1972-73. Intern rapport, 29.1.1974, 25s.

EFP, 1974b:

Utslipp til vannresipient. Avløpsvann fra gassrensaneanlegg. Måle-  
resultater 1971-1973. Intern rapport, 29.1.1974, 28s.

EPA (Environmental Protection Agency), 1976:

Quality Criteria for Water. US Dept. Commerce, Washington D.C.,  
Juli 1976, 501s.

Knutzen, J., 1978:

Utslipp av PAH fra elektrokjemisk industri. Akkumulering og effekter  
i det marine miljø. Særtrykk 3921 av Kjemi 1/1978, 4s.

Knutzen, J., 1979:

Benthosalger og moser som metallindikatorer. Særtrykk av VANN  
2(1979), 6 s. (Korrigert for trykkfeil i originalartikkel.)

Knutzen, J. og Sortland, B., 1981:

Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in some Algae and Invertebrates  
from Moderately Polluted Parts of the Coast of Norway.  
Water Res. (under trykking).

Mackie, P.R., Hardy, R., Whittle, K.J., Bruce, C. and McGill, A.S., 1980:

The tissue hydrocarbon burden of mussels from various sites around the  
Scottish coast. Pp. 379-393 in Bjørseth, A. and Dennis, A.J. (eds.)  
PNAH's: Chemistry and biological effects. Batelle Press, Columbus,  
Ohio, 1097 s.

Mix, M.C., Riley, R.T., Kong, K.I., Trenholm, S.R. and Schaffer, R.L., 1977:  
Chemical carcinogens in the marine environment. Benzo(a)pyrene in  
economically important bivalve mollusks from Oregon Estuaries.  
Pp. 421-431 in Wolf, D.A. (ed.) Fate and effects of petroleum  
hydrocarbons in marine ecosystems and organisms. Pergamon Press,  
New York, 478 s.

NAS (National Academy of Science), 1972:  
Particulate Polycyclic Organic Matter. NAS, Washington D.C., 361 s.

Norsk institutt for vannforskning, 1974:  
O-51/74 Resipientundersøkelse av Saudafjorden. Vurdering av cyanid-  
utslipp fra Electric Furnace Products Co. Ltd. (Forf: L. Berglind og  
J. Knutzen), 26.9.1974, 27 s.

Norsk institutt for vannforskning, 1976:  
Resipientundersøkelse av Saudafjorden. Observasjoner av hydrografi,  
sedimenter og biologiske forhold 10.-13.9.1974. (Forf: J. Knutzen  
og medarb.), 15.2.1976, 138 s. + appendiks.

Norsk institutt for vannforskning, 1979:  
Nasjonalt program for overvåking av vannressurser. Pilotprosjekt  
Saudafjorden. Observasjoner 1974-1976 (Forf: J. Knutzen, B. Rygg  
og J. Skei), 8.1.1979, 93 s.

Norsk institutt for vannforskning, 1980:  
A3-25. Utprøving av analysemetoder for PAH og kartlegging av PAH-  
tilførsler til norske vannforekomster (Forf: L. Berglind og  
E. Gjessing), 27.3.1980, 48 s.

Norsk institutt for vannforskning, 1981:  
Vefsnfjorden som resipient for avfall fra Mosjøen Aluminiumverk.  
Rapport 1. Undersøkelser 1978-1980 (Forf: L. Kirkerud og medarb.).  
Under trykking.

Sentralinstitutt for industriell forskning, 1979:  
Oppdrag 780153-1. Sporelementer - organiske prøver. Analyse av  
organiske prøver. 44 s. 5. mars 1979 (Forf: B. Enger, B. Dirdal,  
C.V. Wetlesen, S. Melsom og P. Paus).

Svendsen, H. og Utne, N., 1973:

Hydrografi i Ryfylkefjordene (sept. 1972 - mai 1973). Geofysisk Institutt, avd. A, Universitetet i Bergen. August 1973. 29 s. Rapport til Rådgivende utvalg for fjordundersøkelser, Ryfylkeprosjektet. Preliminær Rapport 1-73. (Upubl.)

Svendsen, H. og Utne, N., 1974a:

Hydrografi i Ryfylkefjordene (juni - desember 1973). Geofysisk Institutt, avd. A, Universitetet i Bergen. Februar 1974. 33 s. Rapport til Rådgivende utvalg for fjordundersøkelser, Ryfylkeprosjektet. Preliminær Rapport 1-74. (Upubl.)

Svendsen, H. og Utne, N., 1974b:

Hydrografi i Ryfylkefjordene (januar - juni 1974). Geofysisk Institutt, avd. A, Universitetet i Bergen. Oktober 1974. 22 s. Rapport til Rådgivende utvalg for fjordundersøkelser, Ryfylkeprosjektet. Preliminær Rapport 3-74. (Upubl.)

Svendsen, H. og Utne, N., 1975a:

Hydrografi i Ryfylkefjordene (juli - desember 1974). Geofysisk Institutt, avd. A, Universitetet i Bergen. Februar 1975. 23 s. Rapport til Rådgivende utvalg for fjordundersøkelser, Ryfylkeprosjektet. Preliminær Rapport 2-75. (Upubl.)

Svendsen, H. og Utne, N., 1975b:

Hydrografi i Ryfylkefjordene (januar - juni 1975). Geofysisk Institutt, avd. A, Universitetet i Bergen. September 1975. 25 s. Rapport til Rådgivende utvalg for fjordundersøkelser, Ryfylkeprosjektet. Preliminær Rapport 4-75. (Upubl.)

Svendsen, H. og Utne, N., 1976:

Hydrografi i Ryfylkefjordene (juli - november 1976). Geofysisk Institutt, avd. A, Universitetet i Bergen. Januar 1976. 25 s. Rapport til Rådgivende utvalg for fjordundersøkelser, Ryfylkeprosjektet. Preliminær Rapport 1-76. (Upubl.)

## A P P E N D I K S

- Tabell A1. Månedlige avløpsmengder (mill. m<sup>3</sup>) fra kraftstasjonen innerst i Saudafjorden og månedlig nedbør (mm) i Sauda i 1980.
- A2. Kontrollanalyser ved Sauda Smelteverks vannrenseanlegg i 1980.
- A3. PAH (µg/l) i innløp og utløp fra Sauda Smelteverks vannrenseanlegg. Døgnblandprøver fra henholdsvis april 1979, april 1980, januar 1981 og mars 1981. Kfr. (Kfr. 0-77076.)
- A4. Metaller i muslinger og tang fra Saudafjorden og Hylsfjorden (St G9) i 1980, mg/kg tørrvekt.
- A5. Polysykliske aromatiske hydrokarboner i muslinger fra Saudafjorden og Hylsfjorden 9-11/9 1980, µg/kg tørrvekt.
- Fig. A1. Gruntvannsflora og -fauna i Saudafjorden 9-11/9 1980.

Tabell A1. Månedlige avløpsmengder (mill. m<sup>3</sup>) fra kraftstasjonen innerst i Saudafjorden og månedlig nedbør (mm) i Sauda i 1980.

	Månedlige avløpsmengder fra kraftstasjonen innerst i Saudafjorden (mill. m <sup>3</sup> )	Månedlig nedbør i Sauda (mm)
Januar 1980	71	42,6
Februar	63	141,3
Mars	67	45,0
April	57	47,5
Mai	61	28,9
Juni	52	104,8
Juli	45	29,1
August	54	181,7
September	40	252,6
Oktober	72	420,3
November	57	210,6
Desember	73	441,0
Middel:	59,3	163,0



TABELL A2 KONTROLLANALYSER VED SAUDA SMELTEVERKS VANNRENSANLEGG I 1980

	VANN- MENGDENE m <sup>3</sup> /t	I N N L Ø P P				U T L Ø P P						RENSEEFFEKT		TOTAL SLAM- MENGDENE i tonn					
		Susp. stoff mg/l	Oppløst stoff		pH	Susp. stoff		Oppløst stoff		Sink kg/døgn	pH	Susp. stoff %	Oppl. stoff	Inn (TS)	Ut (I) våttvekt				
			Totalt	Mangan		Totalt	Mangan												
			mg/l	mg/l		mg/l	mg/l												
Januar <sup>2)</sup>	930	802	349	7.9	4.4	8.3	59	1 320	326	4.9	110	0.09	2.0	3.60	9.1	93	7	827	1 261
Februar	1 060	631	415	6.5	5.7	9.1	81	2 060	400	2.4	64	0.15	4.0	4.70	9.2	87	4	747	1 101
Mars <sup>3)</sup>	1 030	935	350	5.7	4.3	9.2	92	2 270	329	3.1	77	0.04	1.0	2.90	9.2	90	6	788	1 352
April	1 010	775	370	8.6	2.3	8.7	88	2 133	336	2.6	63	0.10	2.4	0.70	8.7	89	9	843	1 153
Mai	975	1 308	333	5.4	1.5	8.9	83	1 940	304	0.5	12	0.03	0.7	0.60	9.0	94	9	1 214	1 923
Juni <sup>4)</sup>	890	855	397	4.3	1.2	9.2	128	2 735	335	0.4	8	< 0.02	< 0.4	0.40	9.2	85	16	850	1 135
Juli <sup>5)</sup>	690	954	389	3.3	1.4	9.0	39	645	381	2.2	36	0.28	4.6	0.90	8.9	96	2	620	1 140
August <sup>7)</sup>	690	1 745	634	2.3	2.4	9.6	150	2 485	590	0.3	5	0.02	0.3	1.0	9.4	91	7	1 219	1 653
September	650	1 297	439	0.9	1.4	9.6	95	1 480	389	0.4	6	< 0.02	< 0.3	0.7	9.6	93	11	815	1 382
Oktober	510	1 585	590	0.7	5.9	9.7	52	635	505	0.2	2	< 0.02	< 0.3	4.4	9.7	97	14	807	1 627
November	490	1 075	450	2.4	4.2	9.1	56	660	426	0.4	5	< 0.02	< 0.3	3.2	9.2	95	5	561	803
Desember	570	993	249	2.9	2.3	8.9	60	820	235	2.4	33	0.02	0.3	2.0	8.9	94	6	514	1 018
Uveid middel	791	1 080	414	4.2	3.1	9.2	82	1 590	380	1.7	35	~ 0.07	~ 1.4	2.1	9.2	92	8		
Konsesjons- krav - max.							150	4 500		10	300	3	90		10.5				

- 1) Tørrstoff (TS) i utgående slam: 35-45%, typisk verdi 40%
- 2) 12 døgn med halv kapasitet på anlegget
- 3) 5 døgn stans
- 4) Skifting av skrupumper/liten kapasitet fra 24.6.
- 5) : døgn stans
- 6) April-september døgprøver/øvrige mnd. :yeblikksprøver
- 7) Redusert ovnsdrift siden juni/juli.

Tabell A 3. PAH (µg/l) i innløp og utløp fra Sauda Smelteverks vannrensaneanlegg. Døgnblandprøver fra april 1979, april 1980, januar 1981 og mars 1981. (Kfr. O-77076.)

PAH	Prøve		April 1979		April 1980		Januar 1981		Mars 1981
	inn	ut	inn	ut	inn	ut	inn	ut	ut
Naftalen	55	33	45	9.7					
2-Metylnaftalen	3	2.4	6	0.6					
1-Metylnaftalen	4	7.0	10						
Bifenyli	2	2.0	6						
Acenaflylen	33	3.0	52	1.3	95				
Acenafthen	6	4.0	11	1.9	15				
4-Metyl bifenyli			2						
Dibenzofuran	6		14		11				
Fluoren	7	3.0			17				
9-Metylfluoren			1						
9,10-Dihydroantracen									
2-Metylfluoren			4		4				
1-Metylfluoren			3		2				
Dibenzothiophen	4	0.4	12		2				
Fenantren	68	0.5	204	0.5	21	0.24		1.1	
Antracen	17		42		53	0.21		0.8	
Acridine			6						
Carbazole	10		2						
2-Metylantracen			10		47	0.09		1.5	
1-Metylfenantren			17		10			0.3	
9-Metylantracen									
Fluoranten	168	1.3	385	3.4	558	0.68		3.6	
Pyren	147	0.4	420	3.1	516	0.70		12.1	
Benzo(a)fluoren	9		44		7			1.0	
Benzo(b)fluoren	3		20		15			2.9	
1-Metylpyren			15		23				
Benzo(c)fenantren	20	0.4			11				
Benzo(a)antracen	66	0.4	164	3.6	135	0.29		17.0	
Trifenylen/Chrysen	110	0.6	242	5.6	179	1.29		27.2	
Benzo(b)fluoranten	92	0.4	260	7.1 )	196 )	2.20 )		66.1	
Benzo(j,k)fluoranten	45	0.3	68	2.1 )					
Benzo(e)pyren	57	0.2	144	5.8	78	0.98		29.7	
Benzo(a)pyren	39		119	5.8	89	1.04		27.7	
Perylen	9				33	0.40		6.9	
6-Phenylenopyren	35		102	4.4	39	0.46		21.1	
Dibenz(a,h)antracen	8		29		25			10.3	
Picen			27						
Benzo(ghi)perylene	37		116	6.3	67			38.2	
Anthanthrene								6.5	
Coronen	5								
Sum	1065	59.3	2602	61.2	2248	8.58		274.0	
Derav KPAH	~180	~1	~440	~14	~250	~2.4		~80	

KPAH: Sum av moderat til sterkt kreftfremkallende PAH. Se forklaring i tekst, kap. 2.

Tabell A4. Metaller i muslinger og tang fra Saudafjorden og Hylsfjorden (St. G9) i 1980, mg/kg tørrvekt.

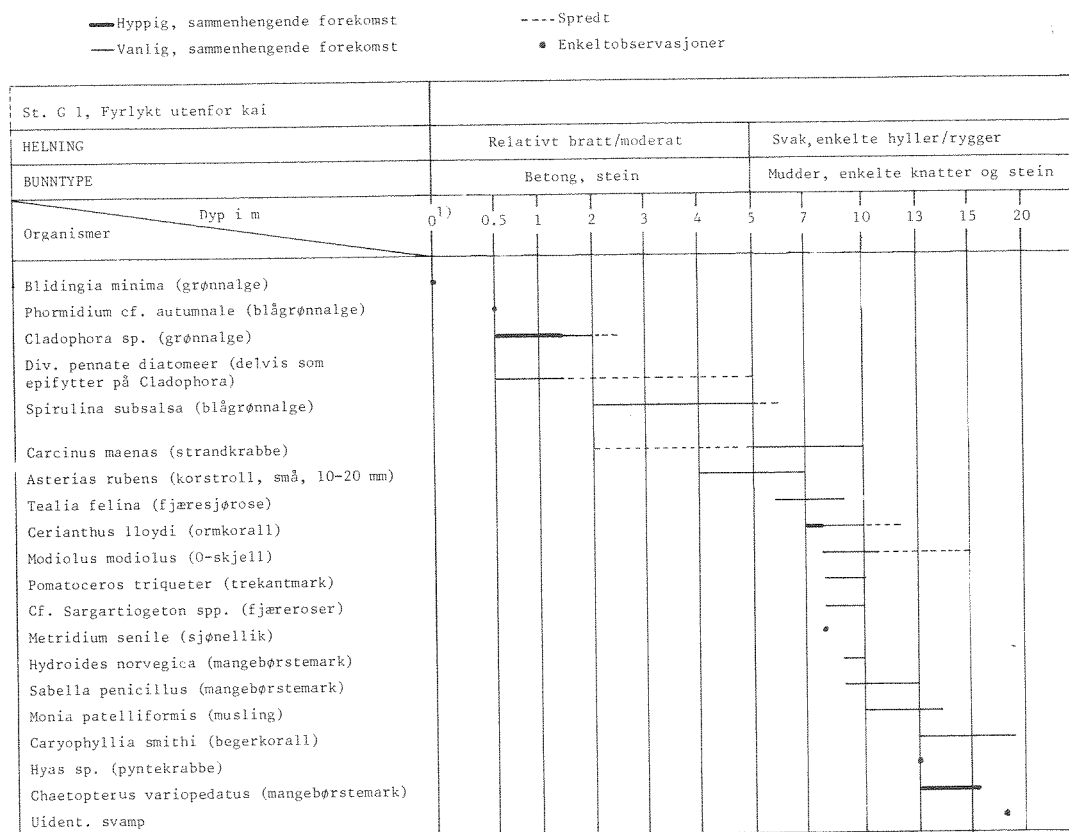
Prøve mrk.	Type	Mn	Zn	Pb	Cu	Cd	% tørrstoff
St. G2 Ramneset	Blæretang	8500	730	12	17	1.7	
G3 Sagåa	"	12500	1100	2.7	29	1.7	
G4 Bordvik	"	4900	900	15	24	4.0	
G8 Åsnes	"	2300	570	15	12	4.7	
G9 Tengedal	"	740	500	10	5.4	6.2	
G4 Bordvik	Grisetang	1600	610	4.9	17	2.4	
G5 Bølneset	"	1500	700	7.4	22	2.2	
G1 Fyrlykt	Oskjell	472	923	48.5	29.7	16.2	12.0
G5 Bølneset	"	479	966	23.6	44.8	18.1	12.6
G8 Åsnes	"	440	811	28.9	20.7	13.2	13.4
G9 Tengedal	"	221	486	12.5	25.0	6.7	16.7
G8 Åsnes	Blåskjell	170	287	17.4	6.3	2.6	15.7

Tabell A5. Polysykliske aromatiske hydrokarboner i muslinger fra Saudafjorden og Hylsfjorden 9-11/9 1980, µg/kg tørrvekt.

PAH / Prøve	OSKJELL					BLÅSKJELL		
	G1	G2	G5	G8	G9	G2	G8	G9
Naftalen								
2-Metylnaftalen								
1-Metylnaftalen								
Bifenyl								
Acenaftalen								
Acenaften								
4-Metylbifenyl								
Dibenzofuran							13	
Fluoren							11	
9-Metylfluoren								
9,10-Dihydroantracen								
2-Metylfluoren								
1-Metylfluoren								
Dibenzothiophen								
Fenantren	70	66		68		107	130	113
Antracen				21		10	27	20
Acridine								
Carbazole								
2-Metylantracen						92	92	76
1-Metylferantren						58	53	34
9-Metylantracen								20
Fluorantren	1424	1810	1499	906	285	7693	6063	5523
Pyren	492	256	377	151	54	1765	734	758
Benzo(a)fluoren	454	538	235	135		671	377	407
Benzo(b)fluoren	86	66					94	
1-Metylpyren	510	72	628			1700	550	
Benzo(c)ferantren	214	468	255			711	91	122
Benzo(e)antracen	3235	4560	3091	816	71	5795	1517	1262
Trifenylene/Chrysen	4222	6727	5568	2108	247	11351	5533	5722
Benzo(b)fluorantren	8722	11318	11255	2310	193	8790	2188	2188
Benzo(j,k)fluorantren	1941	2787	3779	1663	101	1954	1344	1361
Benzo(e)pyren	3079	2766	3415	476	112	5084	1010	964
Benzo(a)pyren	3490	3480	3369	349	15	775	216	181
Perylen	704	578	640			539	53	60
O-Phenyleneopyren	1219	1041	2870	147	46	795	403	809
Dibenz(a,h)antracen	986	517	1116			410	168	227
Picen	614	829	1377			274		112
Benzo(ghi)perylene	1852	1617	2766	226	53	1029	508	804
Anthantrene		347				299		257
Coronen						63		
Sum	33314	39843	42240	9376	1177	49965	21175	21020
Derav KPAH	~14400	~17700	~18000	~3400	~250	~11700	~3400	~3400

KPAH = Sum av moderat til sterkt kreftfremkallende PAH. Se forklaring i tekst, kap. 2.

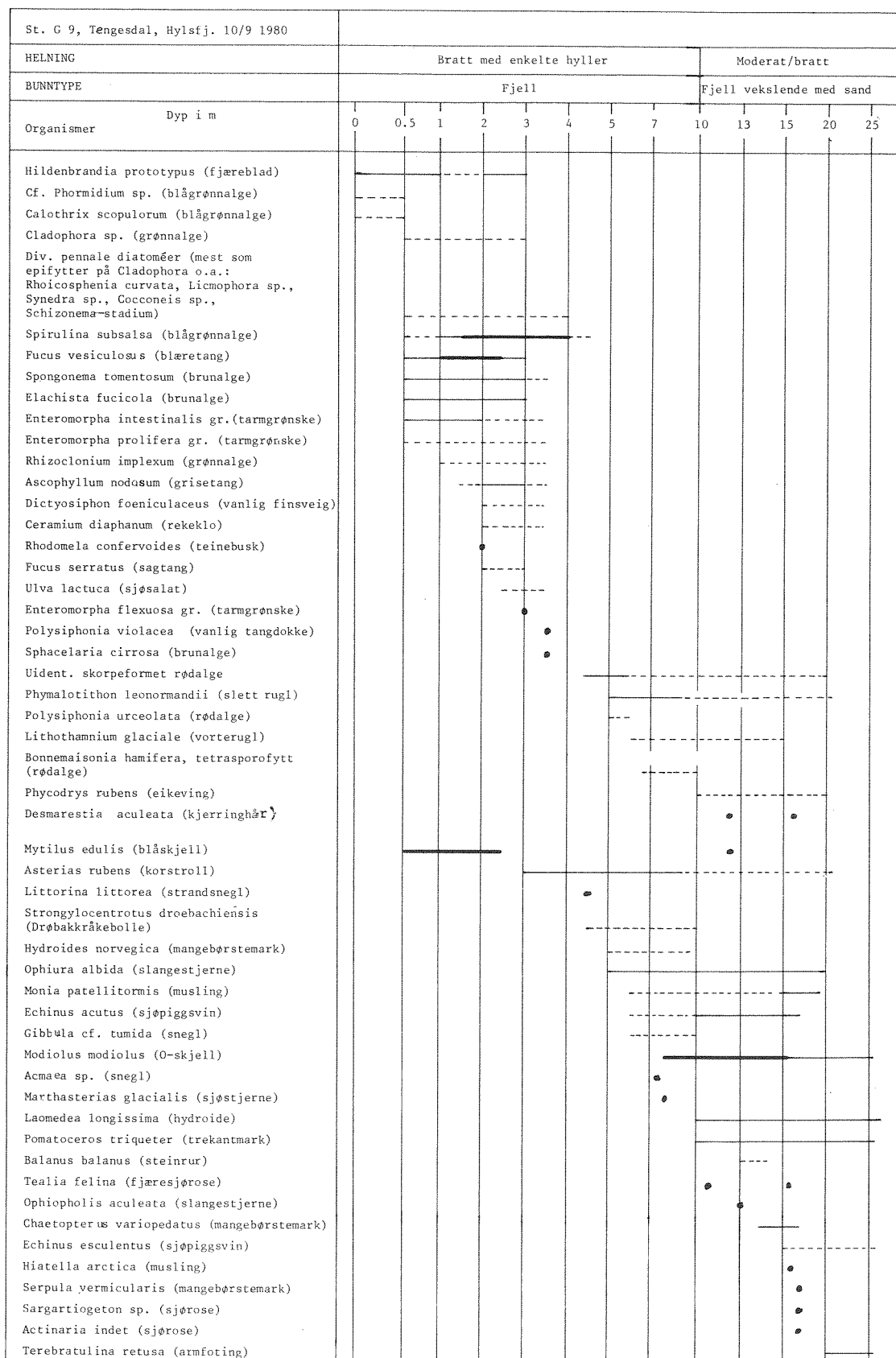
Fig. A1. Gruntvannsflora og -fauna i Saudafjorden 9-11/9 1980.



Nedre obs.grense: 19 m

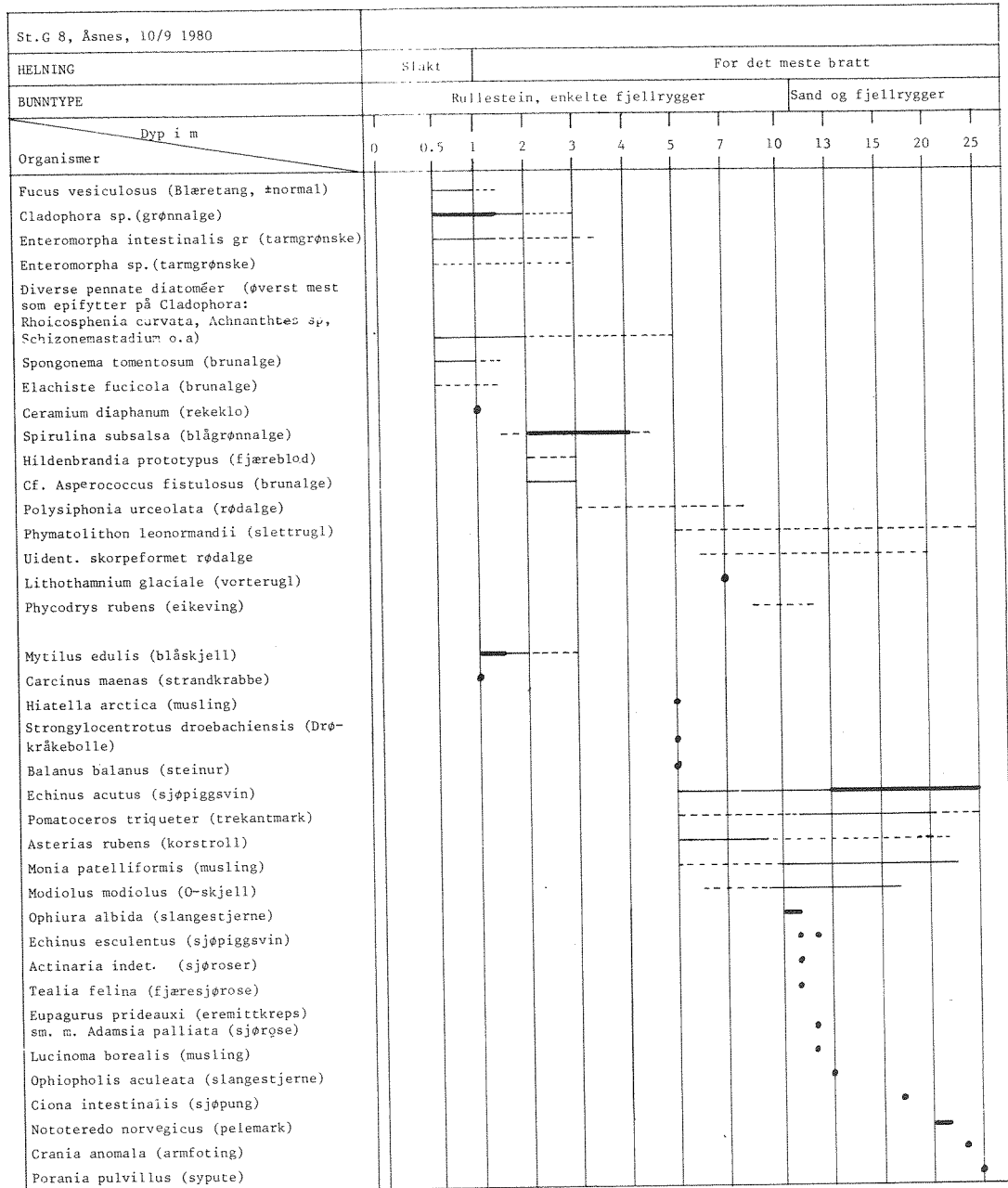
<sup>1)</sup>0 = Høyvannslinje eller øvre grense for algevekst

forts. Fig. A1 - side 2 -



Nedre obs.grense: 26 m

forts. fig. A1 - side 3 -



Største observasjonsdyp: 25 m

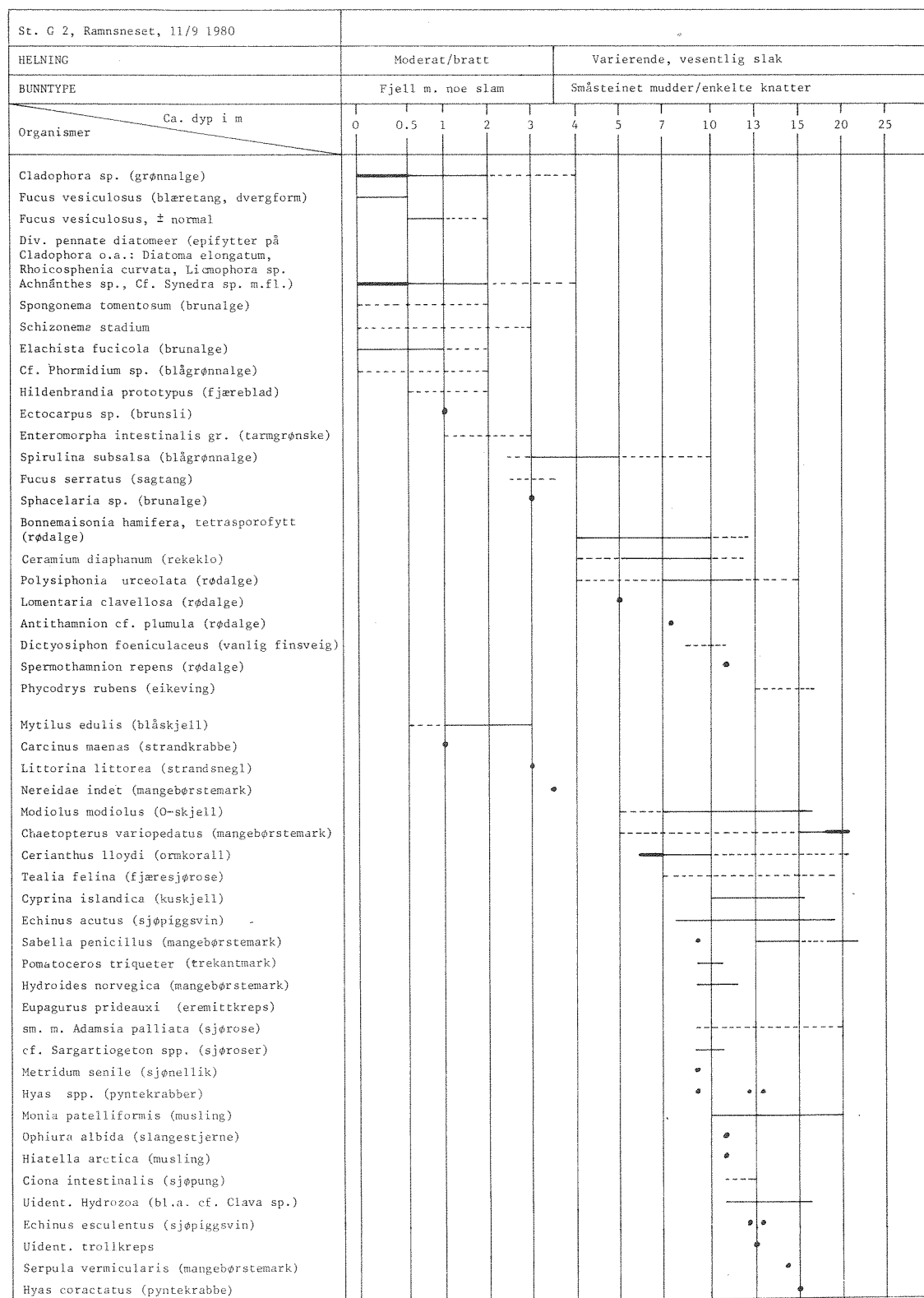
forts. Fig. A1 - side 4 -

St. G 5, Nygård, Bølneset 11/9 1980														
HELNING		Bratt		Varierende										
BUNNTYPE		Fjell		# Småsteinet mudder/enkelte knatter										
Organismer	Dyp i m	0	0.5	1	2	3	4	5	7	10	13	15	20	25
Cladophora sp. (grønnalge)														
Div. pennate diatoméer (øvre 2 m, mest som epifytter på Cladophora: Diatoma elongatum Licmophora sp., cf. Fragilaria sp., Schizonema-stadium o.a.)														
Ascophyllum nodosum (grisetang, blæreløs)														
Fucus vesiculosus (blæretang, dvergform)														
Spongonema tomentosum (brunalge)														
Hildenbrandia prototypus (fjærebld)					•									
Spirulina subsalsa (blågrønnalge)														
Bonnemaisonia hamifera, tetrasporofytt (rødalge)														
Dictyosiphon foeniculaceus (vanlig finsveig)														
Cf. Asperococcus fistulosus (brunalge)														
Polysiphonia urceolata (rødalge)														
Phymatolithon leonormandii (slettrugl)														
Lithothamnium glaciale (vorterugl)														
Phycodrys rubens (eikeving)														
Mytilus edulis (blåskjell - årets)														
Echinus esculentus (sjøpiggsvin)								•						
Carcinus maenas (strandkrabbe)								•						
Strongylocentrotus droebachiensis (Drøbakkråkebolle)														
Cerianthus lloydi (ormkorall)														
Ciona intestinalis (sjøpung)														
Modiolus modiolus (O-skjell)														
Pomatoceros triqueter (trekantmark)														
Echinus acutus (sjøpiggsvin)														
Asterias rubens (korstroll)														
Ophiopholis aculeata (slangestjerne)														
Uident. Anthozoa														
Turritella sp. (tårnsnegl)														
cf. Ophiura albida (slangestjerne)														
Cyprina islandica (kuskjell)														
Monia sguama (musling)														
Eupagurus prideauxi (eremittkreps)														
sm.m. Adamsia palliata (sjørose)														
Porania pulvillus (sypute)														
Nephrops norvegicus (sjøkreps)														
Munida sarsi (trollhummer)														
Sabella penicillus (mangebørstemark)														
Caryophyllia smithi (begerkorall)														
Henricia sanguinolenta (sjøstjerne)														

Nedre obs.grense: 25 m



forts. Fig. A1 - side 5 -



Nedre obs.grense: 22 m

JOK/EDA/UHI  
24.9.1981