

# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse:  
Postboks 333, Blindern  
Oslo 3

Brekke 23 52 80  
Gautadalleen 46 69 60  
Kjeller 71 47 59

Rapportnummer: 0-8000306
Undernummer: II
Løpenummer: 1417
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:  Overvåking i Saudafjorden 1981 (Overvåkingsrapport 50/82)	Dato: 10. september 1982
	Prosjektnummer: 0-8000306
Forfatter(e):  Jon Knutzen Brage Rygg Jens Skei	Faggruppe: HYDROØKOLOGI
	Geografisk område: Rogaland
	Antall sider (inkl. bilag): 87

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

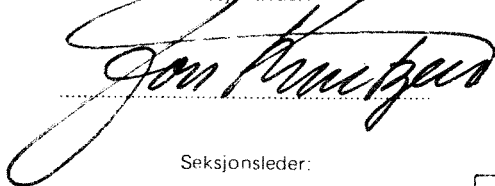
Ekstrakt:

Etter iverksatt avløpsvannsbehandling ved Sauda Smelteverk er det observert bedring av forholdene i Saudafjorden ved minsket innhold av metaller i organismer og overflatesedimenter (bare indre basseng) og ved større siktedyp i det utslippsnære området. Både gruntvannssamfunn og bløtbunnsfauna synes å ha uendret karakter fra før rens tiltakene. Vitnesbyrd om giftvirkninger begrenser seg imidlertid til utslippets nærområde og er mindre sannsynlige i større avstand enn 0,5-2 km. Artsfattige samfunn på grunt vann kan forklares ved naturlige faktorer og reguleringsinngrep. Fjorden er fortsatt sterkt forurenset bedømt ut fra innholdet av metaller og PAH i sedimenter og organismer. Bortsett fra noe mindre PAH i skjell fra innerst i fjorden, var PAH-konsentrasjonene tilnærmet uendret fra perioden før avløpsvannsbehandling.

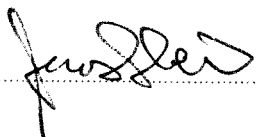
4 emneord, norske:
1. Overvåkingsrapport 50/82
2. Statlig program
3. Fjordforurensning
4. Marin biologi
Mikroforurensninger

Saudafjorden

Prosjektleder:



Seksjonsleder:



4 emneord, engelske:
1. Pollution monitoring
2. National programme
3. Fjord pollution
4. Marine biology
Micropollutants

Saudafjord

For administrasjonen:



ISBN 82-577-0534-9

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Oslo

0-8000306

OVERVÅKING I SAUDAFJORDEN 1981

Rapporten avsluttet 10/9 1982

Prosjektleder : J. Knutzen

Medarbeidere : L. Berglind

*B. Dirdal, SI*

H. Hovind

K. Kvalvågnes

*S. Melsom, SI*

*F. Moy, Oslo Univ.*

*P. Paus, SI*

B. Rygg

P. Rygg

*Ø. Stokland, UNIT*

J. Skei

For administrasjonen:

A. Tollan

L.N. Overrein

INNHOOLD

	Side
FORORD	3
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	4
2. INNLEDNING	8
3. FERSKVANNSAVRENNING OG FORURENSNINGSTILFØRSLER	9
4. HYDROGRAFISKE OBSERVASJONER I FJORDENS INDRE BASSENG	14
5. ANALYSER AV VANN OG SEDIMENTER	15
5.1 Metoder	15
5.2 Partikler i vann - resultater og diskusjon	15
5.3 Løste metaller i vann - resultater og diskusjon	20
5.4 Metaller i sedimentene - resultater og diskusjon	23
5.5 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i sedimentene - resultater og diskusjon	29
6. GRUNTVANNSAMFUNN	35
7. BLØTBUNNSFAUNA	40
8. METALLER OG POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I ORGANISMER	45
8.1 Metaller i muslinger og tang	45
8.2 PAH i muslinger	49
LITTERATURHENVISNINGER	56
APPENDIKS	60

TABELLER

1. Forurensningstilførsler i tonn pr. år fra Sauda Smelteverk 1971-73, 1980 og 1981	12
2. Beskrivelse av sedimentkjernene	24
3. Bløtbunnsfauna, antall arter av forskjellige hovedgrupper	43

FIGURER

	Side
1. Variasjon i månedlig nedbør gjennom året i Sauda for perioden 1972-1981 ■ --- ■ og årene 1980 (● -- ●) og 1981 (x — x)	10
2. Stasjonskart for vann- og sedimentprøvetaking i Saudafjorden - mai 1981	16
3. Partikulært aluminium (pAl) i vannet i Saudas havnebasseng	18
4. Partikulært mangan (pMn) i vannet på stasjon SA16 (⊙ — ⊙ = total, ● — ● = syreløselig)	19
5. Partikulært bly (pPb) i vannet på stasjon SA17	19
6. Oppløst sink (Zn) i vannet på stasjon SA17	22
7. Mangan (○), sink (●), bly (▲) og kadmium (□) i overflatesedimenter i Saudafjorden	25
8. Vertikal fordeling av sink i sedimentene i indre deler av Saudafjorden	27
9. Totalmengden polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i overflatesedimentene i Saudafjorden	30
10. Vertikal fordeling av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i en sedimentkjerne tatt nær Sagneset (SA21)	32
11. Stasjoner for gruntvannsamfunn og miljøgifter i organismer (●) og for Sauda Smelteverks hydrografiske observasjoner (▲)	36
12. Antall vanlig forekommende makroskopiske alger og dyr på gruntvannstasjoner i Saudafjorden og Hylsfjorden 1974/76-1981	37
13. Stasjoner for bløtbunnsfauna. Saudafjorden utenfor Ramsneset	41
14. Stasjoner for bløtbunnsfauna. Saudafjorden innenfor Ramsneset	42
15. Metallinnhold i muslinger og tang fra Saudafjorden/Hylsfjorden 1974-1981	47
16. PAH i oskjell (A) og blåskjell (B) fra Saudafjorden og Hylsfjorden 1976-1981, mg/kg tørrvekt	51

## FORORD

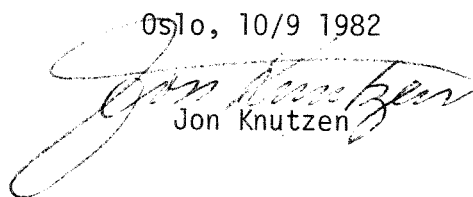
Denne rapporten er den tredje om Saudafjorden innen rammen av det statlige program for forurensningsovervåking, med Statens Forurensningstilsyn som oppdragsgiver. Undersøkelsene er utført i henhold til programforslag av 25.3.1981 og 20.10.1981.

Sauda Smelteverk ved siv.ing. Ove Brunborg takkes for praktisk hjelp og opplysninger om bl.a. avløpsvannets sammensetning og resipientforhold.

Ved instituttet har B. Rygg hatt hovedansvar for bløtbunnfauna, J. Skei for sediment- og vannkjemi og undertegnede for gruntvannssamfunn og miljøgifter i organismer. Forøvrig har følgende vært faglig ansvarlig for spesielle deler:

- L. Berglind, NIVA (analyse av PAH)
- H. Hovind, NIVA (analyse av metaller i sedimenter)
- K. Kvalvågnæs, NIVA (dykkerundersøkelser, hardbunnfauna)
- S. Melsom og B. Dirdal, SI (analyse av suspendert materiale)
- F. Moy, Inst. for marinbiologi og limnologi, Univ. i Oslo (analyse av algeprøver)
- P. Paus, SI (analyse av metaller i vann, suspendert stoff og organismer)
- P. Rygg, NIVA (analyse av bløtbunnsfauna)
- Ø. Stokland, UNIT, Trondheim (analyse av bløtbunnsfauna).

Oslo, 10/9 1982

  
Jon Knutzen

## 1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

- I Undersøkelsene i Saudafjorden i 1981 har omfattet avløpsvannanalyser og enklere hydrografiske observasjoner av Sauda Smelteverk i fjordens indre basseng; analyse av vannets metallinnhold; sammensetningen av partikulært materiale i vannmassene; sedimentenes innhold av metaller og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH); bløtbunnsfauna; dykkerundersøkelser av gruntvannsamfunn og analyse av metall- og PAH-konsentrasjoner i tang og muslinger.
- II Belastningsberegningene (tabell 1) er til dels usikre, men i forhold til før behandlingsanlegget for avløpsvann kom i drift kan det antydes utslippsreduksjoner på 90-95 % for frafiltrerbart materiale (dvs. grovfraksjonen av suspendert stoff). Finfraksjonen av suspendert stoff er neppe redusert med mer enn 30 %, slik at belastningsreduksjonen med hensyn til totalt suspendert stoff har vært på omkring 75 %.

Avløpsvannanalysene tyder på utslippsminskning i størrelsesorden 90-95 % for frafiltrerbart mangan og kadmium og ikke frafiltrerbart mangan og sink. Med forbehold om mulige diffuse tilførsler synes PAH-belastningen redusert med 60-80 % (få analyser). Frafiltrerbart sink viser en belastningsreduksjon på 50-60 %.

Det er delvis manglende samsvar mellom henholdsvis belastningsberegninger basert på utslippsanalyser, målinger av behandlingsanleggets effektivitet og resipientobservasjoner. Programmet for avløpsvannanalyser bør utvides, særlig når det gjelder PAH, bly og kadmium, men også for sink.

- III Sauda Smelteverks observasjoner i fjordens indre del (fig. 11) bekrefter tidligere resultater med hensyn til saltholdighetsforholdene og sannsynliggjør at det er blitt klarere vann i havnebassenget etter behandling av avløpsvannet.
- IV Jevnført med 1974 var det betydelig minsket innhold av metaller i vann fra fjordens indre del (havnebassenget). Konsentrasjonen av partikkelbundet mangan var imidlertid fremdeles høy. Mesteparten

av dette manganet var syreløselig og dermed forholdsvis tilgjengelig for organismer. Av bly og sink ble det bare observert svakt forhøyede konsentrasjoner. Utlekking av metaller til vann fra forurensede sedimenter ble observert, men i liten grad.

- V Metallinnholdet i sedimentene var fremdeles høyt, men hurtig minkende med økende avstand fra Sauda (fig. 7). Høyere konsentrasjoner av sink, bly og kadmium nedover i sedimentene (fig. 8) viser virkningen av renseanlegget på forholdene i fjordens indre del. (På grunn av sine kjemiske egenskaper utløses mangan fra dypere-liggende lag og transporteres oppover i sedimentet, og kan dermed ikke ventes å gi tilsvarende utslag.)

Bly, sink og kadmium viste likeartet horisontal og vertikal fordeling i sedimentet. Et forholdstall mellom sink og kadmium i sedimentene på mindre enn 100 antyder at det beregnede utslipp av kadmium kan være noe for lavt.

- VI PAH-innholdet i sedimentene (figur 9) var høyt innerst i fjorden, men raskt avtagende utover (2-300 x "bakgrunnsnivået" i havnebassenget, ~ 25 x ved Ramsneset og ~ 5 x i fjordmunningen). Det var ingen merkbar reduksjon siden 1976. Ifølge data om sedimenteringshastighet og betydelig belastningsreduksjon skulle man ha ventet lavere konsentrasjoner i indre bassengs overflatesedimenter. Forholdet aktualiserer nøyere karakteristikk av avløpsvannet med henblikk på PAH-innhold og dessuten spørsmålet om mulig diffuse PAH-kilder.

- VII I 1980 ble det konstatert at muslinger og tang hadde fått betydelig minsket metallinnhold etter at avløpsvannbehandlingen tok til (figur 15). Siste års observasjoner viste en fortsatt tendens til mindre mangan og sink i algene, mens overkonsentrasjonene av bly var omlag som året før. Fremdeles var det høyere metallkonsentrasjoner enn normalt, både i oskjell/blåskjell og blæretang/grisetang, særlig av mangan. Som et minimum kan overkonsentrasjonene anslås til:

	<u>Mangan</u>	<u>Sink</u>	<u>Bly</u>	<u>Kadmium</u>
Tang	5-50	2-5	2-5	1-2
Muslinger	2- 5	2-5	2-3	1-3

VIII Mot forventning er det ikke konstatert noen bestemt tendens til redusert PAH-innhold i oskjell og blåskjell (figur 16 ). Særlig for blåskjells vedkommende er dette i manglende samsvar med informasjonene fra avløpsvannanalysene om markert redusert belastning. For å oppklare forholdet vil det bl.a. være nødvendig med en betydelig økning i antall avløpsvannanalyser samt etterforskning av mulige diffuse kilder.

Skjellenes PAH-konsentrasjon faller raskt med økende avstand fra Sauda, men påvirkningen er sporbar både i blåskjell og oskjell ut til Nævøy i Sandsfjorden (vel 25 km unna). I forhold til "bakgrunnsnivået" er overkonsentrasjonene fra innerst i fjorden til Nævøy henholdsvis ca. 500-1000 x og 5-20 x.

IX Organismesamfunnene ned til 20-30 m har vist liten forandring siden 1974. Når unntas lokaliteten i havnebassenget er det observert stor grad av likhet i hele fjordens lengderetning.

Artsfattige algesamfunn og fraværet av de fleste representanter for vanlig strandfauna i 0-4 m (figur 12 ) må antas å skyldes sterk ferskvannspåvirkning, herunder virkninger av vassdragsregulering. Lite alger også under 4 m kan sannsynligvis i det vesentlige forklares dels som en alminnelig fjordeffekt, dels som resultat av beiting ved sjøpinnsvin.

Giftvirkninger fra utslippet anses mindre sannsynlig utenfor utslippets nærområde i havnebassenget. Tidligere har utslipp av store mengder suspendert stoff bidratt til et stresset miljø ved nedslamming av organismer og voksesteder. Mulige subletale, kroniske giftvirkninger unndrar seg vurdering fordi det mangler langtidstester under kontrollerte betingelser. Det er imidlertid mest grunn til å tro at de biologiske forhold på grunt vann i Saudafjorden kan forklares ut fra naturbetingede faktorer pluss regule-



ringseffekter. De sistnevnte kan ha gitt forholdsmessig sterkt utslag på grunn av et allerede ferskvannsbelastet miljø, men da det savnes observasjoner av førtilstanden, er denne vurderingen usikker.

X Bløtbunnfaunaundersøkelsene (fig. 13/14) bekreftet tidligere observasjoner av nærmest død bunn eller meget fattige samfunn nærmere enn 4-500 m fra utslippet. Utenfor nærområdet ble det observert en rask normalisering. Dyrelivet langs fjordens dypål (ca. 150-400 m) var også fattig, men tilsvarende observasjoner foreligger også fra ubelastede fjorder langt fra åpen kyst.

XI Bortsett fra økt innsats på å fremskaffe pålitelige belastningstall kan det tas en pause på 3-5 år i den ordinære overvåking av Saudafjorden. Fjorden er fortsatt betydelig forurenset, bedømt ut fra PAH-innholdet i muslinger og konsentrasjonene av PAH og metaller i sedimentene. Unntatt i havnebassenget, der det er observert skader på marine organismer, er det mest rekreasjonsinteresser som berøres.

Fortsatte observasjoner (ved bedriften) av saltholdighet og siktedyp innenfor Ramsneset bidrar til en dokumentasjon av organismerenes vekstbetingelser. Observasjonene kan derfor bli av fremtidig verdi for økologiske vurderinger.

XII Særlig på bakgrunn av at forurensningsvirkningene av PAH kan spores ut til Nævøy i Sandsfjorden, og sannsynligvis lenger, bør det vurderes å starte en særlig undersøkelse med henblikk på å finne en forklaring på de fortsatt høye PAH-konsentrasjonene i skjell til tross for tilsynelatende betydelig redusert belastning gjennom den direkte tilførsel via avløpsvann.

## 2. INNLEDNING

For en nærmere beskrivelse av undersøkelsesområdet m.h.t. generelle forhold i nedbørfeltet og fjorden vises til tidligere rapporter (NIVA, 1976, 1979 a, 1981 a).

Bakgrunnen for undersøkelsene er forurensningsbelastningen fra Sauda Smelteverk, særlig med partikler, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og metaller. Sammen med naturlig stor ferskvannstilførsel, og sannsynligvis også reguleringseffekter, har dette resultert i til dels fattige marine organismsamfunn og høye konsentrasjoner av PAH og metaller i planter, dyr og bunnvleiringer.

Formålet med overvåkingen er å følge forurensningssituasjonen i fjorden og utviklingen etter at bedriften installerte et kjemisk renseanlegg. Dette har vært i effektiv drift siden midten av 1. halvår 1978. Undersøkelsene i 1980 viste bl.a. at metallinnholdet i organismer hadde sunket betydelig, mens PAH-konsentrasjonene var mindre redusert og fremdeles meget høye i indre fjord - til tross for at PAH syntes å bli holdt effektivt tilbake i renseanlegget. I 1981 tok man også sikte på å finne ut noe mer om hvor langt ut man kunne spore PAH-forurensningen.

Observasjonsmaterialet fra 1981 omfatter dykkerundersøkelser av gruntvannsamfunn, studier av bløtbunnsfauna basert på grabbprøver, analyser av sedimenter på innhold av metaller og PAH og metallanalyser av vann; det siste primært for å kaste lys over utvekslingen av metaller mellom vann og sediment. Sauda Smelteverk har gjort enklere observasjoner av saltholdighet, temperatur, siktedyp og suspendert stoff i fjordens indre basseng og analyser av forurensningskomponenter i inn- og utløp fra renseanlegg. Med hensyn til metodikk, stasjonsbeliggenhet osv. vises det til innledningene i de respektive hovedkapitler (kap. 4-8).

I fremstillingen er det søkt mest mulig å benytte bearbejdede, avledede data. Rådata er presentert i appendiks-tabeller eller lagret maskinelt i databasen for overvåkingsprogrammet.

### 3. FERSKVANNSAVRENNING OG FORURENSNINGSTILFØRSLER

Midlere ferskvannstilrenning er tidligere beregnet til ca.  $45 \text{ m}^3/\text{sek}$  (NIVA, 1981a). På grunn av reguleringer kommer vel halvparten av middelvannføringen jevnlig til fjorden via kraftverksutslipp like øst for Sauda Smelteverk. I appendikstabell A1 er det gitt opplysninger om månedlige avløpsmengder fra kraftstasjonen og månedlig nedbør i Sauda 1980-81. Tabellen viser at midlere kraftverksavløp siste året var opp mot  $30 \text{ m}^3/\text{sek}$ , dvs. omtrent som gjennomsnittet i det siste 10-året.

Også resten av ferskvannstilførselen kommer for det meste ut innerst i fjorden. Som årsmiddel fører de tre største elvene, Nordelva, Storelva og Sagelva tilsammen ca.  $10 \text{ m}^3/\text{sek}$ .

De laveste saltholdigheter i Saudafjordens overflatelag er jevnlig påvist i perioden juni - september (Svendsen og Utne 1973, 1974 ab, 1975 ab, 1976, kfr. NIVA 1979a), men kortvarige ekstremverdier vil også være avhengig av nedbørsrytmen gjennom året og således kunne opptre til andre tider. Fig. 1 viser hvordan nedbørens fordeling har variert gjennom året i 1980-81 og midlere månedsnedbør 1972-81. Det man særlig kan merke seg er at det ofte opptrer store nedbørsmengder utenom snøsmeltingsperioden. Dette gir bakgrunnen for at marine organismsamfunn i Saudafjordens overflatelag er utsatt for en vedvarende ferskvannspåkjenning.

Sauda Smelteverks anlegg for behandling av vann fra røykgassvaskingen drives vanligvis bare med tilsetning av polyelektrolytt, da dette er tilstrekkelig for å overholde konsesjonsvilkårene. I sjeldnere tilfelle tilsettes kalk som fellingsmiddel. Følgelig er det som oftest ingen utfelling i vanlig forstand, men en flokkuleringsprosess der polyelektrolytten bevirker aggregering av innløpsvannets partikler og fnokkdannelse.

Bedriften har egne analyser av innløps- og utløpsvann fra behandlingsanlegget, samt på sammensetningen av slammet fra anlegget. I tillegg analyseres to døgnblandprøver i året av en ekstern institusjon, bl.a. på innhold av PAH.

Resultatene fra bedriftens kontrollanalyser er vist i appendikstabellene A2 (vannanalyser) og A3 (slamanalyser). For tabell A2's vedkommende må det

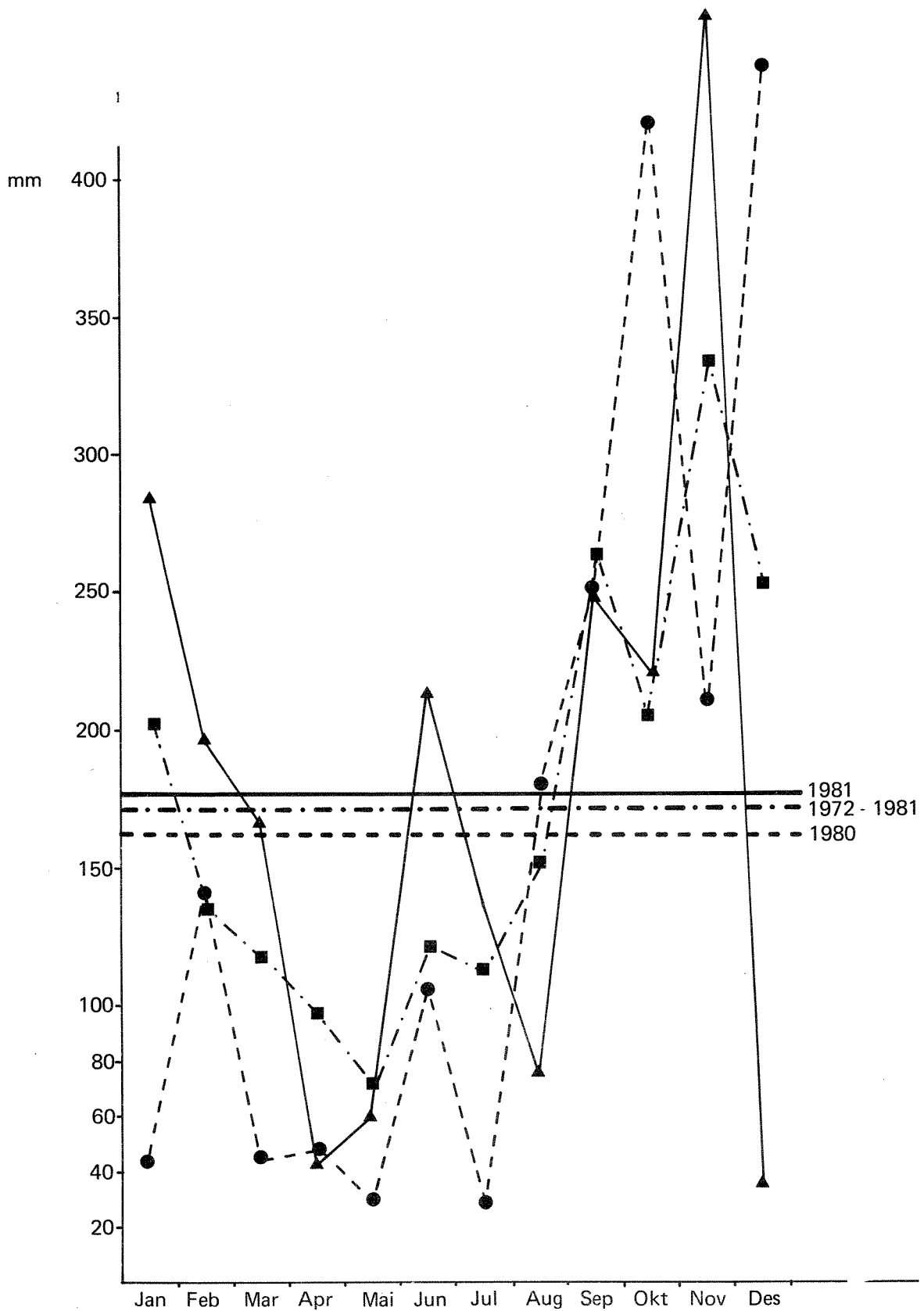


Fig. 1. Variasjon i månedlig nedbør gjennom året i Suda for perioden 1972-1981 ■ - - ■ og årene 1980 (● - - ●) og 1981 (x — x)

bemerket av betegnelsen "oppløst" for så vidt er misvisende, da det dreier seg om analyse på totalinnholdet i vann etter filtrering gjennom Whatman GFC-filter; mao. for en stor del en finfraksjon av suspendert stoff.

I det følgende brukes derfor betegnelsen "ikke frafiltrert materiale" om det som i appendikstabell A2 kalles "oppløst". Ut fra produksjons- og renseprosessene er det forøvrig liten grunn til å tro annet enn at det vesentlige av metaller i denne fraksjonen er knyttet til små partikler.

I tabell 1 er det satt opp beregnede forurensningstilførsler i 1971-73, 1980 og 1981. Siste året har det både vært jevnere drift i behandlingsanlegget (driftstans 2 døgn i mars) og jevnere avløpsvannmengder enn i 1980. Midlere avløpsvannmengde var i 1981 ca.  $750 \text{ m}^3/\text{time}$ , mot nær  $800 \text{ m}^3/\text{time}$  i foregående år.

Belastningsberegningene baserer seg vesentlig på de uveide gjennomsnitt fra tabell A2 (appendiks), dessuten på sammensetningen av slammet fra anlegget (appendikstabell A3). Bedriften har i tillegg en del analyser på prosentandelen mangan, sink og kadmium i suspendert stoff i innløp og utløp fra behandlingsanlegget (bilag 1 til bedriftens brev av 9.3.81, bilag 4 til brev av 24.5.82 og pers. medd. fra O. Brunborg). Mens det er godt samsvar med det som står i appendikstabell A3 for mangans og kadmiums vedkommende, er midlere andel av sink i utgående suspendert stoff ca. 10 % (mot ca. 1 % i anleggsslammet). Ved belastningsberegningen i tabell 1 er det regnet med 10 % Zn i suspendert stoff ut, mens det for mangan er regnet ca. 30 % og kadmium ca. 0,05 %.

I tabell 1 er det foruten for total PAH 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 <sup>xx</sup> og <sup>xxx</sup> på en skala fra <sup>x</sup> til <sup>xxxx</sup> med hensyn til kancerogene egenskaper (NAS, 1972). (Ingen av de sterkeste kreftfremkallende er funnet i avløpsvannet fra bedriften.) Det dreier seg om følgende forbindelser: Benzo(c)fenantren <sup>xxx</sup>, benzo(b)-fluoranthren <sup>xx</sup>, benzo(j)fluoranthren <sup>xx</sup> (antatt å utgjøre 50 % av sumangivelsen benzo(j, k) fluoranthren), benzo(a)pyren <sup>xxx</sup> og dibenzo(a, h)antracen <sup>xxx</sup>.

Tabell 1. Forurensningstilførsler i tonn pr. år fra Sauda Smelteverk 1971-73, 1980 og 1981 (avrundede verdier).

AVLØPSKOMPONENTER	1971-73 <sup>1)</sup>	1980 <sup>2)</sup>	1981
Frafiltrerbart materiale	~ 6 000	~ 600	~ 250
- " - mangan	~ 1 800	~ 200	~ 75
- " - sink	~ 54	~ 60 <sup>3)</sup>	~ 25 (2,5) <sup>4)</sup>
- " - bly	~ 6,2	INGEN DATA	INGEN DATA
- " - kadmium	~ 2,2	~ 0,1 <sup>5)</sup>	~ 0,15 (0,05) <sup>6)</sup>
Ikke frafiltrerbart matr.	~ 3 200	~ 2 500	~ 2 300
- " - mangan	~ 450	~ 12	~ 23
- " - sink	~ 7	~ 0,5	~ 0,4
- " - bly	~ 0,2	INGEN DATA	INGEN DATA
- " - kadmium	~ 0,1	- " -	- " -
Total PAH	~ 3 - 4 <sup>7)</sup>	~ 0,5 <sup>8)</sup>	~ 1,2 <sup>9)</sup> (0,5-1,9)
KPAH	ikke beregnet	~ 0,05 <sup>8)</sup>	~ 0,4 <sup>9)</sup> (0,27-0,54)
Benzo(a)pyrene	~ 0,1 <sup>7)</sup>	~ 0,02 <sup>8)</sup>	~ 0,13 <sup>9)</sup> (0,08-0,18)

1) Kfr. bedriftens rapport (EFP, 1974a)

2) Enkelte korreksjoner i forhold til forrige års rapport (frafiltrerbart Cd og PAH)

3) Usikker verdi, variasjon over en størrelsesorden ved 10 enkeltanalyser

4) Parentesverdien er basert på %-andel i slam, 25 t/år anses nærmere reell belastning

5) Korrigert for desimalfeil i forrige årsrapport

6) Parentesverdien er basert på %-andelen i slam

7) Meget usikkert anslag basert på enkeltverdi fra 1977

8) Usikre verdier basert på to analyser fra 1979 og 1980 (Kfr. NIVA, 1981, og appendikstabelle A3)

9) Usikre verdier basert på to døgnprøver, kfr. appendikstabelle A4

Av det som er sagt ovenfor og tabell 1 fremgår at avløpsvannanalysene fremdeles er mangelfulle; primært når det gjelder PAH, men også for sink, bly og kadmium. Det vises til tidligere anbefalinger (NIVA 1981, a,b).

Jevnført med perioden før avløpsvannbehandling lar det seg likevel sannsynliggjøre at utslippene er blitt sterkt redusert hva angår:

- frafiltrerbart materiale (ca. 95 %)
- frafiltrerbart mangan (ca. 95 %)
- frafiltrerbart kadmium (ca. 95 %)
- ikke frafiltrerbart mangan (90-95 %)
- ikke frafiltrerbart sink (ca. 95 %)

Frafiltrerbart sink viser derimot mindre reduksjon, sannsynligvis omkring 50-60 %. Videre antyder tallene i tabell 1 at PAH-belastningen er redusert i forhold til tidligere med 60-80 % (med forbehold om diffuse tilførsler).

Belastningen med ikke frafiltrerbart materiale synes derimot ikke å ha minsket med mer enn ca. 30 %. Antas den oppløste del av denne fraksjonen å være ubetydelig, er det for totalbelastningen med suspendert stoff oppnådd en reduksjon fra nær 10 000 t/år til ca. 2 500 t/år, dvs. 75 %. Det vesentlige av gjenværende belastning består av en finfraksjon som både må antas å spres effektivt og - hva angår metaller - være mer omsettelig og tilgjengelig for organismer enn grovfraksjonen av det suspenderte materialet.

Ved sammenligning mellom tabell 1 og kontrollanalysene fra behandlingsanlegget er det ikke alltid samsvar mellom de belastningsreduksjoner som synes å ha funnet sted og behandlingsanleggets effektivitet. Eksempler er den tilsynelatende belastningsreduksjonen mht. ikke frafiltrerbart materiale på ca. 30 % fra 1973 til 1980-81, mens renseeffekten bare er ca. 5 % (appendikstabell A2), videre reduksjonen i belastning med ikke frafiltrerbart mangan på 95 %, mot en renseeffekt på 30-40 % (tabell A2). På den annen side er reduksjonen for PAH beregnet til 60-80 %, mens anleggets renseeffekt synes å være 95-99 % (bare data fra 1979-80). Forklaringen på noe av dette er formodentlig en kombinasjon av at hele avløpssystemet er omlagt siden 1971-73, at avløpsvannmengdene er redusert og at det er usikkerhet også i de eldre belastningsberegningene.

#### 4. HYDROGRAFISKE OBSERVASJONER I FJORDENS INDRE BASSENG (Utført av Sauda Smelteverk)

Observasjonene av saltholdighet, temperatur, siktedyp og suspendert stoff gjøres ut fra behovet for å få en bedre karakteristikk av gruntvannssamfunnenes fysiske/kjemiske miljø. I hvert fall for det gjennomblandede overflatelaget tyder tidligere observasjoner på at det er liten forskjell i saltholdighet i fjordens lengderetning (brev av 1.12.78 fra Sauda Smelteverk med vedlegg). Observasjonsstedene er vist i fig. 11 og resultatene fremgår av appendikstabell A5.

På grunn av praktisk/økonomiske forhold har ikke observasjonene latt seg gjennomføre fullt ut etter programforslaget av 25.3.81 (NIVA, 1981 b), men de syv månedlige observasjonene fra mai til desember bekrefter stort sett data fra tidligere.

Saltholdigheten i 0-1 m dyp var 2-3 ‰. I sommermånedene strakk dette lave saltinnholdet seg ned til 2-3 m. Spranglaget lå i 2-4(5) m, med saltinnhold stort sett over 15-20 ‰ dypere enn 4-5 m.

Både nær utslippet og vel 1 km lenger ut ble siktedypet registrert til 4,0-7,5 m, i middel 5,5-6,0 m. Dette er omtrent som tidligere observert for stasjonen nær Ramsneset, idet middelet av 18 registreringer før behandlingen av avløpsvann (EFP, 1974 b og ovennevnte brev av 1.12.78 med vedlegg) var ca. 6,0 m. For stasjonen nær kaia tyder imidlertid tallene på en bedring, idet gjennomsnittet av 12 siktedypsregistreringer før avløpsvannsbehandling var under 4 m.

Verdiene for suspendert stoff i de øvre vannlag har vært lave/moderate, dvs. < 1-3 mg/l (tabell A5). På dette nivå gir spredte observasjoner lite informasjon, og kan heller erstattes av et tettere program for siktedypmålinger.



## 5. ANALYSER AV VANN OG SEDIMENTER

### 5.1 Metoder

Vannprøver ble tatt med HydroBios vannhentere, og trykkfiltrert med nitrogen gjennom Nuclepore membranfiltre (porestørrelse: 0,4 µm). Filtrene ble deretter analysert ved hjelp av røntgenfluoresence-spektrometri (XRF) (Skei & Melsom, 1982) for mangan og aluminium. De samme filtrene ble så oppsluttet med HBr/HNO<sub>3</sub> i Bethge apparatur og bly og kadmium ble bestemt ved atomabsorpsjon (flammeløs AA). Mangan og sink ble bestemt med flamme. Hensikten med å analysere mangan ved to forskjellige metoder (XRF og AA) var å få en indikasjon på hvor sterkt bundet mangan var i det partikulære materialet.

I tillegg til analyser av partikulært materiale ble filtratet analysert for løste metaller (bly, sink, kadmium og mangan) ved APDC/MIBK ekstraksjon (bortsett fra mangan) og atomabsorpsjon (AA).

Sedimentprøver ble tatt ved hjelp av en 5 cm diameter gravity corer (Niemi, 1974). Kjernene ble snittet i 1 cm sjikt og analysert på kadmium, bly, sink og mangan etter HNO<sub>3</sub>-oppløsning og atomabsorpsjon. Utvalgte sedimentprøver ble analysert for PAH etter metoder gjengitt i NIVA (1980).

### 5.2 Partikler i vann - resultater og diskusjon

Stasjonskart er vist i Fig. 2 og resultatene av de kjemiske analysene av partikler er gjengitt i Tabell A6.

Kjemiske analyser av partikulært materiale er tidligere ikke gjort i Saudafjorden. Hensikten med disse analysene var å få konstatert i hvilken grad metallene i vannet foreligger i løst eller partikulær form og i hvilken grad de sterkt forurensede sedimentene avgir løste metaller til vannmassen.

Den mest anvendte definisjonen av partikulært materiale er partikler som blir holdt tilbake av et 0,4 µm membranfilter. Det som går igjennom et slikt filter blir betraktet som løst til tross for at det i virkeligheten kan være ørsmå partikler og kolloider.

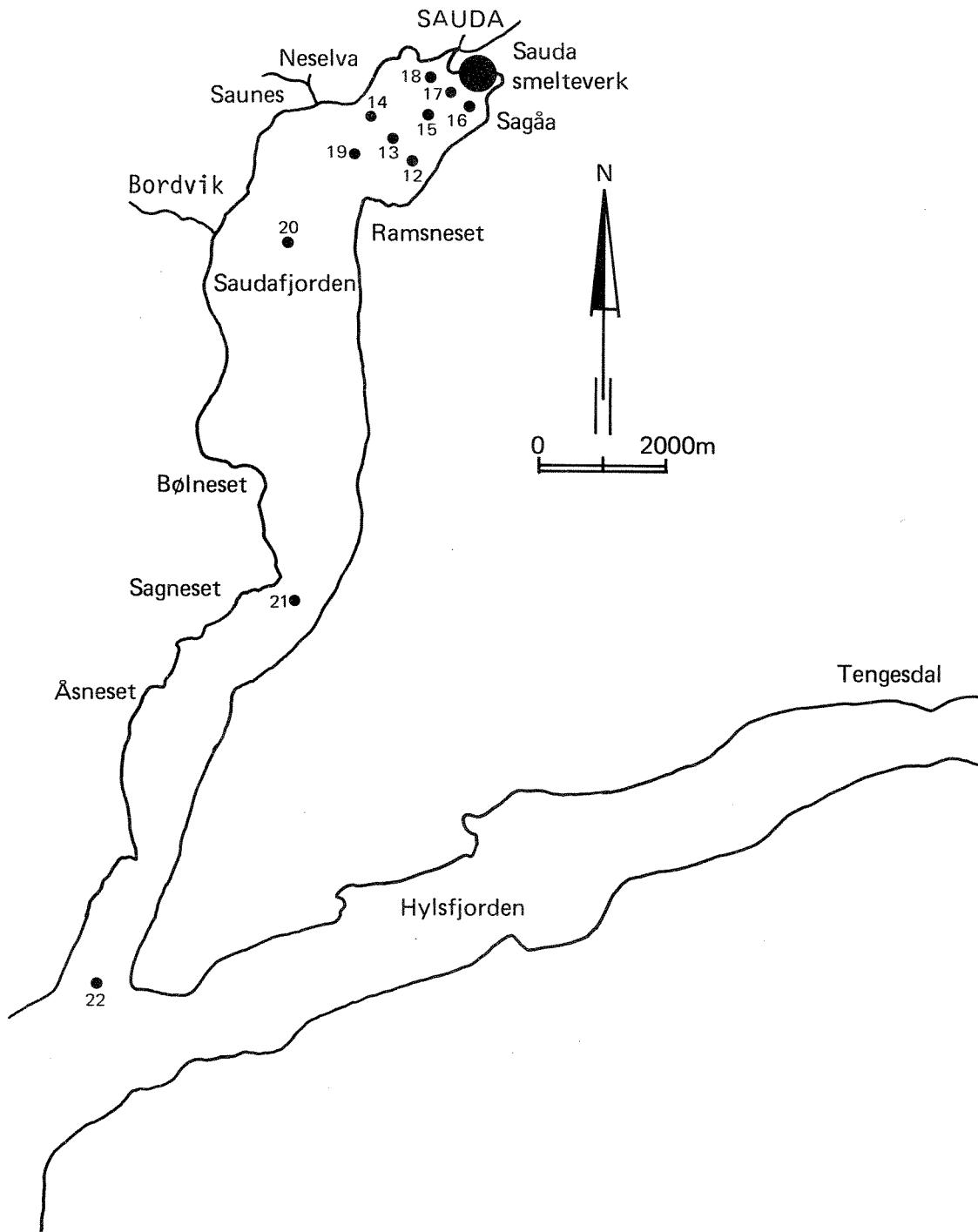


Fig. 2. Stasjonskart for vann- og sedimentprøvetaking i Saudafjorden  
- mai 1981

Vannprøvene tatt i 1981 begrenser seg til området innenfor Saunes (Fig. 2). Det er således kun nærområdet til Sauda som er undersøkt. Det ble gjort utfra hensynet til de sterkt forurensede sedimentene i dette området og i hvilken grad disse bidrar med metaller til vannmassen. Avstandsgradienter kan derfor ikke forventes å finnes i noen særlig grad.

Vannføringen i elvene som renner ut innerst i Saudafjorden var forholdsvis liten under prøveinnsamlingen. Mesteparten av dette ferskvannet passerer kraftstasjonen. Det er således liten naturlig sedimenttransport til Saudafjorden (se NIVA, 1979 a). Dette forholdet gjenspeiler seg også i konsentrasjonene av partikulært aluminium (Al) i vannmassene (Tabell A6). Analysene viser et maksimum i overflatelaget (27-35  $\mu\text{g/l}$  Al) på samtlige stasjoner. Dette skyldes at aluminium tilføres fjorden med ellevannet og følger brakkvannslaget. Aluminium er i stor grad knyttet til leirpartikler. I de underliggende vannmasser varierer aluminium-konsentrasjonene mellom 2 og 8  $\mu\text{g/l}$ . Det tyder på at sedimenteringen av leirpartikler i indre Saudafjord er liten og at det ikke er noe tegn på resuspensjon (oppvirvling) av partikler nær bunnen. Konsekvensen av liten naturlig sedimentering er at forurensningen av sedimentene som følge av industriutslipp blir mere fremtredende.

Partikulært mangan (Mn) finnes naturlig i sjøvann knyttet til leirpartikler og ofte som oksydbelegg på andre partikler. Mengdene er vanligvis svært små (< 5  $\mu\text{g/l}$  i uforurensede, oksiske fjorder på Vestlandet, NIVA, 1979 b). Innenfor Sauneset i Saudafjorden derimot varierer konsentrasjonene av partikulært mangan mellom 10 og 30  $\mu\text{g/l}$ . I motsetning til aluminium som viste et klart maksimum i overflatelaget (fig. 3) viste mangan omtrent like høye konsentrasjoner i hele vannmassen (fig. 4). Dette antas å skyldes at utslippet fra smelteverket på ca. 5 m dyp lå under sprangsjiktet ved prøvetakingen. En salinotermmåling på stasjon SA18 viste at sprangsjiktet lå på 2-3 m. Bestemmelse av mangan ved røntgenfluorescens (total Mn) og ved atomabsorpsjon (syreløselig Mn) viste at stort sett samme type manganpartikler befinner seg i hele vannmassen (ca. 70 % syreløselig) (fig. 4). Når den ikke-syreløselige manganfraksjonen er såvidt stor (30 %) betyr dette at Saudafjorden får tilført betydelige mengder inerte manganpartikler. Disse er bare i liten grad bundet til naturlige silikatpartikler. Til det er aluminiumkonsentrasjonene for lave. Mer sannsynlig er det at

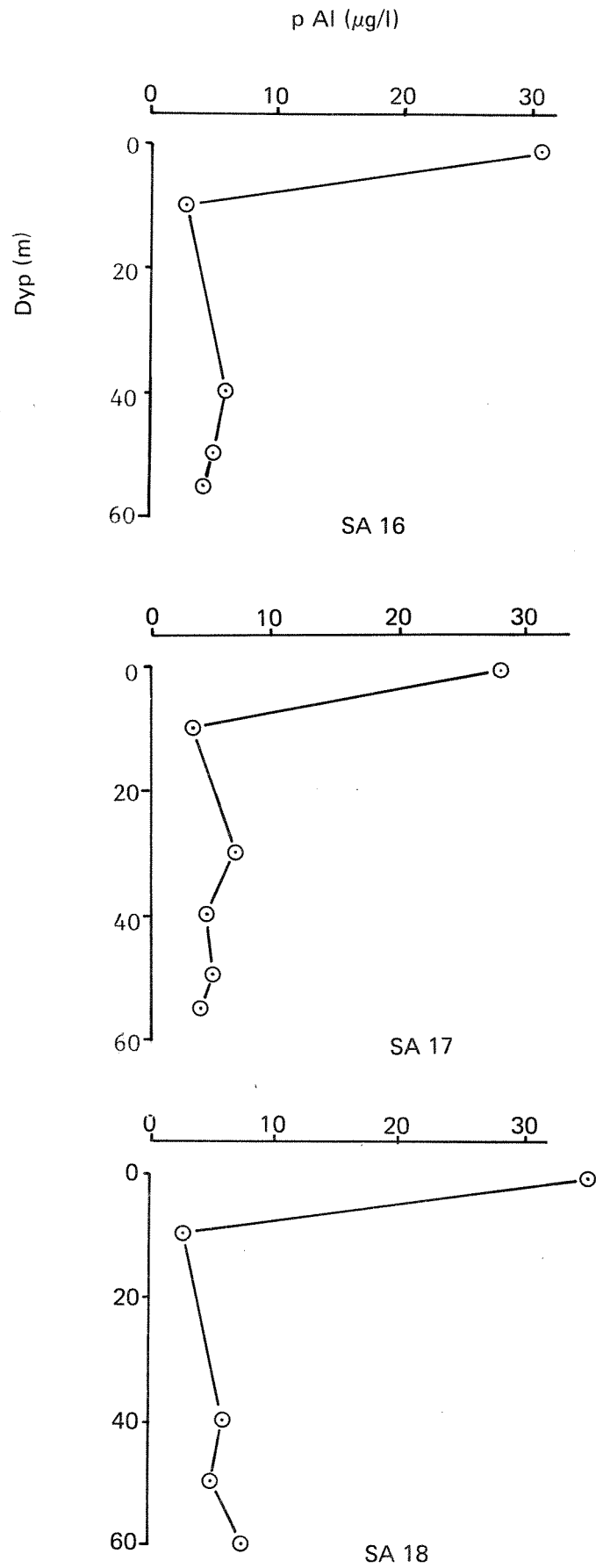


Fig. 3. Partikulært aluminium (pAl) i vannet i Saudas havnebasseng

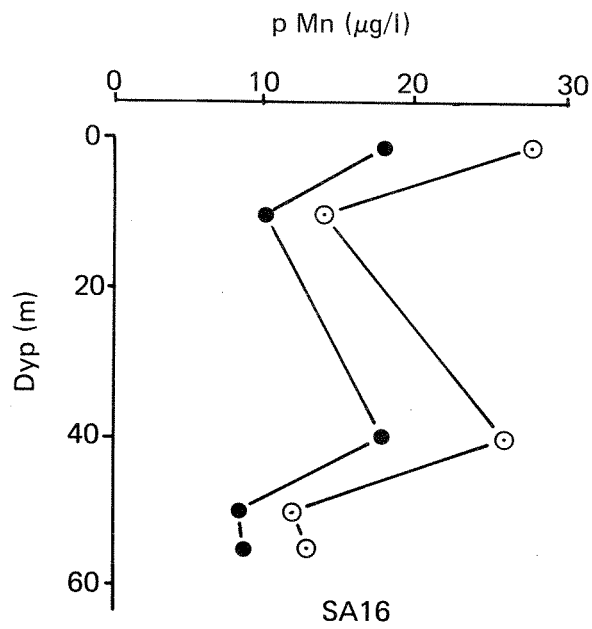


Fig. 4. Partikulært mangan (pMn) i vannet på stasjon SA16  
( $\circ$ — $\circ$  = total,  $\bullet$ — $\bullet$  = syreløselig)

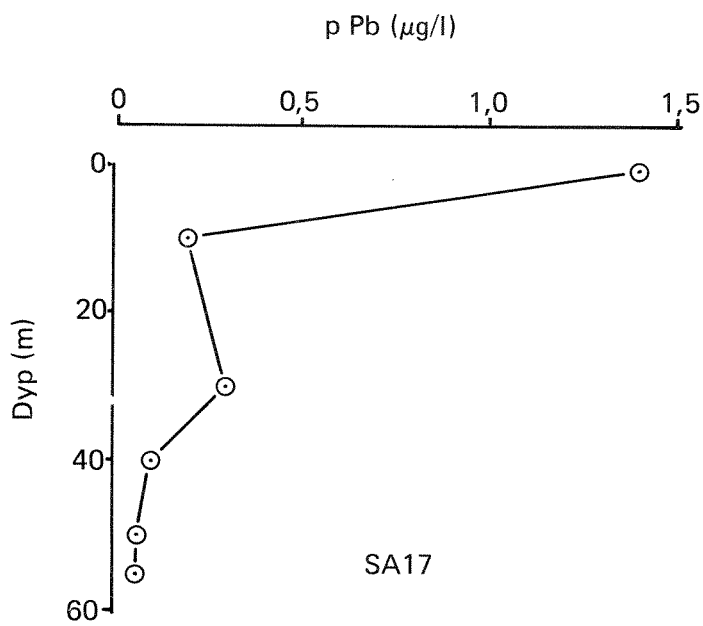


Fig. 5. Partikulært bly (pPb) i vannet på stasjon SA17

disse partiklene kommer som støv fra smelteverket. Ifølge utslippsberegninger fra 1981 ble det sluppet ut ca. 80 tonn partikulært mangan og ca. 20 tonn løst mangan.

Konsentrasjonene av partikulært bly (Pb) varierte mellom  $< 0,6$  og  $1,4 \mu\text{g/l}$ . Det bør bemerkes at analyser av bly ved lave konsentrasjoner er beheftet med stor usikkerhet og bør derfor vurderes deretter. Det generelle bildet av fordelingen av partikulært bly er at konsentrasjonen var høyest i de øvre 10 m av vannmassen (Fig. 5 ). Det eksisterer ingen utslippsdata på bly fra smelteverket for 1981. Det er likevel grunn til å tro at bly i hovedsak er knyttet til støvpartikler som i stor grad tilføres havnebassenget via luft. Det kan påpekes at den høyeste blykonsentrasjonen ble registrert på stasjon SA17 like utenfor smelteverkets kaianlegg.

Målinger av partikulært kadmium (Cd) viste meget lave konsentrasjoner, og tatt i betraktning de analytiske begrensningene er det ingen grunn til å forsøke å tolke disse data ytterligere.

Konsentrasjonene av partikulært sink (Zn) viste en fordeling som var meget lik fordelingen til bly. De må derfor antas å ha samme kilde. Konsentrasjonene er imidlertid lave.

### 5.3 Løste metaller i vann - resultater og diskusjon

De samme metallene som ble analysert i partikulær form ble også analysert i filtratet (løst). Generelt er metallanalyser i sjøvann vanskelig å utføre da kontamineringsproblemene er store helt fra at prøven tas. Resultatene må derfor betraktes som orienterende.

Observasjoner av metaller i vannmassene i Saudafjorden ble også gjort i 1974 (NIVA, 1976). Disse prøvene ble imidlertid ikke filtrert og representerer således både den partikulære og den løste fraksjonen.

Løst mangan (Tabell A7 ) ble analysert uten ekstraksjon slik at deteksjonsgrensen er uhensiktsmessig høy ( $50 \mu\text{g/l}$ ). Bortsett fra i overflatelaget hvor mangankonsentrasjonen var ca.  $50-60 \mu\text{g/l}$ , var konsentrasjonene i den øvrige vannmassen under deteksjonsgrensen. Totalkonsentrasjonen (partikulært + løst) av mangan i overflatevannet på de tre innerste stasjonene (SA16, 17 og 18) var henholdsvis 78, 79 og  $84 \mu\text{g/l}$ . Til sammenligning ble total mangan

i 1974 på de samme stasjonene og de samme dypene målt til 150, 920 og 300 µg/l. I følge utslippstall fra smelteverket er det totale manganutslippet i samme periode redusert med 96 %. Den kraftige reduksjonen i mangankonsentrasjonen i vannmassen må derfor sees i sammenheng med dette.

Vannprøver tatt 20 cm over sedimentflaten på sedimentstasjonene SA12, 15 og 20 (Fig. 2 ) viste ikke mangankonsentrasjoner over deteksjonsgrensen. Det er derfor lite som tyder på at sedimentene bidrar med løst mangan til vannmassen. Det ville heller ikke være å forvente ettersom oksiske forhold på bunnen vil føre til at mangan vil foreligge i partikulær form. Oksygenkonsentrasjoner så lave som 2 ml/l (se Skei & Melsom, 1982) vil neppe opptre i dypvannet i Saudas havnebasseng slik at det ikke skulle være noen risiko for utløsning av mangan fra sedimentene.

Konsentrasjonene av løst bly var i stor grad lavere enn deteksjonsgrensen (0,5 µg/l). Denne deteksjonsgrensen er minst en 10-potens høyere enn den forventede blykonsentrasjonen i uforurenset fjordvann. Det som er verdt å merke seg er at de høyeste blykonsentrasjonene ble registrert i vannet like over sedimentet. Det kan tyde på at bunnsedimentene som er forurenset av bly gir fra seg løst bly til vannet over. På den måten virker sedimentene som en sekundær forurensningskilde.

Målinger av løst kadmium viste konsentrasjoner 3-4 ganger over den høyeste antatte bakgrunnsverdien i sjøvann (Simpson, 1981). I likhet med bly ble de høyeste kadmiumkonsentrasjoner i vann påvist i kontaktflaten vann-sediment. Sedimentene i Saudafjorden er sterkt forurenset av kadmium, og sett i den sammenheng er konsentrasjonene i vannet lave. Det tyder på at kadmium i sedimentene foreligger i en form som er forholdsvis lite tilgjengelig.

Konsentrasjonene av løst sink var høyest i overflatevannet og nært bunnen (Fig. 6 ). Sammenlignet med konsentrasjonene av partikulært sink er det åpenbart at sink i stor grad foreligger i løst form. Dette til tross for at det slippes ut betydelig større mengder partikulært enn løst sink fra bedriften. Sedimentene viser imidlertid høye konsentrasjoner av sink i havnebassenget slik at mye partikulært sink sedimenterer raskt. Generelt er konsentrasjonene av sink i vannmassene i havnebassenget bare noe forhøyet og betydelig redusert i forhold til målinger gjort i 1974 (NIVA, 1976).

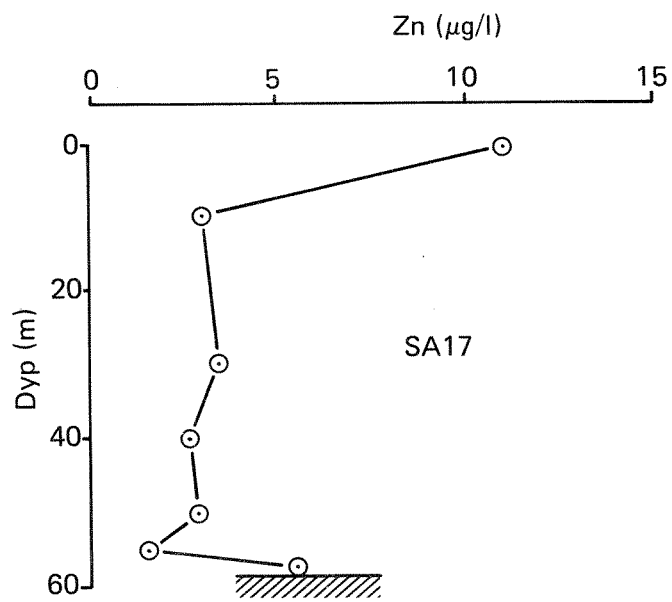


Fig. 6. Oppløst sink (Zn) i vannet på stasjon SA17



Dette må igjen settes i forbindelse med de innførte rensetiltakene.

Reduksjonene i metallinnholdet i vannmassene er ellers i samsvar med påviste reduksjoner av metallinnhold i muslinger og tang (NIVA, 1981 a) (se også kap. 8).

#### 5.4 Metaller i sedimentene - resultater og diskusjon

Sedimentundersøkelser i Saudafjorden er utført i 1974 (NIVA, 1976), 1975 (Kjellsen & Ekornrød, 1975) og i 1976 (NIVA, 1979 a). Disse undersøkelsene viste at sedimentene i Saudafjorden er forurensset av metaller og at denne forurensningen i meget stor grad eksisterer innenfor Ramsneset (Fig. 7 ). De forskjellige undersøkelsene har imidlertid vist store forskjeller i nivåer av metaller uten at årsaken har vært klar.

Sedimentundersøkelsen i 1981 tok sikte på å ta 4 nye kjerner på stasjoner som ble tatt i 1976 (SA19-22 tilsvarende SA3, 5, 8 og 10 i 1976). Dessuten var hensikten å kartlegge mere i detalj fordelingen av metaller i sedimentene i indre havnebasseng (7 stasjoner, Fig. 2 ).

Sedimentprøvenes utseende er beskrevet i Tabell 2 og resultatene av metallanalysene er vist i Tabell A8 .

De metallene som er analysert (mangan, sink, bly og kadmium) ble valgt på grunnlag av tidligere undersøkelser som viste at nettopp disse metallene opptrer i høye konsentrasjoner i Saudafjordens sedimenter. Alle metallene slippes ut fra Sauda Smelteverk.

De bratte fjellssidene langs Saudafjorden og den smale djupålen i fjorden forårsaker trolig store forskjeller i sedimentene. Enkelte steder vil rasmateriale fra sidene påvirke sedimentene i de dypeste partier. Dette kan være noe av forklaringen på de store forskjellene i metallnivåer som er påvist ved tidligere undersøkelser. I havnebassenget er det også store ulikheter, noe som kan skyldes utfylling langs kaiene, deponering av slagg og sedimentering av elvetransportert materiale, spesielt i flomperioder.

Tabell 2. BESKRIVELSE AV SEDIMENTKJERNENE

Stasjonsnr.	Vanndyp (m)	Kjernelengde (cm)	Beskrivelse
SA12	140	30	Brun oksydert overflate. Mye børstemark. Normalt utseende.
SA13	149	10	Grovt sandig sediment.
SA14	62	29	Brun oksydert overflate. Mye børstemark. Normalt utseende.
SA15	107	37	Sort lag (4-5 cm) over sandig sediment.
SA16	55	35,5	Inneholder en del treflis.
SA17	67	45	Organisk rikt sediment. Mye levende børstemark. Sortfarget sediment.
SA18	40	37	Meget sort og tydelig organiskholdig sediment. Mye børstemark.
SA19 (SA3)*	178	30	Sort topplag over lyst lag.
SA20 (SA5)*	354	36,5	Brunt topplag (~ 1 cm) over sandig silt.
SA21 (SA8)*	375	36,5	Utpreget brun overflate over leire.
SA22 (SA10)*	340	30	Brun overflate over fin, fast leire.

\* Stasjonsnummer brukt i 1976.

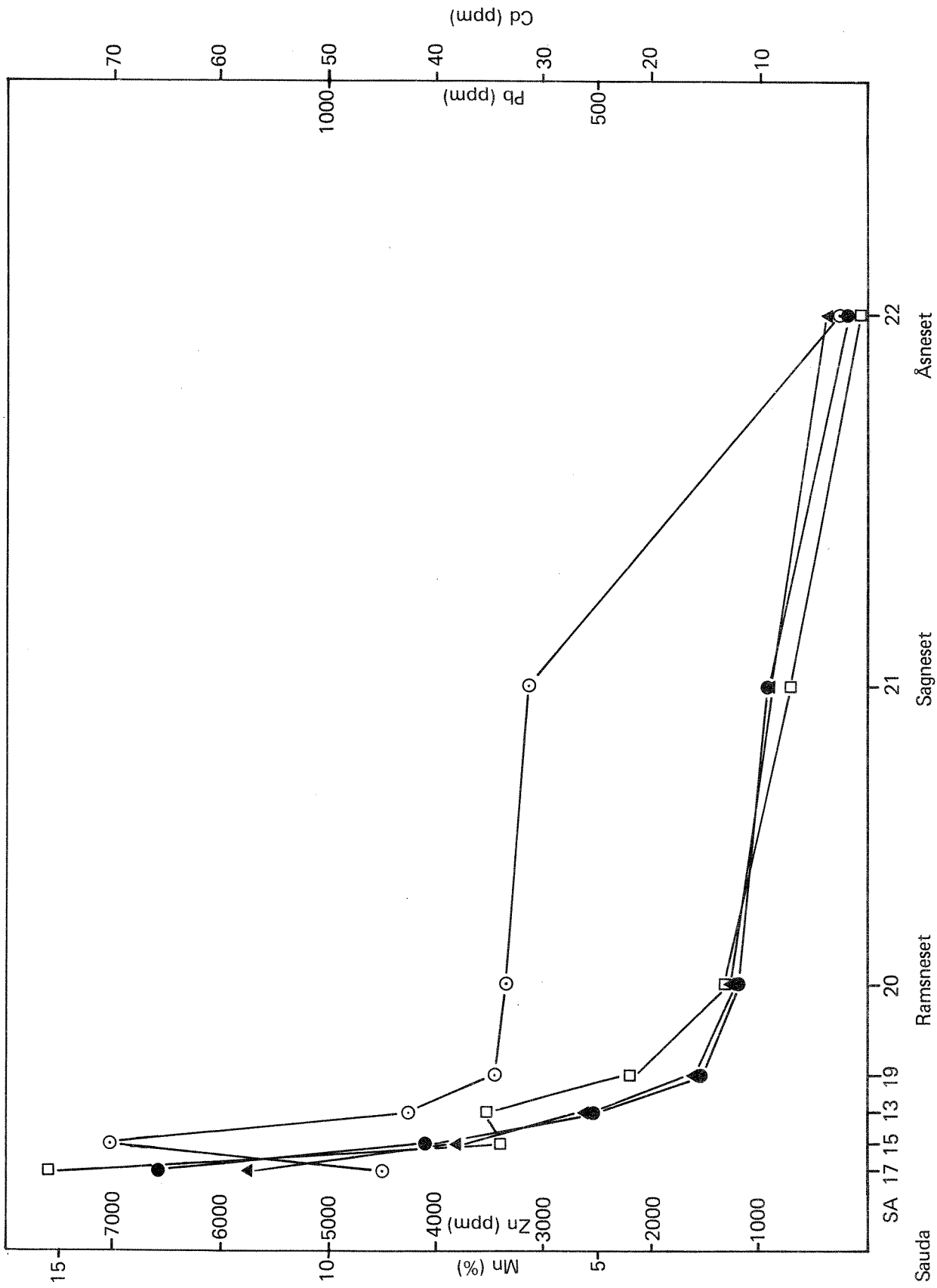


Fig. 7. Mangan (○), sink (●), bly (▲) og kadmium (□) i overflatesedimenter i Saudafjorden

Konsentrasjonene av mangan (Mn) i overflatesedimentene (0-1 cm) varierte mellom 0,5 % helt ytterst til 14 % i havnebassenget (fig. 7). Den tilsvarende variasjon i overflatesjiktet (0-2 cm) i 1976 var 0,08-7 %. Det er vanskelig å sammenligne direkte med 1976-resultatene da stasjonene ikke faller nøyaktig sammen og det er meget store lokale variasjoner. Den ytterste stasjonen (SA22) sammenfaller imidlertid ganske bra med SA10 i 1976, og her ble det målt 0,8 % Mn i 1976 og 0,5 % Mn i 1981. Både SA21 og 20 faller dårlig sammen med tilsvarende stasjoner i 1976. Dette skyldes mangelfullt posisjoneringsutstyr og ekkolodd på de fartøyene som ble brukt. Et eksempel på dette er stasjonene SA5 og SA8 tatt i 1976 (NIVA, 1979 a). Disse ble tilsynelatende ikke tatt i fjordens djupål, men på siden (grunnere). Dette medførte usedvanlig lave metallkonsentrasjoner i disse prøvene. I den følgende diskusjonen vil det bare i liten grad bli forsøkt sammenlignet med 1976-undersøkelsen, men i stedet vil man bruke vertikalgradientene i sedimentet avsatt nærmest utslippet til å bedømme om forurensningen har avtatt eller tiltatt.

Generelt er manganinnholdet i overflatesedimentene i hele Saudafjorden unormalt høyt. Normalt er overflatekonsentrasjonene av mangan i oksiske fjordsedimenter mindre enn 0,5 %. Bortsett fra nærmest utslippet (SA17) er de høyeste konsentrasjonene målt i det øverste sjiktet (0-1 cm). Når det ikke er en klarere reduksjon i manganinnhold i overflatesedimentene i havnebassenget hvor sedimenttilveksten antas å være stor, må dette skyldes at tidligere sedimentert mangan reduseres (løses) nede i sedimentet, diffunderer oppover og utfelles i overflaten hvor oksygen er tilstede. Vi kan derfor forutsi at til tross for reduksjoner i utslippene av mangan til Saudafjorden, så vil overflatesedimentene i meget lang tid vise unormalt høye mangankonsentrasjoner.

Konsentrasjonene av sink (Zn) er også svært høye i sedimentene. Overflatesedimentene viser variasjoner mellom 200 og 6580 ppm Zn. Høyeste konsentrasjon ble målt nærmest utslippet (SA17), men her viser vertikalprofilene en klar økning nedover i sedimentet (fig. 8). Utslaget er størst på de stasjonene som ligger nærmest Sauda (SA16, 17 og 18) og noe mindre på de øvrige innenfor Ramsneset (fig. 8). Dette må være et klart resultat av reduserte utslipp. Likevel er sink-konsentrasjonene meget høye i Saudafjorden. Høyere konsentrasjoner av sink er bare målt i Sørfjorden i Hardanger.

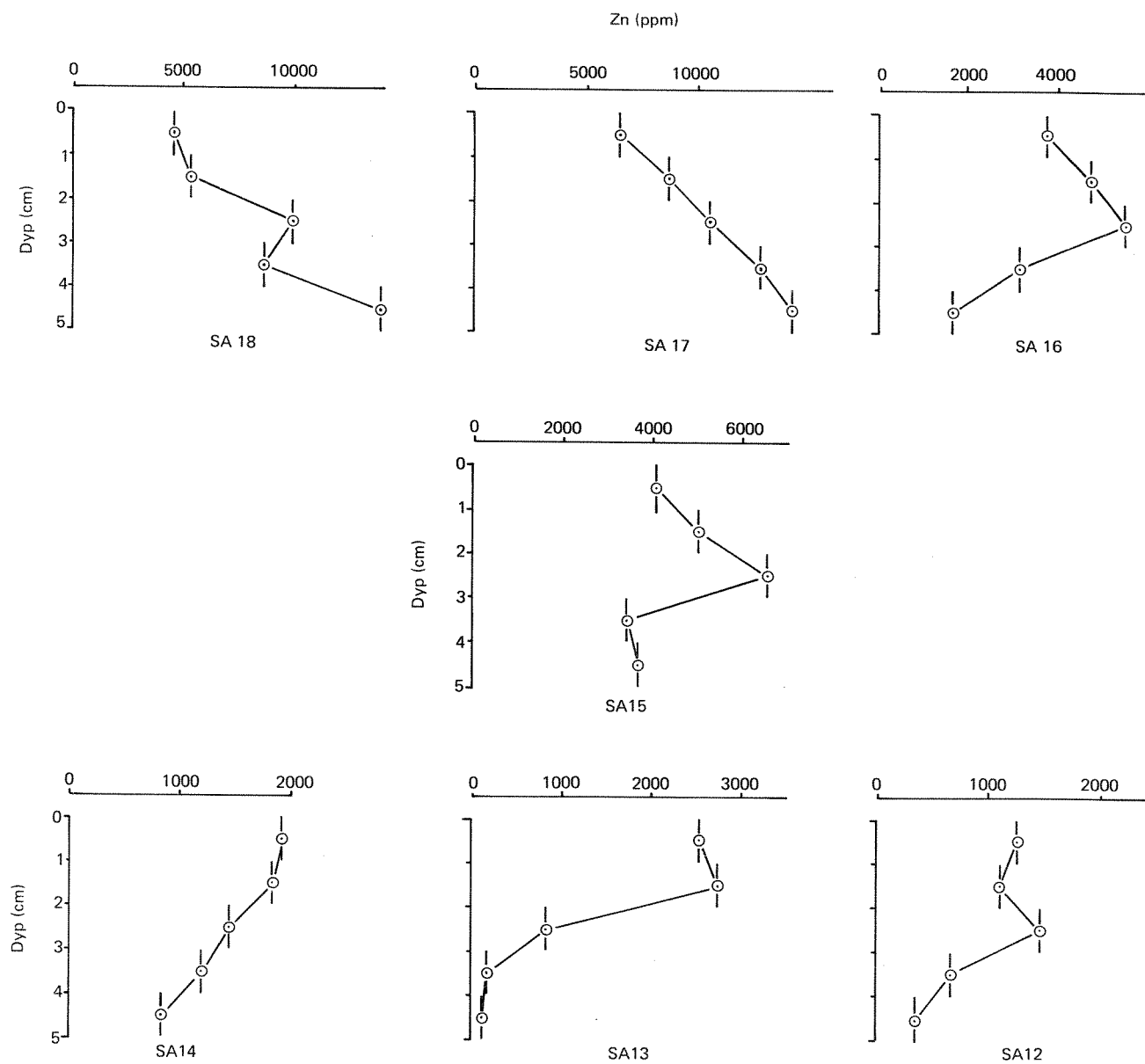


Fig. 8. Vertikal fordeling av sink i sedimentene i indre deler av Saudafjorden

Bly (Pb) viser på samme måte som sink høye konsentrasjoner i sedimentene (70-1150 ppm i overflatesedimentene). Fordelingen både horisontalt og vertikalt er svært lik fordelingen av sink. Forholdstallet Zn/Pb er ca. 5 i overflatesedimentene i hele fjorden. Reduksjonen i blykonsentrasjonen mot overflaten av sedimentene nær utslippet antas å skyldes reduserte blyutslipp etter 1978 da renseanlegget kom i drift.

Tidligere sedimentundersøkelser i Saudafjorden har vist unormalt høye kadmium-konsentrasjoner, til tross for at utslippene fra smelteverket er beregnet til å være moderate. Det er tidligere også spekulert på om det finnes andre kilder til kadmium. Imidlertid viser fordelingen av kadmium i sedimentene seg å være nærmest identisk med fordelingen til sink og bly (Fig. 7). Det er derfor sannsynlig at det kun finnes én hovedkilde for kadmium, og det er Sauda Smelteverk. Forholdstallet mellom sink og kadmium vil kunne brukes til å estimere de reelle utslippene av kadmium, forutsatt at sink og kadmium avsettes i proporsjonale mengder i sedimentene. Forholdstallet Zn/Cd i overflatesedimentene i havnebassenget i Sauda er ca. 90. Det betyr at det sedimenterer 90 ganger så mye sink som kadmium i dette området. Tar vi utgangspunkt i utslippstall fra 1980 ble det sluppet ut ca. 60 tonn sink. Det tilsvarende kadmiumutslippet skulle da være 650 kg (~ 100 kg ifølge utslippsberegninger, tabell 1). Utslippstallene for 1981 fra smelteverket for sink og kadmium er også usikre (sink ~ 25 tonn, kadmium ~ 50-150 kg). Om vi bruker disse tallene viser det seg at det beregnede kadmiumutslippet er 2-5 ganger for lavt i forhold til hva som gjenfinnes i sedimentene. Ut fra de aktuelle konsentrasjonene målt i sedimentene er det mindre sannsynlig at sinkutslippet i realiteten er beregnet for høyt, enn at kadmiumutslippet er vurdert for lavt. Sammenligning med konsentrasjoner av kadmium målt i sedimenter i Sørfjorden og med utslipp fra Norzinc A/S (Skei et al., 1972) underbygger også antagelsen om at kadmiumbelastningen på Saudafjorden er noe større enn det fremgår av utslippsberegningene (tabell 1).

### 5.5 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i sedimentene - resultater og diskusjon

Av de forurensende stoffene som tilføres Saudafjorden har PAH tiltrukket seg størst oppmerksomhet. Det skyldes at denne stoffgruppen slippes ut i store mengder fra Sauda Smelteverk og at den er kjent for å inneholde potensielt kreftfremkallende forbindelser og for å anrikes i marine organismer og bunnsedimenter. Det siste skyldes PAHs tendens til å være knyttet til partikulært materiale.

Tidligere sedimentundersøkelser (desember 1976) viste svært høye konsentrasjoner av PAH i overflatesedimenter fra Saudafjorden (NIVA, 1979 a; Bjørseth et al., 1979). De høyeste nivåene ble målt nærmest utslippet for deretter å avta raskt utover fjorden.

Prøvetakingen på sedimenter i 1981 ble konsentrert om den innerste delen av Saudafjorden, men prøver ble likevel tatt helt ut til samløpet med Hylsfjorden (Fig. 2). Resultatene av PAH-analysene gitt i Tabell A9 viser en klar og entydig tendens. I likhet med 1976 ble de høyeste konsentrasjonene målt nærmest utslippet (Fig. 9). De relativt lave konsentrasjonene på st. SA13 skyldes at dette sedimentet var sandig (Tabell 2). Dette betyr at kornstørrelsen i sedimentet spiller en avgjørende rolle. Selve nivåene av PAH er ellers stort sett de samme som i 1976. Dette gjelder også målinger gjort i sedimentene ved Ramsneset, Sagneset og sør for Åsneset. Disse målingene er gjort i de øvre lag av sedimentene. Sedimenttilveksten i Saudafjorden sør for Ramsneset er trolig lavere enn 2mm/år (NIVA, 1979 a) og det er således ikke å forvente at effekten av rensiltak iverksatt i 1978 skulle kunne registreres i sedimentene etter så få år. Innenfor Ramsneset derimot hvor sedimenttilveksten er blitt anslått til minimum 3-4 mm/pr. år ville man vente å se en klar reduksjon i forhold til nivåene målt i 1976. Når dette ikke er tilfelle tyder det på at PAH-belastningen på sedimentene i Saudas havnebasseng er stort sett like stor i perioden 1978-81 som den var i perioden 1973-76. Dette er i uoverensstemmelse med utslippsdata, men i overensstemmelse med registrerte nivåer av PAH i muslinger i samme tidsrom (Kap. 8.2).

Forklaringen på dette er svært usikker, men det bør vurderes i hvilken grad Sauda Smelteverk bidrar med PAH til fjorden via avfallsstoffer som

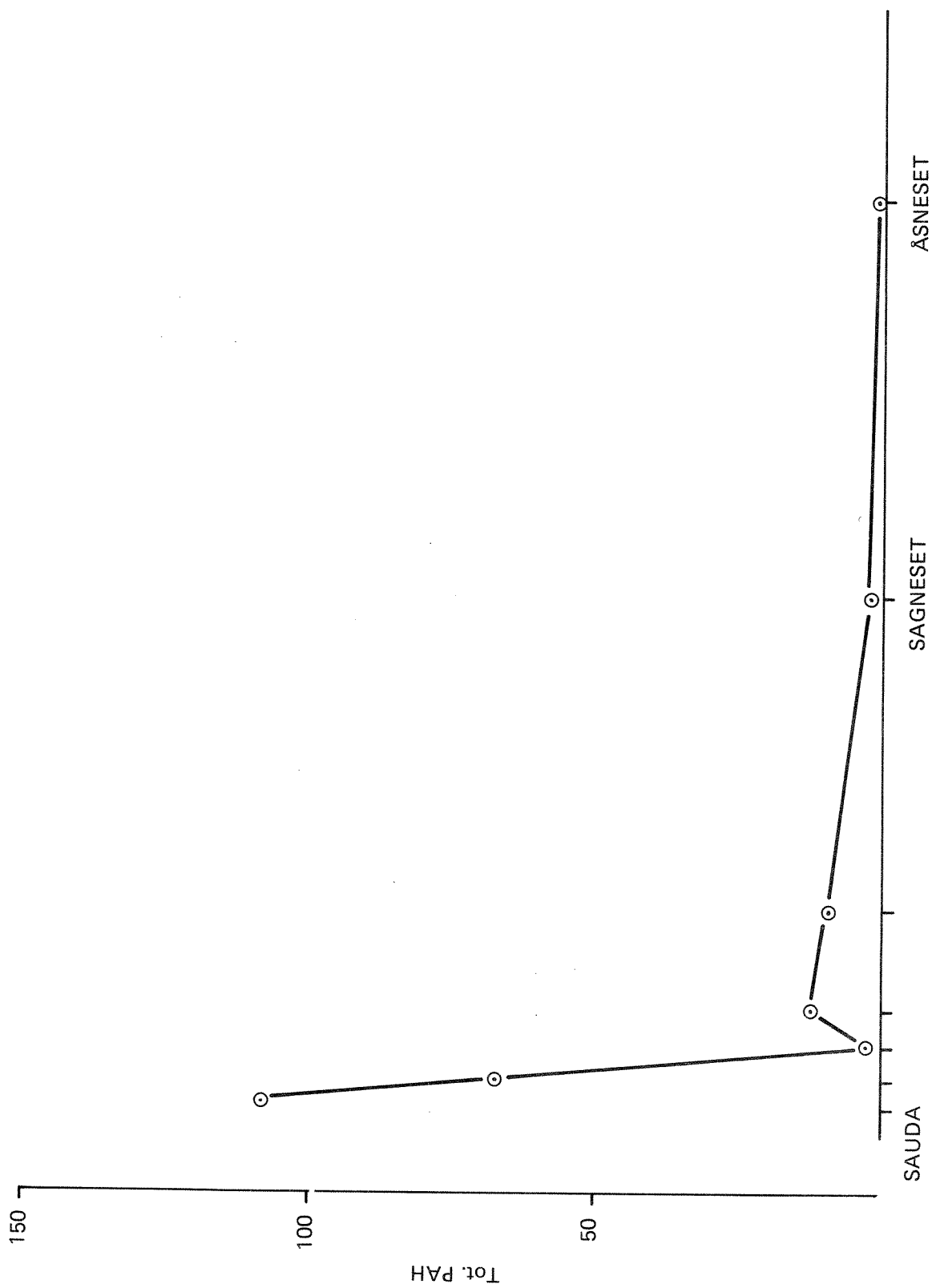


Fig. 9. Totalmengden polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i overflatesedimentene i Saudafjorden, mg/kg tørrvekt. (Profil basert på stasjoner langs fjordens midtlinje - SA 17, SA 15, SA 13, SA 19, SA 20, SA 21 og SA 22)



går utenom renseanlegget (f.eks. koksstøv i forbindelse med lasting/lossing ved kaiene, tilførsel fra slagghauger på land, sig fra deponering av slam, atmosfærisk næredfall).

På stasjonen ved Sagneset (Fig. 2) ble det i tillegg til målinger av PAH i det øverste overflateskiktet også gjort målinger nedover i sedimentet ned til 20 cm (Fig. 10). Resultatene viser at de øvre 4-6 cm av sedimentet er kontaminert med PAH. I det underliggende sediment er nivået av total PAH mindre enn 0,5 ppm og dette kan muligens betraktes som naturlige bakgrunsnivåer (Bjørseth et al., 1979). Hvis de øvre 6 cm av sedimentet er kontaminert i løpet av de vel 50 år som Sauda Smelteverk har vært i drift, gir dette en gjennomsnittlig sedimenttilvekst i overkant av 1 mm pr. år. Dette stemmer så noenlunde med aldersdateringer foretatt i 1976 (NIVA, 1979 a).

Sammensetningen av PAH i sedimentene viser en dominans av benzofluorantener, benzo(ghi)perylene, benzo(e)pyren, fluoranten og fenantren. Sammensetningen indikerer klart at sot etter forbrenning er hovedkilden til PAH i Saudafjorden (Sporstøl et al, in press.).

Det er ellers ingen klar sammenheng mellom fordelingen av PAH og metaller i sedimentene, bortsett fra det generelle bildet med høyeste konsentrasjoner i havnebassenget og avtagende nivåer utover fjorden. Det kan enten bety at de tilføres fjorden på noe forskjellig måte eller at sedimenteringsprosessene for disse to stoffgruppene er forskjellige.

Om de vann-sedimentkjemiske undersøkelsene kan det sammenfattende sies:

- Analyser av partikulært materiale (partikler større enn 0,4  $\mu\text{m}$ ) viste at overflatevannet inneholdt en del leirpartikler (partikulært aluminium) som skyldes naturlige tilførsler via ellevann. Konsentrasjonen av partikulært mangan var høy i hele vannmassen i havnebassenget. Dette skyldes utvilsomt utslipp fra Sauda Smelteverk. Mesteparten av dette manganet er syreløslig ( $\sim 70\%$ ) og er således lett tilgjengelig for organismer, samtidig som det lett omdannes til løst mangan i sedimentene. Konsentrasjonene av partikulært bly, sink og kadmium i vannmassene var lave, men noe høyere konsentrasjoner av bly og sink i overflatevannet ble observert.

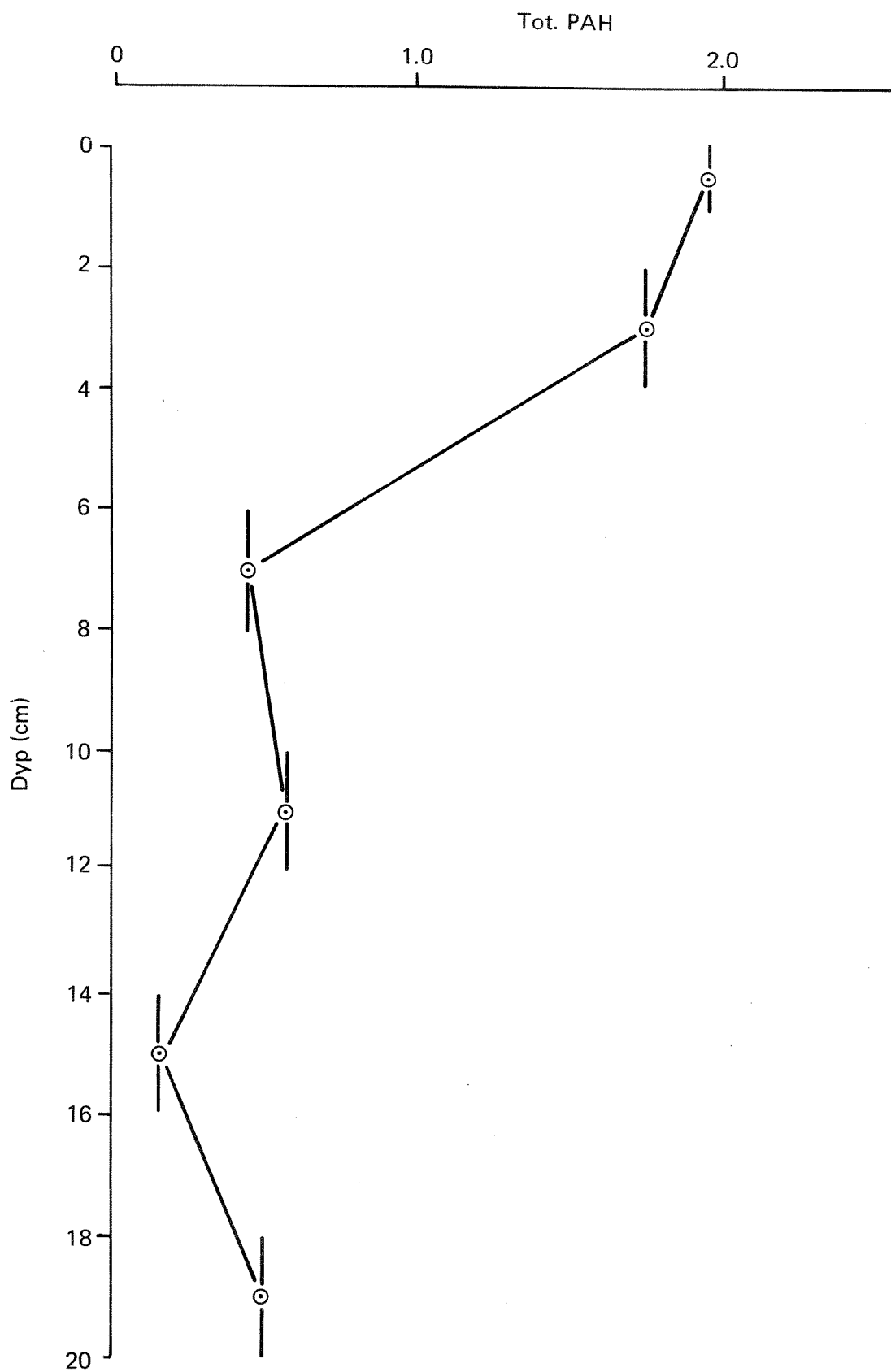


Fig.10. Vertikal fordeling av polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i en sedimentkjerne tatt nær Sagneset (SA21) (ppm tørt sediment)

- Analyser av løste metaller viste at innholdet av mangan var gjennomgående lavere enn 50 µg/l og at bly, sink og kadmium forelå i relativt lave konsentrasjoner tatt i betraktning av at havnebassenget i Sauda er et metallforurenset område. En tendens til noe høyere konsentrasjoner av løste metaller i overflatevannet og i vannprøver tatt i kontaktflaten mellom vann og sediment ble observert. Det siste antas å skyldes utlekking av løst bly, sink og kadmium fra bunnsedimentene.
- Sammenlignet med målinger av totalkonsentrasjoner av metaller i vannmassene i 1974 er det en kraftig reduksjon av mangan og sink, noe som må skyldes reduserte utslipp fra Sauda Smelteverk fra 1978.
- Bunnsedimentenes innhold av metaller var omtrent det samme som i 1976, med høye konsentrasjoner av mangan, bly, sink og kadmium i Saudas havnebasseng og raskt avtagende konsentrasjoner mot Saudafjordens munning. Vertikalt i sedimentene nærmest Sauda økte konsentrasjonene av alle metallene unntatt mangan nedover i sedimentet. Dette tyder på at tilførselene av bly, sink og kadmium har avtatt betydelig de siste årene. Når mangan ikke viser samme trend skyldes dette trolig at mangan løses lengere nede i sedimentet, transporteres oppover og felles nær overflaten. Til tross for reduksjoner i mangan-utslippene kan vi forutse at nivåene av mangan i overflatesedimentene vil holde seg høye i mange år fremover.

Lenger ute i Saudafjorden, hvor sedimenttilveksten er lavere, kan vi ikke vente å se noen forandring som følge av utslippsreduksjonen gjennomført i 1978.

De høye kadmiumkonsentrasjonene målt i sedimentene i Saudafjorden er ikke helt i samsvar med utslippstallene som viser lave utslipp. Sedimentene inneholder ca. 90 ganger mere sink enn kadmium. Hvis utslippstallene for sink er så roenlunde riktige, og sink og kadmium sedimenterer i i proporsjonalt like store mengder tyder dette på at utslippstallene for kadmium er 2 - 5 ganger for lave.

- Konsentrasjonen av total PAH i sedimentene i Saudafjorden varierte mellom 0,8 ppm helt ytterst til 147 ppm helt innerst i fjorden (0-1 cm sedimentdyp). Det betyr at nivåene ikke har avtatt siden 1976 til tross for antatte utslippsreduksjoner. En årsak kan være tilførsler av PAH som går utenom smelteverkets renseanlegg.

## 6. GRUNTVANNSAMFUNN

Dykkerundersøkelser av flora og fauna ned til nedre grense for algevekst eller maksimum 25-30 m er foretatt på stasjonene vist i fig. 11. Observasjonene er dels talt inn på bånd ved dykkertelefon; dels er det samlet inn prøver for senere artsbestemmelse i laboratoriet. I likhet med tidligere er undersøkelsene såvidt mulig konsentrert om hardbunn og om større, fastsittende organismer med tydelig forekomst. Små arter (f.eks. blågrønnalger og små bevegelige dyr) vil være mer tilfeldig representert i materialet. Bredden på den observerte trasé er noe varierende, avhengig av bl.a. topografiske forhold, men stort sett (5) 10-20 (30) m. Observasjonstiden på hver stasjon har vært ca.  $2 \times \frac{1}{2}$  time (for henholdsvis plante- og dyreliv). Det følger av dette opplegget at mengdeangivelsene er anslagsmessige. Prøver er samlet inn fra 0-2, 2-5, 5-10 og > 10 m. For små arter i sparsom forekomst medfører dette usikkerhet i angivelse av vertikalutbredelse. Algeregistreringene på stasjonene G4 og G10 omfatter i det vesentlige hovedartene og bare grove trekk i vertikalfordelingen.

Feltobservasjonene er stilt sammen i appendiksfigur A1 og informasjonene mht. vanlig forekommende arter over og under spranlaget er vist i fig. 12. I figuren brukes for enkelthets skyld en grense på 4 m, mens grensen - særlig for bevegelige dyrs vedkommende - i stor grad er avhengig av hvor dypt ned det sterkt ferskvannspåvirkede overflatelaget strekker seg. I perioder vil dette ikke være dypere enn  $3-3\frac{1}{2}$  m.

Det er i hovedsaken bare mindre forskjeller mellom registreringene i 1981 og tidligere observasjoner. Bortsett fra brakkvannstolerante tanglopper og tanglus (NIVA, 1979a) og sporadisk opptreden av blåskjell, fantes nesten ikke makroskopiske dyr i de øvre 3-4 m. Også algevegetasjonen var fattig. Under 4 m var det en betydelig artsrikere fauna. Antallet algearter var beskjedent også under 4 m, men særlig er det mengden av alger som med få unntak har vært slående liten på dypere vann ved samtlige stasjoner.

De fattigste organismsamfunn er funnet på den utslippsnære stasjon G1 i havnebassenget. Her har det totale antall registrerte arter bare vært omkring halvparten av det som er funnet på stasjoner lenger ute. Spesielt har algesamfunnene vært preget av bare et lite antall grønnalger og blågrønnalger, med den forurensningstolerante Spirulina subsalsa og sedimentdekkende diatomeer som de eneste alger som fantes dypere enn 2 m.

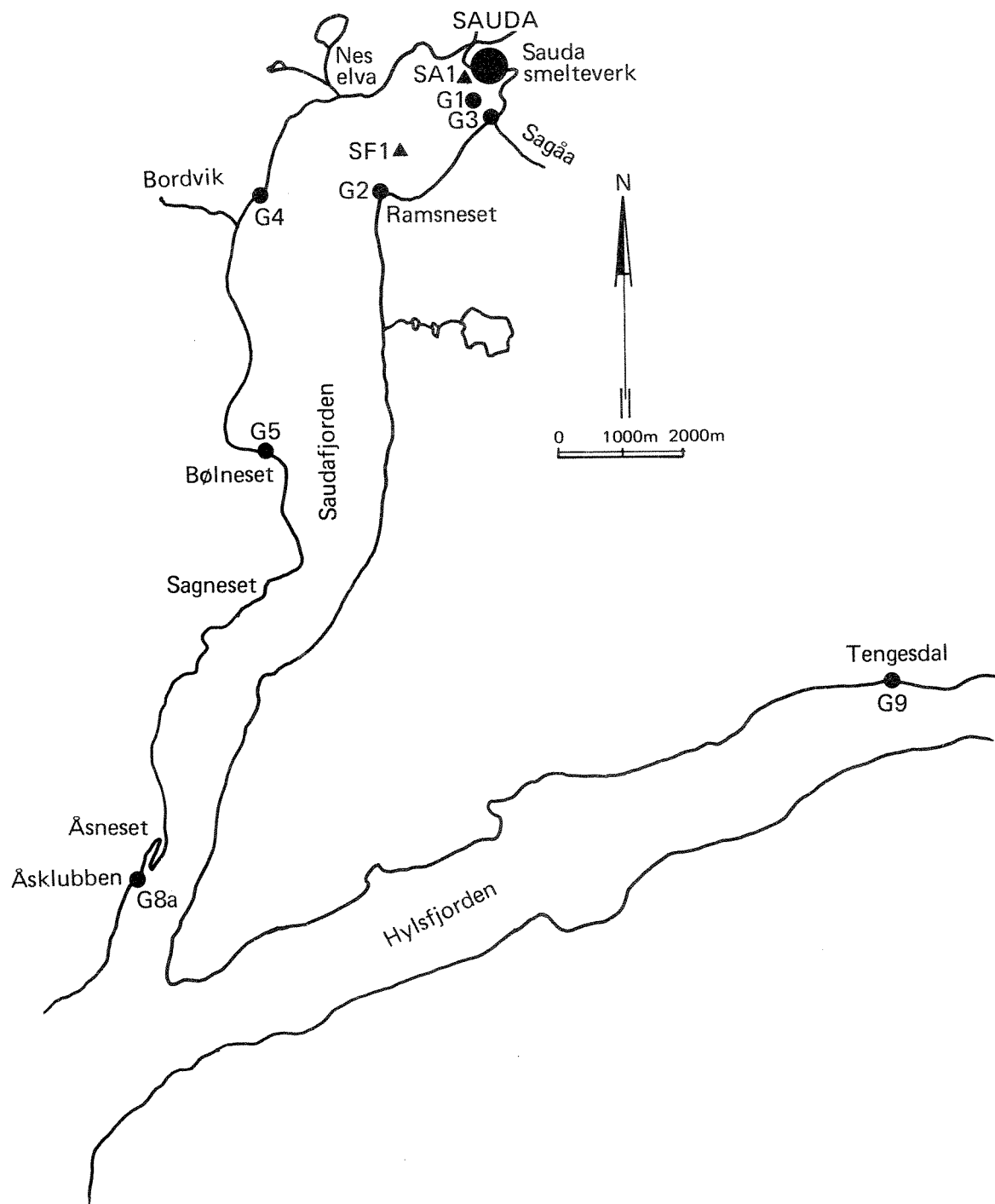


Fig. 11. Stasjoner for gruntvannsamfunn og miljøgifter i organismer (●) og for Sauda Smelteverks hydrografiske observasjoner (▲). (For PAH i muslinger er det i tillegg en stasjon ved Nævøy i Sandsfjorden)

A 0-4m

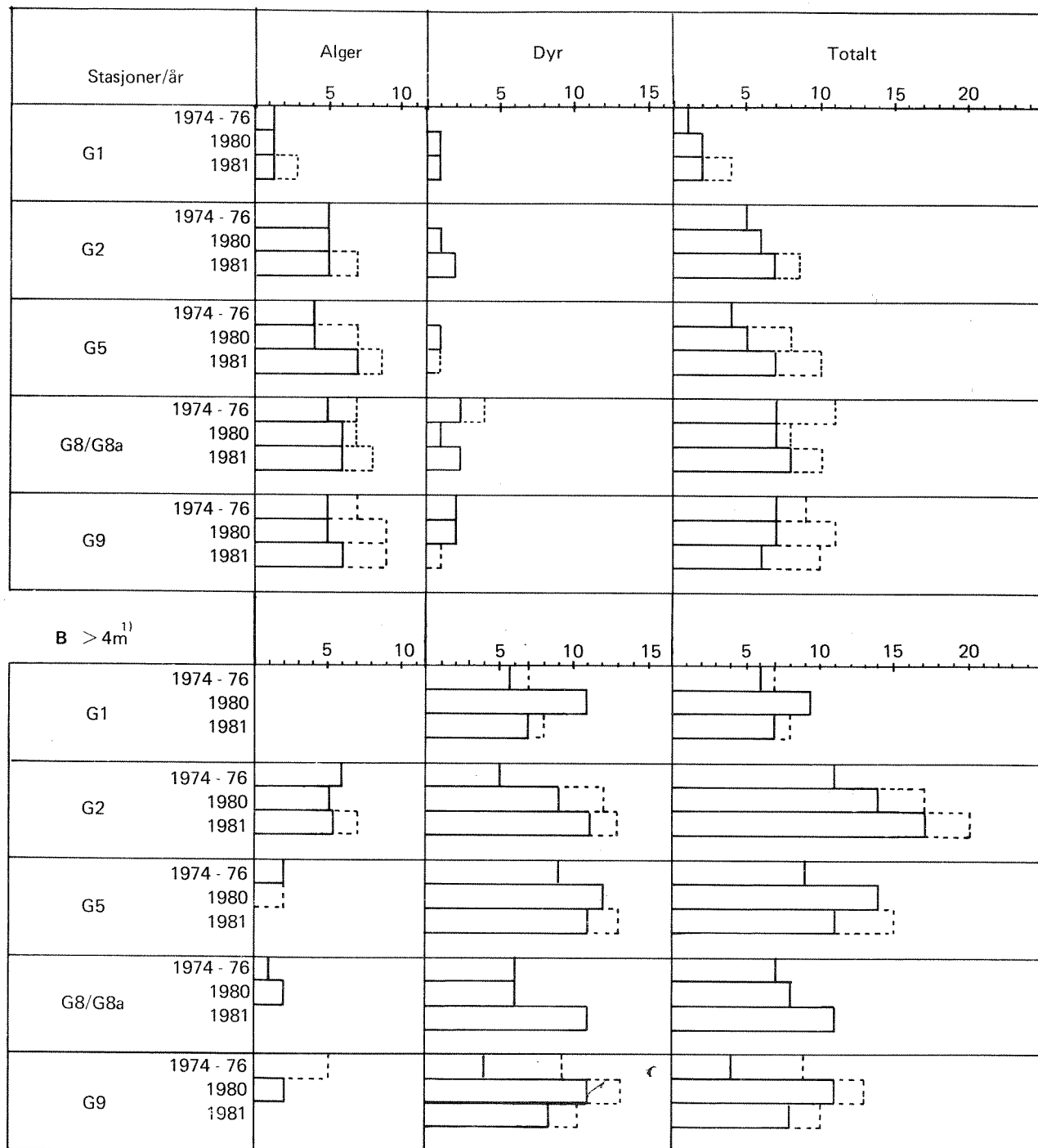


Fig. 12. Antall vanlig forekommende makroskopiske alger og dyr på gruntvannstasjoner i Saudafjorden og Hylsfjorden 1974/76-1981 (Stiplede søyler angir grensetilfeller mot "vanlig" forekommende. Sen nærmere forklaring i tekst")

I forbindelse med å bedømme forurensningsvirkninger er det viktig å merke seg at st. G2, som bare ligger 2 km utenfor utslippet, i alle observasjonsår har hatt til dels artsrikere samfunn av alger og dyr enn utenforliggende lokaliteter i Saudafjorden. Denne stasjonen utgjør også et av de delvise unntakene fra den vanlige sparsomme algeforekomsten. Det er her funnet trådformede rødalger som i ca. 5-12 m kunne danne et sammenhengende teppe over flere m<sup>2</sup> av småsteinet mudderbunn. Dette kan ha sammenheng med at sjøpinnsvin har vært mindre vanlig på denne stasjonen enn lenger ut. Spesielt har det ikke vært så mye av dem i 5-10 m. I denne forbindelse har det interesse at Drøbakkråkebollen (Strongylocentrotus droebachiensis) først ble registrert i 1981. Samme år fantes det svært lite alger i 4-8 m. Derimot opptrådte det i både 1974 og 1980 betydelige bestander av trådformede rødalger fra 4-5 m og nedover.

Av det ovenstående følger at det ikke er observert noen åpenbare avstandsgradienter i utslippsvirkninger på gruntvannssamfunn utenfor Ramsneset. Dyrelivet på alle Saudafjordstasjonene unntatt st. G1 er temmelig likt det som er observert ved Tengesdal i Hylsfjorden (st. G9). Antallet algearter har riktignok vært høyere i Hylsfjorden enn på Saudafjordstasjonene (bare ubetydelig høyere enn på st. G2), men mengden av alger har vært liten også på st. G9 hele perioden. Hylsfjordstasjonen har dessuten hatt samme preg av nedbeiting ved sjøpinnsvin som Saudafjordlokalitetene (unntatt st. G2).

Med forbehold for

- enkel metodikk
  - mangel på tilstrekkelige data om saltholdighetsvariasjoner
  - usikkerhet mht. til viten om giftvirkning på ømfintlige arter/livsstadier
- ligger det an til følgende konklusjoner om forholdene i Saudafjorden utenfor Ramsneset:
- Ferskvannspåvirkningen er den sannsynlige hovedårsaken til de meget fattige dyresamfunn ned til 3-4 m. Det samme gjelder den spesielle algefloraen i dette beltet, preget av stor forekomst av en ferskvannstolerant grønnalge, blågrønnalgen Spirulina subsalsa og til dels av en dvergform av blæretang.

Selv om reguleringseffekten er moderat med hensyn til endret mengde og rytme i ferskvannstilførselen, kan effekten ha vært forholdsmessig større på grunn av et allerede stresset miljø (NIVA, 1981 a).



- Under 4 m er det en fauna som kan anses som mer eller mindre normal for beskyttede fjordområder, dvs. preget av begrenset vannbevegelse og en del nedslamming av bunnen. I dette tilfelle kan tidligere utslipp ha bidratt betydelig til nedslammingen og den negative effekt dette har på vekstmulighetene til dyr som er avhengige av eller be-  
gunstiget av hardbunn.
- Fattige algesamfunn under 3-4 m kan delvis tilskrives den vanlige "fjordeffekten", dvs. dårlige vekstforhold innover i fjorden pga. uegnet bunn, nedslamming, dårlige lysforhold, samt liten vannbevegelse og dermed dårligere tilgang på næringsstoffer.
- Betydelige forekomster av sjøpinnsvin har bidratt til å holde algebestanden nede. Flere steder er det observert renbeitet fjell. Nedbeiting av algebestandene har indirekte stor betydning for den delen av faunaen som er avhengig av algene for levested og mat. Virkningene av nedbeiting kan være langvarig, men forøvrig er vekslingene i forholdet mellom forekomst av alger og sjøpinnsvin utilstrekkelig kjent.
- Mulige giftvirkninger av utslippet lar seg ikke etterspore i komplekset av naturbetingede mekanismer og sammenhenger så lenge det er en generell mangel på langtids- og livssyklustester med de aktuelle arter og simulterte økosystemtester med de berørte samfunn. (Situasjonen i Saudafjorden er i så henseende parallell til en rekke andre resipienter for industrielt avløpsvann av forskjellig slag).

## 7. BLØTBUNNSFAUNA

Bløtbunnsfaunaprøver ble innsamlet i første uke i mai 1981. Bløtbunnsfaunaen i Saudafjorden er også undersøkt i september 1974 (NIVA, 1976) og i oktober 1976 (NIVA, 1979a). Undersøkelsene da viste at bløtbunnsfaunaen utenfor kaiene til Sauda Smelteverk (ut til 100-200 m) til dels var ødelagt. En antok at årsakene var nedslamming, ugunstige fysiske egenskaper hos sedimentene og mulig giftvirkning fra metaller og PAH. På en lokalitet 350 m ut var faunaen ikke særlig redusert, men hadde en artssammensetning som tyder på forurensningsbelastning (blant annet den tette forekomsten av muslingen Thyasira sarsi). Også to kilometer ut midtfjords på 170 m dyp kunne faunaens sammensetning tyde på et ugunstig miljø.

Fra vestsiden av Storelvas utløp og utover, og fra Hesthamaren og utover langs fjordens sider på dyp grunnere enn 40-50 m var faunaen bortimot normal. På lokaliteter utover i fjorden må derfor bløtbunnsfaunaen på forholdsvis grunt vann forventes å reagere lite på endringer i smelteverksutslippet. På denne bakgrunn ble overvåkingsstasjonene opprettet i 1981 lagt i nærområdet og utover langs fjordens midtål (fig.13 og 14). Det ble tatt fire parallelle grabbprøver med Petersen grabb (0,1 m<sup>2</sup>) på de fleste stasjonene. På BF15 og BF16 ble det tatt to grabbskudd, og på de fire stasjonene innover mot kaiene (BF20-23), ett grabbskudd. Prøvene ble vasket gjennom siler med 1 mm hullstørrelse, og det resterende materialet tatt vare på for gjennomgåelse i laboratoriet. Alle prøvene fra 1981 er gjennomgått.

### Resultater

Fullstendig artsliste for innsamlingen i 1981 finnes i appendikstabell A 10, mens antallet arter innen forskjellige hovedgrupper og totalt er listet opp i tabell 3.

Et platå grunnere enn 50 m strekker seg omtrent 400 m utover fra elvemunningen og kaiene. St. BF19 (38 m dyp), BF20 (34 m), BF21 (31 m), BF22 (28 m) og BF23 (21 m) ble lagt i minkende avstand til kaiene innover på dette platået (fig.14).

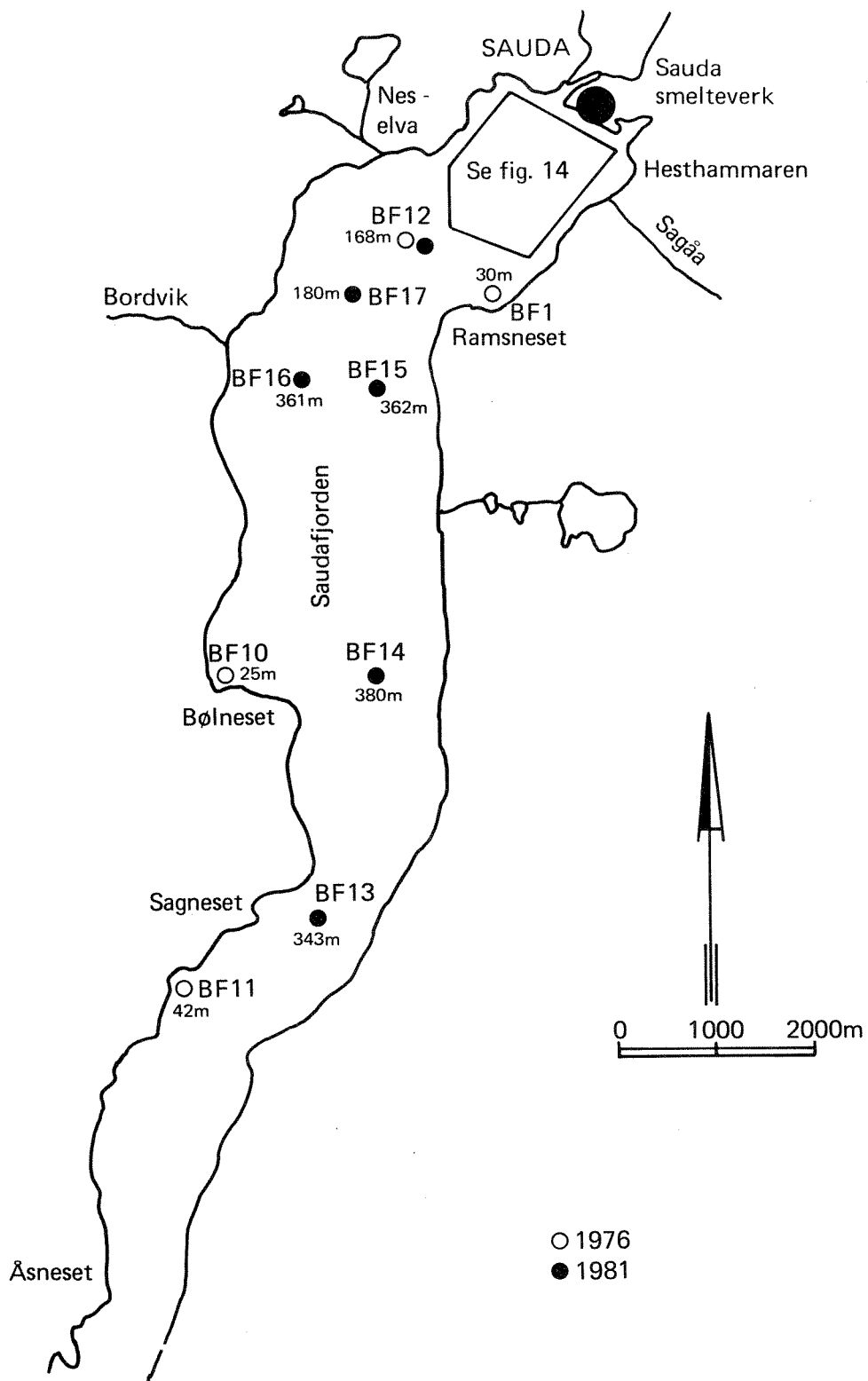


Fig. 13. Stasjoner for bløtbunnsfauna. Saudafjorden utenfor Ramsneset

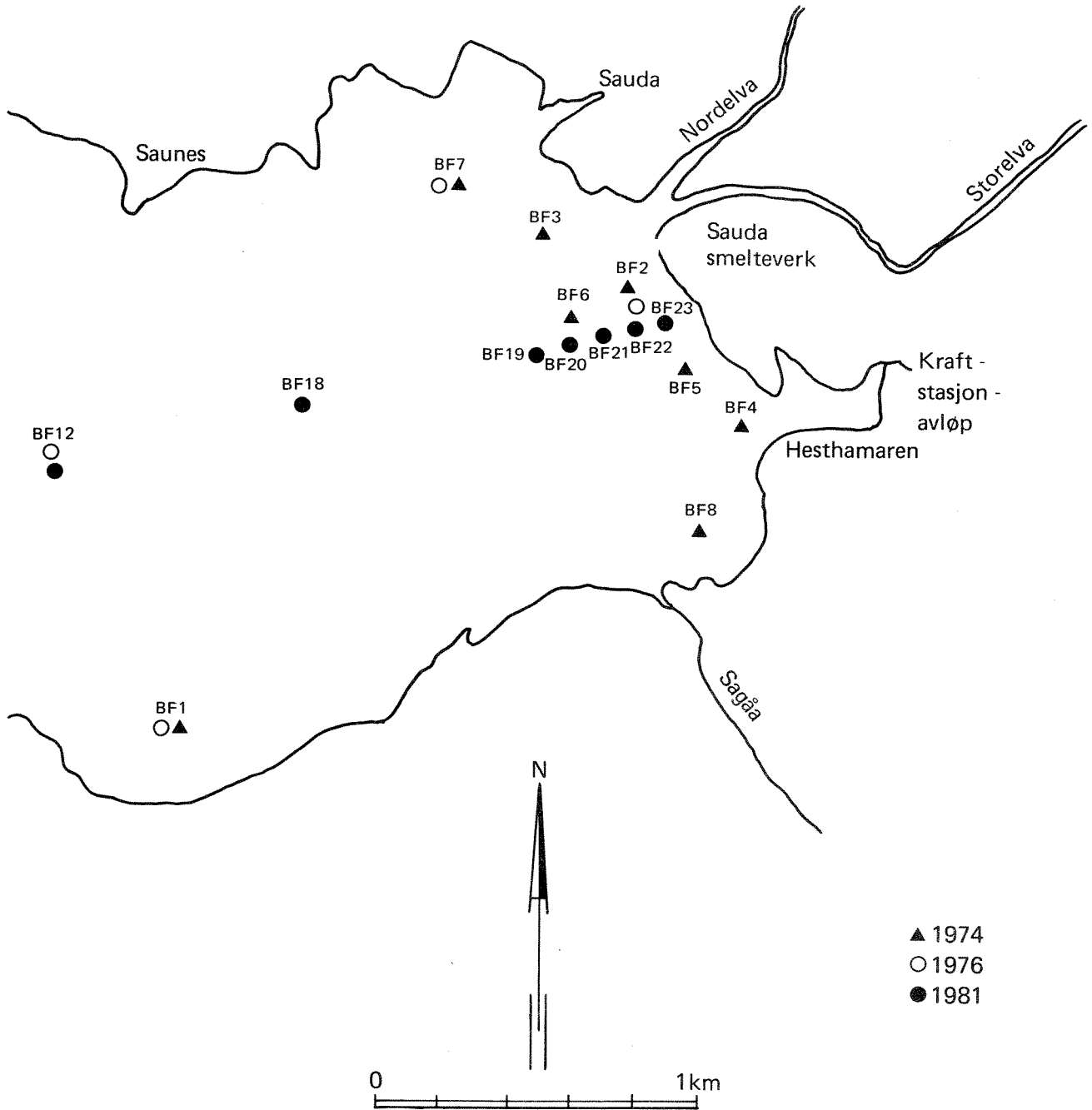


Fig. 14. Stasjoner for bløtbunnsfauna. Soudafjorden innenfor Ramsneset

Bunnen på de tre innerste stasjonene (BF21-23) besto av svart slam iblandet store mengder plantemateriale fra land, antagelig ført ut med ellevannet. Det var både lukt og tydelig spor av oljeaktige stoffer. Det fantes ingen dyr i prøvene. Lignende forhold ble registrert i 1974 og 1976, og det var ingen bedring å påvise i 1981. Mindre forandringer i influensområdets utbredelse kan likevel ha skjedd uten at det ble oppdaget ved de få stasjoner vi tok.

Tabell 3. Bløtbunnsfauna, antall arter av forskjellige hovedgrupper

Dyregruppe:	BF-stasjon:	13	14	15	16	17	12	18	19	20	21	22	23	Σ
	Dyp (m):	343	380	362	361	180	168	154	38	34	31	28	21	
	Antall grabbskudd:	4	4	2	2	4	4	4	4	1	1	1	1	
Børstemark	(Polychaeta)	11	9	3	1	8	8	7	8	1	0	0	0	33
Bløtdyr	(Mollusca)	6	5	2	1	6	5	5	1	0	0	0	0	13
Krepsdyr	(Crustacea)	2	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	3
Andre arter		1	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	2
	Σ	20	16	6	2	17	14	12	10	1	0	0	0	51

Også på stasjon BF20 var sedimentet svart. De eneste dyr var tre individer av børstemarken Ophiodromus flexuosus. Arten tåler forurensning bedre enn mange andre arter, og kan finnes nær opp til anoksiske bunnområder.

Faunaen på st. BF19 (38 m) var ikke mye forskjellig fra faunaen på de dypere stasjonene lenger ute i fjorden. De viktigste forskjellene var at børstemarkslekten Lumbrineris manglet på st. BF19, og at Thyasira-arten var en annen (T. sarsi). Thyasira sarsi er en vanlig musling på organisk rike sedimenter og kan indikere forurensning. Det samme gjelder børstemarkfamilien Cirratulidae, som det fantes mange individer av på st. BF19, men som manglet på de andre 1981-stasjonene (tabell A 10 ).

Sedimentene på st. BF15 (362 m) og st. BF16 (361 m) inneholdt mye sand og grus og ga små prøver med få dyr. De er derfor ikke så godt sammenlignbare med de andre stasjonene, men det var ingenting som tydet på at faunaen her var særlig ulik faunaen på de andre dypstasjonene.

Prøvene fra st. BF13 (343 m) og st. BF14 (380 m) var svært like hverandre. Det samme gjaldt prøvene fra st. BF17 (180 m), BF12 (168 m) og BF18 (154 m). Ulikhetene i faunaen mellom de to dypeste stasjonene og de andre var små og kan forklares ut fra dybdeforskjellen. Muslingen Kelliella miliaris og børstemarkfamilien Spionidae var rikt representert på de dype stasjonene.

Arter av børstemarkslekten Lumbrineris og muslingslekten Thyasira var de som forekom hyppigst i fjorden som helhet. Disse slektene er blant de vanligste i de fleste norske fjorder, også om det er moderate forurensningstilførsler.

Bortsett fra de små prøvene fra st. BF15 og 16 var det en tendens til økning av artsantallet utover i fjorden (tabell 2). Arts- og individantallene var likevel uvanlig lave på alle stasjoner. Dette kan delvis ha sammenheng med at prøvene ble tatt om våren. Prøver tatt om høsten ville antagelig ha vist en betydelig rikere fauna. De fleste artene formerer seg i sommerhalvåret og finnes derfor i størst individantall om høsten. I løpet av vinterhalvåret reduseres faunaen. Det er likevel uvisst om årstidssvingningene er hele forklaringen på den fattige faunaen i mai 1981. Bløtbunnfaunaen fra grunnere vann langs fjordens sider i oktober 1976 var betydelig rikere (NIVA, 1979 a).

Det var knapt påvisbare gradienter i faunaen fra den innerste dypstasjonen (BF18) og utover i fjorden.

Det kan konkluderes med at klare forurensningsvirkninger og -gradienter er konstatert over en strekning på 4-500 m på platået nær utslippet (fig. 14). På stasjonene BF21-23 var det tilnærmet livløst (uten makroskopiske dyr). Stasjon BF20 var også tydelig påvirket, mens forholdene nærmet seg det normale på st. BF19.

Lenger utover i fjorden er det ingen åpenbare forurensningseffekter. Hvis slike negative effekter er tilstede, er de neppe påvisbare med vanlig metodikk. Tilsvarende fattig fauna er ikke uvanlig i andre, upåvirkede norske fjordarmer langt fra åpen kyst, f.eks. Aurlandsfjorden i Sogn (NIVA, 1979 b). Årsaken kan bl.a. være begrenset tilgang på egnet bunn og føde (for mye terrestriske planterester i form av løv og mose bragt ut med ferskvann).

## 8. METALLER OG POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I ORGANISMER

### 8.1. Metaller i muslinger og tang

På bakgrunn av den konstaterte nedgang i organismenes metallinnhold etter at avløpsvannbehandlingen kom i gang (NIVA, 1981 a, ble metallanalyseprogrammet for muslinger konsentrert om de utslippsnære stasjonene G1 og G2 (fig. 11). For tangs vedkommende var det i 1980 fremdeles til dels tydelige overkonsentrasjoner også lenger ut i fjorden.

Prøvene er samlet inn samtidig med dykkerundersøkelsen av gruntvannsamfunn. For 0-skjells vedkommende har hver prøve bestått av 5-6 skjell, for blåskjell ca. 30-100, avhengig av størrelsen. Dette materialet er homogenisert til blandprøver fra hver lokalitet. Av tang har det måttet samles både grisetang og to vokseformer av blæretang p.g.a. varierende forekomst fra sted til sted. Av grisetang og normale blæretang er det benyttet skudd over 3dje blære ovenfra, alternativt øvre 15-20 cm. Av dvergformen av blæretang er det benyttet hele planter fraskåret nedre 1-2 cm. Hver tangprøve har bestått av materiale fra flere planter (5-20, avhengig av størrelse og forekomst).

Alle prøvene er lagt i plastposer og oppbevart mørkt og nedfrosset inntil analyse. Analysene er foretatt på Sentralinstituttet for industriell forskning ved atomabsorpsjon etter homogenisering (SI, 1979).

Resultatene for 1981 finnes i appendikstabell A 11, og utviklingen siden 1974/76 fremgår av fig. 15.

For mangan, sink og bly er det en i hovedsaken tydelig tendens til betydelig minsket metallinnhold etter at behandlingsanlegget kom i drift (1978). Når det gjelder sink og mangan i tang har denne tendensen til dels fortsatt fra 1980 til 1981, mens utslagene har vært noe forskjellig for blys vedkommende. Kadmium viser ikke samme utvikling, men som det ses av pil-markeringene på figuren, kan konsentrasjonene av dette metallet hele tiden ha ligget nærmere de antydede normalkonsentrasjonene enn konsentrasjonene av de tre øvrige metallene har gjort. (Det samme er tilfellet for kobber, som ikke er med på figuren.)

Jeynføres førtilstanden med siste års resultater for tang kan man i hovedsaken angi følgende prosentvise reduksjon:

Mangan:	60 - 80(90) %	(mest lengst ut i fjorden)
Sink:	60 - 80 %	(noe mindre i Hylsfjorden)
Bly:	50 - 75(80) %	(ingen forandring i Hylsfjorden og forøvrig minst reduksjon lengst ute i fjorden)

For 0-skjells vedkommende er det lite data fra 1981 (se begrunnelse ovenfor), men sammenlignes førkonsentrasjonene med data fra 1980 kan disse reduksjoner antydes:

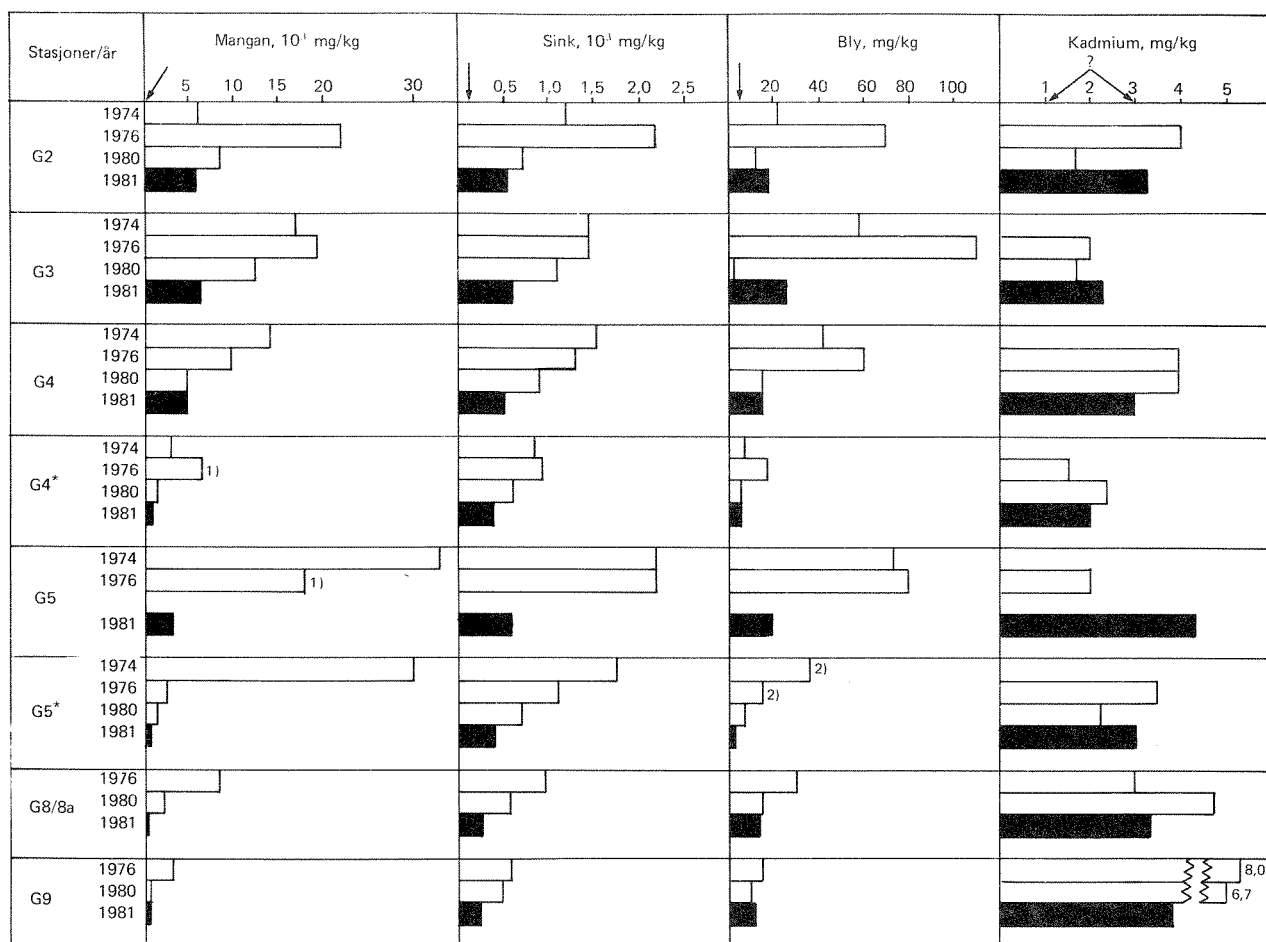
Mangan:	50 - 80 %	(mest på innerste stasjon)
Sink:	mangler pålitelige data om førsituasjonen	
Bly:	60 - 80 %	
Kadmium:	0 - 50 %	(mest i ytre fjord, tvilsom tendens)

Minskningen i organismenes metallinnhold samsvarer godt med reduksjonen på ca. 75 % i totaltilførselen med suspendert stoff (medregnet finfraksjonen som går gjennom glassfiberfilter, se kap. 3). Finfraksjonen av det partikulære materialet er av særlig interesse fordi det må regnes med at denne delen er mest tilgjengelig for organismene. I kap. 3 er det antydnet at det har funnet sted en belastningsreduksjon på ca. 30 % for denne delen av avfallet, mao. mindre enn halvparten av den registrerte minskning i tangs og muslingers metallinnhold.

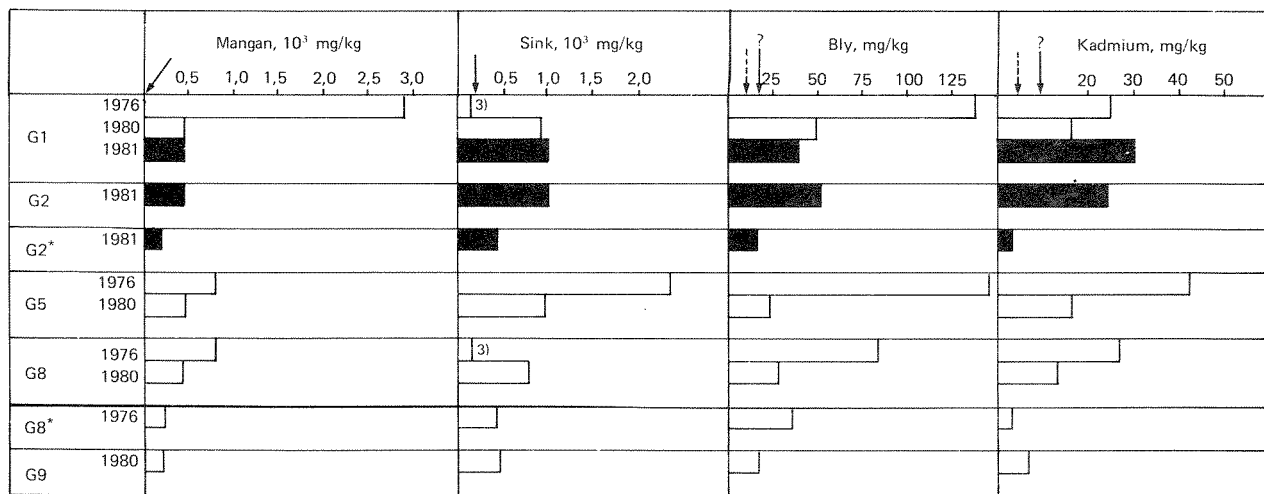
En mulig forklaring kan ligge i at reduksjonen i utslipp av oppløste metaller har vært prosentvis større enn reduksjonen i belastningen med finpartikulært og oppløst metall tilsammen. Imidlertid har man ikke opplysninger om den fraksjonen som er i ekte oppløsning. Derimot kan det på teoretisk grunnlag hevdes at hypotesen er tvilsom fordi det ikke er noe i prosessen som tilsier at en betydelig del av metallene befinner seg i ekte løsning. Problemet illustrerer hvor viktig det er å ha en grundig kvalitativ og kvantitativ karakteristikk av spillvannet for å kunne vurdere både resipienttilstanden og hva som egentlig oppnås gjennom avløpsvannbehandlingen. Særlig for bly og kadmium står man omtrent uten holdepunkter for å bedømme om resultatene fra resipientundersøkelsen er slik man kunne vente ut fra belastningsdata og behandlingsanleggets ytelser.



A Blæretang / Grisatang\*



B Oskjell / Blåskjell\* (Ved forskjell er piler for øvre grense av tilnærmede normalverdier stiple for blåskjell)



1) Snitt av to prøver 2) Korigert for fei. i årsrapport for 1980 (NIVA, 1981a) 3) Usannsynlig verdi

Fig. 15. Metallinnhold i muslinger og tang fra Saudafjorden/Hylsfjorden 1974-1981. Piler markerer øvre grense for tilnærmede normalverdier.

Selv om metallforurensningen i Saudafjorden er mindre akutt enn tidligere, er situasjonen fremdeles preget av forhøyet metallinnhold, særlig fra st. G5, Bølneset og innover. For mangans vedkommende er overkonsentrasjonene til dels betydelige, mens forhøyelsene er moderate for de øvrige metaller. Graden av forurensning lar seg vanskelig uttrykke som en enkel faktor ganger "normalkonsentrasjonen". Grunnen er at denne ofte varierer over en størrelsesorden, betinget av flere naturlige faktorer (kfr. f.eks. Knutzen, 1979 om tang og Philips (1980) om bl.a. muslinger). Hvis man regner med en antatt øvre grense for normalt metallinnhold (Knutzen 1979, NIVA 1982 a) kan overkonsentrasjonene i Saudafjorden angis som følger (kfr. også fig. 15).

	Mangan	Sink	Bly	Kadmium
Tang	5 - 50 (500)	2 - 5 (20)	2 - 5 (20)	1 - 2 (20)
Muslinger	2 - 5 (50)	2 - 5 (20)	2 - 3 (5)	1 - 3 (10)

Parentesverdien angir her maksimale overkonsentrasjoner, dvs. hvis man ved beregningen istedenfor øvre grense for normalvariasjonen benytter et lavt anslag for normalinnholdet. Det fremgår både av fig. 15 og ovenstående tall at det er mangan som viser både størst overkonsentrasjoner og tydeligst fall i konsentrasjonen med økende avstand fra utslippet. Med forbehold om mulige ulikheter i tilstandsform og spredningsmåte er de manglende avstandsgradienter en indikasjon på at overkonsentrasjonene av de to farligste metallene - bly og kadmium - er moderate og neppe overstiger 2-5 ganger normalkonsentrasjonen, men heller kan være mindre. Spesielt gjelder dette kadmium i tang, der de høyeste konsentrasjoner er påvist lengst fra utslippet. Imidlertid må det understrekes både at datamaterialet er spinkelt og at man i hvert fall for blys vedkommende har til dels tvilsomme erfaringer med analysemetodikkens reproduserbarhet.

Nøyere karakteristikk av forurensningssituasjonen mht. metallinnhold krever bedre kunnskaper om hvilke metallkonsentrasjoner som naturlig kunne forventes i Saudafjorden, og dette krever igjen generelt bedre innsikt i hvilke faktorer som spiller en rolle (bl.a. alder, størrelse, kjønn, fysiologisk tilstand, voksested, forskjellige resipientforhold). Saudafjorden er et av mange eksempler på at når graden av forurensning avtar, skjerpes kravene til både erkjennelesgrunnlaget og undersøkelsesmetodikken.

Den hittil anvendte metodikk har vært tilstrekkelig til med noenlunde sikkerhet å fastslå en forbedring i Saudafjordens tilstand. Enkelte tvilsomme analysetall, eksempler på stor spredning i resultatene og tilsynelatende manglende sammenheng mellom påvirkning og effekt (f.eks. inkonsistente tids- og avstandsgradienter) viser at opplegget må være mer omhyggelig for å kunne dokumentere den videre utvikling på en pålitelig måte. Når undersøkelserne gjenopptas, vil det derfor være lite hensiktsmessig å spare på analyseposten i budsjettet.

## 8.2. PAH i muslinger

Da det foruten å følge utviklingen i selve Saudafjorden var av interesse å få nærmere belyst hvor langt fra Sauda PAH-forurensningen kunne spores, ble det i 1981-programmet lagt til en stasjon på Nævøy, Sandsfjorden, vel 25 km fra Sauda. Forøvrig er det benyttet de samme overvåkingslokaliteter som tidligere (fig.11).

Fordi blåskjell regelmessig har inneholdt mer PAH enn 0-skjell fra samme sted, er det forsøkt å belyse dette forhold ved på en stasjon å samle inn blåskjell fra samme dyp som 0-skjell. (Det ble antatt at forskjellen skyldes i gjennomsnitt høyere PAH-innhold i overflatevannet, der blåskjell er mest vanlig).

Utenom overvåkingsprogrammet er det igangsatt et eget forsøk for å følge utskillelsen av PAH fra forurensede 0-skjell. Ca. 20 skjell ble bragt fra Sauda til NIVAs eksperimentstasjon ved Solbergstrand i Oslofjorden. Utskillelsen av PAH har vært fulgt siden september 1981. Forsøkene planlegges avsluttet når de siste skjellene har oppholdt seg i tilnærmet PAH-fritt vann i ett år, og den foreliggende rapport inneholder bare foreløpige resultater. Bakgrunnen for dette forsøket var at 0-skjellene fremdeles hadde høyt PAH-innhold etter at belastningen i 2 år tilsynelatende hadde vært sterkt redusert pga. avløpsvannbehandlingen. (Data om PAH i renseanleggets innløps- og utløpsvann fra 1979-80 antydte at mer enn 95 % av totalt PAH ble holdt tilbake i anlegget.)

PAH-analysene er utført ved gasskromatograf og glasskapillarkolonne (NIVA, 1980). Analyseresultatene fra 1981 finnes som rådatautskrifter i appendikstabell A 12, mens utviklingen 1976-1981 er vist i fig.16. Summen av potensielt kreftfremkallende forbindelser - KPAH - er beregnet som angitt i kap. 3. En analyseverdi for PAH i 0-skjell fra st. G1 i 1980 er korrigert fra 33 mg/kg tørrvekt (NIVA, 1981 a) til 93 mg/kg.

Av fig. 16 kan man i likhet med tidligere bl.a. konstatere at muslingenes PAH-innhold avtar raskt med avstanden utover i fjorden. Imidlertid er det en viss forskjell på de to arter. I 0-skjell har man stort sett funnet at PAH-innholdet er redusert med 95 - 98 % fra innerst til ytterst i fjorden. For blåskjell er det registrert noe varierende forhold, med bare ca. 60 % konsentrasjonsfall i 1980, mot vel 90 % i 1981. (Imidlertid må det bemerkes at blåskjell ikke vokser på stasjonen nærmest utslippet.)

Som nevnt i forrige årsrapport (NIVA, 1981a) er den sannsynlige forklaringen på at det er høyere konsentrasjoner i blåskjell enn i 0-skjell fra samme sted at overflatevannet er mer belastet med PAH enn vannet i det dyp der 0-skjell opptrer (dypere enn 6-7 m). På de indre lokalitetene burde likevel 0-skjell være like utsatt for PAH som blåskjell, fordi 0-skjellene der finnes halvt overdekket av sterkt PAH-påvirket sediment. Av fig. 16 ses imidlertid at også på den utslippsnære lokaliteten G2, Ramsneset, var PAH-innholdet høyst i blåskjell både i 1980 og ytterligere markert i 1981.

Da blåskjell sjelden opptrer i bestander så dypt som 0-skjell vokser, har det vært vanskelig å få belyst om

- blåskjells innhold av PAH sank med voksedypet, hvilket vilje være i samsvar med ovennevnte hypotese
- PAH-innholdet i 0-skjell og blåskjell fra samme stasjon ville være mer likt hvis begge arter ble samlet fra samme dyp.

Blåskjell fra st. G9, Tengesdal i Hylsfjorden, viste høyere PAH-innhold i unge eksemplarer fra 1 m dyp enn i noen få eldre individer samlet fra 7 m, henholdsvis 1,9 mg/kg tørrvekt og 0,8 mg/kg. 0-skjell samlet fra 7-8 m inneholdt bare 0,2 mg/kg. Forholdet mellom PAH-konsentrasjonen i blåskjell fra henholdsvis 1 og 7 m er for så vidt i overensstemmelse med antagelsen om størst PAH-belastning i overflatelaget, men konsentrasjonen var også høyere

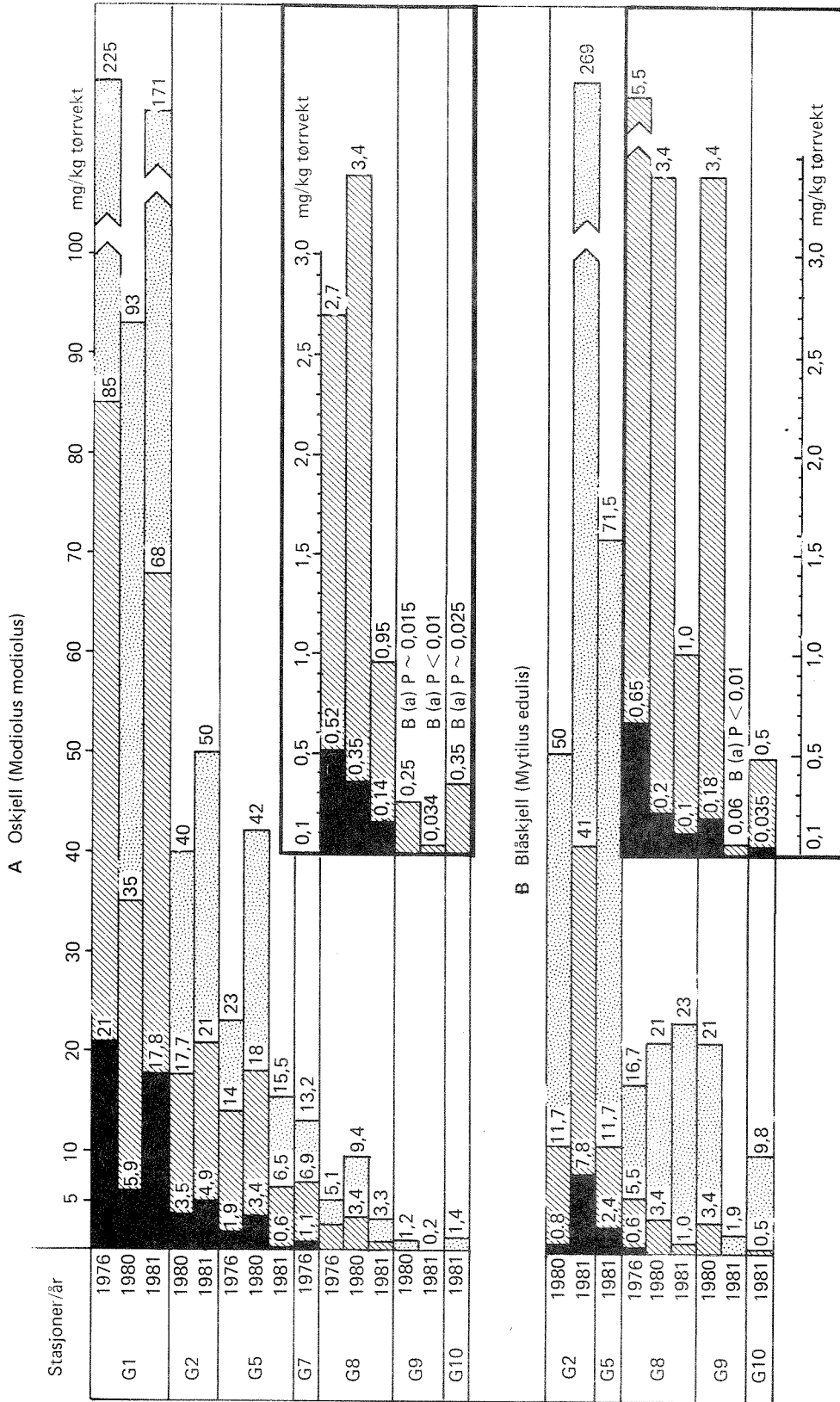


Fig. 16. PAH i oskjell (A) og blåskjell (B) fra Saudafjorden og Hylsfjorden 1976-1981, mg/kg tørrvekt

i blåskjell enn i 0-skjell fra omtrent samme dyp. Det er derfor også en mulighet for at artene kan ha forskjellige akkumulerings- og utskillelsegenskaper. I alle tilfeller ligger verdiene fra st. G9 nær "bakgrunsnivået" av PAH i både blåskjell og 0-skjell (Knutzen og Sortland, 1982), og dermed blir vurderingen enda mer usikker.

Antas øvre grense for denne "normalkonsentrasjonen" å være 0,2-0,3 mg/kg tørrvekt i 0-skjell og 0,5-1,0 mg/kg i blåskjell, ser man av fig. 16 at det så langt ut som ved Nævøy i Sandsfjorden er observert overkonsentrasjoner av total PAH på henholdsvis ca. 5 og 10 (20) ganger. Overkonsentrasjonene av den potensielt kreftfremkallende benzo(a)pyren - B(a)P - var omtrent den samme, og heller mindre enn større ifølge de data som foreligger fra uforurensede deler av kysten (Knutzen og Sortland, 1982). Andre punktkilder av noen størrelse er ikke kjent fra området, og det er derfor sannsynlig at det er smelteverksavløpet som har forårsaket de forhøyede konsentrasjoner. Tilsvarende erfaringer med langtrekkende virkning av PAH-utslipp har man fra f.eks. Vefsenfjorden og Ranafjorden (NIVA, 1981c og upublisert materiale).

Hvorvidt den påviste langtrekkende spredning av PAH kan få praktiske konsekvenser eller ikke, beror i det vesentlige på om det er lokal interesse for dyrking av skjell, samt helsemyndighetenes vurdering.

Motsatt det man skulle forvente er det ingen klar tendens til at PAH-konsentrasjonen har avtatt i forhold til tiden før avløpsvannbehandlingen tok til, og heller ikke fra 1980 til 1981. Tallene er ikke lette å tolke, og det synes å være behov for en egen problemorientert undersøkelse som dekker flere muligheter:

- feilkilder og usikkerhetsmarginer ved prøvetakings- og analysemetodikk
- mulige individuelle forskjeller i skjellenes akkumuleringssegenskaper
- hastigheten i muslingenes opptaks- og utskillellesprosesser
- pålitelige data om PAH-belastningen fra behandlet avløpsvann og mulige andre kilder . (deponier for PAH-holdig slam og annen diffus belastning)
- PAH's nedbrytningstid og mobilisering fra PAH-holdige sedimenter.

Et vitnesbyrd om usikkerhet knyttet til analysemetodikk has fra reanalysen av PAH-ekstrakt fra 0-skjell samlet på st. G1 i 1980. Reanalysen ga som resultat en PAH-konsentrasjon på 93 mg/kg tørrvekt, mot opprinnelig angitt 33 mg/kg. Den feilaktige mengdebestemmelsen skyldes gal mengde tilsatt prøven av en kjent PAH-forbindelse (indre standard). Hvor ofte slike feil kan forekomme er det vanskelig å ha noen formening om uten arbeidskrevende og dyre kontrollrutiner. Antallet av vanskelig tolkbare analyseresultater truer likevel med at dette blir en nødvendig tilleggsutgift ved overvåking av PAH's forekomst. Bl.a. fra Vefsønfjorden (NIVA, 1981 c) og Frierfjorden (NIVA, 1982b, under trykking) er det eksempler på resultater som virker lite rimelige. Hvis man f.eks. må regne med et usikkerhetsintervall på + 200/- 50 % selv ved høye konsentrasjoner, slik et par reanalyseresultater fra Saudafjorden kan tyde på, blir det ikke mulig å fastslå en utvikling over tid på en tilforlatelig måte uten parallellanalyser og/eller andre kontrolltiltak.

Individuelle forskjeller i akkumuleringsegenskapene skulle spille liten rolle for blåskjell, der det samles 30-100 eks. til en blandprøve. Analyse av 5 individuelle 0-skjell fra samme bestand (st. G1) og av samme størrelse (ca. alder) ga som resultat en variasjon fra 110 mg PAH pr. kg tørrvekt til 216 mg/kg, i middel 171 mg/kg. Dette orienterende forsøket gir ikke grunnlag for statistiske vurderinger, men antyder at også den individuelle variasjonen er en faktor å ta hensyn til.

Foreløpige resultater fra et utskillelsesforsøk med PAH-forurensede 0-skjell (st. G1) tyder ikke på at PAH skilles så langsomt ut at dette kan forklare vedvarende høye konsentrasjoner etter redusert belastning. Etter forsøksstart har utskillelsesforløpet vært slik:

Dato	2.9	4.9	10.9	21.9	12.10	30.11	15.12 - 81
Antall skjell i prøve	5	3	3	3	3	3	1
mg PAH/kg tørrvekt	171	163	213	170	76	73	53

Med det forbehold som ligger i analyseusikkerhet og variasjon mellom de enkelte skjell er det observert en reduksjon til omkring 30 % av det opprinnelige nivået i løpet av vel 4 måneder.

Selv om dette representerer en langsom utskillelse, er det ikke nok til å forklare de fortsatt høye konsentrasjonene av PAH i Saudafjordens 0-skjell, især fordi det er liten grunn til å tvile på de markerte avstandsgradientene som gjentatte ganger er observert i fjorden. Det er da rimelig å anta at belastning fra de fortsatt sterkt forurensede sedimentene spiller en betydelig rolle for PAH-konsentrasjonen i 0-skjell.

Den tilsynelatende langsomme utskillelse av PAH kan belyses noe på grunnlag av en separat analyse av fordøyelseskanal og øvrige bløtdeler fra 5 skjell (blandprøve). PAH-konsentrasjonen i tarmsystemet var vel 150 mg/kg tørrvekt, i resten vel 30 mg/kg tørrvekt. På grunnlag av vekten av de to prøvetypene lot konsentrasjonen i de samlede bløtdeler seg beregne til omkring 50 mg/kg. Dette betyr at selv om all PAH skilles ut fra organer i fordøyelseskanalen, vil ikke PAH-innholdet i de samlede bløtdeler (som vanligvis analyseres) minske mer enn i størrelsesordenen 40-50 %. Videre reduksjon i totalinnholdet vil bero på hvor fast PAH er bundet i de bløtdelene utenom tarmsystemet. Dette vil man først få flere holdepunkter til å bedømme når utskillelsesforsøkene på Solbergstrand er avsluttet.

Om PAH-konsentrasjonene i muslinger fra Saudafjorden kan det foreløpig trekkes følgende konklusjoner:

- Konsentrasjonene avtar raskt med økende avstand fra utslippet.
- På tross av indikasjonene på betydelig redusert belastning er det ikke konstatert noen tendens til lavere konsentrasjoner med tiden. Dette var i hvert fall å vente for PAH i blåskjell, som lever høyt oppe og ikke på samme måte som 0-skjell utsettes for belastning fra PAH-holdige sedimenter.
- Ved utskillingsforsøk med skjell i rent vann er det konstatert at PAH-utskillelsen skjer langsomt (~ 30 % igjen etter vel 4 måneder), men neppe så langsomt at dette fullt ut kan forklare de vedvarende høye PAH-konsentrasjoner innerst i fjorden.



- For å følge utviklingen av PAH i skjell er det ubetinget nødvendig å få pålitelige data om tilførselene. Dette vil kreve et både teoretisk og praktisk arbeide med kartlegging av PAH-belastningen, inklusiv flere avløpsanalyser av både innløp og utløp fra renseanlegg under noe forskjellige produksjons- og driftsforhold.
- Ved senere gjenopptagelse av PAH-overvåkingen må det lages et opplegg for kontroll av feilkilder ved nåværende prøvetakings- og analyseprosedyre (bl.a. flere individer av 0-skjell som grunnlag for blandprøvene og jevnlig bruk av parallellanalyser).

## LITTERATURHENVISNINGER

- Bjørseth, A., Knutzen, J. & Skei, J., 1979. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels from Saudafjord, W. Norway, by glass capillary gas chromatography. *Sci. Tot. Environ.*, 13, 81-86.
- EFP (Electric Furnace Products Co Ltd), 1974a:  
Utslipp til vannresipient. Avløpsvann fra gassrensaneanlegg. Måleresultater 1971-1973. Intern rapport, 29.1.1974, 28s.
- EFP 1974b:  
Saudafjordens indre basseng. Undersøkelse av forurensningsgrad. Måleresultater 1972-73. Intern rapport, 29.1.1974, 25s.
- Kjellsen, A. & Ekornrød, L.Ø., 1975. Analyse av tungmetaller i sedimenter fra Saudafjorden. Seminaroppgave våren 1975. Agder Ditriktshøgskole, Kristiansand, mai 1975. Stensilert, 45 s. (upubl.)
- Knutzen, J., 1979. Benthosalger og moser som metallindikatorer. *VANN 2* (1979): 134-139, med tillegg av rettelse i *VANN 1* (1980): 149.
- 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.* 16(4):421-428.
- NAS (National Academy of Science), 1972:  
Particulate polycyclic Organic Matter. NAS, Washington D.C., 361s.
- Niemistö, L. (1974). A gravity corer for studies of soft sediments. *Havforskningsinst. Skr. Helsinki*, 238, 33-38.
- Norsk institutt for vannforskning, 1976. 0-51/74. Resipientundersøkelse av Saudafjorden. Observasjoner av hydrografi, sedimenter og biologiske forhold, 10-13.9.74. (Forf.: J.Knutzen og medarb.), 15/2 1976, 138 s. + appendiks

Norsk institutt for vannforskning, 1979a: 0-75038. Nasjonalt program for overvåking av vannressurser. Pilotprosjekt Saudafjorden. Observasjoner 1974-1976 (Forf: J. Knutzen, B. Rygg og J. Skei), 8.1.1979, 88 s.

NIVA, 1979 b. Vannforurensning ved produksjon av aluminiumoksyd fra anorthositt. Rapport nr. 3. Befaring av området rundt Lutelandet og Sognefjorden i April 1978. Resipientvurderinger. 0-77054. Prosjektleder: R.T. Arnesen, 63 s. stensilert.

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, 1981a: 0-8000306. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 7/81. Overvåking i Saudafjorden 1980. 2.10. 1981. 39 s. (Forf. J.Knutzen).

Norsk institutt for vannforskning, 1981b: 0-8000306. Forslag til arbeidsprogram og budsjett for supplerende basisundersøkelse og rutineovervåking i Saudafjorden 1982. 20.10.1981. 8 s. (Forf.: J. Knutzen, B. Rygg, J. Skei.)

Norsk institutt for vannforskning, 1981c. 0-76149. Vefsnfjorden som resipient for avfall fra Mosjøen Aluminiumverk. Rapport 1. Undersøkelser 1978-1980, 2.7.1981. 175 s. (Forf: L. Kirkerud og medarb.)

Norsk institutt for vannforskning, 1982a.FP82811. Internt notat om "bakgrunnsnivåer" av metaller i blåskjell, 13 s. (Upubl.)

Norsk institutt for vannforskning, 1982 b. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåking av forurensningen i Grenlandsfjordene og nedre del av Skienselva 1981. Under trykking. (Forf.: B. Rygg og medarb.)

Philips, D.J.H., 1980. Quantitative aquatic biological indicators. Appl. Sci. Publ. Ltd, London. 488 s.

- Sentralinstitutt for industriell forskning, 1979: Oppdrag 78153-1. 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.)
- Simpson, W.R., 1981. A critical review of cadmium in the marine environment. *Prog. Oceanog.*, 10, 1-70.
- Skei, J.M., Price, N.B., Calvert, S.E. & Høltedahl, H. (1972). The distribution of heavy metals in sediments of Sør fjord, West Norway. *Water, Air & Soil pollut.*, 1, 452-461.
- Skei, J.M. & Melsom, S., 1982. Seasonal and vertical variations in the chemical composition of suspended particulate matter in an oxygen-deficient fjord. *Estuarine, Coastal & Shelf Science*, 14, 61-78.
- Sporstøl, S., Gjør, N., Lichtenthaler, R.G., Gustavsen, K.O., Ordal, K., Oreld, F. & Skei, J., 1982. Source identification of aromatic hydrocarbons in sediments using GC/MS. *Environ. Sci. Technol.*, in press.
- 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

(Rådata)

	Side
Tabell A1. Månedlig avløp fra kraftstasjon, Søndenåhavn, og månedlig nedbør (mm) i Sauda 1980-81	61
Tabell A2. Kontrollanalyser ved Sauda Smelteverks renseanlegg i 1980	62
Tabell A3. Slamanalyser 1981. Analyse ved Sauda Smelteverk av månedlig slamblandprøve etter daglig prøvetaking fra vakuumtrommelfilter	63
Tabell A4. Analyse av PAH på utløpsvann fra Sauda Smelteverks behandlingsanlegg 1981, $\mu\text{g/l}$	64
Tabell 5A. Observasjoner ved Sauda Smelteverk av saltholdighet, temperatur, siktedyp og suspendert stoff i indre basseng av Saudafjorden 1981	65
Tabell A6. Kjemiske analyser av partikulært materiale i Saudafjorden 1981 ( $\mu\text{g/l}$ ).	66
Tabell A7. Kjemiske analyser av løste metaller i vannmassene i Saudafjorden 1981 ( $\mu\text{g/l}$ )	67
Tabell A8. Metaller i sedimentene i Saudafjorden 1981	68
Tabell A9. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i sedimenter fra Saudafjorden 1981, $\mu\text{g/kg}$ tørrvekt	70
Tabell A10. Bløtbunnfauna Saudafjorden 1981	72
Tabell A11. Konsentrasjoner av metaller i tang og muslinger fra Saudafjorden 26-28/8 1981, $\text{mg/kg}$ tørrvekt	74
Tabell A12. Polysykliske aromatiske hydrokarboner i 0-skjell (0) og blåskjell (B) fra Saudafjorden 26-28/8 1981	75
Figur A1 Gruntvannsflora og -fauna i Saudafjorden og tilgrensende områder 1981	77

Tabell A 1. MÅNEDLIG AVLØP FRA KRAFTSTASJON, SØNDENHAVN, OG MÅNEDLIG NEDBØR (MM) I SAUDA 1980-81

(Opplysninger fra Sauda Smelteverk)

	AVLØP (mill m <sup>3</sup> )		NEDBØR (mm)	
	1980	1981	1980	1981
JANUAR	71	78	43	283
FEBRUAR	63	73	141	196
MARS	67	77	45	166
APRIL	57	81	48	42
MAI	61	79	30	59
JUNI	52	80	105	215
JULI	45	81	29	138
AUGUST	54	79	182	74
SEPTEMBER	40	71	253	248
OKTOBER	72	80	420	220
NOVEMBER	57	75	211	461
DESEMBER	73	71	441	35
MIDDEL	59	77	163	178

MIDLERE AVLØP I M<sup>3</sup>/SEK 1980: 22.4  
1981: 29.3

Tabell A2 KONTROLLANALYSER VED SAUDA SMELTEVERKS RENSEANLEGG I 1980

Analyser ved bedriften

	VANN- MENNGE m <sup>3</sup> /t	INNLOP						UTLOP						RENSEEFFEKT		TOTAL SLAVENNGE I TORN			
		Susp. stoff mg/l	Oppløst stoff l)		pH	Susp. stoff		Oppløst stoff l)		pH	Susp. stoff	%	Oppl. stoff.	Inn (TS)	Ut 2) våtevekt				
			Totalt	Mangan		Totalt	Sink	mg/l	kg/døgn							mg/l	kg/døgn		
			mg/l	mg/l		mg/l	kg/døgn											mg/l	mg/l
Januar	730	1 239	230	6.0	1.1	8.8	89	1 560	221	1.8	32	0.02	0.4	1.1	8.9	93	4	742	1 250
Februar	770	1 499	277	3.4	3.7	9.3	69	1 275	280	1.3	24	0.04	0.7	2.8	9.3	95	Ingen	916	2 014
Mars 3)	810	848	277	3.4	3.2	9.1	62	1 205	268	1.6	31	0.02	0.4	3.0	9.1	92	3	597	1 130
April	890	1 212	348	4.6	4.5	9.0	40	855	319	2.6	56	0.02	0.4	4.1	9.1	97	8	1 012	1 984
Mai	850	1 102	394	4.3	4.8	8.9	38	775	375	2.0	41	0.02	0.4	3.9	8.9	97	5	943	1 470
Juni	850	1 325	398	4.2	4.8	9.0	45	920	380	5.1	104	0.02	0.4	3.5	9.1	97	5	1 056	1 784
Juli	580	940	555	3.7	4.2	9.1	31	505	510	2.0	32	0.03	0.6	3.3	9.1	97	9	744	1 307
August	660	1 345	530	2.5	4.1	9.1	26	410	503	0.9	14	0.06	1.0	3.9	9.2	98	5	929	1 482
September	660	797	532	3.8	3.4	9.0	22	350	508	1.3	21	0.05	0.8	3.3	9.1	97	5	629	845
Oktober	655	700	373	7.0	2.4	8.5	17	262	353	5.5	87	0.03	0.5	1.9	8.7	97	5	522	775
November	730	766	320	9.5	3.3	8.4	17	305	315	7.5	132	0.17	3.0	2.9	8.6	96	5	597	1 090
Desember	776	914	207	13.7	3.2	8.1	17	313	202	9.5	188	0.24	4.4	3.0	8.3	98	2	548	1 375
Uveide gj. snt.	755	1053	370	5.5	3.6	8.9	39	726	353	3.5	64	0.06	1.1	3.1	9.0	97	5		
Konsejens krav - max							150	4 500		10	300	3	90		10.5				

1) Med "oppløst" forstås det som går gjennom et Whatman GFC-filter

2) Turvstoff (TS) i utgående slam: 35-45 %, typisk verdi 40 %

3) 2 døgn stans





Tabell A4 ANALYSE AV PAH PÅ UTLØPSVANN FRA SAUDA SMELTEVERKS BEHANDLINGSANLEGG  
1981, µg/l

PAH	Prove nrk.	Mars 1981	Sept. 1981				
Naftalen							
2-Metylnaftalen							
1-Metylnaftalen							
Bifenyl							
Acenaftalen							
Acenaften							
4-Metylbifenyl							
Dibenzofuran							
Fluoren							
9-Metylfluoren							
9,10-Dihydroantracen							
2-Metylfluoren							
1-Metylfluoren							
Dibenzothiophen							
Fenantren		1.1	0.4				
Antracen		0.8	0.2				
Acridine							
Carbazole							
2-Metylantracen		1.5	0.3				
1-Metylfenantren		0.3					
9-Metylantracen							
Fluoranten		3.6	1.2				
Pyren		12.1	1.9				
Benzo(a)fluoren		1.0					
Benzo(b)fluoren		2.9	0.7				
1-Metylpyren							
Benzo(c)fenantren							
Benzo(a)antracen		17.0	1.4				
Trifenylen/Chrysen		27.2	8.0				
Benzo(b)fluoranten		66.1	22.3				
Benzo(j,k)fluoranten							
Benzo(c)pyren		29.7	12.4				
Benzo(a)pyren		27.7	11.8				
Perylen		6.9	2.8				
0-Phenylenopyren		21.1	5.4				
Dibenz(a,h)antracen		10.3	2.1				
Picen							
Benzo(ghi)perylen		38.2	8.0				
Anthanthrene		6.5	1.3				
Coronen							
Sum		274.0	84.2				
Derav KPAH		80	38				

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

Tabell A 5. OBSERVASJONER VED SAUDA SMELTEVERK AV SALTHOLDIGHET, TEMPERATUR, SIKTEDYP OG SUSPENDERT STOFF I INDRE BASSENG AV SAUDAFJORDEN 1981.

MÅLESTASJON: SF 1

DYP	SALINITET ‰/00										TEMPERATUR °C										SUSPENDERT STOFF mg/l	
	Dato										Dato										Dato	
	29/5-81	25/6-81	16/7-81	6/8-81	30/9-81	14/10-81	12/12-81	29/5-81	13.8	11.5	16/7-81	16/8-81	10/9-81	14/10-81	2/12-81	7/5-81	25/6-81	15/8-81	14/10-81	2.2	2.5	0.5
0	2.2	1.2	2.2	2.3	5.0	1.7	8.7	8.4	13.8	11.5	13.8	12.8	8.0	4.0	2.2	2.5	0.5	0.50				
1	2.3	1.7	0.9	2.0	5.3	3.1	9.2	7.9	12.3	11.3	12.7	12.5	8.2	4.0	1.1	3.2	0.6	0.48				
2	3.2	2.0	1.3	2.9	5.9	4.2	11.0	8.4	10.8	12.2	12.7	12.5	9.2	5.2	1.8	1.3	0.8	0.34				
3	3.2	2.6	20.4	3.3	15.8	5.2	14.5	8.7	10.4	12.0	12.1	12.9	9.6	7.0	2.3	1.2	0.1	0.62				
4	15.9	18.9	17.7	13.9	25.5	12.3	24.7	9.5	9.3	11.2	12.1	12.8	11.2	10.0	1.5	2.1	0.2	1.10				
5	25.4	26.2	26.1	28.1	27.0	18.8	26.5	8.2	9.3	11.0	11.0	12.7	12.4	10.5	2.0	1.6	2.4	1.04				
6	23.0	28.5	26.2	28.7	28.4	24.5	27.8	8.6	8.6	11.0	10.4	12.5	13.5	11.0								
8																						
10	28.5	30.8	28.7	30.7	29.7	28.8	31.5	7.8	8.0	10.0	8.4	10.1	14.0	11.0	0.9	1.9	1.0	0.54				
16																						
20	30.2	33.6	30.0	32.8	31.7	29.9	32.6	8.0	7.9	8.2	7.7	9.2	13.8	10.1								
32																						
50	32.8	34.4	33.5	34.1	34.1	32.7	33.1	7.9	6.8	7.5	7.3	7.2	8.1	7.5								
SIKTE DYP m	5.5	4.0	7.5	6.0	5.75	7.0	6.0															

MÅLESTASJON: SA 1

Siktedyp (m)	7/5	29/5	25/6	6/8	10/9	14/10
		4,5	5,0	5,5	5,0	5,0

Tabell A6. KJEMISKE ANALYSER AV PARTIKULÆRT MATERIALE I SAUDAFJORDEN 1981  
(µg/l)

Stasjon	Dyp (m)	Pb	Zn	Cd	Mn <sub>XRF</sub>	Mn <sub>AA</sub>	Al
SA14	1	0,7	< 1,4	0,8	12,0	9,6	27,0
	10	0,5	0,9	0,2	11,0	7,7	2,7
	30	0,2	< 0,7	< 0,01	15,0	9,8	6,2
	60	< 0,06	1,1	< 0,01	14,0	9,9	4,6
	70	0,1	< 0,6	0,05	16,0	12,0	7,8
	75	0,06	< 0,06	0,02	15,0	11,0	4,3
SA16	1	0,5	2,2	0,05	28,0	18,0	31,0
	10	0,3	< 0,9	0,03	14,0	10,0	2,6
	40	0,2	< 0,6	0,01	26,0	18,0	5,8
	50	0,06	< 0,6	0,006	12,0	8,5	4,8
	55	0,06	< 0,6	0,006	13,0	8,7	4,0
SA17	1	1,4	3,7	0,08	19,0	13,0	28,0
	10	0,2	< 0,7	0,02	14,0	10,0	3,3
	30	0,3	0,6	0,07	25,0	17,0	6,7
	40	0,1	< 0,6	0,03	19,0	13,0	4,5
	50	0,06	< 0,6	< 0,006	18,0	13,0	4,7
	55	0,06	< 0,6	< 0,006	11,0	7,1	3,9
SA18	1	0,7	1,4	< 0,01	24,0	17,0	35,0
	10	0,2	< 0,6	0,01	11,0	7,4	2,6
	40	0,2	< 0,6	< 0,006	22,0	14,0	5,9
	50	0,3	< 0,6	0,02	12,0	8,3	4,9
	60	< 0,06	< 0,6	< 0,006	25,0	16,0	7,2

Tabell A7. KJEMISKE ANALYSER AV LØSTE METALLER I VANNMASSENE I SAUDAFJORDEN 1981 ( $\mu\text{g/l}$ )

Stasjon	Dyp (m)	Pb	Zn	Cd	Mn
SA14	1	< 0,5	13,6	1,1	60
	10	0,5	10,9	0,2	< 50
	30	< 0,5	3,4	0,3	< 50
	60	< 0,5	4,9	0,5	< 50
	70	1,0	6,2	0,4	< 50
	75	1,0	3,9	0,4	< 50
SA16	1	1,0	7,7	0,4	50
	10	< 0,5	2,1	0,3	< 50
	30	< 0,5	2,6	0,4	< 50
	40	0,8	2,8	0,4	50
	50	1,0	3,6	0,4	< 50
	55	< 0,5	3,6	0,4	< 50
SA17	1	1,3	11,0	0,3	60
	10	< 0,5	3,0	0,4	< 50
	30	< 0,5	3,4	0,3	60
	40	< 0,5	2,6	0,2	< 50
	50	< 0,5	2,9	0,4	< 50
	55	< 0,5	1,5	0,1	< 50
SA18	1	< 0,5	9,4	0,2	60
	10	< 0,5	2,1	0,1	< 50
	40	0,5	3,1	0,4	< 50
	50	< 0,5	2,2	< 0,1	< 50
	60	< 0,5	5,5	0,3	< 50
SA12	Sediment- vannflaten	1,4	6,0	0,3	< 50
SA15	- " -	1,4	5,5	0,6	< 50
SA20	- " -	1,4	11,1	0,6	< 50

Tabell A8. METALLER I SEDIMENTENE I SAUDAFJORDEN 1981,  
(konsentrasjoner på tørrvektbasis)

Stasjon	Sediment- dyp (cm)	%	ppm		
		Mn	Zn	Pb	Cd
SA12	0 - 1	4,45	1250	260	16,1
	1 - 2	2,21	1090	210	28,2
	2 - 3	3,95	1440	330	21,1
	3 - 4	0,94	680	180	25,1
	4 - 5	0,13	380	70	11,4
SA13	0 - 1	8,51	2540	520	35,4
	1 - 2	6,02	2740	550	21,0
	2 - 3	0,88	820	150	38,5
	3 - 4	0,12	160	30	6,1
	4 - 5	0,06	110	30	2,1
SA14	0 - 1	5,08	1900	410	17,7
	1 - 2	3,45	1840	380	25,2
	2 - 3	2,18	1440	280	22,6
	3 - 4	1,85	1190	260	38,9
	4 - 5	0,86	830	210	31,2
SA15	0 - 1	14,07	4080	760	33,9
	1 - 2	11,80	5050	900	68,1
	2 - 3	7,35	6590	990	276,0
	3 - 4	5,49	3460	620	106,0
	4 - 5	7,51	3670	710	83,8
SA16	0 - 1	11,68	3790	830	38,6
	1 - 2	10,08	4700	1010	61,0
	2 - 3	8,21	5450	1020	89,5
	3 - 4	3,52	3150	700	93,4
	4 - 5	1,46	1670	380	65,6

forts. Tabell A8

Stasjon	Sediment- dyp (cm)	%	ppm		
		Mn	Zn	Pb	Cd
SA17	0 - 1	9,01	6580	1150	75,9
	1 - 2	14,66	8780	1670	110,0
	2 - 3	12,85	10440	2030	207,0
	3 - 4	12,36	12770	2120	385,0
	4 - 5	12,27	14110	2460	439,0
SA18	0 - 1	13,35	4570	900	53,2
	1 - 2	9,08	5360	1200	87,7
	2 - 3	10,10	9890	1820	181,0
	3 - 4	7,68	8580	1470	242,0
	4 - 5	13,57	13870	2190	158,0
SA19	0 - 1	6,93	1540	310	22,4
SA20	0 - 1	6,75	1230	250	13,1
SA21	0 - 1	6,29	900	180	7,3
SA22	0 - 1	0,53	200	70	< 1,0

Tabell A9. POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I SEDIMENTER  
FRA SAUDAFJORDEN 1981, µg/kg tørrvekt

Stasjon Dyp (cm)	SA20 0-1	SA21 0-1	SA21 2-4	SA21 6-8	SA21 10-12	SA21 14-16	SA21 18-20	SA22 0-1
Naftalen								
2-Metylnaftalen								
1-Metylnaftalen								
Bifenyli	136		11					50
Acenaftalen								
Acenaften								
4-Metyl-bifenyli								
Dibenzofuran								27
Fluoren	229		44					
9-Metylfluoren								
9,10-Dihydroantracen								
2-Metylfluoren								
1-Metylfluoren								
Dibenzothiopen			11					30
Fenantren	688	148	101	33	68	7	21	132
Antracen	202	53	34	10	ca. 15			
Acridine								
Carbazole								
2-Metylantracen								
1-Metylfenantren								
9-Metylantracen								
Fluoranten	764	264	144	42	76	29	59	134
Pyren	719	105	107	37	57	25	74	121
Benzo(a)fluoren			14	19				
Benzo(b)fluoren			9					
1-Metylpyren								
Benzo(c)fenantren								
Benzo(a)antracen	254	83	70	16	26	13	41	31
Trifenylen/Chrysen	518	175	116	31	48	18	74	64
Benzo(b)fluoranten	760	399	274	45	83	29	103	154
Benzo(j,k)fluoranten	491			20	16			
Benzo(c)pyren	549	170	136	31	43	22	89	ca. 50
Benzo(a)pyren	321	64	115	22	ca. 25	15	21	
Perylen			36	16				
0-Phenylencpyren	1022	278	148	55	66			
Dibenz(a,h)antracen	674		88	34				
Picen								
Benzo(ghi)perylen	2126	254	291	44	54			
Anthanthrene								
Coronen								
Sum	9453	1948	1749	455	577	158	487	793



forts. Tabell A9.

Stasjon Dyp (cm)	SA12 0-1	SA13 0-1	SA14 0-1	SA15 0-1	SA16 0-1	SA17 0-1	SA18 0-1	SA19 0-1
Naftalen								
2-Metylnaftalen								
1-Metylnaftalen								
Bifenyl				540	390	500		97
Acenaftalen								
Acenaften								
4-Metyl-bifenyl								
Dibenzofuran					610	740	600	
Fluoren				290				
9-Metylfluoren								
9.10-Dihydroantracen								
2-Metylfluoren								
1-Metylfluoren								
Dibenzothiopen				220	340			92
Fenantren	1246	103	625	6470	5980	8040	7330	923
Antracen	ca. 50		273	1240	1920	2220	2920	292
Acridine								
Carbazole								
2-Metylantracen	417			610	1110	1700	760	
1-Metylfenantren				280	910			
9-Metylantracen								
Fluoranten	1782	145	776	7730	5692	8599	8075	927
Pyren	1812	76	554	5115	4099	5295	5609	1079
Benzo(a)fluoren				380	597	668	595	71
Benzo(b)fluoren				336	303	811	671	
1-Metylpyren								
Benzo(c)fenantren					806	1108	907	
Benzo(a)antracen	911	ca. 80	349	3734	3077	4601	5668	529
Trifenylen/Chrysen	2084	155	706	5478	5813	8985	10787	921
Benzo(b)fluoranten	4003	361	1431	8503	13946	15024	36332	1531
Benzo(j,k)fluoranten				3379		6277		604
Benzo(c)pyren	1918	248	670	5027	6512	9635	16402	1020
Benzo(a)pyren	1309	195	637	2374	4891	7193	10608	470
Perylen	447		176			2556	2138	
0-Phenylenopyren	3743	230	821	5394	6897	8268	14400	1420
Dibenz(a,h)antracen	2104		416	2726	3680	1684	5434	755
Picen								
Benzo(ghi)perylen	4741	582	1805	7823	13477?	14310	ca. 17500*	1485
Anthanthrene								
Coronen								
Sum	26567	2175	9239	67649	81050	108214	146734	12716

\* Integrator ga ikke signal for B(ghi)perylen. Beregnet ut fra topphøyde.



Tabell A 10 (forts.)

BF-STASJON GRABN NR.	12				13				14				15				16				17				18				19				20/21/22/23							
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4				
MOLLUSCA																																								
Astarte sulcata									1																															
Caudoveata indet											3																													
Cuspidaria sp.																																								
Kelliella miliaris	8	1	14	4																																				
Limopsis sp.**	1																																							
Nucula tumidula											1																													
Palliolium vitreum																																								
Pseudomalletia obtusa**																																								
Thyasira equalis																																								
Thyasira eumyaria																																								
Thyasira granulosa																																								
Thyasira sarsi																																								
Thyasira sp.	18	11	18	12	3	1	1		3	5	4	3	5	4	3	5	2	2	8	2	3	4	2	1	3				1	2	1	4	10	2						
CRUSTACEA																																								
Dicystyloides serrata																																								
Eriopisa elongata																																								
Pardalisca abyssal																																								
ECHINODERMATA																																								
Labidoplax buskii																																								
VARIA																																								
Cerianthus lloydi																																								

\* Mange av individene lignet mest Lumbrineris aniana eller L. gracilis  
 \*\* Usikre bestemmelser (skall mangler)  
 \*\*\* Fragment

Tabell A 11. KONSENTRASJONER AV METALLER I TANG OG MUSLINGER  
FRA SAUDAFJORDEN 26-28/8 1981, MG/KG TØRRVEKT

Stasjoner/organismer	Mn	Zn	Pb	Cu	Cd	% Tørr- stoff
G1 O-skjell	478	1030	39	36	30	11,2
G2 O-skjell.	447	1035	53	35	24	12,0
Blåskjell	190	460	16	8	3,0	19,0
Blæretang	5800	540	18	34	3,3	
G3 Blæretang <sup>1)</sup>	6500	590	26	48	2,3	
G4 Blæretang <sup>1)</sup>	4800	510	16	25	3,0	
Grisetang	1000	370	6,2	34	2,0	
G5 Blæretang <sup>1)</sup>	6300	580	19	32	4,3	
Grisetang	750	410	3,2	42	3,0	
G8a Blæretang	500	270	14	30	3,3	
G9 Blæretang	800	250	12	12	3,8	

1) Dvergform

Tabell A 12. POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER I O-SKJELL (O) OG BLASKJELL (B)  
FRA SAUDAFJORDEN 26-28/8 1981

PAH	Prøve mrk.	µg/kg tørrstoff						
		St. G2 B	St. G5 B	St. G5 O	St. G8a B	St. G8a O	St. G9 B	St. G9 B
Naftalen								
2-Metylnaftalen								
1-Metylnaftalen								
Eifenyl					104			
Acenaftalen					77			
Acenaften					562			
4-Metylifenyl								
Dibenzofuran		727		55	381			
Fluoren		1478			446			
9-Metylfluoren								
5,10-Dihydroantracen								
2-Metylfluoren		713			151			
1-Metylfluoren		357		187	119			
Dibenzothiophen		1117	252	57	294			
Fenantren		17676	1235	160	3544	ca. 25	294	72
Antracen		2888	239		247			
Acridine								
Carbazole								
2-Metylantracen		3746		60	378			
1-Metylfenantren		2119	300	60	(?) 314			
9-Metylantracen								
Fluoranten		65417	17070	1358	7989	187	793	334
Pyren		43312	7607	388	2037	67	87	116
Benzo(a)fluoren			1061	160	264			
Benzo(b)fluoren		1027		41	53			
1-Metylpiren		5266						
Benzo(c)fenantren ***		1530	1607					
Benzo(a)antracen *		17895	6783	1292	798	281	93	44
Trifenylcn/Chrysen * 1)		36014	13951	3237	2931	651	335	110
Benzo(b)fluoranten **		25266	11524 <sup>3)</sup>	5497	1382 <sup>3)</sup>	550	90	
Benzo(j,k)fluoranten ** 2)		11070		764		526		
Benzo(e)pyren *		18088	6378	1047	590	379	73	48
Benzo(a)pyren ***		7838	2388	643	107	142		
Perylen			690	135				
O-Phenylenpyren		2039	413	347	138	244	104	107
Dibenz(a,h)antracen ***		446						
Picen								
Benzo(ghi)perylene		2679			189	276		
Anthanthrene								
Coronen								
Sum		268708	71498	15488	23095	3328	1869	831
Derav KPAH * (%)		40615 (15,1)	11677 (16,3)	6522 (42,1)	1029 (4,5)	955 (28,7)	60 (3,2)	- (-)
Tørryeksprosent		17,7	14,7	10,5	12,5	14,4	8,8	16,4

\* Om bruksdefinisjon av KPAH - se kap. 2

1) Bare chrysen\* 2) Bare benzo(j)fluoranten \*\* (Regnet med 50 % i sum KPAH)

3) Regnet 2/3 med i sum KPAH

forts. Tabell 12

PAH	Prøve mkr.	µg/kg tørrstoff					
		St. G9 0	St. G10 B	St. G10 0			
Naftalen							
2-Metylnaftalen							
1-Metylnaftalen							
Eifenyli							
Acenaftalen							
Acenaften							
4-Metylbifenyli							
Dibenzofuran			76	38			
Fluoren			112	22			
9-Metylfluoren							
5,10-Dihydroantracen							
2-Metylfluoren							
1-Metylfluoren							
Dibenzothiophen			105				
Fenantren		41	1243	61			
Antracen			55				
Acridine							
Carbazole							
2-Metylantracen							
1-Metylfenantren							
9-Metylantracen							
Fluoranten		49	4124	313			
Pyren		11	824	183			
Benzo(a)fluoren			127				
Benzo(b)fluoren				25			
1-Metylpyren							
Benzo(c)fenantren ***			146	? 48			
Benzo(a)antracen *		14	348	62			
Trifenylen/Chrysen * 1)		52	1454	151			
Benzo(b)fluoranten **		22	633 <sup>3</sup>	196			
Benzo(j,k)fluoranten ** 2)		24		128			
Benzo(e)pyren *		ca. 14	241	180			
Benzo(a)pyren ***			35	27			
Perylen							
O-Phenylenpyren			164				
Dibenz(a,h)antracen ***			28				
Picen							
Benzo(ghi)perylen			179				
Anthanthrene							
Coronen							
Sum		227	9894	1434			
Derav KPAH * (%)		34 (15,0)	632 (6,3)	335 (23,3)			
Tørrvektspersent		17,0	13,3	16,5			

\* Om bruksdefinisjon av KPAH - se kap. 2  
 1) Bare chrysen \* 2) Bare benzo(j)fluoranten\*\* (Regnet med 50 % i sum KPAH)  
 3) Regnet 2/3 med i sum KPAH

Fig. A 1 GRUNTVANNSFLORA OG -FAUNA I SAUDAFJORDEN OG TILGRESENDE OMRÅDER 1981

Tegnforklaring: — Hyppig, sammenhengende forekomst      ---- Spredt  
 — Vanlig, sammenhengende forekomst      • Enkeltfunn

Sted G 1, Fyrlykt utenfor kai		Date 28.8.1981		Obs. dyp 23 m										
Horisontal sikt		Relativt bratt/moderat		Varierende										
Heining		Betong/steinblokker/sand		Mest bløt, enkelte knatter/hyller										
Organismer	Dyp (m)	0	1/2	1	2	3	4	5	7	10	13	16	20	25
<b>ALGER</b>														
Prasiola stipitata		•												
Enteromorpha prolifera gr.		—												
E. clathrata gr.		—												
Phormidium cf. autumnale		—												
Div. pennate diatoméer (delvis som epifytter på Cladophora)		----					----							
Rhizoclonium riparium		----												
Spirulina subsalsa		----												
Cladophora cf. sericea		—	—											
<b>DYR</b>														
Carcinus maenas							—	—	----					
Knuste blåskjell			—	—										
Polydora sp.							—							
cf. Clava							•							
Turitella terebra									•					
Cerianthus lloydi									—	—	—	—	—	
Dendronotus frondosus									•					
Modiolus modiolus										•				
Tealia felina										—	—	—	—	
Cariophylla smithi										—	—	—	—	
Chaetopterus variopedatus											----			
Monia patelliformis											—	—	—	
Sabella penicillus											—	—	—	
Svamp indet											•			
Hyas coarctatus											•			

forts. Fig. A 1

Sted G 2, Ramsneset		Dato 27.8.1981		Obs. dyp 20 m										
Horizontal sikt														
Helning		Moderat/bratt			Varierende, mest slak									
Bunntype		Fjell med noe slam			Småsteinet mudder/ enkelte knatter									
Organismer	Dyp (m)	0	1/2	1	2	3	4	5	7	10	13	16	20	25
ALGER														
Cladophora cf. sericea		-----												
Div. pennate diatomeer, mest epifytter på Cladophora:														
Diatoma elongatum, Licmophora sp.,														
Achnanthes sp., cf. Synedra sp.,														
Schizonemastadium m.fl.														
Elachista fucicola		-----												
Fucus vesiculosus, dvergform		-----												
Spongonema tomentosum		-----												
Fucus vesiculosus, normal		-----												
Enteromorpha intestinalis gr.		-----												
Dictyosiphon foeniculaceus		-----												
Ectocarpus sp.		-----												
Giffordia sp.		-----												
Pilayella littoralis		-----												
Spirulina subsalsa		-----												
Chaetomorpha cf. capillaris		-----												
Chorda filum (små) *		-----												
Audouinella sp.		-----												
Ceramium diaphanum gr.		-----												
Lithothamnium glaciale		-----												
Lomentaria clavellosa		-----												
Polysiphonia urceolata		-----												
Antithamnion plumula, var. spinescens		-----												
Bonnemaisonia hamifera (tetrasporofytt)		-----												
Phymatolithon lenormandii		-----												
Callithamnion sp.		-----												
Phycodrys rubens		-----												

\* I tidligere rapport feilaktig angitt som cf. Asperococcus fistulosus







forts. Fig. A 1

Sted G 5, Nygård, Bølneset		Dato 27.8.1981		Obs. dyp 20 m										
Horisontalsikt														
Helning		Bratt/moderat		Varierende										
Bunntype		Fjell		Småsteinet mudder, enkelte knatter										
Organismer	Dyp (m)	0	1/2	1	2	3	4	5	7	10	13	16	20	25
<u>ALGER</u>														
Enteromorpha intestinalis gr.			---		---									
Hildenbrandia rubra			---		---									
Cladophora cf. sericea				■	---									
Div. pennate diatoméer (som epifytter på Cladophora)			---		---									
Fucus vesiculosus, dvergform				■	---									
Ectocarpus cf. fasciculatus				---	---									
Elachista fucicola				---	---									
Pilayella littoralis				---	---									
Sphacelaria plumosa				---	---									
Ascophyllum nodosum, blæreløs				---	---									
Cf. Stictyosiphon tortilis				---	---									
Spirulina subsalsa						←	---							
Ceramium diaphanum gr.						---	---							
Polysiphonia urceolata						---	---							
Phymatolithon lenormandii										---				
Derbesia marina									●					
Div. pennate diatoméer (Schizonemastadium o.a.)										---				
Lithothamium glaciale									●					
<u>DYR</u>														
Cf. Clava sp.				---	---									
Mytilus edulis				---	---									
Carcinus maenas							●							
Asterias rubens														
Strongylocentrotus droebachiensis								■	---	---	---	---	---	---
Echinus acutus										---	---	---	---	---
Turitella terebra										---	---	---	---	---
Adamsia palliata										---	---	---	---	---

forts. Fig. A 1

Sted G 5, Nygård, Bølneset (forts.)		Dato 27.8.1981		Obs. dyp 20 m										
Horisontal sikt														
Helning		Bratt/moderat			Varierende									
Bunntype		Fjell			Småsteinet mudder, enkelte knatter									
Organismer	Dyp (m)	0	1/2	1	2	3	4	5	7	10	13	16	20	25
<i>Mya arenaria</i>									—	—	—	—	—	
<i>Pagurus pridauxi</i>									—	—	—	—	—	
<i>Cerianthus lloydi</i>									—	—	—	—	—	
<i>Teredo sp.</i>									—	—	—	—	—	
<i>Anapagurus laevis</i>									—	—	—	—	—	
<i>Ophiura albida</i>									—	—	—	—	—	
<i>Pomatoceros triqueter</i>									—	—	—	—	—	
<i>Monia patelliformis</i>									—	—	—	—	—	
<i>Echinus esculentus x. acutus</i>									—	—	—	—	—	
<i>Modiolus modiolus</i>									—	—	—	—	—	
<i>Cyprina islandica</i>									—	—	—	—	—	
<i>Echinus esculentus</i>									•	—	—	—	—	
<i>Acanthocardia echinata</i>									—	—	—	—	—	
<i>Acmaea tessulata</i>									•	—	—	—	—	
<i>Aporrhais pespelecani</i>									—	—	—	—	—	
<i>Natica catena</i>									•	—	—	—	—	
<i>Psilaster andromeda</i>									—	—	•	—	—	
<i>Cf. Kirchenpauria</i>									—	—	—	—	—	
<i>Cariophylla smithi</i>									—	—	—	—	—	
<i>Nassarius reticulatus</i>									—	—	—	—	•	
<i>Henricia sanguinolenta</i>									—	—	—	—	•	
<i>Nephrops norvegicus</i>									—	—	—	—	•	





forts. Fig. A 1

Sted G 9, Tengesdal		Dato 26.8.1981		Obs. dyp 21 m											
Horisontal sikt															
Helning		For det meste bratt, enkelte hyller													
Bunntype		Mest fjell, noe sand			Mest sand										
Organismer	Dyp (m)	0	1/2	1	2	3	4	5	7	10	13	16	20	25	
<u>ALGER</u>															
Div. blågrønnalger ( <i>Calothrix scopulorum</i> o.a.)		-----													
<i>Hildenbrandia rubra</i>		-----													
<i>Blidingia minima</i> cf. var. <i>ramigera</i>		-----													
<i>Enteromorpha prolifera</i> gr.		---?													
<i>Enteromorpha intestinalis</i> gr.		-----													
<i>Cladophora</i> cf. <i>sericea</i>		-----													
<i>Elachista fucicola</i>		-----													
<i>Fucus vesiculosus</i>		-----													
<i>Spongonema tomentosum</i>		-----													
<i>Ascophyllum nodosum</i>		-----													
<i>Fucus serratus</i>		-----													
<i>Rhizoclonium riparium</i>		-----													
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>		-----													
<i>Rhodomela confervoides</i>		-----?													
<i>Stictyosiphon tortilis</i>		-----													
<i>Phymatolithon lenormandii</i>		-----													
<i>Ceramium diaphanum</i> gr.		-----?													
<i>Audouinella</i> sp.		-----													
<i>Bonnemaisonia hamifera</i> (tetra- sporofytt)		-----													
<i>Derbesia marina</i>		-----													
<i>Lithothamnium glaciale</i>		-----													
<i>Spirulina subsalsa</i>		-----													
<i>Phycodryis rubens</i>		-----													

forts. Fig. A 1

Sted G 9, Tengedal		Dato 26.8.1981		Obs. dyp 21 m										
Horizontal sikt														
Helning		For det meste bratt, enkelte hyller												
Bunntype		Mest fjell, noe sand			Mest sand									
Organismer	Dyp (m)	0	1/2	1	2	3	4	5	7	10	13	16	20	25
<u>DYR</u>														
Mytilus edulis		---												
Asterias rubens							—	—	—	—	—	—	—	—
Echinus acutus							—	—	—	—	—	—	—	—
Littorina littorea							—	—	—	—	—	—	—	—
Strongylocentrotus droebachiensis							—	—	—	—	—	—	—	—
Gibbula cineraria							•							
Pomatoceros triqueter								—	—	—	—	—	—	—
Acmaea tessulata *									---	---	---	---	---	---
Acmaea virginea *									---	---	---	---	---	---
Echinus esculentus x. acutus									---	---	---	---	---	---
Uident. Hydroider									---	---	---	---	---	---
Modiolus modiolus									—	—	—	—	—	—
Balanus balanus									—	—	—	—	—	—
Echinus esculentus									•					
Martasterias glacialis									•					
Ophiotrix fragilis										•				
Metridium senile											•			
Monia patelliformis												—	—	—

\* I prøver av O-skjell



