



Statlig program for forurensningsovervåking

Rapport 309/88

Oppdragsgiver

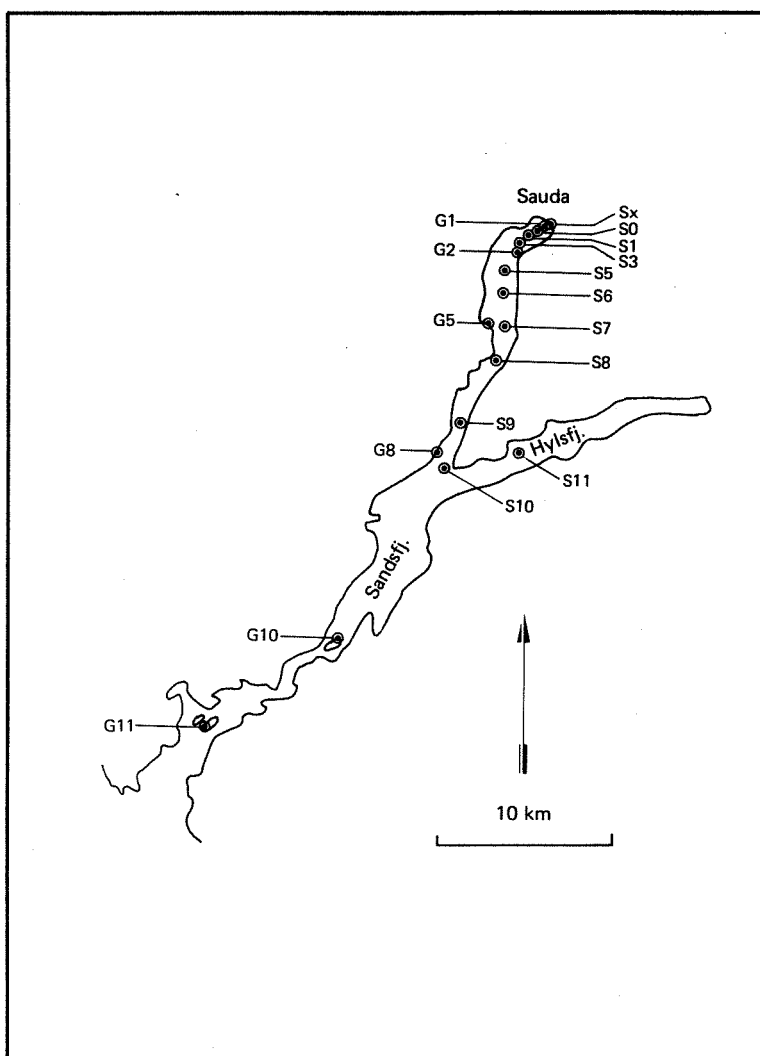
Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjon

NIVA

Tiltaksorientert overvåking i SAUDAFJORDEN

1986 -1987





Statlig program for forurensningsovervåking

Det statlige programmet omfatter overvåking av forurensningsforholdene i

**luft og nedbør
grunnvann
vassdrag og fjorder
havområder**

Overvåkingen består i langsiktige undersøkelser av de fysiske, kjemiske og biologiske forhold.

Hovedmålsettingen med overvåkingsprogrammet er å dekke myndighetenes behov for informasjon om forurensningsforholdene med sikte på best mulig forvaltning av naturressursene.

Hovedmålet spenner over en rekke delmål der overvåkingen bl.a. skal:

gi informasjon om tilstand og utvikling av forurensningssituasjonen på kort og lang sikt.

registrere virkningen av iverksatte tiltak og danne grunnlag for vurdering av nye forurensningsbegrensende tiltak.

påvise eventuell uheldig utvikling i resipienten på et tidlig tidspunkt.

over tid gi bedre kunnskaper om de enkelte vannforekomstets naturlige forhold.

Sammen med overvåkingen vil det føres kontroll med forurensende utslipp og andre aktiviteter.

For å sikre den praktiske koordineringen av overvåkingen av luft, nedbør, grunnvann, vassdrag, fjorder og havområder og for å få en helhetlig tolkning av måleresultatene er det opprettet et arbeidsutvalg.

Følgende institusjoner deltar i arbeidsutvalget:

**Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk (DVF)
Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt (FHI)
Norges Geologiske Undersøkelser (NGU)
Norsk institutt for luftforskning (NILU)
Norsk institutt for vannforskning (NIVA)
Statens forurensningstilsyn (SFT)**

Overvåkingsprogrammet finansieres i hovedsak over statsbudsjettet. Statens forurensningstilsyn er ansvarlig for gjennomføring av programmet.

Resultater fra de enkelte overvåkingsprosjekter blir publisert i årlige rapporter.

Henvendelser vedrørende programmet kan i tillegg til de aktuelle institutter rettes til Statens forurensningstilsyn, Postboks 8100, Dep. Oslo 1, tlf. 02 - 22 98 10.

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor
Postboks 33, Blindern
0313 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 29

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 42 709

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen
Breiviken 5
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 95 17 00
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.:	0-8000306
Undernummer:	III
Løpenummer:	2109
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel:	Dato:
Tiltaksorientert overvåking i Saudafjorden 1986-1987	29. april 1988
Overvåkningsrapport nr. 309/88	Prosjektnummer:
Forfatter (e):	0-8000306
Jon Knutzen	Faggruppe:
Jens Skei	Marin økologi
	Geografisk område:
	Rogaland
	Antall sider (inkl. bilag):
	50

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

Ekstrakt:

Forurensningen med polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i Saudafjorden har økt betydelig i tidsrommet 1981-86. Dette vises dels av belastningsberegninger (økt tilførsel etter 1985) dels av observasjoner i organismer. Betydelige overkonsentrasjoner er påvist både i muslinger (opp til 1000-2000 ganger "normalinnholdet") og i fisk (2 - 10 ganger). Sedimentenes PAH-innhold var også høyt, men viste bare mindre endringer. Forurensningene gjør seg gjeldende (i avtagende grad) i hele fjorden, og kan i blåskjell spores mer enn 35 km fra kilden (Sauda Smelteverk). Forholdet medfører begrensninger på særlig akvakultur og rekreasjon (hobbyfiske, skjellsanking). Overkonsentrasjonene av metaller i tang og blåskjell var mer moderate (størrelsesorden 2 - 3 ganger for bly, kadmium og sink, 10 - 30 ganger for mangan). Tydelig minsket innhold av metaller i sedimentene viser effekten av smeltverkets behandlingsanlegg for avløpsvann fra 1978.

4 emneord, norske:

1. Overvåking
2. PAH
3. Metaller
4. Marine indikatorarter
Sedimenter

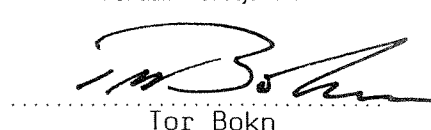
4 emneord, engelske:

1. Monitoring
2. PAH
3. Metals
4. Marine indicator organisms
sediments

Prosjektleder:


Jon Knutzen

For administrasjonen:


Tor Bokn

ISBN - 82-577-1388-0

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
OSLO

0-8000306

TILTAKSORIENTERT OVERVÅKNING I

SAUDAFJORDEN 1986 - 1987

Oslo, april 1988

Prosjektleder: Jon Knutzen

Medarbeidere: Lasse Berglind

Jens Skei

F O R O R D

Denne undersøkelse er utført som ledd i Statlig program for forurensningsovervåking, administrert av Statens Forurensningstilsyn (SFT).

Takk rettes til hovedkontakten ved Sauda Smelteverk, Kolbjørn Øygard for opplysninger om avløpsforhold og for praktisk hjelp i forbindelse med feltarbeidet og for organiseringen av arbeidet med fangst av fisk. Jan Vidar Aabo takkes for god hjelp som båtfører ved innsamlingen av tang og skjell og skipper Kjæran Bjørnsen på reketraleren Føyka jr. for assistanse ved innsamling av sedimentprøver.

Ved instituttet har Jens Skei hatt ansvaret for sedimentundersøkelsene, Lasse Berglind for analysene av PAH og klororganiske forbindelser og Åse Bakketun og Sigbjørn Andersen for opparbeidelse av henholdsvis skjell og fiskeprøver. Unni Efraimsen og Norman Green assisterte ved feltarbeidet.

Oslo, april 1988

Jon Knutzen
prosjektleder

INNHOILDSFORTEGNELSE

	<u>Side:</u>
1. SAMMENDRAG - KONKLUSJONER - TILRÅDINGER	4
2. BAKGRUNN OG FORMÅL	6
3. FORURENSNINGSTILFØRSLER	8
4. MATERIALE OG METODER	11
5. METALLER OG PAH I SEDIMENTER	14
5.1 Feltarbeid og analyser	14
5.2 Resultater og diskusjon	14
5.2.1 Visuell beskrivelse	14
5.2.2 Organisk materiale (glødetap)	15
5.2.3 Metaller	17
5.3 Prøvens representativitet	25
6. PAH I BLÅSKJELL OG O-SKJELL	26
7. PAH I FISK	31
8. PAH-SAMMENSETNING I FORSKJELLIGE PRØVEMATERIALE	33
9. METALLER I TANG OG BLÅSKJELL	35
10. Klororganiske forbindelser i fisk og muslinger	38
11. OPPSUMMERENDE KOMMENTARER	39
LITTERATUR	40
Vedlegg: Rådatatabeller	43

1. SAMMENDRAG - KONKLUSJONER - TILRÅDNINGER

- I Formålet med overvåkingen i Saudafjorden 1986-87 har vært å følge utviklingen i fjorden, bl.a. pga. fortsatt høyt innhold av polycykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i skjell 3 år etter installering av vannbehandlingsanlegg (undersøkelser i 1980-81) og senere data fra et oppdrettsanlegg om at også fisk kunne være PAH-forurenset. Informasjonene skal brukes av miljøvernmyndighetene med henblikk på å vurdere behov for nye tiltak og dertil av helse- og fiskerimyndighetene.
- II Undersøkelsene omfatter observasjoner av delvis potensielt kreftfremkallende PAH i fisk, blåskjell, o-skjell og sedimenter, metaller i blåskjell, tang og sedimenter samt orienterende analyser av persistente klororganiske stoffer i fisk og blåskjell. Program og innsamlingssteder fremgår av tabell 2 og figur 1.
- III Tilgjengelige informasjoner om utslipp av PAH, metaller og suspendert stoff fra Sauda Smelteverk sannsynliggjør at utslippene av PAH har økt kraftig fra 1985 (tabell 1). For metallene mangan og sink er det også indikasjoner på en viss, men mer moderat økning. Det samme gjelder frafiltrerbare partikler, mens tilførsler av finpartikulært materiale heller kan ha avtatt noe. (Særlig for metaller må det tas forbehold om et utilstrekkelig datamateriale).
- IV I samsvar med den økte belastning er det i o-skjell og blåskjell registrert en betydelig økning i PAH-innholdet fra 1981 til 1986, og konsentrasjonene innerst i fjorden er høyere enn noen gang observert i Saudafjorden (figur 8).
- Jevnført med normalnivåer er det funnet overkonsentrasjoner i størrelsesorden 1000 - 2000 ganger innerst i fjorden, men raskt avtagende med økende avstand fra kilden (figur 7). Ved fjordmunningen var PAH-innholdet i o-skjell fremdeles 30 - 50 ganger høyere enn normalt, og i blåskjell tydelig sporbart langt ut i Sandsfjorden, ca. 35 km fra kilden (figur 7).
- V Markert forhøyet PAH-innhold er også registrert i fisk, antydningvis i størrelsesorden 2 - 10 ganger og noe varierende med art og vevstype (tabell 7). Det er bemerkelsesverdig at forhøyelsen også er registrert i fisk fanget så langt ut som munningen av Saudafjorden.

- VI Økningen i PAH-belastningen gjenspeiles bare i mindre (og usik-ker) grad i sedimentene der konsentrasjonen har steget litt i midtre og ytre fjord, men minsket svakt i indre fjord (fig. 5). Dette er i motsetning til metallinnholdet, som tydelig har avtatt i overflatesedimenter fra hele fjorden (figur 2). Redusert metallinnhold i bunnvleiringene må antas forårsaket av behandlingsanlegget for gassvaskevann som startet i 1978.
- VII Det høye PAH-innholdet i spiselige organismer forutsettes vurdert av helse- og fiskerimyndighetene, men vil i henhold til tidligere uttalelser være til hinder eller begrensning for akvakultur, fiske og utnyttelse av de berørte områder til rekreasjonsformål (skjellsanking o.a.).
- VIII Metallinnholdet i skjell og tang synes å ha stabilisert seg etter 1981 (figur 9). Det er fremdeles betydelige overkonsentrasjoner av mangan (10 - 30 ganger) mer moderat for sink, kadmium og bly. Innholdet av kadmium og bly ligger omkring eller noe over foreslåtte grenseverdier for skalldyr brukt til mat.
- IX Orienterende analyser av bestandige klororganiske stoffer viste lavt eller moderat innhold av PCB, Σ DDT, HCB (heksa-klorbenzen) og EPOCl (ekstraherbart persistent organisk bundet klor) i fisk og muslinger fra indre fjord (tabell 10).
- X Med henblikk på forurensningsbegrensende tiltak har Sauda Smelteverk igangsatt bygging av resirkuleringsanlegg for gassvaskevann. Gassvaskings 2. og 3. trinn vil på sikt bli renset. I tillegg bør det ses på bidrag av PAH fra andre kilder som avløpsvann (mulige sig fra deponier, annen diffus tilførsel).

For å få pålitelige belastningstall og beskjed om hvordan igangværende og planlagte tiltak vil virke, tilrås månedlige blandprøveanalyser av PAH i både innløp og utløp fra vannbehandlingsanlegget.

2. BAKGRUNN OG FORMÅL

Forurensningssituasjonen i Saudafjorden er dominert av utslippene fra Sauda Smelteverk, som har ferromangan og silikomangan som hovedprodukter. For dyre- og planteliv i strandsonen og på grunt vann spiller også vannkraftregulering en rolle ved å gi jevnt stor ferskvannstilførsel. Kommunalt avløpsvann og andre forurensende tilførsler kan ha helt lokale effekter, men har ellers begrenset betydning.

Siden 1978 har det ved Sauda Smelteverk vært et behandlingsanlegg for vann fra røykgassrensingen. Behandlingsanlegget for gassvaskevann er konstruert med tanke på å redusere tilførslene av partikler (suspendert stoff) og metaller (mangan, sink, kadmium og bly). Imidlertid vil også en god del sotpartikler og tjærestoffer komme med i slammet fra vannbehandlingsanlegget. Dette slammet dumpes på land (bedriftsområdet).

Innen Statlig program for forurensningsovervåking foreligger to tidligere rapporter om Saudafjorden (Knutzen 1981 og Knutzen et al., 1982). I sistnevnte het det bl.a. (basert på 1980-81 observasjoner):

- "Etter iverksatt avløpsvannbehandling ved Sauda Smelteverk er det observert bedring av forholdene i Saudafjorden ved minsket innhold av metaller i organismer og overflatesedimenter (bare indre basseng)".
- "Fjorden er fortsatt sterkt forurensset 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-konsentrasjonen tilnærmet uendret fra perioden før avløpsvannbehandling".

Utenom de påviste skader på dyre- og planteliv i indre 0,5 - 2 km (Knutzen 1981, Knutzen og medarb. 1982), er den viktigste konsekvensen av utslippet fra Sauda Smelteverk at fjorden helt ut til munningen og muligens videre blir uegnet for skjelloppdrett pga. at muslingene får et forhøyet innhold av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Noen av disse tjærestoffene er potensielt kreftfremkallende.

Selv om fisk skiller ut PAH vesentlig mer effektivt enn muslinger, vil utslippet også medføre begrensninger på hvor langt inn i fjorden det kan/bør drives fiskeoppdrett. Analyse av fisk fra indre Fedafjorden, der det er et tilsvarende, men mindre utslipp har vist forhøyet PAH-innhold i særlig skrubbe, men også torsk (Knutzen 1986). I noe mindre grad ble det samme funnet i filet og lever av regnbueørret fra et opp-

drettsanlegg ca. 5 km ut i Saudafjorden (1985, NIVA unpubl.). Hittil funne overkonsentrasjoner av PAH i ferskfisk går ikke utover det man ofte har kunnet påvise i røkt fisk (Knutzen 1987a). En slik påvirkning må likevel anses generelt uønsket.

Disse forhold har også negativ innflytelse på rekreasjonskvaliteten av fjorden (hobbyfiske, skjellsanking). Ervervsmessig fiske har liten betydning i Saudafjorden.

På ovennevnte bakgrunn var formålene med undersøkelsene i 1986 å:

- Undersøke PAH-innholdet i fisk fra særlig indre, men også ytre fjord.
- Følge utviklingen i forurensningen med PAH og metaller ved analyse av sedimenter, skjell og tang.
- Få informasjon om effektene av de foretatte forurensningsbegrensende tiltak og skaffe underlag for myndighetenes vurdering av eventuelt behov for ytterligere forholdsregler.

Det var også et mål å få bedre opplysninger om hvor langt ut man kunne spore PAH-utslippet.

I undersøkelsen ble det dessuten lagt inn orienterende analyser av bestandige klororganiske stoffer (bl.a. PCB, som kan finnes i tilknytning til tidligere bruk i industrien). Disse prøver ble samtidig analysert på andre klororganiske forbindelser for å utvide informasjonsgrunnlaget om forurensningsnivåene i bare diffust belastede områder (kfr. Knutzen 1987b).

3. FORURENSNINGSTILFØRSLER

Tabell 1 viser utslipp fra Sauda Smelteverk før og etter behandlingsanlegg for vann fra røykgassvaskingen. Behandlingsanlegget kom i drift i 1978. Tallene må betraktes som ca-verdier både på grunn av (delvis) usikkerhet m.h.t. analyser og fordi analysefrekvensen for flere variable har vært for lav til å dekke variasjonene i avløpsvannkonsentrasjonene. Særlig synes det å ha vært store variasjoner i PAH-innholdet. Forholdet har vært påpekt også i tidligere rapporter uten at det har vært fulgt opp i tilstrekkelig grad.

Som basis for beregningene er det i henhold til bedriftens oppgaver regnet med en midlere avløpsstrøm på 750 m³/t 1982-84 og 1.000 m³/t i 1985-86. "Frafiltrerbart" og "filtrert" i tabellen referer seg til bruk av Whatman GFC-filter for bedriftens analyser (generelt frem til 1982), for NIVA-analyser 1982-86 til membranfilter med poreåpning 0,45 µm.

Tabell 1. Utslipp fra Sauda Smelteverk for perioden 1971-73, 1980-81, 1982-84 og 1985-86, tonn pr. år. Manglende verdier: -. Tallene for 1982-84 og 1985-86 baserer seg på NIVA-analyser (N = 3-4 for hver av periodene). Parentesverdier refereres seg til resultater fra bedriftens egne (månedlige) observasjoner.

STOFF	1971-73 ¹	1980-81 ²	1982-84	1985-86
PAH	~ 3-4	~ 0,5-1,2	~ 0,5 ⁴	8 ⁵
KPAH ³	-	~ 0,37	~ 0,2	~ 0,75
Benzo(a)pyren	~ 0,1	~ 0,08	~ 0,04	~ 0,12
Frafilterbart part.matr.	~ 6000	~ 600	~ 300	~ 550 (500)
Ikke frafilterbart part.matr. ⁶	~ 3200	~ 2400	~ 2000	~1700
Mangan, totalt	~ 1800	~ 75-200	-	~ 220
Mangan, filtrert	~ 450	~ 12-23	~ 50	~ 80 (110)
Sink, totalt	~ 54	~ 25-60	-	~ 10
Sink, filtrert	~ 7	~ 0,5	~ 1,8	~ 3,1 (3)
Bly, totalt	~ 6	-	-	~ 0,6
Bly, filtrert	~ 0,2	-	-	< 0,01
Kadmium, totalt	~ 2	-	-	~ 0,07
Kadmium, filtrert	~ 0,1	-	-	< 0,01

¹ Kfr. bedriftens rapport (EFP 1974)

² Kfr. forbehold om usikkerheter i Knutzen et al. (1982)

³ KPAH etter IARC (1983), ikke som tidligere i henhold til NAS (1972)

⁴ Gjennomsnitt av 16 observasjoner (12 i 1984)

⁵ Gjennomsnitt av 4 observasjoner.

⁶ Målt ved bedriften.

Med ovenstående forbehold om mangelfullt analyseunderlag synes følgende å fremgå av tabell 1:

- Det er godt samsvar mellom NIVA-analyser og bedriftens egne tall der det foreligger dobbelt sett av analyser (suspendert stoff, mangan og sink på filtrerte prøver).
- Etter installering av renseanlegg for gassvaskevann har det funnet sted en betydelig reduksjon i belastningen med partikulært materiale, og metaller i både fast og "løst" form. Utslippene av "løst" bly og kadmium er sannsynligvis ubetydelig (med forbehold for mulige diffuse tilførsler fra bedriftsområdet). Renseeffekten på frafiltrerbart partikulært materiale lå i 1985-86 på ca. 90 %.
- Utslippene av særlig mangan, men også sink i løst og finpartikulær, dvs. ikke frafiltrerbar form, er fremdeles betydelige. Det samme gjelder totalinnholdet av finpartikulært materiale.
- Etter en nedgang i PAH-utslippene som må anses pålitelig (12 månedsblandprøver bak 1984-tallene), synes det i 1985-86 å ha funnet sted en meget sterk økning. Man ser at utslippene i denne perioden har ligget på over det dobbelte av hva som ble anslått før behandlingsanlegget kom i drift (meget usikkert anslag og muligens betydelig undervurdert). Dataene for perioden 1982-84 er sannsynligvis vesentlig lavere enn realiteten. I følge de tre tallene som foreligger om PAH i innløpet til renseanlegget i 1985-86 skyldes ikke økningen primært dårlig tilbakeholdelse av PAH, men økt belastning på anlegget. De tre parallelle analysene av innløp og utløp i 1985-86 antyder en renseeffekt mht. til PAH på 75 - 90 %. (Det kan tilføyes at de analyser av PAH som foreligger for 1987 fremdeles viser høyt PAH-innhold i avløpsvannet ca. 200-1000 µg/l mot et snitt i 1985-86 på vel 900 µg/l).
- Utslippene av potensielt kreftfremkallende PAH-forbindelser synes ikke å ha økt i samme grad. Mens disse forbindelser i 1980-84 utgjorde 30 - 40 % av total PAH, var andelen under 10 % i 1985-86 (bare fire analyser). I 1980-84 representerte benzo(a)pyren alene nær 10 %, mens andelen i 1985-86 var nede i 1 - 2 %. (Den minskende forholdsmessige andel har likevel underordnet praktisk interesse når det også for de potensielt kreftfremkallende stoffer har vært en betydelig absolutt økning).

De økede PAH-utslippene kan tydelig spores i fjorden (se kap. 5-6) og bør foranledige en full gjennomgang av årsaksforholdet. Årsaken til

problemene synes å ha sammenheng med en delvis endring i produksjonen i 1985.

For å minske usikkerheten i tilførselsberegningene og kontrollere resultatene av igangværende tiltak bør både innløp og utløp fra behandlingsanlegget for gassvaskevann analyseres månedlig på PAH (blandprøver). Det samme gjelder suspendert stoff, mangan og sink (totalt og filtrert). For bly og kadmium kan analysefrekvensen være lavere.

4. MATERIALE OG METODER

Undersøkellesområdet og stasjoner for innsamling av prøver er vist i figur 1. Prøver og analyser fremgår av nedenstående tabell 2.

Tabell 2. Prøver og analyser fra Saudafjorden 1986 - 1987. (se også nærmere forklaring i tekst).

Analysemateriale	Stasjoner/områder/tid (N = antall i blandprøver)	Analyser ¹
BLÅSKJELL (<u>Mytilus edulis</u>)	G1, G2, G5, G8, G10, G11. 20.-21.08.86	PAH (alle st.). Mn, Cd, Zn, Pb, Cu (G2 G5, G8) PCB/ΣDDT/ EPOCl (G2)
O-SKJELL (<u>Modiolus modiolus</u>)	G1, G2, G5, G8, G10 20.-21.08.86	PAH (alle st.) PCB/ΣDDT/ EPOCl (G2)
SKRUBBE (<u>Platichthys flesus</u>) Filet og lever	Ytre fjord, 1986 (N=2)	PAH
TORSK (<u>Gadus morhua</u>) Filet og lever	Indre fjord, 1987 (N=4) Ytre fjord, 1986 (N=10)	PAH
RØDSPETTE (<u>Pleuronectes platessa</u>) Filet og lever	Indre fjord, 1987 (N=3)	PAH, PCB/HCB/ΣDDT/EPOCl
BLÆRETANG (<u>Fucus vesiculosus</u>)	G2 (dvergform og normale) G5, G8, G11, 20.-21.08.86	Mn, Cd, Zn, Pb, Cu
GRISÉTANG (<u>Ascophyllum nodosum</u>)	G5, 20.-21.08.86	Mn, Cd, Zn, Pb, Cu
SEDIMENTER Alle st. 0-1 cm, utvalgte st. dypere se kap. 5	SX, S0, S1, S2, S3, S5, S6 S7, S8, S9, S10, S11	PAH (26 stk.) Mn, Cd, Zn, Pb, Cu, Org.matr.

¹ PAH = polisykliske aromatiske hydrokarboner. Mn = mangan, Cd = kadmium, Zn = sink, Pb = bly, Cu = kobber, PCB = polyklorerte bifenyler, DDT: Diklordifenyltrikloretan, HCB = heksaklorbenzen, EPOCl = Ekstrakterbart persistent organisk bundet klor.

Stasjonene for innsamling av skjell og tang var:

- G1 Holme med lykt i havnebasseng. Blåskjell ((3) 5- 7 cm) fra 3,5 - 4 m, o-skjell (10 - 14 cm) fra 12 m dyp.
- G2 Ramsneset. Blåskjell (3 - 7 cm) fra 3 - 4 m, Oskjell (10 - 14 cm) fra ca. 6 m.
- G5 Bølneset, på nordvendt pynt, ytterst i vik ved Nygård. Blåskjell ((4) 6 - 8 cm) fra 3 - 4 m. O-skjell (12 - 14 cm) fra 10 m.

G8 Åsneset, litt innenfor nes-innover mot bukt. Blåskjell (3 - 5 cm) fra 1/2 - 1 m. O-skjell (11- 14 cm) fra 11 - 12 m.

G10 Nærøy, innenfor fyrlykt. Nær hytte med brygge. Blåskjell (3 - 5 cm) fra ca. 1 m, o-skjell (12 - 14 cm), 11 m.

G11 Fyrholme, Skorpene. Ut for brygge. Blåskjell (3 - 5 cm), 1/2 - 1 m. Ikke funnet o-skjell.

Blandprøvene av blåskjell er av 30 - 50 eks.; av o-skjell 4 - 6 eksemplarer.

Av blæretang er det samlet inn skudd fra 5 - 10 forskjellige planter. Skuddene omfattet spissen ned til like under 2. blærepar eller (for blæreløse eksemplarer i Saudafjorden) bare den friske, ubegreodde del av skuddspissen, som kunne begrense seg til ørvre 2 - 5 cm. Den ene prøven av (blæreløs) grisetang omfattet skuddspisser av ca. 10 cm lengde.

Blandprøven av torsk fra indre fjord omfattet 4 eks. av lengde 45 - 54 cm (vekt ca. 800 - 1200 g), fra ytre fjord. 10 eks. av lengde 33 - 49 cm og vekt ca. 350 - 1000 g.

Rødspettene (3 stk.) var 37 - 40 cm og veide ca. 450 - 750 g.

De to skrubbene var 35 - 40 cm med vekt 550 - 875 g.

Alle fiskene hadde normal gulhvit farge på leveren, og ingen sårdannelse eller svulster ble observert ved prøvenes opparbeidelse.

Det kan tilføyes at årsaken til så få fisk som grunnlag for blandprøvene var vanskeligheter med å skaffe materiale fra indre basseng (innenfor Ramsneset).

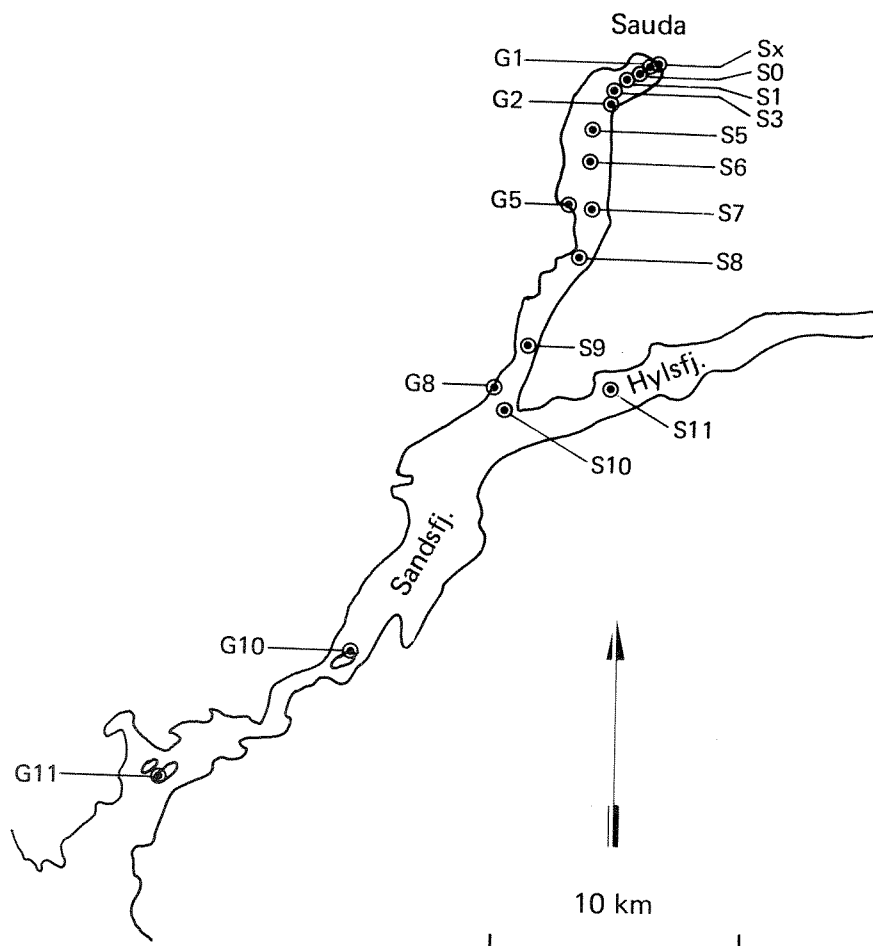
Om prøvetaking og analyser av sedimentprøvene henvises til nærmere detaljer i kapittel 5.

PAH-analysene er utført ved gaskromatografi med glasskapillarkolonne etter samme metode som tidligere (Berglind og Gjessing 1980).

Metallanalysene er ved atomabsorpsjon (Norsk Standard 4770, 4773) etter oppløsning med salpetersyre (Norsk Standard 4783, under trykking).

De klororganiske stoffene er analysert ved gaskromatografi med kvartskapillarkolonne etter ekstraksjon og rensing som bl.a. beskrevet

i Knutzen og medarb. (1986). EPOC1 er analysert ved nøytronaktiviseringsanalyse ved IFE etter behandling av ekstrakt med svovelsyre.



Figur 1. Stasjoner for innsamling av sedimentprøver (S) og blåskjell/o-skjell/tang (G) i Saudafjorden 1986.

5. METALLER OG PAH I SEDIMENTER

5.1 Feltarbeid og analyser

Sedimentprøver ble tatt med kjerneprøvetaker (Niemistö, 1974) med diameter på 50 mm fra "Føyka Jr." fra Kopervik, 20.-21. august 1986. Prøvetakingen omfattet 11 stasjoner, 10 i selve Saudafjorden og en i Hylsfjorden som referanse (Fig. 1). På 7 av stasjonene ble det tatt 2 parallelle kjerner for å kunne teste representativiteten av prøvene (se 5.3). Hver kerne ble umiddelbart etter visuell beskrivelse snittet i 1 cm sjikt. Kun de øvre 0-1 cm er analysert for samtlige stasjoner, med unntak av stasjon S3 og S8 (fig. 1) som ble analysert ned til 5 cm dyp i kjernene.

Stasjonene ble forsøkt lagt til de samme stasjonene som i 1976. Det bør imidlertid påpekes at det var vanskelig å finne tilbake til nøyaktig posisjon pga. gamle sjøkart med få loddskudd og tildels mangelfulle ekkolodd på de fartøyene som er brukt, spesielt i 1976.

Prøvene ble frysetørket, homogensiert og analysert for organisk materiale (glødetap), mangan (Mn), sink (Zn), kadmium (Cd), bly (Pb), kopper (Cu) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Analyse-resultatene er presentert i tabell 3 (metaller, sum PAH, organisk stoff) og appendikstabell A1 (rådata PAH).

5.2 Resultater og diskusjon

I resultatpresentasjonen og diskusjonen er det lagt vekt på å sammenligne resultater fra de to tidligere sedimentundersøkelsene innenfor det statlige overvåkingsprogrammet. Den første undersøkelsen ble gjort i 1976 (Knutzen et al., 1979) og den andre i 1981 (Knutzen et al., 1982). Fem av stasjonene (S1, -3, -5, -8 og -10, Fig. 1) hadde sammenfallende lokalisering i 1976, 1981 og 1986, slik at direkte sammenligning er mulig.

Det er også lagt vekt på å sammenligne utviklingen i sedimentene med endringer i utslippene fra Sauda Smelteverk. Rådata for PAH finnes i appendikstabell A1.

5.2.1 Visuell beskrivelse

En visuell beskrivelse av sedimentene ble gjort umiddelbart etter at de ble tatt og snittet. Beskrivelsen er gjengitt i tabell 2:

Tabell 2. Beskrivelse av sedimentkjernene tatt i august 1986¹

Stasjon nr.	Vannndyp (m)	Kjernelengde (cm)	Beskrivelse
SX	67	40	Tatt rett utenfor kraftstasjonen og lastekai (ved fyret). Sort slam m. H ₂ S-lukt under overflaten. Mye planterester.
S1	45	37	Sort slam m. H ₂ S-lukt. Planterester.
S0	140	30	~1cm brunt topplag over mørkt sediment som blir mere leirig nedover. Antydning til et lyst lag noen cm nede i sedimentet.
S3	175	39	2 cm brunt topplag og lyst sediment fra 2-4 cm (også påvist i 1981).
S5	365	33	Mørke brun overflate med børstemark I nedre del av kjernen mye treflis og planterester (H ₂ S-lukt).
S6	378	40	Ca 1 cm brunt topplag med børstemarkrør. Siltig leire.
S7	400	24	Ca 1 cm brunt topplag. Leire under.
S8	322	37	Kraftig brunfarget topplag (~1 cm). Hard leire under.
S9	275	27	Kraftig utviklet brunt topplag. Hard leire under.
S10	320	38	Lite utviklet brunt topplag. Sandig leire/silt, med innslag av skjellfragmenter.
S11	300	20	Brun overflate. Leirig. Mye børstemark

¹ Beskrivelsen gjelder den ene av parallellene. Noen ganger er både vannndyp og prøvelengde litt forskjellig mellom parallellene, men det er det ikke tatt hensyn til i beskrivelsen.

5.2.2 Organisk materiale (glødetap)

Konsentrasjonene av organisk materiale varierte mellom 3.4 og 13.6% (tabell 3). De høyeste konsentrasjonene ble målt i Sauda's havnebasseng og skyldes trolig en kombinasjon av planterester tilført av elva og kloakk fra Sauda. Sedimentene inneholdt her hydrogensulfid (tabell 2).

Organisk materiale ble analysert i sedimentene i 1976, men ikke i 1981. I 1976 ble det målt konsentrasjoner i området 5.1 og 14.9% i overflatesedimentene (Knutzen et al., 1979), også den gang høyest i havnebassenget. Tabell 4 viser sammenligningen mellom konsentrasjoner målt for diverse parametre i 1976, 1981 og 1986 på fem stasjoner. Etersom analysene av organisk materiale i 1976 ble gjort på sjiktet 0-2 cm må man forvente et noe lavere nivå enn når sjiktet 0-1 cm analyseres. Dette skyldes en naturlig nedbrytning av organisk materiale i sedimentene. Konklusjonen må derfor bli at innholdet av organisk materiale i sedimentene i Saudafjorden har endret seg lite de siste 10 årene.

Tabell 3. Organisk materiale, metaller og PAH i sedimenter fra Saudafjorden, august 1986. (Hvor to parallelle kjerner er analysert gis gjennomsnittet i tabellen). Tørrvektsbasis.

Stasjon/ sjikt	%		mg/kg (ppm)				
	Org, matr,	Mn	Zn	Cd	Pb	Cu	PAH
SX(0-1)	10,5	5,86	2600	4,1	593	110	43,14
S0(0-1)	8,9	3,58	945	1,8	230	59	23,97
S1(0-1)	12,8	5,81	1385	1,9	342	84	85,96
S3(0-1)	6,2	2,31	542	2,5	132	39	10,55
(1-2)	6,4	2,53	737	0,8	169	38	14,89
(2-3)	3,4	0,93	453	1,3	100	26	7,98
(3-4)	5,8	2,12	732	1,0	197	39	4,80
(4-5)	8,6	1,70	576	1,2	165	44	2,26
S5(0-1)	8,2	2,60	471	3,8	136	30	5,60
S6(0-1)	6,8	2,35	468	3,0	118	28	8,79
S7(0-1)	6,7	1,89	481	2,2	103	38	8,88
S8(0-1)	7,6	2,94	412	1,3	112	35	4,83
(1-2)	7,2	2,10	419	0,6	120	35	2,70
(2-3)	6,7	1,54	409	2,1	109	36	2,19
(3-4)	6,8	1,75	406	2,4	116	35	4,10
(4-5)	6,2	0,96	295	1,4	85	33	2,20
S9(0-1)	6,7	1,75	304	1,5	95	33	1,90
S10(0-1)	5,6	0,51	171	1,4	64	26	1,11
S11(0-1)	7,0	0,91	223	0,3	91	30	4,67

Tabell 4. Sammenligning av overflatesedimentenes innhold av organisk materiale, metaller og PAH målt i 1976, 1981 og 1986 i Saudafjorden. Organisk materiale og mangan i %, øvrig metaller i mg/kg tørrvekt.

Parameter / år	S1	S3	S5	S8	S10
Org.matr. 1976	14,9	5,1	5,8	5,2	6,4
1981	-	-	-	-	-
1986	12,8	6,2	8,2	7,6	5,6
Mn 1976	7,0	1,72	1,27	(0,08) ¹	0,80
1981	9,0	6,93	6,75	6,29	0,53
1986	5,8	2,31	2,60	2,94	0,51
Zn 1976	-	630	-	140	-
1981	6580	1540	1230	900	200
1986	1385	541	471	412	171
Cd 1976	1230	9,1	4,3	(0,1) ¹	0,8
1981	75,9	22,4	13,1	7,3	<1,0
1986	1,9	4,0	3,8	1,2	1,4
Pb 1976	800	123	82	37	66
1981	1150	310	250	180	70
1986	340	130	136	110	60
PAH 1976	56	3,0	-	1,2	0,4
1981	108	12,7	9,5	1,9	0,8
1986	86	10,6	5,6	4,8	1,1

¹ Usikre verdier.

5.2.3 Metaller

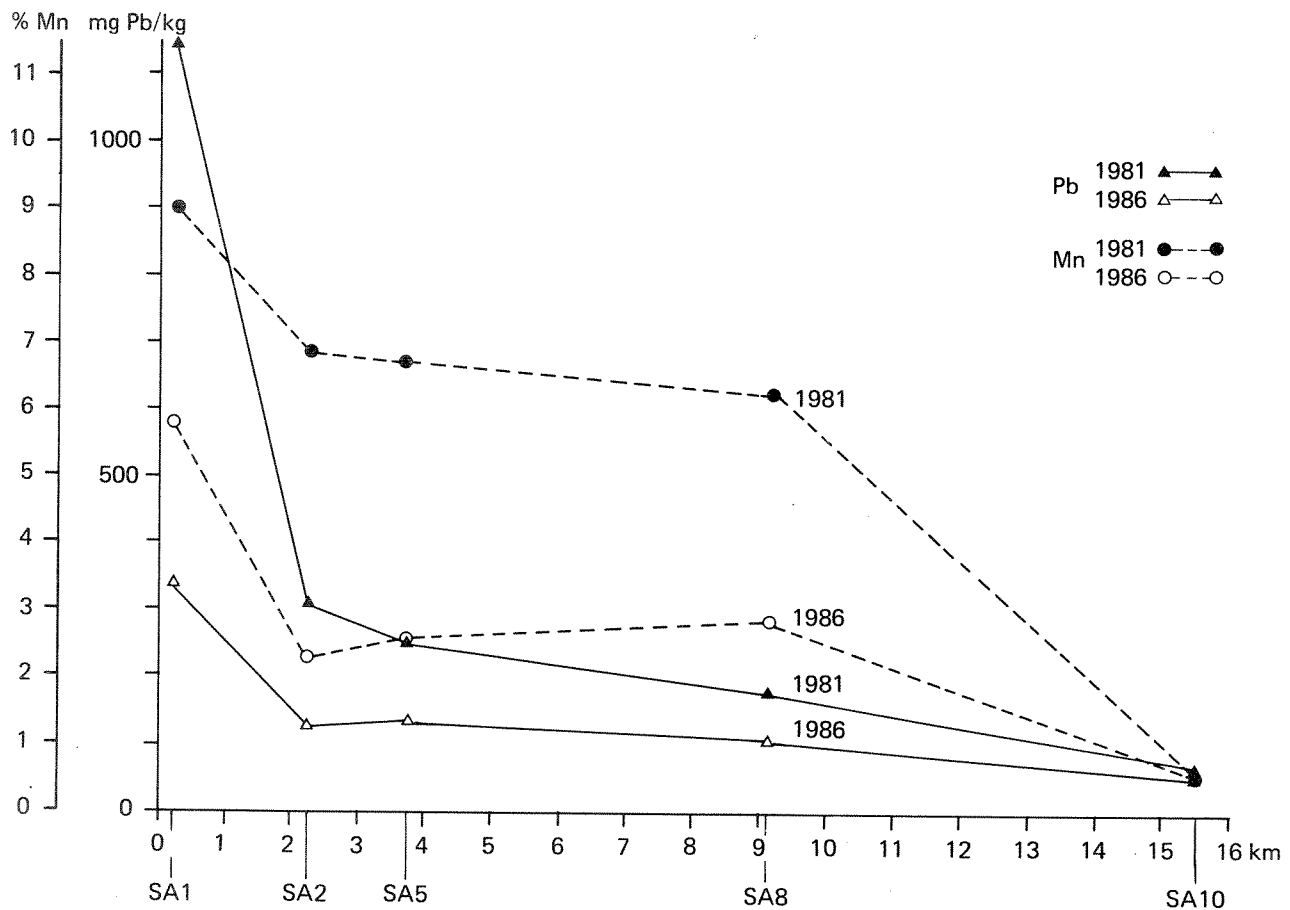
De metallene som er analysert hører med til de man vet finnes i avløpsvannet fra Sauda Smelteverk og som man har utslippstall for (med unntak av kopper). Dette er også metaller som er analysert i sedimentene fra Saudafjorden tidligere og hvor et betydelig datamateriale fra andre norske fjorder eksisterer (Skei, 1982).

Mangan

Variasjonene i overflatesedimentet av mangan var i 1976 0.08-7%, i 1981 0.5-14% og i 1986 0.5-5.8%. Fig 2 viser fordelingen av mangan utover fjorden i 1981 og 1986. Konsentrasjonene er klart høyest i havnebassenget og avtar utover mot munningen av Saudafjorden. Årsaken til dette må være utslipp av mangan fra smelteverket. Nivåene er såvidt høye i hele Saudafjorden at dette må tilskrives en forurensningspåvirkning, selv om det naturlige innholdet av mangan i marine sedimenter er kjent for å variere (Skei og Paus, 1979).

Utslippene av mangan i 1985-1986 var over 200 tonn pr. år hvorav ca 65% var i partikulær (fraciltrerbar) form. Den omfattende manganforurensningen i Saudafjorden tyder på at disse manganforbindelsene tildels transporteres langt før de sedimenterer. Også den delen av manganet som er i løst (to-verdig) form i avløpsvannet vil trolig raskt oksyderes og utfelles i sjøen.

Sammenligner vi konsentrasjonen som ble målt i 1981 og i 1986 (tabell 4 og fig. 2) bekreftes at utslippene av mangan er betraktelig redusert de senere årene. Renseanlegget ved Sauda Smelteverk kom i drift i 1978. Sedimentene som ble tatt i 1981 representerte sedimenter avsatt i perioden 1976-81, hvis vi antar en sedimentasjonsrate på 2 mm/år. I tillegg til innkjøringsproblemer på renseanlegget i starten og det faktum at en del av sedimentprøven tatt i 1981 inneholder materiale avsatt før renseanlegget kom i drift, tilsier at vi i stor grad kan betrakte resultatene fra 1981 som tilstanden før rensing. Dette kan forklare nedgangen i mangan-konsentrasjonene fra 1981 til 1986. Denne nedgangen i manganforurensning ble først registrert i biologisk materiale i 1980 og 1981 (Knutzen et al., 1982). I sedimentene vil endringen kunne registreres noe senere og det er derfor rimelig at utslaget først ble registrert i 1986. Men pga. manganets evne til å reduseres nede i sedimentet for så å bli utfelt i overflatesedimentet, må vi forvente forhøyede konsentrasjoner av mangan nær overflaten i mange år fremover tross utslippsreduksjoner.



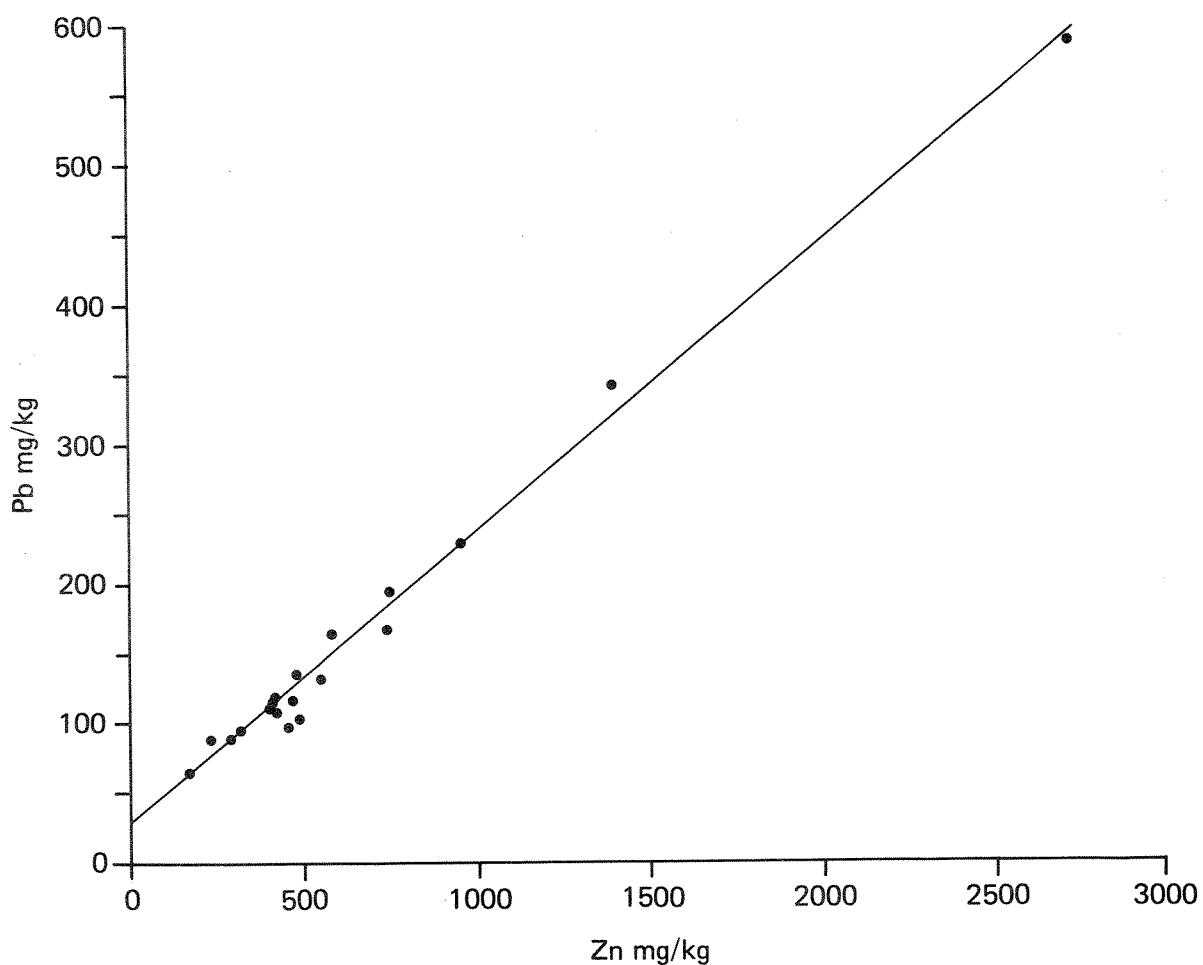
Figur 2. Fordeling av mangan og bly i overflatesedimenter i Saudafjorden i 1981 og 1986.

Bly

Analysene av bly viser i likhet med mangan en kraftig nedgang (tabell 4, fig. 2). Mens utslippene i begynnelsen av 70-tallet ble anslått til ca 6 tonn pr. år (Knutzen et al. 1982) er de for 1985-86 beregnet til ca 0.6 tonn. Det er fortsatt en betydelig forurensning av bly i overflatesedimentene i Saudafjorden, og nivået ved munningen av fjorden og på stasjonen i Hylsfjorden er høyere enn bakgrunnsnivå (ca. 20 mg/kg).

Fordelingen av bly vertikalt på stasjonene S3 og S8 er nærmest identisk med fordelingen av sink og fig. 3 viser derfor god korrelasjon mellom sink og bly i samtlige prøver tatt i 1986. Denne figuren indikerer at sink og bly har samme kilde og at de oppfører seg nokså likt i sedimentene. Dette er også tilfelle i Sørfjorden (Skei et al., 1972). Forholdstallet mellom sink og bly ligger mellom 4-4,5, som er i god overensstemmelse med undersøkelsen i 1981.

I biologisk materiale ble det registrert 50-80% reduksjon i blynivået etter at renseanlegget kom i drift (Knutzen et al., 1982). I sedimentene ble det tilsvarende registrert 70% reduksjon i havnebassenget (S1), 58% reduksjon ved Ramsneset (S3) og 39% reduksjon ved Sagneset (S8). Dette er i god overensstemmelse med de biologiske undersøkelsene.



Figur 3. Sammenhengen mellom konsentrasjonene av bly og sink i Saudafjordens sedimenter i 1986.

Kadmium

Det er tidligere (f.eks. 1976) målt usedvanlig høye kadmium-konsentrasjoner i sedimentene i Saudafjorden. Disse har vært vanskelige å tolke fordi utslippsmengdene av kadmium fra smelteverket har vært vurdert som små. Det eksisterer imidlertid ikke sikre utslippstall for 70-årene for kadmium. I perioden 1980-81 ble utslippsmengdene beregnet til ca 100-150 kg pr. år mens utslippet i 1986 ble anslått til vel 70 kg (tabell 1). Kadmium-nedgangen i sedimentene i havnebassenget er imidlertid så dramatisk om vi sammenligner resultatene fra 1976, 1981 og 1986 (tabell 4), at utslippene i 70-årene må ha vært over 1 tonn pr. år. Nedgangen er mest markert i havnebassenget, mens forskjellene ytterst i fjorden er relativt små. Resultatene i 1986 viser at overflatesedimentene i hele Saudafjorden er forurenset av kadmium. Sedimentene på referansestasjonen i Hylsfjorden viser imidlertid et nivå (0,3 mg/kg) tilsvarende bakgrunnsnivå.

Den vertikale fordelingen av kadmium på stasjonene S3 og S8 vitner lite om store utslipp tidligere (tabell 3). Målinger av kadmium i vannmassene i 1981 viste høye konsentrasjoner like over sedimentflaten (Knutzen et al., 1982), noe som tyder på en viss frigivelse av kadmium. Imidlertid er det ikke sannsynlig at nedgangen i sedimentene kan tilskrives en massiv frigivelse av kadmium til vannmassen. En mer sannsynlig årsak til den tilsynelatende konsentrasjonnedgang i sedimentene er svært store lokale forskjeller i sedimentene innerst i havnebassenget. Problemer med nøyaktig posisjonering av prøvetakingsstedene fra ett år til et annet kan gjøre sammenligning mellom data fra 1976-81 og -86 vanskelig.

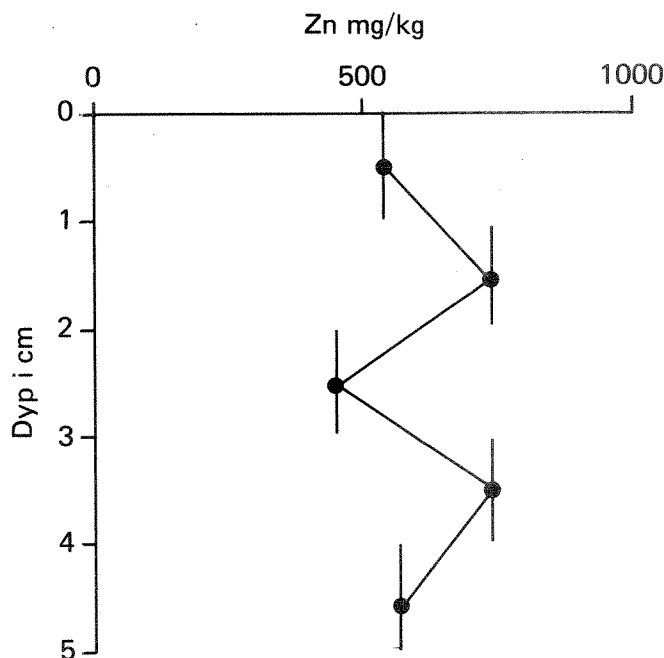
Noe tilsvarende den store nedgangen i kadmium i sedimentene i perioden 1976-86 er ikke registrert i biologisk materiale (Knutzen et al., 1982).

Sink

På samme måte som mangan og bly viser også sinkkonsentrasjonene en kraftig reduksjon i forhold til 1981-data (tabell 4). Innerst i havnebassenget (S1, fig. 1) har sinkkonsentrasjonene gått ned fra 6580 mg/kg i 1976 til 1385 mg/kg i 1986 (~80% reduksjon). I midtre deler av fjorden (S8) var sinkkonsentrasjonene halvert i forhold til 1981 (tabell 4), mens ved munningen av Saudafjorden var sinkmengdene nede på bakgrunnsnivå. Dette forholdet må tilskrives betydelige utslippsreduksjoner ved igangsetting av renseanlegget. Utslippet i 1986 var beregnet til ca 10 tonn pr. år, hvorav 1/3 var tilstede løst i avløps-

vannet. Også analyser av tang i 1980 og 1981 viste en klar nedgang i sinkkonsentrasjonene (Knutzen et al., 1982).

Denne nedgangen i sinkforurensning kan også tildels registreres i vertikalprofilen for sink på stasjon S3 (fig. 4). Her ble den høyeste konsentrasjonen målt i 1-2 cm og 3-4 cm dyp i sedimentet. En nedgang i sjiktet 2-3 cm skyldes tilstedeværelse av et annet type sediment (svært lyst, se tabell 2), sannsynligvis et ras- eller flomsediment. På samme måte som sink viser også de andre metallene minimumsverdier i sjiktet 2-3 cm.

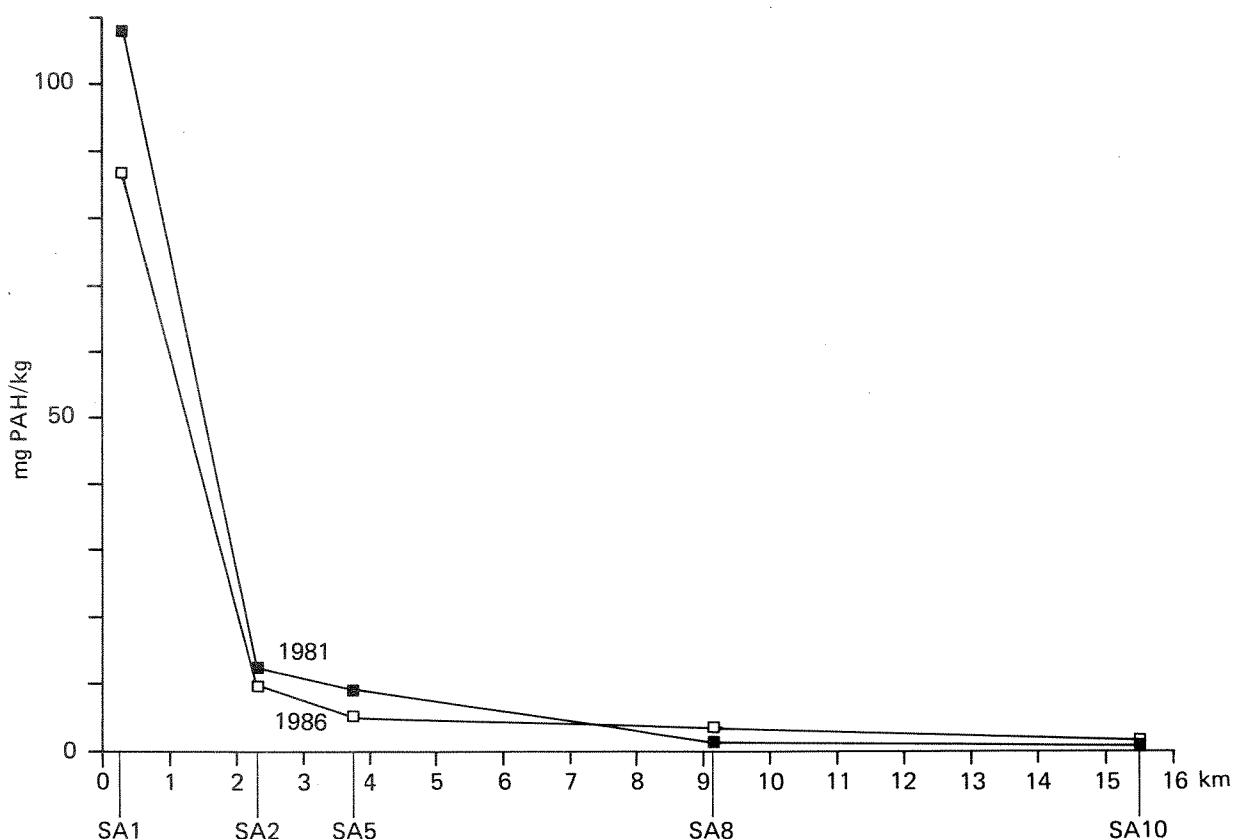


Figur 4. Vertikalfordeling av sink i sedimentet på st. S3 i Saudafjorden 1986, mg/kg tørrvekt.

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

PAH-problemet i Saudafjorden har vært kjent siden undersøkelsene startet i 1974 (Knutzen et al., 1979). De første resultatene på sedimenter kom i 1976 og viste høye konsentrasjoner i den innerste del av Saudafjorden (Bjørseth et al., 1979). Det ble den gang målt ca 100 ppm total PAH (34 komponenter) i overflatesedimentene på stasjon S0. I 1981 var nivået omtrent på det samme innerst i fjorden, men hadde økt noe i forhold til 1976 lenger utover fjorden (tabell 4). Heller ikke i 1986 (tabell 3 og 4) var forholdene mye endret innenfor Ramsneset, mens lengst ute (S8 og S10) hadde konsentrasjonene økt ytterligere (figur 5). Det siste indikerer en økning i influensområdet for PAH, mens stabile forhold i havnebassenget tyder på at utslippene har

endret seg lite, trass i renseanlegg. Utslippstallene fra perioden før renseanlegget kom i drift (1978) er trolig beheftet med stor usikkerhet og det er mulig at utslippene av PAH har vært underestimert. Fire målinger i avløpsvannet fra renseanlegget i 1985-86 tyder på et årsutslipp på ca 8 tonn PAH. Beregnede utslipp for perioden 1971-81 har variert mellom 0.5 og 4 tonn PAH pr. år (Knutzen et al., 1982). Utslippene av PAH til fjorden synes derfor å ha økt betydelig de siste årene. I motsetning til materialet fra 1976 (Bjørseth et al., 1979) ble det i 1986 ikke registrert noen økende prosentandel av den relativt lettloslige forbindelsen fenantren med økende avstand fra kilden eller vertikalt i sedimentene. Heller ikke andre markerte endringer i PAH-sammensetningen ble konstatert (se nærmere om PAH-profiler i kap. 8).

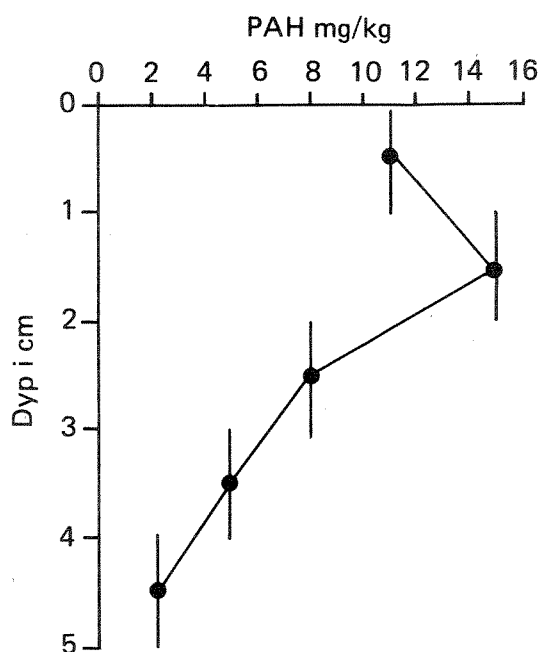


Figur 5. PAH i Saudafjordens overflatesedimenter i 1981 og 1986, mg/kg tørrvekt.

Hvis vi sammenligner konsentrasjonene av PAH fra Saudafjordens havnebasseng med Sørfjordens havnebasseng, hvor den største PAH-kilden, Odda Smelteverk, slipper ut ca 10-15 tonn PAH pr. år (Kvalvågnæs et al., 1986), ser vi at gjennomsnittsnivåene i sedimentene ikke er mye

forskjellig. I Sauda havnebasseng ble det målt ca 70 mg/kg PAH både i 1976 og i 1986, mens gjennomsnittskonsentrasjonen i Odda's havnebasseng var ca 105 mg/kg. PAH som slippes ut fra Odda Smelteverk ser ut til å sedimentere i stor grad i havnebassenget som følge av adsorpsjon til avfallskalk. Av den grunn har PAH-forurensningen i Sørfjorden begrenset geografisk omfang. I Saudafjorden derimot skjer det i tillegg til en umiddelbar sedimentering av PAH i havnebassenget (sannsynligvis knyttet til grovt slaggmateriale) en langtransport av PAH som forurenser bunnsedimentene i hele Saudafjordens lengde.

Den konstaterte tilbakeholdelse av PAH i vannbehandlingsanlegget har gitt lite utslag på sedimentenes PAH-innhold. Når det ikke har skjedd etter åtte år med rensing (1978 - 1986), må forklaringen være at utslippstallene for tiden før 1985 ikke gir et riktig bilde av belastningen. En viss reduksjon i PAH-belastningen på sedimentene kan imidlertid registreres om vi sammenligner dataseriene fra 1981 og 1986, men bare i indre fjord (fig. 5). Likeså kan vi registrere i vertikalprofilen på stasjon S3 høyere PAH-konsentrasjoner i 1-2 cm dyp enn i 0-1 cm dyp (figur 6).



Figur 6. Vertikalfordeling av PAH i sedimentet på St. S3 i Saudafjorden 1986, mg/kg tørrvekt.

5.3 Prøvenes representativitet

Et av problemene ved all prøvetaking i naturen er hvor representativ en prøve er og hvor vel den beskriver forholdene på en lokalitet. Bunnforholdene på en lokalitet kan være lite homogene og ved å ta flere kjerner fra samme lokalitet kan resultatene variere noe fordi prøvetakeren ikke treffer nøyaktig samme sted. Posisjonsbestemmelse ved sedimentprøvetaking er neppe mere nøyaktig enn ± 100 m.

I Saudafjorden er bunntopografien meget ujevn og sedimentenes beskaffenhet kan variere over korte avstander. For å teste denne variasjonen ble doble kjerner tatt på 7 stasjoner og analyser av organisk materiale, metaller og PAH ble gjort i overflatesedimentene (tabell 5). Forskjellen i registrert vanndyp ved prøvetakingen av parallellene er også anført i tabellen.

Resultatene viser at som forventet er det en viss forskjell mellom parallellene, spesielt for kadmium og mangan. Best samhörighet mellom parallellene ble registrert hos kopper, hvor forurensningsnivået er lavt. For PAHs del ble det registrert rimelig godt samsvar m.h.t. totalinnhold (tabell 5), mens det kunne være en variasjonsfaktor på opp mot 2 for enkeltforbindelser (kfr. appendikstabell A1).

Tabell 5. Variasjon i konsentrasjon av organisk materiale, metaller og PAH i overflatesedimenter i Saudafjorden i to parallelle kjerner.

Stasjon/vanndyp	%		mg/kg (ppm) tørrvekt					
	Org, matr,	Mn	Zn	Cd	Pb	Cu	PAH	
S0	~140	8,09	3,36	900	1,9	214	59	21,36
	~140	9,63	3,79	990	1,6	245	61	26,58
S1	45	13,6	6,87	1320	1,8	346	87	87,12
	45	12,0	4,75	1450	2,0	338	82	84,79
S3	175	6,84	2,55	570	0,9	136	40	10,34
	170	5,60	2,07	513	4,0	127	38	10,76
S7	~400	5,96	1,36	462	3,2	93	36	9,26
	~400	7,35	2,42	499	1,2	113	39	8,49
S8	322	7,29	2,42	365	1,2	104	34	5,46
	320	7,21	2,10	419	0,6	120	35	4,20
S9	275	6,03	1,13	247	1,6	79	30	1,52
	270	7,41	2,37	361	1,4	110	36	2,15
S10	320	5,53	0,34	158	0,3	59	25	0,87
	300	5,66	0,67	183	2,4	69	26	1,35

6. PAH I BLÅSKJELL OG O-SKJELL

Rådata for disse observasjonene finnes i vedleggstabellene A2 (blåskjell) og A3 (o-skjell). Konsentrasjonene er her angitt på tørrvektsbasis for å gjøre resultatene fra forskjellige prøver sammenlignbare. (Tørrvektsprosenten varierer, i dette tilfellet fra ca. 13 til ca. 20 for både blåskjell og o-skjell).

For bedømmelsen av PAH i matvarer er konsentrasjonen på friskvektsbasis avgjørende. Et utvalg av resultatene er derfor omregnet til friskvektsbasis og sammenstilt i tabell 6 nedenfor. Disse resultatene begrenser seg til stoffer som IARC (1983) regner som påvist å være kreftfremkallende i dyreforsøk, og som derfor må anses å utgjøre en kreftrisiko også for mennesker.

Til tabell 6 må følgende bemerkes:

I tidligere rapport innen Statlig program for forurensningsovervåking har gruppen av potensielt kreftfremkallende stoffer (KPAH) fremkommet på grunnlag av en eldre oversikt fra US National Academy og Science (NAS 1972). I denne ble det bl.a. sondret mellom svakt/usikkert, middels og sterkt kreftfremkallende egenskaper. Bare de middels og sterkt kreftfremkallende stoffene ble medregnet i KPAH i NIVA-rapporter. Med den nye beregningsmåten for KPAH, basert på IARC (1983), faller benzo(c)fenantren bort, mens bl.a. benz(a)antracen, benzo(k)fluoranten og 0-phenylenpyren (= Indeno-(1,2,3 cd)pyren) kommer i tillegg. Det praktiske nettoresultat er at gruppen KPAH i de fleste tilfeller vil utgjøre en betydelig høyere andel av total-PAH enn ved tidligere beregninger. IARC (1983) har ingen gradering i klasser basert på stoffenes antatte relative kreftfremkallende aktivitet (slik som NAS 1972). Bakgrunnen for dette er en generell mangel på kvantitative dose-respons data.

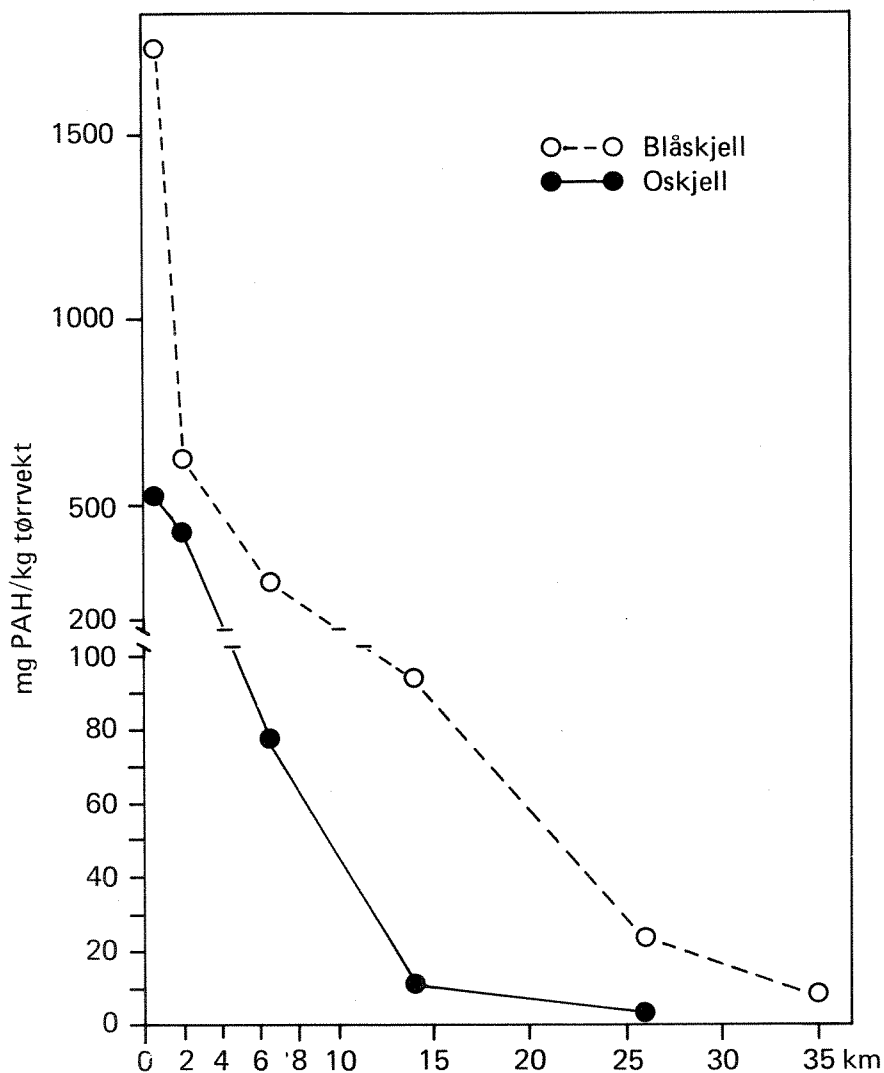
Tabell 6. Sum PAH og potensielt kreftfremkallende forbindelser (KPAH) i blåskjell (Mytilus edulis) og o-skjell (Modiolus modiolus) fra et utvalg stasjoner i Saudafjorden og Sandsfjorden 20. - 21.08.86, µg/kg friskvekt. Se tekst vedrørende KPAH.

Stoffer	Blåskjell				O-skjell		
	G1	G8	G10	G11	G1	G8	G10
Benz(a)antracen	32258	765	194	103	6225	78	23
Benzo(b)fluoranten	44043	1805	320	115	14197	487	171
Benzo(j,k)fluoranten	19890	1129	323	97	5642	257	62
Benzo(a)pyren	23456	89	25	~ 9	8202	255	101
Dibenz(a,h)antracen*	1376	39	-	-	767	40	15
O-phenylenpyren**	4573	260	44	16	2278	121	29
SUM KPAH	125606	4087	906	340	37311	1238	401
Total PAH	278417	11886	3808	1498	69498	1816	580
% KPAH	~ 45	~ 34	~ 24	~ 23	~ 53	~ 68	~ 69

* Kan også inkludere dibenz(a,c)antracen som ikke er påvist kreftfremkallende.

** O-phenylenpyren = Indeno(1,2,3 cd)pyren

Variasjonen i skjellene PAH-innhold med økende avstand fra utslippet illustrert i figur 7.



Figur 7. Total PAH i blåskjell (*Mytilus edulis*) og o-skjell (*Modiolus modiolus*) fra Saudafjorden og Sandsfjorden 1986, mg/kg tørrvekt.

Fra tabell 6 og figur 7 ses bl.a. den ekstremt høye PAH-konsentrasjonen i skjell samlet innerst i fjorden. Jevnført med et antatt øvre diffust bakgrunnsnivå på 0,5 - 1 mg/kg tørrvekt (0,1 - 0,2 mg/kg friskvekt) i blåskjell og 0,2 - 0,5 mg/kg tørrvekt (< 0,1 mg/kg friskvekt) i o-skjell, fås overkonsentrasjoner i størrelsesordenen 1000-2000 ganger i skjell som er samlet innenfor Ramsneset. (For de ovennevnte "diffuse bakgrunnsnivåer" kan for blåskjells vedkommende henvises til Mackie et al. (1980), Knutzen og Sortland (1982) og Knutzen et al. (1982).

Ytterst i fjorden var overkonsentrasjonene i blåskjell fremdeles over 100 ganger, mens de i o-skjell var 20 - 50 ganger. Konsentrasjonene hadde m.a.o. avtatt sterkere i o-skjell (se figur 7) i samsvar med at

PAH i stor grad må antas bundet til lette sotpartikler. (Forholdsmessig høyere belastning i overflatevannet gjør blåskjell mer utsatt enn o-skjell, som lever på noe dypere vann).

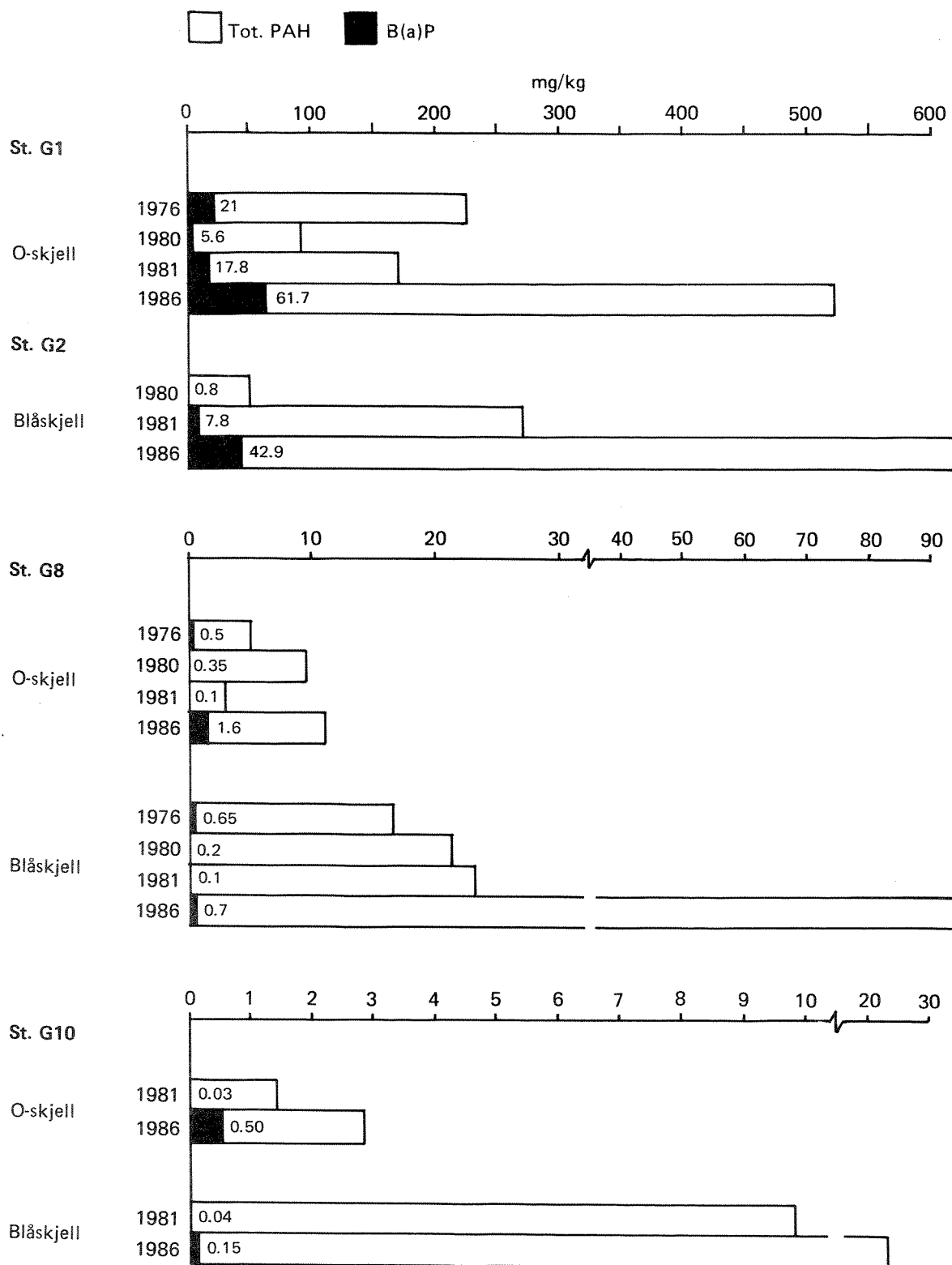
Forhøyet PAH-innhold i skjell kunne tydelig spores mer enn 25 og 35 km fra Sauda, mest tydelig i blåskjell (ca. 10 ganger bakgrunnsverdien i 35 km avstand), men også i o-skjell (3 - 5 ganger vel 25 km fra Sauda).

Sammenlignes med antatte "diffuse bakgrunnsnivåer" av B(a)P (Benzo(a)-pyren), fås delvis enda høyere forurensningsnivå målt som overkonsentrasjoner. Bakgrunnsnivået for B(a)P er ikke så godt fundert som for total-PAH, men $< 1-20 \mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt ($< 1-3 \mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt) kan antydes (Dunn og Young 1976, Mix et al., 1977, Knutzen og Sortland 1982, Mix og Schaffer 1983). De resulterende overkonsentrasjoner i blåskjell hhv. innerst og ytterst i fjorden blir minimum 2.000 - 7.000 og 30 - 40 ganger; i ytre Sandsfjorden 2 - 3 ganger.

For blåskjells vedkommende må man følgelig regne med at sporbare overkonsentrasjoner av PAH kan opptre til og med utenfor munningen av Sandsfjorden, mer enn 40 km fra utslippet. Dette er lenger ut enn det man fra tidligere observasjoner har hatt grunn til å regne med (Knutzen et al., 1982), og må ses i sammenheng med den belastningsøkning som etter all sannsynlighet har funnet sted fra 1985 (se tabell 1 og nedenfor angående utvikling over tid).

Av tabell 6 ses at andelen potensielt kreftfremkallende PAH synes å avta med økende avstand fra kilden for blåskjells vedkommende, derimot motsatt for o-skjell. Innslaget av KPAH er imidlertid så høyt i alle tilfeller ($> 20\%$) at disse forskjellene spiller liten rolle for bedømmelsen av praktiske konsekvenser.

Utviklingen 1976-86 illustreres av figur 8. Det fremgår at økningen i utslipp gjenspeiles i skjellenes PAH-innhold, men tilsynelatende bare delvis. Mens tallene i tabell 1 antyder utslippsøkning i størrelsesorden 10 ganger (15 ganger jevnført med 1982-84), synes økningen i skjell fra fjorden å ha vært bare omkring halvparten av dette (figur 8). Det bare delvise samsvar med utslippsøkningen kan ha sammenheng med at utslippene tidligere har vært beregnet for lavt. Også fra observasjonene fra 1980-81 (Knutzen 1981 og Knutzen og medarb. 1982) var det indikasjoner på at betydelige PAH-mengder på den tiden kom fra ikke kartlagte kilder.



Figur 8. Total PAH og benzo(a)pyren (B(a)P) i blåskjell (*Mytilus edulis*) og o-skjell (*Modiolus modiolus*) i Saudafjorden og Sandsfjorden (G10), mg/kg tørrvekt.

7. PAH I FISK

Rådata for PAH-analyser i lever og filet av fisk er presentert i vedleggstabell A4 og oppsummert i tabell 7 nedenfor.

Tabell 7. Total-PAH, sum potensielt kreftfremkallende (KPAH) og benzo(a)pyren (B(a)P) i fisk fra Saudafjorden/Hylsfjorden oktober 1986 og mai 1987, µg/kg friskvekt. i.p = ikke påvist, < 1 µg/kg. Mask.: Maskert av annen forbindelse.

	I.omr. (innenfor Ramsnes) 1987				Y.omr. (Hylsfjorden) 1986			
	Torsk		Rødspette		Torsk		Skrubbe	
	Filet	Lever	Filet	Lever	Filet	Lever	Filet	Lever
B(a)P	i.p	Mask.	~ 3	~ 10	~ 1	~ 10	~ 3	Mask.
KPAH	12	177	43	220	20	106	31	171
Tot. PAH	31	639	87	538	181	255	67	537
% KPAH*	~ 39	~ 28	~ 49	~ 41	~ 11	~ 42	~ 46	~ 32

* Etter IARC (1983), se kap. 6.

Bortsett fra filet av torsk fra indre fjord viste alle fiskeprøvene høyere PAH-konsentrasjoner enn det som kan forventes i fisk fra bare diffust belastede områder.

Bakgrunnsnivåene i fisk er dårlig definert både m.h.t. total-PAH og B(a)P (Knutzen 1987a). Delvis skyldes dette få undersøkelser fra tilnærmet uberørte områder, delvis at fisk har god evne til å bryte ned og skille ut PAH. Fiskens vandringer medfører usikkerhet om hvor lenge belastningen har vart, og i hvilken grad fisk kan anses representativ for det området den er fanget i. (Dette skulle likevel i liten grad gjelde skrubbe, som vandrer lite).

Med visse forbehold synes foreliggende data (oppsummert i Knutzen, 1987a) å antyde at det i hvert fall er grunn til mistanke om overkonsentrasjoner jevnført med det normale hvis det i filet påvises mer enn 1 µg B(a)P/kg friskvekt filet (sannsynligvis enda lavere bakgrunnsnivå) og mer enn 50 µg/kg friskvekt av total PAH. Muligens skulle man anta noe høyere bakgrunnskonsentrasjoner i lever pga. høyere fettinnhold. På den annen side er det levervev som inneholder mest av PAH-nedbrytende enzymer.

Med unntak for filet av torsk fra indre fjord synes all den analyserte fisken å ha moderat til betydelig forhøyet PAH-innhold. Overkonsentrasjoner i størrelsesorden 2 - 10 ganger kan antydes. Dette er i samsvar med at det også tidligere er påvist PAH-forurensninger i fisk fra fjorden (158/130 µg PAH/kg friskvekt i henholdsvis filet og lever av regnbueørret fra oppdrettsanlegg ca. 5 km fra Sauda - 1985, senere flyttet, NIVA unpubl.).

Bemerkelsesverdig er det at fisken fanget i ytre fjord synes å inneholde like mye PAH som materialet samlet innenfor Ramsneset (strekingen Sauda - Saudasjøen). Dette er et vanskelig forklarlig resultat og bør kontrolleres før det trekkes endelige konklusjoner.

Under alle omstendigheter må det anses klarlagt at fisk fra Saudafjorden er tydelig PAH-påvirket, på samme måte som det ble registrert i Fedafjorden, som også er resipient for ferromangansmelteverk (Knutzen 1986).

8. PAH-SAMMENSETNING I FORSKJELLIGE PRØVEMATERIALE

Ut fra forskjellig flyktighet, løselighet, affinitet til partikler, ømfintlighet for lys og nedbrytbarhet generelt, må det forventes en viss forskjell mellom PAH-sammensetningen i ulike medier og teoretisk også med økende avstand fra kilden. Dette har særlig betydning i sammenheng med to forhold:

- Identifisering av kilde
- Transport/omsetning/fordeling av potensielt kreftfremkallende stoffer.

I tabell 8 gjengis midlere PAH-profil og variasjonsintervall for utvalgte PAH-forbindelser samlet i grupper etter molekylstørrelse (og dermed også noenlunde etter flyktighet/løselighet). Gruppene er (etter økende molekylvekt):

- Fenantren (F), fluoranten (Fl) og pyren (P)
- Benzofluorantener (BF1) og benzopyrener (BP)
- Indeno (1,2,3 cd) pyren (IP) og benzo(ghi)perylene (BPe)

I gruppen av benzofluorantener og benzopyrener inngår de kvantitativt dominerende blant potensielt kreftfremkallende PAH.

Tabell 8. Midlere prosentvis PAH-sammensetning i forskjellige materiale fra Saudafjorden 1986. Variasjonsområde i parentes. DA = sum diaromater, se tekst for forklaring av øvrige forkortelser.

Prøvetype PAH-gr.	Avløp 1985-86	O. flate sediment.	Blå- skjell	O-skjell	Fiske- filet	Fiske- lever
DA	9 (0-21)	-	-	-	-	-
F+Fl+P	50 (43-58)	20 (11-39)	30 (13-44)	12 (6-13)	35 (17-62)	37 (27-45)
BF1+BP	9 (4-14)	36 (22-49)	35 (20-49)	57 (48-67)	26 (4-48)	30 (22-37)
IP+BPe	<2 (1-3)	25 (17-35)	<3 (2-3)	8 (5-13)	4 (0-16)	5 (0-8)
Div. PAH	32 (25-36)	19 (13-25)	32 (29-35)	23 (18-29)	30 (28-33)	28 (21-35)
Antall pr.	4	17	6	5	4	4

Det ses at i alle medier er de relativt tungtløselig forbindelsene, særlig benzofluorantener og benzopyrener, anrikt jevnført med avløpsvannets PAH-profil. Dette forhold er også konstatert i andre PAH-resipienter som mottar gassvaskeavløp (Kirkerud et al., 1981, Knutzen 1984, Knutzen 1986), og gjør seg særlig gjeldende for sedimenter og

o-skjell. Forklaringen må antas å ha sammenheng med at de minst flyktige og relativt tungtløselige PAH-forbindelsene er sterkt knyttet til partikler og at dette også reflekteres i o-skjell, som ofte lever halvveis nede i de PAH-infiserte bunnvleiringene.

Basert på den valgte gruppeoppdeling var det ingen markert variasjon i sedimentenes PAH-profil med økende avstand fra utslippet.

Derimot var det i blåskjell en betydelig økning i den relative andel av fenantren/fluoranten/pyren utover i fjorden (fra ca. 20 til ca. 40%). Dette skyldes at det forholdsmessig innslag av fluoranten ble markert større i skjell fra de ytre stasjonene.

Hos o-skjell syntes andelen av benzofluoranter og benzopyrener å øke med større avstand fra Sauda (fra ca. 50% til mer enn 65% på ytterste stasjon).

9. METALLER I TANG OG BLÅSKJELL

Rådata for observasjonene i 1986 er samlet i tabell 9 nedenfor. Utviklingen i perioden 1974-86 for mangan, sink og bly i blæretang fremgår av figur 9.

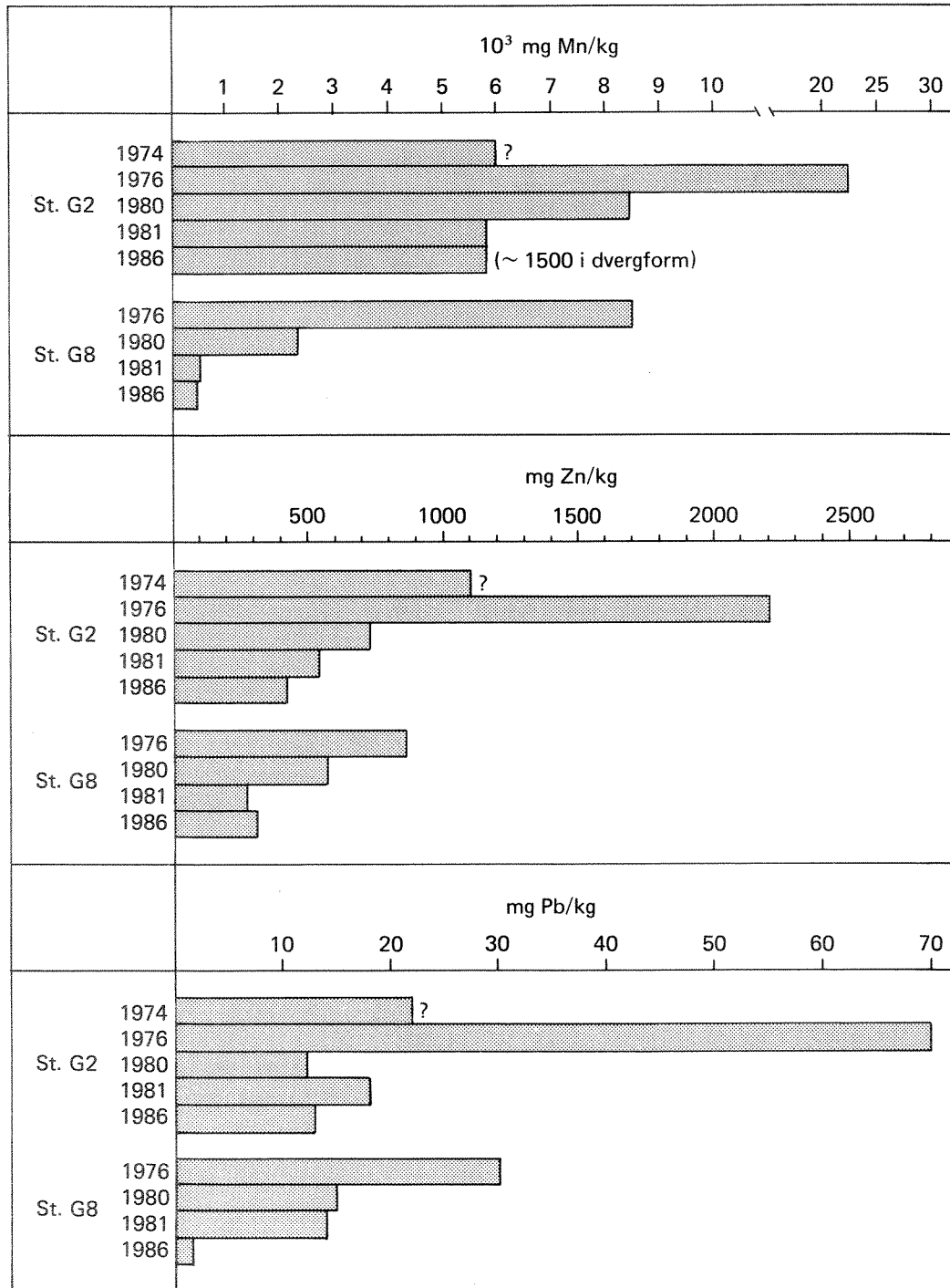
Tabell 9. Metaller i blæretang (*Fucus vesiculosus*), grisetang (*Ascophyllum nodosum*) og blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Saudafjorden og Sandsfjorden 20.-21.08.86, mg/kg tørrvekt.

Art/stasjon	Mn	Cd	Cu	Zn	Pb
BLÆRETANG					
St G2 Ramsneset	5816	3,5	12,4	417	13,1
St G2 (Dvergform)	1535	3,2	12,0	384	7,6
St G5 Bølneset	1915	4,2	14,3	480	7,3
St G8 Åsneset	458	4,0	7,4	313	1,4
St G11 Skorpene	259	1,3	15,2	151	1,0
GRISSETANG					
St G5 Bølneset	1711	4,0	20,6	523	3,8
BLÅSKJELL					
St G2 Ramsneset	396	7,7	13,9	546	21,3
St G5 Bølneset	152	6,0	8,9	233	24,2
St G8 Åsneset	220	9,8	10,6	450	43,4

Av tabellen ses at det fremdeles var høye konsentrasjoner av mangan i blåskjell og tang. For blåskjells vedkommende dreier det seg om overkonsentrasjoner i størrelsesorden 10 - 20 ganger (kfr. Knutzen 1983); omtrent dobbelt så høyt innerst i fjorden (st G2) som ytterst (St G8). I tang var overkonsentrasjonene (jevnført med "normalinnhold") i hvert fall 20 - 30 ganger på innerste lokalitet (bakgrunnsnivå er dårlig definert, kfr. Knutzen 1985). Ca. 35 km fra utslippet nærmet innholdet i blæretang seg et "høyt normalnivå". (Den vesentlig lavere mangankonsentrasjon i en dvergform av blæretang på innerste stasjon kan ha sammenheng med at mye av manganet er i partikulær form og i mindre grad har adsorbent til overflaten på den smalt vokste dvergformen).

Utviklingen i tangens manganinnhold synes (figur 9) å ha stabilisert seg etter 1981. (I blåskjell er det konstatert en viss oppgang i materiale fra indre fjord, kfr. Knutzen et al., 1982). Stabilt eller noe

høyere manganinnhold i organismene samsvarer med at belastningen med dette metallet snarere viser en viss økning enn minskning etter 1980-81, særlig av den oppløste eller finpartikulære fraksjonen (tabell 1).



Figur 9. Mangan, sink og bly i blæretang (*Fucus vesiculosus*) fra Saudafjorden 1974-1986.

Sink opptrådte i mer moderate overkonsentrasjoner i blåskjell: størrelsesorden 2 - 3 ganger et "høyt normalnivå" og tilsvarende for tang. En viss forhøyelse i sinkinnholdet kunne spores til munningen av Saudafjorden. På samme måte som for mangan hadde ikke konsentrasjonene minsket fra 1981 til 1986 (figur 9).

Blyinnholdet var også 2 - 3 (5?) ganger høyere enn i skjell og tang fra områder med bare (høy) diffus belastning. Mens innholdet i tang avtok utover i fjorden, var blykonsentrasjonen i skjell høyest på st G8 Åsneset. Resultatet er kontrollert ved reanalyse. En uoppklart kontaminering av prøven er den mest nærliggende forklaring. Utviklingen etter 1976 var omlag som for mangan og sink (figur 9).

Mens tang inneholdt bare svakt høyere kadmiumkonsentrasjoner enn et høyt bakgrunnsnivå, ble det i blåskjell fra indre fjord funnet overkonsentrasjoner på minimum 2 - 3 ganger. Det relativt høye kadmiuminnholdet i skjell fra munningen av Saudafjorden virker usannsynlig (på samme måte som blyinnholdet).

Av kobber ble det bare registrert normale nivåer i både skjell og tang. I sistnevnte materiale viste analysene nedgang til ca. 25 - 50% av det som ble observert i perioden frem til 1981 (Knutzen 1981 og Knutzen et al., 1982).

10. KLORORGANISKE FORBINDELSER I FISK OG MUSLINGER

På bakgrunn av den generelle mulighet for tilførsel av PCB o.a. fra eldre kraftkrevende industri, alternativt med henblikk på å utvide kjennskapet til diffuse bakgrunnsnivåer, er klororganiske forbindelser analysert i skjell og fisk fra indre fjord. (Rødspette er fanget innenfor Saudasjøen i 1987, og muslingene er fra St G2 Ramsneset i 1986). Resultatene er vist i tabell 10.

Tabell 10. PCB, heksaklorbenzen (HCB), Σ DDT og ekstraherbart persistent-organisk bundet klor (EPOC1) i rødspette (Pleuronectes platessa), o-skjell (Modiolus modiolus) og blåskjell (Mytilus edulis) fra indre Saudafjorden 1986-87, mg/kg friskvekt.

	PCB	HCB	Σ DDT	EPOC1
Rødspette, filet	0,005	0,0001	0,002	0,74
Rødspette, lever	0,124	0,005	0,015	4,14
O-skjell	0,003		0,001	0,16
Blåskjell	0,007		0,002	0,11

Sammenlignet med diffuse bakgrunnsnivåer lå konsentrasjonene av PCB, HCB og Σ DDT i rødspette i den lave del av normalintervallet (se sammenstilling av Knutzen 1987b). Det samme gjaldt nivåene i skjell (kfr. Knutzen og Kirkerud 1984).

For EPOC1 er det sparsomt med opplysninger om bakgrunnsnivåer, men registreringene i materialet fra Saudafjorden faller sammen med det som ellers er observert i Norge.

Det ses av tabell 10 at de mengdebestemte stoffgrupper og forbindelser utgjør en liten del av totalinnholdet av persistente (bestandige) klororganiske stoffer målt som EPOC1. Andelen av uidentifiserte forbindelser varierer fra ca. 2 til vel 5%. (Dominansen av uidentifiserte forbindelser er en vanlig erfaring ved registreringer i biologisk materiale utenfor innflytelse av punktkilder. Nærmere belysning av dette utgjør en forskningsoppgave som kan være viktig pga. at EPOC1 i prinsippet bare bør omfatte stoffer som er tungt nedbrytbare og dermed av potensielt risikabel natur).

11. OPPSUMMERENDE KOMMENTARER

De høye konsentrasjonene av PAH i blåskjell legger begrensninger på eventuell skjell dyrking i både Saudafjorden og Sandsfjorden. Situasjonen må bedømmes av fiskeri- og helsemyndigheter også mht. rekreasjonsinteresser (skjellsanking). Med den høye PAH-belastning som har vært i 1985-87 kan man ikke se bort fra at utslippene vil kunne spores også i Hylsfjorden og utenfor Sandsfjorden.

Også fiskeoppdrett og utnyttelse av fisk fra Saudafjorden berøres. Det uventede forhold at selv fisk fanget i ytre fjord viste forhøyet PAH-innhold bør etterprøves. Hvis forholdet bekreftes ved gjentatte undersøkelser, betyr det sannsynligvis at hele Saudafjorden må anses generelt uegnet for akvakultur, ikke bare i relasjon til skjell farming.

Situasjonen med økt innhold av PAH i organismer har medført at bedriften er pålagt av SFT å gjennomføre resirkulering av avløpsvannet. Tidligere ubehandlet vann fra 2. og 3. trinn i gassvaskingen vil bli ^{vandek} ført inn på vannrenseanlegget. I tillegg bør det foretas en gjennomgang av mulige andre kilder til PAH enn avløpet fra vannbehandlingsanlegget (diffuse tilførsler fra nedbørfeltet, eventuelle sig fra deponier eller dumping av PAH-holdig materiale i sjøen).

Selv om PAH-problemet er det dominerende, bør nevnes at heller ikke metallbelastningen er ubetydelig. Omregnet til friskvektsbasis lå konsentrasjonene av kadmium og bly i blåskjell på hhv. vel 1 mg/kg og 3 - 4 (opp mot 7?) mg/kg. Dette kan sammenlignes med forslagene fra Statens institutt for folkehelse (SIFF) til øvre akseptable grenser i skalldyr (brev til Helsedirektoratet av 21.10.80) på 0,5 mg Cd/kg og 3 mg Pb/kg.

I motsetning til konsekvensene for akvakultur og rekreasjon (og muligens fiske), er det ikke påvist åpenbare økologiske skader utenfor indre basseng. De negative effekter som er registrert her må også tilbakeføres på et kompleks av belastningsfaktorer, der mulig giftvirkning fra PAH og metaller ikke lar seg skille fra de øvrige forhold (mekaniske effekter på bløtbunnsfauna, ferskvannsstress m.m. på gruntvannsamfunn, kfr. Knutzen 1981 og Knutzen et al. 1982).

LITTERATUR

- Berglind, L. og E. Gjessing, 1980: Utprøving av analysemetoder for PAH og kartlegging av PAH-tilførsler til norske vannforekomster. NIVA-rapport A3-25, 48 s.
- Bjørseth, A., J. Knutzen, og J. Skei, 1979. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels from from Saudafjorden, W. Norway, by glass capillary gas chromatography. *Sci. Tot. Environ.* 13: 81-86.
- Dunn, B.P. og D.R. Young, 1976: Baseline levels of benzo(a)pyren in Southern California mussels. *Mar. Pollut. Bull.* 7:231-234.
- EFP (Electric Furnace Products Co Ltd.), 1974: Utslipp til vannresipient. Avløpsvann fra gassrensaneanlegg. Måleresultater 1971-1973. Intern rapport, 29.01.74, 28 s.
- IARC (Int. Agency for Research on Cancer), 1983. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to human. Polynuclear aromatic compounds, part 1. Chemical, environmental and experimental data. IARC 1983, 477 s.
- Kirkerud, L. (red), I. Haugen, J. Knutzen, K. Kvalvågnæs, J. Magnusson, B. Rygg og J. Skei, 1981: Vefsnfjorden som resipient for avfall fra Mosjøen Aluminiumverk. Rapport 1. Undersøkelser 1978-1980. NIVA-rapport 0-76149, 175 s. ISBN 82-577-0433-4.
- Knutzen, J., 1981: Overvåking av Saudafjorden 1980. Rapport 7/81 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 8000306, 35 s. ISBN 82-577-0431-8.
- Knutzen, J., 1983. Blåskjell som metallindikator. *VANN 1 (1983):* 24-33.
- Knutzen, J., 1984: Basisundersøkelse i Ranafjorden, en marin industri resipient. Delrapport IV. Undersøkelse av organismesamfunn på grunt vann og av PAH og metaller i hvirvelløse dyr og tang 1980-1981. Rapport 120/84 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000310 IV, 108 s. ISBN 82-577-0740-6.
- Knutzen, J., 1985: Bakgrunnsnivåer av utvalgte metaller og andre grunnstoffer i tang. Øvre grense for "normalinnhold", konsentrasjonsfaktoren, naturbetingede variasjoner, opptaks- og utskillelsesmekanismer. NIVA-rapport 0-83091 I, 121 s. ISBN 82-577-0922-0.
- Knutzen, J., 1986: Undersøkelser i Fedafjorden 1984-1985. Delrapport 3. Miljøgifter i organismer. Rapport 224/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000320-3, 39 s. ISBN 82-577-1076-8.

- Knutzen, J., 1987a: Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i fisk. NIVA-rapport 0-85167, 25 s. ISBN 82-577-1191-8.
- Knutzen, J., 1987b: Om "bakgrunnsnivåer" av klorerte hydrokarboner og beslektede forbindelser i fisk. NIVA-rapport 0-85167-4, 173 s. ISBN 82-577-1251-5.
- Knutzen, J., B. Enger og K. Martinsen, 1986: Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 4. Miljøgifter i fisk og andre organismer 1982-1984. Rapport 220/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000356, 115 s. ISBN 82-577-1056-3.
- Knutzen, J. og L. Kirkerud, 1984. Blåskjell og nær beslektede arter (*Mytilus* spp.) som indikator på klorerte hydrokarboner - bakgrunnsnivåer i diffust belastede områder. NIVA-rapport 0-83091, 32 s. ISBN 82-577-0764-3.
- Knutzen, J. og K. Kvalvågnæs, 1982: Innledende basisundersøkelse i Stavfjorden 1981. Referansenivåer av klororganiske forbindelser, metaller og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i marine organismer. Rapport 33/82 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-80003-14, 18 s. ISBN 82-577-0514-4.
- Knutzen, J., B. Rygg og J. Skei, 1979: Nasjonalt program for overvåking av vannressurser. Pilotprosjekt Saudafjorden. Observasjoner 1974-1976. NIVA-rapport 0-75038, 88 s. ISBN 82-577-0137-8.
- Knutzen, J., B. Rygg og J. Skei, 1982: Overvåking i Saudafjorden 1981. Rapport 50/82 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000306 II, 87 s. ISBN 82-577-0534-9.
- Knutzen, J. og B. Sortland, 1982: Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in some algae and invertebrates from moderately polluted parts of the coast of Norway. *Water Res.* 16:421-428.
- Kvalvågnæs, K., L. Berglind og J. Knutzen, 1986: Undersøkelser i Sørfjorden i forbindelse med PAH-utslipp fra Odda Smelteverk A/S. NIVA-rapport 0-85165, 27 s. ISBN 82-577-1054-7.
- Mackie, P.R., R. Hardy, K. J. Whittle, L. Bruce and A.S. McGill, 1980: The tissue hydrocarbon burden of mussels from various sites around the Scottish coast. S. 373-399 i A. Bjørseth og A.J. Dennis (red.): PNAHs: Chemistry and biological effects. Battelle Press, Columbus, Ohio.
- Mix, M. C., R.T. Riley, K.I. Kong, S.R. Trenholm og R.L. Schaffer, 1977: Chemical carcinogens in the marine environment. Benzo(a)pyrene in economically important bivalve molluscs from Oregon estuaries. S. 421-431 i D.A. Wolf (red.): Fate and effects of petroleum hydrocarbons in marine ecosystems and organisms. Pergamon Press. New York.

- Mix, M.C. og R.L. Schaffer, 1983: Concentration of unsubstituted polynuclear aromatic hydrocarbons in bay mussels (Mytilus edulis) from Oregon, USA. Mar. Environ. Res. 9:193-209.
- NAS (National Academy of Science), 1972: Particulate Polycyclic Organic Matter, NAS, Washington D.C., 361 s.
- Niemistö, L., 1974: A gravity corer for studies of soft sediments. Havforskningsinst. Skr., Helsinki 238, 33-38.
- Skei, J.M., 1982: Pollutants in marine sediments - A review of Norwegian investigations. International Council for the Exploration of the Sea, WGMS 1982/1, 20 p.
- Skei, J. og P.E. Paus, 1979: Surface metal content and partitioning of metals in a dated sediment core from a Norwegian fjord. Geochim. Cosmochim. Acta, 43, 239-246.
- Skei, J.M., N.B. Price, S.E., Calvert og H. Holtedahl, 1972: The distribution of heavy metals in sediments of Sørfjord, West Norway. Water, Air & Soil Poll., 1, 452-461.

VEDLEGG

RÅDATATABELLER

Tabell A1. PAH i sedimenter fra Sørfjorden 20. - 21.08.86, µg/kg tørrvekt. (Romertall markerer parallelle prøver).

PAH	Prove mrk.	SX	50-I	50-II	51-I	51-II	53-I	53-II	53
		0-1	0-1	0-1	0-1	0-1	0-1	0-1	1-2
Naftalen									
2-Metylnaftalen									
1-Metylnaftalen									
Bifenyli									
Acenaftalen									
Acenaften									
4-Metylbi-fenyli									
Dibenzofuran		411							
Fluoren		? 269							
9-Metylfluoren									
9.10-Dihydroantraceni									
2-Metylfluoren									
1-Metylfluoren									
Dibenzothiopheni									
Fenantren		4573	1082	2132	4345	2247	705	1919	2366
Antraceni		1235	312	244	853	742	97	126	229
Acridine									
Carbazole									
2-Metylantraceni		256				238			
1-Metylphenantren		190							
9-Metylantraceni									
Fluoranteni		2350	1277	1696	3201	3159	546	961	1091
Pyren		1571	869	1095	2000	1994	354	503	627
Benzo(a)fluoren		178				773			
Benzo(b)fluoren		141				461			
1-Metylpyren		96							
Benzo(c)phenantren									
Benzo(a)antraceni		1702	977	1303	5289	5263	358	413	532
Trifenylen/Chrysen		3182	1822	2445	10563	10210	712	759	941
Benzo(b)fluoranteni		5460	2939	3691	13766	18835	1529	929	1725
Benzo(j,k)fluoranteni		2695	1408	1685	7895	8240	534	471	875
Benzo(e)pyren		4128	1875	2301	9368	8305	961	770	1016
Benzo(a)pyren		3900	1800	2071	6828	6500	865	700	900
Perylen		843	333	289	2174	1723			
0-Phenylenepyren		5114	3034	3464	9153	7178	1574	1488	2093
Dibenz(a,h)antraceni		1528	739	883	2904	1955	538	317	490
Piceni									
Benzo(ghi)perylen		3320	2897	3284	8778	6968	1568	1404	2007
Anthanthrene									
Coroneni									
Sum		43142	21364	26583	87117	84791	10341	10760	14892

Tabell A1. Forts.

PAH	Prove mrk.	53 2-3	53 3-4	53 4-5	55 0-1	56 0-1	57-I 0-1	57-II 0-1	58-II 0-1
Naftalen									
2-Metylnaftalen									
1-Metylnaftalen									
Bifenyli									
Acenaftalen									
Acenaften									
4-Metylbifenyli									
Dibenzofuran									
Fluoren									
9-Metylfluoren									
9,10-Dihydroantraceni									
2-Metylfluoren									
1-Metylfluoren									
Dibenzothiopheni									
Fenantreni		482	376		328	567	505	725	338
Antraceni		34	63		42	210	122	202	14
Acridini									
Carbazoli									
2-Metylantraceni							44		
1-Metylfenantreni									
9-Metylantraceni									
Fluoranteni		473	318	357	325	730	678	800	598
Pyreni		359	249	189	220	482	482	519	368
Benzo(a)fluoreni							44		
Benzo(b)fluoreni					41				
1-Metylpyreni									
Benzo(c)fenantreni									
Benzo(a)antraceni		410	291	156	253	404	580	516	464
Trifenylen/Chryseni		567	368	173	448	618	839	792	521
Benzo(b)fluoranteni		1131	542	250	785	1044	1084	1072	621
Benzo(j,k)fluoranteni		508	176	144	379	553	623	613	248
Benzo(e)pyreni		779	402	180	512	761	1084	611	449
Benzo(a)pyreni		710	361	161	450	802	976	550	410
Peryleni		175	84		90	189	165	102	
0-Phenylene-pyreni		1030	670	251	754	1089	909	971	632
Dibenz(a,h)antraceni		197	121	44	203	248	226	176	198
Piceni									
Benzo(ghi)peryleni		1126	776	354	771	1090	900	845	596
Anthanthreni									
Coroneni									
Sum		7981	4800	2259	5601	8787	9261	8494	5460

Tabell A1 forts.

PAH	Prove mrk.	S8-I 0-1	S8 1-2	S8 2-3	S8 3-4	S8 4-5	S9-I 0-1	S9-II 0-1	S10-I 0-1
Naftalen									
2-Metylnaftalen									
1-Metylnaftalen									
Bifenyli									
Acenaftylen									
Acenaften									
4-Metylbifenyli									
Dibenzofuran									
Fluoren									
9-Metylfuoren									
9.10-Dihydroantracen									
2-Metylfuoren									
1-Metylfuoren									
Dibenzothiophen									
Fenantren		370	242	607	948	198	212	169	53
Antracen		42	23				12	15	
Acridine									
Carbazole									
2-Metylantracen									
1-Metylfenantren									
9-Metylantracen									
Fluoranten		657	432	218	408	239	118	156	42
Pyren		553	235	129	250	159	67	105	31
Benzo(a)fluoren		114							
Benzo(b)fluoren		103							
1-Metylpyren									
Benzo(c)fenantren									
Benzo(a)antracen		170	151	77	157	126	67	88	29
Trifenylen/Chrysen		349	247	103	281	171	84	143	46
Benzo(b)fluoranten		326	256	198	326	184	187	299	155
Benzo(j,k)fluoranten		184	145	88	220	81	74	131	65
Benzo(e)pyren		226	186	132	255	112	100	168	69
Benzo(a)pyren		203	167	120	230	100	90	150	60
Perylen									
O-Phenylepyren		422	307	244	475	390	239	364	154
Dibenz(a,h)antracen		132	46	57	119	105	67	59	31
Picen									
Benzo(ghi)perylen		353	266	217	433	337	199	302	131
Anthanthrene									
Coronen									
Sum		4204	2703	2190	4102	2202	1516	2149	866

Tabell A1 forts.

PAH	Prove mrk.	510-II 0-1	511 0-1					
Naftalen								
2-Metylnaftalen								
1-Metylnaftalen								
Bifenyl								
Acenaftylen								
Acenaften								
4-Metylbifenyl								
Dibenzofuran								
Fluoren								
9-Methylfluoren								
9.10-Dihydroantracen								
2-Metylfluoren								
1-Metylfluoren								
Dibenzothiophen								
Fenantren		ca 30	885					
Antracen			89					
Acridine								
Carbazole								
2-Metylantracen			96					
1-Metylfenantren								
9-Metylantracen								
Fluoranten		72	819					
Pyren		57	538					
Benzo(a)fluoren			98					
Benzo(b)fluoren			167					
1-Metylpyren								
Benzo(c)fenantren								
Benzo(a)antracen		46	296					
Trifenylen/Chrysen		83	336					
Benzo(b)fluoranten		217	283					
Benzo(j,k)fluoranten		95	214					
Benzo(e)pyren		125	195					
Benzo(a)pyren		90	180					
Perylen								
0-Phenylene-pyren		267	220					
Dibenz(a,h)antracen		61	31					
Picen								
Benzo(ghi)perylen		208	223					
Anthanthrene								
Coronen								
Sum		1351	4673					

Tabell A2. PAH i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Saudafjorden (G1 - G8) og Sandsfjorden (G10 - G11) 20. - 21.08.86, µg/kg tørrvekt.

PAH	Prøve mrk. G1 Lykt harneboss	G2 Ramsneset	G5 Bólneset	G8 Åsnes	G10 Nævøy	G11 Skorpene		
Naftalen								
2-Metylnaftalen								
1-Metylnaftalen								
Bifenyl								
Acenaftalen								
Acenaften								
4-Metylbifenyl								
Dibenzofuran								
Fluoren								
9-Metylfluoren								
9.10-Dihydroantracen								
2-Metylfluoren								
1-Metylfluoren								
Dibenzothiophen								
Fenantren	43000	6458	1395	1101	698	123		
Antracen	9020	1140	387	177	103	22		
Acridine								
Carbozole								
2-Metylantracen								
1-Metylfenantren								
9-Metylantracen								
Fluoranten	259650	46930	60404	25471	84193	3200		
Pyren	153720	25940	15650	2467	4763	407		
Benzo(a)fluoren	16060	4626	1830	1068	308	129		
Benzo(b)fluoren	13040	5764	2062	948	265	107		
1-Metylpyren	11100	4391	2171	270	40			
Benzo(c)fenantren	11093	7111	3498	1235	307	125		
Benzo(a)antracen	200320	77006	34760	6072	1194	574		
Trifenylen/Chrysen	197630	105140	49280	19743	5683	1838		
Benzo(b)fluoranten	273510	123420	668470	14327	1977	642		
Benzo(j,k)fluoranten	123520	51940		8960	1990	542		
Benzo(e)pyren	176880	89355	34740	8267	1469	479		
Benzo(a)pyren	145660	42865	12190	703	154	ca 50		
Perylen	29760	8370	2308					
O-Phenylenepyren	28395	9423	2807	2058	273	87		
Dibenz (a,h)antracen	8545	2400	698	316				
Picen								
Benzo(ghi)perylen	28065	9682	3173	1199	140	48		
Anthanthrene								
Coronen								
Sum	1728968	621895	295817	94376	23496	8372		
% Tørrstoff	16,1	14,4	19,7	12,6	16,2	17,9		

Tabell A3. PAH i o-skjell (Modiolus modiolus) fra Saudafjorden (G1 - G8) og Sandsfjorden (G10) 20. - 21.08.86, µg/kg tørrvekt.

PAH	Prøve mrk.	G1 Lykt, havgass	G2 Ramsneset	G5 Bålneset	G8 Åsneset		G10 Nævåg		
Naftalen									
2-Metylnaftalen									
1-Metylnaftalen									
Bifenyl									
Acenaftalen									
Acenaften									
4-Metylifenyl									
Dibenzofuran									
Fluoren		790							
9-Metylfluoren									
9.10-Dihydroantracen									
2-Metylfluoren									
1-Metylfluoren									
Dibenzothiophen									
Fenantren		17450	5028	896	186		32		
Antracen		2366	1044	123	ca 27				
Acridine									
Carbazole									
2-Metylantracen									
1-Metylfenantren									
9-Metylantracen									
Fluoranten		59770	60175	4353	568		116		
Pyren		21330	12384	578	105		17		
Benzo(a)fluoren		5570	6748	? 780			25		
Benzo(b)fluoren		3333	3329	544			15		
1-Metylpyren		1731	2043	216					
Benzo(c)fenantren		2324	1868	269					
Benzo(a)antracen		46810	45013	6444	484		112		
Trifenylen/Chrysen		49050	53928	10143	894		256		
Benzo(b)fluoranten		106460	90474	23608	3024		837		
Benzo(j,k)fluoranten		42430	29362	5107	1597		304		
Benzo(e)pyren		49240	45488	4247	943		264		
Benzo(a)pyren		61680	39137	8145	1582		496		
Perylen		11230	7606	1273	183		38		
O-Phenylenepyren		14130	10198	2938	754		144		
Dibenz (a,h)antracen		5770	3528	1205	246		72		
Picen									
Benzo(ghi)perylene		14860	11195	3084	682		113		
Anthanthrene									
Coronen									
Sum		522624	428908	77013	11277		2841		
% Torrstoff		13,3	14,1	17,5	16,1		20,4		

Tabell A4. PAH i fisk fra ytre Saudafjord/Hylsforden (Y.område) høsten 1986 og fra indre Saudafjorden (I.område, innenfor Ramsneset) sommeren 1987, µg/kg friskvekt.

PAH	Prove mrk.	Rødspette Lever I. omr.	Torsk Lever I. omr.	Skrubbe Lever Y. omr.	Torsk Lever Y. omr.	Rødspette Filet I. omr.	Torsk Filet I. omr.	Skrubbe Filet Y. omr.	Torsk Filet Y. omr.
Naftalen									
2-Metylnaftalen									
1-Metylnaftalen									
Bifenyli									
Acenaftalen									
Acenaften									
4-Metylbifenyli									
Dibenzofuran									
Fluoren									
9-Metylfluoren									
9,10-Dihydroantracene									
2-Metylfluoren									
1-Metylfluoren									
Dibenzothiophen									
Fenantren		39	19	72	12	~4	~4	~3	5
Antracene			~5	~7					
Acridine									
Carbazole									
2-Metylantracene									
1-Metylfenantren									
9-Metylantracene									
Fluoranten									
Pyren		76	187	141	68	9	~5	5	57
Benzo(a)fluoren		34	111	27	maskert	6	~3	3	49
Benzo(b)fluoren									
1-Metylpyren									
Benzo(c)fenantren									
Benzo(a)antracene		48	39	31	21	4	~2	4	12
Trifenylen/Chrysen		139	83	69	59	22	7	15	48
Benzo(b)fluoranten		111	112	108	75	36	10	12	6
Benzo(j,k)fluoranten		41							
Benzo(e)pyren		~20	31	28	~10	~3		~5	~1
Benzo(a)pyren		~10	maskert	maskert	~10	~3		~3	~1
Perylen									
0-Phenylenepyren		~10	26	23				~5	~1
Dibenz(a,h)antracene				9					
Picen									
Benzo(ghi)perylene		~10	26	22				~5	~1
Anthanthrene									
Coronen									
Sum		538	639	537	255	87	31	67	181