

Rapport 347/89

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

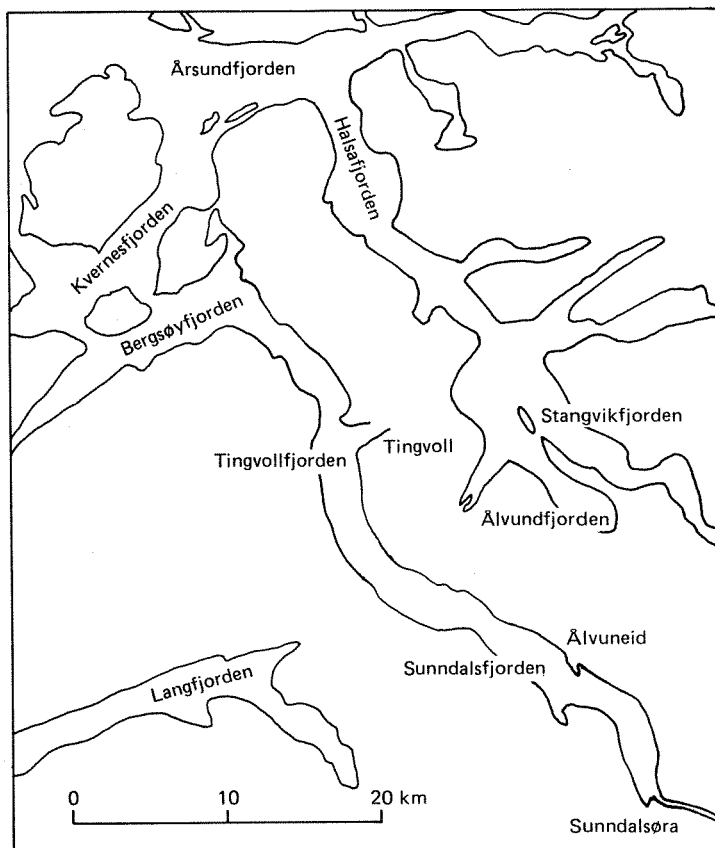
Deltakende institusjon

NIVA
Hydro Aluminium
Sunddal Verk
Sunddal kommune

Tiltaksorientert
overvåking av
Sundalsfjorden,
Møre og Romsdal

Delrapport 2

Miljøgifter i organismer
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 vannforekomsters naturlige forhold.

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

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

Resultater fra de enkelte overvåkingsprosjekter vil bli publisert i årlige rapporter.

Henvendelser vedrørende programmet kan i tillegg til de aktuelle institutter rettes til Statens forurensningstilsyn, Postboks 8100, Dep. 0032 Oslo 1.
tlf. 02 - 65 98 10.

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor Sørlandsavdelingen Østlandsavdelingen Vestlandsavdelingen
Postboks 33, Blindern Grooseveien 36 Rute 866 Breiviken 5
0313 Oslo 3 4890 Grimstad 2312 Ottestad 5035 Bergen - Sandviken
Telefon (02) 23 52 80 Telefon (041) 43 033 Telefon (065) 76 752 Telefon (05) 95 17 00
Telefax (02) 39 41 29 Telefax (041) 42 709 Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.: O-8000366
Undernummer:
Løpenummer: 2273
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer 1987. (Overvåkingsrapport nr. 347/89)	Dato: 10. august 1989.
Forfatter (e): Jon Knutzen.	Rapportnr.
	Faggruppe: Marinøkologisk.
	Geografisk område: Møre og Romsdal.
	Antall sider (inkl. bilag): 34

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

Ekstrakt:

Det er registrert høye konsentrasjoner og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH, tjærestoffer) i blåskjell, oskjell og snegl fra Sunndalsfjorden. Jevnført med "normalverdier" var overkonsentrasjonene ca. 10-250 ganger, høyest nærmest utslippet og avtagende utover fjorden. Mer moderat forhøyet PAH-innhold lot seg også spore utover i Tingvollfjorden til munningen mot Bergsøyfjorden. Forholdet begrenser fjordens rekreasjonsverdi (skjellsanking) og mulighetene for akvakultur. I fiskekjøtt ble det bare registrert usikre eller ingen overkonsentrasjoner av PAH. Registreringene av klororganiske stoffer, fluorid og metaller viste ingen unormale forhold. På bakgrunn av PAH-observasjonene fraråder Statens Næringsmiddeltilsyn å spise skjell og fiskelever fra Sunndalsfjorden og Tingvollfjorden.


4 emneord, norske:

1. PAH
2. Fluorid
3. Metaller
4. Klororganiske stoffer
5. Smelteverksutslipp
6. Overvåking

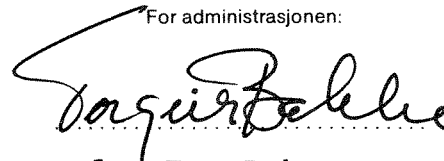
4 emneord, engelske:

1. PAH
2. Fluoride
3. Metals
4. Organochlorines
5. Smelter effluents
6. Monitoring

Prosjektleder:


Jon Knutzen

For administrasjonen:


for Tor Bokn

ISBN 82-577-1572-7



Statlig program for forurensningsovervåking

O-8000366

TILTAKSORIENTERT OVERVÅKING AV
SUNNDALSFJORDEN; MØRE OG ROMSDAL

DELRAPPORT 2
MILJØGIFTER I ORGANISMER 1987

Oslo, august 1989.

Prosjektleder: Jon Knutzen
Medarbeidere : Sigbjørn Andersen
Lasse Berglind
Frank Kjellberg
Are Pedersen

For administrasjonen: Tor Bokn

I N N H O L D

	SIDE
FORORD	2
1 FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDINGER	3
2 BAKGRUNN, FORMÅL OG BELASTNING MED MILJØGIFTER	5
2.1 Formål	5
2.2 Belastning med miljøgifter	5
3 MATERIALE OG METODER	8
4 POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I FISK, REKER, MUSLINGER OG SNEGL	11
4.1. Fisk og reker	11
4.2. Skjell og snegl	13
4.3. PAH-sammensetning i forurensningstilførseler, sedimenter og organismer	16
5 KLORORGANISKE FORBINDELSER I BLÅSKJELL	19
6 FLUORID OG METALLER I BLÅSKJELL OG TANG	20
6.1. Fluorid	20
6.2. Metaller	20
7 OPPSUMMERENDE KOMMENTARER - VIDERE ARBEID	23
7.1 Konsekvenser for konsum og akvakultur	23
7.2 Overvåking og andre aktuelle undersøkelser	23
8 LITTERATUR	26
VEDLEGG: RÅDATA	29

FORORD

Foreliggende rapport er en del av den tiltaksorienterte overvåkingen i Sunndalsfjorden, som inngår i Statlig program for forurensningsovervåking, administrert av Statens forurensningstilsyn (SFT). Arbeidet er finansiert av Sunndal Verk A/S, Sunndal kommune og SFT.

Prosjektet startet høsten 1986. I tillegg til miljøgifter i organismer omfatter arbeidet følgende deler:

- Sedimenter og bløtbunnsfauna 1986 (rapport av 1/2 1988).
- Kartlegging av forurensningstilførsler.
- Vannutskifting og vannkvalitet.
- Gruntvannssamfunn.
- Konklusjonsrapport.

Hovedresultatene fra studiene av miljøgiftinnholdet i blåskjell og fisk er tidligere gjort kjent i fremdriftsrapporter til SFT av 2/5 1988 og 19/10 1988, samt i SFT's årsrapport for overvåkingen (Rapport 330/88).

Gunnar Gjersvik og Magne Leinum, begge Sunndal Verk A/S, takkes henholdsvis for innsamling av fisk til PAH-analyse og opplysninger om PAH-tilførsler.

Fluoridanalysene av skjell og tang er foretatt ved Senter for Industriforskning ved Betty Dirdal.

Ved instituttet har Are Pedersen og Frank Kjellberg stått for innsamling av snegl, skjell og tang, og Sigbjørn Andersen har bistått med opparbeidelsen av fisk og de andre biologiske prøvene. Lasse Berglind har vært ansvarlig for analysene av PAH og klororganiske forbindelser. Leder av hovedprosjektet har vært Jarle Molvær.

Oslo, august 1989.

Jon Knutzen.

1 FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDINGER

I Hovedformålene med denne del av overvåkingsstudiene i Sunndalsfjorden/Tingvollfjorden har vært å tilveiebringe et vurderings- og beslutningsgrunnlag for miljøvern-, helse- og firskerimyndigheter. I denne forbindelse er det tatt sikte på å

- fastslå nivået av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og andre miljøgifter i fisk, skaldyr og tang

- etablere en basis for å følge utviklingen.

II Mens det i fisk og reker bare er registrert moderate/lave konsentrasjoner av PAH (mest i lever), er det funnet høyt innhold i blåskjell, o-skjell og snegl fra de indre 15 km av fjorden (nærmest utslippene fra Sunndal Verk A/S). Jevnført med "normalkonsentrasjoner" inneholdt skjell fra denne del av fjorden ca. 10 - 250 ganger så mye PAH, mest i o-skjell. (Blåskjell forekommer ikke eller har bare små bestander de innerste 5 km).

PAH-innhold i skjell og snegl avtok raskt med økende avstand fra kilden (fig. 3), men overkonsentrasjoner ble påvist mer enn 35 km unna; muligens (usikkert) helt ut mot Bergsøyfjorden (fig. 2, 3).

III Andre miljøgifter (klororganiske stoffer, metaller, fluorid) ble ikke funnet i unormalt høye konsentrasjoner.

IV På basis av ovennevnte data anbefaler Statens næringsmiddeltilsyn at skjell og fiskelever fra Sunndalsfjorden og Tingvollfjorden ikke bør spises. PAH-forurensningen har også negative konsekvenser mht. hvor oppdrettsanlegg kan drives. Dette må bedømmes av fiskerimyndighetene.

V For å bedre situasjonen mht. utnyttelse av muslinger og muliggjøre eventuell skjelldyrking vil det være påkrevet med reduksjoner i PAH-belastningen. Nylig iverksatte og eventuelle fremtidige forurensningsbegrensende tiltak anbefales fulgt med kontrollordninger som gjør det mulig å tallfeste og lage pålitelig regnskap for belastningen. Slike kontrollordninger må også omfatte mulige diffuse kilder (nedfall fra luft, utvasking fra det lokale nedførfelt, sig fra deponier).

VI Det tilrås at fremtidig overvåking primært tar sikte på tidsutviklingen og begrenses til 1-2 stasjoner (i indre, eventuelt også midtre fjord), med minimum 6 prøvetakinger av

skjell eller snegl i året.

Overvåking anses aktuell pga. at det sannsynligvis har vært en minskning i belastningen siden 1987.

Registreringen av PAH-tilførsler bør fortsette inntil man har et sikkert grunnlag for å lage årsregnskap for belastningen.

2 BAKGRUNN, FORMÅL OG BELASTNING MED MILJØGIFTER

Registreringene av miljøgifter i organismer er en del av grunnlagsundersøkelsene for tiltaksorientert overvåking i Sunndalsfjorden. Øvrige elementer som inngår i arbeidet omfatter:

- kartlegging av brukerinteresser og forurensningstilførsler
- vannutskiftning og vannkvalitet
- miljøgifter i sedimenter (Næs og Rygg, 1988)
- gruntvannssamfunn
- bløtbunnsfauna (Næs og Rygg, 1988).

2.1 Formål

Hovedformålene med den foreliggende del av undersøkelsene har vært å skaffe rede på:

- Fluorid- og særlig PAH-forurensningens utbredelse (hvor langt ut i Sunndalsfjorden/Tingvollfjorden kan disse stoffene spores i organismer?)
- Graden av PAH-forurensning i ulike deler av området.

Et vesentlig moment har vært om PAH også lot seg påvise i fisk.

I sonderende og generelt øyemed er det også gjort undersøkelser av indikatorarters innhold av en del tungt nedbrytbare klororganiske forbindelser (industrikemikalier som PCB og HCB, landbruks-/skogbrukskemikalier som DDT og lindan). Registreringen av metaller i skjell og tang har foruten denne generelle bakgrunn hatt som siktemål å spore eventuell påvirkning ved sig fra de nedlagte Rødsand gruver.

I praktisk sammenheng er det primære formål med observasjonene å gi miljøvern-, helse- og fiskerimyndighetene underlag for vurderinger og beslutninger om eventuelle forurensningsbegrensende tiltak.

I tillegg til dette vil observasjonene tjene som referansedata ved fremtidige undersøkelser (overvåking).

2.2 Belastning med miljøgifter

Den viktigste kilde for miljøgifter er Hydro Aluminium, Sunndal Verk A/S, med betydelige utslipp av tjærestoffer (polysykliske aromatiske hydrokarboner = PAH) og fluorid. PAH omfatter en del forbindelser som

er potensielt kreftfremkallende, mens kunnskapene om effektene i det akvatiske miljø er begrenset og noe usikre (Knutzen, 1989).

Beregningene av tilførsler med PAH og fluorid er ikke fullt ferdige, og vil bli presentert i en senere rapport. Beregningene baserer seg på teknisk kompliserte målinger, og de foreløpige tallene som gis her er også av denne grunn å betrakte som anslag. Andelen av PAH og fluorid som tilføres fjorden via luftutslipp, direkte eller ved utskylning av nedfall, er det ikke grunnlag for å beregne, men luftutslippet av PAH er anslått til størrelsesordenen 20 tonn pr. år (Næs og Rygg, 1988).

De følgende opplysninger om vannutslipp bygger på måleresultater (stikkprøver), notater og tilleggsopplysninger meddelt av M. Leinum, Sunndal Verk A/S.

Direkte vannutslipp av PAH kommer dels ved utveksling av vann mellom sjøen og bassenger som mottar PAH-holdig avløp fra anodefabrikasjonen, dels ved utslipp fra gassvasker for avgassene fra elektrolysen. Bassengene ligger på sjøsiden av verket og utslippet fra gassvaskingen går ut på 28 meters dyp.

Målingen av PAH har gitt varierende resultater, hvilket har sammenheng dels med anleggsarbeide i noen av bassengene og dels med vekslende avrenningsmengder (avhengig av bl.a. flo og fjære i de aktuelle måleperioder). Endelig vil variasjoner i elektrolyseprosessen gi utslag på PAH-konsentrasjonene i gassvaskeravløpet. Etter juli 1988 har et nytt tørr-reanseanlegg for anodegassen gitt redusert belastning fra gassvaskingen.

Fluorid tilføres dels fra gassvaskingen, dels fra bassengene (primært ved elektrofilterstøv, i mindre grad fra anodevasker).

Med forbehold kan utslippene til vann av PAH og fluorid i henholdsvis 1987 og i 1988, etter installering av tørr-reanseanlegg og stabilisering av bassengdemningenes gjennomtrengelighet, anslås til følgende ca.-tall i tonn/år:

	1987	Etter juli 1988
<u>PAH</u>		
Fra bassenger	~ 2,5	~ 1,4
Fra gassvasker	~ 3,0	~ 0,3
<hr/>		
Sum	~ 5-6	~ 1,5-2

FLUORID

Fra bassenger	~ 450	~ 450
Fra gassvasker	~ 1100	~ 500
<hr/>		
Sum	~1500	~ 1000

For PAH's vedkommende har man i tillegg noen mulige kilder som er vanskelig å kvantifisere:

- Overvann fra fabrikkområdet som ikke går til bassengene (sammenheng også med ovennevnte nedfall fra luftutslipp).
- Utveksling mellom sjø og grunnvann (mest relativt lettløse PAH: naftalener o.a.)
- Spyling av lasterom på bekbåter (anløp med 1-2 måneders mellomrom, forbud mot spyling i havn).

Andelen av potensielt kreftfremkallende forbindelser (KPAH) etter IARC (1987) har i gassvaskeravløpet vært ca. 30% (3 NIVA-analyser, 1987) og 20% (5 prøver etter installering av tørr-reanseanlegg i juli 1988, SINTEF-analyser). Av dette utgjorde benzo(a)pyren 0-5%. Fremtredende komponenter i avløpet fra gassvaskingen har vært chrysen/trifenylene og benzofluorantener, hhv. 20-30% og 10-15% som gjennomsnitt.

I avløpet fra basseng A1 utgjorde KPAH i 1988 også i gjennomsnitt vel 30%, B(a)P ca. 7%, chrysen/trifenylene og benzofluorantener begge ca. 15%, alle tall som gjennomsnitt av 9 prøver.

I følge målingene i bassengavrenningen (notat av 3/11-88 fra bedriften) tilføres det også en del bly (fra elektrofilterstøver) - størrelsesordenen 4-5 tonn/år.

Noe metallbelastning vil kunne komme ved kommunalt avløpsvann; orienterende analyser har imidlertid gitt moderate konsentrasjoner (J. Molvær, rapport under forberedelse). Å dømme etter sedimentanalysene synes det ikke å være sporbar belastning fra de tidligere Rødsand gruver (fig. 1), bortsett fra når det gjelder vanadium og kobber (usikkert om gruen er kilde for kobber, kfr. Næs og Rygg, 1988).

3 MATERIALE OG METODER

Prøvesteder for skjell, snegl og tang er vist i fig. 1 og innsamlingsområder for fisk og reker fremgår av fig. 2. Materiale og analyser er angitt i tabell 1.

Tabell 1. Prøver og analyser fra Sunndalsfjorden og Tingvollfjorden 1987 (kfr. fig. 1-2, forkortelser - se fotnote).

ORGANISMER	STASJONER/OMRÅDER/TID	PRØVER/ANALYSER 1)
Skrubbe (<u>Platicthys flesus</u>)	I. Sunndalsfjorden, aug.-nov. 1987.	Blandpr., 6 stk., PAH
Filet og lever Lange (<u>Molva molva</u>)	I. Sunndalsfjorden, sept.-okt. 1987.	Blandpr., 2 stk., PAH
Filet og lever Lange (<u>Molva molva</u>)	Y. Sunndalsfjorden, aug.-okt. 1987.	Blandpr., 7 stk., PAH
Filet og lever Reker (<u>Pandalus borealis</u>)	Y. Sunndalsfjorden 11/10 1987.	PAH.
Blåskjell (<u>Mytilus edulis</u>)	St. 3, 5, 7, 9, 11, 13, 25. - 28/8 1987.	Blandpr., ca. 50 stk., PAH.
Blåskjell (<u>Mytilus edulis</u>)	St. 3, 9, 25. - 27/8 1987.	Blandpr., ca. 50 stk., PCB, ΣDDT, HCB, HCH, EPOCl.
Blåskjell (<u>Mytilus edulis</u>)	St. 3, 9, 25. - 27/8 1987.	Blandprøver, fluorid.
Blåskjell (<u>Mytilus edulis</u>)	St. 3, 5, 9, 11, 12, 25. - 29/8 1987.	Blandpr., metaller (Hg (st. 3), Pb, Cd, Cu, Zn, Fe, Mn, V, Ti, Co, Ni, Ag, Cr.
O-skjell (<u>Modiolus modiolus</u>)	St. 1, 3, 5, 9, 10, 11, 19/8 - 27/8 1987.	Blandpr., 5-10 stk., PAH
Strandsnegl (<u>Littorina littorea</u>)	St. 1, 2, 3, 9, 27/8 1987.	Blandpr., ca. 50 stk., PAH
Blåretang (<u>Fucus vesiculosus</u>)	St. 1, 3, 5, 9, 12, 27/8-87.	Blandpr. metaller som for blåskjell, fluorid (- st. 12).
Grisetang (<u>Ascophyllum nodosum</u>)	St. 1, 3, 11, 12, 27/8 1987.	Blandpr., metaller som for blåskjell, fluorid (st. 1, 3).

- 1) PAH: Polysykliske aromatiske hydrokarboner. PCB: Polyklorete bifenyler. ΣDDT: Sum av diklor-difenylstrikloretan og nedbrytningsprodukter (DDE o.a.). HCH: Lindan og andre isomere av heksaklorsyklusheksan. EPOCl: Ekstraherbart persistent organisk bundet klor. Hg: Kvikksølv. Pb: Bly. Cd: Kadmium. Cu: kobber. Zn: sink. Cr: krom. Fe: jern. Mn: mangan. V: vanadium. Ti: titan. Co: kobolt. Ni: nikkell. Ag: sølv.

Prøvene av fisk og reker er samlet inn ved lokal medarbeider i perioden august-november 1987. På grunn av vanskeligheter med å få nok materiale fra innerst i fjorden er det laget blandprøver av fisk fra tre fangstområder i indre fjord (innenfor Flåøya, fig. 2).

Blandprøvene av filet og lever er tillaget ved NIVA og for indre fjord basert på 2 eksemplarer av lange (59 - 66 cm, 1340-1550 g) og 7 individer av skrubbe (36 - 42 cm, ca. 530 - 1000 g). Fra fangststedene i ytre Sunndalsfjorden var det 7 stk. lange (27 - 69 cm, ca. 200 - 1800 g). 4 av 7 skrubber fra indre fjord hadde rødbrun lever, de øvrige gulhvit. Langen fanget i indre fjord hadde gulhvit lever. Ingen ytre skader på fisken ble observert.

Av blåskjell (ca. 5 -7 cm) og strandsnegl er det laget blandprøver av

ca. 50 eks.; av o-skjell 5-10 stk. Tilsvarende er det laget blandprøver av skuddspisser av minimum 10 planter av blæretang (øvre 10 - 15 cm) og grisetang (kuttet over 3. blære regnet ovenfra, 0 - 2,5 år gamle).

PAH-analysene er utført ved gasskromatografi med glasskapillarkolonne (Berglind og Gjessing, 1980). De klororganiske forbindelsene er analysert gasskromatografisk med kvartskapillarkolonne etter ekstraksjon og renning (se vedlegg 2 i Knutzen et al., 1986). Metallanalysene er utført ved atomabsorpsjon (Norsk Standard 4770, 4773) etter oppslutning med salpetersyre (NS 4783).

Fluorid er analysert på SI ved spektrofotometri etter oppslutning i smelte av NaOH og vanddampdestillasjon (interne SI-rapporter av 17/2 1964 og 4/11 1976).

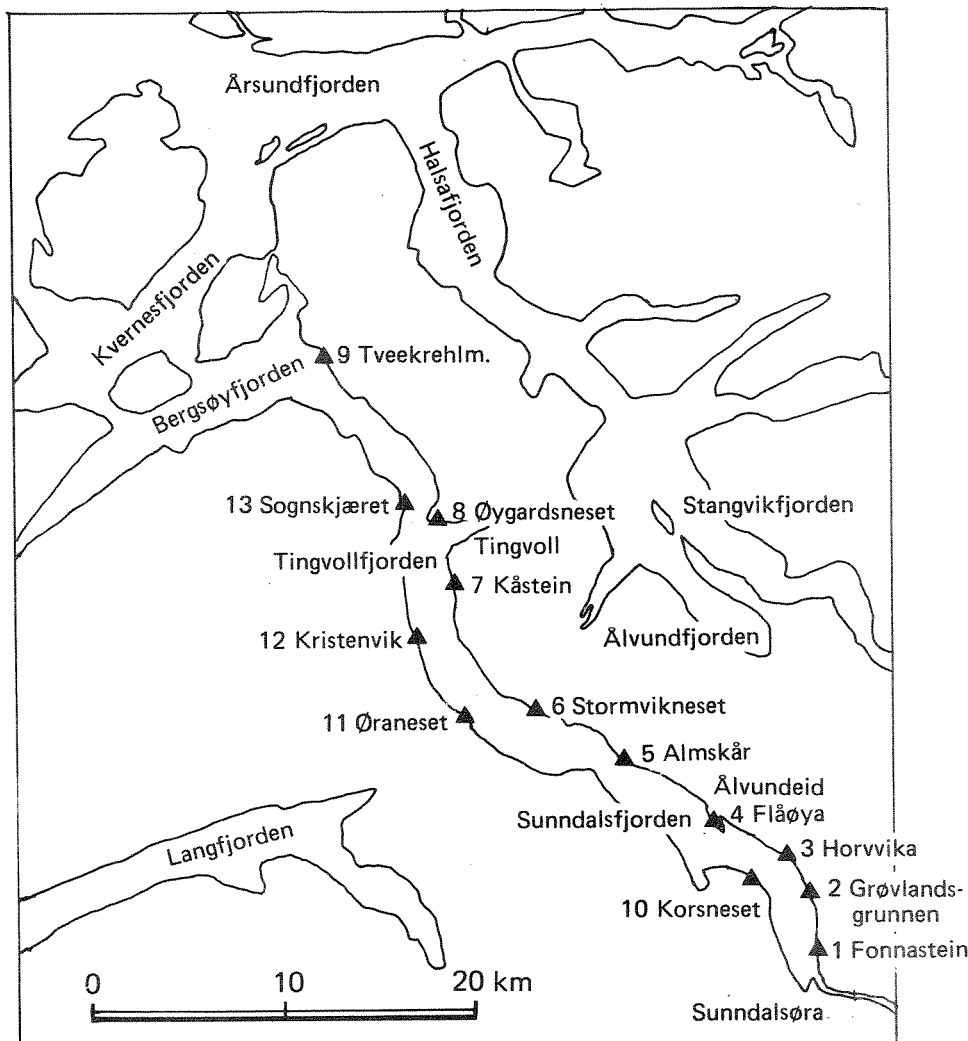


Fig. 1. Prøvesteder for blåskjell, oskjell og tang 1987.

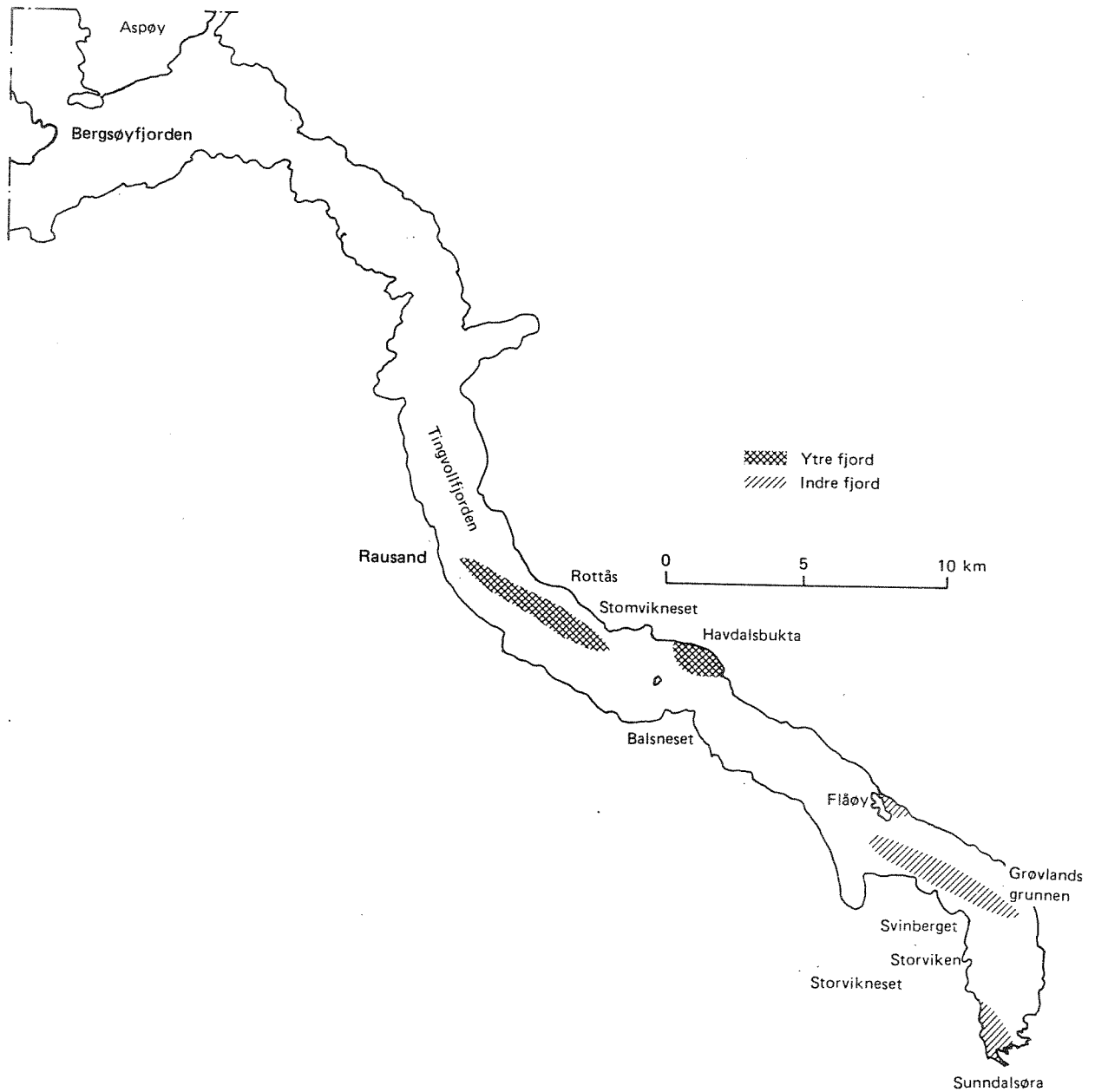


Fig. 2. Prøvesteder for fisk 1987.

4 POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I FISK, REKER, MUSLINGER OG SNEGL

4.1. Fisk og reker

Rådata for disse analysene er presentert i vedleggstabell A1. I tabell 2 nedenfor er gitt et sammendrag av resultatene ved angivelse av sum PAH, sum potensielt kreftfremkallende PAH (KPAH, etter IARC, 1987, se fotnote vedleggstabell A1) og av indikatorforbindelsen benzo(a)pyren (B(a)P), som er blant de best dokumenterte cancerogene PAH. Se fig. 2 for fangstområder. (De potensielt kreftfremkallende forbindelsene (KPAH) er merket med * i vedleggstabellen).

Tabell 2. B(a)P, KPAH og sum PAH i skrubbe (Platichthys flesus), lange (Molva molva) og reker (Pandalus borealis) fra Sunndalsfjorden aug.-nov. 1987, µg/kg friskvekt.

Område, prøver	Sum PAH		Sum KPAH		B(a)P
	Min.	Maks.	Min.	Maks.	
<u>I. Sunndalsfj.</u>					
Skrubbe, lever	241?	251?	85?	?	Maskert
filet	28	43	4	10	<2
Lange, lever	161	186	28	43	<5
filet	7	21	2	8	<2
<u>Y. Sunndalsfj.</u>					
Lange, lever	152	168	14	22	<4
filet	24	38	9	18	<3
Reker	11	25	3	9	<2

Usikkerheten i tabellens konsentrasjonsangivelser (min. og maks.-verdier) gjenspeiler at mange av forbindelsene er funnet på deteksjonsgrensen for den anvendte metodikk.

Konsentrasjonene av sum PAH var lave/moderate i alle filetprøvene og i reker, dvs. under eller omkring "bakgrunnsnivået", m.a.o. det som er vanlig å observere i bare diffust belastede områder - utenfor påviselig innflytelse av punktkilder (kfr. Knutzen, 1989). Dette må tas med et visst forbehold av to grunner, som delvis henger sammen:

- Utilstrekkelig antall observasjoner i fisk og reker fra områder som bare er diffust belastet.

- Begrensninger i analysemetodikken, bl.a. utilstrekkelig lav deteksjonsgrense og dermed usikkerhet om hvor lavt bakgrunnsnivået egentlig er.

Sammenligningsdata for lever i fisk fra "ubelastede" områder er ikke tilgjengelig. I et mulig tilfelle fra Finland ble det konstatert 5 - 25 ganger høyere nivå i lever enn filet av et par arter (Rainio et al., 1986). Man ser at det samme var tilfellet i Sunndalsfjorden. Dette behøver ikke bety annet enn at de fettløselige PAH anrikes mer i lever pga. det vesentlig høyere fettinnholdet (størrelsesordenen 5 - 10 ganger i skrubbe, mer i lange). I den forurensede Saudafjorden ble det også stort sett observert markert høyere PAH-innhold i lever enn i filet (Knutzen og Skei, 1988).

Andelen av KPAH er usikker pga. at mange av de aktuelle forbindelsene har måttet angis ved deteksjonsgrensen (kfr. vedleggstabell A1). Maksimalt dreier det seg om 15 - 50%, m.a.o. ganske varierende for de enkelte prøvene.

Forekomsten av benzo(a)pyren var i alle tilfelle på deteksjonsgrensen eller under, dvs. i konsentrasjoner som ikke skiller seg fra det som kan påtreffes i vanlige matvarer, (Lo og Sandi, 1978) og lavere enn det ofte er tilfelle med røkt fisk og grillmat (kfr. sammenstilling vedrørende røkt fisk hos Knutzen, 1987a, dessuten Larsson, 1986).

Det bør tilføyes at spørsmålet om hva som egentlig er nivået av benzo(a)pyren og andre potensielt kreftfremkallende PAH i mat er utilstrekkelig belyst. Larsson (1986) rapporterte et generelt lavt nivå av B(a)P og PAH i svenske matvarer sammenlignet med det som til dels er observert ved eldre undersøkelser i andre land (Lo og Sandi, 1978). Dette kan ha sammenheng med forbedrede analysemetoder. Mht. summen av KPAH har interessen tidligere ofte vært ensidig fokusert på B(a)P. I henhold til IARC (1987) er dette langt fra tilfredsstillende. (På den annen side er det foreløpig ikke noe medisinsk eller epidemiologisk belegg for at det er sammenheng mellom forekomst av PAH i mat og f.eks. mavekreft eller leverkreft hos mennesker).

De foreliggende analyseresultater tyder ikke på noen vesentlig PAH-forurensning av fisk, selv fra indre fjord. Tidligere har Klungsøyr og Westrheim (1987) funnet noe høyere totalt PAH-innhold i filet av fisk (torsk og sei) fanget i indre del av fjorden. Imidlertid ble det observert mest av "lettere" komponenter, og bare én av tre fisk inneholdt vesentlig mer PAH enn det som fremgår av tabell 2. Mht. KPAH, hadde heller ikke dette eksemplaret høye overkonsentrasjoner

(<10 µg/kg friskvekt, < 1 µg/kg av B(a)P).

Det er på det rene at fisk fra belastede områder kan få midlertidig forhøyet PAH-innhold ved hurtig opptak av slike forbindelser, selv ved kortvarig kontakt med PAH-holdig vann (se f.eks. Knutzen og Skei, 1988). Imidlertid er det også rask omsetning og utskillelse av PAH i fisk (få dager, kfr. referanser i Knutzen, 1989). Alt i alt synes det å være liten risiko forbundet med å spise filet av fisk fra Sunndalsfjorden, med mulig unntak for stasjonær bunnfisk (skrubbe, ål) fra innerst i fjorden. Imidlertid er dette en vurdering som tilligger helse- og fiskerimyndighetene.

4.2. Skjell og snegl

Rådata er samlet i vedlegg: tabell A2 (blåskjell), tabell A3 (o-skjell) og tabell A4 (strandsnegl). Hovedresultatene er gjengitt i nedenstående tabell 3, og variasjonen i PAH-innhold med avstand fra utslippene er illustrert i fig. 3. (Innsamlingsstedene ses av fig. 1). I fig. 3 er dataene omregnet til tørrvektsbasis for å utligne virkningene av prøvenes ulike vanninnhold.

Tabell 3. Sum PAH, sum KPAH og benzo(a)pyren (B(a)P) i blåskjell (*Mytilus edulis*), o-skjell (*Modiolus modiolus*) og strandsnegl (*Littorina littorea*) fra Sunndalsfjorden/Tingvollfjorden 19. - 28/8 1987 µg/kg friskvekt (ca. % KPAH i parentes).

St. (km)	BLÅSKJELL			O-SKJELL			STRANDSNEGL		
	PAH	KPAH (%)	B(a)P	PAH	KPAH (%)	B(A)P	PAH	KPAH (%)	B(A)P
1 (1,5)				21985	~9193(33)	515	9988	~2837(20)	175
2 (4,5)							3599	~1102(23)	93
3 (6,5)	4455	~1070(16)	42	15978	~7080(34)	399	1217	~359(20)	27
5 (15)	1273	~362(14)	11	1026	~609(51)	15			
7 (30)	910	~157(17)	-						
9 (45)	153	~46(22)	-	195	~89(35)	~8	175	~66(31)	-
10 (6,5)				1066	~553(41)	15			
11 (24)	304	~90(17)	-	183	~81(34)	~5			
13 (36)	373	~77(11)	-						

Bakgrunnsnivåene i µg/kg friskvekt av sum PAH og B(a)P i de benyttede artene kan antydes til (kfr. Knutzen, 1989):

	PAH	B(a)P
Blåskjell	< 100 - 200	< 0,5 - 1 (5?)
O-skjell	< 50 - 100 ?	< 0,5 - 1 (2?)
Strandsnegl	< 100 - 200 ?	< 0,5 - 1 ?

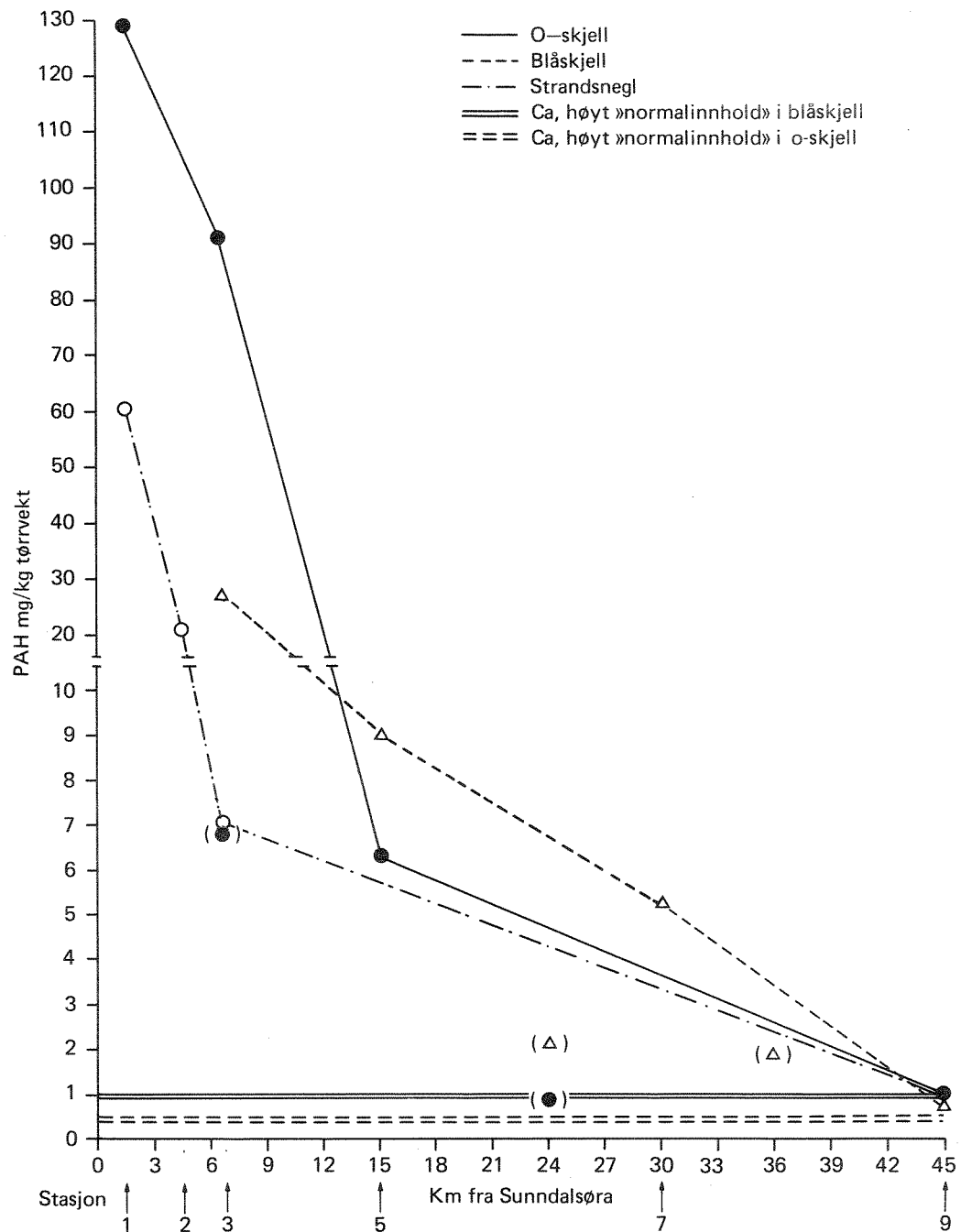


Fig. 3. PAH i blåskjell (*Mytilus edulis*), o-skjell (*Modiolus modiolus*) og strandsnegl (*Littorina littorea*) fra Sunndalsfjorden/Tingvollfjorden aug. 1987, mg/kg tørrvekt. (Stasjoner på syd- og vestsiden i parentes, ikke markert nederst. Merk brudd i skala).

Ved sammenligning av disse "normalnivåene" med tallene i tabell 3 kan man få et uttrykk for graden av belastning. I o-skjell samlet fra de indre 6-7 km av fjorden (østsiden) var overkonsentrasjonene i størrelsesordenen 200 - 250 ganger. Utover mot 15 km sank dette til omkring 10 ganger. Den raske minskning de første 10-15 km synes å flate ut med økende avstand (fig. 3). Innholdet av PAH i o-skjell hentet fra overgangen mot Bergsøyfjorden, omkring 45 km fra Sunndalsøra, var også en 2-3 (?) ganger høyere enn normalt.

Dataene for strandsnegl bekrefter den markerte forurensningsgrad i de indre 6-7 km, men kan tyde på at fjærebeltet ikke er fullt så overbelastet som noe dypere vann, der o-skjell vokser. Det samme fremgår ved sammenligning av PAH-innholdet i blåskjell og o-skjell fra st. 3. Mens overkonsentrasjonene i o-skjell her var ca. 150/200 ganger for hhv. sum PAH og B(a)P, var de tilsvarende tallene for blåskjell ca. 25/20. Forholdet kan ha å gjøre med at artene belastes noe forskjellig; blåskjell og strandsnegl vesentlig fra lette partikler i overflatevann, o-skjell som oftest også fra nærkontakt med forurensede sedimenter.

Blåskjellobservasjonene gir imidlertid indikasjoner på at påvirkningen også i fjærebeltet kan spores langt utover. Ca. 30 km fra Sunndalsøra (st. 7, tabell 3, fig. 3) var overkonsentrasjonene av sum PAH 4-5 ganger. Derimot var konsentrasjonen i blåskjell nede på "bakgrunnsnivå" ved overgangen mot Bergsøyfjorden (m.a.o. ingen overkonsentrasjoner slik som i o-skjell fra samme sted).

Av dette fremgår at svaret på hvor langt ut påvirkningen fra Sunndal Verk kan spores, er noe varierende og usikkert. Når man kommer ned på et forurensningsnivå 2-5 ganger over "normalinnholdet", kan episodiske påvirkninger fra andre kilder (oljespill, lokal dumping) spille inn. Alt i alt er det likevel sannsynlig at de svake overkonsentrasjonene som er påvist 30-45 km ut i fjorden skyldes aluminiumsverket. Dette er også i samsvar med erfaringene om langtrekkende virkninger av smelteverksutslipp i flere andre fjorder (Knutzen, 1984 (Ranafjorden), Knutzen, 1987 b (Vefsnfjorden), Baalsrud et al., 1985 (Årdalsfjorden), Knutzen og Skei, 1988 (Saudafjorden), Rygg et al., 1988 (Frierfjorden)).

Andelen av potensielt kreftfremkallende stoffer etter IARC (1987) var noe forskjellig i de tre artene, høyest i o-skjell med 35-50%, mot 10-20 i blåskjell og 20-30% i strandsnegl. Alle KPAH tilhører gruppen av forbindelser med lav løselighet ($\leq 10 \mu\text{g/l}$). Disse forholdsmessig mest tungtløselige stoffene er også sterkest knyttet til partikler. Det må derfor antas en relativ anrikning på dem i sedimentene

sammenlignet med PAH-sammensetningen i avløpsvann og i de frie resipientvannmasser. Oskjell er som nevnt mer eksponert for forurensede sedimenter enn de to andre artene. Også i Vefsnfjorden og Saudafjorden er det observert at andelen KPAH var tydelig høyere i o-skjell enn i blåskjell (Kirkerud et al., 1981, Knutzen og Skei, 1988).

4.3. PAH-sammensetning i forurensningstilførsler, sedimenter og organismer

Siden prøvene av sedimenter og organismer er fra 1987, må sammenligningen baseres på det man kjenner til om "PAH-profiler" i tilførslene i 1987. Dette begrenser seg til 3 analyser (stikkprøver) av gassvaskeravløp (kfr. kap. 2). Imidlertid kan man anta at basseng A1 er rimelig representativt for avløp fra bassengene og at sammensetningen av denne belastningen også tidligere har vært som observert i 1988. På denne basis kan PAH-profilen i ulike typer prøvemateriale sammenlignes, som vist i tabell 4 og fig. 4.

Tabell 4. %-vis sammensetning av PAH i avløpsvann, sedimenter, skjell og snegl. Middell og variasjon ().

STOFFER 1)	GASS-VASKER (3 PR.)	BASSENG A 1 (9 PR.)	SEDIMENT, 0-1 CM (9 PR.)2)	BLÅSKJELL (6 PR.)	O-SKJELL (6 PR.)	STRAND-SNEGL (4 PR.)
DF	16(3-27)	< 1	-	-	-	-
F	3(3- 4)	5(0- 8)	6(4- 7)	7(3-11)	4(1-11)	8(6-10)
F1	6(5- 7)	11(10-15)	12(8-15)	51(45-62)	23(17-27)	29(25-35)
P	5(4- 6)	9(6-10)	9(5-12)	6(3-12)	7(1-13)	14(11-18)
F/F1/A	14(12-17)	25(19-29)	27(17-32)	64(58-73)	34(19-46)	51(47-56)
B(a)P	8(7- 9)	10(8-16)	6(6- 7)	8(4-18)	7(5- 9)	10(5-24)
C/T	32(27-34)	14(10-30)	16(12-24)	20(16-26)	19(17-22)	16(13-19)
B(a)A/C/T	40(34-43)	24(18-46)	22(18-31)	28(22-35)	26(22-28)	26(21-37)
Bf1	15(13-18)	15(10-20)	20(17-24)	6(3-11)	26(21-36)	10(7-12)
BP	7(5- 9)	14(10-19)	15(9-17)	1(0- 5)	7(3-10)	5(0- 8)
IP	1(1- 1)	3(0- 5)	6(2- 8)	<1(0- 1)	2(0- 6)	2(0- 5)
Bf1/BP/IP	23(19-28)	32(23-40)	41(29-47)	7(3-14)	35(27-50)	17(7-22)
KPAH	30(23-42)	35(26-43)	42(32-45)	16(11-22)	36(33-51)	24(20-31)
B(a)P	2(1- 3)	7(5- 9)	7(4- 9)	<1(0- 1)	2(1- 4)	2(0- 3)

1) DF = Dibenzofuran, F = Fenantren, F1 = Fluoranten, P = Pyren, B(a)A = benz(a)-antracen, C/T = Chrysen/Trifenylen, Bf1 = Sum av benzofluorantener, BP = Sum av benzopyrener, IP = Indeno (1,2,3-c,d)pyren (= O-phenylenpyren).

2) Stasjonene S2 - S9 i Næs og Rygg (1988).

Hovedkonklusjonene som kan trekkes ut av tabell 4 er:

- Chrysen/trifenylene (C/T) synes å ha vært forholdsvis mer fremtredende i gassvaskeravløpet enn det som er vanlig fra aluminiumsverk med Søderbergelektroder (Knutzen og Skei, 1986, Knutzen, 1987 d). En reduksjon i andelen av C/T synes å ha funnet sted etter installering av tørr-renselanlegg for ovngassen (fra juli 1988, kfr. analyserapporter fra SINTEF). Til det høye innholdet av C/T svarer en noe lavere relativ andel enn vanlig av benzofluorantener og benzopyrener. En kan ellers merke seg gassvaskervannets innhold av dibenzofuran, som ellers pleier være en underordnet komponent i avløpsvann fra aluminiumverk.
- Blåskjell har hatt en betydelig anrikning, jevnført med gassvaskevann og bassengutslipp, på gruppen av PAH med relativt størst løselighet (F/F1/P = fenantren/fluoranten/pyren). Særlig var det bemerkelsesverdig "overrepresentasjon" av fluoranten i blåskjell. Tilsvarende var det en tydelig underrepresentasjon av gruppen med minst løselighet og størst affinitet til partikler (BF1/BP/IP = benzofluorantener/benzopyrener/indeno (1,2,3-c,d)pyren). Motsatt erfaringen fra andre smelteverksresipienter ble det m.a.o. ikke funnet noen relativ anrikning av BF1/BP (jfr. Knutzen og Skei, 1986, 1988, Knutzen, 1986).
- Strandsnegl hadde en PAH-profiler som i stor grad samsvarte med blåskjell, bortsett fra lavere andel fluoranten F1) og høyere andel av benzopyrener (BP).
- O-skjell hadde også noe relativ overrepresentasjon av "lette" PAH (dvs. F/F1/P), men langt fra som i strandsnegl og blåskjell. Anrikningen på "tunge" komponenter (BF1/BP/IP) har andre steder ofte vært enda tydeligere enn tabell 4 viser (Kirkerud et al., 1981, Knutzen og Skei, 1988).
- Sedimentene viste den tydeligste anrikningen på "tunge" PAH, slik det er vanlig å konstatere ved utslipp av gassvaskervann fra smelteverk.

Bortsett fra en noe synkende relativ andel av chrysen/trifenylene i overflatesedimentene (kfr. Næs og Rygg, 1988) var det ingen systematiske endringer i organismers eller sedimenters PAH-profil med økende avstand fra utslippet (bedømt på basis av relativ forekomst til grupper av "lette" og "tunge" PAH).

Analyse-resultatene for fisk ga for det meste så lave og usikre

konsentrasjoner at det har begrenset hensikt å vurdere PAH-profiler. Ser man imidlertid på resultatene for analyse av lever i skrubbe og lange fra indre fjord (vedleggstabell A1), fremgår at benzofluorantener utgjorde henholdsvis ca. 30 og ca. 15% av total-PAH, mot omkring 15% i tilførslene (tabell 4).

I lever av lange fra ytre fjord utgjorde summen av fenantren/fluorantren/pyren mer enn 50% av totalinnholdet. Alt i alt er det heller mindre godt samsvar mellom PAH-sammensetningen i fisk og belastning. På et såvidt moderat konsentrasjonsnivå kan generell diffus belastning og episodiske påvirkninger også ha innflytelse på PAH-profilen.

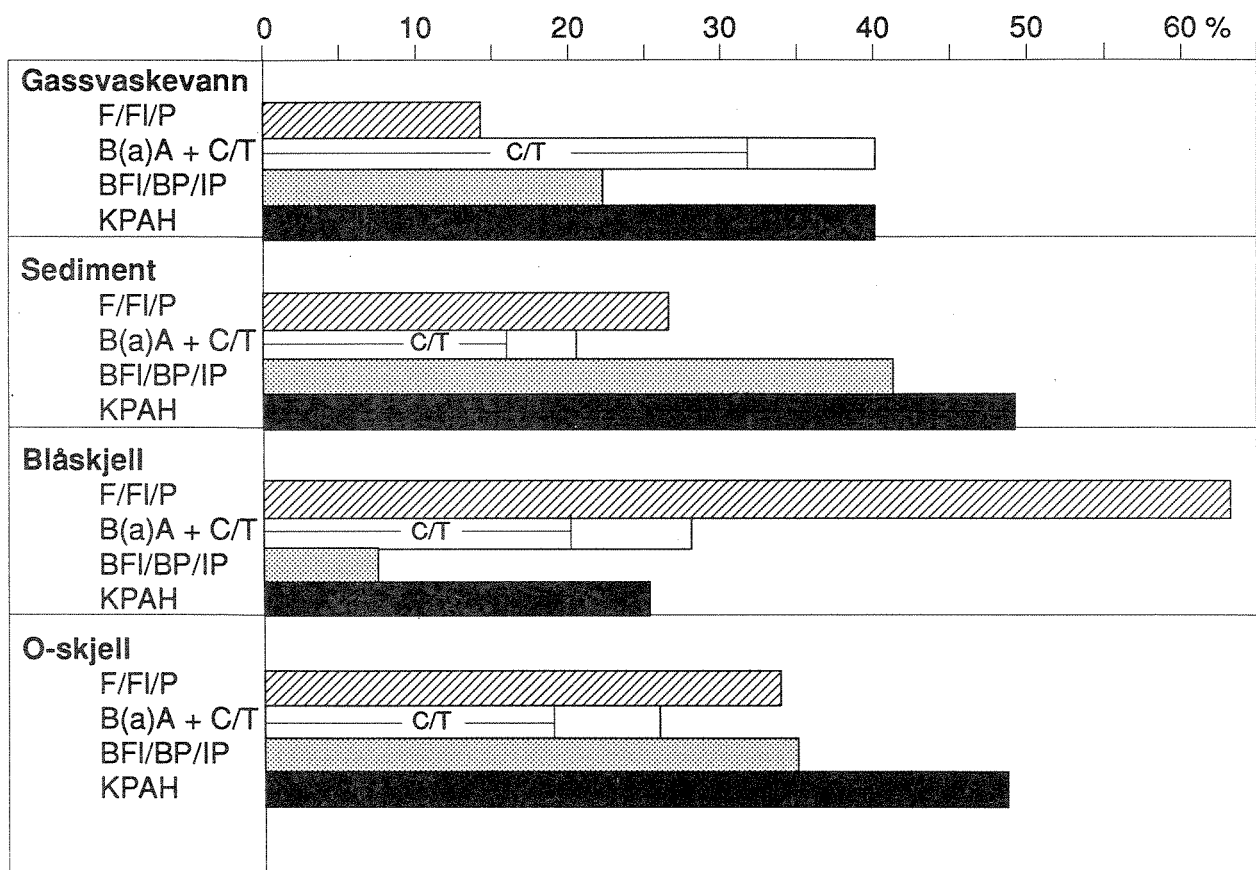


Fig. 4. PAH-profil i forskjellig prøvemateriale fra Sunndalsfjorden 1987, midlere %-andel av totalt PAH-innhold for utvalgte stoffgrupper. (Forkortelser - se fotnote 1) til tabell 4).

5 KLORORGANISKE FORBINDELSER I BLÅSKJELL

De orienterende analysene av klororganiske stoffer og stoffgrupper i blåskjell ga følgende resultater ($\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt):

	PCB	Σ DDT	HCB	EPOC1	% Tørrst.
St. 3 27/8-87	<3	<1	<1	1200	15,5
St. 9 25/8-87	<3	<1	<1	800	20,5

Det ses at innholdet av alle identifiserte grupper og enkeltforbindelse var under deteksjonsgrensen, og at det ikke var noen forskjell mellom blåskjellene fra indre og ytre fjord. Det var m.a.o. ingen vitnesbyrd om belastning med slike stoffer, som bl.a. kan ledsage forskjellig industriell virksomhet (PCB, HCB).

Den teoretiske samleparameter for slike tungt nedbrytbare organiske klorforbindelser - EPOC1 (ekstraherbart persistent organisk bundet klor) viste derimot et nivå som i følge sammenstillingen (av få data) i Knutzen og Kirkerud (1984) lå noe over det man skulle forvente i et bare diffust belastet område. Imidlertid har enkelte senere analyser av EPOC1 i skjell fra områder i betydelig avstand fra punktkilder også gitt konsentrasjoner på omkring $1000 \mu\text{g}/\text{kg}$ (Knutzen, 1986, Knutzen og Martinsen, 1986). Til usikkerheten vedrørende anvendelse av EPOC1 som overvåkingsvariabel bidrar at det til dels er registrert ulogiske avstandsvariasjoner i forhold til store utslipp (Knutzen og Martinsen, 1986, Knutzen et al., 1988) og at det ofte er en lav andel (< 10%) av de stoffer som inngår i EPOC1 som har latt seg identifisere (bl.a. Knutzen et al., 1988). Det siste gjelder særlig i skjell fra antatt lavt belastede områder.

Før EPOC1 kan bli en utsagnskraftig variabel i overvåkingssammenheng er det derfor påkrevet med:

- en grunnlagsstudie av større omfang for å fastslå variasjonsintervallet i "ubelastede" områder (eventuelle sesongvariasjoner, aldersforskjeller o.a.)
- identifikasjon av stoffene som inngår.

Foreløpig kan det ikke trekkes noen bestemte slutninger av EPOC1-konsentrasjoner i blåskjell med mindre de er klart høyere enn $1 \text{ mg}/\text{kg}$ friskvekt. Det gjelder følgelig også den tilsynelatende forskjell i nivåene i blåskjell fra st. 3 i indre Sunndalsfjorden og st. 9 ytterst i Tingvollfjorden.

6 FLUORID OG METALLER I BLÅSKJELL OG TANG

6.1. Fluorid

Fluorid-analysene ga følgende resultater (mg/kg tørrvekt):

	Avstand fra kilde	Blåskjell	Blæretang	Grisetang
St. 1	1.5 km		7	8
St. 3	6.5 km	26	5	2
St. 5	15 km		6	
St. 9	45 km	14	9	

For de to blåskjellanalysenes vedkommende blir friskvektkonsentrasjonene henholdsvis ca. 4,0 (st. 3) og ca. 2,5 mg/kg.

Tangens innhold av fluorid var som normalt for områder uten innflytelse av punktkilder (kfr. sammenstilling i Knutzen, 1987c, Molvær et al., 1984, Knutzen, 1987d).

For blåskjells del er det mindre med sammenligningsdata, men antydningvis ligger bakgrunnsnivået av fluorid på under 10 mg/kg tørrvekt (ref. hos Knutzen, 1987 d). Imidlertid er det også flere observasjoner av konsentrasjoner av verdier på omkring 20 mg/kg på lokaliteter flere km fra utslipp (Molvær et al., 1984). Naturlig forekomst av fluorid i blåskjell kan derfor synes å variere betydelig.

Alt i alt må konsentrasjonen på 26 mg/kg tørrvekt i blåskjell fra st. 3 antas å reflektere ingen eller bare moderat påvirkning i betraktning av at belastningen ikke har slått ut i form av høyere konsentrasjoner i tang på en mer utslippsnær stasjon (st. 1). Man har ellers erfaring for at tang er en ømfintlig indikator på overkonsentrasjoner av fluorid (Knutzen, 1987d).

6.2. Metaller

Rådata er samlet i vedleggstabell A5, mens utvalgte data for de viktigste metallene er gjengitt i tabell 5. (Jern og vanadium er inkludert blant disse pga. den tidlige drift på vanadiumholdig jernmalm i Rødsand gruver (nær st. 12, se fig. 1). Enkelte av prøvene er reanalysert (oppsluttet på nytt) derav enkelte angivelser av to tall i tabellen. Av disse ses at det kan være betydelig forskjell mellom paralleller når disse baserer seg på fornyet oppslutning.

Forholdet må antas å skyldes vanskeligheter med å få homogenisert det tørkede utgangsmaterialet.

Tabell 5. Kvikksølv, bly, kadmium, kobber, sink, jern og vanadium i blåskjell og tang fra Sundalsfjorden/Tingvollfjorden, aug. 1987, mg/kg tørrvekt. Delvis avrundede tall (kfr. appendikstabell A5).

Arter, stasjoner	Hg	Pb	Cd	Cu	Zn	Fe	V
BLÅSKJELL							
3	<0,05	0,78	0,60	9,7	81,9	290	1,2
5		0,58	0,46	9,6	57,8	162	<1,0
9	0,11/ 0,06	0,51	0,30	5,3	65,5	117	<1,4
11			0,70	9,1	60,4	185	<1,0
12			1,01	10,1	86,8	395	1,0
GRISSETANG							
1	<0,05	1,15	0,94	15,8	232/ 232	71	2,8
3		0,42	0,58	9,9	101	28/42	3,4
11		0,47	0,27	5,6	32/33	27/39	2,0
12		0,72	0,71	11,1	49/55	40/55	3,7
BLÆRETANG							
1	<0,05	1,10	0,90	10,1	78/92	57/78	<1,0
5	<0,05	0,41	0,81	6,8	48/51	41/63	<0,9
9	<0,05	0,45	0,83	9,4	66/69	111	<1,0
12	<0,05	0,68	0,18	7,8	33/37	142	1,0

Innholdet av samtlige metaller i blåskjell lå - med mulig unntak for jern og titan på to stasjoner - innenfor normalintervallet og stort sett i nedre del av dette. (Kfr. sammenstilling av "bakgrunnsverdier" i Knutzen, 1983 (med noe for høye angivelser for kvikksølv, bly og kadmium)).

Jerninnholdet på 290/395 mg/kg tørrvekt i skjellene fra st. 3/12 kan ikke settes i sammenheng med det som er kjent om tilførsler og må nærmest betraktes som et eksempel på særlig høyt normalinnhold. Også fra tidligere er det kjent enkelte slike høye jernregistreringer i blåskjell fra ikke forurensede steder (kfr. ref. i Knutzen, 1983). Av vedleggstabell A5 ses at de avvikende jernverdiene på st. 3/12 ledsages av markert forhøyet titaninnhold; i mer moderat grad også av

høyere innhold av nikkell, kobolt, mangan, krom og sink enn i skjell fra st. 5/9/11. Forklaringen kan derfor muligens være lokalt større påvirkning med leirpartikler. (Forholdet mellom jern og titan i slike partikler kan ofte være omkring 10, Jens Skei, pers. medd.).

For st. 12's vedkommende kan det forhøyede metallinnholdet også tenkes å ha forbindelse med påvirkning ved sig fra avgang ved de nedlagte Rødsand gruver i nærheten. Da burde dette imidlertid også gitt tydeligere utslag for vanadium (tabell A5), dessuten i tang.

Tangartenes metallinnhold var lavt eller moderat jevnført med øvre grense for "normalkonsentrasjoner" (Knutzen, 1985). Det var ikke noe tydelig utslag av eventuell belastning fra avfallstipper for gruveavgang ved st. 12, men man kan merke seg at de høyeste jern- og titanverdiene i blæretang ble registrert her. At det samme ikke ble observert i grisetang, kan igjen ha sammenheng med at det dreier seg om en viss tilførsel av leirpartikler, som blæretang lettere vil adsorbere til overflaten enn grisetang.

Av vedleggstabell A5 ses ellers at blæretang konsekvent inneholder markert mer mangan enn grisetang. At de to artene er forskjellige mht. akkumuleringen av spesielt dette metallet, er også observert i flere tidligere undersøkelser (se bl.a. referanser i Knutzen, 1985).

Av det ovenstående følger at metallbelastningen på overflatelaget i Sunndalsfjorden er liten og uten praktisk betydning.

7 OPPSUMMERENDE KOMMENTARER – VIDERE ARBEID

7.1 Konsekvenser for konsum og akvakultur

På basis av PAH-registreringene i fisk og skalldyr har Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) uttalt (brev av 11/7 1989):

"Skjell og fiskelever fra Sunndalsfjorden og Tingvollfjorden bør ikke spises".

SNT tilføyer at det derimot ikke er grunnlag for å fraråde konsum av fiskekjøtt og reker.

Konsekvensene av PAH-observasjonene er også at eventuell bruk av fjorden til akvakulturformål må vurderes kritisk. Primært rammes skjelldyrking, som i henhold til ovenstående SNT-uttalelse umuliggjøres innenfor Bergsøyfjorden. Fiskeoppdrett vil være noe mindre utsatt. Grunnen er dels at fisk kvitter seg raskere med PAH, og at tendensen til akkumulering i fiskekjøtt er liten (se ref. i Knutzen, 1989). Den andre grunnen er at filtrerende organismer, som bl.a. blåskjell, i utgangspunktet vil være mer eksponert enn fisk. Imidlertid må det påregnes at eventuell fiskeoppdrett vil kreve kontroll av fiskens PAH-innhold.

7.2 Overvåking og andre aktuelle undersøkelser

Både begrensningene på skjellsanking, fiske og potensielle oppdrettsinteresser tilsier at det bør undersøkes om situasjonen er bedret etter at belastningen sannsynligvis er redusert (kfr. kap. 2).

Omfanget av en eventuell oppfølging avhenger av hvilke spørsmål man ønsker svar på:

A. Utviklingen over tid.

B. Situasjonen i ulike deler av fjorden.

For å dekke A, tilrås minimum 6 observasjoner av PAH i blåskjell eller strandsnegl opr. år på 1-2 stasjoner (primært i indre Sunndalsfjorden, eventuelt også på en stasjon i Tingvollfjorden). Bakgrunnen for at det er påkrevet med såvidt hyppige registreringer, er erfaringene fra andre PAH-belastede områder. I Frierfjorden er det observert betydelige variasjoner gjennom året (Rygg et al., 1986), mens det andre steder er konstatert svære svingninger fra år til år (Knutzen, 1987b, d, Knutzen og Skei, 1988).

Variasjonene må antas dels å skyldes varierende belastning. Selv om muslinger og snegl akkumulerer mer PAH og holder lenger på disse stoffene enn fisk, er vanligvis halveringstiden ved utskillelse ikke mer enn størrelsesordenen et par uker (ref. i Knutzen, 1989). Andre variasjonsfaktorer er skiftende vannbevegelse og muligens sesongsvingninger i fotooksidasjon av PAH. (En mulig illustrasjon av vannbevegelsens betydning has i indikasjonene fra Sunndalsfjorden om høyere belastning på nord- og østsiden (se fig. 3). Også fysiologiske forhold (gyting) har vært nevnt som årsak til at blåskjells PAH-innhold kan variere sterkt (Rygg et al., 1986).

Pålitelig arealdekning (sp.m. B ovenfor) vil kreve observasjoner på ca. 6 stasjoner i Sunndalsfjorden og eventuelt ytterligere 6-8 stasjoner utover til munningen av Tingvollfjorden. Antas at usikkerhetene pga. ovennevnte variasjonsfaktorer dekkes ved at 1-2 stasjoner følges ved minimum 6 observasjoner gjennom året, vil det på de øvrige lokaliteter greie seg med årlige prøver.

Hvis man for praktiske formål har tilstrekkelig informasjon fra resipienten, og belastningen i mellomtiden ikke er vesentlig endret, vil det sannsynligvis være riktig å prioritere tilveiebringelsen av tilførselsdata (kontroll) fremfor overvåking i fjorden.

Skade på organismesamfunn fra miljøgifter har ikke latt seg dokumentere eller sannsynliggjøre i Sunndalsfjorden, hverken på bløtbunnsfauna (Næs og Rygg, 1988) eller gruntvannssamfunn (Are Pedersen, pers. medd.) Åpenbare skader er heller ikke vanlig i forbindelse med PAH-forurensning fra smelteverk (Knutzen, 1989). Sannsynlige unntak gjelder noen tilfeller av ekstremt høye PAH-nivåer i sediment, f.eks. i den innerste del av Årdalsfjorden (Baalsrud et al., 1985); derimot mindre tydelig på gruntvannssamfunn utsatt for massiv påvirkning fra gassvaskeravløp (Knutzen, 1987d og tidligere rapporter om utslipp ved Lista).

I prinsippet synes to typer av effekter mest sannsynlig: fototoksisitet og kreft på (særlig ømfintlige?) arter av fisk og muligens andre organismer som har vedvarende kontakt med sterkt forurenset sediment (Knutzen, 1989). Flere PAH har vist seg å være giftige ved 2-3 størrelsesordener lavere konsentrasjoner etter fotooksidasjon enn ellers (ref. i Knutzen, 1989). Effekten er i tilfelle begrenset til de aller øverste vannlag (mest 1-2 m), og det er usikkert i hvilken grad den også gjelder PAH knyttet til partikler, slik belastningen stort sett foreligger ved smelteverksavløp (ikke undersøkt).

Økt hyppighet av kreft på fisk skulle i utgangspunktet bli registrert ved fiskeaktivitet i belastede fjorder. I Norge er det fremkommet enkelte meldinger om slike tilfeller, men ikke i en skala som utelukker at det vesentlig dreier seg om spontan (naturlig forekomst).

Ved feltobservasjoner vil eventuell økt krefthyppighet bare la seg dokumentere etter omfattende og meget arbeidskrevende undersøkelser (observasjoner av et stort antall fisk fra forurensede og ubelastede områder gjennom flere år). Derimot vil det i prinsippet være enkelt å få dette fastslått ved eksperimenter med fisk utsatt for forurenset sediment hentet fra aktuelle fjordområder. Dette ligger spesielt godt til rette i Norge, fordi vi her har flere resipienter som så å si har en "ren" PAH-kontaminering uten forstyrrende innslag av andre kreftfremkallende stoffer (som på de fleste kjente utenlandske lokaliteter vanskeliggjør etableringen av en entydig årsakssammenheng).

8 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.
- Baalsrud, K., N. Green, J. Knutzen, K. Næs og B. Rygg, 1985. Overvåking av Årdalsfjorden 1983. En tiltaksorientert undersøkelse av forurensninger fra aluminiumsindustri og befolkning. Rapport 228/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 8000318, (løpenr. 1870), 133 s.
- IARC, 1987. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs volume 1 to 42. Suppl. 7. Lyon, Frankrike.
- Kirkerud, L. (red.), I. Haugen, J. Knutzen, K. Kvalvågnes, 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, (løpenr. 1330), 175 s.
- Klungsoyr, J. og K. Westrheim, 1987. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i fisk fra Sunndalsfjorden. Havforskningsinstituttet, Rapport/Notat Nr. BK08.748, 30/6 1987, 5 s.
- Knutzen, J., 1983. Blåskjell som metallindikator (The common mussel (Mytilus edulis) as a metal indicator). VANN 1 (1983):24-33. Engl. summary.
- Knutzen, J., 1984. Basisundersøkelse i Ranafjorden - en marin industriresipient. Delrapport IV. Undersøkelse av organismesamfunn på grunt vann og av PAH og metaller i hvirvelløse dyre og tang 1980-1981. Rapport 120/84 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000310, (løpenr. 1588), 108 s.
- Knutzen, J., 1985. "Bakgrunnsnivåer av utvalgte metaller og andre grunnstoffer i tang. Øvre grense for "normalinnhold", konsentrasjonsfaktorer, naturbetingede variasjoner, opptaks- og utskillingsmekanismer. NIVA-rapport 0-83091 I, (løpenr. 1733), 121 s.
- 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, (løpenr. 1864), 39 s.
- Knutzen, K., 1987a. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i fisk. NIVA-rapport 0-85167, (løpenr. 1956), 25 s.
- Knutzen, J., 1987b. Overvåking i Vefsnfjorden for Mosjøen Aluminiumverk 1985. NIVA-rapport 0-84019, (løpenr. 2008), 17 s.
- Knutzen, J., 1987c. Fluorid i det akvatiske miljø. Innhold i organismer og giftvirkninger. NIVA-rapport 0-86233, (løpenr. 1949) 25 s.
- Knutzen, J., 1987d. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk, Kontrollundersøkelser 1985-1986. NIVA-rapport 0-68019, (løpenr. 1998), 27 s.
- Knutzen, J., 1989. PAH i det akvatiske miljø - opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA-rapport 0-87189/E-88445, (løpenr. 2205), 107 s.
- 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, (løpenr. 1604), 32 s.
- Knutzen, J. og Martinsen, 1986. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i fisk og andre organismer fra Kristiansandsfjorden 1985. Rapport 262/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000357, (løpenr. 1940), 62 s.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1986. Overvåking i Vefsnfjorden for Mosjøen Aluminiumverk 1984. NIVA-rapport 0-84019, (løpenr. 1876), 31 s.
- Knutzen J. og J. Skei, 1988. Tiltaksorientert overvåking i Saudafjorden 1986-1987. Rapport 309/88 i Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000306 (III), (løpenr. 2109), 50 s.
- 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, (løpenr. 1848), 115 s.

- Knutzen J., K. Martinsen og M. Oehme, 1988. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer og sedimenter fra Kristiansandsfjorden 1986-1987. Rapport 312/88 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000357, (løpenr. 2114), 110 s.
- Larsson, B., 1986. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Swedish food. Aspects on analysis, occurrence and intake. Doktoravhandling SLU, Uppsala, 59 s. + vedlegg.
- Lo, M.T. og E. Sandi, 1978. Polycyclic aromatic hydrocarbons (polynuclears) in foods. Residue Reviews 69:35-86.
- Molvær, J., J. Knutzen, M. Haakstad og K. Tangen, 1984. Basisundersøkelse i Glomfjord 1981-82. Delrapport II. Vannutskiftning, vannkvalitet, miljøgifter i organismer og organismesamfunn på grunt vann. Rapport 128/84 i Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000316, (løpenr. 1605), 125 s.
- Næs, K. og B. Rygg, 1988. Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal, Delrapport 1. Sedimenter og bløtbunnsfauna 1986. Rapport 306/88 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000361/8000362, (løpenr. 2093), 54 s.
- Rainio, K., R.R. Linko og L. Ruotsila, 1986. Polycyclic aromatic hydrocarbons in mussel and fish from the Finnish Archipelago Sea. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 37:337-343.
- Rygg, B., B. Bjerkgang og J. Molvær, 1986. Grenlandsfjordene og Skienselva 1985. Rapport 245/86 i Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000312, (løpenr. 1900), 79 s.
- Rygg, B., N. Green, J. Knutzen og J. Molvær, 1988. Grenlandsfjordene og Skienselva 1987. Rapport 327/88 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 8000312, (løpenr. 2159), 72 s.

V E D L E G G**Rådata vedrørende:**

Tabell A1: PAH i fisk og reker

" A2: PAH i blåskjell

" A3: PAH i o-skjell

" A4: PAH i strandsnegl

" A5: Metaller i blåskjell, grisetang og blæretang.

Tabell A1. PAH i lever og filet av skrubbe (Platichthys flesus) fra indre Sunndalsfjorden (1,2), i lever og filet av lange (Molva molva) fra indre (3,4) og ytre fjord (5,6) og i reker (Pandalus borealis) fra ytre Sunndalsfjord, 1987, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt.

Prøvebetegnelse:

1 - Skrubbe, lever. Indre fjord
2 - — " —, filet. — " —
3 - Lange, lever. — " —

4 - Lange, filet. Indre fjord
5 - — " —, lever. Ytre fjord
6 - — " —, filet. — " —
7 - Reker, ytre fjord

Konsentrasjoner i: $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt

PAH	1	2	3	4	5	6	7
Naftalen							
2-Metylnaftalen							
1-Metylnaftalen							
Bifenyl							
Acenaftalen							
Dibenzofuran							
Fluoren							
Dibenzotiofen							
Fenantren	Maskert	13	70		24	~5	6
Antracen			~10		4		
2-Metylantracen							
1-Metylphenantren							
9-Metylantracen							
Fluoranten	89	8	38	<2	68	<3	<2
Pyren	20	~5	~10	5	42	<3	2
Benzo(a)fluoren							
Benzo(b)fluoren							
1-Metylpyren							
Benzo(ghi)fluoranten							
Benz(a)antracen *	<10	<2	<5	<2	<4	<3	<2
Trifenylen/Chrysen	46	~3	~5	<2	<4	<3	<2
Benzo(b)fluoranten *	75?	4	28	2	8	9	3
Benzo(j+k)fluoranten *							
Benzo(e)pyren	Maskert	<2	<5	<2	<4	<3	<2
Benzo(a)pyren *	Maskert	<2	<5	<2	<4	<3	<2
Perylen							
Indeno(1,2,3-cd)pyren *		<2	<5	<2	6	<3	<2
Dibenz(a,c og/eller a,h)antracen * 1)							
Benzo(ghi)perylene	11	<2	<5	<2		<3	<2
Anthanthrene							
Coronen							
Dibenz(a,e+a,h+a,i+a,l)-pyren *							
Sum	≤ 251?	≤ 43	≤ 186	≤ 21	≤ 168	≤ 38	≤ 25
Derav KPAH (*)	≤ 85	≤ 10	≤ 43	< 8	≤ 22	≤ 18	≤ 9
% KPAH	~ 34	~ 23	~ 22	~ 38	~ 13	~ 47	~ 36
% Tørrstoff	40	10.2	59.5	21.9	62.3	21.7	22.6

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A og 2B (sannsynlige + trolige cancerogene). Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren *

Dato :
Analytiker :

Tabell A2. PAH i blåskjell (Mytilus edulis) fra Sunndalsfjorden/
Tingvollfjorden 25.-28/8 1987, µg/kg friskvekt.

PAH	St.nr.	3	5	7	9	11	13
Naftalen							
2-Metylnaftalen							
1-Metylnaftalen							
Bifenyl							
Acenaftalen							
Acenaften							
Dibenzofuran							
Fluoren							
Dibenzotiofen							
Fenantren		130	93	50	77	79	41
Antracen							
2-Metylantracen							
1-Metylfenantren		18	10				
9-Metylantracen							
Fluoranten		2033	709	562	78	148	191
Pyren		519	68	48	7	10	17
Benzo(a)fluoren			45				
Benzo(b)fluoren		44	23				
1-Metylpyren							
Benzo(ghi)fluoranten							
Benz(a)antracen *		243	114	38	28	19	21
Trifenylen/Chrysen		730	309	186	25	74	77
Benzo(b)fluoranten *		384	82	26	5	34	18
Benzo(j+k)fluoranten *							
Benzo(e)pyren		218	30				
Benzo(a)pyren *		42					
Perylen							
Indeno(1,2,3-cd)pyren *		36					
Dibenz(a,c og/eller a,h)antracen * 1)		7					
Benzo(ghi)perylene		33					
Anthanthrene							
Coronen							
Dibenz(a,e+a,h+a,i+a,l)- pyren *							
Sum		4437	1494	910	153	304	373
Derav KPAH (*)		705	207	64	33	53	39
% KPAH		~16	~14	~7	~22	~17	~11
% Tørrstoff		16.6	16.6	17.0	19.1	14.7	19.6

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A og 2B (sannsynlige + trolige cancerogene). Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren *

Dato :
Analytiker :

Tabell A3. PAH i o-skjell (Modiolus modiolus) fra Sunndalsfjorden/
Tingvollfjorden 19.-27/8 1987, µg/kg friskvekt.

PAH	Sf. nr.	1	3	5	9	10	11
Naftalen							
2-Metylnaftalen							
1-Metylnaftalen							
Bifenyli							
Acenaftalen							
Acenaften							
Dibenzofuran							
Fluoren							
Dibenzotiofen							
Fenantren		440	326	77	~10	38	21
Antracen		48	46				
2-Metylantracen							
1-Metylfenantren		54	27				
9-Metylantracen							
Fluoranten		4932	3032	180	53	224	47
Pyren		2452	1193	12	25	28	16
Benzo(a)fluoren		440	884				
Benzo(b)fluoren		262	263				
1-Metylpyren		100	120				
Benzo(ghi)fluoranten							
Benz(a)antracen *		1802	1414	54	16	68	9
Trifenylen/Chrysen		3939	3100	175	37	234	37
Benzo(b)fluoranten *		3811	2884	284	} 46	} 226	} 48
Benzo(j+k)fluoranten *		859	692	91			
Benzo(e)pyren		1713	1231	69		84	
Benzo(a)pyren *		515	399	15	~8	15	~5
Perylen		94	79				
Indeno(1,2,3-cd)pyren *		170	92	63		24	
Dibenz(a,c og/eller a,h)antracen * 1)		66	49	14		12	
Benzo(ghi)perylen		288	142	58		22	
Anthanthrene							
Coronen							
Dibenz(a,e+a,h+a,i+a,l)- pyren *							
Sum		21985	15978	1026	195	1066	183
Derav KPAH (*)		7169	5506	521	70	436	62
% KPAH		~33	~34	~51	~35	~41	~34
% Tørrstoff		16.9	15.8	16.5	18.5	15.5	19.7

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A og 2B (sannsynlige + trolige cancerogene). Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren *

Dato :
Analytiker :

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Tabell A4. PAH i strandsnegl (*Littorina littorea*) fra Sunndalsfjorden/Tingvollfjorden 27/8 1987, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt.

PAH	St.nr.	1	2	3	9		
Naftalen							
2-Metylnaftalen							
1-Metylnaftalen							
Bifenyl							
Acenaftalen							
Acenaften							
Dibenzofuran							
Fluoren							
Dibenzotiofen							
Fenantren		598	245	87	17		
Antracen		31	~20	~5			
2-Metylantracen		72?					
1-Metylphenantren							
9-Metylantracen							
Fluoranten		2500	1039	337	61		
Pyren		1787	573	149	20		
Benzo(a)fluoren		422	68	24			
Benzo(b)fluoren		191	45	17			
1-Metylpyren		59					
Benzo(ghi)fluoranten							
Benz(a)antracen *		468	165	72	43?		
Trifenyl/Chrysen		1703	558	227	22		
Benzo(b)fluoranten *	}	967	217	146	12		
Benzo(j+k)fluoranten *			155				
Benzo(e)pyren		495	167	77			
Benzo(a)pyren *		175	93	27			
Perylen							
Indeno(1,2,3-cd)pyren *		320	193?	markert			
Dibenz(a,c og/eller a,h)antracen * 1)		55					
Benzo(ghi)perylene		145	61	49			
Anthanthrene							
Coronen							
Dibenz(a,e+a,h+a,i+a,l)- pyren *							
Sum		9988	3599	1217	175		
Derav KPAH (*)		1985	823?	245	55?		
% KPAH		~20	~23?	~20	~31?		
% Tørrstoff		16.5	17.2	17.3	16.4		

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A og 2B (sannsynlige + trolige cancerogene). Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren *

Dato :
Analytiker :

Tabell AS. Metaller i blåskjell (*Mytilus edulis*), grisetang (*Ascophyllum nodosum*) og blæretang (*Fucus vesiculosus*) fra Sundealsfjorden/Tingvollfjorden aug. 1987, mg/kg tørrvekt. (Ic resultater betyr at prøven er reanalyisert etter ny oppslutning) M.e. = blåskjell, A.n. = grisetang, F.v. = blæretang.

Pr.	Hg	Pb	Cd	Cu	Zn	Cr	Fe	Mn	V	Ti	Co	Ni	Ag
M.e.													
3	<0,05	0,78	0,60	9,74	81,9	1,73	290	9,55	1,17	25,3/25,8	1,36	3,41	0,18
5	-	0,58	0,46	9,63	57,8	0,64	162	4,53	<1	5,39	<1,0	<1,0	0,12
9	0,11/0,06	0,51	0,30	5,26	65,5	0,37	117	2,56	<1,4	3,13	<1,4	1,99	<0,14
11	-	1,07	0,70	9,06	60,4	1,05	185	4,83	<1	5,64	<1,0	1,61	<0,1
12	-	0,71	1,01	10,1	86,8	1,19	395	6,56	1,01	24,2/20,0	2,02	2,62	<0,1
A.n.													
1	<0,05	1,15	0,94	15,8	232/232	0,20	71,2	21,8	2,77	<1,98	2,57	3,56	0,26
3	-	0,42	0,58	9,93	101	0,22	27,8/42,2	15,9	3,38	<1,99	1,99	1,29	0,12
11	-	0,47	0,27	5,62	31,5/33,4	0,11	26,5/39,3	18,0	2,02	<2,25	1,57	1,80	0,11
12	-	0,72	0,71	11,1	48,7/55,2	0,23	40,4/55,2	11,6	3,71	2,32	4,41	2,09	0,12
F.v.													
1	<0,05	1,10	0,90	10,1	78,0/92,2	0,15	57,1/77,5	91,3	<1	<1,90	1,71	6,28	<0,1
5	<0,05	0,41	0,81	6,80	48,3/51,1	0,13	41,2/63,3	76,9	<0,89	<1,79	1,61	5,01	0,16
9	<0,05	0,45	0,83	9,38	66,4/68,6	0,39	111	107	<0,98	5,86	2,34	6,25	0,10
12	<0,05	0,68	0,18	7,81	33,2/37,1	0,23	142	93,7	0,98	9,56	3,12	8,00	0,12