



Statlig program for forurensningsovervåkning

Rapport 504|92

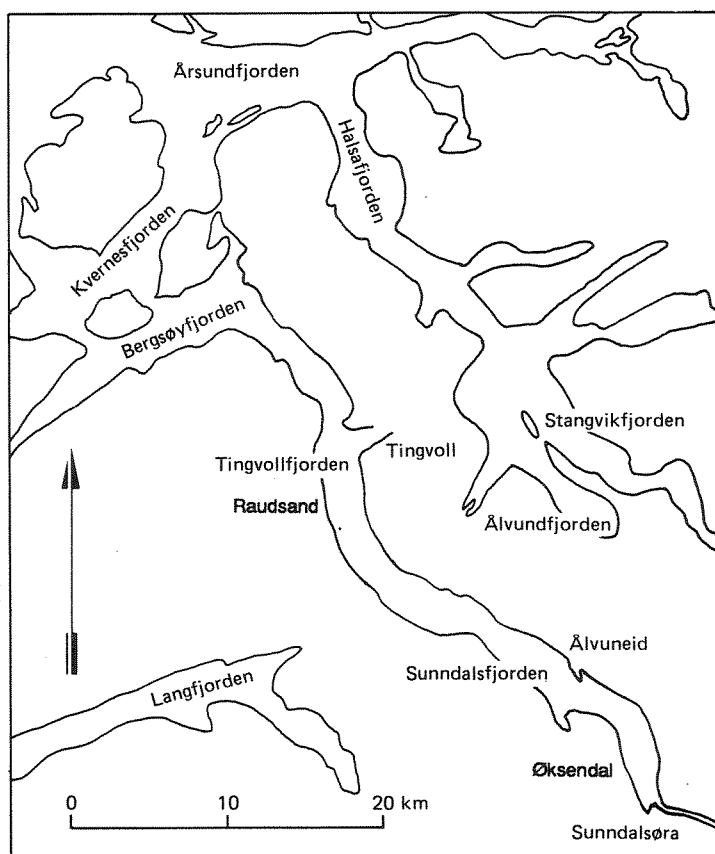
Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjoner

NIVA

Overvåking av PAH i muslinger, snegl og fisk fra Sunnalsfjorden 1991-1992



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-91086	Undernr.:
Løpenr.: 2818	Begr. distrib.:

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 69, Korsvoll	Televeien 1	Rute 866	Breiviken 5	Søndre Tollbugate 3
0808 Oslo 8	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5035 Bergen - Sandviken	9000 Tromsø
Telefon (47 2) 23 52 80	Telefon (47 41) 43 033	Telefon (47 65) 76 752	Telefon (47 5) 95 17 00	Telefon (47 83) 85 280
Telefax (47 2) 95 21 89	Telefax (47 41) 44 513	Telefax (47 65) 78 402	Telefax (47 5) 25 78 90	Telefax (47 83) 80 509

Rapportens tittel: OVERVÅKING AV PAH I MUSLINGER, SNEGL OG FISK FRA SUNNDALSFJORDEN 1991 - 1992 (Overvåkingsrapport nr. 504/92)	Dato:	Trykket:
	08/12/92	NIVA 1992
Forfatter(e): Roger M. Konieczny Jon Knutzen	Faggruppe:	
	Marinøkologi	
	Geografisk område:	
	Møre og Romsdal	
	Antall sider:	Opplag:
	28	50

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT), Hydro Aluminium, Sunndal Verk A/S	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt: Konsentrasjoner av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell, o-skjell og strandsnegl var betraktlig redusert i 1991 sammenlignet med tilsvarende undersøkelser i 1987. Gjennomsnittlig reduksjon for de 9 undersøkte stasjoner i Sunndalsfjorden var i størrelsesordenen 90% for de tre organismegruppene. Dette er sammenfallende med en samlet utslippsreduksjon til luft og vann på 80- 90% i perioden 1987-1992. Tross dette anses blåskjell, o-skjell og strandsnegl fortsatt å være moderat belastet i de indre deler av fjorden. Belastningen i de ytre områdene var i 1991 ubetydelig. Dagens PAH-nivåer tilsvarte fra 1 til 10 ganger nivået som anses som høyt bakgrunnsnivå for disse organismene. Analysene av PAH-nivåene i fisk fra ytre og indre fjord viste et innholdet i filet av torsk og sandflyndre på hhv. 3-5 µg/kg og 6-9 µg/kg friskvekt. Innholdet i lever på ca. 200 µg/kg for torsk og ca. 160 µg/kg friskvekt for sandflyndre fra indre fjord. Dette anses å være noe forhøyet. Tilsvarende konsentrasjoner i lever fra de ytre fjordområder var hhv. 30 µg/kg og 37 µg/kg.

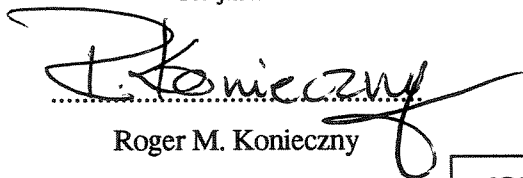
4 emneord, norske

1. OVERVÅKING
2. PAH
3. BIOTA
4. SUNNDALSFJORDEN

4 emneord, engelske

1. MONITORING
2. PAH
3. BIOTA
4. SUNNDALSFJORDEN

Prosjektleder


.....
Roger M. Konieczny

For administrasjonen


.....
Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2214-6

Norsk institutt for vannforskning

O-91086

**OVERVÅKING AV PAH
I MUSLINGER, SNEGL OG FISK
FRA SUNDALSFJORDEN 1991- 1992**

Prosjektleder:

Roger M. Konieczny

Medarbeidere:

Lasse Berglind
Bodil Ekstrøm
Frank A. Kjellberg
Jon Knutzen
Tone J. Oredalen

Forord

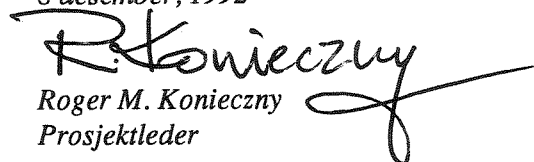
Rapporten er en oppfølgingglajourføring av den tiltaksorienterte overvåkingen av miljøgifter i Sunndalsfjorden fra 1987 innen Statlig program for forurensningsovervåking, administrert av Statens forurensningstilsyn (SFT). Med bakgrunn i de tidligere resultatene, ble antallet prøvestasjoner for snegl og muslinger noe redusert, mens undersøkelsen av PAH i fisk ble utvidet.

Programforslaget ble oversendt oppdragsgiver 8. mai 1990 og prosjektet påbegynt september 1991.

Undersøkelsen er finansiert av Hydro Aluminium, Sunndal Verk A/S og SFT (bevilgninger for 1991 og 1992). Kontaktpersoner hos oppdragsgiverne har vært Magne Leinum, Sunndal Verk A/S og Per Erik Iversen, SFT. Det rettes en takk til Gunnar Gjersvik, Sunndal Verk A/S og hans lokale dykkere for innsamling av biologisk materiale, samt assistanse under feltarbeidet.

Opparbeidelse av prøvematerialet ble utført av Bodil Ekstrøm og Frank A. Kjellberg. Ansvarlig for analysearbeidet ved NIVA har vært Lasse Berglind.

8 desember, 1992


Roger M. Konieczny
Prosjektleder

Innhold

Forord	4
SAMMENDRAG, KONKLUSJONER OG TILRÅDINGER.....	5
1. INNLEDNING.....	6
2. MÅLSETTING.....	6
3. BELASTNING MED PAH	7
4. FELTARBEID OG METODER.....	8
5. RESULTATER.....	11
5.1. Generelt om "bakgrunnsverdier"	11
5.2. PAH i strandsnegl	11
5.3. PAH i blåskjell.....	13
5.4. PAH i o-skjell	14
5.5. PAH i fisk.....	16
6. OPPSUMMERENDE KOMMENTAR	18
7. REFERANSER	19
VEDLEGG.....	21

SAMMENDRAG, KONKLUSJONER OG TILRÅDINGER

1. Hovedformålet med denne undersøkelsen har vært å registrere dagens nivåer av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i utvalgte organismer (strandsnegl, blåskjell, o-skjell og fisk) og sammenlikne disse med nivåene i 1987, samt relatere nivåene til den samlede utslippsbelastningen som Sunndalsfjorden har vært og er utsatt for. Det er også sett på hvor mye PAH-innholdet fluktuerer over en periode med antatt noenlunde like belastning fra aluminiumsverket.
2. Hovedresultatet av undersøkelsen i 1991 er at PAH-forurensningen i muslinger og snegl er markert redusert siden 1987, omkring 90%, samsvarende med at belastningen fra aluminiumsverkets utslipp til vann (og luft) har avtatt med i størrelsesordenen 80-90%.
3. Jevnført med et antatt "høyt bakgrunnsnivå" tilsvarende $<50 \mu\text{g/kg}$ våtvekt, ble det funnet overkonsentrasjoner av sum PAH i størrelsesordenen 1-10 ganger, generelt avtagende fra indre fjord (≤ 6 km fra Sunndalsøra) og utover; strandsnegl; $\sim 5x$, blåskjell; ca.1-10x og o-skjell;ca. 1-5x.
4. Strandsnegl, kun undersøkt i indre fjord, var moderat forurenset og inneholdt relativt sett mye hetro-/di-sykliske forbindelser ($\sim 30-40 \mu\text{g/kg}$ våtvekt) og moderate mengder potensielt kreftfremkallende PAH (=KPAH); $\sim 30-60 \mu\text{g/kg}$ våtvekt, derav benzo(a)pyren (=B(a)P); $\sim 2-5 \mu\text{g/kg}$ våtvekt).
5. Blåskjell var lite forurenset i ytre fjord og inneholdt små mengder hetro-/di-sykliske forbindelser ($\sim 5-12 \mu\text{g/kg}$ våtvekt), samt lave/moderate konsentrasjoner KPAH ($3-13 \mu\text{g/kg}$ våtvekt, derav $\leq 1.5 \mu\text{gB(a)P/kg}$ våtvekt). Skjell fra indre fjordområde derimot, inneholdt lokalt nærmere $40 \mu\text{gKPAH/kg}$ våtvekt og inntil $60 \mu\text{g/kg}$ våtvekt av hetro-/di-sykliske forbindelser.
6. O-skjell var generelt lite/moderat forurenset ($\sim 30-160 \mu\text{gPAH/kg}$ våtvekt) hvorav KPAH utgjorde omkring $15-55 \mu\text{g/kg}$ våtvekt og B(a)P mellom $1-4 \mu\text{g/kg}$ våtvekt. Dette indikerer at o-skjell var utsatt for en annen belastning (PAH knyttet til partikler og sediment) enn blåskjell og snegl (mer vannløslig PAH).
7. Lavt PAH-innhold ($<10 \mu\text{g/kg}$ friskvekt) og ingen KPAH ble registrert i filet av torsk og sandflyndre fra såvel indre som ytre fjord. KPAH ble heller ikke påvist i lever av fisk fra ytre fangstområde, mens fiskelever fra indre fjord inneholdt lave konsentrasjoner ($2-4 \mu\text{g/kg}$ friskvekt). Påvisbare mengder benzo(a)pyren ble ikke funnet i noen av fiskeprøvene.
8. Eventuelle revisjoner av nåværende restriksjoner på konsum av fisk og skalldyr må foretas av næringmiddelmyndighetene. Lempninger kan være aktuelle for ytre fjordområder generelt, sansynligvis også for fiskefilet og skjell fra i hvert fall deler av indre fjord. Til tross for den klare forbedringen i forurensningssituasjonen bør fortsatt en begrenset overvåking gjennomføres de kommende 2-3 år. Dersom belastningen fra Sunndal Verk opprettholdes eller avtar ytterligere, kan undersøkelser begrenses til kontroll av totalt årlig utslipp, supplert med 1-2 årlige analyser av blåskjell og/eller lever av fisk fra indre fjord.

1. INNLEDNING

Registrering av miljøgifter i organismer er en del av grunnlagsundersøkelsene for tiltaksorientert overvåking i Sunndalsfjorden. Hoveddelen av arbeidet ble gjennomført i 1987, hvor resultatene viste at det fantes høye konsentrasjoner av tjærestoffer (polysykliske aromatiske hydrokarboner = PAH) i blåskjell, o-skjell og strandsnegl. Mest påvirket var de indre 15 km av fjorden (nærmest utslippene fra Sunndal Verk A/S), mens PAH-innholdet avtok rask med økende avstand fra kilden. Jevnført med "normalkonsentrasjoner" inneholdt skjell fra de indre områdene av fjorden ca. 10-250 ganger så mye PAH, mest i o-skjell, men overkonsentrasjoner kunne spores mer enn 35 km unna. Blåskjellbestandene var små i 1987 eller manglet den gang i de indre 5 km av fjorden. PAH-innholdet i reker og fisk ble registrert i lave til moderate konsentrasjoner (Knutzen 1989).

Som konsekvens av denne undersøkelsen frarådet Statens Næringsmiddeltilsyn (SNT) i brev av 11. juli 1989 konsum av skjell eller lever av fisk fra Sunndalsfjorden og Tingvollfjorden (jfr. brev fra SNT av 11.07.89).

Det ble samtidig iverksatt tiltak fra bedriftens side for å redusere de samlede utslippene av PAH, ved blandt annet å installere tørreanlegg for gassen fra Söderbergcellene i 1988. Tilførsler til det eldste og mest utette sedimenteringsbassenget for avløp ble stanset i 1989. Den samlede belastningen med tjærestoffer er gjennom de siste 5 år kraftig redusert og Sunndal Verk A/S ønsket å fremskaffe informasjon om hvilke innvirkninger dette har hatt på forholdene i fjorden. Norsk institutt for vannforskning ble derfor bedt om å ajourføre PAH-nivåene i fisk og andre organismer på et utvalg av de tidligere etablert overvåkingsstasjonene.

2. MÅLSETTING

Hovedformålet med undersøkelsen har vært:

- Registrere nåværende PAH-nivåer i blåskjell, o-skjell, strandsnegl og fisk og sammenlikne disse med nivåene i 1987.
- Relatere PAH-nivåene til utslippsbelastningen i resipienten.
- Få et inntrykk av hvor mye PAH-innholdet i skjell fluktuerer over tid, under antatt samme utslipp fra aluminiumsverket.

Det bemerkes at delundersøkelsen av PAH-innholdet i fisk var høyt prioritert, da tilsvarende undersøkelse i 1987 var noe mangelfull. Erfaringer fra tilsvarende undersøkelser andre steder har gitt til dels vanskelig tolkbare resultater. Usikkerheten skyldes at man pga. tidligere analysetekniske vanskeligheter (se bla. Knutzen 1991) ennå ikke har tilfredsstillende informasjon om bakgrunnsnivåene. På bakgrunn av det kostholdsråd som foreligger var det imidlertid påkrevet å få dette tilfredsstillende undersøkt.

3. BELASTNING MED PAH

Den viktigste kildene til PAH-forurensningen i Sunndalsfjorden har vært de direkte utslippene til vann fra Hydro Aluminium, Sunndal Verk A/S. I tillegg kan det påregnes en mer diffus PAH-tilførsel i nærområdet som følge av nedfall fra bedriftens luftutslipp, dessuten veiavrenning, episodiske oljeutslipp fra båter o.a. Det foreligger ingen sikre tall for omfanget nedfallet på fabrikkområdet og i fjorden, men utslippet til luft ble i 1987 anslått å være ca. 20 tonn PAH/år (kilde; SFT gitt i Holtan og Lingsten 1989). Dette var i 1990 tilnærmet halvert til i overkant av 10 tonn og målinger for 1991 ga 8.5 tonn PAH/år som følge av modernisering og forbedret renseteknikk (Hydro Aluminium 1991, M. Leinum pers. med.). Det er også oppgitt en verdi for avrenningen fra kaianlegget etter juli 1988 i størrelsesordenen <0.1 tonn PAH/år (Holtan og Lingsten 1989).

Det er gjort flere forsøk på å beregne størrelsen av de ulike utslippskildene til fjorden både før og etter at reduserende tiltak er iverksatt. Beregningene baserer seg på teknisk kompliserte målinger slik at enkelte av verdiene har vært beheftet med noe usikkerhet. Tabell 1 oppsummerer de siste tilgjengelige verdier. Det bemerkes at tallene som ble rapportert i den tiltaksorienterte overvåkingen 1986-1988 avviker noe, da disse dengang var angitt som foreløpige (jfr. Næs og Rygg 1988, Holtan og Lingsten 1989, Knutzen 1989, Molvær 1990).

Tabell 1. Målte og beregnede utslippsmengder til vann (ca.- verdier basert på månedsprøver og 360 produksjonsdøgn) av PAH til Sunndalsfjorden 1987 - 1992 oppgitt av Magne Leinum, Hydro Aluminium, Sunndal Verk A/S. * = målinger for 1992 basert på målinger i 8 mnd. dvs. perioden jan.-aug. Estimert årsutslipp er gitt i ().

År	Utslipp fra vaskeanlegg til sjø		Basseng-lekkasje til sjø		Totalt
	kg PAH/time	tonn PAH/år	kg PAH/time	tonn PAH/år	tonn PAH/år
1987	0.37	3.2	0.35	3.0	6.2
1988	0.15	1.3	0.35	3.0	4.3
1989	0.04	0.3	0.20	1.7	2.0
1990	0.02	0.2	0.15	1.3	1.5
1991	0.05	0.4	0.07	0.6	1.0
1992*	0.04	0.3 (0.5)	0.02	0.2 (0.3)	0.5 (0.8)

Det man anser for å være direkte utslipp til fjorden utgjøres dels av lekkasje fra bassengene som mottar PAH-holdig avløpsvann fra anodefabrikken og dels av utslippet på 28 m vanddyp fra gassvaskerianlegget. Etter at tiltak var iverksatt i 1987-88 registreres en markert reduksjon i dette utslippet og nedgangen i 1991 over 80% i forhold til 1987 (foreløpige tall for 1992 indikerer nær 90%, jfr. tabell 1).

Den beregnede lekkasjen fra bassengene var i 1987-88 i samme størrelsesordenen som direkteutslippet i 1987 (tabell 1). Men også denne tilførselen er kraftig redusert (~80%) i perioden 1987-91 etter at bedriften endret praksis mht. anvendelsen av eldste og mest utette bassenget. Målinger for perioden jan. - aug. viser at lekkasjen trolig blir ytterligere redusert i 1992 (ca. 94%). Grunnvannstransporten ble i 1990 beregnet til 0.003 kgPAH/time (Hydro Aluminium 1991).

Utfra de tall som foreligger ble det samlede direkte PAH-utslippet til Sunndalsfjorden redusert fra ca. 6.2 tonnPAH/år i 1987 til ca.1 tonnPAH/år i 1991, eller vel 80% over en 5 års-periode. Inkluderes de foreløpige tall for 1992 er tilsvarende reduksjon ca. 90% (jfr. tabell 1).

4. FELTARBEID OG METODER

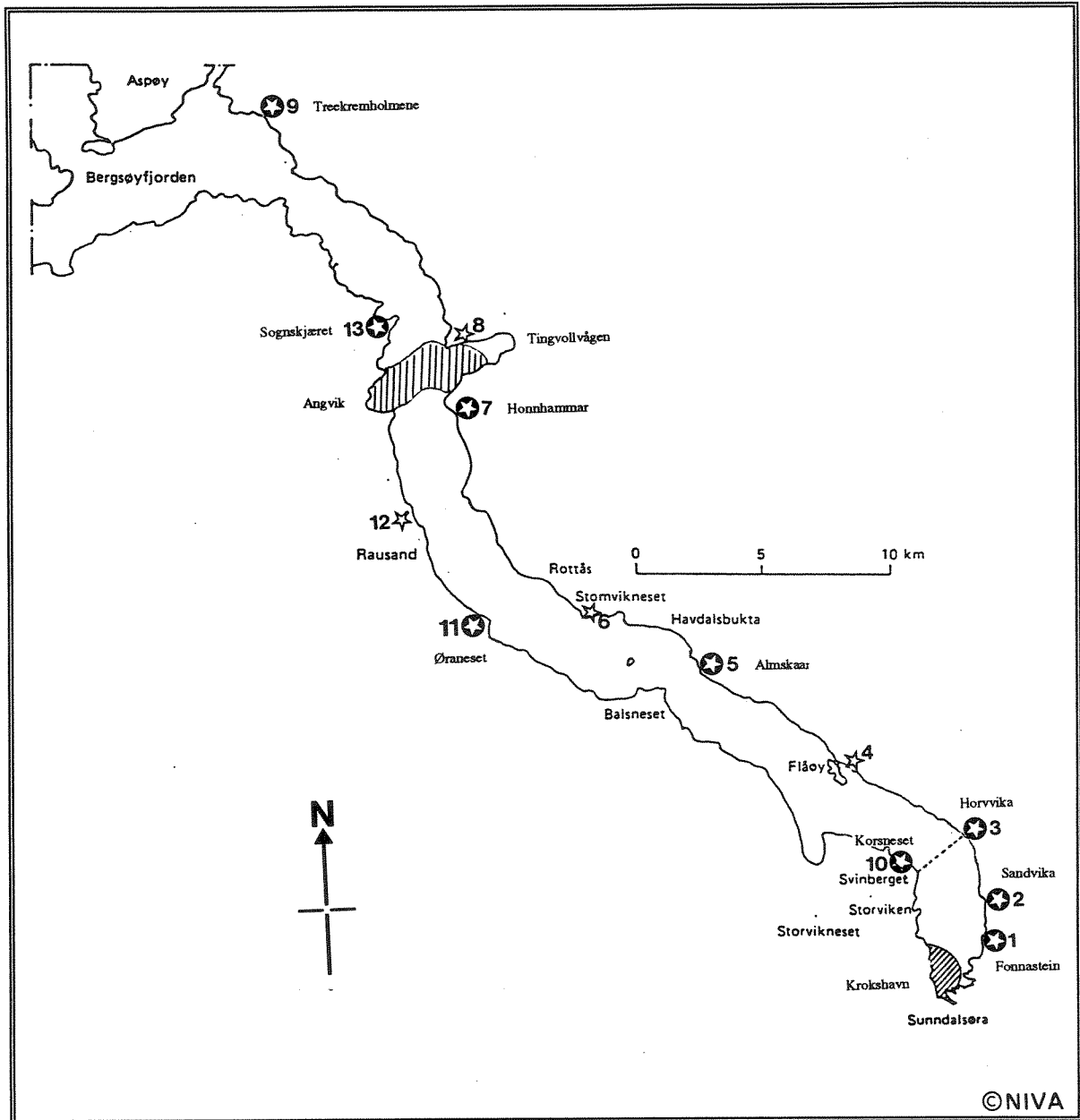
Prøvelokaliteter for blåskjell, o-skjell og strandsnegl, samt innsamlingsområder for fisk fremgår av figur 1. Materiale og analyser er angitt i tabell 2.

Tabell 2. Prøvedata, analyser og generell informasjon om undersøkelsen i Sunndalsfjorden 1991-1992.

Organismer	Stasjon/område/dyp	Dato	Prøver/antall/størrelse/analyser
Blåskjell (<i>Mytilus edulis</i>)	St. 2 - Sandvika, 4 m	02.09.91	Blandpr. 8 stk., 5-8cm,PAH i bløtdeler
	St. 3 - Horrvika, 4 m	02.09.91	Blandpr. 2 stk.,7cm, PAH i bløtdeler
	St. 7 - Honnhammar, 1 m	03.09.91	Blandpr. 80 stk., 3-5cm,PAH i bløtdeler
	St. 9 - Treekremhlm., 2 m	02.09.91	Blandpr. 25 stk.,6-7cm, PAH i bløtdeler
	St. 10 - Korsneset, 3 m	21.09.91	Blandpr. 7 stk., 2-4cm,PAH i bløtdeler
	St. 11 - Øraneset, 1 m	03.09.91	Blandpr. 86 stk.,3-4cm, PAH i bløtdeler
	St. 13 - Sognskjæret, 1 m	03.09.91	Blandpr. 31 stk., 5-7cm,PAH i bløtdeler
O-skjell (<i>Modiolus modiolus</i>)	St. 3 - Horrvika, 6 m	02.09.91	Blandpr. 5 stk., PAH i bløtdeler
	St. 3 - Horrvika, 6 m	30.11.91	Blandpr. 7 stk., PAH i bløtdeler
	St. 3 - Horrvika, 6 m	31.01.92	Blandpr. 7 stk., PAH i bløtdeler
	St. 3 - Horrvika, 6 m	20.03.92	Blandpr. 7 stk., PAH i bløtdeler
	St. 3 - Horrvika, 6 m	29.04.92	Blandpr. 7 stk., PAH i bløtdeler
	St. 5 - Almskaar, 7 m	21.09.91	Blandpr. 6 stk., PAH i bløtdeler
	St. 10 - Korsneset, 6 m	02.09.91	Blandpr. 6 stk., PAH i bløtdeler
Strandsnegl (<i>Littorina littorea</i>)	St. 1 - Fonnastein, 3 m	02.09.91	Blandpr.100 stk., PAH i bløtdeler
	St. 2 - Sandvika, 3 m	02.09.91	Blandpr. 100 stk., PAH i bløtdeler
	St. 3 - Horrvika, 3 m	02.09.91	Blandpr. 100 stk., PAH i bløtdeler
Torsk (<i>Gadus morhua</i>)	Ytre fjord - Angvik	Mars 92	Bl.pr. 10 stk., PAH i lever og filet
	Indre fj. - Flåøy/Krokshavn	Sept. 91	Bl.pr. 11 stk., PAH i lever og filet
Sandflyndre (<i>Limanda limanda</i>)	Ytre fjord - Angvik	Mars 92	Bl.pr. 12 stk., PAH i lever og filet
	Indre fj. - Krokshavn	Sept. 91	Bl.pr. 14 stk., PAH i lever og filet

Størrelse og antall individer av blåskjell som inngikk i blandprøvene varierte noe fra stasjon til stasjon alt etter tilgangen på skjell (tabell 2). Blandprøvene for o-skjell bestod av 5-7 individer på mellom 11-17 cm størrelse og for strandsnegl 100 individer på 2-3 cm størrelse.

Det meste av innsamlingen av skjell og snegl ble foretatt ved hjelp av dykking 2.- 3. september 1991. Det ble dengang funnet blåskjell lenger inn i fjorden en hva som tidligere var gjort (jfr. St. 2, figur 1). Det ble derfor ved hjelp av lokale medarbeidere gjort forsøk på å finne supplerende materiale eventuelt nye lokaliteter innenfor linjen Korsneset - Horrvika (figur 1 og tabell 2). De samme medarbeidere sto også for innsamlingen av tidsserien (november 91 - april 92) for o-skjell på St. 3.



Figur 1. Prøvelokaliteter i Sunndalsfjorden for blåskjell, o-skjell og strandsnegl. \odot = prøvetatt både 1987 og 1991 og \star = prøvetatt kun 1987. Områder for innsamling av torsk og sandflyndre er markert //// .

Innsamling av fisk ble gjort av lokale medarbeidere i to perioder. Torsk og sandflyndre fra indre fjord (området Flåøy - Krokshavn, figur 1) ble fanget i september 91 og tilsvarende fra ytre fjord (området Angvik - Tingvollsvågen, figur 1) i mars 92. Det ble også gjort fangst av lange, brosme, lysing og skrubbe, men ikke i tilstrekkelig antall til at det kunne lages tilfredstillende og sammenlignbare blandprøver. Dette er en klar ulempe i sammenlikningen med fiskeundersøkelsen i 1987 da kun skrubbe og lange ble benyttet.

Det er ennå ikke klarlagt, men mye alt tyder på at ulike arter av hhv. bunnlevende flatfisk og fisk med mer tilhold i de frie vannmasser ikke kan sammenliknes direkte pga. ulik eksponering. Med torsk og sandflyndre fra både indre og ytre område skulle det imidlertid være godt grunnlag for å sammenlikne belastningsgraden. Det må imidlertid tas et generelt forbehold for den usikkerhet som individenes mulige vandringshistorie representerer. Antallet fisk i blandprøvene er bare ca. halvparten av standardantallet innen internasjonale overvåkingsprogrammer.

Blandprøvene av torsk fra ytre og indre fjord besto av hhv. 10 og 11 individer. Fisken fra det ytre fjordområdet hadde fordeling 3:7 i hunkjønn:hankjønn, veide mellom 1452-3032g og med lengder mellom 45-65 cm. Generelt hadde fisken "god kondisjon", kun minimalt med hud- og innvollsparasitter, normal levervekt og god leverfarge (hvit-rosa). Kun to av eksemplarene syntes å ha dårlig lever (mørk rød-rødbrun). Visuelt ga fisken fra det indre fjordområdet et klart motsatt inntrykk med hensyn på tilstand. Enkelte av fiskene hadde sår i huden, hadde klart mer parasitter og de fleste forholdvis små, cystøse og misfargede lever (rødbrun-brun farge). Kjønnfordelingen var 5:6, vektfordelingen 508-1972g og lengdefordelingen 37-64 cm. Denne forskjellen mellom indre og ytre område behøver imidlertid ikke være annet enn et utslag av f. eks. ernæringsbetingelsene.

Tilsvarende bestod blandprøvene for sandflyndre av hhv. 12 og 14 individer. Som for torsk var de 12 flyndrene fra ytre fangsområde gjennomgående større enn de som utgjorde blandprøven fra indre fjord. Kjønnfordelingen var respektive 1:11 og 8:6 (hun:han), lengden varierte hhv. mellom 25.5-34 cm og 18.5-33 cm, mens vekten varierte tilsvarende 162-548g og 81-334g. Fisken fra begge fangstområder så ut til å ha "god kondisjon", mens leverkvaliteten var derimot svært varierende. Leverfargen varierte fra hvit til brun, størrelsen fra 1-13 g uavhengig av fiskens lengde og vekt og flere av individene hadde lever med cystøse karakter. Størst var disse variasjonene i gruppen fra indre fangstområde.

Bestemmelsen av PAH ble utført ved at <5g homogenisert materiale ble tilsatt 7 deutererte PAH-forbindelser som indre standard og ekstrahert med sykloheksan i Soxlet i ca. 8 timer. Etter tørking med natriumsulfat ble ekstraktvolumet redusert før rensing på silikagel deaktivert med 15% vann. Cykloheksan benyttes som elueringsmiddel og ekstraktvolumet reduseres til 0.1-2ml før analyse på gasskromatograf (GC/MSD) med splittløs injektor og kapillarkolonne. Gasskromatografen er tilkoblet en masseselektiv detektor innstilt i SIM slik at PAH identifiseres ut fra molekylionene og retensjonstid. Kvantifiseringen skjer ved hjelp av de indre standarder. Totalt ble det analysert på maksimalt 35 PAH-komponenter (inklusive hetrocykliske/disykliske eller med molekylvekt lavere en fenantren = lette forbindelser), hvorav 7 komponenter tilhører samleggruppen "potensielt kreftfremkallende forbindelser" (KPAH, jfr. f.eks. vedlegg 1). Deteksjonsgrensen var 0.2 µg/kg (=ppb) for enkeltkomponentene.

5. RESULTATER

5.1. Generelt om "bakgrunnsverdier"

Verdiene som angis for sum PAH er i det følgende angitt som "overkonsentrasjoner", dvs. jevnført med et antatt høyt bakgrunnsnivå i vedkommende art når den lever i et bare diffust belastet område (utenfor sporbar innflytelse fra punktkilder). "Antatt høyt bakgrunnsnivå" er også utgangspunktet for forslag til marine vannkvalitetskriterier (Knutzen og Skei 1990, Knutzen 1992, SFT-håndbok under forberedelse). For PAH har "antatt høyt bakgrunnsnivå" antagelig vært estimert for høyt tidligere. Basert på sammenstilling av flere års observasjoner innenlands og utenlands ble øvre grense for bakgrunnsnivået av sum PAH i blåskjell satt til 100-200 µg/kg våtvekt, og for o-skjell 50-100 µg/kg våtvekt (Knutzen 1989, Knutzen og Skei 1990).

Enkelte senere resultater fra Norge (Knutzen og Green 1991, Næs et al. 1991, Holte et al. 1992) og særlig observasjonene til Varanasi et al. (1990) fra Alaska tyder på at bakgrunnsverdiene av total-PAH i blåskjell i hvert fall ikke bør være særlig over 50 µg/kg våtvekt, kanskje under 10 µg/kg våtvekt. Det mangler imidlertid fremdeles systematiske studier i uberørte områder for å si noe sikkert om hva et revurdert "høyt bakgrunnsnivå" bør settes til. Så lenge forholdet er uavklart, ses i denne rapporten overkonsentrasjonene i både blåskjell, o-skjell og strandsnegl i relasjon til et bakgrunnsnivå for sum PAH på 50 µg/kg våtvekt. Dette er en endring man må være oppmerksom på ved sammenlikninger med forrige rapport om PAH-forurensning i organismer fra Sunndalsfjorden (Knutzen 1989).

For filet av mager fisk kan sannsynligvis den øvre grense for bakgrunnsnivået av sum PAH settes til 10 µg/kg våtvekt (se f. eks. Vasanasi et al. 1990, Knutzen 1991, Næs et al. 1991 og resultater fra den her foreliggende undersøkelsen), men også her er det mangel på data fra systematiske referansestudier i norske farvann. For fiskelevers vedkommende er det et enda mer usikkert grunnlag - en foreløpig verdi på 50 µg/kg våtvekt kan antydes.

Det må understrekes at det av og til opptrer uforklarte høyere verdier enn de ovennevnte i fisk fra tilsynelatende ubelastede områder og at det fremdeles ikke kan ses bort fra analysetekniske problemer og kontamineringsmuligheter.

5.2. PAH i strandsnegl

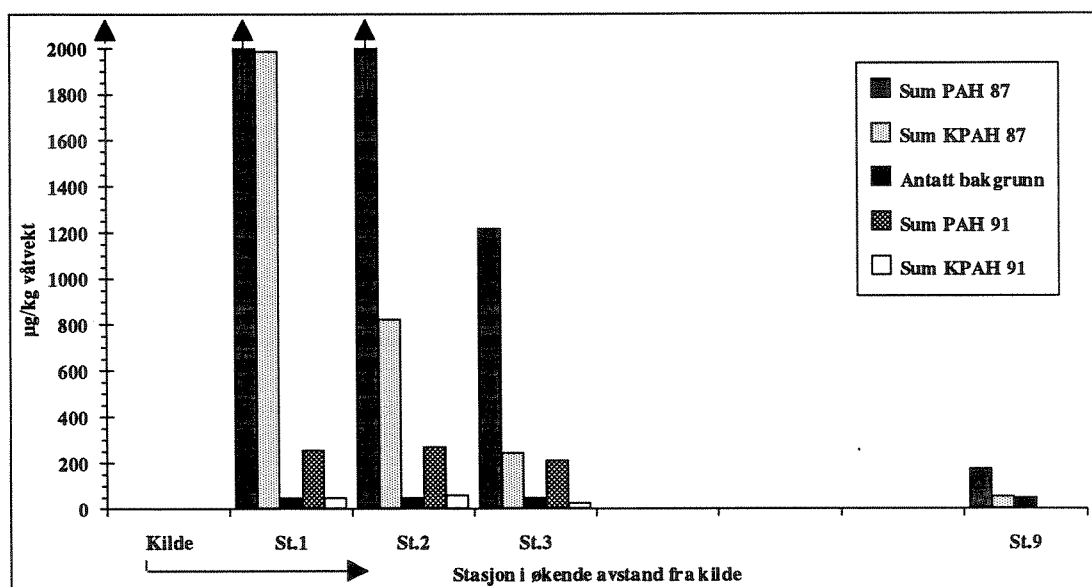
Rådata for analysene av PAH-innholdet i strandsnegl presenteres i vedlegg 1 og resultatene (inklusive 1987 data) er oppsummert i tabell 3. Variasjonen i PAH-innholdet med økende avstand fra utslippene er illustrert i figur 2 (sammenstilling for 1987 og 1991).

Av tabell 3 og figur 2 kan det registreres at PAH-nivåene på de 3 innerste stasjonene (innenfor 6-7 km fra utslippet) er relativt like, med gjennomsnitt på 245 µg/kg friskvekt. Dette kan antas å tilsvare maksimalt omkring 5 ganger overkonsentrasjon og er jevnførbart med nivåene det ble registrert i snegl ytterst i fjorden (avstand 45 km) i 1987. Til sammenlikning viste snegl fra det innerste fjordområdet i 1987 fra 25-200 ganger overkonsentrasjon (figur 2). Følgelig synes det å ha vært en reduksjon fra 1987 til 1991 i størrelsesordenen 90%. Imidlertid må strandsnegl anses å være moderat belastet i de indre deler av Sunndalsfjorden.

Tabell 3. Sum PAH, sum og %KPAH og benzo(a)pyren (B(a)P) i strandsnegl (*Littorina littorea*) fra Sunndalsfjorden 1991 i økende avstand fra kilden, sammenliknet med sum PAH for 1987. Data er gitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt og prosent (avrundede verdier).

Stasjon	1991			B(a)P	1987 ΣPAH	%Reduksjon 1987-1991
	ΣPAH	ΣKPAH	% KPAH			
St. 1	255	48	19	2	9988	97
St. 2	270	60	22	5	3599	92
St. 3	211	28	13	3	1217	83
St. 9	-	-	-	-	175	-
Gj. snitt	245	45	18	3	3745	91

Andelen av lette forbindelser og sum KPAH var respektive 19% og 18% i gjennomsnitt for de tre stasjonene. (Med "lette forbindelser" menes hetro-/di-sykliske komponenter - før fenantren i rådatatabellene. Med "lette" PAH siktes det til egentlige forbindelser fra og med fenantren til og med pyren. Kfr. f.eks. Trane 1988 eller Näf 1991). De lette forbindelsene var ikke oppgitt i 1987, men tilsvarende andel KPAH var 21%. Typisk i 1987 var også andelen "lette" PAH-komponenter (Knutzen 1989) en PAH-sammensetning som synes å ha vedvart frem til idag. Strandsnegl har mao. hatt kvalitativt samme type akkumulering gjennom hele perioden, selvom belastningen klart har avtatt.



Figur 2. Sum PAH, sum KPAH og antatt bakgrunn i $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt målt i strandsnegl (*Littorina littoralis*) fra Sunndalsfjorden 1987 sammenliknet med 1991. Merk brudd i søylene for sum PAH stasjon 1 og 2 for 1987 (for verdier jfr. tabell 3).

5.3. PAH i blåskjell

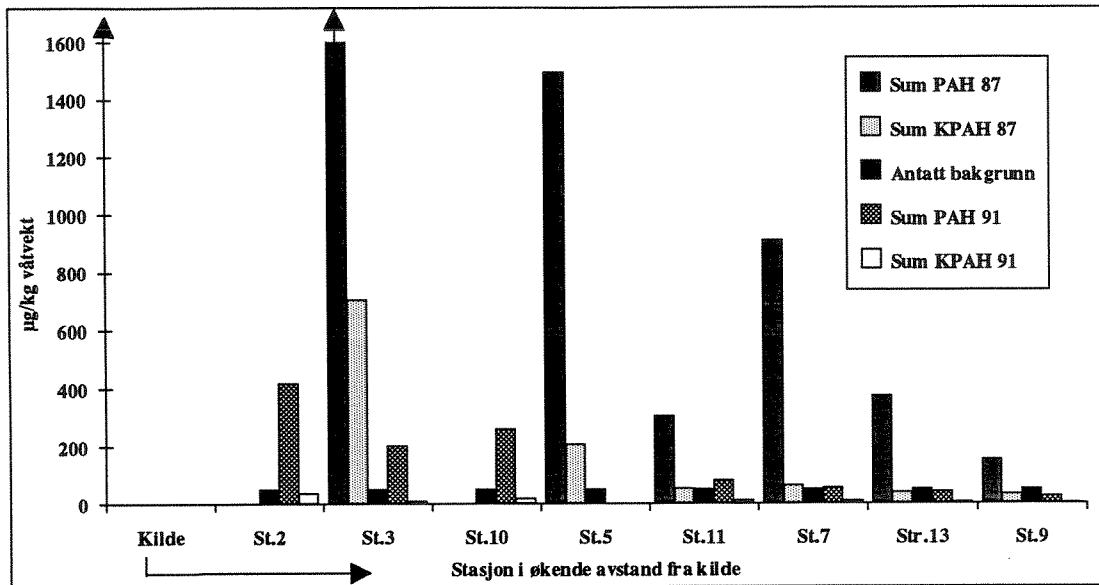
Rådata for analysene av PAH-innholdet i blåskjell presenteres i vedlegg 2 og resultatene (inklusive 1987-data) er oppsummert i tabell 4. Variasjonen i PAH-innholdet med økende avstand fra utslippene er illustrert i figur 3 (sammenstilling for 1987 og 1991).

Av tabell 4 ses et noe varierende PAH-innhold i blåskjell-prøvene, fra under eller svakt over bakgrunnsnivå på de ytre stasjoner (St. 7, 9, og 13) til ca. 5-10 ganger overkonsentrasjon på stasjonene nærmest kilden. Det ses å ha vært en entydig tendens til minskning i størrelsesordene 70-95%, relativt sett mest i skjell fra indre fjord.

Tabell 4. Sum PAH, sum og %KPAH og benzo(a)pyren (B(a)P) i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Sunndalsfjorden 1991 i økende avstand fra kilden, sammenliknet med sum PAH for 1987. Data er gitt i µg/kg våtvekt og prosent (avrundede verdier).

Stasjon	1991				1987 ΣPAH	%Reduksjon 1987-1991
	ΣPAH	ΣKPAH	% KPAH	B(a)P		
St. 2	418	38	9	2	-	-
St. 3	202	10	5	1	4455	95
St. 10	260	20	8	1	-	-
St. 5	-	-	-	-	1273	-
St. 11	81	13	16	1	304	73
St. 7	55	11	20	0	910	94
St. 13	42	7	16	2	373	89
St. 9	27	3	11	0	153	82
Gj. snitt	155	15	12	1	1245	87

Andelen av KPAH var 5-20% og fulgte stort sett samme utviklingsmønster som for sum PAH mht. reduksjon i belastningen. PAH-profilene for blåskjell var omtrent som for strandsnegl, med en relativt sett stor anrikning av lettere løslige "lette PAH". Spesielt var innholdet av fluoranten svært høyt og utgjorde 40-50% av totalt PAH-innhold på St. 2 og 3 nærmest utslippet (vedlegg 2). Et tilsvarende resultat ble også registrert i undersøkelsen i 1987 (Knutzen 1989). På bakgrunn av de observasjoner som er foretatt kan blåskjellene i indre del av fjorden karakteriseres som moderat til markert forurenset (innenfor 6-7 km fra utslippet).



Figur 3. Sum PAH, sum KPAH og antatt bakgrunn i µg/kg våtvekt målt i blåskjell fra Sunndalsfjorden 1991, sammenliknet med 1987. Merk brudd i søylene for sum PAH stasjon 3 for 1987 (for verdi jfr. tabell 4).

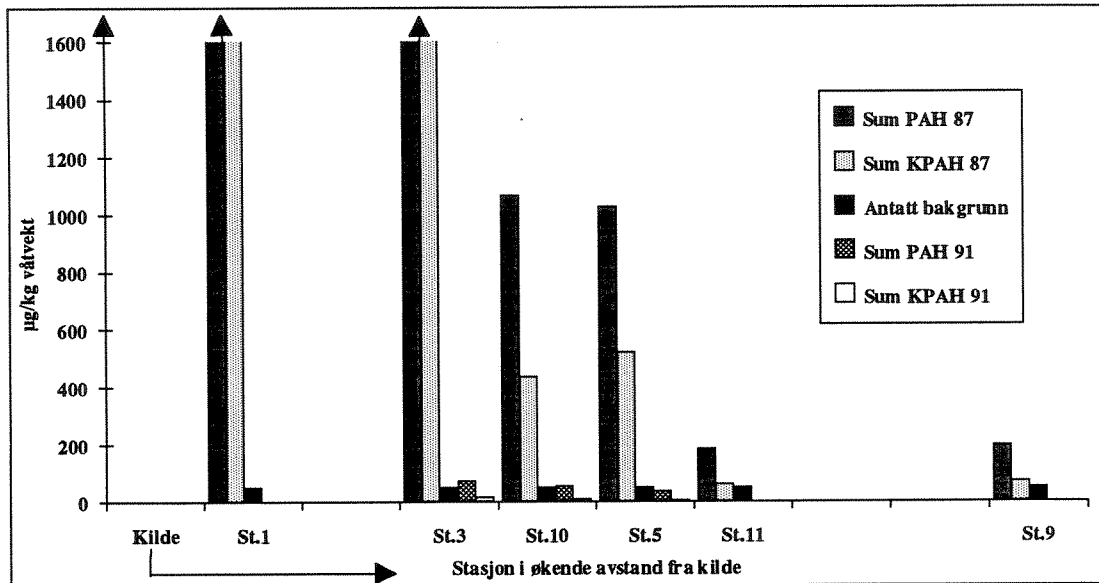
5.4. PAH i o-skjell

Rådata for analysene av PAH-innholdet i o-skjell presenteres i vedleggene 3-4 og resultatene (inklusive 1987 data) er oppsummert i tabellene 5 og 6. Variasjonen i PAH-innholdet med økende avstand fra utslippene er illustrert i figur 4 (sammenstilling for 1987 og 1991). Figur 5 viser tidstrenden (over 8 måneder) for variasjonen i PAH-innholdet på stasjon 3.

Tabell 5. Sum PAH, sum og %KPAH og benzo(a)pyren (B(a)P) i o-skjell (*Modiolus modiolus*) fra Sunndalsfjorden 1991 i økende avstand fra kilden, sammenliknet med sum PAH for 1987. Data er gitt i µg/kg våtvekt og prosent (avrundede verdier).

Stasjon	1991			B(a)P	1987	%Reduksjon 1987-1991
	ΣPAH	ΣKPAH	% KPAH		ΣPAH	
St. 1	-	-	-	-	21958	
St. 3	73	17	23	~2	15978	99.5
St. 10	36	6	17	~1	1066	97
St. 5	55	10	18	1	1026	95
St. 11	-	-	-	-	183	-
St. 9	-	-	-	-	195	-
Gj. snitt	55	11	19	1	6734	97

Tabell 5 gir et svært entydig bilde av PAH-innholdet i o-skjell ved at alle tre stasjoner viser bare svakt over eller omkring det antatte bakgrunnsnivå, gjennomsnittlig 55 µg/kg våtvekt. Reduksjonen i PAH-innholdet i forholdet til 1987 har vært på mer enn 95%. Sammenliknet med blåskjell og snegl viste o-skjellene fra første prøvetaking (september 1991) gjennomsnittlig noe høyere prosentandel KPAH (ca. 20%).



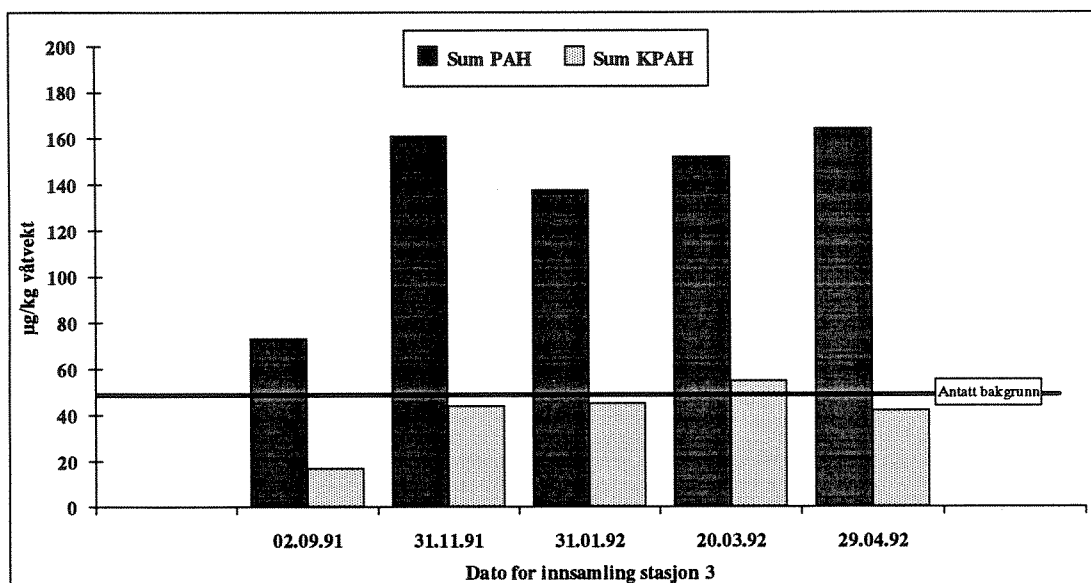
Figur 4. Sum PAH, sum KPAH og antatt bakgrunn i µg/kg våtvekt målt i o-skjell fra Sunndalsfjorden 1991, sammenliknet med 1987. Merk brudd i søylene for sum PAH og sum KPAH stasjon 1 og 3 for 1987 (for verdier jfr. tabell 5).

Dette ble markert forsterket gjennom undersøkelsen som ble gjort over tid. De 4 påfølgende analysene viste en svak økning i sum PAH utover vinteren og våren 1992 (tabell 6 og figur 5), med økning omkring 3 ganger overkonsentrasjon. PAH-profilene viste en tendens til økt andel "tyngre" forbindelser (ofte knyttet til partikulært materiale) hvor andelen KPAH var på 26-36%.

Tabell 6. Sum PAH, sum og %KPAH og benzo(a)pyren (B(a)P) i o-skjell (*Modiolus modiolus*) fra Sunndalsfjorden, i perioden 02.09.91 - 29.04.92. Data er gitt i µg/kg friskvekt og prosent (avrundede verdier).

Stasjon	Dato	ΣPAH	ΣKPAH	% KPAH	B(a)P
St. 3	02.09.91	73	17	23	2
St. 3	31.11.91	161	44	27	2
St. 3	31.01.92	138	45	33	4
St. 3	20.03.92	152	55	36	3
St. 3	29.04.92	164	42	26	3
Gj. snitt	-	138	41	29	3

Spesielt så det ut til at o-skjellene hadde fått en høyere andel av trifenylen/chrysen, benzofluorantener og benzopyrener gjennom vinterhalvåret. I undersøkelsen i 1987 ble det ikke undersøkt sesongvariasjoner, men tilsvarende PAH-profiler ble observert i o-skjell. Forholdet skyldes trolig o-skjellenes nærkontakt med sedimenter, mens blåskjell og snegl påvirkes av finere partikler i resipientens overflatelag.



Figur 5. Sum PAH, sum KPAH og antatt bakgrunn i µg/kg våtvekt målt i o-skjell fra stasjon 3 i Sunndalsfjorden i perioden september 1991- april 1992.

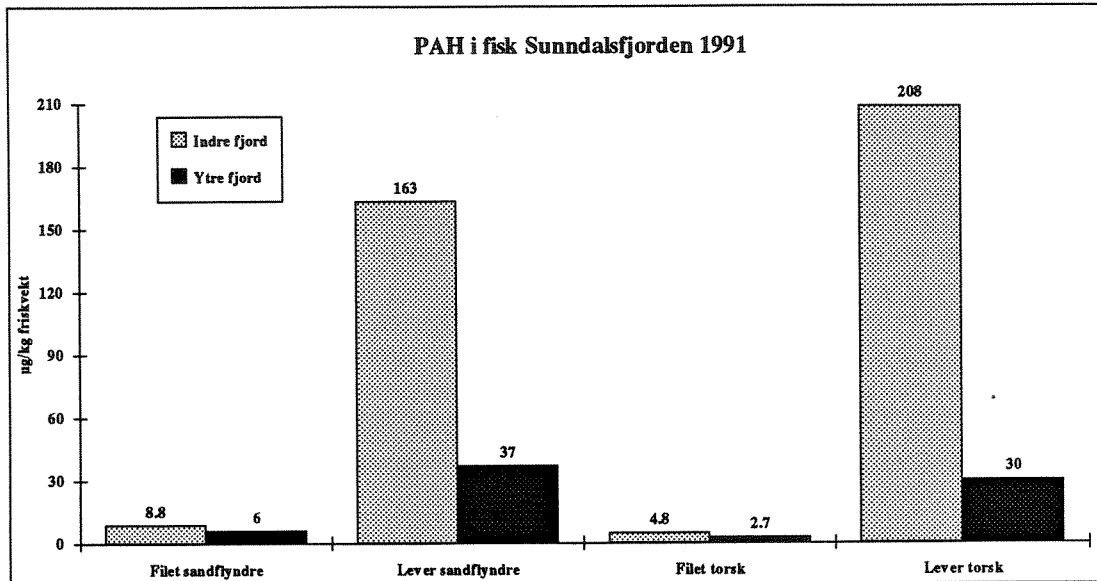
5.5. PAH i fisk

Rådata for analysene av PAH-innholdet i fisk, torsk og sandflyndre presenteres i vedleggene 5-6 og resultatene er oppsummert i tabell 7. Variasjonen i PAH-innholdet hos de to fiskeartene, to vevstyper (filet og lever) fra to områder i fjorden er illustrert i figur 6.

Tabell 7. Sum PAH, sum KPAH og forholdene mellom tunge og lette forbindelser gitt i µg/kg våtvekt vevsprøver av torsk og sandflyndre fra Sunndalsfjorden 1991 (jfr. def. i tekst). Prosentandel er angitt i (). i.p. = ikke påvist.

Prøvetype	ΣPAH	ΣKPAH	Lette forb.	Lette PAH	Tunge PAH
Torsk filet ytre fjord	2.7	i.p.	1.7 (63)	0.8 (30)	0.2 (7)
Torsk filet indre fjord	4.8	i.p.	3.2 (67)	1.4 (29)	0.2 (8)
Torsk lever ytre fjord	30.0	i.p.	20.0 (67)	10.0 (33)	i.p.
Torsk lever indre fjord	208.0	2.0 (1)	169.0 (81)	35.0 (17)	4.0 (2)
Sandflyndre filet ytre fjord	6.0	i.p.	1.5 (25)	4.2 (70)	0.3 (5)
Sandflyndre filet indre fjord	8.8	i.p.	4.6 (52)	3.9 (44)	0.3 (4)
Sandflyndre lever ytre fjord	37.0	i.p.	18.0 (49)	18.0 (49)	1.0 (2)
Sandflyndre lever indre fjord	163.0	4.0 (2)	110.0 (67)	46.0 (28)	7.0 (5)

I undersøkelsen av fisk i 1987 ble det benyttet lange og skrubbe, men det lot seg ikke gjøre i nærværende undersøkelse å anskaffe tilstrekkelig materiale av disse arter. Da den tidligere undersøkelsen var noe mangelfull, ble det lagt vekt på å skaffe et bredt underlagsmateriale i oppfølgingen. Valget falt derfor på torsk og sandflyndre som lot seg skaffe fra hele fjordområdet.



Figur 9. Sum PAH i $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt målt i hhv. filet og lever av torsk og sandflyndre fra to områder i Sunndalsfjorden 1991.

Resultatene indikerer i første rekke at PAH-forbindelsene akkumuleres i svært liten grad i fiskefilet. Riktignok inneholdt sandflyndrefilet omkring 2 ganger mer PAH enn torskfilet, selv om det i begge tilfeller dreide seg om en hel størrelsesordenen lavere enn konsentrasjoner i fiskeprøvene i 1987 (merk ulike arter).

Sammensetningen av PAH-forbindelsene som ble gjenfunnet i filet-prøvene viste derimot ikke et entydig bilde av belastningen. Torsk synes å ta opp mer enn 60% lette disykliske og heterosykliske stoffer og ca. 30% lette PAH-forbindelser. Det innebærer at tunge PAH'er utgjorde mindre enn 10% av innholdet i filet. For torsk var dette uavhengig av fangstområde. Sandflyndre viste i hovedtrekk det samme mønster ved at lett PAH'er og andre lette forbindelser var anriket like mye over 90%, men det var forskjeller på indre og ytre fjordområde. I ytre fjord utgjorde de lette og relativt vannløslige PAH-forbindelser hele 70% alene, men bare i overkant av 40% i indre områder (jfr. tabell 7).

Det ble ikke påvist detekterbare mengder KPAH i noen av filetprøvene.

Tilsvarende avvikende mønster ble observert i leverprøvene som hadde et betydelig høyere PAH-innhold. De høyeste konsentrasjonen ble funnet i torskelever fra indre fjord og denne var ca. 7

ganger høyere enn i ytre. Også sandflyndrelever fra indre fjord innehold ca. 4-5 ganger mer PAH en prøven fra de ytre områder. For alle undersøkte lever-prøver var innholdet dominert av lette forbindelser 50-80% og ca. 20-50% lette PAH'er. Spesielt fremtredende var innholdet av naftalener, acenaftalen, acenaften, men også fluoranten i prøver fra indre fjord.

KPAH-innholdet i leverprøvene begrenset seg til 0-4 µg/kg friskvekt eller 2-4%.

6. OPPSUMMERENDE KOMMENTAR

Hovedresultatet av undersøkelsen i 1991 er at PAH-forurensningen i muslinger, snegl og fisk er markert redusert siden 1987, samsvarende med at belastningen fra aluminiumsverkets utslipp til vann (og luft) er blitt vesentlig mindre. I henhold til de beregninger/anslag som foreligger har utslippene til vann avtatt med i størrelsesordenen 80-90%.

Blåskjell og o-skjell fra området Horrvika-Korsneset (6-7 km fra Sunndalsøra, figur 1) og videre utover inneholder lave/moderate konsentrasjoner både av sum PAH og KPAH (3-13 µgKPAH/kg våtvekt, ≤ 1.5 µgB(a)P/kg våtvekt). Skjell og snegl fra indre deler av fjorden inneholdt i størrelsesordenen 2-10 ganger et høyt bakgrunnsnivå, og må fremdeles anses som moderat forurenset.

Lavt PAH-innhold og ingen påvisbare mengder KPAH ble registrert i filet av torsk og sandflyndre fra såvel indre som ytre fjord. KPAH ble heller ikke påvist i lever av fisk fra ytre fangstområde, mens fiskelever fra indre fjord inneholdt lave konsentrasjoner (2-4 µg/kg friskvekt). Benzo(a)pyren ble ikke funnet i noen av fiskeprøvene.

Ovenstående aktualiserer en revurdering av kostholdsradene for Sunndalsfjorden/Tingvollfjorden (kap. 2). Denne vurdering må gjøres av Statens Næringsmiddeltilsyn, men det synes i hvert fall klart at det ikke lenger er påkrevet med noen begrensning på utnyttelsen av spiselige organismer i ytre fjord. Grensen innover er vanskelig å sette, da det mangler observasjoner mellom stasjon 3 og 5 (figur 1), men sannsynligvis er PAH-påvirkningen liten utenfor en linje Svinberget - Flåøy (figur 1).

7. REFERANSER

- HOLTAN, G. og LINGSTEN, L., 1989. Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 3. Kartlegging og kvantifisering av forurensningstilførsler. Overvåkingsrapport nr. 348/89. NIVA-rapport nr. 2368, 47s.
- HOLTE, B., G. BAHR, B. GULLIKSEN, T. JACOBSEN, J. KNUTZEN, K. NÆS og E. OUG, 1992. Resipientundersøkelser i Tromsøysundet og Sandnessundet, Tromsøy kommune, 1991-1992. Organismesamfunn på bløtbunn, hardbunn, i fjæra, miljøgifter i bunnsedimenter og organismer og bakteriologiske undersøkelser. Rapport nr. 91247 fra Akvaplan-NIVA, 162s.
- HYDRO ALUMINIUM, 1991. Modernisering av aluminiumsverkene på Sunndalsøra og i Årdal. Konsekvensutredning etter bestemmelser i plan og bygningsloven. Rapport Hydro Aluminium, sept. 91, 107s.
- 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, France.
- KNUTZEN, J., 1989. Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer 1987. Overvåkingsrapport nr. 347/89. NIVA-rapport nr. 2273, 34s.
- KNUTZEN, J., 1991. Overvåking i Vefsnfjorden for Elkem Aluminium Mosjøen 1989-91. NIVA-rapport O-84019 (1.nr. 2622), 48s. ISBN 82-577-1926-9.
- KNUTZEN, J., 1992. Preliminary proposals for classification of marine environmental quality respecting micropollutants in water, sediments and selected organisms. NIVA-rapport nr. 2738, 22s. ISBN 82-577-2108-5.
- KNUTZEN, J. og SKEI, J., 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet (Quality criteria for micropollutions in water, sediments and organisms, with preliminary proposals for the classification of environmental quality). NIVA-rapport nr. 2540, 139s. ISBN 82-577-1855-6.
- KNUTZEN, J. og N. GREEN, 1991. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1990. Rapport 468/91 (TA 786/91) innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport nr. 2636, 62s. ISBN 82-577-1963-3.
- MOLVÆR, J., 1990. Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal 1986 - 1988. Konklusjoner. Overvåkingsrapport nr. 409/90. NIVA-rapport nr. 2425, 27s.
- NÆS, K., 1991. Frigivelse av PAH fra forurenset sjøbunn. NIVA-rapport nr. 2667, 74s. ISBN 82-577-2021-6.

- NÆS, K. og RYGG, B., 1988. Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 1. Overvåkingsrapport nr. 306/88. NIVA-rapport nr. 2093, 54s. ISBN 82-577-1365-1.
- NÆS, K., E. OUG, J. KNUTZEN og F. MOY, 1991. Resipientundersøkelse av Tromøysund. Bunnsedimenter, organismer på bløt- og hardbunn, miljøgifter i organismer. NIVA-rapport nr. 2645, 104s. ISBN 82-577-1986-2.
- NÄF, C., 1991. Some biotic and abiotic aspects of the environmental chemistry of PAHs (polycyclic aromatic hydrocarbons) and PCDD/Fs (polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans). Dr. thesis, Univ. Stockholm, 66p + append. ISBN 91-87272-24-5.
- THRANE, K.E., 1988. A study of the impact of the aluminium industry on the air quality with respect to polycyclic aromatic hydrocarbons. Methodology and results. Dr. thesis, Univ. Oslo, 80p + append.
- VARANASI, U., S.-L. CHAN, W.D. MACLEOD et al., 1990. Survey of subsistence fish and shellfish for exposure to oil spilled from Exxon Valdez. - First year: 1989 NOAA Technical Memorandum NMFS F/NWC-191. National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle.

VEDLEGG

- Vedlegg 1. Rådata for PAH i strandsnegl, Sunndalsfjorden 1991.
- Vedlegg 2. Rådata for PAH i blåskjell, Sunndalsfjorden 1991.
- Vedlegg 3. Rådata for PAH i o-skjell, Sunndalsfjorden 1991.
- Vedlegg 4. Rådata for PAH i o-skjell tidsserie, Sunndalsfjorden 1991.
- Vedlegg 5. Rådata for PAH i torsk, Sunndalsfjorden 1991.
- Vedlegg 6. Rådata for PAH i sandflyndre, Sunndalsfjorden 1991.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Sunndalsfjorden
 Oppdragsnr. : O-91086
 Prøver mottatt : 20.09.91
 Lab. kode : MAM 1-3
 Jobb nr. : 91/149
 Prøve type : Biologisk materiale; Strandsnegl
 Konsentrasjon : µg/kg våtvekt
 Dato : 18.02.92
 Analytiker : BRG

Deteksjonsgrense:
 0.2 µg/kg våtvekt

Parameter/prøve	St. 1	St. 2	St. 3
Naftalen	12.3	10.7	9.5
2-Metylnaftalen	4.3	4.2	6.1
1-Metylnaftalen	2.1	2.3	1.9
Bifenyl			
2,6-Dimetylnaftalen			
Acenaftalen	1.6	4.0	1.4
Acenaften	7.8	16.2	14.3
2,3,5-Trimetylnaftalen			
Dibenzofuran	17.7	7.0	3.9
Fluoren	6.2	2.9	2.1
Dibenzotiofen			
Fenantren	28.6	26.4	34.0
Antracen	2.6	2.6	6.2
2-Metylantracen	2.1	2.3	3.0
1-Metylfenantren	1.2	1.3	2.1
9-Metylantracen			
Fluoranten	39.6	48.9	44.0
Pyren	15.5	14.3	19.9
Benzo(a)fluoren			
Benzo(b)fluoren			
1-Metylpyren			
Benzo(ghi)fluoranten			
Benz(a)antracen*	25.4	31.2	12.7
Trifenylen/Chysen	25.3	27.1	23.2
Benzo(b)fluoranten* 1)	11.0	12.1	8.6
Benzo(j,k)fluoranten*			
Benzo(e)pyren	34.0	36.8	8.5
Benzo(a)pyren*	2.0	4.6	2.6
Perylen			
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	8.2	11.0	3.3
Dibenz.(a,c/a,h)antracen* 2)	1.0	1.0	0.6
Benzo(ghi)perylene	6.0	3.2	3.0
Anthanthren			
Coronen			
Dibenzopyrener*			
Sum PAH	254.5	270.1	210.9
Derav KPAH* 3)	47.6	59.9	27.8
%KPAH	18.7	22.2	13.2
%Tørrstoff	22.1	19.4	17.3

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

1) Benzo(b)fluoranten inkl. benzo(j,k)fluoranten 2) Bare (a,h)-isomeren

3) Sum av * utgjør KPAH

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet	:	Sundalsfjorden	
Oppdragsnr.	:	O-91086	
Prøver mottatt	:	20.09.91	
Lab. kode	:	MAM 4-6 + 13	
Jobb nr.	:	91/149	
Prøve type	:	Biologisk materiale; Blåskjell	
Konsentrasjon	:	µg/kg våtvekt	
Dato	:	18.02.92	Deteksjonsgrense:
Analytiker	:	BRG	0.2 µg/kg våtvekt

Parameter/prøve	St. 2	St. 3	St. 7	St. 10
Naftalen	2.3	3.3	2.5	21.1
2-Metylnaftalen	2.0	3.3	1.2	12.2
1-Metylnaftalen	1.3	2.6	0.7	9.3
Bifenyl				
2,6-Dimetylnaftalen				
Acenaftylen	1.5	1.5		5.2
Acenaften	4.4	7.9	0.7	8.5
2,3,5-Trimetylnaftalen				
Dibenzofuran	11.7	16.0	2.7	6.0
Fluoren	9.0	8.2	1.5	4.2
Dibenzotiofen				1.9
Fenantren	20.5	19.5	7.3	16.5
Antracen	1.3	0.7		1.4
2-Metylantracen	5.5	3.8	2.1	4.9
1-Metylfenantren	0.8		0.4	0.4
9-Metylantracen				0.6
Fluoranten	195.0	83.0	11.7	82.0
Pyren	59.0	19.4	2.9	29.0
Benzo(a)fluoren				
Benzo(b)fluoren				
1-Metylpiren				
Benzo(ghi)fluoranten				
Benz(a)antracen*	20.9	4.7	7.0	6.7
Trifenylen/Chysen	48.0	15.7	8.0	28.6
Benzo(b)fluoranten* 1)	11.6	3.6	3.1	11.3
Benzo(j,k)fluoranten*				
Benzo(e)pyren	16.4	6.6	2.1	7.1
Benzo(a)pyren*	2.1	0.7	0.4	1.0
Perylen				
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	2.2	0.7	0.5	1.0
Dibenz.(a,c/a,h)antracen* 2)	0.7			
Benzo(ghi)perylene	1.7	0.6	0.6	1.0
Anthanthren				
Coronen				
Dibenzopyrener*				
Sum PAH	417.9	201.8	55.4	259.9
Derav KPAH*	37.5	9.7	11.0	20.0
%KPAH	9.0	4.8	19.9	7.7
%Tørrstoff	20.0	12.9	8.8	18.1

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

1) Benzo(b)fluoranten inkl. benzo(j,k)fluoranten 2) Bare (a,h)-isomeren 3) Sum av * utgjør KPAH

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet	:	Sunnalsfjorden	
Oppdragsnr.	:	O-91086	
Prøver mottatt	:	20.09.91	
Lab. kode	:	MAM 7-9	
Jobb nr.	:	91/149	
Prøve type	:	Biologisk materiale; Blåskjell	
Konsentrasjon	:	µg/kg våtvekt	
Dato	:	18.02.92	Deteksjonsgrense:
Analytiker	:	BRG	0.2 µg/kg våtvekt

Parameter/prøve	St. 9	St. 11	St. 13
Naftalen	2.8	3.5	3.2
2-Metylnaftalen	1.7	2.8	2.1
1-Metylnaftalen	1.0	2.0	1.3
Bifenyl			
2,6-Dimetylnaftalen			
Acenaftylen	0.2	0.2	0.3
Acenaften	0.9	2.9	1.4
2,3,5-Trimetylnaftalen			
Dibenzofuran	0.9	3.6	1.4
Fluoren	0.7	2.4	1.2
Dibenzotiofen			
Fenantren	4.9	10.2	5.6
Antracen			0.6
2-Metylantracen	1.0	3.3	1.6
1-Metylfenantren	0.3	0.4	0.3
9-Metylantracen			
Fluoranten	4.3	17.4	7.6
Pyren	1.2	5.3	1.8
Benzo(a)fluoren			
Benzo(b)fluoren			
1-Metylpyren			
Benzo(ghi)fluoranten			
Benz(a)antracen*	1.5	5.4	2.6
Trifenylen/Chysen	3.0	10.9	4.0
Benzo(b)fluoranten* 1)	0.9	5.7	1.2
Benzo(j,k)fluoranten*			
Benzo(e)pyren	0.8	2.7	1.3
Benzo(a)pyren*	0.2	0.7	1.5
Perylen			
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	0.2	0.6	1.4
Dibenz.(a,c/a,h)antracen* 2)		0.3	
Benzo(ghi)perylene	0.2	0.7	1.5
Anthanthren			
Coronen			
Dibenzopyrener*			
Sum PAH	26.7	81.0	41.9
Derav KPAH*	2.8	12.7	6.7
%KPAH	10.5	15.7	16.0
%Tørrstoff	11.2	12.2	11.6

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

1) Benzo(b)fluoranten inkl. benzo(j,k)fluoranten 2) Bare (a,h)-isomeren 3) Sum av * utgjør KPAH

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet	:	Sundalsfjorden	
Oppdragsnr.	:	O-91086	
Prøver mottatt	:	20.09.91	
Lab. kode	:	MAM 10-12	
Jobb nr.	:	91/149	
Prøve type	:	Biologisk materiale; O-skjell	
Konsentrasjon	:	µg/kg våtvekt	
Dato	:	18.02.92	Deteksjonsgrense:
Analytiker	:	BRG	0.2 µg/kg våtvekt

Parameter/prøve	St. 3	St. 5	St. 10
Naftalen	3.0	2.8	3.3
2-Metylnaftalen	1.6	1.7	1.7
1-Metylnaftalen	0.8	1.0	1.0
Bifenyl			
2,6-Dimetylnaftalen			
Acenaftalen	0.6	0.3	0.2
Acenaften	0.4	0.5	0.6
2,3,5-Trimetylnaftalen			
Dibenzofuran	0.2	0.7	0.4
Fluoren	1.0	0.6	1.0
Dibenzotiofen			
Fenantren	2.0	1.6	1.7
Antracen	0.7		0.4
2-Metylantracen	0.9	0.3	0.4
1-Metylfenantren	0.8		0.2
9-Metylantracen			
Fluoranten	15.8	8.3	15.8
Pyren	0.5	0.5	0.8
Benzo(a)fluoren			
Benzo(b)fluoren			
1-Metylpyren			
Benzo(ghi)fluoranten			
Benz(a)antracen*	2.9	0.7	1.8
Trifenylen/Chysen	5.7	3.9	7.3
Benzo(b)fluoranten* 1)	11.0	4.4	6.7
Benzo(j,k)fluoranten*			
Benzo(e)pyren	21.0	6.9	9.9
Benzo(a)pyren*	1.5	0.6	0.8
Perylen			
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	1.4	0.5	0.5
Dibenz.(a,c/a,h)antracen* 2)			
Benzo(ghi)perylene	1.5	0.6	0.7
Anthanthren			
Coronen			
Dibenzopyrener*			
Sum PAH	73.3	35.9	55.2
Derav KPAH*	16.8	6.2	9.8
%KPAH	22.9	17.3	17.8
%Tørrstoff	8.5	13.2	13.5

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

1) Benzo(b)fluoranten inkl. benzo(j,k)fluoranten 2) Bare (a,h)-isomeren 3) Sum av * utgjør KPAH

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Sunndalsfjorden St. 3
 Oppdragsnr. : O-91086
 Prøver mottatt : 25.06.92
 Lab. kode : RNT 1-4
 Jobb nr. : 92/108
 Prøve type : Biologisk materiale; O-skjell/tidsserie
 Konsentrasjon : µg/kg våtvekt
 Dato : 06.08.92 Deteksjonsgrense:
 Analytiker : BRG 0.2 µg/kg våtvekt

Parameter/prøve	31.11.91	31.01.92	20.03.92	29.04.92
Naftalen				
2-Metylnaftalen				
1-Metylnaftalen				
Bifenyl				
2,6-Dimetylnaftalen				
Acenaftilen				
Acenaften				
2,3,5-Trimetylnaftalen				
Dibenzofuran				
Fluoren	1.6	1.0	1.0	1.6
Dibenzotiofen				
Fenantren	6.2	4.3	7.7	6.3
Antracen	1.0	0.9	1.3	0.8
2-Metylantracen				
1-Metylfenantren	0.5	0.4	0.4	0.4
9-Metylantracen				
Fluoranten	37.0	31.0	33.0	46.0
Pyren	7.1	3.2	2.9	3.7
Benzo(a)fluoren				
Benzo(b)fluoren				
1-Metylpyren				
Benzo(ghi)fluoranten				
Benz(a)antracen*	7.5	6.7	6.8	6.6
Trifenylen/Chysen	23.0	18.0	17.0	23.0
Benzo(b)fluoranten* 1)	22.0	24.0	29.0	21.0
Benzo(j,k)fluoranten*	8.6	7.2	11.0	8.6
Benzo(e)pyren	37.0	30.0	30.0	37.0
Benzo(a)pyren*	2.2	3.6	3.3	3.1
Perylen	0.6	0.8	0.6	0.7
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	2.9	2.7	3.6	2.1
Dibenz.(a,c/a,h)antracen* 2)	0.7	0.8	1.1	0.6
Benzo(ghi)perylene	3.0	3.0	3.2	2.7
Anthanthren				
Coronen				
Dibenzopyrener*				
Sum PAH	160.9	137.6	151.9	164.2
Derav KPAH*	43.9	45.0	54.8	42.0
%KPAH	27.3	32.7	36.1	25.6
%Tørrstoff	10.6	8.4	9.4	11.5

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

1) Bare benzo(b)fluoranten

2) Bare (a,h)-isomeren

3) Sum av * utgjør KPAH

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Sunndalsfjorden
 Oppdragsnr. : O-91086
 Prøver mottatt : 14.06.92
 Lab. kode : RIX 1-2 + 5-6
 Jobb nr. : 92/95
 Prøve type : Biologisk materiale; Torsk/lever og filet
 Konsentrasjon : µg/kg våtvekt
 Dato : 11.08.92 Deteksjonsgrense:
 Analytiker : BRG 0.2 µg/kg våtvekt

Parameter/prøve	Filet/indre fj.	Lever/indre fj.	Filet/ytre fj.	Lever/ytre fj.
Naftalen		45.0		10.0
2-Metylnaftalen		15.0		5.0
1-Metylnaftalen		16.0		4.0
Bifenyl		11.0		
2,6-Dimetylnaftalen				
Acenaftalen	0.8	36.0		
Acenaften	0.7	39.0		
2,3,5-Trimetylnaftalen	1.7		1.7	
Dibenzofuran				
Fluoren		7.0		1.0
Dibenzotiofen				
Fenantren	0.5	12.0	0.6	5.0
Antracen		1.0		2.0
2-Metylantracen				
1-Metylfenantren				
9-Metylantracen				
Fluoranten	0.9	22.0	0.2	2.0
Pyren				1.0
Benzo(a)fluoren				
Benzo(b)fluoren				
1-Metylpyren				
Benzo(ghi)fluoranten				
Benz(a)antracen*				
Trifenyl/Chysen	0.2	2.0	0.2	
Benzo(b)fluoranten* 1)		2.0		
Benzo(j,k)fluoranten*				
Benzo(e)pyren				
Benzo(a)pyren*				
Perylen				
Indeno(1,2,3-cd)pyren*				
Dibenz.(a,c/a,h)antracen* 2)				
Benzo(ghi)perylene				
Anthanthren				
Coronen				
Dibenzopyrener*				
Sum PAH	4.8	208.0	2.7	30.0
Derav KPAH*	0.0	2.0	0.0	0.0
%KPAH	0.0	1.0	0.0	0.0
%Tørrstoff	18.4	54.4	20.8	63.3

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

1) Benzo(b)fluoranten + benzo(j,k)fluoranten

2) Bare (a,h)-isomeren

3) Sum av * utgjør KPAH

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet	:	Sunnalsfjorden	
Oppdragsnr.	:	O-91086	
Prøver mottatt	:	14.06.92	
Lab. kode	:	RIX 3-4 + 7-8	
Jobb nr.	:	92/95	
Prøve type	:	Biologisk materiale; Sandflyndre/lever og filet	
Konsentrasjon	:	µg/kg våtvekt	
Dato	:	11.08.92	Deteksjonsgrense:
Analytiker	:	BRG	0.2 µg/kg våtvekt

Parameter/prøve	Filet/indre fj.	Lever/indre fj.	Filet/ytre fj.	Lever/ytre fj.
Naftalen		17.0		8.0
2-Metylnaftalen		8.0		5.0
1-Metylnaftalen		6.0		4.0
Bifenyl				
2,6-Dimetylnaftalen				
Acenaftalen	2.6	52.0		
Acenaften	1.5	24.0	0.6	
2,3,5-Trimetylnaftalen	0.5		0.4	
Dibenzofuran				
Fluoren		3.0	0.5	1.0
Dibenzotiofen				
Fenantren	0.7	9.0	2.2	7.0
Antracene		2.0	1.3	2.0
2-Metylantracene				
1-Metylfenantren	0.2			2.0
9-Metylantracene				
Fluoranten	2.8	35.0	0.5	3.0
Pyren	0.2		0.2	4.0
Benzo(a)fluoren				
Benzo(b)fluoren				
1-Metylpyren				
Benzo(ghi)fluoranten				
Benz(a)antracene*				
Trifenylen/Chysen	0.3	3.0	0.3	1.0
Benzo(b)fluoranten* 1)		4.0		
Benzo(j,k)fluoranten*				
Benzo(e)pyren				
Benzo(a)pyren*				
Perylen				
Indeno(1,2,3-cd)pyren*				
Dibenz.(a,c/a,h)antracene* 2)				
Benzo(ghi)perylene				
Anthanthren				
Coronen				
Dibenzopyrener*				
Sum PAH	8.8	163.0	6.0	37.0
Derav KPAH*	0.0	4.0	0.0	0.0
% KPAH	0.0	2.5	0.0	0.0
% Tørrstoff	22.1	44.5	21.3	38.7

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

1) Benzo(b)fluoranten + benzo(j,k)fluoranten

2) Bare (a,h)-isomeren

3) Sum av * utgjør KPAH

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
ISBN 82-577-2214-6