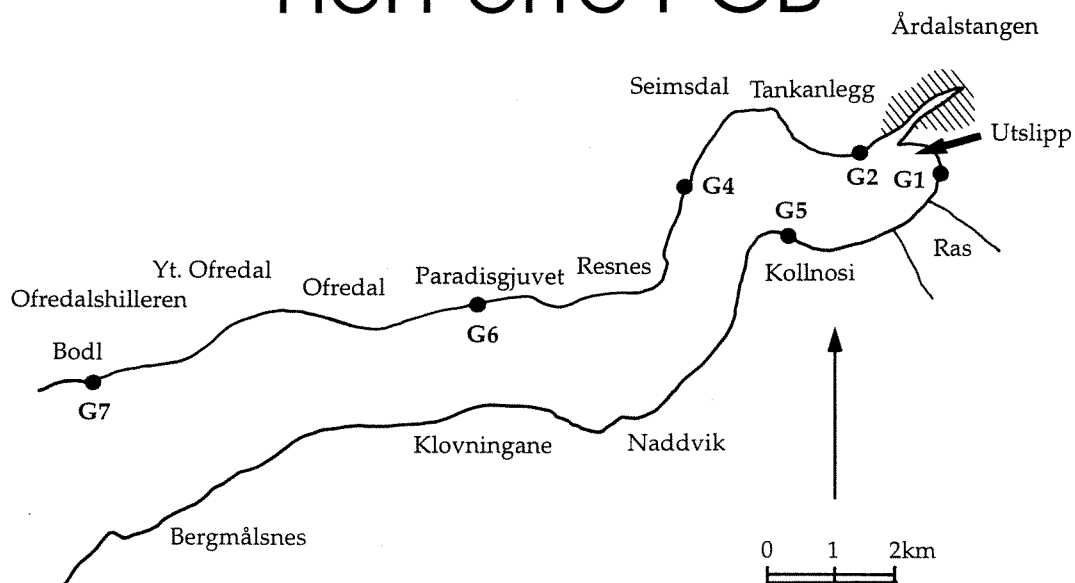


O-899504

Overvåking av PAH i oskjell fra Årdalsfjorden 1994, med orienterende analyser av dioksiner og non-orto PCB



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-899504	Undernr.:
Løpenr.: 3248	Begr. distrib.:

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13	Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33	Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel: Overvåking av PAH i o-skjell Årdalsfjorden 1994, med orienterende analyser av dioksiner og non-orto PCB.	Dato: 8/5-95	Trykket: NIVA 1995
	Faggruppe: Marin økologi	
Forfatter(e): Jon Knutzen	Geografisk område: Sogn og Fjordane	
	Antall sider: 18	Opplag:

Oppdragsgiver: Hydro Aluminium A/S Årdal Metallverk	Oppdragsg. ref.:
--	------------------

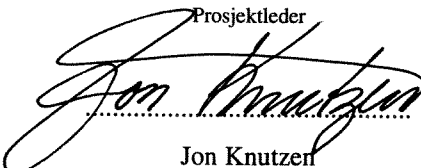
Ekstrakt:
Gjentatte registreringer av PAH i o-skjell fra Årdalsfjorden 1994 har vist omlag samme forurensningsnivå som i 1992. Jevnført med et antatt høyt bakgrunnsnivå var det overkonsentrasjoner på ca. 30 ganger innerst i fjorden, avtagende til knapt en fordobling i skjell fra munningen av fjorden. Orienterende analyser av dioksiner og non-orto PCB viste bare moderate/lave konsentrasjoner.

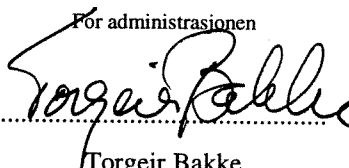
4 emneord, norske

1. PAH
2. PCDF/PCDD
3. Aluminiumsverk
4. Industriutslipp

4 emneord, engelske

1. PAH
2. PCDF/PCDD
3. Aluminium smelter
4. Industrial effluents

Prosjektleder

Jon Knutzen

For administrasjonen

Torgeir Bakke

ISBN-82-577-2715-6

O-899504

**Overvåking av PAH i O-skjell fra Årdalsfjorden 1994,
med orienterende analyser av dioksiner og non-orto PCB**

Oslo, 8. mai 1995

Prosjektleder: Jon Knutzen
Medarbeidere: Lasse Berglind
Aase Biseth, NILU
Einar Brevik
Tom Tellefsen

FORORD

Foreliggende undersøkelse er foretatt på oppdrag fra Hydro Aluminium A/S Årdal Metallverk ved miljøsjef Steinar Frosta. Oppdraget er utført i henhold til oppdragsgivers kontrakt nr. M-15/329.

Undersøkelsen er en oppfølging av tidligere observasjoner i 1983, 1990, 1992.

Innsamlingen av o-skjellprøvene har vært ved lokale medarbeidere hyret av oppdragsgiver: Jan H. Torvund, Yvonne Vikersveen og Tor M. Volden fra Årdal Dykkerklubb.

Analysene av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD, "dioksiner") og non-orto PCB er utført ved NILU, med Aase Biseth som hovedansvarlig.

Analysene av PAH og standard PCB er gjort ved NIVA, under ledelse av henholdsvis Lasse Berglind og Einar Brevik. Prøvene er opparbeidet av Tom Tellefsen.

Oslo, mars 1995

*Jon Knutzen
Prosjektleder*

Innhold

FORORD	2
1. KONKLUSJONER OG TILRÅDINGER.....	4
2. BAKGRUNN OG FORMÅL.....	5
3. MATERIALE OG METODER.....	6
4. RESULTATER OG DISKUSJON.....	8
4.1 OVERVÅKING AV PAH.....	8
4.2 ORIENTERENDE ANALYSER AV NON-ORTO PCB OG DIOKSINER.....	9
5. REFERANSER.....	11
VEDLEGG.....	12

1. Konklusjoner og tilrådinger

- I Innholdet av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i o-skjell fra Årdalsfjorden 1994 var omlag som 1992.
- II Jevnført med (revidert, nedjustert) "høyt bakgrunnsnivå" av sum PAH ble det i skjell fra de indre stasjonene (fig. 1) funnet overkonsentrasjoner på ca. 30 ganger, synkende til omkring 2 ganger i ytre fjord. Overkonsentrasjonene av potensielt kreftfremkallende forbindelser var noe større.
- III Skjellenes spiselighet må vurderes av næringsmiddelmyndighetene.
- IV Mistanken om markert PCB-forurensning i Årdalsfjorden, basert på en analyse av o-skjell fra indre fjord i 1990, ble ikke bekreftet. PCB-innholdet var lavt, men med indikasjon på en viss forskjell i lokal belastning. Også andre klororganiske stoffer (DDT, HCB o.a.) fra disse analysene viste lave verdier.
- V Orienterende undersøkelse av dioksininnhold i skjell ga ingen indikasjoner på tilførsel utover diffus bakgrunnsbelastning.
- VI Det er liten grunn til å gjenta PAH-målingene i o-skjell før det er dokumentert eller sannsynliggjort at tilførslene til indre fjord er ytterligere redusert.
- VII De betydelig minskede utslipp etter at sedimentene og bløtbunnsfauna sist ble undersøkt i 1989, gjør det sannsynlig at forbedringer har inntruffet. Det tilrås derfor både nye analyser av sedimentenes miljøgiftinnhold og gjentatte registreringer av dyrelivet på bløtbunn. Eventuelle sedimentobservasjoner bør også inkludere en del orienterende analyser av PCB og andre klororganiske stoffer.

2. Bakgrunn og formål

De tidligere store utslippene av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) fra Årdal Metallverk ble i 1990 redusert fra i størrelsesordenen 13-27 tonn pr. år til ca. 2.5/1.8/1.8 tonn i 1991/1992/1993. I 1994 er utslippet av PAH beregnet til i underkant av 1 tonn/år, basert på 4 prøver pr. mnd. Tallene er imidlertid usikre pga. tvilsomt beregningsgrunnlag, dvs. en ikke belagt antagelse om at PAH utgjør 20% av toluenløselig materiale. Dette vil bl.a. omfatte naturlig organisk stoff, og utslippet er beregnet som differansen mellom resultater for utløps- og inntaksvann.

Fra de tidligere utslipp er det store mengder PAH lagret på fjordbunnen (Baalsrud et al., 1985, Næs og Rygg, 1990). Sammen med nedslamming og fysisk ødeleggelse av voksestedet anses det til dels meget høye PAH-innholdet i sedimentene å være årsak til utryddet eller sterkt redusert bløtbunnfauna i deler av indre fjord (ca. 0.5 km² utenfor utslippet i 1983, noe mindre skade i 1989, kfr. hhv. Baalsrud et al., 1985 og Næs og Rygg, 1990).

Den betraktelige minskning i belastningen fremgår tydelig av data for PAH i o-skjell fra 1983 (Baalsrud et al., 1985), 1990 og 1992 (Knutzen, 1991, Knutzen og Berglind, 1992). Nivåene i 1992-muslingene var imidlertid fremdeles såvidt høye at Statens næringsmiddeltilsyn frarådet konsum av o-skjell samlet innenfor linjen Resnes - Kollnosi (fig. 1).

Hovedformålet med de gjentatte registreringene har vært å å jourføre informasjonen om graden av PAH-forurensning i skjell fra indre til ytre fjord. Bl.a. foranlediget av at det i skjell fra samlet på st. G2 (fig. 1) i juni 1990 ble registrert markerte overkonsentrasjoner av PCB (Knutzen og Berglind, 1992), er det dessuten gjort orienterende analyser av non-orto PCB (de giftigste innen gruppen) og av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) i skjell fra de to innerste stasjonene.

3. Materiale og metoder

25-26/7 1994 er det ved lokale dykkere samlet inn o-skjell fra følgende lokaliteter, som også tidligere har vært benyttet (fig. 1).

- St. G1: Mellom utslippssted og ras. 15 m, stein og sand.
- St. G2: Ved tankanlegg, 14 m, finkornet bunn med islett av sand.
- St. G4: Seimsdalsstrondi (ca. 1 km fra Seimsdal). Steinstrand ned for sydenden av parti med hvitt fjell. 15 m, avvekslende fjell og sand.
- St. G5: Kollnosi. 14 m ur, hovedsakelig steinbunn.
- St. G6: Paradisjuvet (ut for juvet), 16 m, vekslende bunn med hovedsakelig fjell og noe stein.
- St. G7: Bodl/Ofredalshilleren (ca. 1 km vest for Ofredalshilleren, 14 m, avvekslende fjell og stein) (?)

På alle stasjonene hadde skjellene normalt utseende innvendig og utvendig (mer eller mindre begrodd med trekantmark, rur og skjell av slekten Anomia).

Prøvestasjonenes ca. avstand fra fra utslippsstedet er (i ovenstående rekkefølge): ~ 0.3, 1, 4, 3, 8 og 14 km.

Prøvene er oppbevart nedfrost og fraktet frosset til NIVA. Etter tining er det opparbeidet blandprøver à 5-6 skjell av lengde 12-15 (11-16) m fra hver stasjon. Blandprøvene er homogenisert i en TEFAL food prosessor og for de to innerste stasjonene delt med en porsjon til NILU for analyse på non-orto PCB og PCDF/PCDD og resten til NIVA for analyse på PAH og rutineanalyser av PCB og andre klororganiske stoffer.

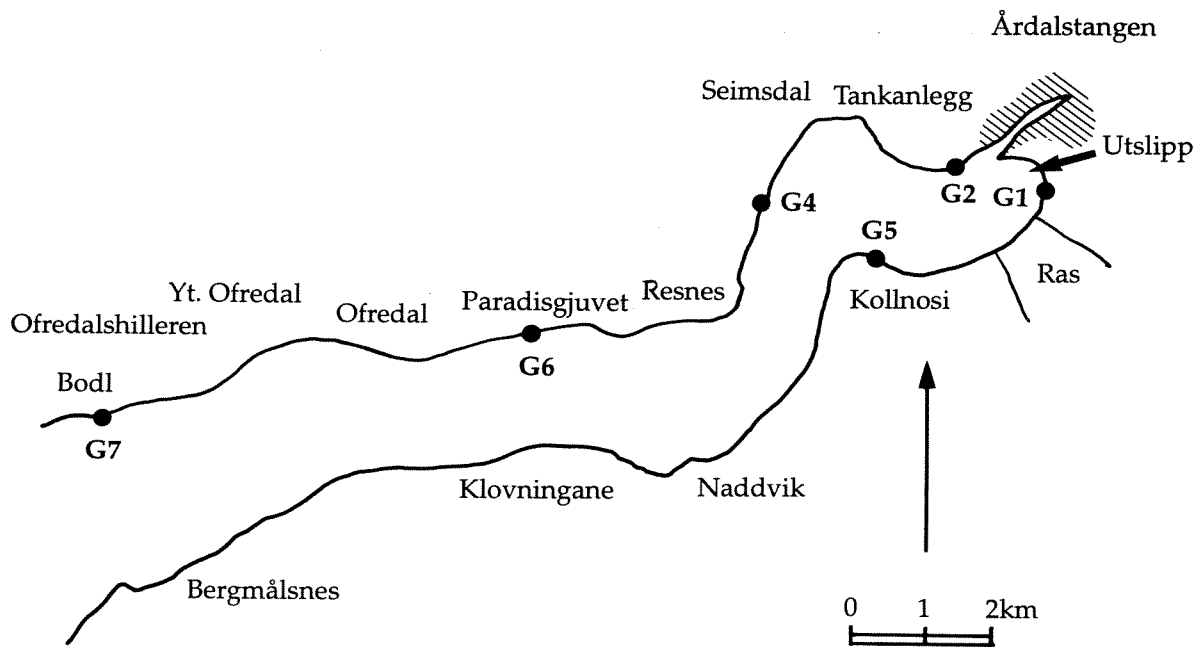
NILUs metodikk for analyse av PCDF/PCDD og non-orto PCB er beskrevet hos Schlabach et al. (1993) og Oehme et al. (1994).

Ved bestemmelse av PAH ved NIVA tilsettes prøven 7 deutererte PAH-komponenter som indre standarder. Prøvene forsåpes med lut (KOH) og metanol (modifisert Grimmer og Bøhnke, 1975). Ekstraksjonen av PAH foretas med n-pentan og ekstraktet renses med DMF/vann (9:1) og ved kromatografering på silicagel. Identifisering og kvantifisering er utført med GC/MSD (masseselektiv detektor). Resultatene kontrolleres ved jevnlig analyse av internasjonalt sertifisert referansmateriale for blåskjell (SRM 1974) og eget biologisk materiale. GC/MSD-instrumentet kalibreres hyppig ved bruk av sertifiserte PAH-standardblandinger. Relativt standardavvik for gjentatte bestemmelser av enkeltforbindelser av PAH er i middel 6.4 % (1.2-13.4 %) og deteksjonsgrensen er vanligvis ca. 0.2 µg/kg våtvekt.

For de klororganiske analysene ved NIVA blir frysetørret materiale tilsatt PCB 53 som indre standard og ekstrahert to ganger med en blanding av cykloheksan og aceton ved bruk av ultralydsonde. Det samlede ekstrakt tilsettes destillert vann for å skille vann/aceton fra cykloheksan-fasen. Etter gjentatt vasking av cykloheksan med destillert vann, tørkes cykloheksanekstraktet og inndampes til tørrhet for fettvektbestemmelse. For videre analyse veies en del av fettut, løses i cykloheksan og forsåpes med konsentrert svovelsyre.

Før kvantitativ analyse ved NIVA blir ekstraktet inndampet til ønsket volum i små glødedede prøveglass. Identifisering og kvantifisering av klororganiske komponenter utføres på gasskromatograf (GC) med 60 m kapillærkolonne og elektroninnfangningsdetektor (ECD). Kvantifisering utføres via egne data-program ved bruk av 8-punkts standardkurver, og konsentrasjonsnivået til alle parametre som skal kvantifiseres justeres til å ligge innenfor standardkurvens lineære område.

Analyseresultatene kvalitetssikres ved bl.a. å analysere kjente standarder for hver tiende prøve på gasskromatografen, samt ved jevnlig kontroll av hele opparbeidings- og analyseprosessen ved bruk av internasjonalt sertifisert referansemateriale (SMR 349, torskelerolje og CRM 350, makrellolje). Deteksjonsgrensen for enkeltforbindelser er vanligvis 0.05 µg/kg våtvekt.



Figur 1. Stasjoner for innsamling av o-skjell til PAH-analyse 1992.

4. Resultater og diskusjon

4.1 Overvåking av PAH

Hovedresultatene fra 1994-undersøkelsene er oppsummert i tabell 1 (våtvektsbasis), mens rådata finnes i vedlegg. I tabell 2 er resultatene jevnført med data fra tidligere år (tørrvektsbasis for å utligne eventuelle forskjeller som bare skyldes ulikt vanninnhold).

Tabell 1. Sum PAH, sum potensielt kreftfremkallende PAH (KPAH, sum gr. 2A og 2B i IARC, 1987) og benzo(a)pyren (B(a)P) i o-skjell (*Modiolus modiolus*) fra Årdalsfjorden 14/6-92, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. Stasjonsbeliggenhet: se fig. 1.

Stasjoner	Σ PAH	KPAH (% av Σ PAH)	B(a)P (% av Σ PAH)
G1, v/ras	1344	573 (42.6)	70 (5.2)
G2, v/tankanlegg	569	193 (33.9)	22 (3.8)
G4, Seimdalstr.	139	51 (36.7)	4 (2.9)
G5, Kollnosi	202	79 (39.1)	7 (3.5)
G6, Paradisjuvet	63	23 (36.5)	3 (4.8)
G7, Bodl	71	22 (31.0)	3 (4.2)

I likhet med tidligere ses en tydelig avstandsgradient, som imidlertid flater ut fra st. G6, samsvarende med at konsentrasjonen her nærmer seg et "antatt høyt bakgrunnsnivå" på omkring $50 \mu\text{g}$ PAH/kg våtvekt. Intervallet for "bakgrunnsnivået" vil imidlertid gjenspeile ulike grader av diffus belastning i forskjellige områder (f.eks. sannsynligvis generelt høyere på Skagerrakkysten enn på åpen kyst av Vestlandet og Nord-Norge).

I en tilleggsundersøkelse av PAH i blåskjell fra referanselokaliteter (antatt lite berørte steder) innen det felles internasjonale overvåkingsprogram under Oslo-/Pariskommisjonene, ble det funnet et gjennomsnitt på $36 \mu\text{g}$ PAH/kg våtvekt ($22\text{-}65 \mu\text{g}/\text{kg}$), men av gjennomsnittet var over halvparten disykliske (Knutzen og Green, 1995). Middelverdien for egentlige PAH var m.a.o. under $20 \mu\text{g}/\text{kg}$ og derav bare $4 \mu\text{g}/\text{kg}$ av KPAH og $0.5 \mu\text{g}$ B(a)P/kg. SFT-klassifiseringen av miljøkvalitet bedømt etter PAH i blåskjell (Knutzen et al. 1993), der grensen for klasse I er satt til $100 \mu\text{g}$ PAH/kg v.v., bør således revideres.

Siden det er liten grunn til å tro at det diffuse bakgrunnsnivået i o-skjell er høyere enn i blåskjell, indikerer dette fortsatt noe forhøyede verdier i o-skjell fra ytre Årdalsfjorden, spesielt for KPAH og andre forbindelser med høy molekylvekt.

Angitt som overkonsentrasjoner (jevnført med ovennevnte diffuse bakgrunnsnivå) kan man sammenfattende si at 1994-dataene representerer forhøyelse på ca. 2-30 ganger for sum PAH og kanskje opp mot 5-100 ganger for KPAH. (Andelen KPAH var relativt høy: 30-40 %, men dette er omtrent som tidligere observert i Årdalsfjorden.)

Sammenlignet med tidligere observasjoner ses av tabell 2 at det reduserte forurensningsnivået fra 1992 synes å ha stabilisert seg. Skjellenes spiselighet må bedømmes av næringsmiddel-myndighetene,

med en eventuell revurdering av kostholdsråd på bakgrunn bl.a. av data og risikobetraktninger hos Rønneberg (1994).

Tabell 2. Sum PAH, sum KPAH og B(a)P i o-skjell (*Modiolus modiolus*) fra Årdalsfjorden 1983, 1990, 1992 og 1994, mg/kg tørrvekt. (1983-data etter Baalsrud et al., 1985, omregnet for KPAH etter IARC, 1987).

Variable, år	St. G1 v/ras	St. G2 v/tank-anlegg	St. G4 Seimdsals-strondi	St. G5 Kolnosi	St. G6 Paradis-gjuved	St. G7 Bodl
PAH						
1983	530.9	113.2	27.2	22.1	7.2	4.2
1990	31.2	12.7	2.48	-	-	0.42
1992	9.0	4.29	1.08	-	0.8	0.41
1994	8.5	3.57	0.97	1.24	0.39	0.42
KPAH						
1983	196.3	50.0	15.5	14.0	4.4	2.6
1990	13.0	7.2	1.17	-	-	0.066
1992	4.0	1.53	0.38	-	0.23	0.086
1994	3.63	1.21	0.35	0.48	0.143	0.130
B(a)P						
1983	28.9	4.1	1.7	1.6	0.59	0.34
1990	1.65	0.78	0.073	-	-	-
1992	0.50	0.15	0.022	-	0.024	0.007
1994	0.44	0.138	0.028	0.043	0.019	0.018

4.2 Orienterende analyser av non-orto PCB og dioksiner

Nivåene av disse stoffer var lave/moderate i skjell fra både st. G1 og st. G2.

Konsentrasjonene av enkeltforbindelser (se rådata i vedlegg) regnes om til toksisitetsekvivalenter (TE), dvs. til ekvivalenter av den giftigste av dioksinforbindelsene (2, 3, 7, 8-tetraklorodibenzo-p-dioksin, 2, 3, 7, 8-TCDD). Grunnlaget for dette er at alle stoffene har samme virkningsmekanisme, men i forskjellig grad. Ekvivalentfaktorene fremgår av rådatatabellene. De fastsettes skjønnsmessig på grunnlag av forskjellige biotester, og har en betydelig usikkerhet. Som det ses av vedleggstabellene er det liten forskjell på de nordiske og de internasjonale "modellene" hva angår dioksiner, derimot noe mer for særlig en av non-orto PCB-forbindelsene. De nordiske modellene er begrunnet i Ahlborg et al. (1988, 1992).

Uansett usikkerheter representerer TE-verdier fra PCDF/PCDD på 0.17/0.21 ng/kg våtvekt på st. G1/G2 liten eller ingen påvirkning utover diffus belastning ut fra det som foreligger av data om dioksininnhold i blåskjell og o-skjell fra referanselokaliteter (Knutzen et al., 1993 og NIVA/NILU, upubl.).

Også TE-verdiene beregnet ut fra non-orto PCB var lave i relasjon til spiselighet: 0.09 og 0.22 ng/kg våtvekt hhv. på st. G1 og st. G2. Imidlertid kan det spores en noe høyere belastning ved sistnevnte stasjon. Dette kommer også til uttrykk i resultatene fra rutineanalysene av klororganiske stoffer (kfr.

vedlegg med rådata), idet Σ PCB₇ (summen av enkeltforbindelsene av 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180) var hhv. 1.2 og 4.2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. Men selv den høyeste av disse PCB₇-konsentrasjonene lå under det man kan regne som et "høyt bakgrunnsnivå" i blåskjell (Knutzen og Green 1995).

For non-orto PCB finnes praktisk talt ikke sammenligningsdata, men den høyeste av Årdalsfjordverdiene lå godt under det man har funnet i blåskjell fra åpen kyst i Telemark (Knutzen et al., 1995). I blåskjell og o-skjell fra det påvirkede Haakonsvernområdet ble det registrert henholdsvis nærmere 10 og ca. 3 ganger så høye konsentrasjoner som i o-skjellene fra st. G2 (Knutzen og Biseth, 1994).

Samsvarende med de fleste andre observasjoner i marine organismer kom det største bidraget til toksisitetspotensialet i Årdalsfjordskjellene fra PCB 126.

Antas at Σ PCB₇ utgjør omkring halvparten av tot. PCB i blåskjell (Knutzen og Green, 1995), fås følgende ca prosentandel non-orto PCB av tot. PCB:

	77	81	126	169	Sum non-orto
St. G1	~ 0.6	~ 0.2	~ 0.3	~ 0.1	~ 1.2
St. G2	~ 0.7	~ 0.2	~ 0.2	~ 0.05	~ 1.2

Dette er relativt høye andeler av nr. 77 og 169 sammenlignet med det som angis for kommersielle blandinger (kfr. ref. i Knutzen og Biseth, 1994).

Mistanken om markert PCB-forurensning i Årdalsfjorden, foranlediget av at man fant 33.6 μg Σ PCB₇/kg våtvekt i o-skjell fra stasjon G2 i 1990 (Knutzen og Berglund, 1992), bekreftes ikke av 1994-observasjonene. I forhold til 1990 var PCB-innholdet i 1994-skjellene fra G2 redusert til 1/8. Tre ganger høyere konsentrasjon på G2 jevnført med G1 kan tyde på en viss forskjell i lokal belastning, men uten praktisk betydning. Årsaken til forskjellen mellom 1990 og fire år senere kan det ikke sies noe bestemt om. Mest nærliggende er at det dreier seg om en tidligere, midlertidig eller episodisk belastning, men analysefeil er også en mulighet. Spor av en slik tilførsel vil i tilfellet kunne gjenfinnes i sediment. Sedimentanalyser kan også belyse spørsmål om belastningens størrelse og varighet.

Alle øvrige klororganiske (nedbrytningsprodukter av DDT, heksaklorbenzen m.fl.) viste lave konsentrasjoner (kfr. rådatatabell i vedlegg).

5. Referanser

- Ahlborg, U.G., A. Hanberg og K. Kenne, 1992. Risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs). NORD 1992: 26. Nordisk Ministerråd, København. (ISBN 92-9120-075-1).
- Ahlborg, U.G., H. Håkansson, F. Wærn og A. Hanberg, 1988. Nordisk dioxinriskbedømming. Miljørapport 1988: 7 (NORD 1988 : 49) fra Nordisk Ministerråd, København. 129 s. + bilag. ISBN (DK) 87-7303-100-2, ISBN (S) 91-7996-054-5.
- 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 O-8000318 (l.nr. 1870), 133 s. ISBN 82-577-1083-0.
- Grimmer, G. og H. Böhnke, 1975. Polycyclic aromatic hydrocarbon profile analysis og high-protein food, oils and fats by gas chromatography. J. AOAC 58: 725-733.
- 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.
- Knutzen, J., 1991. Overvåking av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i o-skjell fra Årdalsfjorden 1990. NIVA-rapport O-8909504/E-90446 (l.nr. F 519), 15 s. ISBN 82-577-1864-5.
- Knutzen, J. og L. Berglind, 1992. Overvåking av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i o-skjell fra Årdalsfjorden 1992. NIVA-rapport O-899504 (løpenr. 2811), 14 s. ISBN 82-577-2196-4.
- Knutzen, J. og Aa. Biseth, 1994. Undersøkelser av non-ortho polyklorerte bifenyl og polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner i organismer og sedimenter fra omegnen av marinebasen ved Haakonsvern 1993. NIVA-rapport O-93040 (løpenr. 3073), 45 s. ISBN 82-577-2510-2.
- Knutzen, J. og N. Green, 1995. "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk, blåskjell og reker. Data fra utvalgte norske prøvesteder innen den felles overvåking under Oslo-Paris kommisjonen (Joint Monitoring Programme - JMP) 1990-1993. Rapport 594/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-80106/E-91412. Under trykking.
- Knutzen, J., B. Rygg og I. Thélin, 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av miljøgifter. SFT rapport TA-923/1993, 20 s. ISBN 82-7655-103-3.
- Knutzen, J., G. Becher, Aa. Biseth, E. Brevik, N. Green, M. Schlabach og J.V. Skåre, 1995. Overvåking av miljøgifter i Grenlandsfjordene 1993. Rapport 589/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800312 (løpenr. 3195), 147 s. ISBN 82-577-2675-3.
- Næs, K. og B. Rygg, 1990. Overvåking av Årdalsfjorden. Sedimenter og bløtbunnsfauna i 1989. NIVA-rapport O-8909502/8909503 (l.nr. 2385), 51 s. ISBN 82-577-1665-0.
- Oehme, M., J. Klungsøyr, Aa. Biseth og M. Schlabach, 1994. Quantitative determination of ppq-ppt levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofurans in sediments from the Arctic (Barents Sea and the North Sea). Analytical methods and instrumentation, vol. 3 (under trykking).
- Rønneberg, A., 1994. Vurdering av kreftrisiko knyttet til utslipp av tjerestoffer fra aluminiumsverk. Kap. 12 i Norsk Aluminiumsindustri og Miljø. Prosjekt for effektstudier av industriutslipp fra primæraluminiumsverk i Norge. Aluminiumsindustriens Miljøsekretariat (AMS). Oslo 1994.
- Schlabach, M., Aa. Biseth, H. Gundersen og M. Oehme, 1993. On-line GPC/carbon clean up method for determination of PCDD/F in sediment and sewage sludge samples. S. 71-74 i H. Fiedler et al. (red.). DIOXIN '93. Organohalogen compounds. Vol. 11. Federal Environmental Agency. Wien.

VEDLEGG

Rådata for

- PAH i o-skjell fra st. G1, G2, G4, G5, G6 og G7
- Non-orto PCB og PCDF/PCDD i skjell fra st. G1 og G2
- Σ PCB₇ og andre klororganiske stoffer i skjell fra st. G1 og G2

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : ÅRDMILG
 Oppdragsnr. : 899504
 Prøver mottatt : 1.12.94
 Lab.kode : FXI 1-6
 Jobb.nr. : 94/211
 Prøvetype : Biologisk materiale
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 24.2.95
 Analytiker : Brg

1: St.G1 25.7.94
 2: St.2 25.7.94
 3: St.4 25.7.94
 4: St.5 25.7.94
 5: St.6 25.7.94
 6: St.7 25.7.94

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	18	4	1	2	1	1
2-M-Naf.	18	5		1		
1-M-Naf.	14	4	1	1	1	1
Bifenyl	4	1.1				
2,6-Dimetylnaftalen	3	1		1	1	1
Acenaftalen	3	2				
Acenaften	17	3	1	1		
2,3,5-Trimetylnaftalen	1	1		1		
Fluoren	23	5	1	2	1	1
Fenantren	131	78	10	20	6	6
Antracen	32	28	2	5	1	
1-Metylfenantren	5	3				
Fluoranten	95	53	16	20	7	8
Pyren	39	12	1	1		
Benz(a)antracen*	89	25	3	5	2	1
Chrysen	140	51	11	13	6	4
Benzo(b)fluoranten*	262	83	18	36	9	7
Benzo(j,k)fluoranten*	92	33	11	16	4	4
Benzo(e)pyren	143	94	32	41	12	22
Benzo(a)pyren*	70	22	4	7	3	3
Perylen	18	5		1		
Ind. (1,2,3cd)pyren*	57	26	13	14	5	5
Dibenz. (a, c/a, h)ant.* 1	3	4	2	1		2
Benzo(ghi)perylene	67	26	12	13	4	5
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	1344	569.1	139	202	63	71
Derav KPAH(*)	573	193	51	79	23	22
%KPAH	42.6	33.9	36.7	39.1	36.5	31.0
%Tørrstoff	15.8	16.1	14.4	16.3	16	16.9

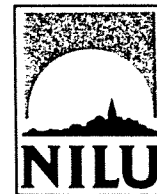
Deteksjonsgrense 1 ug/kg våtvekt

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

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-78

NILU-Prøvenummer: 95/67

Kunde: NIVA-Jon Knutzen

Kjeller, 20.02.95

Kundens prøvermerking: St.G1, 25/7-94

: Årdalsfjorden

Prøvetype: O-skjell

Prøvemengde: 40 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD834011-CD843051

% Fett: 2.21

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,02	78	0,02	
SUM TCDD	0,52			
12378-PeCDD	0,03 (i)	81	0,02	
SUM PeCDD	0,17			
123478-HxCDD	0,01 (i)	98	0,00	
123678-HxCDD	0,04 (i)		0,00	
123789-HxCDD	0,01 (i)		0,00	
SUM HxCDD	0,19			
1234678-HpCDD	0,15 (i)	53	0,00	
SUM HpCDD	0,18			
OCDD	0,61	79	0,00	
SUM PCDD	1,67		0,04	
2378-TCDF	0,34	84	0,03	
SUM TCDF	2,72			
12378/12348-PeCDF	0,11	81	0,00	0,01
23478-PeCDF	0,12		0,06	
SUM PeCDF	1,03			
123478/123479-HxCDF	0,14	98	0,01	
123678-HxCDF	0,07		0,01	
123789-HxCDF	< 0,01		0,00	
234678-HxCDF	0,03		0,00	
SUM HxCDF	0,44			
1234678-HpCDF	0,18	74	0,00	
1234789-HpCDF	0,13		0,00	
SUM HpCDF	0,27			
OCDF	1,08	94	0,00	
SUM PCDF	5,54		0,12	0,13
SUM PCDD/PCDF	7,21		0,17	0,17

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 20.02.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: Ö-78

NILU-Prøvenummer: 95/67

Kunde: NIVA-Jon Knutzen

Kundens prøvemerkning: St.G1, 25/7-94

: Årdalsfjorden

Prøvetype: O-skjell

Prøvemengde: 40 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD834011-CD843051

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	13,2	66	0,01	0,13
344'5'-TeCB(PCB-81)	0,42			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	0,78	81	0,08	0,08
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,23	80	0,00	0,01
SUM TE-PCB			0,09	0,22

(TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

< Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-78

NILU-Prøvenummer: 95/68

Kunde: NIVA-Jon Knutzen

Kjeller, 20.02.95

Kundens prøvemerking: St.G2, 25/7-94

: Årdalsfjorden

Prøvetype: O-skjell

Prøvemengde: 40 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD833011-CD843041

% Fett: 2.30

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,03	80	0,03	
SUM TCDD	1,57			
12378-PeCDD	0,05	88	0,02	
SUM PeCDD	0,96			
123478-HxCDD	0,03 (i)	107	0,00	
123678-HxCDD	0,08 (i)		0,01	
123789-HxCDD	0,03 (i)		0,00	
SUM HxCDD	0,82			
1234678-HpCDD	0,57	61	0,01	
SUM HpCDD	1,24			
OCDD	2,23	87	0,00	
SUM PCDD	6,82		0,07	
2378-TCDF	0,30	85	0,03	
SUM TCDF	3,42			
12378/12348-PeCDF	0,09	89	0,00	0,00
23478-PeCDF	0,16		0,08	
SUM PeCDF	1,32			
123478/123479-HxCDF	0,14	115	0,01	
123678-HxCDF	0,07		0,01	
123789-HxCDF	< 0,01		0,00	
234678-HxCDF	0,04 (i)		0,00	
SUM HxCDF	0,60			
1234678-HpCDF	0,21	89	0,00	
1234789-HpCDF	0,06		0,00	
SUM HpCDF	0,29			
OCDF	0,56	90	0,00	
SUM PCDF	6,19		0,14	0,14
SUM PCDD/PCDF	13,0		0,21	0,22

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 17.02.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-78

NILU-Prøvenummer: 95/68

Kunde: NIVA-Jon Knutzen

Kundens prøvemerking: St.G2, 25/7-94

: Årdalsfjorden

Prøvetype: O-skjell

Prøvemengde: 40 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD833011-CD843041

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	55,8	76	0,03	0,56
344'5'-TeCB(PCB-81)	1,44			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1,88	81	0,19	0,19
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,43	87	0,00	0,02
SUM TE-PCB			0,22	0,77

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : ÅRDMILG
 Oppdragsnr. : 899504
 Prøver mottatt : 1.12.94
 Lab.kode : FXI1-2
 Jobb.nr. : 94/211
 Prøvetype : o-skjell
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 6.03.95
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: FXI1, St.G1, 25/7-94 4:
 2: FXI2, St.G2, 25/7-94 5:
 3: 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.05	<0.05				
a-HCH	0.14	0.11				
HCB	<0.05	<0.05				
g-HCH	0.18	0.14				
PCB 28	0.06	0.13				
PCB 52	0.06	0.17				
OCS	<0.05	<0.05				
PCB 101	0.17	0.58				
p, p-DDE	0.3	0.3				
PCB 118	0.13	0.62				
p, p-DDD	0.21	0.32				
PCB 153	0.36	1.28				
PCB 105	<0.05	<0.05				
PCB 138	0.28	1.02				
PCB 156	<0.05	0.05				
PCB 180	0.14	0.36				
PCB 209	<0.05	<0.05				
SUM PCB	1.2	4.21				
SUM SEVEN DUTCH PCB	1.2	4.16				
%Fett	1.4	1.6				
%Tørrstoff						

NIVA



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2715-6