

O-68 019

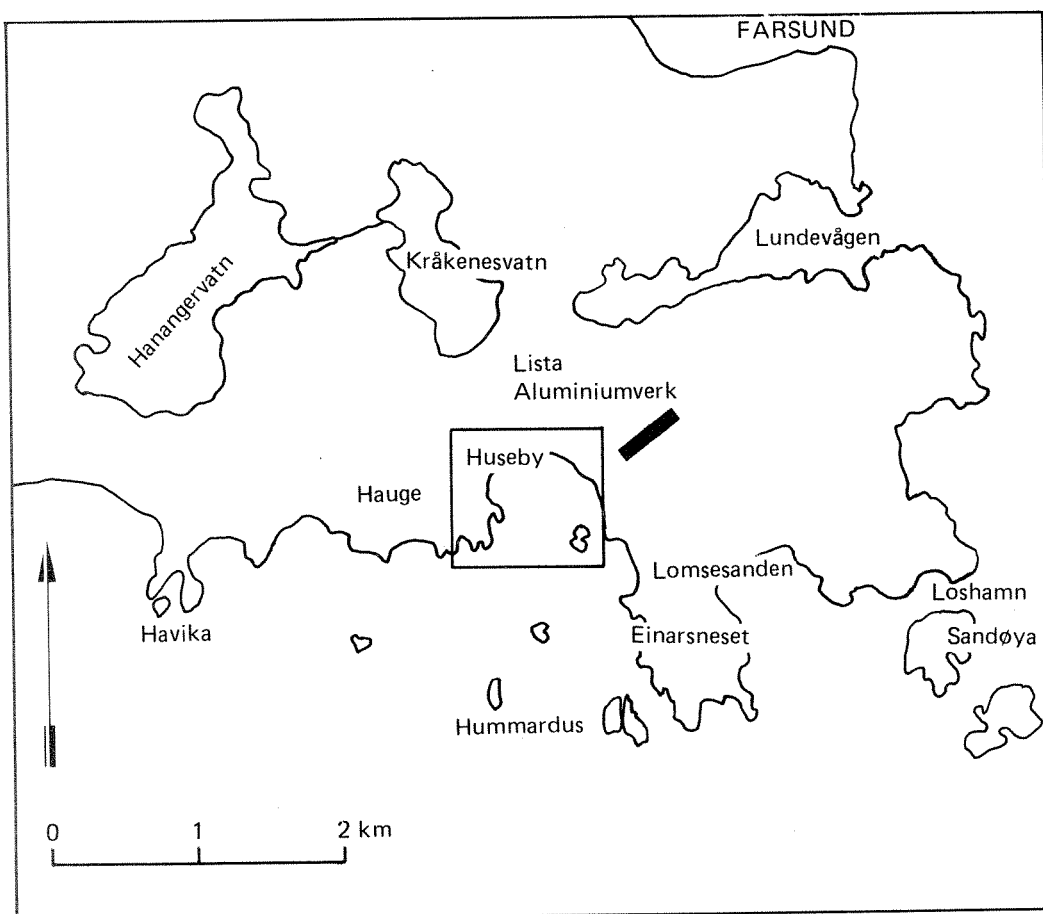
DE-2270

Utslipp av avløpsvann fra **Lista Aluminiumverk**

Kontrollundersøkelser

1987 - 1988

med tillegg av analyse av PAH i krabber



Tidligere rapporter i denne serien:

Norsk Institutt for Vannforskning: 0-68019.

Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk.

- Undersøkelse av biologiske forhold ved Husebysanden 1970-71. April 1972. 25 s.
- Kontrollundersøkelser 1972-73. Juli 1973, 13 s.
- Kontrollundersøkelser 1973-73. 28. mai 1975, 48 s.
- Kontrollundersøkelser 1975-78. 15. mai 1979, 28 s.
- Kontrollundersøkelser 1979-80. 20. mai 1981, 21 s.
- Kontrollundersøkelser 1981-82. 25. august 1983, 23 s.
- Kontrollundersøkelser 1983-84. 6. august 1985, 25 s.
- Kontrollundersøkelser 1985-86. 1. juni 1987, 27 s.
- Orienterende undersøkelse 1986 av PAH, klororganiske stoffer og metaller i skrubbeflyndre og taskekrabbe fra resipientområdet til Lista Aluminiumverk og referansestasjoner. 1. juli 1987, 21 s.

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

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

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

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

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

Prosjektnr.:
O-68019.

Undernummer:

Løpenummer:

2270

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminium- verk. Kontrollundersøkelser 1987-1988 med tillegg av analyse av PAH i krabber.	Dato: 31. juli 1989.
	Prosjektnummer:
Forfatter (e): Jon Knutzen.	Faggruppe: Marinøkologi.
	Geografisk område: Lista, Vest-Agder.
	Antall sider (inkl. bilag): 32.

Oppdragsgiver: Lista Aluminiumverk.	Oppdragsg. ref. (evt. NTFN-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt: Fortsatt høye konsentrasjoner av tjærestoffer (polysykliske aromatiske hydrokarboner, PAH) er registrert i snegler fra bukten utenfor Husebysanden, Lista. Det er også registrert forhøyet innhold av fluorid i tang fra området. Påvirkningen med PAH fra gassvaskeravløpet var delvis sporbart i krabber ca. 1 km fra utslippet, med konsentrasjoner opp til 5 - 10 ganger normalinnholdet. PAH-belastningen fra aluminiumverket ble derimot ikke funnet i krabber fanget 2 km unna. Forurensningsvirkningene i strandsonen var i likhet med tidligere bare registrerbare innenfor en avstand av 4 - 500 m.

4 emneord, norske:

1. PAH
2. Fluorid
3. Aluminiumsverk
4. Marin økologi

4 emneord, engelske:

1. PAH
2. Fluoride
3. Aluminium smelter
4. Marine ecology

Prosjektleder:


Jon Knutzen

For administrasjonen:


Torgeir Bakke

ISBN 82-577-1569-7

0-68019

UTSLIPP AV AVLØPSVANN FRA
LISTA ALUMINIUMVERK.

KONTROLLUNDERSØKELSER 1987-1988
MED TILLEGG AV ANALYSE AV PAH I KRABBER.

Oslo, 31. juli 1989.

Prosjektleder: Jon Knutzen.

Medarbeider : Lasse Berglind.

FORORD

Foreliggende rapport er den 9. i rekken av kontrollundersøkelser av forholdene i Husebybukta for Lista Aluminiumverk. Foregående rapporter i serien er listet på 2. omslagsside, med tillegg av en spesialundersøkelse av PAH i fisk og krabbe fra nærområdet til utslippet og på referansestasjoner. Det fremgår av listen at undersøkelsene med enkelte opphold er foretatt siden 1970; fra 1979 med årlige observasjoner av de biologiske forhold i strandsonen.

Analysene av avløpsvann er delvis foretatt av bedriften, som også har forestått innsamling av resipientvann og tang til analyse på fluorinnhold. Fluoranalysene i organismer er i likhet med tidligere utført ved SINTEF (avd. for teknisk kjemi, seksjon for kjemisk analyse).

Hovedkontakt hos oppdragsgiver har vært laboratoriesjef Jan Rob, som også har gitt verdifull bistand ved feltarbeidet.

De innsamlede algeprøver er analysert av lektor Øyvind Wiik, Drammen.

I september 1987 ble det gjort en fornyet innsamling av krabber til PAH-analyser. Innsamlingen ble organisert av Glenn Bjørnstad, Farsund og Lyngdal Naturvernforening og utført av lokale dykkere. Alle disse takkes for samarbeidet. Resultatene av disse analyser er tidligere rapportert i notat av 8/11-88, men inkluderes også her etter reanalyse av enkelte prøver.

Ved instituttet har Lasse Berglind vært ansvarlig for analysene av polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i avløpsvann og organismer.

Oslo, 31. juli 1989.

Jon Knutzen

INNHold	Side
FORORD	2
1. Sammendrag og konklusjoner	4
2. Innledning	6
3. Avløpsvannets og resipientvannets kjemiske og fysiske egenskaper	8
3.1 Fluorid og pH	8
3.2 PAH, toluenløselige materiale og partikler	10
3.3 Temperatur	10
4. Fluorid i organismer	12
5. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i snegl	15
6. PAH i krabber	21
7. Undersøkelser i strandsonen	23
8. Litteraturhenvisninger	26
VEDLEGGSTABELLER	
Tabell A1: Fluoridinnhold i grisetang (A.n.), sagtang (F.s.) og fingertang (L.d.) fra Haugestranda (Husebysanden) og referanselokaliteter (Havik 1977-1981 og Litlerauna 1982-1988), mg/kg tørrvekt. (Analyser ved SINTEF, Avd. for teknisk kjemi, seksjon for kjemisk analyse ¹). ? markerer tvilsomt høy konsentrasjon.	28
Tabell A2: Resultater av reanalyse for prøver av strandsnegl (<u>Littorina littorea</u>) fra Husebysanden, Lista 1987 og 1988.	
Tabell A3: Organismer i strandsonen ned til vel 1 m dyp, Husebysanden, Lista, 9/9-87 og 5-6/9-88. Subjektiv skala for mengdemessig forekomst: se tekst.	29

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

1. Overvåking av sjøvannsresipienten utenfor Lista Aluminiumverk (fig. 1, 4) har i 1987-88 bestått i de rutinemessige analysene av PAH i snegl og fluorid i tang, og observasjoner av livet i strandsonen ned til vel 1 meters dyp. Vurderingene av disse data skjer på grunnlag av avløpsvannanalyser (månedlige døgnblandprøver av fluorid, pH m.m., halvårlige døgnblandprøver av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), samt resipientobservasjoner av fluoridinnhold og pH).

I tillegg til det faste overvåkingsopplegget ble det i 1987 innsamlet krabbe fra 3 steder utenfor Husebybukta for analyse av PAH.

2. Fluoridinnholdet i tang fra resipientområdet var i likhet med tidligere år tydelig forhøyet sammenlignet med tang fra referansestasjoner (fig. 3).

En spesialundersøkelse tydet på at bevoksning med smådyr og alger på tang- og tareartene kan gi stort utslag ved fluoridanalysene. Dette kan i hvert fall delvis forklare enkelte bemerkelsesverdige høye konsentrasjoner observert i både 1988 og ved enkelte tidligere anledninger. Hvis man ønsker å følge utviklingen i belastningen over tid, må eventuelt opplegget for innsamling og prøveopparbeidelse av tang endres.

Avløpsvannanalysene for 1987-88 viste i middel den laveste fluoridbelastning over de siste 10 år (tabell 1).

3. I strandsnegl fra Husebybukta ble det registrert høyere PAH-innhold enn tidligere (tabell 3), uten at dette kan forklares ut fra de opplysninger som foreligger om belastningen. Å dømme etter de halvårlige prøvene har belastningen siden 1986 ligget på omlag samme nivå (tabell 2). Det er heller ikke funnet noe som tyder på episodisk påvirkning (f.eks. mindre oljespill) fra andre kilder. Forklaringen kan enten være at strømforholdene i 1987 og 1988 har medført høyere avløpsvannkonsentrasjoner på prøvestedet for snegl, eller at avløpsvannet en periode før prøvetaking har inneholdt mer PAH enn halvårsprøvene viser.
4. Krabbeanalysene av PAH (tabell 6) viste tydelig påvirkning i materiale innsamlet fra Hummardus ca. 1 km fra utslippet (fig. 4) - størrelsesordenen 5 - 10 ganger "normalinnholdet" av sum PAH og benzo(a)pyren i krabber fra bare diffust belastede områder. I

krabbene fra de to andre prøvestedene, bl.a. Svartskjær, som ligger i samme avstand fra utslippet som Hummardus (fig. 4), ble det derimot ikke funnet noe klart utslag av belastningen. Forklaringen kan være lokale forskjeller mht. strøm eller bunnforhold.

5. Forholdene i strandsonen har vært stabile etter den økningen i artsantall som i 1983-84 ble konstatert på de to mest belastede stasjonene (fig. 5, 6). En svak og usikker tendens til bedring ble observert ved at det på en av disse stasjonene (st. 3, fig. 1) igjen opptrådte noen få eksemplarer av tidligere forsvunne tangarter.

2. INNLEDNING

Formålet med kontrollundersøkelsene er å følge utviklingen hva angår:

- tilstanden i resipientområdet (Husebybukta, fig. 1), dels mht. til biologiske forhold i strandsonen, dels ved analyse av indikatorarters innhold av PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) og fluorid.
- avløpsvannets sammensetning, særlig mht. innhold av tjærestoffer (PAH) og fluorid.

Etter førundersøkelsene i 1970 (Knutzen og Rueness, 1972) er det med avbrekk 1975-1977 foretatt årlige marinbiologiske observasjoner i strandsonen (Knutzen, 1973, 1979, 1981, 1983, 1985a, 1987a, Knutzen og Arnesen, 1975). Stasjonene fremgår av fig. 1. Opprinnelig ble innsamling av alger og dyr foretatt med skrape fra land, fra og med 1980 ved snorkeldykking pga. tilbakevendende vanskelige observasjonsforhold forårsaket av bølgeslag.

Analysene av fluor i organismer har i hele undersøkelsesperioden vært utført ved SINTEF (avd. for teknisk kjemi), Trondheim, etter en patentert, ikke offentlig tilgjengelig metode. Analysene av PAH i avløpsvann ble tidligere utført av SI (Senteret for industriforskning), Oslo, i de par siste år ved NIVA, som også har analysert PAH i organismer. Den gasskromatografiske metoden for PAH-analyser er den samme på de to institutter (Bjørseth et al., 1979, Berglind og Gjessing, 1980).

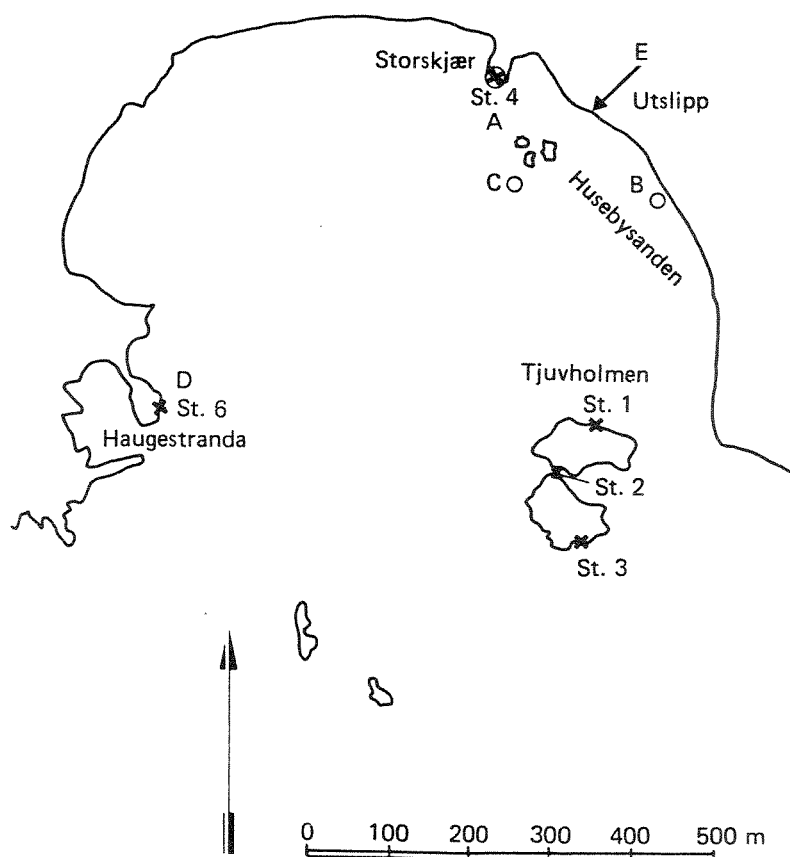
Produksjons- og avløpsforhold er i prinsippet ikke endret siden forrige rapport.

Ved undersøkelser i 1986 ble det konstatert markert forhøyet PAH-innhold i skallinnmat av krabber fra Husebybukta, sammenlignet med referanselokaliteter (Knutzen, 1987b). Formålet med gjentatt innsamling av materiale i september 1987 var å få nærmere avgrenset området der innflytelse av gassvaskeravløpet kunne spores i krabber (fig. 4).

Rapporten behandler data fra årene 1987 og 1988, jevnført med tidligere resultater. Forøvrig bygger vurderingene på analysemateriale og opplysninger fra bedriften. Til fig. 1 (stasjonsnett) kan bemerkes at 1974-1986 ble bare lokalitetene i den umiddelbare nærhet av avløpselven (st. A og B) benyttet til resipientvannanalyser, men fra 1987 er prøvetaking gjenopptatt på st. D.

På grunnlag av erfaringene fra de tidligere observasjoner ble det fra 1983 funnet formålstjenelig å utelate st. 2 fra de biologiske observasjonene. Videre er vorteflik og albusnegl fra 1985 ikke lenger benyttet som indikatorer på fluorbelastning. Ingen av artene synes spesielt godt egnet for formålet, og albusnegl har i tillegg hatt liten forekomst på alle stasjoner i de senere år.

Omgivelsene av st. 6 Hagestranda, er blitt noe endret fra forsommeren 1987. Utbygging av molo ved innløpet til fiskehavn har gjort st. 6 noe mindre bølgeutsatt enn tidligere.



Figur 1. Husebysanden. Stasjoner for observasjoner av biologiske forhold utenfor utslippet fra Lista Aluminiumsverk (x), samt bedriftens vannprøvestasjoner A-E (O).

3. AVLØPSVANNETS OG RESIPIENTVANNETS KJEMISKE OG FYSISKE EGENSKAPER

Bl.a. blåskjell-begroing i inntaksledningen til gassvaskeanlegget gjør at avløpsvannsmengden er noe varierende. Middelvannføringen i 1987 var 8.700 m³/time ; i 1988 8.200 m³/time (reduisert i forhold til 1987 pga. at en av sjøvannspumpene har vært delvis ute av drift). De nevnte avløpsvannsmengder er ca. 10% høyere enn tidligere angitt.

Tabell 1 viser utviklingen mht. pH og konsentrasjoner av fluorid i avløpsvann og resipientvann. Tallene baserer seg på månedlige døgnprøver, og rådata lagres ved bedriften og NIVA. Tabell 2 gir tilsvarende data for PAH (halvårlige døgnblandprøver).

3.1 Fluorid og pH

Av tabell 1 ses at pH i 1987-88 har vært omtrent som tidligere, både i utslipp og resipientvann.

Derimot har gjennomsnittlig fluoridinnhold i gassvaskeravløpet vært vesentlig lavere, idet man må tilbake til 1975-76 for å finne enda lavere middelkonsentrasjon. Forholdet gjenspeiles delvis også i resipientvannet (1987, men ikke i 1988).

I vann fra den gjenopptatte lokalitet D ved Haugestranda (fig. 1), ble det observert et midlere fluoridinnhold på 1.7 (1.2-2.4) og 2.4 (1.1-3.8), henholdsvis for 1987 (6 obs.) og 1988 (12 obs.). Sammenlignet med sjøvannets naturlige fluoridinnhold, viser resipientdataene midlere overkonsentrasjoner på omkring 2-5 ganger (for hovedvannmassene i Husebybukta kan det regnes med 2-3 ganger).

Med en midlere avløpsstrøm på 8.500 m³/time representerer 6-7 mgF/l et årlig utslipp på 450-500 tonn.

Tabell 1. Middelerverdier og variasjonsområde for løst fluorid og pH i avløpsvann og resipientvann i forskjellige perioder fra januar 1975 til desember 1988.

Tidsrom (antall obs. i avløps- vann)	Avløpsvann		St. A		St. B	
	pH	mg F/l	ph	mg F/l	pH	mg F/l
Jan.75-Nov.76 (23 obs.)	7.0 (6.7-7.3)	4.9 (2.6-7.8)	7.8 (7.4-8.0)	2.7 (1.0-5.7)	7.95 (7.6-8.1)	1.85 (0.6-6.2)
Des.76-Nov.78 (26 obs.)	6.9 (6.3-7.2)	7.3 (3.3-12.1)	7.8 (7.5-8.1)	3.8 (1.2-9.2)	7.95 (7.5-8.2)	2.35 (1.0-6.0)
1979 (12 obs.)	6.8 (6.6-7.0)	9.4 (5.6-12.9)	7.7 (7.1-8.0)	4.8 (1.8-12.5)	7.9 (7.4-8.1)	2.8 (1.0-5.6)
1980 (12 obs.)	6.7 (6.3-7.0)	11.6 (8.2-17.3)	7.6 (6.9-8.0)	7.2 (1.4-11.9)	7.9 (7.4-8.2)	3.4 (1.3-8.9)
1981 (12 obs.)	6.8 (6.4-7.1)	11.0 (6.3-18.8)	7.7 (7.1-8.1)	4.7 (1.5-11.8)	7.95 (7.3-8.1)	2.65 (1.5-6.5)
1982 (11-12 obs.)	6.8 (6.4-7.1)	10.4 (6.7-13.5)	7.7 (7.4-7.9)	5.3 (2.1-9.0)	7.85 (7.4-8.0)	2.55 (1.2-6.4)
1983 (12 obs.)	6.9 (6.2-7.4)	10.4 (7.4-12.5)	7.7 (6.9-8.0)	5.9 (3.4-10.1)	7.9 (7.3-8.1)	3.2 (1.1-8.3)
1984 (12 obs.)	7.3 (6.9-7.6)	7.4 (6.3-9.0)	7.8 (7.1-8.1)	4.1 (1.7-8.5)	7.9 (7.1-8.1)	2.8 (1.1-5.8)
1985 (12 obs.)	7.2 (6.7-7.5)	9.1 (6.5-16.6)	7.8 (7.3-8.1)	4.6 (1.3-6.6)	8.0 (7.6-8.1)	2.7 (1.3-8.1)
1986 (11-12 obs.)	7.0 (6.6-7.3)	9.4 (6.7-14.3)	7.6 (7.4-7.8)	5.1 (2.0-8.8)	7.8 (7.6-8.0)	3.2 (1.4-5.7)
1987 (12 obs.)	7.2 (7.1-7.6)	5.8 (4.4-7.8)	7.8 (7.6-8.1)	2.9 (1.7-4.9)	8.0 (7.7-8.3)	1.9 (1.1-3.5)
1988 (12 obs.)	7.0 (6.6-7.5)	7.0 (5.8-8.2)	7.8 (7.2-8.0)	4.9 (2.5-7.0)	7.8 (7.3-8.2)	2.8 (1.1-4.8)

3.2 PAH, toluenløselig materiale og partikler

Resultatene av analysene på PAH i halvårlige døgnblandprøver (tabell 2) tyder på forholdsmessig moderat PAH-innhold. Konsentrasjonen av total-PAH har tilsynelatende stabilisert seg på 5-10 µg/l siden 1986, men det lave antall analyser gjør representativiteten av prøvene usikker. Middelerdien for siste 5 års blandprøver (10 analyser) har vært ca. 15 µg/l, mens konsentrasjonen var vesentlig høyere den foregående 5-års periode (kfr. Knutzen, 1987a).

Andelen av potensielt kreftfremkallende stoffer (KPAH) i avløpsvannet ses å ha variert en del - stort sett omkring 40-50%. Dette er noe høyere enn angitt i tidligere rapporter. Årsaken er at KPAH nå er angitt i henhold til IARC (1987), som regner med noe flere potensielt kreftfremkallende forbindelser enn det tidligere benyttede beregningsgrunnlag (NAS, 1972).

En konsentrasjon på 10-15 µg/l gir et totalutslipp av størrelsesordenen 1 tonn PAH i året og i underkant av 0.5 tonn KPAH.

I brev av 27/1 1989 til SFT anfører bedriften at et anslag basert på bare to døgnblandprøver i året er meget usikkert. Grunnen er bl.a. at innslaget av partikler og små tjæredråper, som PAH i det alt vesentlige er knyttet til, må antas å være sterkt varierende og dermed tilfeldig. Variasjonene skyldes flere faktorer: Tilstand i tårnsumpen (der det samles opp PAH-holdig slam), vedlikehold av vasketårn og variasjoner i vannmengde/trykk. I tillegg til måleusikkerhetene kommer en ikke tallfestet, episodisk belastning ved rengjøring av tårnsumpene i vinterhalvåret. (Mesteparten av slammet deponeres, men en rest går i avløp når vasketårnet settes i drift igjen). På grunnlag av disse forhold og en ca. renseeffekt målt i vasketårnene, anslås totalutslippet til vann å være 0.5-3 tonn pr. år, mest i vinterhalvåret.

Innholdet av toluenløselig materiale i de to årlige døgnblandprøvene for PAH-analyser var i 1987-88 høyere enn i 1986 (tabell 2), men lavere enn i de fleste øvrige årene i perioden 1979-1985 (se Knutzen, 1987a).

Utviklingen mht. toluenløselig materiale i de månedlige døgnprøvene for analyse på fluorid og pH har vært (mg/l, n = 12):

	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988
M	2.35	1.28	0.63	0.55	0.28	0.33	0.27	0.34
SD	1.19	0.72	0.31	0.55	0.19	0.13		

Innholdet av tørrstoff i de månedlige blandprøvene var i gjennomsnitt 4.2 og 5.9 mg/l (1987 og 1988). 5 mg/l tilsvarer et årlig utslipp på ca. 350 tonn partikkelmateriale. Dette er omkring halvparten av belastningen med suspendert stoff i 1985-86.

3.3 Temperatur

I henhold til bedriftens analyserapporter har temperaturstigningen fra inntaket i Lundevågen til gassvaskeravløpet vært 4-5°C, dvs. av samme størrelse som tidligere og uten særlig betydning i Husebybukta.

Tabell 2. Innhold av sum PAH, utvalgte enkeltforbindelser og sum potensielt kreftfremkallende stoffer* (KPAH) etter IARC (1987) og toluenløselig materiale i gassvaskeravløp fra Lista Aluminiumverk 1985-1988. (Se tekst vedrørende forandret betydningsinnhold av begrepet KPAH sammenlignet med tidligere rapporter).

Forbindelse	Mai 1985	Nov. 1985	Mai 1986	Nov. 1986	Mai 1987	Nov. 1987	Mai 1988	Nov. 1988
Fenanten	0.7	1.3	0.8	0.2	0.8	-	0.4	0.8
Fluoranten	1.2	14.9(?)	0.5	0.3	0.8	0.3	0.1	0.8
Pyren	0.9	1.4	0.4	0.1	0.7	0.2	0.1	0.5
Benzo(a)fluoren	0.1	1.4	-	-	-	-	-	0.1
Benzo(b)fluoren	0.4	0.6	-	-	-	-	-	0.2
Benz(a)antracen*	1.4	1.5	0.3	0.4	0.5			
0.4 0.1 0.3								
Chrysen*/Trifenylene ¹⁾	3.2	3.5	0.7	0.8	1.0	0.8	0.7	0.8
Benzo(b,j,k)fluoranten*	7.6	6.9	2.0	1.2	~0.6	1.1	1.3	1.8
Benzo(e)pyren	2.0	1.6	-	0.5	0.3	0.3	0.6	0.7
Benzo(a)pyren*	1.9	1.1	~0.2	~0.4	0.3	~0.2	0.4	0.5
Indeno(1,2,3-cd)pyren* ²⁾					0.2	0.2	0.3	0.8
Dibenz(a,c/a,h)antracen* ³⁾	0.5	-	-	<0.1	-	0.1	-	0.2
Andre						2.0	~0.4	2.1
Sum PAH ³⁾ , µg/l	26.4	36.6(?)	5.1	4.5	7.1	5.6	4.4	10.7
Derav KPAH, µg/l	13.0	11.3	2.9	2.4	2.1	2.4	~2.5	4.0
% KPAH	~50	~31	~57	~55	~29	~43	~57	~37
Toluenløselig materi- ale, µg/l	150	1960(?)	140	250	360	230	310	460

¹⁾ Bare halvparten regnet med i sum PAH.

²⁾ = 0-fenylene-pyren.

³⁾ Kan også omfatte små mengder hetrocykliske.

4. FLUORID I ORGANISMER

Det er tidligere påvist en statistisk signifikant økning i fluoridinnholdet i alger og skall av albusnegl fra Haugestrande/Husebybukta (Knutzen, 1979, 1980, 1981). At det har funnet sted en slik forhøyelse, ble også dokumentert ved sammenligning med fluorinnholdet i tang fra referanseområder. En samlet dokumentasjon av dette materialet for alger er gitt i appendikstabell A1. For albusnegl, som ikke lenger benyttes i overvåkingsprogrammet, henvises til tidligere rapport (Knutzen, 1987a, appendikstabell A2).

Forhøyelsen av resipientalgenes fluoridinnhold er illustrert i fig. 2. Basert på middelverdiene (kfr. tabell A1) er det i resipientalgene funnet overkonsentrasjoner på 5-7 ganger (kfr. også Knutzen, 1987c). At forskjellen mellom resipientområdet og referansestasjonene er statistisk signifikant, er tidligere bekreftet ved toveis ANOVA variansanalyse (Knutzen, 1987a).

Utviklingen fra 1977-82 til 1986 er vist i fig. 3. Man ser at fluoridinnholdet i algene fra resipientområdet har vært sterkt varierende, og at det ikke fremgår noen tendens over tid. Hverken avløpsvannets eller resipientvannets innhold av fluorid, målt som årsmiddel (kfr. tabell 1), viser tilsvarende utslag. Flere av fluoridkonsentrasjonene i alger virker tvilsomme, spesielt maksimalverdiene. Forholdet lar seg imidlertid ikke vurdere på grunn av flere usikkerhetsfaktorer:

- opptak/binding/utskillelse av fluorid i alger (hastighet av opptak/utskillelse, bindingsform)
- patentert analysemetodikk (SINTEF), som derved unndrar seg kontroll
- faktorer ved prøveinnsamling (individuelle variasjoner i algenes innhold, mulige forskjeller mellom unge og eldre planter/plantedeler, materialets renhet)

Den mulige betydning av påvekst er belyst ved analyse av ekstraprøver med tang fra Haugestranda i november 1988.

Resultatene for 2-3 parallellanalyser ble (mgF/kg tørrvekt):

	"Rene"	Begrodd
Sagtang	41.0 (40.1/43.9)	82.4 (81.9/82.9)
Fingertare	43.0 (40.0-44.3)	164 (156/172)

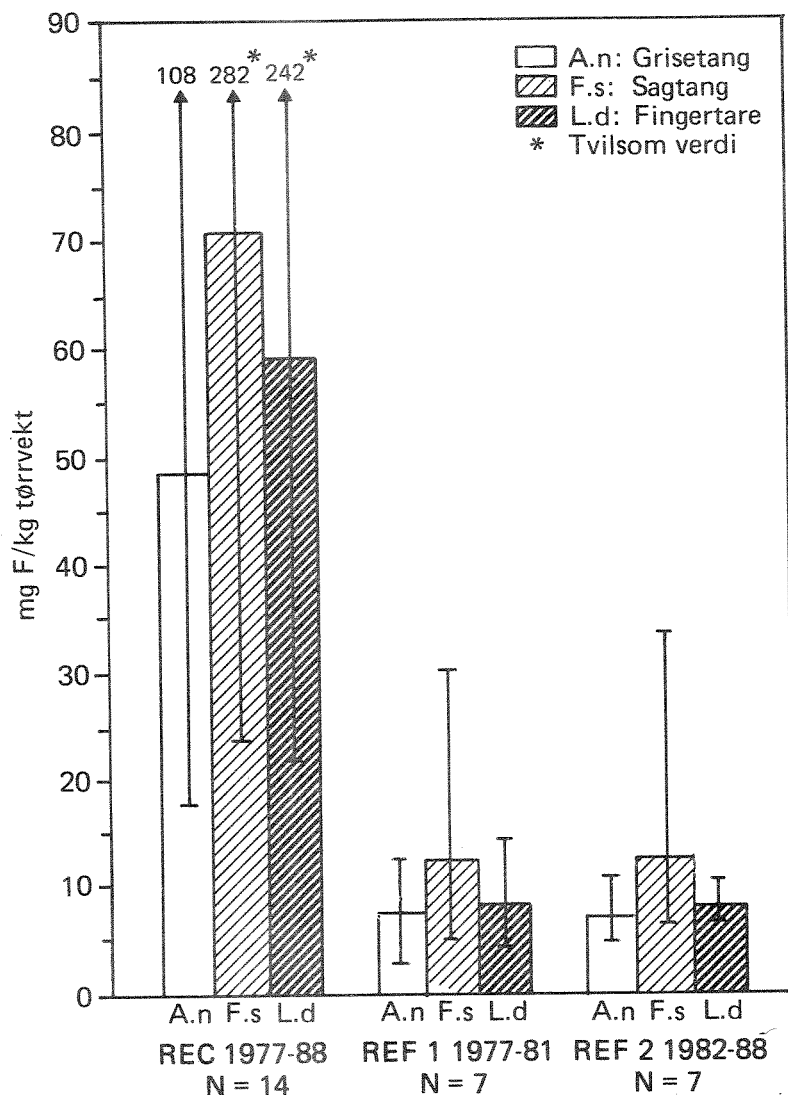


Fig. 2. Fluorid i alger fra Haugestranda (Husebysanden) og to referansestasjoner, Lista 1977-1988, mg/kg tørrvekt.

Påveksten synes å medføre en tydelig økning i fluoridinnholdet. Når dette ikke er tatt hensyn til ved tidligere innsamlinger, kan m.a.o. urent prøvemateriale være den vesentlige del av forklaringen på enkelte merkelig høye konsentrasjoner (f.eks. sagtang 31/5-78 og fingertare 8/9-88).

På bakgrunn av de usikkerheter som er nevnt, bør det vurderes om det har noen hensikt å fortsette med fluoridanalysene i tang. Programmet kan sies å ha hatt til formål å belyse to spørsmål:

A Bevirker avløpsvannet forhøyet fluorinnhold i organismene fra resipientområdet?

B Kan det spores noen sammenheng mellom fluorinnholdet i organismer og belastningen (herunder eventuell utvikling over tid)?

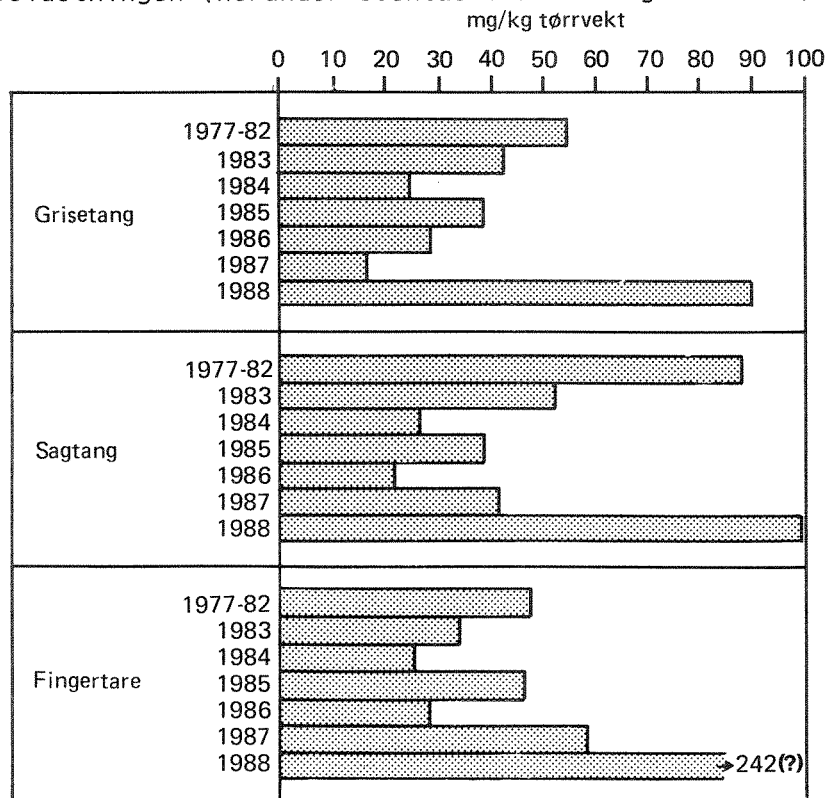


Fig. 3. Fluoridinnhold (mg/kg tørrvekt) i alger fra resipientområdet til Lista Aluminiumverk. Utvikling 1977-1988.

Spørsmål A synes besvart bekreftende ved det påviste signifikant høyere fluoridinnhold i tang fra resipientområdet enn det som finnes "normalt". Hvorvidt dette spørsmål fortsatt er interessant å forfølge beror på om det har noen praktiske konsekvenser for brukerinteresser eller konsesjonskrav. Hvis ikke, kan programmet avsluttes. (Naturvitenskapelig er datamaterialet lite brukbart i betraktning av alle de ovennevnte usikkerheter).

Spørsmål B kan man se bort fra å få pålitelig belyst, med mindre det foretas en omlegging av undersøkelsesopplegget. Denne omlegging krever at det først foretas en grunlagsundersøkelse av bl.a. mulige individuelle variasjoner og variasjon med vevsaldre. Videre kreves at innsamlingen av blandprøver foretas etter en prosedyre utarbeidet på basis av det som finnes under grunlagsstudiet. Analysene bør dessuten utføres med en offentlig tilgjengelig - etterprøvable - metode. (Alternativt at det foreligger en offentlig kontroll av metodikken; resultater fra internasjonal interkalibrering eller lignende).

5. POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I SNEGL

Hovedresultatene av disse analyser 1978-1988 fremgår av tabellen nedenfor. Rådata for snegleprøvene fra st. 3 utenfor Husebysanden er gjengitt i appendikstabell A2. Jevnført med Knutzen (1987a) og tidligere rapporter, omfatter KPAH i tabell 3 summen av forbindelser som i henhold til IARC (1987) er sannsynlige eller mulig kreftfremkallende overfor mennesker (mot tidligere summert i henhold til NAS (1972)).

Det er bemerkelsesverdig at PAH-innholdet i snegl fra Husebybukta er registrert å være delvis høyere i 1987-88 enn noensinne tidligere, til tross for at PAH-innholdet i avløpsvann har vært blant de lavest påvist (kfr. tabell 2 og Knutzen (1987) vedrørende avløpsvanndata for før 1985). Begge de to aktuelle snegleprøvene er reanalysert, slik at analysefeil mht. totalinnhold er usannsynlig (kfr. appendikstabell A2).

Forholdet kan heller gjenspeile samme fenomen som er observert i blåskjell, dvs. at PAH-innholdet kan variere sterkt (Rygg et al., 1986). Slike variasjoner må dels ses i sammenheng med et økende antall vitnesbyrd om hurtig opptak og utskillelse på fra få dager til bare et par uker (kfr. sammenstilling av litteraturdata i Knutzen, 1989a). Følgelig vil endret belastning hurtig gjenspeiles i indikatororganismene, og mer nøyaktige data med henblikk på sammenligning fra år til år (utvikling over tid) kan bare fås ved flere observasjoner gjennom året.

Også andre variasjonsfaktorer kan spille inn, spesielt biologiske forhold (gyting, fysiologisk tilstand) og episodepåvirkning fra andre kilder. Førstnevnte må anses lite sannsynlig siden innsamlingen av prøver har foregått til praktisk talt samme tid hvert år.

Mulige episodisk påvirkning vil i dette tilfellet mest sannsynlig komme ved spillolje fra fiskebåter eller fritidsbåter. Nylig forekomne belastninger av en slik art ville kunne fremgå ved en endret PAH-profil (relativ representasjon av ulike PAH i det analyserte materiale), bl.a. ved økt innhold av diaromatiske forbindelser, som bare synes å opptre sporadisk i avløpsvannet (kfr. rådata nov. 1984, mai 1985).

Tabell 3. Tot. PAH, KPAH (se tekst kap. 3.2) og benzo(a)-pyren i albusnegl (Patella vulgata) og vanlig strandsnegl (Littorina littorea) fra Husebybukta (0.5 km), Havik (3 km) og Litlerauna (10 km) 1978-1986, mg/kg tørrvekt. (Km-tall angir ca. avstand fra utslipp). OBS: Resultater av re-analyse i parentes.

	ALBUSNEGL			VANLIG STRANDSNEGL			
	Huseby- bukta	Havik	Litlerauna	Huseby- bukta	Havik	Litlerauna	
Tot. PAH	1978	141.8-175.5	7.8-15.5				
	1980	51.1	5.9				
	1981	150.8	9.2				
	1982	103.8					
	1983	37.4		0.86			
	1984	119.4	1.6				
	1985	48.6	1.4	6.9?	71.3	1.1	0.8
	1986	45.3	1.2		43.0	0.8	3.6
	1987				155.8 (162.3)		0.55
	1988				276.4 (290.2)	4.1	1.2
KPAH	1978						
	1980	~ 8.0	~0.48				
	1981	~ 6.3	~0.18				
	1982	~ 5.5					
	1983	~ 2.9		0.18			
	1984	~ 6.8	~0.11				
	1985	~ 2.3	~0.07	~0.04	~ 8.7	~0.14	~0.05
	1986	~ 2.2	~0.22		~ 5.9	~0.16	~0.33
	1987				22.8 (15.5)		~0.07
	1988				13.4 (13.2)	~0.54	~0.07
B(a)P	1978	0.40	~0.03				
	1980	0.37	~0.06				
	1981	0.90	-				
	1982	0.15					
	1983	0.22		0.04			
	1984	0.57	~0.01				
	1985	0.10	~0.005	Ikke reg.	0.77	~0.012	Ikke reg.
	1986	0.60	~0.04		2.2	~0.03	~0.025
	1987				1.7 (2.4)		Ikke reg.
	1988				0.56(2.70)	mask.	~0.009

Tabellene 4 og 5 nedenfor gir en oppsummering av PAH-profiler fra de årene kontrollundersøkelsene har foregått, henholdsvis for avløpsvann og snegler. Sammenligningen er gjort ved å gruppere PAH med noe forskjellig løselighet/flyktighet:

- Relativt lett-løselige: Sum fenantren (F)+Fluoranten (F1) og pyren (P).
- Forholdsmessig tungt løselige: Sum av benzofluorantener (BF1) og benzopyrener (BP).

- En gruppe av middels tungt/tungt løselige PAH, som regelmessig utgjør en tredje betydelig andel av gassvaskeravløpets PAH-innhold: Sum av Chrysen/trifenylen (C/T) og benzo(a)antracen (BA).

Til tabell 5 kan tilføyes at den eneste gang det er observert noe innslag av diaromatiske forbindelser (naftalener) i snegl var i materialet fra Husebybukta i 1984. Rubrikken "Andre" i tabell 5, omfatter heller ikke for prøvene fra Havik og Litlerauna "avløpsfremmede" aromatiske forbindelser.

Ved sammenligning av tabellene 4 og 5 kan man særlig merke seg den relative underrepresentasjon i albusnegl og strandsnegl av de tyngst løselige PAH jevnført med disse forbindelsers andel i avløpsvann. Som man ser utgjør benzofluorantener og benzopyrener i middel omkring 1/3 av avløpsvannets totale PAH-innhold, mens de i snegl bare utgjør omkring 10% (unntatt i enkelte prøver med lavt totalinnhold og tilsvarende usikre data). Dette betyr bl.a. at snegl vanligvis er en dårligere indikator på de potensielt kreftfremkallende PAH enn blåskjell og særlig jevnført med o-skjell (kfr. f.eks. Knutzen og Skei, 1986, 1988, Knutzen, 1989b).

Strandsnegl og albusnegl synes å ha omlag like akkumuleringsegenskaper. Muligens har ikke strandsnegl fullt så utpreget tendens til forholdsmessig underrepresentasjon av de "tyngre" PAH.

Av tabell 4 ses også at det kan være betydelig variasjon i avløpsvannets sammensetning. Dette understreker de problemer som knytter seg til å spore smelteverksavlop fra gassvaskere over lengre avstand. Problemene skyldes ikke minst at forbindelsene man finner som fremtredende bestanddeler av bakgrunnsnivået (luftnedfall, havstrømmer) i stor grad er de samme stoffer som dominerer i gassvaskevannet.

Ellers viser reanalysene av materialet fra Husebysanden (appendikstabell A2) og Litlerauna (tabell 5) at det i prøvetaking, opparbeidelse og analysemetodikken tilsammen ligger en ikke ubetydelig usikkerhet. Denne gjør seg kanskje særlig gjeldende ved konsentrasjoner ned mot bakgrunnsnivået, men av appendikstabell A2 ses at det også ved høye konsentrasjoner kan være variasjoner på opp til 50-100%, i ekstreme tilfeller enda mer. I de foreliggende tilfeller er reanalysene basert på uttak av ny subprøve fra homogenisatet av de opprinnelig ca. 100 snegl. Følgelig skyldes forskjellene i analyseverdier enten vanskeligheter med å få homogenisert fullstendig og/eller usikkerhet i analysemetodikken. Å avgjøre hvilke av disse

faktorer som spiller størst rolle, krever en egen metodestudie. Enkelte av avvikene tyder imidlertid på at i hvert fall analysemetodikken i seg selv kan gi store utslag. Ett eksempel på dette er tydelig forekomst av enkelte forbindelser i bare den ene av parallellanalysene (kfr. f.eks. 2-methylantracen og 9-methylantracen i kolonne 1-2 i appendikstabell A2). Et annet eksempel er det betydelige avviket for B(a)P mellom kolonnene 4 og 5 i appendikstabell A2. Her ses at interfererende (ukjente) substanser kan forstyrre analysen og maskere enkelte topper i kromatogrammet (B(e)P i kolonne 4) eller gjøre mengdebestemmelsen usikker (B(e)P og B(a)P i kolonne 5).

Selv om det langt fra er fullt samsvar mellom avløpsvannets og sneglenes PAH-profil, er det heller ingen bestemte indikasjoner på andre kilder for de høye konsentrasjonene i snegl fra 1987-88. Grunnlaget for denne konklusjonen er dels mangelen på diaromater eller andre oljerelaterte forbindelser i sneglematerialet, dels at forskjellen mellom sneglenes PAH-profil i 1987-88 og 1985-86 ikke er større enn det man kan forvente. Det som gjenstår som den mulige forklaringen på forhøyelsen av PAH-innholdet er da:

- Vind- og strømforhold har vært slik i 1987 og 1988 at det har medført en mer konsentrert avløpsvannpåvirkning av ytre Tjuvholmen enn tidligere år.
- Avløpsvannet har i en periode nær tidspunktet for innsamling av snegl hatt høyere PAH-innhold enn de halvårlige målingene viser. Imidlertid foreligger ingen bestemte opplysninger om driften som skulle tilsi dette.

Såvidt sterke variasjoner i indikatorartenes PAH-innhold, under i hvert fall tilsynelatende omlag samme betingelser, medfører at det blir vanskelig å få frem pålitelige utviklingstendenser ved annet enn radikale reduksjoner i belastningen. Den eventuelle løsning på problemet med sammenligninger fra år til år ligger i å øke prøvetakingshyppigheten til i hvert fall 6 ganger i året.

Av tabell 3 ses at også ved Havik ble det påvist tydelig høyere PAH-innhold i sneglene enn før, (bortsett fra de tidlige vitnesbyrd i 1978-81 om påvirkning i så lang avstand fra aluminiumsverket). Også i dette tilfellet kan det spekuleres på dlom strømforholdene over en periode har gitt større belastning enn vanlig.

Tabell 4. PAH-profiler (%-vis sammensetning) i avløpsvann fra Lista Aluminiumverk 1979-1988. (Forkortelser: se tekst).

	F + F1 + P	C/T + BA	BF1 + BP	Andre
Nov. 1979	14.0	22.5	34.0	29.5
Mai 1980	6.4	33.9	33.9	25.9
Nov. 1981	30.4	20.9	23.0	25.7
Mai 1982	10.7	24.9	37.4	27.0
Nov. 1982	13.5	20.6	31.7	34.2
Mai 1983	27.5	10.9	16.5	45.1 ¹⁾
Nov. 1984	10.5	18.6	44.5	26.4
Mai 1984	13.7	20.8	44.0	21.5
Nov. 1984	21.1	21.9	29.4	27.6
Mai 1985	10.6	17.4	43.6	28.4
Nov. 1985	48.1 ²⁾	13.6	26.2	12.1
Mai 1986	33.3	19.6	43.1	4.0
Nov. 1986	13.3	26.7	46.7	13.3
Mai 1987	32.4	21.1	16.9	29.6
Nov. 1987	8.9	21.4	28.6	41.1 ³⁾
Mai 1988	14.3	18.6	50.8	16.3
Nov. 1988	19.6	10.3	28.0	42.1 ⁴⁾
Middel/Variasjon	19.3 (6.4-48.1(?))	20.2 (10.3-33.9)	34.0 (16.5-50.8)	26.5 (4.0-45)

1) 29.3% fluoren. 2) 40.7% fluoranten (?). 3) 19.6% antracen.

4) 13.1% antracen, 6% disykliske.

Tabell 5. PAH-profiler (%-vis sammensetning) i prøver av snegl fra resipientområdet til Lista Aluminiumverk og fjernere lokaliteter 1980-1988. (Forkortelser: se tekst).

Arter/stasjoner	F+F1+P	C/T+B(a)A	BF1+BP	Andre
ALBUSNEGL				
Husebybukta 1980	52.5	16.4	8.3	13.6
" 1981	78.3	10.5	4.2	7.0
" 1982	66.4	14.1	5.8	13.7
" 1983	60.8	15.7	7.0	16.5
" 1984	65.5	9.1	7.0	18.4
" 1985	73.0	13.4	5.2	8.4
" 1986	75.4	10.9	4.8	8.9
Middel/Variasjon	67.4 (52.5-75.4)	12.9 (9.1-16.4)	6.0 (4.2-8.3)	12.3 (7.0-18.4)
Havik 1980	63.3	21.9	9.0	5.8
" 1981	80.3	7.6	2.5	9.6
" 1984	60.0	15.5	4.7	19.8
" 1985	69.9	20.0	2.0	8.1
" 1986	67.7	25.1	1.2	6.0
Middel/Variasjon	68.2 (60.0-80.3)	18.2 (7.6-25.1)	3.9 (1.2-9.0)	9.8 (5.8-19.8)
Litlerauna 1983	48.8	8.1	20.6	22.5
" 1985	87.2	2.1	~ 0.1	10.6
STRANDSNEGL				
Husebybukta 1985	60.7	17.9	12.7	8.7
" 1986	64.1	14.2	14.1	7.7
" 1987	53.1 (70.1) ¹⁾	13.8 (8.8)	10.6 (9.9)	22.5
" 1988	78.0 (79.0) ¹⁾	8.2 (6.8)	3.4 (3.8)	10.4
Middel/Variasjon	64.0 (53.1-78.0)	13.5 (8.2-17.9)	10.0 (3.4-14.1)	11.8 (7.7-22.5)
Havik 1985	69.3	24.1	4.5	2.1
" 1986	62.7	20.5	15.8	1.0
" 1988	67.2	11.8	11.4	9.6
Middel/Variasjon	66.4 (62.7-69.3)	18.8 (11.8-24.1)	10.6 (4.5-15.8)	4.2 (1.0-9.6)
Litlerauna 1985	77.7	19.9	2.4	-
" 1986	69.9	19.1	7.7	3.3
" 1987	81.1	9.9	9.0	-
" 1988	85.4 (59.7) ¹⁾	Mask. (35.3)	12.3 (4.3)	12.3 (0.7)
Middel/Variasjon	78.5 (69.9-85.4)	16.0 (9.9-19.9)	7.8 (2.4-12.3)	- (0-12.3)

¹⁾ Reanalyseverdier i parentes.

6. PAH I KRABBER

Som resultat av 1986-undersøkelser som viste tydelig forhøyet PAH-innhold i krabber fra Husebybukta (Knutzen, 1987b), ble det i september året etter samlet nytt materiale fra lokaliteter noe lenger ut (Svartskjær, Hummardus, Sandøybukta, se fig. 4). Hensikten var å få bedre kjennskap til utslippets innflytelsesområde. Hovedresultatene fra analysene er gitt i tabell 6.

Tabell 6. PAH i krabber fra lokaliteter ca. 1 - 2 km fra utslipp av gassvaskevann fra Lista Aluminiumverk i sept. 1987, µg/kg friskvekt. Vedr. KPAH, se tekst kap. 3.2.

Stasjoner/prøver	Sum PAH	KAPH (Etter IARC, 1987)	B(a)P	% KPAH	%-andel BP+BF1 ²⁾
HUMMARDUS					
Skallinnmat, hanner	604	152	~10	~25	~12
" hunner	436	140	16	~32	~19
Klokjøtt, hanner	~250	< 28	< 5	~11	~ 8
SVARTSKJÆR					
Skallinnmat, hanner	~120 (<170)	< 42	<10	~30 (<35)	
" hunner	~100 (<160)	< 45	<10	~30 (<45)	
Klokjøtt, hanner	<100	< 45	<10	<50	
SANDØYBUKTA¹⁾					
Skallinnmat, hanner	72	~ 14	~ 1	~20	
" hunner	124	~ 27	1	~22	

1) Reanalysert pga. for høye deteksjonsgrenser ved 1. gangs analyse. Noe lavere (og sikrere) verdier enn rapportert i brev av 8/11-1988.

2) Benzopyrener og benzofurantener.

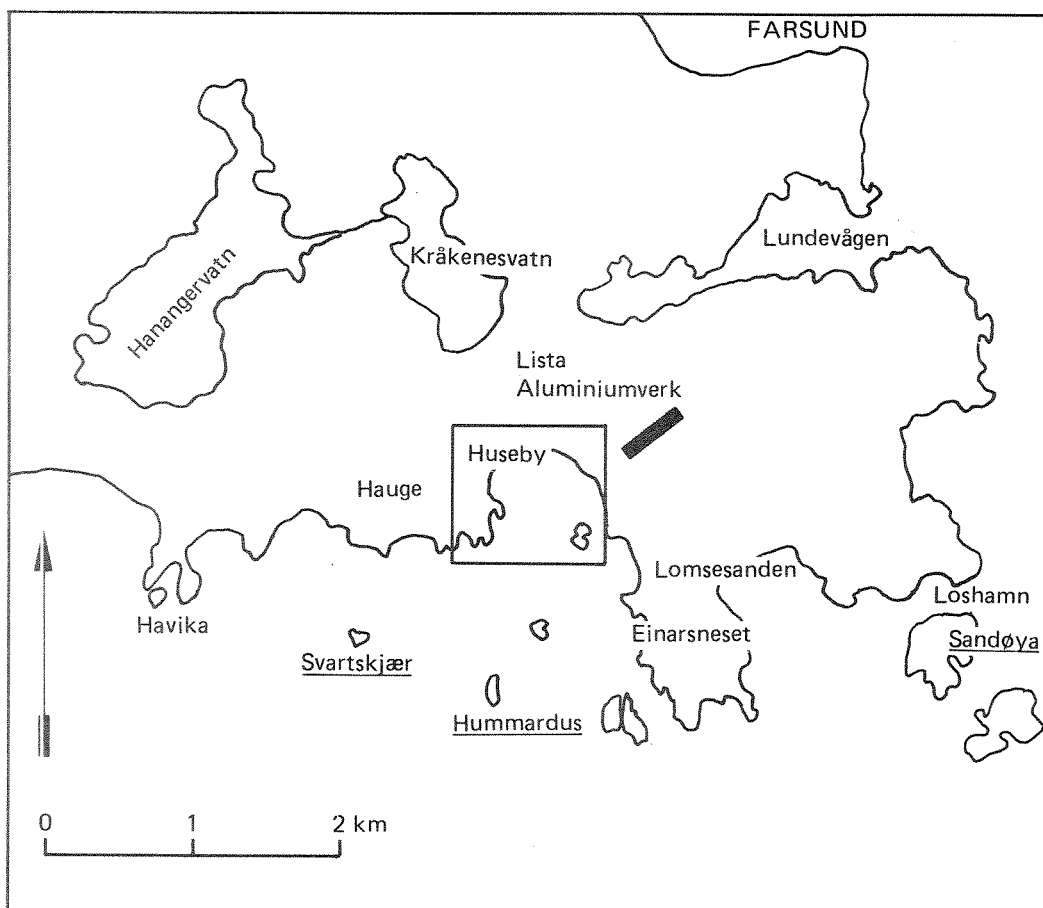
Av tabellen fremgår at PAH-påvirkningen var tydelig i krabbene fra Hummardus. Konsentrasjonen i skallinnmat var imidlertid vesentlig lavere enn det som ble registrert i krabber samlet fra Tjuvholmene i 1986 (3.303 µg/kg, 867 µg/kg og 115 µg/kg, henholdsvis av sum PAH, KPAH og B(a)P, kfr. Knutzen, 1987b).

Hverken ved Svartskjær eller lenger unna ved Sandøy var PAH-innholdet merkbart påvirket av avløpsvannet fra aluminiumsverket. PAH-innholdet var begge steder omkring 100 µg/kg friskvekt, dvs. omtrent som på referansestasjonen omkring 9 km østover ved 1986-undersøkelsen (Knutzen, 1987b). 100 µg/kg PAH og ca. 1 µg/kg friskvekt av B(a)P er det man synes å måtte regne med som et diffust bakgrunnsnivå i krabbe. Forskjellen mellom PAH-innhold i krabbene fra Svartskjær og

Humardus-materialet er det vanskelig å ha noen bestemt formening om. Det kan ha å gjøre med lokale forhold (strømbildet, skiftet i dette med vind og/eller bunntopografien, dvs. lokale fordypningsområder der sotpartikler kan hopes opp). Dette er imidlertid spekulativt. For sikkerhets skyld vil også prøvene fra Svartskjær bli reanalysert i forbindelse med kommende adgang til nøyktigere analysemetodikk.

Av resultatene ses også at det var tydelig tendens til lavere PAH-innhold i klokjøtt enn i skallinnmat, mens det ikke var noen bestemt forskjell mellom hann- og hunnkrabber. At hunnkrabbene vandrer lenger enn hannkrabbene kan gi utslag begge veier når kjønnenes PAH-innhold jevnføres - avhengig av vandringshistorien.

Prosentandelen av sum benzofluorantener og benzopyrener på < 10 - 20% (ca. 18% i 1986-krabbene fra nærmere utslippet) antyder også for denne arten forholdsmessig underrepresentasjon av de tungtløselige PAH i avløpsvannet, om enn ikke like klart som hos snegl.



Figur 4. Lokalteter for innsamling av krabbe til PAH-analyse 1987: Svartskjær, Humardus, Sandøya. Innfelt: Område for rutineovervåking (fig. 1).

7. UNDERSØKELSER I STRANDSONEN

Resultatene av gruntvannsobservasjonene er presentert i appendikstabell A3. I likhet med tidligere er observasjonene foretatt ved fridykking ned til 1-2 m, og den relative mengdemssige forekomst angitt etter en skjønsmessig skala:

- 5: Dominerende
- 4: Hyppig
- 3: Vanlig
- 2: Sparsom
- 1: Sjelden
- +: Forekommer (bl.a. ved vanskelig bedømbar forekomst av små og/eller bevegelige arter).

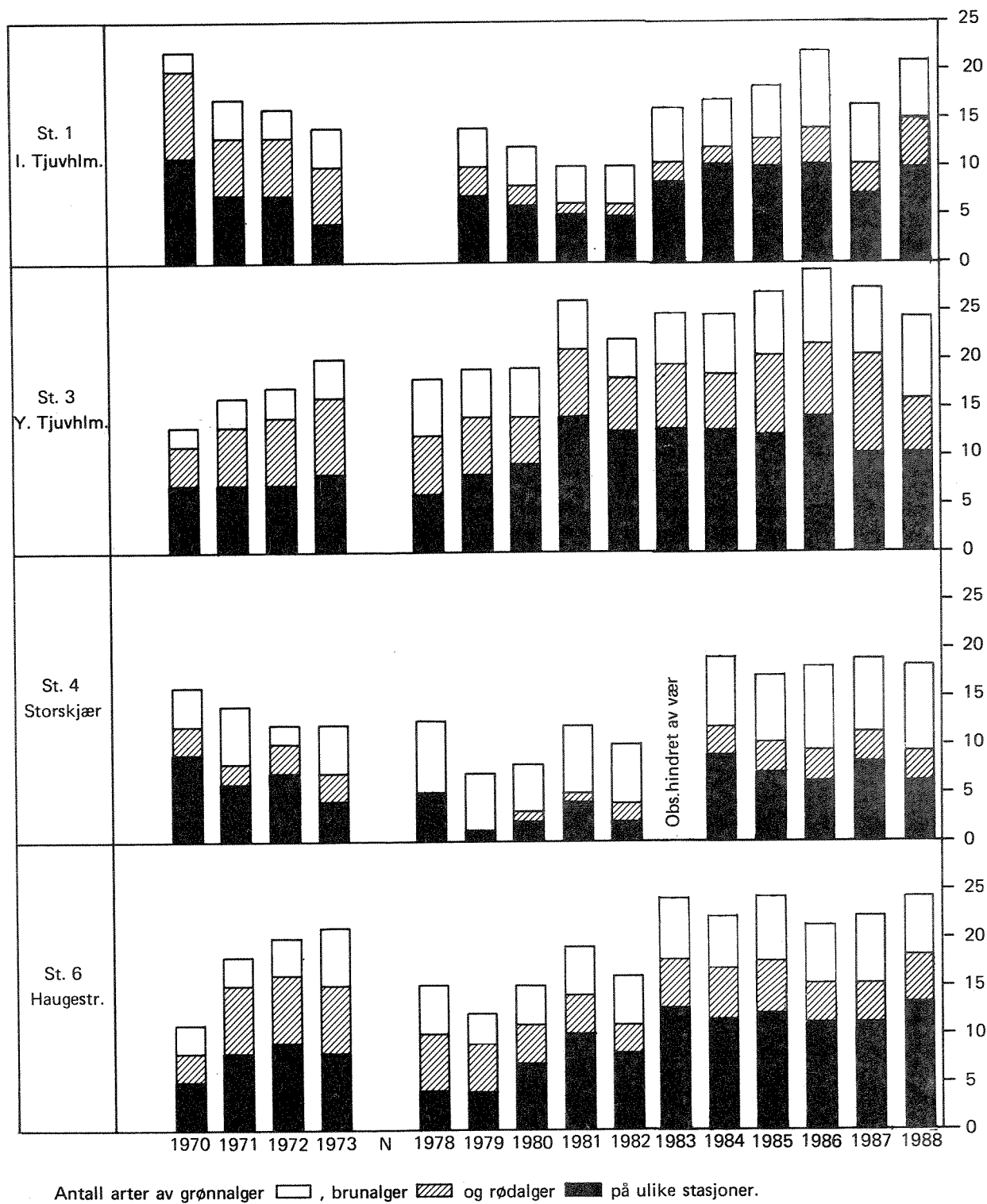
Observasjonsforholdene var tilfredsstillende/gode begge år.

Forbehold knyttet til dette enkle opplegget er redegjort for i tidligere rapporter. (For 1987-88 gjøres spesielt oppmerksom på et par tilfeller av manglende registreringer, som mest sannsynlig skyldes unøyaktige feltnotater vedrørende arter som ikke innsamles: Laven Anaphychia fusca på st. 6 i 1988 og den skorpeformede rødalgen Hildenbrandia (fjæreblod på st. 3 i 1987).

Utviklingen i forekomsten av utvalgte arter og i antall registrerte alger er vist i figurene 5 og 6.

Hovedkonklusjonen fra materialet er at det bare har funnet sted små endringer siden 1983-84, da det ble registrert en økning i antall arter på de to hardest belastede stasjonene (st. 4 Storskjær og st. 1 I. Tjuvholmen). Denne noe forbedrede situasjon, bl.a. med opptreden av strandsnegl og rikere algeflora på Storskjær, synes dermed å ha stabilisert seg.

Den kombinerte effekt av flere stressfaktorer vises imidlertid fremdeles ved fraværet eller den meget sparsomme forekomst av enkelte arter som opprinnelig fantes på disse to stasjoner (kfr. fig. 5). I denne forbindelse kan man likevel merke seg at sagtang (Fucus serratus) og blæretang (F. vesiculosus) såvidt ble observert på st. 3 (fig. 5) for første gang på nærmere 10 år.



Figur 6. Antall arter av grønnalger, brunalger og rødalger på ulike stasjonerved Husebysanden, Lista, 1970-1988.

8. LITTERATURHENVISNINGER

- Berglind, L. og E. Gjessing, 1980. Utprøving av analysemetoder for PAH og kartlegging av PAH-tilførsler til norske vannforekomster. NIVA-rapport A3-23, 27/3 1980. 48 s.
- Bjørseth, A., J. Knutzen og J. Skei, 1979. Analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels from Saudafjord, W. Norway, by glass capillary gas chromatography. Sci. Tot. Environ. 13: 71-86.
- 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., 1973. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1971/73. Rapport 0-19/68 (II) fra Norsk institutt for vannforskning, juli 1973.
- Knutzen, J., 1979. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1975-1978. Rapport 0-68019 (IV) fra Norsk institutt for vannforskning (l.nr. 1134). 28 s.
- Knutzen, J., 1981. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1979-1980. Rapport 0-68019 (V) fra Norsk institutt for vannforskning (l.nr. 1291). 21 s.
- Knutzen, J., 1983. Utslipp fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøksler 1981-1982. Rapport 0-68019 (VI) fra Norsk institutt for vannforskning (l.nr. 1530). 23 s.
- Knutzen, J., 1985a. Utslipp fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1983-1984. Rapport 0-68019 (VII) fra Norsk institutt for vannforskning (l.nr. 1750). 25 s.
- Knutzen, J., 1987a. Utslipp fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1985-1986. Rapport 0-68019 (VIII) fra Norsk institutt for vannforskning (l.nr. 1998). 27 s.
- Knutzen, J., 1987b. Orienterende undersøkelser 1986 av PAH, klororganiske stoffer og metaller i skrubbeflyndre og taskekrabbe fra resipientområdet til Lista Aluminiumverk og referansestasjoner. NIVA-rapport 0-68019 (l.nr. 2007). 21 s.

- Knutzen, J., 1987c. Fluorid i det akvatiske miljø. Innhold i organismer og giftvirkning. Rapport 0-86233 fra Norsk institutt for vannforskning (l.nr. 1949). 25 s.
- Knutzen, J., 1989a. PAH i det akvatiske miljø - opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA-rapport 0-87189/E-88445 (l.nr. 2205). 107 s.
- Knutzen, J., 1989b. Tiltaksorientert overvåking i Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer. Rapport 347/89 innen Statlig program for forurensningsovervåking. Under trykking.
- Knutzen, J. og R.T. Arnesen, 1975. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1973/74. Rapport 0-19/68 (III) fra Norsk institutt for vannforskning. 48 s.
- Knutzen, J. og J. Rueness, 1972. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Undersøkelser av biologiske forhold ved Husebysanden 1970-71. Rapport 0-19/68 (I) fra Norsk institutt for vannforskning, april 1972. 25 s.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1986. Overvåking i Vefsnfjorden for Mosjøen Aluminiumverk 1984. NIVA-rapport 0-84019 (l.nr. 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) (l.nr. 2109). 50 s.
- NAS (National Academy of Science) 1972. Particulate Polycyclic Organic Matter. Washington DC, 361 s.
- Rygg, B., B. Bjerkgang og J. Molvær, 1986. Grenlandsfjordene og Skienselva 1985. Rapport 245/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000312 (l.nr. 2033). 79 s.

Tabell A1. Fluoridinnhold i grisetang (A.n.), sagtang (F.s.) og fingertang (L.d.) fra Haugestranda (Husebysanden) og referanselokaliteter (Havik 1977-1981 og Litlerauna 1982-1988), mg/kg tørrvekt. (Analyser ved SINTEF, Avd. for teknisk kjemi, seksjon for kjemisk analyse ¹). ? markerer tvilsomt høy konsentrasjon.

Dato	Haugestranda			Referanselokaliteter		
	A.n.	F.s.	L.d.	A.n.	F.S.	L.d.
12/5-77	26.8	67.1	48.0	2.6	17.9	14.1
19/9-77	71.3	66.8	30.1	4.4	9.0	5.2
31/5-78	108.0	282.0?	27.5	4.7	14.0	4.9
28/9-78	52.5	25.9	28.0	5.6	4.8	4.3
12/6-79	56.0	55.4	90.0	8.0	11.6	9.7
14/5-80	44.0	80.2	114.0	12.2	29.7	8.9
23/6-81	53.4	61.3	25.9	11.0	8.8	9.7
9/9-82	30.0	72.0	22.1	4.8	9.7	9.5
23/8-83	42.7	52.7	34.4	8.4	8.5	7.4
20/8-84	24.4	27.3	26.7	5.9	6.1	5.9
15/8-85	38.9	39.2	46.2	7.6	6.1	8.8
21/7-86	28.8	22.6	28.1	7.3	22.6	8.4
20/8-87	16.7	41.2	51.5	10.7	33.5	9.1
8/9-88	90.1	99.4	242.0?	5.3	6.0	5.9
Midde1	48.8	70.9	58.2	7.0	13.5	8.0
St. avvik	26.1	64.6	59.3	2.8	9.2	2.6
M. Litlerauna				7.1	13.2	7.9
SD	"			2.0	10.7	1.5

¹) Resultater gitt som middel av 3 (2/4) parallelle analyser. Forskjellen mellom parallellanalysene har som oftest vært mindre enn 20%.

Tabell A2. Resultater av reanalyse for prøver av strandsnegl (Littorina littorea) fra Husebysanden, Lista 1987 og 1988.

Prøvebetegnelse:

1 - St. 3 1987
2 - — " —, reanalyse
3 -

4 - St. 3 1988
5 - — " —, reanalyse
6 -

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

PAH	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-Metylnaftalen						
1-Metylnaftalen						
Bifenyl						
Acenaftalen						
Dibenzofuran						
Fluoren	230	194		814	1090	
Dibenzotiofen						
Fenantren	4256	4801		11700	15950	
Antracen	362	276		560	700	
2-Metylantracen	1422			1440	2360	
1-Metylfenantren	600	469		830	1050	
9-Metylantracen	968					
Fluoranten	5590	12879		22400	28660	
Pyren	6431	4479		17824	11260	
Benzo(a)fluoren	1183	1610		1862	1260	
Benzo(b)fluoren	1218	787		993	500	
1-Metylpyren	344					
Benzo(ghi)fluoranten						
Benz(a)antracen *	956	573		939	970	
Trifenyl/Chrysen	3290	2198		4491	3930	
Benzo(b)fluoranten *	1918	1276		1720	1208	
Benzo(j+k)fluoranten *	~1000	~600		445	266	
Benzo(e)pyren	Maskert	791		Maskert	590?	
Benzo(a)pyren *	342	466		134	650?	
Perylen				204	107	
Indeno(1,2,3-cd)pyren *	209	110			~80	
Dibenz(a,c og/eller a,h)antracen * 1)	75					
Benzo(ghi)perylene	269	120		251	~80	
Anthanthrene						
Coronen						
Dibenz(a,e+a,h+a,i+a,l)- pyren *						
Sum	30663	31629		66607	70711	
Derav KPAH (*)	4500	3025		3238	3174(?)	
% KPAH	~15	~10		~5	~4	
% Tørrstoff	19.7	19.5		24.1	24.1	

* 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. Organismer i strandsonen ned til vel 1 m dyp, Husebysanden, Lista, 9/9-87 og 5-6/9-88. Subjektiv skala for mengdemessig forekomst: se tekst.

Stasjoner Organismer	St. 1		St. 3		St. 4		St. 6	
	I. Tjuvholmen 1987	1988	Y. Tjuvholmen 1987	1988	Storskjær 1987	1988	Haugestranda 1987	1988
LICHENES (LAV)								
Anaptychia fusca	3	3	4	3			3	
Caloplaca cf. maritima	3	2-3	3	3	2-3	2	2	3
Lecanora cf. atra	4	4	4	4			3	2-3
Ramalina siliquosa	3	2	4	3-4			2	1-2
Verrucaria maura	2	2	4	3-4			3	2-3
Xanthoria parietina	3-4	4	4	4	2-3	2-3	4	4
CYANOPHYCEAE (BLÅGRØNNALGER)								
Calothrix scopulorum	3	3	3-4	3	3	3		3-4
Gloeocapsa crepidinum	2-3	2-3	2	1	3	3	2	2
Lyngbya confervoides	2	2		3	2	2		3
L. lutea								
Phormidium fragile	2	2						
Plectonema battersii	3-4	3-4	2-3	3	3-4	3-4	3	3-4
P. norvegicum	2	2	2	2	2	+	2	2
RHODOPHYCEAE (RØDALGER)								
Ahnfeltia plicata	1	1-2	3	3			1-2	+
Antithamnion plumula		+						
Bangia atropurpurea		+		+	+	3		+
Audouinella sp.	3	3	+		3	3		+
Bonnemaisonia hamifera	3	3	3-4	2	1-2	1-2		2
(tetrasporofytt)								
Callithamnion corymbosum			2-3				2-3	3
Ceramium arborescens	2	2						
C. rubrum	3-4	3-4	3	3-4	3	2	4	4
Chondrus crispus	3	2	3	3	1	1	3	2-3
Erythrotrichia carnea	+	+						
Furcellaria lumbricalis		?						
Gigartina stellata ¹⁾		1-2		2	3	3	2	2-3
Hildenbrandia prototypus				3			+	3
Phyllophora pseudoceranoides			2	2			2-3	2-3
Phymatolithon lenormandii			3	2			+	2-3
Polysiphonia brodiaei				+				
P. urceolata							2-3	2-3
Porphyra purpurea ²⁾			3		1		2-3	
P. umbilicalis			2-3		2-3		2	
Ptilota plumosa								+
PHEOPHYCEAE (BRUNALGER)								
Ascophyllum nodosum			2	2				
Chordaria flagelliformis			+					
Ectocarpus siliculosus	4	4	4	3	2	2-3	4	4
Elachista fucicola			3	3				
Fucus serratus	1-2	1-2	4	3-4			2	2
F. spiralis			2-3					
F. vesiculosus		+	4	3-4				
Halidrys siliquosa			+					
Laminaria digitata	2-3	2	4	4	2-3	2	4	4
L. saccharina		+	3	3	1-2	+	2	2-3
Sphacelaria plumosa								+

(tabell A3- forts.)

	St. 1		St. 3		St. 4		St. 6	
	1987	1988	1987	1988	1987	1988	1987	1988
CHLOROPHYCEAE (GRØNNALGER)								
<i>Blidingia minima</i>			3					
<i>Bryopsis plumosa</i>					2	2-3		
<i>Chaetomorpha melagonium</i>					2-3	1-2		
<i>Cladophora rupestris</i>	3-4	4	4	3	3	3	3-4	4
<i>C. cf. sericea</i>	3	3-4	3	2-3	+	+	3	3
<i>Enteromorpha cf. clathrata</i>				+				
<i>E. compressa</i>	4	4	3-4	3-4	3	3-4	4	4
<i>E. intestinalis</i>	2(?)	2(?)	3-4	3-4	3-4	3-4	4	3(?)
<i>Ulva lactuca</i>	4	4	4	2-3	3	2-3	4	4
<i>Ulothrix spp.</i>	3	3	2	+		+	3	3
<i>Urospora penicilliformis</i>				+	+	+	+	
BACILLARIOPHYCEAE (DIATOMEER)								
Div. uidentifiserte	4	4	4	4			3	+
FAUNA (DYR)								
<i>Asterias rubens</i> (korstroll)								+
<i>Balanus balanoides</i> (fjærerur)			2-3				1	
<i>Carcinus maenas</i> (strandkrabbe)	+	+		+	+	+	+	+
<i>Littorina littorea</i> (stor strandsnegl)	2		2-3	3	1-2		2-3	2
<i>L. saxatilis</i>	3-4	3	3	3	1-2	2-3	3-4	2
<i>Patella vulgata</i> (albusnegl)			1				1	
<i>Pomatoceros triqueter</i> (trekantmark)				+				
<i>Spirorbis sp.</i> (posthornmark)				+				
Antall rødalger (R)	7	10	10	10	8	6	11	13
" brunalger (B)	3	5	10	6	3	3	4	5
" grønnalger (G)	6	6	7	8	8	9	7	6
Sum R + B + G	16	21	27	24	19	18	22	24

1) Navnet er revidert til Mastocarpus stellatus.

2) Langstrakt form (1-2 cm bred, 10-20 cm lang).