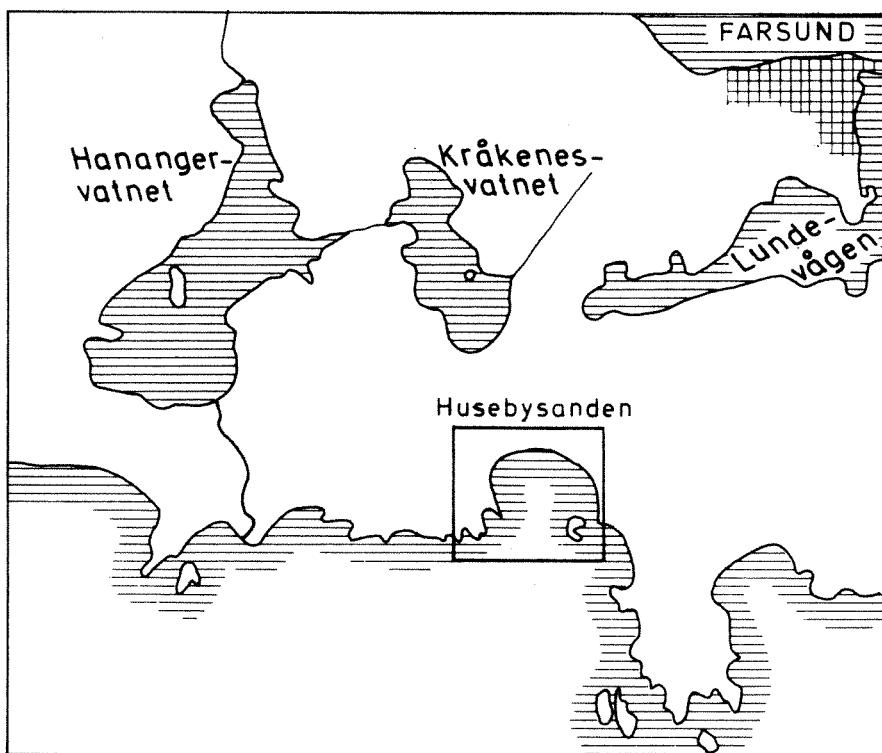


02-1998

O – 68019

Utslipp av avløpsvann
fra
Lista Aluminiumverk

Kontrollundersøkelser
1985 – 1986



Tidligere rapporter i denne serien:

Norsk institutt for vannforskning: O-68019.

Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumsverk.

- Undersøkelse av biologiske forhold ved Husebysanden 1970-71. April 1972. 25 s.
- Kontrollundersøkelser 1972-73. Juli 1973, 13 s.
- Kontrollundersøkelser 1973-74. 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. aug. 1983, 23 s.
- Kontrollundersøkelser 1983-84. 6. aug. 1985, 25 s.

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor
Postboks 333
0314 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen
Breiviken 2
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 25 97 00

Prosjektnr.:	0-68019
Undernummer:	8
Løpenummer:	1998
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel:	Dato:
UTSLIPP AV AVLØPSVANN FRA LISTA ALUMINIUMVERK Rapport 8. Kontrollundersøkelser 1985-1986	11.06.1987
Forfatter (e):	Prosjektnummer:
Jon Knutzen	0-68019
	Faggruppe:
	Marinøkologisk
	Geografisk område:
	Vest-Agder
	Antall sider (inkl. bilag):
	27

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
Lista Aluminiumverk A/S	

Ekstrakt:
Overvåking av tilstanden i resipienten for hallgassvaskevann fra Lista Aluminiumverk viste som før høye konsentrasjoner av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i snegl - størrelsesorden 50-100 ganger "normalinnholdet". Konsentrasjonene var imidlertid blant de lavere som er målt i området, samsvarende med (usikre) data som indikerer lavere belastning. Også PAH i snegl fra en fjernere stasjon (3 km) var lavere enn de fleste foregående år. Fluoridinnholdet i tang var 3-5 ganger høyere enn "normalt", med en usikker tendens til nedgang. Strandsamfunnet nærmest utslippet (< 500 m) var fremdeles redusert, men den delvise restaurering observert i 1983-84 vedvarte også i 1985-86.

4 emneord, norske:

1. Aluminiumsverk
2. Resipientundersøkelse
3. Fluorid
4. PAH

Marinologi

4 emneord, engelske:

1. Aluminium smelter
2. Recipient investigation
3. Fluoride
4. PAH

Marine biology

Prosjektleder:


Jon Knutzen

For administrasjonen:


Tor Bokn

ISBN 82-577-1247-7

0-68019

UTSLIPP AV AVLØPSVANN FRA LISTA ALUMINIUMVERK

Rapport 8 - Kontrollundersøkelser 1985-1986

Oslo, 11. juni 1987

Prosjektleder: Jon Knutzen

Medarbeidere: Lasse Berglind

Øyvind Wiik

For administrasjonen: Tor Bokn

FORORD

Den 8. rapport om kontrollundersøkelsene i resipientområdet utenfor Lista Aluminiumverk omfatter observasjoner for årene 1985-86. Øvrige rapporter i denne serien er listet på omslagssiden. De biologiske undersøkelsene har med avbrytelser foregått siden 1970, fra 1979 med årlige observasjoner.

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

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

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

Ved instituttet har Lasse Berglind vært ansvarlig for analysene av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i avløpsvann og organismer. Norman Green takkes for bistand med statistisk bearbeidelse av data om fluorid i avløpsvann og organismer.

I 1986 er det også foretatt en spesialundersøkelse av miljøgifter (PAH, klororganiske forbindelser og metaller) i fisk og krabbe fra området utenfor Husebysanden og fra referanselokaliteter. Resultatene fra disse observasjonene vil bli rapportert for seg.

Oslo, 11/6 1987

Jon Knutzen

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD	2
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	4
2. INNLEDNING	5
3. AVLØPSVANNETS OG RESIPIENTVANNETS KJEMISKE OG FYSISKE EGENSKAPER	7
3.1. Fluorid og pH	8
3.2. Tjærestoffer (PAH), toluenløselig materiale og partikler	8
3.3. Temperaturøkning	10
4. FLUORID I ORGANISMER	11
5. POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I SNEGL	11
6. OBSERVASJONER I STRANDSONEN	16
7. LITTERATUR	19
VEDLEGG (RÅDATATABELLER)	21

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

I Kontrollanalyser av avløpsvann og overvåking av sjøvannsresipienten utenfor Lista Aluminiumverk 1985-86 har i likhet med tidligere bestått i årlige befaringsobservasjoner av fjærebeltets organismsamfunn (stasjonsnett, se fig. 1), månedlige målinger av bl.a. pH og fluorid på to resipientstasjoner (fig. 1), dessuten månedlige døgnblandprøver av pH, fluorid, toluenløselig materiale og suspendert tørrstoff og gløderest i avløpsvann. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i avløpsvann måles to ganger i året (døgnblandprøver). Videre er det som før gjort analyser på innhold av fluorid i tang og albusnegl (bare 1985) og av PAH i albusnegl. Bedriften har selv stått for vannanalysene, med unntak for PAH. Parallellanalyser av PAH i vanlig strandsnegl er gjort for eventuelt å erstatte albusnegl med strandsnegl som PAH-indikator.

II Avløpsvannets innhold av fluorid var omtrent som tidligere år (unntatt 1984 da gjennomsnittlig konsentrasjon hadde et foreløpig minimum ved full produksjonskapasitet, kfr. tabell 1). Surhetsgraden var tilnærmet uforandret, mens innholdet av partikler og toluenløselig materiale var markert lavere enn før.

Å dømme etter (de fåtallige) PAH-analysene i avløpsvann var belastningen med tjærestoffer forholdsmessig meget lav både i 1985 og 1986 (tabell 2).

III Overkonsentrasjonene av fluorid i tang fra det nære resipientområdet var 3-5 ganger sammenlignet med tang fra referanseområdet (appendikstabell A1).

En tilsynelatende nedgang i fluoridinnholdet 1983-86 jevnført med 1977-82 var bare statistisk signifikant for sagtangs del.

IV PAH-konsentrasjonen i albusnegl var blant de lavest registrerte (tabell 3), men fremdeles høy. Sammenlignet med et antatt "normalnivå" var overkonsentrasjonene i størrelsesorden 50 (100?) ganger.

Ved Havik (3 km fra utslippet) ble det bare funnet små overkonsentrasjoner (eventuelt pga. sporadisk annen påvirkning enn fra aluminiumsverket).

Vanlig strandsnegl syntes å akkumulere PAH i omtrent samme grad som albusnegl (tabell 3), og muligens gjenspeile avløpsvannets

PAH-profil noe bedre. Strandsnegl kan følgelig brukes som PAH-indikator istedenfor de sparsomt forekommende albusneglene.

- V Organismesamfunnene i strandsonen var omtrent som tidligere observert (appendikstabell A5, fig. 4-5), dvs. at den usikre tendensen til bedring på stasjonene 1 og 4 (fig. 1) som ble konstatert i forrige rapport har vedvart, men ikke utviklet seg videre. De to nevnte stasjonene har fremdeles preg av et forstyrret miljø. Forholdene på de to ytre observasjonsstedene var tilnærmet normale.

2. INNLEDNING

Formålet med kontrollundersøkelsene er å følge utviklingen hva angår:

- avløpsvannets sammensetning, særlig mht. innhold av tjærestoffer (polysykliske aromatiske hydrokarboner = PAH) og fluorid
- tilstanden i resipientområdet (Husebybukta, fig. 1).

Etter førundersøkelse i 1970 (Knutzen og Rueness 1972) er det med avbrekk 1975-1977 foretatt årlige marinbiologiske observasjoner i strandsonen (Knutzen 1973, 1979, 1981, 1983, 1985a, 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 p.g.a. 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, men det er fra bedriftens side arbeidet med å begrense utslipp av de delvis kreftfremkallende PAH i arbeidsatmosfæren. Dette skulle samtidig medføre mindre PAH til gassvaskeanlegget og dermed minsket belastning på vannresipienten. Fra 1980 går alt kjølevann fra Kråkenesvatnet også til avløp (ingen retur), men dette utgjør bare en ubetydelig del av avløpsstrømmen (2-3%).

Rapporten behandler data fra årene 1985 og 1986, jevnført med tidligere resultater. For øvrig bygger vurderingene på analysemateriale og opplysninger fra bedriften. Til fig. 1 (stasjonsnett) kan bemerkes at siden 1974 er det bare lokalitetene i den umiddelbare nærhet av avløpselven (st. A og B) som har vært benyttet til resipientvann-analyser, idet lokalitetene C og D er utelatt.

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 syntes spesielt godt egnet for formålet, og albusnegl har i tillegg hatt liten forekomst på alle stasjoner i de senere år.

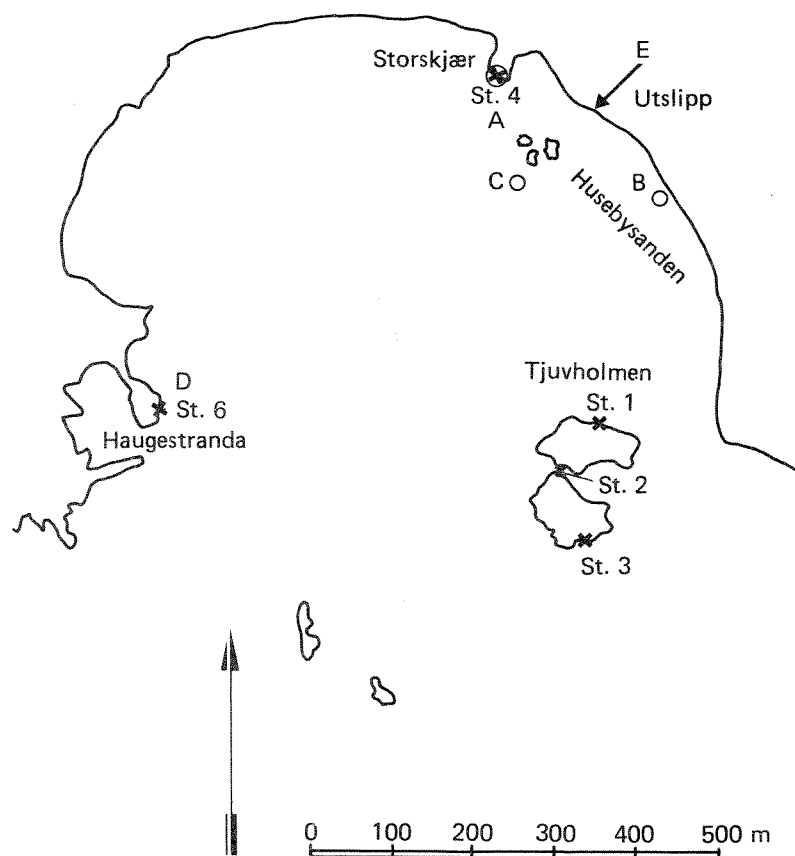


Fig. 1. Husebysanden. Stasjoner for observasjoner av biologiske forhold utenfor utslippet fra Lista Aluminiumsverk (x), samt bedriftens vannprøvestasjoner A-E (o).

3. AVLØPSVANNETS OG RESIPIENTVANNETS KJEMISKE OG FYSISKE EGENSKAPER

Bl.a. blåskjell-begroing i inntaksledningen til gassvaskeanlegget gjør at avløpsvannmengden har vært noe varierende. Fra januar 1985 til september 1986 vekslet avløpsvannstrømmen mellom 6400 og 8800 m³/t, for det meste 7-8000 m³/t.

Tabell 1 viser utviklingen mht. pH og konsentrasjoner av fluorid i avløpsvann og resipientvann. Tallene baserer seg på månedlige døgprøver, og rådata lagres ved bedriften og NIVA.

Tabell 1. Middelerverdier og variasjonsområde for løst fluorid og pH i avløpsvann og resipientvann i forskjellige perioder fra januar 1975 til desember 1986.

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)

3.1. Fluorid og pH

Avløpsvannet hadde i 1985-86 noe høyere konsentrasjon av fluorid enn i 1984. Forskjellen var statistisk signifikant på nivå 0.05 for 1984/1986 ved ikke parametrisk test (Mann-Whitney), derimot ikke for 1984/1985.

Et midlere fluoridinnhold på 9 mg F/l avløpsvann tilsvarer et årlig utslipp på vel 600 tonn.

At midlere fluoridinnhold på en av resipientstasjonene var noe høyere i 1985-86 enn i 1984, viste seg ikke statistisk signifikant. Det er tidligere påpekt at samsvar mellom avløpsvanndata og resipient-observasjoner ikke kan forventes ved så lav observasjonsfrekvens som 12 stikkprøver pr. år i resipienten (Knutzen 1983). Årsaken er at vannbevegelsen i resipienten er så hyppig skiftende at vind og vær er like avgjørende for konsentrasjonene som avløpsvannets fluoridinnhold.

3.2. Tjærestoffer (PAH), toluenløselig materiale og partikler

I følge utslippsvilkårene skal det analyseres på innhold av PAH i 2 døgnblandprøver pr. år. Hovedresultatene 1979-1986 er vist i tabell 2, idet et utvalg av de viktigste forbindelsene er tatt med (rådata oppbevares på bedriften og ved NIVA). Tabell 2 viser også resultatene av analyse på toluenløselig materiale i parallelle prøver.

Med forbehold for den betydelige usikkerhet som ligger i det lave antall prøver, synes PAH-belastningen fra gassvaskevannet å ha avtatt. Selv om de meget lave konsentrasjonene i 1986 ($< 10 \mu\text{g/l}$) muligens ikke er representative, har alle resultatene siden nov. 1983 vist mindre enn $30 \mu\text{g/l}$ total PAH og mindre enn $10 \mu\text{g/l}$ KPAH (potensielt kreftfremkallende). Disse konsentrasjoner representerer årlige utslipp av i størrelsesorden 3 og 1 tonn, henholdsvis av PAH og KPAH. Mengder som dette er vesentlig lavere enn det man tidligere har regnet med (Knutzen 1983). Det må understrekes at eventuelle episodiske utslipp kan komme i tillegg.

Tabell 2. Totalkonsentrasjon og utvalgte komponenter av polysykliske aromatiske hydrokarboner i avløpsvann fra gassvaskelanlegg 1979-1986; Lista Aluminiumverk, µg/l. Stjerner markert svakt (*) til sterkt (***) kreftfremkallende egenskaper etter NAS (1972). Analysene er foretatt ved SI og NIVA (fra og med nov. 1983).

	Mai 1979	Nov 1979	Mai 1980	Nov 1980	Mai 1981	Nov 1981	Mai 1982	Nov 1982	Mai 1983	Nov 1983	Mai 1984	Nov 1984	Mai 1985	Nov 1985	Mai 1986	Nov 1986
Fluorene									28.4			0.2	0.1			
Phenanthrene		0.9	<0.6	9.6			0.9	1.0	20.1	0.5	0.4	0.7	0.7	1.3	0.8	0.2
Fluoranthene		3.5	1.7	44.0		2.7	6.2	6.2	2.6	1.3	0.9	3.7	1.2	14.9(?)	0.5	0.3
Pyrene		2.3	1.1	28.0		1.9	2.8	2.8	3.6	0.8	1.0	1.2	0.9	1.4	0.4	0.1
Benzo(a)fluorene		0.8	3.5	8.2		2.1	3.3	3.3	1.3	0.7			0.1	1.0		
Benzo(b)fluorene		0.8	3.4	6.3		1.4	2.4	2.4	1.0	0.7	0.5		0.4	0.6		
Benzo(a)anthracene*		3.1	5.6	18.0		2.9	3.8	3.8	3.0	1.0	1.0	2.0	1.4	1.5	0.3	0.4
Benzo(c)phenanthrene***			<0.2	1.4			0.5					0.1				
Chrysene/Triphenylene*		7.7	12.0	38.0		9.9	11.4	11.4	7.4	3.6	2.5	3.8	3.2	3.5	0.7	0.8
Benzo(b)fluoranthene**		5.1	6.6	22.0					4.9		2.6	4.0	5.1	4.6	2.0	0.9
Benzo(j)fluoranthene**		1.0	2.2	7.3		8.9	13.4	13.4	3.6	6.5			2.5	2.3		0.3
Benzo(k)fluranthene			2.5	8.3					1.0		1.1	1.6				
Benzo(e)pyrene*		5.6	3.8	13.0		5.8	5.9	5.9	3.3	2.6	2.4		2.0	1.6		0.5
Benzo(a)pyrene***		4.6	2.5	11.0		4.5	4.1	4.1	3.0	1.9	1.3	2.2	1.9	1.1	~0.2	~0.4
Dibenz(a,c, og/eller a,h) ¹		0.7	<0.2	1.2		0.9	1.4	1.4		0.5		0.5	0.5			<0.1
anthracene***		~12	~7.0	~54.0		~9.0	~17.0	~17.0	14.5	5.6	3.1	6.5	6.4	2.8	~0.2	~0.5
Andre																
Sum PAH ² µg/l	179.0	48.0	52.0	268.0	51.4	73.9	95.7	24.7	16.8	26.5	26.4	36.6(?)	5.1	4.5		
Derav KPAH ³ µg/l		~11.0	~11.0	~42.0	~14.0	~14.0	~12.0	~6.0	~4.4	~7.2	~6.9	~6.8	~1.6	~1.5		
Prosentandel KPAH		~23	~21	~16	~27	~19	~12	~24	~26	~27	~26	~19	~31	~33		
Toluenløselig materiale, µg/l	500	300	300	700	580	600	230	1360(?)	300	530	150	1960(?)	140	250		

¹ Bare dibenz(a,h)anthracene er potensielt sterkt kreftfremkallende. Regnet med 50% av angitt konsentrasjon i sum KPAH.

² Inkluderer en mindre andel (<10%) av heterosykliske forbindelser.

³ Sum av forbindelser med moderat (**) til sterkt (***) kreftfremkallende egenskaper. Ved flere isomere med ulik cancerogenitet, er det regnet med en forholdsmessig andel av den kreftfremkallende forbindelsen.

Bortsett fra ekstremverdien som er vist i tabell 2 har konsentrasjonen av toluenløselig materiale variert mellom ca. 100 og opp mot 600 µg/l. Midlere innhold av toluenløselig materiale har i de siste årene vært (mg/l, n=12):

	1981	1982	1983	1984	1985	1986
M	2.35	1.28	0.55	0.55	0.28	0.33
SD	1.19	0.72	0.31	0.55	0.19	0.13

Det synes mao. at nedgangen har fortsatt de to siste årene (månedlige døgnprøver fra 1984).

Sammenhengen mellom toluenløselig materiale og PAH har vært dårlig (tabell 2).

Mens avløpsvannets tørrstoffinnhold tidligere har vært omkring 15 mg/l, viste målingene i 1985 og 1986 middelerverdier på henholdsvis omkring 11 og 9 mg/l. En middelerverdi på 10 mg/l gir et årsutslipp på noe under 700 tonn.

3.3. Temperaturøkning

I likhet med tidligere har forskjellen mellom inntaksvannet fra Lundevågen og utslippet for det meste vært 4-5°C. Temperaturen i avløpsvannet har ikke oversteget 20°C.

4. FLUORID I ORGANISMER

Det er tidligere påvist en statistisk signifikant økning i fluoridinnholdet i alger og skall av albusnegl fra Haugestranda/Husebybukta (Knutzen 1979, 1980, 1981). At det har funnet sted en slik forhøyelse, ble også dokumentert ved sammenligning med fluoridinnholdet i tang fra referanseområder. En samlet dokumentasjon av dette materiale er gitt i appendikstabellene A1 (alger) og A2 (albusnegl).

Forhøyelsen av resipientalgenes fluoridinnhold er illustrert i fig. 2. Det ses at jevnført med referanselokalitetene er det funnet overkonsentrasjoner på stort sett 3-5 ganger (kfr. Knutzen 1985b, 1987a). At forskjellen mellom resipientområdet og referansestasjonen er statistisk signifikant, er bekreftet ved toveis ANOVA variasjonsanalyse.

Utviklingen fra 1977-82 til 1986 er vist i fig. 3. For sagtangs vedkommende er det signifikant nedgang fra perioden 1977-82 til 1983-86, men ikke for de to øvrige (Mann Whitney). At middelveidien for perioden 1977-82 delvis skyldes et bemerkelsesverdig høyt fluoridinnhold i sagtang samlet i mai 1978, gjør at utviklingen må bedømmes som usikker også for denne arten.

Som nevnt i tidligere rapporter, ville det for bedømmelsen av algematerialet ha vært gunstig med fluoridmålinger i vann også ved Haugestranda.

5. POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I SNEGL

Rådata for analysene i 1985-86 er gjengitt i appendikstabelle A3-A4, mens utviklingen mht. konsentrasjonen i albusnegl fra resipientområdet og referansestasjonene er vist i tabell 3. Her er også hoveddata for PAH i vanlig strandsnegl tatt med.

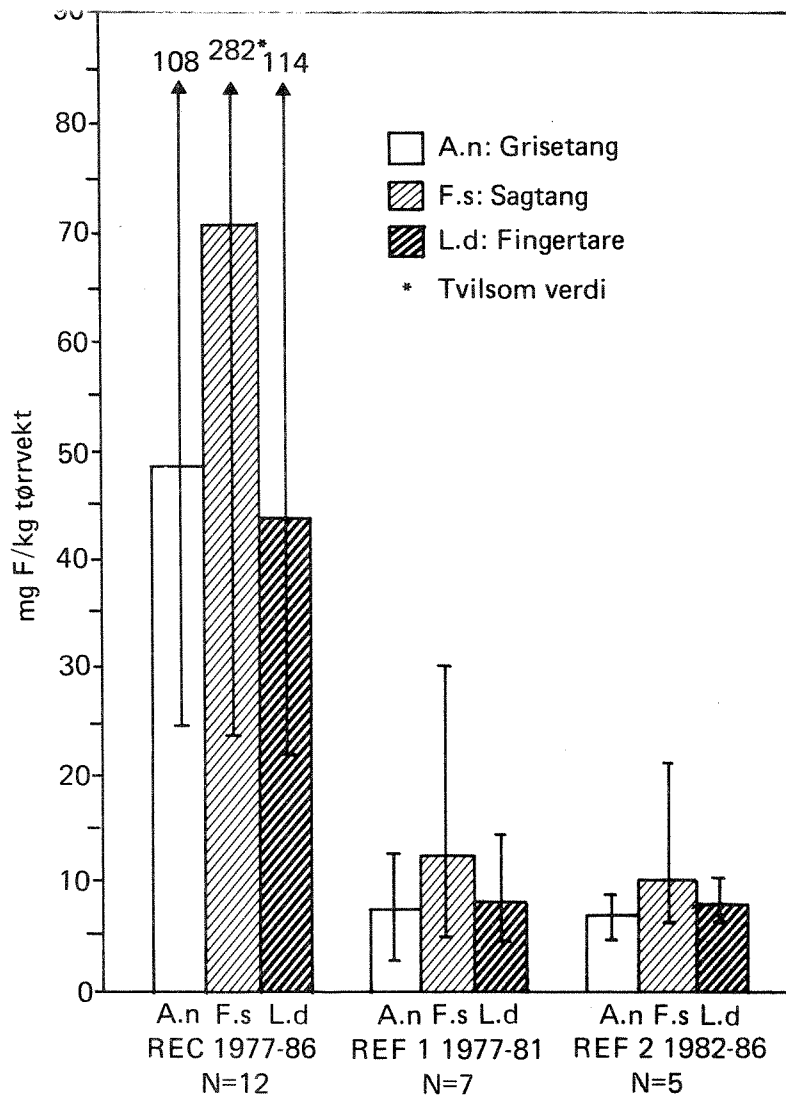


Fig. 2. Fluorid i alger fra Haugestranda (Husebystranden) og to referansestasjoner, Lista 1977-1986, mg/kg tørrvekt.

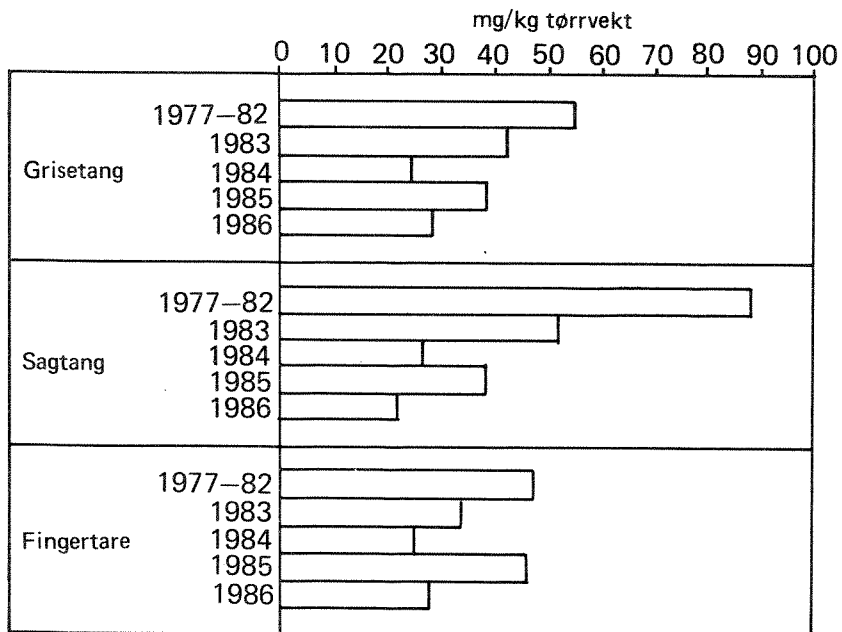


Fig. 3. Fluoridinnhold (mg/kg tørrvekt) i alger fra resipientområdet til Lista Aluminiumverk. Utvikling 1977-1986.

Tabell 3. Tot. PAH, KPAH¹ 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).

	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	6.97	71.3	1.1	0.8
	1986	45.3	1.2		43.0	0.8	3.6
KPAH ¹	1978	~2.9	~0.05-0.22				
	1980	~2.4	~0.22				
	1981	~5.2	~0.15				
	1982	~4.3					
	1983	~1.7		~0.08			
	1984	~3.7	~0.03				
	1985	0.6	~0.02	<0.01	4.2	~0.04	~0.015
	1986	1.3	~0.08		4.0	~0.08	~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

¹ KPAH = sum av forbindelser med moderat (** til sterkt (***) kreftfremkallende egenskaper i henhold til U.S. National Academy of Science (NAS, 1972). De forbindelser det dreier seg om her er: benzo(c)fenantren (***) , benzo(b)fluranten (**), 50% av sum benzo(j,k)fluranten (**), benzo(a)pyren (***) og dibenz(a,h)antracen (***) . (En ekstremverdi av denne forbindelse - ca. 8% av tot. PAH i skjell fra Husebybukta 1980 er ikke regnet med.)

Selv om det i 1985-86 har vært noe nedgang i albusneglernes PAH-innhold, samsvarende med indikasjonene på minsket belastning (kfr. kap. 1), var det overkonsentrasjon av total PAH på 50-100 ganger (jevnført

med et antatt "normalnivå" på 0.5-1 mg/kg tørrvekt, kfr. Knutzen og Sortland 1982 og Knutzen 1986).

Ved Havik hadde albusneglene bare svakt forhøyet PAH-innhold, sammenlignet med de mer markerte overkonsentrasjoner i 1978-1981, og den forholdsmessige nedgangen i forurensningsnivået har vært større enn i snegl fra utslippets nærområde. Både de registrerte nivåer og utviklingstendensen må betraktes som usikker. Dette skyldes dels at man har for dårlige data om utslippets størrelse og variasjoner til å bedømme forholdet fra årssakssiden. Men det er også manglende kunnskaper om hvor hurtig sneglene reagerer på svingninger i belastningen. Tiden for utskillelse, i hvert fall for en del av det PAH som er tatt opp, synes å være relativt kort (størrelsesorden et par uker, kfr. Knutzen 1987b). Det er ellers nylig blitt dokumentert hvordan PAH-innholdet i blåskjell fra en smelteverksresipient kan svinge med en faktor på i hvert fall 2-3 ganger gjennom et enkelt år, og muligens forholdsmessig mer langt fra enn nærmere kilden (Rygg et al. 1986).

Andelen av potensielt kreftfremkallende stoffer i albusnegl var lav, dvs. 1-3% (tidligere år 2-5%). Dette er vesentlig lavere enn det relative innslaget av slike stoffer i gassvaskeravløpet (15-30%, kfr. tabell 2). Albusnegl synes i det hele å ha en tendens til delvis "ute-stengning" av de større og mest tungtløselige PAH-forbindelser jevnført med stoffer med mindre molekylvekt og relativt høyere løselighet i vann. Dette kan illustreres ved å se på forholdet mellom sum fenantren/fluoranten/pyren (lavest molekylvekt) og sum benzo-fluorantener/benzopyrener i de to medier. Midlet over årene 1980-1986 var dette forholdet i avløpsvann ca. 0.6 (variasjon 0.2-2.1, 12 obs.) mens det i albusnegl var ca. 11 (6-16, 7 obs.).

En konklusjon av dette er at PAH-profilen i albusnegl ikke særlig godt gjenspeiler avløpsvannets sammensetning. I hvert fall kvalitativt betraktet er det bedre erfaringer med blåskjell som PAH-indikator (Knutzen 1987c).

Den bemerkelsesverdige høye PAH-konsentrasjonen i albusnegl fra referansestasjon Litlerauna i 1985 er det intet bestemt grunnlag for å forklare. Som det fremgår av appendikstabell viste strandsnegl fra samme lokalitet nærmest en belastning på bakgrunnsnivå. Usikker er likeledes bedømmelsen av den nesten like tydelig forhøyede PAH-konsentrasjonen i strandsnegl året etter. (Man kan merke seg at også blåskjell fra samme stasjon da viste noe forhøyet PAH-innhold, kfr. tabell A3.)

Den mest nærliggende antagelse er at det begge år har vært en form for episodisk belastning (oljespill). I begge tilfeller var det en fra avløpsvannet avvikende %-vis PAH-sammensetning. Spesielt i albusneglene fra 1985 ble det registrert svært lite av de større PAH-molekylene og en meget stor dominans fenantren/fluranten/pyren. (Det forannevnte forholdet mellom disse grupper var nesten 1000:1, mot i gjennomsnitt 11 i albusnegl fra resipientområdet). Strandsnegl fra Litlerauna 1986 viste også tydelig mindre andel av de mest tungtløselige PAH enn i prøvene fra Y. Tjuvholmen.

Av tabell 2 ses at sterkt belastede albusnegl og strandsnegl inneholdt omtrent samme PAH-konsentrasjon i 1986, noe mer i strandsnegl året før, men fremdeles i samme størrelsesorden. Det kan følgelig synes at de to arter akkumulerer PAH i omlag samme grad, og at strandsnegl er en brukbar erstatte for albuskjell mht. total PAH.

PAH-profilen i de to arter var noe forskjellig. Den vanlige strandsneglen hadde begge årene relativt høyere andel av PAH-forbindelsene med høyest molekylvekt, herunder de potensielt kreftfremkallende forbindelsene (ca. 1 og 3% i albusnegl mot ca. 6 og 10% i strandsnegl, hhv. for 1985 og 1986). Denne eventuelle forskjell behøver ikke bety noen ulemper, idet strandsneglenes PAH-profil da synes å ligne mer på avløpsvannets sammensetning.

Av det som er sagt ovenfor følger at det ikke kan ses noen vesentlige innvendinger mot å erstatte albusnegl med strandsnegl i overvåkingen av PAH-utslippet. For å være mest mulig sikker på forholdet mellom de to arters akkumuleringssegenskaper kan det gjøres ytterligere noen parallelle analyser (såfremt bestanden av albusnegl er tilstrekkelig).

6. OBSERVASJONER I STRANDSONEN

I 1985 og 1986 er det fulgt samme fremgangsmåte som i de senere år (fra 1980), dvs. innsamling ved snorkeldykking. Observasjonsforholdene var forholdsvis gode begge år, dvs. at usikkerheten pga. bølgebevegelse og uklart vann ved oppvirvling/grumsing spilte mindre rolle. Artenes relative mengdemessige forekomst er bedømt etter en skjønnsmessig skala:

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

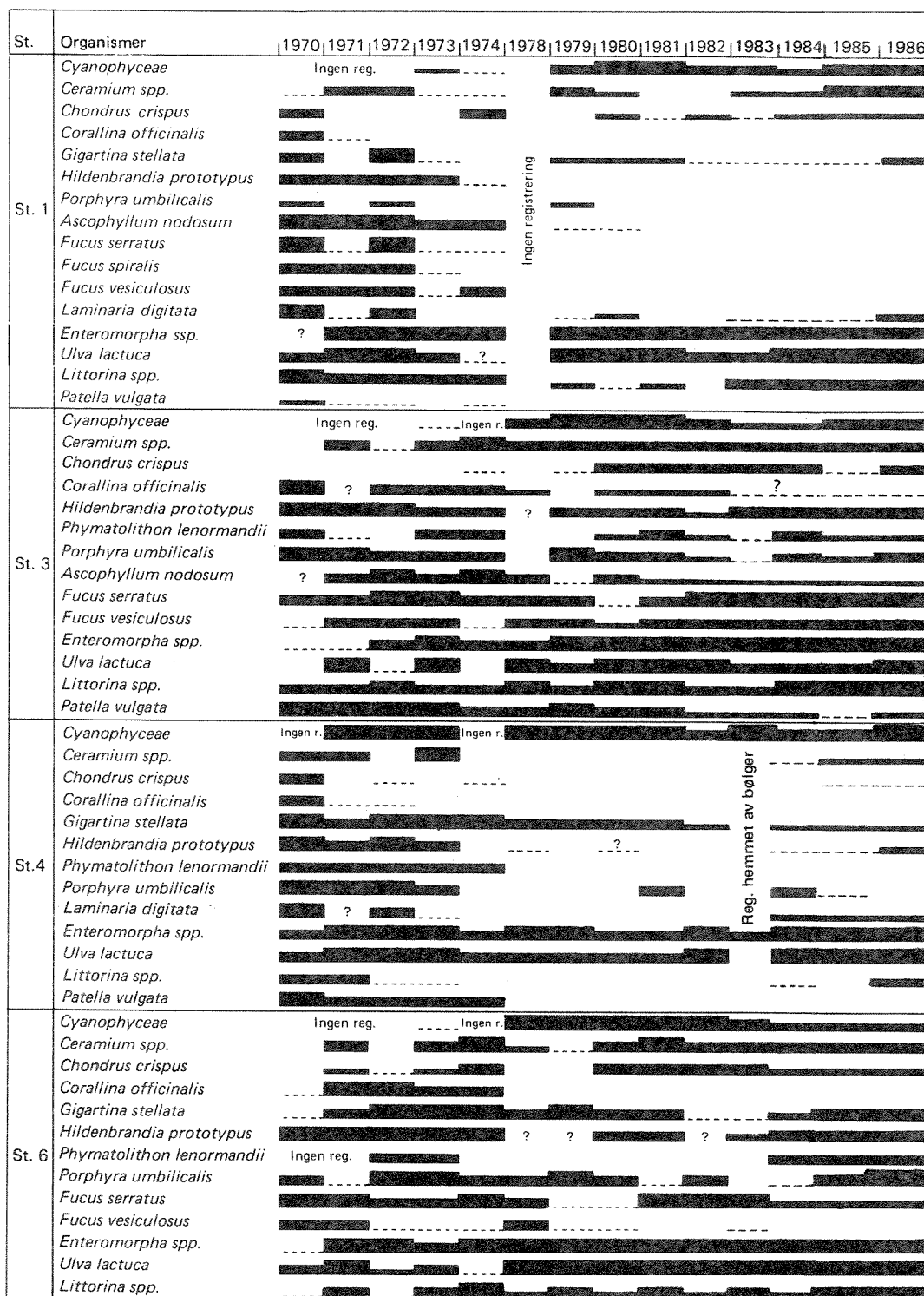
Forbehold knyttet til det enkle opplegget er redegjort for i tidligere rapporter, og bør være oppmerksom på ved vurderingen av utviklingsforløpet i resipienten.

Rådata fra observasjonene er gjengitt i appendikstabell A5 (artsliste), mens enkelte hovedtrekk ved samfunnenes sammensetning fremgår av fig. 4 og 5.

Jevnført med 1983-84 har det bare vært mindre endringer. Den tidligere konstaterte forbedring på den mest belastede av lokalitetene har imidlertid vedvart, og det er grunn til å merke seg at det i 1986 ble funnet vanlig strandsnegl på st. 4, Storskjær. Inntil 1984 var det på denne lokaliteten ikke observert snegl over en 10-årsperiode.

Imidlertid mangler fremdeles flere av de opprinnelige artene både på Storskjær og st. 1 (indre Tjuvholmen). Miljøet er mao. tydelig belastet på begge de utslippsnære lokalitetene, og en mulig igangværende rehabilitering går eventuelt ujevnt og langsomt. Noen vesentlig forbedring kan neppe sies å ha funnet sted før en eventuell rekolonisering med de større tangartene (brunalger), som forsvant fra st. 1 for vel 10 år siden. Det kan likevel noteres en videre svak oppgang i artsantallet på denne stasjonen (fig. 4).

Selv ved redusert belastning og bedre miljøbetingelser vil nyrekrutering ta tid. F.eks. vil en nøkkelart som grisetang kunne ha vanskelig for å etablere seg på nytt når den en gang er blitt utryddet fra et sted. Det kunne derfor vurderes å innplante grisetang og blæretang på st. 1 (I. Tjuvholmen) for å se om de nå kan overleve der.



5/4: ■■■■ 3: ■■■■ 2: ■■■■ 1/+ : ■■■■ ? : Usikker observasjon

Fig. 4. Forekomst 1970–1986 av utvalgte arter og organismegrupper fra Husebysanden, Lista. Subjektiv mengdeskala (kfr. tekst).

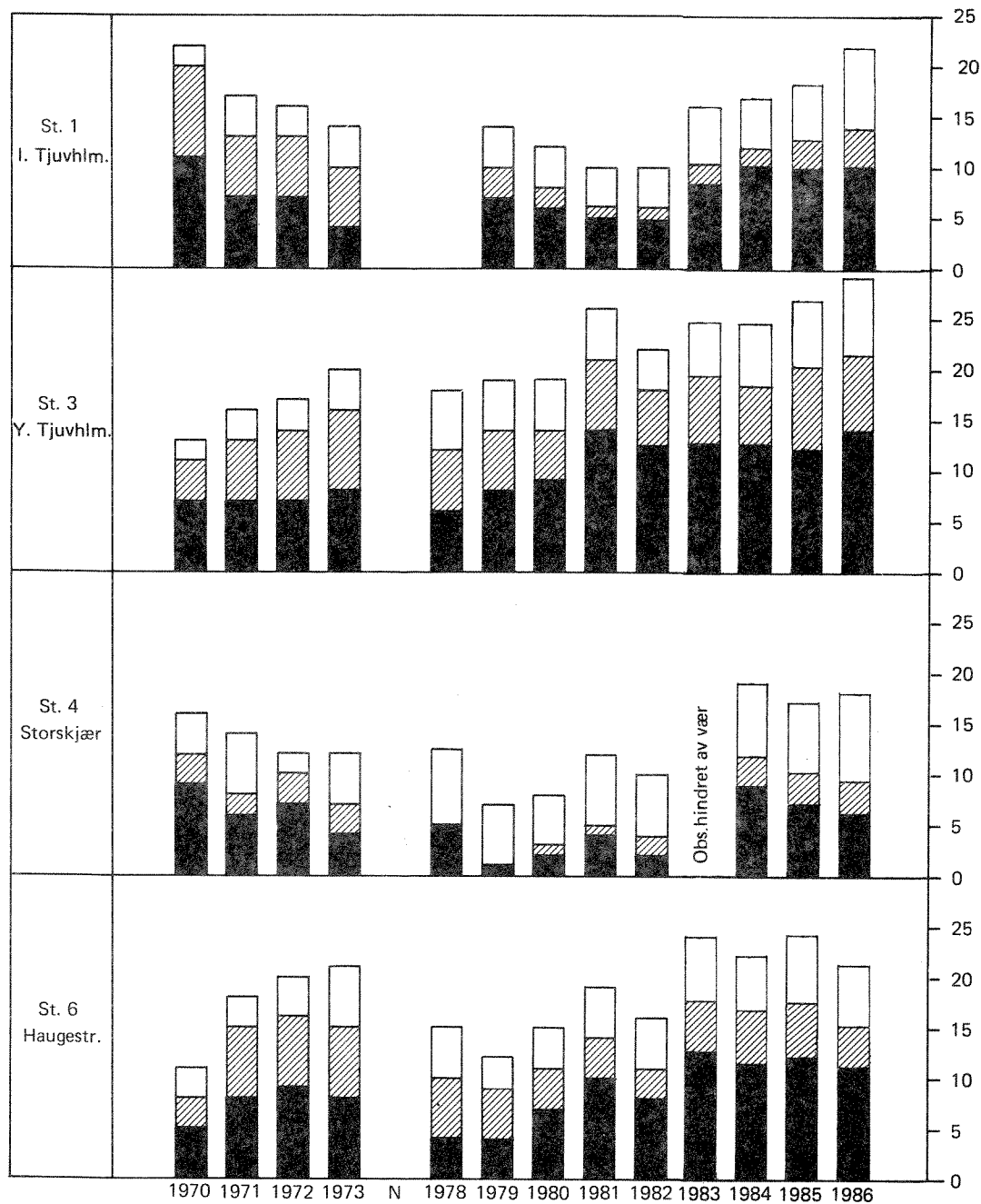





Fig. 5. Antall arter av grønnalger , brunalger  og rødalger  på ulike stasjoner.

7. 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. ISBN 82-577-0270-6.
- 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.
- 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. ISBN 82-577-0187-4. 28 s.
- Knutzen, J., 1980. Effekter af fluorid og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) fra et aluminiumsverk med sjøvannsvasking av røykgasser. S. 69-76 i K. Pedersen (red.): Norsk institutt for vannforskning. Årbok 1979. Oslo, 109 s.
- Knutzen, J., 1981. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1979-1980. Rapport 0-68019 (V) fra Norsk institutt for vannforskning. ISBN 82-577-0389-3. 21 s.
- Knutzen, J., 1983. Utslipp fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1981-1982. Rapport 0-68019 (VI) fra Norsk institutt for vannforskning. ISBN 82-577-0677-9. 23 s.
- Knutzen, J., 1985a. Utslipp fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1983-1984. Rapport 0-68019 (VII) fra Norsk institutt for vannforskning. ISBN 82-577-0942-5. 25 s.
- Knutzen, J., 1985b. "Bakgrunnsnivåer" av utvalgte metaller og andre grunnstoffer i tang. Øvre grense for normalinnhold, konsentrasjonsfaktorer, naturbetingede variasjoner, opptaks- og utskillelsesmekanismer. Rapport 83091/8460002 fra Norsk institutt for vannforskning. ISBN 82-577-0922-0.
- Knutzen, J. 1986. Undersøkelser i Fedafjorden 1984-1985. Delrapport 3. Miljøgifter i organismer. Rapport 224/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. ISBN 82-577-1076-8.

- Knutzen, J., 1987a. Fluorid i det akvatiske miljø. Innhold i organismer og giftvirkning. Rapport 0-86233 fra Norsk institutt for vannforskning. ISBN 82-577-1179-9. 25 s.
- Knutzen, J., 1987b. Sources, occurrence and effects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the aquatic environment - a preliminary review. Rapport E-87700 (III) fra Norsk institutt for vannforskning. ISBN 82-577-1219-1. 21 s.
- Knutzen, J. 1987c. Some observations of effects from polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and fluoride in Norwegian marine recipients of aluminium smelter waste. Rapport E-87700 (II) fra Norsk institutt for vannforskning. ISBN 82-577-1226-4. 28 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 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 B. Sortland, 1982. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in some algae and invertebrates from moderately polluted parts of the coast of Norway. Water Res. 16(4): 421-428.
- 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. ISBN 82-577-1119-5. 79 s.

VEDLEGG (RÅDATATABELLER)

Tabell A1. Fluoridinnhold i grisetang (A.n.), sagtang (F.s.), fingertare (L.d.) og vorteflik (G.s.) fra Haugestranda (Husebysanden) og referanselokaliteter (Havik 1977-1981 og Litlerauna 1982-1986), 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.	G.s.	A.n.	F.s.	L.d.	G.s.
12/5-77	26.8	67.1	48.0		2.6	17.9	14.1	
19/9-77	71.3	66.8	30.1	78.2	4.4	9.0	5.2	13.4
31/5-78	108.0	282.0?	27.5	217?	4.7	14.0	4.9	4.3
28/9-78	52.5	25.9	28.0	48.1	5.6	4.8	4.3	88.5?
12/6-79	56.0	55.4	90.0	127.5	8.0	11.6	9.7	42.2
14/5-80	44.0	80.2	114.0	446.0?	12.2	29.7	8.9	11.1
23/6-81	53.4	61.3	25.9	105.0	11.0	8.8	9.7	5.7
9/9-82	30.0	72.0	22.1	152.0	4.8	9.7	9.5	15.5
23/8-83	42.7	52.7	34.4	40.6	8.4	8.5	7.4	9.0
20/8-84	24.4	27.3	26.7	38.9	5.9	6.1	5.9	37.4
15/8-85	38.9	39.2	46.2	171.0	7.6	6.1	8.8	62.4?
21/7-86	28.8	22.6	28.1		7.3	22.6	8.4	

¹ Resultater gitt som middel av 3 (2/4) paralleller. Forskjellen mellom parallellanalysene har regelmessig vært mindre enn 10%.

Tabell A2. Fluoridinnhold i bløtdeler (B) og skall (S) av albusnegl fra Haugestranda og referanselokaliteter (Havik 1977-1981, Litlerauna 1982-1986), mg/kg tørrvekt. Analyser ved SINTEF (Avd. for teknisk kjemi, seksjon for kjemisk analyse)¹.

Dato	Husebysanden		Referanselok	
	B	S	B	S
19/9-77	78.2	161.0	63.5	136.0
28/9-78	153.0	190.0	100.0	129.0
14/5-80	86.6	163.0	118.0	136.0
23/6-81	61.8	148.0	42.2	133.0
9/9-82	68.6	144.0	71.3	132.0
23/8-83	90.4	170.0	80.1	137.0
20/8-84	110.0	161.0	92.1	139.0
15/8-85	113.0	184.0	79.2	155.0

¹ Resultater gitt som middel av 3 paralleller. Forskjellen mellom parallellene har regelmessig vært mindre enn 10%.

Tabell A3. PAH i albusnegl (Patella vulgata) og vanlig strandsnegl (Littorina littorea) fra Y. Tjuvholmen/Husebysanden, Havik og Litlerauna 10/9 1985, µg/kg tørrvekt.

PAH	Stasjon	ALBUSNEGL			STRANDSNEGL		
		Tjuvholm.	Havik	Litlerauna	Tjuvholm.	Havik	Litlerauna
Naftalen							
2-Metylnaftalen							
1-Metylnaftalen							
Bifenyli							
Acenaftylen							
Acenaften							
4-Metylbifenyli							
Dibenzofuran							
Fluoren		287		89	258		
9-Metylfluoren							
9,10-Dihydroantracen							
2-Metylfluoren							
1-Metylfluoren			27				
Dibenzothiophen		433	8		179		
Fenantren		10127	430	2910	6705	129	158
Antracen		803	17	475	598	7	
Carbazole							
3-Metylfenantren							
2-Metylfenantren							
2-Metylantracen		78		43	148		
4,5-Metylenfenantren							
4- og/eller 9-Metylfenantren							
1-Metylfenantren		1074	36	92	858	13	
Fluoranten		14880	194	1720	27028	460	253
Pyren		10407	327	1351	9605	187	195
Benzo(a)fluoren		714			2088		
Benzo(b)fluoren		472	18	19	1058		
4-Metylpyren							
2-Metylpyren og/eller Metylfluoranten							
1-Metylpyren		340	8	11	239		
Benzo(ghi)fluoranten							
Benzo(c)fenantren ***							
Benzo(a)antracen *		1571	45	31	3246	84	~ 30
Trifenylen/Chrysen *		4920	228	112	9524	186	127
Benzo(b)fluoranten **		403	} 21 }	} 8 }	2483	} 39 }	} 20 }
Benzo(j,k)fluoranten ** 1)		258					
Benzo(e)pyren *		? 1649			? 3866		
Benzo(a)pyren ***		100	~ 5		770	12	
Perylen							
Indeno(1,2,3-cd)pyren *					328		
Dibenz(a,h og/eller a,c)antracen *** 1)							
Picen							
Benzo(g,h,i)perylene		~ 50			390		
Anthanthrene							
Coronen							
Sum		48566	1364	6861	71281	1117	783
Derav KPAH		~ 600	~ 20	< 10	~ 4200	~ 40	~ 15
% KPAH		~ 1	~ 2	< 0.2	~ 6	~ 4	~ 2
% Tørrstoff		23.9	21.8	22.3	24.2	23.5	22.4

1)

KPAH er summen av moderat (**) og sterkt kreftfremkallende (***) PAH i henhold til U.S. National Academy of Science (NAS, 1972). I summen ** + *** er det medregnet 50 % av benzo(j,k)fluoranten og dibenz(a,h/a,c)antracen, idet bare B_(j)^F og DB(a,h)A er kreftfremkallende. Når PAH-innholdet i alle benzofluoranthener er gitt som en sum, er 2/3 regnet som KPAH

Tabell A4. PAH i albusnegl (*Patella vulgata*), vanlig strandsnegl (*Littorina littorea*) og blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Y. Tjuvholmen/Husebysanden, Havik og Litlerauna, 4/9 1986, µg/kg tørrvekt.

PAH	Stasjon	ALBUSNEGL		STRANDSNEGL			BLÅSKJELL
		Tjuvholm	Havik	Tjuvholm	Havik	Litlerauna	Litlerauna
Naftalen							
2-Metylnaftalen							
1-Metylnaftalen							
Bifenyl							
Acenaftalen							
Acenaften							
4-Metylbifenyl							
Dibenzofuran							
Fluoren		417		253			
9-Metylfuoren							
9,10-Dihydroantracen							
2-Metylfuoren							
1-Metylfuoren							
Dibenzothiophen							
Fenantren		12981	245	5670	178	101	192
Antracen		677	9	324	11	25	28
Carbazole							
3-Metylfenantren							
2-Metylfenantren							
2-Metylantracen		1496					
4,5-Metylenfenantren							
4- og/eller 9-Metylfenantren							
1-Metylfenantren		937					
Fluoranten		11061	204	16037	233	1703	510
Pyren		10085	257	5866	96	963	462
Benzo(a)fluoren		377		883		50	
Benzo(b)fluoren				442		44	
4-Metylpiren							
2-Metylpiren og/eller Metylfuoranten							
1-Metylpiren				218			
Benzo(ghi)fluoranten							
Benzo(c)fenantren ***				556			
Benzo(a)antracen *		649	88	1821	69	234	103
Trifenyl/Chrysen *		4328	211	4287	98	342	217
Benzo(b)fluoranten **		536	62	874	44	70	47
Benzo(j,k)fluoranten ** 1)		402					
Benzo(e)pyren *		611	44	2327	34	28	33
Benzo(a)pyren ***		600	~ 40	2200	30	25	30
Perylen							
Indeno(1,2,3-cd)pyren *		~ 60	30	307			30
Dibenz(a,h og/eller a,c)antracen *** 1)							
Picen							
Benzo(g,h,i)perylene		~ 60		237			
Anthanthrene							
Coronen							
Sum		45277	1190	42964	812	3585	1672
Derav KPAH		~ 1300	~ 80	~ 4000(?)	~ 80	~ 70	~ 90
% KPAH		~ 3	~ 7	~ 10(?)	~ 10	~ 2	~ 5
% Tørrstoff		19.9	20.4	18.5	17.0	24.0	16.4

1)
KPAH er summen av moderat (**) og sterkt kreftfremkallende (***) PAH i henhold til U.S. National Academy of Science (NAS, 1972). I summen ** + *** er det medregnet 50 % av benzo(j,k)fluoranten og dibenz(a,h/a,c)antracen, idet bare B_(j)F og DB(a,h)A er kreftfremkallende. Når PAH-innholdet i alle benzofluoranthener er gitt som en sum, er 2/3 regnet som KPAH

Tabell A5, forts.

Stasjoner Organismer	St. 1		St. 3		St. 4		St. 6	
	I. Tjuvholmen		Y. Tjuvholmen		Storskjør		Haugestranda	
	1985	1986	1985	1986	1985	1986	1985	1986
PHAEOPHYCEAE (BRUNALGER)								
Ascophyllum nodosum			2	2				
Ectocarpus siliculosus	3-4	4	3	3	2-3	4	3-4	3
Elachista fucicola			2	2				
Fucus serratus		+	4	4			2	2
F. vesiculosus			3-4	3-4			3***	
Laminaria digitata	2-3	2-3	4	4	2-3	3	4-5	4
L. saccharina	2-3	1-2	4	3	2-3	2-3	2	1-2
Scytosiphon lomentaria			2					
CHLOROPHYCEAE (GRØNNALGER)								
Blidingia minima				2				
Bryopsis plumosa					2	2		
Chaetomorpha melagonium							+	
Cladophora rupestris	3	2-3	3-4	3	2-3	1	4	3-4
C. cf. sericea		+				+		3
Cladophora sp.					+			
Enteromorpha clathrata				+				
E. compressa			+	+			+	+
E. intestinalis	+	+	+	+	+	+	+	
E. prolifera		+	+	+		+		
Enteromorpha spp.	4	4	4	4	4	4	4	4
Percursaria percursa						+		
Rhizoclonium implexum		3						
Ulothrix spp.	2-3	+	+	+	+	+	+	+
Ulva lactuca	3-4	3-4	4	3	4-5	3-4	4	4
BACILLARIOPHYCEAE (DIATOMEER)								
Div. uidentifiserte	4	4	3	4	4	4	3	4
FAUNA (DYR)								
Balanus balanoides (fjærerur)				2				1-2
Carcinus maenas (strandkrabbe)		+	+		+	+	+	
Littorina littorea (vanl. strandsnegl)	1-2	1-2	4	3		+	3	3
L. saxatilis	3	3-4	3-4	4		2	3-4	3
Mytilus edulis (blåskjell)			+					
Patella vulgata (albusnegl)			1	2			1	1
Spirorbis borealis (posthornmark)			1-2	2				
Uident. mosdyr****			+	+				+
Antall Rødalger (R)	10	10	12	14	7	6	12	11
" Brunalger (B)	3	4	8	7	3	3	5	4
" Grønnalger (G)	5	8	7	8	7	9	7	6
Sum R+B+G	18	22	27	29	17	18	24	21

* Ikke notert, men sannsynligvis til stede

** Langstrakt form, ligner *P. linearis*

*** Innenfor neset, (hovedstasjonen), men på utsiden av molo

**** Ikke systematisk observert