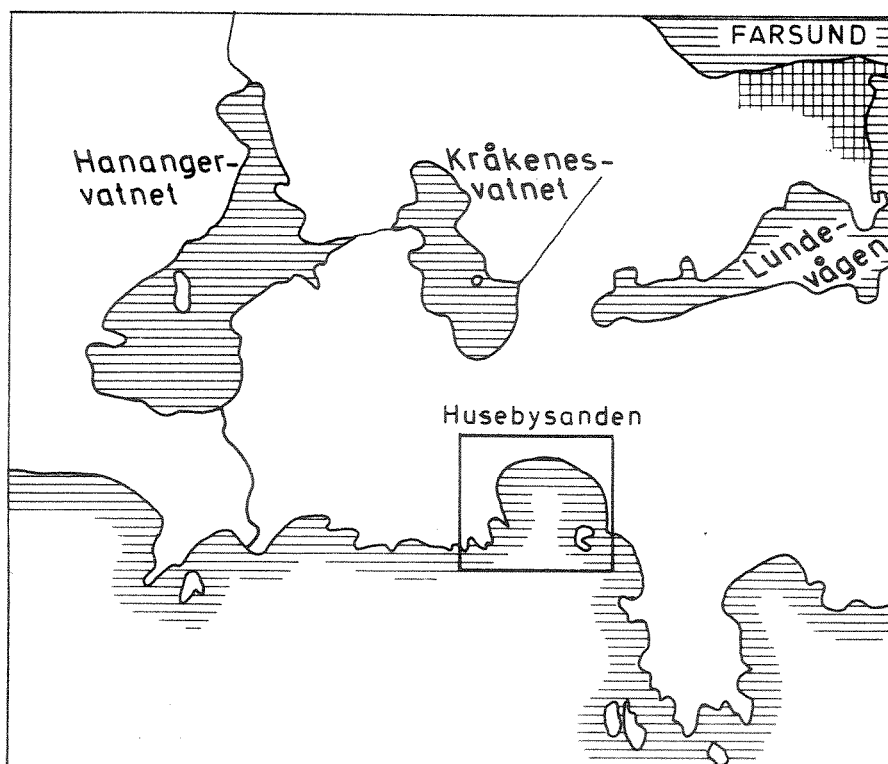


O – 68019

Utslipp av avløpsvann
fra
Lista Aluminiumverk

Kontrollundersøkelser
1979 – 1980



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80
Postboks 333, Blindern Gaustadalleen 46 69 60
Oslo 3 Kjeller 71 47 59

Rapportnummer:	0-68019
Undernummer:	V
Løpenummer:	1291
Begrenset distribusjon:	

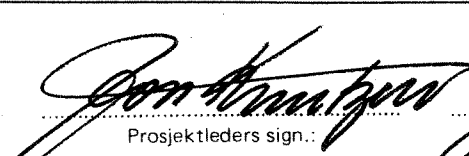
Rapportens tittel: Utslipp av avløpsvann Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1979 - 1980.	Dato: 20.05.1981
	Prosjektnummer: 0-68019
Forfatter(e): Jon Knutzen	Faggruppe: Fjordseksjonen
	Geografisk område: Lista
	Antall sider (inkl. bilag): 21

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

Ekstrakt: Mulige effekter av utslipp fra Lista Aluminiumverk er belyst ved observasjoner av avløpsvann, resipientvann, strandsonens flora og fauna, samt registrering av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og fluor i tang og albuskjell. På de utslippsnære stasjonene er det registrert tydelige negative effekter på fjærebeltet samfunnet. I avstander over 500 m fra utslippet er det bare usikre indikasjoner på redusert forekomst av enkelte arter. Det sterkt varierende innhold av fluor i tang har ikke vist noen bestemt tendens til økning de siste år, men i gjennomsnitt holdt seg på omtrent 10 ganger et antatt bakgrunnsnivå. Imidlertid er det observert en betydelig økning av fluor-innholdet i avløpsvann sammenlignet med tidligere. PAH-innholdet i organismer viste noe synkende tendens, men var fremdeles høyt.

4 emneord, norske:
1. Aluminiumverk
2. Resipientundersøkelse
3. Fluor
4. PAH

4 emneord, engelske:
1. Aluminium smelter
2. Recipient investigation
3. Fluoride
4. PAH


Prosjektleders sign.:


Seksjonsleders sign.:


Instituttetsjefs sign.:

ISBN 82-577-0389-3

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Brekke

0-68019

UTSLIPP AV AVLØPSVANN FRA LISTA ALUMINIUMVERK

Kontrollundersøkelser 1979-1980.

Brekke, 20. mai 1981

Saksbehandler: Cand.real. Jon Knutzen

Instituttssjef: Kjell Baalsrud

INNHOLDSFORTEGNELSE:

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	Side 1
2. INNLEDNING	3
3. AVLØPSVANNETS OG RESIPIENTVANNETS KJEMISKE OG FYSISKE EGENSKAPER	5
3.1 Fluorid og pH	5
3.2 Tjærestoffer og partikulært materiale	7
3.3 Temperaturøkning	8
4. FLUORINNHALDET I ORGANISMER	9
5. POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I ORGANISMER	12
6. OBSERVASJONER I STRANDSONEN	14
7. LITTERATURLISTE	21

TABELLFORTEGNELSE:

Tabell 1. Middelverdier og variasjonsområde for fluoridkonsentrasjon og pH i avløpsvann og resipientvann i forskjellige perioder fra januar 1975 til desember 1980	5
2. Middelverdier (M), variasjonsområde (V) og standardavvik (S) for fluorinnhold (mg/kg tørrvekt) i alger og albuskjell fra Husebybukta og Havik. Antall observasjoner i parentes. Analyser foretatt ved SINTEF	9
3. Statistisk jevnføring av (1) fluorkonsentrasjoner funnet i organismer ved Havik og i Husebybukta ved t-test ($t = \frac{\bar{d}}{s} \cdot \sqrt{n}$) og Wilcoxon rank sum test (perioden juni ^d 1973 til juni 1979), og (2) av fluorkonsentrasjoner i Husebybukta i perioder med økende belastning (I-IV) ved Wilcoxon rank sum test. Ikke signifikant på nivå 0.05:N.s.	10
4. Fluorinnhold i tang og albuskjell fra Haugestranda (Husebysanden) og Havik, 14/5 1980, mg F/kg tørrvekt. Middelverdier av observasjoner i perioden 12/5-77 til 14/5-80 er anført i parentes	10

- Tabell 5. Konsentrasjoner av total-PAH, sum kreftfremkallende PAH (KPAH) og benzo(a)pyrene (B(a)P) i organismer fra Husebybukta (Y. Tjuvholmen), Havik og Snekestø, 11-12/9 1978 og 17-18/9 1980. Konsentrasjoner i $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt Side 12
- Tabell 6. Organismer i strandsonen ned til 0,5-1m dyp, Husebysanden, Lista, 10-11/9 1979 og 17-18/9 1980 Side 14a

FIGURFORTEGNELSE:

- Fig. 1. Husebysanden. Stasjoner for observasjoner av biologiske forhold utenfor utslippet fra Lista Aluminiumsverk, 1973-74 4
- Fig. 2. Totalantall rødalger, brunalger og grønnalger og prosentvis fordeling på de tre grupper, Husebysanden, Lista, 1970-1980 16
- Fig. 3. Forekomst 1970-1980 av utvalgte arter og organisme-grupper fra Husebysanden, Lista. Subjektiv mengdeskala (kfr. tekst) 18

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

- I Overvåking av utslippet fra Lista Aluminiumverk i 1979-80 har bestått i en årlig observasjon av strandsonens organismesamfunn og årlig observasjon av fluorinnholdet i tang og albuskjell fra resipientområdet. I 1980 ble det dessuten gjort analyse på innholdet av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i albuskjell og grisetang. Bedriften har selv gjort observasjoner av avløpsvannets sammensetning og målt fluorkonsentrasjonen og pH i området nær utslippet. Avløpsvannmengden var uforandret i perioden (ca. $8500 \text{ m}^3/\text{time}$), og produksjonen har gått normalt.
- II De sparsomme data om PAH i avløpsvann antyder at konsentrasjonene muligens er noe lavere (ca. 0.05 - 0.1 mg/l) enn tidligere antatt (ca. 0.1 - 0.2 mg/l). For å få en påliteligere mengdebestemmelse av belastningen anbefales at prøvetakingsprogrammet for en kortere periode økes til minimum seks blandprøver i året.
- III Midlere fluorinnhold i avløpsvannet lå i 1979-80 på 10-11 mg F/l mot tidligere vel 7 mg/l. Mulige årsaker til denne økningen, som er funnet statistisk signifikant på nivå 0.001, er ikke klarlagt, men antas å ha sammenheng med driftsmessige faktorer. Forholdet gjenspeiles i resipienten, der det på to utslippsnære stasjoner er funnet i middel henholdsvis vel 3 og nær 7 mg F/l. Dette representerer konsentrasjoner nær og til dels over observerte giftighetsgrenser.
- For å få nærmere belyst mulige bionegative virkninger og akkumuleringseffekter, anbefales sterkt å utvide fluorobservasjonene til stasjoner lenger fra utslippet.
- IV Med unntak av en uoppklart ekstremverdi for fluorinnholdet i vorteflik, har fluorkonsentrasjonene i tang fra resipientområdet vært omkring de samme som for hele perioden etter siste produksjonsutvidelse i november 1976. Dette representerer 5-10 ganger nivået i tangarter fra referansestasjoner. Både forskjellen mellom resipientområdet og referansestasjonen, og økningen av fluorinnholdet i tang med tiden, er påvist å være statistisk signifikant. Det er ikke observert tilsvarende økning av fluorinnholdet i albuskjell.

- V I betraktning av de hygieniske og veterinære interesser knyttet til utnyttelse av marine organismer til mat og fôr, anbefales at aluminiumsindustrien tar initiativ til å få utredet også vannsiden av fluorproblemet på en dekkende måte, slik det har skjedd når det gjelder luftutslipp. Det er i første rekke behov for undersøkelser av utvalgte organismers naturlige fluorinnhold, herunder vanlige sesongvariasjoner, dessuten studier av opptaks- og utskillingsmekanismer, blant annet forsøk med oppkonsentrering av fluor fra vann og næring.
- VI PAH-innholdet i grisetang og albuskjell har totalt sett vist betydelig nedgang fra 1978 til 1980, men i noe forskjellig grad for ulike forbindelser. Nivåene fra resipientområdet er imidlertid fremdeles høye. Også i materialet fra referansestasjonen ved Havik var det lavere konsentrasjoner enn tidligere, men likevel klart forhøyet i forhold til bakgrunnsnivåene. Overvåkingen av PAH i organismer bør fortsette. Det anbefales også å få gjort noen orienterende PAH-analyser på hummer og/eller krabbe fra resipientområdet.
- VII Strandsamfunnet på utslippsnære stasjoner, særlig Storskjær, men også St. 1, Tjuvholmen, viser stressymptomer i form av redusert artsantall og minskende forekomst av en del framtreddende arter, deriblant større tangarter og snegl. Årsaken(e) lar seg ikke entydig fastslå ut fra observasjonsmaterialet. Både giftvirkninger fra avløpsvannet, sandskuring ved oppvirvling av materiale fra bunnen og isskuring kan gjøre seg gjeldende. Spørsmålet om mulige giftvirkninger kan bare belyses ut fra langtids- og livssyklusstester med utvalgte organismer.
- VIII Betydningen av PAH-utslipp til vann fra aluminiumsindustri har hittil bare vært gjenstand for beskrivende undersøkelser av lokal karakter. Det anbefales at aluminiumsindustrien tar initiativ til å få gjennomført eksperimentelle undersøkelser egnet til å gi mer konkret grunnlag for å vurdere om PAH kan være årsak til skade på marine organismer. Det er i første rekke behov for effektstudier ved simulerte belastningsformer (avløpsvann, forurensede sedimenter), foruten akkumulerings- og utskillingsstudier.

2. INNLEDNING

Om bakgrunnen for og hensikten med og resultatene fra overvåkingsundersøkelsene henvises til tidligere rapporter (NIVA, 1972, 1973, 1975, 1979). 1979-rapporten inneholder også en redegjørelse for hvilke undersøkelser som har vært gjort siden forundersøkelsen av forholdene utenfor Husebysanden ble foretatt i 1970. Når unntas et avbrekk i de marinbiologiske observasjonene i 1975-1977, har undersøkelsesopplegget stort sett vært det samme i hele 10-års perioden. Imidlertid ble detaljerte avløpsvannanalyser på innholdet av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) først gjort i 1978.

Foreliggende rapport omhandler observasjoner i strandsonen 1979-80 (en gang pr. år) og resultatene av analysene på innhold av fluor og PAH i organismer. Som bakgrunn for vurderingene er benyttet informasjoner fra bedriften om avløpsvannets sammensetning, driftsforhold og annet som kan spille en rolle for strandsamfunnets utforming.

Stasjonene for undersøkelse av strandens plante- og dyreliv fremgår av fig. 1. Fra 1980 er det gått over til maskedykking ved innsamling av fastsittende alger ned til 1-2 meters dyp. Årsaken er at bølgeslag tidligere stadig har gitt vanskelige observasjons- og innsamlingsforhold.

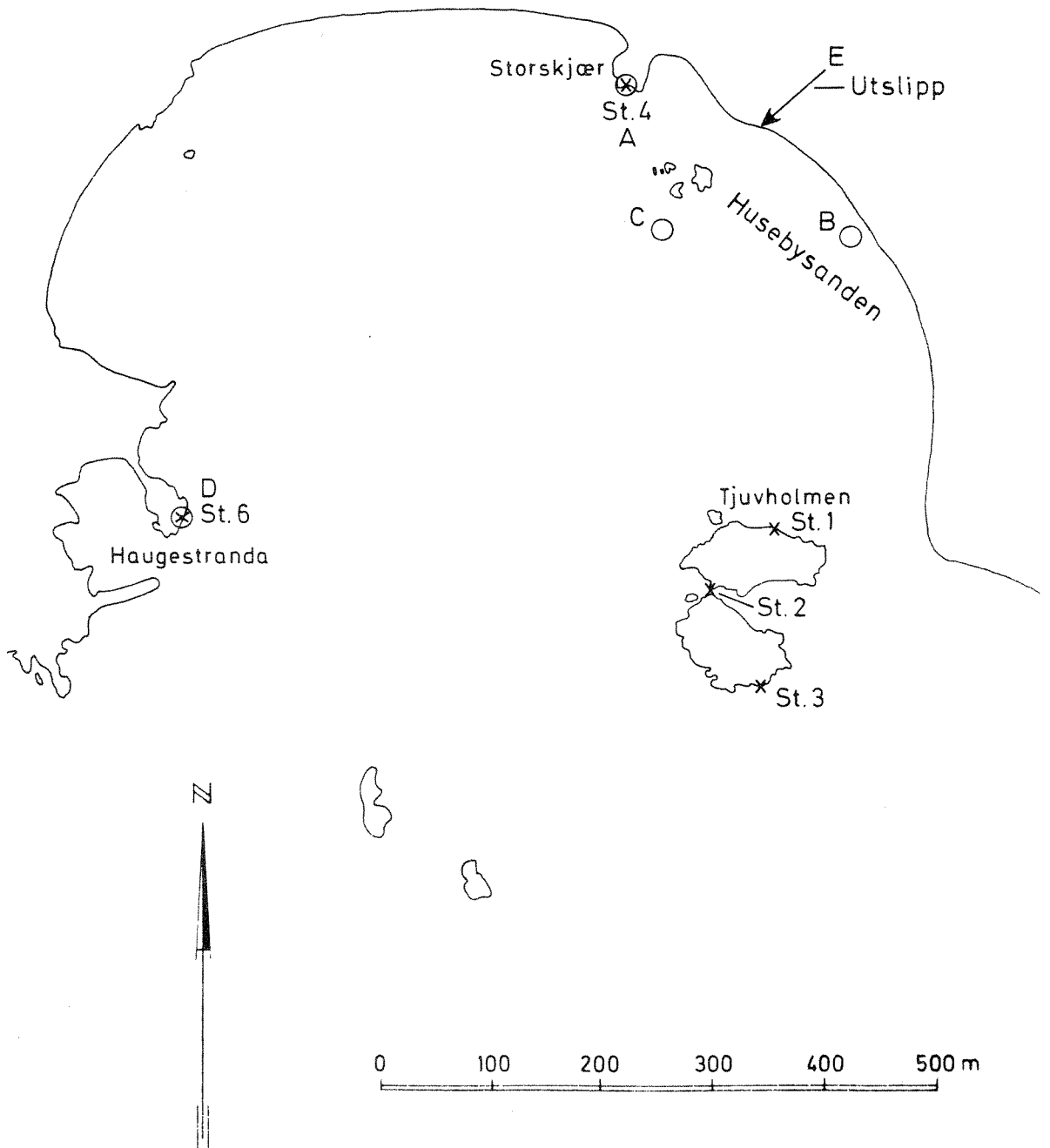
Fra 1979 er analysene av fluor i tang og albuskjell innskrenket til en gang pr. år. Analysene er som tidligere utført ved Selskapet for industriell og teknisk forskning (SINTEF), avd. for teknisk kjemi, Trondheim. Analysene av PAH i avløpsvann er gjort ved Sentralinstitutt for industriell forskning (SI) og PAH i organismer ved NIVA etter en gasskromatografisk metodikk beskrevet bl.a. hos Bjørseth & al (1979).

Produksjons- og avløpsforhold har ikke endret seg siden forrige rapport.

Fig.1

HUSEBYSANDEN

Stasjoner for observasjoner av biologiske forhold utenfor
utslippet fra Lista Aluminiumsverk, 1973 -74 x
(Bedriftens vannprøvestasjoner A-E ○)



3. AVLØPSVANNETS OG RESIPIENTVANNETS KJEMISKE OG FYSISKE EGENSKAPER

3.1 Fluorid og pH

Basert på ukentlig/fjortendaglige (1973-74) og senere månedlige stikkprøver har midlere fluoridinnhold vært omkring 5-7 mg F/l frem til den siste produksjonsutvidelsen i november 1976. For den etterfølgende 2-års perioden var gjennomsnittskonsentrasjonen 7.2 mg F/l (NIVA, 1979).

I tabell 1 er de siste to års observasjoner av pH og fluorid i avløpsvann og resipientvann stilt sammen med data fra perioden 1975-78. Resipientstasjonenes beliggenhet fremgår av fig. 1.

Tabell 1. Middelverdier og variasjonsområde for fluoridkonsentrasjon og pH i avløpsvann og resipientvann i forskjellige perioder fra januar 1975 til desember 1980.

TIDSROM (antall obs. i avløpsvann) 1)	Avløpsvann		St. A		St. B	
	pH	mg F/l	pH	mg F/l	pH	mg F/l
Jan.75-Nov.76 ²⁾ (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)

1) Antall observasjoner i resipientvann kan være 1-2 lavere i hver periode, idet man har enkelte døgnblandprøver fra avløpsvannet.

2) Produksjonsutvidelsen i november 1976 medførte økning i avløpsvannmengden fra ca. 5600 til ca. 8500 m³/time.

Som man ser synes det å ha vært en betydelig økning av fluorinnholdet både i avløpsvannet og i vannet på resipientstasjonene. Det er også en tendens til lavere pH. En pH-senkning til 7.5-7.0, som sannsynligvis ikke er uvanlig rundt Storskjær, er i det kritiske område for begynnende giftvirkning på enkelte ømfintlige arter (Knutzen 1981). Man vet for lite om de aktuelle arters pH-toleranse til å si noe mer bestemt om denne risiko.

For avløpsvannets fluorinnhold har datamaterialet vært gjenstand for en statistisk vurdering. Ved en sammenligning mellom årene 1980 og 1979 ved t-test ble det funnet at midlere fluorinnhold i prøvene fra 1980 var signifikant høyere på nivå < 0.025 . Sannsynligheten for at forskjellen ikke er reell var enda mindre ved sammenligning av perioden 1979-80 med perioden 1977-78 (middelet for disse perioder henholdsvis 10.5 og 7.3 mg F/l). Det er derfor liten tvil om at fluorkonsentrasjonene i avløpsvann har steget, ikke bare etter siste produksjonsutvidelse, men også i den etterfølgende periode. Nivået synes nå å ligge på nær det dobbelte av konsentrasjonene frem til årsskiftet 1976-77. Mulige årsaker til denne utvikling er ikke kjent. Det er nærliggende å anta at forholdet kan ha sammenheng enten med at fluorutvaskingen har vært mer effektiv i 1979-80 eller at det har vært en økning i avgassenes fluorinnhold. Om det siste er tilfellet, burde fenomenet kunne videre etterspores enten i produksjonen eller tørr-rensprosessen.

Det fremgår av tabellen at den stadig økende fluorbelastningen også reflekteres i resipientnivåene. På de utslippsnære stasjonene A og B har det de siste par årene vært vanlig med fluorkonsentrasjoner på 3-5 mg F/l og ikke uvanlig med observasjoner i intervallet 5-10 mg F/l. Som nærmere dokumentert i forrige rapport (NIVA 1979) er det eksperimentelt påvist giftvirkninger ved slike fluorkonsentrasjoner både overfor alger, muslinger og fisk (Imidlertid synes ulike arter å kunne ha meget forskjellig toleranse).

Avløpsvannet har bare såvidt sporbar effekt i resipientens hovedvannmasser.

Forholdene i nærsonen av utslippet kan forøvrig karakteriseres ved at et fluorinnhold på 5-6 mg F/l (middelnivået av vel 20 observasjoner i 1980 på stasjonene A og B) representerer en fortykning av avløpsvann på bare ca. 1:1. Mao. må man regne med at overflatevannet omkring Storskjær for 50% vedkommende er avløpsvann. Dette er tidligere påvist å virke hemmende i

vekstforsøk med planktonalger (NIVA 1975). Observasjoner fra fjernere deler av resipienten savnes. Slike data er ønskelig i flere sammenhenger:

- bedømmelse av avløpsvannkonsentrasjoner i ulike deler av resipienten
- mulige negative virkninger på organismer av disse nivåer
- vurdering av de funne fluorkonsentrasjoner i tang og skjell (kfr. kap. 4).

3.2 Tjærestoffer og partikulært materiale

I samsvar med utslippsvilkårene analyseres avløpsvannet 2 ganger pr. år med henblikk på innhold av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH).

Analysene gjøres ved SI. NIVA har fått oversendt analyseutskrifter for november 1979 og mai 1980. Disse viser et totalinnhold av PAH på omkring 50 µg/l, mens prøven fra mai 1979 inneholdt 179 µg/l (Lab.sjef Rob, pers. medd.). Det er dermed mulig at PAH-utslippet er noe mindre enn det har vært antydnet tidligere (ca. 15 tonn pr. år, basert på midlere totalinnhold av 200 µg/l, kfr. NIVA 1979). Imidlertid er det ikke mulig å trekke sikre konklusjoner om mengdene så lenge analysefrekvensen er så lav.

Det kan tilføyes at etter de foreliggende data å dømme er PAH-innholdet i avløpsvannet vesentlig lavere enn i utslippet fra Mosjøen Aluminiumsverk (NIVA 1981). Dette antas å skyldes at av de to verkene er det bare Lista som også har et tørr-reanseanlegg.

Av de nevnte 50 µg PAH/l avløpsvann utgjorde kreftfremkallende forbindelser (benzo(b)fluoranthene, benzo(j)fluoranthene, benzo(a)pyrene og dibenz(a,h)-anthracene) omkring 20%, mens det tidligere er funnet en andel på bare 5% (NIVA 1979). Heller ikke den kvalitative sammensetningen er det grunnlag for å uttale seg nøyere om bortsett fra at det er rimelig å vente en viss variasjon, bl.a. ut fra variasjonen i drifts- og rensetekniske forhold.

Avløpsvannets tørrstoffinnhold (vesentlig partikler) kan synes å ha vært noe økende de par siste årene.

Midlere innhold av tørrstoff var i 1979-80 ca. 15 mg/l (10-25 mg/l).

Av dette utgjorde organisk materiale (målt som glødetap) omkring 1/3. Regnes et gjennomsnittlig faststoffinnhold på 15 mg/l, tilsvarer dette et års-utslipp av partikulært materiale på vel 1000 tonn, mot tidligere anslått 500 - 1000 tonn pr. år (NIVA 1979).

3.3 Temperaturøkning

Temperaturregistreringene i avløpsvannet stemmer overens med tidligere observasjoner, dvs. at forskjellen mellom temperaturen i Lundevågen (inntaksområdet) og i avløpsvannet stort sett har vært 5-6°C (variasjonsområde 3.6-7.1 °C ved månedlig registrering). Høyeste målte temperatur i avløpsvannet i 1979-80 var 22.3°C.

4. FLUORINNHOLDET I ORGANISMER

Tidligere observasjoner er oppsummert i NIVA (1979) og hos Knutzen (1980). Tabellene 2 og 3 nedenfor er hentet fra sistnevnte arbeide. En statistisk bearbeidelse av materialet viste at det var signifikant forskjell ($p < 0.05 - 0.005$) mellom fluorkonsentrasjonene i organismer fra henholdsvis resipientområdet og referansestasjonen ved Havik, vel 2 km unna. Unntatt fra denne tendensen var bløtdelene hos albuskjell. (PAH-verdiene indikerer forøvrig at også Havikområdet er noe påvirket av utslippet og således ikke fullt ut representativt med henblikk på en jevnføring med naturlige nivåer, se kap. 5). Dataene viste også en signifikant økning i tangs fluorinnhold med tiden, dvs. ved sammenligning av fluorkonsentrasjonene før og etter siste produksjonsutvidelse. Dette er nærmere dokumentert i tabell 3. Hverken i skall eller bløtdeler av albuskjell var det noen økning i fluorinnholdet over de aktuelle tidsrom.

Tabell 2. Middelverdier (M), variasjonsområde (V) og standardavvik (S) for fluorinnhold (mg/kg tørrvekt) i alger og albuskjell fra Husebybukta og Havik. Antall observasjoner i parentes. Analyser foretatt ved SINTEF.

Organismer	Tid/Sted	20/11-70 -	21/4-71 -	7/6-73 -	12/5-77 -		
		23/2-71	11/7-72 Husebybukta	1/10-76 Havik	12/6-79 Husebybukta	Havik	
<i>Corallina officinalis</i> (Krasing)	M	841(4)	1147(4)	1156(4)	1026(4)	-	
	V	648-979	1069-1279	1025-1283	938-1122	-	
	S	159	91	106	92.3	-	
<i>Gigartina stellata</i> (Vorteflik)	M	17.5(4)	8.1(4)	25.7(6)	5.5(3)	117.7(4)	37.1(4)
	V	6.4-25.6	6.3-10.8	5.2-45.1	3.3-6.1	48.1-217	4.3-88.5
	S	8.1	2.5	15.9	1.9	73.9	37.9
<i>Ascophyllum nodosum</i> (Grisetang)	M	5.9(4)	3.7(4)	14.0(6)	1.3(3)	62.9(5)	5.1(5)
	V	0.3-20.8	3.1-4.8	5.7-45.7	0-2.2	26.8-108.0	2.6-8.0
	S	9.9	0.8	15.9	1.1	29.8	1.9
<i>Fucus serratus</i> (Sagtang)	M	13.7(4)	9.1(4)	19.8(6)	8.2(3)	99.4(5)	11.5(5)
	V	0.1-45.3	5.3-14.6	6.3-38.0	5.0-12.8	25.9-282	4.8-17.9
	S	21.2	3.9	11.6	4.1	103.4	5.0
<i>Laminaria digitata</i> (Fingertare)	M	-	6.3(4)	19.9(6)	4.8(3)	44.7(5)	7.6(5)
	V	-	5.0-8.6	3.3-37.0	3.7-6.6	28.0-90.0	4.3-14.1
	S	-	1.6	12.8	1.6	26.7	4.2
<i>Patella vulgata</i> (Albuskjell)	M	-	-	72(4)	60.1 (4)	120(2)	82(2)
	V	-	-	18-174	7-93	84-156	64-100
	S	-	-	70.2	40.6	50.9	26.2
<i>Patella vulgata</i> . Skall ¹⁾	M	-	-	148(4)	137(4)	176(2)	133(2)
	V	-	-	134-160	107-171	161-190	129-136
	S	-	-	11.3	21.1	20.5	4.9

1) Korrigert verdi for Havik 7/6-73 - 1/10-76, fra middel 126 til 137 og fra variasjonsområde 107-148 til 107-171, samt standard-avvik fra 16.9 til 21.1.

Tabell 3. Statistisk jevnføring av (1) fluorkonsentrasjoner funnet i organismer ved Havik og i Husebybukta ved t-test ($t = \frac{d}{s_d} \cdot \sqrt{n}$) og Wilcoxon rank sum test (perioden juni 1973 til juni 1979), og (2) av fluorkonsentrasjoner i Husebybukta i perioder med økende belastning (I-IV) ved Wilcoxon rank sum test. Ikke signifikant på nivå 0.05:N.s.

- I : 20/11-70 - 23/2-71, ingen belastning
 II : 21/4-71 - 11/7-72, 0.8 m³/sek.
 III : 7/6-73 - 1/10-76, 1.6 m³/sek.
 IV : 12/5-77 - 12/6-79, 2.4 m³/sek.

Organismer	Havik/Husebybukta		Ulike perioder i Husebybukta, Wilcoxon				
	t-test	Wilcoxon	I/II	I/III	I/IV	II/III	III/IV
<i>Corallina officinalis</i> (Krasing)	-	<0.06	<0.03	<0.03	-	N.s.	-
<i>Gigartina stellata</i> (Vorteflik)	<0.05	<0.05	N.s.	N.s.	<0.03	<0.06	<0.005
<i>Ascophyllum nodosum</i> (Grisetang)	<0.01	<0.005	N.s.	N.s.	<0.01	<0.06	<0.005
<i>Fucus serratus</i> (Sagtang)	<0.05	<0.005	N.s.	N.s.	<0.02	N.s.	<0.01
<i>Laminaria digitata</i> (Fingertare)	<0.005	<0.005	-	-	-	<0.06	<0.05
<i>Patella vulgata</i> (Albuskjell)	N.s.	N.s.	-	-	-	-	-
<i>Patella</i> , skall	<0.005	<0.01	-	-	-	-	-

Siste års data er vist i tabell 4 sammen med middelerverdier for perioden etter siste produksjonsutvidelse. 1980-verdiene er middelet av 3-4 analyser med 1-2 metoder. (Kfr. SINTEF, avd. for teknisk kjemi, analyserapport av 9/7 1980, som viser liten spredning i analysedataene).

Tabell 4. Fluorinnhold i tang og albuskjell fra Haugestranda (Husebysanden) og Havik, 14/5 1980, mg F/kg tørrvekt. Middelerverdier av observasjoner i perioden 12/5-77 til 14/5-80 er anført i parentes.

Organismer	Haugestranda	Havik
Vorteflik - 5 obs. (<i>Gigartina stellata</i>)	446.0 (203.3)	11.1 (33.2)
Grisetang - 6 obs. (<i>Ascophyllum nodosum</i>)	44.0 (59.7)	12.2 (6.3)
Sagtang - 6 obs. (<i>Fucus serratus</i>)	80.2 (96.2)	29.7 (12.9)
Fingertare - 6 obs. (<i>Laminaria digitata</i>)	114.0 (56.3)	8.9 (7.8)
Albuskjell, bløtdeler - 3 obs. (<i>Patella vulgata</i>)	86.6 (108.9)	118.0 (94.0)
Albuskjell, skall - 3 obs.	163.0 (171.7)	136.0 (134.0)

1980-observasjonene bekrefter ovenstående konklusjoner. Som det fremgår av tabell 4 er observerte fluorkonsentrasjoner i gjennomsnitt 5-10 ganger høyere i tang fra det nære resipientområdet. For albuskjell er det ubetydelig eller ingen forskjell mellom de to områdene.

Det foreligger fremdeles ikke informasjoner som kan kaste lys over de til dels meget store forskjellene i organismenes fluorinnhold fra en prøveinnsamling til en annen. Det er følgelig ikke grunnlag for å forklare ekstremverdien i vorteflik fra 1980.

Naturlig fluorinnhold i de her behandlede arter (og flere andre som i Norge risikerer å bli influert av gassvaskevann fra aluminiumindustri) er dårlig kjent. Det samme gjelder opptaks- og utskillingsmekanismer, årsvariasjoner og mulig akkumulering gjennom næringskjeder og giftvirkninger. I lys av at fluorinnholdet i spiselige organismer har betydelig hygienisk og veterinær interesse burde alle disse temaer ofres mer oppmerksomhet, og det anbefales at aluminiumindustrien bidrar til at dette blir gjort. Hittil har det nærmest bare vært luftsiden av fluorproblemet som er blitt gjenstand for seriøse undersøkelser.

I ovennevnte sammenheng kan det pekes på at the Food and Drug Administration i USA har anbefalt en øvre grense for fluorinnhold i proteinkonsentrat fra fisk på 100 mg F/kg (Anonym 1967). I Norge brukes grisetang og fingertare til produksjon av tangmel, som delvis går til fôr, delvis til tilsetning i næringsmidler. Det ses av tabell 4 at man i Husebybukta har omkring 50-100 mg F/kg i disse to artene. Dette illustrerer ikke bare nødvendigheten av å ta hensyn til mulig naboskap med aluminiumsverk ved høsting av tang eller etablering av fjorddyrkingsbedrifter. Virkningen på dyr som i naturen lever av alger med høyt fluorinnhold er ikke kjent. Dette behøver ikke være dramatisk, men det er i hvert fall vist i flere tilfeller at fluoropptaket i ulike typer av organismer kan være tilnærmet proporsjonalt med dosen over relativt vide doseintervaller. Sjøvik og Brækkan (1979) viste f.eks. at dette var tilfellet for kyllinger, og at det ikke var noen påviselig forskjell mellom fluor gitt som natriumfluorid og fluor i krill. Høyt opptak av fluor kan ha konsekvenser for fluorinnholdet i skjelett- og tannsubstans og dermed for disse dannelsenes styrke og/eller bevegelighet.

5. POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I ORGANISMER

Det er tidligere observert høyt innhold av PAH i både tang og albuskjell fra resipientområdet (NIVA, 1979, Knutzen, 1980). I tabell 5 er resultatene fra 1980 stilt sammen med 1978-dataene. På bakgrunn av at det også var påvist forhøyede verdier i albuskjell fra Havik, ble det i 1980 også samlet inn grisetang og skjell fra Snekkestø utenfor munningen av Fedafjorden, en antatt referanselokalitet på åpen kyst og ca. 25 km sjøveien fra aluminiumsverket.

Tabell 5. Konsentrasjon av total-PAH, sum kreftfremkallende PAH (KPAH¹⁾) og benzo(a)pyrene (B(a)P) i organismer fra Husebybukta (Y. Tjuvholmen), Havik og Snekkestø, 11-12/9 1978 og 17-18/9 1980
Konsentrasjoner i µg/kg tørrvekt.

Komponenter/dato Sted/organismer	Tot.-PAH		KPAH		B(a)P	
	1978	1980	1978	1980	1978	1980
HUSEBYBUKTA						
Albuskjell	141800- 175500	51100	1800- 2900	2400	300- 400	370
Grisetang	122800	48900	3400	1400	650	200
HAVIK						
Albuskjell	7800- 15500	5900	45- 220	220	30	55
Grisetang	2200	3700	90	60	-	-
SNEKKESTØ						
Albuskjell		4600		60		-
Grisetang		400		-		-

1) Sum av benzo(c)phenantrene, benzo(b)fluoranthene, 50% av benzo(j/k)-fluoranthene og benzo(a)pyrene.

I forhold til 1978 synes organismene fra Husebybukta å inneholde mindre PAH enn tidligere. Størst synes nedgangen å være for total-PAH, mens det er mer varierende resultater for de kreftfremkallende komponentene. Selv om materialet er spinkelt, kan nedgangen muligens sees i sammenheng med at (de fåtallige) avløpsvannanalysene også antyder noe lavere PAH-belastning

(Kap. 3.2). Det har imidlertid vært vanskelig å sette dette i forbindelse med driftsmessige forhold. PAH er såpass bestandige i bløtdyr at en tydelig nedgang i konsentrasjonene ikke kan ventes uten at belastningen har vært betydelig redusert over et tidsrom av i størrelsesordenen flere uker. Det må tilføyes at tilnærmet eksakte sammenhenger mellom konsentrasjoner i omgivende vann og nivåer i eksponerte organismer er et komplisert og ennå ikke tilstrekkelig utforsket emne. Det bør derfor ikke trekkes for bestemte konklusjoner ut fra det foreliggende materialet.

Også for Haviks vedkommende kan det se ut som det har funnet sted en reduksjon i totalinnholdet av PAH fra 1978 til 1980, mens forekomsten av KPAH og B(a)P i albuskjell var omtrent som tidligere. De funne verdiene ligger imidlertid minst 5-10 ganger over de antatte bakgrunnsnivåer (Knutzen og Sortland, manuskript) og dokumenterer følgelig at også denne lokaliteten er noe belastet.

Nivået av PAH i albuskjell fra Snekkestø var bemerkelsesverdig høyt, mens det for grisetangs vedkommende nærmet seg "bakgrunnsnivået" (Knutzen og Sortland, manuskript). At det var like mye PAH i albuskjell fra Snekkestø som Havik kan ha sammenheng med at Fedafjorden mottar avløpsvann fra Øye Smelteverk, vel 20 km unna. Både fra Ranafjorden, Vefsnfjorden og Saudafjorden er det eksempler på at stor belastning med PAH kan spores i muslinger flere mil fra utslippene (Bjørseth & al. 1979 og upubl. data fra NIVA). De samtidig relativt lave konsentrasjonene i grisetang overensstemmer med erfaringer fra de samme fjordene. (PAH-innholdet i tang synes å synke raskere med avstanden fra en kilde enn nivåene i bløtdyr). Det er imidlertid nødvendig med undersøkelser i Fedafjorden før man eventuelt kan konkludere med at PAH-forekomsten i Snekkestøskjellene skyldes det nevnte smelteverksutslipp. Andre forhold som kan spille inn er påvirkning fra Flekkefjord (neppe sannsynlig) eller tilfeldig lokal forurensning med olje eller annet. Det var imidlertid ingen øvrige spor av slikt på innsamlingstidspunktet.

6. OBSERVASJONER I STRANDSONEN

Tabell 6 viser resultatene av strandobservasjonene i 1979 og 1980. 1979-undersøkelsene ble utført som tidligere år, ved innsamling fra land med hånd og skrape/rive. I 1980 ble det som nevnt foretatt innsamling ved snorkeldykking ned til 1-2 m, unntatt på stasjon 4, der bølger hindret innsamling fra vannsiden.

I likhet med tidligere er det benyttet en subjektiv kvantitativ skala som nærmest angir hvor iøynefallende rolle vedkommende art spiller i strandsamfunnet:

- 5: Dominerende
- 4: Hyppig
- 3: Vanlig
- 2: Sparsom
- 1: Sjelden
- +: Forekommer

Metoden har flere svakheter, bl.a. at tallangivelsene ikke kan reflektere artenes relative biomasse og derfor bare antyde deres funksjonelle rolle i stoff- og energiomsetningen. Videre er det f.eks. ikke mulig å vise den relative betydning av nærstående arter, der hvert eksemplar helst bør betraktes nøye, eventuelt mikroskoperes, for å identifiseres med sikkerhet. Eksempler på dette er trådformede grønnalger og brunalger, dessuten arter av *Ceramium* (rekeklo) og *Enteromorpha* (tarmgrønske). Det er derfor mulig at to eller flere arter av tarmgrønske har vært til stede, selv om bare en art er representert i tabellen.

Videre kan bemerkes at formålet i alle undersølelsesår har vært å gjengi hovedtrekkene i strandsamfunnets sammensetning. Det har ikke vært lagt vekt på å få med detaljene, som derfor kan være noe ujevnt representert fra år til år. I 1979 ble forekomsten av strandlav viet noe større oppmerksomhet enn tidligere, hovedsakelig for å dekke den eventualitet at sjøsprøyt med vann av økende fluorinnhold kunne virke negativt på dette vegetasjons-element.

Det er tidligere konstatert at algesamfunnene på overvåkingsstasjonene har vært preget av relativt store vekslinger i sammensetning og artsantall,

Tabell 6. Organismer i strandsonen ned til 0.5-1 m dyp, Husebysanden, Lista, 10-11/9 1979 og 17-18/9 1980.

STASJONER	St.1 I. Tjuvholmen		St.2 Tjuvholmeidet		St.3 Y. Tjuvholmen		St.4 Storskjør		St.6 Haugestranda	
	10/9-79	18/9-80	10/9-79	18/9-80 ³⁾	10/9-79	18/9-80	11/9-79	17/9-80	11/9-79	17/9-80 ²⁾
LICHENES (LAV)										
Anaptychia fusca	2-3	3			3	4			3	
Caloplaca cf. marina	2-3	3	3		3	4	3	2	3-4	3
Lecanora atra	4	3			4	4			2-3	3
Ramalina siliquosa	3-4	2-3	3		4	4	+	1	3-4	3
Rhizocarpon geographicum	2								2-3	
Verrucaria maura	3-4	3	3		4	3-4	4	3-4	4	4
Xanthoria parietina	4	4	3		4	4	3	2-3	4	4
CYANOPHYCEAE (BLÅGRØNNALGER)										
Calothrix scopulorum	3	2	3		4	3	3-4	3	3	3
Gloeocapsa crepidinum						+		2		
Lyngbya confervoides		4					4	4		3
Plectonema battersii	4		3		3	3		4	4	4
P. calotrichoides			+					1		
P. norvegicum								1		
Uident. coccale		3								
Uident. trådformede	3	3			2	+	4	+	3	3
RHODOPHYCEAE (RØDALGER)										
Acrochaetium cf. thuretii					3					
Acrochaetium sp.	2-3	+							+	
Ahnfeltia plicata	2-3	3	+		2-3	3				2-3
Bonnemaisonia hamifera, tetrasporofytt	2-3	3			+	3		+		4
Ceramium rubrum	2-3	2	+		+	3			+	3
C. diaphanum (= C. strictum)	+									
Chondrus crispus		2	+		+	3				2-3
Corallina officinalis						1-2				
Erythrotrichia carnea					+					
Gigartina stellata	2-3	2	2			2	3	2-3	3-4	2-3
Hildenbrandia prototypus					3	3		+(?)		2-3
Phymatolithon lenormandii						+				
Porphyra umbilicalis	2				3-4	3			4	3
PHAEOPHYCEAE (BRUNALGER)										
Ascophyllum nodosum	1	1			2-3 ²⁾	2-3 ²⁾				
Ectocarpus cf. fasciculatus			3		3			+	+	
Ectocarpus cf. siliculosus	+									
Fucus serratus			2	2	4	3			+	+
F. vesiculosus			+		3	1-2				+
Laminaria digitata	2 ¹⁾		+	2	3-4	3			4	3
L. saccharina		+ ¹⁾			2-3	2-3			+	2
Sphacelaria sp.									+	
CHLOROPHYCEAE (GRØNNALGER)										
Cladophora rupestris	3	4			3-4	4	2-3	+	2	4
Enteromorpha cf. compressa gr.	4	4	4	4	3-4	3	4	2-3	4	4
Enteromorpha cf. intestinalis gr.					3-4					
Enteromorpha sp.						4				
Rhizoclonium implexum		+					+			
Ulothrix cf. flacca	+						+			
Ulothrix cf. pseudoflacca								3		
Ulothrix cf. subflaccida					+					
Cf. Ulothrix sp. (9-10 um)										
Urospora penicilliformis						3	+	+		2
Ulva lactuca	4	4	4	4	3-4	4	3	2-3	4	4
BACILLARIOPHYCEAE (DIATOMEER)										
Fragilaria sp.	3	3			3	3			3	3
Licmophora sp.	2	3			3	3	+	+		3
Schizonema-stadium	+	+					+		3	
Div. pennate	+									
FAUNA (DIV. DYR)										
Littorina littorea					3	3				
L. saxatilis	2	+			3	4			2-3	
Patella vulgata					3-4	3			2-3	2

1) Små eksemplarer og kimplanter 2) Litt innenfor odden 3) Bare hovedartene

videre at grønnalgene har hatt betydelig forekomst, og at det på alle stasjoner har vært et fremtredende belte av blågrønnalger omkring vannlinjen (NIVA, 1979). Blågrønnalgebeltet har dels hatt karakter av svart, sleipt belegg, dels mer brunsvart vekst i form av geléaktige kaker eller 1-2 cm lange, sammenklebete hår. (Samfunnet av blågrønnalger inneholder forøvrig også et betydelig islett av diatoméer, kfr. tabell 6).

Den iøynefallende forekomst av blågrønnalger og grønnalger gjorde seg også gjeldende i 1979 og 1980 (tabell 6). Særlig gjaldt dette st. 4, Storskjær, der det var svært lite brunalger og rødalger.

For å få bedre oversikt over datamaterialet og utviklingen siden observasjonene startet i 1970 (året før aluminiumsverket begynte produksjonen) er det i fig. 2 laget en fremstilling som for st. 1, 3, 4, 6 viser:

- Total antall arter av rødalger, brunalger og grønnalger.
- De tre gruppenes prosentvise andel av totalantallet.

Observasjonene i 1974 er utelatt fra denne fremstillingen fordi mikroskopianalysene da ble gjort av en annen observatør og analysene hadde en høyere detaljeringsgrad, hvilket gjør resultatene begrenset sammenlignbare med materialet fra de øvrige år. Det er ellers gjort en korleksjon i observasjonene fra st. 4 for 1971, der mangelen på registrering av brunalger dette år er antatt å skyldes vanskelige observasjonsforhold (NIVA, 1972). Følgelig er det regnet med at to arter funnet i betydelig bestand i 1970 også var til stede året etter. Det er også korrigert for uteglemt merking av *Fucus serratus*' forekomst på st. 3 i 1972 (NIVA, 1973).

Med de forbehold som følger av undersøkelsenes enkle form, sees at det på St. 4, Storskjær, har vært en tydelig negativ utvikling.

Artsantallet har sunket fra ca. 15 til under 10; andelen av rødalger og særlig brunalger har sunket, mens grønnalgene har nådd en både absolutt og relativ dominans blant de makroskopiske algene. 1979-80 observasjonene bekrefter følgelig registreringene fra 1978, da denne tendensen første gang var tydelig. De registrerte grønnalger regnes stort sett som mer stress- og forurensningstolerante enn de fleste representanter for gruppene rødalger og brunalger. Man kan ellers merke seg de moderate mengdene av *Enteromorpha* (tarmgrønske) og *Ulva* (sjøsalat) i forhold til på de andre sta-

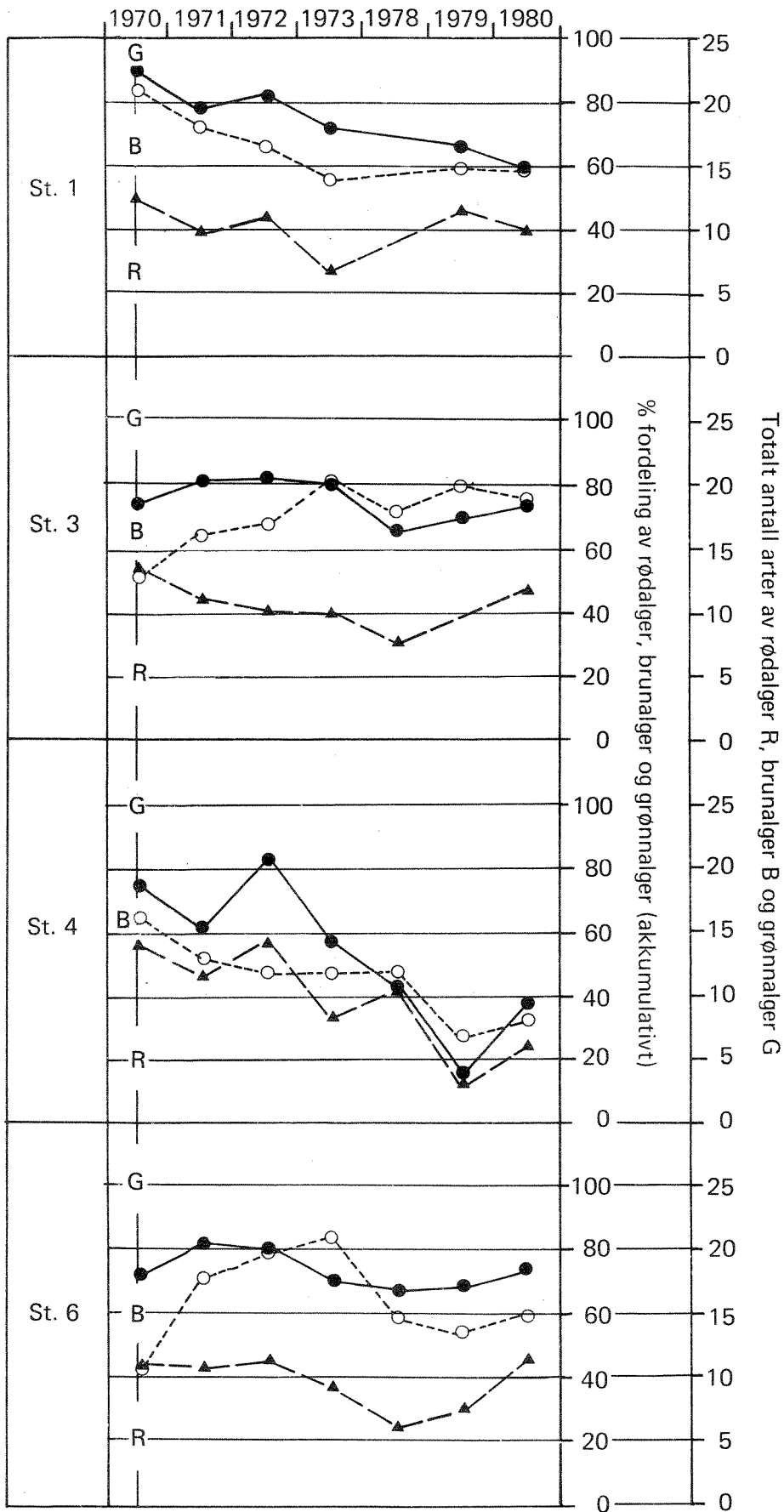


Fig. 2 Totalantall rødalger, brunalger og grønnalger \circ --- \circ og prosentvis fordeling på de tre grupper, Husebysanden, Lista, 1970-1980.

sjonene. Det kan tilføyes at trådformede *Ulthrix* og *Urospora* stort sett inngikk som bestanddel av blågrønnalgeassosiasjonen¹⁾.

Utviklingen på de øvrige stasjonene har ikke samme klare tendens. Bare på st. 1 (I. Tjuvholmen) kan man se noe av det samme, men mindre utpreget ut fra fig. 2.

I fig. 3 er det gitt en fremstilling av utviklingen 1970-1980 med hensyn til forekomsten av utvalgte arter/grupper fra strandsamfunnene på st. 1, 3, 4 og 6. Mengdeangivelsene er basert på samme subjektive skala som nevnt ovenfor, men med to færre mengdekategorier. Som det fremgår av figuren kan det også være noe mengelfulle observasjoner, dels på grunn av vanskelige observasjonsforhold, men også fordi enkeltarter kan ha blitt oversett. Det siste gjelder spesielt de skorpeformede algene *Hildenbrandia* og *Phymatolithon* (i tidligere rapporter betegnet *Lithothamnion*). Særlig *Hildenbrandia* kan ha vært blitt overvokst av blågrønnalger, mens *Phymatolithon* ofte vokser som undervegetasjon i "skogen" av større alger på 0.5 - 1 meters dyp og dypere. Den kan derfor til dels være vanskelig å få observert fra land hvis det er mye bølger.

Med disse forbehold sees av fig. 3 at utviklingen på stasjonene 1 og 4 synes å skille seg ut ved at strandens organismesamfunn er blitt markert fattigere enn opprinnelig. Etter 1974 har større tangarter (av slektene *Fucus* og *Ascophyllum* (dvs. sagtang, spiraltang, blæretang og grisetang) praktisk talt forsvunnet fra I. Tjuvholmen (st. 1). Også andre arter er blitt borte eller fått redusert forekomst: *Corallina*, *Hildenbrandia*, strandsnegl (*Littorina* spp) og albuskjell (*Patella*). På Storskjær (st. 4) sees at hverken *Hildenbrandia*, *Phymatolithon*, *Porphyra* eller snegler (*Littorina*, *Patella*) er blitt observert etter 1974. Derimot er det lite av slike symptomer på stasjonene 3 og 6 (Y. Tjuvholmen og Haugestranda). Det kan likevel bemerkes tegn til redusert forekomst av blæretang og sagtang.

Det er neppe tvil om at det har skjedd en utarmelse av samfunnene på de to stasjonene nærmest utslippet. Vanskeligere er det å avgjøre årsaksforholdet.

1) Assosiasjon: Samfunn dominert av en eller et fåtall arter.

St.	Organismer	1970	1971	1972	1973	1974	1978	1979	1980
St. 1	<i>Cyanophyceae</i>			Ingen reg.					
	<i>Ceramium spp.</i>								
	<i>Chondrus crispus</i>								
	<i>Corallina officinalis</i>								
	<i>Gigartina stellata</i>								
	<i>Hildenbrandia prototypus</i>								
	<i>Porphyra umbilicalis</i>								
	<i>Ascophyllum nodosum</i>								
	<i>Fucus serratus</i>								
	<i>Fucus spiralis</i>								
	<i>Fucus vesiculosus</i>								
	<i>Laminaria digitata</i>								
	<i>Littorina spp.</i>								
	<i>Patella vulgata</i>								
St. 3	<i>Cyanophyceae</i>			Ingen reg.					
	<i>Ceramium spp.</i>								
	<i>Chondrus crispus</i>								
	<i>Corallina officinalis</i>								
	<i>Hildenbrandia prototypus</i>								
	<i>Phymatolithon lenormandii</i>								
	<i>Porphyra umbilicalis</i>								
	<i>Ascophyllum nodosum</i>								
	<i>Fucus serratus</i>								
	<i>Fucus vesiculosus</i>								
	<i>Enteromorpha spp.</i>								
	<i>Ulva lactuca</i>								
	<i>Littorina spp.</i>								
	<i>Patella vulgata</i>								
St. 4	<i>Cyanophyceae</i>			Ingen r.					
	<i>Ceramium spp.</i>								
	<i>Chondrus crispus</i>								
	<i>Corallina officinalis</i>								
	<i>Gigartina stellata</i>								
	<i>Hildenbrandia prototypus</i>								
	<i>Phymatolithon lenormandii</i>								
	<i>Porphyra umbilicalis</i>								
	<i>Laminaria digitata</i>								
	<i>Enteromorpha spp.</i>								
	<i>Ulva lactuca</i>								
	<i>Littorina spp.</i>								
	<i>Patella vulgata</i>								
	St. 6	<i>Cyanophyceae</i>			Ingen reg.				
<i>Ceramium spp.</i>									
<i>Chondrus crispus</i>									
<i>Corallina officinalis</i>									
<i>Gigartina stellata</i>									
<i>Hildenbrandia prototypus</i>									
<i>Phymatolithon lenormandii</i>									
<i>Porphyra umbilicalis</i>									
<i>Fucus serratus</i>									
<i>Fucus vesiculosus</i>									
<i>Enteromorpha spp.</i>									
<i>Ulva lactuca</i>									
<i>Littorina spp.</i>									

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

Fig. 3. Forekomst 1970-1980 av utvalgte arter og organismegrupper fra Husebysanden, Lista. Subjektiv mengdeskala (kfr. tekst).

Imidlertid må konklusjonen være at det er rimelig å se forandringen i sammenheng med påkjenningene fra avløpsvannet. Selv om giftvirkninger hverken er dokumentert eller sannsynliggjort ut fra litteraturdata (kfr. NIVA, 1979), gjør det seg gjeldende en stress-situasjon av kombinert karakter:

- Forhøyede konsentrasjoner av PAH og fluorid
- Noe nedsatt pH (i kortere eller lengre perioder ned mot 7.0-7.5, særlig ved Storskjær)
- En viss økning i vannets temperatur og innhold av suspendert stoff.

Som nevnt i kap. 3.1 representerer både fluorkonsentrasjonen og pH-senkningen belastninger som kan virke negativt.

Det er derimot lite trolig at den svake varmetilførselen via utslippet skal spille noen rolle, neppe heller den direkte nedslammings effekt fra avløpsvannets innhold av suspendert materiale. (Disse partiklene kan imidlertid tenkes giftig ved kontakt). Derimot kan det være at avløpsstrømmen bidrar betydelig til oppvirvling av sand fra bunnen av Husebybukta. Vannets innhold av suspendert sand er ikke undersøkt, men resipienten kan virke noe blakket nær utslippet, og forholdet antas å kunne være vesentlig mer utpreget i uværssituasjoner. Skuring av sand vil kunne ødelegge alger i fjærebeltet, der vannbevegelsen er størst, og f.eks. hindre veksten til fucaceenes kimplanter. For så vidt ville en slik mekanisme være i samsvar med den tiltagende utarming av algevegetasjonen som synes å ha funnet sted. Den nevnte hypotese forutsetter at tarmgrønske og sjøsalat er noe mindre ømfintlige for denne typen påkjenning.

Begrensningene i observasjonsmaterialet gjør videre drøftelse av årsaksforhold mindre fruktbare. Det bør imidlertid tilføyes at isskuring er en faktor som også kan medføre store vekslinger i strandens samfunn av flerårig fastsittende alger (som ovennevnte fucaceer); videre at slike endringer i sin tur kan gi utslag på forekomsten av andre arter, særlig alger og dyr som vokser på de større algene eller avhenger av dem for ly, næring eller skyggeeffekt (undervegetasjon som *Phymatolithon* sp. o.a.). Hvorvidt isskuring har spilt noen rolle i Husebybukta er ikke kjent, men ved harde vintre opptrer islegging i den innenforliggende (og mer beskyttede) Lundevågen (pers.medd., laboratoriesjef Rob).

Uansett årsak vil negative effekter på noen av nøkkelartene i samfunnet (f.eks. fucaceer eller strandsnegl) ha ringvirkninger og selv episodiske ugunstige tilstander kan være sporbare over flere år.

Ut fra det som fremgår av fig. 3 og diskutert ovenfor vil det ved fremtidige kontrollundersøkelser være viktig å legge særlig vekt på å registrere forekomsten av de skorpeformede rødalger, fucaceene og sneglene. Om man ønsker å få et sikkert svar på om avløpsvannet er giftig eller ikke, vil det kreve langtids- og livssyklusstester med et utvalg av organismer.

7. LITTERATURLISTE

- Anonym, 1967, Whole fish protein concentrate, Federal Register, Washington, DC. 2. februar 1967, 1173.
- Bjørseth, A., Knutzen, J. og Skei, J., 1979: Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels from Saudafjord, W. Norway, by glass capillary gas chromatography. Sci. Total Env. 13:71-86.
- Knutzen, J., 1980: Effekter av 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: Effects of decreased pH on marine organisms. Mar. Poll. Bull. 12(1): 25-29.
- Norsk institutt for vannforskning: 0-19/68. 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 1975-1978. 15. mai 1979. 28 s.
- Søvik, T. og Brækkan, O.R., 1979: Fluoride in Antarctic Krill (Euphausia ^{*meganyctiphanes norvegica*} superba) and Atlantic Krill (Euphausia superba) J. Fish. Res. Board Can. 36: 1414-1416.