

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

0-19/68

UTSLIPP AV AVLØPSVANN

FRA

LISTA ALUMINIUMSVERK

Saksbehandler cand.real. Jon Knutzen

Medarbeider cand.real. Rolf T. Arnesen

Rapporten avsluttet 28. mai 1975

## INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD	4
1. KONKLUSJONER	5
2. INNLEDNING	7
3. METODER	8
4. KJEMISKE FORHOLD I AVLØPSVANN OG RESIPIENTVANN	14
4.1 Vannets fluorinnhold	14
4.2 Tjærestoffer og øvrig organisk materiale	16
4.3 Øvrige kjemiske analyseresultater	20
5. FLUORINNHold I ORGANISMER	24
6. ALGEFORSØK MED INNTAKSVANN OG AVLØPSVANN	29
7. UNDERSØKELSE AV FJÆREBELTETS ORGANISMER	32
8. BAKTERIOLOGISKE FORHOLD	38
9. SAMMENFATTENDE VURDERING AV RESULTATER, ARBEIDSOPPLEGG OG FREMTIDIGE OPPGAVER	39
10. LITTERATUR	45

TABELLFORTEGNELSE

	Side
1. Middelverdier og variasjonsbredde for fluorinnhold i avløpsvann, inntaksvann (Lundevågen) og resipientvann 1972-1974. Mg F/l.	10-12
2. Analyser av toluenekstrahervart materiale i inntaksvann (L), avløpsvann (E) og resipient (A-D) 1973/74, mg/l	17
3. Kjemiske analyser av inntaksvann (L), avløpsvann (E) og resipientvann, Lista Aluminiumsverk 1973/74	18
4. Innhold av suspendert tørrstoff i inntaksvann (L), avløpsvann (E) og resipientvann i mg/l, etter analyser utført ved bedriften	19
5. pH i inntaksvann (L), avløpsvann (E) og Husebybukta (A, B) 1972-1974	22-23
6. Fluorinnhold i alger og albuskjell fra Husebybukta og Havik, Lista, 1973-74; angitt i mg F/kg tørrvekt	24
7. Organismer i strandsonen ned til ca. 1 m dyp, Husebysanden, Lista 1973-1974	23-24
8. Coliforme bakterier i inntaksvann (L), avløpsvann (E) og resipientvann. Lista Aluminiumsverk 1973-74. Antall pr. 100 ml	38

FIGURFORTEGNELSE

1. Husebysanden. Stasjoner for observasjoner av biologiske forhold utenfor utslippet fra Lista Aluminiumsverk, 1973-74 x (Bedriftens vannprøvestasjoner A-E 0)	9
2. Vekst av diatoméen <i>Phaeodactylum tricornutum</i> i inntaksvann og avløpsvann fra Lista Aluminiumsverk	30
3. Størrelsesfordeling hos <i>Phaeodactylum tricornutum</i> ved dyrking i inntaksvann og avløpsvann fra Lista Aluminiumsverk	31

FORORD

Overvåkingsprogrammet for Lista Aluminiumsverk har fortsatt i henhold til instituttets brev av 20/2-1973 og avtale av 1/10-1973. Av praktiske årsaker er fremstillingen av resultatene for 1973 og 1974 slått sammen, slik at nærværende rapport dekker observasjoner fra begge disse år.

I løpet av denne perioden er produksjonen utvidet fra ca. 25.000 til ca. 53.000 årstonn råaluminium. Igangsettelsen av hall 2 fant sted i april 1973. Som et resultat av dette er avløpsmengden fra hallgassrenseanlegget økt til ca. 5600 m<sup>3</sup>/time.

I likhet med tidligere er analysene av fluorinnholdet i organismer (innsamlet av medarbeidere ved aluminiumsverket) utført ved laboratoriet til Selskapet for Industriell og Teknisk Forskning (SINTEF) i Trondheim. En enkelt prøve er analysert ved Sentralinstituttet for industriell forskning. Analyser på fluorinnhold, surhetsgrad og suspendert tørrstoff er utført ved bedriften med enkelte parallellanalyser ved NIVA. Medarbeidere ved aluminiumsverkets analyselaboratorium takkes for assistanse i forbindelse med de årlige feltobservasjoner og annen hjelp.

Innsamlede prøver av fastsittende alger er blitt bearbeidet av cand.real. Tor Bokn ved instituttet og cand.mag. Gunnar Holt, Institutt for marinbiologi og limnologi ved Universitetet i Oslo (1974-materialet). Analysene på gasskromatograf er utført av ing. Lasse Berglind, og fil.kand. Sven Torsten Källqvist har vært ansvarlig for algekulturforsøkene.

Konseptet til rapporten er oversendt bedriften til gjennomsyn og kommentar.

Blindern, 28. mai 1975

Jon Knutzen

## 1. KONKLUSJONER

- I I likhet med tidligere har de årlige observasjoner i 1973 og 1974 av hovedartene i strandsonens flora og fauna ikke resultert i påvisning av skadelige effekter på resipientens organismesamfunn. I sin nåværende form har det mindre interesse å fortsette de årlige observasjonene før en eventuell produksjonsutvidelse. Ved uforandret utslipp og forutsatt at det ikke opptrer ekstraordinære situasjoner, kan kontrollen innskrenkes til hvert tredje år. Hvis det er ønskelig med en ytterligere dokumentasjon av årsvariasjoner etc., vil dette kreve mer detaljerte studier på nøyere avgrensede felter med observasjoner en gang i året over minimum tre år.
- II Undersøkelsene over fluorinnholdet i alger har gitt vanskelig tolkbare resultater, idet man ikke har kunnet relatere de store konsentrasjonssvingningene til hverken utslippene eller naturlige faktorer. Det er imidlertid ikke konstatert tendens til akkumulering av fluor, med et mulig forbehold for en kalkenkrustert rødalge. Det finnes heller ikke informasjon i litteraturen om naturlige bakgrunnsnivåer for fluorkonsentrasjoner i alger. Hvis fluoranalysene skal gi opplysninger utover konsentrasjonenes størrelsesorden, må analyseprogrammet tilsikte å belyse fluorinnholdets variasjon med årstid og plantenes alder. Programmet må da også omfatte uberørte lokaliteter.
- III Fluoranalysene av skalldeler hos albuskjell har stort sett gitt konsentrasjoner som overensstemmer med det man har funnet i beslektede organismer andre steder. I bløtdelene lå konsentrasjonene til dels over det som andre har registrert. Programmet har gått for kort tid til at data fra referanseområdet kan jevnføres med konsentrasjonene i dyr fra resipientområdet. Resultatene indikerer behovet for interkalibrering av analysemetoder og et mer intensivt analyseprogram som også dekker eventuelle sesongvariasjoner.
- IV Orienterende kulturforsøk med alger viste at avløpsvannet både hadde svakt eller moderat hemmende innflytelse på vedkommende

planktonalgens vekst, samtidig som det bevirket en gjennomsnittlig minskning i cellestørrelse. Forminskede celler hos alger er tidligere konstatert hos andre alger ved tilsetning av enkelte stoffer innen gruppen polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), som finnes i bedriftens avløpsvann. Den akutte giftvirkning overfor testalgen (*Phaeodactylum tricorutum*) i instituttets forsøk må anses som lav, idet veksten nærmet seg kontrollverdien allerede ved 50/50 blanding av avløpsvann og resipientvann.

- V Orienterende analyser av avløpsvannets innhold av PAH har gitt påvisning av hovedkomponentene fenanthren, fluoranthen, anthracen og pyren. Enkelte forbindelser innen gruppen PAH er kreftfremkallende (Så vidt man vet ingen av de forannevnte). Ut fra flere hensyn bør det iverksettes et analyseprogram med henblikk på å gi en kvalitativ og kvantitativ karakteristikk av utslippets PAH-innhold. Vurderingen av disse forbindelser vanskeligjøres av få informasjoner om deres virkning på kort og lang sikt overfor akvatiske livsformer. Dette reiser behovet for biotester både med planter og dyr. Samtidig bør bedriftens igangværende utredning av aktuelle rensemetoder og utslippsalternativer fortsette og eventuelt innbefatte renseforsøk i pilot- eller laboratorieskala.
- VI Fluoridanalysene av avløpsvann og resipientvann har vist seg anvendelig til å spore avløpsvannet i resipienten og til å illustrere den vekslende fortynning man kan ha på utvalgte steder. Denne del av overvåkingsprogrammet bør fortsette som det er, med ukentlige analyser.
- VII Metallanalyser i avløpsvannet har bekreftet at disse tilførsler er relativt beskjedne. Et beskjedent analyseprogram bør fortsette av hensyn til den generelle overvåking av forurensningsbelastningen i fjorder og nære kystområder, og dermed sammenhengende vurdering av de enkelte bilders betydning.

## 2. INNLEDNING

Overvåkingsprogrammet for Lista Aluminiumsverk tilsikter å følge den alminnelige utvikling i resipienten for avløpsvannet fra smelteverket. Dette har vært gjort gjennom årlige observasjoner av strandsonens organismer siden 1970, dvs. året før utslippet kom i stand (februar 1971). På bakgrunn av spillvannets innhold av fluor ble det i 1970-72 ved flere anledninger samlet inn arter av fastsittende alger til analyse på fluorinnholdet. Resultatene av disse undersøkelsene er rapportert i to tidligere rapporter (NIVA, 0-19/68, april 1972 og juli 1973). Hovedkonklusjonene var at skadevirkninger ikke hadde latt seg konstatere på fjærebeltets organismer, og at det med ett mulig unntak ikke var påvist tendens til økt fluorinnhold i alger. Unntaket var den kalkenkrusterte rødalgen *Corallina officinalis*, der fluor bindes sammen med kalken. Også for de andre algenes vedkommende ble det funnet at fluor i det alt vesentlige var bundet til algenes uorganiske bestanddeler.

Observasjonene i fjærebeltet og analysene av fluorinnholdet i alger har fortsatt i 1973 og 1974. På grunn av svingninger i fluorkonsentrasjonene som ikke lot seg sette i forbindelse med forurensningsbelastningen, er denne del av overvåkingsprogrammet innskrenket til 1-2 gangers analyse pr. år. I tillegg er det imidlertid blitt utført analyse på fluorinnhold i skalldelen og bløtdelen hos albuskjell (*Patella vulgata*) fra resipienten og en uberørt lokalitet.

Avløpsvannet inneholder også tjærestoffer fra forbrukt anodemasse. Avsatte sotpartikler er tydelige i den åpne avløpsrennen over Husebysanden, men preger ikke vannet utenfor visuelt. I forbindelse med oppstartning av ny ovnshall (april 1973) ble det imidlertid tilført resipienten store mengder tjæreholdig materiale. Resultatet var at stranden på Husebysanden ble skjemet med klumper av tjære adsorbent til sand. Forekomsten av mindre tjæreparkler har også ellers latt seg observere på begge sider av utløpet. Ved siden av de estetiske ulemper, reiser dette hygieniske spørsmål og problemer som angår langtidsvirkning av tjæreholdige substanser på marine organismer. Av disse

grunner er det foretatt orienterende analyser for å karakterisere avløpsvannet nærmere med hensyn til innhold av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og dessuten gitt en kort vurdering av disse stoffers betydning i det marine miljø.

I forbindelse med tjæreproblemet bør det nevnes at bedriften har engasjert Selskapet for Industriell og Teknisk Forskning (SINTEF) i Trondheim for å gjøre laboratorieforsøk vedrørende mulighetene for å redusere tjære- og oljeinnholdet ved adsorpsjon til sand. Konklusjonen var negativ (kfr. SINTEF-rapport STF21 F74125 upublisert) for såvidt som hverken innholdet av totalt organisk karbon (ca. 30-50 mg/l) eller tjærefraksjonen ble påvisbart redusert ved avløpsvannfiltrering gjennom sand (væskeshastighet 3,5 m/time). Bedriften vurderer for tiden forskjellige tiltak for å bedre forholdene: utledning på dypt vann, forskjellige former for bassenger, lenser og annet utstyr til oppsamling av setpartikler og flytestoffer, alternativt periodisk opprensning på stranden. Ulike interne tiltak er også under vurdering.

Avløpsvannets direkte virkning på algevekst er testet gjennom forsøk i laboratoriet. Foreliggende rapport refererer også resultatene av analyser på koliforme bakterier i inntaksvann, avløpsvann og resipienten.

De faste stasjonene for overvåking av strandsonens flora og fauna er vist i fig. 1, sammen med bedriftens stasjoner for regelmessig innsamling av vann til analyse på fluorid og måling av pH (surhetsgrad). Disse stasjonene er også benyttet ved orienterende analyser på avløpsvannets og resipientvannets innhold av suspendert tørrstoff og enkelte metaller.

### 3. METODER

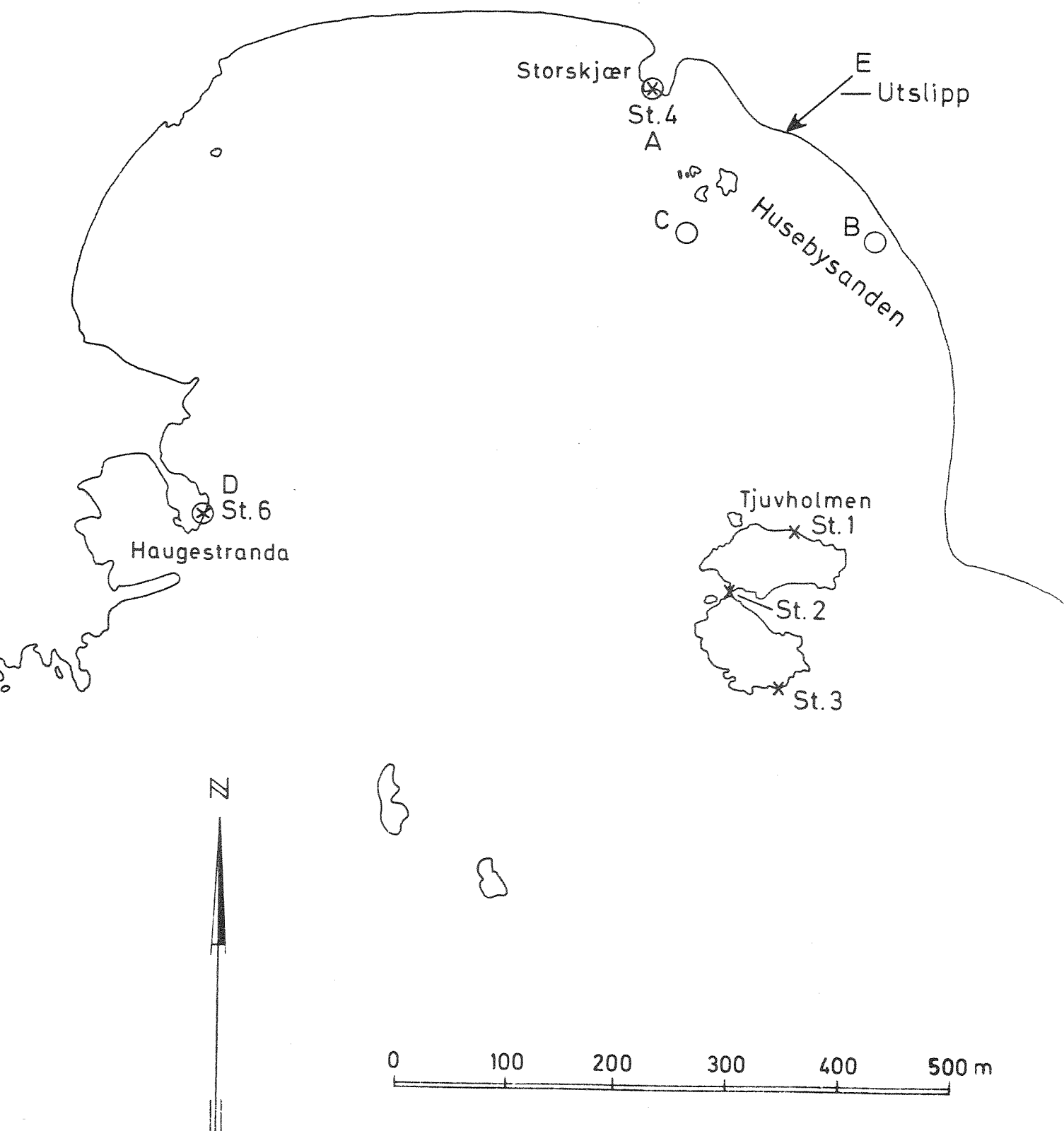
Observasjonene i fjærebeltet har i det vesentlig vært fokusert på forekomsten av fastsittende alger, men det er også gjort notater vedrørende lav og de mer fremtredende dyrearter (snegler, rur). Undersøkelsene er foretatt en gang om året og har hatt kvalitativ karakter, idet de mengdemessige forhold bare er antydnet gjennom en subjektiv vurdering



Fig.1

### HUSEBYSANDEN

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



Tabell 1. Middelverdier og variasjonsbredde for fluoridinnhold i avløpsvann, inntaksvann (Lundevågen) og resipientvann 1972 - 1974. Mg F/l.

Prøvested Tid	Avløps- vann (St. E)	Inntaks- vann	St. A	St. B	St. C	St. D
<u>1972</u>						
Middelverdi (avrundet)	5.1	0.8	1.9	2.1	3.5	
Variasjonsbredde (avrundede tall)	2.9-7.8	0.4-1.1	1.1-4.6			
Antall prøver	13	12	13	1	1	
<u>1973</u>						
9/1	6.86	0.93	4.00			
23/1	4.30	0.66	2.06			
6/2	5.80	1.20	2.30			
20/2	7.60	1.08	1.28			
6/3	5.20	0.86	4.50			
20/3	8.20	1.22	1.32			
11/5	12.00	1.02	5.34	1.60	1.38	2.40
11/5 (NIVA)	5.10	0.78				
23/8 (NIVA)	6.30	0.90	1.35	2.35	1.40	0.95
23/8	6.26	0.80	1.20	2.44	1.28	0.87
27/8	9.60	<b>0.95</b>	8.74			
17/9	10.00	1.11	3.32			
1/10	6.50	0.96	3.94			
30/10 (NIVA)	5.60	<b>0.78</b>	4.50	0.95	2.05	0.85
5/11	7.30	1.02	2.56			
3/12	6.60	0.73	1.28			
31/12	6.76	0.96	1.02			
Middelverdi (avrundet)	7.2	0.9	3.0	1.8	1.5	1.3
Variasjonsbredde (avrundede tall)	4.3-12.0	0.7-1.2	1.0-8.7	1.0-2.4	1.3-2.1	0.9-2.4
Antall prøver	16	16	16	4	4	4
<u>1974</u>						
7/1	5.56	0.72				
14/1	5.56	0.73				
21/1	5.68	0.82				
28/1	6.64	0.48				

Tabell 1 (forts.)

Tid	Prøvested	Avløps- vann (St. E)	Inntaks- vann	St. A	St. B	St. C	St. D
4/2		29.40 <sup>1)</sup>	0.84				
11/2		7.20	0.50				
18/2		6.70	0.42				
12/3		7.00	0.71	1.36	1.06		
18/3		6.10	0.92				
25/3		4.52	0.73				
28/3		5.02	0.66	2.96	2.74	2.16	1.16
1/4		4.90	0.74	2.54	1.06		
8/4		6.50	0.74				
16/4		8.10	0.70				
22/4		8.56	0.86				
29/4		6.04	0.69	1.28	0.84		
3/5		7.20	0.68				
13/5		6.04	0.66				
20/5		5.20	0.76	2.82	2.60	2.00	1.22
20/5 (NIVA)		5.50	0.85	2.55	2.70	2.15	1.45
27/5		5.60	0.84				
4/6		5.30	0.86	4.00	2.46		
10/6		5.60	0.84				
17/6		7.06	0.77				
20/6 (NIVA)		11.40	0.95	4.80	1.45	1.20	2.25
24/6		7.40	0.82				
1/7		7.30	0.80	5.80	4.40		
8/7		4.60	1.04				
15/7		7.36	0.94				
22/7		5.56	0.86				
29/7		5.42	0.88	1.00	2.90		
5/8		4.40	0.90				
12/8		4.90	0.86				
19/8		5.10	0.84				
26/8		4.80	0.86				
2/9		4.14	0.80	3.64	0.88		
16/9		Defekt	fluoridelektrode				

Tabell 1 (forts.)

Prøvested Tid	Avløps- vann (St. E)	Inntaks- vann	St. A	St. B	St. C	St. D
23/9	5.60	0.64				
30/9	10.60	0.52				
7/10	3.96	0.52	1.56	0.92		
14/10	6.30	0.70				
21/10	6.20	0.80				
28/10	4.80	0.78				
4/11	6.80	0.66	1.48	0.90		
11/11	4.08	0.84				
18/11	3.80	0.72				
25/11	4.60	0.42				
2/12	4.00	0.50	1.16	1.84		
9/12	4.10	0.84				
16/12	3.94	0.60				
23/12	4.10	0.66				
30/12	4.40	0.78				
Middelverdi (avrundet)	5.8 <sup>2)</sup>	0.7	2.6	1.9	1.9	1.5
Variasjonsbredde (avrundede tall)	3.8-11.4	0.4-1.0	1.0-5.8	0.8-4.4	1.2-2.2	1.2-2.3
Antall prøver	50	51	14	14	4	4

1) Sjøvannspumpene ute av drift p.g.a. rensing for blåskjell

2) Eksklusiv 29.4 mg F/1

av de enkelte arters hyppighet. For dette formål er det benyttet følgende skala:

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

Større alger og makroskopiske dyr er identifisert i felt, mens det av mindre arter er innsamlet prøver til nærmere analyse i mikroskop. Prøvene er innsamlet for hånd og oppbevart i 2% formalin. Algetestene er utført etter instituttets standardmetode (Källqvist 1973) og med diatomeen *Phaeodactylum tricorutum*.

De kjemiske analysene er foretatt i henhold til prosedyrer på instituttets rutineanalyaselaboratorium, og for informasjon utover det som er gitt nedenfor henvises til laboratoriets analyseforskrifter.

Suspendert tørrstoff og gløderest: Methods of Chemical Analysis as applied to Sewage and Sewage Effluents 1956.

Fluorid: Ioneselektiv elektrode.

Turbiditet: Nefelometrisk bestemmelse.

Aluminium: Polarografisk bestemmelse

Sink, kadmium, bly og kobber er bestemt i atomabsorpsjonsspektrofotometer etter kompleksbinding og ekstraksjon. Den løselige fraksjonen av kadmium, bly og kobber er bestemt ved anodisk stripping.

Kvikksølvanalysene i vannprøver er utført av Sentralinstituttet for industriell forskning ved flammeløs atomabsorpsjon.

Fluoranalysene på organismer er i det vesentlige utført ved SINTEFs laboratorium i Trondheim etter dette laboratoriets egne metoder. En prøve av albuskjell er analysert ved SI. Fluor er her bestemt spektrofotometrisk etter tilsetning av magnesiumoksyd før forasking, oppslutning av asken med alkalisk smelte og isolasjon av fluor ved destillasjon.

De orienterende analyser av PAH i avløpsvannet er foretatt gasskromatografisk etter ekstraksjon av 1 liter vann med 3 x 20 ml kloroform, tørking av ekstraktet med vannfri natriumsulfat og påfølgende oppkonsentrering 10x ved inndamping under redusert trykk før injeksjon. Tjæreklumper ble tørket ved 60°C i 2 timer, og 0,5 g soxletekstrahert i 2 timer med kloroform og fortynnet. Gasskromatografen - Pye Unicam Series 104 - var utstyrt med 2 stk. 1/4" x 2,9 m glasskolonner og doble flammeionisasjonsdetektorer. Kolonnene var fylt med 2,2% Apiczon L på Chromosorb W HMOS. Temperaturdiagrammet var 190-250°C med 4°C/min og bæregassen 50 ml nitrogen pr. min. Detektortemperaturen var 300°C og injeksjonsvolumet 5 µl. Innholdet av PAH-forbindelser ble bare bestemt kvalitativt.

Bedriften har selv utført det vesentlige av kontrollanalysene på avløpsvannets surhetsgrad og innhold av fluor (bestemt ved ioneselektiv elektrode), dessuten enkelte analyser på suspendert tørrstoff og toluen-ekstraherbart materiale.

#### 4. KJEMISKE FORHOLD I AVLØPSVANN OG RESIPIENTVANN

Analysene på avløpsvann og prøver fra en del stasjoner i varierende retning og avstand fra utslippet i Husebybukta (fig. 1) har hatt to formål. Det viktigste har vært å karakterisere avløpsvannet med hensyn til innhold av fluorid, tungmetaller og eventuelle andre komponenter av mulig forurensende karakter. Analysene på metaller og tjærestoffer har imidlertid hatt mer orienterende karakter. Derneft har man ønsket å få et inntrykk av avløpsvannets fortynning og spredning. Bortsett fra enkelte fluoridanalyser på døgnprøver av avløpsvannet, er materialet basert på stikkprøver. Prøvene fra resipienten er samlet nær overflaten. På suspendert tørrstoff og fluorid har det i kontrolløyemed vært utført et mindre antall parallellanalyser ved instituttet.

##### 4.1 Vannets fluoridinnhold

Ifølge Marier & Rose (1971) opptrer fluor i sjøvann dels som fritt fluorid ( $F^-$ ), dels knyttet til magnesium som dobbelionet  $MgF^+$ . For

oseanisk vann oppgis konsentrasjonen av begge tilstandsformer til mellom 0,4 og 0,7 mg/l med en resulterende totalkonsentrasjon av 0,8 - 1,4 mg F/l. Fluorkonsentrasjonen regnes forøvrig vanligvis som tilnærmet proporsjonal med saltholdigheten, når denne ligger over ca. 20 o/oo (kfr. Windom 1972).

Resultatene av de foretatte fluoridanalyser er gjengitt i tabell 1, der det også er vist middelerverdier av analyseresultatene for årene 1972-1974. I denne forbindelse bemerkes at produksjonen ble utvidet og avløpsvannmengden omtrent fordoblet ved igangsettelsen av en ny ovnshall i midten av april 1973.

Blant det som fremgår av tabell 1 kan man merke seg at avløpsvannets innhold av fluorid viser variasjon mellom ca. 4 og ca. 12 mg F/l (unntatt er verdien for 4/2-1974, som skyldes stopp i inntak av sjøvann på grunn av fjerning av blåskjellbegroing. Sjøvannsinntaket var ute av funksjon i ca. en uke fra 1. februar, kfr. intern rapport Lista Aluminiumsverk, L-65/74 av 13/6-74). Mesteparten av prøvene inneholdt fra 5-8 mg/l. De funne gjennomsnittskonsentrasjonene i avløpsvannet ligger noe lavere enn dets teoretiske verdi man kan regne seg til på grunnlag av renseeffekt med hensyn på fluorid. Settes denne til 90% (Eftestøl & al. udatert) skulle middelerverdien i avløpsvannet ligge på vel 9 mg F/l.

Bakgrunnsverdien for fluorid (inntaksvannet fra Lundevågen) har variert innenfor intervallet 0,4 - 1,2, med et gjennomsnitt i underkant av 0,8 mg F/l. På de to resipientstasjonene som er nærmest utslippet (st. A og st. B, fig. 1) har man påvist verdier mellom 1,0 - 8,7 (st. A) og 0,8 - 4,4 mg F/l (st. B), med middelerresultater på henholdsvis litt under 3 og i underkant av 2 mg F/l. Man kan også notere seg at middelerverdiene på stasjonene lenger ut (C og D, fig. 1) har ligget over det registrerte bakgrunnsnivå på 0,8 mg F/l, idet de respektive gjennomsnitt var litt over (st. C) eller litt under 1,5 mg F/l. Imidlertid bygger dette på et mindre antall analyser enn på de øvrige prøvetakingssteder.

Med forbehold om representativiteten av de funne middelerverdier kan man ved de oppnådde resultater antyde graden av avløpsvannets fortykning i de enkelte deler av Husebybukta. Av enkeltresultatene fremgår i likhet

med tidligere (NIVA, 0-19/68, juli 1973) at dette i realiteten vil skifte fra dag til dag, beroende på lokale forhold skapt av vær, vind og variasjoner i vannets saltholdighet. For stasjon A's vedkommende (Storskjær) finner man i 1973 og 1974 en midlere fortykning på henholdsvis 1:2 og 1:1,7 (Avløpsvann: Resipientvann med fluoridinnhold på 0,9 mg F/l). Ser man på enkeltobservasjonene og regner med de samtidig observerte fluoridkonsentrasjoner i Lundevågen, får man imidlertid ekstremverdier fra 1:96 (31/12-1973) til 1:0,1 (27/8-1973). Som midlere forhold mellom avløpsvann og resipientvann på de øvrige stasjoner, kan antydes 1:6 (1973) og 1:3,3 (1974) på st. B, for st. C 1:9,5 (1973) og 1:3,3 (1974) og for st. D 1:15 (1973) og 1:5,4 i 1974. For de to sistnevnte stasjonene kommer det som nevnt inn en ekstra usikkerhet ved at antall måleresultater er fåtallige.

De foretatte parallellanalyser mellom bedriftens og instituttets laboratorier viser rimelig god overensstemmelse 23/8-73 og 20/5-74 (jfr. tabell 1). Derimot er det dårlig samsvar mellom analyseresultatene fra 11/5-73. I denne forbindelse kan bemerkes at resultatet fra bedriftens analyselaboratorium ligger markert over gjennomsnittskonsentrasjonen for avløpsvannet. Det kan imidlertid ikke sies noe mer bestemt om årsaken til de ulike resultatene.

#### 4.2 Tjærestoffer og øvrig organisk materiale

Ekstraktene av både en avløpsvannprøve og av en tjæreklump samlet på stranden ga kromatogrammer som viste innhold av en rekke høytkokende forbindelser. I tjæreklumpeekstraktet var det særlig stor forekomst av fire forbindelser, som ved sammenlikning med retensjonstiden for stoffer innen gruppen polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), ble funnet å være fenanthren, fluoranthen, anthracen og pyren. Vannprøveekstraktet inneholdt også disse stoffer som hovedkomponenter, men forekomsten av fluoranthen og anthracen var forholdsmessig mindre. Analysene har som nevnt vært av orienterende karakter og gir ikke grunnlag for angivelse av konsentrasjoner av PAH-komponenter i avløpsvannet. I rapport vedrørende rensforsøk (STF 21 F 74125, 1/11-74) har også SINTEF påvist anthracen i tjæreekstrakt.



Bedriften har selv gjort analyser på mengden av toluenekstraherbart materiale. Resultatene er gjengitt i nedenstående tabell 2.

Tabell 2. Analyser av toluenekstraherbart materiale i inntaksvann (L) avløpsvann (E) og resipient (A-D) 1973/74, mg/l.

Dato \ Lokalitet	11/5-73	23/8-73	28/3-74	20/5-74
A	0,1	0,3	0,5	0,2
B	0,4	0,1	0,2	0,2
C	0,3	0,0	0,4	0,2
D	0,7	0,0	0,1	0,0
E	0,4	0,5	1,0	0,0
L	0,4	0,2	0,1	0,4

Prøvene av vann fra avløpet (st. E) og fra Lundevågen (st. L) 11/5 er også blitt analysert av instituttet. Mengdene organisk stoff ekstraherbart med karbontetraklorid ble funnet å være henholdsvis 4,0 og 4,1 mg/l. Årsaken til denne uoverensstemmelse kan være forskjell i analysemetodikk. Uten at det utføres flere parallellanalyser, med på forhånd jevnførte metoder, er det lite grunnlag for ytterligere kommentarer.

I den ovennevnte SINTEF-rapport angis at innholdet av totalt organisk karbon i avløpsvannet skulle være ca. 30-50 mg TOC/l (bestemt i Dohrman DC/50). Siden det er usannsynlig at noe vesentlig av det organiske stoffet befinner seg i løsning, skulle også differansen mellom suspendert tørrstoff og suspendert gløderest si noe om totalkonsentrasjonen av organisk materiale. Resultatene i tabell 3 indikerer størrelsesordenen 3-10 mg/l i avløpsvannet og muligens noe mindre i inntaksvann og resipient. Analysene er imidlertid fåtallige og intervallene overlappende. Dertil kommer at mengdene ved en anledning (20/5-74) har ligget under analysemetodens følsomhetsgrense. (Bemerk at dette likevel er i overensstemmelse med turbiditetsverdiene for denne dato.) Selv om teknikken ved disse analyser er forholdsvis enkel, er det en rekke forhold som fører til at usikkerheten blir høy, spesielt ved sjøvannsprøver. Ved sammenlikning mellom resultatene i tabellene 3 og 4 ses flere uoverensstemmelser.

Tabell 3. Kjemiske analyser av inntaksvann (L), avløpsvann (E) og resipientvann, Lista Aluminiumsverk 1973/74.

Stasjon/Dato	Suspendert tørrstoff g/l	Suspendert gløderest g/l	Turbiditet JTU	Kvikksølv µg Hg/l	Bly µg Pb/l	Kobber µg Cu/l	Kadmium µg Cd/l	Sink µg Zn/l	Jern µg Fe/l	Sølv µg Ag/l	Aluminium µg Al/l
L											
11/5-73	0,011	0,008									
23/8-73	0,030	0,023	1,5	0,3 <sup>1)</sup> 8,0 <sup>2)</sup>	4	2	0,5	-	15	<3	25
30/10-73	0,016	0,012	1,2	<0,05	1	1	<0,5	7			
20/5-74 <sup>4)</sup>	<0,001	<0,001	0,1	0,2	<0,05	1,7	0,06				
E											
11/5-73	0,012	0,009									
23/8-73	0,040	0,031	2,8	0,7 <sup>1)</sup> 6,1 <sup>2)</sup>	1	2	0,5	10 <sup>3)</sup>	25	3	12
30/10-73	0,018	0,014	2,6	0,3	3	1	0,5	10			
20/5-74 <sup>4)</sup>	<0,001	<0,001	0,2	0,2	<0,05	<1	0,04				
A											
23/8-73	0,029	0,023	1,3								
30/10-73	0,018	0,013	1,9								
20/5-74	0,001	<0,001	0,1								
B											
23/8-73	0,023	0,017	0,8								
30/10-73	0,014	0,011	1,1								
20/5-74	<0,001	<0,001	0,1								
C											
23/8-73	0,019	0,015	1,3								25
30/10-73	0,020	0,015	1,7	0,4	2	<1	<0,5	5			
20/5-74 <sup>4)</sup>	<0,001	<0,001	0,2	0,4	<0,05	<1	0,06				
D											
23/8-73	0,019	0,014	0,5								
30/10-73	0,015	0,012	0,8								
20/5-74	<0,001	<0,001	0,1								

1) Direkte i løsning

2) Etter oppslutning med kaliumpermanganat

3) Usikker verdi

4) Bare analysert på løst fraksjon av metallene

11/5 og 23/8 har instituttet funnet forholdmessig mye mindre forskjell mellom konsentrasjonene i inntaksvann og avløpsvann enn bedriften har gjort; 23/8 ligger bedriftens verdier ca. en tierpotens under instituttets resultater etc. Om det antas en renseeffekt på ca. 50% for både støv og tjæredamper i hallgassen (Eftestøl & al., udatert), skulle disse to komponenter til sammen utgjøre 4-5 mg pr. liter avløpsvann (middelverdi). Mesteparten av dette vil være i form av partikler.

Av det ovenstående fremgår at informasjonene om avløpsvannets karakter er usikre både hva angår suspendert stoff og innhold av organisk materiale. Særlig for organisk stoffs vedkommende er kunnskapene utilfredsstillende. I fremtiden må det legges vekt på at parallellanalyser utføres med på forhånd sammenliknede metoder. Bortsett fra de innledende analysene på PAH er de organiske forbindelser ikke identifisert. Dette begrenser mulighetene for å vurdere konsekvensene av avløpsvanntilførselen for organismesamfunnene og andre forhold knyttet til resipienten. Før det eventuelt er funnet kvantitative relasjoner mellom konsentrasjonene av identifiserte enkeltstoffer/stoffgrupper og totalmengden av organisk materiale, har analytiske bestemmelser av sistnevnte begrenset interesse.

Tabell 4. Innhold av suspendert tørrstoff i inntaksvann (L), avløpsvann (E) og resipientvann i mg/l, etter analyser utført ved bedriften.

Dato \ Stasjon	11/5-73	23/8-73	28/3-74	20/5-74
L	2,5	1,7	0,8	1,0
E	9,5	4,5	9,4	6,6
A	5,4	3,1	4,1	0,6
B	2,2	2,7	6,2	8,0
C	2,2	0,9	3,7	1,2
D	2,4	1,0	1,5	<0,1

#### 4.3 Øvrige kjemiske analyseresultater

Analyser av lave metallkonsentrasjoner i sjøvann er noe problematisk, men på basis av det som tabell 3 viser, kan man i hvert fall bemerke at konsentrasjonene i avløpsvannet ikke har vært vesentlig høyere enn i vannet fra Lundevågen eller Husebybukta (med et mulig unntak for kvikksølv 30/10-73).

På basis av opplysninger hos Rily & Chester (1971), Dyrssen & al. (1972) og Horne (1969) har instituttet stilt sammen bakgrunnsverdier for ulike elementer i oseanisk vann (NIVA 3/1-1974, 0-177/70). Materialet viser følgende konsentrasjonsintervaller for de aktuelle metaller (ug/l):

Kvikksølv:	$3 \times 10^{-2} - 1 \times 10^{-1}$
Bly:	$2-3 \times 10^{-2}$
Kobber:	1 - 3
Kadmium:	$2 \times 10^{-2} - 1 \times 10^{-1}$
Sink:	1 - 5
Jern:	3 - 10
Sølv:	$4 \times 10^{-2} - 1 \times 10^{-1}$
Aluminium:	1 - 5

Til disse verdier skal bemerkes at kystnært sjøvann stort sett må ventes å inneholde noe høyere konsentrasjoner enn havvann. Dette har flere årsaker, men forholdene vil i særlig grad variere mye med tilførselen av ferskvann og suspendert materiale, samt forbindelsen med åpent farvann.

Sammenlikner man med de funne konsentrasjoner (tabell 3), ses for det første at for alle de undersøkte metaller ligger verdiene omtrent på "bakgrunnsnivået". For totalinnholdet synes derimot kvikksølv og bly og muligens kadmium å ligge noe over. I denne forbindelse kan tilføyes at Sen Gupta (1972) har funnet like høye verdier av bly i Kattegat som det er registrert rundt Lista. Det må imidlertid anses som et hovedpoeng at det ved disse orienterende analyser som nevnt ikke er funnet noen bestemt forskjell på inntaksvannets og avløpsvannets sammensetning. Med noe forbehold om fåtallige analyser, kan

resultatet derfor ses som en bekreftelse på antakelsen om at bedriften ikke representerer noen vesentlig kilde for belastning med metaller.

Samtidig med fluoridregistreringene har bedriften gjort målinger av vannets surhetsgrad. Resultatene fra 1973 og 1974 er stilt sammen i tabell 5. Man ser at gjennomsnittsverdiene for vannet fra Lundevågen begge år har ligget på vel 8,0, mens avløpsvannet i 1973 hadde en midlere pH på nær 7,1; i 1974 på litt over 6,9. Ved Storskjær (st. A) lar gjennomsnittlig pH seg beregne til i underkant av 7,9 både i 1973 og 1974.

Den laveste målte pH-verdi i avløpsvannet og ved st. A i resipienten har vært henholdsvis 6,5 og 7,4.

Ved jevnføring av tabellene 1 og 5 fremgår at avløpsvannet til dels også lar seg spore ved en senkning av resipientvannets surhetsgrad. I vannprøver fra st. A med nær samme fluoridinnhold som i avløpsvannet (eksempelvis 27/8-73, 4/6-74, 1/7-74 og 2/9-74) er det også registrert lave pH-verdier, mens disse alltid har vært omtrent det normale for sjøvann når fluoridinnholdet har ligget nær bakgrunnsnivået (23/8-73, 3/12-73, 31/12-73, 11/3-74, 29/4-74, 29/7-74, 2/12-74). Det går imidlertid også klart frem at det ikke er noen enkel sammenheng mellom de to parametre.

Tabell 5. pH i inntaksvann (L), avløpsvann (E) og Husebybukta (A, B)  
1972-1974.

Stasjon Dato	L	E	Diff. L-E	A	B
Gj.snt. 3. kv. 1972	8,16	7,25	0,91	7,98	
" " 4. " 1972	7,95	7,05	0,90	8,02	
" " 1. " 1973	7,91	7,07	0,84	7,78	
11/5-73	8,29	6,97	1,32	7,86	8,26
23/8	8,13	7,17	0,96	8,08	7,95
27/8	8,28	7,07	1,21	7,55	
17/9	8,15	7,02	1,13	8,00	
1/10	8,06	7,06	1,00	7,75	
5/11	8,03	7,01	1,02	7,95	
3/12	7,42	7,08	0,34	7,99	
31/12	7,95	7,02	0,93	7,96	
Gj.snt. 2-4 kv. 1973	8,04	7,05	0,99	7,89	8,11
7/1-74	7,74	6,69	1,05		
14/1	7,80	6,91	0,89		
21/1	7,91	6,96	0,95		
28/1	7,60	6,69	0,91		
4/2	8,00	6,81	1,19		
11/2	7,86	6,87	0,99		
18/2	7,61	6,62	0,99		
11/3	8,00	6,55	1,45	7,80	8,02
18/3	8,06	6,92	1,14		
25/3	8,14	6,87	1,27		
28/3	8,03	6,91	1,11	7,81	7,40
1/4	8,22	6,88	1,34	7,77	8,03
8/4	8,33	6,82	1,51		
16/4	8,32	7,08	1,24		
22/4	8,28	6,88	1,40		

Tabell 5, forts.

Dato	Stasjon	L	E	Diff. L-E	A	B
29/4		8,20	7,05	(1,15)	8,11	8,16
3/5		8,11	6,86	1,25		
13/5		8,28	6,96	1,32		
20/5		8,05	6,84	1,21	7,54	7,60
27/5		8,15	7,04	1,11		
4/6		8,22	7,11	1,11	7,78	7,93
10/6		8,32	7,00	1,32		
17/6		8,20	6,9	1,3		
24/6		8,14	6,92	1,22		
1/7		8,21	6,98	1,23	7,42	7,70
8/7		8,18	7,23	0,95		
15/7		8,13	7,27	0,86		
22/7		8,16	7,14	1,02		
29/7		8,13	7,10	1,03	8,15	7,92
12/8		8,21	7,08	1,13		
19/8		8,17	6,95	1,22		
26/8		8,17	7,03	1,14		
2/9		8,12	7,11	1,01	7,68	8,12
16/9		7,79	6,54	1,25		
23/9		8,10	6,80	1,30		
30/9		7,75	6,71	1,04		
7/10		8,11	6,81	1,30	8,03	8,16
14/10		8,12	6,53	1,59		
21/10		8,08	6,69	1,39		
28/10		8,05	6,99	1,06		
4/11		8,30	6,75	1,55	8,03	8,17
11/11		8,13	7,19	0,94		
18/11		8,03	7,14	0,89		
25/11		7,51	6,64	0,87		
2/12		7,84	7,15	0,69	8,02	7,85
9/12		8,00	7,14	0,86		
16/12		8,00	7,11	0,89		
23/12		7,94	7,10	0,84		
30/12		7,98	7,17	0,81		
Gj. snt. 1974		8,05	6,92	1,13	7,85	7,92

5. FLUORINNHOLD I ORGANISMER

For å følge avløpsvannets eventuelle betydning for fluorinnholdet i organismer, er det i likhet med tidligere (NIVA, 0-19/68, april 1972, juli 1973) gjort analyser på konsentrasjonen av dette element i alger. I tillegg er konsentrasjonen målt i albuskjell (*Patella vulgata*). For å se mulig forskjell fra en uberørt lokalitet, er det for albuskjell og en av algenes vedkommende (*Corallina officinalis*) også gjort analyser på materiale fra Havik, som ligger ca. 4 km SV for verket <sup>x)</sup>. Resultatene er oppført i tabell 6. Analysene er utført ved SINTEF (Selskapet for Industriell og Teknisk Forskning) ved NTH, Trondheim, unntatt prøvene fra 12/9-74, som er blitt analysert ved SI (Sentralinstituttet for industriell forskning) i Oslo.

Tabell 6. Fluorinnhold i alger og albuskjell fra Husebybukta og Havik, Lista, 1973-74; angitt i mg F/kg tørrvekt

Sted/Dato Organisme	HUSEBYBUKTA					HAVIK		
	7/6-73	1/10-73	8/4-74	12/9-74 <sup>1)</sup>	12/9-74 <sup>2)</sup>	7/6-73	1/11-73	8/4-74
<i>Ascophyllum nodosum</i> (Grisetang)	9,2 ± 1,3	5,7 ± 2,5	45,7 ± 1,8					
<i>Fucus serratus</i> (Sagtang)	13,1 ± 1,3	6,3 ± 2,3	38,0 ± 2,5					
<i>Laminaria digitata</i> (Fingertare)	3,3 ± 1,2	30,0 ± 2,4	10,8 ± 1,4					
<i>Gigartina stellata</i> (Vorteflik)	5,2 ± 1,2	15,1 ± 2,3	24,2 ± 1,5					
<i>Corallina officinalis</i>	1169 ± 44	1283 ± 31	1148 ± 29				1018 ± 25	1122 ± 35
<i>Patella vulgata</i> (Albuskjell)-bløtdeler	62,4 ± 3,5	35,1 ± 2,6		180	250	49,3 ± 3,2	7,2 ± 2,9	
<i>Patella vulgata</i> , skalldeler	160 ± 5	145 ± 4		210	200	148 ± 5	107 ± 4	

1) Storskjær

2) Tjuvholmen

x) i luftlinje.



Med hensyn til akkumulering av fluor er det tidligere bare funnet tendens til dette hos den kalkenkrusterte rødalgen *Corallina officinalis* (NIVA april 1972, juli 1973, O-19/68). Fra november 1970 til juli 1972 ble det registrert en konsentrasjonsøkning fra ca. 650 mg F/kg tørrvekt til vel 1250 mg F/kg, men mye av den tilsynelatende økningen (fra 650 til nær 1000 mg F/kg) fant sted før bedriften startet. Man ser av tabell 6 at noen slik tendens ikke har fortsatt i 1973/74. Riktignok er det en topp i oktober 1973, men det er registrert lavere innhold av fluor både før (juni 1973) og senere (april 1974). En mulig forklaring på svingningene er at fluormengden i algen ikke bare avhenger av fluoridkonsentrasjonen i vannet, men også av individenes alder (f.eks. ved at skalldelen utgjør en økende del av totalvekten). Verdiene for materialet fra Havik ligger under de fluorkonsentrasjoner som er funnet nærmere utslippet, men bare 10-20%. Konsentrasjonene er derimot høyere enn man skulle vente ut fra de fluormengder som ble funnet i alger fra Husebybukta før utslippet tok til. Alt i alt tyder dette på at en eventuell akkumulering av fluor i kalkalger er ganske begrenset under de nåværende betingelser.

I likhet med tidligere er det ikke mulig å se noen bestemt tendens med hensyn til de øvrige algearters fluorinnhold. For grisetang er den hittil høyeste fluorkonsentrasjon blitt registrert i april 1974. Da var det også høyt fluorinnhold i sagtang, men for denne arten har man eksempel på høyere konsentrasjoner før (45 mg F/kg tørrvekt i februar 1971). Vorteflik har likeledes hatt tilsvarende høyt fluorinnhold tidligere (25 mg F/kg i desember 1970). Det samme gjelder fingertare (48 mg F/kg i februar 1971).

Svingningene i algenes fluorinnhold er vanskelig å forklare bl.a. fordi det ikke synes å være gjort grunnlagsundersøkelser på dette området. En gjennomgåelse av litteraturen har vist at det foreligger få studier både over virkningen av avløp fra aluminiumsindustri og over effekten av forhøyede fluoridkonsentrasjoner i sjøvann. Man vet i det hele tatt lite om den biogeokjemiske sirkulasjon av fluor i det marine miljø (Wright & Davison 1974).

Når det gjelder albuskjell, er det bare foretatt et mindre antall analyser i det berørte området, og de foreliggende data kan foreløpig ikke brukes til å bedømme en eventuell økende konsentrasjon i skalleder og/eller bløtdeler med tiden. Til dels er variasjonen mellom resultatene vanskelig å forstå. Det vises i denne forbindelse f.eks. til den markerte forskjellen mellom fluorinnholdet i bløtdelene av prøver fra Havik 7/6-73 og 1/10-73. Mens den første verdien (49 mg F/kg) ikke avviker fra nivået i dyr fra Husebybukta (35-60 mg F/kg) ligger den siste vesentlig lavere (ca. 7 mg F/kg). Selv om det ikke dreier seg om parallelle prøver, er det likeledes en bemerkelsesverdig forskjell mellom de konsentrasjonene som er funnet i bløtdelprøver henholdsvis ved SINTEF (maks. ca. 60 mg F/kg) og SI (omkring 200 mg F/kg). I denne forbindelse bemerkes også at SINTEF har funnet en tydelig nivåforskjell mellom artens bløtdeler og skalldene, mens SI har funnet omtrent de samme konsentrasjoner i disse to typer av materiale.

Ved litteratursøkingen er det ikke funnet opplysninger om fluorinnholdet i *Patella vulgata*, men det er mulig å gjøre enkelte sammenlikninger med andre marine skalldyr. Stewart & al. (1974) har således innsamlet referansedata vedrørende fluorinnhold i ulike vevstyper av både fugl, terrestriske og marine organismer før igangsettelsen av et aluminiumsmelteverk i New Zealand. Deres gjennomsnittsverdier for en del snegler og muslinger er gjengitt nedenfor. Resultatene gjelder skalledelen og er gitt i mg F/kg aske, men forskjellen mellom tørrvekt og askevekt er i denne forbindelse uvesentlig. Antall prøver og variasjonsområdet er gitt i parentes.

<i>Cookia sulcata</i> (snegl)	209 (2, 61-357)
<i>Venericardia purpurata</i>	151 (1)
<i>Chione stutchburyi</i>	145 (2)
<i>Haliotis iris</i> (snegl)	101 (3, 58-153)
<i>Ostrea angasi</i>	63 (4, 32-95) - (6 mg F/kg våtvekt i bløtdeler)
<i>Perma canaliculus</i>	31 (4, 13-48)

Ovenstående gir en tydelig indikasjon på hvor store variasjoner som kan påtreffes, og har i så henseende også relevans for bemerkningene om

analyseresultatene for prøver innsamlet i forbindelse med overvåkingsprogrammet for bedriften. Stewart & al. (1974) henleder oppmerksomheten på betydningen av alder ved vurdering av variasjoner mellom individer av samme art (økende fluorkonsentrasjon med alderen), men har ingen dokumentasjon for marine dyrs vedkommende. I forbindelse med forskjell mellom ulike arter nevnes betydningen av fødens sammensetning, idet dyr som lever av andre dyr skulle få høyere fluorinnhold i skjelett- og skalldeler enn planteetere. Eksempelene på dette er imidlertid begrenset til fugl og fisk. Siden markert lavere verdier er funnet hos muslingene *Ostrea* og *Perna*, som filtrer dyre- og planteplankton fra vannet, enn hos f.eks. *Cookia* og *Haliotis* som oppgis å leve av ren plantekost (alger), virker ikke påstanden overbevisende for den gruppen som albuskjell er mest beslektet med. Albuskjell lever selv av mindre alger som skrapes av fjellet. Von Fellenberg (1948, som sitert av Stewart & Al. 1974) angir 45-87 mg F/kg i skalldelen hos marine muslinger, men uten å nevne arten, og 7 mg F/kg hos en ferskvannsort.

Man ser av dette at de verdier som er funnet i denne undersøkelsen, ligger innenfor det området som er konstatert for andre arter.

McClure (1949), Matuura & al. (1956) og Schmidt-Hebbel & al. (1972) gir en del verdier for muslingers og snegls innhold av fluor i bløtdelene. De oppgitte konsentrasjonene er henholdsvis 0,7 mg F/kg (østers), 2-18 mg F/kg (arter ikke oppgitt) og 1,3 - 3,3 mg F/kg. (Alle opplysningene er sitert etter Stewart & al. (1974), og er sammenliknet med sistnevnte resultater angitt som fluorinnhold pr. kg våtvekt.) Moore (1969) angir 4-6 mg F/kg tørrvekt i bløtdelen hos "østers" (eksakt artsangivelse mangler). Dette tilsvarer ca. 1 mg F/kg våtvekt, mens Stewart & al. (1974) oppgir 6 mg F/kg våtvekt for østersarten *Ostrea angasi*. Hvis man setter tørrvekten av albuskjells bløtdeler til ca. 20% av våtvekten (analyserapport 454/860, 13/3-75 fra SI), må verdiene i tabell 6 divideres med 5 for å bli sammenliknbare. Med unntak av SINTEFs verdi for Havikmaterialet fra 1/10-73, ligger tallene i tabell 6 overveiende høyere enn de konsentrasjoner andre har funnet. Særlig skiller verdiene fra SI seg ut (ca. 35-50 mg F/kg våtvekt).

Ved akkumuleringsstudier har Moore (1969) funnet at konsentrasjonene i østers steg fra et opprinnelig nivå på 4-6 mg F/kg tørrvekt til henholdsvis vel 15 og ca. 30 mg F/kg etter 30-40 dagers opphold i vann med 2 og 8 mg F/l.

Forøvrig finnes det data for fluornivåer og akkurulering av fluor i marine dyr hos Hemnes & Warwick (1972), Moore (1971), Wright & Davison (1974), men da dette gjelder grupper som krepsdyr og fisk, er de forholdsmessig mindre egnet til å belyse resultatene i tabell 6.

Ved siden av grunnverdier for skadelige påvirkninger av marine organismer, har fluoridutslipp en hygienisk side fordi det er risiko forbundet med at langvarig inntak av føde med høyt fluorinnhold. (Marier & Rose 1971 og Fluoride, Vol 4(3), lederartikkel). Hvor grensen ligger synes å avhenge av mange forhold som ikke er klarlagt, ved siden av at grensen vil avhenge mye av individuelleegenskaper. Siden det ikke foregår noen organisert innsamling av spiselige organismer fra det berørte området på Lista, er problemet neppe aktuelt her. Man skal likevel være oppmerksom på at det teoretisk sett kan være små marginer å gå på hvis ekstreme tilfeller tas i betraktning (Moore 1969, 1971)

Av det som er sagt ovenfor, fremgår den usikkerhet som hersker når det gjelder bakgrunnsnivåer og eventuell akkumulering ved forhøyede konsentrasjoner hos både alger og bløtdyr. Variasjon i fluorinnhold med alder og ernæring mellom individer av samme art og muligens med årstidene, gjør etablering av referanseverdier vanskelig, likeledes sammenlikninger med data for nærbeslektede arter eller andre områder. Før man har fått bedre kunnskaper om den naturlige variasjon i fluorinnholdet hos albuskjell og de benyttede tangarter, er det nåværende overvåkingsprogram mindre egnet til å påvise eventuelle følger av den eksisterende belastning. Samtidig må det påpekes at i hvert fall enkelte av analyse-resultatene synes å aktualisere kontroll av analysemetodikken, og eventuelt en interkalibrering av de metoder som i dag benyttes. Det har innlysende betydning også utover den foreliggende problemstilling at verdiene fra forskjellige laboratorier er sammenliknbare.

## 6. ALGEFORSØK MED INNTAKSVANN OG AVLØPSVANN

Laboratorieforsøkene med alger er utført for å teste avløpsvannets eventuelle veksthemmende egenskaper. Forsøkene ble satt i gang 25/3-75 med vann insamlet av bedriften. For å sikre tilstrekkelig tilgang på næringsalter ble både inntaksvannet (fra Lundevågen) og avløpsvannet og en 50/50 blanding tilsatt 15 µg P/l og 150 µg N/l før poding med diatomeen *Phaeodactylum tricorutum*. De resulterende vekstkurver er gjengitt i fig. 2.

Det var liten forskjell i veksthastighet i kulturene de første dagene, men dog noe langsommere i avløpsvannet enn i de to øvrige mediene. Senere ble forskjellen i veksthastighet større, og etter 10 døgn, da veksten hadde stagnert i alle kulturene, var antallet celler i avløpsvannet under halvparten av celledetallet i inntaksvannet. I blandingen av disse to vanntyper var utbyttet ca. 15% lavere enn i inntaksvannet.

Algecellenes størrelsesfordeling i inntaksvann og avløpsvann ble også undersøkt. Fig. 3 viser at den gjennomsnittlige cellestørrelsen også var mindre i avløpsvannet, slik at forskjellen i produsert algemengde må ha vært større enn det som kan ses fra celletellingene.

Resultatene viser at avløpsvannet hadde en merkbar hemmende virkning både på veksten av enkeltceller og på deling av cellene. Den akutte giftvirkning må likevel betegnes som moderat eller liten, og avtok markert ved fortykning med uberørt inntaksvann. Det fysiologiske årsaksforhold bak hemmingen er ikke kjent, men som nevnt i en tidligere rapport (NIVA april 1972, O-19/68) har fluorid negativ innflytelse på ulike enzymsystemer som spiller en rolle ved fotosyntese eller ånding. Det er likeledes mulig at virkningen kan ha sammenheng med avløpsvannets innhold av polysykliske aromatiske hydrokarboner (kfr. pkt. 7).

Fig.2 Vekst av diatoméen *Phaeodactylum tricornutum* i inntaksvann og avløpsvann fra Lista Aluminiumsverk

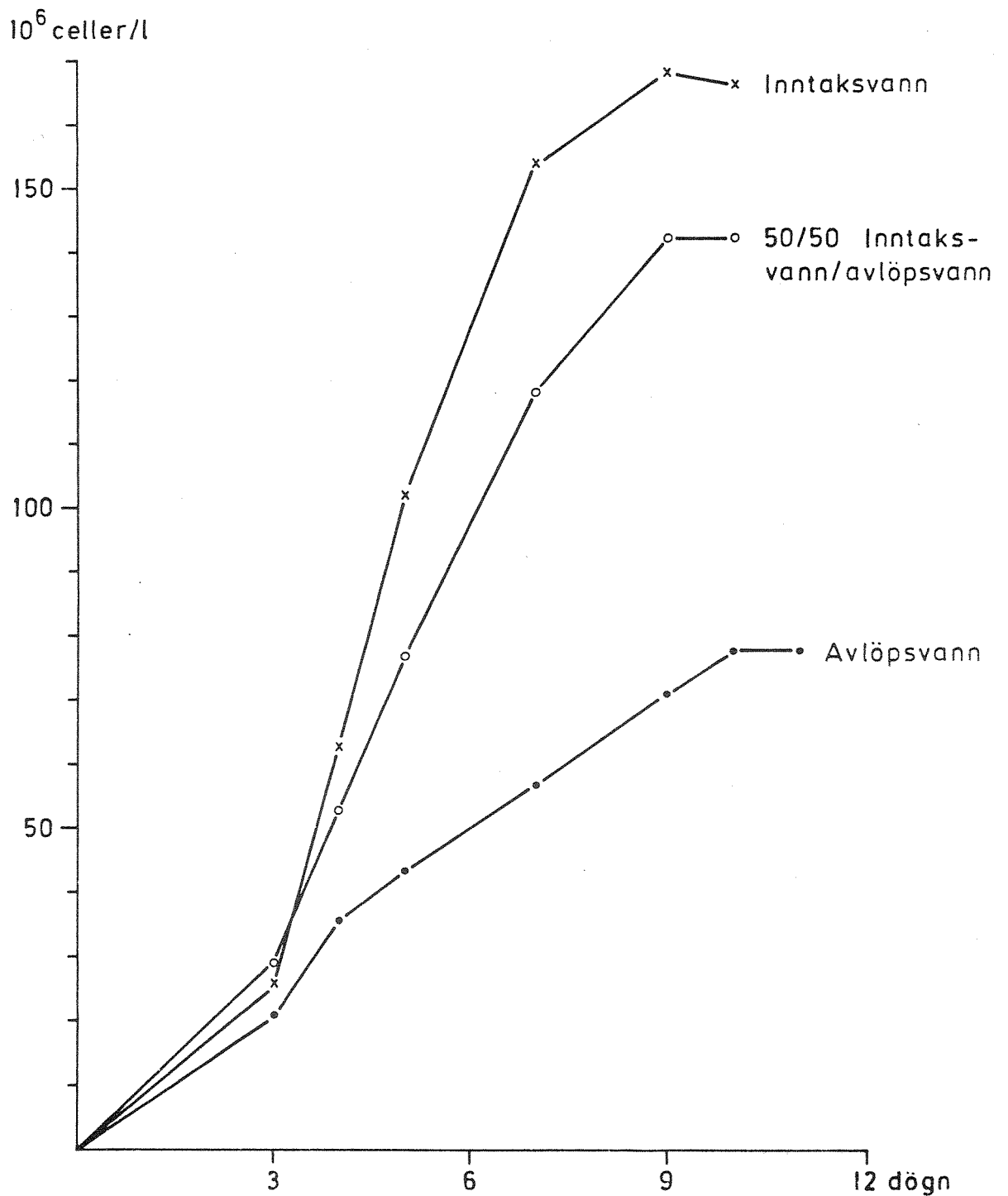
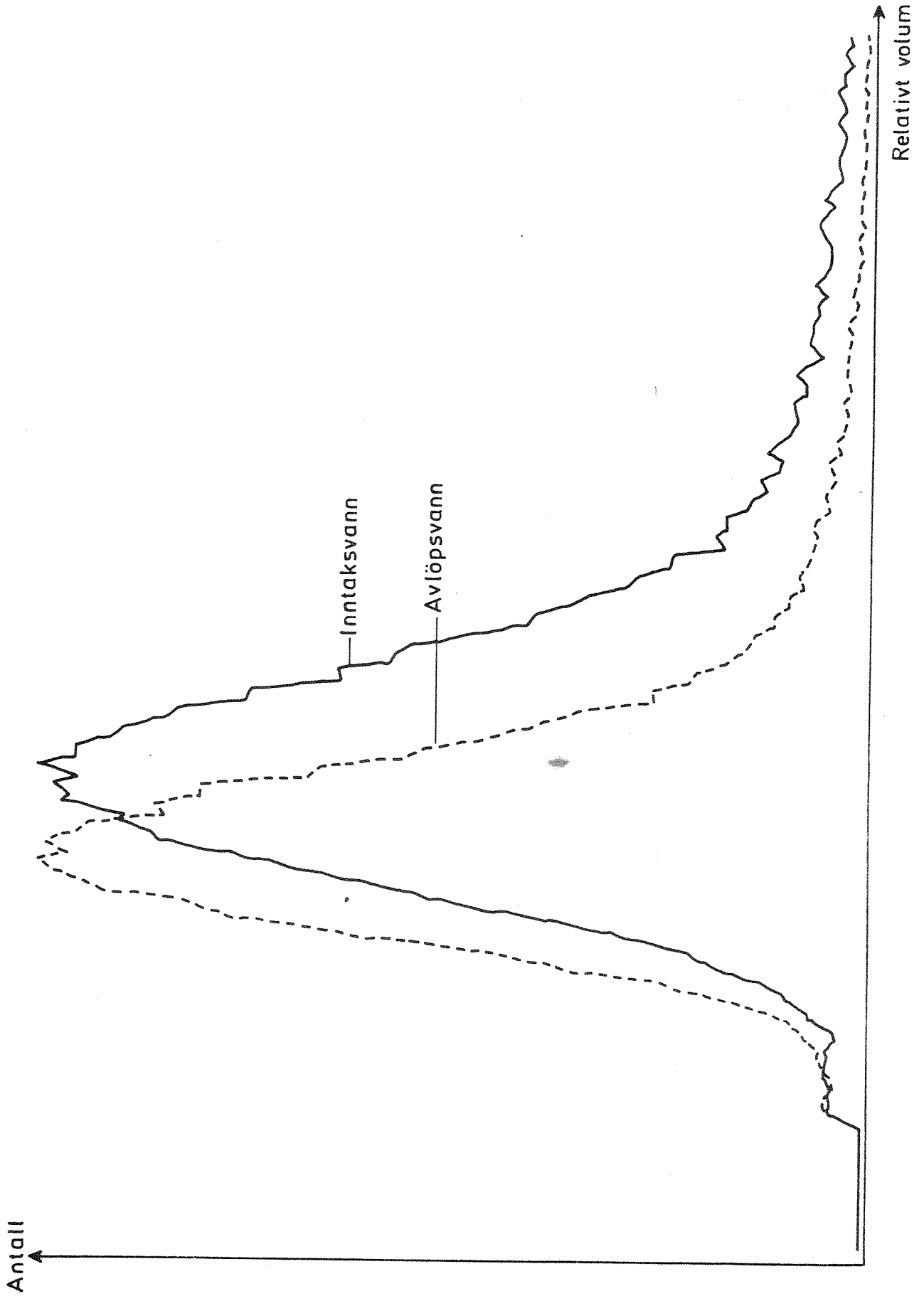


Fig.3 Størrelsesfordeling hos *Phaeodactylum tricornutum* ved dyrking i inntaksvann og avløpsvann fra Lista Aluminiumsverk



## 7. UNDERSØKELSE AV FJÆREBELTETS ORGANISMER

Undersøkelsene har som tidligere forgått på lokalitetene avmerket på fig. 1, og observasjonene begrenser seg til ca. 0-1 m dyp, noe avhengig av bølger og eksponeringsgrad. Resultatene er fremstilt i tabell 7. Ved sammenlikning mellom de enkelte år bør man ha klart for seg at forskjeller med hensyn til forekomst av mindre fremtredende arter kan skyldes en kombinasjon av naturlige variasjoner og tilfeldighet. (Vær og andre faktorer spiller en rolle for observasjonsforholdene, samtidig som mindre fremtredende forekomster kan bli oversett). Mengdeanslagene er subjektive, slik at det er liten grunn til å feste seg ved endringer på ett skalatrinn fra år til år. Angivelsen + er til dels benyttet når observasjonsforholdene har gjort mengdemessig bedømmelse av alger under vannflaten vanskelig (f.eks. i 1971 og 1973). Nedenfor følger en stasjonsvis gjennomgåelse.

### St. 1. Innersiden av Tjuvholmene

Lavvegetasjonen var som tidligere, med god representasjon av *Caloplaca*, *Lichina*, *Ramalina* og *Xanthoria*.

Gruppen blågrønnalger har aldri vært fremtredende på denne stasjonen, men et par arter er registrert i mindre mengder i 1973 og 1974. De kan ha vært til stede tidligere også, men blitt oversett.

Blant rødalgene har *Ceramium rubrum* og *Hildenbrandia* gått igjen i alle år, men i noe varierende mengder. Unntatt i 1973 har det samme vært tilfelle for *Ahnfeltia plicata*. Av de andre som ett eller flere år har hatt mengdemessig betydning, nevnes *Gigartina stellata* (vorteflik) og *Chondrus*





Tabell 7. forts.

ORGANISMER	St.1		St.2		St.3		St.4		St.6	
	10/9 1973	12/9 1974	10/9 1973	12/9 1974	10/9 1973	12/9 1974	10/9 1973	12/9 1974	10/9 1973	12/9 1974
<b>CHLOROPHYCEAE (GRØNNALGER)</b>										
Chaetomorpha linum								+		+
Chaetomorpha melagonium								+		
Cladophora albida		+		+		+				+
Cladophora rupestris	+	3		2-3	3	3-4		+	2-3	2-3
Cladophora sp.	+							+		2
Enteromorpha cf. compressa							3-4			3
Enteromorpha intestinalis		4		4		2-3		3		4
Enteromorpha linza										+
Enteromorpha spp.	4				4		+			+
Rhizoclonium implexum		+		+		+		+		+
Ulothrix flacca							2			
Ulothrix pseudoflacca						+				
Ulothrix subflaccida		+		+		+		+		+
Ulva lactuca	3	+	3-4	2-3	3-4		4	2-3	3	+
Urospora penicilliformis		+		+		+				+
<b>BACILLARIOPHYCEAE (DIATOMEER)</b>										
Lichmophora sp	3									
Div.pennate diatomeer	2					+	2-3			
<b>FAUNA (DIVERSE DYR)</b>										
Balanus balanoides				2-3	2-3	2-3		+	2	2
Dynamena pumila				+				+	+	+
Idothea neglecta				+						+
Littorina littorea	+	3	2-3	3	4	3			3	4
Littorina saxatilis	3	3	2-3	3	4	3	+		3	2-3
Mytilus edulis										+
Patella vulgata		+		3	3-4	3	2-3	2-3	3	3
Spirorbis sp.						+				

*crispus* (krusflik), som begge har hatt en mer ujevn opptreden. Ellers kan det bemerkes at variasjonen i artssammensetning har vært relativt stor. Dette skyldes i det vesentlige at en rekke forskjellige arter har opptrådt i små mengder til ulike tider.

De dominerende arter innen gruppen brunalger har i hovedsaken vist jevn forekomst fra år til år, men med enkelte svingninger. Dette gjelder grisetang (*Ascophyllum nodosum*), blåretang (*Fucus vesiculosus*) og sagtang (*Fucus serratus*). For mengdeangivelse og observasjon av den sistnevnte, fingertare (*Laminaria digitata*) og sukkertare (*Laminaria saccharina*) kan også sikten (eventuelt regn og bølger) spille en rolle.

Blant grønnalgene har *Cladophora rupestris*, arter av tarmgrønske (*Enteromorpha* spp.) og sjøsalat (*Ulva lactuca*) vært årvisse, og mengdene har heller ikke variert særlig mye.

For dyrenes vedkommende ser man av tabellen at strandsneglene *Littorina saxatilis* og *L. littorea* har vært vanlige i 1973 og 1974 i likhet med tidligere.

#### St. 2. Eidet mellom Tjuvholmene

De små mengdene av laven *Lichina confinis* som ble observert i 1970 og 1971, er ikke registrert senere, men dette kan bero på en tilfeldighet ved observasjonene eller at forekomsten har vært helt ubetydelig. Forøvrig har det ikke vært endringer å bemerke i lavfloraen.

Når det gjelder algene, så er st. 2 forholdsvis langgrunn slik at bølgene virker særlig ugunstig for observasjoner. Stasjonen ble først inventert systematisk i 1971. I 1973 ble bare hovedartene registrert. Rekeklo (*Ceramium rubrum*) har gjennomgående vært til stede, mens representasjonen av andre rødalgearter har vært mer ujevn. Ellers har algefloraen alle år vært dominert av de vanlige tangartene og grønnalgeslektene *Ulva* og *Enteromorpha*.

Strandsneglene (*Littorina* spp.) har gått igjen i omtrent samme mengde fra år til år.

### St. 3. Yttersiden av Tjuvholmene

Lavfloraen har vist moderat variasjon fra år til år, med rik representasjon av de samme artene, når unntas *Lichina* som er observert med mellomrom.

På denne stasjonen har det hvert år siden 1970 vært en velutviklet forekomst av rødalgen *Porphyra umbilicalis* med en fucacésonering (grisetang/blåretang og sagtang) nedenfor. (Grisetang manglet i 1970 og sagtang i 1972.) I omtrent samme nivå som sagtang har det regelmessig blitt observert iøynefallende mengder av *Corallina*, rekeklo, vorteflik og grønnalgen *Cladophora rupestris* og kalkalgen *Lithothamnion lenormandii* (slett rugl). *Hildenbrandia prototypus* har jevnlig dekket steinen som undervegetasjon i forskjellige nivåer, og likeledes har arter av tarmgrønske vært påvist i alle år. Nedenfor den egentlige littoralsonen har det vært en rik bestand av fingertare (*Laminaria digitata*). Sjøsalat har derimot meget varierende forekomst.

Av faunaelementene har albuskjell vært et markert innslag sammen med de tidligere nevnte strandsneglene. Strandrur (*Balanus Balanoides*) er observert alle år, men i noe ulike mengder.

### St. 4. Storskjær

Stasjonen er forholdsvis sterkt utsatt for bølger, noe som gjør at observasjonsmulighetene til dels har vært begrenset (1971 og 1973).

Lavvegetasjonen har ikke vist nevneverdige forandringer hverken med hensyn til sammensetning eller mengdemessig opptreden.

Inntil 1974 har det vært karakteristisk for lokaliteten at det var en markert forekomst av *Porphyra umbilicalis* som dannet øvre grense for algevekst, vanligvis sammen med et lett synlig belte av blågrønnalger. Imidlertid ble *Porphyra* ikke gjenfunnet i 1974. Av de mer fremtredende rødalger har vorteflik og slett rugl vært påvist hvert år. Med unntak av ett år, er det samme tilfelle for rekeklo og *Hildenbrandia* (At sistnevnte ikke er oppført for 1974, kan muligens skyldes en observasjonsfeil). Nedenfor *Porphyra* og blågrønnalgene har det ved alle observasjonene vært rikelig

med tarmgrønske og små eksemplarer av sjøsalat, mens det vanlige fucacebeltet ikke har vært utviklet på denne lokaliteten. Mindre mengder av sagtang er observert enkelte år, og det samme kan sies om fingertare (her må tas forbehold om til dels vanskelige observasjonsforhold).

Albuskjell har vært å finne på Storskjær i alle år, mens *Littorina* spp. bare opptrådte i et fåtall eksemplarer i 1973 og manglet i 1974.

#### St. 6. Haugestranda

Bortsett fra at en viss nedgang i bestanden av *Ramalina siliquosa*, har lavsamfunnet vært tilnærmet uendret siden 1970.

På denne lokaliteten har det vært noe ujevn tilstedeværelse av rødalgene *Ahnfeltia* og *Ceramium rubrum*, mens *Corallina*, *Gigartina* og *Hildenbrandia* er gjenfunnet hvert år, men i noe vekslende mengder.

For brunalgenes vedkommende er ikke grisetang og spiraltang (*Fucus spiralis*) avmerket som registrert de par siste årene. Dette henger i det vesentlige sammen med at observert strandbredde er innskrenket for å oppnå en mer likeartet eksponeringsgrad. Forøvrig er det årlig funnet små til moderate mengder av blæretang, og hele tiden en velutviklet assosiasjon av sagtang med tilhørende undervegetasjon (*Chondrus*, *Gigartina*, *Corallina*, *Cladophora rupestris*). Nedenfor sagtangen har det regelmessig vært tett bevokning med fingertare.

Utenom *Cladophora* spp. har tarmgrønske og sjøsalat utgjort et tydelig innslag, særlig de tre-fire siste årene. Blant dyrene har strandsnegl variert noe fra år til år, men vært til stede alle gangene. Albuskjell har vært godt representert gjennom hele observasjonsperioden. De siste tre år har fjæreur (*Balanus balanoides*) opptrådt i beskjedne mengder.

- " -

Basert på ovenstående redegjørelse kan spørsmålet om det er påvist endringer som viser noen tendens, besvares negativt. Overvåkingen har dessuten gitt en del holdepunkter for å bedømme hvilke årsvariasjoner som kan inntreffe. Det som kan ventes av et så enkelt undersøkelses-

opplegg skulle derfor være oppnådd. Man bør vurdere om ikke videre feltobservasjoner kan innskrenkes til hvert tredje år, med forbehold om de kontrollbehov som kan oppstå i forbindelse med spesielle episoder (uhell, oppstaring av ny ovnshall).

#### 8. BAKTERIOLOGISKE FORHOLD

Tabell 8 gjengir resultatene av analyser utført ved Næringsmiddelkontrollen i Kristiansand.

Tabell 8. Coliforme bakterier i inntaksvann (L), avløpsvann (E) og resipientvann. Lista Aluminiumsverk 1973-74.  
Antall pr. 100 ml

Dato \ Stasjon	31/10-73	21/5-74	24/5-74	9/6-74	31/7-74	20/8-74
L	11	2				
E	1600	>1600	>1600		3500	
A	130	280		0		4
B	17	1600		11		7
C	21	13				
D	2	5				

Da det er helsemyndighetene som må vurdere de hygieniske sider ved bedriftens utslipp, skal det her bare kort refereres til rapport fra en arbeidsgruppe nedsatt av Verdens Helseorganisasjon (WHO 1975) for å se på retningslinjer og kriterier for rekreasjonskvalitet i badevann og kystvann. Det fremgår av denne rapport for det første at det er et sparsomt vitenskapelig grunnlag for å knytte helsefare til forekomst av tarmbakterier i sjøvann, dessuten at grenseverdiene (hvis slike benyttes) er noe forskjellig fra land til land. I sin konklusjon anbefaler gruppen at badevann for å anses meget tilfredsstillende ikke regelmessig ("consistently") bør ha et innhold av *Escherichia coli* (dyrket på laktose ved 44°C og indolpositiv) på over 100 pr. 100 ml, og at hyppige verdier over 1000 pr. 100 ml skulle anses som ikke akseptabelt.

7. SAMMENFATTENDE VURDERING AV RESULTATER, ARBEIDSOPPLEGG OG FREMTIDIGE OPPGAVER

Overvåkingsprogrammets hensikt er oppnådd i den forstand at man har tilveiebrakt referansedata for fjærebeltets organismeliv og konstatert at utslippet ikke har hatt noen åpenbare effekter på de mest fremtredende arter i dette samfunn. Gjennom analyser utført ved bedriften har man fått relativt omfattende informasjon om avløpsvannets fluoridinnhold og dets spredning i resipienten. Det er vist at belastningen på utslippsnære strender (Storskjær) er sterkt varierende (kfr. kap. 3.1), men med et midlere forhold mellom avløpsvann og resipientvann på ca. 1:2. Et mindre antall analyser på vann innsamlet lenger fra utslippet, har samtidig vist at avløpsvannet lar seg spore i varierende fortykning over hele Husebybukta.

Det har ikke lyktes å påvise noen bestemt tendens til akkumulering av fluor i forskjellige alger. Med unntak for en kalkalgens vedkommende, har konsentrasjonene for en og samme art variert 1-2 tipotenser uten at dette har latt seg se i sammenheng med belastningen eller naturlige forhold. Siden det heller ikke er funnet sammenlikningsdata ved søking i litteraturen, synes det å være av mindre interesse å fortsette med det nåværende opplegg (1-2 gangers analyse i året), bortsett fra for *Corallina officinalis* (tabell 6 og NIVA april 1972/juli 1973, 0-19/68). Forutsatt at det ikke foreligger analysevanskeligheter, kan man anta at ytterligere analyser ikke vil forbedre vurderingsgrunnlaget.

Utvidede kunnskaper om fluorstoffskiftet hos alger kan bare skje gjennom nøyere og grunnleggende undersøkelser over årstidsvekslinger, variasjon med alder og eventuell forskjell mellom algenes ulike deler. (Siden nesten alt fluoret i algene er knyttet til de uorganiske bestanddelene (NIVA april 1972, 0-19/68), er det rimelig å anta høyere fluorinnhold i eldre plantedeler og individer.) Et slikt studium kan gjennomføres av instituttet i samarbeid med SI eller SINTEF, men krever at innsamlingen foretas av en algolog. Det er imidlertid mulig at verdifulle holdepunkter vil kunne fås gjennom et relativt lite antall analyser. (Eksempelvis kunne man begrense prøvetakingen til to arter og to ganger i året, henholdsvis vekstsesong og hvileperiode for vedkommende arter.)

Hvis det tross ovenstående anses ønskelig å fortsette det nåværende program, bør innsamlingen fikseres til 2 faste tider av året.

Analysen på fluorinnholdet i albuskjell har gått for kort tid til at man kan trekke ut noen konklusjoner med hensyn til akkumulering eller nivåforskjell fra ubelastede områder. Også her kan de innledende resultatene tyde på markerte konsentrasjonsendringer av sesongmessig eller annen karakter (kfr. tabell 6). For skalldelene har man ved Lista funnet omtrent samme konsentrasjoner som oppgitt i litteraturen for andre arter av bløtdyr (kfr. pkt. 4), mens bløtdelkonsentrasjonene av fluor til dels har ligget markert høyere (også ved den uberørte lokaliteten Havik) enn tidligere rapportert fra andre undersøkelser. Det kan ikke sies noe sikkert om årsaken til dette, men i denne sammenheng bør man også være oppmerksom på behovet for en kontroll og interkalibrering av analysemetoder som er i bruk ved ulike laboratorier i Norge. Overvåkingen av fluorinnholdet i albuskjell kan sannsynligvis tjene hensikten i den form de er påbegynt. Konklusjonene vil imidlertid bli påliteligere hvis man fikk fastslått eventuell variasjon med årstid og alder. Hvis man bare er ute etter sesongvariasjonene, kan innsamlingen foregå ved bedriftens ansatte slik som nå. Dersom man også ønsker å se på forskjellen mellom individer av ulik alder, må prøvetakingen foretas av biologer eller opplærte medarbeidere. Ut fra et hygienisk synspunkt ville det være tjenlig å gjøre tilsvarende analyser på blåskjell (og muligens krabbe), som må antas å være de spiselige organismer som er mest utsatt for avløpsvannet.

Bortsett fra fluorid og surhetsgrad (pH) har undersøkelsene av avløpsvannets sammensetning og egenskaper hatt lite omfang og vært av orienterende karakter. De resultater som foreligger synes å bekrefte antakelsen om at bedriften ikke representerer noen vesentlig forurensningskilde med hensyn til tungmetaller. For å bedømme totalbelastningen på fjordområder og nære kystfarvann er det imidlertid av betydning å sikre pålitelige opplysninger fra alle kilder. Det foreslås derfor at de orienterende analyser på metaller fortsetter i form av analyser på døgnprøver et mindre antall (3-6) ganger i året. Det er nødvendig at man så vidt mulig sonderer mellom det partikkelbundne (analyser etter oppslutting av filter), totalinnholdet i filtrert vann og det som finnes i ioneform.



De foreliggende informasjoner om suspendert tørrstoff, suspendert gløderest og organisk stoff er mangelfulle og til dels motstridende (kfr. kap. 3.2 og tabellene 2-4). Følgelig er det aktuelt med både en kontroll av benyttede analysemetoder og parallellanalyser dersom flere analyser på suspendert stoff og organisk materiale skal utføres. Analyser på disse parametre kan være ønskelig ut fra estetiske målsettinger for resipienten, men er ellers neppe nødvendig. Det bør heller tas sikte på å få karakterisert de organiske forbindelser nærmere og eventuelt funnet en sammenheng mellom totalt eller ekstraherbart organisk materiale og mengden av utvalgte stoffer som er særlig viktige for resipientvurderingen.

Stoffene av særlig viktighet utgjøres av polysykliske (polynukleære) aromatiske hydrokarboner (PAH). De innledende analyser av avløpsvann og tjæreklumper fra stranden, og senere utvikling av metodikken, har vist muligheten av både identifikasjon og mengdebestemmelse av de viktigste forbindelser innen denne stoffgruppen.

Grunnen til at PAH må tillegges betydning er at flere av disse forbindelsene har kreftfremkallende egenskaper. Utenom 3,4-benzpyren er det i Andelman & Suess (1970) nevnt bl.a. 3,4-benzfluoranthren, 1,12-benzfluoranthren, 1,2,5,6-dibenzanthracen. Flere beslektede forbindelser kjenner man ikke virkningen av, men må regnes som mistenkelige. Blant de PAH-komponenter som er funnet i tilknytning til avløpet fra Lista Aluminiumverk (kfr. pkt. 2.2), regnes pyren og fluoranthren som ikke kreftfremkallende ("inaktive"), mens virkningen ikke er oppført som ukjent for anthracen og fenanthren (Andelman & Suess 1970).

De kreftfremkallende egenskaper er konstatert ved dyreforsøk (påsmøring av hud, injeksjon i fordøyelseskanalen). Ulike arter viser forskjellig ømfintlighet, og resultatene av dyreforsøk er ikke umiddelbart overførbare til mennesker. Likevel har oppmerksomheten mot PAH vært økende, og Verdens Helseorganisasjon har anbefalt grunnverdier for innhold av carcinogene PAH i drikkevann (WHO 1970 ifølge Andelman & Suess 1970). Dette er gjort uten at det er epidemiologiske beviser for at kreftfrekvens har sammenheng med PAH-konsentrasjoner i drikkevann (Andelman & Snodgrass 1974). Utgangspunktet har vært at spredning av mulig

kreftfremkallende stoffer til omgivelsene bør begrenses, m.a.o. en generell sikkerhetsforanstaltning. Dette er i samsvar med den vanlige oppfatning innen kreftforskning at gjentatte små doser er mer virksomme enn mengdemessig tilsvarende enkeltdose.

Ut fra problemets hygieniske sider er man for det marine miljø mest opptatt av muligheten for opphoping av PAH i spiselige organismer (Andelman & Snodgrass 1974, Suess 1970). For Lista Aluminiumsverks vedkommende bør også det åpne utslippet over Husebysanden vurderes i relasjon til direkte hudkontakt med stoffer avsatt i det kunstige vannløpet. Det samme gjelder kontakt med ilanddrevne tjæreklumper på stranden. I denne forbindelse understrekes at alle mennesker er i daglig kontakt med PAH fra mange ulike kilder. Bl.a. syntetiseres disse stoffene (inklusive de som er funnet å være kreftfremkallende) av mange planter (Andelman & Suess 1970) og bakterier (Niaussat 1970). Benzpyrene regner man således med at finnes i levende plantevev i mengder omkring 10-20 µg BP/kg. Dette forklarer også allestedsnærværelsen av PAH. Ved siden av den naturlige forekomst tilføres polysykliske aromatiske hydrokarboner fra ulike industrielle prosesser.

Således finnes PAH i crackingprodukter (Andelman & Suess 1970), eksos fra forbrenningsmotorer (Iljnitisky & al. 1972), og kan forekomme i varierende mengde i utslippene til luft og vann fra et mangfold av industriell virksomhet: raffinierier, annen industri basert på biprodukter fra fast og flytende fossilt brensel, koksverk og smelteverksindustri (spesielt bedrifter som benytter Söderbergelektroden og liknende prisipper), grener av plastindustri, fargestoffindustri o.a. (ifølge kilder referert av Andelman & Suess 1970 og Andelman & Snodgrass 1974). PAH spres likeledes gjennom tørravsetning av røkgass-støv og ved nedbør. Det synes å herske noe uklarhet om hvorvidt PAH finnes i råolje (s.likn. Andelman & Suess 1970, s. 484 med Andelman & Snodgrass 1974, s. 72-73, Erhardt 1972, s. 270 og Palmark 1974, s. 99). Slitasje av asfalt (og bildekk) er med på å bidra til at overflateavrenning og kommunalt avløpsvann fra urbaniserte strøk kan ha høyt innhold av polypsykliske aromatiske hydrokarboner (Benzpyren er også registrert i menneskeurin ifølge kilder sitert av Andelman & Suess 1970).

Innflytelsen av PAH på akvatiske planter og dyr har foreløpig vært gjenstand for en beskjedne forskningsinnsats, bortsett fra at det foreligger et relativt omfattende materiale på konsentrasjonsnivåer (også når det gjelder vann og sedimenter - kfr. Andelman & Suess 1970, Suess 1970 og Andelman & Snodgrass 1974). Skadelige effekter er imidlertid dokumentert gjennom et par eksempler. Foruten kreftsymptomer hos alger (Ishio & al. 1971) er det funnet unormal dannelse av ovisceller (ynglekammer) hos en mosdyrart (Powell & al. 1970). Akkumulering er bl.a. påvist etter eksperimenter utført av Scaccini Cicatelli (1965) og Lee & al. (1972) (blåskjell). 3-4 benzpyren og 20-methylcholanthren bevirket øket celledeling og mindre celler hos rødalgen *Antithamnion plumula* (Boney & Corner 1962 ifølge Boney 1974). I denne forbindelse minnes om at det ved instituttets algeforsøk med avløpsvann fra aluminiumsverket (kfr. pkt. 4 og fig. 3) også ble registrert at celledelingen avtok (men også delingsfrekvensen). Ved senere forsøk har Boney (1974) observert øket vekst hos *Antithamnion* også ved påvirkning med benzidin (carcinogen), 9-methylanthracen og chrysen. (Begge de sistnevnte er hittil ikke rapportert som kreftfremkallende). Det skulle bare kort kontakttid til (1-2 mg/l i 0,5 - 1 time) for at den etterfølgende vekst ble forsterket (Boney & Corner 1962).

Såvidt det kan sees fra litteraturen er det fremdeles flere ubesvarte spørsmål vedrørende PAH som er viktige for vurderingen av utslipp fra smelteverk og andre kilder. Det gjelder i særlig grad virkningen av ulike former for eksponering og effekter av langtidsbelastning med små konsentrasjoner. Under alle omstendigheter synes det viktig å få en kvalitativ og kvantitativ karakteristikk av hovedtilførslene. Det bør med dette for øye iverksettes et tilstrekkelig omfattende analyseprogram for bedrifter med slikt avløpsvann. Resultatene vil ha betydning for bedømmelsen av om rensing er ønskelig og hvilke metoder som er aktuelle.

Forskjellige rensemetoder er nevnt og vurdert med hensyn til effektivitet i Andelman & Suess (1970) og Andelman & Snodgrass (1974). Hovedkonklusjonene gjengis her uten å ta i betraktning de forskjeller i tiltak som den øvrige vannkvalitet (utenom PAH-innholdet) kan betinge (De fleste metoder har tatt sikte på bruk i vannverk).

- a) Sandfiltrering og biologisk rensing er lite anvendelig alene. Dette skyldes dels at sanden ikke fanger opp det som er løst eller kolloidalt og dels at PAH generelt er langsomt nedbrytbart.
- b) Flokkulering (kjemisk felling) kan gi betydelig reduksjon ved etterfølgende sedimentering eller sandfiltrering.
- c) Filtrering gjennom aktivt kull eller koks har gitt gode resultater.
- d) Klorgass og ultrafiolett lys gir bare liten reduksjon ved vanlige kontakttider, Klordioksyd og ozonering har derimot gitt høy grad av fjerning (99% reduksjon av benzpyren ved 30 minutters kontakttid).

Aktuelle rensemetoder bør gjøres til gjenstand for nærmere utredning og eventuell utprøving, slik det allerede er tatt skritt til av bedriften.

Som nevnt er vår viten om virkningene av PAH på det marine miljø mangelfull. Særlig gjelder dette langtidsvirkninger av små doser, men også akutt toksisitet, nedbrytbarhet, akkumulering og omsetning generelt. Samtidig er dette en spesielt aktuell forurensningskilde i Norge som har det vesentlige av sin smelteverksindustri foruten oljeraffinerier og et koksverk lokalisert langs kysten. I tillegg kommer fremtidig oljeutvinning og utbygging av petrokjemisk industri. Dette tilsier en nasjonal innsats på feltet, både i form av forskning og oppbygging av teoretisk kompetanse. Opplegg for dette må vurderes nærmere i samråd med myndighetene og de aktuelle bedrifter eller bransjer.

10. LITTERATUR

- Andelman, J.B. & Snodgrass, J.E., 1974. Incidence and significance of polynuclear hydrocarbons in the water environment. *CRC Critical Reviews in Environmental Control* 4(1):69-83.
- Andelman, J.B. & Suess, M.J., 1970. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the water environment. *Bull. Wld. Hlth. Org.* 43:479-508.
- Boney, A.D., 1974. Aromatic hydrocarbons and the growth of marine algae. *Mar. Poll. Bull.* 5(12):185-186.
- Boney, A.D. & Corner, E.D.S., 1962. On the effect of some carcinogenic Hydrocarbons on the growth of sporelings of marine red algae. *J. mar. biol. Ass. U.K.* 42:579-585.
- Dyrssen, I., Patterson, C., Ui, J. & Weichart, G.F. 1972. Inorganic chemicals. Kap. 3 (s. 41-58) i Goldberg, E.G. (red.). A guide to marine pollution. Gordon & Breach, New York - London - Paris, 168 s.
- Eftestøl, T., Mørkesdal, E. og Syrdal, A.K. (udatert): Duplex gas cleaning system at a modern VS Söderberg plant. Stensilert manuskript, 11 s. + figurer.
- Erhardt, M., 1972. Petroleum hydrocarbons in oysters from Galveston Bay. *Environ. Poll.* 3:257-271.
- Fellenberg, T. von, 1948. The importance of fluorine for the teeth. *Mitteilungen aus dem gebiete der Lebensmittel-untersuchungen und Hygiene* 39:124-182.
- Fluoride 4(3)(1971):102-108, lederartikkel
- Gupta, S.R., 1972. On some trace metals in the Baltic *Ambio* 1:226-230.
- Hemens, J. & Warwick, R.J., 1972. The effect of fluoride on estuarine organisms. *Water Res.* 6:1301-1308.

- Horne, R.A., 1969. Marine Chemistry. The structure of water and the chemistry of the hydrosphere. Wiley - Interscience, 568 s.
- Iljnitsky, A.P., Klubkov, V.G. & Shabad, L.M., 1972. Navigation as one of the sources of pollution of water reservoirs by carcinogenic hydrocarbons. Vopros onkol. 18(1):49/54 (Russisk, eng. sammendrag).
- Ishio, S., Yano, T. & Nakagana, R., 1971. Algal cancer and causal substances in wastes from the coal chemical industry. Proc. 5th Int. water Poll. Res. Conf. San Francisco & Hawai, July-August 1970, s. III-18/1 - III-18/8.
- Källqvist, S.T., 1973. Algal assay procedure (bottle test) at the Norwegian Institute for Water Research. Proceedings from a Nordic symposium, Oslo, 25.-26. October 1972. NORDFORSK. Secretariat of Environmental Sciences Publication. 1973(2):5-18.
- Lee, R.F., Sauerheber, R. & Benson, A.A., 1972. Petroleum hydrocarbons: Uptake and discharge by the marine mussel *Mytilus edulis*. Science 177:344-346.
- Marier, J.R. & Rose, D., 1971. Environmental fluoride. National Research Council. Publication 12. Ottawa, Canada. 32 s + appendiks.
- Matuura, S., Kokubu, N., Ide, Y., Watanabe, S. & Naito, N. 1956. Fluorine content in foods. 2. Foods from animal sources. Eiyō to Shokuryō 9:108-111.
- Mc Clure, F.J., 1949. Fluorine in foods. Survey of recent data. U.S. Publ. Hlth. Rep. (Washington) 64:1061-1074.
- Moore, D.J., 1969. A field and laboratory study of fluoride uptake by oysters. Water resources Research Institute of the University of North Carolina. Rep. No. 20. Stensilert, 13 s. (Upubl.).
- Moore, D.J., 1971. The uptake and concentration of fluoride by the blue crab, *Callinectes sapidus*. Chesapeake Sci. 12(1):1-13.

- Niaussat, P., 1970. Pollution, par biosynthèse "in situ" d'hydrocarbures cancérigènes, d'une biocoénose lagunaire. Reproduction "in vitro" de ce phénomène. Rev. Int. Oceanogr. Méd. XVII:87-98.
- Norsk institutt for vannforskning, april 1972. 0-19/68 Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumsverk. Undersøkelse av biologiske forhold ved Husebysanden 1970-71. Stensilert, 25 s. (Saksbehandlere: Jon Knutzen, Jan Rueness).
- Norsk institutt for vannforskning, juli 1973. 0-19/68 Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumsverk. Kontrollundersøkelser 1972-73. Stensilert, 13 s. (Saksbehandler: Jon Knutzen).
- Norsk institutt for vannforskning, 3/1-1974. 0-177/70 Utslipp av radioaktive stoffer fra kjernekraftverk. Rapport nr. 1. Bakgrunnsdata for elementer i oceanisk vann, og vann, organismer og sedimenter i Oslofjorden. Stensilert, 30 s. (Saksbehandler Brage Rygg).
- Palmork, K.H., 1974. Polysykliske aromatiske hydrokarboner i det marine miljø. 9. Nordiske symposium om vannforskning, Trondheim 27-29/6-1973. NORDFORSK, Miljøvårdssekretariatet. Publ. 1974(4):99-125.
- Powell, N.A., Sayce, C.S. & Tufts, D.F. 1970. Hyperplasia in an estuarine Bryozoan attributable to coal tar derivatives. J. Fish. Res. Board Can. 27(11):2095-2098.
- Riley, J.P. & Chester, R., 1971. Introduction to marine chemistry. Academic Press, London-New York, 465 s.
- Scaccini Cicatelli, M. 1965. Studio dei fenomeni di accumulo del benzo 3-4 pirene nell'organismo di Tubifex. Boll. Pesca Piscic. Idrobiol (Roma) 20(2):245-250.
- Schmidt-Hebbel, H., Pennacchiotti, I., Truhaut, R., Boudeue, C., Jimines, A., Torres, E. & Lopez, M., 1972. Content of fluorine in some foods and beverages consumed in Chile. Fluoride 5(2):82-84.

Selskapet for Industriell og Teknisk Forskning, 1/11-1974. STF21 F74/25.

Filtrering av tjæreholdig avløpsvann fra Lista Aluminiumsverk.

Stensilert, 4 s. + bilag. Upublisert. (Saksbehandler: Fredrik Steineke).

Stewart, D.J., Manley, T.R., White, D.A., Harrison, D.L. & Stringer, E.A., 1974. Natural fluorine levels in the Bluff area. New Zealand J. Sci. 17:105-113.

Suess, M.J., 1970. Presence of polynuclear aromatic hydrocarbons in coastal waters and the possible health consequences. Rev. Int. Ocean. Med. XVIII-XIX:181-190.

WHO 1970. European Standards for Drinking water, 2. utg. 56 s., København.

WHO 1975. Guides and criteria for recreational quality of beaches and coastal waters. Report on a working group. Bilthoven 28. October - 1. November 1974. 31 s. København.

Windom, H.L., 1972. Fluoride concentration in coastal and estuarine waters of Georgia. Limnol. Oceanogr. 16(5):806-810.

Wright, D.A. & Davison, A.W., 1974. Fluoride in marine animals. Mar. Poll. Bull. 5(6):119-121.

20/6-1975

JOK/KEN