

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

O-68019

UTSLIPP AV AVLØPSVANN

FRA

LISTA ALUMINIUMSVERK

Kontrollundersøkelser

1975-1978

Rapporten avsluttet: 27. juni 1979

Saksbehandler: *cand.real. Jon Knutzen*

Instituttetsjef: *Kjell Baalsrud*

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: IV
Løpenummer: 1134
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumsverk. Kontrollundersøkelser 1975-1978.	Dato: 15/5-1979
	Prosjektnummer: 0-68019
Forfatter(e): Jon Knutzen	Faggruppe:
	Geografisk område: Lista
	Antall sider (inkl. bilag): 28

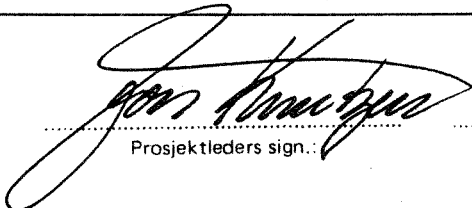
Oppdragsgiver: Lista Aluminiumsverk	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt:

I forbindelse med overvåking av mulige effekter av utslipp fra Lista Aluminiumsverk er det foretatt analyser av avløpsvann og resipientvann, observasjoner av strandsonens flora og fauna, og akkumuleringsstudier for fluor og polysykliske aromatiske hydrokarboner. Det er bare funnet svake indikasjoner på negative effekter på marine organismesamfunn. Resultatene drøftes i relasjon til avløpsvannkonsentrasjoner av enkeltkomponenter og litteraturdata vedrørende giftvirkninger. Tang fra resipientområdet hadde høyt innhold av fluor og PAH. PAH-innholdet var også høyt i albuskjell og strandsnegl.

4 emneord, norske:
1. Lista Aluminiumsverk
2. Resipientundersøkelse
3. Fluorid
4. PAH

4 emneord, engelske:
1. Lista Aluminium Smelter
2. Recipient investigation
3. Fluorid
4. PAH


Prosjektleders sign.:

Seksjonsleders sign.:


Instituttsefs sign.:

ISBN 82-577-0187-4

FORORD

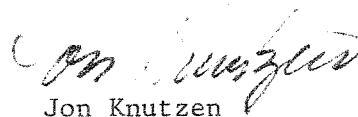
Foreliggende rapport er den 4de i rekken om forholdene i resipientområdet utenfor utslippet fra Lista Aluminiumsverk. I hovedtrekkene er det samme opplegget fulgt fra undersøkelsene startet i 1970.

Rapporten baserer seg dels på avløps- og resipientvannanalyser foretatt av bedriften selv, dels på analyser utført av SINTEF (fluorid i organismer) og SI (PAH i avløpsvann og organismer). NIVA har forestått observasjonene i strandsonen og dessuten brukt forskningsmidler til å få gjort orienterende analyser av PAH i avløpsvann og organismer.

Hovedkontakt med oppdragsgiver har vært laboratoriesjef J. Rob, som takkes for opplysninger og praktisk hjelp.

Ved instituttet har L. Berglind hatt ansvaret for analysene av PAH i avløpsvann.

Oslo, 15.5.1979


Jon Knutzen

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side:
FORORD	1
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	4
2. INNLEDNING	6
3. AVLØPSVANN OG RESIPIENTVANN KJEMISKE OG FYSISKE EGENSKAPER ..	9
3.1. pH og fluorid	9
3.2. Partikulært materiale og tjærestoffer	11
3.3. Temperatur	12
4. FLUORINNHold I ORGANISMER	13
5. POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER I ORGANISMER	17
6. OBSERVASJONER I STRANDSONEN	19
7. OBSERVASJONER I AVLØPSSTRØMMEN	23
8. DISKUSJON	23
9. LITTERATURREFERANSER	27

TABELLFORTEGNELSE

	Side:
Tabell 1. Middelerdier og variasjonsområde for pH og fluorid i avløpsvann og resipientvann (se fig. 1), Lista Aluminiumsverk, jan. 1975 - nov. 1976 ¹⁾ og jan. 1977 - nov. 1978.	9
Tabell 2. Middelerdier og variasjonsområde for fluorinnhold i tang fra Husebybukta og Havik, angitt i mg F/kg tørrvekt	14
Tabell 3. Middelerdier og variasjonsområde for fluorinnhold i albuskjell fra Husebybukta og Havik, angitt i mg F/kg tørrvekt	15
Tabell 4. Konsentrasjon av total-PAH, sum kreftfremkallende PAH (KPAH) og benzo(a)pyrene (B(a)P) i organismer fra Husebybukta og Havik ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt)	17
Tabell 5. Organismer i strandsonen ned til 0.5-1 m dyp, Husebysanden, Lista 11-12/9-1978	20

FIGURFORTEGNELSE

Figur 1. Husebysanden. Stasjoner for observasjoner av biologiske forhold utenfor utslippet fra Lista Aluminiumsverk, 1973-74 x	8
--	---

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

I I perioden 1975-1978 har overvåkingen av utslippet fra Lista Aluminiumsverk over Husebysanden fortsatt ved analyser av avløpsvannkomponenter (bl.a. fluorid, PAH, pH, suspendert stoff); resipientregistreringer i utslippets nærsone (fluorid, pH), og måling av fluoridinnholdet i albuskjell og tang. I forbindelse med produksjonsutvidelsen i november/desember 1976 ble observasjonene av strandsonens organismesamfunn gjenopptatt i 1978. Samtidig er det foretatt analyser på innholdet av PAH i snegl og tang.

II Mengden av avløpsvann er nær 9000 m³/t, det vesentlige fra hallgassrensingen. Surhetsgraden, innhold av suspendert stoff og fluorider har vært omtrent som tidligere, muligens med en viss økning i fluoridkonsentrasjonen. Utslipet kan karakteriseres ved følgende konsentrasjonsintervaller.

pH : Ca. 7.0 (6.3-7.3)
Suspendert stoff: Ca. 5-10 mg/l
Fluorid : 5-8 (3-12) mg F/l

Måling av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) har bare vært foretatt 2 ganger pr. år (døgnblandprøver). Resultatene indikerer en midlere konsentrasjon av total-PAH i størrelsesordenen 0,1 mg/l. Dette er omkring 1000 ganger det antatte bakgrunnsnivå. For å få en mer fyldestgjørende opplysning bør PAH-innholdet i avløpsvannet registreres oftere og de enkelte PAH-forbindelser bestemmes.

III På de utslippsnære observasjonsstedene i resipienten (fig. 1) er det en svak tendens til økt fluoridkonsentrasjon etter siste produksjonsutvidelse, mens det derimot ikke er påvist ytterligere senkning av pH. For å få rede på det kjemiske miljø i større deler av resipienten anbefales månedlige observasjoner av fluorid og pH ved Storskjær, Tjuvholmene og Haugestranda. Dette vil gi bedre bakgrunn for å bedømme både akkumuleringsdata og mulige bionegative effekter. I tillegg bør det tas stikkprøver av vannet for analyse på PAH-innhold

Ved eventuelle episodiske utslipp er det viktig at forholdene både i avløpsvann og resipientvann dekket ved analyser på pH og innhold av fluorid og PAH, samt marinbiologiske observasjoner.

- IV Middelkonsentrasjonene av fluor i tang har vist betydelig økning og lå i 1977-78 5-15 ganger over nivåene i tang fra referansestasjonen. Imidlertid har konsentrasjonsvingningene stadig vært store. Fluorinnholdet i albuskjell har bare vært svakt høyere i Husebybukta enn ved Havik. Overvåkingen av fluorinnholdet i organismer bør fortsette.
- V Det er observert høyt innhold av PAH i både tang og snegler. Forskjellen fra bakgrunnsverdiene var i størrelsesordenen 10-20 ganger for albuskjell, 50-500 ganger for tang. Det kan være aktuelt å foreta orienterende analyser på PAH-innholdet i hummer eller krabbe fra området.
- VI Det høye innholdet av fluor og PAH i organismer legger begrensninger på utnyttelsen av resipientområdet, men er neppe i konflikt med de nåværende brukerinteresser, som forutsettes ikke å omfatte fiske, skjellsanking eller høsting av tang. Forøvrig må helsemyndighetene vurdere eventuelle hygieniske konsekvenser.
- VII Sammensetningen av organismesamfunnene i strandsonen har vært noe skiftende gjennom hele overvåkingsperioden. Generelt for alle stasjonene i 1978 var liten forekomst av rødalger, mye grønnalger og rikelig med påvekststalger. Dessuten var fjellet omkring vannlinjen og i sprøytonen ofte dekket av et sleipt belegg av blågrønnalger og diatoméer.
- Mest markert var disse trekkene på Storskjær (st. 4, fig. 1), der algevegetasjonen var svært fattig. Her ble det heller ikke påvist strand-snegl. Bortsett fra på Storskjær var det bare usikre stress-symptomer.
- VII Det er ikke sannsynlig at de relativt lave resipientkonsentrasjonene av de enkelte avløpsvannkomponenter hver for seg skal kunne gi observerbare negative utslag på organismesamfunnenes sammensetning. Et visst forbehold må tas for fluorid, som i flere undersøkelser er påvist å ha giftvirkning overfor marine dyr i lave konsentrasjoner (5-10 mg F/l). Den samlede effekt av flere mindre påkjenninger kan likevel ha betydning. I denne forbindelse kan også episodiske utslipp spille en rolle. Selv om indikasjonene på et stresset miljø er svake, anbefales at de årlige observasjonene i strandsonen gjenopptas for en periode.

2. INNLEDNING

Hensikten med overvåkingsprogrammet er å følge utviklingen i bukten utenfor Husebysanden med hensyn på nivåer av forurensende stoffer og mulige virkninger av utslippet fra sjøvannsvasking av røykgasser på strandsonens organismsamfunn.

De viktigste påvirkningene består i noe senket pH og forhøyede konsentrasjoner av fluorid partikkelmateriale og tjærestoffer (primært polysykliske aromatiske hydrokarboner - PAH).

Overvåkingen startet i 1970 med en før-undersøkelse av de viktigste fastsittende alger og dyr i strandsonen, samt analyse av fluorinnholdet i utvalgte tangarter (siden også i albuskjell). De kvalitative undersøkelsene av flora og fauna er blitt gjentatt i 1971, 1972, 1973 og 1974. Fra 1972 er fluoranalysene av tang og albuskjell foretatt 2-3 ganger i året fra resipientområdet og en referanselokalitet (fra 1973). Bedriften har selv analysert avløpsvann og resipientvann på pH, innhold av fluorid, suspendert materiale o.a. I de siste årene har det også vært analysert på innhold av PAH i avløpsvannet (2 døgnblandprøver i året).

Resultatene frem til og med 1974 er tidligere rapportert (NIVA 0-19/68, 1972, 1973, 1975). Med forbehold om at den biologiske overvåkingen har vært lagt enkelt opp, har konklusjonene vært at det ikke har latt seg påvise varige forandringer som kan tilbakeføres på utslippet.

I perioden 1975-1977 har de årlige strandobservasjonene ikke vært foretatt. At denne del av overvåkingen er blitt tatt opp igjen i 1978, har bl.a. sammenheng med produksjonsutvidelsen til 80 000 årstonn i november/desember 1976. Igangsettelsen av en tredje hall medførte økning av avløpsvannmengden fra ca. 5 600 m³/time til vel 8 500 m³/time. Med bidrag fra diverse andre kilder (kjølevann (bare i perioder), sanitærvann, annet spillvann og overflateavrenning) kommer total avløpsvannmengde opp i noe under 9 000 m³/time.

Den foreliggende rapport gir resultatene av strandbefaringen i september 1978 og nye analyser på fluorinnhold i organismer, dessuten analyser av avløpsvann og resipientvann. I tillegg er det inkludert resultatene fra PAH-analyser i snegler og tang. De siste er finansiert innen rammen av et

forskningsprosjekt på instituttet.

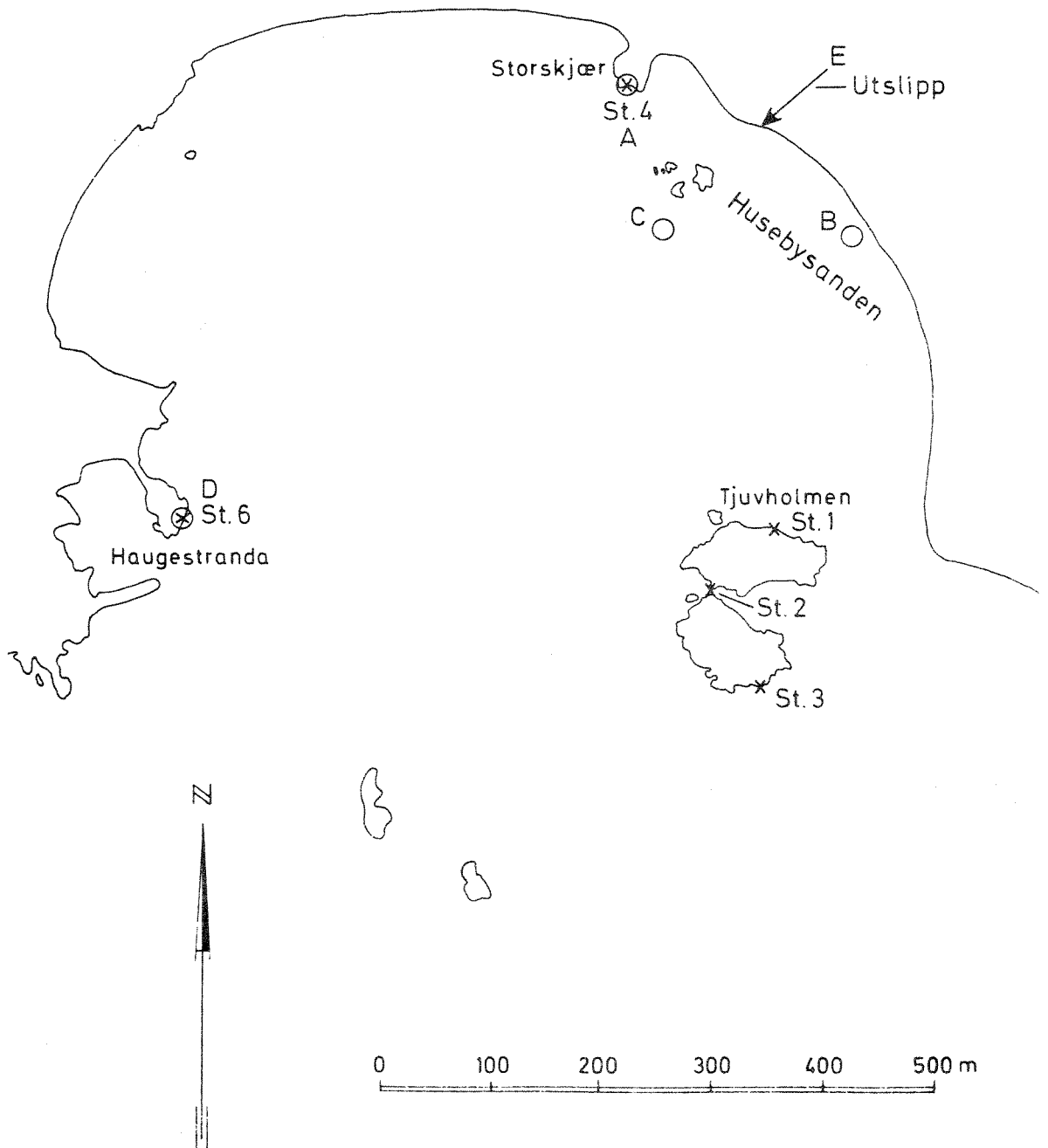
Fluoranalysene i organismer er som tidligere foretatt ved SINTEF, Trondheim, mens PAH-analysene er gjort ved SI (Sentralinstitutt for Industriell forskning).

Vedrørende metoder henvises til de enkelte kapitler og forøvrig til tidligere rapporter (NIVA, 0-19/68, 1972, 1975) eller til overnevnte laboratorier. Undersøkelsesområdet utenfor Husebysanden fremgår av fig. 1, som viser stasjonene for biologiske observasjoner og prøvetakingssteder for analyse av resipientvann.

Fig. 1

HUSEBYSANDEN

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



3. AVLØPSVANN OG RESIPIENTVANN KJEMISKE OG FYSISKE EGENSKAPER.

3.1. pH og fluorid

Tidligere data viste avløpsvannskonsentrasjoner av fluorid i området 4-12 mg F/l, for det meste 5-8 mg/l (NIVA 1975). Middelkonsentrasjonene lå i 1973 og 1974 på henholdsvis 7.2 og 5.8, noe lavere enn de ca. 9 mg/l man skulle vente på grunnlag av 90% renseeffekt i gassvaskeanlegget.

Avløpsvannets pH har variert mellom 6.5 og 7.3, med et middel omkring 7.0 (NIVA 1973, 1975).

For januar 1975 - november 1978 er det observert følgende verdier i avløpsvann og resipientvann basert på månedlige stikkprøver og to døgnblandprøver i året.

Tabell 1. Middelverdier og variasjonsområde for pH og fluorid i avløpsvann og resipientvann (se fig. 1), Lista Aluminiumsverk, jan. 1975 - nov. 1976 ¹⁾ og jan. 1977 - nov. 1978.

Tidsrom	Avløpsvann		St. A		St. B	
	pH	mg F/L	pH	mg F/L	pH	mg F/L
Jan.75-Nov.76 ¹⁾	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)
Jan.77-Nov.78	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)

¹⁾ Produksjonsutvidelsen ble effektiv fra ca. 1/12-76.

Man ser at både pH og fluoridkonsentrasjonen i avløpsvannet har vært omtrent som tidligere.

Også på resipientstasjonene A og B har pH-forholdene vært stort sett som i de første årene etter at utslippet kom i stand. Det har m.a.o. ikke skjedd noen videre senkning i surhetsgraden på disse stasjonene ved økning i avløpsvannmengden fra ca. 2 800 m³/t. til 5 600 m³/t. i april 1973 og videre til vel 8 500 m³/t. i november 1976. Etter utslippet har pH-senkningen i området rett ut for avløpsstrømmen vært i middel omkring 0.1-0.3 pH-enheter. Ekstremverdiene (ned til pH 7.4-7.5) har heller ikke endret seg, men for-

holdene er varierende, og observasjonsfrekvensen har ikke vært høy nok til å kunne bedømme om ekstremverdiene kan ha blitt noe hyppigere.

Observasjonene av pH dekker ikke de deler av Husebybukta som ligger fjernere fra utløpet av vaskevann. Større områder kan ha blitt influert av svak pH-senkning (0.1-0.2 enheter) i takt med økende avløpsvannmengde.

Fluoridkonsentrasjonen i området nær utslipp ses å kunne variere betydelig. Imidlertid har det både før og i perioden 1975-78 vært en forholdsvis klar tendens til at St. A har vært sterkere påvirket enn St. B (kfr. middelverdiene i tabell 1).

Viktigere er det at for begge stasjonene tyder resultatene på at fluoridkonsentrasjonen har økt etter siste produksjonsutvidelse (etter nov. 1976). Økningen synes å ha vært størst for St. A (ca. 1.0 mg F/l). Dette bildet av avløpsvannets midlere spredningsmønster stemmer med de svakere indikasjonene fra pH-observasjonene.

Ved St. A hadde man for periodene jan. 1975 - nov. 1976 og jan. 1977 - nov. 1978 et midlere forhold avløpsvann: resipientvann på ca. 1:1.25. Dette er et høyere forhold enn konstatert for 1973 og 1974 (ca. 1:2 begge år), og antyder økede konsentrasjoner av avløpsvann i utslippets nærområde. Imidlertid er dette usikre indikasjoner. Man skulle teoretisk ha ventet mindre forskjell mellom forholdstallene for årene 1974 og 1975-76 og større forskjell mellom periodene 1975-76 og 1977-78.

Ved St. B har de samme forholdstall vært 1:3.2 i 1975-76 og 1:3.4 etter produksjonsutvidelsen mot 1:6 i 1973 og ca. 1:3.3 i 1974. Konsentrasjonen av avløpsvann synes m.a.o. ikke å ha øket siden 1974 ved St. C.

Av ovenstående kan man konkludere at det er en usikker tendens til økt konsentrasjon av avløpsvann like utenfor avløpsstrømmen i 1977-78 jevnført med 1974-76. Når fluoridkonsentrasjonen har vært større i 1977-78, synes dette primært å være forårsaket av at avløpsvannet i denne perioden hadde høyere middelkonsentrasjon av fluorid enn i 1974-76. Derimot fremgår det tydeligere at det har vært en reell økning i konsentrasjonen av avløpsvannkomponenter når forholdene i 1977-78 sammenlignes med 1973. Da det ikke foreligger fluoridmålinger fra fjernere deler av resipienten, er det ikke mulig å angi hvor

store områder av Husebybukta utslippet kan spores og hvilke fluoridkonsentrasjoner som gjør seg gjeldende. (For så vidt som det dreier seg om små økninger i forhold til bakgrunnsnivået (størrelsesordenen 50-100%), er det sannsynligvis heller ikke behov for slike data for å bedømme fluoridbelastningens virkninger i seg selv).

3.2. Partikulært materiale og tjærestoffer

Vannet har et varierende og til dels relativt høyt innhold av partikler. I de to årlige døgnblandprøvene ble det i 1976-78 registrert konsentrasjoner i intervallet 4-18 mg/l. Tidligere er det observert enda større svingninger: < 1 - 40 mg/l, men for det meste 3-10 mg/l (NIVA, 1975). Konsentrasjonen av organisk stoff i partikkelform har vært mer stabil i døgnblandprøvene fra 1976-78 enn det som tidligere var observert: 2-4 mg/l mot < 1-30 mg/l (NIVA, 1975). En del av forklaringen ligger sannsynligvis i analyseusikkerhet. Totalutslippet av faststoff kan anslås til ca. 500-1000 t. i året.

Avløpsvannets innhold av tjærestoffer kan ikke sies å være tilfredstillende karakterisert. Man kan imidlertid regne med at majoriteten av forbindelsene i denne stoffgruppen også er knyttet til det partikulære materialet. Fenolinnholdet er angitt til < 0.05, henholdsvis < 0.01 mg/l i forskjellige døgnblandprøver. Konsentrasjonen av polysykliske aromatiske hydrokarboner har vært < 0.5 mg/l, en gang angitt til < 0.1 mg/l. Det er ikke opplyst hvilke PAH-forbindelser som opptrer.

PAH omfatter bl.a. en del kreftfremkallende stoffer, og stoffene kan finnes i høye konsentrasjoner hos marine organismer som blir vedvarende belastet. Det er derfor av interesse å få høyere kjennskap til art og mengde av PAH enn det ovenstående data gir. I denne forbindelse kan nevnes at "bakgrunnsnivået" av PAH i vann må antas å være av størrelsesordenen 0.1 µg/l, m.a.o. ca. 1/1000 av de aktuelle avløpsvannkonsentrasjoner.

I forbindelse med et av instituttets forskningsprosjekter er det blitt gjort en nøyaktigere bestemmelse av totalkonsentrasjon og mengdemessig sammensetning i tre prøver fra Lista. Resultatene viste totalkonsentrasjoner på 0.11, 0.24 og 0.33 mg/l i prøver fra henholdsvis avløp fra hallgass-tårn, avløp fra ovnsgasstårn og i prøve fra utløpsrøret. Av dette utgjorde

kreftfremkallende stoffer bare ca. 5%. Det er ingen åpenbare forklaringer på at konsentrasjonen i hovedavløpet var høyere enn i delavløpene. Feil i de kompliserte analysene kan ikke utelukkes, men forskjellen kan også skyldes variasjoner i avløpsvannets sammensetning.

Midlere konsentrasjon på 0.2 mg/l i avløpsvannet tilsvarer et totalutslipp på ca. 15 tonn PAH i året. I følge de fåtallige analysene vil mindre enn 1 tonn av dette være kreftfremkallende stoffer.

3.3. Temperatur

Fra inntak i Lundevågen til utslippet over Husebysanden finner det sted en økning i vanntemperaturen. I perioden 1976-78 har økningen variert innen intervallet 2-8°C, for det meste 4-7°C. Høyeste målte temperatur på avløpsvannet har vært 23.5°C, men temperaturen har sjelden vært over 20°C. Som følge av oppvarmingen må man regne med en viss økning i middeltemperaturen i overflatevannet i Husebybukta, men neppe mer enn 1-2°C.

Husebybuktas organismsamfunn ses å være utsatt for flere forskjellige belastninger; Suspendert stoff, pH, fluorid, PAH, oppvarming. Hver for seg er disse påvirkningene neppe så store at det er praktisk mulig å etterspore dem i form av utvilksomme effekter på plante- og dyrelivet. Sammen utgjør de likevel en påkjenning som kan gi utslag (kfr. kap. 7).

4. FLUORINNHold I ORGANISMER

Utvalgte organismers fluorinnhold har vært forsøkt benyttet som mulig indikator på forurensningsnivået i utslippsområdet siden bedriften startet. Tabellene 2 og 3 oppsummerer resultatene av disse undersøkelsene. Analysene er i det vesentlige utført ved Selskapet for industriell og teknisk forskning (SINTEF). Bare et par enkeltanalyser er blitt gjort ved Sentralinstitutt for industriell forskning (SI), (NIVA, 1972, 1975). Observasjonene omfatter også analysedata fra resipientområdet før utslippet kom i gang og fra et uberørt referanseområde (Havik). Observasjonene fra Husebybukta er fra ulike steder, i noe forskjellig avstand fra utslippet (Storskjær, Haugestranda og Tjuvholmene, kfr. fig. 1). Av praktiske grunner var det nødvendig å forandre innsamlingsstedet for alger fra Storskjær til Haugestranda. (Se nærmere redegjørelse i NIVA, 1972). Fra 21/4 1977 stammer alt algematerialet fra Haugestranda. Analyse av *Corallina* er opphørt etter 1976 pga. manglende materiale.

Tabell 2. Middelveidier og variasjonsområde for Fluorinnhold i tang fra Husebybukta og Havik, angitt i mg F/kg tørrvekt.

Art	Husebybukta				Havik		
	Før 1/4-71 (4 obs.)	21/4-79-21/7-72 (5 obs.)	7.6-73-1/10-76 (6 obs.)	12/5-77-28/9-78 (4 obs.)	7/6-73-1/10-76 (3 obs.)	12/5-77-28/9-78 (4 obs.)	Alle obs. (6-7 obs.)
<i>Corallina officinalis</i> (Krasing)	841 (648-979)	1148 (1069-1279)	1141 ¹⁾ (1025-1081)	Ingen analyser	1043 ³⁾ (938-1122)	Ingen analyser	1043 ³⁾ (938-1122)
<i>Gigartina stellata</i> (Vorteflik)	17 (6-26)	7.9 (5.8-10.8)	22.8 (5.2-43.7)	114.4 ²⁾ (48.1-217.0)	6.7 (3.3-10.8)	35.4 ? ²⁾ (4.3-88.5?)	21.0 (3.3-88.5?)
<i>Aseophyllum nodosum</i> (Grisetang)	6 (<1-21)	4.7 (3.1-9.0)	18.6 (1.7-39.4)	64.4 (26.8-108.0)	2.6 (<1-5.2)	4.3 (2.6-5.6)	3.6 (<1-5.6)
<i>Fucus serratus</i> (Sagtang)	14 (<1-45)	9.4 (5.3-14.6)	20.6 (6.3-38.0)	110.5 (25.9-282)	11.5 (6.7-12.8)	11.4 (4.8-17.9)	11.5 (4.8-17.9)
<i>Laminaria digitata</i> (Fingertare)		6.6 (5.0-8.6)	26.7 (3.3-65.3)	33.4 (27.5-48.1)	5.7 (4.1-6.6)	7.1 (4.3-14.1)	6.5 (4.1-14.1)

- 1) 5 observasjoner
- 2) 3 observasjoner
- 3) 4 observasjoner

Tabell 3. Middelerverdier og variasjonsområde for fluorinnhold i albuskjell fra Husebybukta og Havik, angitt i mg F/kg tørrvekt.

Sted/Dato Materiale	Husebybukta		Havik
	7/6-73-1/10-76 (7 obs.)	12/5-77-28/9-78 (2 obs.)	7/6-73-28/9-78 (6 obs.)
Skall	171 (134-210)	176 (161-190)	136 (107-111)
Bløtdeler	133 (18-250)	120 (84-156)	85 (7-198)

Tabellenes oppdeling i perioder tilsvarer tidsromm med avløpsvannsmengder på henholdsvis 2800 m³/t. (april 1971-april 1973). 5800 m³/t. (april 1973-nov. 1976) og deretter 8500 m³/t.

Tidligere har det vært vanskelig å spore noen tendens i materialet (NIVA, 1975), og indikasjoner på økt fluorinnhold i alger og albuskjell har vært usikre på grunn av store og usystematiske variasjoner (kfr. brev av 4/10-76).

Som man ser av tabell 2 viser de senere resultater markert forhøyede konsentrasjoner i algene (unntatt for kalkalgen *Corallina officinalis*). Dette gjelder både i perioden 1973-76, og i årene 1977-78, men særlig i den siste perioden. Selv om variasjonene fremdeles var store, synes konsentrasjonsøkningen å ha sammenheng med stigende belastning. Dette støttes av den markerte forskjellen mellom fluorkonsentrasjonen observert i tang fra henholdsvis Husebybukta og Havik (referranseområdet).

Årsaken til disse fluktuasjonene er ikke kjent. De kan ha sammenheng med flere faktorer: prøvetaking, eksponeringstid, plantenes alder og årtidsvariasjoner. Sistnevnte synes likevel ikke å spille noen avgjørende rolle for variasjonene i det foreliggende materiale.

De eneste data om fluorinnhold i alger er funnet hos Young og Langille (1958). Fra et uberørt område i Nova Scotia angir de konsentrasjoner mellom 4.2 og 22.3 mg F/kg tørrvekt for ulike grønnalger, brunalger og rødalger (enkelte ekstremverdi på 73 mg F/kg i en *Chondrus*-art). I både blåretang,

grisetang og fingertare ble det funnet 4-5 mg F/kg tørrvekt, i to *Gigartina*-arter 19-22 mg F/kg. Man ser at dette stemmer bra med middelkonsentrasjonene funnet ved Havik. Young og Langille observerte ingen karakteristiske sesongvariasjoner i sitt undersøkelsesområde.

Fluorinnholdet i albuskjell fra resipientområdet (tabell 3) viser ingen tilsvarende økning. Det er heller ikke påvist noen særlig forskjell mellom sneglene fra resipienten og de som er samlet inn ved Havik. For bløtdelene går forskjellen i den forventede retning, men overlappende konsentrasjonsintervaller og relativt få observasjoner gjør tendensen usikker. Det er tidligere nevnt at de konsentrasjonene som er funnet i *Patella* omtrent tilsvaret det som andre har observert av naturlige nivåer i skallet til andre muslinger. Derimot ligger fluorkonsentrasjonen i bløtdelene noe høyere enn det som er registrert hos andre bløtdyr. (Kfr. litteraturangivelser i NIVA, 1975).

5. POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER I ORGANISMER

Blæretang, grisetang, albuskjell (*Patella vulgata*) og strandsnegl (*Littorina littorea*) er samlet inn fra ytre Tjuvholmen (st. fig. 1) og fra referanseområdet Havik. Hovedresultatene av PAH-analysene er vist i tabell 4. Utover dette har analysene gitt den mengdemessige forekomst av forskjellige PAH-komponenter. Målene på organismer angir lengste utbredelse.

Tabell 4. Konsentrasjon av total-PAH, sum kreftfremkallende PAH (KPAH¹⁾) og benzo(a)pyrene (B(a)P) i organismer fra Husebybukta og Havik (µg/kg tørrvekt).

Komponenter Sted/organismer	Tot. PAH	KPAH	B(a)P
HAVIK			
Grisetang	2200	90	
Blæretang	280	75	-
Små albuskjell (3.3-4 cm)	7800	45	-
Store albuskjell (4.5-5.2 cm)	15500	220	30
Strandsnegl (2.5-3 cm)	1500	60	<10
Y. TJUVHOLMEN			
Grisetang	122800	3400	650
Blæretang	138800	2700	700
Små albuskjell (3.7-4.5 cm)	175500	2900	400
Store albuskjell (5.5-6.5 cm)	141800	1800	300

1) KPAH = Sum konsentrasjonene av benzo(c)phenanthrene, benzo(b)fluoranthene, benzo(j/k)fluoranthene og benzo(a)pyrene.

Man ser at PAH-innholdet i tang og snegler var merkert høyere i Husebybukta enn ved Havik. Forskjellen var i størrelsesordenen 10-20 ganger for sneglene, for tang ca. 50-500 ganger. De tilsvarende forholdstall for kreftfremkallende PAH var ca. 10-50 og ca. 30-40, henholdsvis for snegler og tang. Det bør tilføyes at bakgrunnsverdiene (fra Havik) var så lave at konsentrasjonene ikke må oppfattes som eksakte. Usikkerhetene er store ved kvantifisering av så små mengder. Det viktige i denne forbindelse er at utslippet tydelig lar seg spore ved organismenes PAH-innhold.

I følge analyser av PAH i albuskjell, grisetang og blæretang (NIVA, upubl) kan bakgrunnsnivået variere ganske sterkt. Enkelte steder har albuskjells PAH-innhold ligget på ca. 1/10 av det som er observert ved Havik, og i blæretang og grisetang har det til dels ikke vært mulig å påvise disse stoffene.

Med forbehold om pålitelitheten av analysene når det gjelder de lave verdiene av kreftfremkallende PAH, ser man at disse bare utgjorde 1-3% av totalen. I avløpsvannet utgjorde de cancerogene PAH ca. 5%. (Kfr. kap. 3.2). Andelen av benzo(a)pyrene - det antatt sterkest kreftfremkallende av de funne PAH-forbindelsene - ses å være betydelig under 1%.

6. OBSERVASJONER I STRANDSONEN

En av konklusjonene fra forrige rapport (NIVA, 1975) var at utslippet ikke hadde resultert i påviselig skadelig effekt på strandens organismsamfunn, og at det ikke var nødvendig med nye observasjoner før en eventuell produksjonsutvidelse hadde funnet sted. Forutsatt uforandret utslipp, og at det ikke oppsto ekstraordinære situasjoner, ble det anbefalt at overvåkingen i strandsonen kunne innskrenkes til hvert tredje år.

I forbindelse med oppstartingen av hall 3 i september, var det en episode med betydelig utslipp av tjærekomponenter, men etter 3-4 dagers opprydding var det ingen synlige effekter (Lab.sjef Rob, pers.medd. 9/9-76). Utvidelsen var fullført i løpet av nov./des. 1976.

Den nye befaringen fant sted 11-12/9-1978. Før dette hadde et strømrbrudd ledet til betydelige produksjonsproblemer og høyere konsentrasjoner enn vanlig av fluorid og suspendert stoff i avløpet (Lab. sjef Rob, pers.medd.) Det er mulig at også utslippet av tjærekomponenter har vært høyere i en kort periode.

Resultatene av strandobservasjonene er stilt sammen i tabell 5. For å angi mengdemessig forekomst, er det som tidligere benyttet en subjektiv skala:

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

For å få noe bedre tid på hver av stasjonene, er st. 1 (Indre Tjuvholmen) denne gang ikke blitt observert. Arbeidet var noe hemmet av bølgeskvalp; på Storskjær også av noe uklart vann. Uklarheten skyldtes vesentlig opphvirvlet bunnmateriale, men også at vannoverflaten nær utslippet syntes å ha et generelt matt og uklart preg. Jevnføres tabell 5 med tidligere observasjoner (NIVA, 1972, 1973, 1975), ser man at relativt store vekslinger i algebestandenes artsantall og sammensetning er et fellestrekk for stasjonene. Variasjonene gjelder særlig små arter som har opptrådt i mindre

Tabell 5. Organismer i strandsonen ned til 0.5-1 m dyp, Husebysanden,
Lista 11-12/9-1978.

ORGANISMER	St.2 Eidet, Tjuv holmene	St.3 Ytre Tjuv holmene	St.4 Stor- skjær	St.6 Hauge stranda
LICHENES (LAV)				
<i>Caloplaca</i> sp	+	+	+	3
<i>Ramalina siliquosa</i>	3-4	3-4	+	3
<i>Verrucaria maura</i>	+	+		
<i>Xanthoria parietina</i>	3-4	3-4	3	3-4
CYANOPHYCEAE (BLÅGRØNNALGER)				
<i>Calothrix scopulorum</i>	3	+	3	4
<i>Lyngbya</i> cf. <i>confervoides</i>	3		4	4
<i>Lyngbya</i> sp			4	
Uidentifiserte trådformede	3	3	4	4
RHODOPHYCEAE (RØDALGER)				
<i>Acrochaetium</i> sp	+	+		+
<i>Ahnfeltia plicata</i>	3	+	+	
<i>Bangia fuscopurpurea</i>	+	+	+	
<i>Bonnemaisonia hamifera</i> (tetrasporofytt)	3		+	
<i>Ceramium rubrum</i>	3	3		2
<i>Corallina officinalis</i>		2		
<i>Furcellaria fastigiata</i>	+			
<i>Gigartina stellata</i>			3	3
<i>Hildenbrandia prototypus</i>			+	
<i>Polysiphonia urceolata</i>		+		
<i>Porphyra umbilicalis</i>				2-3
PHAEOPHYCEAE (BRUNALGER)				
<i>Ascophyllum nodosum</i>	2	3		2-3
<i>Ectocarpus</i> cf. <i>fasciculatus</i>		+		3
<i>Ectocarpus</i> sp.	+			
<i>Fucus serratus</i>	3	3		2-3
<i>Fucus vesiculosus</i>		3		2-3

Tabell 5. forts.:

ORGANISMER	St.2 Eidet, Tjuv- holmene	St.3 Ytre Tjuv- holmene	St.4 Stor- skjær	St.6 Hauge- stranda
PHAEOPHYCEAE (BRUNALGER) forts.:				
<i>Laminaria digitata</i>	+	3-4		+
<i>Laminaria saccharina</i>		+		
<i>Sphacelaria cirrosa</i>				+
CHLOROPHYCEAE (GRØNNALGER)				
<i>Cladophora rupestris</i>	2	2-3	2	2
<i>Cladophora</i> sp.	+	+	+	+
<i>Enteromorpha</i> cf. <i>compressa</i>	3-4	3		
<i>Enteromorpha</i> cf. <i>intestinalis</i>	+	+	4	3-4
<i>Enteromorpha</i> sp.	+	3		+
<i>Rhizoclonium implexum</i>	+			
<i>Ulothrix pseudoflaccida</i>	+		+	
<i>Ulothrix subflaccida</i>			+	
<i>Ulothrix</i> sp.	+			
<i>Urospora penicilliformis</i>			+	
<i>Ulva lactuca</i>	4	4	3	4
BACILLARIOPHYCEAE (DIATOMEER)				
<i>Fragilaria</i> sp.	+	+	+	3
<i>Liemophora</i> sp.	+	+	3	3
Div. pennate	+		+	+
FAUNA (DIVERSE DYR)				
<i>Littorina littorea</i>	2-3	2-3		
<i>Littorina saxatilis</i>	3	3-4		2
<i>Patella vulgata</i>	2	3		+

mengder. Større brunalger og assosiasjonsdannende ¹⁾ former har vist mer regelmessig forekomst. (Manglende registrering av arter som ofte vokser litt nedenfor det egentlige fjærebeltet (sagtang, fingertare, sukkertare) kan skyldes tilfeldig høy vannstand kombinert med bølgeslag. Overgroing med blågrønnalger og diatomeer kan vanskeliggjøre observasjon av skorpeformede alger og lav).

Naturbetingede variasjoner og en viss usikkerhet i de enkle observasjonene gjør at konklusjoner ut fra det foreliggende materiale må trekkes med forbehold.

Generelt for alle stasjonene i 1978 var at det ble registrert relativt få rødalger. Forholdet var mest markert for Storskjær og Haugestranda. Videre var forekomsten av grønnalger (spesielt tarmgrønske og sjøsalat) fremtredende på alle lokaliteter. Med unntak av st. 3 spilte de relativt større mengdemessig rolle enn i noe tidligere observasjonsår. Dominansen av grønnalger blant de større artene var mest iøynefallende på Storskjær. Et tredje fellestrekk var rikelig forekomst av et dels rødbrunt, dels svartbrunt belegg på stein i skvalpesonen. Dette belegget var mest preget av blågrønnalger, men med et markant islett av diatomeer. Endelig var de større tangartene ofte sterkt begrodd med diatomeer, trådformede rødalger og brunalger, eventuelt også tarmgrønske og sjøsalat.

Storskjær skilte seg ut fra de andre stasjonene ved å ha en meget fattig algevegetasjon når man ser bort fra tarmgrønske, sjøsalat og det sleipe belegget av blågrønnalger/diatomeer. Denne forskjellen har også vært til stede tidligere, men ikke i samme grad.

Fjærebeltets større dyrearter (strandsnegl, albuskjell) har i hovedsaken vært til stede alle år på samtlige stasjoner, men i noe vekslende mengder. Unntatt er st. 4, Storskjær, der strandsneglene ikke ble observert hverken i 1974 eller 1978. Da ble heller ikke albuskjell påvist. Rur har hatt svært vekslende forekomst og aldri opptrått i større mengder. På Storskjær er rur bare registrert i 1970.

1) Med assosiasjon forstås her en artsbestand som dominerer eller preger algesamfunnet.

7. OBSERVASJONER I AVLØPSSTRØMMEN

Bekken med avløpsvann var preget av noe mattgrått og svakt uklart vann. På den delvis steinsatte, delvis tilslammede bunnen var det avsatt et gråsort lag.

I bekken var det flekkevis begroing på steinene med et grågrønt, sandbindende overtrekk, til dels i flere mm tykke flak. Det ble også observert enkelte slimete, mørkegrønne tråder. Veksten besto av en ca. 10 µm bred grønnalge (Cf. *Ulothrix* sp), og to arter av trådformede blågrønnalger (henholdsvis 1-1.5 µm brede tråder i tykt geleaktig belegg og et tynt overtrekk av 2.5-3 µm brede tråder). Blågrønnalgene var mengdemessig dominerende.

8. DISKUSJON

Utslipppet over Husebysanden kan i prinsippet ha konsekvenser for følgende forhold:

- Vannets utseende, kjemiske sammensetning og hygieniske kvalitet.
- Utformingen av organismesamfunnene i området.
- Konsentrasjonene av fluorid og PAH i planter og dyr.

Vannets utseende har primært betydning for hensynet til estetiske forhold, landskapsvern og rekreasjon. På grunn av opphvirvlet sand vil vannet nær stranden regelmessig kunne være uklart, men dette gjør seg vanligvis (under relativt rolige værforhold) ikke gjeldende lenger ut i bukten. Avløpsvannet har en gråaktig matthet, og på bunnen av avløpselven er det avsatt et sort belegg. På de tidspunkter da undersøkelserne er foretatt i perioden 1971-1978 har vannet i Husebybukta båret lite preg av denne påvirkningen. Det tas et visst forbehold for tilstanden siste år. Det kunne da virke som om vannet innerst i bekken hadde en grålig hinne på overflaten. I hovedsaken må resipientvannet betegnes som lite influert utseendemessig på tross av avløpsvannets relativt høye turbiditet.

Det er helsemyndighetene som må uttale seg om vannets kvalitet for badeformål og øvrige hygieniske sider ved utslippet. De oversendte data fra Farsund off. kjøtt- og næringsmiddelkontroll indikerer at vannet på observasjonsstedene kan være fekalt forurenset i en grad som gjør det mindre betryggende som badevann. Imidlertid er analysene gjort på koliforme bakte-

rier, som ikke gir noen sikker indikasjon på fekal forurensning. Det vil være bedre å analysere på innholdet av termotabile koliforme bakterier, der Statens institutt for folkehelse har formulert kvalitetskrav (SIF 1976).

Selv om det virker usannsynlig at ytre kontakt med tjærestoffer (PAH o.a.) skal kunne ha noen effekt i de lave konsentrasjonene det dreier seg om, er det mulig at også dette forhold bør vurderes.

Det har fremgått av kap. 3 at resipientområdet planter og dyr utsettes for en variert belastning i form av senket pH, en viss økning av vannets temperatur og innhold av suspenderte stoff og fluorid, samt tilførsel av tjærestoffer. I tillegg til den kontinuerlige, moderate belastningen, har det vært enkelte episodiske påvirkninger av sterkere karakter. Da instituttet ikke har hatt anledning til å observere disse, er det vanskelig å vurdere de mulige effektene av slike episoder på kort og lang sikt. I teorien kan enkelte arter bli satt tilbake i sin vekst eller ømfintlige stadier i livssyklus kan rammes. Det siste er likevel av tvilsom betydning siden man må regne med at egg, larver og kimstadier vil bli tilført fra områder utenfor. For bedømmelsen av utviklingen i området anbefales at eventuelle fremtidige episodeutslipp av større omfang dekkes ved at marinbiologer foretar befaring umiddelbart.

Som nevnt i kap. 6 er de konklusjonene man kan trekke av observasjonene i strandsonen usikre, og av skjønnsmessig karakter. Hovedgrunnen er naturlige svingninger i faunaens og algefloraens sammensetning. Det er videre klart at de observerte organismesamfunnene stort sett har vist de samme trekk som i uberørte områder. Unntatt fra dette er Storskjær, der både flora og fauna var fattig i 1978. Særlig iøynefallende var fraværet av brunalger og den svake representasjonen av rødalger, dessuten fraværet av strandsnegl og albuskjell.

Utenom forurensningsbelastningen kan også en naturlig faktor ha betydning på Storskjær. Lokaliteten ligger bølgeeksponert og omgitt av grunnområder. Ved sterk vind må det derfor antas at belastningen med oppvirvlet sand vil være betydelig. En periodisk skuring av stranden vil generelt favorisere små hurtigvoksende, ettårige arter (tarmgrønske, blågrønnalger, diatoméer), mens miljøet er ugunstig for større, flerårige arter. Det må også nevnes at bestanden av *Corallina* kan ha gått ut pga. innsamling av materiale til fluoranalyse. (NIVA).

På de øvrige stasjonene er de mulige effektene av utslippet mer spekulative. Det kan ikke pekes på konkrete vitnesbyrd om virkninger. I forhold til et uberørt strandområde ved Havik var alle lokalitetene i Husebybukta noe mer preget av at de større algene var begrodd med epifytter, samt forekomster av grønnalger som tarmgrønske og sjøsalat var rikeligere. Dette er svake indikasjoner som foreløpig ikke tilsier annet enn at observasjonene i strandsonen igjen bør foretas hvert år.

Det understrekes at en mulig hemmende innflytelse ikke kan kobles til noen bestemt komponent i avløpsvannet. Den samlede belastning kan likevel gi utslag. Man skal imidlertid være oppmerksom på at giftvirkning av fluorid kan inntre ved relativt lave konsentrasjoner. Hos muslingen *Perna perna* fant Hemens og Warwich (1972) giftvirkning ved ca. 7 mg F/l. Hemens & al (1975) fant indikasjoner på nedsatt vekst hos en fiskeart ved 5-6 mg/l, men Wright og Davison (1975) observerte økt dødelighet hos blåskjell ved 10 mg F/l. Av andre tester fremgår at vannlevende dyrs ømfintlighet overfor fluorid kan variere betydelig (For referanser se Groth, 1975 og Borg, 1976).

Fluorid i lave konsentrasjoner kan ha effekt på alger. I eksperimenter med en ferskvannsart (Chlorella pyrenoidosa) har man fått redusert tilveksten med 1/3 i 2 mg F/l. (Smith og Woodson 1965, sitert av Groth, 1975). Det kan også minnes om det reduserte vekstutbyttet i forsøk med 50% avløpsvann fra Lista Aluminiumsverk, og saltvannsdiatomeen Phaeodactylum tricornutum. (NIVA, 1975). Andre forsøk med samme art taler imidlertid mot at dette var en effekt av avløpsvannets fluoridinnhold. Således refererer Fänge, Haux og Förclin ved Göteborg Universitet at veksten hos Phaeodactylum først hemmes kraftig ved konsentrasjoner over 50 mg F/l (upubl.). Malewicz og medarb. (1972) fant ingen innflytelse på fotosyntesehastigheten hos tre ferskvannsarter av planteplankton ved forsøk med konsentrasjoner opp til 50 mg F/l. Derimot var det en viss reduksjon av delingshastigheten og vekstutbyttet. De mest omfattende studier av effekten på marine fytoplanktonarter er foretatt av Oliveira og medarb. (1978), som ikke fant negative utslag av konsentrasjoner opp til 50 mg F/l, og bare mindre vekstreduksjoner hos 3 av 12 arter ved 100 mg/l. (De 12 artene representerer 8 forskjellige klasser). Bortsett fra det ene resultatet med Chlorella pyrenoidosa tyder det ovenstående på at alger har relativt høy toleranse overfor fluorid.

Om virkningen av svakt nedsatt pH i sjøvann vet man relativt lite (NIVA, 0-33/78, 1978), men det kan nevnes at en vedvarende senkning utover 0.1-0.2 pH enheter frarådes av EPA (1976) og Perkins (1976). Det er imidlertid et spinkelt grunnlag for så restriktive kriterier. Subsidiært angir de samme kilder henholdsvis 6.5 og 6.7 som tolerabel nedre grense for pH i sjøvann. Likeledes er effektene av PAH lite utforsket med hensyn til annet enn kreftfremkallelse ved påvirkning med relativt store doser. Ut fra sannsynlige avløpsvannkonsentrasjoner på ca. 100-200 µg/l, må man regne med resipientkonsentrasjoner på 10-50 µg/l i overflatevannet i forskjellige deler av Husebybukta. Dette er konsentrasjoner som i og for seg er konstantert å kunne være aktive (for referanser, se Knutzen, 1978). Dels stimulerende, dels hemmende effekter, samt invirkning på celle- og kjernedeling, er observert hos marine alger og bakterier.

Imidlertid er det en vesentlig forskjell mellom laboratorietester med løsninger av PAH og den formen for belastning som organismene i Husebybukta er utsatt for. Her må man anta at PAH i det vesentlige er knyttet til partikler, og neppe biologisk aktive i samme grad. På den annen side er det åpenbart fra resultatene referert i kap. 5, at forbindelsene delvis er tilgjengelige for og inkorporeres i dyr og alger. Effekten av dette på vekst, formering etc. er ikke kjent, men det er eksempler på at flere typer av marine organismer tilsynelatende trives i sterkt PAH-belastede omgivelser (sedimenter med høyt innhold av PAH, se bl.a. Palmork, 1974).

I spiselige organismer er det betenkelig med et høyt innhold av både fluorid og PAH. Det må bli opp til helsemyndighetene å vurdere i hvilken grad det skal legges noe vekt på dette forhold for Husebybuktas vedkommende. Problemet er neppe aktuelt med de nåværende bruksinteresser, som i det vesentlige innskrenker seg til bading og landskapsvern. Det er først ved eventuelt fiske, sanking av skjell eller utnyttelse av tang til gjødsel eller dyrefôr at denne type vurderinger må tas med. Her skal bare kort nevnes at det kan inntre skjelettförändringer hos mennesker når det daglige inntaket av fluor når 5-8 mg. (Hodge og Smith, 1965, sitert hos Borg, 1976). Videre synes toleransen for fluor i för til kyr og svin å ligge på omkring 30-70 mg F/kg tørrvekt. På denne bakgrunn (og PAH-belastningen) må denne type utslipp fra aluminiumsindustri generelt sett sies å legges begrensninger på utnyttelsen av berørte vannforekomster.

9. LITTERATURREFERANSER

Borg, H., 1976: Ekologiska effekter av fluorider. En litteraturöversikt. Statens Naturvårdsverk. Undersökningslaboratoriet. SNV Pm 707. Mars 1976, 60 s.

Environmental Protection Agency (EPA), 1976: Quality Criteria for Water U.S. Environmental Protection Agency. Washington DC 20460 Report No EPA-44019-76-023, Juli 1976. 501 s.

Groth, E.: Fluoride pollution. Environment, 17 (3): 29-38.

Hemens, J og Warwick, R.J., 1972: The effect of fluoride on estuarine organisms. Water Res. 6: 1301-1308.

Hemens, J., Warwick, R.J. og Oliff, W.D., 1975: Effect of extended exposure to low fluoride concentration on estuarine fish and crustacea. Progress in Water Technology 7: 579-585.

Hodge, H.C. og Smith, F.A., 1965: Fluoride Chemistry. Vol. IV. Academic Press Inc. New York, London.

Knutzen, J., 1978: Utslipp av PAH fra elektrokjemisk industri. Akkumulering og effekter i det marine miljø. Kjemi 1/1978. Særtrykk 3921, 4 s.

Malewicz, B., Bojanowski, R. og Poplawski, C., 1972: The effect of fluoride on the growth of some green algae, Rozprawy, Wyd. III 2.9. G.T.N: 215-222.

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.

Norsk institutt for vannforskning, 1978: 0-33/78. Vurdering av vannutslipp fra kullfyrt kraftverk med sjøvannsvasking av røykgasser. Des. 1978. 119 s.

- Oliveira, L., Antia, N.J. og Bisalputra, T., 1978: Culture studies on the effects from fluoride pollution on the growth of marine phytoplankters. J. Fish. Res. Boards Can. 35: 1500-1504.
- Palmork, K., 1974: Polysykliske aromatiske hydrokarboner i det marine miljø. S. 99-125 i Fjorder og kystvann som resipienter. 9. Nordiska symposiet om vattenforskning, Trondheim 27-29. juni 1973. NORDFORSK. Miljövärdsssekretariatet. Publ. 1974: 4. Helsinki, 328 s.
- Perkins, E.J., 1976: The evaluation of biological response by toxicity and water quality assessments. Kap. 7 i R. Johnston (red): Marine Pollution. Academic Press, London, etc. 1976, 729 s.
- Smith, A.O. og Woodson, B.R., 1965: The effects of fluoride on the growth of Chlorella pyrenoidosa. Virg. J. Sci. 16: 1-8.
- Statens institutt for folkehelse, 1976: Kvalitetskrav til vann. Drikkevann - Vann til omsetning - Badevann. Rev. utg. nov. 1976. Oslo. 52 s.
- Wright, D.A. og Davison, A.W., 1975: The accumulation of fluoride by marine and intertidal animals. Env. Poll. 8: 1-13.
- Young, E.G. og Langille, W.M., 1958: The occurrence of inorganic elements in marine algae of the Atlantic provinces of Canada. Can. J. Bot. 36: 301-310.