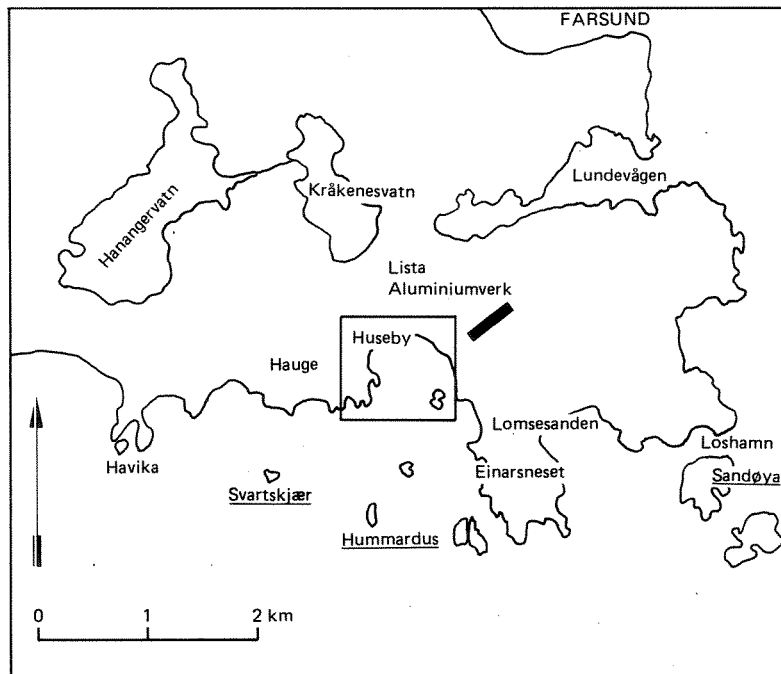


O-68019

Utslipp av avløpsvann fra **Elkem Aluminium Lista**

Kontrollundersøkelser 1991



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-68019	Undernr.:
Løpenr.: 2766	Begr. distrib.:

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47 2) 23 52 80 Telefax (47 2) 95 21 89	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 78 402	Vestlandsavdelingen Breiviken 5 5035 Bergen - Sandviken Telefon (47 5) 95 17 00 Telefax (47 5) 25 78 90	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509
--	---	--	--	--

Rapportens tittel: Utslipp av avløpsvann fra Elkem Aluminium Lista. Kontrollundersøkelser 1991.	Dato: 30/6-92	Trykket: NIVA 1992
Forfatter(e): Jon Knutzen Lasse Berglind	Faggruppe: Marinøkologisk	Geografisk område: Vest-Agder
	Antall sider: 26	Opplag: 50

Oppdragsgiver: Elkem Aluminium Lista	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--	---

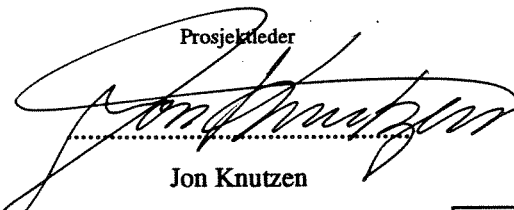
Ekstrakt:
1991-observasjonene i resipientområdet ved Husebysanden viste omlag samme forhold som i de foregående 5 - 6 år. Det er konstatert moderat til tydelig reduserte samfunn i fjærebeltet begrenset til en avstand fra utslippet på ca. 500 meter, samt overkonsentrasjoner av PAH i strandsnegl på ca. 500 ganger "høyt bakgrunnsnivå". Vesentlig forbedring kan ikke ventes før de planlagte belastningsreduksjoner er realisert. Ytterligere undersøkelser i Husebybukta utsettes i påvente av dette. Behovet for før-/etter-observasjoner i nærområdet for eventuelt nytt utslippssted bør vurderes.

4 emneord, norske

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

4 emneord, engelske

1. PAH
2. Scrubber effluent
3. Aluminium smelter
4. Marine ecology

Prosjektleder

Jon Knutzen

For administrasjonen

Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2104-2

Norsk institutt for vannforskning

O-68019

**Utslipp av avløpsvann fra Elkem Aluminum Lista
Kontrollundersøkelser 1991**

Oslo,

30. juni 1992.

Prosjektleder:

Jon Knutzen

Medarbeidere:

Lasse Berglind
Øivind Wiik, Drammen

Tidligere rapporter i denne serien:

Norsk institutt for vannforskning: O-68019.
Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk.

- Undersøkelse av biologiske forhold ved Husebysanden 1970 - 71. April 1972, 25 s.
- Kontrollundersøkelser 1972 - 73. Juli 1973, 13 s.
- Kontrollundersøkelser 1973 - 73. 28. mai 1975, 48 s.
- Kontrollundersøkelser 1975 - 78. 15 mai 1979, 28 s.
- Kontrollundersøkelser 1979 - 80. 20. mai 1981, 21 s.
- Kontrollundersøkelser 1981 - 82. 25. august 1983, 23 s.
- Kontrollundersøkelser 1983 - 84. 6. august 1985, 25 s.
- Kontrollundersøkelser 1985 - 86. 1. juni 1987, 27 s.
- Orienterende undersøkelse 1986 av PAH, klororganiske stoffer og metaller i skrubbeflyndre og taskekrabbe fra resipientområdet til Lista aluminiumverk og referansestasjoner. 1. juli 1987, 21 s.
- Kontrollundersøkelser 1987 - 1988 med tillegg av analyse av PAH i krabber. 31. juli 1989, 32 s.
- Kontrollundersøkelser 1989 - 1990, 30. juli 1991, 36 s.

Innhold

Side

FORORD	4
SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	5
1. FORMÅL, BAKGRUNN OG METODIKK	6
2. AVLØPSVANNS OG RESIPIENTVANNETS KJEMISKE OG FYSISKE EGENSKAPER	9
2.1 Fluorid og pH	9
2.2 PAH, toluenløselig materiale og partikler	9
3. PAH I STRANDSNEGL	12
4. OBSERVASJONER I STRANDSONEN	18
5. AVSLUTTENDE KOMMENTARER	21
LITTERATURHENVISNINGER	22

Forord

Foreliggende rapport er nr. 11 i en rekke undersøkelser siden 1970. Tidligere rapporter er listet på 2. omslagsside.

Siden det nå blir et opphold i overvåkingen inntil den planlagte betydelige reduksjon i belastningen er realisert i 1995, benyttes anledningen til å takke bedriften og alle eksterne medarbeidere og kontakter som i løpet av vel 20 år har bidratt til gjennomføringen av arbeidet. For 1991 spesielt gjelder dette laboratoriesjef O. Røiseland, samt Kjell Tønnesen og Asle Ek, som begge har bistått ved feltarbeidet, sistnevnte ved dykking.

De innsamlede algeprøver er som tidligere analysert av lektor Øivind Wiik., Drammen.

Ved instituttet har Lasse Berglind vært ansvarlig for PAH-analysene.

Oslo, 30. juni 1992.

Jon Knutzen

Sammendrag og konklusjoner

- I I tråd med et fast opplegg gjennom 15 år er det gjort undersøkelser av strandsamfunn 0 - 1 m i utslippsområdet for gassvaskeravløpet fra Elkem Aluminium Lista, samt analysert innholdet av polysykliske aromatiske hydrokarboner PAH i strandsnegl samlet nær utslippet og på en referansestasjon.
- II PAH-innholdet i snegl fra utslippsområdet var i samme størrelsesorden som tidligere, dvs. ca. 500 ganger enn "høyt bakgrunnsnivå". Sporingen av utslippet i snegl fra Havika 3 km unna var usikker. Eventuelt dreier det seg om en bare svak påvirkning, som neppe har praktisk betydning.
- III Økologiske effekter på strandsamfunn var som før begrenset til en avstand på ca. 500 meter. Tydelige skader lot seg bare påvise på stasjonen nærmest utslippet (mindre enn 200 m).
- IV Da forurensningssituasjonen ikke har vist noen forandring av betydning de siste 6 - 7 år, tas en pause i overvåkingen. Det kan ikke ventes vesentlige endringer før planer om belastningsreduksjoner (fra 1995) og eventuell flytting av utslippet lenger ut er realisert. Når dette har funnet sted, bør undersøkelsene i Husebybukta gjenopptas.
- V Før det eventuelt bestemmes nytt utslippssted/-dyp, bør det foretas en vurdering av avløpsvannets spredning, samt behovet for før-/etterundersøkelser av PAH-innhold i organismer og av mulig utsatte bløtbunns- og/eller gruntvannssamfunn.

1. FORMÅL, BAKGRUNN OG METODIKK

Kontrollundersøkelsenes primære siktemål har vært å karakterisere tilstand og utvikling i resipientområdet (fig. 1) og omegn ved:

- Observasjon av økologiske virkninger i strandsonen.
- Angivelse av forurensningsgrad ved strandsnegls innhold av tjærestoffer (PAH = polysykliske aromatiske hydrokarboner); inntil 1989 også ved tangs innhold av fluorid.

Det har dessuten vært redegjort for belastningens utvikling fra år til år, basert på analyser av avløpsvann, og gjort en del sonderende analyser av PAH, klororganiske forbindelser og metaller i krabbe og fisk (Knutzen, 1987b, 1989a).

Etter førundersøkelsene i 1970 (Knutzen og Rueness, 1972) er det med avbrekk 1975 - 1977 foretatt årlige marinbiologiske observasjoner i strandsonen (Knutzen, 1973, 1979, 1981a, 1983, 1985, 1987a, 1989b; Knutzen og Arnesen, 1975). Stasjonene fremgår av fig. 1. Opprinnelig ble innsamling av alger og dyr foretatt med skrape fra land, fra og med 1980 ved snorkeldykking pga. tilbakevendende vanskelige observasjonsforhold forårsaket av bølgeslag. I 1989 og 1990 er observasjonene gjort med assistanse av apparatdykker.

Foruten Y. Tjuvholmen (st. 3) i Husebybukta omfatter PAH-observasjonene snegl fra Havika (fig. 1) og fra Litlrauna (ref.stasjon) ca. 10 km "fiskevei" vest av utslippet.

Foreliggende rapport omhandler 1991. Foruten befaringsobservasjonene i strandsonen og resultatene av analysene av PAH i snegl fra resipientområdet, Havika (fig. 1) og en referansestasjon, bygger vurderingene på analysemateriale og opplysninger fra bedriften. Til fig. 1 (stasjonsnett) kan bemerkes at 1974 - 1986 ble bare lokalitetene i den umiddelbare nærhet av avløpselven (st. A og B) benyttet til resipientvannanalyser, men fra 1987 er prøvetaking gjenopptatt på st. D. Rapporten oppsummerer også alle foregående års overvåkingsdata når det gjelder biologiske forhold og PAH i snegl. For fluorid i tang henvises til forrige rapport (Knutzen, 1991).

Forholdene i resipientområdet har vært stort sett stabile gjennom de siste 6 - 7 år, dvs. uten noen markert utviklingstendens. På denne bakgrunn er undersøkelsene foreløpig stilt i bero. Det antas aktuelt å gjenoppta observasjonene i forbindelse med å karakterisere virkningene av de store utslippsreduksjonene som planlegges å bli effektive i 1995.

Observasjonene i strandsonen og innsamling av organismer til PAH-analyse har fra 1979 funnet sted i første halvdel av september.

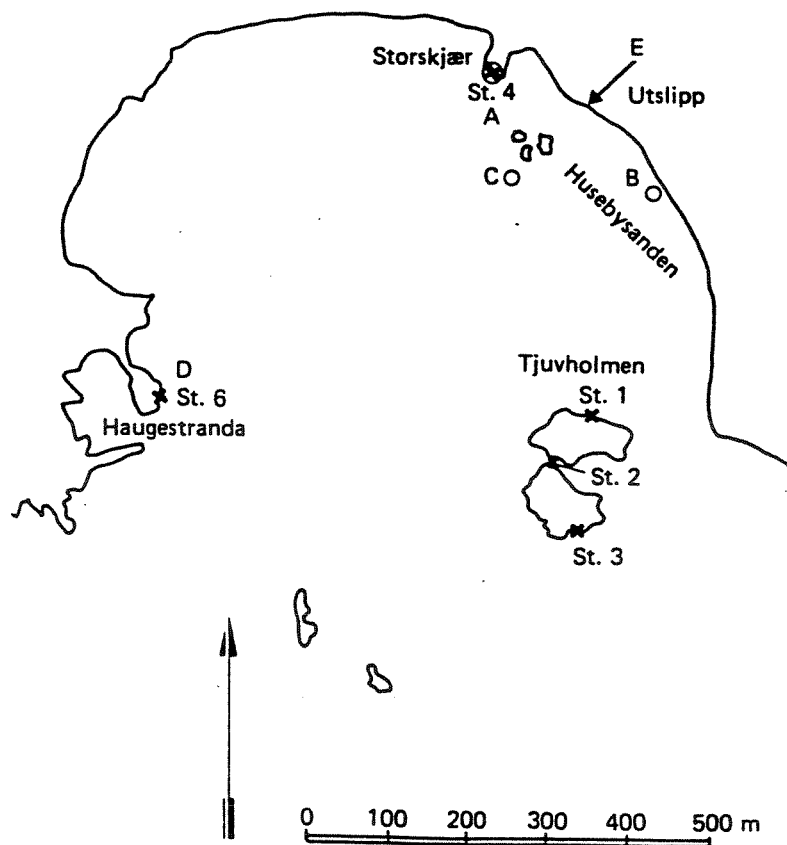
På grunnlag av erfaringene fra de tidligere observasjoner ble det fra 1983 funnet formålstjenelig å utelate st. 2 fra de biologiske observasjonene.

Analysene av PAH i avløpsvann ble opprinnelig utført av SI (Senteret for industriforskning), Oslo, i de senere år ved NIVA, som også har analysert PAH i organismer. Den gasskromatografiske metoden for PAH-analyser var i prinsippet den samme på de to institutter (Bjørseth et al., 1979; Berglund og Gjessing, 1980). Enkeltforbindelsene ble da identifisert ved flammeionisasjonsdetektor og retensjonstider.

Til blandprøvene i 1991 har det som tidligere vært benyttet ca. 100 snegl, rengjort for løstsittende smuss på stedet, oppbevart nedfrost og mørkt før opparbeidelse og igjen fryst inntil homogenisering før analyse.

Etter homogenisering er en subprøve tilsatt indre standard (deuterert naftalen, fenantren, chrysen) og forsåpet med lut (KOH) og metanol. Ekstraksjonen av PAH er foretatt med n-pentan, og ekstraktet renset ved partisjonering med DMF/vann (9 : 1) og ved kromatografering på silicagel. Identifisering og kvantifisering er utført ved GC/MSD (masseselektiv detektor). Overgangen til ny type detektor er begrunnet i sikrere identifikasjon av forbindelsene.

Avløpsvann er tilsatt indre standarder og deretter ekstrahert med sykloheksan og ved hjelp av magnetrører. Ekstraktet er renset ved kolonnekromatografering på silicagel og PAH identifisert/kvantifisert som ovenfor.



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

De biologiske observasjonene i strandsonen og på gruntvann (fig. 1) er foretatt dels ved fridykking, dels ved assisterende apparatdykker ned til 1 - 2 m. Større arter er bestemt på stedet, mens det er innsamlet prøver av begroing på fjell og påvekstalger for senere analyse i stereolupe/mikroskop.

Angivelse av mengdemessig forekomst er etter en skjønsmessig skala:

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

Ved registreringene er hovedvekten lagt på algesamfunnene, men bestander av utvalgte dyr, identifiserbare i felt, er også inkludert. Forbehold knyttet til det enkle undersøkelsesopplegget er redegjort for i tidligere rapporter (Knutzen, 1981a, 1983).

2. AVLØPSVANNETS OG RESIPIENTVANNETS KJEMISKE OG FYSISKE EGENSKAPER

Middelvannføringen i avløpet fra gassvaskerianlegget var i 1991 8900 m³/time, dvs. omtrent som i de foregående år.

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

2.1. Fluorid og pH

Tabell 1 viser at avløpsvannets gjennomsnittlige fluoridinnhold i 1991 var det laveste registrerte i perioden med full produksjon, men med omlag samme ekstremverdier som de foregående 4 år. Vannets surhetsgrad (pH) var som tidligere registrert - ca. 1 pH-enhet under det normale i sjøvann.

Også midlere fluoridinnhold i resipientvannet var lavere enn observert før: bare vel en fordobling av bakgrunnsnivået ved Storskjær (st. A, tabell 1) og mindre på de øvrige observasjonsstedene. Konsentrasjonene lå godt under grenser for giftvirkninger (Knutzen, 1987c).

Midlere pH i resipientvannet var 7.8 (7.9 ved Haugestranda), dvs. innenfor normalvariasjonen for sjøvann (7.8 - 8.2). Jevnført med et foreslått kriterium for vern av fisk hhv. skalldyr på minimum 6.0/7.0 (Wolff et al., 1988), synes dette være betryggende mht. giftvirkning pga. pH. Det kan imidlertid ikke ses bort fra en episodisk subletal påkjenning for skalldyr i den umiddelbare nærhet av utslippet (ref. i Knutzen, 1981b; Bamber, 1987).

Usikkerheten ved små forskjeller fra år til år kan illustreres ved at ulikheten i målt årsgjennomsnitt i inntaksvannet fra Lundevågen har vært opp til 0.2 mg F/l og 0.1 pH-enheter.

Med en vannføring på 9000 m³/time representerer 5 mg F/l et årlig fluoridtap til vann på i størrelsesordenen på 400 tonn.

2.2. PAH, toluenløselig materiale og partikler

Totalkonsentrasjonen av PAH i gassvaskeravløpet ved den ene av de månedlige døgnblandprøvene analysert i 1991 var 7.9 µg/l, dvs. omtrent som gjennomsnittlig for hele perioden etter 1985 (tabell 2). Andelen av potensielt kreftfremkallende forbindelser var bare svakt over gjennomsnittet.

8 - 10 µg/l gir et utslipp på 700 - 800 kg PAH pr. år, hvorav anslagsvis 300 - 400 kg potensielt kreftfremkallende PAH. Imidlertid er et fåtall PAH-målinger i gassvaskeravløpet ikke tilstrekkelig for å beregne årlige utslipp. Bl.a. ut fra et antatt forhold mellom PAH og toluenløselig materiale på 1 : 5 (foreløpig svært usikkert) har totalutslippet vært anslått til i størrelsesordenene 4 tonn PAH/år (opplysning gitt på EALs Miljødag 28/4-92). Målet for 1995 er en reduksjon til 0.8 t/år.

Bedriften tar sikte på å få en bedre dokumentasjon av PAH-utslippets størrelse, bl.a. ved hyppigere målinger etter gjennomgåelse av prøvetakingsrutinene. Heri bør også inngå overslag for det som tilføres Husebybukta ved opprensning i tårnsumpene (under gassvaskertårnene).

Tabell 1. Middelverdier og variasjonsområder for løst fluorid og pH i avløpsvann og resipientvann i forskjellige perioder fra januar 1975 til desember 1991.

Tidsrom (antall obs. i avløpsvann)	Avløpsvann		St. A		St. B		St. D
	pH	mg F/l	pH	mg F/l	pH	mg F/l	mg F/l
Jan. 75 - Nov. 76 (23 obs.)	7.0 (6.7-7.3)	4.9 (2.6-7.8)	7.8 (7.4-8.0)	2.7 (1.0-5.7)	7.95 (7.8-8.1)	1.85 (0.6-6.2)	
Des. 76 - Nov. 78 (26 obs.)	6.9 (6.3-7.2)	7.3 (3.3-12.1)	7.8 (7.5-8.1)	3.8 (1.2-9.2)	7.95 (7.5-8.2)	2.35 (1.0-6.0)	
1979 (12 obs.)	6.8 (6.6-7.0)	9.4 (5.6-12.9)	7.7 (7.1-8.0)	4.8 (1.8-12.5)	7.9 (7.4-8.1)	2.8 (1.0-5.6)	
1980 (12 obs.)	6.7 (6.3-7.0)	11.6 (8.2-17.3)	7.6 (6.9-8.0)	7.2 (1.4-11.9)	7.9 (7.4-8.2)	3.4 (1.3-8.9)	
1981 (12 obs.)	6.8 (6.4-7.1)	11.0 (6.3-18.8)	7.7 (7.1-8.1)	4.7 (1.5-11.8)	7.95 (7.3-8.1)	2.65 (1.5-6.5)	
1982 (11 - 12 obs.)	6.8 (6.4-7.1)	10.4 (6.7-13.5)	7.7 (7.4-7.9)	5.3 (2.1-9.0)	7.85 (7.4-8.0)	2.55 (1.2-6.4)	
1983 (12 obs.)	6.9 (6.2-7.4)	10.4 (7.4-12.5)	7.7 (6.9-8.0)	5.9 (3.4-10.1)	7.9 (7.3-8.1)	3.2 (1.1-8.3)	
1984 (12 obs.)	7.3 (6.9-7.6)	7.4 (6.3-9.0)	7.8 (7.1-8.1)	4.1 (1.7-8.5)	7.9 (7.1-8.1)	2.8 (1.1-5.8)	
1985 (12 obs.)	7.2 (6.7-7.5)	9.1 (6.5-16.6)	7.8 (7.3-8.1)	4.6 (1.3-6.6)	8.0 (7.6-8.1)	2.7 (1.3-8.1)	
1986 (11 - 12 obs.)	7.0 (6.6-7.3)	9.4 (6.7-14.3)	7.6 (7.4-7.8)	5.1 (2.0-8.8)	7.8 (7.6-8.0)	3.2 (1.4-5.7)	
1987 (12 obs.)	7.2 (7.1-7.6)	5.8 (4.4-7.8)	7.8 (7.6-8.1)	2.9 (1.7-4.9)	8.0 (7.7-8.3)	1.9 (1.1-3.5)	
1988 (12 obs.)	7.0 (6.6-7.5)	7.0 (5.8-8.2)	7.8 (7.2-8.0)	4.9 (2.5-7.0)	7.8 (7.3-8.2)	2.8 (1.1-4.8)	2.4(n=6) (1.1-3.8)
1989 (12 obs.)	7.0 (6.8-7.2)	6.0 (4.5-8.1)	7.6 (7.4-7.8)	3.2 (2.0-5.5)	7.9 (7.5-8.3)	2.1 (1.2-3.8)	1.7 (1.0-2.8)
1990 (12 obs.)	7.0 (6.7-7.2)	5.3 (3.8-6.5)	7.7 (7.5-8.0)	3.2 (1.9-5.2)	7.9 (7.7-8.2)	1.9 (1.2-3.0)	1.7 (1.1-2.8)
1991 (10 obs.)	7.1 (6.7-7.4)	5.0 (3.2-8.3)	7.8 (7.4-8.1)	2.2 (1.4-3.7)	7.8 (7.4-8.2)	1.8 (1.1-2.3)	1.7 (1.0-2.2)

Tabell 2. Innhold av sum PAH, utvalgte enkeltforbindelser, sum potensielt kreftfremkallende stoffer* (KPAH) etter IARC (1987) og toluenløselig materiale i gassvaskeravløp fra Lista Aluminiumverk 1985 - 1991, µg/l.

FORBINDELSER	MAI 1985	NOV. 1985	MAI 1986	NOV. 1986	MAI 1987	NOV. 1987	MAI 1988	NOV. 1988	MAI 1989	NOV. 1989	NOV. 1990 ¹⁾	Juni 1991
Fenantren	0.7	1.3	0.8	0.2	0.8	-	0.4	0.8	0.3	2.04	0.06	0.5
Fluoranten	1.2	14.9(?)	0.5	0.3	0.8	0.3	0.1	0.8	2.7	1.38	0.88	0.6
Pyren	0.9	1.4	0.4	0.1	0.7	0.2	0.1	0.5	1.5	1.03	0.40	0.4
Benzo(a)fluoren	0.1	1.4	-	-	-	-	-	0.1	0.5	-	-	-
Benzo(b)fluoren	0.4	0.6	-	-	-	-	-	0.2	0.2	-	-	-
Benz(a)antracen*	1.4	1.5	0.3	0.4	0.5	0.4	0.1	0.3	0.4	0.07	0.45	0.3
Chrysen/Trifenylen	3.2	3.5	0.7	0.8	1.0	0.8	0.7	0.8	0.8	0.23	1.62	1.3
Benzo(b,, j, k)fluoranten*	7.6	6.9	2.0	1.2	≈0.6	1.1	1.3	1.8	0.9	0.38	1.23	1.7
Benzo(e)pyren	2.0	1.6	-	0.5	0.3	0.3	0.6	0.7	0.3	0.12	0.53	1.1
Benzo(a)pyren*	1.9	1.1	≈0.2	≈0.4	0.3	≈0.2	0.4	0.5	≈0.2	0.02	0.38	0.6
Indeno (1, 2, 3-cd)pyren*	-	-	-	-	0.2	0.2	0.3	0.8	0.2	-	0.12	0.5
Dibenz (a, c/a, h)antracen*	0.5	-	-	<0.1	-	0.1	-	0.2	-	-	-	0.1
Andre	-	-	-	-	-	2.0	≈0.4	2.1	0.9	0.72	0.21	0.8
Sum PAH ²⁾	26.4	36.6(?)	5.1	4.5	7.1	5.6	4.4	10.7	8.9	5.99	5.88	7.9
Derav KPAH	13.0	11.3	2.9	2.4	2.1	2.4	≈2.5	4.0	1.7	0.47	2.18	3.2
% KPAH	≈50	≈31	≈57	≈55	≈29	≈43	≈57	≈37	≈19	≈8	≈37	≈41
Toluenløselige materiale,	150	1960(?)	140	250	360	230	310	460	360	210	300	220

1) Prøve fra mai 1990 utelatt pga. usannsynlig lav konsentrasjon (0.3 µg PAH/l). Toluensløselig: 370 µg/l.

2) Kan også omfatte små mengder heterosykliske forbindelser.

Av tabell 2 synes ikke sammenhengen mellom toluenløselig materiale og PAH foreløpig å være særlig god. Årsgjennomsnittet/standardavvik for toluenløselig materiale i de månedlige rutineanalysene av avløpsvann har siden 1981 vært (mg/l):

	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991
M	2.35	1.28	0.63	0.55	0.28	0.33	0.27	0.34	0.58	0.42	0.29
SD	1.19	0.72	0.31	0.55	0.19	0.13	0.14	0.20	0.63	0.27	0.22

1989 - 90 verdiene er blant de høyeste etter 1984.

Gassvaskeravløpsvannets midlere partikkelinnhold var i 1991 vel 9 mg/l, dvs. det samme som de to foregående årene. På årsbasis representerer dette utslipp i størrelsesordenen 700 - 800 t, mot ca. halvparten i 1987 - 88. Også faststoffet representerer en delpåkjenning for de eksponerte organismesamfunn og bør derfor søkes minimalisert.

3. PAH I STRANDSNEGL

Rådata for analysene av 1991-prøvene er gjengitt i vedleggstabell A1 (våtvektsbasis). Hovedresultatene, dvs. innholdet av sum PAH, sum KPAH (potensielt kreftfremkallende forbindelser etter IARC, 1987) og konsentrasjonen av benzo(a)pyren, er i tabell 3 gitt på tørrvektsbasis og sammenstilt med resultatene fra tidligere. Figur 2 illustrerer utviklingen siden observasjonene startet. De to benyttede indikatorarter synes totalt å akkumulere like mye PAH, men vanlig strandsnegl tar sannsynligvis opp relativt noe mer av de tungtløselige forbindelsene (herunder KPAH) enn det albuesnegl gjør.

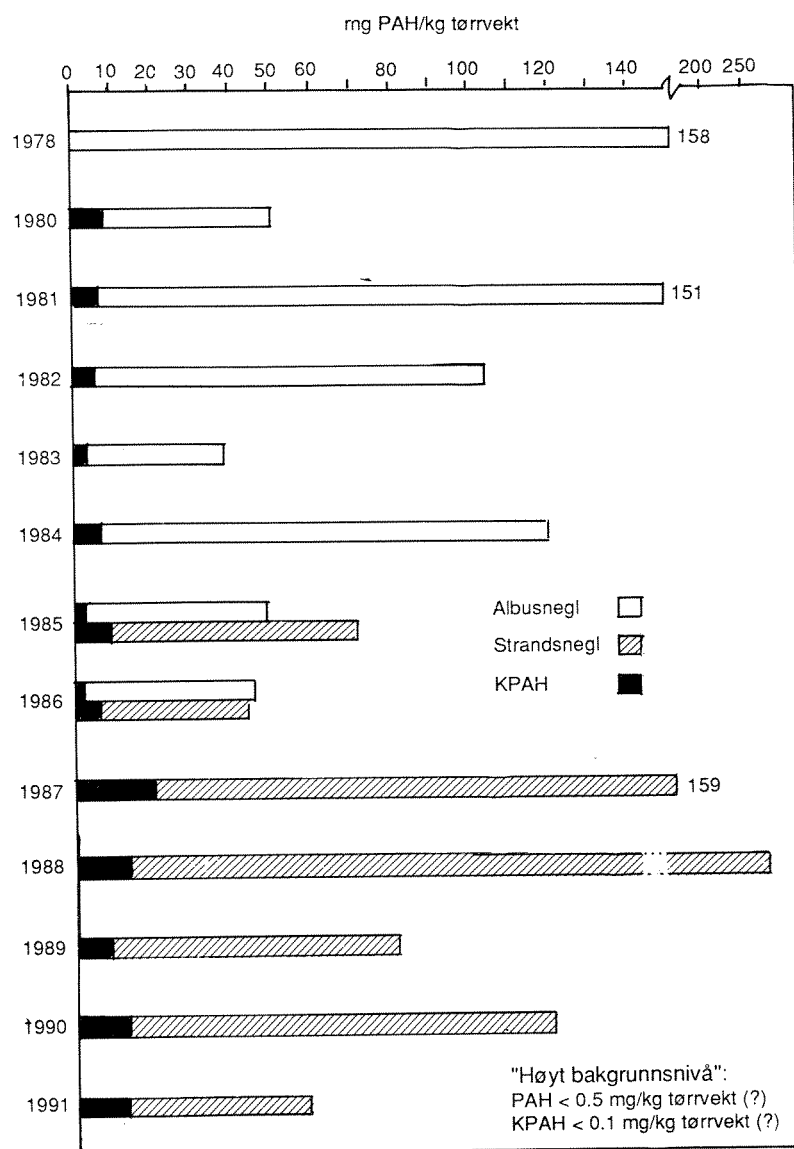
Også i 1991 ble det registrert et meget høyt innhold av PAH i strandsnegl fra Y. Tjuvholmen. Overkonsentrasjonene jevnført med nivået i snegl fra bare diffust belastede områder kan være i størrelsesordenen 500 ganger (se forskjellen mellom PAH-innholdet i snegl fra Y. Tjuvholmen og fra Litlerauna).

På grunn av tidligere analysetekniske vanskeligheter nevnt i forrige rapport (Knutzen, 1991 med referanser), er det få pålitelige bakgrunnsdata og følgelig behov for systematiske grunnlagsundersøkelser for å se på mulige regionale forskjeller, variasjonsintervallets størrelse og utslag av episodisk belastning fra f.eks. oljesøl og veiavrenning. Undersøkelsene i Alaska (Varanasi et al., 1990) tyder på at bakgrunnsnivået i både muslinger og fisk kan ligge betydelig lavere enn det tidligere er konkludert med (Knutzen, 1989b), i hvert fall på de mest uberørte deler av norskekysten.

For sum KPAH og B(a)P var forskjellen mellom Y. Tjuvholmen og Litlerauna (referansestasjon) henholdsvis mer enn 500 og ca. 250 ganger.

Tabell 3. Tot. PAH, KPAH (kfr. tekst til tabell 2) og benzo(a)pyren i albusnegl (*Patella vulgata*) og vanlig strandsnegl (*Littorina littorea*) fra Husebybukta (0.5 km), Havik (3 km) og Litlerauna (10 km) 1978 - 1986, mg/kg tørrvekt. (Km-tall angir ca. avstand fra utslipp). OBS: Resultater av reanalyse i parentes.

	ALBUSNEGL			VANLIG STRANDSNEGL			
	Huseby- bukta	Havik	Litle- rauna	Huseby- bukta	Havik	Litle- rauna	
Tot. PAH	1978	141.8 - 175.5	7.8 - 15.5				
	1980	51.1	5.9				
	1981	150.8	9.2				
	1982	103.8					
	1983	37.4		0.86			
	1984	119.4	1.6				
	1985	48.6	1.4	6.9?	71.3	1.1	0.8
	1986	45.3	1.2		43.0	0.8	3.6?
	1987				155.8 (162.3)		0.55
	1988				276.4 (290.2)	4.1	1.2
	1989				81.3		0.36
	1990		1.8		119.8		0.40
1991				57.6	0.7	0.12	
KPAH	1978						
	1980	≈10.0	≈0.48				
	1981	≈6.3	≈0.18				
	1982	≈5.5					
	1983	≈2.9		0.18			
	1984	≈6.8	≈0.11				
	1985	≈2.3	≈0.07	≈0.04	≈8.7	≈0.14	≈0.05
	1986	≈2.2	≈0.22		≈5.9	≈0.16	≈0.33
	1987				22.8 (15.5)		≈0.07
	1988				13.4 (13.2)	≈0.54	≈0.07
	1989				7.6		≈0.08
	1990		≈0.04		11.9		≈0.05
1991				12.0	≈0.11	<0.02	
B(a)P	1978	0.40	≈0.03				
	1980	0.37	≈0.06				
	1981	0.90	-				
	1982	0.15					
	1983	0.22		0.04			
	1984	0.57	≈0.01				
	1985	0.10	≈0.005	Ikke reg.	0.77	≈0.012	Ikke reg.
	1986	0.60	≈0.04		2.2	≈0.03	≈0.025
	1987				1.7 (2.4)		Ikke reg.
	1988				0.56 (2.70)	mask.	≈0.009
	1989				1.15		≈0.005
	1990	Ikke reg.			0.68		≈0.006
1991				0.97	≈0.01	≈0.004	



Figur 2. PAH og KPAH i albuesnegl (*Patella vulgata*) 1978 - 1986 og vanlig strandsnegl (*Littorina littorea*) fra st. 3 Y. Tjuvholmen 1985 - 1991, mg/kg tørrvekt.

Innholdet i sneglene fra Havika ses å ha vært noe høyere enn ved Litlerauna, men på dette nivået må så moderate forskjeller mellom to enkeltprøver anses som usikker. Konsentrasjonene i Havikasneglene var også blant de lavest registrert på lokaliteten. Konklusjonen blir som tidligere: En moderat påvirkning fra aluminiumverkets utslipp kan ikke ses bort fra, men kan heller ikke fastslås uten et datamateriale som kan bearbeides statistisk.

Middelverdier og standardavvik for PAH-innholdet i snegl fra Y. Tjuvholmene 1985 - 1991 er (mg/kg tørrvekt):

PAH	KPAH	B(a)P
115.0/80.9	11.8/5.6	1.15/0.60

At standardavviket er halvparten eller mer enn middelverdien, illustrerer det som er sagt i tidligere rapporter om behovet for et større antall analyser pr. år dersom man med noenlunde grad av sikkerhet skal kunne registrere moderate forandringer over tid. Når PAH-analysene i snegl sannsynligvis tas opp igjen etter realiseringen av de planlagte utslippsreduksjoner, bør dette momentet tas hensyn til.

Tabellene 4 og 5 illustrerer de store variasjonene i PAH-sammensetningen, særlig i avløpsvann, men også i snegl. Usikkerhetene er så betydelige pga. det lave antall observasjoner, at det har liten hensikt å vurdere detaljer. I likhet med tidligere synes det imidlertid å kunne ses en utpreget tendens til at strandsnegl-profilen gir en overrepresentasjon av det "letteste" (Fenantren (F), fluoranten (Fl) og pyren (P)) og en underrepresentasjon av de "tyngste" og minst løselige PAH i avløpsvannet (Benzofluorantener (BFl) og benzopyrener (BP)). Avløpsvannets relative innhold av KPAH o.a. innen gruppen av de "tyngste", har i snitt vært tre ganger så høyt som i snegl. (Gruppen av middels løselige PAH er i tabell 4 - 5 representert ved Chrysen/Trifenylen (C/T) og Benzo(a)anthracen (BA)).

Tabell 4. PAH-profiler (%-vis sammensetning) i avløpsvann fra Lista Aluminiumverk 1979 - 1991. Forkortelser: Se tekst.

	F + Fl + P	C/T + BA	BFl + BP	Andre
Nov. 1979	14.0	22.5	34.0	29.5
Mai 1980	6.4	33.9	33.9	25.9
Nov. 1981	30.4	20.9	23.0	25.7
Mai 1982	10.7	24.9	37.4	27.0
Nov. 1982	13.5	20.6	31.7	34.2
Mai 1983	27.5	10.9	16.5	45.1 ¹⁾
Nov. 1983	10.5	18.6	44.5	26.4
Mai 1984	13.7	20.8	44.0	21.5
Nov. 1984	21.1	21.9	29.4	27.6
Mai 1985	10.6	17.4	43.6	28.4
Nov. 1985	48.1 ²⁾	13.6	26.2	12.1
Mai 1986	33.3	19.6	43.1	4.0
Nov. 1986	13.3	26.7	46.7	13.3
Mai 1987	32.4	21.1	16.9	29.6
Nov. 1987	8.9	21.4	28.6	41.1 ³⁾
Mai 1988	14.3	18.6	50.8	16.3
Nov. 1988	19.6	10.3	28.0	42.1 ⁴⁾
Mai 1989	52.8 ⁶⁾	13.5	15.7	18.0
Nov. 1989	74.3 ⁷⁾	5.0	8.7	12.0
Mai 1990 ⁵⁾	-	-	-	-
Nov. 1990	22.9	35.3	36.4	5.4
Juni 1991	19.0	20.3	43.0	18.7
Middel	23.7	19.9	32.5	24.0
Standardavvik	17.0	7.1	11.7	11.3
Variasjon	6.4-74.3	5.0-35.3	8.7-50.8	4.0-45.1

1) 29.3% fluoren.

2) 40.7% fluoranten (?).

3) 19.6% antracen.

4) 13.1% antracen, 6% disykliske.

5) Utelatt pga. usannsynlig lav måleverdi.

6) 30.3% fluoranten.

7) 34.1% fenantren.

Tabell 5. PAH-profiler (%-vis sammensetning) i prøver av snegl fra resipientområdet til Lista Aluminiumverk og fjernere lokaliteter 1980 - 1991. (Forkortelser: se tekst).

Arter/Stasjoner		F + Fl + P	C/T + B(a)A	BFl + BP	Andre
ALBUSNEGL					
Husebybukta	1980	52.5	16.4	8.3	13.6
"	1981	78.3	10.5	4.2	7.0
"	1982	66.4	14.1	5.8	13.7
"	1983	60.8	15.7	7.0	16.5
"	1984	65.5	9.1	7.0	18.4
"	1985	73.0	13.4	5.2	8.4
"	1986	75.4	10.9	4.8	8.9
MIDDEL		67.4	12.9	6.0	12.3
VARIASJON		52.5 - 75.4	9.1 - 16.4	4.2 - 8.3	7.0 - 18.4
Havik	1980	63.3	21.9	9.0	5.8
"	1981	80.3	7.6	2.5	9.6
"	1984	60.0	15.5	4.7	19.8
"	1985	69.9	20.0	2.0	8.1
"	1986	67.7	25.1	1.2	6.0
"	1990	81.6	16.7	1.1	0.6
MIDDEL		70.4	17.8	3.4	8.3
VARIASJON		60.0 - 81.6	7.6 - 25.1	1.1 - 9.0	0.6 - 19.8
Litlerauna	1983	48.8	8.1	20.6	22.5
"	1985	87.2	2.1	=0.1	10.6
STRANDSNEGL					
Husebybukta	1985	60.7	17.9	12.7	8.7
"	1986	64.1	14.2	14.1	7.7
"	1987	53.1 (70.1) ¹⁾	13.8 (8.8)	10.6 (9.9)	22.5
"	1988	78.0 (79.0) ¹⁾	8.2 (6.8)	3.4 (3.8)	10.4
"	1989	73.6	14.3	7.6	4.5
"	1990	68.2	18.6	10.8	2.4
"	1991	42.7	29.6	21.7	6.0
MIDDEL		62.9	16.6	11.5	8.9
VARIASJON		42.7 - 78.0	8.2 - 29.6	3.4 - 21.7	2.4 - 22.5
Havik	1985	69.3	24.1	4.5	2.1
"	1986	62.7	20.5	15.8	1.0
"	1988	67.2	11.8	11.4	9.6
"	1991	50.3	20.7	14.2	15.8
MIDDEL		62.4	19.3	11.5	7.1
VARIASJON		50.3 - 69.3	11.8 - 24.1	4.5 - 15.8	1.0 - 15.8
Litlerauna	1985	77.7	19.9	2.4	-
"	1986	69.9	19.1	7.7	3.3
"	1987	81.1	9.9	9.0	-
"	1988	85.4 (59.7) ¹⁾	maskert	12.3 (4.3)	12.3 (0.7)
"	1989	5.1	62.8	32.1	-
"	1990 ²⁾	57.4	11.9	9.8	20.9
"	1991	69.0	20.7	10.3	-
MIDDEL		63.7	20.6	11.9	3.8
VARIASJON		5.1 - 85.4	9.9 - 62.8	2.4 - 32.1	0 - 20.9

1) Reanalyseverdier i parentes, ekskludert ved beregning av middelerdi.

2) Reanalysert verdi .

4. OBSERVASJONER I STRANDSONEN

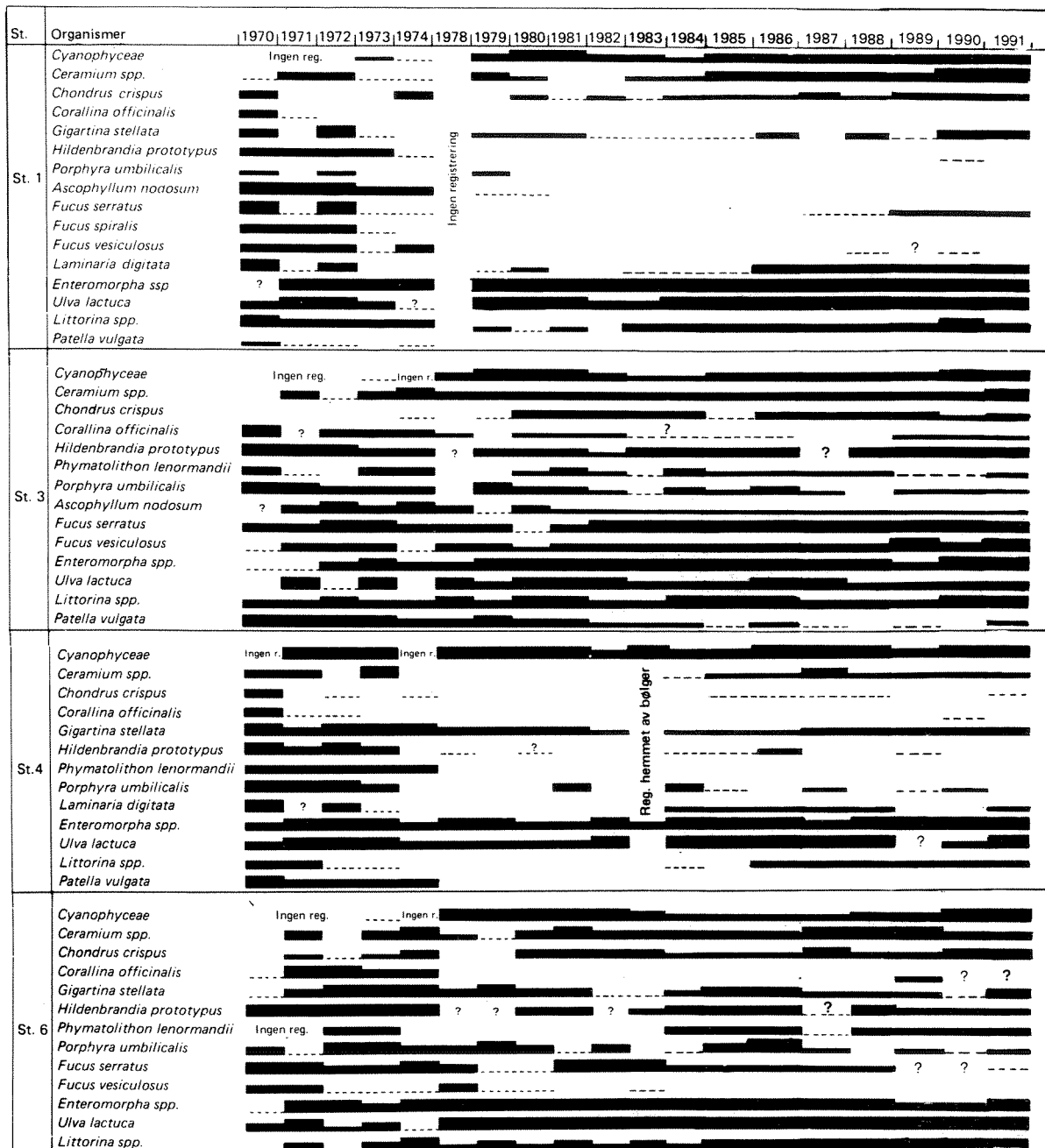
Rådata fra 1991-registreringene, med subjektivt bedømt mengdemessig forekomst for de enkelte arter, finnes i vedleggstabell A2. Hovedtrekkene i utviklingene siden 1970 er illustrert i figur 3 - 4. henholdsvis ved semikvantitativ forekomst av utvalgte viktige arter/grupper og ved antall arter innen de tre hovedgruppene av fastsittende alger.

Forholdene i 1991 skilte seg ikke vesentlig ut fra tilstanden de foregående 5 - 6 år. Detaljene i forekomst av enkeltarter varierer noe fra år til annet, men dette må antas å ha mer tilfeldige årsaker. Naturlige variasjoner er en faktor; dertil feilkilder ved det enkle undersøkelsesopplegget (gode eller mindre gode observasjonsforhold pga. vær og sikt; små arter med liten forekomst kan overses).

Konklusjonene er imidlertid rimelig sikre etter så mange års registreringer:

- Stasjonene 1 (I. Tjuvholmen) og 4 (Storskjær) har et hhv. moderat og tydelig preg av forurensningspåvirkning.
- Hovedsymptomet er fravær av enkelte nøkkelarter som opprinnelig fantes disse stedene (kfr. fig. 3). Ellers kan nevnes et generelt inntrykk av mye påvekst og grønnalgebegroing, samt delvis dårlig utviklede eksemplarer av tang- og tarearter.
- Årsaksforholdet må anses å være sammensatt. Sannsynligvis er fysisk belastning fra den store avløpsstrømmen (avløpsvannets partikkelinnhold, graving på bunnen og dermed oppvirvling av sand, skuring, nedslamming) mest utslagsgivende. Men tilleggspåkjønning ved giftvirkning (PAH, fluorid, nedsatt pH) kan ikke utelukkes.
- Det kan ikke ventes noen vesentlig bedring uten at Husebybukta avlastes for den store avløpsvannmengden.

At utslippet ikke har merkbar innflytelse på algesamfunnene på Haugestranda og Y. Tjuvholmen, bekreftes ved sammenligning med observasjoner på andre lokaliteter i Farsunds skjærgård (Jacobsen og Moy, 1992).



5/4: [thick bar] 3: [medium bar] 2: [thin bar] 1/+ : [dotted bar] ? : Usikker observasjon

Figur 3. Subjektiv bedømmelse av forekomst (kfr. skala i kap. 1) av utvalgte arter/grupper på overvåkingslokalitetene i Husebybukta 1970 - 1991.

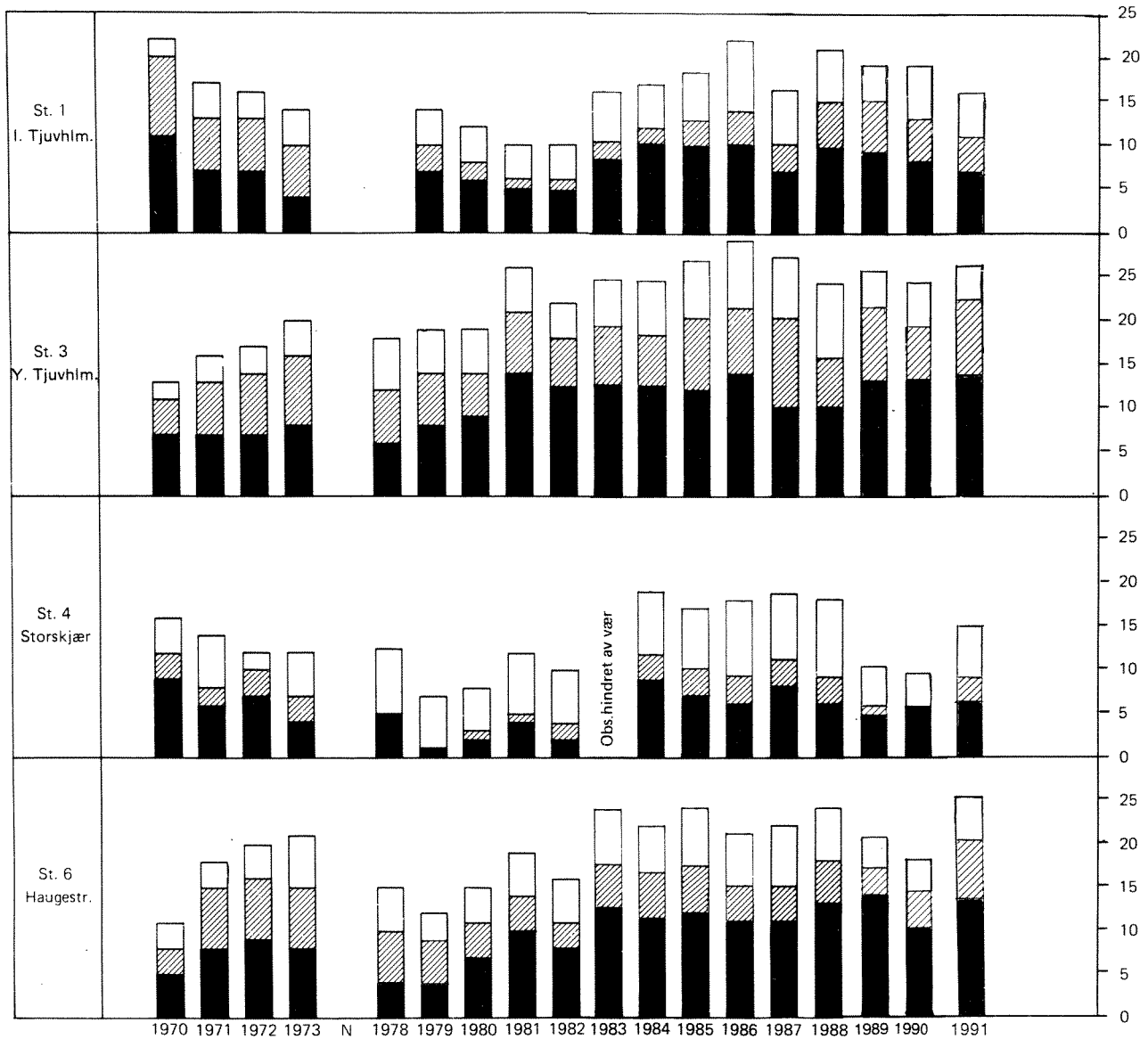


Fig. 2 Antall arter av grønnalger , brunalger og rødalger på ulike stasjoner.

Figur 4. Antall arter av grønnalger, brunalger og rødalger på stasjoner i Husebybukta 1970 - 1991.

5. AVSLUTTENDE KOMMENTARER

De viktigste ulempene med utslippet av gassvaskeravløp til Husebybukta er forhøyet PAH-innhold i organismer og at det legges betydelige begrensninger på den rekreasjonsmessige utnyttelse av området innenfor linjen Tjuvholmene - Haugestranda (estetisk, risiko for allergiske reaksjoner ved tjære på hud i forbindelse med soling). Økologiske skader er moderate og bare påvisbare innen en avstand av ca. 500 m fra avløpselvets munning (fig. 1).

Et eventuelt utslipp på dypt vann lenger ut vil markert redusere eller oppheve skadevirkningene i Husebybukta, noe avhengig av hvor langt ut og på hvilket dyp utslippet legges. Utslipp nær bunnen et par km ut fra nåværende utslippssted vil sannsynligvis være tilstrekkelig for at en tilnærmet full økologisk restaurering kan skje i løpet av få år (med forbehold for griselang, som vanskelig reetableres når først utryddet, slik som på st. 4, Storskjær).

For PAH-innholdet i snegl og andre organismer i Husebybukta, vil man få en betydelig reduksjon, men det er ikke mulig på forhånd å si om dette nye nivået vil være "akseptabelt", enten nå utslippet bare legges lenger ut eller om det nevnte mål på 80% redusert PAH-innhold i avløpsvann også realiseres. (Dette har også en formell årsak, idet "akseptabelt nivå" ikke er definert).

Av dette følger at PAH-innholdet i spiselige organismer og/eller indikatorarter bør kontrolleres etter at avlastning av Husebybukta har funnet sted.

Også i omegnen av et nytt utslippssted bør PAH-innholdet i organismer undersøkes før og etter at utslippet er realisert. Før nytt utslippssted bestemmes, bør det være en vurdering av hvordan PAH vil spres, dessuten om det f.eks. anses nødvendig med før-/etter-studier av nærliggende bløtbunns- eller gruntvannssamfunn.

LITTERATURHENVISNINGER

- Bamber, R.N., 1987. The effects of acidic sea water on young carpet-shell clams *Venerupis decussata* (L.) (Mollusca: Veneracea). *J.Exp.Mar.Ecol.* 108: 241-260.
- Berglind, L. og E. Gjessing, 1980. Uprøving av analysemetoder for PAH og kartlegging av PAH-tilførsler til norske vannforekomster. NIVA-rapport A3-23, 27/3 1980. 48 s.
- Bjørseth, A., J. Knutzen og J. Skei, 1979. Analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels from Saudafjord, W. Norway, by glass capillary gas chromatography. *Sci.Tot.Environ.* 13: 71-86.
- IARC, 1987. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs volume 1 to 42. Suppl. 7. Lyon, Frankrike.
- Jacobsen, T. og F. Moy, 1992. Strandsoneundersøkelser i fjordområdet ved Farsund. NIVA-rapport O-901872 (l.nr. 2741), 24 s. ISBN 82-577-2119-0.
- Knutzen, J., 1973. Utslipp av avløpsvann fra Lista aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1971/73. NIVA-rapport O-19/68 (II), juli 1973.
- Knutzen, J., 1979. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1975 - 1978. NIVA-rapport O-68019 (IV) (l.nr. 1134), 28 s. ISBN 82-577-0187-4.
- Knutzen, J., 1981a. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1979 - 1980. NIVA-rapport O-68019 (V) (l.nr. 1291), 21 s. ISBN 82-577-0389-3.
- Knutzen, J., 1981b. Effects of decreased pH on marine organisms. *Mar.Pollut.Bull.* 12: 25-29.
- Knutzen, J., 1983. Utslipp fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1981 - 1982. NIVA-rapport O-68019 (VI) (l.nr. 1530), 23 s. ISBN 82-577-0677-9.
- Knutzen, J., 1985. Utslipp fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1983 - 1984. NIVA-rapport O-68019 (VII) (l.nr. 1750), 25 s. ISBN 82-577-0942-5.
- Knutzen, J., 1987a. Utslipp fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1985 - 1986. NIVA-rapport O-68019 (VIII) (l.nr. 1998), 27 s. ISBN 82-577-1247-7.
- Knutzen, J., 1987b. Orienterende undersøkelser 1986 av PAH, klororganiske stoffer og metaller i skrubbeflyndre og taskekrabbe fra resipientområdet til Lista Aluminiumverk og referansestasjoner. NIVA-rapport O-68019 (l.nr. 2007), 21 s.
- Knutzen, J., 1989a. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1987 - 1988 med tillegg av analyse av PAH i krabber. NIVA-rapport O-68019 (l.nr. 2270), 32 s. ISBN 82-577-1569-7.
- Knutzen, J., 1989b. PAH i det akvatiske miljø - opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA-rapport O-87189/E-88445 (l.nr. 2205), 107 s. ISBN 82-577-1497-6.

- Knutzen, J., 1991. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1989 - 1990. NIVA-rapport O-68019 (l.nr. 2615). ISBN 82-577-1929-3.
- Knutzen, J. og R.T. Arnesen, 1975. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1973/74. NIVA-rapport O-19/68 (III). 48 s.
- Knutzen, J. og J. Rueness, 1972. Utslipp av avløpsvann fra Lista aluminiumverk. Undersøkelser av biologiske forhold ved Husebysanden 1970 - 71. NIVA-rapport O-19/68 (I), april 1972. 25 s.
- Varanasi, V., S.-L. Chan, W.D. McLeod m.fl., 1990. Survey of subsistent fish and shellfish for exposure to oil spilled from the Exxon Valdez. First year: 1989. NOAA Techn. Mem. NMFS/NWC-191. US Dept. of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration. 151 pp.
- Wolff, E.W., J. Seager, V.A. Cooper og J. Orr, 1988. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. p H. Water Research Center TR 259, 66 s.

Tabell A1. PAH i stor strandsnegl (*Littorina littorea*) fra Husebybukta, Havika og referansestasjon på Lista, september 1991, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Lista Al.verk
 Oppdragsnr. : 68019
 Prøver mottatt : 17.1.92
 Lab.kode : NND
 Jobb.nr. : 92/8
 Prøvetype : Stor strandsnegl (*Littorina littorea*)
 Kons. i : $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt
 Dato : 10.4.92
 Analytiker : Brg

1: Tjuvholmen 10.9.91 4:
 2: Havika 10.9.91 5:
 3: Littlerauna 11.9.91 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	11	3				
2-M-Naf.	25	3				
1-M-Naf.	11	2				
Bifenyl	13	1				
2,6-Dimetylnaftalen	16	4				
Acenaftalen	47	4				
Acenaften						
2,3,5-Trimetylnaftalen	1					
Fluoren	52	1				
Fenantren	914	30	7			
Antracen	146	2				
1-Metylfenantren	195	2				
Fluoranten	2149	37	11			
Pyren	3132	18	2			
Benz(a)antracen*	700	10	2			
Chrysen	3595	25	4			
Benzo(b)fluoranten*	1521	11	2			
Benzo(j,k)fluoranten*	385					
Benzo(e)pyren	995	11	1			
Benzo(a)pyren*	244	2				
Perylen	40					
Ind.(1,2,3cd)pyren*	137	2				
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1	36					
Benco(ghi)perylene	145	1				
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	14510	169	29			
Derav KPAH(*)	3023	25	4			
%KPAH	~21	~15	~14			
%Tørrstoff	25.2	23.1	23.4			

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

Tabell 6. Organismer i strandsonen ned til vel 1 meters dyp, Husebysanden, Lista 10. - 11. september 1991. Subjektiv skala for mengdemessig forekomst, se kap. 1.

ORGANISMER	St. 1 I. Tjuvholmen	St. 3 Y. Tuvholmen	St. 4 Storskjær	St. 6 Haugestr.
LICHENES (LAV)				
Anaptychia fusca	3 - 4	3		2
Caloplaca cf. marina	2 - 3	3	1 - 2	2
Lecanora cf. atra	4	4		3
Ramalina siliquosa	3	3 - 4		3
Verrucaria maura	2 - 3	4		2 - 3
Xanthoria parietina	3 - 4	3 - 4	2 - 3	4
CYANOPHYCEAE (BLÅGRØNNALGER)				
Calothrix scopulorum	3	3 - 4		3
Gloeocapsa crepidinum		2	2 - 3	2
Lyngbya confervoides	4	3 - 4	4	3 - 4
Phormidium fragile	2			2
Plectonema battersii	2	2 - 3	3 - 4	2
P. norvegicum	2 - 3	2	2 - 3	2
RHODOPHYCEAE (RØDALGER)				
Ahnfeltia plicata	3	2 - 3		2
Audouinella purpurea			2 - 3	
Audouinella sp.	3		2 - 3	
Bonnemaisonia hamifera (tetra-sporofytt)	2	2		2
Callithamnion corymbosum				2
Ceramium arborescens		+		
C. rubrum	3	4	2	3
Condrus crispus	3	3	1 - 2	3
Corallina officinalis		2		?
Cystoclonium purpureum				1
Furcellaria lumbricalis		2		
Hildenbrandia prototypus		3		3
Mastocarpus stellatus	3 - 4	2 - 3	3 - 4	3
Phycodrys rubens		2 - 3		2 - 3
Phyllophora pseudoceranooides	+	3		2 - 3
Phymatolithon lenormandii		2 - 3		3
Polysiphonia urceolata			+	+
P. violacea		+		
Porphyra umbilicalis		2		2 - 3

Tabell A2 - forts.

ORGANISMER	St. 1 I. Tjuvholmen	St. 3 Y. Tuvholmen	St. 4 Storskjær	St. 6 Haugestr.
PHAEOPHYCEAE				
(BRUNALGER)				
Ascophyllum nodosum		2		
Chordaria flagelliformis				1
Ectocarpus siliculosus	4	4	3	3
Elachista fuciola		4		
Fucus serratus	2 - 3	4		1 - 2
F. spiralis		2 - 3		
F. vesiculosus		4		
Halidrys siliquosa		1		1
Laminaria digitata	3	4	2	4 - 5
L. saccharina	1 - 2	1 - 2	1	2
Sphacelaria bipinnata				+
CHLOROPHYCEAE				
(GRØNNALGER)				
Cladophora cf. sericea	3		+	3
C. rupestris	2	3	2	4
Enteromorpha intestinalis	3		4	4
Enteromorpha sp.	3 - 4	4	4	4
Ulothrix sp.		+	+	
Ulva lactuca	4	3	4	4
BACILLARIOPHYCEAE				
(DIATOMEER)				
Div. uidentifiserte	4	2 - 3	+	+
FAUNA (DYR)				
Asterias rubens	2		+	+
Cancer pagurus		2		
Carcinus maenas	3		+ ¹⁾	+
Littorina littorea	1 - 2	4		3 - 4
L. saxatilis	3 - 4	3	3	3 - 4
Patella vulgata		2		
Sjøanemoner	3		2 - 3	3

1) Bare små eksemplarer.

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
ISBN 82-577-2104-2