



400
OK-2284

Rapport

371 | 89

Oppdragsgiver

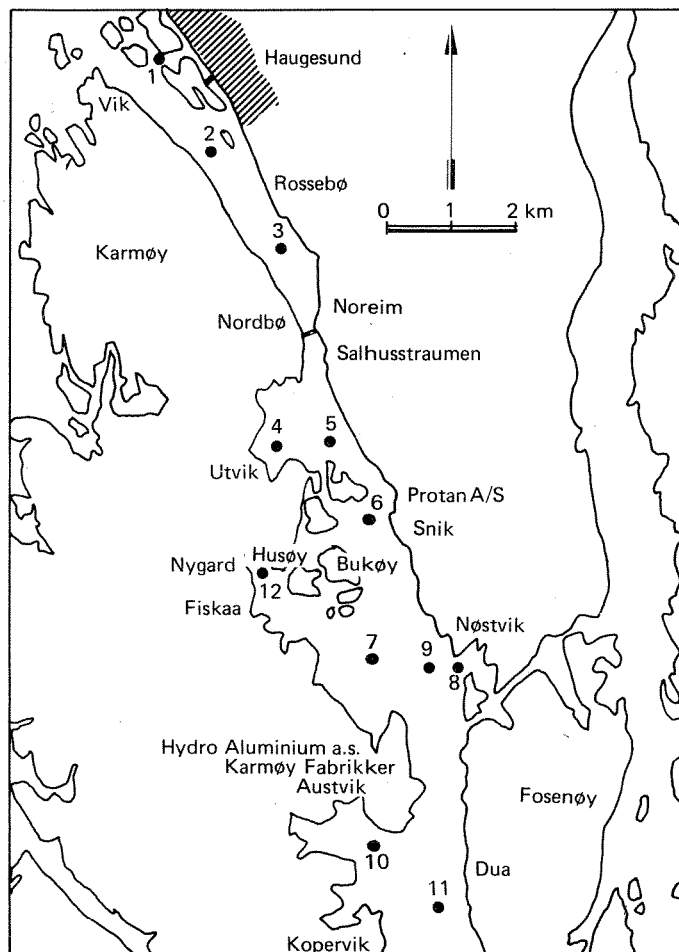
Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjon

NIVA

Tiltaksorientert overvåking av Karmsundet

Undersøkelser av sedimenter,
bløtbunnfauna og miljøgifter i
organismer





Statlig program for forurensningsovervåking

Det statlige programmet omfatter overvåking av forurensningsforholdene i

**luft og nedbør
grunnvann
vassdrag og fjorder
havområder**

Overvåkingen består i langsiktige undersøkelser av de fysiske, kjemiske og biologiske forhold.

Hovedmålsettingen med overvåkingsprogrammet er å dekke myndighetenes behov for informasjon om forurensningsforholdene med sikte på best mulig forvaltning av naturressursene.

Hovedmålet spenner over en rekke delmål der overvåkingen bl.a. skal:

gi informasjon om tilstand og utvikling av forurensningssituasjonen på kort og lang sikt.

registrere virkningen av iverksatte tiltak og danne grunnlag for vurdering av nye forurensningsbegrensende tiltak.

påvise eventuell uheldig utvikling i resipienten på et tidlig tidspunkt.

over tid gi bedre kunnskaper om de enkelte vannforekomsters naturlige forhold.

Sammen med overvåkingen vil det føres kontroll med forurensende utslipp og andre aktiviteter.

Overvåkingsprogrammet finansieres i hovedsak over statsbudsjettet. Statens forurensningstilsyn er ansvarlig for gjennomføring av programmet.

Resultater fra de enkelte overvåkingsprosjekter publiseres i årlige rapporter.

Henvendelser vedrørende programmet kan i tillegg til de aktuelle institutter rettes til Statens forurensningstilsyn, Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo 1, tlf. 02 - 65 98 10.

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor
Postboks 33, Blindern
0313 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 29

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 42 709

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen
Breiviken 5
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 95 17 00
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.:
O-8000380
Undernummer:
Løpenummer:
2284
Begrenset distribusjon:
Nei.

Rapportens tittel:	Dato:
Tiltaksorientert overvåking av Karmsundet. Undersøkelse av sedimenter, bløtbunnsfauna og miljøgifter i organismer. (Overvåkingsrapport nr. 371/89)	10. august 1989.
Forfatter (e):	Rapportnr.
Jon Knutzen Kristoffer Næs Brage Rygg	O-8000380.
	Faggruppe:
	Industri- forurensninger.
	Geografisk område:
	Rogaland.
	Antall sider (inkl. bilag):
	75

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT) (Statlig program for forurensningsovervåking)	Oppdragsg. ref. (evt. NTFN-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt:
Sedimentene i nordre deler av Karmsundet hadde metallverdier opptil 10 ganger høyere enn bakgrunnsnivå, i Smedasundet opptil 30 ganger for kvikksølv. PAH-konsentrasjonen i sedimentet var 25-200 ganger høyere enn bakgrunnsnivået. Nær Protan A/S var bløtbunnsfaunaen sterkt forurensningspåvirket av organiske utslipp. Ved Haugesund og nordøst av Hydro Aluminium A.S. var faunaen moderat påvirket. Fisk og krabbe samlet nær Hydro Aluminium A.S. hadde PAH-innhold 3-5 ganger høyere enn bakgrunnsnivå. Også for tang og snegl var PAH-forurensningen konsentrert om de nærmeste få kilometrene nord og sør for bedriften. Innhold av klororganiske forbindelser, fluorid og metaller var moderat/lavt i fisk, snegl, tang og sedimenter.

4 emneord, norske:

1. Karmsundet
2. Sedimenter
3. Bløtbunnsfauna
4. Miljøgifter i organismer

4 emneord, engelske:

1. Karmsundet
2. Sediments
3. Soft bottom fauna
4. Micropollutants in organisms

Prosjektleder:

.....
Kristoffer Næs

For administrasjonen:

.....
Tor Bokn

ISBN 82-577-1585-9



Statlig program for forurensningsovervåking

O-8000380

TILTAKSORIENTERT OVERVÅKING AV KARMSUNDET

Undersøkelser av

sedimenter, bløtbunnfauna og miljøgifter i organismer.

Grimstad/Oslo, 10. august 1989.

Prosjektleder: Kristoffer Næs

Medarbeidere : Jon Knutzen
Brage Rygg
Tor Mindrebø
Per Bie Wikander

FORORD

Denne rapporten innenfor det statlige program for forurensningsovervåking er gjennomført på oppdrag av Statens forurensningstilsyn (SFT) og ifølge programforslag av 14. september 1987.

Rapporten er tredelt og omfatter sedimentundersøkelser (ansvarlig Kristoffer Næs), undersøkelser av dyresamfunn på bløtbunn (ansvarlig Brage Rygg) og undersøkelser av miljøgifter i organismer (ansvarlig Jon Knutzen).

Tor Mindrebø og Per Bie Wikander deltok på feltarbeidet for sedimentprøvetakingen som ble gjennomført med M/S "Brannflu" av Røvær.

Alle takkes for innsatsen.

Kristoffer Næs
Prosjektleder

INNHOLDSFORTEGNELSE	SIDE
FORORD	2
1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDINGER	5
1.1 Hovedmål	5
1.2 Hovedkonklusjoner	5
1.3 Tilrådinger	6
2. INNLEDNING	7
2.1 Mål for undersøkelsen	7
2.2 Geografisk avgrensning og beskrivelse av området	7
2.3 Brukerinteresser	7
2.4 Forurensningstilførsler	7
2.5 Tidligere undersøkelser	8
3. SEDIMENTER	9
3.1 Innledning	9
3.2 Stasjonsvalg og metoder	9
3.3 Resultater og diskusjon	12
3.3.1 Visuell sedimentbeskrivelse	12
3.3.2 Organisk innhold i sedimentene	14
3.3.3 Innhold av metaller og fluorid	15
3.3.4 Polysykliske aromatiske hydrokarboner, PAH	19
3.3.5 Innhold av klorerte forbindelser	25
3.3.6 Sammenligning med resultater fra tidligere undersøkelser av Karmsundet	26
3.3.7 Samlet vurdering	26
4. BLØTBUNNFAUNA	28
4.1 Innledning	28
4.2 Stasjonsvalg og metoder	28
4.3 Resultater og diskusjon	29
4.3.1 Artsmangfold	29
4.3.2 Faunaens artssammensetning	31
4.3.3 Tilstandsindeks	31
4.3.4 Likhet i faunaen mellom de enkelte stasjonene	35
4.3.5 Samlet vurdering	37

	SIDE
5. MILJØGIFTER I ORGANISMER	38
5.1 Innledning	38
5.2 Materiale og metoder	38
5.3 PAH i fisk og krabbe	42
5.4 PAH i snegl	45
5.5 PAH-sammensetning i forskjellig prøvemateriale	48
5.6 Fluorid	50
5.7 Metaller	51
5.8 Klororganiske forbindelser	52
5.9 Samlet vurdering	54
6. Referanser	56
VEDLEGG	60

1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDINGER

1.1 Undersøkelsene i Karmsundet har hatt følgende hovedmål:

- * Kartlegge forurensningstilstanden (utbredelse, nivåer, tidsutvikling).
- ** Gi grunnlag for hvorledes eksisterende tilstand eventuelt kan forbedres.
- *** Fremskaffe data som kan være grunnlag for eventuell senere overvåking av tilstanden i området.

1.2 Hovedkonklusjonene av undersøkelsene er:

Tilførsler med kommunale kloakkutslipp er sannsynlige kilder til metallforurensninger i nordre deler av Karmsundet med kvikksølv og blykonsentrasjoner opptil 10 ganger høyere enn bakgrunnsnivået. I Smedasundet var kvikksølvverdiene opptil 30 ganger høyere.

Utslipp fra Hydro Aluminium A.S. Karmøy Fabrikker fører til PAH-påvirkning i hele Karmsundet. Konsentrasjonene var i størrelsesorden 25 til 200 ganger høyere enn bakgrunn med avtagende verdier fra bedriften og nordover i sundet. PAH-konsentrasjon på 200 ganger høyere enn bakgrunn nordvest av Husøy skyldes trolig en lokal kilde.

Innhold av klororganiske forbindelser i sedimentet var lavt.

Organiske utslipp, i hovedsak fra Protan A/S medfører moderat forhøyede konsentrasjoner av organisk innhold i sedimentene i området ved bedriften. Bløtbunnsfaunaen var imidlertid sterkt forurensningspåvirket her. Mot nord- og sydendene av sundet avtok belastningen på bløtbunnsfaunaen. Bortsett fra nær Haugesund kunne det ikke påvises virkninger på faunaen nord for Salhusstraumen eller sør for Hydro Aluminium. Ved Haugesund og i det åpne området nordøst for Hydro Aluminium var faunaen moderat forurensningspåvirket.

Fisk og krabbe fra området nær Hydro Aluminium A.S. Karmøy Fabrikker var tydelig PAH-påvirket med konsentrasjoner 3-5 ganger bakgrunn. PAH-forurensningen av snegl var konsentrert om de nærmeste få kilometrene nord og sør for Hydro Aluminium, mest i det sørlige utslippsområdet med overkonsentrasjoner i størrelsesorden 150 ganger.

Innholdet av øvrige miljøgifter (klororganiske forbindelser, fluorid, metaller) var moderat/lavt i fisk, snegl og tang.

1.3 Tilrådinger

Vi anbefaler at metalltilførslene til Karmsundet med kommunal kloakk fra Haugesund kvantifiseres. Mulig lokal kilde til den høye PAH-konsentrasjonen ved Nygard bør undersøkes.

Det må antas at påvirkningen på bløtbunnsfaunaen i midtre del av Karmsundet skyldes en kombinasjon av belastning med organisk materiale og naturgitte forhold som tildels hindrer transport av forurensningene. Dersom tilstanden for faunaen ikke skal forverres eller eventuelt skal kunne forbedres, må tilførslene av organisk materiale reduseres. Protan A/S er trolig hovedkilden her.

Hvis PAH-forurensningen i Karmsundet generelt, og av fisk og skalldyr i nærområdet til Hydro Aluminium A.S. Karmøy Fabrikker spesielt, skal reduseres, må utslippene minskes betydelig. Dette vil raskt gi utslag på gruntvannsorganismene og pelagisk fisk. Det er foreløpig usikkert hva de forurensede sedimentene vil bety for bunnfisk og krabbe. På bakgrunn av den effektive spredningen av PAH avdekket ved sedimentundersøkelsene, er det aktuelt å gjøre ytterligere analyse av PAH i krabbe og bunnfisk.

Tilførslene av PAH bør kartlegges, blant annet for å kunne følge effekten av eventuelle belastningsreducerende tiltak. Både belastningen på sedimenteringsbassengene og fra disse bør søkes tallfestet.

2. INNLEDNING

2.1 Mål for undersøkelsen

Hovedmålene for undersøkelsen er:

1. Kartlegge forurensningstilstanden (utbredelse, nivåer, tidsutvikling) i Karmsundet, spesielt med sikte på miljøgifter.
2. Gi grunnlag for hvorledes eksisterende tilstand eventuelt kan forbedres.
3. Fremskaffe data som kan være grunnlag for eventuell senere overvåkning av tilstanden i området.

2.2 Geografisk avgrensning og beskrivelse av området

For sedimenter og bløtbunnfauna avgrenses undersøkelsesområdet i nord av Haugesund og i syd av Kopervik og utgjør dermed de nordre ca 15 km av Karmsundet. Området er preget av trange sund, vik og holmer, og kan deles i 4-5 bassenger/områder avgrenset av trange sund og terskler. For miljøgifter i organismer omfatter observasjonene også enkelte stasjoner lenger syd.

Vannutskiftningen antas å kunne være begrenset i deler av området, men utskiftningen i hovedleia er trolig meget god.

2.3 Brukerinteresser

Karmsundet brukes som resipient for industrielt og kommunalt avløpsvann. Dette kan stå i konflikt med bruksinteresser som yrkes- og fritidsfiske, skjellsanking, rekreasjon og eventuell akvakulturvirksomhet.

2.4 Forurensningstilførsler

Forurensningene som tilføres Karmsundet kan deles inn i følgende hovedgrupper:

- * Organiske miljøgifter, i hovedsak polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Hovedkilde for dette er Hydro Aluminium A.S. Karmøy Fabrikker. I følge SFT ble utslippet i 1988 beregnet til ca. 600 kg PAH (beregnet på grunnlag av totalt karbon og at PAH-innholdet er 2.8% av totalt karbon).

- * Metaller, trolig i hovedsak tilført via kommunal kloakk.
- * Organisk stoff. Protan A/S har i følge STF et årlig utslipp av tang og tare rester på 18.700 tonn i 1988. Fra Karmøy kommune mottar Karmsundet kommunalt avløpsvann fra ca. 16.000 p.e. og fra Haugesund kommune 34.380 p.e..

2.5 Tidligere undersøkelser

Karmsundet ble undersøkt av NIVA (orienterende undersøkelse) i 1976 (Skei og medarb. 1977) og av Rogalandsforskning i 1979/80 (Berg 1981). Undersøkelsene har inkludert hydrografiske/hydro-kjemiske forhold, innhold av miljøgifter (PAH, metaller) i sedimenter og i marine organismer (tang, skjell, krabbe, fisk). Hovedresultatene kan kort summeres:

- det var høyt innhold av organisk materiale i sedimentene i deler av området
- det var overkonsentrasjoner av metaller i sedimentene, spesielt kvikksølv nær Haugesund
- det var stedvise overkonsentrasjoner av metaller i andre marine organismer (skjell, strandkrabbe)
- det var overkonsentrasjoner av PAH i sedimentet, spesielt utenfor Hydro Aluminium A.S., og med et høyt innhold av potensielt kreftfremkallende komponenter
- det var overkonsentrasjoner av PAH og fluor i skjell utenfor Hydro Aluminium A.S., PAH i blåskjell lengre vekk fra bedriften.
- belastning synes i det hele å være størst på vestsiden av fjordområdet, og spesielt i buktene.

3. SEDIMENTER

3.1 Innledning

Forurensinger er ofte knyttet til partikler. Disse vil både synke til bunns like ved utslippsstedet og transporteres over større områder. Bunnsedimentene er derfor velegnet til å studere utbredelse og grad av påvirkning av forurensningstilførsler.

Hovedproblemstillingen for denne delundersøkelsen er å avklare omfang av forurensninger, spesielt fra Hydro Aluminium a.s. Karmøy Fabrikker (heretter kalt Hydro Aluminium), Protan A/S og fra kommunale utslipp.

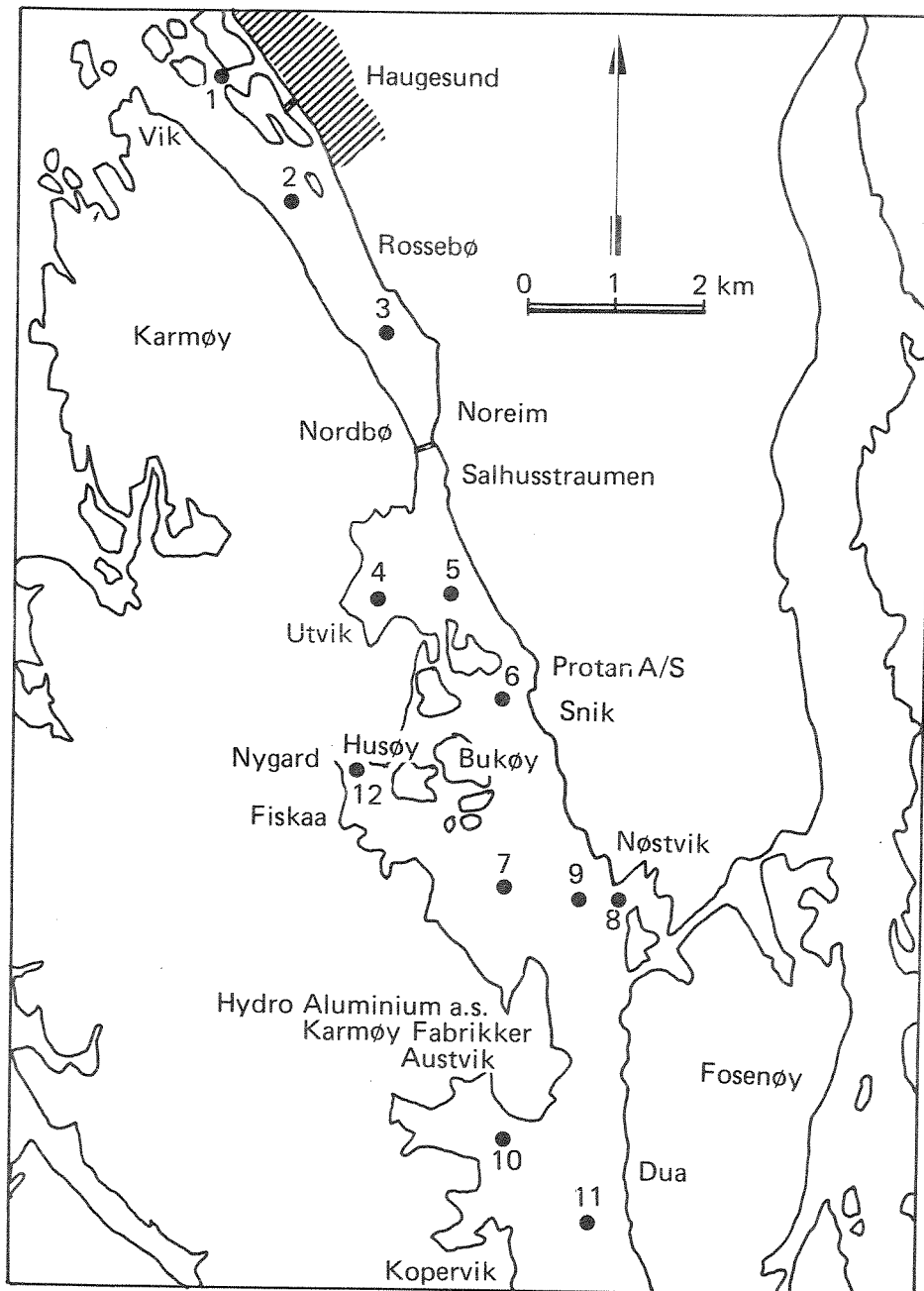
Spesifikke mål for sedimentundersøkelsen av Karmsundet er:

---Kartlegge utbredelsen av forurensingene

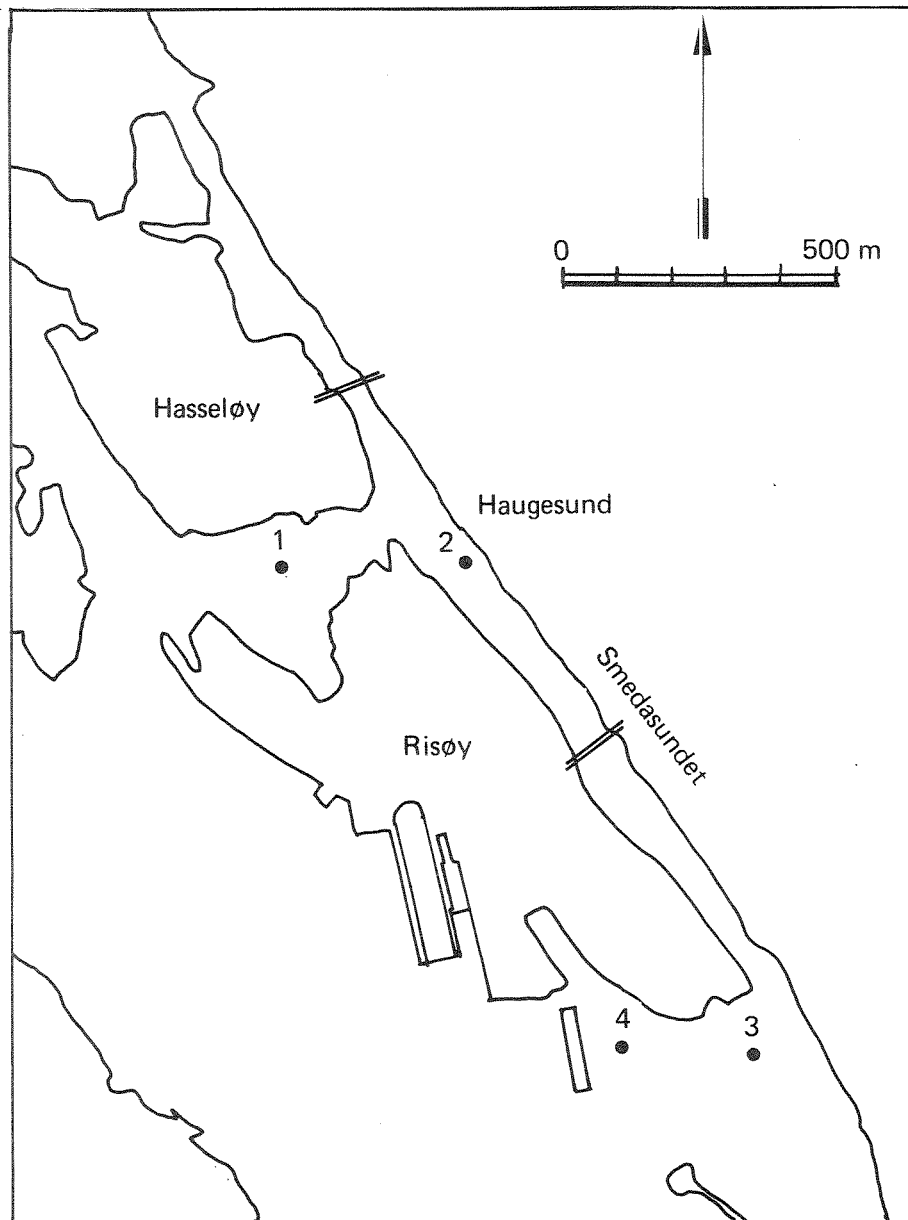
---Bedømme graden av påvirkning

3.2 Stasjonsvalg og metoder

Sedimentprøver ble samlet inn den 6. og 7. april 1988 fra 12 stasjoner i Karmsundet fra Haugesund i nord til nær Kopervik i syd. I tillegg ble 4 stasjoner i Smedasundet prøvetatt med henblikk på tidligere rapporterte forhøyede konsentrasjoner av kvikksølv, figur 3.1.



Figur 3.1a. Sediment- og bløtbunnfaunastasjoner.



Figur 3.1b. Sedimentstasjoner i Smedasundet.

Sedimentene ble prøvetatt med "gravity corer" (Niemistö 1974) og snittet i 1 cm tykke skiver. Der bunnforholdene umuliggjorde bruk av corer ble det tatt prøve av topplaget i grabbprøven, ca. 1 cm tykkelse. På hver stasjon ble det tatt fra 1 til 4 paralleller, avhengig av bunnforholdene.

Før analyse ble prøvene siktet gjennom en 0.063 mm syrefast sil. Alle analysene er utført på den fraksjonen som er mindre enn 0.063 mm. Prøvene ble analysert for innhold av total karbon og nitrogen ved CHN - elementanalysator. Innhold av sink, kobber, bly, kadmium og kvikksølv ble bestemt ved atomabsorpsjon etter oppslutning i 50 % salpetersyre. Fluorid er bestemt ved ione-selektiv elektrode etter oppslutning i natriumhydroksydsmelte. Innhold av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og klorerte forbindelser ble analysert ved gasskromatografi etter ekstraksjon med henholdsvis cykloheksan/konsentrert svovelsyre.

3.3 Resultater og diskusjon

3.3.1 Visuell sedimentbeskrivelse

Feltarbeidet viste at Karmsundet var preget av sterk strøm. Bunnforholdene i hovedsundet var dominert av stein, grus og skjellsand hvor det tildels var vanskelig å få tatt prøver av sedimentene. Spesielt gjaldt dette den nordlige delen av undersøkelsesområdet. I den sydlige delen var det i større grad siltige sedimenter. Hovedsundet var preget av tildels store gradienter over korte avstander, hvor sedimentet i fordypninger i sjøbunnen mange steder var anrikt av organisk materiale.

I bukter og viker var selvfølgelig strømforholdene annerledes enn i hovedsundet, trolig med en del bakevjer. Det var derfor her mer organisk rike, siltige sedimenter, tildels med lukt av hydrogensulfid.

Sedimentet på de fire stasjonene i Smedasundet inneholdt alle sort, hydrogensulfidholdig mudder.

En oversikt over stasjonene med en visuell beskrivelse er satt opp i tabell 3.1.

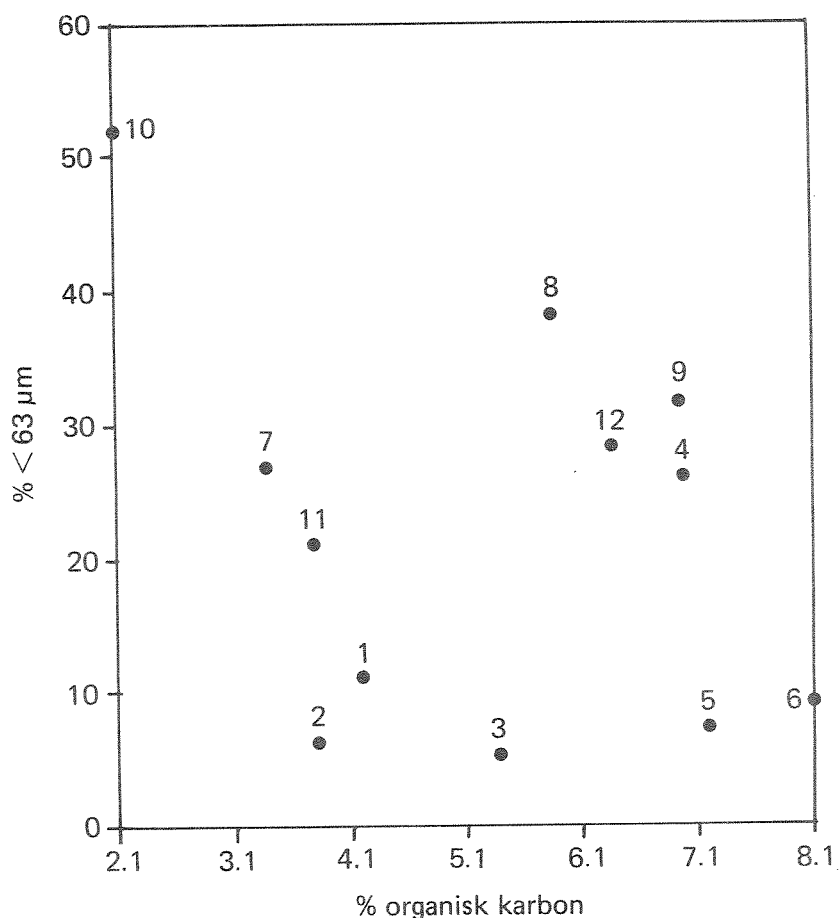
Tabell 3.1. Sedimentbeskrivelse.

St.nr	Dyp i meter	Kjerne- lengde	Sedimentbeskrivelse	
1	13	10 cm	Skjellsand, sort silt. Svak H ₂ S lukt.	
2*	43		Skjellsand, mørk silt, organisk belastet.	
3*	61		Skjellsand, mørk silt, organisk belastet.	
4	39	20 cm	Mørk grå sandig silt.	Svak H ₂ S-lukt i bunnen av kjernen.
5*	41		Skjellsand, mørk silt, organisk belastet.	
6	56	10 cm	Skjellsand, tang- og tarerester.	
7	41	20 cm	Siltig m/sand, mellomgrå.	
8	46	20 cm	Siltig, grå.	
9	56	30 cm	Siltig, mørk grå.	Svak H ₂ S-lukt.
10	37	20 cm 30 cm	Siltig, gråsort.	Svak H ₂ S-lukt.
11	93	10 cm	Sandig.	
12	30	30 cm	Øvre 20 cm sort anoksisk, deretter lys grå silt/leire.	

* Prøven tatt fra grabb.

3.3.2 Organisk innhold i sedimentene

I et så variabelt område som Karmsundet vil analyse av usiktet sedimentmateriale gi problemer i påvisning av eventuelle gradienter. Alle analysene er derfor utført på den fraksjonen som er mindre enn 63 μm . Figur 3.2 viser variasjonene i organisk karboninnhold og prosentandel finfraksjon for overflatesedimentene. Som tidligere nevnt var stasjonene i den nordlige delen av undersøkelsesområdet (st.1, 2, 3, 5, 6) grovkornige, hvor kun mindre enn 10 % av sedimentet var finere enn 63 μm . Stasjonene i vikene (st.4, 8, 9) var, bortsett fra stasjon 10, de mest finkornige.



Figur 3.2. Plot av prosent finfraksjon ($\% < 63 \mu\text{m}$) mot innhold av organisk karbon (%) i overflatesedimentene (0-1 cm).

Figur 3.2 viser at stasjon 5 og 6 var de som hadde det høyeste innholdet av organisk karbon. Stasjon 6 er den som ligger nærmest Protan. Forhøyede karbonkonsentrasjoner på disse stasjonene skyldes trolig påvirkning fra bedriften.

Det er viktig å merke seg at selv om stasjon 5 og 6 hadde de høyeste karbonverdiene, utgjorde den delen som dette ble analysert på, kun 10% av sedimentet. Det betyr at sammenligner vi med for eksempel verdiene fra vikene, hvor karbonkonsentrasjonene var noe lavere, men finfraksjondelen større, vil sedimentene her totalt sett virke mer organisk anriket. Det er derfor, ut fra sedimentanalysene alene, ikke noen nedslammingseffekt fra Protan.

3.3.3 Innhold av metaller og fluorid

Generelt var nordlige deler av Karmsundet påvirket av tungmetallforurensninger. Sammenlignes det med en "bakgrunnsverdi" som kan regnes som en øvre grense i uforurensede sedimenter, var konsentrasjonene på stasjon 1 henholdsvis 12, 10, 5, 7 og 3 ganger denne verdien for kvikksølv, bly, kadmium, kobber og sink. Øvre grense for uforurensede sedimenter er satt lik 0.2 µg/g for kvikksølv og kadmium, 30 µg/g for bly og kobber og 150 µg/g for sink, tabell 3.2..

Det ble analysert på kvikksølvinnhold på tre tilleggsstasjoner i Smedasundet (figur 3.1.b). Nær utslippsstedet av kommunal kloakk var kvikksølvkonsentrasjonene vel 30 ganger bakgrunnsnivået.

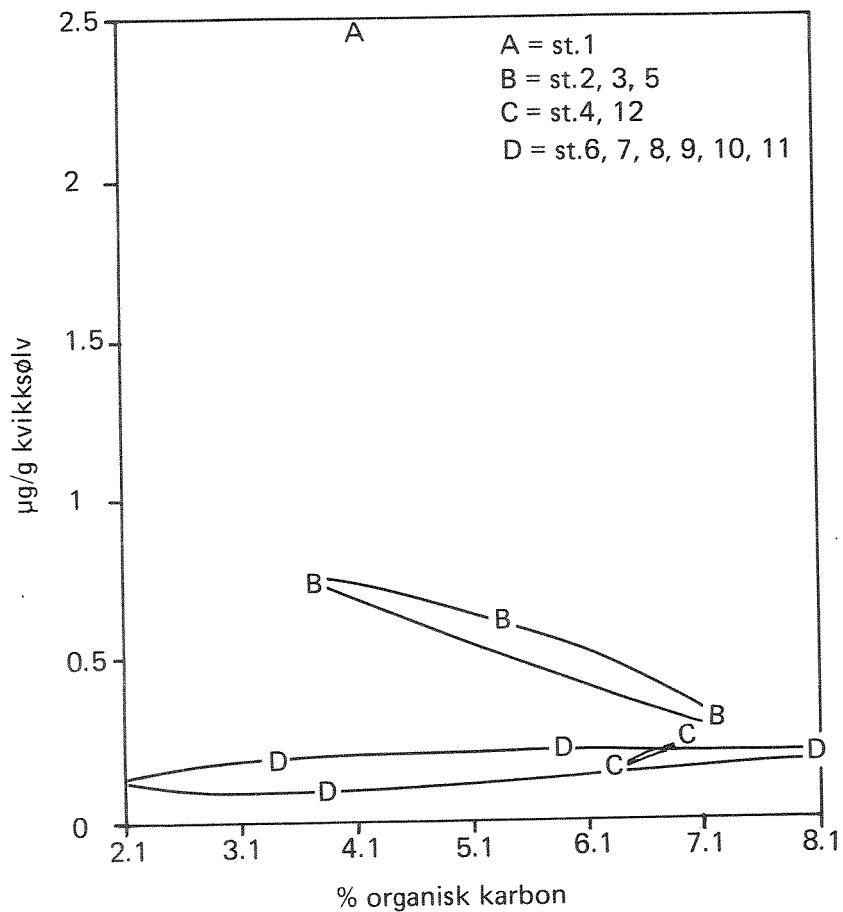
Tabell 3.2. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$) og overkonsentrasjoner (målt konsentrasjon dividert med "normalverdi" i overflate-sedimentene. Som normalverdi er følgende konsentrasjoner brukt: kvikksølv (Hg) $0.2 \mu\text{g/g}$, bly (Pb) $30 \mu\text{g/g}$, kadmium (Cd) $0.2 \mu\text{g/g}$, kobber (Cu) $30 \mu\text{g/g}$ og sink (Zn) $150 \mu\text{g/g}$).

*på fraksjon
< 63 μm*

St. nr.	Hg		Pb		Cd		Cu		Zn	
	k	o.k.	k	o.k.	k	o.k.	k	o.k.	k	o.k.
1	2,48	12	302	10	1,09	5	201	7	439	3
2	0,73	4	174	6	0,56	3	88	3	193	1
3	0,61	3	178	6	0,69	3	99	3	255	2
4	0,24	1	101	3	0,99	5	75	3	170	1
5	0,30	2	144	5	0,87	4	66	2	216	1
6	0,19	1	94	3	0,97	5	41	1	122	1
7	0,19	1	56	2	0,42	2	34	1	88	1
8	0,21	1	86	3	0,46	2	46	1	121	1
9	0,22	1	85	3	0,67	3	48	1	126	1
10	0,12	1	51	2	0,22	1	21	1	95	1
11	0,10	1	83	2	0,29	1	39	1	97	1
12	0,17	1	108	3	1,03	5	103	3	194	1

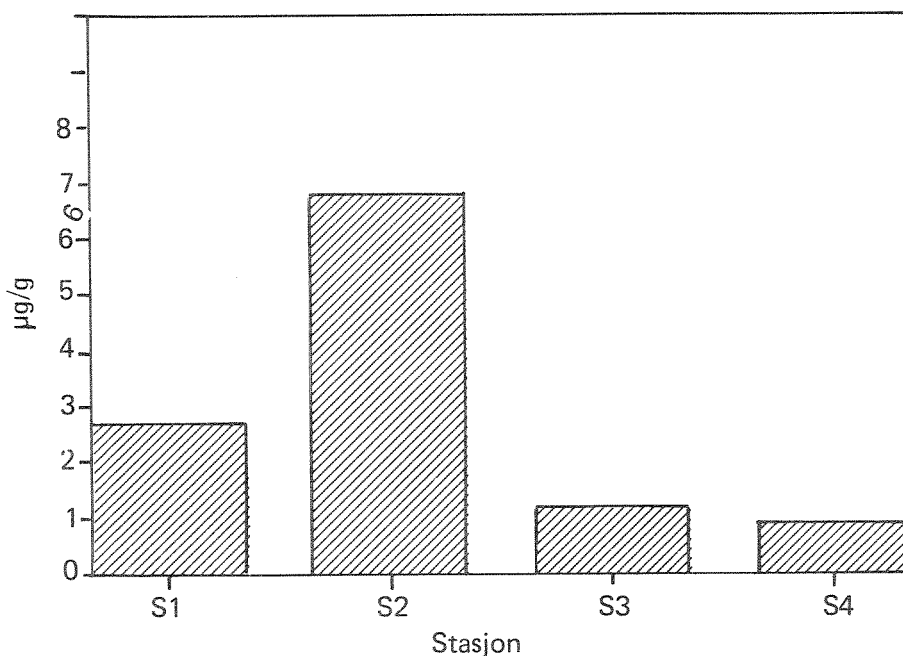
Kilder til tungmetallforurensning i nordre deler av Karmsundet kan være både kommunal kloakk fra Haugesund by og mekanisk industri i området. Resultatene for kvikksølv viser klart at kommunal kloakk eller tilførsler med denne er hovedkilden for denne forurensningen. I figur 3.3 er det vist hvorledes stasjonene grupperer seg med hensyn på kvikksølv og organisk karbon i en clusteranalyse basert på alle variable. Stasjon 1 danner en gruppe for seg og er helt forskjellig fra de andre stasjonene. Stasjonene 2, 3 og 5, som alle er i nordre del av hovedsundet, er i en mellomstilling med noe forhøyede konsentrasjoner (jfr. tab. 3.2.). De øvrige stasjonene

grupperer seg sammen med konsentrasjoner nær bakgrunnsnivå. Denne grupperingen viser at for kvikksølv er tilførsler med kommunal kloakk til Smedasundet hovedkilden for forurensningstilførslene. Disse utslippene gir trolig opphav til forhøyede konsentrasjoner i den nordlige delen av Karmsundet.



Figur 3.3. Gruppering av overflatestasjonene med hensyn på kvikksølv ($\mu\text{g/g}$) og organisk karbon i en clusteranalyse basert på alle variable.

Det har tidligere blitt påvist forhøyede kvikksølvkonsentrasjoner nær Haugesund by (Berg 1981). Blant annet har det vært spekulert på om sykehuskloakken kunne være en kilde. Prøver av sedimentet i Smedasundet viser at hovedkilden må være kloakken som går ut ved Torvgata. Det har vært kontakt med Haugesund kommune ved H. Helgesen (tekn. etat). Pr. idag kjennes det ikke til punktkilder for denne metallbelastningen.



Figur 3.4. Kvikksølvinnhold ($\mu\text{g/g}$) i overflatesedimentene (0-2 cm) i Smedasundet.

For bly, sink og kobber var den innbyrdes plasseringen av clustergruppene tilsvarende den for kvikksølv. For kadmium var det bare stasjon 1 som var vesentlig forskjellig fra de andre.

Resultatene tyder derfor på at for kvikksølv, bly, kobber og sink er tilførsler med kommunal kloakk til Smedasundet hovedkilden til metallforurensingen i nordre deler av Karmsundet.

Det har blitt reist spørsmål om eventuell utlekking av metaller, spesielt kvikksølv, fra sedimentene i Smedasundet. Dataene gir intet grunnlag for direkte beregninger. Generelt kan det sies at metaller i anoksiske sedimenter, som i Smedasundet, er sterkt bundne som sulfider. Spesielt er kvikksølv sterkt partikkelbundet både i

oksiske og anoksiske sedimenter hvis de ikke forstyrres (Skei et al., 1989). Hvis bunnslammet virvles opp, har det vist seg at utlekking av løst kvikksølv øker sterkt i tillegg til transport av kvikksølvholdige partikler (Skei et al., 1989).

Fluoridkonsentrasjonene varierte fra 0.7 mg/g i 0-1 cm nivå på stasjon 9 til 3.0 mg/g i 9-10 cm nivå på samme stasjon. Av prøvene fra overflatelaget (0-1) cm var det st. 2 som hadde den høyeste verdien på 2.5 mg/g. Verdiene er høyere enn det som ble målt i Sunndalsfjorden (opptil 0.8 mg/g, Næs og Rygg, 1988), men lavere enn de fra Årdalsfjorden (opptil 34 mg/g, Baalsrud et al., 1985). Det var ingen klar sammenheng mellom PAH- og fluoridinnhold i sedimentet.

3.3.4 Polysykliske aromatiske hydrokarboner, PAH

Som tidligere nevnt var sedimentbeskaffenheten i undersøkelsesområdet variabel med tildels mye skjellsand, sand og også grus (jfr. fig. 3.2). Hvis sedimentet hadde blitt analysert usiktet for innhold av PAH, ville dette gitt svært usystematiske variasjoner kontrollert av varierende mengde uforurenset materiale. Sediment ble derfor siktet og fraksjonen mindre enn 63 µm analysert. Det er viktig å merke seg at konsentrasjonene altså refererer seg til en sedimentfraksjon som utgjør fra 5 til 52% av sedimentet. I tillegg er det analysert på usiktede prøver fra 4 stasjoner, både for å sammenligne med de siktede verdiene og for sammenligning med eldre data fra området, tabell 3.3.

Analyse av bunnsedimentene viste PAH-forurensninger i hele Karmsundet. De laveste verdiene ble målt helt nord i sundet, mens stasjonene nær Hydro Aluminium og spesielt stasjon 12 i bukta vest av Husøy, hadde de høyeste konsentrasjonene. Tabell 3.3. viser konsentrasjoner for de forskjellige stasjonene.

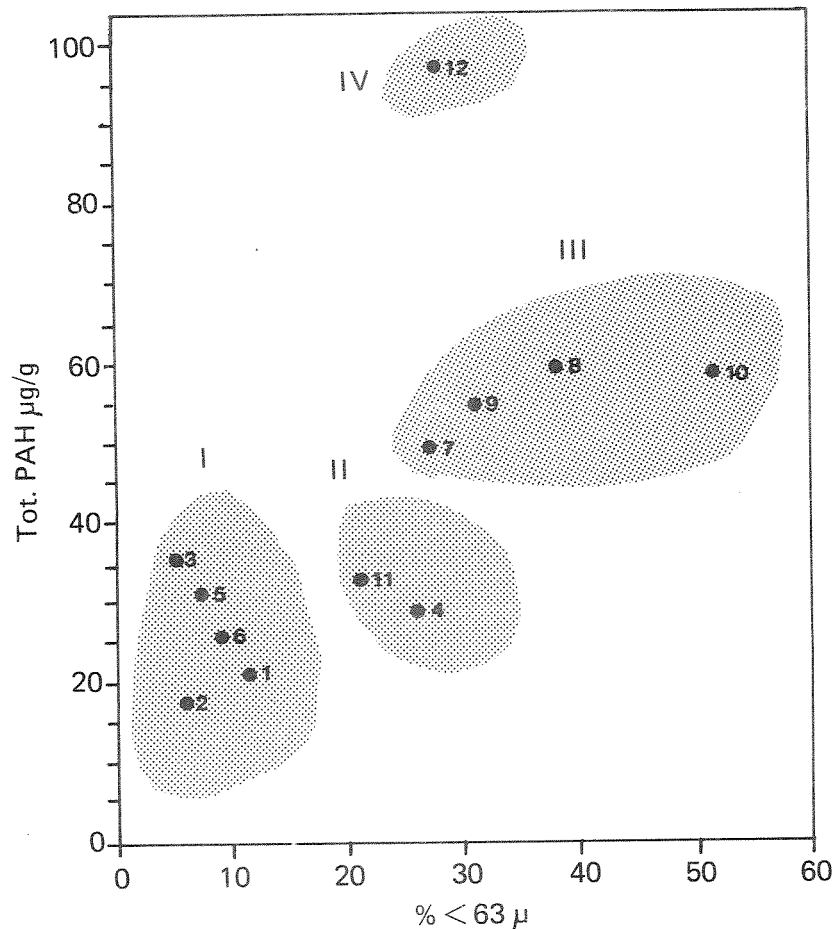
Tabell 3.3. Konsentrasjon av total PAH ($\mu\text{g/g}$ tørt materiale) i overflatesedimenter (0-1cm) fra Karmsundet.

stasjon	siktet ($<63\mu\text{m}$)	usiktet	% $<63\mu\text{m}$
1	21,1	13,7	11
2	17,6	9,5	6
3	35,4		5
4	29,3	30,7	26
5	31,5		7
6	25,9		9
7	49,4		27
8	59,8		38
9	54,5		31
10	58,7	96,0	52
11	32,6		21
12	96,7		28

I områder uten punktkilder regnes $0.5 \mu\text{g/g}$ som "bakgrunnsverdi" i usiktede, leireholdige sedimenter. Normalt anrikes forurensninger i finfraksjonen av sedimentet. Resultatene fra stasjon 1 og 2 viser dette. PAH-anrikning kan man også finne på grovere partikler. Det er trolig forklaringen på høyere PAH-innhold i usiktet materiale fra stasjon 10, sammenlignet med siktet prøve. Tabell 3.3 viser at hele undersøkelsesområdet var påvirket av PAH-tilførsler. De laveste verdiene var i størrelsesorden 25 ganger høyere enn det som regnes som bakgrunn i områder uten punktkilder.

Plottes innhold av total-PAH i sedimentet mot kornstørrelse, vil stasjonene gruppere seg i fire grupper, figur 3.5. Gruppe 1 er stasjonene i hovedsundet med grovkornige sedimenter og PAH-innhold i finfraksjonen i området $20-40 \mu\text{g/g}$. Gruppe 2-stasjoner inneholder stasjon 4 og 11 med samme PAH-konsentrasjon som gruppe 1, men med noe større prosentandel finfraksjon. I gruppe 3 er alle stasjonene i nærheten til Hydro Aluminium med relativt finkornige sedimenter med PAH-konsentrasjoner på $50-60 \mu\text{g/g}$ i finfraksjonen. Dette viser en gradient med avtagende konsentrasjoner med avstand fra bedriften. Utslipp fra Hydro Aluminium fører således til PAH-forurensning av sedimentene i hele undersøkelsesområdet.

Gruppe 4, som består kun av stasjon 12 ved Nygard, skiller seg ut. Dette skyldes trolig en lokal PAH-kilde.

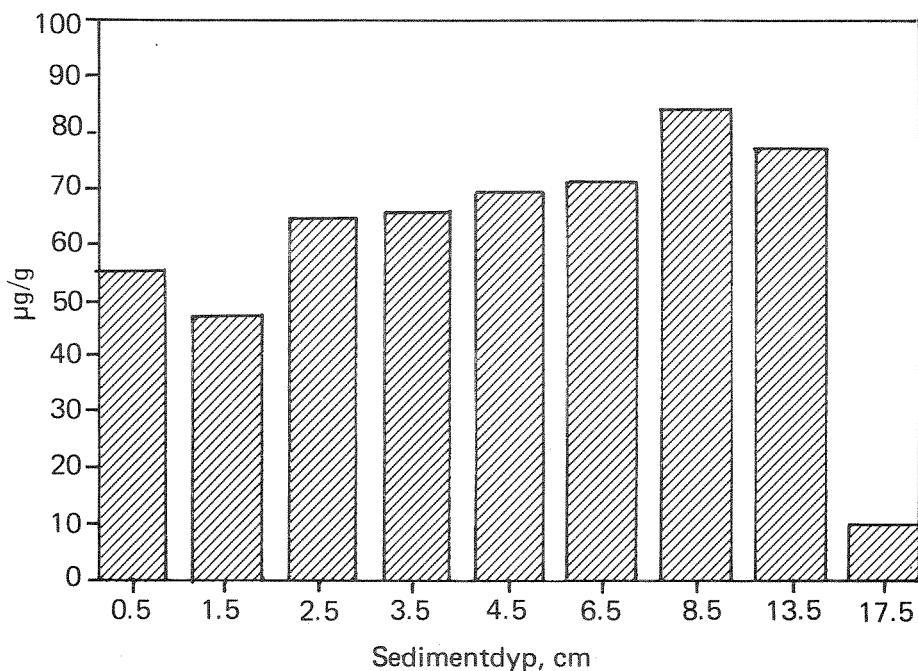


Figur 3.5. Plot av totalt PAH-innhold ($\mu\text{g/g}$) mot prosentandel finfraksjon ($\% < 63 \mu\text{m}$) i overflatesedimentene (0-1 cm). Romertall angir grupperinger.

Med såpass høye PAH-konsentrasjoner selv på stasjon 1, er det tydelig at det er en effektiv transport av forurensninger bort fra bedriften. Spørsmålet om hvor mye av utslippet som sedimenterer i sundet vil melde seg. Denne undersøkelsen hadde ikke som formål å kvantifisere dette. Grove overslag kan imidlertid være illustrerende. Hvis vi antar at stasjonene 2, 3, 5, 6, 9 og 11 er representative for hver

sin del av sundet, vil det i den øverste cm av sedimentet være lagret i størrelsesorden 500 kg PAH i hele sundet til Kopervik i syd. Det er da antatt et tørrstoffinnhold på 60%, en egenvekt av tørt sediment på 2.3 g/cm^3 og at konsentrasjonen i usiktet sediment generelt er halvparten av det i det siktede (dette er muligens noe lavt). Hvis vi antar videre at sedimenttilveksten er 2 mm/år, vil den øverste cm representere en avsetning de siste 5 årene. Det er oppgitt at Hydro Aluminium hadde et PAH-utslipp i 1988 på ca. 600 kg. Sier vi at dette er representativt for de siste 5 årene, har altså utslippet i denne perioden vært ca. 3 tonn PAH. Av dette finner vi igjen 10-15% i Karmsundet, resten er transportert bort med den sterke strømmen. Det understrekes igjen at beregningene er usikre, men de gir trolig et bilde av PAH- belastningen på Karmsundet.

På stasjon 9 ble sedimentet analysert på utvalgte snitt nedover i kjernen ned til 17-18 cm sedimentdyp. Resultatene viste at i alle fall de øverste 20-30 cm av sedimentet var påvirket av PAH-forurensninger, figur 3.6.. Den høyeste verdien på $84 \mu\text{g/g}$ total-PAH ble målt i 8.5 cm dyp. Det er ikke utført dateringer av sedimentet, så det er ikke mulig å si hvilket årstall dette svarer til. Etter dette tidspunktet tyder resultatene på at det har vært en noe avtagende belastning på sedimentet.



Figur 3.6. Variasjon i innhold av total (PAH ($\mu\text{g/g}$) med sedimentdyp (cm) på stasjon 9.

Den høyeste PAH-verdien, 97 $\mu\text{g/g}$ (i finfraksjonen), ble målt i sedimentoverflaten på stasjon 12 i bukta vest for Husøy. Dette er en verdi som er høyere enn det som ble funnet nær Hydro Aluminium. Det er derfor lite sannsynlig at dette primært skyldes påvirkning fra denne bedriften. Den høye konsentrasjonen peker mot en lokal kilde. I kontakt med Karmøy kommune, teknisk etat, blir det opplyst at en tektyleringsbedrift ved Nygard trolig har avløp av vaskevann etter passert oljeavskiller til bukta. Likeledes har det vært en tilsvarende bedrift, - nå nedlagt, ved Fiskaa som kan ha ført avløpsvann til denne bukta. PAH-tilførsler fra slik virksomhet kan være en mulig kilde til den høye verdien på stasjon 12. For å få sikkerhet i dette må eventuelt nye prøver samles inn.

Det var små og ingen systematiske forandringer i innholdet av de

enkelte PAH-komponentene mellom stasjonene bortsett fra for stasjon 12. Fenantren utgjorde her en høy andel av total-PAH, 24%. Innholdet av potensielt kreftframkallende PAH utgjorde fra ca. 30 til ca. 50% av total-PAH (beregnet etter IARC 1983), tabell 3.4. Dette er i overensstemmelse med resultater fra f.eks. Sunndalsfjorden.

Tabell 3.4. Innhold av utvalgte PAH-komponenter og potensielt kreftframkallende PAH (KPAH) i prosent av total-PAH.

Stasjon	2	5	9	11	12
Fenantren	9	8	7	7	24
Antracen	1	1	i.p.	i.p.	i.p.
Fluorantren	1	11	14	12	11
Pyren	10	8	9	11	8
Delsum	21	28	30	30	43
Trifenylen/Chrysen	10	8	10	12	8
Benzo(a) antracen	4	5	6	7	5
Benzo(b,j,k) fluorantren	15	19	18	6	6
Benzo(e) pyren	6	8	6	10	8
Benzo(a) pyren	6	8	6	11	7
Delsum	41	48	46	34	34
KPAH	37	44	43	37	29

i.p. = ikke påvist.

Sammenlignes det med konsentrasjoner i andre fjordområder påvirket av smelteverksindustri, er verdiene i Karmsundet moderate. Dette henger trolig sammen med sterk strøm og borttransport av forurensninger og moderate utslippsmengder fra bedriften. I Sunndalsfjorden (Næs og Rygg, 1988), Årdalsfjorden (Baalsrud et al., 1985), Kristiansandsfjorden (Næs, 1985), Vefsnfjorden (Haugen et al., 1981), Saudafjorden (Bjørset et al., 1979) og Fedafjorden (Rygg og Skei, 1986) ble det målt opptil hhv. 800 µg/g, 820 µg/g, 500 µg/g, 36 µg/g og 151 µg/g total PAH i usiktet prøve. Tilsvarende verdi var altså 96 µg/g i Karmsundet (stasjon 10, usiktet).

3.3.5 Innhold av klorerte forbindelser

Det ble på tre stasjoner analysert for innhold av utvalgte klororganiske forbindelser. Resultatene er vist i tabell 3.5.

Tabell 3.5 Innhold av pentaklorbenzen (5-CB), heksaklorbenzen (HCB), α,γ -benzenheksaklorid (α,γ -BHC, diklordifenyltrikloretan (DDT), polyklorerte bifenyler (PCB) i ng/g og ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EOPCL) i $\mu\text{g/g}$ (tørrvekt).
Prøvebetegnelse :

- 1 - K-3. Fra grabb 0-1 cm
- 2 - K-9. 0-1 cm
- 3 - K-9. 1-2 cm
- 4 - K-11. 0-2 cm

Parameter	1	2	3	4	2 x)
5-CB	*)	<0,2	*)	<0,2	
α -BHC	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	
HCB	0,4	*)	*)	1,-	
γ -BHC (Lindan)	<0,2	<0,2	<0,2		
Σ -DDT	<0,5	<0,5	<0,5	<0,2	
PCB	3,-	3,-	16,-	9,-	
EOPCL	0,38	85	1,1	1,1	85
% Tørrstoff	58,3	31,6	25,6	59,7	

x) Reanalyse EOPCL 14/4-89

*) Maskert

For alle komponentene var verdiene lave, bortsett fra EOPCL- verdien i 0-1 cm nivå på stasjon 9. Det er vanskelig å forklare denne verdien. Mest sannsynlig skyldes den kontaminering av prøven.

3.3.6 Sammenligning med resultater fra tidligere undersøkelser av Karmsundet

Tidligere sedimentundersøkelser av Karmsundet er utført av NIVA i 1977 (Skei, 1978) og av Rogalandsforskning i 1980 (Berg, 1981). I begge disse undersøkelsene ble analysene gjort på usiktet sediment. Det ble derfor i denne undersøkelsen også gjennomført analyser av usiktet materiale fra stasjonene 1, 2, 4 og 10. Disse stasjonene er sammenlignbare med de fra 1977-undersøkelsen (hhv. K1, K2, K3 og K6). Tatt i betraktning at det er store forskjeller i sedimentbeskaffenheten over korte avstander i Karmsundet, er det rimelig god overenstemmelse for metallpåvirkningen både med 1977- og 1980-undersøkelsen. Angående kvikksølpåvirkningen på Smedasundet peker både denne undersøkelsen og Berg (1981) mot kloakkutslippet ved Torvgata som sannsynlig hovedkilde. Berg mener imidlertid at belastningen var avtagende. Denne undersøkelsen støtter ikke den konklusjonen.

I 1977 ble PAH-konsentrasjonen i sedimentet bestemt på tre stasjoner. Stasjon 10 i denne undersøkelsen er sammenfallende med en av disse. Total-PAH-innholdet i 1977 var 32 ug/g og benzo(a)pyren 3.5 µg/g. I den usiktede prøven fra 1988 var verdiene henholdsvis 96 og 6.7 µg/g. Imidlertid var konsentrasjonene i siktet prøve 59 µg/g total-PAH og 4.4 µg/g benzo(a)pyren. Vanligvis er verdiene i siktete prøver høyere, hvis ikke det er tilførsler av PAH-rike grovere partikler. Resultatene kan indikere at konsentrasjonene på stasjonen nær søndre slamsettingbasseng var høyere i 1988 enn i 1977.

Eventuell økt belastning på området som helhet sammenlignet med 1977 støttes ikke av resultatene fra vertikalprofilen på stasjon 9. Her var de høyeste PAH-konsentrasjonene i 9-10 cm sedimentdyp.

Også i 1977 ble PAH-innholdet i sedimentet i bukta vest av Husøy, svarende til stasjon 12 i denne undersøkelsen, bestemt. Det ble da påvist en gradient med fallende konsentrasjoner fra fabrikknære stasjoner og til stasjonen i denne bukta. I 1988 var konsentrasjonen høyere på stasjon 12 enn på stasjonen nær bedriften. Dette støtter antagelsen en PAH-tilførsler direkte til bukta, sannsynligvis via kommunal kloakk og kan skyldes tilførsler fra tektyleringsverksteder.

3.3.7 Samlet vurdering

Sedimentene nær Protan A/S hadde relativt høyt innhold av organisk materiale. Ut fra sedimentanalysene alene var det imidlertid ikke noen

massiv påvirkning. Gode strømforhold transporterer trolig bort en stor del av det organiske utslippet fra denne bedriften.

Metalltilførsler, trolig i hovedsak transport med kommunal kloakk fra Haugesund by, påvirker den nordre delen av Karmsundet. Spesielt var konsentrasjonene av kvikksølv høye i Smedasundet med verdier opp til 30 ganger bakgrunnsnivå.

PAH-tilførsler fra Hydro Aluminium påvirker hele undersøkelsesområdet. Dette medfører konsentrasjoner i størrelsesorden 25-200 ganger mere enn "normalt", avtagende nordover fra bedriften. Vest av Husøy ble det funnet en PAH-verdi på 200 ganger bakgrunn. Dette skyldes trolig en lokal kilde.

Ut fra sedimentanalysene tilrår vi at metalltilførslene, spesielt kvikkølv med kommunal kloakk, kvantifiseres. Likeledes bør kilder til den høye PAH-verdien vest av Husøy oppspores. Hvis PAH-belastningen på Karmsundet som helhet skal bli lavere, må utslippene fra Hydro Aluminium reduseres. I denne forbindelse bør belastningen søkes tallfestet ved målinger, dels i avløpsvann, dels i vann som kommer ut fra sedimenteringsbassengene innerst i Håviksbukta og Austevik.

4. BLØTBUNNFAUNA

4.1 Innledning

Bløtbunnfauna kalles de dyresamfunn som lever på og i myke bunn-sedimenter. Hvilke arter som finnes, artenes innbyrdes mengde og individtetthetene bestemmes av faktorer som næringstilgang, sedimentets beskaffenhet, type av sedimenterende materiale, oksygenforhold og eventuelle forstyrrelser fra forurensninger. Under normale forhold opptrer artsrike samfunn med en fordeling av individene mellom artene (samfunnsstruktur) som følger bestemte mønstre. Forurensning eller andre forstyrrelser fører til avvikende arts- og individforekomst. Ømfintlige arter forsvinner, mens arter som tolererer forholdene, kan opptre med høye individantall.

I de senere år er det utviklet flere metoder for å klassifisere tilstanden hos bløtbunnfaunasamfunn og anslå graden av forurensningspåvirkning. Bløtbunnfaunastudier inngår derfor nå i de fleste større resipientundersøkelser, både for å kartlegge tilstand og for å overvåke forurensningsutvikling.

4.2 Stasjonsvalg og metoder

Innsamlingen ble foretatt 7. april 1988.

Det viktigste formålet var å kartlegge gradienter i påvirkningen av faunaen både i vikene og i hovedsundet. Stasjonsplasseringen er vist på kartet i figur 3.1a i kapitlet om sedimenter.

Stasjon 1 representerer nærområde til Haugesund.

Stasjon 2 og 3 representerer fjordbassenget sør for Haugesund, hhv. nært og fjernt i forhold til byen.

Stasjon 5 og 6 representerer bassenger hhv. nord og sør for de store organiske utslipp fra Protan A/S.

Stasjon 9 og 11 representerer søndre del av undersøkelsesområdet. Sammen med 2, 3, 5 og 6 danner stasjon 9 og 11 et langsgående profil i hovedsundet, med mulighet for innbyrdes sammenligning av faunaen i dypvannet i bassengene langs seter sundet.

Stasjon 1, 4, 7, 8 og 10 representerer grunnere partier i buktene. Stasjon 7 og 10 ligger nord og sør for Hydro Aluminium. Stasjon 8 er en viktig referanse for stasjon 1, 4, 7 og 10 for bedømmelse av

forurensningsgrad.

I forbindelse med et annet prosjekt ble det samlet grabbprøver fra ytterligere en stasjon (stasjon 12) den 24. juni 1988.

På hver stasjon ble det tatt fire parallelle prøver med en 0.1 m² Petersengrabb. Prøvene ble silt gjennom siler med 1.0 mm runde hull. Prøvene ble fiksert i 4% nøytralisert formalin og senere overført til 70% etanol. I laboratoriet ble dyrene sortert ut, artsbestemt og tallet. Statistisk behandling av resultatene ble utført etter metoder som er nærmere omtalt i resultatkapitlet.

4.3 Resultater og diskusjon

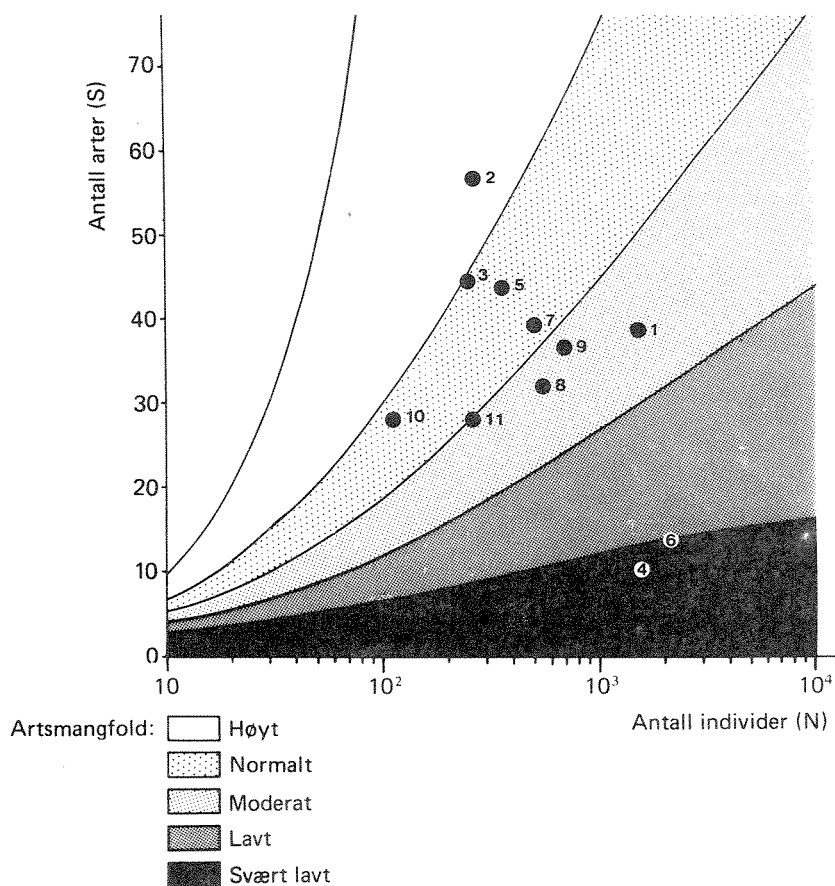
I det følgende presenteres resultatene fra 1988. Fra samtlige stasjoner ble det tatt fire parallelle grabbprøver. To (0.2 m²), tre (0.3 m²) eller fire (0.4 m²) av prøvene fra hver stasjon er opparbeidet, og dataene slått sammen før den statistiske bearbeidelsen.

De komplette lister over artenes forekomst og individantall er gitt i vedleggstabell 5.

4.3.1 Artsmangfold

Artsmangfoldet (diversiteten) går ned ved forurensningpåvirkning, mens det holder seg høyt ved naturlige, upåvirkete forhold. Artsmangfoldet avhenger både av artsantallet på lokaliteten og av hvordan individmengden er fordelt blant artene. Mange arter og jevn fordeling av individer blant artene gir et høyt artsomangfold. Omvendt gir lavt artsantall og dominerende individantall hos én eller få arter et lavt artsomangfold.

Artsomangfoldet kan defineres som artsantall som funksjon av antall individer i prøven. Det er utarbeidet et klassifiseringssystem som viser sammenhengen mellom artsantall og individantall ved forskjellig artsomangfold (Rygg, 1984). Dette har blitt brukt til å gradere miljøtilstand (figur 4.1).



Figur 4.1. Klassifisering av artsmangfoldet på stasjonene i Karmsundet.

For å få et enkelt tall for artsmangfoldet, kan det forventete artsantallet når et bestemt individantall, f.eks. 100, er samlet fra stasjonen, beregnes (Hurlbert, 1971). Denne artsmangfoldindeksen er gitt benevnelsen $E(S_{n=100})$ (nedenfor forkortet til ES). Det er foretatt en klassifisering av denne indeksen til bruk ved bedømmelse av miljøkvalitet (Tab. 4.1).

En annen vanlig brukt indeks for artsmangfold er Shannon-Wiener's indeks (H) (Shannon og Weaver, 1963). Verdiene for ES og H for prøvene fra Karmsundet er vist i Tab 4.2.

4.3.2 Faunaens artssammensetning

Hvilke arter som finnes på en lokalitet er i stor grad avhengig av miljøforholdene. Miljøkravene til de fleste vanlig forekommende arter er i dag så godt kjent at artene kan klassifiseres som tolerante eller ømfintlige. På grunnlag av klassifisering av 100 vanlige arter etter ømfintlighet er det utarbeidet en artsindeks, definert ved gjennomsnittet av ømfintlighetsgraden hos artene i prøven (Rygg, 1986a). Et faunasamfunn med mange ømfintlige arter tilstede vil ha en høy artsindeksverdi og indikere gunstige miljøforhold. Lav artsindeksverdi vil tyde på overvekt av tolerante arter og ugunstige miljøforhold.

Artsindeksverdier som er beregnet fra et stort antall stasjoner fra lokaliteter med forskjellig forurensningsbelastning, tyder på godt samsvar mellom indeksverdi og antatt forurensningsgrad. Det er foretatt en klassifisering av artsindeksverdier til bruk ved bedømmelse av forurensningsgrad (Rygg, 1986b; Tab. 4.1).

Verdiene for artsindeksen for Karmsundstasjonene er vist i Tab. 4.2.

4.3.3 Tilstandsindeks

Tilstandsindeksen (Rygg, 1986b) er et veid gjennomsnitt av artsindeksen AI og artsmangfoldet ES.

En indeksverdi på 1.0 angir grenseverdien mellom moderat påvirket og lite påvirket lokalitet (Tab. 4.1).

Tab. 4.1. Graden av påvirkning av bløtbunnfaunasamfunn kan klassifiseres ved samfunnets artsmangfold (ES), artsindeks (AI), og ved en tilstandsindeks (TI) som kombinerer ES og AI (Etter Rygg, 1986b).

Påvirkningsgrad	ES	AI	TI
Liten (ikke påvisbar)	>18.5	>6.85	>1.00
Moderat	12-18.5	5.90-6.85	0.87-1.00
Betydelig	7-12	5.10-5.90	0.76-0.87
Sterk	<7	<5.10	<0.76

Verdiene for tilstandsindeksen for stasjonene i Karmsundet er vist i Tab. 4.2.

Tab. 4.2. Oversikt over stasjoner og prøver, verdier for noen viktige faunaparametre, samt klassifisering av påvirkningsgrad. Stasjonenes plassering, se figur 3.1.

STASJON DATO	AREAL M ²	DYP M	S	N	H	ES	AI	TI	PÅVIRKNING
1 880407	0.4	13	38	1558	1.97	12.06	6.23	0.89	Moderat/Bet
2 880407	0.2	42	56	264	3.88	31.40	6.32	1.07	Ingen/Liten
3 880407	0.2	57	44	245	4.40	29.04	6.78	1.09	Ingen/Liten
4 880407	0.2	38	9	1617	0.51	3.55	2.46	0.54	Sterk
5 880407	0.2	40	43	350	3.82	23.64	5.27	0.93	Moderat
6 880407	0.2	55	14	2359	1.30	5.01	3.20	0.61	Sterk
7 880407	0.3	40	39	513	3.00	17.63	6.17	0.94	Moderat
8 880407	0.2	46	32	560	3.00	16.84	6.44	0.95	Moderat
9 880407	0.2	59	36	698	2.77	16.45	5.81	0.90	Moderat/Bet
10 880407	0.3	37	28	108	3.99	27.02	6.93	1.08	Ingen/Liten
11 880407	0.2	97	28	273	1.82	15.47	7.44	1.01	Ingen/Liten
12 880624	0.4	20	1	4	0.00	*	1.10	*	Sterk

S: Artsantall

N: Samlet individantall

H: Shannon-Weaver diversitetsindeks (Shannon og Weaver, 1963)

ES: Forventet artsantall pr. 100 individer (Hurlbert, 1971)

AI: Artsindeks (andel av forurensningsømfintlige arter i faunasamfunnet) (Rygg, 1986a)

TI: Tilstandsindeks (Rygg, 1986b)

Bet: Betydelig

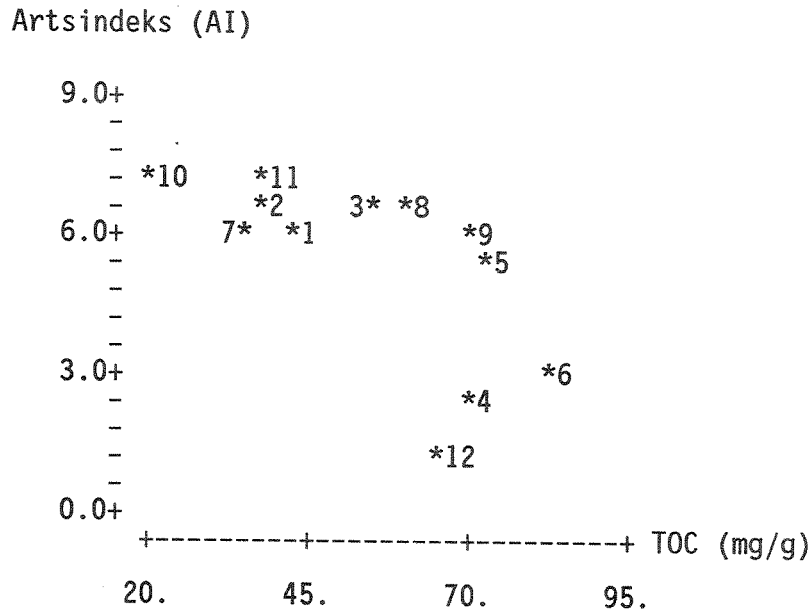
*: For få individer til at indeksen kunne beregnes.

Individtallene pr. m² av de vanligste artene på hver stasjon er vist i Tab. 4.4.

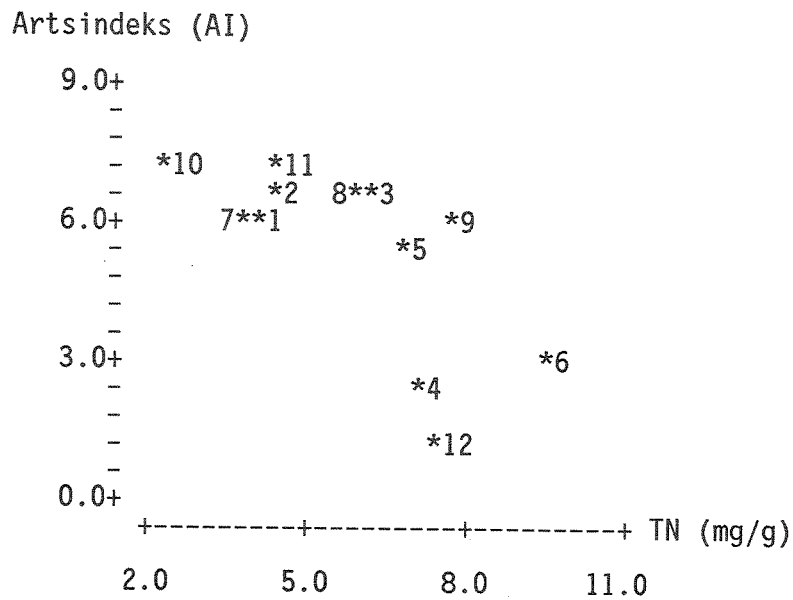
Tab. 4.4. De vanligste artene på hver stasjon i Karmsundet.

DYREGRUPPE	STASJON	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
	Art	AREAL (M2)	0.4	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.3	0.2	0.2	0.3	0.2	0.4
NEMERTINEA														
	Nemertinea indet		13	7	22	-	50	-	183	111	183	8	4	-
POLYCHAETA														
	Capitella capitata (Fabricius)		-	-	-	4	4	220	-	-	-	-	-	-
	Chaetozone setosa Malmgren		1082	3	7	-	5	-	1	26	3	5	2	-
	Heteromastus filiformis (Claparede)		-	1	-	-	1	-	37	238	302	-	-	-
	Malacoceros fuliginosus (Claparede)		-	-	-	1490	-	1680	1	-	-	-	-	-
	Melinna cristata (M.Sars)		-	110	17	-	-	-	-	-	-	2	206	-
	Owenia fusiformis Delle Chiaje		-	-	-	-	83	-	1	-	-	-	-	-
	Polydora quadrilobata Jacobi		97	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Prionospio malmgreni Claparede		2	-	-	-	-	-	148	39	7	23	-	-
	Tharyx sp		81	-	31	-	-	-	3	-	-	-	1	-
OLIGOCHAETA														
	Oligochaeta indet		113	-	-	80	1	400	-	-	-	-	-	4
BIVALVIA														
	Thyasira sarsi (Philippi)		-	-	-	-	-	1	2	30	64	1	-	-

Organisk belastning er sannsynligvis hovedårsaken til forurensningsvirkningene. Særlig lave verdier av artsindeksen ble funnet på tre av stasjonene der innholdet av organisk materiale (karbon og nitrogen) i sedimentet var høyt (figur 4.2-4.3). De tre mest forurensede stasjonene (4, 6 og 12) var preget av arter som er kjent for å være svært forurensningstolerante, og som, hvis de er tallrike på lokaliteten, beviser betydelig eller sterk forurensning. Mangebørstemarkene Capitella capitata og Malacoceros fuliginosus og fåbørstemarkene (Oligochaeta) er typiske forurensningsarter. Mangebørstemarkene Chaetozone setosa, Heteromastus filiformis, Polydora spp. og Prionospio malmgreni og muslingen Thyasira sarsi er forurensningstolerante arter som ofte opptrer som opportuniste på belastete lokaliteter, men som kan være vanlige ellers også.



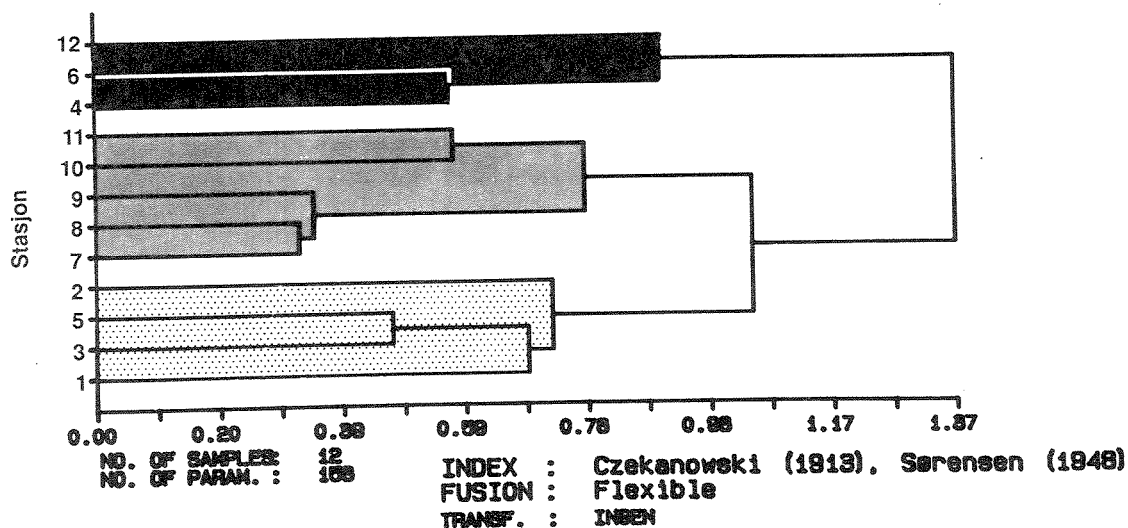
Figur 4.2. Plot av artsindeks mot organisk karbon i sedimentet. Tallene i plottet er stasjonsnr.



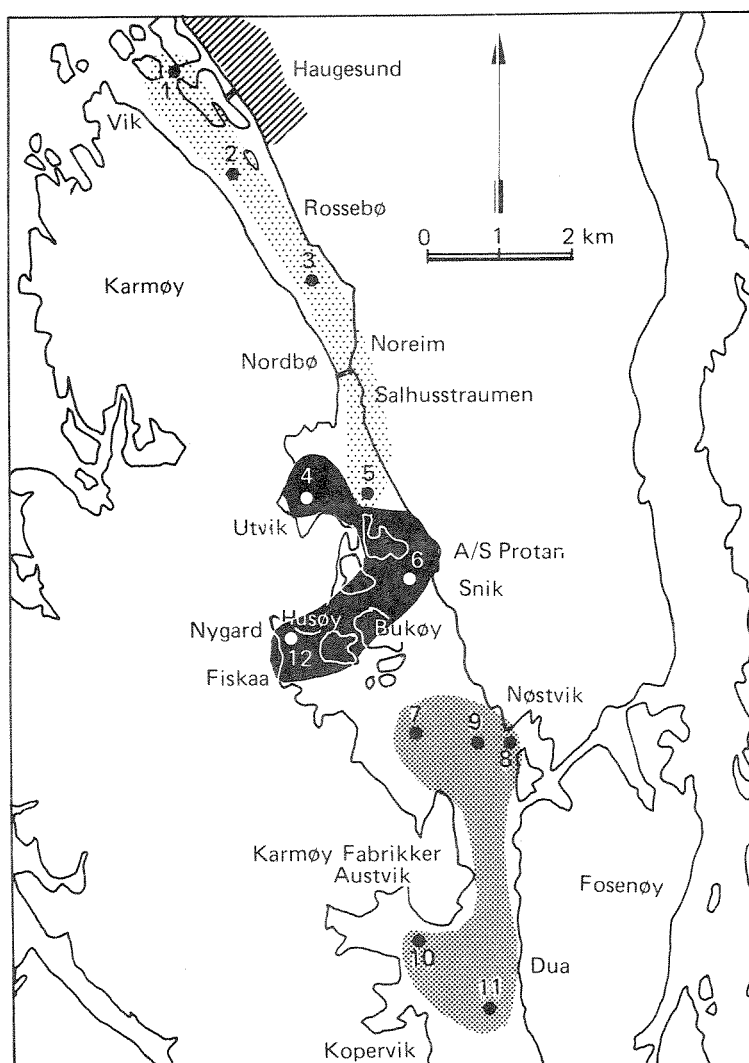
Figur 4.3. Plot av artsindeks mot nitrogen i sedimentet. Tallene i plottet er stasjonsnr.

4.3.4 Likhet i faunaen mellom de enkelte stasjonene

Det er gjort en analyse av graden av likhet i faunaen (prosent felles arter) mellom de enkelte stasjonene. De mest like stasjonene er gruppert sammen. Det framkom tre hovedgrupper av stasjoner (figur 4.4). De sterkt forurensningspåvirkete stasjonene 4, 6 og 12 utgjorde én gruppe. Stasjon 1, 2, 3 og 5 i nordre del av sundet utgjorde en annen gruppe. Den tredje gruppen omfattet stasjon 7, 8, 9, 10 og 11 i søndre del av sundet. Stasjon 7, 8 og 9 utgjorde en egen undergruppe i den tredje gruppen. Figur 4.5 viser grupperingene inntegnet på stasjonskartet.



Figur 4.4. Dendrogrammet viser grupperinger av innbyrdes like stasjoner, basert på likhetsindeks for alle par av stasjoner. Like stasjoner grupperes tidligst sammen i dendrogrammet, dvs. lengst til venstre. Skalaen angir grad av ulikhet. Det framtrer tre hovedgrupper (skravert).



Figur 4.5. Stasjonskart med angivelse av stasjonsgrupper med høy likhet i faunaen innenfor hver gruppe (jfr. dendrogrammet i figur 4.4).

4.3.5 Samlet vurdering

De midtre deler av Karmsundet er sterkt forurensningspåvirket.

Nordover og sørover i sundet avtok påvirkningen. Bortsett fra på lokaliteten nærmest Haugesund, kunne det ikke påvises virkninger på faunaen på stasjonene nord for Salhusstraumen. Heller ikke kunne det påvises virkninger på stasjonene sør for Hydro Aluminium. Ved Haugesund, og i det åpne området nordøst for Hydro Aluminium, var faunaen moderat forurensningspåvirket.

Det må antas at tilstanden i midtre del av Karmsundet skyldes en kombinasjon av tilførsler av organisk materiale og naturgitte forhold som hemmer borttransport av forurensningene. Dersom tilstanden på bunnen ikke skal forverres, eller eventuelt skal kunne bli bedre, må tilførslene av organisk materiale reduseres. Tilførslen av organisk materiale domineres av utslippene fra Protan A/S.

5. MILJØGIFTER I STRANDORGANISMER

5.1 Innledning

Dokumenterte eksempler på forekomst av miljøgifter i Karmsundet i høyere konsentrasjoner enn "normalt" omfatter

- polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell (Berg, 1981) og sedimenter (Skei et al., 1978)
- metaller (særlig kvikksølv, tildels sink, kobber, bly og kadmium) i tang (Skei et al., 1978) og sedimenter (Skei et al., 1978, Berg, 1981).

Videre foreligger en kjent tilførsel med fluorid (ikke miljøgift iflg. SFT's definisjon) fra Hydro Aluminium.

Behovet for alminnelig aktpågivenhet mht. bestandige klororganiske forbindelser i omegnen av industrialiserte steder, er bakgrunnen for orienterende analyse av slike stoffer i tillegg til kjente utslippskomponenter.

Tilfeller av at flere indikatororganismer er benyttet for samme miljøgifter har dels bakgrunn i at ulike arter gjenspeiler forskjellige belastningsformer, dels i det generelle behovet for sammenlignende studier. Generelle overvåkingsformål ("bakgrunnsverdier") ligger til grunn for analyser av en del metaller.

5.2 Materiale og metoder

Prøvestedene er lagt dels nær utslippsteder/mistenkt belastede områder, dels vekk fra disse for å få karakterisert forurensningsgraden i økende avstand fra kjente eller mulige kilder.

Organismer for miljøgiftanalyse er valgt dels ut fra indikatoregenskaper (snegl, tang), dels ut fra brukerintereser (spiselige arter av fisk og krabbe). Strandsnegl er benyttet istedetfor blåskjell pga. større forekomst og lettere tilgjengelighet i undersøkelsesområdet.

Prøvestedene er vist i figur 5.1 og nærmere redegjort for i tabell 5.1 med angivelse av hvilke miljøgifter som er analysert i de respektive organismer. Ved st. 5, Austvik, er snegl og tang samlet på østsiden av bukten, 100-150 m utenfor veivoll mot settlingsbasseng ved aluminiumverket. St. 4 var ved grått naust på rullesteinstrand nord

og vest for et tilsvarende settlingsbasseng mot Håviksbukta. De øvrige prøvesteder lå unna synlige lokale kilder.

Tabell 5.1 Prøvesteder og analyser for undersøkelse av miljøgiftinnhold i organismer fra Karmsundet 1988. (Kfr. figur 5.1. Vedr. forkortelser - se fotnote eller tekst).

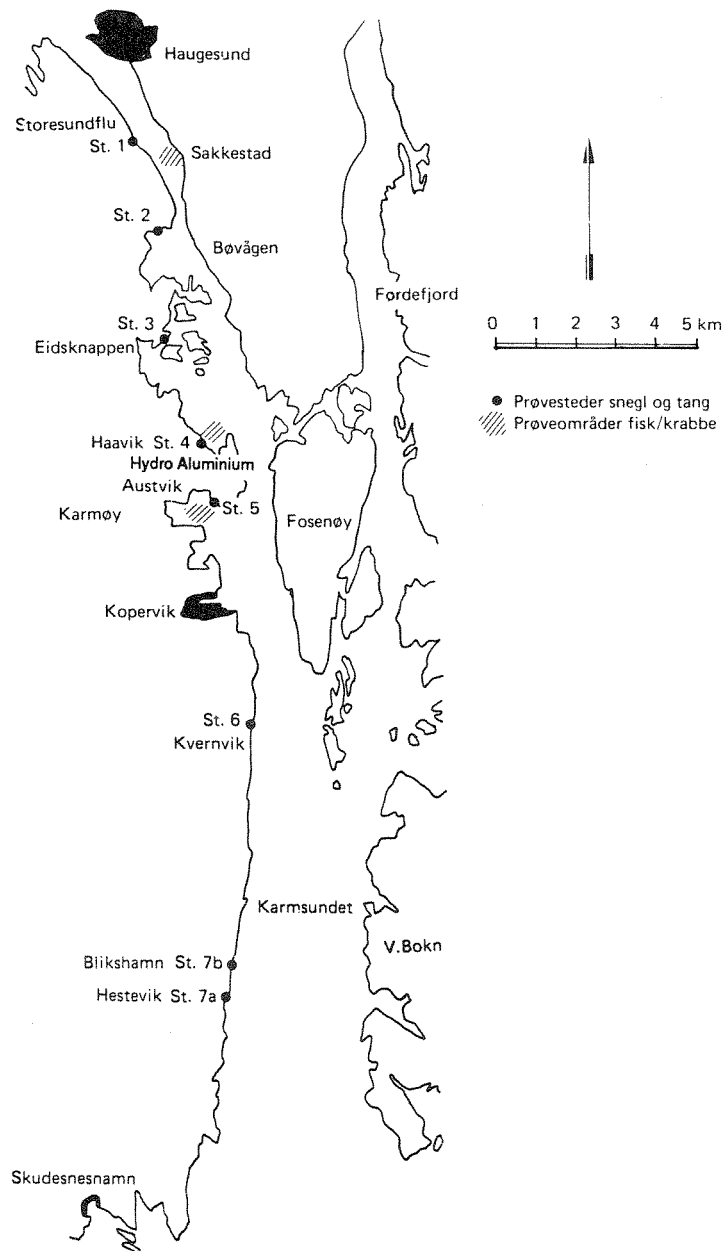
ORGANISMER	STASJONER/OMRÅDER/ TID	PRØVER/ANALYSER ¹⁾
TORSK (<u>Gadus morhua</u>) Lever	Håviksbukta, Austvik, des. 1988	PCB, Σ DDT, γ -HCH, HCB, 5-CB, EPOCl, PAH (Bare Austvik)
Filet	Håviksbukta, Austvik, des. 1988, Bl.pr. fra 3 st.: Håviksbukta/Austvik/Sakkestad (sept, 1988)	PAH, Hg Hg
SKRUBBE (<u>Platichthys flesus</u>) Lever	Håviksbukta, des. 1988 Bl.prøve Håviksbukta/Austvik/Sakkestad, sept. 1988,	PAH Pb, Cd, As, Zn, Cu
Filet	Håviksbukta, des. 1988 Bl.prøve Austvik/Sakkestad sept. 1988	PAH Hg
TASKEKRABBE (<u>Cancer pagurus</u>) Skallinmat	Bl.prøve Håvik/Sakkestad, sept. 1988 Bl.pr. Håviksbukta/Austvik/Sakkestad	PCB, osv. som i torskelever PAH
STRANDSNEGL (<u>Littorina littorea</u>)	St. 1,2,3,4,5,6,7a, 16-17/8-88 St. 1,4, 7a St. 1,3,4, 7a St. 4,5,7a	PAH PCB, osv. som i torskelever Hg, Pb, Cd, Cu, Zn, Ni, Cr, Fe, Co Fluorid

tab. forts.

(tab. 5.1 - forts.)

ALBUSNEGL (<u>Patella vulgata</u>)	St. 1,2,6,7a 16.-17/8-88 St. 7a	PAH PCB, osv. som i tors- kelever
GRISSETANG (<u>Ascophyllum nodo- sum</u>)	St. 1,3,4,7a 16.-17/8-88 St. 3,4,5,7b	Hg(bare st.1-3), Cd, Pb, Cu, Zn, Ti, V, Fe Fluorid

1) PCB: polyklorerte bifenyler, Σ DDT: Sum av diklordinfenyltrikloretan med bestandige nedbrytningsprodukter (DDE), HCH: Lindan () og andre isomere av heksaklorsykleheksan, HCB: Heksaklorbenzen, 5-CB: Pentaklorbenzen, Hg: kvikksølv, Pb: bly, Cd: Kadmium, Cu: kobber, Zn: sink, As: arsen, Ni: nikkel, Cr: krom, Fe: jern, Co: kobolt, Ti: titan, V: vanadium.



Figur 5.1. Prøvesteder for fisk, snegl og tang innsamlet til analyse på miljøgifter i Karmsundet 1988.

Tilfellene av blandprøver av materiale fra flere stasjoner skyldes en ufullstendig beskjed ved opparbeidelsen av prøver, men analyseresultatene er likevel inkludert, da de viste seg anvendelige for vurderingen av resipienttilstanden. Undersøkelsene av PAH i fisk har dessuten vært hemmet av vanskeligheter med å få tak i materiale, spesielt for flatfisk fra Austvik, og blandprøvene av fisk bestod av 2-10 eks. Torsk var i størrelsen ca. 300 - 2.600 g, for det meste 500 - 1.000 g, skrubbe ca. 200 - 800 g. Blandprøvene av skallinnmat fra taskekrabbe var av 4 - 6 eks. Av strandsnegl ble blandprøvene opparbeidet fra ca. 50 individer, albusneglprøvene fra 5 - 10 eks. Grisatangprøvene var sammensatt av skudd av 10 - 15 cm lengde, kuttet under 2. blære regnet ovenfra, uten kjønnsorganer og såvidt mulig fri for påvekstorganismer. Flere skudd ble samlet fra hver av 10 - 20 planter. Etter innsamling er prøvene oppbevart nedfrosset og mørkt.

I forbindelse med opparbeidelse av fiskeprøvene er fisken observert mht. leverens størrelse og farge og eventuelle sår eller misdannelser. PAH-analysene er utført ved gasskromatografi med glasskapillarkolonne (Berglind og Gjessing, 1980). De klororganiske forbindelsene er analysert gasskromatografisk med kvartskapillarkolonne etter ekstraksjon og rensing (modifisert etter metodikk beskrevet i vedlegg 2 i Knutzen et al., 1986). EPOCl er bestemt ved nøytronaktivering ved IFE (Institutt for energiteknikk). Metallanalysene er utført ved atomabsorpsjon (Norsk Standard 4770, 4773) etter opplutning med salpetersyre (NS 4783). Kvikksølv er analysert ved kalddampeteknikk. Fluorid er analysert ved SINTEF ved ioneselektiv elektrode etter dette laboratoriums ikke publiserte opplutningsmetode.

5.3 PAH i fisk og krabbe

Rådata for PAH-analysene er vist i vedleggstabellene A5-1 (torsk og skrubbe) og A5-2 (krabbe). Et sammendrag av resultatene er gitt i nedenstående tabell 5.2 i form av total-PAH, sum potensielt kreftfremkallende forbindelser (KPAH) etter IARC (1983) og innhold av benzo(a)pyren (B(a)P). (I henhold til IARC (1987) regnes ikke lenger chrysen med til de PAH som er mulig kreftfremkallende hos mennesker. Dette betyr at KPAH er noe lavere enn angitt i tabellene 5.2 og 5.3, men i praksis av mindre betydning).

Tabell 5.2 Sum PAH, KPAH og B(a)P i torsk (Gadus morhua), skrubbe (Platichthus flesus) og taskekrabbe (Cancer pagurus) fra Karmsundet sept. - des. 1988, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt. i.p. = ikke påvist.

Art, prøvested	PAH	KPAH	B(a)P
SKRUBBE			
Håviksbukta, filet	68	33	i.p.
" lever	485	23	i.p.
Bl.pr. 3 st.*, filet	5	i.p.	i.p.
TORSK			
Håviksbukta, filet	13	i.p.	i.p.
Austvik, filet	160	8	i.p.
" lever	629	79	maskert
KRABBE			
Bl.pr. 3 st.	521	~110	i.p.

* Håviksbukta, Austvik og Sakkestad.

Av tabell 5.2 fremgår at det delvis er registrert overkonsentrasjoner av PAH i fisk og krabber fra de hardest berørte områdene. Dette er i samsvar med det man har erfart fra andre PAH-belastede områder, f.eks. i Fedafjorden (Knutzen, 1986a), utenfor Lista Aluminiumverk (Knutzen, 1987a) og i Saudafjorden (Knutzen og Skei, 1988).

"Normalkonsentrasjonene" av PAH i fisk, dvs. det som observeres i bare diffust belastede områder utenfor påvirkning fra nærliggende punktkilder, er utilstrekkelig karakterisert. Mer enn 20 - 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ sum PAH må betraktes med mistanke (Knutzen, 1989). I taskekrabbe er det enda mer sparsomt med sammenligningsdata. På en referansestasjon omkring 9 km fra Lista Aluminiumverk ble det funnet omkring 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$ av sum PAH.

På bakgrunn av ovenstående ses at det i hvert fall delvis er funnet tydelige overkonsentrasjoner av PAH i både fisk og skallinnmat av krabbe:

- opp til 3 - 5 ganger "normalinnholdet" eller "bakgrunnsverdien" av PAH i fileten av torsk fra et av utslippsområdene (Austvik).
- ca. 5 ganger bakgrunnsverdien i krabbeinnmat.

- vesentlig mer i lever enn fileten av både skrubbe og torsk fra henholdsvis Austvik og Håviksbukta.

Høyere konsentrasjon av PAH i fiskens lever enn i muskulaturen kan mest nærliggende forklares ved PAH's affinitet til fett og leverens fettinnhold. Også i Saudafjorden ble et slikt forhold konstatert (Knutzen og Skei, 1988).

Ellers ses av resultatene at fisk ikke kan anses som noen pålitelig indikator på graden av PAH-belastning - kfr. de lave verdiene av PAH i fileten av torsk fanget i den belastede Håviksbukta og i blandprøven av skrubbefilet fra bl.a. både Håviksbukta og Austvik. Fisks manglende anvendelighet som indikator skyldes kombinasjonen av velutviklet evne til å skille ut tjærestoffene og at man ikke vet hvor lenge fisken har oppholdt seg i det området den er fanget. Dette introduserer usikkerhet begge veier, idet den prøvetatte fisk nettopp kan ha vandret inn i et forurenset område eller vekk fra det. Resultatet kan bli henholdsvis misvisende lavt eller for vedkommende fangstområde villedende høyt PAH-innhold. Det er likevel vanskelig å forklare den lave verdien i filetblandprøven av skrubbe fra flere stasjoner. Skrubbe regnes som en stedbunden fisk, og filetene av fisk fra de forurensete stedene som inngikk i blandprøven burde ha gitt utslag. Forholdet er et eksempel på at i enkelte tilfeller kan selv fisk fanget i belastede områder ha lavt PAH-innhold (se ref. i Knutzen, 1987b).

Av tabell 5.2 ses at enkelte av fiskeprøvene og blandprøvene hadde et ikke ubetydelig innhold av potensielt kreftfremkallende stoff (KPAH). Dette er et forhold som må vurderes av helsemyndighetene (kap. 5.4).

Hvorvidt også fisk og krabber fra utslippsfjernere deler av Karmsundet kan inneholde overkonsentrasjoner av PAH, er det vanskelig å si noe bestemt om. Ut fra resultatene fra PAH-analyser i snegl (kap. 5.4, figur 5.2) synes påvirkningen fra aluminiumverket å være begrenset til få km nordover og sydover. Samtidig tyder imidlertid sedimentdataene på (kap. 3) at PAH spres effektivt (over større områder) langs bunnen og i dypere vannlag. Eventuelt utslag av en slik spredning har man liten erfaring med fra andre norske PAH-resipienter (der avstandsgradientene har vært brattere, formodentlig som resultat av mindre dypvannsutveksling enn i Karmsundet).

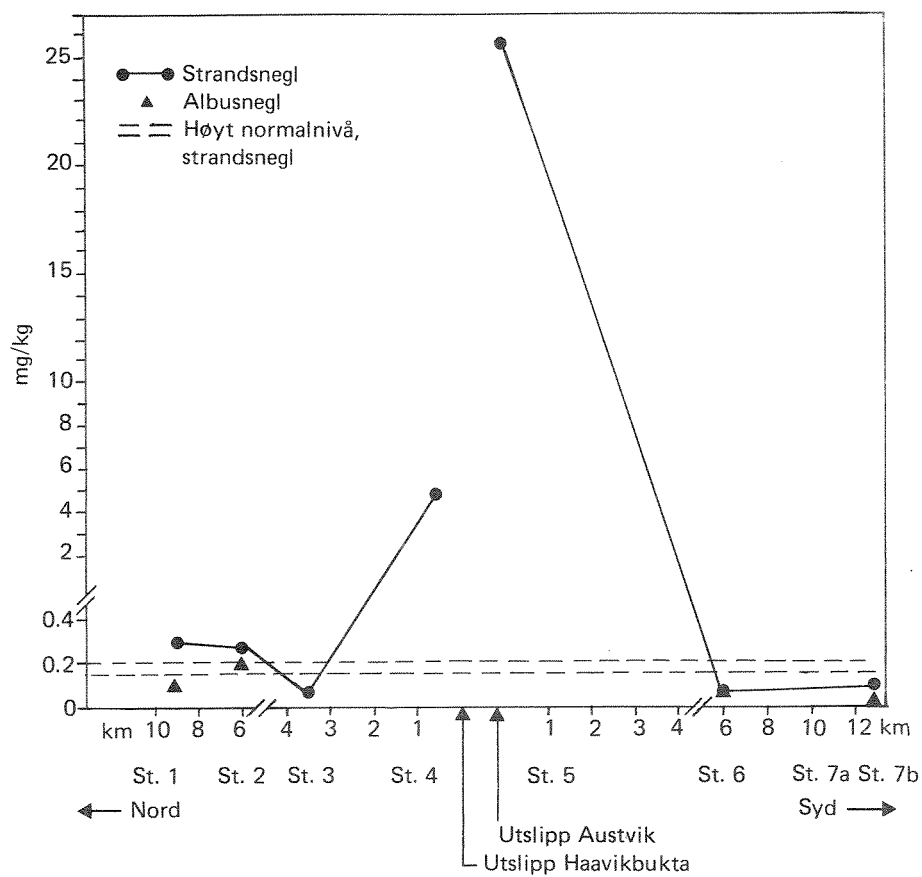
Ved opparbeidingen av fiskeprøver fra Håvikbukta og Austevik ble det observert enkelte torsk med oppflisete firner (3 av 11 stk.) og liten, rødbrun og/eller flekkete lever (5 av 9 stk.). Materialet er imidlertid for lite til å si noe om dette er symptom på PAH-stress.

5.4 PAH i snegl

Vedleggstabell A5-3 gjengir rådata, mens et sammendrag av de viktigste resultatene er gitt i tabell 5.3 og figur 5.2.

Tabell 5.3. Sum PAH, KPAH og B(a)P i stor strandsnegl (Littorina littorea) og albusnegl (Patella vulgata) fra Karmsundet 16-17/8 1988, µg/kg friskvekt og µg/kg tørrvekt (nederst)

STASJONER	Strandsnegl			Albusnegl		
	PAH	KPAH(%)	B(a)P(%)	PAH	KPAH(%)	B(a)P
FRISKVEKTSBASIS						
1 Storesundflu	293	~29(~10)	5(~2)	90	~26(~29)	4(~4)
2 Bøvågen N	280	~44(~16)	6(~2)	185	~40(~22)	~5(~3)
3 Eidsknappen	84	~29(~34)	-			
4 Haavikbukta	4790	~740(~15)	~70(~2)			
5 Austvik	25710	~4600(~18)	500(~2)			
6 Kvernvik	74	~15(~20)	-	75	~25(~33)	-
7a Hestevik	105	~15(~14)	-	39	~5(~13)	-
TØRRVEKTSBASIS						
1 Storesundflu	1308	129	22	473	137	21
2 Bøvågen N	1172	184	25	1039	225	28
3 Eidsknappen	384	132	-			
4 Haavikbukta	21872	3379	~320			
5 Austvik	127277	22772	2475			
6 Kvernvik	356	72	-	446	149	-
7a Hestevik	430	57	-	238	30	-



Figur 5.2. PAH i strandsnegl (*Littorina littorea*) og albusnegl (*Patella vulgata*) fra Karmsundet 1988, mg/kg friskvekt.

Nærmest tilførselene til Håviksbukta og Austvik ble det konstatert høyt eller meget høyt PAH-innhold. Antas "bakgrunnsnivåer" på ikke over 150-200 µg/kg friskvekt for sum PAH og høyest 0.5-1 µg/kg B(a)P (Knutzen, 1989a) fås følgende ca. overkonsentrasjoner i aluminiumsverkets nærhet (<0,5 km):

	Sum PAH	B(a)P
Håviksbukta	~ 25 X	~ 75 X
Austvik	~ 150 X	~ 500 X

Ut fra dette synes området ved Austvik hardest belastet. En antydning i samme retning gir resultatene fra analysene av fiskefilet, der det i torskefilet fra Håviksbukta ikke ble funnet overkonsentrasjoner. Dessuten var innholdet i skrubbeflyndre fra samme sted ikke større enn i torsk fra Austvik, se tabell 5.2. Ved samme grad av belastning i de to steder, skulle man forventet høyest konsentrasjon i skrubbe, som jevnlig er i mer intim kontakt med bunnen enn torsk.

Få km sydover fra Austvik og nordover fra Håviksbukta ble det bare funnet moderate eller lave konsentrasjoner (figur 5.2.). Minskningen i PAH-konsentrasjon var mest markert sydover i sundet. Imidlertid kan også mindre PAH-kilder (veiavrenning, luftnedfall) og tilfeldige belastninger (små oljespill, båtaksos) spille inn. Påvirkninger av denne typen vil sannsynligvis slå ut mest i den mer industrialiserte og trafikkerte nordlige del av undersøkelsesområdet.

Med et visst forbehold for st. 2, Bøvågen, ble det i albusnegl ikke påvist tydelige overkonsentrasjoner av PAH, men arten ble som man ser ikke funnet på stasjonene nærmest utslippet. Akkumuleringsgraden i albusnegl var omtrent som i strandsnegl (kfr. resultatene på tørrvektsbasis i tabell 5.2). Artene kan således anses å ha tilnærmet likeverdige indikatoregenskaper mht. sum PAH.

Tidligere undersøkelse av PAH i blåskjell fra Karmsundet 1979-80 (Berg, 1981) viste også forhøyede konsentrasjoner, men forholdsvis mer moderat i nærområdet (ca. 10-15 gangers overkonsentrasjon). Dessuten ble det funnet langt mindre markerte avstandsgradienter, idet overkonsentrasjoner på opp mot 10 ganger ble registrert også på en referansestasjon. Hva denne tilsynelatende forskjellen i gruntvannsforurensning den gang og nå kan bero på, er vanskelig å si. En faktor kan muligens være at blåskjellene vokser noe dypere enn strandsnegl og på den måten er mer utsatt for belastning med oppvirkede gruntvannssedimenter.

5.5 PAH-sammensetning i forskjellig prøvemateriale

Fra en sammenligning av PAH-profiler (tabell 5.4) kan det trekkes følgende - forbeholdne - konklusjoner:

- I forhold til avløpsvann (eller strengt tatt belastningen fra de to slamsettingsbassengene) var sedimentene noe anriket på gruppene av tungtløselige PAH (benzofluorantener (BFl) + benzopyrener (BP) og indenopyren (IP) + benzoperylen (BPe)). Denne relative anrikingen er mest tydelig sammenlignet med den PAH-blanding som er resultatet av en filtrering gjennom demningen for det nordlige bassenget. Et forholdsmessig høyere innhold av "tyngre" PAH i sedimenter enn avløpsvann fra gassvaskere er også observert i andre smelteverksresipienter (Kirkerud et al., 1981, Knutzen, 1984, 1986b, Knutzen og Skei, 1988, Knutzen, 1989b).
- I organismer var det derimot en forholdsmessig overrepresentasjon av de mer lettløselige PAH (gruppen fenantren (F)/fluoranten (Fl)/Pyren (P). Dette forhold gjenspeiles også i at organismene stort sett hadde relativt redusert innhold av de potensielt kreftfremkallende komponentene (KPAH), som omfatter tyngre løselige forbindelser. Unntak fra dette ses når totalkonsentrasjonene var særlig lave (skrubbefilet, albusnegl), og analyseresultatene tilsvarende usikre. For albusnegls vedkommende kommer det også inn risiko for episodisk påvirkning fra andre kilder). Mens albusnegl og strandsnegl har gitt en forholdsmessig underrepresentasjon av de tyngst løselige PAH jevnført med gassvaskeravløp (Knutzen, 1987d), er det bedre erfaring med blåskjell når det gjelder å akkumulere også de tyngst løselige forbindelsene (Knutzen og Skei, 1986, 1988).

Tabell 5.4. PAH-profiler (%-vis sammensetning) og andel KPAH i avløpsvann og utvalgte prøver av overflatesedimenter (0-1(2) cm) og organismer. (Forkortelser: se fotnote).

Prøver	F+F1 +P ¹)	B(a)A + C/T	BF1 + BP	IP+BPe	Øvrige PAH	KPAH
2 pr. utløp S.basseng (Austvik)	23/36	15/17	23/23	8/10	18/27	36/46
1 pr. utenfor gj.silingsvoll (Håviksbukta)	40	16	3	5	36	21
2 sedim.pr. nær Austvik, K10/K11	27/30	15/20	34/26	13/17	11/7	43/37
2 sedim.pr. nær Håviksbukta, K7/K9	30/32	30/16	25/31	13/13	2/8	45/43
Sedim.pr. K1 (Haugesund)	35	15	35	12	3	~ 50
Sedim.pr. K12	42	13	21	12	12	29
Skrubbe, Håvik, filet	51	-	49	-	-	49
" " lever	90?	-	5	-	5	5
Torsk, Austvik, filet	95	5	-	-	-	5
" " lever	87	-	13	-	-	13
Strandsnegl, st. 5 (Austvik)	57	15	15	3	10	18
" " 4 (Håviksb.)	63	17	8?	2	10	15
" " 1 (Storesundflu)	75	6	10	-	9	10
" st. 2 (Bøvågen)	60	16	10	-	14	16
Albusnegl, st. 1	63	22	15	-	-	29

1) F: fenantren, F1: fluoranten, P: pyren, B(a)A: benz(a)antracen, C/T: chrysen/trifenylene, BF1: sum av benzo (b,j,k)fluoranten, BP: sum av benzo(a,e)pyren, IP: indeno(1,2,3-cd)pyren(=o-phenylenepyren), BPe: benzo(ghi)perylene.

5.6 Fluorid

Resultatene er sammenstilt i tabell 5.4.

Tabell 5.4. Fluorid i strandsnegl (*Littorina littorea*) og grisetang (*Ascophyllum nodosum*) fra Karmsundet 16-17/8 1988, mg/kg tørrvekt og mg/kg friskvekt (middel av to bestemmelser).

Stasjoner	St. 3 Eids- knappen	St. 4 Håviks- bukta	St. 5 Austvik	St. 7 a Hestevika	St. 7 b Blikshamn
Organismer					
TØRRVEKTSBASIS					
Strandsnegl		182	215	157	
Grisetang	2,9	4,8	9,0		4,6
FRISKVEKTSBASIS					
Strandsnegl		47	45	40	
Grisetang	~ 0,8	~ 1,5	~ 2,3		1,6

For grisetangs vedkommende ligger de funne verdier innenfor "normalintervallet" (Knutzen, 1987 c,d, 1989a). Den tilsynelatende forhøyelsen i tang fra Austvik er derfor usikker og i alle tilfeller moderat. Erfaringer fra Lista med fluorid-utslipp har vist at fluorid kan anrikes i tang i betydelig grad, mer enn proporsjonalt med virkningen i vannets fluoridinnhold (Knutzen, 1987 d).

For strandsnegl er det ikke funnet sammenligningsdata i publiserte arbeider. Det kan nevnes at i albusnegl er det observert ca. 40 - 120, mest under 100 mgF/kg tørrvekt på referansestasjonen for Listaundersøkelsene (Knutzen, 1987 c). Tallene fra Karmsundet kan tyde på at strandsnegl generelt har høyere fluoridinnhold enn albusnegl. Bedømt ut fra konsentrasjonen i strandsnegl fra Hestevika, var forhøyelsene i de nære utslippsområder moderate og relativt mindre enn i grisetang. (Utgangspunktet for denne vurdering er konsentrasjonene angitt på tørrvektbasis, som er best for sammenligning mht. grad av forurensningsbelastning).

Av ovenstående følger at forurensningen av vann med fluorid utenfor den umiddelbare utslippssone kan anses som moderat/liten og uten praktiske konsekvenser.

5.7 Metaller

Analysene av kvikksølv i fisk viste lave verdier (mg/kg friskvekt):

Skrubbefilet, blandprøve. Austvik/Sakkestad:	0.06
Torskefilet, Austvik	0.07
" Håviksbukta	0.05
" blandprøve. Austvik/Håviksbukta/ Sakkestad	0.04

Både i nærområdet til aluminiumsverket og i blandprøver som omfattet fisk fra Sakkestad (3 km syd for Haugesund), lå kvikksølvinnholdet godt under øvre grense for "bakgrunnsnivået" (Knutzen, 1987 e). Resultatet samsvarer med at i sedimentene er kvikksølvforurensningen funnet i hovedsak å være begrenset til nærområdet av Haugesund (kap. 3).

Innholdet av en del andre aktuelle metaller ble analysert i en blandprøve av skrubbelever sammensatt av materiale fra Håviksbukta, Austvik og Sakkestad. Resultatene av analysene ble (mg/kg friskvekt):

Bly	Kadmium	Arsen	Sink	Kobber
0.28	0.04	<0.2	34.9	8.7

Alle disse resultatene er innen intervallene for "bakgrunnsverdier" (Knutzen, 1987 e), med et lite forbehold for bly, som er vanskelig å analysere nøyaktiv i så lave konsentrasjoner.

Metallinnholdet i snegl og tang er vist i tabell 5.5.

Tabell 5.5. Metaller i strandsnegl (*Littorina littorea*) og grisetang (*Ascophyllum nodosum*) fra Karmsundet 16-17/8 1988, mg/kg tørrvekt.

	Hg	Cd	Pb	Cu	Ni	Cr	Fe	Co	Zn	Ti	V	Tørrv. ¹⁾
<u>Strandsnegl</u>												
St. 1 Storesundflu	0.06	0.65	2.3	102	2.3	0.8	606	<5	77			21.6
St. 3 Eidsknappen	0.08	0.50	1.8	112	5.6	1.4	817	<5	83			22.9
St. 4 Håviksbukta		0.50	1.5	144	2.1	0.5	403	<5	78			22.2
St. 7a Hestvika	0.06	0.63	1.4	100	3.6	0.7	270	<5	74			29.9
<u>Grisetang</u>												
St. 1 Storesundflu	<0.04	0.24	1.0	2.7			70		51	<0.5	1.0	36.1
St. 3 Eidsknappen	<0.04	0.15	0.4	1.7			53		28	<0.5	0.5	39.1
St. 4 Håviksbukta		0.18	1.4	5.9			141		45	0.8	1.0	41.3
St. 7b Blikshamn		0-29	2.0	4.2			30		33	0.4	1.3	40.2

1) Gjelder prøver der alle metaller unntatt kvikksølv er analysert.

Fra denne tabellen kan en først merke seg det lave kvikksølvinnholdet i både snegl og tang. De forhøyede kvikksølvverdiene i sedimenter fra de nære omgivelsene av Haugesund har således ingen parallell i fjæreorganismer samlet mindre enn et par km syd for byen.

Heller ikke noen av de øvrige metaller var det vitnesbyrd om metallbelastning av betydning (annet enn eventuelt helt lokalt rundt mindre kilder). Samtlige observerte verdier lå under antatt øvre grense for "normalinnholdet" både i snegl og tang (kfr. henholdsvis Knutzen, 1986b og Knutzen, 1985).

5.8 Klororganiske forbindelser

Resultatene av disse analyser er gjengitt i tabell 5.6. (Vedrørende forkortelser for stoffer og stoffgrupper, se fotnote til tabell 5.1).

Tabell 5.6. Klororganiske forbindelser og EPOC1 i fisk, krabbe og snegl fra Karmsundet høsten 1988, µg/kg friskvekt.

Variable	LEVER AV TORSK		KRABBER Bl.pr.Hå- vik/Sakke- stad	STRANDSNEGL			ALBUSNEGL ST. 7A
	Håviks- bukta	Austvik		St. 1	St. 4	St. 7a	
5-CB	< 100	< 100	< 100	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
HCB	< 100	< 100	< 100	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
α-HCH	< 100	< 100	< 100	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
-HCH	< 100	< 100	< 100	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Σ DDT	200	300	300	0.5	1	1	0.7
PCB	3.300	3.200	5.400	5	7	8	4
EPOC1				800	2.600	1.800	1.800
% tørr- stoff	62.5	60.9	25.4	22.4	24.4	23.0	16.6
% fett	45.5	55.3	7.5				

De funne nivåene av PCB og Σ DDT i torskelever ligger under øvre grense for "bakgrunnsnivået" i områder med bare diffus belastning, men i den høye del av dette "normalintervallet" (se sammenstilling av litteraturdata i Knutzen, 1987f). Innholdet i blandprøven av krabbe var noe høyere og såvidt over det som i enkelte land praktiseres som øvre grense for akseptabelt innhold i mat (se sammenstilling i Green, 1988).

Alt i alt gir dette vitnesbyrd om en viss PCB-belastning, men de tilsvarende sonderende analyser i sedimenter (kap. 3) og snegl (tabell 5.6) ga lave/moderate PCB-verdier og ingen bestemte indikasjoner på lokale tilførsler av noen størrelse. Verdiene i fisk og krabbe kan best forklares ved en kombinasjon av diffus påvirkning (nedfall via luft, havstrømmer) med et mulig lokalt bidrag, slik det må antas vanlig i industrialiserte/urbaniserte områder. Kildene for det lokale bidraget er ikke kjent og mest sannsynlig små og/eller gamle.

Konsentrasjonene av de øvrige identifiserte klororganiske forbindelser var lave/moderate. Bakgrunnsverdier i snegl er dårlig kjent, men konsentrasjonene av HCB og HCH-isomere oversteg ikke antatt øvre grense for det som ofte er funnet i blåskjell fra "åpen kyst" (kfr. Knutzen og Kirkerud, 1984. De høye deteksjonsgrensene ved analysene av fiskelever og skallinnmat av krabbe (pga. vanskeligheter med

instrumentet), begrenser utsagnskraften i disse data, men eventuell overskridelse av "normalverdier" for HCB og HCH-isomere er i hvert fall ikke mer enn to ganger (ref. Knutzen, 1987 f). Det er således ingen indikasjoner på lokale tilførsler av betydning mht. HCB/5-CB/HCH.

Av verdiene for EPOC1 fremgår at bare en mindre del av gruppen ekstraherbare, persistente (bestandige) klororganiske stoffer i snegl er identifisert. Dette er i samsvar med erfaringer fra andre områder uten betydelige punktkilder for bestandige organoklorforbindelser. Hvilke stoffer det her dreier seg om, er fremdeles ikke oppklart, men en del av dem antas å være naturlig dannet i bl.a. en del tangarter. Strandsnegl lever av alger og herunder rester av tang. Dette kan muligens være bakgrunnen for at EPOC1-verdiene var noe høyere enn det man vanligvis finner i blåskjell. (Sammenligningsverdier for snegl mangler). Man kan merke seg at konsentrasjonene i strandsnegl var høyest på st. 4, dvs. nær det nordlige utslippet.

5.9 Samlet vurdering

Målt ved nivåene i fisk og krabbe, var det en tydelig PAH-påvirkning nærmest utslippene, dvs. i fangster fra områdene nær Håviksbukta og Austevik (overkonsentrasjoner jevnført med "normalinnholdet") på 3-5 ganger. Fisk fanget lenger unna utslippet hadde lavt PAH-innhold, men materialet er spinkelt. På bakgrunn av den effektive spredningen av PAH avdekket ved sedimentundersøkelsene er det aktuelt å gjøre ytterligere analyser av PAH i krabbe og bunnfisk.

Gruntvannsforurensningen med PAH synes å være konsentrert til de nærmeste få km nord og syd for Hydro Aluminium. Fremtidig overvåking bør også omfatte blåskjell (ikke bare snegl) pga. mulig påvirkning av skjell via forurensede gruntvannssedimenter.

Innholdet av øvrige miljøgifter (klororganiske stoffer, fluorid, metaller) var moderat/lavt i fisk, snegl og tang. (Det tas noe forbehold for fluorid og uidentifiserte klororganiske stoffer (EPOC1) i snegl, der det mangler sammenligningsgrunnlag). En viss PCB-belastning kunne spores, men ikke i en grad som tyder på noe stort mer enn diffus belastning.

Hvis PAH-forurensningen av fisk og skalldyr i nærområdene til aluminiumsverket skal reduseres, må utslippene minskes betydelig. Dette vil gi raskt utslag på gruntvannsorganismer og pelagiske fisk, mens det foreløpig er usikkert hva de forurensede sedimentene vil bety for bunnfisk og krabbe (eventuelt også sedimentpåvirkede

blåskjell).

Ved eventuell belastningsreduksjon er det viktig å få tilførselene pålitelig tallfestet, slik at utslagene i resipienten kan vurderes på grunnlag av før/etter data.

6. REFERANSER

- Berg, S., 1981. Resipientundersøkelse i Karmsundet. Rogalandforskning, rapport T9/81. 43 s.
- Bjørseth, A., J. Knutzen and J. Skei, 1979. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels from Saudafjord. W. Norway, by glass capillary gas chromatography. *Sci. Total Environ.*, 13:71-86.
- Baalsrud, K., N. Green, J. Knutzen, K. Næs og B. Rygg, 1985. Overvåking av Årdalsfjorden. En tiltaksorientert undersøkelse av forurensninger fra aluminiumsindustri og befolkning. Statlig prog. rapp. nr. 228/86, 0-8000318. SFT/NIVA, Oslo, 133 s.
- Green, N.W., 1988. Felles overvåkingsgruppen (JMG)-Norge, overvåking av miljøgifter i sjøvannsmiljø. Oslofjordområdet, Sørfjorden, Hardangerfjorden og Orkdalsfjordområdet 1984-1983. Rapport 308/88 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-80106 (l.nr. 2139). 76 s.
- Haugen, I., L. Kirkerud, J. Knutzen, K. Kvalvågnæs, J. Magnusson, B. Rygg og J. Skei, 1981. Vefsnfjorden som resipient for avfall fra Mosjøen Aluminiumverk. Rapport 1. Undersøkelser 1978-1980. 0-76146, NIVA, Oslo.
- Hurlbert, S.N., 1971. The non-concept of species diversity. *Ecology*, 53: 577-586.
- IARC, 1983. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Polynuclear aromatic compounds. Part. 1. Chemical, environmental and experimental data. Vol. 32, Frankrike.
- 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.
- Kirkerud, L. (red.), Haugen, I., Knutzen, J., Kvalvågnæs, K., Magnusson, J., Rygg, B. og Skei, J., 1981. Vefsnfjorden som resipient for avfall fra Mosjøen Aluminiumverk. Rapport 1. Undersøkelser 1978-1980. NIVA-rapport 0-76149 (l.nr. 1330). 175 s.

- Knutzen, J., 1984. Basisundersøkelser i Ranafjorden, en marin industriresipient. Delrapport IV. Undersøkelse av organismesamfunn på grunt vann og av PAH og metaller i hvirvelløse dyr og tang 1980-1981. Rapport 120/84 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000310 (l.nr. 7588). 108 s.
- Knutzen, J., 1985. "Bakgrunnsnivåer av utvalgte metaller og andre grunnstoffer i tang. Øvre grense for "normalinnhold", konsentrasjonsfaktorer, naturbetingede variasjoner, opptaks- og utskillingsmekanismer. NIVA-rapport O-83091 I (l.nr. 1733). 121 s.
- Knutzen, J., 1986a. Undersøkelser i Fedafjorden 1984-1985. Delrapport 3. Miljøgifter i organismer. Rapport 224/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000320 (l.nr. 1864). 39 s.
- Knutzen, J., 1986b. Bakgrunnsnivåer av metaller i strandsnegl (Littorina spp.), albuskjell (Patella vulgata) og purpursnegl (Nucella lapillus). NIVA-rapport O-85167 (l.nr. 1942). 30 s.
- Knutzen, J., 1987 a. 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), 1/7 1987. 21 s.
- Knutzen, J., 1987 b. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i fisk. NIVA-rapport O-85167 (l.nr. 1956). 25 s.
- Knutzen, J., 1987 c. Fluorid i det akvatiske miljø. Innhold i organismer og giftvirkninger. NIVA-rapport O-86233 (l.nr. 1949). 25 s.
- Knutzen, J., 1987 d. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1985-1986. NIVA-rapport O-68019 (l.nr. 1998). 27 s.
- Knutzen, J., 1987 e. Bakgrunnsnivåer av metaller i saltvannsfisk. NIVA-rapport O-85167/Q-388 (l.nr. 2051). 66 s.

- Knutzen, J., 1987 f. Om "bakgrunnsnivåer" av klorerte hydrokarboner og beslektede forbindelser i fisk. NIVA-rapport 0-85167 (l.nr. 2002). 173 s.
- Knutzen, J., 1989a. PAH i det akvatiske miljø - opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA-rapport 0-87189/E-88445 (l.nr. 2205). 107 s.
- Knutzen, J., 1989b. Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer 1987. Rapport innen Statlig program for forurensningsovervåking. Under trykking.
- Knutzen, J. og Kirkerud, L., 1984. Blåskjell og nær beslektede arter (Mytilus spp.) som indikator på klorerte hydrokarboner - bakgrunnsnivåer i diffust belastede områder. NIVA-rapport 0-83091 (l.nr. 1604). 32 s.
- Knutzen, J. og Skei, J., 1986. Overvåking i Vefsnfjorden for Mosjøen Aluminiumverk, 1984. NIVA-rapport 0-84019 (l.nr. 1876). 11/7 1986. 31 s.
- Knutzen, J. og Skei, J., 1988. Tiltaksorientert overvåking i Saudafjorden 1986-1987. Rapport 309/88 i Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000306 (III), /l.nr. 2109). 50 s.
- Knutzen, J., Enger, B. og Martinsen, K., 1986. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 4. Miljøgifter i fisk og andre organismer 1982-1984. Rapport 220/86 i Statlig program for forurensningsovervåking. 2/5 1986. NIVA-rapport 0-8000356 (l.nr. 1848). 115 s.
- Niemistö, L., 1974. A gravity corer for studies of soft sediments. Havforskningsinst. Skr. Helsinki, 238:33-38.
- Næs, K., 1985. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport: Metaller i vannmassene, metaller og organiske miljøgifter i sedimentene. Statlig prog., rapp. 193/85, 0-8000353, SFT/NIVA, Oslo, 62 s.
- Næs, K. og B. Rygg, 1988. Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 1. Sedimenter og bløtbunnsfauna. Statlig prog. rapp. 306/88, 0-8000361/8000362, SFT/NIVA, Oslo, 54 s.

- Rygg, B., 1984. Bløtbunnfaunaundersøkelser - et godt verktøy ved marine resipientvurderinger. NIVA OF-80612, 29 s.
- Rygg, B., 1986a. Bløtbunnfauna som indikatorsystem på miljøkvalitet i fjorder. En ny forurensningsindeks basert på artssammensetning. NIVA, OF-80612, 20 s.
- Rygg, B., 1986b. Miljøkvalitetskriterier for marine områder. Rapport 2. Forurensningsvirkninger på bløtbunnfaunasamfunn. NIVA O-8612601, 42 s.
- Rygg, B. og J. Skei, 1986. Undersøkelse av Fedafjorden 1984-1985. Delrapport 1. Sedimenter og bløtbunnsfauna. Stalig prog. rapp. nr. 214/86, O-8000320, SFT/NIVA, Oslo, 53 s.
- Shannon, C.E., Weaver, W. 1963. The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana.
- Skei, J., 1978. Orienterende undersøkelse av Karmsundet. Hydrokjemiske, sedimentgeokjemiske og biologiske undersøkelser i juni 1977. O-147/76, NIVA, Oslo, 58 s.
- Skei, J., A. Pedersen, T. Bakke og J.A. Berge, 1989. Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 4. Utlekking av kvikksølv og klororganiske forbindelser fra sedimentene, bioturbasjon og biotilgjengelighet. (Eksperimentelt arbeid på Solbergstrand). NIVA, Oslo. Rapp. O-8806804/2196, 114 s.

VEDLEGGSTABELL 1

Innhold av PAH i sedimentene (<63 µm fraksjonen) i Karmsundet
(µg/g tørt materiale). Tall i parentes refererer seg til
sedimentdyp i cm. KPAH = potensielt kreftfremkallende PAH.

Stasjon

PAH	1(0,5)	2(0,5)	3(0,5)	4(0,5)	4(1,5)	5(0,5)
Naftalen						
2-Metylnaftalen		0.1				
1-Metylnaftalen				0.1		
Bifenyl				0.1	0.1	
Acenaftalen						
Acenaften		0.3	0.3	0.5	0.2	0.7
Dibenzofuran				0.2		0.1
Fluoren		0.1	0.1	0.4	0.3	0.4
Dibenzotiofen		0.1	0.1		0.1	
Fenantren	2.4	1.5	4.1	5.8	1.1	2.4
Antracen		0.2	0.4			0.4
2-Metylantracen				0.3	0.2	
1-Metylfenantren		0.1		0.4	0.3	
9-Metylantracen						
Fluoranten	2.7	2.4	3.9	3.6	4.6	3.4
Pyren	2.4	1.8	2.9	2.0	3.0	2.4
Benzo(a)fluoren	0.2	0.6	1.5	0.8	1.3	0.7
Benzo(b)fluoren	0.5	0.5	0.5	0.6	0.7	0.7
1-Metylpyren		0.3	0.6	0.2	0.7	0.4
Benzo(ghi)fluoranten						
Benzo(a)antracen	1.2	1.1	2.0	1.3	1.4	1.5
Trifenylen/Chrysen	1.8	1.8	3.0	2.1	2.2	2.6
Benzo(b)fluoranten	4.6	2.6	5.6	4.3	4.8	6.1
Benzo(j,k)fluoranten						
Benzo(e)pyren	1.4	1.1	2.4	1.5	2.0	2.4
Benzo(a)pyren	1.2	1.0	2.2	1.4	1.8	2.4
Perylen	0.3	0.2	0.4	0.3	0.4	0.4
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1.6	0.8	2.5	1.6	2.3	2.1
Dibenzo(a,c/a,h)antracen		0.2	0.4	0.2	0.3	0.4
Benzo(ghi)perylene	0.8	0.8	2.5	1.6	2.1	2.0
Anthantren						
Coronen						
Sum	21.1	17.6	35.4	29.3	29.9	31.5

KPAH	9.5	6.6	14.2	9.9	11.7	13.8
% KPAH	45	37	40	34	39	44

PAH	6(0,5)	7(0,5)	8(0,5)	9(0,5)	9(1,5)	9(2,5)
Naftalen						
2-Metylnaftalen						
1-Metylnaftalen						
Bifenyl						
Acenaftalen						
Acenaften	0.6		0.7	0.7		
Dibenzofuran						0.6
Fluoren						
Dibenzotiofen						
Fenantren	2.0	2.5	3.2	4.0	4.0	3.0
Antracen						
2-Metylantracen	0.1			0.2		
1-Metylfenantren						
9-Metylantracen						
Fluoranten	3.3	6.5	7.0	7.7	7.7	9.0
Pyren	1.3	5.8	5.3	5.1	6.4	7.7
Benzo(a)fluoren	0.5		1.1	1.4		0.9
Benzo(b)fluoren	0.6		1.3	1.3		1.5
1-Metylpyren	0.3			0.8		
Benzo(ghi)fluoranten						
Benzo(a)antracen	1.4	6.8	3.7	3.4	3.3	3.9
Trifenylen/Chrysen	2.2	7.8	6.2	5.4	5.6	5.8
Benzo(b)fluoranten	5.1	4.1	8.8	7.0	?	10.0
Benzo(j,k)fluoranten			3.7	2.7		4.9
Benzo(e)pyren	2.2	4.4	4.4	3.4	13.4	4.9
Benzo(a)pyren	2.2	3.9	4.5	3.2	?	4.7
Perylen	0.5	1.1	1.1	0.9		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1.8	3.5	4.4	3.8	3.5	3.6
Dibenzo(a,c/a,h)antracen			0.8	0.6		
Benzo(ghi)perylene	1.8	3.0	3.6	2.9	3.0	3.5
Anthantren						
Coronen						
Sum	25.9	49.4	59.8	54.5	46.9	64.0

KPAH	11.6	22.2	29.0	23.4	9.6	30.0
% KPAH	45	45	48	43	20	47

PAH	9(3,5)	9(4,5)	9(6,5)	9(9,5)	9(13,5)	9(17,5)
Naftalen						
2-Metylnaftalen						
1-Metylnaftalen						
Bifenyl						
Acenaftalen						
Acenaften	0.9	0.8	1.4			
Dibenzofuran						
Fluoren		0.2			0.5	
Dibenzotiofen						
Fenantren	3.2	3.0	6.2	4.7	3.8	0.4
Antracen		0.2	0.6	1.1	0.6	
2-Metylantracen		0.3	0.5	0.4	0.7	0.1
1-Metyl fenantren						
9-Metylantracen						
Fluoranten	7.5	8.4	5.9	13.0	8.5	1.1
Pyren	6.8	6.1	5.5	11.0	7.5	1.1
Benzo(a)fluoren	2.2	1.8	1.8	1.9	1.6	0.2
Benzo(b)fluoren	1.9	1.1	1.3	1.6	1.1	0.2
1-Metylpyren		0.8	0.3	0.9		
Benzo(ghi)fluoranten						
Benzo(a)antracen	4.6	4.5	4.2	4.4	4.3	0.5
Trifenylen/Chrysen	7.6	6.7	6.4	7.0	6.7	0.9
Benzo(b)fluoranten	7.4	13.7	14.2	14.0	15.0	2.2
Benzo(j,k)fluoranten	6.1					
Benzo(e)pyren	4.3	5.8	6.1	6.0	6.8	0.9
Benzo(a)pyren	4.5	5.7	5.7	5.6	7.7	0.9
Perylen	1.2	1.5	1.5	2.6	1.5	0.2
Indeno(1,2,3-cd)pyren	3.3	3.9	4.2	3.5	4.5	0.7
Dibenzo(a,c/a,h)antracen	0.5	1.0	0.8	2.4	1.1	0.2
Benzo(ghi)perylen	3.3	3.0	4.4	3.8	4.7	0.7
Anthantren						
Coronen						
Sum	65.3	68.5	71.0	83.9	76.6	10.3

KPAH	30.2	32.2	32.3	33.4	36.0	5.0
% KPAH	46	47	45	40	47	49

PAH	10(0,5)	11(0,5)	12(0,5)			
Naftalen						
2-Metylnaftalen						
1-Metylnaftalen						
Bifenyl						
Acenaftylen						
Acenaften	0.5		1.0			
Dibenzofuran						
Fluoren			0.7			
Dibenzotiofen						
Fenantren	4.9	2.4	? 23.0			
Antracen	0.9					
2-Metylantracen	0.4					
1-Metylfenantren						
9-Metylantracen						
Fluoranten	6.3	3.8	11.0			
Pyren	4.9	3.5	7.3			
Benzo(a)fluoren	1.1	0.5	1.9			
Benzo(b)fluoren	1.3	0.7	2.3			
1-Metylpyren	0.5	0.7	2.2			
Benzo(ghi)fluoranten						
Benzo(a)antracen	3.3	2.2	4.7			
Trifenylen/Chrysen	5.6	4.0	7.8			
Benzo(b)fluoranten	11.0	1.8	6.1			
Benzo(j,k)fluoranten						
Benzo(e)pyren	4.6	3.2	7.4			
Benzo(a)pyren	4.4	3.5	6.7			
Perylen	0.9	0.7	1.7			
Indeno(1,2,3-cd)pyren	3.8	2.6	5.3			
Dibenzo(a,c/a,h)antracen			1.0			
Benzo(ghi)perylen	4.3	3.0	6.6			
Anthantren						
Coronen						
Sum	58.7	32.6	96.7			

KPAH 25.3 12.1 27.7

% KPAH 43 37 29

VEDLEGGSTABELL 2

Innhold av PAH i usiktede overflatesedimentprøver (0-1 cm)
fra Karmsundet. KPAH = potensielt kreftfremkallende PAH.

Stasjon

PAH	1	2	4	10		
Naftalen						
2-Metylnaftalen						
1-Metylnaftalen			0.1			
Bifenyl						
Acenaftalen						
Acenaften		0.1	0.1	0.6		
Dibenzofuran						
Fluoren		0.1	0.6	0.3		
Dibenzotiofen						
Fenantren	1.0	0.9	1.1	6.3		
Antracen		0.1	4.0	1.0		
2-Metylantracen		? 0.2	0.1	0.8		
1-Metylfenantren		0.1	0.1	0.3		
9-Metylantracen						
Fluoranten	1.5	1.3	3.0	11.0		
Pyren	1.5	1.0	2.2	8.4		
Benzo(a)fluoren	0.3	0.2	0.5	2.8		
Benzo(b)fluoren	0.3	0.2	0.7	2.1		
1-Metylpyren	0.1	0.1	1.0	? 0.7		
Benzo(ghi)fluoranten						
Benzo(a)antracen	0.9	0.6	1.7	6.2		
Trifenylen/Chrysen	1.0	0.8	2.6	9.8		
Benzo(b)fluoranten	2.2	0.9	5.2	17.0		
Benzo(j,k)fluoranten		0.4				
Benzo(e)pyren	1.0	0.6	2.0	8.2		
Benzo(a)pyren	1.0	0.6	1.9	6.7		
Perylen	0.2	0.1	0.4	1.8		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0.9	0.5	1.3	5.1		
Dibenzo(a,c/a,h)antracen	? 0.5	0.3	0.6	2.4		
Benzo(ghi)perylene	1.3	0.4	1.5	4.5		
Anthantren						
Coronen						
Sum	13.7	9.5	30.7	96.0		

KPAH	6.0	3.3	12.0	42.3
% KPAH	44	35	39	44

VEDLEGGSTABELL 3Analysedata (<63 μm fraksjonen) fra sedimentene i Karmsundet

Stasjon NR.	Dyp cm	Kornfordeling %<63 μm	Organisk karbon %	Nitrogen %	Kvikksølv ug/g	Bly ug/g
1	0.5	11	4.2	0.41	2.48	302
2	0.5	6	3.8	0.43	0.73	174
3	0.5	5	5.4	0.61	0.61	178
4	0.5	26	7.0	0.73	0.24	101
4	1.5	29	7.6	0.81	0.25	109
5	0.5	7	7.2	0.69	0.30	144
6	0.5	9	8.1	0.94	0.19	94
7	0.5	27	3.4	0.38	0.19	56
8	0.5	38	5.9	0.60	0.21	86
9	0.5	31	7.0	0.78	0.22	85
9	1.5	26	7.5	0.72	0.22	86
9	2.5	25	6.6	0.63	0.24	89
9	3.5	27	6.4	0.50	0.22	85
9	4.5	27	4.8	0.47	0.16	75
9	6.5	30	4.7	0.42	0.14	73
9	9.5	30	4.7	0.46	0.16	71
9	13.5	28	4.8	0.39	0.19	95
9	17.5	26	1.7	0.18	0.18	34
10	0.5	52	2.1	0.22	0.12	51
11	0.5	21	3.8	0.44	0.10	83
12	0.5	28	6.4	0.73	0.17	108

Vedleggstabell nr. 3 - forts.

Stasjon Nr.	Dyp cm	Kadmium ug/g	Kobber ug/g	Sink ug/g	Fluorid mg/g	PAH ug/g
1	0.5	1.09	201	439	0.8	21.1
2	0.5	0.56	88	193	2.5	17.6
3	0.5	0.69	99	255	1.9	35.4
4	0.5	0.99	75	170	0.8	29.3
4	1.5	1.23	69	189	0.5	29.9
5	0.5	0.87	66	216	1.4	31.5
6	0.5	0.97	41	122	1.1	25.9
7	0.5	0.42	34	88	1.3	49.4
8	0.5	0.46	46	121	2.0	59.8
9	0.5	0.67	48	126	0.7	54.5
9	1.5	0.71	49	134	0.0	46.9
9	2.5	0.76	49	131	0.0	64.0
9	3.5	0.68	47	119	1.1	65.3
9	4.5	0.63	40	107	1.2	68.5
9	6.5	0.57	42	115	2.9	71.0
9	9.5	0.45	41	113	3.0	83.9
9	13.5	0.36	40	113	1.4	76.6
9	17.5	0.06	11	30	1.0	10.3
10	0.5	0.22	21	95	1.3	58.7
11	0.5	0.29	39	97	0.9	32.6
12	0.5	1.03	103	194	0.7	96.7

VEDLEGGSTABELL 4

Resultater fra usiktede prøver av overflatesedimentet
(0-1 cm)

Stasjon	PAH µg/g	Bly	Kadmi- um	Kob- ber	Sink	Kvikk- sølv
		Pb µg/g	Cd µg/g	Cu µg/g	Zn µg/g	Hg µg/g
1	13,7	151	0,32	97	219	1,3
2	9,5	101	0,15	42	106	0,28
4	30,7	122	1,2	66	217	0,14
10	96	191	0,31	37	215	0,14

Arter og individantall på stasjonene i Karmsundet i 1988

DYREGRUPPE	STASJON	K1	K2	K3	K4	K5	K6	K7	K8	K9	K10	K11
Art	AREAL	0.4	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.3	0.2	0.2	0.3	0.2
ANTHOZOA												
Cerianthidae		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Edwardsiidae indet		-	-	11	-	39	-	-	-	-	-	-
PLATYHELMINTHES												
Turbellaria indet		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NEMERTINEA												
Nemertinea indet		13	7	22	-	50	-	183	111	183	8	4
POLYCHAETA												
Ampharete finmarchica (M.Sars 1864)		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ampharete lindstroemi Malmgren 1867		-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-
Amphicteis gunneri (M.Sars 1835)		-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	1
Anobothrus gracilis (Malmgren 1865)		-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-
Aonides paucibranchiata Southern 1914		-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Aphrodita aculeata Linne 1758		-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
Capitella capitata (Fabricius 1780)		-	-	-	4	4	220	-	-	-	-	-
Caulleriella sp		8	-	-	-	-	-	-	4	1	4	-
Chaetozone setosa Malmgren 1867		1082	3	7	-	5	-	1	26	3	5	2
Chone duneri Malmgren 1867		1	26	-	-	-	-	-	-	8	-	-
Chone sp		6	-	2	-	-	-	-	-	1	-	-
Cirratulus cirratus (O.F.Mueller 1776)		-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Diplocirrus glaucus (Malmgren 1867)		-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	1
Eclysippe vanelli (Fauvel 1936)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Eteone cf. longa (Fabricius 1780)		-	-	-	36	-	5	-	-	-	-	-
Eteone sp		-	4	3	-	-	20	1	1	10	-	-
Euclymene sp		-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	1
Eumida sp		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Eupolyornia cf. nesidensis (Delle Chiaje)		-	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Eupolyornia nebulosa (Montagu 1818)		-	1	-	-	-	-	-	-	4	-	-
Fabriciinae indet		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gattyana cirrosa (Pallas 1766)		-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Glycera alba (O.F.Mueller 1776)		-	2	-	1	1	-	7	5	4	4	1
Glycera capitata Oersted 1843		-	-	1	-	-	-	5	-	5	-	1
Goniada maculata Oersted 1843		-	-	-	-	-	-	4	5	3	9	1
Harmothoe sp		4	2	1	-	1	-	-	-	-	-	-
Hauchiella tribullata (McIntosh 1869)		-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-
Heteromastus filiformis (Claparede 1864)		-	1	-	-	1	-	37	238	302	-	-
Jasmineira cf. caudata Langerhans 1880		-	-	14	-	3	-	2	16	11	-	4
Kefersteinia cirrata (Keferstein 1862)		5	1	3	-	1	-	-	-	-	-	1
Lumbrineris cf. gracilis (Ehlers 1868)		-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Lumbrineris fragilis (O.F.Mueller 1766)		-	-	-	-	-	-	2	-	9	2	-
Lumbrineris scopa Fauchald 1974		-	-	-	-	-	-	1	1	-	1	5
Lumbrineris sp		-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Malacoceros fuliginosus (Claparede 1868)		-	-	-	1490	-	1680	1	-	-	-	-
Mediomastus fragilis Rasmussen 1973		33	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
Melinna cristata (M.Sars 1851)		-	110	17	-	-	-	-	-	-	2	206
Myriochele oculata Zaks 1922		-	-	7	-	2	-	2	1	1	-	-
Myxicola cf. infundibulum (Renier 1804)		1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nephtys ciliata (O.F.Mueller 1776)		28	-	7	-	2	-	-	-	-	-	-
Nephtys sp		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nereimyra punctata (O.F.Mueller 1788)		-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nereis sp		-	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Notomastus latericeus Sars 1851		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3
Ophelina acuminata Oersted 1843		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4
Ophiodromus flexuosus (Delle Chiaje 1822)		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Owenia fusiformis Delle Chiaje 1841		-	-	-	-	83	-	1	-	-	-	-
Paramphinome jeffreysii (McIntosh 1868)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Paraonis gracilis (Tauber 1879)		-	-	-	-	-	-	1	3	1	3	-

Vedleggstabell A5-1. PAH i fisk fra Karmsundet høsten 1988.

Prøvebetegnelse:

1 - Filet av skrubbe. Håvikbukta.	4 - Filet av torsk. Håvikbukta
2 - Lever " " " " " "	5 - " " " " " Austvik
3 - Bl.pr. 3 st., <i>filet av skrubbe</i>	6 - Lever " " " " " "

Konsentrasjoner i: ug/kg våtvekt

PAH	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-Metylnaftalen						
1-Metylnaftalen						
Bifenyl						
Acenaftalen						
Dibenzofuran						
Fluoren		24				
Dibenzotiofen						
Fenantren		184 ?		10	11	70
Antracen						
2-Metylantracen						
1-Metylfenantren						
9-Metylantracen						
Fluoranten	13	206 ?	5		84	291
Pyren	22	25		3	57	189
Benzo(a)fluoren						
Benzo(b)fluoren						
1-Metylpyren						
Benzo(ghi)fluoranten						
Benzo(a)antracen **						
Trifenylen/Chrysen * 1)					8	
Benzo(b)fluoranten **	x) 33	x) 23				x) 79
Benzo(j,k)fluoranten **						
Benzo(e)pyren						Maskert
Benzo(a)pyren **						"
Perylen						
Indeno(1,2,3-cd)pyren **						
Dibenz(a,c og/eller a,h)antracen ** 2)						
Benzo(ghi)perylene						
Anthanthrene						
Coronen						
Sum	68	462	5	13	160	629
Derav KPAH (** + *)	33	23	-	-	8	~79
% KPAH	~49	~5	-	-	~5	~13
% Tørrestoff	24.4	45.2	21.6	20.8	21.8	58.8

Deteksjonsgrense for PAH 10 22 5 3 7 38

x) Inkluderer benzo(j,k)fluoranten

** og * markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper etter IARC (1983), henholdsvis tilstrekkelig underlag fra dyreforsøk til å indikere årsaks-sammenheng og begrenset underlag, dvs. trolig årsakssammenheng. Sum av ** og * utgjør KPAH.

1) Bare chrysen * (halvparten regnet med i KPAH).

2) Bare (a,h)-isomeren **

17/4-89

Brg

Vedleggstabell A5-2. PAH i blandprøve av krabbe fra Håviksbukta/Austvik/Sakkestad i Karmsundet høsten 1988.

Prøvebetegnelse:

1 - Krabbe bl.prøve, 3 st.	4 -
2 -	5 -
3 -	6 -

Konsentrasjoner i: ug/kg våtvekt

PAH	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-Metylnaftalen						
1-Metylnaftalen						
Bifenyl						
Acenaftalen						
Acenaften						
Dibenzofuran						
Fluoren						
Dibenzotiofen						
Fenantren	37					
Antracen						
2-Metylantracen						
1-Metylphenantren						
9-Metylantracen						
Fluoranten	223					
Pyren	118					
Benzo(a)fluoren						
Benzo(b)fluoren						
1-Metylpyren						
Benzo(ghi)fluoranten						
Benzo(a)antracen **	25					
Trifenylen/Chrysen * 1)	51					
Benzo(b)fluoranten **	x) 59					
Benzo(j,k)fluoranten **						
Benzo(e)pyren	8					
Benzo(a)pyren **						
Perylen						
Indeno(1,2,3-cd)pyren **						
Dibenz(a,c og/eller a,h)antracen ** 2)						
Benzo(ghi)perylene						
Anthanthrene						
Coronen						
Sum	521					
Derav KPAH (** + *)	~ 110					
% KPAH	~ 21					
% Tørrstoff	21.3					

Deteksjonsgrense 7

x) Inkluderer benzo(j,k)fluoranten

** og * markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper etter IARC (1983), henholdsvis tilstrekkelig underlag fra dyreforsøk til å indikere årsaks-sammenheng og begrenset underlag, dvs. trolig årsakssammenheng. Sum av ** og * utgjør KPAH.

1) Bare chrysen * (halvparten regnet med i KPAH).
2) Bare (a,h)-isomeren **

17/4-89
Brg

Vedleggstabell A5-3. PAH i strandsnegl og albusnegl fra Karmsundet september 1988.

Prøvebetegnelse:

1 - St.1. S. Strandsnegl	4 - St.4. Håvikbukta. Strandsnegl
2 - St.2. Bøvågen nord	5 - St.5. Austvik
3 - St.3. Eidsknappen	6 - St.6. Kvernvik

Konsentrasjoner i: ug/kg våtvekt

PAH	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-Metylnaftalen						
1-Metylnaftalen						
Bifenyl						
Acenaftalen						
Acenaften						
Dibenzofuran						
Fluoren	13	14			100	
Dibenzotiofen						
Fenantren	133	68	ca 10	370	3300	20
Antracen	ca 15	ca 5		ca 20	ca 50	
2-Metylantracen					500	
1-Metylfenantren				30	300	
9-Metylantracen						
Fluoranten	47	81	21	1930	8400	20
Pyren	39	22	ca. 10	730	2900	10
Benzo(a)fluoren		5		140	700	
Benzo(b)fluoren		11		220	600	
1-Metylpyren					200	
Benzo(ghi)fluoranten						
Benzo(a)antracen **		14	ca 5	270	700	4
Trifenylen/Chrysen * 1)	17	32	19	540	3100	10
Benzo(b)fluoranten **	x) 15	x) 22	x) 19	x) 330	x) 2100	x) 10?
Benzo(j,k)fluoranten **						
Benzo(e)pyren	9			Maskert	1300?	
Benzo(a)pyren **	5	6		ca 70	500	
Perylen					60	
Indeno(1,2,3-cd)pyren **				70	400	
Dibenz(a,c og/eller a,h)antracen ** 2)					100	
Benzo(ghi)perylene				70	400	
Anthanthrene						
Coronen						
Sum	293	280	84	4790	25710	74
Derav KPAH (** + *)	~29	~44	~29	~740	~4600	~15
% KPAH	~10	~16	~34	~15	~18	~20
% Tørrstoff	22.4	23.9	21.9	21.9	20.2	20.8

x) Inkluderer benzo(j,k)fluoranten

** og * markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper etter IARC (1983), henholdsvis tilstrekkelig underlag fra dyreforsøk til å indikere årsaks-sammenheng og begrenset underlag, dvs. trolig årsakssammenheng. Sum av ** og * utgjør KPAH.

- 1) Bare chrysen * (halvparten regnet med i KPAH).
- 2) Bare (a,h)-isomeren **

9/3-89. Brg.

Vedleggstabell A5-3 - forts.

Prøvebetegnelse:

1 - St. 7a Hestvika. Strandsnegl	4 - St. 6. Kvernvik. Albueskjell
2 - St. 1. S. Storsundflu. Albueskjell	5 - St. 7 a . Hestvika "
3 - St. 2. Bøvågen N. "	6 -

Konsentrasjoner i: ug/kg våtvekt

PAH	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-Metylnaftalen						
1-Metylnaftalen						
Bifenyl						
Acenaftalen						
Acenaften						
Dibenzofuran						
Fluoren						
Dibenzotiofen						
Fenantren	70?	9	50	10	8	
Antracen						
2-Metylantracen						
1-Metylfenantren						
9-Metylantracen						
Fluoranten	ca 10	12	20	10	6	
Pyren	10	36	60	20	15	
Benzo(a)fluoren						
Benzo(b)fluoren						
1-Metylpyren						
Benzo(ghi)fluoranten						
Benzo(a)antracen **		ca 5	10	ca 5		
Trifenylene/Chrysen * 1)		14	30	20	10	
Benzo(b)fluoranten **	15	ca 10	ca 10	ca 10		
Benzo(j,k)fluoranten **						
Benzo(e)pyren						
Benzo(a)pyren **		4	ca 5			
Perylen						
Indeno(1,2,3-cd)pyren **						
Dibenz(a,c og/eller a,h)antracen ** 2)						
Benzo(ghi)perylene						
Anthanthrene						
Coronen						
Sum	105	90	185	75	39	
Derav KPAH (** + *)	~15	~26	~40	~25	~5	
% KPAH	~14	~29	~22	~33	~13	
% Tørrstoff	24.4	19.0	17.8	16.8	16.4	

Anm. Benzo(b)fluoranten innbefatter også benzo(j,k)fluoranten

** og * markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper etter IARC (1983), henholdsvis tilstrekkelig underlag fra dyreforsøk til å indikere årsaks-sammenheng og begrenset underlag, dvs. trolig årsakssammenheng. Sum av ** og * utgjør KPAH.

- 1) Bare chrysen * (halvparten regnet med i KPAH).
- 2) Bare (a,h)-isomeren **

10/3-89 Brg.