

0-
80003
-18

ARKIV
EKSEMPLAR



1870
Statlig program for
forurensningsovervåking

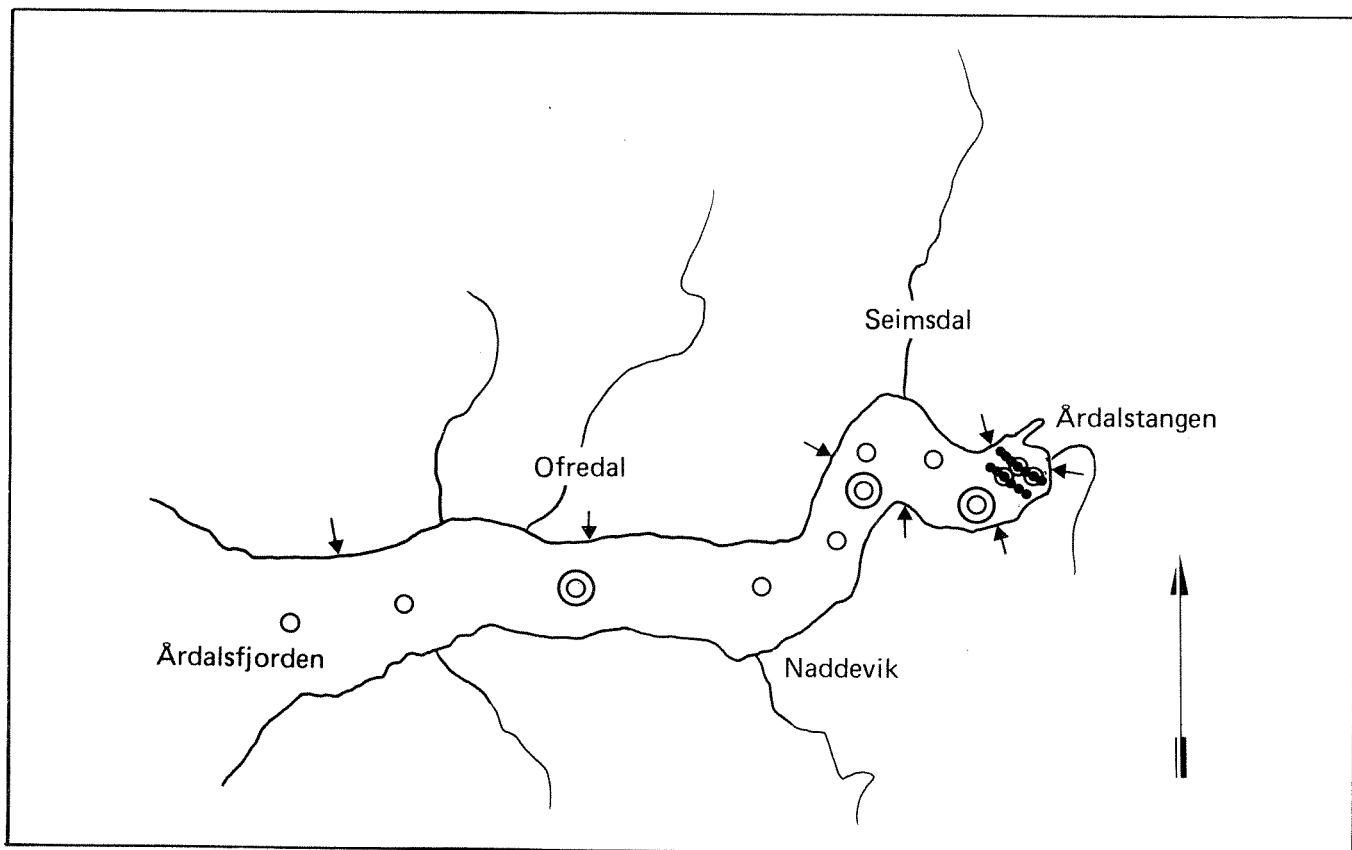
Rapport 228/86

Oppdragsgiver Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjon NIVA

Overvåking av Årdalsfjorden 1983

En tiltaksorientert undersøkelse av
forurensninger fra aluminiumindustri
og befolkning





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 vannforekomsternes naturlige forhold.

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

For å sikre den praktiske koordineringen av overvåkingen av luft, nedbør, grunnvann, vassdrag, fjorder og havområder og for å få en helhetlig tolkning av måleresultatene er det opprettet et arbeidsutvalg.

Følgende institusjoner deltar i arbeidsutvalget:

**Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk (DVF)
Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt (FHI)
Norges Geologiske Undersøkelser (NGU)
Norsk institutt for luftforskning (NILU)
Norsk institutt for vannforskning (NIVA)
Statens forurensningstilsyn (SFT)**

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

Resultater fra de enkelte overvåkingsprosjekter blir publisert i årlige rapporter.

Henvendelser vedrørende programmet kan i tillegg til de aktuelle institutter rettes til Statens forurensningstilsyn, Postboks 8100, Dep. Oslo 1, tlf. 02 - 22 98 10.

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor
Postboks 333
0314 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen
Breiviken 2
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 25 97 00

Prosjektnr.: 8000318
Undernummer:
Løpenummer: 1870
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: OVERVÅKING AV ÅRDALSFJORDEN 1983 En tiltaksorientert undersøkelse av forurensninger fra aluminiumindustri og befolkning (Overvåkingsrapport nr. 228/86)	Dato: 17. oktober 1985
Forfatter (e): Kjell Baalsrud Norman Green Jon Knutzen Kristoffer Næs Brage Rygg	Rapportnr. 8000318
	Faggruppe: Fjorder
	Geografisk område: Årdal
	Antall sider (inkl. bilag): 133

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

Ekstrakt:

Målet var å klarlegge utbredelse og grad av forurensning i fjorder som grunnlag for vurdering av forurensningsbegrensende tiltak. Det ble tatt prøver av sedimenter og organismer i strandsonen for kjemisk analyse av metaller, fluor og PAH. Organismesamfunnene på bløtbunn og i strandsonen ble undersøkt. Resultatene viser at det i indre fjord er en tunge med død bunn omgitt av et område hvor bunndyrene er sterkt påvirket. Meget høyt PAH-innhold ble funnet i bunnsedimenter og skjell i fjordens indre del. Markerte overkonsentrasjoner ble også registrert helt ut i fjordmunningen. Forholdet legger begrensninger på området utnyttelse til rekreasjons- og akvakulturformål.

4 emneord, norske:
1. Forurensningsovervåking; 1983
2. Årdal
3. Aluminiumverk
4. PAH

4 emneord, engelske:
1. Pollution Monitoring; 1983
2. Årdal
3. Aluminium smelter
4. PAH

Prosjektleder:


Kjell Baalsrud

For administrasjonen:


Jon Knutzen

ISBN 82-577-1083-0



Statlig program for forurensningsovervåking

O-8000318

OVERVÅKING AV ÅRDALSFJORDEN 1983

En tiltaksorientert undersøkelse av utslipp fra aluminiumindustri

Forfattere : Kjell Baalsrud
Norman Green
Jon Knutzen
Kristoffer Næs
Brage Rygg

FORORD

Statens forurensningstilsyn, SFT, rettet 25. november 1982 en henvendelse til NIVA om å gjennomføre en tiltaksorientert undersøkelse av Årdalsfjorden.

Et undersøkelsesprogram datert 18.1. 1983 ble oversendt SFT i januar 1983 og diskutert på et møte i Årdal 14. juni 1983 hvor representanter for Årdal og Sunndal Verk, ASV, Årdal kommune og Miljøvernavdelingen i Sogn og Fjordane fylke var tilstede, foruten SFT og NIVA. Det foreslåtte program ble akseptert og har vært fulgt.

Foreløpige resultater ble omtalt i SFTs overvåkingsrapport for 1983.

Feltundersøkelsene ble utført i oktober 1983 med Forskningsfartøy Fridtjof Nansen, Universitetet i Bergen. Foruten prosjektets NIVA-medarbeidere deltok ing. Kurt Johansen fra Årdal kommune som assistent. Feltarbeidet gikk etter planen.

I foreliggende rapport har Kristoffer Næs bearbeidet og skrevet kapittel 3 om sedimenter, Brage Rygg kapittel 4 om bunndyr, Norman Green kapittel 5 om gruntvannsorganismer og Jon Knutsen kapittel 6 om miljøgifter i organismer og sammenstillingene i kapittel 1. Kjell Baalsrud har redigert rapporten og skrevet kapittel 2.

I rapportens enkelte kapitler finnes gjengitt problemstillinger, metoder, resultater og diskusjon for de enkelte problemområder. Det gis en presis framstilling av metoder og resultater som konklusjonene bygger på. For senere undersøkelser antas dette å gi et godt arbeidsgrunnlag. Alle medarbeidere står bak rapporten og dens konklusjoner.

De fleste analyser er utført på NIVA. Aktiveringsanalyse for datering av bunnsedimenter er utført av Harwell Environmental and Medical Sciences Division, i England og analyser av fluorider og metaller i bløretang er utført ved SI.

Prosjektleder takker alle for godt samarbeid.

Oslo, 17. oktober 1985

Kjell Baalsrud
prosjektleder

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD	1
1. SAMMENDRAG	4
1.1 Formål	4
1.2 Konklusjoner	4
1.3 Tilrådninger	6
2. INNLEDNING	8
2.1 Områdebeskrivelse	8
2.2 Vannbruk og forurensninger	9
2.3 Andre undersøkelser	11
2.4 Målsetting og program	11
3. SEDIMENTER	14
3.1 Innledning	14
3.2 Materiale og metode	14
3.3 Resultater og diskusjon	15
3.3.1 Visuell beskrivelse, organisk innhold	15
3.3.2 Metaller og fluorid	20
3.3.3 Polyklorerte bifenyler (PCB) og ekstraherbart persistent organisk bundet -klor, -brom, -jod (EPOCI, -Br, -I)	32
3.3.4 Polysykliske aromatiske hydrokarboner, PAH	33
3.4 Vurdering av sedimentsobservasjoner	42
4. BUNNDYR	43
4.1 Innledning	43
4.2 Stasjoner, materiale og metoder	44
4.3 Resultater og diskusjon	45
4.3.1 Stasjonsbeskrivelse	45
4.3.2 Ulikhet i faunaen fra stasjon til stasjon	45
4.3.3 Faunaen fra stasjon til stasjon	51
4.3.4 Artsmangfold	51
4.4 Vurdering av bunndyrsamfunn	53

INNHOLDSFORTEGNELSE (forts.)

	Side
5. GRUNTVANNSORGANISMER	60
5.0 Innledning	60
5.1 Stasjoner, materiale og metoder	60
5.1.1 Stasjoner	60
5.1.2 Materiale og metoder	60
5.1.2.1 Feltmetodikk/dykkerobservasjoner (traséobservasjoner)	60
5.1.2.2 Analyse	61
5.1.2.3 EDB-bruk	64
5.2 Resultater og diskusjon	64
5.2.1 Traséobservasjoner av gruntvannssamfunn ved dykking	64
5.2.2 Variasjon i samfunnenes sammensetning i relasjon til naturforhold og forurensnings- belastning - forurensningsbiologiske vurderinger	69
5.3 Vurdering av gruntvannssamfunn	73
6. MILJØGIFTER I MARINE ORGANISMER	74
6.1 Innledning	74
6.2 Stasjoner, materiale og metoder	74
6.3 Resultater og kommentarer	77
6.3.1 PAH i organismer	
6.3.2 Jevnføring av PAH i organismer og sedimenter	82
6.3.3 Fluor og metaller i blæretang	83
6.4 Vurdering av miljøgiftkonsentrasjoner	85
6.5 Momenter for fremtidige undersøkelser av miljøgifter	88
7. SAMMENFATTENDE VURDERING	89
8. LITTERATUR	94
	103
Appendiksoversikt	
Appendiks 1-3	105-109
" 4	110-113
" 5-14	114-129
" 15-19	130-133

1. SAMMENDRAG

1.1 Formål

Målet for undersøkelsene har vært:

- Registrere utbredelse og grad av forurensning i fjorden, enten i form av skade på organismesamfunn eller ved forhøyede nivåer av skadelige stoffer.
- Belyse fjordens forurensningshistorie
- Vurdere brukerkonflikter og eventuelt gi tilrådninger om forurensningsbegrensende tiltak
- Etablere grunnlag for å følge utviklingen (overvåking)

Ovenstående er søkt oppfylt ved registrering av gruntvannssamfunn på hardbunn, bløtbunnsfauna og nivåer av metaller, fluor og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i muslinger, tang og sedimenter. (Stasjoner for prøvetaking ses av fig. 2.1.)

1.2 Konklusjoner

- *Dyrelivet på bunnen er sterkt redusert og delvis utslettet over et areal på ca 1 km².*
- *Dyre- og planteliv i strandsonen innerst i fjorden er redusert, naturlige forhold utover.*
- *Meget høye konsentrasjoner av PAH i bunnsedimenter, skjell og tang.*
- *Overkonsentrasjon av noen metaller (kadmium, bly og kobber) og fluor.*

Dyrelivet på bløtbunn var utslettet i et ca 0,2 km² stort område på øst-siden av indre basseng (fig. 4.8). I dette området var bunnen synlig forurenset med tjærelignende stoff. Også utenfor dette området var faunaen sterkt redusert, men virkningen avtok hurtig med avstanden fra hovedutslippet til Årdal og Sunndal Verk. Skadevirkninger ble påvist over et

areal på omkring 1 km². Vest for dette området og utover i fjorden var faunaen normal.

Reduserte samfunn i fjærebeltet og på grunt vann på de innerste lokalitetene (st.G1 og G3, fig. 5.3) må antas delvis å skyldes forurensningsbelastning fra bedriftens hovedutslipp. Forøvrig var samtlige stasjoner tydelig ferskvannspåvirket ned til ca 5 m, og artsfattig i samsvar med dette. Organismer under 5 m var utsatt for en kombinert belastning ved nedslamming og beiting ved sjøpinnsvin, samt stedvis ustabile bunnforhold (p.g.a. ras). Bortsett fra de to innerste lokalitetene var det ingen forskjeller utover i fjorden som kunne ses i sammenheng med avtagende forurensningsbelastning. Med forbehold om utilstrekkelige kunnskaper om organismers reaksjon på de aktuelle forurensninger, synes naturlige forhold å være mest avgjørende for tilstanden i strandsonen utenom de par innerste km.

De øverste sedimentlag hadde meget høye konsentrasjoner av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH): i de innerste par km opp til mer enn 1500-2000 ganger bakgrunnsnivået i bare diffust belastede områder. Ytterst i fjorden (st. A12, fig. 3.1) var det overkonsentrasjoner på størrelsesordenen 100 ganger. Det er følgelig grunn til å regne med at påvirkningen også strekker seg ut i hovedfjorden.

Andelen av potensielt kreftfremkallende PAH i sedimenter var stort sett 15-25%.

PAH-konsentrasjonene avtok med sedimentdypet, men tydelige overkonsentrasjoner var sporbare på hovedstasjonen (A4, fig 3.1) ned til 20 cm. Anslagsvise beregninger viser at omkring 250 tonn PAH er lagret på ca 20 km² fjordbunn. Dette tyder på årlige utslipp av minimum 8-10 tonn. Beregningen vanskeliggjøres av at PAHs nedbrytningshastighet er utilstrekkelig kjent.

I indre fjordområdes bunnavleiringer ble det også konstatert markerte overkonsentrasjoner av kadmium, samt moderat påvirkning med bly, fluor og kobber.

Aldersdatering av sedimentene viste at forurensningskomponentene utenom kobber hadde forhøyede konsentrasjoner fra omkring 1950. Dette er i overens-

stemmelse med tidspunktet for start av utslipp fra Ardal og Sunndal Verk. Forhøyet innhold av kobber må antas å ha mest sammenheng med avrenning fra en nedlagt kobbergruve.

Oskjell fra indre fjord (fig.6.2) viste overkonsentrasjoner av PAH i størrelsesordenen 1000 ganger normalinnholdet av slike stoffer i områder uten nærliggende punktkilder. 15 km lenger ut var det fremdeles overkonsentrasjoner på ca 10 ganger. Tilsvarende data for PAH i blæretang var henholdsvis 50-100 ganger og 2-5 ganger normalkonsentrasjonen.

Andelen av potensielt kreftfremkallende PAH var for det meste omlag 30-40% i oskjell og 15-20% i blæretang.

Også av fluor og en del metaller ble det registrert forhøyede konsentrasjoner i tang, men bare i moderat grad.

PAH-forurensningen legger begrensning på utnyttelsen av fjorden til annet enn resipientformål, dvs. til rekreasjon, skjellsanking og akvakultur.

1.3 Tilrådinger

Skjellsanking, dyrking av skjell og fiskeoppdrett kan ikke anses tilrådelig for de indre deler av Årdalsfjorden. Hvor langt ut det må anses risikabelt med ulike former for slik utnyttelse av fjorden, må vurderes av helse- og fiskerimyndighetene.

Ut fra skadene på organismer i indre fjord og de høye PAH-konsentrasjoner, spesielt i skjell, men også ibunnavleiringer, bør forurensningsbelastningen reduseres. Eventuelt forurensningsbegrensende tiltak bør følges av overvåking for å se i hvilken grad og hvor hurtig tiltakene får effekt.

Utslipp av forurensninger tilrås kartlagt gjennom et analyseprogram som også omfatter tilsig fra arealene rundt anodefabrikken.

Spredningen av PAH utenfor Årdalsfjorden bør klarlegges gjennom analyser av overflatesedimenter og avsetninger i Sognefjorden og Lusterfjorden.

PAH-forurensede sedimenters virkning (sårdannelse, kreft) på bunnlevende fisk er gjenstand for spekulasjoner og bør undersøkes nærmere. Dette kan gjøres enten gjennom observasjoner av sårhyppighet hos fisk fra bunntål-fangst i indrefjord og/eller ved eksperimentelle studier der fisk utsettes for forurensede sedimenter under kontrollerte betingelser.

2. INNLEDNING

2.1 Områdebeskrivelse

Årdalsfjorden er den innerste og østligste gren av Sognefjorden. Selve Årdalsfjorden er ca 18 km lang, og fra dens munning er det ytterligere 150 km til Sognefjordens munning. Hoveddelen av Sognefjorden er gjennomgående meget dyp, største dyp over 1300 m, men ytterst er det en terskel på 165 m.

Årdalsfjorden har en meget enkel topografi. Fra Årdalstangen innerst går det raskt ned til 150 m, så går det noenlunde flatt til forbi Kollnosi. Deretter skråner det jevnt videre utover til vel 600 m dyp ved utløpet i Sognefjorden. Sognefjordens hydrografi er beskrevet av Molvær (1971) og Hermansen (1974). De øvre lag er sterkt preget av de store ferskvannsmengder fra mange store og små vassdrag i det tiliggende nedbørfelt. Vannføringen er høy i juni-juli og lav i november-mars. Årsmiddelet er på ca $46 \text{ m}^3/\text{sek}$. Dette fører til en lagdelt vannmasse om sommeren og en gjennomblandet vannmasse om vinteren. Undersøkelser ved Naddvik i 1970 viste at i februar var saltholdigheten ca 34 ‰ fra overflaten og ned til 100 m, og i juni hadde det øverste vannlaget fra 0 til ca 5 m dyp en saltholdighet på ca 2 ‰ (Molvær et al., 1971).

Ned til ca 200 m gjør det seg gjeldende en årlig fornying av sjøvannet. Under dette dyp er det uregelmessige vannfornyinger av større og mindre omfang. Vannutskiftningen er tilstrekkelig til at det helt tilbunns er høyt oksygeninnhold i vannet. I Årdalsfjorden vil vind og tidevann i noen grad påvirke vannstrømmer og vannutskiftning. Men først og fremst vil ferskvannstilførselen skape en kraftig estuarin sirkulasjon, som om sommeren går ned til 50 m. Om vinteren vil den indre del av Årdalsfjorden som regel fryse til med is. Årdalsfjorden har bratte strender. Bortsett fra små områder ved Årdalstangen, Naddvik og Seimsdal, stuper fjellet stort sett rett ned i sjøen som glatt berg eller grov ur. Fjorden er uten øyer og har "badekar"-form. Det aller meste av Årdalsfjordens strender er ubebodd og ubrukt. Mindre tettbebyggelser er lokalisert i Naddvik og Seimsdal. Det aller meste av befolkningen i nedbørfeltet bor i Øvre Årdal (4000) og på Årdalstangen (2000).

2.2 Vannbruk og forurensninger

Øvre Årdal får sin vannforsyning fra Tyn, vannet tas ut ved kraftstasjonen i Årdal og blir klorert. Ny vannkilde i Utladalen blir vurdert. Årdalstangen brukte tidligere Årdalsvatnet som vannkilde og det tas nå drikkevann fra grunnvannet i løsmassene nord for elva ut av Årdalsvatnet. ASV's industrianlegg tar vann fra Tya, Årdalsvatnet og Årdalsfjorden. Både fjorden og vassdraget er viktige rekreasjons- og fiskeområder. Det er en god bestand av sjøaure og en del laks i vassdraget. I fjorden foregår det fiske så og si året rundt, tidvis også et betydelig kommersielt fiske.

Det vesentlige av bebyggelsen i de to tettsteder er knyttet til kommunale avløpsanlegg. I Øvre Årdal passerer kloakkvannet Farnes renseanlegg bygget i 1954. Det fungerer dårlig. Utløpet fra renseanlegget går ut i overflaten av Årdalsvatnet like øst for utløpet av Fardalselva. Årdalstangen har to utslipp av urensset kloakkvann på grunt vann, et stort nord for oset og et lite på sydsiden.

Kommunalt søppel fra området samles til et forbrenningsanlegg på Geithus ved riksveien omtrent midt på Årdalsvatnet. Asken fraktes til Årdalstangen og føres ut i fjorden gjennom et rør like ved der veien til Seimsdalen går inn i tunnel.

I Øvre Årdal bor ca 4000 personer og på Årdalstangen ca 2000 personer. Fra Industrien i Årdal er det betydelig utslipp til luft og vann. De viktigste forurensningskomponenter i luftutslippene er fluor og SO_2 . En betydelig del av disse utslippene antas avsatt i nedbørfeltet og vil bli ført til Årdalsvassdraget.

ASV i Øvre Årdal har ikke utslipp av prosessvann. Det har et forbruk av kjølevann og et oppgitt utslipp til Tya-Ardøla på $1300 \text{ m}^3/\text{t}$ med 22°C . Dessuten er det overvann og drens vann fra det store deponi av utrangerte ovnsbunner like øst for verksområdet.

ASV på Årdalstangen har flere utslipp til fjorden. Det er overvann, drens vann, vaskevann og prosessvann/kjølevann. Av størst betydning er et utslipp på 37 m dyp ca 90 m fra land. Det foreligger ingen rapport om kontroll og tilstand til utslippsledningen. Det har vært referert til tilstopping og brudd.

Nøyaktige målinger av de faktiske utslipp foreligger ikke. I et brev av 23 juli 1985 til SFT oppgir ASV følgende tall som gjennomsnitt fra 5 sporadiske analyser av vaskevannet fra anodefabrikken i tidsrommet 1983-84:

Parametre	Inngående sjøvann gj.snitt (min max)		Utslipp til sjø gj.snitt (min max)	
Væskemengde, m ³ /h	750		750	
Susp. stoff mg/l	5.3	(3.0-7.8)	131	(28-491)
kg/h	4.0		98.3	
Tjære mg/l	0.3	(0-1.5)	0.7	(0-2.6)
kg/h	0.23		0.53	
Fluorider mgF/l	2.8	(2.0-3.4)	15.3	(11.5-23.6)
kgF/h	2.1		11.5	
Svovelforbind. mgS/l	885	(528-1015)	793	(534-923)
kgS/h	664		595	
pH	7.9	(7.8-8.0)	3.4	(3.2-3.7)
Alkalinitet m.ekv. NaOH/l	1.9	(1.0-2.2)	0	

I denne tabellen skulle utslippet per time være differensen mellom innholdet i vann inn og vann ut. For svovel er denne differensen negativ slik at det er en feil med oppsettet. Antagelig tilføres det ferskvann, slik at vannmengde ut er større enn inn. Men det kan også være andre forklaringer.

Bedriften har en avfallsfylling i strandkanten ved Årdalstangen. På denne fyllingen tippes ca 1500 t/år koks, jern og saltholdig avfall, ca 200-300 t/år slagg fra støperiene, ca 2000-4000 t/år vasketårnslam og diverse mindre mengder prosessavfall fra masse- og anode-fabrikken. Tippområdet er avgrenset sjøveis med lense.

De skadelige stoffer i avfallet omfatter i første rekke polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), fluor og enkelte tungmetaller som vanadium, nikkel og bly. Det antas at dypvannsutslippet og avfallsfyllingen, særlig vasketårnslammet, har størst betydning i resipientsammenheng.

Det er på grunnlag av ovenstående ikke mulig å si hvor meget som faktisk tilføres fjorden, hvilken måte og tilstand det slippes ut i, og hva den detaljerte sammensetning av utslippene er.

2.3 Andre undersøkelser

NIVA foretok i 1969-70 en undersøkelse av Ardalsvatnet som resipient for Øvre Ardal og som vannkilde for Ardalstangen vannverk (Kristiansen 1971). NIVA foretok videre 4 befaringer med prøvetaking og prøvefiske i tidsrommet 1970-72 i forbindelse med en skjønssak om eventuelle skader på laks og sjøaure (Grande 1971a, b, 1972, 1974). Ardal og Sunndal Verk, ASV, la i 1969 frem planer om å dumpe gamle ovnsbunner i Sognefjorden (Ardal og Sunndal Verk 1969). I den anledning har Universitetet i Bergen (Molvær 1971) foretatt en hydrografisk undersøkelse og vurdering av fortykning og transport av utlutingsprodukter. Karakterisering og vurdering av utlutingsproduktene ble utført av SINTEF (Nestaas og Wiig 1970), Universitetet i Oslo (Bjerke et al 1970, 1971), Havforskningsinstituttet (Palmork og Wilhelmsen 1972 a,b, Palmork et al 1973, Palmork og Solbakken 1981), Sentralinstitutt for industriell forskning (Glenjen 1976). Havforskningsinstituttet har i tillegg undersøkt enkelte andre avfallsstoffer (Palmork og Wilhelmsen 1972). Sognefjordens hydrografi har vært undersøkt av forskere ved Universitetet i Bergen i 1971 (Molvær 1971, Hermansen 1974).

2.4 Målsetting og program

Denne tiltaksorienterte undersøkelse av Ardalsfjorden har hatt som hovedmål å karakterisere forurensningssituasjonen, årsaker og virkninger.

Programmet har vært lagt opp for å registrere utbredelse og grad av forurensning i fjorden. Enkle overslag har vist at det ville være meget vanskelig å foreta tilstrekkelig nøyaktige målinger i selve fjordens vannmasser. Oppmerksomheten har derfor vært konsentrert om skader på organismer og organismsamfunn eller på forhøyede nivåer av skadelige stoffer i sedimenter og organismer.

Gjennom sedimentundersøkelsene skulle forurensningshistorien belyses slik at kildene med større sikkerhet kunne identifiseres. Forurensningssituasjonen skulle i noen grad direkte gi grunnlag for å vurdere enkelte bruker-konflikter og antyde behov for forurensningsbegrensende tiltak.

Endelig skulle undersøkelsen ha et så bredt omfang at den kunne danne et tilfredsstillende grunnlag for å følge utviklingen i framtiden.

Basert på disse målformuleringer ble det laget et undersøkelsesprogram som konsentrerte all prøvetaking til en feltoperasjon. Denne ble lagt til høsten for å unngå den viktigste reproduksjonstiden for marine dyr. Det ble brukt forskningsfartøy fra Bergen, og alle deler av feltarbeidet var vellykket.

Under feltarbeidet ble oppmerksomheten konsentrert om planter og dyr i gruntvannssamfunn på hardbunn, om bløtbunnsfaunaen langs bunnen av fjorden, og om innhold av tungmetaller, fluorider og polysykliske hydrokarboner (PAH) i muslinger, tang og sedimenter.

Stasjonsvalget fremgår av figur 2.1 og er nærmere beskrevet i kapitlene 3-6.

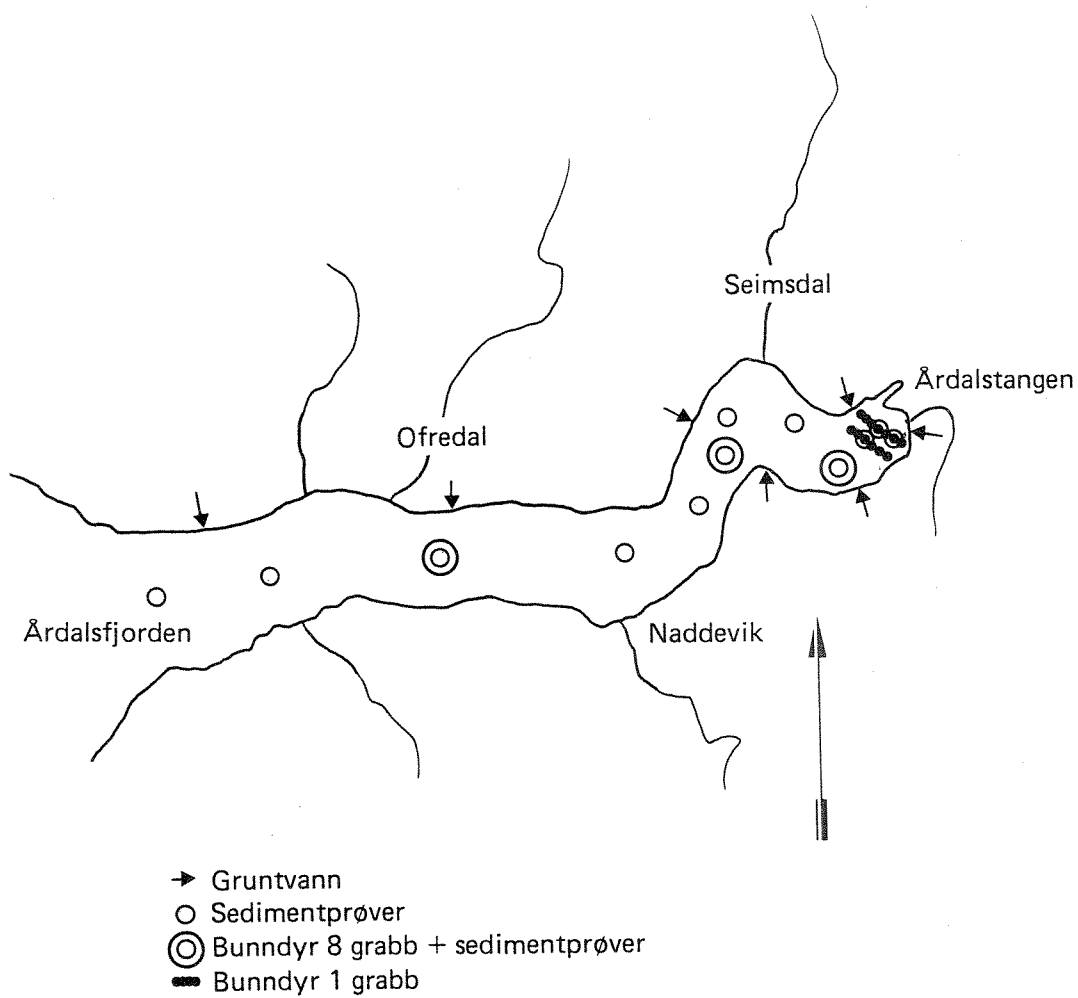


Fig 2.1 Oversikt over stasjoner i Årdalsfjorden.

3. SEDIMENTER

3.1 Innledning

Forurensninger er ofte knyttet til partikler. Sedimentene er derfor velegnet til å studere utbredelse og grad av påvirkning av forurensningstilførsler. Denne delen av undersøkelsen omhandler metaller og organiske miljøgifter i sedimentene har hatt følgende spesifikke mål:

- 1) Kartlegge utbredelsen av forurensningene
- 2) Bedømme grad av påvirkning
- 3) Påvise historisk utvikling i belastningen.

3.2 Materiale og metode

Sedimentprøver ble innsamlet 3-4/10-83 med Niemistö "gravity corer" (Niemistö 1974), og snittet i 1 (for analyser av metaller og organisk materiale) eventuelt 2 cm (for PAH og klororganiske analyser) intervaller. Prøvene ble analysert for organisk karbon, total nitrogen ved CHN-elementanalysator, for sink, kobber, bly, kvikksølv, kadmium, krom ved atomabsorpsjon etter oppslutning med 50 % saltpetersyre og fluorid ved ione-selektiv elektrode etter oppslutning i natriumhydroksydsmelte. Innhold av polysykliske aromatiske hydrokarboner og polyklorerte bifenyl/ekstraherbart persistent organisk bundet klor, -brom, -jod ved gaskromatografi etter ekstraksjon med henholdsvis cyklohexan og cyklohexan/-kons. svovelsyre.

To kjerner ble aldersdatert ved bly-210 isotop-analyser.

Alle analyser er gjort på størrelsesfraksjonen <63 µm, tørt sediment hvis ikke annet er spesifisert.

3.3 Resultater og diskusjon

3.3.1 Visuell beskrivelse, organisk innhold

Det var høyt organisk innhold i sedimentene i indre deler av fjorden på grunn av sotpartikler. Påvirkning av sedimentene startet ca 1950.

Sedimentene tilføres organisk og uorganisk materiale fra erosjon, kommunale/industrielle utslipp og fra biologisk produksjon i vannmassene. Naturlig har områder med god vannutveksling og gode strømforhold relativt lavt innhold av organisk materiale i sedimentene, mens områder med dårligere utskiftingsforhold og større tilførsler, vil ha høyere organisk innhold.

Karakteristisk for sedimentene i indre Årdalsfjord var høyt innhold av organisk karbon og lave nitrogenverdier, tabell 3.1 og fig. 3.2. Forholdstallet mellom karbon og nitrogen (C/N) gir informasjon om typen av det organiske materiale. Verdier på 6-10 er normalt hvor det organiske materiale i sedimentene er av marin opprinnelse, økende påvirkning av plante-materiale fra land gir verdier på 10-20. De høye verdiene i indre Årdalsfjord, skyldes ikke kloakk og avrenning fra land, men utslipp av koks og andre karbonholdige forbindelser fra Årdal og Sunndal Verk. Den analysemetoden som er valgt (forbrenning ved ca 1 000°C), oksyderer disse forbindelsene og gir karbon-nitrogen forholdstall på over 100, tabell 3.1.

Vertikal profil på en stasjon i indre fjordområde (Å4), viste en markant økning i karbon og C/N-verdiene fra ca 6 cm sedimentdyp og mot overflaten, fig.3.3. Dypere enn dette nivået var verdiene normale for denne typen fjordsedimenter. Aldersdatering av sedimentet anga 6 cm sedimentdyp til ca 1950. Dette svarer til oppstartning av Årdal og Sunndal Verk, og viser betydningen av fabrikken som utslippskilde.

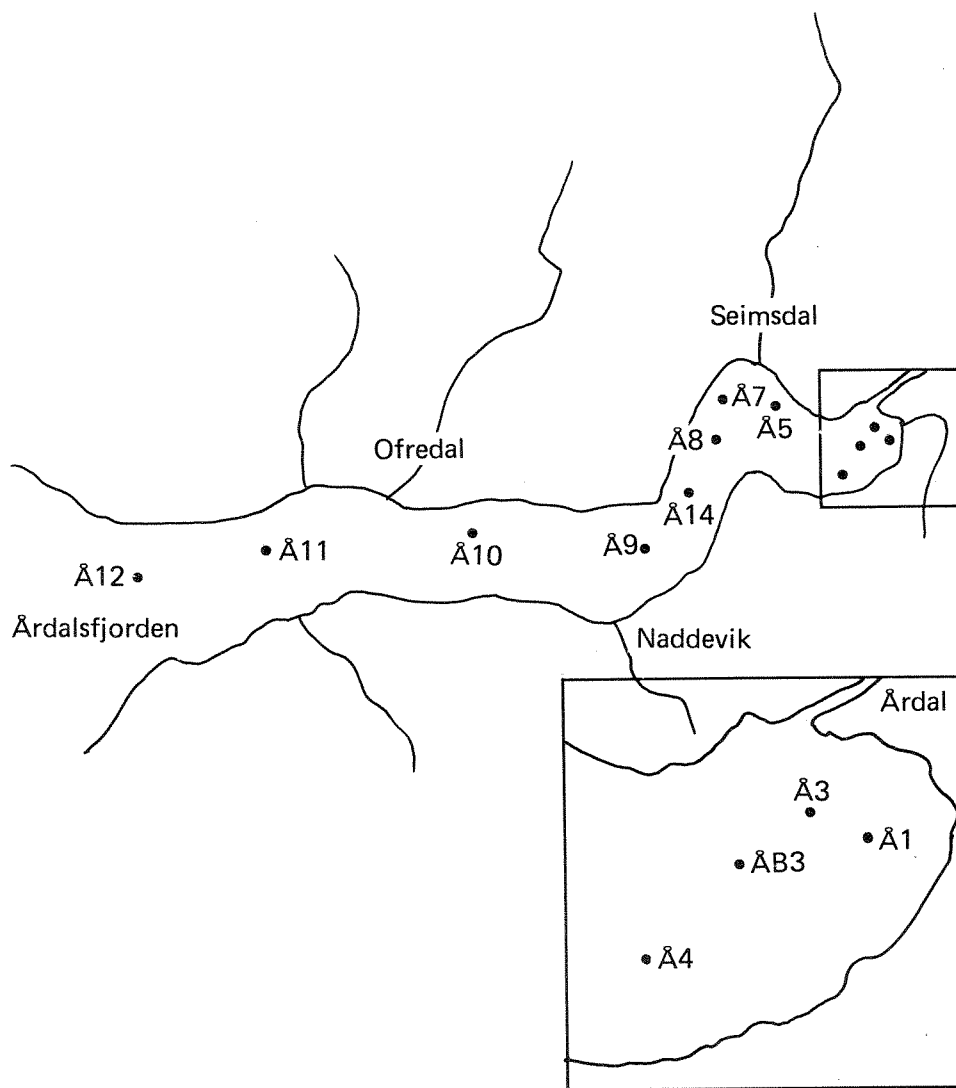


Fig. 3.1 STASJONSKART

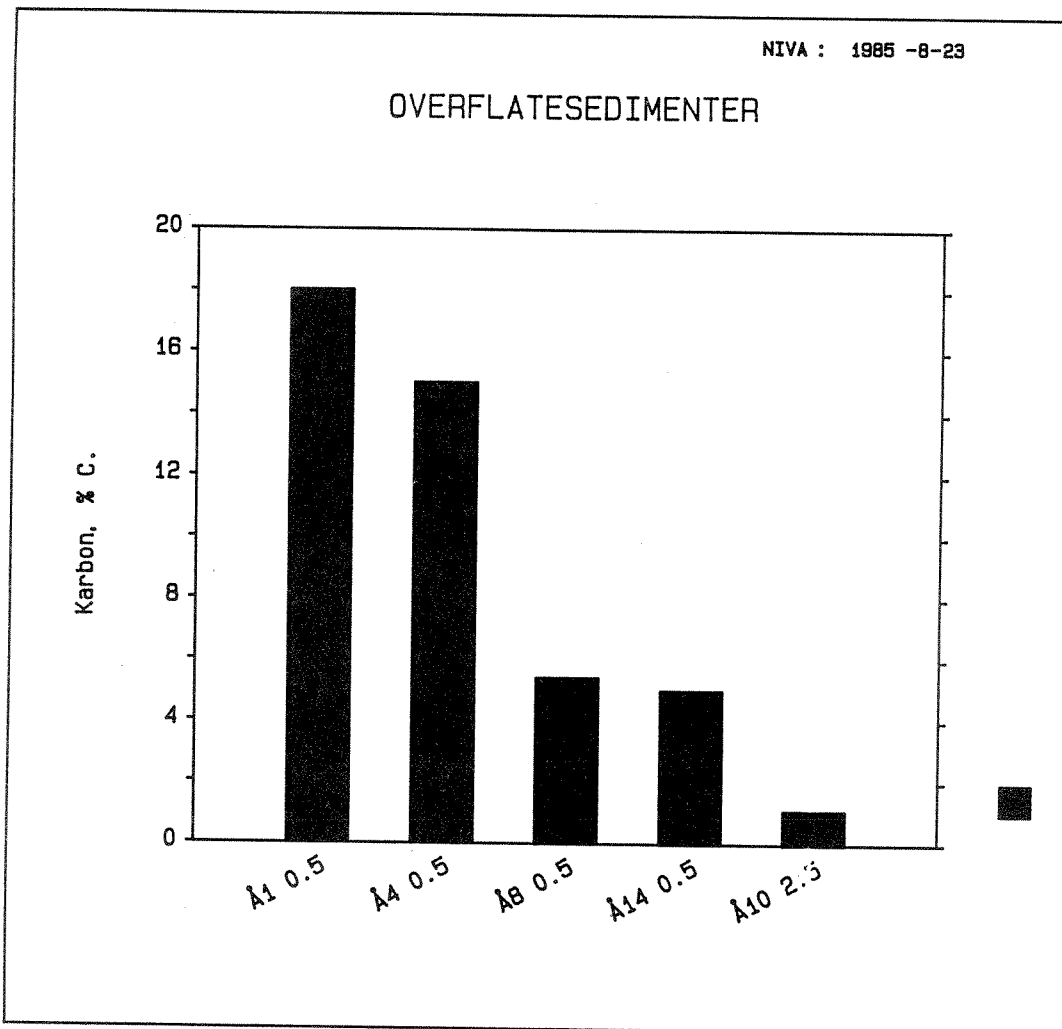


Fig. 3.2. Organisk karbon (% C) i overflatesedimentene (0-1 cm, A10: 2-3 cm) i Årdalsfjorden.

Høye verdier av organisk karbon i indre fjord.

VERTIKALPROFIL

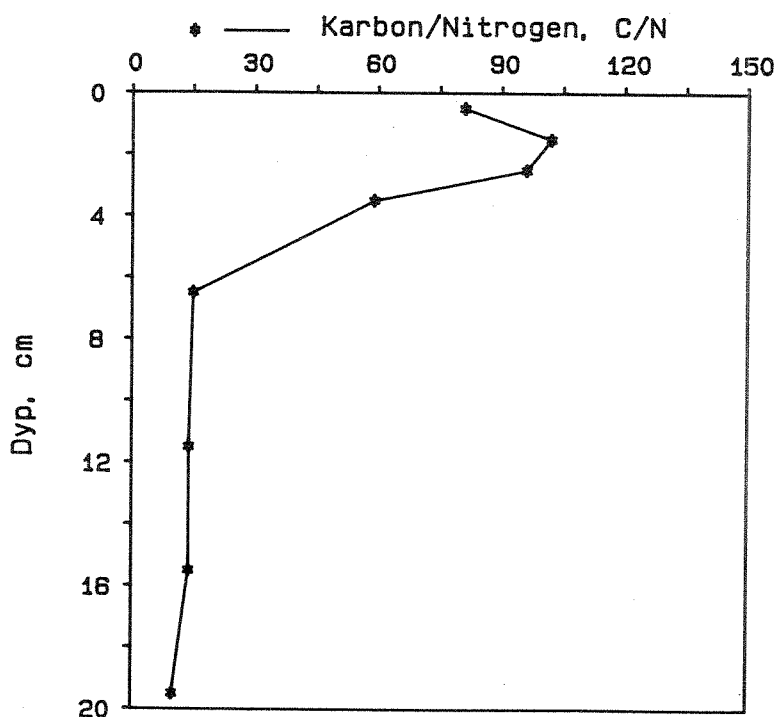
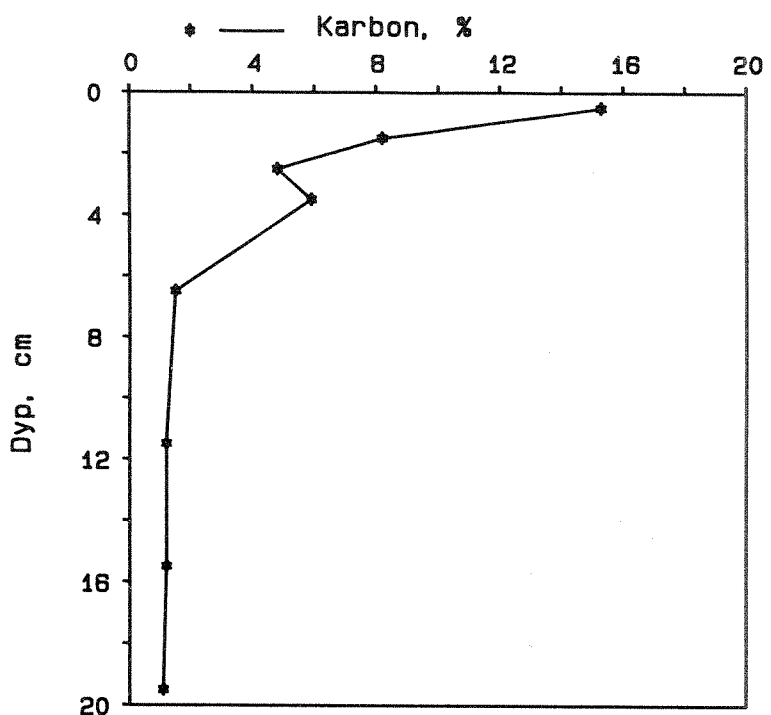


Fig. 3.3. Vertikalprofil av organisk karbon (% C) og karbon til nitrogen (C/N) i sedimentet i indre Årdalsfjord (Å4).

Markert økning i verdiene fra 6 cm sedimentdyp svarende til ca 1950.

Tabell 3.1. Visuell beskrivelse av sedimentene med innhold av karbon (C) og nitrogen (N).

STASJON	DYP (M)	KJERNE- LENGDE (CM)	% C		% N		C/N	ANMERKNINGER
			0-1 CM	0-1 CM	0-1 CM	0-1 CM		
A1	84	50	18	0,20	90			Hele kjernen sort av sotlignende støv. Ikke H ₂ S lukt.
A3	90	30	12	0,19	64			Øverste 20 cm sort, silt/sand. Ikke H ₂ S.
ÅB3	114	40	0,8	0,04	21			Øverste 20 cm silt over blåleire. Ikke sort "støv".
A4	134	35	8,2	0,08	102			Øverste 10-12 cm mørkt med øverste cm lysere organisk rikt, lysere siltig leire nederst.
A5	142	30	5,6	0,12	47			Øverste 1½ cm lys organisk holdig deretter lys grå silt.
A7	148	30	5,5	0,12	46			Øverste ½ cm lys organisk deretter mørkere ned til 10 cm. Dypere enn dette lys siltig leire.
A8	152	40	5,4	0,11	49			Øverste 3 cm noe mørkere, dypere lys silt.
Å14	170	20	5,0	0,12	42			Sandig silt. Noe mørk kjerne.
A9	170	12						Sandig. Øverste cm organisk rik.
Å10	290	30						Øverste 2 cm lys brun organisk rik, sandig silt.
Å11	370	40						Sandig silt, øverste 2 cm lys brun organisk-holdig.
Å12	570	45						Sandig silt, øverste 2 cm lys brun organisk-holdig.

3.3.2 Metaller og fluorid

Det var relativt høye kadmiumkonsentrasjoner i sedimentet i indre deler av fjorden, moderate verdier av kobber, bly og fluorid.

Det generelle bildet er at indre deler av Årdalsfjorden er moderat påvirket av kobber, bly og fluorid, relativt sterkt av kadmium (appendikstabell 3.1. Jamføring av konsentrasjonen i Årdalsfjorden med verdier fra antatt upåvirkede sedimenter i Årdalsfjorden (dypere sedimentlag) og andre områder (Næs 1983,1985) er gjort i tabell 2. Med overkonsentrasjon menes observert verdi dividert med "bakgrunnsverdi" d.v.s. før industriell påvirkning. Som bakgrunn er konsentrasjonene i 20 cm dyp i kjernen på stasjon Å4 anvendt. I områder kun diffust påvirket er det vanlig å finne overkonsentrasjoner på 2-3 ganger. Det er vanskelig å kvantifisere svak - moderat - sterk forurensning direkte på grunnlag av konsentrasjoner/overkonsentrasjoner. Dette fordi disse betegnelsene bør avspeile biologiske effekter. Effektene varierer imidlertid fra metall til metall og viten om grad av toksisitet er mangelfull. Imidlertid må 50 ganger overkonsentrasjoner av kadmium betegnes som relativt sterk forurensning, mens < 10 betegnes som moderat/svak både for kadmium og de andre.

Tabell 3.2. Konsentrasjoner (k $\mu\text{g/g}$, fluorid i mg/g) og overkonsentrasjoner (ok) i overflatesedimentene (0-1 cm) i Årdalsfjorden.

STASJON	SINK		KOBBER		BLY		KADMIUM		FLUORID	
	k	ok	k	ok	k	ok	k	ok	k	ok
Å4	181	~2	175	~7	246	~7	4,72	~50	6	~6
Å8	130	1-2	152	~6	119	~3	1,73	~17	13	~13
Å14	136	1-2	151	~6	107	~3	1,67	~17	8	~8
Å10 (2-3 cm)	105	1-2	73	~3	40	~1	0,11	~1	1,5	~1

Verdiene avtok forholdsvis raskt mot ytre fjordområde, ved Ofredal (stasjon Å10) var sedimentet kun svakt påvirket, fig. 3.4, 3.5, 3.6, 3.7.

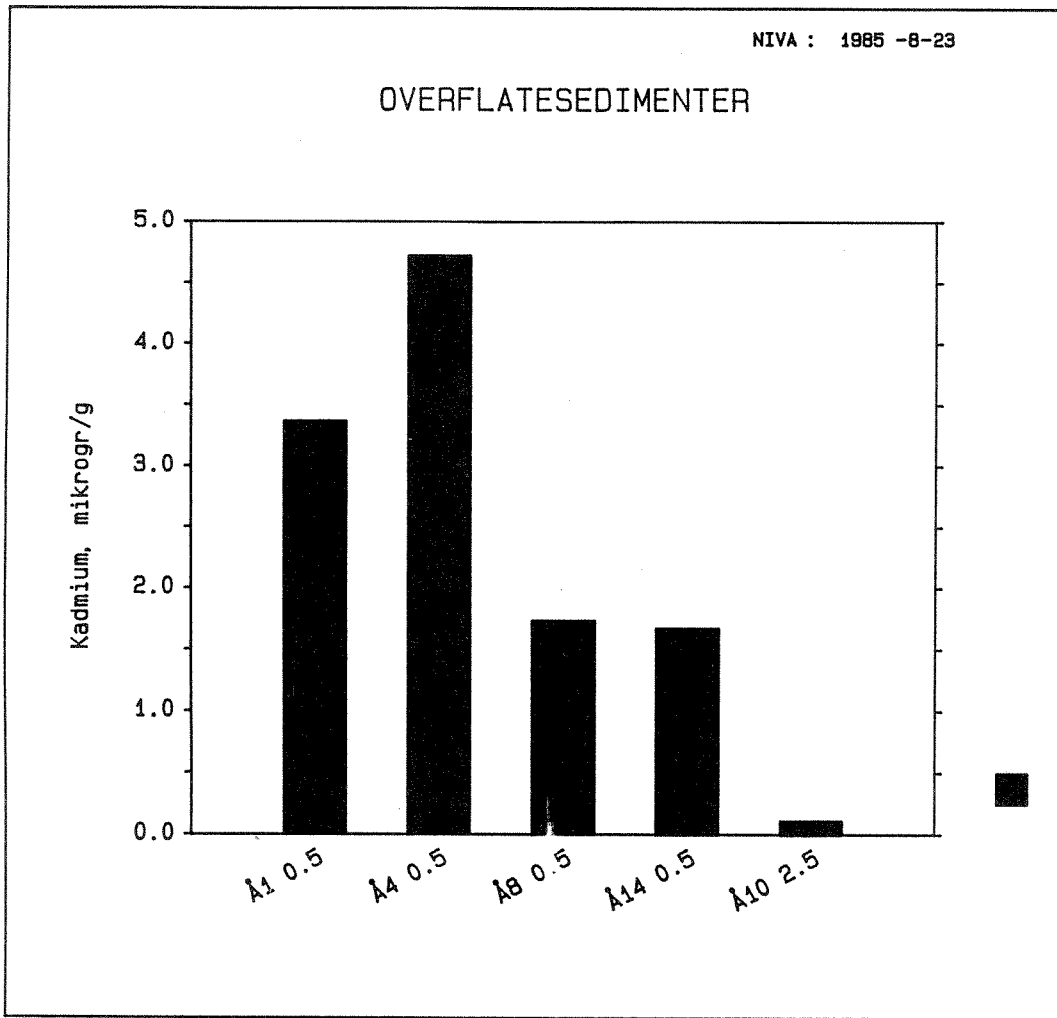


Fig. 3.4. Kadmium ($\mu\text{g/g}$) i overflatesedimentene i Årdalsfjorden.

Forhøyede verdier for kadmium i indre område.

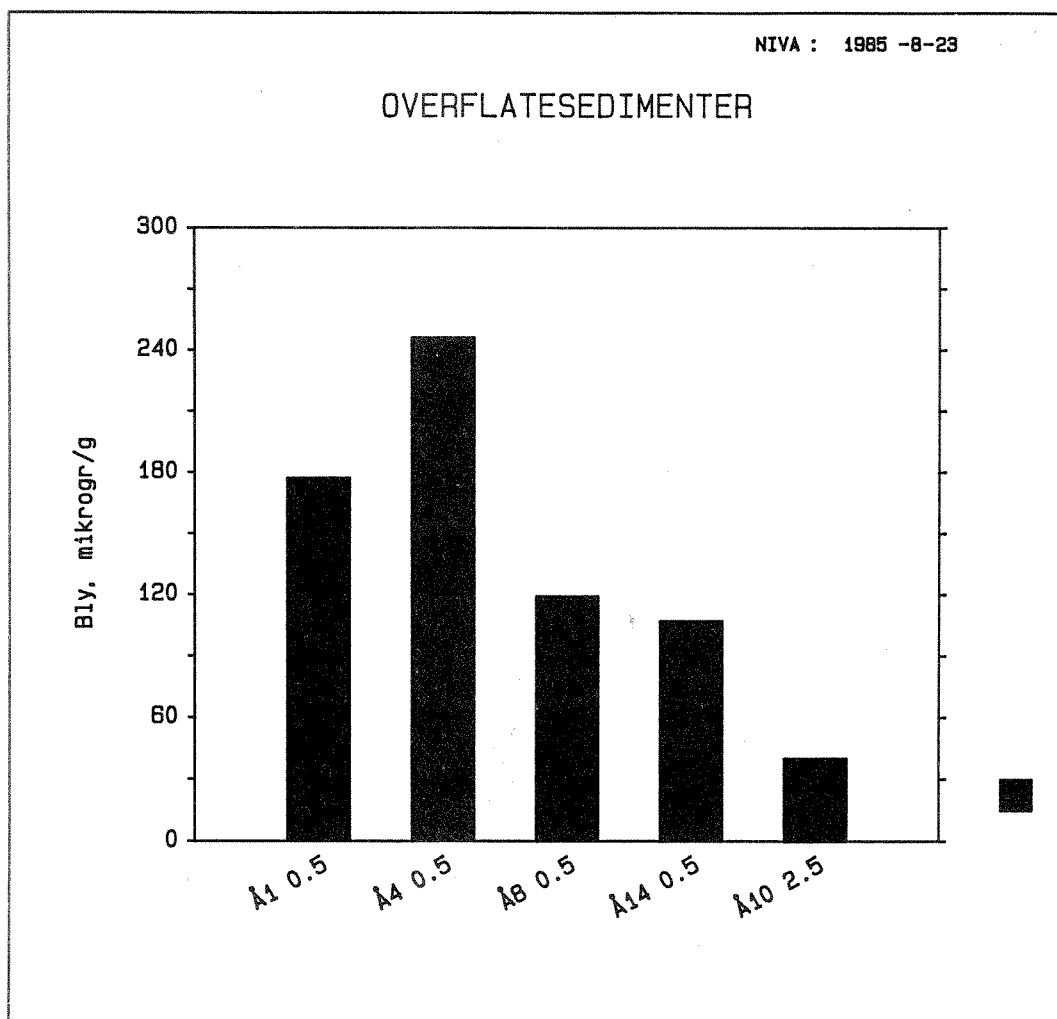


Fig. 3.5. Bly ($\mu\text{g/g}$) i overflatesedimentene i Årdalsfjorden.

Forhøyede bly-verdier i indre område.

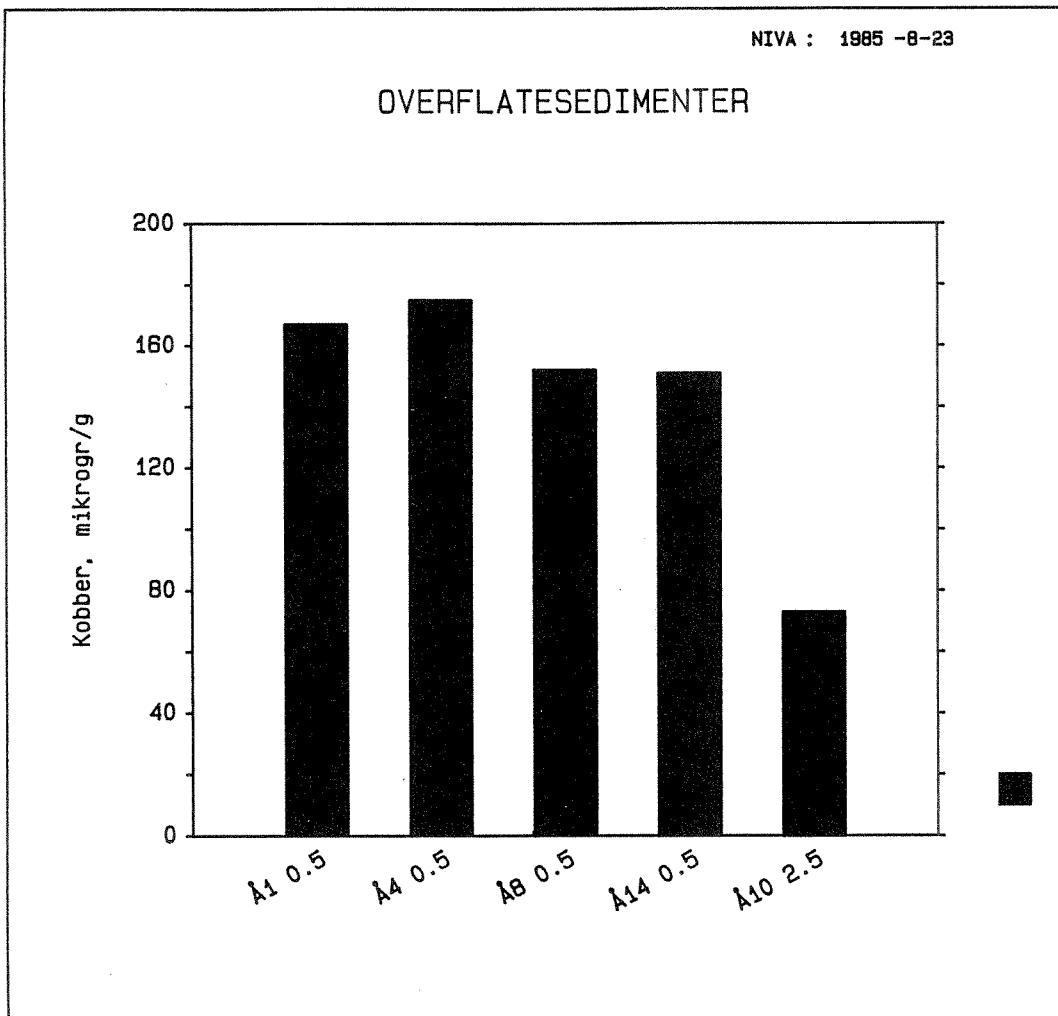


Fig. 3.6. Kobber ($\mu\text{g/g}$) i overflatesedimentene i Ardalsfjorden.

Forhøyede kobber-verdier i hele området.

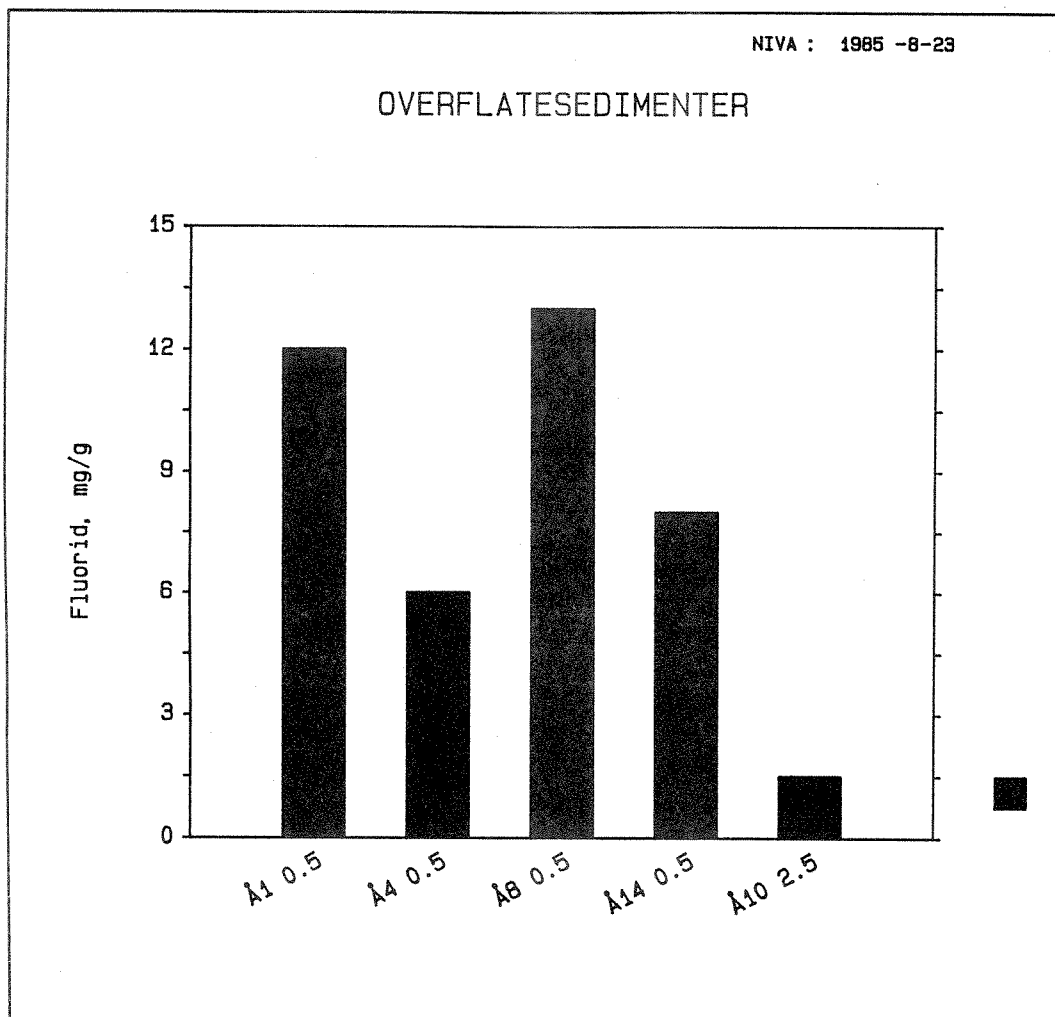


Fig. 3.7. Fluorid (mg/g) i overflatesedimentene i Årdalsfjorden.

Forhøyede fluorid-verdier i hele området.

Forhøyede verdier av kadmium i indre fjordområdet kan skyldes at sedimentene her var påvirket av sot-partikler (høye verdier av PAH) og at slike partikler ofte kan inneholde kadmium (Müller et al. 1977). Til sammenligning ble konsentrasjoner av kadmium på opptil 11 µg/g funnet i forurenset sediment i Frierfjorden (Skei 1981) og 0,95 µg/g i Hvalerområdet (Næs 1983), sistnevnte lite påvirket av metaller.

Kobberverdiene var relativt høye både i overflatesedimentene (0-1 cm nivå) og også dypere nede i sedimentet (appendikstabell 1). Det siste skyldes sannsynligvis tilførsler fra en gammel og nå nedlagt kobbergruve som har ført til høyt kobberinnhold i naturlige sedimenter.

Innholdet av kvikksølv og krom i sedimentene var lavt, henholdsvis <0,1 µg/g og ~ 30 µg/g (appendikstabell 3.1. Det var ingen horisontale eller vertikale trender. Dette er normale konsentrasjoner for tilnærmet upåvirkede sedimenter.

En vertikalprofil ned i sedimentet kan gi opplysninger om "historisk utvikling" i forurensning. I indre fjord (Å4) viste dette at fra 6 cm sedimentdyp og mot overflaten økte konsentrasjonene av sink, bly, kadmium og fluorid, fig. 3.8 og 3.9. Dypere enn dette nivået var verdiene lave og konstante. Datering (bly-210) anga 6 cm sedimentnivå til ca 1950, som svarer til oppstartning av fabrikken på Årdalstangen. Det var en fordobling i konsentrasjonene av sink, bly, kadmium og også kobber fra nivået 1-2 cm til 0-1 cm sedimentdyp. Dette skulle tyde på økede tilførsler de siste fem år.

I ytre fjordområde (Å 10) var det ingen variasjon i konsentrasjonene ned i sedimentet. Dette skyldes omblending av gravende organismer som i stor grad var fraværende innerst i fjorden (se kap. 4 om undersøkelserne av bløtbunnsfauna).

Den innbyrdes sammenhengen mellom stoffene kan gi informasjon om kilder og spredningsmåter. I Årdalsfjorden var det en sterk sammenheng mellom organisk karbon, kadmium og PAH som tyder på

samme kilde, og sannsynliggjør at kadmium og tjærestoffene i betydelig grad tilføres og spres sammen. Tilsvarende gjelder også bly, i noe mindre grad sink (tabell 3.3). Sammenhengen var svakere mellom kobber og overnevnte forbindelser. Det er forventet siden kobberforurensning skyldes både nedlagt gruvevirksomhet og sannsynlige utslipp fra Årdal og Sundal Verk. Det var bare ubetydelig korrelasjon mellom fluorid og de andre forbindelsene. Fluorid er derfor i liten grad bundet til organisk stoff.

Nærmere tolkning av tidsutvikling og innbyrdes sammenheng er desverre ikke mulig siden opplysninger om utslippsmengden/ utslippsforhold ikke foreligger.

Tabell 3.3. Korrelasjonskoeffisienter (alle stasjoner, alle dyp) mellom totalt organisk karbon (TOC), bly (Pb), kadmium (Cd), fluorid (F), PAH, kobber (Cu) og sink (Zn) i sedimentene i Årdalsfjorden

	TOC	Pb	Cd	F	PAH	Cu
Pb	0,93					
Cd	0,92	0,96				
F	0,41	0,44	0,52			
PAH	0,96	0,92	0,94	0,51		
Cu	0,73	0,79	0,76	0,19	0,65	
Zn	0,89	0,85	0,81	0,18	0,78	0,77

NIVA: 1985-3 -1

VERTIKALPROFIL

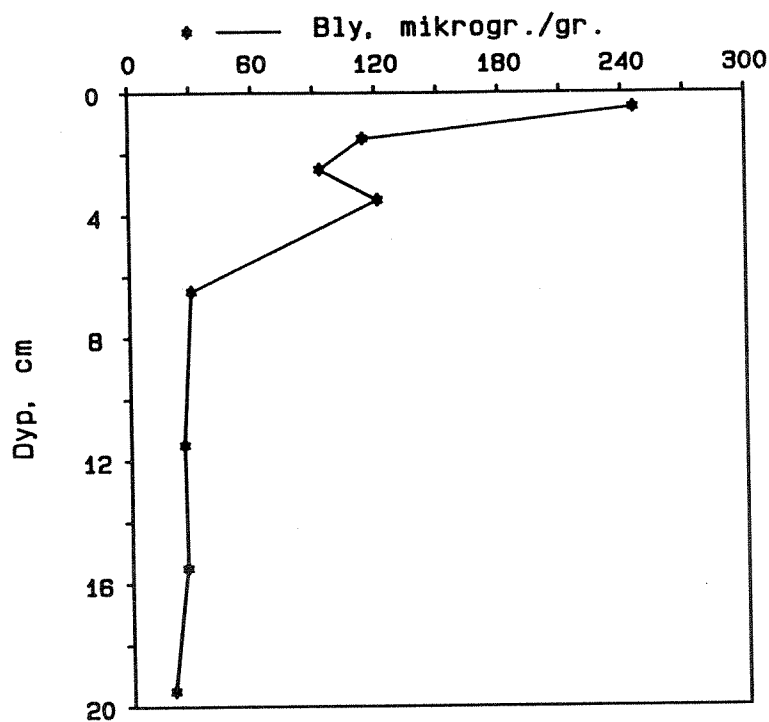


Fig. 3.8. Vertikalprofil av bly ($\mu\text{g/g}$) i sedimentet i indre Ardalsfjord (A4).

Markert økning i bly-verdiene fra 6 cm sedimentdyp svarende til ca 1950, se også fig. 3.3.

NIVA: 1985-3 -1

VERTIKALPROFIL

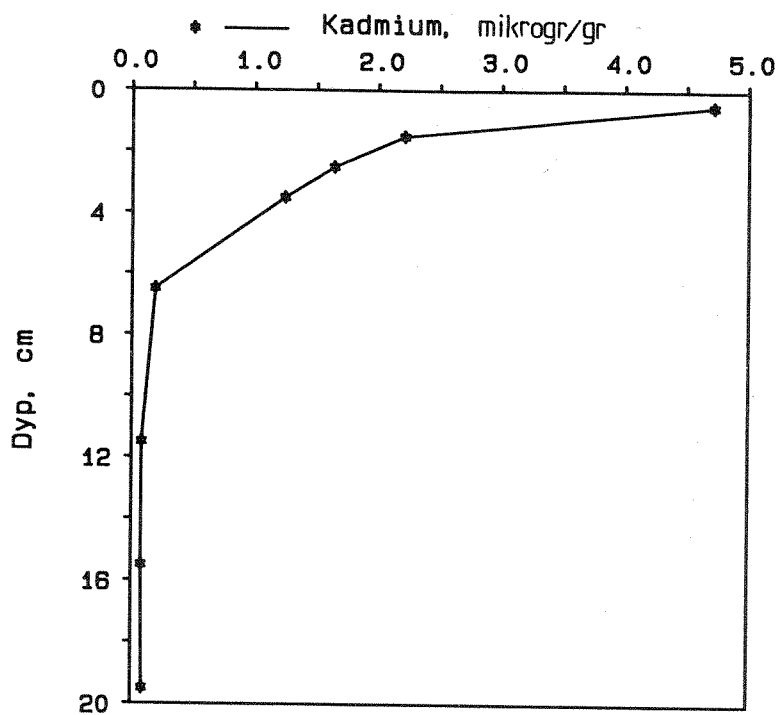


Fig. 3.9. Vertikalprofil av kadmium ($\mu\text{g/g}$) i sedimentet i indre Ardalsfjord (A4).

Markert økning i kadmium-verdiene fra 6 cm sedimentdyp svarende til ca 1950, se også fig. 3.8.

VERTIKALPROFIL

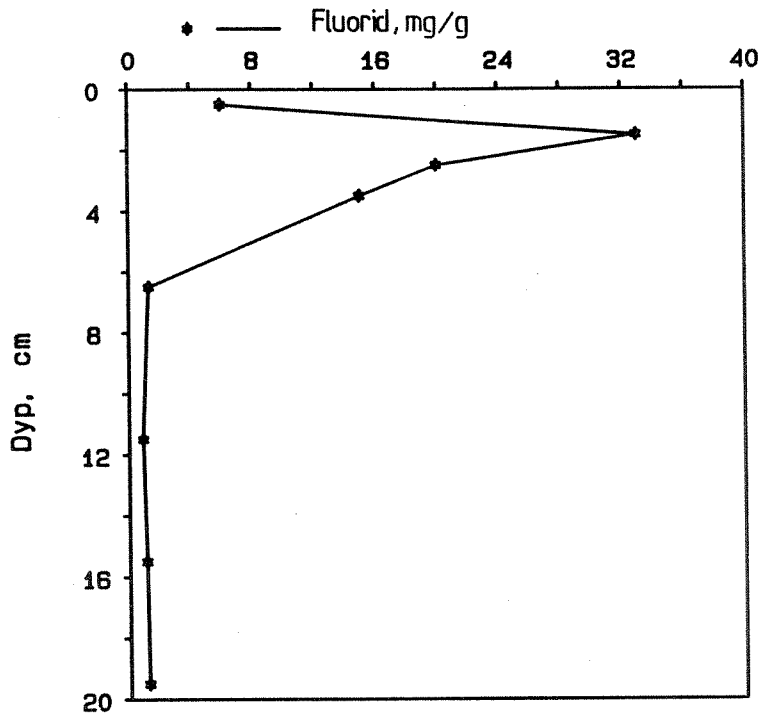


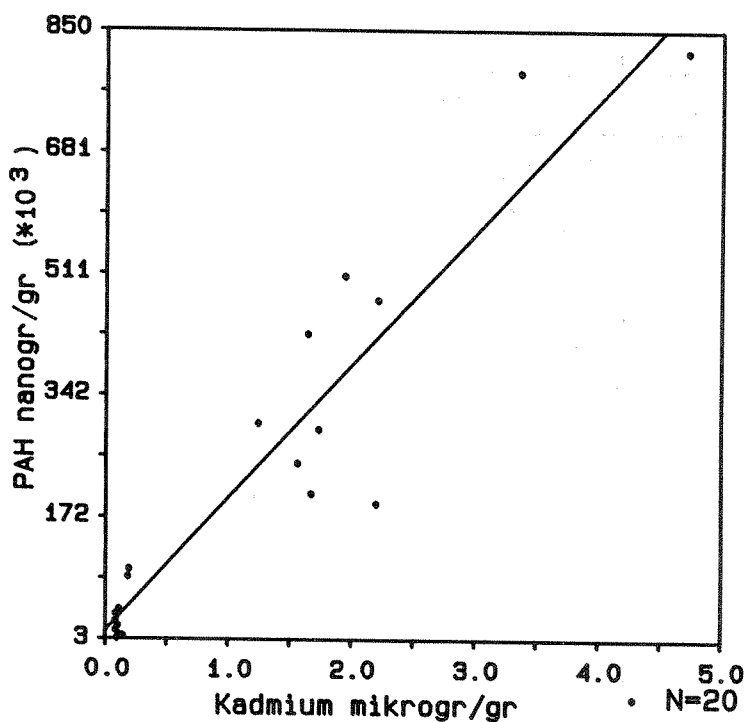
Fig. 3,10. Vertikalprofil av fluorid (mg/g) i sedimentet i indre Årdalsfjord (A4).

Markert økning i fluorid-verdiene fra 6 cm sedimentdyp til 1,5 cm dyp, se også fig. 3.8, 3.9. Avtagende konsentrasjon i overflatene kan tyde på reduserte utslipp i senere tid.

NIVA: 1985-9 -12

ÅRDALSFJORDEN

Korrelasjonsplott



$$Y = 184485.29X + 14886.08 \quad R=0.94 \quad P \leq 0.001 \quad SD=61885.$$

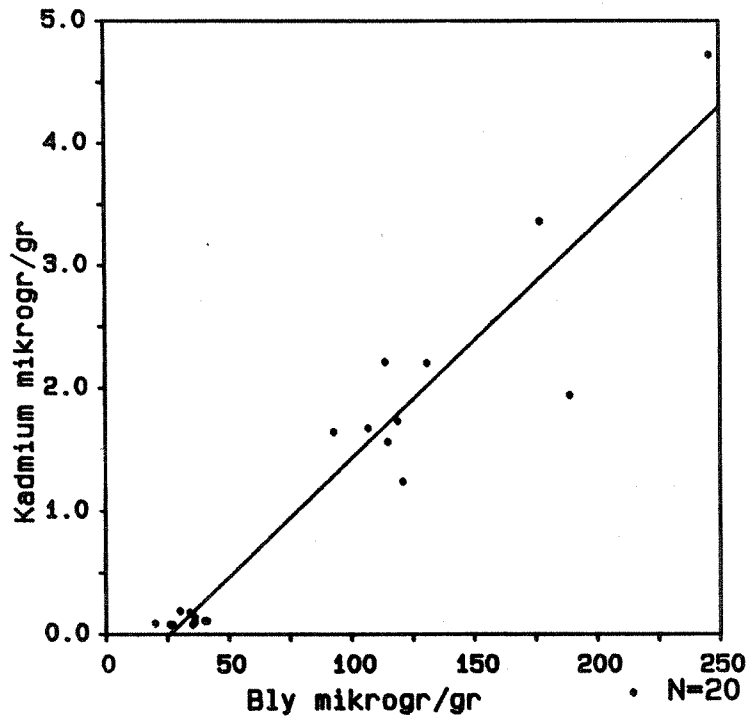
Fig. 3.11. Sammenheng mellom PAH og kadmium i sedimentene i Årdalsfjorden.

Den gode korrelasjonen ($R = 0,94$) tyder på kadmium bundet til sotpartikler.

NIVA: 1985-3 -12

ÅRDALSFJORDEN

Korrelasjonsplott



$Y = 0.02X - 0.49$ $R=0.96$ $P < 0.001$ $SD=0.01$

Fig. 3.12. Sammenheng mellom bly og kadmium i sedimentene i Årdalsfjorden.

Bly og kadmium er sannsynligvis bundet i samme partikkeltype, se også fig. 3.11.

3.3.3. Polyklorerte bifenyler (PCB) og ekstraherbart persistent organisk bundet -klor, -brom -jod (EPOCl, -Br, -I).

Innhold av polyklorerte bifenyler i sedimentet var relativt lavt, <10 ng/g på stasjonen i indre Årdalsfjorden (Å4). Til sammenligning var konsentrasjonene 45-575 ng/g i indre Oslofjord (Abdullah et al. 1982) og 18-1800 ng/g i Hvalerområdet (Næs 1983).

Mengden av ekstraherbart persistent organisk bundet klor var 6 400 ng/g i indre fjord (Å4). Dette er 1/6 av den høyeste verdien i Kristiansandsfjorden som er sterkt påvirket av klororganiske forbindelser (Næs 1985). Det er derfor grunn til å anta at verdiene i Årdalsfjorden må karakteriseres som høye. Informasjon om bakgrunn og sammensetning av disse forbindelsene er dårlige, nye analyser for å identifisere og kvantifisere forbindelsene bør derfor gjøres. Begrunnelsen for dette er at parameteren EPOCl kan innbefatte stoffer med samme egenskaper som PCB, DDT o.l. Dette behøver ikke være tilfelle, men bør undersøkes nærmere på grunn av den risiko spredningen av slike tungt nedbrytbare stoffer representerer.

Brom og jod forbindelsene var henholdsvis ≤ 10 og ≤ 30 ng/g. Dette er lavere enn i antatt upåvirkede områder i Kristiansandsfjorden.

3.3.4. Polysykliske aromatiske hydrokarboner, PAH

Bunnen av Årdalsfjorden er sterkt forurenset med polysykliske aromatiske hydrokarboner. Verdiene er blant de høyeste som er rapportert. Det er grunn til å anta at områder utenfor Årdalsfjorden er påvirket.

Polysykliske aromatiske hydrokarboner produseres både naturlig og tilføres som forurensende stoff fra industri. Utover diffuse tilførsler (kommunalt avløpsvann, oljespill, slitasje fra asfaltveidekke), tilføres PAH ved olje-/raffineriutslipp og ufullstendig forbrenning av karbonforbindelser; i norske fjordområder gjerne fra smelteverk som bruker kull som reduksjonsmiddel.

Mengden av polysykliske hydrokarboner, PAH, i sedimentene i Årdalsfjorden, var særdeles høyt med verdier på 820 000 ng/g i indre fjord, appendikstabell 3.1, 3.2.

Med en antatt bakgrunnsverdi på 200 - 500 ng/g gir dette overkonsentrasjoner på mer enn 2 000 ganger, tabell 3.4.

Tabell 3.4. Overkonsentrasjoner av PAH i sedimentene (0-2 cm) i Årdalsfjorden (antatt bakgrunn 200-500 ng/g).

<u>Stasjon</u>	<u>Overkonsentrasjon</u>
Å1	~ 2 000
Å4	~ 2 000
Å8	~ 800
Å12	~ 150

Verdiene er meget høye i hele fjordområdet. Selv på stasjon Å12 i overgangen til Lysterfjorden, mer enn 15 km fra kilden,

Årdal og Sunndal Verk, var verdiene 150 x normalt. Det er derfor grunn til å anta at områder også utenfor Årdalsfjorden er påvirket av PAH-forurensningene.

Det var små forskjeller i relativ sammensetning av PAH-forbindelsene i overflatesedimentene (0-2 cm) fra Årdalstangen (Å4) til Ofredal (Å10), fig. 3.13 og tabell 3.5. I tabell 3.5. er forbindelsene listet etter økende molekylvekt og avtagende løslighet, med fenantren, fluorantan, pyren som relativt lettløselige (Neff 1979, Verschueren 1983) og de med høyere molekylvekt som moderat til tungt løslige. Summen av fenantren, fluoranten pyren utgjorde 20-30 % av total PAH, mens trifenylen/chysen, benzo(a) antracen, benzo(b,j,k) fluoranten og benzo(a,e) pyren utgjorde ca. 50 %. Mengden av potensielt kreftfremkallende PAH (se appendikstabell 2 for definisjon) var 20 - 30 % av total PAH.

De to stasjonene lengst ute i fjorden hadde en markert annen sammensetning (fig. 3.13, tabell 3.5). De relativt lett løslige PAH-forbindelsene utgjorde ca. 70 %. Potensielt kreftfremkallende PAH var her < 10 % av total PAH.

Forandring i sammensetning av total PAH med økende avstand fra utslippet kan skyldes forskjeller i løslighet. Det er mulig at de relativt lettløslige fenantren, antracen og pyren transporteres over større avstand enn de PAH forbindelsene med høyere molekylvekt. Tilsvarende forklaring ble også gitt av Bjørseth et al. (1979) på den observerte økning i relativ mengde av fenantren med avstand fra kilden i Saudafjordsedimentene. Forskjeller i partikkeltilknytning og kilde kan også være en mulighet. Sistnevnte kan også forklare økning i relativ mengde fenantren med økende sedimentdyp på Å4. Fenantren kan ha både en forbrennings- og en naturlig fossil kilde (Wakeham et al., 1982, Prahl & Carpenter 1983, 1984). De dypere sedimentlagene kan derfor ha et større innslag av naturlig fenantren.

Vertikalprofilene muliggjør beregninger av total mengde PAH i sedimentene. Det antas da følgende: konsentrasjonene på stasjon Å10 ved Ofredal som gjennomsnitt for ytre fjord fra Kollnosi til Bergmålsnes/Asalsnes, arealet dypere enn 200 m som avsetningsbunn i ytre fjord til Naddvik og arealet dypere enn 100 m som avsetningsbunn fra Naddvik til Årdalstangen. Videre antas 50% vanninnhold i sedimentene og egenvekt av tørt sediment $2,3 \text{ g/cm}^3$. Beregningene gir da at sedimentlagene ned til 15 cm dyp i ytre fjord til Kollnosi ($15,7 \text{ km}^2$) vil inneholde $\sim 80 \text{ t}$ PAH. I indre fjord ble en vertikalprofil analysert på stasjon Å4. Denne stasjonen er sannsynligvis ikke representativ for området, verdiene er for høye. Antas 50 % av konsentrasjonene på Å4 som gjennomsnitt for indre område ($4,7 \text{ km}^2$) og de samme antagelser som for Å10, vil sedimentlagene ned til 20 cm dyp inneholde $\sim 160 \text{ t}$ PAH, og altså totalt i den undersøkte delen av fjorden ca 250 t PAH. Dette tallet er selvfølgelig anslagsvis, men gir et bilde av mengdene i sedimentene. Til sammenligning ble mengde PAH i sedimentene i det forurensede området i Hommelvika på $13,6 \text{ km}^2$ beregnet til 40-100 t (Rygg et al. 1984), og i Saudafjorden til ca. 10 t (ca. 20 km^2 areal, Bjørset et. al. 1979).

Analyse av utvalgte PAH-komponenter fra røkgassvaskeslam fra A/S Årdal og Sunndal Verk og av fjordsedimenter ble også gjort av Palmork og Wilhelmsen (1972a). Konsentrasjonene av antracen + fenantren, fluoranten og pyren i fjordsedimentet var 10 ganger høyere enn i de høyeste verdiene i denne undersøkelsen. Direkte sammenligning er vanskelig siden stasjonsplassering ikke er oppgitt av Palmork og Wilhelmsen, men prøvetakingsstedet er sannsynligvis i umiddelbar nærhet av utslippsstedet.

Konsentrasjonene i Årdalsfjorden er blant de høyeste som er rapportert. Sammenligning med andre områder er gjort i tabell 3.9. Sammenligning med benzo(a)pyren er gjort der kun et fåtall utvalgte komponenter er kvantifisert.

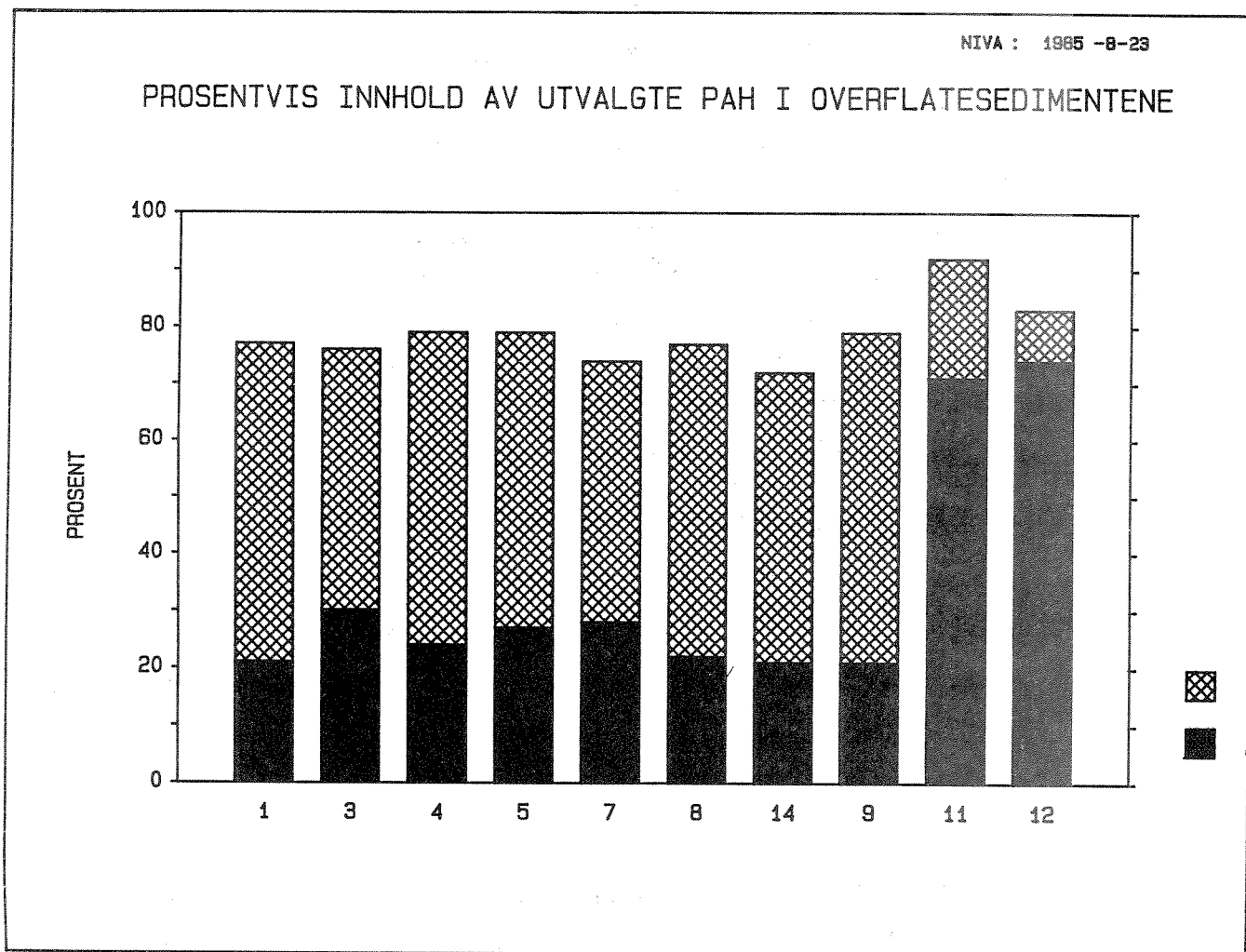


Fig. 3.13. PAH i overflatesedimentene i Ardalsfjorden.



fenantren + fluoranten + pyren



Benzo(a)antracenen + benzo(b,j,k)fluoranten + benzo(a,e)-pyren + trifenylen/chrysen + benzo(g,h,i)perylen

Små forandringer i relativ sammensetning fra innerst i fjorden til A11 (Ofredal), lengre ut en markert økning i fluoranten og pyren.

NIVA: 1985-2 -12

VERTIKALPROFIL Å4 (NG/G)

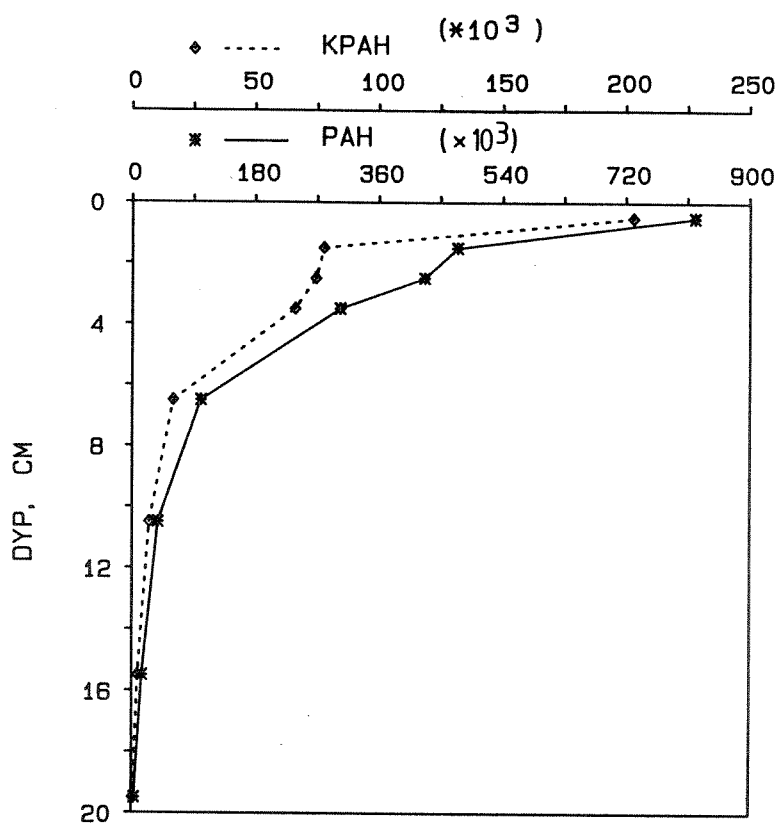


Fig. 3.14. Vertikal profil av total PAH og potensielt kreftfremkallende PAH (KPAH, $\text{ng/g} \cdot 10^3$) i sedimentet i indre Ardalsfjord (Å4).

Markert økning i verdiene fra 6 cm sedimentdyp svarende til 1950, se også fig. 3.3, 3.8, 3.9.

VERTIKALPROFIL Å10 (NG/G)

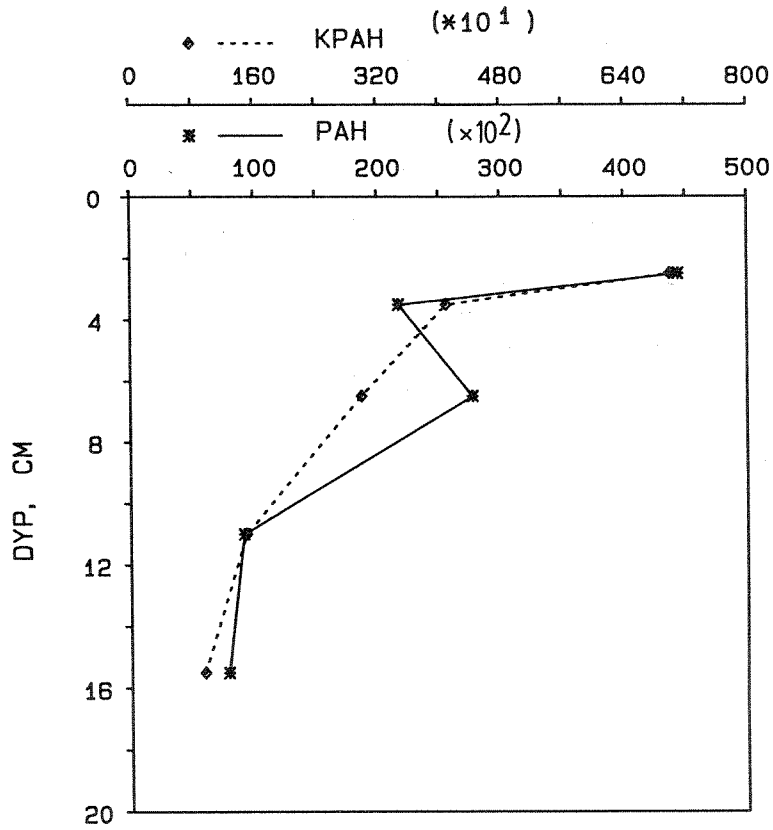


Fig. 3.15. Vertikalprofil av total PAH (ng/g $\cdot 10^2$) og potensielt kreftfremkallende PAH (ng/g $\cdot 10^1$) i sedimentet i ytre Ardalsfjord (A10, v/Ofredal).

Tabell 3.5. Prosentvis fordeling av utvalgte PAH i overflatesedimenter i Årdalsfjorden.

KPAH = kreftfremkallende PAH.

STASJON	Å-1	Å-3	ÅB-3	Å-4	Å-5	Å-7	Å-8	Å-14	Å-9	Å-10	Å-11	Å-12
DYP (CM)	0-1	0-1	0-1	0-1	0-1	0-1	0-1	0-1	0-1	0-2	0-1	0-1
Fenantren	5	14	6	7	8	14	5	7	5	6	34	4
Fluoranten	10	9	10	11	12	9	11	9	9	11	24	43
Pyren	6	7	7	6	7	5	6	5	7	7	13	27
Del-SUM	21	30	23	24	27	28	22	21	21	24	71	74
Trifenylen/Chrysen	16	11	11	15	15	13	15	13	13	11	4	4
Benzo(a)antracen	8	5	5	6	7	6	8	6	5	5	2	2
Benzo(b,j,k)fluoranten	20	17	19	19	18	16	19	18	23	20	7	1
Benzo(e)pyren	8	8	12	9	8	7	9	9	12	8	4	1
Benzo(a)pyren	4	5	6	6	4	4	4	5	5	7	4	1
Del-SUM	56	46	53	55	52	46	55	51	58	51	21	9
TOT. SUM	77	76	76	79	79	74	77	72	79	75	92	83
KPAH 1)	19	21	24	25	17	17	19	23	26	22	9	3

1) KPAH = potensielt kreftfremkallende PAH. Se appendikstabell 3.2 for definisjon.

Tabell 3.6. Prosentvis vertikal fordeling av utvalgte PAH i sedimentet på stasjon A-4.

KPAH = kreftfremkallende PAH.

STASJON	Å-4	Å-4	Å-4	Å-4	Å-4	Å-4	Å-4	Å-4	Å-4
DYP (CM)	0-1	1-2	2-3	3-4	6-7	11-12	15-16	19-20	Å-4
Fenantren	7	8	9	7	5	8	13	29	Å-4
Fluoranten	11	13	11	12	19	12	16	14	Å-4
Pyren	6	9	7	8	12	9	10	8	Å-4
Del-SUM	24	30	27	27	36	29	39	51	Å-4
Trifenylen/Chrysen	15	14	13	15	13	12	11	7	Å-4
Benzo(a)antracen	6	7	7	6	6	7	6	2	Å-4
Benzo(b,j,k)fluoranten	19	17	18	19	14	15	12	10	Å-4
Benzo(e)pyren	9	8	8	8	6	8	6	5	Å-4
Benzo(a)pyren	6	3	4	5	4	5	4	3	Å-4
Del-SUM	55	49	50	53	43	47	39	27	Å-4
TOT. SUM	79	79	77	80	79	76	78	78	Å-4
KPAH 1)	25	16	17	22	17	18	15	10	Å-4

1) KPAH = potensielt kreftfremkallende PAH. Se appendikstabell 3.2 for definisjon.

Tabell 3.9. Konsentrasjoner av total PAH og benzo(a)pyren
(ng/g), sedimenter fra forskjellige områder.

Lokalitet	Total PAH	Benzo(a)pyren	Ref.
Årdalsfjorden	820 000	47 900	Denne undersøkelsen
Kristiansandfjorden	500 000	24 000	Næs 1985
Vefsnfjorden	35 700	1 520	Haugen et al. 1981
Saudafjorden	99 000	7 730	Bjørset et al. 1979
Grønland		5	Verschueren 1983
Italia, høyindustri- alisert område		1000 - 3000	"
Franske Middelhavskyst		spor - 1500	"
Washington, USA		720	Prahl & Car- penter 1983

3.4 Vurdering av sedimentobservasjoner

Undersøkelsene har vist at bunnen av Årdalsfjorden er sterkt forurensset av polysykliske aromatiske hydrokarboner. De høyeste verdiene i indre Årdalsfjord er mer enn 2 000 ganger høyere enn det som antas å være normalt. I verdenssammenheng er disse verdiene blant de høyeste som er rapportert. Det er grunn til å anta at områder lenger ut i Sognefjorden er påvirket av disse forbindelsene.

Indre Årdalsfjord er relativt sterkt (∩ 50 ganger normalverdi) påvirket av kadmium, moderat (5-10 gangernormalverdi) påvirket av kobber, bly og fluorid, og svakt påvirket (∩ 2 ganger normalverdi) av sink. Konsentrasjonene avtok raskt mot ytre fjordområde hvor verdiene var normale. Fjorden er ikke belastet av kvikksølv eller krom.

Konsentrasjonene av polyklorerte bifenyler (PCB) var relativt lave, lavere enn f.eks. indre Oslofjord. Mengde ekstraherbart persistent organisk bundet klor var høy i indre område, 1/6 av høyeste verdi i Kristiansandsfjorden som er sterkt påvirket av klororganiske forbindelser.

Datering av sedimentene tidfestet øking i forurensningsbelastning fra ca. 1950. Det svarer til oppstartning av A/S Årdal og Sunndal Verk som må være hovedkilden for forurensningene bortsett fra for kobber, som også forekommer i eldre sedimenter og antas å komme fra en gammel og nedlagt kobbergruve, og persistent klor. Forurensningsbidraget for det bysamfunn som har vokst fram sammen med ASV, lar seg ikke anslå, men det rene husholdningsavløp antas å inneholde lite av de nevnte stoffer.

4. BUNNDYR

4.1 Innledning

Bløtbunnfauna kalles de dyresamfunn som lever på og i bunnsedimenter (sand, leire, mudder). Individantallet er ofte mellom 1000 og 2000 og artsantallet mellom 60 og 90 pr. kvadratmeter i fjorder og kystfarvann. Bunnfaunaen har stor betydning for omsetningen av sedimenterende organisk materiale som er produsert av alger i overliggende vannmasser eller tilført sjøen fra land. Dyra tar til seg det organiske materialet og omdanner det til ny biomasse som blir tilgjengelig for bl.a. fisk.

Denne faunaen kan indikere hvordan miljøforholdene er på bunnen. Hvilke arter som fins, artenes innbyrdes mengde, og individtettheten, bestemmes i stor grad av faktorer som: næringstilgang, sedimentets beskaffenhet, type av sedimenterende organisk materiale, oksygeninnholdet over og under sedimentoverflaten, temperatur, miljøgifter, nedslamming og andre forstyrrelser.

Normale, balanserte samfunn opptrer når stabile, naturgitte betingelser rå, og fysiske og kjemiske faktorer (f.eks. oksygenkonsentrasjon, saltholdighet, grumsing og nedslamming, tungmetallkonsentrasjoner) ikke er ekstreme. Strukturen i faunasamfunnet er da i stor grad biologisk styrt, fordi populasjonene *) av de forskjellige artene har tilpasset seg hverandre. Forurensningspåvirkninger og andre forstyrrelser kan føre til avvikende arts- og individ sammensetning i faunasamfunnet. Fordi marine bløtbunnsamfunn normalt er artsrike og likeartede over store områder, er det lett å oppdage uregelmessigheter i dem. Derfor er de velegnet som indikatorsamfunn ved bedømmelse av forurensningstype og -grad.

Bløtbunnfaunastudier har i den senere tid inngått i en rekke resipientundersøkelser, og har vist seg å gi gode beskrivelser av forurensningenes virkninger og influensområde (Gray & Mirza 1979; Pearson & al. 1983; Pearson & Rosenberg 1978; Rygg 1984a, b; Rygg & Skei 1984).

*) Populasjon = samlingen av individer av samme art på et sted, bestand.

4.2 Stasjoner, materiale og metoder

Prøver ble samlet inn langs to snitt tvers over indre basseng av Ardalsfjorden, samt på tre stasjoner utover i fjorden (Fig.4.1). Det indre snittet lå 300-400 meter utenfor kaiene og besto av sju stasjoner (A1-A7), alle på dyp mellom 80 og 90 meter. Det ytre snittet lå omtrent parallelt med det indre snittet 700-800 meter utenfor kaiene, og besto av seks stasjoner (B1-B6) på dyp omkring 100 til 120 meter. Formålet med de to snittene av stasjoner innerst i fjorden var å kartlegge influensområdet for eventuelle tydelige forurensningsvirkninger. Stasjonene utover i fjorden (4, 8 og 10) skulle avdekke eventuelle avstandsgradienter i forurensningsvirkningene og gi et bilde av bløtbunnfaunasamfunnet i Ardalsfjorden som helhet.

Prøvene ble tatt 3-4. oktober 1983 med en 0,2 m² bunngabb (Van Veen grabb). På hver av stasjonene i snittene i indre fjord ble det tatt én prøve. På hver av stasjonene 4, 8 og 10 ble det tatt fire parallelle prøver.

Grabben er et kvantitativt redskap som muliggjør en relativt nøyaktig bestemmelse av individtettheten av de fleste bunndyrarter. Det totale bunnareal som grabbprøvene dekker er imidlertid forholdsvis lite, selv om flere parallellprøver tas. Arter med lav individtetthet vil derfor ofte ikke komme med i prøvene. Lette og bevegelige dyr vil dessuten kunne bli blåst til side eller flykte før grabben griper bunnen. Grabb er derfor best egnet til innsamling av dyr med høy individtetthet (flere enn ca 5 pr. kvadratmeter) og fysisk tilknytning til sedimentet. Materialet vil likevel være tilstrekkelig omfattende til å gi en brukbar indikasjon på miljøforholdene.

Grabbprøvene ble vasket gjennom siler med 1 mm hullstørrelse for å fjerne finfraksjonene av sedimentet (leire, silt, sand og organisk detritus). Det resterende materialet ble konserverert og senere gjennomgått på laboratoriet, hvor organismene ble sortert fra det øvrige materialet, artsbestemt og tallet.

Før den statistiske bearbeidelsen ble resultatene fra de fire parallellprøvene på hver stasjon slått sammen. Dessuten er resultatene fra stasjon A2, A3 og A4 slått sammen og betraktet som én prøve (kalt A3). Likeledes er B1 og B2 slått sammen (kalt B2). Stasjons sammenslåingene ble gjort for å få bedre beregningsgrunnlag for bl.a. artsmangfold. Det ble kontrollert at materialet fra de enkelte stasjonene var tilstrekkelig likt til at sammenslåingen var forsvarlig.

På stasjon B6 lyktes det ikke å få noen brukbar prøve.

4.3 Resultater og diskusjon

4.3.1 Stasjonsbeskrivelse

Dypet på stasjonene er oppgitt i Tabell 4.1. Stasjon A7 og B5 utmerket seg ved at det bunnsediment som grabben tok med, var svart og virket gjennomtrukket av tjærelignende stoff med sterk, kreosotlignende lukt. Det var fullt samsvar mellom grabbprøver og sedimentkjerner (kap. 3.3.1). Noe fast søppel fantes også. I indre og vestre del nærmest Årdalstangen var det mye sand og grus. Treflis fantes på de fleste av stasjonene i det indre snittet og til dels i det ytre snittet.

Tabell 4.1 Stasjoner og dyp

Stasjon	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	B1	B2	B3	B4	B5	B6	4	8	10
Dyp (m)	90	85	-	-	-	-	84	124	120	114	110	100	85	134	152	290

- : dypet ikke notert, men lå mellom 80 og 90 m.

4.3.2 Ulikhet i faunaen fra stasjon til stasjon

Tydelige forskjeller i faunaen innenfor et område kan tyde på lokal forurensning eller annen påvirkning. Omvendt tyder en ensartet fauna på jevne miljøforhold.

Det er reknet ut ulikhetsindekser for alle par av stasjoner. Det er brukt en kvantitativ beregningsmåte som tar hensyn til de enkelte artenes individantall, og en kvalitativ beregningsmåte som bare tar hensyn til om de enkelte artene er til stede eller ikke.

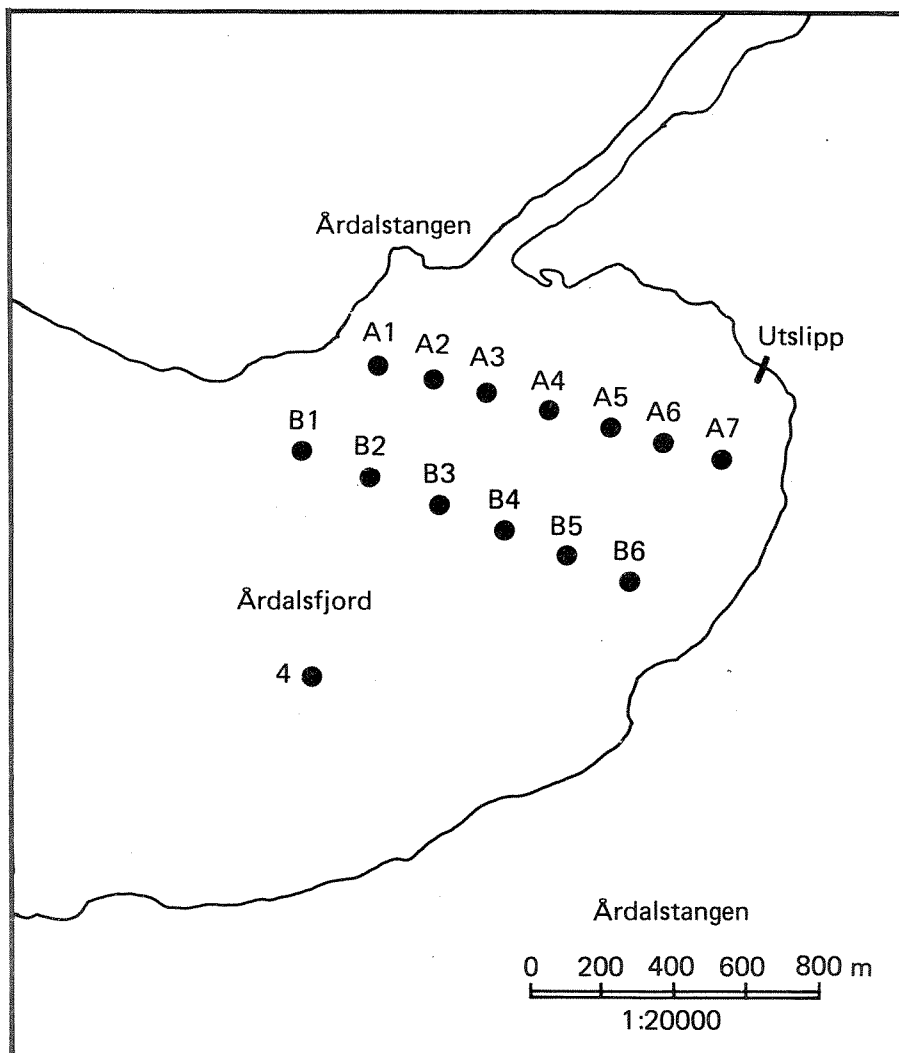
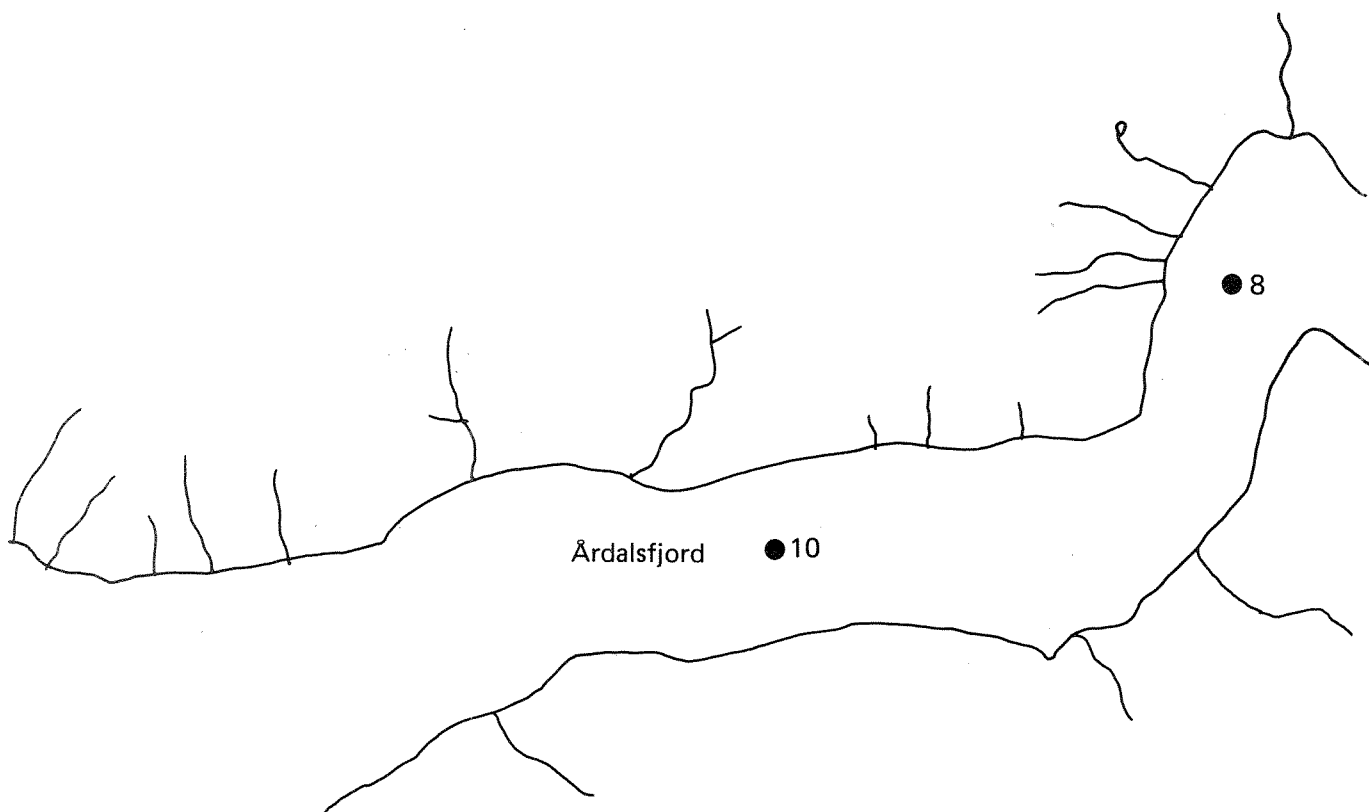


Fig. 4.1. Bløtbunnfaunastasjoner, Årdalsfjord, 3.-4. oktober 1983.



Ulikhetsindeksen 1- P_s (Renkonen 1938) tar hensyn til individtettheten av de forskjellige artene. P_s er lik summen av hver av artenes andel (P_i) av stasjonens totale individantall på den av de to stasjonene der P_i er minst:

$$P_s = \sum_{i=1}^S \min(P_{ai}, P_{bi})$$

Den andre indeksen (1- C_z) (Czekanowski 1913) tar bare hensyn til om arten er til stede eller ikke og gir således en kvalitativ ulikhet mellom stasjonene:

$$C_z = \frac{2c}{a+b}$$

hvor c er antall felles arter på de to stasjonene og a og b er antall arter på henholdsvis stasjon a og stasjon b .

På grunnlag av ulikhetsverdiene for alle par av stasjoner er det foretatt en gruppering ved hjelp av klyngeanalyse (clusteranalyse). Resultatet fra klyngeanalysen er framstilt som dendogram på fig. 4.2 og 4.3. Dendogrammet skiller stasjoner som er forskjellige, og grupperer dermed også stasjoner som er innbyrdes mer like. Like stasjoner grupperes tidligst sammen i dendogrammet, dvs. lengst til venstre.

Klyngeanalysen av verdiene for den kvantitative ulikhetsindeksen (1- P_s) indikerte to tydelig adskilte grupper av stasjoner (fig. 4.2). Den ene gruppen besto av stasjonene lengst vest på snittene i indre fjord (A1, B1-B2) og de to stasjonene i midtre og ytre fjord (8, 10). Den andre gruppen besto av resten av stasjonene i indre fjord der det ble funnet dyr (A2-A6, B3-B4, 4) (fig. 4.4). Fellestrekket for stasjonene i den andre gruppen var spesielt den sterke dominansen av en enkelt art, børstemarken *Paramphinoe jeffreysi* (tab. 4.3).

Klyngeanalysene av verdiene for den kvalitative ulikhetsindeksen (1- C_z) viste ikke en så utpreget gruppering (fig. 4.3). En to-gruppering plasserte stasjonene A1-A4, B1-B2, 4, 8, 10 i den ene gruppen og A5-A6, B3-B4 i den andre (fig. 4.3). Basert på den kvalitative indeksen lå altså skillelinjen mellom stasjonsgruppene noe nærmere det sterkt forurensete området (fig. 4.5). Begge klyngeanalysene antyder en øst-vest gradient i faunasamfunnet.

ÅRDALSFJORD 1983.
10 STASJONER

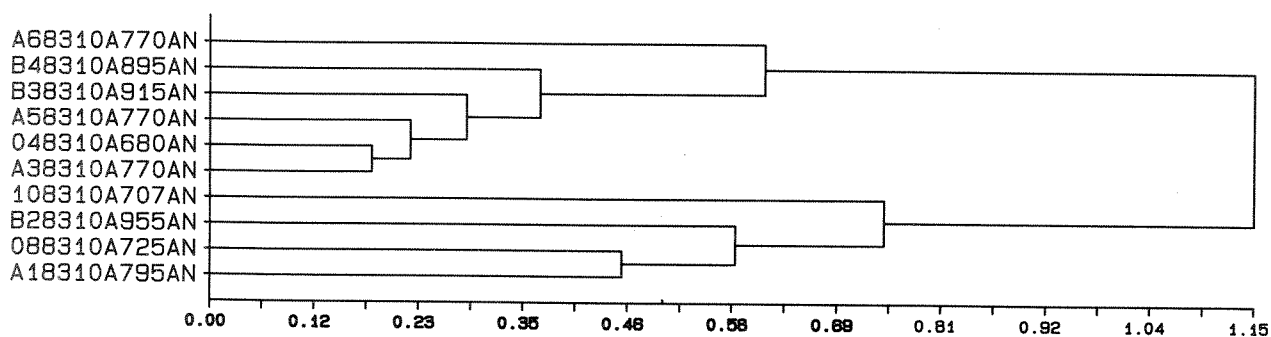


Fig. 4.2. Dendrogram som beskriver grupperinger av stasjoner basert på ulikhet i faunaen fra stasjon til stasjon. Kvantitativ ulikhetsindeks (1-Ps).

ÅRDALSFJORD 1983.
10 STASJONER

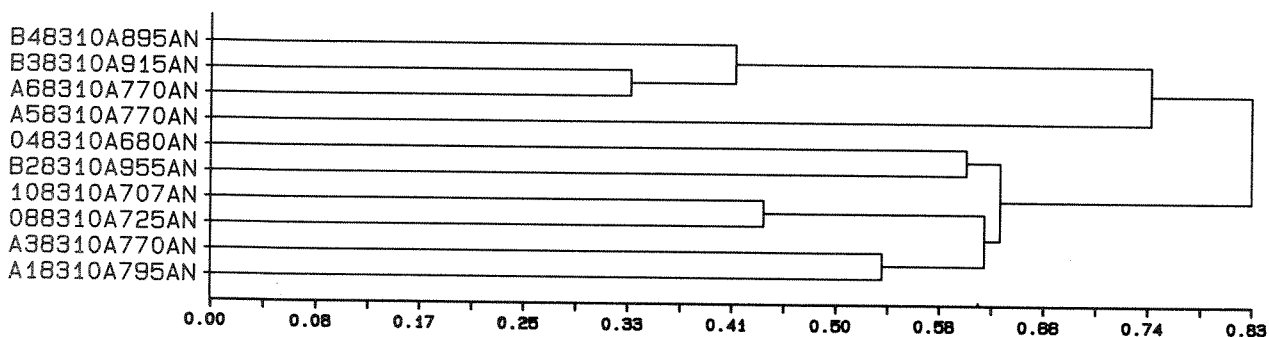


Fig. 4.3. Dendrogram som beskriver grupperinger av stasjoner basert på ulikhet i faunaen fra stasjon til stasjon. Kvalitativ ulikhetsindeks (1-Cz).

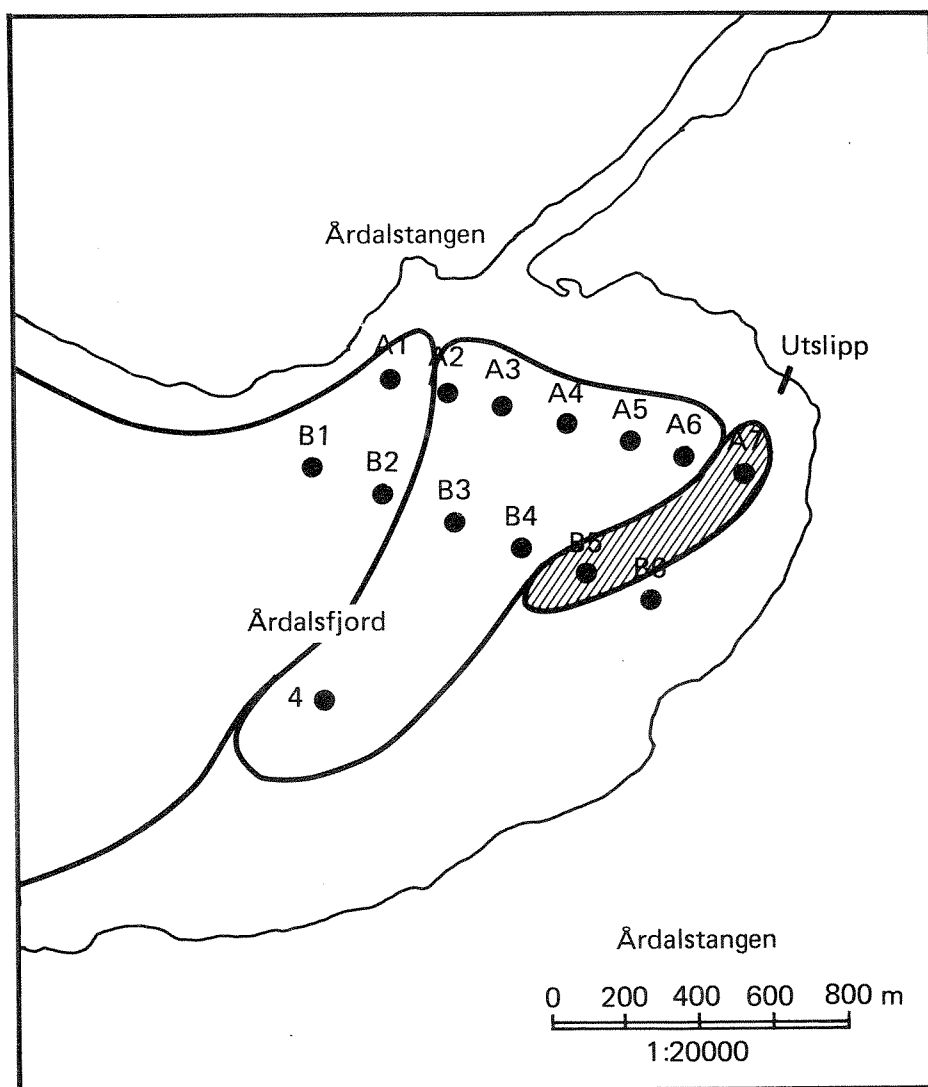


Fig. 4.4. Gruppering av stasjoner med høy innbyrdes kvantitativ likhet i faunaen (basert på dendrogrammet i Fig. 4.2). Skravert område angir død bunn synlig forurenset med tjærelignende stoff.

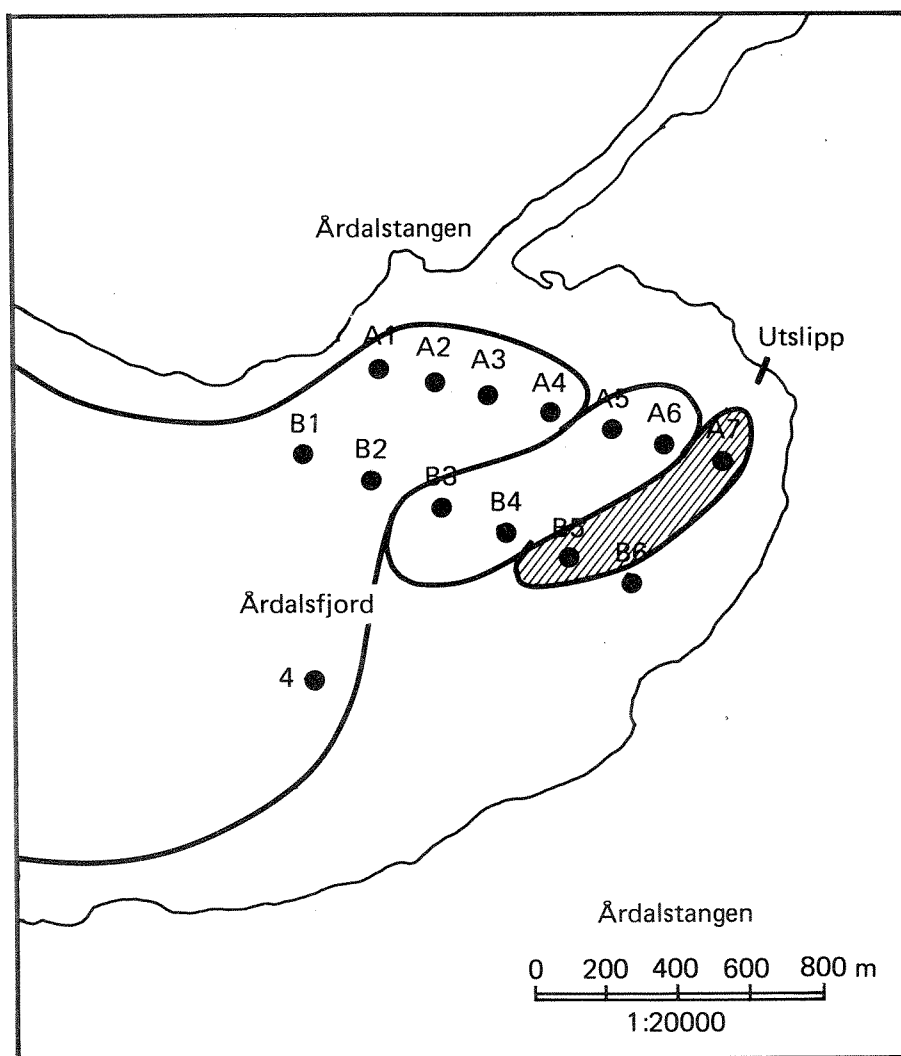


Fig. 4.5. Gruppering av stasjoner med høy innbyrdes kvalitativ likhet i faunaen (basert på dendrogrammet i Fig. 4.3). Skravert område angir død bunn synlig forurenset med tjærelignende stoff.

4.3.3 Faunaens artssammensetning

Den tallrikeste arten i indre Årdalsfjord var børstemarken *Paramphinome jeffreysii*. Muslinger av slekten *Thyasira*, *Arctica islandica* (kuskjell), sneglen *Philine sabra* og børstemarkene *Ceratocephale loveni* og *Diplocirrus glaucus* var godt representert. Børstemarken *Prionospira cirrifera* var vanlig på stasjon 4, muslingen *Astarte sulcata* på stasjon A3, og muslingen *Yoldiella lucida* og børstemarken *Lumbrineris gracilis* på stasjon 10. Individantall og prosentvis andel av de vanligste artene på hver stasjon er vist i Tab. 4.2 og 4.3.

Den fullstendige artslisten finnes i Appendiks 4.

Artene som dominerte er ikke kjent for å være spesielt forurensningsindikerende arter i den betydning at de er opportunister som øker i antall på forurensete lokaliteter hvor andre arter vanskelig kan klare seg. Både *Paramphinome jeffreysii* og *Thyasira* er imidlertid tolerante arter. For eksempel var *Paramphinome jeffreysii* vanlig i Nordrana, som er betydelig forurenset (Rygg 1983).

4.3.4 Artsmangfold

Artsmangfold (diversitet) er definert som artsantall som funksjon av individantall og kan framstilles som en kurve i et diagram med individantallet langs x-aksen og artsantallet langs y-aksen. Individantallet i prøvene øker i takt med prøvestørrelsen, mens artsantallet ikke øker i samme grad. Stigningen på kurven avtar derfor etter hvert som individantallet øker. Høyt artsantall i forhold til individantall betyr høyt arts-mangfold. Dette gir brattere kurve enn lågt arts-mangfold. Vi bruker en logaritmisk x-akse for å få en god framstilling av kurven. Punktene på kurven beregnes ved:

$$E(S_n) = \sum_i \left[1 - \frac{\binom{N-N_i}{n}}{\binom{N}{n}} \right] \quad (\text{Hurlbert 1971})$$

N_i = individantall av i-te art

N = det samlede individantall i prøven

n = det samlede individantall i en prøve $\frac{n}{N}$ så stor som hovedprøven

$E(S_n)$ = det forventede antall arter i en delprøve på n individer fra en prøve som inneholder N individer, S arter og N_i individer av i -te art.

$E(S_n)$ kan beregnes for alle prøvestørrelser hvor $n < N$. Artsantallet vil da framstå som en kurve. Kurven beskriver artsantallet i prøven som funksjon av individantallet.

Høyt artsmangfold (diversitet) henger bl.a. sammen med gunstige miljøforhold. Organisk belastning og fysiske og kjemiske stressfaktorer fører til at opportunistiske arter øker sine individantall og blir dominerende i samfunnet, mens mer ømfintlige arter slås ut. Resultatet er at artsmangfoldet blir lavere.

Kurvene på Fig. 4.6 viser artsmangfoldet i prøvene fra Ardalsfjorden. På Fig. 4.7 er det plottet artsantall mot individantall (kurvenes endepunkter) inn i et generelt klassifiseringssystem for artsmangfold hos bunnfauna i norske fjorder (Rygg 1984b).

I dette klassifiseringssystemet er artsmangfoldspekteret inndelt i fem klasser for å lette den visuelle tolkningen av resultatene: høyt, normalt, moderat, lavt og svært lavt artsmangfold. Grenselinjene mellom klassene er gitt en fasong som ligger nær opp til forløpet av de fleste observerte kurvene i den delen av spekteret, og er rent erfaringsmessig basert. Artsmangfoldet på stasjonene i Ardalsfjorden varierte fra høyt til lavt. På de ytre stasjonene (8, 10) og i nordvestre del av indre fjord (B1-B2, A1-A4) var artsmangfoldet ikke lavere enn normalt i norske fjorder. På stasjon 4 var artsmangfoldet moderat og på A5 lavt. På de mest forurensete stasjonene i indre fjord var det for få individer til at artsmangfoldet kunne beregnes. De totale individantall og artsantall i prøvene fra hver stasjon, og forventet antall arter pr. 100 individer er sammenstilt i Tab. 4.4.

4.4 Vurdering av bunndyrsamfunn

Synlig forurensning av bunnen med tjærlignende stoff fantes i et langstrakt område i østre del av indre Årdalsfjord. I dette området var bløtbunnfaunaen utslettet. Også utenfor det synlig forurensete området var bunnfaunaen påvirket og til dels utslettet, men virkningene avtok hurtig med avstanden. Skadevirkninger ble påvist over et område på omtrent 1 km². Vest for dette området og utover i fjorden kunne det ikke påvises unormale trekk i faunaen.

Det var et rimelig godt samsvar mellom resultatene fra analysene av likhet i faunasammensetningen fra stasjon til stasjon, analysene av artsmangfold, og observasjonene av forurenset bunn og mangel på dyr. Fra det synlig forurensete området lengst øst var det en gradient vestover mot en normal fauna. På kartet av indre Årdalsfjord på Fig. 8 er utbredelsen vist av områder klassifisert som (1) død bunn synlig forurenset med tjærelignende stoff, (2) bunn nesten uten dyr, (3) bunn med nedsatt artsmangfold i faunasamfunnet, og (4) bunn med normal fauna.

Konsentrasjonene av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i sedimentene er høye i hele Årdalsfjorden, og spesielt høye i østre del av indre fjord (Næs, pers. medd.). Skadene på faunaen kan skyldes giftighet av PAH, men de kan også skyldes at fysiske forandringer i substrategenskapene på grunn av tjærestoffene har ødelagt dyras livsbetingelser.

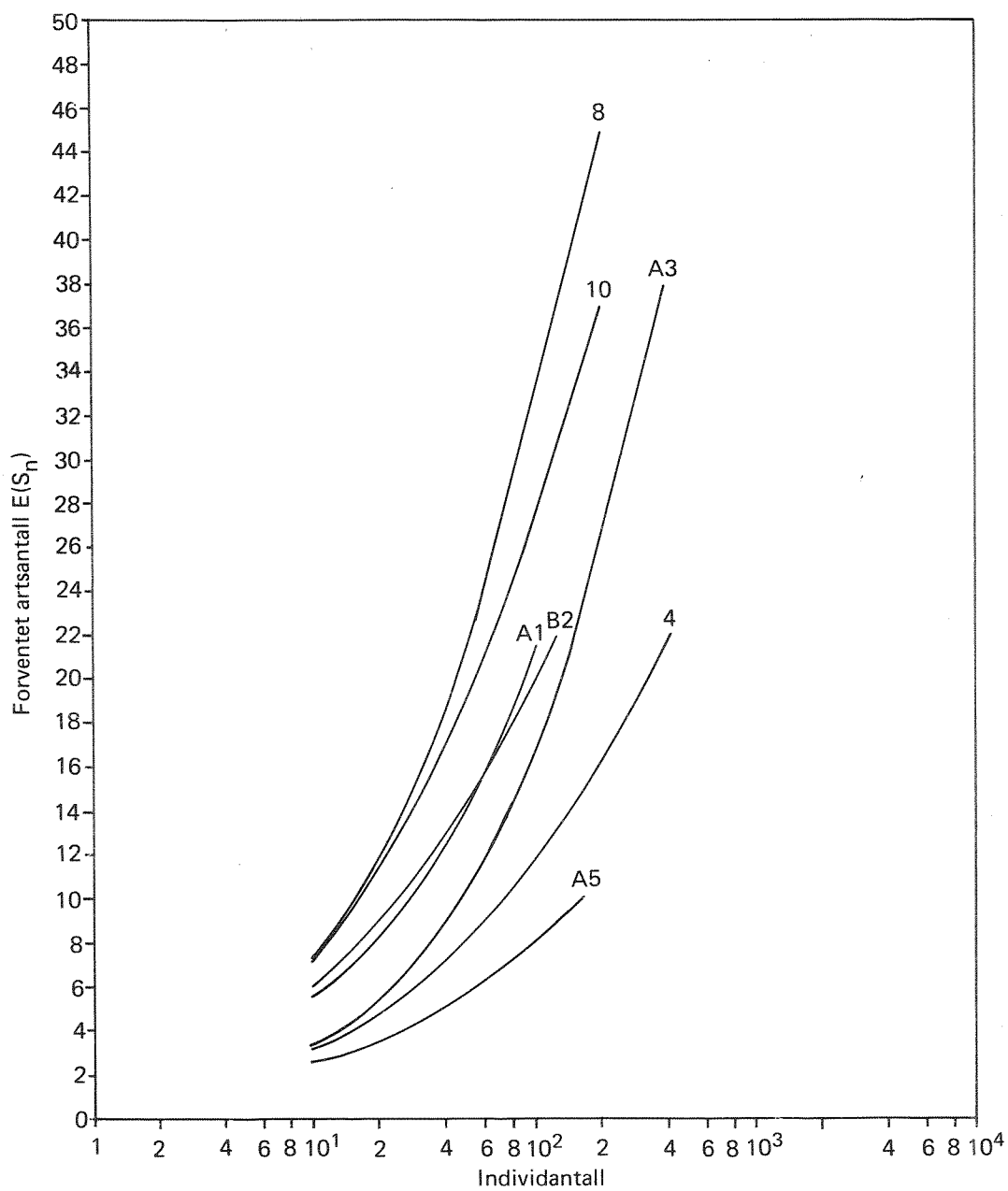


Fig. 4.6. Artsmangfoldet i prøvene. Kurvene beskriver forventet artsantall som funksjon av individantall.

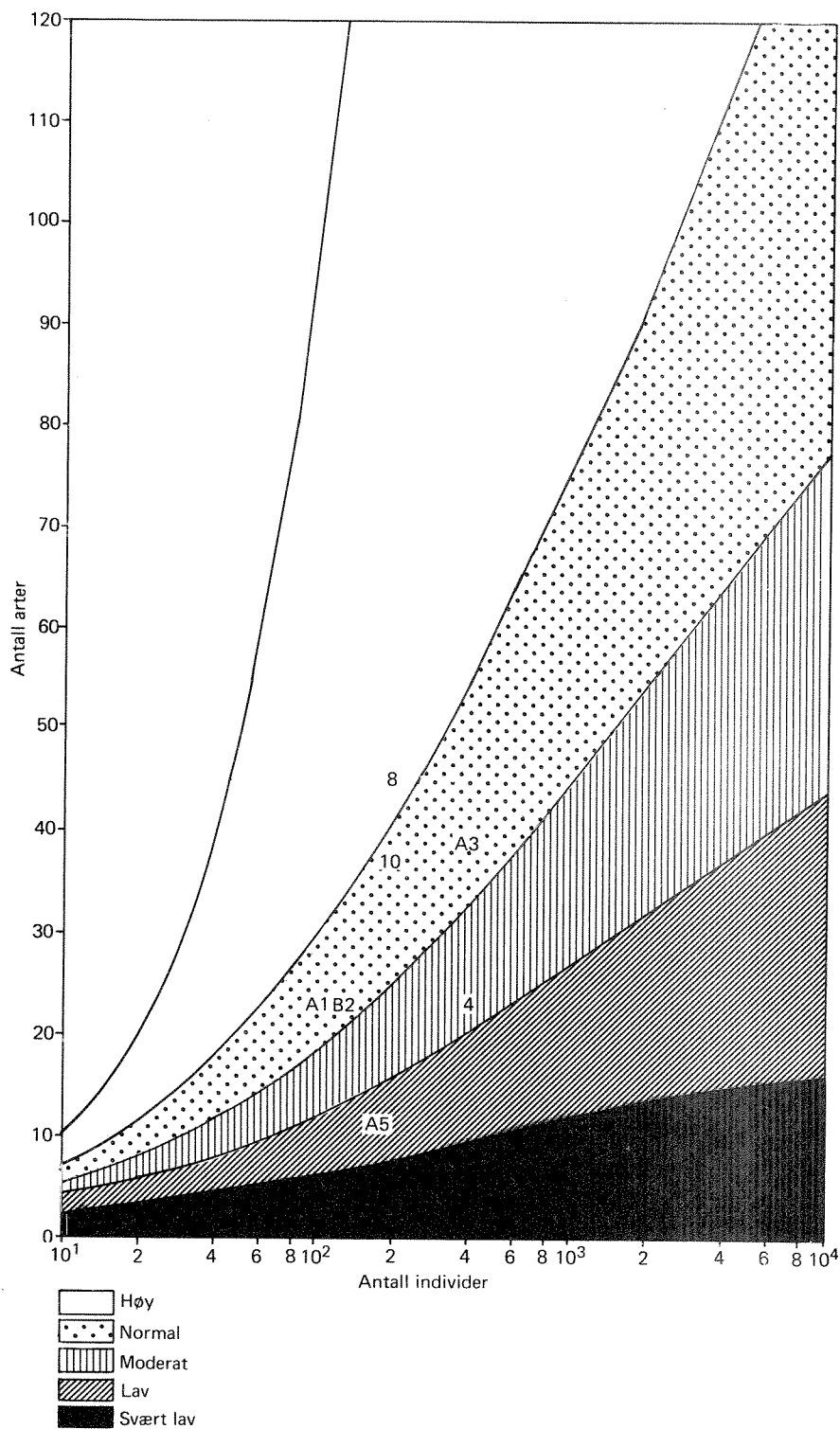


Fig. 4.7. Plotting av artsantall mot individantall i et generelt klassifiseringssystem for artsmangfold hos bunnfauna i norske fjorder.

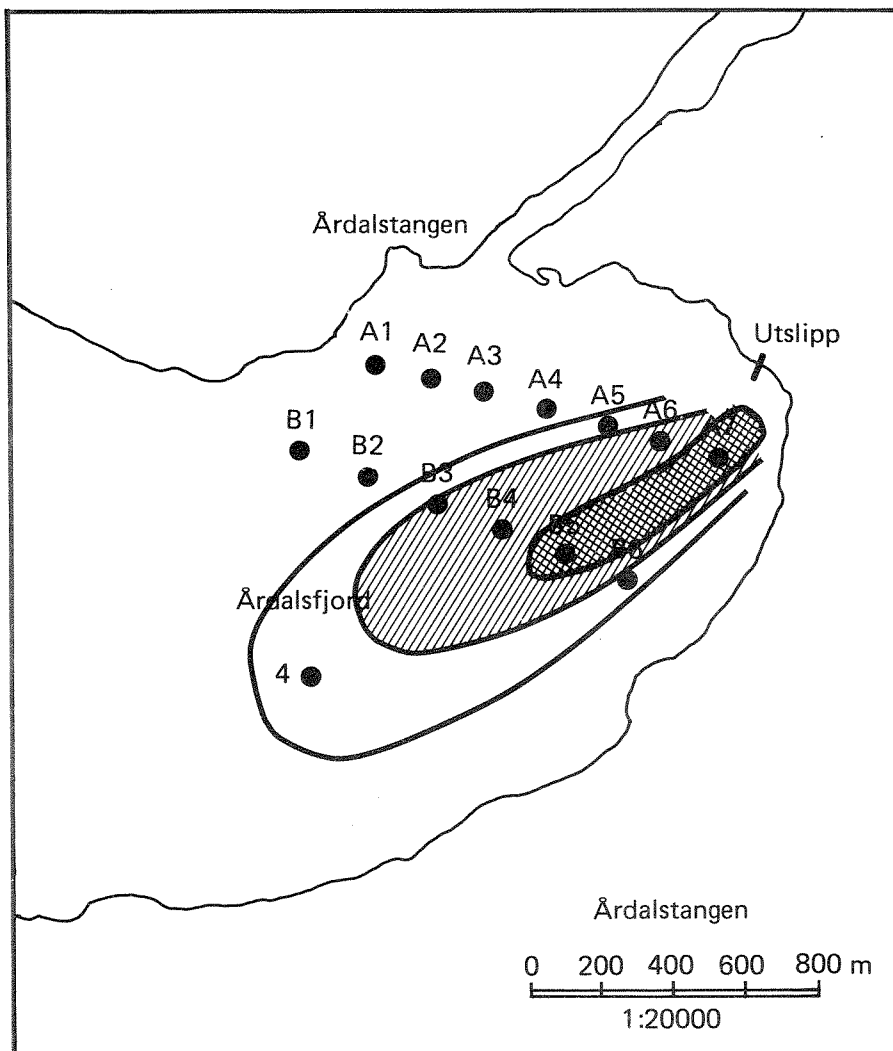


Fig. 4.8. Utbredelse av områder klassifisert som (1) død bunn tydelig forurenset med tjærelignende stoff (tung skravur), (2) bunn nesten uten dyr (lett skravur), (3) bunn med nedsatt artsmangfold i faunasamfunnet (ytre kontur), og (4) bunn med normal fauna (resten av fjorden).

Tabell 4.2. Antall pr. stasjon av de vanligste artene.

Art	Stasjon									
	A1	A2-A4 (A3)	A5	A6	B1-B2 (B2)	B3	B4	4	8	10
<i>Paramphitome jeffreysii</i>	25	274	122	1	44	1	4	292	48	11
<i>Thyasira</i> sp.	36	21	5	0	5	0	0	26	34	45
<i>Philine scabra</i>	14	1	28	0	0	0	0	1	1	0
<i>Ceratocephale loveni</i>	4	6	0	0	10	0	0	6	8	1
<i>Astarte sulcata</i>	0	11	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Aretica islandica</i>	2	1	2	0	0	0	2	12	2	23
<i>Ophiodromus flexuosus</i>	1	2	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Diplocirrus glaucus</i>	0	3	0	0	8	0	0	0	8	0
<i>Prionospio cirrifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	27	0	2
<i>Yoldiella lucida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	5	15
<i>Lambrineris gracilis</i>	1	2	0	0	1	0	0	1	3	13

Tabell 4.3. De vanligste artenes prosentvise andel av det totale individtallet på hver stasjon.

Art	Stasjon									
	A1	A2-A4 (A3)	A5	A6	B1-B2 (B2)	B3	B4	4	8	10
<i>Paramphionome jeffreysii</i>	24	75	74	50	36	100	67	73	24	6
<i>Thyasira</i> sp.	34	6	3	0	4	0	0	7	17	23
<i>Philine scabra</i>	13	0	17	0	0	0	0	0	1	0
<i>Ceratocephale loveni</i>	4	2	0	0	8	0	0	2	4	1
<i>Astarte sulcata</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Arctica islandica</i>	2	0	1	0	0	0	33	3	1	12
<i>Ophiodromus flexuosus</i>	1	1	0	50	0	0	0	0	0	0
<i>Diplocirrus glaucus</i>	0	1	0	0	7	0	0	0	4	0
<i>Prionospio cirrifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	7	0	1
<i>Yoldiella lucida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	8
<i>Lumbrineris gracilis</i>	1	1	0	0	1	0	0	0	1	7
Totalt individtall	106	367	165	2	123	1	4	400	197	192

Tab. 4.4 De totale individtall og artsantall i prøvene fra hver stasjon, og forventet antall arter pr. 100 individer. Stasjon A2-A4 og stasjon B1-2 er slått sammen og kalt henholdsvis A3 og B2.

Stasjon	A1	A3	A5	A6	A7	B2	B3	B4	B5	4	8	10
Individantall	106	367	165	2	0	123	1	6	0	400	197	192
Artsantall	22	38	10	2	0	22	1	2	0	22	45	37
$E(S_{n=100})$	21,4	16,6	8,0	-	-	20,0	-	-	-	11,6	32,8	27,6
Prøveareal (m ²)	0,2	0,6	0,2	0,2	0,2	0,4	0,2	0,2	0,2	0,8	0,8	0,8

5. GRUNTVANNSORGANISMER

5.0 Innledning

Formålet var å vurdere om organismesamfunnene fra fjærebeltet ned til 20-30 m dyp var påvirket av forurensningen.

5.1 Stasjoner, materiale og metoder

5.1.1 Stasjoner

Organismesamfunn i og under fjærebeltet ble undersøkt på 7 traséstasjoner i perioden 5.-6. oktober 1983 (Fig. 5.1).

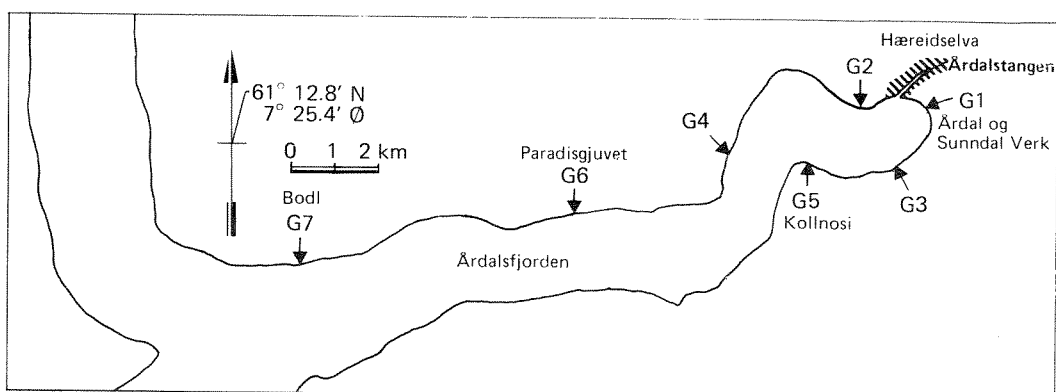


Fig. 5.1 Stasjonsnett for biologiske undersøkelser i Årdalsfjorden 5.-6. oktober 1983.

5.1.2 Materiale og metoder

5.1.2.1 Feltmetodikk/dykkerobservasjoner (traséobservasjoner)

De biologiske undersøkelsene omfatter i prinsippet området fra øvre til nedre grense for vekst av fastsittende blad- eller trådformede alger, i praksis ned til 10-30 meters dyp. Undersøkelsene er stort sett foretatt i snitt på 5-20 m bredde utover fra stranden. Imidlertid leder de topografiske forhold (ugunstig eller sterkt vekslende bunntype) ofte til betydelige avvik fra den påbegynte trasé, særlig dypere enn 5 m.

Registreringene har foregått dels ved undervannsinntaling av observasjoner på bånd (via dykkertelefon) og dels ved notater i feltjournal. Vanskelig identifiserbare arter ble samlet inn for senere mikroskopanalyse. Prøvene ble vanligvis samlet inn i dybdeintervallene: 0-2, 2-5, 5-10, 10-15 m osv. for å få med artenes vertikalutbredelse. Materialet er ikke oppbevart i sin helhet, men registreringene er i noen grad dokumentert ved fotografier. Disse er arkivert på NIVA.

Også ved dykkerobservasjonene er det gjort en skjønnsmessig bedømmelse av mengdemessig forekomst gradert i: enkeltfunn, spredt, vanlig, og dominerende. Observasjonene tok primært sikte på de makroskopiske livsformer som utgjør hovedbestanddelene av organismesamfunnene. Små og/eller sparsomt forekommende arter er derfor underrepresentert i registreringene. Ved bearbeidelse av materialet er konklusjonene dels basert på erfaringsmessig bedømmelse av samfunnenes sammensetning.

5.1.2.2 Analyse

Usikkerhetsanalyse

=====

Denne analysemetoden er brukt for å beregne en relativ grad av ulikhet mellom stasjonene og er basert på statistisk beregning av felles egenskaper, for eksempel artssammensetning.

En del redigering er nødvendig ettersom metoden brukt i felten var noe grov og subjektiv. Grunnlagsdataene finnes i Appendikstabellene 5-13 og resultatene etter sortering finnes i Appendikstabell 14.

Algevegetasjon

For å bli inkludert måtte en art oppfylle de to følgende generelle kriteriene for hver dybde sone: (1) forekomst var vanlig eller dominerende, og (2) disse mengdeangivelsene forekom i flere dyp (dvs. minst to tegn på en vertikal profil (Appendikstabellene 5-11)).

Arter bestemt som cf. (kfr. Appendikstabell 12) er likestilt med de sikkert identifiserte.

De spesifikke krav for algevedetasjon var: kun blad- eller trådformede rød-alger, brunalger og grønnalger. Skorpeformede arter er ikke med i data-analysen.

Dyr

Kun arter fra 6-30 m sonen ble inkludert i analysen. I tillegg måtte en art oppfylle de to følgende generelle kriterier: (1) at forekomsten var vanlig eller dominerende, og (2) at disse mengdeangivelsene forekom over flere dyp (dvs., minst to tegn på de vertikale profiler (Appendikstabellene 5-11)).

Mikroskopiske arter er ikke inkludert. Arter bestemt som cf. (kfr. Appendikstabell 13) er likestilt med de sikkert identifiserte.

Beregning av indeksen

Bray-Curtis similaritetsindeks (B) (Clifford og Stephenson, 1975) er brukt til å sammenligne to prøver (i og j) med parameterverdi x_{ni} og x_{nj} av artsantall s:

$$B = \frac{\sum_{n=1}^s |x_{ni} - x_{nj}|}{\sum_{n=1}^s (x_{ni} + x_{nj})}$$

Indeksen beregnes for alle prøvepar og kan variere fra 0 til 1. Det prøveparet med den minste verdien (mest lik), danner den første gruppen (k) og sammenlignes på nytt med de øvrige prøvene, eventuelle grupper (h).

Bray-Curtis indeksen beregnes på nytt (B_{kb}) ved en fleksibel fusjonsmetode (Lance og Williams, 1967) med likhetsintensitet $\beta = -0,25$ (Clifford og Stephenson, 1975):

$$B_{kh} = 0.625 (B_{hi} + B_{hj}) - 0.25 B_{ij}$$

Med fusjonsmetoden kan indeksen overskride 1, men for dette materialet ligger den under 1,8. Resultatet av analysen fremkommer som en figur (se f.eks. Fig. 5.5). Prøvene er navngitt til venstre på figuren og lengden av de søylene som binder to eller flere stasjoner sammen angir graden av ulikhet (jo lengre søyle jo mer ulike og omvendt: kort søyle angir stor grad av likhet). Angitt i tall kan graden av ulikhet leses av skalaen under figuren. For eksempel for algevegetasjon 0-5 m dyp St.G1 og St.G6 i Fig. 5.5 har en ulikhetsgrad på ca 0,38. Sammen har disse to stasjonene en grad av ulikhet med St.G3 ca 0,95. Dette vil si at St.G1 og G6 har mer til felles enn disse to stasjonene tilsammen har med St.G3.

Stasjonene kan grupperes etter graden av ulikhet. Valg av ulikhetsnivå er skjønsmessig ut fra erfaring med metoden (Boesch, 1977; Greene og Schoener, 1982). For denne undersøkelsen ble 0,6 brukt for å gi en fin fordeling av stasjonene og 1,0 for å gi en mer grov fordeling. I Fig. 5.5, deler f.eks. en ulikhetsindeks på 1,0 de 7 stasjonene i 3 grupper, men ved 0,6 er disse 3 grupper delt i tilsammen 5 undergrupper.

Gruppering av arter

For å forenkle presentasjon og tolkning er artene slått sammen i økologisk viktige grupper.

Algevegetasjon

Rødalger (Rhodophyceae), brunalger (Phaeophyceae) og grønnalger (Chlorophyceae) har generelt sett hver sin dybde preferanse. Derfor er det hensiktsmessig å betrakte de tre gruppene som ulike.

Dyr

Oppdeling av fastsittende dyr i kolonidannende eller solitære (enslige) har vært brukt i andre undersøkelser over sammensetning av dyresamfunn knyttet til bunnen <1> (f.eks. Jackson, 1977; Schoener and Schoener, 1981). Jackson (1977) har påstått at kolonidannende arter er mer konkurransedyktige med hensyn på å skaffe seg plass enn solitære arter, bl.a. fordi kolonidannende arter kan spre seg lettere horisontalt uten å være avhengig av et planktonisk

<1> Dyr og planter som er fast knyttet til bunnen betegnes benthiske, i motsetning til nekton, som består av plankton og fisk i de frie vannmassene.

stadium. Imidlertid, i mer påvirkete områder (f.eks. Iddefjorden, Oslofjorden, Frierfjorden og Kristiansandfjorden) har solitære dyr vært mer dominerende enn kolonidannende dyr (Green, upubliserte data fra gruntvannsamfunn undersøkt ved stereofotografering). De øvrige dyr var betegnet predatorer eller rovdyr/beitere.

5.1.2.3 EDB-bruk

Databearbeidelsen og ulikhetsanalysene er i hovedsak gjort ved NIVAs sentrale data-anlegg ved bruk av en NORD-100CX datamaskin tilkopleet skrive- og plotteenheter. De anvendte programmene er dels utviklet ved NIVA, dels gjort tilgjengelig ved tilpasning av ferdige programpakker til prosjektets behov. Alt basismateriale, utledet materiale og alle programenheter er lagret i NIVAs data-anlegg.

5.2 Resultater og diskusjon

5.2.1 Traséobservasjoner av gruntvannssamfunn ved dykking

Stasjonenes beliggenhet fremgår av Fig. 5.1. Rådata med artsliste og mengdemessig forekomst er vist i Appendikstabellene 5-11. Det ble registrert 34 algearter og 53 dyrearter (Appendikstabellene 12-13). Fra dykkebefaringene var det åpenbart at forekomst av alger og dyr, særlig for St.G1-G6 var ferskvannspåvirket ned til ca 5 m dyp. Derfor var det naturlig å dele hver stasjon i to dybdesoner: 0-5 og 6-30 m.

St.G1 ligger helt innerst i Årdalsfjorden, syd for Årdal og Sundal Verk fabrikkianlegg nær fabrikkens utslipp. Det ble funnet små rullestein på 11-13 m dyp med levende sagtang (Fucus serratus) og grisetang (Ascophyllum nodosum). Ettersom disse algene normalt vokser på grunnere vann indikerer det at steinene er falt ned fra mindre dyp. Området virker ustabilt. Dette i tillegg til relativt sterk bunnhelning ($50-60^{\circ}$) og sterk nedslamming gjør mye av bunnen uegnet for fastsittende alger. Nedre grense for blad- og trådformete alger var 7 m (Fig. 5.2). Antall algearter var 9 (Fig. 5.3), og antall dyrearter var 12 i 0-30 m sonen (Fig. 5.4). Disse verdiene er relativt lave i forhold til de øvrige stasjonene.

St.G2 ligger ved dumpesjakten til asken fra det kommunale søppelforbrenningsanlegget, ca 600 m vest for tankanlegget nær oset til Hæreidselva. Stasjonen var tydelig ferskvannspåvirket fra 0 til ca 7 m dyp. En brakkevannshydroide (Cordylophora caspia) ble registrert som dominerende fra 3-5 m dyp. Dette brakkevannslaget varierte i tykkelse pga. sterkt vekslende strøm. Det ble observert at sjøpinnsvin (Echinus acutus og E. esculentus) mistet sitt feste på underliggende fjell når de ble eksponert for et nedslag av brakkevann. Under dette laget var bunnen nedslammet og forsøplet av skrot. Slammet lignet aske. Stasjonen hadde flere algearter enn noen av de andre innenfor Kollnosi (Fig. 5.3). Det er mulig at dette har sammenheng med at det er mer vannbevegelse (strøm) på St.G2 enn på de øvrige lokaliteter i fjordens innerste del.

St.G3 ligger på et lite nes vest for raset fra 1983, 1,5 km fra St.G1 og tversover fjorden fra St.G2. Utenfor St.G3 er det planlagt å dumpe ovnsbunner. Ned til ca 9 m dyp er fjellbunnen hovedsakelig jevn. En plan bunn tillater effektiv nedbeiting. De vanligste rovformer var korstroll (Asterias rubens) og de alt-etende sjøpinnsvinene Echinus acutus, E. esculentus og Strongylocentrotus droebachiensis. S. droebachiensis var dominerende på 8-9 m dyp. Nedre grense for algevekst var relativt grunn, 6 m dyp.

St.G4 ligger i Steindalen 4,0 km fra St. G1 og tvers over fjorden fra Kollnosi. Bunnen er kupert og består av rullestein ned til ca 30 m dyp. Det ble registrert et belte av sjøpinnsvin S. droebachiensis på 6-8 m dyp. Bunnen her var fullstendig nedbeitet. Det ble antatt at beitingen var mindre effektiv på stasjonen sett under ett enn på St.G3. Dette skyldes muligens den ujevne bunnprofilen. Variert bunnprofil, samt høyt beitepress kan føre til økt artsantall. Intensiv beiting reduserer først og fremst forekomst av de plassdominerende organismene som dermed får mindre evne til å utkonkurrere andre organismer. På en ujevn bunn er det større sjanser til å finne steder beskyttet mot beiting enn på jevnbunn. Slike beskyttede steder har gjerne mindre lystilgang og derfor går en økning i artsantallet hovedsakelig på dyrearter. Nedre grense for algevekst lå relativt dypt, på 18 m (Fig. 5.2) og de fleste dyreartene (34) ble funnet her (Fig. 5.4).

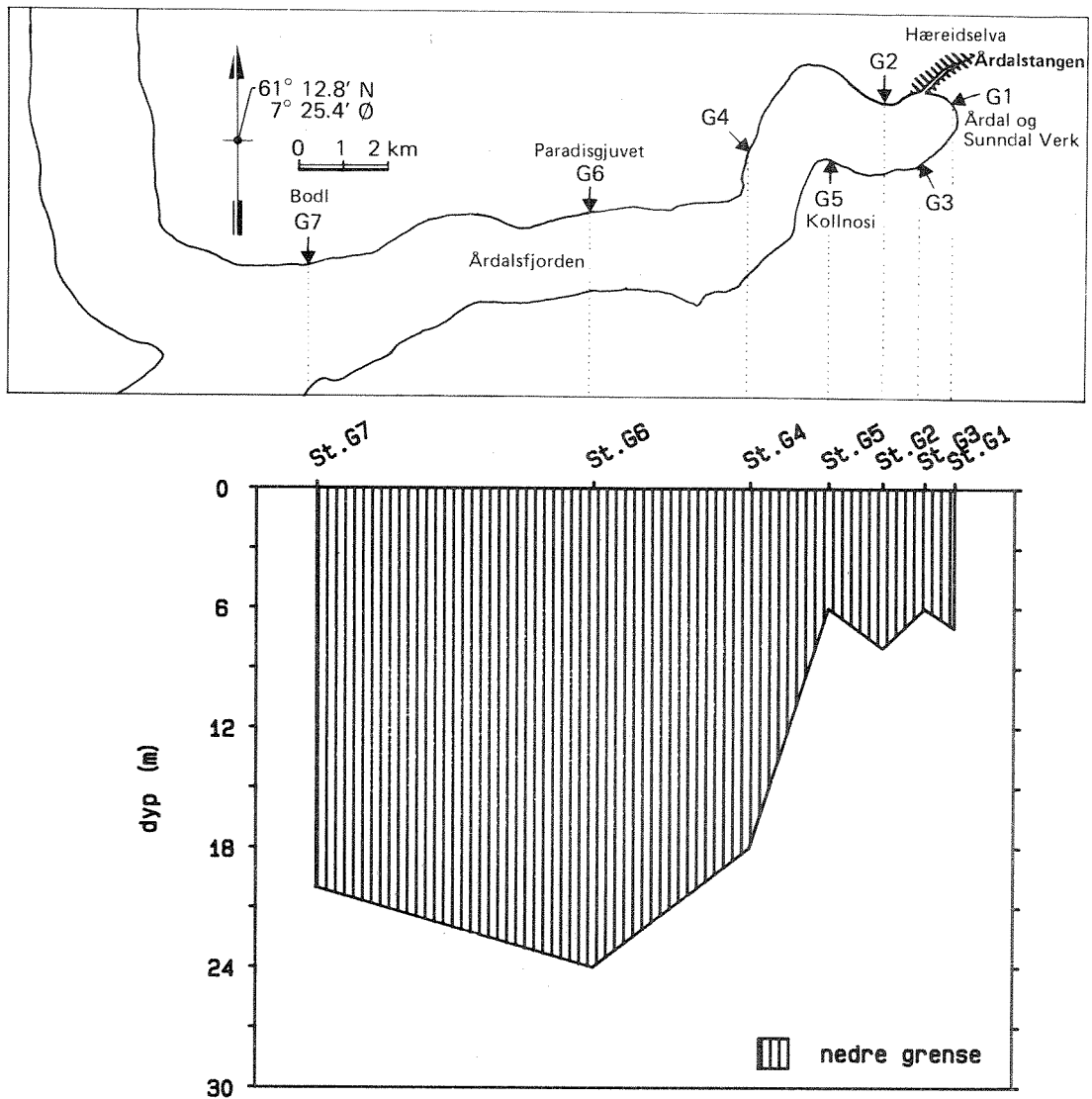


Fig. 5.2 Nedre grense for blad- og trådformede alger på trasé-observasjonene (St.G1-G7) i Årdalsfjorden 1983.

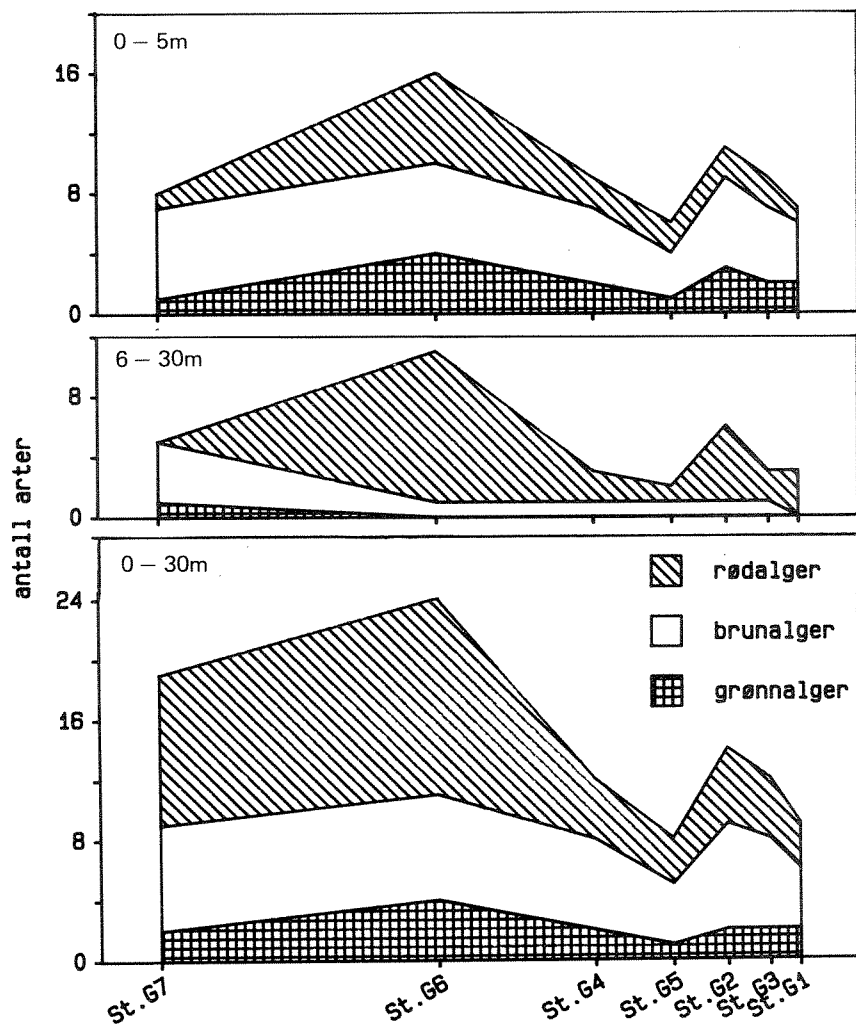
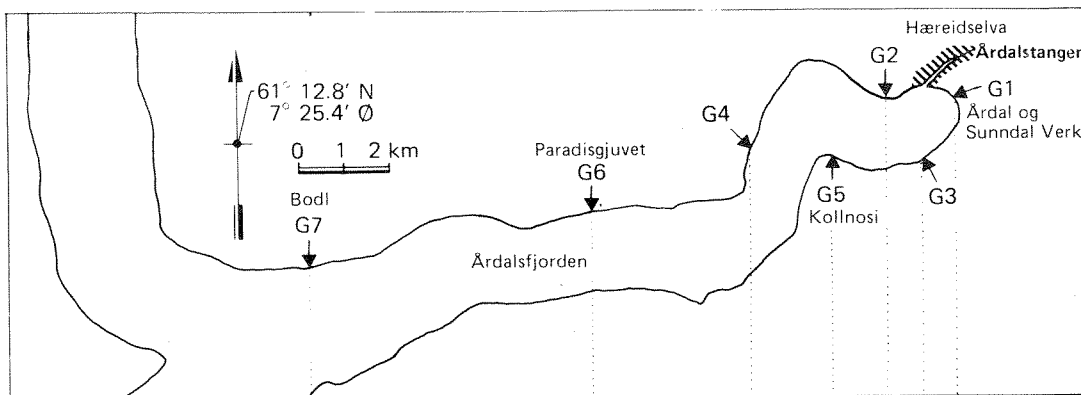


Fig. 5.3 Antall rød-, brun- og grønnalger på traséobservasjonene (St.G1-G7) 0-5 m, 6-30 m, og totalt i Årdalsfjorden 1983.

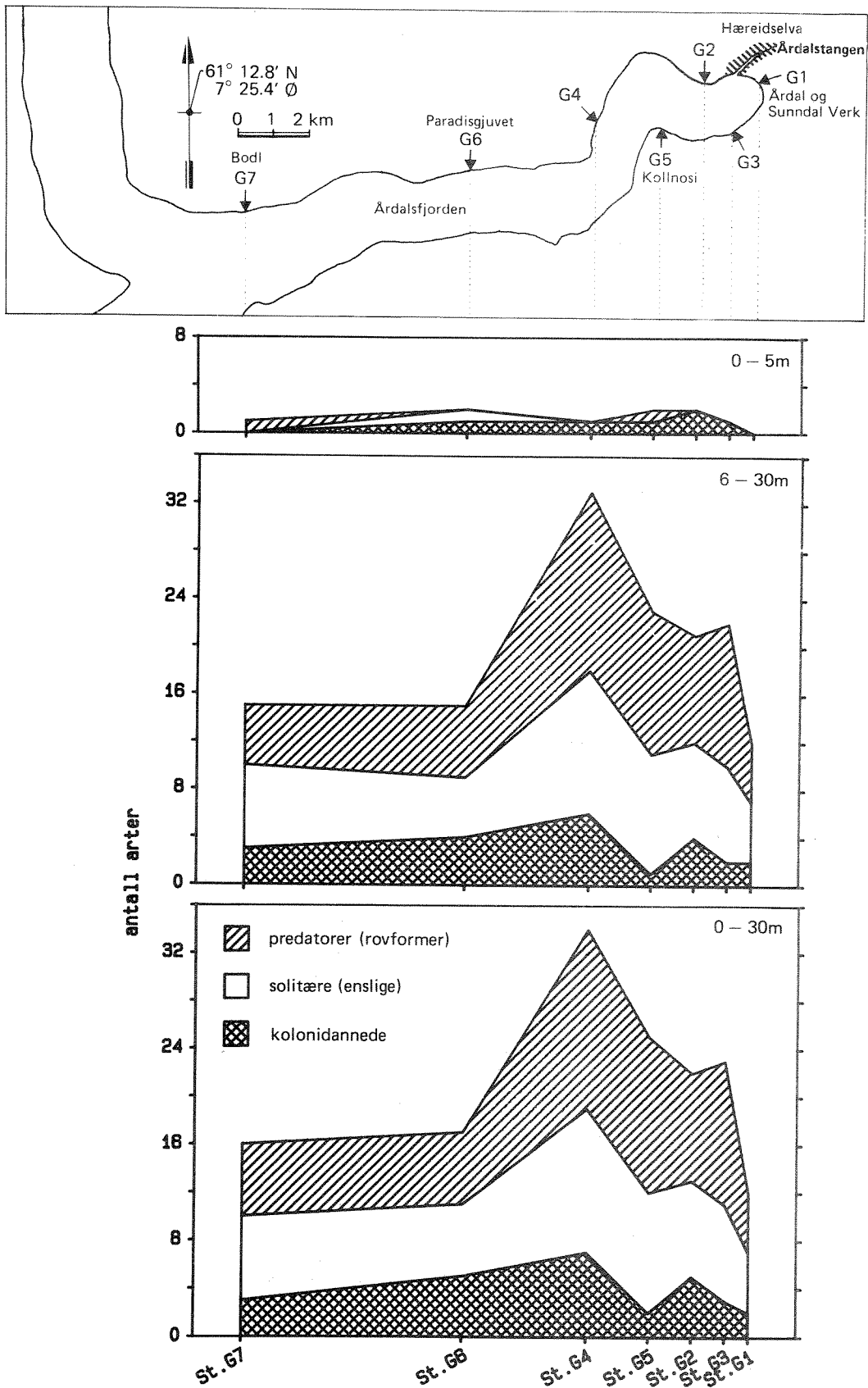


Fig. 5.4 Antall av kolonidannende og solitære (enkeltvis levende) dyr, samt predatorer (rovdyr og plante-etere (beitere)) på trasé-observasjonene (St.G1-G7) 0-5 (øverst), 6-30 (midten) og 0-30 m dyp (nederst) i Årdalsfjorden 1983.

St.G5 ligger på østsiden av Kollnosi 3,0 km fra St.G1. St.G5 har en relativ bratt bunnprofil (70-90°). Dette kan delvis være årsaken til at nedre grense for algevekst lå relativt grunt (6 m) og kun 8 algearter ble registrert. På bratte fjellvegger skygger algene nærmest overflaten for de dypere ned. Intensiv beiting av sjøpinnsvin S. droebachiensis ble registrert.

St.G6 ligger ved Paradisjuvet 8,5 km fra St.G1. Bunnen besto hovedsakelig av nedslammet rullestein. I vannskorpen var det tegn på isskuring. På bunnen under vannoverflaten var det tegn på at både nytt og gammelt ras hadde funnet sted. På denne stasjonen ble det registrert flest algearter, både totalt (24), og i begge soner 0-5 og 6-30 m dyp (Fig. 5.3), samt størst dyp for fastsittende alger (22 m). Intet tett belte med sjøpinnsvin ble påvist.

St.G7 ligger ved Bodl 14,8 km fra St.G1. Også her var det spor etter isskuring i fjæra. Bunnen under vannoverflaten var markert nedslammet. Flere Marthasterias glacialis (en sjøstjerne) ble registrert på denne stasjonen enn lenger inne i fjorden (ingen var funnet på St.G1-G3). Det ble også funnet flest sjøpungarter på St.G7. Kun et sjøpinnsvin (Echinus acutus) ble registrert.

5.2.2 Variasjon i samfunnenes sammensetning i relasjon til naturforhold og forurensningsbelastning - forurensningsbiologiske vurderinger

Fra den ovenstående stasjonsbeskrivelsen var det flere naturlige årsaker som ble antatt å ha betydning for forekomsten av alger og dyr i Årdalsfjorden:

- Rasområder, ustabil underlag for fastsittende organismer
- Nedslamming (naturlig?) gjør bunnen uegnet for mange fastsittende alger og dyr.
- Ferskvannspåvirket overflatelag utelukker mange marine organismer på grunt vann.
- Iskuring reduserer levetiden for mange individer i vannskorpen.

- Altetende sjøpinnsvin i masseforekomst kan fullstendig nedbeite fastsittende organismer. Denne effekten har størst virkning på artstallet av andre dyr og planter hvis bunnen er jevn.

Noen av disse årsakene (f.eks. isskuring og nedbeiting) kan påvirke et område med vilkårlig intensitet. Likevel var det mulig å spore enkelte gradienter utover fjorden. Nedre grense for algevekst (blad- og trådformete alger) lå over dobbelt så dypt ved St.G4, G6 og G7, utenfor Kollnosi, som innenfor (Fig. 5.2). Dessuten var det en tendens at antall algearter økte utover fjorden, spesielt for rødalger og generelt for alger i 6-30 m sonen (Fig. 5.3).

Slike gradienter kunne ikke påvises for dyrenes vedkommende. Bortsett fra den brakkvannstolerante hydroiden Cordylophora caspia, var mengden og antall dyrearter funnet i 0-5 m sonen svært beskjeden (Appendikstabell 13 og kfr. Fig. 5.4). De fleste dyreartene ble funnet i 6-30 m sonen. Det største antallet arter i samtlige av gruppene kolonidannende, solitære og predatorer ble funnet midtveis ut i fjorden ved St.G4 (Fig. 5.4). Forhold mellom kolonidannende og solitære dyr har vært betraktet som en forurensningsindikator. I så fall kan man vente at de solitære dyr vil dominere i et forurenset område, mens det motsatte kan ventes i et upåvirket område. Det forelå imidlertid ikke noen klar endring i disse to dyregruppenes innbyrdes sammensetning utover fjorden (kfr. Fig. 5.4).

Grupperingen av stasjonene ved ulikhetsanalysen (se kap. 5.1.2.2) er basert på datamateriale for alger fra 0-5 m og dyr 6-30 m dyp (Appendikstabell 14). (Det var ikke tilstrekkelig antall arter (<5) for alger 6-30 m og dyr 0-5 m etter datakriteriene for en meningsfylt analyse.)

For algene var det et grovt skille ved en grad av ulikhet på 1,0 som resulterte i tre grupper (Fig. 5.5). Bortsett fra St.G2, G4 og G5 var det liten sammenheng mellom gruppering av stasjonene og deres geografiske lokalitet. Det var altså ingen gruppering av stasjonene etter grad av belastning (nærhet av forurensningskilder). Dette behøver ikke bety at utslippene ikke kan virke skadelig på marine organismesamfunn, men bare at under de rådende naturforhold har ikke de forurensende stoffer så stor effekt. Det fåtallet av arter som trives ved de gitte naturforhold tåler også forurensningsbelastningen.

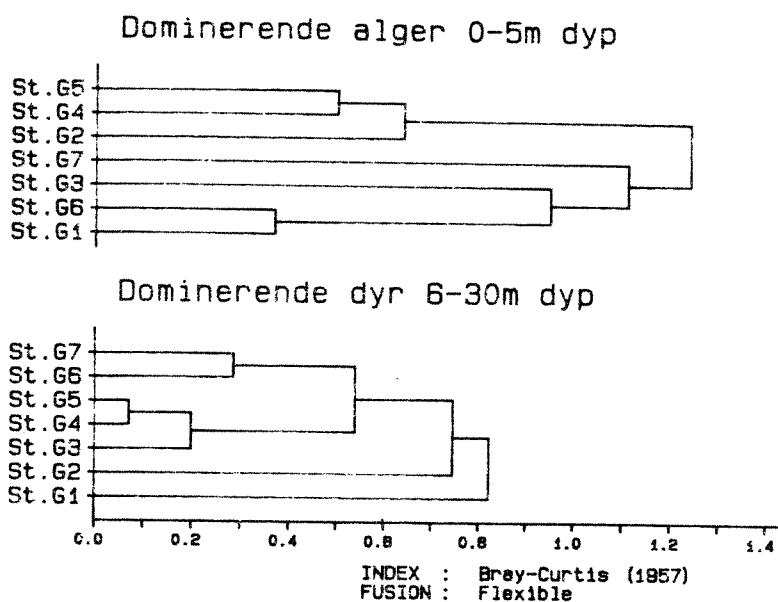


Fig. 5.5 Ulikhetsanalyse av vegetasjonen på 0-5m og dyresamfunn 6-30 m dyp (se tekst for forklaring).

For dyrene var graden av ulikhet ikke over 1,0. Et skille ved trukket ulikhetsgrad 0,6 resulterte i at St.G1 og St.G2 skilte seg ut (både innbyrdes og fra de øvrige), mens resten av lokalitetene ble gruppert sammen (Fig. 5.5). St.G1 og G2 må antas direkte påvirket av nærliggende utslipp. Konklusjonen fra ulikhetsanalysen var:

- Det var ingen åpenbar gradient for algevegetasjonen i 0-5 m dyp.
- For dyresammensetningen i 6-30 m dyp var St.G1 og G2 innerst i Ardalsfjorden noe forskjellig fra de øvrige.

Noen likheter kan trekkes mellom Ardalsfjorden og flere andre resipienter for industrielt avløpsvann med hensyn til topografiske forhold, naturlige påvirkninger på alge- og dyresamfunnet og deres artssammensetning. Heller ikke i andre tilfeller har det vært enkelt å dokumentere giftvirkninger fra industriutslipp på gruntvannsamfunnene annet enn nær eller få km unna kildene (kfr. f.eks. Knutzen et al., 1982, Knutzen, 1984b). Kombinasjonen av slik ferskvannspåvirkning i overflatelaget og beiting ved sjøpinnsvin lenger ned medfører et naturlig fattig samfunn. Hvordan samfunnene ville ha sett ut ved den samme forurensningsbelastning, men f.eks. uten sjøpinnsvinbeiting er det ikke mulig å uttale noe om. Dette skyldes også at det er en nærmest fullstendig mangel på observasjoner før utslippene kom i stand.

I det foregående er det ikke funnet grunn til å drøfte i detalj den anvendte metodikkens begrensninger. Felt-økologiske studier som i stor grad bygger på tilstedeværelse/fravær kan bare gi sikre utsagn om forurensningseffekter ved sterk belastning. Her skal bare kort nevnes hovedårsaken til disse begrensninger (Knutzen, 1984b):

- Manglende eksakte kunnskaper om mange arters krav til de fysiske/kjemiske omgivelsene, om deres toleranse overfor ulike typer av forurensningspåvirkning, samt om konkurransemessige og andre biologiske forhold som leder til naturlige bestandssvingninger.
- Vanskeligheter med å skille den sammensatte "fjordefeffekt" (ferskvannsstress, grumsing, nedslamming, redusert lystilgang, dårlig vannutveksling, etc.) fra forurensningseffekter.

Med forbehold for disse begrensninger kan følgende konklusjoner om forholdene på grunt vann i Årdalsfjorden trekkes:

- Ferskvannspåvirkningen var den sannsynlige årsaken til de fattige dyresamfunn fra 0 til 5 m dyp med kun 4 arter funnet. Blant dem ble den brakkvannstolerante hydroiden Cordylophora caspia funnet helt ut til St.G6 (Paradisjuvet). Algesammensetning viste ingen klar gradient utover fjorden.
- Dypere enn 5 m dyp (6-30 m sonen) var dyresamfunnene mer eller mindre som normalt for beskyttede fjordområder hvor begrenset vannbevegelse kan føre til økt nedslamming. Samtlige stasjoner var preget av nedslammet bunn som ikke er godt egnet til fastsittende organismer. Derimot har den en positiv effekt for sediment-etende dyr som f.eks. trollkrepsen Munida rugosa. Det ble funnet i hele fjordens lengde til dels i tett bestand. Hvilken andel av nedslammingen som skyldes utslipp er det ikke grunnlag for å bedømme, men mye av partikkelmaterialet må antas å ha et naturlig opphav (breslam og annet erosjonsmateriale).

- Det ble registrert store områder tomme for fastsittende alger og dyr. Årsaken var en betydelig forekomst av sjøpinnsvin, særlig Strongylocentrotus droebachiensis, men også Echinus acutus og E. esculentus. Virkningen av slik nedbeiting kan vare lenge. Samspillet mellom sjøpinnsvin og fastsittende organismer (særlig alger) er utilstrekkelig kjent.
- Bortsett fra 6-30 m dyp sonen på St.G1 og St.G2 var virkningene av utslipp ikke å spore i komplekset av naturbetingede mekanismer og sammenhenger som berører grunt vann i Årdalsfjorden.

5.3 Vurdering av gruntvannssamfunn

- I Algevegetasjonen og dyresammensetningen ned til 20-30 m dyp ble registrert på syv trasé-dykkerstasjoner fra Årdalstangen til Bodl oktober 1983 (Fig. 5.1).
- II Samtlige stasjoner var tydelig ferskvannspåvirket fra overflaten og ned til ca 5 m dyp. Dette sammen med isskuring maskerte eventuelle forurensningseffekter. Antall alge- og dyrearter 0-5 m var lavt (henholdsvis 7-16 og 0-2) og med ovenstående forbehold tilnærmet normalt under rådende forhold.
- III Organismer dypere enn 5 m var særlig utsatt for nedslamming og beiting ved sjøpinnsvin, dessuten ustabile bunnforhold (pga. av ras). Reduserte organismesamfunn på de innerste stasjonene (G1 og G2, Fig. 5.1) må antas helt eller delvis å skyldes påvirkning fra hovedutslippet til Årdal og Sunndal Verk (G1) og dumpeplassen for aske fra kommunalt søppelforbrenningsanlegg (G2).

Observasjonsresultatene viste ellers ingen klare forskjeller utover i fjorden som kunne avspeile minskende forurensningsbelastning. Med forbehold om manglende kunnskaper om organismenes reaksjon på forurensninger antas derfor de naturlige forhold å være mest avgjørende for tilstanden i fjorden utenom i de innerste par km (kfr. kap. 5.2).

6. MILJØGIFTER I MARINE ORGANISMER

6.1 Innledning

Kjente utslipp av eventuelt skadelige stoffer fra aluminiumsindustri omfatter i første rekke fluor og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Sannsynligvis omfatter utslippene også en del heterosykliske forbindelser, men analysene her omfatter i det vesentlige diaromatiske og polyaromatiske hydrokarboner. Fra industrialiserte områder må det i tillegg ventes en forhøyet diffus belastning med bl.a. metaller.

Formålet med registreringen av miljøgifter i organismer har vært å dokumentere grad og arealmessig utstrekning av den eksisterende forurensning. Disse informasjoner gir

- grunnlag for å vurdere mulige uønskede konsekvenser for brukerinteresser i fjorden.
- basis for eventuelle beslutninger om tiltak.
- utgangspunkt for å følge utviklingen i forurensningsnivået over tid (overvåking).

6.2 Stasjoner, materiale og metoder

Oskjell og blæretang er samlet på lokalitetene vist i fig. 6.1. (I fravær av blåskjell var det nødvendig å benytte både oskjell og blæretang som PAH-indikator; sistnevnte art for å belyse forholdene i overflatelaget.) En nærmere beskrivelse av stasjonenes beliggenhet og adkomst fås i tabell 6.1.

Av oskjell er det samlet minimum 5-6 utvokste individer (>11-12 cm) til blandprøver. Blæretangprøvene er sammensatt av ca. ti 10-15 cm lange skudd fra ulike individer (så vidt mulig). Eldre plantedeler uten fotosyntetiserende vev er unngått. I den grad det var praktisk, ble det samlet inn alger uten påvekst, eller det vesentlige av biomassen av slike organismer ble fjernet på stedet. Prøvene er pakket i gjennomsiktige plastposer, nedfrost innen få timer etter prøvetaking og holdt slik inntil analyse.

PAH-analysene er utført ved NIVA ved gaskromatografi med glasskapillar-kolonne etter ekstraksjon. En nærmere beskrivelse av metoden finnes hos Berglind og Gjessing (1980).

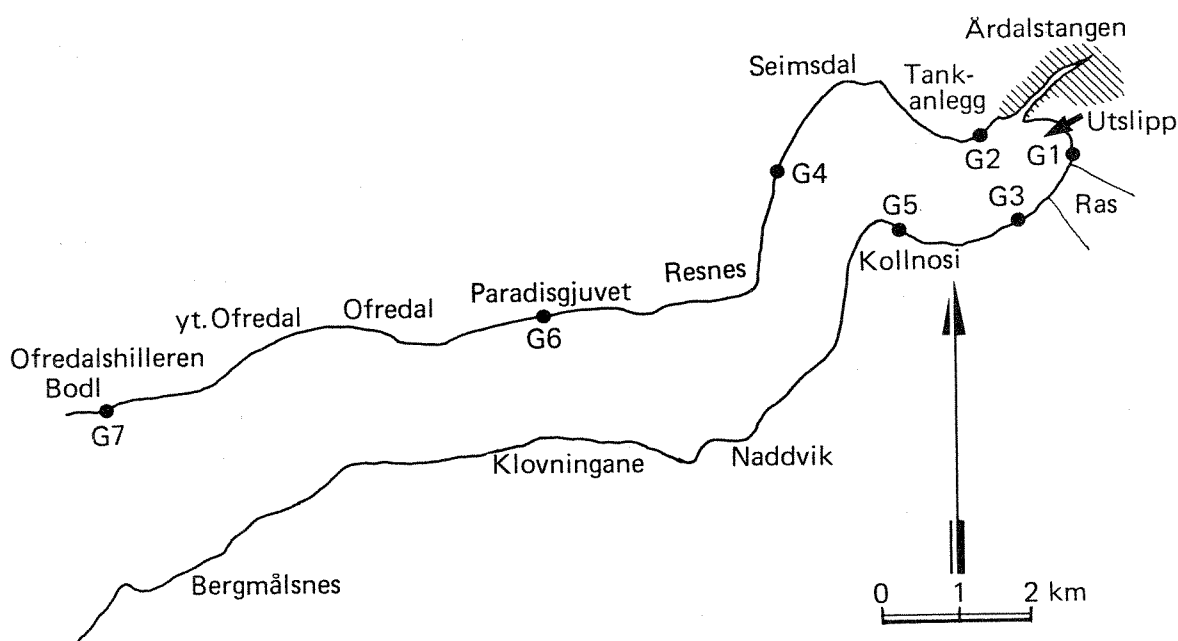


Fig. 6.1 Stasjoner ● for observasjon av gruntvannsamfunn og innsamling av oskjell og blæretang til analyse på innhold av miljøgifter i Årdalsfjorden 5. – 6.10.83.

Metaller i tang er analysert på Senter for industriforskning (SI). Kvikk-sølv er bestemt ved flammeløs atomabsorpsjon etter opplutning med HNO_3/HBr . Øvrige metaller er bestemt ved plasm-spektrometri etter forasking ved 450° og løsning av asken i syre. En uløst rest, vesentlig bestående av jern og vanadium (kfr. SI analyserapport 453-6064, 13/1 1984), ble analysert for seg og inkludert i resultatene.

Fluorinnholdet i tang er også analysert ved SI. Analysene er foretatt spektrofotometrisk etter opplutning ved smelte med NaOH og vanddampdestillasjon. For nærmere beskrivelse henvises til Riley (1961) og interne SI-rapporter av 17/2 1964 og 4/11 1976.

Tabell 6.1 Stasjonsoversikt for observasjoner av gruntvannsamfunn (G) og prøver av blæretang (B) og oskjell (O) til analyse på PAH og metaller 5 -6/10 1984

Stasjoner	Observasjoner
G1 Inn for dyputslipp. SV for bekk. Fjellstrand med mye gul lav (cf. Xanthoria)	G, B, O
G2 V for tankanlegg, ned for enden av slakt skrånende fjellsprekk	G, B, O
G3 V for ras, ca. 10 m Ø for tunnelåpning	G, B, O
G4 Ca. 1 km S for Seimsdal, Steinstrand ned for sydenden av parti med hvitt fjell	G, B, O
G5 Østsiden av Kollnosi, ved to ca. 1 m høye hvite partier i ellers svart fjell, ca. 15 m V for telefonstolpe	G, B, O
G6 Paradisjuvet, ned for treklynge med stor stein (2-3 m over vannlinjen) i ellers bratt fjell	G, B, O
G7 Bodl, 1 km V for Ofredalshilleren. Ved omvendt hvit V i svart fjell. Nær skog med brannskade	G, B, O

6.3 Resultater og kommentarer

Rådata for analysene av PAH er gjengitt i appendikstabellene 15-16, fluor- og metalldata i appendikstabell 19. Beregnet %-vis innhold av utvalgte PAH og summen av potensielt kreftfremkallende forbindelser innen denne gruppen (KPAH) finnes også i appendiks (appendikstabellene 17 og 18).

6.3.1 PAH i organismer

De høyeste PAH-nivåene som er registrert i oskjell fra Årdalsfjorden (fig. 6.2) representerer overkonsentrasjoner jevnført med "normalinnholdet" i skjell fra områder med bare diffus belastning i størrelsesordenen 1000-2000 ganger. (Knutzen og Sortland 1982, Knutzen og Kvalvågnæs 1982; Knutzen 1983a, 1984a).

Når unntas én observasjon i Saudafjorden før installasjon av renseanlegg på Sauda Smelteverk (Knutzen og medarb. 1979) er det ikke tidligere påvist PAH-konsentrasjoner i oskjell over 500 mg/kg tørrvekt.

Selv om PAH-konsentrasjonene i oskjell sank raskt med økende avstand fra utslippet, var det 15 km ut i fjorden overkonsentrasjoner på ca 10 x (fig. 6.2, appendikstabell 16). Ved betydelige PAH-utslipp er det en vanlig erfaring at disse tjærestoffene spres effektivt i øvre vannlag og kan spres langt fra kilden. Dette er bl.a. observert i Vefsnfjorden, Saudafjorden og kanskje særlig i Ranafjorden (kfr. henholdsvis Knutzen 1981, 1982, 1984b).

Det ses videre av fig. 6.2 og appendikstabell 16 at det er en betydelig andel potensielt kreftfremkallende forbindelser, idet disse KPAH¹⁾ utgjør (20) 30-40% av total PAH i oskjell.

1) KPAH er her definert som summen av potensielt kreftfremkallende stoffer av middels til sterk styrkegrad i henhold til US National Academy of Science (NAS, 1972). Disse forbindelsene er merket henholdsvis ** og *** i rådatatabellene i appendiks (tabell 15 og 16). Den mest kjente og best undersøkte av de aktuelle forbindelsene, med hensyn til både forekomst og egenskaper, er benzo(a)pyren - B(a)P.

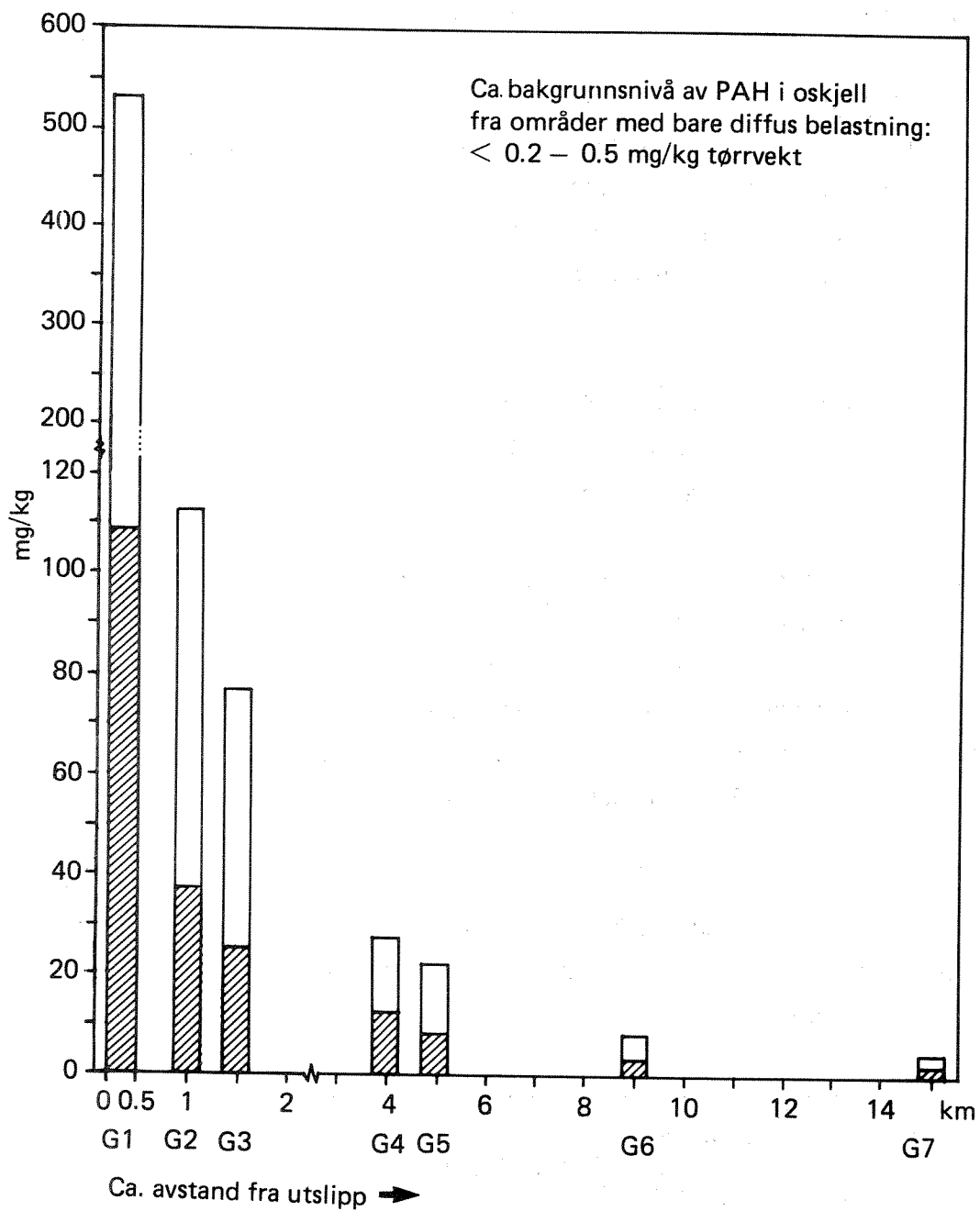


Fig.6.2 PAH □ og KPAH ▨ (se tekst) i oskjell fra Årdalsfjorden
5. – 6.10.83, mg/kg tørrvekt (bemerk skalaendringen)

Både konsentrasjonene (appendikstabell 15 og de relative overkonsentrasjonene var lavere i blæretang enn i oskjell (fig. 6.3). "Bakgrunnsnivåene" i tang fra områder med bare diffus belastning (langt fra punktkilder) er det sparsomt med data for, men kan antas å være omkring 0,2-0,5 mg PAH pr. kg tørrvekt (Knutzen og Sortland, 1982). De høyeste overkonsentrasjonene observert i Årdalsfjorden blir da i størrelsesorden 40-100 ganger, mens de ytterste stasjonene viste bare svak grad av påvirkning (2-5 x).

Forskjellen mellom oskjell og blæretang med hensyn til både relative overkonsentrasjoner og konsentrasjonsutvikling med økende avstand skyldes sannsynligvis flere forhold:

- Størst belastning via dyputslipp og det forhold at de to artene vokser i ulike dyp (blæretang i fjæra, oskjell under spranglaget).
- Forskjellige egenskaper hva angår opptak og utskillelse av PAH.
- PAHs vesentlige tilknytning til partikler.

Den grad av forurensning som blæretangresultatene tyder på kan i realiteten være noe større på grunn av tangens dårligere indikatoregenskaper enn muslinger. Selv om erfaringsgrunnlaget er spinkelt, indikerer resultater fra Ranafjorden (Knutzen, 1984b) at en eventuell bruk av blåskjell ville ha gitt relative overkonsentrasjoner omkring 5 ganger høyere. Hvis denne antagelse er holdbar, indikerer resultatene at mens det er en klar forskjell i forurensningsgraden på oskjell og blæretangs levesteder innerst i fjorden, er denne forskjellen nærmest utjevnet 15 km lenger ut (m.a.o. omtrent samme belastning i overflatelaget som på dypere vann).

Blæretang inneholdt mindre prosentandel KPAH enn oskjell (kfr. appendikstabellene 17 og 18). Oskjell synes generelt sett å anrike forbindelser med forholdsmessig høy molekylvekt og minst løselighet mer effektivt enn blæretang (fig. 6.4). Sannsynligvis skyldes dette bl.a. høyere fettinnhold i oskjell.

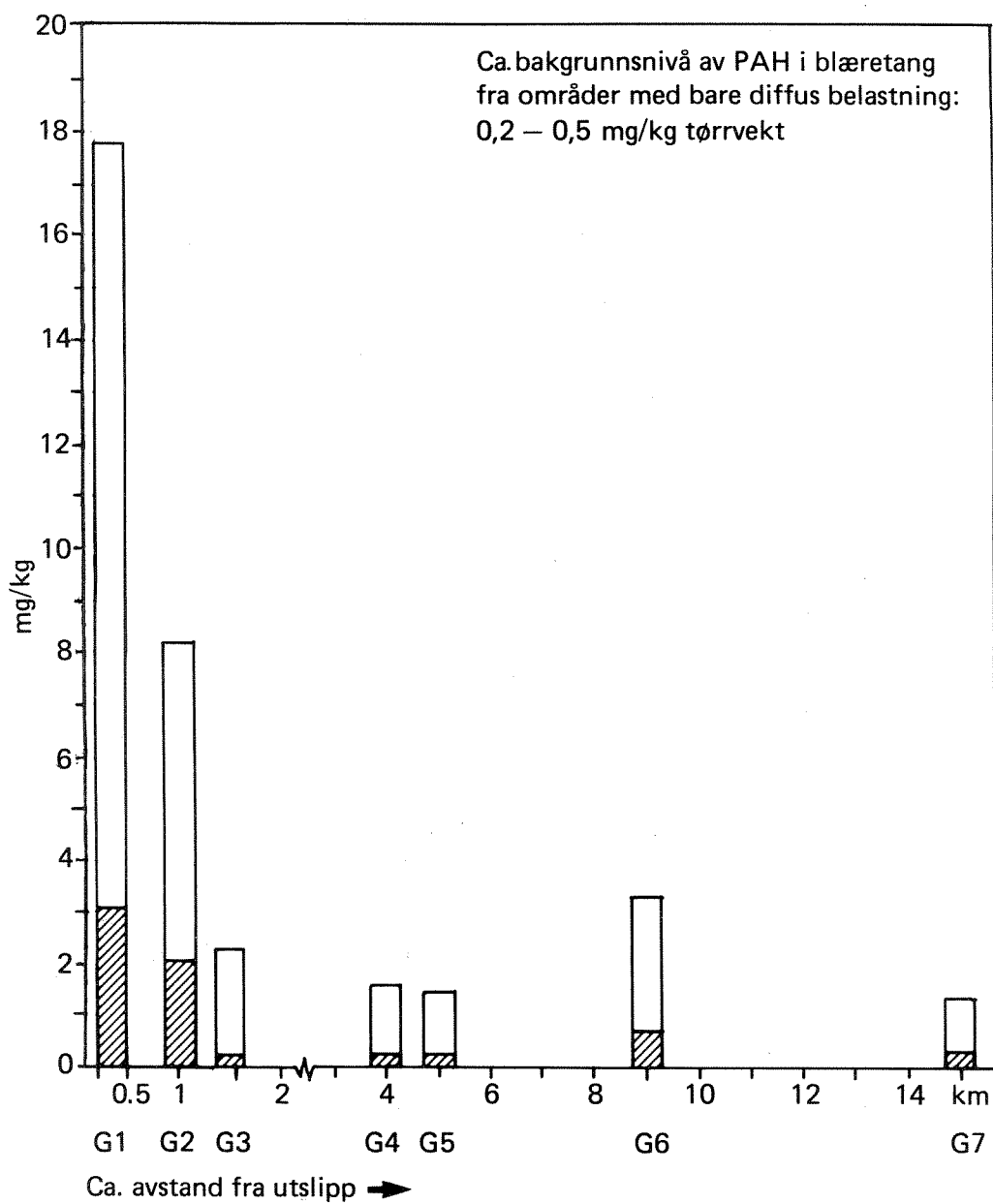


Fig.6.3 PAH □ og KPAH ▨ (se tekst) i blæretang fra Årdalsfjorden 5. – 6.10.83, mg/kg tørrvekt.

I oskjell økte også andelen av de tyngst løselige forbindelser med avstanden fra utslippet, mens noen tilsvarende tendens ikke viste seg i blæretang-materialet (fig. 6.4).

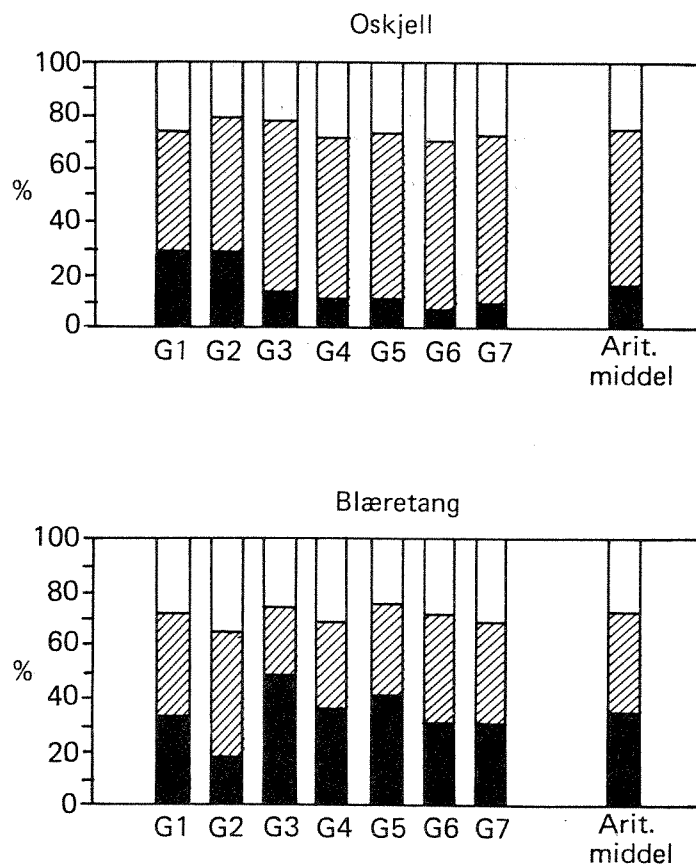


Fig.6.4 %-innhold av utvalgte PAH i oskjell og blæretang fra Årdalsfjorden 5. – 6.10.83. ■ Sum fenantren + fluoranten + pyren. ▨ Sum benzo(a)antracen + benzo (b,j,k) fluoranten + benzo (a,e) pyren □ Øvrige PAH.

6.3.2 Jevnføring av PAH i organismer og sedimenter

Bortsett fra de tre ytre sedimentstasjonene (særlig st. 11 og 12) var det stor grad av samsvar mellom PAH-profilene (%-vis sammensetning) i blæretang og sediment. Sammenlignet med PAH-profilen i oskjell var det i sedimentene relativt mindre både av KPAH og gruppen av mest tungtløselige forbindelser. Dette er verd å bemerke i betraktning av at oskjell er mer i kontakt med sedimentene enn tang. I motsetning til det som er observert i Årdalsfjorden,

var det i Vefsnfjorden størst samsvar mellom PAH-profilene i oskjell og sedimenter, mens tang hadde et markert mindre innslag av de tungtløselige komponentene (Knutzen 1981).

6.3.3 Fluor og metaller i blæretang

For gjennomgåelsen nedenfor vises til appendikstabell 19 som gjengir analyseresultatene.

Fluorinnholdet i blæretang viste moderate overkonsentrasjoner på de to innerste stasjonene (G1 og G2, kfr. fig.6.1). Denne konklusjonen er med noe forbehold på grunn av sparsomme opplysninger om bakgrunnsnivået. Det som foreligger tyder imidlertid på normalkonsentrasjoner omkring 5-10 (20?) mg/kg tørrvekt (Knutzen 1980, 1983 a, b). Overkonsentrasjonene innerst i Årdalsfjorden dreier seg følgelig om størrelsesordenen 2-5 ganger, mens det lenger ute neppe er noen effekt. Ved bedømmelsen av disse data bør man være oppmerksom på at det ikke nødvendigvis er tilsvarende forhøyning av fluorinnholdet i vann. Bl.a. data fra overvåkingsundersøkelser ved Lista (Knutzen 1980, 1983b) kan tyde på mer enn proporsjonal økning av fluorkonsentrasjonen i organismer.

Opplysninger om vanlige metallkonsentrasjoner i blæretang og grisetang fra områder med bare diffus belastning (langt fra punktkilder) er sammenstilt av Knutzen (1979), der det er angitt følgende verdier (mg/kg tørrvekt):

	Blæretang	Grisetang
Kadmium	< 0,1 - 3	< 0,1 - 2
Kvikksølv	-	< 0,05 - 0,15
Bly	< 0,1 - 5	< 0,1 - 5
Kobber	< 10 - 30	< 10 - 30
Sink	30 - 100 (150)	30 - 100 (250)
Krom	0,1 - 5	< 0,1 - 2,5
Nikkel	< 2 - 10 (45)	< 2 - 10 (30)
Mangan	10 - 100 (200)	10 - 50 (100)
Jern	30 - 500 (700)	30 - 500 (1100)

Tallene i parentes angir uvanlige ekstremverdier, som er mindre sannsynlige (f.eks. Ni, kfr. Grimnes 1982). Viktig er det å merke seg at normalkonsentrasjonene ofte er dårlig definert, dvs. at intervallet ofte spenner over mer enn én størrelsesorden.

For tinn, vanadium og kobolt er det sparsomt med opplysninger, men for kobolts vedkommende tyder undersøkelsene til Grimnes (1982) på at normal-konsentrasjonene er under 3 mg/kg tørrvekt. Vanadium og tinn synes også å ha en øvre grense for normalinnhold på 2-3 mg/kg tørrvekt (Knutzen 1985).

Registreringene i tang fra fjorden vitner om en tydelig, men ikke stor metallbelastning. Jevnført med "høyt normalinnhold" var det på de innerste stasjonene (G1 og G2, fig. 6.1) overkonsentrasjoner i størrelsesordenen 3-5 ganger. Dette gjelder metallene kadmium, bly, sink, nikkel, kobolt, mangan og jern, i mindre grad kobber og muligens vanadium og krom.

Også det forhold at konsentrasjonene for flere metalls vedkommende synker med økende avstand fra indre fjord, vitner om en viss moderat tilførsel. Slike avstandsgradienter er tydelige for kadmium, bly, sink, nikkel og vanadium; med visse forbehold også for jern. Avstandsgradientene har ulik form for de enkelte metaller, men dette må antas å skyldes forskjeller med hensyn til kjemiske egenskaper (tilstandsform, eventuelt partikkeltilknytning, mobilitet). (Uregelmessigheten i konsentrasjonsutviklingen for jern og delvis vanadiums og mangans del er det ikke funnet noen forklaring på).

Kvikksølvkonsentrasjonene var innenfor det "normale" på alle stasjoner. Det samme kan antas for tinns del, selv om det er sparsomt med sammenligningsmateriale. (Det ses av appendikstabell 19 at tangens innhold av tinn var stabilt fra innerst i fjorden til de ytre stasjonene).

De foreliggende konsentrasjonene kan ikke settes i forbindelse med bestemte utslipp, da opplysninger om tilførslenes mengde og tilstandsform er utilfredsstillende. Muligens er ikke overkonsentrasjonene større enn det som må forventes på grunn av diffuse tilførsler fra et sterkt industrialisert nedbørfelt. Imidlertid kan de slake avstandsgradienter for flere av metallene (kadmium, sink, kobber, muligens også kobolt) tyde på at tilførselene ikke er ubetydelige.

Det bratte fallet i nikkel- og vanadiumkonsentrasjonen, fra innerste lokalitet til de øvrige, kan ha sammenheng med lokal påvirkning ved gjentatte små oljespill i havneområdet.

6.4 Vurdering av miljøgiftkonsentrasjoner

De aktuelle konsekvensene kan stikkordmessig angis som:

- Begrensning i næringsutøvelse eller rekreasjonsmessig utnyttelse av fjorden.
- Negative effekter på fjordens dyre- og plantesamfunn; konflikt med allmenne verneinteresser.

Begrensninger i utøvelse av eksisterende eller fremtidige næringer henger primært sammen med de mulige hygieniske følger for fiske, skjellsanking, anlegg av muslingfarmer, eventuelt høsting av tang. Slike spørsmål hører inn under fiskeri- og veterinærmyndighetene, og behandles her bare som tilveiebringelse av et beslutningsunderlag for disse etater og til orientering for miljøvernmyndigheter, brukerinteresser og allmennheten.

Å spise oskjell fra Årdalsfjorden kan neppe anbefales. Særlig gjelder dette de indre deler av fjorden, der konsentrasjonene av potensielt kreftfremkallende PAH-forbindelser er ekstremt høye (fig. 6.2), med overkonsentrasjoner av disse stoffer i størrelsesordenen 1000 ganger. Den potensielle risiko avtar imidlertid som nevnt raskt med økende avstand fra utslippet til ca. 10 ganger "normalnivået" 15 km ut i fjorden. Uttrykket "potensiell risiko" har sin bakgrunn i at selv om disse stoffene er påvist å kunne fremkalle kreft ved dyreforsøk med høye doser, er det foreløpig intet epidemiologisk eller annet medisinsk grunnlag for å anta en sammenheng mellom PAH i mat og økt kreftfrekvens hos mennesker (Schmäl og Habs 1983). Det anses likevel generelt sett uønsket med forhøyet innhold av slike stoffer i mat (Holme 1984).

Eventuell fremtidig bruk av Årdalsfjorden som lokalitet for skjell dyrking er begrenset av samme grunn. Markedsføring av skjell med høyt innhold av potensielt kreftfremkallende stoffer må antas å være vanskelig eller utelukket. Sannsynligvis gjelder dette selv om det ikke er satt grenser for innholdet av kreftfrembringende PAH i næringsmidler, unntatt for benzo(a)pyren (B(a)P) i drikkevann (10 ng/l i henhold til Verdens Helseorganisasjon, kfr. WHO 1984).

I mange matvarer er det vanlig med B(a)P-konsentrasjoner på 1-5 (10) mg/kg friskvekt (Lo og Sandi, 1978, Howard og Fazio, 1980). Dette sannsynliggjør en årsdose B(a)P som er i størrelsesordenen 100 ganger så mye fra mat som fra vann med B(a)P-innhold under den siterte anbefalte grense. Forholdene innerst i Årdalsfjorden kan illustreres ved at et enkelt måltid (200 g) av oskjell herfra vil gi omtrent en vanlig årsdose (kfr. appendikstabell 16). Imidlertid bedrer forholdene seg hurtig utover i fjorden, idet B(a)P-belastningen på ytterste lokalitet bare var omkring 1% av høyeste registrerte verdi.

Ved eventuelt anlegg for skjellfarming vil det derfor bli et vurderings-spørsmål for fiskeri- og helsemyndigheter hvor langt inn i fjorden en slik virksomhet kan tillates. I denne forbindelse har Statens institutt for folkehelse frarådet å spise blåskjell fra tydelig PAH-belastede områder, dvs. når PAH-innholdet ligger over det antatte bakgrunnsnivå (brev av 30/4 1985 fra Helsedirektoratet til Statens forurensningstilsyn).

Det kan i og for seg bemerkes til dette hypotetiske tilfellet at de naturlige forhold i fjorden ikke ligger særlig godt til rette for dyrking av blåskjell, som ikke synes å trives på grunn av for lav og vekslende salt-holdighet i overflatelaget, dessuten isskuring. Imidlertid er dette mest en teknisk vanskelighet, som kan tenkes løst ved kultivering på noe dypere vann eller opp-pumping av saltere vann i bassenger.

Begrensningene på akvakultur på grunn av PAH-utslippene gjelder ikke i samme grad krepsdyr og fisk, som begge er grupper med effektiv omsetning og utskillelse av PAH, motsatt muslinger og snegl.

At alle hvirveldyr og mange grupper hvirvelløse dyr har et enzymapparat til nedbrytning av PAH, medfører at det er liten risiko for oppkonsentrering langs næringskjeder for disse stoffer (motsatt PCB, DDT o.l.).

PAHs effekter på marine organismer er dårlig kjent (se sammenstillinger hos Knutzen 1978 og Neff 1979). Årsakene til dette må søkes i flere forhold. Stoffenes meget lave løselighet vanskeliggjør eksperimentelle undersøkelser. Den akutte giftighet med hensyn til letalitet (dødelighet) er heller ikke særlig høy, slik at det blir påkrevet med langtidstester på subletale faktorer (vekst, formering, atferd eller fysiologiske stressindikasjoner). Endelig er det ikke PAH-forbindelsene i seg selv som virker kreftfrembring-

ende, men kortlivede stoffskifteprodukter. Dette siste må antagelig bety at utsattheten for kreft vil variere sterkt fra en organismegruppe til en annen, avhengig av evnen til å omsette PAH.

Erfaringene fra undersøkelsene av bløtbunnsfauna både i Ardalsfjorden og andre steder med sterkt forurensede sedimenter, bekrefter at PAH har lav akutt giftvirkning (kfr. f.eks. Rygg, 1984).

Av større interesse er spørsmålet om PAH-forurensede sedimenter bevirker høyere hyppighet av kreftsvulster hos fisk og andre dyr, særlig arter som på grunn av sitt levevis kommer i direkte kontakt med forurensede sedimenter. Indikasjoner på at slike effekter er sannsynlige har man i det siste år fått fra flere studier i PAH-forurensede områder (Malins og medarb. 1983, Krahn og medarb. 1984). Tilfeller av dette er imidlertid ikke kjent fra Ardalsfjorden. (Slike forhold er heller ikke enkelt å oppdage, idet syke dyr må antas å ikke overleve særlig lenge.)

Spørsmålet om PAH-forurensede sedimenter gir opphav til økt hyppighet av kreft hos bunnfisk og andre organismer gjelder også mange andre sjøresipienter i Norge (særlig Frierfjorden, Kristiansandsfjorden, Fedafjorden, Karmsundet, Saudafjorden, Sørfjorden, Sunndalsfjorden, Ranafjorden, Vefsnfjorden). Feltundersøkelser er generelt uegnet for å belyse spørsmålet fordi det vil kreve stor arbeidsinnsats å samle inn det tiltrengte antall fisk for å få et statistisk utsagnskraftig materiale, ved siden av at fiskens vandringsmønster likevel vedblir som usikkerhetsfaktor. Derimot er det i prinsippet enkelt å konstruere relevante eksperimentelle situasjoner som vil gi svar, hvis ønskelig.

Det moderat forhøyede metallinnhold i sedimenter og tang gir ingen grunn til å spekulere over giftvirkninger forårsaket av metallbelastning. De påviste overkonsentrasjoner skulle heller ikke ha negative konsekvenser av annen art, hverken for nåværende eller fremtidige brukerinteresser. Jevnført med de PAH-forårsakede begrensninger på akvakulturer og rekreasjon/matauk, er belastningen med bly, kadmium og andre metaller av underordnet betydning.

6.5 Momenter for fremtidige undersøkelser av miljøgifter

Informasjon om belastningens størrelse og sammensetning er begrenset til usikre anslag over totaltilførselen av PAH, pluss data for en del variable som er av forholdsmessig underordnet betydning for resipienttilstanden.

Kartlegging og kvantifisering av PAH-tilførselen (inkludert karakteristikk av sammensetningen) vil være ønskelig eller nødvendig for å:

- Vurdere alternative tiltak for å begrense belastningen.
- Bedømme resipientvirkningen av tiltak (bl.a. utvikling med hensyn til arealer/volumer med forskjellige påvirkningsgrader).

Selv på de ytterste stasjonene ble det påvist overkonsentrasjoner av PAH i oskjell i størrelsesordenen 10 ganger. For eventuelt å kunne fastslå utslippenes influensområde er det følgelig nødvendig med supplerende analyse av PAH i oskjell (og sedimenter) ut i hovedfjorden. En slik kartlegging bør også omfatte PAH i blåskjell, hvis arten forekommer.

Basisundersøkelsen omfatter bare registrering av PCB og sum av klororganiske forbindelser i sedimenter. Som ledd i den regionale kartlegging av bestandige, miljøfremmede stoffer bør materialet fra Årdalsfjorden suppleres med PCB- og EPOC1-analyser av fisk og oskjell fra indre fjord. Registreringene av forhøyede konsentrasjoner av ekstraherbart, persistent, organisk bundet klor (EPOC1) i sedimenter understreker at dette også er ønskelig fra en lokal synsvinkel.

Det bør vurderes - samarbeid med veterinærmyndighetene - å samle inn en bunntålfangst av fisk fra den innerste del av fjorden, for å registrere mulig forekomst av sår og svulster hos skrubbe og andre bunnfisk.

7. SAMMENFATTENDE VURDERING

Årdalsfjorden bukker seg snaue 20 km inn fra Sognefjorden. Den er dyp og med bratte sider. Ytterst er den over 600 m dyp og grunner langsømt opp uten terskler. Noen mindre vassdrag kommer til fra sidene. Innerst munner Årdalsvassdraget ut med betydelige vannmengder.

Ferskvannet som vassdragene fører ut i fjorden, er lite forurenset. Fra bebyggelse og industri på Årdalstangen tilføres fjorden forurenset avløpsvann. Det slippes ut gjennom rør i fjorden eller som overflateavrenning fra fyllinger.

Kommunens utslipp er små og uten nevneverdig betydning for fjorden bortsett fra helt lokalt ved utslippsstedene.

Industriens utslipp er betydelige ifølge den utslippstillatelse som hovedbedriften ASV har. Det foreligger ikke tilfredsstillende opplysninger om de faktiske utslippene. Det foreligger noen få stikkprøver fra 1983/84 som vi ikke har kunnet legge vekt på.

Hovedforurensningen er utslipp av organiske avfallsstoffer fra elektrodefabrikken på Årdalstangen og avfallsstoffer fra gassrensning i aluminiumsverket på Øvre Årdal som bringes med spesialbiler til fjorden. I de siste årene er fast avfall og slam tømt i en fylling som ligger i fjordkanten på bedriftens område. Den viktigste komponenten, forurensningsmessig sett, er PAH eller polysykliske aromatiske hydrokarboner.

ASV's hovedutslipp skjer gjennom et rør som munner ut på 30 meters dyp. Muntlige opplysninger går ut på at dette røret tidvis er tett eller har lekkasje. Det er ikke framlagt noen data om driften av avløpssystemet og hvilke forurensningsmengder som er sluppet ut gjennom det.

Av disse grunner kan man i Årdalsfjorden ikke foreta en tilfredsstillende vurdering av forholdet mellom årsak og virkning, altså mellom tilførsler og forurensningsvirkninger. Det gjelder såvel dagens situasjon som tiden fra bedriften startet omkring 1950.

I Årdalsfjorden, som står i åpen forbindelse med Sognefjorden, er det store vannmasser og god utskiftning. Den store ferskvannstilrenning fra Årdal bidrar til at vannutskiftningen er god helt inn i fjordbunnen.

Overslag viste at det vil være meget vanskelig å påvise forurensninger i selve fjordvannet. Undersøkelsene ble derfor lagt opp for å måle der hvor forurensninger har størst mulighet for å bli samlet opp, nemlig i organismer og sedimenter. Dessuten ble plante- og dyrelivet langs stranden og dyrelivet på bunnen undersøkt for å se om virkninger på de biologiske forhold kunne påvises.

Resultatene viser meget sterke forurensningsvirkninger innerst i fjorden, og tydelig påvirkning helt ut til Sognefjorden.

På bunnen utenfor fabrikkens hoved-utløpsrør er det en langstrakt død sone. Der er bunnen dekket av et tjæreholdig sedimentlag. I et område omkring denne sonen er bunnens dyreliv sterkt påvirket og meget fattig. Ialt er det et bunnområde på ca 1 km² som er klart forurensningspåvirket. Utenom det og videre ut fjorden var dyrelivet i bunnsedimentene tilsynelatende upåvirket. Dette må sies med reservasjon fordi det ikke ble tatt kjemiske analyser av dyrene.

Sedimentene ble analysert. Det var markert forurensningspåvirkning ut hele Årdalsfjorden. Særlig var PAH-verdiene høye. Men også tungmetaller, spesielt kadmium, viste forhøyede verdier i indre fjordbasseng.

Langs stranden ble det sanket inn skjell og tang. Disse viste et høyt innhold av PAH innerst. Det avtok utover, men var hele tiden over det normale. Inntil helsemyndighetene får foretatt sin vurdering, bør ethvert konsum av skjell fanget i Årdalsfjorden frarådes.

Det er i Årdalsfjorden ikke tvil om hvor forurensningene stammer fra. Utbredelsesmønstret stemmer helt med at de kommer fra fabrikkområdet sydøst for Hæreidselvas utløp. Dateringer av sedimentene utover i fjorden viste at forurensningene forekom i sedimenter avsatt fra ca 1950 til idag.

Det er unntak fra dette. Kobber forekommer i eldre sedimenter. I tidligere tider var det koppergruver i drift i Årdal. Selvom driften stoppet for

mange år siden, må vi tro at det stadig lekker ut forurensninger slik man har påvist fra andre nedlagte kobbergruver. De kobber-forurensninger som er påvist, kan imidlertid neppe tillegges noen praktisk betydning idag.

I sum viser undersøkelsene at Årdalsfjorden er ubetydelig forurenset av kommunalt avløpsvann. Forurensningen med metaller er moderat til betydelig (særlig kadmium) og forurensningen med tjærestoffer og PAH er meget sterk; blant de kraftigste som er påvist i Norge.

Innholdet av kreftfremkallende stoffer i PAH-fraksjonen er 10-25%. Dette er slik man ofte finner det. Dessverre er den økotoksikologiske betydningen av PAH i det marine miljø lite kjent. De mange eksempler på sterk PAH-forurensning i Norge tilsier at det snarest må startes omfattende undersøkelser for å bringe på det rene hva PAH betyr som gift og miljøfaktor for marine organismer.

Det er helsemyndighetenes ansvar å vurdere de human-toksikologiske sider ved PAH-funnet. Vi ville tro at såvel skjellsanking for konsum som oppdrett av skjell ikke bør foregå noe sted i Årdalsfjorden (Holme 1984).

Med den alvorlige forurensningssituasjon i Årdalsfjorden som disse undersøkelsene har vist, er det spesielt uheldig at det ikke foreligger nøyaktige data for de utslipp som til nå har funnet sted og de endringer som for tiden foregår.

Nærmere om de enkelte delområder:

Dyrelivet på bløtbunn var utslettet i et ca 0,2 km² stort område på østsiden av indre basseng (fig. 4.8). I dette området var bunnen synlig forurenset med tjærelignende stoff. Også utenfor dette området var faunaen sterkt redusert, men virkningen avtok hurtig med avstanden fra hovedutslippet til Årdal og Sunndal Verk. Skadevirkninger ble påvist over et areal på omkring 1 km². Vest for dette området og utover i fjorden var faunaen normal.

Reduserte samfunn i fjærebeltet og på grunt vann på de innerste lokalitetene (st. G1 og G3, fig. 5.3) må antas delvis å skyldes forurensningsbelastning fra bedriftens hovedutslipp. Forøvrig var samtlige stasjoner

tydelig ferskvannspåvirket ned til ca 5 m, og artsfattig i samsvar med dette. Organismer under 5 m var utsatt for en kombinert belastning ved nedslamming og beiting ved sjøpinnsvin, samt stedvis ustabile bunnforhold (p.g.a. ras). Bortsett fra de to innerste lokalitetene var det ingen forskjeller utover i fjorden som kunne ses i sammenheng med avtagende forurensningsbelastning. Med forbehold om utilstrekkelige kunnskaper om organismers reaksjon på de aktuelle forurensninger, synes naturlige forhold å være mest avgjørende for tilstanden i strandsonen utenom de par innerste km.

De øverste sedimentlag hadde meget høye konsentrasjoner av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH): i de innerste par km opp til mer enn 1500-2000 ganger bakgrunnsnivået i bare diffust belastede områder. Ytterst i fjorden (st. A12, fig. 3.1) var det overkonsentrasjoner på størrelsesordenen 100 ganger. Det er følgelig grunn til å regne med at påvirkningen også strekker seg ut i hovedfjorden.

Andelen av potensielt kreftfremkallende PAH i sedimenter var stort sett 15-25%.

PAH-konsentrasjonene avtok med sedimentdypet, men tydelige overkonsentrasjoner var sporbare på hovedstasjonen (A4, fig. 3.1) ned til 20 cm. Anslagsvise beregninger viser at omkring 250 tonn PAH er lagret på ca 20 km² fjordbunn. Dette tyder på årlige utslipp av minimum 8-10 tonn. Beregningen vanskeligjøres av at PAHs nedbrytningshastighet er utilstrekkelig kjent.

I indre fjordområdes bunnvleiringer ble det også konstatert markerte overkonsentrasjoner av kadmium, samt moderat påvirkning med bly, fluor og kobber.

Aldersdatering av sedimentene viste at forurensningskomponentene utenom kobber hadde forhøyede konsentrasjoner fra omkring 1950. Dette er i overensstemmelse med tidspunktet for start av utslipp fra ÅrdaI og Sunndal Verk. Forhøyet innhold av kobber må antas å ha mest sammenheng med avrenning fra en nedlagt kobbergruve.

Oskjell fra indre fjord (fig. 6.2) viste overkonsentrasjoner av PAH i

størrelsesordenen 1000 ganger normalinnholdet av slike stoffer i områder uten nærliggende punktkilder. 15 km lenger ut var det fremdeles overkonsentrasjoner på ca 10 ganger. Tilsvarende data for PAH i blæretang var henholdsvis 50-100 ganger og 2-5 ganger normalkonsentrasjonen.

Andelen av potensielt kreftfremkallende PAH var for det meste omlag 30-40% i oskjell og 15-20% i blæretang.

Også av fluor og en del metaller ble det registrert forhøyede konsentrasjoner i tang, men bare i moderat grad.

PAH-forurensningen legger begrensning på utnyttelsen av fjorden til annet enn resipientformål, dvs. til rekreasjon, skjellsanking og akvakultur.

8. LITTERATUR

- Abdullah, M.I., O. Ringstad and N.J. Kveseth, 1982.
Polychlorinated biphenyls in the sediments of the inner
Oslofjord. *Water, Air and Soil Poll.*, 18 : 485-497.
- Berglind, L. og E. Gjessing, 1980. Utprøving av analysemetoder
for PAH og kartlegging av PAH-tilførsler til norske vann-
forekomster. NIVA-rapport A3-25, 27/3 1980. 49 s.
- Bjerk, Ø., C.G. Christophersen og R. Lange, 1970.
Toxikologiske undersøkelser i tilknytning til dumping av
avfall fra a/s ASV. Delrapport 1. Rapport fra UiO desember
1970. 26 s.
- Bjerk, Ø., C.G. Christophersen, G. Nilsen og R. Lange, 1971.
Toxikologiske undersøkelser i tilknytning til dumping av
avfall fra a/s ASV.
Delrapport 2, mai 1971 fra UiO. 27 s.
Delrapport 3, juni 1971 fra UiO. 18 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.
- Bokn, T. og E. Lein, 1978. Long-term changes in fucoïd associ-
ation of the inner Oslofjord, Norway. *Norw. J. Bot.*,
25:9-14.
- Bokn, T., 1979. Use of benthic algae classes as indicators of
estuarine and marine waters. I The use og Ecological
Variables in Environmental Monitoring. Rapport PM 11151
(1979) fra Sveriges Naturvårdsverk. s. 138-146.
- Clifford, H.T. and W. Stephenson, 1975. An introduction to
Numerial Classification. Academic Press. 229 s.

- Czekanowski, J., 1913. "Zarys Metod Statystycznych". E. Wendego, Warszawa; se også "Coefficient of racial likeness" and "Durchschnittliche Differenz" *Anthropol. Anz.*, 9, 227-249 (1932).
- Glenjen, J., 1976. Avfall fra elektrolysen Ardal - Ovnsforinger, elektrofilterstøv og slam fra renseanleggene. Analyser og mengder. ASV-rapport 13.12.1976 (med bilag).
- Grande, M., 1971. Hydrobiologiske undersøkelser i Ardalsvassdraget (1970). NIVA-rapport 0-90/70, 19 s.
- Grande, M., 1971. Hydrobiologiske undersøkelser i Ardalsvassdraget (1971). NIVA-rapport 0-90/70, 16 s.
- Grande, M., 1972. Hydrobiologiske undersøkelser i Ardalsvassdraget. NIVA-rapport 0-90/70, 8 s.
- Grande, M., 1974. Hydrobiologiske undersøkelser i Ardalsvassdraget. NIVA-rapport 0-90/70, 10 s.
- Gray, J.S. and F.B. Mirza, 1979. A possible method for the detection of pollution-induced disturbance on marine benthic communities. *Mar. Pollut. Bull.* 20, 142-146.
- Greene, C.H. and A. Schoener, 1982. Succession on marine hard substrata: A fixed lottery. *Oecologia (Berl.)* 55:289-297.
- Grimnes, S., 1982. Opptak og innhold av tungmetallene Cu, Ni, Pb og Co i Ascophyllum nodosum (L.) Le Jlis. Hovedfagsoppgave i marin botanikk, Universitetet i Oslo. 149 s. Unpubl.
- 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, 1753.
- Hermansen, H.O. Sognefjordens hydrografi og vannutveksling. Hovedoppgave UiB, 1974.

- Howard, J.W. and T. Fazio, 1980. Review of polycyclic aromatic hydrocarbons in foods. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.* 63 (5), 1077-1104.
- Hurlbert, S.N., 1971. The non-concept of species diversity. *Ecology* 53, 577-586.
- Jackson, J.B.C., 1977. Competition on marine hard substrata: The adaptive significance of solitary and colonial strategies. *Amer. Nat.* 111(980):734-767.
- Kanavin, E.V., 1973. Avløps- og temperaturforhold i Ardalsvassdraget. NVE-rapport juli 1973, 16 s.
- Kanavin, E.V., 1974/75. Mulige endringer i temperaturforhold i Ardalsvatn og Hæreidselva. NVE-rapport april 1974, 11 s, med tillegg av jan. 1975, 5 s.
- Knutzen, J., 1978. Utslipp av PAH fra elektrokjemisk industri. Akkumulering og effekter i det marine miljø. Særtrykk av *Kjemi 1* (1978). 3 s.
- Knutzen, J., 1979. Benthosalger og moser som metallindikatorer. *VANN 2* (1975): 134-139, med tillegg av rettelse i *VANN 1* (1980): 149.
- Knutzen, J., 1980. Effekter av fluorid og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) fra et aluminiumsverk med sjøvannsvasking av røykgass. (Effects of fluoride and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) from the seawater scrubber effluent of an aluminium smelter) s. 69-75 i K. Pedersen (red.): *Norsk institutt for vannforskning, årbok 1979.*
- Knutzen, J., 1981. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i vann, sedimenter og organismer. Kap. 8 i L. Kirkerud og medarb.: *Vefsnfjorden som resipient for avfall fra Mosjøen Aluminiumsverk. Rapport 1 undersøkelser 1978-1980. NIVA-rapport 0-76149, 2/7 1981, 175 s.*

- Knutzen, J., 1982. Overvåking i Saudafjorden 1981. Rapport 50/82 i Statlig program for forurensningsovervåking. 10/9 1982. 87 s.
- Knutzen, J., 1983a. Supplerende basisundersøkelse i Sørfjorden (Hardanger) 1981-1982. Metaller, PAH og fluor i organismer (med tillegg av eldre data om PAH i sedimenter). Rapport 114/83 i Statlig program for forurensningsovervåking. 12. des. 1983, 43 s.
- Knutzen, J., 1983b. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumsverk. Kontrollundersøkelser 1981-1982. NIVA-rapport 0-68019 VI. 25/8 1983, 23 s.
- Knutzen, J., 1984a. Biologiske forhold og miljøgifter i organismer. Kap 4 i J. Molvær og medarb.: Basisundersøkelse i Glomfjord 1981-1982. Delrapport II - Vannutskifting - Vannkvalitet - Miljøgifter i organismer - Organismesamfunn på grunt vann. Rapport 128/84 i Statlig program for forurensningsovervåking. 3. april 1984, 125 s.
- Knutzen, J., 1984b. Basisundersøkelse 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 i Statlig program for forurensningsovervåking. 8/1 1984, 108 s.
- Knutzen, J., 1985. Bakgrunnsnivåer av utvalgte metaller og andre grunnstoffer i tang. Øvre grense for "normalinnhold", konsentrasjonsfaktorer, naturbetingede variasjoner, opptaks- og utskillelsemekanismer. NIVA-rapport 0-83091.
- Knutzen, J. og K. Kvalvågnæs, 1982. Innledende basisundersøkelse i Stavfjorden 1981. Rapport 33/82 i Statlig program for forurensningsovervåking, NIVA-rapport 0-8000314, 18/6 1982, 18 s.

- Knutzen, J., B. Rygg og J. Skei., 1979. Nasjonalt program for forurensningssovervåking. Pilotprosjekt Saudafjorden. Observasjoner 1974-1976. NIVA-rapport O-75038. 8/1 1979, 93 s.
- Knutzen, J., B. Rygg og J. Skei, 1982. Overvåking i Saudafjorden 1981 (Overvåkingsrapport 50/82). Norsk institutt for vannforskning. Rapport O-8000306, 82 s.
- Knutzen, J. og B. Sortland, 1982. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in some algae and invertebrates from moderately polluted parts of the coast of Norway. *Water Res.* 16(4): 421-428.
- Krahn, M.M., M.S. Myers, D.G. Burrows and D.C. Malins, 1984. Determination of metabolites of xenobiotics in bile of fish from polluted waterways. *Xenobiotica*.
- Kristiansen, H., 1971. Undersøkelse av Ardalsvassdraget som resipient for øvre Ardal og vannkilde for Ardalstangen vannverk. NIVA-rapport O-22/67, 26 s.
- Lance, G.N. and W.T. Williams, 1967. A general theory of classificatory sorting strategies. I. Hierarchical systems. *Compu. J.* 9:373-380.
- Lo, M.-T. and E. Sandi, 1978. Polycyclic aromatic hydrocarbons (polynuclears) in food. *Residue Reviews* 69, 35-86.
- Malins, D.C., M.S. Myers and W.T. Roubal, 1983. Organic free radicals associated with idiopathic liver lesions of English sole (*Parophrys vetulus*) from polluted marine environments. *Environ. Sci. Technol.* 17, 679-685.
- Molvær, J., H. Hermansen og N.P. Fjeldstad, 1971. Vannutveksling og vannfornyng i Sognefjorden. En vurdering av fortykning og transport av utlutingsprodukter fra øvnsbunner. Rapport fra UiB.

- Müller, G., G. Grimmer and H. Böhnke, 1977. Sedimentary record of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in Lake Constance. *Naturwissenschaften* 64, : 427-431.
- National Academy of Science (NAS), 1972. Particulate polycyclic organic matter, 362 s., NAS, Washington DC.
- Neff, J.M., 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. *Appl. Sci. Publ. London*. 262 s.
- Nestaas, I. og P.O. Wiig, 1970. Utluting av ovnsbunner. SINTEF-rapport 16/6-1970, 9 + 12 s.
- Niemistö, L., 1974. A gravity corer for studies of soft sediments. *Havforskningsinst. Skr. Helsinki*, 238 : 33-38.
- Næs, K., 1983. Basisundersøkelse i Hvalerområdet og Singlefjorden. Løste metaller, suspendert materiale og sedimenter. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 70/83, 100 s. SFT/NIVA, Oslo.
- Næs, K., 1985. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport: Metaller i vannmassene. Metaller og organiske miljøgifter i sedimentene.
- Næs, K., B. Rygg og J. Skei, 1982. Basisundersøkelse i Glomfjord. Delrapport I. Sedimenter, bløtbunnsfauna og partikler i vann. Rapp. 66/83, 42 s. SFT/NIVA, Oslo.
- Palmork, K.H. og S. Wilhelmsen, 1972a. Kjemiske analyser av slam fra røkgassvaskeanlegg, råmateriale for elektrodefremstilling, sjøvann og marine organismer. *Havforskningsinstituttet-rapport for a/s ASV, juni 1972*, 24 s.

- Palmork, K.H. og S. Wilhelmsen, 1972b. Polycykliske aromatiske hydrokarboner i det marine miljø. En forurensning fra aluminiumsindustriens smelteverk. Fisken og Havet. Rapporter og meldinger fra Fiskeridirektorates Havforskningsinstitutt, Bergen. Serie B Nr. 3.
- Palmork, K.H., S. Wilhelmsen and T. Neppelberg, 1973. Report on the Contribution of PAH to the Marine Environment from Different Industries. ICES-paper C.M. 1973/E:33, 21 s.
- Palmork, K.H. og J.E. Solbakken, 1981. Forundersøkelse i forbindelse med deponering av utrangerte ovnsbunner i Ardalsfjorden.
I. Havforskningsinstituttet-rapport 15/1-1981, 5 s.
II. Havforskningsinstituttet-rapport 26/6-1981, 7 s.
- Pearson, T.H., J.S. Gray and P.J. Johannessen, 1983. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. 2. Data analyses, Mar. Ecol. Progr. Ser. 12, 237-255.
- Pearson, T.H. and R. Rosenberg, 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 16, 229-311.
- Prahl, F.G. and R. Carpenter, 1983. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-phase associations in Washington coastal sediments. Geochim. cosmochim. Acta, 47 : 1013 - 1023.
- Prahl, F.G. and R. Carpenter, 1984. Hydrocarbons in Washington Coastal sediments. Estuar. Coastal Shelf Sci., 18 : 703-720.
- Renkonen, O., 1938. Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. An.Zool.Soc.Zool.-Bot.Fenn. Vanamo 6, 1-231.
- Riley, J.P., 1961. Anal. Chim. Acta 25 : 179.

- Rygg, B., 1983. Basisundersøkelse i Ranafjorden. En marin industriresipient. Delrapport V. Bløtbunnfauna. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 121/84, 40 s. SFT/NIVA, Oslo.
- Rygg, B., 1984a. Bløtbunnfauna som indikatorsystem på miljøkvalitet i fjorder. Bruk av diversitetskurver til å beskrive faunasamfunn og anslå forurensningspåvirkning. Norsk institutt for vannforskning. OF-80612, 39 s. Oslo.
- Rygg, B., 1984b. Bløtbunnfaunaundersøkelsen. Et godt verktøy ved marine resipientvurderinger. Norsk institutt for vannforskning. OF-80612, 16 s. Oslo.
- Rygg, B. og J. Skei, 1984. Sammenheng mellom marine bløtbunnfaunasamfunns artsdiversitet og sedimentets miljøgiftinnhold. Norsk institutt for vannforskning. OF-80612, 14 s. Oslo.
- Rygg, B., J. Knutzen, J. Skei, Aa. Heie, T. Ramsdal, A. Osvik og A. Melhus, 1984. Kreosotforurensninger i Trøndelag. Miljøvirkninger i Hommelvika, Stjørdalfjorden, Gudå og Mostadmarka. Rapp. 0-83115, 132 s. NIVA, Oslo.
- Schmäl, D. and M. Habs, 1983. Extrapolation of experimental results to man. Kap. 7 i G. Grimmer (red.) Environmental Carcinogens: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Chemistry, Occurrence, Biochemistry, Carcinogenicity. CRC press Inc., Boca Raton. 261 s.
- Schoener, A. and T.W. Schoener, 1981. The dynamics of the species area relation in marine fouling systems: 1. Biological correlates of changes in the species-area slope, Amer. Nat., 118:339-360.
- Skei, J., 1981. Overvåking av forurensninger i Grenlandsfjordene og nedre del av Skienselva 1980. Delrapport 3. Sedimenter. Rapp. 14/81, 30 s. SFT/NIVA, Oslo

Verschuren, K., 1983. Handbook of environmental data on organic chemicals. 2nd edition. 1309 p. Van Nostrand Reinhold Company, New York.

Wakeham, S.G., C. Schaffner and W. Giger, 1982. Polycyclic aromatic hydrocarbons in recent lake sediments -II. Compounds derived from biogenic precursors during early diagenesis. *Geochim. cosmochim. Acta*, 44 : 415 - 429.

WHO, 1984. Guidelines for drinking-water quality. Vol. 1. Recommendations WHO, Geneva, 130 s.

Arflot, O., 1981. Fluor og fluorider. Landbruksforlaget, Oslo, 198 s.

APPENDIKSOVERSIKT

- Appendiks 1. Sedimentkonsentrasjoner av sink, kobber, bly, kvikksølv, kadmium og krom ($\mu\text{g/g}$), fluorid (mg/g), totalt nitrogen, totalt organisk karbon (%), polyklorerte bifenyler og polysykliske aromatiske hydrokarboner (ng/g).
- Appendiks 2. Polysykliske aromatiske hydrokarboner i sedimentet (ng/g). KPAH.
- Appendiks 3. Polyklorerte bifenyler og ekstraherbart persistent organisk bundet -klor, -brom og -jod (ng/g) i sedimentene i indre og ytre Ardalsfjord.
- Appendiks 4. Komplette bløtbunnfaunaresultater.
- Appendiks 5. Trasèobservasjoner St. G1.
- Appendiks 6. Trasèobservasjoner St. G2.
- Appendiks 7. Trasèobservasjoner St. G3.
- Appendiks 8. Trasèobservasjoner St. G4.
- Appendiks 9. Trasèobservasjoner St. G5.
- Appendiks 10. Trasèobservasjoner St. G6.
- Appendiks 11. Trasèobservasjoner St. G7.
- Appendiks 12. Gruntvannsorganismer. Algevegetasjon.
- Appendiks 13. Gruntvannsorganismer. Dyr.
- Appendiks 14. Trasèobservasjoner. Datamateriale for ulikhetsanalyse.
- Appendiks 15. Disykliske og polysykliske aromatiske hydrokarboner i blåretang fra Ardalsfjorden 5.-6. oktober 1983.
- Appendiks 16. Polysykliske aromatiske hydrokarboner i oskjell fra Ardalsfjorden 5.-6. oktober 1983.

- Appendiks 17. %-vis innhold av utvalgte PAH i oskjell fra Ardalsfjorden 5.-6. oktober 1983.
- Appendiks 18. %-vis innhold av utvalgte PAH i blæretang fra Ardalsfjorden 5.-6. oktober 1983.
- Appendiks 19. Metaller og fluor i blæretang fra Ardalsfjorden 1983.

Appendiks 1. Sedimentkonsentrasjoner av sink (Zn), kobber (Cu), bly (Pb), kvikksølv (Hg), kadmium (Cd) og krom i ug/g, fluorid i mg/g, totalt nitrogen (Tot-N), totalt organisk karbon (TOC) i %, polyklorerte bifenyler (PCB) og polysykliske aromatiske hydrokarboner i ng/g.

STA-KODE	DATO	DYP cm.	ZN	CU	PB	HG	CD	CR	FLUORID mgF/g	TOT-N %	TOC %	C/N	PCB >- nanogr/gr-<	PAH
----- mikrogram/gram -----<														
ARDF-01	840314	0-1	228.	167.	177.	<0.1	3.36	36.3	12.	0.2	18.03	90.2		791670.
ARDF-03	840314	0-1	177.	157.	189.	<0.1	1.94	31.8	2.5	0.19	12.11	63.7		507950.
ARDF-04	840314	0-1	181.	175.	246.	<0.1	4.72	42.7	6.4	0.19	15.33	80.7	<10	820760.
ARDF-04	840314	1-2	100.	88.	114.	<0.1	2.21	27.5	34.	0.08	8.18	102.		474280.
ARDF-04	840314	2-3	93.	84.	93.	<0.1	1.64	29.8	20.	0.05	4.81	96.2		426870.
ARDF-04	840314	3-4	104.	112.	121.	<0.1	1.24	33.9	15.	0.1	5.85	58.5		302790.
ARDF-04	840314	6-7	86.	110.	30.	<0.1	0.19	33.9	1.3	0.1	1.51	15.1		100500.
ARDF-04	840314	11-12	85.	97.	26.	<0.1	0.08	33.6	0.9	0.09	1.24	13.8		37851.
ARDF-04	840314	15-16	83.	110.	27.	<0.1	0.08	34.6	1.1	0.09	1.22	13.6		15099.
ARDF-04	840314	19-20	77.	113.	20.	<0.1	0.09	33.7	1.2	0.11	1.1	10.		3885.
ARDF-05	840314	0-1	157.	163.	131.	<0.1	2.2	39.2	17.	0.12	5.62	46.8		191800.
ARDF-07	840314	0-1	137.	151.	115.	<0.1	1.56	38.3	10.	0.12	5.47	45.6		247100.
ARDF-08	840314	0-1	130.	152.	119.	<0.1	1.73	39.5	13.	0.11	5.4	49.1		294160.
ARDF-09	840314	0-1											3	53988.
ARDF-10	840314	2-3	105.	73.	40.	<0.1	0.11	33.6	1.5	0.09	1.13	12.6		44440.
ARDF-10	840314	3-4	98.	68.	36.	<0.1	0.1	31.9	0.7	0.11	1.38	12.5		21758.
ARDF-10	840314	6-7	102.	67.	35.	<0.1	0.08	31.3	1.9	0.11	1.28	11.6		27774.
ARDF-10	840314	11-12	112.	75.	41.	<0.1	0.11	35.5	1.7	0.1	1.2	12.		9173.
ARDF-10	840314	15-16	105.	75.	36.	<0.1	0.14	33.7	1.4	0.1	1.14	11.4		7875.
ARDF-14	840314	0-1	136.	151.	107.	<0.1	1.67	40.1	7.7	0.12	5.03	41.4		204970.
ARDF-E3	840314	0-1	83.	95.	34.	<0.1	0.18	29.6	1.5	0.04	0.84	21.		89507.

Appendiks 2. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i sedimentet (ng/g). KPAH = kreftfremkallende PAH.

PAH	Stasjon	0	0	0	0	0	0	0	
		A1 0-1	A3 0-1	AB-3 0-1	A4 0-1	A4 1-2	A4 2-3	A4 3-4	A4 6-7
Naftalen					1673	327	464	532	148
2-Metylnaftalen									
1-Metylnaftalen									
Bifenyl									
Acenaftalen									
Acenaften				2632	798	848	853	196	
4-Metylbifenyl									
Dibenzofuran	780	4985		3492	1373	1459	930	435	
Fluoren	1870	6093		4189	2278	2295		424	
9-Metylfuoren									
9,10-Dihydroantracen									
2-Metylfuoren									
1-Metylfuoren					375	284			
Dibenzothiophen	1870	3600		3327	2242	2009	1037	237	
Fenantren	40509	73116	4946	57407	39854	39709	21387	5441	
Antracen	6039	9016	641	8451	3633	3149	2372	508	
Carbazole									
3-Metylfenantren									
2-Metylfenantren									
2-Metylantracen	1161			1765	472	644		150	
4,5-Metylfenantren									
9-Metylantracen	19263	7152	2146		8233	9618	4311	3793	
1-Metylfenantren	2724	4641		3160	1752	1630	996	245	
Fluoranten	81453	47887	8716	87029	62618	47847	35943	18947	
Pyren	53159	34280	6103	52858	40713	30758	24581	12029	
Benzo(a)fluoren	25375	11272	1357	13563	14506	10912	5594	3316	
Benzo(b)fluoren	16946	6031	973	10398	8679	6616	3960	2133	
4-Metylpiren									
2-Metylpiren og/eller Metylfuoranten									
1-Metylpiren	3735	1576		3231	1971	1780	1364	528	
Benzo(ghi)fluoranten									
Benzo(c)fenantren ***	5036	2120	490	7669	6306	2611		624	
Benzo(a)antracen *	65810	24339	4263	50076	35092	29649	19254	5887	
Trifenyl/Chrysen *	124423	56705	9844	125330	64667	55320	44527	12718	
Benzo(b)fluoranten **	159599	62046	11795	122714	79255	75908	42597	9660	
Benzo(j,k)fluoranten ** 1)		25689	5616	33877			13977	3967	
Benzo(e)pyren *	63519	38865	10809	72254	39993	32692	25713	5561	
Benzo(a)pyren ***	29941	24980	5562	47888	15657	17340	13813	3820	
Perylen	6107	5946	1162	8553	4493	4339	2750	1010	
Indeno(1,2,3-cd)pyren *	33208	24080	6127	36896	16651	20134	15057	3647	
Dibenz(a,h) og/eller a,c)antracen *** 1)	12558	8471	2070	15339	5420	7481	5159	1268	
Picen									
Benzo(g,h,i)perylene	36631	25055	6887	42045	16921	21393	16083	3803	
Anthranthrene				4448					
Coronen									
Sum	71666	50945	8757	82076	47427	42687	30279	10017	
Derav KPAH	~14800	~10600	~2170	~20300	~7750	~7430	~6600	~1670	
% KPAH	~19	~21	~24	~25	~16	~17	~22	~17	
% Torrstoff									

1)

KPAH er summen av moderat (**) og sterkt kreftfremkallende (***) PAH i henhold til U.S. National Academy of Science (NAS, 1972). I summen ** + *** er det medregnet 50 % av benzo(j,k)fluoranten og dibenz(a,h/a,c)antracen, idet bare B_(j)F og DB(a,h)A er kreftfremkallende. Når PAH-innholdet i alle benzofluoranthener er gitt som en sum, er 2/3 regnet som KPAH

PAH	Stasjon	°	°	°	°	°	°	°	
		A 4 11-12	A 4 15-16	A 4 19-20	A 5 0-1	A 7 0-1	A 8 0-1	A 9 0-1 20,063	A 10 2-3
Naftalen		192	59		591	1182	638		478
2-Metylnaftalen		71	33			ca. 600			748
1-Metylnaftalen			26						
Bifenyli			46						412
Acenaftalen									
Acenaften		166	38		963	1844	927		325
4-Metylbifenyli									
Dibenzofuran		338	279	109	1083	1730	695		
Fluoren		318	184		1382	2974	1447		341?
9-Metylfuoren				85					
9,10-Dihydroantracen			46						
2-Metylfuoren			36						
1-Metylfuoren									
Dibenzothiophen		172	56	32	804		770		522
Fenantren		3177	1999	1137	15447	35246	14285	2695	9666
Antracen		400	126	22	2623	6353	2711		398
Carbazole									
3-Metylfenantren									
2-Metylfenantren									
2-Metylantracen		116	50		636		898		
4,5-Metylfenantren									
9-Metylantracen		665	170	120	4663	6272	3831		1340
1-Metylfenantren		112	55	29	1015	3446	1062		
Fluoranten		4590	2464	545	22826	21483	32163	4763	5180
Pyren		3344	1571	293	14127	12644	18654	3551	3403
Benzo(a)fluoren		815	314	54	1763	7722	11569	1494	933
Benzo(b)fluoren		753	366	30	2806	4414	6715	884	
4-Metyipyren									
2-Metyipyren og/eller Metylfuoranten									
1-Metyipyren		159	78	7	1028	570			
Benzo(ghi)fluoranten									
Benzo(c)fenantren ***			101	18	1033		43252		352
Benzo(a)antracen *		2557	840	95	12468	14272	22983	2533	1615
Trifenylen/Chrysen *		4400	1656	269	28770	32015	43132	6918	2716
Benzo(b)fluoranten **		3732	1209	390	33942	31549	56375	9188	3296
Benzo(j,k)fluoranten ** 1)		1789	593			7905		3048	2118
Benzo(e)pyren *		3094	859	213	14541	17476	27813	6443	3467
Benzo(a)pyren ***		1960	575	101	8194	10122	12327	2924	2086
Perylen		451	147	33	1775	2502	3581	829	451
Indeno(1,2,3-cd)pyren *		1926	491	121	7840	10189	11343	3671	1852
Dibenz(a,h og/eller a,c)antracen *** 1)		605	157	43	2848	3564	3827	1202	435
Picen									
Benzo(g,h,i)perylen		1949	484	139	8635	11030	12093	3845	2106
Anthanthrene									
Coronen									
Sum		37851	15099	3885	191803	247104	294164	53988	14440
Derav KPAH		~ 6900	~ 2300	~ 400	~ 33200	~ 47400	~ 56000	~ 14200	~ 7000
% KPAH		~ 18	~ 15	~ 10	~ 17	~ 17	~ 19	~ 26	~ 16
% Terrstoff									

1)
KPAH er summen av moderat (**) og sterkt kreftfremkallende (***) PAH i henhold til U.S. National Academy of Science (NAS, 1972). I summen ** + *** er det medregnet 50 % av benzo(j,k)fluoranten og dibenz(a,h/a,c)antracen, idet bare B_(j)F og DB(a,h)A er kreftfremkallende. Når PAH-innholdet i alle benzofluoranthener er gitt som ensum, er 2/3 regnet som KPAH

PAH	Stasjon	°							
		A 10 3-11	A 10 6-7	A 10 11-12	A 10 15-16	A 11 20.063	A 11 Reg. 20.063	A 12 0-1	A 14 0-1
Naftalen					32				3205
2-Metylnaftalen				17	49				417
1-Metylnaftalen									2114
Bifenyli			269	52	188				320
Acenaftylen			59					273	
Acenaften			371	44					
4-Metyl bifenyli									
Dibenzofuran		143	1242	227	919		933		
Fluoren		161	937	128	247		1214	324	1230
9-Metylfluoren									
9,10-Dihydroantracen									310
2-Metylfluoren									
1-Metylfluoren									302
Dibenzothiophen		142	484	67	100				968
Fenantren		3490	9535	1418	1667	22550	21265	2162	13770
Antracen		142	284	128	51	1155	1016	1105	2437
Carbazole									
3-Metyl fenantren									
2-Metyl fenantren									
2-Metylantracen		2303			44				645
4,5-Metylenfenantren									
9-Metylantracen					871			4537	4094
1-Metyl fenantren		419	219	101			1043		922
Fluoranten		2443	3262	1286	725	15672	11084	20965	17535
Pyren		1848	1930	767	517	8633	7767	13206	10770
Benzo(a)fluoren		127	126	222	90	1407		367	3737
Benzo(b)fluoren		323	234	166	102				3662
4-Metylpyren									
2-Metylpyren og/eller Metylfluoranten									
1-Metylpyren		327	165	75					932
Benzo(ghi)fluoranten									
Benzo(c)fenantren ***								485	2192
Benzo(a)antracen *		982	753	400	267	1336	2660	895	12977
Trifenylen/Chrysen *		1957	1311	795	549	2544	3721	1776	26787
Benzo(b)fluoranten **		2298	1543	758	531	2786	6529	425	28819
Benzo(j,k)fluoranten ** 1)		692	545	227	295	1619		ca. 210	8981
Benzo(e)pyren *		1334	1017	475	Mastfret	2613	2804	699	17685
Benzo(a)pyren ***		1246	1103	537	237	2005	2373	457	10008
Perylen		197	214	151	60				2493
Indeno(1,2,3-cd)pyren *		1200	861	425	184	ca. 1600	1401	836	12984
Dibenz(a,h og/eller a,c)antracen *** 1)		348	204	112	43				4844
Picen									
Benzo(g,h,i)perylen		1468	953	482	167	1625	1240	468	9776
Anthanthrene		168	153	83					
Coronen									
Sum		21758	27724	9173	7825	65545	65050	49190	204966
Derav KPAH		~ 4100	~ 3000	~ 1500	~ 950	~ 5600	~ 6700	~ 1500	47900
% KPAH		~ 19	~ 11	~ 16	~ 12	~ 9	~ 10	~ 3	~ 23
% Torrstoff									

1)
KPAH er summen av moderat (**) og sterkt kreftfremkallende (***) PAH i henhold til U.S. National Academy of Science (NAS, 1972). I summen ** + *** er det medregnet 50 % av benzo(j,k)fluoranten og dibenz(a,h/a,c)antracen, idet bare B_(j)^F og DB(a,h)A er kreftfremkallende. Når PAH-innholdet i alle benzofluoranthener er gitt som en sum, er 2/3 regnet som KPAH

Appendiks 3. Polykloreerte bifenyler (PCB) og ekstraherbart persistent organisk bundet -klor, -brom og -jod (EPO-Cl, -Br, -I, ng/g) i sedimentene i indre (A4) og ytre (A9) Ardalsfjord.

Stasjon	Dyp, cm	PCB	EPO-Cl	EPO-Br	EPO-I
Å4	0-1	<10	6 400	<10	<10
Å9	0-1	3	1 600	10	30

Appendiks 4. forts.

	A R A 1	A R A 3	A R A 5	A R A 6	A R B 2	A R B 3	A R B 4	A R 0 4	A R 0 8	A R 1 0
NEMERTIN	2.0	1.0	0.0	0.0	5.0	0.0	0.0	3.0	6.0	4.0
NEPH. INC	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0	0.0	0.0	4.0	5.0	0.0
NEPH. PAR	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.0	0.0
NEPHTYSZ	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	3.0
NOTO. LAT	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
NUCULA. Z	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.0
ONUP. QUA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.0
OPHI. FLE	1.0	2.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
OPHIURAZ	0.0	3.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0
ORBINIIX	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PARA. JEF	25.0	274.0	122.0	1.0	44.0	1.0	4.0	292.0	48.0	11.0
PARD. TEN	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0	0.0
PECT. BEL	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PHIL. SCA	14.0	1.0	28.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	1.0	0.0
PHOL. MIN	1.0	3.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0
PHYL. NOR	1.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	1.0	5.0	3.0
PHYLLODX	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PILARGIX	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	2.0
POLYCIRZ	4.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PONT. NOR	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	1.0
PRAX. LON	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PRIO. CIR	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	27.0	0.0	2.0
PRIO. STE	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0
SAMY. SEX	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SAMY. VAN	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.0	0.0
SCOL. TRI	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0
SCOLELEZ	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0
SIPUNCUL	0.0	1.0	0.0	0.0	4.0	0.0	0.0	0.0	1.0	13.0
SPHA. FLA	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SPIO. KRO	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	3.0	2.0	0.0
SPIONIDX	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	7.0	6.0
STHE. BOA	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
STHE. JEF	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0
STRE. INT	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0
TERE. STR	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	3.0
TEREBELX	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0
THAR. MAR	0.0	3.0	0.0	0.0	5.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
THYASIRZ	36.0	21.0	5.0	0.0	5.0	0.0	0.0	26.0	34.0	45.0
TRIC. GLA	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
TRICHOBZ	0.0	6.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
TYPO. COR	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
WEST. CAE	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0
YOLD. LUC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.0	15.0

Appendiks 4. forts.

1 ABRA.NIT	ABRA NITIDA (MUELLER 1789)
2 AMPH.CHI	AMPHIURA CHIAJEI FORBES
3 AMPHAREX	AMPHARETIDAE
4 AMPHIPOD	AMPHIPODA
5 ANAITIDZ	ANAITIDES
6 ARCT.ISL	ARCTICA ISLANDICA (LINNE 1767)
7 ASTA.SUL	ASTARTE SULCATA (DA COSTA 1778)
8 CALO.MAC	CALOCARIS MACANDREAE BELL 1846
9 CAPI.MIN	CAPITOMASTUS MINIMUS (LANGERHANS 1880)
10 CAPITELZ	CAPITELLA
11 CAUDOFOV	CAUDOFOVEATA
12 CERA.LOV	CERATOCEPHALE LOVENI MALMGREN 1867
13 CHAE.SET	CHAEIOZONE SETOSA MALMGREN 1867
14 CHONE..Z	CHONE
15 CIRRATUX	CIRRATULIDAE
16 CORB.GIB	CORBULA GIBBA (OLIVI 1792)
17 CUCU.ELO	CUCUMARIA ELONGATA DUEBEN & LOREN
18 DASY.CAD	DASYBRANCHUS CADUCUS (GRUBE 1846)
19 DIAS.COR	DIASTYLIS CORNUTA BOECK
20 DIPL.GLA	DIPLOCIRRUS GLAUCUS (MALMGREN 1867)
21 EDWARDSX	EDWARDSIIDAE
22 ERIO.ELO	ERIOPIISA ELONGATA BRUZELIUS
23 EUCHONEZ	EUCHONE
24 EUCLYMEY	EUCLYMENINAE
25 EUDO.EMA	EUDORELLA EMARGINATA KROEYER
26 EUNO.NOD	EUNOE NODOSA (M.SARS 1860)
27 GAMM.OCE	GAMMARUS OCEANICUS SEGERSTRAL E
28 GLYC.CAP	GLYCERA CAPITATA OERSTED 1843
29 GLYCERAZ	GLYCERA
30 GLYP.MAC	GLYPHANOSTOMUM MACROGLOSSUM (ELIASON 1955)
31 GONI.MAC	GONIADA MACULATA OERSTED 1843
32 HARM.SAR	HARMOTHOE SARSI (KINBERG 1865)
33 HARMOTHY	HARMOTHOINAE
34 HARMOTHZ	HARMOTHOE
35 HESIONIX	HESIONIDAE
36 HETE.FIL	HETEROMASTUS FILIFORMIS (CLAPAREDE 1864)
37 ISOC.PLA	ISOCIRRUS PLANICEPS (M.SARS 1872)
38 JASMINEZ	JASMINEIRA
39 LABI.BUS	LABIDOPLEX BUSKI (MCINTOSH)
40 LAGI.EXT	LAGISCA EXTENUATA (GRUBE 1840)
41 LIMA.SUL	LIMA SULCATA (BROWN 1827)
42 LUMB.FRA	LUMBRINERIS FRAGILIS (O.F.MUELLER 1766)
43 LUMB.GRA	LUMBRINERIS GRACILIS (EHLERS 1868)
44 LUMB.LAT	LUMBRINERIS LATREILLI AUDOUIN&MILNE-EDWARDS 1834
45 LUMB.SCO	LUMBRINERIS SCOPA
46 LUMBRINZ	LUMBRINERIS
47 MACO.CAL	MACOMA CALCAREA (GMELIN 1790)
48 MALDANIX	MALDANIDAE
49 MELI.CRI	MELINNA CRISTATA (M.SARS 1851)

Appendiks 4. forts.

50 NEMERTIN	NEMERTINEA
51 NEEH.INC	NEPHTYS INCISA MALMGREN 1865
52 NEEH.PAR	NEPHTYS PARADOXA MALM 1874
53 NEEHTYSZ	NEPHTYS
54 NOTO.LAT	NOTOMASTUS LATERICUS SARS 1851
55 NUCULA.Z	NUCULA
56 ONUP.QUA	ONUPHIS QUADRICUSPIS M.SARS 1872
57 OPHI.FLE	OPHIODROMUS FLEXUOSUS (DELLE CHIAJE 1822)
58 OPHIURAZ	OPHIURA
59 ORBINIIX	ORBINIIDAE
60 PARA.JEF	PARAMPHINOME JEFFREYSII (MCINTOSH 1868)
61 PARD.TEN	PARDALISCA TENUIPES G.O.SARS
62 PECT.BEL	PECTINARIA BELGICA (PALLAS 1766)
63 PHIL.SCA	PHILINE SCABRA (O.F.MUELLER 1776)
64 PHOL.MIN	PHOLOE MINUTA (FABRICIUS 1780)
65 PHYL.NOR	PHYLO NORVEGICA
66 PHYLLODX	PHYLLODOCIDAE
67 PILARGIX	PILARGIIDAE
68 POLYCIRZ	POLYCIRRUS
69 PONT.NOR	PONTOPHILUS NORVEGICUS (M.SARS 1861)
70 PRAX.LON	PRAXILLURA LONGISSIMA ARWIDSSON 1906
71 PRIO.CIR	PRIONOSPIO CIRRIFERA WIREN 1883
72 PRIO.STE	PRIONOSPIO STEENSTRUPI MALMGREN 1867
73 SAMY.SEX	SAMYTHA SEXCIRRATA M.SARS 1856
74 SAMY.VAN	SAMYTHELLA VANELLI (FAUVEL 1936)
75 SCOL.TRI	SCOLELEPIS TRIDENTATA SOUTHERN 1914
76 SCOLELEZ	SCOLELEPIS
77 SIPUNCUL	SIPUNCULIDA
78 SPHA.FLA	SPHAERODORUM FLAVUM OERSTED 1843
79 SPIO.KRO	SPIOPHANES KROEYERI GRUBE 1860
80 SPIONIDX	SPIONIDAE
81 STHE.BOA	STHENELAIS BOA (JOHNSTON 1839)
82 STHE.JEF	STHENELAIS JEFFREYSII MCINTOSH 1876
83 STRE.INT	STREBLOSOMA INTESTINALIS M.SARS 1872
84 TERE.STR	TEREBELLIDES STROEMI M.SARS 1835
85 TERE.BELX	TEREBELLIDAE
86 THAR.MAR	THARYX MARIONI (SAINT-JOSEPH 1894)
87 THYASIRZ	THYASIRA
88 TRIC.GLA	TRICHOBRANCHUS GLACIALIS MALMGREN 1865
89 TRICOBZ	TRICHOBRANCHUS
90 TYPO.COR	TYPOSYLLIS CORNUTA (RATHKE 1843)
91 WEST.CAE	WESTWOODILLA CAECULA (SP.BATE)
92 YOLD.LUC	YOLDIELLA LUCIDA (LOVEN 1846)

Appendiks 5. Trasèobservasjoner
Grunndata, vertikale profiler - St. G1

VERTIKALUTBREDELSE FOR GRUNTVANNSORGANISMER

Tegnforklaring: + Bestemt fra innsamlete prøver

. Enkeltfunn --- Spredt === Vanlig *** Dominerende

Sted: St.G1, Ø f.fabrikkanlegg Dato: 6.10.83		Obs. dyp: 24													
Horizontal sikt (m)		sprangsikt ↓ / 1 /													
Helning (grader)		kupert 50-60													
Bunntype		/ nedslammet /													
Organismer ↓	Dyp (m) →	0	0,5	1	2	3	4	5	7	10	13	16	20	25	30
ALGER															
cf. <u>Lithothamnion</u>															
<u>glaciale</u>															
<u>Ascophylum nodosum</u>															
<u>F. serratus</u>															
<u>F. vesiculosus</u>															
<u>Phyllophora</u>															
<u>pseudoceranoides</u>															
<u>Furcellaria lumbricalis</u>															
<u>Sphacelaria plumosa</u>															
<u>Enteromorpha</u>															
cf. <u>intestinalis</u>	+														
<u>Melosira</u> cf. <u>nummeloides</u>	+														
<u>Spongonema tomentosum</u>	+														
DYR															
Hydroida indet.															
<u>Virgularia mirabilis</u>															
<u>Cerianthus lloydii</u>															
<u>Modiolus modiolus</u>															
<u>Echinus esculentus</u>															
<u>Asterias rubens</u>															
<u>Carcinus maenas</u>															
<u>Balanus</u> cf. <u>balanus</u>															
cf. <u>Sagartiogeton</u>															
<u>laceratus</u>															
<u>Pomatoceros triqueter</u>															
<u>Buccinum undatum</u>															
<u>Munida rugosa</u>															

Appendiks 6. Trasèobservasjoner
 Grunndata, vertikale profiler - St.G2

VERTIKALUTBREDELSE FOR GRUNTVANNSORGANISMER

Tegnforklaring: + Bestemt fra innsamlete prøver
 . Enkeltfunn --- Spredt === Vanlig *** Dominerende

Sted: St.G2, Vest f.tankanlegg Dato: 6.10.83		Obs. dyp: 25												
Horizontal sikt (m)	sprangsikt↓													
Helning (grader)	bratt-kupert 70-80													
Bunntype	nedslammet (sot?)													
Organismer ↓ Dyp (m) →	0	0.5	1	2	3	4	5	7	10	13	16	20	25	30
ALGER														
cf. <u>Lithothamnion</u>														
<u>glaciale</u>														
<u>Ralfsia verucosa</u>														
<u>Bonnemaisonia hamifera</u> ¹														
(tetrasporofytt)														
<u>Phyllophora</u> cf. <u>truncata</u> +														
<u>P. psuedoceranoides</u>														
<u>Enteromorpha</u>														
cf. <u>intestinalis</u>														
<u>Spirulina subsalsa</u>														
<u>Phycodrys rubens</u>														
<u>Melosira</u> cf. <u>nummeloides</u> +														
<u>Elachista fucicola</u> +														
<u>Fucus serratus</u>														
<u>F. vesiculosus</u>														
<u>Sphacelaria plumosa</u> +														
<u>Laminaria saccharina</u>														
<u>Dictyosiphon</u>														
<u>foeniculaceus</u>														
<u>Spongonema tomentosum</u> +														

1) Også kjent som Trailiella intricata

VERTIKALUTBREDELSE FOR GRUNTVANNSORGANISMER

Tegnforklaring: + Bestemt fra innsamlete prøver

. Enkeltfunn --- Spredt === Vanlig *** Dominerende

Sted: St.G2, Vest f.tankanlegg Dato: 6.10.83		Obs. dyp: 25													
Horisontal sikt (m)		sprangsikt ↓ 6-8													
Helning (grader)		bratt-kupert 70-80													
Bunntype		nedslammet (sot?)													
Organismer ↓	Dyp (m) →	0	0,5	1	2	3	4	5	7	10	13	16	20	25	30
DYR															
<u>Asterias rubens</u>									=====						
<u>Alcyonium digitatum</u>															
<u>Buccinum undatum</u>															
Anomidae indet.	+														
<u>Balanus cf. balanus</u>															
<u>B. balanus</u>	+														
<u>Corella parallelogramma</u>															
<u>Modiolus modiolus</u>															
<u>Echinus acutus</u>															
<u>E. esculentus</u>															
<u>E. esculentus x acutus</u>															
<u>Pagurus bernhardus</u>															
<u>Chaetopterus variopedatus</u>															
<u>Pomatoceros triqueter</u>	+														
<u>Crania anomala</u>															
Hydroida indetn.															
<u>Munida rugosa</u>															
Anthozoa indet.															
<u>Sagartiogeton</u>															
cf. <u>laceratus</u>															
<u>Carcinus maenas</u>															
<u>Hyas</u> sp.															
<u>Laomedea cf. longissima</u>	+														
<u>L. gracilis</u>	+														
<u>Hiatella arctica</u>	+														
<u>Cordylophora caspia</u>															

Appendiks 7. Trasèobservasjoner
Grunndata, vertikale profiler - St. G3

VERTIKALUTBREDELSE FOR GRUNTVANNSORGANISMER

Tegnforklaring: + Bestemt fra innsamlete prøver
Enkeltfunn --- Spredt === Vanlig *** Dominerende

Sted: St.G3, vest f.raset		Dato: 6.10.83		Obs. dyp:												
Horizontal sikt (m)		/1/														
Helning (grader)		sprangsikt 60-70 / 90														
Bunntype		glatt fiell veg / nedslammet														
Organismer ↓	Dyp (m) →	0	0.5	1	2	3	4	5	7	10	13	16	20	25	30	
ALGER																
cf. <u>Lithothamnion</u>																
<u>glaciale</u>											***	=====				
<u>Phycodrys rubens</u>											--					
<u>Ralfsia verrucosa</u>											=====	*****				
<u>Enteromorpha</u>																
cf. <u>intestinalis</u>					-----											
<u>Melosira</u> cf. <u>nummeloides</u>	+				-----											
<u>Fucus serratus</u>					-----											
<u>F. vesiculosus</u>				=====												
<u>Ascophyllum nodosum</u>					-----											
<u>Spongonema tomentosa</u>	+				-----											
<u>Sphacelaria plumosa</u>	+				-----											
<u>Hildenbrandia rubra</u>					-----											
<u>Elachista fusicola</u>	+				-----											
<u>Phyllophora</u>					-----											
<u>pseudoceranoïdes</u>	+							-----								
DYR																
<u>Pomatoceros triqueter</u>	+												=====			
<u>Echinus acutus</u>													-----			
<u>E. esculentus</u>													=====			
<u>Munida rugosa</u>														-----		
<u>Modiolus modiolus</u>														=====		
<u>Asterias rubens</u>														=====		
<u>Carcinus maenas</u>																
<u>Cordylophora caspia</u>				=====												
<u>Balanus</u> cf. <u>balanus</u>																
<u>Strongylocentrotus</u>																
<u>droebachiensis</u>																
Hydroïda indet.																
<u>Crania anomala</u>																
cf. <u>Monia squama</u>	+															
<u>Laomedea</u> cf. <u>longissima</u>	+															
Polyplacophora indet.																
<u>Calliostoma</u> sp.																
<u>Hyas</u> sp.																
<u>Chaetopterus variopedatus</u>																
<u>Ciona intestinalis</u>																
<u>Porania pulvillus</u>																
<u>Gibbula cineraria</u>																
<u>Buccinum undatum</u>																
Serpulidae indet.																
cf. <u>Schizomavella</u>																
<u>linearis</u>	+															

Appendiks 8. Trasèobservasjoner
 Grunndata, vertikale profiler - St. G4.

VERTIKALUTBREDELSE FOR GRUNTVANNSORGANISMER

Tegnforklaring: + Bestemt fra innsamlete prøver
 . Enkeltfunn --- Spredt === Vanlig *** Dominerende

Sted: St.G4, Steindalen		Dato: 5.10.83		Obs. dyp: 30											
Horizontal sikt (m)		sprangsikt↓													
Helning (grader)		/30/		/90/											
Bunntype		nedslammet kupert fjell													
Organismer ↓	Dyp (m) →	0	0,5	1	2	3	4	5	7	10	13	16	20	25	30
ALGER															
cf. <u>Lithothamnion</u>															
<u>glaciale</u>															
<u>Ralphsia verrucosa</u>														*****	===
<u>Phycodrys rubens</u>													===		
<u>Melosira cf. nummeloides</u> +							**	===							
<u>Enteromorpha</u>															
cf. <u>intestinalis</u>							-*								
<u>Pilayella littoralis</u>															
<u>Fucus serratus</u>															
<u>F. vesiculosus</u>															
<u>Ascophyllum nodosum</u>								***							
<u>Hildenbrandia rubra</u>															
<u>Spirulina subsalsa</u>															
<u>Spongonema tomentosa</u> +															
<u>Ceramium rubrum</u> +															
<u>Sphacelaria cirrhosa</u> +															
<u>Elachista fusicola</u> +															

VERTIKALUTBREDELSE FOR GRUNTVANNSORGANISMER

Tegnforklaring: + Bestemt fra innsamlete prøver
 . Enkeltfunn --- Spredt === Vanlig *** Dominerende

Sted: St.G4, Steindalen		Dato: 5.10.83		Obs. dyp: 30												
Horisontal sikt (m)		sprangsikt↓														
Helning (grader)							/30/					/90/				
Bunntype		nedslammet kupert fjell														
Organismer ↓	Dyp (m) →	0	0,5	1	2	3	4	5	7	10	13	16	20	25	30	
DYR																
<u>Modiolus modiolus</u>	+															
<u>Henricia sanguinolenta</u>																
<u>Munida rugosa</u>																
<u>Echinus acutus</u>	+															
<u>E. esculentus</u>																
<u>Asterias rubens</u>																
<u>Strongylocentrotus droebachiensis</u>	+															
<u>Lithodes maja</u>																
<u>Eupagurus prideauxi</u>																
<u>Adamsia palliata</u>																
<u>Pomatoceros triqueter</u>																
<u>Polyplacophora indet.</u>	+															
<u>Crania anomala</u>																
<u>Alcyonium digitatum</u>																
<u>Serpula vermicularis</u>																
skorpef. Bryozoa indet.																
Hydroida indetn.																
<u>Gibbula cineraria</u>																
<u>Ascidia mentula</u>																
<u>Balanus cf. balanus</u>																
<u>B. balanus</u>	+															
<u>Calliostoma sp.</u>																
skorpef. Porifera indet.																
cf. <u>Sycon ciliatum</u>																
Anthozoa indet.																
Ascidacea indet.																
<u>Buccinum undatum</u>																
<u>Hyas sp.</u>																
<u>Gonactinia prolifera</u>																
<u>Pagurus bernhardus</u>																
<u>Marthasterias glacialis</u>																
<u>Laomedea cf. longissima</u>	+															
Anomidae indet.																
<u>Monia squama</u>	+															
<u>Mytilus edulis</u>																
<u>Cordylophora caspia</u>	+															
cf. <u>Halichondria panicea</u>	+															

Appendiks 9. Trasèobservasjoner
Grunndata, vertikale profiler - St. G5

VERTIKALUTBREDELSE FOR GRUNTVANNSORGANISMER

Tegnforklaring: + Bestemt fra innsamlete prøver
 . Enkeltfunn --- Spredt === Vanlig *** Dominerende

Sted: St.G5, Kollnosi		Dato: 6.10.83		Obs. dyp:												
Horizontal sikt (m)		sprangsikt→/1/ 77-8/														
Helning (grader)		/ 70-90/														
Bunntype		nedslammet kupert fjell														
Organismer ↓	Dyp (m) →	0	0,5	1	2	3	4	5	7	10	13	16	20	25	30	
ALGER																
cf. <u>Lithothamnion</u>																
<u>glaciale</u>																
<u>Ralphsia verrucosa</u>																
<u>Spirulina subsalsa</u>																
<u>Ascophylum nodosum</u>																
<u>Melosira cf. nummeloides</u>																
<u>Fucus serratus</u>																
<u>F. vesiculosus</u>																
<u>Enteromorpha</u>																
cf. <u>intestinalis</u>		**														
<u>Phyllophora</u>																
<u>pseudoceranoides</u>																
<u>Ceramium rubrum</u>																
DYR																
<u>Munida rugosa</u>																
<u>Crania anomala</u>																
<u>Chaetopterus variopedatus</u>																
<u>Serpula vermicularis</u>																
<u>Placostegos tridentatus</u>																
<u>Balanus cf. balanus</u>																
<u>Echinus esculentus</u> x																
<u>acutus</u>																
<u>E. acutus</u>																
<u>E. esculentus</u>																
<u>Buccinum undatum</u>																
<u>Metridium senile</u>																
<u>Hyas</u> sp.																
<u>Asterias rubens</u>																
<u>Modiolus modiolus</u>																
<u>Strongylocentrotus</u>																
<u>droebachiensis</u>																
<u>Marthasterias glacialis</u>																
<u>Pomatoceros triqueter</u>																
<u>Henricia sanguinolenta</u>																
<u>Porania pulvillus</u>																
<u>Hydroides norvegica</u>																
Anomidae indet.																
skorpel. Bryozoa indet.																
<u>Calliostoma</u> sp.																
<u>Cordylophora caspia</u>																
<u>Littorina littorea</u>																

Appendiks 10. Trasèobservasjoner
 Grunndata, vertikale profiler - St. G6

VERTIKALUTBREDELSE FOR GRUNTVANNSORGANISMER

Tegnforklaring: + Bestemt fra innsamlete prøver
 . Enkeltfunn --- Spredt === Vanlig *** Dominerende

Sted: St.G6, Paradisjuvet		Dato: 6.10.83		Obs. dyp:												
Horisontal sikt (m)		sprangsikt ↓		7-8												
Helning (grader)		/		40-60 /												
Bunntype		nedslammet rullestein og fjell														
Organismer ↓	Dyp (m) +	0	0,5	1	2	3	4	5	7	10	13	16	20	25	30	
ALGER																
<u>Ralphsia verrucosa</u>																
cf. <u>Lithothamnion</u>																
<u>glaciale</u>																
<u>Phycodrys rubens</u>																
<u>Ascophyllum nodosum</u>																
<u>Melosira</u> cf. <u>nummeloides</u>	+															
<u>Fucus serratus</u>	+															
<u>F. spiralis</u>																
<u>F. vesiculosus</u>																
<u>Bonnemaisonia hamifera</u>	+															
(tetrasporofytt)																
<u>Laminaria saccharina</u>																
<u>Phyllophora</u>																
<u>pseudoceranoides</u>	+															
<u>Polysiphonia elongata</u>	+															
<u>P. urceolata</u>	+															
<u>Audoniella</u> sp.	+															
<u>Ceramium rubrum</u>	+															
<u>C. strictum</u>	+															
<u>Antithamnion plumulae</u>	+															
<u>Cladophora</u> sp.	+															
<u>Rhodomela confervoides</u>	+															
<u>Ahnfeltia plicata</u>																
<u>Chondrus crispus</u>																
<u>Ectocarpus siliculosus</u>																
<u>Spongomorpha pallida</u>																
<u>Enteromorpha</u>																
cf. <u>intestinalis</u>																
<u>Rhizoclonium implexum</u>	+															
<u>Sphacelaria cirrhosa</u>	+															

VERTIKALUTBREDELSE FOR GRUNTVANNSORGANISMER

Tegnforklaring: + Bestemt fra innsamlete prøver

Enkeltfunn

Spredd

=== Vanlig

*** Dominerende

Sted: St.G6, Paradisjuvet		Dato: 6.10.83		Obs. dyp:												
Horisontal sikt (m)	sprangsikt ↓					7-8										
Helning (grader)	/					40-60 /										
Bunntype	nedslammet rullestein og fjell															
Organismer ↓	Dyp (m) →	0	0,5	1	2	3	4	5	7	10	13	16	20	25	30	
DYR																
<u>Munida rugosa</u>									=====							
<u>Halichondria panicea</u>																
<u>Asterias rubens</u>									=====							
<u>Echinus acutus</u>										=====						
<u>E. esculentus</u>										-----						
Polyplacophora indet.											---					
<u>Modiolus modiolus</u>										-----						
<u>Pomatoceros triqueter</u>										-----						
<u>Ascidia mentula</u>												-----				
<u>Serpula vermicularis</u>													-----			
skorpef. Byrozoa indet.														---		
<u>Marthasterias glacialis</u>											---					
Sedentaria indet.																
Hydroida indet.																
cf. <u>Cordylophora caspia</u>																
<u>Mytilus edulis</u>																
<u>Leucosolenia sp.</u>																

VERTIKALUTBREDELSE FOR GRUNTVANNSORGANISMER

Tegnforklaring: + Bestemt fra innsamlete prøver
 . Enkeltfunn --- Spredt === Vanlig *** Dominerende

Sted: St.G7, Ofredalshilleren Dato: 5.10.83 Obs. dyp: 28	
Horizontal sikt (m)	/ 1-2 /
Helning (grader)	45 /90/
Bunntype	
Organismer ↓ Dyp (m) →	0 0,5 1 2 3 4 5 7 10 13 16 20 25 30
ALGER	
<u>Lithothamnion</u>	
<u>cf. glaciale</u>	***=====
<u>Phyllophora cf. truncata</u> +	-----
<u>P. pseudoceranoides</u> +	-----
<u>Ralpsia verrucosa</u>	*****--
<u>Phycodrys rubens</u>	-----
<u>Cladophora</u> sp. +	-----
<u>Bonnemaisonia hamifera</u> +	====*
<u>Ceramium strictum</u> +	-----
<u>Sphacelaria cirrosa</u> +	-----
<u>S. plumosa</u>	-----
<u>S. radicans</u> +	-----
<u>Fucus serratus</u> +	-----
<u>F. vesiculosus</u>	-----
<u>Pilayella littoralis</u> +	-----
<u>Polysiphonia elongata</u> +	-----
<u>P. urceolata</u> +	-----
<u>Melosira cf. nummeloides</u> +	-----
<u>Rhizoclonium implexus</u> +	-----
<u>Audoniella</u> sp. +	-----
<u>Rhodomela confervoides</u> +	-----
<u>Erythrotrichia carnea</u> +	-----
DYR	
<u>Pomatoceros triqueter</u>	====*
<u>Asterias rubens</u>	-----
<u>Modiolus modiolus</u>	-----
Hydroider indet.	---
<u>Munida rugosa</u> +	-----
<u>Echinus acutus</u>	-----
<u>Porania pulvillus</u>	-----
<u>Littorina littorea</u>	==
<u>Ciona intestinalis</u>	*=====
<u>Ascidia mentula</u>	=====
<u>A. virginea</u>	-----
<u>Henricia sanguinolenta</u>	-----
Sedentaria indet.	---
<u>Corella parallelogramma</u>	-----
<u>Marthasterias glacialis</u>	-----
<u>Electra pilosa</u>	==
<u>Laomedea cf. longissima</u> +	---

Appendiks 12. Gruntvannsorganismer
Algevegetasjon

ARDALSFJORDEN GRUNTVANNSORGANISMERALGER OKTOBER 1983

+ Enkeltfunn 1 Spredt 2 Vanlig 3 Dominerende

0-5m (førsteverdi) 6-30m (annenverdi) - se Vedlegg 1

Organismer	Stasjon						
	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7
RHODOPHYCEAE (rødalger)							
<u>Ahnfeltia plicata</u>						1	
<u>Antithamnion plumulae</u>						1	
<u>Audouinella</u> sp.						1	1
<u>Bonnemaisonia hamifera</u> (tetrasporofytt)		2				3	3
<u>Ceramium rubrum</u>				1	1	11	
<u>C. strictum</u>						1	11
<u>Chondrus crispus</u>						1	
<u>Erythrotrichia carnea</u> *							+
<u>Furcellaria lumbricalis</u>	2+						
<u>Hildenbrandia rubra</u> cf. <u>Lithothamnion</u>			1	1			
<u>glaciale</u>	1	2	3	2	1	3	3
<u>Phycodrys rubens</u>		+	1	2		2	2
<u>Phyllophora</u> <u>pseudoceranooides</u>	2	+1	1		1	13	1
<u>P. cf. truncata</u>		21					1
<u>Polysiphonia elongata</u>						1	1
<u>P. urceolata</u>						1	1
<u>Rhodomela confervoides</u>						11	1
PHAEOPHYCEAE (brunalger)							
<u>Ascophyllum nodosum</u>	3		1	3	1	3	
<u>Dictyosiphon</u> <u>foeniculaceus</u>		2					
<u>Ectocarpus siliculosus</u> *						+	
<u>Elachista fucicola</u>		1	1	1			
<u>Fucus serratus</u>	3	1	1	1	1	3	1
<u>F. spiralis</u>						1	
<u>F. vesiculosus</u>	2	1	2	1	1	1	1
<u>Laminaria saccharina</u>		+				3	
<u>Pilayella littoralis</u>				+			1
<u>Ralphsia verrucosa</u>		+	3	3	+	1	3
<u>Sphacelaria cirrhosa</u>				1		1	11
<u>S. plumosa</u>	+	1	1				11
<u>S. radicans</u>							11

* Art bestemt eller bekreftet av innsamlete prøve

ARDALSFJORDEN GRUNTVANNSORGANISMERALGER OKTOBER 1983+ Enkeltfunn 1 Spredt 2 Vanlig 3 Dominerende
0-5m (førsteverdi) 6-30m (annenverdi) - se Vedlegg 1

Organismer	Stasjon						
	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7
CHLOROPHYCEAE (grønnalger)							
<u>Cladophora</u> sp.						1	2
<u>Enteromorpha</u>							
cf. <u>intestinalis</u>	1	3+	1	3	3	1	
<u>Rhizoclonium implexum</u>						1	1
<u>Spongonema tomentosum</u>	1	1	1	1			
<u>Spongomorpha pallida</u>						+	
Statistikk							
min. obs.dyp(m)	0	0	0	0	0	0	0
maks.obs.dyp(m)	23	20	25	30	27	28	28
ned.gr.alger(m)	7	8	5	18	5	24	20
TOTAL ↓							
0-5m rødalger	9	1	2	2	2	6	1
dyp brunalger	10	4	6	5	5	6	6
grønnalger	5	2	3	2	2	4	1
SUM	24	7	11	9	9	16	8
6-30m rødalger	12	3	5	2	2	10	10
dyp brunalger	4	0	1	1	1	1	4
grønnalger	2	0	0	0	0	0	1
SUM	18	3	6	3	3	11	15
0-30m rødalger	16	3	5	4	4	13	10
dyp brunalger	13	4	7	6	4	7	7
grønnalger	5	2	3	2	2	4	2
SUM	34	9	15	12	12	24	19
ANDRE							
<u>Melosira</u> cf. <u>nummeloides</u>	1	11	1	3	1	1	1
<u>Spirulina subsalsa</u>		3		+	1		

Appendiks 13. Gruntvannsorganismer

Dyr

ARDALSFJORDEN GRUNTVANNSORGANISMER

DYR OKTOBER 1983

L = Levevis: K=kolonidannende, S=solitære og P=predatorer (rovdyr)

+ Enkeltfunn 1 Spredt 2 Vanlig 3 Dominerende

0-5m (førsteverdi) 6-30m (annenverdi) - se Vedlegg 1

Organismer	L	Stasjon						
		G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7
Svamper								
skorpeform. Porifera	K				+			
cf. <u>Halichondria panicea</u> *	K				+			
<u>Halichondria panicea</u>	K						+	
<u>Leucosolenia</u> sp. *	K						+	
cf. <u>Sycon ciliatum</u>	K				+			
Koralldyr								
Anthozoa indet.	K		+		1			
<u>Adamsia palliata</u>	S				1			
<u>Alcyonium digitatum</u>	K		1		+			
cf. <u>Cerianthus lloydi</u>	S	1						
<u>Gonactinia prolifera</u>	S				+			
cf. <u>Metridium senile</u>	S					+		
cf. <u>Sagartiogeton</u>								
<u>laceratus</u>	S	1	+					
<u>Virgularia mirabilis</u>	K	+						
Hydrozoer								
Hydroida indet.	K	1	12	+	+		1	1
cf. <u>Cordylophora caspia</u>	K						1	
<u>C. caspia</u>	K		3	2	1	3		
<u>Laomedea longissima</u>	K		+	+	+			1
<u>L. glacialis</u> *	K		+					
Børstemark								
Polychaeta sedentaria	S						+	+
Serpulidae indet.	S			+				
<u>Chaetopterus variopedatus</u>	S		3	1		1		
<u>Hydroides norvegica</u>	S					+		
<u>Placostegos tridentatus</u>	S					1		
<u>Pomatoceros triqueter</u>	S	2	2	2	2	2	2	3
<u>Serpula vermicularis</u>	S				+	1	+	
Skallus								
Polyplacophora indet.	P			1	1		1	
Snegler								
<u>Buccinum undatum</u>	P	1	1	1	1	+		
<u>Calliostoma</u> sp.	P			+	1	+		
<u>Gibbula cineraria</u>	P			+	+			
<u>Littorina littorea</u>	P					+		2

* Mikroskopibestemte arter, muligens ikke registrert i felten.

ARDALSFJORDEN GRUNTVANNSORGANISMER

DYR OKTOBER 1983

L = Levevis: K=kolonidannende, S=solitære og P=predatorer (rovdyr)

+ Enkeltfunn 1 Spredt 2 Vanlig 3 Dominerende

0-5m (førsteverdi) 6-30m (annenverdi) - se Vedlegg 1

Organismer	L	Stasjon						
		G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7
Muslinger								
Anomidae indet.	S		1		+	1		
<u>Hiatella arctica</u>	* S		+					
cf. <u>Monia squama</u>	S			2				
<u>Monia squama</u>	S				1			
<u>Modiolus modiolus</u>	S	2	1	2	2	2	2	2
<u>Mytilus edulis</u>	S				+		1	
Rur								
<u>Balanus cf. balanus</u>	S	+	3	+	+	1		
<u>B. balanus</u>	S		+		+			
Tifotkreps								
<u>Carcinus maenas</u>	P	2	1	+				
<u>Eupaqurus prideauxi</u>	P				1			
<u>Hyas sp.</u>	P		+	+	+	+		
<u>Lithodes maja</u>	P				1			
<u>Munida rugosa</u>	P	1	2	2	2	2	2	2
<u>Pagurus bernhardus</u>	P		+		+			
Mosdyr								
skorpeform. Bryozoa	K				1	+	1	
<u>Electra pilosa</u>	K							1
cf. <u>Schizomavella linearis</u>	* K			+				
Armfotinger								
<u>Crania anomala</u>	S		2	1	+	1		
Sjøstjerner								
<u>Asterias rubens</u>	P	1	2	2	2	2	2	2
<u>Henricia sanguinolenta</u>	P				1	+		1
<u>Marthasterias glacialis</u>	P				+	+	1	2
<u>Porania pulvillus</u>	P			1		+		+
Sjøpinnsvin								
<u>Echinus acutus</u>	P		1	1	2	2	2	+
<u>E. esculentus</u>	P	+	2	2	1	2	1	
<u>E. acutus x esculentus</u>	P		+			+		
<u>Strongylocentrotus droebachiensis</u>	P			3	3	3		

* Mikroskopibestemte arter, muligens ikke registrert i felten.

Appendiks 13. forts.

ARDALSFJORDEN GRUNTVANNSORGANISMER

DYR OKTOBER 1983

L = Levevis: K=kolonidannende, S=solitære og P=predatorer (rovdyr)

+ Enkeltfunn 1 Spredt 2 Vanlig 3 Dominerende

0-5m (førsteverdi) 6-30m (annenverdi) - se Vedlegg 1

Organismer	L	Stasjon						
		G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7
Sjøpunger								
Ascidiacea indetn.	S				+			
<u>Ascidia mentula</u>	S				+		2	2
<u>A. virginea</u>	S							1
<u>Ciona intestinalis</u>	S			+				3
<u>Corella parallelogramma</u>	S		+					1
Statistikk								
min. obs.dyp(m)		0	0	0	0	0	0	0
maks.obs.dyp(m)		24	25	24	30	23	25	20
		TOTAL↓						
0-5m kolonidannende	2	0	2	1	1	1	1	0
dyp solitære	1	0	0	0	0	0	1	0
predatorer	1	0	0	0	0	1	0	1
SUM	4	0	2	1	1	2	2	1
6-30m kolonidannende	10	2	4	2	6	1	4	3
dyp solitære	23	5	8	8	12	10	5	7
predatorer	18	5	9	12	15	12	6	5
SUM	51	12	21	22	33	23	15	15
0-30m kolonidannende	11	2	5	3	7	2	5	3
dyp solitære	23	5	8	8	12	10	6	7
predatorer	19	5	9	12	15	13	6	6
SUM	53	12	22	23	34	25	17	16

Appendiks 14. Trasèobservasjoner
Datamateriale for ulikhetsanalyse

Ardalsfjorden - Dykker observasjoner 1983
Datamateriale for ulikhetsanalyse, dominerende alger og dyr
(se kriteriene Vedlegg 1)

Dominerende alger								Dominerende dyr							
0-5m dyp								6-30m dyp							
St.G								St.G							
art ¹	1	2	3	4	5	6	7	art ¹	1	2	3	4	5	6	7
FURLU	2	0	0	0	0	0	0	HYDRX	0	2	0	0	0	0	0
PHYTR	0	2	0	0	0	0	0	CHAVA	0	3	0	0	0	0	0
ASCNO	3	0	0	3	0	3	0	POMTR	2	2	2	2	2	2	3
DICFO	0	2	0	0	0	0	0	MONSQ	0	0	2	0	0	0	0
FUCSE	3	0	0	0	0	3	0	MODMO	2	0	2	2	2	2	2
FUCVE	2	0	2	0	0	0	0	BALBA	0	3	0	0	0	0	0
LAMSA	0	0	0	0	0	3	0	CARMA	2	0	0	0	0	0	0
ENTIN	0	3	0	3	3	0	0	MUNRU	0	2	2	2	2	2	2
MELNU	0	0	0	3	0	0	0	CRAAN	0	2	0	0	0	0	0
SPISU	0	3	0	0	0	0	0	ASTRU	0	2	2	2	2	2	2
								MARGL	0	0	0	0	0	0	2
								ECHAC	0	0	0	2	2	2	0
								ECHES	0	2	2	0	2	0	0
								STRDR	0	0	3	3	3	0	0
								ASCME	0	0	0	0	0	2	2
								CIOIN	0	0	0	0	0	0	3

1) Artskoden består av 5 bokstaver, hvorav de 3 første tilsvarende de 3 første i slektsnavnet og de 2 neste tilsvarende de 2 første i artsnavnet. HYDRX står for Hydroida indet.

Appendiks 15.

Disykliske (DAH) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blæretang fra Ardalsfjorden 5.-6. oktober 1983, mg/kg tørrvekt (omregnet fra våtvektbasis)

PAH \ Stasjon	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7
Naftalen	0.01						
2-Metylnaftalen	0.01				< 0.01		
1-Metylnaftalen	0.01						
Bifenyl	0.04				< 0.01		
Acenaftalen							
Acenaften	0.04		0.04	0.01			
4-Metylbifenyl							
Dibenzofuran	0.02		0.02	< 0.01		? 0.01	< 0.01
Fluoren	0.04		0.04	0.01	< 0.01		
9-Metylfluoren	0.01		0.01				
9,10-Dihydroantracen							
2-Metylfluoren	0.03		0.02	0.01		0.02	0.01
1-Metylfluoren	0.02		0.03	0.02	0.01	0.04	0.03
Dibenzothiophen							
Fenantren	0.48	0.20	0.23	0.10	0.08	0.22	0.11
Antracen	0.06		0.01	0.01	< 0.01	0.02	< 0.01
Carbazole							
3-Metylphenantren							
2-Metylphenantren							
2-Metylantracen		? 0.13			0.01	0.02	0.01
4,5-Metylenfenantren							
4- og/eller 9-Metylphenantren							
1-Metylphenantren	0.04		0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Fluoranten	2.71	0.72	0.52	0.27	0.28	0.43	0.18
Pyren	2.66	0.61	0.37	0.20	0.23	0.33	0.11
Benzo(a)fluoren	0.19	0.10	0.03	0.05	0.03	0.04	0.01
Benzo(b)fluoren	0.28	0.11	0.03	0.05	0.03	0.06	0.02
4-Metylpyren							
2-Metylpyren og/eller Metylfluoranten							
1-Metylpyren							
Benzo(ghi)fluoranten							
Benzo(c)fenantren ***	0.11	0.02			< 0.01		
Benzo(a)antracen *	1.06	0.41	0.08	0.07	0.06	0.18	0.06
Trifenylen/Chrysen *	2.98	1.04	0.30	0.23	0.21	0.39	0.17
Benzo(b)fluoranten **	3.30	1.89	0.32	0.29	0.28	0.63	0.27
Benzo(j,k)fluoranten ** 1)							
Benzo(e)pyren *	1.79	0.91	0.13	0.11	0.11	0.29	0.11
Benzo(a)pyren ***	0.73	0.66	0.04	0.04	0.04	0.22	0.07
Perylen	0.13	0.11	0.01	0.01			
Indeno(1,2,3-cd)pyren *	0.37	0.51	0.05	0.05	0.02	0.15	0.09
Dibenz(a,h og/eller a,c)antracen *** 1)	0.15	0.21	0.01			0.03	0.02
Picen							
Benzo(g,h,i)perylene	0.47	0.55		0.01	0.02	0.15	0.05
Anthanthrene							
Coronen							
Sum	17.76	8.18	2.29	1.58	1.44	3.25	1.32
Derav KPAH	~ 3.1	~ 2.1	~ 0.25	~ 0.23	~ 0.25	~ 0.7	~ 0.25
% KPAH	~ 17	~ 25	~ 11	~ 14	~ 16	~ 20	~ 19
% Tørrstoff	23.4	24.6	27.2	27.4	26.7	21.4	26.5

1)

KPAH er summen av moderat (**) og sterkt kreftfremkallende (***) PAH i henhold til U.S. National Academy of Science (NAS, 1972). I summen ** + *** er det medregnet 50 % av benzo(j,k)fluoranten og dibenz(a,h/a,c)antracen, idet bare B_(j)^F og DB(a,h)A er kreftfremkallende. Når PAH-innholdet i alle benzofluoranthener er gitt som en sum, er 2/3 regnet som KPAH

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i oskjell fra Årdalsfjorden 5.-6. oktober 1983

mg/kg tørrvekt (omregnet fra våtvektbasis)

PAH \ Stasjon	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	
Naftalen								
2-Metylnaftalen								
1-Metylnaftalen								
Bifenyl								
Acenaftalen								
Acenaften								
4-Metylbifenyl								
Dibenzofuran								
Fluoren								
9-Metylfluoren								
9,10-Dihydroantracen								
2-Metylfluoren								
1-Metylfluoren								
Dibenzothiophen								
Fenantren	34.29	10.34	1.88	0.25	0.29	0.07		
Antracen	1.78	0.69	ca. 0.07	0.04	0.03	0.02		
Carbazole								
3-Metylfenantren								
2-Metylfenantren								
2-Metylantracen	3.80	0.54			0.03	0.04	0.01	
4,5-Metylfenantren								
4- og/eller 9-Metylfenantren								
1-Metylfenantren	2.16							
Fluoranten	78.81	15.88	6.96	1.80	1.52	0.30	0.22	
Pyren	43.15	5.45	1.51	0.47	0.34	0.08	0.11	
Benzo(a)fluoren	4.07	0.82	1.41	0.34	0.14	0.03	0.01	
Benzo(b)fluoren	5.75	0.71	0.42	0.21	0.09	0.02	0.02	
4-Metylpyren								
2-Metylpyren og/eller Metylfluoranten								
1-Metylpyren	16.89					0.16	0.10	
Benzo(ghi)fluoranten								
Benzo(c)fenantren ***	8.30	? 1.30	0.48	0.14	0.11	0.04	0.03	
Benzo(a)antracen *	47.98	8.19	5.78	1.55	1.52	0.31	0.13	
Trifenylen/Chrysen *	76.86	17.72	13.56	4.50	3.52	0.85	0.41	
Benzo(b)fluoranten **	114.03	26.55	31.04	8.42	8.91	3.09	1.85	
Benzo(j,k)fluoranten ** 1)								9.82
Benzo(e)pyren *	46.77	8.12	8.42	2.22	1.73	0.58	0.32	
Benzo(a)pyren ***	28.94	4.10	3.81	1.71	1.57	0.59	0.34	
Perylen	2.72			0.34	0.26	0.19	0.07	
Indeno(1,2,3-cd)pyren *	4.12	1.11	0.74	1.02	0.67	0.31	0.19	
Dibenz(a,h og/eller a,c)antracen *** 1)	1.18	ca. 0.27	ca. 0.17	0.50	0.36	0.14	0.12	
Picen								
Benzo(g,h,i)perylene	9.24	1.64	ca. 1.02	1.33	0.95	0.39	0.25	
Anthanthrene								
Coronen								
Sum	530.85	113.24	77.25	27.16	22.06	7.20	4.18	
Derav KPAH	~ 109	~ 37	~ 25	~ 12	~ 7.8	~ 2.8	~ 1.7	
% KPAH	~ 21	~ 33	~ 32	~ 44	~ 35	~ 38	~ 40	
% Torrstoff	17.5	18.5	14.7	15.5	16.8	14.3	13.5	

1)

KPAH er summen av moderat (**) og sterkt kreftfremkallende (***) PAH i henhold til U.S. National Academy of Science (NAS, 1972). I summen ** + *** er det medregnet 50 % av benzo(j,k)fluoranten og dibenz(a,h/a,c)antracen, idet bare B_(j)F og DB(a,h)A er kreftfremkallende. Når PAH-innholdet i alle benzofluoranthener er gitt som en sum, er 2/3 regnet som KPAH

Appendiks 17.

%-vis innhold av utvalgte PAH i oskjell fra Årdalsfjorden 5.-6. oktober 1983

PAH \ Stasjon	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	Variasjon	Middel
Fenantren	5	9	2	1	1	1	-	0 - 9	2,5
Fluoranten	15	14	9	7	7	4	5	4 - 15	9
Pyren	8	5	2	2	2	1	3	1 - 8	3
Benzo(a)antracen	9	7	8	6	7	4	3	3 - 9	6
Trifenylen/Chrysen	15	16	18	17	16	12	10	10 - 18	14
Benzo(b,j,k)fluorantener	22	32	40	40	40	43	44	22 - 44	37
Benzo(e)pyren	9	7	11	8	8	8	8	7 - 11	8
Benzo(a)pyren	5	4	5	6	7	8	8	4 - 8	6
Sum	88	94	95	87	88	81	81	81 - 95	
KPAH	~21	~33	~32	~44	~35	~38	~40	21 - 44	35

Appendiks 18.

%-vis innhold av utvalgte PAH i blåretang fra Årdalsfjorden 5.-6. oktober 1983

Komponenter \ Stasjon	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	Variasjon	Middel
Fenantren	3	2	10	6	6	7	8	2 - 10	6
Fluoranten	15	9	23	17	19	13	14	9 - 23	16
Pyren	15	7	16	13	16	10	8	8 - 16	11
Benzo(a)antracen	6	5	3	4	4	6	5	3 - 6	5
Trifenylen/Chrysen	17	13	13	15	15	12	13	12 - 17	14
Benzo(b,j,k)fluorantener	19	23	14	18	19	19	20	14 - 23	19
Benzo(e)pyren	10	11	6	7	8	9	8	6 - 11	8
Benzo(a)pyren	4	8	2	3	3	7	5	2 - 8	5
Sum	89	78	87	83	90	83	81	78-90	
KPAH	~17	~25	~11	~14	~16	~20	~19	11-25	17

Appendiks 19. Metaller og fluor i blæretang fra Ardalsfjorden 1983
mg/kg tørrvekt

St. Metaller	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	Deteksjons- grense
Fluor	47,5	32,5	12,5	14,0	11,5	21,0	19,0	
Kadmium	7,4	4,1	4,6	4,7	4,1	3,6	4,3	0,2
Kvikksølv	0,05	0,06	0,04	0,07	0,04	<0,04	0,06	0,04
Bly	21,0	10,9	3,4	7,9	4,8	6,4	2,5	0,1
Kobber	49	36	56	42	48	14	12	0,1
Sink	400	330	320	280	290	160	190	0,1
Krom	4,5	4,6	1,1	1,4	1,0	3,1	2,1	0,1
Nikkel	32	12	18	15	19	17	22	0,2
Kobolt	6,5	3,7	8,2	5,1	6,2	4,3	5,7	0,2
Tinn	2,4	2,0	1,2	1,4	1,4	2,0	1,6	0,6
Vanadium	10,3	3,5	<0,2	<0,2	<0,2	1,9	0,5	0,2
Mangan	290	210	150	190	130	230	310	0,1
Jern	1810	1350	180	180	160	960	520	0,1