



Rapport

306|88

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

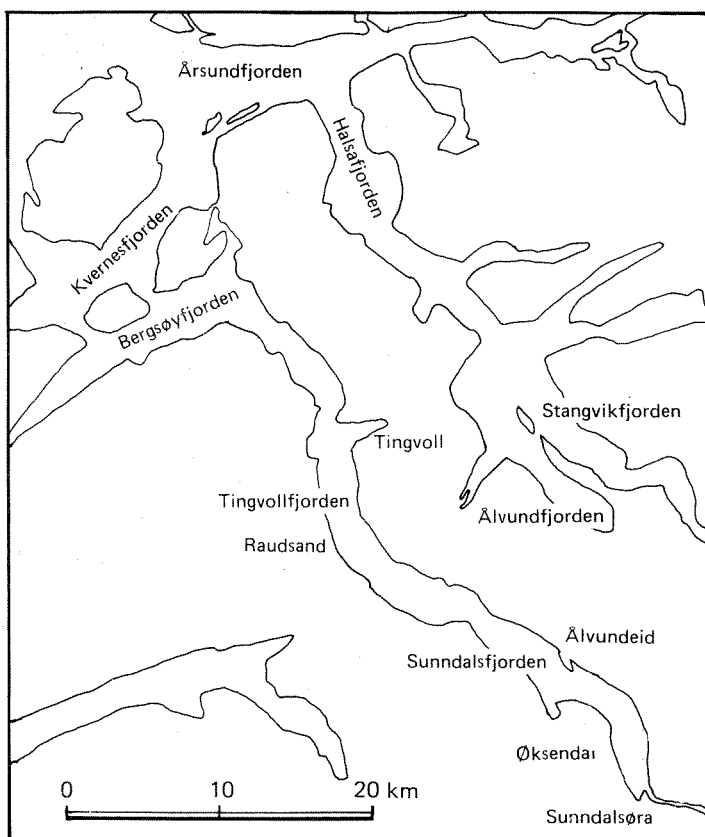
Deltakende institusjoner

NIVA
Hydro Aluminium,
Sunndal Verk
Sunndal kommune

Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal

Delrapport 1

Sedimenter og
bløtbunnsfauna 1986





Statlig program for forurensningsovervåking

Det statlige programmet omfatter overvåking av forurensningsforholdene i

luft og nedbør
grunnvann
vassdrag og fjorder
havområder

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

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

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

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

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

påvise eventuell uheldig utvikling i resipienten på et tidlig tidspunkt.

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

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

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 03 3

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 75 2

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

Prosjektnr.: 8000361/8000362
Undernummer:
Løpenummer: 2093
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 1. Sedimenter og bløtbunnfauna 1986. (Overvåkingsrapport nr. 306/88)	Dato: 1. februar 1988
Forfatter (e): Kristoffer Næs Brage Rygg	Rapportnr. 8000361/8000362
	Faggruppe: Marinøkologisk
	Geografisk område: Møre og Romsdal
	Antall sider (inkl. bilag): 54

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

Ekstrakt: Sedimentene i nærområdet til utslippet fra Sunndal Verk var forurenset med PAH i konsentrasjoner opptil 2500 ganger det normale. Utover i fjorden avtok konsentrasjonene raskt til 25 ganger det normale, og i Bergsøyfjorden var konsentrasjonen 10 ganger normalnivået. I fjorden utenfor tidligere Rødsand Gruber var kopperkonsentrasjonen 10 ganger det normale, og hadde medført en moderat nedgang i artsmangfoldet i bløtbunnfaunaen. Med unntak for en liten påvirkning av et mindre område innerst i fjorden, var faunaen ellers ikke forurensningspåvirket. Faunaen ble imidlertid ikke undersøkt på de mest PAH-forurensete stasjonene i nærsonen til utslippet fra Sunndal Verk.

4 emneord, norske:

1. Sunndalsfjorden
2. Sedimenter
3. Bløtbunnfauna
4. PAH

Aluminiumverk

4 emneord, engelske:

- 1.
- 2.
- 3.
- 4.

Prosjektleder:


Jarle Mølvær

For administrasjonen:


Tor Bokn
Avdelingsleder

ISBN - 82-577-1365-1

O-8000361/8000362

TILTAKSORIENTERT OVERVÅKING AV SUNNDALSFJORDEN, MØRE OG ROMSDAL

DELRAPPORT 1.

SEDIMENTER OG BLØTBUNNFAUNA 1986

Oslo, 1.2. 1988

Prosjektleder: Jarle Molvær

Forfattere: Kristoffer Næs
Brage Rygg

INNHOOLD

	side
FORORD	3
1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDNINGER	4
1.1. Formål	4
1.2. Konklusjoner	4
1.3. Tilrådninger	5
2. INNLEDNING	6
2.1. Formål	6
2.2. Området	6
2.3. Brukerinteresser	6
2.4. Forurensninger	6
3. SEDIMENTER	9
3.1. Innledning	9
3.2. Tidligere undersøkelser	9
3.3. Stasjonsvalg og feltarbeid	9
3.4. Resultater og diskusjon	12
3.4.1. Sedimentbeskrivelse og innhold av organisk stoff	12
3.4.2. Innhold av metaller og fluorid	14
3.4.3. Innhold av klorerte forbindelser	18
3.4.4. Innhold av polysykliske aromatiske hydrokarboner	19
3.5. Samlet vurdering	25
4. BLØTBUNNFAUNA	26
4.1. Innledning	26
4.2. Tidligere undersøkelser	26
4.3. Stasjonsvalg og feltarbeid	27
4.4. Resultater	28
4.4.1. Artsmangfold	28
4.4.2. Faunaens artssammensetning	29
4.4.3. Tilstandsindeks	30
4.4.4. Sammenheng mellom sedimentforurensning og faunaens tilstand	35
4.5. Samlet vurdering og diskusjon	40
4.6. Konklusjon	41
5. HENVISNINGER	42
VEDLEGG	44

FORORD

Den tiltaksorienterte undersøkelsen av Sunndalsfjorden er en del av Statlig program for forurensningsovervåking, som administreres av Statens forurensningstilsyn. Undersøkelsen finansieres av Sunndal Verk, Sunndal kommune og Statens forurensningstilsyn.

Prosjektet startet høsten 1986. Det består av forskjellige faglige deler. Resultatene blir rapportert i egne delrapporter:

- Sedimenter og bløtbunnfauna
- Miljøgifter i organismer
- Vannutskiftning og vannkvalitet
- Gruntvannssamfunn

Mannskapet på båten "Flink" takkes for assistansen under innsamlingen av prøver av sedimenter og bløtbunnfauna.

1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDNINGER

1.1. Formål

Denne undersøkelsen av sedimenter og bløtbunnfauna i Sunndalsfjorden har hatt følgende mål:

Kartlegge tilstanden på fjordbunnen, spesielt graden av miljøgiftforurensning og virkninger av eventuell organisk belastning.

1.2. Konklusjoner

Sedimentene i nærområdet til hovedutslippet fra Sunndal Verk er ekstremt forurensset med PAH. Verdiene er blant de høyeste som er rapportert i verden. Imidlertid avtar konsentrasjonene raskt med avstand fra kilden. I indre fjordområde innenfor Svinberget er konsentrasjonene som helhet 25-50 ganger normalt. Selv i overgangen til Bergsøyfjorden var konsentrasjonen 10 ganger høyere enn normalt. Det er tydelig at det skjer en transport av PAH ut av fjorden. Nedfall av lufttransportert PAH-holdig støv fra bedriften kan også medvirke til disse høye konsentrasjonene så langt utover i fjordområdet.

Som helhet for fjorden var sedimentene lite forurensset av metaller. I nærheten av utslippet fra Sunndal Verk og det kommunale avløpet var imidlertid forurensningen markert, med kvikksølvkonsentrasjoner ca. 20 ganger høyere og kadmiumkonsentrasjoner ca. 10 ganger høyere enn normalt. Det er trolig at kadmium kommer fra Sunndal Verk, mens kommunal kloakk også bidrar til kvikksølvforurensningen.

Ved Raudsand innholdt sedimentene ca. 10 ganger mer kobber enn normalt. Årsaken til dette er ikke funnet.

Bunnfaunaen i fjorden som helhet må betegnes som lite forurensningspåvirket. Moderat påvirkning viste seg innenfor den innerste kilometeren av fjorden. Hovedårsaken er trolig elvetransportert materiale. Et tettere stasjonsnett nærmere Sunndalsøra og utslippspunktene ville sannsynligvis ha vist gradienter i retning av sterkere forurensning. Sterk eller betydelig forurensningspåvirkning på bunnfaunaen vil i alle fall være begrenset til et lite bunnareal utenfor Sunndal Verk.

Ved Raudsand var bunnfaunaen moderat påvirket på grunn av sedimentenes kobberinnhold.

1.3. Tilrådninger

Undersøkelsen har vist at bunnfaunaen i fjorden som helhet er lite påvirket av forurensninger. Imidlertid er PAH-konsentrasjonene i sedimentet innerst i fjorden ekstreme og i fjorden som helhet høye. Det er tydelig en transport av PAH-forurensninger ut av fjordsystemet. De kjemiske analysene i denne delundersøkelsen tyder på at PAH-belastningen på fjorden må reduseres. Behovet for PAH-reduksjoner kan nærmere fastslås når analyser av skjell og fisk er foretatt.

Det anbefales også at kobberforurensningen ved Raudsand kartlegges nærmere.

2. INNLEDNING

2.1. Formål

Hovedformålet med undersøkelsene i Sunndalsfjorden er å beskrive forurensningstilstanden. Angivelse av omfang og alvorlighet av forurensningsproblemene i fjorden skal danne grunnlag for en vurdering av behovet for tiltak. Resultatene skal også tjene som referanse for senere undersøkelser av tidsutvikling.

Undersøkelsene av sedimenter og bløtbunnfauna var rettet mot å klarlegge tilstanden i dypvannet og på fjordbunnen, spesielt miljøgiftforurensning og virkninger av eventuell eutrofiering og organisk belastning. Utbredelse og gradienter av forurensningen skulle kartlegges.

2.2. Området

Fjordområdet er vist på Fig. 3.1. Selve Sunndalsfjorden omfatter området ut til Tingvoll. Deretter kommer Tingvollfjorden og Bergsøyfjorden. For enkelhets skyld velger vi her å omtale hele strekningen fra Sunndalsøra til Bergsøyfjorden som Sundalsfjorden.

Denne fjordstrekningen er nær 60 km lang, med 1,5-2,5 km som en typisk bredde. Største dyp er ca. 350 m litt sør for Tingvoll, med en rygg på 150-180 m dyp litt lenger nord.

2.3. Brukerinteresser

Det drives noe yrkesfiske etter reker, brisling og sjøørret/laks, og et oppdrettsanlegg for laks er etablert ca. 10 km fra Sunndalsøra. Våre opplysninger går ellers ut på at fiske og båtliv er de dominerende fritidsaktiviteter knyttet til fjorden.

Ellers benyttes fjorden som resipient både for kommunalt og industrielt avløpsvann.

2.4. Forurensninger

Forurensningene som tilføres fjorden kan inndeles i følgende hovedgrupper:

- Organiske miljøgifter, særlig polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og fluorider: hovedkilde Hydro Aluminium, Sunndal Verk A/S. Kartleggingen av bedriftens utslipp er ikke avsluttet, men foreløpige tall antyder direkte utslipp av ca. 1000 tonn fluorider og 3-10 tonn PAH pr. år. I tillegg kommer den andelen av utslippet til luft som faller direkte ned i sjøoverflaten, eller som vaskes til sjøs etter å ha falt på bakken.

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

Sunnalsfjorden tilføres PAH-forbindelser i hovedsak fra Sunndal Verk. I følge opplysninger fra bedriften (G. Gjersvik) var utslippet til sjø fra vaskeanleggene basert på månedsprøver fra januar til oktober 1987 i gjennomsnitt 1.57 kg PAH/time (stand. avvik 0.89 kg/time) som gir et utslipp på 13.5 tonn PAH/år (360 driftsdøgn). NIVA analyserte tre prøver av avløpet fra renseanlegget i juli 1987. Et gjennomsnitt av disse prøvene ga et utslipp på 3.2 tonn PAH pr. år. Man vet imidlertid ikke hvor representative disse tre prøvene er. Analysemetodikken var heller ikke den samme ved Sunndal Verk og NIVA. Det er imidlertid trolig at estimatet ut fra bedriftens analyser gir et for høyt utslipp.

I tillegg slipper fabrikken årlig ut i størrelsesorden 20 tonn PAH til luft (Svelle, SFT, pers.med.) som trolig også påvirker fjorden ved direkte nedfall og avrenning. Det vil det også være avrenning fra landdeponier på bedriftens vestside.

Det er ikke mulig å komme fram til sikre tall for PAH-tilførslene til fjorden før nærmere kartlegging er gjennomført. Vi velger derfor foreløpig å anta at mengde PAH tilført fjorden årlig er 5-10 tonn.

- Metaller: ingen spesifikke kilder er kjent. Det er sannsynligvis en viss tilførsel fra Sunndal Verks område, og gjennom utslippet av kommunal kloakk. Videre er det mulighet for avrenning fra de nedlagte Rødsand Gruber (tidligere gruvedrift på vanadiumholdig jernmalm).
- Organiske stoffer og plantenæringsstoffer: hovedkilder husholdningskloakk, avløpsvann fra meieri og slakteri, avrenning fra landarealer. Fra Institutt for akvakulturforskning, avd. Sunndals-

øra, kan det også komme et bidrag. Utslippene av avløpsvann omfatter husholdningskloakk fra ca. 7000 innbyggere, det meste ført urenset til 25 m dyp.

- Bakterier og virus: hovedkilder som for organisk stoff og plantenæringsalter.

3. SEDIMENTER.

3.1. Innledning.

Forurensinger er ofte knyttet til partikler. Disse kan både synke til bunns like ved utslippsstedet og transporteres over større områder. Bunnsedimentene er derfor velegnet til å studere utbredelse og grad av påvirkning av forurensningstilførsler. Hovedproblemstillingen for denne delundersøkelsen er å avklare omfang av forurensninger spesielt fra Sunndal Verks utslipp og deponier. Påvirkninger fra Rødsand gruver er også vurdert.

Spesifikke mål for sedimentundersøkelsen av Sunndalsfjorden er således:

- Kartlegge utbredelsen av forurensningene
- Bedømme graden av påvirkning
- Påvise historisk utvikling i belastning

3.2. Tidligere undersøkelser.

PAH i sedimenter fra Sunndalsfjorden har tidligere blitt undersøkt av Palmork et al. (1973). Det er ikke mulig å sammenligne resultatene i denne undersøkelsen med Palmork's på grunn av ikke sammenfallende stasjoner, noe forskjellige analysemetoder og at Palmork kun analyserte på fire utvalgte PAH-komponenter.

3.3. Stasjonsvalg og feltarbeid.

Ut fra erfaring fra andre fjorder vet vi at utslipp av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), som er hovedforurensningstypen fra Sunndal Verk, kan transporteres over store avstander. For å spore eventuelle forurensinger ble det derfor valgt å legge 17 stasjoner fra Sunndalsøra og helt ut til Bergsøyfjorden, fig.3.1a,b. Stasjonstettheten var størst utenfor Sunndalsøra.

Prøvene ble innsamlet 26.-28.11 1986 med en såkalt "gravity corer" (Niemistö 1974) og snittet i 1cm tykke skiver. Fra alle stasjonene ble tre paralleller analysert separat. Dette ble gjort for å få et mål for spredningen mellom parallellene og for presisjonen i dataene.

Før analyse ble prøvene siktet gjennom en 0.063 mm syrefast sil. Alle analysene ble utført på den fraksjonen som var mindre enn 0.063 mm.

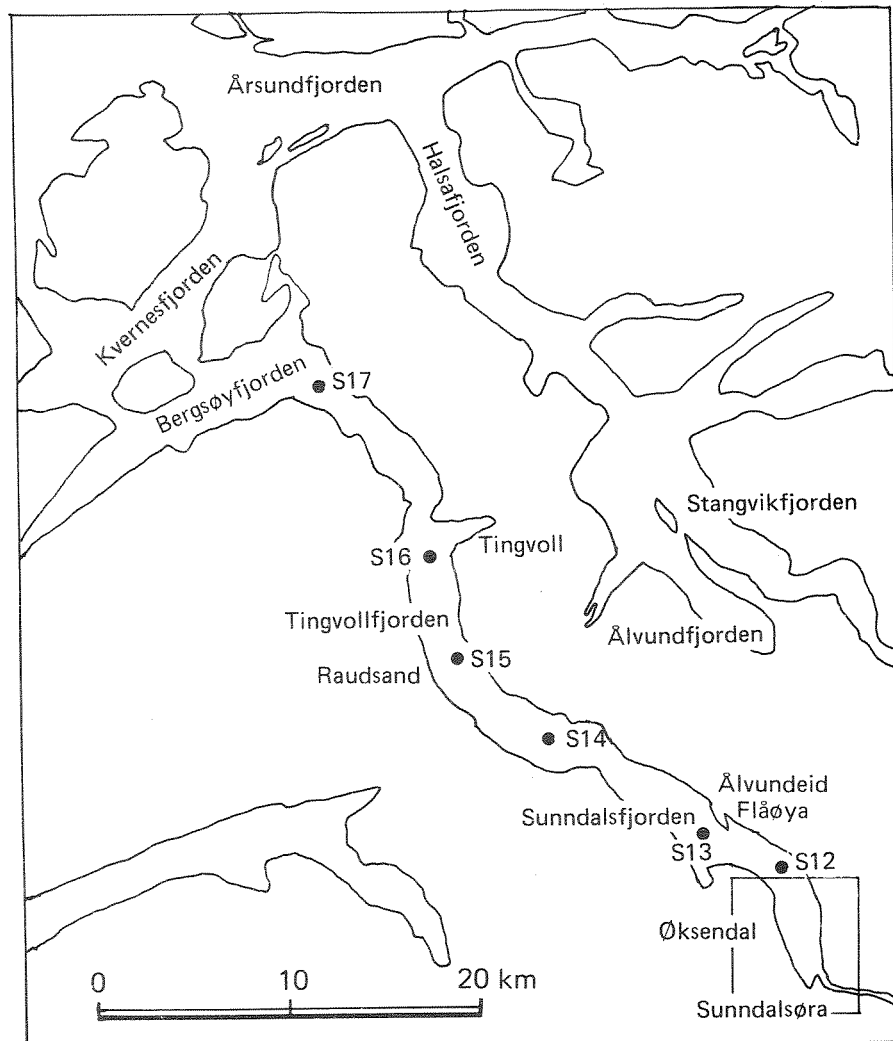


Fig. 3.1.a Sedimentstasjoner i Sunndalsfjorden. For stasjoner utenfor Sunndalsøra, se fig. 3.1.b.

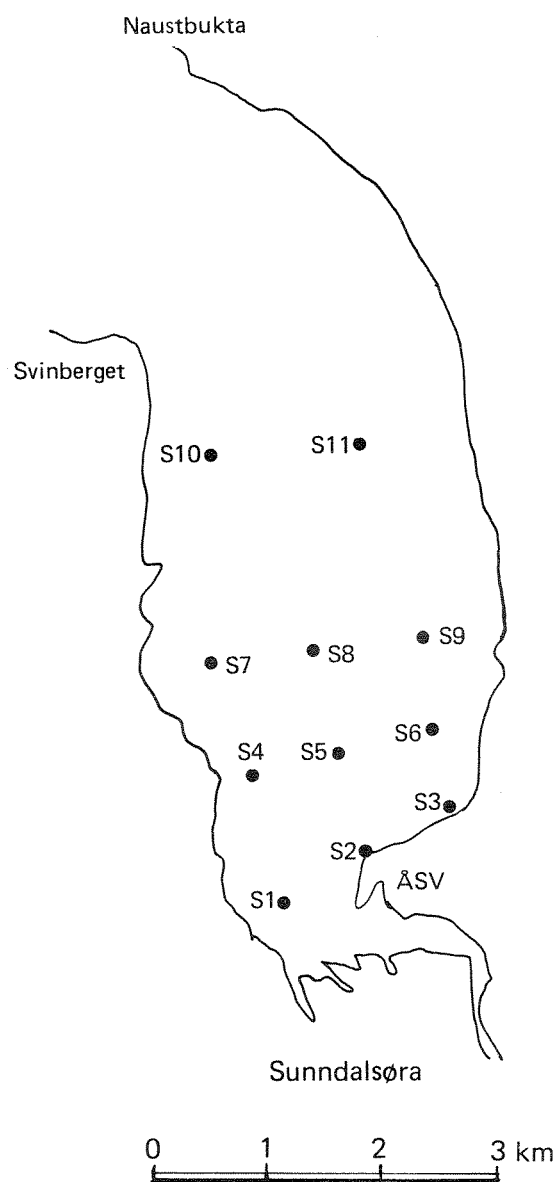


Fig. 3.1.b Sedimentstasjoner utenfor Sunndalsøra.

Prøvene ble analysert for innhold av total karbon og nitrogen ved CHN-elementanalysator. Innhold av sink, kobber, bly, kadmium, kvikksølv, krom, vanadium, jern og mangan ble bestemt ved atomabsorpsjon etter oppslutning i 50 % salpetersyre og fluorid ved ione-selektiv elektrode etter oppslutning i natriumhydroksydsmelte. Innhold av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og polyklorerte bifenyler (PCB)/ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOC1) er analysert ved gasskromatografi etter ekstraksjon med henholdsvis cykloheksan/konsentrert svovelsyre.

3.4. Resultater og diskusjon

3.4.1. Sedimentbeskrivelse og innhold av organisk materiale.

Det var ingen klare visuelle tegn til forurensning av sedimentene. Innhold av organisk materiale var som normalt for denne typen sediment, bortsett fra noe forhøyede verdier nær det kommunale kloakkutslippet.

Visuelt viste ikke sedimentene klare tegn til forurensning bortsett fra på stasjon 2 hvor det ble funnet kokslike partikler, se tabell 3.1. Dette er helt forskjellig fra Årdalsfjorden, hvor sedimentene i en betydelig del av det innerste fjordområdet var sortglinsende og hadde en kreosotlignende lukt.

Innhold av totalt karbon og nitrogen i sedimentene er vist i tabell 3.2.

Det var relativt lave verdier på alle stasjonene. De høyeste konsentrasjonene var i østre del av indre fjord nær dyputslippet fra Sunndal Verk og utslippet av kommunale kloakk (st.2,3 og 6). Stasjon 3 og 6 hadde de høyeste karbonverdiene, henholdsvis 5 og 3.9 %. Dette er moderat forhøyede verdier.

De to utslippene ligger så nær hverandre, at det ut fra analyse-resultatene for karbon og nitrogen ikke er mulig å fastslå hvilket av utslippene som i denne sammenheng påvirker sedimentene mest. Men ettersom også avløpsvann fra meieri og slakteri inngår i det kommunale avløpsvannet, er det nærliggende å tillegge det kommunale utslippet størst betydning.

Tabell 3.1. Sedimentbeskrivelse.

Stasjon	Dyp (m)	Kjerne- lengde (cm)	Prosent <0.063 mm	Anmerkninger
S1	46	15	--	Mørk silt med organisk materiale fra land. Svak lukt av hydrogen-sulfid.
S2	41	17	53	Grå sandig silt. Noen kokslignende partikler.
S3	16	9	24	Grå sandig silt.
S5	90	15	72	Grå siltig leire.
S6	60	16	51	Mørk grå sandig silt.
S7	132	13	90	Lys grå leire.
S8	139	15	66	Lys grå siltig leire med noe fin sand.
S9	133	16	30	Grå siltig leire med noe sand.
S10	143	11	74	Grå siltig leire med noe fin sand. Øverste 2-3cm brunlig farge.
S11	153	14	68	Grå silt med fin sand.
S12	163	18	84	Grå siltig leire.
S13	231	27	49	Grå siltig leire. Øverste 1-2cm brunlig farge.
S14	317	26	--	Grå siltig leire. Øverste 3-4cm brunlig farge.
S15	328	36	60	Grå siltig leire.
S16	334	23	--	Grå siltig leire. Øverste 2-3cm brunlig farge.
S17	345	34	21	Grå siltig leire. Øverste 2-3cm brunlig farge.

Tabell 3.2. Prosentvis innhold av total karbon (C) og nitrogen (N) og karbon til nitrogenforholdet i overflatesedimentene (0-1cm).

Stasjon	C	N	C/N
S2	2.5	0.14	17.5
S3	5.0	0.34	14.6
S5	1.7	0.12	14.5
S6	3.9	0.15	25.1
S7	1.4	0.10	13.4
S8	1.0	0.08	12.3
S9	1.8	0.12	15.0
S10	1.2	0.09	12.6
S11	1.0	0.08	12.1
S12	1.1	0.10	11.9
S13	1.4	0.13	11.3
S15	0.4	0.04	10.5
S17	3.5	0.32	10.8

3.4.2. Innhold av metaller og fluorider.

Helt innerst i fjorden inneholdt sedimentene ca.10 ganger mer kadmium og ca.20 ganger mer kvikksølv enn normalt. Kadmium kommer trolig fra Sunndal Verk, mens kvikksølv i større grad kan komme fra kommunal kloakk. Ellers er det liten metallbelastning på fjorden, bortsett fra ved Raudsand hvor det er 10 ganger mer kobber i sedimentene enn normalt.

Sunndalsfjorden tilføres metaller fra utslipp fra Sunndal Verk og fra kommunal kloakk. Videre er det mulighet for at tidligere gruvedrift i Rødsand Gruber kan ha gitt et bidrag. Tabell 3.3 gir en oversikt over konsentrasjoner og overkonsentrasjoner, det vil si målt verdi dividert med antatt "bakgrunnsnivå". Som naturlig bakgrunnskonsentrasjon er verdiene i 13-14 cm sedimentdyp på stasjon 8 (midt i indre fjord) anvendt.

Tabell 3.3. Konsentrasjoner (k), (ug/g tørt sediment, fluorid mg/g) og overkonsentrasjoner (ok), (målt verdi dividert med "bakgrunnsverdi") i overflatesedimentene (0-1 cm).

Stasjon	Bly		Kadmium		Kobber		Kvikksølv		Sink		Fluorid	
	k	ok	k	ok	k	ok	k	ok	k	ok	k	ok
S3. Nær												
Sunndal Verk	72	3	0.9	9	77	2	1.0	20	111	2	--	-
S8. Øst												
Urda-bukta	21	1	0.09	1	37	1	0.05	1	75	1	0.5	1

Vi vil anta at stasjon S8 er representativ for indre fjordområde syd for Svinberget, bortsett fra i absolutt nærhet av utslippene. Resultatene viser da at det ikke er noen forurensing av tungmetaller eller fluorid i fjordområdet som helhet. Nær utslippet fra Sunndal Verk og av kommunal kloakk i østre delen av indre fjord er det noe forhøyede konsentrasjoner av metaller, spesielt kadmium (9 ganger mer enn normalt) og av kvikksølv (20 ganger mer enn normalt). Det er kjent at sotpartikler, som blant annet kommer med utslippet fra Sunndal Verk, kan inneholde kadmium (Müller et al. 1977). Dette ble også påvist i Årdalsfjorden (Baalsrud et al. 1985). Forhøyede kadmium-konsentrasjoner på stasjon S3 kan således skyldes utslipp fra Sunndal Verk.

Det ble også funnet høye kvikksølvkonsentrasjoner lokalt i østre del av indre fjord, fig. 3.2. Sammenlignes det igjen med Årdalsfjorden, var kvikksølvkonsentrasjonene lave der, <0.1 ug/g. I tillegg til utslipp fra Sunndal Verk er det også et kommunalt kloakkutslipp i østre del av indre Sunndalsfjord. Det er kjent at kommunale utslipp kan inneholde metaller, og det er derfor mulig at dette kan ha bidratt til høye kvikksølvverdier (og svakt forhøyede verdier av bly, kobber og sink) i sedimentet her. Det støttes også av at stasjon S3 hadde de høyeste karbonverdiene. Hvis vi antar at kvikksølvkonsentrasjonen på stasjon S3 er representativ for et område på 500m x 500m, vil den øverste cm inneholde ca. 2 kg kvikksølv. Antar vi en årlig sedimenttilvekst på 4mm pr. år her, antyder regnestykket en årlig avsetning av ca. 0.5 kg kvikksølv.

Det er hittil bare utført en analyse av metaller i prosessvann fra Sunndal Verk. En slik enkeltstående analyse gir ikke tilstrekkelig grunnlag for å beregne årsutslipp. Men som en antydning av størrelsen har vi likevel multiplisert opp til "årsutslipp", tabell 3.4.

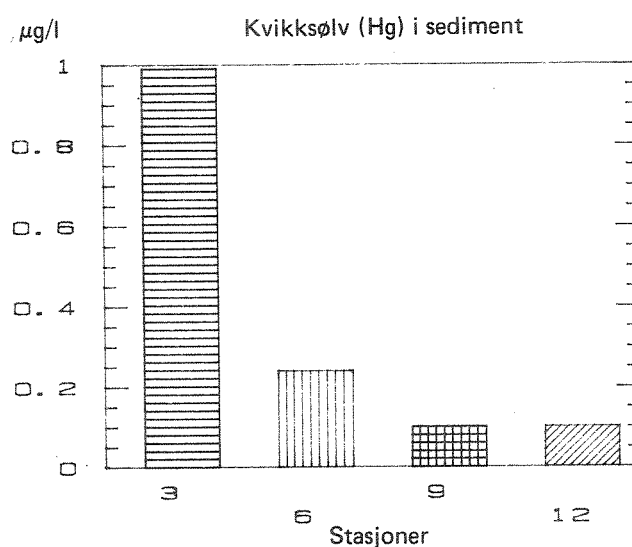


Fig. 3.2. Kvikksølvkonsentrasjoner i overflatesedimentene (0-1 cm). Ved stasjon 3 er konsentrasjonen ca. 20 ganger normalt. Kvikksølvet stammer sannsynligvis både fra utslippet fra Sunndal Verk og fra kommunal kloakk.

Tabell 3.4. Antydede metallutslipp i kg/år fra prosessvann fra Sunndal Verk basert på 4100 m³/t.

Kvikksølv	Bly	Kadmium	Kobber	Krom	Sink	Jern	Mangan	Vanadium
0.2	29	1.3	29	670	210	880	>70	93

Sammenlignet med erfaringstall fra kommunal kloakk og med en tilknytning på 7000 personenheter inklusive industri, service og infiltrasjon (Trengereid 1978), kan vi anslå et kvikksølvutslipp fra det kommunale avløpet på 0.5 kg kvikksølv og kadmium per år, 10 kg bly, 90 kg kobber, 115 kg sink og 5 kg krom per år. Dette antyder at det kommunale utslippet kan bidra med mer kvikksølv og kobber enn tilførselene fra Sunndal Verk.

Den kommunale søppelfyllplassen på Håsøran ved utløpet av Driva kan avgir metaller. Imidlertid var det normale metallverdier på stasjon 2 som ligger nær utløpet. Dette betyr nødvendigvis ikke at søppelfyllingen ikke avgir noen metaller, men eventuell frigivelse maskeres av transporten av uforurensede sedimenter med Driva.

På stasjonen ved Raudsand var det høye verdier av kobber i sedimentet, fig. 3.3. Konsentrasjonene var ca. 10 ganger høyere enn normalt. Også innholdet av vanadium, jern, kadmium og sink var noe forhøyet, henholdsvis tre, to, to og halvannen gang mere enn normalt. Det ville være sannsynlig at dette skyldtes utslipp fra Rødsand Gruber ved at avgangen fra finseparasjonen har gått til sjøen. I følge SFT er det imidlertid ikke sluppet ut kobber fra Rødsand Gruber. Man kunne da mistenke kobberverdiene for enten å være analysefeil eller at prøven var tatt i umiddelbar nærhet av dumpet avfall. Analysefeil er tvilsom siden også vanadium, jern, sink og kadmium viser noe forhøyede konsentrasjoner, samtidig som faunaprøvene også viser tegn til påvirkning. For å gi nærmere svar på kobberverdiene må nye undersøkelser gjøres her.

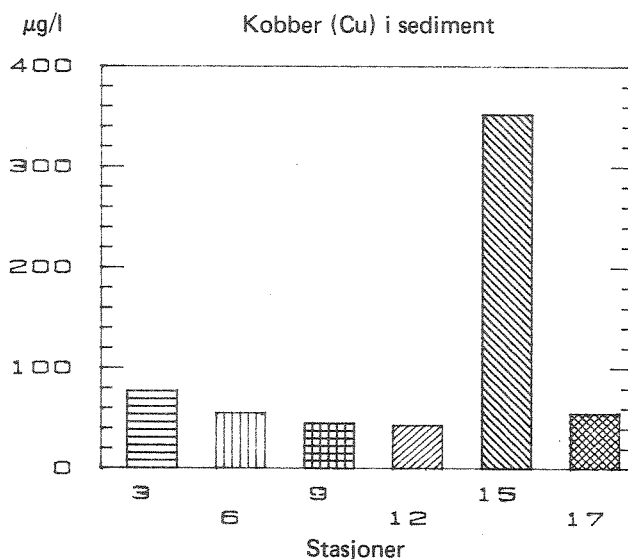


Fig. 3.3. Kobberkonsentrasjon i overflatesedimentet (0-1 cm). Ved st. 15, Raudsand, er konsentrasjonen ca. 10 ganger normalt.

3.4.3. Innhold av klorerte forbindelser.

 Innhold av klorerte forbindelser i sedimentet var lavt.

Prøver fra de øverste 0-2 cm på stasjon 8 i indre fjordområde ble analysert. Innholdet av ekstraherbart organisk bundet klor (EPOC1), som er en samlebetegnelse for en del klorerte forbindelser, var lavt, 0.1 µg/g tørt sediment. Til sammenligning var konsentrasjonen i Årdalsfjorden 6.4 µg/g.

Polyklorerte bifenyler (PCB) brukes som isolerende, ikke-brennbar olje i transformatorer og kondensatorer. PCB regnes som en farlig miljøgift. Innholdet i sedimentet i indre fjordområde av Sunndalsfjorden var lavt, 4 ng/g (ng = et milliarddels gram). Til sammenligning var konsentrasjonene i Oslofjorden 45-575 ng/g (Abdullah et al. 1982) og i Hvalerområdet 18-1800 ng/g (Næs 1983).

DDT (diklordifenyltetrakloretan) har vært brukt i landbruket i forbindelse med skogplanting. Bruken opphører i 1988. Innholdet i sedimentet i indre Sunndalsfjord var lavt, <1 ng/g.

3.4.4. Innhold av polysykliske aromatiske hydrokarboner.

Innhold av polysykliske aromatiske hydrokarboner i sedimentet var ekstremt høyt helt i nærheten av Sunndal Verk's utslipp, med konsentrasjoner opptil 2500 ganger høyere enn normalt. Konsentrasjonene avtok meget raskt med økende avstand fra utslippet, med nivåer 25-50 ganger det normale som typisk for indre fjordområde. Selv helt ute ved Bergsøyfjorden var imidlertid verdiene 10 ganger høyere enn normalt.

Som beskrevet i kapittel 2.4 er kartlegging og kvantifiseringen av Sunndalsfjordens PAH-tilførsler ikke fullført ennå. Foreløpig antas en årlig tilførsel på 5-10 tonn, i hovedsak fra Sunndal Verk.

Mengden av PAH i sedimentene i Sunndalsfjorden nær dypvannsutslippet fra Sunndal Verk var særdeles høyt med verdier opptil ca. 800 ug/g tørt sediment, tabell 3.5.

Tabell 3.5. Konsentrasjoner og overkonsentrasjoner i sedimentene i Sunndalsfjorden (0-1 cm, antatt bakgrunnsverdi 0.3 ug/g).

Stasjon	Konsentrasjon	Overkonsentrasjon
S2	98	300
S3	800	2600
S6	127	400
S9	26	90
S12	11	35
S17	4	13

Overkonsentrasjoner på over 2000 opptrer bare noen ti-talls meter fra utslippet. Dette er samme verdi som den høyeste i Årdalsfjorden. Konsentrasjonene faller raskt (fig.3.4.), men generelt er verdiene i fjordområdet innenfor Svinberget 25-50 ganger høyere enn normalt.

På stasjon 2 som ligger like utenfor landdeponiene var PAH-konsentrasjonen 98 ug/g eller 300 ganger høyere enn normalt. Det er vanskelig å avgjøre hvor mye av dette som skyldes utlekking fra landdeponiene, og hvor mye som kommer fra hovedutslippet fra vaskeanlegget. Som allerede nevnt blir utlekkingen fra landdeponiene nå kartlagt.

Ved Flåøya (st.13) var PAH-konsentrasjonene i sedimentet ca. 20 ganger høyere enn normalt. Denne stasjonen ligger ca.10 km fra utslippet til Sunndal Verk. I Årdalsfjorden var konsentrasjonen på en stasjon som lå ca. 15 km fra kilden ca. 150 ganger over normalnivået.

På stasjon 17 i overgangen til Bergsøyfjorden var PAH-konsentrasjonene ca. 10 ganger høyere enn normalt. Denne stasjonen ligger ca.50 km fra kilden. Det er derfor klart at forurensingene transporteres over store avstander.

Stasjon 15 utenfor Raudsand hadde lavere PAH-konsentrasjon enn stasjonen ute ved Bergsøyfjorden. Dette skyldes trolig at avgangen fra finseparasjonen som har blitt sluppet ut fra Rødsand Gruber har "fortynnet" PAH-konsentrasjonene i sedimentene selv om mengden tilført per tidsenhet til sedimentene kan være den samme som på stasjonen ved Bergsøyfjorden.

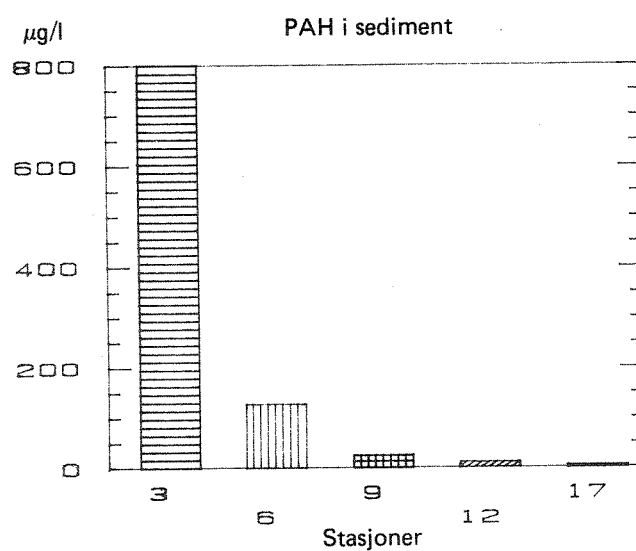


Fig. 3.5. PAH-konsentrasjoner i overflatesedimentet (0-1 cm). Konsentrasjonen er ekstremt høy nær hovedutslippet til Sunndal Verk (st. 3). Konsentrasjon avtar meget raskt med økende avstand, men selv ute i Bergsøyfjorden (st. 17) er innholdet ca. 10 ganger høyere enn normalt.

Selv om mengden av PAH tilført fjorden og konsentrasjonene ved utslippspunktet kan være noenlunde like for Årdalsfjorden og Sunndalsfjorden, er det generelt en mye mindre belastning på sedimentene i Sunndalsfjorden. Dette kan skyldes en bedre vannutskiftning og fortynning i Sunndalsfjorden og muligens utlekking av PAH fra store mengder anodemasse like i fjæresonen i indre Årdalsfjord.

PAH-konsentrasjonen i sedimentene avtok raskt med avstand fra kilden, 99% over noen få kilometer. Imidlertid er fremdeles overkonsentrasjoner på 10-20, som vi finner i hele fjorden, høye verdier. I undersøkelser som denne hvor vi har ekstreme konsentrasjoner nær kilden, er det lett å sammenligne dette "hot spot"-nivået med andre deler av fjorden. I andre områder i verden, for eksempel i USA, bekymrer man seg ofte når overkonsentrasjonene er langt under 10.

Mengden av PAH som avsettes i sedimentene pr. år kan anslås. Vi regner at indre fjordområde er begrenset av Korsneset-Naustbukta, og at avsetningsarealet (deposisjonsbunn) er arealet dypere enn 100m. Dette blir et areal på ca. 12 km². Midtre fjordområde strekker seg fra Korsneset-Naustbukta til Tingvoll, som blir et areal på ca. 43 km². Ytre fjordområde er avgrenset av Tingvoll og Bergsøyfjorden, med et areal på ca. 15 km². Videre antar vi at den øverste cm av sedimentet har et vanninnhold på 70% og at tettheten av tørt sediment er 2.5 g/cm³.

Vi forutsetter at konsentrasjonene fra de forskjellige stasjonene er representative for de enkelte fjordområder. I indre fjord er igjen området delt opp i arealer representative for de forskjellige stasjonene her. Beregningene tyder da på at den øverste cm av sedimentet i indre fjord inneholder ca. 3.5 tonn PAH, midtre fjord ca. 2 tonn og ytre fjord ca. 0.5 tonn, tilsammen ca. 6 tonn. Ut fra vertikalprofilen på st. 8 (jfr. fig. 3.5) og målinger i tilsvarende fjordområder, er det rimelig å anta en gjennomsnittlig sedimenttilvekst på ca. 3 mm pr. år. I så fall betyr dette at den øvre cm av sedimentet inneholder avleiringer fra de siste 3 åra, og at det årlig sedimenterer ca. 2 tonn PAH i hele fjordområdet ut til Bergsøyfjorden. Overslagene er grove, men forutsetter vi at PAH-tilførselen er på 5-10 tonn/år, antyder beregningene at 20-40% sedimenterer i fjorden mens resten transporteres ut av området.

Analysen av de enkelte PAH-komponentene viste kun små og ingen systematisk forandring i sammensetning av total PAH med avstand fra kilden, tabell 3.6. Det er mulig at det utover fjorden er en prosentvis økning i fenantren, som er relativt lettløselig. Den prosentvise andelen av fenantren, antracen, fluoranten og pyren av total PAH

varierte mellom 18% og 34% . Dette er i overenstemmelse med resultatene fra Årdalsfjorden, bortsett fra at det der var en kraftig økning i prosentvis innhold av disse komponentene på stasjonene lengst fra kilden.

Tabell 3.6. Prosentvis (av total PAH) fordeling av utvalgte PAH-forbindelser i overflatesedimentet (0-1cm).

	Stasjon						
	S3	S6	S9	S12	S13	S15	S17
Fenantren	5	4	7	9	9	18	12
Antracen	0,5	0,7	1	1	1	-	-
Fluoranten	16	8	11	10	14	8	11
Pyren	12	5	8	7	12	6	7
Delsum	3	18	27	26	36	34	31

Trifenylen/							
Chrysen	24	18	13	14	11	8	9
Benzo(a)antracen	6	6	6	6	8	3	7
Benzo(b,j,k)flu.	18	24	19	19	18	17	24
Benzo(e)pyren	5	10	8	7	6	6	7
Benzo(a)pyren	5	7	7	12	7	6	9
Delsum	58	65	53	58	50	40	56

KPAH	21	24	26	29	24	23	29

Trifenylen/chrysen og benzo(b,j,k)fluoranten er mengdemessig de mest dominerende enkeltkomponentene. Innholdet av trifenylen/chrysen, benzo(a)antracen, benzo(b,j,k)fluoranten og benzo(a,e)pyren utgjorde mellom 40 til 65 % av total PAH. Dette er igjen i overenstemmelse med Årdalsfjorden bortsett fra for de to stasjonene som lå lengst fra kilden (som nevnt ovenfor)

Innholdet av potensielt kreftfremkallende PAH (KPAH) ifølge IARC(1983) utgjorde mellom 26% og 47% av total PAH. Det var heller ikke her noen systematiske forskjeller mellom stasjonene. For Årdalsfjorden ble det anvendt en eldre beregningsmåte for KPAH (NAS 1972). Anvendes denne på resultatene fra Sunndalsfjorden, blir nivåene sammenlignbare.

På stasjon 8 i indre fjordområde ble det analysert på flere snitt nedover i sedimentdypet, fig.3.5. I 13-14 cm sedimentdyp var konsentrasjonene nede på antatt bakgrunnsnivå, ca. 0.3 µg/g. Aluminiumproduksjonen på Sunndalsøra begynte i 1954, dvs. 32 år før prøvene ble tatt. Vertikalprofilen tyder dermed på at gjennomsnittlig sedimenttilvekst i indre del av Sunndalsfjorden er 3-4 mm/år. Dette ble forsøkt bekreftet ved å bruke isotopen bly-210 til å bestemme aleren for de forskjellige sedimentsnittene. Metoden viste seg imidlertid ikke å være brukbar fordi gravende dyr i for stor grad hadde blandet sedimentene.

Lenger ute i fjorden vil sedimenttilveksten være noe mindre.

Analyse av de enkelte PAH-komponentene nedover i sedimentdypet på stasjon 8 viste ingen signifikante variasjoner med dypet, bortsett fra en økning i relativ fenantren i 13-14cm snittet.

Konsentrasjonene av PAH innerst i Sunndalsfjorden er blant de høyeste som er rapportert. Sammenligning med noen andre områder er gjort i tabell 3.7. Sammenligningen med total PAH kan være noe misvisende idet ikke alltid alle enkeltkomponentene blir analysert. Det er derfor også tatt med benzo(a)pyren (klassifisert som sterkt kreftfremkallende) i sammenligningen.

Tabell 3.7 Konsentrasjoner av total PAH og benzo(a)pyren
(ng/g = 10^{-3} µg/g).

Lokalitet	Total PAH	Benzo(a)pyren	Ref.
Sundalsfjorden (maks)	800 000	34 300	Denne undersøkelsen
Årdalsfjorden (maks)	820 000	47 900	Baalsrud et al.1985
Kristiansandsfjorden (maks)	500 000	24 000	Næs 1985
Vefsnfjorden	35 700	1 520	Haugen et al. 1981
Saudafjorden (maks)	99 000	7 730	Bjørset et al. 1979
Fedafjorden (maks)	150 600	14 450	Rygg og Skei 1986
Italia, høyindustri- alisert område		1000-3000	"
Franske Middelhavskyst		spor-1500	"
Washington, USA		720	Prahl & Carpenter 1983

3.5. Samlet vurdering

Sedimentene i nærområdet til hovedutslippet fra Sunndal Verk er ekstremt forurenset med PAH. Verdiene er blant de høyeste som er rapportert i verden. Imidlertid avtar konsentrasjonene raskt med avstand fra kilden. I indre fjordområde innenfor Svinberget er konsentrasjonene som helhet 25-50 ganger normalt. I overgangen til Bergsøyfjorden var konsentrasjonen 10 ganger mer enn normalt. Dette er høyt, og det er tydelig at det skjer en stor transport av PAH ut av fjorden. Her kan også lufttransportert PAH-holdig støv fra bedriften gi et bidrag.

Bortsett fra i nærheten av utslippet fra Sunndal Verk og det kommunale avløpet, er det liten metallbelastning på fjorden. Dette gjelder også for fluorid. I nærområdet til utslippene var kvikksølvkonsentrasjonene ca.20 ganger normalt, kadmium ca 10 og kobber/blyverdiene ca.3 ganger normalt. Det er trolig at kadmium stammer fra Sunndal Verk, mens kvikksølv og kobber i større grad kan komme fra kommunal kloakk.

Innholdet av kobber i sedimentet ved Raudsand var høyt, ca. 10 ganger mer enn normalt. Analyseresultatene tyder på at dette skyldes tidligere utslipp fra Rødsand Gruber. SFT opplyser at det ikke har vært sluppet ut kobber. Skal man finne forklaringer på de høye nivåene må det derfor utføres nye undersøkelser.

Innhold av klorerte forbindelser i sedimentet var lavt.

4. BLØTBUNNFAUNA

4.1. Innledning

De virkningstyper som kan påvirke faunaen er i første rekke sedimentering av organisk materiale, oksygenmangel, sulfiddannelse i sedimentet på grunn av at oksygenet er brukt opp, og miljøgiftinnhold i vann og sediment. Faunaens respons på de forskjellige faktorer er ofte ikke så spesifikk at den identifiserer forurensningstypen. Tolkningen av årsaker må derfor knyttes til andre miljødata og belastningstall. Faunaens respons er mer et uttrykk for samlet påvirkning. Toleranse overfor ugunstige miljøforhold kan variere mye fra art til art. En snakker om tolerante og ømfintlige arter. Ved dårlige forhold vil de ømfintlige slås ut. Tolerante arter kan ta deres plass og øke i mengde.

Innsamling av bløtbunnsfauna foregår ved at prøver av bunnen hentes opp med grabb og siles. Faunaen består av virvelløse dyr. Vanligst er børstemark, krepsdyr, muslinger, snegler og slangestjerner. Flere andre dyregrupper finnes også. Vanligvis innsamles bare den delen av faunaen som har individer over en viss størrelse - de som holdes tilbake av en sil med 1 mm store hull. Individantallet av denne makro-faunaen pr. kvadratmeter bunn i norske fjorder er ofte mellom 1000 og 2000, vanligvis fordelt på omkring 100 arter. Ved innsamling fra et større areal stiger individmengden i takt med arealet. Artsantallet stiger ikke i samme grad, fordi det ved økende individmengde blir en stadig større andel av individene som tilhører arter som allerede er funnet i materialet. Funn av 150-200 forskjellige arter er nokså typisk for en undersøkelse av vanlig omfang.

4.2. Tidligere undersøkelser

En undersøkelse av bløtbunnsfauna på strekningen Sunndalsøra-Kvernesfjorden ble utført i 1978-79 (Holthe og Stokland 1980). Undersøkelsen gir en dekkende beskrivelse av faunaen i fjordområdet som helhet, men stasjonsnettets var ikke tilstrekkelig godt egnet til å avdekke omfanget av eventuelle forurensningsvirkninger omkring viktige forurensningskilder som Sunndal Verk og Rødsand Gruber. Resultatene fra Holthe og Stoklands undersøkelser diskuteres sammen med resultatene fra det statlige programmet senere i dette kapitlet.

4.3. Stasjonsvalg og feltarbeid

I den indre del av Sunndalsfjorden ble det tatt prøver fra 6 stasjoner langs hvert av de tre snittene A, B og C (Fig. 4.1). Formålet var å kartlegge influensområde og gradienter av eventuell forurensningspåvirkning fra Sunndal Verks utslipp. Et lignende opplegg var tidligere prøvd i Årdalsfjorden, der det er samme type forurensende utslipp, og viste seg å gi utsagnskraftige resultater (Baalsrud et al. 1985). På hver av stasjonene på snitt A, B og C ble det tatt to prøver med en 0,1 m² Petersen-grabb.

I fjorden ved Rødsand Gruber ble det tatt fire prøver fra stasjon D. Hensikten var å undersøke om det kunne være giftvirkninger av metallholdig sediment som følge av avrenning fra de nedlagte gravene.

Feltarbeidet ble gjennomført 26-28. november 1986 ved hjelp av en lokal fiskeskøyte. Prøver av sedimenter for fysiske og kjemiske analyser ble samlet på det samme toktet.

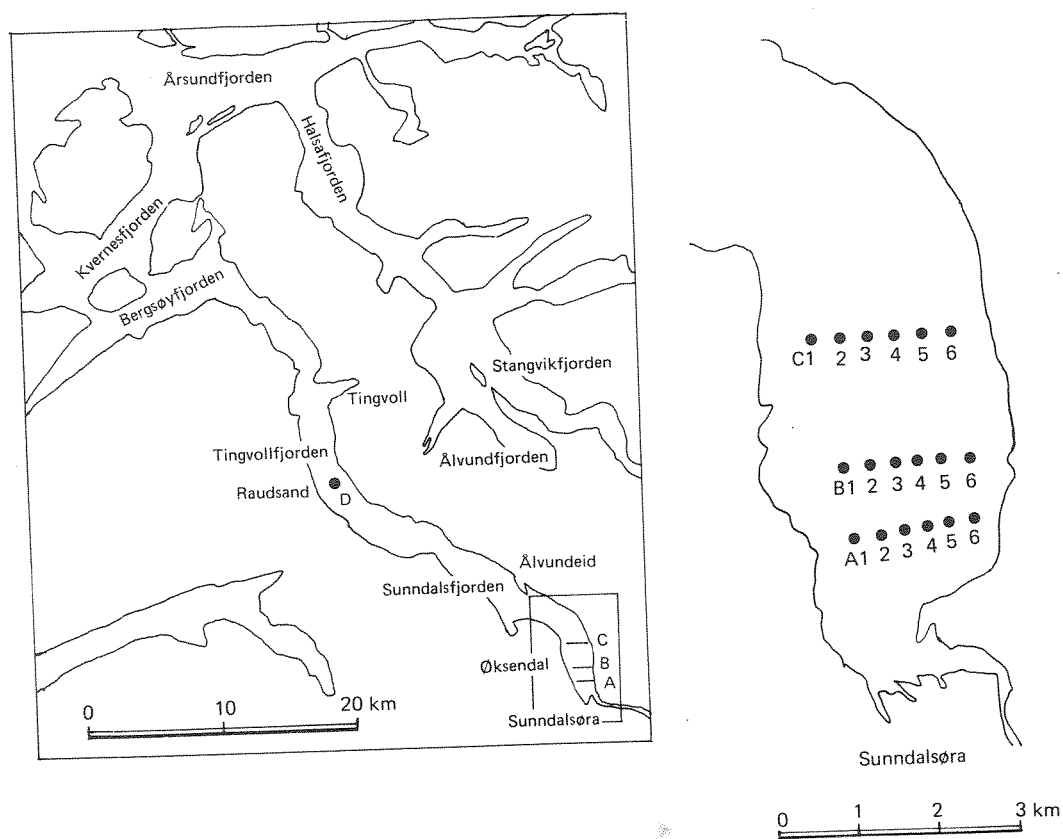


Fig. 4.1. Kart over undersøkelsesområdet med bløtbunnfaunastasjonene inntegnet. I den indre del av fjorden ble det tatt prøver fra 6 stasjoner langs hvert av de tre snittene A, B og C. Ved Raudsand lenger ute i fjorden ble det tatt prøver fra en stasjon (D).

4.4. Resultater

Data fra de parallelle grabbprøvene ble slått sammen til ett datasett pr. stasjon forut for den statistiske bearbeidelsen. De komplette faunistiske resultater finnes i Vedlegg.

4.4.1. Artsmangfold

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

Artsmangfoldet kan defineres som artsantall som funksjon av antall individer i prøven. Det er utarbeidet et klassifikasjonssystem som viser sammenhengen mellom artsantall og individantall ved forskjellig artsamangfold (Rygg 1984). Dette har blitt brukt til å gradere miljøtilstand (Fig. 4.2).

For å få et enkelt tall for artsamangfoldet, kan det forventede artsantallet ved et bestemt individantall i prøven, f.eks. 100, beregnes (Hurlbert 1971). Denne artsamangfoldindeksen er gitt benevnelsen $E(S_{n=100})$. Det er foretatt en klassifikasjon av denne indeksen til bruk ved bedømmelse av miljøkvalitet (Tabell 4.1), diagrammatisk vist i Fig. 4.3.

En annen vanlig brukt indeks for artsamangfold er Shannon-Wiener's indeks (H) (Shannon og Weaver 1963). Verdiene for $E(S_{n=100})$ og H for Sunndalsfjordprøvene er vist i Tabell 4.2.

Lavest artsamangfold hadde stasjon D1 (utenfor Raudsand) og A1 (nærmest elvemunningen innerst i fjorden). Noe nedsatt (moderat) artsamangfold hadde også A2, B6 og C4. De øvrige stasjonene hadde normalt artsamangfold.

4.4.2. Faunaens artssammensetning

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

Artsindekser som er beregnet for et stort antall stasjoner fra lokaliteter med forskjellig forurensningsbelastning, tyder på godt samsvar mellom indeksverdi og antatt forurensningsgrad. Det er foretatt en klassifisering av artsindeksverdier til bruk ved bedømmelse av forurensningsgrad (Rygg 1986b) (Tabell 4.1, Fig. 4.3).

Ugunstige miljøforhold behøver ikke alltid å føre til nedsatt artsmangfold. Ugunstige miljøforhold forårsaker bortfall av ømfintlige arter, men hvis ingen av de gjenværende, tolerante artene blir dominerende i antall, kan artsmangfoldet fortsatt ha en høy verdi. Artsindeksen er derfor en viktig tilleggspåparameter som kan avdekke påvirkninger som ikke kunne oppdages ved å se på artsmangfoldet alene.

Verdiene for artsindeksen for stasjonene i Sunndalsfjorden er vist i Tabell 4.2. Laveste verdier hadde stasjonene på A-snittet (innerst i fjorden) særlig A2, A3, A4 og A6. De øvrige stasjonene hadde normale verdier for artsindeksen.

Figur 4.4 viser to grupper av stasjoner med innbyrdes lik fauna blant stasjonene innenfor hver gruppe. Stasjonene på A-snittet utgjorde én gruppe. Stasjonene på B- og C-snittet utgjorde én stor gruppe. Stasjon D utgjorde en egen "gruppe".

Verdiene for de samlede individtall av de vanligste artene på stasjonene innen hver gruppe er vist i Tabell 4.3.

Børstemarken Paramphinome jeffreysii var tallrik på alle stasjoner. Også børstemarken Prionospio cirrifera var tallrik i den indre del av fjorden, men forekom bare sparsomt på stasjon D (ved Raudsand). Enkelte arter som var vanlige i indre fjord manglet helt på stasjon D.

4.4.3. Tilstandsindeks

Tilstandsindeks (Rygg 1986b) er et veid gjennomsnitt av artsindeksen AI og artsmangfoldet $E(S_{n=100})$:

$$\text{Tilstandsindeks (TI)} = 0.073 \text{ AI} + 0.009 E(S_{n=100}) + 0.333$$

En indeksverdi på 1.0 angir grenseverdien mellom påvirket og upåvirket lokalitet (Tabell 4.1). Klassifikasjon av tilstandsindeksen er diagrammatisk vist i Fig. 4.3.

Verdiene for tilstandsindeksen for Sunndalsfjordprøvene er vist i Tabell 4.2. Lavest indeksverdi hadde stasjon D1 og A1-A3.

Tabell 4.1. Graden av påvirkning av bløtbunnfaunasamfunn kan klassifiseres ved samfunnets artsmangfold (ES), artsindeks (AI), og ved en tilstandsindeks (TI) som kombinerer ES og AI. Klassifiseringen er diagrammatisk vist i Fig. 4.2.

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

Tabell 4.2. Sunndalsfjorden, november 1986. Oversikt over stasjoner samt verdier for noen viktige faunaparametre.

STA	DYP	AREAL	S	N	H	ES(n=100)	AI	TI
A1	94	0.2	42	1265	3.00	14.64	7.43	1.007
A2	102	0.2	40	908	2.89	17.07	6.73	0.977
A3	95	0.2	42	672	3.35	19.63	6.66	0.995
A4	90	0.2	46	526	3.54	21.83	6.66	1.015
A5	81	0.2	46	471	3.22	21.97	7.47	1.076
A6	55	0.2	35	358	3.84	24.10	6.44	1.020
B1	127	0.2	48	767	3.53	18.84	7.64	1.060
B2	126	0.2	48	932	3.50	18.99	7.18	1.028
B3	129	0.2	45	479	3.28	21.15	7.59	1.077
B4	133	0.2	34	240	3.35	21.46	7.98	1.108
B5	134	0.2	42	265	4.11	27.35	8.10	1.170
B6	131	0.2	34	402	2.75	18.29	8.64	1.128
C1	142	0.2	47	345	3.92	25.77	8.13	1.158
C2	144	0.2	41	519	3.38	19.33	8.49	1.126
C3	150	0.2	34	402	3.52	19.53	8.12	1.101
C4	151	0.2	39	474	3.27	17.99	8.57	1.120
C5	149	0.2	46	629	2.95	18.88	7.63	1.059
C6	147	0.2	41	377	3.18	20.73	8.29	1.124
D1	325	0.4	30	650	2.48	12.16	7.75	1.008

STA = Stasjon

DYP = Dyp i meter

AREAL = Kvadratmeter prøvetatt bunnareal

S = Antall arter

N = Samlet antall individer

H = Artsmangfold (Shannon-Wiener diversitetsindeks)

ES(n=100) = Artsmangfold (forventet antall arter pr. 100 individer)

AI = Artsindeks

TI = Tilstandsindeks

Tabell 4.3. Samlet individantall av de vanligste artene innen stasjonsgruppene A, B/C og D. De komplette artslistene finnes i Vedlegg.

Stasjonsgruppe		A	B/C	D
Art				
<i>Paramphinome jeffreysii</i>	(Po)	1488	1534	296
<i>Prionospio cirrifera</i>	(Po)	862	1339	6
<i>Chaetozone setosa</i>	(Po)	366	66	37
<i>Pseudopolydora antennata</i>	(Po)	246	422	-
<i>Diplocirrus glaucus</i>	(Po)	107	7	-
<i>Eudorella emarginata</i>	(Cu)	102	8	-
<i>Goniada maculata</i>	(Po)	80	8	-
<i>Heteromastus filiformis</i>	(Po)	69	221	116
<i>Thyasira cf. gouldi</i>	(Bi)	57	11	16
<i>Exogone verugera</i>	(Po)	50	167	-
<i>Abra nitida</i>	(Bi)	48	177	-
<i>Thyasira equalis</i>	(Bi)	25	239	125
<i>Spiophanes kroeyeri</i>	(Po)	13	511	-
<i>Asclerocheilus intermedius</i>	(Po)	-	166	-
<i>Cossura longocirrata</i>	(Po)	-	4	13

Bi = Bivalvia (muslinger)

Cu = Cumacea (cumaceer)

Po = Polychaeta (mangebørstemark)

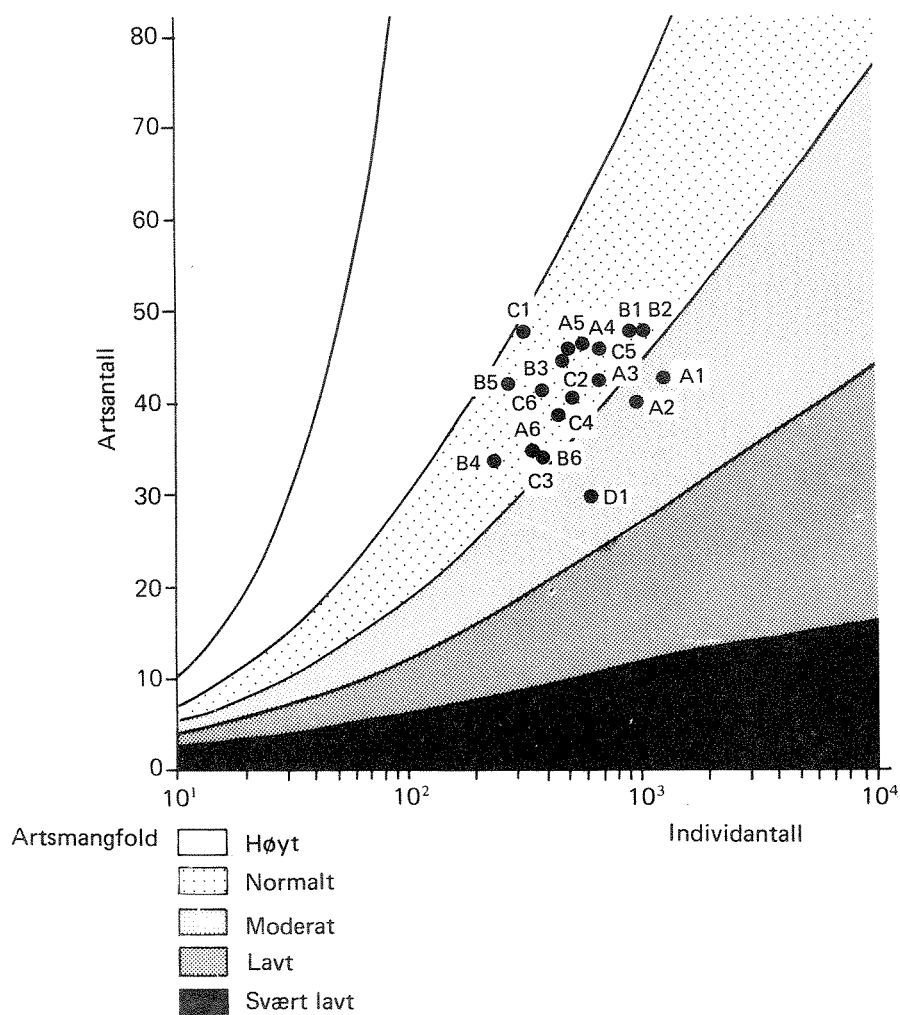


Fig. 4.2. Lavest artsmangfold hadde stasjon D1 (utenfor Raudsand) og A1 og A2 (ved Sunndalsøra). På grunnlag av resultater fra en rekke fjorder med forskjellig forurensningsgrad er det laget et klassifikasjonssystem som viser sammenhengen mellom antall individer og antall arter ved forskjellig artsmangfold. Moderat, lavt og svært lavt artsmangfold tyder på forurensningsvirkninger.

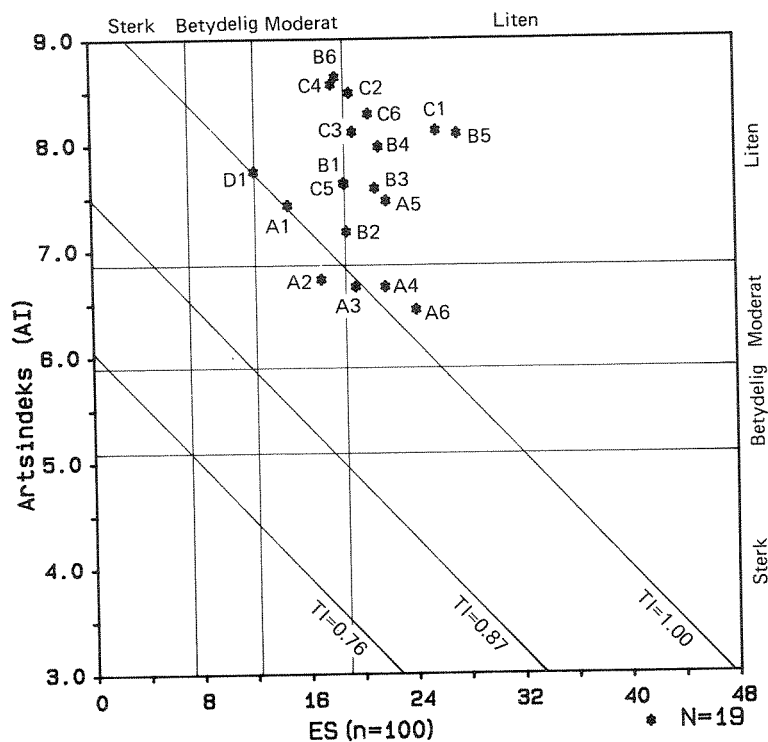
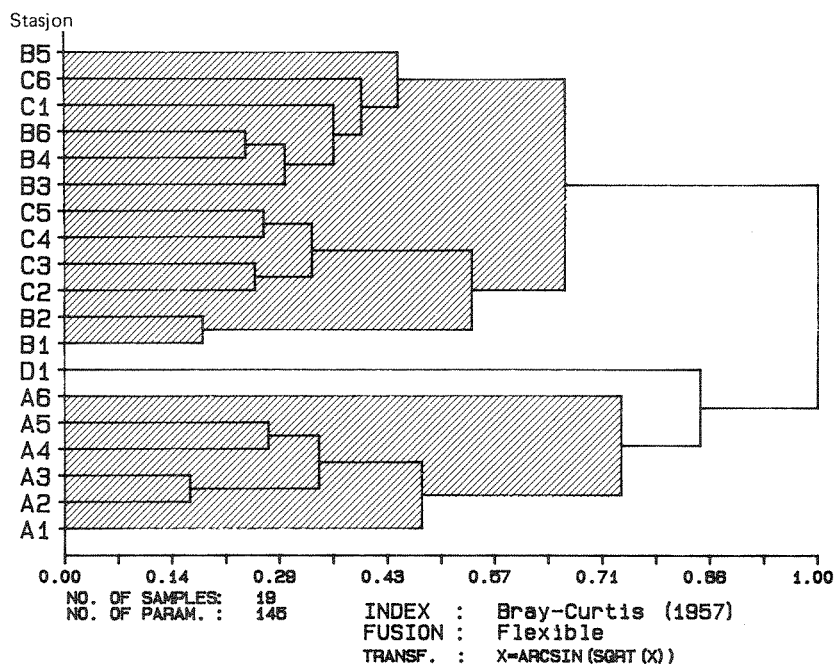


Fig. 4.3. Lavest artsmangfold hadde stasjon D1 (utenfor Raudsand) og A1 (nærmest elvemunningen). Noe nedsatt (moderat) artsmangfold hadde også A2, B6 og C4. De øvrige stasjonene hadde normalt artsmangfold.

Laveste verdier for artsindeks hadde stasjonene på A-snittet, særlig A2-A4 og A6. De øvrige stasjonene hadde normale verdier for artsindekseen.

Laveste verdier for tilstandsindeks hadde stasjon D1 og A1-A3.

Tilstanden i bløtbunnfaunasamfunn kan klassifiseres ved artsmangfold (ES), artsindeks (AI) og ved en tilstandsindeks (TI) som kombinerer begge (jfr. Tabell 4.1). På diagrammet er verdier for TI tegnet inn som diagonale linjer. Vannrette og loddrette felter klassifiserer henholdsvis artsindeks og artsmangfold. Diagonale felter klassifiserer tilstandsindeks. Benevnelsene sterk, betydelig, moderat og liten angir påvirkningsgrad. Stasjonenes status med hensyn til både artsmangfold, artsindeks og tilstandsindeks kan leses ut.



I

Fig. 4.4 Stasjonene på A-snittet utgjorde én gruppe.

Stasjonene på B- og C-snittet var gruppert om hverandre og utgjorde til sammen én stor gruppe. Stasjon D utgjorde en egen "gruppe".

Dendrogrammet viser grupperinger av innbyrdes like stasjoner, basert på similaritetsindeks for alle par av stasjoner. Like stasjoner grupperes tidligst sammen i dendrogrammet, dvs. lengst til venstre. Skalaen angir grad av ulikhet. Det framtrer 2 grupper (skravert), samt en enkeltstasjon uten tydelig gruppetilhørighet.

4.4.4. Sammenheng mellom sedimentforurensning og faunaens tilstand

De fullstendige resultatene fra sedimentundersøkelsen er omtalt i sedimentkapitlet (kap. 3). Sedimentegenskaper som kan være av betydning for faunaen er bl.a. kornstørrelse, innhold av organisk materiale og innhold av miljøgifter. Stagnant dypvann kombinert med høyt oksygenforbruk kan forårsake hydrogensulfidholdig sediment og ødeleggelse av faunaen. På stasjonene i Sunndalsfjorden ble det ikke observert hydrogensulfid i sedimentet.

Tabell 4.4. viser verdiene for noen utvalgte sedimentparametre på de bløtbunnfaunastasjonene hvor også sediment ble analysert. Andre miljøgifter enn kopper (Cu) og PAH er ikke tatt med fordi de ikke opptrådte i vesentlige overkonsentrasjoner og ikke kunne antas å ha virkning på faunaen. Karbon (C) og nitrogen (N) indikerer mengden av organisk materiale. Prosentvis andel av partikler mindre enn 63 μm angir hvor finkornet sedimentet er.

Tabell 4.4. Verdier for noen sedimentparametre som kan ha betydning for faunaen. Stasjonsbetegnelsene som ble brukt i sedimentundersøkelsen er tatt med for å kunne identifisere felles stasjoner for fauna- og sedimentundersøkelsene.

Stasjonskode		PAH	Cu	TotC	TotN	<63 μm
Fauna	Sedim.	$\mu\text{g/g}$	$\mu\text{g/g}$	%	%	%
A3	S5	22	40.5	17.3	1.19	72
A6	S6	127	54.8	38.6	1.54	51
B1	S7	-	41.0	13.5	1.01	90
B3	S8	7.6	37.1	10.0	0.80	66
B6	S9	25	45.7	18.1	1.24	40
C1	S10	8.5	41.3	11.5	0.91	74
C5	S11	9.3	40.9	10.2	0.85	68
D1	S15	1.2	352.0	4.0	0.38	60

Avvikende tilstand i faunaen var nokså tydelig på stasjon D1, hvor flere arter som var vanlige i indre fjord manglet, og hvor artsmangfoldet var betydelig nedsatt. Det var grunn til å vurdere hvorvidt egenskaper ved sedimentet var årsak til avvikelser i faunaen. Spesielt for sedimentet på stasjon D1 var den høye kopperkonsentrasjonen. Den var bortimot 10 ganger høyere enn ellers i fjorden og 10-15 ganger høyere enn hva en kan anta å være bakgrunnsnivå.

Resultater fra tidligere undersøkelser i en rekke norske fjorder, enkelte med betydelig kopperforurensning, tyder på at kopperkonsentrasjoner over 150-200 $\mu\text{g/g}$ sediment fører til nedsatt artsmangfold fordi en del ømfintlige arter blir borte. Regresjonslinjen i Fig. 4.5 viser sammenhengen mellom artsmangfold og kopperkonsentrasjon i sedimentet basert på 59 stasjoner i ni fjorder (fra Rygg 1984b). Resultatene fra Sunndalsfjorden er plottet inn på diagrammet og viser godt samsvar med de tidligere observasjonene.

En alternativ forklaring på det lave artsmangfoldet på stasjon D1 kunne være at stasjonen ligger i et fjordbasseng som har adskillig større dyp enn området der A-, B- og C-stasjonene lå. I mange fjorder kan det forekomme nedsatt oksygeninnhold i de dypeste partiene, noe som kan føre til lavere artsmangfold. De hydrografiske målingene i Sunndalsfjorden viser imidlertid ingen oksygenproblemer.

Den relative betydningen av kopper kunne ha vært klarlagt ved å ta flere faunastasjoner i fjordenes dypparti i forskjellig avstand fra Raudsand. Dette ble dessverre ikke gjort i 1986-undersøkelsen, men Holthe og Stokland (1980) tok flere stasjoner i dyppartiene, og beregnet artsmangfoldet. Verdiene var betydelig høyere enn for D1 1986, bortsett fra en verdi, hvor forskjellen var mindre (Fig. 4.6).

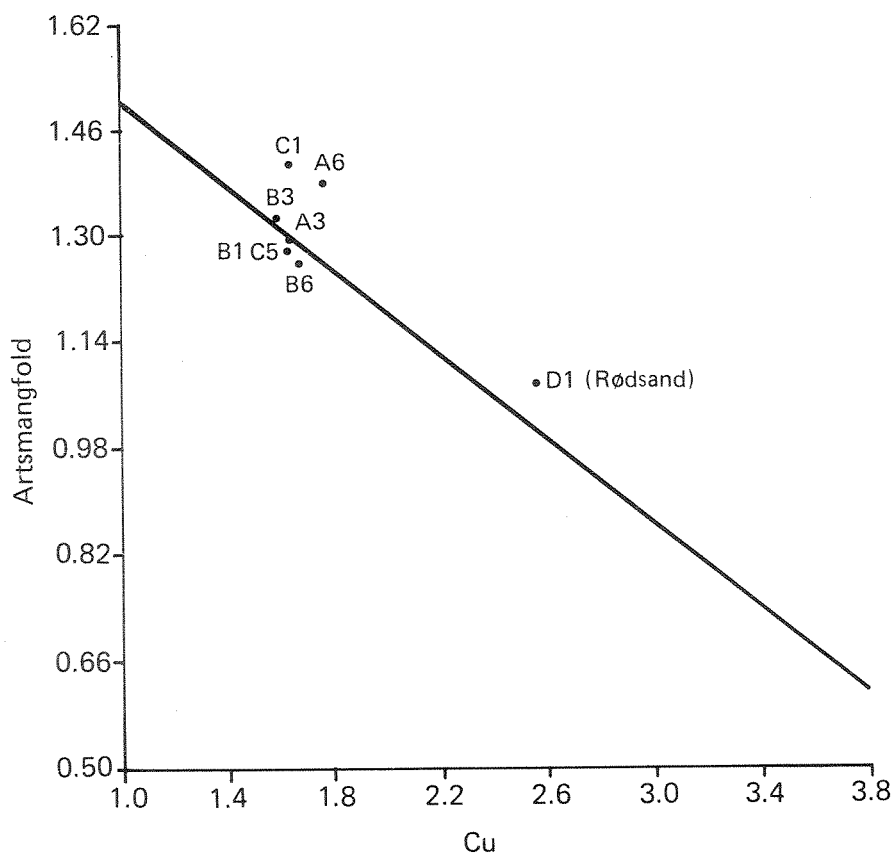


Fig. 4.5. Verdiene for artsmangfold og kopperkonsentrasjon ved Raudsand tyder på skadevirkninger av kopper. Regresjonslinjen viser sammenhengen mellom artsmangfold, uttrykt ved forventet artsantall pr. 100 individer, og kopperkonsentrasjon (Cu) i sedimentet, basert på resultater fra 59 stasjoner i ni norske fjorder. Resultatene fra Sunndalsfjorden er plottet inn på diagrammet som enkeltpunkter og viser godt samsvar med observasjonene fra andre fjorder. Log/log skala.

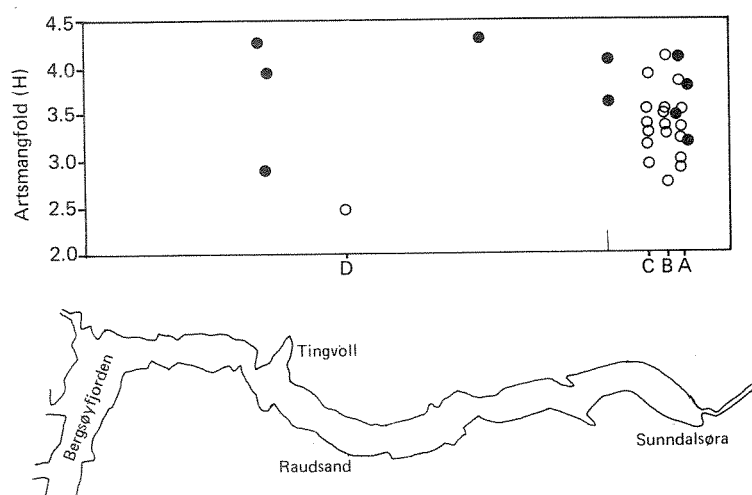


Fig. 4.6. Artsmangfold (Shannon-Wiener diversitetsindeks) på bunnfaunastasjonene i 1978-79 (●) (Holthe og Stokland 1980) og i 1986 (○). (Verdiene i Holthe og Stoklands rapport er korrigert med faktoren 1.44 p.g.a. at det ble brukt forskjellig grunntall for logaritmen ved beregningen.)

Abra nitida

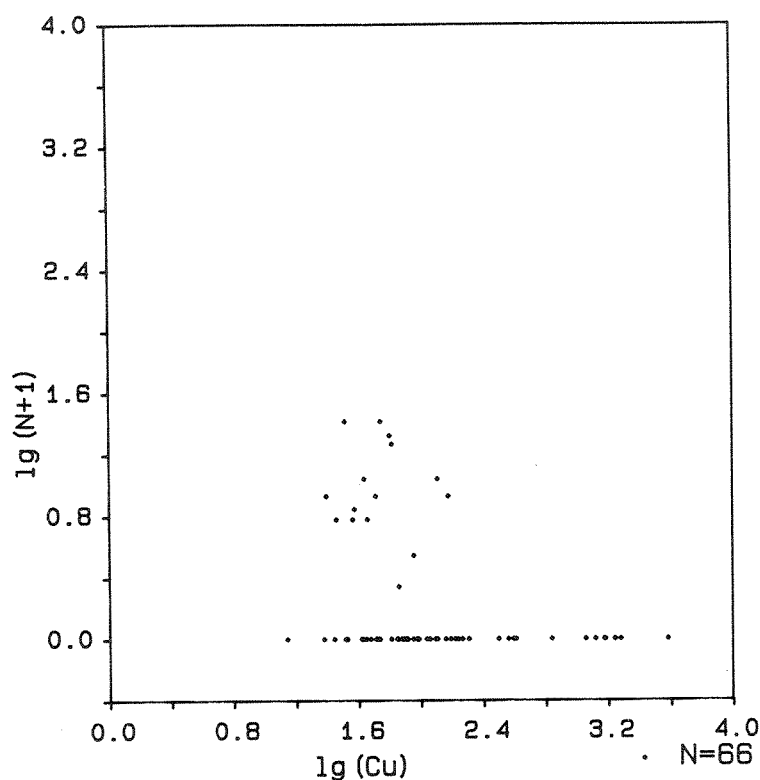


Fig. 4.7. Fraværet av muslingen Abra nitida på stasjon D1 skyldes sannsynligvis det høye kopperinnholdet i sedimentet utenfor Raudsand.

Figuren viser individantall av Abra nitida pr. m² på stasjoner med forskjellig kopperkonsentrasjon i sedimentet, basert på tidligere undersøkelser i noen norske fjorder, Sunndalsfjorden ikke inkludert. Abra nitida er ikke funnet ved kopperkonsentrasjoner høyere enn 160 µg/g sediment (fra Rygg 1985). Logaritmisk skala.

Enkelte arter som var vanlige i indre fjord manglet på stasjon D1. Blant disse var muslingen Abra nitida (Tabell 4.3). Holthe og Stokland (som ikke tok prøver fra fjorden ved Raudsand) fant denne arten på alle sine stasjoner på strekningen Sunndalsøra-Kvernesfjorden, bortsett fra den innerste og grunneste stasjonen. Artens fravær på stasjon D1 var derfor bemerkelsesverdig. Tidligere undersøkelser i flere norske fjorder med varierende kopperforurensning har vist at Abra nitida er en ømfintlig art. Den er ikke funnet ved kopperkonsentrasjoner høyere enn ca. 160 µg/g sediment (Fig. 4.7). Arten kunne således ikke forventes å opptre på stasjon D1, hvor kopperkonsentra-

sjonen var 352 µg/g.

4.5. Samlet vurdering og diskusjon

På A-snittet, innerst i fjorden, var stasjon A1-A3 moderat påvirket, muligens også A4 og A6. Stasjon A5 var upåvirket. Stasjonene på B- og C-snittet kan klassifiseres som upåvirket av forurensninger. Innslaget av forurensningsømfintlige arter var høyt og artsmangfoldet normalt eller moderat/normalt. D1 var moderat påvirket (Tabell 4.5).

Tabell 4.5. Klassifisering av forurensningspåvirkning.

Stasjon	Påvirkningsgrad
A1-A4	Moderat
A5	Liten/ikke påvisbar
A6	Moderat
B1-B6	Liten/ikke påvisbar
C1-C6	Liten/ikke påvisbar
D1	Moderat

Bunnfaunaen i fjorden som helhet må betegnes som lite forurensningspåvirket. Moderat påvirkning viste seg innenfor den innerste kilometer av fjorden, og det er sannsynlig at et tettere stasjonsnett enda nærmere Sunndalsøra og utslippspunktene ville ha vist gradienter i retning av sterkere forurensning. Sterk eller betydelig forurensningspåvirkning vil i alle fall være begrenset til et bunnareal vesentlig mindre enn det totale areal innenfor snitt A.

Utbredelse av kopperforurenset bunn ved Raudsand er ikke kartlagt, og omfanget av faunapåvirkningen kan heller ikke anslås uten nye undersøkelser med et tettere stasjonsnett. De normale kopperkonsentrasjoner på sedimentstasjon S14 og S16 henholdsvis 6 km innenfor og utenfor Raudsand (Fig. 3.1), samt den normale fauna som Holthe og Stokland (1980) fant på de samme lokalitetene, tyder imidlertid på at forurensningen avtar forholdsvis raskt med avstanden fra Raudsand både innover og utover i fjorden.

Påvirkningen på stasjonene langs snittet nærmest Sunndalsøra (snitt A) kan være forårsaket av utslipp fra industrien, av andre forurensende utslipp, eller av materiale fra elva Driva.

Sedimentanalysene (kap. 3) viste høyere innhold av karbon og nitrogen

langs snitt A og innenfor snitt A enn langs de ytre snittene B og C (Fig. 4.1). Ved prøvetakingen med grabb på stasjon A1-A4 ble det observert en del organisk materiale, og de kjemiske analysene viste spesielt høyt organisk innhold på A6. Sannsynligvis er dette materiale som er transportert ut med elvevannet og deretter sedimentert. Forekomst av slikt terrigent (= fra land) organisk materiale på fjordbunnen kan føre til forandringer i faunaen.

Det kan ikke sikkert fastslås om det er naturgitte faktorer (det vil si elvas påvirkning) eller utslipp av forurensninger som har påvirket faunaen innerst i fjorden. Mangelen på gradienter tversover fjorden langs snitt A tyder imidlertid på at det ikke er punktutslipp på den ene siden av fjorden som er den vesentlige årsak.

4.6. Konklusjon

Bløtbunnfaunaen i Sunndalsfjorden som helhet er lite forurensningspåvirket. Kun innenfor små bunnarealer er det påvist unormale tilstander, og da bare i form av moderat påvirkning.

Moderat påvirkning viste seg innenfor den innerste kilometer av fjorden, ved Sunndalsøra. Det kan ikke med sikkerhet fastslås om det er naturgitte faktorer (det vil si elvas påvirkning) eller utslipp av forurensninger som er årsaken. Mangelen på forurensningsgradienter tversover fjorden langs det innerste snittet tyder på at det ikke er punktutslipp på den ene siden av fjorden som er den vesentlige årsak. Forekomsten av terrigent (= fra land) plantemateriale på fjordbunnen på de påvirkete stasjonene tyder derimot på at det er det elvetransporterte materiale som er den viktigste faktor.

Den moderate påvirkningen av faunaen på fjordbunnen ved Raudsand skyldes høyst sannsynlig kopperforurensningen av sedimentet. Kopperkonsentrasjonen var høyere enn hva som tidligere er vist å forårsake skader på bunnfauna. En muslingart som var vanlig ellers i fjorden, men som er kjent for å være ømfintlig overfor kopper, manglet på stasjonen ved Raudsand.

For å kartlegge utbredelsen av kopperforurensset bunn ved Raudsand, samt omfanget av påvirkningen av faunaen, bør nye undersøkelser med et tettere stasjonsnett utføres i denne del av fjorden.

5. HENVISNINGER

- 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.
- Baalsrud, K., N. Green, J. Knutsen, K. Næs og B. Rygg 1986. Overvåkning av Årdalsfjorden. En tiltaksorientert undersøkelse av forurensinger fra aluminiumsindustri og befolkning. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 226/86, SFT/NIVA. Oslo. 133 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.
- Haugen, I., L. Kirkerud, J. Knutzen, K. Kvalvågnæs, J. Magnusson, B.Rygg og J.Skei 1981. Vefsnfjorden som resipient for avfall fra Mosjøen Aluminiumsverk. Rapport 1. Undersøkelser 1978-1980. 0-76146, NIVA, Oslo.
- Holthe, T. og Stokland, Ø., 1980. Biologiske undersøkelser - Kristiansunds fastlandssamband. Bunndyrundersøkelser 1978-1979. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser.* 1980-5: 1-27.
- Hurlbert, S.N., 1971. The non-concept of species diversity. *Ecology* 53: 577-586.
- IARC 1983. IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Polynuclear aromatic compounds, chemical, environmental and experimental data. Volume 32.
- Müller, G., G. Grimmer and H. Böhnke 1977. Sedimentary record of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in Lake Constance. *Naturwissenschaften*, 64 :427-431.
- Niemistö, L. 1974. A gravity corer for studies of soft sediments. *Havforskningsinst. Skr. Helsinki*, 238 : 33-38.
- Næs, K. 1985. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport: Metaller i vannmassene, metaller og organiske miljøgifter i sedimentene. Statlig prog., rapp. 193/85, 0-8000353, SFT/NIVA, Oslo, 62s.

- Næs, K. 1983. Basisundersøkelse i Hvalerområdet og Singlefjorden. Løste metaller, suspendert materiale og sedimenter. Statlig prog.rapp.nr. 70/83, 0-8000303, SFT/NIVA, Oslo, 100s.
- Palmork, K. H., S. Wilhelmsen and T. Neppelberg 1973. Report on the contribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) to the environment from different industries. ICES, C.M. 1973/E: 33.
- Prahl, F.G. and R. Carpenter 1983. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-phase associations in Washington coastal sediments. *Geochim.cosmochim.Acta*, 47 : 1013-1023.
- Rygg, B., 1984a. Bløtbunnfaunaundersøkelser - et godt verktøy ved marine resipientvurderinger. Rapport OF-80612(II), NIVA. Oslo. 29 s.
- Rygg, B., 1984b. Økologiske skadevirkninger av kopperforurensning i det marine miljø. *Vann* 1984: 464-474.
- Rygg, B., 1985. Sammenheng mellom forurensningsgrad og forekomst av utvalgte arter av marin bløtbunnfauna. Rapport OF-80612(IV), NIVA. Oslo. 158 s.
- Rygg, B., 1986a. Bløtbunnfauna som indikatorsystem på miljøkvalitet i fjorder. En ny forurensningsindeks basert på artssammensetning. Rapport OF-80612(V), NIVA. Oslo. 20 s.
- Rygg, B., 1986b. Miljøkvalitetskriterier for marine områder. Rapport 2. Forurensningsvirkninger på bløtbunnfaunasamfunn. Rapport 0-8612601, NIVA. Oslo. 42 s.
- Rygg, B. og J. Skei 1986. Undersøkelser av Fedafjorden 1984 - 1985. Delrapport 1. Sedimenter og bløtbunnfauna. Statlig prg. rapp.nr. 214/86, 0-8000320, SFT/NIVA, Oslo, 53s.
- Shannon, C.E. og Weaver, W., 1963. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana.
- Trengereid, G. T. 1978. *Vannforurensningskilder i Bergen*. Bergen kommune, anleggsseksjonen.
- Verschuren, K. 1983. *Handbook of environmental data on organic chemicals*. 2nd edition, 1309pp. Van Nostrand Reinhold Company, New York.

VEDLEGG

Vedleggstabell I

Konsentrasjoner av bly, kadmium, kobber, krom, kvikksølv, sink, vanadium, jern, mangan, fluorid, total karbon, total nitrogen, total organisk karbon og karbon til nitrogen forholdet i sedimentene i Sundalsfjorden.

Stasjon	Dyp cm	Pb µg/g	Cd µg/g	Cu µg/g	Cr µg/g	Hg µg/g	Zn µg/g	V µg/g	Fe mg/g	Mn mg/g	F- mg/g	TC µg/mg	TN µg/mg	TOC	C/N
2	I+II+III	0-1	29	0,16	40		0,06	65			0,66	25,0	1,43		17,5
3	I	"	72	0,92	76		0,99	111			-	49,8	3,41		14,6
5	I+II+III	"	26	0,07	40		0,08	72			0,47	17,3	1,19		14,5
6	I+II+III	"	40	0,40	54	66	0,24	78	24		0,82	38,6	1,54		25,1
7	I+II+III	"	25	0,09	41		0,20	79			0,49	13,5	1,01		13,4
8	I	"	20	0,09	37		<0,05	74			0,52	10,1	0,82		12,3
8	I	1-2	23	0,08	36		0,14	73			0,41	9,80	0,79		12,4
8	I	3-4	25	0,10	41		<0,05	81			0,59	10,9	0,76		14,3
8	I	5-6	22	0,10	42		<0,05	79			0,49	9,61	0,72		13,3
8	I	7-8	24	0,09	43		<0,05	80			0,42	9,40	0,70		13,4
8	I	10-11	23	0,09	39		<0,05	73			0,36	8,47	0,62		13,7
8	I	13-14	22	0,10	37		<0,05	70			0,47	7,83	0,61		12,8
9	I	0-1	34	0,08	45		0,10	88			0,63	17,9	1,24		14,4
9	II	"	33	0,08	45		0,08	88			0,61	18,4	1,28		14,4
9	III	"	29	0,08	45	88	0,08	87	37		0,57	18,1	1,21		15,0
10	I	"	23	0,06	41		0,06	87			0,52	11,7	0,91		12,9
10	II	"	24	0,10	40		<0,05	80			0,28	11,4	0,94		12,1
10	III	"	25	0,09	42		<0,05	82			0,44	11,4	0,88		13,0
11	I	"	22	0,09	41		<0,05	84			0,51	10,3	0,86		12,0
11	II	"	26	0,09	40		0,06	84			0,57	10,2	0,84		12,1
11	III	"	24	0,09	41		0,06	84			0,53	10,2	0,85		12,0
12	I	"	26	0,08	40		0,05	83			0,57	11,4	0,96	9,46	11,9
12	II	"	27	0,07	41	92	<0,05	86	36	103	0,54	11,9	1,02		11,7
12	III	"	26	0,05	45		0,12	84			0,56	10,8	0,94		11,5
13	I+II	"	29	0,07	49	71	0,08	123	36	111	0,54	14,4	1,27	-	11,3
15	I+II	"	28	0,16	352	37	<0,05	157	59	321	0,20	3,99	0,38	2,95	10,5
17	I+II+III	"	63	0,10	55	61	0,09	106	36	147	0,68	34,6	3,20	-	10,8

Vedleggstabell II (5 s.)

Konsentrasjoner av PAH i sedimentene i Sunndalsfjorden (ng/g tørrvekt)

Stasjon:	S2	S3	S5	S6	S7	
Fluoren						
Fenantren	4723	38460	1260	5212	535	
Antracen	677	3840	170	848	93	
2-Metylantracen					98	
1-Metylfenantren					75	
Fluoranten	9016	126050	2329	10218	1050	
Pyren	6686	94650	1762	6836	830	
Benzo(a)fluoren					330	
Benzo(b)fluoren		15890		2068	279	
1-Metylpyren					67	
Benzo(c)fenantren	1037	10735		729	160	
Benzo(a)antracen	6164	53048	1528	7703	732	
Trifenylen/Chrysen	18286	189249	3558	23210	1717	
Benzo(b)fluoranten	17368	104070	3634	30580	2229	
Benzo(j,k)fluoranten	6444	37011	1157			
Benzo(e)pyren	8116	44970	1687	12060	1034	
Benzo(a)pyren	6493	34266	1610	8228	805	
Perylen	1334	4662	311	1745	234	
O-Phenylenepyren	5159	19947	1817	7556	795	
Dibenz(a,h)antracen	1202	5021	ca. 360	2127	248	
Benzo(ghi)perylene	5209	17262	1182	7594	707	
SUM	97914	799131	22365	126714	12018	

	S8:0-1	S8:1-2	S8:3-4	S8:5-6	S8:7-8	
Fluoren	97					
Fenantren	552	461	328	313	131	
Antracen	80	ca. 70	ca. 54	51	ca. 22	
2-Metylantracen						
1-Metylfenantren						
Fluoranten	906	643	416	326	207	
Pyren	801	527	386	284	184	
Benzo(a)fluoren		230				
Benzo(b)fluoren		156				
1-Metylpyren						
Benzo(c)fenantren	155	88			23	
Benzo(a)antracen	469	386	317	256	154	
Trifenylen/Chrysen	910	552	413	309	194	
Benzo(b)fluoranten	822	560	721	577		
Benzo(j,k)fluoranten	480	352	301	231	522	
Benzo(e)pyren	559	380	418	324	227	
Benzo(a)pyren	720	484	454	434	276	
Perylen	160	146	142	105	95	
O-Phenylenepyren	386	363	443	305	219	
Dibenz(a,h)antracen	131	107	97	64	67	
Benzo(ghi)perylen	411	270	350	285	178	
SUM	7639	5575	4840	3864	2499	

Tall bak kolon betyr antall cm under sedimentoverflaten.

S8:10-11 S8:13-14 S9(I) S9(II) S9(III)

Fluoren					162	
Fenantren	101	93	1548	1657	1918	
Antracen			241	245	234	
2-Metylantracen						
1-Metylfenantren						
Fluoranten	123	? 38	2478	2730	2970	
Pyren	112	35	1922	2081	2553	
Benzo(a)fluoren						
Benzo(b)fluoren						
1-Metylpyren						
Benzo(c)fenantren			192	459	185	
Benzo(a)antracen	94		1527	1549	1641	
Trifenylen/Chrysen	109	35	3447	3303	3582	
Benzo(b)fluoranten	175	49	3871	3402	3521	
Benzo(j,k)fluoranten	98	31	1094	1417	1375	
Benzo(e)pyren	106	30	2256	1977	2264	
Benzo(a)pyren	154	ca. 30	1806	1781	1872	
Perylen	37		411	627	438	
O-Phenylenepyren	132		1819	1814	1472	
Dibenz(a,h)antracen			603	562	486	
Benzo(ghi)perylene	95		1653	1547	1410	
SUM	1336	341	24868	25151	26083	

Tall bak kolon betyr antall cm under sedimentoverflaten.
Romertall = Replik nr.

S10(I) S10(II) S10(III) S11(I) S11(II) S11(III)

Fluoren						67
Fenantren	623	655	600	653	662	690
Antracen	78	ca. 90	ca. 75	110		62
2-Metylantracen						
1-Metylphenantren						
Fluoranten	1042	1035	1074	1077	1056	620
Pyren	748	756	750	860	796	856
Benzo(a)fluoren						
Benzo(b)fluoren						
1-Metylpyren						
Benzo(c)fenantren	113					89
Benzo(a)antracen	540	597	503	627	528	622
Trifenylen/Chrysen	1074	1057	1028	1074	1059	1219
Benzo(b)fluoranten	1702	690	894	1200	1237	1189
Benzo(j,k)fluoranten		ca. 300	575	573	510	613
Benzo(e)pyren	806	628	543	734	753	725
Benzo(a)pyren	735	760	687	860	973	777
Perylen	207	192	165	202	295	185
O-Phenylenepyren	620	692	535	705	568	649
Dibenz(a,h)antracen	173	151	126	261	143	228
Benzo(ghi)perylen	533	619	484	610	595	584
SUM	8994	8222	8039	9546	9175	9175

Romertall = Replikat nr.

	S12(I)	S12(II)	S12(III)	S13	S15	S17
Fluoren					72	
Fenantren	>603	1051	>321	519	241	483
Antracen	>74	107	>36	56		
2-Metylantracen						
1-Metylphenantren						
Fluoranten	1022	1158	700	803	93	439
Pyren	786	839	550	684	74	296
Benzo(a)fluoren	181	123	59			
Benzo(b)fluoren	223	223	164			
1-Methylpyren						
Benzo(c)phenantren						
Benzo(a)antracen	661	673	499	434	42	265
Trifenylen/Chrysen	1424	1644	1221	599	90	366
Benzo(b)fluoranten	1552	1556	1125	695	136	678
Benzo(j,k)fluoranten	700	757	511	328	ca. 70	296
Benzo(e)pyren	987	874	682	366	69	300
Benzo(a)pyren	1780	1491	1005	400	70	ca. 350
Perylen				159		
O-Phenylenepyren	704	725	532	306	125	272
Dibenz(a,h)antracen	160	166	171		46	
Benzo(ghi)perylen	622	695	477	300	62	250
SUM	11482	12082	8053	5649	1190	3995

Romertall = Replik nr.

	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A6	B1	B2	B3	B4	B5	B6	C1	C2	C3	C4	C5	C6	D1
COELENERATA (HULDYR)																				
Anthozoa indet	2	-	-	1	1	2		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Kopholemnon stelliferum (O.F.Mueller)	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
Virgularia mirabilis (Mueller)	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
NEMERTINEA (BANDMARK)																				
Nemertinea indet	1	2	1	5	2	6		3	2	1	2	6	6	6	9	13	8	7		4
NEMATODA (RUNDMARK)																				
Nematoda indet	-	-	-	-	-	-		1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
POLYCHAETA (MANGEBØRSTEMARK)																				
Amaeana trilobata (M.Sars 1863)	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Ampharetidae indet	-	-	1	-	-	-		-	-	1	1	1	1	-	-	1	-	-	-	-
Amphicteis gunneri (M.Sars 1835)	-	-	-	-	6	-		2	-	1	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Amphitritinae indet	-	-	-	1	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Anatides groenlandica (Oersted 1842)	-	-	-	-	2	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aphrodita aculeata Linne 1758	-	-	-	-	1	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Aphroditidae indet	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aristobranchus tullbergi (Theel 1879)	-	2	1	1	-	-		3	8	5	1	-	-	1	1	1	1	-	-	1
Asclerocheilus intermedius (Saint-Joseph 1894)	-	-	-	-	-	-		-	1	10	2	-	-	36	67	31	2	13	4	-
Asychis biceps (M.Sars 1861)	-	-	-	-	-	-		-	2	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Capitella capitata (Fabricius 1780)	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Caulierielia sp	-	-	-	-	-	-		28	14	1	-	-	-	8	6	7	19	11	1	-
Ceratocephale loveni Malmgren 1867	-	-	8	5	3	4		3	2	1	1	1	1	2	1	1	1	2	-	-
Chaetozone setosa Malmgren 1867	164	83	63	34	15	6		24	31	1	-	1	2	2	3	2	2	1	-	37
Chone sp	-	-	1	1	-	-		16	11	-	-	1	2	-	1	1	-	3	-	-
Cirratulus cirratus (O.F.Mueller 1776)	-	-	1	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cossura longocirrata Webster & Benedict 1887	21	17	16	29	13	11		1	1	-	1	2	-	1	1	4	-	-	-	13
Diplocirrus glaucus (Malmgren 1867)	-	-	-	-	-	-		2	2	4	1	-	2	1	1	3	2	6	16	-
Drilonereis filum (Claparede 1868)	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Eteone sp	-	-	-	1	-	3		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Euchone papillosa (M.Sars 1851)	-	2	3	2	2	2		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Euclymene sp	17	12	10	2	4	-		3	9	2	1	1	1	-	2	1	1	1	2	-
Exogone verugera (Claparede 1868)	2	10	22	12	4	-		70	62	4	-	-	-	7	15	6	1	1	1	-
Glycera alba (O.F.Mueller 1776)	-	-	-	-	-	3		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Glycera capitata Oersted 1843	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Glycera rouxii Audouin & Milne Edwards 1833	-	-	-	-	1	3		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Glycera sp	-	-	-	1	-	-		-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Glyphanostomum macroglossum (Eliason 1955)	-	-	-	7	17	22		3	2	1	1	2	-	-	1	-	-	-	-	-
Goniada maculata Oersted 1843	7	17	10	7	17	22		3	2	1	1	2	-	-	1	-	1	1	1	-
Harmothoe sp	-	-	-	-	1	3		1	2	2	-	1	2	-	-	-	1	1	1	-
Hesionidae indet	-	-	-	-	-	-		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	2	19	23	20	2	3		10	10	21	12	15	22	16	17	35	28	19	16	116
Jasmineira sp	-	-	1	1	6	1		2	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
Laeonereis glauca (Claparede 1870)	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lanassa venusta (Malm 1874)	-	-	-	-	-	3		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Leanira tetragona (Oersted 1844)	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
Lumbriclymene sp	3	3	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

	A1	A2	A3	A4	A5	A6	B1	B2	B3	B4	B5	B6	C1	C2	C3	C4	C5	C6	D1
Lumbrineris cf. fragilis (O.F.Mueller 1766)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lumbrineris cf. gracilis (Ehlers 1868)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Lumbrineris fragilis (O.F.Mueller 1766)	-	-	-	-	15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lumbrineris scopae Fauchald 1974	-	-	-	-	19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lumbrineris sp	3	1	2	1	1	-	3	2	3	2	-	2	2	-	-	2	-	-	2
Maldanidae indet	-	-	-	-	-	-	-	7	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1
Mediomastus fragilis Rasmussen 1973	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Melinna cristata (M.Sars 1851)	-	-	-	1	1	3	-	-	-	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-
Myriochele oculata Zaks 1922	13	9	2	3	-	-	1	1	1	1	1	-	-	-	-	1	-	1	5
Nephtys ciliata (O.F.Mueller 1776)	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nephtys cirrosa Ehlers 1868	-	1	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nephtys incisa Malmgren 1865	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	1	-	-	-	-	-
Nephtys sp	-	-	-	1	1	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	1	-	2
Nereimyra punctata (O.F.Mueller 1788)	7	3	-	2	4	55	3	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
Notomastus latericeus Sars 1851	-	1	-	-	-	-	2	-	1	-	2	-	-	-	1	-	-	-	2
Ophelina sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ophiotromus flexuosus (Delle Chiaje 1822)	11	17	12	7	9	1	1	1	1	3	1	-	1	-	-	-	-	-	-
Orbiniidae indet	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Paramphinome jeffreysii (McIntosh 1868)	371	407	259	205	226	20	165	126	218	103	76	230	109	63	64	81	138	161	296
Paraonis gracilis (Tauber 1879)	1	1	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Paraonis lyra (Southern 1914)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pectinaria auricoma (O.F.Mueller 1776)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Pectinaria sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Pholoe minuta (Fabricius 1780)	2	2	4	4	11	9	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Phyllococidae indet	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Phyllococinae indet	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Phylo norvegica (M.Sars 1872)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	1	-	-	-
Pista cristata (O.F.Mueller 1776)	2	9	17	22	11	-	3	-	11	10	12	12	5	2	1	1	1	7	-
Polyphysia crassa (Oersted 1843)	-	1	1	2	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	1	-
Prionospio cirrifera Wiren 1883	321	196	108	65	64	108	119	235	57	18	12	20	30	188	126	174	287	73	6
Pseudopolydora antennata (Claparede 1868)	182	22	40	2	-	-	78	131	19	8	10	7	15	26	23	52	42	1	-
Rhodine loveni Malmgren 1865	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Sabellidae indet	-	-	-	3	-	-	-	-	5	-	-	3	2	-	-	-	-	-	-
Samythella vanelli (Fauvel 1936)	-	-	-	-	1	-	2	-	-	-	2	-	1	-	-	-	-	-	-
Scalibregma inflatum Rathke 1843	29	6	3	2	2	5	-	1	-	-	-	-	1	-	-	2	2	-	-
Scoloplos armiger (O.F.Mueller 1776)	-	-	-	-	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sosane gracilis (Malmgren 1865)	-	1	1	-	-	14	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Spionidae indet	1	-	-	-	1	-	3	3	-	-	1	1	-	1	-	1	1	-	-
Spiophanes kroeyeri Grube 1860	2	2	7	2	-	-	160	173	19	14	18	17	8	49	26	17	9	1	-
Streblosoma intestinalis M.Sars 1872	-	1	-	1	-	-	-	1	2	5	11	3	2	-	1	2	1	-	-
Syllidae indet	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Terebellidae indet	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Terebellides stroemi M.Sars 1835	-	-	-	-	-	-	4	9	2	2	4	2	2	4	4	11	1	4	-
Tharyx marioni (Saint-Joseph 1894)	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tharyx sp	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-	-	-	1	3	-	-	1	3	3
Trichobranchus roseus (Malm 1874)	1	1	1	-	-	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Typosyllis cornuta (Rathke 1843)	2	5	5	10	2	-	-	1	3	1	2	1	-	-	-	-	2	-	2

	A1	A2	A3	A4	A5	A6	B1	B2	B3	B4	B5	B6	C1	C2	C3	C4	C5	C6	D1
PROSOBRANCHIA (FORGJELLESNEGLER)																			
Haliella stenostoma (Jeffreys)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-
Natica montagu	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	3	-	-	-	-	-	1
Natica pallida (Broderip & Sowerby)	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Taranis moercki (Malm)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
OPISTHOBANCHIA (BAKGJELLESNEGLER)																			
Diaphana minuta (Brown 1827)	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Philine quadrata (S.Wood)	-	-	-	-	-	-	1	1	1	-	-	2	1	1	1	-	-	2	-
Philine scabra (O.F.Mueller 1776)	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
CAUDOFOVEATA (ORMEBLØTTYR)																			
Caudofoveata indet	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	1	2
Scutopus ventrolineatus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-
BIVALVIA (MUSLINGER)																			
Abra nitida (Mueller 1789)	-	4	8	17	19	-	5	12	16	19	16	18	22	8	13	10	12	26	-
Abra sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Batharca pectunculooides (Scacchi 1836)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Kelliella miliaris (Philippi 1844)	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	2	2	-	-	-	-	2
Limatula gwyni (Sykes)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Montacuta ferruginosa (Montagu 1803)	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-	-	-	-
Nuculoma tenuis (Montagu)	-	-	-	2	1	-	1	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	1	1
Parvicardium minimum (Philippi 1836)	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Thracia sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Thyasira croulinensis (Jeffreys)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Thyasira equalis (Verrill & Bush)	-	5	3	11	4	2	10	15	36	15	25	25	25	15	17	24	20	12	125
Thyasira ferruginea (Forbes)	-	-	-	-	-	-	-	3	7	1	2	4	2	1	2	-	-	-	-
Thyasira flexuosa (Montagu)/sarsi (Philippi)	4	-	3	-	2	-	-	1	-	-	4	-	3	1	-	-	-	1	-
Thyasira cf. gouldi (Philippi)	52	1	1	1	2	-	-	-	1	-	6	-	1	1	-	-	3	1	16
Thyasira obsoleta (Verrill & Bush)	-	-	-	-	2	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Thyasira pygmaea (Verrill & Bush)	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	1	3	-	-	-	-	-	-
Thyasira sp	1	3	-	2	-	-	3	1	2	-	-	-	-	1	2	1	1	4	-
Yoldiella lucida (Loven 1846)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SCAPHOPODA (SJØTENNER)																			
Dentalium entale Linne	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
OSTRACODA (MUSLINGREPS)																			
Asterope mariae (Baird)	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
Ostracoda indet	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	1	-	1	-	1	-
Philomedes globosus Lilljeborg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	2	1	-
CUMACEA (CUMACEER)																			
Brachydiastylis resima (Kroeyer 1846)	1	-	3	3	5	-	1	1	-	-	-	-	1	4	-	1	3	3	-
Diastylis cornuta Boeck	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diastylis biplicata G.O.Sars	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Eudorella emarginata Kroeyer	2	28	24	30	16	2	1	5	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Eudorella hirsuta G.O.Sars	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	8	3	2	5	2	-
Eudorella truncatula Sp.Bate	6	1	-	-	1	3	-	2	-	-	-	-	-	1	-	-	4	1	-
Leucon nasica (Kroeyer)	-	-	1	-	-	-	14	18	2	5	5	3	5	-	7	3	1	3	-

	A1	A2	A3	A4	A5	A6	B1	B2	B3	B4	B5	B6	C1	C2	C3	C4	C5	C6	D1
TANAIDACEA (TANAIDER)																			
Tanaidacea indet	1	-	1	1	1	-	-	2	-	-	-	-	-	1	2	1	1	-	-
ISOPODA (ISOPODER)																			
Ilyarachna longicornis (G.O.Sars)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-
AMPHIPODA (AMFIPODER)																			
Arrhis phyllonx (M.Sars)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Harpinia sp	9	-	-	1	1	-	1	8	-	-	2	2	3	4	3	8	8	1	-
Leptophoxus falcatus (G.O.Sars)	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-	-	1	3	-	-	2	2	-	-
Lilljeborgia macronyx G.O.Sars	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Lysianassidae indet	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lysianassidae indet	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-
Pardalisca tenuipes G.O.Sars	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pericolodes longimanus (Bate & Westwood)	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tryphosites longipes (Bate & Westwood 1861)	1	-	-	1	-	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Westwoodilla caecula (Sp.Bate)	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
DECAPODA (TIFOTKRREPS)																			
Calocaris macandreae Bell 1846	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Hyas coarctatus Leach	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SIPUNCULIDA (PØLSEORMER)																			
Sipunculida indet	-	1	1	-	1	-	2	-	4	-	3	3	-	-	1	-	1	2	-
OPHIUROIDEA (SLANGESTJERNER)																			
Ophiura sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	2	1
ECHINOIDEA (SJØPINNSVIN)																			
Brisaster fragilis (Dueben & Koren)	3	1	1	1	1	-	-	-	-	1	-	-	2	1	-	-	-	-	-
HOLOTHUROIDEA (SJØPØLSER)																			
Labidoplax buski (McIntosh)	2	1	3	1	3	-	3	2	2	1	-	1	1	1	-	-	2	5	-
PISCES (FISK)																			
Myxine glutinosa L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-