



Statlig program for forurensningsovervåkning

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjoner

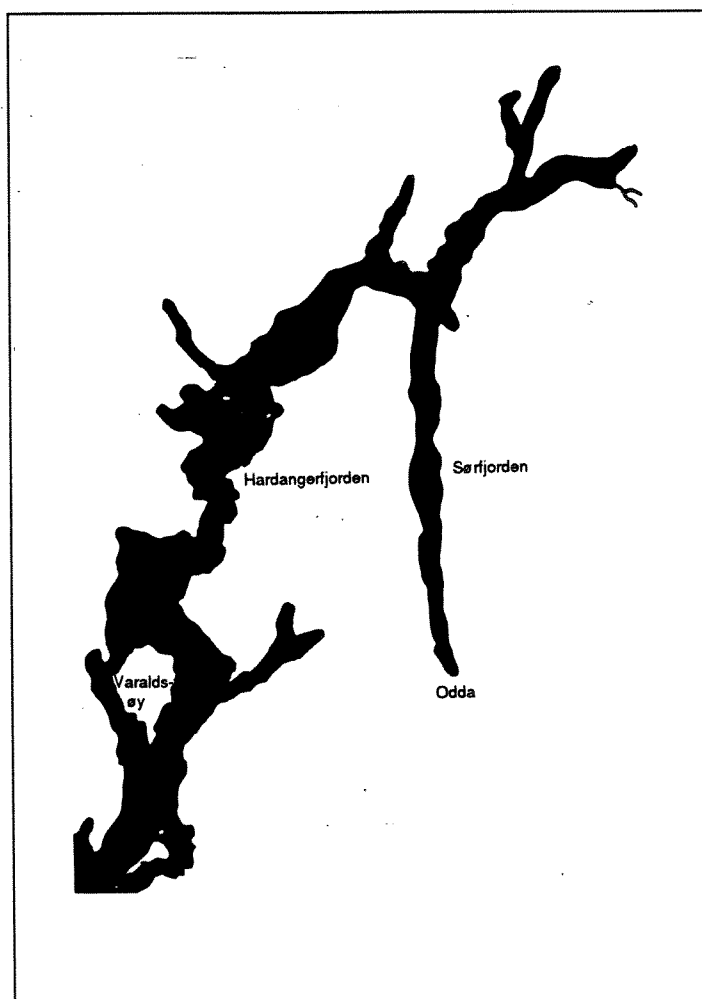
NIVA

Rapport 501|92

Tiltaksorienterte
miljøundersøkelser i

Sørfjorden og Hardanger- fjorden 1991

Delrapport 2. Miljøgifter i
organismer, bløtbunnfauna
og hardbunnsamfunn



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Prosjektnr.: O-800309	Undernr.:
Løpenr.: 2847	Begr. distrib.:

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47 2) 18 51 00 Telefax (47 2) 18 52 00	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 76 653	Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47 5) 32 56 40 Telefax (47 5) 32 88 33	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509
--	---	--	---	--

Rapportens tittel: Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1991 Delrapport 2. Miljøgifter i organismer, bløtbunnfauna og gruntvannsamfunn (Overvåkingsrapport nr. 501/92. TA-nr. 889/1992).	Dato: 8.2.1993	Trykket:
Forfatter(e): Jon Knutzen Frithjof Moy Brage Rygg	Faggruppe: Marinøkologisk	Geografisk område: Hordaland
	Antall sider: 66	Opplag: 160

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

Ekstrakt: Det var forhøyete verdier av kvikksølv, kadmium og bly i fisk i indre Sørfjorden, i blåskjell også i Hardangerfjorden. I skjell var det en økning fra 1990 til 1991. Fisk i indre Sørfjorden hadde markert forhøyet innhold av DDT/DDE. Bløtbunnfaunaen på stasjonene i midtre og indre Sørfjorden var moderat til markert forurensningspåvirket. Artsmangfoldet var negativt korrelert med metallkonsentrasjonene og med organisk karbon, og positivt korrelert med avstanden fra Odda. Algevegetasjonen i Sørfjorden var sterkt nedbeitet av kråkeboller. Med unntak av skorpeformede kalkalger opphørte algevegetasjonen på større dyp enn 4-6m. Nærmere vurdering av gruntvannsamfunn vil bli gjort etter undersøkelsene i 1992.
--

4 emneord, norske

1. Sørfjorden
2. Miljøgifter
3. Bløtbunnfauna
4. Gruntvannsamfunn
5. Fisk

4 emneord, engelske

1. Sørfjorden
2. Micro pollutants
3. Soft-bottom fauna
4. Rocky-bottom community
5. Fish

Prosjektleder

Jens Skei

For administrasjonen

Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2232-4



Statlig program for forurensningsovervåking

O-800309

Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1991

Delrapport 2

Miljøgifter i organismer, bløtbunnfauna og gruntvannsamfunn

Oslo, 8. februar 1993

Prosjektleder: Jens Skei

Medarbeidere: Jon Knutzen
Frithjof Moy
Brage Rygg

FORORD

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har i 1991 gjennomført tiltaksorienterte undersøkelser i Sørffjorden og Hardangerfjorden innenfor Statlig program for forurensningsovervåking, administrert av Statens forurensningstilsyn (SFT). Norzink A/S, Odda Smelteverk A/S, og Tinfos Titan & Iron K/S dekket 75% av kostnadene.

Det er utarbeidet et forslag til overvåkingsprogram fram til år 2000 og 1991 var et basisår hvor målet har vært å få en status i forurensningstilstanden med hensyn til vann, blåskjell, tang, fisk, gruntvannsamfunn, bløtbunnfauna og sedimenter. Sist en slik status ble presentert var i 1984-85.

Denne rapporten omfatter de biologiske delene av prosjektet. Vannkjemi og sedimentkjemi er beskrevet i en annen rapport (Overvåkingsrapport 500/92).

Innsamlingen av blåskjell og tang og undersøkelsene av gruntvannsamfunn er foretatt av Frithjof Moy og Mats Walday. Ansvarlig for metallanalysene i organismer har vært Liv Bryn, Bente Lauritzen, Mette M. Løvberg, Helle Rasmussen og Lise M. Semb. De klororganiske stoffene i fisk er analysert ved NIVA under ledelse av Einar Brevik, i blåskjell dels ved NIVA og dels ved Senter for industriforskning (ved Arne Lund Kvernheim og Alfild Kringstad). De sonderende undersøkelser av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner i blåskjell er utført ved NILU under ledelse av Ole Anders Braathen.

Toktfartøy for bløtbunnfaunaundersøkelsene var M/S "Siddisgirl". Toktdeltakere fra NIVA var Unni Efraimsen og Frank Kjellberg. Unni Efraimsen, Bodil Ekstrøm, Randi Romstad, Pirkko Rygg og Brage Rygg opparbeidet prøvene etter at de kom inn til laboratoriet. Roy Beba analyserte innholdet av organisk karbon og nitrogen i sedimentet.

Oslo, 8. februar 1993

Jens Skei,
prosjektleder

INNHALDSFORTEGNELSE

Side

FORORD	2
1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDNINGER	4
1.1. Formål	4
1.2. Miljøgifter i organismer	4
1.3. Bløtbunnfauna	5
1.4. Gruntvannsfunn	5
1.5. Tilrådninger	6
2. BAKGRUNN OG FORMÅL	7
3. FELTARBEID OG METODER	7
3.1. Miljøgifter i organismer	7
3.2. Bløtbunnfauna	11
3.3. Gruntvannsfunn	13
4. MILJØGIFTER I ORGANISMER	15
4.1. Metaller i fisk	15
4.2. Metaller i blåskjell	16
4.3. Metaller i tang	22
4.4. Klororganiske forbindelser i fisk	28
4.5. Klororganiske stoffer i blåskjell	32
4.6. PCB- og DDT-profiler	33
5. BLØTBUNNFAUNA	36
5.1. Sedimentanalyser av grabbprøvene	36
5.2. Faunaens artssammensetning	39
5.3. Faunaens likhet mellom stasjonene	41
5.4. Artsmangfold	46
5.5. Sammenheng mellom sedimentparametre og arts mangfold	48
5.6. Tilstandsvurdering og diskusjon	51
6. GRUNTVANNSAMFUNN	53
7. LITTERATUR	58
VEDLEGG	60

1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDNINGER

1.1. Formål

Formålet med undersøkelsene av miljøgifter i organismer har vært å:

- Følge utviklingen mht. nivåer i fisk og indikatororganismer
- Skaffe referansedata før overdekking av forurensede sedimenter og spunting i Eitrheimsvågen
- Gi underlag til å bedømme spiselighet av fisk og blåskjell

Undersøkelsene av bløtbunnfauna og hardbunnsamfunn i 1991 hadde som formål å sammenligne tilstanden i 1991 med tidligere tilstand, samt å etablere en ajourført basis for å kunne fastslå om, eller i hvilken grad, endringer i forurensningsbelastningen gir seg utslag i organismesamfunnens tilstand, samt hvilke faktorer som påvirker tilstanden mest.

1.2. Miljøgifter i organismer

Metaller i fisk

*Kvikksølv*innholdet var moderat forhøyet i filet av torsk og skrubbe fra indre del av Sørfjorden. Sammenlignet med et "normalnivå", kan det antydes overkonsentrasjoner i torsk på 3 og 1.5 ganger, henholdsvis i Sørfjorden og hovedfjorden (Hardangerfjorden). Av de øvrige metaller viste både *kadmium* og *bly* forhøyet innhold i lever av fisk fra indre Sørfjorden. Særlig markert var dette for skrubbe, med en forhøyelse for begge metallers vedkommende på ca. 10 ganger "antatt høyt bakgrunnsnivå". Bortsett fra en antydning om moderat/svakt forhøyet blyinnhold i lever av torsk fra Strandebar, var de øvrige metallverdier under antatt høyt bakgrunnsnivå.

Metaller i blåskjell

Det var fortsatt meget høy grad av metallforurensning i blåskjell. Overkonsentrasjonene av *kvikksølv* var omkring 10 (20?) ganger ved Eitrheimsneset i indre fjord og avtok til 2 (4) ganger ved munningen. Forurensningen var tydelig sporbar langt ut i hovedfjorden, mer enn 8 mil fra Odda. Samsvarende med vannanalysene, som viste meget høye verdier i september, var det mer *kvikksølv* i blåskjell i 1991 enn foregående år. *Kadmiumanalysene* viste overkonsentrasjoner i skjell på opp til 50 ganger, og det ble observert mer enn 10 ganger "normalt" *kadmiumin*hold i skjell ut til Vikingneset i hovedfjorden. Av *bly* ble det funnet overkonsentrasjoner på 50-100 ganger. Mot fjordmunningen avtok forurensningsgraden til 5 - 10 ganger, men uten noen entydig tendens til videre minskning utover i hovedfjorden. *Sink*forurensningen var forholdsmessig mer moderat, med overkonsentrasjoner i intervallet 2 - 5 (10) ganger. Motsatt 1990 var det en tydelig fallende tendens med økende avstand fra Odda og utover. Men også i hovedfjorden var det klar påvirkning med omkring en fordobling av "normalt" *sink*innhold i skjellene.

Sammenlignet med 1990 var det betydelig oppgang for *kvikksølv*, *kadmium* og *bly* i skjell fra indre og midtre del av Sørfjorden, derimot ikke lenger ut. En mer moderat og mindre konsekvent forhøyelse er funnet for *sink*.

Metaller i tang

*Kvikksølv*analysene av tang viste overkonsentrasjoner på ca. 2 - 20 ganger; høyest ved Eitrheimsneset og avtagende utover, samt relativt moderat forhøyet ved Byrkjenes. Dette bildet samsvarer med blåskjellresultatene. Tangens *kadmiumin*hold lå også minimum 2 - 20 ganger over det som kan anses

som "normalt" på bare diffust belastede steder. *Bly*-belastningen kom dårlig til syne i tangresultatene, med bare moderate eller svake overkonsentrasjoner begrenset til indre fjord. *Sink*-analysene av tang viste overkonsentrasjoner i størrelsesordenen 2 - 15 ganger. *Kobber*-analysene ga overkonsentrasjoner i tang på opp mot 10 ganger ved Eitrheimsneset, avtagende til normalnivå ved fjordmunningen. Samsvarende med blåskjellanalysene ble det ikke funnet tegn til overbelastning med *nikkel* og *krom* og heller ikke med *sølv*.

Også i tang ble det registrert mer kvikksølv og kadmium enn i 1990, derimot ikke mer bly (i motsetning til i blåskjell). Innholdet av sink og kobber var omtrent som foregående år.

Klororganiske stoffer i fisk og blåskjell

Torsk hadde markert forhøyet innhold av insektbekjempningsmiddelet DDT og særlig DDE (nedbrytningsprodukter av DDT). Overkonsentrasjonene jevnført med det diffuse bakgrunnsnivå var i størrelsesordenen 10-20 ganger og omtrent som tidligere påvist i torskelever fra indre Sørfjorden. Det var en klar påvirkning også i hovedfjorden. Innholdet av DDT-avledede stoffer i skrubbefilet viste omlag samme forurensningsgrad som i torsk, - ca. 10 ganger en antatt øvre grense for "normalnivået". Også PCB viste høyest konsentrasjon i torskelever fra indre Sørfjorden, men lavere enn tidligere registrert. 1991-dataene underbygger antagelsen om en lokal PCB-kilde ved, eller i, indre del av Sørfjorden, men påvirkningen var forholdsmessig vesentlig mindre enn for DDTs vedkommende.

Blåskjellene fra stasjon 6 Kvalnes inneholdt ca. 5 ganger så mye Σ DDT som på steder uten lokal belastning, med avtagende verdier innover og utover, og bare "normalt" innhold på hovedfjordstasjonene. Av PCB ble det bare registrert moderate overkonsentrasjoner (ca. to ganger) i skjell fra stasjon B3 Tysnes. Orienterende undersøkelser av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner ga tilnærmet "bakgrunnskonsentrasjoner", og bekrefter sedimentanalysene (Skei 1992).

1.3. Bløtbunnfauna

Bløtbunnfaunaen på stasjonene i midtre og indre Sørfjorden var moderat til markert forurensningspåvirket.

Artsmangfoldet i midtre og indre Sørfjorden var lavere enn normalt for fjordområder. Særlig lavt var arts mangfoldet på den innerste stasjonen. På stasjonene lenger ute var arts mangfoldet innenfor det normale, selv om verdiene var tydelig lavere enn i kystområdet utenfor Hardangerfjorden.

Arts mangfoldet var negativt korrelert med metallkonsentrasjonene og med organisk karbon, og positivt korrelert med avstanden fra Odda.

Likhetsanalyser av faunaen på stasjonene i 1985 og 1991 viste at stasjonene i 1991 hadde blitt mer ulike hverandre enn de var i 1985. Det var et større spenn i faunagradianten fra innerst til ytterst. Den mest nærliggende tolkning er at det skjer en rekruttering av nye arter, at rekrutteringen foregår lettest i ytre fjordområder, og at det tar tid for endringene å forplante seg innover i fjordene.

1.4. Gruntvannsamfunn

De foreløpige resultater fra gruntvannsundersøkelsene viste generelt at algevegetasjonen i Sørfjorden var sterkt nedbeitet av kråkeboller. Med unntak av skorpeformede kalkalger opphørte algevegetasjonen under 4-6m dyp. De rikeste stasjonene var stasjon 8 Måge og stasjon 12 Krossanes. De fattigste stasjonene var stasjon 2 Byrkjenes og stasjon 4 Tyssedal.

En nærmere vurdering av hele samfunnet samt en sammenlikning med resultatene fra undersøkelsen utført i 1981-82, vil bli utført på bakgrunn av 2 års undersøkelser (1991 og 1992).

1.5. Tilrådninger

Den samlede belastning med metaller og klororganiske stoffer i fisk og skalldyr må vurderes av næringsmiddel- og fiskerimyndighetene mht.spiselighet og lokalisering av eventuelle oppdrettsanlegg. Kildene til de konstaterte forurensningene med PCB og særlig DDT (med nedbrytningsprodukter) bør vurderes oppsporet. For DDT/DDE har det også generell forvaltningsmessig interesse å få avklart om tilførslene kommer fra deponier eller diffust fra tidligere sprøytede arealer (evt. fremdeles brukes tross forbud).

2. BAKGRUNN OG FORMÅL

Utslipp av miljøgifter til Sørfjorden har pågått siden 1915. Lite av forurensningsbegrensende tiltak ble gjennomført før på 1970-tallet (rensaneanlegg for kvikksølv i 1973). Den mest omfattende utslippsendringen skjedde i 1986 ved overføring av jarositt til fjellhaller. Overvåking av fjorden etter 1986 har vist en forbedring i dypvannet, mens overflatevannet fortsatt har vært kraftig forurenset av metaller. Det siste skyldes mest sannsynlig store metalltilførsler fra Eitrheimsvågen. Fortsatt overvåking av Sørfjorden og Hardangerfjorden er viktig for å følge forurensningssituasjonen og vurdere virkningen av tiltak.

I 1990 og tidligere ble det registrert markerte overkonsentrasjoner av tungmetaller i blåskjell og til dels i blæretang og grisetang. For noen metaller var det en tendens til nedgang i 1990 (Knutzen og Skei 1991). Målinger av klororganiske forbindelser i torskelever og blåskjell har vist at det befinner seg lokale kilder i Sørfjordområdet. Undersøkelsene av miljøgifter i biologisk materiale må sees i lys av målsettingen for fjordene: Fri bruk av fisk og skalldyr fra Sørfjorden/Hardangerfjorden til konsum; bruk av Hardangerfjorden til akvakulturformål.

Bløtbunnfaunaen er tidligere undersøkt i 1980 i Sørfjorden (Næs og Rygg 1982) og i Sørfjorden/Hardangerfjorden i 1985 (Skei et al. 1986). Undersøkelsene viste at faunaen i indre del av Sørfjorden var markert til sterkt forurensningspåvirket. På stasjonene lenger ut i Sørfjorden var faunaen moderat påvirket. Nedsatt arts mangfold var korrelert med konsentrasjonene av tungmetaller i sedimentet. Undersøkelsene i 1991, foretatt på 7 av de samme stasjonene som i 1985, hadde som formål å sammenligne tilstanden i 1991 med tidligere tilstand, samt å etablere en ajourført basis for å kunne fastslå eventuelle endringer i framtida. Nye bløtbunnsundersøkelser er planlagt i 1996. Hovedformålet er å finne ut om, eller i hvilken grad, endringer i forurensningsbelastningen gir seg utslag i faunaens tilstand, samt hvilke faktorer som påvirker faunaen mest.

Hardbunnsfunnene ble undersøkt i 1981-82. Hovedformålet med undersøkelsene i 1991-92 er å fastslå eventuelle endringer og om disse kan ha sammenheng med endret miljøgiftbelastning av overflatevannet.

3. FELTARBEID OG METODER

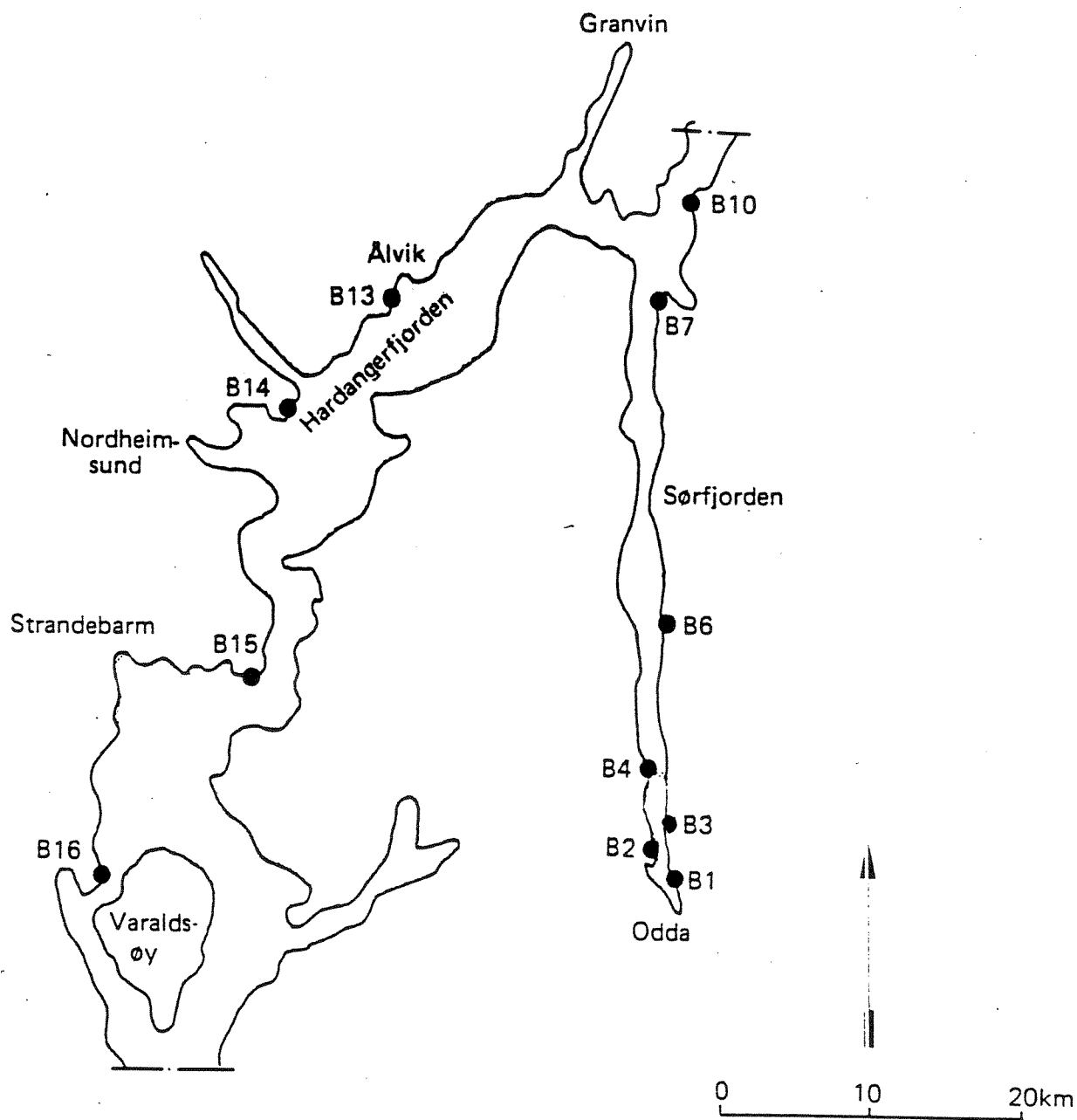
3.1. Miljøgifter i organismer

Blåskjell og tang er innsamlet 23. - 26. september 1991 på stasjonene B1 Byrkjenes, B2 Eitrheimsneset, B3 Tyssedal, B4 Digranes, B6 Kvalnes og B7 Krossanes, - se nærmere i Figur 3.1 og Tabell 3.1. På de innerste stasjonene (B1, B2) er det samlet blæretang, - på de øvrige grisetang.

Innen det internasjonale overvåkingsprogrammet i regi av JMG (Joint Monitoring Group under Oslo/Pariskommisjonen) er det 1. - 2. oktober 1991 samlet inn blåskjell fra Eitrheimsneset, Kvalnes, Krossanes, Ranaskjær og Vikingneset (Tabell 3.1, Figur 3.1).

Blåskjellene er analysert både for klororganiske stoffer og metaller; tangen bare på metallinnhold.

JMG-programmet omfatter i tillegg analyser av metaller og klororganiske forbindelser i fisk. Fisken er samlet dels i indre del av Sørfjorden (JMG-st. 53, torsk, skrubbe), dels ved Strandebarm (JMG-st. 67, torsk, glassvar). Innsamlingen foregikk i oktober 1991 (indre Sørfjorden) og november/desember (Strandebarm).



Figur 3.1. Prøvesteder for blåskjell og tang (i 1991 ikke B10, B15, B16).

Tabell 3.1. Innsamlingssteder for blåskjell og tang i Sør fjorden og Hardangerfjorden 1991, med angivelse av adkomst og ca. avstand fra Odda (km). (Ikke prøvetatt: *).

STASJONER, ADKOMST	Ca. avstand fra Odda (km)
St. B 1, Byrkjenes, lite nes N for badestrand	2
St. B 2, Eitrheimsneset, på gammel pelebrygge (26/9) eller litt nord for denne pga. utfyllingsarbeider: mellom sement-blanderer (?) og tankanlegg	3
St. B 3, Tyssedal, kai ved kraftstasjon	6
St. B 4, Digranes, ved trebrygge	10
St. B 6, Kvalnes, S for Kvalnes, ved gammelt naust ut for frukthave	18
St. B 7, Krossanes, brygge ved 3 naust ytterst på neset (Ystanes)	37
St. B10, Sengjaneset/Eidfjord, svaberg *	44
St. B13, Ranaskjær, skjær med sementkum, rett overfor Bjølvefossen	58
St. B14, Rykkjaneset, m/svaberg nedenfor eng *	69
St. B15, Vikingneset, ved fyrlykt	84
St. B16, Nærnes, Bondesundet, skjær ved brygge og naust *	100

Innenfor Statlig program samles av blåskjell (om mulig) 50 stk. av størrelse 4 - 5 (6) cm fra hver stasjon til en blandprøve. Skjellene fryses ned uten forutgående tømning av tarm. I praksis har det på flere Sør fjord-stasjoner vært ganske vanskelig å finne skjell over 4 cm, slik at størrelsesintervallet ofte har blitt 3-5 cm. Innen JMG-programmet samles (om mulig) 50 stk. innen hver av størrelseskategoriene 2 - 3, 3 - 4 og 4 - 5 cm. Før nedfrysing går skjellene et døgn i vann fra innsamlingsstedet (tømning av tarm) og tas ut av skallene.

Blandprøvene av *blæretang* (stasjonene B1, B2, B3) har bestått av ca. 5 cm lange skuddspisser (ca. 100 fra ca. 25 individer). Av *grisetang* (fra og med st. B4 og utover) benyttes ordinært 50 - 100 skuddspisser fra et 20-talls individer kuttet like under 2. blære ovenfra.

Analysene av fisk er utført dels på individer (19 - 20 stk.), dels på blandprøver (4-5 prøver à 5 fisk). Kvikksølv er analysert i filet, øvrige metaller (kobber, kadmium, bly, sink) bare i lever, og klororganiske stoffer enten både i filet og lever (torsk, skrubbe) eller bare i filet. Et utvalg av prøvene til klororganiske analyser er også analysert på EPOCI (= ekstraherbart persistent organisk bundet klor).

Prøvene er delvis blitt opparbeidet i felt, delvis fraktet nedfrost som hel fisk og deretter tint og opparbeidet på NIVA før nedfrysing inntil homogenisering og analyse.

JMG-data fra analysene av fisk og blåskjell vil bli bearbeidet og rapportert mer fullstendig mht. variasjoner med størrelse og over tid innen det felles internasjonale overvåkingsprogram for Oslo-/Pariskommisjonen. Det samme gjelder regionale forskjeller. I den foreliggende rapport er vurderingen stort sett basert på middelverdier sammenlignet med et "høyt diffust bakgrunnsnivå" og grenseverdier for spiselighet. (Med det upresise begrepet "høyt diffust bakgrunnsnivå" menes "grensen" for verdier som kan registreres utenfor påvirkning fra definerte punktkilder).

Før analyse er tangen tørket ved 105°C i 42 timer og homogenisert i RETCH agat mortermølle. Blåskjell og fisk er homogenisert i en SILVERSON 4LR homogenisator eller i TEFAL food processor.

Homogeniserte prøver av blåskjell og tang til metallanalyse er oppsluttet i henhold til Norsk Standard - NS 4783: Metaller i biologisk materiale. Bestemmelse ved atomabsorpsjonsspektrometri. Oppslutning utført slik: 50-200 mg av en frysetørket prøve oppsluttes med salpetersyre i teflonbeholder i autoklav ved 120 grader C. Etter avkjøling fortynnes til 100 ml med vann.

Sluttbestemmelsen utføres ved atomabsorpsjon i flamme for noen få metaller (Zn, og høyere konsentrasjoner av Cu og Cd): NS 4771: Metaller i vann, slam og sedimenter. Bestemmelse ved atomabsorpsjonsspektrometri i flamme. Spesielle retningslinjer for bly, jern, kadmium, kobolt, kobber, nikkel og sink.

Ved lavere konsentrasjoner benyttes grafittovn (Cd, Pb, Ni, Cr og lave konsentrasjoner av Cu): NS 4781: Metaller i vann, slam og sedimenter. Bestemmelse ved flammeløs atom- absorpsjonsspektrometri. Elektrotermisk atomisering i grafittovn. Spesielle retningslinjer for aluminium, bly, jern, kadmium, kobber, kobolt, krom, mangan og nikkel.

Ved bestemmelse av bly ble det gjennomført en del tester med forskjellig temperatur og tidsprogrammer ved tørkingen av prøvene. Den beste overensstemmelsen med de sertifiserte verdier for Standard Referansemateriale ble oppnådd ved å benytte grafittrør med plattform og automatisk bakgrunnskorreksjon under bestemmelsen.

For analysene på klororganiske forbindelser i fisk fra NIVA er vått homogenisert materiale ristet i Erlen-Meyerkolbe med en 1:1-blanding av cykloheksan og isopropanol tilsatt PCB - 53 som indre standard. Etter henstand dekanteres klarfasen over i en skilletrakt og ekstraksjonen gjentas. Det samlede ekstrakt i skilletrakten tilsettes destillert vann, slik at vann/isopropanol kan tappes av. Etter vasking av cykloheksan med destillert vann, tørkes ekstraktet og inndampes til tørrhet for fettvektbestemmelse. For videre analyse veies en del av fettut, løses i cykloheksan og renses/forsåpes med konsentrert svovelsyre.

Før kvantitativ analyse blir ekstraktet inndampet til ønsket volum i små glødede prøveglass. Identifisering og kvantifisering av de nevnte parametre utføres på en gasskromatograf (GC) med 60 m kapillærkolonne og elektroninnfangningsdetektor (ECD). Kvantifisering utføres via egne dataprogram ved bruk av 7-punkts standardkurver, og konsentrasjonsnivået til alle parametre som skal kvantifiseres, justeres til å ligge innenfor standardkurvens lineære område.

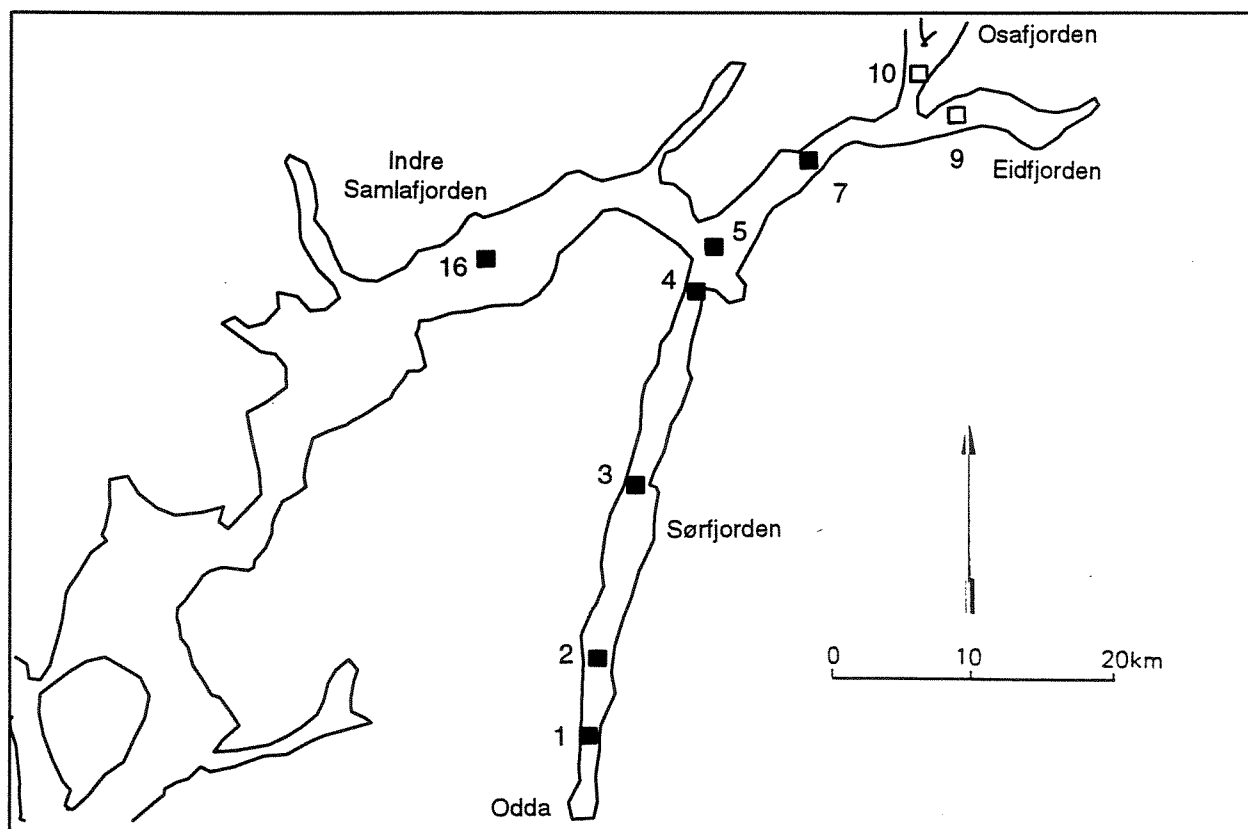
Analyseresultatene kvalitetssikres ved blant annet å analysere kjente standarder for hver tiende prøve på gasskromatografen, samt ved jevnlig kontroll av hele opparbeidings- og analyseprosessen ved bruk av internasjonalt sertifisert referansemateriale, regelmessig blindprøvetesting og hyppig kalibrering av instrumentene ved bruk av 7-punkts standardkurver.

Klororganiske forbindelser i blåskjell er analysert ved SI (Senter for industriforskning).

EPOCl (ekstraherbart persistent organisk bundet klor) er analysert ved Institutt for energiteknikk (IFE) ved nøytronaktiveringsanalyse.

3.2. Bløtbunnfana

Feltarbeidet ble gjennomført 10.-13. mai 1991. Til innsamlingen av bunnmateriale ble det benyttet en 0.1 m² Day-grabb. Det ble tatt fire parallelle prøver på hver av 7 stasjoner. De samme 7 stasjonene, samt 2 til, ble undersøkt i april 1985 (Figur 3.2). Posisjoner og dyp er vist i Tabell 3.2. Beskrivelser av sedimentet er gitt i Vedleggstabell I. Resultatene fra 1991 er sammenlignet med resultatene fra 1985.



Figur 3.2. Grabbstasjonenes plassering i 1985 (■□) og 1991 (■). Stasjon 9 og 10 ble ikke tatt i 1991.

Tabell 3.2. Stasjonenes posisjoner og dyp.

Stasjon	Nord	Øst	Dyp (m)
1	600701	63283	117-119
2	600980	63365	290-304
3	601603	63628	386-387
4	602399	63994	293-303
5	602509	64166	709-712
7	602820	64814	511-514
9	602950	65830	395
10	603120	65600	297
16	602420	62670	850-851

Prøvene ble silt gjennom 1.0 mm siler, fiksert i 4% nøytralisert formalin og senere overført til 70% etanol. Dyrene ble sortert ut, artsbestemt og tallet.

Det ble bestemt parametre som individtetthet, artsmangfold m.m. Artsmangfold er beregnet ved indeksen H (Shannon og Weaver 1963) og ved antall arter pr. 100 individer (ES_{100}) (Hurlbert 1971).

Det er foretatt en analyse av graden av likhet i faunaen mellom de enkelte stasjonene og mellom samme stasjon i forskjellige år. Analysene er utført ved å beregne likhetsindeks (Bray-Curtis indeks) (Clifford & Stephenson 1975). Prosentvis likhet (S_{jk}) mellom to prøver (prøve j og prøve k) er:

$$S_{jk} = 100 \left(1 - \sum_{i=1}^s \frac{|x_{ij} - x_{ik}|}{(x_{ij} + x_{ik})} \right)$$

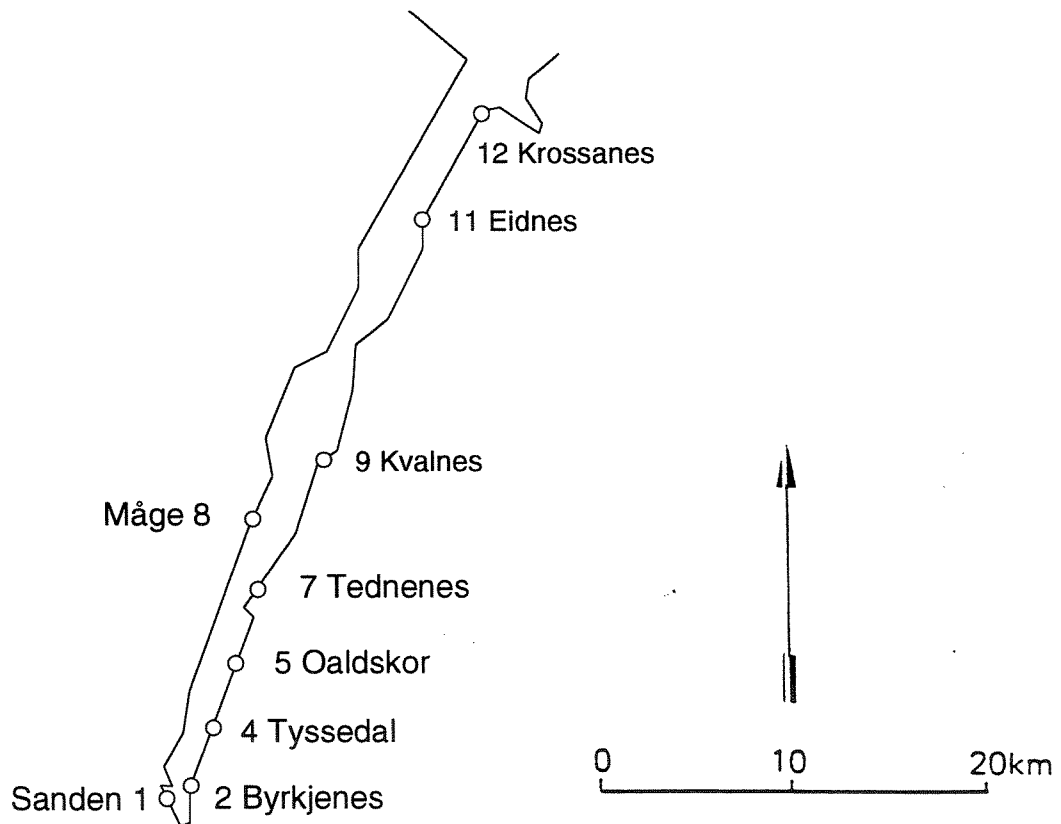
hvor x_{ij} er individantall av i -ende art i j -ende prøve og s er antall arter. Det finnes også andre likhetsindekser, men Bray-Curtis indeksen er den mest hensiktsmessige og den som er mest brukt. For å unngå at for mye vekt legges på arter med høye individantall, er det vanlig å regne om til fjerde rot av de opprinnelige individantallene før likhetsindeksen beregnes. Verdien av indeksen kan variere mellom 0 (ingen arter felles) til 100 (alle arter og deres individantall felles).

Deretter er stasjonene gruppert ved clusteranalyse for å få fram grupper med høy indre likhet. Resultatene er presentert i dendrogram. Likheten mellom prøver og mellom stasjoner er også illustrert i ordinasjonsplott fremstilt ved "multidimensional scaling" (MDS-analyse).

Prøver til sedimentanalyse ble tatt fra grabbprøvene (ca. 10-20 cm³ av de øverste 2 cm av sedimentet). Kornfordeling (som % sediment <63 µm) og konsentrasjon av total organisk karbon og nitrogen i "bulk" prøve bestemmes. Sedimentfraksjonen <63µm bestemmes ved våtsikting. Organisk karbon og nitrogen analyseres med CHN-elementanalysator etter at uorganiske karbonater er fjernet med saltsyre.

3.3. Gruntvannsamfunn

Gruntvannsamfunn av fastsittende alger og dyr i Sørfjorden ble sist undersøkt i 1981-82. Ni av stasjonene ble valgt ut for gjentatte undersøkelser i 1991-92. Feltarbeidet i 1991 ble utført i perioden 23-26. september. Stasjonenes plassering er vist i Figur 3.3. Stasjonsbeskrivelser er gitt i Tabell 3.3.



Figur 3.3. Gruntvannsstasjoner undersøkt i 1991.

Gruntvannsundersøkelsene innebar registrering av makroskopiske alger og dyr på hardbunn fra strandsonen og ned til ca. 20 m dyp. Undersøkelsene ble utført ved dykking. I tillegg til en rent kvalitativ registrering, ble også organismenes forekomst på de ulike dyp angitt etter en subjektiv skala fra 1 til 4 (1=enkeltfunn, 2=spredt, 3=vanlig og 4=dominerende). Registreringen foregikk ved at dykkeren hadde telefonforbindelse via kabel med en assistent på land som førte observasjonene inn i registreringsskjemaer.

Undersøkelsene av alger og dyr ble henholdsvis foretatt av en marin botaniker og en marin zoolog. Organismer som ikke lot seg artsbestemme direkte i felt, ble samlet inn for nærmere undersøkelse i lupe eller mikroskop.

Undersøkelsene vil bli repetert i 1992 og en faglig vurdering av resultatene vil først bli gitt på bakgrunn av 2 års undersøkelser. Resultatet vil bli sammenliknet med tidligere undersøkelser utført i 1981-82.

Tabell 3.3. Gruntvannsstasjoner undersøkt i 1991.

Stasjon	Beskrivelse
G1 Sanden	Himmelretning: Østvendt stasjon. Lokalisering: Rett syd av småbåthavn. Bunnforhold: Fjell/gammel steinfylling i øvre 3 m. Dypere: stein på mudderbunn. 30-40° helning.
G2 Byrkjenes	Himmelretning: Nordvestvendt. Lokalisering: Like nord av badepark. Samme lokalitet som for blåskjellinnsamling. (Selve neset var bebyggt med båtnaust.) Bunnforhold: Stein på mudderbunn. 40-60° helning.
G4 Tyssedal	Himmelreting: Vestvendt. Lokalisering: Utenfor nordenden av den gamle kraftstasjonen, på grunnfjell mellom gammel brygge og stasjonen. Bunnforhold: Fjell. 70-100° helning.
G5 Oaldskor	Himmelretning: Vestvendt. Lokalisering: Rett nord for båtnaust, ved stor stein med fortøyningspåle. Bunnforhold: Fjell. Helning 90°-100° under 5m dyp. (Ved naustene gikk fjellet loddrett ned og ga lite rom for mulig algevekst.)
G7 Tednes	Himmelretning: Vestvendt. Lokalisering: Rett utfor liten lykt. Bunnforhold: Fjell. 60-90° helning.
G8 Måge	Himmelretning: Østvendt. Lokalisering: Fra sydlig pynt på neset. Bunnforhold: Variabelt, stein på sandbunn til fast fjell. 20-30° helning i øvre 15m, 60-90° under 15m.
G9 Kvalnes	Himmelretning: Vestvendt. Lokalisering: Syd for Kvalnes, ved gammelt naust ut for frukthage. Bunnforhold: Fjell, 70-80° hellning ned til 5m. Steinrøys/sandbunn med helning 30-60° under 5m.
G11 Eidnes	Himmelretning: Vestvendt. Lokalisering: Utenfor båtnaust i LECA (uten brygge), nord for Fruktlager. Bunnforhold: Småsteinete, 20-45° helning.
G12 Krossanes	Himmelretning: Vestvendt. Lokalisering: Pynten av neset, mellom naust og sjøkabel. Bunnforhold: Fjell/store stein. 30-90° helning.

4. MILJØGIFTER I ORGANISMER

4.1 Metaller i fisk

Kvikksølvinnholdet (Tabell 4.1) var moderat forhøyet i filet av torsk og skrubbe fra indre del av Sørfjorden (JMG-st. 53), men noe høyere enn i torsk fra hovedfjorden ved Strandebarm (JMG-st. 67). Sammenlignet med et "normalnivå" på < 0.1 mg/kg v.v. (Knutzen og Skei, 1990), kan det antydes overkonsentrasjoner i torsk på 3 og 1.5 ganger, henholdsvis i Sørfjorden og hovedfjorden.

Hverken i torsk eller skrubbe fra indre fjord overskred midlere kvikksølvinnhold utenlandske grenseverdier for konsumfisk (kfr. Knutzen og Skei, 1990, Tabell 22). I Norge er det foreløpig ikke fastsatt slike konsentrasjonsgrenser.

Det var betydelig individuelle variasjoner i torskematerialet (0.05 - 0.58 mg/kg våtvekt i 25 fisk fra indre fjord), men ingen tydelig tendens til høyere konsentrasjon med økende størrelse.

Av Tabell 4.1 ses at det bare har vært små variasjoner i fiskens kvikksølvinnhold siden 1987, unntatt for glassvar fra Strandebarm. Denne arten viste, for middelet av 5 blandprøver à 5 fisk, en bemerkelsesverdig nedgang fra 1990 og tidligere år til 1991. Resultatet må imidlertid bedømmes som usikkert, idet én av blandprøvene inneholdt 0.31 mg/kg v.v. (og dermed omtrent som tidligere), mens de øvrige fire lå på mindre enn 0.1 mg/kg.

Tidligere års kvikksølvkonsentrasjoner i glassvar fra Strandebarm må betegnes som - relativt sett - bemerkelsesverdig høye. Det er mulig at arten har spesielle akkumuleringsegenskaper jevnført med andre, men det er ikke kjent noe om dette fra andre undersøkelser. (Glassvar er ikke blant de anbefalte indikatorarter og benyttes her pga. at det har vært vanskelig å få tak i andre flatfisk).

Tabell 4.1. Kvikksølvkonsentrasjoner i filet av fisk fra indre Sørfjorden (JMG-st. 53B) og Hardangerfjorden ved Strandebarm (JMG-st. 67B) 1984 - 1991, mg/kg våtvekt. Middeler av individuelle analyser eller blandprøvedata (for 1984 - 1990 kfr. datautskift 17/3-1992 (JMG) LIM-2 FISH-WET : TB01).

STASJONER/ARTER	1984	1987	1988	1989	1990	1991
<u>St. 53B (I. Sørfj.)</u>						
Torsk (<i>Gadus morhua</i>)		0.26	0.11	0.22	0.20	0.24 ¹⁾
Skрубbe (<i>Platichthys flesus</i>)	0.51		0.11	0.13	0.12	0.13 ²⁾
Smørflyndre (<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>)		0.62				
<u>St. 67B (Strandebarm)</u>						
Torsk (<i>Gadus morhua</i>)		0.14	0.09	0.10	0.16	0.12 ³⁾
Glassvar (<i>Lepidorhombus whiffiagonis</i>)	0.38	0.35	0.33	0.36	0.50	0.10 ⁴⁾

1) 25 individuelle analyser, 554 - 1832 g/38 - 55 cm.

2) Middeler av 5 bl.pr. à 5 eks., 118 - 497 (807) g/20 - 35 (40) cm.

3) Middeler av individuelle analyser innen 4 størrelsesgrupper med 5 eks. i hver gruppe; 871/1205/1327/1548g, 44/50/52/55 cm.

4) Middeler av 5 bl.pr. à 5 eks., 265 - 865 g/31 - 46 cm.

Av de øvrige metaller viste både *kadmium* og *bly* forhøyet innhold i lever av fisk fra indre Sørfjorden (Tabell 4.2). Særlig markert var dette for skrubbe, med en forhøyelse for begge metallers vedkommende på ca. 10 ganger "antatt høyt bakgrunnsnivå". I torskelever var forhøyelsen mer moderat. Ca. 2 - 3 ganger (kfr. høye bakgrunnsnivåer angitt i Knutzen og Skei, 1990), dessuten upubliserte JMG-observasjoner av torsk og skrubbe fra tilnærmet uberørte områder 1991 - 1991. Bemerk at det usikkert antatte "høye bakgrunnsnivå" av bly i torskelever antagelig er satt 2 - 5 ganger for høyt i Knutzen og Skei (1990).

Spiseligheten av fisk fra Sørfjorden må vurderes av næringsmiddelmyndighetene. I henhold til kostholdsråd fra SNT (Statens Næringsmiddeltilsyn) i 1989, frarådes bruk av flyndrelever til mat, mens inntak av torskelever bør begrenses til en gang i uken. Kadmiumnivået i skrubbelever synes ikke å ha gått ned siden konsumrådene ble gitt (upubl. JMG-data) og heller ikke noe vesentlig siden undersøkelser i 1983 - 84 (Julshamn et al., 1985). Det mer moderate kadmiuminnholdet i torsk kan derimot være lavere enn i 1987, men med en usikker tendens i 1988 - 1990 (upubl. JMG-data). Skrubbeleverens blyinnhold 1991 var ca. 1/3 av middelveiden fra 1983 - 84 (Julshamn et al., 1985), men uten noen tydelig tendens fra 1988 (upubl. JMG-data).

Tabell 4.2. Metaller i lever av fisk fra indre Sørfjorden (JMG-st. 53B) og Hardangerfjorden ved Strandebarm (JMG-st. 67B) 1991, mg/kg våtvekt. Middell/standardavvik for individuelle analyser eller blandprøvedata.

STASJONER/ARTER	Kadmium	Kobber	Bly	Sink
<u>St. 53B (I. Sørfj.)</u>				
Torsk (<i>Gadus morhua</i>) ¹⁾	0.26/0.08	4.1/1.2	0.30/0.07	26.6/3.8
Skrubbe (<i>Platichthys flesus</i>) ²⁾	2.09/0.97	15.4/6.7	1.00/0.54	50.9/3.4
<u>St. 67B (Strandebarm)</u>				
Torsk (<i>Gadus morhua</i>) ³⁾	0.10/0.08	7.8/3.4	0.18/0.07	27.8/8.5
Glassvar (<i>Lepidorhombus whiffiagonis</i>) ²⁾	0.10/0.05	15.7/4.3	0.08/0.03	89.7/17.7

- 1) Middell av 5 størrelsesgrupper med individuelle analyser av 5 eks. i hver gruppe.
- 2) Middell av 5 blandprøver à 5 eks.
- 3) Middell av 20 individuelle analyser.

Bortsett fra en antydning om moderat/svakt forhøyet blyinnhold i lever av torsk fra Strandebarm, var de øvrige metallverdier under antatt høyt bakgrunnsnivå (Tabell 4.2). Belastningene med sink og kobber gjenspeiles m.a.o. ikke i fiskeprøvene (muligens med et forbehold for sink i glassvar, som lå noe høyere enn det som anses normalt i bedre kartlagte indikatorarter).

4.2 Metaller i blåskjell

Hovedresultatene fra blåskjellanalysene innen Statlig program for forurensningsovervåking er fremstilt i Figur 4.1 - 4.4, sammen med utvalgte data fra tidligere år (tørrvektsbasis). Rådata (friskvektsbasis) er gjengitt i vedleggstabell A4.1. I Tabell 4.3 er det gjort en sammenligning med data fra JMG-programmet. (Se også vedleggstabell A4.6.)

Av denne sammenligning ses at det med enkelte unntak var rimelig godt samsvar mellom de to datasettene. Tilfellene av større avvik kan bero på et kompleks av årsaker:

- Individuelle variasjoner (Lobel, 1987; Lobel et al., 1989, 1991).
- Tarmrensing hos JMG-skjellene.
- Variasjon i belastningen mellom de to tidspunkter for prøvetaking (sannsynligvis liten ved en tidsforskjell på bare en uke, men kan spille en rolle for blyverdiene).
- Analyseusikkerhet, spesielt for bly

Uansett forskjeller viste begge observasjonsserier fortsatt meget høy grad av metallforurensning i blåskjell.

Overkonsentrasjonene av kvikksølv - dvs. jevnført med "antatt høyt bakgrunnsnivå" hos Knutzen og Skei (1990) - var omkring 10 (20?) ganger ved Eitrheimsneset i indre fjord og avtok til 2 (4) ganger ved munningen (Figur 4.1, Tabell 4.3). Forurensningen var tydelig sporbar langt ut i hovedfjorden, mer enn 8 mil fra Odda (Tabell 4.3). Samsvarende med vannanalysene, som viste meget høye verdier i september (Skei, 1992), var det mer kvikksølv i blåskjell i 1991 enn foregående år (Figur 4.1).

Kadmiumanalysene ga overkonsentrasjoner i skjell på opp til 50 ganger (Figur 4.2), og i henhold til JMG-resultatene ble det observert mer enn 10 ganger "normalt" kadmiuminnhold i skjell ut til Vikingneset i hovedfjorden (Tabell 4.3). Av Figur 4.2 ses at det i indre del av Sørfjorden ble konstatert kraftig økning fra 1990 til 1991. I fjordens ytre del var forholdene omtrent som foregående år (da man hadde en uforklart økning i skjellenes kadmiuminnhold fra indre til ytre stasjoner, kfr. Knutzen og Skei, 1991).

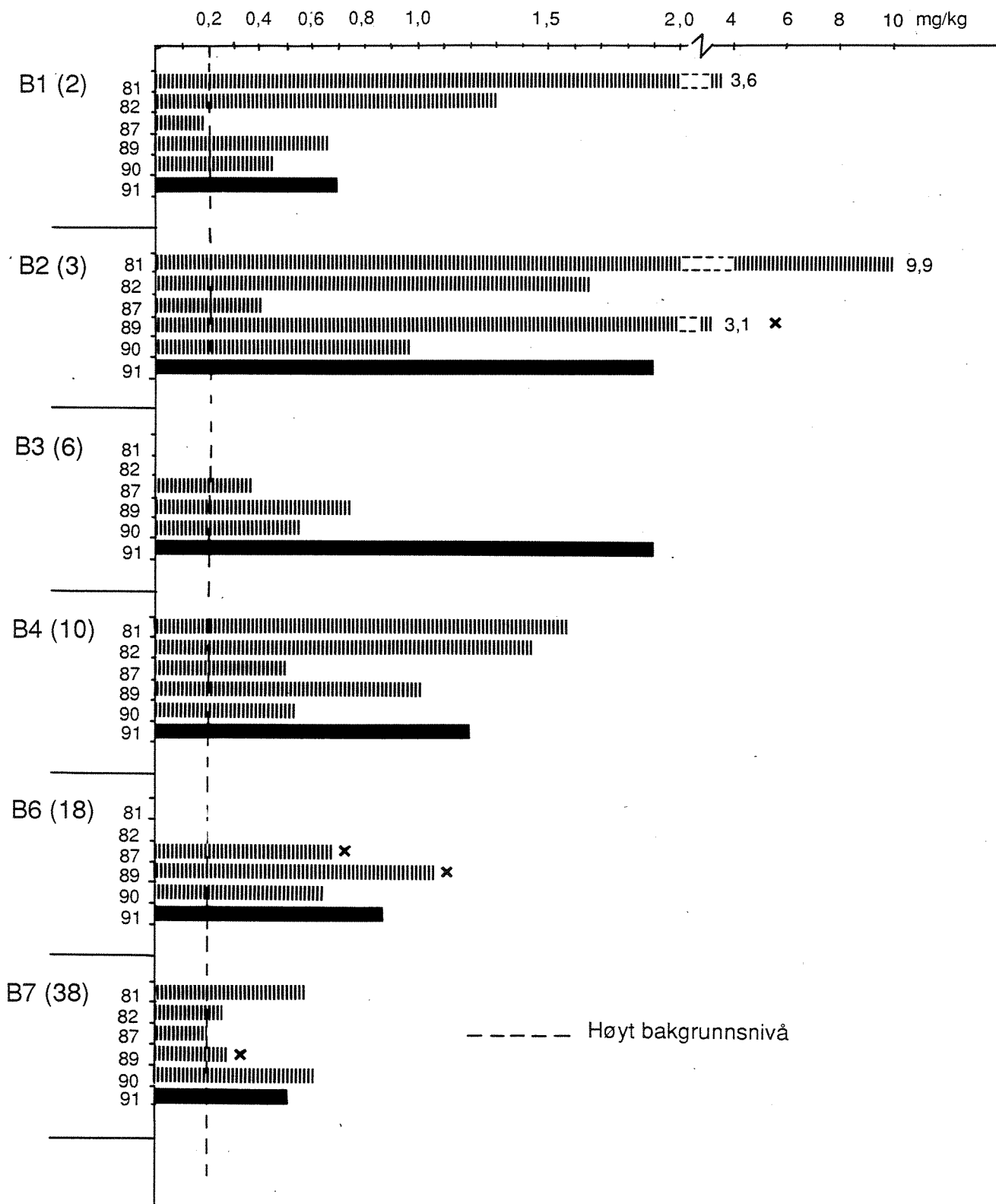
Tabell 4.3. Metaller i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Sørfjorden og Hardangerfjorden 23. - 26. september (Statl. program) og 1. - 2. oktober 1991 (JMG), mg/kg tørrvekt. Fra JMG-programmet middel av 3 størrelsesgrupper.

STASJONER	Hg		Cd		Pb ¹⁾		Zn	
	23-26/9	1-2/10	23-26/9	1-2/10	23-26/9	1-2/10	23-26/9	1-2/10
B1 Byrkjenes	0.68		25.8		85.0		267	
B2 Eitrheimsneset	1.9	4.2	98.8	84.4	231.7	356	1320	494
B3 Tyssedal	1.9		65.2		179.0		898	
B4 Digranes	1.2		40.8		87.6		599	
B6 Kvalnes	0.87	1.6	33.0	66.9	82.6	23.9	488	472
B7 Krossanes	0.50	0.8	16.2	33.2	25.3	11.7	323	281
B13 Ranaskjær		0.5		36.5		11.7		407
B15 Vikingneset		0.3		19.1		3.7		291

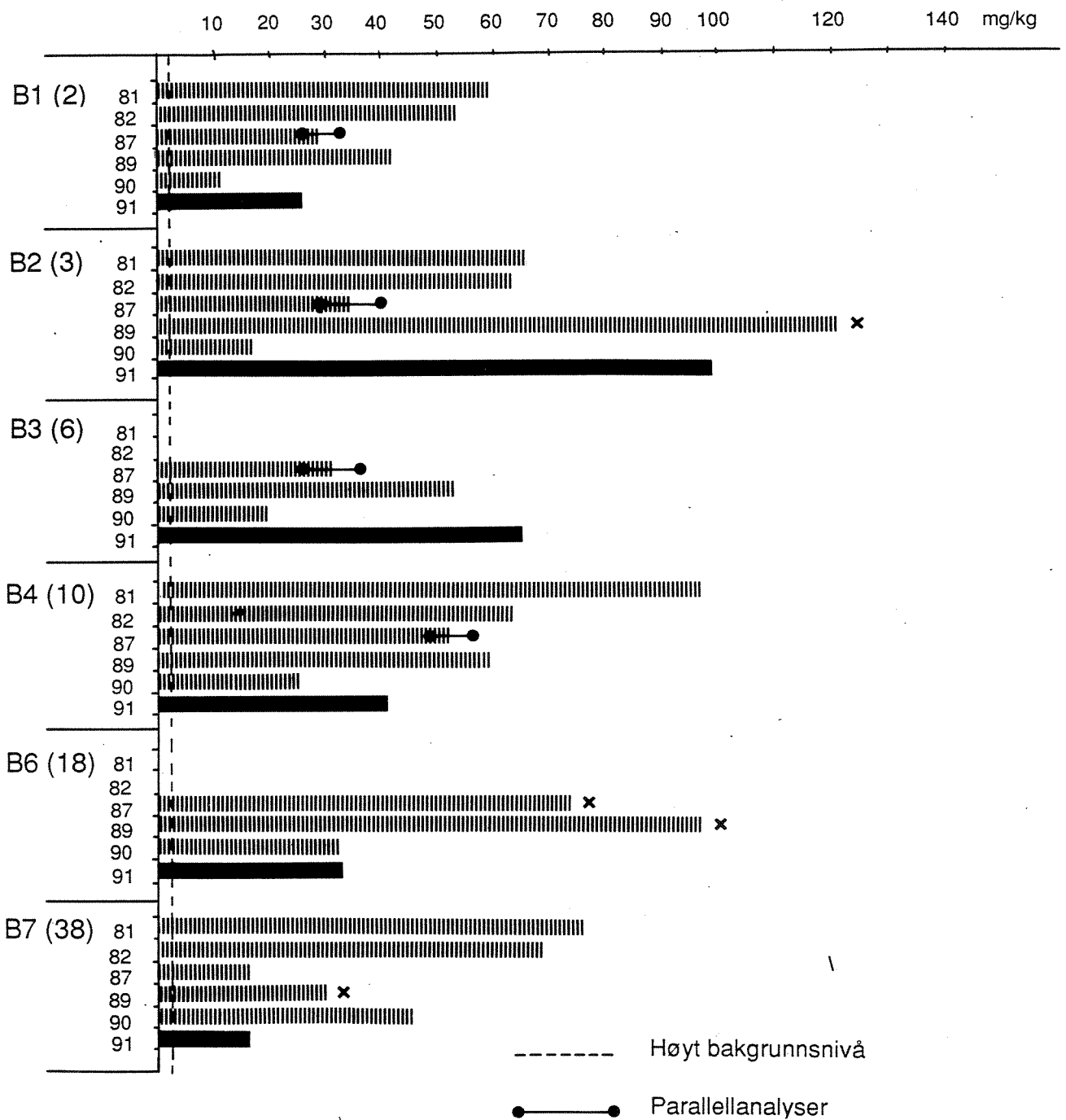
1) Verdier fra reanalyse for prøvene fra 23 - 26/9.

Også for bly viste skjellene en økning fra 1990 til 1991 (Figur 4.3). Jevnført med det "antatt høye bakgrunnsnivå" på 3 mg/kg tørrvekt (Knutzen og Skei, 1990), ble det funnet overkonsentrasjoner på omkring 100 ganger (Tabell 4.3). Mot fjordmunningen avtok forurensningsgraden til 5 - 10 ganger (Figur 4.3), men uten noen entydig tendens til videre minskning utover i hovedfjorden (Tabell 4.3., JMG-data).

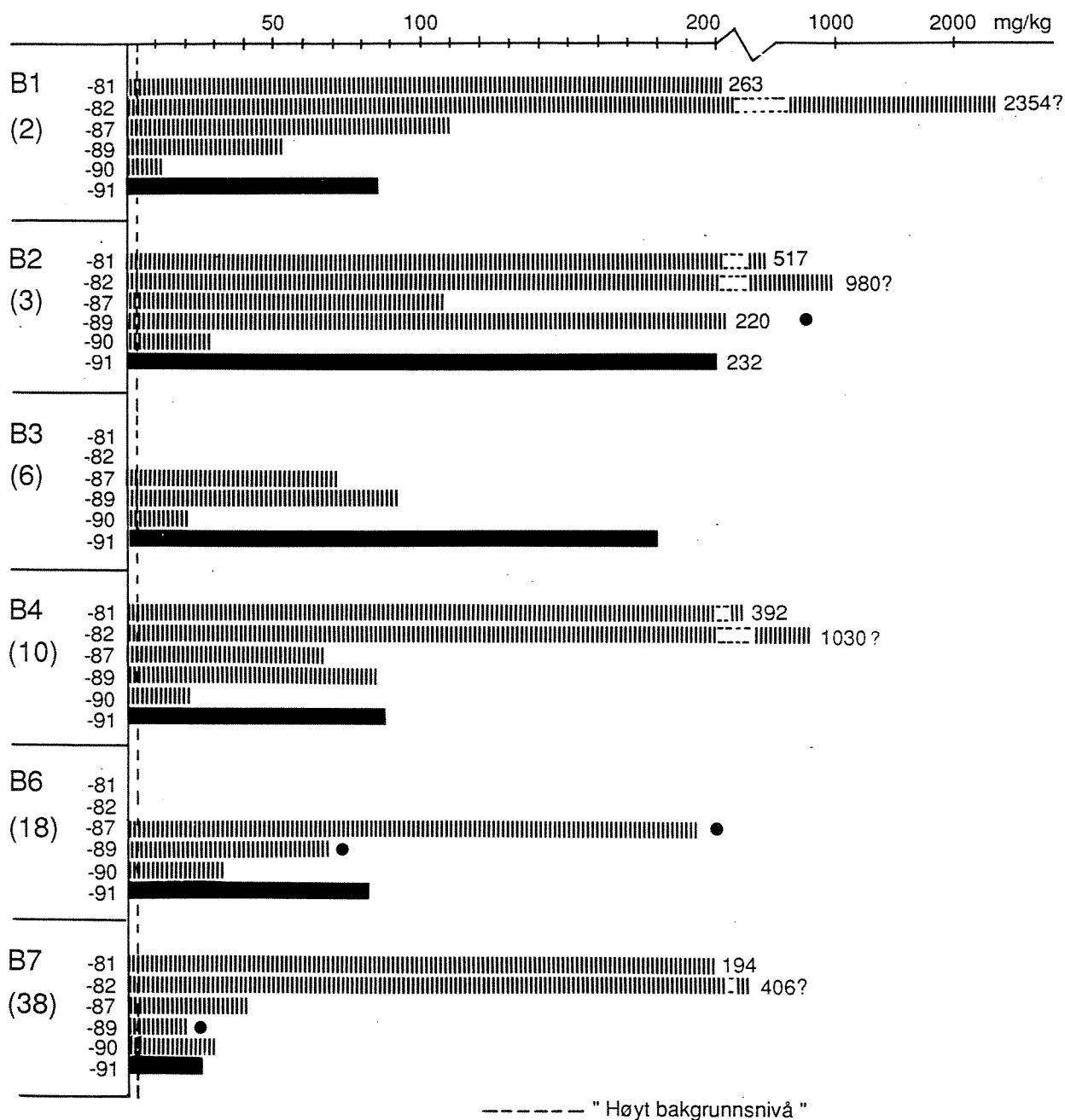
Sinkforurensningen var forholdsmessig mer moderat, med overkonsentrasjoner i intervallet 2 - 5 (10) ganger (Figur 4.4, Tabell 4.3). I likhet med de øvrige metaller ble det høyeste innholdet funnet i skjell fra Eitrheimsneset (lavere på innerste stasjon).



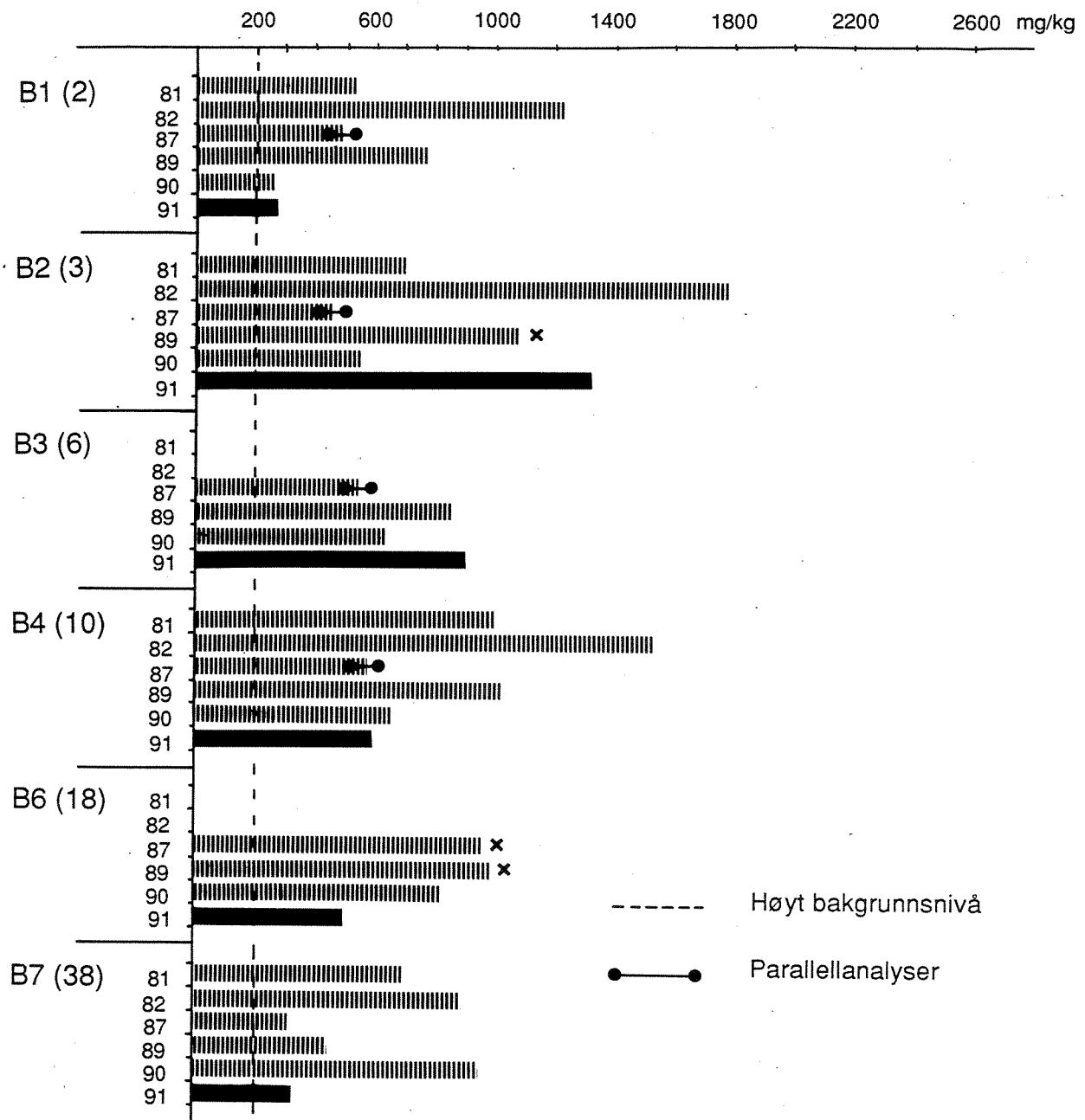
Figur 4.1 Kvikksølv i blåskjell fra utvalgte stasjoner i Sør fjorden 1981-1991, mg/kg tørrvekt. I parentes ved stasjonsnr.: ca. avstand fra Odda i km • = JMG-data.



Figur 4.2 Kadmium i blåskjell fra utvalgte stasjoner i Sør fjorden 1981-1991, mg/kg tørrvekt. I parentes ved stasjonsnr.: ca. avstand fra Odda i km. ● = JMG-data, størrelse 4-5 cm.



Figur 4.3 Bly i blåskjell fra utvalgte stasjoner i Sør fjorden 1981-1991, mg/kg tørrvekt. I parentes ved stasjonsnr.: ca. avstand fra Odda i km. • = JMG-data.



Figur 4.4 Sink i blåskjell fra utvalgte stasjoner i Sør fjorden 1981-1991, mg/kg tørrvekt. I parentes ved stasjonsnr.: ca. avstand fra Odda i km. ● JMG = data, størrelse 4-5.

Motsatt 1990 var det en tydelig fallende tendens med økende avstand fra Odda utover (Figur 4.4). Men også i hovedfjorden var det klar påvirkning med omkring en fordobling av "normalt" sinkinnhold i skjellene fra Ranaskjær (Tabell 4.3).

Kobberinnholdet var normalt eller viste bare svake overkonsentrasjoner i skjell innsamlet 23 - 26/9-91 (vedleggstabell A4.1). Prøvene som ble tatt en uke senere (JMG-programmet), tydet imidlertid på en sterk kobberforurensning med markerte overkonsentrasjoner ut i hovedfjorden. Kobberverdiene fra prøvene tatt 23 - 26/9 samsvarte med observasjonene i de senere år (kfr. vedleggstabeller med rådata i Skei et al., 1989, 1990; Knutzen og Skei, 1991). Det foreligger ingen opplysninger som kan forklare misforholdet mellom resultatene fra de to prøveseriene med bare vel en ukes mellomrom. Prøvene fra JMG-programmet er reanalysert, men med omlag samme resultat (vedleggstabell A4.6). Forøvrig har tidligere resultater vist at blåskjell ikke har begrenset anvendelighet som indikator for kobber (se Tabell 4 i Knutzen og Skei, 1990).

Skjellenes innhold av *nikkel* og *krom* (vedleggstabell A4.1) var i hovedsaken det samme på alle stasjoner og under den antatte øvre grense for "normalkonsentrasjonene". (Nikkelverdiene tydet forøvrig på at grensen for dette metallet er stipulert noe for høyt av Knutzen og Skei (1990).

Konklusjonen for 1991-observasjonene av metaller i blåskjell sammenlignet med foregående år er at det for kvikksølv, kadmium og bly delvis er registrert en betydelig oppgang (indre og midtre del av Sørfjorden). En mer moderat og mindre konsekvent forhøyelse er funnet for sink. I vann er en slik økning fra 1990 til 1991 (basert på gjennomsnittet for hver av de to årene) bare observert for kvikksølv (Skei, 1992), mens det for de øvrige har vært omtrent likt (kadmium) eller nedgang (tydeligst for sink, men også synlig for bly).

At blåskjellene bare delvis gjenspeiler metallinnholdet i vann (Knutzen og Skei, 1991), ses også av resultatene fra 1991. Fra fjordmunningen og innover var forskjellen i midlere metallkonsentrasjoner i vann april - september (3 obs.) ca. 40/20/15/15 ganger, henholdsvis for i kvikksølv, kadmium, bly og sink. I skjell var de tilsvarende forholdsmessige avstandsgradientene 4/5/8/4 ganger. Relativt sett moderate overkonsentrasjoner av sink (og kobber) i vann synes å gjenspeiles dårlig, mens dette sannsynligvis er noe bedre for kvikksølv, bly og kadmium.

4.3 Metaller i tang

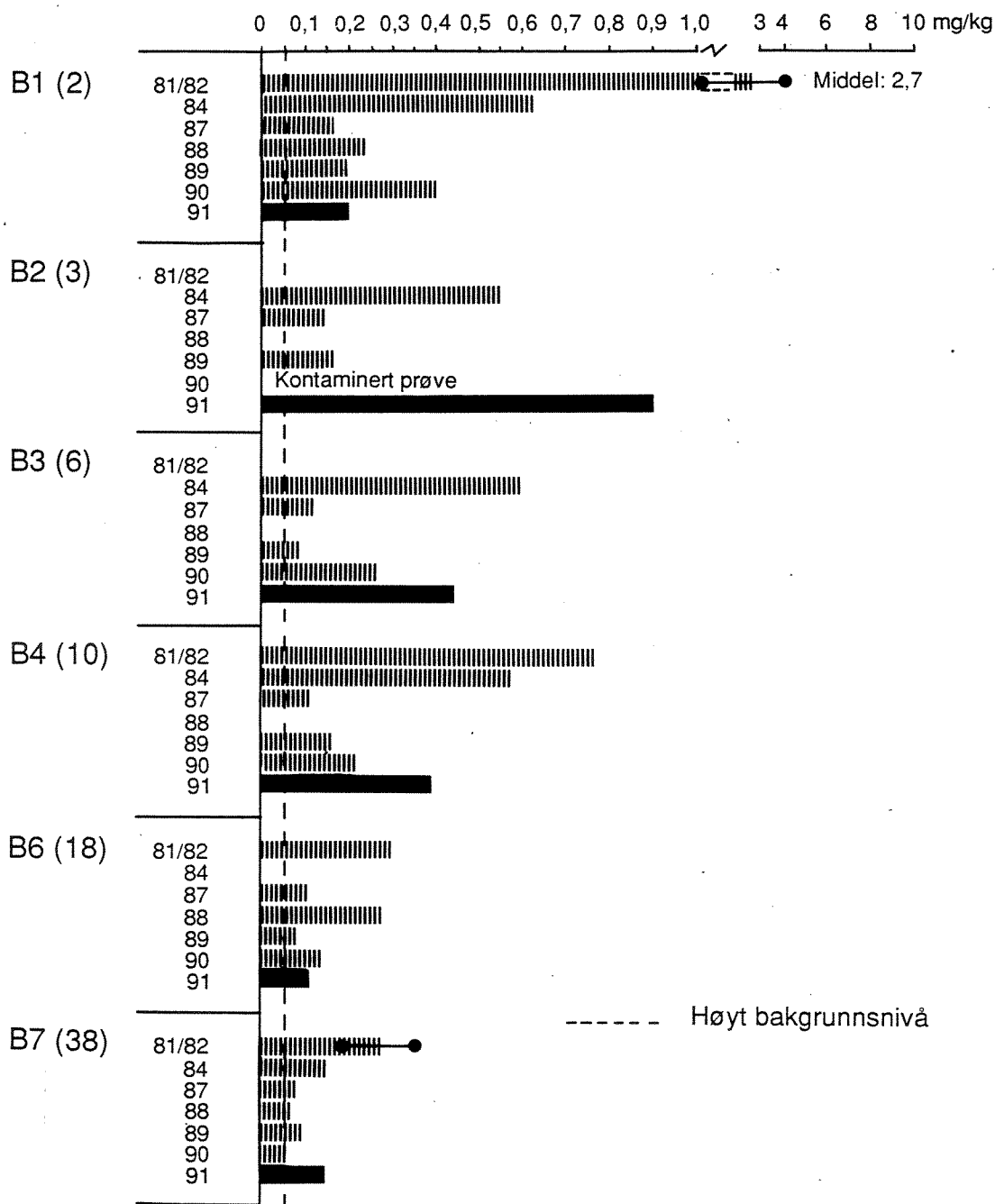
Rådata er gjengitt i vedleggstabell A4. 2, mens avstandsgradienter og utvikling over tid ses av Figur 4.5 - 4.9.

Kvikksølvanalysene ga overkonsentrasjoner på ca. 2 - 20 ganger; høyest ved Eitrheimsneset og avtagende utover, samt relativt moderat forhøyet ved Byrkjenes (Figur 4.5). Dette bildet samsvarer med blåskjellresultatene. Muligens fremkom noe svakere grader av forurensning i tang, men forskjellen var mindre enn enkelte tidligere år (Skei et al., 1990; Knutzen og Skei, 1991). Av dette følger at også i tang gjenfinnes den meget høye kvikksølvbelastningen som ble avdekket i vannprøvene fra september (Skei, 1992).

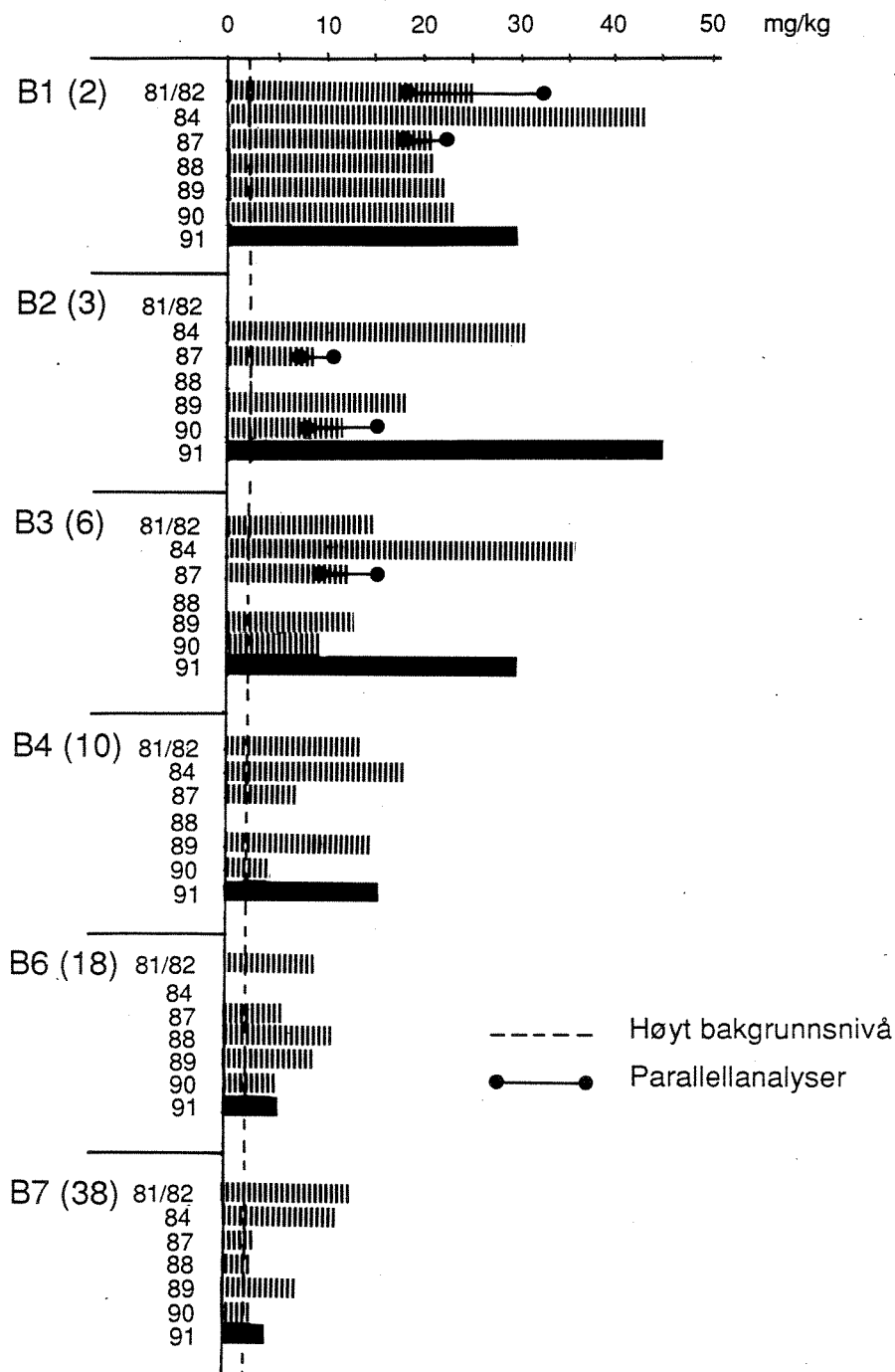
Tangens *kadmium*innhold lå også minimum 2 - 20 ganger over det som kan anses som "normalt" på bare diffust belastede steder (Figur 4.6). Variasjonen med avstanden fra Odda var bare svakt brattere enn i blåskjell, men i likhet med tidligere (Skei et al., 1988, 1990; Knutzen og Skei, 1991), syntes blåskjell å være en noe mer ømfintlig (bedre) indikator. Økningen i kadmiumbelastningen fra 1990 til 1991 i indre halvdel av fjorden ga seg likevel tydelig utslag også i tang (kfr. Figur 4.2 og Figur 4.6).

Blybelastningen kom derimot uvanlig dårlig til syne i tangresultatene, med bare moderate eller svake overkonsentrasjoner, begrenset til indre fjord (Figur 4.7). Motsatt i blåskjell (Figur 4.3) var det heller

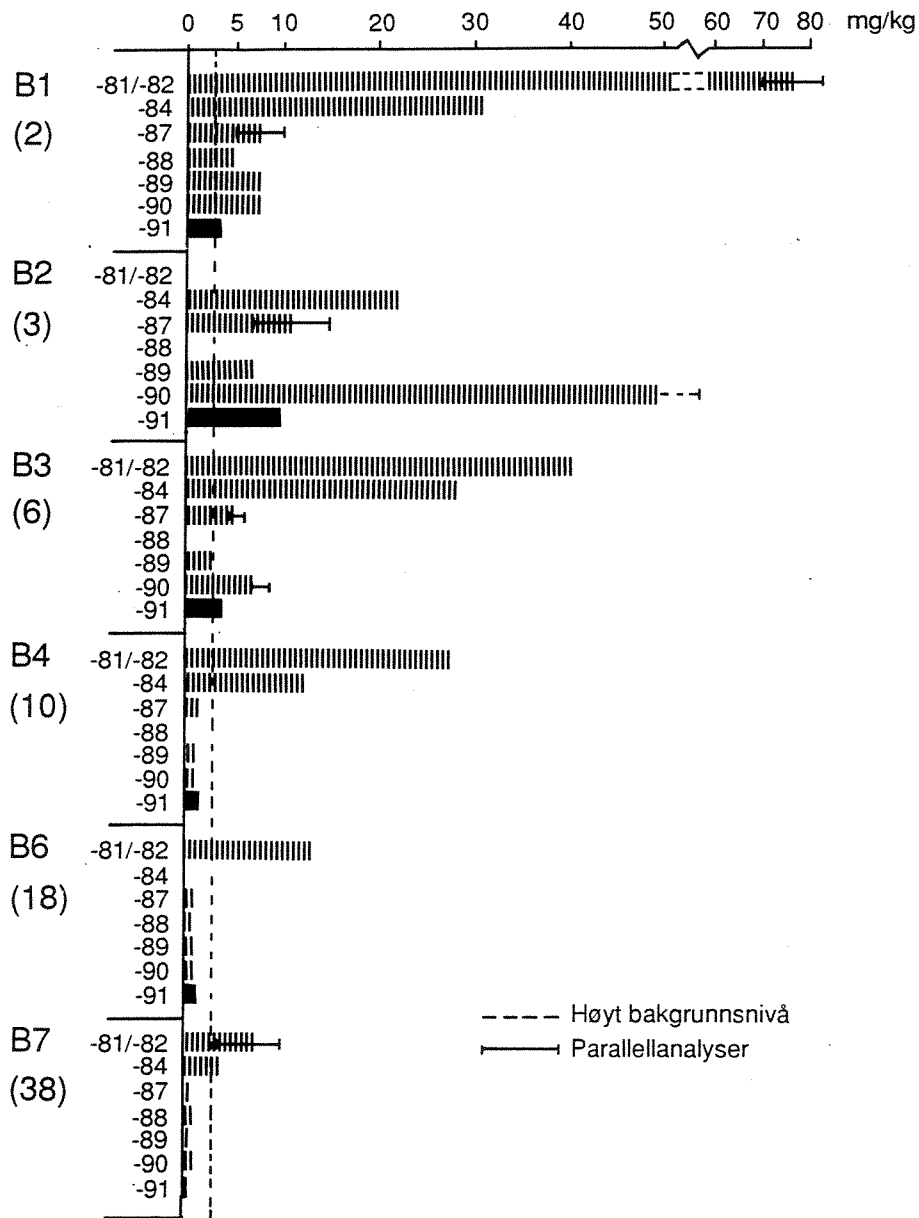
som fra de opprinnelige analysene (vedleggstabell A4. 2), og det er ikke funnet noen forklaring på det manglende samsvar med data fra vann/blåskjell. Grimnes (1982) fant at bly ble tatt opp og skilt ut hurtigere enn kobolt, kobber og nikkel. Imidlertid var overkonsentrasjonene av bly i vann fra 23. september på ca. 5 - 100 ganger (Skei, 1992) ikke noe vesentlig lavere enn gjennomsnittet for året.



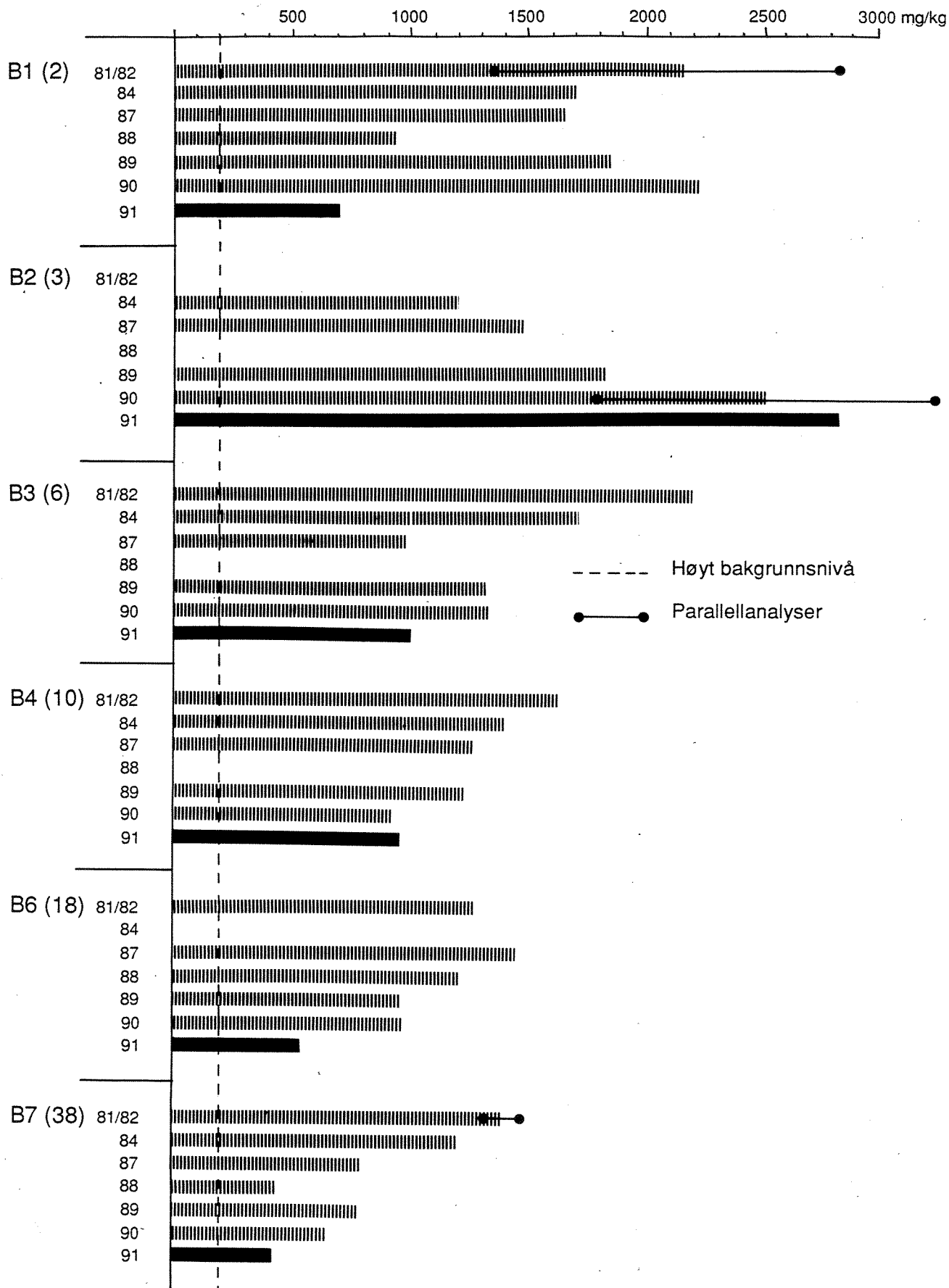
Figur 4.5 Kvikksølv i blæretang (st. B1, B2, B3) og grisetang fra utvalgte stasjoner i Sørfjorden 1981-1991, mg/kg tørrvekt. I parentes ved stasjonsnummer: ca. avstand i km fra Odda.



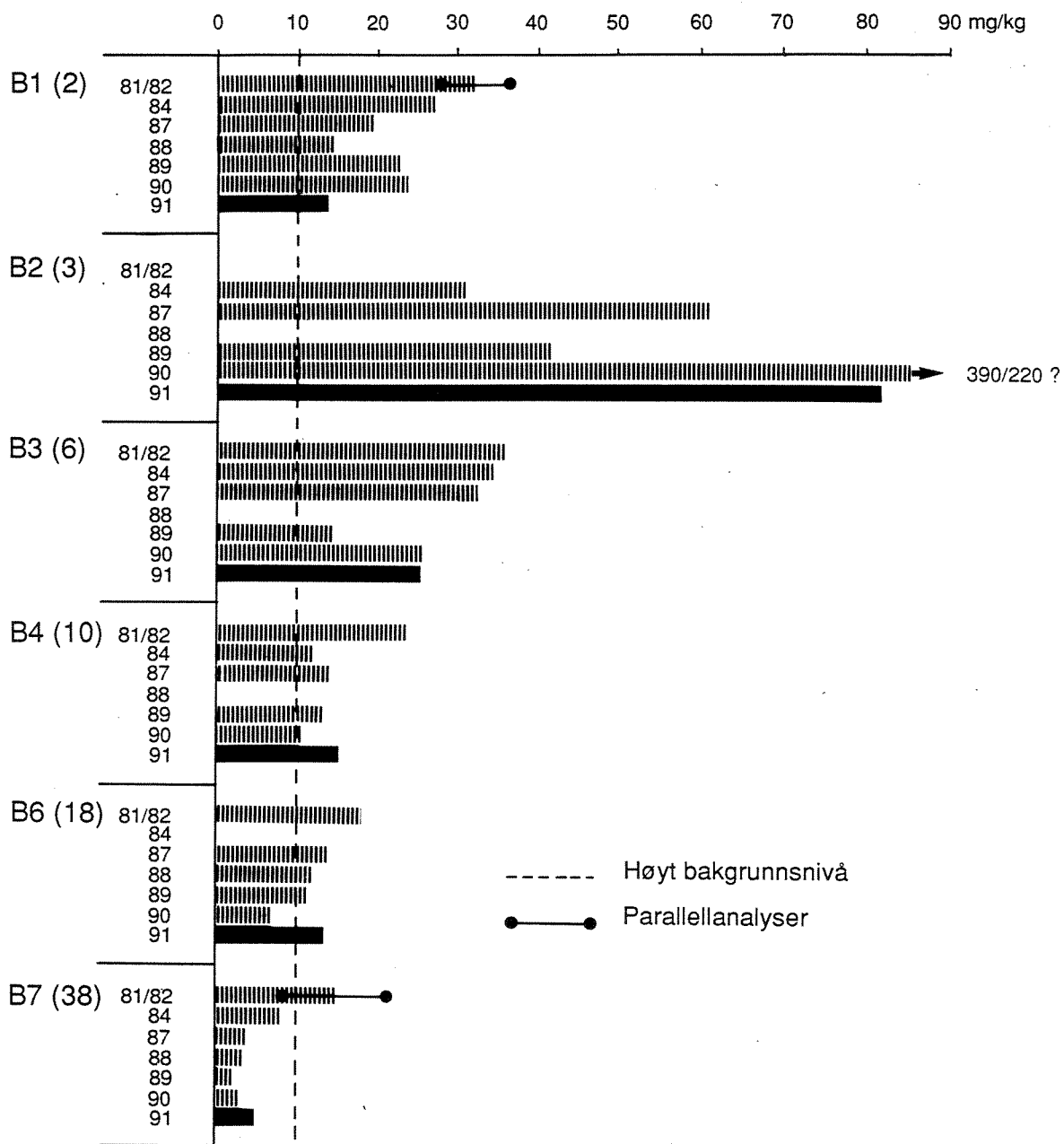
Figur 4.6 Kadmium i blæretang (st. B1, B2, B3) og grisetang fra utvalgte stasjoner i Sør fjorden 1981-1991, mg/kg tørrvekt. I parntes ved stasjonsnr.: ca. avstand fra Odda i km.



Figur 4.7 Bly i blæretang (st. B1, B2, B3) og grisetang fra utvalgte stasjoner i Sørfjorden 1981-1991, mg/kg tørrvekt. I parentes ved stasjonsnr.: ca. avstand fra Odda i km.



Figur 4.8 Sink i blæretang (st. B1, B2, B3) og grisetang fra utvalgte stasjoner i Sørfjorden 1981-1991, mg/tørrvekt. I parentes ved stasjonsnr.: ca. avstand fra Odda i km.



Figur 4.9 Kobber i blæretang (st. B1, B2, B3) og grisetang fra utvalgte stasjoner i Sørfjorden 1981-1991, mg/kg tørrvekt. I parentes ved stasjonsnr.: ca. avstand fra Odde i km.

*Sink*analysene ga i tang overkonsentrasjoner i størrelsesordenen 2 - 15 ganger, dvs. omtrent som tidligere år (Figur 4.8) og delvis noe høyere enn i blåskjell. Det er også tidligere konstatert at tang sannsynligvis har noe bedre indikatoregenskaper for sink enn blåskjell (Skei et al., 1989; Knutzen og Skei, 1991).

*Kobber*analysene ga overkonsentrasjoner i tang på opp mot 10 ganger ved Eitrheimsneset, avtagende til normalnivå ved fjordmunningen (Figur 4.9). Dette stemmer godt med tidligere års observasjoner og - motsatt de øvrige metaller - viser kobberforurensningen moderate fluktuasjoner gjennom siste 10-års periode. Kobber er også det metallet der konsentrasjonene i vann gjenspeiles best i tangen (tilnærmet proporsjonalitet).

Samsvarende med blåskjellanalysene ble det ikke funnet tegn til overbelastning med nikkell og krom og heller ikke med sølv. Særlig for nikkell, men også for krom, tydet resultatene på at "antatt øvre grense for bakgrunnsnivået" er estimert for høyt (halveres?) i Knutzen og Skei (1990). Dette er det også indikasjoner på fra andre steder (Helland og Rygg, 1991, Holte et al. 1992).

4.4 Klororganiske forbindelser i fisk

Middelverdier og standardavvik for alle enkeltforbindelser er listet i vedleggstabellene A4.3 (torsk) og A4.4 (skrubbe og glassvar), mens hovedresultatene er gjengitt i Tabell 4.4 (torsk) og 4.5 nedenfor. I Tabell 4.6 er det for stoffene av størst interesse gjort en sammenligning mellom konsentrasjonene på fettbasis (for å utligne forskjeller som kan skyldes ulikt fettinnhold).

Tabell 4.4 DDT med nedbrytningsprodukter, Σ PCB₇ (nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180) og andre klororganiske forbindelser i filet og lever av torsk (*Gadus morhua*) fra indre Sørfjorden (JMG-st. 53B) og fra Hardangerfjorden ved Strandebarm (JMG-st. 67B), oktober - desember 1992, jevnført med data fra Færder, Ytre Oslofjord (bare lever), $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. Middelerverdi/Standardavvik av 19/20 enkeltfisk (lever) eller av 4/5 blandprøver à 5 eks.

STOFFER	Indre Sørfjord		Strandebarm		Færder Lever
	Lever	Filet	Lever	Filet	
p, p - DDE	1106/888	3.11/2.10	567/312	3.17/0.90	54/14
p, p - DDD	346/210	0.33/0.18	180/140	0.42/0.13	21/5
p, p - DDT	180/152	0.53/0.19	126/120	0.95/0.25	7/4
S DDE + DDD + DDT	1632	3.97	872	4.56	82
S PCB ₇	750/631	2.42/1.81	290/143	1.44/0.26	373/114
HCB	11/5	0.03/0.01	8/4	0.08/0.02	10/3
α - HCH	10/6	0.02/0.01	< 5	< 0.05	< 5
γ - HCH	7/4	< 0.02	7/4	0.07/0.01	15/3
EPOCI	8200/4300 ²⁾		³⁾		
% fett	48.5/20.2	0.4	43.1/21.1	0.4	58.5

1) HCB = Heksaklorbenzen, HCH er heksaklorsykloheksan (bl.a. Lindan), EPOCI = ekstraherbart persistent organisk bundet klor.

2) Uten ekstremverdi på 440400; med denne 29800/96700.

3) Variasjonsintervall < 50 -31000 mg/kg.

Torsken hadde markert forhøyet innhold av insektbekjempningsmiddelet DDT med nedbrytningsprodukter, spesielt den mest bestandige av disse forbindelsene: DDE. Overkonsentrasjonene jevnført med det diffuse bakgrunnsnivå var i størrelsesordenen 10-20 ganger.

(Konsentrasjonen i Oslofjordtorsk fra samme analyseserie og med høyere midlere fettinnhold i leveren, kan indikere at "antatt høyt bakgrunnsnivå" er vurdert noe for høyt i Knutzen og Skei, 1990).

Innholdet av DDE var omtrent som tidligere påvist i torskelever fra indre Sjørfjorden (Knutzen og Skei, 1990; upubl. JMG-data). Sjørfjordtorken ses å ha høyere middelkonsentrasjon enn fisken fra hovedfjorden, men forskjellen er ikke statistisk signifikant. Det er en klar påvirkning også i hovedfjorden. (Se nærmere om geografisk variasjon i kap. 4.5).

Også Σ PCB₇ viste høyest konsentrasjon i torskelever fra indre Sjørfjorden, men lavere enn tidligere registrert (Knutzen og Skei, 1991). Multipliseres Σ PCB₇ med 1.5 for å få et ca. estimat av totalt PCB-innhold (kfr. Marthinsen et al., 1991 og Knutzen og Skei, 1990), fremkommer en moderat grad av forurensningsbelastning. 1991-dataene underbygger antagelsen om en lokal PCB-kilde ved, eller i, indre del av Sjørfjorden, men påvirkningen er forholdsmessig vesentlig mindre enn for DDTs vedkommende.

På bakgrunn av forbud eller sterke begrensninger i bruk av PCB/DDT, antas begge belastningene å skyldes gamle synder, men for DDT/DDE bør det søkes oppklart om tilførselen kommer fra ett eller flere deponier eller diffust fra større, tidligere sprøytede arealer. I tilfelle deponi(er) bør det vurderes tiltak. For sikkerhets skyld bør det også undersøkes om DDT fremdeles brukes, tross forbud.

Innholdet av PCB og Σ DDT ligger under utenlandske grenseverdier for mat (Tabell 22 i Knutzen og Skei, 1990), men den samlede belastning med kvikksølv og klororganiske stoffer må vurderes av næringsmiddelmyndighetene.

Øvrige klororganiske stoffer opptrådte i lave/moderate konsentrasjoner, og oktaklorstyren (OCS) og dekalorbifenyl (PCB 209) lå under deteksjonsgrensene på 5 og 0.02 mg/kg våtvekt i henholdsvis lever og filet.

EPOCI-analysene ses å ha gitt store variasjoner, med ekstreme minimums- og maksimumsverdier som det ikke kan gis noen forklaring på.

Tabell 4.5. Nedbrytningsprodukter av DDT (DDE og DDD), Σ PCB₇ (nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) og andre klororganiske forbindelser i filet og lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) og glassvar (*Lepidorhombus whiffiagonis*) fra indre Sørfjorden (JMG-st. 53B) og Hardangerfjorden ved Strandebarm okt. - des. 1991 sammenlignet med i skrubbe fra Oslofjorden, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. Middell/standardavvik for 4/5 blandprøver à 5 eks.

STOFFER	Skrubbe		Glassvar		Skrubbe/Sandebukta	
	Lever	Filet	Lever	Filet	Lever	Filet
p,p - DDE	65/30	29/27 ¹⁾	212/91	2.8/3.4	≈ 10.7	≈ 2.7
p,p - DDD	18/7	5/6	35/10	0.3/0.2	≈ 2.8	< 0.1
Σ DDE + DDD	83	34	247	3.1	≈ 13.5	≈ 2.7
Σ PCB ₇	428/210	187/181 ¹⁾	95/24	1.2/0.9	34.5	6.1
HCB	4/1	1.5/1.2	4/1	0.07/0.01	≈ 0.5	≈ 0.1
α -HCH	3/1	1.4/0.8	< 2.0	< 0.05	≈ 1.5	≈ 0.1
γ -HCH	2/0.5	0.7/0.4	2.2/0.4	< 0.05	≈ 1.0	< 0.05
% fett	15.5/3.6	1.1/0.4	24.1/4.6	0.4/0.1	≈ 7.7	≈ 0.7

1) Bemerkelsesverdig stor variasjon mellom blandprøvene og høye ekstremverdier.

Innholdet av DDT-avledede stoffer i skrubbe viser omlag samme forurensningsgrad som i torsk, - ca. 10 ganger en antatt øvre grense for nåværende "normalnivå" i skrubbefilet (Knutzen og Skei, 1990). For glassvar er det ikke kjent noe sammenligningsmateriale, men det ses av Tabell 4.6 at konsentrasjonene på fettbasis var omlag som i torsk fra samme lokalitet. Σ PCB₇ i skrubbe fra indre Sørfjorden tydet på høyere lokal belastning enn det torskedataene indikerte (Tabell 4.5 og 4.6). Imidlertid er forskjellene så moderate at det også kan være artsspesifikke akkumuleringsegenskaper som har gitt utslag.

Tabell 4.6. Konsentrasjon av Σ PCB₇ og Σ DDE + DDD på *fettbasis* i fisk fra Sjørfjorden og Hardangerfjorden ved Strandebrm okt. - des. 1991, jevnført med referansestasjoner, $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett.

STASJONER/ARTER/VEV	Σ PCB ₇	Σ DDE/DDD
<u>Indre Sjørfjorden</u>		
Torsk, lever	≈ 1550	≈ 3370
" filet	≈ 610	≈ 990
Skrubbe, lever	≈ 2760	≈ 530 ¹⁾
" filet	≈ 16700	≈ 3060 ¹⁾
<u>Strandebrm</u>		
Torsk, lever	≈ 670	≈ 2030
" filet	≈ 340	≈ 1070
Glassvar, lever	≈ 390	≈ 1050 ¹⁾
" filet	≈ 320	≈ 830 ¹⁾
<u>Færder/Oslofjorden</u>		
Torsk, lever	≈ 640	≈ 140 ¹⁾
" filet	≈ 260	≈ 65 ¹⁾
<u>Sandebukta/Oslofjorden</u>		
Skrubbe, lever	≈ 450	≈ 175 ¹⁾
" filet	≈ 860	≈ 370 ¹⁾
<u>Målen (N for Tromøya)²⁾</u>		
Skrubbe, filet	≈ 1130 ³⁾	≈ 170 ⁴⁾

¹⁾ Bare DDE + DDD

²⁾ Næs et al. (1991)

³⁾ Regnet med halv deteksjonsgrense; usikkerhet pga. lavt fettinnhold

⁴⁾ Bare DDE

4.5 Klororganiske stoffer i blåskjell

Rådata fra disse analysene er gjengitt i vedleggstabell A4.5, mens hovedresultatene vises i Tabell 4.7 (våtvektbasis). HCB-innholdet lå under deteksjonsgrensen (0.1 µg/kg v.v.) på alle prøvesteder. Andre klororganiske stoffer, som bare er vist i vedleggstabellen, lå også på et lavt nivå. Utviklingen 1989-1991 mht. ΣDDE (=DDE + DDT) er vist i Figur 4.10 (fettbasis), JMG-data.

For sum DDT ble det registrert overkonsentrasjoner i skjell fra st. B6 Kvalnes på opp til 10 ganger antatt høyt bakgrunnsnivå (Knutzen & Skei 1990). Forskjellen mellom resultatet innen Statlig program og JMG-serien en uke senere var ikke større enn at den utlignes ved omregning til fettbasis (kfr. Vedleggstabell A4.5). Utover og innover fra Kvalnes var det avtagende tendens, med omkring normalverdier i skjell fra indre del av Sørfjorden og fra Hardangerfjorden.

Bortsett fra den sannsynlige tilknytning til fruktarealer, er det ingen holdepunkter mht. kilder for DDT-forurensningen.

Tabell 4.7 Klororganiske stoffer i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Sørfjorden og Hardangerfjorden 23-26/9 og 1-2/10 1991 (JMG-stasjoner), µg/kg våtvekt.

Stasjoner	ΣPCB ₇ ³⁾	Tot.PCB	DDE	DDD	DDT	ΣDDT ⁴⁾	ΣDDE ⁵⁾
B1 Byrkjenes	2.4		2.0	0.7	0.7	25.6	
B2 Eitrheimsnes	1.8		1.5	0.8	0.1	13.5	
B3 Tyssedal	8.8		1.0	0.5	0.1	4.9	
B4 Digranes	2.2		4.1	2.5	1.4	40.7	
B6 Kvalnes	2.1		10.7	6.0	4.7	107.2	
JMG ¹⁾	1.8	~ 4.8					11.7
B7 Krossanes (JMG) ²⁾	1.3 < 2.0	< 5.0	5.7	1.8	1.9	49.2	8.5
B13 Ranaskjær (JMG) ²⁾	< 2.0	< 5.0					1.3
B15 Vikingneset (JMG) ¹⁾	< 2.0	< 5.0					1.7

1) Middell av 3 størrelsesgr. (2-3, 3-4 og 4-5 cm)

2) 4-5 cm

3) Sum av PCB nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180 (evt. regnet med 1/2 deteksjonsgr.)

4) Sum av DDE + DDD + DDT (NIVA-analyser)

5) Sum av DDE + DDT (SI-analyser)

I Figur 4.10 antydes en tendens til nedgang fra 1989 til 1991, men tendensen er ganske usikker. Dels kan analysetekniske vanskeligheter spille inn. Andre faktorer er usikkerhetene forbundet med bestemmelse av lave fettprosent og spørsmålet om belastningen varierer mye med tilrenningen fra nedbørfeltet.

Moderat forhøyede verdier av PCB₇ ble funnet i skjellene fra stasjon B3, Tyssedal. Jevnført med gjennomsnittet på 3.7 µg/kg v.v. av 48 observasjoner fra bare diffust belastede JMG-stasjoner 1988-90 (NIVA upubl.), vil det si en overkonsentrasjon på 2-3 ganger. Dette er omtrent som i torskelerver fra

indre fjord, men mindre enn i skrubbefilet. Ingen av de øvrige blåskjellstasjonene viste tegn til PCB-belastning utover det vanlige.

Orienterende undersøkelser av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner ("dioksiner") i blåskjell viste tilnærmet "bakgrunnskonsentrasjoner" i skjell fra både Byrkjenes og Kvalnes (hhv. ca. 0.4 og 0.2 ng TCDD-ekvivalenter/kg våtvekt).

4.6 PCB- og DDT-profiler

Enkeltforbindelsenes prosentandel av henholdsvis Σ DDT og Σ PCB₇ i fisk og blåskjell er gjengitt i Tabell 4.8 nedenfor, sammen med et utvalg observasjoner fra andre lokaliteter i Norge.

Slike forholdstall har for PCB vært benyttet til å spore kilder, men bl.a. forskjell mellom organismer mht. nedbrytning er en kompliserende faktor. Andelen DDE av Σ DDT skal generelt øke med tiden etter opphør av en DDT-belastning fordi DDE er det mest bestandige av stoffene i denne gruppen.

Resultatene av Sørfjordobservasjonene kan det foreløpig ikke trekkes så mange konklusjoner av. De gjengis her mest med henblikk på fremtidig bruk. Imidlertid ses av Tabell 4.8 at både i torsk og blåskjell utgjorde DDE hovedandelen av Σ DDT (51-78 %). Et slikt forhold tyder vel mest i retning av en "gammel" kilde, dvs. et eldre ukjent deponi eller utskylling av lagrede DDT-rester i jord. Videre ses at PCB-profilen til organismer fra Sørfjorden ikke var vesentlig forskjellig fra det som er observert andre steder. Da synes det heller å være en større forskjell mellom artene fra Sørfjorden innbyrdes, idet torsk var preget av at PCB 153 utgjorde en større andel av Σ PCB₇ enn i skrubbe og krabbe. I alle artene utgjorde nr. 138 + nr. 153 omkring halvparten (skrubbe, blåskjell) eller 60-70 % (torsk, glassvar) av summen.

Tabell 4.8 Relativ forekomst av DDT, DDD og DDE (% av Σ DDT) og enkeltforbindelser av PCB (% av Σ PCB₇) i fisk og blåskjell fra Sjørfjorden og Hardangerfjorden 1991 sammenlignet med et utvalg referansestasjoner.

Arter/Stasjoner	% av Σ DDT			% av Σ PCB ₇						
	DDT	DDD	DDE	28	52	101	118	138	153	180
Torskelever										
Indre Sjørfjord	11	21	68	<1	1	7	11	27	41	12
Strandebarm	14	21	65	<1	<1	6	14	26	42	10
Færder	2)			3	5	8	19	23	36	6
Glommaestuaret ¹⁾	-	-	-	2	3	7	17	28	36	7
Torskefilet										
Indre Sjørfjord	14	8	78	<1	<1	7	13	29	38	13
Strandebarm	21	9	70	<1	<1	7	15	27	40	8
Skrubbelever										
Indre Sjørfjord ³⁾				1	5	21	28	24	25	6
Sandbukta/Oslofj.	-	-	-	3	7	10	18	25	27	10
Glommaestuaret ¹⁾	-	-	-	2	6	13	22	26	27	5
Skrubbefilet										
Indre Sjørfjord ³⁾				1	6	22	18	25	24	4
Sandbukta/Oslofj.	-	-	-	4	6	8	18	32	26	6
Glassvarlever										
Strandebarm ⁴⁾				<2	3	10	13	22	42	8
Glassvarfilet										
Strandebarm ⁴⁾				4	6	8	12	21	39	10
Blåskjell										
B1 Byrkjenes	20	21	59	<4	4	17	13	25	29	8
B2 Eitrh.nes	4	34	62	<6	6	22	11	22	28	6
B3 Tyssedal	6	33	61	<1	3	20	19	29	26	1
B4 Digranes	18	31	51	4	5	23	14	23	23	9
B6 Kvalnes	21	28	51	5	5	24	14	24	24	5
B7 Krossanes	20	19	61	8	8	15	15	23	23	8
V av Tromøya ⁵⁾	-	-	-	6	6	13	26	17	26	6
Sandnessund, Tromsø ⁶⁾	-	-	-	8	8	6	25	28	22	3
JMG 1988-90 ⁷⁾	-	-	-	8	5	13	10	24	29	11

1) Etter Marthinsen et al. (1991), må antas noe belastet område.

2) DDT ikke bestemt, forholdet DDE:DDD = 4.0

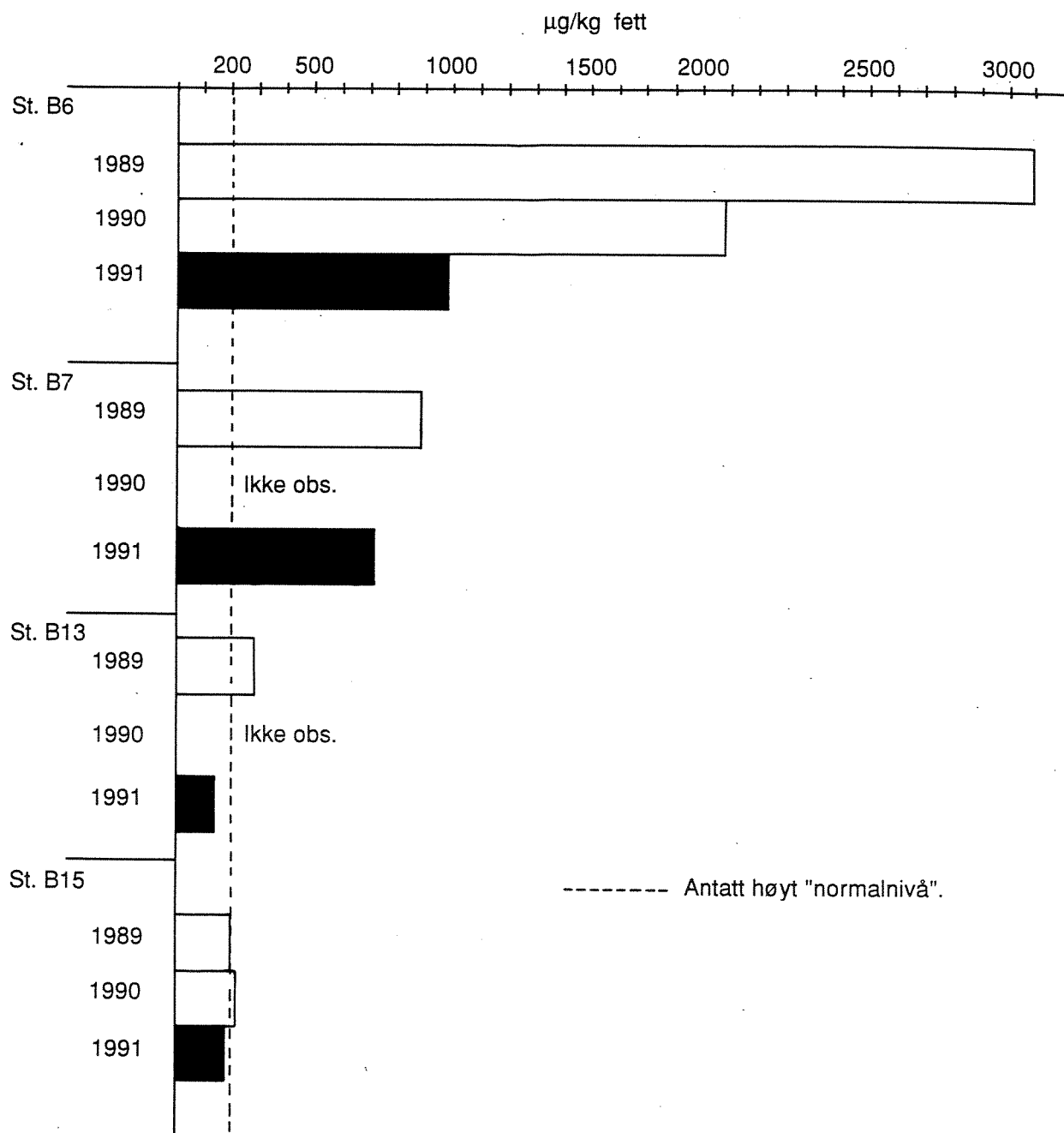
3) DDT ikke bestemt, forholdet DDE:DDD hhv. 3.8 (lever) og 5.4 (filet)

4) DDT ikke bestemt, forholdet DDE:DDD hhv. 6.0 (lever) og 8.3

5) Etter Næs et al. (1991), benyttet 1/2 deteksjonsgrense for PCB nr. 28, 52 og 180

6) Etter Holte et al. (1992)

7) Middelverdi av 48 antatt bare diffust belastede lokaliteter (NIVA, upubl.)



Figur 4.10. Σ DDE (DDE + DDT) i blåskjell fra Sørfjorden og Hardangerfjorden 1989-1991 (JMG-data), µg/kg fett.

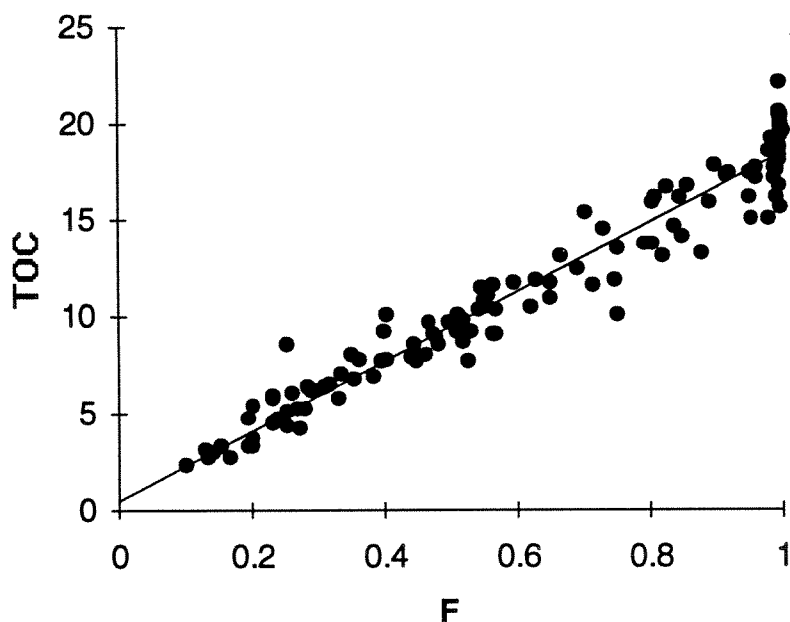
5. BLØTBUNNFAUNA

5.1. Sedimentanalyser av grabbprøvene

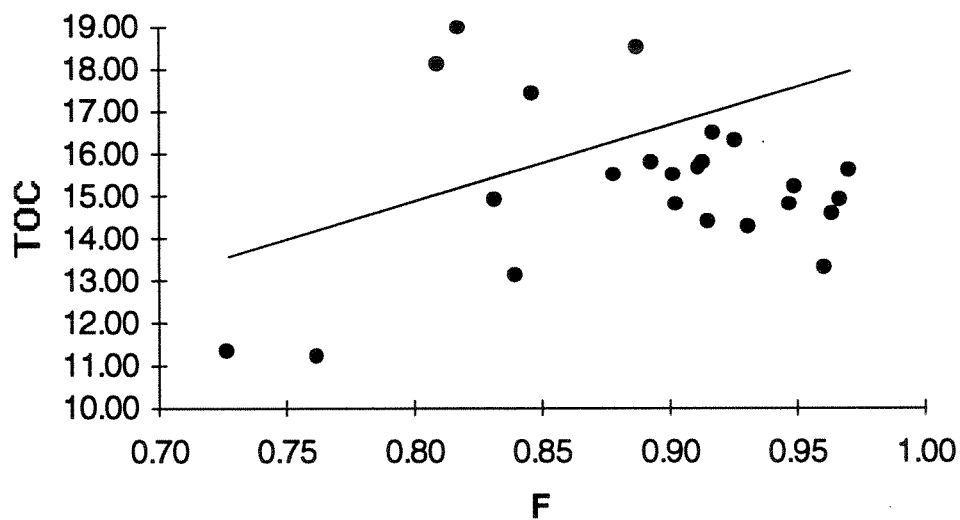
Sedimentene i grabbprøvene besto for det meste av siltig leire (Vedleggstabell I). Konsentrasjonen av totalt organisk karbon (TOC) og nitrogen (N) er vist i Tabell 5.1. Konsentrasjonen av TOC i usiktet (bulk) prøve er sterkt avhengig av andelen av finstoff (partikler med mindre diameter enn $63\mu\text{m}$) i prøven. Regresjonsligning basert på resultatene for 128 sedimentprøver fra utaskjærs stasjoner langs kysten av Sør-Norge i dypintervall 100-460m er: $\text{TOC}_{\text{bulk}} = 18.0F + 0.48$; hvor F = andelen av finstoff i prøven (Figur 5.1). Beregnet verdi i finstoffdelen (F) blir: $\text{TOC}_{63} = \text{TOC}_{\text{bulk}} + 18.0(1-F)$. Denne formelen er benyttet til å omregne TOC_{bulk} -verdiene til verdi i finstoffdelen i prøvene fra Sørfjorden. Dette ble gjort for å oppnå en objektiv sammenligning av mengden TOC på de forskjellige stasjonene (Tabell 5.1). I Figur 5.2 er TOC-verdiene fra Sørfjorden plottet mot andelen av finstoff. Linjen i plottet viser forventet TOC-verdi ved den observerte F -verdi. De fire prøvene fra stasjon 2 viste noe høyere TOC-verdier enn forventet. Prøvene fra de andre stasjonene viste noe lavere verdier. Prøvene fra stasjon 1 hadde ekstremt høye TOC-verdier (Tabell 5.1; Figur 5.11). Årsaken til dette er ikke klarlagt, men mulige karbonkilder er grafittholdig materiale, kull, koks og aske fra utslipp. Nitrogenverdiene på stasjon 1 var ikke forhøyet. Dette tyder på at tilleggsmengdene av karbon ikke stammer fra resent biologisk materiale.

Tabell 5.1. Artsantall (S), individantall (Num), artsmangfold (H), % av sedimentet finere enn 63µm (%<63µm), målt total organisk karbon (mg/g) i bulk prøve (TOC), nitrogen (mg/g) (N), forholdet karbon/nitrogen (TOC/N) og beregnet TOC (mg/g) hvis alt sediment hadde vært finere enn 63µm (TOC₆₃).

St/grabb	S	Num	H	%<63µm	TOC	N	TOC/N	TOC ₆₃
1A	5	38	1.57	93.88	80.6	2.1	38.38	81.70
1B	6	44	1.77	94.68	83.0	2.0	41.50	83.96
1C	4	31	1.40	97.30	108.0	1.8	60.00	108.49
1D	7	35	2.20	93.68	65.5	2.1	31.19	66.64
2A	23	267	2.54	80.95	18.1	1.7	10.65	21.53
2B	19	259	2.34	81.69	19.0	1.9	10.00	22.30
2C	14	173	2.57	84.60	17.4	2.0	8.70	20.17
2D	20	217	2.83	88.67	18.5	2.0	9.25	20.54
3A	16	127	2.86	91.29	15.8	1.8	8.78	17.37
3B	14	138	2.44	92.57	16.3	1.9	8.58	17.64
3C	13	93	2.55	87.83	15.5	1.9	8.16	17.69
3D	15	102	2.30	90.13	15.5	1.8	8.61	17.28
4A	27	71	3.77	72.73	11.3	1.2	9.42	16.21
4B	25	95	3.05	83.93	13.1	1.4	9.36	15.99
4C	27	126	3.81	83.13	14.9	1.5	9.93	17.94
4D	21	98	3.28	76.16	11.2	1.2	9.33	15.49
5A	11	37	3.17	93.04	14.3	1.7	8.41	15.55
5B	17	55	3.48	91.54	14.4	1.7	8.47	15.92
5C	11	34	3.05	94.87	15.2	1.8	8.44	16.12
5D	19	48	3.74	94.76	14.8	1.7	8.71	15.74
7A	11	66	3.04	91.68	16.5	1.6	10.31	18.00
7B	15	57	3.34	89.33	15.8	1.6	9.88	17.72
7C	12	46	3.27	91.08	15.7	1.5	10.47	17.31
7D	17	66	3.53	90.30	14.8	1.5	9.87	16.55
16A	8	11	2.91	97.08	15.6	1.9	8.21	16.13
16B	9	18	2.74	96.68	14.9	1.7	8.76	15.50
16C	7	12	2.45	96.12	13.3	1.6	8.31	14.00
16D	8	13	2.78	96.39	14.6	1.7	8.59	15.25



Figur 5.1. Plot av total organisk karbon (TOC) (mg/g) i bulk prøve mot sedimentfraksjon $<63\mu\text{m}$ (F) for 128 sedimentprøver fra utaskjærs stasjoner langs kysten av Sør-Norge i dypintervall 100-460m. Regresjonslinjens ligning: $\text{TOC} = 18.0F + 0.48$. (Fra Aure et al.1992)



Figur 5.2. Plot av total organisk karbon (TOC) (mg/g) i bulk prøve mot sedimentfraksjon $<63\mu\text{m}$ (F) i grabbprøver fra Sør fjorden. Linjen i plottet er identisk med regresjonslinjen i Figur 5.1. De fire verdiene over linjen er fra stasjon 2. Verdiene fra stasjon 1, som var svært høye, er ikke vist.

Sedimentets metallinnhold er vist i Tabell 5.2. Prøvene ble tatt med corer og det ble gjort separate analyser av 0-1, 1-2 og 2-3 cm snitt av sedimentkjernen. Tabellen viser gjennomsnittet av de tre snittene. Resultatene fra sedimentundersøkelsene er nærmere behandlet i rapporten om sedimenter (Skei 1992).

Tabell 5.2. Gjennomsnittlig metallkonsentrasjon ($\mu\text{g/g}$) i de øverste 3 cm av sedimentet i 1991.

Stasjon	Pb	Zn	Cd	Cu	Hg
1	627	1740	3.2	127	3.9
2	757	883	1.7	111	4.8
3	477	673	1.0	79	3.6
4	160	267	0.3	29	1.1
5	207	417	0.3	43	1.2
7	177	337	0.2	39	0.9
16	280	470	0.4	50	1.4

Metallkonsentrasjonene (gjennomsnitt i de øvre 3 cm) var stort sett på nivå med verdiene i 1985, bortsett fra stasjon 1. Der viste analysene i 1985 omkring 10 ganger så høye verdier som i 1991 (Skei, Rygg og Næs 1986). Årsaken til nedgangen kan være overdekning med mindre metallforurenset materiale i perioden 1985-1991 (Skei 1992).

5.2. Faunaens artssammensetning

Vi gjengir her en liste over de vanligste artene fra 1985 og 1991. Tabell 5.3 viser forekomsten av de 27 artene som det til sammen ble funnet flere enn 20 individer av i begge årene tilsammen. Fullstendig liste over alle artenes individantall pr. grabb finnes i NIVAs databaser og kan framskaffes på anmodning.

I 1985 ble det registrert svært høye individantall hos én art, *Spiochaetopterus typicus*, som hadde mye lavere individantall i 1991. Dette er en rørbyggende art og det kan hende at tomme rør ble inkludert i tellingen i 1985. For de andre artene var det størst endring på stasjon 1 innerst i fjorden. De to dominerende børstemarkene i 1985, *Heteromastus filiformis* og en art av familien Cirratulidae, var sterkt redusert hhv. helt borte i 1991.

Tabell 5.3. Individantall av de 27 vanligste artene. Prøvetakingsareal pr. stasjon i 1985 var 0.3 m² (3 grabbprøver), i 1991 0.4 m² (4 grabbprøver).

År-Stasjon	85-1	85-2	85-3	85-4	85-5	85-7	85-16	91-1	91-2	91-3	91-4	91-5	91-7	91-16
<i>Spiochaetopterus typicus</i> M.Sars 1856	1	89	520	1575	425	333	248	0	4	25	17	11	4	5
<i>Heteromastus filiformis</i> (Claparede 1864)	370	622	195	162	127	98	25	8	232	36	25	16	44	4
<i>Tharyx</i> sp	1	252	35	22	1	10	2	0	317	54	32	2	23	2
<i>Thyasira ferruginea</i> (Forbes)	0	28	102	48	0	11	0	0	89	230	148	9	9	0
<i>Lumbrineris</i> sp	0	84	65	48	38	45	5	0	79	38	4	20	32	3
<i>Thyasira cf. equalis</i> (Verrill & Bush)	6	30	21	23	16	20	31	84	9	15	7	5	1	0
<i>Cirratulidae</i> indet	238	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spiophanes kroeyeri</i> Grube 1860	0	16	17	14	8	6	3	0	110	5	22	2	0	1
<i>Nemertinea</i> indet	53	29	7	49	10	8	7	11	4	0	0	1	0	0
<i>Onuphis fiordica</i> Fauchald 1974	0	11	10	12	21	18	3	0	12	13	15	12	27	2
<i>Prionospio cirrifera</i> Wiren 1883	0	38	28	3	16	13	16	0	0	0	1	3	0	1
<i>Terebellides stroemi</i> M.Sars 1835	0	1	0	0	8	8	11	0	0	0	2	27	33	17
<i>Heteromastus</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	6	17	15	35	22	4
<i>Chaetozone setosa</i> Malmgren 1867	37	3	0	2	6	15	0	0	0	0	8	1	9	2
<i>Yoldiella cf. fraterna</i> Verrill & Bush	0	1	10	7	19	15	2	0	0	0	2	0	0	0
<i>Kelliella militaris</i> (Philippi 1844)	0	0	5	11	9	22	0	0	0	0	2	1	0	0
<i>Nereimyra punctata</i> (O.F.Mueller 1788)	5	6	1	0	0	0	0	32	0	0	0	1	0	0
<i>Glycera capitata</i> Oersted 1843	0	2	7	12	7	2	3	0	4	1	4	1	0	0
<i>Cossura longocirrata</i> Webster & Benedict 1887	34	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eriopisa elongata</i> Bruzelius	0	1	9	5	4	1	3	0	2	7	2	1	1	0
<i>Amphilepis norvegica</i> Ljungman	0	2	2	18	8	0	0	0	0	0	1	0	5	0
<i>Nucula tumidula</i> (Malm)	0	1	7	2	4	1	3	0	2	2	7	2	0	0
<i>Mediomastus fragilis</i> Rasmussen 1973	20	6	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thyasira eumyaria</i> (M.Sars)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	5	9	8	0
<i>Paraonis lyra</i> (Southern 1914)	0	0	0	9	9	3	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pholoe minuta</i> (Fabricius 1780)	19	1	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Sabellides octocirrata</i> (M.Sars 1835)	0	11	1	4	4	3	0	0	0	0	0	0	0	0

5.3. Faunaens likhet mellom stasjonene

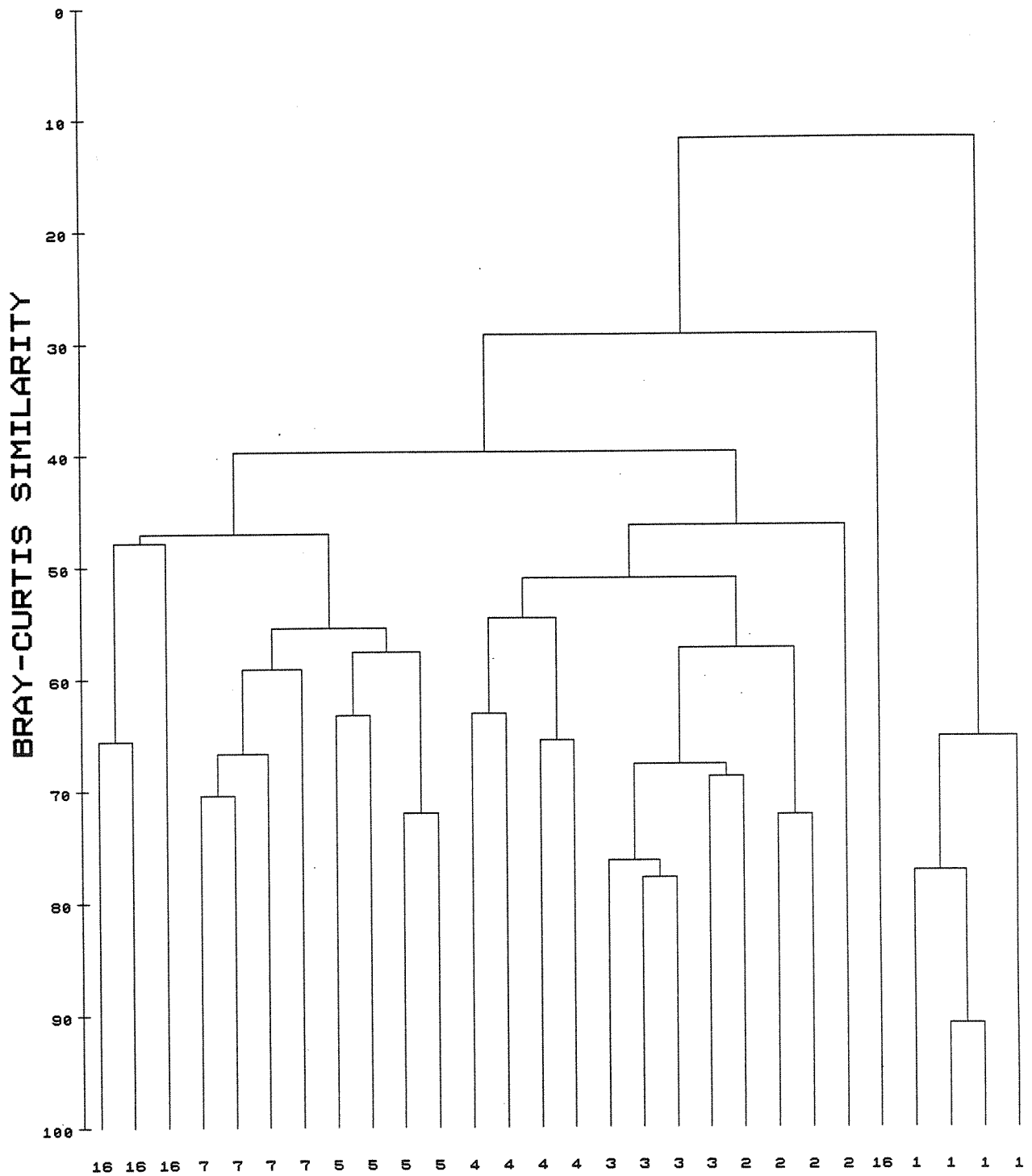
Det er gjort en analyse av graden av likhet i faunaen mellom grabbprøvene i 1991 og mellom stasjonene for begge årene samlet. Ved likhetsanalysen av stasjonene er også to stasjoner fra 1985 som ikke ble undersøkt i 1991 (stasjon 9 og 10), tatt med.

Resultatet av den videre tallbehandlingen (såkalt clusteranalyse) er vist i diagram (dendrogram, Figur 5.3 og 5.5), hvor prøvene er sortert etter likhet. Her representeres prøvene ved loddrette linjer som forbindes vannrett på et nivå som tilsvarer likhetsgraden. Prøvene forbindes i et hierarkisk mønster etter avtakende likhet. Sorteringen starter ved å finne de to prøvene som har størst likhet, og plassere disse nederst i dendrogrammet. Disse betraktes så som én prøve, og sorteringen fortsetter inntil alle prøver og grupper av prøver er forbundet. Skalaen på den loddrette aksene angir grad av likhet. Hvis det settes krav til høy likhet for at en prøve skal få lov å tilhøre en gruppe, blir det mange små grupper.

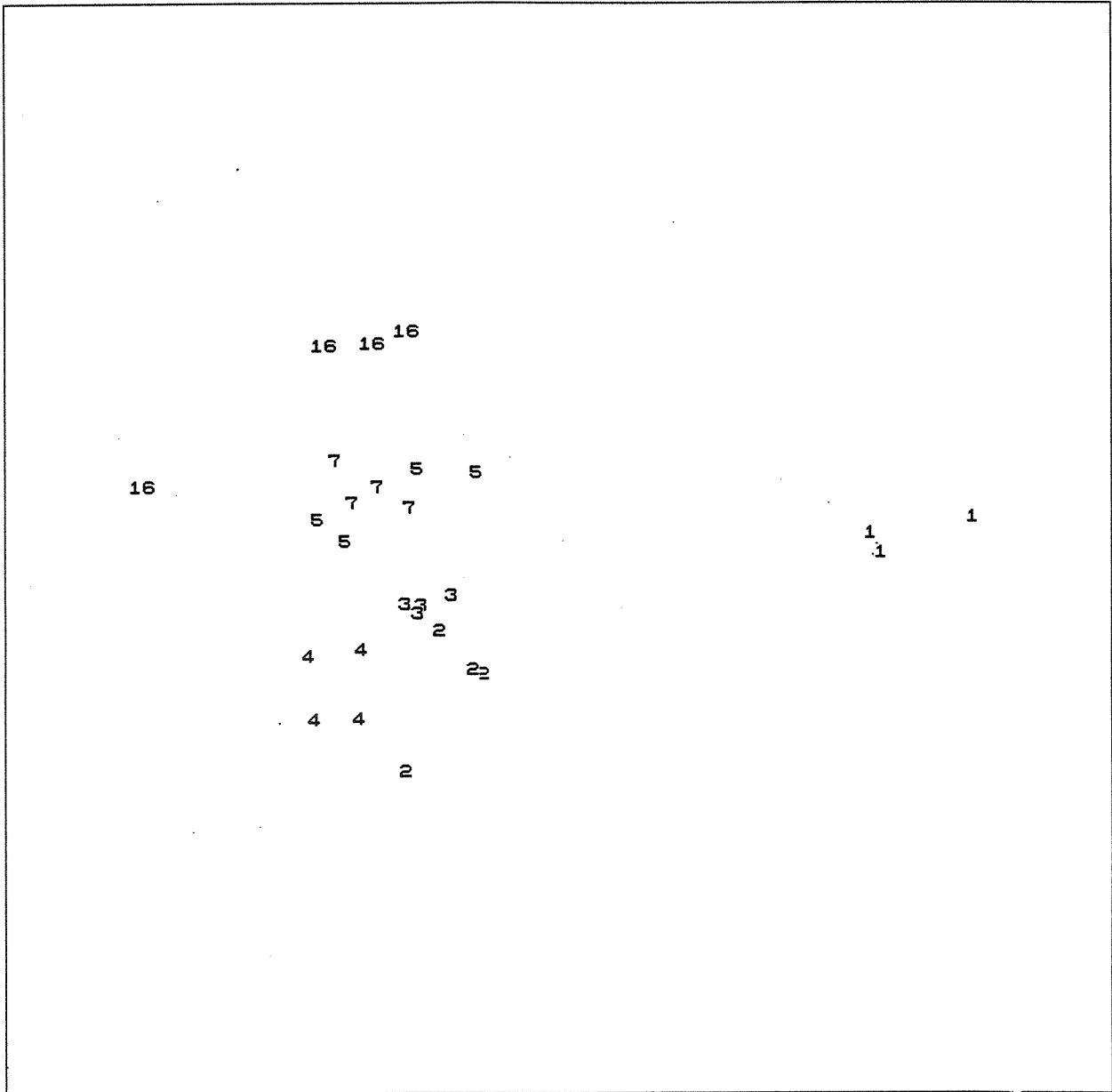
MDS-analysen (multidimensional scaling) søker å arrangere prøvene i et diagram slik at alle innbyrdes avstander best mulig samsvarer med graden av ulikhet mellom prøvene.

Dendrogrammet (Figur 5.3) viser grupperinger av innbyrdes like grabbprøver i 1991. MDS-diagrammet (Figur 5.4) viser graden av ulikhet mellom grabbprøvene i 1991. Med unntak av den ene prøven fra stasjon 16, grupperer grabbprøvene fra samme stasjon seg stort sett sammen. Stasjon 1 innerst i fjorden avviker sterkt fra de andre stasjonene. Det synes å være en gradvis endring fra stasjon 2 og utover i fjorden (Figur 5.4, stasjon 2-16), tydeligst mellom stasjonsgruppen 2-3-4 og 5-7-16. Grupperingen faller sammen med avstanden fra Odda og med dypet (Figur 3.2, Tabell 3.2).

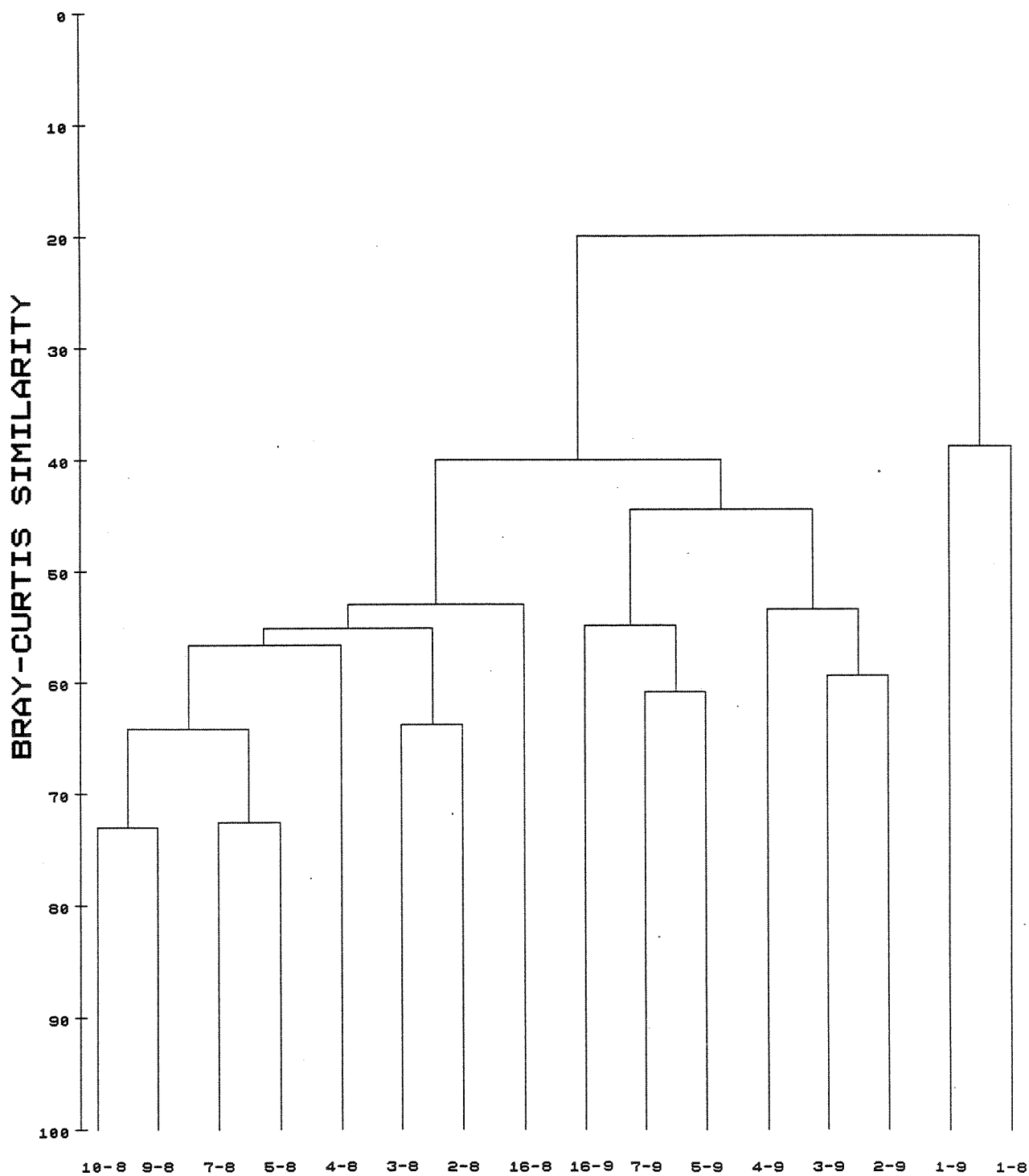
Dendrogrammet (Figur 5.5) viser grupperinger av innbyrdes like stasjoner, 1985 og 1991 sett under ett. MDS-diagrammet (Figur 5.6) viser graden av ulikhet mellom stasjonene, 1985 og 1991 sett under ett. Stasjon 1 innerst i fjorden avviker tydelig fra de andre stasjonene. Stasjonene i 1985 danner en hovedgruppe, stasjonene fra 1991 en annen hovedgruppe. Gradienten fra stasjon 2 til stasjon 16 var strukket mer ut i 1991 enn i 1985 (Figur 5.6).



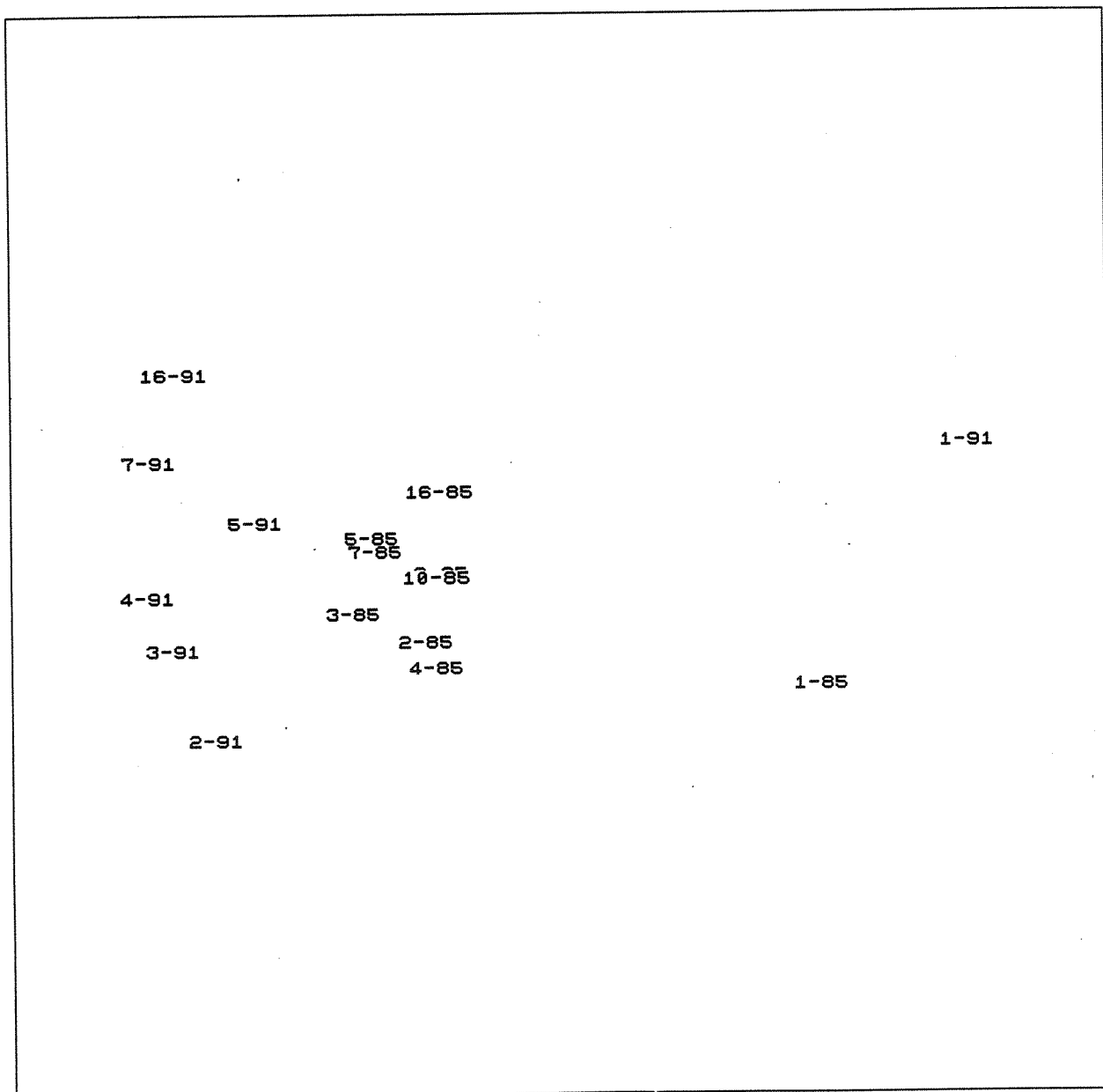
Figur 5.3. Dendrogram basert på likhetsindeksene for alle par av grabbprøver i 1991. Tallene langs X-aksen angir stasjonsnummer. De mest like prøvene grupperes sammen først, dvs. nederst i dendrogrammet. Skalaen angir grad av likhet.



Figur 5.4. MDS-diagram av ulikheten mellom grabbprøvene i 1991. Tallene i plottet angir stasjonsnummer. To av 1-tallene i plottet er sammenfallende.



Figur 5.5. Dendrogram basert på likhetsindeksene for alle par av stasjoner. Tallene langs X-aksen angir stasjon-år. 8=1985; 9=1991.



Figur 5.6. MDS-diagram av ulikheten mellom stasjonene, 1985 og 1991 sett under ett. Stasjon 9 og 10 i 1985 var praktisk talt like (sammenfallende i diagrammet).

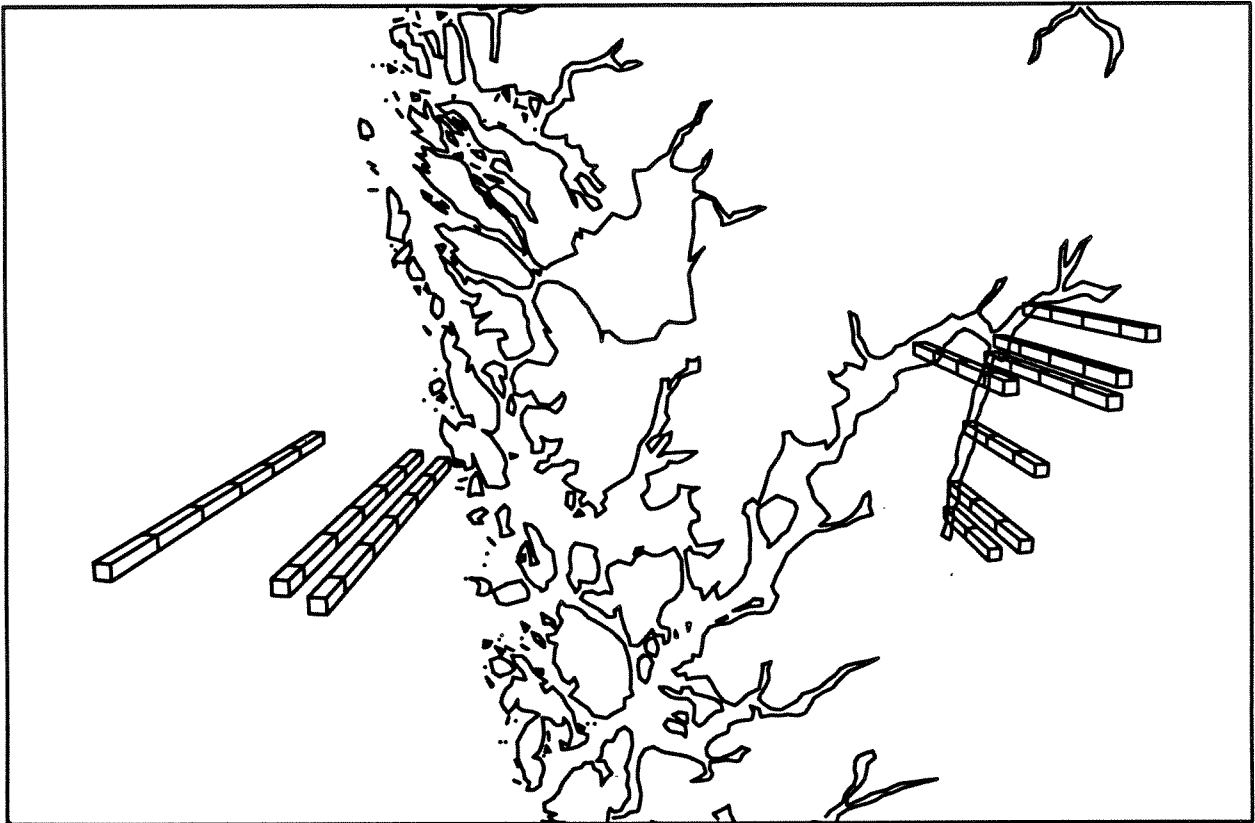
5.4. Artsmangfold

Artsmangfoldet avhenger av artsantallet og hvordan individmengden er fordelt blant artene. Mange arter og jevn fordeling blant artene betyr høyt artsomangfold. Omvendt gir lavt artsantall og dominerende individantall hos en eller få arter lavt artsomangfold. Artsomangfoldet går ned ved forurensningspåvirkning, mens det holder seg høyt ved naturlige, upåvirkete forhold.

Det er beregnet to indekser for artsomangfold: Shannon-Wiener indeks (H) (Shannon & Weaver 1963) og artsantall blant 100 individer (ES₁₀₀) (Hurlbert 1971). Verdiene for artsomangfold i 1985 og 1991 er vist i Tabell 5.4. Der er også individtetthet og beregnede TOC-verdier i finstoff-fraksjonen vist. På kartet i Figur 5.7 er artsomangfoldet på stasjonene i Sørfjorden sammenlignet med artsomangfoldet på utaskjærs stasjoner vest for Sotra (Aure et al.1992). Artsomangfoldet på de utaskjærs stasjonene var høyere enn 5, mens det var lavere enn 4 i Sørfjorden. Antall arter på stasjon 4, 5, 7 og 16 var noe høyere i 1985 enn i 1991, men artsomangfoldet i 1985 hadde lavere verdier pga. svært høye individantall hos én art, *Spiochaetopterus typicus*. Dette er en rørbyggende art og det kan hende at tomme rør ble inkludert i tellingen i 1985. Etter korrigering av individantallene av *Spiochaetopterus* i 1985 til samme prosentvise andel av faunaens totale individantall som i 1991, ble H-verdiene på stasjon 4-16 svært like i 1985 og 1991 (Tabell 5.4). Denne manipuleringen av individantallene av *Spiochaetopterus* hadde praktisk talt ingen innvirkning på likhetsanalysene (Figur 5.3-5.6).

Tabell 5.4. Artsantall (S), individantall (N), individantall pr. m² (N/m²), artsantall pr. 100 individer (ES₁₀₀) og artsomangfold (H) på stasjonene i 1985 og 1991. Prøvetakingsareal pr. stasjon i 1985 var 0.3 m² (3 grabbprøver), i 1991 0.4 m² (4 grabbprøver). Parametrene er beregnet for sammenslåtte grabber. H_{korrt} = H korrigert ved å redusere individantallene av *Spiochaetopterus* (se teksten).

Stasjon/År	S	N	N/m ²	ES ₁₀₀	H	H _{korrt}
1/85	22	810	2700	10.8	2.33	2.31
2/85	40	1286	4287	15.2	2.72	2.55
3/85	31	1059	3530	13.4	2.59	3.27
4/85	60	2099	6997	13.3	1.83	4.04
5/85	37	766	2553	17.0	2.62	3.72
7/85	32	656	2187	17.0	2.83	3.80
16/85	29	401	1337	17.2	2.48	3.90
1/91	9	148	370	8.14	1.92	
2/91	41	916	2290	12.94	2.80	
3/91	26	460	1150	13.57	2.69	
4/91	47	390	975	26.65	3.85	
5/91	28	174	435	21.90	3.80	
7/91	27	235	588	18.25	3.60	
16/91	19	54	135	-	3.60	

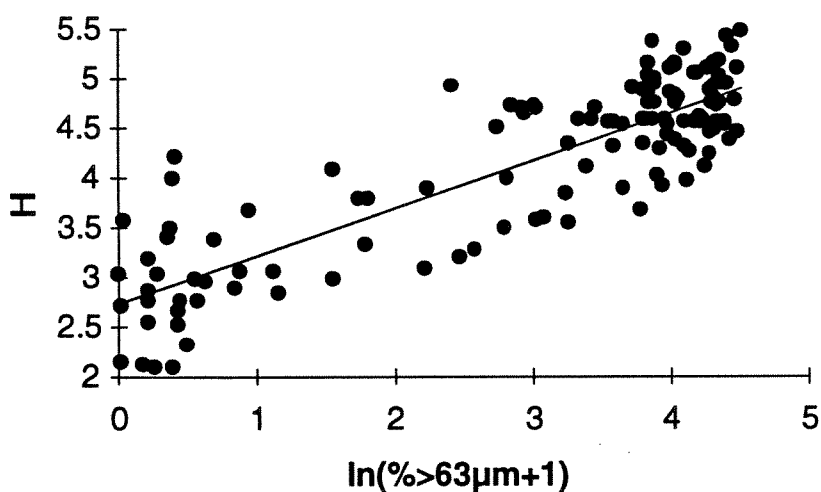


Figur 5.7. Artsmangfold (H) på stasjonene i Sørkjolen og tre stasjoner vest for Sotra i mai 1991. Hvert hele segment på søylene angir én enhet i H-verdien.

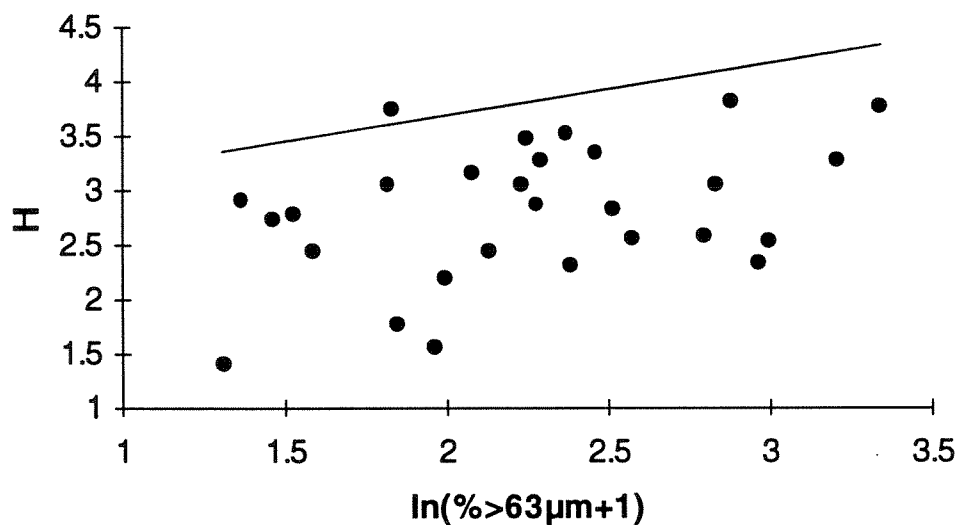
5.5. Sammenheng mellom sedimentparametre og artsmangfold

Tidligere undersøkelser langs kysten av Sør-Norge tyder på at det er en sammenheng mellom sedimentets grovhet og artsmangfoldet (Figur 5.8). I Sør fjorden var artsmangfoldet stort sett lavere enn "forventet" (Figur 5.9).

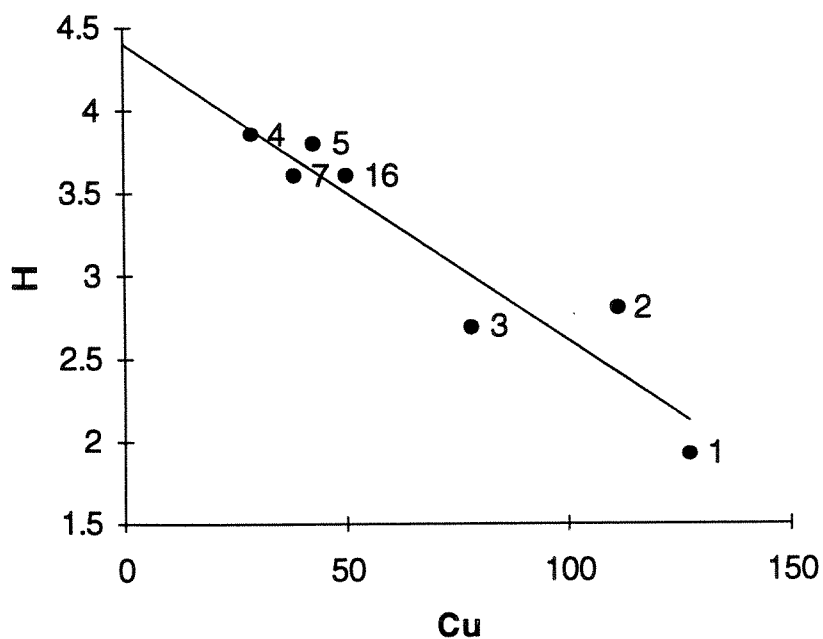
Korrelasjonsplott av artsmangfold mot kobberkonsentrasjon i sedimentet, mot TOC i sedimentet og mot avstand fra Odda er vist i Figur 5.10-5.13. Artsmangfoldet viste stort sett samme korrelasjon med bly, sink, kadmium og kvikksølv som med kobber. Plottet artsmangfold/kobber (Figur 5.10) kan derfor representere artsmangfoldets korrelasjon med den samlede metallforurensningen.



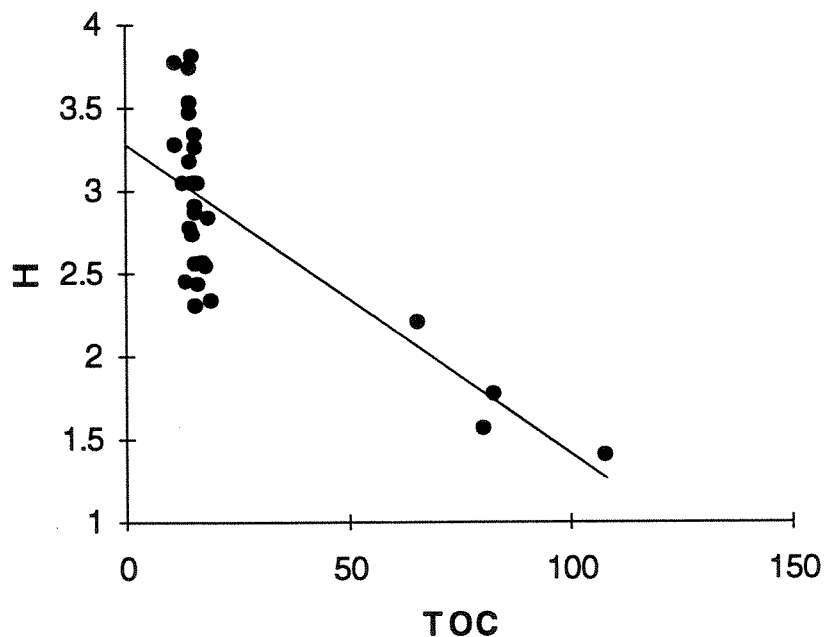
Figur 5.8. Sammenheng mellom artsmangfold (H) og sedimentets grovhet i 128 utaskjærs grabbprøver tatt langs kysten av Sør-Norge. Regresjonslinjens ligning: $H=0.48\ln(\%>63\mu\text{m}+1)+2.73$. (Fra Aure et al. 1992)



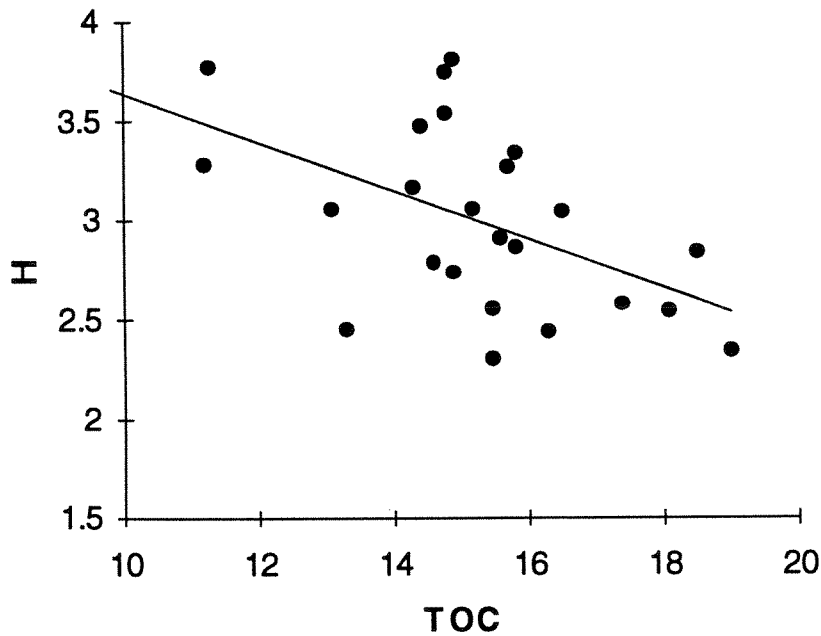
Figur 5.9. Artsmangfold (H) i grabbprøver fra Sør fjorden, plottet mot sedimentets grovhet. Linjen i plottet er identisk med regresjonslinjen i Figur 5.8.



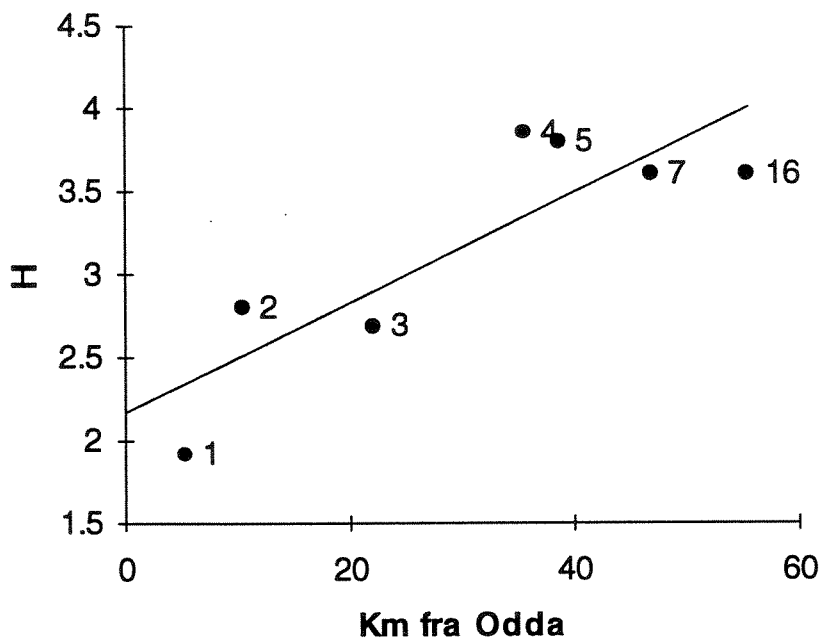
Figur 5.10. Korrelasjonsplott og regresjonslinje av artsmangfold (H) pr. stasjon mot kobber (Cu) (mg/g) i overflatesediment (0-3 cm) i Sørfjorden 1991.



Figur 5.11. Korrelasjonsplott og regresjonslinje av artsmangfold (H) i de enkelte grabbprøver mot total organisk karbon (TOC) i bulk sediment i Sørfjorden 1991. De fire prøvene med høye TOC-verdier er fra stasjon 1. Figur 5.12 viser korrelasjonsplott eksklusive prøvene fra stasjon 1.



Figur 5.12. Korrelasjonsplott og regresjonslinje av artsmangfold (H) i de enkelte grabbprøver mot total organisk karbon (TOC) i bulk sediment i Sørfjorden 1991. Verdiene fra stasjon 1 er ikke med.



Figur 5.13. Korrelasjonsplott og regresjonslinje av artsmangfold (H) mot avstand (langs fjordaksen) fra Odda.

5.6. Tilstandsvurdering og diskusjon

Resultatene fra Sørfjorden er sammenholdt med et generelt klassifiseringssystem som viser sammenhengen mellom artsantall og individantall ved forskjellig artsmangfold (Rygg 1984). Moderat eller lavere artsmangfold tyder på at miljøtilstanden er mindre god enn normalt (Figur 5.14).

Den mest typiske verdi for H i lite eller ikke forurensningspåvirkete fjordområder er 3.7 (Rygg 1992). Verdier høyere enn 3.1 betraktes som indikasjon på god tilstand (Wikander 1988). Det er vanlig at artsmangfoldet i fjorder er noe lavere enn på utaskjærs stasjoner (Figur 5.9).

Artsmangfoldet i Sørfjorden fra og med stasjon 3 og innover var lavere enn normalt for fjordområder. Særlig lavt var artsmangfoldet på stasjon 1. På stasjon 4, 5, 7 og 16 var artsmangfoldet innenfor det normale, selv om verdiene var tydelig lavere enn på stasjoner vest for Sotra (Figur 5.7).

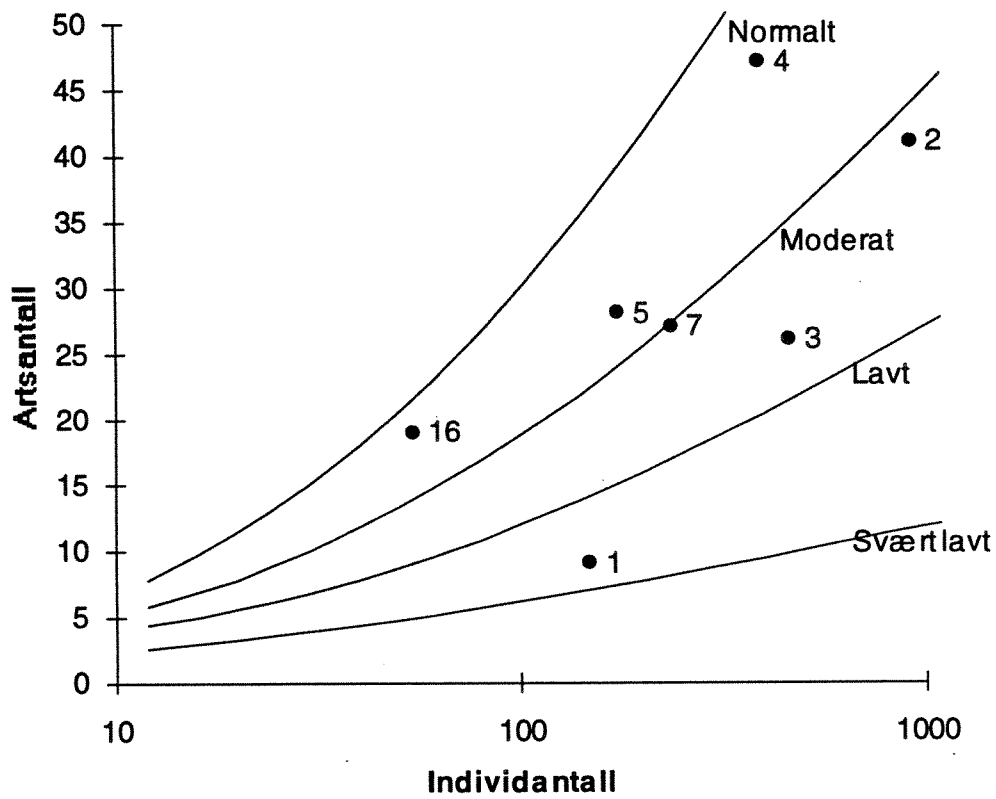
Tilstanden på stasjon 2 og 3 kan klassifiseres som mindre god (klasse II på en skala fra I="god" til V="meget dårlig"), på stasjon 1 som nokså dårlig (klasse III på skalaen).

Artsmangfoldet var negativt korrelert med metallkonsentrasjonene og med total organisk karbon, og positivt korrelert med avstanden fra Odda. Også i 1985 var artsmangfoldet negativt korrelert med metallkonsentrasjonene. Det kan konkluderes med at stasjon 1, 2 og 3 er påvirket av forurensninger, men det er ikke påvist hvilke forurensningskomponenter som har hatt størst betydning. Sannsynligvis har metallforurensningen størst betydning, men det kan også være en samvirkning fra flere faktorer.

Stasjon 4 hadde høyere artsmangfold enn 2 og 3, men faunaens artssammensetning var nokså lik på stasjon 2, 3 og 4. Hvis stasjon 4 representerer den typiske Sørfjordfaunaen, kan faunaen på stasjon 2 og 3 også betegnes som Sørfjordtypisk fauna, men med nedsatt artsmangfold. Faunaen på stasjon 1 var artsfattig og tydelig avvikende fra faunaen lenger ute. Faunaen på stasjon 5 og 7 representerte en faunatype som lå mellom den Sørfjordtypiske faunaen og faunaen i Samlafjorden (stasjon 16) (se MDS-analysene, Figur 5.4 og 5.6).

Likhetsanalyser av stasjonene i 1985 og 1991 viste at stasjonene i 1991 hadde blitt mer ulike hverandre enn de var i 1985. Ulikheten mellom den innerste stasjonen og stasjonene lenger ute var større i 1991 enn i 1985 (Figur 5.6). Ulikheten blant stasjonene lenger ute (fra og med stasjon 2 og utover) hadde også blitt større, slik at det var et større spenn i faunagradienten fra innerst til ytterst i 1991 enn i 1985. Dette kan tolkes som at faunaen er i endring, muligens som følge av mindre metallbelastning i fjordsystemet. Endringene viser seg først i ytre områder hvor rekruttering av nye arter fra kystfarvannet foregår lettere. Det tar tid for endringene å forplante seg innover i fjordene. Resultatet er at spennet i gradienten dras ut, slik som observert fra 1985 til 1991.

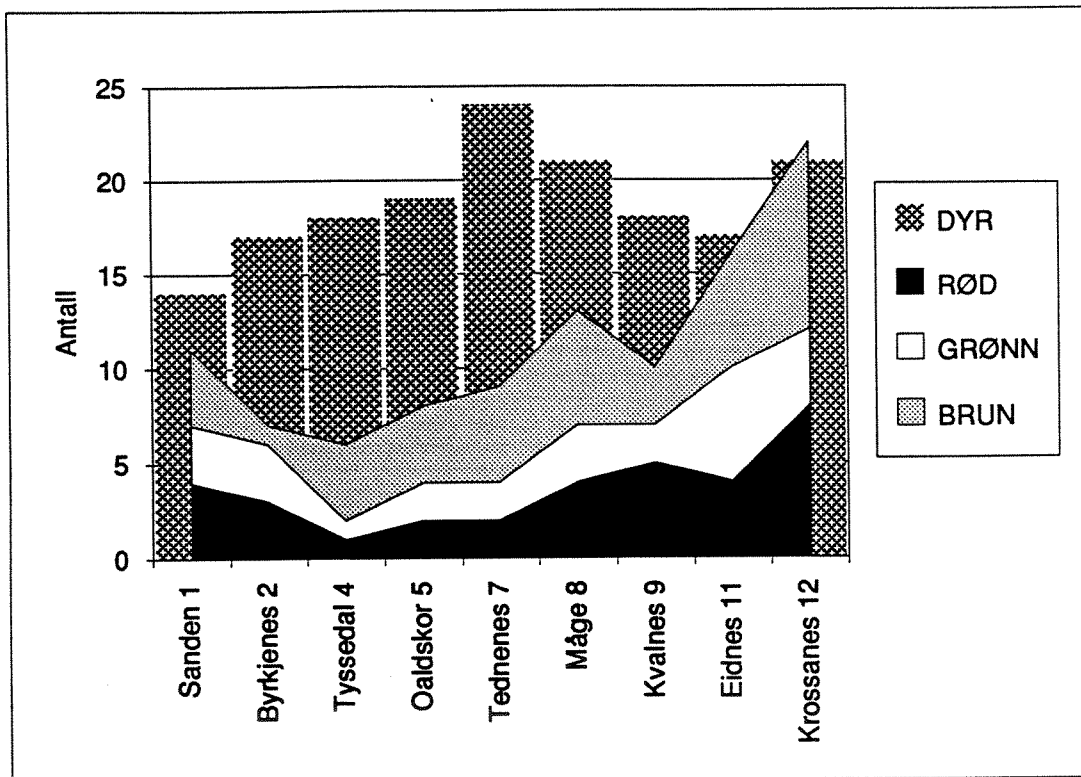
Undersøkelser av stasjon 9 og 10 inne i Eidfjorden og Osaffjorden også i 1991 kunne ha hjulpet til å bekrefte eller avkrefte disse konklusjonene. Også undersøkelser av stasjoner lenger utover i Hardangerfjorden ville ha vært nyttig for tolkningen av de observerte faunaendringene i midtre og indre fjordsystem. Det anbefales å ta flere stasjoner ved undersøkelsene som er planlagt i 1996.



Figur 5.14. Klassifisering av artsmangfold på stasjonene i 1991. Feltene nedenfra og oppover representerer hhv. svært lavt, lavt, moderat, normalt og høyt artsmangfold.

6. GRUNTVANNSAMFUNN

Antall arter på stasjonene økte generelt fra innerst i Sørfjorden (st. 1 Sanden) til ytterst (st. 12 Krossanes). Antall dyr registrert på de 9 stasjonene er vist i Figur 6.1. Høyeste antall dyr ble funnet på st. 7 Tedenes og st. 12 Krossanes. Lavest antall dyr ble funnet på st. 1 Sanden innerste i Sørfjorden. Et lavt antall dyr ble også observert på st. 9 Kvalnes og st. 11 Eidnes, som begge ligger langt ute fjorden.



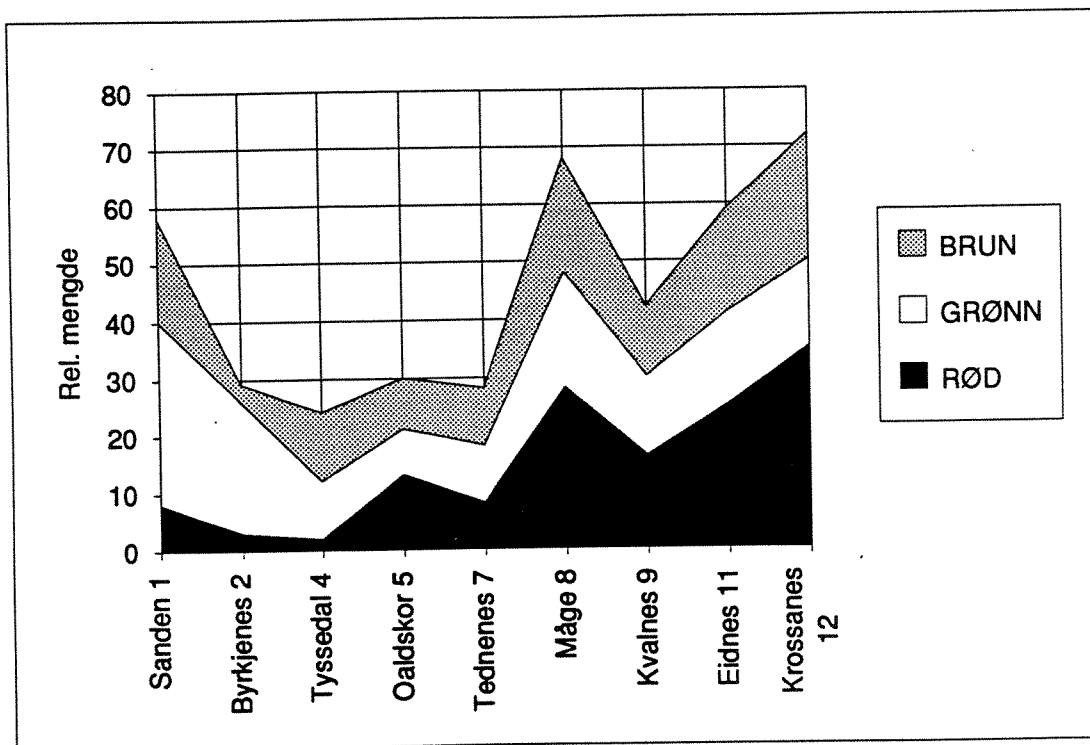
Figur 6.1. Antall alger og dyr registrert på 9 stasjoner i Sørfjorden i 1991. Antall alger er vist kumulativt for de 3 algeklassene rød-, grønn- og brunalger. Antall dyr er vist som søyler. Stasjonenes rekkefølge fra venstre mot høyre er bestemt av stasjonenes geografiske rekkefølge fra innerst (syd) til ytterst (nord) i fjorden.

Antall alger fordelt på de tre algeklassene rød-, grønn- og brunalger, er vist i Figur 6.1. Lavest antall alger ble funnet på st. 4 Tyssedal, mens høyest antall ble funnet på st. 12 Krossanes. Basert på en relativ forekomst av rød-, grønn- og brunalger, vist i Figur 6.2, framkommer det at algevegetasjonen på de 2 innerste stasjonene var dominert av grønnalger. Utover i fjorden var mengden av grønnalger mindre og relativt konstant. Forekomsten av rødalger økte generelt fra innerst til ytterst i fjorden. Mengden av brunalger viste en svak økning fra Byrkjenes til Krossanes.

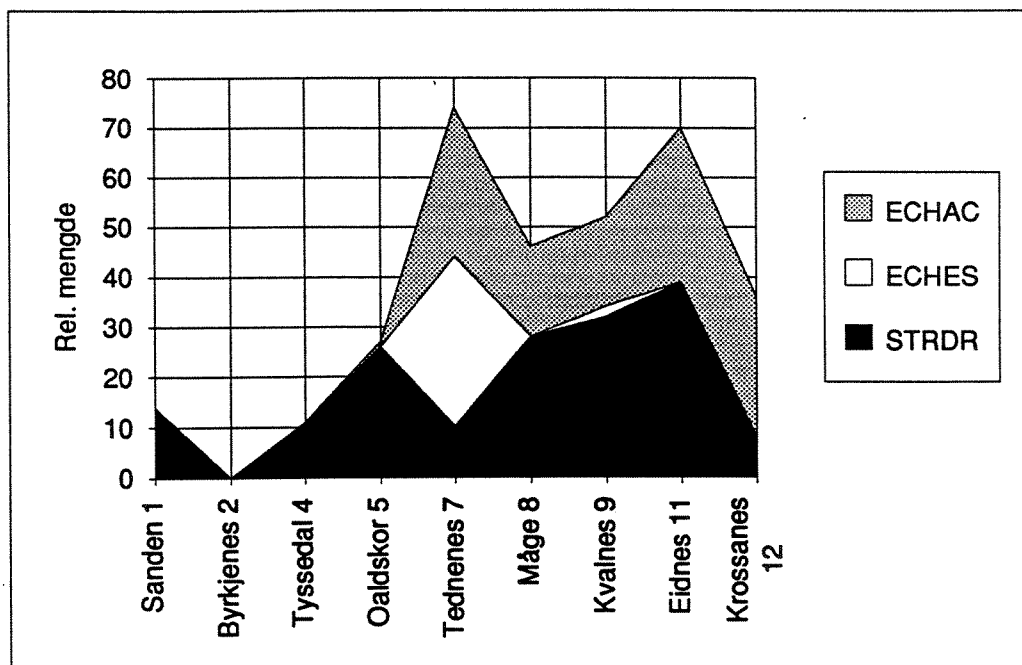
St. 8 Måge, som lå østvendt, viste en rikere algevegetasjon enn hva som ble observert for nabostasjonene. Dette skyldes trolig stasjonens mindre bratte bunnprofil.

Bunntopografien var en viktig faktor som i stor grad kontrollerte algevegetasjonen. Mange av stasjonene langs fjordens østbredd var svært bratte. Dette reduserer algens tilgjengelige areal kraftig. Eksempler på slike stasjoner er Tyssedal og Oaldskor hvor fjellveggen gikk loddrett ned i sjøen.

Relativ forekomst av kråkeboller er vist i Figur 6.3. Kråkeboller er viktige beitere på alger og kan renspeise store arealer. Tre kråkebollearter ble registrert i Sørfjorden. Individantallet var spesielt høyt for stasjonene Oaldskor til Eidnes.



Figur 6.2. Relativ forekomst av rød-, grønn- og brunalger på 9 stasjoner i Sør fjorden i 1991. Mengdeangivelsen er summert forekomst av alger innen de 3 algeklassene, funnet over alle dyp på den enkelte stasjon. Forekomst er gitt etter en skala fra 1 til 4.

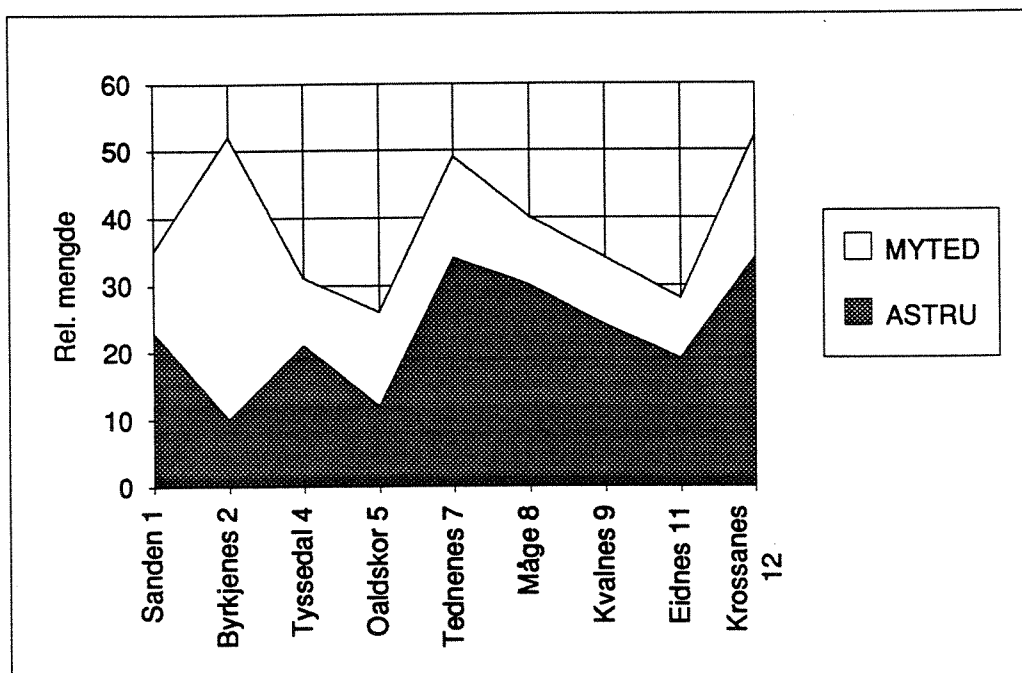


Figur 6.3. Relativ forekomst av 3 kråkebollearter på 9 stasjoner i Sør fjorden i 1991. Mengdeangivelsen er summert forekomst av artene funnet over alle dyp på den enkelte stasjon. Forekomst er gitt etter en skala fra 1 til 4. Artsforkortelser: ECHAC=*Echinus acutus*, ECHES=*Echinus esculentus*, STRDR=*Strongylocentrotus droebachiensis*.

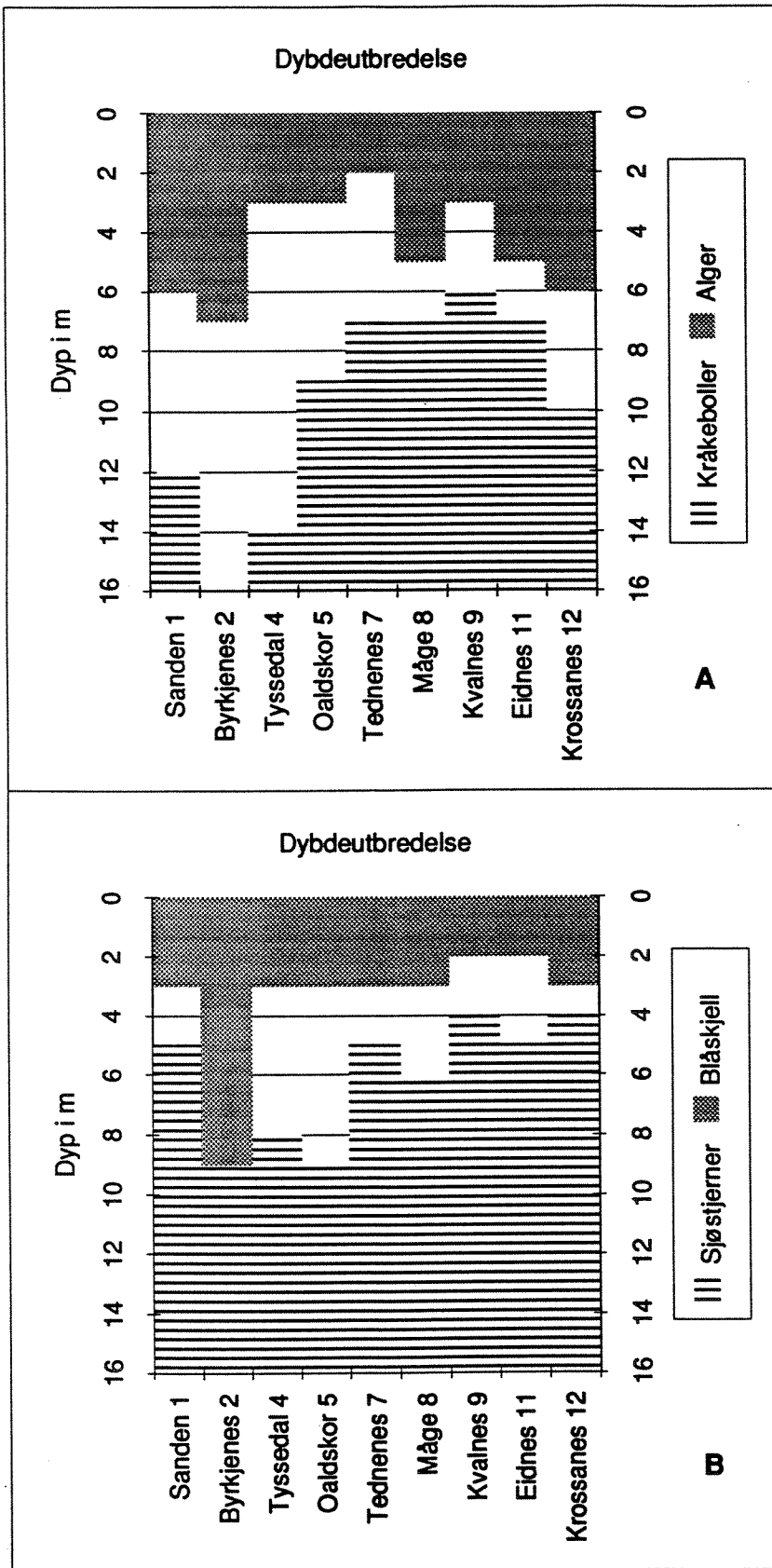
Relativ forekomst av blåskjell og sjøstjerner er vist i Figur 6.4. Mengden av blåskjell var relativt lik for alle stasjoner med unntak av st. 2. Byrkjenes, hvor den relative forekomsten var 3-4 ganger høyere enn for de øvrige stasjonene. Mengden av sjøstjerner, som beiter på blåskjell, var her også liten. Høyest antall sjøstjerner ble funnet på st. 7 Tednenes og st. 12 Krossanes.

Blåskjell og alger vokser i strandsonen og nedover i dypet, mens sjøstjerner og kråkeboller kryper fra dypere vann og oppover for å beite. Dybdeutbredelsen for alger, kråkeboller, blåskjell og sjøstjerner er vist i Figur 6.5. Nedre dybdegrense for alger lå gjennomsnittlig på 4 m (med unntak av skorpeformede kalkalger), som er bemerkelsesverdig grunt. En av årsakene til dette er utbredelsen av kråkeboller (Figur 6.5a), selv om kråkebollene sjelden ble funnet grunnere enn 7m i denne undersøkelsen. Med unntak av st. 2 Byrkjenes, ble blåskjell sjelden funnet dypere enn 3m og sjøstjerner ble sjelden funnet grunnere enn 5m dyp.

En nærmere analyse av hele samfunnet vil bli utført på bakgrunn av 2 års undersøkelser. Da vil resultatet også bli sammenliknet med resultatene fra undersøkelsen utført i 1981-82.



Figur 6.4. Relativ forekomst av blåskjell og sjøstjerner på 9 stasjoner i Sør fjorden i 1991. Mengdeangivelsen er summert forekomst av artene funnet over alle dyp på den enkelte stasjon. Forekomst er gitt etter en skala fra 1 til 4. Artsforkortelser: MYTED=*Mytilus edulis*, blåskjell; ASTRU=*Asterias rubens*, sjøstjerne.



Figur 6.5. Dybdeutbredelse for alger og kråkeboller (A) og for blåskjell og sjøstjerner (B) på 9 stasjoner i Sør fjorden i 1991. Dybdeintervall hvor disse var tilstede, er skravert.

Tabell 6.1. Liste over vanlige arter funnet i Sørfjorden i 1991.

Rekke/Klasse	Norskt navn	Latinsk navn
Planteriket		
Rødalger	Rødfilt	<i>Audouiniella</i> spp.
	Rekeklo	<i>Ceramium strictum</i>
	Sleipfleck	<i>Cruoria pellita</i>
	Fjæreblod	<i>Hildenbrandia rubra</i>
	Rugl	<i>Lithothamnium</i> sp.
	Ubest. dokkearter	<i>Polysiphonia</i> sp.
	Tangdokke	<i>Polysiphonia violacea</i>
Grønnalger	Lys grønn dusk	<i>Cladophora</i> spp.
	Tarmgrønske	<i>Enteromorpha</i> sp.
Brunalger	Grisetang	<i>Ascophyllum nodosum</i>
	Martaum	<i>Chorda filum</i>
	Brunslie	<i>Ectocarpus</i> sp.
	Tanglo	<i>Elachista fucicola</i>
	Sagtang	<i>Fucus serratus</i>
	Spiraltang	<i>Fucus spiralis</i>
	Blæretang	<i>Fucus vesiculosus</i>
	Perleslie	<i>Pilayella littoralis</i>
	Bruntufs	<i>Sphacelaria</i> sp.
Blågrønnalger	(rød og grønn)	<i>Spirulina</i> sp.
Diatoméer		diatoméer på fjell
Sopp/Bakterier		(<i>Beggiatoa</i>)
Dyreriket		
Svamp	flere arter	<i>Porifera</i> indet.
Hydroider	ubestemte arter	<i>Hydrozoa</i> indet.
	Sikksakkhår	<i>Laomedea</i> sp.
Mangebørsteormer	Trekantmark	<i>Pomatoceros triqueter</i>
Snegler		<i>Acmaea</i> sp.
	Kongsnegl	<i>Buccinum undatum</i>
	Ubest. nakensnegl	<i>Nudibranchia</i> indet.
Muslinger	blåskjell	<i>Mytilus edulis</i>
	O-skjell	<i>Modiolus modiolus</i>
		<i>Hiatella arctica</i>
Krepsdyr	Strandkrabbe	<i>Carcinus maenas</i>
Mosdyr	ubestemt skorpeform	<i>Bryozoa</i> indet.
		<i>Electra pilosa</i>
Pigghuder	Sjøstjerne	<i>Asterias rubens</i>
	Slangestjerne	<i>Ophiuroidea</i> indet.
	Kråkebolle	<i>Echinus acutus</i>
	Kråkebolle	<i>Echinus esculentus</i>
	Drøbakkråkebolle	<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>
Sekkdyr		<i>Ciona intestinalis</i>
		<i>Corella parallelogramma</i>
		<i>Dendrodoa grossularia</i>
		<i>Styela rustica</i>

7. LITTERATUR

- Aure et al. 1992. Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Årsrapport 1991 og samlerapport 1990-91. Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA (under utarbeidelse).
- Clifford H T, Stephenson W, 1975. An Introduction to Numerical Classification. Academic Press, 229 pp.
- Helland, A. og B. Rygg, 1991. Måleprogram i Ballangsfjorden. Vannkvalitet, bunnsedimenter, bløtbunnsfauna og metaller i tang. NIVA-rapport O-89070 (l.nr. 2523) ISBN 82-577-1829-7.
- Holte, B., G. Bahr, B. Gulliksen, T. Jacobsen, J. Knutzen, K. Næs og E. Oug, 1992. Resipientundersøkelser i Tromsøysundet og Sandnessundet, Tromsø kommune, 1991-1992. Organismesamfunn i bløtbunn, hardbunn, i fjæra, miljøgifter i bunnsedimenter og organismer, og bakteriologiske undersøkelser, Akvaplan-niva rapport nr. 91247, 162 s. Tromsø, aug. 1992.
- Hurlbert S N, 1971. The non-concept of species diversity. *Ecology* 53, 577-586.
- Julshamn, K., K.-E. Slinning, H. Haaland, B. Bøe og L. Føyn, 1985. Analyse av sporelementer og klorerte hydrokarboner i fisk og blåskjell fra Hardangerfjorden og tilstøtende fjordområder høsten 1983 og våren 1984. Fiskeridirektoratet. Rapporter og meldinger 6/85, 38 s. + vedlegg.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. NIVA-rapport O-862602 (l.nr. 2540), 139 s. ISBN 82-577-1855-6.
- Knutzen, J. og J.Skei, 1991. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1990. Rapport 467/91 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800309 (l.nr. 2634), 63 s. ISBN 82-577-1985-4.
- Lobel, P.B., 1987. Short-term and long-term uptake of zinc by the mussel, *Mytilus edulis*: A study in individual variability. *Arch.Environ.Contam.Toxicol.* 16: 723-732.
- Lobel, P.B., S.P. Belkhode, S.E. Jackson og H.P. Longrich, 1989. A universal method for quantifying and comparing the residual variability of element concentrations in biological tissues using 25 elements in the mussel *Mytilus edulis* as a model. *Mar.Biol.* 102: 513-518.
- Lobel, P.b., C.D. Bajdik, S.P. Belkhode, S.E. Jackson og H.P. Longrich, 1991. Improved protocol for collecting mussel watch specimens taking into account sex, size, condition, shell shape and chronological age. *Arch.Environ.Contam.Toxicol.* 21: 409-414.
- Marthinsen, I., G. Staveland, J.U. Skaare, K.I. Ugland og A. Haugen, 1991. Levels of environmental pollutants in male and female flounder (*Platichthys flesus* L.) and cod (*Gadus morhua* L.) caught during the year 1988 near or in the waterway of Glomma, the largest river of Norway. I. Polychlorinated biphenyls. *Arch.Environ.Contam.Toxicol.* 20: 353-360.
- Næs, K., E. Oug, J. Knutzen, F. Moy, 1991. Resipientundersøkelse av Tromsøysund. Bunnsedimenter, organismer på bløt- og hardbunn, miljøgifter i organismer. NIVA-rapport O-89170 (løpenr. 2645), 104 s. ISBN 82-577-1986-2.

- Rygg B, 1984. Bløtbunnfaunaundersøkelser - et godt verktøy ved marine resipientvurderinger. NIVA F.481, 29 s.
- Rygg B, 1992. Miljøkvalitetsklassifisering for fjorder og kystfarvann (under forberedelse).
- Shannon C E, Weaver W, 1963. The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana.
- Skei J, Rygg B, Næs K, 1986. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1984-1985. Delrapport 1. Sedimentfeller, bunnsedimenter og bløtbunnfauna. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 222/86. (NIVA 1851), 62 s.
- Skei, J., 1992. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1991. Delrapport 1. Vannkjemi og sedimentundersøkelser. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 500/92. (NIVA 2804), 53 s.
- Skei, J., J. Knutzen og K. Næs, 1989. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1987 - 1988. Rapport 346/89 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000309 (l.nr. 2227), 132 s. ISBN 82-577-1522-0.
- Skei, J., J. Knutzen, F. Moy og N. Green, 1990. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1988 - 1989. Rapport 406/90 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000309 (l.nr. 2435), 75 s. ISBN 82-577-1763-3.
- Wikander P B, 1988. Biologisk undersøkelse av den marine resipient rundt Kårstø. Bløtbunnsfauna. Status 1983. NIVA 2193, 88 s.

VEDLEGG

VEDLEGGSTABELL I. Sedimentbeskrivelser

Stasjon 1: Fulle grabber. Brunsvart topplag ca. 1 cm. Grå, siltig leire.

Stasjon 2: Fulle grabber. Brunlig topplag ca. 2 cm. Grå, siltig leire.

Stasjon 3: Fulle grabber. Løst, brunlig topplag ca. 1 cm. Grå, siltig leire.

Stasjon 4: Fulle grabber. Tynt, brunlig topplag. Grå, siltig leire.

Stasjon 5: Fulle grabber. Brunt topplag. Grå, siltig leire.

Stasjon 7: Fulle grabber. Brunt topplag 1 cm. Grå, siltig leire.

Stasjon 16: Fulle grabber. Brunlig topplag ca. 1 cm. Gråbrun, siltig leire.

Tabell A4. 1. Metaller i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Sørfjorden og Hardangerfjorden 23 - 26/9 1991, mg/kg friskvekt.)

STASJONER	Hg	Cd	Pb ¹⁾	Zn	Cu	Ni	Cr	% Tørrv.
B1 Byrkjenes	0.10	3.79	12.5 (4.7)	39.3	2.37	0.09	0.21	14.7
B2 Eitrheimsnes	0.23	11.9	27.8 (31.5)	159	2.74	0.18	0.27	12.0
B3 Tyssedal	0.19	6.52	17.9 (7.6)	89.8	1.44	0.20	0.46	10.0
B4 Digranes	0.17	5.59	12.0 (4.7)	82.1	1.05	0.22	0.37	13.7
B6 Kvalnes	0.13	4.93	12.3 (4.6)	72.9	0.94	0.16	0.30	14.9
B7 Krossanes	0.07	2.21	3.5 (1.1)	44.9	0.91	0.22	0.29	13.8

1) Reanalysert, opprinnelige verdier i parentes.

Tabell A4. 2. Metaller i blåretang (*Fucus vesiculosus*, st. B1 - B3) og grisetang (*Ascophyllum nodosum*) fra Sørfjorden 23 - 26/9 1992, mg/kg tørrvekt.

STASJONER	Hg	Cd	Pb ¹⁾	Zn	Cu	Ag	Ni	Cr	% Tørrv.
B1 Byrkjenes	0.21	29.2	3.7 (2.1)	700	12.5	0.17	1.7	0.62	31.8
B2 Eitrheimsnes	0.92	45.5	9.1 (5.6)	3010	82.3	0.37	1.2	0.72	32.5
B3 Tyssedal	0.52	29.1	3.8 (2.3)	1010	25.2	0.17	1.1	0.37	33.5
B4 Digranes	0.32	16.7	1.4 (0.8)	960	14.6	0.23	< 1.1	0.27	41.5
B6 Kvalnes	0.12	6.0	1.0 (0.4)	540	12.5	0.25	<1.1	0.16	42.2
B7 Krossanes	0.16	4.0	0.4 (0.2)	430	5.1	0.18	< 1.0	0.13	41.6

1) Reanalysert, opprinnelige verdier i parentes.

Tabell A4.3. Klororganiske stoffer i filet og lever av torsk (*Gadus morhua*) fra indre Sjøfjorden (JMG- st. 53B) og Hardangerfjorden ved Strandebarne (JMG-st. 67B), oktober - november 1991, $\mu\text{kg våtvekt}$. Middelerdier/standardavvik (avrundet) for 19 - 20 enkeltfisk (lever) eller for 5 blandprøver à 5 fisk (filet).

STOFFER	Indre Sjøfjord		Strandebarne	
	Lever	Filet	Lever	Filet
5-CB	5/4	< 0.02	< 5	< 0.05
α -HCH	10/6	0.02/0.01	< 5	< 0.05
HCB	11/5	0.03/0.01	8/4	0.08/0.02
γ -HCH	7/4	< 0.02	7/4	0.07/0.01
PCB 28	3/5	< 0.02	< 5	< 0.05
PCB 52	9/6	< 0.02	< 5	< 0.05
OCS	< 5	< 0.02	< 5	< 0.05
PCB 101	53/47	0.16/0.13	16/11	0.10/0.02
p,p-DDE	1106/888	3.11/2.10	567/312	3.17/0.90
PCB 118	82/70	0.31/0.23	40/22	0.22/0.09
p,p-DDD	346/210	0.33/0.18	180/140	0.42/0.13
PCB 153	309/283	0.91/0.68	122/61	0.57/0.10
PCB 105	i.a. ²⁾	i.a.	11/6	0.08/0.03
PCB 138	204/177	0.69/0.52	76/37	0.39/0.08
PCB 156	i.a.	i.a.	7/4	< 0.05
PCB 180	90/85	0.31/0.22	29/18	0.11/0.01
PCB 209	< 5	< 0.02	< 5	< 0.05
p,p-DDT	180/152	0.53/0.19	126/120	0.95/0.25
Σ PCB, ¹⁾	750/631	2.42/1.81	290/143	1.44/0.26
Σ DDE + DDD + DDT	1632	3.97	873	4.56
EPOCI	29800/96700 ³⁾	i.a.	4)	i.a.
% fett	48.5/20.2	0.4	43.1/21.1	0.4

1) Sum av nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180.

2) Ikke analysert.

3) Middeler/standardavvik uten ekstremverdi på 440000 mg/kg: 8200/4300. Prøve med ekstremverdi vurderes reanalysert.

4) Variasjonsintervall: < 50 til > 30.000 mg/kg. 4 prøver med < 50 mg/kg vurderes reanalysert.

Tabell A4.4 Klororganiske stoffer i filet og lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) fra indre Sørfjorden (JMG-st. 53B) okt. 1991 og i glassvar (*Lepidorhombus whiffiagonis*) fra Strandebarm/Hardangerfjorden (JMG-st. 67B) nov.-des. 1991, µg/kg våtvekt. Middell/standard-avvik for 4-5 blandprøver à 5 eks.

STOFFER	Skrubbe, Indre Sørfjord		Glassvar, Strandebarm	
	Lever	Filet	Lever	Filet
5-CB	1.6/1.1	0.5/0.5	<2.0	<0.05
α-HCH	3.3/1.0	1.4/0.8	<2.0	<0.05
HCB	4.0/1.1	1.5/1.2	4.0/1.2	0.07/0.01
γ-HCH	1.8/0.5	0.7/0.4	2.2/0.4	<0.05
PCB 28	6.0/2.4	1.8/1.2	<2.0	<0.05
PCB 52	21.8/9.8	10.9/10.3	3.0/0.7	0.07/0.02
OCS	<1.0	<0.1	<2.0	<0.05
PCB 101	90.1/44.6	41.2/39.4	9.0/1.9	0.10/0.06
p,p-DDE	65.0/30.0	28.9/26.9	212/91	2.81/3.40
PCB 118	75.0/39.0	34.0/35.3	12.6/3.0	0.14/0.07
p,p-DDD	17.5/7.0	5.4/5.7	35.4/9.7	0.34/0.23
PCB 153	108.5/54.6	44.8/42.3	39.8/10.8	0.47/0.42
PCB 105	i.a. ²⁾	i.a.	3.8/0.8	<0.05
PCB 138	101.3/52.3	47.0/46.6	21.2/5.5	0.25/0.19
PCB 156	i.a.	i.a.	<2.0	<0.05
PCB 180	24.5/9.6	7.5/6.6	8.2/2.3	0.12/0.08
PCB 209	1.0/0.7	<0.1	<2.0	<0.05
Σ PCB ₇ ¹⁾	427.8/209.5	187.3/181.3	94.8/23.6	1.21/0.85
Σ DDE + DDD	82.5	34.3	252	3.15
EPOCI	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
% fett	15.5/3.6	1.1/0.4	24.1/4.6	0.4/0.1

1) PCB nr. 28, 52, 101, 118 138 153, 180

2) Ikke analysert

Tabell A4.5. Klororganiske stoffer i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Sørfjorden og Hardangerfjorden 23-26/9-1991 (Statlig prg.) og 1-2/10 1991 (JMG*), µg/kg våtvekt.
St. nr.: Se stasjonskart.

Stoffer	St. nr.	B1	B2	B3	B4	B6		B7		B13	B15
							*1)		*2)	*2)	*1)
5-CB		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	-	<0.1	-	-	-
α-HCH		0.3	0.1	0.1	0.2	0.3	-	0.2	-	-	-
γ-HCH		0.2	0.1	0.1	0.1	0.2	<0.3	0.1	<0.3	<0.3	<0.3
HCB		0.1	<0.1	<0.1	0.1	0.1	<0.1	0.1	<0.1	<0.1	<0.1
PCB 28		<0.1	<0.1	<0.1	0.1	0.1	<0.3	0.1	<0.3	<0.3	<0.3
" 52		0.1	0.1	0.3	0.1	0.1	<0.3	0.1	<0.3	<0.3	<0.3
" 101		0.4	0.4	1.8	0.5	0.5	0.4	0.2	<0.2	<0.2	~0.2
" 118		0.3	0.2	1.7	0.3	0.3	0.4	0.2	<0.2	<0.2	~0.2
" 138		0.6	0.4	2.5	0.5	0.5	<0.3	0.3	<0.3	<0.3	<0.3
" 153		0.7	0.5	2.3	0.5	0.5	0.4	0.3	<0.5	<0.5	<0.5
" 180		0.2	0.1	0.1	0.2	0.1	<0.2	0.1	<0.2	<0.2	<0.2
Σ PCB ₇ ³⁾		2.4	1.8	8.8	2.2	2.1	1.8	1.3	<2.0	<2.0	<2.0
PCB tot. ⁴⁾							~ 4.8		<5.0	<5.0	<5.0
PCB 209		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1		<0.1			
p,p DDE		2.0	1.5	1.0	4.1	10.7		5.7			
p,p DDD		0.7	0.8	0.5	2.5	6.0		1.8			
p,p DDT		0.7	0.1	0.1	1.4	4.7		1.9			
Σ DDE/DDD/DDT		3.4	2.4	1.6	8.0	21.4		9.4			
Σ DDE ⁵⁾							11.7		8.5	1.3	1.7
EPOLCI							190		200	250	340
% tørrvekt		14.7	12.0	10.0	13.7	14.9	13.1	13.8	13.1	10.3	12.2
% fett		2.1	1.3	0.9	1.6	1.7	1.2	1.6	1.2	1.0	1.0

1) Middell av 3 størrelsesgrupper (2-3, 3-4 og 4-5 cm).

2) 4-5 cm.

3) Evt. regnet med halve deteksjonsgrensen for enkeltstoffer.

4) Gml. bestemmelsesmetode for sammenligning med tidligere år.

5) SI-resultatene inkluderer DDT (omformet), men ikke DDD.

Tabell A4.6. Metaller i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Sørfjorden og Hardangerfjorden 1-2. 10. 1991 (JMG), mg/kg våtvekt. (Reanalyser i parentes.)

Stasjon/Størrelse	Hg	Cd	Cu	Pb	Zn	% Tørrvekt
52 Eitrheimsnes						
2-3 cm	0.75	11.7	25.5 (32.3)	48.9 (59.1)	62.8 (68.1)	10.6
3-4 cm	0.36	9.6	8.6 (9.0)	37.4 (37.8)	54.4 (54.8)	12.0
4-5 cm	0.29	7.4	4.6 (5.2)	34.7 (30.3)	51.2 (52.5)	11.8
Middel	0.47	9.6	12.9 (15.5)	40.3 (42.4)	56.1 (58.5)	
56 Kvalnes						
2-3 cm	0.25	7.8	5.2 (1.4)	2.7	57.1	14.0
3-4 cm	0.19	8.8	0.9	2.9	60.4	12.6
4-5 cm	0.18	9.5	1.0	3.7	66.5	12.6
Middel	0.21	8.7	2.1	3.1	61.3	
57 Krossanes						
2-3 cm	0.12	4.3	1.0	1.2	27.4	10.9
3-4 cm	0.10	4.3	1.0	1.6	39.5	13.2
4-5 cm	0.7	3.5	0.8	1.6	38.3	13.1
Middel	0.10	4.0	0.9	1.5	35.0	
63 Ranaskjær						
2-3 cm	0.05	3.2	1.4	1.0	41.5	10.9
3-4 cm	0.05	3.8	1.0	1.1	41.9	10.7
4-5 cm	0.05	4.6	1.1	1.6	46.0	10.3
Middel	0.05	3.9	1.2	1.2	43.1	
65 Vikingnes						
2-3 cm	0.04	0.9	1.1	0.3	24.4	14.0
3-4 cm	0.04	2.7	1.0	0.4	43.5	11.1
4-5 cm	0.04	3.1	0.9	0.6	35.7	11.6
Middel	0.04	2.2	1.0	0.5	34.5	

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
ISBN 82-577-2232-4
TA 889/1992