



Statlig program for  
forurensningsovervåkning

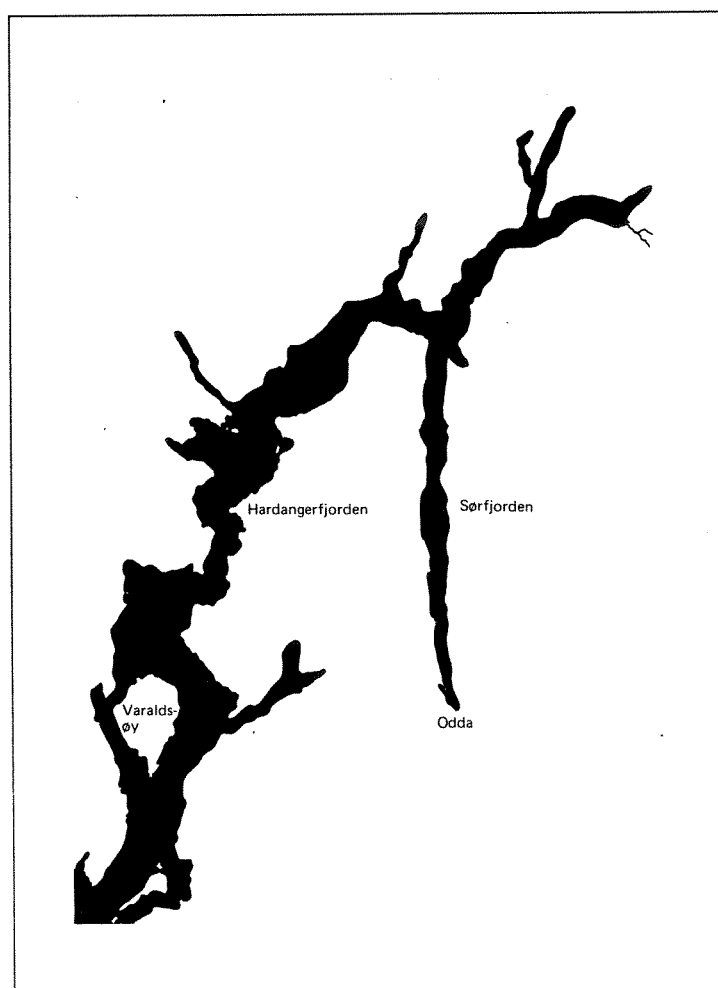
# Rapport 467|91

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjoner NIVA

Tiltaksorienterte  
miljøundersøkelser i  
**Sørfjorden** og  
**Hardanger-  
fjorden**  
1990



# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

<b>Hovedkontor</b>	<b>Sørlandsavdelingen</b>	<b>Østlandsavdelingen</b>	<b>Vestlandsavdelingen</b>
Postboks 69, Korsvoll	Televeien 1	Rute 866	Breiviken 5
0808 Oslo 8	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5035 Bergen - Sandviken
Telefon (47 2) 23 52 80	Telefon (47 41) 43 033	Telefon (47 65) 76 752	Telefon (47 5) 95 17 00
Telefax (47 2) 39 41 89	Telefax (47 41) 44 513	Telefax (47 65) 78 402	Telefax (47 5) 25 78 90

Prosjektnr.: O-800309
Undernummer:
Løpenummer: 2634
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: <b>TILTAKSORIENTERTE MILJØUNDERSØKELSER I SØRFJORDEN OG HARDANGERFJORDEN 1990.</b>  (Overvåkingsrapport nr. 467/91. TA-nr. 784/1991).	Dato: 25. september 1991
	Faggruppe: Marinøkologisk
Forfatter (e): Knutzen, Jon Skei, Jens	Geografisk område: Hordaland
	Antall sider:      Opplag: 63

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

Ekstrakt: Overvåking av Sør fjorden og Hardangerfjorden i 1990 viste fortsatt forhøyede nivåer av sink, bly, kadmium og kvikksølv i vann, spesielt i overflatevann. Utslippene av metaller fra industribedriftene i Odda har gått ned i 1990 i forhold til 1989. Til tross for dette ble det i 1990 registrert markert overkonsentrasjon av kvikksølv, kadmium, bly og sink i blåskjell helt ut i Hardangerfjorden. Målinger av klororganiske forbindelser (PCB, DDT, DDE) i torskelever og blåskjell fra Sør fjorden antyder lokale kilder.
---

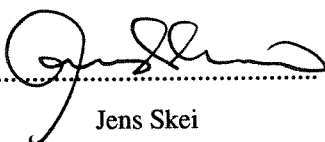
4 emneord, norske

1. Sør fjorden
2. Miljøgifter
3. Vann
4. Biologisk materiale

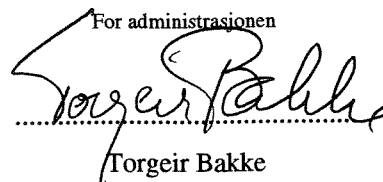
4 emneord, engelske

1. Sør fjorden
2. Micro pollutants
3. Water
4. Biological material

Prosjektleder

  
.....  
Jens Skei

For administrasjonen

  
.....  
Torgeir Bakke

ISBN 82-577-1985-4

**O-800309**

**TILTAKSORIENTERTE MILJØUNDERSØKELSER**

**I**

**SØRFJORDEN OG HARDANGERFJORDEN**

**1990**

Oslo, 25. september 1991

Prosjektleder: Jens Skei

Medarbeidere: U. Efraimsen  
N. Green  
J. Knutzen  
F. Moy

<b>INNHOOLD</b>	<b>SIDE</b>
FORORD	3
SAMMENDRAG, KONKLUSJONER OG TILRÅDINGER	4
1. INNLEDNING	6
2. MÅLSETTING	7
3. FELTARBEID OG METODER.	7
4. RESULTATER OG DISKUSJON	12
4.1 Metaller i vann	12
4.2 Suspendert materiale (TSM)	17
4.3 Nitrogen og oksygen i vann	18
4.4 Miljøgifter i organismer	20
4.4.1 Metaller i blåskjell	20
4.4.2 Metaller i tang	35
4.4.3 Klororganiske forbindelser i fisk og blåskjell	42
4.4.4 Oppsummerende kommentarer	45
5. REFERANSER	46
DATAVEDLEGG	50
Vannanalyser	
Biologiske analyser	
JMG-data	

## FORORD

NIVA har i 1990 gjennomført tiltaksorienterte undersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden innenfor Statlig program for forurensningsovervåking, administrert av Statens forurensningstilsyn (SFT). Norzink A/S og Odda Smelteverk A/S og Tinfos Titan & Iron K/S dekket 74% av kostnadene.

I tillegg til det fastlagte programmet ble det etter avtale med Norzink A/S innsamlet blåskjell og tang sommeren 1990 for om mulig å se effekten av ekstraordinære tungmetallutslipp vinteren 1989 - 90. Resultatene er inkludert i denne rapporten.

Mannskapet på S/J Mathilde takkes for godt samarbeid ved prøveinnsamlingene, som forøvrig har vært administrert av Unni Efraimsen.

Oslo, 25. september 1991.

Jens Skei  
prosjektleder

## SAMMENDRAG, KONKLUSJONER OG TILRÅDINGER

Den tiltaksorienterte undersøkelsen av Sørfjorden og Hardangerfjorden i 1990 hadde som hovedmål

- å fastslå hvor raskt forurensningen av Sørfjorden og Hardangerfjorden reduseres som følge av tiltak ved Norzink i Odda.
- å beskrive forurensningstilstanden før opprydding iverksettes i Eitrheimsvågen.

I likhet med de senere år har undersøkelsen omfattet overvåking av vannkvalitet og nivåer av miljøgifter i fisk (i tilknytning til JMG, program under Oslo - Paris-kommisjonen), blåskjell og tang. Disse målingene gir grunnlag for følgende konklusjoner:

1. Det var fortsatt høye og variable nivåer av tungmetaller i overflatevann i hele Sørfjorden i 1990. Årsaken er periodisk stor forurensning fra Eitrheimsvågen. Nivåene var imidlertid betydelig lavere enn i 1989 da tilførslene til vågen var ekstraordinært store.
2. Sørfjorden kan tilføres kvikksølv fra tre større punktkilder:
  - (i) fra Eitrheimsvågen (påvirker overflatevannet)
  - (ii) fra Norzinks gipsutslipp (påvirker dypvannet i havnebassenget)
  - (iii) fra Odda Smelteverk (påvirker dypvannet i havnebassenget).

Dette registreres ved forhøyede nivåer av kvikksølv i overflatevann, ihvertfall ut til Børve, mens dypvannet bare var påvirket i Odda havnebasseng.

3. Partikkelmengden i vannmassene i Sørfjorden var liten og partikler spiller derfor en underordnet rolle ved transport av forurensning.
4. Nivåene av nitrogen i vannmassene var noe lavere i 1990 sammenlignet med 1989, mens oksygenforholdene i Odda havnebasseng var omtrent som før. Lavere nitrogennivåer skyldes reduksjon i utslipp fra Odda Smelteverk.
5. Det ble i likhet med tidligere registrert markerte overkonsentrasjoner av kvikksølv, kadmium, bly og sink i blåskjell helt ut i Hardangerfjorden. For bly ble det registrert en markert nedgang sammenlignet med tidligere målinger, mens nedgangen var mindre markert for de andre metallene.
6. Blåskjell ser ikke ut til å reflektere store svingninger i vannets metallinnhold (jfr. ekstraordinære tilførsler 1989 - 90). Dette henger sammen med skjellenes evne til regulering av opptak og utskillelse og langsom likevektsinnstilling.
7. Det ble målt markert forhøyede nivåer av sink og kadmium i blæretang og grisetang i hele Sørfjorden. Overkonsentrasjonene var noe mindre for kvikksølv, bly og kopper. Nivåene for de fleste metallene var noe lavere enn tidligere år, med unntak av sink.
8. Målinger av klororganiske forbindelser (PCB, DDT, DDE) i torskelever og blåskjell viste at det befinner seg lokale kilder i Sørfjord-området. Mest utpreget er de forhøyede nivåene av DDT og dets nedbrytningsprodukter i blåskjell samlet nær fruktarealer og i torskelever fra midtre og indre deler av Sørfjorden. Dette antyder at tidligere bruk av disse stoffene i frukt dyrkingsområdene er kilden.

9. Det ble også observert moderate overkonsentrasjoner av PCB i torskelever som bekreftet tidligere målinger om at det befinner seg en kilde i indre deler av Sørfjorden.

Erfaringene med overvåkingen i 1990 er at bruk av blåskjell (og tang) som indikatorer på endringer i vannkvalitet kan være vanskelig, spesielt når hyppigheten av vannprøvetakingen er såvidt lav. Det foreslås at dette problemet diskuteres med oppdragsgiverne for eventuelt å endre noe av opplegget i langtidsprogrammet for overvåking av Sørfjorden og Hardangerfjorden.

# 1. INNLEDNING

1990 har vært et år hvor lite er skjedd med hensyn til utslippesreduksjoner eller uvanlige forhold. Begynnelsen av året var imidlertid preget av de ekstraordinære tilførsle av tungmetaller som fant sted fra september 1989 (Skei et al., 1990). Tabell 1 viser regulære utslipp fra de tre største bedriftene i Odda-området i 1990. Det fremgår av tabellen at utslippene av sink fra Norzink er gått ned betraktelig siden 1989 pga. fjerning av discardsyreutslippet. Utslippene fra Odda Smelteverk var omtrent de samme som i 1989. Utslippene til Tinfos Titan & Iron er kraftig redusert med hensyn til sink og bly i 1990 sammenlignet med 1989. Dette sinkutslippet representerer likevel det største regulære utslippet fra bedriftene i Odda-området. Totalt er sinkutslippene redusert med  $\approx 80\%$  i forhold til 1989 og helt i henhold til prognosene (se Skei et al., 1989, s. 18).

Forøvrig er det i løpet av 1990 blitt bestemt at opprydningen i Eitrheimsvågen skal starte i 1991. I den sammenheng vil resultatene fra 1990 være et godt grunnlag for videre overvåking av effektene av anleggsarbeid i vågen og forventet forbedring som vil skje i årene som kommer. Det er også foreslått et langtidsprogram for Sørfjorden og Hardangerfjorden som vil strekke seg til år 2000 (Skei et al., 1991). Det er viktig med langsiktighet i trendovervåking, spesielt når vi går inn i en fase preget av forurensningsbegrensende tiltak.

**Tabell 1.** Oversikt over utslipp fra Odda Smelteverk A/S, Norzink A/S og Tinfos Titan & Iron K/S til sjø i 1990 (kg/år). Basert på opplysninger fra bedriftene.

Bedrift	Cu	Pb	Zn	Cd	Hg	PAH
Odda Smelteverk A/S	1100	5500	3900	400	9	16000
Norzink A/S	<11	<58	6315	<8	45 <sup>1)</sup>	-
Tinfos Titan & Iron K/S	404	23	7054	0.9 <sup>2)</sup>	0.5	-
Totalt	$\approx 1510$	$\approx 5580$	17269	$\approx 400$	54.5	16000

1) Av dette er 37 kg knyttet til gipsutslippet.

2) Ifølge SFT slapp bedriften ut 10.000 tonn filterstøv i 1990 som tilsammen inneholdt 240 kg kadmium.



## 2. MÅLSETTING

Det overordnede mål med overvåkingen i 1990 har vært

- å fastslå hvor raskt forurensningen av Sørfjorden og Hardangerfjorden reduseres som følge av tiltak ved Norzink i 1986 (jarositt til fjellhaller, bygging av spuntvegg i vågen) og 1989 (fjerning av discardsyre).
- å beskrive dagens tilstand i Eitheimsvågen før planlagt anleggsarbeid i 1991.

## 3. FELTARBEID OG METODER

Vannprøver ble innsamlet 14. mars, 28. juni, 29. september og 11. desember 1990 med 5 l Niskin vannhenter fra S/J Mathilde av Nordheimsund.

Prøvene ble tappet på spesialvaskede plastflasker for analyse av kadmium, sink, kopper og bly og glassflasker for analyse av kvikksølv og total nitrogen. Tungmetallene er analysert etter Freonekstraksjon og atomabsorpsjon (ufiltrert) (Danielsson et al., 1982). Kvikksølv er analysert etter salpeteroppløsning ved kalddampmetode og gullfelle (ufiltrert) (Bloom og Crecelius, 1983). Total nitrogen ble analysert med autoanalyser.

På stasjonen i havnebassenget ble det også tatt oksygenprøver (Winkler-titrering), og saltholdighet ble målt på et utvalg av prøver. Stasjonsplassering er vist på fig 1.

Foruten dette måleprogrammet har Norzink kjørt et eget måleprogram for sink og kadmium i perioden april - november (10 tokt) i havnebassenget, Eitheimsvågen og ved Lindeneset. Prøvetaking og analyser er gjort i henhold til Norzinks egne rutiner og omfatter kun overflateprøver.

Innsamling av tang og blåskjell til analyse på innhold av miljøgifter (primært metaller) har i 1990 foregått i 3 omganger:

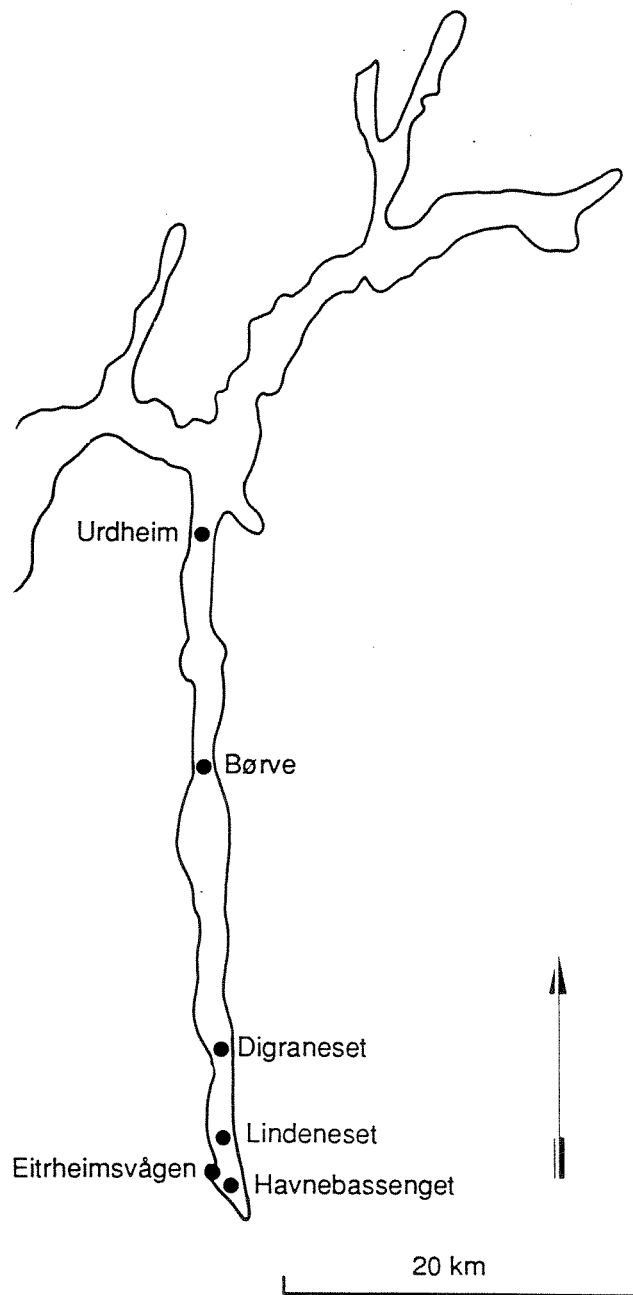
28 - 29/6: Blåskjell og blæretang/grisetang fra stasjonene B1, B2, B3, B4, B6 og B7 (kfr. stasjonsoversikt i tabell 2 og stasjonskart fig. 2).

26/9: Blåskjell og tang fra stasjonene B1, B2, B3, B4, B6, B7, B10, B13 og B14.

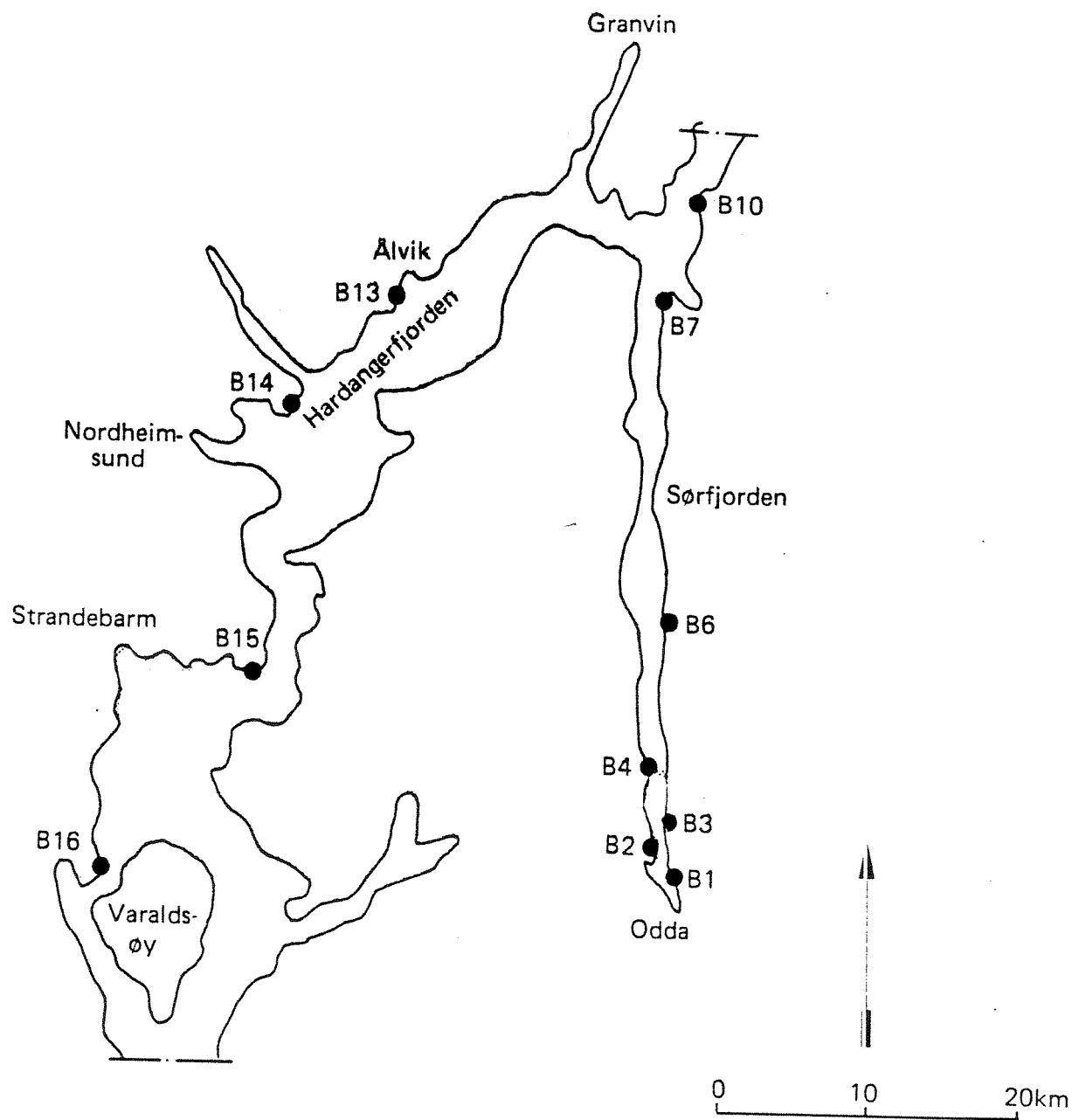
30/10 - 1/11: Blåskjell og tang fra JMG-stasjonene tilsvarende st. B2, B6, B7, B13 og B15, samt grisetang fra st. B16 (JMG = Joint Monitoring Group under Oslo- og Pariskommisjonen).

I tillegg til PCB og andre persistente klororganiske forbindelser i blåskjell, omfatter JMG-programmet 1990 individuelle analyser av PCB, etc. i 25 torsk fra indre Sørfjorden, (JMG-st.. 53, størrelse 460 - 1315 g, 34 - 48 cm, innsamlet 14 - 23/10-90).

Prøvetakingen 28 - 29/6 tilsiktet om mulig å etterspore effekten av de store overløpsutslipp vinteren 1989 - 1990, mens innsamlingen 26/9 var innen rammen av det ordinære statlige overvåkingsprogram.



Figur 1. Innsamling av vannprøver (●), 1990.



**Figur 2.** Innsamling av tang og blåskjell, 1990.

**Tabell 2.** Innsamlingssteder for blåskjell og tang i Sjørfjorden og Hardangerfjorden 1990, med angivelse av adkomst og ca. avstand fra Odda (km).

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 sementblanderer (?) 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 såvidt 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 Sjørfjord-stasjoner vært vanskelig å finne skjell over 4 cm, slik at størrelsesintervallet er 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. (Ved sammenligninger og beregninger av middelverdier av skjellenes metallinnhold, benyttes i denne rapport data fra størrelseskategori 4 - 5 cm innen JMG-programmet).

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. I forbindelse med toktet i juni var det av interesse å se om vinterens ekstraordinære belastning hadde slått forskjellig ut på vev av ulik alder hos grisetang. Det ble derfor samlet inn parallelle blandprøver av skuddspisser kuttet like under 1. blære ovenfra og resten av skuddet til like under 2. blære.

Metallanalysene er foretatt etter oppslutning ved 120°C i konsentrert salpetersyre og fortynning med destillert og avionisert vann (Norsk Standard 4780, 1. utg. juni 1988). Sink er bestemt med atomabsorpsjon i flamme (NS 4770, NS 4773, 1. utg. mai 1980), mens kadmium, bly, kobber, mangan, krom, nikkel, jern, kobolt og vanadium er bestemt ved flammeløs atomabsorpsjon (grafittovn) i henhold til Norsk Standard 4780 og NS 4781, 1. utg. juni 1988). Kvikksølv er bestemt ved kalddampeteknikk (NS 4768, 1. utg. februar 1989) etter reduksjon til metallisk Hg og oppkonsentrering på gullfelle.

Biologiske prøver til bestemmelse av klorerte forbindelser ble ekstrahert med syklohexan og isopropanol og deretter behandlet med svovelsyre og alkoholisk lut. Tetraklor-naftalen og okta-klor-naftalen ble tilsatt som indre standarder i fiskelever-prøvene, og ved analyse på GC/ECD ble 8 PCB kongener bestemt. Arochlor 1254 brukes som ekstern standard for kvantifisering av "sum PCB" ved analyse på GC.

## 4. RESULTATER OG DISKUSJON

Analyseresultatene befinner seg i vedlegg bakerst i rapporten.

### 4.1. Metaller i vann

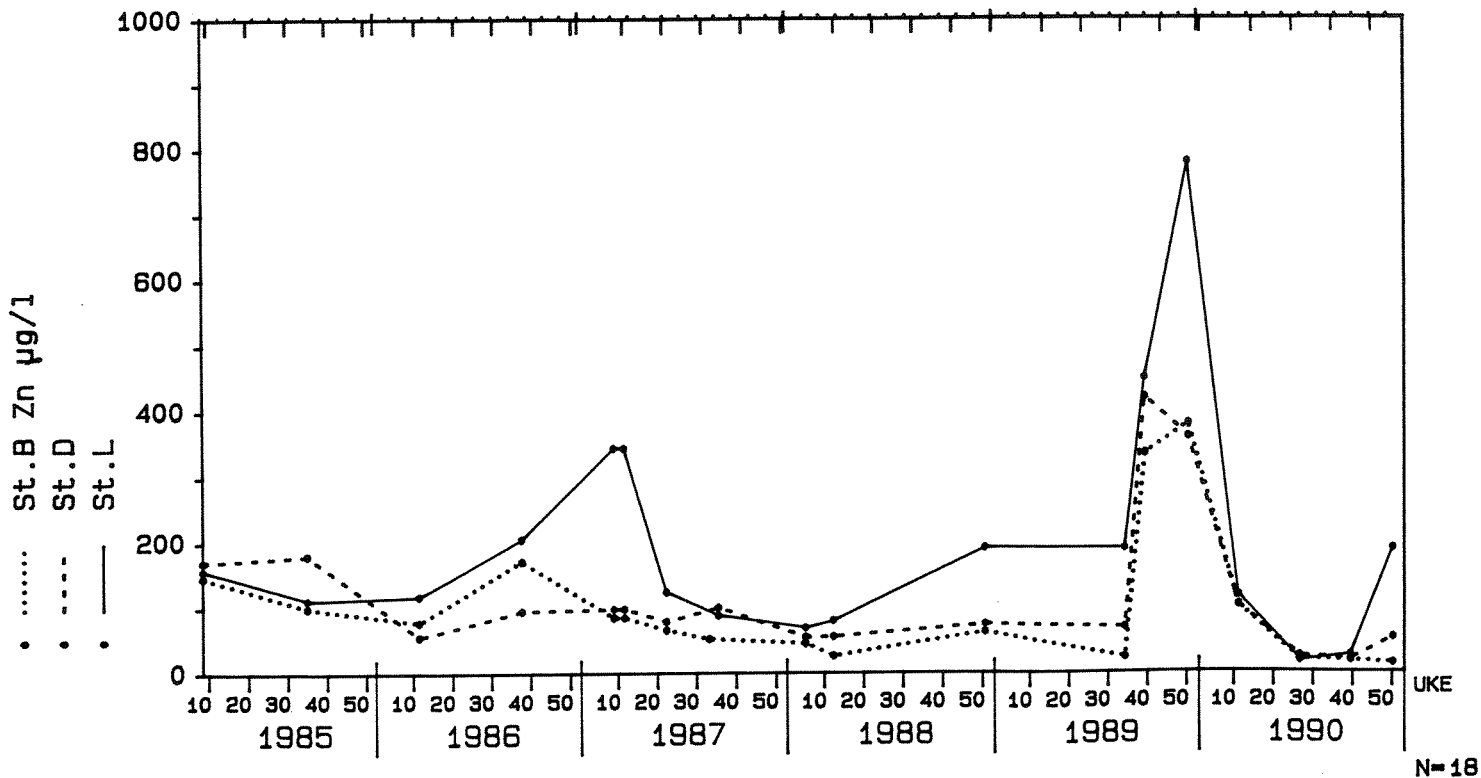
---

*Det er fortsatt høye og variable nivåer av tungmetaller i overflatevann i Sørfjorden, Dette kan tilskrives tilførsler fra Eitrheimsvågen. Kvikksølv tilføres Odda havnebasseng både fra Eitrheimsvågen og fra en annen kilde på dypt vann (trolig pga. utslipp av kvikksølvholdig gips).*

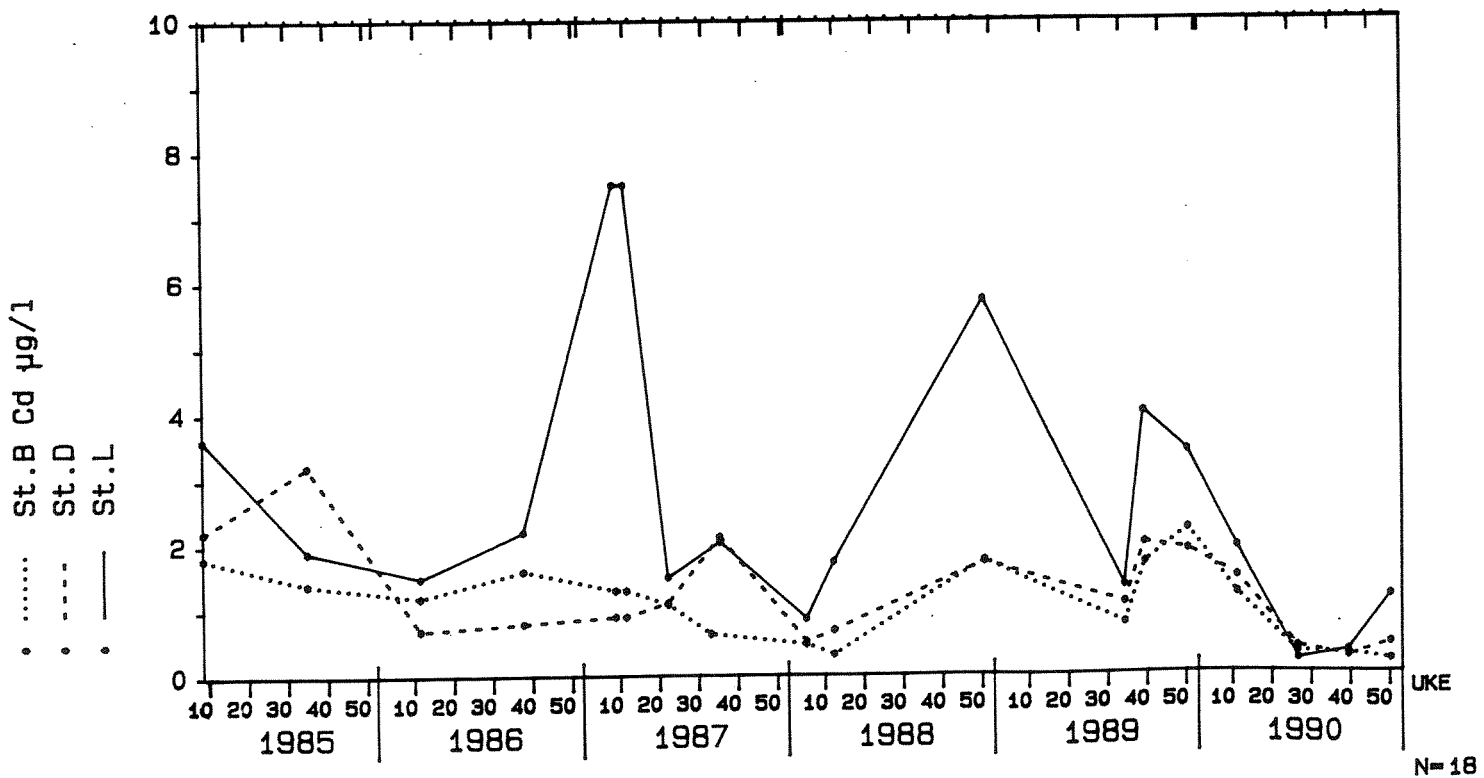
---

For å kunne vurdere utviklingen av metallkonsentrasjoner i løpet av de siste 5 år, er resultater for perioden 1985 - 1990 fremstilt i fig. 3 - 5. Dette gjør det mulig å sammenligne forholdene før jarosittutslippet opphørte og utviklingen i årene etter på stasjonene Lindeneset, Digraneset og Børve.

Fig. 3 viser konsentrasjonene av sink i overflatevannet fra Sørfjorden i perioden 1985 - 1990. Det fremgår at konsentrasjonene har variert svært mye, selv etter 1986. Forurensningen vinteren 1989 - 90 fremgår tydelig som et maksimum. I mars 1990 ble det målt 116  $\mu\text{g/l}$  Zn ved Urdheim, mens konsentrasjonen i Eitrheimsvågen på dette tidspunkt var 558  $\mu\text{g/l}$ . I midten av desember året før, var konsentrasjonen av sink i overflatevannet ved Urdheim 364  $\mu\text{g/l}$  og i Eitrheimsvågen nesten 5000  $\mu\text{g/l}$  (Skei et al., 1990). Det tyder på at den ekstraordinære forurensningen fra vågen var på retur i mars 1990. Men det fremgår også av figur 3 at det skjedde en økning igjen i sinkkonsentrasjonene i desember 1990, ihvertfall ved Lindeneset og Digraneset. Årsaken var en økning i forurensningen av Eitrheimsvågen i desember, selv om den på langt nær var så kraftig som året før.



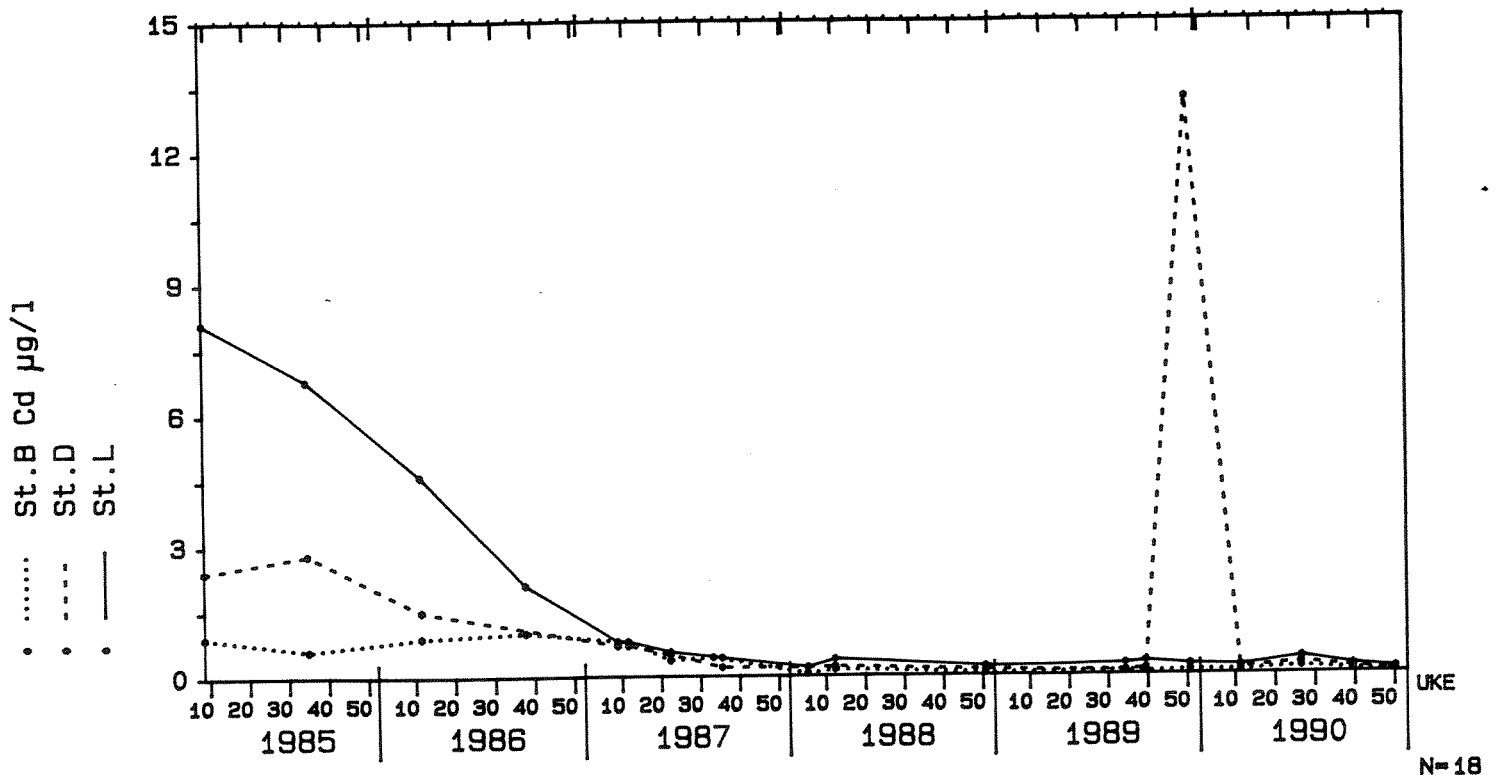
Figur 3. Sink ( $\mu\text{g/l}$ ) i overflatevann på stasjonene Lindeneset (L), Digraneset (D) og Børve (B) i perioden 1985 - 1990.



Figur 4. Kadmium ( $\mu\text{g/l}$ ) i overflatevann på stasjonene Lindeneset (L), Digraneset (D) og Børve (B) i perioden 1985 - 1990.

Utviklingen for kadmium i overflatevannet i Sørfjorden i samme femårsperiode er vist på fig. 4. Også her er det store svingninger, spesielt ved Lindeneset. Det generelle bildet viser en viss nedgang i løpet av perioden, men fortsatt er det en betydelig kadmiumforurensning. At overflatevannet viser så store svingninger, må skyldes at tilførslene fra Eitrheimsvågen varierer over året og fra år til år. Generelt har nivåene vært høyest om vinteren. Dette kan henge sammen med nedbørsforhold og forurensning fra industriavfall som ligger på land i Eitrheimsvågen, selv om det har vært vanskelig å finne en direkte sammenheng med nedbør (Skei et al., 1990).

På 40 m dyp for de samme stasjonene for kadmium er situasjonen en annen (fig. 5). Her har konsentrasjonene vært stabile siden 1988, men konsentrasjonen er fortsatt forhøyet i forhold til uforurenset fjordvann. Ved Digraneset ble det i 1990 målt 70 - 110 ng/l kadmium i 40 m dyp, mens normalnivået varierer mellom 20 og 30 ng/l. Kadmiummaksium ved Digraneset i desember 1989 på 1340  $\mu\text{g/l}$  (fig. 5) er noe tvilsom (Skei et al., 1990). Ved 40 m dyp ved Lindeneset varierte konsentrasjonen av kadmium mellom 110 og 380 ng/l i 1990. Dette er likevel lavt i forhold til nivåene som ble målt før 1987, og nedgangen må utvilsomt skyldes fjerningen av jarositt-utslippet.



Figur 5. Kadmium ( $\mu\text{g/l}$ ) i vann fra 40 m dyp på stasjonene ved Lindeneset (L), Digraneset (D) og Børve(B) i perioden 1985 - 1990.

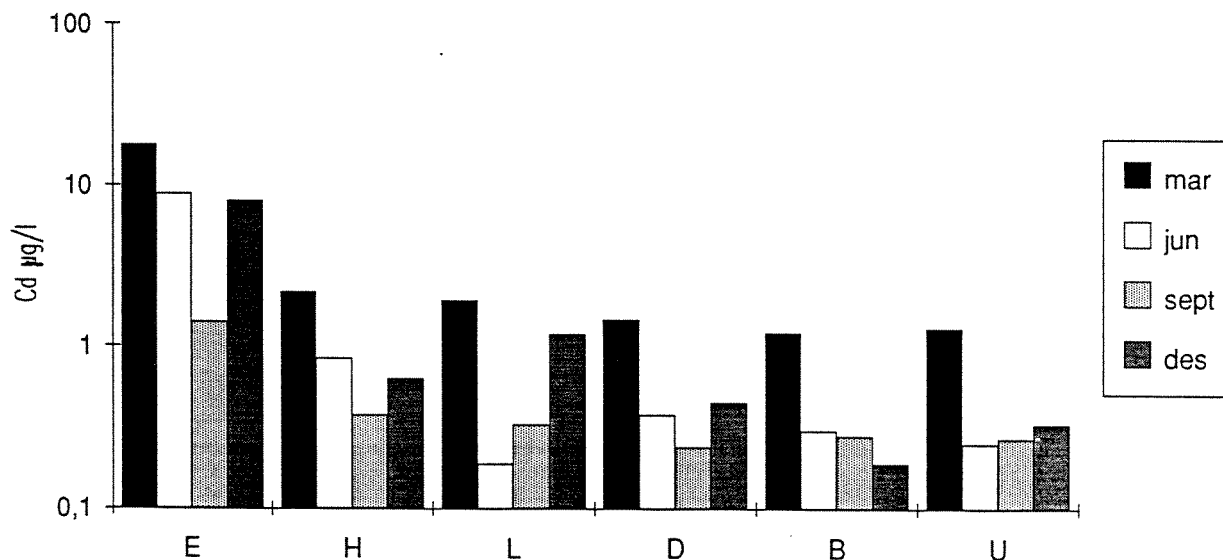


Den sesongmessige variasjonen av tungmetaller i overflatevann fra Sørfjorden i 1990 viste at konsentrasjonene stort sett avtok fra mars til september for deretter å stige ganske kraftig i desember. Dette er demonstrert for kadmium på fig. 6. Denne økningen i desember er tydeligst for de innerste tre stasjonene og gjelder stort sett alle metallene. Data tyder på at det er økt tilførsel fra Eitheimsvågen som er årsaken.

Nivåene av tungmetaller i overflatevann fra Oddas havnebasseng i 1990 (årgjennomsnitt) kan sammenlignes med vannkvalitetskriterier (Knutzen og Skei, 1990).

Kopper:	0.9 µg/l	(kl. 3, markert forurenset)
Bly:	1.4 "	(kl. 4, sterkt forurenset)
Kadmium:	1.0 "	(kl. 4, sterkt forurenset)
Sink:	66 "	(kl. 4, sterkt forurenset)
Kvikksølv:	15.9 ng/l	(kl. 3, markert forurenset)

## Sørfjorden 1990



**Figur 6.** Kadmium ( $\mu\text{g/l}$ ) i overflatevann fra Sørfjorden (E = Eitrheimsvågen, H = Havnebassenget, L = Lindeneset, B = Børve, U = Urdheim). (NB! Logaritmisk skala).

I relasjon til foreslåtte vannkvalitetskriterier er overflatevannet i havnebassenget fra markert til sterkt forurensset i 1990. I forhold til bakgrunnsnivåer i sjøvann, er konsentrasjonsfaktorene for sink, kadmium og kvikksølv henholdsvis  $\approx 60$ ,  $\approx 50$  og  $\approx 8$ , basert på gjennomsnittskonsentrasjoner over året. Ved munningen av Sørfjorden ble følgende konsentrasjonsfaktorer målt for de samme metallene:  $\approx 40$ ,  $\approx 25$  og  $\approx 2$ . Det er således en betydelig overflateforurensning i Sørfjorden fortsatt og som kan forklares med de høye nivåene i Eitrheimsvågen. Målinger som Norzink har gjort, viser at mesteparten av metallene foreligger i løst form i vågen. Fra september til desember i 1990 økte konsentrasjonen av kvikksølv fra 19 ng/l til 264 ng/l, men mengden suspendert materiale var den samme.

Kvikksølvforurensningen fra Eitrheimsvågen er betydelig. Både i juni og desember ble det målt konsentrasjoner på over 250 ng/l eller over 125 ganger normalnivået. I havnebassenget ble det i 1990 som tidligere registrert forhøyede nivåer mot bunnen uten at mengde partikulært materiale økte. Det er grunn til å tro at kvikksølvet her enten stammer fra sedimentene, fra dypvannsutslippet fra aluminiumfluoridfabrikken til Norzink (kvikksølvholdig gipsavfall) eller eventuelt fra utslippet fra Odda Smelteverk (se tabell 1). Det tyder derfor på at det minst er to kilder for kvikksølv, hvor den ene påvirker overflatelaget (Eitrheimsvågen) og den andre dypvannet i havnebassenget. En tilsvarende økning av de andre metallene i dypvannet kan ikke registreres, noe som usannsynliggjør sedimentene som hovedkilde.

Konsentrasjonene av bly er også høye og variable i overflatevannet. Det er et større samsvar i variasjonene mellom kvikksølv og bly enn mellom sink og bly i Eitrheimsvågen.

Prøver tatt på 200 m dyp ved Digraneset, Børve og Urdheim viser følgende variasjoner i 1990:

	Hg, ng/l	Pb, $\mu\text{g/l}$	Cu, $\mu\text{g/l}$	Zn, $\mu\text{g/l}$	Cd, $\mu\text{g/l}$
Digraneset	<2 - 4.5	0.1 - 0.2	0.2 - 0.3	7.2 - 11.7	0.08 - 0.11
Børve	< 2	< 0.1 - 0.1	0.2 - 0.3	4.5 - 8.1	0.05 - 0.08
Urdheim	< 2	< 0.1	0.2	3.6 - 5.4	0.04 - 0.05

Selv på 200 m dyp er det klare avstandsgradienter fra Digraneset til Urdheim, selv om nivåene ikke er så langt fra normale.

## 4.2. Suspendert materiale (TSM)

---

*Mengde partikulært materiale i sjøvann fra Sør fjorden varierte stort sett mellom 0.5 og 1.0 mg/l i 1990. Unntak var juni med stor snøsmelting og mye breslam. Partikler spiller en underordnet rolle ved transport av tungmetaller i fjorden på grunn av lav partikkel-konsentrasjon.*

---

Mengde partikulært materiale i vannmassen ble ikke målt i 1989, men dertimot i 1987 og 1988. Den gang ble det stort sett målt verdier mellom 0.2 og 0.5 mg/l suspendert stoff (Skei et al., 1989).

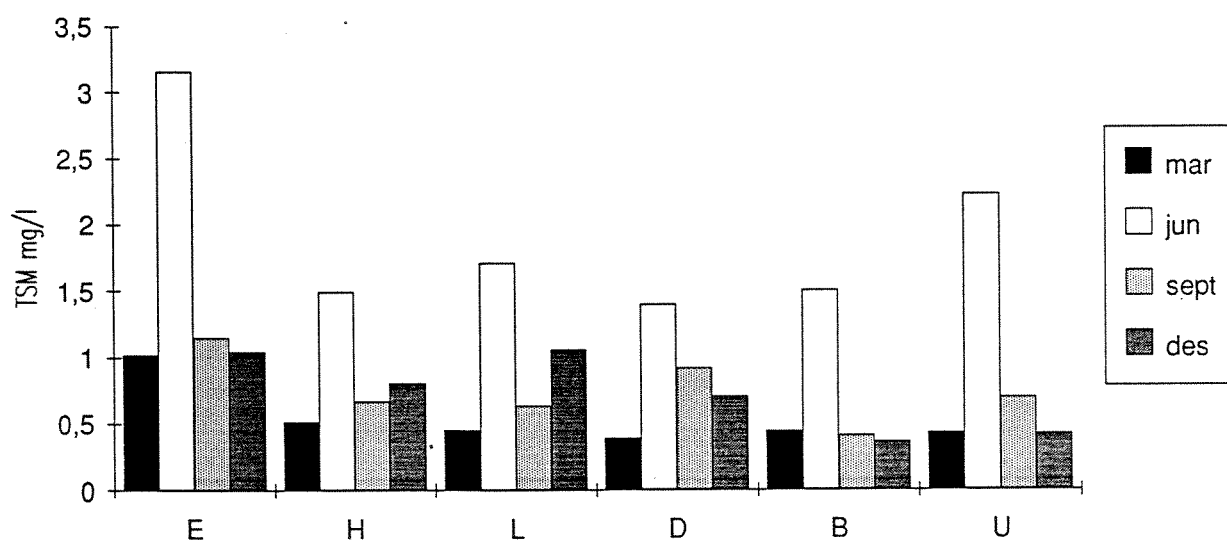
Konsentrasjonen av partikulært materiale i overflatevann i Sør fjorden i 1990 på de ulike stasjonene er vist på fig. 7. Her fremgår at det var noe høyere konsentrasjoner på de innerste stasjonene, men at forskjellene var små. Stort sett varierte konsentrasjonene mellom 0.5 og 1.0 mg/l, med unntak av resultater fra juni. Da ble det målt konsentrasjoner mellom 1.5 og 3.0 mg/l som følge av stor ferskvannstilførsel og sedimenttransport i elvene. Mens saltholdigheten i overflatevannet i havnebassenget i juni 1990 var 5.7 o/oo, varierte den mellom 22 og 29 o/oo ved de andre toktene. Selv ved munningen av Sør fjorden (Urdheim) ble det registrert en saltholdighet i overflaten på 9.3 o/oo i juni, noe som tyder på at det var en meget kraftig sjiktning i Sør fjorden i juni og lite blanding mellom brakkvannslaget og underliggende sjøvann. Det medførte blant annet at konsentrasjonen av tungmetaller i overflatevannet nesten ikke endret seg mellom Digraneset og Urdheim i juni på grunn av liten fortykning med underliggende sjøvann..

Generelt er nivået av partikulært materiale i vannmassene i Sør fjorden lavt. Det skyldes at breslam som tilføres Sandvevann ved Odda sedimenterer der og fraktes ikke med Opo til Sør fjorden. Dette betyr også at partikler spiller en underordnet rolle i transporten av tungmetaller.

Konsentrasjonen av partikulært materiale i de dypere vannlag i Sør fjorden varierte i 1990 mellom 0.1 og 0.5 mg/l. Dette er omtrent det samme som måles i Skagerrak og Nordsjøen.

Det ble heller ikke registrert noen økning i partikkelkonsentrasjonen i dypvannet i havnebassenget som kunne indikere oppvirvling av sedimenter. Konsentrasjonene her var like lave som konsentrasjonene ved 200 m dyp i ytre deler av fjorden.

### Sørfjorden 1990



Figur 7. Mengde partikulært materiale i overflatevannet i Sørfjorden, 1990.

### 4.3. Nitrogen og oksygen i vann

---

*Overkonsentrasjoner av nitrogen i indre deler av Sørfjorden skyldes utslipp fra Odda Smelteverk. De høyeste nivåene ble målt i vanddyb større enn 20 m. Det er lite som tyder på at utslippet påvirker det produktive overflatelaget. Dypvannet i havnebassenget har periodevis oksygenproblemer.*

---

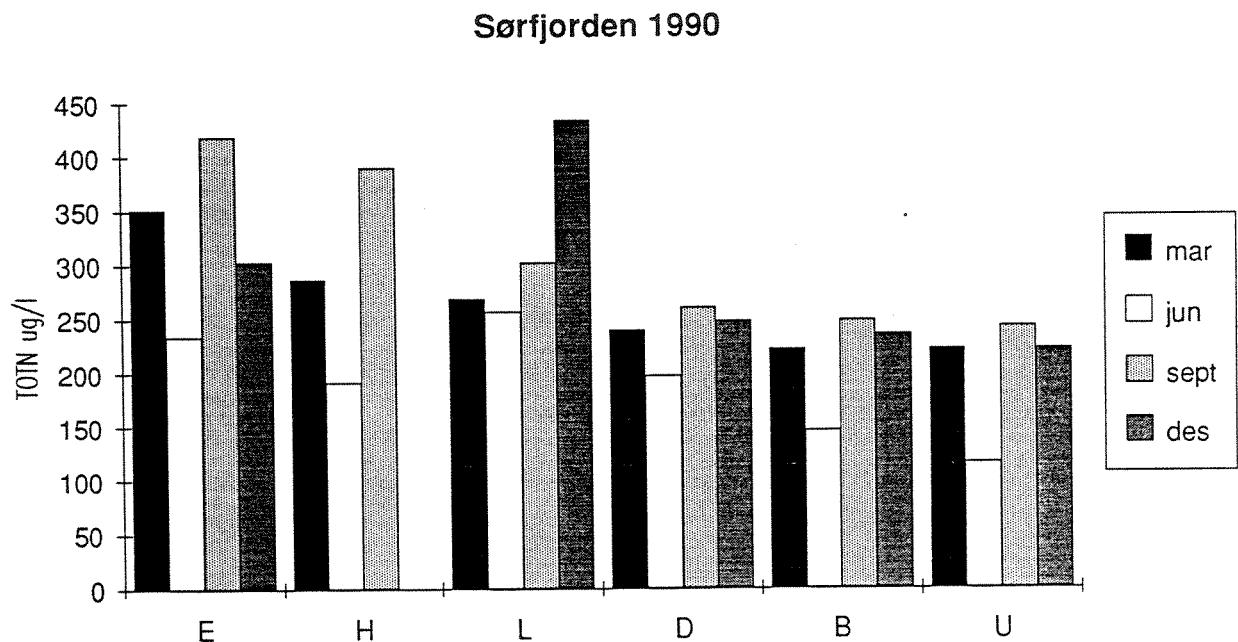
Årsaken til at nitrogen overvåkes i Sørfjorden er det store utslippet av nitrogen-forbindelser i havnebassenget fra Odda Smelteverk. I 1987 var utslippet fra bedriften 758 tonn nitrogen, eller ca. 75% av totaltilførselen av nitrogen til Sørfjorden (Skei og Molvær, 1989). Avløpsvannet slippes ut på 20 m dyp og vil således i hovedsak påvirke vannmassen mellom 20 m og bunnen. Imidlertid vil nitrogenet først ha noen større biologisk betydning om det påvirker det produktive overflatelaget. I 1990 var utslippet redusert til ca. 300 tonn nitrogen.

Data fra havnebassenget viser svært høye konsentrasjoner av total nitrogen i 20 og 40 m dyp (maks. 1750  $\mu\text{g/l}$ ). Også ved Lindeneset ble det målt høye konsentrasjoner av nitrogen. Avløpsvannet fra Odda Smelteverk kunne også klart spores ved Digraneset og trolig også ved Børve ved 40 m dyp. Ved Urdheim var det små vertikale forskjeller av nitrogen.

Hvis vi sammenligner med data fra 1989, viser konsentrasjonene av nitrogen i vannet fra Sørfjorden noe lavere nivåer i 1990. Opplysninger om utslipp fra Odda Smelteverk viser at det var en betydelig reduksjon i nitrogenutslippene fra 1989 til 1990.

Fig. 8 viser nivået av nitrogen i overflatevannet i Sørfjorden i 1990. Nivåene varierte mellom 250 og 450  $\mu\text{g/l}$ . Nivåene var noe høyere på de innerste stasjonene i Sørfjorden. Her ble det også observert større årstidsvariasjoner enn lenger ute (fig. 8).

Oksygenmålingene begrenser seg til Oddas havnebasseng. I 1989 ble det målt en minimumskonsentrasjon på 1.66 ml/l oksygen nær bunnen i havnebassenget i august. Laveste konsentrasjon målt i 1990 var 2.06 ml/l i september. Det er spesielt sensommeren og høsten at oksygennivåene i bassengvannet når kritiske nivåer. Dette må i hovedsak skyldes dårlig vannutskiftning om sommeren. Mellom september og desember økte oksygeninnholdet i dypvannet, trolig som følge av dypvannsutskiftning. Dårlige oksygenforhold i dypvannet i havnebassenget skyldes åpenbart en organisk belastning som er for stor i forhold til vannutskiftningen. Den organiske belastningen forårsakes av urensset kloakk og utslipp av oksygenforbrukende stoffer fra Odda Smelteverk.



**Figur 8.** Total nitrogen i overflatevann i Sørfjorden, 1990.

## 4.4. Miljøgifter i organismer

---

*Metallforurensningen i blåskjell og tang var i hovedtrekkene som tidligere registrert, med sporbare overkonsentrasjoner mer enn 100 km fra kildene. I torskelever er det registrert sterkt varierende, men i gjennomsnitt moderat PCB-belastning, mens det var markert overkonsentrasjon av DDE (nedbrytningsprodukt av DDT). Blåskjell fra en stasjon nær fruktarealer hadde særlig høyt DDE-innhold.*

---

Rådata fra disse analyser finnes i vedleggstabellene A1 - A3 (metaller i blåskjell), A4 - A5 (metaller i tang) og A6 (klororganiske forbindelser i blåskjell). I vedleggstabellene er metallinnholdet i blåskjell gjengitt på friskvekts-basis, mens det i figurene nedenfor er benyttet tørrvektsbasis for å utligne forskjeller som skyldes noe varierende vanninnhold.

Fremstillingen som følger tar i hovedsaken sikte på å:

- karakterisere tilstanden (overkonsentrasjoner, avstandsgradienter 1990)
- beskrive utviklingen det siste 10-året
- belyse variasjonen i organismenes metallinnhold på den enkelte stasjon.

(Bemerk at til fremstilling av figurene som viser årlige observasjoner 1981 - 82 og 1987 - 90 er for 1990 benyttet data for prøvene som er innsamlet 26/9 1990 (Statlig program), mens det for sammenligning av midlere konsentrasjon i de to periodene 1981 - 82 og 1987 - 90 også er inkludert data fra 28 - 29/6 og 30/10 - 1/11 1990 (JMG-data).

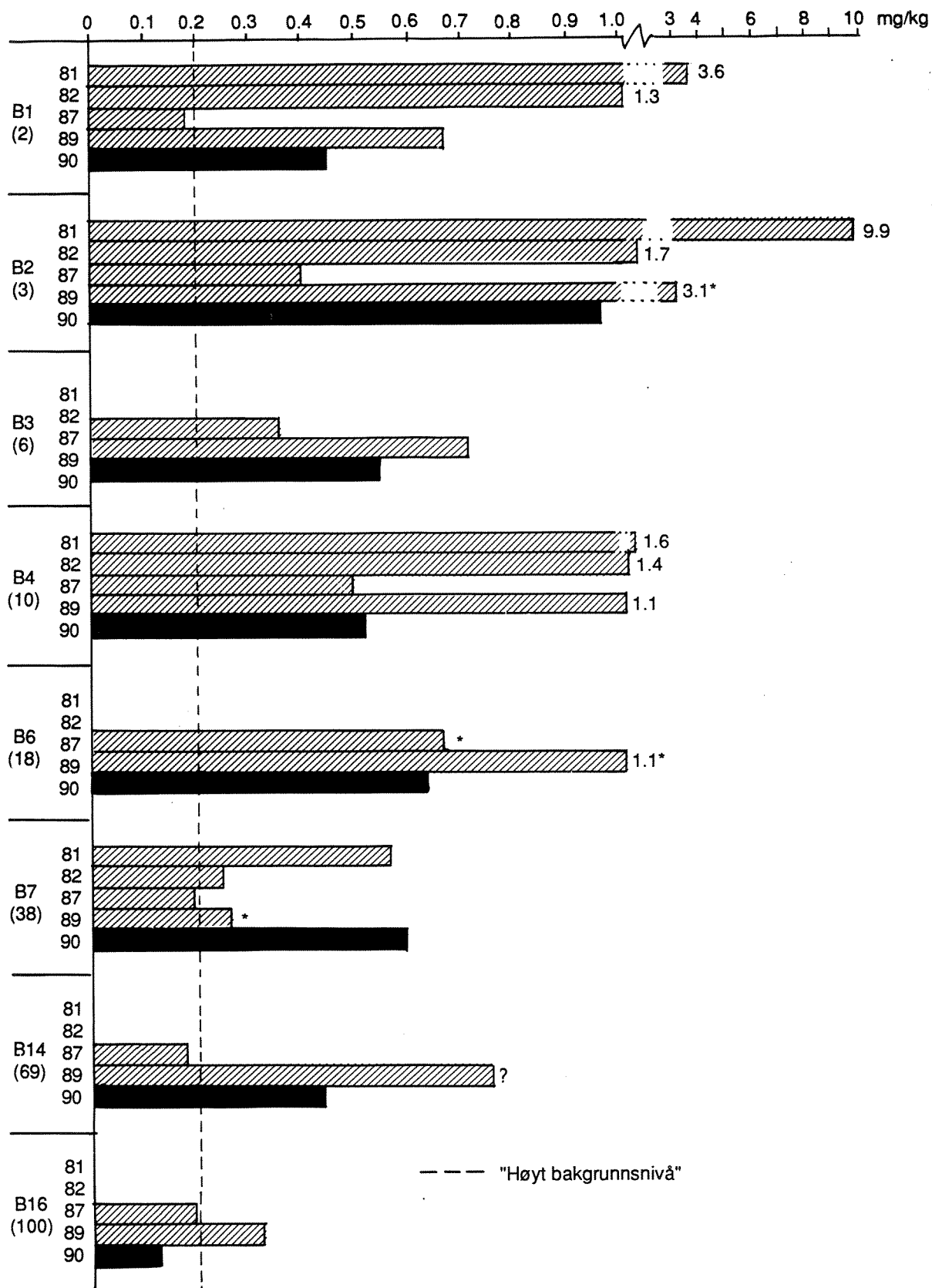
### 4.4.1. Metaller i blåskjell

---

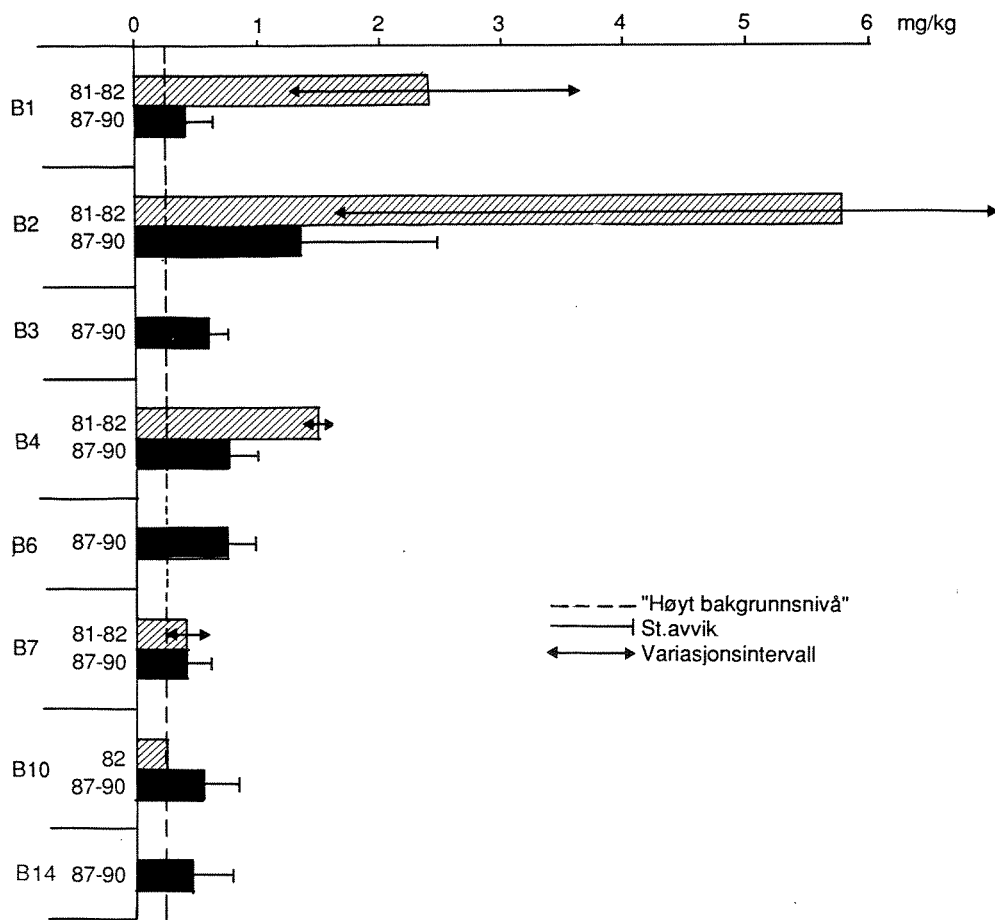
*Analysene viste markerte overkonsentrasjoner - størrelsesorden 2 - 5 ganger for kvikksølv, opp til 20 - 25 ganger for kadmium, 2 - 10 ganger for bly og 1.5 - 5 ganger for sink. For alle disse metallene ble forhøyede verdier sporet langt ut i Hardangerfjorden, mest markert for kadmium. Det er ikke funnet noen forklaring på at de høyeste konsentrasjonene ikke ble funnet nærmest kilden, men på stasjonene i midtre og ytre Sør fjorden.*

---

Skjellenes kvikksølvinnhold viste overkonsentrasjoner (dvs. jevnført med "høyt bakgrunnsnivå", kfr. Knutzen og Skei, 1990) på i størrelsesorden 2 - 5 ganger ut til st. B14, nærmere 70 km fra Odda (fig. 9). Høyest overkonsentrasjoner ble registrert ved Eitrheimsneset (st. B2), men nivået sank bare svakt mot munningen, og det var ingen utpregede avstandsgradienter før utenfor Sør fjorden. Ved st. B16, - 100 km fra utslippet - var skjellenes kvikksølvinnhold tilnærmet normalt (fig. 9). (1990-data i fig. 9 er fra innsamlingen 26/9 - for verdier fra 28 - 29/6 og 30/10 - 1/11, se henholdsvis vedleggstabell A2 og A3).



**Figur 9.** Kvikksølv i blåskjell fra utvalgte stasjoner i Sør fjorden og Hardangerfjorden 1981 - 1990, mg/kg tørrvekt. I parentes under st.nr.: Ca.-avstand i km fra Odda. \*: JMG-data, størrelse 4 - 5 cm. ? markerer tvilsomme verdier. Merk brudd i skala.

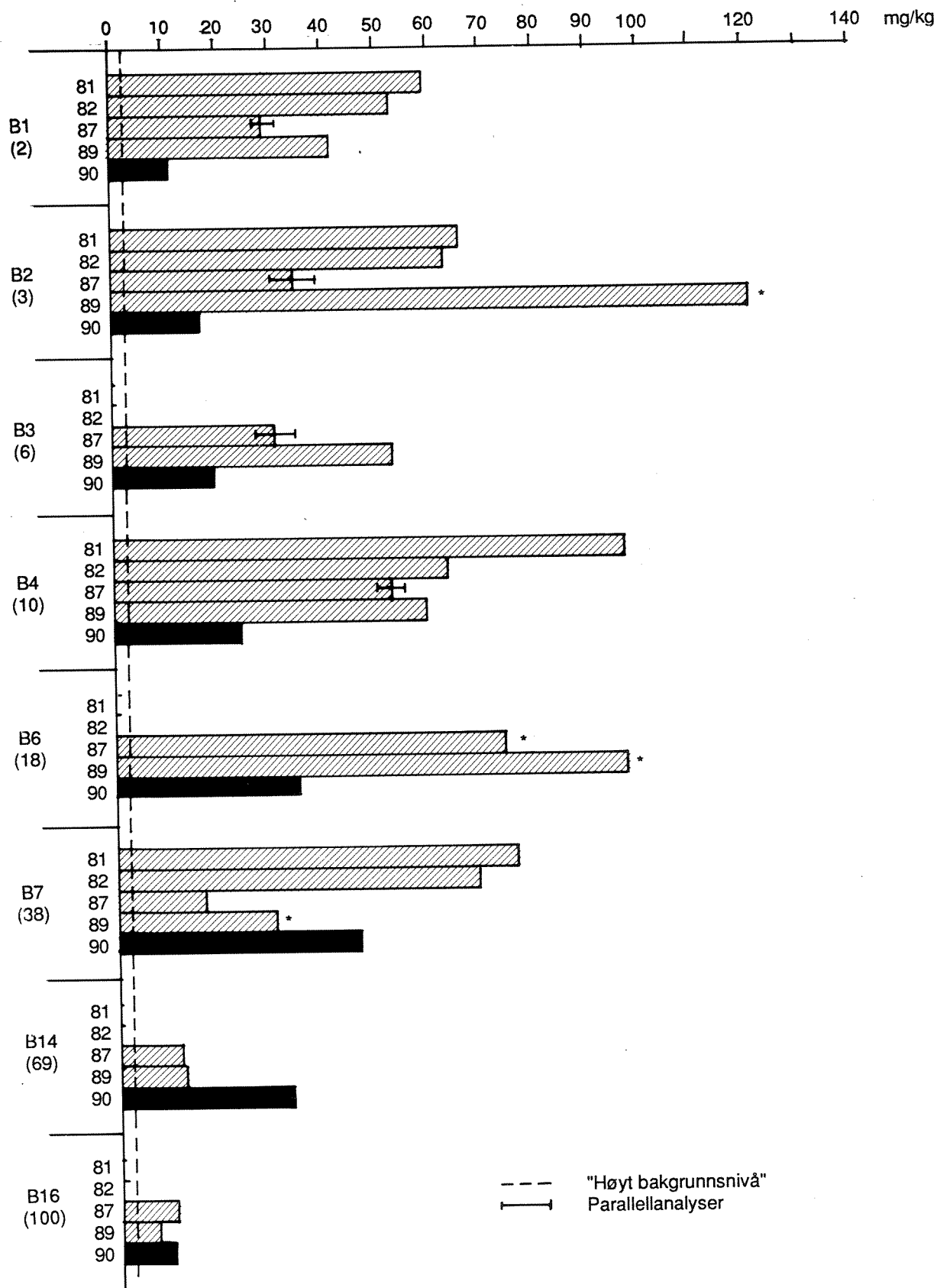


Figur 10. Middelverdier av kvikksølv i blåskjell fra utvalgte stasjoner i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1981 - 1982 og 1987 - 1990, mg/kg tørrvekt. (I middelveriden for 1987 - 1990 er det inkludert JMG-data for 1990).

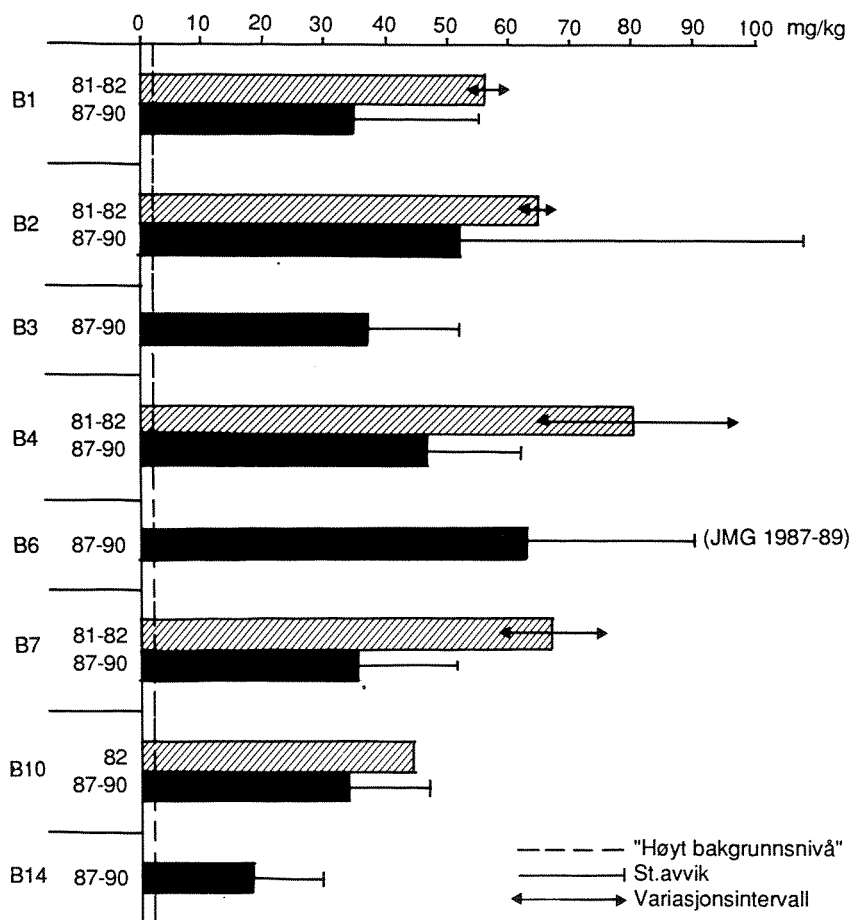


Kadmium viste i 1990 fortsatt betydelig høyere konsentrasjoner enn bakgrunnsnivået, men forekomsten var bemerkelsesverdig ved at innholdet var høyest i skjellene fra stasjonene i midtre og ytre Sørfjorden (fig. 11). Ved st. B7 Krossanes, ble det registrert overkonsentrasjoner på 20 - 25 ganger, og på st. B14 Rykkjaneset, 70 km fra kilden, 15 x "normalverdier". Man må tilbake til 1983 for å finne tilsvarende eller enda høyere konsentrasjoner så langt ut (Julshamn et al., 1985). I likhet med tidligere var kadmiumforurensningen tydelig sporbar i mer enn 100 km avstand (fig. 11).

Middelverdiene av de fåtallige observasjonene antyder også noe nedgang i skjellenes kadmiuminnhold fra 1981 - 1982 til 1987 - 90 i Sørfjorden, men bare i beskjeden og usikker grad og uten praktisk betydning (fig. 12). Det ses av de inntegnede standardavvik på figuren at de omtalte mulige forskjeller langt fra er statistisk signifikante.



Figur 11. Kadmium i blåskjell fra utvalgte stasjoner i Sør fjorden og Hardangerfjorden 1981 - 1990, mg/kg tørrvekt. I parentes under st.nr.: ca. avstand i km fra Odda. \*: JMG-data, størrelse 4 - 5 cm.

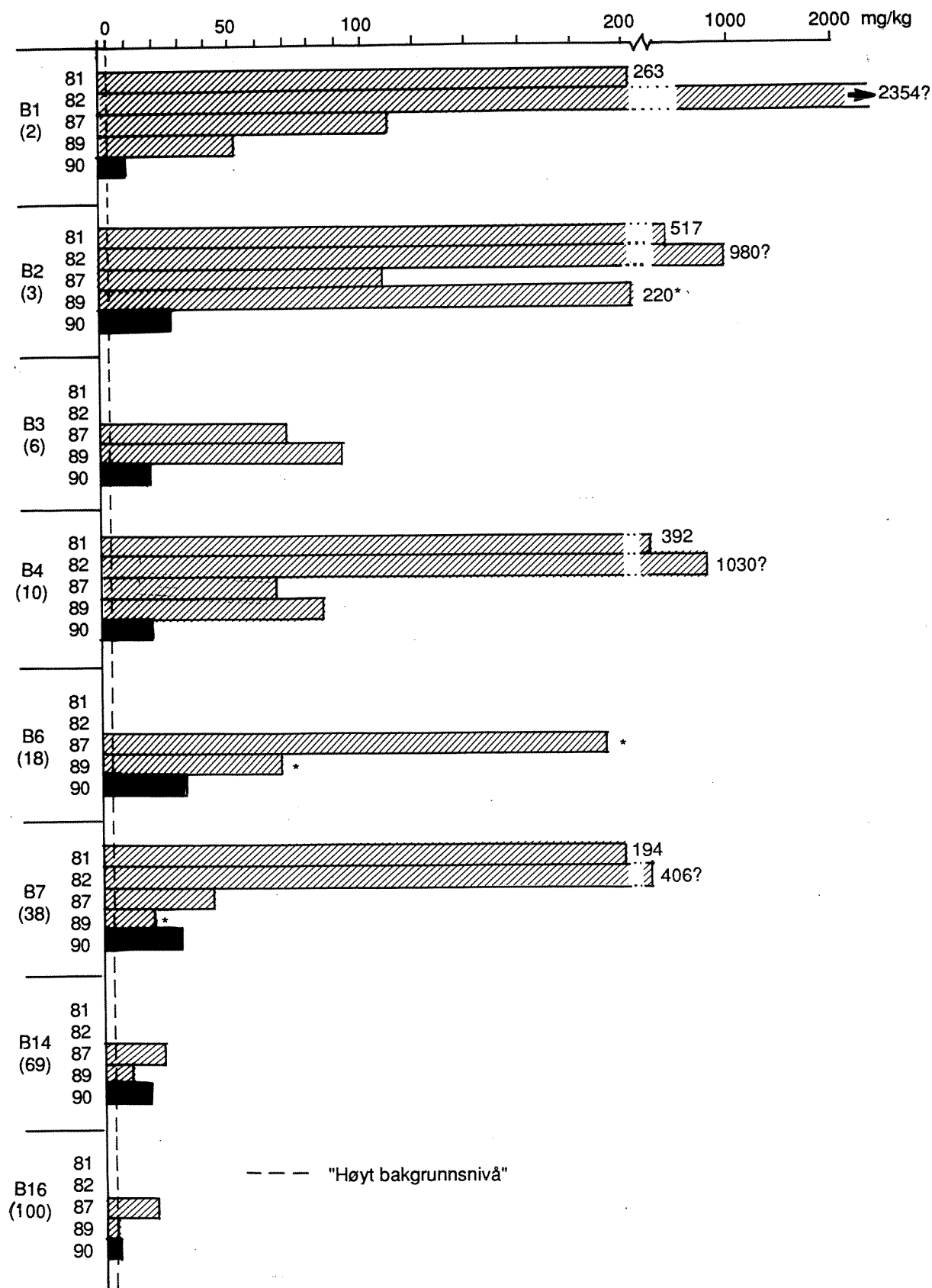


**Figur 12.** Middelerverdier for kadmium i blåskjell fra utvalgte stasjoner i Sør fjorden og Hardangerfjorden 1981 - 82, 1987 - 1990 og 1981 - 1990, mg/kg tørrvekt. (I middelerverdien for 1987 - 1990 er det inkludert JMG-data for 1990).

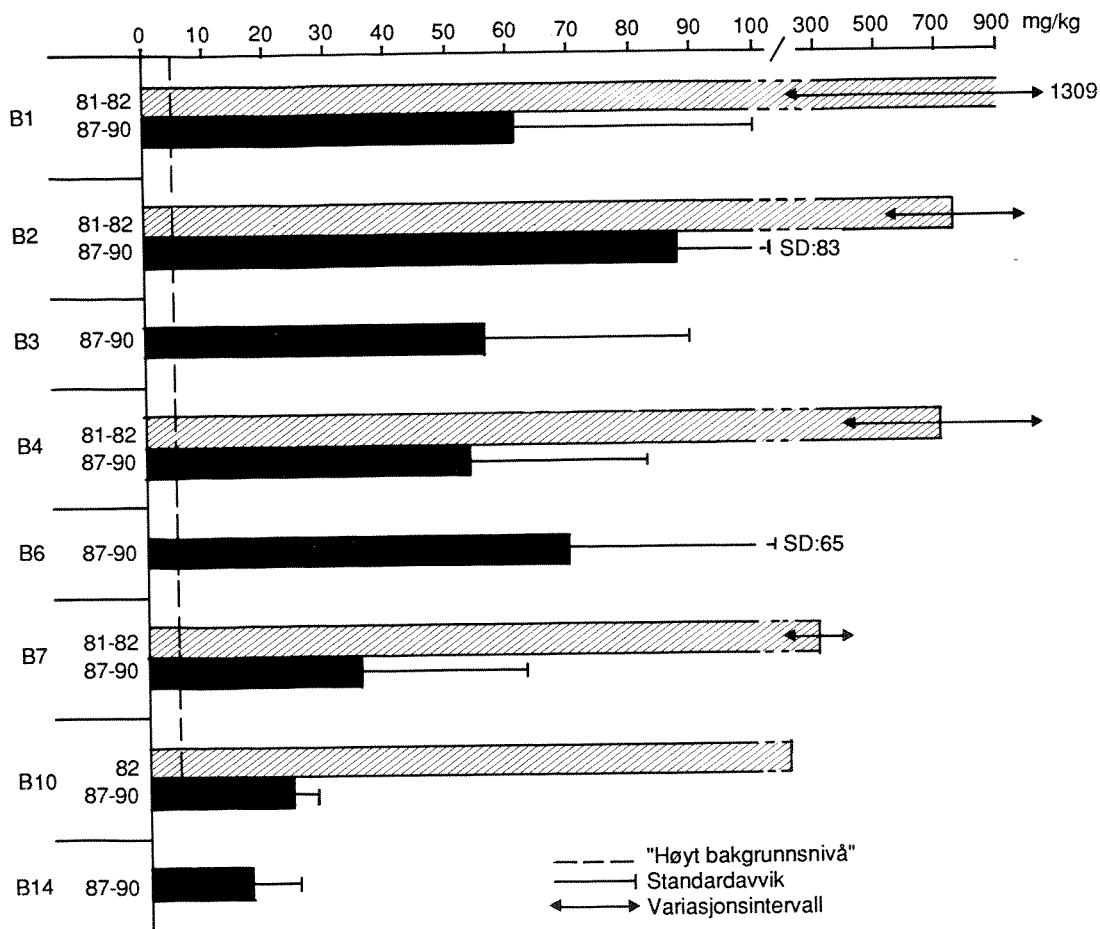
Bly-analysene ga overkonsentrasjoner i størrelsesordenen 2 - 10 ganger jevnført med "høyt bakgrunnsnivå" (kfr. Knutzen og Skei, 1990). Også for dette metallet ble det i september 1990 funnet høyest metallinnhold i skjell samlet midtfjords og i munningen av Sørfjorden, samt like mye i blåskjell fra st. B14 i Hardangerfjorden som på st. B1, Byrkjenes (fig. 13). Tilnærmet "normalt" blyinnhold ble først nådd ved st. B16 (Nærnes inn for Varaldsøy).

De enorme verdiene fra 1981 - 82 var vesentlig høyere enn i 1987 - 90 (fig. 14). For bly dreier det seg derfor etter all sannsynlighet om en reell nedgang i forurensningsbelastningen i løpet av den aktuelle perioden. Det ses også (fig. 13) at med unntak av de ytre stasjonene var blåskjellenes blynivå markert lavere i 1990 enn de umiddelbart foregående år.

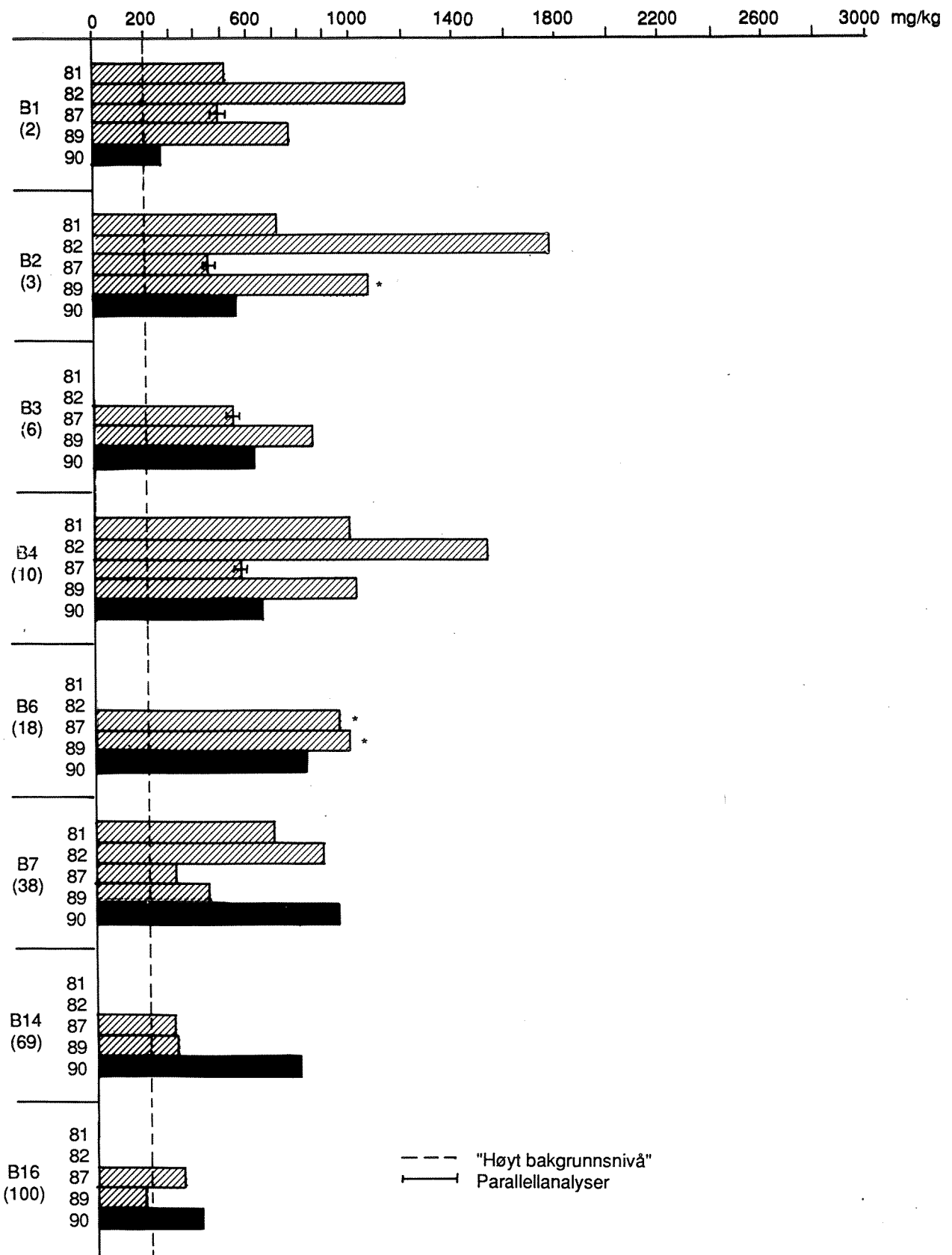
Skjellenes sinkinnhold viste overkonsentrasjoner på ca. 1.5 - 5 ganger, minst innerst ved st. B1, bare moderat ved st. B2, Eitrheimsneset, og jevnt stigende til et maksimum ved Sørfjordens munning (fig. 15) - m.a.o. en tilsvarende forekomst som for kadmium og bly. Selv på ytterste målestasjon ble det registrert ca. 2 ganger bakgrunnsverdien og mer enn i skjell samlet nær Odda (fig. 15).



**Figur 13.** Bly i blåskjell fra utvalgte stasjoner i Sør fjorden og Hardangerfjorden 1981 - 1990, mg/kg tørrvekt. I parentes under st.nr.: ca.avstand i km fra Odda.  
 \*: JMG-data, størrelse 4 - 5 cm. Merk brudd i skala. ? markerer tvilsomme verdier.



**Figur 14.** Middelverdi for bly i blåskjell fra utvalgte stasjoner i Sør fjorden og Hardangerfjorden 1981 - 82 og 1987 - 1990, mg/kg tørrvekt. Merk brudd i skala. I middelverdien for 1987 - 1990 er det inkludert JMG-data for 1990).



**Figur15.** Sink i blåskjell fra utvalgte stasjoner i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1981 - 1990, mg/kg tørrvekt. I parentes under st.nr.: ca. avstand i km fra Odde.  
 \*: JMG-data, størrelse 4 - 5 cm.

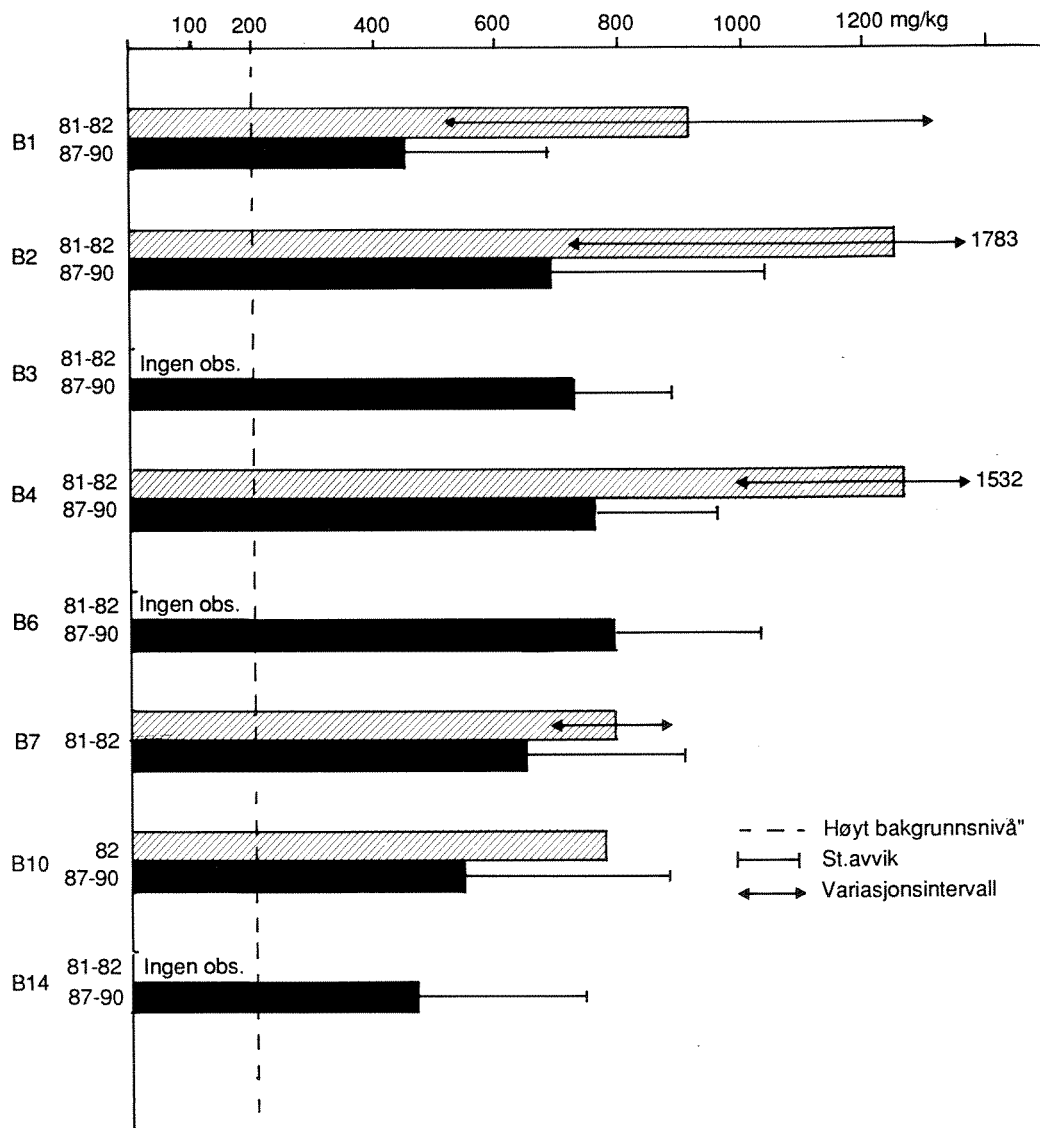
Middelverdiene av sink for årene 1981 - 82 og 1987 - 1990 antyder lavere belastning på slutten av 10-året, men utslagene ses å være statistisk usikre, spesielt på stasjonene B7 og B10, dvs. i fjordmunningen og på nærmeste stasjon i Hardangerfjorden (fig. 16). Det er bemerkelsesverdig at selv for middelverdiene 1987 - 90 (4 - 6 verdier) fremtrer ikke noe redusert sinkinnhold med økende avstand fra utslippene før utenfor Sørfjorden (og svakt selv der).

Variasjonen i skjellenes metallinnhold på de enkelte stasjoner fremgår dels av fig. 9, 11, 13, 15, men mest fullstendig av tabell 3, som også inkluderer de supplerende observasjoner fra juni 1990 og JMG-resultatene fra prøver tatt 30/10 - 1/11-90.

Variasjonene synes til dels å være betydelig, med følgende forhold mellom høyeste og laveste verdi i skjell fra perioden 1987 - 90 (intervall for dette forholdet på alle stasjoner):

Kvikksølv:	≈ 2:1 - 8:1
Kadmium:	≈ 2:1 - 12:1
Bly:	≈ 1.5:1 - 18:1
Sink:	≈ 1.5:1 - 4:1





**Figur 16.** Middelverdier for sink i blåskjell fra utvalgte stasjoner i Sjørfjorden og Hardangerfjorden, 1981 - 82 og 1987 - 90, mg/kg tørrvekt. (I middelverdien for 1987 - 1990 er det inkludert JMG-data for 1990).

**Tabell 3.** Variasjon i innhold av kvikksølv, kadmium, bly og sink i blåskjell fra utvalgte stasjoner i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1981 - 1990, mg/kg tørrvekt. JMG-data (4 - 5 cm) merket \*. I, II og III 1990: Hhv. 26/9 (Statl. prg.), 28 - 29/6 og 30/10 - 1/11 (JMG).

STASJON	ÅR	Hg	Cd	Pb	Zn
B1	1981	3.56	59.6	263	516
	1982	1.29	53.1	2354	1314
	1987	0.18	29.3	110	482
	1988*	0.25	58.2	71	291
	1989	0.67	41.7	52	771
	II 1990	0.45	11.3	11	258
B2	1981	9.88	65.8	517	722
	1982	1.65	63.3	983	1783
	1987	0.40	34.4	108	451
	1989 *	3.15	121.4	220	1069
	I 1990	1.97	76.1	67	1060
	II 1990	0.97	17.0	27	555
	III 1990 *	0.31	10.4	12	300
B3	1987	0.36	31.1	71	539
	1989	0.74	52.9	93	851
	I 1990	0.67	44.4	39	880
	II 1990	0.58	19.1	19	625
B4	1981	1.57	96.7	391	993
	1982	1.43	63.8	1030	1532
	1987	0.50	52.4	67	563
	1989	1.12	58.8	86	1019
	I 1990	0.75	51.9	40	800
	II 1990	0.52	23.7	20	649
B6	1987*	0.67	74.5	194	970
	1988*	0.37	55.4	23	425
	1989*	1.06	96.9	69	992
	I 1990	0.95	65.8	68	970
	II 1990	0.64	34.7	33	815
	III 1990*	0.71	50.2	25	572
B7	1981	0.57	76.0	194	692
	1982	0.25	58.4	406	886
	1987	0.20	16.0	31	355
	1988*	0.25	44.1	88	457
	1989*	0.27	29.9	18	441
	I 1990	0.32	19.0	15	670
	II 1990	0.60	45.7	28	939
	III 1990*	0.71	55.2	29	1000
B10	1982	0.22	44.0	222	774
	1987	0.26	21.6	19	230
	1989	0.79	32.3	26	484
	II 1990	0.58	47.9	23	909
B14	1987	0.18	11.6	23	307
	1989	0.76	11.9	10	315
	II 1990	0.44	32.4	17	789

Unntatt for sink har variasjonen vært størst på st. B2, Eitrheimsneset, dvs. nærmest hovedkilden. (For sink var variasjonen i Eitrheimsskjellene 3.5:1).

Ut fra dette er det åpenbart at man ikke kan vente noe pålitelig uttrykk for variasjonen fra år til år ved bare å basere seg på én blandprøve av skjell i året. Dette skyldes spesielt de store variasjonene i vannets metallinnhold på det enkelte sted, men har også sammenheng med skjellenes akkumuleringsegenskaper; bl.a. evne til å regulere opptaket og dermed forsinket respons og langt fra samme overkonsentrasjoner i skjell som i vann. Forholdet er illustrert ved en del karakteristiske tall i tabell 4. (Overkonsentrasjonene i vann er her anslått på basis av øvre grense for kvalitetsklasse 1 i tabell 11 hos Knutzen og Skei (1990), unntatt for kvikksølv der det er benyttet 2 ng/l siden denne lave konsentrasjonen flere ganger er registrert i Sørfjorden, kfr. kap. 4.1 og Skei et al., 1989, 1990).

**Tabell 4.** Karakteristiske data for metallinnhold i vann og blåskjell fra Eitrheimsneset (st. B2), i Digraneset (st. B4) og Krossanes (st. B7, vannst. Urdheim) 1987 - 1990. Konsentrasjoner i vann angitt i ng/l (Hg) og µg/l (øvrige), i blåskjell i mg/kg tørrvekt.

		Hg	Cd	Pb	Zn	Cu
<b>VANN<sup>1)</sup></b>						
MIDDEL/ST.AVV.	B2	96/110	11.9/7.7	13.3/12.8	1628/1950	4.6/2.6
(N=13/8 <sup>1)</sup> )	B4	4.1/6.0 <sup>3)</sup>	1.12/0.66	1.2/0.9	116/125	0.9/0.6
	B7	3.1/2.5 <sup>2)</sup>	0.82/0.70	0.7/0.8	91/123	0.7/0.2 <sup>2)</sup>
VARIASJON	B2	3.5-275	1.4-26.0	4.0-39.6	194-4960	1.5-7.9
	B4	<2-8.0	0.24-2.12	0.4-3.9	20-420	0.5-2.3
	B7	<2-8.0	0.19-2.56	0.1-3.2	10-364	0.4-1.2 <sup>2)</sup>
GJ.SNT.OVER-KONS.	B2	≈ 50	≈ 240	≈ 260	≈ 3200	≈ 50
(avrundet)	B4	≈ 2	≈ 22	≈ 24	≈ 230	≈ 9
	B7	≈ 1.5	≈ 16	≈ 14	≈ 180	≈ 7
<b>SKJELL<sup>2)</sup></b>						
MIDDEL/ST. AVV	B2	1.36/1.19	51.9/46.5	87/83	687/356	10.6/6.0
	B4	0.72/0.29	46.7/15.7	53/29	758/200	8.4/5.0
	B7	0.39/0.21	35.0/15.8	35/27	644/273	5.6/1.1
GJ.SNT. OVER-KONS.	B2	≈ 7	≈ 26	≈ 17	≈ 3.5	< 1
	B4	≈ 3.5	≈ 23	≈ 11	≈ 4	< 1
	B7	≈ 2	≈ 18	≈ 7	≈ 3	< 1

1) 12 - 13 obs. fra Digranes og Urdheim, 8 fra Eitrheimsvågen.

2) Enkelte ekstremverdier utelatt.

3) Benyttet halve deteksjonsgrensen ved < 2 ng/l.

4) 4 obs. st. B2, B4 og 6 obs fra st. B7.

Av tabell 4 ses at skjellenes metallinnhold på langt nær reflekterer midlere overkonsentrasjoner i Eitrheimsvågen, hvilket er en klar indikasjon på at det enten skjer en regulering av metalloptaket og/eller en effektiv utskillelse. Eksempler på forholdsmessig betraktelig mindre økning i skjells metallinnhold jevnført med i vann, eller sen inntreden av likevektskonsentrasjon konstatert ved registreringer i andre forurensede områder eller ved overflytting av skjell til slike steder finnes hos Simpson, 1979 (Pb, Zn); Koch, 1983 (Cd); Roesijadi et al., 1984 (Hg, Cd, Zn, Cu, Ag); Koch, 1986 (Zn); Koeppe et al. (Hg). Fra disse studier kan konkluderes med at det tar flere uker/måneder

før metning/likevektskonsentrasjon i skjellene kan forventes, og at svingninger som observeres i vannets metallinnhold ofte bare i ufullkommen grad gjenspeiles ved analysen av muslinger (Roesijadi et al., 1984). I motsetning til ovenstående fant Julshamn (1981) hurtig opptak av bly, med oppnådd "likevektskonsentrasjon" bare vel en måned etter overføring av "rene" skjell til Sørfjorden.

Cossa (1988) beregnet på grunnlag av en rekke observasjoner over store deler av verden en relasjon mellom kadmiumkonsentrasjon i blåskjell og vann:

$$\text{mg/kg tørrvekt (blåskjell)} = 0.074 \cdot \text{ng/l} + 0.39.$$

Brukes denne relasjonen på middelkonsentrasjonen av kadmium i overflatelaget ved Urdheim 1987 - 1990 og Eitrheimsvågen 1988 - 1990 (tabell 4), skulle det gi en kadmiumkonsentrasjon i blåskjell på henholdsvis ca. 61 og ca. 880 mg (Cd)/kg tørrvekt. Dette samsvarer noenlunde med middelerdien av konsentrasjonene målt i skjell fra st. B7, Krossanes, men ligger for st. B2, Eitrheimsneset mer enn 10 ganger høyere. Ovenstående observasjoner vitner om en sterk regulering av skjellenes kadmiuminnhold ved særlig høye konsentrasjoner i det omgivende vann - på samme måte som Lobel og medarbeidere har sannsynliggjort for sink (kfr. bl.a. Lobel et al., 1982, Lobel, 1987 og Lobel og Marshall, 1988). Det må tilføyes at observasjonene til dels er motstridende mht. blåskjells kadmiumakkumulerende egenskaper: Fischer (1988) gjengir således en figur som viser proporsjonal økning i skjellenes kadmiuminnhold opp til 100 µg/l, dvs. størrelsesorden 20.000 ganger naturlig innhold. Coleman et al.'s (1986) eksperimenter med kadmium i størrelsesorden 1000 ganger bakgrunnsnivå viste derimot langt fra proporsjonal økning etter 4 uker. I forsøkene til Legezynska og Styczynska-Jurewicz (1986) var heller ikke mer enn en ca. 1/10 av proporsjonal konsentrasjon nådd etter 20 døgn. Vesentlig mindre enn tilsvarende økning i skjell når vannets overkonsentrasjon var i størrelsesordenen 2000 ganger ses også av eksperimentene til Riisgård et al. (1987). Julshamn (1981) fant relativt rask opptak av både bly og kadmium i skjell overført fra rent vann til Sørfjorden (nær metning innen ca. 1 mnd.), mens Widdows et al. (1984) - ved adskillig mindre forskjell i lokalitetenes kadmiumbelastning - fant meget langsom likevektsinnstilling av dette metall ved transplantasjonsforsøk.

Individuelle variasjoner i blåskjells metallinnhold - fratrukket forskjeller som skyldes størrelse eller sesongvariasjoner - kan i seg selv være et vitnesbyrd om evne til å regulere konsentrasjonen av vedkommende metall, men da samtidig at individer er forskjellige mht. denne evne. Lobel et al. (1989) har påvist stor "rest-variabilitet" også for bly og sølv, noe mindre for kadmium og i liten grad for kobber.

At også utskillelsen av metaller krever tid, bidrar til at samsvar mellom resipientvannets og skjellenes metallinnhold bare kan forventes i svært omtrentlig grad når svingningene i vannets metallinnhold er så store som i Sørfjorden. Utskilleleshastigheten for metaller er noe forskjellig, men det kan i hvert fall dreie seg om 1 - 6 mnd. før skjellene når "bakgrunnsnivået" ved overføring fra forurenset til bare diffusert belastede omgivelser.

I feltforsøk observerte Roesijadi et al. (1984) halveringstider for kobber og sølv i størrelsesordenen 1 mnd.; for kvikksølv ca. 6 mnd. og for sink enda lenger. Riisgaard et al. (1987) registrerte i laboratorieforsøk mer enn 3 måneders halveringstid for kadmium; Widdows et al. (1984) enda langsommere likevektsinnstilling til omgivelsenes metallinnhold i felt. Bly synes derimot å skilles ut relativt raskt, med halveringstider på omkring 1 mnd. (Julshamn, 1981; Widdows et al., 1984; se også Simpson, 1979).

(Mht. kadmium kan generelt minnes om at konsentrasjonen tenderer mot å tilta med minskende saltholdighet, antatt pga. større tilgjengelighet av Cd ved lavere kloridkonsentrasjon. (Fischer,

1986 med ref.)).

Noe tydelige ettervirkninger av de ekstremt høye sinkkonsentrasjonene i vann registrert i perioden september 1989 - mars 1990 (Skei et al., 1990 og kap. 4.1) er ikke funnet. Blåskjellenes sinkinnhold var ikke høyere i juni enn i september. Det er derfor mest nærliggende å anta at en kombinasjon av regulert opptak, særlig ved ekstreme belastninger og utskillelse over de ca. 3 måneder mellom mars og juni har vært tilstrekkelig til å utligne ekstrabelastningen.

Teoretisk kunne man se de delvis omvendte avstandsgradientene, med maksimumskonsentrasjoner i midtre/ytre fjord, i forbindelse med ekstrabelastningen. Imidlertid krever dette vesentlig lenger oppholdstider for overflatevannet i ytre del av Sørfjorden enn det som er sannsynlig. Overslagsberegninger på basis av data fra Svendsen (1973) og Skei (1975), tyder på oppholdstider som neppe er over 1 - 2 uker, selv i perioder med liten ferskvannstilførsel.

I likhet med tidligere viste ikke kobberanalysene i skjell vesentlige overkonsentrasjoner eller avstandsgradienter på tross av markert forhøyet innhold i vann (tabell 4).

Orienterende analyser av krom, nikkel, mangan, kobolt og vanadium viste ingen unormale verdier (vedleggstabell A1).

#### 4.4.2. Metaller i tang

---

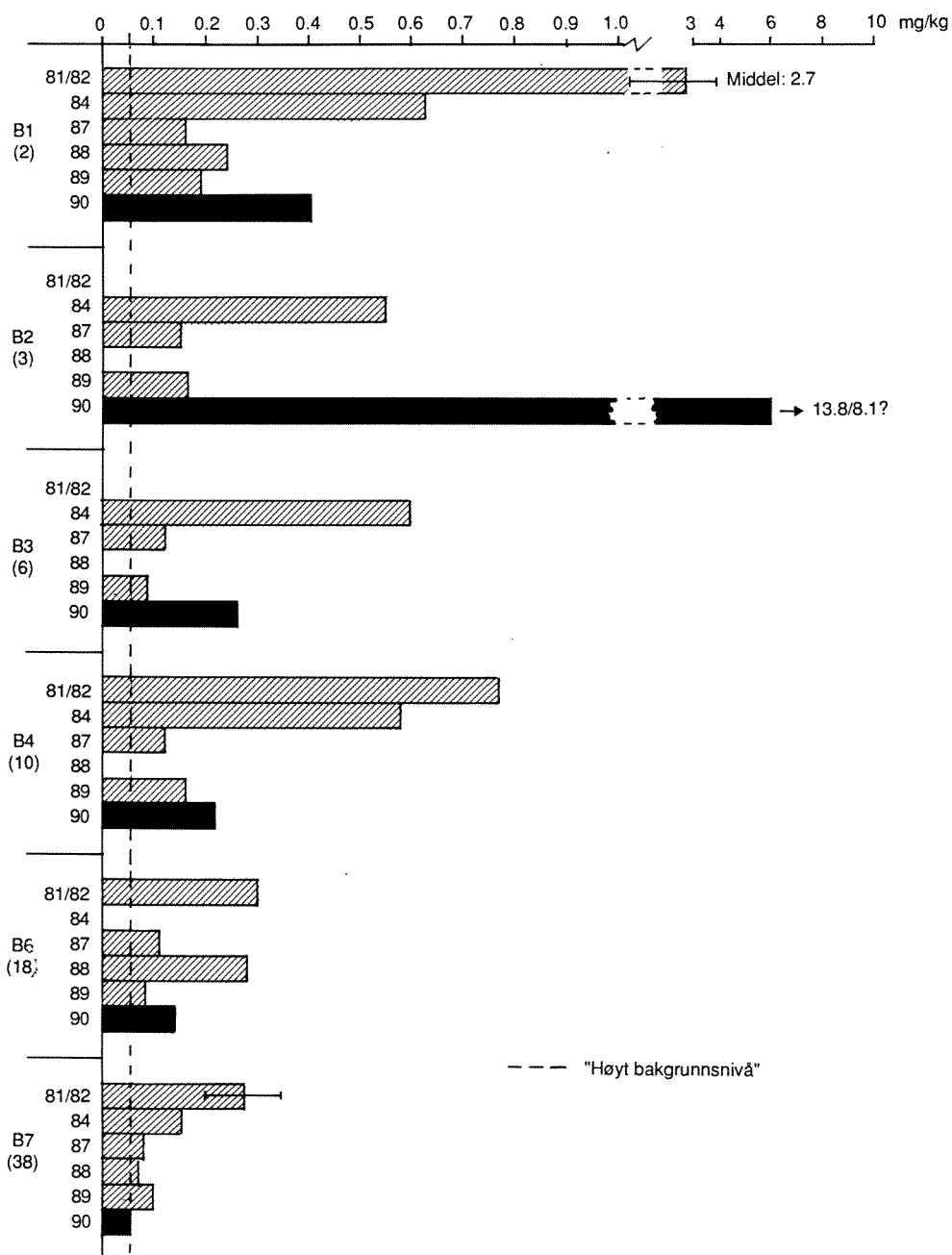
***Blæretang og grisetang inneholdt markert forhøyede verdier av sink og kadmium (2 - 10 x overkonsentrasjon) og sporbar forurensning ut i Hardangerfjorden, dessuten mindre overskonsentrasjoner (2 - 4 x) av kvikksølv, bly og kobber.***

---

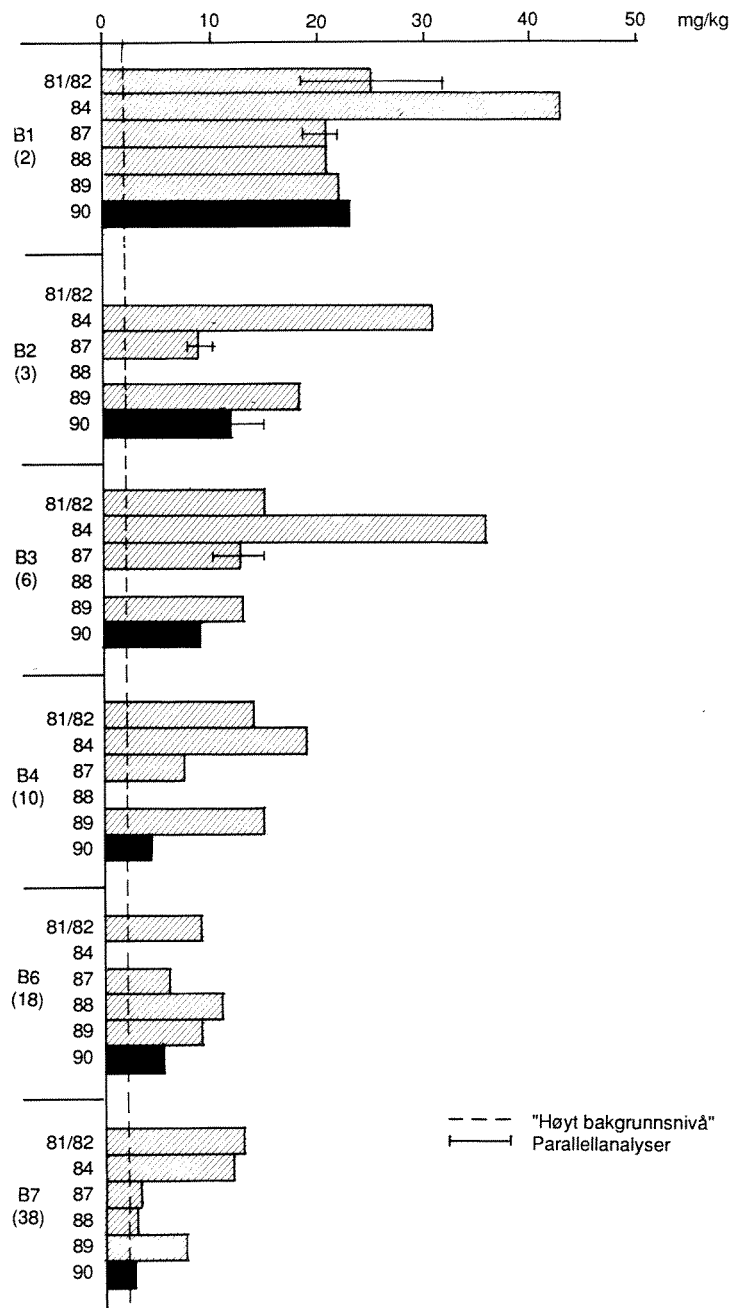
Rådata for disse observasjonene er gjengitt i vedleggstabellene A4 og A5, mens fig. 17 - 21 viser resultatene fra prøvetakingen fra Sørfjordstasjonene 26/9-90 sammenlignet med foregående års resultater.

Kvikksølvanalysene ga - med ett unntak - overkonsentrasjoner på ca. 2 - 4 ganger, avtagende ut fjorden og med et tilnærmet normalnivå i fjordmunningen. Unntaket var st. B2, Eitrheimsneset, der man fikk en bemerkelsesverdig og uforklart ekstremverdi. Siden det mangler noe tilsvarende utslag i blåskjell fra samme stasjon, og innholdet av flere andre metaller også var ekstremt høyt i denne tangprøven, samt at reanalysene av ny delprøve bare ga ubetydelig lavere verdier (kfr. vedleggstabell A4), antas det å foreligge en uoppklart forurensning av prøvematerialet. Tanganalysene fra juniprøvene viste heller ikke noe forurensningsnivå utover det forventede (vedleggstabell A5).

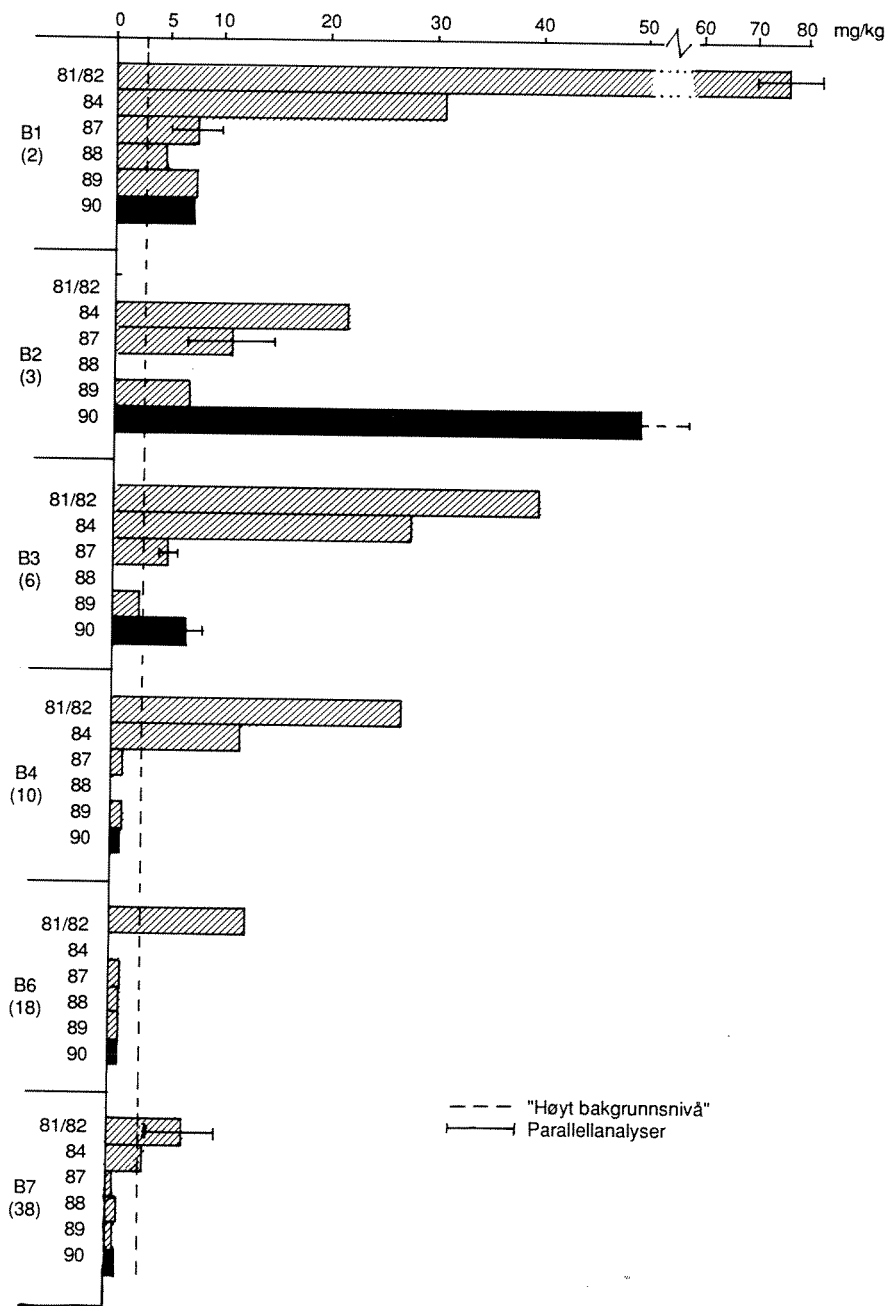
Tangens kvikksølvinnhold var på de indre stasjonene svakt høyere enn i 2 - 3 foregående år, men vesentlig under det som ble registrert i 1981/82 (fig. 17). Kvikksølv i blåskjell fra de indre stasjonene viste ikke tendens til økning siste år (fig. 10).



Figur 17. Kvikksølv i blæretang (st. B1, B2, B3) og grisetang fra utvalgte stasjoner i Sørkjorden 1981 - 1990, mg/kg tørrvekt. I parentes under st.nr.: Ca. avstand i km fra Odda.

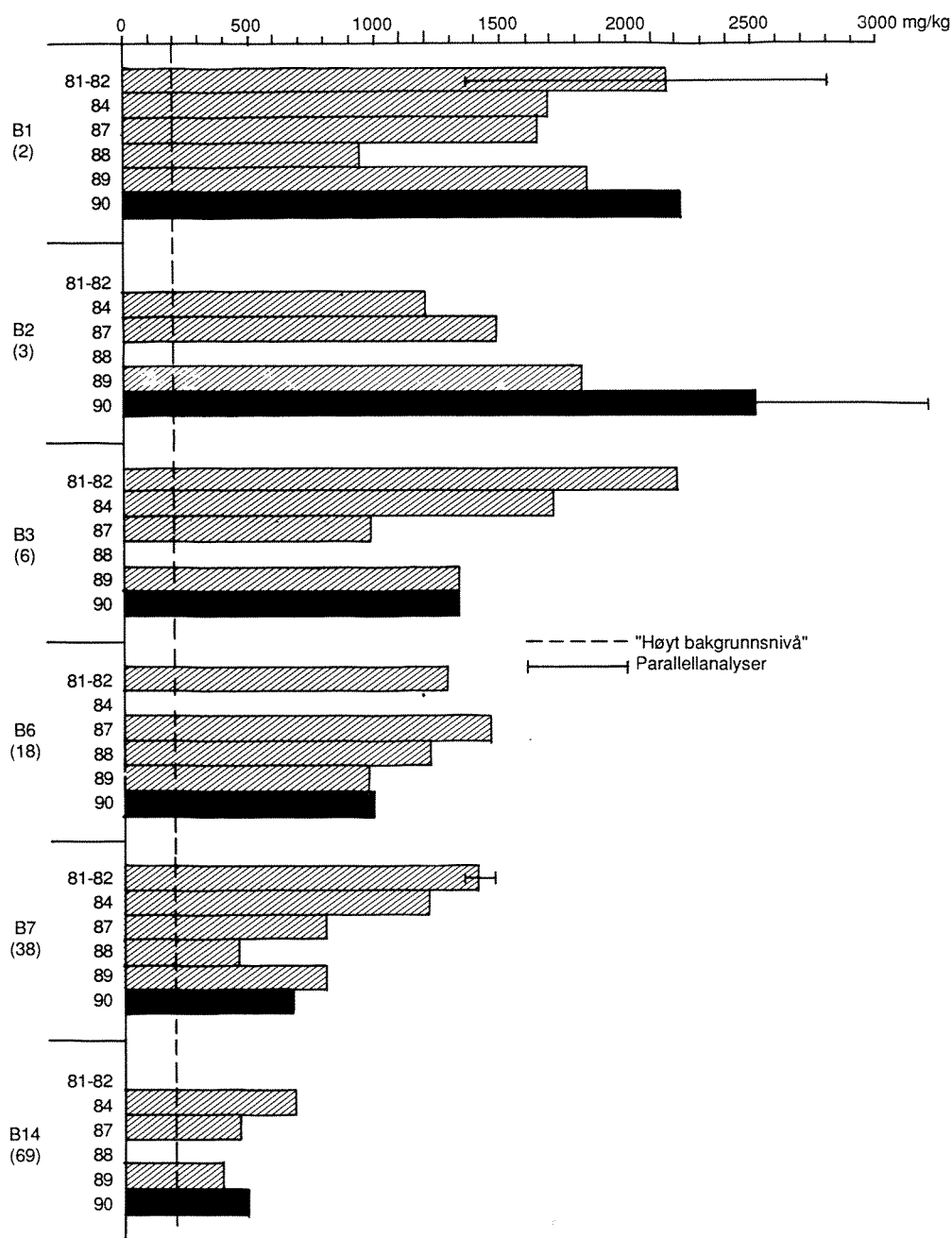


Figur 18. Kadmium i blæretang (st. B1, B2, B3) og grisetang fra utvalgte stasjoner i Sør-fjorden 1981 - 1990, mg/kg tørrvekt. I parentes under st.nr.: Ca. avstand i km fra Odda.

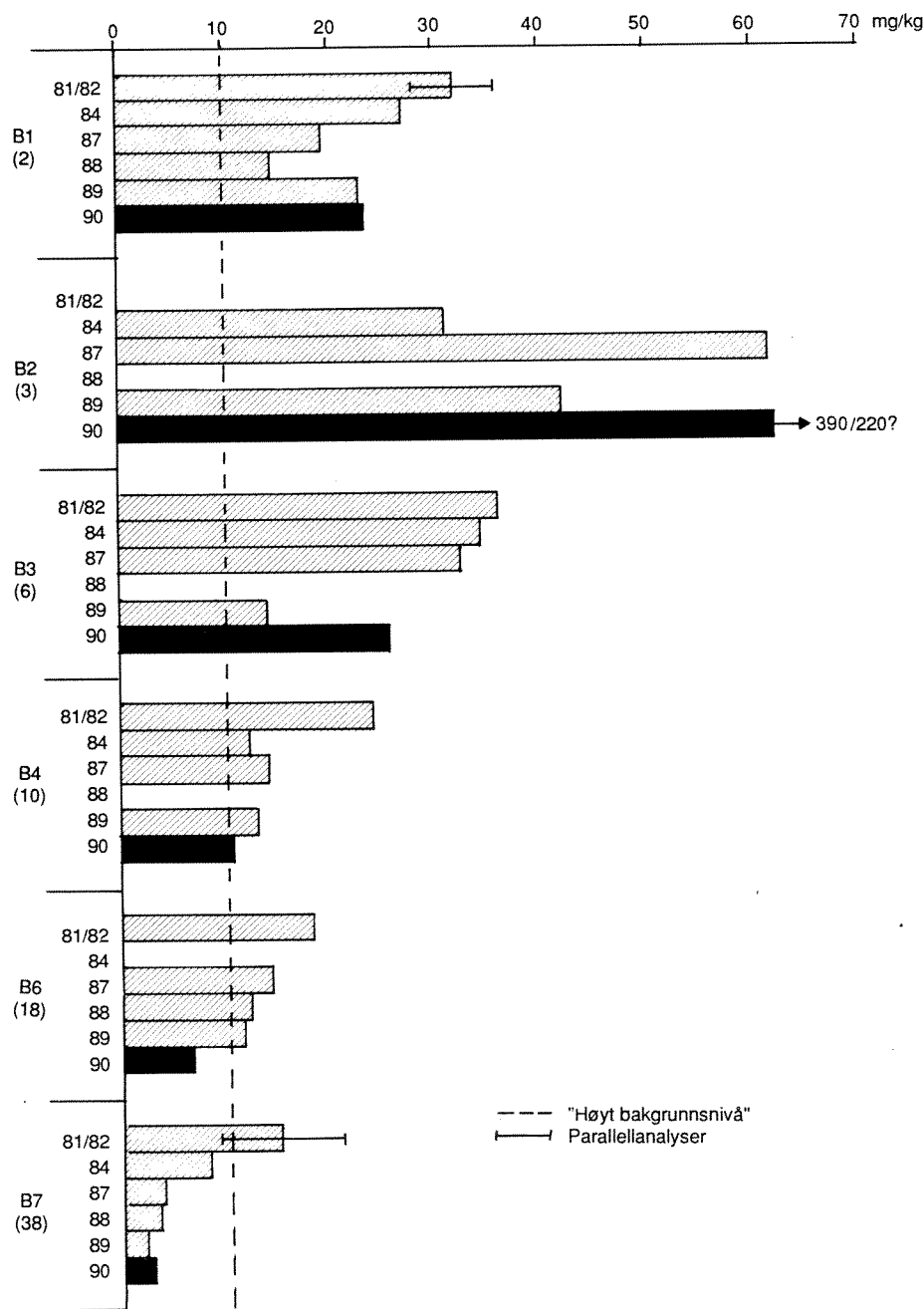


Figur 19. Bly i blæretang (st. B1, B2, B3) og grisetang fra utvalgte stasjoner i Sørfjorden 1981 - 1990, mg/kg tørrvekt. I parentes under st.nr.: Ca. avstand fra Odda i km.





**Figur 20.** Sink i blæretang (st. B1, B2, B3) og grisetang fra utvalgte stasjoner i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1981 - 1990, mg/kg tørrvekt. Ca. avstand i km fra Odda i parentes under st.nr.



**Figur 21.** Kobber i blæretang (st. B1, B2, B3) og grisetang fra utvalgte stasjoner i Sørfjorden 1981 - 1990, mg/kg tørrvekt. I parentes under st.nr.: Ca. avstand i km fra Odda.

Kadmiuminnholdet var forhøyet ca. 2 - 10 ganger i forhold til det normale inne i Sørfjorden (fig. 18), og svakere (usikre) overkonsentrasjoner lot seg spore også på de nærmeste stasjonene i Hardangerfjorden (vedleggstabell A4). På de fleste av stasjonene var det en tendens til lavere konsentrasjoner enn tidligere observert.

Blyanalysene ga bare moderate overkonsentrasjoner aller innerst (unntatt i den nevnte tvilsomme prøven fra st. B2) og godt under høyt bakgrunnsnivå på stasjonene fra B4 og utover (fig. 19). Denne situasjonen har vært stabil fra og med 1987.

Av sink var det tydelig forhøyede verdier mer enn 70 km fra Odda (fig. 20). Overkonsentrasjonene på st. B14 i Hardangerfjorden var vel 2 ganger og økte innover i størrelsesordenen 10 ganger nær Odda. Dette er omlag som tidligere, med heller svakt økende enn avtagende tendens i indre fjord.

Også kobber viste forhøyet innhold i tang, med konsentrasjoner på opp til 2 - 3 ganger et antatt høyt bakgrunnsnivå (fig. 21). Imidlertid var forskjellen mellom kobbernivået på st. B1/B2 sammenlignet med st. B7 ca. 10 ganger, hvilket er i godt samsvar med reduksjonen i vannets midlere innhold av løst kobber over samme avstand (tabell 4).

En tilnærmet overensstemmelse mellom middelkonsentrasjoner i vann og tang ble ellers bare konstatert for kvikksølv. For bly var avstandsgradientene mer utpreget i tang enn i vann, og det samme gjalt i enda høyere grad kadmium og sink. Det bør imidlertid understrekes at så fåtallige vannobservasjoner ikke kan gi noe pålitelig estimat av gjennomsnittsverdiene.

De øvrige metallanalysene i tang ga betraktelig høyere verdier av jern og mangan på de indre stasjonene enn lenger ut (vedleggstabell A4), men ikke over antatte maksimumsverdier på bare diffust belastede lokaliteter (Knutzen, 1985). Både jern- og manganinnholdet i tang synes å kunne variere ganske mye og sannsynligvis avta med økende saltholdighet. De observerte verdiene ved Byrkjenes og Tyssedal er likevel sannsynlige indikasjoner på lokal belastning fra industri og andre kilder.

Juni-verdiene for metaller i tang (vedleggstabell A5) lå på omlag samme nivå eller lavere enn i september. Førstnevnte verdier viste følgelig ingen utslag av overløpsepisoden i Eitrvassvågen foregående høst/vinter.

Den orienterende undersøkelsen av metallenes fordeling i forskjellige deler av grisetang hadde primært til hensikt å se om vinterepisoden med økt belastning eventuelt hadde slått ut forskjellig i vev av ulik alder. For sink fant Myklestad et al. (1979) at opptaket var hurtigst i de yngste delene.

Analysene ga ingen konkrete spor etter den langvarig høye belastningen (vedleggstabell A5), men dessverre ble prøvetakingen av formelle grunner forsinket til et ugunstig tidspunkt. Hvis de høye sinkkonsentrasjonene i vann var redusert til mer vanlige verdier kort etter vannprøveinnsamlingen i mars, behøver ikke de yngste delene av tangen å ha blitt eksponert mer enn størrelsesordenen 1 mnd. (Blærene dannes i februar - mars).

Sink viste den vanlige fordelingen med høyere konsentrasjon i det eldste av de to vevsprøvene (vedleggstabell A5). En slik økning med økende vevsalder er bl.a. påvist av Haug et al. (1974), Myklestad et al. (1979), Julshamn (1981b) og Pedersen (1984).

Også for kadmium og kobber ble det funnet tydelig høyere innhold i de eldste skuddavsnittet med gjennomsnittsalder på snaut et år; i mindre grad for kvikksølv og ikke for bly.

kvikksølv, bly og kadmium, mens tang er bedre egnet for sink og særlig kobber (Skei et al., 1989, 1990).

#### 4.4.3. Klororganiske forbindelser i fisk og blåskjell

---

*Det ble registrert overkonsentrasjoner av både PCB og nedbrytningsprodukter av DDT (DDE) i torskelever. I blåskjell viste DDE markert høyest verdier på en stasjon nær fruktarealer (overkonsentrasjon i størrelsesorden 5 - 10 ganger?). Innholdet av øvrige analyserte klororganiske forbindelser var lavt.*

---

Disse undersøkelser er foretatt som en del av det felles overvåkingsprogram for Oslo- og Pariskommisjonen (Joint Monitoring Programme (JMP)), i regi av Joint Monitoring Group (JMG), og vil bli rapportert fullstendig i forbindelse med dette programmet (analyseresultatene for individuelle fisk, etc.). Hovedresultatene er gjengitt nedenfor i tabell 5.

Den midlere sum for 8 enkeltforbindelser av PCB i torskelever på nær 1.9 mg/kg våtvekt er omkring det dobbelte av middelverdien i 121 torsk fra indre og ytre del av Hvalerområdet 1988, observert av Martinsen et al. (1991), og nær 3 ganger så høyt som gjennomsnittet i 24 torsk fra Færder 1990 (som i lihet med Sørfjordprøvene ble samlet inn og analysert innen JMG-programmet 1990). Anvendes forholdstallet på ca. 1.5 fra materialet til Martinsen et al. (1991) mellom sum PCB bestemt på pakket kolonne (tidligere standard-metode) og summen av enkeltforbindelser, kan totalinnholdet i Sørfjordtorskens lever beregnes til ca. 2.7 mg/kg friskvekt. På basis av et omfattende erfaringsmateriale i inn- og utland, er 3 mg/kg våtvekt tidligere antydnet som en øvre grense for torsk fra områder med bare diffus belastning (Knutzen, 1987). Ut fra senere observasjoner i Norge, bl.a. under JMG-programmet, er det nylig foreslått å sette grensen for vannkvalitetsklasse 1 ved 1 mg/kg v.v., mens 1 - 3 mg/kg betraktes som moderat påvirket (Knutzen og Skei, 1990).

**Tabell 5.** PCB og andre persistente klororganiske forbindelser i lever av torsk fra indre Sørfjorden og i blåskjell fra Sørfjorden/Hardangerfjorden 30/10 - 1/11 1990  $\mu\text{g}/\text{kg}$  friskvekt. Ikke påvist: I.p. Maskert: M. Ikke analysert: I.a.

STOFFER	BLÅSKJELL							Torske- lever. JMG- st. 53B M/SD <sup>10)</sup>
	St. B2 JMG 52	St. B6 (JMG-st. 56)			St. B14 (JMG-st. 65)			
	4-5 cm	2-3 cm	3-4 cm	4-5 cm	2-3 cm	3-4 cm	4-5 cm	
PCBI <sup>1)</sup>	5.6	7.9	8.4	12.0	5.6	7.6	5.9	I.a.
PCBII <sup>2)</sup>	2.88	7.02	5.32	3.46	2.37	4.34	5.54	1896/3045
pp-DDE <sup>3)</sup>	4.6	16.0	23.0	26.0	3.0	3.4	3.4	712/328
$\alpha$ -HCH <sup>4)</sup>	I.a.	I.a.	I.a.	I.a.	I.a.	I.a.	I.a.	19.2/12.0
$\gamma$ -HCH <sup>5)</sup>	0.20.	0.27	0.29	0.19	I.p.	0.30	0.47	12.9/13.7
$\Sigma$ HCH	-	-	-	-	-	-	-	32.0/14.1
HCB <sup>6)</sup>	0.073	0.067	0.055	0.064	0.078	0.095	0.066	11.1/3.3
OCS <sup>7)</sup>	I.a	I.a	I.a.	I.a.	I.a.	I.a.	I.a.	< 2
5-CB <sup>8)</sup>	I.a.	I.a.	I.a.	I.a.	I.a.	I.a.	I.a.	8.0/4.6
EPOCI <sup>9)</sup>	340	250	170	290	280	390	340	(240/246)·10 <sup>3</sup>
% fett	1.60	1.17	0.98	1.13	1.10	1.13	0.96	49.8/8.4

- 1) Sum polyklorerte bifenyler bestemt ved hjelp av Arochlor 1254 (sum PCB).
- 2) Sum av PCB-kongenere 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180, 209 (sistnevnte bare i torsk).
- 3) Det mest stabile nedbrytningsprodukt av DDT (diklordifenyltrikloretan).
- 4) HCH = Heksaklorsyκλοheksan (tidligere betegnelse BHC).
- 5) Lindan.
- 6) Heksaklorbenzen.
- 7) Oktaklorstyren
- 8) Pentaklorbenzen.
- 9) Ekstraherbart persistent organisk bundet klor.
- 10) Middell og standardavvik for 25 fisk.

Man ser at standardavviket var stort i forhold til middelveiden. De individuelle variasjonene spente over et intervall på 250 - 10.500  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , uten at dette kunne knyttes til variasjoner i fettinnhold (variasjonsintervall på 480 - 34.700  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fett).

Sørfjordtorskens PCB-innhold gir følgelig en indikasjon på noe lokal påvirkning, samsvarende med tidligere påvisning (sum PCB på 6.9 mg/kg friskvekt i lever av torsk fra indre Sørfjorden nov. 1988 (JMG-data som er omtalt, men ved en feil ikke dokumentert i Skei et al., 1989). I 1989 ble det observert enda høyere konsentrasjoner (JMG-data, NIVA, upublisert). Analyser av sedimenter har også vist overkonsentrasjoner i størrelsesordenen opp til ca. 5 ganger et antatt høyt bakgrunnsnivå og høyest i Eitrheimsvågen (Skei og Klungsvør, 1990).

Blåskjellverdiene av PCB lå alle lavt, dvs. sum PCB = 12  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt ved gammel metode og 2 - 7  $\mu\text{g}/\text{kg}$  som sum de 7 enkeltforbindelsene (PCB 209 ikke analysert i blåskjell). Dette var bare svakt høyere enn i blåskjell fra Bømlø (≈ 2.5 - 3.5  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , JMG/NIVA, upublisert). Hvis blåskjell er noe særlig forurenset med PCB, må dette i tilfelle antas å være lokalt i omegnen av Tyssedal, der det tidligere er påvist vesentlig høyere konsentrasjon (Skei et al., 1989).

PCB-profilen i Sjørfjord-torsken var i de fleste enkeltfisk dominert av PCB-forbindelsene 118, 138, 153, som vanligvis utgjorde ca. 70% av summen, omkring 80% ved de høyeste sumkonsentrasjonene. Dette er omtrent som i fisken fra Færder, men her med enda noe større dominans av disse forbindelsene (JMG/NIVA, upubl.). Det samsvarer også med middelverdiene fra Hvalerområdet (Martinsen et al., 1991).

Profilen i blåskjellene var annerledes, der det i 4 av de 7 prøvene var PCB 180 som opptrådte i høyest konsentrasjon og alene utgjorde 20 - 60%.

Gjennomsnittlig innhold av DDE i torskeleveren var såvidt høyt som vel 700 µg/kg - hvilket er 6 - 7 ganger høyere enn i Færdertorsk (JMG/NIVA, 1990, upubl.), og høyere enn det som antas å være øvre grense for bare diffus belastning med Σ DDT (som også omfatter i hvert fall DDD og mulige andre nedbrytningsprodukter). Sjørfjordverdien indikerer m.a.o. en overkonsentrasjon på i hvert fall det dobbelt av "normalt", sannsynligvis mer. Skåre et al. (1985) fant i middel 700 µg/kg av DDE i Sogndalsfjorden i 1982, og kunne relatere dette til nedbrytning av DDT i dette området, som i likhet med Sjørfjorden har betydelige frukthagearealer i nedbørfeltet. Et referanseområde upåvirket av frukt dyrking viste ca. 100 µg DDE/kg friskvekt i torskelever (Skåre et al., 1985). Av dette skulle man kunne slutte at torsken fra Sjørfjorden inneholder overkonsentrasjoner av DDE i størrelsesorden 5 ganger jevnført med mindre belastede deler av norskekysten. 700 µg/kg er også noe høyere enn i indre Oslofjord og omtrent som i Østersjøen ved Gotland (ICES, 1991).

Også blåskjellprøvene gir et vitnesbyrd om den langsiktige forurensningspåvirkningen av DDT, som ble forbudt annet enn til granplanter for 20 år siden. Av tabell 5 ses at prøvene fra Kvalnes, nær fruktdistriktet, skiller seg ut ved å ha et DDE-innhold på omkring 20 µg/kg friskvekt, 5 - 6 ganger mer enn ved Eittheimsneset og ute i Hardangerfjorden (st. B14). Enda tydeligere blir denne "lokale" påvirkningen ved jevnføring med data fra Oslofjorden og Skagerrakkysten for blåskjell. Alle disse prøvene inneholdt < 1.5 µg/kg, de fleste under 1 µg/kg (JMG/NIVA, 1990, upubl.).

Øvrige klororganiske forbindelser viste lave/moderate konsentrasjoner i torskelever. Sum av HCH-isomere (herunder insektmiddelet Lindan) viste heller lavere verdier enn i Oslofjorden og under anslått øvre grense for diffus belastning (Knutzen, 1987). Det samme gjaldt HCB og OCS, som begge ofte opptrer som uønskede biprodukter ved industrielle prosesser. Også i blåskjell var konsentrasjonene lave av disse stoffene.

EPOCI (ekstraherbart persistent organisk bundet klor) er en variabel som det har vist seg vanskelig å bruke som indikator på forurensningsgrad i biologisk materiale (Knutzen et al., 1991), men som inkluderes i referanseøyemed og med henblikk på mulige fremtidige vurderinger. Med disse forbehold kan det om Sjørfjordverdiene av EPOCI sies at de i blåskjell lå lavt i forhold til det man ofte kan registrere, derimot høyt i torskelever, f.eks. i middel vesentlig høyere enn det med ett unntak noensinne er registrert i Kristiansandsfjorden, som er betydelig belastet med slike stoffer (Knutzen et al., 1991). Mest sannsynlig dreier det seg for Sjørfjordtorskens vedkommende om feilanalyser. Det har i den senere tid delvis vært uopplarte problemer med disse analyser i biologisk materiale.

For å få EPOCI anvendelig i forurensningsøkologisk sammenheng, vil det være påkrevet med innsats både analyseteknisk mht. rutinebestemmelser og forskningsmessig vedrørende hvilke stoffer som omfattes av EPOCI, samt isolering/testing av giftige forbindelser (Håkansson et al., 1990). En rekke av stoffene er naturlig dannet (Holm, 1990), og så lenge andelen av disse heller ikke er kjent, må forurensningsrelaterte resonneringer bygget på EPOCI i biologisk materiale forbli usikre.

#### 4.4.4. Oppsummerende kommentarer

De vedvarende høye konsentrasjoner av metaller i blåskjell og tang varierer fra år til år på en måte som bare i generell og helt grov forstand kan settes i relasjon til vannets metallinnhold. De til dels raske og store svingningene av metallnivået i vann kan ikke forventes å gjenspeiles i organismene med nåværende observasjonsfrekvens, som er for lav til å kunne beregne pålitelige gjennomsnittskonsentrasjoner i vannet.

På de mest belastede prøvestedene i indre fjord antyder beregninger på det utilstrekkelige grunnlag som er tilgjengelig at midlere overkonsentrasjoner i vann er 1 - 2 størrelsesordener høyere enn i blåskjell (tabell 4). Unntatt for sink og kobber synes misforholdet enda større i tang.

Dette betyr at som indikatorer på sterke forurensningsgrader er målinger i vann bedre enn analyser av organismer. Forutsetningen er at de mer krevende vannanalysene kan gjøres pålitelige. Hvis man ønsker å følge utviklingen over tid, spesielt i forhold til forurensningsbegrensende tiltak, må dessuten prøvfrekvensen økes til det som er nødvendig for å beregne noenlunde sikre middelverdier for de perioder som skal sammenlignes.

Fordi relasjonene mellom konsentrasjonene i vann versus organismer ikke er godt nok kjent, kan ikke vannanalyser erstatte biologiske prøver når det gjelder å vurdere om f.eks. blåskjell er spiselige. Dette gjelder i enda høyere grad andre skalldyr og fisk.

En annen følge av at organismene dårlig gjenspeiler de høyeste belastningene er at en reduksjon av blåskjells metallinnhold av praktisk betydning for spiselighet og skjelloppdrett sannsynligvis bare kan oppnås ved radikalt minsket belastning - med spesielt bly og kadmium - antagelig minimum 90 - 95 % reduksjon.

På bakgrunn av ovenstående bør det overveies å endre overvåkingsprogrammet for vann i retning av færre stasjoner og hyppigere observasjoner. Videre overvåking av metallinnholdet i organismer vil neppe gi noe vesentlig endret bilde før en sterkt minsket belastning er realisert. Imidlertid er det behov for videre kartlegging av utbredelsesmønsteret for PCB og DDE i blåskjell fra Sørfjorden (nivåer nær og fjernt fra potensielle kildeområder). For DDE kan hele Hardangerfjordområdet synes av interesse ut fra de data som foreligger.

Fordi det er vanskelig å si hvor mye tilførslene må reduseres med for å få akseptabelt innhold av metaller i blåskjell, kunne man som et alternativ til overvåking av tilstanden, utsette Sørfjordskjell eksperimentelt for ulike definerte konsentrasjoner av særlig bly og kadmium for slik å belyse spørsmålet om hvor langt ned belastningen burde komme. Dette impliserer samtidig viktigheten av å kunne kvantifisere utslippene fra hovedkildene (Norzink, Odda Smelteverk, eventuelt også Tinfos Titan & Iron og kommunalt avløpsvann) på en pålitelig måte.

## 5. REFERANSER

- Bloom, N.S. og E.A. Crecelius, 1983. Determination of mercury in seawater at sub-nanogram per liter levels. *Mar.Chem.* 14: 49-59.
- Coleman, N., T.F. Mann, M. Mobley og N. Hickman, 1986. *Mytilus edulis planulatus*: an integrator of cadmium pollution? *Mar.Biol.* 92: 1-5.
- Cossa, D., 1988. Cadmium in *Mytilus* spp: Worldwide survey and relationship between seawater and mussel content. *Mar.Environ.Res.* 26: 265-284.
- Danielsson, L.-G., B. Magnusson og S. Westerlund, 1978. An improved metal extraction procedure for the determination of trace metals in sea water by atomic absorption spectrometry with electrothermal atomization. *Anal.Chim.Acta.* 98: 47-59.
- Fisher, H., 1986. Influence of temperature, salinity and oxygen on the cadmium balance of *Mytilus edulis*. *Mar.Ecol.Progress Ser.* 32: 265-278.
- Fisher, H., 1988. *Mytilus edulis* as a quantitative indicator of dissolved cadmium. Final study and synthesis. *Mar.Ecol.Progress Ser.* 48: 163-174.
- Haug, A., S. Melsom og S. Omang, 1974. Estimation of heavy metal pollution in two Norwegian fjord areas by analysis of the brown alga *Ascophyllum nodosum*. *Environ.Pollut.* 7: 179-192.
- Holm, G., L. Wennberg og M. Enell, 1990. Naturlig produktion av halogenerad organiska föreningar. En litteratursammanställning. IVL (Institut för vatten och luftvårdsforskning), rapport B 993, 37 s. + vedlegg.
- Håkansson, H., P. Jonsson, N. Kautsky og K. Martinsen, 1990. Okänt halogenerat material. Forskningsutredning för Statens Naturvårdsverk. Stockholm/Oslo, 19/1 1990. 18 s. + vedlegg.
- ICES (International Council for the Exploration of the Sea), 1991. Statistical analysis of the ICES Cooperative Monitoring Programme data on contamination in fish liver tissue and *Mytilus edulis* (1978 - 1988) for the determination of temporal trends. ICES Cooperative Res.Rep. No. 176. København, april 1991.
- Julshamn, K., 1981a. Studies on major and minor elements in molluscs in Western Norway. VI. Accumulation and depletion of cadmium and lead and 5 further elements in tissues of oyster (*Ostrea edulis*) and common mussel (*Mytilus edulis*) by transfer between waters of highly different heavy metal loads. *Fis.Dir.Skr., Ser.Ernæring*, 1: 247-265.
- Julshamn, K., 1981b. Studies on major and minor elements in molluscs in Western Norway. I Geographical variations in the contents of 10 elements in oyster (*Ostrea edulis*), common mussel (*Mytilus edulis*) and brown seaweed (*Ascophyllum nodosum*) from three oyster farms. *Fis.Dir.Skr. Ser.Ernæring* 1 (5): 161-182.
- 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., 1985. "Bakgrunnsnivåer" av utvalgte metaller og andre grunnstoffer i tang. Øvre grense for "normalinnhold", konsentrasjonsfaktorer, naturbetingede variasjoner, opptaks- og utskillelse-mekanismer. NIVA-rapport O-83091 (l.nr. 1733), 121 s. ISBN 82-577-0922-0.
- Knutzen, J., 1987. Om "bakgrunnsnivåer" av klorerte hydrokarboner og beslektede forbindelser i fisk. NIVA-rapport O-85167 (l.nr. 2002), 173 s. ISBN 82-577-1251-5.
- 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., K. Martinsen, K. Næs, M. Oehme og E. Oug, 1991. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer og sedimenter fra Kristiansandsfjorden 1988 og 1990. Rapport 443/91 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800357 (l.nr. 2554), 183 s. ISBN 82-577-1873-4.
- Koch, W.D. de, 1983. Accumulation of cadmium and polychlorinated biphenyls by *Mytilus edulis* transplanted from pristine water into pollution gradients. Can.J.Fish.Aquat.Sci. 40 (suppl. 2): 282-294.
- Koch, W.C. de, 1986. Monitoring bio-available marine contaminants with mussels (*Mytilus edulis*) in the Netherlands. Environ.Monitor. Assessm. 7: 209-220.
- Koepp, S.J., E.D. Santorro, R. Zimmer og J. Nadeau, 1987. Bioaccumulation of Hg, Cd and Pb in *Mytilus edulis* transplanted to a dredged material dumpsite. S. 51-58 i J.M. Capuzzo og D.R. Kester (red.) Oceanic processes in marine pollution. Vol. 1 Biological processes and wastes in the ocean. R. Krieger Publ. Malabae, Florida.
- Legezynska, E. og E. Styczynska-Jurewicz, 1986. Accumulation of cadmium in two Baltic species. Ophelia Suppl. 4: 139-145.
- Lobel, P.B., 1987a. 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., P. Mogie, D.A. Wright og B.L. Wu, 1982. Metal accumulation in four molluscs. Mar.Pollut.Bull. 5: 170-174.
- Lobel, P.B. og H.D. Marshall, 1988. A unique low molecular weight zinc-binding ligand in the kidney cytosol of the mussel *Mytilus edulis*, and its relationship to the inherent variability of zinc accumulation in this organism. Mar.Biol. 99: 101-105.
- Lobel, P.B., S.P. Belkhode, S.E. Jackson og H.P. Longerich, 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.

- Martinsen, 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.
- Myklestad, S., I. Eide og S. Melsom, 1979. Heavy metal exchange by *Ascophyllum nodosum* (Phaeophyceae) plants in situ, s. 143-151 i Jensen, A. og J.R.S. Stein (red.): Proc. 9th Int. Seaweed Symp. Science Press, Princeton. 634 s.
- Pedersen, A., 1984. Studies on phenol content and heavy metal uptake in fucoids. Hydrobiologia 116/117: 498-504.
- Riisgård, H.U., E. Bjørnstad og F. Möhlenberg, 1987. Accumulation of cadmium in the mussel *Mytilus edulis*: kinetics and importance of uptake via food and water. Mar.Biol. 96: 349-353.
- Roesijadi, G., J.S. Young, A.S. Drum og J.M. Gurtisen, 1984. Behaviour of trace metals in *Mytilus edulis* during a reciprocal transplant field experiment. Mar.Ecol.Progr.Ser. 18: 155-170.
- Simpson, R.d., 1979. Uptake and loss of zinc and lead by mussels (*Mytilus edulis*) and relationships with body weight and reproductive cycle. Mar.Pollut.Bull. 10: 74-78.
- Skei, J., 1975. The marine chemistry of Sjørfjorden, West Norway. Dr.gradsavhandl., University of Edinburgh, 207 s..
- Skei, J. og J. Molvær, 1989. Resipientmålinger, beregning av innlagringsdyp og rensegrad for kommunalt avløpsvann i Odda. NIVA-rapport O-88040 (l.nr. 2239), 57 s.
- Skei, J., J. Knutzen og K. Næs, 1989. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sjørfjorden 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. og J. Klungsøyr, 1990. Kartlegging av PCB i sedimenter fra indre Sjørfjord. NIVA-rapport O-90180 (l.nr. 2528), 16 s.
- Skei, J., J. Knutzen, f. Moy og N. Green, 1990. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sjørfjorden 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.
- Skei, J., J. Knutzen og N. Green, 1991. Sjørfjorden/Hardangerfjorden. Forslag til overvåkingsprogram frem til år 2000. Detaljprogram for 1991. Norsk institutt for vannforskning, notat 20/02 91, 10 s.
- Skåre, J.V., J. Stenersen, N. Kveseth og A. Polder, 1985. Time trends of organochlorine chemical residues in seven sedentary marine fish species from a Norwegian fjord during the period 1972 - 1982. Arch.Environ.Contam.Toxicol. 14: 33-41.

Svendsen, H., 1973. Oseanografiske undersøkelser i Sørfjorden 1972. Kap. 1 i Resipientundersøkelser i Sørfjorden 1972, utgitt av Miljøvernkomiteen i Odda.

Widdows, J., P. Donkin, P.N. Saltheld et al., 1984. Relative importance of environmental factors in determining physiological differences between two populations of mussels (*Mytilus edulis*). Mar.Ecol.Progr.Ser. 17: 33-47.

## **DATAVEDLEGG**

## VANNANALYSER

Resultater fra analyser av saltholdighet (Sal.), oksygen ( $O_2$ ), total nitrogen (Tot N), kvikksølv (Hg), bly (Pb), kopper (Cu), sink (Zn), kadmium (Cd) og suspendert materiale (TSM).

STASJON : Urdheim  
DATO : 900314

DYP METER	SAL. 0/00	TOTN myg/l	HG ng/l	PB myg/l	CU myg/l	ZN myg/l	CD myg/l	TSM mg/l
0.0	22.778	222.	3.00	0.27	0.57	116.00	1.28	0.426
40.0		216.	<2.00	0.15	0.26	12.10	0.047	
200.0		281.	<2.00	0.068	0.19	4.74	0.052	0.415

STASJON : Urdheim  
DATO : 900628

DYP METER	SAL. 0/00	TOTN myg/l	HG ng/l	PB myg/l	CU myg/l	ZN myg/l	CD myg/l	TSM mg/l
0.0	9.364	116.	<2.00	0.55	0.75	20.60	0.25	2.220
40.0		222.	<2.00	0.15	0.25	8.77	0.067	0.390
200.0		263.	<2.00	0.073	0.19	3.69	0.037	0.167

STASJON : Urdheim  
DATO : 900927

DYP METER	SAL. 0/00	TOTN myg/l	HG ng/l	PB myg/l	CU myg/l	ZN myg/l	CD myg/l	TSM mg/l
0.0	15.660	243.	<2.00	0.22	0.58	19.50	0.27	0.693
40.0		284.	<2.00	0.079	0.26	7.17	0.052	0.213
200.0		276.	<2.00	0.056	0.24	3.61	0.041	0.150

STASJON : Urdheim  
DATO : 901211

DYP METER	SAL. 0/00	TOTN myg/l	HG ng/l	PB myg/l	CU myg/l	ZN myg/l	CD myg/l	TSM mg/l
0.0	22.027	222.	8.00	0.45	0.53	18.20	0.33	0.419
40.0		192.	<2.00	0.25	0.31	4.93	0.036	0.258
200.0		309.	<2.00	0.066	0.21	5.40	0.049	0.221

STASJON : Børve  
DATO : 900314

DYP METER	SAL. 0/00	TOTN myg/l	HG ng/l	PB myg/l	CU myg/l	ZN myg/l	CD myg/l	TSM mg/l
0.0	23.017	222.	4.00	0.31	0.79	102.00	1.20	0.440
40.0		258.	2.50	0.21	0.35	13.90	0.071	0.218
200.0		293.	<2.00	0.08	0.26	8.10	0.08	0.197

STASJON : Børve  
DATO : 900628

DYP METER	SAL. 0/00	TOTN myg/l	HG ng/l	PB myg/l	CU myg/l	ZN myg/l	CD myg/l	TSM mg/l
0.0	8.696	146.	<2.00	0.29	0.52	19.50	0.30	1.500
40.0		321.	<2.00	0.17	0.42	17.40	0.15	0.297
200.0		263.	<2.00	0.11	0.20	4.50	0.055	0.093

STASJON : Børve  
DATO : 900927

DYP METER	SAL. 0/00	TOTN myg/l	HG ng/l	PB myg/l	CU myg/l	ZN myg/l	CD myg/l	TSM mg/l
0.0	15.957	249.	3.50	0.30	0.58	17.30	0.28	0.409
40.0		302.	<2.00	0.10	0.34	10.80	0.071	0.260
200.0		284.	<2.00	0.068	0.23	5.55	0.051	0.368

STASJON : Børve  
DATO : 901211

DYP METER	SAL. 0/00	TOTN myg/l	HG ng/l	PB myg/l	CU myg/l	ZN myg/l	CD myg/l	TSM mg/l
0.0	25.112	236.	4.00	0.57	1.18	13.60	0.19	0.358
40.0		210.	<2.00	0.45	0.28	6.00	0.042	0.118
200.0		321.	<2.00	0.10	0.21	7.25	0.053	0.176

STASJON : Digraneset

DATO : 900314

DYP METER	SAL. 0/00	TOTN myg/l	HG ng/l	PB myg/l	CU myg/l	ZN myg/l	CD myg/l	TSM mg/l
0.0	23.846	240.	2.50	0.40	0.62	102.00	1.46	0.387
40.0	33.689	299.	4.00	0.73	0.75	23.00	0.13	0.307
200.0	34.725	305.	4.50	0.10	0.26	11.70	0.11	0.203

STASJON : Digraneset

DATO : 900628

DYP METER	SAL. 0/00	TOTN myg/l	HG ng/l	PB myg/l	CU myg/l	ZN myg/l	CD myg/l	TSM mg/l
0.0	6.017	198.	6.00	0.65	0.51	23.80	0.38	1.394
40.0	33.280	525.	4.00	0.40	0.64	41.30	0.25	0.562
200.0	34.857	281.	<2.00	0.16	0.29	7.24	0.08	0.435

STASJON : Digraneset

DATO : 900927

DYP METER	SAL. 0/00	TOTN myg/l	HG ng/l	PB myg/l	CU myg/l	ZN myg/l	CD myg/l	TSM mg/l
0.0	18.457	261.	3.50	0.41	0.54	19.50	0.24	0.916
40.0	33.516	395.	<2.00	0.59	0.61	23.20	0.13	0.491
200.0	34.381	296.	<2.00	0.13	0.30	7.65	0.076	0.292

STASJON : Digraneset

DATO : 901211

DYP METER	SAL. 0/00	TOTN myg/l	HG ng/l	PB myg/l	CU myg/l	ZN myg/l	CD myg/l	TSM mg/l
0.0	25.434	248.	8.00	1.02	0.83	52.60	0.45	0.701
40.0	33.209	254.	<2.00	1.07	0.51	12.80	0.06	0.157
200.0	34.927	315.	<2.00	0.17	0.24	8.16	0.07	0.139



STASJON : Lindeneset

DATO : 900314

DYP METER	SAL. 0/00	TOTN myg/l	HG ng/l	PB myg/l	CU myg/l	ZN myg/l	CD myg/l	TSM mg/l
0.0	23.518	269.	9.00	0.58	0.80	117.00	1.92	0.415
20.0		605.	5.50	0.72	0.69	98.00	0.64	0.535
40.0		329.	11.50	2.73	1.01	37.20	0.19	0.336

STASJON : Lindeneset

DATO : 900629

DYP METER	SAL. 0/00	TOTN myg/l	HG ng/l	PB myg/l	CU myg/l	ZN myg/l	CD myg/l	TSM mg/l
0.0	8.723	257.	3.50	0.60	0.49	16.50	0.19	1.711
20.0		204.	<2.00	0.15	0.37	22.80	0.18	1.076
40.0		1400.	7.00	1.17	1.12	75.20	0.38	0.514

STASJON : Lindeneset

DATO : 900927

DYP METER	SAL. 0/00	TOTN myg/l	HG ng/l	PB myg/l	CU myg/l	ZN myg/l	CD myg/l	TSM mg/l
0.0	20.398	302.	4.50	0.71	0.71	26.60	0.33	0.636
20.0		893.	9.50	12.80	2.19	72.00	0.30	0.694
40.0		533.	4.00	4.24	0.98	30.60	0.19	0.355

STASJON : Lindeneset

DATO : 901211

DYP METER	SAL. 0/00	TOTN myg/l	HG ng/l	PB myg/l	CU myg/l	ZN myg/l	CD myg/l	TSM mg/l
0.0	27.572	434.	21.00	3.90	1.78	189.00	1.18	1.058
20.0		333.	8.50	1.82	0.80	21.80	0.12	0.386
40.0		321.	9.50	2.82	0.94	20.20	0.11	0.288

STASJON : Eitrheimsvågen

DATO : 900314

DYP	SAL.	TOTN	HG	PB	CU	ZN	CD	TSM
METER	0/00	myg/l	ng/l	myg/l	myg/l	myg/l	myg/l	mg/l
0.0	17.650	351.	93.0	19.60	7.44	558.0	17.80	1.019
10.0		317.	35.6	2.96	2.33	139.0	1.26	0.796

STASJON : Eitrheimsvågen

DATO : 900629

DYP	SAL.	TOTN	HG	PB	CU	ZN	CD	TSM
METER	0/00	myg/l	ng/l	myg/l	myg/l	myg/l	myg/l	mg/l
0.0	5.090	234.	275.0	39.60	4.62	308.0	8.80	3.158
10.0		351.	26.0	1.74	0.98	111.0	1.84	0.863

STASJON : Eitrheimsvågen

DATO : 900927

DYP	SAL.	TOTN	HG	PB	CU	ZN	CD	TSM
METER	0/00	myg/l	ng/l	myg/l	myg/l	myg/l	myg/l	mg/l
0.0	21.173	419.	19.0	3.22	1.83	194.0	1.40	1.148
10.0		962.	77.0	5.12	1.70	160.0	0.41	0.598

STASJON : Eitrheimsvågen

DATO : 901211

DYP	SAL.	TOTN	HG	PB	CU	ZN	CD	TSM
METER	0/00	myg/l	ng/l	myg/l	myg/l	myg/l	myg/l	mg/l
0.0	18.192	303.	264.0	22.00	6.97	876.0	7.96	1.042
10.0		495.	7.5	1.35	0.64	25.6	0.15	0.313

STASJON : Havnebassenget

DATO : 900314

DYP METER	SAL. 0/00	O2 ml/l	TOTN myg/l	HG ng/l	PB myg/l	CU myg/l	ZN myg/l	CD myg/l	TSM mg/l
0.0	22.439	7.56	287.	10.5	0.70	0.85	107.00	2.16	0.517
5.0		7.45							
20.0		5.08	788.	8.0	1.38	0.91	108.00	0.66	0.533
40.0		3.88	357.	17.5	4.72	1.27	50.00	0.22	0.530

STASJON : Havnebassenget

DATO : 900629

DYP METER	SAL. 0/00	O2 ml/l	TOTN myg/l	HG ng/l	PB myg/l	CU myg/l	ZN myg/l	CD myg/l	TSM mg/l
0.0	5.753	7.96	192.	35.5	2.20	0.70	38.40	0.84	1.492
5.0		8.05							
20.0		7.66	587.	8.0	0.67	1.06	48.60	0.27	0.752
40.0		2.51	1750.	11.5	1.35	1.26	88.40	0.41	0.479

STASJON : Havnebassenget

DATO : 900927

DYP METER	SAL. 0/00	O2 ml/l	TOTN myg/l	HG ng/l	PB myg/l	CU myg/l	ZN myg/l	CD myg/l	TSM mg/l
0.0	22.079	6.94	390.	4.5	1.06	0.63	24.40	0.38	0.671
5.0		6.70							
20.0		2.29	941.	10.5	14.80	2.55	69.60	0.32	0.544
40.0		2.06	600.	6.0	5.71	1.31	37.20	0.22	0.514

STASJON : Havnebassenget

DATO : 901211

DYP METER	SAL. 0/00	O2 ml/l	TOTN myg/l	HG ng/l	PB myg/l	CU myg/l	ZN myg/l	CD myg/l	TSM mg/l
0.0	29.286	6.05		13.0	1.71	1.59	94.80	0.63	0.806
5.0		5.73							
20.0		4.28	383.	12.5	2.44	1.05	26.20	0.18	0.290
40.0		3.80	353.	27.0	3.54	1.62	23.80	0.15	0.397

## **VEDLEGGSTABELLER**

Vedleggstabell A1 - A3 (metaller i blåskjell)

Vedleggstabell A4 - A5 (metaller i tang)

Vedleggstabell A6 (klororganiske forbindelser i blåskjell)

**Tabell A1. Metaller i blåskjell fra Sørfjorden og Hardangerfjorden 26/9-90 (st. B16 30/10-90),  
mg/kg friskvekt. Reanalyseverdier i parentes.**

St.nr. Met.	B1	B2	B3	B4	B6	B7	B10	B13	B14	B16
Hg	0.07	0.14	0.07	0.08	0.09	0.07	0.07	0.06	0.05	0.02
Cd	1.7 (1.8)	2.4 (2.5)	2.5 (2.4)	3.3 (4.0)	4.9 (4.9)	5.3 (5.4)	6.2 (5.4)	4.3 (4.4)	3.5 (3.9)	1.4 (1.5)
Pb	1.5 (1.8)	4.0 (4.4)	2.3 (2.5)	3.2 (2.9)	4.7 (4.5)	3.1 (3.5)	2.7 (2.8)	2.4 (2.7)	1.8 (2.0)	1.1 (0.7)
Zn	40 (40)	80 (80)	80 (80)	110 (90)	120 (110)	110 (110)	110 (110)	80 (90)	90 (90)	60 (60)
Cu	1.2	2.8	1.1	0.7	0.6	0.6	0.8	1.0	0.7	2.1
Cr	-	0.1	0.2	0.1	-	0.1	-	0.4	-	0.2
Ni	-	<0.2	<0.2	<0.2	-	<0.2	-	0.3	-	<0.2
Mn	-	4.2	3.3	12.6	-	2.4	-	1.3	-	2.5
Fe	-	40	60	60	-	30	-	30	-	30
Co	--	0.2	<0.2	<0.2	-	<0.2	-	<0.2	-	<0.2
V	-	<0.2	<0.2	<0.2	-	<0.2	-	<0.2	-	<0.2
% tørrv.	15.5	14.4	12.8	15.4	14.1	11.7	12.1	12.0	11.4	15.3

**Tabell A2.** Metaller i blåskjell fra Sørfjorden 28-29/6-90, mg/kg friskvekt og mg/kg tørrvekt.

		Hg	Cd	Pb	Zn	Cu	% tørrv.
VÅTV. BASIS	B2	0.20	7.8	6.8	108	1.4	10.2
	B3	0.07	4.8	4.2	94	1.0	10.7
	B4	0.08	5.8	4.4	89	1.1	11.1
	B6	0.09	6.5	6.8	97	0.9	0.05
	B7	0.04	2.6	2.1	92	1.0	13.8
TØRRV. BASIS	B2	1.97	76.1	67.1	1060	14.0	
	B3	0.67	44.4	39.4	880	8.9	
	B4	0.75	51.9	39.9	800	8.9	
	B6 <sup>1)</sup>	0.95	65.8	68.3	970	8.7	
	B7	0.32	19.0	15.2	670	6.9	

1) Reanalyse: 0.96 mg Hg/kg, 63.0 mg Cd/kg, 71.2 mg Pb/kg, 970 mg Zn/kg, 9.6 mg Cu/kg.

**Tabell A3. Metaller i blåskjell fra Sørfjorden og Hardangerfjorden 30/10 - 1/11 1990, mg/kg friskvekt. JMG-prosedyre (størrelseskategorier, tarmrensing).  
?: Usikre/usannsynlige verdier.**

METALLER/ SKJELL STR. (CM)		St. B2	St. B6	St. B7	St. B13	St. B15
Hg	2-3	0.06	0.01?	0.05	0.05	0.05
	3-4	0.06	0.11	0.06	0.05	0.04
	4-5	0.06	0.11	0.09	0.05	0.04
Cd	2-3	1.90	0.09?	2.09	2.16	2.21
	3-4	1.83	6.71	3.75	3.86	2.03
	4-5	2.01	7.78	7.02	3.56	1.95
Pb	2-3	1.91	0.29?	0.95	0.85	0.88
	3-4	2.34	3.09	1.54	1.68	0.69
	4-5	2.33	3.80	3.64	1.42	0.72
Zn	2-3	46.0	34.0?	61.0	43.7	74.8
	3-4	50.0	93.5	75.9	64.6	59.0
	4-5	58.0	88.6	127.0	65.0	51.0
Cu	2-3	1.4	0.9	0.9	0.7	3.5?
	3-4	1.4	0.8	0.9	0.9	1.7
	4-5	1.4	0.8	0.8	0.8	1.5
% tørrv.	2-3	18.7	15.4	15.0	12.9	15.7
	3-4	18.4	14.9	14.6	12.7	113.9
	4-5	19.3	15.5	12.7	11.7	12.8

**Tabell A4. Metaller i blæretang og grisetang fra Sørfjorden og Hardangerfjorden 26/9-90, mg/kg tørrvekt. Reanalyseverdier i parentes.**

ART	BLÆRETANG			GRISSETANG						
	ST.NR.	B1	B2	B3	B4	B6	B7	B10	B13	B14
METALLER										
Hg	0.41	13.8 (8.1)	0.26	0.22	0.14	0.05	0.05	0.04	0.03	
Cd	23.4	15.3 (9.0)	8.9	4.6	5.3	2.8	2.9	2.6	2.1	
Pb	7.3	57.6 (40.8)	8.4 (5.6)	1.0	0.8	0.4	0.5	0.3	0.5	
Zn	2220	3230 (1790)	1330	930	980	650	620 (590)	590 (560)	480 (460)	
Cu	23.4	390 (220)	25.5	10.4	6.6	2.8	2.8	2.4	2.6	
Cr	0.3	1.2 (1.1)	0.5	0.1	-	<0.1	-	0.2	<0.1	
Ni	2.1	4.4 (2.1)	4.7	<1.0	-	<1.0	-	2.5	4.5	
Mn	340	880 (1170)	270	20	-	30	-	30	20	
Fe	290	2270 (1390)	700	60	-	10	-	10	10	
Co	1.6	2.4 (<2)	<1.8	<1.0	-	<1.0	-	<1.0	<2.0	
V	1.6	10.8 (5.7)	3.3	3.3	-	2.8	-	2.2	2.1	



**Tabell A5.** Metaller i blæretang og grisetang fra Sørfjorden 28 - 29/6-90, mg/kg tørrvekt.  
Reanalyseverdier i parentes.

ART, ST.NR.		Hg	Cd	Pb	Zn	Cu	% tørrv.	
BLÆRE- TANG	B1	0.21	6.5	5.4	1000	12.1	25.2	
	B2	0.32	8.5	5.3	1670	36.5	25.7	
	B3	0.12	5.1	4.5	1000	15.3	25.9	
GRISE- TANG	B4	I <sup>1)</sup>	0.12	2.9	0.7	460	8.3	24.9
		II <sup>2)</sup>	0.16	4.4	0.7	1140	12.2	35.1
		III <sup>3)</sup>	0.14	4.5 (4.9)	1.0	1120	14.5 (10.7)	34.6
	B6	I <sup>1)</sup>	0.07	2.8	0.7	430	7.0	25.3
		II <sup>2)</sup>	0.09	4.7 (5.5)	0.6	1120	15.3 (13.2)	34.4
		III <sup>3)</sup>	0.08	3.8 (4.3)	0.7	900	12.4 (13.4)	35.4
	B7	I <sup>1)</sup>	0.05	2.3	0.6	330	4.4	21.9
		II <sup>2)</sup>	0.06	3.1	0.5	720	7.2	30.9
		III <sup>3)</sup>	0.06	3.1 (3.4)	0.5	760	7.9 (6.7)	32.0

<sup>1)</sup> Skuddspiss ned til 1. blære (ca. 0 - 4 mnd.).

<sup>2)</sup> Avsnitt fra og med 1. blære til og med 2. blære (ca. 4 - 16 mnd.).

<sup>3)</sup> Skuddspiss kuttet under 2. blære (ca. 0 - 16 mnd.).

---

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69, 0808 Oslo  
ISBN 82-577-1985-4