



Statlig program for forurensningsovervåking

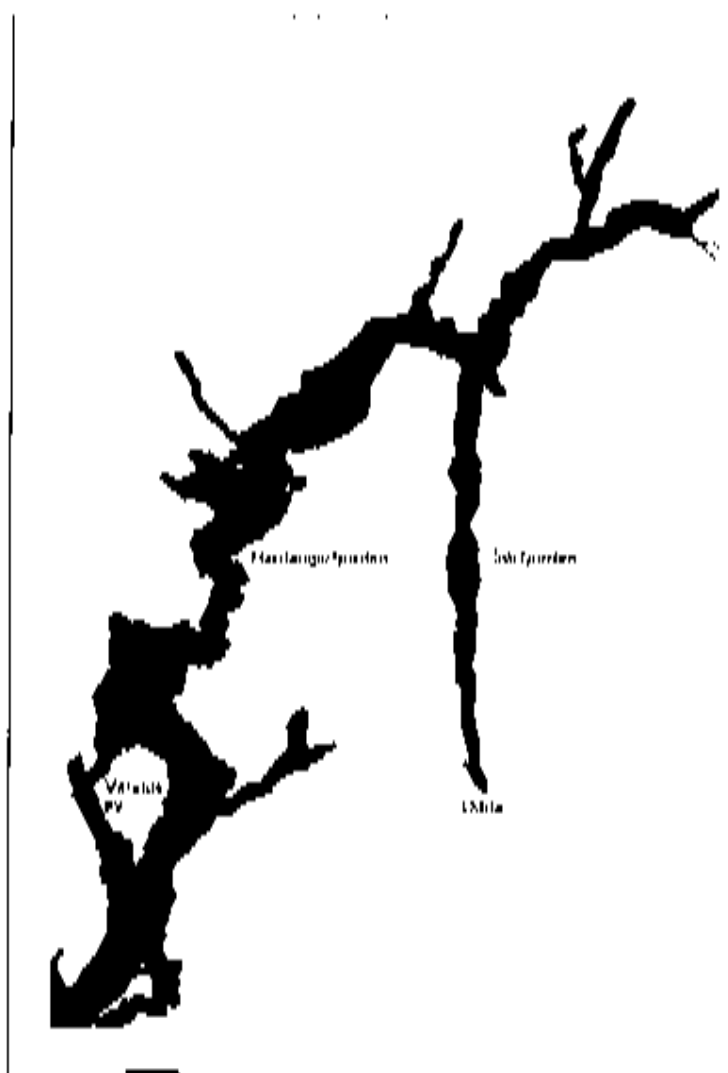
Rapport 783/99

Oppdragsgiver Statens forurensningskontroll

Deltakende institusjoner NIVA

Assayens, Odda

Tiltaksorienterte
miljøundersøkelser i
**Sørfjorden og
Hardanger-
fjorden 1998**
Delrapport 2
Miljøgifter i organismer



Hovedkantar

Postboks 174, Kjeller
0411 Oslo
Telefon (47) 22 48 61 00
Telefax (47) 22 48 62 00

Sørlandsavdelingen

Telestedet 1
4120 Gjevingen
Telefon (47) 37 29 50 65
Telefax (47) 37 08 08 10

Østlandsavdelingen

Samvokaporten 41
2412 Århusdal
Telefon (47) 02 52 64 00
Telefax (47) 02 67 60 53

Vestlandsavdelingen

Nordvevstredet 5
6805 Høyanger
Telefon (47) 66 30 20 00
Telefax (47) 66 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

Sandra Tønsboen 3
0400 Tjønsås
Telefon (47) 77 48 82 00
Telefax (47) 77 48 82 02

<p>Titel</p> <p>Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1998. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer.</p> <p>Overvåkingsrapport nr. 783/99 TA nr. 1982/1999</p> <p>Forfatter(e)</p> <p>Knutzen, Jon Green, Norman W. Høyvik, Egner M.</p>	<p>Kopier (forbindelse)</p> <p>(1 24-99)</p> <p>Projekter - Uslam.</p> <p>€ 800,000</p> <p>Fagområde</p> <p>Miljøøkologi</p> <p>Geografisk område</p> <p>Hardaland</p>	<p>Dato</p> <p>25/10 1999</p> <p>Sider - Pris</p> <p>42</p> <p>Distribusjon</p> <p>Trykker</p> <p>NIVA</p>
--	--	--

<p>Oppdragsinstans</p> <p>Statens forurensningskontroll (SFT)</p>	<p>Oppdragsreferanse</p>
---	--------------------------

Sammendrag: I 1998 ble det for tredje år på rad registrert forhøyet konsentrasjon av PCB i fisk fra indre Sørfjorden. Nivået var det høyeste som er målt siden overvåkingen startet, med enkelte overkonsentrasjoner i lever på 1000 ganger. Manglende kunnskap med data for skrubbe, de store geografske forskjellene og til dels markerte svinnringer mellom år, mangler forklaring. Spisefisken av fisk fra indre fjord nå bedømmes av næringsmiddelmyndighetene. Det ble også konsentrert moderat til markert forhøyet innhold av DDT med nedbrytningsprodukter, mest i fisk fra indre Sørfjorden, men også i fisk som fisk fra Strandebarm/Hardangerfjorden.

DDT-forurensning ble funnet på alle blåskjellspisjoner fra DDT i Hardangerfjorden, mest ved Kvaløys og Krossnes, der konsentrasjonene var det høyeste som er målt, ca. 20 ganger "høy bakgrunn". PCB-innholdet i skjell var "normalt" umålt ved Tysseid (ca. 58 "høy bakgrunn").

Blåskjell og ring var fortsatt påvirket til sterkt forurenset med metallene kvikksølv, kadmium, bly og sink, veskt for kadmium og bly i skjell og sink i ring, med maksimums overkonsentrasjoner på bliv. 15/10/10 ganger høy bakgrunn og klart østet på påvirkning ut i Hardangerfjorden. Kvikksølvinnholdet i fisk var høyt og svært forurenet.

<p>Forurenstingsgrupper</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Miljøgifter 2. Metaller 3. DDT 4. PCB 	<p>Fiskenegativt nummer</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Micropollutants 2. Metals 3. DDT 4. PCB
---	---

**TILTAKSORIENTERTE
MILJØUNDERSØKELSER**

I

SØRFJORDEN OG HARDANGERFJORDEN 1998

Delrapport 2. Miljøgifter i organismer

Forord

Overvåkingen av miljøgifter i organismer fra Sørjorden gjennomføres i samarbeid med Alex Stewart Environmental Services A/S (ASSAYERS), som har vært ansvarlig for innsamling av bløkkjell og tang.

Rapporten inkluderer data fra *Joint Assessment and Monitoring Program (JAMP)* under Oslo/Paris-kommisjonen, med Norman Green som prosjektleder. Overvåkingen av miljøgifter i fisk skjer i sin helhet under JAMP.

Analysene av metaller har vært utført av gruppen for uorganiske analyser ved NIVAs miljøanalyselaboratorium. Einar Barvik har vært hovedansvarlig for analysene av klororganiske stoffer. Prøvene av fisk, bløkkjell og tang er opparbeidet av henholdsvis Frank Kjellberg, Unni Ebraansen og Frithjof Moy.

Prosjektleder er Jens Skel. For 1998 er det tidligere gitt ut rapport om fjordens vannkjemi (Skel, 1999).

Oslo, 25/10 1999

Jon Knutzen

Innhold

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	5
SUMMARY	7
2. BAKGRUNN OG FORMÅL	8
3. MATERIALE OG METODER	9
4. RESULTATER OG DISKUSJON	14
4.1 Metaller i fisk	14
4.2 Metaller i blåskjell	16
4.3 Metaller i tang	23
4.4 Klororganiske stoffer i fisk	29
4.5 Klororganiske stoffer i blåskjell	33
5. REFERANSER	37
DATAVEDLEGG	39

I. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

- I. Overvåkingen skal følge utviklingen i Sørfjorden etter utslippsreduksjoner; gi grunnlag for å bedømme behovet for eventuelle ytterligere tiltak og tjene som underlag for næringsmiddelmyndighetenes vurdering av fisk og skjells spiselighet. Et fjerde hovedformål er å holde allmenhet og brukerinteressen orientert om fjordens tilstand.
- II. 1998-observasjonene av miljøgifter i organismer har som tidligere omfattet metaller og klororganiske stoffer i fisk og blåskjell, samt metaller i blæretang/grisetang. Prøvestedene fremgår av figur 1 (skjell og tang) og figur 2 (fisk). Noe av overvåkingen av miljøgifter i fisk og skjell fra Sørfjorden/Hardangerfjorden er en del av Norges bidrag til *Total Assessment and Monitoring Program (TAMP)* under Oslo/Paris kommisjonen. Den fullstendige bearbeidelsen av data for fisk skjer således innen dette programmet. I foreliggende rapport gjengis hovedresultater av betydning for å bedømme forurensningsgrad og spiselighet.
- III. På samme måte som i 1996-97 er det konstateret moderate overkonsentrasjoner av kvikksølv i filet av torsk og skrubb fra indre Sørfjorden (omkring en fordobling av "antatt høyt bakgrunnsnivå" = kl. I i SFTs klassifiseringssystem). Mens det tidligere også har vært registrert svakt forhøyet kvikksølvnivå i torsk fra Strandebarne (Hardangerfjorden), var dette ikke tilfelle i 1998. I tillegg viste glassvar fra Strandebarne høyere kvikksølvinthold enn det som har vært vanlig for.

Konsentrasjonen av kadmium i lever av skrubb fra indre fjord overskred høye verdier fra referanseområdet med omkring 5 ganger, mens det i torskelever bare var svake spor av kadmiumpåvirkningen. Også blyinnholdet i skrubblever/indre fjord var noe forhøyet. Fiskelever fra Strandebarne inneholdt normalverdier av metaller.

- IV Metallinnholdet i blåskjell og tang var fremdeles høyt. I skjell var det overkonsentrasjoner på ca. 3-30 ganger for bly og 3-15 ganger for kadmium; opp til 6 ganger for kvikksølv og maksimum 3 ganger for sink. Stort sett økte konsentrasjonene utover fjorden (bly, kadmium, kvikksølv), mens det for sink vedkommende var et maksimum ved Tysædøl. Skjell var også tydelig overbelastet med bly og kadmium, i svakere grad med kvikksølv, på en Hardangerfjordstasjon 60 km fra Odda.

Maksimal forurensningsgrad (antall ganger "antatt høy bakgrunn") var høyere i tang enn i blåskjell for kvikksølv, kadmium og bly; opp til hhv. 6, 12 og 11 ganger i tang. Derimot kom den høye belastningen med sink bedre til syne i tang; opp til 11 ganger og overkonsentrasjoner ut hele Sørfjorden.

I blåskjell var metallinnholdet omtrent likt eller hadde gått ned i forhold til 1997. Det samme gjaldt kadmium, bly og sink i tang, mens derimot kvikksølv i tang lå høyere enn året før. Hverken tilfælselstallene (tokser) eller vannanalysene skulle tilsi noen vesentlige endringer.

- V. Lever og filet av torsk fra indre Sørfjorden var i gjennomsnitt sterkt forurenset med PCB, men med store individuelle forskjeller. Midlere overkonsentrasjon av ΣPCB i lever var 10-20 ganger og i filet 8-10 ganger i materialet fra de to prøvestedene Edm og Tysædøl. Dette er de høyest registrerte PCB-nivåene i torsk siden overvåkingen startet.

Flere eksemplarer av torsk fra indre del av Sørfjorden inneholdt også markert forhøyede konsentrasjoner av DDT med nedbrytningsprodukter (DDD og DDE)er bare bestemt i et utvalg av individene).

I motsetning til torsk lå ikke middelværdiene av ΣPCB₇ i skrubbte høyere enn det man kan finne på referanselokalteter. Bakgrunnen for forskjellen mellom artene er ikke forstått, og heller ikke de store svingningene mellom individer og fra år til år i fiskens forurensning med særlig PCB, men også DDT.

I torsk fra Strandebarm/Hardangerfjorden ble det registrert vel 3 ganger forhøyet innhold av ΣDDT, mens PCB-innholdet var "normalt". DDT-forurensningen i dette området ble bekreftet ved resultatene fra analysene av skrubbte, glassvar og sandflyndre.

- VI. Jevntfor med kl I i SETs klassifiseringsystem ble det i blåskjell fra Sørfjorden konstatert overkonsentrasjoner av ΣDDT på 2-20 ganger: lavest innerst og høyest midtfjords (Kvalnes) og ytterst (Krossanes). Mens det alle tidligere år har vært funnet høyest konsentrasjoner ved Kvalnes var 1998-maksimum ved Krossanes.

Årets maksimumsverdier er de høyest målte siden 1991.

Overkonsentrasjoner (ca. 4x) av ΣDDT ble også registrert i skjell fra JAMP stasjonene Ranaskjær og Vikingneset i Hardangerfjorden.

Skjellenes innhold av ΣPCB₇ var "normalt" på alle stasjoner unntatt ved Tyssedal, der innholdet var ca. 5x "antatt høy bakgrunn (kl I i SETs klassifiseringsystem). Hvert år siden 1991 er det funnet forhøyet PCB-innhold i skjell fra denne stasjonen (og dermed videsbyrd om nåtidig tilførsel utover det som er vanlig), men for det meste i moderat grad. Imidlertid synes ikke den ukjente kilden å ha en størrelse som kan gi noe mer enn en mindre del av forklaringen på PCB-forurensningen i fisk. Forsøk på å finne PCB-kilder må derfor også omfatte andre steder enn Tyssedalområdet.

- VII. PCB-forurensningen i torsk fra indre Sørfjorden tilsier at næringsmiddelmyndighetene må vurdere fiskens spiselighet. For øvrig må:
- Entesporing av kilder for kontamineringen med PCB og DDT (ingen konkrete kilder er kjent)
 - Fortsatt arbeide for å få kartlagt diffuse tilførsler og repeterende utslipp av metaller, med henblikk på å få kontroll over disse kilder.

SUMMARY

- I. The main objective of monitoring in Sørfjorden, Hardanger (Figure 1 - 3) is to follow the development in the metal content of fish, mussels and algae after several measures to reduce the discharges in particular of mercury, lead, cadmium and zinc.

In fish and mussels the levels of organochlorines are also monitored by yearly registrations.

The observations of contaminants in fish and mussels are part of the Norwegian contribution to Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP) of the Paris- and Oslo Commissions.

- II. The 1998 observations showed moderate contamination with mercury in fillet of cod (*Gadus morhua*) and flounder (*Platichthys flesus*) from the inner part of Sørfjorden. The mercury level in witch (*Lepidorhombus whiffiagonis*) from Strandebarm/Hardangerfjorden was somewhat lower than in most previous years.

Cadmium i liver of flounder/inner Sørfjorden exceeded assumed high background about 5 times. Moderate overconcentrations were also observed in cod liver from the same area. Possibly, also lead in flounder liver was moderately higher than normal.

- III. As in previous years it was a strong contamination with metals in mussels and benthic algae. Maximum concentrations of mercury, cadmium and lead in mussels (from the innermost part) exceeded class I in the classification system of the Norwegian Pollution Control Authority up to 6,15 and 30 times, in the given order. Zinc in bladder wrack (*Pilayella littorale*) exceeded the assumed high background with up to 11 times. The excess load of metals in the fjord surface layer was evident also in the main fjord, in particular with regard to lead and cadmium (contamination in mussels traceable at least 60 km from the source).
- IV. The content of PCB in liver and fillet of cod from inner Sørfjorden showed strong contamination with PCB. Mean level in liver of cod exceeded the reference value (assumed high "background") 10/20 times at two sub sampling stations, but with pronounced individual variation (max:min >10). In contrast, no indications of local contamination was found in flounder from the same sites or farther in. Fish from the JAMP Hardangerfjord locality had "normal" content of PCB.

Several individuals of cod from inner Sørfjorden were also markedly contaminated with DDT and metabolites. More moderately increased levels of DDT were recorded in cod, flounder, witch and dab (*Limanda limanda*) from the Hardangerfjord station.

- V. Compared with class I in the Norwegian classification system mussels from all localities contained excess DDT, with overconcentration in the interval 2-20 times. Maximum contamination was found at Kvalnes (st. 16) and and Krossanes (st. 17) in Sørfjorden (Fig. 1). The maximum figures also were the highest recorded since the start of the monitoring programme in 1991.

PCB levels in mussels were "normal" at all localities, except at st. 13 Tysedal, with an overconcentration about 5 times.

2. BAKGRUNN OG FORMÅL

Bakgrunnen for overvåkingen i Sørfjorden er dels den vedvarende høye metallbelastningen på fjordens overflatelag, samt at det i 1991 ble avdekket at fjorden var utsatt for en ikke ubetydelig forurensning med DDT (vesentlig i form av nedbrytningsproduktet DDE). Metallforurensningen har forutlediget advarsel mot å spise fisk og skjell fra fjorden. Bedring i forholdene medførte at kostholdsradene for fisk ble trukket tilbake i 1994, mens advarselen mot konsum av skjell fortsatt gjelder.

Overvåkingen er tiltaksorientert, idet det er et hovedformål å gi grunnlag for å vurdere behov for ytterligere å redusere tilførselen av forurensninger, dertil å gi ajourførte data som benyttes til å bedømme spiseligheten av fisk og skjell. Ved dette fås også informasjon om utviklingen, som ikke bare er av interesse for forvaltingsmyndighetene (om tiltakene gir den tilskittede virkning), men også for allmenheten og brukerne av fjorden. I 1998 ble det laget en sammenstilling av resultater fra alle deler av overvåkingen i Sørfjorden 1980-1997 (Skei et al. 1998) samt en mer populært anlagt fremstilling (Skei og Knutzen 1999).

Tabell 1 viser tilførselsstilt for metaller i 1998 og foregående år, såvidt de har latt seg beregne. Hovedproblemet i denne forbindelse er sannsynligvis utførsel fra forurensede arealer i nedbør feltet, i mindre grad også uhellsslipp. Tallene i tabellen må derfor betraktes som noe usikre.

Tabell 1. Offisielle anslag over utslipp til sjø fra Odda Smelteverk A/S (O.S.), Norzink A/S (NZ) og Tinfos Tinn & Bron (TT) i 1998 (kg/år). Basert på opplysninger fra bedriftene. Tallene i parentes representerer utslippstall for 1997. Tabellen er hentet fra Skei (1999).

Bedrift	Cu	Pb	Zn	Cd	Hg	PAH
O.S.	200 (354)	124 (211)	1053 (1050)	10 (21.0)	0,5 (2.3)	1162 (880)
NZ ¹⁾	50 (50)	4400 (3600)	30000 (32000)	850 (850)	1,2 (8,6)	- (-)
TT	7,4 (1,2)	05 (12.5)	2824 (5400)	30 (0.3)	0,2 (0.0)	1,5 (0)
Totalt	320 (405)	4509 (3826)	40077 (39000)	990 (102)	7,3 (8.4)	1164 (880)

¹⁾ Tilførselene fra Norzink for 1998 omfatter utslipp fra leirende drift (regulært utslipp og akuttutslipp), tilgjenging av vann bruk sprøyting, avrenning fra kjettnedret og beredte mengder av sink og kadmium tilført fjorden via overflatevann og kloakk (ulføre filterater). Den antagelige fordelingen mellom de tre anleggskategoriene er følgende (kg/år, kfr. Skei 1999):

	Zn	Cd	Pb	Cu	Hg
Drift	5283	70	4340*	20	1.2
Via sprøyting	1500	50	3	10	0.2
Kaom	1400	4	54	0	0.3
Dåsefilterater (ca.)	21000	700	7	7	7
SUM**	30000	850	4400	30	1.2

* Hovedsaklig fra aluminiumindustrikkjen

** Disse tallene er ikke sammenhengende avrundet oppover av Norzink A/S

3. MATERIALE OG METODER

Blåskjell (*Mytilus edulis*), blæretang (*Phucus vesiculosus*) og grisetang (*Ascophyllum nodosum*) er samlet inn fra 1 - 1.5 meters dyp 29/30/10 fra stasjonene B1 Byrkjenes, B2 Birtheim, B3 Tyssedal, B4 Digraaneset og B6 Kvalnes og 28/9-98 fra B7 Krossanes (tabell 2, figur 1). Blåskjell er samlet fra alle stasjonene; blæretang fra de tre innerste lokalitetene B1-B3 og grisetang på B4-B6.

Innen den norske delen av det internasjonale overvåkingsprogrammet JAMP (Joint Assessment and Monitoring Programme) under Oslo/Paris kommisjonen, er det 23-26/10 1998 samlet inn blåskjell fra Birtheim, Kvalnes, Krossanes, Ramskjær og Vikingneset (tabell 2, figur 1). Det ble på dette toktet også samlet prøver til delprogrammet INDEX fra st. B1 Byrkjenes. (INDEX er SFT's lokale/nasjonale forurensningsindeks basert på miljøgifter i blåskjell).

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

JAMP materialet omfatter i tillegg analyser av metaller og klororganiske forbindelser i fisk. Skrubbe (*Platichthys flesus*) og torsk (*Gadus morhua*) er samlet fra henholdsvis 3 og 2 underområder av JAMP-stasjon 5B3 i indre Sørfjorden (fig.2) i perioden 24/10-5/11 1998. Ved Strandebarn i Hardangerfjorden (JAMP-st. 67H) er det samlet inn torsk 28/10-5/11 og glassvar (*Lepidorhombus whiffiagonis*), skrubbe og sandflyndre (*Limanda limanda*) i perioden november 1998 til 10 februar 1999.

Innenfor Statlig program samles av blåskjell (såvidt mulig) 50 stk. i størrelsen 4 - 5 (6) cm fra hver stasjon til en blindprøve. Skjellene fryses ned uten forutgående tomning av tarm. I praksis har det på flere Sørfjord-stasjoner vært vanskelig å finne skjell over 4 cm, slik at størrelsesintervaller ofte har blitt ca.3 - 5 cm. Innen JAMP samles rutinemessig 50 stk. innen hver av størrelseskategoriene 2 - 3, 3-4 og 4 - 5 cm. Før nedfrysing går skjellene her ca. ett døgn i vann fra innsamlingsstedet (tomning av tarm) og tas ut av skallene. Forsøk med blåskjell fra Sørfjorden viste imidlertid ingen signifikant forskjell i metallinnhold mellom skjell med og uten tarmrensing (Green, 1989). For prøven til INDEX-programmet (bare st. B1 23/10-98) er det bare samlet en størrelseskategori (3-5 cm, 3 parallelle blindprøver à 20 stk.), og skjellene ble heller ikke tarmrenset.

Blindprøvene av blæretang (stasjonene B1, B2, B3) har bestått av ca. 5 cm lange skuddspisser (ca. 100 fra ca. 20 individer). Av grisetang (fra og med st. B4 og utover) benyttes skuddspisser kunnet like under 2. blære ovenfra.

Fiskeprøvene er analysert dels på individer (15 - 25 stk.), dels på blindprøver av 5 stk. i 3 - 5 størrelsesgrupper (se nærmere i fotnoter under de aktuelle resultattabeller). Klororganiske forbindelser er analysert i lever og filet, kvikksølv bare i filet, og kadmium, bly, kobber og sink bare i lever.

Fisken er fraktet nedfrost, deretter tint og opparbeidet på NIVA for ny nedfrysing inntil homogenisering og analyse.

JAMP 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/Paris-kommisjonen. Det samme gjelder regionale forskjeller. I den foreliggende rapport er vurderingen stort sett basert på middelværdir sammenlignet med et "antatt høyt diffus bakgrunnsnivå". (Med begrepet "høyt diffus bakgrunnsnivå" menes "grensen" for verdier som kan registreres utenfor det registrerbare influensområdet til definerte punktkilder - kfr. kl.I i SFT's klassifiseringssystem, Mølver et al. 1997).

Før analyse er tungen tørket ved 105 °C i 42 timer og homogenisert i RICECH og/da motermolle. Blåskjell og fisk er homogenisert i en TEFAL food prosessor eller Ultra-Turrax T25.

Før metallanalyse er en innveid subprøve av tint homogenisert oppløst med salpetersyre i autoklav ved 120 °C og fortynnet med destillert og avionisert vann (Norsk Standard 4780, 1. utg. juni 1988). Bestemmelsen utføres på den klare væskefasen og foretas med atomabsorpsjon i flamme eller grafitt-ovn. Sink bestemmes ved atomabsorpsjon i flamme (NS 4770, NS 4773, 1. utg. mar 1980), mens bly, kadmium og kobber er bestemt ved flammelos atomabsorpsjon (grafittovn) i henhold til NS 4780, NS 4781, 1. utg. juni 1988. Deteksjonsgrensene er 2,0/0,1/0,02 mg/kg våtvekt, henholdsvis for sink, bly/kobber og kadmium. Kvikk sølv analyseres ved kalddamp/gullfelle, deteksjonsgrense 0,02 mg/kg. Standardavviket ved analyse av paralleller er \pm 2% for sink og \pm 5 - 10% for de øvrige. Analysekvaliteten kontrolleres mot sertifisert referanse-materiale.

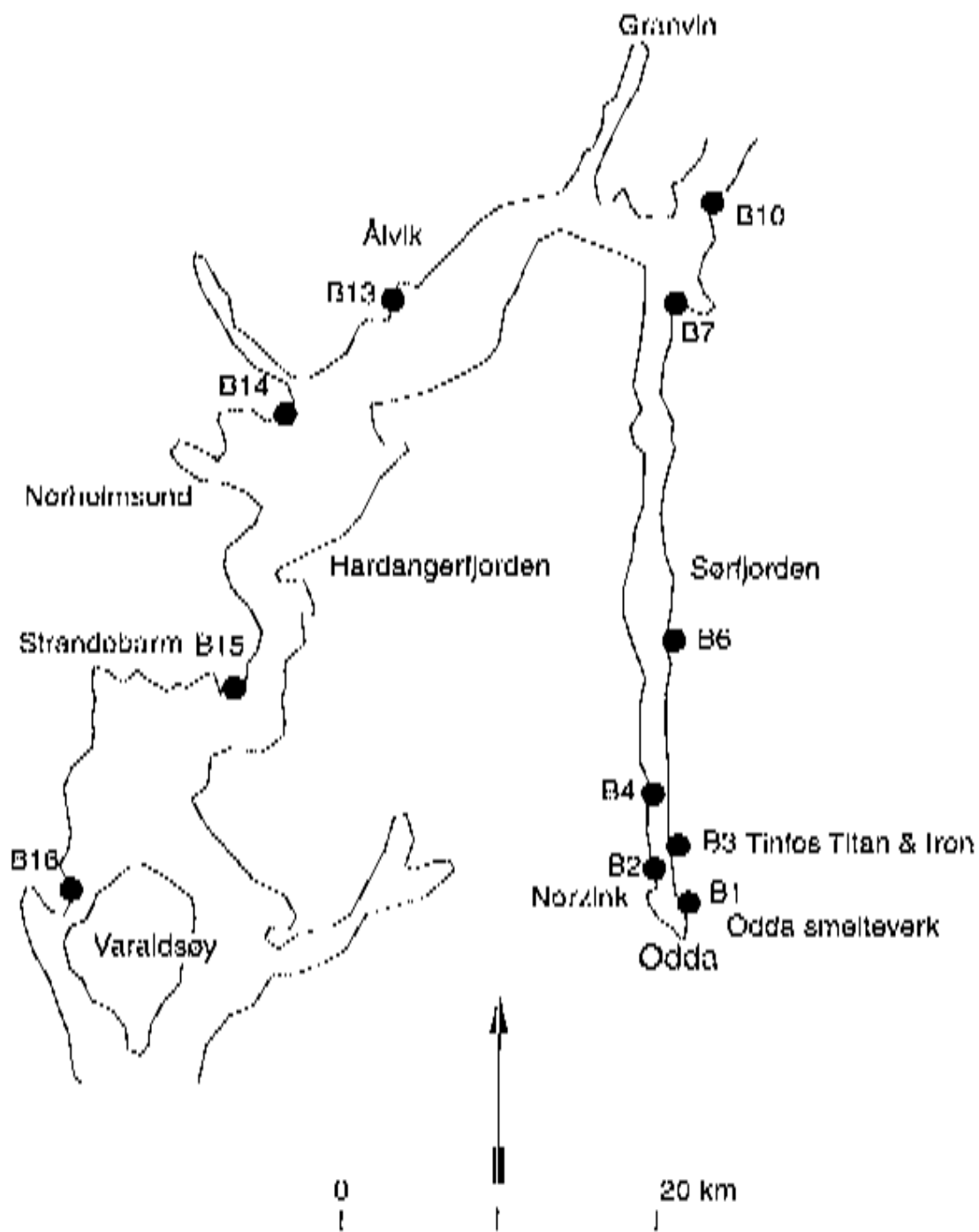
Før de kjemiske analysene er våt homogenisert materiale tilsatt PCB 53 som indre standard og ekstrahert to ganger med en blanding av sykloheksan og aceton ved bruk av ultralyd desintegrasjon. Etter vasking med destillert vann inndampes ekstraktet til tørrhet for fettvektbestemmelse. For videre analyse veies en del av fettstoffer, løses i sykloheksan og renses/forsåpes med konsentrert svovelsyre.

Før kvantitativ analyse blir ekstraktet inndampet til ønsket volum i små glassede prøveglass. Identifisering og kvantifisering av de nevnte parametre utføres på en gaskromatograf (GC) med 60 m kapillærkolonne og elektroninfangningsdetektor (ECD). Kvantifisering utføres via egne dataprogram ved bruk av 8-punkts standardkurver, og konsentrasjonsnivået til alle parametre som skal kvantifiseres justeres til å ligge innenfor standardkurvens lineære område.

Analysesjakkene kvalitetssikres ved blant annet å analysere kjente standarder for hver tiende prøve på gaskromatografen, samt ved jevnlig kontroll av hele opparbeidings- og analyseprosessen ved bruk av internasjonalt sertifisert referansmateriale (SRM 349, forskelverolje og CRM 350, makrellolje), regelmessig blindprøvetesting og hyppig kalibrering av instrumentene ved bruk av 8-punkts standardkurver. Oppnåelig presisjon ved gjentatt analyse av referansmaterialet er 5 - 10% for enkeltforbindelser. Deteksjonsgrensene for enkeltforbindelser er 0,1 - 0,2 µg/kg våtvekt.

Tabell 2. Innsamlingssteder for løttskjell og tang i Sørkjølen og Hardangerfjorden 1997, med angivelse av adkomst og ca. avstand fra Odda (km). (Ikke prøvetatt 1998 - *)

STASJONNR (JAMF)	ADKOMST	Ca. AVSTAND FRA ODDA (km)
St. B 1	Byrkjennet, lite nord N for badestrand, j. yg. 1994. Ved namn på pynt i sydenden av bukta - ca. 50 m lenger syd	2
St. B 2 (52A)	Lilhem, på kommunal bolig-prosjekt	3
St. B 3	Tysandst. kai ved kraftstasjon. 1994: Brygge syd for T 11	6
St. B 4	Digramet, ved robebygg, 1994: Galselung buket 100 m nordfor.	10
St. B 6 (50A)	Kvalnes, S for Kvalnes, ved gammel namn ut for bukthavn	18
St. B 7 (57A)	Krossanes, bygge ved S havet ytterst på buket (Yalneset)	37
St. B 10 *	Sangjumsauvli/Lofjord, østberg	44
St. B 12 (53A)	Havskjær, skjær med grunnfoss, rett øst for Ojalsvassan	58
St. B 14 *	Rykkjennet, m/havnag nedfor øy	69
St. B 15 (55A)	Vikingrud, ved fyrlykt	84
St. B 16 *	Narves, Nordmannet, skjær ved bygge og namn	100



Figur 1. Prøvesteder for bløskjell og tang fra Sørjorden. (B10, B14 og B16 har prøvetatt ved bryssundersøkelsen).

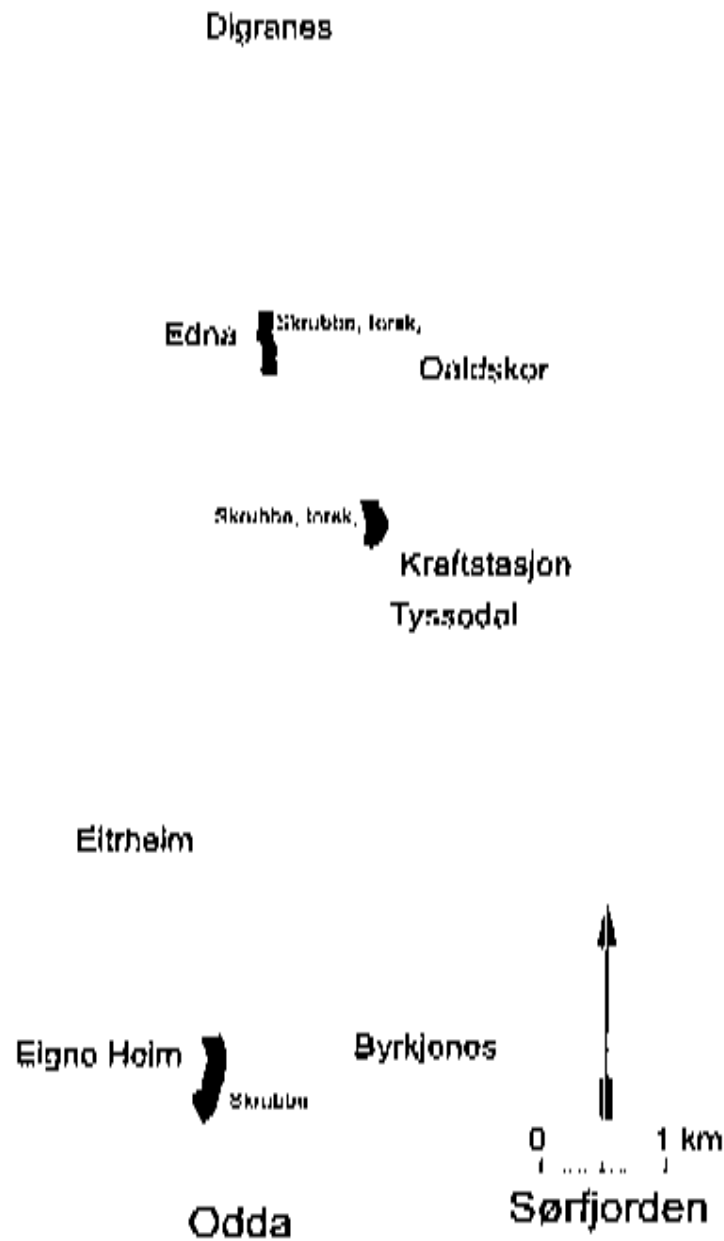


Figure 2. Prøvesteder for fisk i indre Sørjorden 1997.

4. RESULTATER OG DISKUSJON

4.1 Metaller i fisk

Disse analysene er gjort innen JAMP. Rådata, opplysninger om prøver m.v. er tilgjengelig fra databasen for dette programmet. Nærmere bearbeidelse av data vil også skje innen JAMP. Her gjengis bare hovedresultatene (Tabell 3). Det tas også forbehold for den gjestående kvalitetskontroll av resultatene som foretas innen JAMP.

Tabell 3. Middell/Std.avvik for kvikksølv i filet og karkinn, kobber, bly og sink i lever av torsk (*Clupea morhua*), skrubbe (*Platichthys flesus*), glassvar (*Lepidobrama hubbsi*) og sandflyndre (*Limanda limanda*) fra stasjonene i indre Sjøtjorden (JAMP st. 53) og ved Strandebarm i Hordangerfjorden (JAMP st. 67) 1998, mg/kg våtvekt.

Stasjon/Art	Filet Hg	Lever Cd	Lever Cu	Lever Pb	Lever Zn
I.Sørl., Odde Skrubbe ¹⁾	0,27/0,09	1,52/0,30	20,0/4,1	0,88/0,31	57,1/18,0
I.Sørl., Tysedal Torsk ²⁾	0,25/0,09	0,24/0,15	16,5/1,0	0,15/0,10	10,2/5,4
I.Sørl., Tysedal Skrubbe ³⁾	0,18/0,08	2,00/1,29	18,8/2,3	0,48/0,06	51,4/7,2
I.Sørl., Fjåne Torsk ⁴⁾	0,25/0,17	0,20/0,20	10,4/11,0	0,10/0,06	17,3/10,4
I.Sørl., Fjåne Skrubbe ⁵⁾	0,14/0,09	1,43/0,58	18,0/1,2	0,30/0,12	57,0/13,8
Strandebarm					
Torsk ⁶⁾	0,07/0,05	0,04/0,06	11,2/4,6	<0,03	26,1/16,0
Glassvar ⁷⁾	0,17/0,11	0,00/0,07	10,4/2,5	0,04/0,01	10/1,1
Skrubbe ⁸⁾	0,05/0,01	0,15/0,03	8,1/1,9	0,04/0,01	14,7/2,8
Sandflyndre ⁹⁾	0,10/0,05	0,20/0,01	0,4/1,9	0,17/0,10	30,2/27,0

¹⁾ 5 blandede A 5 øks. (Storrellskvalgerarter: 319 342, 376 503, 425 547, 487 541, 581 624 g).

²⁾ Individuelle analyser av 15 øks., 437-1354 g.

³⁾ 3 blandede A 5 øks. (Storrellskvalgerarter: 267 434, 301 500, 600 191 g).

⁴⁾ Individuelle analyser av 15 øks., 313-2520 g.

⁵⁾ 3 blandede A 5 øks. (Storrellskvalgerarter: 312 465, 400 560, 691 105 g).

⁶⁾ Individuelle analyser av 25 øks., 535-2446 g.

⁷⁾ 5 blandede A 5 øks. (Storrellskvalgerarter: 218 388, 354 442, 370 642, 480 537, 600 691 g).

⁸⁾ 4 blandede av 5(4) øks. (Storrellskvalgerarter: 222-309, 464 932, 921 1482, 1300 3100 g)

⁹⁾ 5 blandede av 5 øks. (Storrellskvalgerarter: 150 206, 190 272, 302 371, 347 464, 484 638 g)

På samme måte som året før (Tabell 4) lå kvikksølvinnholdet i torsk fra indre Sjøtjorden (gjennomsnitt for materialet fra Fjåne og Tysedal) vel dobbelt så høyt som normalt i bare diffust belastede områder (kfr. kl I i SFTs klassifiseringssystem, Mølver et al. 1997). Om lag tilsvarende for høyelse ble registrert i skrubbe fra dette området (Tabell 3).

Ved Strandebarm var det svakere for høyelse i torsk (mer "normal") og det samme gjaldt skrubbe og sandflyndre. Filet av glassvar fra Strandebarm inneholdt litt mer kvikksølv enn de øvrige artene (Tabell 3), men forskjellen fra torsk var ikke så markert som den ofte tidligere har vært i materialet fra denne lokaliteten (Tabell 4). På grunnlag av observasjonene fra 1997, med en moderat, men klar for høyelse av kvikksølvinnholdet i torsk og enda klarere for høyelse i glassvar relativt til et referansmateriale fra Froyene (NIVA, upublisert), ble det konkludert med at resultatene indikerte en lokal kvikksølvkilde (Knutzen et al. 1999). Denne konklusjonen styrkes ikke av 1998-resultatene.

Av tabell 4, med oversikt over fisks kvikksølvinnhold siden 1987, ses primært at man har en stor variasjon innen den enkelte art; f.eks. 0,09-0,40 mg/kg i torsk fra indre Sjøtjorden 1992-1998 og 0,10-0,43 mg/kg i glassvar fra Strandebarm 1991-1998. De tidlige betydelige svingningene fra et

År til det neste er det ikke funnet noen tilfredsstillende forklaring på, dvs. man ser ingen enkel forbindelse mellom forurensningsgraden i fisk og det som har vært kjent om tilførsler til fjorden angjeldende år. Ser man Leks på perioden 1992-1998, da kvikksølv i torsk fra indre Sørjorden varierte med mer enn 4 ganger, finner man ut kjent (målt/beregnet/anslått) årlig belastning ikke varierte mer enn vel 2 ganger (Tabell 2 i Sker et al. 1998). Betydelige forskjeller mellom individer, og herunder sammenheng mellom kvikksølvinnhold og størrelse/aldre, spiller utvilsomt en rolle, men ikke på en måte som forklarer fluktusjonene. Forholdet illustrerer sannsynligvis både den usikkerhet som er i tilførselsberegningen for kvikksølv (herunder en mulig mindre kilde ved Strøndebarm) og behovet for en grundig statistisk analyse av materialer innen JAMP. Som tidligere nevnt har man for materialet frem til 1996/97 ikke funnet noen bestemt utviklingstendens (appendiks G i Green 1997; Green et al. 1999).

Tabell 4. Middelerverdier av kvikksølv i torsk, skrubbe og glassvar fra indre Sørjorden (JAMP-st. 53) og Strøndebarm (JAMP-st. 67) 1987-1998, mg/kg våtvekt.

Stasjon/arter	-87	-88	-89	-90	-91	-92	-93	-94	-95	-96	-97	-98
Indre Sørj.												
Torsk	0,20	0,11	0,22	0,20	0,24	0,40	0,17	0,08	0,06	0,26 ^{II}	0,23 ^{II}	0,25 ^{II}
Skrubbe		0,10	0,13	0,12	0,13	0,12	0,08	0,15	0,09	0,17 ^{II}	0,19 ^{II}	0,20 ^{II}
Strøndebarm												
Torsk	0,14	0,09	0,10	0,10	0,12	0,10	0,11	0,13	0,08	0,10	0,13	0,07
Glassvar	0,35	0,33	0,38	0,50	0,10	0,21	0,20	0,43	0,35	0,41	0,27	0,17
Skrubbe										0,18		0,05

^{II} Middelt av verdiene fra Tynndal og Eldra

^I Middelt av verdiene fra Østta, Tynndal og Eldra

I henhold til data fra JAMP referanselokalteter bør ikke kadmium i lever av skrubbe overstige 0,3-0,4 mg/kg våtvekt (Knutzen og Green 1995). Av tabell 3 ses en overskridelse av dette i skrubbe fra indre Sørjorden på 4-5 ganger. Tilsvarende utslag av naturlig tilførsel og sedimentlagret kadmium har man fra 1996-97 og fra tidligere år i 1991-1992, derimot i mindre grad 1993-1995 (Knutzen et al. 1995, 1996, 1998, 1999). Også torskelever viste spor av kadmiumpåvirkningen, men i svakere grad enn skrubbe og uten praktisk betydning. Så langt er det ikke konstatert noen signifikant utvikling over tid i det kadmiuminnholdet (1986-1996/97) hverken i skrubbe eller torsk (Green 1997, appendiks G; Green et al. 1999).

Lever av skrubbe fra de tre fangststedene i indre Sørjorden inneholdt markert mer bly enn i materialet fra samme ut samlet ved Strøndebarm, men overskridelsen var moderat i forhold til det man kan finne på referanselokalteter generelt (Knutzen og Green 1995).

For kølber og sink lå verdiene i fiskelever innen normintervallet.

4.2 Metaller i blåskjell

Resultatene på tørrvektbasis er vist i tabell 5 og dataene fra 28/9 (B7) og 29-30/10 (B1-B6) inngår i figur 3-6, som viser utviklingen siden 1981. Konsentrasjonene på våtvektbasis er gjengitt i vedlegg.

Tabell 5. Metaller i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Sørfjorden og Hardangerfjorden 23-26/10 (JAMP/INDEX), 28/9 (B7) og 29-30/10 1998, $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt, (Fra JAMP: middel av 3 størrelseskategorier, fra INDEX: middel av 3 paralleller av en størrelseskategori). Ikke analysert: n.a.

Stasjonnr	Hg		Cd		Pb		Zn		Cu	
	29-30/10	28-09/10	29-30/10	28-09/10	29-30/10	28-09/10	29-30/10	28-09/10	23-26/10	29-30/10
B1	0,58	1,09	10,3	20,0	31,3	100,0	n.a.	290	1,5	10,7
B2	0,20	0,67	0,9	15,0	14,0	44,0	161	271	7,1	8,7
B3		0,50		11,0		31,4		501		12,7
B4		0,05		0,7		27,0		175		11,2
B6	0,28	0,34	8,0	8,9	15,2	24,4	144	207	7,3	11,9
B7	0,17	0,27 ^{b)}	6,1	0,3 ^{a)}	0,9	0,2 ^{b)}	122	102 ^{b)}	7,0	5,3 ^{a)}
B13	0,22		4,2		8,6		136		5,7	
B15	0,08		1,7		1,4		123		5,7	

1) Innsamling 28/9

I serien begrenset til Sørfjorden (29-30/10, st B7 28/9) ses av tabell 5 overkonsentrasjoner jevnført med grensen for klasse I i SF's klassifiseringsystem (Molvær et al. 1977) som for kvikksølv varerte fra nærmere 6 ganger innerst i fjorden ("markert forurenset") til en moderat forhøyelse ytterst.

For kadmium og bly ble det også funnet stor overskridelse av "antatt høyt bakgrunnsnivå" innerst i fjorden, men markert avtagende utover; for kadmiums vedkommende i intervallet 3-15 ganger og for bly 3-20 x. Tilstanden blir m.a.m. fra begge metallene å karakterisere som "markert" til "sterkt forurenset" (Molvær et al. 1997).

Registreringene fra st B7 Krossanes betyr i tilknytning med det som er konstruert tidligere år ut påvirkningen med særlig bly og kadmium, men også kvikksølv, strekker seg ut i hovedfjorden. Dette ses også av JAMP-målingene fra st. B13 Raasjøen (nærmere 60 km fra Odda) der det ble sporet svak overkonsentrasjon av kvikksølv og mer enn fordobling av naturlig innhold av bly og kadmium.

Stuk viste et maksimum på nærmere 3 x "høyt bakgrunn" i blåskjell (markert forurenset) fra st. B4 Tyssedal, men ellers bare moderate overkonsentrasjoner og tilnærmet "normalinnhold" i skjell fra fjordmunningen (st. B7). **Kaliber**verdiene svangte omkring eller svakt over det som kan betraktes som normalt (Molvær et al. 1997).

For kvikksølv, kadmium og bly ses stort sett synkende konsentrasjoner med økende avstand fra næringskilder av Odda (dvs. fra stasjonene B1/B2 og utover), men ikke med et jevnt forløp. For sinkes vedkommende har man en stor uregelmessighet ved at maksimum er registrert ved Tyssedal. Forholdet kan ikke forklares ut fra data fra vannovervåkingen (Sker 1999). Ved siden av uregelmessige tilførsler kan forholdet muligens ha sammenheng med den betydelige økningen i sinkutslipp fra Tinfos Titan & Iron fra 1997 til 1998 (Tabell 1).

I tilknytning med flere tidligere år var det til dels dårlig samsvare mellom resultatene fra denne serien og JAMP/INDEX-registreringene. Særligviktig var for stasjonene B1, B2 og B6 båret på analyse av skjell innsamlet mindre enn en uke tidligere (Tabell 3, serien 23-26/10). Ut fra det man vet om utslipp og metallinnholdet i vann i det aktuelle tidsrom (Sker 1999) er det ikke noe som kan forklare at innholdet av kvikksølv, kadmium og bly i skjell på kort tid de to innerste stasjonene skulle være såvidt forskjellige med 10 dagers mellomrom. Ut fra lite utvurderte synes også oppfak og utskillelse å påføre

høystomt til å kunne være forenlig med de observerte store svingninger (Moy og Knutzen 1996 med ref., se dessuten Julshamm 1978).

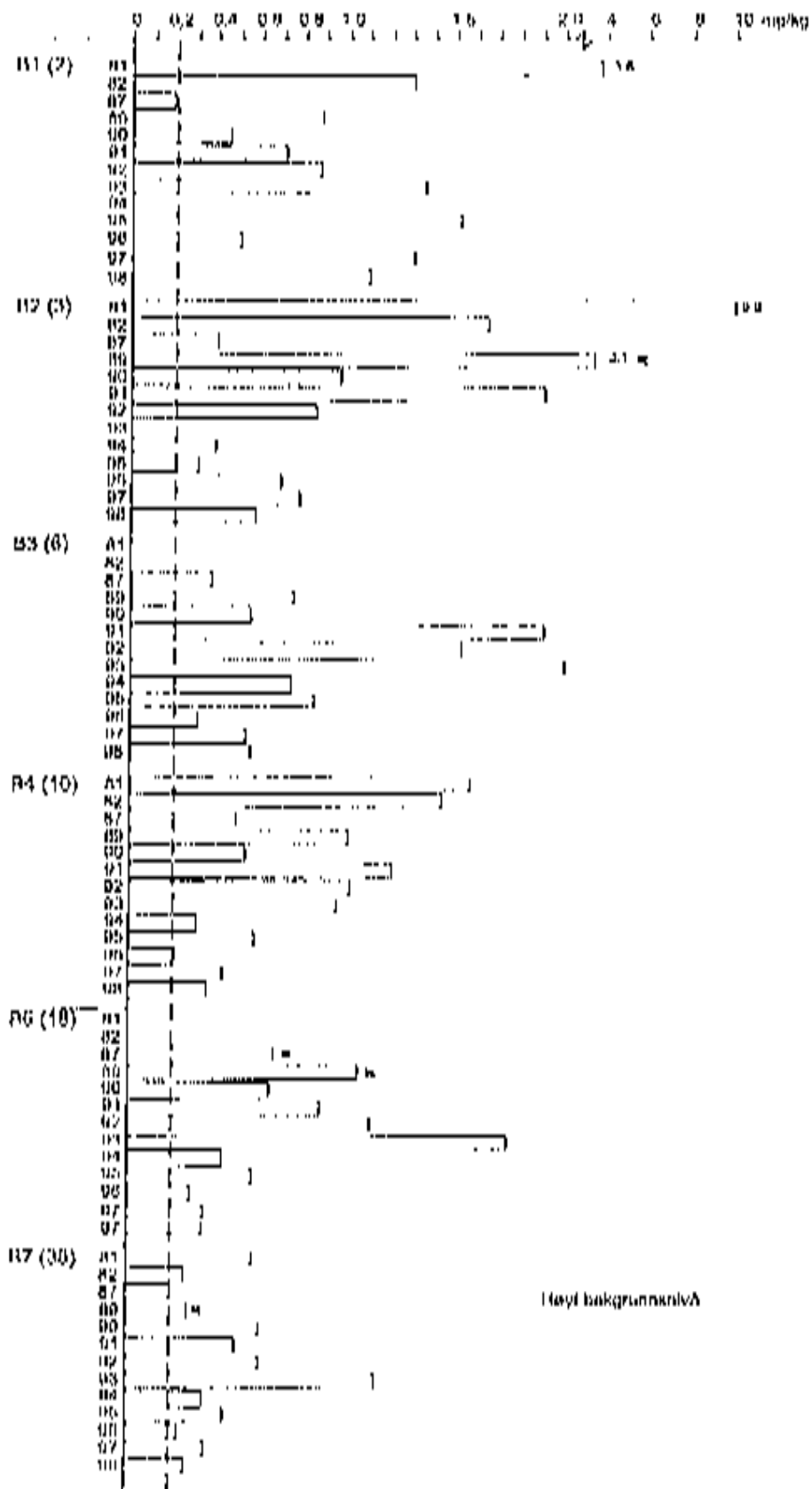
Uoverensstemmelsene mellom de to seriene i perioden 1991-1998 er illustrert i tabell 6 over resultatene fra stasjonene B2, B6 og B7. En statistisk analyse av materialet viser forskjell mellom de to seriene bare for sink, der JAMP-verdiene (II i tabellen) er signifikant lavere. Muligens kan dette bli å gjøre med utrensning av JAMP-skjellene for analyse, men en tidligere studie i skjell fra Sørjorden ga ingen signifikant forskjell mellom skjell med og uten utrensning (Green 1989). Uansett synes disse uforklarte store forskjellene i metallinnhold i prøver samlet med liten tidsforskjell på samme steder å kreve en nærmere analyse. For 1999-innsamlingen vil det bli sikret at innsamlingsstedene er identiske, slik at mulige lokale belastningsforskjeller (lite sannsynlig) ikke spiller inn. Videre vil man innen JAMP starte en nærmere betraktning av utrensningens mulige rolle (hittil noe for spinkelt bedømmelsesgrunnlag, bla i relasjon til varierende partikkelinnhold i vannet). Muligens burde man også se næyere på hvilke utslag individuelle akkumuleringsegenskaper hos skjellene (kfr. Løbel et al. 1991 med ref.) kan gi på tross av et antall på 50 stk. i de benyttede blandprøver.

Tabell 6 Jevnføring av resultater fra metallregistreringer i skjell fra stasjonene B2, B6 og B7 i Sørjorden, hhv. fra den opprinnelige serien innen Statlig program (I) og JAMP-serien på et utvalg av lokalitetene (II) 1991-1998¹⁾, mg/kg (tørrvekt). Ikke registrert: -

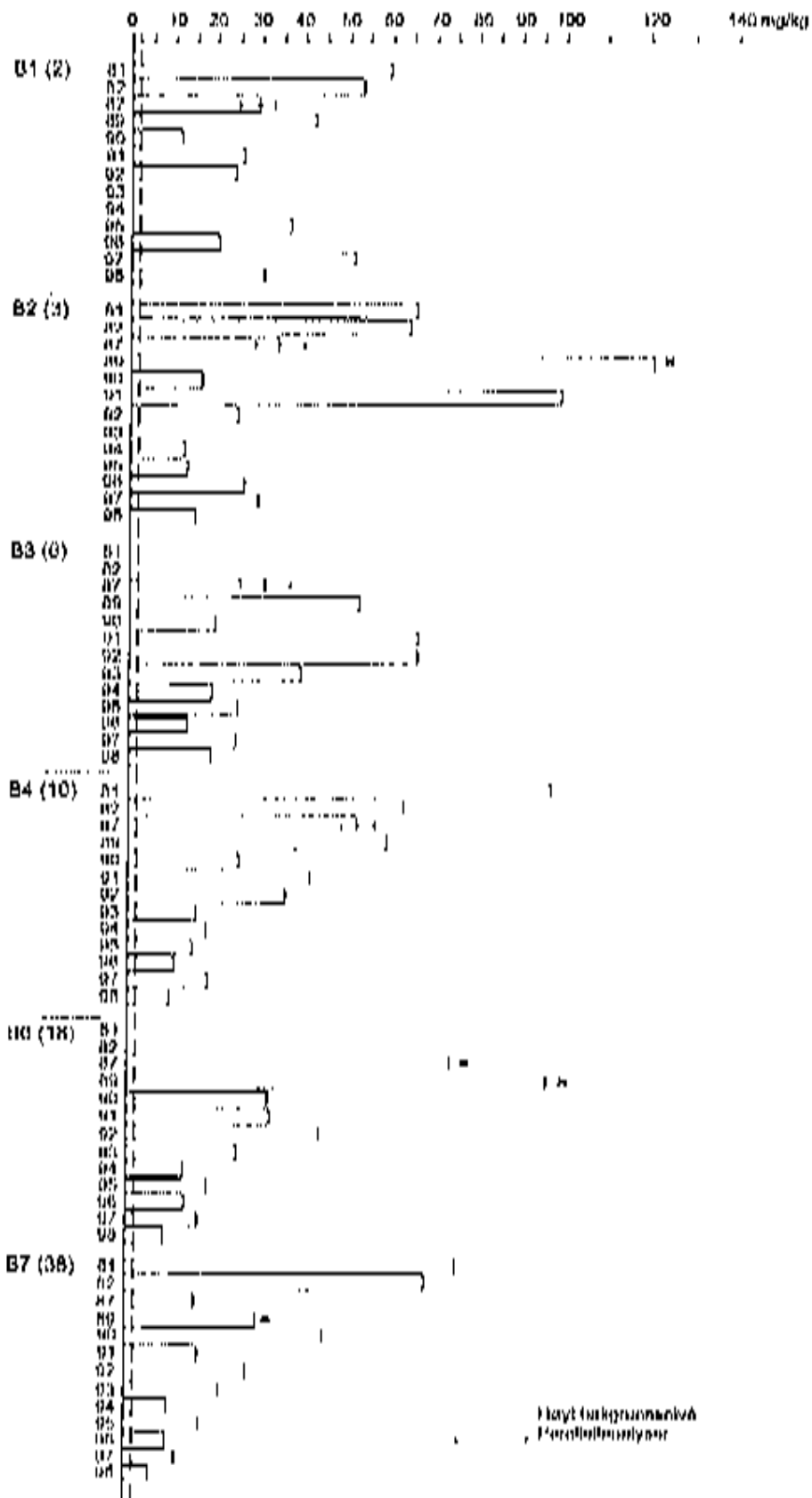
Stasjoner/år	Hg		Cd		Pb		Zn		
	I	II	I	II	I	II	I	II	
B2	1991	1,90	4,20	98,8	84,4	2,52	356	1320	494
	1992	0,86	1,10	25,9	45,4	184	190	345	407
	1993	-	0,37	-	14,7	-	66	-	218
	1994	0,39	0,29	12,0	9,0	45,4	19,0	259	148
	1995	0,32	0,45	13,3	20,5	21,1	18,8	209	209
	1996	0,66	0,19	25,9	18,7	76,2	11,4	495	188
	1997	0,78	0,27	29,2	14,1	93,2	22,3	571	264
	1998	0,57	0,26	15,0	9,2	44,9	14,9	271	161
B6	1991	0,87	1,60	33,0	66,9	82,6	23,9	488	472
	1992	1,13	1,09	43,7	59,6	147	122	561	506
	1993	1,74	1,06	24,7	59,1	110	113	399	435
	1994	0,44	0,34	12,9	9,5	41,9	24,3	223	190
	1995	0,52	0,73	18,7	32,8	35,3	50,4	256	322
	1996	0,27	0,35	13,1	19,5	17,6	25,7	228	232
	1997	0,35	0,53	15,6	29,5	30,0	39,1	327	362
	1998	0,34	0,28	8,9	8,6	24,4	15,2	207	144
B7	1991	0,50	0,80	16,2	33,2	25,3	11,7	323	281
	1992	0,63	0,51	28,3	31,9	73	31,6	402	242
	1993	1,15	0,30	21,1	14,3	45	15,5	254	144
	1994	0,35	0,30	9,8	11,0	22,5	14,6	152	122
	1995	0,44	0,25	17,1	12,5	24,4	14,0	204	184
	1996	0,22	0,16	8,7	8,5	9,4	6,0	158	118
	1997	0,36	0,31	12,0	14,4	15,8	12,7	217	232
	1998	0,27	0,17	5,3	5,1	9,2	6,3	162	122

1) Ca.forskjell mellom de to prøvetidspunkter: Stort sett 0,5-1,5 uker, i ett tilfelle (1996) 4 uker.

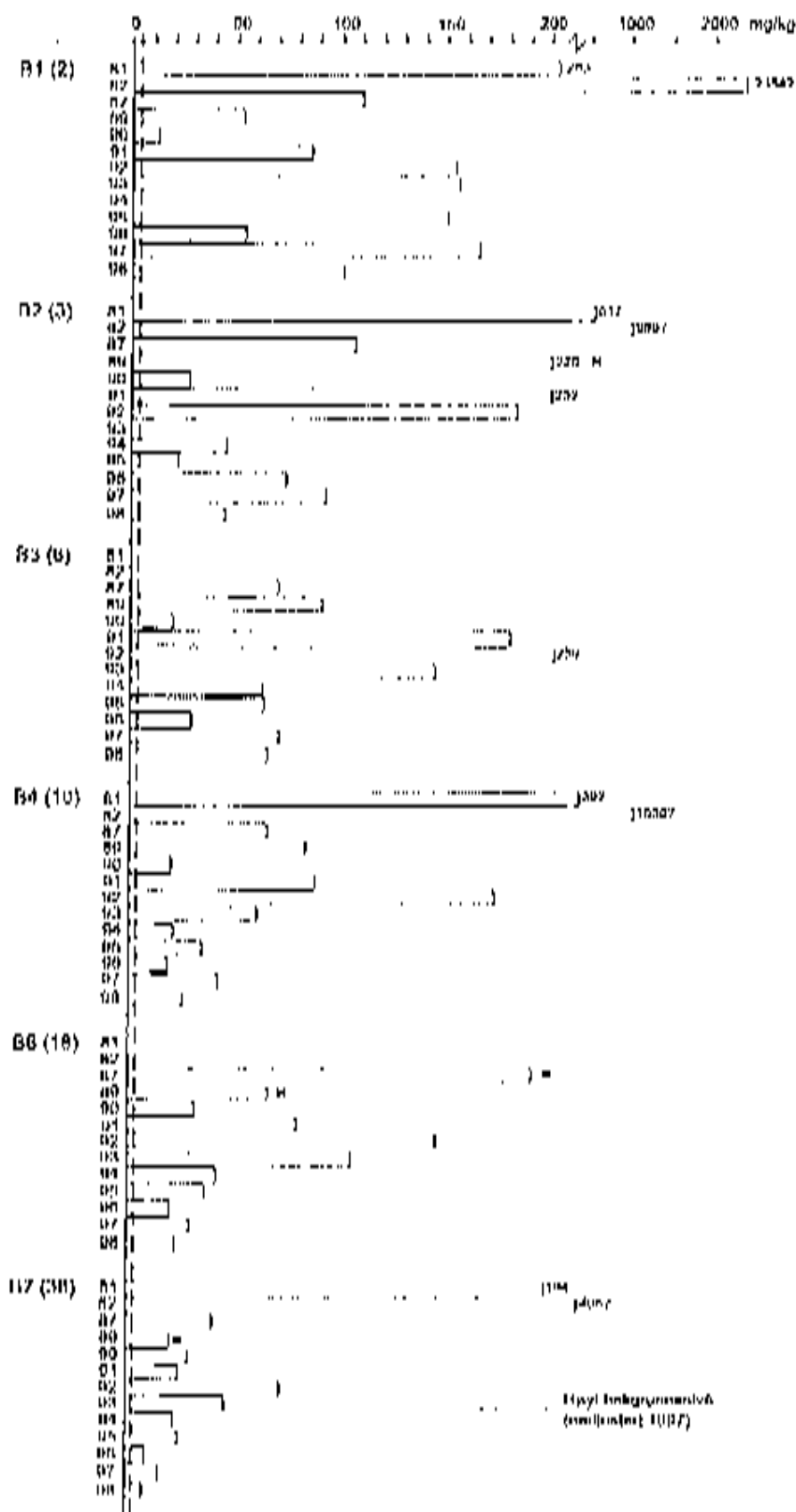
Av figurene 3-6 over utviklingen i skjellenes metallinnhold fremgår at det i forhold til året før med unntak for st. 133 er registrert markert lavere konsentrasjoner av sink, særlig på de to innerste stasjonene. Likeledes synes kadmiumbelastningen klart lavere i 1998. Samme tendens finnes for bly, men i svakere grad. Også kvikksølvverdiene lå litt lavere på de fleste lokalitetene, men var i hovedsakken nendret fra 1997.



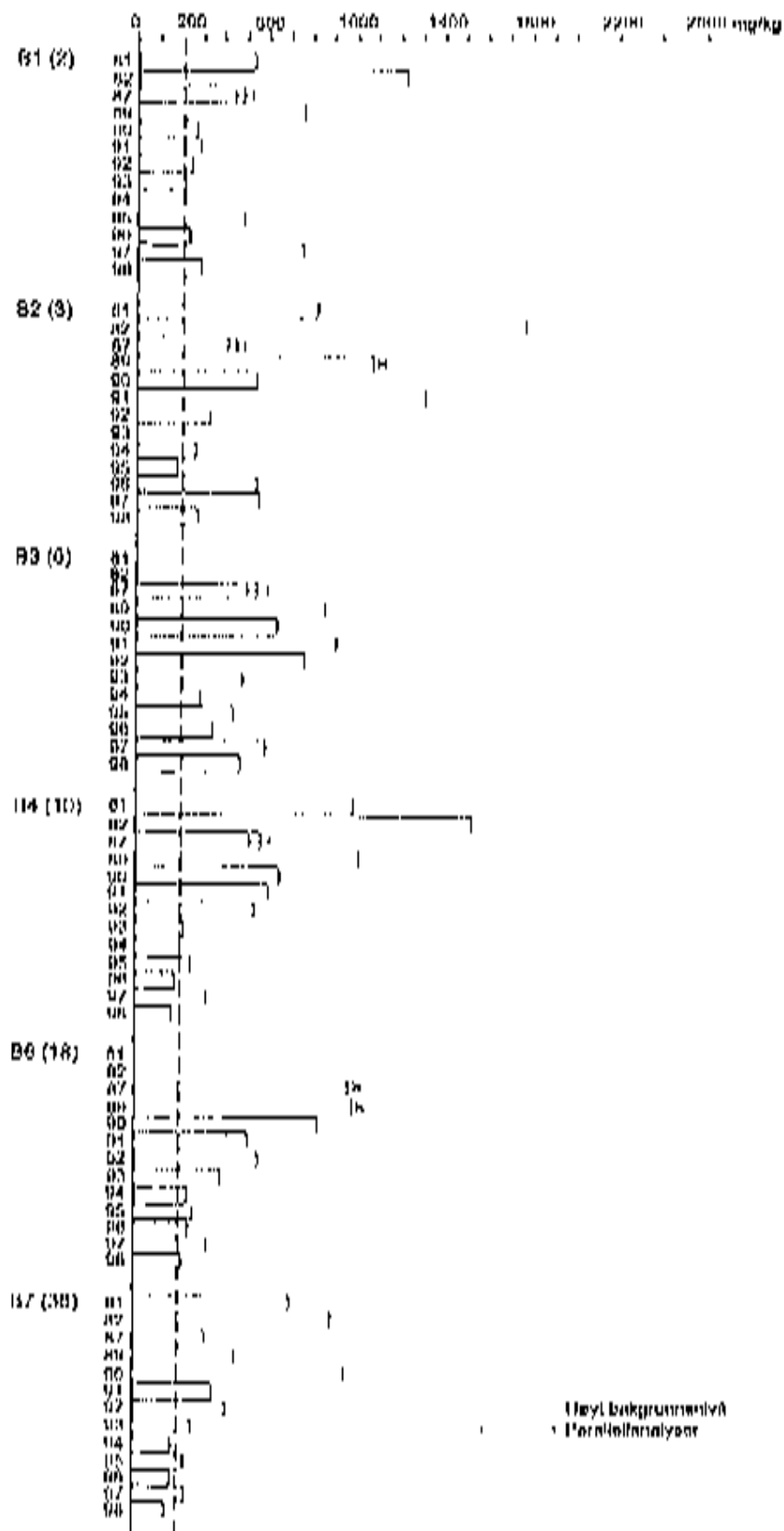
Figur 4. Kvikk sølv i bløkkjeff fra utvalgte stasjoner i Sørkjøya 1981 - 1998, ng/kg tørrvekt. I parentes ved stasjonsnummer: Km. avstand fra Odda (km). X = JAMP data.



Figur 4. Kadmium i blåskjell fra utvalgte stasjoner i Nordnorge 1981 - 1998, mg/kg tørrvekt. I parentes ved stasjonsnummer: C'n avstand fra Odde i km. X = JAMP data



Figur 5. Høy i blåskjell fra utvalgte stasjoner i Norrfjorden 1981 - 1998, mg/kg tørvekt (parentes ved stasjonsnummer: Ca-avstand fra Odda i km). X = JAMP data.



Figur 6. Sink i blåskjell fra utvalgte stasjoner i Sognefjorden 1981 - 1998, mg/kg tørrvekt. Uprøvetes ved stasjonsnummer. Ca. avstand fra Odda i km. X = JAMP-data.

4.3 Metaller i tang

1998 resultatene ses av tabell 7 og utviklingen siden 1981/82 av figur 7 - 11.

Jevnført med Kl. 1 i SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997) viser resultatene følgende en- overkonsentrasjoner:

Kvikksølv: 1-6 x (lite til moderat forurensset)

Kadmium: <1-6 x (lite til moderat forurensset)

Bly: <1-12 x (lite til sterkt forurensset)

Sink: >2-11 x (moderat til sterkt forurensset)

Kobber: <1-3 x (lite til moderat forurensset)

Ved revisjonen av SFTs klassifiseringssystem i 1997 ble grensene for klasse 1 justert ned for bly, sink og kobber, henholdsvis fra 3 til 1, 200 til 150 og 10 til 5 mg/kg tørrvekt (sammenlign Molvær et al. 1997, med Kunzen et al., 1993), slik at angivelsene av overkonsentrasjoner og forurensningsgrader for disse metaller ikke er helt sammenlignbare med tilstandskarakteristikken i rapporten for årene før 1996.

Tabell 7. Metaller i blæretang (*Blanus veiculosus*, St. 11-14, 16,) og grisetang (*Desmophyllum madseni*, st. 13, 16, 17) fra Sørfjorden 29-30/10 1998 (St. 107 2800), mg/kg tørrvekt

Arter, stasjoner	Hg	Cd	Pb	Zn	Cu	% tørrv.
BLÆRETANG						
11 Byrkjoma	0,18	8,7	7,1	1004	0,7	46,5
12 Lårholm	0,33	0,3	12,4	1640	0,9	60,7
13 Lysarehol	0,13	5,1	4,2	1027	11,3	37,7
14 Digranen	0,06	5,1	1,0	680	0,5	52,9
16 Kvåløva	0,08	5,4	1,9	740	1,4	46,4
GRISETANG						
13 Digranen	0,08	3,1	0,3	626	5,0	47,7
16 Kvåløva	0,08	2,4	0,8	622	8,7	45,1
17 Kinnanen	0,05	1,4	0,4	360	3,6	45,0

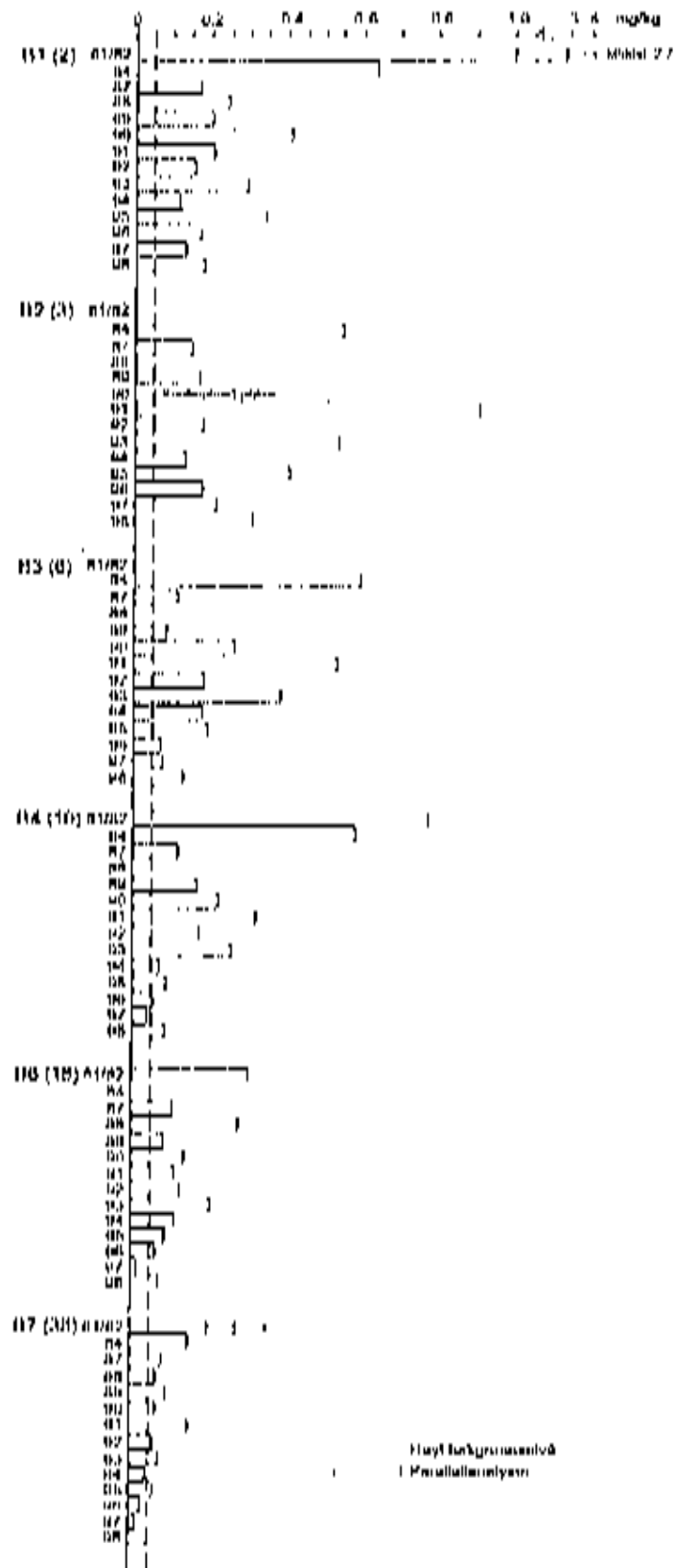
Fra st. 102 og utover ses stort sett synkende/utflatende konsentrasjoner (Tabell 7). Bare for sink vedkommende var det klart forhøyede verdier på st. 17 i utløpet av fjorden, men også når det gjelder kvikksølv og kadmium lå verdiene ved fjordmunningen på det som må betraktes som et "høyt normalnivå".

Til forskjell fra blåskjell gjenspeilte tang - likhet med tidligere - også overbelastningen med kobber i Sørfjorden, dessuten at påvirkningen med sink var klart sporbar ut i Hardangerfjorden.

1998-resultatene sammenlignet med verdiene fra 1997 tydet ikke på noen vesentlige endringer (Figur 7-11). Svak oppgang for kvikksølv; omtrent likt på indre stasjoner for kadmium (men litt lavere i ytre fjord); bly noe lavere på alle stasjoner; sink i hovedsaken likt og kobber lavere eller likt 1997, illustrerer mest sannsynlig bare skiftende grader av forurensning som resultat av uregelmessig belastning.

Forholdet mellom metallakkumuleringen i de to tangartene i 1998 falt inn i mønstret fra en gjennomgang av hele overvåkingsområdet (Kunzen et al. 1998, 1999): noe høyere innhold av bly og kadmium i blæretang enn grisetang, muligens svakt mer kvikksølv i grisetang, og ganske likt mht. sink og kobber.

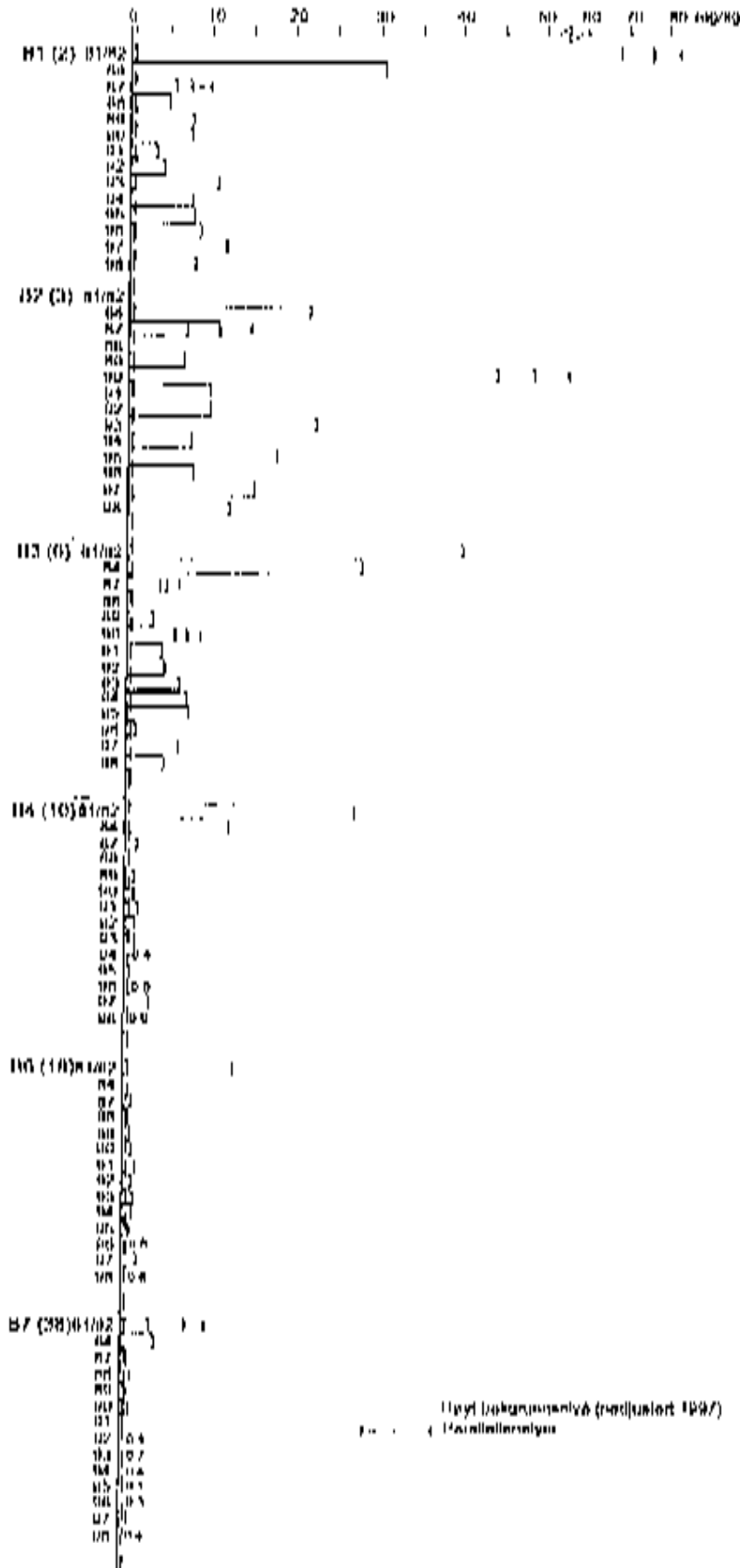
Sett om det følger må tas delvis forbehold vedrørende den antatte likhet i akkumuleringseffektivitet hos de to artene (Molvær et al. 1997), er forholdet av liten praktisk betydning uttatt i de sjeldne tilfeller da det er behov for en diagnose av forurensningsgrad.



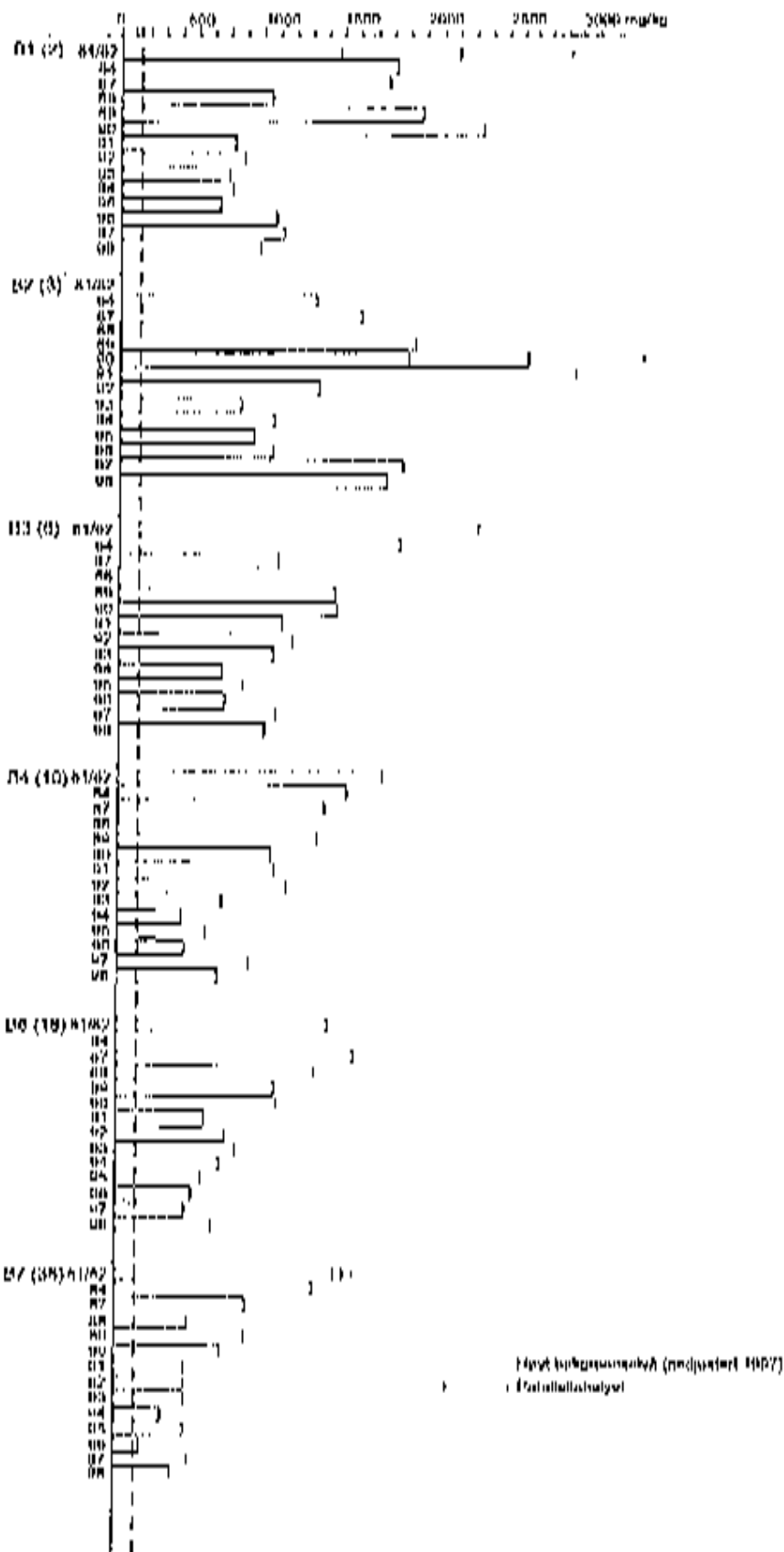
Figur 7. Kvikksele i blæretang (II1 - II7) og grisetang fra Sørstjorden 1981 - 1998, mg/kg (tørvekt) i prøveres ved stasjonnummer; () avstand (km) fra Oslofjord



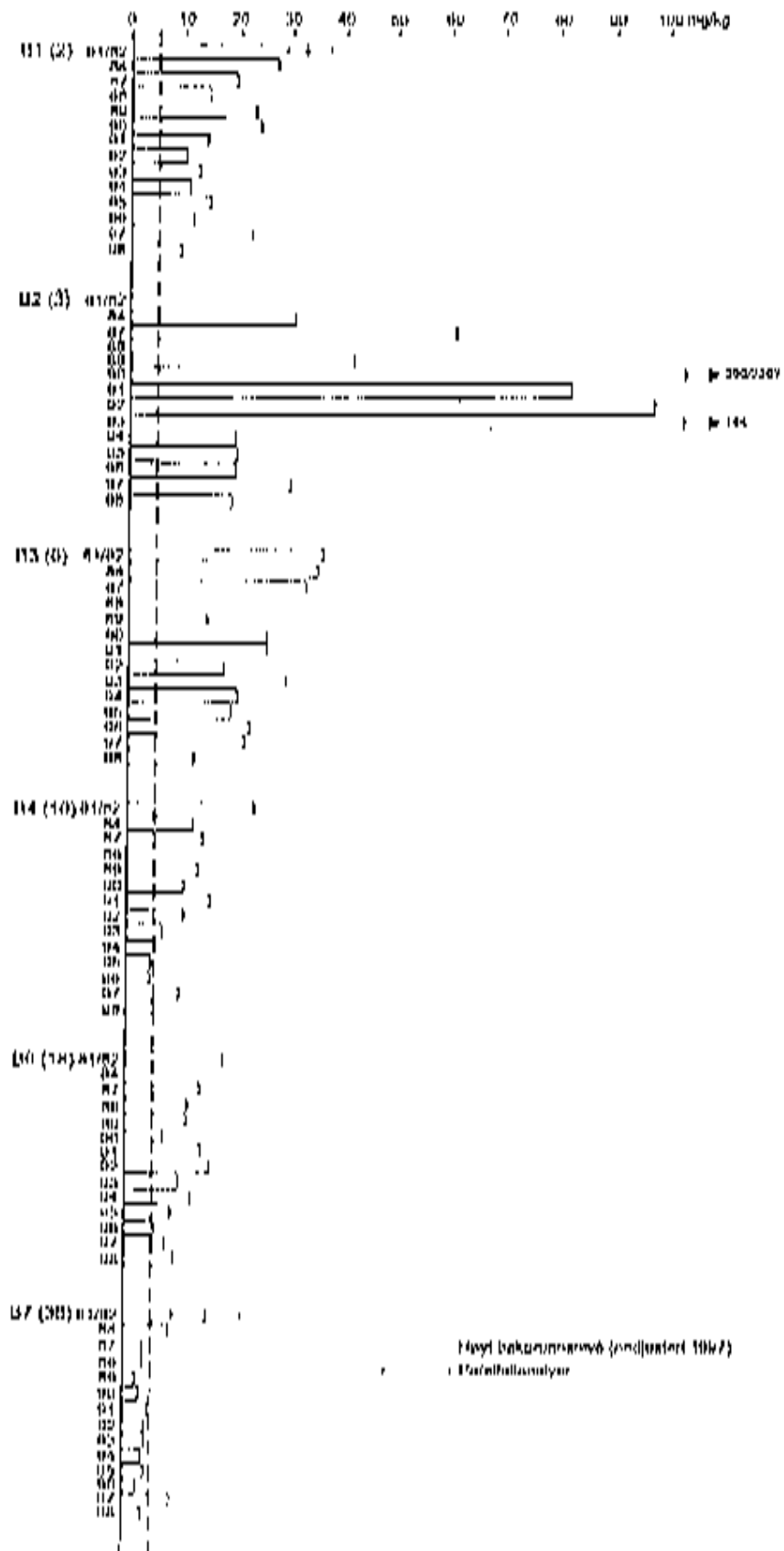
Figur 8. Kadmium i sludretang (st. H1 - H3) og grisetang fra Sjøtjønna 1981 - 1998, mg/kg tørrv. I parentes ved stasjonsnummer: C = avstand (km) fra Odde



Figur 9. Hylt chlorering (s.c. 113) og griseing for Sør fjorden 1981 - 1998, mg/kg tørvekt. (paragraf ved stasjonsnummer: C'n. avstand (km) fra Childa.



Figur 10. Nikk i bløtvekt (SL 100-143) og pansenett fra Nordjorden 1981-1998, mg/kg tørvekt. I parentes ved stasjonsnummer: C.A. avstand (km) fra Odde.



Figur 11. Kobber i bløttang (st. B1 - B3) og grøttang fra Sognefjorden 1981 - 1998, mg/kg tørrvekt. I parentes ved stasjonsnummer: Ca. avstand (km) fra Odda.

4.4 Klororganiske stoffer i fisk

Tabell 8 gir et sammendrag av hovedresultatene fra JAMP-registreringene i 1998. For nærmere detaljer vises til databasen for dette programmet og kommende årsrapport ("National comments") med statistisk bearbeidelse av data.

Tabell 8. ΣPCB¹⁾ (sum av Cl²⁾ 2K, 5L, 10L, 11K, 13K, 15L og 18D) og DDT med nedbrytningsprodukter (Middelverdi/Standardavvik) i fisk fra indre Sjøfjorden (JAMP-st. 53, 3 u st.) og i Hardangerfjorden ved Strøndebøen (JAMP-st. 67) 1998, µg/kg våttvekt (og µg/kg fett). Ikke analysert: -.

(Cl) prøvenes sammensetning, se fototekst.

Stasjon/nr/or	DDT ³⁾		Våttvektsanalyse		ΣDDT ⁴⁾	Fettbasis ¹⁾	
	Σ DDT	DDC	DDT	DDC		Σ DDT	Σ PCB
I. Sjøfj., Ødda							
Skrubbe, lever ⁵⁾	5/5	42/4	17/3	0/0	0/0	142/45	308
Skrubbe, fillet ⁶⁾	1/1	0,3/0,3	0,4/0,2	-	-	2,3/0,5	62
I. Sjøfj., Tysseodn							
Torsk, lever ⁵⁾	1	0,7/0,05	1,0/0,00 ⁸⁾	-	-	1130/18004	2544
Torsk, fillet ⁶⁾	1/1	4,7/1,0	0,3/0,04	-	-	225/36	5010
Skrubbe, lever ⁵⁾	17/17	0,1/0,0	0,4	0/0/0	-	0/0/2	401
Skrubbe, fillet ⁶⁾	1/1	0,3/0,4	0,2/0,1	-	-	2,1/1,0	108
I. Sjøfj., Ferg							
Torsk, lever ⁵⁾	200/154 ¹⁰⁾	575/100	0,7/1,1	1134/501 ¹⁰⁾	5905/10505	4200 ¹⁰⁾	15174
Torsk, fillet ¹¹⁾	1/1	0,2/2,3	0,3/0,1	-	41,1/40,3	-	10275
Skrubbe, lever ¹²⁾	0/4	45/42	22/22	70/60	0/4/0	0/0	373
Skrubbe, fillet ¹³⁾	1/1	1,4/0,6	0,4/0,2	-	0,1/1,0	-	0/1
Strøndebøen							
Torsk, lever ¹⁴⁾	243/105 ¹⁴⁾	0,0/0,54	0,7/2,0	0,0/0,00 ¹⁴⁾	0,0/0,00 ¹⁴⁾	209/16	505
Torsk, fillet ¹⁵⁾	1/1	0,3/0,2	0,1/0,00	-	0,1/0,4	-	120
Glassvar, lever ¹⁶⁾	0/4/6	102/105	2/0	0,0/1,0	119/55	1052	394
Glassvar, fillet ¹⁶⁾	1/1	0,2/0,4	0,1/0,1	-	0,4/0,2	-	256
Skrubbe, lever ¹⁷⁾	10/13	77/27	2/1/1	101/51	04/37	645	380
Skrubbe, fillet ¹⁸⁾	0,0/0,0	2,7/3,2	1,0/1,2	4,3/5,3	3,7/4,0	403	425
Stundflyndra, lever ¹⁹⁾	14/11	22/43	0/0	04/50	10/41	776	672
Stundflyndra, fillet ²⁰⁾	0,2/0,1	1,2/0,8	0,1/0,1	1,5/0,0	1,2/0,0	433	670

¹⁾ Basert på gjennomsnittskonsentrasjoner og middlere fettinnhold

²⁾ Eventuelt brodd 39 deklorerte kategorier for DDT ved summering

³⁾ 5 blandsprøver à 5 øker. (Skrubbe-kategorier: 313-427, 0/0) 300, 426-647, 407-644, 581-824 g)

⁴⁾ Individuelle analyser av 15 øker, 437-1954 g

⁵⁾ Høye DDT nivåer for 2 av 5 prøver. (0,0/350) µg/kg. 3 DDT ikke registrert.

⁶⁾ M/14 for 0 prøver - 1 din avlagte kronologigrammen var 0,00 merkant

⁷⁾ 3 blandsprøver à 5 øker. (Skrubbe-kategorier: 427-840, 485-1215, 1115-1954 g)

⁸⁾ 2 blandsprøver à 5 øker. (Skrubbe-kategorier: 267-414, 361-506, 509-801 g)

⁹⁾ Individuelle analyser av 13 øker, 242/3780 g.

¹⁰⁾ Høye din 5 nivåer i samme analysestikk på 1015T.

¹¹⁾ 3 blandsprøver à 5 øker. (Skrubbe-kategorier: 313-430, 470-1414, 1375-2030 g).

¹²⁾ 3 blandsprøver à 5 øker. (Skrubbe-kategorier: 512-405, 460-560, 521-105 g)

¹³⁾ Individuelle analyser av 25 fisk, 565-3446 g.

¹⁴⁾ DDT bare analysert i de 5 største fiskene. 1702-3446 g

¹⁵⁾ 5 blandsprøver à 5 øker. (Skrubbe-kategorier: 360-411, 850-1076, 1143-1219, 1251-1663, 1707-3446 g)

¹⁶⁾ 5 blandsprøver à 5 øker. (Skrubbe-kategorier: 200-300, 354-442, 510-620, 667-837, 830, 901 g)

¹⁷⁾ 4 blandsprøver à 5/4 øker. (Skrubbe-kategorier: 222-309, 404-536, 601-1402, 1308-3100 g).

¹⁸⁾ 5 blandsprøver à 5 øker. (Skrubbe-kategorier: 106-200, 106-272, 300-371, 347-404, din 1001 g)

I materialet fra de to stasjoner i indre Sørjorden ses meget høye overkonsentrasjoner av ΣPCB₇ i torskelever: middelverdier av 13-15 indikerer i størrelsesordenen 10-20 ganger "antatt høyt bakgrunnsnivå" på 500 µg/kg våtvekt (Molvær et al. 1997). Ved Strandebrann var PCB-innholdet i torskelever (middelverdien av 25 eks.) som man finner på referanselokaliteter (åpen kyst). PCB-forurensningen i torsk fra indre Sørjorden gjenspeiles også i filetkonsentrasjonene, som i gjennomsnitt av 3 blindprøver på hvert av de to prøvestedene representerer forhøyelser utover det normale på henholdsvis 8 (Edna) og mer enn 40 ganger (Tyssedal). I henhold til NIFs klassifiseringssystem kvalifiserer så store overkonsentrasjoner som finner her til karakterisikkene "sterkt" eller "meget sterkt forurenset."

Det høye PCB innholdet i torsk fra indre Sørjorden aktualiserer at næringsmiddelmyndighetene vurderer spiseligheten.

Bemerkelsesverdig, og uforklarlig ut fra tilgjengelige informasjonen, er det at tilsvarende indikasjoner på PCB-belastning ikke fremtrådte i analysene av skrubbe. Her var både lever- og filetverdiene innenfor det man kan regne som konsekvens av bare diffus belastning, dvs. ingen lokale kilder (for filet kf, Molvær et al. 1997; for lever – som ikke inngår i klassifiseringssystemet – se Knutzen og Green 1995).

Også for DDT med nedbrytningsprodukter ble det funnet vitnesbyrd om lokal tilførsel utover generell diffus belastning. I lever av torsk fra indre Sørjorden var overkonsentrasjonene 5-6 ganger; dessuten vel 3 ganger i samme art fanger ved Strandebrann (Hardangerfjorden). I dette tilfellet ses også en viss forhøyelser i lever av skrubbe, men hverken for Sørjordlokalitetene eller i materialet fra Strandebrann så tydelig som i torsk (*2 ganger). Resultatene fra filetanalysene var i hovedsaken i samsvar med leverdata.

DDT-forurensningen ved Strandebrann bekreftes også ved dataene for sandflyndre, med overkonsentrasjoner på opp mot 2 ganger jevnført med det som kan antas som høyt bakgrunnsnivå ut fra resultater for denne arten referert i Knutzen og Green (1995). ΣDDT i lever av glassvar kan være forholdsmessig enda mer forhøyet, men her mangler referanseverdier fra Norge (sammenlignet med upublisert JAMP-materiale fra Færøyene).

Analysene av ovnege klororganiske stoffer (HCB, HCH-isomere, OCS) ga ingen indikasjoner på lokale kilder, sammenheng med tidligere registreringer.

Av tabellene 9-10 ses utviklingen i fisks innhold av henholdsvis ΣPCB₇ og ΣDDT på fettbasis. Variasjonene har vært store, og dertil delvis forskjellig for ulike arter fra samme lokalitet, uten at det har vært mulig å gi noen tilfredsstillende forklaring. (I denne forbindelse kan bemerkes at varslet reanalyse av 1997-materialet pårmet meget høye konsentrasjoner av ΣDDT, særlig i torsk fra Strandebrann (Knutzen et al. 1999), bare bekreftet de opprinnelig funne nivåene).

For PCBs del har Blåskjell fra st B3 Tyssedal hvert år fra 1991 vist forhøyerte verdier og således dokumentert en viss (moderat?) årlig tilførsel (se nedenfor). Imidlertid ble det ved en undersøkelse av PCB i sediment 1990 ikke funnet noe som kunne bekrefte en lokal kilde (Skar og Klungsoy 1990). På bakgrunn av at det nå i 3 år på rad er funnet forhøyet PCB-innhold i torsk fra indre Sørjorden (1996-1998 i Tabell 9) bør situasjonen analyseres på nytt med henblikk på å spore kilder.

Med hensyn til DDT har omegnen av Kvadnes gjennom flere år vært utpekt som et sannsynlig kildeområde (kf. Blåskjelldata nedenfor), men uten at kilden er konkretisert/karakterisert eller har kunnet la seg koble til DDT-belastningen i torsk; særlig ikke når det gjelder torsk samlet ved Strandebrann, der de høyeste nivåene så langt er påvist (Tabell 10).

Noe av problemet er hva de store store individuelle forskjeller man finner kan skyldes. I forskelever fra Tyssedal 1998 varierte innholdet av Σ PCB₇ fra 1,2 til 24 $\mu\text{g/kg}$ våtvekt og 110) i intervallet 0,03-3,3 $\mu\text{g/kg}$, mens variasjonen i fettprosent var en 29-73, dvs. forholdsmessig betydelig mindre. Tilsvarende tall for levermaterialet fra Farna var (i samme rekkefølge): 0,3-31,2; 0,08-1,0 og 23-67. Av dette fremgår at ulikt fettinnhold i beste fall bare kan være en mindre del av forklaringen. Filetprovene analyseres ikke individuelt, men i blandprøver etter størrelseskategorier. I tillegg stemmer filetresultatene med leververdiene når de samsvarende midles for fisk som inngår i vedkommende blandprøver av filet. Mens det i Tyssedal-materialet var liten forskjell både i filetprovenes PCB-innhold og middelværdiene i tilsvarende lever, viste de tre filetprovene fra Farna et PCB-intervall på 3,6-97 $\mu\text{g/kg}$ våtvekt og der 3 av de 5 fiskene som ga den høye filetverdien hadde sterkest kontaminert lever.

Slike store variasjoner reiser spørsmålet om prøvematerialet har et varierende innslag fra to bestander som skilles seg ut ved å ha ulik forhistorie når det gjelder PCB-eksponering. For å belyse dette trengs tilleggstudier som ligger utenfor rammen av vanlige overvåkingsopplegg. De ujevne fluktuasjonene i kontaminering har ingen paralleller fra andre overvåkingsområder i landet.

Når forskjellene mellom nivåene på over 1-2 størrelsesordener, kan selv 15-25 individuelle analyser være for lite til å gi egentlig sammenlignbare middelværdier fra år til år. Begrunnelsen for her likevel å presentere gjennomsnittsverdiene (Tabell 9-10) er at disse er relevante for fiskens spiselighet. Som nevnt innledningsvis vil den statistiske analysen av materialet bli gjort innen rapporteringen av JAMP.

Tabell 9. Σ PCB₇ i fisk fra andre Sørfjorden og Hardangerfjorden ved Strandebarm 1991-1997, $\mu\text{g/kg}$ fett.

Stasjon/ arter	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
I, Sørfjorden								
Forskelever	1,6	8,0	<0,8	0,66	0,36	11,4 ¹⁾	2,4 ¹⁾	20,2 ¹⁾
Forskefilet	0,6	6,9	<0,6	-	0,19	8,4 ²⁾	2,0 ¹⁾	34,6 ¹⁾
Skrubbelever	2,8	2,6	<0,5	0,2	0,41	1,4 ²⁾	0,77 ²⁾	0,56 ²⁾
Skrubbefilet	16,7	2,5	<0,6	1,96	0,33	0,74 ¹⁾	0,64 ²⁾	0,43 ²⁾
Strandebarm								
Forskelever	0,67	0,66	<0,5	0,93	0,38	0,47	1,6	0,54
Forskefilet	0,34	<0,4	<0,7	0,50	0,20	1,1	2,1	0,22
Glassvarlever	0,39	1,2	<0,6	1,1	1,1	0,47	0,51	0,39
Glassvarfilet	0,32	0,63	<0,3	0,56	0,76	0,33	0,28	0,26
Skrubbelever						0,58		0,38
Skrubbefilet						0,64		0,43
Sandfl. lever								0,67
Sandfl. filet								0,68

¹⁾ Middlet av prøvene fra Tyssedal og Farna

²⁾ Middlet av de tre prøvene fra Odde, Tyssedal og Farna.

³⁾ Data analysert i henhold til 6a Omk.

De høye PCB-verdiene i forskelever gjør det aktuelt at man også ser på innholdet i ål, som kan være særlig utsatt for akkumulering av PCB, både ut fra levested, høyt fettinnhold og spesielle akkumuleringsegenskaper (de Hoer et al. 1994). I Norge har ål bla. vist seg anvendelig som indikator på PCB-kontaminering i Bergensområdet (Mylre 1998). Som følge av 1998-resultatene i Sørfjorden er det innen JAMP tatt skritt til å få innsamlet ål fra to steder i innerste del av fjorden, samt ved Strandebarm.

Tabell 10. ΣDDE i fisk fra indre Nordfjorden og Hardingerfjorden ved Strandehamn 1991-1998, mg/kg fett.

Stasjon/arter	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
I. Nordfjorden								
Torskelever	3,4	3,1 ^{a)}	0,8 ^{b)}	0,4 ^{b)}	0,1 ^{b)}	2,6 ^{b)}	2,9 ^{b),c)}	4,3 ^{b)}
Torskefilet	1,0	3,8 ^{b)}	0,7 ^{b)}	-	0,1 ^{b)}	-	1,4 ^{b),c)}	-
Skrubbelever	0,5 ^{b)}	0,3 ^{b)}	0,2 ^{b)}	2,2 ^{b)}	0,1 ^{b)}	0,18 ^{b)}	0,9 ^{b)}	0,4 ^{b)}
Skrubbefilet	3,1 ^{b)}	0,8 ^{b)}	0,6 ^{b)}	0,7 ^{b)}	0,1 ^{b)}	-	0,37 ^{b)}	-
Strandehamn								
Torskelever	3,0	0,8 ^{b)}	1,0 ^{b)}	1,3 ^{b)}	0,3 ^{b)}	1,5	5,8	1,2
Torskefilet	1,1	0,6 ^{b)}	0,4 ^{b)}	1,5 ^{b)}	0,5 ^{b)}	-	5,6 ^{b)}	-
Gilassevleiver	1,1 ^{b)}	1,5 ^{b)}	1,1 ^{b)}	1,7 ^{b)}	1,9 ^{b)}	-	1,0 ^{b)}	1,1
Gilassevfilet	0,8 ^{b)}	1,2 ^{b)}	0,8 ^{b)}	1,2 ^{b)}	1,6 ^{b)}	-	0,5 ^{b)}	-
Skrubbelever						0,17		0,55
Skrubbefilet						-		0,49
Sandfl. lever								0,77
Sandfl. filet								0,83

^{a)} Middell av prøver fra Tynndal og Leka.

^{b)} Hvis analysert i laboratoriet fra Odde.

^{c)} Sum av bare DDE + DDD, avrundede verdier.

^{d)} Middell av de fra stasjonene: Odde, Tynndal og Leka.

^{e)} Hvis analysert fra Leka.

4.5 Klororganiske stoffer i blåskjell

Av tabell 11 fremgår den vedvarende forurensning av Sjøtjørdens overflatelag med DDT og nedbrytningsprodukter, som nå har vært omtalt i 8 års overvåkingsrapporter uten at man har kunnet påvise kildene). Så vidt vites er det bare ubekreftede antagelser om nedgravd DDT som foreligger i denne forbindelse.

Jevnfor med utatt høyt bakgrunnsnivå fra bare diffus belastning (Kl. 11 SFTs klassifiseringssystem, Molvær et al., 1997) viser Tabell 11 overkonsentrasjoner av Σ DDT i Sjøtjørdens varierende fra vel 2 (innerst) til maksimalverdier på omkring 20 ganger ved Kvalnes og Krossanes.

Av figur 12 ses at årets maksimalverdier er de høyeste som til nå er målt.

Nytt av året er at høyeste konsentrasjon er funnet ved Krossanes (JAMP serien), mens maksimum alle tidligere år er observert i skjell fra Kvalnes (Tabell 12, Fig. 12). I 1997 var imidlertid forskjellen liten mellom de to prøvestedene (Knutzen et al. 1999).

Videre er det verd å merke seg at DDT- og Σ DDT-verdiene fra Ramuskjøer og Vikingneset i Hardangerfjorden også er de høyeste som er målt. 1991-1996 ble det her ikke registrert nivåer av Σ DDT over 3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt.

Tabell 11. DDT med nedbrytningsprodukter og Σ PCB¹⁾ i blåskjell fra JAMP/INDEX stasjoner i Sjøtjørdens og Hardangerfjorden 28/9, 23-26/10 (JAMP/INDEX) og 29/10-11/2 1998, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. Data fra JAMP som middel av 3 størrelsesgrupper (2-3, 3-4, 4-5 cm) og fra INDEX som middel av 3 paralleller. (Ved konsentrasjoner lavere enn deteksjonsgrensen regnet med 1/2 det.gr. ved summering).

Stasjoner, dato	DDT	DDP	DDD	Σ DDT	Σ PCB ²⁾	% DDT	% DDT
B1 Hylsneset 28/10	<0,5	2,3	2,1	4,7	1,24	11,9	1,4
" " 23/10	2,3 ²⁾	3,1	1,3	6,7 ²⁾	1,91	17,0	2,4
B2 Flinhølen 24/10	<0,5	3,3	3,2	6,8	2,34	15,1	1,9
" " 25/10	2,3 ²⁾	3,2	1,6	7,1 ²⁾	2,0	10,0	2,2
B3 Tynsødal 26/10	<0,6	2,9	3,2	6,4	20,5	14,2	1,8
B4 Kvalnes 29/10	<0,5	6,2	7,7	14,2	2,4	17,1	2,3
B5 Kvalnes 29/10	13	10	9,5	32,5	2,3	16,3	2,2
" " 29/10	14,7 ²⁾	10,6	5,7	31,0 ²⁾	1,9	19,9	2,2
B7 Krossanes 28/10	1,7	8,1	12,0	22,8	1,7	10,7	2,2
" " 29/10	22	16,3	6,0	44,4	1,9	19,9	2,2
B 13, Ramuskjøer 29/10	4,7	2,5	1,1	8,3	1,1	15,9	1,4
B 15 Vikingneset 29/10	4,1	2,5	1,2	7,8	1,4	20,4	1,8

1) Sum av CB 29, 52, 101, 110, 130, 153 og 180.

2) Et eller flere usynlige DDT-typer.

Bortsett fra st. B7 Krossanes var det for Σ DDT rimelig godt samsvar mellom de to analyseseriene. (For st. B7 var det nesten en måned mellom innsamlingene, mens det på de øvrige stasjonene skilte mindre enn en uke).

Derimot var overensstemmelsen dårlig når det gjaldt fordelingen mellom morsubstansen og de to nedbrytningsproduktene. Tabell 11 viser for 5 av de 6 stasjonene forholdsvis høyt innhold av DDT (< 10 % av Σ DDT) og resten omtrent likt fordelt mellom DDT og DDP, folgelig en fordeling som tyder på en kilde der mesteparten av DDT er blitt omdannet. Den siste analysen i denne prøveserien (st. B6 i Tabell 11) ga imidlertid 34 % bidrag fra DDT til Σ DDT. I JAMP serien (Tabell 10) varierte den relative andel av DDT på Sjøtjørdlokalitetene i intervaller 34-50 %, m.a.o. vitnesbyrd om en relativt nyere påvirkning der nedbrytningen av DDT er kommet kortere. I tillegg sprik mellom resultatene i to

serier der prøvene er samlet inn med 13 dagers mellomrom er usannsynlig, og rimelig i hvert fall ikke med at JAMP-skjellene er samlet inn for prøvene i den andre serien (innfallst. B7).

På de to JAMP prøvestedene i Hardangerfjorden var det likeledes et relativt bidrag fra DDT til summen på over 50 %, m.a.o. en mulikasjon på relativt høsk påvirkning.

Tabell 12. DDT og nedbrytningsprodukter i bløtskjell 1991-1998, µg/kg vøtvekt. (I parentes % av ΣDDT). Verdiene er delvis avrundet.

Stasjoner	År	DDT	DDD	DDD	% DDT
St. B1 Hyrkjønne	1991	0,7 (20)	2,9 (80)	0,7 (20)	3,4
	1992	< 0,2 (< 2)	2,3 (56)	1,7 (42)	4,0 ¹⁾
	1993	0,1 (< 3)	2,5 (80)	1,0 (28)	3,6
	1994 ²⁾				
	1995	2,0 (33)	3,3 (55)	0,7 (12)	6,0
	1996	3,0 (48)	2,4 (38)	0,3 (4)	6,3
	1997 ³⁾	2,5 (47)	2,4 (46)	0,3 (7)	5,2
	1998	< 0,5 (< 4)	2,3 (42)	2,1 (41)	4,7
	1999	0,1 (4)	1,5 (82)	0,3 (5)	2,4
	1999 ⁴⁾	< 0,2 (< 2)	2,5 (51)	2,3 (47)	4,9 ¹⁾
St. B2 Jilbrønn	1994	0,9 (28)	2,1 (64)	0,3 (8)	3,3
	1995	2,0 (40)	3,2 (60)	0,5 (14)	6,0
	1996	1,9 (35)	2,4 (44)	1,1 (21)	5,5
	1997 ²⁾	2,1 (33)	2,2 (40)	1,1 (21)	5,4
	1998	< 0,5 (< 5)	3,3 (49)	2,2 (47)	6,8
	1999	0,1 (< 6)	1,0 (33)	0,5 (31)	1,6
	1999	0,4 (15)	1,7 (60)	0,7 (25)	2,8
	1999	< 0,1 (< 0)	1,8 (82)	1,0 (52)	2,9 ¹⁾
	1999	0,4 (15)	1,9 (80)	0,5 (21)	2,7 ¹⁾
	1999	1,5 (40)	1,8 (46)	0,5 (14)	3,8
St. B3 Tyrasdal	1993	2,2 (40)	2,4 (44)	0,9 (16)	5,4
	1998	< 0,5 (< 5)	2,9 (45)	3,2 (50)	6,4
	1999	1,4 (18)	6,1 (51)	2,5 (31)	10,0
	1999	< 0,2 (< 1)	4,8 (40)	2,1 (51)	10,0 (1)
	1999	1,0 (17)	4,0 (53)	2,9 (30)	8,3
	1999	0,9 (8)	2,6 (23)	0,7 (10)	3,6
	1999	3,7 (53)	2,7 (38)	0,6 (8)	7,0
	1999	0,7 (40)	3,8 (42)	1,6 (18)	6,0
	1999 ²⁾				
	1999	< 0,5 (< 2)	0,2 (4)	7,7 (54)	14,2 ¹⁾
St. B6 Kvalvann	1991	4,7 (22 ¹⁾	10,7 (50)	6,0 (28)	21,4
	1992	0,6 (3)	7,8 (44)	0,4 (3)	17,7
	1993	0,3 (3)	12,5 (53)	1,7 (16)	24,5
	1994	3,3 (17)	13,8 (73)	2,0 (10)	18,9
	1995	16,1 (46)	15,3 (43)	4,1 (11)	35,7
	1996	9,7 (51)	8,3 (44)	0,9 (5)	16,9
	1997 ²⁾	0,1 (46)	0,1 (30)	3,5 (16)	21,4
	1998	10,0 (34)	10,9 (41)	9,5 (32)	38,5
	1999	1,0 (20)	5,7 (81)	1,8 (35)	9,4
	1999	< 0,2 (< 1)	5,6 (52)	5,0 (47)	10,7 ¹⁾
St. B7 Krossvann	1993	0,1 (< 3)	2,3 (81)	1,3 (38)	3,6
	1994	0,2 (4)	4,7 (73)	1,5 (23)	6,5
	1995 ²⁾	1,3 (32)	2,2 (53)	0,6 (15)	4,2
	1996	2,4 (27)	4,4 (51)	1,9 (22)	11,7
	1997 ²⁾	8,6 (54)	5,7 (35)	3,2 (11)	16,1
	1998	1,7 (7)	0,1 (40)	12,6 (53)	22,8

- 1) Ved summering avrundet oppover med 10% deteksjonsgrense
- 2) Ikke observert
- 3) Verdier fra innmåling, ΣDDT fra 1-gangs analyse i 3l.
- 4) Data fra JAMP/INDEX

Man har heller ikke grunnlag for å forklare variasjonen i fordelingen mellom DDT, DDE og DDD i perioden 1991-1998. Her ses av tabell 12 at mens det relative bidrag fra DDT til summen ble registrert som lavt eller beskjedent i perioden frem til 1993, delvis også i 1994 (%-bidrag i hovedsaken

under 20 og i bertallet av tilfellene ≤ 10, er det 1995-1997 funnet 30-50 %, for så igjen (med et unntak) å gå ned igjen i 1998.

Den manglende evne til å lokalisere disse variasjonene aktualiserer bl.a. en konkretisering av hva som kan betegnes som en "normalvariasjon" i fordelingen mellom DDT og metaboliter i bløtskjell fra referansestasjoner. Å oppnå dette er betinget av at man gjennomfører som standard å analysere alle de tre stoffene. Fordi DDT-forurensning vanligvis ikke har vært sett som noe problem i norsk kystvann, har man innen JAMP hittil stort sett nøyet seg med bare å analysere på DDE og DDD (også fordi det er en tilleggskostning forbundet med å inkludere DDT). Imidlertid finnes det noe data fra antatte eller tilnærmede referanselokasjoner der man kan få et skjønn på en eventuell "vanlig" fordeling mellom DDT, DDE og DDD i skjell fra områder langt fra steder med tidligere lokalt bruk av DDT.

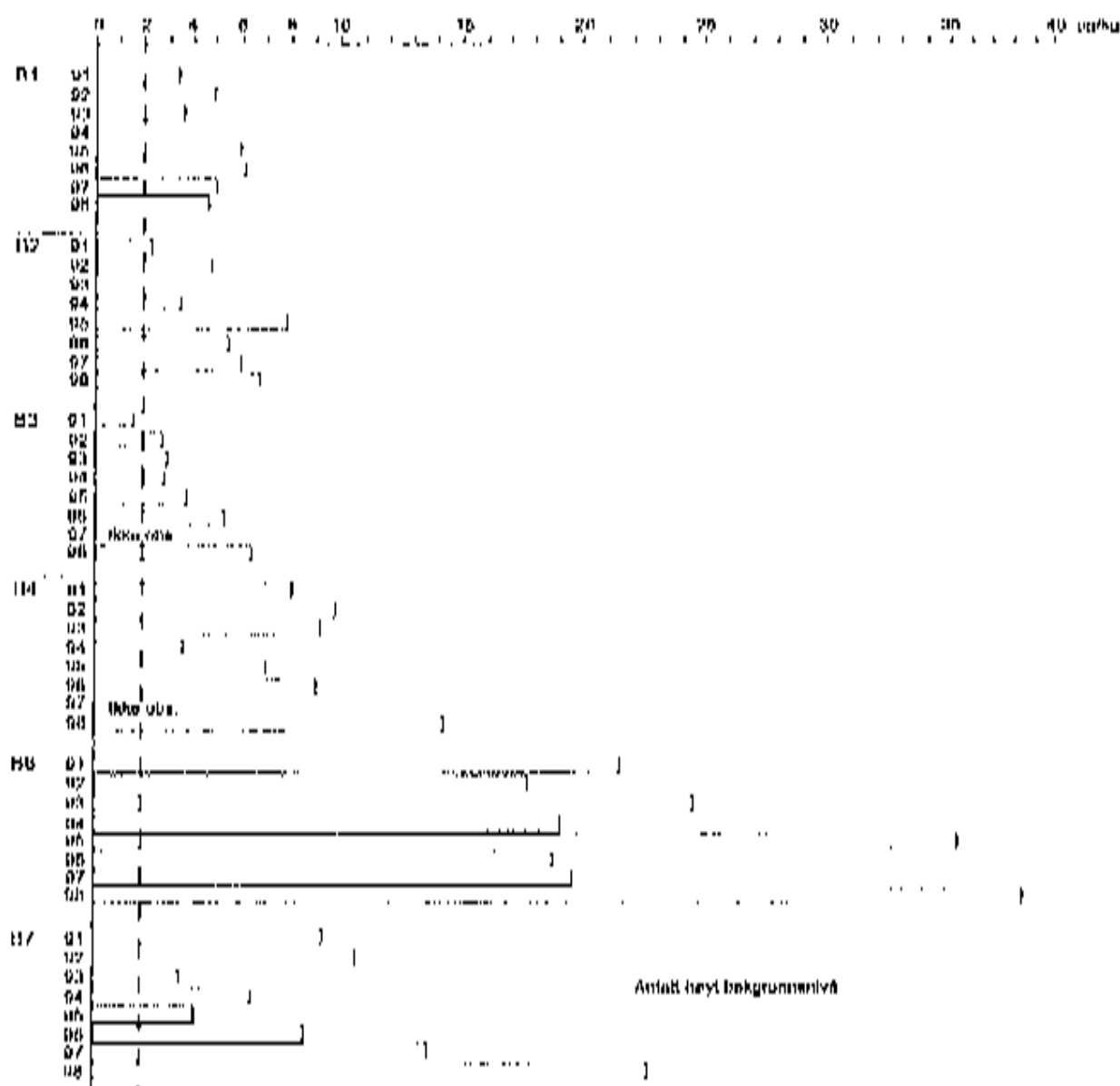


Figure 12. Σ DDT i bløtksjell fra sentjorden 1991-1997, µg/kg våtvekt. Om fordeling mellom DDE, DDD og DDT, se tabell 10-11

PCB-restituttene viste i likhet med tidligere bare forhøyet konsentrasjon i prøven samlet ved Tyssedal (Tabell 11). Sammenlignet med K1 i SFTs klassifiseringssystem representerer 20,5 µg/kg våtvekt en overkonsentrasjon på vel 5 ganger. I forhold til de øvrige stasjonene i Sørfjorden var midletid forskjellen omkring 10 ganger. Av tabell 13 fremgår at 1998-verdien var den høyest rapporterte i Sørfjordskjell etter overgang til ny analysemetodikk i 1991. Når ikke forholdet mellom høyeste og laveste verdi på fettbasis har vært mer enn ca. 1,7 viser dette likevel en ganske stabil situasjon over 7 år, med en lokal kilde. Ut fra øvrige blåskjellfunn synes denne kilden beskjeden, og det er så langt lite som tyder på noe mer enn et underordnet bidrag herfra til den betenkelige PCB-forurensningen i torsk fra indre Sørfjorden. Søking etter PCB kilder til Sørfjorden bør følgelig ikke begrenses til Tyssedalområdet, men bør også omfatte tidligere og nåværende virksomhet andre steder, spesielt i Odda.

Tabell 13. ΣPCB₁₇ i blåskjell fra st. B3, Tyssedal 1991-1998 (1997 pgunn fedt ikke analysert), µg/kg våtvekt og µg/kg fett

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1998
Våtvekt	8,8	10,1	10,6	8,2	10,1	17,2	20,5
Fettbasis	978	918	757	683	773	963	1139

5. REFERANSER

- de Boer, J., van der Valk, F., Kerkhoff, M.A.T., Hagel, P. og U. Brinkman, 1994. 8-year study on the elimination of PCBs and other organochlorine compounds from el (*Anguilla anguilla*) under natural conditions. Environ. Sci. Technol. 28:2242-2248.
- Green, N. W., 1989. The effect of depuration on mussel analyses. Report of the 1989 Working Group on the Statistical Aspects of Trend Monitoring. Hing, 24-27 april 1989, annex 6:52-58.
- Green, N. W., 1997. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). National comments to the Norwegian data for 1996. Rapport 716/97 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA rapport 3730/97, 129 s.
- Green, N. W., Berge, J. A., Helland, A., Hylland, K., Knutzen, J. og M. Waldy, 1999. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). National comments to the Norwegian data for 1997. Rapport 758/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3980-99, 144 s.
- Jørdmann, K., 1978. Akkumulering og uttømming av kadmium og bly hos østers og blåskjell ved omplanting til ulike miljøer. S. 56-64 i Symposium om økotoxikologi 6.-7. November 1978, NAVI/NFER/NLVE/NTNE. Ås-Trykk, Ås 1978, 293 s.
- Knutzen, J. og N. W. Green, 1995. "Bakgrunnsrørløp" av miljøgifter i fisk, blåskjell og reker. Data fra utvalgte norske prøvesteder innen den felles overvåking under Oslo-Paris-kommisjonen (Joint Monitoring Programme - JMP) 1990-1993. Rapport 594/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3302, 106 s.
- Knutzen, J., Rygg, B. og I. Thølin, 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av miljøgifter. SFT-veiledning nr 93/03, TA nr. 923/1993, 20 s.
- Knutzen, J., Green, N. W. og E. M. Brevik, 1995. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørjorden og Hardangerfjorden 1994. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer. Rapport 631/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3371, 35 s.
- Knutzen, J., Green, N. W., Brevik, E. M. og A. Godal, 1996. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørjorden og Hardangerfjorden 1995. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer. Rapport 676/96 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3589-96, 37 s.
- Knutzen, J., Green, N. W. og E. M. Brevik, 1998. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørjorden og Hardangerfjorden 1994. Delrapport 3. Miljøgifter i organismer. Rapport 728/98 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA rapport 3832-98, 39 s.
- Knutzen, J., Green, N. W. og E. M. Brevik, 1999. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørjorden og Hardangerfjorden 1994. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer. Rapport 755/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA rapport 4007/99, 43 s.
- Løbel, P. U., Hajdik, C. B., Belkade, S. P., Jackson, S. L. 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. 20:353-360.
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. og J. Sørensen, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT-rapport TA-1467/1997, 36 s.
- Møy, F. og J. Knutzen, 1996. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørjorden og Hardangerfjorden. Utskillelse av metaller i blåskjell fra indre Sørjorden/Hardanger etter overføring til rent vann.
- Myhre, L.P., 1998. Biomarkører i ål (*Anguilla anguilla*). Miljøgifteksponering i laboratorieforøk og feltundersøkelser i fjordsystemet rundt Bergen. Cand. Scient. oppgave i marinbiologi ved Institutt for fiskeri- og marinbiologi/Universitetet i Bergen, 107 s.
- Skei, J. 1997. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørjorden og Hardangerfjorden 1996. Delrapport 1. Vannkjemi. Rapport 700/97 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3688/97, 27 s.

- Skei, J., 1999. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1998. Delrapport I. Vannkjemi. Rapport 778/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA rapport 4096-99, 20s.
- Skei, J. og J. Klungsoyr, 1990. Kartlegging av PCB i sedimenter fra indre Sørfjord. NIVA rapport 2528, 16 s.
- Skei, J. og J. Knutzen, 1999. Forurensningsutviklingen i Sørfjorden og Hardangerfjorden i perioden 1980-1997. Populær framstilling av resultater fra overvåking av vann, sedimenter og organismer. Rapport 754/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4008-99, 36 s.
- Skei, J., Rygg, B., Moy, E., Molvær, J., Knutzen, J., Hylland, K., Næs, K., Green, N. og T. Johnsen, 1998. Forurensningsutviklingen i Sørfjorden/Hardangerfjorden i perioden 1980-1997. Sammenstilling av resultater fra overvåkingen av vann, sedimenter og organismer. Rapport 747/98 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3922-98, 95 s.

DATAVEDLEGG:

- **Metaller og klororganiske stoffer i blåskjell 28/9 (st. B7) og 29-30/10 1998 (våtvektsbasis)**
- **Metaller i tang 28/9 (st. B7) og 29-30/10 1998 (tørrvektsbasis)**

ANALYSERAPPORT Kvalitetskontroll

Rapportnr: 21.03.93

LABORATORIET FOR KEMISKE ANALYSER
 1. EMBLID
 2. SVANEN
 3. SVAENEN
 4. SVANEN

Konservens navn	Målingstype	Målingsmetode	Målingsgrense	Måling	Målingsfeil	Målingsusikkerhet	Målingsvilkår	Målingsdato	Målingssted	Målingsperson	Kvalitetskontroll			
											Min	Max		
Konserv 1	Konserv	Konserv	Konserv	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5		
				0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	
				0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
				0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
				0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Konserv 2	Konserv	Konserv	Konserv	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5		
				0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	
				0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
				0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
				0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5

Konservens navn	Målingstype	Målingsmetode	Målingsgrense	Måling	Målingsfeil	Målingsusikkerhet	Målingsvilkår	Målingsdato	Målingssted	Målingsperson	Kvalitetskontroll			
											Min	Max		
Konserv 3	Konserv	Konserv	Konserv	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5		
				0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	
				0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
				0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
				0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Konserv 4	Konserv	Konserv	Konserv	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5		
				0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	
				0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
				0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
				0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5

LABORATORIET FOR KEMISKE ANALYSER

