Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor
Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen
Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen
Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen
Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva
9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel	Løpenr. (for bestilling)	Dato
Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 2000. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer med orienterende analyser i dypvannsfisk.	4445-2001	01.11.09
	Prosjektnr. Undernr. O-800309	Sider Pris 51
Forfatter(e) Knutzen, Jon Green, Norman W.	Fagområde Marin økologi	Distribusjon
	Geografisk område Hordaland.	Trykket NIVA
Oppdragsgiver(e) Statens forurensningstilsyn (SFT). (Overvåkingsrapport nr. 836/01, TA nr. 1833/2001).		Oppdragsreferanse

Sammendrag

Den sterke metallforurensningen i Sørfjorden vedvarte også i 2000. I filet av torsk fra indre fjord ble det registrert den høyeste konsentrasjonen av kvikksølv etter 1992, sannsynligvis forårsaket av et større uhellsutslip ved Norzink A/S vinteren 1999-2000. Utslippet synes ikke å ha gitt utslag i fisk fra Hardangerfjorden ved Strandebarm. Den ekstraordinære kvikksølvtilførselen ble også gjenspeilet i blåskjell, med et maksimum for perioden 1989-2000 i skjell fra innerst i fjorden. Tilstanden var ellers omlag som tidligere, bl.a. preget av høyt innhold av bly og kadmium i skjell og med tydelig sporbare overkonsentrasjoner ut i Hardangerfjorden. Analyse av tang viste også generell overkonsentrasjon av sink i fjorden. Til dels meget høye, men individuelt sterkt varierende konsentrasjoner av PCB ble konstatert i lever av torsk fra indre fjord, i likhet med enkelte tidligere år. Bakgrunnen for fenomenet med varierende grad av PCB-forurensning i fisk er ikke forstått, men sporing av PCB-kilder pågår. Kontamineringen med DDT og nedbrytningsprodukter i skjell varierte fra moderat til meget sterkt påvirket, med maksimum ved Kvalnes. Orienterende analyser av miljøgifter i dypvannsfisk viste høyt til ekstremt høyt innhold av kvikksølv, henholdsvis i filet og lever av brosme. I brosmelever ble det også funnet meget høy konsentrasjon av DDE og markert påvirkning med PCB.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Miljøgifter	1. Micropollutants
2. Metaller	2. Metals
3. DDT	3. DDT
4. PCB	4. PCB

Jon Knutzen
Prosjektleder

Forskningsleder

Jens Skei
Forskningssjef

ISBN 82-577-4091-8

Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 2000

Delrapport 2

Miljøgifter i organismer med orienterende analyser i dypvannsfisk

Forord

Overvåkingen av miljøgifter i organismer fra Sørfjorden gjennomføres i samarbeid med Alex Stewart Environmental Services A/S, som ved Amund Måge og Joar Øygard har vært ansvarlig for innsamling av blåskjell og tang.

Undersøkelsene foretas innen rammen av Statlig program for forurensningsovervåking, administrert av Statens Forurensningstilsyn (SFT). Foruten ved SFT finansieres overvåkingen av Norzink A/S, Odda Smelteverk A/S, Tinfos Titan & Iron K/S og kommunene Odda og Ullensvang.

Rapporten inkluderer data fra *Joint Assessment and Monitoring Program* (*JAMP*) under Oslo/Paris kommisjonen, med Norman Green som prosjektleder, herunder resultatene fra orienterende undersøkelser av miljøgifter i dypvannsfisk. Knut Gravdal og Lars Moe takkes for innsamlingen av sistnevnte prøver i henholdsvis Sørfjorden og Åkrafjorden.

Resultatene fra en orienterende undersøkelse av mulig lokal forurensning fra stranddeponier i Ålvik (prosjekt nr. O-20086), finansiert av Bjølvefossen AS og tidligere rapportert separat til bedriften, er også tatt med her. Skjellmaterialet fra Ålvik er innsamlet av Torgeir Bakke og Aud Helland.

I samarbeid med Alex Stewart Environmental Services A/S og NIVA har Norzink A/S fra 2000 igangsatt et supplerende program for registrering av kvikksølv i fisk (lenger ut i Sørfjorden enn JAMP-stasjonene i indre fjord). De første resultatene er rapportert til bedriften, og sammendragsdata nevnes også i foreliggende rapport.

Analysene av metaller har vært utført av gruppen for uorganiske analyser ved NIVAs rutineanalyselaboratorium. Alfhild Kringstad har vært hovedansvarlig for analysene av klororganiske stoffer. Opparbeidelsen av fisk under JAMP-programmet har vært ved Torgeir Bakke og Aud Helland, mens blåskjellprøvene er opparbeidet av Åse Bakketun, Tone Jøran Oredalen og Lise Tveiten.

Fra aktivitetene i 2000 er det tidligere gitt ut en rapporter vedrørende sporing av PCB-kilder (Skei & Tellefsen 2000), fjordens vannkjemi mht. metallnivåer (Skei, 2001) og om oksygen og siktedyp (Molvær 2001).

Leder av hovedprosjektet er Jens Skei.

Oslo, 9. november 2001

Jon Knutzen

Innhold

Sammendrag og konklusjoner **5**

Summary **7**

1. Bakgrunn og formål **9**
Bedrift 10

2. Materiale og metoder **11**

3. Resultater og diskusjon **16**
3.1 Metaller i fisk 16
3.1.1 Årlig overvåking 16
3.1.2 Pb 17
3.1.2 Orienterende observasjoner av dypvannsfisk 19
3.2 Metaller i blåskjell 21
3.3 Metaller i tang 28
BLÆRETANG 28
GRISETANG 28
3.4 Klororganiske stoffer i fisk 35
3.4.1 Årlig overvåking 35
3.4.2 Orienterende registreringer i dypvannsfisk 39
3.5 Klororganiske stoffer i blåskjell 40

4. Referanser **45**

VEDLEGG

Sammendrag og konklusjoner

I. De generelle formål med overvåkingen i Sørfjorden er å følge utviklingen etter tiltak mot belastningen med metaller, gi miljøvernmyndighetene grunnlag for å bedømme eventuelle behov for ytterligere tiltak og å supplere underlag for næringsmiddelmyndighetenes bedømmelse av fisks og skjells spiselighet. Et fjerde hovedmål er å holde allmenhet og brukerinteresser informert om fjordens tilstand. Overvåkingen består dels av elementer som gjentas fra år til år, dels av utfyllende undersøkelser. Sistnevnte er bl.a. blitt aktualisert av episodisk ekstraordinære metalltilførsler og av at fjorden i betenkelig grad også er forurenset med PCB og DDT/nedbrytningsprodukter av DDT.

II. 2000-prøvene av fisk fra indre Sørfjorden inneholdt tydelige overkonsentrasjoner av kvikksølv, dvs. for filet av torsk nær 4 ganger høyere enn grensen for Kl. I i SFTs klassifiseringssystem og for skrubbe ca. 2.5 ganger (Kl. I representerer "antatt høyt bakgrunnsnivå fra bare diffus belastning, dvs. ingen nærliggende større punktkilder). Kvikksølvnivåene er de høyeste som er registrert i torsk siden 1992 og for skrubbe enda lenger tilbake. Forholdet antas å ha sammenheng med det store uhellsutslippet av kvikksølv vinteren 1999-2000.

III. Metallregistreringene i blåskjell viste opp til sterk grad av forurensning med kvikksølv og kadmium (Kl. IV i SFTs klassifiseringssystem) og av bly opp til meget sterk forurensning (Kl. V). Kvikksølvinnholdet i skjell fra indre del av fjorden er det høyeste som er konstatert etter 1989 og må ses i sammenheng med den nevnte ekstaordinære belastning. I fjorden under ett var kontamineringen med kvikksølv den høyeste på 5-6 år. Den sterke påvirkningen med bly og kadmium kunne i likhet med tidligere spores i skjell fra Hardangerfjorden; for kadmiums vedkommende i prøver samlet 80 km fra Odda.

Statistisk analyse av Sørfjordmaterialet fra den norske delen av Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP) viste ingen signifikant nedgang i innholdet av kvikksølv, kadmium, bly og sink fra indre og midtre Sørfjorden for perioden 1987-1999.

IV. Tang gjenspeilte ikke i samme grad som skjell belastningen med kvikksølv, bly og kadmium, men supplerte skjellanalysene ved i større grad å reflektere påvirkningen med sink (moderat til markert forurenset i henhold til SFTs klassifiseringssystem) og kobber. Sistnevnte viste av ikke oppklarte grunner markert forurensing ved st. B6 Kvalnes (omlag midtfjords).

V. De klororganiske analysene i fisk viste høye konsentrasjooner av PCB i lever og filet av torsk fra indre fjord, men med store individuelle variasjoner. Middelverdien av ΣPCB_7 i torskelever var nær 7400 µg/kg våtvekt dvs. en overkonsentrasjon jevnført med Kl. I i SFTs klassifiseringssytem på ca. 15 ganger. Medianverdien, som er mer representativ for bedømmelse av fiskens spiselighet lå imdlertid på et mer moderat nivå i overkant av 1500 µg/kg. De store individuelle forskjellene, med en del ekstremverdier sammen med , har også opptrått enkelte tidligere år, men bakgrunnen for fenomenet er ikke forstått. Skrubbe fra indre fjord viste ikke tilsvarende høye verdier. Et prosjekt med henblikk på å spore kilder for PCB til Sørfjorden er i gang, men har så langt ikke gitt informasjon som kan belyse den høye kontamineringen i enkeltfisk av torsk.

Innholdet av DDT med nedbrytningsprodukter var omkring det dobbelte av antatt høyt bakgrunnsnivå i torsk fra indre Sørfjorden; mer moderat forhøyet i skrubbe. Moderate overkonsentrasjoner også i lever av fisk fra Strandebarm bekreftet at overbelastningen med ΣDDT (DDT/DDE/DDD) gjør seg gjeldende over et større område (se pkt VI. nedenfor).

VI. Høyest konsentrasjon av ΣDDT i blåskjell ble funnet ved st. B6 Kvalnes, slik det med bare få unntak har vært gjennom 10 års overvåking. Årets nivå represnterte en overkonsentrasjon på mer enn 25 ganger og var den høyeste som har vært observert på denne stasjonen. Større eller mindre overkonsentrasjoner av DDT med nedbrytningsprodukter ble som før funnet på alle prøvesteder fra innerst i Sørfjorden til JAMP-stasjon 65A ved Vikingneset/Strandebarm i Hardangerfjorden. Forholdet indikerer sannsynligheten av at det finnes mange mindre kilder for DDT langs Sørfjorden og Hardangerfjorden.

VII. Ingen statistisk signifikant utviklingstendens er funnet hverken for PCB eller DDT/DDE/DDD i JAMP-materialet av fisk og skjell fra fjorden.

VIII. Ved orienterende analyser av dypvannsfisk ble det funnet meget høye konsentrasjoner av kvikksølv i bl.a. brosme og lange fra Sørfjorden: henholdsvis 1.1-3.5 mg/kg (mest i store individer) og 2.2 mg/kg (også eldre eksemplarer). For sammenlignbare størrelser var dette omkring 5 ganger høyere enn i den nærliggende Åkrafjorden (her brukt som referanse, men muligens mer enn vanlig diffust belastet ved atmosfærisk transport av utslipp til luft fra industrien innerst i Sørfjorden). Jevnført med brosme fra åpen kyst inneholdt Sørfjordmaterialet 7-23 ganger så mye kvikksølv, men det må tas forbehold for ulikhet mht. størrelse og alder. En ekstremverdi på 13.5 mg/kg våtvekt ble registrert i lever av Sørfjordbrosme.

Dypvannsfisk fra Sørfjorden hadde også høyt innhold av PCB og i enda høyere grad når det gjaldt DDE (som er mest bestandig av nedbrytningsproduktene til DDT).

Det var bare mindre indikasjoner fra Åkrafjorden på at normal diffus belastning med miljøgifter som kvikksølv, enkelte andre metaller, PCB og DDT/DDE akkumulerer til høye nivåer i dypvannsfisk, slik det er vitnesbyrd om fra en annen norsk fjord uten kjente kilder for metaller og PCB i nedbørfeltet. Mekanismene bak en slik effekt vil sannsynligvis primært gjøre seg gjeldende i lange og dype fjorder med sjelden/langsom utskifting av dypvann.

Summary

Title: Monitoring of Sørfjorden and Hardangerfjorden 2000. Report no. 2. Micropollutants in organisms including introductory registrations in deep-water fish.
Year: 2001.
Author: Jon Knutzen and Norman W. Green.
Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4091-8.

I. The main ojective of monitoring in Sørfjorden, Hardanger (Figures 1-2), is to follow the development in the metal content of fish, mussels and benthic algae after several measures to reduce industrial dicharges at Odda and Tyssedal of in particular mercury, cadmium and lead.

The Norwegian Food Control Authority warns against consumption of cod caught in the inner 1/3 of Sørfjorden more than once a week and advises against consumption of mussels from the whole fjord.

In fish and mussels also the levels of persistant organochlorines are recorded annually. The observations of contaminants in fish and mussels are part of the Norwegian contibution to the Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP) of the Oslo-/Paris Commissions.

II. Mean concentration of mercury in fillet of cod (*Gadus morhua*) from the inner fjord was 0.37 mg/kg wet weight, the highest level recorded since 1992. The increase compared with previous years most probably was caused by a large accidental discharge during the winter 1999-2000.

A ten year maximum of mercury 0.6 mg/kg w.w.) was also recorded for mercury in the blue mussel from the innermost part of the fjord. Compared with the Cl. I limit in the system of the Norwegian State Pollution Control Authority for classification of environmental quality in fjords and coastal waters, levels of mercury, cadmium and lead represented overconcentrations of 2.5-22, 4-13 and 3-34 times, respectively. (Cl. I = Assumed high background concentration, about the 90-percentile of recordings from JAMP reference localities). According to the system these intervals of overconcentrations means moderate to strong/very strong contamination. Overconcentrations of lead and cadmium were traced into the main fjord, Hardangerfjorden, 60 and 80 km from Odda (Figure 1).

In addition, analysis of seaweeds (*Fucus vesiculosus* and *Ascophyllum nodosum*) showed moderate to strong contamination with zinc (barely reflected in mussels from the same sites) and also, at one locality, marked contamination with copper.

III. 10 years of monitoring has documented the persisting load of DDT and its metabolites on Sørfjorden (and Hardangerfjorden) from previously contaminated soil in fruit cultivating areas (use of DDT prohibited in the early 1970-ies). The consequence is increased levels of DDT/DDE/DDD in both mussels and fish; about twice assumed high background (Cl. I) in liver of cod from the inner part of Sørfjorden, 2-25 times Cl. I in mussels from various sampling localities and maximum in the vicinity of st. B6 Kvalnes (Figure 1).

For unknown reasons high concentrations of PCB were recorded in liver of some individuals of cod from inner Sørfjorden (up to 65000 µg ΣPCB_7/kg w.w.), but not in others (mean of n=19 about 7500, median about 1500 µg/kg). It is known that Sørfjorden receives PCB from local sources, but so far none that can throw light upon the strongly varying contamination in cod, both individually and from one year to another (Table 9).

IV. Exploratory observations of contamination with metals and organochlorines in deep-water species of fish revealed very high concentrations of mercury in tusk (*Brosme brosme*) from 300-400 m in Sørfjorden, apparently increasing with age/size (composite samples of few individuals) and with a maximum of 3.5 mg/kg w.w. in fillet and 13.5 mg/kg in liver. A high level of mercury was also found in fillet of ling (*Molva molva*), 2.2 mg/kg w.w. More moderate, but still elevated mercury content was found in the same two species from a neighbouring fjord assumed to be a reference locality, but possibly affected by deposition of airborn mercury from the industry in Odda in addition to the ubiquitous diffuse atmospheric contamination.

Liver of the deep-water fish from Sørfjorden also had high concentrations of ΣPCB_7 and in particular DDE, with a maximum in the largest tusk of about 4400 and 8900 µg/kg w.w., respectively. For PCB this is of the same order of magnitude as means/medians from individual analyses of cod livers, but for DDE considerably more than recorded in cod 1991-2000.

1. 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 og nedbrytningsprodukter (spesielt DDE). Metallforurensningen har foranlediget advarsel fra Staten næringsmiddeltilsyn (SNT) mot å spise fisk og skjell fra fjorden. Bedring i forholdene medførte at kostholdsrådene for fisk ble trukket tilbake i 1994, mens advarselen mot konsum av skjell fortsatt gjaldt. Etter det betydelige uhellsutslippet av kvikksølv fra Norzink vinteren 1999-2000 (Skei 2000, Molvær 2000) har Statens Næringsmiddeltilsyn igjen delvis frarådd konsum av fisk fra Sørfjorden. Gjeldende råd er (brev av 14/6-01 fra SNT):

Konsum av torsk mer enn en gang i uken fra indre Sørfjorden (innenfor Måge, dvs. omkring midtveis mellom st. B4 og St. B6 i figur 1) frarådes. Konsum av skjell fra Sørfjorden frarådes. Gravide og ammende bør ikke spise fisk og skalldyr fra Sørfjorden.

Dessuten er det gjennom årene med overvåking konstatert vekslende grad av forurensning med PCB i fisk (Knutzen & Green 2000), med et særlig høyt nivå i torsk fra 1998. Overvåkingen er derfor utvidet med henblikk på å spore kilder for PCB og DDT (Skei & Tellefsen 2000, Knutzen & Green 2000).

Overvåkingen er tiltaksorientert, idet det er et hovedformål å gi grunnlag for å vurdere behov for ytterligere å redusere tilførslene 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 tilsiktede 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 tilførselstall for metaller i 2000 og foregående år, såvidt de har latt seg beregne. Hovedproblemet i denne forbindelse er tilførsel fra forurensede arealer i nedbørfeltet, delvis også uhellsutslipp. Tallene må derfor betraktes som usikre (se anmerkninger til tabellen).

På bakgrunn av de bemerkelsesverdig høye konsentrasjonene og enkelte klororganiske stoffer registrert i den antatt lite lokalt belastede Nordfjord (Sogn og Fjordane) i 1993 av Berg et al. (1998), senere også kvikksølv og andre metaller i materiale fra samme sted i 1998 (Berg et al. 2000), er det innen JAMP foretatt en supplerende innsamling av dypvannsfisk fra Sørfjorden, med tilsvarende materiale fra den nærliggende Åkrafjorden som referanse.

Tabell 1. Offisielle anslag over utslipp til sjø fra Odda Smelteverk A/S (O.S.), Norzink A/S (NZ) og Tinfos Titan & Iron (TTI) i 2000 (kg/år). Basert på opplysninger fra bedriftene. Tallene i parentes representerer utslippstall for 1999. Tabellen er hentet fra Skei (2001).

Bedrift	Cu	Pb	Zn	Cd	Hg	PAH
O.S.	193 (203)	176 (186)	526 (476)	13 (17)	0.1 (0.5)	800 (1206)
NZ[1)]	40 (41)	2700 (6850)	24300 (32200)	1300 (990)	27 (14,5)	-
TTI	80 (134)	26 (45)	12947 11667)	2.3 (1.1)	0.9 (2.1)	162 (77)
Totalt	**313** (378)	**2902** (7081)	**37773** (44343)	**1315** (1008)	**28** (17.1)	**962** (1283)

1) Tilførslene fra Norzink for 2000 omfatter utslipp fra løpende drift (regulære utslipp og uhellsutslipp), avrennning av vann bak spuntvegg, avrenning fra kaiområdet og beregnede mengder av sink og kadmium tilført fjorden via overflatevann og kloakk (diffuse tilførsler). Den anslagsvise fordelingen mellom disse enkeltkildene er følgende (kg/år):

	Zn	Cd	Pb	Cu	Hg
Drift	4259	55	2648	25	26,7*
Via spuntvegg	770	16	3	6	0.3
Kaien	1400	4	60	9	0.4
Diffuse tilførsler (ca.)	17900	1200	?	?	3
SUM**	24300	1260	2711	40	28

* Inkludert 23 kg fra kvikksølvlekkasje (pumpesump i røsteanlegg).

** Disse tallene er skjønnsmessig avrundet oppover av Norzink a.s.

2. Materiale og metoder

Blåskjell (*Mytilus edulis*), blæretang (*Fucus vesiculosus*) og grisetang (*Ascophyllum nodosum*) er samlet inn 7-9/11 fra 1 - 1.5 meters dyp fra stasjonene B1 Byrkjenes, B2 Eitrheim, B3 Tyssedal, B4 Digranes, B6 Kvalnes og B7 Krossanes (Tabell 2, Figur 1). Blåskjell og blæretang ble samlet fra alle stasjonene; grisetang fantes bare på de tre ytre stasjonene (B4-B7). Ved st. B2 Eitrheim var majoriteten av skjellene døde. Prøver ble innsamlet både av det lille antallet store individer og fra enkelte mindre klaser av årets skjell. Også ved st. B4 Digranes var det store mengder døde skjell sammen med mye korstroll (sjøstjerne).

Innen den norske delen av det internasjonale overvåkingsprogrammet JAMP (Joint Assessment and Monitoring Programme) under OSPAR-kommisjonen og SFTs INDEKS-program (Green & Knutzen 2001), ble blåskjell fra Byrkjenes, Eitrheim, Kvalnes og Krossanes prøvetatt 9/10, samt Ranaskjær og Vikingneset (Tabell 2, Figur 1) 12/10. Alle prøvesteder innen JAMP og INDEKS er koordinatfestet (Green 2000).

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. Torsk (*Gadus morhua*) og skrubbe (*Platichthys flesus*) er samlet fra Sørfjorden i omegnen av Tyssedal og innover (JAMP-st. 53 B, Figur 2) 10-11/10 2000. Fra Strandebarm i Hardangerfjorden (JAMP-st. 67B) er det 14/10 fanget torsk, skrubbe og glassvar (*Lepidorhombus whiffiagonis*). Orienterende prøver av dypvannsfisk (brosme (*Brosme brosme*)), lange (*Molva molva*) og havmus (*Chimaera monstrosa*)) ble i april 2000 samlet inn fra omlag 350 meters dyp i Sørfjorden og tilsvarende fra den tilnærmet uberørte Åkrafjorden som referanse.

Innenfor Statlig program samles av blåskjell (såvidt mulig) 50 stk. i størrelsen 4 - 5 (6) cm fra hver stasjon til en blandprøve. Skjellene fryses ned uten forutgående tømming av tarm. I praksis har det på flere Sørfjord-stasjoner vært vanskelig å finne skjell over 4 cm, slik at størrelsesintervallet 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. 12 timer i vann fra innsamlingsstedet (tømming av tarm) og tas ut av skallene. For prøven til INDEKS-programmet benyttes bare en størrelseskategori (3-4/3-5 cm, 3 parallelle blandprøver à 20 stk.) uten tarmrensing.

Blandprøvene av blæretang har bestått av ca. 5 cm lange skuddspisser (ca. 50 fra ca. 10 individer). Av grisetang (fra og med st. B4 og utover) benyttes skuddspisser kuttet like under 2. blære ovenfra.

Fiskeprøvene innen den rutinemessig utførte del av JAMP er analysert dels på individer (så vidt mulig 25 stk.), dels på blandprøver av 5 stk. i fortrinnsvis 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.

De orienterende analysene av dypvannsfisk er utført på blandprøver av 3x5 og 3 brosme, 2 og 5 lange og 4 og 3 havmus, henholdsvis fra omkring 350 m i midtre Sørfjorden (strekningen Hovland –Børve) og fra tilsvarende dyp i den antatt lite belastede Åkrafjorden, Sørfjordenes nabofjord i sydvest.

Fisken er fraktet nedfryst, deretter tint og opparbeidet på NIVA før ny nedfrysing inntil homogenisering, gjentatt nedfrysing 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 middelverdier sammenlignet med et "antatt høyt diffust bakgrunnsnivå". (Med dette menes "grensen" for verdier som kan registreres utenfor registrerbare influensområder til definerte punktkilder – kfr. Kl.I i SFTs klassifiseringssystem, Molvær et al. 1997).

Før analyse er tangen tørket ved 105°C i 42 timer og homogenisert i RETCH agat mortermølle. Blåskjell og fisk ble homogenisert i en TEFAL food processor eller Ultra-Turrax T25.

For metallanalysene ble en innveid subprøve av tint homogenisat oppsluttet 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 grafittovn. Sink bestemmes ved atomabsorpsjon i flamme (NS 4770, NS 4773, 1. utg. mai 1980), mens bly, kadmium og kobber er bestemt ved flammeløs 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. Kvikksølv analyseres ved kalddamp/gullfelle, deteksjonsgrense 0,02 mg/kg. Standardavviket ved analyse av paralleller er < 2% for sink og < 5 - 10% for de øvrige. Analysekvaliteten kontrolleres mot sertifisert referanse-materiale.

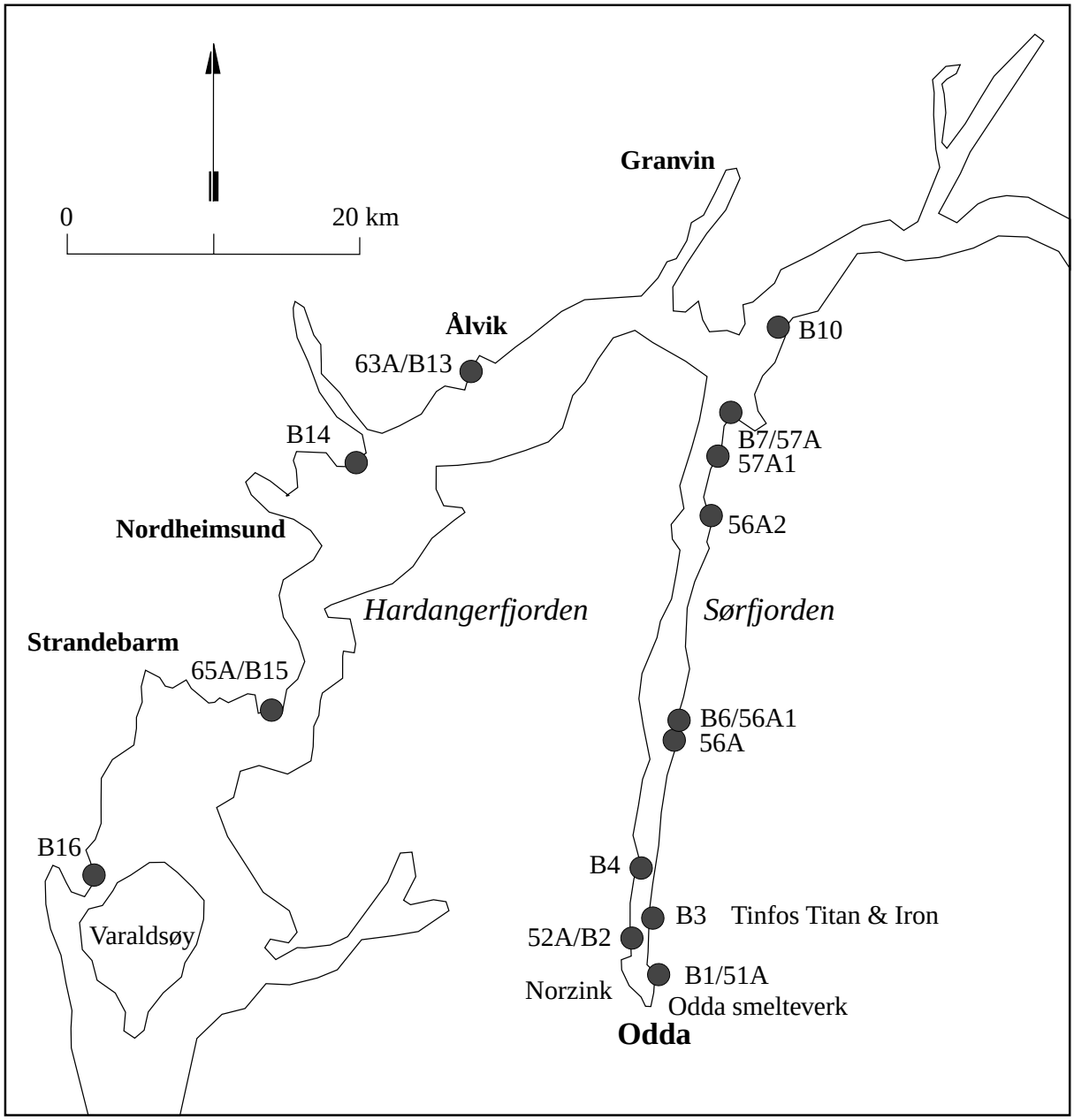
For de klororganiske analysene er vått homogenisert materiale tilsatt PCB 53 som indre standard og ekstrahert to ganger med en blanding av cykloheksan og aceton ved bruk av ultralyd desintegrasjon. Etter vasking med destillert vann inndampes ekstraktet til tørrhet for fettvektbestemmelse. For videre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

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

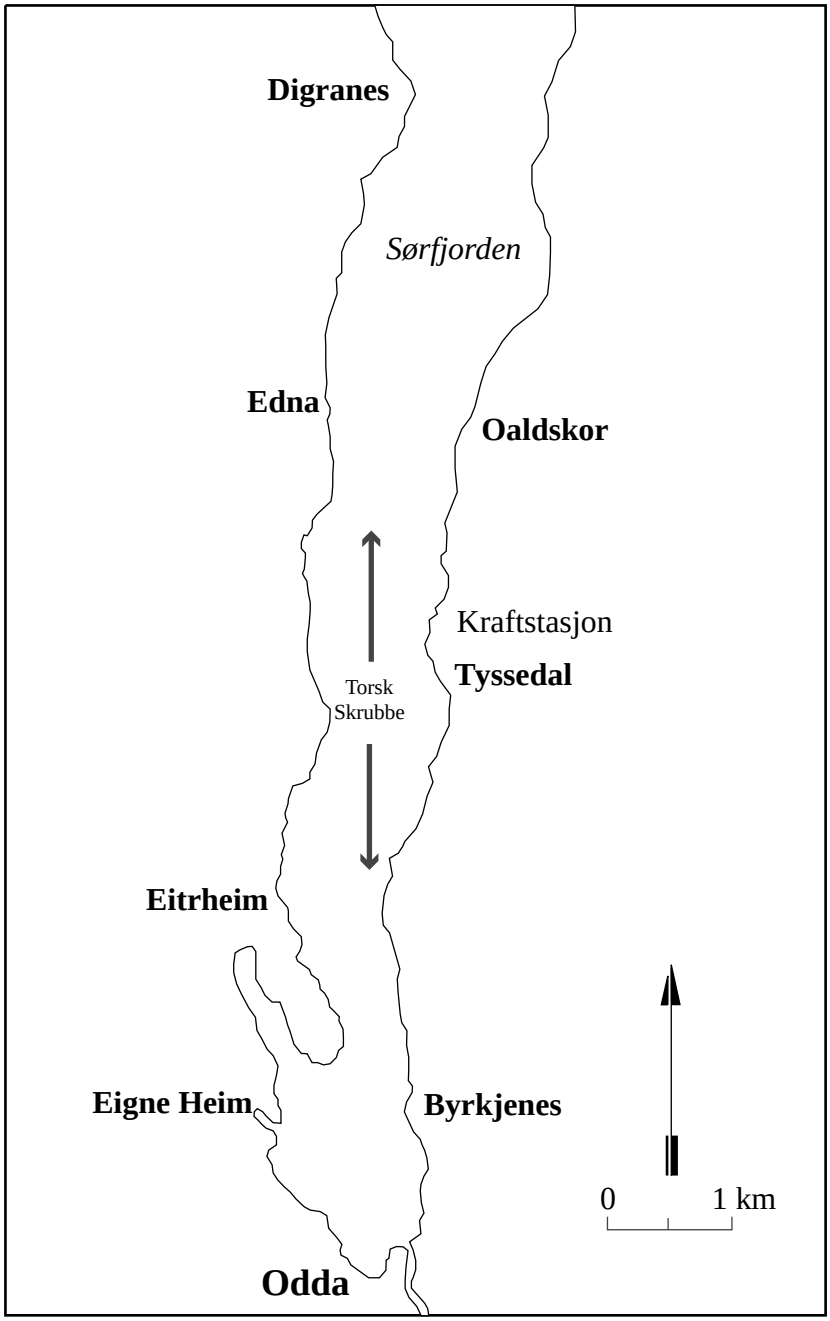
Analyseresultatene kvalitetssikres ved blant annet å analysere kjente standarder for hver tiende prøve på gasskromatografen, samt ved jevnlig kontroll av hele opparbeidings- og analyseprosessen ved bruk av internasjonalt sertifisert referansemateriale (SRM 349, torskeleverolje og CRM 350, makrellolje),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

Tabell 2. Innsamlingssteder for blåskjell og tang i Sørfjorden og Hardangerfjorden, med angivelse av adkomst og ca. avstand fra Odda (km). (Ikke prøvetatt 2000: *).

STASJONER (JAMP-nr.)	ADKOMST	Ca. AVSTAND FRA ODDA (km)
St. B 1 (51A)	Byrkjenes, lite nes N for badestrand. Fra 1994: Fra betongbrygge/store steiner på pynt i sydenden av bukta - ca. 50 m lenger syd.	2
St. B 2 (52A)	Eitrheim, fra tau på kommunal betongpelebrygge	3
St. B 3	Tyssedal, kai ved kraftstasjon.	6
St. B 4	Digranes, nord for trebrygge.	10
St. B 6 (56A)	Kvalnes, S for Kvalnes, ned for hundepensjonat.	18
St. B 7 (57A)	Krossanes, fra fjell ved 4 naust, ytterst på neset.	37
St. B 10 *	Sengjaneset/Eidfjord, svaberg	44
St. B 13 (63A)	Ranaskjær, skjær med sementkum, rett overfor Bjølvefossen	58
St. B 14 *	Rykkjaneset, m/svaberg nedenfor eng	69
St. B 15 (65A)	Vikingneset, ved fyrlykt	84
St. B 16 *	Nærnes, Bondesundet, skjær ved brygge og naust	100



Figur 1. Prøvesteder for blåskjell og tang fra Sørfjorden. (B10, B14 og B16 bare prøvetatt ved basisundersøkelsen). JAMP blåskjellstasjoner: 51A osv.



Figur 2. Område for fangst av fisk i indre Sørfjorden 2000.

3. Resultater og diskusjon

3.1 Metaller i fisk

I tillegg til resultatene fra den årlige overvåkingen innen JAMP redegjøres i det følgende for de orienterende registreringene i blandprøver av dypvannsfisk (også innen JAMP), samt for de supplerende individuelle analysene av kvikksølv i torsk fra lenger ut i Sørfjorden enn det området i indre fjord som JAMP-materialet samles fra.

Rådata, opplysninger om prøver m.v. er tilgjengelig fra databasen for JAMP. Nærmere statistisk bearbeidelse av data i relasjon til tidligere års resultater er også foretatt innen dette programmet (kfr. Green et al. 2001, vedlegg H). Nedenfor gjengis bare hovedresultatene, dvs. middelverdier/standardavvik fra analysene av enten individuelle fisk eller blandprøver av 2-5 størrelsesgrupper (Tabell 3, delvis Tabell 5) eller blandprøver av 2-5 fisk uten størrelsesgruppering (Tabell 5).

3.1.1 Årlig overvåking

Sammendrag av resultatene fra den rutinemessige årlige overvåkingen er presentert i Tabell 3.

Hovedinteressen knytter seg til nivåene av **kvikksølv** etter de store uhellstilførslene vinteren 1999-2000 (Molvær 2000, Skei & Knutzen 2000). Resultatene viste klare overkonsentrasjoner i filet av både torsk og skrubbe fra indre Sørfjorden. Tallene i Tabell 3 overskrider grensen for Kl. 1 i SFTs klassifiseringssystem (= antatt høyt bakgrunnsnivå, Molvær et al. 1997) med nær 4 og vel 2.5 ganger henholdsvis i torsk og skrubbe. Av tabellen ses at nivåene lå omkring høyt "normalnivå" (torsk) eller litt under (skrubbe) i materialet av de samme artene fra Strandebarm og Åkrafjorden (bare skrubbe). Fiskens kvikksølvinnhold er generelt økende med økende størrelse/alder. Således fant Knutzen & Green (2001) ut fra statistisk behandling av JAMP-data 1990-1998 at for å unngå et nivå over 0.1 mg/kg våtvekt (Kl.1) burde torsk fra referansestasjoner ikke vær over ca. 80 cm, mens denne grensen lå såvidt lavt som 35 cm i torsk fra mer påvirkede områder som indre Oslofjord og Sørfjorden.

For glassvar har man ikke fått etablert referansenivåer, men middelverdien på 0.19 mg/kg våtvekt registrert i prøven fra Strandebarm er uansett moderat og som man ser av Tabell 4 lavere enn flere ganger tidligere registrert i glassvar fra dette området. Imidlertid ses også at nivået ved Strandebarm var høyere enn i samme art fra Åkrafjorden.

Av Tabell 4 fremgår det ellers at det har vært betydelige variasjoner i kvikksølvinnholdet fra år til annet gjennom perioden 1987-2000. Disse variasjonene har det generelt sett ikke lykkes å knytte til opplysninger om varierende belastning. Den sannsynlige sammenheng mellom økningen i innholdet av kvikksølv fra 1999 til 2000 i fisk og den ekstraordinære belastning fra vinteren før prøvetaking må derfor tas med et visst forbehold. Konsentrasjonene i fisk fra indre Sørfjorden 2000 er likevel de høyeste som er registrert siden 1992 i torsk og for hele observasjonsserien i skrubbe (Tabell 4).

Det kan tilføyes at senere observasjoner i torsk fra lenger ut i fjorden (ved Måge og Vikebygd), utført på oppdrag fra fra Norzink i februar 2001, viste såvidt moderate gjennomsnittskonsentrasjoner som henholdsvis 0.15 og 0.18 mg/kg våtvekt (NIVA-prosjekt O-21066, brev av 27/3-01 til Norzink A/S med vedlegg,).

I Sørfjordfisk ses i likhet med tidligere også virkningen av den store belastningen på indre del av fjorden, særlig med **kadmium**; i mindre grad også forurensningen med **bly**. Bortsett fra kvikksølv, er metaller i fisk så langt ikke inkludert SFTs klassifiseringssystem, men i henhold til data fra JAMP referansestasjoner 1990-1998 (Knutzen & Green 2001) bør ikke innholdet av kadmium i torskelever være over 0.20-0.25

mg/kg. I forhold lå nivået i torsk fra indre Sørfjorden 2000 5-6 ganger høyere, og overkonsentrasjonene i skrubbe var større. Selv om betydelige mengder av både bly og kadmium fraktes ut av fjorden (kfr. kap. 4.2), gir ikke dette noe tydelig utslag i fisk fanget ved Strandebarm i hovedfjorden (Tabell 3).

Tabell 3. Middel/Standardavvik for kvikksølv i filét og kadmium, kobber, bly og sink i lever av torsk (*Gadus morhua*), skrubbe (*Platichthys flesus*) og glassvar (*Lepidorhombus whiffiagonis*) fra indre Sørfjorden (JAMP st. 53), Strandebarm i Hardangerfjorden (JAMP st. 67) og Åkrafjorden (ref.st.) i 2000, mg/kg våtvekt.

Stasjoner/Arter	Filet Hg	Lever Cd	Lever 3.1.2 Pb	Lever) Cu	Lever Zn
Indre Sørfj.					
Torsk[1)]	0.37/0.22	1.28/1.11	0.20/0.22	10.4/7.4	47.0/25.8
Skrubbe [2)]	0.26/0.04	1.80/0.43	0.36/0.07	5.6/0.7	33.0/0.7
Strandebarm					
Torsk [3)]	0.11/0.06	0.08/0.07	<0.04	11.8/8.1	31.0/9.9
Skrubbe [4)]	0.07/0.02	0.18/0.05	<0.03	10.9/3.2	61.3/7.2
Glassvar [5)]	0.19/0.13	0.06/0.03	<0.04	10.2/3.1	86.7/10.0
Åkrafjorden (ref.st.)					
Skrubbe [6)]	0.08/0.02	0.11/0.03	0.04/0.02	10.4/7.3	45.1/14.5
Glassvar [7)]	0.07/0.03	0.04/0.04	<0.03	9.8/4.1	80.0/17.4

[1)] Individuelle analyser av 25 eks.: 237-1593 g (gjennomsnitt 771 g).

[2)] 2 blandprøver à 5 eks, tilnærmet etter størrelse : 213-316 g og 323-488 g.

[3)] Individuelle analyser av 25 eks.: 449-6400 g (gjennomsnitt 1564 g).

[4)] 5 bl.pr.à 5 eks. (delvis etter størrelse: 577-999, 1228-1499, 1621-1897 og 1913-2703; dessuten 591-2297 g).

[5)] 5 bl.pr. à 5 eks.: 433-1075 g (i hovedsaken etter størrelse: 444-505, 433-610, 587-715, 730-840 og 779-1075 g.

[6)] 5 bl.pr. à 5 eks.: 55-372 g (så vidt mulig etter størrelse: 55-122, 68-78, 79-105, 92-248 og 234-372 g.

[7)] 5 bl.pr. à 5 eks. 218-756 g, i hovedsakn etter størrelse.

Tabell 4. Middelverdier av kvikksølv i torsk, skrubbe og glassvar fra indre Sørfjorden (JAMP-st. 53) og Strandebarm (JAMP-st. 67) 1987-2000, mg/kg våtvekt.

Stasjoner/ arter	1987-1989	-90	-91	-92	-93	-94	-95	-96	-97	-98	-99	-00
Indre Sørfj.												
Torsk	0.11-0.26	0.20	0.24	0.40	0.17	0.09	0.09	0.24 [1)] 0.17 [2)]	0.23[1)]	0.25[1)]	0.27	0.37
Skrubbe	0.10-0.13	0.12	0.13	0.12	0.08	0.15	0.05		0.19[2)]	0.20[2)]	0.19	0.26
Strande-barm												
Torsk	0.09-0.14	0.16	0.12	0.10	0.11	0.13	0.08	0.10	0.13	0.07	0.07	0.11
Glassvar	0.33-0.36	0.50	0.10	0.21	0.26	0.43	0.35	0.41	0.27	0.17	0.24	0.19
Skrubbe								0.18		0.05	0.04	0.07

[1)] Middel av verdiene fra Tyssedal og Edna
[2)] Middel av verdiene fra Odda, Tyssedal og Edna

3.1.2 Orienterende observasjoner av dypvannsfisk

Innholdet av **kvikksølv** i de orienterende prøvene av dypvannsfisk viste meget høye konsentrasjoner (Tabell 5). Den praktiske betydning av dette er muligens ikke så stor, men selv i fisk fra den antatte lite berørte Åkrafjorden var nivåene over det som vanligvis utløser en vurdering av behovet for kostholdsråd (Tabell 5). I Sørfjordfisken ble det registrert langt over kritiske nivåer i matfisk. Særlig gjaldt dette brosme, med opp til 3.5 mg/kg våtvekt i filet og med en ekstremverdi i lever på 13.5 mg/kg (Tabell 5). Forskjellen mellom nivåene i de to fjordene illustrerer konsekvensen av den langvarige og fremdeles vedvarende kvikksølvforurensningen i Sørfjorden.

Kvikksølvinnholdet i filet og lever av **brosme** fra Sørfjorden var henholdsvis 7-23 og ca. 400 ganger høyere enn gjennomsnittet fra registreringene til Berg et al. (2000) i 10 individer av brosme fra åpen kyst (0.15 mg/kg i filet og 0.034 mg/kg i lever). Sammenlignet med gjennomsnittet av de samme forfatteres analyser av brosme fra Nordfjord (n=10), der man ikke kjenner til punktkilder av betydning, var de tilsvarende forholdstall 1.3-4.4 og 15 ganger. Kvikksølvinnholdet i filet av brosme fra Åkrafjorden var vel det dobbelte av registreringen fra åpen kyst, men under halvparten av det man fant i Nordfjord (Berg et al. 2000). Det kan tilføyes at i blandprøver av brosmefilet fra to åpen kyst lokaliteter på Sørlandet og Vestlandet i registrerte Solberg et al. (1999) så lavt kvikksølvinnhold som 0.07/0.08 mg/kg.

Berg et al. (2000) antar atmosfærisk belastning og akkumulering av utvasket kvikksølv i den terskelavstengte Nordfjord som årsak til den store forskjellen i kvikksølvinnhold mellom fjordfisk og brosme fra åpen kyst. En slik fjordeffekt vil sannsynligvis være mindre i den kortere og ikke terskelavstengte Åkrafjorden. Med forbehold om mulig lokal atmosfærisk belastning fra industriene i Odda, kan imidlertid mekanismen også synes å gjøre seg gjeldende i Åkrafjorden.

Ved sammenligning av kvikksølvinnhold i fisk må det tas hensyn til at nivået stiger med økende størrelse/alder (Knutzen & Green 2001 med ref.). Her vises også en sannsynlig effekt av denne faktor ved de vesentlig høyere konsentrasjonene i de to høyeste størrelseskategoriene av brosme fra Sørfjorden (Tabell 5, note [1)]). I denne forbindelse må det tilføyes at fisken fra åpen kyst lokaliteten til Berg et al. (2000), som i middel var 55 cm, strengt tatt bare kan jevnføres med den minste av størrelseskategoriene fra Sørfjorden (gjennomsnitt 53 cm). Det samme gjelder de ovennevnte verdiene fra Solberg et al. (1999). Derimot hadde brosmen fra Nordfjord (Berg et al. 2000) en midlere størrelse (67 cm) mer sammenlignbar med resten av brosmematerialet i Tabell 5.

Under alle omstendigheter ser man at kvikksølvbelastningen på Sørfjorden gir et meget klart utslag på nivået i brosme fra denne fjorden.

Dette ses også av det meget høye kvikksølvinnholdet i filet av særlig **lange**, men også i **havmus** fra Sørfjorden. For begge arter var nivåene betraktelig høyere enn i prøver med sammenlignbare gjennomsnittstørrelser av de samme artene fra Åkrafjorden; med en forskjell på henholdsvis ca. 4 og ca. 3 ganger (Tabell 5).

At det synes å være så stor forskjell mellom kvikksølvinnholdet i brosme og torsk, har sannsynligvis mest sammenheng med at de største brosmene har vært betydelig eldre enn gjennomsnittet for torsk (middelvekt under 800 g).

Også for **bly** fremgår en tydelig effekt av belastningen i Sørfjorden. Brosme herfra hadde således opp til 10 ganger høyere blyinnhold i lever enn brosme fra Nordfjord (Berg et al. 2000), og med enda større forskjell til Åkrafjordfisken (Tabell 5) og prøven fra åpen kyst hos Berg et al. (2000).

Tabell 5. Metaller i brosme (*Brosme brosme*), lange (*Molva molva*) og havmus (*Chimaera monstrosa*) fra midtre Sørfjorden og Åkrafjorden april 2000, mg/kg våtvekt. Ikke analysert: i.a. Delvis avrundede verdier.

Stasjoner/arter	Filet	Lever				
	Hg	Hg	Cd	Pb	Zn	Cu
Sørfjorden						
Brosme, nr. 5-9 [1)]	1.1	i.a.	0.06	0.25	14.0	2.5
Brosme, nr. 10-14	3.1	i.a.	0.21	0.52	16.0	5.2
Brosme, nr. 15-19	3.5	13.5	0.24	0.54	18.2	6.0
Lange [2)]	2.2	1.9	0.38	<0.03	19.4	8.6
Havmus [3)]	1.0	1.9	0.10	0.04	4.0	2.0
Åkrafjorden						
Brosme [4)]	0.35	i.a.	0.04	<0.03	9.8	1.2
Lange [5)]	0.58	i.a.	0.38	<0.03	15.5	5.9
Havmus [6)]	0.33	i.a.	0.05	<0.03	3.6	1.8

[1)] 15 eks. delt i 3 blandprøver etter størrelse. Gjennomsnittelig lengde/vekt for gruppene hhv. 53 cm/1731 g, 66 cm/3072 g og 76 cm/4950 g.
[2)] Blandprøve av 2 eks. med gjennomsnittlig lengde/vekt 90 cm/3381 g (variasjon 2862-3900 g).
[3)] Blandprøve av 4 eks. med gjennomsnittelig lengde/vekt 76 cm/1122 g (variasjon 72-79 cm og 800-1443 g).
[4)] Blandprøve av 3 eks. (60-66 cm, 2482-3350 g), i gjennomsnitt 64 cm og 2783 g.
[5)] Blandprøve av 5 eks. (88-112 cm, 2825-6400 g), i gjennomsnitt 101 cm og 4485 g.
[6)] 3 eks. (68-85 cm, 893-1238 g), i gjennomsnitt 77 cm og 1119 g.

3.2 Metaller i blåskjell

Resultatene av disse analysene er sammenstilt i Tabell 6, mens utviklingen er fremstilt i Figurene 3-6 (i rekkefølgen kvikksølv, kadmium, bly og sink). Av plasshensyn er det i figurene nå bare inkludert registreringer tilbake til 1989. Observasjoner 1981-1988 fremgår av 1999-rapporten (Knutzen & Green 2000).

Nivåene i Tabell 6 representerer betydelige overkonsentrasjoner jevnført med grensene for Kl. I i SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997). For serien på de seks stasjonene i Sørfjorden (kolonnene for nov. i tabellen) var det følgende overskridelser (antall ganger Kl. I, avrundet):

Kvikksølv: 2.5-22 (markert til meget sterkt forurenset)
Kadmium: 4-13 (markert til sterkt forurenset)
Bly: 3-34 (markert til meget sterkt forurenset)
Sink: <1-2 (lite til moderat forurenset)

Av kobber var det bare en svak overskridelse i blåskjell fra st. B3 Tyssedal. Det moderate utslaget i sinknivået har sammenheng med skjellenes evne til å regulere opptak/utskillelse av dette metallet (Lobel & Marshall 1988 med ref.). Det må noteres som påfallende at man ser lite/intet utslag i blåskjell av den lokale kobberbelastningen ved Kvalnes som fremgår av tanganalysene (Tabell 7). (Blåskjells egenskaper som indikator på kobber har vært betraktet som tvilsom pga. kobbers forekomst i respirasjonspigmentet hemocyanin og skjellenes påståtte evne til å regulere opptak/intern konsentrasjon, men erfaringene om indikatoregenskapene er forskjellige (se Knutzen et al. 1994 med ref.). Fra utsettingsforsøkene til Grout og Levings (2001) fremgår at i hvert fall unge og tidligere lite påvirkede blåskjell kan akkumulere opp til 10 ganger startkonsentrasjonen ved eksponering for konsentasjoner i intervallet <5-100 µg/l. Dette er imidlertid vesentlig høyere enn registrert på prøvestedene for vannanalyser i Sørfjorden (Skei 2001).

Tabell 6. Metaller i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Sørfjorden og Hardangerfjorden i oktober-november 2000, mg/kg tørrvekt. (Fra JAMP middel av 3 størrelseskategorier; fra INDEKS-programmet middel av 3 paralleller av samme størrelseskategori). Ikke analysert: i.a.

Stasjoner	Hg		Cd		Pb		Zn		Cu	
	Okt.[1)]	Nov.[2)]	Okt.[1)]	Nov.[2)]	Okt.[1)]	Nov.[2)]	Okt.[1)]	Nov.[2)]	Okt.[1)]	Nov.[2)]
B1/51A	3.72[3)]	4.42	27.3[3)]	25.1	89.1[3)]	79.4	i.a.	261	i.a.	9.1
B2/52A	0.35	0,81[4)]	10.6	21.1[4)]	11.0	41.4[4)]	141	392[4)]	7.5	7.5[4)]
B3		1.05		20.5		101		434		11.4
B4		0.63		11.2		21.8		147		4.7
B6/56A	0.99	1.08	24.4	20.4	29.7	44.4	231	302	9.8	6.1
B7/57A	0.48	0.47	10.4	8.5	10.2	9.9	169	159	5.7	4.2
B13/63A	0.29		5.9		4.5		116		5.7	
B15/65A	0.15		3.9		2.5		152		5.2	

1) JAMP-serien, 9/10 og 12/10.
2) 7-9/11.
3) INDEKS-stasjon
4) 8 stk. fra delbestand av få store individer (53-63 mm). Konsentrasjoner i bl.pr. av 43 små individer (24-36 mm) fra samme sted (rekkefølge Hg, Cd. Pb, Zn, Cu): 0.56, 8.3, 16.5, 254 og 7.2 mg/kg tørrvekt.

Stort sett ble de høyeste konsentrasjonene funnet på stasjonene B1 Byrkjenes og B2 Eitrheim innerst i fjorden, samsvarende med beliggenheten av de største forurensningskildene. Et unntak var blyverdien i skjell fra st. B3 Tyssedal. Det er ikke noe i data for tilførsler (Tabell 1) som kan forklare maksimum av bly i skjell fra denne delen av fjorden. Imidlertid var det i 2000 liten forskjell i konsentrasjonen av bly i vann fra Tyssedal og Eitrheim Øst (Skei 2001). Det samme gjaldt kadmium og sink, hvilket bidrar til å forklare de moderate forskjellene mellom prøven fra de tre innerste stasjonene mht. nivåene av disse to metallene.

Et klart maksimum for kvikksølv i skjell fra indre fjord (B1 Byrkjenes) samsvarer med de store tilførslene til Eitrheimsvågen i begynnelsen av året og høye konsentrasjoner i vann herfra i første halvår pga uhellsutslipp ved Norzink (Skei 2001). Registreringene i skjell gjenspeiler også at de laveste konsentrasjonene i vann er funnet nær munningen av fjorden, men både resultatene fra st. B2 Eitrheim og st. B6 Kvalnes passer mindre bra med fordelingsmønsteret fra kvikksølvanalysene i vann (Skei 2001).

Unntatt for st. B2 Eitrheim var det rimelig god overensstemmelse mellom resultatene fra novemberserien og JAMP-serien, som ble prøvetatt en måned tidligere (Tabell 6). De lave konsentrasjonene på st. B2 i henhold til JAMP-målingene må anses som usannsynlige, uten at dette kan belegges nærmere.

Kvikksølvinnholdet i blåskjell fra innerst i fjorden er det høyeste som er konstatert i perioden fra 1989 (Figur 3). Noe tilsvarende maksimumskonsentrasjoner ble ikke funnet på de øvrige stasjonene, men over hele fjorden var 2000-nivået av kvikksølv blant de høyeste fra siste 5-6 år.

For vurderingen av skjellenes spiselighet kan det ha interesse å kjenne andelen metylkvikksølv. Det er gjort få undersøkelser av dette, men fra en omfattende studie i blåskjell fra kysten av Frankrike rapporterte Claisse et al. (2001) en median på 43 % metylkvikksølv av totalinnholdet (variasjon fra 11 til 88). Resultatene gjaldt skjell med lavt til moderat kvikksølvinnhold (<0.1-0.3 mg/kg tørrvekt).

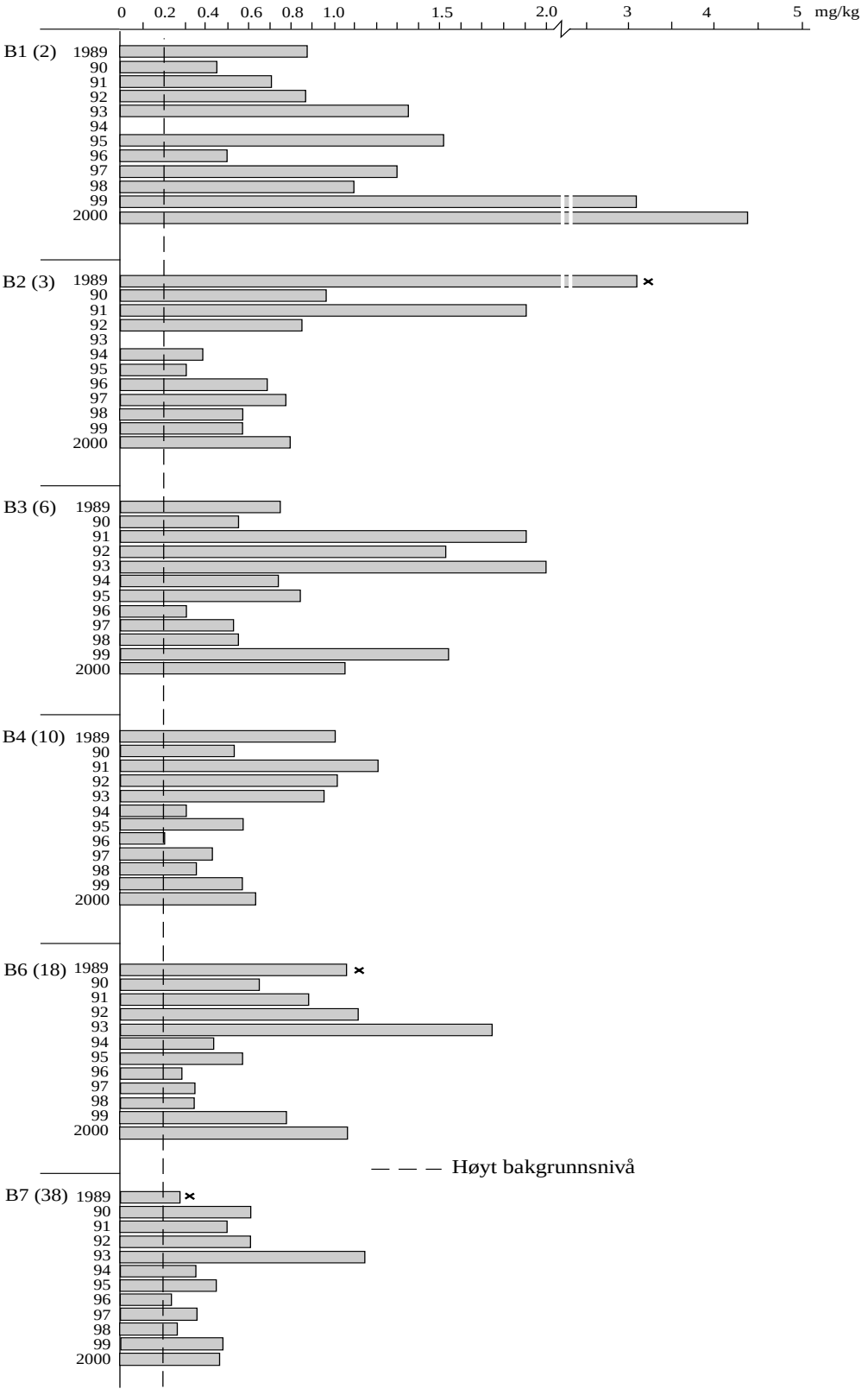
Både for kvikksølv og øvrige metaller i skjell har det vært til dels betydelige svingninger i forurensningsnivået fra år til annet. At det er vanskelig å si noe om utviklingen, illustreres ved at det for JAMP-serien på 4 stasjoner i Sørfjorden (Tabell 6) bare er funnet en statistisk signifikant nedadgående trend for ett metall på en av stasjonene: kadmium på st. 57A (B7) Krossanes i fjordmunningen. For ingen øvrige kombinasjoner av stasjon og metall er det funnet noen trend frem til og med 1999 (Green et al. 2001). Unntas innerste stasjon, kan det likevel påpekes at gjennomsnittskonsentrasjonen siste 5 år har vært lavere i forhold til foregående 5-års periode for alle metaller på de 5 resterende lokaliteter. For kvikksølv dreier det seg en nedgang på ca. 20-40 %, for kadmium, bly og sink henholdsvis omlag 45-50, 55-65 og 15-45 %.

Såvel årets som tidligere resultater for metaller i skjell versus i vann viser et bilde av metallforurensningen i Sørfjorden som både er ujevn på den enkelte stasjon og med et utbredelsesmønster varierende med tilførsel av metaller og dessuten sannsynligvis influert av ferskvannsavrenning, vind og strøm. Prøvestedene for observasjonene i vann ligger i betydelig avstand fra blåskjellstasjonene, og belastningen på lokalitetene i strandsonen synes særlig i indre halvdel av fjorden å ha et mønster som avviker fra det som gjelder de nærmest liggende prøvesteder for vann. Med månedlige observasjoner i vann er den viktigste begrunnelsen for å fortsette med metallanalyser i blåskjell at det er en utilstrekkelig etablert sammenheng mellom de hittil meget varierende konsentrasjonenene i vann og nivåene i skjell. Det blir derfor for usikkert å bedømme spiseligheten av skjell bare ut fra registreringer i vann. En annen fordel med blåskjellobservasjonene kan være at episodiske ekstrembelastninger ikke får samme utslag i skjell som i vann, og at mer overordnede tendenser derved lettere kan fremgå av blåskjellresultatene.

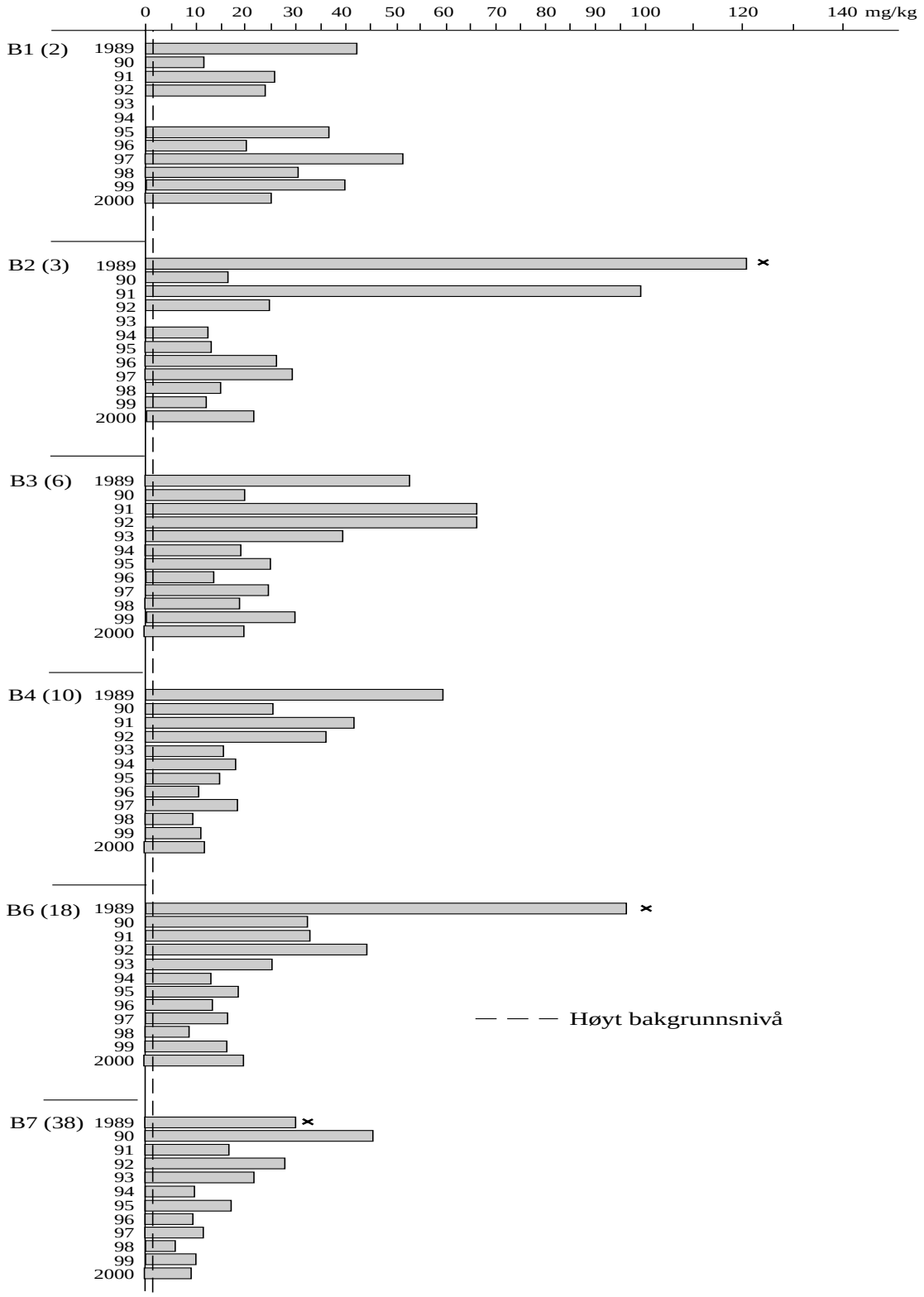
Av resultatene fra JAMP-stasjonene fremgår i likhet med tidligere at utslippene av kadmium og bly i indre Sørfjorden tydelig kan spores ut i Hardangerfjorden; for kadmiums vedkommende mer enn 80 km fra

kilden (kfr. omkring en fordobling i forhold til Kl. I grensen ved JAMP-stasjon 65A, Tabell 6). Mer uvanlig er det når også kvikksølvpåvirkningen – som en konsekvens av årets ekstraordinære belastning - klart fremgår på stasjoner utenfor Sørfjorden (kfr. ca. 50 % overkonsentrasjon på JAMP-stasjon 63A nær 60 km fra Odda, Tabell 6).

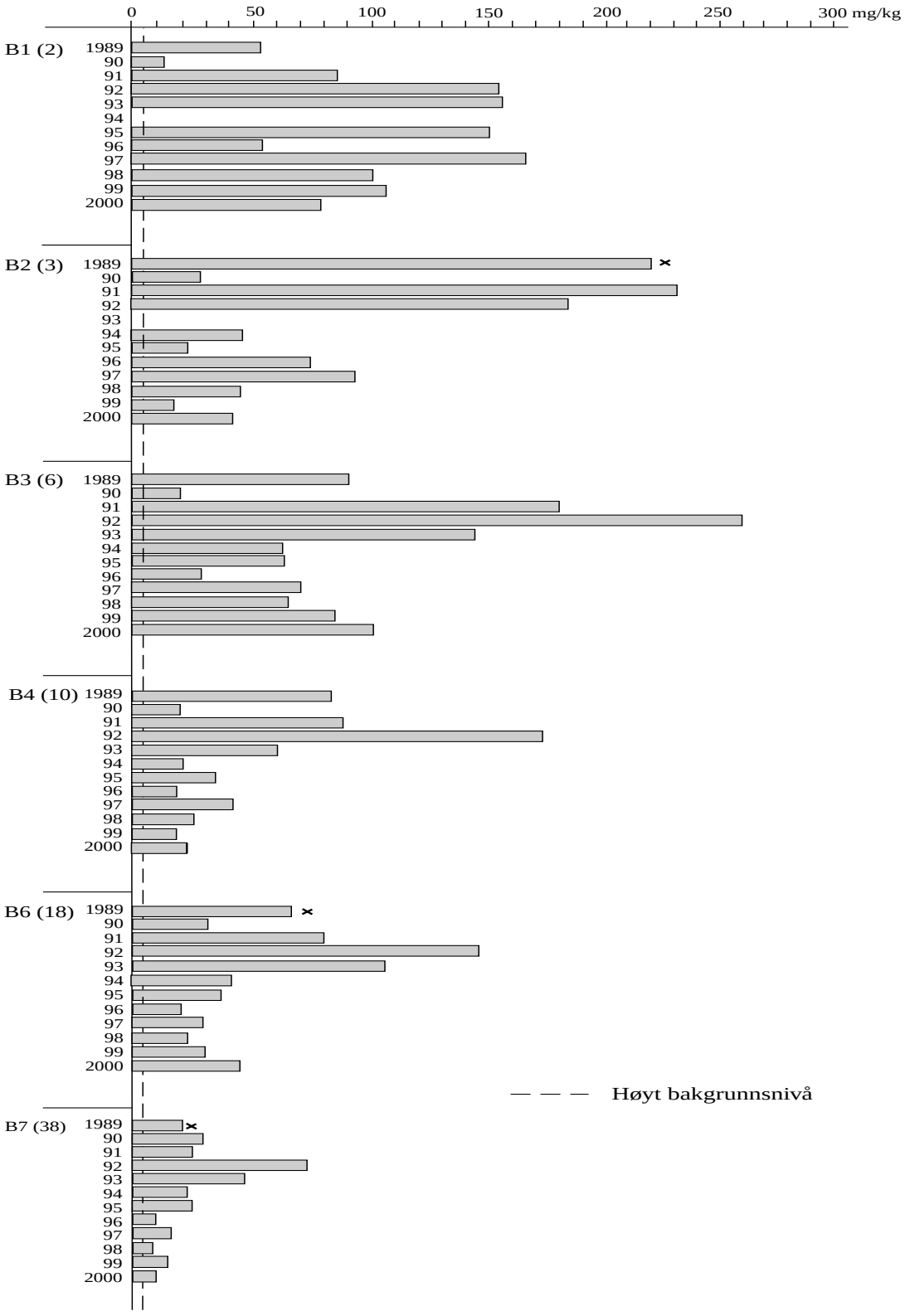
Til ovenstående kan tilføyes at det ved analyse av skjell samlet 12/10 2000 fra to stranddeponilokaliteter i Ålvik/Hardangerfjorden (nær JAMP-stasjon 63A, Figur 1), etter oppdrag fra Bjølvefossen AS, bare ble funnet moderate overskridelser (1.5-3 ganger) av Kl. I grensene når det gjaldt kvikksølv, kadmium og bly. Dette samsvarer godt med det som er observert på JAMP-stasjonen i nærheten (kfr. Tabell 6, st. B13/63A). De forhøyede nivåene må dermed antas å skyldes den storstilte påvirkningen fra Sørfjorden og ingen sporbar lokal tilførsel fra deponiene. Derimot var kromnivået i skjellene ca. 4/6 ganger forhøyet i forhold til Kl. I i SFTs klassifiseringssystem og omkring 10 ganger høyere enn det ble funnet i referanseprøven av JAMP-skjell. Her har man en lokal utlekking, men analysen av skjellene fra JAMP-stasjonen 1.5 km unna indikerte at påvirkningen vil være minimal i en avstand av få hundre meter (brev til Bjølvefossen AS av 13/2 og 9/5 2001 med vedlegg, NIVA-prosjekt O-20086).



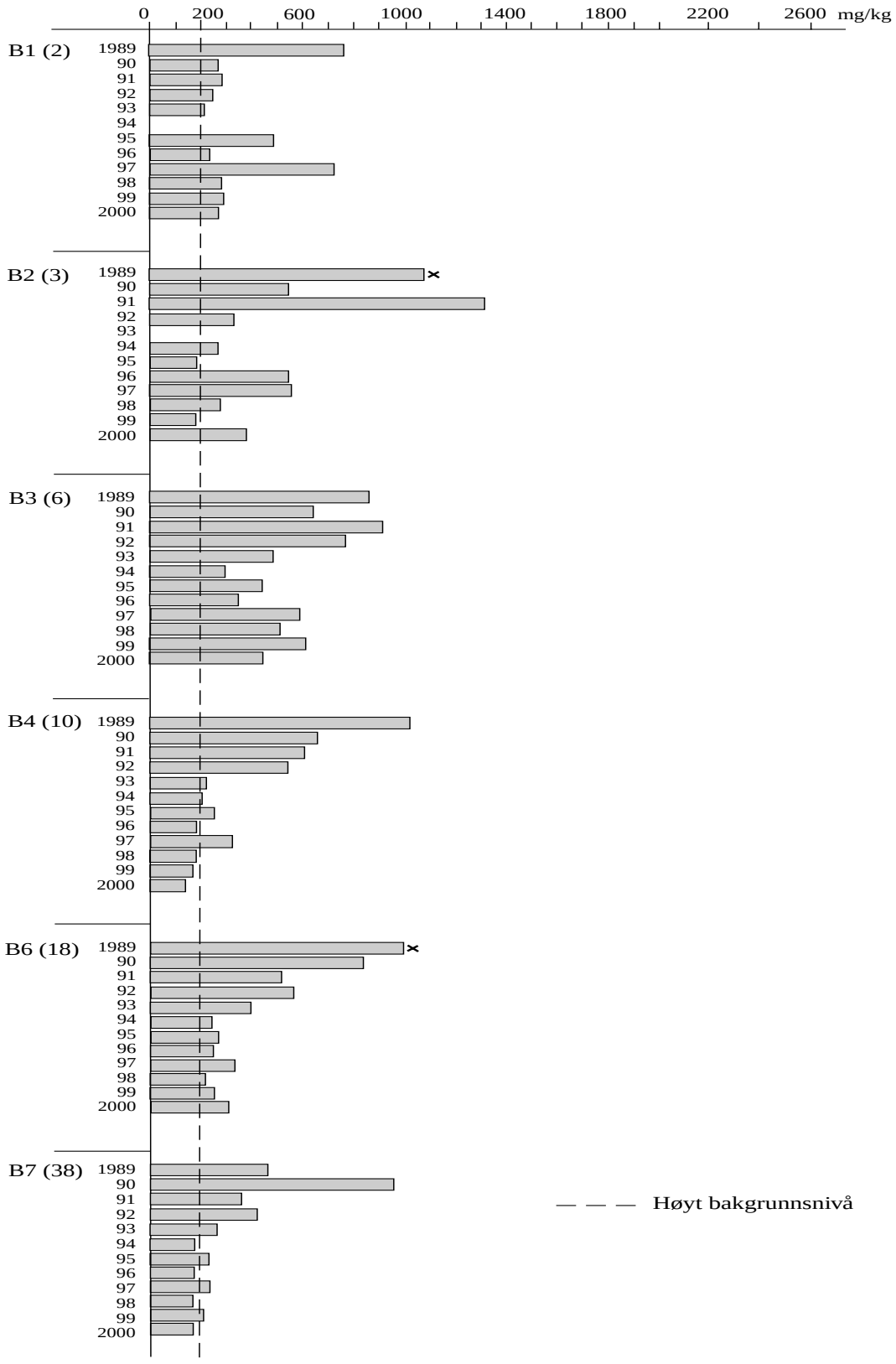
Figur 3. Kvikksølv i blåskjell fra utvalgte stasjoner i Sørfjorden 1989-2000, mg/kg tørrvekt. I parentes ved stasjonsnr.: Ca. avstand fra Odda. X=JAMP-data. Merk brudd i skala.



Figur 4. Kadmium i blåskjell fra utvalgte stasjoner i Sørfjorden 1989-2000, mg/kg tørrvekt. I parentes ved stasjonsnr.: Ca. avstand fra Odda. X=JAMP-data.



Figur 5. Bly i blåskjell fra utvalgte stasjoner i Sørfjorden 1989-2000, mg/kg tørrvekt.
I parentes ved stasjonsnr.: Ca. avstand fra Odda. X=JAMP-data. Merk brudd i skala.



Figur 6. Sink i blåskjell fra utvalgte stasjoner i Sørfjorden 1989-2000, mg/kg tørrvekt.
I parentes ved stasjonsnr.: Ca. avstand fra Odda. X=JAMP-data.

3.3 Metaller i tang

2000-resultatene ses av tabell 7 og utviklingen siden 1989 av Figurene 7 – 11. (Som for blåskjell er registreringene fra før 1989 utelatt fra figurene av plasshensyn, for observasjoner tilbake til 1981 kfr. Knutzen & Green 2000)

Jevnført med Kl. I i SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997) gir disse resultatene følgende ca. overkonsentrasjoner (antall ganger Kl. I):

Kvikksølv: 1.5-7 (lite til markert forurenset)
Kadmium: 2.5-8 (moderat til markert forurenset)
Bly: <1-19 (lite til sterkt forurenset)
Sink: 2-7 (moderat til sterkt forurenset)
Kobber: <1-8 (lite til markert forurenset)

Ved sammenligning med blåskjellresultatene (Tabell 6) fremgår at den ekstraordinære kvikksølvbelastningen i første halvår ikke gjenspeiles så godt i tang som i skjell. Videre er det bemerkelsesverdig, og vanskelig å forklare, at mens blåskjell hadde et meget klart kvikksølvmaksimum i prøven fra st. B1 Byrkjenes, fantes den høyeste kvikksølvkonsentrasjonen i tang fra st. B2 Eitrheim. Men også i tang ses at man har man fått utslag av kvikksølvlekkasjen ved overkonsentrasjoner i hele fjorden.

Overkonsentrasjoner på alle lokaliteter ble også registrert for kadmium og sink; det første i samsvar med blåskjelldata, det siste ikke. Når tanganalyser er sløyfet fra overvåkingen i 2001, vil man likevel få informasjon om grad av forurensning med sink ved analysene av vann.

Tabell 7. Metaller i blæretang (*Fucus vesiculosus*, St B1-B7) og grisetang (*Ascophyllum nodosum*, st. B4, B6, B7) fra Sørfjorden 1/10 1999, mg/kg tørrvekt.

Arter, stasjoner	Hg	Cd	Pb	Zn	Cu	% tørrv.
BLÆRETANG						
B1 Byrkjenes	0.21	12.5	8.8	819	8.4	25.2
B2 Eitrheim	0.37	10.9	13.7	1112	13.7	23.8
B3 Tyssedal	0.21	7.0	18.9	1002	17.7	25.0
B4 Digranes	0.10	7.6	8.8	622	5.4	26.7
B6 Kvalnes	0.19	9.1	4.2	778	65.1	24.6
B7 Krossanes	0.07	5.6	0.2	406	3.2	27.9
GRISETANG						
B4 Digranes	0.21	3.7	0.2	532	6.1	30.0
B6 Kvalnes	0.17	5.4	1.6	791	41.4	31.9
B7 Krossanes	0.07	3.9	0.1	317	2.9	32.0

Det uforklarte maksimum for bly i blåskjellmaterialet fra st. B3 Tyssedal bekreftes av tanganalysene (Tabell 7). Både i blåskjell (Figur 5) og tang (Figur 9) kan blybelastningen på denne lokaliteten synes å ha hatt en tendens til økning fra 1996, men som nevnt er det ikke kjent noe som eventuelt kunne belyse forholdet.

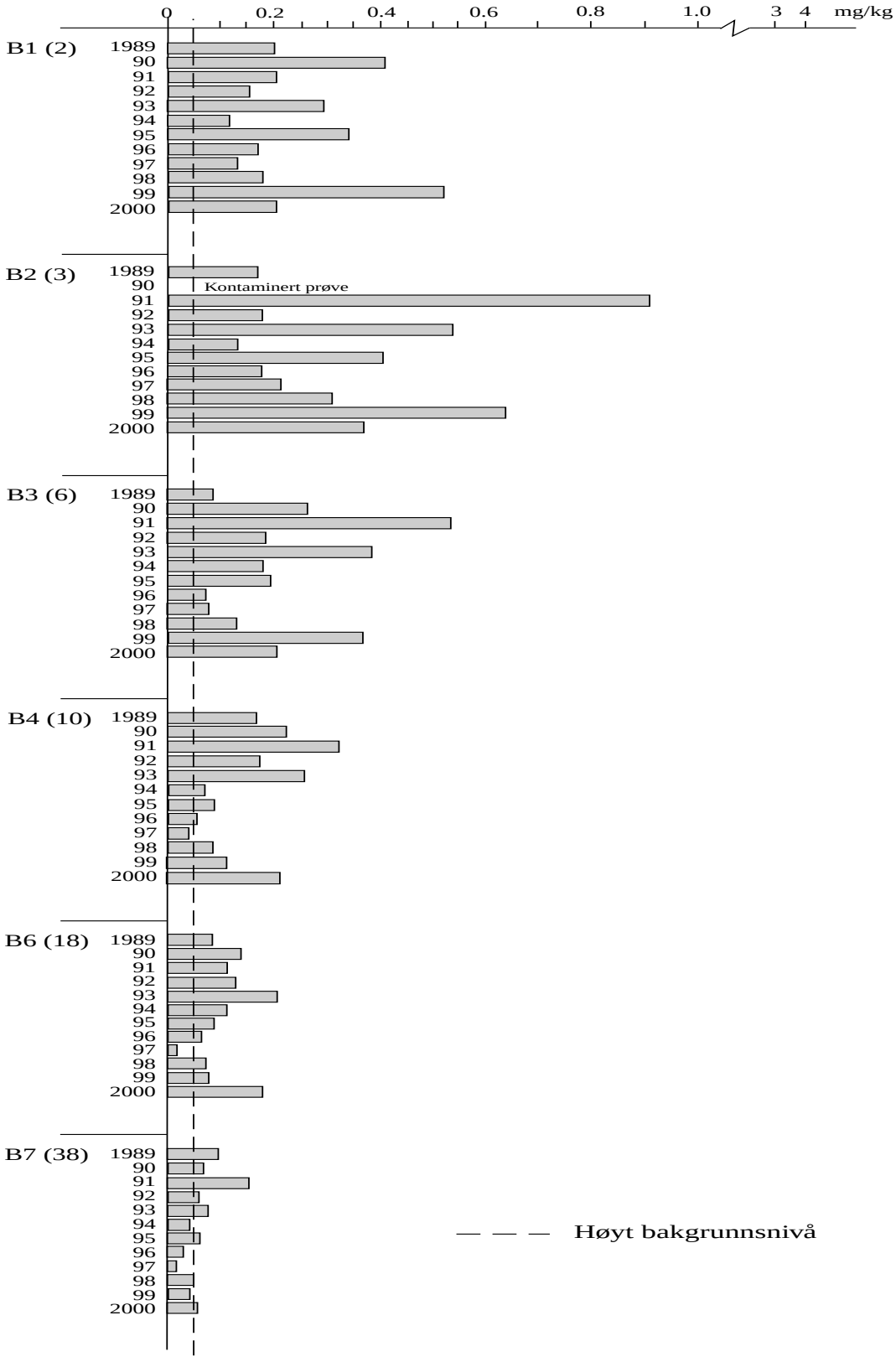
Av vannanalysene synes å fremgå delvis episodisk tilførsel av kobber øst for Eitrheimsneset (kfr. generelt høyere konsentrasjoner enn på de øvrige prøvestedene for vann og særlig høye verdier i januar, februar, juli og oktober i Skei 2001, vedleggstabell). Det samsvarer med registreringen av overkonsentrasjon av kobber i tang fra st. B2 Eitrheim (Tabell 7), der det for en del år tilbake stadig opptrådte ekstremverdier

(Figur 11). Imidlertid er det ikke noe ved observasjonene i vann som forklarer de enda høyere verdiene i tang fra stasjonene B3 Tyssedal og B6 Kvalnes (Tabell 7). B3-verdien er som ofte tidligere observert ved Tyssedal, mens 2000-nivået fra Kvalnes var usedvanlig (Figur 11). Bl.a. på grunn av dette resultatet ble de aktuelle prøvene reanalysert. For kobbers vedkommende ga dette enda høyere konsentrasjoner (for blæretang og grisetang hhv. 77 og 50 mg/kg tørrvekt), og dermed en bekreftelse på realiteten av de høye kobberverdiene (opprinnelig analyseresultat for grisetang benyttet i Figur 11). Årsaken til den lokale kobberforurensningen er ikke kjent. En rent spekulativ mulighet så langt er at det på fruktdyrkingsarealer i området har vært benyttet sprøytemiddelet kobberkalk (Amund Måge, Alex Stewart Environmental Services, pers. medd.).

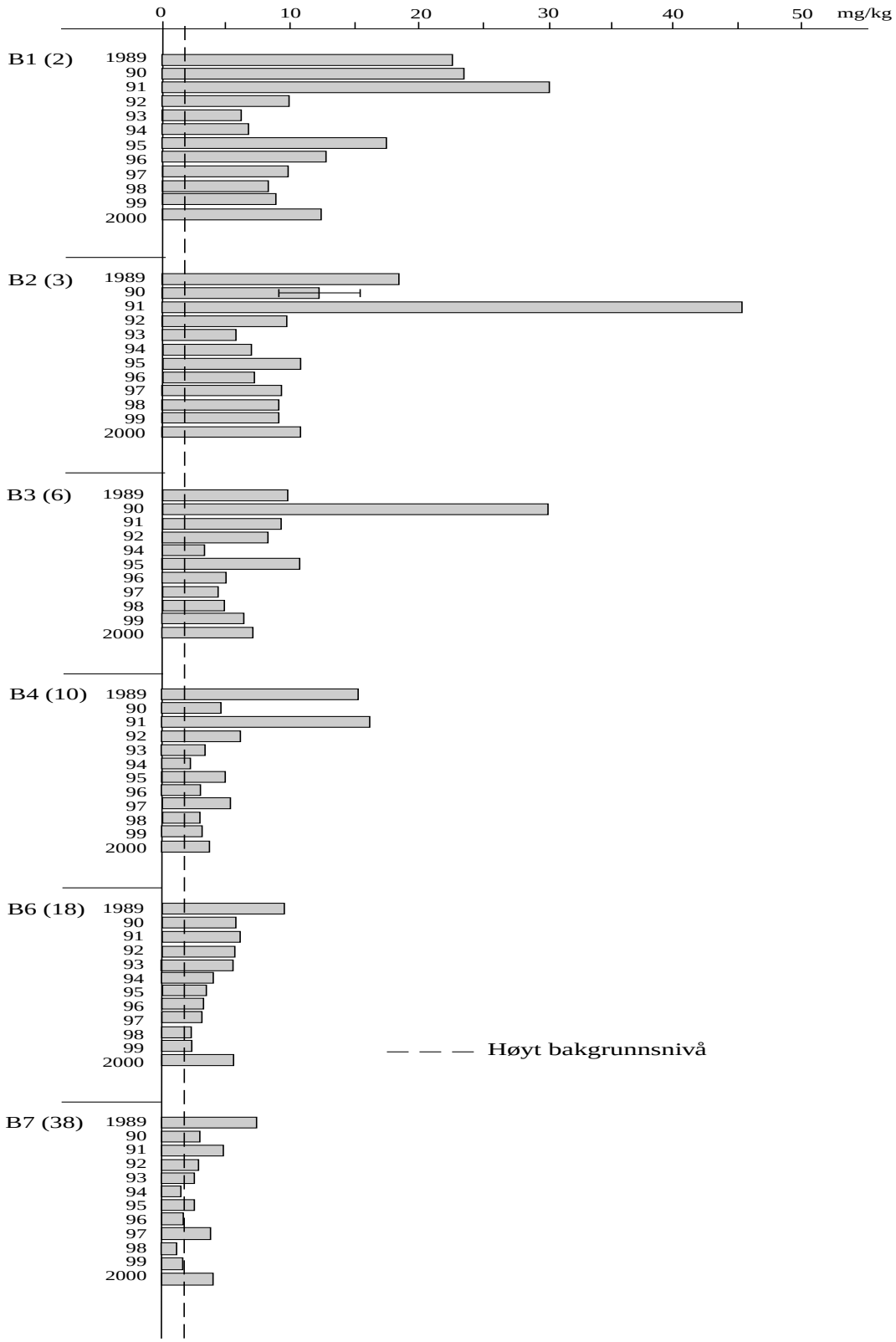
Kobber er meget giftig for enkelte marine organismer og ukontrollert tilførsel derfor uønsket. Tilfellene ved Tyssedal og Kvalnes illustrerer eksempler på sannsynlig lokal forurensning som ikke ville ha vært avdekket uten bruk av tang som indikator (eller tettere stasjonsnett for vannprøver, kfr. manglende utslag i blåskjells kobberinnhold på samme stasjon, Tabell 6).

Overkonsentrasjonen av sink i tang fra fjordmunningen (st. B7 Krossanes) dokumenterer belastningen med sink på hovedfjorden, men dette påvises like gjerne eller vel så godt ved vannanalyser, når disse er så hyppige som månedlig (Skei 2001).

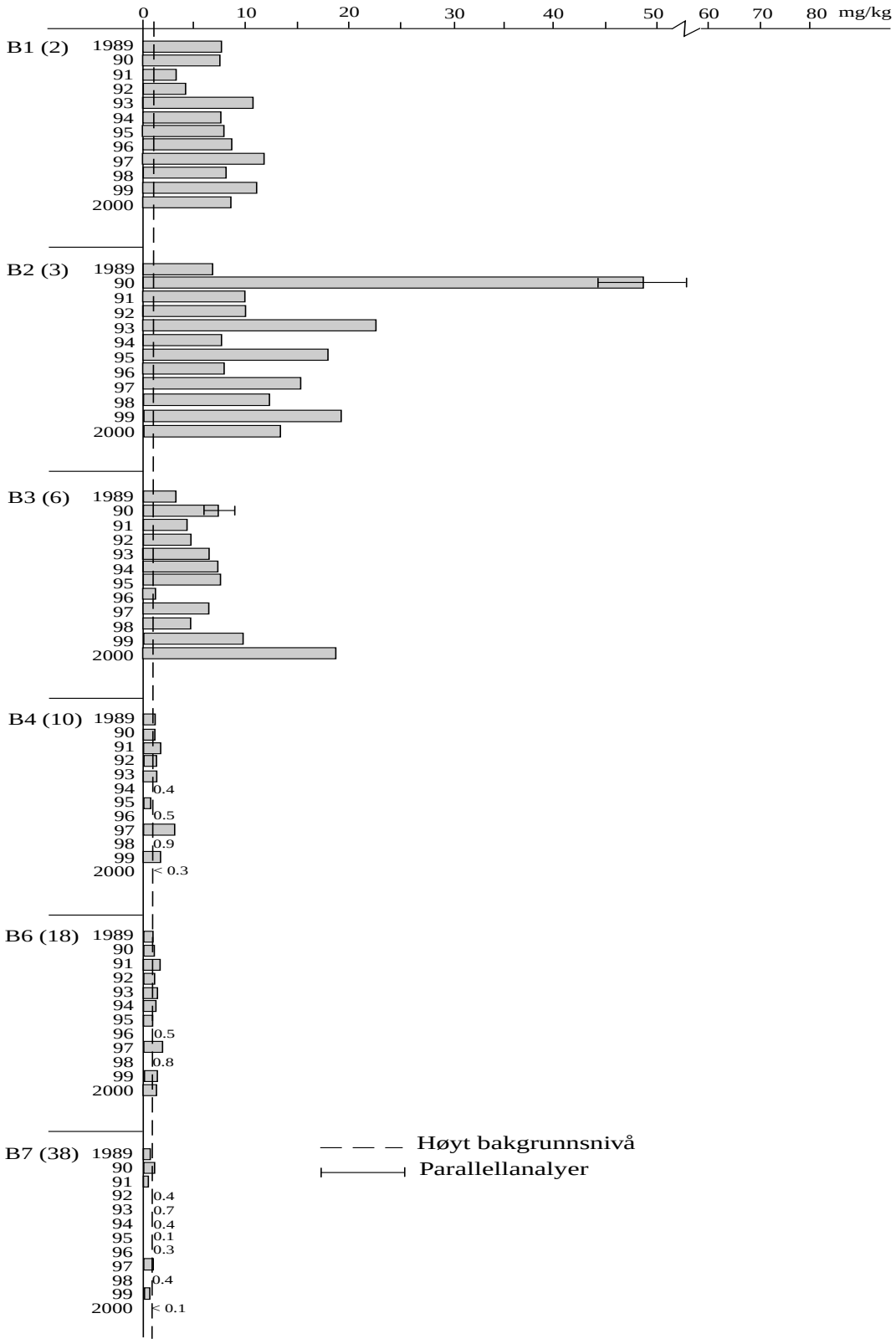
Ut fra sammenligning av resultatene fra Sørfjordovervåkingen av metaller ved blæretang og grisetang er det tidligere konkludert med at den antatte likhet i de to artenes akkumuleringsegenskaper (Molvær et al. 1997) må tas med forbehold, idet en gjennomgang av hele Sørfjordmaterialet viste gjennomgående høyere konsentrasjoner av bly og kadmium i blæretang ved samme eksponering (Knutzen et al. 1998 med ref., 1999). Forskjellen ses tydelig i resultatene fra 2000 (Tabell 7, men bemerk at de laveste konsentrasjonene av bly på 0.1-0.2 mg/kg tørrvekt neppe er riktige). Årets resultater passer også med den tidligere konklusjonen (Knutzen et al. 1999) om tilnærmet likhet i akkumuleringsegenskaper når det gjelder kobber og sink. Det samme gjelder muligens også kvikksølv, selv om det har vært indikasjoner på svakt høyere konsentrasjoner i grisetang (Knutzen et al. 1999).



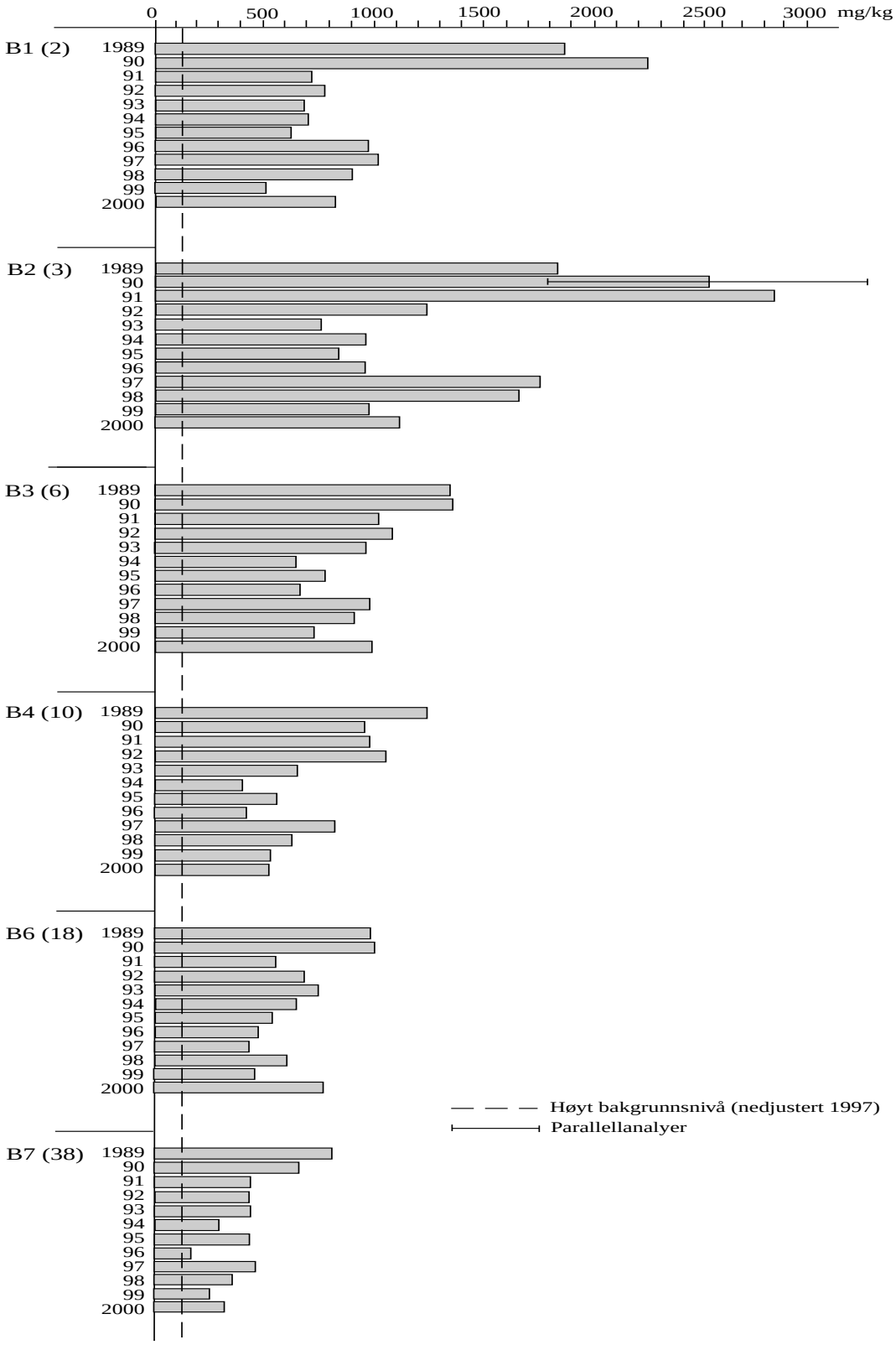
Figur 7. Kvikksølv i blæretang (st. B1-B3) og grisetang fra Sørfjorden 1989-2000, mg/kg tørrvekt. I parentes ved stasjonsnr.: Ca. avstand fra Odda i km. Merk brudd i skala.



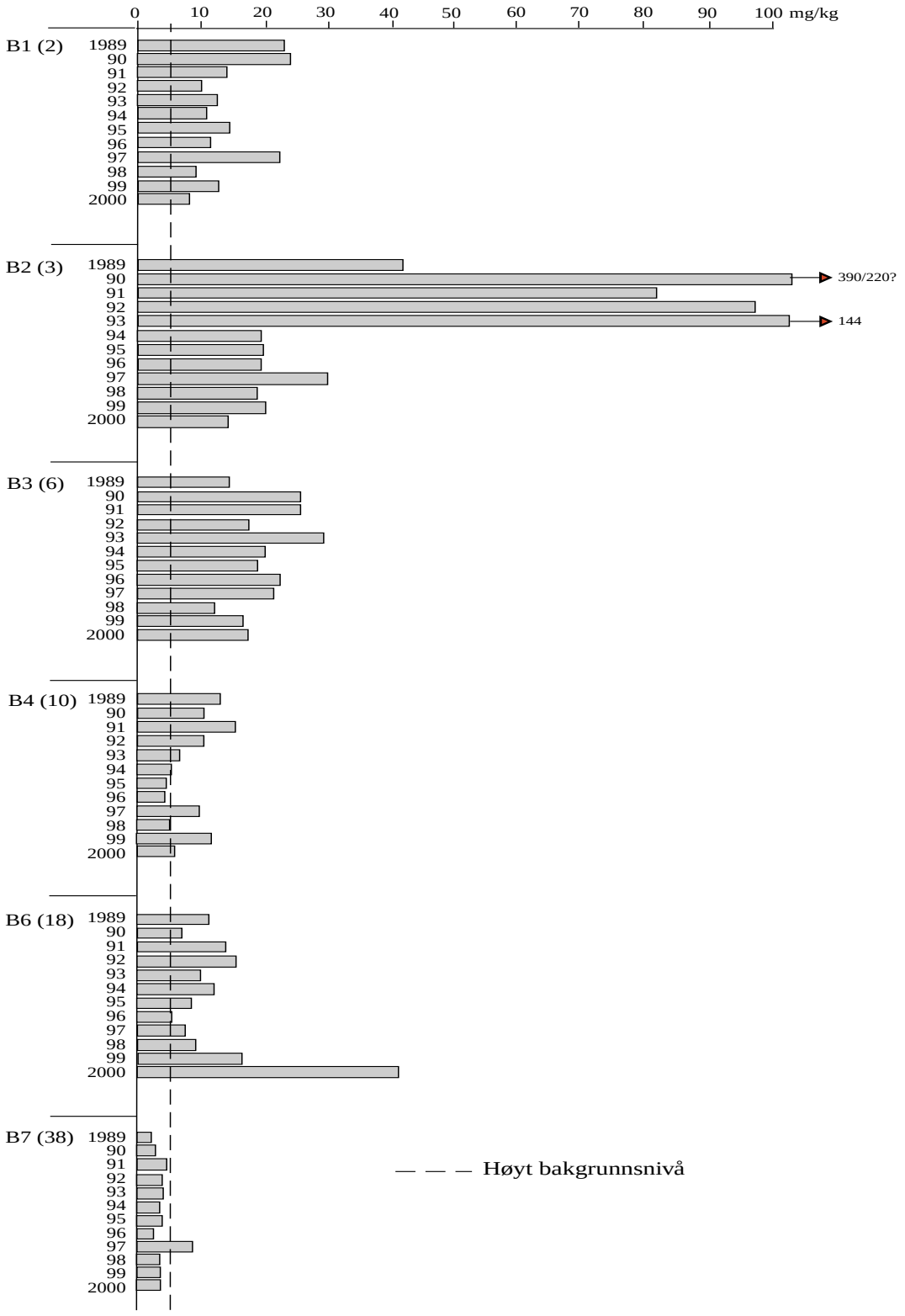
Figur 8. Kadmium i blæretang (st. B1-B3) og grisetang fra Sørfjorden 1989-2000, mg/kg tørrvekt. I parentes ved stasjonsnr.: Ca. avstand fra Odda i km.



Figur 9. Bly i blæretang (st. B1-B3) og grisetang fra Sørfjorden 1989-2000, mg/kg tørrvekt. I parentes ved stasjonsnr.: Ca. avstand fra Odda i km. Merk brudd i skala.



Figur 10. Sink i blæretang (st. B1-B3) og grisetang fra Sørfjorden 1989-2000, mg/kg tørrvekt. I parentes ved stasjonsnr.: Ca. avstand fra Odda i km.



Figur 11. Kobber i blæretang (st. B1-B3) og grisetang fra Sørfjorden 1989-2000, mg/kg tørrvekt. I parentes ved stasjonsnr.: Ca. avstand fra Odda i km.

3.4 Klororganiske stoffer i fisk

3.4.1 Årlig overvåking

Utdrag av de viktigste resultatene fra JAMP-prøvene analysert på klororganiske stoffer er sammenstilt i Tabell 8, der også opplysninger om prøvene er angitt i fotnoter.

Tabell 8. $\sum PCB_7$ (sum av CB 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180) og DDT med nedbrytningsprodukter (Middelverdi/Standardavvik) i fisk fra indre Sørfjorden (JAMP-st. 53) og i Hardangerfjorden ved Strandebarm (JAMP-st. 67) 2000, µg/kg våtvekt og µg/kg fett. Ikke analysert: i.a. (Om prøvenes sammensetning, se fotnoter). Ikke analysert: i.a.

Stasjoner/arter	Våtvektsbasis					Fettbasis [1]	
	DDT[2]	DDE	DDD	∑DDT[2]	∑ PCB_7	∑ DDT	∑ PCB_7
I.Sørfj., (53)							
Torsk, lever [3]	138/61	377/182	63/29	642/98	7387/15197	2112	20808
Torsk, filet [4]	i.a.	2.8/1.5	0.25/0.11	-	56.0/41.6	-	20000
Skrubbe, lever [5]	5.7/1.7	18.0/5.7	7.7/2.2	31.4/9.5	98.4/32.9	255	800
Skrubbe, filet [5]	i.a.	0.67	0.21	-	3.15	-	463
Strandebarm (67)							
Torsk, lever [6]	83/58	233/145	37/26	376/290	223/163	926	544
Torsk, filet [7]	i.a.	1.53/1.04	0.09/0.04	-	1.32/0.66	-	440
Skrubbe, lever [8]	7.2/1.9	35.0/4.8	12.8/1.9	55.0/7.8	42.9/6.2	165	128
Skrubbe, filet [8]	i.a.	1.34/0.55	0.49/0.18	-	1.67/0.58	-	98
Glassvar, lever [9]	42/11	125/30	16/4	183/45	95.7/34.5	640	335
Glassvar, filet [9]	i.a.	1.27/0.75	0.20/0.08	-	0.99/0.58	-	241

[1] Basert på gjennomsnittskonsentrasjoner og midlere fettinnhold.
[2] Eventuelt brukt ½ deteksjonsgrense for DDT ved summering
[3] Individuelle analyser av 19 eks.: 294-1593 g. (For lite materiale til analyse i øvrige 6). Meget store individuelle forskjeller; for ΣPCB_7: 248-65738 µg/kg våtvekt. DDT og ΣDDT bare basert på 5 eks.
[4] 5 blandprøver tilnærmet etter størrelse: 237-335, 431-707, 696-838, 847-1107 og 1047-1593 g. Variasjon i ΣPCB_7: 26-127 µg/kg.
[5] 2 blandprøver av 5 eks. etter størrelse: 263-316 og 323-488 g.
[6] Individuelle analyser av 25 eks.: 449-6400, i gjennomsnitt 1564 g. DDT og ΣDDT bare basert på 5 eks.: 1813-6400 g. Store individuelle variasjoner for ΣDDT: 76-809 µg/kg våtvekt.
[7] 5 blandprøver av 5 eks., tilnærmet etter størrelse: 449-779, 725-950, 1056-1388, 1292-1923 og 1742- 6400 g.
[8] 5 blandprøver av 5 eks., delvis etter størrelse : 577-999, 1228-1499, 1621-1897 og 1913-2703, samt 911-2392 g.
[9] 5 blandprøver av 5 eks., tilnærmet etter størrelse: 444-505, 433-610, 587-715, 730-845 og 779-1075 g.

I likhet med i 1996 og 1998 er det observert til dels meget høye konsentrasjoner av **PCB i torskelever**, men store individuelle variasjoner: 248-65738 µg $\sum PCB_7$/kg våtvekt. Middelverdien på nær 7400 µg/kg representerer en overskridelse av antatt høyt bakgrunnsnivå ved bare diffus belastning (Kl. I i SFTs klassifiseringssystem, Molvær et al. 19997) på 15 ganger, dvs. å karakterisere som sterkt forurenset. For bedømmelsen av spiseligheten er imidlertid medianen på vel 1500 µg/kg/våtvekt (markert forurenset) mer representativ. Midlere innhold i filet fra 5 blandprøveanalyser viste forhøyelse av PCB-innholdet omlag samsvarende med i lever (overkonsentrasjon på 11 ganger i forhold til gjeldende Kl. I grense; 19 ganger i forhold til forslag om nedjustert grense i Knutzen & Green 2001).

Så langt kan det bare fremmes spekulasjoner om bakgrunnen for de store individuelle forskjellene, som f.eks. ikke lar seg relatere til størrelse. Ut fra det omfattende erfaringsmaterialet fra andre steder kan nok individuelle akkumuleringsegenskaper og evne til omsetning/utskillelse bevirke at det opptrer ekstremverdier, men ikke så mange som her (7 av 19 individer med leverkonsentrasjon på over 4000 µg $\sum PCB_7$/kg våtvekt). Forskjellig historie mht. vandring og fødeinntak (byttedyr) og derved ulik grad av eksponering er den mest nærliggende mulighet. Men det skulle betinge en mosaikkpreget eller flekkvis

fordelt PCB-belastning i fjorden, f.eks. ett eller flere avgrensede områder med sterk PCB-forurensning i sediment med tilhørende byttedyr for torsk. Ingen slike områder er kjent.

Det delvis meget høye PCB-nivået i torsk blir ikke lettere å forstå når det er registrert tilnærmet "normalnivåer" av **PCB i skrubbe** fanget i samme område. Middelverdiene på 98 µg $\sum PCB_7$/kg våtvekt i lever og 3.15 µg/kg i filet (Tabell 8) er bare litt over foreslåtte "høye bakgrunnsnivåer" registreringer på referansestasjoner (Knutzen & Green 2001). Mens det flere ganger, men ikke hvert år, er konstatert delvis meget høyt innhold av PCB i torsk har dette bare forekommet i skrubbe en gang tilbake i 1994 (Tabell 9). Gitt den spekulative antagelse om en flekkvis forurensning i sediment/tilhørende byttedyr, betyr dette at slike områder ikke eller mye sjeldnere har vært besøkt av de fangede skrubber enn av torsk. Dette er for så vidt mulig siden torsk generelt vandrer noe mer enn skrubbe, bl.a. kanskje i større utstrekning på tvers av fjorden. Imidlertid er det ikke noe konkret belegg for en slik mekanisme bak den observerte forskjell i kontamineringsgrad.

Av registreringene i fisk fra Strandebarm ses vanlig utbredte PCB-verdier i både torsk og skrubbe (Tabell 8). Sannsynligvis gjelder det samme glassvar, idet nivået i denne arten fra Åkrafjorden (antatt referansestasjon) var omtrent det samme som ved Strandebarm (NIVA, upubliserte JAMP-data).

Også inneholdet av DDT med nedbrytningsprodukter, særlig DDD var forhøyet i forhold til "normalt" i lever av torsk. Middelverdien for ΣDDT på 642 µg/kg våtvekt i de 5 analyserte individene fra indre Sørfjorden representerer en overskridelse av Kl. I på vel 3 ganger (Molvær et al. 1997), men ut fra data på JAMP referansestasjoner er grensen foreslått oppjustert til 300 µg/kg, alternativt at de nåværende 200 µg/kg gjøres gjeldende for DDE alene. Graden av torskens kontaminering i forhold til det som skyldes bare diffus bakgrunnsbelastning kan følgelig være noe mindre. De individuelle variasjonene i innhold av DDT/DDE/DDD synes vesentlig mindre enn for PCBs del, med et standardavvik for DDE på < 50 % av middelverdien, mot det dobbelte av middelverdien for $\sum PCB_7$ (men bare 5 individer er analysert for DDT). Som det fremgår av de klororganiske analysene av blåskjell (kap. 3.5), er det lokal tilførsel av DDT over det normale flere steder langs Sørfjorden, hvilket forklarer overkonsentrasjonene som også gjenfinnes i lever av skrubbe (kfr. tentativt forslag til referanseverdi på 25 µg ΣDDT/kg våtvekt i Knutzen & Green 2001).

Nivåene av DDE og ΣDDT i lever av fisk fra Strandebarm bekrefter igjen at en viss overbelastning med DDT/DDE/DDD, etc. gjør seg gjeldende over et større område enn Sørfjorden og mest sannsynlig er en ettervirkning av tidligere bruk av DDT på fruktdyrkingsarealer i nedbørfeltet til betydelige deler av Hardangerfjorden (langtidsvirkning av forurenset grunn, mulig utvasking fra irregulære deponier).

Av Tabell 9 ses ingen bestemt utviklingstendens for PCB-kontamineringen i torsk eller eller skrubbe i indre Sørfjorden. En statistisk analyse av de årlige medianene viser riktignok en signifikant lineær nedgang i filet av skrubbe (for CB153, Green et al 2001, vedlegg H) , men nivåene i skrubbefilet er uten umiddelbar praktisk interesse. Slik interesse har derimot innholdet i torskelever, med sine uregelmessige svingninger som er lite forstått (Figur 12). I fisk fra Strandebarm kan det bare forventes en minskning av PCB-innholdet på lang sikt (hvis og når generell diffus belastning avtar).

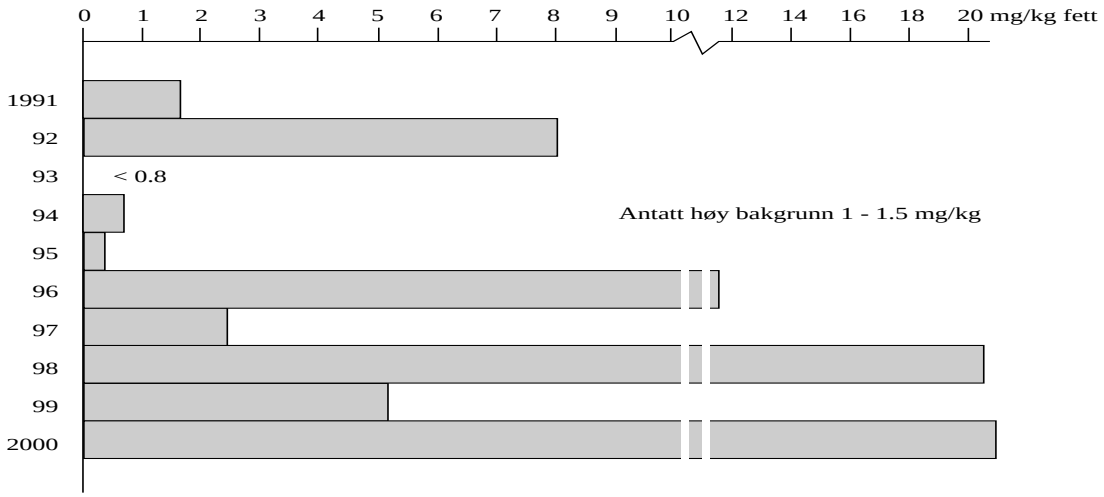
De bestrebelsene som er startet for å finne PCB-kilder til indre Sørfjorden har så langt vist forhøyet tilførsel ved bl.a. Tyssedal og ned for miljøstasjonen på Lindeneset (Skei & Tellefsen 2000). Resultatene kan imidlertid ikke brukes til å mengdeberegne tilførslene fra land. I tillegg synes forskjellen mellom akkumuleringen i trioleinfylte membraner på de nevnte steder og på den antatte referanselokalitet i Opo, samt øvrige strandlokaliteter i indre Sørfjorden, å være for små til å frembringe så radikalt forskjellige eksponeringsgrader som det ovenfor er spekulert over som forklaring på de store individuelle variasjonene i torsk. Mer detaljert kartlegging rundt stedene med indikasjoner på lokal PCB-tilførsel er foreslått (Skei & Tellefsen 2000). I tillegg bør det vurderes gjentatte sonderende analyser av sediment. Tidligere

undersøkelser (Skei og Klungsøyr 1990) resulterte ikke i funn som bidrar til å forstå de delvise og episodiske høye konsentrasjoner i torsk.

Tabell 9. Middelverdier for $\sum PCB_7$ i fisk fra indre Sørfjorden og Hardangerfjorden ved Strandebarm 1991-2000, mg/kg fett. Individuelle analyser eller blandprøver av størrelseskategorier.

Stasjoner/ arter	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
I. Sørfjorden										
Torskelever	1.6	8.0	<0.8	0.66	0.36	11.4[1)]	2.4[1)]	20.2[1)]	5.1	20.8
Torskefilet	0.6	6.9	<0.6	-	0.19	8.4[2)]	2.0[1)]	34.6[1)]	2.4	20.0
Skrubbelever	2.8	2.6	<0.5	9.2	0.41	1.4[2)]	0.77[2)]	0.56[2)]	0.84	0.80
Skrubbefilet	16.7	2.5	<0.6	1.96	0.33	0.74[3)]	0.64[2)]	0.43[2)]	0.76	0.46
Ålefilet									0.55[4]	
Strandebarm										
Torskelever	0.67	0.66	<0.5	0.93	0.38	0.47	1.6	0.54	0.90	0.54
Torskefilet	0.34	<0.4	<0.2	0.50	0.20	1.1	2.1	0.22	0.48	0.44
Glassvarlever	0.39	1.2	<0.6	1.1	1.1	0.47	0.51	0.39	0.62	0.34
Glassvarfilet	0.32	0.63	<0.3	0.56	0.76	0.33	0.28	0.26	0.46	0.24
Skrubbelever						0.58		0.38	0.15	0.13
Skrubbefilet						0.64		0.43	0.15	0.10
Sandfl.lever								0.67		
Sandfl.filet								0.68		
Ålefilet									0.17	

[1)] Middel av prøvene fra Tyssedal og Edna.
[2)] Middel av de tre prøvene fra Odda, Tyssedal og Edna.
[3)] Bare analysert i materialet fra Odda.
[4)] Middel av fisk fra Odda (0,78 mg/kg) og Edna-Tyssedal (0,31 mg/kg)



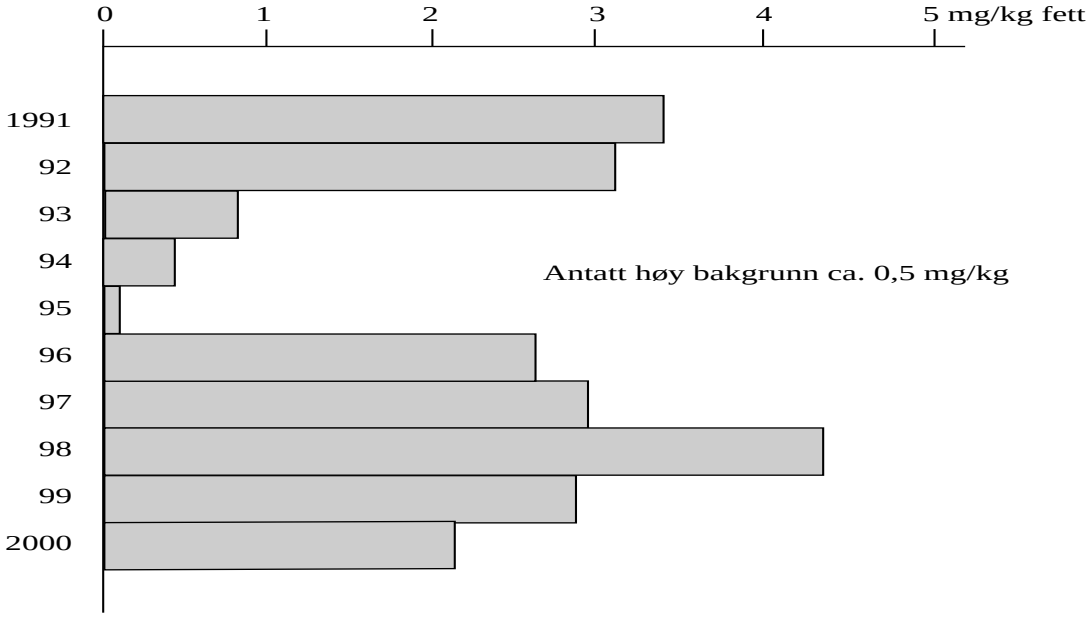
Figur 12. ΣPCB_7 i lever av torsk fra indre Sørfjorden 1991-2000, mg/kg fett. Merk brudd i skala.

For nivåene av ΣDDT eller DDE medfører siste års resultat at det har latt seg konstatere en statistisk signifikant minskning i lever av skrubbe fra indre Sørfjorden (JAMP, upublisert), men ikke i torskelever fra samme område. Den manglende utvikling i torskelever ses av Tabell 10 og Figur 13.

Tabell 10. Middelverdier av ΣDDT i fisk fra indre Sørfjorden og Hardangerfjorden ved Strandebarm 1991-2000, mg/kg fett. Individuelle analyser eller blandprøver av størrelseskategorier.

Stasjoner/ arter	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
I. Sørfjorden										
Torskelever	3.4	3.1[3)]	0.8[3)]	0.4[3)]	0.1[3)]	2.6[1)]	2.9[1.3)]	4.3[5)]	2.8[3)]	2.1
Torskefilet	1.0	3.8[3)]	0.7[3)]	-	<0.1[3)]	-	1.4[1.3)]	-	-	-
Skrubbelever	0.5[3)]	0.3[3)]	0.2[3)]	2.2[3)]	0.1[3)]	0.18[2)]	0.9[4)]	0.4[4)]	0.43	0.26
Skrubbefilet	3.1[3)]	0.8[3)]	0.6[3)]	0.7[3)]	0.1[3)]	-	0.37[4)]	-	-	-
Ålefilet									0.25[6)]	
Strandebarm										
Torskelever	2.0	0.8[3)]	1.0[3)]	1.3[3)]	0.3[3)]	1.5	5.8	1.2	0.89[3)]	0.93
Torskefilet	1.1	0.6[3)]	0.4[3)]	1.5[3)]	0.5[3)]	-	5.6[3)]	-	-	-
Glassvarlever	1.1[3)]	1.5[3)]	1.1[3)]	1.7[3)]	1.0[3)]	-	1.0[3)]	1.1	1.5	0.64
Glassvarfilet	0.8[3)]	1.2[3)]	0.8[3)]	1.2[3)]	1.6[3)]	-	0.5[3)]	-	-	-
Skrubbelever						0.17		0.55	0.21	0.17
Skrubbefilet						-		0.49	-	-
Sandfl.lever								0.77		
Sandfl.filet								0.83		
Ålefilet									0.31	

[1)] Middel av prøvene fra Tyssedal og Edna.
[2)] Bare analysert i materialet fra Odda.
[3)] Sum av bare DDE + DDD, avrundede verdier.
[4)] Middel av de tre understasjonene Odda, Tyssedal og Edna.
[5)] Bare verdier fra Edna
[6)] Middel av verdier fra Odda



Figur 13. ΣDDT i lever av torsk fra indre Sørfjorden 1991-2000, mg/kg fett.

3.4.2 Orienterende registreringer i dypvannsfisk

Brosmene som inneholdt ekstremverdier av kvikksølv (kap. 3.1.2) hadde også høyt nivå av **PCB** i lever og filet, dvs. hos de to størrelseskategoriene med gjennomsnittsvekt på henholdsvis ca 3 og 5 kg, mot 1.7 kg i blandprøven av de minste brosmene (Tabell 11). Sammenligningsmaterialet i brosme fra referanselokaliteter er begrenset til to blandprøver av filet fra Sørlandet og syd på Vestlandet i 1996. Disse, som besto av fisk i størrelsesintervallene 1.3-2.3 og 0.8-2.1 kg, hadde et innhold av 1.3/0.9 µg ΣPCB_7/kg våtvekt (Solberg et al. 1999). Brosmefileten fra Sørfjorden lå omkring 2-6 ganger høyere, lavest for den størrelseskategorien som var mest sammenlignbar med materialet til Solberg og medarbeidere. PCB-innholdet i fileten av brosme fra Åkrafjorden var ikke forskjellig fra disse referanseverdiene, til tross for at gjennomsnittsvekten av Åkrafjordbrosme var dobbelt så høy.

Videre ses at også leverens innhold av ΣPCB_7 var høyest i de største Sørfjordbrosmene. Her mangler data fra andre referanseområder enn Åkrafjorden, der nivået var omkring 1/5 av i tilsvarende størrelsesgruppe fra Sørfjorden (fisk nr. 10-14 i Tabell 11).

Forskjellen mellom brosmes kontamineringsgrad i Sørfjorden og Åkrafjorden understøtter øvrige data som dokumenterer mer enn vanlig forekomst/tilførsel av PCB til Sørfjorden. Med forbehold om få analyserte fisk ses forskjellen mellom de to fjordene i denne henseende dessuten av PCB-analysene i havmus og lange. For sistnevntes vedkommende kan den vesentlig høyere gjennomsnittsstørrelsen i Åkrafjordprøven ha hatt betydning for at differansen i PCB-innhold var mindre enn for de to andre artene.

Mens brosmens kvikksølvinnhold var markert høyere enn i torsk, har ekstremverdiene av PCB i torsk vært klart høyest. Det behøver ikke bety lavere grad av PCB-kontaminering i brosme. Av brosme er det analysert blandprøver, som kan skjule betydelige individuelle variasjoner. I tillegg må det has i mente at medianverdien i torskelever var såvidt moderat som 1500 µg ΣPCB_7/kg våtvekt.

Tabell 11. ΣCB_7, DDE/DDD og HCB i lever [1)] og filet [2)] av brosme (*Brosme brosme*), lange (*Molva molva*) og havmus (*Chimaera monstrosa*) fra midtre Sørfjorden og Åkrafjorden (referanse) april 2000, µg/kg våtvekt. Delvis avrundede verdier. Om oppdeling av brosme fra Sørfjorden i tre blandprøver basert på størrelseskategorier og for øvrig om fiskens lengde og vekt, se noter til Tabell 5.

Stasjoner/arter	Lever				Filet			
	ΣPCB_7	DDE	DDD	HCB	ΣPCB_7	DDE	DDD	HCB
Sørfjorden								
Brosme nr. 5-9	871	1600	230	8	1.8	3.1	0.5	0.04
Brosme 10-14	3402	5600	1300	10	4.9	7.8	1.7	0.04
Brosme 15-19	4562	8900	1500	11	6.8	13	2.4	0.04
Lange	1815	2800	280	10	3.3	5.6	0.6	0.08
Havmus	1324	5300	220	12	4.5	23	0.3	0.07
Åkrafjorden								
Brosme	627	280	110	12	1.1	0.4	0.2	0.04
Lange	1498	790	190	24	2.6	1.4	0.3	0.14
Havmus	254	210	42	8	0.7	0.5	<0.1	0.04

[1)] Fettprosent i brosme fra Sørfjorden/Åkfrafjorden hhv. 55/55/54 og 69; i lange 56/64 og i havmus 77/77.
[2)] Fettprosent i brosme fra Sørfjorden/Åkrafjorden hhv. 0.31/0.27/0.25 og 0.33; i lange 0.34/0.31 og i havmus 0.57/0.59.

Enda tydeligere fremtrer Sørfjordens forurensning med **DDT** og nedbrytningsprodukter. Solberg et al. (1999) rapporterte for ΣDDT i filet av brosme og lange henholdsvs 0.4-0.6 og 0.8 µg/kg våtvekt.; i begge tilfeller for blandprøver av relativt småfalne eksemplarer. I den tilsvarende størrelseskategorien av Sørfjordbrosme representerte bare DDE 5 ganger denne konsentrasjonen (Tabell 11, fisk nr. 5-9). Antas, som i torsk (Tabell 8), at DDT+DDD utgjør vel 50 % av DDE-nivået, kan overkonsentrasjonene av ΣDDT i brosme fra Sørfjorden anslås til 8-10 ganger. Dette er svakt over differansen i kontamineringsgrad mellom sammenlignbare størrelser av brosme fra Sørfjorden og Åkrafjorden (Tabell 11). Åkrafjorden fremtrer dermed som i det vesentlige bare diffust påvirket av DDT/DDE/DDD.

I likhet med for PCB ses også når det gjelder DDE 4-6 ganger høyere nivåer i større og eldre brosme jevnført med den minste størrelseskategorien fra Sørfjorden, og enda større forskjell i DDD-innholdet (Tabell 11). Virkningen av størrelse/alder synes også å fremgå i lange, der de store eksemplarene fra Åkrafjorden hadde relativt høye konsentrasjoner av DDE/DDD til tross for at fjorden neppe har noen lokale kilder.

Nivåene av PCB og DDT/DDE/DDD registrert av Berg et al. (1998) i brosme fra Nordfjord var høyere enn i Sørfjorden, særlig av DDT-komponentene. Spesielt er dette påfallende for PCBs vedkommende fordi det i motsetning til i Sørfjorden ikke er noe industri av betydning i nedbørfeltet. Derimot har det også her vært bruk av DDT i forbindelse med fruktdyrking. Den spesielle situasjonen i Nordfjord antas av av Berg et al. å ha sammenheng med hurtig transport av atmosfærisk nedfall ut i fjorden og opphoping av PCB/DDT i dypvann/sedimenter pga. av at dypvannet bare skiftes ut med lange mellomrom. Forholdet er slik sett annerledes i Sørfjorden, der dypvannet har relativt åpen forbindelse til Hardangerfjorden.

Det er en viss, men bare svak indikasjon på en tilsvarende mekanisme som i Nordfjord for opphoping av klororganiske stoffer i dypvannsfisk fra Åkrafjorden, der fjordens dypvann har kort og åpen forbindelse til åpne farvann. Som nevnt i kap. 3.1.2 kan også kvikksølvnivåene i fisk fra Åkrafjorden tolkes i samme retning, men her kompliseres forholdet av det kan ha vært en lokal tilleggsbelastning ved atomsfærisk belastning fra industriutslipp i Odda (i tillegg til den allestedsnærværende diffuse belastning med kvikksølv fra atmosfærisk nedfall).

Heksaklorbenzen (HCB) forekom bare i lave/moderate konsentrasjoner, høyest i blandprøven av store og gamle lange fra Åkrafjorden (Tabell 11).

3.5 Klororganiske stoffer i blåskjell

Hovedresultatene fra analysene av klororganiske stoffer i blåskjell er gjengitt i Tabell 12. Ved st. B6 Kvalnes ble det i serien prøvetatt i november (kolonne I i tabellen) registrert det hittil høyeste nivået av ΣDDT funnet i skjell fra denne lokaliteten. Særlig påfallende var den meget høye konsentrasjonen av DDT, morsubstansen, som indikerer påvirkning fra et lager der DDT ikke er videre utsatt for nedbrytning. Det har imidlertid også forekommet tidligere at blåskjellene ved Kvalnes har inneholdt mer av DDT enn av det viktigste og mest bestandig nedbrytningsproduktet DDE (Tabell 13).

At innholdet er høyest i skjell fra Kvalnes, stemmer med de fleste tidligere serier (Tabell 13, Figur 14), men ellers må resultatet tas med et visst forbehold idet JAMP-prøven fra samme lokalitet en måned før ikke viste tilsvarende høy konsentrasjon. Årsaken til forskjellen er ikke oppklart, men det har også før vært slike i hvert fall tilsynelatende uoverensstemmelser. Disse kan skyldes feil ved analysene, men såvidt mange tilfeller, samt forrige års avdekking av sterkt varierende konsentrasjoner over korte avstander i området omkring st. B6 (Knutzen & Green 2000, Green et al. 2001), tyder heller på at eksponeringen varierer mye innen korte tidsrom. For de øvrige sammenfallende stasjoner ses noe bedre overensstemmelse mellom de to seriene, selv om det også for disse var lavest nivåer i JAMP-serien.

I forhold til grensen for Kl. I i SFTs klassifiseringssystem representerer nivået av ΣDDT i novemberprøven fra Kvalnes en overkonsentrasjon på mer enn 25 ganger. På de øvrige lokalitetene i Sørfjorden varierte overkonsentrasjonene i begge observasjonsserier mellom 2 og 9 ganger. I likhet med tidligere ses det også utenfor Sørfjorden en nåtidig tilførsel av DDT/DDE/DDD som er over vanlig diffus belastning (Jevnfør i Tabell 12 resultatene fra JAMP-stasjonene 63A og 65A med referansestasjonen 69A i åpnere farvann).

I det hele ga 2000-resultatet samme bilde som nå har fremgått gjennom et desennium: Stadig tilførsel av DDT med metabolitter over hele fjorden, mest i ytre del, fra kilder som ikke er under kontroll. Noen bestemt utviklingstendens kan ikke spores (Tabell 13 og Figur 14, samt statistisk analyse for DDE 1992-1999 i Green et al. 2001/vedlegg H).

Tabell 12. DDT med nedbrytningsprodukter og $\sum PCB_7$ [1)] i blåskjell fra Sørfjorden og Hardangerfjorden oktober-november 2000, µg/kg våtvekt (ΣDDT også i µg/kg fett). Delvis avrundede verdier. Data fra det opprinnelige stasjonsnettet (st. B1 osv.) i kolonner merket I; fra JAMP/INDEX (st. 51A osv.) i kolonner merket II. Ved ikke påvisbare konsentrasjoner er det regnet med halve deteksjonsgrensen ved summering. Kfr. Figur 1 vedrørende stasjonsplassering (i tabellen oppført med økende avstand fra Odda).

St.nr.	DDT		DDE		DDD		ΣDDT		$\sum PCB_7$		ΣDDT (µg/kg fett)	
	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
B1/51A	2.70	1.30	4.20	2.50	0.35	0.46	7.25	4.26	2.08	1.66	403	224
B2/52A	2.60	1.10	4.20	2.53	0.38	0.52	7.18	4.15	2.09	1.44	422	201
B3	2.00		2.20		1.10		5.30		45.3		442	
B4	4.10		5.80		0.55		10.5		1.39		581	
B6/56A	32.0	2.90	16.0	4.53	4.90	1.03	52.9	8.46	0.92	0.94	5510	636
B7/57A	7.3	3.73	9.4	5.47	0.98	0.74	17.7	9.94	0.67	0.66	1768	610
63A		1.17		1.90		0.46		3.53		0.71		225
65A		1.00		1.37		0.27		2.64		0.53		155
69A[2)]		0.49		0.62		0.17		1.28		0.48		65

[1)] Sum av CB 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180
[2)] Lille Terøy i munningen av Hardangerfjorden (referansestasjon)

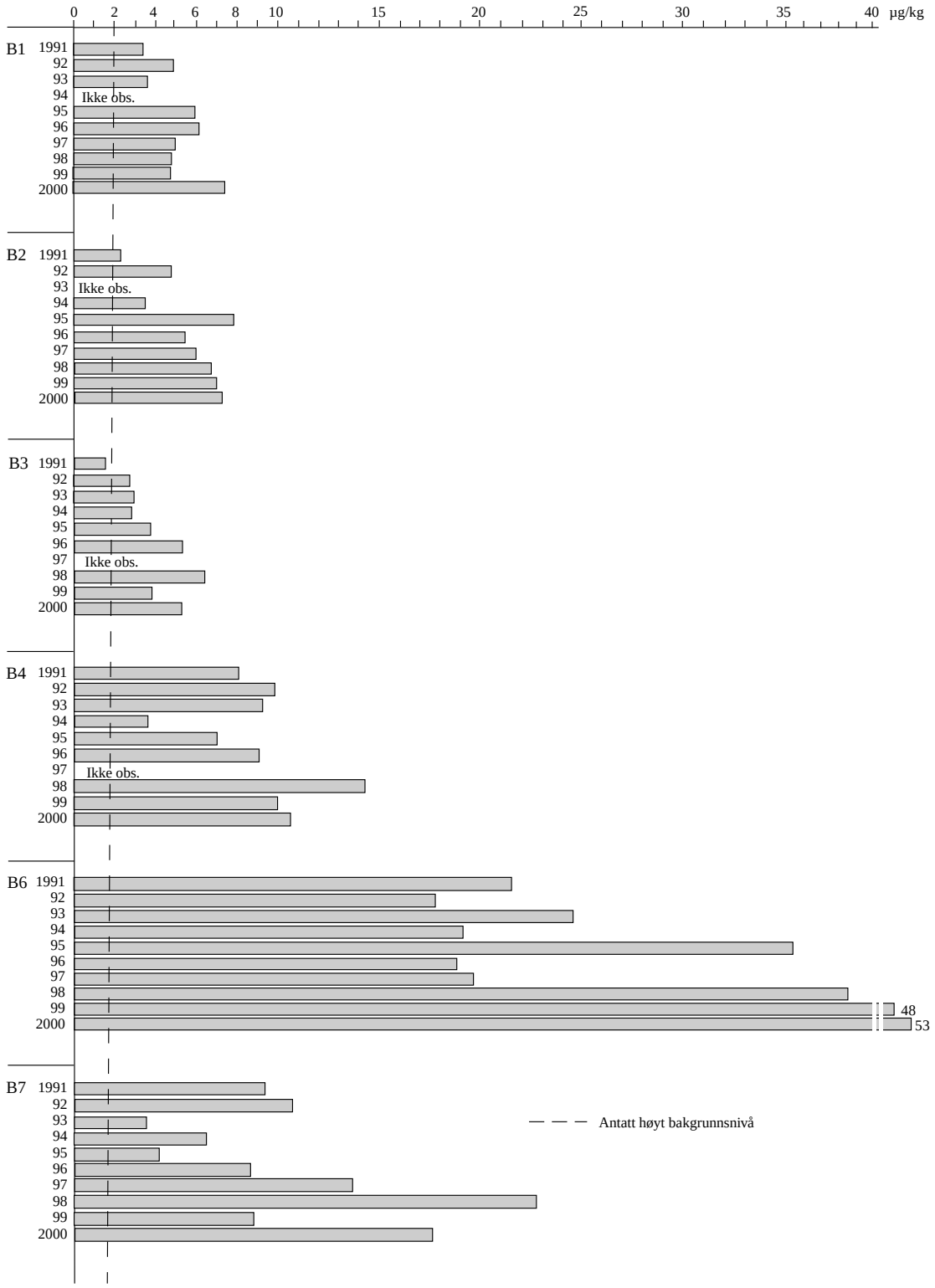
Tabell 13. DDT og nedbrytningsprodukter i blåskjell 1991-2000, µg/kg våtvekt. (I parentes % av ∑DDT). Verdiene er delvis avrundet. Ikke registrert: B1 i 1994, B2 i 1993 og. B3/B4 i 1997.

Stasjoner	År	DDT	DDE	DDD	Σ DDT
	1991	0.7 (20)	2.0 (60)	0.7 (20)	3.4
St. B1	1992	< 0.2 (≈ 2)	2.3 (56)	1.7 (42)	4.9 [1]
Byrkjenes	1993	0.1 (≈ 3)	2.5 (69)	1.0 (28)	3.6
	1995	2.0 (33)	3.3 (55)	0.7 (12)	6.0
	1996	3.0 (48)	2.4 (38)	0.9 (14)	6.3
	1997 [3]	2.5 (47)	2.4 (46)	0.3 (7)	5.2
	1998	<0.5 (<6)	2.3 (49)	2.1 (45)	4.7
	1999	2.2 (46)	2.3 (48)	0.3 (6)	4.8
	2000	2.7 (37)	4.2 (58)	0.4 (5)	7.3
	1991	0.1 (4)	1.5 (62)	0.8 (34)	2.4
St. B2	1992	< 0.2 (< 2)	2.5 (51)	2.3 (47)	4.9 [1]
Eitrheim	1994	0.9 (28)	2.1 (64)	0.3 (8)	3.3
	1995	2.8 (40)	3.2 (46)	0.9 (14)	6.9
	1996	1.9 (35)	2.4 (44)	1.1 (21)	5.5
	1997 [3]	2.1 (39)	2.2 (40)	1.1 (21)	5.4
	1998	<0.5 (<5)	3.3 (49)	3.2 (47)	6.8
	1999	3.2 (46)	3.2 (46)	0.6 (8)	7.0
	2000	2.6 (36)	4.2 (58)	0.4 (7)	7.2
	1991	0.1 (≈ 6)	1.0 (63)	0.5 (31)	1.6
St. B3	1992	0.4 (15)	1.7 (60)	0.7 (25)	2.8
Tyssedal	1993	< 0.1 (≈ 6)	1.8 (62)	1.0 (32)	2.9 [1]
	1994	0.4 (15)	1.9 (68)	0.5 ?(17)	~ 2.7 ?
	1995	1.5 (40)	1.8 (46)	0.5 (14)	3.8
	1996	2.2 (40)	2.4 (44)	0.9 (16)	5.4
	1998	<0.5 (<5)	2.9 (45)	3.2 (50)	6.4
	1999	1.9 (51)	1.5 (40)	0.4 (9)	3.8
	2000	2.0 (38)	2.2 (41)	1.1 (21)	5.3
	1991	1.4 (18)	4.1 (51)	2.5 (31)	8.0
St. B4	1992	< 0.2 (≈ 1)	4.8 (48)	5.1 (51)	10.0 [1]
Digranes	1993	1.6 (17)	4.9 (53)	2.8 (30)	9.3
	1994	0.3 (9)	2.6 (73)	0.7 (18)	3.6
	1995	3.7 (53)	2.7 (38	0.6 (9)	7..0
	1996	3.7 (40)	3.8 (42)	1.6 (18)	9.0
	1998	<0.5 (<2)	6.2 (44)	7.7 (54)	14.2
	1999	4.3 (43)	4.5 (45)	1.2 (12)	10.0
	2000	4.1 (39)	5.8 (55)	0.6 (6))	10.5
	1991	4.7 (22)	10.7 (50)	6.0 (28)	21.4
St. B6	1992	0.5 (3)	7.8 (44)	9.4 (53)	17.7
Kvalnes	1993	0.3 (1)	15.5 (63)	8.7 (36)	24.5
	1994	3.2 (17)	13.8 (73)	2.0 (10)	18.9
	1995	16.3 (46)	15.3 (43)	4.1 (11)	35.7
	1996	9.7 (51)	8.3 (44)	0.9 (5)	18.9
	1997 [3]	9.8 (46)	8.1 (38)	3.5 (16)	21.4
	1998	13.0 (34)	16.0 (41)	9.5 (25)	38.5
	1999	19.0 (40)	22.0 (46)	6.7 (14)	47.7
	2000	32.0 (61)	16.0 (30)	4.9 (9)	52.9
	1991	1.9 (20)	5.7 (61)	1.8 (19)	9.4
St. B7	1992	< 0.2 (≈ 1)	5.6 (52)	5.0 (47)	10.7 [1]
Krossanes	1993	0.1 (≈ 3)	2.2 (61)	1.3 (36)	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)	8.7
	1997 [3]	8.6 (54)	5.7 (35)	3.2 (11)	16.1
	1998	1.7 (7)	9.1 (40)	12.0 (53)	22.8
	1999	3.2 (36)	4.7 (53)	1.0 (11)	8.9
	2000	7.3 (41)	9.4 (53)	1.0 (6)	9.4

1) Ved summering eventuelt regnet med 1/2 deteksjonsgrense.

2) Verdier fra reanalyse. ∑DDT fra 1. gangs analyse: 1.9.

3) Data fra JAMP/INDEX.



Figur 14. ΣDDT i blåskjell fra Sørfjorden 1991-2000, µg/kg våtvekt. Om fordeling mellom DDT, DDE og DDD, se tabellene 12 og 13. Merk brudd i skala.

Av Tabellene 12 og 14 fremgår at 2000-verdien for $\sum PCB_7$ i skjell fra Tyssedal var den høyest registrerte i hele den tiden klororganiske stoffer i blåskjell har vært overvåket. Noe forhold som kan forklare en verdi mer enn det dobbelte av tidligere maksimum (på fettbasis mer enn 3 ganger så høyt, Tabell 14) er ikke kjent. Resultatet er imidlertid av interesse i forbindelse med det igangværende prosjekt for sporing av PCB-kilder til fjorden (Skei & Tellefsen 2000). På de øvrige stasjonene ble det bare funnet verdier av $\sum PCB_7$ under forslaget til en nedjustert Kl. I grense på 3 µg/kg våtvekt (nå 4 µg/kg, Molvær et al. 1997). Som nevnt indikerer de innledende undersøkelsene til Skei og Tellefsen PCB-tilsig flere steder langs indre fjord enn fra Tyssedalsområdet. For å peile inn slike steder trengs et vesentlig tettere stasjonsnett for blåskjellprøver. Det bør imidlertid bemerkes at resultatene fra overvåkingsprogrammet uansett har dokumentert at PCB-belastningen på **overflatelage**t i Sørfjorden er av lokal karakter og langt fra preger overflatevannets kvalitet i noen større del av fjorden (Tabell 12).

Tabell 14. ΣPCB_7 i blåskjell fra st. B3. Tyssedal 1991-2000 (1997-materialet pga. en feil ikke analysert). µg/kg våtvekt og µg/kg fett.

	1991	**1992**	**1993**	**1994**	**1995**	**1996**	**1998**	**1999**	**2000**
Våtv.basis	8.8	10.1	10.6	8.2	10.1	17.2	20.5	13.4	45.3
Fettbasis	978	918	757	683	773	963	1139	957	3775

I de tidligere nevnte to prøver for Bjølvefossen AS ved stranddeponier i Ålvik (kap. 4.2) var det den samme moderate overkonsentrasjon av DDT med nedbrytningsprodukter (bare sistnevnte analysert) som konstatert på Hardangerfjordstasjonene innen JAMP. I prøven samlet ut for Kåskjær deponiområde hadde skjellene noe forhøyet innhold av ΣPCB_7, dvs. vel 10 µg/kg våtvekt mot en foreslått nedjustert Kl. I grense på 3 (nå 4) µg/kg. Ved det andre deponiområdet var PCB-nivået "normalt", og ut fra dette og de øvrige registreringer i området har den lokale PCB-belastningen liten praktisk betydning. Skjellene fra Kåskjær ble også analysert på PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner, tjærestoffer) og tinnorganiske stoffer (bl.a. TBT - (tributyltinn, begroingshindrende tilsetning i skipsmaling). For begge stoffgrupper ble det bare funnet lave konsentrasjoner.

4. Referanser

Berg, V., Polder, A. og J.U. Skaare, 1998. Organochlorines in deep-sea fish from the Nordfjord. Chemosphere 38: 275-282.

Berg, V., Ugland, K.I., Hareide, N.R., Groenningen, D. og J.U. Skaare, 2000. Mercury, cadmium, lead and selenium in fish from a Norwegian fjord and off the coast, the importance of sampling locality. J. Environ. Monit. 2: 375-377.

Claisse, D., Cossa, D., Bretaudeau-Sanjuan, J., Touchard, G. og B. Bombled, 2001. Methylmercury in molluscs along the French coast. Mar. Pollut. Bull. 42: 329-332.

Green, N.W., 2000. Joint Assessment and Monitoring Programme in Norway 2000. Contaminants. NIVA-notat av 8/3 2000 (prosjekt O-80106), 49 s.

Green, N.W. og J. Knutzen, 2001. Joint Assessment and Monitoring Programme. Forurensningsindeks og referanseindeks basert på observasjoner av miljøgifter i blåskjell fra utvalgte områder 1995-1999. Rapport 821/01 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4342-2001, 35 s.

Green, N.W., Helland, A., Hylland, K., Knutzen, J. og M. Walday, 2001. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). Overvåking av miljøgifter i organismer og sedimenter 1981-1999. Rapport1797/2001 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4358-2001, 191 s.

Grout, J.A. og C.D. Levings, 2001. Effects of acid mine drainage from an abandoned copper mine, Britannia Mines, Howe Sound, British Columbia, Canada, on transplantd blue mussels (*Mytilus edulis*). Mar. Environ. Res. 51: 265-288.

Knutzen, J.. og N.W. Green, 2000. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1999. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer. Rapport 806/00 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4300-2000, 42 s.

Knutzen, J. og N.W. Green, 2001. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). ”Bakgrunnsnivåer” av miljøgifter i fisk og blåskjell basert på datamateriale fra 1990-1998. Rapport 829/01 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4339-2001, 145 s.

Knutzen, J.. Green, N. W. og E. M. Brevik, 1994. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1993. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer. Rapport 581/94 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3160, 36 s.

Knutzen, J., Green, N.W. og E.M. Brevik, 1998. . Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1996. 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 Sørfjorden og Hardangerfjorden 1998. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer. Rapport 783/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4124-99, 42 s.

Lobel, P.B. og H.D. Marshall, 1988. A unique low molecular zinc-binding ligand in the kidney cytosol of the mussel *Mytilus edulis* , and its relationship to the inherent variability of zinc accumulation in organism. Mar. Biol. 99: 101-105.

Molvær, J., 2000. Utslipp av kvikksølv til Sørfjorden som følge av uhell ved Norzink As vinteren 1999-2000. Vurdering av utslippets størrelse. NIVA-rapport 4252-2000, 26 s.

Molvær, J., 2001. Overvåking av miljøforholdene i Sørfjorden. Oksygen og siktedyp 1999-2000. NIVA-rapport 4350-2001, 26 s.

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.

Solberg, T., Øvrevoll, B., Berg, V. og G.S. Eriksen, 1999. Kartlegging av tungmetaller og klororganiske miljøgifter i marin fisk fanget i Sør-Norge. Rapport 4-99 fra Statens Næringsmiddeltilsyn, Oslo. 44 s.

Skei, J.. 2000. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1999. Delrapport 1 Vannkjemi. Rapport 796/00 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4236-2000, 23 s.

Skei, J., 2001. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 2000. Delrapport 1 Vannkjemi. Rapport 830/01 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4406-2001, 22 s.

Skei, J. og J. Klungsøyr, 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. og J. Knutzen, 2000. Utslipp av kvikksølv til Sørfjorden som følge av uhell ved Norzink as vinteren 1999-2000. Miljømssige konsekvenser. NIVA-rapport4234-2000, 12 s.

Skei, J. og T. Tellefsen, 2000. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden år 2000. Kartlegging av PCB i indre Sørfjorden ved hjelp av semi-permeable lavtetthets polyetylen membraner (LDPE-SPMD). Rapport 809/00 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4319-2000, 19 s.

Skei, J., Rygg, B., Moy, F., 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 742/98 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3922-98. 95 s.

VEDLEGG (Rådata)

Metaller og klororganiske stoffer i blåskjell november 2000 (våtvektsbasis)

Metaller i tang november 2000 (tørrvektsbasis)

Metaller og klororganiske stoffer fra orienterende analyser av dypvannsfisk fra Sørfjorden og Åkrafjorden april 2000

Statens forurensningstilsyn (SFT)
Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo
Besøksradresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00
Telefaks: 22 67 67 06
E-post: postmottak@sft.no
Internett: www.sft.no

Utførende institusjon	Kontaktperson SFT	ISBN-nummer
Norsk institutt for vannforskning (NIVA)	Bjørn Christensen	82-577-4091-8

	Avdeling i SFT	TA-nummer
		1818/2001

Oppdragstakers prosjektansvarlig	År	Sidetall	SFTs kontraktnummer
Jon Knutzen	2001		

Utgiver	Prosjektet er finansiert av
Norsk institutt for vannforskning (NIVA)	Statens forurensningstilsyn (SFT)

Forfatter(e)

Knutzen, Jon
Green, Norman W.

Tittel - norsk og engelsk

Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 2000. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer med orienterende analyser i dypvannsfisk.

Monitoring of Sørfjorden and Hardangerfjorden 2000. Report no. 2. Micropollutants in organisms including introductory registrations in deep-water fish.

Sammendrag – summary

Den sterke metallforurensningen i Sørfjorden vedvarte også i 2000. I filet av torsk fra indre fjord ble det registrert den høyeste konsentrasjonen av kvikksølv etter 1992, sannsynligvis forårsaket av et større uhellsutslip ved Norzink A/S vinteren 1999-2000. Utslippet synes ikke å ha gitt utslag i fisk fra Hardangerfjorden ved Strandebarm. Den ekstraordinære kvikksølvtilførselen ble også gjenspeilet i blåskjell, med et maksimum for

perioden 1989-2000 i skjell fra innerst i fjorden. Tilstanden var ellers omlag som tidligere, bl.a. preget av høyt innhold av bly og kadmium i skjell og med tydelig sporbare overkonsentrasjoner ut i Hardangerfjorden. Analyse av tang viste også generell overkonsentrasjon av sink i fjorden.

Til dels meget høye, men individuelt sterkt varierende konsentrasjoner av PCB ble konstatert i lever av torsk fra indre fjord, i likhet med enkelte tidligere år. Bakgrunnen for fenomenet med varierende grad av PCB-forurensning i fisk er ikke forstått, men sporing av PCB-kilder pågår. Kontamineringen med DDT og nedbrytningsprodukter i skjell varierte fra moderat til meget sterkt påvirket, med maksimum ved Kvalnes. Orienterende analyser av miljøgifter i dypvannsfisk viste høyt til ekstremt høyt innhold av kvikksølv, henholdsvis i filet og lever av brosme. I brosmelever ble det også funnet meget høy konsentrasjon av DDE og markert på-virkning med PCB.

4 emneord	4 subject words