



Statlig program for forurensningsovervåking

Rapport 706/97

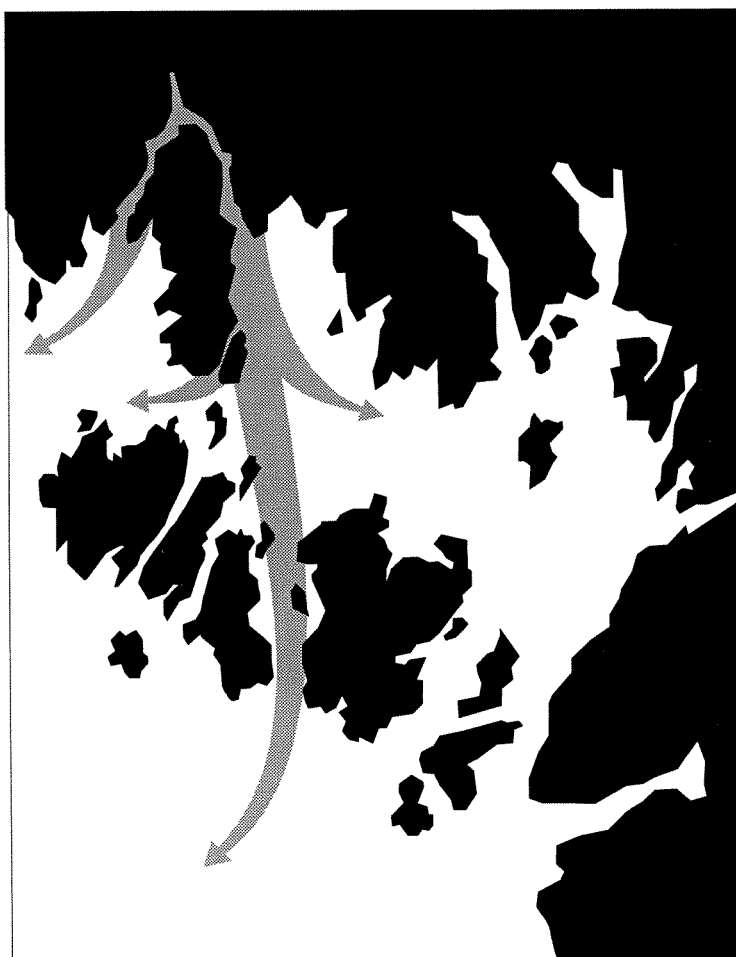
Oppdragsgivere

Statens forurensningstilsyn

Utførende institusjon

Norsk institutt for vannforskning

Undersøkelser
av miljøgifter
i blæretang, blå-
skjell og torsk fra
Hvalerområdet i
forbindelse med
storflommen i
Glomma i 1995



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 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
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Undersøkelser av miljøgifter i blæretang, blåskjell og torsk fra Hvalerområdet i forbindelse med storflommen i Glomma i 1995.	Løpenr. (for bestilling) 3659-97	Dato 18.08.1997
	Prosjektnr. Undernr. O-95256	Sider Pris 45
Forfatter(e) John Arthur Berge	Fagområde Marinøkologisk	Distribusjon Fri
	Geografisk område Østfold	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens forurensningstilsyn (SFT), Overvåkingsrapport nr 706/97	Oppdragsreferanse TA 1464/1997
---	-----------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Resultater av analyser av metaller og klororganiske forbindelser i blæretang, blåskjell og torsk innsamlet i Hvalerområdet etter flommen i Glomma i 1995 presenteres. Hovedmålsettingen har vært å belyse hvorvidt flommen i Glomma hadde noen innflytelse på nivåene av miljøgifter i organismer i Hvalerestuaret. Metallanalysene antyder at flommen har gitt en påvisbar, men i hovedsak svak effekt på nivået av metaller. I blæretang og tildels i blåskjell ble det observert en økning i konsentrasjonen av kobber, i blæretang også bly. På enkelte stasjoner der en hadde høye konsentrasjoner av jern og titan i 1994 ble det observert en nedgang i 1995. Der en observert høyere metallkonsentrasjoner i 1995 enn i 1994 førte dette til små eller ingen endring m.h.t. karakterisering av områdets forurensningsgrad (maksimum en tilstandsklasse).</p> <p>Analyser av polyklorerte bifenyl (PCB) i blåskjell og torskelever viste en entydig økning i konsentrasjon fra 1994 til 1995 og førte, med unntak av blåskjell fra Papper, til en endring i områdets forurensningsgrad tilsvarende maksimalt en tilstandsklasse (fra lite forurenset til moderat forurenset). Resultatet for PCB i skjell fra Papper medførte en endring i forurensningsgrad fra lite forurenset til markert forurenset. Deler av økningen i PCB konsentrasjon observert i blåskjell fra Papper skyldes sannsynligvis lokale forhold.</p> <p>De effekter som kan tilskrives flommen synes i hovedsak å være moderate og representerer sannsynligvis ikke noe vesentlig tilbakeskritt i forhold til de forbedringer i miljøtilstanden som er observert frem til 1994.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Glommaestuaret 2. Flom 3. Marine organismer 4. Miljøgifter 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Glomma estuary 2. Flood 3. Marine organisms 4. Micro pollutants
---	--


John Arthur Berge
Prosjektleder

ISBN 82-577-3221-4


Bjørn Braaten
Forskningsjef

**Undersøkelser av miljøgifter i blæretang, blåskjell og torsk fra
Hvalerområdet i forbindelse med storflommen i Glomma i 1995.**

Forord

I forbindelse med flommen i Glomma i 1995 har NIVA utført undersøkelser i Hvalerområdet knyttet til følgende elementer beskrevet i programforslag av 30/8-95:

- 1. Sedimentfeller*
- 2. Grunntvannssamfunn*
- 3. Bløtbunnsfauna*
- 4. Miljøgifter i sediment*
- 5. Miljøgifter i organismer*

Undersøkelsene er utført på oppdrag for Statens forurensningstilsyn (SFT). I foreliggende rapport presenteres resultatene av miljøgiftanalyser foretatt på organismer innsamlet i Hvalerområdet i 1995.

Innsamling av fisk er gjort av fiskerne Rune Midlien, F.H Andersen og Odd Sørensen. Rita Amundsen og Frank Kjellberg ved NIVA foretok innsamling av blæretang og blåskjell. Opparbeiding av blåskjell ble utført av Bodil Ekstrøm (NIVA). Uttak av vevsprøver fra fisk ble gjort av Tom Tellefsen (NIVA).

Klororganiske forbindelser og metaller er analysert ved NIVA under ledelse av henholdsvis Einar Brevik og Arne Godal.

Rapporten er lest og kommentert av Jon Knutzen.

Oslo, 18. august, 1997

John Arthur Berge

Innhold

Sammendrag	5
1. INNLEDNING	8
2. MATERIALE OG METODER	9
2.1 Innsamling av organismer	9
2.2 Kjemiske analysemetoder	12
3. Resultater og diskusjon	13
3.1 Metaller	13
3.1.1 Metaller i blæretang	13
3.1.2 Metaller i blåskjell	17
3.1.3 Metaller i torskelever	18
3.2 Klororganiske forbindelser	20
3.2.1 Klororganiske forbindelser i blåskjell	20
3.2.2 Klororganiske forbindelser i torskelever	27
4. Oppsummerende kommentarer	33
5. Referanser	35
Vedlegg A. Organismer brukt i analyse	37
Vedlegg B. Analysemetoder	39
Vedlegg C. Rådata	40

Sammendrag

Metallanalysene antyder at flommen i 1995 har gitt en påvisbar, men i hovedsak svak effekt på nivået i organismer. Analyser av polyklorerte bifenyler (PCB) i blåskjell og torskelever viste en entydig økning i konsentrasjon fra 1994 til 1995.

Der en observerte en økning i konsentrasjonen av metaller og PCB fra 1994 til 1995 førte dette i hovedsak til små eller ingen endring mht. karakterisering av stasjonenes forurensningsgrad (2 tilstandsklasser for PCB i blåskjell fra Papper, forøvrig bare en tilstandsklasse). Bly ble ikke analysert i blæretang i 1994. En økningen i konsentrasjonen av bly i blæretang fra 1989 til 1995 antyder en konsekvens av flommen.

Effekter som kan tilskrives flommen synes i hovedsak moderate og representerer sannsynligvis ikke noe vesentlig tilbakeskritt i forhold til de forbedringer i miljøtilstanden som er observert frem til 1994.

Stor snøsmelting sammen med vedvarende regn i den siste uken av mai og begynnelsen av juni førte til storflom i Glomma i mai-juni 1995. Erosjon av elvebredder og elvebunn, utspyling av jordsmonn, oversvømmelser av avfallsdeponier og søppelfyllinger samt driftsstans på renseanlegg/pumpestasjoner med påfølgende utslipp av urensset kloakk har påvirket vannet i Glomma.

Sedimentfelleundersøkelser i Glommas influensområde viste at det under flommen i 1995 sedimenterte 3-5 ganger mer materiale enn normalt under tidligere flomperioder. Dette medførte at den totale tilførselen av miljøgifter til sedimentet var større enn normalt. Det var imidlertid kun kobber, bly, titan og PCB som ble registrert med det som må antas å være klare overkonsentrasjoner i sedimentfelle materialet.

Etter flommen er det blitt reist spørsmål om de forhøyede tilførsler av partikulært materiale og miljøgifter har forårsaket noen økning i innholdet av miljøgifter i organismer i Hvalerområdet og dermed eventuelt representerer et tilbakeskritt i forhold til de forbedringer av miljøtilstanden som er observert frem til 1994.

Hovedmålsetningen med denne rapporten er, på bakgrunn av analyser av organismer innsamlet høsten 1995, å belyse hvorvidt flommen i Glomma har hatt noen innflytelse på nivåene av miljøgifter (Cu, Pb, Ti, Fe og PCB) i Hvalerestuarieret.

Metaller

På stasjonene Belgen, Kjøkø, Papper, Singløy, Løperen og Tisler ble det i 1995 observert høyere konsentrasjoner av kobber i blæretang enn i 1994. Den høyeste konsentrasjonen ble observert ved Kjøkø (16.9 µg/kg t.v.) (t.v.=tørrvekt). Konsentrasjonsøkningen av kobber medførte mindre endringer i tilstandsklasse (maksimum en tilstandsklasse dårligere). Det ble observert en økning i konsentrasjonen av bly på alle stasjoner i forhold til 1989, med unntak av Missingene. Økningen i blykonsentrasjonen fra 1989 til 1995 førte til at områdets miljøtilstand ble forverret med opptil 2 tilstandsklasser (N-Asmaløy, 25.8 µg/g t.v.).

Konsentrasjonen av kobber i skjell fra Singløy, Papper og Sponvikskansen økte noe etter flommen mens konsentrasjonen i skjell fra N-Asmaløy var noe lavere enn i 1994. Til tross for reduksjonen av kobber ved N-Asmaløy inneholdt skjellene på denne stasjonen de høyeste konsentrasjoner (9.7 µg/g t.v.) også etter flommen i 1995. Forskjellene i kobberkonsentrasjon som ble observert i skjell fra 1994

til etter flommen i 1995 var små og ga ingen forverring i henhold til klassifisering av områdets tilstand (SFT kriterier).

Den observerte økningen i konsentrasjonen av kobber i blåskjell og kobber og bly i blæretang er sannsynligvis en konsekvens av flommen.

På enkelte stasjoner, der en hadde høye konsentrasjoner av jern og titan i blæretang og blåskjell i 1994 ble det målt en nedgang i 1995. Glommas munningsområde har vært påvirket av store mengder jern og titan fra tidligere utslipp fra Kronos Titan A/S. Deler av dette kan ha ligget lagret i grunnområdene. Ved storflommen i 1995 kan mye av det sedimenterte jernet og titanet ha blitt spylt vekk fra grunnområdene slik at påvirkningen fra disse kildene har blitt mindre lokalt i munningsområdet. Dette kan være forklaring på at en for jern og tildels titan ikke ser en økning i konsentrasjon i blæretang slik som for kobber og bly.

Konsentrasjonen av Cu og Pb i torskelever lå etter flommen i 1995 innenfor bakgrunnsintervallet. Konsentrasjonen av Fe lå opptil 50% over øvre grense for bakgrunn men ga ingen vesentlige endringer mht. miljøkvalitet.

Klororganiske forbindelser

Av de analyserte klororganiske forbindelser er det kun for PCB at en har observert en økning i konsentrasjon fra 1994 til 1995.

Konsentrasjonen av ΣPCB_7 i blåskjell fra Sponvikskansen, N-Asmaløy og Singløya lå i 1995 ca 20 % høyere enn i 1994, mens skjellene fra Papper lå omtrent 8 ganger høyere (dvs. 27 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.) (v.v.=våtvekt). Konsentrasjonen av ΣPCB_7 i blåskjell fra Papper var i 1989 ca. 33 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v. og altså på samme høye nivå som i 1995 etter flommen. I blåskjell har en således ved to anledninger med seks års mellomrom målt PCB-innhold som ligger 5-10 ganger høyere enn det som ellers registreres i Hvalerområdet.

Den høye konsentrasjonen av PCB i skjell fra Papper kan derfor ikke alene tilskrives flommen i 1995, og må heller ha sammenheng med lokale forhold.

Konsentrasjonen av ΣPCB_7 i torskelever lå i 1995 gjennomsnittlig (4 stasjoner) 2.4 ganger høyere enn i 1994. Maksimal konsentrasjon i 1995 ble målt i fisk fra Kjøkø (1227 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.). Økningen i PCB-konsentrasjon i torskelever har medført at stasjonene Kjøkø og Faretangen, som i 1994 kunne karakteriseres som lite forurenset (<500 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.), etter flommen karakteriseres som moderat forurenset (500-1500 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.). På stasjonene ved Hankø (lite forurenset i 1994) og Singløya (moderat forurenset i 1994) innebar økningen i PCB-konsentrasjonen ingen endring i forurensningsgrad.

Analyser av sedimentfelle materiale indikerer at en har hatt en øket tilførsel av partikkelbundet PCB til Glommaestuaret. Den påviste økningen i PCB konsentrasjon i blåskjell og torsk fra 1994 til 1995 kan være en effekt av dette.

Det må presiseres at det er sammenfallet av flommen med en økning i nivået av enkelte metaller og PCB, som er utslagsgivende for at en her antyder en effekt av flommen. Det kan imidlertid ikke utelukkes at også andre forhold har bidratt. Eksempelvis kan økningen i PCB-nivået i torsk også ha sammenheng med at fisken, som ble analysert i 1995, gjennomsnittlig var noe større en den som ble analysert i 1994.

Sett i lys av de dårlige miljøforhold en hadde i Hvalerområdet tidlig på 80-tallet grunnet relativt store totale utslipp, og det potensialet for forbedringer som er blitt realisert frem til 1994, fremtrer effektene som kan tilskrives flommen som beskjedne og antas å være kortvarige

1. INNLEDNING

Stor snøsmelting sammen med vedvarende regn i den siste uken av mai og begynnelsen av juni førte til storflom i Glomma i mai-juni 1995, med maksimal vannføring i Sarpsfossen på nær 3700 m³/s (Faafeng et al. 1996). Under flommen ble landbruksarealer, kommunikasjonslinjer og bygninger påført skader. Erosjon av elvebredder og elvebunn, utspyling av jordsmonn, oversvømmelser av avfallsdeponier og søppelfyllinger, samt driftsstans på renseanlegg/pumpestasjoner med påfølgende utslipp av urensset kloakk har påvirket vannet i Glomma. Også i de marine områder ved Hvaler og i Ytre Oslofjord er vannet påvirket av flommen (Faafeng et al 1996, Kristiansen, 1996).

Undersøkelser i Hvalerområdet tidlig i 1970-årene (Knutzen et al., 1974) og i perioden 1980 - 1983 (Skei, 1984) viste klare forurensningspåvirkninger. Undersøkelser av miljøgifter i organismer viste at en fremdeles i 1989 hadde miljøgiftproblemer innefor Hvalerøyene, spesielt ved munningen av Glomma (Berge 1991).

Det har imidlertid skjedd en rekke endringer i forurensningsbelastningen i Glomma-regionen både i løpet av 80-tallet og i perioden 1989 - 1994 som følge av industriens investeringer i rensetiltak og igangsetting av flere kommunale renseanlegg (Holtan 1996). Dette har resultert i en markant forbedret miljøtilstand i 1994 i forhold til på 80-tallet (Berge et al. 1996).

Sedimentfelleundersøkelser i Glommas influensområde (Helland 1996) viste at det under flommen i 1995 sedimenterte 3-5 ganger mer partikulært materiale enn normalt under tidligere flomperioder. Dette medførte at den totale tilførselen av miljøgifter til sedimentet var større enn normalt, særlig nær Glommas munning. Det var imidlertid kun kobber, bly, titan og PCB som ble registrert med det som må antas å være klare overkonsentrasjoner i fellematerialet (Helland 1996). Ut fra konsentrasjonen i fellematerialet var det hovedsakelig stasjonen utenfor Hvalerøyene (Torbjørnskjær) som viste de høyeste verdier og stasjonen Belgen nær Glommas munning som viste de største mengdene av partikkelbundne miljøgifter. Dette har sannsynligvis sammenheng med at de største partiklene, som har de laveste konsentrasjoner, har en tendens til å sedimentere i Glommas munningsområde mens de minste partiklene med de høyeste konsentrasjoner transporteres lenger ut før de faller til bunnen (Helland 1997).

Som en konsekvens av flommen er det registrert negative effekter på bløtbunnsamfunn nær Glommas munning (Rygg, 1996). Slike negative effekter ble imidlertid ikke observert på mer fjerntliggende stasjoner (Olsgard, 1996, Rygg, 1996). Undersøkelser av gruntvannssamfunn i Hvalerområdet tyder på at flommen har hatt liten effekt på tetthet og utbredelse for de organismer som lever på fjell i de grunnere deler av estuarieret (Moy og Walday, 1996).

Etter flommen er det blitt reist spørsmål om de forhøyede tilførselene av partikulært materiale og miljøgifter har forårsaket noen økning i innholdet av miljøgifter i organismer i Hvalerområdet, og dermed eventuelt representerer et tilbakeskritt i forhold til de forbedringer av miljøtilstanden som er observert frem til 1994 (Berge et al. 1996).

Hovedmålsetningen med denne rapport er, på bakgrunn av analyser av organismer innsamlet høsten 1995, å belyse hvorvidt flommen i Glomma har hatt noen innflytelse på nivåene av miljøgifter i organismer i Hvalerestuaret.

2. MATERIALE OG METODER

2.1 Innsamling av organismer

Senhøstes 1995 ble det innsamlet organismer (tabell 1) for analyse av miljøgifter (se figur 1 og figur 2 for stasjonskart).

Tabell 1. Organismer innsamlet i Hvalerområdet i 1995 for miljøgiftanalyse. Stasjonsnavn og innsamlingstidspunkt er angitt.

Organisme	Stasjon	Innsamlingstids punkt
Blæretang	Singløy, Sponvikskansen, N-Asmaløy	24/10-95
Blæretang	Tisler, Løperen (Kvernskjær)	25/10-95
Blæretang	Papper, Belgen, Kjøkø	26/10-95
Blæretang	Missingene	1/12-95
Blåskjell	Singløy, Sponvikskansen	24/10-95
Blåskjell	N-Asmaløy	25/10-95
Blåskjell	Papper	26/10-95
Blåskjell	Missingene	1/12-95
Torsk	Faratangen,	18-23/11-95
Torsk	Svartskjær ("Akerøya")	23/11-95
Torsk	Hankø	27-30/11-95
Torsk	Kjøkø, Singløya	28/11-95

Følgende analyser ble foretatt:

Blæretang (9 stasjoner):	Bly (Pb), kobber (Cu), titan (Ti), jern (Fe), litium (Li)
Blåskjell (5 stasjoner, 3 paralleller):	Pb, Cu, Ti, Fe, Li, polyklorerte bifenyler (PCB) og utvalgte andre klororganiske forbindelser
Torskelever (5 stasjoner):	Pb, Cu, PCB og utvalgte andre klororganiske forbindelser

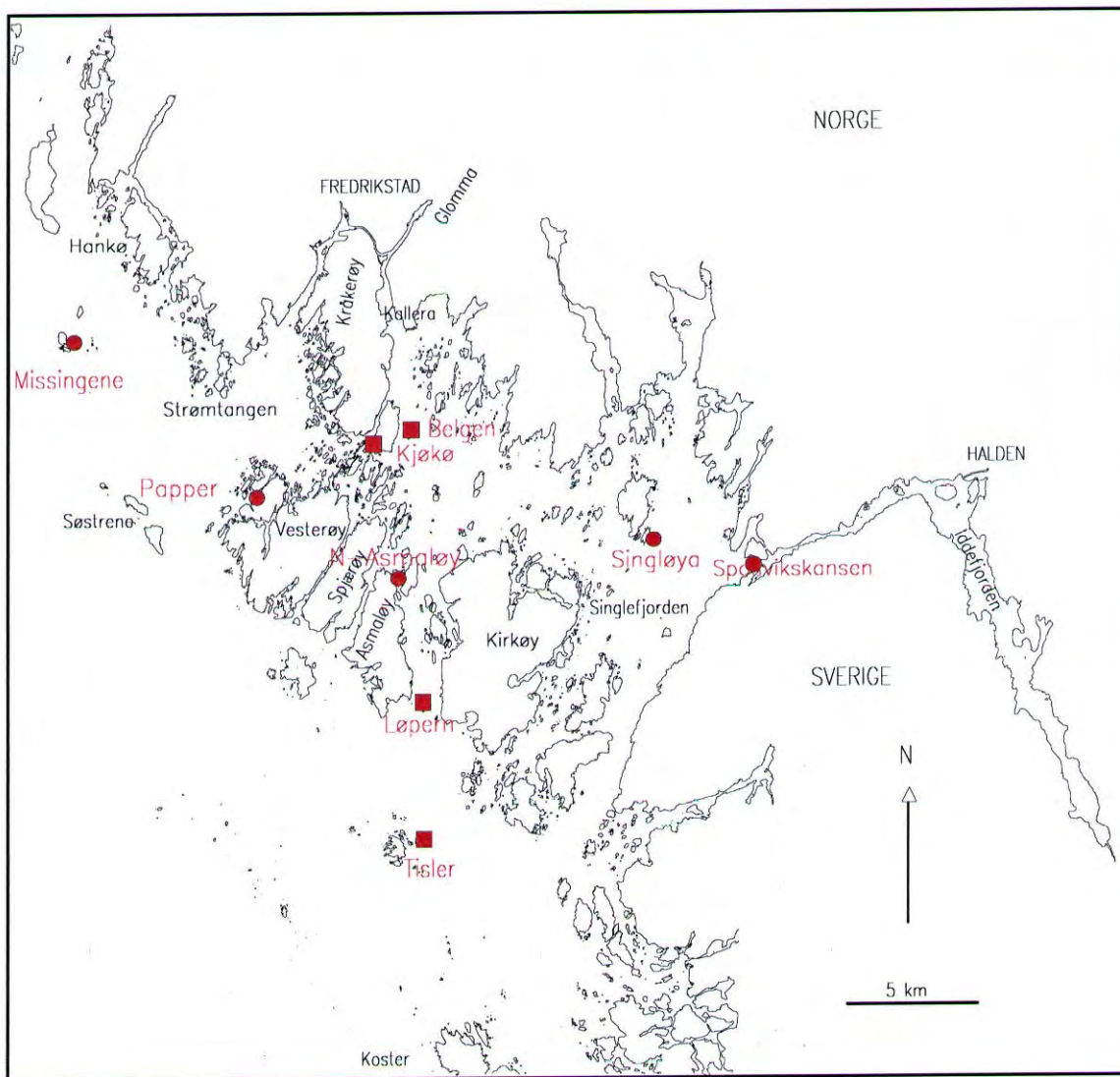
Bly, kobber og PCB ble analysert på bakgrunn av at det var disse komponentene som synes å opptre i forhøyede konsentrasjoner i de partiklene som ble transportert ut med flommen (Helland, 1996). Titan og jern ble analysert først og fremst fordi undersøkelser i 1989 (Berge 1991) og 1994 (Berge et al, 1996b) viste høye konsentrasjoner av disse metaller i blæretang og blåskjell på stasjoner relativt nær Glommas munning og fordi det kunne være spørsmål om flommen hadde medført at også organismer lenger ut ville inneholde forhøyede nivåer av disse metaller.

Hver prøve av blæretang bestod av de øvre 10 cm av ca. 20 "skuddspisser". Ved utvelgelse av prøvematerialet ble det lagt vekt på å unngå skuddspisser med påvekstorganismer.

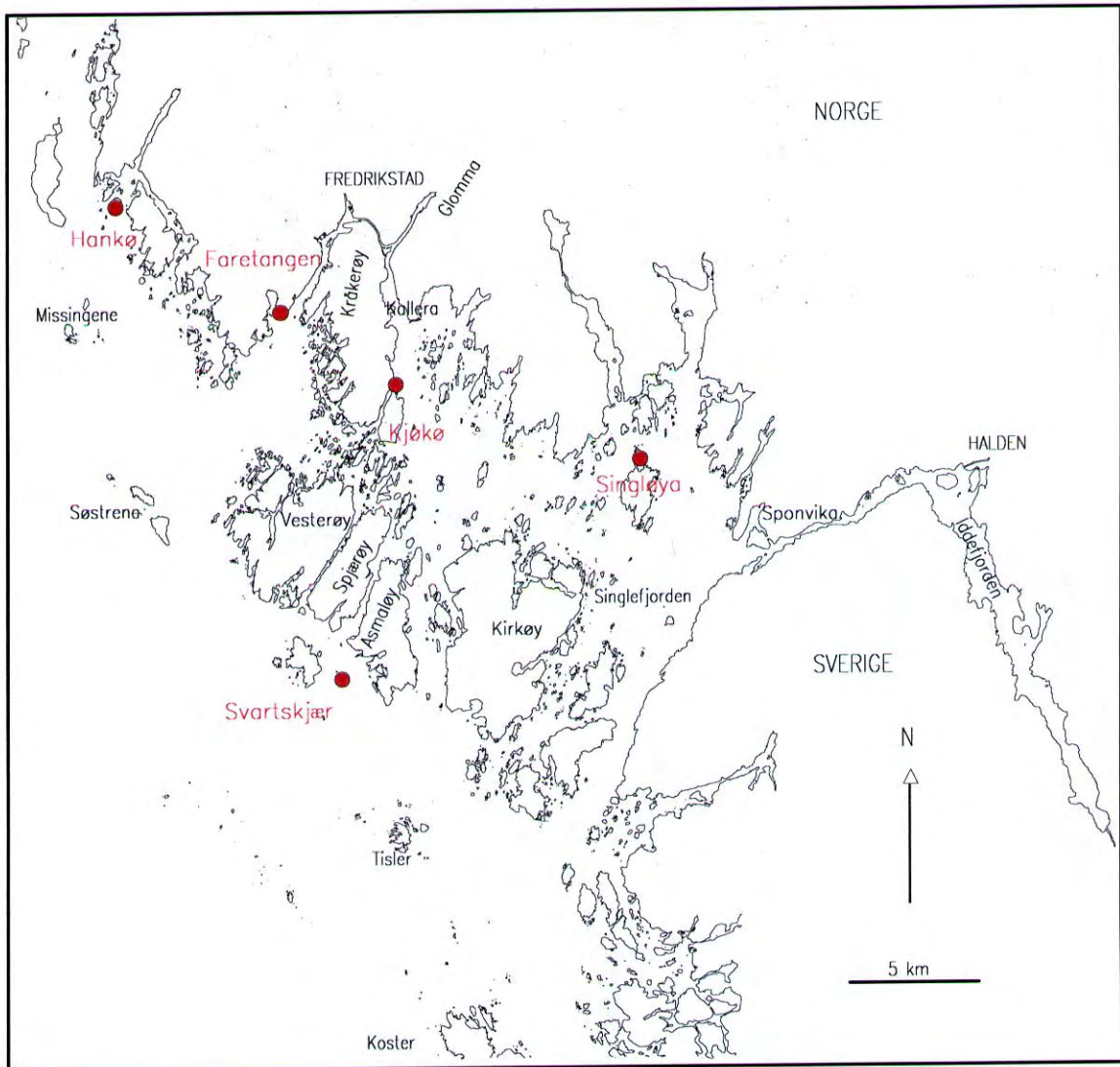
Fra hver stasjon ble det innsamlet 3 parallelle blandprøver av blåskjell (å 19-21 skjell). Hele innmaten untatt lukkemuskel av hvert skjell ble tatt med i blandprøven. Størrelsen på skjellene lå i hovedsak

innenfor intervallet 4.0-7.0 cm (se vedleggstabell A1 for gjennomsnittslengde for skjell i hver blandprøve). Under opparbeiding av prøvene ble det fra alle stasjoner observert at det rant ut en rødfarget væske fra skjellene. Noe av væsken ble samlet opp og inspisert i mikroskop. Ut fra mikroskoperingen var det ikke mulig å fastslå om rødfargen i væsken eventuelt kunne skyldes lokale forekomster av plankton/ciliater som skjellene kunne ha filtrert fra vannet. Det er ukjent hva som forårsaket den rødfargede væsken.

Lengde og vekt av torsk som ble analysert finnes i vedleggstabell A2. Fra hver stasjon ble det innsamlet 21-25 torsk. Fra hver fisk ble det tatt ut ca. 3 g torskelever til en blandprøve. Hver prøve inneholdt både hanner og hunner



Figur 1. Innsamlingsstasjoner for blåretang og blåskjell. Kvadratisk symbol betyr at kun blåretang ble funnet.



Figur 2. Innsamlingsstasjoner for torsk (sirkulære røde symboler).

2.2 Kjemiske analysemetoder

De anvendte oppslutnings- og analysemetoder, brukt av NIVA, finnes i tabell 2 og tabell 3.

Tabell 2.Oppslutningsmetoder benyttet på organismer innsamlet i 1994

Prøvetype/vev	Parameter	Ekstraksjon/Oppslutningsmetode
Blæretang	Pb, Cu, Fe, Ti, Li	Salpetersyre i mikrobølgeovn
Blåskjell	Pb, Cu, Fe, Ti, Li	Salpetersyre i mikrobølgeovn
Torskelever	Pb, Cu, Fe	Salpetersyre i mikrobølgeovn
Blåskjell	PCB	Ultrasonde ekstraksjon, GPC-opprensing ¹⁾
Blåskjell	% Fett	Ultrasonde ekstraksjon, gravimetri ¹⁾
Torskelever	PCB	Ultrasonde ekstraksjon, GPC-opprensing ¹⁾
Torskelever	% Fett	Ultrasonde ekstraksjon, gravimetri ¹⁾

¹⁾ Ifølge metode beskrevet i Pedersen-Bjergaard et al., 1996.

Tabell 3.Benyttede metoder for analyser av organismer innsamlet i 1994.

GC/ECD = gasskromatograf med electron capture detector,

ICP-MS = Induktivt koblet plasma massespektrometer.

Prøvetype/vev	Parameter	Analysemetode
Blæretang	Pb, Cu, Fe, Ti, Li	ICP-MS, se vedlegg B
Blåskjell	Pb, Cu, Fe, Ti, Li	ICP-MS, se vedlegg B
Torskelever	Cu, Pb, Fe	ICP-MS, se vedlegg B
Blåskjell	PCB og andre utvalgte klororganiske forbindelser	GC/ECD, se vedlegg B
Blåskjell	% Fett	Ultrasonde ekstraksjon, gravimetri
Torskelever	PCB og andre utvalgte klororganiske forbindelser	GC/ECD, se vedlegg B
Torskelever	% Fett	Ultrasonde ekstraksjon, gravimetri

Metallanalyser foretatt på materialet innsamlet i 1989 (Berge 1991) og 1994 (Berge 1996b) ble foretatt ved bruk av atomabsorpsjon.

3. Resultater og diskusjon

3.1 Metaller

3.1.1 Metaller i blæretang

På 6 av 8 stasjoner, som ble undersøkt både i 1994 og 1995, ble det i 1995 observert en økning i konsentrasjonen av **kobber** (figur 3). For området som helhet var konsentrasjonen av kobber i blæretang i 1995 signifikant forskjellig fra 1994 (parvis t-test, $p=0.05$). Høyere verdier av kobber ble imidlertid observert i 1989 med en klar nedgang frem til 1994 (tabell 4).

Nedgangen i perioden 89-94 kan tilskrives utslippsreduksjonene som er foretatt i området i denne perioden (Berge et al. 1996a). Sammenfallet av den økede tilførsel av kobber forårsaket av flommen (Helland, 1996) med en økning i nivået av kobber i blæretang i 1995 (figur 3) antyder en effekt av flommen. Konsentrasjonsøkningen av kobber fra 1994 til 1995 har imidlertid kun medført mindre endringer i tilstandsklasse (se Tabell 4).

De samlede industriutslipp av **bly** til området har gått ned i perioden 1990-1994 (Berge et al 1996a). Konsentrasjonen av bly (Pb) i blæretang lå imidlertid allerede i 1989 relativt lavt (Berge 1991). Dette var også årsaken til at en i undersøkelsene i 1994 (Berge et al. 1996b) ikke analyserte for Pb.

Jevnføres årene 1989 og 1995 var det for Hvalerområdet generelt (Missingen ikke medregnet) en signifikant forskjell (parvis t-test, \log_{10} transformerte data, $\alpha=0.05$) i konsentrasjonen av bly i blæretang. Når en etter flommen i 1995 ser tendens til en økning i konsentrasjonen av bly på alle stasjoner, med unntak av Missingene, som er den stasjon som ligger mest skjermet til for påvirkning fra Glommavann, så sannsynliggjør dette en påvirkning fra bly i flomvannet. Økningen i blykonsentrasjonen fra 1989 til 1995 førte til at områdets miljøtilstand ble forverret med opptil 2 tilstandsklasser (N-Asmaløy) (se tabell 4).

De høye verdiene av **jern** funnet i tang fra Belgen, N-Asmaløy og Kjøkø i 1994 var blitt vesentlig redusert i 1995. På Papper og enkelte øvrige, mer fjerntliggende stasjoner som Singløya, Løperen og Sponvikskansen så en imidlertid en viss økning i konsentrasjon (figur 3, se også tabell 4). For Hvalerområdet samlet var det imidlertid ingen signifikant forskjell i konsentrasjonen av jern i 1995 sammenlignet med henholdsvis 1989 og 1994.

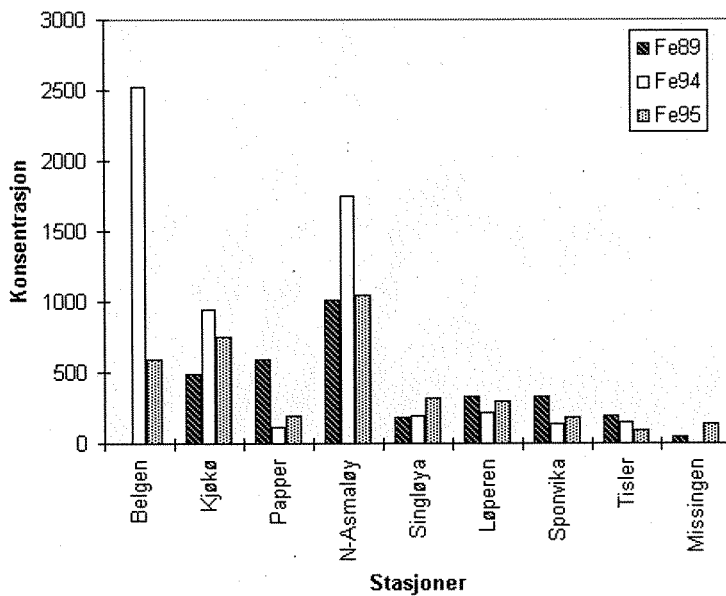
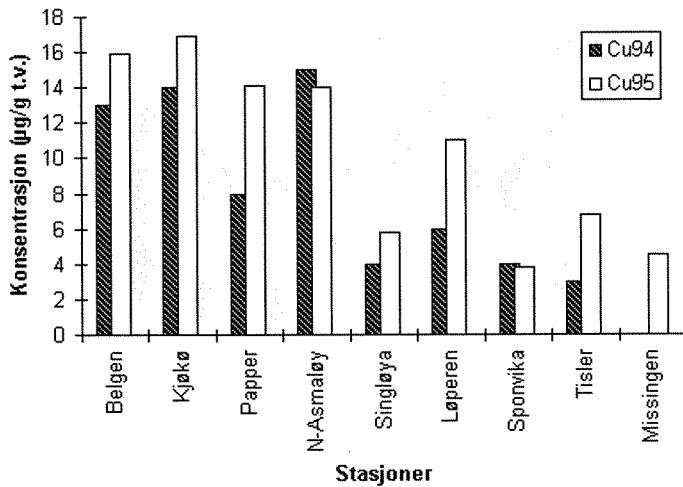
Den høye verdien av **titan** funnet i tang fra Belgen i 1994 var redusert i 1995 (se tabell 4).

Glommas munningsområde har vært påvirket av store mengder jern og titan fra tidligere utslipp fra Kronos Titan A/S. Deler av dette lå sannsynligvis lagret i sedimentet i grunnområdene og medførte så sent som i 1994 forhøyede konsentrasjoner i organismer lokalt i munningsområde (Berge et al. 1996b). Ved storflommen i 1995 kan deler av sedimentlagene ha blitt spylt vekk fra grunnområdene slik at påvirkningen lokalt har blitt mindre. En slik utspyling kan være årsaken til at jern og til dels titan har vist et endret fordelingsmønster som utslag av flommen.

Litium (Li) analyseres fordi dette er et metall en antar ikke tilføres i nevneverdig grad via forurensning, men som er en viktig bestanddel i leirpartikkler. Forholdet mellom konsentrasjonen av for eksempel bly og litium i partikulært materiale har vært brukt til å si noe om en eventuell tilførsel av bly er større enn det som naturlig tilføres via leirpartikler (Helland 1996). For det partikulære

materialet som ble samlet opp under flommen ble det ut fra metall/litium forholdet konkludert med at en hadde overkonsentrasjoner av Ti ved Belgen mens en for kobber og bly hadde de største overkonsentrasjoner lenger ut (Torbjørnskjær) (Helland 1996).

Muligens kan høye metall/litium forhold i blæretang også brukes som indikator på en belastning utover det som rene leirpartikler bidrar med. De beregnede metall/litium forhold i blæretang antyder at munningsområdet er påvirket med Fe og Ti utover det som leirpartiklene bidrar med (figur 4). Tilsvarende ble ikke registrert i samme grad for bly og kobber (figur 4). Relativt høye Ti/Li- og Fe/Li-forhold i blæretang kan bety at belastningen i munningsområdet er mer påvirket av lokalt oppvirkede partikkler (muligens fra tidligere utslipp fra Kronos Titan A/S) enn av selve flommaterialet.



Figur 3. Konsentrasjonen ($\mu\text{g/g t.v.}$) av kobber (Cu) og jern (Fe) i blæretang fra stasjoner i Hvalerområdet i 1989, 1994 og 1995.

Tabell 4. Konsentrasjonen ($\mu\text{g/g}$ t.v.) av bly (Pb), kobber (Cu), jern (Fe), titan (Ti) og litium (Li) i blæretang innsamlet i Hvalerområdet i 1995, samt tidligere rapporterte konsentrasjoner fra 1989 (Berge 1991) og 1994 (Berge et al. 1996b). Stasjonene er klassifisert i tilstandsklasser [Zn, Pb, Cu, i følge SFT's miljøkvalitetskriterier (Knutzen et al. 1993); Fe og Ti i følge Knutzen og Skei, 1990].

XB = konsentrasjon dividert med bakgrunnskonsentrasjon for mest belastet stasjon. i.a. = ikke analysert. A = Avstand fra Glommas munning (Kallera lykt). S o/oo = gjennomsnittlige saltholdighet i overflatevannet sommerstid i 1980 (Magnusson og Skei, 1984). Merk at særlig usikkerhet er knyttet til "bakgrunnsnivået" for Ti.

Fargekode brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

1. God 2. Mindre god 3. Nokså dårlig 4. Dårlig

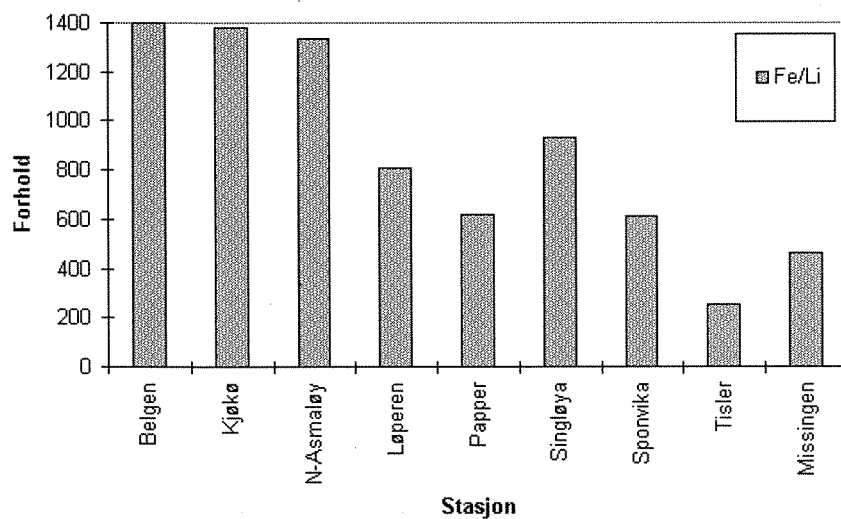
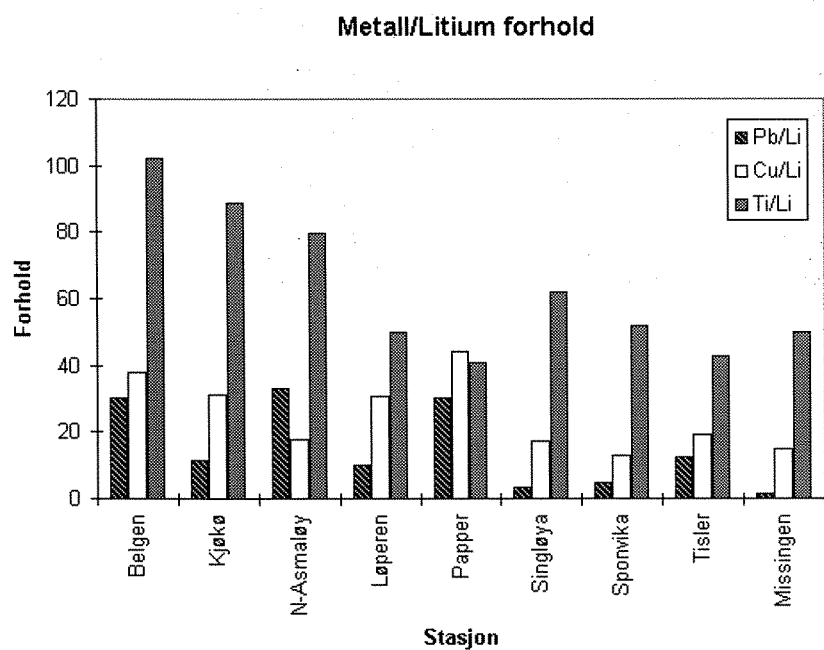
Ikke i klassifiseringssystem/kan ikke klassifiseres

	A (km)	S ^{o/oo}	Pb 89	Pb 95	Cu 89	Cu 94	Cu 95	Fe 89	Fe 94	Fe 95	Ti 89	Ti 94	Ti 95	Li 95
Belgen	5.0	7	i.a.	12.6	i.a.	13	15.9	i.a.	2520	588	i.a.	141	43	0.42
Kjøko	5.3	7.5	0.6	6.3	33	14	16.9	483	943	746	25	55	48	0.54
Papper	9.4	15	6.4	9.7	21	8	14.1	590	113	197	<5	<5	13	0.32
N-Asmaløy	11.3	9.5	1.1	25.8	21	15	14	1010	1754	1041	42	57	62	0.78
Singløya	14.5	15	0.8	1.2	9	4	5.8	180	193	316	<5	<5	21	0.34
Løperen	16.3	11	0.6	3.6	15	6	11	327	217	290	7	<5	18	0.36
"Sponvika"	18.0	16	1.0	1.4	9	4	3.8	333	137	178	<5	<5	15	0.29
Tisler	21.7	20	0.6	4.4	6	3	6.8	197	153	88	<5	<5	15	0.35
Missingen	13.5	22.4 ³⁾	0.9	0.4	5.9	i.a.	4.5	40	i.a.	138	<5	i.a.	15	0.3
XB (-Belgen)			2.1	8.6	2.1	1.5	1.7	3.4	5.9	2.5	8 ²⁾	11 ²⁾		
XB (+Belgen)			2.1	8.6	2.1	1.5	1.7		8.4	2.5		28 ²⁾		
Høyt bakgrunns- nivå" ($\mu\text{g/g}$ t.v.)			3		10			300			5 ²⁾			-

¹⁾ De oppgitte verdier er her først og fremst presentert for å antyde forskjellene i ferskvannspåvirkning.

²⁾ Usikker verdi pga. få observasjoner fra referanselokalitet.

³⁾ Data fra Rauøybassenget etter Magnusson (1990).



Figur 4. Metall/litium forhold i blæretang fra stasjoner i Hvalerområdet. Stasjonene er rangert etter økende saltholdighet mot høyre.

3.1.2 Metaller i blåskjell

Innholdet av **kobber** i blåskjell fra N-Asmaløy var redusert i 1995 sammenlignet med 1994. Konsentrasjonen i skjell fra Singløy, Papper og Sponvikskansen hadde økte noe ved målingene i 1995 (tabell 5) (Rådata finnes i vedleggstabell C1, C2 og C3). Forskjellene som ble observert var statistisk signifikante, men så små at de ga liten forandring mht. klassifisering av områdets tilstand (tabell 5).

For **jern** ble det for alle stasjoner med unntak av Papper, observert en tendens til redusert konsentrasjon fra 1994 til 1995 (tabell 5).

Konsentrasjonen av **bly** endret seg lite fra 1989 til 1995 (få data fra 1994) mens konsentrasjonen av **titan** ble redusert og ga en forbedring av tilstandsklasse for N-Asmaløy (tabell 5).

Beregning av forholdet mellom metaller Cu, Pb, Fe, Ti og Li ga ingen entydige trender (figur 5).


Tabell 5. Metaller i blåskjell fra stasjoner i Hvalerområdet. Stasjonene er klassifisert i tilstandsklasser for Cu og Pb, ifølge Knutzen et al.(1993). Klassifisering av tilstandsklasse mht. konsentrasjoner av jern (Fe) og titan (Ti) er gjort med utgangspunkt i en antatt øvre grense for bakgrunnsnivå på henholdsvis 250 og 5 µg/g t.v. (se Tabell 27 i Knutzen og Skei, 1990). Som øvre grense for tilstandsklasse 1, 2 og 3 har en for disse to metallene benyttet 1, 3 og 10 ganger høy bakgrunnsverdi. XB = konsentrasjonen dividert med bakgrunnskonsentrasjon for mest belastet stasjon. i.a. = ikke analysert. A = Avstand fra Glommas munning (Kallera lykt). S = gjennomsnittlig saltholdighet i overflatevannet sommerstid i 1980 (Magnusson og Skei, 1984).

Merk at særlig usikkerhet er knyttet til "bakgrunnsnivået" for Fe og Ti.

* Antyder signifikant (ANOVA, p=0.05) forskjell fra konsentrasjonen i 1994

Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

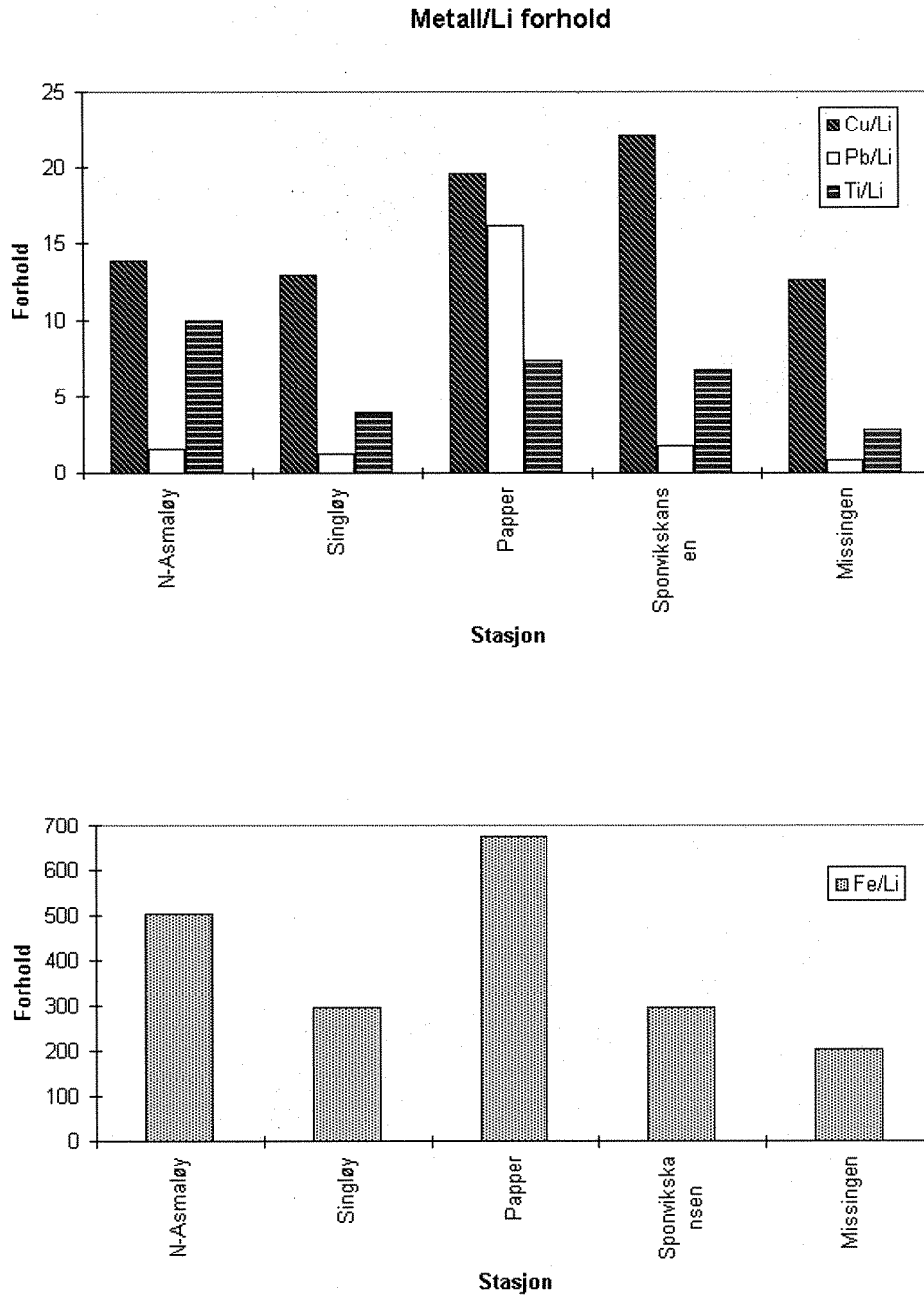
 1. God  2. Mindre god  3. Nokså dårlig  4. Dårlig

 Ikke i klassifiseringssystem/kan ikke klassifiseres

Stasjon	A (km)	S	Cu 89	Cu 94	Cu 95	Pb 89	Pb 94	Pb 95	Fe 89	Fe 94	Fe 95	Ti 89	Ti 94	Ti 95	Li 95
N-Asmaløy	11.3	9.5	32	11	9.7*	1.3	2.2	1.1	1935	1871	353*	42	49	7*	0.7
Singløy	14.5	15	12	7	8.6*	1.5	i.a	0.8	763	620	197*	9	<20	2.6	0.66 5
Papper	9.4	15	7	7	8.8*	2.2	i.a	7.3	362	251	304*	<5	<20	3.3	0.45
Missingen	13.5	22.4 ³⁾	8.3	i.a	7.2	0.9	i.a	0.5	141	i.a	117	<5	i.a	1.6	0.57
Sponvikskansen	18	16	7	7	7.5*	0.8	1.4	0.6	251	563	100*	<5	<20	2.3	0.34
"Høyt bakgrunnsnivå" (µg/g t.v.)			<10	<10	<10	<5	<5	<5	<250 ²⁾	<250 ²⁾	<250 ²⁾	5 ²⁾	5 ²⁾	5 ²⁾	?
XB			3.2	1.1	1	<1	<1	1.5	7.7 ²⁾	7.5 ²⁾	1.5 ²⁾	8 ²⁾	10 ²⁾		

²⁾Særlig usikker verdi.

³⁾Data fra Rauøybassenget etter Magnusson, 1990



Figur 5. Metall/litium forhold i blåskjell fra stasjoner i Hvalerområdet. Stasjonene er ordnet etter økende saltholdighet mot høyre.

3.1.3 Metaller i torskelever

Konsentrasjonen av Cu og Pb i torskelever lå i 1995 under det som må betraktes som høyt bakgrunnsnivå mens konsentrasjonen av Fe lå opptil 3 ganger høyere enn bakgrunn tabell 6. For området sett under ett var konsentrasjonen av jern i torskelever i 1995 signifikant forskjellig (paired t-test, $p=0.05$) fra det en fant i 1994. Jern er et metall som en i denne sammenheng anses å være lite

miljøfarlig. En økning i jerninnholdet har heller ikke gitt vesentlige endringer mht. miljøkvalitet (tabell 6).

Tabell 6. Metaller i torskelever ($\mu\text{g/g}$ v.v.) fra stasjoner i Hvaler området. Stasjonene er klassifisert i tilstandklasser i følge foreløpig forslag i Knutzen og Skei (1990) etter innholdet av de ulike metaller i lever. A = Avstand (luftlinje) fra Glommas munning (Kallera lykt). S o/oo = gjennomsnittlige saltholdighet i overflatevannet sommerstid i 1980 (Magnusson og Skei, 1984). Merk at særlig usikkerhet er knyttet til det antatt høye "bakgrunnsnivået" for bly og jern:

Fargekoder brukt i tabellen:

	Konsentrasjoner under bakgrunn		2.Konsentrasjoner over bakgrunn
	Ikke i klassifiseringssystem/kan ikke klassifiseres		

Stasjon	A (km)	S ¹⁾ o/oo	Cu 89	Cu 94	Cu 95	Pb 94	Pb 95	Fe 89	Fe 94	Fe 95
Kjøko	3.5	7	4.9	4.5	5.1	<0.03	0.014	41.2	32.1	54.0
Faratangen	5	10	7.8	4.1	8.1	0.04	0.026	49.0	34.2	60.3
Singløy	12	15	5.3	6.7	5.3	<0.02	0.016	24.0	34.6	40.7
Svartskjær	15.5	15	4.1	i.a.	5.3	i.a.	0.018	37.3	i.a.	45.6
Hankø	13	22.4 ³⁾	13.0	5.0	7.8	0.12	0.012	30.9	21.6	50.4
"Høyt bakgrunnsnivå" ($\mu\text{g/g}$ v.v.)			10	10	10	0.1	0.1	30	30	30
XB			1.3	<1	<1	1.2	<1	1.6	1.2	3

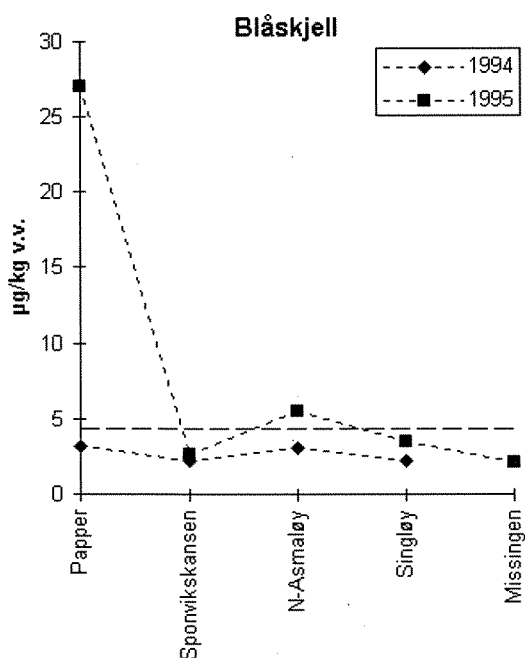
³⁾Data fra Rauøybassenget etter Magnusson, 1990

3.2 Klororganiske forbindelser

3.2.1 Klororganiske forbindelser i blåskjell

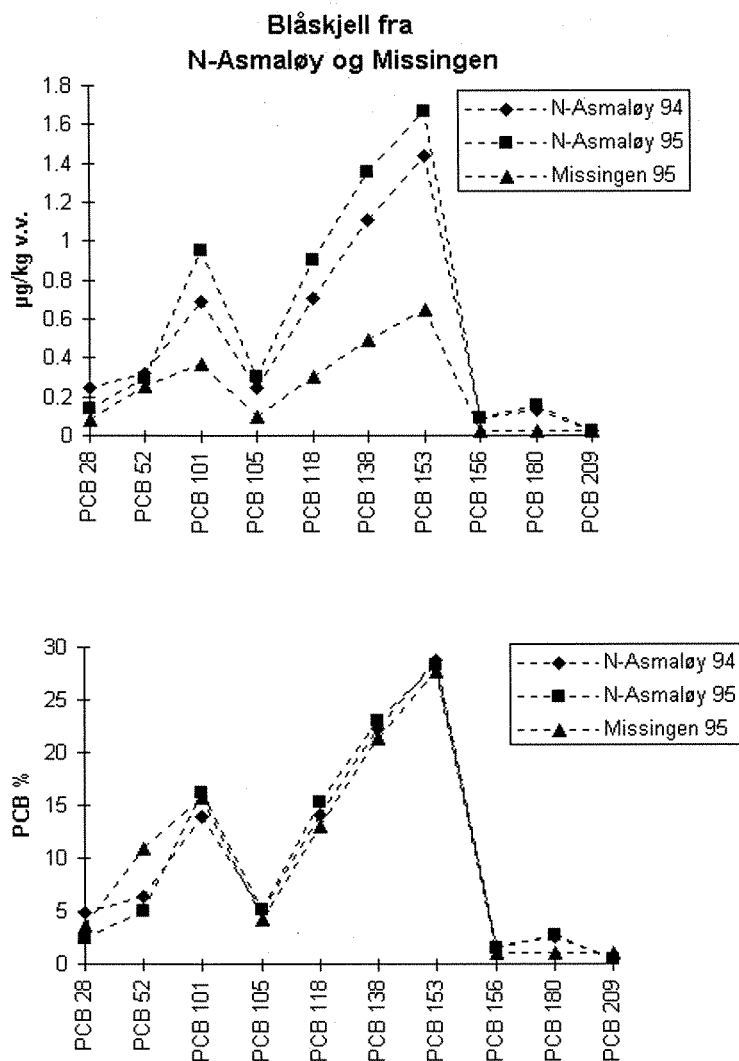
PCB

Konsentrasjonen av ΣPCB_7 i blåskjell fra Sponvikskansen, N-Asmaløy og Singløya lå i 1995 ca 20 % høyere enn i 1994 mens skjellene fra Papper lå omtrent 8 ganger høyere (figur 6, rådata for 1995 ses i vedleggstabell C4). Konsentrasjonen av PCB i blåskjell fra N-Asmaløy var signifikant høyere (t-test, $p=0.01$) i 1995 enn i 1994. De øvrige stasjoner ble ikke testet da parallelle prøver ikke ble tatt i 1994. Den begrensede spredningen i parallelle analyseresultater for blåskjell generelt (se vedleggstabell C4) og den store forskjell i PCB konsentrasjon mellom de to år i skjell fra Papper (figur 6) antyder at konsentrasjonene også på denne stasjonen var signifikant høyere i 1995 sammenlignet med 1994. Konsentrasjonen av ΣPCB_7 i blåskjell fra Papper var i 1989 33 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v. og altså på samme høye nivå som etter flommen i 1995. Siden en ikke hadde noen flom i 1989 må den høye konsentrasjonen av PCB i skjell fra Papper i vesentlig grad tilskrives andre årsaker enn flom.

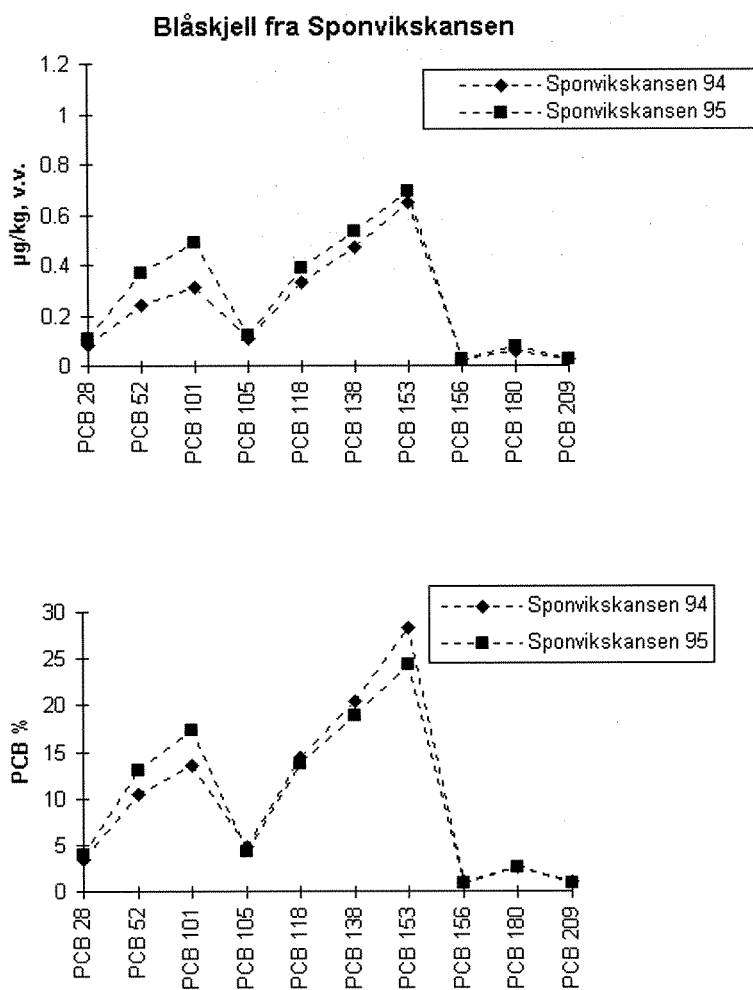


Figur 6. Konsentrasjonen av ΣPCB_7 (summen av PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-118, PCB-153, PCB-138, , PCB-180) i blåskjell fra 5 stasjoner i Hvaler området før og etter storflommen i Glomma i 1995. Horisontal prikket linje antyder foreslått høyt bakgrunnsnivå i bare diffust belastede områder (Knutzen og Green, 1995).

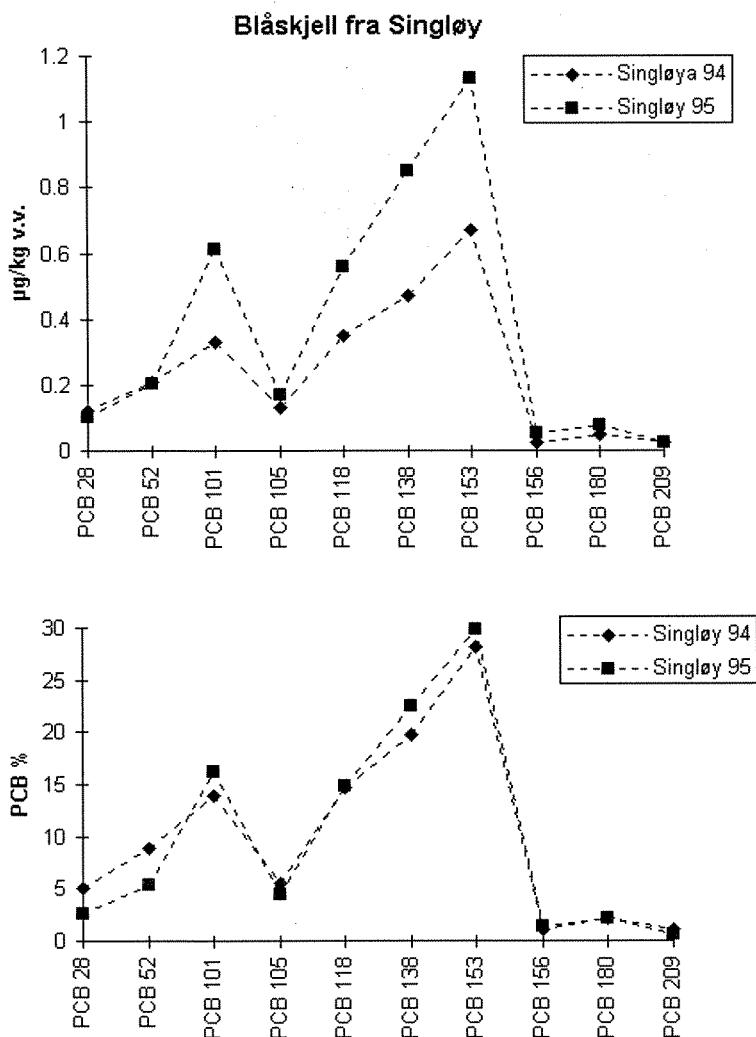
Med unntak av skjell fra Papper var den prosentvise fordeling av de ulike "enkeltforbindelser" svært lik begge år (figur 7-figur 9). PCB profilen i blåskjellene fra Papper hadde imidlertid endret seg noe etter flommen (figur 10). Andelen av PCB 52, PCB 101, PCB 105 lå noe lavere i 1994 i forhold til PCB 138 og 153 (figur 10).



Figur 7. PCB i blåskjell fra N-Asmaløy og Missingen i 1994 og 1995. Øverst vises konsentrasjonen av "enkeltforbindelser" (kongenerer). Nederst vises den relative fordeling av de samme forbindelser som prosent av total mengde ($\sum\text{PCB}_{10}$).



Figur 8. PCB i blåskjell fra Sponvikskansen i 1994 og 1995. Øverst vises konsentrasjonen av "enkeltforbindelser" (kongenerer). Nederst vises den relative fordeling av de samme forbindelser som prosent av total mengde (ΣPCB_{10}).

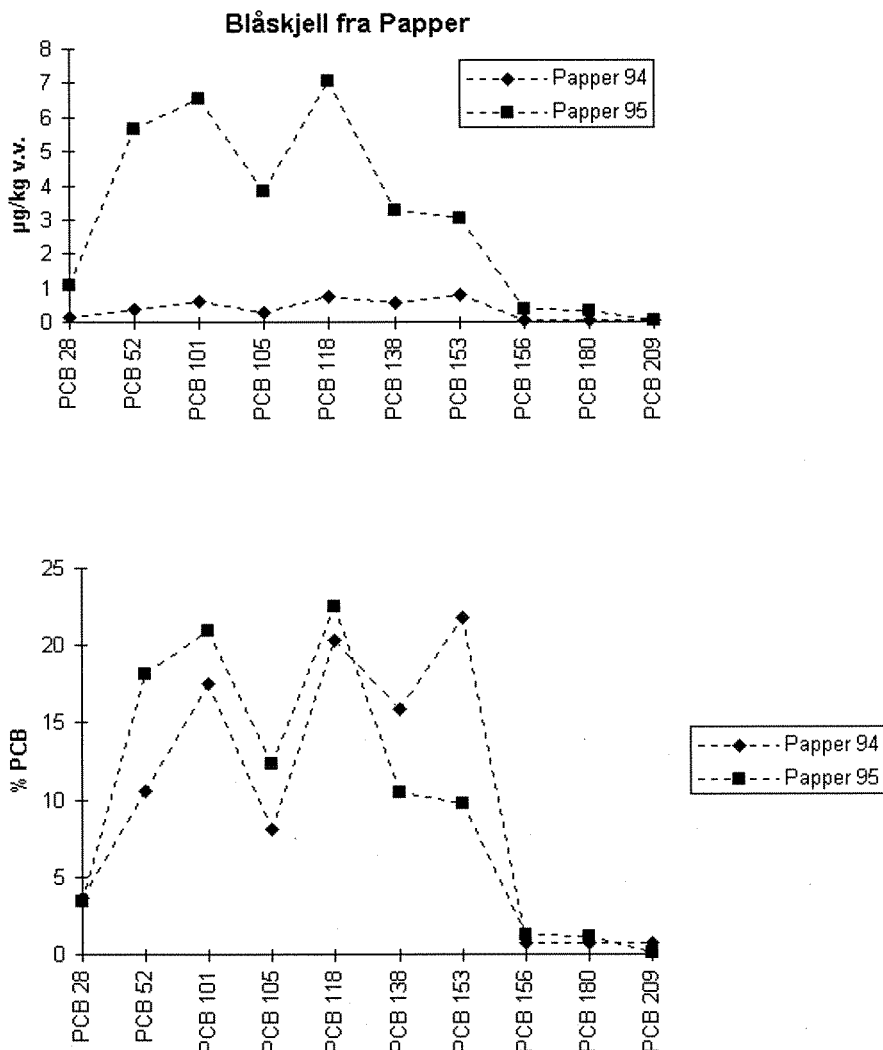


Figur 9. PCB i blåskjell fra Singløy i 1994 og 1995.

Øverst vises konsentrasjonen av "enkeltforbindelser" (kongenerer). Nederst vises den relative fordeling av de samme forbindelser som prosent av total mengde ($\sum\text{PCB}_{10}$).

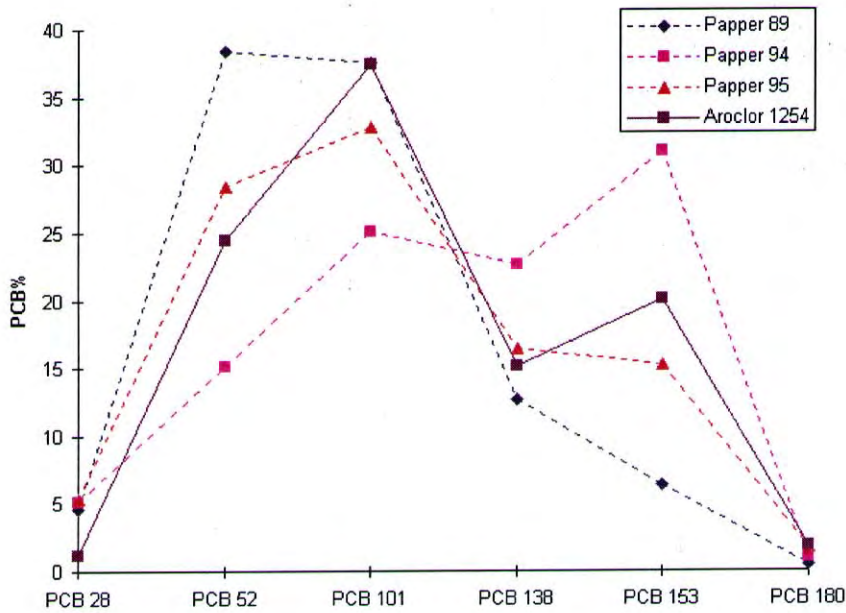
Etter flommen var den prosentvise fordeling av de ulike enkeltforbindelser i skjell fra Papper mer lik profilen i 1989 enn profilen observert før flommen i 1994 (figur 11). Fordelingen av de ulike enkeltforbindelser av PCB i det partikulære materialet som ble ført ut med Glomma under flommen i 1995 (figur 13) viser at PCB 28 dominerer. Tilsvarende ses ikke i skjellene (figur 7-figur 10). I skjellene innsamlet ved Papper i 1989 og 1995 (dvs. år med spesielt høye konsentrasjoner av PCB) ligner fordeling av enkeltforbindelsene svært på den tekniske blandingen Aroclor 1254 (figur 11 og figur 12). Fordelingen i Aroclor 1254 er vesentforskjellig fra det som ble observert i felle materialet etter flommen i 1995 (cf. figur 12 og figur 13). PCB analysene som er foretatt inneholder ikke resultater for det samme antall enkeltforbindelser. Dette er årsaken til at figur 10-figur 12 ikke er identiske m.h.t. antall enkeltforbindelser vist.

Den registrerte økning i PCB konsentrasjon som kan skyldes flommen i Glomma, var meget moderat. På stasjonene Sponvikskansen, N-Asmaløy og Singløya var økningen i PCB-innhold ca 20 % og på alle stasjonene, med unntak av Papper, var 1995 konsentrasjonene under eller svært nær antatt høyt bakgrunnsnivå (figur 6). Situasjonen i Papper-området bør imidlertid vies nærmere oppmerksomhet. Observasjonene fra 1989, 1994 og 1995 tyder på en episodisk kilde i dette området, som bør oppspores. Sannsynligvis kan analyse av blåskjell og eventuelt sediment fra et tettere lokalt stasjonsnett bidra til en bedre lokalisering. Primært bør forurensningsmyndighetene se på tidligere og nåværende lokale aktiviteter som kan forklare at blåskjell ved to anledninger med seks års mellomrom har fått PCB-innhold som ligger 5-10 ganger høyere enn det som ellers registreres i Hvalerområdet.

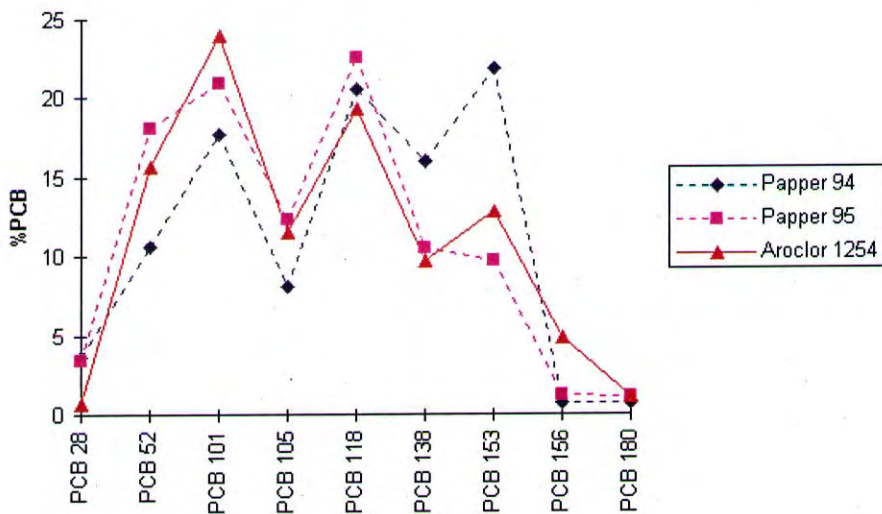


Figur 10. PCB i blåskjell fra Papper i 1994 og 1995.

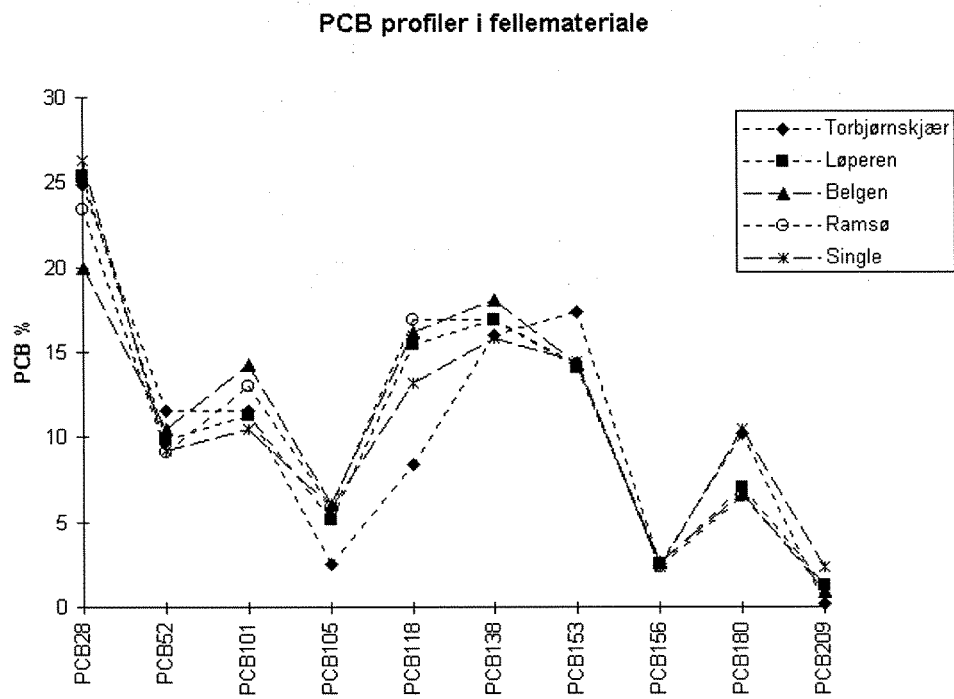
Øverst vises konsentrasjonen av "enkeltforbindelser" (kongenerer). Nederst vises den relative fordeling av de samme forbindelser som prosent av total mengde ($\sum\text{PCB}_{10}$).



Figur 11. Den relative fordeling av de ulike enkeltforbindelser av PCB (som prosent av totalen, ΣPCB_6) analysert i blåskjell fra Papper i 1989, 1994 og 1995. Profilen for den tekniske PCB blandingen Aroclor 1254 er også vist (data omregnet fra Schulz et al. 1989). PCB 118 er utelatt fordi ikke hadde tilfredsstillende analyser for denne enkeltforbindelse i 1989.



Figur 12. Den relative fordeling av de ulike enkeltforbindelser av PCB (som prosent av totalen, ΣPCB_{10}) analysert i blåskjell fra Papper i 1994 og 1995. Profilen for den tekniske PCB blandingen Aroclor 1254 er også vist (data omregnet fra Schulz et al. 1989).



Figur 13. Den relative fordeling av ulike enkeltforbindelser av PCB (prosent av totalen, $\sum\text{PCB}_{10}$) analysert i partikulært materiale innsamlet i sedimentfeller i Hvaler området under flommen i 1995 (data fra Helland,1996).

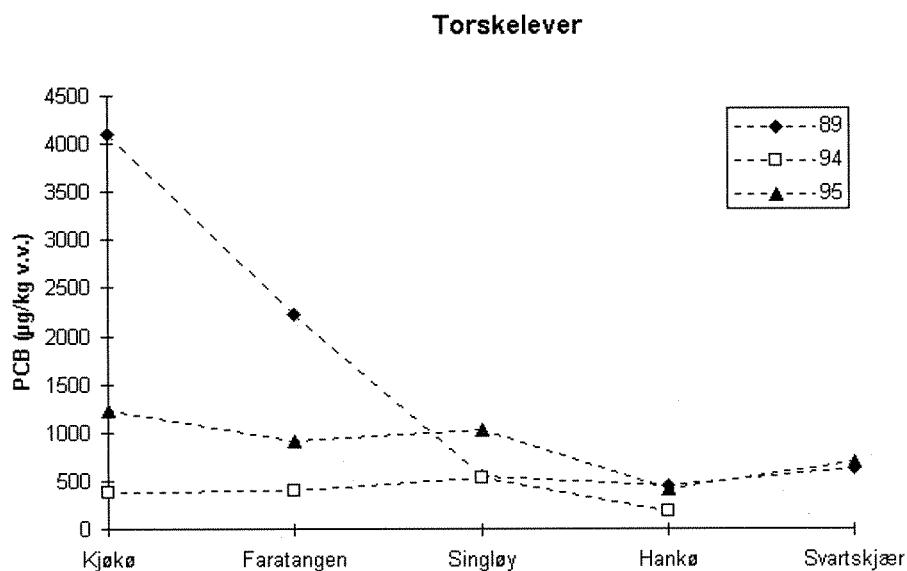
Andre klororganiske forbindelser

Konsentrasjonen av HCB, \sum HCH (a-HCH+g-HCH) og \sum DDT (p,p-DDE+p,p- DDD + p,p-DDT) (Vedleggstabell A3) lå i 1995 under det som antas å være øvre grense for bakgrunnsnivå i bare diffust belastede områder. Flommen har derfor ikke medført noen økning i konsentrasjonen av disse stoffer utover det nivået som en må forventes nær relativt tett befolkede og trafikerte kystområder.

3.2.2 Klororganiske forbindelser i torskelever

Konsentrasjonen av \sum PCB₇ i torskelever lå i 1995 gjennomsnittlig (4 stasjoner) 2.4 ganger høyere enn i 1994 (figur 14, rådata ses i vedleggstabell C5). Dersom man ser alle stasjonene under ett var det en signifikant (parvis t-test, p=0.05) forskjell på konsentrasjon i torskelever i 1995 og 1994.

Leverprøvene fra Hankø var de eneste hvor konsentrasjonen etter flommen fremdeles lå under angitt høyt bakgrunnsnivå i bare diffust belastede områder (figur 14). Området ved Hankø er etter satellittbilder å dømme relativt lite utsatt for påvirkning av vann fra Glomma mens Kjøkø og Faretangen ligger relativt nær munningene av Glommas østre og vestre løp.



Figur 14. Konsentrasjonen av \sum PCB₇ (summen av PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-118, PCB-153, PCB-138, PCB-180) i lever av torsk fanget på 5 stasjoner i Hvaler området i 1989 (Berge, 1991) og før (1994) og etter storflommen i Glomma i 1995. NB: 500 µg/kg v.v. er foreslått som øvre grense for bakgrunnsnivå i bare diffust belastede områder (Knutzen og Green, 1995).

Både i 1994 og 1995 dominerte PCB 118, PCB 138 og PCB 153 i leverprøvene fra alle stasjoner. Den prosentvisefordeling av de ulike "enkeltforbindelser" var lik begge år på alle stasjoner (figur 15-figur 18) og er svært lik det som en ellers finner langs norskekysten (se Berge et al. 1996b basert på data i Knutzen og Green 1995).

Det partikulære materialet som ble ført ut med flommen i 1995 hadde en annen komponentfordeling (figur 13) enn det en fant i torskelever både i 1994 og 1995 (figur 15-figur 18). I felle materialet var

den mest fremtredende komponenten den lavklorerte PCB 28 som bare utgjorde en meget begrenset andel i torskelever. I lever var den mest fremtredende komponenten PCB 153 etterfulgt av PCB 138 og PCB 118.

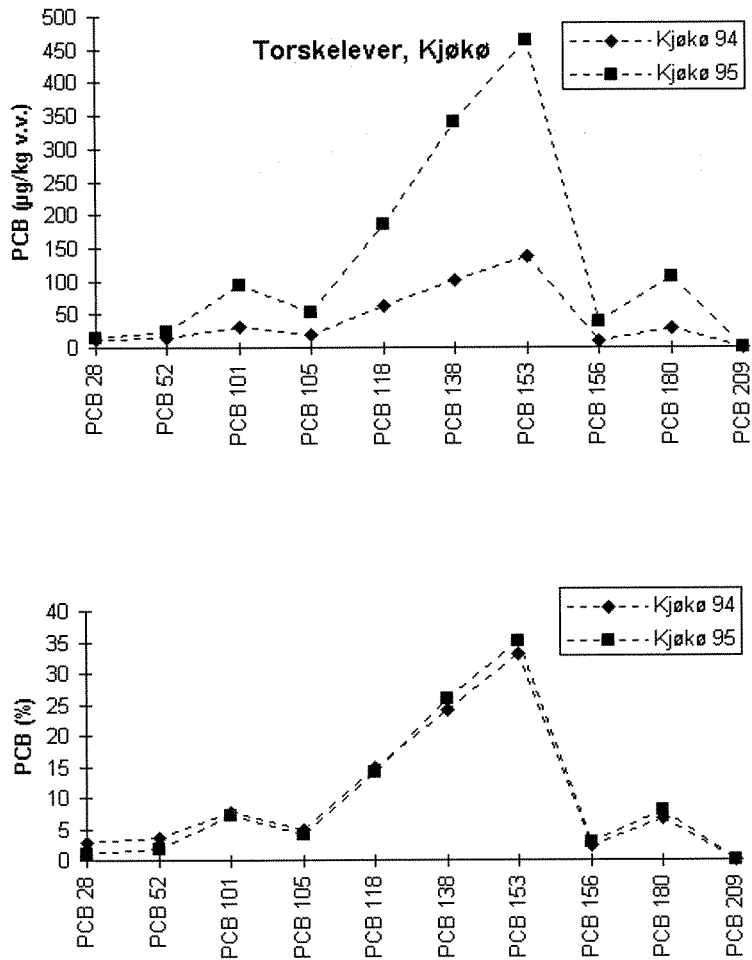
Tilførslene av PCB til området over tid er ikke kjent. Generelt har imidlertid tilførslene av miljøgifter til Hvalerområdet gått betydelig ned i løpet av perioden 1989 - 1994, delvis som følge av store investeringer i rensetiltak (Berge et al. 1996a). Torskelever fra stasjonene Kjøkø og Faretangen inneholdt høye nivåer av PCB i 1989 (figur 14). Trolig skyldes nedgangen i PCB konsentrasjon fra 1989 til 1994 på stasjoner nær Glommas munnings (Kjøkø, Faretangen) en reduksjon i tilførslene generelt (i Norge ble ny bruk av PCB faset ut i 1980 og all bruk i 1994, all PCB skal være forsvarlig destruert innen 1999). Det må imidlertid påpekes at ingen konkrete tiltak er iverksatt for å redusere tilførslene av PCB til Hvalerområdet spesielt. Det er imidlertid kjent at en del organiske forbindelser holdes tilbake i kommunale renseanlegg og at en i dag tar bedre vare på spesialavfall. Dette kan være en medvirkende forklaring på nedgangen i PCB konsentrasjon i torskelever fra 1989 til 1994.

Analyser av sedimentfelle materiale indikerer at en har hatt en øket tilførsel av PCB til Glomma estuariet under flommen (Helland 1996). Den påviste økningen i PCB konsentrasjon i torskelever fra 1994 til 1995 kan være en effekt av dette. Økningen har medført at stasjonene Kjøkø og Faretangen som i 1994 kunne karakteriseres som lite forurenset (<500 µg/kg v.v.), etter flommen karakteriseres som moderat forurenset (500-1500µg/kg v.v.). På stasjonene ved Hankø og Singløya innebar økningen i PCB konsentrasjon ingen endring av forurensningsgrad.

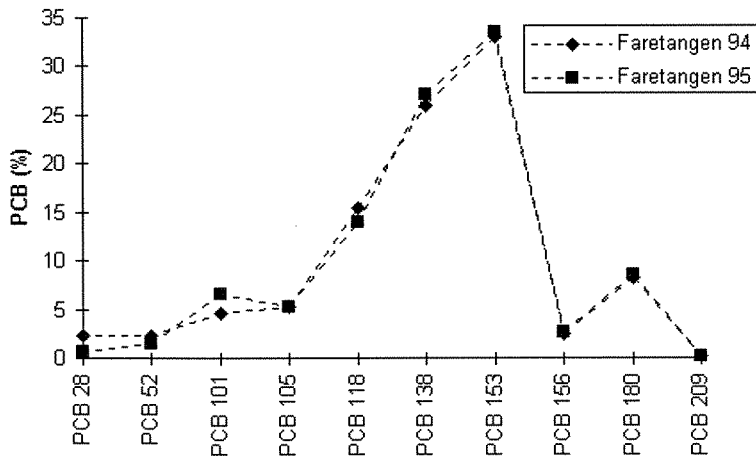
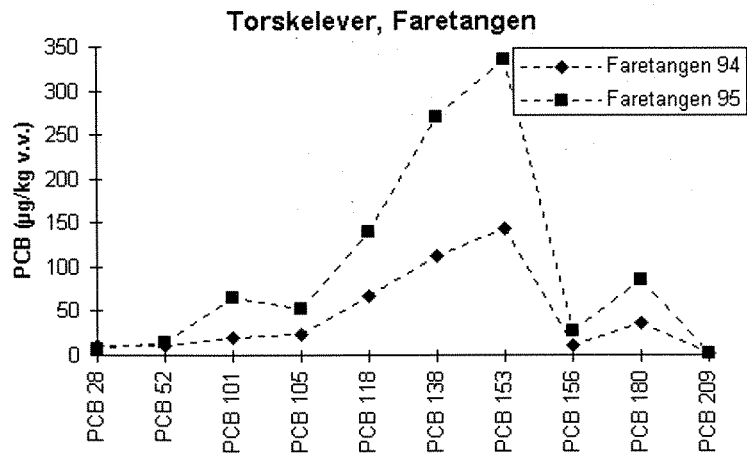
Konsentrasjonen av PCB i torskelever fra Hvalerområdet lå i 1994 nær det som må oppfattes som bakgrunnsnivå i bare diffust belastede områder. På stasjonene Kjøkø, Faretangen og Singløya lå nivåene ca. på det dobbelte av dette og peker i retning av en effekt av flommen. Det må imidlertid presiseres at det er sammenfallet av tidspunktet for flommen og en økning i PCB nivået som er utslagsgivende for at en her antyder en effekt av flommen. En kan i ikke utelukke bidrag også fra andre faktorer, eksempelvis storskala svingninger i PCB belastning, eller det forhold at fisken som ble analysert i 1995 gjennomsnittlig var noe større en den som ble analysert i 1994 (se tabell 7).

Tabell 7. Gjennomsnittlig lengde (L) og vekt (V) av torsk analysert i 1994 og 1995.

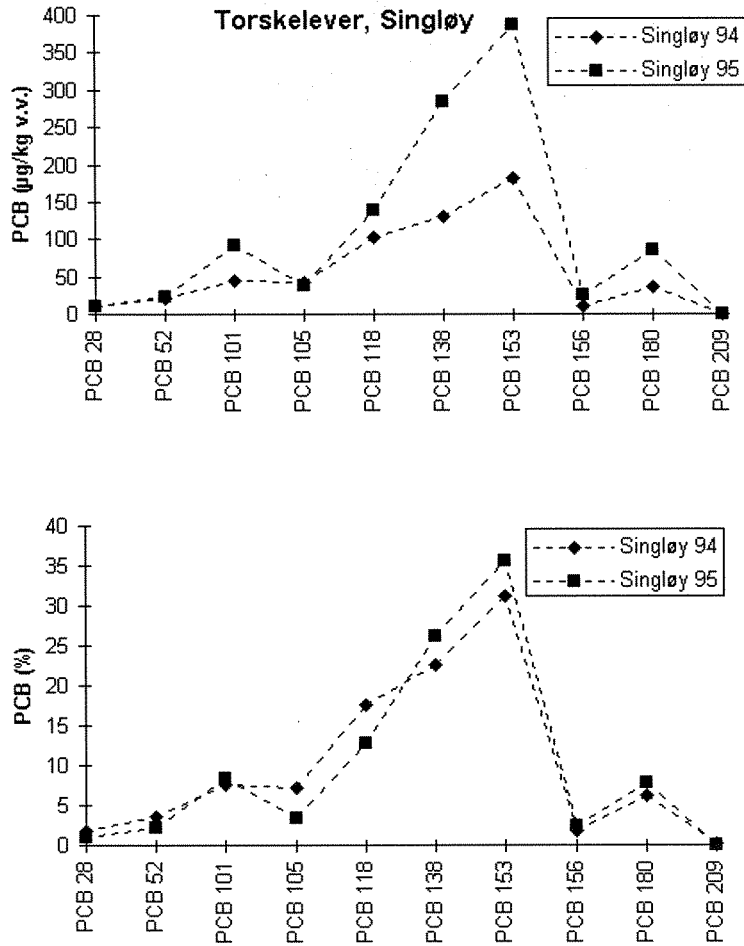
Fisk nr.	Kjøkø	Kjøkø	Fare-tangen	Fare-tangen	Singl-øy	Singl-øy	Svart-skjær	Svart-skjær	Hankø	Hankø
	L (cm)	V (g)	L (cm)	V (g)	L (cm)	V (g)	L (cm)	V (g)	L (cm)	V (g)
1994	29.7	280.1	31.6	345.3	32.1	321.2			31.5	366.3
1995	33.04	315.88	36.88	457.38	34.00	351.79	36.00	434.20	37.62	547.34



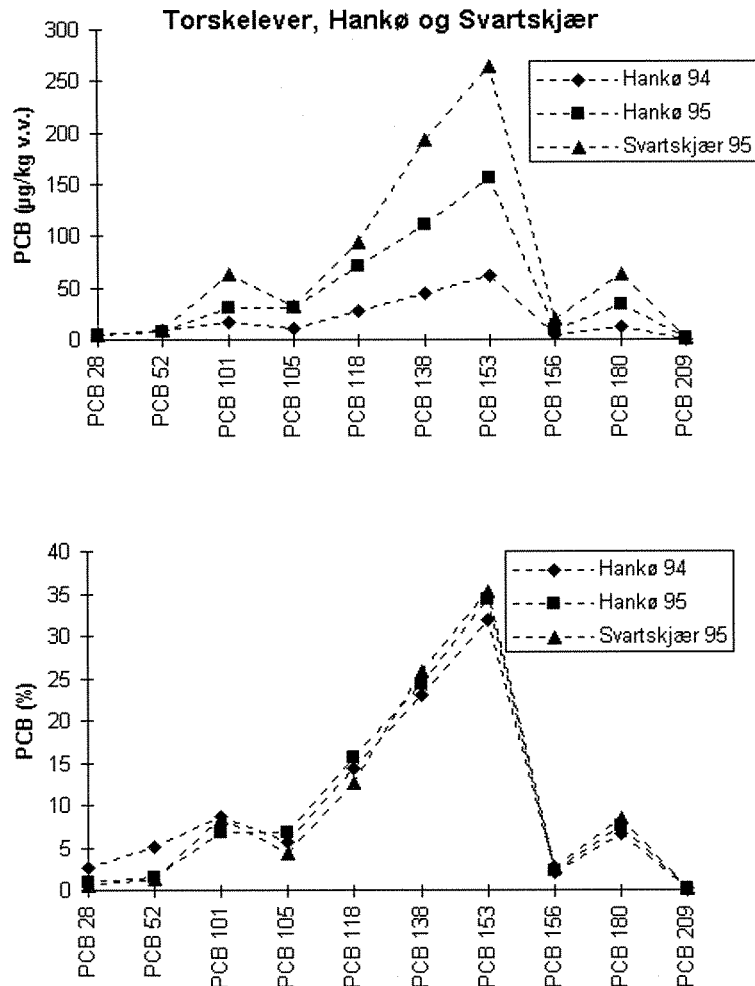
Figur 15. PCB i lever av torsk innsamlet ved Kjøkø i 1994 og 1995. Øverst vises konsentrasjonen av "enkeltforbindelser" (kongenerer). Nederst vises den relative fordeling av de samme forbindelser som prosent av total mengde ($\sum\text{PCB}_{10}$).



Figur 16. PCB i lever av torsk innsamlet ved Faretangen i 1994 og 1995. Øverst vises konsentrasjonen av "enkeltforbindelser" (kongenerer). Nederst vises den relative fordeling av de samme forbindelser som prosent av total mengde ($\sum\text{PCB}_{10}$).



Figur 17. PCB i lever av torsk innsamlet ved Singløy i 1994 og 1995. Øverst vises konsentrasjonen av "enkeltforbindelser" (kongenerer). Nederst vises den relative fordeling av de samme forbindelser som prosent av total mengde ($\sum\text{PCB}_{10}$).



Figur 18. PCB i lever av torsk innsamlet ved Hankø og Svartskjær i 1994 og 1995. Øverst vises konsentrasjonen av "enkeltforbindelser" (kongenerer). Nederst vises den relative fordeling av de samme forbindelser som prosent av total mengde ($\sum\text{PCB}_{10}$).

Andre klororganiske forbindelser

Konsentrasjonen av HCB, $\sum\text{HCH}$ (a-HCH+g-HCH) og $\sum\text{DDT}$ (p,p-DDE+p,p- DDD + p,p-DDT) i torskelever (Vedleggstabell A4) lå i 1995 under det som antas å være bakgrunnskonsentrasjon i diffust belastede områder. Flommen har derfor ikke medført noen økning i konsentrasjonen av disse stoffer utover det nivået som en må forventes i kystnære områder med en viss menneskelig påvirkning.

4. Oppsummerende kommentarer

Analyseresultatene tyder på at flommen har gitt en påviselig men svak endring i nivået av enkelte metaller i blæretang (økning for Cu, Pb og nedgang for Fe og Ti på stasjoner med høye verdier i 1994), blåskjell (økning i Cu og nedgang for Fe og Ti på stasjoner med høye verdier i 1994) og torsk (økning i Fe). En samlet vurdering av metallanalysene tyder således på at flommen har hatt en moderat men signifikant effekt på metallinnholdet i de analyserte organismer.

De klareste tendensene ble registrert for Cu, med en økning i konsentrasjon i både blæretang og blåskjell. En entydig økning eller reduksjon i konsentrasjon i alle 3 arter ble imidlertid ikke observert. Trolig er biologien til den enkelte art avgjørende for hvordan flommen påvirker miljøgift konsentrasjonen. Både blåskjell og blæretang lever i de øvre vannlag (ca. 0-2m) og vil derfor i hovedsak være mer utsatt for flomvannet direkte enn torsk som lever noe dypere. Utslagsgivende for de noe høyere konsentrasjoner av kobber og til dels bly i blæretang og blåskjell er sannsynligvis de økte tilførsler av partikkelbundne metaller i flomvannet (Helland 1996). Det er mulig at det har funnet sted en utspyling av partikulært materiale fra Glommas munningsområde under flommen. En slik utspyling kan påvirke tidligere lokale utslipp fra Kronos Titan A/S ved at en får en redistribusjon av partikkelbundet titan og jern i resipienten. En slik utspyling kan ha medført at en på grunt vann i munningsområdet målte lavere konsentrasjoner/mindre mengder av Ti og Fe. Dette kan være en forklaring på de reduserte konsentrasjoner som ble observert i blæretang og blåskjell i 1995.

Den unormalt høye tilførsel av partikulært materiale og metaller, som flommen førte med seg, resulterte imidlertid ikke noen signifikant økning i konsentrasjonen av kobber, bly og titan i sedimentet (Helland 1997). Endringer i sedimentkonsentrasjon er derfor ikke relevant for å forklare de endringene en har observert i organismer i området.

Der en observerte høyere metallkonsentrasjoner i organismer i 1995 enn i 1994 førte dette til små eller ingen endring i områdets forurensningsgrad (med ett unntak maksimum en tilstandsklasse).

Av de klororganiske forbindelser som en har analysert i organismer, er det kun for PCB at en har observert en entydig økning i konsentrasjon fra 1994 til 1995. Økningen i PCB konsentrasjon i blåskjell var marginal (ca 20 %) for 3 av 4 stasjoner, mens en for stasjonen ved Papper målte en 8-dobling av konsentrasjonen. Også i 1989 målte en høye konsentrasjoner av PCB i blåskjell fra Papper. Ved Papper har en lokalt et verksted/slipp. Den kraftige økningen i PCB konsentrasjon i blåskjell fra Papper fra 1994 til 1995 kan alt vesentlig ha sin bakgrunn i lokale forhold.

Konsentrasjonen av PCB i torskelever økte gjennomsnittlig (4 stasjoner) med en faktor på 2.4. Totalt sett viser analyseresultatene en entydig økning i konsentrasjon av PCB fra 1994 til 1995. Også i torskelever innsamlet ved Færder er det påvist en økning i samme tidsrom (Green, 1997). Dette peker i retning av en konsekvens av flommen over et relativt stort område. Høyere konsentrasjoner av PCB i sediment ble imidlertid kun observert på en stasjon i Hvalerområdet etter flommen (Helland, 1997). På de øvrige stasjoner ble det observert små eller ingen endring i PCB konsentrasjon (Helland, 1997).

I forhold til PCB konsentrasjonene observert i 1994 (Berge et al 1996b) førte 1995-resultatene, med unntak av blåskjell fra Papper, til en endring i områdets forurensningsgrad (SFT kriterier) tilsvarende maksimalt en tilstands klasse (fra lite forurenset til moderat forurenset). Det noe avvikende resultatet for PCB i skjell fra Papper medførte at forurensningsgraden endret seg fra lite forurenset til markert forurenset (dvs. to tilstandsklasser)

Det må presiseres at det er sammenfallet av flommen med en endring i nivået av enkelte metaller og PCB som er utslagsgivende for at en her antyder en effekt av flommen på nivået av miljøgifter i organismer. Det kan imidlertid ikke utelukkes at også andre forhold har bidratt. Rygg (1996) påviste klare effekter av flommen på bløtbunnsfaunaen nær Glommas munning. Dette skyldes sannsynligvis ikke økte nivåer av miljøgifter i sedimentet, men lokal hypersedimentering. Med unntak av munningsområdet ble det ikke observert vesentlig påvirkning på bløtbunnsfauna (Rygg, 1996). Flommen har heller ikke påvirket strand- og grunntvanns-samfunnene i vesentlig grad (Moy og Walday, 1996).

Sett i lys av de dårlige miljøforhold en hadde i Hvalerområdet tidlig på 80-tallet grunnet relativt store totale utslipp, og det potensialet for forbedringer som er blitt realisert frem til 1994, fremtrer effektene som kan tilskrives flommen som beskjedne og antas å være kortvarige.

5. Referanser

- Berge, J.A., 1991. Miljøgifter i organismer i Hvaler-/Kosterområdet. NIVA-rapport nr. 2669 (feilaktig påført rapport nr. 2560), 192s.
- Berge, J. A., Helland, A., Holtan, G., Magnusson, J. , Moy, F., Sørensen, K., Rygg, B., Walday, M. 1996a. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Sammendragsrapport. NIVA-rapport nr. 3445-96, 74s
- Berge, J.A., Brevik, E.M., Godal, A. og Berglind, L. 1996b. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Miljøgifter i organismer. NIVA-rapport nr. 3443, 146s.
- Faafeng, B., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Helland, A., Holtan, G., Holtan, H., Kjellberg, G. Källqvist, T. S., Moy, F., Skulberg, O.M., Sørensen, K. og Walday, M., 1996. Flommen på Østlandet våren 1995. Sammenstilling av NIVAs undersøkelser med spesiell vekt på intensivundersøkelser i Glomma og Vorma. NIVA-rapport nr. 3480, 80s.
- Green, N.W. 1997. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). National Comments to the Norwegian Data for 1995. NIVA-rapport nr. 3597-97, 124s.
- Helland, A., 1996. Tilførsler av partikulært materiale til Glommaestuariet og områdene utenfor i forbindelse med flommen i Glomma 1995. NIVA -rapport nr. 3503, 50s.
- Helland, A. 1997. Undersøkelser av miljøgifter i sediment i Glommaestuariet i forbindelse med storflommen i Glomma i 1995. NIVA -rapport under utarbeidelse.
- Holtan, G., 1996. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Forurensningstilførsler 1970-93. NIVA-rapport nr.3444-96.
- Knutzen, J., Bokn, T. og Rygg, B., 1974. Undersøkelse av bløtbunnsfauna og fastsittende alger i Hvalerområdet. 18-20/9-1973. NIVA O-60229, 38 s.
- Knutzen, J, Rygg, B., og Thélin, I., 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av miljøgifter. Rapport nr. TA-923/1993 fra SFT, 20s.
- Knutzen, J. og Skei, J., 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifisering av miljøkvalitet. NIVA-rapport nr. 2540, 139s.
- Knutzen, J. og Green, N.W., 1995. "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk, blåskjell og reker. Data fra utvalgte norske prøvesteder innen den felles overvåking under Oslo-Paris-kommisjonen (Joint Monitoring Program - JMP) 1990-1993. NIVA-rapport nr. 3302, 106s.
- Kristiansen, S., 1996. Effekter på planteplanktonet i ytre Oslofjord (Glommias influensområde) etter flommen sommeren 1995. SFT-rapport 633/96, TA 1289/1996, 36s.
- Magnusson, J., 1990. Eutrofisisituasjonen i Ytre Oslofjord. Delprosjekt 4.4.b. Studier av eldre data. Vurdering av oseanografiske data. NIVA-rapport nr. 2495, 105s.

- Magnusson, J, & J. Skei, 1984. Basisundersøkelse i Hvalerområdet og Singlefjorden. NIVA-rapport. no. 1684. 103s.
- Moy, F. og Walday, M., 1996. Gruntvannsundersøkelser i Hvalerområdet etter flommen 1995. NIVA-rapport no. 3512-96, 41s.
- Olsgard, F., 1996. Undersøkelser av marine bløtbunnsamfunn og sedimenter i Hvaler-området i forbindelse med stor-flommen i Glomma våren/sommeren 1995. SFT-rapport 632/96, TA nr. 1288/1996, 53s.
- Pedersen-Bjergaard, S, Semb, S.I., Brevik, E. M. and Greibrokk, T. 1996. Capillary gas chromatography combined with atomic emission detection for the analysis of polychlorinated biphenyls. *J. Chromatogr A*, 723, 337-348.
- Rygg, B. 1996, Undersøkelser i Hvaler etter storflommen i 1995. Bløtbunnsfauna og organisk materiale i sedimentene. NIVA-rapport nr. 3581-96, 37s.
- Schulz, D.E., Petrick, G. og Duinker, J.C., 1989. Complete characterization of polychlorinated biphenyl congeners in commercial Aroclor and Clophen mixtures by multidimensional gas chromatography-electron capture detection. *Environ.Sci. Technol.* 23: 852-859.
- Skei, J., 1984. Basisundersøkelser i Hvaler og Singlefjorden, 1980-83. Konklusjonsrapport. Rapport 171/84 innen Statlig program for forurensningsovervåking. 43 s.

Vedlegg A. Organismer brukt i analyse

Vedleggstabell A1. Blåskjell innsamlet fra Hvalerområdet i 1995 og brukt i analyser av miljøgifter. Fra hver stasjon ble det tatt 3 prøver (ca. 19-21 skjell i hver). Total bløtdelsvekt og skallvekt er oppgitt i gram og midlere skallengde i cm. Skjellene ble frosset hele etter innsamling.

Stasjon (prøve nr.)	Antall skjell	Middlere skallengde	Bløtdelsvekt	Skallvekt	Kommentarer
*Papper 1	20	5.15	144.3	200.0	Rødfarvet vann i skjell
*Papper 2	20	5.04	137	203.8	Rødfarvet vann i skjell
*Papper 3	19	5.17	131.6	195.4	Rødfarvet vann i skjell
*Missingen 1	20	5.32	145.1	185.1	Rødfarvet vann i skjell
*Missingen 2	21	5.29	153.9	185.2	Rødfarvet vann i skjell
*Missingen 3	21	5.54	161.4	194.0	
*Sponvikskansen 1	19	4.91	79,7	68,6	Rødfarvet vann i skjell
*Sponvikskansen 2	19	4.76	76	56,8	
*Sponvikskansen 3	18	4.66	74.1	62.6	Rødfarvet vann i skjell
*N-Asmaøly 1	20	4.65	71.9	90.1	Rødfarvet vann i skjell
*N-Asmaøly 2	20	4.61	71.1	82.2	Rødfarvet vann i skjell
*N-Asmaløy 3	19	4.56	61.4	77.7	Rødfarvet vann i skjell
*Singløy 1	20	5.05	86,5	110.3	Rødfarvet vann i skjell
*Singløy 2	20	5.10	93,1	116.1	Rødfarvet vann i skjell
*Singløy 3	20	5.16	85.7	103.8	

Vedleggstabell A2. Lengde og vekt av torsk innfanget i 1995 og brukt til analyser av metaller og organiske komponenter. L = lengde (cm), V = vekt (g), M = middelværdi, S.d. = standard avvik.

Fisk nr.	Kjøø	Kjøø	Fare-tangen	Fare-tangen	Singl-øy	Singl-øy	Svart-skjær	Svart-skjær	Hankø	Hankø
	L	V	L	V	L	V	L	V	L	V
1	30.5	285.3	33	335.6	31	282.6	29.5	236.4	30	243.8
2	31.5	284	33	350.2	31.5	292.2	30.5	280.7	31	286.2
3	32	297.5	33.5	376.6	31.5	281.9	30.5	342.1	31	290.8
4	32	256	33	332.4	32	288.2	31	321.3	31	275.1
5	32	289.9	34.5	384.4	32	292.1	31.5	289.8	32.5	357.1
6	32	279.2	34.5	416.5	32	301	32	272.5	34	392.5
7	32.5	264.4	35	401.1	32.5	295.1	32.5	335.7	35	388.2
8	32.5	303.8	35	395.2	33.5	334.4	33	374.2	35	394.7
9	32.5	284.8	35	436.2	34	323.4	34	350.1	35	417.2
10	32.5	332.9	35.5	372.8	34	323.8	34.5	320.6	35.5	456.2
11	32.5	279.6	35.5	398.1	34.5	325.3	34.5	270	35.5	387.1
12	32.5	290.7	36	408.1	34.5	357.6	35.5	415	36.5	437
13	33	310.5	36	469.1	34.5	378.1	35.5	404	37	467.5
14	33	333.1	36.5	478.3	34.5	354.5	37	428.3	37	450.4
15	34	324.3	36.5	471.1	35	368.3	37.5	486.2	37.5	489
16	34	313.4	36.5	405.2	35	399.9	37.5	498.6	37.5	576.3
17	34	332.8	36.5	491.8	35.5	389.5	41	562.8	38	488
18	34	386.1	37.5	462.8	35.5	386.3	41	643.5	38	552.9
19	34.5	344.6	38	554.9	36.5	438	42	530	38.5	562
20	35	377.8	38	495.2	36.5	496.2	42.5	658.6	38.5	463.5
21	37.5	462.8	39	550.3	38	479.3	42.5	696	39.5	530.7
22			41.5	610			46.5	836	41.5	675.9
23			42.5	670.9					48.5	1094
24			44	710.5					51.5	1348.3
25			46	853.4					55.5	1659.3
M	33.04	315.88	36.88	457.38	34.00	351.79	36.00	434.20	37.62	547.34
S.D.	1.49	47.83	3.40	100.70	1.89	63.12	4.78	161.71	6.16	335.19
Min.	30.5	256	33	332.4	31	281.9	29.5	236.4	30	243.8
Max	37.5	462.8	46	710.5	38	496.2	46.5	836	55.5	1659.3

Vedlegg B. Analysemetoder

Prinsipp for analyse av metaller ved bruk av ICP-MS

Prøver som er oppslutta med salpetersyre, blir sugde inn i forstøvaren og omdanna til ein fin aerosol. Ca. 1% av prøven blir ført vidare til argonplasmaet der han fordampar, og analytten blir atomisert og ionisert. Prøven blir deretter sendt gjennom to ulike konar i område med redusert trykk. Her skjer ein vidare separasjon av ionar frå andre partiklar. Ionane blir så fokuserte i retning mot kvadrupolen av ei sylinderaforma linse med eit varierende elektrisk potensiale. Kvadrupolen er plassert i et kammer med ca. $1-3 \cdot 10^{-5}$ torr. Ionar med eit visst masse/lading-tilhøve er stabile og kan passere gjennom kvadrupolen uhindra avhengig av den elektriske spenninga denne blir tilført. Spenningsnivået i kvadrupolen kan endrast i løpet av mikrosekund for å optimalisere transporten av dei ulike ionane på ulike tidspunkt. Heile området frå 2 til 270 masseiningar kan sveipast over i løpet av millisekund. På den andre sida av kvadrupolen treff ionane detektoren, som inneheld 26 dynodar. Desse produserer eit multiplisert elektronisk signal som blir sendt til ei sentral datamaskin. Detektoren kan måle analoge og pulsa signal samstundes og har i teorien eit dynamisk område på 8 ordenar av storleik.

Analyse av PCB og utvalgte andre klororganiske forbindelser

Analysene ble utført på en HP 5890 Serie II gasskromatograf utstyrt med ^{63}Ni elektron innfangningsdetektor og en "fused-silica" kapillærkolonne [60mx 0.25 mm I.D, 0.25 μm Rtx-35(65% dimethyl-35% diphenyl polysiloxane) fra Restek Co-operation, Bellefonte, USA. Ovnstemperaturen var programert som følger: 120°C i 2 minutter så 30°C/min til 180 °C og så 3°C/min til 280 °C. Hydrogen (35 cm/s) ble brukt som bæregass. Kvantifisering ble utført ved å bruke PCB 53 som intern standard og en 8 punkts kalibreringskurve for hver komponent som ble analysert.

Vedlegg C. Rådata

Vedleggstabell C1. Rådata for metallanalyser i blåskjell (innsamlet i 1995) oppgitt på våtvekt og tørrvektbasis.

	Li (µg/g t.v.) ICP-MS	Ti (µg/g t.v.) ICP-MS	Fe (µg/g t.v.) ICP-MS	Cu (µg/g t.v.) ICP-MS	Pb (µg/g t.v.) ICP-MS	% TS
Asmaløy 1	0.76	8.5	404	9	1.17	16
Asmaløy 2	0.61	5.1	296	7.7	1.27	17.2
Asmaløy 3	0.64	5.5	301	10.4	1.08	16.9
Singløy 1	0.64	2.9	197	8.6	0.718	17.9
Singløy 2	0.69	2.2	186	8.3	0.681	17
Singløy 3	0.69	2.2	196	8.6	0.856	17.5
Sponvikskansen 1	0.33	1.6	97	7.1	0.508	21.9
Sponvikskansen 2	0.34	1.2	96	7.4	0.55	21.1
Sponvikskansen 3	0.35	3	103	7.8	0.621	22
Missingen 1	0.53	1.5	115	7.1	0.51	22.5
Missingen 2	0.68	2.2	147	6.3	0.515	22.1
Missingen 3	0.61	1.7	119	7.3	0.471	23.2
Papper 1	0.44	3.2	301	8.8	6.75	22.7
Papper 2	0.49	3.3	313	9.1	6.1	22.3
Papper 3	0.46	3.4	308	8.7	7.86	22.8

	Li (µg/g v.v.) ICP-MS	Ti (µg/g v.v.) ICP-MS	Fe (µg/g v.v.) ICP-MS	Cu (µg/g v.v.) ICP-MS	Pb (µg/g v.v.) ICP-MS
Asmaløy 1	0.12	1.36	64.64	1.44	0.19
Asmaløy 2	0.10	0.88	50.91	1.32	0.22
Asmaløy 3	0.11	0.93	50.87	1.76	0.18
Singløy 1	0.11	0.52	35.26	1.54	0.13
Singløy 2	0.12	0.37	31.62	1.41	0.12
Singløy 3	0.12	0.39	34.30	1.51	0.15
Sponvikskansen 1	0.07	0.35	21.24	1.55	0.11
Sponvikskansen 2	0.07	0.25	20.26	1.56	0.12
Sponvikskansen 3	0.08	0.66	22.66	1.72	0.14
Missingen 1	0.12	0.34	25.88	1.60	0.11
Missingen 2	0.15	0.49	32.49	1.39	0.11
Missingen 3	0.14	0.39	27.61	1.69	0.11
Papper 1	0.10	0.73	68.33	2.00	1.53
Papper 2	0.11	0.74	69.80	2.03	1.36
Papper 3	0.10	0.78	70.22	1.98	1.79

Vedleggstabell C2. Middelverdier for metallanalyser i blåskjell (innsamlet i 1995) oppgitt på våtvekt og tørrvektbasis.

	Li (µg/g t.v.)	Ti (µg/g t.v.)	Fe (µg/g t.v.)	Cu (µg/g t.v.)	Pb (µg/g t.v.)	% TS
	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	
Asmaløy	0.7	7	352.5	9.7	1.125	16.45
Singløy	0.665	2.55	196.5	8.6	0.787	17.7
Sponvikskansen	0.34	2.3	100	7.45	0.5645	21.95
Missingen	0.57	1.6	117	7.2	0.4905	22.85
Papper	0.45	3.3	304.5	8.75	7.305	22.75

	Li (µg/g v.v.)	Ti (µg/g v.v.)	Fe (µg/g v.v.)	Cu (µg/g v.v.)	Pb (µg/g v.v.)
	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS
Asmaløy	0.11	1.14	57.75	1.60	0.18
Singløy	0.12	0.45	34.78	1.52	0.14
Sponvikskansen	0.07	0.51	21.95	1.64	0.12
Missingen	0.13	0.37	26.74	1.65	0.11
Papper	0.10	0.75	69.28	1.99	1.66

Vedleggstabell C3. Resultater av analyser av metaller i blåskjell innsamlet fra stasjoner i Hvalerområdet i 1994 (Berge et al. 1996b). Tre blandprøver (å 18 - 20 skjell) er analysert for hver stasjon. Alle konsentrasjoner er oppgitt i µg/g v.v

Stasjon	Cu	Fe	Ti	Pb	% TS
N-Asmaløy	1.2	200	5.5	0.25	11.4
N-Asmaløy	1.21	210	6	0.24	11.3
N-Asmaløy	1.34	240	5.5	0.28	12
Sponvikskansen	0.71	50	<2	0.15	10.5
Sponvikskansen	0.76	80	<2	0.15	10.6
Sponvikskansen	0.75	50	<2	0.16	10.9
Singløy	0.57	50	<2	i.a.	8.7
Singløy	0.65	60	<2	i.a.	8.9
Singløy	0.67	60	<2	i.a.	9.8
Papper	0.82	30	<2	i.a.	11.9
Papper	0.83	30	<2	i.a.	11.7
Papper	0.82	30	<2	i.a.	12.2

Vedleggstabell C4. Klororganiske forbindelser i blåskjell
NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Fbm hval
Oppdragsnr. : 95256
Prøvermottatt: 11.09.96
Lab.kode : 1793 1-6
Jobb nr. : 96/181
Prøvetype : Blåskjell
Kons.i : ug/kg v.v
Dato : 12.11.96
Analytiker : S.E Godkjent: EMB

1: Asm aloy 1 25.10.95
2: Asm aloy 2 25.10.95
3: Asm aloy 3 25.10.95
4: Singlekalven 1 24.10.95
5: Singlekalven 2 24.10.95
6: Singlekalven 3 24.10.95

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
a-HCH	0.05	0.05	0.06	0.06	0.07	0.06
HCB	0.07	0.06	0.07	0.06	0.07	0.07
g-HCH	0.14	0.16	0.16	0.2	0.23	0.16
PCB 28	0.13	0.14	0.15	0.1	0.1	0.1
PCB 52	0.27	0.29	0.32	0.2	0.21	0.2
OCS	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
PCB 101	0.91	0.97	0.98	0.63	0.62	0.59
p,p-DDE	0.41	0.5	0.5	0.34	0.31	0.27
PCB 118	0.88	0.94	0.89	0.57	0.58	0.53
p,p-DDD	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
PCB 153	1.66	1.71	1.63	1.11	1.17	1.11
PCB 105	0.29	0.33	0.3	0.17	0.18	0.16
PCB 138	1.35	1.4	1.31	0.85	0.88	0.82
PCB 156	0.09	0.09	0.08	0.05	0.06	0.05
PCB 180	0.17	0.15	0.15	0.07	0.09	0.08
PCB 209	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
p,p-DDT	<0.05			<0.05		
SUM PCB	5.75	6.02	5.81	3.75	3.89	3.64
SUM SEVEN DUTCH PCB	5.37	5.6	5.43	3.53	3.65	3.43
% Fett	1.5	1.61	1.64	1.75	1.84	1.71
% Tønstoff	16	17.2	16.9	17.9	17	17.5

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : FLOMHVAL
 Oppdragsnr. : 95256
 Prøver mottatt : 11.09.96
 Lab.kode : 1794 1-6
 Jobb.nr. : 96/182
 Prøvetype : Blåskjell
 Kons. i : ug/kv v.v
 Dato : 10.12.96
 Analytiker : SIG Godkjent: EMB

1: Sponsvik skansen 24.10.95 1 4: Missingen 01.12.95.1
 2: Sponsvik skansen 24.10.95 2 5: Missingen 01.12.95 2
 3: Sponsvik skansen 24.10.95 3 6: Missingen 01.12.95 3

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
a-HCH	0.08	0.08	0.09	0.08	0.10	0.08
HCB	0.08	0.08	0.08	0.07	0.07	0.06
g-HCH	0.20	0.23	0.23	0.22	0.22	0.22
PCB 28	0.11	0.11	0.11	0.08	0.08	0.09
PCB 52	0.41	0.39	0.31	0.27	0.24	mask.
OCS	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
PCB 101	0.52	0.48	0.47	0.38	0.33	0.39
p,p-DDE	0.18	0.18	0.18	0.20	0.21	0.21
PCB 118	0.41	0.38	0.37	0.32	0.27	0.32
p,p-DDD	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
PCB 153	0.74	0.66	0.67	0.67	0.60	0.67
PCB 105	0.13	0.12	0.12	0.10	0.10	0.10
PCB 138	0.57	0.51	0.52	0.51	0.47	0.51
PCB 156	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
PCB 180	0.08	0.07	0.07	<0.05	<0.05	<0.05
PCB 209	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
p,p-DDT				<0.05		
SUM PCB	2.97	2.72	2.64	2.33	2.09	2.08
SUM SEVEN DUTCH PCB	2.84	2.6	2.52	2.23	1.99	1.98
%Fett	2.45	2.23	2.32	2.17	2.15	2.22
%Tørrstoff	21.9	21.1	22.0	22.5	22.1	23.2

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet: FLOM HVAL
 Oppdragsnr. : 95256
 Prøve tatt: 11.09.96
 Lab.kode : 1795 1-3
 Jobb nr. : 96/183
 Prøvetype : Blåskjell
 Kons.i : µg/kg v.v
 Dato : 04.12.96
 Analytiker : SK Godkjent: EMB

1: Papper26.10.95 1 4:
 2: Papper26.10.95 2 5:
 3: Papper26.10.95 3 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.05	<0.05	<0.05			
a-HCH	0.08	0.08	0.09			
HCB	0.05	0.06	0.06			
g-HCH	0.22	0.26	0.24			
PCB 28	1.03	1.13	1.04			
PCB 52	5.51	5.79	5.72			
OCS	<0.05	<0.05	<0.05			
PCB 101	6.58	6.54	6.57			
p,p-DDE	0.69	0.68	0.67			
PCB 118	7.25	6.9	7.01			
p,p-DDD	1	0.93	0.93			
PCB 153	3.39	2.79	2.96			
PCB 105	3.94	3.81	3.81			
PCB 138	3.65	3.04	3.17			
PCB 156	0.45	0.34	0.35			
PCB 180	0.42	0.3	0.33			
PCB 209	<0.05	<0.05	<0.05			
SUM PCB	32.22	30.64	30.96	0	0	0
SUM SEVEN DUTCH PCB	27.83	26.49	26.8	0	0	0
% Fett	2.33	2.08	2.11			
% Tønstoff	22.7	22.3	22.8			

Vedleggstabell C5. Klororganiske forbindelser i torskelever
NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/bkalitet: FLOM HVAL
Oppdragsnr. : 95256
Prøvermottatt: 11.09.96
Lab.kode : 1796 1-5
Jobb nr. : 96/184
Prøvetype : Lever
Kons.i : ug/kg v.v
Dato : 10.12.96
Analytiker : S.G. Godkjent: EMB

1: Hankø 27-30/11-95
2: Kjøkøysundet 28.11.95
3: Singløya 28.11.95
4: Faratangen UKE 47.95
5: Svartskjær 23.11.95
6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<2	<2	<2	<2	<2	
a-HCH	<2	2	2	<2	2	
HCB	3	11	10	4	8	
g-HCH	2	3	3	2	3	
PCB 28	4	14	11	7	4	
PCB 52	7	23	23	15	10	
OCS	<2	<2	<2	<2	<2	
PCB 101	31	94	92	66	64	
p,p-DDE	27	80	60	60	70	
PCB 118	71	185	139	140	95	
p,p-DDD	<2	3	4	3	3	
PCB 153	156	464	387	335	265	
PCB 105	31	54	38	53	33	
PCB 138	111	341	285	271	194	
PCB 156	10	38	26	27	20	
PCB 180	34	106	85	85	64	
PCB 209	<2	<2	<2	<2	2	
p,p-DDT		<2	<2	<2	<2	
SUM PCB	455	1319	1086	999	751	0
SUM SEVEN DUTCH PCB	414	1227	1022	919	696	0
% Fett	23.7	23.8	33.3	20.6	25.8	
% Tønstoff	41.3	40.0	46.3	37.7	40.7	

NIVA 

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3659-97

ISBN 82-577-3221-4