



Fagrådet

for vann- og avløpsteknisk
samarbeid i indre Oslofjord

Rapport nr. 76



Statlig program for
forurensningsovervåkning

Rapport 784/99

Overvåking i indre Oslofjord

Miljøgifter i fisk og blåskjell 1997-1998



Hovedkontor

Postboks 179, Rindås
4813 Ullensaker
Telefon (47) 22 38 51 og
Telefax (47) 22 38 52/50
Internett: www.niva.no

Gerlandsavdelingen

Taksvingen 3
4071 Lunde
Telefon (47) 27 21 00 55
Telefax (47) 27 21 45 13

Østlandsavdelingen

Samfunnsveien 11
2112 Elverum
Telefon (47) 62 62 00 00
Telefax (47) 62 62 00 50

Vestlandsavdelingen

Kvaløysveien 5
6800 Høyanger
Telefon (47) 56 30 22 50
Telefax (47) 56 30 22 50

Akvaphor-NIVA AS

6611, Fosnes
Telefon (47) 27 68 62 00
Telefax (47) 27 68 62 01

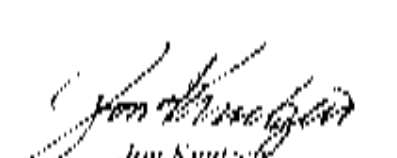
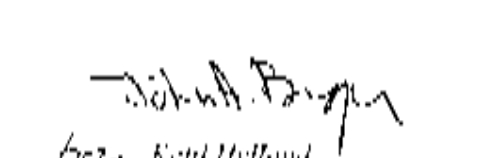
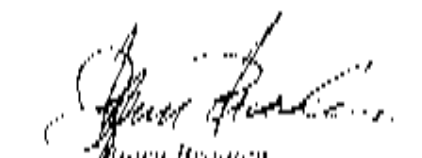
<p>Tittel Overvåking i andre Østfoldord. Miljøgifter i fisk og blåskjell 1997-1998</p>	<p>Løpnummer (for bestilling) 4126/99</p>	<p>Utgivelsesår 1999</p>
<p>Overvåkningsrapport 784/99, 1 A nr. 169/1999</p>	<p>Utgiver NIVA</p>	<p>Utgivelsessted Oslo</p>
<p>Forfatter(e) Jon Knutsen, Einar M. Drevik, Nourun A. H. Følsvik og Martin Schludermann</p>	<p>Fagområde Marin økologi</p>	<p>Utgivelsesform Trykktid</p>
	<p>Utgiverens adresse Østfoldorden</p>	<p>Utgiverens nettside NIVA</p>

<p>Orderinformasjon Inngår i: Rapporten er utgitt som del av et større program for miljøovervåking i Østfoldord. (Statlig program for jordbruksmiljøovervåking)</p>	<p>Oppdragsnummer</p>
--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	------------------------------

Sammefattning

Første av tre deler av den andre Østfoldorden (1997-1998) består av 10 rapporter forløst av FCGI med et tillegg av et tillegg av fisk og blåskjell (KL, 11-15) i blåskjell (mollusksystem). De høyeste konsentrasjonene ble funnet i fisk fra havneområdene. Et par ekstraktene analyserte viste høyt innhold av tungmetaller i blåskjell fra havneområdene (fyllingslinje [11]) og fyllingslinje (11) i fisk og blåskjell av 11. Det ble også funnet tungmetaller i fyllingslinje og fyllingslinje 5 og 6 av FCGI i sjøen av fisk og sjø. De høyeste konsentrasjonene av PCB i blåskjell fra områdene omkring Oslo (11) ble funnet i fyllingslinje 11. Blåskjellene analyserte av FCGI og FCGI var i hovedsak høyt i hele andre fjord, men klarte høyere fra lokaliteter som havner og ankerområder for skip, og i havneområdene for klavergjødsel og fisk. Det ble vist at det var store forskjeller i konsentrasjonene av tungmetaller og PCB i fisk og blåskjell. Regulatorer og akkumulering av tungmetaller med blåskjell ble funnet i blåskjell og i klavergjødsel eller ankerområdene. I analysene av sjøen i fisk og blåskjell ble funnet høye konsentrasjoner av tungmetaller og PCB i fisk og blåskjell. Konsentrasjonene i fisk og blåskjell var høye i klavergjødsel eller ankerområdene eller i klavergjødsel eller ankerområdene. Konsentrasjonene i fisk og blåskjell var høye i klavergjødsel eller ankerområdene eller i klavergjødsel eller ankerområdene. Konsentrasjonene i fisk og blåskjell var høye i klavergjødsel eller ankerområdene eller i klavergjødsel eller ankerområdene.

<p>Forordningsnummer</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Klavergjødsel forbindelser 2. Tungmetall forbindelser 3. PCB 4. Metaller 	<p>Utgiverens nummer</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Oppdragsnummer 2. Oppdragsnummer 3. PCB 4. Metall
------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

 Jon Knutsen Forskerleder	 for: Einar M. Drevik Forskningsleder IS16N 87-577-3236-3	 Martin Schludermann Forskningsleder
--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

O-71097-5

Overvåking av indre Oslofjord

Miljøgifter i fisk og blåskjell 1997-1998

Førord

Føreliggende undersøkelse er utført på oppdrag fra Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord ved fagrådets sekretær Arne Rosendahl. Arbeidet er delvis finansiert av Statens Forurensningsstilsen (SFT) innen rammen av Statlig program for forurensningsovervåking. Oppdraget er utført som et delprosjekt under overvåkingssprogrammet for Indre Oslofjord 1997 - 1999 og i henhold til programmet av 20. januar 1997 og 1. oktober 1997.

Indre Oslofjord Fiskerlag, v/ormann Birger Andersen takkes for innsamling av fisk og organisering av fangst ved lagets medlemmer.

Jonny Braksen, Oslo, takkes for å ha stilt til rådighet fisk fra merområdet av Dypa, Sævre, tidligere innsamlet i forbindelse med et hovedfagsarbeide ved Universitetet i Oslo.

Takk rettes også til Sverre Olsen, Sandvika og bestyrer Bjørn R. Hansen, Oslomarkas Fiskeadministrasjon (OFA) for hjelp med å skaffe sjø-orret fra henholdsvis Samvikselva/Overlundelva og Akerselva.

Lolf Ulen, NIVA, har bistått med supplerende innsamling av fisk.

Blåskjell er innsamlet av Erik Bjerknes og Frank Kjellberg, NIVA.

Fisk og skjell er opparbeidet for analyse ved instruttet og ansvarlige for dette arbeidet har vært Sigbjørn Andersen, Thom Eftvången og Frank Kjellberg.

Analysene av polyklorerte dibenzofuraner/dibenz-p-dioxiner ("dioxiner"), non-orto PCB og polyklorerte niftalener (PCN) er utført ved NIVA, med Aase Biseth og Martin Schlabbach som hovedansvarlige. Ved NIVA har de følgende ledet analysearbeidet med ulike stoffgrupper:

- *Klororganiske forbindelser: Einar Brevik*
- *Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH): Lasse Berglund*
- *Tinnorganiske forbindelser: Norunn Foksvik*

Analysene av kvikksalt i fisk og uretaller i blåskjell er gjort av NIVAs laboratorium ved gruppen for uorganiske analyser.

Oslo, 10/3 2000

*Jon Knutsen
prosjektleder*

Innhold

Sammenheng og konklusjoner	5
Summary	8
1. Bakgrunn og formål	9
2. Materiale og metode	10
2.1. Indikatorarter, prøvesteder og -tid	10
2.2. Variable og metodikk ved opparbeidelse og analyse	14
2.3. Vurdering av forureningsgrad og tilstand	15
3. Klororganiske forbindelser i fisk	16
3.1. Torsk (<i>Gadus morhua</i>)	16
3.2. Ål (<i>Unguilla anguilla</i>)	21
3.3. Skrubbe (<i>Platichthys flesus</i>)	23
3.4. Diverse marin fisk	24
3.5. Sjø-orret (<i>Solna tenia</i>)	25
4. Klororganiske stoffer i blåskjell (<i>Mytilus edulis</i>) og orienterende analyser i østers (<i>Ostrea edulis</i>)	27
5. Kvikksølv i fisk	31
6. Tinnorganiske forbindelser i fisk	32
7. Metaller i blåskjell og østers	34
8. Tinnorganiske forbindelser i blåskjell	35
9. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell	40
10. Referanser	42
Vedlegg	48

Sammendrag og konklusjoner

I Bakgrunn og omfang

I 1994 ble det næringsmiddelmyndighetene å spise lever av torsk fanget innenfor Drøbak, 10 km på bakgrunn av dette er det gjort en mer omfattende undersøkelse av miljøgifter i fisk og blåskjell fra indre Østfjorden. Mesteparten av prøvene er fra 1997, supplert med noen prøver fra 1998.

Vanlig reproduerte klororganiske forbindelser (PCB, nedbrytningsprodukter av DDT m.fl.) er analysert i blandprøver av lever av torsk og filet av skrubbe og Ål fra 6-7 lokaliteter fra indre del av Bunnfjorden til Sætre (Figur 2) og i filet av spiseriet fra tre hovedbassenger. Polykloreerte dibenzofuraner/dibenzop-doksiner (PCDF/PCDD, "doksiner") og dioksinlignende (non-ortho) PCB er målt i torskelever, derimot kvikksølv i filet av torsk og skrubbe. Det er også foretatt orienterende analyser av polykloreerte nftalener (PCN) og tinnorganiske forbindelser i utvalgte prøver av torskelever. Blandprøver av blåskjell fra 16 områder (Figur 1) er analysert på innhold av klororganiske forbindelser og fittenevniske stoffer brukt som anubegreingsmidler i skipamalning. Utvalgte blåskjellprøver er analysert på dioksiner/dioksinlignende PCB, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og metaller.

II Formål

Hovedmålene for undersøkelsene har vært å tilveiebringe mer fullstendige opplysninger om miljøgifter i spiselige organismene enn man hittil har hatt, samt å etablere et grunnlag for å følge utviklingen. I tillegg vil blåskjellbassengene gi informasjon om den nåværende belastning med miljøgifter og derved gi en indikasjon på områdene hvor fremdeles aktive kilder finnes seg.

III Vurderingsgrunnlag

I det vesentlige baserer bedømmelsen av resultatene seg på SPC klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Her er tilstandsklasse I ("ubetydelig/lite forurensning") definert ved "nådd høyt bakgrunnsnivå" (dvs. bare diffus belastning, langt fra sporene punktkilder). Forurensningsnivået uttrykkes ved overkonsentrasjoner jevnfint med "bakgrunnsnivået". Det understrekes at dette er et relativt mål, som ikke har noe å gjøre med sparselhet. Denne avhenger av absoluttinnholdet og vurderes av næringsmiddelmyndighetene.

IV PCB og andre klororganiske stoffer i fisk

Av PCB (ΣPCB₇) ble det i torskelever funnet klare overkonsentrasjoner på alle fangststeder. Overskridelsene av "høyt bakgrunnsnivå" varerte fra en 6 ganger (som kan antas representativt for mesteparten av undersøkelsesområdet) til omkring 10 ganger i torsk fra hovedbassenge (Figur 3).

Det synes ikke å ha skjedd noen vesentlig endring av nivået i torskelever i forhold til tidligere registreringer. Mest betenkelig i forhold til spiselighet – som må vurderes av næringsmiddelmyndighetene – var forekomsten av dioksinlignende PCB i omlag samme overkonsentrasjoner som for ΣPCB₇.

Undersøkelsen omfatter ikke PCB-innholdet i filet av torsk, men data fra overvåking av materiale fra Vestfjorden 1993-1998 har vist fra normal diffus belastning til overkonsentrasjoner på 3-4 ganger, i gjennomsnitt ved en fordeling.

Den lokale overbelastningen med PCB ble bekreftet ved analyse av filet fra Ål og skrubbe. Samsvarende med fiskjellene i fettinnhold mellom de tre prøvetypene viste Ål og skrubbe vesentlig lavere absoluttinnhold, men omlag tilsvarende overkonsentrasjoner som i torskelever. Overkonsentrasjoner av PCB ble også funnet i skid. Denne arten beiter i de fire vannmasser, og det

forhøyede nivået kan derfor ikke forklares ved belastning via næringskjeder som starter med forurensede bunndyr.

I sjø-orret fra Akerselva, Overlandselva og Sandvikselva var det moderate absoluttverdier av PCB på fettvektsbasis. Omregning til fettbasis og sammenligning med sjø-orret fra andre områder og torsk o.a. fra fjorden, sannsynliggjør midlertid markerte overkonsentrasjoner, mest i fisken fra Akerselva.

Innholdet av dioksiner og PCN i torskelever var lavt/moderat.

DDF/DDT (nedbrytningsprodukter av det forhandlede marktmiddelet DDT) forekom i torskelver i overkonsentrasjoner på 3-4 ganger, dessuten moderat forhøyet i sjø-orret.

Øvrige klororganiske stoffer i fisk ble bare funnet i lave konsentrasjoner.

V PCB og andre klororganiske stoffer i blåskjell

I skjellprover samlet innest i Vestfjorden og lengst NØ i Hinnelvorden viste analysene overkonsentrasjoner av PCB₇ på 3-7 ganger (Figur 7). De høyeste konsentrasjonene ble funnet i skjell fra Duddelhavet og Frognerkilen, dernest fra Bjørvik/Bospvika, Rådhuskaien, Bestumkilen og Holtkilen. For strender i større avstand fra utløpsstede/indtømmingsstede områder kan det generelt regnes med om lag "høyt bakgrunnsnivå" av PCB i skjell (dvs. kl. I eller svakt høyere).

Overkonsentrasjonene av PCB i skjell viser nåtidig og høyere enn vanlig diffus belastning med PCB i overflatelaget, m.a.o. tilførsel fra landbaserte kilder via vassdrag eller forurenset overvann.

I skjell fra enkelte områder nærmest byen opptrådte svake/moderate overkonsentrasjoner av DDF/DDT.

Analysene av dioksiner ga bare små overkonsentrasjoner (opp til vel en firdobling av "bakgrunnsnivået"). Resultatene for mesterte (dioksinlignende) PCB bekreftet den lokale tilførselen av PCB utover vanlig diffus belastning langs kysten.

VI Tinnorganiske stoffer i blåskjell og fisk

Konsentrasjonene av antihormonstofferne tributyltin (TBT) og triphenyltin (TPhT) i blåskjell var til dels meget høye – for TBT fra ca. 20 til mer enn 150 ganger KL I i SFTo klassifiseringssystem (Figur 8). I dette tilfellet er grensen for KL I satt ut fra en giftighetstærskel på 1 ng/l og en biokonsentrasjonsfaktor (BKF) på 10.000. (BKF er forholdet mellom TBT i blåskjell og det omgivende vannet). Resultatet betyr at overflatevannet i hele indre Oslofjord er giftig for de mest utfordelige marine organismene. De (så langt kjente) minst tolerante artene finnes av naturlige grunner ikke i indre Oslofjord, men det er observert forstyrrelse av kjønnsorganene hos hunner av strandnepl. Forekomsten av TBT representerer sannsynligvis en generell påkjenning for et flertall av artene i organismesamfunn fra de mest havnære delene av fjorden. Ved de høyeste konsentrasjonene (Rådhuskaien/Bospvika, Bjørvik/Bospvika, Frognerkilen og Lysaker/Bestumkilen) vil f.eks. blåskjell ha teilsvert vekst.

Det er spørsmål med sammenligningsmateriale fra andre steder i Norge fordi det mangler sjøomfartsdata med forbedret analysemetodikk for tinnorganiske forbindelser fra både referanselokaler og de fleste belastede områder. Verdiene fra innerst i Oslofjorden er imidlertid de klart høyeste som er funnet med den nye metodikken og tilsvarende det som er funnet i skjell fra utenlandske storhavner.

De orienterende registreringene av HCl/PhI i et par prøver av torskelever og ål viste såvidt høye konsentrasjoner at resultatene må vurderes av næringsmiddelmyndighetene.

VII Kvikksolv i fisk

Innholdet i filet av torsk og skrubbe var 0,04-0,19 mg/kg våtvekt og faller i samsvar med grensen for Kl. I på 0,1 mg/kg eller bare ubetydelig høyere.

VIII Metaller i blåskjell

Metallinnholdene i blåskjell ga bare lave/moderate verdier. Alle resultatene for kvikksolv, kadmium, bly, krom, nikkel og sink lå under "umatt høyt bakgrunnsnivå", mens kobberinnholdet var svakt forhøyet (= 1,5 ganger) på tallet av stasjonene.

IX PAH i blåskjell

Nivået i blåskjell fra Bjørvika/Huspevika var ca 10 ganger forhøyet jevnført med grensen for tilstandsklasse I. Det gjaldt også summen av potensielt kreftfremkallende forbindelser av PAH. På de øvrige stasjoner ble det bare påvist lave/moderate forurensningsgrader (Figur 10). Resultatene representativitet må tas med forbehold på grunn av varierende (til dels episodisk) belastning og skjellenes relativt hurtige opptak/utskillelse av PAH. Forbeholdet gjelder mest prøvestedene nær havner/marinere, vassdrag og overløpsutslipp fra renseanlegg. For mesteparten av skjellbestanden i fjorden kan tilstanden mht. til PAH-forurensning antas tilfredsstillende.

X Tilrådinger

Resultatene fra undersøkelsen aktualiserer:

- Forsterkede bestrebelse på å spore opp og redusere tilførsel av PCB fra kilder på land.
- Skjerpet kontroll med bruk av tunnorganiske forbindelser, dessuten vurdering av behovet for en gjentatt kartlegging av bruken av trifenylylenn i Norge.
- Kartlegging av tribitylenn og trifenylylenn i andre Oslofjords sedimenter.
- Utvidet grunnlagsundersøkelse av av TBT/TPBT i fisk både i indre Oslofjord og på referansestasjoner.
- Fortsatt og utvidet overvåking i fisk og skaldyr med uakseptabelt høyt miljøgiftinnhold i relasjon til konsum.

Summary

Title: Monitoring in the inner Oslofjord. Micro-pollutants in fish and common mussels 1997-1998.
Year: 1999

Author: Jon Kvitzen, Einar M. Brevik, Norunn Falsvik og Martin Schlabach

Sponsor: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3336-4

I The main aims of the present study were to update and supplement information about the contamination of fish and shellfish from the inner Oslofjord, Southern Norway (Fig. 1-2) and thereby provide an improved basis for future monitoring.

II Liver of cod (*Gadus morhua*) was found to be markedly contaminated by PCBs: 5-10 times higher than the limit of class I in the classification system of the Norwegian Pollution Control Authority ($< 500 \mu\text{g} \Sigma\text{PCB}_7/\text{kg w.w.}$). C.L. values in this system mostly are established as 75-95 percentiles of observations at localities merely subjected to diffuse loading, i.e. outside the triadable range of micro-pollutant point sources).

The highest degree of PCB contamination was found in cod from the harbour area. Other marine fish (Houder (*Platichthys flesus*), eel (*Anguilla anguilla*), herring (*Clupea harengus*) and sea trout (*Salmo trutta*) were also contaminated with PCB in the order of 5 times the assumed "high background"

Calculated as toxicity equivalents (TEQs) dioxin-like (non- and mono-ortho) PCBs constituted more than 95 % of ΣTEQs in cod liver, ranging from 199 to 416 ng/kg wet weight, with only a minor contribution from polychlorinated dibenzofurans/dibenzo-p-dioxins (PCDF/PCDDs) and insignificant amounts from dioxin-like polychlorinated naphthalenes (PCN).

III Introductory analyses of organotin compounds gave high concentrations of tributyltin and triphenyltin in cod liver and eel

IV At localities in the innermost part of the fjord also the common mussel (*Mytilus edulis*) contained overconcentrations of PCBs: 3-7 times higher than the C.L. value of $< 1 \mu\text{g} \Sigma\text{PCB}_7/\text{kg w.w.}$ In most of the fjord, however, PCB contamination in mussels were low/moderate. The higher PCB level at localities near urbanized/industrialized areas is taken as a strong indication of significant "present-day" "leakage" of PCB from land-based-sources

V TBT levels in mussels indicated that the surface waters in all of the inner Oslofjord would be toxic to the most sensitive among marine organisms and represent a permanent stress to many others, e.g. reduced scope for growth in mussels. The contamination were highest in samples from the harbour area, but also mussels from areas with high density of pleasure crafts were strongly contaminated. The occurrence of TBT in mussels from the whole investigation area, and the particularly elevated levels in the vicinity of pleasure craft harbours, is noteworthy in relation to what is known about the use of triphenyltin compounds in Norway.

VI Contamination with mercury in fileet of cod/houder and metals in mussels were low/moderate. The same apparently applies to PAH in mussels from shores outside the neighbourhood of Oslo harbour, with some reservation for the partly episodic and transient character of PAH contamination in mussels in areas with much boat traffic and being the recipient of runoff from densely populated catchment areas.

1. Bakgrunn og formål

Blant tidligere studier av miljøgifter i fisk fra indre Oslofjord (dvs. innenfor Drøbak) kan primært nevnes de årlige observasjonene som foretas innen den norske delen av Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP, tidligere Joint Monitoring Programme JMP) under Oslo- og Pariskommisjonene vedrørende dumping/utslipp i Nord-Atlanteren. I hovedsaken har disse observasjonene bestått i registrering av utvalgte metaller og rutinemessig analyserte klororganiske stoffer i torsk, skrubbe/rødspette og blåskjell. I de senere år har det også vært foretatt orienterende undersøkelser av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzop-dioksiner (PCDF/PCDD, "dioksiner") og monoklorerte (dioksinlignende) PCB i muslinger (Green 1997).

Formåleliget av indikasjoner på forhøyede (nåvel "normale") konsentrasjoner av PCB i fisk fra registreringene innen JMP (Green 1993), og kanskje særlig avdekningen av meget sterk forurensning med PCB, PAH og metaller (særlig bly) i sedimenter fra Oslo havn og tilgrensede områder (Kozaczny 1992a,b), ble det i 1992 gjennomført en utvidet undersøkelse av miljøgifter i organismer i forhold til JMP-overvåkingen. Hovedresultatene herfra var en bekreftelse av PCB-forurensningen, med overkonsentrasjoner i lever av torsk fra Vestfjorden på mer enn 5 ganger "omtrent høyt bakgrunnsnivå" fra mer åpne farvann langt fra punktkilder/større byer (Green og Knutzen 1993).

Videre ble det ved denne undersøkelsen funnet klare vitnesbyrd om nåtidig tilførsel av PCB til overflatelaget ved unormalt høyt innhold i blåskjell fra de innerste delene av fjorden – således opp mot 10 ganger antatt høy bakgrunn. Også PAH i blåskjell ble observert å være delvis markert forhøyet, mens innholdet av PAH i fisk var moderat. Av metaller ble det bare funnet overkonsentrasjoner jevnført med "høy bakgrunn" på ca 2 ganger for bly og kadmium i blåskjell og enda mindre for kvikksølv i filet av torsk (Green og Knutzen 1993).

Registreringene av såvidt høyt PCB-innhold i torskelever medførte at Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) har rådet konsum av lever fra torsk fanger innenfor Drøbak.

Til dette bildet av en betenkelig forurensningsstilstand føyet seg 1996-observasjoner av ca. 3 ganger overkonsentrasjon av dioksiner målt som toksisitetsekvivalenter (se kapittel 4) i blåskjell fra Gressholmen nær havneområdet (Green 1997).

Utlip ovenstående fant man at det var behov for en mer omfattende kartlegging, dels i flere arter av fisk og analyser av flere typer bestandige (lite nedbrytbare) klororganiske stoffer, men også ved flere lokasjoner, herunder områdene som sedimentsstudiene (Kozaczny 1992a,b; 1994), og delvis blåskjellanalysene, hadde vist ut var markert til sterkt belastet.

Formålene ved undersøkelsene har vært å:

- få mer fullstendige opplysninger om forurensningsstilstanden mht. miljøgifter i fisk og blåskjell fra indre Oslofjord, spesielt med hensikt på spiselighet
- etablere et mer omfattende grunnlag enn det man har fra før for å følge utviklingen
- såvidt mulig – ved analysene av blåskjell – å avdekke områder med nåtidig tilførsel av forurensende stoffer, for slik å bidra til oppsporing av kilder.

2. Materiale og metode

2.1. Indikatorarter, prøvesteder og -tid

Blåskjell (*Mytilus edulis*) er samlet inn fra 16 områder 16-22/9 1997. Materialet besto i blandedprøver à 50 skjell i størrelsen 4-7 cm, for det meste innen intervallet 4,5-6,0 cm. Ved prøvetakingen er det såvidt mulig - samlet inn skjell fra 3 eller flere understasjoner for å sikre representativitet for vedkommende større område. Dette har det vært nødvendig å sanke skjellene på undersiden av flydebrygger. Prøveområdene ses av figur 1 og kan karakteriseres nærmere ved følgende:

1. Rådhuskaien/Piperвика. 3 understasjoner: Halvveis ut på bliv. øst- og vestsiden, samt innerst ved utsikket 8-9.
2. Frognetkilen. 3 understasjoner: Drømmingen, Kongen og innerst.
3. Bygdøynes. 3 understasjoner: Herberm, brygge i bukt innenfor og stembrygge på Huk.
4. Lysaker/Bestumkilen. 3 understasjoner: ca. 200 m øst for utløpet av Lysakerelva, ved brygge på østsiden av Kallingen og ved brygge på nordsiden av munningen til Bestumkilen.
5. Høltøkilen. 3 understasjoner: Ved brygge på NV-siden av munningen og ved brygger midtveis inn i kilen bliv. på NV-siden og SØ-siden.
6. Sandvika. 5 understasjoner: Brygge ved Sjøholmen, innerst i bukt på N-siden av Kadettangen, begge sider av østspissen av Jernholmen og på fastlandet nordfor denne.
7. Blakstadbukta. 3 understasjoner innerst i bukta: brygge ved Ormodden og fra to brygger på Østensidokilen.
8. Bjørklås/VEAS. 4 understasjoner på stikkningen Tjøtt - spissen av Bjørklåsholmen.
9. Sætre. På begge sider av plass Hyltebrygge.
10. Spro. På lite nes syd for Nordrebukta, litt S for N. Spro brygge.
11. Steilene. Tre understasjoner på nordsiden av Persteilene.
12. Fjordvången (Hunnelfjorden). 3 understasjoner over ca. 200 m strandstrekning.
13. Brevik/Kjernes (Hunnelfjorden). 3 understasjoner fordelt på begge sider av fjorden. En ved Åsebukta nord for Brevik og to i Bogenbukta syd for Kjerneslandet.
14. Presteskjæret med omegn (Hunnelfjorden). 3 understasjoner fra Presteskjæret og ca. 300 m nordover.
15. Pardehavet. 3 understasjoner på nordsiden av Skulpadla.
16. Bispevika/Hjørvika. 3 understasjoner fordelt på Bispevika, Hjørvika og Grotvikana.

Tanken bak den omfattende kartleggingen av miljøforurensningen i blåskjell er som nevnt at utten vil gjenspeile nåtidig belastning/tilførsel til overflatelaget. Samlet vil materialet gi en karakteristikk både av forholdene i indre fjord generelt og av områder der det er mest sannsynlig at det fremdeles kommer tilførsler fra land via vassdrag, gateavrenning og utslipp.

Alle blåskjellprøver er analysert på klororganiske rutinekomponenter (der de viktigste stoffene er 10 enkeltforbindelser av PCB, nedbrytningsprodukter av DDT, isomere av HCB (heksaklorcykloheksamer, deriblant lindan) og HCB (heksaklorbenzen)), dessuten for antireproingstoffene tributyltin (TBT) med nedbrytningsprodukter og trifenyltin (TFPT). Fra 10 av områdene er prøvene også analysert på innhold av PAH (polycycliske aromatiske hydrokarboner) og metallerne kvikksølv, kadmiom, bly, krom, nikkel, sink og kobber. Et mindre utvalg av prøver (5 stk.) fra områder blant de antatt mest interessante i relasjon til PCB-kilder, ble analysert på innhold av non-orto (dijoksinlignende) PCB og dioksiner.

I tillegg er en blandedprøve av 22 østers (*Ostrea edulis*) fra Heppholmen (SV for Hovedøya) analysert på rutinevariable av klororganiske stoffer og metaller utenom kvikksølv.



Figur 1. Innsamlingssteder for blåskjell (*Mytilus edulis*) fra mure (Oslofjord 16-22/9 1997) til analyse på innhold av miljøgifter. Den beliggendeheten av de enkelte prøvesteder kfi. merket i tekst.

Av fisk er det i hovedsak samlet torsk (*Gadus morhua*), skrubbe (*Platichthys flesus*) og ål (*Anguilla anguilla*), som alle er meget benyttet som indikatorer på miljøgifter innen overvåking nasjonalt og internasjonalt. De er alle utsatt for miljøgifteksponering via byttedyr som som lever i kontakt med forurenset sediment; ål og skrubbe i tillegg fra direkte kontakt med sediment/porevann. Torsk og ål er dessuten blant de arter som omfattes av betydelige brukerinteresser, særlig fritidsliske, men potensielt også yrkesfiske, som nå i stor grad begrenses ved SNFs anbefaling om ikke å spise lever av torsk fanget innenfor Drøbak. Ut fra de store brukerinteressene er det i tillegg samlet sjøørret (*Salmo trutta*) fra Sandvikselva, Øverlandselva og Akerselva. Ett par tilteller har det vært nødvendig å analysere prøver av sandflyndre (*Limnoria limnoria*) eller tangpe (*Solea solea*) samt et statuttig lot skrubbe. Av rent pelagiske arter er det bare gjort en orienterende analyse av sild (*Clupea harengus*).

Fangsten av fisk fra fjorden har foregått med garn og har i hovedsakken vært utført ved medlemmer av Indre Oslofjord Fiskerlag, eller av NIVA. Mestparten av fangstene er gjort høsten 1997, men 5 av de 6 ålprøvene er samlet høsten 1998. Prøvene av torsk og sandflyndre fra omegnen av Dyno/Sætre i februar 1997 er stilt til rådighet av Jonny Eriksen, Oslo, fra et materiale brukt ved et hovedfagsarbeide ved Universitetet i Oslo. Fra flere av de på forhånd utvalgte områder viste det seg vanskelig å få det ønskede antall individer (ca. 20). Blandprøvene består derfor delvis av eksemplarer samlet over et tidrom av opp til et par måneder men at det likevel ble oppnådd et antall individer sammenhengende med det som anses tilfredstillende representativt for en bestand.

På grunn av dårlig oppgang av sjøørret i Sandvikselva, Øverlandselva og Akerselva både i 1997 og 1998 (pers. medd. Sverre Olsen, Sandvika; og Bjørn R. Hansen/OFA) består også disse blandprøvene av et noe lavere enn ønskelig antall individer.

Fangstomåtene for fisk ses av figur 2, mens mer detaljert opplysning om prøvesteder, tid for prøvetaking, antall fisk i de enkelte blandprøver og fiskens størrelse er gitt i vedlegg 1.



Figur 2. Innsamlingssteder for fisk fra indre Oslofjord 1997 - 1998 til analyse på innhold av miljøgifter.

2.2. Variable og metodikk ved opparbeidelse og analyse

Fiskeprøvene er analysert på klororganiske stoffer og kvikksølv. I orienterende øyemed er det dessuten gjort et par analyser av tinnorganiske forbindelser i torskelever. Til de klororganiske analysene er benyttet blandprøver av torskelever, i de øvrige artene blandprøver av filet (ryggmuskel). Som for blåskjell er alle fiskeprøvene analysert på innhold av klororganiske rutings- eller standardforbindelser (se ovenfor). 6 av de 7 prøvene av torskelever er dessuten analysert på de stoffer som er mest relevante for å bedømme spiselighet; dioksiner og non-orto PCB. For to av leverprøvene er det i tillegg gjort orienterende analyser av polyklorerte naffalener (PCN), en gruppe som også omfatter et par forbindelser med dioksanlignende virkning.

Prøvene er først oppbevart nedfrost, siden opparbeidet for analyse på NIVA, igjen frosst og siden homogenisert og eventuelt splittet i parallelleller (til NILU) som er oppbevart i frosset tilstand for uttak av subprøve til analyse. Homogeniseringsen er gjort i Ultra Turrax T25 eller i TEFAL food processor (småte prøvemengder, dvs. > 100-200 g).

Metodikken for NILUs analyser av PCDD/PCDF, non-orto PCB og PCN er beskrevet hos Schlabach et al. (1993), Oehme et al. (1994) og Schlabach et al. (1995). På grunn av manglende interkalibreringsmulighet angis for PCN relativt stor usikkerhet – antydningssvis 25-50%. NILU er akkreditert for analyser av dioksiner og non-orto PCB, men foreløpig ikke for PCN.

I rapportens tekstdel er resultatene fra analysene av dioksiner, non-orto PCB og PCN gitt som summen av beregnede toksisitetsekvivalenter (TE) innen hver gruppe, mens rådata er gitt i vedlegg. Med TE forstås konsentrasjonen av de enkelte forbindelser omregnet til ekvivalente konsentrasjonen av den mest påtøye av dioksanene ved toksisitetsekvivalentfaktorer (TEF). For dioksanene er de benyttede TEF gitt i Ahlborg (1989), for non-orto og PCB med svakere dioksanegenskaper i Van den Berg et al. (1998, med revisjon av Ahlborg et al.(1994)) og for et par PCN (tentativt) i Hanberg et al. (1990).

For de klororganiske analysene ved NIVA blir frysetørret materiale (samt PCB 53 som indre standard) og ekstrahert to ganger med en blanding av sykloheksan og aceton ved bruk av ultralydsonde. Det samlede ekstrakt tilsettes destillert vann for å skille vann/aceton fra sykloheksan-fasen. Etter gjentatt vaskning av sykloheksan med destillert vann, tørkes sykloheksanekstraktet og mundrøpes til tørrhet for fettvektbestemmelse. For videre analyse veies en del av fettet ut, løses i sykloheksan og fordøpes med konsentrert svovelsyre.

For kvantitative analyse ved NIVA blir ekstraktet indampet til ønsket volum i små glødede prøveglass. Identifisering og kvantifisering av klororganiske komponenter utføres på gasskromatograf (GC) med 60 m kapillærkolonne og elektronantagingsdetektor (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 analyseprosedyren ved bruk av internasjonalt sertifisert referansmateriale (SRM 349, torskeleverolje og CRM 350, makrellolje), regelmessig blindprøvetesting og hyppig kalibrering av instrumentene. Langtidsvariasjonstudier basert på månedlige analyser av internasjonalt sertifisert referansmateriale, gir et relativt standardavvik på mellom 5 - 10% for enkeltforbindelser av PCB (PCB-komponenter). Deteksjonsgrensene varierer med den analyserte prøvemengde, men ligger vanligvis for PCB-komponenter i området fra 0,1 til 0,7 µg/kg våtvekt.

Ved **bestemmelse av PAH-komponenter** ved NIVA tilsettes prøven 7 deutererte PAH komponenter som indre standard. Prøvene ferdøpes med lut (KOH) og metanol (modifisert etter Gummer og

Bøhnke, 1975). Ekstraksjonen av PAH foretas med n-pentan og ekstraktet renses med DMP/vann (9:1) og ved kromatografiering på silicagel. Identifisering og kvantifisering er utført med GC/MSD (masseselektiv detektor). Resultatene kontrolleres ved jevnlig analyse av internasjonalt sertifisert referansmateriale for blåskjell (SRM 1974) og eget biologisk materiale. GC/MSD-instrumentet kalibreres hyppig ved bruk av sertifiserte PAH standardblandinger. Relativ standardavvik for gjentatte bestemmelser av enkeltforbindelser av PAH er i gjennomsnitt 0,2 - 1,34% og deteksjonsgrensen er vanligvis ca. 0,2 µg/kg våtvekt.

For **metallanalysene** ved NIVA blir en innveid subprøve av fint homogenisert 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 flammeles atomabsorpsjon (grafittovn) i henhold til NS 4780, NS 4781, 1. utg. juni 1988. Deteksjonsgrensene er 2,0/0,1/0,02 mg/kg våtvekt henholdsvis for sink, bly/kobber og kadmium. Kvikk sølv analyseres ved kaliumpermanganatfelle, deteksjonsgrense 0,02 mg/kg. Standardavviket ved analyse av paralleller er \pm 7% for sink og \pm 5 - 10% for de øvrige. Analysekvaliteten kontrolleres med sertifisert referansmateriale.

TBT og de øvrige tinnorganiske forbindelser er analysert etter metodikken i Følsvik (1997).

Fettvektbestemmelse utføres ved NIVA ved å ekstrahere prøven med en blanding av cyclohexan og acetone ved bruk av ultralydsonde. Cyclohexan-fasen som inneholder den ekstraherte fettmengde, indampes til tørrhet og settes i vannbad ved 105°C over natten til konstant vekt. Fettmengden bestemmes gravimetrisk.

NIVA/NIU har gjennomført en intern interkalibrering av fettbestemmelse, som hovedsakelig viste godt samsvar mellom de to laboratoriers resultater. For prøver med lavt fettinnhold (<1 - 2%) kan det imidlertid forekomme betydelige relative avvik. Med hensyn til de her rapporterte resultater ses av vedlegg 1 at i fem av de seks prøvene av torskelever (fettinnhold i området 40-65%) var den relative forskjellen mellom resultatene fra de to laboratoriene mindre enn 10%; i den siste vel 15% (NIU høyest, slik det med ett unntak også gjaldt de øvrige resultatene). For blåskjell (fettprosent varierende i området 1-2) lå derimot NIVA høyest, med et største avvik på 50%, men ellers mindre enn 10-20%.

NIVA er akkreditert for de nevnte analysemetoder med unntak av tinnorganiske forbindelser.

2.3. Vurdering av forurensningsgrad og tilstand

Ved bedømmelsen av resultatene sammenlignes disse - der det er mulig - med SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Molvær et al., 1997). Klasse I ("ubetydelig/lite forurensning") i dette systemet representerer "antatt høyt bakgrunnsnivå". Dette er en betegnelse/anslått grense for tidspunktene på steder med borte diffus belastning, dvs. utenfor sporbar nedfylling fra punktkilder, herunder byer/leiligheter. Grensen skal fortrinnsvis være satt ut fra en avveining av 75-95 prosentdelen av et observasjonsmateriale på referanselokasjoner (Knutzen og Gireen 1995), men noen ganger mer skjønnsmessig. I foreliggende rapport brukes "normalnivå" eller "høyt normalnivå" i samme betydning som Kl. I eller "antatt høyt bakgrunnsnivå". Overskridelse av kl. I betegnes som "overkonsentrasjoner" og angis i antall ganger "normalnivået".

Den videre inndeling av klassifiseringssystemet i grader av forurensning (kl. II: "moderat", kl. III: "markert", kl. IV: "starkt" og kl. V: "meget sterkt"), er bare i et par tilfeller knyttet til grenser for skade (TBT-tributyltin) eller spisefisikhet (kvikksølv i fisk), men ellers mer skjønnsmessig. Årsaken til dette er manglende eksakt kunnskap mellom nivåer og effekter (skade). Klassifiseringens hovedfunksjon er å fremme en tilnærmet enhetlig beskrivelse av tilstanden og gjøre det mulig å formulere et hovedbudskap på en kortfattet måte.

3. Klororganiske forbindelser i fisk

Rådata fra disse analysene er samlet i vedlegg 2 (polyklorete dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) – "dioksiner"), non-ortho (dioksalinlignende) PCB og polyklorete nattalener (PCN) og vedlegg 3 (rutineanalyserte klororganiske stoffer).

De vanlige klororganiske analysene omfatter i hovedsaken PCB (polyklorete bifenyler, 10 enkeltforbindelser), p,p'-DDF/DDD (nedbrytningsproduktene av DDT – diklordifenylkloroetan), α - og γ -isomere av HCH (heksaklorisykloheksan, γ -HCH – lindan), HCB (heksaklorbenzen) og OCN (oktorklorstyren).

Hovedresultatene er gjengitt i tabeller under behandlingen av de enkelte arter (nedenstående delkapitler).

3.1. Torsk (*Gadus morhua*)

Tallene i tabell 1 viser klar påvirkning med PCB på alle prøvestedene – i forhold til Klasse I i SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al., 1997) betyr det nemlig om overkonsentrasjoner (kl. kap. 3.3) i området 6-10 ganger eller "markert" til "sterkt" forurensnet (sistnevnte $> 4000 \mu\text{g/kg}$ våtvekt). Høyst konsentrasjon ble funnet i fisk fra havnebasenget (Kvernengen-Hovedøyen-Akarshus), men hverdrikkkonsentrasjonen er bemerkelsesverdig moderat forskjell mellom ulike steder i fjorden. Sammenligningen mellom lokalitetene gjøres best etter omregning av konsentrasjonene til fettbasis, idet akkumuleringen av PCB og andre fettløselige stoffer i hvert fall delvis varierer med fettinnholdet til det analyserte vevet. En slik sammenligning på fettbasis er vist i figur 3. Selv om forskjellene ikke er store, ses en tendens til høyst PCB innhold i torsk fanget fra Lysakerfjorden og innover.

De årlige observasjonene av rutineanalyserte klororganiske stoffer i lever av torsk fra Vestfjorden som gjøres innen JAMP har jevnlig vist omkring tilsvarende nivå av ΣPCB , (Green et al., 1999 og foregående årsrapporter for den norske delen av Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP) under Oslo-/Paris-kommisjonen). JAMP stasjonen synes dermed ganske representativ for PCB-forurensningen i torsk fra hele indre Oslofjord, bortsett fra de helt havnennere arealene.

Sammenlignet med de PCB nivåene i torskelever som utløste råd fra Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) om ikke å spise lever av torsk fanget innenfor Drøbak (Green og Knutzen 1993), var det ingen bedring å spore. Ved den foreliggende undersøkelse har man fått bekreftet at tilstanden også gjelder deler av fjorden som det tidligere ikke var observasjoner fra. På den annen side er det ikke fremkommet indikasjoner på vesentlig verre tilstander i lokale områder enn potensielle kilder fra virksomhet på land, slik man kunne frykte ut fra det store intervallet for PCB-forurensningen i sediment (Komarov 1992a,b; 1994). F.eks. har ikke de høye PCB-konsentrasjonene rapportert av Komarov (1994) fra området utenfor Sætrepollen gitt noe spesielt utslag i torsk.

Innholdet av miljøgifter i filet av torsk er ikke målt i denne undersøkelsen, men følges rutinemessig på ovennevnte JAMP stasjon. Resultatene for ΣPCB , 1993-1997 (Green og Severinsen 1999) og 1998 (under rapportering) viste gjennomsnittet for hele perioden på 3-23 $\mu\text{g/kg}$ våtvekt. Gjennomsnittet for hele perioden lå på vel 10 $\mu\text{g/kg}$. Dette tilsvarer litt over en fordobling av kl. I i SFTs klassifiseringssystem, men er klart mindre overkonsentrasjoner enn i lever.

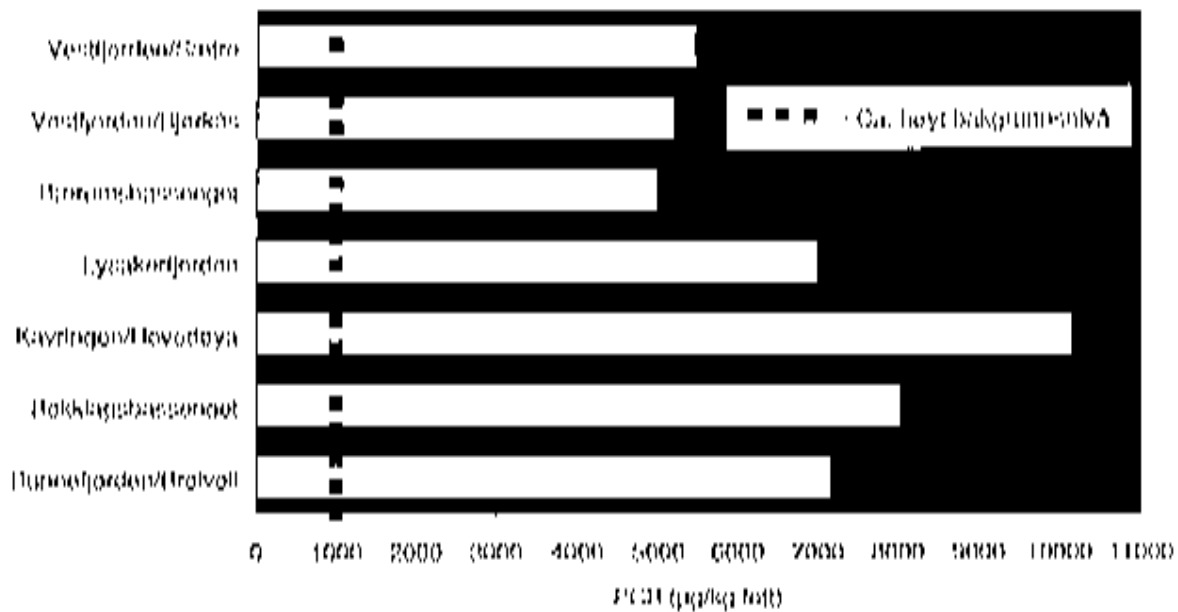
Også nedbrytningsproduktene av insektmiddelet DDT, som det i Norge har vært strenge restriksjoner på bruk av siden 1970 og helt forbud mot de siste 10 år, opptrådte i tydelige overkonsentrasjoner.

Mens klassifiseringssystemet (Molvær et al., 1997) har en K11-grense på 200 µg/kg våtvekt for summen av DDT, DDE og DDD, utgjorde summen av bare de to siste nevnte mellom ca. 500 og 600 µg/kg (tabell 1). Grunnet tilleggssomkostninger forbundet med å analysere også morsubstansen, analyseres ved rutteovervåking vanligvis bare nedbrytningsproduktene DDE og DDD. Det er derfor dårlig grunnlag for å estimere hvor mye DDT bidrar til ΣDDT, men ut fra observasjonene i Sørøstfjorden/Hordangerfjorden 1996-97 (Knutzen et al., 1998a, 1999c) og Sandefjordfjorden (Knutzen og Flyland, 1998) - der man i begge tilfeller har lokal tilførsel av DDT - kan man i hvert fall regne med at DDT kan oppføre i konsentrasjoner mellom DDE og DDD. For torskematerialet fra indre Oslofjord gir disse ΣDDT-verdier i størrelsesordenen 500-800 µg/kg våtvekt i leveren, pluss 0,5-1,5 overkonsentrasjoner på 3-9 ganger. Man kan merke seg at i likhet med PCB var det heller ikke for DDT med metaboler (stoffskifteprodukter) noen av prøvestedene som skilte seg ut med klart høyere eller høyere forurensningsgrad.

Tabell 1. ΣPCB₇ (sum av CB 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180), p,p-DDE/DDD, ΣHCH (sum av α og γ HCH), HCB og OC'S i lever av torsk (*Gadus morhua*) fra indre Oslofjord 1997-1998, µg/kg våtvekt.

Prøvesteder, tid	ΣPCB ₇	DDE	DDD	ΣHCH	HCB	OC'S	% fett
Biervoll/Binnelfjorden 19/1-98	2958	269	115	16	7	5	41,3
Bekkelagsbassenget, 22/1-98	3087	289	129	15	7	5	38,4
Kayringen-Haverdaga 23/10-97	4862	320	288	15	9	7	47,9
Lysakerfjorden 17-29/12-97	3941	346	194	22	15	23	56,3
Bærumsbassenget 15/12-97	2938	288	145	20	8	7	59,0
Vikas/Bjorkås 29.10/12-97	2928	297	121	24	10	4	56,2
Dyna/Sætre 12/2-97	2968	312	146	15	11	4	54,3

Med unntak for OC'S (oktakerstyren) i torsk fra Lysakerfjorden ga ikke de øvrige analyseresultatene indikasjoner på lokale tilførsler av betydning. OC'S verdien i Lysakerfjorden representerer ikke mer enn vel en fordobling av det man kan forvente på referanselokalteter (Knutzen og Green 1995). Den mulige OC'S punktkilde som indikeres kan følgelig anses som uten betydning i praktisk sammenheng (særlig den ikke også omfatter ukjente stoffer i relativt store mengder).



Figur 3. Sammenligning av PCB-belastningen i lever av torsk fra ulike prøvesteder i indre Østfjord 1997 - 1998, basert på ΣPCB₁₇ omregnet til fettbasis (µg/kg fett).

Resultatene fra analysene av PCB/PCDD (dioksiner) og non-orto PCB i seks av torskeprovne finnes i tabell 2. Her er også inkludert data for det utvalg av mono-orto PCB med dioksinlignende egenskaper som analysert i rutineanalysene på klororganiske stoffer, for to av prøvene dessuten registrering av polyklorerte naphalener (PCN) med virkningsmekanisme som dioksiner. Konsentrasjonene er angitt i toksisitetsekvivalenter (TE), dvs. etter omregning til ekvivalente konsentrasjoner av den gjilfigste forbindelsen innen gruppen PCB/PCDD.

Som omregningsfaktor (eller toksisitetekvivalentfaktorene - TEF) er for PCB/PCDD benyttet Ahlborg (1989); for non- og mono-orto PCB Van den Berg et al. (1998) og for PCN de tentative TEF-verdier foreslått av Hansen et al. (1996). Van den Berg et al. (1998) har også re-evaluert TEF-verdier for PCB/PCDD (og berunder revidert TEF for 1,2,3,7,8-PeCDD, OCDD og OCDF). Diskrepans som forskjellene fra Ahlborg (1989) gjør på sum av toksisitetsekvivalenter fra PCB/PCDD (TE_{PCDD} + TE_{PCDF}) i tabell 2 er imidlertid små og her ikke tatt hensyn til (0,1-1,0 ng/kg i tillegg). For non-orto forbindelsen CB77 har Van den Berg et al. revidert TEF gjeldende mennesker/pattedyr fra 0,0005 til 0,0001, mens TEF-verdiene for de her akutte mono-orto PCB er uforandret fra Ahlborg et al. (1999). Tabell 2 bidrar PCB nr. 77 bare med bare 1-2% av TE_{total PCB} (sum av TE fra non-orto PCB). De beregnede TE verdier i tabell 2 (der det er tatt hensyn til denne nedjusteringen av TEF-verdien for CB77) er derfor på det meste sammenlignbare med tidligere resultater innen Statlig program for forurensningsovervåking og andre undersøkelser der TEF_{PCDD} har vært hentet fra Ahlborg et al. (1994). (Merk at Van den Berg et al. (1998) for første gang har konkretisert forslag om TEF-verdier som delvis er forskjellige for de samme substansene i relasjon til de tre kategoriene mennesker/pattedyr, fugler og fisk).

Tabell 2. Toksisitetsekvivalenter (TE) fra PCB/PCDD, non-orto PCB, utvalgte mono-orto PCB (nr. 105, 118, 156) og PCN i lever av torsk fra indre Østfjord 1997-1998, ng TE/kg våtvekt. Vedrørende grunnlag for beregning av TE fra ulike forbindelser innen de enkelte grupper se tekst. Ua: ikke analysert.

Prøvesteder	$TE_{PCB, tot}$	$TE_{mono, PCB}$	$TE_{dioksin, PCB}$	TE_{pest}	ΣTE
Brevvoll/Bunnefjorden	6,7	132,4	112,7	La.	251,8
Bekkelagbassenget	11,0	179,9	93,1	La.	284,0
Kavringen-Hovedøya	8,0	207,6	185,0	3,6	400,6
Lysakerfjorden	11,1	201,0	151,6	La.	363,7
VEAS/Hjorkås	10,0	160,7	119,2	La.	289,9
Dyna/Sætre	25,1	273,0	118,2	1,0	416,3

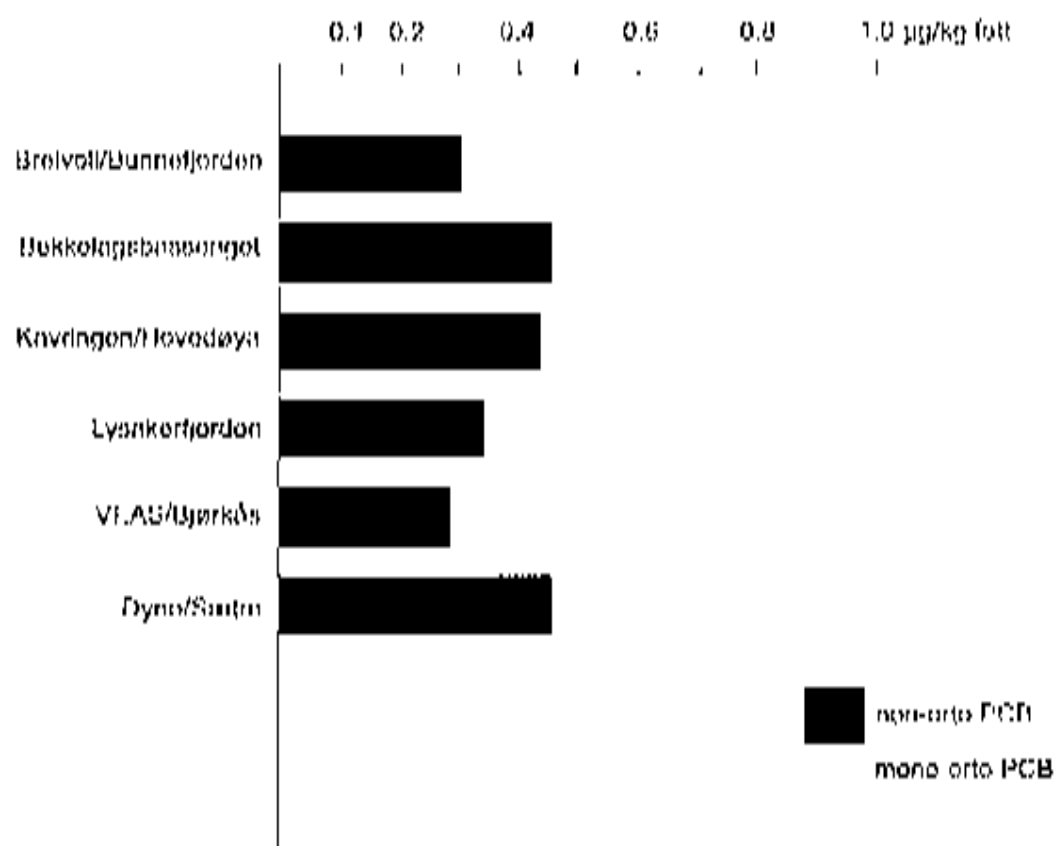
Resultatene i tabell 2 bekrefter torskeleverens betydelige belastning med PCB. **Summen av dioksinlignende PCB** (alt ufullstendig fordi ikke alle mono-orto PCB er med, men utagehengelig viktigste) lå i intervallet ca. 250-400 ng TE/kg, hvilket er betydelig over det man finner i torsk fra åpen kyst. Foreløpig er data for TE_{mono} fra referansestasjonene ufullstendig og delvis noe sprinklede, men observasjoner i Solberg et al. (1997, 1999) og Knutzen et al. (1998b), samt Green et al. (1999), supplert med upubliserede NIVA data for mono-orto PCB tyder på at høyt bakgrunnsnivå for ΣTE_{mono} i hvert fall ikke bør overstige omkring 70 ng/kg våtvekt.

Går vi ut fra dette nivået, fås overkonsentrasjoner av dioksinlignende PCB i lever av torsk fra indre Oslofjord på ca. 4-6 ganger. Settis referansenivået isteden til 50 ng/kg, lå et intervall for grad av forurensning som samsvarer bra med med det som er angitt ovenfor vedrørende ΣPCB .

Det ble funnet en noe jevnere fordeling av dioksinlignende PCB enn for ΣPCB (Fig. 3-4) Mens ΣPCB hadde et relativt klart maksimum i torsk fra havneområdet (figur 3) lå torsk fra både Bekkelagbassenget og Sætre like høyt som fisk fra havnebassenget (tbl. mon-orto PCB (figur 4). Det er rimelig å anta at disse (midre) forskjellene i fordeling mellom ulike PCB er har med kvalitativt noe ulike lokale kilder å gjøre, men så langt har man ingen konkrete henholdsvis som underbygger dette.

Med hensyn til forholdet mellom non-orto og mono-orto PCB ses av figur 4 at det største bidraget til TE_{PCB} kom fra non-orto forbindelsene, men for flere av prøvestedene var overvekten liten i betraktning av at ikke alle mono-orto PCB var med i analysene.

Ser man nærmere på forholdet mellom konsentrasjonene av ΣPCB og TE_{PCB} fås for alle lokalitetene unntatt Sætre forholdstall omkring $10^{-12} \times 10^5$. Sætre-torsken hadde et forhold mellom disse to variable på $7,6 \times 10^4$. Den relative "overrepresentasjonen" av dioksinlignende PCB i Sætre-torsken fremgår også ved å se på forholdet mellom $TE_{dioksin}$ og TE_{PCB} : $2,3 \times 10^4$ ved Sætre mot $3,1-3,8 \times 10^3$ i de øvrige prøvene. Slike forskjeller kan for så vidt indikere forskjellige PCB-sammensetninger hos ulike kilder. Imidlertid krever eventuell sporning av kilder på et slikt grunnlag for det første en fullstendig analyse av de aktuelle PCB-mønstrene, foruten at utfallet er usikkert. Årsaken til usikkerheten er at den opprinnelige PCB-sammensetningen endres betydelig (og på utilstrekkelig kjent vis) ved både fysisk/kjemiske og biologiske prosesser i naturen. Kanskje mer interessant for praktiske forhold ville det være hvis man får et indikatormediums verdikommende, f.eks. torskelever, litt rimelig kostbart sammenheng mellom rutinemessig analyserte variable (som ΣPCB eller $TE_{dioksin}$) og TE_{PCB} , som krever dyreste analyser.



Figur 4. TEQ₁₀₀ og fordeling på non- og mono-ortho PCB i lever av torsk fra ulike prøvesteder i indre Oslofjord 1997-1998, µg/kg fett.

Når torskelever inneholder såvidt mye PCB, reises også spørsmålet om innholdet i filet. Dette er ikke analysert i det foreliggende materialet. Imidlertid er det som nevnt ovenfor et det i torsk fra Vestfjorden registrert opp til vel 20 µg ΣPCB₁₇, dvs. en 4 x høyt "normalnivå" (Molvær et al., 1997), men i gjennomsnitt mindre. I de mest belastede delene av fjorden kan da man anta at konsentrasjonene kan nå opp i 30-40 µg/kg. Antas videre at også dioksinlignende PCB vil fordele seg på samme måte mellom lever og filet, kan man i sistnevnte anslå et nivå av TEQ₁₀₀ i intervallet 2-5 ng/kg våtvekt. Det undersøkes at dette er usikre beregninger som det er begrenset erfaringsgrunnlag for å gjøre, idet tilfellene da man har ansett det ønskelig også å få analysert filet (sterk grad av forurensning) har vært relativt fåtallige. Av data fra bl.a. Herringområdet (Skei et al., 1998a, Knutzen et al., 1998a, Sandefjordfjorden (Knutzen og Hylland 1998), Kristiansandsfjorden (Knutzen et al., 1998b) og Frierfjorden (Knutzen et al., 1999a) ses at anslagene ovenfor i hvert fall ikke skulle være for lave (forholdet mellom PCB i lever og filet er vanligvis heller en 200 enn 100 som brukt her).

At den lokale ekstrabelastningen med PCB i Oslofjordområdet ikke bare kan spores i områden direkte påvirket av nærheten til Oslo, ses av at i torsk fanget ved Bander 1996 ble det målt et innhold av TEQ₁₀₀ på 135 ng/kg våtvekt (Gjæren et al., 1999 og upublisererte data vedrørende mono-ortho PCB), m.a.o. omkring en fordeling av "antatt høyt bakgrunnsnivå".

Av non-ortho forurensningene var det nr. 176 som ga det helt dominerende bidraget til TEQ₁₀₀ med en 98 % i alle prøvene. Denne domansen synes også det vanlige både i andre PCB-forurennsede fjorder og på referanselokalteter (Knutzen og Hylland 1998, Knutzen et al., 1998b). Blant de tre analyserte

monn av de forbindelsene var TL andelen mer jevnt fordelt, men i fem av de seks prøvene med mest fra C1018 : (30)10-50 %.

Dioksininnholdet i tørskelever var i de fleste prøvene høyt. Bare nivået i tørsk fra området ved Sætre indikerte en mindre lokal kilde (ikke fullt det dobbelte av et "antatt høyt bakgrunnsnivå" på 15 ng TE_{100 mg/kg} våtvekt), som imidlertid kan være sagt til høyt – se ref. Knutzen et al., 1999b). Resultatene av bløtkeffellanalysene (se nedenfor) tyder ikke på noen større naturlig belastning med dioksiner ved Sætre enn på de utvete observerte steder.

Forekomsten til spisseliphet var det et ubetydelig innhold av **dioksinlignende PCN** (Tabell 2), men de registrerte nivåene var klart høyere enn de (fåtlige) observasjonene i lever av tørsk fra åpen kyst (Sulberg et al., 1997, 1999). Oslofjordverdiene lå også over det som er funnet i tørskelever fra Sandefjordstjorden (Knutzen og Hylland 1998), derimot lavere enn i andre Kristiansundstjorden (Knutzen et al., 1998b) og det samme i forhold til tørsk fra åpen kyst utenfor Langesundsbukta (Knutzen et al., 1999a). I Kristiansundstjorden er det imidlertid en sannsynlig industriklode og Telemarkskysten er tydelig påvirket av tidligere store utslipp fra en magnesiumfabrikk inntil i Frierfjorden (Porsgrunn).

Resultatene fra analysene av klororganiske stoffer i lever av tørsk må antas i stor grad å kunne overføres til andre tørskelisk som kølje, hvitting, set og lyt. Disse artene har alle en en tilsvarende fet lever som tørsk og er som vokser på omlag samme trofiske nivå og dermed utsatt for samme grad av anriking av persistente klororganiske stoffer oppover gjennom næringskjedene. Selv om særlig set har et avvikende levevis ved å søke byttedyr i de fra vannmasser, tyder observasjoner fra Frierfjorden på at også denne arten akkumulerer de aktuelle stoffene til i praksis omlag samme nivå som tørsk (Bjerkeng et al. 1991; Knutzen et al. 1995b).

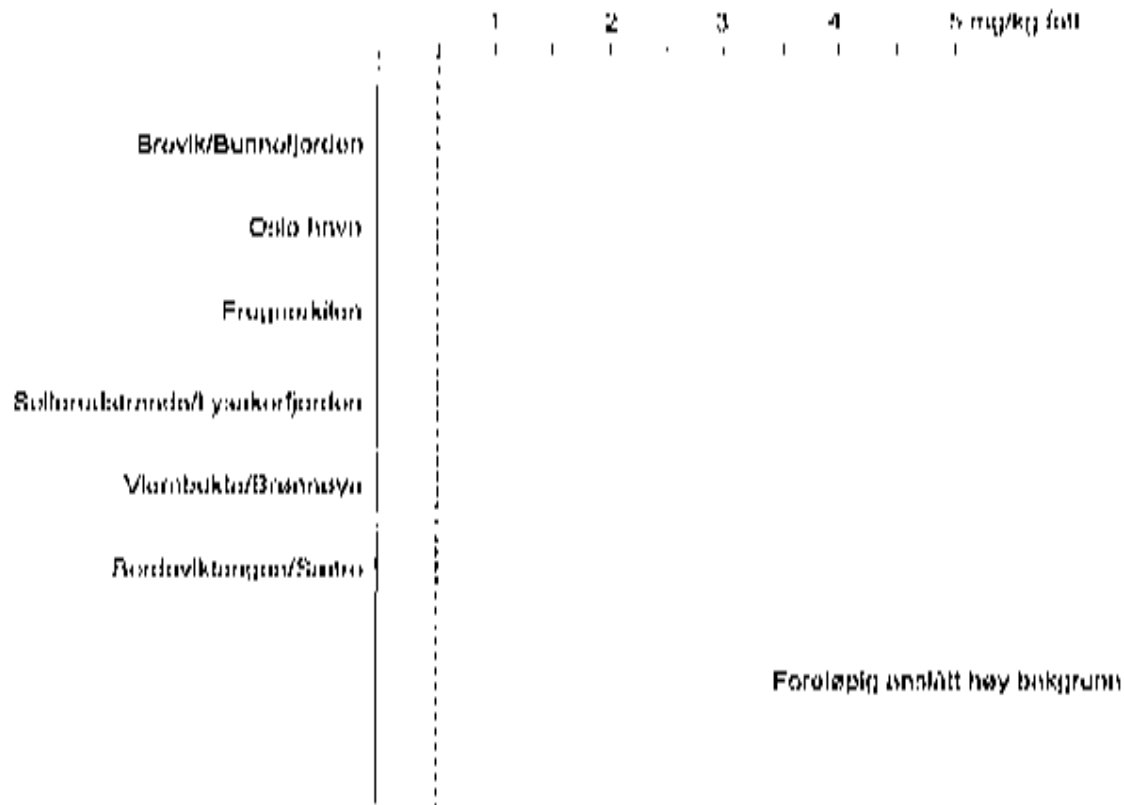
3.2. Ål (*Anguilla anguilla*)

Ål inngår foreløpig ikke som indikatorart i klassifiseringssystemet til SFT (Molvær et al., 1997), og det er spinkelt med data for nivåene av klororganiske stoffer i ål fra steder som bare er litt belastet. Ved et for arten normalt fettinnhold på over 10 % kan det imidlertid sannsynligvis ikke være mer enn 30-50 µg ΣPCB₇/kg våtvekt (Knutzen et al., 1999b med ref., Knutzen et al., 1999a). Av tabell 3 fremgår at dette overskrides på samtlige prøvesteder i indre Oslofjord, også i Lysakerfjorden i betraktning av det eksepsjonelt lave fettinnholdet i denne prøven. (Anslås "høyt bakgrunnsnivå" på fettbasis til 500 µg/kg, se en overskridelse av dette i prøven fra Lysakerfjorden på omkring 4 ganger). Tar man hensyn til variasjonen i fettprosenten, fremtrer Frognerkilen og dermed havneområdet som mest belastet, etterfulgt av Børdeviktangen/Sætre. Minst lokal påvirkning synes det ut fra dette å være innerst i Hunnelfjorden.

Tabell 3. ΣPCB₇ (sum av CB 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180), p,p'-DDE/DDD, ΣHCH (sum av α- og γ-HCH), HCB og OCS i filet av ål (*Anguilla anguilla*) fra ulike Oslofjord 1997-1998, µg/kg våtvekt.

Prøvesteder/ tid	ΣPCB ₇	DDE	DDD	ΣHCH	HCB	OCS	% fett
Brevik/Hunnelfj 1997-98	109,6	12,0	5,3	2,5	1,0	<0,1	12,7
Oslo havn 25/9-98	472,8	38,0	85,0	3,2	2,4	<0,3	10,9
Frognerkilen 25/9-98	355,0	23,0	33,0	2,1	1,2	<0,3	7,7
Sollerudstr./Lysakerfj. 22/10-97	50,4	5,7	2,9	0,7	0,5	0,2	2,6
Vierobukta/Hunnøya 25/9-98	152,6	11	13	3,5	1,1	<0,3	12,8
Børdeviktangen/Sætre 19/8-98	135,7	5,6	3,7	1,8	0,6	<0,3	...5,5

Mens det for torske vedkommende var små forskjeller mellom lokalitetene, bare med noe høyere verdi i havnebassenget (på fettbasis en 1,5-2 ganger mer PCB enn ellers) var det større variasjon i ål (intervall fra > 1000 til ca. $5000 \mu\text{g/kg}$ på fettbasis, kfr. Fig. 5). Forskjellen mellom artene kan skyldes at ål både er mer i kontakt med sediment (direkte og via føttere/dele bytedyr) og noe mer stedbundet enn torske.



Figur 5. PCB₇ på fettbasis i filet av ål fra forskjellige områder i indre Oslofjord 1997-1998, $\mu\text{g/kg}$ fett.

Ippen i motsetning til torske ses i ål også betydelig geografisk variasjon i belastningen med DDE og DDD (tabell 3). Omregnet til fettbasis var det for sum DDE/DDD en differanse på 6/9 ganger mellom laveste verdi i ålen fra Bunnøfjorden og materialet fra henholdsvis Frøgnerkilen og havnebassenget. Hva man kan betrakte som "normalt" i ål er usikkert pga. av enda færre observasjoner fra referanselokalteter enn når det gjelder PCB. Data fra Breviksfjorden og Åpen kyst i Telemark (Knutzen et al., 1998c (vedlegg) og 1999a (vedlegg)), samt ytre Drammensfjorden antyder at DDE/DDD i hvert fall ikke bør overstige $20 \mu\text{g/kg}$ våtvekt. Ut fra dette ses en overskridelse på opp til 6 ganger i havnebassenget og oppå en tydelig ekstra eksponering i Frøgnerkilen. Mens reproduksjonen i torskelever gir tydelige overkonsentrasjoner på alle lokaliteter, var det i de øvrige fire åleprøver åpnet DDE/DDD-fornemsning av betydning.

Det ses at fordelingen mellom DDE og DDD varerte. Mens det var mest av DDE i relativt åpne områder, var det klar overvekt av DDD i havnebassenget, det som har råttet bunn koft under sedimentoverflaten. I enkelte grad domierte også DDD i Frøgnerkilen og Vårøbukta. Aerob

nedbrytning av DDT leder hovedsakelig til DDE-, mens DDD er resultatet av nedbrytning under anaerobe forhold. Også i torrk (tabell 4) og skrubbe (tabell 4 nedenfor) var det forholdsvis mye av DDD i materialet fra havnebassenget, men virkningen av det oksygentåtlige bunnmiljøet ses ikke like klart som i Ål.

Aleresultatene samsvarer med data fra den omfattende kartleggingen av miljøgifter i sediment fra 1992, som viste at det i hovedsaken ble funnet høyest konsentrasjoner av både PCB og DDT med nedbrytningsprodukter i prøver fra de havnære bunnene (Koneczny 1994).

3.3. Skrubbe (*Platichthys flesus*)

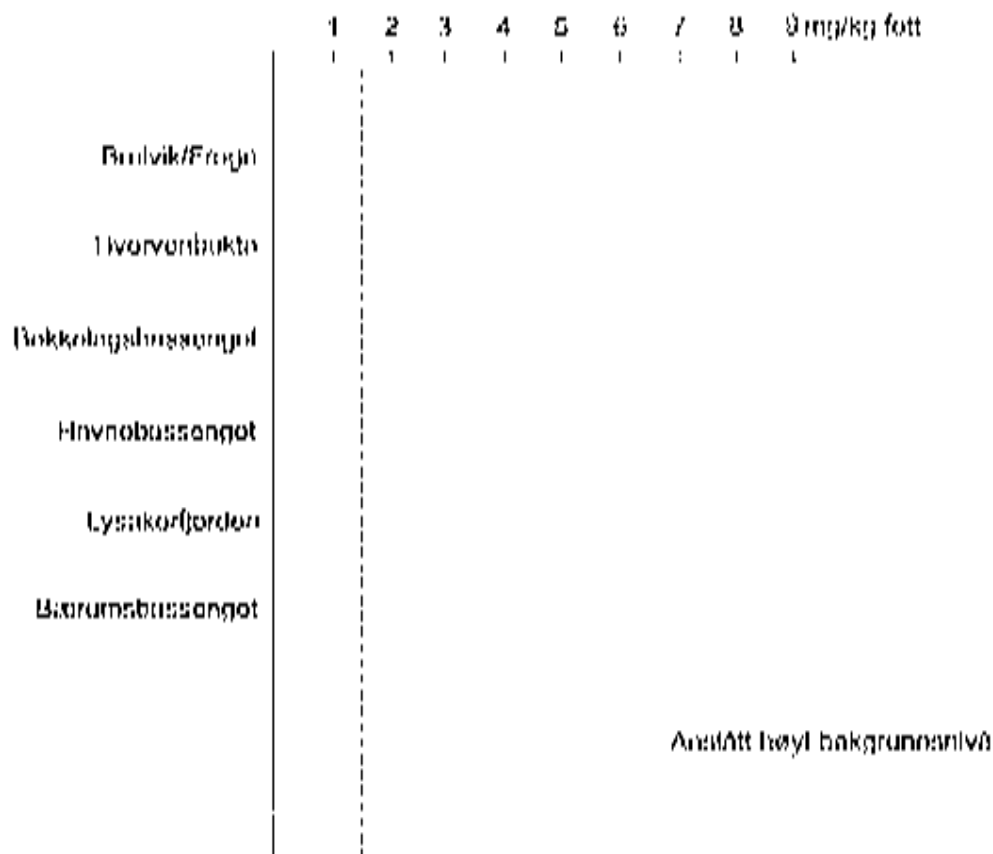
Den lokale eksponering for PCB utover diffus bakgrunnsbelastning ses også av resultatene for skrubbe (tabell 4, figur 6). Bare ved Breivik i Bunnfjorden lå konsentrasjonen under 4 µg/kg våtvekt, som er grensen for KL 1 i SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al., 1997). På de øvrige lokalitetene var det overkonsentrasjoner fra ca. 2 til ca 6 µg/kg, mest i havnebassenget i Hekto med torrk og Ål, dernest i Bekkelagsbassenget. Særlig utpreget er det også av opp til 20 ganger forhøyet PCB innhold i overflatesediment (Koneczny 1994) og formodentlig også av nåtidig belastning via utslipp fra kommunalt rensningsanlegg (dfr. data for blåskjell nedenfor).

Tabell 4. ΣPCB₇ (som av CB 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180), p,p-DDD/DDD, ΣHCH (som av α- og γ HCH), HCB og OCS i filet av skrubbe (*Platichthys flesus*) fra indre Oslofjord 1997-98, µg/kg våtvekt. Delvis avrundede verdier.

Prøvesteder/ tid	ΣPCB ₇	DDE	DDD	ΣHCH	HCB	OCS	% fett
Breivik/Torrk 4/11-97	3,6	0,40	0,2	0,08 ^b	<0,05	<0,05	0,10
Hvervenbukta 4/11-97	7,4	0,80	0,4	0,04	<0,05	<0,05	0,27
Bekkelagsbassenget 22/1-98	14,0	1,2	1,1	0,18	0,09	<0,05	0,40
Havnnebassenget 23/10-97	24,6	2,1	2,5	0,15	0,08	<0,05	0,78
Lysakerfjorden 29/12-97	9,5	1,0	0,6	0,10	0,07	<0,05	0,29
Barnumbassenget 15/12-97	9,5	1,0	0,8	0,09	<0,05	<0,05	0,18

^b Brukt ½ deteksjonsgrense ved summering.

Også forurensningen med nedbrytningsproduktene av DDT i sediment fra havnebassenget og andre steder i indre fjord (Koneczny 1994) avspeiles i skrubbe. Imidlertid dreier det seg om moderate forurensningsgrader. Regner man med i hvert fall ikke høyere konsentrasjoner av morsubstansen enn nedbrytningsproduktene, kan maksimum overkonsentrasjoner av ΣDDT anslås til omkring 3 µg/kg (dfr. stasjon Havnnebassenget i tabell 4), dvs. omkring det samme som i torrk og mindre enn i Ål. Konsentrasjonene av de øvrige analyserte klororganiske stoffer var lave.



Figur 6. PCB i flett av skrøbbe (*Platichthys flesus*) fra ulike deler av indre Oslofjord 1997-1998, µg/kg fett.

3.4. Diverse marin fisk

Det ble også samlet inn prøver av sandflundre og tunge. Disse artene er delvis analysert som erstatning for eller supplement til analysene av skrøbbe, som det i noen tilfeller var vanskelig å få fanget eller oppnå det ønskede antall eksemplarer av. Sild er analysert for ÅIA i det fatteste år orienterende analyse av arter som lever og beiter i de frie vannmasser og dermed ikke påvirkes i samme grad av gamle synder lagret i sedimentene, slik som de mest brukte indikatorartene.

Av artene i tabell 5 er det bare sild som inngår i SFTs klassifiseringssystem, men grunnlaget for estimeringen av "antatt høyt bakgrunnsnivå" har her vært spinkelt og vesentlig bygget på utenlandske data fra eldre analyseteknikk (Knutzen 1987). Spredte nyere data fra Norge, Nordsjøen og Skagerrak (Solberg et al., 1997, 1999, Knutzen et al., 1996) tyder på at grensen for kl I i Molvær et al. (1997) er nå noe for høyt (2 x 7) når det gjelder ΣPCB, ΣDDE og ΣDDE. Omregnes sildeneverdiene i tabell 5 til feltbasis, for å kunne bli mer sammenlignbare med data fra analysen av fete sild (ovennevnte referanser), fremtrer verdiene av både PCB og DDE/DDD i silda fra måntungen av Lysakerelva som forhøyet. Resultatene indikerer enten mobilisering fra lagre i sedimentene opp gjennom næringskjeder knyttet til de frie vannmasser eller mer sannsynlig måltid tillegg fra landbaserte kilder (jf. kap. 4). For PCB, drøyer det seg om en overkonsentrasjon i forhold til en anslått høyt "normalverdi" på kanskje opp mot 5 ganger og for DDE/DDD omkring 2-3 ganger.

Fra de øvrige resultatene i tabell 5 ses PCB-data som også representerer vitnesbyrd om en viss lokal utleggsbelastning, i hvert fall i sandflundre fra Sæter og tunge fra Huk.

Tabell 5. ΣPCB₇ (sum av CB 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180), p,p-DDE/DDD, ΣHCH (sum av α- og γ HCH), HCB og OCNS i filet av sandflyndre (*Limanda limanda*), tunge (*Solea vulgaris*) og sild (*Clupea harengus*) fra indre Østlofjord 1997. µg/kg våtvekt.

Art/Sted/Tid	ΣPCB ₇	DDE	DDD	ΣHCH	HCB	OCNS	% fett
Sandflyndre							
Hjørneshassengjel 15/12-97	6,3	0,7	0,2	0,12 ¹⁾	<0,05	<0,05	0,24
Dyno/Sætre 11/6-97	22,1	2,3	0,3	0,16	0,11	<0,05	0,48
Tunge							
Huk 1/10-97	18,8	1,0	0,7	0,15	<0,05	<0,05	0,29
Sild							
Munnbyg Lyngkerelva 21/11-97	32,2	3,1	4,7	0,78	0,44	<0,05	1,63

¹⁾ Bruyttet % deteksjonsgrense ved summering.

3.5. Sjø-orret (*Salmo trutta*)

For denne arten er det få referansedata, dvs. fra steder som er mest mulig uberørt av annet enn diffus belastning via atmosfæren og havstrømmer. Ved en sammenligning med data fra Kristiansandfjorden (Knutzen et al., 1998b) og Breviksfjorden, som begge nå regnes som noe mer enn bare vanlig diffus belastet, fremtrer pyrameten fra de tre Østlofjordelvene som ytterligere forurensset med særlig PCB, men også DDE/DDD.

Nivået av ΣPCB₇ i Breviksfjordørret har i perioden 1991-1997 (jfr. Knutzen et al., 1998a, 1999a og tidligere Årsrapporter i denne serien) variert i området ca. 3-13 og 500-2000 µg/kg, henholdsvis på våtvekt- og fettbasis (middelverdier hhv. ca. 12 og ca. 1000 µg/kg). Det ses av tabell 6 at det i ørreten fra Akerselva er funnet tydelig høyere konsentrasjoner (særlig på fettbasis), likeledes noe høyere i prøvene fra de to andre elvene. Det må tas noe forbehold vedrørende sammenlignbarheten mellom ørret som er tatt i sjøen og gyttøttet fra elver, idet man ikke kjenner innflyrslam av gyting på fordelingen av persistente klororganiske stoffer mellom ulike vev. Likevel er det liten tvil om at ørreten hjemmehørende i Akerselva er forurensset med PCB betydelig utover det som er vanlig i mindre påvirkede områder.

Tabell 6. ΣPCB₇ (sum av CB 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180), p,p-DDE/DDD, ΣHCH (sum av α- og γ HCH), HCB og OCNS i filet av sjø orret (*Salmo trutta*) fra Sandvikselva (ved lakseanlegg), Overlandselva (nedstrøms foss) og Akerselva (ved nedre foss) i 1998. µg/kg våtvekt.

Prøvesteder/tid	ΣPCB ₇	DDE	DDD	ΣHCH	HCB	OCNS	% fett
Sandvikselva juni/okt. 1998	16,2	1,9	1,4	0,26	0,10	<0,02	0,47
Overlandselva 7/19-98	23,5	3,1	1,6	<0,2	0,28	<0,03	0,59
Akerselva okt. nov. 1998	29,2	2,5	1,5	0,30	0,70	<0,02	0,28

Siden det her dreier seg om fisk som sannsynligvis bare har hatt seg et kort opphold i elvene, må det antas at resultatene mer gjenspeiler forurensningsgraden i de respektive stammenes beiteområder i

fjorden om eksponeringen i elvene. (Kf), imidlertid observasjonene fra Steine Johansen og Samdal (1995) som ble avest betydelig PCB-tilløp fra Akerselva).

Ved jevnføring av ΣPCB, på fettbasis i de rent marine artene finner man at verdiene for Akerselvaet ligger omlag på samme nivå som maksimalkonsentrasjonene observert i torsk (lever) og skrubbe (filet).

Regnet på fettbasis la også DDT/DDD i nettet fra indre Oslofjord høyere enn det som med få unntak er funnet i denne arten fanget i Kristiansandsfjorden (bare 1 registrering) og Breviksfjorden (10 observasjoner 1991-1997), men forskjellen var relativt mindre enn for PCBs vedkommende. Av Tabell 6 fremgår at nettet fra Akerselva har vært mest utsatt for DDT med nedbrytningsprodukter.

Øvrige klororganiske variable registrert i nettet viste bare lave/moderate verdier.

4. Klororganiske stoffer i blåskjell (*Mytilus edulis*) og orienterende analyser i østers (*Ostrea edulis*)

Hovedresultatene fra disse analysene er presentert i tabell 7, mens rådata er gitt i vedlegg 3.

Tabell 7 er de 16 prøveområdene listet i rekkefølge fra innerste prøvested i Hinnelvfjorden og utover til Sætre – cf. figur 1 og nærmere beskrivelse av områdene for prøvetaking i kap. 3.4.

Det viktigste som fremgår av tabell 7 er at det mange steder i indre Oslofjord er en nåtallig tilførsel av PCB til overflatelaget utover det som karakteriserer det regionale belastningsbildet skapt av diffuse langtransportkilder. Annet høyt bakgrunnsnivå av ΣPCB₇ i blåskjell som resultat av en slik regional utbredt belastning er 4 µg/kg våtvekt (Molvær et al., 1997). I forhold til dette viser prøvesteder nær urbaniserte/industrialiserte områder overkonsentrasjoner på 3-7 ganger. Tillegg kommer en del grensetilfeller som vel mest reflekterer at indre Oslofjord må betraktes som generelt mer PCB-belastet enn åpen kyst.

I figur 7 er PCB-resultatene omregnet til fettbasis for å normalisere den delen av nivåforskjellene som måtte skyldes varierende fettinnhold.

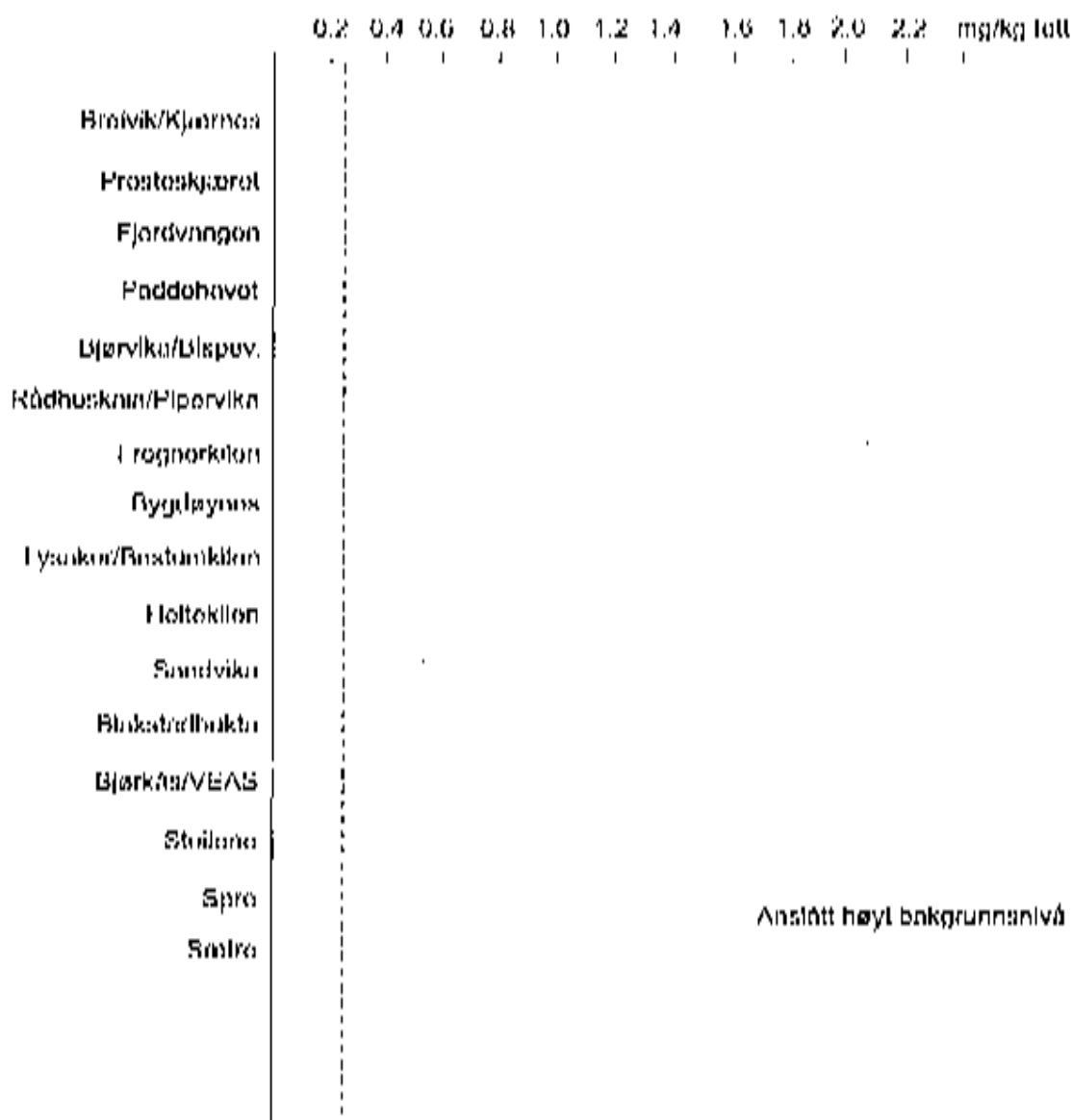
Tabell 7. ΣPCB₇ (sum av CB 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180), p,p'-DDE/DDT/DDD, ΣHCH (sum av α- og γ-HCH) og HCB i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra indre Oslofjord 16-22/9 1997, µg/kg våtvekt. Delvis avrundede tall. La: ikke analysert.

Prøvesteder	ΣPCB ₇	DDE	DDE	DDD	ΣHCH	ΣHCH	HCB	% fett
Breivik/Kjarnes	7,3	0,40	0,92	1,60	2,92	0,41 ¹⁾	<0,05	1,64
Prøvestedjøret	3,9	La.	0,33	0,23	-	0,14	<0,05	1,32
Fjordvången	6,4	La.	0,68	0,66	-	0,30	<0,05	1,48
Paddelhavet	27,1	1,30	1,10	0,84	3,24	0,29	<0,05	1,31
Hjørsvika/Hispesvika	24,6	1,60	1,20	2,60	5,40	0,73	0,07	2,09
Rådhuskaien/Pipersvika	15,7	La.	0,78	1,50	-	0,26	0,08	1,68
Frognerkaien	23,3	La.	1,10	1,10	-	0,15	<0,05	1,12
Rydskoyen	13,1	La.	0,88	0,60	-	0,16	<0,05	1,47
Lysaker/Hestunkilen	11,5	0,85	0,77	0,77	2,39	0,15 ¹⁾	0,08	1,75
Hofftekilen	14,9	La.	1,40	19,07	-	0,16	<0,05	1,50
Sandvika	5,7	0,49	0,77	0,89	2,15	0,14 ¹⁾	<0,05	1,07
Blåskjellbukta	5,2	0,48	0,64	0,45	1,57	0,17	<0,05	1,41
Hjørkås/VEAS	5,3	La.	0,55	1,50	-	0,18	<0,05	1,40
Stedene	3,5	La.	0,41	0,15	-	0,38	0,06	1,91
Sjøro	3,2	La.	0,33	0,27	-	0,24	<0,05	1,48
Sætre	2,0	La.	0,67	0,50	-	0,15	0,05	1,53

¹⁾ Brukt 1/3 deteksjonsgrense ved summering

Uten tilgjengelig informasjon er det ikke mulig å koble observasjonene til konkrete kilder (dvs. definerbare aktiviteter eller avgrensable kildesområder). De tillop som har vært til kartlegging av kilder (Stene Johansen og Sandal 1995) har i så måte vært utilstrekkelige. Det man kan konstatere av blåskjellobservasjonene stemmer med at det i henhold til registreringer i etvann (Stene Johansen og Sandal 1995) er en betydelig tilførsel av PCB via Akerselva og Løelva, som begge munnar i det området (Hjørsvika/Hispesvika) der blåskjellene inneholder mest. Videre kan observasjonene fra Paddelhavet tyde på belastning via blå utslipp fra Hekkelaget renseanlegg. For eventuel 5

bekreftelse/avkrefte en slik konklusjon må det høyere kartlegging til, dvs. et tettere stasjonsnett i nærrommet av utslippet fra rensningslegge, eventuelt ved hjelp av transplanterte skjell eller utplante molekulære (SMFD - Semipermeable membrane devices) for absorpsjon av fettløselige miljøgifter.



Figur 7. ΣPCB, på fettbasis i blåskjell fra ulike Oslofjord 16-22/9 1997, µg/kg fett.

For øvrig ses at det er funnet tilsvarende høyt PCB innhold i skjell fra Froynerkilen, samt mer moderate verdier i prøvene fra Rådhuskaien, Høytunellen og Brestunellen, begge de sistnevnte fra før lejem for sterkt PCB belastet sediment (Kouteczny 1994). Med hensyn til skjellene fra Rådhuskaien er verdien i tabell 7 vesentlig lavere (ca. 1/3) enn observert i 1992 av Green og Kutzler (1993). Om dette representerer et tilfeldig utslag av ujevne utfordrer (f.eks. forårsaket av oppvirvlet forurenset sediment) eller en reell nedgang er det ikke grunnlag for å si noe bestemt om. Imidlertid viste også INDEKS-analyser av skjell fra Rådhuskaien i 1998 ΣPCB₇-verdien i underkant av 15 µg/kg våtvekt (NIVA, upublisert). (INDEKS er ΣPCB₇ nasjonale forureningsindeks basert på miljøgifter i blåskjell fra utvalgte kjent forurenkede områder). På den annen side viste JAMP-resultatene fra Gressholmen

like innenfor havnebassenget ingen utvikling i PCB-konsentrasjoner (indikert ved CH153) i perioden 1988-1997 (Green et al., 1999).

Det er bare funnet svake indikasjoner på fremdeles vedvarende belastning i Sætre-pollen (overkonsentrasjon på $< 2x$), der det tidligere er observert høy PCB-konsentrasjon i overflatesediment (Konieczny, 1994).

De mest konkrete anvisninger på potensielle PCB-kilder i nedbaneløpet til indre Østfjord synes å være en oversikt ppt av Naturvernforbundet (Schulze et al., 1999). Her påpekes bl.a. spesialavfallsfyllingen langs Loelva og Akerselva og nedlagt virksomheter i havneområdet som fortsatt kan virke forurensende med PCB. Sannsynligvis er det primært på de her nevnte steder, men eventuelt nå også på andre steder (nærmere kartlegging, eventuelt påfølgende belastningsvurderende tiltak) for å oppnå redusert PCB-forurensning i skjell fra de mest utsatte lokalitetene (merst i Vestfjorden). Ellers kan som nevnt analysert fra stasjoner som er representative for mindre arealer enn tilfellet her være en hjelp til å peke seg nærmere kildene. Foruten i Paddehavet kan et slikt opplegg, basert på naturlig forekommende eller utplasmerte skjell, alternativt SIMD (se ovenfor), være aktuell i områder som Lysaker/Bestumkilen og Holtkilen).

I skjellene fra enkelte stasjoner ble det også registrert svake/moderate overkonsentrasjoner av DDT med nedbrytningsprodukter, dvs. opp til mer $3x$ "høyt normalnivå" i prøver fra Bjorvika/Hispesvika. Registreringene utgjør ikke noe problem versus eventuell utnyttelse av blåskjell, men er verd å merke seg som enda et vitnesbyrd om DDTs bestandighet i omgivelsene, nå det først er spredt. (Den bemerkelsesverdige høye verdien av DDT i skjell fra Holtkilen, med samtidig relativt moderat DDT-verdi, kan det ikke gis noen forklaring på. Resultatet må imidlertid ses som usannsynlig).

Øvrige klorotganiske tunnevariable viste lave verdier i blåskjell.

For å gi bedre grunnlag for å bedømme spiselighet er et utvalg av skjellprøver fra noen av de antatt mest miljøfleksponerte stedene også blitt analysert på non-orto PCB og dioksiner. Resultatene av disse analysene, omregnet til toksisitetsekvivalenter (TE), er oppsummeret i tabell 8.

Tabell 8. Toksisitetsekvivalenter (TE) fra PCDF/PCDD, non-orto PCB og utvalgte mono-orto PCB (n = 105, 118, 156) i blåskjell fra indre Østfjord 1997, og TE/kg våtvekt.

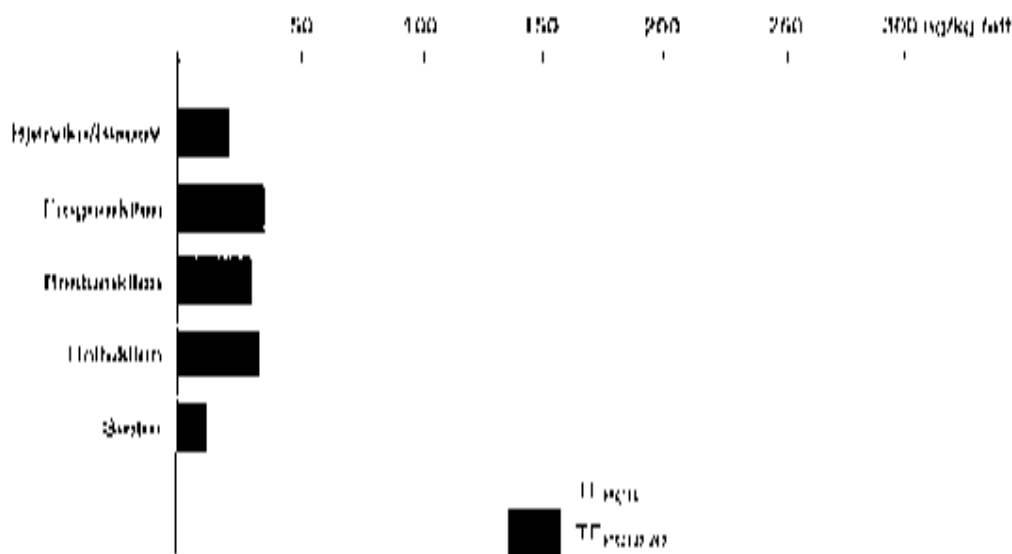
Prøvesteder	TE _{PCDF}	TE _{PCDD}	TE _{non-orto}	ΣTE _{PCB}	ΣTE
Bjorvika/Hispesvika	0,30	1,05	0,92	1,97	2,27
Frognerkilen	0,19	0,65	1,08	1,73	1,92
Lysaker/Bestumkilen	0,37	0,90	0,50	1,40	1,77
Holtkilen	0,44	1,80	0,75	2,55	2,99
Sætre	0,33	1,37	0,33	1,70	2,03

Overkonsentrasjonene av dioksiner var moderate, idet man regner opp til $0,2 \text{ ng TE}_{\text{PCDD}}$, som innenfor den diffuse bakgrunnsbelastningen (Molvær et al., 1997, se desuten senere data fra ytre Østfjord (Green 1997), Lurviksfjorden (Berge 1999) og Skagerrakkysten syd for Risør (Knutzen et al., 1999a)). Innen JAMP ble det i 1996 i skjell fra Gressholmen (lit syd for Hovedøya, kif. figur 1) funnet såvidt høy konsentrasjon som $0,54 \text{ ng TE}_{\text{PCDD}}/\text{kg}$ v.v. (Green 1997).

Vesentlig større bidrag til giftighetspotensialet i skjell kom fra PCB (se også fig. 8). Det har så langt ikke vært nok data for å anså "høyt bakgrunnsnivå" av ΣTE_{PCB} i blåskjell, men bidraget fra non-orto PCB som er registrert i indre Østfjord på ca. $0,7-1,8 \text{ ng/kg}$ er klart høyere enn funnet i skjell fra

Larviksfjorden (Berge 1999) og Skjervekkysten (Knutzen et al., 1999a). Oslofjordtallene for ΣPCB_{18} ligger mellom resultatene fra den moderate PCB-påvirkede Melkjorden og markert forurenkede indre del av Sandefjordsfjorden (Knutzen og Hylland 1998).

Av tabell 8 ses at det var noe vekslende inntil de relative bidragene til ΣPCB_{18} fra mono-orto og mono-para PCB. Særlig i betraktning av at ikke alle mono-orto PCB er analysert, synes det vanligvis å kunne antas omlag samme bidrag fra begge grupper, slik som i hovedsaken også funnet hos fisk (tabell 2).



Figur 8. ΣPCB i blåskjell fra utvalgte stasjoner i indre Oslofjord 1997, fordelt på $TCB_{mono-ortho}$ og $TCB_{mono-para}$, ng/kg fett.

ΣPCB i skjellene fra indre Oslofjord (unntatt Hølskilen) var ikke høyere enn i dioksinbelastede skjell fra Helgeroa (Knutzen et al., 1999a), der det nå ikke lenger er råd mot konsum. Imidlertid inneholdt Oslofjordskjellene betraktelig mer av andre (ikke dioksinlignende) PCB.

De orienterende analysene av klororganiske stoffer i *osters* fra Heggsholmen (litt syd for Hovefroya, jfr. Figur 1) 7/2 1999 (finansiert ved NIVA-midler) viste en konsentrasjon av ΣPCB_7 på 2,3 µg/kg våtvekt og av $DDT/DDD/DDD$ på henholdsvis 1,0, 1,1 og 0,8 µg/kg ($\Sigma DDT = 2,9$ µg/kg). Dette er omlag som funnet i blåskjell fra andre havnenære prøvesteder. *Osters* og blåskjell har samme leveste og kan så fra dette antas å ha noenlunde samme akkumuleringsegenskaper versus persistente organiske stoffer (derimot betydelig forskjell når det gjelder enkelte metaller – se kapittel 7).

5. Kvikksølv i fisk

Kvikksølvanalyserne i torsk viste tilnærmet normalverdier eller bare svake/mådelige overkonsentrasjoner (tabell 9), jvnfør det med 0,1 mg/kg våtvekt, som er grensen for kl. I i SE-1a klassifiseringsystem (Molven et al., 1997). Fisk fra de deler av fjordene som er mest belastet mht. kvikksølv i sediment (Knutzen 1994) viste tilsvarende, ikke vesentlig høyere konsentrasjoner enn torsk fra Vestfjorden, der JAMP har årlige observasjoner (Green et al., 1999). Spontanisk har det også oppstått like høye middelverdier i torsk fra Færder.

Nivået i prøven fra Hvervenbukta var merkelig lavt og kan neppe forklares ut fra belastningsforhold. Imidlertid kan den lave verdien ha sammenheng med at denne prøven skilte seg ut ved å bare omfatte individer av liten størrelse (Kfr. vedlegg 1). Generelt øker kvikksølvinholdet i bl.a. torsk med økende alder/størrelse (Knutzen og Green 1995 med ref.). Dette er også vist i Oslofjordmaterialelet av JAMP (Green et al., 1999).

Tabell 9. Kvikksølv i torsk (*Gadus morhua*) og skrubbe (*Platichthys flesus*) fra indre Oslofjord 1997-1998, mg/kg våtvekt.

Prøvesteder/-tid	Torsk	Skrubbe
Brevik/Buenefjorden 19/1-1998	0,12	-
Brevik/Trøgn 4/11-1997	-	0,09
Hvervenbukta nov. des. 1997	0,04	0,07
Ornøy/Ulvøy/Bekkelagsbassenget 22/1-1998	0,15	
Havnebassenget 22-23/10-1997	0,19	0,12
Lysakerfjorden 17-29/12-1997	0,16	0,10
Bærumbassenget 15/12-1997		0,17
VEAS/Bjorkås 29-30/12-1997	0,16	

Av tabell 9 ses at kvikksølverdiene i skrubbe stort sett har vært lavere enn i torsk fra samme område. Skrubbe kommer mer i direkte kontakt med det kvikksølvforurenkede sedimentet enn torsk, men opptaksstudier med både skrubbe og ål på forurenset sediment har vist liten akkumulering av kvikksølv bare som resultat av kontakt med sedimentet (Berge og Knutzen 1991, Sker et al., 1994b). Det antas derfor at opptak via næring spiller størst rolle for kvikksølvakkumuleringen og ellers artens plass i næringskjeden, sannsynligvis også artsspesifikke egenskaper.

6. Tinnorganiske forbindelser i fisk

Denne del av undersøkelsen har begrenset seg til orienterende analyser i torskelever fra ett havneområde og ett mer åpent område og filetet fra en småbåthavn, med henblikk på å se om og i hvilken grad den betydelige forurensningen med antibeptomogstativet tributyltin i havneområder også gir utslag i fisk. Via for er det ikke kjent data for tinnorganiske forbindelser i marin fisk fra Norge. Resultatene er presentert i tabell 10 og har omregnet til de aktive (giftige) ionene tributyltin (TBT) og trifenylytin (TPbT) og disses nedbrytningsprodukter fra angivelsene som konsentrasjoner av tin i vedlegg 3.

Tabell 10. Tinnorganiske forbindelser i lever av torsk fra et orienterende utvalg av prøver fra indre Oslofjord 1997, µg/kg våtvekt og angitt som tributyltin (TBT) og trifenylytin (TPbT) med deres respektive nedbrytningsprodukter DPhT (dibutyltin)/MPhT (monobutyltin) og OPbT/MPbT.

Prøvesteffer/Id	TBT	DPhT	MPhT	TPbT	OPbT	MPbT
Torsk, Havnebussengen 23/10-97	539	206	22	1785	<23	<17
Torsk, VÅS/Hjorkås 30/12-97	87 ^D	67 ^D	<15	1944	<24	<17
Ål, Frognerfjæren, oktober 1998	505	94	37	2334	<23	<17

^D Usikker (suspekt) verdi.

Det første man kan merke seg fra tabell 10 er at det i torskelever er funnet høyere konsentrasjoner av TPbT enn TBT både i materialet fra Kavringen-Havvedvya-Akershuskan (Havnebussengen) og særlig ved Hjorkås i Vestfjorden. Dette kan tyde på andre tilførsler enn fra skipsanaling, der det mest brukes TBT, mens TPbT mer anvendes som soppløpende middel i treimpregnering og landbruk (Kannan et al. 1995b, Bellford et al., 1999, Fjellidal 1994). Imidlertid ses også høye konsentrasjoner av TPbT i Ålen fra Frognerfjæren. Fjellidal (1994) er det en tabell som indikerer slutt på bruk av TPbT i treimpregneringsmidler i Norge etter 1995 (?), derimot fortsatt anvendelse av TBT for dette formål. Tilførsel av disse stoffer via kommunalt avløpsvann er ikke undersøkt i Norge, men er kjent fra andre land (bl.a. Bjørklund 1988, Fent et al., 1989, Fent 1996). TPbT er generelt ansett som betydelig mindre giftig enn TBT overfor vannlevende dyr (Zabel et al., 1988), men overfor enkelte arter kan TPbT virke sterkere enn TBT (Hariguchi et al., 1997).

Bortsett fra lave/moderate konsentrasjoner (opp til ca. 10 µg TBT/kg og ca. 70 µg/kg TPbT/kg våtvekt) i filet fra orienterende analyser av ferskvannsfisk (Folsvik et al. 1997, Folsvik og Brevik 1999), er det ikke tidligere registrert tinnorganiske forbindelser i fisk fra Norge. Bellford et al. (1999) gir en sammenstilling av TBT og DPhT funnet i fisk, skaldyr og blekksprut fra ulike deler av verden (få referanser etter 1997). For laks vedkommende er det mest registreringer i filet, men også fra et par referanser til undersøkelser i lever. For stamvinter vedkommende ble det funnet konsentrasjoner i intervallet 2-654 µg TBT/kg våtvekt. Observasjonene er fra asiatiske/australske arter og uten angivelse av leverens fettinnhold slik at det er vanskelig å sammenligne med tallene i tabell 10. (Med en okumulativ fordelingskoeffisiens (log K_{ow}) på omkring 3,5-4 (WHO 1990, Arnold et al. 1997)) skulle TBT ha en tendens til å akkumulere i fettholdig vev. Hverken Kannan et al. (1995) eller Takahashi et al. (1997) fant imidlertid noen sammenheng mellom fettinnhold og konsentrasjon av TBT).

I de fleste undersøkelser med analyse av både filet og lever, synes de høyeste TBT-konsentrasjonene å være funnet i lever (Kannan et al. 1995a; Oshima et al. 1997; Morcillo et al. 1997, Takahashi et al. 1997, 1999), men med unntak (Shawky og Founos 1998).

Den foretatte litteratursammenligning har ikke gitt videre med data for norske arter. Kamari og Edlundysz (1997) angir imidlertid innhold av som butyltin (mono-, di- og tributyltin) i filet av skrubb, piggvar, silde, ål, torsk, sjøørret, flekkvabbe, gjørs og makrell fra Gidansbukten i Østersjøen. De høyeste konsentrasjonene ble funnet i skrubb (316 µg/kg) og gjørs (155 µg/kg), mens nivået i to prøver av torsk lå på 14-29 µg/kg våtvekt.

Sammenlignet med de verdier som er rapportert internasjonalt (få for trifenyltin med nedbrytningsprodukter) synes konsentrasjonene av TFT som er registrert i lever av torsk fra havnebassenget og ål fra Frognerkilen (tabell 10) å være høye. Ut fra et tolerabelt daglig inntak på 0,25 µg/kg kroppsvekt (45 µg/kg daglig for en person på 60 kg, se Wilto, 1990, 1996 og Bellavid et al. 1999) aktualiserer resultatene både en vurdering av spisevanene av torskelover og ål fra de høyeste områdene og oppfølgende studier i andre deler av delen av fjorden som har stor båttrafikk (kf. kap. 8). Behovet for ytterligere registrering gjelder imidlertid generelt for tumorfremkallende stoffer i fisk og annen sjomat der man mangler opplysninger om nivåene. Det er således ønskelig med data ikke bare fra mistenkt belastede steder, men også fra referanselokaliteter. Foruten spørsmålet om spisevaner er dette begrepet i allmennlige naturvernehensyn, idet stadig flere undersøkelser viser at selv TFT med metabolitter akkumuleres i fiskeestende fugl og pattedyr (se bl.a. Kamari og Edlundysz 1997 med ref.).

7. Metaller i blåskjell og østers

For sammenligning med SETs klassifiseringssystem (Molyvet et al. 1997) gjengis i tabell 11 resultatene av metallanalysene i blåskjell på tørrvektsbasis, mens i data i vedlegg 4 vises konsentrasjonene på våtvektsbasis og % tørrvekt.

Uinntatt kobber var alle metallverdiene i blåskjell lave/moderate, dvs. under antatt høyt bakgrunnsnivå (kl. I i SETs klassifiseringssystem). For kobbers del var grenskredelsen av grensen for kl. I på 10 mg/kg tørrvekt liten (Tabell 11) og sannsynligvis uten praktisk betydning (se imidlertid merknad for østere). Resultatene er i samsvar med at det heller ikke tidligere er funnet et tilnærmet vesentlige overkonsentrasjoner av metaller i skjell, selv ikke i havnæreområdet (Gözet og Knutzen 1993).

Tabell 11. Innhold av kvikksølv, kadmiom, bly, krom, nikkel, sink og kobber i blåskjell fra indre Oslofjord 16.22/9 1997, mg/kg tørrvekt.

Prøvesteden	Hg	Cd	Pb	Cr	Ni	Zn	Cu
Hørvik/Kjernes	0,07	0,74	0,32	0,65	2,45	125,8	9,4
Paddelhavet	0,12	0,87	1,32	0,63	3,16	138,0	13,2
Hjørviden/Hospaviden	0,08	1,27	0,65	1,10	2,27	198,5	10,3
Hypokayens	0,15	1,13	2,14	1,26	3,40	161,0	12,5
Lysaker/Hesturakillen	0,13	1,18	0,97	1,12	3,35	184,3	14,0
Høftekten	0,15	0,95	0,98	0,91	3,01	137,8	13,3
Sandvika	0,11	0,89	0,45	0,83	3,33	147,0	10,5
Blakstadbukta	0,08	0,96	0,43	0,72	3,53	130,9	9,6
Hjørås/VFAS	0,06	1,18	0,48	0,68	3,81	142,9	10,9
Sætre	0,10	0,93	0,29	0,66	3,07	123,1	9,8

For bestanden av østere på Høygholmen ble det registrert følgende metallinnhold (mg/kg tørrvekt, konsentrasjoner på våtvektsbasis i vedlegg 4):

Kvikksølv: 0,14
 Kadmiom: 2,73
 Bly: 0,65
 Krom: 0,53
 Nikkel: 0,36
 Sink: 1728
 Kobber: 230

Av disse verdiene skiller kobber seg ut som unormalt høyt. 230 mg/kg tørrvekt ligger nær 3 ganger høyere enn øvre intervalverdi beregnet av Julshann (1981a) etter analyse av kobber i ulike vev av østere fra tre referanseområder. Fra de minst påvirkede stasjonene i undersøkelsene til Høyden (1975), Wading og Wading (1976) og George et al. (1978) ble det også observert under eller omkring 100 µg Cu/kg tørrvekt. Noe høyere maksimalverdier for kobber i østere (muligvis ut fra våtvektsbasis ca. 250 mg/kg tørrvekt) refereres imidlertid av Marinčić et al. (1984) fra et naturlig voksested i et område brukt til oppdrett (og ikke nevnt å være forurensed). Det høye sinkinnholdet synes derimot å være omlag som normalt for dette metallet i østere (Høyden 1975; George et al. 1978; Julshann 1981a; Marinčić et al. 1984, 1987) (Det kobberinnhold i vannet gjenspeiles sannsynligvis bedre i østere enn i blåskjell (Røt B.L., Julshann 1981c). Øvrige metaller ses å oppføre i omlag samme eller lavere konsentrasjoner enn i blåskjell, og resultatene stemmer dessuten rimelig godt med det Julshann (1981a,b) registrerte fra referanselokalteter på Vestlandet.

8. Tinnorganiske forbindelser i blåskjell

Resultatene fra analysene på tinnorganiske forbindelser er i tabell 12 omregnet fra rådata (vedlegg 4) til våtvektsbasis og angitt som konsentrasjoner av de respektive ioner (som stoffenes giftvirkning er knyttet til). I Figur 9 er TBT-innholdet angitt på tørrvektsbasis og jevnført med grensen for Klasse 1 i SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997).

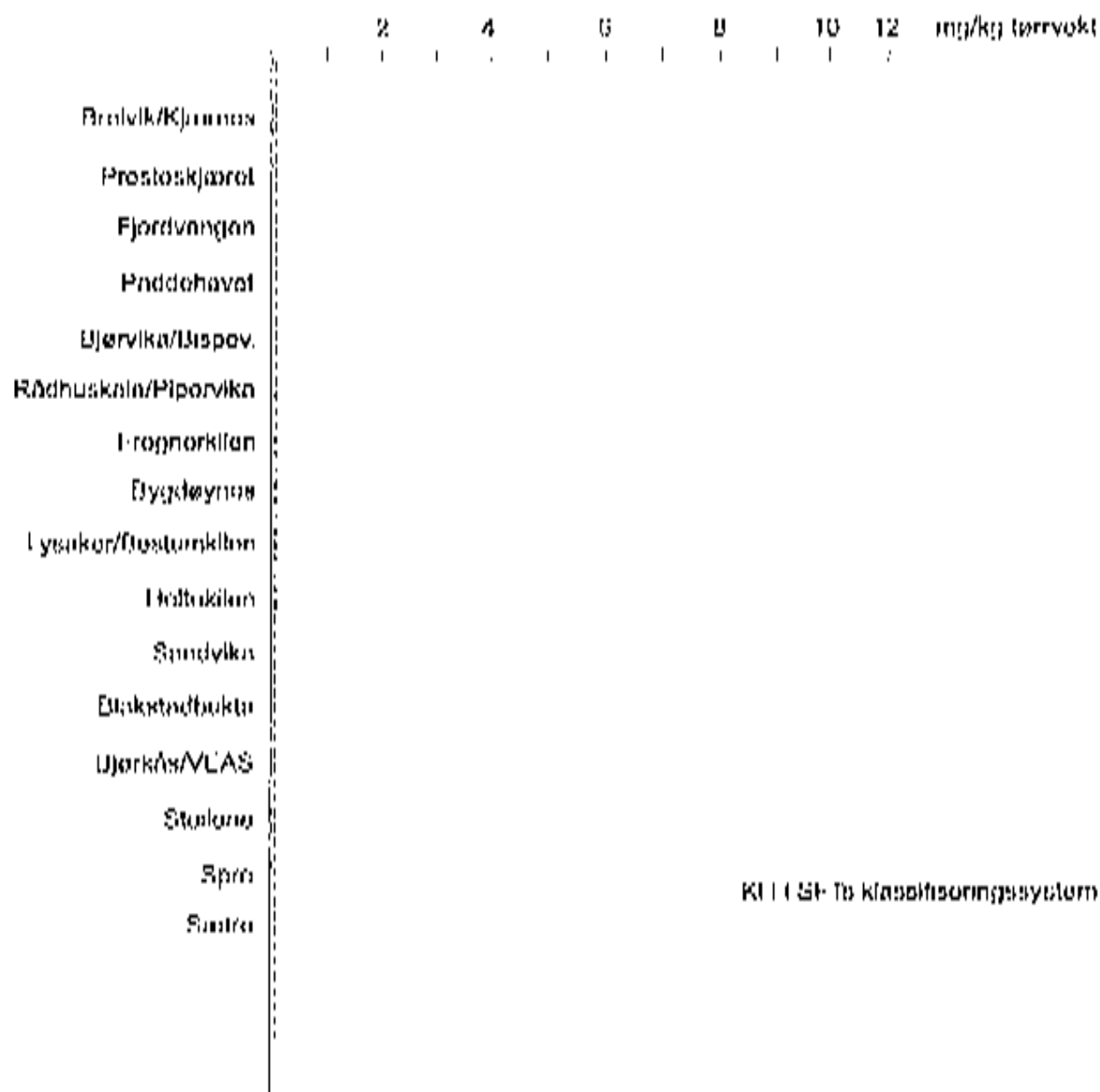
I motsetning til de øvrige kl. 1-grensene i systemet (tinnan kvikksølv i fisk), som bare angir et anslutt/berøpnet høyt bakgrunnsnivå fra diffus belastning, er TBT-grensen knyttet til risiko for negative effekter på marine organismer. For de mest ømfintlige artene (bl.a. purpursnegl, *Nucella lapillus*) ligger grensen omkring 1 ng TBT/l (se ref. i Knutzen et al. 1995c). Antas en biokonsentrasjonsfaktor (BKF) i blåskjell på 10.000, tilsvarer et TBT-innhold i det omgivende vannet på 1 ng/l en konsentrasjon 10 µg TBT/kg våtvekt i skjell. Omregnet til tørrvektsbasis har dette gitt en (oppad avrundet)grense for kl. 1 på 100 µg/kg tørrvekt (= 0,1 mg/kg). Grensen kan på den ene siden anses som fore var, idet angivelsene for BKF i blåskjell varierer fra under 5000 opp til over 10 ganger høyere og sannsynligvis avtagende BKF med økende innhold av TBT (se ref. i Knutzen et al. 1995c, dessuten i Alzien 1996). Tilfelle vil en så lav konsentrasjon som 1 ng/l tilsvare mer enn 0,1 mg TBT/kg tørrvekt i skjell. På den annen side har en ekspertgruppe vurdert den raskeste grensen for TBT i vann til å være 1-2 størrelsesordener lavere enn 1 ng/l (OSPARCOM 1996). Det bør umiddelbart fremheves at de fleste planter og dyr synes å ha en toleransегrense betydelig over 1 ng TBT/l. I intervallet 10-100 ng/l driver skadene seg mest om redusert vekt og forringing, mens direkte dødelighet først opptrer ved høyere konsentrasjoner; sjelden under 1 µg/l hos voksne individer (se ref. i Knutzen et al. 1995c). Blant annet på grunn av de store forskjellene i marine organismers ømfintlighet er det usikkerhet og delvis uenighet om hvor alvorlig den utredte forurensning med TBT skal betraktes (Evans 1999).

Tabell 12. TBT (tributyltinn) med nedbrytningsproduktene DBT og MBT (di-/monobutyltinn) og TPhT (tribenyltinn) i blåskjell fra innsjø Oslofjord 16-27/9 1997, µg/kg/våtvekt.

Provessteder	TBT	DBT	MBT	TPhT
Breivik/Kjernes	256	95	16	143
Proteskjæret	195	58	21	89
Fjordvannet	241	99	30	101
Paddelhavet	747	280	48	391
Bjørsvika/Hjåpevika	1358	611	92	65
Rådhuskan/Piperovika	1662	1228	280	97
Frognerkilen	999	527	135	176
Hygdevnes	594	213	49	162
Lysaker/Hestumkilen	1000	365	68	336
Høltrekilen	448	232	58	492
Sandvika	426	235	56	357
Blikstadbukta	446	178	33	118
Bjorkås/VEAS	559	209	40	285
Steilene	362	112	19	53
Sprø	213	74	21	38
Sætre	311	147	28	242

Av tabell 12 ses sterkest forurensning med TBT og nedbrytningsprodukter i havnebassenget og dessuten i områder med stor tetthet av fritidsbåter. At det er såvidt høye konsentrasjoner på steder som Frognerkilen, Lysakerfjorden/Hestumkilen og Paddelhavet kan tyde på ulovlig bruk på småbåter

under 25 m (følbredt måtatt for aluminiumsbåter siden 1/1 1990, Fjelldal 1994). Imidlertid er det også mulig at det kommer et bidrag ved mobilisering fra tidligere forurenkede grunnvannsedimenter.



Figur 9. TBT (tributyltin) i blåskjell fra ulike Oslofjord 1997, mg/kg tørrvikt.

Figur 9 viser at grensen for K1 i SF-Ts klassifiseringssystem på 0,1 mg TBT/kg tørrvikt overskrides med fra ca. 10 (til omkring 100 ganger – filter resonanstenet gjenatt ovenfor betyr dette en risiko for de mest sensitive marine dyr over hele indre fjord). Pimpussnepl, som så langt kjent er den mest sensitive blant norske arter, fins av naturlige grunner ikke i indre Oslofjord. Imidlertid har man kunnet konstatere grader av avvik fra normalt utfinnsede kjønnsforhold hos tinner av den mer tolerante store (vandle) strandsnepl (*Littorina littorea*) i de innerste delene av fjorden (publikasjon under forberedelse, lovprisresultater summertisk referert i Betge og Knutzen 1999). Stora forstyrrelse

ble funnet i eksemplarer fra Frognerpikilen og Besunntulen, mindre i sneiell fra bla. Hovedøya og Kvernengen og symptomfritt ved Rambergøya (i ytre del av "havneskjerpjorden").

Den lave tolerable dagsdosen på 15-20 µg TBT for voksne (60-80 kg), sammen med den øvrige forurensning (PCB, PAH) gjør at spiseligheten av skjell fra de mest påvirkede delene av fjorden bør vurderes av næringsmiddelmyndighetene.

Blåskjell er blant de mer tolerante marine bløddyr og overlever sannsynligvis ved konsentrasjoner så høye som 1 µg/l (1000 ng/l), men redusert vekst og stress-symptomer registreres ved konsentrasjoner på 100 ng/l og lavere (se referanser i Knutzen et al. 1995c). For TBT-innhold i skjell som medfører redusert filteropptake (fødeopptak) og mindre energioverskudd til vekst (scope for growth) angir Widdows og Page (1993) tydelige negative effekter ved innhold av TBT over 4 mg/kg tørrvekt, men økt respirasjon kan registreres i hvert fall for TBT-innhold over 0,5-0,5 mg/kg tørrvekt (Widdows og Page 1993). Av Figur 9 ses at indre del av Vestfjorden er preget av en TBT-eksponering (ett opp mot grensen på 4 mg/kg tørrvekt for tydelige negative utslag på skjellenes energibudsjett, og for fire av de innerte delområdene har veksten på observasjonsundersjekter vært klart hemmet.

Forholdet mellom konsentrasjonene av TBT og nedbrytningsproduktet DBT i tabell 17 varierer i intervallet 1-1,3, med et gjennomsnitt på 2,4. Både de høye konsentrasjonene og overvekten av TBT jevnført med DBT indikerer vedvarende tilførsel av TBT. Også DBT er giftig, men generelt i mindre grad (Widdows og Page 1993). I den senere tid er det imidlertid kommet resultater som tyder på at den negative virkningen på immunsystemet fra TBT, som det har vært spekulert over konsekvensene av for bla. sjøpattedyr (Kamm et al. 1997), i større grad kan tilskrives DBT enn TBT (Cima et al. 1995, O'Halloran et al. 1998, Bauchaud et al. 1999).

Blåskjells evne til å konsentrere ut TBT, målt som halveringstid, angis noe forskjellig: ca. 2 uker av Laughlin et al. (1986), 3-6 uker av Zedler og Jensen (1989) og nærmere 10 uker for samlede bløddeler men vesentlig kortere for enkelte organer/vev, av Page et al. (1995). Sistnevnte mener at de ulike opplysningene om TBT's halveringstid skyldes at utskillelsen er en biotisk prosess som omfatter flere organer med ulik utskillelseeffektivitet og dessuten at resultatene som angis avhenger av eksponeringsforholdene. Page et al. (1995) fant også langsommere utskillelse av DBT enn TBT.

Østfjordobservasjonene fra 1997 kan ses ikke uten videre sammenlignbare med den første systematiske registreringen av TBT/DBT/MBT fra Norge (i 1993) da det ble benyttet en annen analysemetode. I henhold til Følsvik (1997) gir den nye og forbedrede teknikken sannsynligvis konsentrasjoner som ligger 2 ganger høyere eller mer. Tar man hensyn til dette, ligger nivåene i skjell fra indre Østfjord i den lavere/middele del av intervallet for 1993-observasjonene fra havner og enkelte referanseområder (jf. tabell 3 i Knutzen et al. 1995c).

Efter havneundersøkelsen i 1993 har det bare vært spredte observasjoner av tinnorganiske forbindelser i blåskjell fra Norge, og det er behov for en ny landsomfattende studie som kan gi oppdaterte verdier med ny analysemetodikk både fra referanselokalteter og havner.

Av senere undersøkelser med den nye metodikken kan nevnes moderate konsentrasjoner i skjell fra Laryksfjorden (49-150 µg TBT/kg tørrvekt, se Berge 1999, dvs. ca. 60-220 µg/kg våtvekt). Derimot ble det registrert relativt høye konsentrasjoner i skjell fra indre Sandefjordfjorden (11-858 µg TBT/kg våtvekt, Knutzen og Hylland 1998), likeledes i skjell fra delene av Kristiansandsfjorden (opp til 700 µg/kg v.v., Knutzen et al. 1998b), men altså begge steder med lavere maksimumsnivåer enn konstatert i skjell fra deler av indre Østfjord. I blåskjell fra innerst i Meljorden ble det bare funnet 68 µg/kg våtvekt (Knutzen og Hylland 1998).

Med et visst forbehold med hensyn til sammenlignbarheten av de benyttede analysemetoder, kan verdiene i tabell 17 også jevnføres med utenlandske registreringer. Forholdet gjelder særlig eldre

steder. For referanser fra før 1995 kan henvises til oversikt i Knutzen et al. (1995e). Av nyere resultater kan nevnes (µg TBT/kg våtvekt.):

- Finnmarksområdet/Storbritannia 1987-1993 (Page 1995): Middelværdier ca. 90-400 (omregnet fra tørrvektbasis)
- Div. lok. fra Skottland og sydløve kystkysten av Storbritannia (Wardlaw et al. 1995): ca. 3-220 (omregnet fra våtvektbasis)
- Filbenestualet/Tysk Nordsjøkyst 1993 (Shawky og Fuons 1998): Middelværdier 25-54 (omregnet fra Sn basis; sterk reduksjon på en av lokalitetene fra 1985 - da ca. 140 µg TBT/kg våtvekt.)
- 5 lok. Fyn/Danmark 1993, bl.a. nær skipsverft og marinaet (Lundebye et al. 1997): ca. 60-900 (omregnet fra angivelse som Sn)
- Div. lok. Island 1993-1994 (Skarphedinsdóttir et al. 1996): Middelværdier/standardavvik 15/13-123/93
- Otsuchibukten/Japan 1994 (Takahashi et al. 1999): 45
- Div. lok. Spanias Middelhavskyst 1995, bl.a. nær en marina (Morello et al. 1999): Middelværdier ca. 5-1450 (omregnet fra angivelse som Sn på tørrvektbasis)
- Samme lokaliteter som ovenfor 1996 (Morello et al. 1999): Middelværdier ca. 2-2700 (omregnet fra angivelse som Sn)
- Otsuchibukten/Japan 1996 (Harino et al. 1998): 40-180
- Osaka havn/Japan, mest belastede lokalitet 1989-1996 (Harino et al. 1999): ca. 100-2400 (lest av lipn)
- Div. lokaliteter i Danmark 1998 (Markager et al. 1999): ca. 5-230 (omregnet fra Sn)

Av dette ses at de høyeste verdiene fra indre Oslofjord kan måle seg med konsentrasjoner målt i skjell fra storhavner som Osaka (Harino et al. 1999) og Barcelona (Morello et al. 1999) og med kontantmeringsgraden i omegnen av marinaer (Morello et al. 1999, Lundebye et al. 1997).

Som nevnt i kap. 6 har **trifenyltin** (TPhT) generelt vært bedømt til å være om lag en 10-potens mindre giftig enn TBT overfor akvatisk organismer (Zabel et al. 1988), men enkelte arter kan være mer omfattlig for TPhT (Horiguchi et al. 1997). Tilikhet med TBT har TPhT vært brukt som antibiofoulingbehandling i maling og impregnering av tre, men globalt sett kanskje mer som søppelrepende middel i landbruket (Kamran et al. 1995), bl.a. i forbindelse med potettdyrking (Ståb et al. 1996). Hos oss er TPhT bare kjent som trimpimpregneringsmiddel, idet tannorganiske forbindelser ikke har vært godkjent for bruk etter 1985 (Ejellidal 1994). For 1995 estimerte Ejellidal (1994) null utslipp av TPhT i Norge.

Sett om TPhT er mindre giftig enn TBT i akvatisk miljø viser det britiske forslaget til vannkvalitetskriterium på 8 ng/l (Zabel et al. 1988) at det dreier seg om et stoff som i hvert fall overfor enkelte organismer har meget høy kronisk giftighet. Enda mer betenkelig blir det når man finner til dels betydelige nivåer på høyere trinn i næringskjeder, således i fisk (se ref. i kap. 6) - lipn (Ståb et al. 1996) og sjøpattedyr (Ariese et al. 1998); til dels i høyere konsentrasjoner enn TBT (Ståb et al. 1996, Morello et al. 1997; se også om sterk akkumulering i krebber fra Japan hos Kamran et al. (1995b)). Tilikhet med TBT/DBT har også trifenyltin negativ effekt på immunsystemet (Cima et al. 1997).

På bakgrunn av det man synes å vite om bruk av trifenyltin i vårt land må de høye konsentrasjonene observert i fisk og bløttskjell fra indre Oslofjord, ertill registreringene i ferskvannslisk (Følsvik et al. 1997, Følsvik og Brevik 1999), seses som bemerkelsesverdige og foranledige nærmere etterforskning av mulige kilder. Sannsynligvis er anvendelse som beprøingsmiddel i maling, en av kildene, selv om mønstret med hensyn til forekomst i bløttskjell fra indre Oslofjord var forskjellig fra TBT (liten grad av samvariasjon). Mens høye verdier av TBT i skjell først og fremst er registrert fra områder med stor skips- eller småbåtttrafikk (Bjørsvika/Bispevika, Rådhuskna, Lysaker/Bestumkilen, Frognerkilen, Puddehavet), er de høyeste konsentrasjonene av TPhT observert i Holtekilen, Puddehavet, Frognerkilen, Sandvika og Lysaker/Bestumkilen (kf. Tabell 1.2). Ut fra dette var det

Paddelhavet, Frognerkilen, Sandvika og Lysaker/Bestumkilen (se Tabell 12). Ut fra dette var det betydelig forekomst av både TCE og PHE på steder med høy tetthet av småbåter, mens det derimot var bemerkelsesverdig moderate nivåer av TCE i storbåthavnen (Kådhuskaia/Piperвика, Bjovika/Aspevika).

Føreløpig er det få registreringer av fenyltin i blåskjell å sammenligne dataene i Tabell 12 med. Midlertid ble det i Sandefjordsfjorden/Melkjorden 1997 funnet et betydelig høyere kontaminasjonsnivå enn i andre Oslofjord (26-249 µg TPE/kg tørrvekt, med de høyeste konsentrasjonene i skjell fra østre Sandefjordsfjorden (Knutzen og Hylland 1998). I Larviksfjorden 1998 ble det registrert enda høyere verdier: 10-31 µg/kg (Berge 1999).

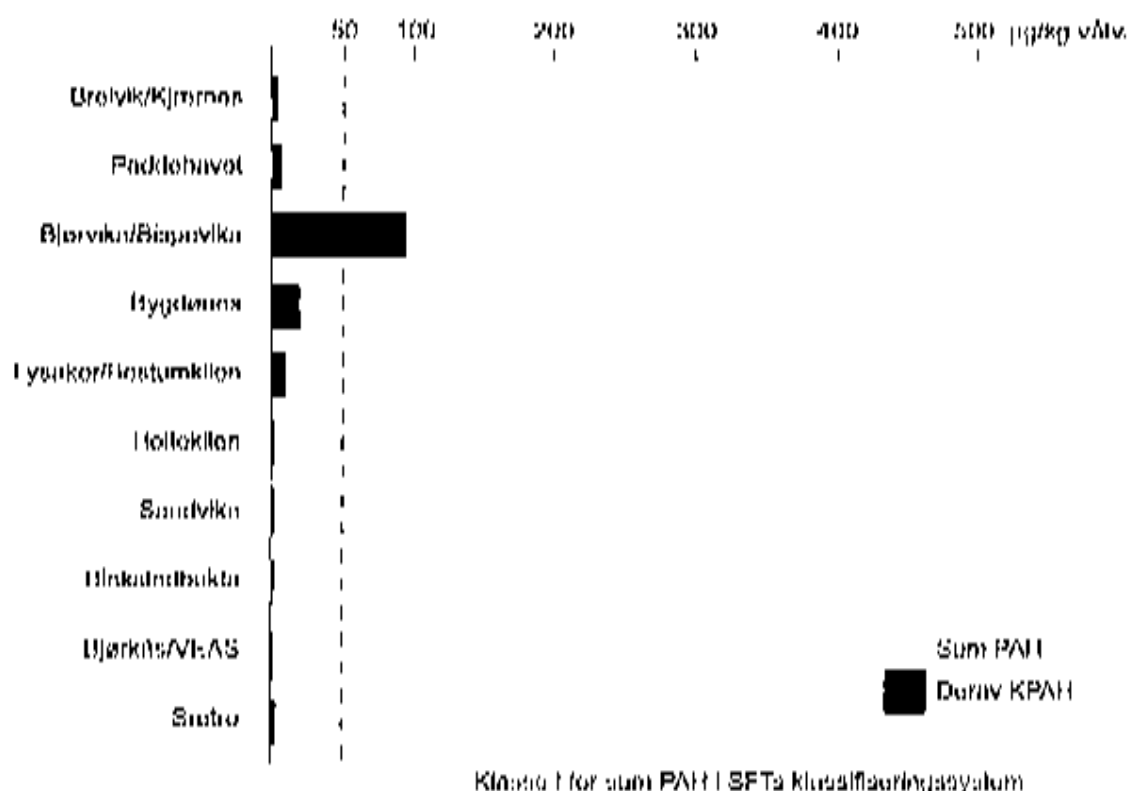
Funnene av høye konsentrasjoner av trititylamin med metabolitter og trititylamin i både fisk og blåskjell fra andre Oslofjord aktiviteter påfører fortsatte aktiviteter på å kontrollere og begrenne bruken av disse stoffene. Dermed er det behov for utvidet kartlegging av stoffenes forekomst og overvåking. Overvåking er nødvendig både som kontroll av at tiltak virker etter hensikten og på grunn av den lange oppholdstiden i miljøet som må forventes ut fra stoffenes bestandighet i sedimenter. Avhengig av lokale forhold er det registrert halveringstider for TCE i sediment fra ett til opp mot tyve år (Alzien 1998).

I Oslofjorden er det for tiden i gang et forskningsprosjekt (F. Brevik, NIVA, pers. medd.) som vil gi flere resultater mht. forekomsten av tinorganiske stoffer i vann og organismer fra deler av fjorden med ulik belastning (bl.a. i områdene av Bekkelaget rensanlegg, Frognerkilen og med en referanseslagning i ytre fjord). Hovedhensikten er midlertid å se på anvendeligheten av semipermeable membraner fylt med tritium (T₃) som overvåkingsverktøy og sammenligne med blåskjell. I praktisk forvaltningsmessig sammenheng er det midlertid viktigere å få forent en kartlegging av tinorganiske stoffer i sediment og utvidede studier av TCE/PHE i organismer, særlig i filet av fisk.

9. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell

Følgjere undersøkelser har vist moderate til markerte overkonsentrasjoner av PAH i blåskjell, dvs. 12-6 ganger grensen for K1 i SFTs klassifiseringssystem på 50 µg/kg våtvekt. Dette gjaldt både naturlig voksende skjell fra Rådhuskaien og forskjellige andre, antatt mindre belastede lokaliteter i indre fjord (Gjæren og Knutzen 1993) og ved opptaksstudier av transplanterte skjell til munningen av Bjørvika/Bispevika (Skrei et al. 1994b).

Bortsett fra skjellene samlet i Bjørvika/Bispevika bekrefter 1997-observasjonene (Figur 10) den generelt moderate graden av PAH-belastningen i fjorden. Imidlertid kommer denne belastningen fra ulike typer av kilder (forturenseede vassdrag, gateavrenning, utslipp fra renseanlegg for husholdningsavfall og eksos/øljespill fra skips- og båttrafikk). Kildene preges i større eller mindre grad av at utfordene er ujevne. Spesielt gjelder dette øljespill og gateavrenning (med eksosmedfyll, og partikler fra asfalt- og gummiabrasjon). Følgelig må det for ventas betydelige variasjoner både geografisk og innen de enkelte områder. Denne variasjonen vil gjenspeiles i blåskjell, som ikke bare har et hurtig opptak av PAH, men også skifter ut disse stoffene relativt raskt til tross for lite utviklet evne til nedbrytning (Knutzen 1989 med ref.). Av dette følger at situasjonen som fremtrer fra figur 10 strengt tatt bare gjengir et øyeblikksbilde. Imidlertid gjelder dette forbehold i størst grad sjøarealet nær havnen og steder med vassdrag eller utslipp fra renseanlegg (særlig via overløp). I områder med generell mindre vekslende tilførsel må de funne PAH-nivåene kunne anses som rimelig representative



Figur 10. Sum PAH og sum KPAH (se forklaring i tekst) i blåskjell fra indre Oslofjord 1997, µg/kg våtvekt.

Som man ser av Figur 10 skiller Bjørsvika/Bospesvika seg ut ved en overkonsentrasjon av PAH på omkring 10 ganger, mens det på resten av stasjonene var mindre enn 3 ganger overskridelse av grensen for Kl. I. Når det på enkelte av stasjonene er registrert mindre enn 50 µg PAH/kg våtvekt illustrerer dette bare at "antatt høyt bakgrunnsnivå" i hvert fall ikke er satt for høyt (k.f. Kuntzen og Green 1995, tabell 20).

KPAH i Figur 10 representerer summen av potensielt kreftfremkallende PAH-forbindelser (dvs. de PAH som inngår i Cl, 7A og Gc-2B i IARC 1987) i SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997) er "antatt høyt bakgrunnsnivå" for denne stoffgruppen satt til 10 µg/kg våtvekt. Av figuren ser vi at analysene stort sett har gitt verdier under eller opp mot dette. Bare i skjellene fra Bjørsvika/Bospesvika var det ca. 10 ganger høyere.

Næringsmiddelmyndighetene har under utredning et grunnlag for å vurdere spiseligheten av PAH holdig sjømat ut fra forekomsten av benzo(a)pyren (B(a)P, med en sikkerhetsfaktor for ledsagende oppretten av de øvrige KPAH. Av vedlegg 4 fremgår at konsentrasjonen av B(a)P i bløt skjellene fra Bjørsvika/Bospesvika var 6,3 µg/kg våtvekt, mens skjellene fra de øvrige lokalitetene inneholdt omkring 1 µg/kg eller under deteksjonsgrensen på 0,5 µg/kg våtvekt, dvs. innenfor eller bare svakt over Kl. I i SFTs klassifiseringssystem.

10. Referanser

- Ahlborg, U.G., 1989. Nordic risk assessment of PCDDs and PCDFs. *Chemosphere* 19: 603-608.
- Ahlborg, U.G., G.C., Beeking, J.S., Birnbaum, A., Brouwer, H., G.M., Derks, M., Freely, G., Glor, A., Hanberg, A.C., Larsen, A.K.D., Larn, S.H., Safe, C., Schlatter, F., Wan, M., Younes and E. Yrjanheikki, 1994. Toxic equivalency factors for dioxin-like PCDFs. Report on a WHO-ECETD and IPCS consultation, December 1994. *Chemosphere* 28: 1049-1067.
- Alzou, C., 1996. Biological effects of tributyltin on marine organisms. S. 167-211 i S. J. Mori (red.) Tributyltins. A case study of an environmental contaminant. Cambridge University Press, Cambridge.
- Alzou, C., 1998. Tributyltin: case of a chronic contamination in the coastal environment. *Ocean & Coastal Management* 40:23-36.
- Ariese, E., B. van Hartum, G. Hojman, J. Boon og C. ten Hallers Tjabbes, 1998. Butyltin and phenyltin compounds in liver and blubber samples of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) stranded in the Netherlands and Denmark. Report from Institute for Environmental Studies, Amsterdam, Nederland, 10 s.
- Arnold, C. G., A. Wendenhaupt, M. M. David, S. R. Møller, S. B. Haderlem og R. P. Schwarzenbach, 1997. Aqueous speciation and 1-octanol-water partition coefficient of tributyl- and triphenyltin: Effects of pH and tin composition. *Environ. Sci. Technol.* 31:2596-2602.
- Bellfroid, A. C., M. Purperhart og E. Ariese, 1999. Organotin levels in seafood in relation to the tolerable daily intake (TDI) for humans. Institute of Environmental Studies, Vrije Universiteit, Amsterdam. Rapport E-99/12, juni 1999, 19 s. (vedlegg).
- Berge, J. A., 1999. Miljøovervåking i Fjerviksfjorden 1998. Miljøgifter i fisk, krabbe og blåskjell. NIVA-rapport 4033-99, 67 s.
- Berge, J. A. og J. Knutzen, 1991. O-895904/E-90406. Sedimentenes betydning for forurensningsstilstanden i Fjerviksfjorden og tilgrensende områder. Rapport 3. Eksperimentell opptak av persistente klororganiske forbindelser og kvikksølv i skrubbe og krabbe, opptak/utskillelse i blåskjell og rensning av miljøgiftinnhold i bunndyr fra Fjerviksfjorden og Breviksfjorden. NIVA rapport 2573, 143 s.
- Berge, J. A. og J. Knutzen, 1999. TBT (tributyltinn) og andre tinnorganiske stoffer – effekter og nivåer. *Vann* 30(1999):6/3 687.
- Bjerkeng, B., J. Knutzen, R. Gulbrandsen og J. Skei, 1991. Tiltaksanalyse for Grenlandsfjordene. Rapport 3. Omsetning av miljøgifter. NIVA rapport 2592, 121 s.
- Bjørklund, L., 1988. Miljøeffekter av tembaserede skipsbottenfarger. Kemikalieinspeksjonen, rapport 6/88.
- Bouchard, N., J. Pelletier og M. Fournier, 1999. Effects of butyltin compounds on phagocytic activity of hemocytes from three marine bivalves. *Environ. Toxicol. Chem.* 18 519-527.

Boydett, C. R., 1975. Distribution of some trace metals in Poole Harbour, Dorset. Mar. Pollut. Bull. 12:180-187.

Cima, F., L. Dallarin, G. Bressa og A. Sabbadin, 1995. Immunotoxicity of butyltin in tunicates. Appl. Organomet. Chem. 9:567-572.

Cima, F., L. Dallarin, G. Bressa, A. Sabbadin og P. Durighel, 1997. Triphenyltin pesticides in sea water as immunotoxins for tunicates. Mar. Chem. 58:267-273.

Evans, S. M., 1999. Tributyltin pollution: the catastrophe that never happened. Mar. Pollut. Bull. 38:629-636.

Fent, J. K., 1996. Organotin compounds in municipal wastewater and sewage sludge: contamination, fate in treatment process and end ecotoxicological consequences. Sci Total Environ. 185:151-159.

Fent, J. K., R. Fossbørd og H. Sæghist, 1989. Organotins in a municipal wastewater treatment plant. S. 72-80 i H. Løkke, H. Tyler og F. Bro-Rasmussen (red.): 1st European Conference on Ecotoxicology, Oct. 17-19, 1988, København. Polyteknisk Forlag, Odense, 1989.

Fjelldal, J. Chr., 1991. Materialanalyse av tinnorganiske forbindelser. SF-rapport TA 1046/91 Statens Forurensningsstilsyn, Oslo. 43 s.

Følsvik, N.A.H., 1997. Determination and speciation of organotin compounds in environmental samples by gas chromatography-microwave induced plasma atomic emission spectrometry. Levels and effects of organotin compounds in environmental samples from Norway and the Faroe Islands. Hovedfagsarbeide ved Kjemisk avdeling, Universitetet i Oslo, juli 1997, 64 s.

Følsvik, N. og E. M. Brevik, 1999. Levels of organotin compounds in burbot (*Lota lota*) from Norwegian lakes. J. High Resol. Chromatogr. 22:177-180.

Følsvik, N., T. Sætre og E. M. Brevik, 1997. Organotin compounds in Norwegian freshwater fish. S. 53-64 i T. Vartiainen og H. Komulainen (red.): 2th Nordic Symposium on Organic Pollutants Kuopio University Publications C. Natural and Environmental Sciences 68.

George, S. G., B. J. S. Pirie, A. R. Cheyne, T. L. Chumble og P. T. Grant, 1978. Detoxication of metals by marine bivalves: An ultrastructural study of the compartmentation of copper and zinc in the oyster *Ostrea edulis*. Marine Biol. 45:147-156.

Green, N. W., 1991 Joint Monitoring Programme (JMP): National comments to the Norwegian Data for 1991. NIVA-prosjekt 0-80/06, 27/1-1993, 74 s. (JMG dokument 18/3/8-15(1)).

Green, N.W., 1997. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). National comments to the Norwegian data for 1996. Rapport 715/97 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3730-97, 129 s.

Green, N.W. og J. Kmtzen, 1993. Miljøundersøkelser i indre Oslofjord. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer 1992. Rapport 54/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 2972, 54 s.

Green, N. W. og G. Severinsen, 1999. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP) Contaminants in fish 1993-1997. Norwegian biota data. Rapport 776/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4084-99, 193 s.

- Green, N.W., J. A. Berge, A. Helland, K. Hylund, J. Knutzen og M. Walday, 1999. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). National Comments regarding the Norwegian Data for 1997. Rapport 752/99 innen Statlig program for forennsningsovervåking. NIVA rapport 4980/99, 144 s.
- Grimmer, G. og H. Böhnke, 1975. Polycyclic aromatic hydrocarbon profile analysis and high-protein foods, oils and fats by gas chromatography. *J. AOAC* 58: 725-733.
- Hamberg, A., E. Wärn, I. Asplund, F. Haglund og B. Safe, 1990. Swedish dioxin survey. Determination of 2,3,7,8-TCDD toxic equivalent factors for some polychlorinated biphenyls and naphthalenes using biological tests. *Chemosphere* 20: 1161-1169.
- Hirino, H., M. Fukushima, Y. Yamamoto, S. Kawai og N. Miyazaki, 1998. Contamination of butyltin and phenyltin compounds in the marine environment of Osaka Bay, Japan. *Environ. Pollut.* 101:209-214.
- Hirino, H., M. Fukushima og S. Kawai, 1999. Temporal trends of organotin compounds in the aquatic environment of the Port of Osaka, Japan. *Environ. Pollut.* 105:1-7.
- Hotoguchi, T., H. Shirashi, M. Shimizu og M. Morita, 1997. Effects of triphenyltin chloride and five other organotin compounds on the development of imposex in the rock shell *Thais chrygona*. *Environ. Pollut.* 95:85-91.
- IARC, 1987. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluation of carcinogenicity. An update of IARC monograph volume 1 to 42, suppl. 7 (Lyon).
- Julshamn, K., 1981a. Studies on major and minor elements in molluscs in Western Norway. I. Geographical variations in the content of 10 elements in oyster (*Ostrea edulis*), common mussel (*Mytilus edulis*) and brown seaweed (*Desmophyllum mundaion*) from three oyster farms. *Fisk. Dir. Skr., Ser. Ernæring* 1:161-182.
- Julshamn, K., 1981b. Studies on major and minor elements in molluscs in Western Norway. IV. The distribution of 17 elements in different tissues of oyster (*Ostrea edulis*), common mussel (*Mytilus edulis*) and horse mussel (*Modiolus modiolus*) taken from unpolluted water. *Fisk. Dir. Skr., Ser. Ernæring* 1:215-234.
- Julshamn, K., 1981c. Studies on major and minor elements in molluscs in Western Norway. VI. Accumulation and depletion of cadmium and lead and 5 further elements in tissues of oyster (*Ostrea edulis*), and common mussel (*Mytilus edulis*) by transfer between waters of highly different heavy metal loads. *Fisk. Dir. Skr., Ser. Ernæring* 1:247-265.
- Kamran, K. og J. Palandysz, 1997. Butyltin residues in sediment, fish, fish-eating birds, harbour porpoise and human tissues from the Polish coast of the Baltic Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 34:203-207.
- Kamran, K., S. Tambe og R. Tatsukawa, 1995a. Butyltin residues in fish from Australia, Papua New Guinea and Solomon Islands. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 61:263-273.
- Kamran, K., S. Tambe og R. Tatsukawa, 1995b. Phenyltin residues in horseshoe crabs, *Tachypleus tridentatus* from Japanese coastal waters. *Chemosphere* 30:925-932.
- Kamran, K., K. Senthilkumar, B. G. Loganathan, S. Takahashi, D. K. Odell og S. Tambe, 1997. Elevated accumulation of tributyltin and its breakdown products in bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) found stranded along the U.S. Atlantic and Gulf coasts. *Environ. Sci. Technol.* 31:296-301.
- Knutzen, J., 1987. Om "bakgrunnsnivåer" av klorerte hydrokarboner og beslektede forbindelser i fisk. NIVA-rapport 2002, 173 s.
- Knutzen, J., 1989. PAH i det akvatiske miljø – opptak, utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA-rapport 2205, 107 s.

- Knutzen, J. og N.W. Green, 1995. "Bakprøvningsværet" av miljøgifter i fisk, blåskjell og reker. Data fra utvalgte norske prøvesteder innen den felles overvåking under Oslo Paris-kommisjonene (Joint Monitoring Programme - JMP) 1990-1993. Rapport 594/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3302, 106 s.
- Knutzen, J. og K. Hylland, 1998. Miljøovervåking i Sandefjordsfjorden og andre Meljorden 1997-98. Delrapport 3. Miljøgifter og effekter i fisk og skaldyr. Rapport 765/98 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3934-98, 76 s.
- Knutzen, J., I. Kopperud, J. Magnússon og J. U. Skjåre, 1993. Overvåking av miljøgifter i Drammensfjorden og Drammenselva 1991. NIVA-rapport 2838, 50 s.
- Knutzen, J., J. Skerf, T. M. Johnsen, K. Hylland, J. Klungsoy og M. Schlöbach, 1995a. Miljøgiftundersøkelser i Byfjorden/Bergen og tilleggende fjordområder - Fase 2. Observasjoner i 1994. NIVA-rapport 3351-95, 163 s.
- Knutzen, J., G. Becher, Au. Biseth, E. Brevik, N. Green, M. Schlöbach og J. U. Skjåre, 1995b. Overvåking av miljøgifter i fisk fra Grenlandsfjordene 1993. Rapport 589/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3195, 147 s.
- Knutzen, J., L. Berglund og E. Brevik, 1995c. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Klororganiske stoffer og tributyltin i blåskjell 1993-1994. Rapport 610/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3296, 79 s.
- Knutzen, J., Au. Biseth, E. M. Brevik, N. W. Green, M. Schlöbach og J. U. Skjåre, 1996. Overvåking av miljøgifter i fisk og skaldyr fra Cirenlandsfjordene 1995. Rapport 681/96 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3590-96, 224 s.
- Knutzen, J., N.W. Green og E.M. Brevik, 1998a. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørjorden og Hardangerfjorden 1996. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer. Rapport 728/98 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3832-98, 39 s.
- Knutzen, J., K. Næs, L. Berglund, Au. Biseth, E. M. Brevik, N. Følsvik og M. Schlöbach, 1998b. Overvåking av miljøgifter i sedimenter og organismer fra Kristiansandsfjorden 1996. Rapport 729/98 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3833-98, 181 s.
- Knutzen, J., Au. Biseth, E. M. Brevik, E. Egeus, N. W. Green, M. Schlöbach og J. U. Skjåre, 1998c. Overvåking av miljøgifter i fisk og skaldyr fra Cirenlandsfjordene 1996. Rapport 730/98 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3834-98, 150 s.
- Knutzen, J., G. Becher, Au. Biseth, B. Hjerking, J. M. Brevik, N. W. Green, M. Schlöbach og J. U. Skjåre, 1999a. Overvåking av miljøgifter i fisk og skaldyr fra Cirenlandsfjordene 1997. Rapport 772/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4065-99, 195 s.
- Knutzen, J. (red.), E. Fjeld, K. Hylland, B. Kalle, L. Kleivane, E. Lie, T. Nygård, T. Savinova, J. U. Skjåre og K. J. Amund, 1999b. Miljøgifter og miljøaktivitet i norsk Loma - miljødet Arktis og Antarktis. Utredning for DN 1999-5. Direktoratet for naturforvaltning. Trondheim, 235 s.
- Knutzen, J., N. W. Green og E. M. Brevik, 1999c. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørjorden og Hardangerfjorden 1997. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer. Rapport 755/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4007-99, 43 s.
- Konieczny, R., 1992a. Kartlegging og vurdering av forurensnings-situasjonen i bunnsedimenter fra Oslo-havneområdet. NIVA-rapport 2696, 41 s.
- Konieczny, R., 1992b. Kartlegging av forurensnings-situasjonen i området Bjørvika/Bispevika, Oslo havn. NIVA-rapport 2808, 87 s.

- Konieczny, R., 1994. Miljøgiftundersøkelser i indre Oslofjord. Delrapport 4. Miljøgifter i sedimenter. Rapport 56/94 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3094, 134 s.
- Langhelle, R. B. jr., W. French og H. F. Guard, 1986. Accumulation of bis (tributyl) tin oxide by the marine mussel *Mytilus edulis*. Environ. Sci. Technol. 20:884-890.
- Lundhaug, A.-K., W. J. Langston og M. B. Depledge, 1997. Stress protein and condition index as biomarkers of tributyltin exposure and effect in mussels. Ecotoxicology 6:127-136.
- Markager, S., T. G. Nielsen, J. Christensen, D. Conley, K. Dahl m. fl., 1999. Marine områder. Status over miljøstanden i 1998. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelse. Faglig rapport fra DMU nr. 290, 166 s.
- Martincic, D., H. W. Nürnberg, M. Stoeppler og M. Branica, 1984. Bioaccumulation of heavy metals by bivalves from Lim Fjord (North Adriatic Sea). Mar. Biology 81:177-188.
- Martincic, D., Z. Kwokal og M. Branica, 1987. Trace metals in selected organisms from the Adriatic Sea. Mar. Chemistry 22:207-220.
- Molvær, I. J., Kuntzen, J. Magnussen, B. Rypsg, J. Skel og J. Sørensen, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veileiding. SEF-rapport TA 1467/1997. Statens forurensningstilsyn, Oslo. 46 s.
- Morcillo, Y., V. Borgh og C. Porte, 1997. Survey of organotin in the Western Mediterranean using molluscs and fish as sentinel organisms. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 32:198-203.
- Morcillo, Y., A. Albalat og C. Porte, 1999. Mussels as sentinels of organotin pollution: Bioaccumulation and effects on P450-mediated aromatase activity. Environ. Toxicol. Chem. 18:1703-1708.
- Oelene, M., J. Klungsøyr, Aa. Biseth og M. Seljelveth, 1994. Quantitative determination of ppq-ppq levels og polychlorinated dibenzo p dioxin and dibenzofurans in sediments from the Arctic (Barents Sea) and the North Sea. Anal. Meth. Instr. 1: 153-163.
- O'Halloran, K., J. T. Ahokas og P.F. A. Wright, 1998. Response of fish immune cells to in vitro organotin exposures. Aquat. Toxicol. 40:141-156.
- Oshima, Y., K. Nishida, J. Gao, Y. Yokota, J. Koyama, N. Imada, T. Honjo og K. Kobayashi, 1997. High accumulation of tributyltin in blood among the tissues of fish and applicability to environmental monitoring. Environ. Toxicol. Chem. 16:1515-1517.
- OSPARCOM (Oslo and Paris Commissions), 1996. Report of the Third OSPAR Workshop on Ecotoxicological Assessment Criteria. Haag 25-29/11 1996. 34 s. + 30 vedlegg.
- Page, D. S., 1995. A six year monitoring study of tributyltin and dibutyltin in mussel tissues from the Lynher River, Tamar Estuary, UK. Mar. Pollut. Bull. 30:746-749.
- Page, D. S., T. M. Dassanayake og E. S. Gillilan, 1995. Tissue distribution and depuration of tributyltin for field exposed *Mytilus edulis*. Mar. Environ. Res. 40:409-421.
- Schlabaeh, M., Aa. Biseth, H. Gundersen og M. Oelene, 1993. On-line GPC/evaporative clean up method for determination of PC-DBP in sediment and sewage sludge samples. Organohalogen Compounds 11:71-73.

- Schlabbach, M., Aa. Birsteth, H. Gundersen og J. Knutzen, 1995. Compound specific determination of the levels of polychlorinated naphthalens in cod liver samples from Norway. *Organohalogen Compounds* 24:489-492.
- Schulze, P.E., M. L. Wiborg, R. Komarov og O. Østberg, 1999. Oppsummeringsrapport fra den store pilfjakt i 1998. PCB forhold, men fortsatt en del av livet kysten Kristiansund-Oslo-Fredrikstad. Rapport fra Norges Naturvernforbund, Oslo, Juni 1999, 45 s.
- Shayky, S. og H. Ernoos, 1998. Distribution pattern of organotin compounds at different trophic levels of aquatic ecosystems. *Chemosphere* 36:533-535.
- Skarphedinsdottir, H., K. Olafsdottir, J. Svavarsson og T. Johanneson, 1996. Seasonal fluctuations of tributyltin (TBT) and dibutyltin (DBT) in the dogwhelk, *Nucella lapillus* (L.) and the blue mussel, *Mytilus edulis* L., in Icelandic waters. *Mar. Pollut. Bull.* 32:358-361.
- Skei, J., J. Knutzen og J. Klumpsvær, 1994a. Miljøgiftundersøkelser i Bergen havneområde og Byfjorden 1993. Fase 1. Miljøgifter i spiselige organismer og bunnsedimenter. NIVA rapport 3018, 88 s.
- Skei, J., H. Oen, O. Pettersen, J. Bryde og E. Jacobsen Skjeppevik, 1994b. Miljøgiftundersøkelser i indre Oslofjord. Delrapport 6. Eksperimentelle undersøkelser med forurensede sedimenter fra Oslo havnebasseng og bioakkumuleringsstudier med blåskjell, ål og eremittkreps. Rapport 562/94 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3070, 46 s.
- Solberg, T., G. Becher, V. Berg og G. S. Eriksen, 1997. Kartlegging av miljøgifter i fisk og skaldyr fra nord-områdene. SNT-rapport 4/1997. Statens næringsmiddeltilsyn, Oslo, 28 s. pluss vedlegg.
- Solberg, T., B. Østervoll, V. Berg, Aa. Birsteth og G. S. Eriksen, 1999. Kartlegging av tungmetaller og klororganiske miljøgifter i marin fisk fanget i Sør-Norge. SNT-rapport 4/99. Statens næringsmiddeltilsyn, Oslo, 44 s.
- Stene-Johansen, S. og J. E. Sanddal, 1995. Miljøgiftundersøkelser i indre Oslofjord. Delrapport 5. Kartlegging av kalder. Rapport 611/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA rapport 3791, 80 s.
- Stibb, J. A., T. P. Frans, J. van Kesteren, P. Leonards, H. van Hattum, H. A. Th. Franken og W. P. Collins, 1996. Determination of organotin compounds in the foodweb of a shallow freshwater lake in the Netherlands. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 31:319-328.
- Takahashi, S., S. Tanabe og T. Kubodera, 1997. Butyltin residues in deep-sea organisms collected from Suruga Bay, Japan. *Environ. Sci. Technol.* 31:3103-3109.
- Takahashi, S., S. Tanabe, I. Takemichi og N. Miyazaki, 1999. Distribution and specific bioaccumulation of butyltin compounds in marine ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 37:50-61.
- Van den Berg, M., L. Birnbaum, A. T. C. Bosveld m. fl., 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ Health Perspect.* 106:775-792.
- Wahng, H. R. og R. J. Wahng, 1976. Trace metals in oysters from Knyasa Estuary. *Mar. Pollut. Bull.* 7:45-48.
- WHO (World Health Organization), 1990. Environmental Health Criteria 116. Tributyltin compounds. WHO, Geneva, 1990. 273 s.
- WHO, 1996. Guidelines for drinking water quality. Second edition, Vol. 2. Health criteria and other supporting information. WHO, Geneva, 973 s.
- Wildvoets, J. og D. S. Page, 1993. Effects of tributyltin and dibutyltin on the physiological energetics of the mussel, *Mytilus edulis*. *Mar. Environ. Res.* 35:233-249.

Widdows, J., P. Dinkum, M. D. Binsley og B., 1995. Scope for growth and contaminant levels in North Sea mussels *Mytilus edulis*. Mar. Ecol. Progr. Ser. 127:131-148.

Zabel, T. F., J. Seeger og S. D. Oakley, 1988. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. Water Research Centre (UK), rapport TR 355, 73 s.

Zuolani, C. og A. Jensen, 1989. Accumulation of organic and inorganic tin in blue mussel *Mytilus edulis* under natural conditions. Mar. Pollut. Bull. 20:281-286.

Vedlegg 1

Karakterstikk av fiskeprøver (prøvesteder, tid for prøvetaking, antall fisk i blodprøvene, fiskens lengde og vekt).

Tabell 1.1. Prøvesteder, dato og karakteristik av blaupróver av fisk fra miljøgiftundersøkelser i indre Oslofjord (1996) 1997-1998. N: Antall individer i blaupróven. M/SD/VAR: Middelværdi/Standardavvik/min. maks. Fôrvekt (g) og lengde (cm). Delvis avrundede tall. La: Ikke anal.

Prøver, år, dato (mnd)	N	Vekt (g) M/SD/VAR	Lengde (cm) M/SD/VAR	% fett ¹⁾
TORSKE (L. lever, F. filetp.)				
Breivoll/Bumelå, 19/1-98 (L, F)	21	619/193/283-903	39/4/31-45	41,3/44,3
Hvervenbukta, 2/12-97 (L)	10	490/143/302-731	37/3/33-43	3,9
Ornøya-Ulvøya-				
Bekkelagsbassenget, 23/1-98 (L, F)	10	1172/296/705-1573	48/5/41-56	38,4/40,0
Kavringen-Hovedøya-				
Akershuskna, 22-23/10-97 (L, F)	6	887/560/546-2018	43/6/37-54	47,9/47,7
Lysakerfjorden, 17-29/12-97 (L, F)	19	1529/982/182-3532	50/10/37-66	56,3/65,7
VEAS(SRV), ut fra Bjorkås				
29-30/12-97 (L, F)	8	1665/643/794-2698	54/7/45-67	56,2/58,4
Berumshassenget, 15/12-97 (L, F)	15	1064/466/451-2082	46/6/36-59	59,0 ²⁾
Dyno/Sætre, 12/2-97 (L)	21	1012/639/502-2330	42/10/38-62	54,3/60,6
SKRUBBEFILET				
Brevik/Frogn, 4/11-97	10	540/131/412-795	35/3/33-40	0,14
Hvervenbukta, 4/11-97	10	515/94/407-684	32/2/31-39	0,27
Ornøya-Ulvøya				
Bekkelagsbassenget, 22/1-98	3	351/73/305-399	31/73/30-32	0,30
Havsbassenget (Kavringen Hovedøya), 22-23/10-97	4	330/72/262-405	32/6/31-34	0,28
Lysakerfjorden, 17-29/12-97	4	381/77/180-487	32/7/26-36	0,29
Berumshassenget, 15/12-97	6	412/84/310-538	33/2/30-35	0,18
ÅLEFILET				
Brevik/Frogn, 19/9-98	4	583/71/93-813	67/7/52-75	12,7 ¹⁾
Oslo havn sept. 1998	4	281/77/157-386	54/7/45-59	10,9 ¹⁾
Frognerkilen, oktober, 1998	7	223/176/57-557	49/11/37-64	7,2 ¹⁾
Sullrenslått/Lysakerfj., 22/10-97	20	170/160/58-701	45/10/35-70	2,6 ¹⁾
Vierbukta/Bromøya, 25/9-98	14	365/264/151-1064	57/9/44-78	12,8 ²⁾
Bjørnesodden (Bordevikstangen)/Sætre, 19/8-98	8	241/123/122-455	53/8/45-65	5,5 ²⁾
SANDEFJELLET				
Berumshassenget, 15/12-97	12	242/66/131-411	38/3/23-31	0,24
DYNO/Sætre, 11/6-97	4	203/74/141-256	27/7/25-30	0,48
TUNGFJELLET				
Hok, 13/6-97	13	205/74/148-402	27/3/23-33	0,29
SILDEFJELLET				
Utenfor Lysakerelva, 19-21/11-97	17	170/26/138-216	28/1/26-31	1,63
SJØ ORRFJELLET				
Nedre foss/Akerelva, okt., nov., 98	6	634/297/217-939	39/7/31-46	0,28
Lakserrapp/Sandvickselva juni oktober, 1998	6	623/267/208-969	38/5/30-45	0,37
Overlandselva (nedstrøms foss) 21/10-98	8	599/176/114-873	39/5/33-46	0,59

¹⁾ Ved to analyser tilsv. NIVA- og NILU-verdier.

²⁾ Reanalyseverdier.

³⁾ Uvanlig lav fettprosent, men kontrollert ved reanalyse.

Vedlegg 2

Rådata fra NIEU-analyser av PCDF/PCDD, non-ortho PCB og PCN



NOTAT

Til : Norsk institutt for vannforskning (NIVA) v/Jon Knutzen
Fra: Aase Biseth
Dato : Kjeller, 17. november 1998
Deres ref. : JOK/LAB. L.nr. 1609/98, s.nr. O-71097-5
Vår ref. : IB/MAA/O-98121

SAK: Fettbestemmelse i biologiske prøver

NILU nr.	NIVA-prosjekt nr.	Materiale	Kundens merking		Prosent okstratertuft fett
98/814	O 71097-5	Taukolover	Lysakerfj. 17/12-98	29/12-97	35,7
98/815	"	"	Kvalitjøn Hovordheyn,		47,7
			Akorselva km 23-22/10-97		
98/816	"	"	Dyna/Sætre 12/2-97		60,6
98/817	"	"	Ormyra/Itaya/Bakkelags		40,0
			hassongel 22/1-97		
98/818	"	"	VLAS 29-30/12-97		58,4
98/819	"	"	Brivoll/Bunnhordan 10/1-98		44,2
98/820	"	Blåskjell	Frognerkøla 16/9-97		0,9
98/821	"	"	Sætre 18/9-97		1,5
98/822	"	"	Bjervika/Bispovika 16/9-97		1,4
98/823	"	"	Lysakerfj./Ustrumskolen 18/9-97		1,2
98/824	"	"	Heltøkkilen 18/9-97		1,1

Vennligst adresser post til NILU, ikke til kontaktpersoner/Ph and reply to the institute

NILU
P.O. Box 100
Barnveien 18
N-2007 KJELLER, Norway
Telephone +47 63 80 80 00
Telex +47 63 80 80 50
Fax +47 63 80 80 50

NILU - Tromsø
P.O. Box 1295
Skandevgen 20
N-2007 TROMSØ, Norway
Telephone +47 77 60 00 20
Telex +47 77 60 00 21

Postboks 100
Barnveien 18
N-2007 KJELLER, Norway
Telephone +47 63 80 80 00
Telex +47 63 80 80 50

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til mÅlrapport nr: O-577
 NILU-Prøvenummer: 98/819
 Kunde: NIVA/J.Knutzen
 Kunders prøvemerkning: Bruvoll/Bunnofjorden
 : 19/1-98
 Prøvetype: Torskolover
 Prøvemengde: 3 g
 MÅlennhet: µg/g
 Datifiler: DF-707181

Kjeller, 13.11.98

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	I-TE
	(µg/g)	%	µg/g	µg/g
2078-TCDF	2,24	71		2,24
SUM TCDF	2,24			
12378-PeCDD	0,51	75		0,26
SUM PeCDD	0,51			
123478-HxCDD	0,33	78		0,03
123678-HxCDD	2,57 (i)	76		0,26
123789-HxCDD	0,82 (i)			0,00
SUM HxCDD	3,39			
1234678-HpCDD	1,78	79		0,02
SUM HpCDD	1,78			
OCDD	1,45 (i)	62		0,00
SUM PCDD	9,37			2,89
2078-TCDF	15,1	76		1,51
SUM TCDF	15,1			
12378/12348-PeCDF	3,50		0,04	0,18
20478-PeCDF	3,12	77		1,56
SUM PeCDF	6,62			
123478/123479-HxCDF	1,70	81		0,18
123678-HxCDF	2,70	75		0,27
1234789-HxCDF	0,33			0,03
204678-HxCDF	2,29	79		0,23
SUM HxCDF	8,91			
12346789-HpCDF	1,16	76		0,01
1234789-HpCDF	0,60			0,01
SUM HpCDF	1,76			
OCDF	0,95	82		0,00
SUM PCDF	33,3		3,83	3,97
SUM PCDD/PCDF	42,7		6,72	6,86

- (i) Inndreie) TE (nordisk) toksisitasÅkvivalens eller fysisk resultat
 (ii) OCDF-TCDF toksisitasÅkvivalens eller referanseresultat
 * Lavere enn pÅresultatoppsettet for signaletryk 3,1
 (j) Samspilte med analysen med 99% for bruk av verdi
 (j) (j) skyldes mulig tilstedevÅre av upÅlde forurensetninger

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Kjeller, 13.11.98

nonorto-PCB

Vedlegg til miljørapport nr: O-572
 NILU-Prøvenummer: 98/519
 Kunde: NIVA/J.Knutzen
 Kundenes prøvemerking: Hrolvoll/Bunnofjorden
 - 19/1-98
 Prøvetype: Torskølavor
 Prøvemengde: 3 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafil: DF707131

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Sato)
	pg/g		%	pg/g
2,3,4,4'-TeCB (PCB-77)	3 084	04	1,53	30,0
3,4,4'-TeCB (PCB-81)	146			
3,3',4,4'-PnCB (PCB-126)	1 307	82	131	131
3,3',4,4'-HxCB (PCB-189)	107	81	1,07	5,35
SUM TE-PCB			133	167

- 1) (WHO): 2020-14,100 toksisitetskvotient eller Amborg et al. (1998)
 2) (Sato): 2320-11330 toksisitetskvotient eller Sato (1994)
 - Forsettlig påvisningsgrense ved signifikant 2:1
 3) Isotoperhold settet bør om 20% fra teknisk vedt
 Data skyldes mulig inferens av egallet ansettmentid

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg III målerapport nr. 015/2
 NILU-Prøvenummer: 98/817B
 Kunde: NIVA/1 Knutzen
 Kundenas prøvemerkning: Ormåyri/Ulvøya
 Høkkolyselasseringst 22 1 97
 Prøvetype: Trosskollektor
 Prøvemengde: 3 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafilnr: DF708051

Kjeller, 16.11.98

Komponent	Konsentrasjon		Gjenvinning	TE (nordisk)	
	pg/g	%		pg/g	pg/g
20326-TCDD	3,08	75		3,08	
SUM TCDD	3,08				
123714-PeCDD	0,79	78		0,40	
SUM PeCDD	0,79				
123478-HxCDD	0,33	74		0,03	
123678-HxCDD	4,52	92		0,45	
123789-HxCDD	1,18 (i)			0,12	
SUM HxCDD	6,70				
1234678-HpCDD	2,92	93		0,03	
SUM HpCDD	3,39				
OCDD	3,89	73		0,00	
SUM PCDD	17,8			5,01	
20378-TCDF	26,7	69		2,67	
SUM TCDF	26,2				
12378912348-PeCDF	0,01			0,06	0,30
203478-HpCDF	4,59	88		2,30	
SUM PeCDF	10,4				
123478123478-HxCDF	2,48 (i)	67		0,25	
123678-HxCDF	3,67 (i)	81		0,37	
123789-HxCDF	0,33			0,03	
2034678-HpCDF	2,97	70		0,39	
SUM HxCDF	6,02				
1234678-HpCDF	1,40	81		0,01	
1234789-HpCDF	1,33			0,01	
SUM HpCDF	1,74				
OCDF	1,20	73		0,00	
SUM PCDF	50,6			5,99	6,23
SUM PCDD/PCDF	68,4			11,0	11,2

- (i) (max) (s) 20326-TCDD toksisitetskvotient eller miljøkvalitet
 (1) 20326-TCDD toksisitetskvotient eller miljøkvalitet
 - Laveste opprørsvarslingsgrense avseende miljøkvalitet 2-1
 (2) Fastslått verdi avseende opprørsvarsling 20% for bestemt stoff
 (3) For de stoffene som er utredningsobjekt for miljøundersøking.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Kjeller, 16.11.98

nonorto-PCB

Vedlegg til meliorrapport nr: O-572
 Nil U-Prøvenummer: 98/81/13
 Kunde: NIVA/J.Knutzen
 Kunders prøvenøkling: Ormøya/Utoya/
 : Bukkølligsbassongen 22-1-97
 Prøvetype: Løskotlever
 Prøvemengde: 3 g
 Måleenhet: µg/g
 Datallnr: DF708051

Komponent	Konsentrasjon µg/g	Gjenvinning %	TE (WHO)	TE (Safe)
			µg/g	µg/g
3944'-ToCB (PCB-77)	4,047	71	2,872	46,5
3945'-ToCB (PCB-81)	2,48			
3944'-PncB (PCB-126)	1,777	73	1,298	1,78
3944'-394'-PncB (PCB-168)	1,45	74	1,073	7,33
SUM TE-PCB			181	231

- 1) (WHO) 1978 16.000 tekaloriskvivalent eller WHO/et al. (1984)
 2) (Safe) 1978 16.400 tekaloriskvivalent eller Safe (1993)
 Taket over prøvemengden som ved utvalgte 3-1
 3) Helseundersøkt avskot (det er 20% (1) i tillegg vedt
 (det er 100%) ved utvalgte 3-1 og 3-2 i tillegg vedt

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Kjeller, 16.11.98

Vedlegg III målerapport nr: Q-872
 NILU Provennummer: 98/815
 Kunde: NIVA/J.Knutzon
 Kunderses prøvemerking: Kavringon-Høyvoldya
 : Akershuskaien 22 23/10-97
 Prøvetype: Føniksløper
 Provenmengde: 2,4 g
 Måleenhet: µg/g
 Datatiter: DF707091

Komponent	Konsentrasjon	Gjennvinning	TE (nordisk)	WTE
	µg/g	%	µg/g	µg/g
2376-TCDF	3,31 (I)	46		3,31
SUM TCDF	3,31			
12373-1-PeCDF	0,63 (I)	47		0,32
SUM PeCDF	0,63			
123478-HxCDF	0,50	47		0,05
123679-1-HxCDF	3,17 (I)	43		0,32
123780-1-HxCDF	0,00 (I)			0,00
SUM HxCDF	3,77			
1234678-HpCDF	1,65 (I)	50		0,02
SUM HpCDF	1,65			
CDF	4,72 (I)	41		0,00
SUM PCDF	14,1			4,07
2376-TCDF	17,2	46		1,72
SUM TCDF	17,2			
12373/123416-1-PeCDF	3,86		0,04	0,19
23479-1-PeCDF	2,00	47		1,44
SUM PeCDF	7,30			
123478/123479-1-HxCDF	2,11	45		0,21
123679-1-HxCDF	2,61	45		0,26
123780-1-HxCDF	0,50			0,05
234678-HxCDF	1,75	46		0,18
SUM HxCDF	6,47			
1234678-HpCDF	1,00	43		0,01
1234780-HpCDF	2,00			0,02
SUM HpCDF	3,00			
CDF	1,94 (I)			0,00
SUM PCDF	32,2		3,93	4,08
SUM PCDD/PCDF	46,3		8,00	8,16

- (I) (omrisset) 2,5/10 TCDF-ekskludert/ekskludert eller bestikk (vedfelt)
- (II) 2,5/10 TCDF-ekskludert/ekskludert eller informasjonal tilsetning
- (*) Envis om påvirkning, prøvning ved regulerings 3.1
- (*) Påvirkning på avviket som er 20% fra tilordning verdi
- (*) Dette skjemaet må fylles ut for alle prøver som er analysert.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Kjeller, 10.11.98

nonorto-PCB

Vedlegg til målerapport nr: O-572
 NILU Prøvenummer: 08/R15
 Kunde: NIVA/J.Knutzen
 Kundens prøvemerkning: Kavringen-Høyndøys-
 : Akershuskøla 22 23/10-97
 Prøvetype: Tøpskolaver
 Prøvemengde: 2,4 g
 Måleenhet: pg/g
 Datallit: DF707001

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g		%	pg/g
33'44'-ToCB (PCB-77)	3,073	48	1,04	38,7
34'45'-ToCB (PCB-111)	194			
33'44'5'-ToCB (PCB-120)	2,062	47	200	200
33'44'65'-ToCB (PCB-169)	118	46	1,18	5,91
SUM TE-PCB			209	251

- 1) (WHO) 1998: PCB-toekstivalekvivalent eller Aibing et al. (1994)
- 2) (Safe) 1998: PCB-toekstivalekvivalent eller Safe (1994)
 Laveste sanne prøvemengdeverdi er 100 ng/g PCB
- 3) Gjenvinningen er basert på en 20% fjerningseffektivitet
 Dette skyldes miljøundersøkelser utført i Norge og Sverige

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til miljørapport nr: O-572
 NIL U-Prøvenummer: 98/814
 Kunde: NIVA / J.Knutzen
 Kundens prøvemerkning: Lysakerfjorden
 : 17/12 - 28 29/12-97
 Prøvetype: Førrskelever
 Prøvemengde: 3 g
 Måleenhet: pg/g
 Datatilt: DF707081

Kjeller, 13.11.98

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	I-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378 TCDD	3,68	78		3,68
SUM TCDD	3,68			
12378 PeCDD	0,55	80		0,28
SUM PeCDD	0,55			
123478-HxCDD	0,39	*		0,03
123678-HxCDD	2,87	-		0,29
123789 HxCDD	1,68			0,17
SUM HxCDD	4,53			
1234678 HpCDD	1,84	65		0,02
SUM HpCDD	1,84			
OCDD	4,30	58		0,00
SUM PCDD	14,9			4,46
2378-TCDF	25,0	76		2,50
SUM TCDF	25,7			
12378/12348-PeCDF	7,71		0,08	0,39
123478 PeCDF	4,69	76		2,35
SUM PeCDF	12,4			
123478/123479 HxCDF	5,90	*		0,59
123678-HxCDF	6,35	48		0,54
123789-HxCDF	0,50 (l)			0,05
234678-HpCDF	4,19	82		0,42
SUM HxCDF	14,5			
1234678-HpCDF	3,83	*		0,04
1239789-HpCDF	3,31			0,03
SUM HpCDF	6,22			
OCDF	1,52	60		0,00
SUM PCDF	61,1		6,69	6,99
SUM PCDD/PCDF	76,0		11,1	11,5

- ll (nordisk), 2378-TCDF) teoretisk ekvivalent eller nordisk resultat
 * ll, 2378-TCDF) teoretisk ekvivalent eller utslippsgrense resultat
 - Lavere enn påvisningsgrensen ved signalfølg 3.1
 (l) Samlet innhold avoker mer enn 10% fra teoretisk verdi
 (l) Dette skyldes godkjente laboratorer og/eller måleusikkerhet

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Kjeller, 13.11.98

nonorto-PCB

Vedlegg til evalueringsrapport nr: O-572
 NILU Provenummer: 98/814
 Kunde: NIVA / J.Knutzen
 Kundens prøvemerkning: Lysakerfjorden
 : 17/12 28-29/12-97
 Prøvetype: Fønskelever
 Provmengde: 3 g
 Måleenhet: µg/g
 Datallnr: DF707081

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	µg/g	%	µg/g	µg/g
3344' ToCB (PCB-77)	5174	63	2,58	31,7
3445' ToCB (PCB-81)	87,4	*	199	199
3344'55'41x01 (PCB-109)	149	*	1,40	7,63
SUM TE-PCB			203	258

- TE (WHO) 203 µg/g teklasterekvivalens etter Ahlberg et al. (1984)
 TE (Safe) 258 µg/g teklasterekvivalens etter Safe (1984)
 * Lavere enn påvisningsgrensen ved normal sløy 3:1
 (1) Beståttshold avviker mer enn 20% fra teklasterekvivalens
 Dette skyldes målingsteknikken og/eller beståttsholdet

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: 0-572
 NILU-Prøvenummer: 98/919
 Kundo: NIVA/J.Knutzon
 Kunders prøvemerkning: VEAS 29-30/12-97
 :
 Prøvetype: Torskolavar
 Prøvemengde: 3 g
 Måleenhet: pg/g
 Dato/tid: 01-10-1998

Kjøller, 16.11.98

Komponent	Konsentrasjon Gjennomslag		TE (nordisk)	I-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2,3,7,8-TCDD	3,67 (I)	40		3,67
SUM TCDD	3,67			
1,2,3,7,8-PeCDD	0,17	40		0,09
SUM PeCDD				
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,03	42		0,03
1,2,3,6,7,8-HxCDD	3,70	43		0,37
1,2,3,4,6,8-HxCDD	4,38			0,44
SUM HxCDD	0,03			
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	2,97	46		0,03
SUM HpCDD	2,97			
OCDD	4,23	*		0,00
SUM PCDD	19,0			4,63
2,3,7,8-TCDF	27,6	41		2,76
SUM TCDF	27,6			
1,2,3,7,8/1,2,3,4,8-PeCDF	5,37		0,06	0,27
1,2,3,4,7,8-PeCDF	3,07	44		1,54
SUM PeCDF	10,7			
1,2,3,4,6,7,8/1,2,3,4,7,8-HxCDF	2,39 (I)	46		0,24
1,2,3,6,7,8-HxCDF	3,54 (I)	44		0,35
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,53			0,03
2,3,4,6,7,8-HxCDF	3,51 (I)	46		0,35
SUM HxCDF	0,44			
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	2,01	43		0,02
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	1,33			0,01
SUM HpCDF	2,34			
OCDF	1,73	48		0,00
SUM PCDF	51,0		5,36	5,58
SUM PCDD/PCDF	70,6		9,99	10,2

(I) Nordisk 2,3,7,8-TCDD-toksikologisk ekvivalent eller tilsvarende modell
 (II) 2,3,7,8-TCDF-toksikologisk ekvivalent eller tilsvarende modell
 * I denne rapporten er gjennomsnittet ved seg på side 3,1
 (I) Forholdet er mindre enn 20% fra normen verdi.
 Dette skyldes vanlig utflukt eller ufullstendig instrumentering

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 16.11.98

Vedlegg til målerapport nr: O-572
NILU-Prøvensnummer: 98/818
Kunde: NIVA/J.Knutzen
Kundens prøvemerkning: VEAS 29-30/12-97
:
Prøvetype: Torskoliver
Prøvemengde: 3 g
Måleenhet: µg/g
Datafil: DF707111

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Snf)
	µg/g	%	µg/g	µg/g
33'44' ToCB (PCB 77)	3 919	40	1,96	39,2
344'5' ToCB (PCB 81)	221			
33'44'5'-PxCB (PC 35-124)	1 587	45	159	159
33'44'55'-HexCB (PCB-129)	132	43	1,32	6,62
SUM TE-PCB			152	204

- (1) (WHO): 2070-10.000 toksiske ekvivalenter eller Arilsug orol. (1994)
- (2) (Snf): 2570-10000 toksiske ekvivalenter eller Snf (1994)
- Laveste enn påvannprøvmåten ved lignet støy (1)
- (3) Det opplyses at prøven er ca. 90% fra fiskerisk avfall
- Detta skyldes mulig skilleteknikk og/eller restmateriale.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til miljørapport nr: O-572
 NILU-Prøvenummer: 98/B16
 Kunde: NIVA/Knutzon
 Kundens prøvemerking: Dynu/Sæliu 12-2-97
 :
 Prøvetype: Torskfilever
 Prøvemengde: 2,4 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF60001

Kjøller, 16.11.98

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	
	pg/g	%	pg/g	I-TE pg/g
2378-TCDD	11,3	77		11,3
SUM TCDD	11,4			
12378-PeCDD	1,95	85		0,98
SUM PeCDD	1,95			
123478-HxCDD	0,50	91		0,05
123678-HxCDD	8,94	89		0,89
123780-HxCDD	3,42 (i)			0,34
SUM HxCDD	14,1			
1234678-HpCDD	6,11	87		0,06
SUM HpCDD	6,11			
OCDD	12,0	102		0,01
SUM PCDD	45,7			13,7
2378-TCDF	59,8	76		5,98
SUM TCDF	60,0			
12378/12348-PeCDF	11,3		0,11	0,56
23478-PeCDF	6,20	85		3,10
SUM PeCDF	21,4			
123478/123470-HxCDF	5,60	86		0,56
123678-HxCDF	7,89	86		0,79
123780-HxCDF	0,78 (i)			0,08
234678-HxCDF	7,04	86		0,70
SUM HxCDF	27,2			
1234678-HpCDF	4,32 (i)	87		0,04
1234780-HpCDF	2,00			0,02
SUM HpCDF	4,32			
OCDF	2,50	-		0,00
SUM PCDF	115		11,4	11,8
SUM PCDD/PCDF	161		25,1	25,5

- (i) (nordisk), 2378-TCDD) korrekteringsfaktor etter nordisk modell
 (ii) 2378-TCDF) korrekteringsfaktor etter atmosfærisk modell
 -) Lausne er en påværesgrense ved grensely 1.1
 (i) påfølgende avskot ble sett på som for teknisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferens og/eller instrumentfeil

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 16.11.98

Vedlegg til målerapport nr: Q-572
NILU-Prøvenummer: 98/H16
Kunde: NIVA/Knutzon
Kundenes prøvemerkning: Dyno/Sistru 12-2-97
:
Prøvetype: Førrskelaver
Prøvemengde: 2,4 g
Måleenhet: pg/g
Datafil: DF699001

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safø)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44' ToCB (PCB 77)	6 502	66	3,25	65,0
344'4- ToCB (PCB-81)	389			
33'44'3- ToCB (PCB-126)	2 703	70	270	270
33'44'55' HxCB (PCB-189)	250	78	2,30	11,5
SUM TE-PCB			278	347

(I) (WHO) 2070-1010 toksisitekskvivalent eller Ahlborg et al. (1994)

(II) (Safø) 2070-1010 toksisitekskvivalent eller Safø (1994)

- Lavere enn påvisningsgrensen ved signifikant % I

(0) Detekterbarhet nivået er 0,1 pg/g for ToCB og 0,05 pg/g for HxCB.

Dette skjedde under påfølgende prøver og målinger.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-572
 NILU Prøvenummer: 98/822
 Kunde: NIVA/Knutzen
 Konklusjon prøvemerkning: Hjørvika/Blispevika 16/9-97

Kjøller, 16.11.98

Prøvetype: BKiskjull
 Prøvemengde: 40 g
 Måleenhet: pg/pr.
 Datifiler: DF698131

Komponent	Konsentrasjon pg/g	Gjenvinning %	TE (nordisk) pg/pr.	I-TE pg/pr.
2378 TCDD	0,03	78		0,03
SUM TCDD	1,05			
12378 PeCDD	0,01	79		0,01
SUM PeCDD	0,23			
12347H-HxCDD	0,02	77		0,00
12367H-HxCDD	0,05	74		0,01
12378H-HxCDD	0,05			0,01
SUM HxCDD	0,10			
123467H-HpCDD	0,55	70		0,01
SUM HpCDD	1,11			
OCDD	2,34	60		0,00
SUM PCDD	4,83			0,05
2378 TCDF	1,38	76		0,13
SUM TCDF	9,35			
1237H/1234H-PeCDF	0,16		0,00	0,01
2347H PeCDF	0,19	75		0,10
SUM PeCDF	1,82			
12347H/12347H-HxCDF	0,05	81		0,01
12367H HxCDF	0,04	76		0,00
12347H-HxCDF	0,02			0,00
23467H-HxCDF	0,07	71		0,01
SUM HxCDF	0,47			
123467H-HpCDF	0,16	70		0,00
12347H-HpCDF	0,03 (i)			0,00
SUM HpCDF	0,66			
OCDF	0,41	52		0,00
SUM PCDF	12,6		0,24	0,25
SUM PCDD/PCDF	17,4		0,30	0,31

- (i) (nordisk) 2378 TCDF faksalabskrevet eller måltisk målt
 (ii) 2378 TCDF faksalabskrevet eller måltisk målt
 - Lavere enn påføring, grensen ved kapittel 3.1
 (j) Indupptaktilt avsett med 20% for korreksjon
 Dette skyldes mulig mellemløse og/eller instrumentfeil

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjøller, 16.11.98

Vedlegg til miljørapport nr: Q-572
NILU-Prøvenummer: 98/892
Kunde: NIVA/Knutzen
Kundens prøvemerkning: Bjørvlia/Bispovika 16/9-97
Prøvetype: Blåskjell
Prøvemengde: 40 g
Måleenhet: µg/pr.
Datafilnr: DF698131

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	µg/pr.		%	µg/pr.
33/44-TeCB (PCB-77)	1,44	65	0,07	1,44
34/45-TeCB (PCB-81)	6,48			
33/44/5-TeCB (PCB-126)	10,3	60	1,03	1,03
33/44/5/6-TeCB (PCB-128)	0,72	60	0,07	0,07
ΣUM TE-PCB			1,11	2,51

- (1) (WHO) 2070-PCDD) toksisitasvurdering etter Ambjørnsen et al. (1994)
(2) (Safe) 2070-PCDD) toksisitasvurdering etter Safe (1994)
- Lavere enn prøvemengdeprøven ved signifikant 3:1
(3) Toleransivurdering basert på en 20% trykknivå ved
Dette skyldes, mulig på den annen side, at prøven er instrumentert

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til rapport nr: 0-577
 NILU-Prøvenummer: 98/820
 Kunde: NIVA / J.Knutzon
 Kundens prøvemerking: Frognerkilen 16/9-97

Kjeller, 16.11.98

Prøvetype: Hi/skjell
 Prøvemengde: 40 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafil: DF598111

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	
	pg/g	%	pg/g	I-TE pg/g
2376-TCDD	0,03	72		0,03
SUM TCDD	0,71			
123478-PeCDD	0,01	73		0,01
SUM PeCDD	0,13			
123478-HxCDD	0,02	72		0,00
123478-HxCDD	0,02	72		0,00
123478-HxCDD	0,02			0,00
SUM HxCDD	0,38			
123478-HpCDD	0,29	68		0,00
SUM HpCDD	0,92			
OCDD	1,39	50		0,00
SUM PCDD	3,53			0,05
2376-TCDF	1,66	70		0,17
SUM TCDF	10,7			
123478/123478-PeCDF	0,02		0,00	0,00
23478-HxCDF	0,21	73		0,11
SUM PeCDF	1,07			
123478/123478-HxCDF	0,02	71		0,00
123478-HxCDF	0,02	66		0,00
123478-HxCDF	0,02			0,00
23478-HxCDF	0,05	69		0,01
SUM HxCDF	0,23			
123478-HpCDF	0,10	69		0,00
123478-HpCDF	0,08			0,00
SUM HpCDF	0,20			
OCDF	0,11	86		0,00
SUM PCDF	12,3		0,28	0,28
SUM PCDD/PCDF	15,9		0,33	0,33

- (-) (nordisk) 2376-TCDF-eksaktbetydning eller nordisk middel
- (-/-) 2376-TCDF-eksaktbetydning eller tilnærmet middel
- (.) En eller flere prøveregulerer ved analysen (s.l)
- (0) bestprøvelid avviker mer enn 20% fra bestprøve verd
- (/) Dette skyldes manglende prøvemengde eller forurenset prøve.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 16.11.98

Vedlegg til målerapport nr: Q-572
NILU-Prøvenummer: 98/820
Kunde: NIVA / J.Knutzon
Kundens prøvemarking: Frognerkilen 16/9-97
:
Prøvetype: Håskjøll
Prøvemengde: 40 g
Måleenhet: µg/g
Datafil: DF698111

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	µg/g	%	µg/g	µg/g
3344' TeCB (PCB-77)	179	64	0,00	1,79
344'5 TeCB (PCB 81)	7,09			
3344'5-PeCB (PCB-126)	13,4	64	1,34	1,34
3344'5'6-HeCB (PCB-123)	1,03	65	0,01	0,05
SUM TE-PCB			1,44	3,18

(1) (WHO), 2026-TCDD toksisitekvivalent etter Ahlborg et al. (1984)

(2) (Safe), 2026-TCDF toksisitekvivalent etter Safe (1984)

* Lavere enn påvisningsgrensen ved analysen 0,1

(3) Bestemmelse utført med en metode som gir 20% høyere verdi enn

Denne rapporten er bygget opp av følgende bestemmelsesfaser

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til miljørapport nr: Ø 5/22
 NILU-Prøvenummer: 96/023
 Kunde: NIVA/J.Knutzen
 Kundens prøvemerkning: Lysakerfjorden/
 : Besøymkton 18/9-07
 Prøvetype: Blåskjell
 Prøvemengde: 40 g
 Måleenhet: pg/g
 DF70/141

Kjeller, 03.11.98

Komponent	Konsentrasjon	Øjenvinning	TE (nordisk)	t-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,02 (i)	74		0,02
SUM TCDD	0,27			
12378-PeCDD	0,03 (i)	74		0,03
SUM PeCDD	0,03			
12314/8-HxCDD	0,02	77		0,00
123678-HxCDD	0,05 (i)	71		0,01
1231789-HxCDD	0,05			0,01
SUM HxCDD	0,23			
1236678-HpCDD	0,23	83		0,00
SUM HpCDD	0,74			
OCDD	1,73	67		0,00
SUM PCDD	3,00			0,05
2378-TCDF	1,71	72		0,17
SUM TCDF	13,7			
123178/12348-HxCDF	0,18 (i)		0,00	0,01
23478-HxCDF	0,22 (i)	75		0,11
SUM PeCDF	1,22			
12314/8/123478-HxCDF	0,09 (i)	69		0,01
123678-HxCDF	0,09 (i)	79		0,01
1231789-HxCDF	0,04			0,00
12346789-HxCDF	0,08	75		0,01
SUM HxCDF	0,18			
1234678-HpCDF	0,21	73		0,00
12314789-HpCDF	0,09 (i)			0,00
SUM HpCDF	0,09			
OCDF	0,53	70		0,00
SUM PCDF	15,7		0,32	0,32
SUM PCDD/PCDF	18,7		0,37	0,38

- (i) (nordisk) 2378-TCDD toksisitaskeverhet eller nordisk modell
 (ii) 2378-TCDD toksisitaskeverhet eller internasjonalt modell
 - Lavere enn påvinningsgrensen ved langtidsavgift (LTA)
 (j) Isotopforhold avvikler som mer 30% fra nordisk verdi
 Dette skyldes mulig interaksjon mellom isotopforhold

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 03.11.08

Vedlegg til målerapport nr: O-572
NILU-Prøvenummer: 98/823
Kunde: NIVA/J.Knutzen
Kundens prøvemerkning: I ysakerfjorden/
: Bærumkilen 18/9-97
Prøvetype: Blåskjell
Prøvemengde: 40 g
Måleenhet: pg/g
Datafilnr: DF707141

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g		%	pg/g
3,3',4,4'-TtCB (PCB-77)	172	88	0,09	1,72
3,4,4',5'-TtCB (PCB-81)	7,22			
3,3',4,5'-PnCB (PCB-126)	8,78	00	0,08	0,08
3,3',4,5'-HxCB (PCB-169)	0,53 (1)	00	0,01	0,03
SUM TE-PCB			0,97	2,82

(1) (WHO) 2070 TEQ10 toksisitetsekvivalens eller Aroclor 1248 (1984)

(2) (Safe) 2070 TEQ10 toksisitetsekvivalens eller Safe (1984)

- tallene er påvirket av prøvemengde ved måling (40 g)

(1) bestemmelse utført med en 20% (v/v) formalisk syre

Om nødvendig mulig utbedring er gitt på anmerkning

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr:
 NILU-Prøvenummer: 98/824
 Kunde: NIVA/J.Knutzen
 Kundens prøvemerking: Holtakilen 18/9-97
 :
 Prøvetype: Blåskjell
 Prøvemengde: 40 g
 Måleenhet: µg/g
 Datalliter: DF707151

Kjeller, 16.11.98

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	I-TE
	µg/g	%	µg/g	µg/g
20176-1 (TCDD)	0,02 (i)	61		0,02
SUM TCDD	0,02			
120176-1 (PeCDD)	0,04 (i)	70		0,02
SUM PeCDD	0,04			
123478 HxCDD	0,02	*		0,00
123478 HxCDD	0,09 (i)	*		0,01
123478 HxCDD	0,09 (i)			0,01
SUM HxCDD	0,18			
1234678 HpCDD	0,34	60		0,00
SUM HpCDD	0,34			
OCDD	1,43	55		0,00
SUM PCDD	2,01			0,05
20178-TCDF	2,06	82		0,30
SUM TCDF	9,82			
123478/123456-PeCDF	0,17 (i)		0,00	0,01
20178-1 (PeCDF)	0,12	65		0,00
SUM PeCDF	0,41			
123478/123478 HxCDF	0,02	*		0,00
123478 HxCDF	0,02	*		0,00
123789 HxCDF	0,02			0,00
234678 HxCDF	0,09	80		0,01
SUM HxCDF	0,11			
1234678 HpCDF	0,04	*		0,00
1234789 HpCDF	0,08			0,00
SUM HpCDF	0,12			
OCDF	0,23	58		0,00
SUM PCDF	9,77		0,37	0,38
SUM PCDD/PCDF	11,8		0,44	0,45

- (i) (nordisk) 20176-1 (TCDD) toksisitetskvotient eller nordisk modell
 - (ii) 20176-1 (TCDD) toksisitetskvotient eller internasjonalt modell
 - * Enveret er på grunnlag av prøvemengde og gjennomsnittlig gjenvinning
 - (i) Bestgjeldende verdier med en 20% fra (nordisk) verdi
- Dette skjemaet må ikke anvendes til andre og/eller internasjonale

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 16.11.98

Vedlegg til målerapport nr:
NILU-Prøve nummer: 98/824
Kunde: NIVA/L.Knutzen
Kundens prøvemerkning: Holtfellen 18/9-97
:
Prøvetype: Blåskjell
Prøvemengde: 40 g
Måleenhet: µg/g
Datalinje: DF70/151

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Soto)
	µg/g	%	µg/g	µg/g
23744-TeCB (PCB-77)	269	69	0,13	2,69
3445-TeCB (PCB-81)	2,07	*		
33445-TeCB (PCB-120)	17,7	*	1,77	1,77
334455-HxCB (PCB-189)	0,10	*	0,00	0,01
SUM TE-PCB			1,90	4,46

- (1) WHO 2005-PCDD-bekreftelsesverdi eller Soto et al. (1994)
- (2) Soto 2005-PCDD-bekreftelsesverdi eller Soto (1994)
 - * Kvalitetssikring (QA/QC) utført med god tilfredsstillende resultat
- (3) Bekreftelsesverdi basert på en 20% forurensningsgrad
Dette resultatet er basert på en god tilfredsstillende resultat

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg III målerapport nr: O-572
 NILU-Prøvenummer: 98/821
 Kunde: NIVA A.L.Knutzen
 Kundenruss prøvemerkning: Sentro 18/9 97
 :
 Prøvetype: Blåskjull
 Prøvemengde: 40g
 Måleenhet: µg/pr
 Datafil: DFG98141

Kjeller, 16.11.98

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	t-TE
	µg/pr	%	µg/pr	µg/pr
2378 TCDD	0,02	61		0,02
SUM TCDD	0,01			
12378 PeCDD	0,01	59		0,01
SUM PeCDD				
123478-HxCDD	0,02	56		0,00
123678-HxCDD	0,02	55		0,00
123789-HxCDD	0,02			0,00
SUM HxCDD	0,13			
1234678-HpCDD	0,23	55		0,00
SUM HpCDD	0,56			
OCDD	1,45	40		0,00
SUM PCDD	2,66			0,04
2378-TCDF	0,87	57		0,00
SUM TCDF	7,53			
12378/12398-PeCDF	0,08		0,00	0,00
23478-PeCDF	0,09	56		0,05
SUM PeCDF	0,48			
123478/123478-HxCDF	0,02	60		0,00
123678 HxCDF	0,02	50		0,00
123780 HxCDF	0,02			0,00
234878-HxCDF	0,10	56		0,01
SUM HxCDF	0,11			
1234878-HpCDF	0,07	55		0,00
1234788-HpCDF	0,08			0,00
SUM HpCDF	0,07			
OCDF	0,01	66		0,00
SUM PCDF	8,20		0,15	0,15
SUM PCDD/PCDF	10,9		0,19	0,19

- TE (nordisk) (2378-12388) fokuset på høyoppløst eller prøvetype oppgjell
 t-TE (2378-12388) fokuset på høyoppløst eller injeksjonsoppsett prøvetid
 - Føvere enn gjennomsnittet ved injeksjonaley 3:1
 (2) bestoppløst ved å velge mer enn 20% for prøvetype vann
 Data rylene måle i hver av de oppgjell instrumenttype.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 16.11.08

Vedlegg til måln rapport nr: 0172
 NILU Provenummer: 98/021
 Kunde: NIVA J.Knutzon
 Kundens prøvemerkning: Sotra 18/0-97
 :
 Prøvetype: Blåskjull
 Prøvemengde: 40g
 Måleenhet: pg/pr
 Datatid: DF688141

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/pr	%	pg/pr	pg/pr
33'44'-1oCB (PCB-77)	1,27	51	0,06	1,27
344'5 ToCB (PCB 81)	0,30			
33'44'5 PoCB (PCB 126)	0,32	54	0,63	0,63
3'3'44'55'5-HoCB (PCB 180)	0,41	51	0,00	0,02
SUM TE-PCB			0,70	1,93

- (*) WHO: 2001-1000 toksisitetsevårdning eller Aylward et al. (1994)
 (†) Safe: 2,07e-1000 toksisitetsevårdning etter Safe (1994)
 (‡) Hvis noen påvisningsgrenser ved rapportering 1:1
 (§) Hvis plumbelast avviket mer enn 20% fra teoretisk verdi
 (¶) Hvis skyldes mulig misforståelse angående laboratorieforhold

PCN-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-577
 NILU-Prøvenummer: 98/015
 Kunder: NIVA
 Kundens prøvemerking: Kavningen Hovedøya - Akershuskaien
 . 22-23/97
 Prøvetype: Torsk, levor
 Prøvemengde: 0,6 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF702051

Kjøller, 23.10.98

Komponent	Konsentrasjon
	pg/g
1357-TeCN	378
1256-TeCN	3,99
2367-TeCN	0,37 (i)
Sum-TeCN	558
12357-PoCN	4 102
12367-PoCN	2,62 (i)
12358-PoCN	34,0
Sum-PoCN	7 571
123467-HxCN+123567-HxCN	1 697
123568-HxCN	449
124568-HxCN+124578-HxCN	2 219
123678 HxCN	1,65
Sum-HxCN	7 097
1234567 HpCN	143
1234568-HpCN	72,3
Sum-HpCN	215
Sum-TeCN - HpCN	15 441
Recovery	27,34%

- * Lagre alle påvanningspunktene ved signal-styrt 3:1
- (i) Fotoplatebilder inneholder mer enn 20 % for teknisk verdi
 Den skyldes mulig tekniskprosess eller instrument støy.
- (ii) Måles en til gangen blindverdi.

PCN-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-577
 NILU-Prøvenummer: 98/816
 Kunde: NIVA
 Kundens prøvemerkning: Dyno / Smitte
 : 12/2-97
 Prøvetypa: Forsk, lever
 Prøvemengde: 0,6 g
 Måleenhet: µg/g
 Datafiler: DF702041

Kjeller, 23.10.98

Komponent	Konsentrasjon µg/g
1357-TeCN	439
1756-TeCN	7,50
2367-TeCN	0,63
Sum-TeCN	652
12367-PeCN	1 439
12367-PeCN	2,43 (1)
12358-PeCN	32,0
Sum-PeCN	2 917
123467-HxCN+123567-HxCN	416
123568-HxCN	174
124568-HxCN+174578-HxCN	552
123678-HxCN	2,58
Sum-HxCN	1 780
1234567-HpCN	67,5
1234568-HpCN	43,4
Sum-HpCN	111
Sum-TeCN - HpCN	5 459

Recovery 75-82%

- * Laveste og høyeste grenseverdier ved signalnivå 3:1
- (1) Isotoperisotop forholdet er mer enn 20 % fra teoretisk verdi
 Det skyldes mulig interferens eller avdrummet støy
- (2) Andre enn 10 µg/kg tilføyd

Vedlegg 3

R5data fra NIVA-analyser av kloropaniske røffingvariable,
kvikksalt og timopaniske stoffier i fisk

ANALYSERAPPORT Interne saksbehandlere

Rapportert: 11.02.99

OBIS: Klagefrist 14 dager f.o.m. rapporteringsdato. Oppgi rekvisisjonsnr. og Pnr.

Oppgave: 1999-1206 Status: GJESKER Buss 14 11 19990219

Opprettet: 07.02.99

Saksbehandler: Ingrid Stubblied Fiskevik

Oppgavenr. 11.02.99

Oppgave	Status	Buss	14	11	19990219
1					
2					
3					
4					
5					
6					
7					
8					
9					
10					
11					
12					
13					
14					
15					
16					
17					
18					
19					
20					
21					
22					
23					
24					
25					
26					
27					
28					
29					
30					
31					
32					
33					
34					
35					
36					
37					
38					
39					
40					

ANALYSERAPPORT Interne saksbehandlere

OBS!! Klagefrist 14 dager f. om rapporteringsdato. Oppgi rekvisisjonsnr og P.Nr.

Rapportnr: 09.06.99

Oppdragsnr : 899-22547 Oppdragsnavn : 2559122 Oppdragsnr : 825 Oppdragsnavn : 2559122
 Oppdragsnr : 0 Oppdragsnavn :
 Oppdragsnr : Andre Deloaf, Fiske-IT 2003A7200
 Oppdragsnr : 0 Oppdragsnavn :

Oppdragsnr	Oppdragsnavn
899-22547	2559122
0	
Andre Deloaf, Fiske-IT 2003A7200	
0	

Oppdragsnr : 899-22547 Oppdragsnavn : 2559122
 Oppdragsnr : 0 Oppdragsnavn :
 Oppdragsnr : Andre Deloaf, Fiske-IT 2003A7200
 Oppdragsnr : 0 Oppdragsnavn :

Vedlegg 4

NIVA analyser av klororganiske stoffer, metaller, timorganiske forbindelser og PAH i blåskjell (samt orienterende analyser av klororganiske stoffer og metaller i østera)

ANALYSERAPPORT Interne saksbehandlere

OBS! Klagefrist 14 dager 1.0.m rapporteringsdato. Oppgi rekvirisorstnr og PktNr.

Rapportert: 27.01.98

Dokumentnr: 1998-1082-200-00107 CSBRINGS 1 0 0000 000 1 PMS 0000 1 1 0 0002000
Dokumentid: 10 100075
Saksbehandler: Torodd Grønhaug Pisk-Si
Prosjektnr: 1000

Trinn	Dato	Trinnbeskrivelse	Saksbehandler	PktNr	Rekvirisorstnr	Trinnstatus	Trinnprior	Trinnprioritet	Trinnlign	Trinnligning	Trinnligning	Trinnligning	Trinnligning	Trinnligning	Trinnligning
1															
2															
3															
4															
5															
6															
7															
8															
9															
10															
11															
12															
13															
14															
15															
16															
17															
18															
19															
20															
21															
22															
23															
24															
25															
26															
27															
28															
29															
30															
31															
32															
33															
34															
35															
36															
37															
38															
39															
40															
41															
42															
43															
44															
45															
46															
47															
48															
49															
50															
51															
52															
53															
54															
55															
56															
57															
58															
59															
60															
61															
62															
63															
64															
65															
66															
67															
68															
69															
70															
71															
72															
73															
74															
75															
76															
77															
78															
79															
80															
81															
82															
83															
84															
85															
86															
87															
88															
89															
90															
91															
92															
93															
94															
95															
96															
97															
98															
99															
100															

ANALYSERAPPORT Interne saksbehandlere

Rapportnr: 21.01.99

OBS!! Klagefrist 14 dager f.o.m rapporteringsdato. Oppgi rekvisisjonsnr og PrNr.

1. Saksnummer: 1989-11628 Vedt av: 19910513 13.05.91 202 40 300 04 13880000

Er vedt: 19910513

2. Saksnummer: 210197E

3. Saksnummer: 20298365

<p>4. Saksnummer: 20298365 5. Saksnummer: 210197E</p>	<p>6. Saksnummer: 210197E 7. Saksnummer: 20298365</p>	<p>8. Saksnummer: 210197E 9. Saksnummer: 20298365 10. Saksnummer: 210197E 11. Saksnummer: 20298365 12. Saksnummer: 210197E 13. Saksnummer: 20298365 14. Saksnummer: 210197E 15. Saksnummer: 20298365 16. Saksnummer: 210197E 17. Saksnummer: 20298365 18. Saksnummer: 210197E 19. Saksnummer: 20298365 20. Saksnummer: 210197E 21. Saksnummer: 20298365 22. Saksnummer: 210197E 23. Saksnummer: 20298365 24. Saksnummer: 210197E 25. Saksnummer: 20298365 26. Saksnummer: 210197E 27. Saksnummer: 20298365 28. Saksnummer: 210197E 29. Saksnummer: 20298365 30. Saksnummer: 210197E 31. Saksnummer: 20298365 32. Saksnummer: 210197E 33. Saksnummer: 20298365 34. Saksnummer: 210197E 35. Saksnummer: 20298365 36. Saksnummer: 210197E 37. Saksnummer: 20298365 38. Saksnummer: 210197E 39. Saksnummer: 20298365 40. Saksnummer: 210197E 41. Saksnummer: 20298365 42. Saksnummer: 210197E 43. Saksnummer: 20298365 44. Saksnummer: 210197E 45. Saksnummer: 20298365 46. Saksnummer: 210197E 47. Saksnummer: 20298365 48. Saksnummer: 210197E 49. Saksnummer: 20298365 50. Saksnummer: 210197E 51. Saksnummer: 20298365 52. Saksnummer: 210197E 53. Saksnummer: 20298365 54. Saksnummer: 210197E 55. Saksnummer: 20298365 56. Saksnummer: 210197E 57. Saksnummer: 20298365 58. Saksnummer: 210197E 59. Saksnummer: 20298365 60. Saksnummer: 210197E 61. Saksnummer: 20298365 62. Saksnummer: 210197E 63. Saksnummer: 20298365 64. Saksnummer: 210197E 65. Saksnummer: 20298365 66. Saksnummer: 210197E 67. Saksnummer: 20298365 68. Saksnummer: 210197E 69. Saksnummer: 20298365 70. Saksnummer: 210197E 71. Saksnummer: 20298365 72. Saksnummer: 210197E 73. Saksnummer: 20298365 74. Saksnummer: 210197E 75. Saksnummer: 20298365 76. Saksnummer: 210197E 77. Saksnummer: 20298365 78. Saksnummer: 210197E 79. Saksnummer: 20298365 80. Saksnummer: 210197E 81. Saksnummer: 20298365 82. Saksnummer: 210197E 83. Saksnummer: 20298365 84. Saksnummer: 210197E 85. Saksnummer: 20298365 86. Saksnummer: 210197E 87. Saksnummer: 20298365 88. Saksnummer: 210197E 89. Saksnummer: 20298365 90. Saksnummer: 210197E 91. Saksnummer: 20298365 92. Saksnummer: 210197E 93. Saksnummer: 20298365 94. Saksnummer: 210197E 95. Saksnummer: 20298365 96. Saksnummer: 210197E 97. Saksnummer: 20298365 98. Saksnummer: 210197E 99. Saksnummer: 20298365 100. Saksnummer: 210197E</p>	<p>101. Saksnummer: 20298365 102. Saksnummer: 210197E 103. Saksnummer: 20298365 104. Saksnummer: 210197E 105. Saksnummer: 20298365 106. Saksnummer: 210197E 107. Saksnummer: 20298365 108. Saksnummer: 210197E 109. Saksnummer: 20298365 110. Saksnummer: 210197E 111. Saksnummer: 20298365 112. Saksnummer: 210197E 113. Saksnummer: 20298365 114. Saksnummer: 210197E 115. Saksnummer: 20298365 116. Saksnummer: 210197E 117. Saksnummer: 20298365 118. Saksnummer: 210197E 119. Saksnummer: 20298365 120. Saksnummer: 210197E 121. Saksnummer: 20298365 122. Saksnummer: 210197E 123. Saksnummer: 20298365 124. Saksnummer: 210197E 125. Saksnummer: 20298365 126. Saksnummer: 210197E 127. Saksnummer: 20298365 128. Saksnummer: 210197E 129. Saksnummer: 20298365 130. Saksnummer: 210197E 131. Saksnummer: 20298365 132. Saksnummer: 210197E 133. Saksnummer: 20298365 134. Saksnummer: 210197E 135. Saksnummer: 20298365 136. Saksnummer: 210197E 137. Saksnummer: 20298365 138. Saksnummer: 210197E 139. Saksnummer: 20298365 140. Saksnummer: 210197E 141. Saksnummer: 20298365 142. Saksnummer: 210197E 143. Saksnummer: 20298365 144. Saksnummer: 210197E 145. Saksnummer: 20298365 146. Saksnummer: 210197E 147. Saksnummer: 20298365 148. Saksnummer: 210197E 149. Saksnummer: 20298365 150. Saksnummer: 210197E 151. Saksnummer: 20298365 152. Saksnummer: 210197E 153. Saksnummer: 20298365 154. Saksnummer: 210197E 155. Saksnummer: 20298365 156. Saksnummer: 210197E 157. Saksnummer: 20298365 158. Saksnummer: 210197E 159. Saksnummer: 20298365 160. Saksnummer: 210197E 161. Saksnummer: 20298365 162. Saksnummer: 210197E 163. Saksnummer: 20298365 164. Saksnummer: 210197E 165. Saksnummer: 20298365 166. Saksnummer: 210197E 167. Saksnummer: 20298365 168. Saksnummer: 210197E 169. Saksnummer: 20298365 170. Saksnummer: 210197E 171. Saksnummer: 20298365 172. Saksnummer: 210197E 173. Saksnummer: 20298365 174. Saksnummer: 210197E 175. Saksnummer: 20298365 176. Saksnummer: 210197E 177. Saksnummer: 20298365 178. Saksnummer: 210197E 179. Saksnummer: 20298365 180. Saksnummer: 210197E 181. Saksnummer: 20298365 182. Saksnummer: 210197E 183. Saksnummer: 20298365 184. Saksnummer: 210197E 185. Saksnummer: 20298365 186. Saksnummer: 210197E 187. Saksnummer: 20298365 188. Saksnummer: 210197E 189. Saksnummer: 20298365 190. Saksnummer: 210197E 191. Saksnummer: 20298365 192. Saksnummer: 210197E 193. Saksnummer: 20298365 194. Saksnummer: 210197E 195. Saksnummer: 20298365 196. Saksnummer: 210197E 197. Saksnummer: 20298365 198. Saksnummer: 210197E 199. Saksnummer: 20298365 200. Saksnummer: 210197E</p>
--------------------------------------------------------------------	--------------------------------------------------------------------	-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Navn/lokallid: Indre Oslofjord
 Adresse:
 Oppmåling: 7109/5
 Proven nr/lid: 10708
 Løsløp nr: 1610 3,4,5,6,7,8
 Jobb nr: 98765
 Provetypus: Hålskjell
 Kurs: Utløst vålvodt
 Metode: HZ 4
 Dato: 11.1.88
 Analytiker: HJ

1. Hydrolyse
2. Lyseoppløselighet
3. Hålskjell
4. Særløst
5. Hålskjell
6. Hålskjell

Substansgruppe	1	2	3	4	5	6
Nitrat	5,8	5,6	7,2	15	0,3	0,8
2-M-Nit	3,7	3,9	3,8	0,3	2,5	4
1-M-Nit	1,6	1,7	1,8	4,2	1	1,8
Diformyl	1,9	1,5	1,9	2	1,4	1,9
2,6-Dimetylnitrat	2	3,1	3,7	3,6	1,2	1,9
Aminofyllen	1,2	2	1,9	2,1	0,5	1,3
Aminofyllen	0,8	1	1	1,4	0,5	0,6
2,3,5-Trimetylnitrat	1	3	1,8	0,5	0,5	0,5
Formon	1,8	2,6	1,4	1,6	0,8	1,1
Formon	7,6	9,2	2,4	2,9	1,7	1,9
Antracon	2,1	1,1	0,6	0,8	0,5	0,5
1-Metylfornon	2,2	0,5	2	2	0,8	1,5
Formon	26	26	18	11	5,1	4,3
Pyren	17	18	9,4	9,9	4	3,1
Benz(a)antracen*	11	7,8	3,5	4,3	2,2	1,8
Fluoranthren	9,8	7,7	3,8	4	1,7	1,7
Benz(b)fluoranthren*	3,5	2,8	1,2	1,3	0,7	0,6
Benz(k)fluoranthren*	3,3	1,1	0,9	0,6	0,5	0,5
Benz(a)pyren	6	4,2	2,5	2,5	1,1	0,8
Benz(a)pyren*	1,3	0,6	0,5	0,5	0,5	0,5
Pyrylen	1	0,7	0,5	0,6	0,5	0,5
Ind(1,2,3-cd)pyren*	1,6	1	0,6	0,6	0,5	0,5
Dibenz(a,h)pyren* 1)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Benz(e)pyren	1,7	1,3	1,2	1	0,5	0,6
SUM	114	112,6	65,1	79,7	33	39
Densitet KFAH(°)	21	13,5	0,2	0,8	4	2,9
%KFAH	18,4	12,0	0,8	8,5	12,4	7,4
%Løst						

* merket med korresponden koeffisienter og korreksjoner etter
 metodebeskrivelsen etter IARC (1987). (Se tilsvarende IARC's kataloger
 PAH (polycykliske aromatiske hydrokarboner)
 Kun av * utgjør KFAH

1) Hare (a,b) metoden

Denne testrapport er kun kopieret og kan derfor være
 for endringer. For sikkerhet gjelder kun for den prøven som er testet

Nämnadskamrat Anslutningsnr
 Adressen 210975
 Öppettid 10/7 08
 Fyllnadskod 1010, 0, 13, 16, 18
 Jobbnr 087608
 Provtyp Hörsjod
 Kurs Hörsj svärsod
 Mätkod 112-4
 Dato 11-1-08
 Anmtykns Bog

1. Sentens
2. Besovik/Kjennovik
3. Pseudobesovik
4. Ekvivalens/Besovik
- 5.
- 6.

Pörsnämning/ämne	1	2	3	4	5	6
Naftalen	5,5	24	7,0	6,9		
2-M-Nal	2,0	13	3,1	3,3		
1-M-Nal	1,2	6,7	1,0	1,9		
Bifenyl	1,3	2,2	1,5	1,5		
2,3,6-Triometylnaftalen	2,4	4,5	2,2	3,9		
Acenaphthen	1,3	3,8	1,3	2		
Acenaphthen	0,8	1	1,1	2,4		
2,3,6-Triometylbifenyl	0,9	0,5	0,9	0,2		
Fluoren	1,7	2,9	1,9	4		
Fluorantren	3,7	8,3	3,4	10		
Acridinen	0,7	3,2	1,1	4,3		
1-Metylfluorantren	1,8	2,4	0,4	2,2		
Fluoranthen	0,3	0	2,5	11,4		
Pyren	0,4	11	10	11,2		
Benzo(a)anthracen*	3,6	5,6	5,0	2,5		
Chrysenfluoranthen	2,3	3,7	0,4	0,1		
Benzo(b)fluoranthen*	1	1,2	2,6	0,0		
Benzo(k)fluoranthen*	0,8	0,6	1,1	2,1		
Benzo(a)pyren	2	1,0	4,7	2,9		
Benzo(a)pyren*	-0,5	0,5	0,7	0,4		
Benzen	-0,5	0,5	0,6	0,2		
Nal (1,2-Dioxypyren)*	0,5	0,5	0,9	4,1		
Indeno(1,2,3-cd)peren* 1)	0,5	-0,5	-0,5	1,1		
Benzo(g,h)peren	1	0,7	1,4	4,0		
ΣLPA	50,3	117,7	95,4	477,0		
Densv KPAH(*)	5,0	0,4	11,2	107,6		
%KPAH	11,7	7,1	11,7	20,4		
%I-aralstoff						

* Annheten på förmögenhet kränkningsskottet avseende avseende
 nämnts i tabellen (AIK) (10%), dvs. tillståndet AIK(2) i tabellen
 2A+2B (sammanlagt) i tabellen (avseende nämnts)

Densv av * avseende KPAH

1) Densv (a,b) nämnts

Densv förmögenhet för kam kopierat. Densv höbet (a) efter bönen förmö
 för utdelning. Forträffat utdelat kam kam förmögenhet av förmö