Statlig program for forurensningsovervåking

TA-nummer: 2146/2006
ISBN-nummer: 82-577-4843-9

Rapport 946/06

Kartlegging av utvalgte miljøgifter i Åsefjorden og omkringliggende områder.

Bromerte flammehemmere, klororganiske forbindelser, kvikksølv og tribromanisol

NIVA prosjektnr.	O-25246
NIVA løpenr.	5132/2006
Prosjektleder:	John Arthur Berge (NIVA)
Medarbeidere:	Martin Schalbach (NILU) Arne Fagerhaug (Multiconsult) Jan Erich Rønneberg (Møreforskning)

Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

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

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

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

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

Midt-Norge
Postboks 1264 Pirsenteret
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 87 10 34 / 44
Telefax (47) 73 87 10 10

Tittel	Løpenr. (for bestilling)	Dato
Kartlegging av utvalgte miljøgifter i Åsefjorden og omkringliggende områder. Bromerte flammehemmere, klororganiske forbindelser, kvikksølv og tribromanisol	5132-2006	25.01.2006
	Prosjektn. Undernr. O-25246	Sider Pris 73 s. + vedlegg
Forfattere John Arthur Berge (NIVA) Martin Schlabach (NILU) Arne Fagerhaug (Multiconsult) Jan Erich Rønneberg (Møreforskning)	Fagområde Overvåkning	Distribusjon Fri
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver	Oppdragsreferanse
SFT/Mattilsynet	kontrakt nr. 6005104

Sammendrag

På oppdrag av Statens forurensningstilsyn (SFT) og Mattilsynet har Norsk institutt for vannforskning (NIVA) foretatt undersøkelser i Åsefjorden og omkringliggende områder. Hovedmålsettningen har vært å kartlegge forekomsten av heksabromsyklododekan (HBCDD), polybromerte difenyletere (PBDE), polybromertebifenyler (PBB) og tribromanisol i sediment, fisk og skalldyr. Enkelte prøver er også analysert for klororganiske forbindelser (pentaklorbensen, heksaklorbensen og polyklorertebifenyler, polyklorerte- dibenzo-p-dioksiner, dibenzofuraner) og kvikksølv. Resultatene viser at sedimentet i Åsefjorden og dens randområder er sterkt forurenset med HBCDD og PBDE. Spredningen er ikke begrenset til Åsefjorden, men omfatter også Borgundfjorden og Hessafjorden. Resultatene fra taskekrabbe viser bioakkumulasjon av HBCDD og PBDE i krabber fra Åsefjorden og dens randområder, muligens også utenfor. Det ble også observert forhøyede nivåer av HBCDD i torskelever fra Åsefjorden og dens randområder (Tjørsundet Nord, Humla) og Aspevågen, mens eni er usikre når det gjelder torsk fra Hessafjorden. HBCDD konsentrasjonene var lave i filet av torsk. Resultatene fra filet av berggylte innfanget ved Åse antyder imidlertid forhøyede nivåer av HBCDD. Observerte konsentrasjoner av ΣPBDE i torskelever fra Åsefjorden synes noe høye og ligger omtrent i samme nivå som i indre Oslofjord. Også i torskefilet synes det å være et opptak av PBDE. Konsentrasjoner av PBB var meget lave i alle biotaprøver. Krabber fra Åse, Spjelkavika og Aspevågen inneholdt lave nivåer med dioksiner, men såpass høye nivåer med dioksinlignende PCBer at prøvene kunne karakteriseres som moderat forurenset. Tilsvarende kunne flatfiskprøvene karakteriseres som sterkt forurenset (Spjelkavika)og markert forurenset (Aspevågen). Også konsentrasjonen av ΣPCB_7 var høy i flatfisk (Spjelkavika: markert forurenset, Aspevågen: moderat forurenset). Det var lave konsentrasjoner av kvikksølv i skallinnmat av taskekrabbe og filet av rødspette fra Aspevågen, mens det var noe forhøyede nivåer av kvikksølv i torskefilet (moderat forurenset) fra alle stasjoner.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. organiske miljøgifter	1. organic pollutants
2. sediment	2. sediments
3. biota	3. biota
4. akvatisk miljø	4. aquatic environment

John Arthur Berge
Prosjektleder (NIVA)

Kristoffer Næs
Forskningsleder

Øyvind Sørensen
Ansvarlig

ISBN 82-577-4843-9

Kartlegging av utvalgte miljøgifter i Åsefjorden og omkringliggende områder. Bromerte flammehemmere, klororganiske forbindelser, kvikksølv og tribromanisol

Forord

På oppdrag av Statens forurensningstilsyn og Mattilsynet har Norsk institutt for vannforskning (NIVA) kartlagt forekomsten bromerte flammehemmere, polyklorerte bifenyler, dioksiner, kvikksølv, heksaklorbensen og pentaklorbensen i miljøprøver (sediment og biota) fra Åsefjorden, Borgundfjorden, Hessafjorden, Spjelkavika og Aspevågen. Bakgrunnen for undersøkelsen var at det tidligere er observert tildels betydelig forhøyede konsentrasjoner av en del av disse forbindelser i sedimenter og blåskjell fra Åsefjorden ved Ålesund. De høye nivåene reiste spørsmålet om en også kunne ha høye nivåer i fisk og skalldyr i Åsefjorden og omkringliggende områder.

Innsamlingen av sediment er gjennomført av Multiconsult ved Arne Fagerhaug. Innsamlingen ble utført med assistanse av båtfører Olav Sulebakk og Ålesund havnevesens båt, MB Skansen.

Innsamlingen av biota ble gjennomført av Møreforsking ved Jan Erich Rønneberg.

Analyser av alle organiske forbindelser er gjennomført av Norsk institutt for luftforskning (NILU) under ledelse av Martin Schlabach.

Analyse av kvikksølv er utført av NIVA.

Opparbeiding av prøver av biota er utført av Åse Bakketun og Merete Schøyen ved NIVA.

Jon L. Fuglestad vært prosjektkoordinator hos SFT og Are Sletta hos Mattilsynet.

Oslo, 25. januar 2006

John Arthur Berge,
Prosjektleder

Innhold

1. Sammendrag 9

2. Extended abstract 12

3. Bakgrunn og formål 15

4. Materiale og metoder 17
4.1 Innsamling av sedimenter 17
4.2 Innsamling av fisk og taskekrabbe 19
4.3 Kjemisk analyse 23
4.3.1 Ekstraksjon og opparbeidelse (PCB, PBDE og HBCDD) 23
4.3.2 Ekstraksjon og opparbeidelse (PCDD/PCDF og non-orto PCB)) 23
4.3.3 GC/MS og LC/MS analyse 23

5. Resultater og diskusjon 24
5.1 Heksabromsyklododekan, HBCDD 24
5.1.1 Sediment 24
5.1.2 Taskekrabbe 27
5.1.3 Torsk 30
5.1.4 Berggylte og flatfisk 34
5.1.5 Sammenfatning – HBCDD 35
5.2 Polybromerte difenyletere, PBDE 36
5.2.1 Sediment 36
5.2.2 Taskekrabbe 39
5.2.3 Torsk 42
5.2.4 Berggylte og flatfisk 45
5.2.5 Sammenfatning – PBDE 47
5.3 Tribromanisol, TBA 50
5.3.1 Sediment 50
5.3.2 Taskekrabbe 50
5.3.3 Torsk 52
5.3.4 Berggylte og flatfisk 52
5.3.5 Sammenfatning – TBA 53
5.4 Polybromerte bifenyler, PBB 54
5.4.1 Sediment 54
5.4.2 Taskekrabbe 54
5.4.3 Torsk 55
5.4.4 Berggylte og flatfisk 55
5.4.5 Sammenfatning – PBB 56
5.5 Polyklorerte bifenyler og dioksiner 56
5.5.1 Taskekrabbe 56
5.5.2 Flatfisk 59
5.5.3 Sammenfatning – PCB og dioksiner 60
5.6 Kvikksølv i krabbe, flatfisk og torsk 60
5.6.1 Krabbe og rødspette 60
5.6.2 Torsk 61
5.6.3 Sammenfatning – kvikksølv 61

6. Referanser 62

Vedlegg A. 64

Posisjon for utsetting av garnlenker på den enkelte stasjon 64

Vedlegg B 67

Vedleggstabell 1. Primærdata for PCB etc. 67

Vedleggstabell 2. Primærdata for dioksiner og nonorto-PCB i skallinnmat av taskekrabbe..... 68

Vedleggstabell 3. Primærdata for dioksiner og nonorto-PCB i filet av flatfisk 72

1. Sammendrag

Generelt
På oppdrag av Statens forurensningstilsyn (SFT) og Mattilsynet har Norsk institutt for vannforskning (NIVA) kartlagt forekomsten av en del utvalgte miljøgifter i sediment og biota fra Åsefjorden og en del nærliggende områder. Bakgrunnen for undersøkelsen var resultater fra tidligere nasjonal kartlegging av nye eller lite studerte organiske miljøgifter. Disse undersøkelsene avdekket høye konsentrasjoner av polybromerte difenyletere (PBDE) i blåskjell (ΣPBDE =1,24-2,63 ng/g v.v.) og særlig i sediment (ΣPBDE=249-467 ng/g tørrvekt) fra Åsefjorden. Det ble også observert høye konsentrasjoner av heksabromsyklododekan (HBCDD) fra samme område (ΣHBCDD = 55-329 ng/g v.v. i blåskjell og 24-8483 ng/g t.v. i sediment) . På bakgrunn av de observerte nivåer av PBDE og HBCDD i Åsefjorden ble det konkludert med at det antagelig har vært en eller flere utslippskilder i området. Forekomsten av den bromerte flammehemmeren HBCDD ble i hovedsak knyttet opp mot utslipp fra en bestemt bedrift . Området er imidlertid til dels tett bebygd og med mye offentlig og privat næringsvirksomhet (eksempelvis kommunalt renseanlegg med utslipp, forbrenningsanlegg, verft etc.) slik at andre kilder ikke kan utelukkes. De høye konsentrasjonene av bromerte flammehemmere som ble observert førte til at det nylig, ut fra føre var-prinsippet, ble innført midlertidige kostholdsråd for Åsefjorden, der en frarådes å spise skrubbe, flyndre, krabbe og blåskjell . Hvorvidt disse kostholdsråd skal vedvare vil være avhengig av nivåene av bromerte flammehemmere og andre forbindelser i fisk og skalldyr fra området. Hensikten med denne rapporten er å fastslå dette nivået gjennom en kartlegging av bromerte flammehemmere, tribromanisol, polyklorerte bifenyler, dioksiner, heksaklorbensen, pentaklorbensen og kvikksølv i sediment, taskekrabbe, torsk, berggylte og flatfisk innsamlet høsten 2005 fra Åsefjorden, Borgundfjorden, Hessafjorden, Spjelkavika og Aspevågen. Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) skal derigjennom få et bedre datagrunnlag for en revurdering av de midlertidige kostholdsråd som nylig er gitt for Åsefjorden.

Heksabromsyklododekan (HBCDD)
Resultatene tyder på at sedimenter i hele undersøkelsesområdet inklusive Åsefjordens randområder (St. 5 Tjørsundet Nord, St. 4. Humla vest), områder utenfor fjorden (St. 8 Bogneset i Borgundfjorden. St. 6 Aspevågen) og en presumptiv referanselokalitet i vest (St. 2 Hessafjorden) er forurenset med HBCDD (12-932 ngΣHBCDD/g tørrvekt). Enkle konsentrasjonsbetraktninger antyder at hovedkilden ligger øst i Åsefjorden og at det fra denne kilden (muligens også andre) spres HBCDD til områder utenfor Åsefjorden og i alle fall så langt vest som til dypområdene i Hessafjorden.

Resultatene fra analyse av skallinnmat (0,14-5,31 ngΣHBCDD/g våtvekt) viser at bioakkumulasjon av HBCDD finner sted i krabber og at krabber fra Åsefjorden og dens randområder er påvirket. Muligens opptrer forhøyede HBCDD-nivåer i taskekrabbe også utenfor Åsefjorden, men dette kan først avklares når et bedre datagrunnlag fra presumptivt upåvirket områder foreligger.

Konsentrasjonen i torskelever fra Åsefjorden (22-44 ngΣHBCDD/g våtvekt) synes å være noe høye sammenlignet med tilsvarende analyser fra presumptivt lite påvirkede områder som Lista, Bømlo, Færder, Svolvær, Ulsteinvik (2,5-8 ngΣHBCDD/g våtvekt) . Resultatene tyder på at det i Åsefjorden forekommer en akkumulasjon av HBCDD i torskelever, men det ble ikke funnet noen indikasjoner på akkumulasjon i torskefilet. Resultatene fra filet fra berggylte

innfanget på St. 1. Åse (1,5 ngΣHBCDD/g våtvekt) viser imidlertid at denne fiskearten akkumulerer HBCDD i filet.

I våre undersøkelser dominerer α-isomeren i biota, men ikke i sediment der γ-HBCDD var mest dominerende.

Polybromerte difenyletere (PBDE)

Konsentrasjonene av PBDE i sediment må anses være relativt høye (71-1599 ngΣPBDE/g tørrvekt). Deka-BDE (BDE-209) dominerer fullstendig i alle sedimentprøvene og utgjør mer enn 97% av ΣPBDE på alle sedimentlokaliteter. Konsentrasjonene på flere av stasjonene i Aspevågen og Borgundfjorden var høyere enn det som tidligere er blitt observert i mer sentrale deler av Åsefjorden og som den gang var blant de høyeste rapporterte forekomster på verdensbasis av PBDE i sediment. De nye observasjonene styrker derfor oppfatningen av at sedimentet i Åsefjorden og dens randområder er sterkt forurenset med PBDE. Selv konsentrasjonen av ΣPBDE på kontrollokaliteten i Hessafjorden var såpass høy at en må anta at transport av PBDE til dette området også har funnet sted. Bildet som avtegner seg ligner derfor noe på det som ble observert for HBCDD.

Bioakkumulering av PBDE ser ut til å ha funnet sted både i taskekrabbe, torskelever og sannsynligvis også i torskefilet.

Konsentrasjonene i skallinnmat fra taskekrabbe (1,5-5,8 ngΣPBDE/g våtvekt) tyder på en viss akkumulering av PBDE i denne organismegruppe. Muligens opptrer forhøyede PBDE-nivåer i taskekrabbe i hele området (også utenfor Åsefjorden), men dette kan først avklares når et bedre datagrunnlag fra presumptivt upåvirkede områder foreligger.

Konsentrasjonen av PBDE i torskelever (34-99 ngΣPBDE/g våtvekt) syntes noe høye (spesielt de fra Åsefjorden) sammenlignet med torskelever fra presumptivt lite påvirkede områder. De høyeste nivåene tilsvarte omtrent samme nivå som tidligere observert i indre Oslofjord.

Konsentrasjonsnivået av PBDE i gylte (0,04-0,05 ngΣPBDE/g våtvekt) var vesentlig lavere enn det som ble observert i filet av torsk (0,18-0,29 ngΣPBDE/g våtvekt). Resultatene tyder på at gylte fra Åsefjorden innholder kun svakt høyere eller omtrent tilsvarende konsentrasjoner av PBDE som gylte fra stasjonen lengst vest i området (Hessafjorden). Denne konsentrasjonslikheten står i sterk kontrast til det som ble observert for HBCDD der konsentrasjonen i gylte fra Hessafjorden var langt lavere enn konsentrasjonen i gylte fra Åsefjorden.

I sediment og krabbe var forholdet mellom høyeste og laveste observerte konsentrasjon mye høyere for HBCDD enn for PBDE. I både krabbe og sediment var det med andre ord sterkere gradienter for HBCDD enn for PBDE. For begge grupper forbindelser ble de høyeste konsentrasjoner i sediment observert i Tjørsundet innerst i Åsefjorden og den laveste i Hessafjorden. Det var imidlertid ingen klar lineær sammenheng mellom konsentrasjonen av de to grupper forbindelser i sediment, slik en skulle forvente dersom kilden for begge var lokalisert på samme sted og de ellers ikke oppførte seg vesentlig forskjellig i resipienten. Det skal derfor ikke utelukkes at hovedkilden for de to grupper forbindelser ikke er den samme.

Tribromanisol (TBA)

TBA er antatt å være en, i all hovedsak, naturlig bromert forbindelse. I utgangspunktet skulle en derfor ikke forvente store konsentrasjonsforskjeller innen samme prøvetype. For de prøvetyper vi har analysert er det med unntak av skallinnmat ikke observert store konsentrasjonsforskjeller mellom de ulike stasjoner. Krabber fra to stasjoner i Åsefjorden inneholdt, imidlertid, langt mer TBA (4,4 og 5 ng/g våtvekt) enn krabber fra Hessafjorden og Aspevågen (0,6 og 0,7 ng/g våtvekt) lenger vest i området. Vi har ingen plausibel forklaring på årsakene til denne forskjellen. Relevansen av våre funn er også vanskelig å fastslå da man vet lite om eventuelle effekter av TBA

Polybromerte bifenyler (PBB)

De observerte konsentrasjoner av PBB var meget lave og i all hovedsak under deteksjonsgrensen (oftest <0,01 ng/g tørrvekt i sediment og 0,01 ng/g våtvekt i biota).

Klororganiske forbindelser

Av de analyserte klororganiske forbindelser (pentaklorbensen, heksaklorbensen, PCB og dioksiner) er det i hovedsak PCB som fremstår med noe høye konsentrasjoner (unntatt på stasjonen i Hessafjorden). De toksisitetsverdier som ble observert for dioksiner ($TE_{PCDD/PCDF}$) i krabbe og flatfisk var alene lave (ubetydelig-lite forurenset). PCBene bidro imidlertid mer til ΣTE (spesielt de med non- orto konfigurasjon) enn dioksiner. Tar en hensyn til dette viser resultatene fra 3 krabbestasjoner (Åse, Spjelkavika, Aspevågen) såpass høye totalnivåer med ΣTE (henholdsvis 14,1, 19,8 og 19,5 pg/g våtvekt) at prøvene kunne karakteriseres som moderat forurenset. Tilsvarende inneholder begge flatfiskprøvene også høye totalnivåer med ΣTE (2,1 og 0,71 pg/g våtvekt) slik at de kunne karakteriseres som sterkt forurenset (Spjelkavika) og markert forurenset (Aspevågen). Også konsentrasjonen av ΣPCB_7 i flatfiskprøvene var høy i forhold til SFTs kriterier (Spjelkavika: markert forurenset, Aspevågen: moderat forurenset).

Kvikksølv (Hg)

Det var lave konsentrasjoner av kvikksølv i skallinnmat av taskekrabbe (0.08-0,09 µg/g våtvekt) og filet av rødspette fra Aspevågen (0,07 µg/g våtvekt). Dette er spesielt gledelig fordi det tidligere er påvist kvikksølvforurensning i sediment i dette området. Det var imidlertid noe forhøyede nivåer av kvikksølv i torskefilet (0,15-0,19 µg/g våtvekt, tilsvarer moderat forurenset).

2. Extended abstract

Background and objectives

This report presents the results on the occurrence of organohalogens(including some brominated flame retardants) and mercury in environmental samples from a fjord system (Åsefjord, Borgundfjord, Hessafjord, Spjelkavika and Aspevågen) near the town Ålesund on the West coast of Norway. The analyses were performed on sediments and biota. The analysed organisms were the edible crab (*Cancer pagurus*), cod (*Gadus morhua*), ballan wrasse (*Labrus bergylta*) and two species of flatfish (*Limanda limanda* and *Pleuronectes platessa).* All samples were collected in the autumn 2005
The following brominated flame retardants were analyzed: Hexabromocyclododecane (HBCDD), polybrominated diphenyl ethers (PBDE), polybrominated biphenyls (PBB)
In addition also tribromoanisol, polychlorinated biphenyls (PCB), dioxins (dibenzo-p-dioxsin and dibenzofurane abbreviated together as PCDD/F), hexachlorobenzene (HCB), pentachlorobenzene (PeCB) and mercury (Hg) were included in the analysis

The survey was done on behalf of the Norwegian Pollution Control Authority (SFT) and Norwegian Food Safety Authority (Mattilsynet) by the Norwegian Institute for Water Research (NIVA). The Norwegian Institute for Air Research (NILU) performed the chemical analysis.

A previous screening survey in the Åsefjord has revealed high concentrations of PBDE (ΣPBDE: 1,24-2,63 ng/g wet weight in blue mussels and 249-467 ng/g dry weight in sediments) and HBCDD (ΣHBCDD: 55-329 ng/g wet weight in mussels and 24-8483 ng/g dry weight in sediments). The Norwegian Food Safety Authority has recently on provisional basis recommended the public to not to eat flatfish, crabs and blue mussels from the Åsefjord. The main objectives of the present report is to give a broad documentation of the environmental presence of brominated flame retardants and the other analysed compounds in biota from the Åsefjord and neighbouring areas. The data will provide the Norwegian Food Safety Authority and the Norwegian Scientific Committee for Food Safety with comprehensive database for performing a revision of the preliminary recommendations on the use sea food from the Ålesund area for human consumption.

Major findings

Hexabromocyclododecane (HBCDD)

The results show that sediment from all stations is contaminated with HBCDD (ΣHBCDD: 12-932 ng/g dry weight). The main source seems to be East in the Åsefjord. The results show that HBCDD is transported also into the deeper part of the Hessafjord west in the investigated area.

The concentration of ΣHBCDD observed in crab tissue (composite sample of hepatopancreas and gonads) ranged 0,14-5,31 ng/g wet weight and shows that bioaccumulation have taken place. The results indicate that crabs from stations in the Åsefjord and its margins are contaminated. It is also possible that crabs outside the Åsefjord are contaminated but this can not be clarified before more data from presumptive reference areas are available.

The observed concentrations of HBCDD in cod liver (ΣHBCDD: 15-44 ng/g wet weight) were somewhat high compared to presumed reference areas (Lista, Bømlo, Færder, Svolvær, Ulsteinvik) along the Norwegian coast (ΣHBCDD: 2,5-8 ng/g wet weight). The highest concentrations were observed in the stations in the Åsefjord and its margins (ΣHBCDD: 24-44 ng/g wet weigh). The lowest concentration in cod liver was observed in fish from Hessafjord (ΣHBCDD: 15 ng/g wet weight). The results show bioaccumulation in cod liver but to a much lesser extent in filet (ΣHBCDD: 0,009-0,050 ng/g wet weight). The results from filet of ballan wrasse from Åsefjorden (ΣHBCDD: 1,5 ng/g wet weight) do however indicate some bioaccumulation in filet from this species

The α-isomer dominated in biota and γ-HBCDD in sediments.

Polybrominated diphenyl ethers (PBDE)

The results from analysis of sediments (ΣPBDE: 71-1599 ng/g dry weight) indicate that all stations have received more PBDE than expected from only diffusely contaminated areas and thus shows the same general trend as for HBCDD. The congener BDE-209 dominates totally in sediment samples and accounts for more than 97% of ΣPBDE on all stations. The observed levels in 3 stations (Aspevågen, Borgundfjorden and Tjørsundet) where higher than previously observed in the area and considered very high compared to other international data on marine sediments. Our findings does support the notion that the Åsefjord and it margins are severely polluted by PBDE and even the most Westerly station in Hessafjorden has received some PBDE.

The concentration of ΣPBDE observed in crab tissue (composite sample of hepatopancreas and gonads) ranged 1,5-5,8 ng/g wet weight and indicate bioaccumulation also in this species, at least in crabs from Spjelkavika, a bay in the inner part of the Åsefjord and Bogeneset on the West margin of the Åsefjord. It is also possible that crabs outside the Åsefjord are contaminated with PBDE but this can not be clarified before more data from presumptive reference areas are available.

The concentration of ΣPBDE observed in cod liver (34-99 ng/g wet weight) were high compared to results from presumed uncontaminated areas of the Norwegian coast and bioaccumulation of PBDE seems to have taken place, at least in cod liver from the Åsefjord. The highest concentration was observed in cod liver from an area Southeast in the Åsefjord (Tjørsundet Nord) were the level were approximately as observed previously in the inner Oslofjord

The concentration level of ΣPBDE in filet of ballan wrasse (0,04-0,05 ng/g wet weight) was considerably lower than observed in filet from cod (0,18-0,29 ng/g wet weight). The results indicate that wrasse from Åsefjorden contains only slightly higher or similar concentrations of PBDE than wrasse from the most Easterly station in the Hessafjord. This is very different from what was observed for HBCDD where a considerably higher concentration was observed in Åsefjord compared to Hessafjord.

The highest concentration of both HBCDD and PBDE was observed in the Southeast part of Åsefjorden and the lowest in Hessafjorden. The ratio between the observed highest and lowest concentrations was much higher for HBCDD than for PBDE in both sediments and crabs.

This indicates steeper concentration gradients for HBCDD than for PBDE. There was no clear linear relation between the concentrations of the two groups of compounds when all five stations are considered as expected if the source of the two group's contaminants were located at the same place. One can therefore not exclude the possibility that the main source for the two compounds is different.

Tribromoanisol (TBA)

TBA is considered mainly to be a metabolic product of algae and bacteria. It was therefore not expected to observe large concentration gradients in the area and this was not either observed in any of the sample types we have analyzed except in crab tissue. In crabs (composite sample of hepatopancreas and gonads) relatively high concentrations of TBA (4,4 and 5 ng/g wet weight) was observed in samples from Åsefjorden (Åse, Spjelkavika) in the Eastern part of the investigated are compared to the concentrations observed in Hessafjorden and Aspevågen (0,6 and 0,7 ng/g wet weight) in the more Western part of the area. We do not have any plausible explanation for this difference in concentration level and we do not either know the environmental relevance of the findings.

Polybrominated biphenyls (PBB)

The observed concentrations of PBB was low and mainly below the detection limit for the analyses (in most cases <0,01 ng/g dry weight sediment and 0,01 ng/g wet weight in biota).

Organochlorines

Of the analysed organochlorines (PCB, dioxins, PeCB and HCB) only PCB was observed in concentrations that invoke environmental concern. The PCB concentration was however also low in samples from the presumed control station in Hessafjord. Calculated as toxic equivalents (TEQ) based on the concentration of dioxines in crabs and flatfish were alone low (insignificantly polluted according to SFT´s environmental quality criteria). The PCBs did however contribute considerably more to total toxicity (ΣTEQ), especially PCBs with non-orto configuration, than dioxins. When both dioxins and PCBs are considered, ΣTEQ in crab samples from 3 stations (Åse, Spjelkavika, Aspevågen) are within a range (ΣTEQ: 14,1-19,8 pg/g wet weight) sufficient to be categorized as moderately polluted according to SFT´s criteria. A similar calculation for flatfish results in ΣTEQ concentrations of 2,1 pg/g wet weight (severely polluted according to SFT´s criteria) for the sample from Spjelkavik in Åsefjorden and 0,71 pg/g wet weight (markedly polluted) for the sample from the bay Aspevågen in the Western part of the area. Also the concentration of ΣPCB_7 in flatfish was high (Spjelkavik: markedly polluted, Aspevågen: moderately polluted according to SFT´s criteria)

Mercury (Hg)

Low concentrations of mercury were observed in crab samples (0.08-0,09 µg/g wet weight) and filet of European plaice (*Pleuronectes platessa)* from Aspevågen (0,07 µg/g wet weight). High concentrations of mercury have previously been observed in Aspevågen and it is therefore encouraging that crabs and plaice from this area now contain low levels of mercury. The concentration of mercury in all filet samples were however somewhat high (0,15-0,19 µg/g wet weight) and can be categorized as moderately polluted according to SFT´s criteria.

3. Bakgrunn og formål

I 2004 ble det gjennomført en nasjonal kartlegging av nye eller lite studerte organiske miljøgifter (Fjeld et al. 2005). Åsefjorden nær Ålesund var ett av flere områder som inngikk i kartleggingen og der det ble avdekket høye nivåer av enkelte bromerte flammehemmere.

Bromerte flammehemmere (ofte forkortet som BFH eller BFR = brominated flame retardants) er en fellesbetegnelse for en større gruppe organiske forbindelser. Stoffene har ulik struktur, men alle inneholder brom som den aktive flammehemmende komponenten. Noen bromerte flammehemmere har i de senere årene kommet i søkelyset på grunn av at de er lite nedbrytbare, kan konsentreres i næringskjeden og er påvist i miljøprøver og i morsmelk. En del av stoffene har også vist helse- og miljøskadelige effekter. Spesielt har det vært fokus på stoffgruppene polybromerte difenyletere (PBDE) og polybromerte bifenyler (PBB). Andre bromerte flammehemmere som det fokuseres på i miljøsammenheng er heksabromsyklododekan (HBCDD) og tetrabrombisfenol A (TBBPA) (de Wit, 2002).

Materialet fra Åsefjorden som ble analysert i forbindelse med den nasjonale kartleggingen bestod av sediment og blåskjell, men ikke fisk. Resultatene fra Åsefjorden avdekket høye konsentrasjoner av PBDE i blåskjell (ΣPBDE =1,24-2,63 ng/g v.v.) og særlig i sediment (ΣPBDE=249-467 ng/g tørrvekt) og det ble konkludert med at de observerte nivåer i sediment internasjonalt sett lå i «toppskiktet». Det ble også i forhold til ellers langs norskekysten observert høye konsentrasjoner av HBCDD i blåskjell (ΣHBCDD=55-329 ng/g v.v.) og sediment (ΣHBCDD=24-8483 ng/g t.v.) fra Åsefjorden.

På bakgrunn av de observerte nivåer av ΣPBDE og ΣHBCDD i Åsefjorden ble det konkludert med at en antagelig har eller har hatt en (eller flere) utslippskilder i området. Observasjonene i blåskjell viste at kilden relativt nylig må ha påvirket overflatevannet enten ved resuspensjon av forurensede sedimenter fra grunne områder (gamle synder) eller at en fremdeles hadde direkteutslipp til overflatevannet. Forekomsten av bromerte flammehemmere (HBCDD) i Åsefjorden har i hovedsak blitt knyttet opp mot utslipp fra bedriften Brødrene Sunde AS. Resultater fra analyse av utløpsvann og i slam fra renseanlegget i Åse viser også høyere konsentrasjoner av HBCDD enn det som er funnet på andre norske renseanlegg (http://www.sft.no/nyheter/dbafile12680.html). Området er imidlertid til dels tett bebygd med mye næringsvirksomhet slik at andre kilder kan heller ikke helt utelukkes.

De høye konsentrasjonene av bromerte flammehemmere som er observert i blåskjell har ført til at det ut fra føre var-prinsippet er innført midlertidige kostholdsråd for Åsefjorden (Økland, 2005). I kostholdsrådet har Mattilsynet gått bredt ut og fraråder å spise skrubbe, flyndre, krabbe og blåskjell fra Åsefjorden.

Hovedmålsettingen med undersøkelsen som her presenteres har vært å kartlegge forekomsten av bromerte flammehemmere (HBCDD, PBDE, PBB) og tribromanisol i sediment, fisk og skalldyr fra Åsefjorden og omkringliggende områder samt at enkelte prøver også er analysert for en del andre forbindelser som også har relevans for spiselighet av marin mat; klororganiske forbindelser (pentaklorbensen, heksaklorbensen og polyklorerte bifenyler, dibenzo-p-dioksiner og dibenzofuraner) og kvikksøl slik at Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) eventuelt kan revurdere de midlertidige kostholdsråd som nylig er gitt for området. .

Tidligere undersøkelser i Aspevågen har avdekket relativt høye konsentrasjoner av kvikksølv i sediment (Helland, 1995) det var derfor av spesiell interesse å avklare i hvilken grad fisk og skalldyr fra dette området var kvikksølvpåvirket.

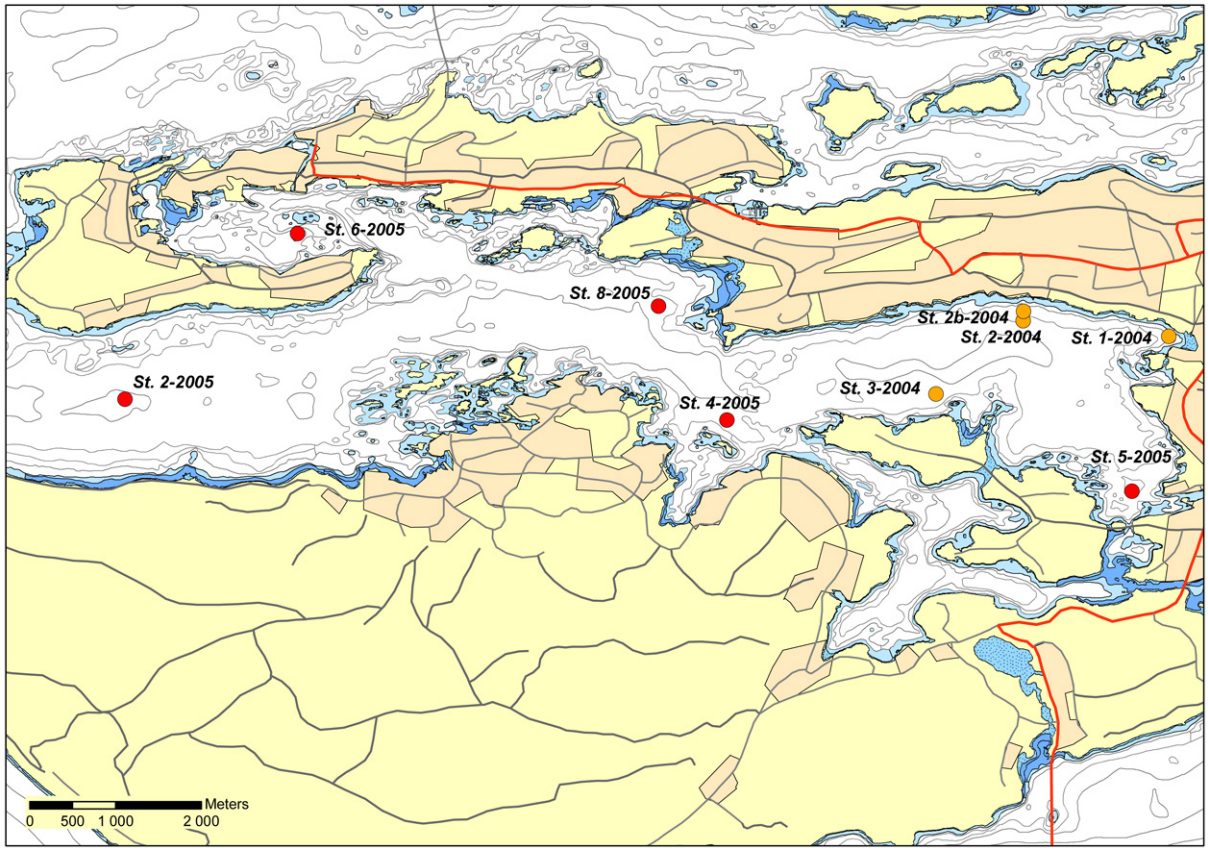
Det kan også nevnes at Åsefjorden inngikk i et område som nylig var gjenstand for en undersøkelse knyttet opp mot generell tilstand og eventuelle overgjødslingseffekter fra utslipp fra kommunale renseanlegg (Molvær m.fl. 2004). Undersøkelsene konkluderte med at Åsefjorden og Aspevågen hadde noe begrenset vannutskiftning og at det fra tid til annen kunne være problemer med oksygenforholdene i bunnvannet. Beregninger viste også at avløpsvannet fra renseanlegget i Åsefjorden (RA4) oftest innlagres dypere enn 15 m, men kunne sterkt fortynnet også nå overflaten. I sjøområdet ved renseanlegget i Åsefjorden ble det også observert nedslamming av bunn og organismer, samt forhøyet innslag av organismer som indikerer overgjødsling. Bløtbunnsfaunaen i dypområdene i Åsefjorden var også påvirket av belastning med organisk materiale.

4. Materiale og metoder

4.1 Innsamling av sedimenter

Partikler som tilføres et sjøområde/havneområde tenderer til å akkumulere i områder med lite strøm (ofte dypområder), og vil over tid gi grunnlaget for dannelse av bunnsedimenter. Disse sedimenter inneholder også de forurensningskomponenter som fester seg til partiklene. Mange av de miljøgiftene som en er opptatt av i miljøsammenheng har evnen til å feste seg til slike partikler. Bunnsedimentene er derfor spesielt godt egnet til å overvåke og spore spredning av miljøgifter i et område. I denne undersøkelsen har en analysert overflatesedimentene fordi disse er de som er sist avsatt. En antar at det i norske kystområder avsettes 1-3 mm årlig, men kan i nærheten av elvemunninger, nær breer og andre steder med stor partikkeltilførsel, eksempelvis i nærheten av industriutslipp være mer. Regnes 1 mm/år som et minimum, betyr dette at den øverste centimeteren (0-1 cm) av sedimentene er avsatt i løpet av de siste 10 år.

Feltarbeidet med innhenting av sedimentprøver ble utført 13/9-2005. Det ble tatt prøver i dypområder (34-110m) i Åsefjordens randområder og noen områder lenger vest. Alle prøver er tatt ved bruk av en 0,1 m^2 van Veen grabb. På hver stasjon ble det tatt 3 eller flere grabbskudd. Prøver for analyse ble tatt av de øvre 0-1 cm av sedimentene. Volumlike delprøver fra hvert grabbskudd ble slått sammen til en felles blandprøve fra hver stasjon. Fra hver stasjon ble det innsamlet to blandprøver. En oversikt over hele undesøkelsesområdet med stasjoner hvor det ble innsamlet sediment ses i Figur 1. I Tabell 1 ses stasjonenes geografiske koordinater, vanndybde og en beskrivelse av sedimentet.



Figur 1. *Kart over Åsefjorden og tilgrensende områder der det ble innsamlet sediment for miljøgiftanalyse i 2005 (denne rapport) og i 2004 (Fjeld et al. 2005). Stasjonene innsamlet i 2005 er markert med rødt og stasjonene innsamlet i 2004 er markert med gult. Stasjonenes nr og navn i 2005: st. 8 Borgundfjorden, st. 6 Aspevågen, st. 5 Tjørsundet Nord, st. 4 Humla vest, st.2 Hessafjorden. Stasjonenes nr og navn i 2004: Åsefjorden St. 1, Åsefjorden St. 2, Åsefjorden St. 2b, Åsefjordene St. 3.*

Tabell 1. *Posisjoner, dybder og beskrivelse av sedimenter / feltobservasjoner for de enkelte stasjoner er gitt i etterfølgende tabell.*

St. nr.	Stasjons navn	Posisjon*[1])		Dybde**	Sedimentbeskrivelser
St. 6	Aspevågen	62° 27,892´N	6° 09,153´E	34	Svart homogen, silt / finsand. Gir fargeskimmer på overflata. Dødt. Råtten lukt.
St. 2	Hessafjorden	62° 26,807´N	6° 06,915´E	110	Lys grå sand / silt. Bløt, plastisk. Homogen. Frisk lukt. Noen få skjell og mark. 4 grabbskudd.
St. 8	Borgundfjorden	62° 27,537´N	6° 14,076´E	65	Mørk grå sand, Noe grus og stein. Frisk lukt.
St. 4	Humla Vest	62° 26,840´N	6° 15,067´E	70	Sand. Lys brun oksidert på overflata. Bløt / plastisk til ca 5 cm under overflata, deretter tørrere og løs - sprekker lett opp i biter. Frisk lukt / ingen lukt.
St. 5	Tjørsundet Nord	62° 26,501´N	6° 20,586´E	50	Finsand, silt. Bløt, svart farge. Sulfid. Planterester i toppen. Lukter råttent.

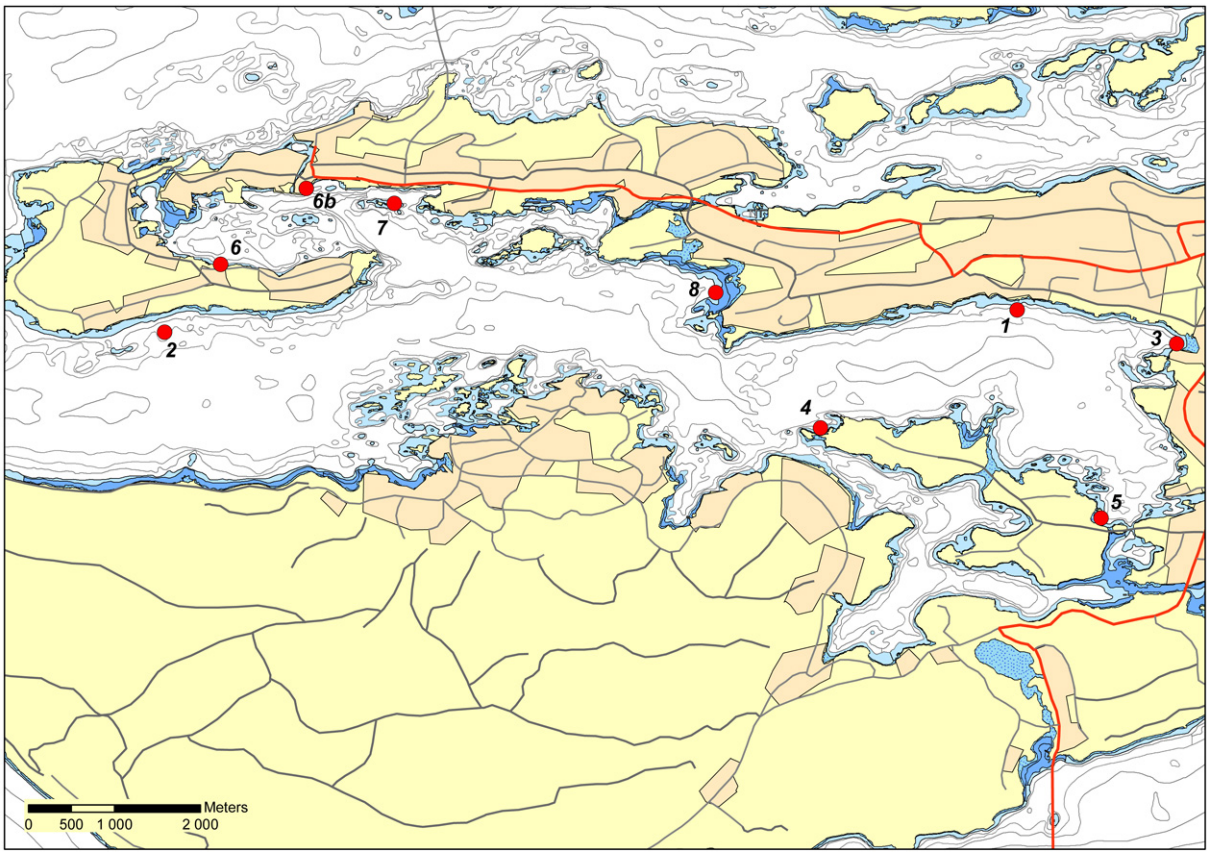
[1]) Oppgitt i WGS-84 datum ** Målt med båtens GPS/ekkolodd

4.2 Innsamling av fisk og taskekrabbe

Innsamling ble foretatt i løpet av august til oktober 2005 på 8 lokaliteter i Borgundfjorden og Åsefjorden i Ålesund kommune (Figur 2). Til innhenting av det biologiske materialet er det i all hovedsak brukt tradisjonelle trollgarn som er satt ut fra fjæresonen og nedover mot dypere vannlag. Flere trollgarn er knyttet sammen i lenker. I kapittel 0. Vedlegg A ses en detaljoversikt over hvordan de enkelte garnlenker var utplassert. I ett tilfelle ble det imidlertid engasjert en dykker for innsamling av flatfisk (St 6b).

I utgangspunktet skulle det samles inn flyndre og taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra 8 lokaliteter, torsk (*Gadus morhua*) fra 3 lokaliteter og blåskjell (*Mytilus edulis*) fra 6 lokaliteter. Pga manglede forekomst og mye dårlig vær i det aktuelle tidsrom viste dette seg vanskelig å oppfylle. I Tabell 2 ses en oversikt over dyp der garnlenkene var utplassert, fangstdato, posisjon og de organismetyper som en endte opp med å benytte i undersøkelsen.

Berggylte (*Labrus bergylta*) er lite brukt i overvåkningssammenheng. Arten er imidlertid av spesiell interesse fordi den spiser muslinger og fordi det er tidligere påvist relativt høye verdier av bromerte flammehemmere i muslinger fra Åsefjorden. I tillegg har berggylte et relativt høyt fettinnhold i filet og er noe brukt til konsum. I utgangspunktet skulle en derfor forvente forhøyede nivåer av bromerte flammehemmere i filet av denne arten.



Figur 2. *Oversiktskart over Borgund/Åsefjorden. Nummereringen viser hvor de 8 lokalitetene for innsamling av fisk og krabbe var lokalisert.*

St. 1. Åse, vest pumpestasjon.
St.2. Hessafjorden (referansestasjon)
St. 3. Spjelkavika
St. 4. Humla
St. 5. Tjørsundet Nord (Tørla)
St. 6. Aspevågen/Slinningen
St. 6b Aspevågen nord
St. 7. Bålholmen
St. 8. Bogneset

Tabell 2. *Oversikt over de stasjoner der det ble fanget fisk og krabber. Dyp der garnlenkene var utplassert, fangstdato, posisjon og organismetyper som ble brukt til analysene er også vist.*

Stasjons nr	Stasjonsnavn	Dyp (m)	Dato for fiske	Posisjon	Organismer brukt til analyse
1	Åse, vest pumpestasjon.	0-25	16/9, 22/9, 27/9	N:62°27,62´ E:6°18,92´	Torsk, Berggylte, Taskekrabbe
2	Hessafjorden (referanse stasjon)	0-25	31/8, 1/10	N:62°27,12´ E:6°06,75´ og N:62°27,39´ E:6°08,10´	Torsk, Berggylte, Taskekrabbe
3	Spjelkavika	0-20	16/9	N:62°27,45´ E:6°21,09´	Sandflyndre, Taskekrabbe
4	Humla	0-30	5/9,13/9	N:62°26,83´ E:6°16,33´	Torsk Taskekrabbe
5	Tjørsundet Nord (Tørla)	0-25	16/9	N:62°26,34´ E:6°20,17´	Torsk, Taskekrabbe
6	Aspevågen/Slinningen	0-28	26/8, 31/8	N:62°27,69´ E:6°08,14´	Torsk, Taskekrabbe
6b	Aspevågen Nord	10-25	10/10	N:62°28,19´ E:6°09,25´	Rødspette
7	Bålholmen	0-28	26/8, 31/8	N:62°28,12´ E:6°10,45´	Torsk
8	Bogneset	0-18	5/9, 13/9	N:62°27,65´ E:6°14,84´	Torsk, Taskekrabbe

Det ble gjennomført analyser av torsk (filet og lever) fra 7 stasjoner. En oversikt over torsken som ble benyttet til analysene ses i Tabell 3 og viser at torsken som ble benyttet hadde en gjennomsnittslengde på fra 47 til 58 cm og en gjennomsnittsvekt på 1146 til 2075 g. Analysene ble foretatt på en blandprøve bestående av materiale fra 8-12 individer. Siden torsken vi har benyttet til analysene er innfanget på høsten antas at de er fra lokal stamme av kysttorsk og ikke den torsken som vinterfisket etter torsk i Borgundfjorden er basert på.

Tabell 3. *Torsk benyttet til analyse. Stasjonsnr, stasjonsnavn , antall fisk benyttet i analysert blandprøve, midlere lengde (cm) og vekt (g).*

Stasjons nr	Stasjonsnavn	Antall fisk	Gjennomsnittlig lengde (min- max)	Gjennomsnittlig vekt (min- max)
St. 1	Åse -vest pumpestasjon	12	47 (33-57)	1146 (300,9-1811,2)
St 2	Hessafjorden ref.	8	54 (27-70)	2004 (171,9-4138)
St 4	Humla	10	48 (8,5-64)	1457 (234,2-2693,7)
St 5	Tjørsundet Nord	10	51 (42-61)	1454 (778,8-2935)
St. 6	Aspevågen-Slinningen	12	51 (31-76,5)	1595 (371,5-4373,8)
St 7	Bålholmen	8	58 (51-70)	2075 (1402,6-3421)
St 8	Bogeneset	11	53 (32-66)	1626 (346,4-3396,2)

Det ble gjennomført analyser av flatfisk fra 2 stasjoner. Sandflyndre (*Limanda limanda*) fra Spjelkavika og rødspette (*Pleuronectes platessa*) fra Aspevågen. En oversikt over flatfisken som ble benyttet til analysene ses i Tabell 4. Analysene ble foretatt på en blandprøve bestående av filet fra 9-12 individer.

Tabell 4. *Flatfisk benyttet til analyse. Stasjons nr, stasjonsnavn , antall fisk benyttet i analysert blandprøve, midlere lengde (cm) og vekt (g).*

Stasjons nr	Stasjonsnavn	Art	Antall fisk	Gjennomsnittlig lengde (min- max)	Gjennomsnittlig vekt (min- max)
St 3	Spjelkavik	Sandflyndre	12	26 (20-31)	204 (85,7-329)
St. 6b	Aspevågen, nord	Rødspette	9	35 (17,5-43)	460 (221,4-688,4)

Det ble også gjennomført analyser av berggylte fra 2 stasjoner. En oversikt over gyltene som ble benyttet til analysene ses i Tabell 5. Analysene ble foretatt på en blandprøve bestående av filet fra 8 og 12 individer.

Tabell 5. *Berggylte benyttet til analyse. Stasjons nr, stasjonsnavn , antall fisk benyttet i analysert blandprøve, midlere lengde (cm) og vekt (g).*

Stasjons nr	Stasjonsnavn	Antall fisk	Gjennomsnittlig lengde (min- max)	Gjennomsnittlig vekt (min- max)
St. 1	Åse -vest pumpestasjon	8	34,5 (29,5-38,5)	678 (423,6-961,8)
St 2	Hessafjorden	12	32 (26-35,5)	577 (292,5-815,4)

Det ble også gjennomført analyser av skallinnmat fra taskekrabber fra 7 stasjoner. En oversikt over krabbene som ble benyttet til analysene ses i **Tabell 6**. Analysene ble foretatt på en blandprøve bestående av skallinnmat dvs. hepatopancreas og rogn (for de individer som hadde rogn) fra 10-15 individer.

Tabell 6. Krabbe benyttet til analyse. Stasjons nr, stasjonsnavn, antall krabber benyttet i analysert blandprøve, midlere skallbredde (cm).

Stasjons nr	Stasjonsnavn	Antall krabber	Gjennomsnittlig skall bredde (min-max)
St. 1	Åse -vest pumpestasjon	15	13,8 (12-15,5)
St 2	Hessafjorden ref.	15	13,3 (11,5-15)
St 3	Spjelkavik	13	14,3 (12,5-17,5)
St 4	Humla	12	13,0 (11,5-14,5)
St 5	Tørrla	10	14,5 (11,5-19,5)
St. 6	Aspevågen-Slinningen	10	13,9 (11-15,5)
St 8	Bogeneset	11	13,9 (11,5-16,3)

Fisk er mobil og en kan ikke med sikkerhet fastslå hvilke områder de har vært i før de blir fanget. En fisks mobilitet vil også være artsavhengig. Av de fiskeartene som her er benyttet (torsk, rødspette, sandflyndre og beggylte) vil en anta at torsk vandrer mest og at berggylte

vandrer minst. Taskekrabber kan over tid også gjøre forflytninger som kan strekke seg over mange kilometer. Det antas at hunnene vandrer mer enn hannene.

De miljøgiftkonsentrasjoner som observeres vil være et integrert bilde av opptak fra miljøet i hele det området organismen har opphold seg i, med de ulike konsentrasjonsregimer som måtte finnes der. Konsentrasjonsnivået i fisken vil også modifiseres av utskillelse. Opptak og utskillelse er ofte komponentavhengig. Konsentrasjonen og komponentsammensetningen som observeres i fisken vil derfor nødvendigvis ikke gjenspeile det som observeres i vann og føde.

4.3 Kjemisk analyse

Prøvene ble lagret ved -20°C inntil analysen. Sedimentprøver ble tørket ved 40°C til komplett tørrhet for å bestemme tørrvekt av prøven. Biologiske prøver ble tørket og homogenisert med natriumsulfat i en husholdningsmikser.

4.3.1 Ekstraksjon og opparbeidelse (PCB, PBDE og HBCDD)

Mellom 2 og 10 g tørt materiale ble overført til en soxhlet ekstraksjonshylse, tilsatt isotopmerket internstandardblanding og ekstrahert med aceton i 4 timer og n-heksan i 8 timer. Mellom 2 og 20 g av homogenisert biologisk materiale ble tilsatt isotopmerket internstandardblanding og kolonneekstrahert med n-heksan. Samlet råekstrakt ble tørket med natriumsulfat, aceton ble løsemiddelbyttet til n-heksan og ekstraktet renset på en kolonne fylt med 4 g aktivert silika, behandlet 3 ganger med konsentrert svovelsyre og til slutt renset på en kolonne fylt med 4 g aktivert silika. Det ferdig rensete ekstraktet ble oppkonsentrert til 100 μL og tilsatt en gjenvinningsstandard.

4.3.2 Ekstraksjon og opparbeidelse (PCDD/PCDF og non-orto PCB))

Mellom 2 og 10 g tørr materiale ble overført til en soxhlet ekstraksjonshylse, tilsatt isotopmerket internstandardblanding og ekstrahert med toluen i 8 timer. Mellom 2 og 50 g av homogenisert biologisk materiale ble tilsatt isotopmerket internstandardblanding og lagt på toppen av første opparbeidelseskolonne. Prøveekstraktet ble renset på et flerkolonnesystem som inneholder følgende adsorbenter: silika, kaliumhydroksidbelagt silika, aktivt kull, svovelsyrebelagt silika og aluminiumoksid. Det ferdig rensete ekstraktet ble oppkonsentrert til 10 μL og tilsatt en gjenvinningsstandard.

4.3.3 GC/MS og LC/MS analyse

Prøvene ble analysert ved hjelp av gasskromatografi koplet til høyoppløsende massespektrometri i elektronstøt modus (GC/HRMS) med hensyn til PCDD/PCDF, PCB og PBDE. For en alikvot av prøveektraktet ble løsemiddel skiftet til metanol og analysert ved hjelp av væskekromatografi koplet til lavoppløsende massespetrometri i negativ elektronspray modus (LC/MS-ESI) med hensyn til følgende HBCDD-isomerer: α-, β- og γ-HBCDD. Kvantifisieringen ble gjennomført mot de tilsatte isotopmerkete internstandardforbindelser: α- og γ-HBCDD.

Analysemetoden for PCDD/PCDF og PCB er akkreditert i henhold til NS/EN 17025. PBDE og HBCDD skal akkrediteres om noen måneder og kvalitetskravene er de samme som for analyser av PCB eller PCDD/PCDF som er akkreditert iht. NS/EN 17025. Måleusikkerheten er estimert til ± 25 % (PCB), ±25-30 % (PCDD/PCDF), ±30-35 % (BDE-28-183) og ± 45 % (BDE-206, -209 og HBCDD).

5. Resultater og diskusjon

5.1 Heksabromsyklododekan, HBCDD

5.1.1 Sediment

Konsentrasjonene av ΣHBCDD varierte mellom 11,9 og 931,6 ng/g tørrvekt (Tabell 7). Den laveste konsentrasjonen ble observert lengst vest i undersøkelsesområdet (Hessafjorden) som i utgangspunktet ble ansett som en kontrollokalitet, mens den høyeste konsentrasjonen ble observert inne på en stasjon i Åsefjordens randområde (Tjørsundet Nord) helt øst i undersøkelsesområdet (se Figur 3). De nivåer som vi har observert i Tjørsundet Nord er likevel klart lavere enn de ekstremt høye konsentrasjonene som tidligere er observert lenger nord øst i Åsefjorden ved Spjelkavika(se Tabell 7,data fra Fjeld et al 2005 og Figur 4).

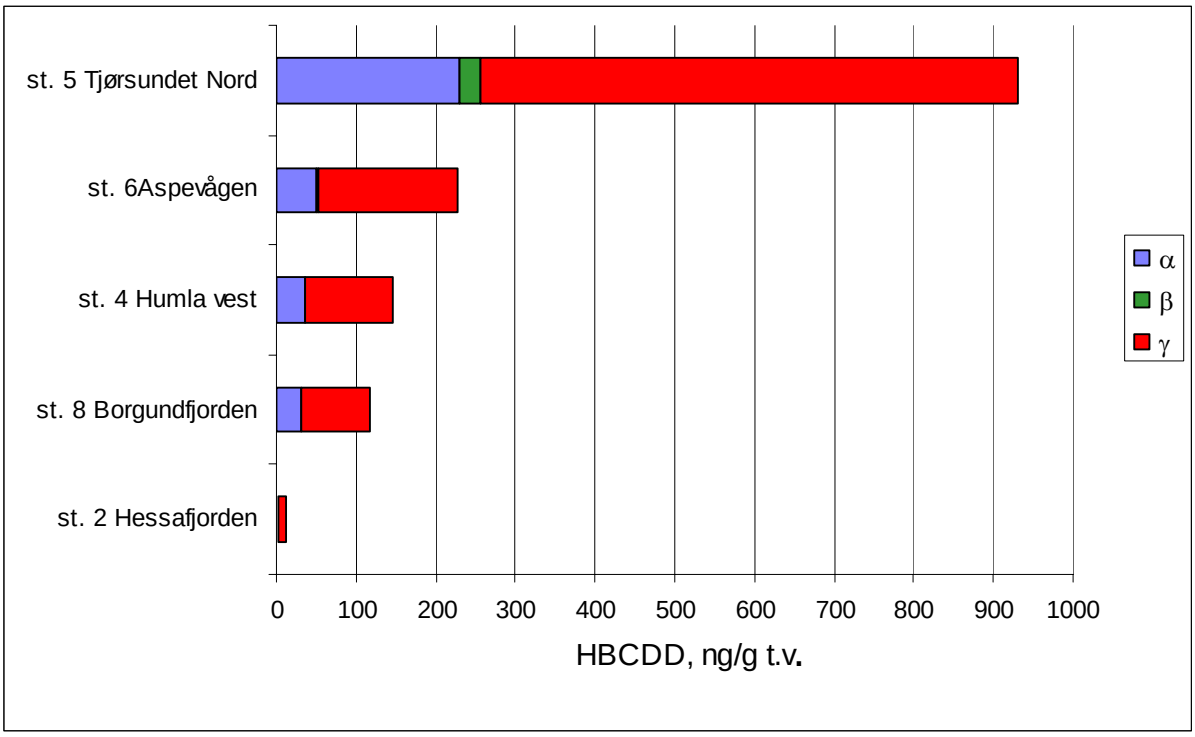
Tidligere undersøkelser (Fjeld et al. 2005) tyder på at nivåer av ΣHBCDD lavere enn anslagsvis 3 ng/g tørrvekt er det en må forvente i kun diffust belastede områder uten nærliggende punktkilder. Konsentrasjonen som ble observert i Hessafjorden er godt over denne verdi og er dessuten omtrent på samme nivå som tidligere er observert i sediment fra Drammensfjorden (Fjeld et al. 2004). Nivåene som er observert i Hessafjorden indikerer dermed at også sediment fra vår antatte referanselokalitet har konsentrasjoner av HBCDD over det en skulle forvente fra kun diffuse kilder. Resultatene tyder dermed på at hele undersøkelsesområdet, også dypområdene i Hessafjorden, er påvirket av HBCDD.

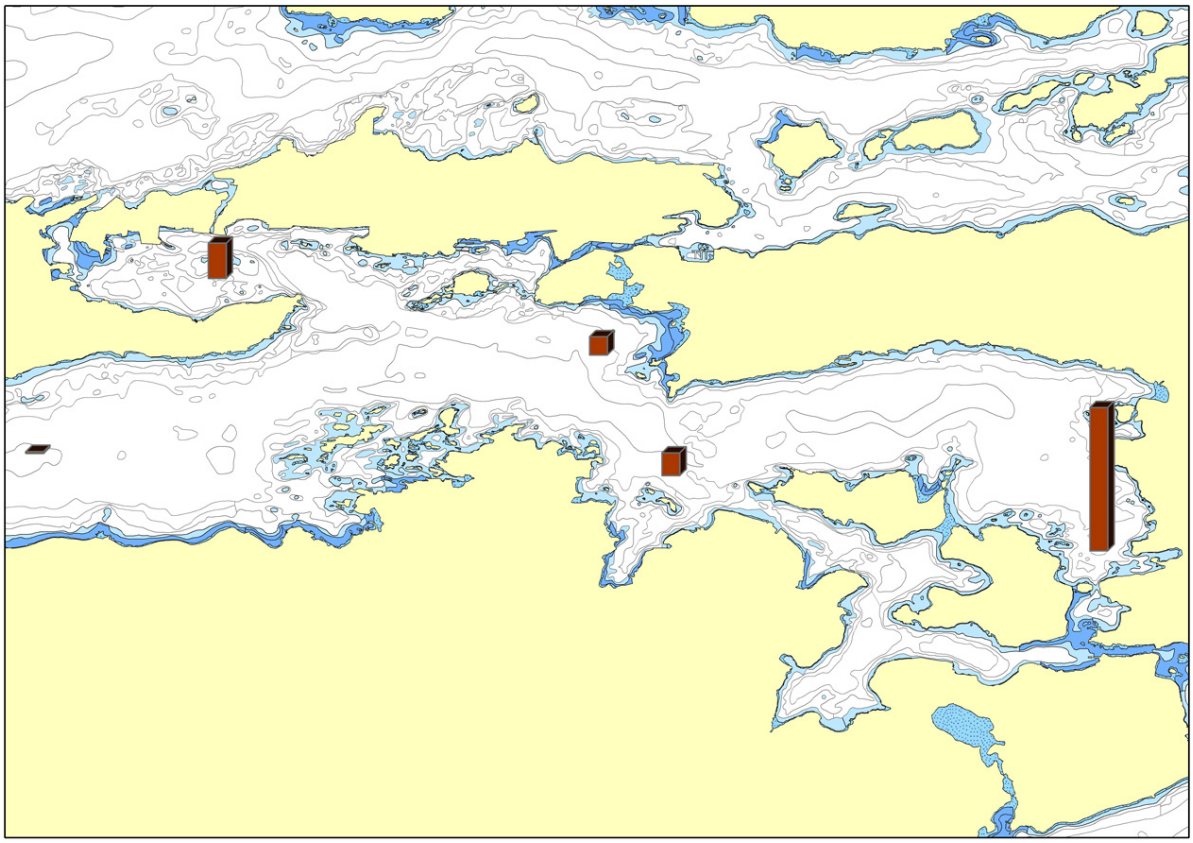
Konsentrasjonsbetraktninger antyder at hovedkilden ligger øst i Åsefjorden.

Tilsvarende som i tidligere undersøkelser dominerer γ–HBCDD i alle sedimentprøvene (Figur 3). Teknisk HBCDD kan inneholde 75-89% av γ-isomeren (Janàk et al. 2005).

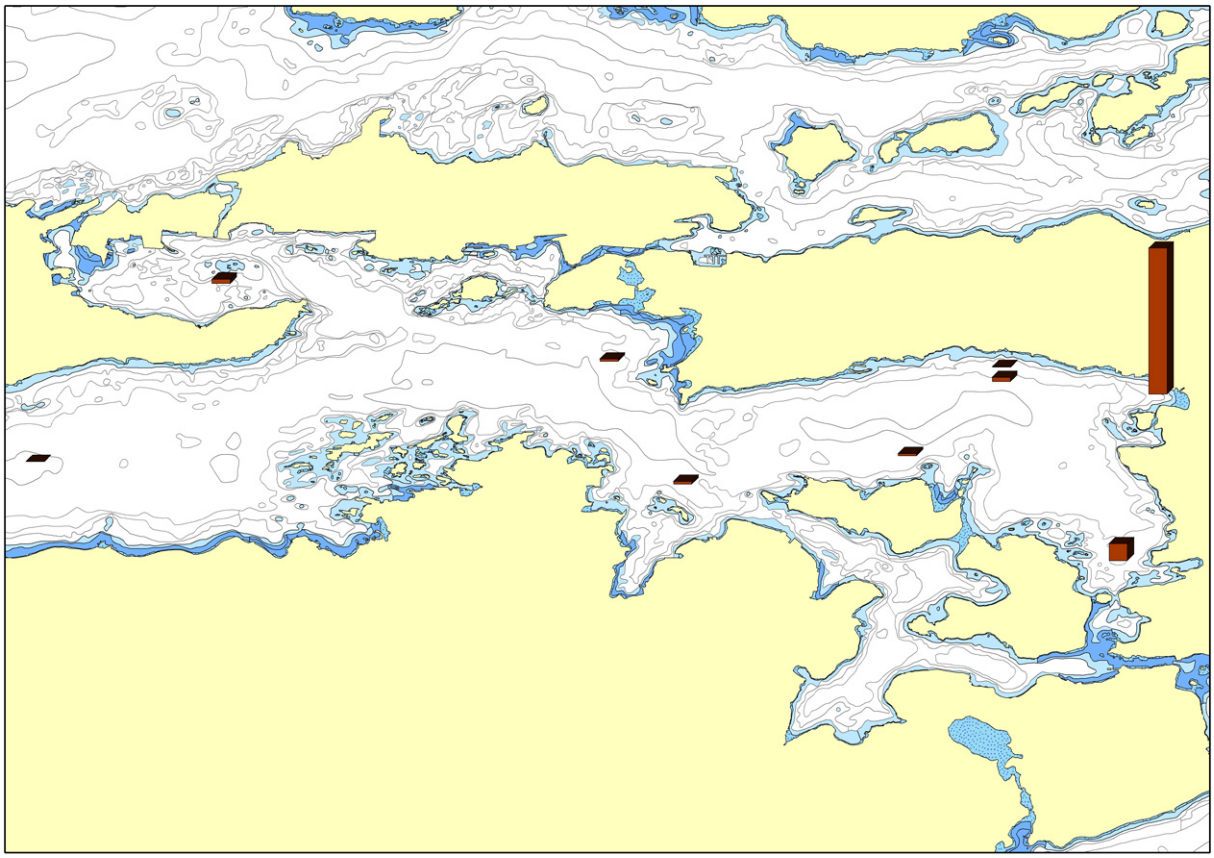
Tabell 7. *Konsentrasjonen av α-, β- og γ-heksabromsyklododekan (ng/g tørrvekt) samt summen av disse (ΣHBCDD) i sediment. Stasjonene er sortert etter stigende verdi for ΣHBCDD. Tilsvarende data fra Fjeld et al 2005 er også vist.*

Stasjon	ΣHBCDD	α-HBCDD	β-HBCDD	γ-HBCDD
st. 2 Hessafjorden	11,99	2,66	0,08	9,26
st. 8 Borgundfjorden	117,88	30,69	0,56	86,63
st. 4 Humla vest	147,06	34,92	0,92	111,23
st. 6 Aspevågen	227,42	49,55	3,28	174,59
st. 5 Tjørsundet Nord	931,59	229,02	27,86	674,72
Data fra Fjeld et al. 2005				
Vrengensundet	0,28	0,06	0,01	0,21
Leangbukta1	0,39	0,10	0,02	0,27
Hvaler1	1,21	0,14	0,04	1,03
Hommelvik	1,71	0,21	0,04	1,45
Ulsteinvik	2,81	0,58	0,17	2,06
Rubbestadneset	21,08	7,03	1,35	12,70
Åsefjorden, St. 2b	24,44	7,47	0,06	16,91
Åsefjorden, St. 3	124,02	28,90	7,42	87,70
Åserfjorden, St. 2	230,30	49,40	18,90	162,00
Åsefjorden, St. 1 (kjerne C)	7565,00	1993,00	981,00	4591,00
Åsefjorden, St. 1 (kjerne D)	8482,80	2426,00	60,80	5996,00





Figur 3. *Konsentrasjonen av HBCDD i sedimentprøver fra 5 stasjoner i Ålesundsområdet. Øverst: Bidraget fra de 3 analyserte isomerer er vist. Nederst:* ΣHBCDD, *høyeste søyle representerer en verdi tilsvarende ca 930 ng/g t.v.*



Figur 4. *Konsentrasjonen av ΣHBCDD i sedimentprøver innsamlet fra stasjoner i Ålesundsområde i 2004 og 2005. Høyeste søyle representerer en verdi tilsvarende ca 8000 ng/g t.v.*

5.1.2 Taskekrabbe

Konsentrasjonene av ΣHBCDD varierte mellom 0,14 og 5,31 ng/g våtvekt (Tabell 8). Som for sediment ble den laveste konsentrasjonen også i taskekrabbe observert lengst vest i undersøkelsesområdet (St. 2 Hessafjorden), mens den høyeste konsentrasjonen ble observert i på St.3 Spjelkavika innerst i Åsefjorden (Figur 5).

Så vidt en kjenner til er det med ett unntak ikke tidligere analysert HBCDD i krabbeprøver fra norskekysten slik at en ikke har gode referanseverdier å forholde seg til. Den ene prøven som er analysert var fra 2 krabber fra Hitra området (innkjøpt kokt i Oslo) og inneholdt < 0,28 ng/g våt vekt med ΣHBCDD i en prøve bestående av en blanding av både klo-kjøtt og skallinnmat (upubliserte data fra Mattilsynet).
I forhold til kontrollstasjonen i Hessafjorden ble det observert relativt høye verdier på alle stasjoner i Åsefjorden (St. 1 Åse, St. 5 Tjørsundet Nord) og spesielt St. 3 Spjelkavika.

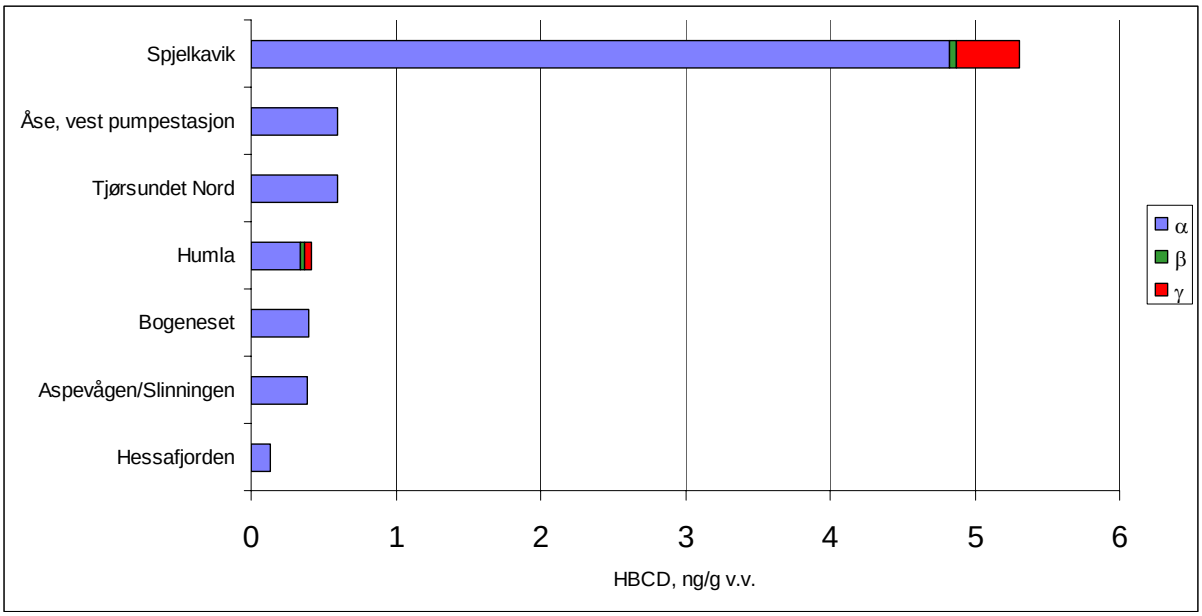
Fettinnholdet i krabbeinnmaten var relativt jevn over de fem undersøkte stasjoner (Tabell 8). Beregning av konsentrasjon på basis av fettinnhold ga derfor ikke vesentlig annerledes fordeling mellom de ulike stasjoner enn det som ble observert på våtvektsbasis (Tabell 8).

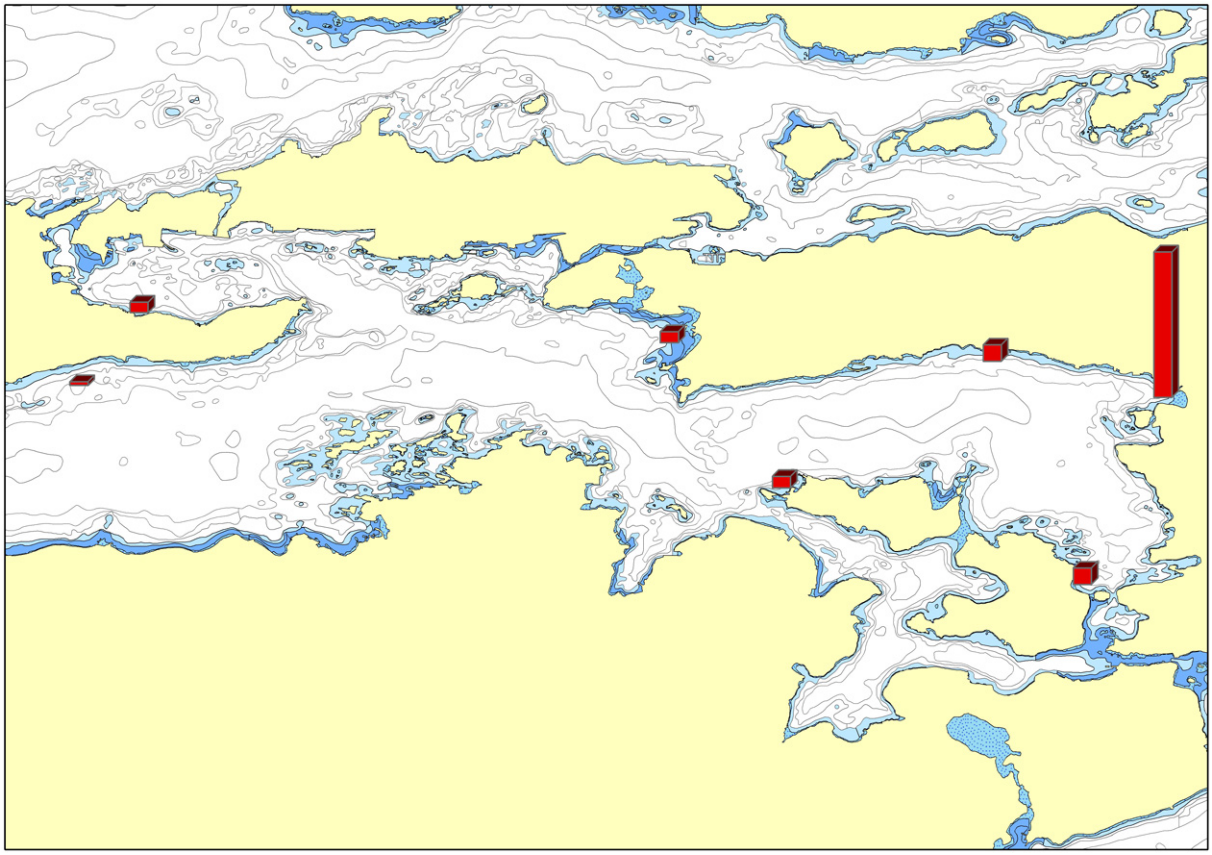
Det er tidligere funnet høye nivåer av HBCDD i blåskjell fra Åsefjorden (Fjeld et al 2005). Det er mulig at også andre potensielle byttedyr for krabbe inneholder forhøyede nivåer av HBCDD. Inntak av HBCDD-forurensede byttedyr er en mulig forklaring på de tilsynelatende høye konsentrasjonene av HBCDD som er observert i taskekrabbe fra blant annet Spjelkavik. Krabber er imidlertid i nærkontakt med substratet og kan muligens også ta opp HBCDD mer direkte via porevann i perioder hvor de oppholder seg på sediment.

Til forskjell fra den klare dominansen av γ-HBCDD i alle sedimentprøvene dominerte α–HBCDD i alle krabbeprøvene (Figur 5). Det er imidlertid verdt å merke seg at i krabbene fra Spjelkavika var det også et klart innsalg av γ-HBCDD (Figur 5)

Tabell 8. *Fettinnhold, konsentrasjonen av α-, β- og γ-heksabromsyklododekan (ng/g våtvekt) samt summen av disse (ΣHBCDD) i skallinnmat fra taskekrabbe fra 7 stasjoner i Åsefjorden og omkringliggende områder. ΣHBCDD er også oppgitt på fettbasis (ng/g fett). Stasjonene er sortert etter stigende verdi for ΣHBCDD (våtvektsbasis). Observasjoner under deteksjonsgrensen er angitt med mindre enn (<). Ved beregning av ΣHBCDD er verdier under deteksjonsgrensen ikke tatt med.*

Stasjons nr og navn	% fett	ΣHBCDD (ng/g fett)	ΣHBCDD	α-HBCDD	β-HBCDD	γ-HBCDD
St. 2 Hessafjorden	12,78	1,06	0,14	0,14	< 0.02	< 0.04
St. 6 Slinningen/Aspevågen	15,95	2,43	0,39	0,39	< 0.04	< 0.07
St. 8 Bogeneset	10,7	3,75	0,40	0,40	< 0.02	< 0.03
St. 4 Humla	11,87	3,54	0,42	0,34	0,03	0,05
St. 5 Tjørsundet Nord	9,65	6,19	0,60	0,60	< 0.01	< 0.04
St. 1 Åse, vest pumpestasjon	11,7	5,14	0,60	0,60	< 0.02	< 0.04
St. 3 Spjelkavik	15,6	34,1	5,31	4,82	0,05	0,44





Figur 5. *Konsentrasjonen av HBCDD i skallinnmat av taskekrabbe fra 7 stasjoner i Ålesundsområdet. Øverst: Bidraget fra de 3 analyserte isomerer er vist. Nederst:* ΣHBCDD på de enkelte stasjoner. *Høyeste søyle (Spjelkavika) representerer en verdi tilsvarende ca 5,3 ng/gv.v.*

5.1.3 Torsk

Konsentrasjonene av ΣHBCDD i filet var lave og varierte mellom 0,01 og 0,05 ng/g våtvekt (Tabell 9A). Konsentrasjonene var vesentlig høyere i leverprøvene der de varierte mellom 15,4 og 44,2 ng/g våtvekt (Tabell 9B). I filet var det i hovedsak St. 1 Åse som pekte seg ut med klart høyere konsentrasjoner av HBCDD enn resten av området (Figur 1, Figur 7). I lever viste prøvene både fra St. 1 Åse og st. 5 Tjørsundet Nord høye konsentrasjoner sammenlignet med resten av området, men også i prøvene fra Humla og Aspevågen var det relativt høye verdier (Tabell 9B, Figur 8). Med unntak av prøven fra St. 2 Hessafjorden var konsentrasjonene i alle leverprøvene høyere enn det som tidligere er observert langs norskekysten (Fjeld et al. 2000, Tabell 9B og C). På den antatte referensestasjonen (St. 2 Hessafjorden) var konsentrasjonen av HBCDD i torskelever litt lavere enn det som tidligere er observert i torsk fra indre Oslofjord og Sørfjorden, men klart høyere enn det som tidligere er observert i områder som Ulsteinvik, Svolvær , Færder, Bømlo/Sotra og Lista (Tabell 9 C) der en ikke skulle forvente annet en diffus belastning.

I forhold til konsentrasjoner tidligere observert i presumptivt lite påvirkede områder i Norge synes således konsentrasjonen i torskelever fra alle stasjoner noe høye. Alle stasjoner i Åsefjorden synes derfor klart påvirket av HBCDD, mens en er mer usikker mht den antatte kontrollstasjonen i Hessafjorden.

De høyeste nivåene av ΣHBCDD som vi har observert i torskefilet (16,7 ng/g fett) var klart lavere enn det som er observert filet av hvitting og skjeggtorsk (ca 50-136 ng/g fett) fra Western Scheldt estuariet i Nederland (Janak et al., 2005), mens de høyeste nivåene observert i torskelever (114, 3 ng/g fett) var imidlertid bare noe lavere enn de høyeste som er observert i lever av hvitting og skjeggtorsk (henholdsvis ca 275 og 185 ng/g fett) fra Western Scheldt estuariet i Nederland (Janak et al., 2005).

Til forskjell fra sedimentprøvene og på samme måte som for krabbeinnmat dominerte α−HBCDD i alle torskeprøvene (Figur 6).

Tabell 9. *Konsentrasjonen av α-, β- og γ-heksabromsyklododekan (ng/g våtvekt) samt summen av disse (ΣHBCDD) i torskefilet (A) og torskelever (B) fra 5 stasjoner i Åsefjorden og omkringliggende områder. Fettprosent er også vist. ΣHBCDD er også oppgitt på fettbasis (ng/g fett). Stasjonene er sortert etter stigende verdi for ΣHBCDD. Observasjoner under deteksjonsgrensen er angitt med mindre enn (<). Ved beregning av ΣHBCDD er verdier under deteksjonsgrensen ikke tatt med. Data fra Fjeld et al 2005 er også vist (C).*

A: Filet

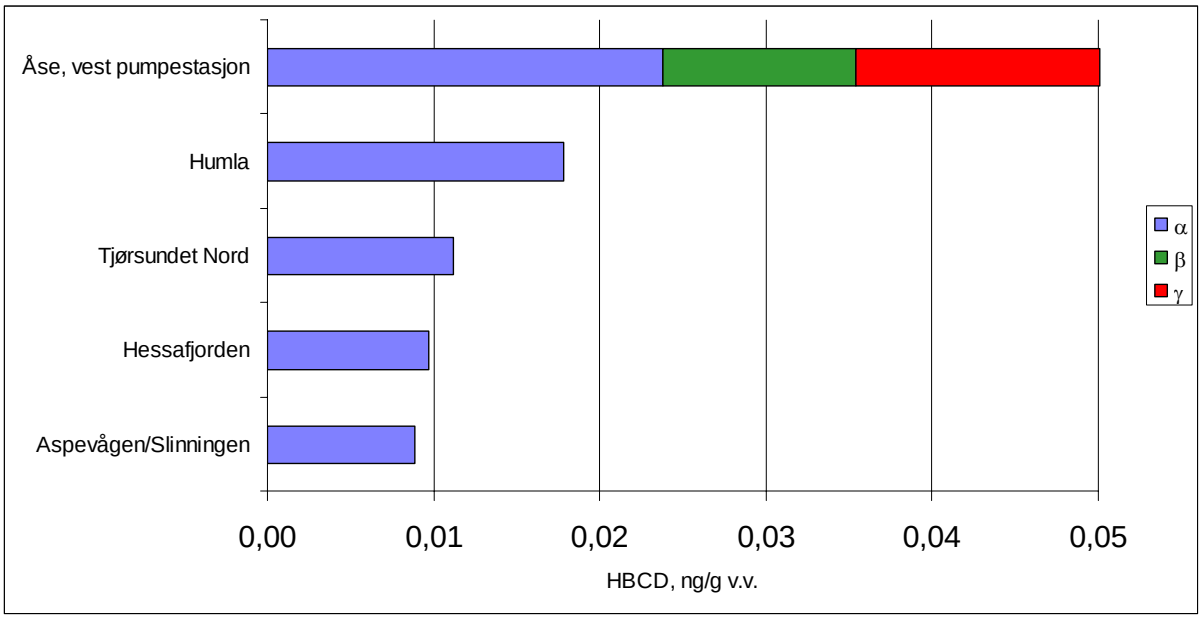
Stasjons nr og navn	% fett	ΣHBCDD (ng/g fett)	ΣHBCDD	α-HBCDD	β-HBCDD	γ-HBCDD
St. 6 Aspevågen/Slinningen	0,27	3,3	0,009	0,009	< 0.01	< 0.01
St. 2 Hessafjorden	0,3	3,2	0,010	0,010	< 0.01	< 0.01
St. 5 Tjørsundet Nord	0,25	4,5	0,011	0,011	< 0.01	< 0.01
St. 4 Humla|	0,25	7,1	0,018	0,018	< 0.01	< 0.01
St. 1 Åse, vest pumpestasjon	0,3	16,7	0,050	0,024	0,012	0,015

B: Lever

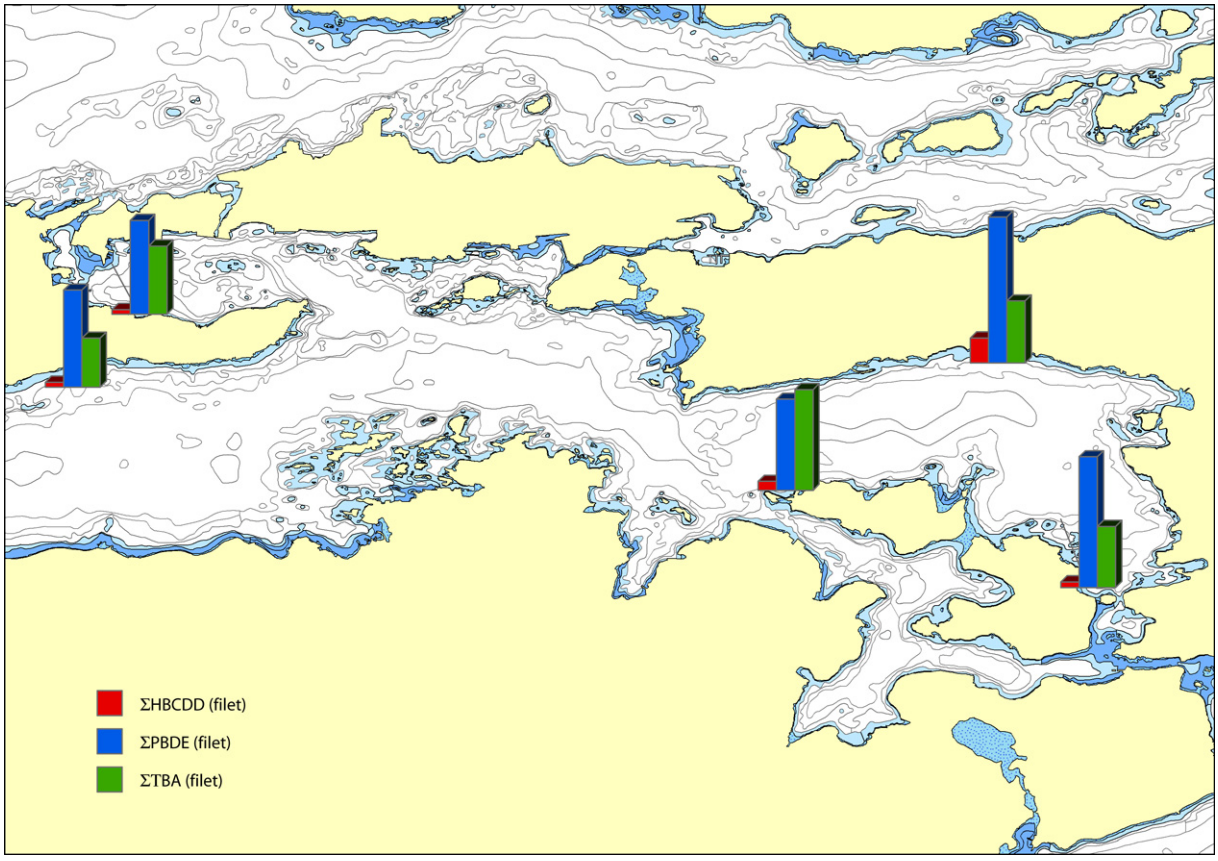
Stasjons nr og navn	% fett	ΣHBCDD (ng/g fett)	ΣHBCDD	α-HBCDD	β-HBCDD	γ-HBCDD
St. 2 Hessafjorden	48,16	32,0	15,4	14,8	< 0.14	0,65
St. 6 Aspevågen/Slinningen	51	48,3	24,6	23,7	< 0.09	0,97
St. 4 Humla	46,72	79,2	37,0	36,0	< 0.09	1,02
St. 1 Åse, vest pumpestasjon	38,3	111,1	42,6	41,5	0,03	1,04
St. 5 Tjørsundet Nord	38,68	114,3	44,2	42,3	0,04	1,80

C: Data (lever) fra Fjeld et al. 2005

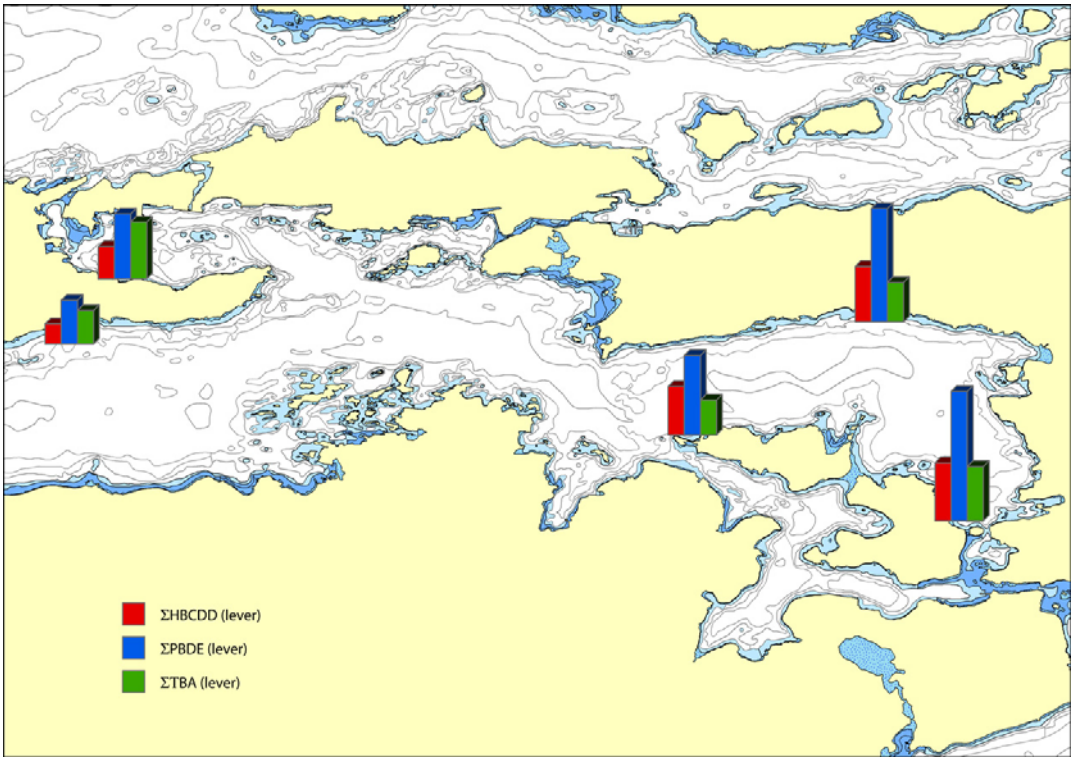
Stasjon	Fett %	ΣHBCDD (ng/g fett)	ΣHBCDD (ng/g v.v.)
Ulsteinvik	23,5	10,47	2,46
Svolvær			2,78
Færder	31,4	18,60	5,84
Bømlo/Sotra	54	13,35	7,21
Lista	53,4	14,16	7,56
Indre Sørfjord	46,1	43,25	19,94
Indre Oslofjord	50,4	44,94	22,65
Indre Oslofjord	59,2	38,29	22,67



Figur 6. *Konsentrasjonen av HBCDD i filet av torsk fra 5 stasjoner i Åsefjorden og omkringliggende områder***.**



Figur 7. *Konsentrasjonen av ΣHBCDD, ΣPBDE og TBA i filet av torsk fra 5 stasjoner i Åsefjorden og omkringliggende områder. Høyeste søyle (ΣPBDE i filet fra St. 1) representerer en verdi på ca 0.3 ng/g v.v.*



Figur 8. *Konsentrasjonen av ΣHBCDD, ΣPBDE og TBA i lever av torsk fra 5 stasjoner i Åsefjorden og omkringliggende områder. Høyeste søyle (ΣPBDE i filet fra St. 3, Tjørsundet Nord) representerer en verdi på ca 100 ng/g v.v.*

5.1.4 Berggylte og flatfisk

I filet av berggylte var konsentrasjonen av HBCDD vesentlig høyere i prøven fra St. 1 Åse enn i prøven tatt lenger vest i Hessafjorden (Tabell 10A). Forskjellen mellom de to stasjonene blir relativt sett ennå større ved beregning av konsentrasjonen på fettbasis (Tabell 10A).

Konsentrasjonsnivået i filet av gylte var vesentlig høyere enn det som ble observert i filet av torsk (Tabell 9A). Omregnet til fettbasis var konsentrasjonen i gyltefilet fra St. 1 Åse høyere enn det som ble observert i torskelever (Tabell 9B) og i skallinnmat av taskekrabbe (Tabell 8). Så vidt en kjenner til er ikke HBCDD tidligere analysert i berggylte slik at en ikke har noen referanseverdier fra samme art å forholde seg til. En sammenligning mellom nivåene i gylte på de to stasjonene som her er analysert tyder imidlertid på at gylte fra St. 1 Åse inneholder konsentrasjoner som er høyere enn det en må forvente i diffust belastede områder.

Skjell utgjør en betydelig del av dietten til berggylte. I magene på berggylte fra begge stasjoner ble det funnet mye skjellrester (blant annet *Chlamys sp*.). Det er tidligere funnet høye nivåer av HBCDD i blåskjell fra Åsefjorden (Fjeld et al 2005). Konsum av HBCDD-forurenset mat er derfor en sannsynlig forklaring på de tilsynelatende høye konsentrasjonene av HBCDD som er observert i berggylte fra Åsefjorden.

HBCDD var ikke detekterbare i filet av flatfisk fra St. 6. Aspevågen/Slinningen, men α–HBCDD ble påvist i filet av sandflyndre fra Spjelkavik innerst i Åsefjorden (Tabell 10B) hvor konsentrasjonen var omtrent i samme nivå som i filet av torsk fra St 1 Åse (Tabell 9). Nivåene som vi har observert i flatfisk fra Spjelkavika var klart lavere enn det som er observert i filet av flatfisk fra Western Scheldt estuariet i Nederland (Janak et al., 2005).

Til forskjell fra sedimentprøvene og i likhet med øvrige prøver av biota dominerte α–HBCDD i prøvene av berggylte (Tabell 10A) og i den ene prøven av flatfisk der det ble observert verdier over deteksjonsgrensen (Tabell 10B).

Tabell 10. *Konsentrasjonen av α-, β- og γ-heksabromsyklododekan (ng/g våtvekt) samt summen av disse (ΣHBCDD) i filet av berggylte (A) og flatfisk (B) fra stasjoner i Åsefjorden og omkringliggende områder. Fettprosent i prøvene er vist og konsentrasjonen av ΣHBCDD er også oppgitt på fettbasis (ng/g fett). Observasjoner under deteksjonsgrensen er angitt med mindre enn (<). Ved beregning av ΣHBCDD er verdier under deteksjonsgrensen ikke tatt med.*

A: Berggylte

Stasjons nr og navn	% fett	ΣHBCDD (ng/g fett)	ΣHBCDD	α-HBCDD	β-HBCDD	γ-HBCDD
St. 2 Hessafjorden	1,1	16,95	0,19	0,17	< 0.01	0,01
St. 1 Åse, vest pumpestasjon	0,84	177,09	1,49	1,49	< 0.01	< 0.09

B: Flatfisk

Stasjons nr og navn	Art	% fett	ΣHBCDD (ng/g fett)	ΣHBCDD	α-HBCDD	β-HBCDD	γ-HBCDD
St. 6 Aspevågen/Slinningen	Rødspette	0,37	0	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
St. 3 Spjelkavik	Sand-flyndre	0,6	11,44	0,07	0,06	< 0.01	0,01

5.1.5 Sammenfatning – HBCDD

De høye konsentrasjonene av HBCDD som tidligere er observert i sediment fra Åsefjorden (Fjeld et al. 2005) tyder på at en har eller har hatt lokale utslipp fra bedrifter og eventuelt andre punktkilder i nærområdet, enten direkte eller via renseanlegget på Åse. De sedimentresultatene som vi presenterer i denne rapporten representerer utvidelse av det tidligere undersøkelsesområdet til også å omfatte områder i Åsefjordens randområder (St. 5 Tjørsundet nord, St. 4. Humla vest), utenfor fjorden (St. 8 Borgundfjorden. St. 6 Aspevågen) og på en presumptiv referanselokalitet i vest (St. 2 Hessafjorden). Analyseresultatene tyder på at sediment fra alle disse stasjonene, også den antatte referanselokaliteten i Hessafjorden, er forurenset med HBCDD. Enkle konsentrasjonsbetraktninger antyder at hovedkilden ligger øst i Åsefjorden og at det fra denne kilden (muligens også andre) spres HBCDD ut av Åsefjorden i alle fall så langt vest som til dypområdene i Hessafjorden.

Tidligere undersøkelser av blåskjell har vist at HBCDD også gjenfinnes i lavere trofiske nivåer i næringskjeden i Åsefjorden (Fjeld et al. 2005). En av hovedhensiktene med denne undersøkelsene var å avklare i hvilken grad HBCDD akkumuleres i høyere trofiske nivåer som taskekrabbe og fisk. Med forbehold om at en ikke har referanseverdier å forholde seg til, tyder våre resultater på at HBCDD bioakkumuleres i taskekrabber fra Åsefjorden og dens randområder. Muligens opptrer forhøyede HBCD-nivåer i taskekrabbe også utenfor Åsefjorden, men dette kan først avklares når et bedre datagrunnlag fra presumptivt upåvirkde områder foreligger.

Konsentrasjonene av HBCDD i torskelever (spesielt fra Åsefjorden) var noe høyere enn tidligere observasjoner fra presumptivt lite påvirkede områder (Fjeld et al.2005). Nivået på kontrollstasjonen var også noe forhøyet sammenlignet med dataene rapportert av Fjeld m.fl. 2005, og syntes dermed å bekrefte spredning ut av Åsefjorden slik sedimentdataene tydet på. Resultatene viste at det i alle fall i Åsefjorden forekommer en akkumulasjon av HBCDD i næringskjedene. For torsk resulterte dette i høye nivåer i lever, men ikke i filet. Dette fordi HBCDD tenderer å samles i fettrike vev og torskefilet er mager, mens lever har høyt fettinnhold. Resultatene fra berggylte innfanget St. 1. Åse bekrefter at bioakkumulering finner sted, men for denne fiskearten ble akkumulasjon av HBCDD påvist i filet. Lever ble ikke undersøkt.

Også andre undersøkelser tyder på at en i akvatiske næringskjeder kan ha høye HBCDD-konsentrasjoner i fet fisk som ål, sjøfugl (lever og egg) og sjøpattedyr (spekk) og en akkumulasjon i næringskjedene antas å finne sted (Morris et al. 2004,).

I våre undersøkelser dominerte α-isomeren i biota, men ikke i sediment der γ-HBCDD var mest dominerende. Det er lansert flere forklaringer på hvorfor α-isomeren ofte dominerer i biota. Begunstiget opptak av α-isomeren på grunn av høyere vannløslighet enn de to andre isomerene og raskere biologisk nedbrytning av β-HBCDD og γ-HBCDD er lansert som to forklaringsmodeller (Morris et al. 2004). Nyere undersøkelser tyder på at ulik nedbrytning av de ulike isomerer via cytochrome P450- systemet kan være en forklaring på at en i biota, i alle fall i pattedyr, ofte finner en dominans av β-HBCDD (Zegers et al. 2005).

Vi antar at spredningen av HBCDD i undersøkelsesområdet i stor grad har funnet sted via vann eller partikler i vann. Det er imidlertid vist at HBCDD også kan være langtransportert

via luft (Schlabach et al. 2002) og det er påvist unormalt høye HBCDD verdier både i jord og mose fra Spjelkavika, noe som kan tyde på en viss spredning også via luft (Schlabach et al. 2006).

5.2 Polybromerte difenyletere, PBDE

5.2.1 Sediment

Konsentrasjonen av ΣPBDE i prøvene varierte fra 71 til 1599 ng/g tørrvekt (Tabell 11). Enkeltforbindelsene BDE-47, -49/71, -99, -100, -206 og -209 ble observert i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen på alle stasjoner (Tabell 11), mens BDE-77 og BDE-119 var under deteksjonsgrensen på alle stasjonene. I alle prøvene var BDE-209 den mest dominerende kongener og utgjorde mer enn 97 % av ΣPBDE (se også Figur 9.)

Tilsvarende fordelingsmønsteret observert for HBCDD (Tabell 7), var konsentrasjonene av ΣPBDE i sediment høyest på St 5. Tjørsund Nord øst i Åsefjorden og lavest på St 2. Hessafjorden vest i undersøkelsesområdet (Figur 10) .

Konsentrasjonene observert på St. 6 Aspevågen, St. 8 Borgundfjorden og St. 5 Tjørsundet Nord var høyere enn tidligere observert i Åsefjorden (Fjeld et al. 2005) (Tabell 11) og som ble karakterisert å ligge i det internasjonale «toppskiktet» når det gjelder forekomst av PBDE i sediment. Nivået observert her styrker denne karakteristikken ytterligere og viste at ekstremt høye konsentrasjoner i sediment også kan observeres i Borgundfjorden. Konsentrasjonen på kontrollstasjonen i Hessafjorden var også klart høyere enn det som ble observert av Fjeld et al. (2005) i områder uten kjente nærliggende punktkilder (Tabell 11B: Vrengensundet, Hommelvik Leangbukta, Hvaler, og Ulsteinvik) Dette betyr at en må anta at transport av PBDE til dette området har funnet sted.

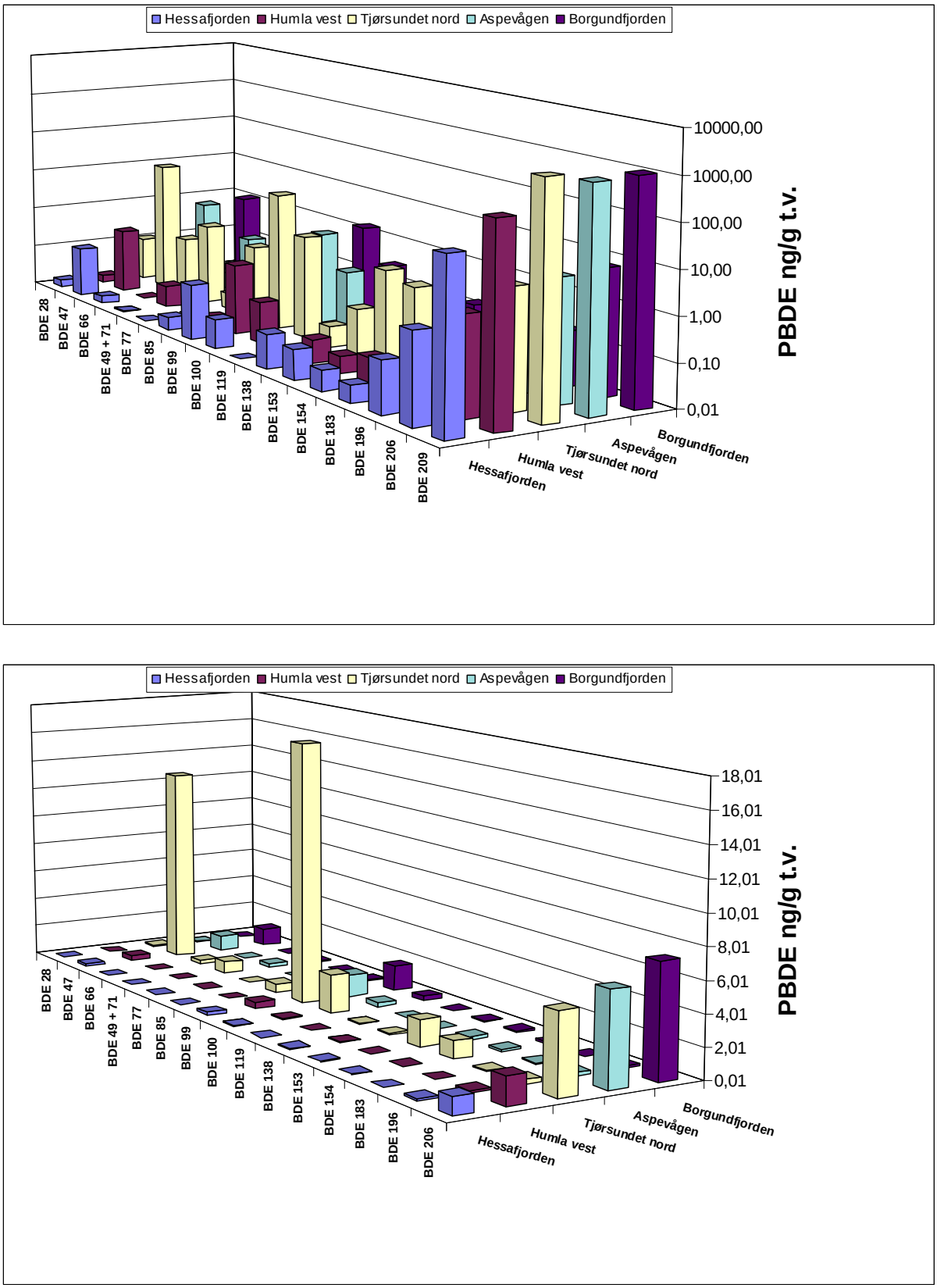
Tabell 11. *Konsentrasjonen av polybromerte difenyletere (PBDE) i marine overflatesedimenter fra 5 stasjoner i Åsefjorden og omkringliggende områder. Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er merket med mindre enn (<).Ved beregning av ΣPBDE er verdier under deteksjonsgrensen ikke tatt med. Stasjonene i tabellen er rangert etter stigende konsentrasjoner av ΣPBDE (ng/g tørrvekt). Alle verdier er oppgitt i forhold til tørrvekt sediment (ng/g t.v.).* *Data fra Fjeld et al. 2005 er også vist (B).*

A

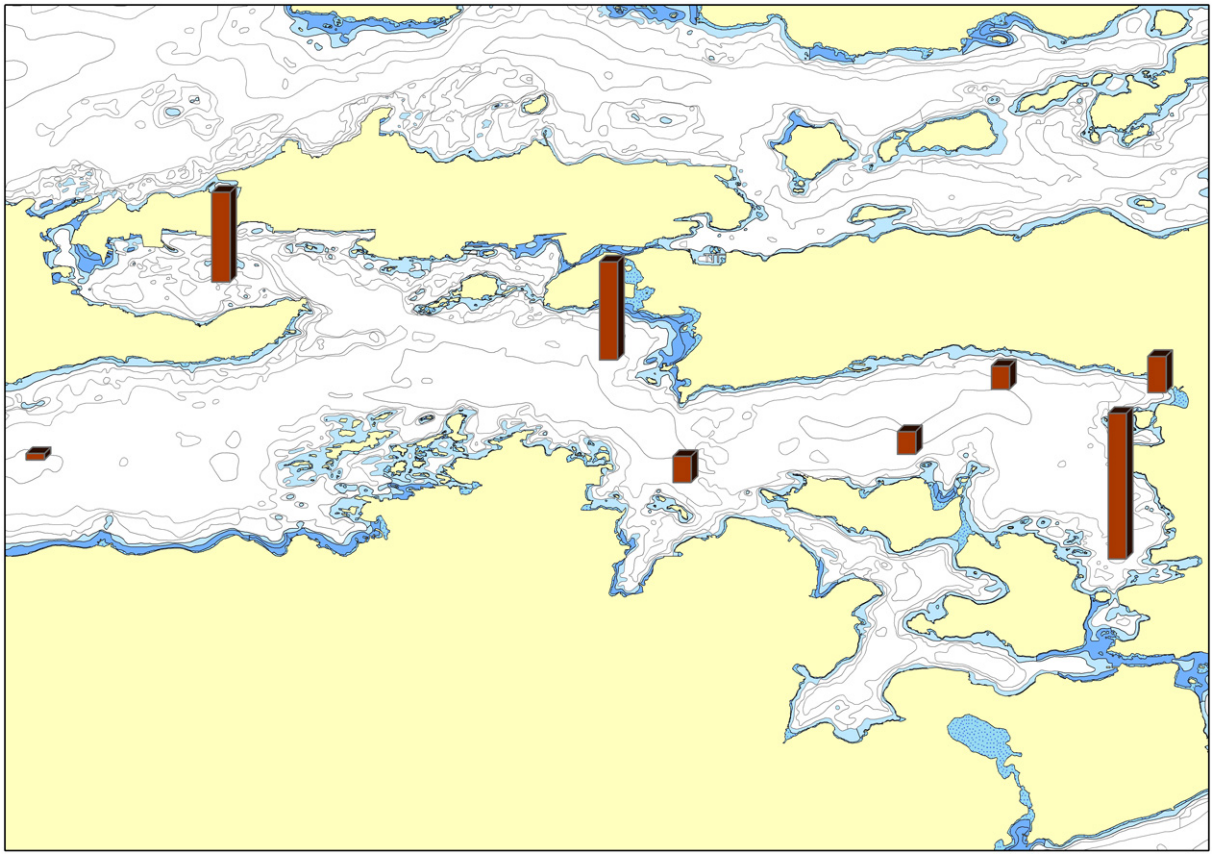
Stasjon	BDE-28	BDE-47	BDE-66	BDE49 + 71	BDE-77	BDE-85	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-196
St. 2 Hessafjorden	< 0.03	0,16	< 0.03	0,01	< 0.02	< 0.04	0,20	0,05	< 0.02	< 0.13	< 0.10	< 0.06	< 0.05	< 0.31
St. 4 Humla vest	< 0.03	0,34	< 0.02	0,03	< 0.01	< 0.03	0,46	0,09	< 0.02	< 0.07	< 0.05	0,04	< 0.06	< 0.30
St. 6 Aspevågen	0,02	1,03	0,03	0,30	< 0.01	< 0.06	1,49	0,28	< 0.03	< 0.02	0,20	0,15	0,08	0,27
St. 8 Borgundfjorden	< 0.02	1,17	< 0.03	0,05	< 0.02	0,07	1,67	0,29	< 0.01	< 0.12	0,15	0,11	< 0.06	< 0.35
St. 5 Tjørsundet Nord	0,11	13,04	0,24	0,81	< 0.05	0,59	17,28	2,56	< 0.06	0,13	1,74	1,16	0,08	0,33

Tabell 11A *(fortsettelse)*

Stasjon	BDE-206	BDE-209	Σ PBDE (ng/g t.v.)
St. 2 Hessafjorden	1,14	69,40	71,0
St. 4 Humla vest	1,83	284,70	287
St. 6 Aspevågen	5,98	973,20	983
St. 8 Borgundfjorden	7,25	1063,20	1 074
St. 5 Tjørsundet Nord	5,15	1555,84	1 599
B: Data fra Fjeld et al. 2005			
Vrengensundet, St. 1		2,11	2,33
Hommelvik		2,93	3,16
Leangbukta, St. 1		1,98	3,18
Hvaler, St. 1		3,96	4,21
Ulsteinvik, St. 2		34,2	36,1
Rubbestadneset		169,8	180,7
Åsefjorden, St. 3		242	248,6
Åsefjorden, St. 2		240,4	254,1
Åsefjorden, St. 1		197,2	328,3
Åsefjorden, St. 1		220,6	466,5



Figur 9. *Konsentrasjonen av polybromerte difenyletere (PBDE) i marine overflatesedimenter fra 5 stasjoner i Åsefjorden og omkringliggende områder. Øverst: alle kongenerer, konsentrasjoner er vist på logaritmisk skala. Nederst: DBE-209 er tatt ut, konsentrasjoner er vist på aritmetisk skala. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er vist som halve deteksjonsgrensen.*



Figur 10. *Konsentrasjonen av ΣPBDE i sedimentprøver fra stasjoner i Ålesundsområdet (både data fra denne undersøkelsen og fra Fjeld 2005 er inkludert i figuren). Høyeste søyle (Tjørsund Nord) representerer en verdi tilsvarende ca 1600 ng/g t.v.*

5.2.2 Taskekrabbe

Konsentrasjonene av ΣPBDE varierte mellom 1,52 og 5,8 ng/g våtvekt med den laveste konsentrasjonen på St. 5 Tjørsundet Nord og den høyeste på st. 8 Bogneset (Tabell 12, Figur 12).

Så vidt en kjenner til er det med ett unntak ikke tidligere analysert PBDE i krabbeprøver fra norskekysten slik at en ikke har gode referanseverdier å forholde seg til. Den ene prøven som er analysert var fra 2 krabber fra Hitra området (innkjøpt kokt i Oslo) og inneholdt < 0,34 ng/g våt vekt med Σ PBDE (upubliserte data fra Mattilsynet) i en prøve bestående av en blanding av både klo-kjøtt og skallinnmat og altså lavere enn det vi har observert i skallinnmat (Tabell 12).

Konsentrasjonen av PBDE i krabbeinnmat fra Bogneset (høyeste verdi) var ikke mer enn ca 2 ganger høyere enn på på den antatte kontrollstasjonen i Hessafjorden (St. 2) og ca 4 ganger høyere enn laveste verdi (St. 5 Tjørsundet Nord).

9 PBDE kongenerer (BDE-28, -47, -49/71, -99, -100, -153, -154, -206 og -209) ble påvist i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen på alle stasjoner (Tabell 12,), mens konsentrasjonen av BDE-77, -85 og -119 var under deteksjonsgrensen på alle stasjoner. BDE-209 var oftest

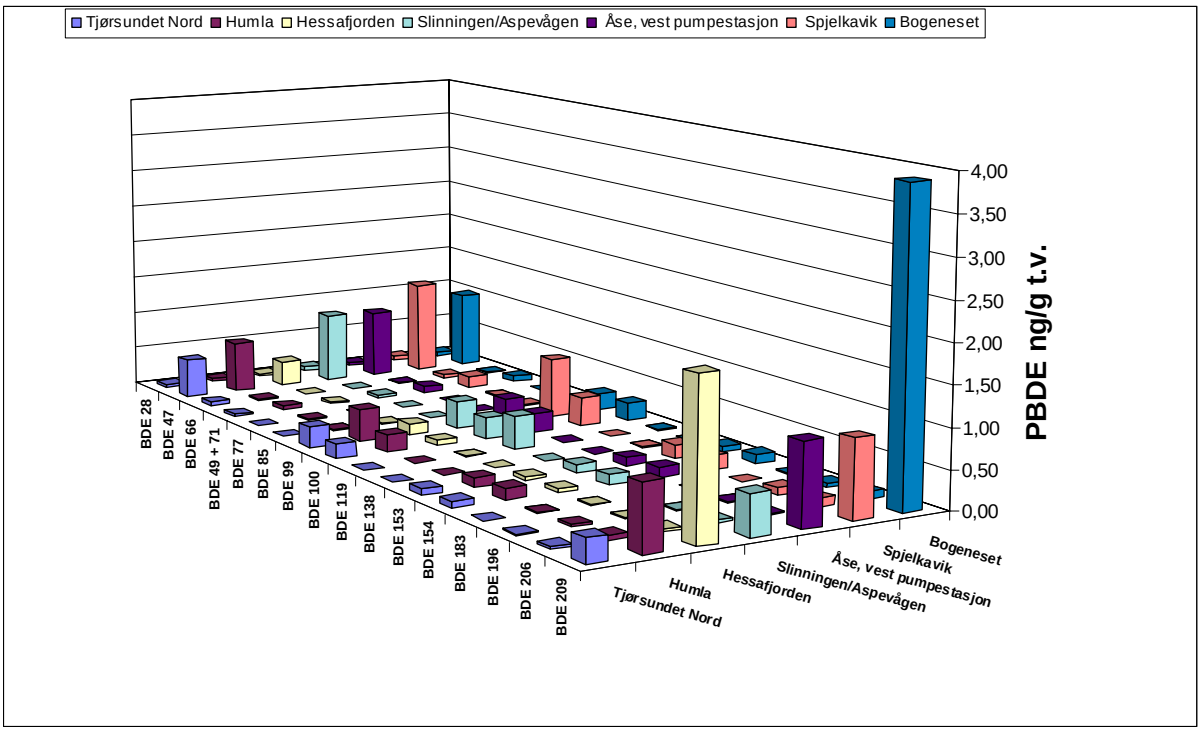
den mest dominerende forbindelsen (18-72 %), men også andre kongenerer som BDE 47 (12-33 %), BDE-99 (5-18 %) og BDE 100 (2-10 %) ga betydelige bidrag (se også Figur 11). Dominansen av BDE-209 var dermed mindre sterk i krabbeinnmat enn i sediment (>97 %), noe som er i samsvar med tidligere undersøkelser der BDE-209 dominerer i sediment, men ikke i biota. Krabber er i nærkontakt med substratet og kan muligens ta opp PBDE via porevann og partikler i perioder hvor de oppholder seg på sediment. Dette kan være en mulig forklaring på at krabbenes innhold av PBDE er mer preget av BDE-209 enn det en ofte ser i biota.

Tabell 12. *Konsentrasjonen av polybromerte difenyletere (PBDE) i skallinnmat av taskekrabbe fanget i Åsefjorden og omkringliggende områder. Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er merket med mindre enn (<). Ved beregning av ΣPBDE er verdier under deteksjonsgrensen ikke tatt med. Konsentrasjonen av enkeltkongenerer er oppgitt i forhold til våtvekt (ng/g våtvekt). Stasjonene i tabellen er rangert etter stigende konsentrasjoner av ΣPBDE (ng/g våtvekt).*

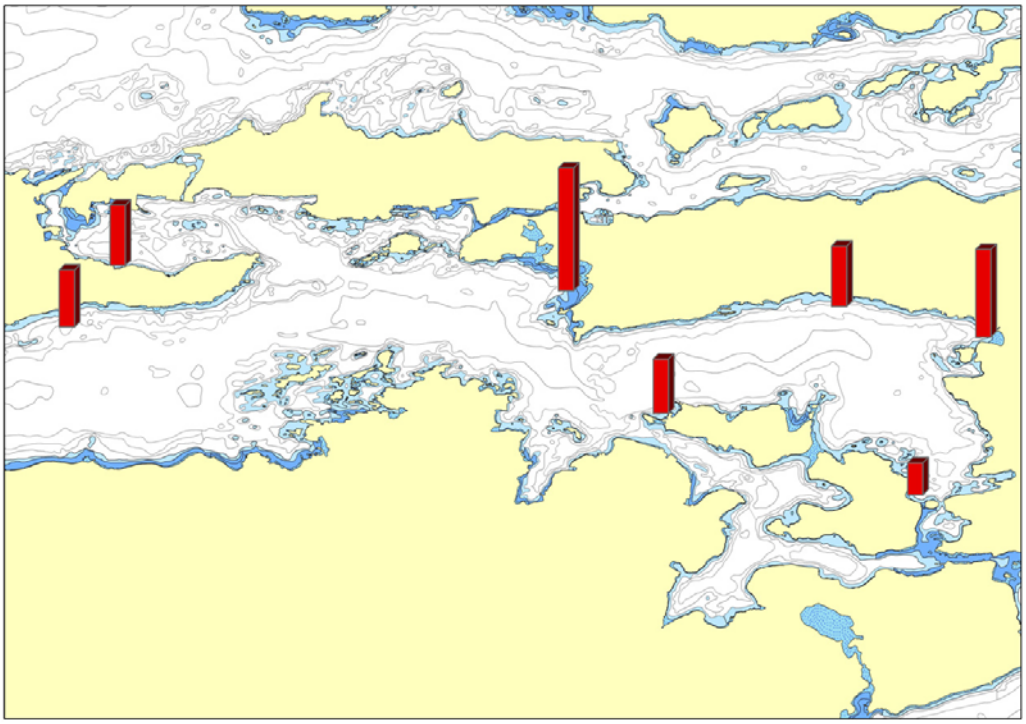
Stasjon	BDE-28	BDE-47	BDE-66	BDE-49 + 71	BDE-77	BDE-85	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-196
St. 5 Tjørsundet Nord	0,03	0,50	< 0.01	0,02	< 0.01	< 0.01	0,27	0,18	< 0.01	< 0.01	0,08	0,08	< 0.01	0,02
St. 4 Humla	0,04	0,66	< 0.02	0,05	< 0.01	< 0.01	0,41	0,22	< 0.01	< 0.01	0,12	0,15	< 0.01	0,03
St. 2 Hessafjorden	0,03	0,33	0,01	0,02	< 0.01	< 0.01	0,14	0,07	< 0.01	< 0.01	0,04	0,05	< 0.01	< 0.02
St. 6 Aspevågen/Slinningen	0,05	0,92	< 0.01	0,04	< 0.01	< 0.01	0,35	0,27	0,43	< 0.01	0,11	0,13	< 0.01	< 0.01
St. 1 Åse, vest pumpestasjon	0,04	0,88	< 0.01	0,08	< 0.01	< 0.01	0,30	0,25	0,01	< 0.01	0,10	0,13	< 0.01	< 0.01
St. 3 Spjelkavik	0,06	1,22	0,04	0,15	< 0.01	< 0.03	0,76	0,38	< 0.02	< 0.01	0,18	0,18	0,01	0,09
St. 8 Bogneset	0,05	1,01	< 0.01	0,08	< 0.01	< 0.01	0,22	0,22	< 0.01	< 0.01	0,07	0,11	0,01	0,05

Tabell 12 *(fortsettelse)*

Stasjon	PBDE-206	PBDE-209	% fett	Σ PBDE (ng/g fett)	Σ PBDE (ng/g v.v.)
St. 5 Tjørsundet Nord	0,03	0,30	9,65	15,70	1,52
St. 4 Humla	0,06	0,83	11,78	21,75	2,56
St. 2 Hessafjorden	0,03	1,97	12,78	21,07	2,69
St. 6 Aspevågen/Slinningen	0,04	0,51	15,95	17,85	2,85
St. 1 Åse, vest pumpestasjon	0,02	1,03	11,7	24,46	2,86
St. 3 Spjelkavik	0,11	0,98	15,6	26,60	4,15
St. 8 Bogneset	0,09	3,88	10,7	54,23	5,80



Figur 11. *Konsentrasjonen av polybromerte difenyletere (PBDE) i skallinnmat fra taskekrabbe fra 7 stasjoner i Åsefjorden og omkringliggende områder. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er vist som halve deteksjonsgrensen.*



Figur 12. *Konsentrasjonen av* ΣPBDE *i skallinnmat av taskekrabbe fra 7 stasjoner i Ålesundsområdet. Høyeste søyle (Bogeneset) representerer en verdi tilsvarende 5,8 ng/g v.v.*

5.2.3 Torsk

Konsentrasjonene av ΣPBDE i filet varierte mellom 0,18 og 0,29 ng/g våtvekt (Tabell 13A). Konsentrasjonene var vesentlig høyere i leverprøvene der de varierte mellom 33,7 og 98,9 ng/g v.v.. I både lever og filet var det de samme to stasjonene (St. 1 Åse og St. 5 Tjørsundet Nord) som pekte seg ut med noe høyere verdier (Tabell 13A og B), men for begge vevstyper var det relativt liten forskjell i konsentrasjon mellom den høyeste og laveste observasjon (en faktor på 1,6 for filet og 2,9 for lever). Konsentrasjonen av ΣPBDE var imidlertid både i filet og lever høyere enn for ΣHBCD (Figur 7, Figur 8).

Konsentrasjonen av ΣPBDE i lever fra stasjon 1 (Åse) og 5 (Tjørsundet Nord) var omtent i samme nivå som tidligere observert i indre Oslofjord (Tabell 13C). Konsentrasjonen av ΣPBDE i alle leverprøvene var imidlertid høyere enn det som tidligere er observert i områder som Svolvær, Færder, Bømlo/Sotra og Lista (Tabell 13C) der en ikke skulle forvente annet en diffus belastning. Sannsynligvis er derfor torskelever fra alle våre stasjoner påvirket med PBDE (særlig de i Åsefjorden).

Tabell 13. *Konsentrasjonen av polybromerte difenyletere (PBDE) i torsk (A:filet, B:lever) fra 5 stasjoner i Åsefjorden og omkringliggende områder. Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er merket med mindre enn (<).Ved beregning av ΣPBDE er verdier under deteksjonsgrensen ikke tatt med. Konsentrasjonen av enkeltkongenerer er oppgitt som ng/g våtvekt. Stasjonene i tabellen er rangert etter stigende konsentrasjoner av ΣPBDE (ng/g våtvekt) .*

A:Filet

Stasjon	BDE-28	BDE-47	BDE-66	BDE-49 + 71	BDE-77	BDE-85	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-196
Humla	< 0.01	0,10	< 0.01	0,02	< 0.01	< 0.01	< 0.01	0,02	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Slinningen/Aspevågen	< 0.01	0,09	< 0.01	0,01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	0,02	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Hessafjorden	< 0.01	0,12	< 0.01	0,01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	0,02	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Tjørsundet Nord	< 0.01	0,14	< 0.01	0,02	< 0.01	< 0.01	0,02	0,03	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Åse, vest pumpestasjon	< 0.01	0,15	< 0.01	0,02	< 0.01	< 0.01	< 0.01	0,03	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01

B:Lever

Hessafjorden	0,82	20,7	0,24	5,35	< 0.02	< 0.02	0,49	4,52	0,13	< 0.01	0,07	0,67	< 0.01	0,02
Slinningen/Aspevågen	1,23	34,1	< 0.43	4,96	< 0.26	< 0.25	0,27	7,20	< 0.15	< 0.65	< 0.53	1,73	< 0.26	< 0.81
Humla	1,32	36,3	0,27	7,70	< 0.01	< 0.01	0,52	12,3	< 0.01	< 0.01	0,11	1,28	< 0.01	< 0.02
Åse, vest pumpestasjon	1,30	64,0	< 1.01	4,45	< 0.60	< 1.30	< 0.89	14,7	< 0.79	< 1.92	< 1.58	2,15	< 0.63	< 2.57
Tjørsundet Nord	1,92	58,3	0,70	16,2	< 0.02	< 0.02	1,17	18,2	0,23	< 0.02	0,13	1,44	0,01	< 0.01

Tabell 14 *(fortsettelse)*

A:Filet

Stasjon	PBDE-206	PBDE-209	% fett	Σ PBDE (ng/g fett)	Σ PBDE (ng/g v.v.)
St. 4 Humla	< 0.01	0,04	0,25	72,84	0,18
St. 6 Slinningen / Aspevågen	< 0.01	0,07	0,27	69,15	0,19
St. 2 Hessafjorden	< 0.01	0,04	0,3	64,55	0,19
St. 5 Tjørsundet Nord	< 0.01	0,04	0,25	104,34	0,26
St. 1 Åse, vest pumpestasjon	< 0.01	0,10	0,3	97,34	0,29

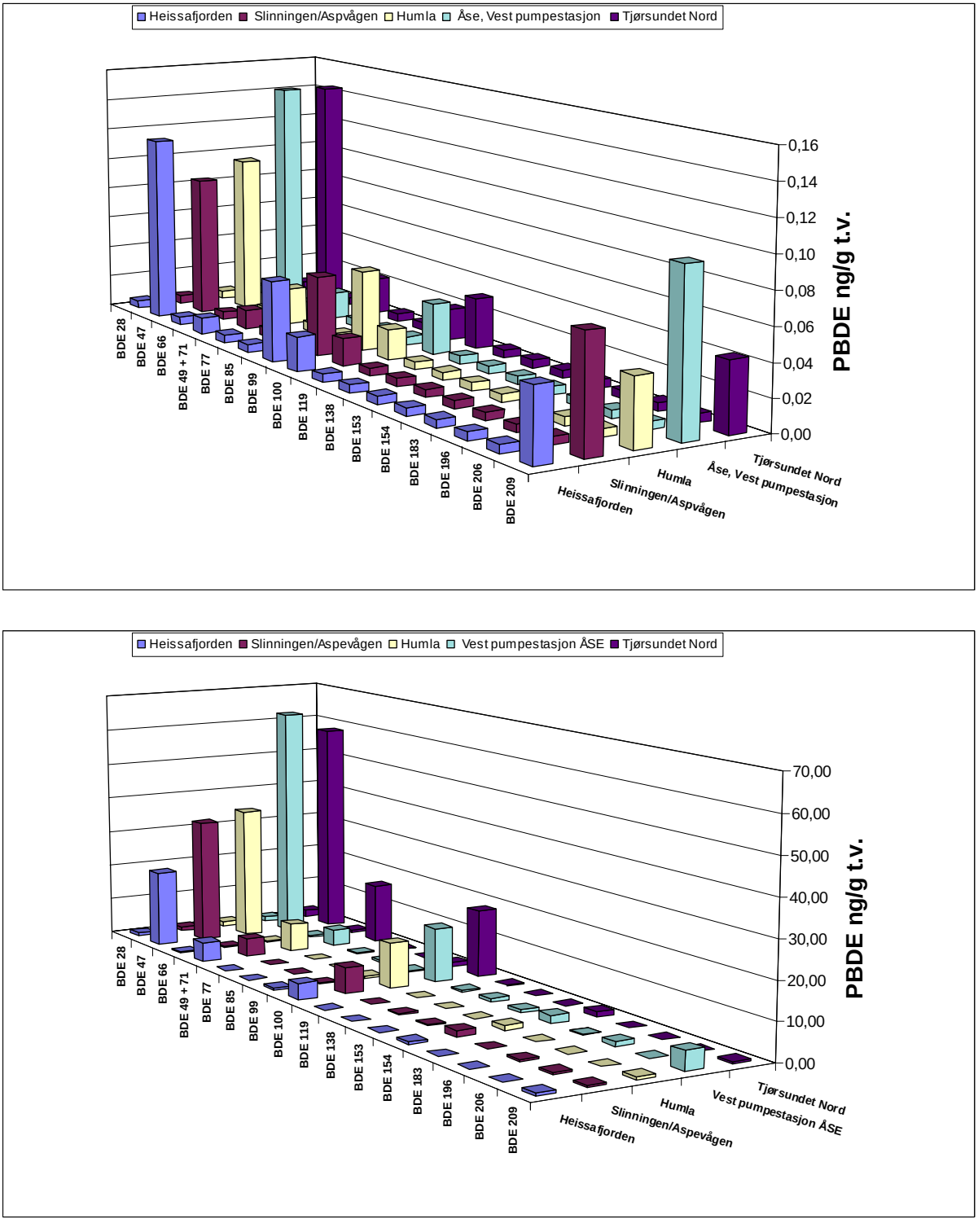
B:Lever

St. 2 Hessafjorden	0,05	0,60	48,2	69,98	33,7
St. 6 Slinningen / Aspevågen	< 1.05	< 2.83	51	97,08	49,5
St. 4 Humla	< 0.02	0,71	47,72	126,77	60,5
St. 1 Åse, vest pumpestasjon	< 3.42	< 10.31	38,3	226,04	86,6
St.5 Tjørsundet Nord	< 0.02	0,60	38,68	255,57	98,9

C: Data for torskelever fra Fjeld et al. 2005

Stasjon	% fett	Σ PBDE (ng/g fett)	ΣPBDE (ng/g v.v.)
Svolvær St. 2	43,4	19,6	8,49
Færder	31,4	30,6	9,61
Lista, St. 2	53,4	24,1	12,9
Bømlo/Sotra St. 2	54	44,1	23,8
Indre Sørfjord	46,1	81,7	37,7
Ulsteinvik, St. 3	23,3	220,1	51,3
Indre Oslofjord	59,2	187,2	110,8
Indre Oslofjord	50,4	222,9	112,4

I både filet- og leverprøvene av torsk var BDE-47 den mest dominerende kongeneren (Figur 13). I filet utgjorde denne fra 47 til 61 % og i leverprøvene fra 59 til 74 % av ΣPBDE. Dominansen av BDE-47, slik vi har observert i torskeprøvene, er det en vanligvis observerer i biota og er vesentlig forskjellig fra det vi registrerte i skallinnmat av krabbe hvor BDE-209 dominerte.



Figur 13. *Konsentrasjonen av polybrommerte difenyletere (PBDE) i torskefilet (øverst) og torskelever (nederst) fra fisk fra 5 stasjoner i Åsefjorden og omkringliggende områder. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er vist som halve deteksjonsgrensen.*

5.2.4 Berggylte og flatfisk

I filet av berggylte var det bare BDE-209 som ble observert i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen. Konsentrasjonen av ΣPBDE (her altså lik konsentrasjonen av BDE-209) var 1,25 ganger høyere i prøven fra St. 1 Åse enn i prøven tatt lenger vest i Hessafjorden (Tabell 14). Forskjellen mellom de to stasjonene blir relativt sett noe større (1,7 ganger) ved bergning av konsentrasjonen på fettbasis, men totalt sett må konsentrasjonen av PBDE på de to stasjoner anses som relativt like og lave når en tar i betraktning at de fleste kongenerer ikke ble påvist i prøvene av gylte. Konsentrasjonene av PBDE i gylte var også vesentlig lavere enn det som ble observert i filet av torsk. (Tabell 13)

Så vidt vi kjenner til er ikke ΣPBDE tidligere analysert i berggylte. Det er derfor ingen referanseverdier fra samme art å forholde seg til.

I motsetning til det som ble observert for HBCDD der konsentrasjonen i gylte var langt lavere i Hessafjorden enn i Åsefjorden (Tabell 10) ble det ikke observert vesentlig forskjell i konsentrasjon av PBDE i gylte mellom de to lokalitetene.

Som nevnt tidligere utgjør skjell en betydelig del av dietten til berggylte. Det er tidligere også funnet høye nivåer av PBDE i blåskjell fra Åsefjorden (Fjeld et al., 2005). Konsum av forurenset mat ser derfor ikke ut til å gi den samme akkumuleringen av PBDE i berggylte som vi har antydet for HBCDD.

Konsentrasjonene av ΣPBDE i flatfisk fra Aspevågen og Spjelkavika var relativt like, og ga ingen indikasjon på ulik belastning på de to stedene. Konsentrasjonen av ΣPBDE var imidlertid klart høyere i begge flatfiskartene enn i gylte (Tabell 14A,B).
I begge flatfiskprøvene ble konsentrasjoner over deteksjonsgrensen kun observert for BDE-47, BDE-100 og BDE 209 og det var BDE-47 som dominerte.

Tabell 14. *Konsentrasjonen av polybromerte difenyletere (PBDE) i berggylte (A) og flatfisk (B) fra 5 stasjoner i Åsefjorden og omkringliggende områder. Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er merket med mindre enn (<). Ved beregning av ΣPBDE er verdier under deteksjonsgrensen ikke tatt med. Konsentrasjonen av enkeltkongenerer er oppgitt som ng/g våtvekt. Stasjonene i tabellen er rangert etter stigende konsentrasjoner av ΣPBDE (ng/g våtvekt)* .

A:Berggylte

Stasjon	BDE-28	BDE-47	BDE-66	BDE-49 + 71	BDE-77	BDE-85	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-196
Heissafjorden	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Åse, vest pumpestasjon	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01

B:Flatfisk

Aspevågen/ Slinningen, Rødspette	< 0.01	0,11	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	0,02	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Spjelkavik, sandflyndre	< 0.01	0,18	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	0,02	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01

Tabell 15 *(fortsettelse)*

A:Berggylte

	BDE 206	BDE-209	%fett	ΣPBDE (ng/g fett.)	ΣPBDE (ng/g v.v.)
Hessafjorden	< 0.01	0,04	1,1	3,42	0,04
Åse, vest pumpestasjon	< 0.01	0,05	0,84	5,86	0,05

B:Flatfisk

Aspevågen/ Slinningen, rødspette	< 0.01	0,07	0,37	51,6	0,19
Spjelkavik, sandflyndre	< 0.01	0,06	0,6	42,3	0,25

5.2.5 Sammenfatning – PBDE

Det er tidligere observert høye nivåer av PBDE i sediment fra selve Åsefjorden (Fjeld et al. 2005). De sedimentstasjoner som omfattes av denne rapporten representerer en utvidelse av stasjonsnettet i forhold til tidligere undersøkelser i fjorden og inkluderer Åsefjordens randsone og områder utenfor. Analyseresultatene tydet på at sediment fra alle stasjonene er blitt tilført mer PBDE enn det en skulle forvente i kun diffust belastede områder.. Fordelingsmønsteret lignet derfor noe på det som ble observert for HBCDD. Konsentrasjonsnivået på St. 6 Aspevågen, St. 8 Bogneset og St. 5 Tjørsundet nord var imidlertid høyere enn nivået observert av Fjeld et al. 2005 i mer sentrale deler av Åsefjorden (Tabell 11) og som ble karakterisert å ligge i det internasjonale «toppsjiktet» når det gjelder forekomst av PBDE i sedimenter. Observasjonene presentert her styrker derfor oppfatningen av at sedimentet i Åsefjorden og dens randområder er sterkt forurenset med PBDE. De høye konsentrasjonene var ikke bare begrenset til Åsefjorden. Det ble funnet klare indikasjoner på spredning til Borgundfjorden og selv konsentrasjonen på kontrollokaliteten i Hessafjorden var såpass høy at en må anta at transport av PBDE til dette området også har funnet sted. På alle stasjoner dominerer BDE-209 og utgjør mer enn 97% av ΣPBDE. Også i de fleste andre sedimentundersøkelser av PBDE langs norskekysten dominerer BDE-209 med omtrent 90% av ΣPBDE (Fjeld et al., 2005). I så måte skiller en sedimentstasjonen helt innerst i Spjelkavika seg ut ved at der utgjør BDE-209 50-60% av ΣPBDE (Fjeld et al. 2005). I sedimenter i Mjøsa påvirket av en kjent kilde for penta-BDE, utgjorde BDE-209 mellom 26-38% av sedimentnivåene.

Tidligere undersøkelser av blåskjell har vist at på samme måte som for HBCDD gjenfinnes også PBDE i lavere trofiske nivåer i næringskjeden i Åsefjorden (Fjeld et al. 2005). Med forbehold om at en ikke har referanseverdier å forholde seg til, tyder våre resultater på en viss akkumulering av PBDE også i taskekrabber (i alle fall krabber fra Spjelkavika og Bogneset). De geografiske konsentrasjonsgradientene var imidlertid ikke påfallende. Det var også bemerkelsesvedig at den laveste PBDE-konsentrasjonen ble observert i taskekrabbe fra Tjørsundet Nord hvor det ble observert meget høye konsentrasjoner i sedimentene i det nærliggende dypområdet (St. 5 Tjørsundet nord). Krabbenes innhold av PBDE er mer preget av BDE-209 enn det en ofte ser i biota. Muligens skyldes dette nærkontakt med sediment der BDE-209 dominerer Muligens opptrer forhøyede PBDE-nivåer i taskekrabbe i hele området (også utenfor Åsefjorden), men dette kan først avklares når et bedre datagrunnlag fra presumptivt upåvirkede områder foreligger.

Konsentrasjonene av ΣPBDE i torskelever (spesielt fra Åsefjorden) var noe høyere enn det som tidligere er påvist i presumptivt lite påvirkede områder (Fjeld et al., 2005) og bioakkumulering av PBDE (sannsynligvis via næringsinntak) ser ut til å ha gitt forhøyete konsentrasjoner både i lever og sannsynligvis også i filet. De høyeste konsentrasjonene i lever tilsvarte omtrent konsentrasjonene tidligere observert i indre Oslofjord (Fjeld et al., 2005).

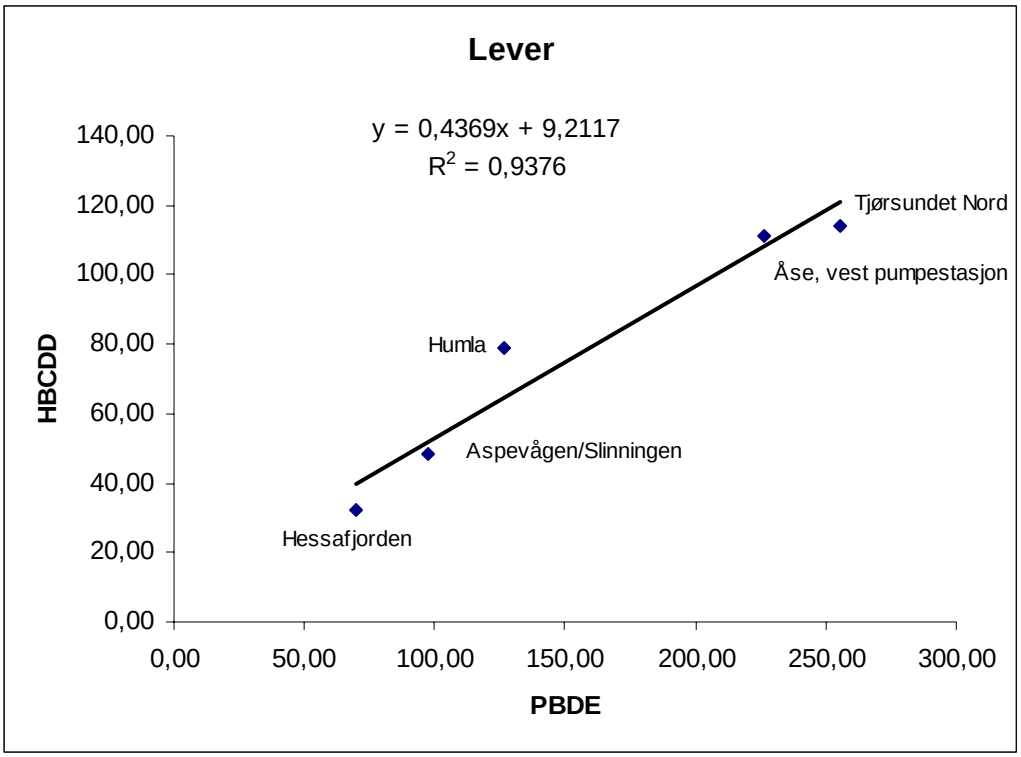
Konsentrasjonsnivået av PBDE i filet av gylte var vesentlig lavere enn det som ble observert i filet av torsk (Tabell 13) og resultatene viste heller ikke vesentlig forskjell mellom PBDE-innholdet i gylte fra Åsefjorden og kontrollstasjonen lengst vest i området (Hessafjorden). Begge disse resultatene stod i kontrast til det som ble observert for HBCDD (c.f Tabell 9 og Tabell 10) og kan skyldes at PBDE oppfører seg annerledes enn HBCDD med hensyn til bioakkumulasjon i ulike arter.

I sediment og krabbe var forholdet mellom høyeste og laveste observerte konsentrasjon mye større for HBCDD enn for PBDE. Forholdet avtok for begge grupper av forbindelser fra høyest i sediment til klart lavere i taskekrabbe og lavest i torsk (Tabell 15). I både krabbe og sediment var det med andre ord sterkere gradienter av HBCDD enn PBDE. For begge grupper forbindelser ble de høyeste konsentrasjoner i sediment observert på St. 5 Tjørsundet nord og den laveste på St. 2 i Hessafjorden. Det var imidlertid ingen klar lineær sammenheng mellom konsentrasjonen av de to grupper forbindelser i sediment, slik en skulle forvente dersom kilde, transport og omsetning i resipienten var noenlunde lik for begge grupper forbindelser . Dette blir enda klarere dersom en også inkluderer stasjoner undersøkt i Åsefjorden i 2004 (Fjeld et al. 2005). Det bør derfor ikke utelukkes at hovedkilden for de to grupper forbindelser ikke er den samme.
I torsk, krabbe og flatfisk var konsentrasjonen av ΣPBDE (fettbasis) generellt høyere enn for ΣHBCDD (fettbasis), mens en så det motsatte for berggylte.

I torsk var det liten forskjell mellom høyeste og laveste konsentrasjon av både HBCDD og PBDE (Tabell 15). Dette kan ha sammenheng med at torsken foretar lokale vandringer som gjør at geografiske forskjeller utviskes, men kan også ha sammenheng med eventuell evne til nedbrytning.I torskelever var det imidlertid en klar sammenheng mellom konsentrasjonen av PBDE og HBCDD (Figur 14). Korrelasjonen indikerer samme kilde, og samme transport og omsetning i resipienten, men dataene fra sediment og krabbe ga ikke støtte til en slik konklusjon. Det kan derfor ikke utelukkes at området inneholder flere kilder og muligens forskjellige kilder til de to stoffgruppene.

Tabell 15. *Forholdet mellom høyeste og laveste konsentrasjon av Σ PBDE og ΣHBCDD i sediment og biota fra prøver innsamlet i 2005.*

	Σ PBDE	ΣHBCDD
Sediment	22,52	77,70
Taskekrabbe	3,45	14,04
Torskefilet	1,51	2,18
Torskelever	2,63	2,36



Figur 14. *Konsentrasjonen av ΣHBCDD (ng/g fett) som funksjon av konsentrasjonen av ΣPBDE (ng/g fett) i torskelever fra 5 stasjoner i Åsefjordområdet.*

5.3 Tribromanisol, TBA

5.3.1 Sediment

Konsentrasjonen av TBA i sediment varierte fra 0,02 ng/g t.v. i prøven fra St 4 Humla til 0,08 ng/g t.v. i prøven fra Aspevågen (**Tabell 16**). Prøvene viste ingen klare, geografiske gradienter tilsvarende fordelingsmønstrene observert for PBDE og HBCDD.

Tabell 16. *Konsentrasjonen av tribromanisole (TBA) i marine overflatesedimenter fra 5 stasjoner i Åsefjorden og omkringliggende områder. Konsentrasjonene er oppgitt som mengde TBE i ng/g tørrvekt sediment. (ng/g t.v.).*

Stasjon	TBA (ng/g t.v.)
St. 2 Hessafjorden	0,07
St. 4 Humla vest	0,02
St. 6 Aspevågen	0,08
St. 8 Borgundfjorden	0,03
St. 5 Tjørsundet Nord	0,07

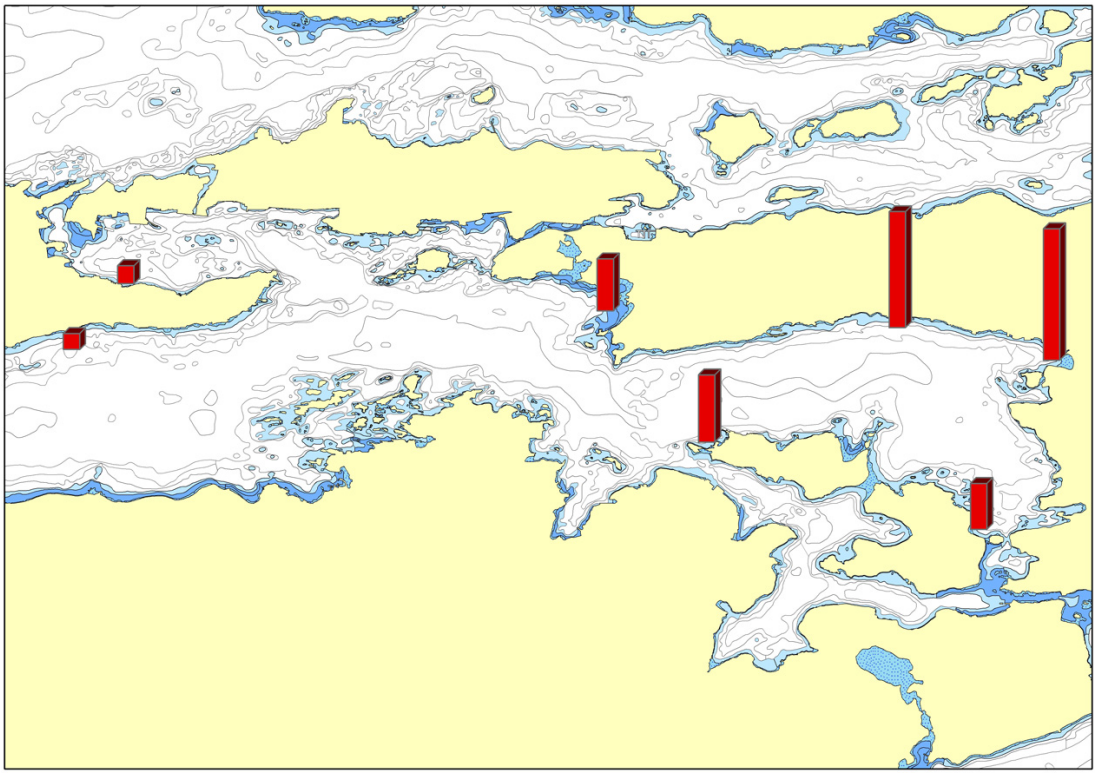
5.3.2 Taskekrabbe

Konsentrasjonene av TBA varierte mellom 0,6 og 4,97 ng/g våtvekt (**Tabell 17**) dvs. en faktorforskjell på ca 8. De laveste konsentrasjonene i taskekrabbe ble observert lengst vest i undersøkelsesområdet (St. 2 og 6), mens de høyeste konsentrasjonene ble observert i på St. 1 og 3 i Åsefjorden (Figur 15). Omtrent tilsvarende ble også observert for *Σ*HBCDD, men for denne gruppe forbindelser var det stasjonen i Spjelkavika alene som pekte seg ut som den klart høyeste (Tabell 8Feil! Fant ikke referansekilden.). Konsentrasjonen av ΣPBDE i taskekrabbe (Tabell 12, Figur 12) var imidlertid jevnere fordelt rent geografisk enn både TBA (Figur 15) og *Σ*HBCDD (Figur 5). I utgangspunktet skulle en ikke forvente noe sterk gradient for TBA da det etter det en vet i hovedsak er et naturlig dannet produkt.

Så vidt vi kjenner til er ikke TBA tidligere analysert i krabbeprøver slik at det ikke er noen referanseverdier å forholde seg til. Imidlertid var konsentrasjonen av TBA i skallinnmat av taskekrabbe grovt sett i samme nivå som konsentrasjonene av ΣHBCD (Tabell 8) og ΣPBDE (Tabell 12).

Tabell 17. *Konsentrasjonen av tribromanisole (TBA) i skallinnmat fra taskekrabbe fra 7 stasjoner i Åsefjorden og omkringliggende områder.*

Stasjon	% fett	TBA (ng/g fett)	TBA (ng/g v.v.)
St. 2 Hessafjorden	12,78	4,70	0,60
St. 6 Slinningen / Aspevågen	15,95	4,29	0,68
St.5 Tjørsundet Nord	9,65	18,00	1,74
St. 8 Bogeneset	10,7	18,37	1,97
St. 4 Humla	11,78	21,56	2,54
St. 1 Åse, vest pumpestasjon	11,7	37,50	4,39
St. 3. Spjelkavik	15,6	31,88	4,97



Figur 15. *Konsentrasjonen av* TBA *i skallinnmat av taskekrabbe fra 7 stasjoner i Ålesundsområdet. Høyeste søyle (Spjelkavika) representerer en verdi tilsvarende ca 5 ng/g v.v.*

5.3.3 Torsk

Konsentrasjonene av TBA i torskefilet varierte mellom 0,1 og 0,2 ng/g våtvekt (Tabell 18A). Konsentrasjonene i leverprøvene var vesentlig høyere og varierte mellom 25,8 og 43,3 ng/g våtvekt (Tabell 1B). For begge vevstypene var det imidlertid kun en faktor på ca 2 i konsentrasjonsforskjell mellom høyeste og laveste konsentrasjon og resultatene kan ikke sies å vise tydelige eksponeringsgradienter i området (se Figur 7 og **Feil! Fant ikke referansekilden.**).

Grovt sett var konsentrasjonen av TBA i torskefilet omtrent på samme nivå som ΣPBDE (Tabell **13**A), men litt høyere enn ΣHBCDD (Tabell 9**A**). I torskelever var konsentrasjonsnivåene nokså like for både TBA, ΣPBDE (Tabell 13B) og ΣHBCDD (Tabell 9**B)** .

Så vidt vi kjenner til foreligger svært få analyser av TBA i torsk slik at en ikke har gode referanseverdier å forholde seg til. I lever fra torsk innfanget i ytre Oslofjord er det tidligere observert nivåer av TBA i området 13,8-20,8 ng/g våtvekt, mens det i prøver fra indre Oslofjord er målt langt lavere verdier (0,07-0,17 ng/g våtvekt) (Schlabach et al. 2002). Nivåene observert her var således 2-3 størrelsesordener høyere enn det som er observert i torskelever fra indre Oslofjord men bare ca 2 ganger høyere enn det som er observert i ytre Oslofjord.

Tabell 18. *Konsentrasjonen av tribromanisole (TBA) i torskefilet (A) og torskelever (B) fra5 stasjoner i Åsefjorden og omkringliggende områder.*

A:Filet

Stasjon	% fett	TBA (ng/g fett	TBA (ng/g v.v.)
St. 2 Hessafjorden	0,3	32,55	0,10
St. 1 Åse, vest pumpestasjon	0,3	41,43	0,12
St. 5 Tjørsundet Nord	0,25	48,77	0,12
St. 6 Aspevågen/Slinningen	0,27	50,44	0,14
St. 4 Humla	0,25	80,59	0,20

B:Lever

St. 2 Hessafjorden	48,2	53,59	25,8
St. 4 Humla	47,72	55,69	26,6
St. 1 Åse, vest pumpestasjon	38,3	79,18	30,3
St.5 Tjørsundet Nord	38,68	106,86	41,3
St. 6 Aspevågen/Slinningen	51	84,95	43,3

5.3.4 Berggylte og flatfisk

Konsentrasjonen av TBA i berggylte på Stasjonen i Åsefjorden var ikke vesentlig forskjellig fra konsentrasjonen observert i Hessafjorden (Tabell 19A). Konsentrasjonsnivået var omtrent det samme som for filet av torsk (Tabell 18A). Grovt sett var konsentrasjonen av TBA i berggylte (Tabell 19A) omtrent like stor som konsentrasjonen av ΣPBDE (Tabell 11A), men litt lavere enn konsentrasjonen av ΣHBCDD (Tabell 10A).

Konsentrasjonen av TBA i flatfisk fra Spjelkavika var klart høyere (faktor på ca 5) enn det som ble observert i Aspevågen (Tabell 19B). Konsentrasjonsnivået på begge stasjoner var likevel nokså likt nivået i filet av torsk (Tabell 18A) og grovt sett i samme nivå som PBDE (Tabell 11B), men noe høyere enn konsentrasjonen av HBCD (Tabell 10A) .

Så vidt vi kjenner til er ikke TBA tidligere analysert i berggylte eller flatfisk slik at en ikke har noen referanseverdier fra samme art å forholde seg til.

Tabell 19. *Konsentrasjonen av tribromanisole (TBA) i filet av berggylte(A) og flatfisk(B) fra stasjoner i Åsefjorden og omkringliggende områder.*

A: Berggylte

Stasjon	Art	% fett	TBA (ng/g fett	TBA (ng/g v.v.)
St. 2 Hessafjorden	Berggylte	0,84	10,44	0,08
St. 1 Åse, vest pumpestasjon	Berggylte	1,1	7,65	0,09

B: Flatfisk

St. 6 Aspevågen/Slinningen	Rødspette	0,37	13,75	0,05
St. 3. Spjelkavika	Sandflyndre	0,6	47,16	0,28

5.3.5 Sammenfatning – TBA

TBA er antatt å være en, i all hovedsak, naturlig bromert forbindelse. Den antas å ha sin opprinnelse i marine mikroorganismer og marine alger, men den kan også oppstå via metabolisering av antropogene bromfenoler (Schlabach et al., 2002). I miljøprøver er TBA tidligere påvist i lever av sjøfugl fra Bjørnøya (Gabrielsen et al., 2005), i vann og skjell fra Trondheimsfjorden (upubliserte data), i luft fra Antarktis, Arktis og syd- Norge (Vetter et al., 2002) og altså i alle prøvene analysert her. Totalt sett tyder dette på en bred utbredelse i miljøet. TBA ser også ut til å oppføre seg som en persistent organisk forbindelse (log BCF=2,94, log K_{OW}=4,48) og har dessuten strukturelle likhetstrekk med andre bromerte miljøgifter. Dannelse av TBA er kjent for å kunne forårsake problemer med bismak i produkter fra næringsmiddelindustrien.

I utgangspunktet skulle en ikke forvente store konsentrasjonsforskjeller innen samme prøvetype. For de prøvetyper vi har analysert ble det med unntak av skallinnmat heller ikke observert store konsentrasjonsforskjeller mellom de ulike stasjonene. Vi har ingen plausibel forklaring på hvorfor krabber fra St. 1 og 3 i Åsefjorden hadde langt høyere konsentrasjoner enn St. 2 og 6 lenger vest i området. Fordelingsmønsteret hadde imidlertid likhetstrekk med mønstrene observert for HBCDD og PBDE.

Relevansen for miljøet av våre funn er med dagens kunnskapsnivå vanskelig å fastslå.

5.4 Polybromerte bifenyler, PBB

5.4.1 Sediment

Konsentrasjonen av PBB (PBB-15 og PBB-153) i sediment lå under deteksjonsgrensen (<0.03 ng/g t.v) på alle stasjoner (Tabell 20).

Tabell 20. *Konsentrasjonen av 2 kongenerer av polybromertebifenyler i marine overflatesedimenter fra 5 stasjoner i Åsefjorden og omkringliggende områder. Konsentrasjonene er oppgitt som mengde PBB i ng/g tørrvekt sediment (ng/g t.v.). Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er merket med mindre enn (<).*

	4,4'-DiBB PBB-15	2,2',4,4',5,5'-HexBB PBB-153
St. 2 Hessafjorden	< 0.02	< 0.03
St. 4 Humla vest	< 0.01	< 0.02
St. 6 Aspevågen	< 0.01	< 0.02
St. 8 Borgundfjorden	< 0.01	< 0.01
St. 5 Tjørsundet Nord	< 0.01	< 0.03

5.4.2 Taskekrabbe

Konsentrasjonen av PBB-153 var 0.01 ng/g v.v. (=0.05 ng/g fett) på St. 6 Aspevågen/Slinningen (Tabell 21). For øvrig viste alle prøvene av krabbeinnmat konsentrasjoner under deteksjonsgrensen for begge PBB-kongenerene.

Tabell 21. *Konsentrasjonen av 2 kongenerer av polybromertebifenyler i skallinnmat fra taskekrabbe fra 7 stasjoner i Åsefjorden og omkringliggende områder. Konsentrasjoner er oppgitt som ng/g våtvekt.*

Stasjon	% fett	4,4'-DiBB (PBB-15)	2,2',4,4',5,5'-HexBB (PBB-153)
St.5 Tjørsundet Nord	9,65	< 0.01	< 0.01
St. 4 Humla	11,78	< 0.01	< 0.01
St. 2 Heissafjorden	12,78	< 0.01	< 0.01
St. 6 Slinningen / Aspevågen	15,95	< 0.01	0,01
St. 1 Åse, vest pumpestasjon	11,7	< 0.01	< 0.01
St. 3. Spjelkavik	15,6	< 0.01	< 0.01
St. 8 Bogeneset	10,7	< 0.01	< 0.01

5.4.3 Torsk

Konsentrasjonen av PBB-153 i torskelever fra St. 4 Humla var 0.03 ng/g v.v. (=0.06 ng/g fett) (Tabell 21). For øvrig viste alle prøvene konsentrasjoner under deteksjonsgrensen (Tabell 21). Deteksjonsgrensen var 0.01 ng/g v.v. for de fleste prøvene.

Tabell 22. *Konsentrasjonen av 2 kongnerer av polybromertebifenyler i torskefilet (A) og torskelever (B) fra5 stasjoner i Åsefjorden og omkringliggende områder. Konsentrasjoner er oppgitt som ng/g våtvekt.*

A:Filet

Stasjon	% fett	4,4'-DiBB (PBB-15)	2,2',4,4',5,5'-HexBB (PBB-153)
St. 4 Humla	0,25	< 0.01	< 0.01
St. 6 Slinningen / Aspvågen	0,27	< 0.01	< 0.01
St. 2 Heissafjorden	0,3	< 0.01	< 0.01
St. 5 Tjørsundet Nord	0,25	< 0.01	< 0.01
St. 1 Åse, vest pumpestasjon	0,3	< 0.01	< 0.01
B: Lever			
St. 2 Heissafjorden	48,2	< 0.01	< 0.01
St. 6 Slinningen / Aspevågen	51	< 0.06	< 0.28
St. 4 Humla	47,72	< 0.01	0,03
St. 1 Åse, vest pumpestasjon	38,3	< 0.25	< 0.83
St.5 Tjørsundet Nord	38,68	< 0.01	< 0.01

5.4.4 Berggylte og flatfisk

Konsentrasjonen av PBB i filet av berggylte og flatfisk var under deteksjonsgrensen (<0.01 ng/g v.v.) på de to undersøkte stasjonene (Tabell 23).

Tabell 23. *Konsentrasjonen av 2 kongenerer av polybromertebifenyler i filet av berggylte og flatfisk fra stasjoner i Åsefjorden og omkringliggende områder. Konsentrasjoner er oppgitt som ng/g våtvekt.*

A: Berggylte

Stasjon	Art	4,4'-DiBB (PBB-15)	2,2',4,4',5,5'-HexBB (PBB-153)
St. 2 Heissafjorden	Berggylte	< 0.01	< 0.01
St. 1 Åse, vest pumpestasjon	Berggylte	< 0.01	< 0.01

B: Flatfisk

St. 6 Aspevågen/Slinningen	Rødspette	< 0.01	< 0.01
St. 3. Spjelkavik	Sandflyndre	< 0.01	< 0.01

5.4.5 Sammenfatning – PBB

Polybromerte bifenyler (PBB), som har store likhetstrekk med PCB, er stort sett ute av bruk i produksjon og ute av bruk som flammehemmer. De observerte konsentrasjoner var meget lave og i all hovedsak under deteksjonsgrensen, dvs som oftest <0.01 ng/g tørrvekt i sediment og <0,01 ng/g våtvekt i biota.

5.5 Polyklorerte bifenyler og dioksiner

De observerte konsentrasjoner av pentaklorbensen (PeCB), heksaklorbensen (HCB) og polyklorerte bifenyler (ΣPCB_7, ΣPCB) i berggylte og flatfisk er vist i Tabell 24 (primærdata for enkeltkongenerer av PCB kan sees i Vedleggstabell 1.).

Dioksiner (egentlig dibenzo-p-dioksiner og dibenzofuraner, forkortet hhv PCDD og PCDF eller samlet som PCDD/F) er en samlebetegnelse på en gruppe klororganiske forbindelser som består av 210 enkeltforbindelser (kongenerer). Teoretisk finnes det 209 kongenerer av PCB, men det er ofte en "håndfull" av disse som dominerer i en miljøprøve (ofte de 7 som inngår i ΣPCB_7). Det er imidlertid en gruppe PCB kongenerer som er ansett som spesielt giftige, de såkalte non-orto og mono-orto PCBer. Disse mangler kloratomer i visse posisjoner og gjør at de får dioksinlignende egenskaper. Konsentrasjoner av PCDD/F, nonorto-PCB og monoorto-PCB kan omregnes til en felles enhet for giftighet ved bruk av spesielle omregningsfaktorer. Omregningsfaktorene angir estimater på giftighet av forbindelsene, i forhold til 2,3,7,8-tetraklordibenzo-*p*-dioksin (TCDD), som er den mest giftige (potente) av dioksinene. Observerte konsentrasjoner av disse forbindelsene kan på denne måten i kombinasjon med den aktuelle faktoren brukes til å kalkulere toksiske ekvivalens-konsentrasjoner (TE) i prøvene. I Tabell 24 vises giftigheten av PCDD/F, nonorto-PCB og monoorto-PCB omregnet til toksisitetsekvivaleter i henhold til omregningsfaktorer gitt av Van den Berg et al. (1998). Primærdata for enkeltkongenerer av PCDD/F er gitt i Vedleggstabell 2.og Vedleggstabell 3..

5.5.1 Taskekrabbe

Skallinnmat av krabbe inneholdt 0,24-0,94 ngPeCB/g v.v. , 1,23-4,68 ngHCB/g v.v., 27,7-146 ngΣPCB_7/g v.v., 51,5-386 ngΣPCB/g v.v. og 6,8-19,8 pg $\Sigma TE_{\text{mono orto, + nonort-PCB, +PCDD/PCD}}$/g v.v. (Tabell 24). For alle parametere ble de laveste konsentrasjonene observert i prøven fra Hessafjorden, mens de høyeste verdiene oftest ble observert i Spjelkavik (Figur 16). De toksisitetsverdier som ble observert for dioksiner og furaner i krabbe ($TE_{PCDD/PCDF}$) var alene relativt lave og på grunnlag av gjeldende klassifisering av vev av hepatopancreas av krabbe til grunn (Molvær et al. 1997) kunne prøvene karakteriseres som ubetydelig-lite forurenset med denne gruppe forbindelser. PCBene bidro imidlertid mer til giftigheten (spesielt de med non-orto konfigurasjon) enn dioksiner og furaner (Figur 16). Tar en hensyn til dette viste resultatene fra stasjon 1, 3 og 6 såpass høye totalnivåer (ΣTE) i krabber at prøvene måtte karakteriseres som moderat forurenset.

De toksisitetsverdier som ble observert i skallinnmat for nonorto-PCB lå fra 3,3 pg/g v.v. på stasjonen i Hessafjorden til fra 9,8 pg/g v.v. i Spjelkavika (Tabell 24). Til sammenligning ble det i krabber fra et område nord for Jomfruland (Klokkertangen) i 2002/3 observert toksisitet verdier ($TE_{nonortPCB}$) tilsvarende 4,02 og 2,12 pg/g v.v., mens det i krabber fra en stasjon (Bjørkøybåen) i den mer belastede Langesundsfjorden (med tilførsler av vann fra Frierfjorden) ble observert en verdier i området på 6,04-18,1 pg/g v.v. for perioden 2001-2003i 2001 (Bakke et al. 2004).

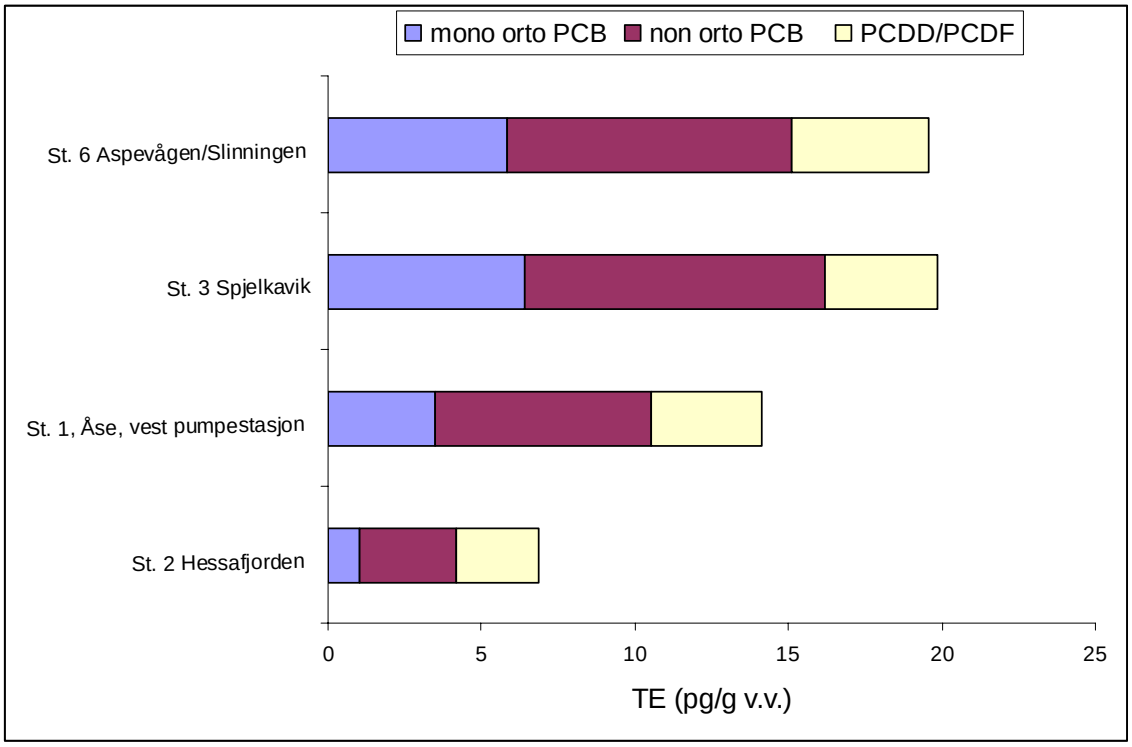
Tabell 24. *Konsentrasjoner og giftighet av klororganiske forbindelser i skallinnmat av krabbe og filet av flatfisk. Tabellen viser pentaklorbensen (PeCB), heksaklorbensen (HCB), polyklorerte bifenyler (ΣPCB_7, ΣPCB), non orto polyklorerte difenyler (nonorto-PCB) og mono orto polyklorerte bifenyler (mono orto-PCB), polyklorerte dibenzo-(p)-dioksiner (PCDD), polyklorerte dibenzofuraner (PCDF. Konsentrasjonene av non-orto PCBer (77, 81, 126, 169), mono orto-PCBer (105, 114, 118, 123, 156, 157, 167, 189) og PCDD/PCDF er omregnet til giftighet (TE) i henhold til Van den Berg et al.1998.*

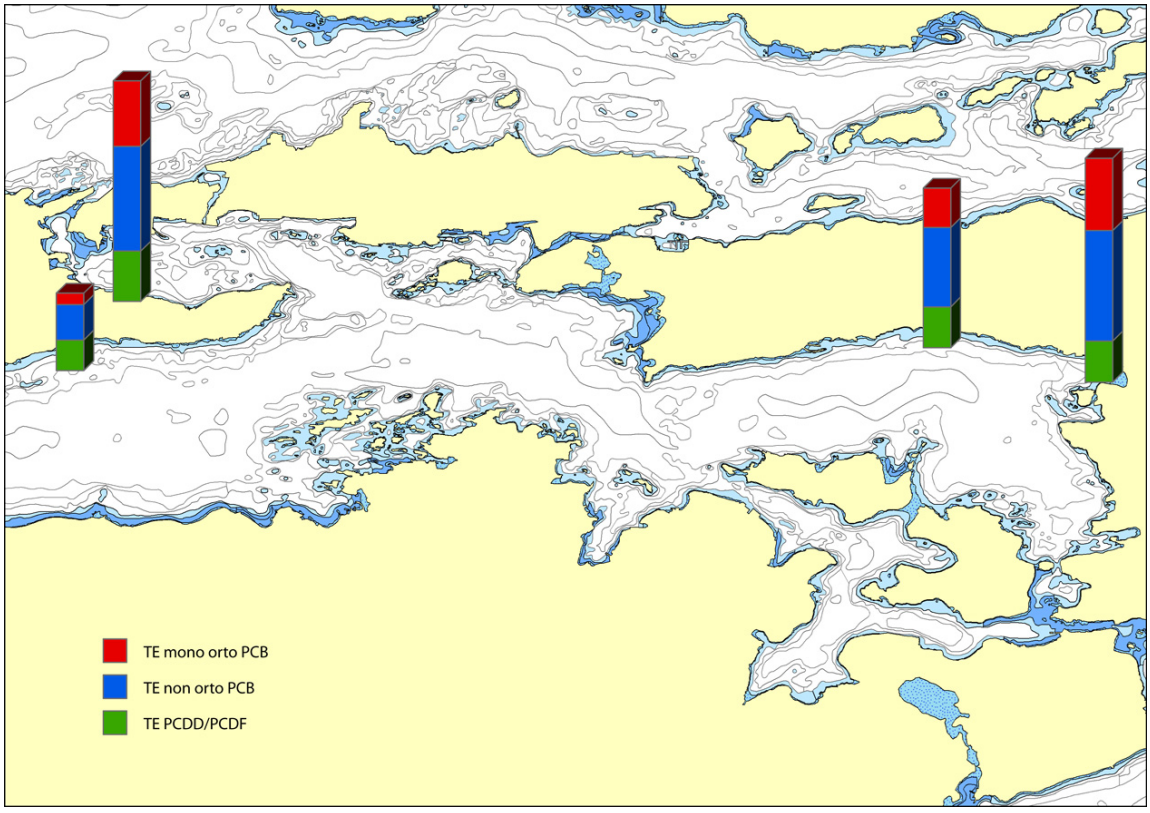
ΣPCB_7=summen av syv kongenerer (28, 52, 101, 118, 138, 153, 180). ΣPCB=summen av alle analyserte kongenerer (se vedleggstabell) med unntak av kongenerer med ett eller to kloratomer. Data for HCB og ΣPCB_7 fra stasjoner der det er analysert flatfisk og data for $\boldsymbol{TE_{PCDD/PCD}}$ i taskekrabbe er klassifisert ifølge SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997). I=Ubetydelig-lite forurenset, II=Moderat forurenset, III=Markert forurenset, IV=Sterkt forurense, V=Meget sterkt forurenset.

Stasjons nr og navn:	St. 1, Åse, vest pumpestasjon	St. 2 Hessafjorden	St. 3 Spjelkavik	St. 6 Aspevågen/ Slinningen	St. 3 Spjelkavik	St. 6 Aspevågen/ Slinningen
Prøvetype:	Krabbe skallinnmat	Krabbe skallinnmat	Krabbe skallinnmat	Krabbe skallinnmat	Sandflyndre, filèt	Rødspette, filèt
Komponent						
PeCB (ng/g v.v)	0,49	0,24	0,75	0,94	0,01	0,02
HCB (ng/g v.v)	2,63	1,23	4,68	4,01	0,18 (I) *	0,48 (II) *
Σ PCB_7 (ng/g v.v)	87,0	27,7	146	143	26,2 (III)*	11,8 (II) *
Σ PCB (ng/g v.v)	261	51,5	386	287	79,2	22,4
$TE_{mono\ ortoPCB}$ (pg/g v.v.)	3,49	1,02	6,41	5,81	1,03	0,35
$TE_{nonortPCB}$ (pg/g v.v.)	7,03	3,13	9,78	9,27	0,98	0,29
$TE_{PCDD/PCDF}$ (pg/g v.v.)	3,62 (I)	2,71 (I)	3,64 (I)	4,46 (I)	0,06 (I)	0,07 (I)
$\Sigma TE_{mono\ orto,\ nonortPCB,\ PCDD/PCDF}$ (pg/g v.v.)	14,14 (II)#	6,86 (I)#	19,83 (II)#	19,54 (II)#	2,07 (IV)#*	0,71 (III)# *

Grenseverdiene for $TE_{PCDD/PCDF}$ er lagt til grunn. For taskekrabbe er grenseverdiene for hepatopancreas benyttet

* I klassifiseringen er grenseverdiene for filet av skrubbe benyttet.





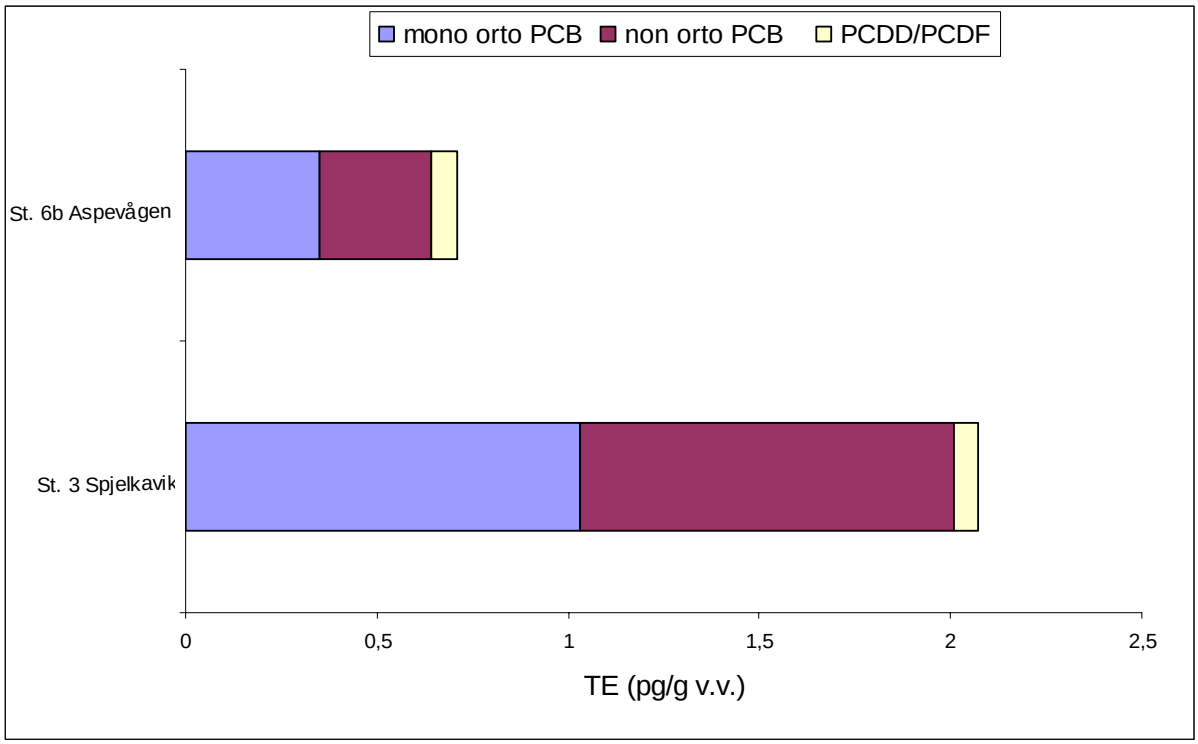
Figur 16. *Giftigheten av non orto PCB, mono ortoPCB, og dioksiner (PCDD/F) i skallinnmat av taskekrabbe fra Åsefjorden og noen omkringliggende områder. Giftighet er uttrykt som toksisitetsekvivalenter (TE) omregnet i henhold til Van den Berg et al.1998. Nederst: høyeste søyle (Aspevågen/Slinningen) representerer en verdi påca 20* (pg/g v.v.)

5.5.2 Flatfisk

Konsentrasjonen av PeCB, HCB, ΣPCB_7, ΣPCB og giftigheten av PCBer og dioksiner uttrykkt som TE i filet av flatfisk er vist i Tabell 24. Det var generelt lavere konsentrasjoner i filet av flatfisk enn i hepatopancreas av krabbe (Tabell 24.).

Fisken fra Aspevågen kan på basis av innhold av HCB karakteriseres som moderat forurenset, mens fisken fra Spjelkavika kan karakteriseres om ubetydelig til lite forurenset. For de øvrige grupper av forbindelser vist i Tabell 24. var det klart høyere eller tilnærmet like konsentrasjoner i prøver fra Spjelkavika enn i prøver fra Aspevågen. Basert på konsentrasjonen av ΣPCB_7 kunne prøven fra Spjelkavika karakteriseres som markert forurenset og prøven fra Aspevågen som moderat forurenset.

Også i flatfisk var de toksisitetsverdier som ble observert for dioksiner og furaner ($TE_{PCDD/PCDF}$) relativt lave (ubetydelig-lite forurenset). Derimot bidro PCBene klart mer til giftigheten enn dioksiner og furaner (Figur 17). Tar en hensyn til dette ble totalnivåene (ΣTE) såpass høye at de to prøvene måtte karakteriseres som henholdsvis sterkt forurenset (Spjelkavika) og markert forurenset (Aspevågen).



Figur 17. *Giftigheten av non orto PCB, mono orto PCB, og dioksiner (PCDD/F) i filet avflatfisk fra to stasjoner i Ålesundsområdet. Giftighet er uttrykket som toksisitetsekvivalenter (TE) omregnet i henhold til Van den Berg et al.1998.*

5.5.3 Sammenfatning – PCB og dioksiner

PeCB, HCB, PCB og dioksiner er forbindelser som i dag bruksmessig i hovedsak er faset ut i vår del av verden. Observerte nivåer skyldes derfor i hovedsak tidligere utslipp/bruk i Norge og langtransport. Både PCB og dioksiner er meget fettløslige og motstandsdyktige mot nedbrytning (persistente) og tas opp og akkumuleres i fettvev hos levende organismer. Også industrikjemikaliene PeCB og HCB er fettløslige, men i mindre grad enn PCB og dioksiner og utgjør vanligvis ikke et så stort miljøproblem som PCB og dioksiner.
Selv om PCB ble forbudt i Norge i 1980 utgjør disse stoffene fremdeles et betydelig miljøproblem her i landet. Til forskjell fra PCB har dioksiner etter det en vet ikke hatt noen praktisk anvendelse og forekomst av dioksiner i miljøet skyldes i hovedsak at de dannes som biprodukt ved forbrenning eller i industrielle prosesser (eksempelvis produksjon av magnesium).

For alle parametere ble de laveste konsentrasjoner i taskekrabbe observert i prøven fra Hessafjorden, mens de høyeste oftest ble observert i Spjelkavika. Av de analyserte klororganiske forbindelser var det i hovedsak PCB som fremstod med høye konsentrasjoner (unntatt på stasjonen i Hessafjorden) og dermed utgjør et miljøproblem i området. De toksisitetsverdier som ble observert for dioksiner ($TE_{PCDD/PCDF}$) i krabbe og flatfisk var alene relativt lave (ubetydelig-lite forurenset). PCBene bidro imidlertid mer til giftigheten (spesielt de med non- orto konfigurasjon) enn dioksiner (Figur 16 og Figur 17) Tar en hensyn til dette viste resultatene fra 3 krabbestasjoner (Åse, Spjelkavika og Aspevågen) såpass høye totalnivåer med ΣTE i krabber at prøvene ble karakterisert som moderat forurenset. Tilsvarende var ΣTE såvidt høye i begge flatfiskprøvene at de ble karakterisert som henholdsvis sterkt forurenset (Spjelkavika) og markert forurenset (Aspevågen) (Tabell 24). Også konsentrasjonen av ΣPCB_7 var høy i flatfiskprøvene i forhold til SFTs kriterier (Spjelkavika: markert forurenset, Aspevågen: moderat forurenset). Det ble i hovedsak observert høyere konsentrasjoner av ΣPCB_7 i krabbeprøvene enn i flatfiskprøvene, men parameteren inngår ikke i SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og en har ikke mange referanseverdier å forholde seg til.

5.6 Kvikksølv i krabbe, flatfisk og torsk

5.6.1 Krabbe og rødspette

Kvikksølv (Hg) i prøver av krabbe og flatfisk er vist i Tabell 25. Konsentrasjonene av kvikksølv i skallinnmat fra taskekrabbe varierte svært lite 0,083 -0,090 µg/g v.v. og kan karakteriseres som lave (tilstandsklasse I dersom en legger grenseverdiene for torskefilet til grunn). Også konsentrasjonene i filet av rødspette fra Aspevågen inneholdt lite kvikksølv. Det er spesielt positivt å observere at krabber og flatfisk fra Aspevågen nå inneholder lave konsentrasjoner av kvikksølv fordi dette er et område hvor det tidligere har vært observert høye nivåer av kvikksølv i sediment og blåskjell (Helland 1995).

Tabell 25. *Konsentrasjonen av kvikksølv(Hg) i taskekrabbe og fisk fra Åsefjorden og omkringliggende områder.*

Stasjons nr	Stasjons navn	Prøvetype	Hg (µg/g v.v.)	Tilstandsklasse
1	Åsef, vest pumpestasjon.	Krabbe skallinnmat	0,09	I[1)]
2	Hessafjorden	Krabbe skallinnmat	0,09	I[1)]
3	Spjelkavika	Krabbe skallinnmat	0,083	I[1)]
6	Aspevågen	Krabbe skallinnmat	0,091	I[1)]
6b	Aspevågen nord	Rødspette filet	0,074	I[1)]
1	Åse, vest pumpestasjon.	Torskefilet	0,19	II
2	Hessafjord ref.	Torskefilet	0,15	II
5	Tjørsundet Nord	Torskefilet	0,16	II
6	Aspevågen Slinningen	Torskefilet	0,19	II

1) I klassifiseringen er grenseverdiene for torskefilet benyttet**.**

5.6.2 Torsk

Kvikksølv (Hg) i torsk er vist i Tabell 25. Konsentrasjonene varierte relativt lite 0,15-0,19 µg/g v.v., men nivåene i torskefilet var klart høyere enn i krabbe og flatfisk og prøvene ble karakterisert som moderat forurenset iht. gjeldene norske klassifisering (*Molvær et al. 1997*).

5.6.3 Sammenfatning – kvikksølv

Metallisk kvikksølv er i seg selv en farlig gift, men metylkvikksølv (MeHg) utgjør den største miljøtrusselen. Vanligvis utgjør MeHg en svært liten andel av den totale Hg-konsentrasjonen i abiotiske miljøprøver (vann, sediment). MeHg kan imidlertid oppkonsentreres kraftig i næringskjedene (biomagnifiseres) og i fisk foreligger kvikksølv primært som MeHg. Resultatene som vi har presentert er basert på analyse av total mengde kvikksølv. Vi må imidlertid anta at en vesentlig andel, i alle fall i fiskeprøvene, foreligger som MeHg. Lave konsentrasjoner ble observert i taskekrabbe og rødspette. Det er spesielt gledelig at nivåene i krabbe fra Aspevågen var lave. ettersom det der tidligere er påvist kvikksølvforurensning i sediment. Det var imidlertid noe forhøyede nivåer av kvikksølv i torskefilet (moderat forurenset), men konsentrasjonene var relativt jevne i hele undersøkelsesområde og heller ikke her pekte prøvene fra Aspevågen seg spesielt ut.

6. Referanser

Bakke, T., Ruus, A., Bjerkeng, B., 2004. Overvåking av miljøgifter I fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2003. SFT rapport TA2052/2004 (Niva-rapport 4892-2004), 75s.

de Wit. C., 2002. An overview of brominated flame retardants in the environment. Chemosphere 46: 583 – 624.

Fjeld, E., Schlabach, M., Berge, J.A., Eggen, T., Snilsberg, P., Källberg, G., Rognerud, S., Enge, E.K., Borgen, A. and Gundersen, H., 2004. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter – bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan. SFT rapport TA-2006/2004 (Niva rapport nr. 4809-2004), 117s.

Fjeld, E., Schlabach, M., Berge, J.A., Green, N., Eggen, T., Snilsberg, P., Vogelsang, C., Rognerud, Källberg, G.,S., Enge, E.K., Dye, C.and Gundersen, H., 2005. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter 2004. Bromerte flammehemmere, perfluoralkylerte stoffer, irgarol, diouron, BHT and dicofol.. SFT rapport TA-2096/2005 (Niva rapport nr. 5011-2005), 97s.

Gabrielsen, G.W., Knudsen, L.B. og Schlabach, M., 2005. Organic pollutants in Northern Fulmars (*Fulmarus flacilis*) from Bjørnøya. SFT rapport TA-2073/2005. 37 s.

Helland, A. 1995. Aspevågen. Undersøkelser av kvikksølv i sedimenter og blåskjell. Niva-rapport nr 3252, 18s.

Janak, K., Covaci, A., Voorspoels, S., Becher, G., 2005. Hexabromocyclododecane in Marine Species from the Western Scheldt Estuary: Distereoisomer- and Enantiomer-Specific Accumulation. Environ. Sci. Technol, 39, 1987-1994.

Molvær, J., Rygg, B. og Walday, M. , 2004. Fjordområdene rundt Ålesund og Sula kommune. Vurdering av tilstand og utslipp av kommunalt avløpsvann sett i forhold til EUs Avløpsdirektiv om sekundærresning. NIVA-rapport nr. 4928, 59s.

Schlabach, M., Mariussen, E., Borgen, A., Dye, C., Enge, E.-K., Steinnes, E., Green, N., Mohn, H., 2002. Kartlegging av bromerte flammehemere og klorerte parafiner. Statlig program for forurensningsovervåkning. SFT rapport TA-1924/2002. 134 s.

Schlabach et al. 2006 (SFT kommer med referansen)

Van den Berg, M., Birnbaum, L., Bosveld, A.T.C., Brunström, B., Cook, P., Feeley, M., Giesy, J.P., Hanberg, A., Hasegawa, R. Kennedy, S.W., Kubiak, T., Larsen, J.C., Leeuwen, F.X.R. van, Liem, A.K.D., Nolt, C., Peterson, R.E., Poellinger, L., Safe, S., Schrenk, D., Tillitt, D., Tysklind, M., Younes, M., Wærn, F. og T. Zacharewskim.fl., 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and widlife. Environ Hlth. Perspect. 106:775-792.

Vetter, W., Schlabach, M., Kallenborn, R., 2002. Evidence for the presence of natural halogenated hydrocarbons in southern Norwegian and polar air. Fresenius Environmental Bulletin [Fresenius Environ. Bull.]. Vol. 11, no. 4, pp. 170-175.

Zegers, B. N, Mets, A., van Bommel, R., Minkenberg, C., Hamers, T., Kamstra, J. H., Pierce, G.J. and Boon, J.P., 2005. Levels of Hexabromocyclododecane in Harbor Porpoises and Common Dolphins from Western European Seas, with Evidence for Stereoisomer-Specific Biotransformation by Cytochrome P450, Environ. Sci. Technol, 39, 2095-2100.

Økland, T.E., 2005. Kostholdsråd i norske havner og fjorder. En gjennomgang av kostholdsråd i norske havner og fjorder fra 1960-tallet til i dag. Rapport fra Bergfald & Co as, 268pp (ISBN 82-92650-01-6).

Vedlegg A.

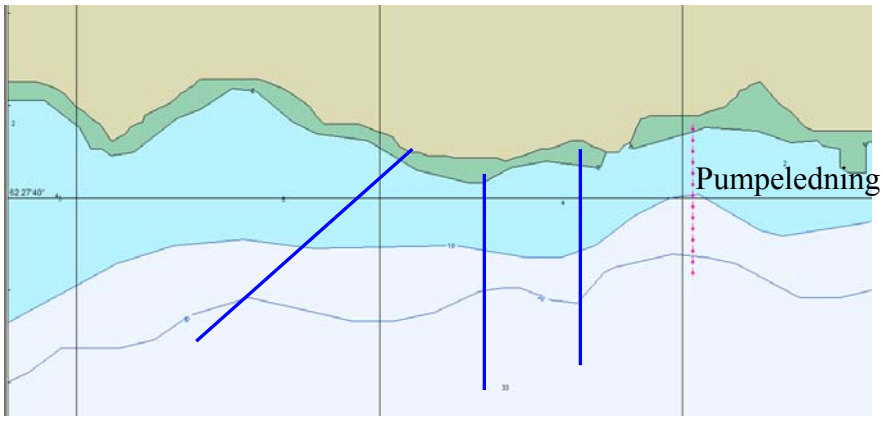
Posisjon for utsetting av garnlenker på den enkelte stasjon

På de etterfølgende figurer er lokalisering av garnlenkene på de forskjellige lokalitetene merket med blå linjer.

Lokalitet nr. 1.
Åse, vest pumpestasjon.
Pos: 62°27,62´ - 6°18,92´

Det ble fisket på lokaliteten følgende netter. 16/9, 22/9 og 27/9.

Dybde fra 0-25 meter.

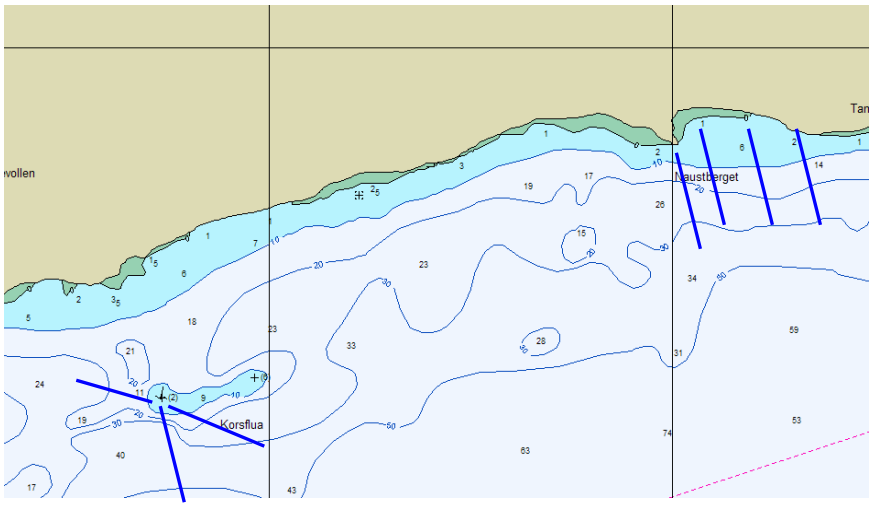


Lokalitet nr. 2.
Hessafjorden, Referanse stasjon.
Pos: 62°27,12´ - 6°06,75´ og
62°27,39´ - 6°08,10´

Det ble fisket på lokaliteten følgende netter. 31/8 og 1/10.

Dybde fra 0-25 meter.

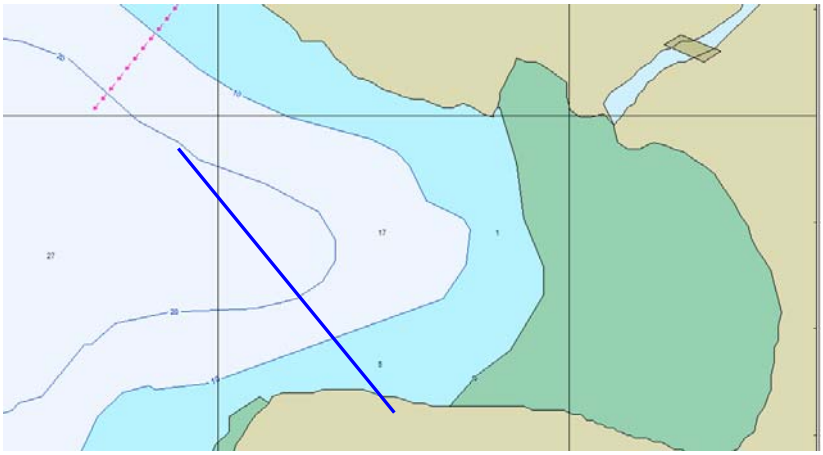
På grunn av enorme mengder krabbe ved Korsflua den 31/8 ble det gjort avtale med oppdragsgiver å flytte lokalitet inn til Naustberget ved neste forsøk.



Lokalitet nr. 3.
Spjelkavika.
Pos: 62°27,45´ - 6°21,09´

Det ble fisket på lokaliteten følgende natt. 16/9.

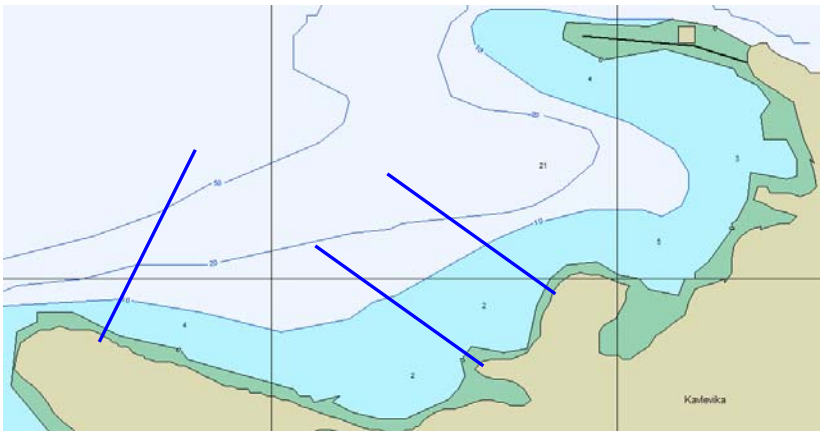
Dybde fra 0-20 meter.



Lokalitet nr. 4.
Humla
Pos: 62°26,83´ - 6°16,33´

Det ble fisket på lokaliteten følgende netter. 5/9 og 13/9.

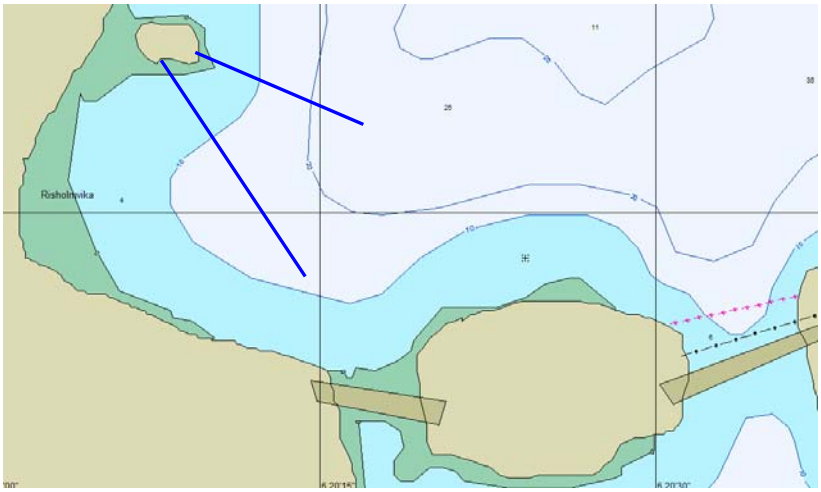
Dybde fra 0-30 meter.



Lokalitet nr. 5.
Tjørsundet Nord (Tørla)
Pos: 62°26,34´ - 6°20,17´

Det ble fisket på lokaliteten følgende natt. 16/9

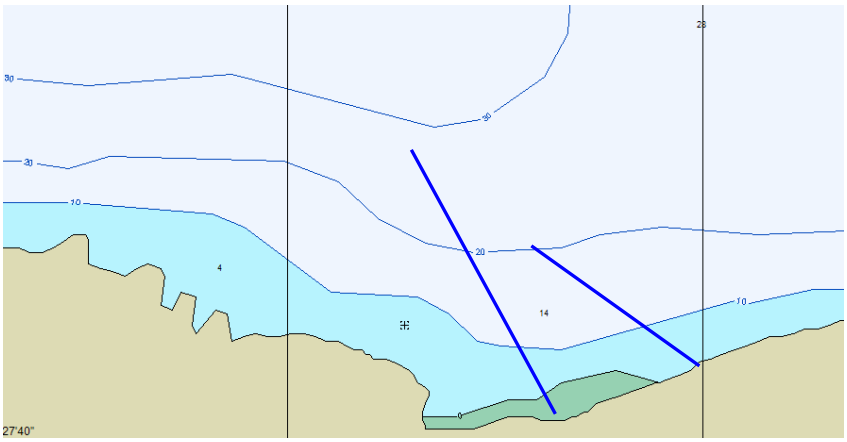
Dybde fra 0-25 meter.



Lokalitet nr. 6.
Aspevågen/Slinningen
Pos: 62°27,69´ - 6°08,14´

Det ble fisket på lokaliteten følgende natt. 26/8 og 31/8

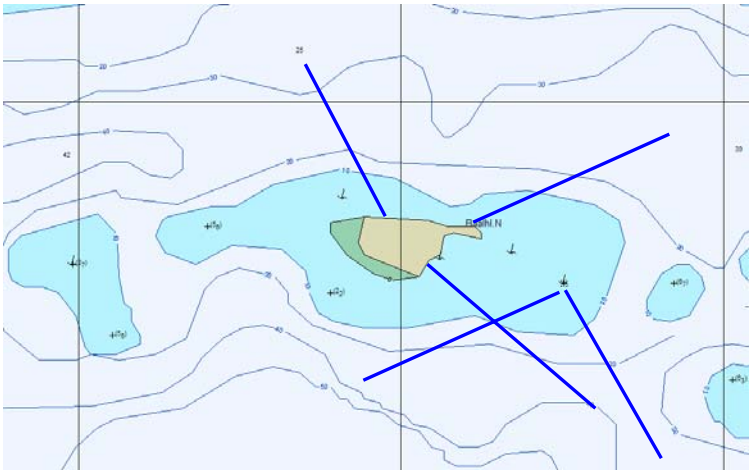
Dybde fra 0-28 meter.



Lokalitet nr. 7.
Bålholmen
Pos: 62°28,12´ - 6°10,45´

Det ble fisket på lokaliteten følgende natt. 26/8 og 31/8

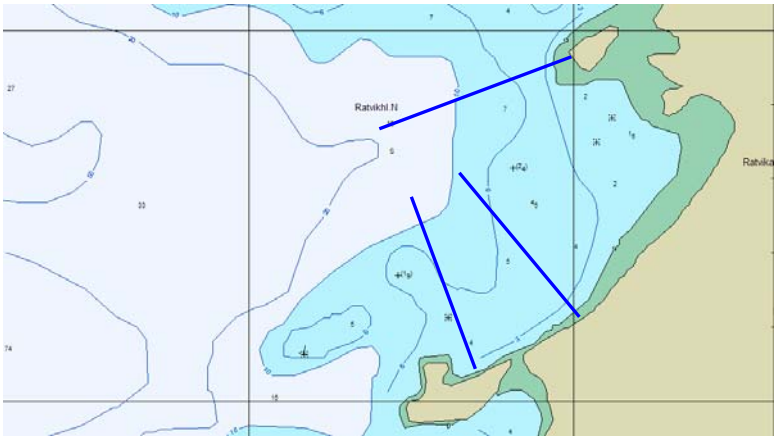
Dybde fra 0-28 meter



Lokalitet nr. 8.
Bogneset
Pos: 62°27,65´ - 6°14,84´

Det ble fisket på lokaliteten følgende natt. 5/9 og 13/9

Dybde fra 0-18 meter

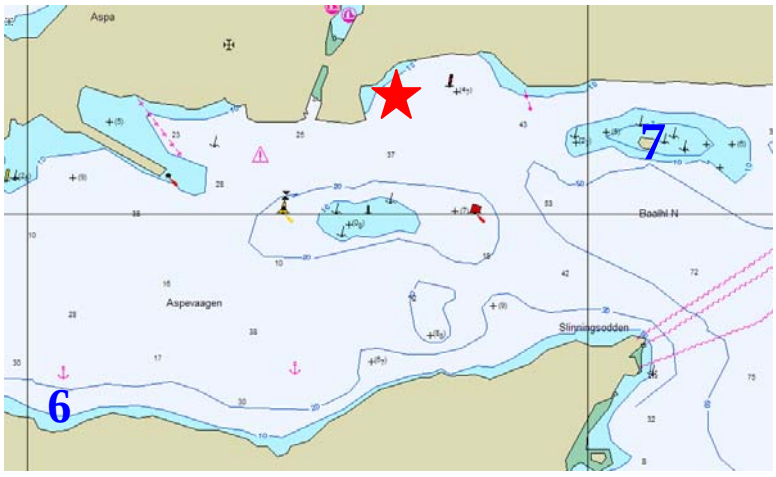


Tilleggslokalitet. (6b)
Aspevågen Nord
Pos: 62°28,19´ - 6°09,25´
Lokaliteten merket av med stjerne.

Flyndre innhentet vha. dykker den 10/10

Dybde fra 10-25 meter

De to andre lokaliteter i nærheten avmerket.



Vedlegg B

Vedleggstabell 1. Primærdata for PCB etc.

Konsentrasjonen av pentaklorbensen (PeCB), heksaklorbensen (HCB) og polyklorerte bifenyler (PCB) i skallinnmat av krabbe og filet av flatfisk fra Åsefjorden og noen omkringliggende områder. Konsentrasjonene er oppgitt i ng/g våtvekt. NB: Giftigheten av mono-orto PCBer (105, 114, 118, 123, 156, 157, 167, 189) er omregnet til giftighet (TE) og er oppgitt som pg/g v.v..

Stasjons nr og navn:		St. 1, Åse, vest pumpestasjon	St. 2 Heissafjorden	St. 3 Spjelkavik	St. 6 Aspevågen/ Slinningen	St. 3 Spjelkavik	St. 6 Aspevågen/ Slinningen
Prøvetype:		Krabbe skallinnmat	Krabbe skallinnmat	Krabbe skallinnmat	Krabbe skallinnmat	Sandflyndre, filèt	Rødspette, filèt
Komponent/Struktur	IUPAC-nr.						
PeCB		0,49	0,24	0,75	0,94	0,01	0,02
HCB		2,63	1,23	4,68	4,01	0,18	0,48
2,2',5-TriCB	18	0,23	0,01	0,27	0,05	0,07	0,03
2,4,4'-TriCB	**28**	**4,65**	**0,71**	**5,89**	**2,98**	**2,15**	**0,20**
2,4',5-TriCB	31	5,72	0,35	4,69	1,57	1,02	0,06
2',3,4-TriCB	33	0,45	0,01	0,52	0,15	0,09	0,01
3,4,4'-TriCB	37	0,62	0,12	0,29	0,43	0,01	0,01
Sum-TriCB		**13,9**	**1,32**	**15,7**	**6,11**	**5,02**	**0,42**
2,2',4,4'-TetCB	47	6,90	0,29	11,7	2,94	2,91	0,19
2,2',5,5'-TetCB	**52**	**0,42**	**0,11**	**1,98**	**0,33**	**3,89**	**0,34**
2,3',4,4'-TetCB	66	19,0	1,11	21,3	10,0	7,52	0,71
2,4,4',5-TetCB	74	4,75	0,63	6,15	3,44	5,01	0,37
Sum-TetCB		**69,6**	**3,01**	**78,4**	**24,5**	**31,2**	**2,24**
2,2',4,4',5-PenCB	99	10,4	1,65	19,2	11,1	4,37	0,72
2,2',4,5,5'-PenCB	**101**	**6,12**	**0,58**	**11,4**	**5,40**	**3,34**	**0,86**
2,3,3',4,4'-PenCB	105	7,17	1,35	11,6	9,05	2,45	0,49
2,3,4,4',5-PenCB	114	0,47	0,12	0,65	0,53	0,18	0,03
2,3',4,4',5-PenCB	**118**	**16,3**	**4,27**	**31,6**	**25,1**	**5,41**	**1,48**
2'3,3',4,5-PenCB	122	0,09	0,01	0,11	0,03	0,01	0,01
2',3,4,4',5-PenCB	123	0,36	0,05	0,51	0,35	0,15	0,03
Sum-PenCB		**60,2**	**9,75**	**106**	**67,2**	**21,7**	**5,12**
2,2',3,3',4,4'-HexCB	128	2,41	0,79	3,78	5,66	0,31	0,39
2,2',3,4,4',5'-HexCB	**138**	**18,3**	**7,60**	**28,6**	**37,4**	**2,46**	**2,92**
2,2',3,4,5,5'-HexCB	141	0,18	0,04	0,53	0,31	0,36	0,31
2,2',3,4',5',6-HexCB	149	8,20	1,73	12,6	12,9	0,38	0,39
2,2',4,4',5,5'-HexCB	**153**	**29,6**	**11,4**	**46,5**	**54,1**	**4,78**	**4,31**
2,3,3',4,4',5-HexCB	156	1,38	0,61	2,78	3,41	0,22	0,23
2,3,3',4,4',5'-HexCB	157	0,31	0,15	0,57	0,66	0,04	0,03
2,3',4,4',5,5'-HexCB	167	0,89	0,41	1,63	2,14	0,14	0,16
Sum-HexCB		**77,6**	**28,2**	**124**	**144**	**10,9**	**10,9**
2,2',3,3',4,4',5-HepCB	170	3,16	0,81	4,84	6,02	0,80	0,60
2,2',3,4,4',5,5'-HepCB	**180**	**11,7**	**3,02**	**20,4**	**17,8**	**4,19**	**1,65**
2,2',3,4,4',5',6-HepCB	183	2,26	0,58	4,04	3,34	0,68	0,35
2,2',3,4',5,5',6-HepCB	187	8,63	2,57	13,1	7,96	0,57	0,21
2,3,3',4,4',5,5'-HepCB	189	0,15	0,06	0,29	0,30	0,04	0,02
Sum-HepCB		**33,4**	**8,47**	**54,2**	**43,2**	**7,69**	**3,47**
2,2',3,3',4,4',5,5'-OctCB	194	4,33	0,54	6,71	2,08	2,06	0,18
2,2',3,3',4,4',5,5',6-NonCB	206	1,41	0,10	1,50	0,41	0,63	0,05
DecaCB	209	0,12	0,07	0,12	0,13	0,02	0,01
Sum 7 PCB		**87,0**	**27,7**	**146**	**143**	**26,2**	**11,8**
Sum PCB		**261**	**51,5**	**386**	**287**	**79,2**	**22,4**
TE (WHO) pg/g v.v.		**3,49**	**1,02**	**6,41**	**5,81**	**1,03**	**0,35**

Vedleggstabell 2. Primærdata for dioksiner og nonorto-PCB i skallinnmat av taskekrabbe

Results of
PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis

Encl. to measuring report: O-3603
NILU sample number: 05/1422
Customer: SFT
Customers sample ID: Pr. 11
: St.1. Vest pumpestasjon ÅSE
Sample type: Krabbe,skallinnmat
Sample amount: 25,0 g Total sample amount:
Concentration units: pg/g
Data files: DH820B_diox_21-11-2005

Compound	Concentration		Recovery		TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g		%		pg/g	pg/g	pg/g
Dioxins							
2378-TCDD	0,37		80		0,37	0,37	0,37
12378-PeCDD	0,83	i	92		0,42	0,42	0,83
123478-HxCDD	0,46		104		0,05	0,05	0,05
123678-HxCDD	1,07		99		0,11	0,11	0,11
123789-HxCDD	0,43				0,04	0,04	0,04
1234678-HpCDD	2,83		109		0,03	0,03	0,03
OCDD	3,73		99		0,00	0,00	0,00
SUM PCDD					**1,02**	**1,02**	**1,43**
Furanes							
2378-TCDF	4,36		79		0,44	0,44	0,44
12378/12348-PeCDF	1,19			*	0,01	0,06	0,06
23478-PeCDF	2,80		88		1,40	1,40	1,40
123478/123479-HxCDF	1,18		91		0,12	0,12	0,12
123678-HxCDF	0,53		96		0,05	0,05	0,05
123789-HxCDF	< 0,01			*	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF	1,04		94		0,10	0,10	0,10
1234678-HpCDF	2,36		95		0,02	0,02	0,02
1234789-HpCDF	< 0,01			*	0,00	0,00	0,00
OCDF	< 0,01		122		0,00	0,00	0,00
SUM PCDF					**2,15**	**2,19**	**2,19**
SUM PCDD/PCDF					**3,16**	**3,21**	**3,62**
nonortho - PCB							
33'44'-TeCB (PCB-77)	1 082		76				0,11
344'5-TeCB (PCB-81)	68,0						0,01
33'44'5-PeCB (PCB-126)	68,3		87				6,83
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	8,85		96				0,09
SUM TE-PCB							**7,03**

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)
i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)
TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank
g : Recovery is not according to NILUs quality criteria
* : Samplingstandard NS-EN 1948

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis

Encl. to measuring report: O-3603
NILU sample number: 05/1423
Customer: SFT
Customers sample ID: Pr. 12
: St.2 Heissafjorden
Sample type: Krabbe, skallinnmat
Sample amount: 25,0 g Total sample amount:
Concentration units: pg/g
Data files: DH820B_diox_21-11-2005

Compound	Concentration pg/g		Recovery %		TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins							
2378-TCDD		0,27	72		0,27	0,27	0,27
12378-PeCDD		0,85	85		0,43	0,43	0,85
123478-HxCDD		0,39	96		0,04	0,04	0,04
123678-HxCDD		0,67	97		0,07	0,07	0,07
123789-HxCDD		0,31			0,03	0,03	0,03
1234678-HpCDD		1,05	93		0,01	0,01	0,01
OCDD		0,89	93		0,00	0,00	0,00
SUM PCDD					**0,85**	**0,85**	**1,27**
Furanes							
2378-TCDF		3,45	72		0,34	0,34	0,34
12378/12348-PeCDF		0,69		*	0,01	0,03	0,03
23478-PeCDF		1,77	75		0,89	0,89	0,89
123478/123479-HxCDF		0,48	91		0,05	0,05	0,05
123678-HxCDF		0,37	90		0,04	0,04	0,04
123789-HxCDF	<	0,01		*	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF		0,73	87		0,07	0,07	0,07
1234678-HpCDF		0,83	88		0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF	<	0,01		*	0,00	0,00	0,00
OCDF	<	0,01	110		0,00	0,00	0,00
SUM PCDF					**1,41**	**1,43**	**1,43**
SUM PCDD/PCDF					**2,25**	**2,28**	**2,71**
nonortho - PCB							
33'44'-TeCB (PCB-77)		110	66				0,01
344'5-TeCB (PCB-81)		4,55					0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)		30,3	78				3,03
33'44'55'-HxCB (PCB-169)		8,74	74				0,09
SUM TE-PCB							**3,13**

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)
i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)
TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank
g : Recovery is not according to NILUs quality criteria
* : Samplingstandard NS-EN 1948

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis

Encl. to measuring report: O-3603
NILU sample number: 05/1424
Customer: SFT
Customers sample ID: Pr. 13
: St. 3, Spjelkavik
Sample type: Krabbe, skallinnmat
Sample amount: 25,0 g Total sample amount:
Concentration units: pg/g
Data files: DH820B_diox_21-11-2005

Compound		Concentration pg/g	Recovery %		TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins							
2378-TCDD		0,37	77		0,37	0,37	0,37
12378-PeCDD		0,77	93		0,39	0,39	0,77
123478-HxCDD		0,43	94		0,04	0,04	0,04
123678-HxCDD		1,15	99		0,11	0,11	0,11
123789-HxCDD		0,41			0,04	0,04	0,04
1234678-HpCDD		3,79	96		0,04	0,04	0,04
OCDD		6,75	92		0,01	0,01	0,00
SUM PCDD					**1,00**	**1,00**	**1,38**
Furanes							
2378-TCDF		5,96	75		0,60	0,60	0,60
12378/12348-PeCDF		1,25		*	0,01	0,06	0,06
23478-PeCDF		2,65	89		1,33	1,33	1,33
123478/123479-HxCDF		1,09	90		0,11	0,11	0,11
123678-HxCDF		0,52	93		0,05	0,05	0,05
123789-HxCDF	<	0,01		*	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF		0,89	81		0,09	0,09	0,09
1234678-HpCDF		2,31	80		0,02	0,02	0,02
1234789-HpCDF	<	0,01		*	0,00	0,00	0,00
OCDF		0,35	62		0,00	0,00	0,00
SUM PCDF					**2,21**	**2,26**	**2,26**
SUM PCDD/PCDF					**3,21**	**3,26**	**3,64**
nonortho - PCB							
33'44'-TeCB (PCB-77)		1 028	78				0,10
344'5-TeCB (PCB-81)		34,1					0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)		95,5	87				9,55
33'44'55'-HxCB (PCB-169)		12,3	97				0,12
SUM TE-PCB							**9,78**

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)
i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)
TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank
g : Recovery is not according to NILUs quality criteria
* : Samplingstandard NS-EN 1948

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis

Encl. to measuring report: O-3603
NILU sample number: 05/1427
Customer: SFT
Customers sample ID: Pr. 16
: St.6, Slinningen/Aspevågen
Sample type: Krabbe, skallinnmat
Sample amount: 25,0 g Total sample amount:
Concentration units: pg/g
Data files: DH820B_diox_21-11-2005

Compound	Concentration		Recovery		TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
		pg/g	%		pg/g	pg/g	pg/g
Dioxins							
2378-TCDD		0,61	86		0,61	0,61	0,61
12378-PeCDD		1,06	92		0,53	0,53	1,06
123478-HxCDD		0,44	100		0,04	0,04	0,04
123678-HxCDD		1,36	104		0,14	0,14	0,14
123789-HxCDD		0,50			0,05	0,05	0,05
1234678-HpCDD		5,96	101		0,06	0,06	0,06
OCDD		13,6	94		0,01	0,01	0,00
SUM PCDD					**1,45**	**1,45**	**1,96**
Furanes							
2378-TCDF		6,11	83		0,61	0,61	0,61
12378/12348-PeCDF		1,55		*	0,02	0,08	0,08
23478-PeCDF		2,94	92		1,47	1,47	1,47
123478/123479-HxCDF		1,08	94		0,11	0,11	0,11
123678-HxCDF		0,81	93		0,08	0,08	0,08
123789-HxCDF	<	0,01		*	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF		1,21	94		0,12	0,12	0,12
1234678-HpCDF		2,88	90		0,03	0,03	0,03
1234789-HpCDF	<	0,01		*	0,00	0,00	0,00
OCDF		0,27	102		0,00	0,00	0,00
SUM PCDF					**2,43**	**2,50**	**2,50**
SUM PCDD/PCDF					**3,88**	**3,94**	**4,46**
nonortho - PCB							
33'44'-TeCB (PCB-77)		581	85				0,06
344'5-TeCB (PCB-81)		19,1					0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)		90,6	92				9,06
33'44'55'-HxCB (PCB-169)		14,7	98				0,15
SUM TE-PCB							**9,27**

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)
i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)
TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank
g : Recovery is not according to NILUs quality criteria
* : Samplingstandard NS-EN 1948

Vedleggstabell 3. Primærdata for dioksiner og nonorto-PCB i filet av flatfisk

Results of
PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis

Encl. to measuring report: O-3603
NILU sample number: 05/1431
Customer: SFT
Customers sample ID: Pr. 20
: St. 3, Spjekavik
Sample type: Sandflyndre, filet
Sample amount: 25,0 g Total sample amount:
Concentration units: pg/g
Data files: DH820B_diox_21-11-2005

Compound	Concentration pg/g		Recovery %		TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins							
2378-TCDD	< 0,01		80		0,01	0,01	0,01
12378-PeCDD	< 0,01		80		0,01	0,01	0,01
123478-HxCDD	< 0,01		91		0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD	< 0,01		88		0,00	0,00	0,00
123789-HxCDD	< 0,01				0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD	< 0,01		82		0,00	0,00	0,00
OCDD	< 0,01		81		0,00	0,00	0,00
SUM PCDD					**0,02**	**0,02**	**0,02**
Furanes							
2378-TCDF	0,05	i	77		0,01	0,01	0,01
12378/12348-PeCDF	< 0,01			*	0,00	0,00	0,00
23478-PeCDF	0,06		84		0,03	0,03	0,03
123478/123479-HxCDF	< 0,01		82		0,00	0,00	0,00
123678-HxCDF	< 0,01		83		0,00	0,00	0,00
123789-HxCDF	< 0,01			*	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF	< 0,01		83		0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDF	< 0,01		77		0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	< 0,01			*	0,00	0,00	0,00
OCDF	< 0,01		87		0,00	0,00	0,00
SUM PCDF					**0,04**	**0,04**	**0,04**
SUM PCDD/PCDF					**0,06**	**0,06**	**0,06**
nonortho - PCB							
33'44'-TeCB (PCB-77)	65,4		78				0,01
344'5-TeCB (PCB-81)	8,92						0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	9,69		82				0,97
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,42	i	86				0,00
SUM TE-PCB							**0,98**

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)
i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)
TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank
g : Recovery is not according to NILUs quality criteria
* : Samplingstandard NS-EN 1948

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis

Encl. to measuring report: O-3603
NILU sample number: 05/1432
Customer: SFT
Customers sample ID: Pr. 21
: St. 6, Slinningen/Aspevågen
Sample type: Rødspette, filet
Sample amount: 25,0 g Total sample amount:
Concentration units: pg/g
Data files: DH820B_diox_21-11-2005

Compound	Concentration		Recovery		TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g		%		pg/g	pg/g	pg/g
Dioxins							
2378-TCDD	0,03	i	71		0,03	0,03	0,03
12378-PeCDD	< 0,01		80		0,01	0,01	0,01
123478-HxCDD	< 0,01		82		0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD	< 0,01		81		0,00	0,00	0,00
123789-HxCDD	< 0,01				0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD	< 0,01		80		0,00	0,00	0,00
OCDD	0,09	i	70		0,00	0,00	0,00
SUM PCDD					**0,04**	**0,04**	**0,04**
Furanes							
2378-TCDF	0,06		71		0,01	0,01	0,01
12378/12348-PeCDF	< 0,01			*	0,00	0,00	0,00
23478-PeCDF	0,04	i	81		0,02	0,02	0,02
123478/123479-HxCDF	< 0,01		76		0,00	0,00	0,00
123678-HxCDF	< 0,01		79		0,00	0,00	0,00
123789-HxCDF	< 0,01			*	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF	< 0,01		78		0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDF	< 0,01		76		0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	< 0,01			*	0,00	0,00	0,00
OCDF	< 0,01		74		0,00	0,00	0,00
SUM PCDF					**0,03**	**0,03**	**0,03**
SUM PCDD/PCDF					**0,07**	**0,07**	**0,07**
nonortho - PCB							
33'44'-TeCB (PCB-77)	15,1		66				0,00
344'5-TeCB (PCB-81)	1,20						0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	2,86		77				0,29
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,16	i	83				0,00
SUM TE-PCB							**0,29**

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)
i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)
TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank
g : Recovery is not according to NILUs quality criteria
* : Samplingstandard NS-EN 1948