



Statlig program for
forurensningsovervåking

Rapport 746/98

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Utførende institusjon NIVA

Miljøovervåking i Sandefjords- fjorden og indre Mefjorden 1997-98

Delrapport 4. Kartlegging av kilder til miljøgifter



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Miljøovervåking i Sandefjordsfjorden og Indre Mefjorden 1997/98. Kartlegging av kilder til miljøgifter. Overvåkingsrapport nr. 746/98. TA nr. 1587/1998	Løpenr. (for bestilling) 3935-98	Dato 12/11-1998
	Prosjektnr. Undernr. 97015 4	Sider Pris 37
Forfatter(e) Morten Schaanning Torgeir Bakke Tom Tellefsen	Fagområde Miljøgifter sjøvann	Distribusjon
	Geografisk område Vestfold	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens forurensningstilsyn (SFT), Sandefjord kommune, Jotun a.s., Pronova Oleochemicals a.s., Pronova Biocare a.s. og a.s. Thor Dahl.	Oppdragsreferanse Per Erik Iversen
--	---------------------------------------

Sammendrag

Klororganiske miljøgifter i vannmassene ble registrert over en fire-ukers periode høsten 1997 ved hjelp av aktive (blåskjell) og passive (SPMD) akkumulatorer utplassert i bøyerigger på kontrollstasjoner og i potensielle kildeområder i Sandefjordsfjorden og utenfor Kastet fyllplass i Mefjorden. Hvorvidt stasjonene ble påvirket av aktive kilder ble vurdert på grunnlag av geografiske variasjonsmønstre og statistisk prinsippkomponent-analyse av PCB-profilene fra hver enkelt rigg. Resultatene viste forhøyete konsentrasjoner av klorbenzener på alle stasjoner. Kastet syntes å representere en kilde til DDT og i noe mindre grad PCB. I Sandefjordsfjorden ble det funnet flere sannsynlige kilder til både DDT og PCB. De klart høyeste konsentrasjoner av PCB ble funnet innerst i Kamfjordkilen, men også i nærheten av Jotun, Vera deponi og Kastet synes aktive kilder å forekomme. Tilførslene fra kilder lenger ute i fjorden i nærheten av Jotun og deponiet på Vera kan i noen grad være kamuflert av bedre vannutskifting og raskere fortynning.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. SPMD	1. SPMD
2. Blåskjell	2. Blue mussel
3. Organiske miljøgifter	3. Organic micropollutants
4. PCB	4. PCB


Torgeir Bakke
Prosjektleder

ISBN 82-577-3526-4


Bjørn Braaten
Forskningssjef

Miljøovervåking i
Sandefjordsfjorden og Indre Mefjorden

Kartlegging av kilder til miljøgifter

Forord

Som oppfølging av "Handlingsplan for opprydding i deponier med spesialavfall, forurenset grunn og forurensede sedimenter" har Norsk institutt for vannforskning (NIVA) gjennomført overvåkingsundersøkelser i Sandefjordsfjorden og indre Mefjorden i 1997/98. Undersøkelsene består av 4 delprogrammer hvorav kartlegging av mulige kilder til miljøgiftforurensning er ett. De øvrige omhandler

- *hydrografi, hydrokjemi og planktonsamfunn*
- *miljøgifter i spiselige organismer, og*
- *supplerende undersøkelser av miljøgifter i bunnsedimenter.*

Parallelt med NIVAs undersøkelser har Det norske Veritas gjennomført biologiske undersøkelser av samfunnsstruktur på bløtbunn og hardbunn.

Resultatene fra delprogrammene er presentert i separate rapporter.

Oppdragsgiver for undersøkelsene har vært Statens forurensningstilsyn, Sandefjord kommune, og flere industribedrifter i Sandefjord: Jotun a.s., Pronova Oleochemicals a.s, Pronova Biocare a.s, og a.s. Thor Dahl.

Prosjektleder for delprogrammet på kildekartlegging har vært Torgeir Bakke, NIVA, som sammen med Aud Helland og Frank A. Kjellberg, NIVA, har stått for feltarbeidet. Analysene er utført ved NIVA (blåskjell) og Institutionen för Miljökemi, Umeå Universitet, Sverige (SPMDer). Einar M. Brevik, NIVA, har vært kvalitetsansvarlig for NIVAs analyser og Per-Anders Bergqvist for analysene ved Miljökemi. Tom Tellefsen, NIVA, har stått for den praktiske organisering av SPMD-utstyr og analyser og for kontakten med Miljökemi. Morten T. Schaanning, NIVA, har hatt hovedansvar for rapporteringen. Jens Skei, NIVA, har vært kvalitetsansvarlig for delprosjektet.

Torgeir Bakke har vært overordnet prosjektansvarlig på NIVA

Oslo, 12 november 1998

Torgeir Bakke

Innhold

Sammendrag	5
Summary	7
1. INNLEDNING	9
1.1 Bakgrunn	9
1.2 Målsetning	9
2. MATERIALE OG METODER	11
2.1 Undersøkellesområdet	11
2.2 Tidligere undersøkelser	12
2.3 Feltforsøk og prøvemateriale	12
2.4 Analyser	16
3. RESULTATER OG DISKUSJON	17
3.1.1 Reproduserbarhet for klororganiske komponenter i SPMD	17
3.1.2 Sammenligning av resultater fra SPMD og blåskjell	17
3.1.3 Lokale geografiske mønster	20
3.2 PCB profiler i blåskjell og SPMD	24
3.3 Klororganiske kilder i Sandefjordsfjorden og Mefjorden	27
4. KONKLUSJONER	28
5. REFERANSER	29

Sammendrag

I løpet av fire uker høsten 1997 ble klororganiske miljøgifter akkumulert av blåskjell og passive ekstraksjonsenheter (semipermeable membraner - SPMD) montert ca 0.5 m under overflaten i bøyerigger på ni stasjoner i Sandefjordsfjorden og Mefjorden. Målsetningen med innsamlingen var å undersøke om det i utvalgte lokale områder av fjordsystemet fantes aktive kilder til spredning av PCB og DDT via vannmassene. De kildeområdene som ble dekket av undersøkelsen var følgende:

1. Kamfjordkilen innerst i Sandefjordsfjorden, med flere potensielle utslipp bl.a. fra Kilen kommunale fyllplass.
2. Småbåthavna i Sandefjord.
3. Havneområdet utenfor småbåthavna.
4. Framnes mekaniske verksted.
5. Jotun fabrikker.
6. Pronova og Vera fabrikker.
7. Vera deponi.
8. Kastet fyllplass innerst i Mefjorden.

Den niende riggen var kontroll og ble plassert ved Tossen et stykke ut i Mefjorden. Blåskjell til de øvrige riggene ble hentet fra denne lokaliteten.

Resultatene viste at teknisk sett var SPMDene velegnet til kartlegging av klororganiske forbindelser i vannmassene. Reproduerbarheten var god og deteksjonsgrensene var generelt lavere enn for blåskjell. Sammenligningen viste at SPMD fortrinnsvis akkumulerte de letteste komponentene, mens blåskjellene akkumulerte fortrinnsvis tyngre komponenter. SPMD reflekterer i større grad vannløste klororganiske forbindelser, blåskjell reflekterer både vannløste og partikulært bundne forbindelser. En kombinert bruk av SPMD og skjell skulle derfor gi en god dekning av både løste og suspenderte klororganiske forbindelser i vannmassene. Høye forholdstall mellom sum PCB i blåskjell og i SPMD på to lokaliteter der partikkelkonsentrasjon var sannsynlig, bekreftet at forholdet var egnet til å identifisere områder spesielt påvirket av partikkelbundet PCB.

Alle SPMD prøvene fra Sandefjordsfjorden hadde forhøyet innhold av klorbenzener. Prøvene fra stasjonen utenfor Kastet inneholdt også mer klorbenzen enn prøvene fra kontrollstasjonen, men mindre enn de mest kontaminerte prøvene fra Sandefjordsfjorden.

Ingen av prøvene, verken fra Sandefjordsfjorden eller Mefjorden, inneholdt vesentlig mer klorcyclohexaner enn prøvene fra kontrollstasjonen.

Både blåskjell og SPMD viste at området ved Kastet peker seg ut som en vesentlig kilde til DDT. I Sandefjordsfjorden ble de høyeste konsentrasjonene observert innerst i fjorden ved Småbåthavna og i Kamfjordkilen. Forøvrig viste stasjonene utenfor Jotun og Vera forhøyete nivåer av DDT.

Kamfjordkilen skilte seg ut med klart høyeste innhold av PCB både i blåskjell og i SPMD. I Sandefjordsfjorden syntes det dessuten å finnes en kilde i nærheten av Jotun, og PCB-profilen i SPMD'ene kunne tolkes i retning av en aktiv kilde i Vindalsbukta. PCB-sammensetningen i prøvene fra stasjonene ved Kastet i Mefjorden og ved Jotun og Vera i Sandefjordsfjorden var dominert av tyngre kongenerer i motsetning til PCB-sammensetningen i Kamfjordkilen som var dominert av lettere kongenerer. Med mindre disse forskjellene i PCB-sammensetningen skyldes forvittringsprosesser som kan redusere innholdet av lette komponenter, og at slike prosesser er mer aktive i kildene som påvirker Mefjorden og ytre del av Sandefjordsfjorden enn i kildene som påvirker Kamfjordkilen, viser denne

forskjellen at PCB-kilden(e) i Kamfjordkilen har et annet opphav enn kildene lenger ute i Sandefjordsfjorden og ved Kastet.

Både blåskjell og SPMD reflekterer konsentrasjoner, ikke tilførsler, av miljøgifter i vannmassene. Høye konsentrasjoner, f.eks. av PCB i Kamfjordkilen, kan i noen grad skyldes hydrografiske forhold som gir langsom fortykning av tilførte miljøgifter, mens bedre vannutskifting kan tenkes å kamuflere tilsvarende store tilførsler til åpnere områder lenger ute i fjorden.

Verken konsentrasjonsgradienter eller profilanalysene ga noen indikasjoner på tilførsler av PCB fra andre områder innerst i fjorden (Småbåthavna, Havnemoloen) eller lenger ute ved Framnes og Pronova.

Summary

Title: Monitoring of Sandefjordsfjorden and inner Mefjorden 1997-1998. Mapping of micropollutant sources
Year: 1997
Author: Morten Schaanning, Torgeir Bakke, Tom Tellefsen
Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 82-577-3526-4

During 4 weeks in the autumn of 1997 the accumulation of chlorinated organic micropollutants was investigated, using active (blue mussels - *Mytilus edulis*) and passive (semi permeable membrane devices - SPMDs) indicators mounted on rigs in cages at 0.5 m depth. A total of 9 indicator rig stations were established in Sandefjordsfjorden and Mefjorden. The aim was to investigate if the selected fjord areas contained active sources of PCBs and DDT which were dispersed through the water masses. The potential source areas were:

1. Kamfjordkilen in the innermost part of Sandefjordsfjorden, containing several potential discharges including the municipal deposition site Kilen.
2. The central marina in Sandefjord.
3. The harbour area outside the marina.
4. The Framnes industrial site.
5. The Jotun industrial site.
6. The Pronova and Vera industrial site.
7. The shoreline deposition site at Vera.
8. Kastet dumpsite in the innermost part of Mefjorden.

Rig no. 9 was a control rig positioned close to Tossen in Mefjorden. The mussels for all the rigs were collected from this site.

Technically the SPMDs were well suited for monitoring the distribution of chlorinated compounds in the water. The reproducibility was good, and the detection limits were in general lower than for mussels. The SPMDs tended to accumulate an overweight of lighter compounds, whereas mussels tended to accumulate compounds with higher molecular weight. The SPMDs will reflect compounds in solution, mussels will reflect both dissolved and particulate compounds. A combined use of both SPMDs and mussels should therefore give a satisfactory coverage of both dissolved and suspended chlororganics in the water. The results also suggested that the ratio of sum PCB in mussels versus SPMDs could be applied to identify areas of high exposure to particulate PCB. This ratio was particularly high at two stations where strong particle exposure was likely.

All the SPMD samples from Sandefjordsfjorden showed elevated levels of chlorobenzenes. The samples from outside Kastet had also elevated chlorobenzene concentrations compared to the control station, but less than the most contaminated samples from Sandefjordsfjorden.

None of the samples from any of the fjords showed elevated levels of chlorocyclohexane.

Both mussels and SPMDs showed that the Kastet area represented a significant source of DDT. In Sandefjordsfjorden the highest levels of DDT were recorded close to the Sandfjord marina and in Kamfjordkilen. Furthermore, the stations outside Jotun and Vera also showed elevated levels of DDT.

Kamfjordkilen had by far the highest levels of PCBs both in mussels and in SPMDs. In Sandefjordsfjorden the results indicated a PCB source in the vicinity of Jotun, and the PCB profiles of

the SPMDs suggested an active source in Vindalsbukta. The PCB composition in the samples from the rigs at Kastet in Mefjorden and at Jotun and Vera in Sandefjordsfjorden was dominated by heavier congeners as opposed to the PCB composition in Kamfjordkilen dominated by lighter congeners. Unless these differences are due to weathering processes which may reduce the content of lighter congeners and that such processes are less active in the sources influencing Kamfjordkilen than in the other sources, this difference show that the PCB sources in Kamfjordkilen has another origin than those further out in Sandefjordsfjorden and at Kastet.

Both mussels and SPMDs reflect water concentrations of micropollutants, rather than fluxes to the water. Elevated concentrations of e.g. PCB in Kamfjordkilen may therefore to some extent reflect the hydrographical conditions with reduced water exchange resulting in slow dilution of micropollutants, whereas a more intensive water exchange may mask corresponding influx to the open fjord areas further out.

Neither the concentration gradients nor the PCB profile analysis suggested any other active sources of PCB in the inner part of Sandefjordsfjorden or in the vicinity of Framnes and Pronova.

1. INNLEDNING

1.1 Bakgrunn

Som en del av SFTs "Handlingsplanen for opprydding i deponier med spesialavfall, forurenset grunn og forurensede sedimenter" (SFT 1992) ble det i 1993 igangsatt "Sonderende undersøkelser av miljøgifter i norske havner og kystområder". I fase II av undersøkelsen ble det fokusert på miljøgiftsituasjonen i Sandefjordsfjorden gjennom en utvidet sedimentundersøkelse (Koniczny og Juliussen 1994). Denne viste til dels meget høye konsentrasjoner av PCB og TBT, men også av PAH, kvikksølv, bly og kobber i indre Sandefjordsfjorden. Andre sjøbunnsundersøkelser i området har vært kartleggingen av effektene fra Vera-deponiet (Jenssen *et al.*, 1990, Jenssen *et al.*, 1992) i kobling med registrering av miljøgiftnivåer i blåskjell som viste høye nivåer av PCB (Schaanning og Jenssen, 1992). Videre har de lokale næringsmiddelmyndighetene i 1993 gjort en supplerende undersøkelse av miljøgifter i fisk, krabbe og blåskjell (upublisert), som viste så høye nivåer av dioksinliknende PCB i fiskelever at Statens Næringsmiddeltilsyn frarådet konsum av lever av rund fisk fanget innenfor Tranga.

SFT gikk i mars 1996 ut med forespørsel om tilbud på oppfølgende overvåking i Sandefjordsfjorden, og også i Mefjorden som ikke tidligere har vært undersøkt. Programmet har omfattet hydrografisk og hydrokjemisk (m.h.p. næringsssalter) undersøkelse, karakterisering av planteplankton, analyse av miljøgifter i naturlige bestander av fisk, blåskjell og tang, supplerende analyser av miljøgifter i bunnsedimenter, påvisning av mulige aktive kilder til PCB-forurensing gjennom analyse av blåskjell og semipermeable membraner satt ut på rigger. I tillegg er det utført karakterisering av bløtbunnsfauna og hardbunns flora og fauna. NIVA har hatt ansvaret for delprogrammene på hydrografi, planteplankton, miljøgiftanalyser, og kildekartlegging. Det norske Veritas har hatt ansvaret for de biologiske undersøkelsene på hard- og bløtbunn.

1.2 Målsetning

Hovedmålsetning med overvåkingsprogrammet i Sandefjordsfjorden og Mefjorden er å kunne følge forurensningssituasjonen over tid, spesielt med tanke på revisjon av de gitte kostholdsråd og påvirkning av næringssaltutslipp til fjordområdene. Videre skal programmet danne grunnlag for å gi miljøvern- og næringsmiddelmyndighetene muligheter til å bedømme behovet for forurensningsbegrensende tiltak.

Målsetningen for delprogrammet på kildekartlegging er å gjennomføre undersøkelser som bidrar til å lokalisere aktive og potensielle forurensningskilder til de to fjordene. NGU (1989) har gjennomført en omfattende registrering av avfallsplasser og forurenset industrigrunn i fylket, men kunnskapen om betydningen av disse for forurensningssituasjonen i fjordene er mangelfull. En del potensielle kilder for miljøgiftbelastning til fjordene ble også påpekt i forrige sedimentundersøkelse i Sandefjordsfjorden (Koniczny og Juliussen 1994). I Vedlegg I (utarbeidet av Jotun AS) er gitt en noe videre oversikt over historiske kilder til miljøgiftsituasjonen i Sandefjordsfjorden.

Aktuelle tilførsler av organiske forurensninger til fjordsystemet omfatter PCB, DDT, andre klororganiske forbindelser, PAH, oljehydrokarboner, og TBT. Disse stoffene vil normalt forekomme i lave konsentrasjoner i sjøvannet, og for påvisning av aktive kilder eller spredning gjennom vannmassene benyttes gjerne indikatororganismer som akkumulerer stoffene over tid.

Overvåkingen i 1997 fokuserer på PCB. Gjennom utsetting av rigger med aktive og passive enheter som akkumulerer PCB (henholdsvis blåskjell og semipermeable membraner), var målet å undersøke om det i utvalgte lokale områder av fjordsystemet fantes aktive kilder til spredning av PCB i vannmassene.

Dette må betraktes som en første fase i kartleggingen av slike kilder. Skjellene og membranene vil akkumulere partikkelbundne og oppløste miljøgifter fra vannmassene som transporteres forbi riggene. Akkumulering i et kildeområde vil således indikere at det i nærheten finnes en eller flere aktive miljøgiftkilder. Dersom resultatene ga mistanke om nåtidig lokal tilførsel av PCB til vannmassene ville en neste fase være å sammenholde resultatene med annen informasjon om mulige kilder, og å identifisere kilden(e) gjennom sammenlikning av PCB-sammensetningen i de akkumulerende enhetene og sammensetningen i de mulige kildene.

2. MATERIALE OG METODER

2.1 Undersøkellesområdet

Delprosjektet omfatter potensielle kildeområder i indre Sandefjordsfjorden og indre Mefjorden. Sandefjordsfjorden er en ca 10 km lang og forholdsvis smal terskelfjord. Ytterst i fjorden er vanddypet i overkant av 80 m. Innover fjorden minsker dypet gradvis til en terskel på ca 30 m dyp ved Trangsholmene. Innenfor Tranga i den midtre del av fjorden er det flere mindre bassenger og renner med varierende vanddyp. Sandefjord by omkranser innerste del av fjorden. Byen er tilknyttet en stor handelsflåte, og havneområdet domineres av hyppig ferge- og småbåttrafikk. Kamfjordkilen var tidligere omkranset av store kommunale fyllinger. Syd for selve havnebassenget ligger Framnes Mek. Verksted, der det tidligere var en aktiv slipp. Nå fungerer kaiområdet her som opplagsplass bla for ferger. Indre og midtre fjord er forøvrig omkranset av en variert industri, hvor flere har potensielt belastende deponier eller utslipp til fjorden. De kildeområdene som dekkes av undersøkelsen er følgende:

1. Innerste del av Kamfjordkilen. Flere virksomheter med potensielt utslipp av PCB har omkranset den grunne vågen, f.eks. Brå skraphandel (1964-78), galvaniseringsverksted og Kilen kommunale fyllplass (1945-62) som også mottok bygningsavfall og malingavfall fra Jotun og antakelig spillolje fra Framnes Mekaniske Verksted.
2. Småbåthavna i Sandefjord. Havna er grunn og forurenset bunnslam kan mobiliseres ved propellaktivitet. En bekk, som drenerer et større oppland med flere deponier, munn ut inne i selve småbåthavna.
3. Havneområdet utenfor småbåthavna. Området ble valgt for å dekke eventuell tilførsel gjennom resuspensjon av bunnsedimenter forårsaket av fergene og andre større båter som manøvrerer i havneområdet.
4. Framnes mekaniske verksted. Omfattende virksomhet fra 1945 til 1970. Maling med og sandblåsing av PCB-holdig maling, samt nedgravd avfall kan ha gitt avsetninger i strandkanten som er aktive.
5. Jotun. Mulig kilde via produksjon av PCB-holdig maling på 60-tallet, eldre avfallsdeponier rundt fabrikken, samt avfall etter brannen i 1976 der bla transformatorer i fjellet og kokeriet gikk med. PCB ble faset ut fra produksjonen før brannen (1971). DDT har ikke vært brukt i produksjon, kun i laboratoriesammenheng.
6. Pronova og Vera fabrikker. Industriområde på tidligere stor industrifylling .
7. Vera deponi. Stor sjønær industrifylling fra 70- og 80-tallet. Har mottatt produksjonsavfall som bleikjerd, polyester, malingsrester m.m. samt grovavfall. Også mottaker av rivingsmasser etter brannen på Jotun i 1976. Sjøområdet kan også være påvirket av småbåthavna i Vindalsbukta, like sør for Vera.

Mefjorden ligger øst for Sandefjordsfjorden og løper parallellt med denne. Mefjorden er ca 8.5 km lang og trangere enn Sandefjordsfjorden. Vanddypet ved munningen er ca 50 m. Dypet i fjorden er forøvrig mindre enn 30 m. Området innenfor Gokstadholmen er svært grunt, 0.5 – 4 m. Mefjorden har enkelte småbåthavner og er forøvrig preget av hyttebebyggelse. Det ligger ingen industri ved Mefjorden, men Haslebekken innerst i fjorden er omkranset av ulike typer industri-/næringsbygg. Innerst i fjorden ligger det undersøkte kildeområdet:

8. Kastet fyllplass. Mottok kommunalt avfall og industriavfall fram til 1977. Fyllplassen omfatter ca 75 da, med ca 5 m dybde. Hele fyllingsområdet er avsluttet mot sjøen med en steinsjeté med tetningskjerne av leire. Steinsjetéen er drenert mot et lavpunkt på deponisiden. Sigevannet pumpes

over i det kommunale avløpsnett, og det foretas løpende undersøkelser av evt endringer av ledningsevnen i sigevannet. Vannstanden i drengroften holdes til enhver tid lavere enn sjøvannstanden. Tidligere naturlig bekkeløp er ledet utenom fyllingen og det er laget avskjærende grøfter for å redusere tilførselen av overflatevann. På deler av den gamle fyllplassen er det etablert gjenvinningsstasjon, der kommunen tar i mot hageavfall som behandles (kvernes/komposteres) og videresendes til jordforbedringsformål. Videre sorteres og videresendes spesialavfall og grovavfall.

2.2 Tidligere undersøkelser

NGU (1989) har gjennomført en kartlegging av avfallsplasser og forurenset industrigrunn i fylket. I denne kartleggingen ble områdene Kastet fyllplass, Kamfjordkilen og Vera deponi gitt høyest prioritet for videre undersøkelser m.h.t. utlekking og spredning av skadelige stoffer. Lekkasje av miljøgifter fra Vera-deponiet er blitt kartlagt i en egen undersøkelse av bunnsedimenter og utplasserte blåskjell (Jenssen *et al.*, 1992, Schaanning og Jenssen, 1992). Disse undersøkelsene indikerte noe utlekking av metaller (Pb, Zn, Cu), særlig tilknyttet episoder i vinterhalvåret med mye avrenning etter nedbør og/eller springflo. Sammenlignet med andre deler av fjorden ble det imidlertid ikke funnet vesentlig høyere konsentrasjoner av PCB verken i prøver av sediment innsamlet like utenfor deponiet eller i blåskjell fra bur utplassert på steinsettingen mellom deponiet og fjorden.

2.3 Feltforsøk og prøvemateriale

På i alt 9 stasjoner (Figur 1) ble det satt ut rigger nært land med blåskjell og semipermeable membraner (SPMD, semi-permeable membrane device). Riggene er skjematisk vist i Figur 2. De besto av en 25 cm diameter hardplast overflatebøye med en 1 m lang horisontal gjennomgående PVC stang forsynt med små tverrstopper. Bøyen var festet via 8 mm tau og kjetting/sjakkel til et bunnanker. På stangen var montert 2 bur av polypropylen (15 x 15 x 15 cm), hvert med 20 individer av blåskjell. Sentralt rett under bøyen var montert et stålbur med 2 SPMDer. Monteringen ble gjort slik at blåskjell og SPMDene hang på 0.5 m dyp.

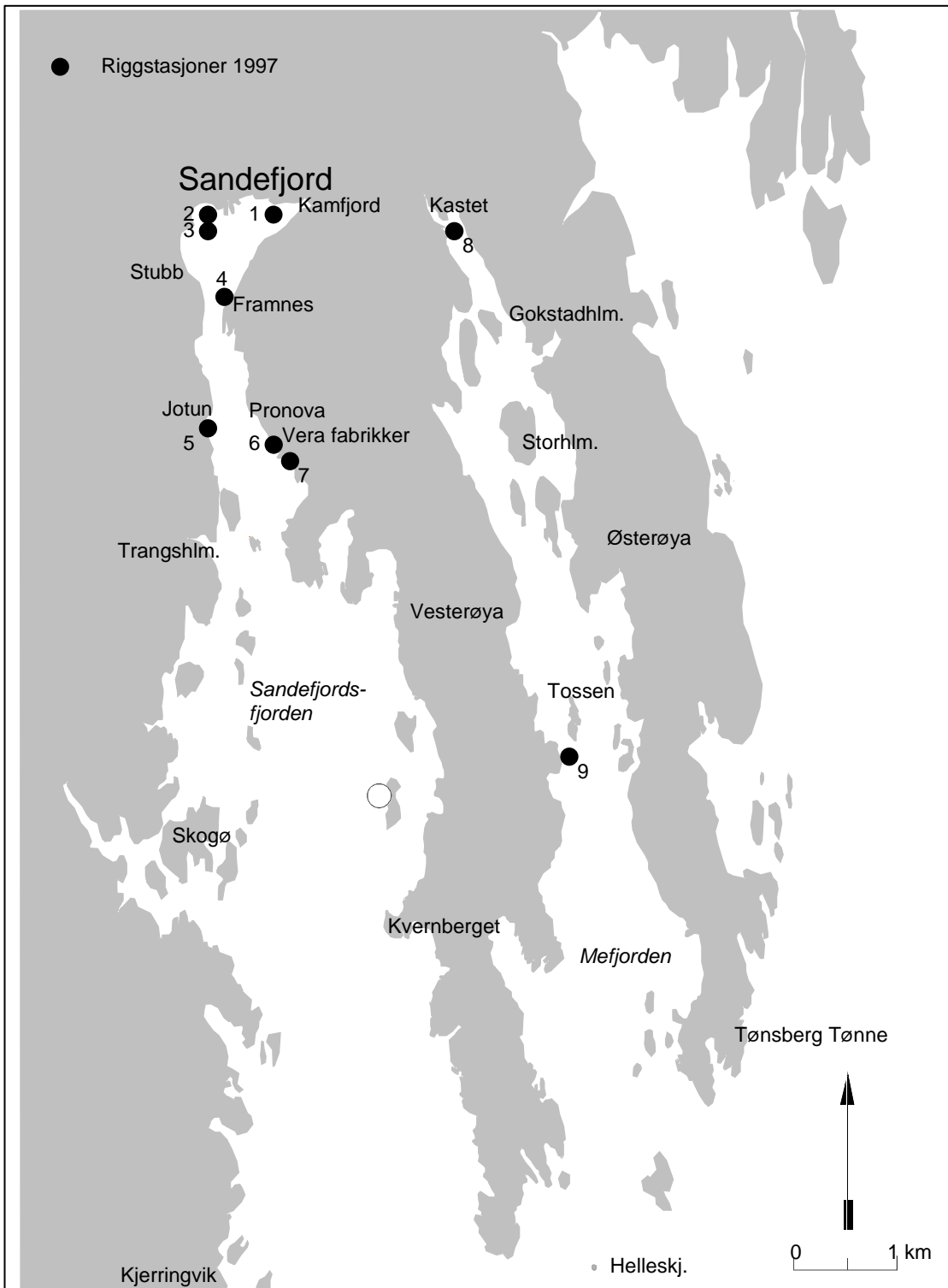
Blåskjell ble samlet på 0-1 m dyp fra en lokalitet på vestsiden av Mefjorden, på høyde med sørspissen av øya Tossen samme dag som riggene ble satt ut. Skjellene ble skrapet rene på yttersiden, vasket i rent sjøvann og plassert i burene. Skallstørrelsen var i området 5-7 cm. En utgangsprøve på 50 skjell ble frosset umiddelbart for analyse, og representerer denne stasjonen (R9) i resultatene.

SPMD-utstyret ble leid fra Miljøkemi, Umeå universitet, Sverige. Hver SPMD-enhet besto av et sylindrisk stålbur (lengde 35 cm, diameter 15 cm) med hulldiameter 6 mm. På en langsgående sentral aksel var montert to holdere for en SPMD-membran hver. Membranene er båndformet, med lengde 91 cm og bredde 2.5 cm og er laget av tolags polyetylen. Membranen var på forhånd fylt med 1 ml av syntetisk triolein. Trioleinen danner en tynn væskefilm inni membranen for maksimalt forhold mellom overflate og volum. Membranholderne sørget for at nesten hele membranoverflata hadde kontakt med sjøvannet. Membranene ankom i forseglede metallbokser som ikke ble åpnet før membranene skulle monteres i burene. Håndtering av membranene foregikk ved bruk av pinsett og engangshansker.

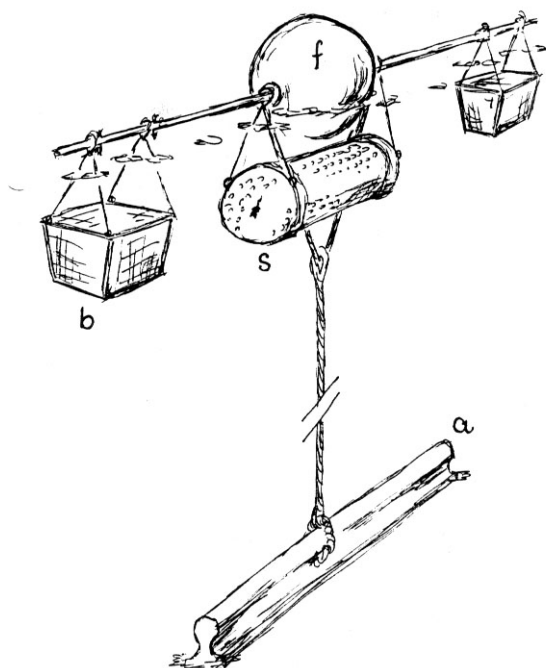
Riggene ble satt ut 27-28 august 1997, og plassert fra 1 til 5 m fra land.

Tabell 1 gir nærmere beskrivelse av de enkelte riggene. På rigg R3 ble det plassert 3 parallelle SPMD-bur for å få et mål for variasjonen innen en enkelt stasjon. Ved utsetting av rigg R3 og R6 ble en ekstra SPMD eksponert for luft under operasjonen. Dette ble gjort for å kunne justere konsentrasjonene for eventuell akkumulasjon under håndteringen. Rigg R9 ved Tossen hadde kun SPMD-bur, ikke

blåskjell, siden en kontrollprøve av skjell ble tatt ved utsetting. Sjøtemperaturen ble notert ved utsetting på hver stasjon.



Figur 1. Posisjoner for plassering av rigger med blåskjell og SPMD-enheter



Figur 2. Skisse av de anvendte riggene. b: polypropylenbur med blåskjell; s: perforerte stålbeholdere med SPMD; f: flottør; a: bunnanker.

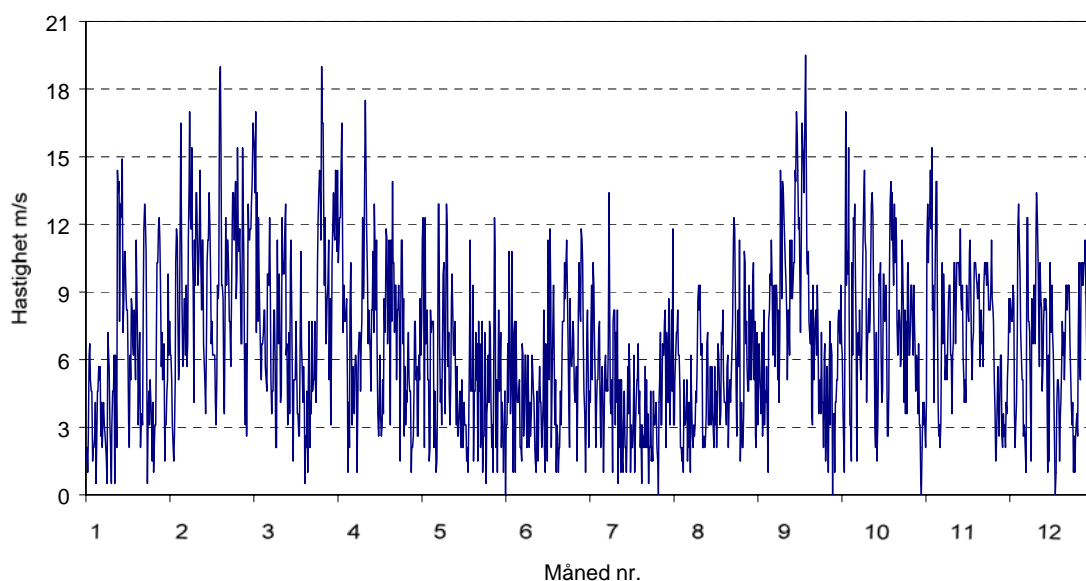
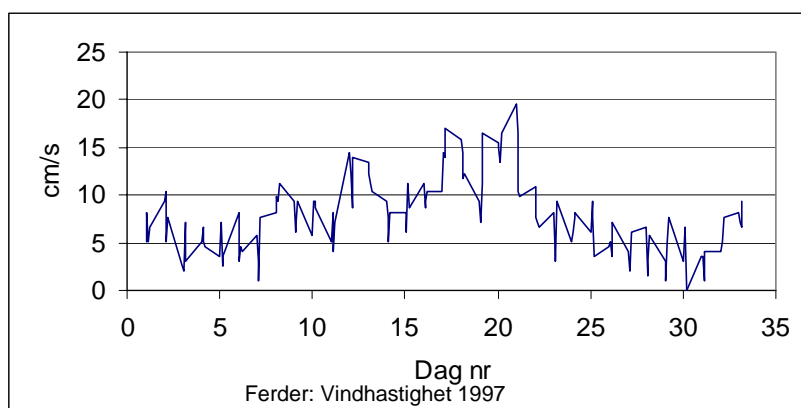
Tabell 1. Program for utsetting av rigger til kildekartlegging

Rigg nr	Sted	Antall SPMD-membraner	Antall skjell	kommentarer
R1	Kamfjordkilen	2	2 x 20	
R2	Småbåthavna	2	2 x 20	
R3	Havnemolo	3x2	2 x 20	SPMD eksponert for luft 10 min (feltblindprøve)
R4	Framnes Mek	2	2 x 20	
R5	Jotun	2	2 x 20	
R6	Pronova	2	2 x 20	SPMD eksponert for luft 15 min (feltblindprøve)
R7	Vera deponi	2	2 x 20	
R8	Kastet, Mefjord	2	2 x 20	
R9	Kontroll, Tossen i Mefjord	2	ingen	blåskjellprøve frosset ved innsamling

Riggen sto ute til 29 september, og ble kontrollert 1 gang: 18 september. Vinddata fra Meteorologisk Institutt's målestasjon på Færder (Figur 3) viser at kystområdet hadde moderate vindhastigheter rundt 5-10 m/sek i første del av perioden, økende til 15-20 m/sek rundt dag 20, for så å løye for resten av

perioden til 0-10 m/sek. Eventuell vind- og bølge-drevet mobilisering av miljøgifter fra strand og grunne områder vil derfor ha vært mest intens i perioden 10-15 dager før riggene ble samlet inn.

Ved innsamling ble blåskjellene fra hvert parallellt bur pakket for seg i doble plastposer etter grovrensing av begroing. Prøvene ble frosset ned ved ankomst til land etter maksimalt 4 timer. SPMD-ene ble lagt direkte i de opprinnelige boksene, forsegleet og frosset ned ved ankomst til land. Begroing på membranene ble notert, men ikke fjernet før i laboratoriet. De fleste membranene hadde en flekkvis påvekst av sekkedyr og rur, til dels også skorpeformede mosdyr, men lite alger.



Figur 3. Vindhastighet ved Færder i perioden da riggene sto ute (øverst), og for hele 1997. Data fra Det norske Meteorologiske Institutt (DNMI) faste målestasjon på Færder.

I NIVAs laboratorium ble skjellene skrapet rene for å hindre kontaminering. De ble deretter åpnet og bløtdelene dissekert ut for videre overføring til brente glass. Det ble laget en felles blandprøve av skjellene fra de to parallelle burene på hver rigg som gikk til analyse av PCB, fettinnhold og mengde tørrstoff. Dødeligheten i løpet av eksponeringstiden var ubetydelig. På tre av riggene (R2, R3 og R7) var ett individ dødt ved innsamling.

Den ene parallelle membranen fra hvert bur, samt de to feltblindprøve-membranene, ble sendt frosset til Miljøkemi, Umeå for videre behandling og analyse av innholdet miljøgifter i triolein-matriksen etter standard prosedyre (Bergqvist og Strandberg 1998). Den andre parallellen er oppbevart frosset på NIVA som reserve.

2.4 Analyser

Analysene av vevs nivå i skjellprøvene ble gjort på NIVA, og omfattet PCB (som enkeltkongenerer), en del andre utvalgte klororganiske forbindelser: pentaklorbenzen (5CB) og hexaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS), α - og γ -heksaklorcykloheksan (HCH), tørrstoffinnhold og fettinnhold.

For rutinemessig analyserte klororganiske stoffer på NIVA blir vått biologisk materiale tilsatt PCB53 som indre standard og ekstrahert to ganger med en blanding av cykloheksan og aceton ved bruk av ultralydsonde. En delprøve tas ut for analyse av tørrvekt. Det samlede ekstrakt tilsettes destillert vann for å skille vann/aceton fra cykloheksan-fasen. Etter gjentatt vasking av cykloheksan med destillert vann, tørkes cykloheksanekstraktet og inndampes til tørrhet for fettvektsbestemmelse. For videre analyse veies en del av fett ut, løses i cykloheksan og forsåpes med konsentrert svovelsyre.

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

Analyseresultatene kvalitetssikres ved blant annet å analysere kjente standarder for hver tiende prøve på gasskromatografen, samt ved jevnlig kontroll av hele opparbeidings- og analyseprosedyren ved bruk av internasjonalt sertifisert referansemateriale (SRM 349, torskeleverolje og CRM 350, makrellolje), regelmessig blindprøvetesting og hyppig kalibrering av instrumentene. Langtidsvariasjonsstudier basert på månedlige analyser av internasjonalt sertifisert referansemateriale, gir et relativt standardavvik på mellom 5 og 10% for enkeltforbindelser av PCB (PCB kongenerer). Deteksjonsgrensene varierer med den analyserte prøvemengde, men ligger vanligvis for PCB-kongenerer i området fra 0.1 til 0.2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt.

Analysen av triolein-matriksen fra SPMD-ene omfattet i tillegg til PCB, 5CB, HCB og HCH også analyse av 12 klordan-forbindelser, 7 DDT-forbindelser, dieldrin, *aldrin*, *endrin*, *endosulfan I* og *II*, *Mirex*, *triklorfenylmetan* og *triklorfenylmetanol*. Forbindelsene i kursiv ble ikke påvist i noen av prøvene, og omtales derfor ikke videre.

Hvilke PCB-kongenerer som ble analysert var noe forskjellig for de to prøvetypene. I blåskjell ble 10 kongenerer kvantitativt bestemt (cf. Tabell 2). SPMD-analysene omfattet hele 68 kongenerer (Bergqvist og Strandberg, 1998). Felles for begge analysene var kongenerene CB28*, CB52*, CB101*, CB105, CB118*, CB 138*, CB153*, CB156 og CB180*. Summen av disse angis her som $\Sigma\text{PCB-9}$. Blant disse (merket med stjerne) er de 7 antatt viktigste av de 209 teoretiske kongenerene av PCB (Ballschmiter og Zell 1980, Ballschmiter et al. 1989, Ahlborg et al 1992). Summen av disse er presentert som $\Sigma\text{PCB-7}$ (eller sum seven dutch PCB).

3. RESULTATER OG DISKUSJON

Alle analyseresultater for SPMD-ene finnes i egen rapport av Bergqvist og Strandberg (1998). Totalt 15 sammenlignbare analyseresultater for SPMD og blåskjell er vist i Tabell 2 og Figur 4. Figuren viser innholdet av hver enkelt komponent i forhold til summen av alle sammenlignbare klororganiske komponenter (=1.0). Konsentrasjoner mindre enn deteksjonsgrensen ble satt lik 50% av deteksjonsgrensen i alle beregninger og figurer.

Noe overraskende ble det målt lavere konsentrasjoner av PCB i blåskjellene fra stasjonene 4, 6 og 8 enn i blåskjellene fra kontrollstasjon 9 (Tabell 2). Fettinnholdet var imidlertid mistenkelig lavt på de samme stasjonene, og selv om internstandarder som tilsettes før ekstraksjon ikke viste noe avvik i disse prøvene i forhold til resten av serien, kan det ikke utelukkes at de lave verdiene skyldes ufullstendig ekstraksjon (Brevik, pers. med.). Variasjoner i ekstraksjonseffektivitet vil kunne gi betydelige underestimering av PCB normalisert mot våtvekt eller mot tørrstoff, men fordi ekstraksjonseffektiviteten sannsynligvis vil variere på samme måte for PCB som for fett, vil eventuelle variasjoner gi mindre feil i PCB-innholdet normalisert mot fett. Alle resultatene er gitt i Tabell 2, men i figurene og øvrige vurderinger er det for disse tre stasjoners (4, 6 og 8) vedkommende lagt mindre vekt på klororganiske komponenter normalisert mot friskvekt/tørrvekt enn de samme normalisert mot fett.

3.1.1 Reproduserbarhet for klororganiske komponenter i SPMD

Resultatene for de 15 sammenlignbare komponentene fra de tre replikate riggene utplassert på stasjon R3 er vist i Tabell 3. Det relative standardavvik var mindre enn 10% for åtte og mindre enn 20% for elleve av komponentene. Relative avvik på hhv 32% og 23% må tilskrives svært lave konsentrasjoner av de to tyngste PCB kongenerene. Bare for pentaklorbenzen med total konsentrasjon som varierte fra 4.52 til 8.58 µg/l triolein kan reproduserbarheten sies å være lite tilfredsstillende. Totalt sett må disse resultatene vurderes som svært tilfredsstillende tatt i betraktning at reproduserbarheten gjelder hele prosedyren inklusiv håndtering under feltarbeid, akkumuleringsforholdene i fjorden, lagring og forsendelse av prøver og kjemisk analyse.

3.1.2 Sammenligning av resultater fra SPMD og blåskjell

SPMD-er har en del åpenbare fordeler sammenlignet med blåskjell. I motsetning til skjellene vil de verken metabolisere eller skille ut miljøgifter etter opptak, de dør ikke under ekstreme miljøforhold og akkumulering påvirkes ikke av gytetidspunkter eller andre forhold tilknyttet helse, kjønn eller alder. Rent analytisk stiller blåskjellene også større krav til ekstraksjon og renseteknikker. Hovedfordelen med blåskjell er at det finnes et omfattende datamateriale fra deres bruk som indikatororganismer og at de direkte viser miljøgiftenes biotilgjengelighet.

Som vist i Figur 5 utgjorde klorbenzener (5CB, HCB) og hexaklorcyclohexaner (HCH) en betydelig andel av de klororganiske miljøgiftene i de fleste SPMD-prøvene. I blåskjellene ble bare lindan (g-HCH) observert i konsentrasjoner vesentlig utover deteksjonsgrensen (Tabell 2).

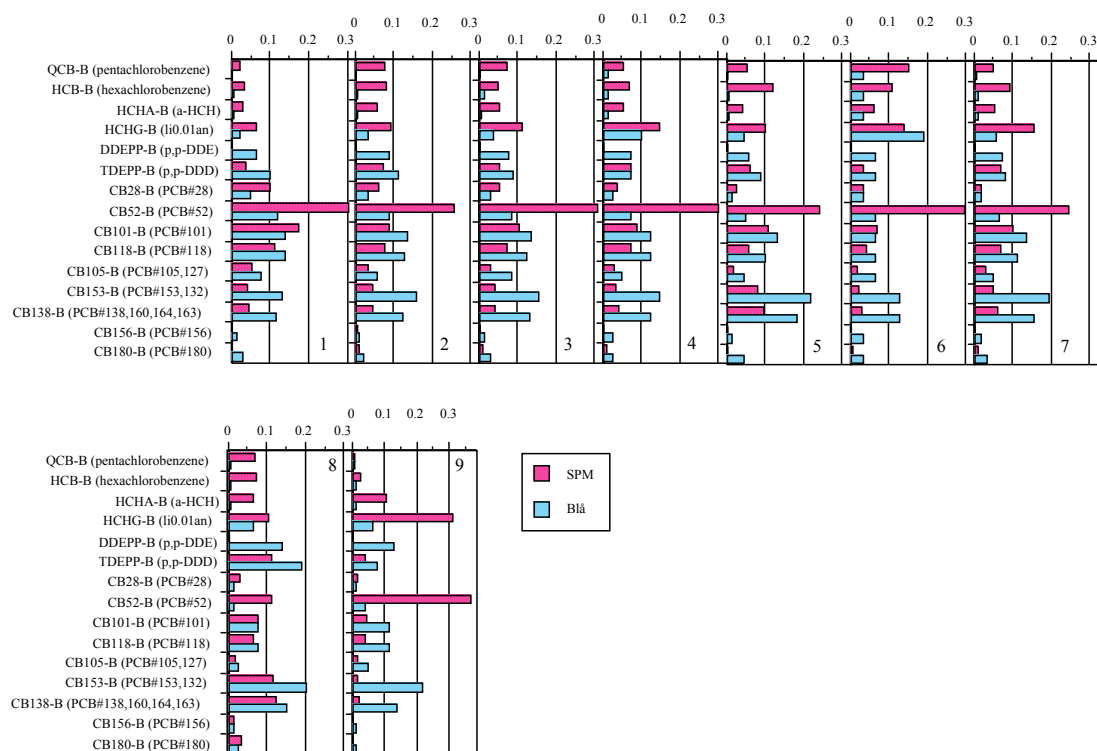
p'p'-DDE var under deteksjonsgrensen i SPMD-prøvene, men klart tilstede i blåskjellene. p'p'-DDD utgjorde en mindre del av komponentene i SPMD enn i blåskjellene. DDT (o'p'-DDT og p'p'-DDT) ble bare kvantifisert i SPMD-analysene.

Tabell 2. Innholdet av organiske miljøgifter i SPMD-prøver og blåskjell fra 9 stasjoner i Sandefjordsfjorden og Mefjorden. Komponenter med like nummer antas identiske. Navnsettingen følger respektive laboratorierapporter.

	Stasjon	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9
<i>SPMD (µg/l triolein)</i>										
1	pentachlorobenzene	4,03	8,26	6,22	3,53	4,41	9,83	2,52	4,16	0,25
2	hexachlorobenzene	5,63	8,88	4,15	4,68	10,33	7,05	4,81	4,38	0,82
3	a-HCH	4,99	6,38	4,47	3,57	3,36	3,93	2,82	3,83	3,14
4	g-HCH (Lindan)	11,63	10,19	9,48	10,07	8,54	8,91	8,09	6,14	9,41
5	p,p-DDE	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
6	p,p-DDD	6,46	8,21	4,65	4,89	5,32	2,06	3,46	6,61	1,19
7	CB28	17,77	6,81	4,65	2,51	2,15	2,03	0,93	1,76	0,43
8	CB52	55,07	28,57	26,01	20,80	20,50	19,21	12,79	6,72	11,04
9	CB101	31,27	9,65	8,82	6,05	9,04	4,32	5,11	4,65	1,34
10	CB118	20,51	8,54	6,24	4,94	4,97	2,73	3,49	3,76	1,16
11	CB105, 127	9,58	3,73	2,61	2,15	1,38	1,15	1,53	1,12	0,55
12	CB153, 132	7,62	5,03	3,44	2,38	6,99	1,37	2,63	6,82	0,43
13	CB138, 160, 164, 163	7,82	5,15	3,55	2,85	8,19	1,96	3,21	7,31	0,63
14	CB156	0,49	0,51	0,28	0,23	0,28	0,14	0,15	0,73	0,02
15	CB180	0,04	1,17	0,82	0,69	ND	0,40	0,57	1,91	0,11
	∑PCB9	150,2	69,2	56,4	42,6	53,5	33,3	30,4	34,8	15,7
	∑PCB7 ("seven Dutch")	140,1	64,9	53,5	40,2	51,8	32,0	28,7	32,9	15,1
	∑PCB7/∑PCB9	93,3 %	93,9 %	94,9 %	94,4 %	96,9 %	96,1 %	94,5 %	94,7 %	96,3 %
<i>Blåskjell (µg/kg våtvekt)</i>										
1	5CB	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
2	HCB	0,1	0,1	0,2	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	0,1
3	HCHA	0,1	0,1	0,1	<0,1	0,1	<0,1	0,1	<0,1	0,1
4	HCHG	0,6	0,6	0,6	0,4	0,6	0,3	0,7	0,5	0,5
5	DDEPP	1,8	1,5	1,3	0,3	0,8	0,1	0,9	1,1	1
6	TDEPP	2,7	1,9	1,5	0,3	1,2	0,1	1	1,5	0,6
7	CB28	1,3	0,6	0,5	0,1	0,2	<0,1	0,2	0,1	0,1
8	CB52	3,3	1,5	1,4	0,3	0,7	0,1	0,8	0,1	0,3
9	CB101	3,8	2,3	2,3	0,5	1,8	0,1	1,7	0,6	0,9
10	CB118	3,8	2,2	2,1	0,5	1,4	0,1	1,4	0,6	0,9
11	CB105	2,1	1	1,4	0,2	0,6	0,1	0,6	0,2	0,4
12	CB153	3,6	2,7	2,6	0,6	3,0	0,2	2,4	1,6	1,7
13	CB138	3,1	2,1	2,2	0,5	2,5	0,2	1,9	1,2	1,1
14	CB156	0,4	0,2	0,2	0,1	0,2	<0,1	0,2	0,1	0,1
15	CB180	0,8	0,4	0,5	0,1	0,6	<0,1	0,4	0,2	0,1
	∑PCB9	22,20	13,00	13,20	2,90	11,00	0,95	9,60	4,70	5,60
	∑PCB7 ("seven Dutch")	19,70	11,80	11,60	2,60	10,20	0,80	8,80	4,40	5,10
	∑PCB7/∑PCB9	88,7 %	90,8 %	87,9 %	89,7 %	92,7 %	84,2 %	91,7 %	93,6 %	91,1 %
	<i>Tørrstoff (% av våtvekt)</i>	17	17,2	17	17,6	17,3	17,2	16,5	15,2	13,5
	<i>Fettinnhold (% av TS)</i>	2,13	2,24	2,18	0,46	1,44	0,2	2,22	0,47	1,66

Tabell 3. Reproduserbarhet målt som absolutt og relativt standardavvik (σ_{n-1}) av 15 klororganiske forbindelser ekstrahert fra SPMD i tre replikate rigger etter tre uker eksponering på stasjon 3 i Sandefjordsfjorden.

Komponent	3a	3b	3c	STDEV	REL STDEV
5CB (pentachlorobenzene)	4.52	8.58	5.55	2.11	33.9 %
HCB (hexachlorobenzene)	3.91	4.01	4.53	0.33	8.0 %
HCHA (a-HCH)	4.65	4.06	4.71	0.35	7.9 %
HCHG (lindan)	11.12	7.65	9.67	1.75	18.4 %
DDEPP (p'p'-DDE)	nd	nd	nd	-	-
TDEPP (p'p'-DDD)	5.08	4.47	4.41	0.37	8.0 %
CB28	4.17	4.75	5.03	0.44	9.4 %
CB52	25.99	26.02	26.01	0.02	0.1 %
CB101	8.23	7.92	10.30	1.29	14.7 %
CB118	6.71	5.88	6.14	0.43	6.8 %
CB105, 127	2.89	2.47	2.46	0.24	9.4 %
CB153, 132)	3.67	3.41	3.23	0.22	6.5 %
CB138, 160, 164, 163	4.03	3.46	3.16	0.44	12.5 %
CB156	0.32	0.34	0.18	0.09	32.0 %
CB180	0.92	0.93	0.60	0.19	23.0 %



Figur 4. Innbyrdes fordeling av organiske miljøgifter bestemt i blåskjell og SPMD-er på stasjoner i Sandefjordsfjorden (øvre rekke) og Mefjorden (nedre rekke). Summen av alle komponentene i hver prøve = 1.0.

SPMD-ene viste seg bedre egnet enn blåskjellene til akkumulering av klorbenzener og klorcyclohexaner. Det er tidligere vist at både SPMD-er og blåskjell er velegnet til å akkumulere p'p'-DDE (Prest *et al.*, 1995). p'p'-DDD viste forholdsvis god overenstemmelse mellom SPMD-ene og blåskjell.

Tabell 2 viser at for SPMD-ene utgjorde ΣPCB_7 ("seven Dutch") en lite varierende andel (93-97%) av summen av alle de ni kongenerene (ΣPCB_9) som ble kvantifisert i begge prøvetypene. Noe større variasjon (84-94%) ble observert i blåskjellene. Med unntak av stasjon R8 (Kastet), var CB52 dominerende i SPMD-prøvene og utgjorde alene 23-36% av summen av alle komponentene inkludert i Tabell 2. Bidraget fra CB28 var relativt beskjedent i alle prøver, men tilsvarende CB52 var denne kongeneren relativt sett mer tilstede i SPMD-ene enn i blåskjellene. Ingen enkeltforbindelser skilte seg ut som dominerende i blåskjellprøvene, men i motsetning til SPMD viste PCB-profilen i blåskjellprøvene en klar tendens til dominans av tyngre kongenerer. Dette bekreftet tidligere funn av opptak av fortrinnsvis lette kongenerer i SPMD, fortrinnsvis tyngre kongenerer i blåskjell (Prest *et al.*, 1995, Peven *et al.*, 1996).

3.1.3 Lokale geografiske mønster

Klorbenzener

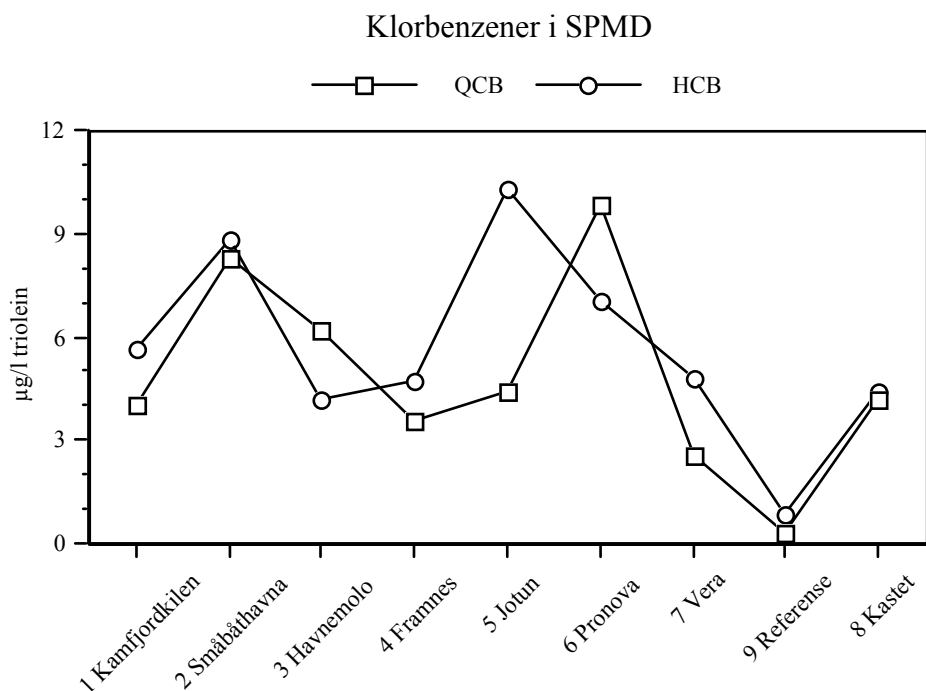
Klorbenzener ble ikke påvist i detekterbare mengder i noen av blåskjellprøvene. Geografisk fordeling av klorbenzener i SPMD er vist i Figur 5. Figuren viser en klar forskjell mellom kontrollstasjon R9 ytterst i Mefjorden (0.2-0.8 $\mu\text{g/l}$ triolein) og de øvrige stasjonene (2.5-10.3 $\mu\text{g/l}$ triolein). De høyeste konsentrasjonene ble observert i Sandefjordsfjorden på stasjonene R2, R5 og R6. Pentaklorbenzen viste høyeste konsentrasjon på stasjon R6 (utenfor Pronova) mens hexaklorbenzen kulminerte ved stasjon R5 (utenfor Jotun). Også utenfor Kastet (stasjon R8) var konsentrasjonen av klorbenzener høyere enn på kontrollstasjonen.

Klorcyclohexaner

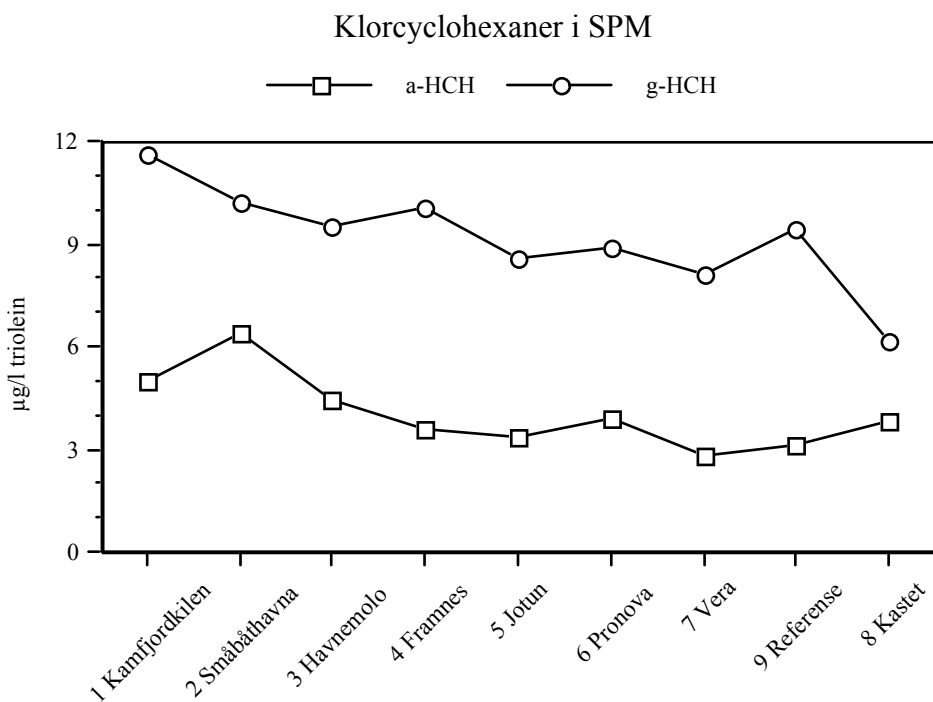
Bare lindan (g-HCH) var tilstede i blåskjellene i konsentrasjoner utover deteksjonsgrensen på 0.1 $\mu\text{g/kg}$ våtvekt. Blåskjellene viste små variasjoner mellom kontrollstasjonen og de øvrige stasjonene (se Tabell 2). Klorcyclohexaner i SPMD er vist i Figur 6. Figuren viser svakt avtagende tendens utover Sandefjordsfjorden, men også disse prøvene viste relativt små forskjeller mellom kontrollstasjonen og de øvrige stasjonene. Konsentrasjonen av lindan var høyere på kontrollstasjonen enn på flere av stasjonene i Sandefjordsfjorden og laveste konsentrasjon ble observert utenfor Kastet (stasjon R8).

DDT

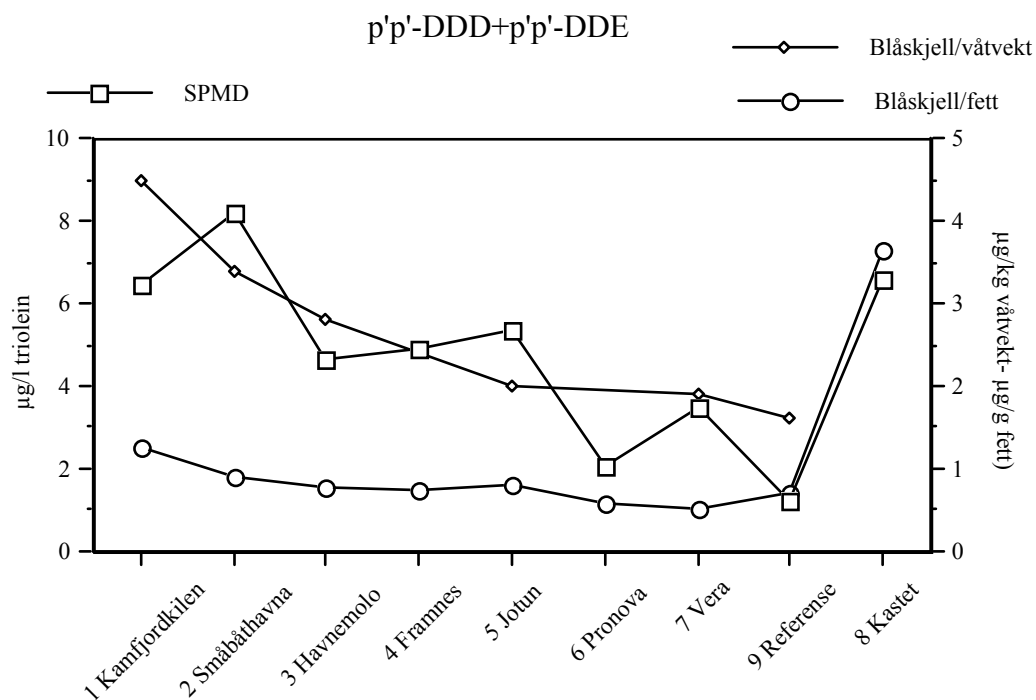
Relativt høye konsentrasjoner av DDT (her: p'p'-DDD+p'p'-DDE) ble observert i alle SPMD-prøvene fra stasjon R5 og innover i Sandefjordsfjorden og på stasjon R8 ved Kastet (Figur 7). Innholdet var dessuten noe høyere på stasjon R2 inne i småbåthavna enn på stasjon R1 i Kamfjordkilen. På de ytterste stasjonene i Sandefjordsfjorden var konsentrasjonene lavere på østsiden (stasjon R6 og R7) enn på vestsiden (stasjon R5). Det synes rimelig å anta at dette delvis kan skyldes hydrografiske forhold med dominans av innstrømmende vannmasser langs fjordens østside og utstrømmende vannmasser langs vestsiden. Riggen på stasjon R6 var dessuten plassert på en mer eksponert lokalitet med hardbunn og brattere fall mot dypet enn riggen på stasjon R7 som hang nedstrøms de grunne bløtbunnsområdene i Vindalsbukta og utenfor Vera.



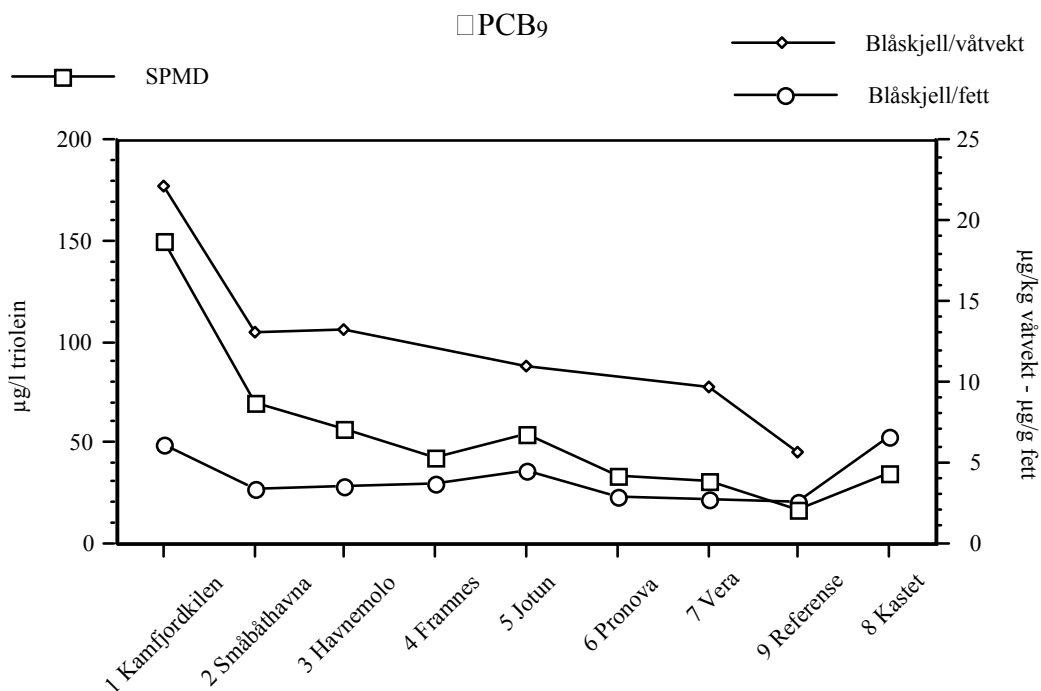
Figur 5. Klorbenzener ekstrahert fra SPMDer etter tre ukers eksponering på stasjoner i Sandefjordsfjorden og Mefjorden.



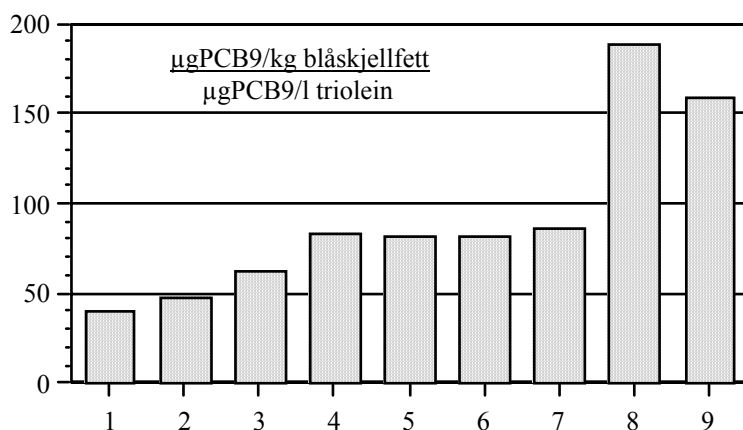
Figur 6. Hexaklorcyclohexaner i SPMD-prøver fra stasjoner i Sandefjordsfjorden og Mefjorden.



Figur 7. Summen av p'p'-DDD og p'p'-DDE i blåskjell (høyre akse) og SPMDer (venstre akse) fra Sandefjordsfjorden og Mefjorden.



Figur 8. ∑PCB₉ i blåskjell (høyre akse) og SPMDer (venstre akse) fra Sandefjordsfjorden og Mefjorden.



Figur 9. Forholdet mellom ΣPCB_9 i blåskjell og SPMD.

Det relativt høye innholdet av DDT i SPMD-ene innerst i Sandefjordsfjorden og ved Kastet ble bekreftet av blåskjellprøvene. Lave verdier normalisert mot våtvekt, på stasjonene R4, R6 og R8 kan skyldes analyseproblemer som nevnt over. Disse verdiene er ikke vist i Figur 7, men finnes i Tabell 2. Normalisert mot fett ga blåskjellprøvene et meget klart signal utenfor Kastet (stasjon R8). Innerst i Sandefjordsfjorden viste SPMD-prøvene høyest innhold av DDT i småbåthavna (stasjon R2), mens blåskjellprøvene viste høyest innhold i Kamfjordkilen (stasjon R1). Denne forskjellen kan indikere ulikheter m.h.t. tilstandsformer av DDT på de to stasjonene, muligens ved at riggen i småbåthavna i større grad ble påvirket av DDT bundet til oppvirvlet sediment.

PCB

Geografisk fordeling av ΣPCB_9 er vist i Figur 8. SPMD-prøvene viste en klar gradient fra høye konsentrasjoner på stasjon R1 innerst i Sandefjordsfjorden, avtagende mot laveste verdi på kontrollstasjonen (stasjon R9) i Mefjorden. SPMD-ene fra riggen utenfor Kastet inneholdt noe mer PCB enn kontrollstasjonen, men relativt lite sammenlignet med stasjonene innerst i Sandefjordsfjorden. I forhold til en eksponentielt avtagende gradient ut Sandefjordsfjorden viste SPMD-prøven på stasjon R5 utenfor Jotun et avvik mot forhøyet innhold av ΣPCB_9 .

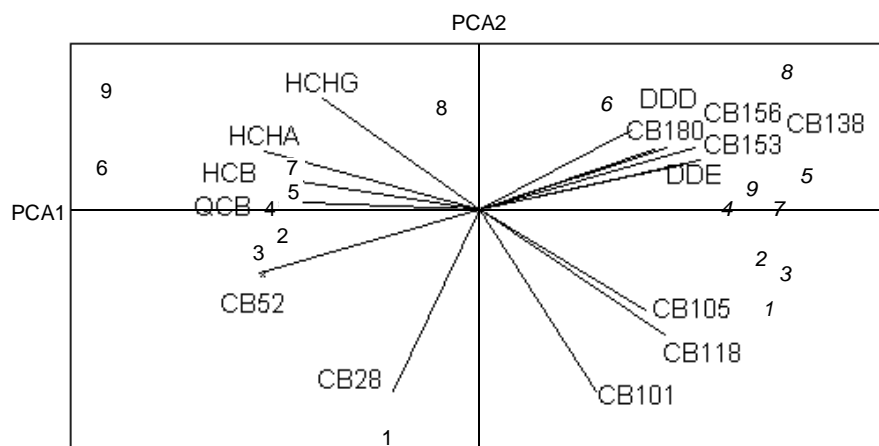
Normalisert mot fett viste blåskjellprøvene et lignende mønster, med avvik mot forhøyete verdier på stasjon R1, R5 og R8. Sammenlignet med SPMD-ene var signalet fra blåskjellprøvene noe svakere på stasjon R1, noe sterkere på stasjon R8. Normalisert mot våttvekt viste blåskjellene lave konsentrasjoner på stasjonene R4, R6 og R8, men dette antas å skyldes tidligere omtalte analytiske problemer.

Som aktivt filtrerende organismer vil blåskjell ta opp partikkelbundet PCB i større grad enn SPMD-ene. Prest *et al.* (1995), fant således en klar forskyvning mot større opptak av PCB i blåskjell enn SPMD på stasjoner utsatt for vind- og propell-drevet oppvirvling av sedimenter. Forholdet mellom ΣPCB_9 i blåskjell og SPMD er vist i Figur 9. Forholdet var høyest på stasjon R8, der riggen var plassert meget nær bunnen (0.5 m vanddyb totalt) ca 20 m fra land, og både bølger og aktivitet fra en relativt stor bestand skrubbeflyndre kan ha resuspendert det relativt løse og finpartikulære bunnsedimentet (cf Bakke, 1998). På kontrollstasjonen ble blåskjellene samlet direkte fra voksestedet på bunnen. Partikkelbundet PCB kan således synes å være en forholdsvis viktigere kilde til PCB i blåskjellene ved Kastet enn på stasjonene i Sandefjordsfjorden. Årsaken til en tilsvarende forskyvningen mot blåskjell på stasjon R9 er sannsynligvis også en større partikkeleksponering på voksestedet på bunnen, sammenlignet med riggene.

3.2 PCB profiler i blåskjell og SPMD

Som vist i foregående avsnitt (Figur 8) avtok konsentrasjon av PCB i blåskjell og SPMD fra innerst mot ytterst i hver fjord. Innerst i Kamfjordkilen var konsentrasjonen i blåskjell 2.5x større enn på kontrollstasjon R9 (på fettvektsbasis). SPMD-ene fra Kamfjordkilen hadde tilsvarende 10x overkonsentrasjon i forhold til R9. Stasjon R8 hadde også overkonsentrasjoner tilsvarende 2x i SPMD-ene, 2.5x i blåskjellene normalisert mot fett.

Prinsippkomponent-analyse (PCA) av sammensetningen av klororganiske forbindelser i både blåskjell og SPMD-er bekrefter at de to akkumulatorene utviklet ulik profil. I Figur 10 danner skjellprøvene og SPMD-prøvene klart atskilte grupper, styrt av PC-akse 1 som forklarer 60 % av den totale variabiliteten. Figuren viser også at SPMD-ene akkumulerte en overvekt av de letteste PCB-kongenerene CB28 og CB52, samt klorerte benzener og syklohexaner, dvs de minste komponentene. Akkumulasjonen i blåskjell var karakterisert av de øvrige mellomtunge og tunge PCB-kongenerene, og av de to DDT-metabolittene DDE og DDD. Samme tendens er som nevnt funnet i andre forsøk der SPMD og blåskjell er sammenliknet (Prest *et al.*, 1995, Peven *et al.*, 1996), og forskjellen er knyttet til ulik opptakskinetikk i de to akkumulatorene. SPMD tar i større grad opp vannløste klororganiske



Figur 10. Prinsippkomponentanalyse biplot av likhet i relativ (prosentvis) sammensetning av klororganiske forbindelser i blåskjell og SPMD fra riggene. PC-akse 1 og 2 forklarer til sammen 77 % av den totale variabilitet i materialet. ¹

¹ Figuren viser de enkelte prøvene som punkter (identifisert med stasjonsnummer i kursiv for blåskjell og normal for SPMD) der nærhet mellom punktene viser likhet i komponentsammensetning. Hvordan komponentene selv samvarierer er vist ved vektorer ut fra sentrum av figuren. Komponenter som viser stor samvariasjon stråler ut nær hverandre og med like lange vektorer. Nærhet mellom et punkt og en komponentvektor viser at punktet er karakterisert ved høy relativ konsentrasjon av denne komponenten. Jo lenger ute punktet ligger jo sterkere karakteriserer komponenten denne prøven.

forbindelser, blåskjell akkumulerer både vannløste og partikulært bundne forbindelser. En kombinert bruk av SPMD og skjell skulle derfor gi en god dekning av både løste og suspenderte klororganiske forbindelser i vannmassene.

Fordeling av prøvene langs PC-akse 2 i Figur 10 indikerer både for blåskjell og SPMD til en viss grad en gradient i komponentsammensetning fra Kamfjordkilen (stasjon R1) og utover Sandefjordsfjorden.

Prinsipalkomponent-analyse (PCA) av den prosentvise sammensetningen av de 9 felles PCB-kongenerene for blåskjell og SPMD separat, er vist i Figur 11. I store trekk viste blåskjell og SPMD-er det samme mønster i likhet mellom stasjonene m.h.t. komponentsammensetning.

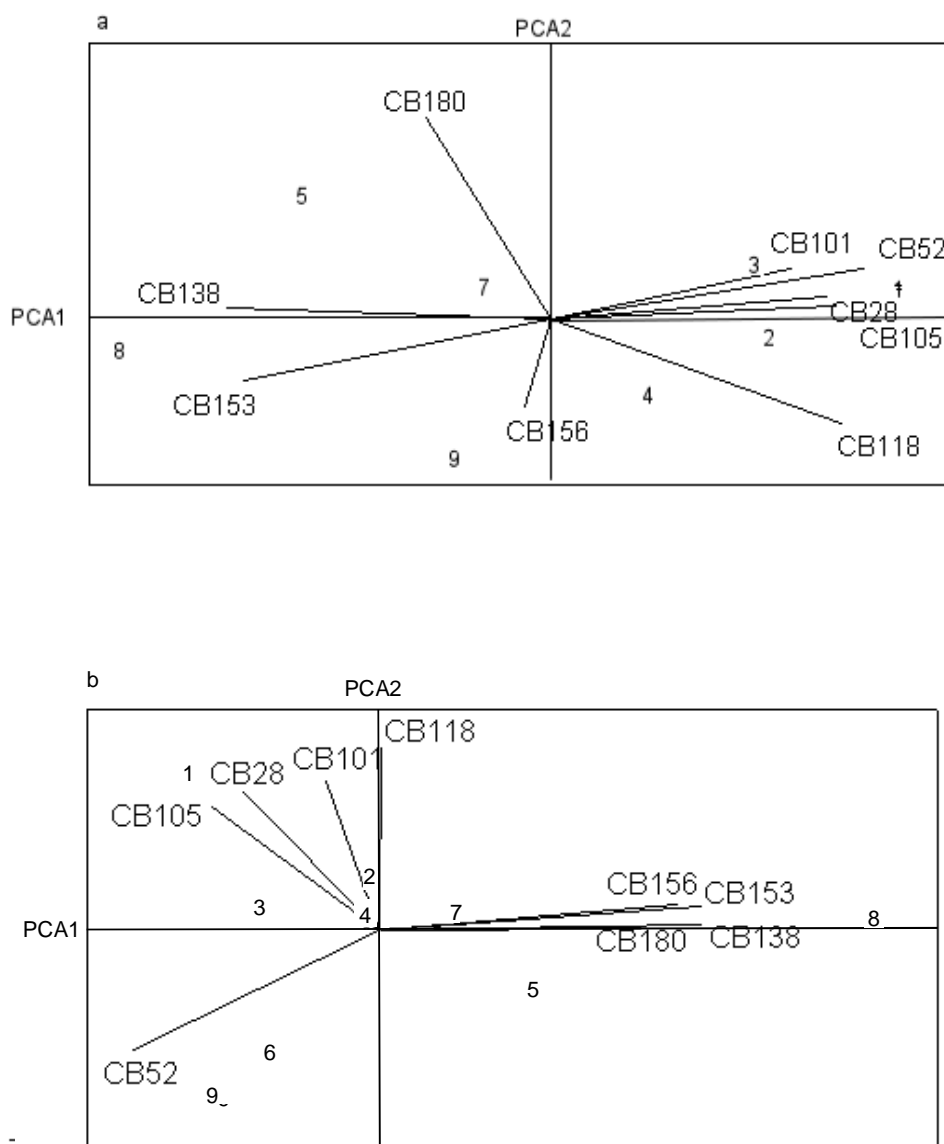
For blåskjell (Figur 11a) fordelte de fleste stasjonene seg langs PC-akse 1 med stasjon R1 som det ene ytterpunktet og stasjon R8 i motsatt ende. Sammenlignet med skjellene lenger ute, viste skjellene i Kamfjordkilen (R1) en overvekt av lettere kongenerer (CB28, CB52 og CB105), mens profilen i blåskjellene fra Kastet (R8) var dominert av de trelativt tunge kongenerene (CB138 og CB152). Sammenliknet med kongenersammensetningen i tekniske PCB-blandinger tydet stasjon R1 på en tilførsel av type Aroclor 1248 kanskje også Aroclor 1254 (Semb og Brevik, in press), mens stasjon R8 synes påvirket av type Aroclor 1260, delvis også Aroclor 1262. Stasjon R6 falt utenfor mønsteret fordi det bare var kongenerene CB156 og CB180 som overskred deteksjonsgrensen på 0.1 µg/kg våtvekt. Kongenersammensetningen i denne prøven blir derfor kunstig.

Figur 11b viser også at SPMD-ene fra stasjon R1 skilte seg fra de øvrige stasjonene ved overvekt av de letteste kongenerene unntatt CB52. CB52 var rikelig tilstede i SPMD-ene fra stasjon R1 såvel som på alle de andre stasjonene (Figur 4), og ble dominerende først og fremst i de prøvene der Σ PCB var lav, dvs kontrollstasjon R9. Prøven fra stasjon R8 (ved Kastet) skilte seg også klart ut fra de øvrige stasjonene, og var i enda sterkere grad enn for blåskjellprøven (Figur 11a) preget av alle de tyngste kongenerene CB138, CB153, CB156 og CB180. Likheten med tekniske PCB-blandinger viste samme mønster som for blåskjellprøvene.

SPMD-prøven fra stasjon R6 (utenfor Pronova) hadde en PCB-profil som liknet kontrollstasjon R9 (Figur 11b). Dette var i overensstemmelse med antatte hydrografiske forhold beskrevet over (avsnitt 3.1.3) som forklaring på det lave innholdet av DDT på denne stasjonen.

Den blåskjellprofilen som mest liknet R8 ved Kastet (Figur 11a) ble funnet på stasjon R5 (utenfor Jotun). SPMD-ene viste også at R5 var den som mest liknet på R8 (Figur 11b). Dette tyder på en viss kildelikhhet mellom PCB i vannet utenfor Jotun og i vannet utenfor Kastet.

I denne sammenheng bemerkes at Schaanning og Jenssen (1992) fant en forskyvning mot tunge kongenerer i de øverste sedimentlagene på en grunn lokalitet i Vindalsbukta i Sandefjordsfjorden. Dette kan tyde på at eksponering mot sollys, bølgeslag og et mer oksyderende miljø kan generere forvitningsprosesser og utarming av lette kongenerer i topplaget av grunne sedimenter. Sammenlignet med SPMD vil blåskjell i utgangspunktet preferere tyngre (Figur 10) og partikkelbundne komponenter. Dersom PCB-profilen i resuspenderte sedimenter ved Kastet i tillegg har overvekt av tyngre komponenter som følge av slike forvitningsprosesser, vil forskyvningen mot relativt høyere totalinnhold i blåskjell enn i SPMD som vist i Figur 9 bli ytterligere forsterket. I forhold til kildeidentifikasjon er dette viktig som et mulig eksempel på at PCB-profilen ikke er uforanderlig i fjordmiljøet. Det kan derfor ikke utelukkes at de noe særpregede PCB-profilene både i SPMD og blåskjell fra stasjon R8 ved Kastet kan være et resultat av forvitningsprosesser i grunne sedimenter eller eventuelt i eksponerte mellomlagre i selve deponiet, snarere enn påvirkning fra en deponert kilde med karakteristisk og uforanderlig PCB-profil.



Figur 11. PCA biplott av relativ (prosentvis) PCB-sammensetning i blåskjell (a) og SPMD (b) fra riggene. PC-akse 1 og 2 forklarer til sammen henholdsvis 78 og 80 % av den totale variabilitet i materialet i de to figurene. Stasjon R6 er utelatt fra figur 10a siden PCB-sammensetningen ikke kunne regnes ut (for mange kongenerverdier under deteksjonsgrensen). For figurforklaring forøvrig se figur 10.

3.3 Klororganiske kilder i Sandefjordsfjorden og Mefjorden

Stasjon R1 i Kamfjordkilen var den eneste der konsentrasjonen av PCB i blåskjell kom opp i SFTs tilstandsklasse III (markert forurenset, Molvær *et al.*, 1997). Både SPMD-ene og blåskjell viste et fall i konsentrasjon av PCB fra kilen til ytre del av havneområdet på høyde med Framnes. På stasjon R5 utenfor Jotun var konsentrasjonene litt høyere enn på de nærliggende stasjoner R4 og R6, men vesentlig lavere enn i Kamfjordkilen. Blåskjellene på stasjon R5 hadde et PCB-nivå tilsvarende SFTs klasse II (moderat forurenset). Nivået på stasjon R8 ved Kastet anses usikkert på grunn mistanken om nedsatt ekstraksjonseffektivitet i denne prøven. SPMD-ene fra stasjon R8 viste moderat nivå sammenlignet med Sandefjordsfjorden, men en dominans av tyngre kongenerer assosiert med partikler vil kunne gi relativt sett høyere konsentrasjoner i blåskjellene, også på våtvektbasis.

Forhøyede konsentrasjoner av $\sum\text{PCB}_9$ i SPMD-er og skjell (normalisert mot fett) vist i Figur 8, indikerte aktive kilder til PCB i nærheten av stasjon R1 (Kamfjordkilen), stasjon R5 (utenfor Jotun) og stasjon R8 (utenfor Kastet). PCA plottene (Figur 11) viste at stasjonene R1 og R8 dannet ytterpunkter m.h.t. PCB-profiler både i blåskjell og i SPMD. Betraktes stasjonene i Sandefjordsfjorden isolert dannet stasjon R5 også et ytterpunkt m.h.t. PCB-profil. Profilen på kontrollstasjon R9 syntes å representere et tredje ytterpunkt (ytre miljø) i tillegg til stasjon R1 og stasjon R8, eventuelt stasjon R5 dersom stasjon R8 holdes utenfor. (Vi har sett bort fra blåskjellprøven fra stasjon R6 som bare hadde to kongenerer over deteksjonsgrensen.)

Betraktes bare prøvene fra Sandefjordsfjorden og det ytre fjordmiljøet representert ved kontrollstasjonen R9, viser Figur 11 at stasjonene faller innenfor eller like ved et triangel dannet av stasjonene R1, R5 og R9. Blåskjellprøvene viser således en gradvis endring av komponentsammensetningen fra stasjon R1 via R2, R3, R4 og R7 til det motstatte ytterpunktet R5. Stasjon R8 ligger i forlengelsen av denne linjen. Profilene på stasjonene R2, R3, R4 og R7 synes å kunne forklares ved blanding av vannmasser påvirket av to kilder, en i nærheten av R1 og en annen i nærheten av R5. Profilen på stasjon R5 kan ikke være et resultat av blanding av vannmasser fra stasjon R1 og R8. Det er derfor mer sannsynlig at likheten mellom stasjon R8 og R5 beror på likhet i kilde. Dette kan være en følge av tidligere deponering på Kastet av avfall fra områder nær Jotun, muligens modifisert ved forvittringsprosesser i sedimentene eller i deponiet på Kastet.

PCB-profilene i blåskjellprøvene viste liten eller ingen innflytelse fra det ytre fjordmiljøet på noen av stasjonene. SPMD-ene derimot viste klar innflytelse fra det ytre fjordmiljøet på stasjon R6 utenfor Pronova. Det er ingen motsigelse i dette. Innholdet av PCB i blåskjellene fra stasjon R6 var meget lavt. Bare to av kongenerene var detekterbare og reell PCB-profil kunne derfor ikke konstrueres. Både det lave innholdet av PCB i blåskjellene og den relativt sterke innflytelsen av ytre fjordmiljø på SPMD-profilen på R6 synes således å bekrefte forventet strømningsmønster i overflatelaget med inngående strøm av relativt upåvirket vann langs østsiden av fjorden.

Et slikt strømningsmønster påvirket i liten grad PCB-profilene på stasjon R7 selv om også denne ligger på østsiden av fjorden og nærmere ytre fjord enn R6. Grunnen til dette kan være at mens riggen på R6 lå mer eksponert i skrenten ned mot fjordens dypeste områder, lå riggen på R7 i mer skjermete vannmasser inne i den grunne Vindalsbukta. Det faktum at PCB-profilen i SPMD'en på stasjon R7 plasserer seg helt ute på siden i R1-R5-R9 triangellet i Figur 11 og i retning mot R8 er påfallende. Schaanning og Jenssen (1992) fant generelt høyere konsentrasjoner av PCB i sedimentene ved småbåthavna i Vindalsbukta enn på 4 av 5 stasjoner beliggende noen få meter fra steinsetningen langs deponiet. PCB-profilen på stasjon R7 ga imidlertid ingen indikasjoner på eventuell påvirkning fra småbåthavna der en ville forvente en profil forskjellig fra den på Kastet. Plasseringen er imidlertid naturlig dersom det antas at stasjonen er påvirket fra en aktiv kilde i deponiet på Vera og at denne kilden har samme opphav som kilden som påvirker stasjonen utenfor deponiet på Kastet. Det kan derfor se ut som Sandefjordsfjorden har aktive kilder både ved stasjon R1, R5 og R7.

4. KONKLUSJONER

Semipermeable membraner (SPMD) syntes godt egnet til å gjenspeile de ulike vannmassenes relative innhold av klororganiske forbindelser. Reproduserbarheten var god og deteksjonsgrensene var lavere enn for blåskjell. Flere av de letteste klororganiske komponentene kvantifisert i SPMD-prøvene, var under deteksjonsgrensen i blåskjellprøvene. Sammenligning viste at SPMD-ene fortrinnsvis akkumulerte de letteste komponentene, mens blåskjellene akkumulerte fortrinnsvis tyngre komponenter. Høye forholdstall mellom sum PCB i blåskjell og i SPMD på to lokaliteter der partikkeleksponering var sannsynlig, bekreftet at et slikt forhold er egnet til å identifisere områder spesielt påvirket av partikkelbundet PCB.

Alle SPMD-prøvene fra Sandefjordsfjorden hadde klart høyere innhold av klorbenzener enn prøven fra kontrollstasjonen i Mefjorden. Områdene ved småbåthavna innerst i Sandefjordsfjorden, samt utenfor Jotun og Pronova lenger ute i fjorden skilte seg klart ut med de høyeste konsentrasjonene. Prøvene fra Kastet var også kontaminert med klorbenzener, men i mindre grad enn de nevnte områdene i Sandefjordsfjorden.

Ingen av prøvene verken fra Sandefjordsfjorden eller Kastet inneholdt vesentlig mer klorcyclohexaner enn prøvene fra kontrollstasjonen.

Både blåskjell og SPMD viste at Kastet peker seg ut som en vesentlig kilde til DDT. I Sandefjordsfjorden ble de høyeste konsentrasjonene observert innerst i fjorden ved småbåthavna og i Kamfjordkilen. Forøvrig viste stasjonene både utenfor Jotun og utenfor Vera forhøyete nivåer av DDT sammenlignet med nærliggende stasjoner.

Kamfjordkilen helt innerst i Sandefjordsfjorden skilte seg ut med klart høyeste innhold av PCB både i blåskjell og i SPMD. Det synes også å være aktive kilder nær Jotun, Kastet og muligens Vera, men med betydelig svakere påvirkning på indikatorene enn i Kamfjordkilen. PCB-sammensetningen på disse stasjonene var også klart forskjellig fra sammensetningen i indikatorene fra Kamfjordkilen. Dette indikerte at PCB-kilden(e) i Kamfjordkilen hadde et annet opphav enn kildene lenger ute i Sandefjordsfjorden og ved Kastet.

Felles for både blåskjell og SPMD er at de i hovedsak måler konsentrasjon og ikke tilførsel. En høy konsentrasjon innerst i fjorden kan derfor skyldes hydrografiske forhold med begrenset vannutskifting og langsom fortykning av utslippet, mens bedre vannutskifting og raskere fortykning kan kamuflere en tilsvarende tilførsel til åpnere områder lenger ute i fjorden. Kildene indikert på stasjonene utenfor Jotun og Vera kan derfor se svakere ut enn de egentlig er sammenlignet med det sterke signalet innerst i Kamfjordkilen.

Likhet mellom PCB-profilene fra stasjonene utenfor Jotun og Vera i Sandefjordsfjorden og utenfor Kastet i Mefjorden, kan vanskelig skyldes blanding av vannmasser. Dette indikerer at deler av Sandefjordsfjorden og Mefjorden er påvirket av geografisk adskilte PCB-kilder med felles opphav.

Verken konsentrasjonsgradienter eller profilanalysene ga noen indikasjoner på tilførsler av PCB fra andre områder innerst i fjorden (småbåthavna, havnemoloen) eller fra områdene i nærheten av Framnes eller Pronova.

5. REFERANSER

- Ahlborg, U.G., Hanberg, A., og Kenne, K., 1992. Risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs). *NORD* 1992:26, Nordisk ministerråd, København, 99s.
- Bakke, T., 1998. Miljøgifter i Sandefjordsfjorden og Indre Mefjorden 1997/98. Miljøgifter i sedimenter. NIVA Rapportutkast, 29s + vedlegg.
- Ballschmiter, K., og Zell, M., 1980. Analysis of polychlorinated biphenyls by capillary gas chromatography. *Fresenius Z. Analyt. Chem.*, 302, 20-31.
- Ballschmiter, K., Rappe, C. og Buser, H.R., 1989. Chemical properties, analytical methods and environmental levels of PCBs, PCTs, PCNs and PBBs. In: Kimbrough, R. og Jensen, S (Eds.): Halogenated biphenyls, terpenyls naphthalenes dibenzodioxins and related products. Elsevier Sci. Pub. B.V., 1989 (Biomed. Div.), 47-69.
- Bergqvist, P.A. og L.Strandberg, 1998. Organiska miljøgifter i vattenprover tagne inom projektet Kildesporing vid NIVA under september 1997 med SPMD-teknik. Umeå Universitet, Rapport 1998-01-14. 16s + vedlegg.
- Jenssen, P.D., S.Andersen, E.Eckholdt, R.Forbord, M.Schaanning, R. L. Siegrist and W.Warner, 1990. Kartlegging og utlekking fra deponi ved Vera fabrikker i Sandefjord kommune. Jordforsk rapport 71.0706-002. 45s. + vedlegg.
- Jenssen, P.D., S.Andersen, S.Sæland og M.Schaanning, 1992. Kartlegging av utlekking fra deponi ved Vera Fabrikker A/S, Sandefjord - oppfølgingsundersøkelser. Jordforsk rapport 71.0706-02/3. 58s.
- Konieczny R.M., og Juliussen, A., 1994. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Miljøgifter i sedimenter fra Sandefjordsfjorden. NIVA rapport nr 3180. SFT Overvåkingsrapport nr 586/94. TA nr 1158/1994. 48 s.
- Molvær J., J.Knutzen, J.Magnusson, B.Rygg, J.Skei og J.Sørensen, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. SFT Veiledning 97:03. TA-1467/1997, 36s.
- NGU, 1989. Avfallsfyllinger og industritomter med deponert spesialavfall Vestfold fylke. NGU-rapport nr. 89.069, 152 s.
- Peven, C.S., A.D.Uhler and F.J.Querzoli, 1996. Caged mussels and semipermeable membranes devices as indicators of organic contaminant uptake in Dorchester and Duxbury, Massachusetts. *Environ. Toxicol. Chem.* Vol. 15, No. 2, pp 144-149.
- Prest, H.F., B.J.Richardson, L.A.Jacobson, J.Vedder and M.Martin, 1995. Monitoring organochlorines with semi-permeable membrane devices (SPMD) and mussels (*Mytilus edulis*) in Corio Bay, Victoria, Australia. *Mar. Poll. Bull.* Vol.30, No.8, pp. 543-554, 1995.
- Schaanning, M.,T. og P.D.Jenssen, 1992. Akkumulering av tungmetaller og PCB i innburete blåskjell (*Mytilus edulis*) ved deponi på Vera i Sandefjord. NIVA/Jordforsk rapport 7.0706-02/4, 29 pp.
- Semb, S.I., og Brevik, E.M., in press. Omregningsfaktorer for betemmelse av total-PCB i ulike sedimenttyper. NIVA rapport O-97095, løpenr xxxx. 27 pp.
- SFT, 1992. Deponier med spesialavfall, forurenset grunn og forurensete sedimenter. Handlingsplan for opprydding. SFT-rapport nr. 92:32, TA-nr. 884/1992, 74 s.

Vedlegg 1.

Oversikt over historiske miljøgiftkilder til Sandefjordsfjorden (utarbeidet av Jotun AS, 1998).

Informasjon om plassering av historiske kilder er gitt i hht vedlagte kart.

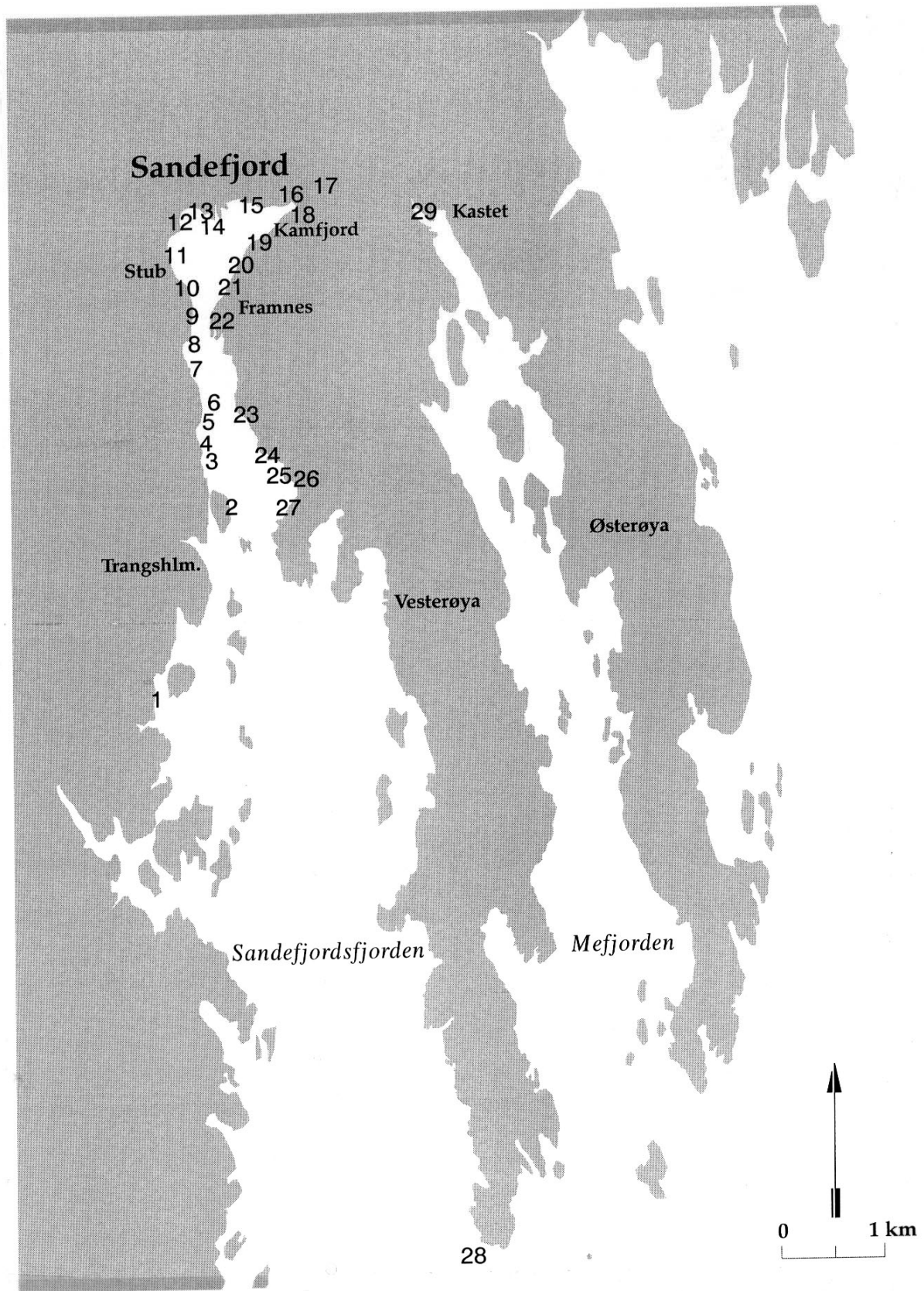
Vi tar reservasjon om at dette er satt opp etter de kunnskaper som vi innehar og må anses som et utgangspunkt, mer enn at det er noen fullstendig oversikt over alt som har foregått av aktiviteter i fjorden. Sandefjord kommune kan f.eks sikkert bekrefte tidspunktene enda mer nøyaktig, enn det som er gjort her.

STED	AKTIVITET	MULIGE MILJØGIFTER
1. ENGA RENSEANLEGG	Renseanlegg for Sandefjord kommune.	Dokumentasjon: Sandefjord kommune
2. HYSTAD	AS Thor Dahl: Thorøya. Virksomhet fra ca.1950-1970. 3 hvalfangstekspedisjoner ble overhelt, oppmalt, rustpikking mm. Tilsammen besto flåten av ca. 40-50 enheter. I tillegg lå det tankbåter i opplag både nord og sydøst for Thorøya (Trangsholmen). Stor plastproduksjon (plater, ølkasser, fiskekasser ol i polyetylen)	PCB, Hg, DDT, ?
3. LYSTAD	Lystad maskinverksted AS. Virksomhet fra før krigen til ca. 1960. Slipp. Drev med overhaling av mindre båtmotorer. Et lite firma. Senere marina.	-
4. LYSTAD/GIMLE	Lagerplass for Rosshavet AS. Fra krigen til 1970.	-
5. GIMLE	Lystadslippen AS. Virksomhet fra før krigen til ca. 1980. Stor slipp. Oppussing av større lystfartøyer. Base for oppussing av redningsskøytene på Øst-/sørlandet. Også maskinverksted. Mottok bl.a transformatorer, for å ta ut metall. Jotun leier tomten fra 1983. Jotun ryddet opp, fjernet lekter og gjennværende oljerester i 1988.	PCB, Hg, DDT, TBT, Cu
6. GIMLE	Jotun har produsert løsemiddelholdig maling med innhold av PCB, Hg, Cu, TBT. Det har ikke vært utslipp til sjøen fra denne produksjonen. Det var trafoer i fjellet og i kokeriet som gikk med i Jotun-	PCB, TBT

	brannen. TBT har blitt benyttet som fungicid i ulike typer malinger i tidligere tider. Fabrikken er bygget på et område som er bygget ut med sprengstein etter brannen. Det er ikke jord/masser under, kun stein. DDT har kun vært prøvd ut i lab.skala hos Jotun. Det var Internasjonal maling som solgte selvpolerende bunnstoff med DDT.	
7. RANVIK	Ranvikslippen AS. I drift fra ca. 45-ca.70. Lagerplass for Jahre. Mek.verksted og overhaling av fangstbåter/utstyr for ca. 15 enheter.	PCB,DDT, Hg, Cu
8. STUBLANDET	Stub syd. Opplagsplass for Thor Dahl AS.	-
9. STUBLANDET	Stor Trafo-stasjon, som lå helt nede ved vannet Forsyning til Framæs Mek.verksted og hele Framnesområdet. Revet ca. 1970.	PCB
10. STUB NORDRE	Opplagsplass for fangstbåter fra Jahre etter krigen til ca. 70.	-
11. HJERTNES	Kommunal fyllplass fra ca. 45-55? Deponert alt mulig, men mest husholdningsavfall.	Diverse
12. RUKLA-BEKKEN	Som bl.a gikk/går gjennom deponi ved Tempokrysset, Ekeberg, flere verksteder og Fix-fabriker. Går fortsatt ut til fjorden.	Diverse
13. HJERTNES SYD.	Opplagsplass for Hvalbåter fra AS Rosshavet (ca-45-70). Overhaling, maling osv. av ca. 15 enheter.	PCB, DDT, Hg
14. PIRENE 1-3.	Fra 1945 havnetrafikk til byen. Opplagsplass for hvalbåter og inntaksplass for utstyr frem til ca.1970. Fergetrafikk til Strømstad fra 1985?	Oppvirvling
15. KILGATA	Brå skraphandel (senere Sandefjord Mek.Industri (SMI)) Fra ca. 1945-95. Bl.a tømning av transformatorer.	Sandefjord kommunes egne undersøkelser i 1998 har dokumentert funn av PCB og Hg i grunnen.
16. KAMFJORD-KILEN VEST	Småbåthavn.	TBT, Cu
17. KAMFJORD-KILEN	Deponi fra ca. 45-62. Det er, i følge NGU-rapport 89.069 om avfallsfyllinger i Vestfold kommune, deponert papir, pigmentrester og løsemidler fra Jotun og ifølge denne skal det også være sagt at det	Diverse bl.a PCB

	har vært dumpet spillolje fra Framnes Mek Verksted.	
18. KAMFJORDVÆR VEN	Vedlikeholdsverv for Thor Dahl AS. Betydelig vedlikehold for fangstbåter bl.a maskinvedlikehold, maling osv. (ca. 50 enheter).	PCB, Hg, DDT
19. KAMFJORD-VÆRVEN SYD /HUVIK	Opplagsplass, men med lett vedlikehold fra lenge før krigen.	PCB, Hg, DDT
20. HUVIK	Verksted som drev bl.a med dynamoer.	-
21. HUVIKSLIPPEN	Verksted (Johannsen). Ikke betydelig. Drev med småbåter.	-
22. FRAMNES	Framnæs Mek.verksted. Fra før krigen og frem til 1990?. Betydlig virksomhet (1200-1300 ansatte, på det meste 2200) Betydlig virksomhet i alle perioder bl.a skipsbygging, vedlikehold, oljeplattformer osv. Betydlig virksomhet av den tyske krigsmarine under krigen. Meget kraftkrevende industri, hvor det var mange trafoer. Noe småindustri i Framnesområdet, bl.a Gjelstad fabrikk.	Benyttet store mengder maling i alle perioder PCB, Hg, DDT, TBT, Cu.
23. VINDAL	Sandar fabrikker /Jahres/Pronova. Fra 1945 - Fettherding.	Nikkel
24. GONVIKA	Opplagsplass for kokerier fra Jahre. Vedlikehold, oppussing mm.	-
25. VERA	Vera fabrikker fra ca. 45. Foredling av hvalolje/kokosolje. Produksjon av en del blyholdige produkter fra ca. 60-tallet. Produksjon av glassfiberarmerte tanker fra 1967.	Bly
26. VERA	Deponi som mottok blekejord, polyester, malingsrester og rivningsavfall etter Jotun-brannen. Ved Jotuns undersøkelser av Vera-deponiet ble det funnet PCB i et fåtall av et stort antall prøver. PCB ble ikke funnet i malingrestene som ble analysert. Det ble heller ikke funnet utlekking av PCB fra deponiet..	Deponiet er tildekket.
27. ROABUKTA	Småbåthavn.	TBT, Cu
28. HOLTSKJÆR	Jotun deponerte maling på Holtskjær mellom 1945-1955. Deponiet har vært undersøkt tidligere, men NIVA har på oppdrag av Jotun gjennomført en ny kartlegging i 1997/1998.	Metaller og/eller klororganiske forbindelser. TBT. Det ble ikke funnet forhøyde konsentrasjoner i 2 sediment-prøver tatt

		umiddelbart utenfor det berørte området.
29. KASTET FYLLPlass (MEFJORDEN)	I følge Energisystemer A/S rapport om Kastet fyllplass og NGU-rapport 89.069 om avfallsfyllinger i Vestfold fylke ble løsemiddelholdig malingavfall/polyster levert til Kastet fyllplass fram til ca. 1970. Det er også observert tungolje på fyllingen, som bl.a kommer fra tidligere Framnes Mek. Verksted. I tillegg ble det deponert cyanidholdig væske.	PCB



Vedleggsfigur 1. Kart med angivelse av de opplistede historiske miljøgiftkilder.

Vedlegg 2.

• Klororganiske forbindelser i blåskjell

BLÅSKJELL	<u>R1</u>	<u>R2</u>	<u>R3</u>	<u>R4</u>	<u>R5</u>	<u>R6</u>	<u>R7</u>	<u>R8</u>
TTS/% (%)	<u>17</u>	<u>17,2</u>	<u>17</u>	<u>17,6</u>	<u>17,3</u>	<u>17,2</u>	<u>16,5</u>	<u>15,2</u>
Fett-% (%)	<u>2,13</u>	<u>2,24</u>	<u>2,18</u>	<u>0,46</u>	<u>1,44</u>	<u>0,2</u>	<u>2,22</u>	<u>0,47</u>
QCB-B (µg/kg v_v_)	<u><0,1</u>	<u><0,1</u>	<u><0,1</u>	<u><0,1</u>	<u><0,1</u>	<u><0,1</u>	<u><0,1</u>	<u><0,1</u>
HCB-B (µg/kg v_v_)	<u>0,1</u>	<u>0,1</u>	<u>0,2</u>	<u><0,1</u>	<u>0,1</u>	<u><0,1</u>	<u>0,1</u>	<u><0,1</u>
HCHA-B (µg/kg v_v_)	<u>0,1</u>	<u>0,1</u>	<u>0,1</u>	<u><0,1</u>	<u>0,1</u>	<u><0,1</u>	<u>0,1</u>	<u><0,1</u>
HCHG-B (µg/kg v_v_)	<u>0,6</u>	<u>0,6</u>	<u>0,6</u>	<u>0,4</u>	<u>0,6</u>	<u>0,3</u>	<u>0,7</u>	<u>0,5</u>
CB28-B (µg/kg v_v_)	<u>1,3</u>	<u>0,6</u>	<u>0,5</u>	<u>0,1</u>	<u>0,2</u>	<u><0,1</u>	<u>0,2</u>	<u>0,1</u>
CB52-B (µg/kg v_v_)	<u>3,3</u>	<u>1,5</u>	<u>1,4</u>	<u>0,3</u>	<u>0,7</u>	<u>0,1</u>	<u>0,8</u>	<u>0,1</u>
OCS-B (µg/kg v_v_)	<u><0,1</u>	<u><0,1</u>	<u><0,1</u>	<u><0,1</u>	<u><0,1</u>	<u><0,1</u>	<u><0,1</u>	<u><0,1</u>
CB101-B (µg/kg v_v_)	<u>3,8</u>	<u>2,3</u>	<u>2,3</u>	<u>0,5</u>	<u>1,8</u>	<u>0,1</u>	<u>1,7</u>	<u>0,6</u>
DDEPP-B (µg/kg v_v_)	<u>1,8</u>	<u>1,5</u>	<u>1,3</u>	<u>0,3</u>	<u>0,8</u>	<u>0,1</u>	<u>0,9</u>	<u>1,1</u>
CB118-B (µg/kg v_v_)	<u>3,8</u>	<u>2,2</u>	<u>2,1</u>	<u>0,5</u>	<u>1,4</u>	<u>0,1</u>	<u>1,4</u>	<u>0,6</u>
CB153-B (µg/kg v_v_)	<u>3,6</u>	<u>2,7</u>	<u>2,6</u>	<u>0,6</u>	<u>3</u>	<u>0,2</u>	<u>2,4</u>	<u>1,6</u>
TDEPP-B (µg/kg v_v_)	<u>2,7</u>	<u>1,9</u>	<u>1,5</u>	<u>0,3</u>	<u>1,2</u>	<u>0,1</u>	<u>1</u>	<u>1,5</u>
CB105-B (µg/kg v_v_)	<u>2,1</u>	<u>1</u>	<u>1,4</u>	<u>0,2</u>	<u>0,6</u>	<u>0,1</u>	<u>0,6</u>	<u>0,2</u>
CB138-B (µg/kg v_v_)	<u>3,1</u>	<u>2,1</u>	<u>2,2</u>	<u>0,5</u>	<u>2,5</u>	<u>0,2</u>	<u>1,9</u>	<u>1,2</u>
CB156-B (µg/kg v_v_)	<u>0,4</u>	<u>0,2</u>	<u>0,2</u>	<u>0,1</u>	<u>0,2</u>	<u><0,1</u>	<u>0,2</u>	<u>0,1</u>
CB180-B (µg/kg v_v_)	<u>0,8</u>	<u>0,4</u>	<u>0,5</u>	<u>0,1</u>	<u>0,6</u>	<u><0,1</u>	<u>0,4</u>	<u>0,2</u>
CB209-B (µg/kg v_v_)	<u><0,1</u>	<u><0,1</u>	<u><0,1</u>	<u><0,1</u>	<u><0,1</u>	<u><0,1</u>	<u><0,1</u>	<u><0,1</u>

• Klororganiske forbindelser i SPMD

SPMD (ng/ml triolein)	R1	R2	R3a	R3b	R3c	R4	R5	R6	R7	R8	R9
a-HCH	4,99	6,38	4,65	4,06	4,71	3,57	3,36	3,93	2,82	3,83	3,14
b-HCH	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
c-HCH	11,63	10,19	11,12	7,65	9,67	10,07	8,54	8,91	8,09	6,14	9,41
d-HCH	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
e-HCH	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
SHCHs	16,62	16,57	15,77	11,71	14,37	13,64	11,89	12,83	10,91	9,97	12,55
pentachlorobenzene	4,03	8,26	4,52	8,58	5,55	3,53	4,41	9,83	2,52	4,16	0,25
hexachlorobenzene	5,63	8,88	3,91	4,01	4,53	4,68	10,33	7,05	4,81	4,38	0,82
o,p-DDD	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
o,p-DDT	2,53	1,34	0,82	0,75	0,79	0,66	1,00	0,44	0,40	1,06	0,33
So,p-DDD/T											
p,p-DDD	6,46	8,21	5,08	4,47	4,41	4,89	5,32	2,06	3,46	6,61	1,19
p,p-DDT	8,67	3,52	0,77	1,95	1,63	2,10	1,90	0,46	1,13	3,58	0,77
Sp,p-DDD/T											
o,p-DDE	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
p,p-DDE	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
DDMU	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
SDDTs	17,67	13,07	6,67	7,17	6,84	7,65	8,21	2,97	5,00	11,26	2,28
heptachlor	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
c-heptachlorepoxyd	1,09	0,62	0,46	0,49	0,86	0,50	0,60	0,67	0,45	0,52	0,41
U81	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
U82	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
U83	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
MC4	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
t-chlordane	1,32	0,45	0,15	0,29	1,04	0,10	0,39	NDB	0,11	0,53	NDB
MC5	0,37	0,17	0,17	0,18	0,24	0,05	0,14	0,09	0,10	0,31	0,06
c-chlordane	1,52	0,87	0,44	0,42	1,15	0,50	0,54	0,10	0,27	0,99	0,05
MC7	0,10	0,12	0,09	0,07	0,10	0,08	0,07	0,04	0,06	0,12	0,04
oxychlordane	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
MC6	NDB	0,11	NDB	0,07	0,11	NDB	0,21	0,02	0,00	0,13	0,04
t-nonachlor	0,94	0,41	0,22	0,21	0,46	0,05	0,28	NDB	0,13	0,37	0,02
c-nonachlor	0,21	ND	0,11	0,21	0,22	0,12	0,20	0,13	0,12	0,29	0,08
SCHLs	5,53	2,75	1,61	1,94	4,18	1,38	2,44	0,96	1,24	3,27	0,54
endosulphane 1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

endosulphane 2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
aldrin	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
dieldrin	4,73	4,53	3,82	3,75	3,90	4,97	6,74	3,75	3,34	4,58	3,00
tris(CP)methane	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
tris(CP)methanol	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
mirex	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
TriCB											
PCB#19	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PCB#15,18	6,68	2,15	1,71	1,82	1,92	0,88	0,66	1,75	0,10	0,81	NDB
PCB#17	1,86	0,61	0,43	0,47	0,63	0,18	0,14	0,37	0,00	0,27	NDB
PCB#27	0,56	0,19	0,13	0,20	0,19	0,12	0,07	0,23	0,02	0,07	NDB
PCB#16,32	4,97	1,60	1,18	1,34	1,60	0,61	0,62	1,23	0,19	0,40	NDB
PCB#26	1,83	0,59	0,49	0,45	0,48	0,24	0,16	0,35	0,04	0,13	0,02
PCB#25	0,65	0,17	0,14	0,12	0,25	0,07	0,05	0,03	0,01	0,10	0,02
PCB#31	19,95	9,10	6,00	4,48	4,68	4,11	1,65	2,64	0,49	1,80	0,36
PCB#28	17,77	6,81	4,17	4,75	5,03	2,51	2,15	2,03	0,93	1,76	0,43
PCB#33	6,45	1,81	1,43	1,41	1,71	0,97	0,93	1,20	0,36	0,56	0,03
PCB#22	4,37	3,93	2,13	2,35	1,34	0,81	0,83	NDB	0,21	NDB	0,10
STriCB	65,10	26,97	17,81	17,38	17,83	10,51	7,27	9,69	2,34	5,74	0,81
TetraCB											
PCB#53	5,55	1,68	1,90	1,73	1,83	1,28	1,05	1,25	0,56	0,61	0,43
PCB#51	1,45	0,48	0,42	0,39	0,42	0,24	0,19	0,19	0,11	0,15	0,02
PCB#45	4,82	1,19	1,36	1,25	1,27	0,94	0,67	0,70	0,29	0,35	0,19
PCB#52	55,07	28,57	25,99	26,02	26,01	20,80	20,50	19,21	12,79	6,72	11,04
PCB#49	24,48	8,97	7,09	6,61	6,37	6,04	3,58	2,96	1,94	1,70	0,96
PCB#47,48	12,21	5,73	4,55	4,96	3,19	2,62	1,76	1,34	0,91	1,46	0,77
PCB#44	29,41	9,20	8,09	7,31	7,42	5,92	4,41	3,30	2,34	1,51	1,34
PCB#42	9,19	3,04	2,13	2,86	2,43	1,73	1,16	0,73	0,73	0,39	0,47
PCB#72,71,41,64	23,66	7,90	6,30	5,44	6,76	4,17	3,54	2,73	2,02	1,50	0,91
PCB#74	26,14	15,17	10,79	8,83	6,02	7,12	4,33	3,75	2,56	3,14	1,59
PCB#76,70	47,55	21,41	15,18	13,37	10,96	10,60	8,17	6,27	5,18	3,33	2,84
PCB#66	40,30	19,12	14,19	12,43	10,62	10,70	8,88	5,32	5,01	4,76	2,74
PCB#60,56	30,66	11,66	8,92	7,84	7,29	7,01	5,12	3,40	3,38	2,55	1,57
STetraCB	310,48	134,13	106,89	99,04	90,57	79,16	63,35	51,17	37,81	28,16	24,86
PentaCB											
PCB#88,95	18,66	6,40	6,32	5,74	7,67	4,64	11,36	3,62	3,92	5,30	0,75
PCB#91	4,26	1,08	1,09	1,03	1,18	0,61	0,76	0,51	0,49	0,29	0,17
PCB#84,89,92	3,77	1,04	1,01	0,95	1,24	0,70	1,22	0,51	0,63	0,68	0,16
PCB#101	31,27	9,65	8,23	7,92	10,30	6,05	9,04	4,32	5,11	4,65	1,34
PCB#99,113	10,71	3,89	3,18	3,20	3,57	2,08	2,41	1,32	1,76	1,53	0,55
PCB#97	7,68	2,11	1,89	1,68	2,20	1,35	1,53	0,88	1,06	0,50	0,34
PCB#95	5,43	1,27	1,07	0,94	1,32	0,73	0,78	0,46	0,58	0,26	0,15
PCB#110	28,52	9,50	8,24	6,98	8,60	5,97	9,38	3,71	0,37	3,98	1,31
PCB#123	1,50	0,56	0,43	0,37	0,46	0,31	0,36	0,17	0,27	0,31	0,10
PCB#118	20,51	8,54	6,71	5,88	6,14	4,94	4,97	2,73	3,49	3,76	1,16
PCB#105,127	9,58	3,73	2,89	2,47	2,46	2,15	1,38	1,15	1,53	1,12	0,55
SPentaCB	141,88	47,77	41,07	37,16	45,13	29,53	43,19	19,38	19,20	22,37	6,59
HexaCB											
PCB#148,136	1,73	0,71	0,65	0,56	0,76	0,44	2,02	0,31	0,43	1,04	0,07
PCB#151	2,05	1,01	0,81	0,79	0,92	0,56	2,58	0,32	0,59	1,43	0,09
PCB#144,135	1,49	0,70	0,62	0,50	0,64	0,41	1,86	0,25	0,44	0,95	0,06
PCB#149	7,03	3,82	3,01	2,67	3,03	2,52	8,27	1,33	2,17	4,71	0,42
PCB#143,134	0,52	0,32	0,24	0,23	0,20	0,19	0,55	0,15	0,17	0,34	0,03
PCB#146	1,13	0,75	0,60	0,58	0,47	0,43	1,17	0,30	0,41	1,11	0,11
PCB#153,132	7,62	5,03	3,67	3,41	3,23	2,38	6,99	1,37	2,63	6,82	0,43
PCB#168	2,16	0,89	0,95	0,72	0,85	0,59	2,33	0,39	0,62	0,80	0,15
PCB#141	0,99	0,48	0,40	0,38	0,34	0,31	1,31	0,16	0,24	0,55	NDB
PCB#138,160,164,163	7,82	5,15	4,03	3,46	3,16	2,85	8,19	1,96	3,21	7,31	0,63
PCB#158	0,70	0,41	0,38	0,35	0,26	0,27	0,62	0,18	0,19	0,75	0,04
PCB#128	1,16	0,72	0,67	0,62	0,43	0,52	1,04	0,29	0,41	7,58	0,09
PCB#156	0,49	0,51	0,32	0,34	0,18	0,23	0,28	0,14	0,15	0,73	0,02
SHexaCB	34,89	20,50	16,35	14,60	14,46	11,69	37,21	7,15	11,67	34,12	2,11
HeptaCB											
PCB#179	0,71	0,29	0,22	0,25	0,19	0,16	0,82	0,03	0,13	0,42	NDB
PCB#176	0,45	0,24	0,47	0,48	0,20	0,18	0,57	0,27	0,36	0,47	0,33
PCB#178	0,23	0,16	0,09	0,19	0,10	0,11	0,27	0,06	0,08	0,27	0,03
PCB#182,187	1,44	0,80	0,66	0,75	0,48	0,41	1,29	0,19	0,40	1,28	0,04
PCB#183	0,55	0,44	0,29	0,36	0,23	0,22	0,78	0,17	0,22	0,64	0,03
PCB#185	0,12	0,06	0,06	0,02	0,02	0,03	0,12	0,02	0,03	0,03	ND
PCB#174	0,96	0,44	0,45	0,38	0,29	0,28	1,14	0,64	1,01	0,57	0,25

PCB#177	0,48	0,35	0,25	0,28	0,21	0,20	0,59	0,14	0,22	0,54	0,06
PCB#171	0,14	0,18	1,22	0,15	0,10	0,12	0,27	0,09	0,12	0,27	0,05
PCB#192,172	1,36	NDB	NDB	NDB	NDB	NDB	0,04	NDB	NDB	0,05	NDB
PCB#180	0,04	1,17	0,92	0,93	0,60	0,69	NDB	0,40	0,57	1,91	0,11
PCB#193	0,04	0,07	0,05	0,05	0,07	0,05	ND	0,03	0,03	0,11	ND
PCB#191	0,01	0,07	0,01	0,03	ND	ND	ND	ND	0,01	0,08	ND
PCB#170,190	0,43	0,32	0,33	0,37	0,15	0,33	NDB	0,01	0,16	1,06	NDB
SHeptaCB	6,97	4,51	4,90	4,10	2,57	2,65	5,75	1,94	3,26	7,71	0,68
OctaCB											
PCB#202	ND	0,04	ND	ND	0,08	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PCB#200	ND	0,01	ND	ND	0,05	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PCB#197	ND	ND	ND	ND	0,02	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PCB#199	0,06	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PCB#201	0,25	0,11	0,12	0,10	0,07	0,10	ND	0,08	0,05	ND	ND
PCB#203,196	0,25	0,16	0,12	0,11	0,08	0,09	ND	0,05	0,06	ND	ND
PCB#195	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PCB#194	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
SOctaCB	0,56	0,33	0,24	0,21	0,30	0,19	ND	0,13	0,11	ND	ND
NonaCB											
PCB#206	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
DecaCB	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
SPCBs	559,88	234,21	187,27	172,49	170,86	133,73	156,77	89,46	74,40	98,11	35,05

ND= Not detected
 NDB= Not detected at MDL
 Data has two significant figures even if more figures are given.