

FFIBM/297001/138.2

Godkjent
Kjeller 27 januar 2000


Bjørn A Johnsen
Forskningsjef

**AKKUMULERING AV MILJØGIFTER I
BLÅSKJELL OG SEMIPERMEABLE
MEMBRANER I DELOMRÅDE 1 OG DEPONIENE
VED HAAKONSVERN ORLOGSSTASJON.
OPPFØLGENDE UNDERSØKELSER**

JOHNSEN Arnt, ROSSLAND Helle Kristin

FFI/RAPPORT-99/06337

FORSVARETS FORSKNINGSINSTITUTT
Norwegian Defence Research Establishment
Postboks 25, 2027 Kjeller, Norge


FORSVARETS FORSKNINGSPINSTITUTT (FFI)
Norwegian Defence Research Establishment

UNCLASSIFIED

P O BOX 25
2027 KJELLER, NORWAY

SECURITY CLASSIFICATION OF THIS PAGE
(when data entered)

REPORT DOCUMENTATION PAGE

1) PUBL/REPORT NUMBER FFI/RAPPORT-99/06337	2) SECURITY CLASSIFICATION UNCLASSIFIED	3) NUMBER OF PAGES 64
1a) PROJECT REFERENCE FFIBM/297001/138.2	2a) DECLASSIFICATION/DOWNGRADING SCHEDULE -	
4) TITLE AKKUMULERING AV MILJØGIFTER I BLÅSKJELL OG SEMIPERMEABLE MEMBRANER I DELOMRÅDE 1 OG DEPONIENE VED HAAKONSVERN ORLOGSSTASJON. OPPFØLGENDE UNDERSØKELSER (ACCUMULATION OF TOXIC COMPOUNDS IN BLUE MUSSEL AND SEMIPERMEABLE MEMBRANE DEVICES IN SUBAREA 1 AND SEASHORE DEPOSITORIES - NAVAL BASE HAAKONSVERN. ADDITIONAL INVESTIGATIONS)		
JOHNSEN Arnt, ROSSLAND Helle Kristin		
6) DISTRIBUTION STATEMENT Approved for public release. Distribution unlimited. (Offentlig tilgjengelig)		
7) INDEXING TERMS IN ENGLISH:	IN NORWEGIAN:	
a) <u>Dredging</u>	a) <u>Mudring</u>	
b) <u>PCB</u>	b) <u>PCB</u>	
c) <u>Bioaccumulation</u>	c) <u>Bioakkumulering</u>	
d) <u>Blue mussel</u>	d) <u>Blåskjell</u>	
e) <u>Semipermeable membrane devices</u>	e) <u>Semipermeable membraner</u>	
THESAURUS REFERENCE:		
8) ABSTRACT <p>The bioaccumulation of PCBs in blue mussel and semipermeable membrane devices (SPMD) were studied after completion of cleanup efforts in subarea 1 at the naval base Haakonsværn. It was not possible to detect any reduction of the accumulation of PCBs in blue mussel and SPMD after finishing cleanup in subarea 1. The probably cause is the transport of seawater and organisms, which serve as food for blue mussel, into subarea 1 from the contaminated surroundings of subarea 1. It is also possible that remnants of PCBs in the sediments of subarea 1 can be sufficient to maintain the concentration of dissolved PCBs in seawater.</p> <p>Subsequent to cleanup of subarea 1 the transport of PCBs from depository 1 has decreased at least by a factor two as measured by blue mussel and SPMD. The environmental impact of PCBs seems to be the same in subarea 1, depository 2 and just outside depository 2 and this indicate that there is no transport of PCBs out of depository 2. The soluble fraction of PCBs in seawater as measured by SPMD is about twice as high in depository 1 compared with depository 2. In view of this concentration gradient of PCBs and the fact that the barrier between depository 1 and 2 only to some extent prevent transport of soluble PCBs, a small transport of PCBs out from depository 1 into depository 2 can not be ruled out.</p>		
9) DATE 27 January 2000	AUTHORIZED BY This page only  Bjørn A Johnsen	POSITION Director of Research

UNCLASSIFIED

ISBN 82-464-0400-8

SECURITY CLASSIFICATION OF THIS PAGE
(when data entered)

INNHOOLD

	Side	
1	INNLEDNING	7
2	MATERIALER OG METODER	8
2.1	Akkumulering av miljøgifter i blåskjell	8
2.1.1	Innsamling av blåskjell	8
2.1.2	Utplassering av blåskjell i bur	8
2.1.3	Innsamling av blåskjell fra burene	8
2.1.4	Disseksjon av blåskjell	10
2.1.5	Homogenisering og frysetørring av blåskjell	10
2.2	Akkumulering av miljøgifter i semipermeable membraner	11
2.2.1	Beskrivelse av de semipermeable membranene	11
2.2.2	Utplassering av semipermeable membraner	12
2.3	Analysemetoder	13
2.3.1	Ekstraksjon og analyse av Σ PCB ₇ i blåskjell	13
2.3.2	Ekstraksjon og analyse av Σ PCB ₃₁ i blåskjell	13
2.3.3	Ekstraksjon og analyse av Σ PCB ₇ i SPMD	14
2.3.4	Ekstraksjon og analyse av non-ortho PCB i blåskjell og SPMD	14
2.3.5	Ekstraksjon og analyse av klorerte plantevernmidler i blåskjell og SPMD	14
2.3.6	Ekstraksjon og analyse av PAH i blåskjell og SPMD	14
2.3.7	Ekstraksjon og analyse av tinnorganiske forbindelser i blåskjell og SPMD	15
2.3.8	Ekstraksjon og analyse av kvikksølv og metylkvikksølv i blåskjell og SPMD	15
3	RESULTATER	15
3.1	Innhold av PCB i blåskjell	15
3.1.1	Innhold av Σ PCB ₃₁ i blåskjell	19
3.2	Innhold av PCB i SPMD	21
3.2.1	Innhold av PCB i sjøvannet	24
3.3	Innhold av non-ortho PCB i blåskjell og SPMD	26
3.4	Innhold av klorerte plantevernmidler i blåskjell og SPMD	29
3.5	Innhold av PAH i blåskjell og SPMD	30
3.6	Innhold av tinnorganiske forbindelser i blåskjell og SPMD	32
3.7	Innhold av kvikksølv og metylkvikksølv i blåskjell og SPMD	35
4	KONKLUSJON	36
APPENDIKS		
A	KART OVER HAAKONSVERN	39
B	OVERSIKT OVER BLÅSKJELLPRØVER	40
C	OVERSIKT OVER SPMDPRØVER	42
	ANALYSERAPPORT FOR PCB I BLÅSKJELL OG SPMD	43

E	ANALYSERAPPORT FOR PCB ₃₁ I BLÅSKJELL	46
F	ANALYSERAPPORT FOR NON-ORTHO PCB I BLÅSKJELL OG SPMD	50
G	ANALYSERAPPORT FOR PESTICIDER I BLÅSKJELL OG SPMD	54
H	ANALYSERAPPORT FOR PAH I BLÅSKJELL OG SPMD	55
I	ANALYSERAPPORT FOR TINNORGANISKE FORBINDELSER I BLÅSKJELL OG SPMD	56
J	ANALYSERAPPORT FOR ORGANISK KVIKKSØLV OG TOTALKVIKKSØLV I BLÅSKJELL OG SPMD	58
	Litteratur	59
	Fordelingsliste	63

AKKUMULERING AV MILJØGIFTER I BLÅSKJELL OG SEMIPERMEABLE MEMBRANER I DELOMRÅDE 1 OG DEPONIENE VED HAAKONSVERN ORLOGSSTASJON. OPPFØLGENDE UNDERSØKELSER

1 INNLEDNING

Statens forurensningstilsyn (SFT) har pålagt Forsvaret å gjøre forbedringer av den marine miljøkvaliteten rundt Haakonsværn orlogsstasjon – Hordaland. Det kortsiktige målet er å få redusert området hvor det er nødvendig med kostholdsråd og på lengre sikt å få opphevet kostholdsrådet (1). Forsvarets bygningstjeneste (FBT) har vurdert ulike metoder for å imøtekomme dette kravet og kommet frem til at sugemudring av de forurensede sjøsedimentene med deponering i sjøkantdeponi var den billigste og beste løsningen (2).

Da en ikke har erfaringer med slike prosjekter i Norge, ble det som en første fase i arbeidene utpekt et mindre område, delområde 1 (appendiks A), hvor de forurensede sjøsedimentene skulle fjernes. Arbeidet med oppryddingen i delområde 1 ble utført i perioden 6 januar 1998 til 26 juni 1998. Forsvarets forskningsinstitutt (FFI) utførte ulike undersøkelser i forbindelse med oppryddingen av de forurensede sjøsedimentene i dette området for å påvise om arbeidet medførte en ekstra belastning for miljøet i området. Resultatene fra denne undersøkelsen ble rapportert i november 1998 (3).

I denne rapporten blir resultatene fra de oppfølgende undersøkelsene etter avsluttet mudring i delområde 1 presentert. I henhold til avtale med FBT (4) er det undersøkt om fjerningen av de forurensede sjøsedimentene i delområde 1 har medført en redusert miljøgiftbelastning i dette området. Med bakgrunn i at det ble påvist en viss transport av polyklorerte bifenyler (PCB) ut fra sjøkantdeponiene under mudring (3), ble det også besluttet å gjøre nærmere undersøkelser av dette for å avklare om transporten fortsatte etter at innfylling i sjøkantdeponiene opphørte.

Det ble plassert ut blåskjell og semipermeable membraner fylt med triolein (SPMD) i delområde 1 for å undersøke om fjerningen av de forurensede sjøsedimentene førte til et redusert opptak av PCB i blåskjell og SPMD i dette området. For å undersøke om det fortsatt ble transportert PCB ut fra sjøkantdeponiene ble det plassert ut blåskjell og SPMD i begge deponiene samt rett utenfor deponi 2 og omtrent midt mellom delområde 1 og deponi 2 .

For å vurdere om bruk av SPMD kan egne seg til overvåkning av andre miljøgifter enn PCB, ble det utført analyser av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), klorerte

plantevernmidler, tinnorganiske forbindelser, metylkvikksølv samt en utvidet analyse av PCB inkludert non-ortho PCB. Nivåene av disse miljøgiftene i SPMD er sammenlignet med nivåene målt i blåskjell.

2 MATERIALER OG METODER

2.1 Akkumulering av miljøgifter i blåskjell

2.1.1 Innsamling av blåskjell

Blåskjell (*Mytilus edulis*) ble samlet inn 28 august 1998 i Dalavågen på østsiden av Sotra, omtrent 11 kilometer fra Haakonsvern. Figur 2.1 viser et kartutsnitt over dette området og Ringaskjæret som ble benyttet som referansestasjon. Blåskjellene var festet langs en bratt fjellskrent på 0 - 0,5 meters dyp. Innsamlingen ble utført ved å rive løs blåskjellene med en jernrive. De ble samlet i store plastdunker fylt med sjøvann og fraktet til Haakonsvern der de ble fordelt i bur.

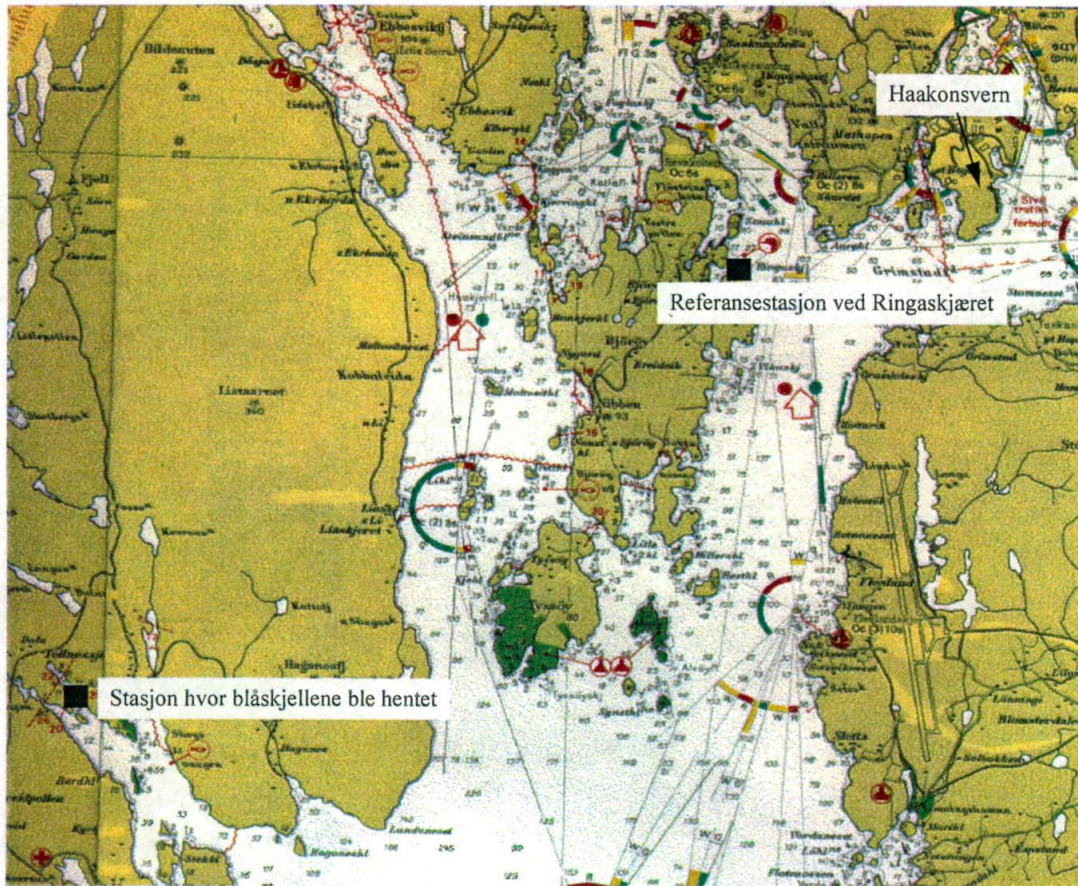
2.1.2 Utplassering av blåskjell i bur

Fisketeiner med nylonnetting ble brukt som bur ved utplassering av blåskjellene. Figur 2.2 viser hvordan burene med blåskjell og SPMD ble plassert på bunnen. I hvert bur ble det plassert omtrent 100 blåskjell med en størrelse over 2,5 cm (> 12 gram). Før utplassering ble 30 tilfeldige blåskjell plukket ut som nullprøve, resten ble fordelt på syv ulike stasjoner i området rundt Haakonsvern (Figur 2.3). Ved stasjon 7 ble det plassert ut to blåskjellbur, ett en meter over bunnen og et tre meter over bunnen. Dette ble gjort for å se om opptaket av PCB var avhengig av avstanden til det forurensede sedimentet.

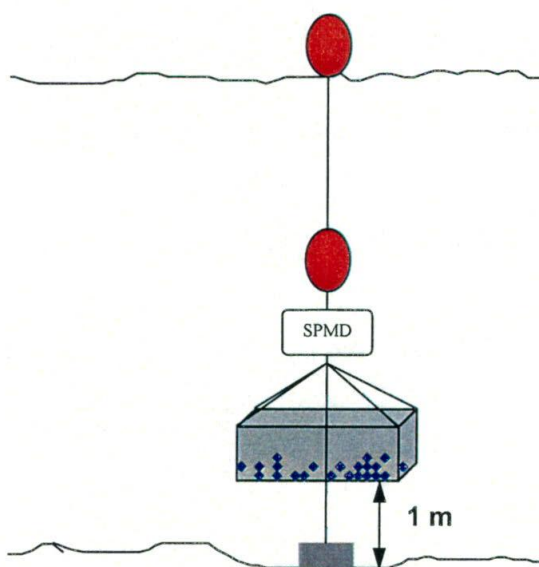
2.1.3 Innsamling av blåskjell fra burene

Den første innsamlingen av omtrent 30 blåskjell fra hvert bur fant sted 5 oktober 1998. Det ble deretter samlet inn omtrent 30 blåskjell fra hvert bur 4 november 1998 og 18 januar 1999. På grunn av is ble innsamling av blåskjell i deponiene utsatt fra 4 til 13 november. Det ble ikke observert noen døde blåskjell i burene bortsett fra i buret ved stasjon 4 i deponi 2 som alle var døde ved første prøveinnsamling. Dette var forårsaket av at buret hadde blitt presset ned i bunnen på deponiet av et avløpsrør og et råttent tre. Det ble observert lite sjøstjerner på burene.

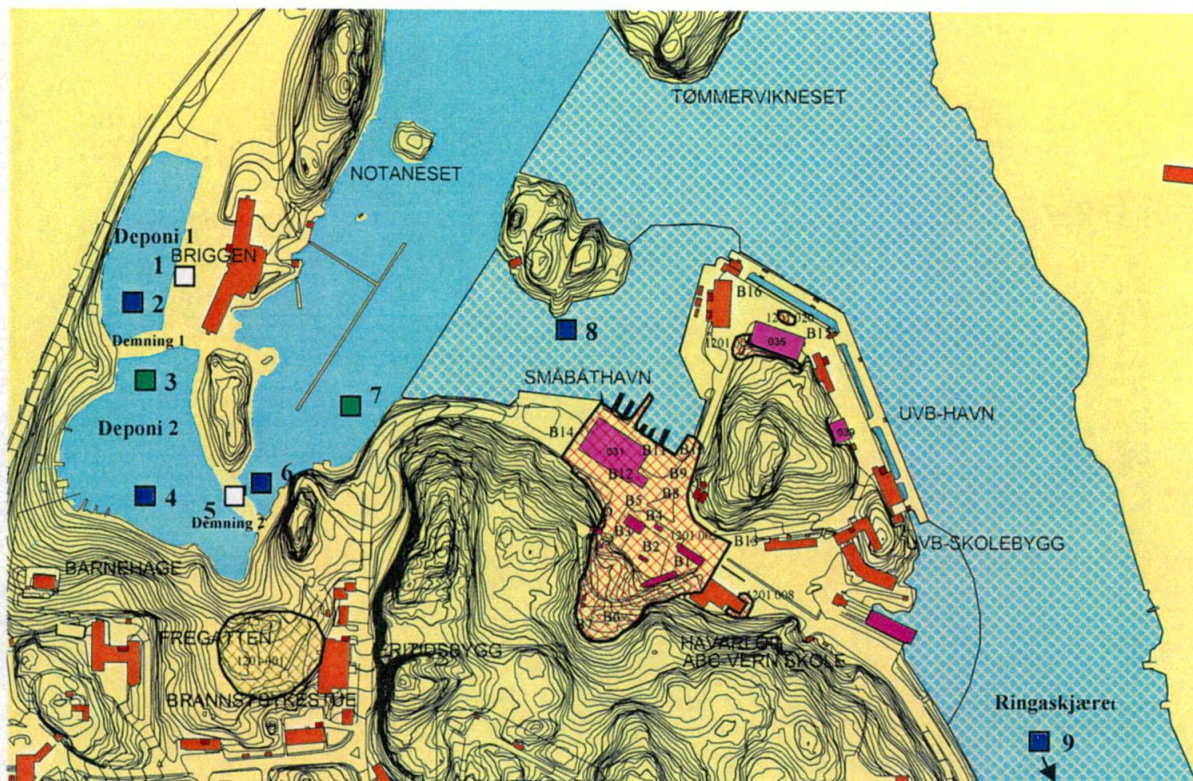
Ved andre prøveinnsamling var buret ved Ringaskjæret borte. En oversikt over de innsamlede prøvene er gjengitt i appendiks B.



Figur 2.1 Kartutsnitt som viser hvor blåskjellene ble hentet og referansestasjonen ved Ringaskjæret



Figur 2.2 Forankring av burene med blåskjell og SPMD på bunnen



- | | | |
|------------------------------------|--|------------------|
| ■ Blåskjell og SPMD stasjoner | ■ Blåskjell stasjoner | □ SPMD stasjoner |
| Stasjon 1, brønn 3 | Stasjon 6, utenfor deponi 2, ved demning 2 | |
| Stasjon 2, deponi 1 | Stasjon 7, utenfor deponi 2 | |
| Stasjon 3, deponi 2, ved demning 1 | Stasjon 8, delområde 1 | |
| Stasjon 4, deponi 2 | Stasjon 9, Ringaskjæret | |
| Stasjon 5, brønn 10A | | |

Figur 2.3 Plasseringen av blåskjell og SPMD stasjoner

2.1.4 Disseksjon av blåskjell

Omtrent 30 blåskjell fra hver lokalitet ble samlet sammen i plastposer og fraktet til laboratoriet på FFI for disseksjon. Blåskjellene ble først skylt under springvann for å fjerne slam fra skallet og deretter åpnet med en vanlig bordkniv. Innmaten unntatt lukkemuskel ble samlet i et begerglass og det ble veid ut blandprøver på 20 - 30 gram noe som tilsvarer 3 - 4 blåskjell. Blandprøvene ble så pakket i aluminiumsfolie og gitt sitt unike prøvenummer før de ble lagret ved - 20°C.

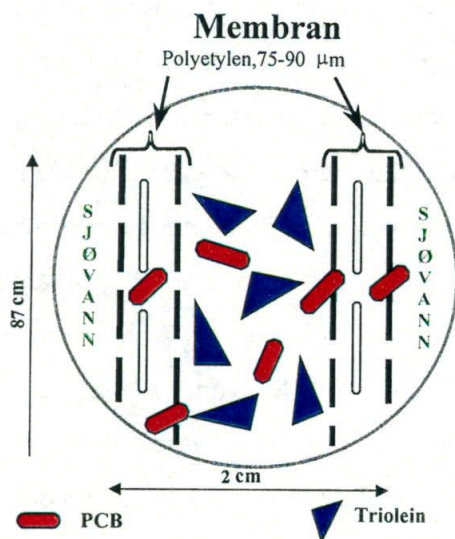
2.1.5 Homogenisering og frysetørking av blåskjell

Prøvene ble tint ved romtemperatur, veid og overført til et begerglass med 20 ml ionebyttet vann. Hver prøve ble homogenisert med en Ultra Turrax i 20 sekunder og fordelt på 2 glass. Deretter ble de frysetørket i en Speed Vac SC 200 (Savant) på lav tørkehastighet til de var tørre, omtrent 3 døgn. Prøvene ble så knust i morter, samlet i glass og frosset ved - 20°C.

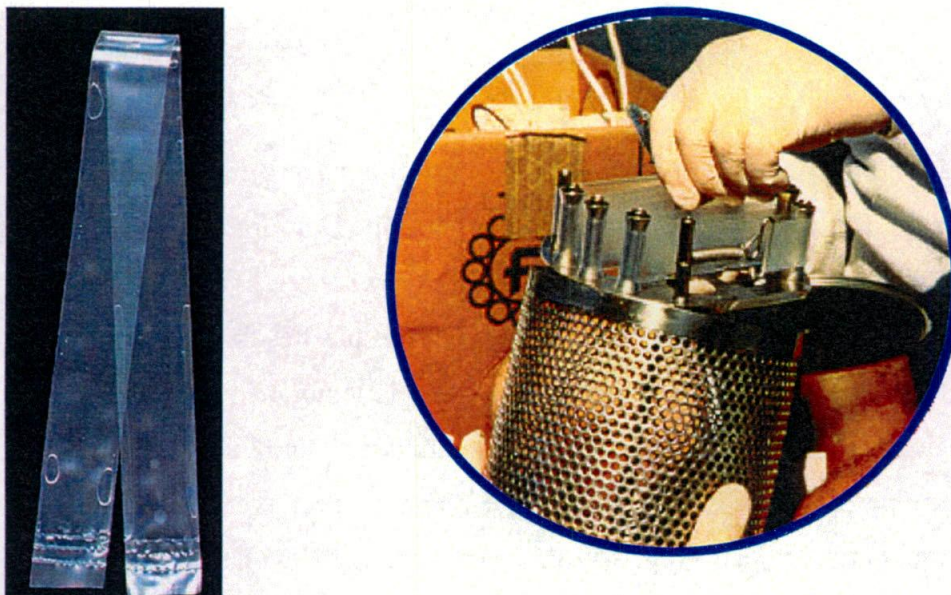
2.2 Akkumulering av miljøgifter i semipermeable membraner

2.2.1 Beskrivelse av de semipermeable membranene

Fordelen med bruk av semipermeable membraner som passive prøvetakere er at liten arbeidsinnsats kreves i felt og at sporadiske utslipp vil fanges opp. Det forgår ingen metabolisme i SPMD og de er heller ikke påvirket av biologiske faktorer, slik at SPMD gir uttrykk for den reelle belastningen av miljøgifter som organismer utsettes for. Med dette systemet vil miljøgifter som er bundet til partikler ikke tas opp i membranen, slik at resultatet gir en indikasjon på den mengden av løste miljøgifter i vannmassene som vil være tilgjengelig for opptak gjennom gjeller og hud. SPMD kan ligge ute i vannmassene over lengre tid for å fange opp tilfeldige og kontinuerlige utslipp. SPMD levert av Origo HB i Umeå, Sverige er laget av en flat polyetylen (LDPE) slange med en lengde på 87 cm og en bredde på 2 cm. Membranene er av leverandøren rensset med heksan for å fjerne eventuelle forurensninger, før den fylles med 1 ml triolein og forsegles. En skjematisk framstilling av hvordan PCB blir akkumulert i SPMD er vist i Figur 2.4, mens Figur 2.5 viser den semipermeable membranen fylt med triolein samt plasseringen av membranen i SPMD-enheten.



Figur 2.4 Skisse som viser hvordan fettløselige miljøgifter akkumuleres i lipidet triolein som membranen er fylt med



Figur 2.5 Bildet viser membranen med triolein og hvordan membranen blir plassert i SPMD-enheten

2.2.2 Utplassering av semipermeable membraner

I tillegg til blåskjell ble det utplassert membraner den 28 august 1998. Membranene ble satt ut ved Ringaskjæret, i deponi 1 og 2, utenfor demning 2 og i delområde 1. Det ble også utplassert en membran i brønn 3 og en i 10A. Disse ble senket ned i brønnen med et lodd nederst så de ble hengende ned i grunnvannet. Membranene som ble satt ut 28 august 1998 ble hentet inn 4 november 1998 bortsett fra den i deponi 1 som på grunn av is ble hentet 13 november. Det var ikke mulig å få opp membranen i deponi 2 som følge av at et avløpsrør og et råttent tre hadde havnet over både blåskjellburet og SPMD-enheten. SPMD fra deponi 2 ble funnet på bunnen av dykker 18 januar 1999. SPMD-enheten ved Ringaskjæret forsvant sammen med blåskjellene etter første prøveinnsamling. Alle membranene var i god forfatning bortsett fra den som hang i brønn 10A fra oktober til november som delvis hadde fylt seg med vann. Denne prøven hadde halvert sitt fettinnhold og ble tørket med natriumsulfat for å fjerne vannet. Ved hver vannprøvetaking i grunnvannsbrønnene måtte membranene heises opp og fires ned etter avsluttet prøvetaking. Under disse operasjonene har det sannsynligvis blitt slitt hull i membranen plassert i brønn 10A. En oversikt over prøveinnsamlingen er vist i appendiks C.

2.3 Analysemetoder

2.3.1 Ekstraksjon og analyse av Σ PCB₇ i blåskjell

Ekstraksjon og analyse ble utført i henhold til intern metode E2 "Bestemmelse av PCB i biologisk materiale" (5). Det ble veid inn 2 gram tørr prøve til hver analyse. IAEA-142 (International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria) blåskjellhomogenat ble benyttet som referansemateriale. Prøven ble tilsatt 8 ml ionebyttet vann, 20 gram natriumsulfat og 30 ml 80/20 blanding av aceton/heptan. Prøvene ble deretter ekstrahert i mikrobølgeovn (MESS 1000, CEM) i 15 minutter. Innstillinger av mikrobølgeovnen er vist i Tabell 2.1. Ekstraktet ble dampet inn til tørrhet og fettmengden ble bestemt. Fettet ble deretter løst i heptan og fjernet med konsentrert svovelsyre. Ekstraktene ble analysert på en gasskromatograf (GC) med en Electron Capture Detektor (ECD) for bestemmelse av PCB kongenerene PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-118, PCB-138, PCB-153 og PCB-180 (Σ PCB₇) med PCB-112 som internstandard.

Metode: PCB 2	
Styrke (%)	100
Trykk (psi)	175
Kjøretid (min:sek)	40:00
Tid ved gitt temperatur (min:sek)	15:00
Temperatur (°C)	115

Tabell 2.1 Innstillinger av mikrobølgeovnen MESS 1000

2.3.2 Ekstraksjon og analyse av Σ PCB₃₁ i blåskjell

Ekstraksjon ble utført etter samme metode som i kapittel 2.3.1, men med en ekstra opprensing til slutt på en surgjort silikakolonne og en aluminiumoksidkolonne. PCB-18, PCB-28, PCB-33, PCB-47, PCB-52, PCB-66, PCB-74, PCB-81, PCB-99, PCB-101, PCB-105, PCB-110, PCB-114, PCB-118, PCB-122, PCB-123, PCB-128, PCB-138, PCB-141, PCB 153, PCB-156, PCB-157, PCB-167, PCB-170, PCB-187, PCB-180, PCB-183, PCB-189, PCB-194, PCB-206 og PCB-209 (Σ PCB₃₁) ble bestemt med PCB-29, PCB-143, PCB-155, PCB-181 og PCB-207 som internstandarder. Ekstraktene ble analysert på en GC med ECD ved Statens institutt for folkehelse.

2.3.3 Ekstraksjon og analyse av Σ PCB₇ i SPMD

Ekstraksjon og analyse ble utført i henhold til intern metode E3 "Bestemmelse av PCB i SPMD" (6). Membranene ble først tørket av med cellostovfuktet med 1/1 ionebyttet vann/metanol. Løkken i endene ble kuttet helt ned til perforeringen og membranen ble rullet løst sammen og overført til en teflonflaske som var tilsatt 100 ml heptan og internstandard. Teflonflasken ble deretter ristet i et døgn ved 300 rpm. Heptanen ble overført til et inndampningsglass og membranen ble kuttet opp og ekstrahert på nytt med nye 100 ml heptan. Ekstraktet ble dampet inn til tørrhet og fettmengden ble bestemt. Fettet ble deretter løst i heptan og fjernet med konsentrert svovelsyre. Ekstraktene ble analysert med en GC med ECD for bestemmelse av PCB kongenerene PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-118, PCB-138, PCB-153 og PCB-180 med PCB-112 som internstandard.

2.3.4 Ekstraksjon og analyse av non-ortho PCB i blåskjell og SPMD

Ekstraksjonene ble utført etter samme metode som beskrevet i kapittel 2.3.1 og 2.3.3. Ved bruk av HPLC ble non-ortho (plane) PCB fraksjonert ut av ekstraktet på en pyrenkolonne (Cosmosil, 4,6x150 mm, no 378-37, Nacalai Tesque) med heptan som mobilfase. Fraksjonen ble til slutt rensert på en sur silikakolonne før PCB-189 ble tilsatt som gjenvinningsstandard. Det rensede ekstraktet ble analysert for PCB-77, PCB-126 og PCB-169 ved bruk av en GC koblet til et høyttoppløsende massespektrometer ved Statens institutt for folkehelse.

2.3.5 Ekstraksjon og analyse av klorerte plantevernmidler i blåskjell og SPMD

Etter homogenisering og frysetørking ble blåskjellprøvene og lipidet fra SPMD ekstrahert med en blanding av sykloheksan og aceton (forhold 3:2) ved bruk av en ultralydsonde. Som indre standarder ble det benyttet PCB-29, PCB-112 og PCB-207. Etter oppkonsentrering av ekstraktet ble det rensert med svovelsyre. Ekstraktet ble analysert på GC med ECD ved Norges veterinærhøgskole.

2.3.6 Ekstraksjon og analyse av PAH i blåskjell og SPMD

Prøvene tilsettes indre standarder før prøvene forsåpes med KOH/metanol. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) fra prøvene ble ekstrahert med pentan. Ekstraktet ble så rensert før det ble analysert på en GC med masseselektiv detektor ved Norsk institutt for vannforskning.

2.3.7 Ekstraksjon og analyse av tinnorganiske forbindelser i blåskjell og SPMD

Prøvene ble tilsatt indre standarder og oppluttet med alkoholisk lut. Etter justering av pH og direkte derivatisering ble de tinnorganiske forbindelsene ekstrahert med organiske løsningsmidler. Etter rensing og oppkonsentrering ble ekstraktene analysert med en GC med atomemisjonsdetektor ved Norsk institutt for vannforskning.

2.3.8 Ekstraksjon og analyse av kvikksølv og metylkvikksølv i blåskjell og SPMD

Det ble veid inn ca 2 gram tørr prøve av blåskjell som ble ekstrahert med trimetylammoniumhydroksyd (TMAH) og overført til toluen. Ekstraktet ble butylert med Grignard reagens, slik at metyl-butylkvikksølv og dibutylkvikksølv ble dannet. Omtrent samme mengde prøve ble ekstrahert med KOH/metanol. Dette ekstraktet ble rensert før det ble etylert med tetraetylborat. Den flyktige forbindelsen metyletylkvikksølv som dannes ble samlet opp på Teenax. Analyse av det butylerte og etylerte ekstraktet ble foretatt med GC tilkoblet et mikrobølgeindusert plasma atomemisjonsspektrofotometer. Ekstraksjon av SPMD ble utført på samme måte som for Σ PCB₇ (kapittel 2.3.3) inntil fettbestemmelse. Fettet ble løst i toluen før det ble derivatisert og analysert på samme måte som for blåskjell.

3 RESULTATER

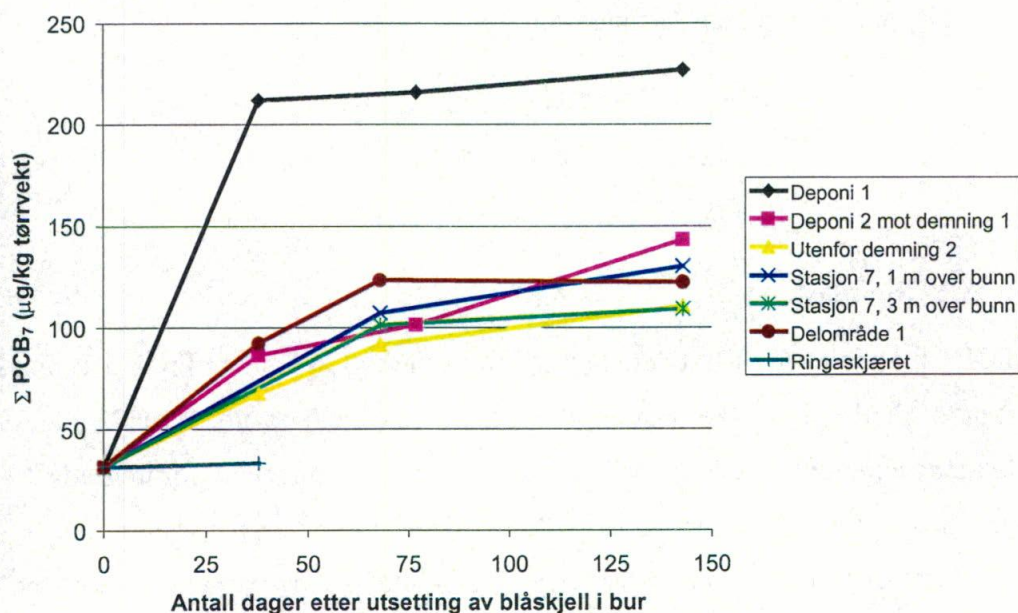
3.1 Innhold av PCB i blåskjell

Innholdet av PCB i blåskjell ved ulike tider etter at burene ble satt ut er vist i Figur 3.1, mens analyserapporten for PCB i blåskjell er vist i appendiks D. Blåskjellene ble satt ut 28 august 1998 om lag to måneder etter at mudringen i delområde 1 og innfyllingen av forurensede sedimenter i deponi 1 ble avsluttet. Innholdet av PCB i blåskjellene som ble hentet fra Dalavågen på østsiden av Sotra var noe høyere enn det som ble registrert ved innhenting av blåskjell fra samme sted 23 oktober 1997 (3).

For alle stasjoner ble det observert en økning i konsentrasjonen av PCB i blåskjellene etter at de ble satt ut ved Haakonsvern. Blåskjellene ved Ringaskjæret ble dessverre borte etter første prøveinnsamling, men det ser ut til at nivået av PCB ikke har endret seg vesentlig fra det som ble registrert ved prøveinnsamling i Dalavågen. Nivået av PCB ved Ringaskjæret er tilsvarende det som ble registrert under mudringen (3). Det ble tatt ut blåskjellprøver etter omtrent 1 måned, 2 måneder og 4 måneder. For flere av stasjonene ser det ut til at

konsentrasjonen av PCB først flater ut etter omkring to måneders eksponering. Det er derfor nødvendig at eksponeringstiden ved slike undersøkelser er minst to måneder. Etter to måneder hadde konsentrasjonen av PCB økt omkring 3-4 ganger for de stasjonene som var plassert utenfor deponiene, og dette er i samsvar med det som ble registrert i undersøkelsen som ble utført under mudringen (3).

Etter avsluttet mudring i delområde 1 er den gjennomsnittlige konsentrasjonen av PCB i sjøsedimentene under 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt (7). Noe av hensikten med denne undersøkelsen var å se om den reduserte konsentrasjonen av PCB i sedimentene i delområde 1, medførte et lavere opptak av PCB i blåskjell. Konsentrasjonen av PCB i de blåskjellene som var plassert omtrent midt i delområde 1 er omtrent den samme som før mudringen startet. Det er derfor ikke tegn som tyder på at tiltaket som er utført i delområde 1 har hatt vesentlig betydning for det marine livet i dette området med hensyn på miljøbelastning av PCB. Den sannsynlige forklaringen på dette er at områdene rundt delområde 1 inneholder høye konsentrasjoner av PCB i sedimentene og at det marine livet i delområde 1 blir påvirket av PCB fra disse områdene.



Figur 3.1 Konsentrasjonen av PCB ved ulike eksponeringstider for utplasserte blåskjell ved Haakonssvern

Da konsentrasjonen av PCB i sjøsedimentene er betydelig redusert i delområde 1 samtidig som en ikke kan spore et lavere opptak av PCB i de blåskjellene som ble plassert i dette området, kan det tyde på at mesteparten av PCB-opptaket ikke kommer direkte fra sedimentene i dette området. En stor del av opptaket kommer sannsynligvis som en direkte følge av at det er små mengder PCB løst i vannmassene (8, 9, 10, 11). Selv om det ikke er registrert store

strømningshastigheter i delområde 1, vil det være en viss sirkulasjon som følge av tidevannsflukser. Vann som er i kontakt med de forurensede sedimentene rundt delområde 1 vil derfor også strømme gjennom delområde 1 og dette kan være tilstrekkelig til å gi det opptaket av PCB som blir registrert i blåskjell. Organismer som er føde for blåskjell vil også føres med strømmen og kommer derfor fra områder rundt delområde 1 som har betydelig større konsentrasjoner av PCB i sedimentene. Det er derfor liten sannsynlighet for at føden til blåskjell i delområde 1 er blitt vesentlig forbedret som følge av at det er gjort tiltak i delområde 1. Løseligheten av PCB i vann er veldig lav, samtidig som den beregnede konsentrasjonen av PCB i sjøvannet i delområde 1 er meget lav (3) i forhold til restkonsentrasjonen av PCB i sjøsedimentet i dette området. Det kan derfor tenkes at restkonsentrasjonen av PCB i sedimentene i delområde 1 kan være tilstrekkelig til gi en uendret konsentrasjon av løst PCB i vannet, slik at opptaket av PCB i blåskjell ikke reduseres. Det er ikke foretatt noen direkte analyser av PCB i sjøvannet fra dette området, men det er benyttet SPMD for å estimere konsentrasjonen av PCB i sjøvannet og resultater fra disse undersøkelsene er omtalt i kapittel 3.2.1.

Etter omtrent fire måneder ble det ikke registrert noen vesentlige forskjeller i konsentrasjonen av PCB ved de ulike stasjonene bortsett fra blåskjellstasjonen inne i deponi 1. Dette betyr at blåskjell inne i deponi 2 oppnådde den samme konsentrasjon av PCB som ble observert i delområde 1, slik at miljøbelastningen av PCB for disse områdene er omtrent like.

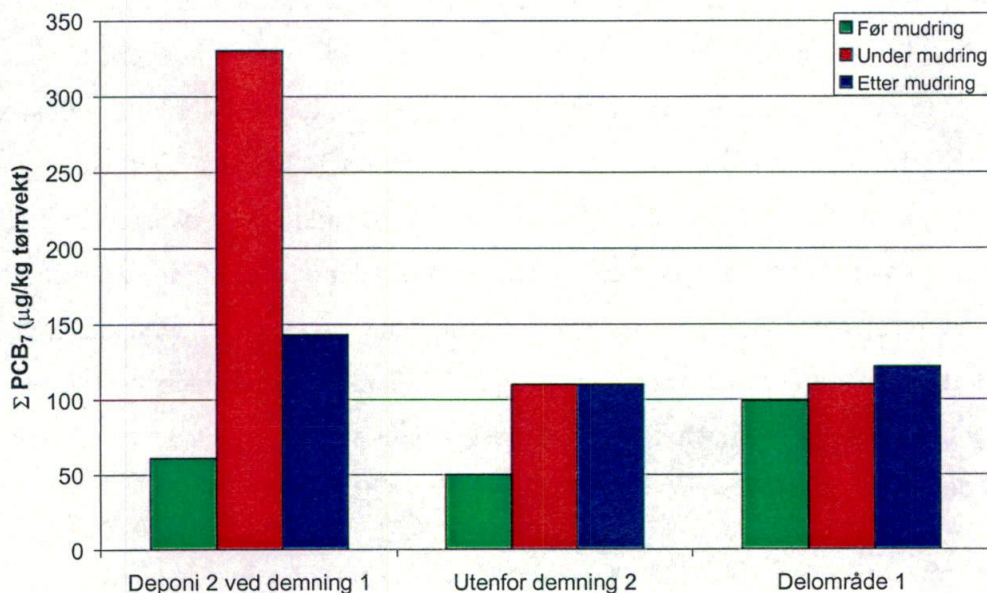
Konsentrasjonen av PCB i blåskjell plassert inne i deponi 1 var forholdsvis høy, men nådde ikke det nivået som ble målt inne i deponi 2 under mudringen. Det er derfor grunnlag for å si at transporten av PCB ut av deponi 1 etter avsluttet innfylling av forurensede masser i deponi 1 er blitt redusert i forhold til situasjonen under innfylling av forurensede masser i deponi 1.

Årsaken til dette er sannsynligvis at mengden biotilgjengelig PCB i deponi 1 er blitt redusert som følge av at de forurensede sedimentpartiklene har sedimentert på bunnen. Dette har igjen ført til at konsentrasjonen av PCB i vannet er blitt redusert (se nærmere beskrivelse i kapittel 3.2). Det kan se ut som om at konsentrasjonen av PCB i blåskjellene plassert inne i deponi 2 ikke stabiliserer seg på samme måte som for de andre stasjonene. Årsaken til dette kan være at det blir transportert små mengder PCB fra deponi 1 og ut i deponi 2 (for nærmere omtale se kapittel 3.2). Det kan ikke påvises noen konsentrasjonsgradient av PCB ut fra deponi 2, noe som indikerer at det ikke foregår noen vesentlig transport av PCB ut fra deponi 2.

Det ble ikke registrert forskjellig opptak av PCB ved stasjon 7 som følge av forskjellig avstand til det forurensede sedimentet. Det kan derfor se ut til at blåskjellenes opptak av PCB i liten grad stammer fra opptak av forurensede sedimentpartikler. Som nevnt tidligere er det mer

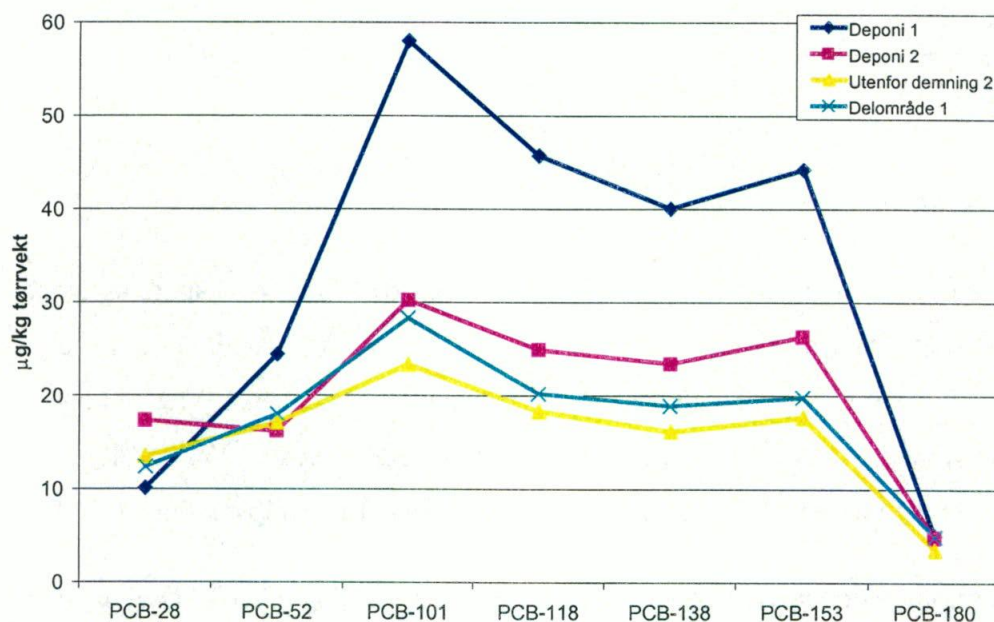
trolig at mesteparten av PCB opptaket kommer fra løst PCB i sjøvannet og inntak av PCB-holdig føde.

I Figur 3.2 er konsentrasjonen av PCB i blåskjell for noen stasjoner før, under og etter mudring og innfylling i deponi 1 vist. I deponi 2 og utenfor demning 2 er det en økning i konsentrasjonen av PCB som følge av at forurensede masser er fylt inn i deponi 1. I delområde 1 er det ikke noen vesentlig endring i konsentrasjonen av PCB i forhold til før mudringen startet i dette området. Etter avsluttet mudring og innfylling av forurensede masser i deponi 1 er konsentrasjonen av PCB i blåskjellene plassert i deponi 2 over halvert i forhold til under mudring og omtrent på samme nivå som i delområde 1 og utenfor demning 2. Dette betyr at det under mudring har vært en større miljøbelastning av PCB i deponi 2 enn etter avsluttet mudring. En kan derfor konkludere med at det transporteres mindre PCB ut fra deponi 1 etter avsluttet mudring enn under mudringen. Etter avsluttet mudring er konsentrasjonen av PCB i blåskjellene utenfor demning 2 og i delområde 1 omtrent uforandret i forhold til under mudring. Det tyder derfor på at miljøbelastningen av PCB ved disse stasjonene ikke har forandret seg etter avsluttet mudring. På grunn av at de forurensede massene er fylt inn i deponi 1 har blåskjell i deponi 2 og utenfor demning 2 fått en noe økt miljøbelastning av PCB enn før mudringen startet. Dette skyldes sannsynligvis at det transporteres noe PCB ut fra deponi 1 selv etter at mudringen ble avsluttet. Det er også fylt noe forurensede masser inn i deponi 2, slik at sedimentene i dette området har fått tilførsler av PCB som kan gi opphav til den ekstra miljøbelastningen som observeres i deponi 2 og utenfor demning 2.



Figur 3.2 Konsentrasjonen av PCB i blåskjell før, under og etter mudring i delområde 1 for noen stasjoner

Kongenersammensetningen av PCB for noen av blåskjellstasjonene er vist i Figur 3.3. Kongenersammensetningen er sammenlignbar med det som ble observert under mudring (3). Sammensetningen er omtrent lik for de ulike stasjonene, noe som indikerer at eksponeringen for PCB stammer fra omtrent samme kilde.



Figur 3.3 Kongenersammensetningen av PCB i blåskjell for noen av stasjonene

3.1.1 Innhold av Σ PCB₃₁ i blåskjell

Det er gjort en oppsummering av resultatene for Σ PCB₃₁ i Tabell 3.1, mens analyserapporten er vist i appendiks E. Konsentrasjonene av Σ PCB₇ i prøvene analysert av Statens institutt for folkehelse samsvarer godt med prøvene analysert av FFI. I Tabell 3.1 er forholdet Σ PCB₃₁/ Σ PCB₇ beregnet for å se hvordan Σ PCB₇ er egnet som beskrivelse av PCB konsentrasjonen. Det viser seg at dette forholdet er ganske konstant med en faktor på omtrent to. At forholdet Σ PCB₃₁/ Σ PCB₇ er konstant gir indikasjon på at blåskjellene i de ulike områdene sannsynligvis blir påvirket av den samme PCB blandingen. For områdene rundt Haakonvern ser det derfor ut til at Σ PCB₇ gir en god beskrivelse av PCB belastningen.

	Blåskjell	Blåskjell	Blåskjell
	Ringaskjæret	Delområde 1	Deponi 1
Fett % av tørrvekt	8,50	8,98	8,93
Σ PCB ₃₁ ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt)	47	271	599
Σ PCB ₃₁ / Σ PCB ₇	2,0	2,1	2,1

Tabell 3.1 Oppsummering av resultater etter måling av 31 PCB kongenerer i blåskjell etter avsluttet mudring

I prøvene ved Haakonsvern er konsentrasjonen av PCB-110 høy i forhold til andre kongenerer som er målt, noe som sannsynligvis innebærer at PCB kilden i området rundt Haakonsvern er Arochlor 1254, Clophen A50 som begge har en høy andel av PCB-110 (12). Det kan også være at kilden er Kanechlor KC-500 som også er veldig lik både Arochlor 1254 og Clophen A50 i tillegg til at det er rapportert at Kanechlor KC-500 er blitt benyttet i skipsmaling (13).

I Tabell 3.2 er konsentrasjonen av mono-ortho PCB, di-ortho PCB og toksiske ekvivalenter (TE) ved bruk av toksiske ekvivalentfaktorer (TEF) fra World Health Organisation (WHO) 1994 (14) og nye TEF fra WHO 1998 (15) vist. Konsentrasjoner og TE for non-ortho PCB er vist i kapittel 3.3. TE fra mono-ortho og di-ortho PCB utgjør litt under halvparten av de totale toksiske ekvivalenter for PCB (TE_{PCB}) i delområde 1 og deponi 1. Dette viser derfor at det er nødvendig å bestemme mono-ortho og di-ortho PCB ved bestemmelse av kostholdsrad. I deponi 1 er TE omtrent to ganger større enn i delområde 1. Dette samsvarer med at konsentrasjonen av PCB i blåskjell fra deponi 1 var omtrent to ganger høyere enn i delområde 1.

	Ringaskjæret	Delområde 1	Deponi 1
PCB-81, µg/kg tørrvekt	2,0	15,83	36,30
PCB-105, µg/kg tørrvekt	1,29	10,24	21,31
PCB-114, µg/kg tørrvekt	< 0,05	< 0,05	< 0,05
PCB-118, µg/kg tørrvekt	2,94	22,47	55,74
PCB-123, µg/kg tørrvekt	< 0,05	< 0,05	< 0,05
PCB-156, µg/kg tørrvekt	0,25	1,55	3,16
PCB-157, µg/kg tørrvekt	0,07	0,49	0,97
PCB-167, µg/kg tørrvekt	0,84	3,13	7,04
PCB-170, µg/kg tørrvekt	0,13	0,59	1,26
PCB-180, µg/kg tørrvekt	0,44	2,42	5,76
PCB-189, µg/kg tørrvekt	0,08	0,19	0,34
Σ TE, ng/kg våtvekt ¹	0,1	0,9	2,0
Σ TE, ng/kg våtvekt ²	0,2	1,2	2,7

Tabell 3.2 Konsentrasjoner av mono-ortho og di-ortho PCB i blåskjell. ¹TE for mono-ortho og di-ortho PCB ved bruk av TEF fra WHO 1994. ²TE for mono-ortho og di-ortho PCB ved bruk av TEF fra WHO 1998

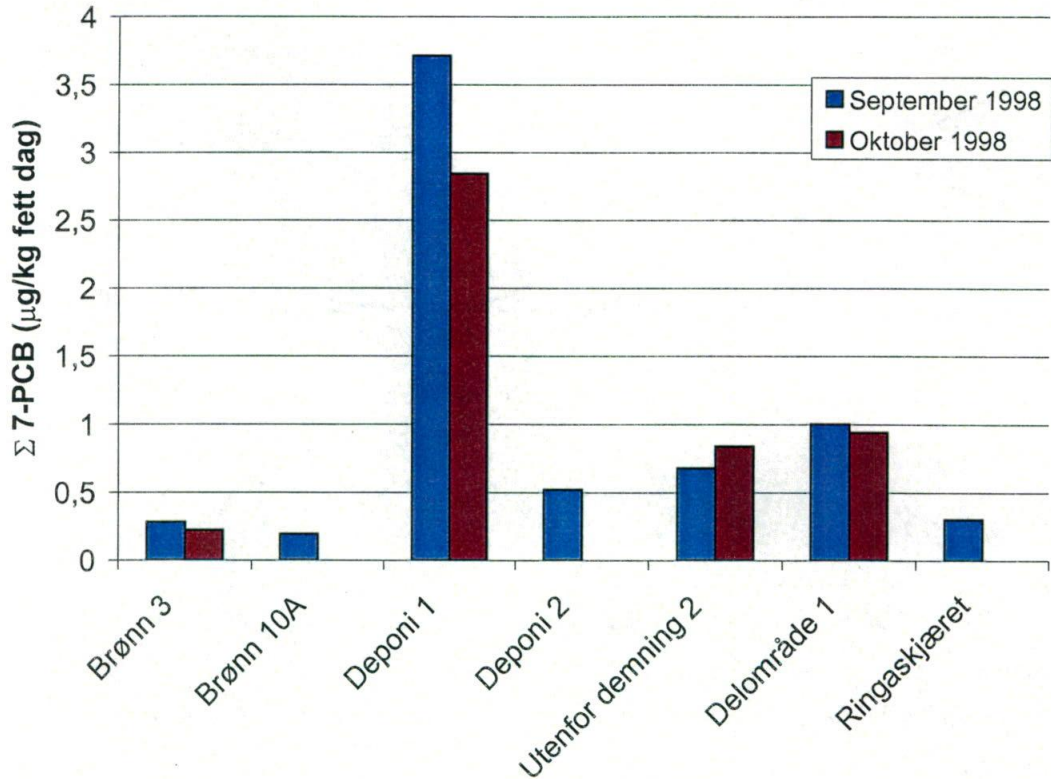
3.2 Innhold av PCB i SPMD

Da konsentrasjonen av PCB i sjøvannet er veldig lav har en ikke gode nok deteksjonsgrenser ved konvensjonelle analyser. I disse undersøkelsene er det benyttet SPMD for å estimere konsentrasjonen av løst PCB i sjøvannet. Konsentrasjonen av PCB i SPMD ved de ulike stasjonene er vist i Figur 3.4, mens konsentrasjonen av løst PCB i vannet er nærmere beskrevet under kapittel 3.2.1. Analyserapporten for disse målingene er vist i appendiks D.

Da det hadde gått hull på membranen plassert i brønn 10A i oktober er ikke resultater for denne tatt med. Resultatet for SPMD plassert i deponi 2 i oktober er også utelatt da denne membranen var blitt liggende på bunnen. Bortsett fra disse to stasjonene ble det ikke observert noen vesentlig endring i konsentrasjonen av PCB fra september til oktober. Den høyeste konsentrasjonen av PCB ble målt inne i deponi 1, noe som indikerer at konsentrasjonen av løst

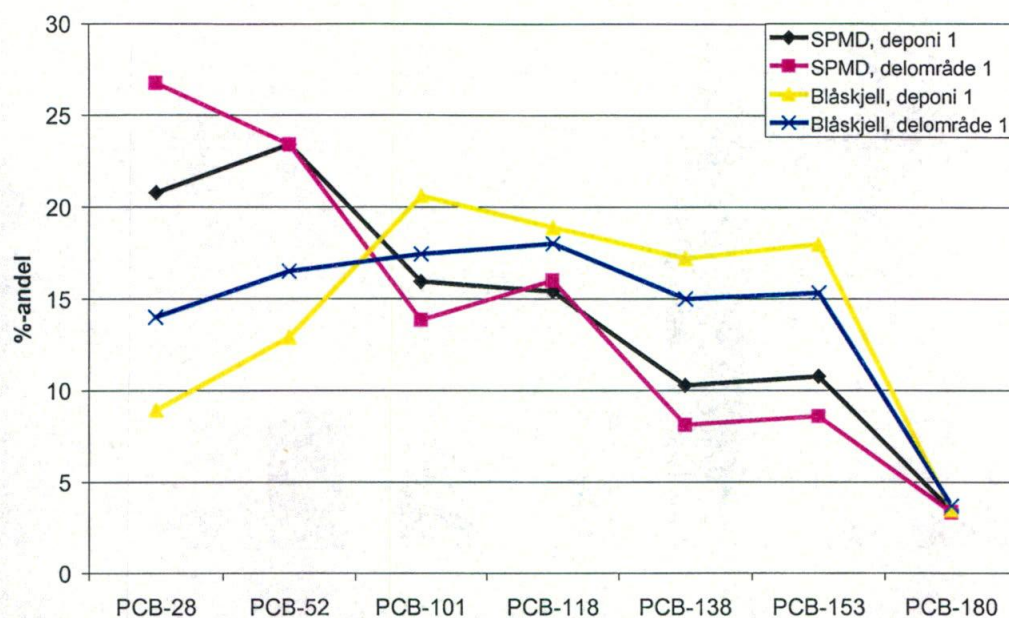
PCB er størst i dette området. Blant SPMD stasjonene er det sannsynlig at sedimentet inne i deponi 1 er mest forurenset av PCB og det er derfor naturlig at en finner høyest konsentrasjon av løst PCB i dette området. Det er sannsynligvis også mindre utskiftning av vann i deponi 1 i forhold til områdene utenfor deponiene. Dette vil medvirke til at konsentrasjonen av løst PCB i deponi 1 blir høyere enn utenfor deponiene selv om konsentrasjonen av PCB i sedimentene er lik. Det ble registrert noe høyere konsentrasjoner av PCB i SPMD etter avsluttet mudring i forhold til før mudring og under mudring. Dette kan muligens forklares med at SPMD har vært utplassert ved forskjellige årstider og at temperaturforhold i sjøen har virket noe inn på opptaket av PCB i SPMD. Den effektive ekstraksjoshastigheten for PCB vil øke med økende temperatur, noe som vil medføre at akkumuleringen av PCB i SPMD vil øke som følge av en temperaturstigning. Eksponeringstiden har også vært noe forskjellig etter mudring i forhold til før og under mudring noe som også kan ha hatt innvirkning på resultatet. I lys av at det er forholdsvis stor usikkerhet i bruk av SPMD, må en kunne si at tidligere resultater (3) og resultater rapportert i denne rapporten samsvarer godt med hverandre.

Resultatene tyder på at det er lavere konsentrasjon av løst PCB i deponi 2 og utenfor demning 2 i forhold til i delområde 1. Det er derfor lite som tyder på at det er noen vesentlig transport av PCB fra deponi 1. Dette støtter opp om det som ble funnet for blåskjell, der det ikke var noen vesentlig forskjell i miljøbelastningen for de ulike stasjonene utenfor deponi 1. I deponi 1 er konsentrasjonen av PCB i SPMD redusert omkring fire ganger i forhold til under mudring. Det er stor grunn til å tro at dette skyldes at de forurensete sedimentpartiklene har sedimentert, slik at transporten av PCB fra sedimentpartiklene til vannet er blitt betydelig redusert. Ved mudring var forskjellen mellom konsentrasjonen av PCB i SPMD i deponi 1 og delområde 1 over 14 ganger, mens det etter avsluttet mudring er en forskjell på omkring tre ganger. Det er derfor klart at denne reduksjonen i konsentrasjonsgradient har ført til at transporten av PCB fra deponi 1 er blitt betydelig redusert etter avsluttet mudring i forhold til under mudring.



Figur 3.4 Innhold av PCB i SPMD ved ulike stasjoner etter avsluttet mudring i delområde 1

Kongenersammensetningen av PCB i SPMD er noe forskjøvet mot lavere klorerte PCB kongenerer enn for blåskjell (Figur 3.5). Dette ble også funnet i undersøkelsene utført før og under mudring i delområde 1 (3). Årsaken til at denne forskyvningen observeres kan være forårsaket av at høyklorerte kongenerer har lavere diffusjonshastighet enn lavklorerte kongener (16). Fra leverandøren av SPMD er det ikke oppgitt effektive ekstraksjonshastigheter for andre kongenerer enn PCB-52. Andre har imidlertid rapportert at lavklorerte kongenerer har lavere ekstraksjonshastigheter enn høyklorerte kongenerer (17). Om dette er korrekt er det grunn til å tro at konsentrasjonen av lavklorerte kongenerer er større i vannet enn høyklorerte kongenerer, noe som er naturlig å tenke seg ut i fra at løseligheten av lavklorerte kongenerer er større enn høyklorerte kongenerer. Dette vil derfor bety at forskjellen i konsentrasjonen mellom lavklorerte kongenerer og høyklorerte kongenerer løst i vannet er større enn det som Figur 3.5 viser.



Figur 3.5 Sammenligning av kongenersammensetningen i SPMD og blåskjell

3.2.1 Innhold av PCB i sjøvannet

Med bakgrunn i den effektive ekstraksjonshastigheten av PCB i SPMD kan en beregne seg fram til konsentrasjonen av løst PCB i vannet ut fra ligning (4.1). Den effektive ekstraksjonshastigheten for PCB-52 er oppgitt fra leverandøren til å være 4,9 liter/dag (16). Dette tallet er fremkommet på bakgrunn av gjennomstrømningsforsøk med strømningshastighet < 1 cm/sekund, konstant konsentrasjon av PCB i vann på 100 ng/l og ved 18 °C. I 1998 ble den effektive ekstraksjonshastigheten oppgitt til å være 10,2 liter/dag for PCB-52 under samme betingelser. Det er derfor forholdsvis stor usikkerhet knyttet til den effektive ekstraksjonshastigheten, slik at den estimerte konsentrasjonen av løst PCB i sjøvannet er forbundet med forholdsvis stor usikkerhet. Den effektive ekstraksjonshastigheten er påvirket av temperatur, fordelingskoeffisienten oktanol/vann (K_{ow}) og begroing av membranene. Det er derfor noe usikkert hvilken effektiv ekstraksjonshastighet det har vært på Haakonsvern. I disse beregningene er effektiv ekstraksjonshastighet på 4,9 l/dag benyttet for alle PCB kongenerene, noe som sannsynligvis er høyt med tanke på de aktuelle temperaturer på Haakonsvern. Meadows et al (17) har oppgitt ekstraksjonshastigheter for en rekke PCB kongenerer basert på feltmålinger og disse ligger fra omkring 2 l/dag for PCB-28 til over 7 l/dag for PCB-180 ved omkring 12 °C.

$$C_W = \frac{C_L}{R_s \cdot t} \quad (4.1)$$

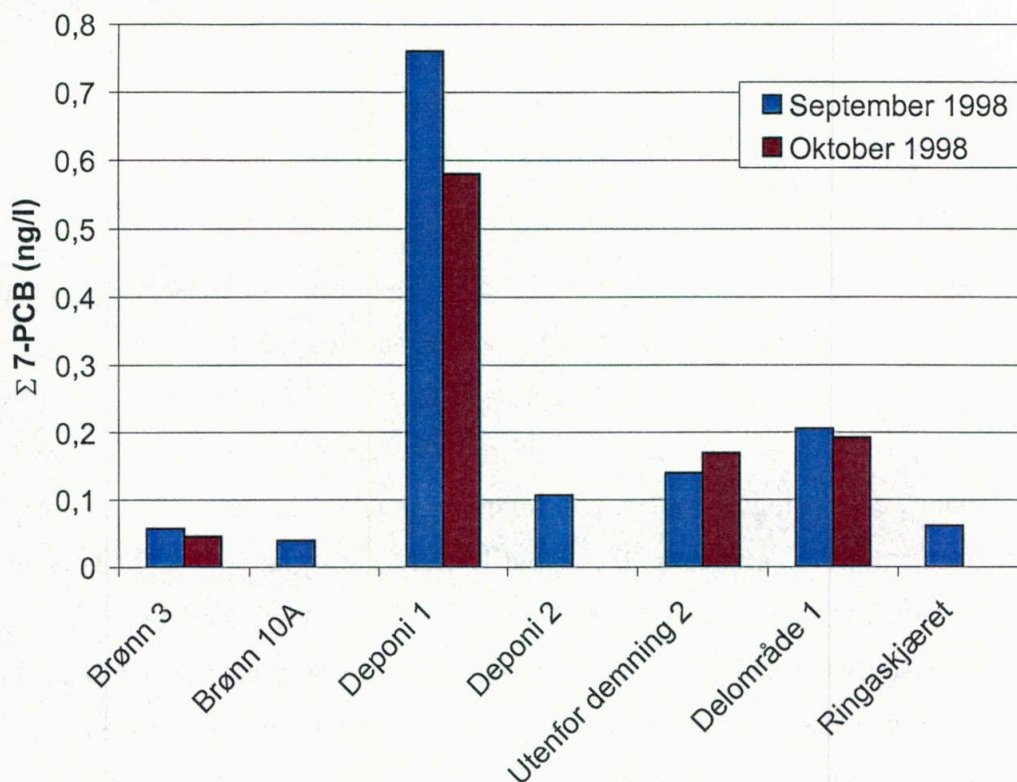
C_W : konsentrasjon av PCB i vann

C_L : konsentrasjon av PCB i de semipermeable membranene

R_s : effektiv ekstraksjonshastighet

t : antall dager utplassert i sjøen

Med utgangspunkt i en effektiv ekstraksjonshastighet på 4,9 liter/dag er konsentrasjonen av PCB løst i vannet estimert (Figur 3.6). Det tyder på at det inne i deponi 1 er over fem ganger mer PCB løst i forhold til i deponi 2. Disse beregningene viser derfor at det er en forholdsvis stor konsentrasjonsgradient mellom deponi 1 og deponi 2 av løst PCB. Da demning 1 mellom deponi 1 og deponi 2 sannsynligvis bare delvis vil fange opp løst PCB, vil det være sannsynlig at det foregår en viss transport av PCB ut fra deponi 1. Konsentrasjonen av PCB både i deponi 2 og utenfor demning 2 er bare omtrent dobbelt så stor som konsentrasjon målt ved referansestasjonen Ringaskjæret. Det er derfor ikke indikasjoner på at det transporteres så mye PCB ut av deponi 1 etter avsluttet mudring at det gir noen vesentlig endring i konsentrasjonen av løst PCB i deponi 2. Undersøkelsene med blåskjell viste også det ikke var noen vesentlig transport av PCB ut fra deponi 1. Det er også målt lave konsentrasjoner av PCB i grunnvannsbrønn 3 og 10A. Det er derfor lite trolig at det foregår en transport av PCB fra deponi 1 og ut i grunnvannet. Målingene som er utført i grunnvannsbrønnene kan ikke helt sammenlignes med de som er utført i sjøen, da utskiftningen av vann i grunnvannsbrønnene sannsynligvis ikke er like stor som ute i sjøen. Det er derfor sannsynlig at den effektive ekstraksjonshastigheten for PCB i SPMD har vært noe lavere i grunnvannsbrønnene enn ute i sjøen.



Figur 3.6 Estimerte konsentrasjoner av PCB ved de ulike stasjonene med bakgrunn i bruk av SPMD og en effektiv ekstraksjonshastighet på 4,9 liter/dag

3.3 Innhold av non-ortho PCB i blåskjell og SPMD

To prøver av blåskjell og tre prøver av SPMD ble analysert for innhold av non-ortho PCB. Analyseresultatene er gjengitt i Tabell 3.3, mens analyserapporten er gjengitt i appendiks F. I analyserapporten fra Statens institutt for folkehelse er det benyttet TEF etter WHO 1994 (14). TEF etter WHO 1998 (15) utgjør ingen vesentlig forandring av nivået noe som Tabell 3.3 viser.

$TE_{\text{non-ortho PCB}}$ for blåskjellene i delområde 1 er i samme størrelsesorden som tidligere rapporterte data fra norske fjorder (Tabell 3.4). Det er imidlertid en høyere belastning av non-ortho PCB i Kristiansandsfjorden, Sandefjordsfjorden og Haakonsvern i forhold til Grenlandsfjordene og Mefjorden. Det ble ikke funnet noen konstant faktor mellom $\sum \text{PCB}_7 / TE_{\text{non-ortho PCB}}$, men faktoren funnet i delområde 1 stemmer bra overens med Sandefjordsfjorden og Mefjorden. I deponi 1 er faktoren mer lik det som er rapportert for Grenlandsfjordene. Det ser derfor ut til at det kan være vanskelig å gjøre estimater av TE_{PCB} med bakgrunn i $\sum \text{PCB}_7$, da forholdet $\sum \text{PCB}_7 / TE_{\text{non-ortho PCB}}$ varierer med en faktor på over tre.

	Blåskjell	Blåskjell	SPMD	SPMD	SPMD
	Delområde 1	Deponi 1	Ringaskjæret	Deponi 1	Delområde 1, Lekter
Fett % av tørrvekt	11,18	9,23	100	100	100
PCB-77 (pg /g fett)	22000	100000	81	32000	470
PCB-126 (pg/g fett)	610	3200	< 4,2	370	< 20
PCB-169 (pg/g fett)	25	82	< 2,4	< 7,2	< 3,9
Σ TE _{non-ortho PCB} (pg/g fett) ¹	63	331	0,5	53	2,2
Σ TE _{non-ortho PCB} (ng/kg våtvekt) ²	1,6	7,0			
Σ TE _{non-ortho PCB} (ng/kg våtvekt) ³	1,4	6,2			
Σ TE _{PCB} (ng/kg våtvekt) ³	1,6	7,4			

Tabell 3.3 Konsentrasjon av non-ortho PCB og toksiske ekvivalenter i blåskjell og SPMD. Blåmarkerte tall er målinger utført etter avsluttet mudring i delområde 1, mens rødmarkerte tall er målinger utført under mudring i delområde 1 (se (3) for lokalisering av stasjoner). ¹Beregnete TE ved bruk av TEF fra WHO 1998. I analyserapporten fra Statens institutt for folkehelse er TEF fra 1994 benyttet i tillegg til at det gjort feil ved summering. ²TE ved bruk av TEF fra WHO 1994. ³TE ved bruk av TEF fra WHO 1998

Det finnes ikke tilstrekkelig med data som viser hva bakgrunnsbelastningen av non-ortho PCB langs norskekysten er og det er derfor ikke mulig å gi noen fullgod vurdering av tilstanden på Haakonsvern. Inntaket av TE fra fisk og fiskeprodukter utgjør en stor andel av det totale inntaket av TE fra næringsmidler (18). Det gjennomsnittlige ukentlige inntaket av dioksinlignende PCB i fisk og fiskeprodukter er satt til 289 pg TE/uke noe som tilsvarer ca 27 blåskjell fra delområde 1 i uken. Det er derfor helt klart at TE for non-ortho, mono-ortho og di-ortho PCB hos blåskjell i delområde 1 utgjør en vesentlig del av det tolerable inntaket av TE. Det maksimale tolererbare ukentlige inntaket av TE er satt til 35 pg/kg kroppsvekt eller maksimalt 2100 pg TE i uka for en person på 60 kg (18).

Lokalitet	År	TE _{non-ortho PCB} ng/kg våtvekt	Σ PCB ₇ /TE _{non-ortho PCB}
Delområde 1 (denne rapport)	1998	1,6	15870
Deponi 1 (denne rapport)	1998	7,0	6570
Kristiansandsfjorden (19)	1992	1,55	Σ PCB ₇ ikke rapportert
Kristiansandsfjorden (19)	1996	1,40	4143
Haakonsvern (20)	1993	1,95	Σ PCB ₇ ikke rapportert
Grenlandsfjordene (21)	1995	0,44	8636
Grenlandsfjordene (21)	1995	0,26	11192
Grenlandsfjordene (22)	1996	0,43	10326
Grenlandsfjordene (22)	1996	0,57	6509
Grenlandsfjordene (22)	1996	0,37	7622
Grenlandsfjordene (23)	1998	0,60	6500
Grenlandsfjordene (23)	1998	0,43	6512
Sandefjordsfjorden (24)	1997-98	1,81	14033
Mefjorden (24)	1997-98	0,67	15074

Tabell 3.4 Toksiske ekvivalenter i blåskjell fra norske fjorder ved bruk av TEF fra WHO 1994 og forholdet $\Sigma \text{PCB}_7/\text{TE}_{\text{non-ortho PCB}}$

Innholdet av non-ortho PCB i SPMD gjenspeiler resultatene av ΣPCB_7 i SPMD. Det er en økende konsentrasjon fra Ringaskjæret til delområde 1 og videre til deponi 1. Under mudring er det 68 ganger mer non-ortho PCB i SPMD i deponi 1 sammenlignet med delområde 1, mens konsentrasjonen av ΣPCB_7 bare er i underkant av 15 ganger større i deponi 1 sammenlignet med delområde 1. Det kan derfor tyde på at det under innfylling av forurensede masser i deponi 1 har vært mer non-ortho PCB enn det som ΣPCB_7 gir uttrykk for. Foreløpig er det svært få undersøkelser av non-ortho PCB i SPMD. SPMD er benyttet i en forurenset elv i Canada (25), der konsentrasjonen av non-ortho PCB er på rundt halvparten av det som ble funnet i delområde 1. Med bakgrunn i (25) er effektiv ekstraksjonshastighet for non-ortho PCB beregnet til 4,1 l/dag, noe som er noenlunde tilsvarende det som er rapportert for PCB-52 (16). Om en benytter 4,1 l/dag som effektiv ekstraksjonshastighet vil konsentrasjonen av non-ortho

PCB i delområde 1 under mudring være tilnærmet 1,7 pg/l sjøvann, mens det i deponi 1 vil være i overkant av 100 pg/l sjøvann.

3.4 Innhold av klorerte plantevernmidler i blåskjell og SPMD

For å se om SPMD kan akkumulere klorerte plantevernmidler ble en prøve av SPMD og en blåskjellprøve analysert for ulike klorerte plantevernmidler. De påviste forbindelsene er vist i Tabell 3.5, mens analyserapporten er vist i appendiks G. I henhold til Norges vetrinærhøgskole som har analysert prøvene er dette lave konsentrasjoner. I følge SFTs klassifisering av tilstand (26) er nivået av HCB i tilstandsklasse II - moderat forurenset, HCH i tilstandsklasse I - ubetydelig-lite forurenset og pp-DDE i tilstandsklasse III - markert forurenset. I Sandefjordsfjorden og Mefjorden (24) ble det registrert omkring samme konsentrasjon for lindan i blåskjell, mens det for HCB og pp-DDE ble registrert noe høyere konsentrasjon ved Haakonsvern, spesielt for pp-DDE. I Kristiansandsfjorden (19) ble det målt noe høyere konsentrasjoner av HCB, omtrent tilsvarende konsentrasjoner av HCH, mens det for DDE ble målt noe lavere konsentrasjon enn ved Haakonsvern. I en undersøkelse som NIVA har gjort langs norskekysten (27) er det ingen stasjoner for blåskjell som har høyere konsentrasjon av DDE enn det som ble funnet ved Haakonsvern. Årsaken til at det finnes mye pp-DDE i blåskjell ved Haakonsvern kan være at Bergensområdet er et av de mest nedbørsrike områdene i Norge, slik at langtransportert DDT og dens metabolitter vil akkumuleres i dette området. Det kan også være at DDT har vært benyttet i bunnstoffer på Forsvarets fartøyer, og at dette har medført en forhøyet konsentrasjon av DDE. Det er også mulig at det finnes andre lokale kilder. Da det ikke blir registrert nivåer over deteksjonsgrensen av DDT viser dette at kilden til forurensningen er av eldre dato. Maksimalt daglig inntak anbefalt av WHO/FAO for pp-DDE er 5 µg/kg kroppsvekt. Det vil derfor ikke være forbundet med helsefare å spise blåskjellene på grunn av mengden pp-DDE i blåskjellene.

I SPMD ble det observert tilsvarende konsentrasjoner av HCB og α -HCH, mens det for de andre klorerte plantevernmidlene ble registrert mye høyere konsentrasjoner i blåskjell. Årsaken til dette kan være at sedimentene ved Tømmervikneset har høyere konsentrasjoner av disse plantevernmidlene enn sedimentene i delområde 1. Det kan også være at de nevnte plantevernmidlene har liten akkumulering i SPMD selv om fordelingskoeffisienten oktanol/vann (K_{ow}) er i samme størrelsesorden som for PCB og PAH. Det er verdt og merke seg at SPMD stod ute i 22 dager, mens blåskjellene hadde vært utplassert i omtrent syv måneder. Det er derfor sannsynlig at blåskjellene var mer i likevekt med forurensningsgraden i området enn SPMD. Eksponeringen var ved forskjellige årstider og dette kan også ha hatt en

viss innvirkning på resultatet. Da det ble funnet omtrent like konsentrasjoner i blåskjell og SPMD av HCB og α -HCH er det ikke noe som tyder på at forskjeller i fettløseligheten har vært årsaken til den store forskjellen som ble observert mellom blåskjell og SPMD. Det kan derfor tyde på at området ved Tømmervikneset er mer forurenset av klorerte plantevernmidler enn delområde 1, noe som ikke virker unaturlig da det er funnet høye konsentrasjoner av PCB og tungmetaller ved Tømmervikneset (2).

	Log K _{ow}	Blåskjell, Tømmervikneset	SPMD, delområde 1 vest
Heksaklorbenzen (HCB)	5,73	1,36	2,30
α -heksaklorheksan (α -HCH)	3,80	0,58	0,87
γ -heksaklorheksan (lindan)	3,72	3,51	0,26
Cis-klordan	5,16	3,38	0,43
pp-DDE	6,51	30,30	0,23

Tabell 3.5 *Observerte konsentrasjoner av klorerte plantevernmidler i blåskjell og SPMD utplassert ved Haakonvern. Verdiene er i $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt for blåskjell og $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett for SPMD. Verdier markert rød er prøver tatt under mudringen, mens verdier markert grønn er tatt før mudring*

Den effektive ekstraksjonshastigheten for HCB og lindan er oppgitt til å være henholdsvis 2,7 l/dag og 0,7 l/dag (16). For lindan er det ikke et lineært opptak etter 6 dager (16). Ut fra denne informasjonen er konsentrasjonen i delområde 1 av løst HCB og lindan estimert til henholdsvis 0,03 ng/l og 0,06 ng/l.

3.5 Innhold av PAH i blåskjell og SPMD

Tre blåskjellprøver og to SPMD ble analysert for innhold av polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Resultatene fra disse målingene er vist i Tabell 3.6, mens analyserapporten er vist i appendiks H. Det ble funnet veldig lave konsentrasjoner av PAH i blåskjellene både i delområde 1 og i deponi 1. I henhold til SFTs tilstandsklassifisering (26) er blåskjellene ubetydelig – lite forurenset. En ville forvente å finne høyere konsentrasjoner av PAH i blåskjellene ut i fra at det er funnet høye konsentrasjoner av PAH i sedimentene like utenfor delområde 1 (2). Konsentrasjonen av PAH i blåskjell fra delområde 1 er omtrent to ganger høyere enn det som ble observert på referansestasjonen Ringaskjæret. Andelen av potensielt kreftfremkallende PAH er rundt 10 % og i tilstandsklasse ubetydelig – lite forurenset etter SFTs klassifisering (26). I undersøkelsen som Det Norske Veritas utførte i 1995 (2) ble

det også funnet lave konsentrasjoner av PAH i både torsk, lomre og krabbe. Disse undersøkelsene viser derfor at fisk og skalldyr raskt metaboliserer PAH, slik at en akkumulering av disse forbindelsene ikke forekommer ved den forurensningsbelastning som er ved Haakonsvern. Det er derfor vanskelig å benytte disse organismene som en bioindikator på miljøbelastningen av PAH om den er mindre eller tilsvarende den på Haakonsvern.

I SPMD ble det funnet veldig høye konsentrasjoner av PAH sammenlignet med det som ble funnet i blåskjell. SPMD er derfor en mye bedre indikator på miljøbelastningen av PAH enn blåskjell, da det i SPMD ikke foregår noen biologisk nedbrytning i motsetning til hos blåskjell. Konsentrasjonen av PAH i SPMD er over 16 ganger større enn det som ble funnet i blåskjell, noe som indikerer at mye av opptaket av PAH kan komme direkte fra løst PAH i vannet. Den effektive ekstraksjonshastigheten for de ulike PAH forbindelsene varierer fra omkring 0,5 l/dag til noe over 5 l/dag ved 18 °C (16). Noen ekstraksjonshastigheter for PAH er oppgitt i Tabell 3.7. Ved lave vanntemperaturer som ved Haakonsvern vil den effektive ekstraksjonshastigheten være noe lavere. I Tabell 3.7 er estimerte konsentrasjoner av noen PAH i sjøvannet for delområde 1 vist. Det er ikke utført analyser av PAH i sjøvann fra delområde 1, men målinger av vann i grunnvannsbrønn 9A, 9B, 10A og 10 som alle ligger i demning 2 og sannsynligvis i stor grad reflekterer konsentrasjonen av PAH i sjøvannet rundt Haakonsvern viser lave konsentrasjoner (28). Målinger utført utenfor Arendal tyder at konsentrasjonen av løst Σ 16-PAH ligger under 10 ng/l i kystvann (29), slik at de verdier som er målt på Haakonsvern kan sammenlignes med det som vil være normalt å finne i kystvann. I Østersjøen er det målt en konsentrasjon av PAH på 0,53 ng/l (30).

	SPMD	SPMD	Blåskjell	Blåskjell	Blåskjell
	Delområde 1, vest	Delområde 1, nord	Deponi 1	Delområde 1	Ringaskjæret
Σ 16 EPA PAH	789	885	47,5	38,5	24,1
Σ 23 PAH	1341	1231	67,3	51,0	31,0
KPAH ¹	61	118	7,1	5,0	2,9

Tabell 3.6 Konsentrasjoner av PAH i SPMD og blåskjell. Måleverdiene er angitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt for blåskjell og $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett for SPMD. Verdier markert rød er prøver tatt under mudringen, mens blåmarkerte verdier er prøver tatt etter avsluttet mudring. For lokalisering av prøver tatt under mudring vises det til (3). ¹KPAH er sum av potensielt kreftfremkallende PAH etter IARC 1987 i kategorier 2A og 2B (31)

	Ekstraksjonshastighet, l/dag ved 18 °C	Log K _{ow}	Delområde 1, nord (ng/l)	Delområde 1, vest (ng/l)
Acenaftylen	1,4	4,2	0,1	0,06
Fluoren	1,7	4,4	0,3	0,5
Pyren	5,2	5,3	0,5	0,5
Chrysen	4,8	5,6	0,1	0,05
Benzo(a)pyren	3,7	6,4	0,04	< 0,02

Tabell 3.7 Effektiv ekstraksjonshastighet, oktanol/vann fordelingskoeffisient og vannkonsentrasjon av noen PAH i delområde 1 under mudring

3.6 Innhold av tinnorganiske forbindelser i blåskjell og SPMD

Tre prøver av blåskjell og tre prøver av SPMD ble analysert for innhold av tinnorganiske forbindelser der analyseresultatene er oppsummert i Tabell 3.8, mens analyserapporten er vist i appendiks I.

Innholdet av tributyltinn (TBT) i blåskjell før mudringen startet var forholdsvis høyt i begge prøvene fra Haakonsvern og etter SFT sin klassifisering av tilstand (26) er blåskjellene markert forurenset med TBT. Nivået av TBT i blåskjell ved Ringaskjæret er noe lavere og kommer i klassen moderat forurenset.

	Blåskjell Deponi 1	Blåskjell Delområde 1, nord	Blåskjell Ringaskjæret	SPMD Delområde 1	SPMD Dykkerkaien	SPMD Ringaskjæret
Monobutyltinn	52	80	34	110	100	< 74
Dibutyltinn	350	740	61	350	630	< 98
Tributyltinn	710	1300	270	730	220	320
Monofenyltinn	< 8	< 8	< 8	< 82	< 82	< 82
Difenyltinn	57	53	55	< 110	< 110	< 110
Trifenyltinn	2030	3540	82	< 150	< 150	< 150
Σ tinnorganiske forbindelser	3200	5710	500	1190	950	230

Tabell 3.8 Konsentrasjoner av tinnorganiske forbindelser i blåskjell og SPMD. Alle måleverdier er angitt som µg/kg tørrvekt for blåskjell og µg/g fett for SPMD. Verdier markert grønn er prøver tatt rett før mudringen startet. Verdier markert rød er prøver tatt under mudringen, mens blåmarkerte verdier er prøver tatt etter avsluttet mudring. Se (3) for lokalisering av stasjoner før og under mudring

De konsentrasjonene som ble funnet i blåskjell utplassert i delområde 1 er en god del lavere (3,5 –13 ganger lavere) enn det som er rapportert for blåskjell i byfjorden (Bergen) av Norsk institutt for vannforskning (27). Konsentrasjonen av TBT i blåskjell fra delområde 1 er mer i størrelsesorden med det som ble funnet ved flere større byer langs norskekysten (27). Konsentrasjonen av dibutyltinn (DBT) og monobutyltinn (MBT) er ikke analysert i forbindelse med kartleggingen av TBT-nivået i blåskjell langs norskekysten. Våre undersøkelser viser at det er forholdsvis høye verdier av DBT i forhold til TBT, mens konsentrasjonen av MBT er en god del lavere (6-12 % av TBT nivået). Undersøkelser av blåskjell på Island (32) viste at mengden av DBT kun var omtrent 10 % av TBT mengden. Årsaken til at så mye dibutyltinn og monobutyltinn ble funnet i våre prøver kan komme av at utslippene av TBT ved Haakonsvern er noen år gamle, slik at det har foregått en nedbrytning av TBT til DBT og MBT over tid. Forsvaret har stanset bruken av TBT holdige bunnstoffer for noen år tilbake.

I vår undersøkelse ble det funnet høyere konsentrasjoner av trifenylytinn enn TBT i blåskjell plassert i delområde 1. Dette kan tyde på at nivået av trifenylytinn i sedimentene rundt Haakonsvern er noe høyere enn nivået av TBT. Det kan også være at trifenylytinn er mer biotilgjengelig enn tributyltinn, da trifenylytinn er noe mer vannløselig enn tributyltinn. Det har vært benyttet bunnstoff som inneholdt 10 – 30 % trifenylytinn på ubåter fra omkring 1970 til 1992 (33). Det har imidlertid ikke vært utført vedlikehold av disse fartøyene på Haakonsvern. Trifenylytinnholdige bunnstoffer ble også benyttet i stor utstrekning på fritidsbåter når dette var tillatt (34). Ved befalsforlegningen Briggen er det en havn for fritidsbåter for ansatte ved Haakonsvern. Vedlikehold av disse fartøyene har hovedsakelig vært utført i samme område, slik at dette området også kan være en kilde til trifenylytinn. Både ubåtkaien og havn for fritidsbåter er lokalisert i nærheten av delområde 1 og området som blåskjellene har vært utplassert. På grunn av et høyt innhold av trifenylytinn i blåskjell blir den samlede belastningen av tinnorganiske forbindelser omtrent tre ganger større enn for TBT alene.

Sediment og marinbiologisk tiltaksundersøkelse på Haakonsvern (2) viste høyest konsentrasjoner av tinn i fisk fanget ved Storholmen utenfor småbåthavna. I sedimentene ble det funnet høyest konsentrasjon av tinn ved ubåtkaien og i småbåthavna. I torskefilet ble det målt 230 µg Sn/kg friskvekt og i lever ble det målt 2450 µg Sn/kg friskvekt. I litteraturen er det beskrevet at innholdet av TBT kan utgjøre så mye som 80 % av den totale tinnmengden (35), mens det for laks er rapportert om at omkring 75 % av den totale tinnmengden er TBT (36). Om en tar utgangspunkt i dette betyr det at TBT konsentrasjonen i torskefilet ved Haakonsvern kan være opp mot 450 µg/kg og i lever 4780 µg/kg.

Penninks (37) har foreslått et tolerabelt daglig inntak av TBTO på 0,25 µg/kg kroppsvekt, mens WHO/FAO har foreslått et tolerabelt daglig inntak for trifenylytinn på 0,5 µg/kg kroppsvekt (38). IMO (International Maritime Organization) har foreslått et tolerabelt daglig inntak av TBTO på 1,6 µg/kg kroppsvekt (39). Nederland og USA har gått inn for et tolerabelt daglig inntak på 0,3 µg/kg kroppsvekt. Med bakgrunn i de målinger som er gjort i delområde 1 av TBT og trifenylytinn og kjennskap til et vesentlig innhold av DBT bør det ikke konsumeres over 20 gram blåskjell (omtrent 3 blåskjell) per dag. Denne mengden er noe over det som storkonsumenter har av inntak, slik at om eneste inntak av tinnorganiske forbindelser kommer fra blåskjell vil det ikke være helseskadelig å spise blåskjell fra Haakonsvern. Imidlertid vil også annen sjømat inneholde tinnorganiske forbindelser, slik at den totale belastningen for konsumenter sannsynligvis overskrider det som er anbefalt som tolerabelt daglig inntak. Med de antagelser som er gjort for innhold av TBT i torskefilet og om eneste inntak av tinnorganiske forbindelser er fra toskefilet kan en spise omkring 33 gram per dag og med de samme antagelser for torskelever kan inntaket maksimalt være omkring 3 gram per dag før dette kan gi helsemessige konsekvenser for konsumentene. Det er derfor klart at konsum av sjømat fra Haakonsvern vil være frarådet med bakgrunn i innhold av tinnorganiske forbindelser. I dag finnes det allerede et kostholdsrad i dette området med hensyn på PCB.

Norsk institutt for vannforskning analyserte seks sedimentprøver fra området utenfor 500 tonn slippen og langs den nye minerydderkaien for innhold av TBT. Resultatene viste verdier mellom 100 og opp til et ekstremnivå på 100000 µg/kg tørrvekt (40). Disse resultatene viser at sedimentene rundt Haakonsvern er forurenset med betydelige mengder av organiske tinnforbindelser og at dette har medført et forhøyet nivå i fisk og skalldyr.

Det ble funnet forholdsvis høye konsentrasjoner av butyltinnforbindelser i SPMD og verdiene var i samme størrelsesorden som i blåskjell. For en av prøvene ble det funnet over tre ganger mer DBT enn TBT, mens det for blåskjell alltid var mer TBT enn DBT. I blåskjell ble det funnet betydelige mengder av nedbrytningsproduktene til TBT. Det tyder derfor på at kilden til TBT forurensningen er av eldre dato. Det ble ikke funnet trifenylytinn i SPMD selv om det ble funnet høye verdier i blåskjell. I henhold til Norsk institutt for vannforskning som har analysert prøvene er ikke deres metode spesielt velegnet for prøver fra SPMD og dette kan derfor være årsaken til at trifenylytinn eller andre fenyltinnforbindelser ikke detekteres i SPMD. Det kan også være at størrelsen på trifenylytinn er for stor for en effektiv ekstraksjon. Med utgangspunkt i disse vurderingene er det vanskelig å si om eksponeringen av trifenylytinn er partikkelbundet eller som løst trifenylytinn.

Ved Kristinebergs marine forskningsstasjon er det brukt SPMD for studier av TBT (41). Det er da tatt utgangspunkt i at TBT og naftalen har omtrent samme K_{ow} , noe som medfører at effektiv ekstraksjonshastighet burde være omtrent den samme, omkring 0,35 l/dag ved 10 °C. Ved denne temperaturen kan en regne med at det tar omkring 7 dager før 90 % likevekt oppnås, mens det ved 3 °C vil ta 28 dager før likevekt oppnås. Ved å ta utgangspunkt i en vanntemperatur på 10 °C og at likevekt oppnås etter 7 dager vil vannkonsentrasjonen av TBT være omkring 300 ng/l. Dette er høye vannkonsentrasjoner av TBT, men det er rapportert om tilsvarende tall i andre havner rundt om i verden (42). Om en tar utgangspunkt i at likevekt ikke oppnås før etter 28 dager vil vannkonsentrasjonen av TBT være omkring 75 ng/l. Vannkonsentrasjonen av TBT i Oslo havn ligger opp mot 50 ng/l (43).

Det er store forskjeller i de rapporterte biokonsentrasjonsfaktorene for TBT, alt fra mindre enn 5000 til over 50000 (44). For TBT ser det ut til at biokonsentrasjonsfaktoren øker ved synkende konsentrasjon av TBT i vannet. Om en tar utgangspunkt i en biokonsentrasjonsfaktor på 10000 for blåskjell, vil dette medføre at konsentrasjonen av TBT i vannet har vært omkring 30 ng/l i delområde 1. En antar at grensen før en kan observere gifteffekter hos de mest følsomme dyrene ligger i området 1-2 ng/l og en kan derfor forvente at TBT har medført gifteffekter hos organismer i området rundt Haakonsvern. Hos blåskjell er det antatt en stressgrense for TBT som ligger på omkring 100 ng/l (45). Laveste effektkonsentrasjon for blåskjell er rapportert til omkring 50 ng/l (46).

3.7 Innhold av kvikksølv og metylkvikksølv i blåskjell og SPMD

Det ble målt total mengde kvikksølv (Hg) og metylkvikksølv (MeHg) i en blåskjellprøve fra delområde 1 nord og i en blandprøve av SPMD fra delområde 1 nord og delområde 1 vest under mudring (se (3) for plassering av stasjoner). I blåskjellprøven ble det funnet en total kvikksølvkonsentrasjon på 102 µg/kg tørrvekt, mens mengden MeHg er bestemt til omkring 70 µg/kg tørrvekt (76,3 µg/kg tørrvekt ved butylering og 69,1 µg/kg tørrvekt ved etylering). Dette betyr at mengden MeHg er omtrent 70 % av den totale kvikksølvmengden i blåskjell. Dette er i overensstemmelse med det som er rapportert i litteraturen (47). Den totale kvikksølvkonsentrasjonen funnet i blåskjellprøven er i overensstemmelse med det som er rapportert tidligere (3). Den totale kvikksølvmengden er lav og i den tilstandsklassen som betegnes for ubetydelig-lite forurenset (26).

Det er ikke kjent at det er utført analyser av MeHg i blåskjell i Norge tidligere og det er derfor vanskelig å vurdere forurensningsnivået. Ut fra en betraktning om at over halvparten av den

totale kvikksølvmengden i fisk og skalldyr er MeHg kan en estimere mengden MeHg i fisk og skalldyr ut fra den totale kvikksølvmengden. For indre Oslofjord er det rapportert om en gjennomsnittlig konsentrasjon av Hg i torskefilet på 130 µg/kg friskvekt (48) som skulle medføre en konsentrasjon av MeHg på over 60 µg/kg friskvekt. For blåskjell i samme område er det rapportert om en gjennomsnittlig konsentrasjon av Hg på 10 µg/kg friskvekt som skulle medføre en konsentrasjon av MeHg på minimum 5 µg/kg friskvekt, noe som er mye lavere enn det som ble registrert på Haakonssvern.

WHO har satt en grense for tolerabelt daglig inntak av Hg på 0,47 µg/kg kroppsvekt (49). En kan derfor spise omkring 2 kg blåskjell hver dag uten at dette gir helsemessige konsekvenser om eneste eksponering for Hg er fra blåskjell. En blir imidlertid eksponert for Hg fra de fleste matvarer og fra luft, slik at en inntaket av blåskjell må være en god del under 2 kg per dag.

En ville tro at det skulle finnes noe MeHg løst i vannet, men det ble ikke registrert noe opptak i SPMD. Produsenten av SPMD har ikke kjennskap til at SPMD er blitt benyttet for å måle MeHg og det finnes derfor ikke noen data for ekstraksjonshastighet. Produsenten mener også at MeHg ikke vil akkumuleres i SPMD da K_{ow} er veldig lav. Da pH i sjøvann er over 7,0 vil MeHg i all hovedsak forefinnes som MeHgOH og ikke som MeHg⁺ eller MeHgCl (50). MeHgOH er lite hydrofobt og har en oktanol/vann fordelingskoeffisient (K_{ow}) på 0,07 (51). Ettersom K_{ow} er lavere enn 1 vil ikke MeHg akkumuleres i SPMD. Konsentrasjonen av MeHg i sjøvann kan være opp mot 5 % av den totale kvikksølvkonsentrasjonen (52). Det er rapportert at muslinger kan ha et effektivt opptak av Hg på omkring 1 % av mengden i vann, mens de for MeHg har et effektivt opptak på 20 – 50 % (52). Andre studier har vist at muslinger har en større akkumulering og lavere utskillelse av organisk Hg enn uorganisk Hg (53). Dette betyr at selv om konsentrasjonen av MeHg i vann er mye lavere enn den totale kvikksølvmengden så vil MeHg være den dominerende forbindelsen i muslinger. Med bakgrunn i at muslinger akkumulerer MeHg er disse blitt benyttet som bioindikatorer for MeHg (52, 54). I åpen sjø er det rapportert om MeHg konsentrasjoner på 10 – 30 pg/l (55).

4 KONKLUSJON

Konsentrasjonen av PCB i blåskjell og SPMD er ikke blitt redusert som følge av at det er blitt gjennomført oppryddingstiltak i delområde 1. Det er derfor ingen endring i miljøbelastningen av PCB for dette området etter at mesteparten av de forurensede massene fra dette området er fjernet. Det er sannsynligvis flere årsaker til at en ikke kan registrere en reduksjon av PCB

konsentrasjonen i blåskjell og SPMD for delområde 1. Mengden PCB tatt opp i SPMD viser at opptaket av løst PCB i vannet kan være stort. Når konsentrasjonen av PCB i vannet i delområde 1 ikke har endret seg vil heller ikke opptaket fra vannet ha endret seg etter avsluttet opprydding i dette området. Føden for blåskjell vil i stor grad være transportert med vannmassene og komme utenfra delområde 1, slik at tiltaket i dette området i liten grad vil ha forbedret nivået av miljøgifter i føden til blåskjell. Det er også mulig at restkonsentrasjonen av PCB i sedimentene i dette området kan medvirke til at konsentrasjonen av PCB ikke blir redusert i vannet, da konsentrasjonsforholdet mellom sediment og vann av PCB fortsatt er veldig høyt.

Resultatene viser at miljøbelastningen av PCB er omtrent lik for alle stasjoner utenom stasjonen plassert inne i deponi 1, der miljøbelastningen er noe større. Ut fra de undersøkelsene som er blitt utført kan det ikke spores noen vesentlig transport av PCB ut fra deponi 2. Det er imidlertid påvist en konsentrasjonsgradient av løst PCB mellom deponi 1 og deponi 2, slik at det er mulig at det foregår en viss transport av PCB ut fra deponi 1. Denne transporten må i alle fall være meget liten da den i liten grad blir registrert med de sensitive metoder som er benyttet i våre undersøkelser. Ut fra de undersøkelsene som er utført etter avsluttet innfylling av forurensede masser i deponi 1 kan det tyde på at transporten av PCB ut fra deponi 1 minimum er halvert i forhold til under innfylling av forurensede masser i deponi 1.

Med bakgrunn i de undersøkelser som ble utført under mudring og innfylling av forurensede masser i deponi 1 og undersøkelsene etter avsluttet mudringsarbeide kan en forvente en viss transport av PCB ut fra deponi 2 når innfylling av forurensede masser starter i deponi 2. Transporten av PCB ut fra deponi 2 vil imidlertid reduseres betraktelig og sannsynligvis ikke være detekterbar etter at innfyllingen av forurensede masser i deponi 2 opphører. Under innfylling av forurensede masser i deponi 1 har deponi 2 fungert som en barriere for videre transport av PCB ut i sjøen. Så langt det er plass er det derfor å foretrekke at de gjenværende forurensede massene bli plassert i deponi 1. For å begrense transporten av PCB ut i sjøen vil det være å foretrekke om de mest forurensede massene kan plasseres i deponi 1.

Ved bruk av SPMD ble det ikke registrert noen transport av PCB fra deponi 1 til grunnvannet. Ut fra en utvidet kongeneranalyse av PCB ble det identifisert av kilden til PCB forurensningen ved Haakonssvern sannsynligvis er Aroclor 1254, Clophen A50 eller Kaneclor KC-500. Ut fra denne analysen ble det også fastslått at Σ PCB₇ er en god indikator på forurensningen av PCB ved Haakonssvern. Det ble ikke funnet noen konstant faktor mellom Σ PCB₇ og toksiske

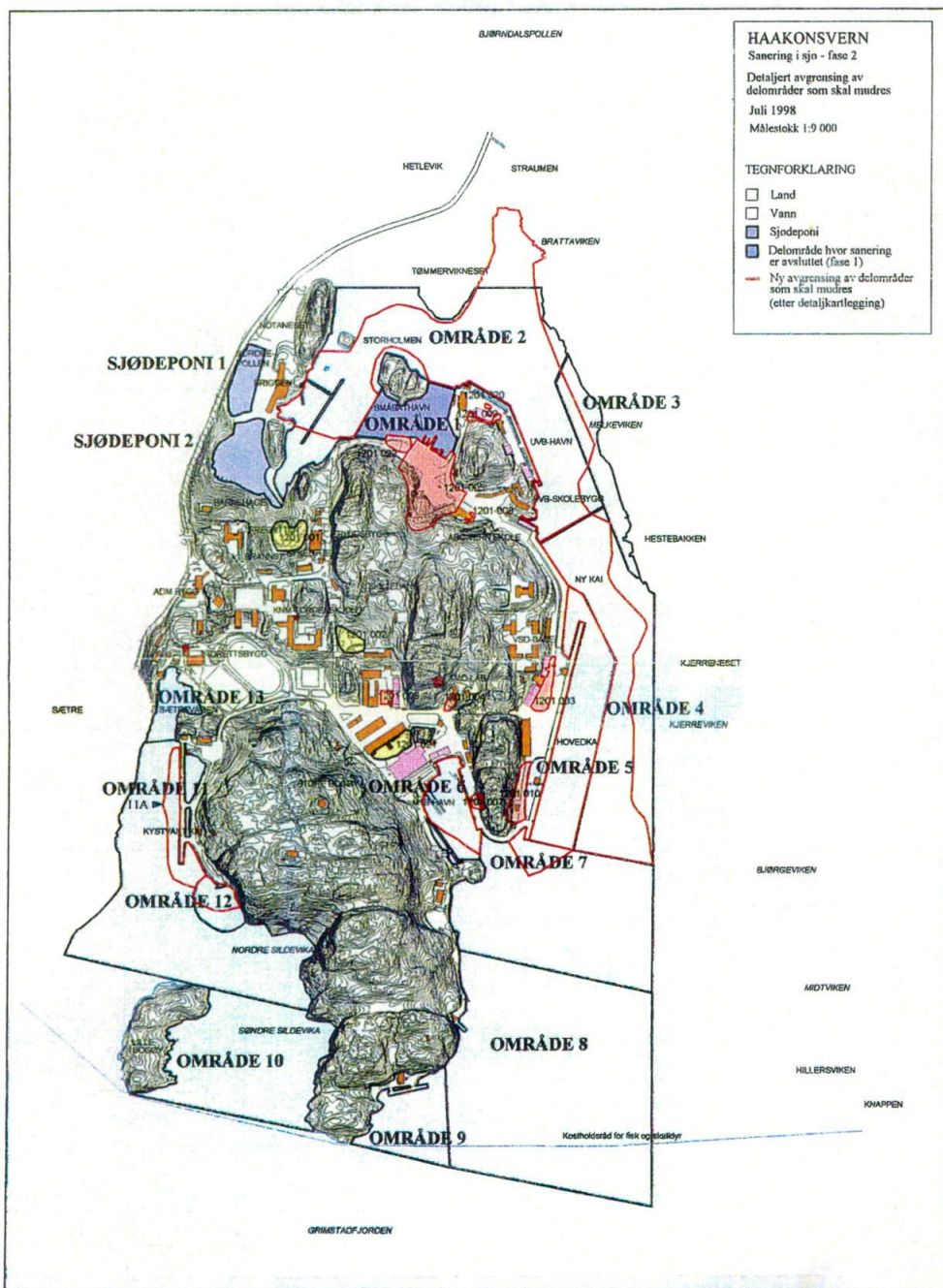
ekvivalenter for PCB. Det vil derfor være noe vanskelig å estimere toksiske ekvivalenter for PCB ut fra konsentrasjonen av Σ PCB₇.

For noen prøver ble konsentrasjonen av non-ortho PCB målt både i blåskjell og SPMD. Nivået i blåskjell av non-ortho PCB i delområde 1 er tilsvarende det som ble målt ved Haakonsvern i 1993. Med bakgrunn i konsentrasjon av non-ortho, mono-ortho og di-ortho PCB er nivået av toksiske ekvivalenter høyt i blåskjell fra delområde 1. Inntak av omkring 120 blåskjell i uken vil være nok til å overskride det totale inntaket av toksiske ekvivalenter.

Analyser av SPMD for en rekke miljøgifter viser at SPMD kan benyttes til å overvåke miljøbelastningen av andre miljøgifter enn PCB. SPMD egner seg bedre enn blåskjell for undersøkelse av miljøbelastningen av PAH, da det ikke foregår en metabolsk nedbrytning i SPMD. Det er også et rimelig opptak av klorerte plantevernmidler og butyltinnforbindelser i SPMD i forhold til blåskjell. Imidlertid ble det ikke påvist fenyltinnforbindelser eller metylkvikksølv i SPMD selv om dette ble påvist i blåskjellene. Nivåene av PAH, klorerte plantemidler og kvikksølv er forholdsvis lave i blåskjell, mens konsentrasjonen av tinnorganiske forbindelser er så høye at konsum av disse bør unngås.

APPENDIKS

A KART OVER HAAKONSVERN



B OVERSIKT OVER BLÅSKJELLPRØVER

Prøvested	Stasjon	Prøve- nummer	Satt ut dato	Innsamlet dato	Våtvekt gram	Innveid til homogenisering (g)	Tørrvekt gram	% Fett av tørrvekt
Dalavågen, øst for Sotra		98-403		280898	24,42	20,57	4,63	6,10
Dalavågen, øst for Sotra		98-404		280898	25,17	-	-	-
Dalavågen, øst for Sotra		98-405		280898	29,75	-	-	-
Deponi 1	2	98-449	280898	051098	20,09	17,72	4,44	11,74
Deponi 1	2	98-450	280898	051098	20,40	-	-	-
Deponi 1	2	98-451	280898	051098	26,11	-	-	-
Deponi 1	2	98-493	280898	131198	21,51	-	-	-
Deponi 1	2	98-494	280898	131198	21,73	-	-	-
Deponi 1	2	98-495	280898	131198	20,62	19,35	4,41	6,67
Deponi 1	2	98-496	280898	131198	20,20	-	-	-
Deponi 1	2	98-497	280898	131198	17,56	-	-	-
Deponi 1	2	99-008	280898	180199	22,19	20,55	3,32	7,93
Deponi 1	2	99-009	280898	180199	24,20	-	-	-
Deponi 1	2	99-010	280898	180199	23,81	-	-	-
Deponi 1	2	99-011	280898	180199	22,34	21,05	3,11	8,06
Deponi 1	2	99-012	280898	180199	21,55	20,34	3,59	10,23
Deponi 1	2	99-013	280898	180199	71,39	-	-	-
Deponi 2 innerst mot deponi 1	3	98-452	280898	051098	20,31	17,88	4,75	12,27
Deponi 2 innerst mot deponi 1	3	98-453	280898	051098	30,91	-	-	-
Deponi 2 innerst mot deponi 1	3	98-489	280898	131198	20,44	-	-	-
Deponi 2 innerst mot deponi 1	3	98-490	280898	131198	20,13	19,04	4,57	7,28
Deponi 2 innerst mot deponi 1	3	98-491	280898	131198	23,19	-	-	-
Deponi 2 innerst mot deponi 1	3	98-492	280898	131198	32,33	-	-	-
Deponi 2 innerst mot deponi 1	3	99-014	280898	180199	20,59	18,73	3,02	11,97
Deponi 2 innerst mot deponi 1	3	99-015	280898	180199	20,16	-	-	-
Deponi 2 innerst mot deponi 1	3	99-016	280898	180199	20,32	-	-	-
Deponi 2 innerst mot deponi 1	3	99-017	280898	180199	22,33	-	-	-
Deponi 2 innerst mot deponi 1	3	99-018	280898	180199	21,14	-	-	-
Deponi 2 innerst mot deponi 1	3	99-019	280898	180199	21,14	-	-	-
Deponi 2 innerst mot deponi 1	3	99-020	280898	180199	61,81	-	-	-
Rett utenfor demning 2	6	98-457	280898	051098	21,90	18,52	4,42	8,55
Rett utenfor demning 2	6	98-458	280898	051098	23,14	-	-	-
Rett utenfor demning 2	6	98-459	280898	051098	25,16	-	-	-
Rett utenfor demning 2	6	98-475	280898	041198	19,20	17,76	3,92	8,26
Rett utenfor demning 2	6	98-476	280898	041198	19,97	-	-	-
Rett utenfor demning 2	6	98-477	280898	041198	19,82	-	-	-
Rett utenfor demning 2	6	98-478	280898	041198	19,46	-	-	-

Prøvested	Stasjon	Prøve- nummer	Satt ut dato	Innsamlet dato	Våtvekt gram	Innveid til homogenisering (g)	Tørrvekt gram	% Fett av tørrvekt
Rett utenfor demning 2	6	98-479	280898	041198	12,62	-	-	-
Rett utenfor demning 2	6	99-027	280898	180199	22,35	-	-	-
Rett utenfor demning 2	6	99-028	280898	180199	22,56	-	-	-
Rett utenfor demning 2	6	99-029	280898	180199	21,85	-	-	-
Rett utenfor demning 2	6	99-030	280898	180199	21,51	19,71	3,37	8,94
Rett utenfor demning 2	6	99-031	280898	180199	33,14	-	-	-
Ringaskjæret	9	98-460	280898	051098	21,67	18,24	4,36	8,82
Ringaskjæret	9	98-461	280898	051098	33,30	-	-	-
Delområde 1	8	98-462	280898	051098	20,96	18,26	4,57	10,07
Delområde 1	8	98-463	280898	051098	20,22	-	-	-
Delområde 1	8	98-464	280898	051098	22,31	-	-	-
Delområde 1	8	98-470	280898	041198	21,51	19,94	4,87	6,62
Delområde 1	8	98-471	280898	041198	20,63	-	-	-
Delområde 1	8	98-472	280898	041198	20,64	-	-	-
Delområde 1	8	98-473	280898	041198	19,78	-	-	-
Delområde 1	8	98-474	280898	041198	22,10	-	-	-
Delområde 1	8	99-001	280898	180199	22,84	-	-	-
Delområde 1	8	99-002	280898	180199	22,08	-	-	-
Delområde 1	8	99-003	280898	180199	23,78	-	-	-
Delområde 1	8	99-004	280898	180199	21,11	19,15	3,72	11,17
Delområde 1	8	99-005	280898	180199	21,13	19,61	2,55	11,20
Delområde 1	8	99-006	280898	180199	23,48	-	-	-
Delområde 1	8	99-007	280898	180199	20,25	18,94	3,14	10,88
Deponi 2 (alle blåskjell døde)	4	-	280898	051098	-	-	-	-
Mellom deponi 2 og delområde 1	7	98-454	280898	051098	20,38	17,60	4,21	10,68
Mellom deponi 2 og delområde 1	7	98-455	280898	051098	21,35	-	-	-
Mellom deponi 2 og delområde 1	7	98-456	280898	051098	36,52	-	-	-
Mellom deponi 2 og delområde 1, 1 m	7	98-480	280898	041198	22,05	20,07	4,50	6,54
Mellom deponi 2 og delområde 1, 1 m	7	98-481	280898	041198	21,90	-	-	-
Mellom deponi 2 og delområde 1, 1 m	7	98-482	280898	041198	23,17	-	-	-
Mellom deponi 2 og delområde 1, 1 m	7	98-483	280898	041198	23,34	-	-	-
Mellom deponi 2 og delområde 1, 1 m	7	99-021	280898	180199	22,87	-	-	-
Mellom deponi 2 og delområde 1, 1 m	7	99-022	280898	180199	22,82	-	-	-
Mellom deponi 2 og delområde 1, 1 m	7	99-023	280898	180199	25,56	-	-	-
Mellom deponi 2 og delområde 1, 1 m	7	99-024	280898	180199	21,21	-	-	-
Mellom deponi 2 og delområde 1, 1 m	7	99-025	280898	180199	20,18	18,28	3,65	7,54
Mellom deponi 2 og delområde 1, 1 m	7	99-026	280898	180199	24,01	-	-	-
Mellom deponi 2 og delområde 1, 3 m	7	98-484	280898	041198	21,64	20,51	4,99	6,11

Prøvested	Stasjon	Prøve- nummer	Satt ut dato	Innsamlet dato	Våtvekt gram	Innveid til homogenisering (g)	Tørrvekt gram	% Fett av tørrvekt
Mellom deponi 2 og delområde 1, 3 m	7	98-485	280898	041198	21,06	-	-	-
Mellom deponi 2 og delområde 1, 3 m	7	98-486	280898	041198	20,96	-	-	-
Mellom deponi 2 og delområde 1, 3 m	7	98-487	280898	041198	27,50	-	-	-
Mellom deponi 2 og delområde 1, 3 m	7	99-032	280898	180199	21,38	-	-	-
Mellom deponi 2 og delområde 1, 3 m	7	99-033	280898	180199	21,38	-	-	-
Mellom deponi 2 og delområde 1, 3 m	7	99-034	280898	180199	21,00	19,15	3,49	9,61
Mellom deponi 2 og delområde 1, 3 m	7	99-035	280898	180199	18,94	-	-	-

C OVERSIKT OVER SPMDPRØVER

	Stasjon	Prøve nummer	Satt ut dato	Tatt inn dato	Gram fett
Deponi 1	2	98-443	280898	051098	0,70
Deponi 1	2	98-488	051098	131198	0,86
Deponi 2	4	98-448	280898	051098	0,83
Deponi 2	4	99-046	051098	180199	0,84
Utenfor deponi 2 (nærmest deponi 2)	6	98-447	280898	051098	0,83
Utenfor deponi 2 (nærmest deponi 2)	6	98-469	051098	041198	0,86
Ringaskjæret	9	98-442	280898	051098	0,87
Delområde 1	8	98-445	280898	051098	0,86
Delområde 1	8	98-468	051098	041198	0,89
Brønn 10 A	5	98-444	280898	051098	0,85
Brønn 10 A	5	98-466	051098	041198	0,46
Brønn 3	1	98-446	280898	051098	0,83
Brønn 3	1	98-467	051098	041198	0,87

D ANALYSERAPPORT FOR PCB I BLÅSKJELL OG SPMD



FORSVARETS FORSKNINGSinSTITUTT
Avdeling for beskyttelse og materiell

Dato: 7 desember 1999

ANALYSERAPPORT
MILJØLABORATORIET

Analysereport nr 97/004

Side 1 av 3

Analysereportmal versjon 2.6 21.11.97 LHB

Analysereport nr 97/004

Analyse av prøver fra Haakonsvern

Oppdragsgiver: Forsvarets forskningsinstitutt (FFI) Antall prøver: 32
 Adresse: Pb 25, 2027 Kjeller Mottatt dato: Se appendiks B og C i rapporten
 Prøvetype: Blåskjell og SPMD
 Anmerkninger: Ingen


Analysereporten gjelder følgende analyser:

Analyseparameter	Metodeidentitet	Måleområde, µg/kg
PCB	E2	1-50
PCB	E3	1-50

Denne analysereporten består av i alt 3 sider, inkludert eventuelle vedlegg. Analysereporten gjelder analyse av prøvene slik de ble mottatt av FFI. Rapporten kan ikke giengis i utdrag uten skriftlig godkjenning av FFI. Analysemetodene kan rekvireres fra FFI. Prøvene oppbevares i 2 måneder. Klagefrist på resultatene er satt til 1 måned.

Kjeller, 7 desember 1999


 Arnt Johnsen
 Forsker


 Helle K. Rosslund
 Ingeniør

Saksbehandler: Helle K. Rosslund

Innvalg : 63 80 78 84

Telefax: 63 80 79 09

Organisasjonsnr: 970 963 340 MVA

Adresse : Postboks 25, 2027 Kjeller

Sentralbord : 63 80 70 00

Mil retn nr: 0505

Bankgiro: 7101.05.00030

Postgiro: 0801 5045745



ANALYSE AV PCB I BLÅSKJELL OG SPMD

Instrument: Gasskromatograf, Perkin Elmer, Autosystem med ECD detektor.

Operatør: HRo

Tørrvekten ble bestemt til $21\% \pm 4$, 24 prøver

BLÅSKJELL

Intern nummer	PCB-28 ng/kg tørrvekt	PCB-52 ng/g tørrvekt	PCB-101 ng/g tørrvekt	PCB-118 ng/g tørrvekt	PCB-138 ng/g tørrvekt	PCB-153 ng/g tørrvekt	PCB-180 ng/g tørrvekt	Σ PCB ₇ ng/g tørrvekt
98-403	1,7	6,5	10	3,2	3,6	4,3	1,4	31
98-460	9,4	10	2,3	2,6	3,3	4,5	1,1	33
98-449	19	27	44	40	37	38	7,3	212
98-495	17	28	44	43	39	39	5,3	216
99-008	10	24	58	46	40	44	5,0	227
98-452	12	11	13	14	15	16	4,6	86
98-490	12	12	18	18	18	19	3,9	101
99-014	17	16	30	25	23	26	4,8	143
98-457	12	13	11	10	9,0	10	1,6	67
98-475	14	16	15	15	14	14	2,2	91
99-030	14	17	23	18	16	18	3,5	110
98-454	13	17	19	16	13	14	3,0	94
98-480	14	16	18	18	15	16	3,0	101
99-025	7,6	17	27	21	16	18	2,3	109
98-484	13	18	20	19	17	17	3,1	107
99-034	10	21	32	23	20	21	3,5	130
98-462	13	15	16	17	14	14	3,4	92
98-470	14	21	23	22	19	20	3,4	123
99-007	12	18	28	20	19	20	4,9	122

De ulike prøvene er nærmere beskrevet i appendiks B i rapporten.



FORSVARETS FORSKNINGSINSTITUTT
Avdeling for beskyttelse og materiell

**ANALYSERAPPORT
MILJØLABORATORIET**

Dato: 7 desember 1999

Analysereport nr 99/004

Side 3 av 3

Analysereportmal versjon 2.8 21.11.97 LHB

SPMD

Intern nummer	PCB-28 ng/g fett	PCB-52 ng/g fett	PCB-101 ng/g fett	PCB-118 ng/g fett	PCB-138 ng/g fett	PCB-153 ng/g fett	PCB-180 ng/g fett	ΣPCB ₇ ng/g fett
98-443	30	34	23	22	15	16	5,0	145
98-488	24	26	24	15	10	12	2,7	115
98-448	6,4	4,1	3,2	3,6	2,2	2,9	1,2	24
99-046	3,5	8,1	9,0	12	4,6	8,3	1,3	47
98-447	7,9	5,5	4,0	6,7	2,3	1,9	1,3	30
98-469	5,2	<0,4	1,5	7,4	9,4	5,2	<0,4	29
98-442	4,1	2,0	2,4	2,3	1,9	1,3	1,2	15
98-445	11	10	5,8	6,7	3,4	3,6	1,4	42
98-468	3,9	6,2	6,2	6,2	2,5	5,3	1,4	32
98-444	3,6	1,2	1,0	1,8	0,5	2,2	0,8	11
98-466	9,1	<0,4	4,2	4,7	3,6	3,0	1,4	26
98-446	7,2	0,9	1,9	2,3	0,7	0,8	0,7	15
98-467	4,1	<0,4	2,0	1,6	1,0	1,7	0,2	11
Bakgrunn	1,6	<0,4	1,6	0,6	<0,4	<0,4	<0,4	3,8

De ulike prøvene er nærmere beskrevet i appendiks C i rapporten.

E ANALYSERAPPORT FOR PCB₃₁ I BLÅSKJELL**FOLKEHELSE**
Statens institutt for FolkehelseAvd. for miljømedisin, Seksjon for analyser,
Postboks 4404 Torshov,
N-0403 Oslo
Telefon 22 04 22 00, Telefaks 22 04 26 86

Saksnr. 99/1429-3

06. september 1999
Side 1 av 4**Analyserapport**

Oppdragsgiver: Forsvarets Forskningsinstitutt
Adresse: Postboks 25
2027 Kjeller
Kontaktpersoner: Helle Kristin Rosslund
Prøvetakingsdato: Dato mottatt:
Prøvetype, merking: Deres nr.: =Vårt nr.: 98-460, 98-470 og 98-495
Laboratoriets j.nr.: Se resultat tabeller.
Analysemetode:
Analyseperiode: Juni 1999.
Analyseresultat: Se resultat tabeller.

Dag Hongve
SeksjonslederKarel Janak
Forsker

Kundens merking: 98-460
 Folkehelsas prøvenummer: 98-460
 Prøvemengde – tørr vekt (g): 1.75
 Fett prosent: 8.50

PCB	PCB-018	PCB-028	PCB-033	PCB-052	PCB-047	PCB-074
Kons.ng/g tørrvekt	2,90	5,37	2,30	3,56	1,98	1,47
Kons.ng/g lipidvekt	34,1	63,2	27,0	41,9	23,2	17,3

PCB	PCB-066	PCB-101	PCB-099	PCB-081	PCB-110	PCB-123
Kons.ng/g tørrvekt	2,56	3,58	2,03	2,20	2,50	---
Kons.ng/g lipidvekt	30,2	42,1	23,9	25,9	29,5	---

PCB	PCB-118	PCB-114	PCB-122	PCB-153	PCB-105	PCB-141
Kons.ng/g tørrvekt	2,94	0,00	0,10	4,44	1,29	0,13
Kons.ng/g lipidvekt	34,6	0,0	1,2	52,2	15,2	1,5

PCB	PCB-138	PCB-187	PCB-183	PCB-167	PCB-128	PCB-156
Kons.ng/g tørrvekt	4,09	0,86	0,38	0,84	0,20	0,25
Kons.ng/g lipidvekt	48,1	10,1	4,5	9,9	2,3	2,9

PCB	PCB-157	PCB-180	PCB-170	PCB-189	PCB-194	PCB-206
Kons.ng/g tørrvekt	0,07	0,44	0,13	0,08	0,05	0,00
Kons.ng/g lipidvekt	0,8	5,1	1,5	0,9	0,6	0,0

PCB	PCB-209
Kons.ng/g tørrvekt	0,00
Kons.ng/g lipidvekt	0,0

Kundens merking: 98-470
Folkehelsas prøvenummer: 98-470
Prøvemengde – tørr vekt (g): 2.02
Fett prosent: 8.98

PCB	PCB-018	PCB-028	PCB-033	PCB-052	PCB-047	PCB-074
Kons.ng/g tørrvekt	4,92	11,60	4,22	24,10	9,81	13,32
Kons.ng/g lipidvekt	54,8	129,2	47,0	268,4	109,2	148,3

PCB	PCB-066	PCB-101	PCB-099	PCB-081	PCB-110	PCB-123
Kons.ng/g tørrvekt	26,10	27,16	16,42	15,83	26,24	---
Kons.ng/g lipidvekt	290,6	302,5	182,9	176,2	292,2	---

PCB	PCB-118	PCB-114	PCB-122	PCB-153	PCB-105	PCB-141
Kons.ng/g tørrvekt	22,47	0,00	0,50	20,82	10,24	0,42
Kons.ng/g lipidvekt	250,3	0,0	5,5	231,9	114,0	4,7

PCB	PCB-138	PCB-187	PCB-183	PCB-167	PCB-128	PCB-156
Kons.ng/g tørrvekt	21,24	4,22	2,11	3,13	1,09	1,55
Kons.ng/g lipidvekt	236,5	47,0	23,5	34,9	12,2	17,3

PCB	PCB-157	PCB-180	PCB-170	PCB-189	PCB-194	PCB-206
Kons.ng/g tørrvekt	0,49	2,42	0,59	0,19	0,16	0,00
Kons.ng/g lipidvekt	5,5	26,9	6,5	2,2	1,7	0,0

PCB	PCB-209
Kons.ng/g tørrvekt	0,00
Kons.ng/g lipidvekt	0,0

Kundens merking: 98-495
Folkehelsas prøvenummer: 98-495
Prøvemengde – tørr vekt (g): 2.02
Fett prosent: 8.93

PCB	PCB-018	PCB-028	PCB-033	PCB-052	PCB-047	PCB-074
Kons.ng/g tørrvekt	5,08	18,99	4,97	32,96	23,09	24,59
Kons.ng/g lipidvekt	56,9	212,6	55,6	369,1	258,5	275,4

PCB	PCB-066	PCB-101	PCB-099	PCB-081	PCB-110	PCB-123
Kons.ng/g tørrvekt	55,16	53,71	41,27	36,30	69,93	---
Kons.ng/g lipidvekt	617,7	601,5	462,1	406,5	783,1	---

PCB	PCB-118	PCB-114	PCB-122	PCB-153	PCB-105	PCB-141
Kons.ng/g tørrvekt	55,74	0,00	1,47	54,30	21,31	1,31
Kons.ng/g lipidvekt	624,2	0,0	16,5	608,1	238,6	14,7

PCB	PCB-138	PCB-187	PCB-183	PCB-167	PCB-128	PCB-156
Kons.ng/g tørrvekt	59,52	12,26	6,11	7,04	2,57	3,16
Kons.ng/g lipidvekt	666,5	137,3	68,4	78,8	28,8	35,4

PCB	PCB-157	PCB-180	PCB-170	PCB-189	PCB-194	PCB-206
Kons.ng/g tørrvekt	0,97	5,76	1,26	0,34	0,19	0,00
Kons.ng/g lipidvekt	10,8	64,5	14,2	3,8	2,1	0,0

PCB	PCB-209
Kons.ng/g tørrvekt	0,00
Kons.ng/g lipidvekt	0,0

F ANALYSERAPPORT FOR NON-ORTHO PCB I BLÅSKJELL OG SPMD**FOLKEHELSE**

Statens Institutt for Folkehelse

Avd. for miljømedisin, Seksjon for analyser,
Postboks 4404 Torshov,
N-0403 Oslo
Telefon 22 04 22 00, Telefaks 22 04 26 86

Saksnr.

23. juni 1999
Side 1 av 4

Analyserapport

Oppdragsgiver: Forsvarets Forskningsinstitutt (FFI)
Adresse: Postboks, 25
2027 KJELLER
Kontaktperson: Helle Kristin Rosslund
Prøvetakingsdato: Dato mottatt: april 1999
Prøvetype, merking:
Laboratoriets j.nr.: se resultat-tabeller
Analysemetode: M-05
Analyseperiode: april 1999 – juni 1999
Analyseresultat:

KUNDENS MERKING : 99-004,005
 FOLKEHELSEAS PRØVENUMMER : 99-004,005
 PRØVEMENGDE I FRISK VEKT(g) : 5,75
 FETT PROSENT : 11,18

KOMPONENT	KONS. pg/g tørrvekt	KONS. pg/g fett	DET. pr. g fett	GJENF. %	TE pg/g fett lav	TE pg/g fett høy	TE pg/g tørrvekt lav
PCB-77	2500	22000		15	11	11	1,2
PCB-126	69	610		15	61	61	6,9
PCB-169	2,7	25		22	0,25	0,25	0,027
SUM TE (PCB)					73	73	8,1

2,3,7,8 - TCDD toksiske ekvivalenter (TE) etter WHO modell

0 betyr ikke detektert. Deteksjonsgrensen (DET) er i disse tilfeller oppgitt og svarer til signal : støy forhold på 2,5 : 1

lav : konsentrasjon av ikke detekterte kongenerer er satt til 0

høy : konsentrasjon av ikke detekterte kongenerer er satt lik deteksjonsgrensen

KUNDENS MERKING : 99-011,012
 FOLKEHELSEAS PRØVENUMMER : 99-011,012
 PRØVEMENGDE I FRISK VEKT(g) : 6,32
 FETT PROSENT : 9,23

KOMPONENT	KONS. pg/g tørrvekt	KONS. pg/g fett	DET. pr. g fett	GJENF. %	TE pg/g fett lav	TE pg/g fett høy	TE pg/g tørrvekt lav
PCB-77	9500	100000		4,2	50	50	4,8
PCB-126	300	3200		3,5	320	320	30
PCB-169	7,6	82		4,9	0,82	0,82	0,076
SUM TE (PCB)					330	330	35

2,3,7,8 - TCDD toksiske ekvivalenter (TE) etter WHO modell

0 betyr ikke detektert. Deteksjonsgrensen (DET) er i disse tilfeller oppgitt og svarer til signal : støy forhold på 2,5 : 1

lav : konsentrasjon av ikke detekterte kongenerer er satt til 0

høy : konsentrasjon av ikke detekterte kongenerer er satt lik deteksjonsgrensen

KUNDENS MERKING : 98-184,265
 FOLKEHELSEAS PRØVENUMMER : 98-184,265
 PRØVEMENGDE I FRISK VEKT(g) : 1,62
 FETT PROSENT : 100

KOMPONENT	KONS. pg/g tørrvekt	KONS. pg/g fett	DET. pr. g fett	GJENF. %	TE pg/g fett lav	TE pg/g fett høy	TE pg/g tørrvekt lav
PCB-77	81	81			0,041	0,041	0,041
PCB-126	0	0	4,2		0	0,42	0,00
PCB-169	0	0	2,4		0	0,024	0,00
SUM TE (PCB)					0,041	0,48	0,041

2,3,7,8 - TCDD toksiske ekvivalenter (TE) etter WHO modell

0 betyr ikke detektert. Deteksjonsgrensen (DET) er i disse tilfeller oppgitt og svarer til signal : støy forhold på 2,5 : 1

lav : konsentrasjon av ikke detekterte kongenerer er satt til 0

høy : konsentrasjon av ikke detekterte kongenerer er satt lik deteksjonsgrensen

KUNDENS MERKING : 98-180,266
 FOLKEHELSEAS PRØVENUMMER : 98-180,266
 PRØVEMENGDE I FRISK VEKT(g) : 1,72
 FETT PROSENT : 100

KOMPONENT	KONS. pg/g tørrvekt	KONS. pg/g fett	DET. pr. g fett	GJENF. %	TE pg/g fett lav	TE pg/g fett høy	TE pg/g tørrvekt lav
PCB-77	470	470		56	0,24	0,24	0,24
PCB-126	0	0	20	53	0	1,96	0
PCB-169	0	0	3,9	89	0	0,039	0
SUM TE (PCB)					0,24	2,24	0,24

2,3,7,8 - TCDD toksiske ekvivalenter (TE) etter WHO modell

0 betyr ikke detektert. Deteksjonsgrensen (DET) er i disse tilfeller oppgitt og svarer til signal : støy forhold på 2,5 : 1

lav : konsentrasjon av ikke detekterte kongenerer er satt til 0

høy : konsentrasjon av ikke detekterte kongenerer er satt lik deteksjonsgrensen

KUNDENS MERKING: 98-267
 FOLKEHELSEAS PRØVENUMMER : 98-267
 PRØVEMENGDE I FRISK VEKT(g) : 0,84
 FETT PROSENT : 100

KOMPONENT	KONS. pg/g tørrvekt	KONS. pg/g fett	DET. pr. g fett	GJENF. %	TE pg/g fett lav	TE pg/g fett høy	TE pg/g tørrvekt lav
PCB-77	32000	32000		27	16	16	16
PCB-126	370	370		26	37	37	37
PCB-169	0	0	7,2	30	0	0,072	0
SUM TE (PCB)					53	53	53

2,3,7,8 - TCDD toksiske ekvivalenter (TE) etter WHO modell

0 betyr ikke detektert. Deteksjonsgrensen (DET) er i disse tilfeller oppgitt og svarer til signal : støy forhold på 2,5 : 1

lav : konsentrasjon av ikke detekterte kongenerer er satt til 0

høy : konsentrasjon av ikke detekterte kongenerer er satt lik deteksjonsgrensen

Dag Hongve
Dag Hongve

seksjonsleder

Line Småtuen Haug
Line Småtuen Haug

avdelingsingeniør

G ANALYSERAPPORT FOR PESTICIDER I BLÅSKJELL OG SPMD

Prøvningsrapport:
08-99Miljøtoks-laboratoriet, FMN, NVH
Ullevålsveien 72, Oslo

side 1 av 1

Blåskjell og olje

Oppdragsgiver: Arnt Johnsen
Adresse: Forsvarets Forskningsinstitutt, P.O. Boks 2027 KjellerKomponenter som ikke er detektert, eller som er lavere enn
deteksjonsgrensen, er angitt som n.d. (not detected).
Komponenter som ikke er analysert er merket med n.a.
Verdier i listene som er skrevet i *kursiv* er kvantifisert nedenfor det lineære
området for analysen

Som indre standard er brukt: PCB-29, PCB-112, PCB-207

Kontrollprøven oppnådde verdien: 4654 - 5001 Akseptabel verdi er 5801 ±1298
Det er ikke korrigert for gjenvinning
Dataversjoner anvendt: Windows 95, Excel 5.0

Målesikkerhet for den relevante periode er beskrevet i dokument H.11.4 som følger som vedlegg til denne rapporten

Prøveopplysninger, datoer: mottatt: Jan-99 Analysert: mai 99
Antall analyserte forbindelser er gjort etter avtale
Prøvmetode anvendt: M.Z.1
Metode navn: Analyse av klorerte hydrokarboner i biologisk materiale

Dyreart:			Blåskjell	olje
Vevstype:			Hel malt	
Vårt nr.:	1999		331	332
Oppdragsnr.			98-224	98-101
Fettprosent:			8.72	100
Alle tall er angitt som:	Deteksjonsg.	Gjenvinninger		
ppb - tørrvekt (µg/kg)	i matrix:	i prosent:		
Komponent				
HCB	0.05	90	1.36	2.30
a-HCH	0.05	84	0.58	0.87
b-HCH	0.05	98	n.d.	n.d.
Lindan	0.05	90	3.51	0.26
Sum HCH			4.09	1.13
oxyKlordan	0.10	90	n.d.	n.d.
trans-Klordan	0.10	93	n.d.	n.d.
cis-Klordan	0.10	93	3.38	0.43
trans-Nonaklor	0.10	94	n.d.	n.d.
Sum Klordaner			3.38	0.43
pp-DDE	0.10	102	30.30	0.23
pp-DDD	0.10		n.d.	n.d.
pp-DDT	0.10		n.d.	n.d.
Sum DDT			30.30	0.23
Mirex		104	n.d.	n.d.

Vedlagte resultater gjelder kun for de beskrevne prøvingsobjekter, og kan ikke uten videre benyttes for vurderinger av lignende prøver.
Innholdet i denne rapport skal ikke publiseres eller gjengis på annen måte uten skriftlig tillatelse fra dette laboratorium.
Undertegnede bekrefter herved at innholdet i denne rapport er fremkommet i samsvar med laboratoriets godkjente metoder, og at analysen er utført i henhold til laboratoriets kvalitetssikrede prosedyrer.

Analytikers sign.:

Viktor Berg

Kontrollert av:

S. Hauge

Lab. leders sign.:

Olenschka Palde

H ANALYSERAPPORT FOR PAH I BLÅSKJELL OG SPMD

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING P.O.Boks 173 Kjelsås, 0411 OSLO		TESTRAPPORT				
Navn/lokalitet	Forsvarets F.					
Adresse						
Oppdragsnr.	99017-01					
Prøver mottatt	28.1.99					
Lab.kode	151 4-8					
Jobb nr.	99/21					
Prøvetype	Membranfett og blåskjell					
Kons. i	Ug/kg våtvekt					
Metode	H2-4					
Dato	16.3.99					
Analytiker	Brg					
1: 98-263 Membranfett						
2: 98-264 Membranfett						
3: 98-506 Blåskjell						
4: 98-507 Blåskjell						
5: 98-508 Blåskjell						
6:						
Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	28	27	<0,5	<0,5	0,7	
2-M-Naf.	69	47	0,5	0,5	1,6	
1-M-Naf.	50	26	<0,5	0,7	0,7	
Bifenyl	87	39	3	<0,5	<0,5	
2,6-Dimetylnaftalen	108	123	2,5	<0,5	<0,5	
Acenaftalen	6	11	<0,5	<0,5	<0,5	
Acenaften	25	28	<0,5	<0,5	0,8	
2,3,5-Trimetylnaftalen	105	60	3,9	2,5	<0,5	
Fluoren	61	39	0,7	<0,5	1,1	
Fenantren	123	94	2,3	4,1	4,3	
Antracen	14	9	<0,5	<0,5	<0,5	
1-Metylfenantren	123	28	3,7	6,1	3,4	
Fluoranten	275	302	11	14	8,5	
Pyren	178	200	17	9,8	2,2	
Benz(a)antracen*	11	47	2,8	2,5	0,9	
Chrysen/trifenylene	18	43	6,7	4,7	3,1	
Benzo(b,j,k)fluoranten*	50	59	2,5	2,5	2	
Benzo(e)pyren	10	23	6,2	2,7	1,2	
Benzo(a)pyren*	<5	12	0,6	<0,5	<0,5	
Perylen	<5	8	0,9	<0,5	<0,5	
Ind.(1,2,3cd)pyren*	<5	<5	1,2	<0,5	<0,5	
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)	<5	<5	<0,5	<0,5	<0,5	
Benzo(ghi)perylene	<5	6	1,8	0,9	0,5	
SUM	1341	1231	67,3	51	31	
Derav KPAH(*)	61	118	7,1	5	2,9	
%KPAH	4,5	9,6	10,5	9,8	9,4	
%Tørrstoff						
<p>* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+rolige cancerogene). Sum av * utgjør KPAH.</p> <p>1) Bare (a,h)-isomerene.</p> <p>Denne testrapport får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. Testresultat gjelder kun for den prøve som er testet.</p>						

I ANALYSERAPPORT FOR TINNORGANISKE FORBINDELSER I BLÅSKJELL OG SPMD



Norsk
Institutt
for
Vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT

Side nr. 1/1



Navn Forsvarets Forskningsinstitutt
Adresse Postboks 25
2007 KJELLER

Deres referanse:
Marita Ljønes

Vår referanse:
Rekv.nr. 1999-151
O.nr. O 99017 01

Dato
24.03.99

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av oppdragsgiver, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater (analyseusikkerhet er gitt i eget dokument):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings-dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	98-098 Membranfett		990128	990226-990226
2	98-105 Membranfett		990128	990226-990226
3	98-106 Membranfett		990128	990226-990226
4	98-263 Membranfett		990128	990316-990316
5	98-264 Membranfett		990128	990316-990316
6	98-506 Blåskjell		990128	990215-990316
7	98-507 Blåskjell		990128	990215-990316

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	1	2	3	4	5	6	7
Tørrestoff	%	B 3						22.3	22.9
PAH i biol. matr.	µg/kg v.v.	H 2-4				u	u	u	u
Monobutyltinn	µgSn/kg tv	Intern*	75	70	<50			35	54
Dibutyltinn	µgSn/kg tv	Intern*	180	320	<50			180	380
Tributyltinn	µgSn/kg tv	Intern*	300	92	130			290	530
Monophenyltinn	µgSn/kg tv	Intern*	<50	<50	<50			<5	<5
Diphenyltinn	µgSn/kg tv	Intern*	<50	<50	<50			25	23
Triphenyltinn	µgSn/kg tv	Intern*	<50	<50	<50			690	1200

u : Analyseresultat er vedlagt i egen analyserapport.

* : Analysemetoden er ikke akkreditert.

Kommentarer

- For membranfettpøver er nivåene oppgitt i µg Sn/g fett. Metoden er ikke spesielt velegnet for så fettrike prøver så verdiene bør betraktes som indikasjoner heller enn absolutte verdier. Deteksjonsgrensen for disse prøvene er også betydelig høyere enn for vanlige prøver.

Denne analyserapporten får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. Analyseresultatet gjelder kun for den prøven som er testet.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 1999-151

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
8	98-508 Blåskjell		990128	990215-990316

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	8
Tørrestoff	%	B 3	21.3
PAH i biol. matr.	µg/kg v.v.	H 2-4	u
Monobutyltinn	µgSn/kg tv	Intern*	23
Dibutyltinn	µgSn/kg tv	Intern*	31
Tributyltinn	µgSn/kg tv	Intern*	110
Monophenyltinn	µgSn/kg tv	Intern*	<5
Diphenyltinn	µgSn/kg tv	Intern*	24
Triphenyltinn	µgSn/kg tv	Intern*	28

u : Analyseresultat er vedlagt i egen analyserapport.

* : Analysemetoden er ikke akkreditert.

Norsk institutt for vannforskning

Norunn Følsvik

Norunn Følsvik
Forsker

J ANALYSERAPPORT FOR ORGANISK KVIKKSÖLV OG TOTALKVIKKSÖLV I BLÅSKJELL OG SPMD

RESULTAT
1999-04-26

Analys utförd av: Qiang Tu

Löpnummer: 99005

Denna rapport innehåller 1 sida

Uppdragsgivare: Arnt Johnsen
Forsvarets Forskningsinstitut
Avdelning for miljøtoksikologi
Postboks 25
2007 Kjeller Norge

Beskrivning: Frystorkad mussla, organisk lösning

Ankomstdatum: 99-04-08

Analysdatum: 1999-04-20--21

Övrig information:

Metoder: Mussla: 1) Uppslutning i TMAH; extraktion, butylering med Grignard reagens, bestämning med GC-MIP-AES. 2) Uppslutning KOH/metanol, etylering, bestämning som i 1.
Organisk lösning: Spädning 2 och 10 ggr med toluen, recovery test med metyl- och oorganiskt Hg. Spike 4 ng oorganiskt eller organiskt Hg. Recovery var 93 och 81 % för organiskt respektive oorganiskt Hg.

Resultat:	Butylering		Etylering
	CH ₃ Hg ⁺	Hg ²⁻	CH ₃ Hg ⁺
Mussla (ng/g)	76.3	102.4	69.1
Organisk lösning (ng/ml)	<0.2	<0.2	-

Som referensmaterial bestämdes parallellt Tort-2 från NRC, Canada. Certifierad koncentration CH₃Hg: 152 ± 13 ng/g, funnen koncentration 156 ng/g (butylering) och 152 ng/g (etylering).

Ansvarig:

W. Frech

Litteratur

- (1) Statens forurensningstilsyn (1993): Pålegg om tiltaksutredning, gjennomføring av midlertidig tiltak og miljøtekniske undersøkelser på Haakonsvern. Brev datert 22.12.93
- (2) Forsvaret bygningstjeneste (1995): Handlingsplan for opprydding av forurensede sjøsedimenter og forurenset grunn på Haakonsvern orlogsstasjon i Bergen kommune.
- (3) Johnsen Arnt, Olsen Jaran Strand, Rosslund Helle, Ljønes Maria, Flarivig Sven Nilsen (1998): Akkumulering av miljøgifter i blåskjell og semipermeable membraner under mudring i delområde 1; Haakonsvern, FFI/RAPPORT-98/05088, Ugradert
- (4) Forsvarets forskningsinstitutt (1997): Kontraktutkast - Miljøanalyser ved Haakonsvern. 98/00487-1/FFIS/EHe/EFo/730.1
- (5) Forsvarets forskningsinstitutt (1998): Bestemmelse av PCB i biologisk materiale. Analysemetode E2, utgave 2.0.
- (6) Forsvarets forskningsinstitutt (1998): Bestemmelse av PCB i SPMD. Analysemetode E3, utgave 2.0.
- (7) Forsvarets bygningstjeneste (1998): Opprydding av forurensede sjøsedimenter og forurenset grunn på Haakonsvern orlogsstasjon i Bergen kommune. Statusrapport pr 31.12.98.
- (8) Randall D J, Conell D W, Yang R, Wu S S (1998): Concentration of persistent lipophilic compounds in fish are determined by exchange across the gills, not through the food chain, *Chemosphere* **37**, 7, 1263-1270.
- (9) Moy Frithjof E, Walday Mats (1997): Accumulation and depuration of organic micro-pollutants in marine hard bottom organisms, *Marine Pollution Bulletin* **33**, 1-6, 56-63.
- (10) Björk Mikael, Gilek Michael (1999): Efficiencies of polychlorinated biphenyl assimilation from water and algal food by the blue mussel, *Environmental Toxicology and Chemistry* **18**, 4, 765-771.
- (11) Hellou J, Mackay D, Banoub J H (1998): Dietary and aqueous exposure of finfish to organochlorine compounds: A case study, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 34, 280-288.
- (12) Schulz D E, Petrick G, Duinker J C (1989): Complete characterization of polychlorinated biphenyl congeners in commercial Aroclor and Clophen mixtures by multidimensional gas chromatography-electron capture detection, *Environmental Science & Technology* **23**, 7, 852-859.
- (13) Statens forurensningstilsyn (1997): Tolkning av PCB-profiler. Beregning av totalt PCB-innhold i marine sedimenter. Rapport 98:33.

- (14) Ahlborg U G, Becking G C, Birnbaum L S, Brouwer A, Derks H J G M, Feely M, Golor G, Hanberg A, Larsen J C, Liem A K D, Safe S H, Schlatter C, Wærn F, Younes M, Yrjänheikki E (1994): Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs: Report on a WHO-ECEH and IPCS consultation., *Chemosphere* **28**, 6, 1049-1067.
- (15) Van den Berg M, Birnbaum L, Bosveld B T C, Brunström B, Cook P, Feeley M, Giesy J P, Hanberg A, Hasegawa R, Kennedy S W, Kubiak T, Larsen J C, van Leeuwen F X R, Liem A K D, Nolt C, Peterson R E, Poellinger L, Safe S, Schrenk D, Tillitt D, Tysklind M, Younes M, Waern F, Zacharewski T (1998): Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife., *Environmental Health Perspective* **106**, 12, 775-792.
- (16) Chapman Duane (1999): The virtual fish: SPMD basics, <http://wwwaux.cerc.cr.usgs.gov/spmd>.
- (17) Meadows J C, Echols K R, Huckins J N, Borsuk F A, Carline R F, Tillitt D E (1998): Estimation of uptake rate constants for PCB congeners accumulated by semipermeable membrane devices and brown trout (*Salmo trutta*), *Environmental Science & Technology* **32**, 12, 1847-1852.
- (18) Statens næringsmiddeltilsyn (1997): Dioksiner og dioksinlignende PCB i næringsmidler i Norge. SNT-rapport 9.
- (19) Norsk institutt for vannforskning (1998): Overvåkning av miljøgifter i sedimenter og organismer fra Kristiansandsfjorden. Rapport 729/98.
- (20) Norsk institutt for vannforskning (1993): Undersøkelse av non-ortho polyklorerte bifenyler og polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner i organismer og sedimenter fra omegnen av marinebasen ved Haakonsvern. Rapport 0-93040.
- (21) Norsk institutt for vannforskning (1996): Overvåkning av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene. Rapport 681/96.
- (22) Norsk institutt for vannforskning (1998): Overvåkning av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene. Rapport 730/98.
- (23) Norsk institutt for vannforskning (1999): Overvåkning av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene. Rapport 772/99.
- (24) Norsk institutt for vannforskning (1998): Miljøovervåkning i Sandefjordsfjorden og indre Mefjorden. Rapport 745/98.
- (25) Rantalainen A L, Ikonomou M G, Rogers I H (1998): Lipid-containing semipermeable membrane devices (SPMDs) as concentrators of toxic chemicals in the lower Fraser River, Vancouver, British Columbia, *Chemosphere* **37**, 6, 1119-1138.
- (26) Statens forurensningstilsyn (1997): Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning 97:03.
- (27) Norsk institutt for vannforskning (1995): Klororganiske stoffer og tributyltinn (TBT) i blåskjell 1993-1994. Rapport 610/95.

- (28) NCC EEG-Henriksen (1998): Sluttrapport: Miljøsanering delområde 1 Haakonsvern.
- (29) Axelman Johan, Næs Kristoffer, Näf Carine, Broman Dag (1999): Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in semipermeable membrane devices and caged mussels (*Mytilus edulis* L.) in relation to water column phase distribution, *Environmental Toxicology and Chemistry* **18**, 11, 2454-2461.
- (30) Broman Dag (1990): Transport and fate of hydrophobic organic compounds in the Baltic aquatic environment - Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Polychlorinated Dibenzodioxins and Dibenzofurans. ISBN 91-87272-20-2
- (31) International Agency for Research on Cancer (IARC) (1987): IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risks to humans, Supplement 7, Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC monographs volumes 1-42. Lyon, France.
- (32) Skarphédinsdóttir Halldóra, Ólafsdóttir Kristín, Svavarsson Jörundur, Jóhannesson Torkell (1996): Seasonal fluctuation of tributyltin (TBT) and dibutyltin (DBT) in the dogwhelk, *Nucella lapillus* (L.), and the blue mussel, *Mytilus edulis* L., in Icelandic waters, *Marine Pollution Bulletin* **32**, 4, 358-361.
- (33) Juvik Harald, Sjøforsvarets forsyningskommando (1999): Personlig meddelelse.
- (34) Henriksen Arne Willy, Jotun paints (1999): Personlig meddelelse.
- (35) Zuolian Cheng, Jensen Arne (1989): Accumulation of organic and inorganic Tin in blue mussel, *Mytilus edulis*, under natural conditions, *Marine Pollution Bulletin* **20**, 6, 281-286.
- (36) Davies I M, McKie J C (1987): Accumulation of total tin and tributyltin in muscle tissue of farmed atlantic salmon, *Marine Pollution Bulletin* **18**, 7, 405-407.
- (37) Penninks A H (1993): The evaluation of data-derived safety factors for bis(tri-n-butyltin)oxide, *Food Additives and Contaminants* **10**, 3, 351-361.
- (38) FAO/WHO (1992): Pesticide residues in food - 1991. Joint meeting of the FAO panel of experts on pesticide residues in food and the environment and the WHO expert group on pesticide residues. Geneva, September 16-22, 1991. Evaluations part 1 – residues. FAO Plant & Prod Protect Paper 113/1, 636.
- (39) International Maritime Organization (IMO) (1989): Assessment of organotin compounds as main pollutants and proposed measures for the Amediterranean Scientific Group on Dumping. 12th meeting, April 10-14, London, UK. IMO, LDC/SG12/INF2.
- (40) Norsk institutt for vannforskning (1994): Sedimentundersøkelser og tiltaksvurdering i forbindelse med kaiutbygging for mineryddingsfartøy (P-6084), Haakonsvern 1994.
- (41) Granmo Åke, Kristinebergs marina forskningsstation (1999): Personlig meddelelse.
- (42) Laughlin Roy R, Lindén Olof (1987): Tributyltin-contemporary environmental issues, *Ambio* **16**, 5, 252-256.
- (43) Følsvik Norunn, Norsk institutt for vannforskning (1999): Personlig meddelelse.

- (44) Norsk institutt for vannforskning (1997): Levels and environmental effects of TBT in marine organisms and sediments from the Norwegian coast. A summary report. Rapport 693/97.
- (45) Salazar M H, Salazar S M (1991): Assessing site-specific effects of TBT contamination with mussel growth-rates, *Marine Environmental Research* **32**, 1-4, 131-150.
- (46) Lapota D, Rosenberger D E, Platterrieger M F, Seligman P F (1993): Growth and survival of *Mytilus-edulis* larvae exposed to low-levels of dibutyltin and tributyltin, *Marine Biology* **115**, 3, 413-419.
- (47) Polèo Antonio, Voie Øyvind, Misund Bård, Bjørnstad Helge, Johnsen Arnt (1997): Miljøgifter-kilder, biotilgjengelighet og toksiske effekter, FFI/RAPPORT-97/02070
- (48) Norsk institutt for vannforskning (1993): Miljøundersøkelse i indre Oslofjord. Delrapport nr. 2. Miljøgifter i organismer 1992. Rapport 541/93.
- (49) Statens forurensningstilsyn (1999): Risikovurdering av forurenset grunn. Veiledning 99:01A.
- (50) Block Mats, Pärt Peter, Glynn Anders Wicklund (1997): Influence of water quality on the accumulation of methyl ²⁰³mercury in gill tissue of minnow (*Phoxinus phoxinus*), *Comp Biochem Physiol* **118C**, 2, 191-197.
- (51) Major M A, Rosenblatt D H, Bostian K A (1991): The octanol/water partition coefficient of methylmercuric chloride and methylmercuric hydroxide in pure water and salt solutions, *Environ Toxicol Chem* **10**, 5-8.
- (52) Mikac Nevenka, Kwokal Zeljko, Martincié, Branica Marko (1996): Uptake of mercury species by transplanted mussels *Mytilus galloprovincialis* under estuarine conditions (Krka river estuary), *The Science of the Total Environment* **184**, 173-182.
- (53) Fowler S W, Heyraud M, La Rossa J (1978): Factors affecting methyl and inorganic mercury dynamic in mussels and shrimps, *Marine Biology* **46**, 3, 267-276.
- (54) Davies I M, Graham W C, Pirie J M (1979): A tentative determination of methylmercury in seawater, *Marine Chemistry* **7**, 2, 111-116.
- (55) Mason R P, Fitzgerald W F (1990): Alkylmercury species in the equatorial Pacific, *Nature* **347**, 457-459.