

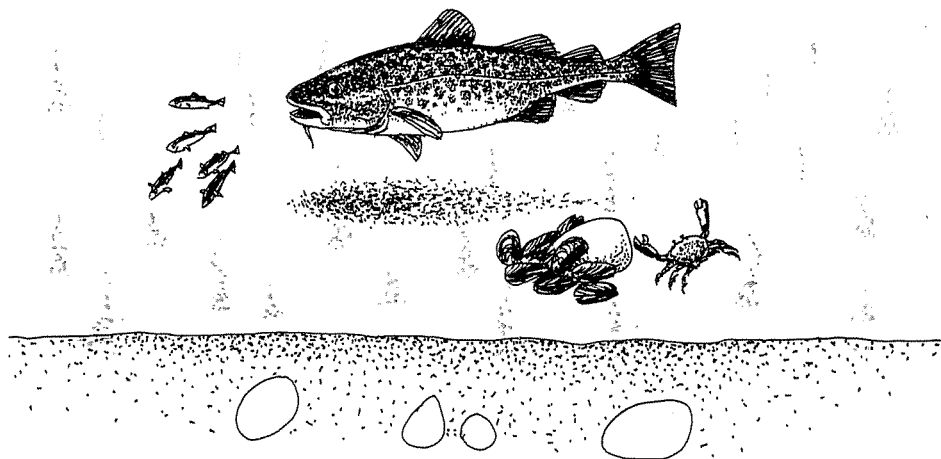
O-895902/E-90406



## Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder.

### Rapport 2

Forsøk med utlekking av polyklorete dibenzofuraner og  
dibenzo-p-dioksiner, andre klororganiske stoffer og kvikksølv.



# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

**Hovedkontor**

Postboks 69, Korsvoll  
0808 Oslo 8

Telefon (47 2) 23 52 80

Telefax (47 2) 39 41 89

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 1

4890 Grimstad

Telefon (47 41) 43 033

Telefax (47 41) 44 513

**Østlandsavdelingen**

Rute 866

2312 Ottestad

Telefon (47 65) 76 752

Telefax (47 65) 78 402

**Vestlandsavdelingen**

Breiviken 5

5035 Bergen - Sandviken

Telefon (47 5) 95 17 00

Telefax (47 5) 25 78 90

Prosjektnr.:

O-895902/E-90406

Undernummer:

Løpenummer:

2572

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:

SEDIMENTENES BETYDNING FOR FORURENSNINGSTILSTANDEN I FRIERFJORDEN OG TILGRESENDE OMRÅDER. Rapport 2: Forsøk med utlekkning av polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner, andre klororganiske stoffer og kvikksølv.

Dato:

14. juni 1991

Forfatter (e):

Roger M. Konieczny

Jon Knutzen

Jens Skei

Faggruppe:

Marinøkologisk

Geografisk område:

Telemark

Antall sider (inkl. bilag):

80

Oppdragsgiver:

Norsk Hydro as. Porsgrunn, Norsk Hydro as. Rafnes og Elkem a/s

Ekstrakt:

Utlekkingsforsøk med klororganiske stoffer og kvikksølv i forurensede sedimenter fra Friervfjorden, Brevikfjorden og Gunnekleivfjorden er utført under ulike forsøksbetingelser. Resultatene tyder på at maksimal mobilisering av miljøgifter fra de ulike sedimenttyper vil være små i forhold til det som er lagret i de øvre sedimentlag og også underordnet direkte utslipp og andre tilførsler (1991). Betydningen av sedimenter som direkte forurensningskilde antas derfor å være begrenset, med mindre de forstyrrer kraftig. Indirekte - gjennom forurensede byttedyr - vil imidlertid sedimentene i lang tid ha betydning for miljøgiftnivåene i krabbe og bunnfisk.

4 emneord, norske

1. Grenlandsfjordene
2. Sedimenter
3. Miljøgifter
4. Utlekkingsforsøk

4 emneord, engelske

1. Grenland Fjords
2. Sediments
3. Micropollutants
4. Leakage experiments

Prosjektleder

Jon Knutzen

ISBN 82-577-1896-3

For administrasjonen

Torgeir Bakke

O-895902/E-90406

**SEDIMENTENES BETYDNING FOR  
FORURENSNINGSTILSTANDEN I FRIERFJORDEN  
OG TILGRESENDE OMRÅDER.**

**Rapport 2: Forsøk med utlekking av polyklorerte  
diobenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner,  
andre klororganiske stoffer og kvikksølv.**

Delprosjektleder: Roger M. Konieczny

Medarbeidere: John A. Berge  
Lasse Berglind  
*Dag Broman (Stockholm Univ.)*  
Einar Johannessen  
Jon Knutzen  
*Michael Oehme (NILU)*  
Jens Skei

## FORORD

Denne undersøkelse er utført for Norsk Hydro a.s Porsgrunn/Forskningsssenteret, med delfinansiering fra Elkem a/s og Norsk Hydro a.s. Rafnes. Hovedkontakten med oppdragsgiverne har vært Karina Aas og siden Bente Jarandsen. Arbeidet omfatter tre deler:

- I. Kartlegging av miljøgiftnivåer og -mengder i sedimenter.
- II. Eksperimentelle undersøkelser av mobilisering av miljøgifter fra sedimenter.
- III. Forsøk med opptak og utskillelse i fisk og skalldyr.

Foreliggende rapport gjelder pkt. II ovenfor, med Roger M. Konieczny som leder av delprosjektet og hovedansvarlig for oppbyggingen av forsøksoppsetningen og alle deler av den praktiske gjennomføringen.

Analysene av polykloreerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner i vann og sediment er utført ved Stockholm Universitet/avd. for zoologi/avd. for analytisk kjemi, under ledelse av Carina Näf, Yngve Zebühr og Dag Broman. Sistnevnte har også bidratt til planleggingen av prosjektet. Parallellanalyser av PCDF/PCDD i sediment er gjort ved NILU under ledelse av Michael Oehme. Takk rettes til NILU for å ha stilt polyuretanpropper til rådighet for eksperimentet.

Ved instituttet har Jens Skei stått for utarbeidelsen av et første utkast av undersøkelsesprogrammet (senere noe omarbeidet) og vært hovedansvarlig for vurderingen av resultatene. Analysene av klororganiske stoffer utenom PCDF/PCDD har vært gjort ved Grete L. Sigernes og Tom Tellefsen, under ledelse av Lasse Berglind, mens kvikksølvanalysene har vært ved Bente Lauritzen og Liv B. Schanke. Ansvarlig for daglig oppsyn med det eksperimentelle oppsett på Marin Forskningsstasjon, Solbergstrand har vært Einar Johannessen. Andre som har bidratt til det praktiske arbeidet har vært Birger Bjerkeng, Erik Bjerknes, Frank Kjellberg, Lill-Ann Kronvall, Håkon Oen, Tone J. Oredalen, Oddbjørn Pettersen, og Gunnhild Vikhamer.

Oslo, 14.06.1991

Jon Knutzen  
Prosjektleder

## INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD .....	3
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER.....	5
2. BAKGRUNN OG FORMÅL .....	7
2.1. Generelt .....	7
2.2. Fysikalsk/kjemisk utlekking-del mål .....	8
2.3. Eksperimentelt arbeid med sedimenter - fordeler og ulemper .....	10
3. MATERIALE OG METODER .....	13
3.1. Feltarbeid og feltobservasjoner .....	13
3.2. Forsøksoppsett .....	14
3.3. Øvrige forsøksbetingelser .....	18
3.3.1. Oppvirvling - tilsetning av dyr .....	18
3.3.2. Redoksforhold .....	19
3.3.3. Gjennomstrømning, temperatur og saltholdighet .....	19
3.3.4. Partikkelinnhold .....	20
3.3.5. Miljøgiftinnhold i sedimentene .....	20
3.4. Analysemetodikk .....	21
3.5. Prøvetakingsprogram .....	24
3.6. Fluxberegninger .....	24
4. RESULTATER OG DISKUSJON .....	26
4.1. Kvikksølv (Hg) .....	26
4.2. Pentaklorbenzen (5CB) .....	31
4.3. Heksaklorbenzen (HCB) .....	34
4.4. Oktaklorstyren (OCS) og dekaklorbifenyli (10CB) .....	37
4.5. TCDD - ekvivalenter .....	41
4.6. Konsekvenser for nivåer i organismer .....	42
5. REFERANSER .....	44
VEDLEGGSTABELLER .....	48

## 1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Det overordnede mål med utlekkingseksperimentene ved NIVAs marine forskningsstasjon, Solbergstrand, med forurensede sedimenter fra Grenlandsfjordene har vært:

**å kvantifisere betydningen av lageret av miljøgifter i sedimentene for dagens og morgendagens miljøsituasjon i Grenlandsområdet.**

Ved forstyrrelse av sedimenter vil miljøgifter bundet til partikler i alt overveiende grad resedimentere. Det må videre regnes med at en betydelig del av den løste fraksjonen vil reabsorberes til partikler som faller tilbake i sedimentet. På bakgrunn av dette er det i konklusjonene nedenfor gått ut fra at maksimalt mobilisert løst fraksjon fra utlekkingsforsøkene kan anses å representere "verste tilfelle" eller en maksimalbetraktning. (For polyklorerte dibenzofuraner/dioksiner skiller ikke forsøksoppsettet mellom "løst" og "partikulært", slik at det her er regnet med maksimal total mobilisering).

De hovedkonklusjonene som kan trekkes er:

1. Basert på maksimalbetraktninger avgir sedimentene i Frierfjorden og Brevikfjorden tilsammen 6 kg løst kvikksølv årlig. Dette innebærer at hverken sedimentene i Frierfjorden eller Brevikfjorden frigir mer løst ved moderat oppvirvling enn sedimentene fra Oslofjorden. Til sammenligning er dagens belastning med kvikksølv til Frierfjorden fra ulike kilder ca. 18 kg. I sedimentene ligger det lagret, i de øvre 10 cm i Frierfjorden og Brevikfjorden, ca. 2.5 tonn kvikksølv av antropogen opprinnelse. Dette innebærer at kvikksølvtapet fra sedimentene er lite i forhold til lagerets størrelse.
2. Tilsvarende beregninger for pentaklorbenzen (5CB) viser at størrelsesorden 1 kg løst 5CB tapes fra sedimentene i Frierfjorden og Brevikfjorden årlig. Utslipet til Frierfjorden i 1991 kan anslås til omkring 1 kg og sedimentlagerets størrelse i disse to fjordene var i underkant av 90 kg. Sett i relasjon til tidligere utslipp (før 1990) er det prosentvise bidraget fra sedimentene lite.
3. Utlekkingen av løst heksaklorbenzen (HCB) fra sedimentene i Frierfjorden og Brevikfjorden er målt/anslått til maksimum ca. 2.5 kg/år. Fra 1991 kan man regne med et direkte utslipp på omkring 5-6 kg/år fra magnesiumfabrikken på Herøya. En mengde

HCB på ca. 400 kg befinner seg i sedimentenes øvre 10 cm i disse to fjordene. Jevnført med tidligere utslipp på ca. 300 kg/år og sedimentlagerets størrelse vil utlekkingen av HCB sannsynligvis være meget liten.

4. Frigivelsen av løst Oktaklorstyren (OCS) og dekaklorbifenyl (10CB) var så begrenset at resultatene gir for usikkert grunnlag til kvantifisering. Dette er stoffer som er lite vannløslige og er derfor sterkt bundet til sedimentene.
5. Ved hjelp av oppkonsentrering i PUR-propper over 12 uker lot det seg gjøre å kvantifisere utlekkingen av dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD). Denne ble målt til ca. 1.3 g TCDD-ekvivalenter pr. år for Frierfjorden og Brevikfjorden. Dagens utslipp av dioksiner til Frierfjorden er beregnet til 5-10 g TCDD-ekvivalenter pr. år. Til sammenligning befinner det seg ca. 7 kg TCDD-ekvivalenter i sedimentene i de to fjordene. Dette innebærer at sedimentene i Frierfjorden og Brevikfjorden vil være en kilde til dioksin som ikke kan overses, men av mindre betydning enn gjenstående utslipp. Graden av indirekte mobilisering gjennom næringskjeder representerer en usikkerhet, som praktisk sett mest vil berøre krabber og spiselig bunnfisk.
6. I Gunnekleivfjorden er sedimentene ekstremt forurensset og bidrag fra sedimentene vil være særlig sterkt avhengig av grad av oppvirvling. Så lenge denne ikke er en kvantifiserbar størrelse, er det vanskelig å fastslå betydningen av sedimentene i Gunnekleivfjorden som kilde for kvikksølv og klororganiske forbindelser.

## 2. BAKGRUNN OG FORMÅL

### 2.1 Generelt

Utslipp fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk har medført høye konsentrasjoner av persistente (bestandige) klororganiske miljøgifter i Frierfjorden og Brevikfjorden. Særlig høye konsentrasjoner finnes i den lille Gunnekleivfjorden mellom Skienselva og Frierfjorden (fig. 1). Hovedkomponenter i avløpsvannet fra magnesiumfabrikken har vært penta- og heksaklorbenzen (5CB, HCB), oktaklorstyren (OCS) og dekaklorbifenyl (DCB eller 10CB), men sett i forhold til miljøet anses dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) som enda viktigere. For nærmere opplysninger om tidligere belastning med klororganiske stoffer (årsutslipp, utvikling over tid) henvises til Knutzen og Green (1990) og for PCDF/PCDD til Knutzen og Oehme (1988). Utslippene fra magnesiumproduksjonen har også omfattet antatt mindre mengder av andre polyklorerte benzener/styrener/naftalener (Baumann Ofstad et al., 1978, NILU analyserapport av 9/5-88, Hydroinformasjon av 25/6-88).

Tabell 1. Anslåtte og målte tilførsler av miljøgifter til Frierfjorden i kg/år, før og etter 1990.

Kilde	Hg	HCB	5CB	OCS	10CB	TCDD ekv.
Direkte utslipp 1989	~6.5 <sup>2</sup>	~275 <sup>2</sup>	~40 <sup>2</sup>	~40 <sup>2</sup>	~35 <sup>3</sup>	0.2-0.5 <sup>4</sup>
" " 1991	~6.5 <sup>2</sup>	~5 <sup>5</sup>	~1 <sup>5</sup>	~0.5 <sup>5</sup>	~1.5 <sup>3</sup>	0.005-0.01 <sup>3</sup>
Fra Gunnekleiv 1991 <sup>1</sup>	~8 <sup>6</sup>	~0.7	~0.3	~0.1 <sup>?</sup>	?	?
Fra deponier <sup>2</sup>	~3	-	-	-	-	-

1) For klororganiske kun basert på utlekkingsforsøkene.

2) Gulbrandsen et al. (1991). Anslått ~6 kg Hg fra kommunale avløp, ~0.5kg fra industri.

3) SFT/Telemark (P.M. Myhra pers.medd.).

4) Hhv. (0.2 kg) fra Gulbrandsen et al. (1991) og Knutzen og Oehme (1988).

5) Anslag for total gitt av SFT/Telemark (P.M. Myhra, pers.medd.) og tilnærmet fordeling av HCB/5CB/OCS som før rensing (Knutzen og Oehme, 1988).

6) Fra Skei et al. (1989).

Sedimentene har i tillegg forhøyede konsentrasjoner og kvikksølv, spesielt i Gunnekleivfjorden, forårsaket av utslipp fra Hydro Porsgrunns nå nedlagte kloralkaliefabrikk på Herøya. Om utviklingen i belastning med kvikksølv kan vises til Jarandsen (1990).



Sedimentenes markerte overkonsentrasjoner av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH, tjærestoffer) skriver seg vesentlig fra utslippene til Elkem-PEAs ferromanganverk, som i det siste er blitt vesentlig redusert (Knutzen og Green, 1990). Fra Hydro Rafnes er hovedutslippet pyrolyse-olje og andre oljehydrokarboner (Rygg et al., 1988).

Utslippene av PCDF/PCDD, HCB, etc., PAH og kvikksølv har medført så forhøyet innhold av disse stoffer i fisk og skalldyr at Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) dels har utstedt omsetningsforbud, dels har gitt kostholdsrad, som for PCDF/PCDD omfatter hele området ut til munningen av Langesundsbukta. På denne bakgrunn er delmål 1 i "Miljøpakke Grenland" at: "Innen år 2000 skal fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene kunne brukes som menneskemat uten restriksjoner". Forslagsvise kriterier for oppfyllelse av målene finnes hos Knutzen (1990).

Et hovedspørsmål etter at den direkte belastningen med miljøgifter er blitt redusert (mer enn 95% for klororganiske stoffer fra juli 1990), er - Hvilken fremtidige betydning vil lagret av miljøgifter i sedimenter ha for nivåene i spiselige organismer?

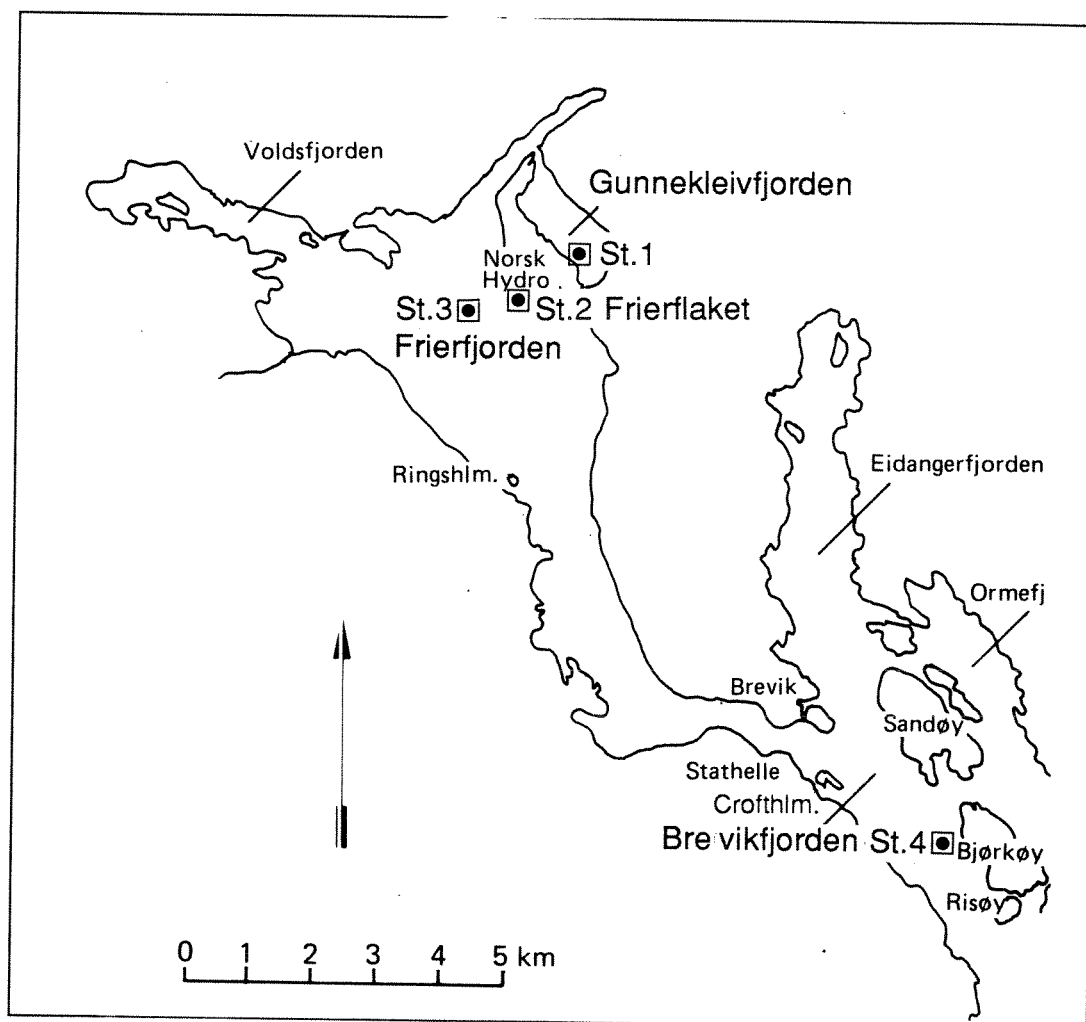
For å ha noen formening om dette spørsmål er det påkrevet med bl.a.:

- I Opplysninger om konsentrasjoner og mengder i sedimentene, særlig i de øvre lag (Næs og Oug, 1991).
- II Informasjon om graden av fysisk/kjemisk utlekking/mobilisering fra bunnnavleiringene til det overliggende bunnvann og fortsatt spredning til ovenforliggende vannmasser (denne rapporten).
- III Kunnskaper om miljøgiftnivåer og opptak i bunnlevende organismer, enten direkte gjennom gjeller/kroppsoverflate, ved kontakt med forurenset porevann/sediment eller ved inntak av forurenset næring (sedimentpartikler, mikroflora, smådyr); dertil viten om hvordan miljøgiftene transporteres gjennom næringskjedene (Berge og Knutzen, 1991).

## 2.2 Fysikalsk/kjemisk utlekking - delmål

Foreliggende rapport behandler tema II ovenfor og presenterer resultatene fra eksperimentelle utlekkingsforsøk med forskjellige sedimenter og under ulike betingelser. Delprosjektets formål kan nærmere presiseres slik:

- A. Å måle hvor mye av henholdsvis kvikksølv, PCDF/PCDD og 5CB/HCB/OCS/DCB som frigjøres til vannet over sedimentet, dels når dette er i ro, dels med varierende grad av forstyrrelse.
- B. Å belyse frigjøringens avhengighet av stoffenes ulike konsentrasjon i forsøkssedimentene og sedimentets beskaffenhet.
- C. Relatere utlekkingsraten til total mengde lagret i sedimentet for å vurdere "lagerets levetid".
- D. Sammenligne utlekkingen og det som må antas å være en "varig" frigivelse fra sedimentet med andre tilførsler (gjenværende direkte utslipp, tilførsler fra Gunnekleivfjorden og diffus belastning, dvs. tilførsel fra nedbørfelt og ved nærnedfall).



Figur 1. Kart over deler av Grenlandsfjordene med de 4 sedimentprøvestasjonenes posisjoner benyttet i utlekkingsforsøkene.

Pkt. C innbefatter vanskelige skjønn og vurderinger basert på foreløpig ufullstendige kunnskaper om hvordan de aktuelle stoffer mobiliseres i sedimentet og tilbakeføres til sedimentet. "Verste tilfelle" er definert som en situasjon hvor alt som frigis av løste stoffer forblir i vannmassen eller går inn i biologisk materiale.

Forsøksoppsettet hviler på erfaringer fra tilsvarende eksperimenter med sedimenter fra Sørfjorden, som angikk kvikksølv og andre metaller (Skei et al., 1987), og med sedimenter fra Gunnekleivfjorden, der man målte utlekkinger av kvikksølv og HCB/OCS, etc. (Skei et al., 1989). Opplegget har imidlertid måttet modifieres betydelig for den foreliggende undersøkelse, spesielt med hensyn til arrangementer for å måle utlekking fra anaerobe sedimenter og innretninger for oppsamling av mobilisert PCDF/PCDD.

### 2.3. Eksperimentelt arbeid med sedimenter – fordeler og ulemper.

Både uorganiske og organiske miljøgifter har en tendens til å akkumuleres i bunnsedimenter (Förstner, 1987). Som en konsekvens av dette, vil utslipp til det akvatiske miljø føre til forurensede sedimenter innenfor utslippets influensområde. For enkelte miljøgifter (f.eks. PAH) vil sterkt forurensede sedimenter begrense seg til et forholdsvis lite område på grunn av rask sedimentering. Andre stoffer (f.eks. Hg) kan påvirke sedimentene i et stort område som følge av at stoffene omdannes ("resirkuleres") i miljøet (f.eks. opptak i organismer, ekskresjon, metylering, etc.).

Foruten at sedimentene kan være en lagerplass for miljøgifter, har man også i de senere årene rettet oppmerksomheten mot sedimentene som sekundær forurensningskilde (Skei, 1991). En del av de stoffene som avsetter seg i sedimentene kan tilbakeføres til vannfasen og/eller organismer som lever i, på eller nær sedimentet. Denne tilbakeføringen eller fluxen av stoffer ut av sedimentene er hittil dårlig kvantifisert. Fluxratene vil avhenge av så mange faktorer at det er vanskelig å bruke erfaringstall som er almenlydige.

Det finnes flere muligheter for å beregne sedimentenes rolle som forurensningskilde:

- (i) Teoretiske modeller som tar utgangspunkt i stoffenes konsentrasjon i porevann og i vann over sedimentet. Deretter beregnes diffusiv flux (hvis man ikke har målinger i porevann

kan konsentrasjonene beregnes ved hjelp av fordelingskoeffisienten mellom fast stoff og vann).

- (ii) Målinger i felt ved hjelp av klokker og anordninger som isolerer en vannmasse i kontakt med sedimentet. Dette blir statiske forsøk.
- (iii) Enkle lab-eksperimenter hvor vann og sediment rystes og hvor mengde frigitt stoff registreres (utlutningstester).
- (iv) Forsøk med sedimentflater som blir eksponert for strømmende vann (Solbergstrand-eksperimenter).

Å simulere utveksling av stoffer mellom vann og sediment, er komplisert, enten det gjøres teoretisk, i laboratorium eller i felt. Det er imidlertid behov for å få et anslag på størrelsen av problemet med forurensede sedimenter. I den sammenheng vil typen "Solbergstrand-eksperimenter" være til god hjelp. Disse gir oss muligheten til å manipulere med de faktorer som kan tenkes å styre mobiliserings-prosessene. Den største vanskeligheten med slike eksperimenter er skaleringen. Man arbeider i grensesjiktet vann - sediment og noen 10-talls centimeter fra sedimentflaten, men overfører resultatene til dype fjorder. Det synes derfor å være mest riktig å overføre resultatene til det vannlaget som influeres av resuspensjon i fjorder. Svært ofte begrenser dette vannlaget seg til 10 - 20 m fra bunnen med en nærmest eksponensiell økning i turbiditet ned mot sedimentet. Dette innebærer også at sedimentene i første rekke influerer på organismer som befinner seg i dette vannsjiktet, på sedimentflaten eller i sedimentet.

Det største problemet forbundet med tolkning av resultater fra slike eksperimenter er kvantifisering av netto transport av miljøgifter fra sediment til vann og eventuelt biologisk materiale. Ved oppvirvling vil mesteparten av partiklene transporteres en viss avstand før de sedimenterer igjen. Ved eksperimentene er denne transportveien bare 0.5 m og vil derfor ikke gjenspeile de naturlige forholdene i en fjord. Oppvirvlingsforsøkene er primært gjort for å registrere mengden av løste stoffer som mobiliseres når sedimentene forstyrres, og måling av total flux (partikulært og løst) gir ikke et mål for netto transport av miljøgifter fra sedimentene. Dette fordi partikler i et naturlig system i stor grad vil tilbakeføres til sedimentene. Selv en del av de løste stoffene som frigis vil adsorberes til partikler og finne veien tilbake til sedimentene igjen. Det er vanskelig å kvantifisere i hvilken grad dette skjer.

I en maksimalbetraktning ("verste tilfelle") kan vi anta at hele den løste fraksjonen representerer et netto tap fra sedimentene når disse virvles kraftig opp. Risikoen for overestimering av dette netto-tapet er stor delvis fordi reabsorpsjon til partikler neglisjeres og at oppvirvlingens omfang kan være urealistisk.

Et praktisk problem knyttet til slike eksperimenter, som omfatter kompliserte organiske analyser, er at tiden fra at vannprøvene tas til at resultatene foreligger er lang. Dette innebærer små muligheter til endring av eksperimentell design underveis.

### 3. MATERIALE OG METODER

#### 3.1 Feltarbeid og feltobservasjoner

Sediment til forsøkene ble samlet inn og transportert tilnærmet uforstyrret til NIVAs Marine Forskningsstasjon, Solbergstrand med F/F "Trygve Braarud" 12. - 14.10.89. Totalt ble det tatt 12 bokscorerprøver (50 x 50 cm overflate, 20 - 30 cm dype) fra tre stasjoner (fig. 1):

1. Brevikfjorden, 107 m. Aerobt (oksygenert) sediment med ca. 1 cm brunt topplag og med rik fauna. Underliggende sediment var homogen gråbrun leire (ca. 1 - 10 cm) og deretter mørk grå siltig leire.
2. Frierflaket (Frierfjorden), 23 m. Aerobt sediment med rikt dyreliv, siltig og øvre 5 cm med brungrå farge. Underliggende lag med vekslende svarte og grå siltige lag med overgang til mørkere grått dypest i kjernen.
3. Sentrale Frierfjorden, 93 m. Anaerobt (hydrogensulfidholdig) sediment med svart, organisk rikt og løst vannholdig topplag på 5 - 10 cm, etterfulgt av en "metallisk" lys grå og sandig dumpemasse (5 cm) over et nytt lag av svart anoksisk (sulfidholdig) sediment.

Tidligere innsamlet sediment fra Gunnekleivfjorden (Skei et al., 1989) ble også benyttet. Sedimentet besto av bløte og finkornige avleiringer iblandet hvitt slam. Sedimentet inneholder vesentlig industriavfall, har lite naturlig karakter og et svært begrenset dyreliv.

De tre bokscorerstasjonene fra Brevikfjorden og Frierfjorden tilsvareer omtrent følgende stasjonene fra kartleggingen av sedimentets miljøgiftinnhold (stasjonsbetegnelsen fra Næs og Oug (1991) i parentes):

- St. 1 Brevikfjorden: (st. 18b)
- St. 2 Frierflaket: (st. 5a)
- St. 3 Frierfjordens dypbasseng: (st. 13b)

For å kunne vurdere forurensningsgrad og andre forhold i vannmassene ble det fra ca. 1 m over sedimentflaten innsamlet vannprøver og gjort målinger av saltinnhold, temperatur, kvikksølv og oksygen/hydrogensulfid. Resultatene av disse observasjonene er gjengitt i teksttabell under. For generell informasjon om vannmassene på bunnen av Gunnekleivfjorden henvises til Molvær. (1989).

Stasjoner	T, °C	‰ S	Hg, ng/l	O <sub>2</sub> , ml/l	H <sub>2</sub> S, ml/l
St. 1 Brevikfjorden	7.5	34.6	<2	3.73	-
St. 2 Frierflaket	12.1	31.9	3.5	4.15	-
St. 3 Frierfjorden	6.4	33.6	<2	-	0.89

De observerte konsentrasjoner av oksygen/hydrogensulfid kan anses representative for lokalitetene og årstiden.

Kvikksølvinnholdet lå innenfor det som generelt kan anses som "diffust" bakgrunnsnivå i kystvann og fjorder: <1 - 5 ng/l (kfr. Olafsson, 1982, 1983; Bloom og Crecelius, 1983; Gill og Fitzgerald, 1985). Imidlertid er det i "uforurensset" kystvann også målt så lave verdier som 0.3 ng/l (Lu et al., 1986). En deteksjonsgrense på 2 ng/l kan med andre ord tenkes å være til hinder for å få karakterisert mindre grader av forurensning. Til sammenligning kan nevnes at det i Gunnekleivfjorden ble registrert 20 - 60 ng/l i 1982 (Haver, 1982) og 25 - 35 ng/l i 1989 (Molvær, 1989).

Til forsøkene med utlekking i anoksisk miljø ble det innsamlet vann fra Bærumsbassenget, Oslofjorden. Innholdet av hydrogensulfid ble ikke målt, men ved overvåkingstoktene før og etter innsamling var konsentrasjonene av H<sub>2</sub>S 1.43 og 0.15 ml/l. Gjennomsnittet av de to målingene er 0.79 ml/l, m.a.o. omtrent det samme som registrert i Frierfjordens dybbasseng (kfr. teksttabellen over).

### 3.2 Forsøksoppsett

Forsøkene er utført med sedimenter fra de 4 nevnte prøvetakingssteder. Fra hver av lokalitetene ble det benyttet ett eller to par gjennomstrømningskasser, dvs. at analysene ble foretatt på vann fra to parallellkoblede kasser:

Fra St. 1 Brevikfjorden:	kasse 1-2/1-3
Fra St. 2 Frierflaket:	kasse 2-1/2-4 og kasse 2-2/2-3
Fra St. 3 Frierfjordens dybbasseng:	kasse 3-1/3-3 og kasse 3-2/3-4
Fra St. 4 Gunnekleivfjorden:	kasse 4-1/4-2

Forsøkssedimentene ble dels kjørt bare med tilførsel av vann i tilnærmet laminær strøm (2-2/2-3 og 3-2/3-4 (anoksisk eksperiment)), dels med tilsetning av dyr for å teste virkningen av å forstyrre sedimentoverflaten (1-2/1-3, 2-1/2-4, 3-1/3-3 (oksisk eksperiment

etter forutgående tilførsel av oksygenholdig vann i 2 uker) og 4-1/4-2). Det ble ikke funnet nødvendig å måle utlekkingen ved laminær strøm og uten tilsetning av dyr i mer enn ett kassepar med aerobt sediment (2-2/2-3).

Forsøksoppsettet fremgår av prinsippskisse i fig. 2, som viser arrangementet for gjennomstrømming med oksisk vann (modifikasjonene ved resirkulering av anoksisk vann i et lukket system er beskrevet nedenfor).

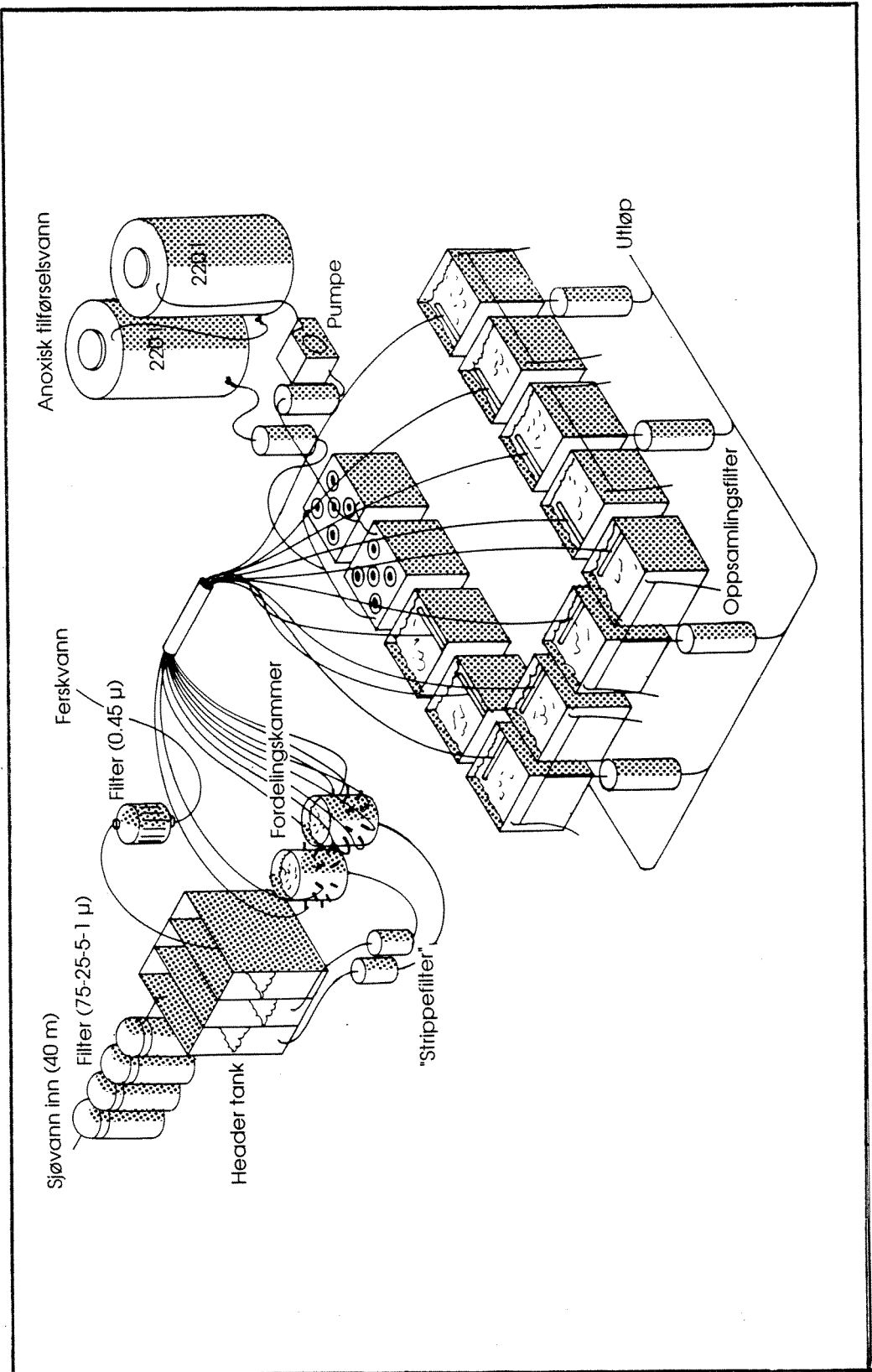
Vann ble pumpet inn fra 40 m dyp utenfor NIVAs Marine Forskningsstasjon, Solbergstrand (31-34 ‰ S), forfiltrert i 4 CUNO Micro-clean III filtersatser med porestørrelsene 75, 25, 5 og 1 µm i serie, ledet gjennom et "strippefilter" bestående av to polyuretanpropper (for så vidt mulig å fjerne klororganiske forurensinger) og derfra til headertankene. Ferskvann til blandingsstank for vann med 17 ‰ S (se nedenfor) ble filtrert gjennom et SARTOBRAN II Capsule filter med porestørrelse 0.45 µm.

Headertanksystemet besto av tre adskilte kammer, ett for 40 m sjøvann, ett for ferskvann og ett kammer for lavsalinitetsvann. Blandingskammeret sto i forbindelse med hver av de to andre kammerene via to dyser, som kontinuerlig tilførte 50% sjøvann og 50% ferskvann, til ca. 17 ‰ saltholdighet. Headertanken sto i trykkløs forbindelse med to fordelingskammer, ett for 40 m vann (stasjonene 1 - 3) og ett for 17 ‰ vann (stasjon 4). Fordelingskammerene hadde muligheter høydejustering og var forsynt med flere sett dyser i ulik høyde for flowregulering.

Dysene sørget for lik og forholdsvis jevn vannstrøm til alle kasser.

Fra fordelingskammerene ble vannet ledet i separate slanger til sedimentkassene. Fire kassesett fikk tilført 40 m vann (stasjonene 1 - 3) og ett kassesett fikk tilført 17 ‰ vann (stasjon 4). Hver kasse var forsynt med en horisontal vannspreder med åpning mot bakre kassevegg. Videre hadde hver kasse også to horisontale skillevegger plassert henholdsvis ca. 5 cm fra bakre og fremre kassevegg. Skilleveggenes overkant stakk 0.5 cm over vann-nivået i kassene og ca. 1.5 cm over sedimentet. Dette førte til at tilførselsvannet ble ledet ned langs bakre kassevegg og videre fremover under skilleveggene til kassens fremre vegg, og deretter opp mot utløpet som var plassert midt i vannspeilet.





Figur 2. Prinsippskisse over det eksperimentelle forsøpssettet.

Enkelte av sedimentflatene var noe ujevne, slik at skilleveggene underkant ikke hadde konstant avstand ned til sedimentet. Det ble i hvert tilfelle derfor valgt å plassere skilleveggene 1.5 cm over sedimentets høyeste punkt. Sedimenthøyden i de benyttede kasser og tilhørende sedimentvolum og vannvolum over sedimentet er vist i vedleggstabell A1.

Uttaksvannet fra hver av de to kassene i et kassesett, ble ledet sammen til et oppsamlingsfilter, via en kombinasjon av slanger og glassrør. Hvert utløp var forsynt med muligheter til uttak av en delstrøm gjennom en vertikalstilt slange. Denne fungerte delvis også som partikkelfelle. Oppsamlingsfilteret besto av en filtersats med to polyuretanpropper i en glassylinder. Det filtrerte vannet ble til slutt ledet til avløp.

For kontrollanalyse av innløpsvannet var også en av innløpsledningene for 34 0/00 sjøvann (etter forfiltrering og headertank) forsynt med oppsamlingsfilter.

Kassene 3-1/3-3, som opprinnelig inneholdt anoksisk sediment, ble utsatt for "simulert" vannutskifting ved at kassene ble tilført oksygenholdig vann over 2 uker, før forsøksstart. Etter 6 ukers gjennomstrømning ble oksygeninnholdet i vannet over sedimentet målt til 6.1 ml O<sub>2</sub>/l i begge kassene, og de øvre 2 - 3 cm av sedimentet hadde forandret farge fra sort til gråbrunt.

For det anoksiske eksperimentet (kassene 3-2/3-4) ble anoksisk vann lagret i et headertanksystem, bestående av to sylindriske tanker, hver på 220 liter, koblet i serie. Tankene var forsynt med innløp i toppen og utløp i bunnen. Den ene tanken var plassert ca. 50 cm høyere enn den andre, som i sin tur var plassert ca. 10 cm over vann-nivået i sedimentkassene. Denne plasseringen skapte minimalt overtrykk i systemet som var tilnærmet tett.

Tilførselsvannet ble ledet fra headertanksystemet gjennom et strippefilter med polyuretanpropper før sedimentkassene. Dette var dels for å fjerne organiske forbindelser i vannstrømmen, dels for å hindre tilførsel av partikler. Filtersatsen var også forsynt med uttak av delstrøm etter filtrering. Det anoksiske kassesettet var ellers lik den oksiske delen med hensyn til innløp og utløp. Det bør imidlertid nevnes at valget av silikonslanger i dette delforsøket var noe uheldig, da silikon er permeabelt for oksygen. Dette førte til en periodisk produksjon av elementært svovel, som virket forstyrrende under forsøkets gang. (Imidlertid indikerte dette forholdet også at PUR-proppene til en viss grad slapp disse partiklene gjennom, noe som er av betydning for tolkningen av resultatet).

### 3.3 Øvrige forsøksbetingelser

#### 3.3.1 Oppvirvling - tilsetning av dyr

Ut fra tidligere erfaringer (Skei et al., 1989) ble det brukt tilsetning av dyr for å "simulere" forstyrrelser av sedimentet. I naturen er dette en fluktuerende og tildels episodisk prosess, sammensatt av bioturbasjon (omrøring/oppvirvling ved dyr) og resuspensjon ved strøm skapt av vind og vannutskiftning (f.eks. en dypvannsfornyelse), dertil modifisert av bassengutforming og bunntopografi). For å skape "ulike" grader av forstyrrelse ble dyrene satt til prosjonsvis (anslått ca. biomasse pr. kasse i parentes):

3/1-90 (etter 2 uker): 5-6 reker + 1-2 amfipoder (10-12g)

18/1-90 (etter uke 4): 3-4 reker + 1-2 amfipoder + 1 kuttling (8-10g)

25-30/1-90 (uke 5-6): 3 reker (6g, erstatning av døde)

14/3-90 (etter uke 12): 10 reker (20g)

Denne tilsetningen ble gjort i hver av kassene 1-2 og 1-3 (Brevikfjorden), 2-1 og 2-4 (Frierflaket), 3-1 og 3-3 (Frierfjordens dypbasseng, etter at sedimentet var gjort oksisk) og 4-1/4-2 (Gunnkleivfjorden).

Utlekkingsperiodene med forskjellig grad av forstyrrelse blir da omlag som følger: Første 2 - 3 uker ingen tilsetning, uke 3 - 4 ca. 10 - 12 g dyr, uke 4 - 12 ca. 20 g dyr og uke 13 - 16 ca. 40 - 45 g dyr. For hele oppvirvlingsperioden (uke 3 - 16) varierte med andre ord tilsatt biomasse (i det vesentlige reker) i området 40 - 180 g/m<sup>2</sup> (hver kasse 0.25 m<sup>2</sup>).

Til sammenligning er biomassen av makrofauna (> 1 mm) på Frierfjordlokaliteter (22 - 23 m) tidligere observert å være 70 - 150 g/m<sup>2</sup> på vel 100 m dyp og i Brevikfjorden/Langesundfjorden 10 - 100 g/m<sup>2</sup> (Gray et al., 1988). I betraktning av at "kassesamfunnene" hadde et dominerende innslag av reker, skulle oppvirvlingen ved dyr heller være større enn lavere jevnført med i naturen. Særlig gjelder dette for perioden etter siste tilsetning av dyr (uke 13 - 16).

Av de benyttede dyr syntes rekene best egnet ved såvidt lange forsøk. De vesentlig mindre amfipodene (små krepsdyr, hver ca. 0.05 g) hadde markert dødelighet under eksperimentperioden.

### 3.3.2 Redoksforhold

Ved forsøkene med laminær strøm over anoksisk sediment bevirket den tilnærmet lufttette resirkulasjon av anoksisk vann at konsentrasjonen av hydrogensulfid steg fra ca. 0.8 ml/l (anslag, kfr. 3.2) til henholdsvis 2.1 og 8.9 ml/l i de to kassene med anoksisk sediment.

I forsøkene med oksisk sediment ble det i samtlige kasser forut for igangsettelse målt redokspotensial (Eh), pH og sulfidkonsentrasjon i 0 - 1, 1 - 2, 3 - 4 og 5 - 6 cm lagene av sediment. Målingene ble utført ved å føre en Radiometer S<sup>2-</sup>-ioneselektiv elektrode, en Orion Ross elektrode og en Radiometer platinaelektrode samtidig ned gjennom sedimentet. Elektrodene interne referanse ble gitt ved en Ross pH elektrode plassert i vannet rett over sedimentoverflaten. Total sulfidkonsentrasjon er gitt ved formelen:

$$pS_t = 13.9 - pH - (ES^{2-} + 0.66)/0.295 + \log(10^{7-pH}) + 2.22$$

Her er  $pS_t = -\log(H_2S) + (HS^-) + S^{2-}$  og deteksjonsgrensen er antatt å være  $10^{-9}$  M for total sulfidkonsentrasjon. Slike målinger er ofte beheftet med stor usikkerhet, i hvertfall hva absolutte tall angår, og antas ikke å være bedre enn  $\pm 0.5 pS_t$ . Derimot kan relative endringer i redokspotensialet gi visse indikasjoner (Schaanning, 1991).

Resultatene av disse målinger er presentert i vedleggstabell A2. I kassene ses avtagende redokspotensiale (Eh) med økende sedimentdyp. Utenom de anoksiske kassene var det fritt sulfid ( $pS_t < ca. -9$ , Schaanning, 1991) i Gunnekleivavsetningene under 2 cm. Gunnekleivsedimentene viser også høy pH i porevannet som følge av utslipp av dolomittkalk.

### 3.3.3 Gjennomstrømning, temperatur og saltholdighet

Tilnærmet laminær strøm på 0.5 cm/sek. ble oppnådd ved en gjennomstrømning på 25 ml/min. i hver kasse (ca. 50 ml/min. pr. kassepar). Dette gir vannet en midlere oppholdstid i kassene på ca. 1,5 time.

Vannhastigheten var av forskjellige grunner noe varierende. Økte partikkelmengder medførte enkelte ganger hel/delvis tetting av oppsamlingsfiltrene og dermed økt vannstand i kassene. Gjennomstrømningen avtok da gradvis for senere å øke kraftig i en kort periode. Delvis tetting var også ledsaget av luftblæredannelse som ledet til kortvarige stopp i vannstrømmen.

Resultatene fra de rutinemessige målingene av gjennomstrømninger er gitt i vedleggstabell A3. Grunnlaget for fluxberegningene har for kvikksølv og hovedkomponentene av klororganiske stoffer (HCB, etc.) vært vannmålinger før prøveuttak til analyse, mens det ved fluxberegningene for PCDF/PCDD også er benyttet data fra vannmålingene mellom prøvetakingstidspunktene. Usikkerhetene forbundet med ovennevnte episodiske problemer med gjennomstrømningen har ikke latt seg kvantifisere og er ikke tatt hensyn til ved fluxberegningene.

Av tabell A3 ses at gjennomstrømningsmålingene har gitt noenlunde jevne resultater, unntatt i det anoksiske systemet, der den nevnte dannelsen av elementært kolloidalt svovel resulterte i reduksjon av gjennomsnittlig vannstrøm til ca. halvparten.

Temperatur og saltinnhold i råvannsinntaket på 40 m fremgår av vedleggstabell A4.

### **3.3.4 Partikkelinnhold**

Forsøkene tilsiktet primært å kvantifisere totalt mobilisert mengde miljøgifter fra sedimentene ved ulike grader av forstyrrelse. Som kontroll på andelen bundet i partikler ble det imidlertid tatt ut prøver på analyse av mengde suspendert stoff i utløpsvannet fra kassesettene. 1 l vann ble filtrert gjennom innveide 0.4 µm Nuclepore membranfilter og partikkelmengden bestemt gravimetrisk. Resultatene er fremstilt i vedleggstabell A5. Det ses at partikkelinnholdet generelt var lavt, unntatt ved maksimal tilsetning av dyr etter uke 12 (og i det spesielle tilfellet med dannelse av utfelt svovel).

På basis av dette ble vannanalysene foretatt på ufiltrerte prøver. Imidlertid er andelen kvikksølv, HCB, etc. i partikler anslått ut fra data for innholdet i sedimenter og de målte partikkelkonsentrasjoner.

### **3.3.5 Miljøgiftinnhold i sedimentene**

Innholdet av stoffer registrert i de øvre 0 - 2 cm av forsøks-sedimentene er vist i tabell 2 nedenfor.

Tabell 2. Innhold av kvikksølv, 5CB/HCB/OCS/10CB, samt PCDF/PCDD og 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter i eksperimentsedimenter ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt).

Kasse nr.	Hg	5CB	HCB	OCS	10CB	PCDF/ PCDD	TCDD-ekv. (avrundet)
Brevikfjorden							
1-1/1-4	1190	3	8	6	1	210	2.9
1-2/1-3	1200	4	9	6	1		
Frierflaket							
2-1/2-4	1980	136	472	91	27	2377	32.0
2-2/2-3	2070	142	654	84	14		
Frierfjorden sentralt							
3-1/3-3	490	20	47	16	10	267	4.9
3-2/3-4	520	19	58	14	4		
Gunnkleivfjorden							
4-1/4-2	98300	1354	3499	496	50	2753	51.8

Rådata fra dioksinanalysene er gjengitt i vedleggstabellene A46 - A49.

### 3.4 Analysemetodikk

For analyse av kvikksølv og HCB, etc. er det samlet inn vannprøver fra kasseutløpene (fig. 2). Analyseteknikken for ufiltrerte prøver var den samme som tidligere benyttet av Skei et al. (1989):

Kvikksølvprøver ble tappet på spesialvaskede glassflasker og kvikksølv ble bestemt ved gullfelleteknikk - kalddamp atomabsorpsjon (Bloom og Creelius, 1983). Kvikksølvioner i prøven reduseres til metallisk tilstand ved tilsetning av tinn(ii)klorid i surt miljø. Kvikksølvdamper drives av med helium som bæregass og føres via et tørkerør med magnesium-perklorat, gjennom en gullfelle hvor kvikksølvet amalgerer. Kvikksølvet frigjøres ved elektrotermisk oppvarming av gullfellen og drives gjennom en målecelle hvor signalet måles ved kalddamp atomabsorpsjon (Perkin Elmer 1100B ombygget til måling med kalddampeteknikk).

Metoden anvendes til sjøvannsprøver og ferskvannsprøver der konsentrasjonen er så lav at kvikksølv ikke kan bestemmes direkte.

Deteksjonsgrensen for kvikksølv har vært 2.5 ng/l. Dette er noe høyere enn hva som kan forventes i uforurenset sjøvann (<1 - 5 ng/l, Lu et al., 1986), men skulle være tilstrekkelig for målsettingen med dette prosjektet.

Prøver for klororganiske analyser (5CB, HCB, OCS og 10CB) ble tappet på 5 l glassflasker (glødet og vasket med cyclohexan og aceton). Vannprøvene ble ekstrahert med cyclohexan og isopropanol under omrøring (magnetrorer). Isopropanol ble fjernet ved vanntilsats. Ekstraktene ble etter tørking med natriumsulfat veid for å beregne ekstraksjons-utbyttet. Deretter ble de inndampet i rundkolbe med Vigereuxkolonne til lite volum. Ekstraktene ble så behandlet med konsentrert svovelsyre for å fjerne ikke-persistente stoffer.

Analysene ble utført på gasskromatograf utstyrt med ECD og splitless injektor. Det ble benyttet en 30 m x 0.32 mm kolonne belastet med 0.25 µm DB-5. Multilevel kalibrering ble benyttet ved kvantifisering.

Deteksjonsgrensen for de respektive komponentene var 1 ng/l.

PCDF/PCDD ble samlet opp i polyuretanpropper (PUR) klargjort på NILU og sendt til analyse ved Stockholm Universitet (avd. for zoologi/analytisk kjemi). Før forsendelse ble PUR-proppene bl.a. pakket i aluminiumsfolie og sendt frosset.

Kasse-sedimentet ble prøvetatt med pleksiglass kjernebor (diameter 2.3 cm) med en ytre foring av glass som ble etterlatt i sedimentet etter lukking med gummikork. 2 kjerner ble tatt ut fra hver kasse, snittet i 2 cm nivået (0 - 2 cm) og frosset ned etter prøvetaking. Av ovenstående tabell 2 fremgår at dioksinanalysene representerer en blandprøve fra 4 kasser pr. stasjon (Gunnkleivfjorden fra 2 kasser), mens de øvrige komponenter er analysert som blandprøver fra hvert kassepar og med rimelig godt samsvar mellom de to parallellene fra hver stasjon.

Sedimentanalysene av kvikksølv og 5CB/HCB/OCS/10CB er foretatt ved NIVA. For bestemmelse av kvikksølv er prøvene oppluttet i 1:1 salpetersyre (Norsk Standard 4768) og analysert på en P.E. Coleman 50 Hg-analysator. Oksydert kvikksølv reduseres til elementært kvikksølv med tinnklorid, drives over til analysatoren med luft og måles ved 253.7 nm.

For analyse av pentaklorbenzen, heksaklorbenzen, oktaklorstyren og dekaloribifenyli ble sedimentet ekstrahert med en 1:1 blanding av cykloheksan og isopropanol. Ekstraktet ble injisert splitless på

gasskromatograf med 30 m kapillarkolonne med i.d. 0.32 mm belastet med 0.1  $\mu\text{m}$  DB-5. EC-detektor ble benyttet. Identifisering og kvantifisering ble gjort ved hjelp av interne standarder. Multilevel kalibrering ble benyttet.

Ved opparbeidelse av prøver for analyse av PCDF/PCDD er følgende prosedyre fulgt (Zebühr et al., 1989):

PUR-propper og/eller sedimentmaterialet ble innveid i ferdig ekstraherte soxhlets-hylser av cellulose og deretter plassert i en soxhletsekstraktor med en Dean Stark-felle. Prøvene ble tilsatt en blanding av 8 stk.  $^{13}\text{C}$ -merkede internstandarder. Prøvene ble videre ekstrahert med toluen i 24 timer, hvor det under ekstraksjonens første del ble avdrevet vann til Dean Stark-fellen, slik at hoveddelen av ekstraheringen foregikk med kun toluen i systemet.

Ekstraktene ble inndampet, slik at polare forurensninger ble separert fra prøvene vha. en  $\text{SiO}_2$ -kolonne eluert med n-heksan. Deretter fulgte en separering i 3 fraksjoner på HPLC med amino-kolonne med n-heksan.

Diaromatfraksjonen (PCDF/PCDD og PCB) ble deretter først rensert i en blandingskolonne med sur  $\text{SiO}_2$  ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ -behandlet) og basisk  $\text{SiO}_2$  (KOH-behandlet) og igjen eluert med n-heksan. Deretter fulgte en separering av diaromatfraksjonen (PCDF/PCDD og PCB) fra hoveddelen av PCBene i en aluminiumoksydkolonne. Ytterligere rensing av PCDF/PCDD ble gjort i en kolonne med aktivt kull.

Før den kvantitative analysen på GC/MS (GC: HP 5790 med 30 m x 0.25 mm SP2331-kolonne; MS: VG 70E ved oppløsning 1000) ble utført, ble det tilsatt  $^{13}\text{C}$ -merkede "sprutspik" (intern standard for gjenvinning) til prøvene.

Det bemerkes at det ved opparbeidelse av PUR-propper oppstod enkelte problemer, som bl.a. forårsaket de manglende verdier for PCDF/PCDD for Gunnekleivfjorden og anoksisk delforsøk. Årsakene ligger dels i en mulig utilfredsstillende for-ekstraksjon av proppene, slik at ekstraktene ble misfarget (blå UV-stabilisator) og at de ved inndamping ga opphav til en oljeaktig ureagert monomer/oligomer fraksjon. Dette virker forstyrrende ved rensing med  $\text{SiO}_2$ -gel. Dels synes PUR-proppenes lange eksponering til vann (inneholdende reaktive komponenter) å føre til hydrolyse og misfarging av polyuretanet.



De høye sedimentkonsentrasjoner (spesielt HpCDF og OCDF) forårsaket analyseproblemer, først og fremst for tilsetningen av riktig mengde internstandard, men ga også kontaminering av det kromatografiske systemet.

### 3.5 Prøvetakingsprogram

Tidspunktene for ulike observasjoner og uttak av prøver til analyse fremgår av vedleggstabell A6.

### 3.6 Fluxberegninger

Utlekking/mobilisering fra sedimentene er beregnet som mengde pr. areal og tidsrom i henhold til:

$$R = \frac{(C_B - C_A) \cdot F \cdot T_x}{K_C \cdot A}$$

R = fluxraten i mengde/areal/tidsenhet

$C_A$  = konsentrasjon inn i mengde/volumenhet

$C_B$  = konsentrasjon ut i mengde/volumenhet

F = gjennomstrømning i volum/tidsenhet

$T_x$  = konstant for henholdsvis døgn, måneder, år

$K_C$  = omregningsfaktor for konsentrasjonsenhet

A = arealet på sedimentoverflaten

Ved beregningen av flux er det benyttet midlere vanngjennomstrømning i de respektive kasseparene (kfr. vedleggstabell A3).

Siden graden av forstyrrelse/oppvirvling har variert gjennom forsøks-tiden (unntatt i kassene med bare laminær strøm), henvises det til kap. 4 vedrørende benyttede stoffkonsentrasjoner (utenom PCDF/PCDD der beregningsgrunnlaget er den oppsamlede mengde og vannvolumet for hele forsøksperioden).

Det er i grunnlaget for fluxberegninger benyttet følgende sedimentarealer for de ulike fjordavsnitt; Brevikfjorden 6.8 km<sup>2</sup>

totalt og Frierfjorden 17.1 km<sup>2</sup> totalt, hvorav 12.1 km<sup>2</sup> utgjør sedimentflaten knyttet til vanndyp < 60 m og 5.0 km<sup>2</sup> for vanndyp >60 m. Tilsvarende for Gunnekleivfjorden (totalt 0.74 km<sup>2</sup>) er det også benyttet to arealer, hvor 0.2 km<sup>2</sup> knyttes til vanndyp <3.5 m og 0.54 km<sup>2</sup> til vanndyp >3.5 m.

#### 4. RESULTATER OG DISKUSJON

Rådata fra eksperimentene befinner seg i vedlegg (Kvikksølv tabell A7 - A13, 5CB tabell A14 - A20, HCB tabell A21 - A27, OCS tabell A28 - A34, 10CB tabell A35 - A41 og PCDF/PCDD tabell A42 - A45. Tabellene A13, A20, A34 og A41 viser konsentrasjoner i partikulær form.). Utlekkingsrater pr. km<sup>2</sup> fjordbunn er vist i tabell 3, 5, 7, 9 og 10, mens tabell 4, 6 og 8 viser hva sedimentene i de forskjellige fjordavsnitt bidrar med på årsbasis.

Nedenfor følger en sammenfatning av resultatene fra forsøkene og konklusjonene mht. mobilisering fra de ulike fjordarealer, samt premissene som er lagt til grunn for mobiliseringsberegningene.

##### 4.1. Kvikksølv (Hg)

Mobiliseringen av løst Hg under moderat oppvirvling av sedimentene varierte mellom 38 og 3464 g km<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup> (tabell 3, kolonne 3). Tilsvarende eksperimenter med sedimenter fra Oslofjorden som inneholdt 0.4 mg/kg Hg viste mobiliseringsrater i gjennomsnitt på 770 g km<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup> (Skei et al., 1987). Dette innebærer at hverken sedimentene i Frierfjorden eller Brevikfjorden frigir mer løst kvikksølv ved moderat oppvirvling enn sedimenter fra Oslofjorden. Dette til tross for at sedimentene i Frierfjorden (flaket) inneholder 5 ganger så mye kvikksølv og i Brevikfjorden 3 ganger så mye kvikksølv som i sedimentene fra Oslofjorden.

Det bør imidlertid påpekes at det pågikk en kraftig bioturbasjon i sedimentene fra Oslofjorden og at den fysiske forstyrrelsen var stor. Ved å øke oppvirvlingen av sedimentene fra Grenland de siste 4 ukene av eksperimentet (tabell 3, kolonne 5), økte mobiliseringen av løst kvikksølv i Frierfjorden med en faktor på 9 og i Brevikfjorden med en faktor på 2.5. Det er derfor tydelig at fysisk forstyrrelse av kvikksølvforurensede sedimenter mobiliserer løst kvikksølv (Skei et al., 1987; 1989). Men selv ved kraftig forstyrrelse avgir sedimentene fra Frierflaket og Brevikfjorden mindre kvikksølv enn sedimenter fra Oslofjorden.

Tabell 3. Kvikksølv - utlekkingsrater.

- 1 = part. + løst, arit. gj.snitt, 16 uker (0 - 16)  
 2 = part. + løst, arit. gj.snitt, 12 uker (0 - 12)  
 3 = løst, arit. gj.snitt, 12 uker (0 - 12)  
 4 = part. + løst, arit. gj.snitt, 4 uker (13 - 16)  
 5 = løst, arit. gj.snitt, 4 uker (13 - 16)  
 - = ikke målbar utlekkingsrate el. manglende verdi

LOKALITET	Hg (g km <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )				
	1	2	3	4	5
Brevikfjorden (1-2/1-3)	338	126	79	1400	196
Frierflaket (2-1/2-4) (m/oppvirvl.)	300	75	38	750	353
Frierflaket (2-2/2-3) (u/oppvirvl.)	50	-	-	50	7
Frierbassenget (3-1/3-3) (gjort oksisk)	-	-	-	-	-
Frierbassenget (3-2/3-4) (anoksisk)	-	-	-	-	-
Gunnekleivfj. (4-1/4-2)	32220	5773	3464	191000	154710

Sedimenter fra Gunnekleivfjorden derimot, som inneholder nesten 100 mg/kg Hg, mobiliserer mye løst kvikksølv. Ved moderat oppvirvling ble det registrert en gjennomsnittlig flux på 3464 g km<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup>. Eksperimentene med Gunnekleiv-sedimenter som ble utført i 1989 viste vesentlig mindre frigivelse når sedimentene ikke ble oppvirvlet (397 g km<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup> (Skei et al., 1989)). En betydelig oppvirvling ga den gang en mobiliseringsrate som var 33 ganger høyere (dvs. ca. 13000 g km<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup>). Ved kraftig oppvirvling ved forsøkene i 1990 økte frigivelsesraten med en faktor på 45. Det er således klart at det vesentlig er grad av oppvirvling som bestemmer frigivelsesratene.

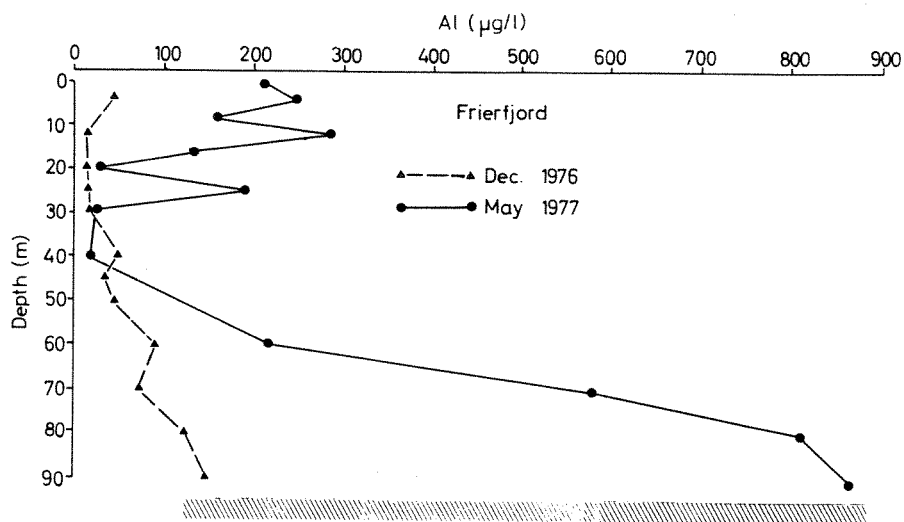
Forsøk med anoksiske sedimenter som ble eksponert for oksisk sjøvann ga liten eller ingen endring i fluxrater. Dette var noe overraskende, da man hadde ventet en viss økt frigivelse under oksiske forhold (oksydering av sulfider). Her vil imidlertid tidsfaktoren kunne spille inn. Det er mulig at forsøket ikke varte lenge nok for å få noen effekt av oksygeneringen.

Ved oppvirvling av sedimentene vil foruten mobiliseringen av løst kvikksølv også partikler som inneholder kvikksølv settes i bevegelse. Mye av det som virvles opp sedimenterer igjen, men det vil spesielt være organismer som lever på eller nær sedimentet som vil bli påvirket både av løste og partikulære kvikksølvforbindelser. Målinger av mengde partikler i vannmassen i Brevikfjorden har tidligere (1979) vist økt turbiditet fra 90 m dyp til bunnen (104 m) (Skei, 1980). Det vil si at det eksisterer, ihvertfall periodevis, et 10 - 15 m tykt sjikt nær bunnen i Brevikfjorden som påvirkes av oppvirvling av sedimenter. Vi kan derfor anta at det i første omgang er de nedre 10 - 15 m av vannsøylen over sedimentet som påvirkes av utveksling av løste og partikulære komponenter mellom sediment og vann. Mengden partikler i dette vannsjiktet øker eksponensielt mot bunnen, slik at påvirkningen er spesielt stor mindre enn 1 m over bunnen.

Når man skal beregne bidraget av kvikksølv fra sedimentene i de ulike fjordavsnitt, må man velge hvilken eksperimentell situasjon som illustrerer de reelle forhold best. Største usikkerhet ligger i grad av oppvirvling av sedimenter. I Frierfjorden vil sedimenter som ligger dypere enn 60 m bli lite utsatt for oppvirvling av følgende årsaker:

- (i) bunnarealene ligger dypere enn terskelen ved Brevik, og det er relativt små vannbevegelser (stagnerende forhold).
- (ii) bioturbasjonen i sedimenter på dyp større enn 60 m i Frierfjorden antas å være beskjedent pga. dårlige oksygenforhold.

Unntak skjer ved dypvannsfornyelser i Frierfjorden. Ved slike episoder virvles store mengder sedimenter opp (fig. 3).



Figur 3. Vertikal fordeling av partikulært aluminium før (des. 1976) og etter (mai 1977) dypvannsfornyelsen i Friertjorden (etter Skei, 1980).

Av figuren fremgår at mengdene av uorganiske partikler i bunnvannet øker med en faktor på 8 - 9 etter en vannutskiftning.

Et annet forhold som kan føre til oppvirvling av sedimenter i Friertjorden er oppankring av fartøyer som venter på å losse eller laste eller oppvirvling i kai-områdene som følge av propellvann. Disse faktorene lar seg vanskelig kvantifisere, men kan lokalt være betydelige.

For å beregne hvor mye sedimentene i Friertjorden bidrar med i mobilisering av kvikksølv har vi tatt utgangspunkt i "verste tilfelle" (Friertflaket med kraftig oppvirvling). Dette gir en mobilisering av ca. 4.3 kg kvikksølv (løst) på grunnere vann enn 60 m (ca. 12.1 km<sup>2</sup>). Hvis vi tar med den partikulære fraksjonen, blir det 9.2 kg kvikksølv som årlig settes i bevegelse (tabell 4). Hvis vi tar arealet av Friertjorden som ligger på dyp større enn 60 m og bruker høyeste fluxtall registrert ved forsøk med sedimenter fra bassenget, utgjør dette 0.3 kg kvikksølv pr. år (løst + partikulært). Om vi summerer bidraget fra sedimenter som ligger over og under dyp på 60 m i Friertjorden, tilsvarer den totale mobiliseringen 9.5 kg kvikksølv, mens den løste fraksjonen utgjør 48%.

Totalt ligger det lagret i de øvre 10 cm av sedimentene i Frierfjorden ca. 2 tonn kvikksølv. Av dette er ca. 10 kg i "bevegelse" hvert år. Det som "lekker" ut, forsvinner nødvendigvis ikke fra sedimentdepotet. Årsaken er at en del tilbakeføres til sedimentet igjen ved adsorpsjon til partikler og sedimentering. Tilførselen av kvikksølv til Frierfjorden fra antropogene kilder utgjør i dag ca. 18 kg årlig (tabell 1). Bidraget fra sedimentene representerer både en naturlig og en antropogen "tilførsel". Hvis vi igjen betrakter "verste tilfelle" er netto tap fra sedimentene i Frierfjorden 4.5 kg årlig.

Prognosene for fremtiden skulle tilsi at bidraget fra sedimentene avtar for hvert år. Det skyldes at dagens kvikksølvtilførsler er sterkt redusert og at overflatesedimentene får stadig lavere konsentrasjoner. Hvis vi ser utlekkingen i relasjon til mengde kvikksølv tilgjengelig i sedimentene, vil det ta meget lang tid før kilden er utarmet (2 tonn - 4.5 kg pr. år - 440 år).

I Brevikfjorden er forholdene nokså forskjellige fra Frierfjorden. Vi har valgt å bruke hele sedimentarealet under 10 m dyp. Omtrent 50% av arealet er under 60 m dyp i Brevikfjorden, mens i Frierfjorden utgjør dette arealet ca. 30% (Næs og Oug, 1991).

Det fremgår av eksperimentene at oppvirvlingen innvirker sterkt på kvikksølv mobiliseringen. Ved kraftig oppvirvling frigis  $196 \text{ g km}^{-2} \text{ år}^{-1}$  (løst). Ettersom vi vet at det foreligger et turbid vannlag nær bunnen i Brevikfjorden (Skei, 1980), noe som også er reflektert i sedimentfellemålinger (Næs, 1991), tar vi utgangspunkt i det "verste tilfellet". For  $6.8 \text{ km}^2$  gir dette en kvikksølv mobilisering på 9.5 kg (løst + part.), hvorav løst kvikksølv utgjør 14%. Vi ser at den totale mengde som mobiliseres i Brevikfjorden er den samme som i Frierfjorden, men at den løste fraksjonen utgjør en langt mindre del i Brevikfjorden (1.3 kg pr. år). Dette kan skyldes at mengden antropogent kvikksølv i sedimentene i Frierfjorden er omtrent dobbelt så stor som i Brevikfjorden, og at det i første rekke er den antropogene delen som gir opphav til mobilisering av løst kvikksølv.

I Gunnekleivfjorden ble det i 1989 registrert en flux av løst kvikksølv fra oppvirvlede sedimenter som tilsvarer 4.7 kg pr. år hvis en sedimentflate på  $0.2 \text{ km}^2$  (dyp < 3,5 m) tas som utgangspunkt (Skei et al., 1989). Hvis vi tilsvarende ser på fluxberegningene gjort i 1990, vil det ved moderat oppvirvling innenfor  $0.54 \text{ km}^2$  av området bli avgitt 3.1 kg kvikksølv og ved kraftig oppvirvling 38 kg (areal =  $0.2 \text{ km}^2$ ). Dette viser hvilke sprang i transportverdier av total kvikksølv man kan få ved å variere grad av oppvirvling. Basert på målinger av

transport av kvikksølv i kanalene fra Gunnekleivfjorden gjort i 1989 er det åpenbart at mobiliseringsverdiene kalkulert i 1990 er sterkt overestimert. Årsaken er trolig urealistisk kraftig oppvirvling. Det er også verdt å merke seg at den prosentvise andelen av løst kvikksølv ved moderat oppvirvling og kraftig oppvirvling var henholdsvis 60% og 80%. Dette bekrefter at jo mer kvikksølvforurensset et sediment er, jo større andel av kvikksølvet foreligger i løst form ved oppvirvling.

Ovennevnte mobiliseringstall for kvikksølv fra ulike områder er oppsummert i tabell 4.

Tabell 4. Mobilisering av kvikksølv ved oppvirvling totalt og løst) fra de ulike fjordsedimentene (kg år<sup>-1</sup>).

Lokalitet	Tot. Hg	Løst Hg
Frierfjorden		
<60 m (12.1 km <sup>2</sup> )	9.2	4.3
>60 m (5.0 km <sup>2</sup> )	0.3	0.23
Brevikfjorden (6.8 km <sup>2</sup> )	9.5	1.3
Gunnekleivfjorden		
<3.5 m (0.2 km <sup>2</sup> )	38 <sup>2</sup>	31 <sup>2</sup>
>3.5 m (0.54 km <sup>2</sup> ) <sup>1)</sup>	3.1	1.9

1) Her regnet med moderat oppvirvling, forøvrig med kraftig oppvirvling.

2) Overestimerte verdier - kfr.tekst.

#### 4.2. Pentaklorbenzen (5CB)

Mobiliseringen av løst 5CB under moderat oppvirvling varierte mellom 7 og 104 g km<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup> (tabell 5, kolonne 3). Lavest mobilisering ble registrert i de anoksiske sedimentene fra Frierbassenget og den høyeste i Gunnekleivfjorden. Ved å øke oppvirvlingen (tabell 5, kolonne 5), økte frigivelsen av løst 5CB i Brevikfjorden og Gunnekleivfjorden, men ikke i Frierfjorden. Det ble registrert en 6 ganger økning i frigivelsesraten i Brevikfjorden, mens i Frierfjorden ble mengden løst 5CB redusert. Årsaken til denne forskjellen er ikke kjent.



Frigivelsesratene er ikke relatert til nivået av 5CB i sedimentene. I Brevikfjorden ble det målt ca. 4 µg/kg 5CB og på Frierflaket ca. 140 µg/kg 5CB. Til tross for denne forskjellen i sedimentkonsentrasjoner var frigivelsesraten for løst 5CB over dobbelt så høy fra sedimenter i Brevikfjorden sammenlignet med sedimenter fra Frierflaket.

Sammenlignes forholdet mellom totalt mobilisert 5CB og løst 5CB ved kraftig oppvirvling (tabell 5, kolonne 4 og 5), går det frem at 98% av mobiliseringen av 5CB fra sedimentene i Brevikfjorden skyldes løste forbindelser. Også i Frierfjorden utgjør den løste fraksjonen > 70%.

I Gunnekleivfjorden ble det ved de tidligere eksperimentene i 1989 registrert en økning i frigivelsesrate på 3 - 7 ganger ved oppvirvling (Skei et al., 1989). Mobilisering ved kraftig oppvirvling fra et antatt areal på 0.2 km<sup>2</sup> var i dette forsøket 97 - 227 g (løst) 5CB. Målingene i 1990 viste en frigivelse på 21 g løst ved moderat oppvirvling og 57 g ved kraftig oppvirvling hvis et areal på 0.2 km<sup>2</sup> legges til grunn (kolonne 3 og 5). Det kan derfor registreres en nedgang i flux av 5CB fra Gunnekleivsedimentene fra første til andre eksperiment, som kan skyldes en viss utarming av mobiliserbart 5CB i forsøksedimentene.

Ved kraftig oppvirvling av Gunnekleivsedimentene utgjør den løste fraksjonen 37%, i motsetning til 98% om vi sammenligner med Brevikfjorden. Dette må tilskrives de store forskjellene i sedimentenes innhold av 5CB. (Gunnekleivfjorden: 1354 µg/kg, Brevikfjorden: 4 µg/kg). Utslippt av 5CB til Frierfjorden i 1989 var ca. 37 kg, redusert til 1 kg i 1991 (tabell 1).

Totalt ligger det lagret ca. 86 kg 5CB i de øvre 10 cm av sedimentene i Frierfjorden (Næs og Oug, 1991). Den årlige mengden av 5CB som settes i bevegelse om vi benytter "verste tilfelle" (Frierflaket, tabell 5, kolonne 4), og ser hele Frierfjordarealet (ca. 17.1 km<sup>2</sup>) under ett, er 1.5 kg. Det betyr at det vil ta over 80 år å utarme 5CB-lageret med dette tapet.

I Brevikfjorden ligger det i øvre 10 cm lagret 2.3 kg 5CB i sedimentene. Hvis sedimentene i hele Brevikfjorden virvles opp kraftig, vil 1 kg 5CB være i bevegelse, dvs, omtrent halvparten av hele lageret. Det er usannsynlig at slik kraftig oppvirvling skal skje hele tiden. Basert på kraftig oppvirvling i 1/4 av eksperimenttiden (tabell 5, kolonne 1), gir dette en mobilisering på 0.3 kg pr. år, hvorav nesten 60% er løst (0.18 kg). Utsiktene for fremtiden når det gjelder Brevikfjorden er at 5CB-lageret i sedimentene vil relativt

raskt bli uttømt (10-15 år).

Mobiliseringsanslagene fra 5CB fra ulike fjordområder er oppsummert i tabell 6.

Tabell 5. Pentaklorbenzen - utlekkingsrater.

1 = part. + løst, arit. gj.snitt, 16 uker (0 - 16)

2 = part. + løst, arit. gj.snitt, 12 uker (0 - 12)

3 = løst, arit. gj.snitt, 12 uker (0 - 12)

4 = part. + løst, arit. gj.snitt, 4 uker (13 - 16)

5 = løst, arit. gj.snitt, 4 uker (13 - 16)

- = ikke målbar utlekking el. manglende verdi

LOKALITET	5CB (g km <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )				
	1	2	3	4	5
Brevikfjorden (1-2/1-3)	46	27	26	160	157
Frierflaket (2-1/2-4) (m/oppvirvl.)	88	87	80	90	66
Frierflaket (2-2/2-3) (u/oppvirvl.)	28	27	24	20	14
Frierbassenget (3-1/3-3) (gjort oksisk)	64	79	60	40	39
Frierbassenget (3-2/34) (anoksisk)	18	18	7	-	-
Gunnekleivfj. (4-1/4-2)	244	155	104	780	287

Tabell 6. Mobilisering av pentaklorbenzen (totalt og løst) fra de ulike fjordsedimentene ved kraftig oppvirvling ( $\text{kg år}^{-1}$ ).

LOKALITET	Tot. 5CB	Løst 5CB
Frierfjorden (17.1km <sup>2</sup> )	1.5	1.1
Brevikfjorden (6.8km <sup>2</sup> )	1.0	1.0
Gunnekleivfjorden		
<3.5 m (0.2 km <sup>2</sup> )	0.15	0.05
>3.5 m (0.54 km <sup>2</sup> )	0.13	0.08

#### 4.3. Heksaklorbenzen (HCB)

Mobiliseringen av HCB artet seg noe forskjellig fra 5CB. Hvis vi tar utgangspunkt i mobilisering av totalt HCB ved moderat oppvirvling (uke 0 - 12), varierte frigitte mengder mellom 38 og 343  $\text{g km}^{-2} \text{ år}^{-1}$  (tabell 7, kolonne 2). Lavest mobilisering ble registrert i Brevikfjorden og fra de anoksiske sedimentene i Frierfjorden. Med unntak av Gunnekleivfjorden, hvor nivåene av HCB i sedimentene er ekstremt høye, er omtrent alt som mobiliseres fra sedimentene i løst tilstand (tabell 7, kolonne 3), i likhet med 5CB.

Effekten av kraftig oppvirvling er nesten ikke merkbar i Frierfjorden (data fra Brevikfjorden foreligger ikke, tabell 7, kolonne 5). Men i motsetning til 5CB skjer det en liten/moderat økning og ikke en reduksjon i mobilisert mengde når kraftig oppvirvling finner sted.

I Gunnekleivfjorden ble det ved eksperimentene i 1989 målt i gjennomsnitt 496  $\text{g km}^{-2} \text{ år}^{-1}$  totalt HCB og 334  $\text{g km}^{-2} \text{ år}^{-1}$  løst HCB (Skei et al., 1989). Ved forsøkene i 1990 ble det ved moderat oppvirvling målt henholdsvis 343 og 237  $\text{g km}^{-2} \text{ år}^{-1}$  totalt og løst HCB. Dette er noe lavere rater sammenlignet med det første eksperimentet (i likhet med 5CB), men forskjellene er ikke store.

Hvis vi sammenligner mobiliseringsrater for 5CB og HCB på Frierflaket, ser vi at forholdet HCB/5CB er omtrent konstant ( $\sim 2.8$ ) både når det gjelder løste og partikulære forbindelser. Forholdstallet i sedimentene er 3.5. Det er ikke ut fra disse eksperimentene mulig å

registrere noen effekt av forskjellig vannløselighet hos disse stoffene, selv om det er en viss forskjell mellom forholdet HCB/5CB i sedimentet og i det som mobiliseres.

I bunnsedimentene i Frierfjorden ligger det lagret i det øvre 10 cm 390 kg HCB, i Brevikfjorden 9 kg og i Gunnekleivfjorden over 500 kg. Det er derfor store sedimentlagre. Det er stor forskjell i mobiliseringsgrad mellom sedimentene avsatt på Frierflaket og sedimenter avsatt i Frierbassenget. Ved beregning av total frigivelse av HCB fra sedimenter i Frierfjorden må vi derfor, på samme måte som for kvikksølv, skille mellom sedimentarealer over og under 60 m dyp. Ved å bruke data fra sterkt oppvirvlede sedimenter fra Frierflaket for vanddyb over 60 m (ca. 12 km<sup>2</sup>) og data fra bassenget (anoksisk) under 60 m (ca. 5.2 km<sup>2</sup>), kommer vi frem til 3.3 kg totalt HCB, hvorav 68% befinner seg løst (2.2 kg).

Denne bevegelige mengden er liten i forhold til det totale lageret og er også moderat i forhold til utslippene av HCB til Frierfjorden (tabell 1).

Hvis vi tar utgangspunkt i moderat oppvirvlede Brevikfjord-sedimenter, mobiliseres det årlig i dette området 0.26 kg totalt HCB, hvorav mesteparten er løst. Dette er også lite i forhold til lageret i sedimentene (9 kg). Situasjonen er altså nokså forskjellig fra 5CB.

Fremtidsutsiktene for HCB i Grenlandsområdet og sedimentenes rolle er at den mengden HCB som mobiliseres, er liten i forhold til størrelsen på lageret. I Frierfjorden ville det ta over 170 år å bli kvitt HCB-lageret i sedimentene om det årlige tapet var konstant og vi tar utgangspunkt i "verste tilfelle". I Brevikfjorden ville det tilsvarende ta 30-40 år. Det tar derfor lang tid til lageret er eliminert, men overlaging av sedimenter med lavt HCB-innhold vil redusere problemet. Konklusjonene mht. anslått maksimal årlig mobilisering fra de 3 fjordområdene er stilt sammen i tabell 8.

Tabell 7. Heksaklorbenzen - utlekkingsrater.

- 1 = part. + løst, arit. gj.snitt, 16 uker (0 - 16)  
 2 = part. + løst, arit. gj.snitt, 12 uker (0 - 12)  
 3 = løst, arit. gj.snitt, 12 uker (0 - 12)  
 4 = part. + løst, arit. gj.snitt, 4 uker (13 - 16)  
 5 = løst, arit. gj.snitt, 4 uker (13 - 16)  
 - = ikke målbar utlekking el. manglende verdi

LOKALITET	HCB (g km <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )				
	1	2	3	4	5
Brevikfjorden (1-2/1-3)	31	38	36	-	-
Frierflaket (2-1/2-4) (m/oppvirvl.)	244	243	226	250	163
Frierflaket (2-2/2-3) (u/oppvirvl.)	123	128	103	160	134
Frierbassenget (3-1/3-3) (gjort oksisk)	61	52	49	130	127
Frierbassenget (3-2/3-4) (anoksisk)	44	44	27	-	-
Gunnekleivfj. (4-1/4-2)	683	343	237	2720	1442

Tabell 8. Mobilisering av heksaklorbenzen ved oppvirvling (totalt og løst) fra de ulike fjordsedimentene (kg år<sup>-1</sup>).

LOKALITET	Tot. HCB	Løst HCB
Frierfjorden		
< 60 m (12.1 km <sup>2</sup> )	3	2
> 60 m (5.0 km <sup>2</sup> )	0.3	0.26
Brevikfjorden (6.8 km <sup>2</sup> )	0.26	0.25
Gunnekleivfjorden		
<3.5 m (0.2 km <sup>2</sup> )	0.54	0.29
>3.5 m (0.54 km <sup>2</sup> )	0.19	0.13

#### 4.4. Oktaklorstyren (OCS) og dekalorbifenyyl (10CB)

Både OCS og 10CB er mindre vannløselige enn 5CB og HCB og må derfor antas enda mer partikkelbundne. Utlekkingsforsøkene har vist at de konsentrasjonene som ble målt i vann over sedimentet var såvidt små at det gir et dårlig grunnlag for fluxberegninger. For OCS vedkommende er det kun målinger på sedimenter fra Brevikfjorden og Gunnekleivfjorden som lar seg kommentere.

I Brevikfjorden ble det registrert en mobilisering på 25–35 g km<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup> OCS, mer og mindre uavhengig av grad av oppvirvling (tabell 9). Mesteparten av dette er løst. Konsentrasjonen i sedimentet er så lav (6 µg/kg OCS) at det er rimelig at mengden OCS bundet i partikler under oppvirvling er ubetydelig. Det som imidlertid er merkverdig er at mengden løst OCS mobilisert er omtrent identisk med mengde løst HCB, til tross for at OCS sannsynligvis er mindre vannløslig (høyere  $K_{ow}$ ). Dette tyder altså på at stoffenes vannløselighet ikke alene er bestemmende for mobiliseringen. Fluxratene er heller ikke direkte relatert til mengde i sedimentene.

I Gunnekleivfjorden øker mobiliseringen av OCS kraftig ved stor oppvirvling av sedimentene. Sammenlignet med Brevikfjorden er mobiliseringen av løst OCS 6 ganger høyere i Gunnekleivfjorden ved kraftig grad av oppvirvling (tabell 9, kolonne 4). Sedimentet her inneholder mer enn 80 ganger større OCS-mengder sammenlignet med Brevikfjorden.

Brukes de usikre tallene til et samlet anslag for maksimal samlet tilførsel fra sedimentene i både Frierfjorden, Brevikfjorden og Gunnekleivfjorden, fås i overkant av 0.5 kg/år.

For 10CB-data er det kun utlekking fra Gunnekleivsedimenter som gir noe grunnlag for fluxberegninger (tabell 10). Hvis man skulle få frem slike beregninger for OCS og 10CB, burde man ha valgt en oppkonsentrerings-teknikk i stedet for 5 l vannprøver.

Forsøkene med Gunnekleivsedimentene viste en mobilisering på ca. 30 g km<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup> 10CB ved kraftig oppvirvling (tabell 10), hvorav halvparten var løst. Det var ingen forskjell i mobiliseringen om oppvirvlingen var moderat.

I Brevikfjordens sedimenter befinner det seg 6.5 kg OCS, hvorav det kan anslås at ved 0.24 kg mobiliserer hvert år fra sedimentene. Vi må anta at netto "tap" fra sedimentene er mindre, slik at det vil ta betydelig tid før sedimentlageret er tømt. I Gunnekleivfjorden er sedimentlageret i de øvre 10 cm på over 200 kg OCS. Om vi bruker høyeste fluxtall for total mobilisering, er den årlige mengden som settes i bevegelse ca. 250 g. Det betyr at det ikke vil skje noen utarming av dette sedimentlageret i fremtiden. Det samme gjelder 10CB. I Gunnekleivfjordens øvre sedimentlag (0-10 cm) ligger det over 400 kg 10CB, mens bare 25 g mobiliseres hvert år.

Tabell 9. Oktaklorstyren - utlekkingsrater.

Tall i ( ) = meget usikre.

1 = part. + løst, arit. gj.snitt, 16 uker (0 - 16)

2 = part. + løst, arit. gj.snitt, 12 uker (0 - 12)

3 = løst, arit. gj.snitt, 12 uker (0 - 12)

4 = part. + løst, arit. gj.snitt, 4 uker (13 - 16)

5 = løst, arit. gj.snitt, 4 uker (13 - 16)

- = ikke målbar utlekking el. manglende verdi

LOKALITET	OCS (g km <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )				
	1	2	3	4	5
Brevikfjorden (1-2/1-3)	35	35	34	30	25
Frierflaket (2-1/2-4) (m/oppvirvl.)	(23)	(27)	(11)	-	-
Frierflaket (2-2/2-3) u/oppvirvl.)	(6)	(7)	(4)	-	-
Frierbassenget (3-1/3-3) (gjort oksisk)	(21)	(20)	(19)	(20)	(19)
Frierbassenget (3-2/3-4) (anoksisk)	(14)	(15)	(11)	-	-
Gunnekleivfj. (4-1/4-2)	91	47	22	340	156



Tabell 10. Dekaklorbifenyl - utlekkingsrater.

Tall i ( ) = meget usikre.

1 = part. + løst, arit. gj.snitt, 16 uker (0 - 16)

2 = part. + løst, arit. gj.snitt, 12 uker (0 - 12)

3 = løst, arit. gj.snitt, 12 uker (0 - 12)

4 = part. + løst, arit. gj.snitt, 4 uker (13 - 16)

5 = løst, arit. gj.snitt, 4 uker (13 - 16)

- = ikke målbar utlekking el. manglende verdi

LOKALITET	10CB (g km <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )				
	1	2	3	4	5
Brevikfjorden (1-2/1-3)	(51)	(59)	(58)	-	-
Frierflaket (2-1/2-4) (m/oppvirvl.)	(6)	(7)	(5)	-	-
Frierflaket (2-2/2-3) u/oppvirvl.)	(7)	(8)	(8)	-	-
Frierbassenget (3-1/3-3) (gjort oksisk)	(6)	(3)	(3)	(25)	(25)
Frierbassenget (3-2/3-4) (anoksisk)	(18)	(18)	(17)	-	-
Gunnkleivfj. (4-1/4-2)	31	31	21	33	15

#### 4.5. TCDD-ekvivalenter

I motsetning til de andre klororganiske forbindelsene som ble analysert i 5 l vannprøver, ble dioksiner (PCDF/PCDD) oppkonsentrert i et medium over 12 uker. Mengdene av TCDD-ekv. som ble mobilisert, varierte mellom 20 og 103 mg km<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup> (i vedleggstabellene A42-A45 gitt i µg/km<sup>2</sup>døgn). Lavest flux ble registrert i Brevikfjorden, hvor forsøkssedimentene inneholdt 2.9 µg/kg TCDD-ekv. Høyest mobiliseringsgrad ble registrert på Frierflaket, der konsentrasjonene i test-sedimentene ble målt til 32 µg/kg TCDD-ekv. Det ble også gjort eksperimenter med Gunnekleivsedimentene, men det oppsamlede materialet lot seg som nevnt ikke kvantifisere p.g.a. ekstreme konsentrasjoner og innhold av forstyrrende forbindelser. Sedimentene i Grunnekleivfjorden inneholdt 51.7 µg/kg TCDD ekv. (Kfr. avsnitt 3.4.).

Ved oppvirvling av sedimenter fra Frierflaket ble det observert en økning i mobiliseringen av TCDD-ekv. fra ca. 70 til vel 100 mg/km<sup>2</sup>/år (kfr. vedleggstabell A44 med A43). I de anoksiske sedimentene i Frierfjord-bassenget (gjort oksiske) ble det målt en utlekking på ca. 40 mg/km<sup>2</sup>/år.

I Frierfjordens sedimenter er det lagret ca. 6.2 kg TCDD-ekv. i de øvre 10 cm (Næs og Oug, 1991). For arealet over 60 m dyp (12.1 km<sup>2</sup>) gir ovennevnte utlekkingsrate en sannsynlig maksimal årlig mobilisering på under 1.3 g. Sedimenter på dyp større enn 60 m betraktes som bassengsedimenter, og ved å anvende fluxraten for anoksiske sedimenter som ble gjort oksiske, bidrar disse sedimentene med ca. 200 mg TCDD-ekv. pr. år. Det betyr at det fra sedimentene i Frierfjorden neppe mobiliseres mer enn størrelsesordenen 1-2 g TCDD-ekv. pr. år. Sammenlignet med lageret av dioksiner i sedimentene (6.2 kg TCDD-ekv.), er dette svært lite. Det illustrerer dioksinenes sterke partikkeltilknytning pga. den lave vannløseligheten. Også sammenlignet med dagens utslipp på 5-10 g TCDD-ekv. pr. år er det anslåtte bidraget fra sedimentene markert mindre. En vesentlig del av frigjorte dioksiner vil syklere nært sedimentet. Tallene for eksperimentelt mobilisert PCDF/PCDD er derfor ikke uten videre sammenlignbare med det direkte utslipp til overflaten av Frierfjorden.

I Brevikfjordens sedimenter er det lagret ca. 0.8 kg TCDD-ekv. i de øvre 10 cm. Under eksperimentene ble det målt en mobiliseringsrate på 20 mg km<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup> fra disse sedimentene, tilsvarende 136 mg beregnet for hele bunnarealet i Brevikfjorden. På samme måte som i Frierfjorden er mengden som mobiliseres i sedimentene ubetydelig sammenlignet med mengde lagret dioksiner i sedimentene. Dette

innebærer at det vil ta ekstremt lang tid å bli kvitt dioksiner fra sedimentene og at det er overlaging med uforurensede sedimenter som vil være den faktoren som styrer sedimentenes betydning for dioksin-problemene i Grenlands-fjordene. Man har da antatt at det ikke skjer noen vesentlig nedbrytning av disse stoffene i sedimentene over tid. Det sparsomme man foreløpig vet om biologisk omsetning ved mikroorganismer og akvatiske dyr gir ikke grunnlag for å regne med dette som en faktor av betydning (Parsons et al., 1990, Rappe, 1990, Sijm et al., 1990, se også Muir et al. 1985 og Yanders et al. 1990).

#### **4.6. Konsekvensene for nivåer i organismer.**

Av det foregående fremgår at sannsynlig maksimal mobilisering fra sediment er moderat/liten selv i forhold til gjenværende direkte belastning. (Med "mobilisering" menes det som tilføres bunnvannet for så lang tid at det medfører stor sannsynlighet for opptak i organismer og transport gjennom næringskjeder med start i de frie vannmasser, dessuten fysisk transport til utenforliggende områder).

Lav mobiliseringsgrad medfører at de store lagrene av miljøgifter i sedimenter primært vil ha betydning for nivåene i organismer som lever i/på/nær bunnen, og for dyr som spiser lavere livsformer og smådyr knyttet til bunnen. Fisk og andre organismer med levested over bunnvannet, og som heller ikke inngår som toppledd i næringskjeder som begynner med bunnorganismer, vil bli mindre berørt.

Konkretisert for viktige spiselige organismer vil dette si at i blåskjell og pelagiske fiskeslag (sei, sild, brisling, makrell, sjørøret), kan det forventes en rask minsking i innholdet av klororganiske stoffer med redusert utslipp. Den andre ytterlighet representeres av flyndrearter, ål og krabbe, som både lever i direkte kontakt med sedimenter og fortsatt vil spise forurensede bunndyr i lang tid fremover. I slike arter kan det bare ventes en langsom forbedring etter hvert som forurensede sedimenter fortynnes med mindre forurenset materiale. Det må sannsynligvis regnes med et tidsperspektiv på i alle fall 5-10 år før noen vesentlig minskning i innholdet av de mest betandige klororganiske forbindelsene.

Organismer som delvis oppholder seg i lengre tid i bunnære og partikkelholdige vannmasser (f.eks. reker) og/eller har en diett som i større eller mindre grad består av bunndyr (f.eks. torsk), står i en mellomstilling som det er vanskeligere å bedømme utviklingen for. Det

er også vanskelig å ytre seg generelt om disse artene, fordi det må antas betydelige variasjoner over tid i delbestandenes vandringsmønster og diettsammensetning.

Miljøgiftlagrene i de anoksiske deler av Frierfjorden vil neppe ha betydning for spiseligheten av fisk fra fjorden, med et visst forbehold for tilfeller av marin dypvannsfornyelse (og dermed heving og innblanding i høyere vannlag av forurenset dypvann). Slike episoder fremstår som aktuelle tidsrom for fremtidig overvåking.

Gunnekleivfjorden representerer et spesielt problem i og med at sedimentene er ekstremt forurenset, fjorden er grunn og kanalene tilfører Frierfjorden og Skienselva forurensning i overflatelaget. Undersøkelser av miljøgifter i fisk fra Gunnekleivfjorden har vist høye konsentrasjoner både av kvikksølv, heksaklorbenzen, oktaklorstyren og dioksiner (Berge og Knutzen, 1989). Det er sansynliggjort at sedimentene medvirker til oppkonsentreringen.

Transportmålinger gjennom kanalene fra Gunnekleivfjorden ble gjort i 1988 da utslippet fra magnesiumfabrikken til Gunnekleivfjorden utgjorde 56 kg klororganiske forbindelser pr. år. (Molvær, 1989). Det ble da registrert en transport av disse stoffene gjennom kanalene på ca. 20 kg/år. Bidraget fra sedimentene representerte ca. 10%, mens resten kunne tilskrives utslippet. I dag er utslippet opphørt og det er ikke gjennomført nye transportmålinger i kanalene, hverken for kvikksølv eller klororganiske forbindelser. Det er derfor vanskelig å kvantifisere dagens betydning av sedimentene i Gunnekleivfjorden, men et hvert bidrag herfra vil kunne sidestilles med direkte utslipp til overflatelaget i Frierfjorden. Det er derfor stort behov for å fastlegge dette bidraget.

## REFERANSER

- Baumann Ofstad, E., Lunde, G., Martinsen, K. og Rygg, B., 1978. Chlorinated aromatic hydrocarbons in fish from an area polluted by industrial effluents. *Sci. Total. Environ.*, 10: 219-230.
- Berge, J.A. og Knutzen, J., 1989. Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 3: Opptak av miljøgifter i fisk. NIVA-rapport 0-88068 (løpenr. 2197), 56s. ISBN 82-577-1487-9.
- Berge, J.A. og Knutzen, J., 1991. Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 3: Eksperimentelt opptak av persistente klororganiske forbindelser og kvikksølv i skrubbe og krabbe, opptak/utskillelse i blåskjell og registrering av miljøgiftinnhold i børstemark fra Frierfjorden og Brevikfjorden. Under trykking.
- Bloom, N.S. og Crecelius, E.A., 1983. Determination of mercury in seawater at sub-nanogram per liter levels. *Mar. Chem.*, 14: 49-59.
- Förstner, U., 1987. Sediment-associated contamination - an overview of scientific basis for developing remedial options. In: Thomas, R., R. Evans, A. Hamilton, M. Munawar, T. Reynoldson and H. Sadar (eds.): *Ecological Effects of In Situ Sediment Contamination*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht. *Hydrobiologia*, 149: 221-246.
- Gill, G.A. and Fitzgerald, W.F., 1985. Mercury sampling of ocean waters at the picomolar level. *Deep-Sea. Res.*, 32: 287-297.
- Gray, J.S., Aschan, M., Carr, M.R., Clarke, K.R., Green, R.H., Pearsson, T.H., Rosenberg, R. and Warwick, R.M., 1988. Analysis of community attributes of the benthic macrofauna of Frierfjord/Langsundfjord and in a Mesocosm experiment. In: Bayne, B.L., Clarke, K.R. and Gray, J.S. (eds.): *Biological effects of pollutants. Results of a practical workshop*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 46: 151-165.
- Gulbrandsen, R., Bjerkg, B., Knutzen, J. og Skei, J., 1991. Tiltaksanalyse for Grenlandsfjordene. Rapport 3: Omsetning av miljøgifter. NIVA-rapport 0-90027. Under trykking.
- Haver, E., 1982. Kvikksølvforurensning i Grenlandsfjordene. Norsk Hydro rapport, RP 3/82, 32s.

- Jarandsen, B., 1990. Nivå av kvikksølv i blåskjell fra Grenlandsfjordene (1975-1989). Notat, Prosjektnr. P30095.061. 14.5.1990, 11 s. + vedlegg.
- Knutzen, J., 1990. Tiltaksanalyse for Grenlandsfjordene. Rapport 1. Forslag til målkriterier for ubegrenset bruk av fisk og skalldyr til mat. NIVA-rapport 0-90027 (løpenr. 2469), 45s. ISBN 82-577-1780-0.
- Knutzen, J. og Oehme, M., 1988. Undersøkelse av klorerte dioksiner og dibenzofuraner i fisk, skalldyr og sedimenter fra Frierfjorden med tilgrensende områder 1987 - 1988. NIVA-rapport 0-87083 (løpenr. 2189), 143s. ISBN 82-577-1477-1.
- Knutzen, J. og Oehme, M., 1989. Polychlorinated dibenzofuran (PCDF) and dibenzo-p-dioxin (PCDD) levels in organisms and sediments from the Frierfjord, Southern Norway. *Chemosphere* 19: 1897-1909.
- Knutzen, J. og Green, N., 1990. Overvåking av miljøgifter i torsk og blåskjell fra Grenlandsfjordene 1989. Rapport 415/90 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000312 (løpenr. 2470), 41s. ISBN 82-577-1781-9.
- Lu, X., Johnson, W.K. and Wong, C.S., 1986. Seasonal replenishment of mercury in a coastal fjord by its intermittent anoxicity. *Mar. Poll. Bull.*, 17: 263-267.
- Molvær, J., 1989. Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 2: Miljøgifter i vannmassene. Transport av miljøgifter gjennom kanalene. NIVA-rapport 0-88068 (løpenr. 2195), 68s. ISBN 82-577-1485-2.
- Muir, D.C.G., Yarechewski, A.L., Corbet, R.L. Webster, G.R.B. og Smith, A.E., 1985. Laboratory and field studies on the fate of 1,3,6,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin in soils and sediments. *J. Agric. Food. Chem.*, 33: 518-523.
- Næs, K., 1991. Organisk sedimentasjon i Frier- og Langesundsfjorden. (In prep.).

- Næs, K. og Oug, E., 1991. Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 1: Konsentrasjoner og mengder klororganiske forbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner, kvikksølv og pyrolyseolje. NIVA-rapport 0-895903/E-90406 (løpenr. 2570), 193s. ISBN 82-577-1885-8.
- Olafsson, J., 1982. An international intercalibration for mercury in seawater. *Mar. Chem.*, 11: 129-142.
- Olafsson, J., 1983. Mercury concentrations in the North Atlantic in relation to cadmium, aluminium and oceanographic parameters. In: C.S. Wong, E. Boyle, K.W. Bruland, J.D. Burton og E.D. Goldberg (eds.): *Trace metals in Seawater*. s. 475-485. Plenum, New York.
- Parsons, J.R., Ratsak, C. og Sickerman, G., 1990. Biodegradation of chlorinated dibenzofurans by an *Alcaligenes* strain. s. 377-380. I: vol. 1, O. Hutzinger og H. Fiedler (red.), *Organohalogen Compounds. DIOXIN '90*, EPRI-seminar. Short Papers. Toxicol., environment, food, exposure-risk. ECO-INFORMA PRESS, Bayreuth.
- Rappe, C., 1990. Dioxins. Plenary lecture at Dioxin '90, Bayreuth, FRG. s. 33-36. I: vol. 4, O. Hutzinger og H. Fiedler (red.), *Organohalogen Compounds. DIOXIN '90*, EPRI-seminar. Short Papers. Miscellaneous Contributions, etc. ECO-INFORMA PRESS, Bayreuth.
- Rygg, B., Green, N., Knutzen, J. og Molvær, J. 1988. Grenlandsfjordene og Skienselva 1987. Overvåkingsrapport nr. 327/88. NIVA-rapport 0-800312 (løpenr. 2159), 72s. ISBN 82-577-1570-0.
- Schaanning, M., 1991. Biogeokjemiske nøkkelforbindelser i sedimenter og porevann rundt et oppdrettsanlegg i Averøy. Møre og Romsdal. (in prep.).
- Sijm, T.H.M., Yarechewski, A.L., Muir, D.C.G. et al., 1990. Biotransformation and tissue distribution of 1,2,3,7-tetrachlorodibenzo-p-dioxin, 1,2,3,4,7-pentachlorodibenzo-p-dioxin and 2,3,4,7,8-pentachlorodibenzofuran in rainbow trout. *Chemosphere* 21: 845-866.
- Skei, J., 1980. Overvåking av forurensninger i Grenlandsfjordene og Skienselva i 1979. Delrapport nr. 3. Metaller og partikulært materiale i vannmassene. NIVA-rapport 0-8000312 (løpenr. 1240), 16s. ISBN 82-577-0432-6

- Skei, J., 1991. Hot spot sediment. Are remedial measures required and how? *Hydrobiologia*. (in prep.).
- Skei, J., Pedersen, A., Berge, J.A., Bakke, T. og Næs, K., 1987. Indre Sørfjord. Sedimentenes betydning for metallforurensning i miljøet. Muligheter og behov for tiltak. Fase 2. Kvantifisering av utlekking av tungmetaller fra forurensede sedimenter. NIVA-rapport 0-87005 (løpenr. 2067), 101s. ISBN 82-577-1328-7.
- Skei, J., Pedersen, A., Bakke, T. og Berge, J.A., 1989. Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 4: Utlekking av kvikksølv og klororganiske forbindelser fra sedimentene, bioturbasjon og biotilgjengelighet (Eksperimentelt arbeid på Solbergstrand). NIVA-rapport 0-88068 (løpenr. 2196), 114s. ISBN 82-577-1486-0.
- Yanders, A.F., Kapila, S., Lo, Y.-H. og Cerlesi S., 1990. Persistence of tetrachlorodibenzo-p-dioxin in soil: Times Beach case study. s. 339-341. I: vol. 3. O. Hutzinger og H. Fiedler (red.), *Organohalogen Compounds. DIOXIN '90*, EPRI-seminar. Short Papers. Combustions, pulp & paper, chlorine and PVC, etc. ECO-INFORMA PRESS, Bayreuth.
- Zebühr, Y., Näf, C., Broman, D., Lexén, K., Colmsjö, A. and Östman, C., 1989. Sampling techniques and clean up procedures for some complex environmental samples with respect to PCCDs and PCDFs and other organic contaminants. *Chemosphere* 19: 39-44.



## **VEDLEGGSTABELLER**

Tabell A 1. Kassenes sediment- og vanninnhold. Sedimenthøyden er gitt ved høyeste, laveste og gjennomsnittlige nivå. (\*) angir kasser som ikke benyttet, mens (\*\*) angir kasser som inngår i det anoksiske delforsøket.

KASSE NO.	SED. HØYDE (CM)			SED. VOLUM (L)	VANN VOLUM (L)
1-1 *	27	29	31	72.5	18.8
1-2	21	23	25	57.5	15.0
1-3	21	26	31	65.0	22.5
1-4 *	29	29	29	72.5	12.5
2-1	29	32	35	80.0	16.3
2-2	27	29	31	72.5	20.0
2-3	35	36	37	90.0	7.5
2-4	29	30	31	75.0	16.3
3-1	25	27	29	67.5	13.8
3-2 **	30	30	30	75.0	20.0
3-3	17	21	25	52.5	21.3
3-4 **	29	30	31	75.0	20.0
4-1	25	26	27	65.0	17.5
4-2	22	22	22	55.0	17.5

Tabell A 2. Redokspotensial (Eh), pH og total sulfidkonsentrasjon ( $pS_t$ ) i ulike lag av forsøkssedimentene (Gjennomsnitt for hvert kassepar).

KASSER/SEDIMENTLAG (CM)	Eh	pH	$pS_t$ <sup>1)</sup>	
1-2/1-3 (Breviksfjorden)	0-1	185.5	7.44	-10.71
	1-2	77.5	7.39	-10.62
	3-4	5.0	7.33	-10.43
	5-6	-37.5	7.46	-10.48
2-1/2-4 (Frierflaket)	0-1	326.4	7.67	-10.37
	1-2	157.0	7.64	-10.36
	3-4	4.5	7.81	-10.60
	5-6	-54.0	7.82	-10.58
2-2/2-3 (Frierflaket)	0-1	293.6	7.70	-13.31
	1-2	102.5	7.74	-13.43
	3-4	6.0	7.95	-13.79
	5-6	-47.5	7.97	-13.85
3-1/3-3 (Frierfjorden)	0-1	19.5	7.29	-3.16
	1-2	-111.5	7.04	-1.95
	3-4	-121.0	6.93	-1.73
	5-6	-145.0	6.93	-1.70
4-1/4-2 (Gunnkleivfjorden)	0-1	199.0	8.78	-12.05
	1-2	56.0	9.25	-12.26
	3-4	-49.0	9.73	-7.20
	5-6	-125.5	10.02	-6.90

1) Sulfidholdig sediment ved  $pS_t < -9$  (ca.)

Tabell A 3. Flow-målinger i utløp fra kassene og volumberegninger for de enkelte kassetett målt i ml/min. Merk at det anoksiske delforsøk ble avsluttet uke 12, samt 10 dager driftsstans mellom uke 12 og 16.

DATO	UKE	1-2/1-3	2-1/2-4	2-2/2-3	3-1/3-3	3-2/3-4	4-1/4-2
14.12.89	0	55	50	50	48	38	59
03.01.90	2	60	52	56	59	38	65
10.01.90	3	26	58	65	54	27	70
18.01.90	4	56	53	61	53	23	63
25.01.90	5	56	50	54	52	20	55
31.01.90	6	24	53	64	51	20	65
05.02.90	7	30	57	49	52	20	53
14.02.90	8	36	56	42	30	15	50
06.03.90	11	54	48	56	50	20	48
14.03.90	12	50	58	54	58	16	42
24.04.90	16	46	53	47	59	-	63
GJENNOMSNIITT		45	54	54	52	24	58
LITER/TIME		2.70	3.24	3.24	3.12	1.44	3.48
LITER/DØGN		64.80	77.76	77.76	74.88	34.56	83.52
LITER/MÅNED		1960.20	2352.24	2352.24	2265.12	1036.80	2526.48
LITER TOTAL		7840.80	9408.96	9408.96	9060.48	3110.40	10105.92

Tabell A 4. Temperatur og salinitetsdata for råvannet inn (40 m-vannet). \* = opphold mellom avslutning uke 12 og igangsetting 10 dager senere.

DATO	14.12	27.12	03.01	10.01	18.01	25.01	31.01	05.02	14.02	21.02
T°C	5.0	8.0	9.5	6.8	8.8	8.2	7.0	5.7	7.7	6.6
S <sup>0</sup> /‰	34.5	33.9	34.2	32.0	34.4	32.7	32.6	31.0	33.2	31.6
DATO	28.02	06.03	14.03	*	24.03	28.03	04.04	10.04	17.04	24.04
T°C	6.2	7.9	7.7	*	6.7	6.9	5.9	7.7	7.6	7.8
S <sup>0</sup> /‰	32.0	33.7	33.0	*	32.2	31.2	31.5	32.4	33.8	33.9

Tabell A 5. Gravimetrisk bestemt partikkelinnhold i utløpsvannet fra de respektivsett av sedimentkasser (mg/l). \* = ikke målt verdi.

UKE	1-2/1-3	2-1/2-4	2-2/2-3	3-1/3-3	3-2/3-4	4-1/4-2
3	0.29	0.29	0.12	0.30	4.84	0.14
4	1.04	0.32	0.18	0.11	13.06	0.08
5	2.85	1.07	0.12	0.64	10.76	0.28
6	0.55	0.25	0.09	0.16	10.42	0.06
8	0.82	0.63	0.30	0.19	1.68	1.27
11	2.07	0.87	0.55	0.55	3.10	3.85
12	1.53	0.85	0.40	0.69	2.71	0.63
14	6.29	0.54	0.82	0.24	*	1.88
16	19.97	3.32	0.83	0.95	*	5.52

Tabell A 6. Måle- og analyseprogram for sediment, utløpsvann og polyuretanpropper (PUR, bare stasjon 1-3).

TID UKE, NR	MATR	TEMP	SAL	H <sub>2</sub> S	pH	Hg	5CB	HCB	OCS	10CB	PCDF/ PCDD	FLOW	PART
FELT START	VANN SED	X	X	X X	X	X X	X X	X X	X X	X X	X		
0	VANN					X	X	X	X	X		X	
1	VANN												
2	VANN					X	X	X	X	X		X	
3	VANN											X	X
4	VANN					X	X	X	X	X		X	X
5	VANN											X	X
6	VANN			X		X	X	X	X	X		X	X
7	VANN											X	
8	VANN					X	X	X	X	X		X	X
9	VANN												
10	VANN												
11	VANN											X	X
12	VANN					X	X	X	X	X		X	X
13	VANN												
14	VANN												X
15	VANN												
16	VANN					X	X	X	X	X		X	X
SLUTT	PUR										X		

Tabell A 7. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for Hg fra kasse 1-2/1-3, Breviksfjorden med oppvirvling.

UKE	Hg-KONSENTRASJON			Hg-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max	mg/m <sup>2</sup> /år		%		ng/l	%	
				min	max	mid.	var.			min
0	<2.0	<2.0	0.0 2.0	-	-	-	-	-	-	-
2	<2.0	3.5	1.5 3.5	0.09	0.22	0.16	40	-	-	-
4	<2.0	2.5	0.5 2.5	0.03	0.15	0.09	67	1.25	50	100
6	<2.0	2.5	0.5 2.5	0.01	0.06	0.04	67	0.66	26	100
8	<2.0	6.5	4.5 6.5	0.17	0.25	0.21	18	0.98	15	22
12	<2.0	3.5	1.5 3.5	0.08	0.18	0.13	40	1.84	52	100
16	<2.0	30.0	28.0 30.0	1.35	1.45	1.40	3	24.0	80	86

Tabell A 8. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for Hg fra kasse 2-1/2-4, Frierflaket med oppvirvling.

UKE	Hg-KONSENTRASJON			Hg-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max	mg/m <sup>2</sup> /år		%		ng/l	%	
				min	max	mid.	var.			min
0	<2.0	<2.0	0.0 2.0	-	-	-	-	-	-	-
2	<2.0	<2.0	0.0 2.0	-	-	-	-	-	-	-
4	<2.0	2.0	0.0 2.0	0.00	0.11	0.06	100	0.63	32	100
6	<2.0	<2.0	0.0 2.0	-	-	-	-	0.50	25	100
8	<2.0	<2.0	0.0 2.0	-	-	-	-	1.25	62	100
12	<2.0	2.5	0.5 2.5	0.03	0.15	0.09	67	1.68	67	100
16	<2.0	14.5	12.5 14.5	0.70	0.81	0.75	7	6.57	45	53

Tabell A 9. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for Hg fra kasse 2-2/2-3, Frierflaket uten oppvirvling.

UKE	Hg-KONSENTRASJON				Hg-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max		% mid. var.		ng/l	% min max	
0	<2.0	<2.0	0.0	2.0	-	-	-	-	-	-	-
2	<2.0	<2.0	0.0	2.0	-	-	-	-	-	-	-
4	<2.0	<2.0	0.0	2.0	-	-	-	-	-	-	-
6	<2.0	<2.0	0.0	2.0	-	-	-	-	-	-	-
8	<2.0	<2.0	0.0	2.0	-	-	-	-	-	-	-
12	<2.0	<2.0	0.0	2.0	-	-	-	-	-	-	-
16	<2.0	2.0	0.0	2.0	0.00	0.10	0.05	100	1.72	86	100

Tabell A 10. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for Hg fra kasse 3-1/3-3, Frierfjorden sentralt med simulert vannutskiftning og oppvirvling.

UKE	Hg-KONSENTRASJON				Hg-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max		% mid. var.		ng/l	% min max	
0	<2.0	<2.0	0.0	2.0	-	-	-	-	-	-	-
2	<2.0	<2.0	0.0	2.0	-	-	-	-	-	-	-
4	<2.0	<2.0	0.0	2.0	-	-	-	-	-	-	-
6	<2.0	<2.0	0.0	2.0	-	-	-	-	-	-	-
8	<2.0	<2.0	0.0	2.0	-	-	-	-	-	-	-
12	<2.0	<2.0	0.0	2.0	-	-	-	-	-	-	-
16	<2.0	<2.0	0.0	2.0	-	-	-	-	-	-	-

Tabell A 11. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for Hg fra kasse 3-2/3-4, Frierfjorden sentralt under anoksiske forhold og uten forstyrrelse.

UKE	Hg-KONSENTRASJON				Hg-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max		% mid. var.	ng/l	% min max		
0	6.5	6.5	0.0	-	0.00	-	0.00	-	-	-	-
2	<2.0	<2.0	0.0	2.0	-	-	-	-	-	-	-
4	3.0	7.0	4.0	-	0.10	-	0.05	-	6.79	100	100
6	<2.0	<2.0	0.0	2.0	-	-	-	-	-	-	-
8	<2.0	4.0	2.0	4.0	0.03	0.06	0.05	33	0.87	22	44
12	<2.0	<2.0	0.0	2.0	-	-	-	-	-	-	-
16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabell A 12. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for Hg fra kasse 4-1/4-2, Gunnekleivfjorden med oppvirvling.

UKE	Hg-KONSENTRASJON				Hg-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max		% mid. var.	ng/l	% min max		
0	<2.0	3	1	3	0.06	0.19	0.12	50	-	-	-
2	<2.0	4	2	4	0.14	0.27	0.20	33	-	-	-
4	<2.0	39	37	39	2.45	2.58	2.52	3	7.84	20	21
6	<2.0	98	96	98	6.56	6.70	6.73	1	5.88	6	6
8	<2.0	315	313	315	16.45	16.56	16.5	0	124	40	40
12	<2.0	195	193	195	8.52	8.61	8.57	1	61.7	32	32
16	<2.0	2880	2878	2880	191	191	191	0	541	19	19



Tabell A 13. Partikulær Hg-konsentrasjon i ng/l, basert på målte konsentrasjoner i sediment og gravimetrisk partikkelinnhold. Jfr. tab. 2 (konsentrasjoner i sediment) og tabell A 5.

UKE	1-2/1-3	2-1/2-4	2-2/2-3	3-1/3-3	3-2/3-4	4-1/4-2
3	0.35	0.57	0.25	0.15	2.52	13.7
4	1.25	0.63	0.37	0.05	6.79	7.8
5	3.42	2.12	0.25	0.31	5.60	27.4
6	0.66	0.50	0.19	0.08	5.42	5.9
8	0.98	1.25	0.62	0.09	0.87	124.5
11	2.48	1.72	1.14	0.27	1.61	377.3
12	1.84	1.68	0.83	0.34	1.41	61.7
14	7.55	1.07	1.70	0.12	-	184.2
16	23.96	6.57	1.72	0.47	-	541.0

Tabell A 14. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for 5CB fra kasse 1-2/1-3, Brevikfjorden med oppvirvling. \* = justert verdi, midlere konsentrasjon inn, pga. antatt kontaminering.

UKE	5CB-KONSENTRASJON				5CB-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max		% mid. var.	ng/l	% min max		
0	<0.2	0.9	0.7	0.9	0.04	0.05	0.05		13	-	-
2	0.3	0.6	0.3	-	0.02	-	0.02	-	-	-	-
4	0.2	0.3	0.1	-	0.01	-	0.01	-	0.004	-	4
6	0.4	0.8	0.4	-	0.01	-	0.01	-	0.002	-	1
8	0.2	1.3	1.1	-	0.04	-	0.04	-	0.003	-	0
12	*0.3	0.9	0.6	-	0.03	-	0.03	-	0.006	-	1
16	0.4	3.7	3.3	-	0.16	-	0.16	-	0.080	-	2

Tabell A 15. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for 5CB fra kasse 2-1/2-4, Frierflaket med oppvirvling. \* = justert verdi, midlere konsentrasjon inn, pga. antatt kontaminering.

UKE	5CB-KONSENTRASJON				5CB-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max		% mid. var.	ng/l	% min max		
0	<0.2	0.7	0.5	0.7	0.03	0.04	0.03		17	-	-
2	0.3	1.0	0.7	-	0.04	-	0.04	-	-	-	-
4	0.2	1.5	1.3	-	0.07	-	0.07	-	0.044	-	3
6	0.4	0.2	-	-	-	-	-	-	0.034	-	-
8	0.2	1.3	1.1	-	0.06	-	0.06	-	0.086	-	8
12	*0.3	5.5	5.2	-	0.32	-	0.32	-	0.116	-	2
16	0.4	2.1	1.7	-	0.09	-	0.09	-	0.452	-	27

Tabell A 16. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for 5CB fra kasse 2-2/2-3, Frierflaket uten oppvirvling. \* = justert verdi, middlere konsentrasjon inn, pga. antatt kontaminering.

UKE	5CB-KONSENTRASJON				5CB-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max		% mid. var.	ng/l	% min max		
0	<0.2	0.3	0.1	0.3	0.01	0.02	0.01	50	-	-	-
2	0.3	0.7	0.4	-	0.02	-	0.02	-	-	-	-
4	0.2	0.8	0.6	-	0.04	-	0.04	-	0.026	-	4
6	0.4	0.9	0.5	-	0.03	-	0.03	-	0.013	-	3
8	0.2	0.8	0.6	-	0.03	-	0.03	-	0.043	-	7
12	*0.3	0.9	0.6	-	0.03	-	0.03	-	0.057	-	9
16	0.4	0.8	0.4	-	0.02	-	0.02	-	0.118	-	29

Tabell A 17. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for 5CB fra kasse 3-1/3-3, Frierfjorden med oppvirvling. \* = justert verdi, middlere konsentrasjon inn, pga. antatt kontaminering.

UKE	5CB-KONSENTRASJON				5CB-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max		% mid. var.	ng/l	% min max		
0	<0.2	0.4	0.2	0.4	0.01	0.02	0.02	33	-	-	-
2	0.3	2.6	2.3	-	0.14	-	0.14	-	-	-	-
4	0.2	2.3	2.1	-	0.12	-	0.12	-	0.002	-	0
6	0.4	2.0	1.6	-	0.09	-	0.09	-	0.003	-	0
8	0.2	1.6	1.4	-	0.04	-	0.04	-	0.004	-	0
12	*0.3	0.4	0.1	-	0.01	-	0.01	-	0.014	-	14
16	0.4	1.0	0.6	-	0.04	-	0.04	-	0.019	-	3

Tabell A 18. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for 5CB fra kasse 3-2/3-4, Frierfjorden anoksisk uten oppvirvling.

UKE	5CB-KONSENTRASJON				5CB-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max		% mid. var.	ng/l	% min max		
0	0.9	1.2	0.3	-	0.01	-	0.01		-	-	-
2	0.4	2.0	1.6	-	0.06	-	0.06	-	-	-	-
4	0.9	1.3	0.4	-	0.01	-	0.01	-	0.248	-	62
6	0.3	1.3	1.0	-	0.02	-	0.02	-	0.198	-	20
8	0.5	0.3	-	-	-	-	-	-	0.032	-	100
12	0.5	0.7	0.2	-	0.00	-	0.00	-	0.051	-	26
16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabell A 19. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for 5CB fra kasse 4-1/4-2, Gunnekleivfjorden med oppvirvling. M = maskert verdi.

UKE	5CB-KONSENTRASJON				5CB-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max		% mid. var.	ng/l	% min max		
0	M	2.2	2.2	-	0.14	-	0.14		-	-	-
2	0.3	M	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	0.3	1.1	0.8	-	0.05	-	0.05	-	0.108	-	14
6	<0.1	1.7	1.6	1.7	0.11	0.12	0.11	3	0.081	5	5
8	<0.1	9.7	9.6	9.7	0.50	0.51	0.51	1	1.720	18	18
12	<0.2	2.8	2.6	2.8	0.11	0.12	0.12	4	0.853	30	33
16	0.2	12.0	11.8	-	1.00	-	0.78	-	7.474	-	63

Tabell A 20. Partikulær 5CB-konsentrasjon i ng/l, basert på målte konsentrasjoner i sediment og gravimetrisk partikkelinnhold Jfr. tab. 2 (konsentrasjoner i sediment) og tabell A 5.

UKE	1-2/1-3	2-1/2-4	2-2/2-3	3-1/3-3	3-2/3-4	4-1/4-2
3	0.001	0.039	0.017	0.006	0.092	0.190
4	0.004	0.044	0.026	0.002	0.248	0.108
5	0.011	0.146	0.017	0.013	0.204	0.379
6	0.002	0.034	0.013	0.003	0.198	0.081
8	0.003	0.086	0.043	0.004	0.032	1.720
11	0.008	0.118	0.078	0.011	0.059	5.213
12	0.006	0.116	0.057	0.014	0.051	0.853
14	0.025	0.073	0.116	0.005	-	2.546
16	0.080	0.452	0.118	0.019	-	7.474

Tabell A 21. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for HCB fra kasse 1-2/1-3, Brevikfjorden med oppvirvling. \* = justert verdi, middlere konsentrasjon inn, pga. antatt kontaminering.

UKE	HCB-KONSENTRASJON				HCB-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max		% mid. var.	ng/l	% min max		
0	<0.2	0.6	0.4	0.6	0.02	0.03	0.03		20	-	-
2	0.3	0.7	0.4	-	0.03	-	0.03	-	-	-	-
4	0.2	0.4	0.2	-	0.01	-	0.01	-	0.009	-	5
6	0.2	0.6	0.4	-	0.01	-	0.01	-	0.005	-	1
8	<0.2	2.1	1.9	2.1	0.07	0.08	0.08	5	0.007	0	0
12	*0.2	1.5	1.3	-	0.07	-	0.07	-	0.014	-	1
16	*0.2	<0.2	0.0	-	0.00	-	0.00	-	0.180	-	100

Tabell A 22. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for HCB fra kasse 2-1/2-4, Frierflaket med oppvirvling. \* = justert verdi, middlere konsentrasjon inn, pga. antatt kontaminering.

UKE	HCB-KONSENTRASJON				HCB-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max		% mid. var.	ng/l	% min max		
0	<0.2	4.3	4.1	4.3	0.22	0.23	0.22		2	-	-
2	0.3	4.7	4.4	-	0.24	-	0.24	-	-	-	-
4	0.2	5.2	5.0	-	0.28	-	0.28	-	0.151	-	3
6	0.2	2.1	1.9	-	0.11	-	0.11	-	0.118	-	-
8	<0.2	4.8	4.6	4.8	0.27	0.28	0.28	2	0.297	6	6
12	*0.2	5.6	5.4	-	0.33	-	0.33	-	0.401	-	7
16	*0.2	4.7	4.5	-	0.25	-	0.25	-	1.567	-	35

Tabell A 23. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for HCB fra kasse 2-2/2-3, Frierflaket uten oppvirvling. \* = justert verdi, midlere konsentrasjon inn, pga. antatt kontaminering.

UKE	HCB-KONSENTRASJON				HCB-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max mid. var.			%	ng/l	% min max	
0	<0.2	1.3	1.1	1.3	0.06	0.07	0.06	8	-	-	-
2	0.3	3.6	3.3	-	0.19	-	0.19	-	-	-	-
4	0.2	4.4	4.2	-	0.27	-	0.27	-	0.118	-	3
6	0.2	0.5	0.3	-	0.02	-	0.02	-	0.059	-	20
8	<0.2	3.0	2.8	3.0	0.12	0.13	0.13	4	0.196	7	7
12	*0.2	2.0	1.8	-	0.10	-	0.10	-	0.262	-	15
16	*0.2	3.5	3.3	-	0.16	-	0.16	-	0.543	-	16

Tabell A 24. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for HCB fra kasse 3-1/3-3, Frierfjorden med oppvirvling. \* = justert verdi, midlere konsentrasjon inn, pga. antatt kontaminering.

UKE	HCB-KONSENTRASJON				HCB-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max mid. var.			%	ng/l	% min max	
0	<0.2	0.6	0.4	0.6	0.02	0.03	0.03	20	-	-	-
2	0.3	1.8	1.5	-	0.09	-	0.09	-	-	-	-
4	0.2	0.9	0.7	-	0.04	-	0.04	-	0.005	-	1
6	0.2	1.3	1.1	-	0.06	-	0.06	-	0.008	-	1
8	<0.2	1.4	1.2	1.4	0.04	0.05	0.05	8	0.009	1	1
12	*0.2	0.9	0.7	-	0.04	-	0.04	-	0.032	-	5
16	*0.2	2.3	2.1	-	0.13	-	0.13	-	0.045	-	2

Tabell A 25. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for HCB fra kasse 3-2/3-4, Frierfjorden anoksisk uten oppvirvling.

UKE	HCB-KONSENTRASJON				HCB-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max		% mid. var.	ng/l	% min max		
0	0.3	2.7	2.4	-	0.10	-	0.10	-	-	-	-
2	0.7	2.5	1.8	-	0.07	-	0.07	-	-	-	-
4	1.9	4.9	3.0	-	0.07	-	0.07	-	0.757	-	25
6	1.3	1.5	0.2	-	0.00	-	0.00	-	0.604	-	100
8	<0.1	0.7	0.6	0.7	0.01	0.01	0.01	8	0.097	14	16
12	0.5	0.9	0.4	-	0.01	-	0.01	-	0.157	-	39
16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabell A 26. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for HCB fra kasse 4-1/4-2, Gunnekleivfjorden med oppvirvling. M = maskert verdi.

UKE	HCB-KONSENTRASJON				HCB-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max		% mid. var.	ng/l	% min max		
0	M	2.7	2.7	-	0.17	-	0.17	-	-	-	-
2	-	1.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	<0.2	3.2	3.0	3.2	0.20	0.21	0.21	3	0.280	9	9
6	<0.1	4.0	3.9	4.0	0.27	0.27	0.27	1	0.210	5	5
8	<0.1	21.0	20.9	21.0	1.10	1.10	1.10	0	4.444	21	21
12	0.3	7.4	7.1	-	0.31	-	0.31	-	2.204	-	31
16	0.7	41.7	41.0	-	3.00	-	2.72	-	19.31	-	47



Tabell A 27. Partikulær HCB-konsentrasjon i ng/l, basert på målte konsentrasjoner i sediment og gravimetrisk partikkelinnhold Jfr. tab. 2 (konsentrasjoner i sediment) og tabell A 5.

UKE	1-2/1-3	2-1/2-4	2-2/2-3	3-1/3-3	3-2/3-4	4-1/4-2
3	0.003	0.137	0.078	0.014	0.281	0.49
4	0.009	0.151	0.118	0.005	0.757	0.28
5	0.026	0.505	0.078	0.030	0.624	0.98
6	0.005	0.118	0.059	0.008	0.604	0.21
8	0.007	0.297	0.196	0.009	0.097	4.44
11	0.019	0.411	0.360	0.026	0.180	13.47
12	0.014	0.401	0.262	0.032	0.157	2.20
14	0.057	0.255	0.536	0.011	-	6.58
16	0.180	1.567	0.543	0.045	-	19.31

Tabell A 28. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for OCS fra kasse 1-2/1-3, Brevikfjorden med oppvirvling.

UKE	OCS-KONSENTRASJON				OCS-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max		% mid. var.	ng/l	% min max		
0	0.2	0.8	0.6	-	0.03	-	0.03		-	-	-
2	0.5	1.4	0.9	-	0.06	-	0.06	-	-	-	-
4	<0.2	1.1	0.9	1.1	0.05	0.06	0.06	10	0.006	1	1
6	0.3	<0.1	0.0	-	-	-	-	-	0.003	-	100
8	<0.2	1.2	1.0	1.2	0.04	0.05	0.04	9	0.005	0	0
12	0.5	0.8	0.3	-	0.02	-	0.02	-	0.009	-	3
16	0.5	1.2	0.7	-	0.03	-	0.03	-	0.012	-	17

Tabell A 29. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for OCS fra kasse 2-1/2-4, Frierflaket med oppvirvling.

UKE	OCS-KONSENTRASJON				OCS-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max		% mid. var.	ng/l	% min max		
0	0.2	0.3	0.1	-	0.01	-	0.01		-	-	-
2	0.5	0.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	<0.2	0.2	0.0	0.2	0.00	0.01	0.01	100	0.029	15	100
6	0.3	0.4	0.1	-	0.01	-	0.01	-	0.023	-	-
8	<0.2	0.3	0.1	0.3	0.01	0.02	0.01	50	0.057	19	57
12	0.5	2.4	1.9	-	0.12	-	0.12	-	0.077	-	4
16	0.5	0.2	-	-	-	-	-	-	0.302	-	100

Tabell A 30. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for OCS fra kasse 2-2/2-3, Frierflaket uten oppvirvling.

UKE	OCS-KONSENTRASJON				OCS-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max		% mid. var.	ng/l	% min max		
0	0.2	<0.2	0.0	-	0.00	-	0.00	-	-	-	-
2	0.5	0.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	<0.2	0.5	0.3	0.5	0.02	0.03	0.03	25	0.015	3	5
6	0.3	<0.1	-	-	-	-	-	-	0.008	-	100
8	<0.2	0.1	-	0.1	-	0.00	0.00	100	0.025	25	100
12	0.5	0.6	0.1	-	0.01	-	0.01	-	0.034	-	34
16	0.5	0.2	-	-	-	-	-	-	0.070	-	100

Tabell A 31. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for OCS fra kasse 3-1/3-3, Frierfjorden med oppvirvling. M = maskert verdi.

UKE	OCS-KONSENTRASJON				OCS-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max		% mid. var.	ng/l	% min max		
0	0.2	<0.2	0.0	-	0.00	-	0.00	-	-	-	-
2	0.5	2.4	1.9	-	0.12	-	0.12	-	-	-	-
4	<0.2	M	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	0.3	0.3	0.0	-	0.00	-	0.00	-	0.003	-	100
8	<0.2	<0.1	0.0	0.1	0.00	0.00	0.00	100	0.003	3	100
12	0.5	0.3	-	-	-	-	-	-	0.011	-	100
16	0.5	0.9	0.4	-	0.02	-	0.02	-	0.015	-	4

Tabell A 32. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for OCS fra kasse 3-2/3-4, Frierfjorden anoksisk uten oppvirvling. M = maskert verdi.

UKE	OCS-KONSENTRASJON				OCS-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max		mid. var.	%	ng/l	% min max	
0	0.6	0.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	2.5	2.9	0.4	-	0.02	-	0.02	-	-	-	-
4	0.7	3.2	2.5	-	0.06	-	0.06	-	0.183	-	7
6	M	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	<0.1	0.2	0.1	0.2	0.00	0.00	0.00	33	0.024	12	24
12	0.5	0.9	0.4	-	0.01	-	0.01	-	0.038	-	9
16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabell A 33. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for OCS fra kasse 4-1/4-2, Gunnekleivfjorden med oppvirvling. M = maskert verdi.

UKE	OCS-KONSENTRASJON				OCS-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max		mid. var.	%	ng/l	% min max	
0	M	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	0.3	1.4	1.1	-	0.08	-	0.08	-	-	-	-
4	<0.2	0.4	0.2	0.4	0.01	0.03	0.02	33	0.040	10	20
6	0.3	0.7	0.4	-	0.03	-	0.03	-	0.030	-	7
8	0.3	2.5	2.2	-	0.12	-	0.12	-	0.630	-	29
12	<0.2	0.8	0.6	0.8	0.03	0.04	0.03	14	0.312	39	52
16	<0.2	5.3	5.1	5.3	0.34	0.35	0.34	2	2.738	52	54

Tabell A 34. Partikulær OCS-konsentrasjon i ng/l, basert på målte konsentrasjoner i sediment og gravimetrisk partikkelinnhold Jfr. tab. 2 (konsentrasjoner i sediment) og tabell A 5.

UKE	1-2/1-3	2-1/2-4	2-2/2-3	3-1/3-3	3-2/3-4	4-1/4-2
3	0.002	0.026	0.010	0.005	0.068	0.069
4	0.006	0.029	0.015	0.002	0.183	0.040
5	0.017	0.097	0.010	0.010	0.151	0.139
6	0.003	0.023	0.008	0.003	0.146	0.030
8	0.005	0.057	0.025	0.003	0.024	0.630
11	0.012	0.079	0.046	0.009	0.043	1.910
12	0.009	0.077	0.034	0.011	0.038	0.312
14	0.038	0.049	0.069	0.004	-	0.932
16	0.120	0.302	0.070	0.015	-	2.738

Tabell A 35. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for 10CB fra kasse 1-2/1-3, Brevikfjorden med oppvirvling. M = maskert verdi.

UKE	10CB-KONSENTRASJON				10CB-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max		% mid. var.	ng/l	% min max		
0	<0.2	0.3	0.1	0.3	.006	.017	0.012	50	-	-	-
2	0.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	<0.2	<0.2	0.0	0.2	.000	.012	0.006	100	0.001	1	100
6	M	0.3	-	-	-	-	-	-	6E-04	-	-
8	0.2	8.4	8.2	-	.310	-	0.310	-	8E-04	-	0
12	0.4	0.9	0.5	-	.026	-	0.026	-	0.002	-	0
16	0.3	<0.2	-	-	-	-	-	-	0.020	-	100

Tabell A 36. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for 10CB fra kasse 2-1/2-4, Frierflaket med oppvirvling. M = maskert verdi.

UKE	10CB-KONSENTRASJON				10CB-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max		% mid. var.	ng/l	% min max		
0	<0.2	<0.2	0.0	0.2	.000	.011	0.005	100	-	-	-
2	0.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	<0.2	<0.2	0.0	0.2	.000	.011	0.006	100	0.009	4	100
6	M	0.2	-	-	-	-	-	-	0.007	-	-
8	0.2	0.6	0.4	-	.024	-	0.024	-	0.017	-	4
12	0.4	0.5	0.1	-	.006	-	0.006	-	0.023	-	23
16	0.3	<0.2	-	-	-	-	-	-	0.090	-	100

Tabell A 37. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for 10CB kasse 2-2/2-3, Frierflaket uten oppvirvling. M = maskert verdi.

UKE	10CB-KONSENTRASJON				10CB-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max		% mid. var.	ng/l	% min max		
0	<0.2	0.3	0.1	0.3	.005	.016	0.011	50	-	-	-
2	0.2	0.2	0.0	-	.000	-	0.000	-	-	-	-
4	<0.2	0.5	0.3	0.5	.019	.032	0.026	25	0.003	1	1
6	M	0.7	-	-	-	-	-	-	0.001	-	-
8	0.2	0.2	0.0	-	.000	-	0.000	-	0.004	-	100
12	0.4	0.6	0.2	-	.011	-	0.011	-	0.006	-	3
16	0.3	<0.2	-	-	-	-	-	-	0.012	-	100

Tabell A 38. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for 10CB fra kasse 3-1/3-3, Frierfjorden med oppvirvling. M = maskert verdi.

UKE	10CB-KONSENTRASJON				10CB-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max		% mid. var.	ng/l	% min max		
0	<0.2	<0.2	0.0	0.2	.000	.010	0.005	100	-	-	-
2	0.2	0.2	0.0	-	.000	-	0.000	-	-	-	-
4	<0.2	<0.2	0.0	0.2	.000	.011	0.006	100	0.001	1	100
6	M	0.3	-	-	-	-	-	-	0.002	-	-
8	0.2	0.2	0.0	-	.000	-	0.000	-	0.002	-	100
12	0.4	0.5	0.1	-	.006	-	0.006	-	0.007	-	7
16	0.3	0.7	0.4	-	.025	-	0.025	-	0.010	-	2

Tabell A 39. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for 10CB fra kasse 3-2/3-4, Frierfjorden anoksisk uten oppvirvling. M = maskert verdi.

UKE	10CB-KONSENTRASJON				10CB-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max		mid. var.	%	ng/l	% min max	
0	<0.2	0.9	0.7	0.9	.028	.036	0.032	13	-	-	-
2	1.2	0.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	1.9	3.8	1.9	-	.046	-	0.046	-	0.052	-	3
6	M	8.4	-	-	-	-	-	-	0.042	-	-
8	0.4	2.2	1.8	-	.028	-	0.028	33	0.007	-	0
12	1.2	1.1	-	-	-	-	-	-	0.011	-	100
16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabell A 40. Utlekkingdata, fluxrater og partikulær andel for 10CB fra kasse 4-1/4-2, Gunnekleivfjorden med oppvirvling.

UKE	10CB-KONSENTRASJON				10CB-FLUX				PARTIKULÆRT		
	INN ng/l	UT ng/l	DIFFERANSE min max		mg/m <sup>2</sup> /år min max		mid. var.	%	ng/l	% min max	
0	<0.2	0.8	0.6	0.8	.037	.050	0.043	14	-	-	-
2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	<0.2	0.4	0.2	0.4	.013	.026	0.020	33	0.004	1	2
6	<0.1	1.3	1.2	1.3	.082	.089	0.085	4	0.003	0	0
8	0.3	0.9	0.6	-	.032	-	0.032	-	0.064	-	11
12	0.3	0.4	0.1	-	.004	-	0.004	-	0.032	-	32
16	0.5	1.0	0.5	-	.033	-	0.033	-	0.276	-	55



Tabell A 41. Partikulær 10CB-konsentrasjon i ng/l, basert på målte konsentrasjoner i sediment og gravimetrisk partikkelinnhold Jfr. tab. 2 (konsentrasjoner i sediment) og tabell A 5.

UKE	1-2/1-3	2-1/2-4	2-2/2-3	3-1/3-3	3-2/3-4	4-1/4-2
3	0.000	0.008	0.002	0.003	0.019	0.007
4	0.001	0.009	0.003	0.001	0.052	0.004
5	0.003	0.029	0.002	0.006	0.043	0.014
6	0.001	0.007	0.001	0.002	0.042	0.003
8	0.001	0.017	0.004	0.002	0.007	0.064
11	0.002	0.023	0.008	0.006	0.012	0.193
12	0.002	0.023	0.006	0.007	0.011	0.032
14	0.006	0.015	0.011	0.002	-	0.094
16	0.020	0.090	0.012	0.010	-	0.276

Tabell A 42. Mengde oppsamlet PCDF/PCDD i PUR-propp (ng) og beregnet flux i  $\mu\text{g}/\text{km}^2\text{døgn}$ , st. 1, Brevikfjorden (kasse 1-2/1-3).

KOMPONENT	MENGDE ng	MENGDE TCDD ekv.	FLUX PCDF/PCDD	FLUX TCDD ekv.
2,3,7,8-TCDF <sup>1</sup>	2.5	0.250	41	4.1
Total TCDF	24.5			
1,2,3,7,8-PnCDF <sup>2</sup>	3.0	0.030	51	0.5
2,3,4,7,8-PnCDF	1.1	0.550	19	9.5
Total PnCDF	17.9			
1,2,3,4,7,8-HxCDF <sup>3</sup>	8.5	0.850	145	14.5
1,2,3,6,7,8-HxCDF	5.0	0.500	85	8.5
1,2,3,7,8,9-HxCDF	1.0	0.100	17	0.2
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.9	0.090	15	0.2
Total HxCDF	32.6			
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	39.6	0.396	673	6.7
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	9.1	0.091	155	1.6
Total HpCDD	67.1			
OCDF	74.9	0.075	1273	1.3
Total PCDF	217.0	2.932		
2,3,7,8-TCDD	0.03	0.033	1	1.0
Total TCDD	1.5			
1,2,3,7,8-PnCDD	0.4	0.200	7	3.5
Total PnCDD	4.7			
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.2	0.020	3	0.3
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.5	0.050	9	0.9
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.3	0.030	5	0.5
Total HxCDD	4.2			
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	2.3	0.023	39	3.9
Total HpCDD	4.3			
OCDD	4.2	0.004	71	0.1
Total PCDD	18.9	0.360		
Total PCDF/PCDD	235.9	3.292	4010	55.9

<sup>1</sup> Inkl. 2,3,4,8-TCDF, <sup>2</sup> Inkl. 1,2,3,4,8-PnCDF, <sup>3</sup> Inkl. 1,2,3,4,7,9-HxCDF

Tabell A 43. Mengde oppsamlet PCDF/PCDD i PUR-propp (ng) og beregnet flux i  $\mu\text{g}/\text{km}^2\text{døgn}$ , st. 2, Frierflaket (kasse 2-1/2-4).

KOMPONENT	MENGDE ng	MENGDE TCDD ekv.	FLUX PCDF/PCDD	FLUX TCDD ekv.
2,3,7,8-TCDF <sup>1</sup>	14.2	1.420	241	24.1
Total TCDF	103.4			
1,2,3,7,8-PnCDF <sup>2</sup>	20.8	0.208	354	3.5
2,3,4,7,8-PnCDF	6.9	3.450	117	58.5
Total PnCDF	126.0			
1,2,3,4,7,8-HxCDF <sup>3</sup>	39.3	3.930	668	66.8
1,2,3,6,7,8-HxCDF	23.7	2.370	403	40.3
1,2,3,7,8,9-HxCDF	3.9	0.390	66	6.6
2,3,4,6,7,8-HxCDF	3.2	0.320	54	5.4
Total HxCDF	152.2			
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	212.9	2.129	3619	36.2
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	44.3	0.443	753	7.5
Total HpCDD	376.1			
OCDF	416.4	0.416	7079	7.1
Total PCDF	1174.1	15.080		
2,3,7,8-TCDD	0.2	0.200	3	3.0
Total TCDD	9.2			
1,2,3,7,8-PnCDD	2.2	1.100	37	19.0
Total PnCDD	28.4			
1,2,3,4,7,8-HxCDD	1.0	0.100	17	1.7
1,2,3,6,7,8-HxCDD	2.4	0.240	41	4.1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	1.5	0.150	26	2.6
Total HxCDD	12.9			
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	12.1	0.121	206	2.1
Total HpCDD	20.4			
OCDD	21.2	0.021	360	0.4
Total PCDD	92.1	1.932		
Total PCDF/PCDD	1266.2	17.012	21525	289.2

<sup>1</sup> Inkl. 2,3,4,8-TCDF, <sup>2</sup> Inkl. 1,2,3,4,8-PnCDF, <sup>3</sup> Inkl. 1,2,3,4,7,9-HxCDF

Tabell A 44. Mengde oppsamlet PCDF/PCDD i PUR-propp (ng) og beregnet flux i  $\mu\text{g}/\text{km}^2\text{d\ddot{a}gn}$ , st. 2, Frierflaket (kasse 2-2/2-3).

KOMPONENT	MENGDE ng	MENGDE TCDD ekv.	FLUX PCDF/PCDD	FLUX TCDD ekv.
2,3,7,8-TCDF <sup>1</sup>	7.6	0.760	129	13.0
Total TCDF	84.8			
1,2,3,7,8-PnCDF <sup>2</sup>	10.6	0.106	180	1.8
2,3,4,7,8-PnCDF	3.9	1.950	66	33.0
Total PnCDF	74.5			
1,2,3,4,7,8-HxCDF <sup>3</sup>	28.1	2.810	478	48.0
1,2,3,6,7,8-HxCDF	15.0	1.500	255	25.5
1,2,3,7,8,9-HxCDF	3.3	0.330	56	5.6
2,3,4,6,7,8-HxCDF	2.5	0.250	43	4.3
Total HxCDF	104.3			
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	185.6	1.856	3155	32.0
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	36.2	0.362	615	6.2
Total HpCDD	306.1			
OCDF	387.5	0.388	6588	6.6
Total PCDF	957.2	10.312		
2,3,7,8-TCDD	0.1	0.124	2	2.0
Total TCDD	4.9			
1,2,3,7,8-PnCDD	1.2	0.600	20	10.0
Total PnCDD	17.6			
1,2,3,4,7,8-HxCDD	1.3	0.130	22	2.2
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.7	0.070	12	1.2
1,2,3,7,8,9-HxCDD	1.5	0.150	26	2.6
Total HxCDD	12.5			
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	8.8	0.088	206	2.1
Total HpCDD	13.1			
OCDD	17.0	0.017	360	0.4
Total PCDD	65.1	1.179		
Total PCDF/PCDD	1022.3	11.491	17379	195.3

<sup>1</sup> Inkl. 2,3,4,8-TCDF, <sup>2</sup> Inkl. 1,2,3,4,8-PnCDF, <sup>3</sup> Inkl. 1,2,3,4,7,9-HxCDF

Tabell A 45. Mengde oppsamlet PCDF/PCDD i PUR-propp (ng) og beregnet flux i  $\mu\text{g}/\text{km}^2\text{døgn}$ , st. 3, Frierfjordens dypbasseng (kasse 3-1/3-3).

KOMPONENT	MENGDE ng	MENGDE TCDD ekv.	FLUX PCDF/PCDD	FLUX TCDD ekv.
2,3,7,8-TCDF <sup>1</sup>	3.3	0.330	56	6.0
Total TCDF	31.1			
1,2,3,7,8-PnCDF <sup>2</sup>	5.2	0.052	88	0.9
2,3,4,7,8-PnCDF	1.8	0.900	31	15.5
Total PnCDF	30.4			
1,2,3,4,7,8-HxCDF <sup>3</sup>	16.6	1.660	282	28.2
1,2,3,6,7,8-HxCDF	10.2	1.020	173	17.3
1,2,3,7,8,9-HxCDF	2.0	0.200	34	3.4
2,3,4,6,7,8-HxCDF	1.7	0.170	29	2.9
Total HxCDF	66.1			
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	113.0	1.130	1921	19.2
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	21.9	0.219	372	3.7
Total HpCDD	189.0			
OCDF	190.9	0.191	3245	3.2
Total PCDF	507.5	5.872		
2,3,7,8-TCDD	0.07	0.070	1	1.0
Total TCDD	2.6			
1,2,3,7,8-PnCDD	0.5	0.250	9	4.5
Total PnCDD	5.5			
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.4	0.040	7	0.7
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.8	0.080	14	1.4
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.5	0.050	9	0.9
Total HxCDD	6.6			
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	7.9	0.079	134	1.3
Total HpCDD	12.9			
OCDD	11.8	0.012	201	0.2
Total PCDD	39.4	0.581		
Total PCDF/PCDD	546.9	6.453	9297	109.7

<sup>1</sup> Inkl. 2,3,4,8-TCDF, <sup>2</sup> Inkl. 1,2,3,4,8-PnCDF, <sup>3</sup> Inkl. 1,2,3,4,7,9-HxCDF

Tabell A 46. Innhold av PCDF/PCDD i testsediment fra st. 1, Brevikfjorden, ng/kg tørrvekt.

KOMPONENTER	PCDF/PCDD	2,3,7,8-TCCD ekv.
2,3,7,8-TCDF <sup>1</sup>	1.0	0.100
Total TCDF	7.1	
1,2,3,7,8-PnCDF <sup>2</sup>	2.1	0.021
2,3,4,7,8-PnCDF	1.1	0.550
Total PnCDF	11.3	
1,2,3,4,7,8-HxCDF <sup>3</sup>	7.3	0.730
1,2,3,6,7,8-HxCDF	4.1	0.410
1,2,3,7,8,9-HxCDF	1.4	0.140
2,3,4,6,7,8-HxCDF	1.0	0.100
Total HxCDF	24.4	
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	45.1	0.451
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	12.0	0.120
Total HpCDD	79.1	
OCDF	71.8	0.072
Total PCDF	193.7	2.694
2,3,7,8-TCDD	0.02	0.020
Total TCDD	0.8	
1,2,3,7,8-PnCDD	0.2	0.100
Total PnCDD	3.0	
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.2	0.020
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.4	0.040
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.3	0.030
Total HxCDD	3.3	
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	2.7	0.027
Total HpCDD	4.3	
OCDD	4.7	0.005
Total PCDD	16.1	0.242
Total PCDF/PCDD	209.8	2.936

<sup>1</sup> Inkl. 2,3,4,8-TCDF, <sup>2</sup> Inkl. 1,2,3,4,8-PnCDF, <sup>3</sup> Inkl. 1,2,3,4,7,9-HxCDF

Tabell A 47. Innhold av PCDF/PCDD i testsediment fra st. 2, Frierflaket, ng/kg tørrvekt.

KOMPONENT	PCDF/PCDD	2,3,7,8-TCCD ekv.
2,3,7,8-TCDF <sup>1</sup>	19.1	1.910
Total TCDF	135.7	
1,2,3,7,8-PnCDF <sup>2</sup>	17.9	0.179
2,3,4,7,8-PnCDF	9.0	4.500
Total PnCDF	123.8	
1,2,3,4,7,8-HxCDF <sup>3</sup>	80.1	8.010
1,2,3,6,7,8-HxCDF	40.9	4.090
1,2,3,7,8,9-HxCDF	21.0	2.100
2,3,4,6,7,8-HxCDF	12.7	1.270
Total HxCDF	288.2	
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	469.6	4.696
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	138.4	1.384
Total HpCDD	816.1	
OCDF	858.2	0.858
Total PCDF	2222.0	28.997
2,3,7,8-TCDD	0.3	0.300
Total TCDD	13.1	
1,2,3,7,8-PnCDD	3.0	1.500
Total PnCDD	29.6	
1,2,3,4,7,8-HxCDD	2.4	0.240
1,2,3,6,7,8-HxCDD	3.7	0.370
1,2,3,7,8,9-HxCDD	3.1	0.310
Total HxCDD	29.3	
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	25.8	0.258
Total HpCDD	40.1	
OCDD	43.1	0.043
Total PCDD	155.2	3.021
Total PCDF/PCDD	2377.2	32.018

<sup>1</sup> Inkl. 2,3,4,8-TCDF, <sup>2</sup> Inkl. 1,2,3,4,8-PnCDF, <sup>3</sup> Inkl. 1,2,3,4,7,9-HxCDF

Tabell A 48. Innhold av PCDF/PCDD i testsediment fra st. 3, Frierfjordens dybbasseng, ng/kg tørrvekt.

KOMPONENT	PCDF/PCDD	2,3,7,8-TCDD ekv.
2,3,7,8-TCDF <sup>1</sup>	1.8	0.180
Total TCDF	16.2	
1,2,3,7,8-PnCDF <sup>2</sup>	1.3	0.013
2,3,4,7,8-PnCDF	1.0	0.500
Total PnCDF	8.6	
1,2,3,4,7,8-HxCDF <sup>3</sup>	8.6	0.860
1,2,3,6,7,8-HxCDF	4.9	0.490
1,2,3,7,8,9-HxCDF	4.5	0.450
2,3,4,6,7,8-HxCDF	1.9	0.190
Total HxCDF	40.6	
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	45.2	0.452
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	19.0	0.190
Total HpCDD	89.4	
OCDF	82.7	0.083
Total PCDF	237.5	3.408
2,3,7,8-TCDD	0.4	0.400
Total TCDD	3.3	
1,2,3,7,8-PnCDD	1.6	0.800
Total PnCDD	5.8	
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.8	0.080
1,2,3,6,7,8-HxCDD	1.1	0.110
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.4	0.040
Total HxCDD	7.4	
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	4.2	0.042
Total HpCDD	6.1	
OCDD	6.8	0.007
Total PCDD	29.4	1.479
Total PCDF/PCDD	266.9	4.887

<sup>1</sup> Inkl. 2,3,4,8-TCDF, <sup>2</sup> Inkl. 1,2,3,4,8-PnCDF, <sup>3</sup> Inkl. 1,2,3,4,7,9-HxCDF



Tabell A 49. Innhold av PCDF/PCDD i testsediment fra st. 4, Gunnekleivfjorden, ng/kg tørrvekt.

KOMPONENT	PCDF/PCDD	2,3,7,8-TCDD ekv.
2,3,7,8-TCDF <sup>1</sup>	40.0	4.000
Total TCDF	319.8	
1,2,3,7,8-PnCDF <sup>2</sup>	36.4	0.364
2,3,4,7,8-PnCDF	16.5	8.250
Total PnCDF	215.4	
1,2,3,4,7,8-HxCDF <sup>3</sup>	131.2	13.120
1,2,3,6,7,8-HxCDF	71.0	7.100
1,2,3,7,8,9-HxCDF	27.1	2.710
2,3,4,6,7,8-HxCDF	16.8	1.680
Total HxCDF	479.1	
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	548.8	5.488
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	143.6	1.436
Total HpCDD	968.3	
OCDF	530.0	0.530
Total PCDF	2512.6	44.678
2,3,7,8-TCDD	1.0	1.000
Total TCDD	24.2	
1,2,3,7,8-PnCDD	8.1	4.050
Total PnCDD	83.4	
1,2,3,4,7,8-HxCDD	4.1	0.410
1,2,3,6,7,8-HxCDD	8.1	0.810
1,2,3,7,8,9-HxCDD	5.0	0.500
Total HxCDD	62.0	
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	29.7	0.297
Total HpCDD	46.5	
OCDD	24.3	0.024
Total PCDD	240.4	7.091
Total PCDF/PCDD	2753.0	51.769

<sup>1</sup> Inkl. 2,3,4,8-TCDF, <sup>2</sup> Inkl. 1,2,3,4,8-PnCDF, <sup>3</sup> Inkl. 1,2,3,4,7,9-HxCDF

## Sammendrag

Sedimentet i Store Lungegårdsvann er sterkt forurenset (opptil tilstandsklasse V etter SFTs klassifiseringssystem) av PCB, PAH, TBT og kvikksølv. Spesielt er det høye konsentrasjoner i de dypere delene av Store Lungegårdsvann, men også i det planlagte utfyllingsområdet er bunnsedimentet (særlig i dypere sjikt (10-15 cm)) forurenset av miljøgifter.

Spesielt ved etablering av motfylling, men også ved utfylling fra land, er det fare for at forurenset sediment vil virvles opp til overflatelaget. Sedimenteringsforsøk med sediment viser imidlertid at det bare vil være en liten del (2-3%) av bunnsedimentet som har en så lav synkehastighet at sedimentet vil bli svevende i vannmassene lenge nok til å bli fraktet ut av Store Lungegårdsvann.

Modellberegninger med bakgrunn i strømmålinger og sedimenteringsforsøk tyder på at ca. 10% av de små, lette partiklene som bringes opp i overflatelaget (dvs. 0,2-0,3% av den totale sedimentmasse som antas forstyrret ved steindumping), vil transporteres ut til Damsgårdsundet. Beregningene er imidlertid gjort under gitte betingelser, og partikkeltransporten ut av Store Lungegårdsvann kan variere en del ved blant annet skiftende vanntilførsel, vindforhold og strømforhold.

Steindumping vil føre til resuspensjon av sediment og dermed gjøres miljøgiftene mobile og den potensielle biotilgjengeligheten økes.

For å få en indikasjon på mengden miljøgifter som transporteres ut av Store Lungegårdsvann som følge av at 10 dekar bunnsediment forstyrres, er det gjennomført et regneeksempel. Regneeksempellet indikerer at transporten av miljøgifter ut fra Store Lungegårdsvann vil være ca. 0,005 g PCB, ca. 5 g PAH og ca. 1g kvikksølv.

Transplanteringsforsøk med blåskjell i Store Lungegårdsvann og Damsgårdsundet med en forsøksperiode på 38 dager viste en hurtig oppkonsentrering av både PCB, PAH, TBT og kvikksølv i skjellene. Forsøkene viser at det foregår en betydelig transport av miljøgifter med vannmassene i dette området uten at det foregår steindumping i Store Lungegårdsvann.

For å begrense transporten av partikler med miljøgifter ut fra Store Lungegårdsvann under framtidig steindumping foreslås som enkleste løsning, å legge ut et 4-5 m dyp siltskjørt rundt utfyllingsområdene. En slik strategi vil imidlertid ikke eliminere faren for partikkelspredning, og det bør derfor knyttes et overvåkningsprogram til steindumpingsoperasjonen. I overvåkningsprogrammet bør måling av sjiktning, partikkelmengde, størrelsesfordeling av partikler og miljøgifter i vannmassene inne i dumpingsområdet og utenfor inngå.

Målinger av partikkelkonsentrasjonen i vannmassene før, under og etter en steindumpingsperiode i 1994-95 i Store Lungegårdsvann viste en økning i konsentrasjonen av små partikler (2-8  $\mu\text{m}$ ) under steindumping (Botnen m.fl. 1995). Partiklene hadde et høyt organisk innhold, og det er derfor rimelig å anta at disse partiklene stammer fra resuspendert bunnsediment. På bakgrunn av de foreliggende resultater er det rimelig å anta at tidligere steindumping i Store Lungegårdsvann har ført til en transport av miljøgifter ut av området. Å kvantifisere miljøgifttransporten ut av området lar seg imidlertid ikke gjøre på grunn av at det ikke foreligger målinger av miljøgifter bundet til partiklene.

## 2. Målsetting og tidligere undersøkelser

### 2.1 Målsetting

Miljøutredningen forsøker å besvare følgende spørsmål:

- I hvilken grad kan dumping av sprengstein i Store Lungegårdsvann i perioden 1993-98 ha forårsaket spredning av miljøgifter?
- Hvilken fare for spredning av miljøgifter representerer en ytterligere dumping av sprengstein i Store Lungegårdsvann?

Det ble funnet at prosjektets målsetting best kunne besvares gjennom følgende delundersøkelser:

1. *Kartlegging av konsentrasjoner og mektigheten av miljøgift holdige sedimenter i Store Lungegårdsvann*
2. *Spredningsberegninger*
2. *Eksponeringsforsøk med blåskjell for vurderinger av transport av partikkelbundne miljøgifter*

### 2.2 Tidligere undersøkelser

Miljøgiftkonsentrasjonene i Store Lungegårdsvann er tidligere målt i forbindelse med miljøgiftundersøkelsen i Bergen havneområde og Byfjorden 1993 (Skei m.fl. 1994). I denne undersøkelsen ble det gjort innsamling på to stasjoner (i nordvestre del og utenfor utløpet av Møllendalselva (jfr. **Figur 1**) i Store Lungegårdsvann i 1993. Analyseresultatene viste at bunnsedimentenes øvre 2 cm inneholdt miljøgifter som polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) (tjærestoffer), polyklorerte bifenyler (PCB) og tungmetaller (særlig kvikksølv (Hg)). I denne undersøkelsen ble det funnet liten forskjell mellom de to stasjonene når det gjaldt PAH og PCB, mens Hg-konsentrasjonene var høyest på den nordvestre stasjon. Tributyltinn (TBT) er målt i blåskjell samlet inn i Damsgårdsundet, og analyseresultatet viste 16,6 mg TBT/kg tørrvekt (grenseverdi for Tilstandsklasse V = 5 mg TBT/kg tørrvekt).

PAH (tjærestoffene) og metaller har et naturlig bakgrunnsnivå. Årsaken til bakgrunnsnivået for PAH er en følge av naturlige fenomen som for eksempel skogbrann, vulkanutbrudd og sig fra oljeforekomster. Ved siden av råolje er den primære kilden for PAH alle former for forbrenning av organisk materiale.

PCB er en gruppe forbindelser som tidligere hadde vid bruk som isolerende, flammebestandig olje i transformatorer, kondensatorer og kabler. PCB ble videre brukt i hydraulisk olje og maling og som mykner i plast. Etter at skadevirkningene av PCB ble påvist, ble det innført strenge restriksjoner på bruk. Forekomster av PCB skyldes i det hele menneskelig aktivitet og skal i prinsippet ikke finnes i naturen.

TBT brukes som begroingshindrende tilsetning i skipsmaling og i impregnerings- og desinfeksjonsmidler. TBT er en naturfremmed forbindelse uten et naturlig bakgrunnsnivå og har vist seg å være ekstremt giftig (ng/l nivå) overfor enkelte arter av snegl og muslinger, som flere steder har vært truet