



# Statlig program for forurensningsovervåkning

## Rapport 562/94

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjon

NIVA

Miljøgiftundersøkelser i

## Indre Oslofjord

Delrapport 6

Eksperimentelle  
undersøkelser med  
forurensede sedimenter fra  
Oslo havnebasseng og  
bioakkumuleringsstudier  
med blåskjell, ål og  
eremittkreps.



# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-921317	Undernr.:
Løpenr.: 3070	Begr. distrib.:

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13	Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33	Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel: Miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord. Delrapport nr.6. Eksperimentelle undersøkelser med forurensede sedimenter fra Oslo havnebasseng og bioakkumuleringsstudier med blåskjell, ål og eremittkreps. (Overvåkningsrapport nr. 562 /94). TA nr. 1074 /1994	Dato: 10.05.94 Trykket: NIVA 1994
Faggruppe: Marinøkologisk	Geografisk område: Akershus
Forfatter(e): Jens Skei Håkon Oen Oddbjørn Pettersen June Bryde, UiO Lene Jacobsen Skuggevik, UiO	Antall sider: 46 Opplag: 150

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT)	Oppdragsg. ref.: P-E. Iversen
---	----------------------------------

<p>Ekstrakt:</p> <p>Eksperimentelt arbeid med forurensede sedimenter fra Oslo havnebasseng utført ved NIVAs marine forskningsstasjon Solbergstrand viser at sedimentene "lekker" lite kvikksølv med mindre de blir oppvirvlet. Resultatene tyder på utløsning av kvikksølv og/eller frigivelse av små partikler som inneholder kvikksølv og som kan holde seg svevende i vannmassen lenge etter en oppvirvling. Eremittkreps satt ut på forurensede sedimenter akkumulerte lite PCB, men kvikksølv tas opp og øker med en faktor på 1.5 etter 3 måneders eksponering. Utsetting av ål i bur viste ingen akkumulering av kvikksølv og svært liten akkumulering av PCB. Transplanterte blåskjell derimot viste kraftig akkumulering av PCB og PAH, mens kvikksølv ikke ble akkumulert.</p>
--

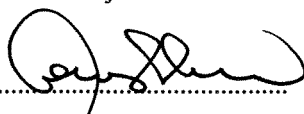
4 emneord, norske

1. Indre Oslofjord
2. Miljøgifter
3. Eksperimenter
4. Bioakkumulering

4 emneord, engelske

1. Inner Oslofjord
2. Chemical pollutants
3. Experiments
4. Bioaccumulation

Prosjektleder

  
.....  
Jens Skei

For administrasjonen

  
.....  
Torgeir Bakke

ISBN82-577-2527-7

Norsk institutt for vannforskning

**O-921317**

## **Miljøgiftundersøkelser i indre Oslofjord.**

### **Delrapport nr.6**

**Eksperimentelle undersøkelser med forurensede sedimenter fra  
Oslo havnebasseng og bioakkumuleringsstudier med blåskjell,  
ål og eremittkreps**

Oslo, 10. mai 1994

Prosjektleder  
Medarbeidere

: Jens Skei  
: John Arthur Berge  
*June Bryde, UiO*  
Ketil Hylland  
Einar Johannesen  
Håkon Oen  
Oddbjørn Pettersen  
*Lene J. Skuggevik, UiO*

## Forord

*I tilknytning til miljøgiftundersøkelsen av indre Oslofjord er det gjort eksperimenter med havnesedimenter på NIVAs marine forskningsstasjon Solbergstrand, samt feltforsøk ved et av kaianleggene i Oslo havn. Dette er en del av grunnlaget for en tiltaksanalyse for miljøgifter. Statens forurensningstilsyn har bidratt med ekstra midler utover det som var avsatt til tiltaksanalysen.*

*Ved NIVA har Håkon Oen, Oddbjørn Pettersen og Einar Johannesen ved NIVAs marine forskningsstasjon Solbergstrand hatt en stor del av ansvaret for innsamling av prøver, eksperimentell design og drift av både feltstudien og modellforsøkene. Innsamling, analyser og rapportering av miljøgiftinnholdet i sedimentlevende dyr fra Oslofjorden er utført av hovedfagstudentene June Bryde og Lene Jacobsen Skuggevik, Universitetet i Oslo.*

*Oslo, 10 mai 1994*

*Jens Skei  
prosjektleder*

# Innhold

Forord	3
Konklusjoner og sammendrag	5
1. Innledning	7
2. Målsetting	8
3. Materiale og metoder	8
3.1. Modellforsøk - Solbergstrand	8
3.1.1. Feltarbeide	8
3.1.2. Forsøksbetingelser	10
3.1.3. Vannprøvetakingsprogram	13
3.2. Feltforsøk med ål og blåskjell fra Oslo havn (Sørenga)	13
3.3. Analyser av bløtbunnfaunaprøver	16
3.4. Analysemetodikk	17
4. Resultater og diskusjon	17
4.1. Karakterisering av sedimentene	17
4.2. Kvikksølv i vannprøver	18
4.3. Kvikksølv og PCB i eremittkreps	19
4.4. Kvikksølv og PCB i ål satt ut i bur	20
4.5. Kvikksølv, PCB og PAH i transplanterte blåskjell	22
4.6. Kvikksølv og PCB i sedimentlevende dyr	25
4.6.1. Bioakkumuleringsfaktorer for kvikksølv og PCB	28
5. Vurdering av sedimentene som kilde for forurensning	30
6. Litteratur	32
Vedlegg	34

## Konklusjoner og sammendrag

I forbindelse med en vurdering av bunnsedimentenes betydning som sekundær forurensingskilde i indre Oslofjord ble det besluttet å gjennomføre eksperimentelle tester på sedimenter fra havnebassenget og feltmålinger. Hensikten var å kunne fastslå om sedimentene "lekker" miljøgifter når de ligger i ro eller blir oppvirvlet og om miljøgifter som PCB og kvikksølv tas opp i eremittkreps som utplasseres på sedimentene. Det ble også gjort tre måneders feltmålinger av opptak av PCB og kvikksølv i ål og blåskjell plassert i forskjellig avstand fra bunnen ved en av kaiene med stor skipstrafikk i Oslo havn (Sørenga).

Resultatene gir grunnlag for følgende konklusjoner :

- **Sedimenter fra Oslo havneområde forurenset med kvikksølv avgir lite kvikksølv til vannmassen så fremt sedimentene ikke oppvirvles. Ved oppvirvling (simulert propellerosjon) øker kvikksølvkonsentrasjonene i vannet over sedimentet i lang tid etter at oppvirvlingen er opphørt. Det tyder på at det enten skjer en utløsning av kvikksølv fra sedimentene eller at kvikksølvet er bundet til ørsmå svevepartikler med lang oppholdstid i vannmassen. Skipstrafikk og mudring vil derfor bidra til at kvikksølv transporteres fra havnebassenget til andre deler av Oslofjorden.**
- **Eremittkreps utplassert på de forurensete sedimentene fra Oslo havnebasseng viste liten akkumulering av kvikksølv og PCB i løpet av perioden på tre måneder som forsøket på Solbergstrand varte. Liten akkumulering av PCB kan skyldes dyrenes lave fettinnhold. Kvikksølv ble noe mere akkumulert (1.5 ganger økning) etter 3 måneder, men kun på det mest forurensete sedimentet.**
- **Utsetting av ål i bur under kaia på Sørenga viste at ålen i løpet av en periode på 3 måneder ikke akkumulerte kvikksølv, til tross for at dette er i et område hvor man må anta at kvikksølvforurensete sedimenter oppvirvles hyppig som følge av stor ferjetrafikk. Det kan derfor konkluderes med at ålen ikke akkumulerte kvikksølv fra vannmassen og kvikksølv i partikler. Opptaket skjer sannsynligvis via føden. Ålen fikk ikke mat i løpet av denne perioden og det ble registrert et betydelig vekttap og nedgang i fettprosent (11% fett-tap).**
- **Analyser av den samme ålen for PCB viste en nedgang i PCB-innholdet i forhold til utgangskonsentrasjonen. Selv om resultatene regnes om på fett-basis er det ingen indikasjon på akkumulering av PCB i løpet av 3 måneder. Dette kan indikere at PCB-opptaket i ål i større grad skjer via føde og ikke via vannmassen og partikler.**
- **Blåskjell som ble satt ut i bur under kaia på Sørenga viste ingen akkumulering av kvikksølv. Konsentrasjonene i blåskjell var de samme som i naturlig voksende blåskjell fra samme område. Konsentrasjonen i de transplanterte skjellene hadde ikke endret seg etter 3 måneder.**
- **Blåskjellene akkumulerte derimot betydelige mengder PCB og PAH under denne perioden. Konsentrasjonene av total PCB og total PAH økte med en faktor på 5 i løpet av 3 måneder. Mesteparten av økningen skjedde i løpet av første måneden for PCB. Etter 3 måneder var nivået omtrent det samme som i naturlig voksende blåskjell fra området.**
- **Analyser av kvikksølv og PCB i bunnfauna fra området vest og nordøst for Nesodden viste høyere konsentrasjoner enn i naturlig voksende blåskjell fra indre Oslofjord . Det**

er derfor grunn til å anta at bunnfaunaen representerer et viktig ledd i overføringen av miljøgifter fra sedimenter til fisk ettersom opptaket i fisk i hovedsak kan skje via føden og ikke via vannet.

- Sedimentene i indre Oslofjord, og i havnebassenget i særdeleshet, har et høyt organisk innhold. Dette medfører trolig at disse sedimentene representerer en mindre miljørisiko der de ligger, enn man skulle tro. Dette kan skyldes mindre biotilgjengelighet av miljøgifter på grunn av høyt organisk innhold i sedimentene og stedvis anoksiske forhold ("råtten bunn").

Både eksperimentene på Solbergstrand og feltundersøkelsene i Oslo havn har gitt oss informasjon om forurensede sedimenter rolle i miljøsammenheng. Dette vil være et viktig bidrag i en tiltaksanalyse for indre Oslofjord, hvor ulike forurensningskilder skal sammenlignes. De ulike delene av undersøkelsen kan oppsummeres på følgende måte :

1. Ved hjelp av bokscorer ble 0.5 x 0.5 m sedimentprøver tatt utenfor Sjursøya (st.1) og utenfor utstikker II på Vippetangen (st.2). Prøvene ble fraktet med minst mulig forstyrrelse til NIVAs marine forskningsstasjon Solbergstrand hvor vann fra 40 m dyp ble tilkoblet for å gi en vannstrøm over sedimentet. Det ble tatt 4 parallelle bokscorere pr. stasjon.
2. Sedimentene inneholdt gjennomsnittlig 2.07 mg/kg Hg og 117 µg/kg total PCB (sum av 10 kongenerer) på stasjon 1 og 4.57 mg/kg Hg og 215 µg/kg total PCB på stasjon 2.
3. Det ble målt utlekking av kvikksølv til vann når sedimentene ikke ble forstyrret og ved daglig og ukentlig oppvirvling. Uten oppvirvling ble det bare registrert en liten økning av kvikksølv i vannmassen over sedimentet som hadde høyest kvikksølvinnhold (st.2). Ved oppvirvling (simulert propellersjon) ble det målt høye konsentrasjoner av kvikksølv i vannmassen selv 3 timer etter at oppvirvlingen var opphørt (maks. 50 - 70 ng/l mot normalt, 2 ng/l). Det ble ikke registrert forskjeller i mobilisering av kvikksølv om oppvirvlingen foregikk daglig eller ukentlig.
4. Eremittkreps satt ut på overflaten av sedimentet fra stasjon 1 og 2 ute på Solbergstrand ble prøvetatt etter 1, 2 og 3 måneder i tillegg til 0-prøve (dvs. før utsetting) for å måle opptak av PCB og kvikksølv. Det ble registrert forholdsvis lite opptak og liten systematikk med hensyn til opptak over tid. Lavt og varierende fettinnhold kan forklare PCB-dataene. Kvikksølv ble akkumulert i kreps fra det mest forurensede sedimentet (1.5 ganger økning), men forsøksperioden var sannsynligvis for kort for å se den fulle effekten av eksponeringen.
5. Utsetting av oppdrettsål i bur under en av kaiene på Sørenga, hvor sedimentene ofte oppvirvles som følge av stor ferjetrafikk, ble gjort for å måle opptak av kvikksølv og PCB. Det ble ikke registrert opptak av hverken kvikksølv eller PCB i løpet av 3 måneder. På grunn av matmangel mistet ålen både vekt og fett.
6. Transplantasjon av blåskjell fra Solbergstrand til Sørenga og målinger av kvikksølv-, PAH- og PCB-opptak over en periode på 3 måneder viste ingen økning av kvikksølv. Nivåene var de samme som i naturlig voksende blåskjell fra havnebassenget. Blåskjellene akkumulerte imidlertid PCB og PAH opp til nivåer som er vanlig i naturlig voksende skjell fra området ( ca.145 µg/kg tørrvekt PCB og ca. 800 µg/kg PAH ). Denne akkumulasjonen skjer raskt og skjer trolig som følge av blåskjellenes frafiltrering av partikler.
7. Målinger av kvikksølv og PCB i bunnfauna (sedimentlevende dyr) fra indre Oslofjord viste moderate konsentrasjoner. Det er likevel sannsynlig at opptak av miljøgifter i bunnfaunaen representerer et bindeledd mellom bunnsedimenter og opptak i fisk som ernærer seg på sedimentlevende dyr.

## 1. Innledning

Bunnsedimenter i havneområder er ofte forurenset med miljøgifter som følge av utslipp fra industri, kommunal kloakk og avrenning fra gater og veier. Dette er et typisk bilde i havner utenfor større byer, hvor det er mange forurensningskilder (f.eks Oslo, Bergen og Trondheim). I mange tilfeller er det behov for å fjerne sedimenter i kaiområdene for å opprettholde seilingsdyp og i og med at disse sedimentene er forurenset melder det seg en rekke spørsmål i miljørammen (Skei, 1991a og b; 1993, Knutzen, 1992). Selv uten mudring vil sedimentene i kaiområder være regelmessig utsatt for fysiske forstyrrelser (propellerrosjon) på grunn av skipstrafikken.

Sedimenter i havneområder er ofte finkornige og kan derfor transporteres langt hvis de virvles opp og strømforholdene bidrar til det. Det er derfor viktig å skalere dette problemet. Dette kan enten gjøres i felt ved å gjøre omfattende vannkjemiske undersøkelser i kaiområdene for å se på spredning av forurensning som følge av skipstrafikk eller mudring. Alternativet er å gjøre eksperimentelt arbeid på sedimenter som tas i havneområdet og som fraktes til stedet hvor eksperimentene utføres. I dette prosjektet har man valgt det siste ved å gjøre eksperimenter ved NIVAs marine forskningstasjon Solbergstrand, utenfor Drøbak.

I tillegg til selve spredningen av forurensning som følge av oppvirvling er det også viktig å vite om de miljøgiftene som befinner seg i sedimentene er biologisk tilgjengelige, i første rekke for sedimentlevende dyr. Eremittkreps (*Pagurus bernhardus*) er et vanlig krepsdyr på bløtbunn i grunne partier av Oslofjorden og som kan være en del av bunnfiskens næringsgrunnlag. Vi må derfor anta at hvis eremittkreps som eksponeres overfor forurensede sedimenter akkumulerer miljøgifter er det stor sjanse for at det også skjer en akkumulering i den fisken som spiser eremittkreps. I så fall er det etablert en forbindelse mellom sedimentenes miljøgiftinnhold og observerte forhøyede nivåer i fisk (Green og Knutzen, 1993). Eremittkreps er her benyttet som en modell-organisme. En antar at dersom akkumulering finner sted i eremittkreps så er det stor sannsynlighet for at akkumulering også finner sted i andre organismer med tilsvarende levevis. Parallellt med dette bioakkumuleringsforsøket ble det gjort analyser av PCB og kvikksølv i sedimentlevende dyr på fire bløtbunnfaunastasjoner i indre Oslofjord for å kunne beregne bioakkumulasjonsfaktorer.

Foruten opptak i organismer som er i direkte fysisk kontakt med forurensede sedimenter er det viktig å fastslå om fisk og blåskjell som befinner seg et stykke fra bunnen, men som påvirkes av oppvirvlede sedimenter, akkumulerer miljøgifter. Dette har også blitt undersøkt innenfor dette prosjektet ved å sette ut ål i bur og blåskjell i nett i forskjellig avstand fra bunnen ved en av de mest trafikkerte kaiene i Oslo havn (Sørenga). Tilsvarende forsøk er tidligere gjort i Gunnekleivfjorden (Berge og Knutzen, 1989).



## 2. Målsetting

Sedimentene i havnebassenget i Oslo er sterkt forurenset av miljøgifter (Koniczny, 1992; 1994). Det knytter seg derfor stor interesse til spørsmålet om sedimentene kan betraktes som en aktiv forureningskilde og graden av sammenheng mellom sedimentforurensningen og påviste forhøyede nivåer av miljøgifter i fisk og skalldyr. Før å kunne belyse dette nærmere ble det besluttet å gjennomføre eksperimenter med sedimentene på NIVAs marine forskningsstasjon Solbergstrand og bioakkumuleringsforsøk i felt.

Målsettingen med denne delundersøkelsen har vært :

- å fastslå i hvilken grad sedimentene bidrar med kvikksølv når de ikke oppvirvles
- å fastslå grad av mobilisering av kvikksølv når sedimentene blir utsatt for oppvirvling (simulert propellturbulens)
- å måle opptak av kvikksølv og PCB i eremittkreps som lever på havnesedimentene for å vurdere om dette kan gi en kobling mellom forurenset sediment og opptak i fisk
- å måle opptak av kvikksølv og PCB i ål og kvikksølv, PCB og PAH i blåskjell satt ut i bur under en av kaiene på Sørenga, hvor det er stor skipstrafikk
- sammenligne miljøgiftnivåene i sedimenter og sedimentlevende dyr fra indre Oslofjord for å beregne bioakkumuleringsfaktorer

## 3. Materiale og metoder

### 3.1. Modellforsøk - Solbergstrand

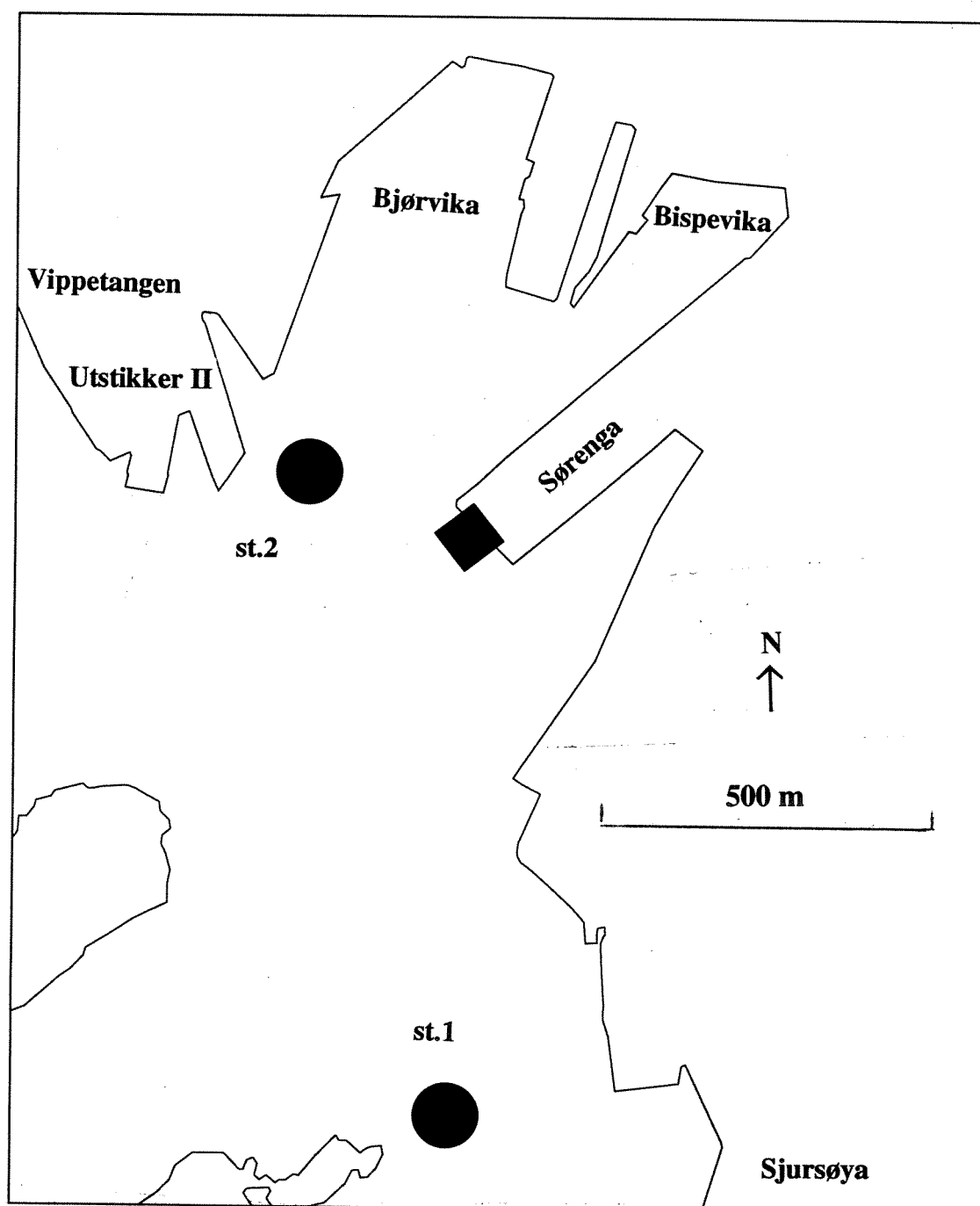
#### 3.1.1. Feltarbeide

Sedimentprøver ble samlet inn fra Oslofjordens havnebasseng den 6.5.93. Det ble tatt prøver fra to stasjoner (fig.1) :

**Stasjon 1:** Utenfor Sjursøya, ca 18 m dyp

**Stasjon 2:** Utenfor utstikker II (kaia for danskeferja) , ca 10 m dyp

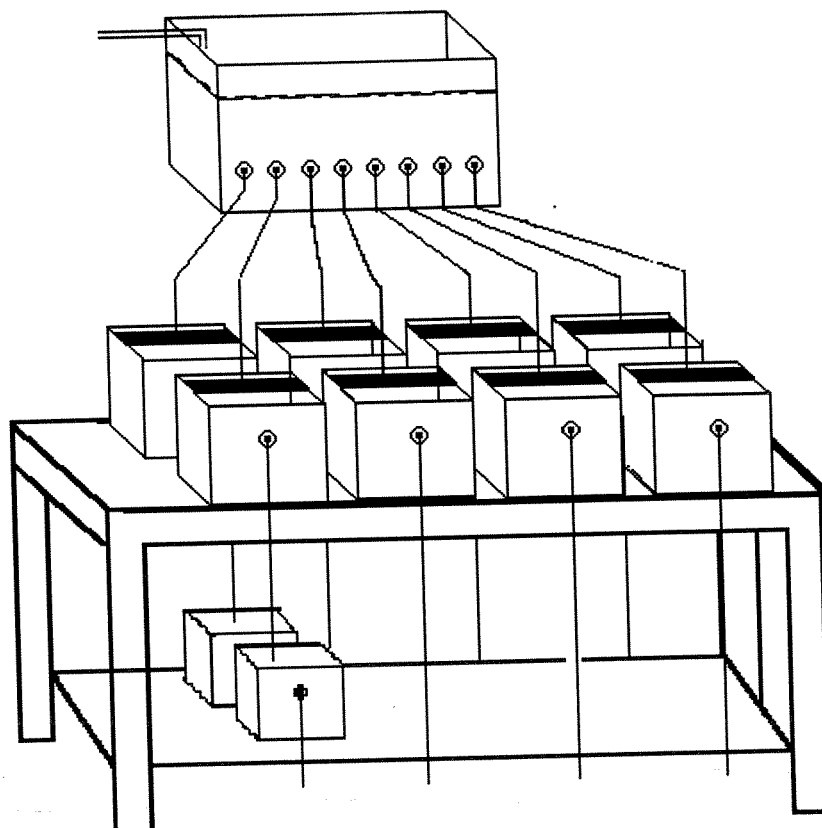
Prøvene, fire paralleller fra hver stasjon, ble samlet inn med bokscorer med en indre boks av pleksiglass, som prøvetar 0,5 x 0,5 m av sedimentflaten ned til ca 40 cm dyp (varierer fra 20 - 40 cm). "F/F Trygve Braarud", (UiO), ble brukt under innsamlingen. Sedimentprøvene ble umiddelbart transportert til NIVAs marine forskningsstasjon Solbergstrand (MFS).



**Figur 1.** Kartskissen viser prøvetagingslokalitetene for sedimenter og utsettingssted for blåskjell og ål på Sørenga.

### 3.1.2. Forsøksbetingelser.

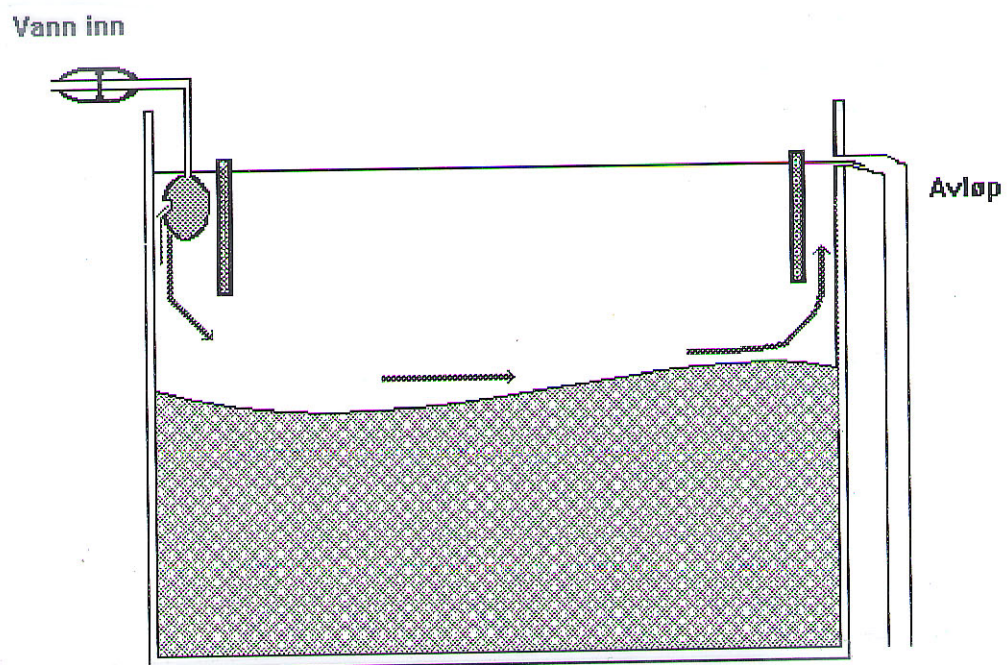
Sedimentene ble plassert i forsøkshallen på MFS. Forsøksoppsettet fremgår av prinsippskisse i figur 2.



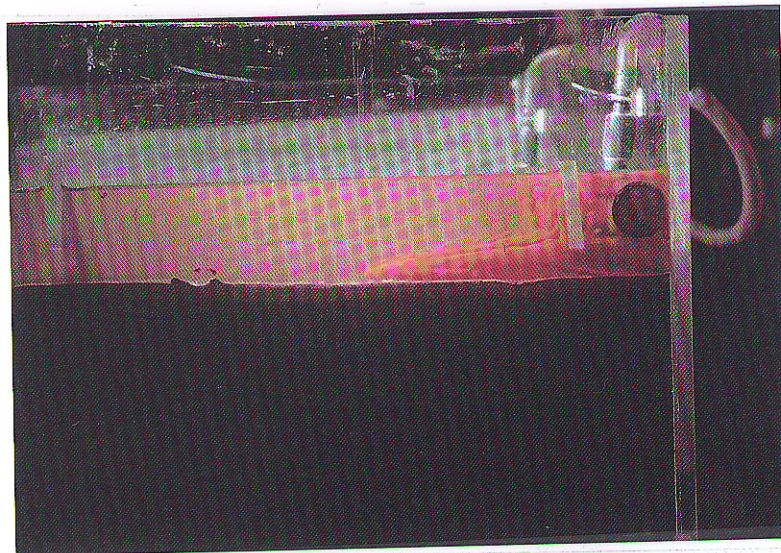
**Figur 2.** Forsøksoppsettet på NIVAs marine forskningsstasjon, Solbergstrand (MFS). Øverste beholder viser inntaksvannet som fordeles på de 8 sedimentkassene under (4 paralleller på hver stasjon). De to nederste beholderne er blåskjellakvarier som utløpsvannet fra sedimentkassene passerer.

Sjøvann til fordelingstank ble pumpet inn fra 40 m dyp utenfor stasjonen. Fra fordelingstanken ble vannet ledet i separate slanger til hver sedimentkasse forsynt med horisontal vannspreder med åpning mot bakre kassevegg. Videre hadde hver kasse to horisontale skillevegger plassert henholdsvis ca 5 cm fra bakre og fremre kassevegg. Skilleveggens overkant stakk ca 0.5 cm over vannspeilet og nedre kant ca 1.5 cm over sedimentoverflaten. Tilførselsvannet ble dermed ledet ned langs bakre kassevegg og videre fremover under skilleveggene til kassens fremre vegg og deretter opp mot utløpet som var plassert midt i vannoverflaten midt på fremre kassevegg. Oppsettet medfører at vanntransporten foregår langs sedimentoverflaten. Vanntemperaturen var ikke så stor at sedimentene oppvirvles.

Figur 3 viser skjematisk vanntemperaturen i kassene og figur 4 viser at vannet beveger seg langs bunnen over sedimentet slik som tilsiktet (bildet er tatt i tilknytning til et tidligere utlekkingsprosjekt på Solbergstrand og rhodamin er brukt som farvestoff).



**Figur 3.** Skisse av vanntransporten i forsøkskassene



**Figur 4.** Inntaksvannet er tilsatt rhodamin for å vise at vannet beveger seg i en strøm over sedimentflaten.

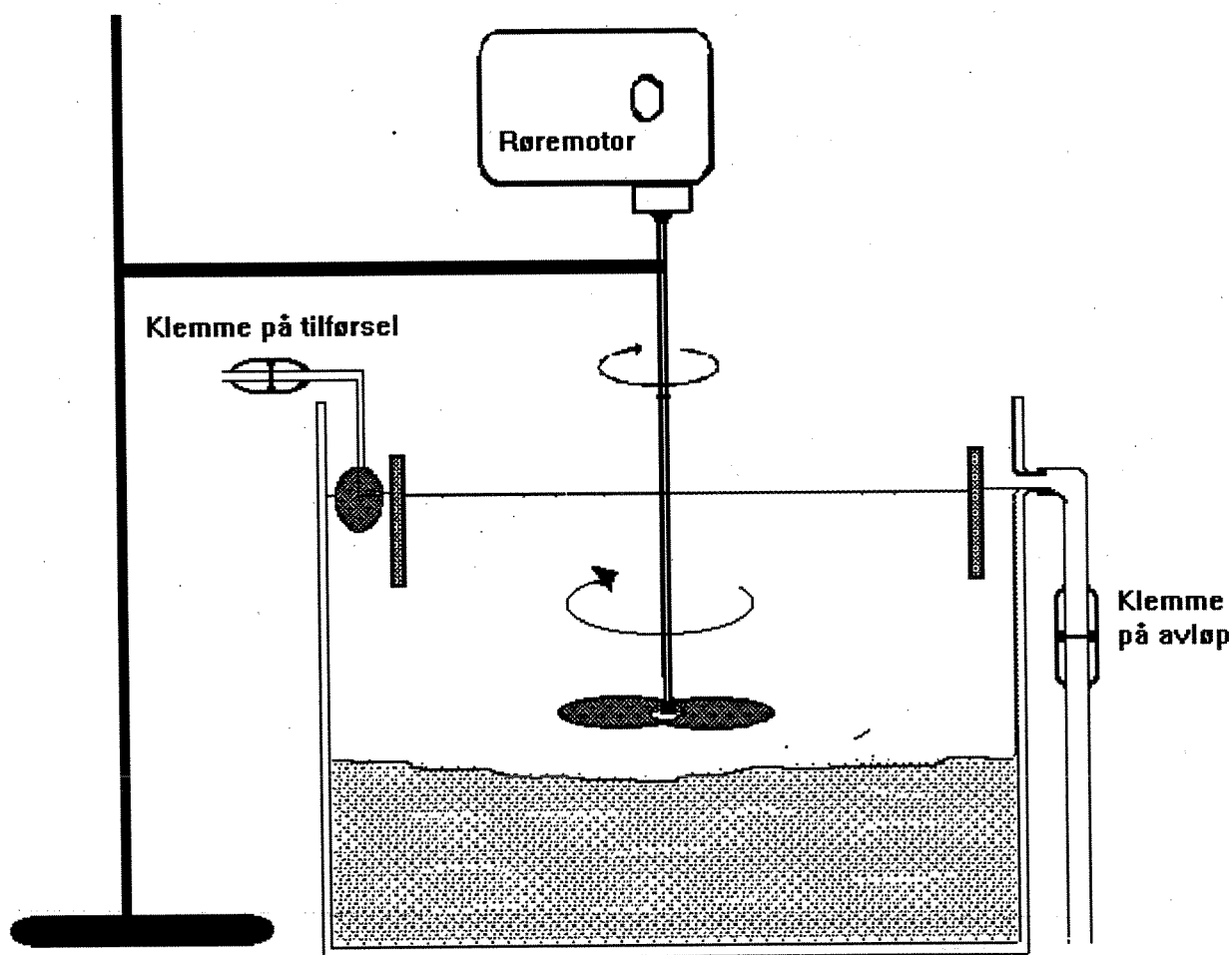
Vannmengder (ml/min) og oksygenivåer (mg/l) i eksperimentkassene i forsøksperioden er gitt i vedleggstabell 1 og 2.

Temperatur og salt for inntaksvannet i forsøksperioden er gitt i vedleggsfigur 1.

Sedimentprøvene fra de to stasjonene ble brukt i et fastlagt eksperimentprogram hvor de ble utsatt for følgende behandling:

- Kasse nr 1: daglig oppvirvling i 0.5 t, dernest 3 t sedimentering før prøvetaging. Ble utført i perioden 26.5- 28.6 1993.
- Kasse nr 2: ukentlig (en gang pr.uke) oppvirvling i 0.5 t, videre som angitt over.
- Kasse nr 3: ingen behandling av sedimentet (uforstyrret); ukentlige prøvetaging av utløpsvann.
- Kasse nr 4: ble tilsatt eremittkreps for å se på eventuelt opptak i organismen (hepatopancreas).

Figur 5 viser skjematisk prinsippet for oppvirvling (simulering av båtpropeller.)



Figur 5. Skisse som viser oppvirvling av sedimenter.

Nedstrøms ved kasse 1 (begge stasjoner) ble det plassert kar med ca 150 blåskjell. Ca 50 skjell fra disse ble tatt ut hver måned (3 uttak + 0-prøve). 0-prøven representerer nivået i skjellene fra det stedet de ble innsamlet før utsetting. Blåskjellprøvene ble frosset ned (analyser er ikke blitt utført på grunn av at dette opprinnelig ikke ble planlagt i prosjektet).

Kasse 4 (begge stasjoner) ble tilsatt eremittkreps, ca 15 stk. Det ble tatt ut ca 5 kreps hver måned for analyse av kvikksølv og PCB (3 uttak + 0-prøve). Krepsene ble tatt ut av skallene og frosset ned før analyse.

### 3.1.3. Vannprøvetakingsprogram

Etter at sedimentkassene var installert på MFS, stod de i ro med vanntilførsel en uke før første vannprøvetaking. Behandlingen de ulike kassene fikk er skissert i avsnittet foran. Datoer for prøvetaging er gitt i vedleggstabell 1. Samtlige vannprøver ble analysert for innhold av total mengde kvikksølv (ufiltrert). Man valgte å analysere på ufiltrerte prøver fordi spredning både av løste og partikulære kvikksølvforbindelser har en miljømessig betydning. Etter hver oppvirvling ventet man 3 timer før prøve ble tatt, slik at de groveste partiklene allerede var sedimentert ut. Partikler som befinner seg i vannmassen etter 3 timer sedimentering antas å være meget små og forventes å holde seg svevende meget lenge.

Ved start og avslutning av forsøksperioden ble det tatt kjerneprøver av sedimentet i kassene (5 cm dype kjerner, ca 2 cm diameter). Det ble tatt en blandprøve fra alle parallellene på hver stasjon ved start, og en prøve fra hver kasse ved avslutning. Alle prøvene ble analysert for innhold av kvikksølv, mens innholdet av PCB ble bare bestemt i en prøve fra hver stasjon tatt før forsøket startet.

Vannprøvene fra kassene 1 - 3 ble tatt etter hevertprinsippet, dvs. en plastslange ble stukket ca 2 cm ned i vannfasen over sediment og prøve tappet ut (0.5 l på spesialbehandlede glassflasker for kvikksølv-prøver.)

Fra kasse 3 (uten oppvirvling) ble det også tatt "drypp-prøver" (se vedleggstabell 1). Dette forgikk ved at vannet ledes via en plastslange fra et hull på siden av sedimentkassene (se fig.2).

Inntaksvannet ble jevnlig analysert for kvikksølv-innhold.

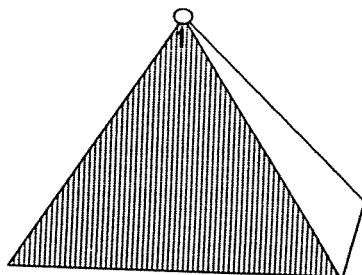
### 3.2. Feltforsøk med ål og blåskjell fra Oslo havn (Sørenga)

Ål til forsøket, 150 stk, ble innkjøpt fra Marigold (Ved Greåker i Østfold) den 27.4.93. Anlegget får vann fra kommunalt ledningsnett og ålen ble foret med vanlig kommersielt ålefor. Ålen ble transportert til MFS med bil og satt ut i ferskvann (ellevann). Noe av ålen var ved ankomst i dårlig kondisjon. Etter en uke ble ålen sortert til 3 mindre kar etter hvor aktiv den var, og den ble samtidig tilvendt sjøvann.

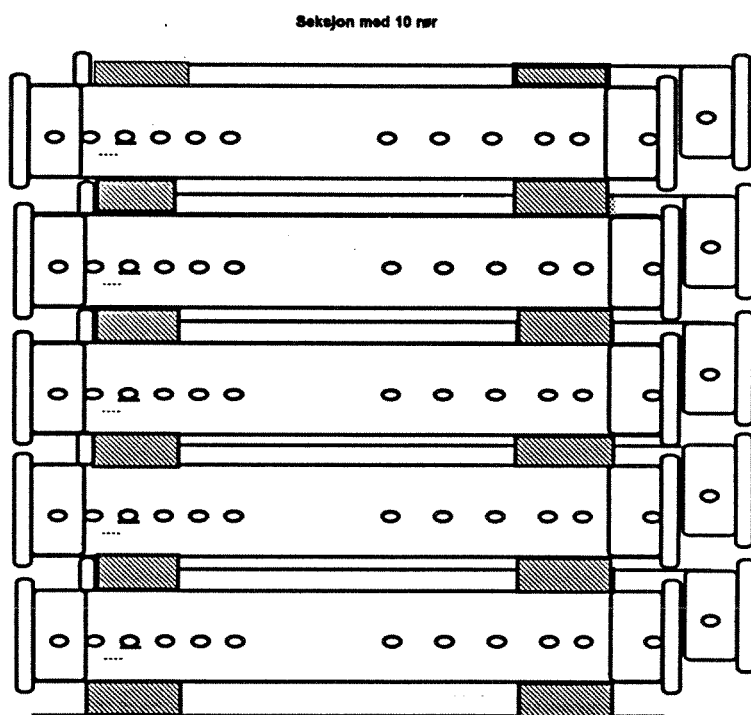
Blåskjell til forsøket ble samlet inn utenfor MFS, sortert, rengjort og fordelt på 6 nett. Blåskjellnettene er vist i figur 6. Det ble plassert ca 70 skjell i hvert nett. Blåskjellnettene ble oppbevart ett døgn i gjennomstrømmende sjøvann fra 40 m dyp før utsetting. 0-prøve av blåskjell (ca. 70 stk) ble frosset ned.

Den 14.5.93 ble 60 stk ål veid, lengdemålt og plassert i bur laget av perforerte PE-rør med perforerte muffe i enden. Rørburene var 0.8 m lange og diameteren var 75 mm. Perforeringshullene var 10 mm i diameter.

Burene med ål og nettene med blåskjell ble fraktet til Sørenga (fig.1) hvor åleburene ble montert på rammer med klips, 5 rør på hver side av ramma (fig. 7).



Figur 6. Skisse av blåskjellnettene brukt ved Sørenga.



Figur 7. Skisse av åleburene brukt ved Sørenga.

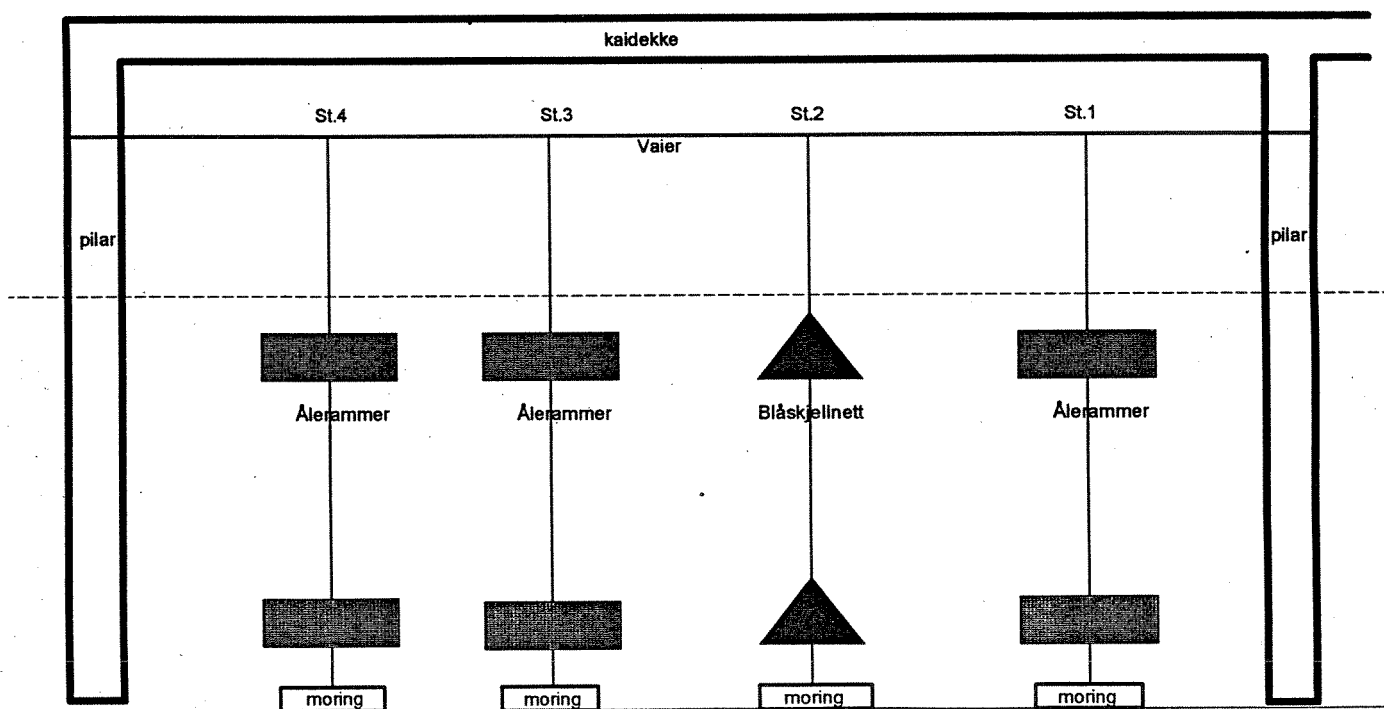
Under kaia ble det strekt en stålwire mellom to kaipilarer. Til wiren ble det festet 3 wirer og en nylonline (vertikalt). På hver vertikale wire ble det påmontert 2 ålerammer, én ramme 0.5 m over bunn og én ramme 1 m under overflaten. Til linen ble det festet 6 blåskjellnett, 3 nett 0.5 m over bunnen og 3 nett 1 m under overflaten. De vertikale enhetene ble holdt på plass ved moringer på bunnen. Enhetene ble nummerert fra 1 til 4. Avstanden mellom enhetene var 2 m. Figur 8 viser forsøksoppsettet.

Vanndybden ved forsøksoppsettet var 8-9 m. Ca. 3 skipsanløp i uka førte til kraftig turbulens rundt forsøksoppsettet da båtene ligger med akterenden mot oppsettet.

Temperatur, salinitet og oksygen i vannmassene ble registrert ved de fleste prøveuttakene. (Vedleggstabell 4.)

Åleburene og blåskjellnettene ble kontrollert og rengjort hver 14. dag i forsøksperioden.

Det ble tatt ut biologisk materiale (ål og blåskjell) for analyse av Hg, PCB og PAH (internt forskningsprosjekt på NIVA) 3 ganger i forsøksperioden, samt 0-prøve. Forsøket startet 14.5. Datoer for prøvetaking var 14.6, 14.7 og 24.8.93. Etter prøvetaking ble blåskjellene fraktet til MFS og plassert i rent sjøvann i 1 døgn før de ble frosset for senere analyse. Se vedleggstabell 4.



**Figur 8.** Teknisk utførelse for utsetting av blåskjellnett og ålebur ved Sørenga.

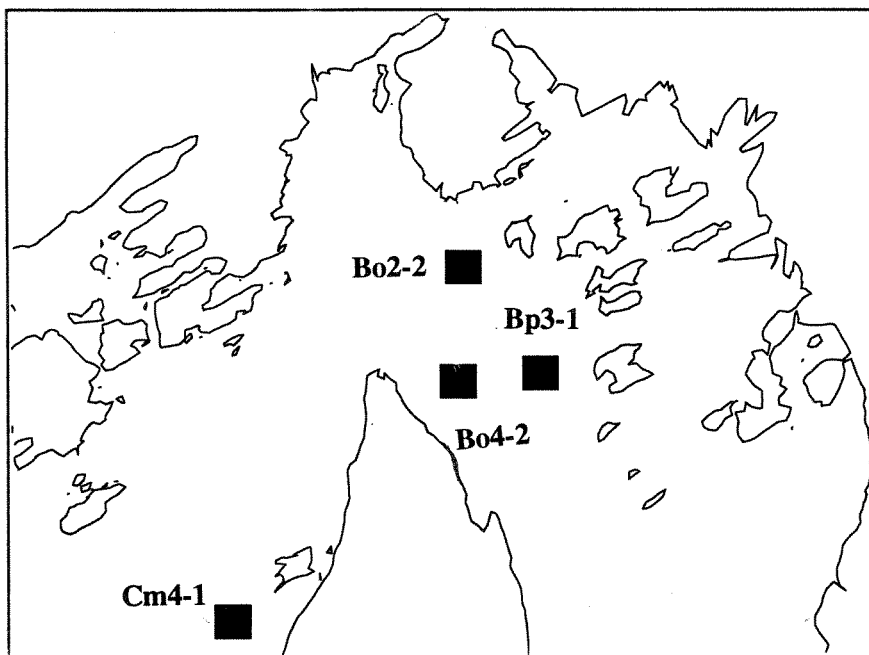


### 3.3. Analyser av bløtbunnfaunaprøver.

I forbindelse med bløtbunnsfaunaundersøkelsen (delrapport 5) ble det valgt ut fire stasjoner hvor den totale mengden av levende dyr i sedimentet ble analysert for kvikksølv og PCB. Stasjonenes posisjoner og dyp er som følger :

Stasjon	Pos lat. N	Pos lat. E	Dyp (m)
Bp3-1	59° 52' 28"	10° 42' 04"	32
Bo2-2	59° 53' 15"	10° 40' 86"	20
Bo4-2	59° 52' 21"	10° 40' 78"	24
Cm4-1	59° 50' 23"	10° 37' 31"	35

Stasjonenes beliggenhet er vist på figur.9.



**Figur 9.** Stasjoner for analyse av sedimentlevende dyr i indre Oslofjord.

Innsamlingen ble foretatt fra "F/F Trygve Braarud" i mars 1993 ved hjelp av Day-grabb. Sedimentprøver ble tatt ut fra grabben med pleksiglass-rør og resten av sedimentet ble vasket gjennom 1 mm og 5 mm sikter. På laboratoriet ble prøvene vasket gjennom 0.5 mm sikt for å fjerne sedimentpartikler, og levende dyr ble plukket ut med pinsett og mikroskopierte før de ble overført til glass som på forhånd var glødet. De største skjellene ble dissikert før det ble laget en blandprøve av biomassen.

### 3.4. Analysemetodikk

Metoden for bestemmelse av Hg i sjøvannsprøvene er gullfelle/kalddamp atomabsorpsjonsteknikk (Bloom & Crecelius 1983). Hg-ionene reduseres til metallisk tilstand med tinn(II)klorid i surt miljø ( $\text{HNO}_3$ ). Hg-dampen drives av med helium og føres via et tørkerør med magnesiumperklorat gjennom en gullfelle hvor Hg amalgerer. Hg frigjøres ved elektrotermisk oppvarming av gullfellen og drives videre gjennom en målecelle hvor signalet måles ved kalddamp atomabsorpsjon (tilpasset Perkin Elmer 1100B).

Analysene av kvikksølv i sedimenter, ål og blåskjell er utført på frysetørket materiale, som autoklaveres med salpetersyre. Selve deteksjonsprinsippet er det samme som beskrevet ovenfor for vann.

Analyse av PCB i sedimentene, ål og blåskjell ble utført etter ekstraksjon med organiske løsningsmidler, rensing for interfererende stoffer og analyse med gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangingsdetektor (GC/ECD).

Analyse av kvikksølv i eremittkreps og i bunnfaunaprøver ble utført ved NIVA etter standard metode for analyse av biologisk materiale. Analyser av PCB i eremittkreps og bunnfauna ble utført på Veterinærinstituttet. Prøvene ble ekstrahert ved bruk av ultralydsonikator etterfulgt av svovelsyreopprensning. Prøvene ble tilsatt PCB-155 som indre standard og analysert på kapillær GC.

## 4. RESULTATER OG DISKUSJON

### 4.1. Karakterisering av sedimentene

Sedimentene ble tatt på relativt grunt vann (< 20 m) og var oksiske i overflaten. Stasjon 1 (utenfor Sjursøya) viste organisk-holdige (4.4% TOC), finkornige (99 % <63 $\mu\text{m}$ ) sedimenter, typisk for indre Oslofjord. I de dypere deler av sedimentene luktet det av hydrogensulfid. Oksygenmålinger i vannet fra eksperimentkassene på Solbergstrand bekreftet at sedimentene fra stasjon 1 hadde et større oksygen-forbruk enn stasjon 2; tatt utenfor kaien på utstikker II. Her var sedimentene noe mere grovkornet, lysere i fargen og var mere typisk for sedimenter som stadig utsettes for fysiske forstyrrelser (oppvirvling). Sedimentene på st.2 inneholdt 4.3% total organisk karbon.

Sedimentenes innhold av kvikksølv ble målt før utlekkingsforsøkene startet. Resultatene viser at sedimentet ved Sjursøya inneholdt 2.07 mg/kg kvikksølv, mens kvikksølvinnholdet i sedimentene utenfor utstikker II inneholdt mere enn dobbelt så mye kvikksølv (4.57 mg/kg), selv om sedimentene her var litt mere grovkornet og mindre organiskholdige. Dette stemmer rimelig godt overens med målinger gjort i sedimenter tidligere fra samme området (Koniczny, 1992). Sedimentene på stasjon 1 og 2 er for kvikksølvs vedkommende blant de mest forurensede overflatesedimentene i indre Oslofjord.

Etter at forsøkene var slutt ble det tatt nye sedimentprøver fra kassene (8.9.93). Resultatene viste en konsentrasjon på 1.99 mg/kg (gjennomsnitt av prøver fra de fire kassene) på stasjon 1. Dette er omtrent det samme som nivået målt ved starten av eksperimentet. Gjennomsnittskonsentrasjonen av kvikksølv i kassene fra stasjon 2 viste 4.19 mg/kg etter at forsøket var avsluttet. Dette er en liten nedgang i forhold til utgangskonsentrasjonen.

Konsentrasjonene av total PCB (sum av 10 kongenerer) i testsedimentene fra Sjursøya (st.1) og utstikker II (st.2) var henholdsvis 117 og 215  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørt sediment ( beregnet som sum av syv kongenerer tilsvarer dette 107 og 195  $\mu\text{g}/\text{kg}$  ). Det er således omtrent dobbelt så mye PCB i prøven utenfor utstikker II sammenlignet med Sjursøya. PCB- mønsteret ser ut til å være nokså likt med kongenerne PCB-153, -101 og -138 som de mest fremtredende. Det er verdt å merke seg at sedimentprøven tatt utenfor utstikker II hadde et overraskende høyt innhold av HCB (61  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ). I forhold til eksisterende data fra indre Oslofjord ligger PCB - nivåene noe høyere enn gjennomsnittet for indre Oslofjord.

#### 4.2. Kvikksølv i vannprøver.

Resultatene fra Hg-analysene av avløpsvannet fra sedimentkassene finnes i vedleggstabell 3.

Den normale konsentrasjonen av kvikksølv i fjordvann er 1-2 ng/l (Rygg og Thelin, 1993). Samtlige målinger av kvikksølv i inntaksvannet på Solbergstrand viste verdier < 2 ng/l (vedleggstabell 3). Det kan derfor slås fast at kvikksølv-konsentrasjonen i vannet brukt i eksperimentet var normal.

Eksperimentkasse 3, hvor det ikke foregikk oppvirvling på noe tidspunkt, viste ingen forhøyede verdier i avløpsvannet fra stasjonen nær Sjursøya (st.1) i løpet av perioden 12.5.93 til 16.8.93 da målingene pågikk. Dette tyder på at sedimentene på dette stedet, selv om de inneholder 2 mg/kg kvikksølv, ikke avgir kvikksølv til vannfasen når de ikke oppvirvles. Det betyr at kvikksølvet er sterkt bundet til partikler, noe som stemmer med tidligere eksperimenter (Skei et al., 1987; 1989).

Sedimentene tatt utenfor utstikker II på Vippetangen (fig.1), hvor danskebåtene legger til, hadde et kvikksølvinnhold på mere enn 4 mg/kg. Avløpsvannet fra forsøkkassen som ikke ble oppvirvlet (nr.3) viste litt forhøyede verdier i starten av eksperimentet (maks 5.5 ng/l). Dette tyder på en viss utlekking i begynnelsen, sannsynligvis på grunn av forhøyede porevannskonsentrasjoner. Diffusiv transport av kvikksølv fra porevann til vannet over sedimentet vil avhenge av konsentrasjonsgradienten. Ved eksperimentet på Solbergstrand fornyes det bunn-nære vannet kontinuerlig. På den måten vil konsentrasjonsgradienten mellom porevann og vannet over være større enn i det naturlige systemet i Oslofjorden. Gjennomstrømming av vann i denne kassen i starten av eksperimentet var 230 ml/min.. Hvis vi sier at forhøyelsen av kvikksølv i dette vannet som skyldtes utlekking fra sedimentene var 3 ng/l, tilsvarer dette en fluks på 1.4 mg/m<sup>2</sup>/år, dvs. at 1 m<sup>2</sup> bunn avgir 1.4 mg kvikksølv på årsbasis. Dette vil defor være et maksimumsanslag ettersom vannutskiftingen er mindre effektiv i havnebassenget enn under eksperimentet. Sammenlignet med tidligere målinger på sedimenter fra ytre deler av Oslofjorden, som ble brukt som kontroll ved et annet eksperiment (Skei et al., 1987), så er disse fluksene bare noe forhøyet.

Det ble gjort daglig oppvirvling på forsøkkasse nr. 1 og oppvirvling en gang i uken på forsøkkasse nr. 2 fra begge stasjonene. Årsaken til at man valgte å måle kvikksølv i vannet etter oppvirvling av sedimentene med forskjellig frekvens var at man ønsket å se om hyppig oppvirvling førte til lavere konsentrasjoner. I så fall ville dette skyldes at det skjer en økning av kvikksølvinnholdet i porevannet etterhvert som det nærmer seg en likevekt mellom kvikksølv bundet til partikler og løst kvikksølv i vann. Variasjonene fra uke til uke i kassene kan skyldes forskjeller i sedimentet som er virvlet opp. For at det ikke skulle dannes for store groper i kassene, ble propellen flyttet rundt i kassene fra dag til dag.

Resultatene viser at ved daglig oppvirvling på stasjon 1 (Sjursøya) ble det målt en gjennomsnittskonsentrasjon på 5.7 ng/l i vannet over sedimentet 3 timer etter at oppvirvlingen var opphørt. Visuelt så det ikke ut til å være mye partikler i vannprøvene, men ettersom analysene omfatter både partikulære og løste kvikksølvforbindelser, vil små partikler som kan holde seg svevende i vannmassen 3 timer etter at oppvirvlingen opphørte, bidra i analysen. Vanntilførselen til kassene ble stoppet i denne tre-timers perioden.

Ved ukentlig oppvirvling av sedimentet fra stasjon 1 ble det gjennomsnittlig målt 6.4 ng/l kvikksølv i vannfasen over sedimentet. Dette viser at det er liten forskjell mellom daglig og ukentlig oppvirvling av dette sedimentet. Dette tyder på at forholdet mellom den mengde kvikksølv som har sin opprinnelse i porevannet og den mengde som kommer fra små partikler er det samme og uavhengig av oppvirvlingsfrekvens.

Daglig og ukentlig oppvirvling av sedimenter tatt utenfor utstikker II (stasjon 2) viste betydelig høyere konsentrasjoner av kvikksølv enn oppvirvling av sedimenter fra stasjon 1. Det ble gjennomsnittlig målt henholdsvis 29.4 og 24.4 ng/l ved daglig og ukentlig oppvirvling, med maksverdier på henholdsvis 70 og 46.5 ng/l. Det er ingen statistisk forskjell mellom resultater fra daglig og ukentlig oppvirvling. Årsaken til at gjennomsnittsnivåene er ca. 5 ganger høyere i vannfasen på stasjon 1 må være at sedimentene ved utstikker II er betydelig mere forurenset (2.2 ganger). I tillegg må kvikksølvet i sedimentene på stasjon 2 være betydelig mere mobilt. Dessuten kan man ikke se bort fra at sedimentene utenfor utstikker II lettere lar seg oppvirvle ettersom de stadig utsettes for fysiske forstyrrelser. I så fall er en av forklaringene på forskjellen i mobilisering av kvikksølv på stasjon 1 og 2 at det er mere partikler i vannprøvene fra stasjon 2.

Ettersom stasjon 2 befinner i nærheten av et ferjeleie med stor skipstrafikk og hvor det er forholdsvis grunt er det grunn til å tro at vannmassen i dette området svært ofte er betydelig forurenset av kvikksølv på grunn av oppvirvling. I tillegg indikerer resultatene at dette området er en kilde for spredning av kvikksølv til omgivelsene. Ettersom sedimentene i dette området også er forurenset av andre tungmetaller og av organiske miljøgifter er det grunn til å tro at andre miljøgifter også spres på denne måten.

#### 4.3. Kvikksølv og PCB i eremittkreps

Det ble gjort analyser av eremittkreps ved utsetting på sedimenter fra stasjon 1 og 2 etter 1 måned, 2 måneder og 3 måneder (kun st.2). Hensikten var å måle opptak av PCB og kvikksølv. Nivåene av PCB og kvikksølv i sedimentene var omtrent dobbelt så høye på stasjon 2 (utstikker II) i forhold til stasjon 1(Sjursøya).

Stasjon	Prøveuttak	% fett	Hg (ng/g, w.w.)	PCB-153 (ng/g, w.w.)
1 (Sjursøya)	0 - prøve	0.8	25	12.09
	1 måned	3.8	22	66.80
	2 måned	0.9	23	14.28
2 (utstikker II)	1 måned	2.7	30	21.81
	2 måned	1.3	26	16.93
	3 måned	1.2	38	21.08

Ettersom det ikke er de samme PCB-kongenerne som er analysert i alle prøvene har man valgt å se spesifikt på noen av de mest dominerende kongenerne (f.eks. PCB-138 og PCB-153). Som det

framgår av tabellen ovenfor er det ingen klare opptakstrender. Fett-innholdet i krepsen varierer betydelig og det er derfor mere riktig å beregne PCB-konsentrasjonene på fettbasis. Dette er gjort for kongenerene PCB - 138 og - 153 nedenfor.

Stasjon	Prøveuttak	% fett	PCB-153 (ng/g, fettbasis)	PCB-138 (ng/g, fettbasis)
1 (Sjursøya)	0 - prøve	0.8	1511	1048
	1 måned	3.8	1758	1887
	2 måned	0.9	1586	1561
2 (utstikker II)	1 måned	2.7	808	-
	2 måned	1.3	1302	959
	3 måned	1.2	1757	1302

Resultatene viser at opptaket i eremittkreps ikke reflekterer forskjellene i konsentrasjoner i de sedimentene eremittkrepsen har vært eksponert for. Det innebærer at totalkonsentrasjonen av PCB i sedimenter sier lite om biotilgjengelighet. Beregning av resultatene på våtvektbasis indikerer at det er en viss bioakkumulering i forhold til 0-prøven, men at trenden ikke er klar.

Fettbestemmelser ved lave konsentrasjoner er beheftet med stor usikkerhet. Selv om det er mere riktig å uttrykke resultatene på fettbasis vil omregningen kunne medføre feil. Likevel kommer trenden med oppkonsentrering over tid bedre fram når resultatene beregnes på fettbasis, spesielt på stasjon 2 hvor konsentrasjonene i sedimentene er høyest. Det bør imidlertid påpekes at det er få kreps i hver blandprøve (3-5) og at variabiliteten kan være meget stor. I forhold til 0-prøven øker fettprosenten i krepsen den første måneden. Det som trolig skjer er at krepsen ernærer seg på den føden som befinner seg i overflatesedimentene så lenge det er noe. Når føden tar slutt reduseres fettinnholdet i krepsen. Dette har også konsekvenser for akkumuleringen av PCB. Det bør bemerkes at eremittkrepsen som ble analysert som 0-prøve først hadde gått 3 måneder i fangenskap på Solbergstrand. Ernæringsgrunnlaget har således vært noe annerledes enn om kreps fra en naturlig sjøbunn hadde vært brukt til 0-prøve. Dette kan forklare det lave fettinnholdet i denne prøven.

Målingene av kvikksølv i eremittkreps viste verdier mellom 22 og 38 ng/g våtvekt. 0-prøven viste 25 ng/g, mens den høyeste konsentrasjonen ble målt etter 3 måneder i kontakt med sediment på stasjon 2, hvor mengden kvikksølv i sedimentet var høyest. Det ble ikke registrert noe akkumulering i eremittkreps fra stasjon 1 i løpet av to måneder, mens det var indikasjoner på akkumulering etter 3 måneder på stasjon 2 (basert på kun en blandprøve). Det kan derfor tyde på at det tar litt tid før akkumuleringen skjer.

Konsentrasjonene av kvikksølv i eremittkreps var 2-3 ganger lavere enn i "naturlig" bløtbunnfauna fra indre Oslofjord (se kap. 5). Det kan enten tyde på at eremittkreps i liten grad akkumulerer kvikksølv eller at akkumuleringen er så langsom at at testperioden på 3 måneder har vært for kort.

#### 4.4. Kvikksølv og PCB i ål satt ut i bur

Konsentrasjonen av kvikksølv i ålefilet målt før fisken ble satt ut var 0.17 mg/kg (våtvekt). Dette representerer 0-prøven. Forsøk gjort med utsetting av oppdrettsål i Gunnekleivfjorden ved Herøya i 1988 viste en 0-prøve på 0.06 mg/kg (Berge og Knutzen, 1989). I utgangspunktet inneholdt altså ålen som ble satt ut ved Sørenga nesten 3 ganger så mye kvikksølv.

Prøver av ålen ble tatt ut med 1 måneds mellomrom for analyse (blandprøve av ca. 10 ål). Etter en måned ble det registrert 0.1 mg/kg kvikksølv, altså en nedgang i forhold til 0-prøven. På de etterfølgende månedene økte konsentrasjonen noe og etter 3 måneder var konsentrasjonen i ål satt ut nær overflaten 0.15 mg/kg. Dette er fortsatt lavere enn 0-prøven. Det ble ikke registrert noen forskjell på ål i bur nær overflaten og ål nært bunnen.

Det kan derfor konkluderes med at det i løpet av tre måneder som forsøket varte ble det ikke registrert noen akkumulering av kvikksølv i ålefilet som kan kobles til oppvirvling av forurensede sedimenter i kaiområdet, under de forhold som eksperimentet ble utført under. Så lenge ålen befinner seg i bur vil fødeopptaket være minimalt. Dette gjør seg også utslag i et vekttap under forsøksperioden. Vedleggstabell 5 viser et vekttap på ca 10-20 % i løpet av tre måneder. Ved forsøkene med utsetting av ål i Gunnekleivfjorden ble det registrert en viss akkumulering av kvikksølv fra vann, men beskjeden med hensyn til mengde fordi at sluttnivåene var langt under det som ble målt i vill ål fra samme lokalitet (Berge og Knutzen, 1989). Dette betyr at opptaket av kvikksølv fra vann i Gunnekleivfjorden langt fra kunne forklare den totale akkumuleringen som må finne sted i vill ål fra samme sted.

Rådata fra analysene av kvikksølv og PCB i ål og blåskjell befinner seg vedleggstabell 6-8.

Det bør også bemerkes at i tillegg til et vekttap hos ålen ble det også registrert et fett-tap (se nedenfor). 0-prøven hadde et fettinnhold på 32.5%, men etter en måned var fettprosenten redusert til 21.6%. Hvis kvikksølvkonsentrasjonene omregnes på fettbasis får vi følgende :

Prøveuttak	Vanddyp (m)	Fettprosent	Hg (mg/kg, våtvekt)	Hg (mg/kg, fettbasis)
14.05.93 (0-prøve)		32.5	0.17	0.52
14.06.93	1.5	21.6	0.09	0.42
14.06.93	7.0	22.5	0.10	0.44
13.07.93	1.5	25.9	0.12	0.46
13.07.93	7.0	26.6	0.14	0.53
24.8.93	1.5	21.8	0.15	0.69
24.8.93	7.0	27.1	0.13	0.48

Av dette framgår at basert på fettinnhold var kvikksølvkonsentrasjonene i ål relativt konstant i løpet av testperioden.

Resultatene fra analysene av PCB i ål er vist i vedleggstabell 7. Konsentrasjonen i 0-prøven var 78 µg/kg våtvekt PCB (sum av syv kongenerer). Etter en måned sank PCB-innholdet til 22 µg/kg for så å øke igjen mot slutten forsøksperioden. Resultatene må sees i lys av endringer i fiskens fettinnhold, ettersom PCB er lipidløslig og derfor oppkonsentreres i fett. Hvis resultatene omregnes på fettbasis får man følgende :

Prøveuttak	Vanddyb (m)	Fett- prosent	$\Sigma$ PCB <sub>7</sub> ( $\mu$ g/kg, våtvekt)	$\Sigma$ PCB <sub>7</sub> ( $\mu$ g/kg, fettbasis)
14.05.93 (0-prøve)		32.5	78	240
14.06.93	1.5	21.6	22	102
14.06.93	7.0	22.5	15	67
13.07.93	1.5	25.9	37	143
13.07.93	7.0	26.6	56	211
24.08.93	1.5	21.8	22	101
24.08.93	7.0	27.1	69	255

Disse resultatene viser at selv om konsentrasjonene regnes om på fettbasis skjer det en nedgang i PCB den første måneden. Deretter skjer det en økning i ål som har stått nærmest bunnen (fra 67  $\mu$ g/kg PCB på fettbasis etter 1 måned til 255  $\mu$ g/kg etter 3 måneder). Dette kan tyde på et visst opptak som følge av oppvirvling av PCB-forurensede sedimenter. Resultatene viser at forsøket burde ha hatt lengere varighet. Nedgangen i PCB-innhold i startfasen tyder på at vekttap og nedgang i fettinnhold som følge av underernæring spiller stor rolle. Når fettinnholdet i ål som var utplassert nærmere bunnen økte mere enn i ål høyere oppe i vannmassen kan det tyde på en viss næringstilgang fra bunnen. Dette medførte høyere PCB-konsentrasjoner i disse prøvene. Det bør imidlertid presiseres at konsentrasjonene som ble målt ikke var høyere enn utgangskonsentrasjonen i ålen.

#### 4.5. Kvikksølv, PCB og PAH i transplanterte blåskjell.

Det er tidligere gjort transplantasjonsforsøk med blåskjell i Oslofjorden og måling av PCB-opptak (Bokn, 1976). Resultatene den gang viste et raskt opptak av PCB, hvor konsentrasjonene økte med en faktor på 8 etter 2 uker i Bekkelagsbassenget.

Blåskjell som ble uthengt i nett under kaia på Sørenga viste ingen akkumulering av kvikksølv i løpet av tre måneder. Dette gjaldt blåskjell plassert nær overflaten og nært bunnen. Nivåene i 0-prøven var 0.01 mg/kg våtvekt og nivåene endret seg ikke under forsøksperioden. Man ville forvente at blåskjellene akkumulerte kvikksølv, ettersom de ble utplassert i et område med mye oppvirvling av kvikksølvforurensede sedimenter. Det bør imidlertid bemerkes at det ble gjort analyser av stasjonær blåskjell fra samme område og heller ikke disse hadde nivåer over 0.01 mg/kg. Resultatene er i samsvar med andre undersøkelser av kvikksølv i blåskjell fra indre Oslofjord som viser konsentrasjoner tilnærmet bakgrunnsnivå (Green og Knutzen, 1993).

Analyser av PCB i blåskjell viste en utgangskonsentrasjon (0-prøve) på 3.4  $\mu$ g/kg PCB våtvekt (sum av syv kongenerer). Etter en måned hadde konsentrasjonene i blåskjell satt ut nært bunnen og nær overflaten økt til henholdsvis 15.1 og 12.4  $\mu$ g/kg PCB (vedleggstabell 8). Ettersom tørrstoffprosenten varierer en god del vil det være riktigere å beregne PCB-verdiene på tørrstoffbasis. Dette er vist nedenfor :

Prøveuttak	Vannndyp (m)	Fettprosent	$\Sigma$ PCB <sub>7</sub> ( $\mu$ g/kg, tørrvekt)	Tørrvektprosent
14.05.93 (0-prøve)		1.5	26.3	12.9
14.06.93	1m under overflaten	2.5	59.0	21.0
14.06.93	0.5 m over bunnen	1.7	102.7	14.7
13.07.93	1m under overflaten	1.8	125.6	17.2
13.07.93	0.5 m over bunnen	2.2	126.9	10.4
24.8.93	1m under overflaten	1.6	84.6	18.2
24.8.93	0.5 m over bunnen	1.5	146.5	15.5

I tillegg til analyser av transplanterte blåskjell ble det også tatt en prøve av stasjonær blåskjell som vokste i nærheten av det området hvor blåskjellene ble satt ut. Disse skjellene inneholdt 123.4  $\mu$ g/kg  $\Sigma$ PCB<sub>7</sub> (tørrvekt). Resultatene viser en klar trend. Transplanterte blåskjell akkumulerte PCB raskt, i samsvar med tidligere undersøkelser (Bokn, 1976). Etter en måned er konsentrasjonen fordoblet i blåskjell nær overflaten og firedoblet i blåskjell utplassert nær bunnen. Dette tyder på at opptaket skjer raskt og at oppvirvling av bunnsedimenter influerer på opptaket. Etter 3 måneder var konsentrasjonen i blåskjell nær bunnen 5.5 ganger høyere enn i 0-prøven (tørrvektsbasis).

Resultatene viser også at nivået i transplanterte blåskjell var omtrent det samme som i naturlige blåskjell fra området nær Sørenga. Det er derfor grunn til å tro at en tre-måneders testperiode var tilstrekkelig for å belyse maksimal akkumulasjon. Hvis man antar at  $\Sigma$ PCB<sub>7</sub> utgjør halvparten av "total" PCB vil blåskjell som har vært utplassert på Sørenga i 3 måneder bli klassifisert i tilstandsklasse III ("nokså dårlig", Rygg og Thøelin, 1993).

I tillegg til analyser av PCB ble det også gjort analyser av PAH (internt forskningsprosjekt ved NIVA). Foruten i 0-prøven ble PAH-innholdet bestemt i blåskjell etter 3 måneder på Sørenga utplassert like over bunnen og nært overflaten. Naturlig voksende blåskjell fra samme området ble også analysert. Resultatene er vist i vedleggstabell 10. Totalkonsentrasjonene er gjengitt nedenfor, sammen med %KPAH (potensielt kreftframkallende egenskaper som prosent av totalen).

Blåskjellprøve	Tot. PAH $\mu$ g/kg våtvekt	Tot. PAH $\mu$ g/kg tørrvekt	KPAH %
0-prøve 14.5.93	22.6	175.2	7.1
Overflaten 24.8.93	92.4	507.6	16.7
Nært bunnen 24,8,93	128.6	824.4	32.6
Naturlig voksende 24.8.93	148.9	792.0	20.3



Av dette fremgår at det er en kraftig akkumulering av PAH i de transplanterte blåskjellene i løpet av en eksponeringsperiode på 3 måneder (en faktor på 5 i forhold til 0-prøven). Nivåene etter 3 måneder tilsvarer nivåene i viltvoksende blåskjell fra havnebassenget (på tørrvektsbasis). Det er også verdt å merke seg at mengden potensielt kreftframkallende PAH-forbindelser øker i de transplanterte blåskjellene fra 7% til mer enn 32%. Ettersom konsentrasjonene av PAH i blåskjellene er høyest i skjell utplassert nærmest bunnen er det grunn til å tro at bunnsedimenter som oppvirvles står for en god del av bidraget av PAH i blåskjellene. Grensen mellom tilstandsklasse I og II for PAH i blåskjell går ved 100 µg/kg våtvekt. Det bør imidlertid påpekes at tidligere anslag for høyt bakgrunnsnivå av PAH i blåskjell (Rygg og Thèlin, 1993) bør nedjusteres til i hvert fall 50 µg/kg våtvekt. 0-prøven som representerer blåskjell samlet ved Solbergstrand viste 22 µg/kg PAH våtvekt.

#### 4.6. Kvikksølv og PCB i sedimentlevende dyr fra indre Oslofjord.

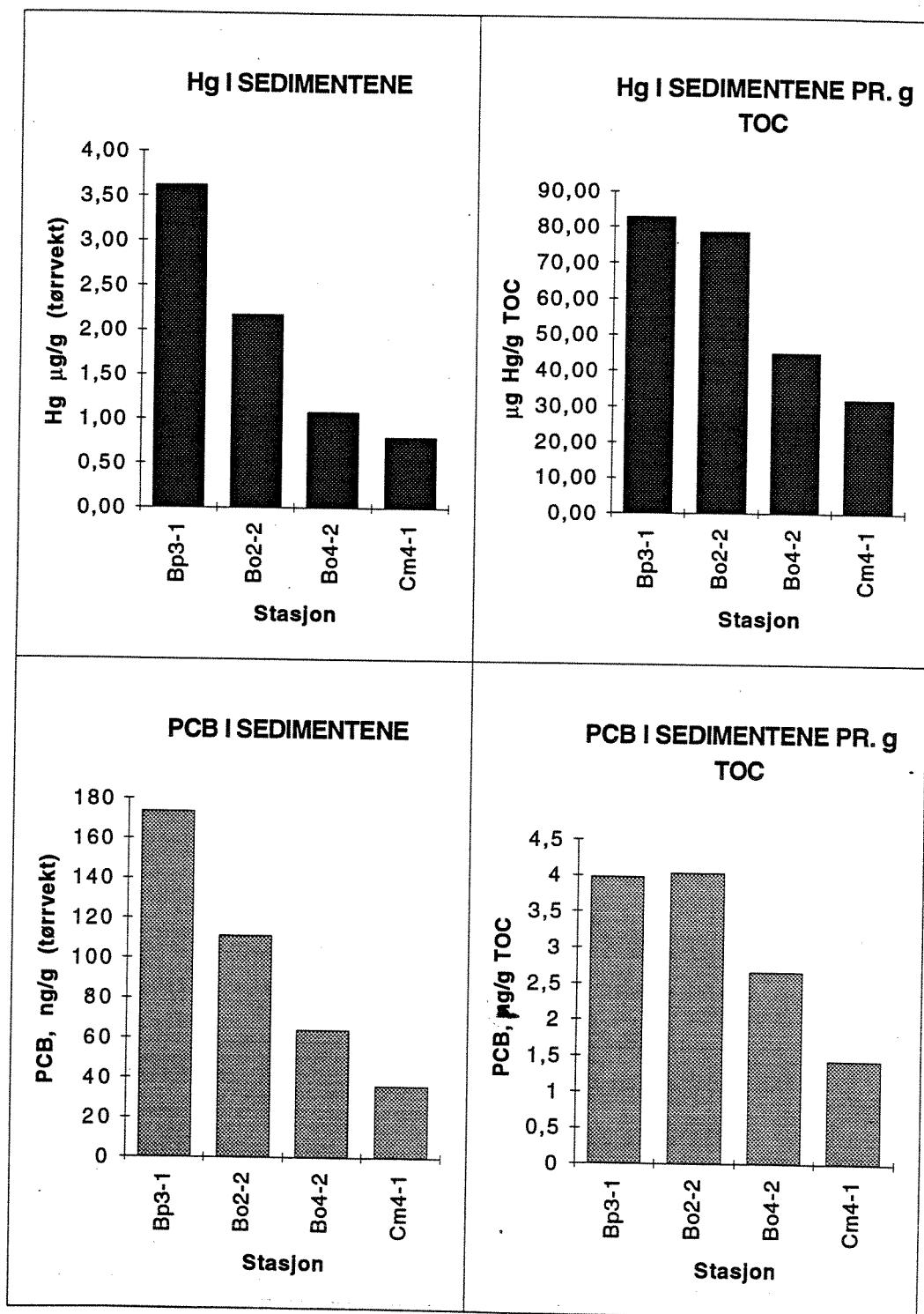
Sedimentenes beskaffenhet varierte noe mellom stasjonene. Sedimentet på stasjon Bp3-1 var mest finkornig (97 % < 63 µm) og hadde høyest innhold av organisk karbon (4.4%), mens stasjon Bo4-2 hadde grovest sediment (71 % < 63µm) og et organisk karboninnhold på 2.4%.

Dyrene som ble plukket ut av grabben og artsbestemt viste følgende dominante arter (basert på 4 grabber pr. stasjon) :

ARTER	Bp3-1	Bo2-2	Bo4-2	Cm4-1
<i>Mediomastus fragilis</i>	161	23		6
<i>Chaetozone setosa</i>	134	34	27	
<i>Thyasira</i> spp.	91	24	54	17
<i>Polydora</i> spp.	72			
<i>Zeppelina monostyla</i>	44			
<i>Oligochaeta</i>	39			
<i>Syllis</i> spp.	32			6
<i>Nereimyra punctata</i>	27			
<i>Heteromastus filiformis</i>	23			6
<i>Cirriatulus</i> spp.	20			
<i>Cirriatulus cirratus</i>	17			
<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i>		2320	2013	
<i>Ohiura affinis</i>		208	45	
<i>Ampharete finmarchiaca</i>		222	216	21
<i>Nuculoma tenuis</i>		21	41	
<i>Echinocardium cordatum</i>		51		
<i>Macoma calcarea</i>		20		
<i>Pholoe</i> spp.		16		
<i>Goniada maculata</i>		16	13	14
<i>Bivalvia</i> uidentifisert			31	
Nemertini			18	
<i>Glycera alba</i>			16	7
Sabellidae spp.			14	
<i>Pista cristata</i>				42
<i>Philomedes globosus</i>				24
<i>Lumbrineris fragilis</i>				14
Ampharetidae spp.				8
<b>Totalt antall arter</b>	<b>39</b>	<b>51</b>	<b>30</b>	<b>43</b>

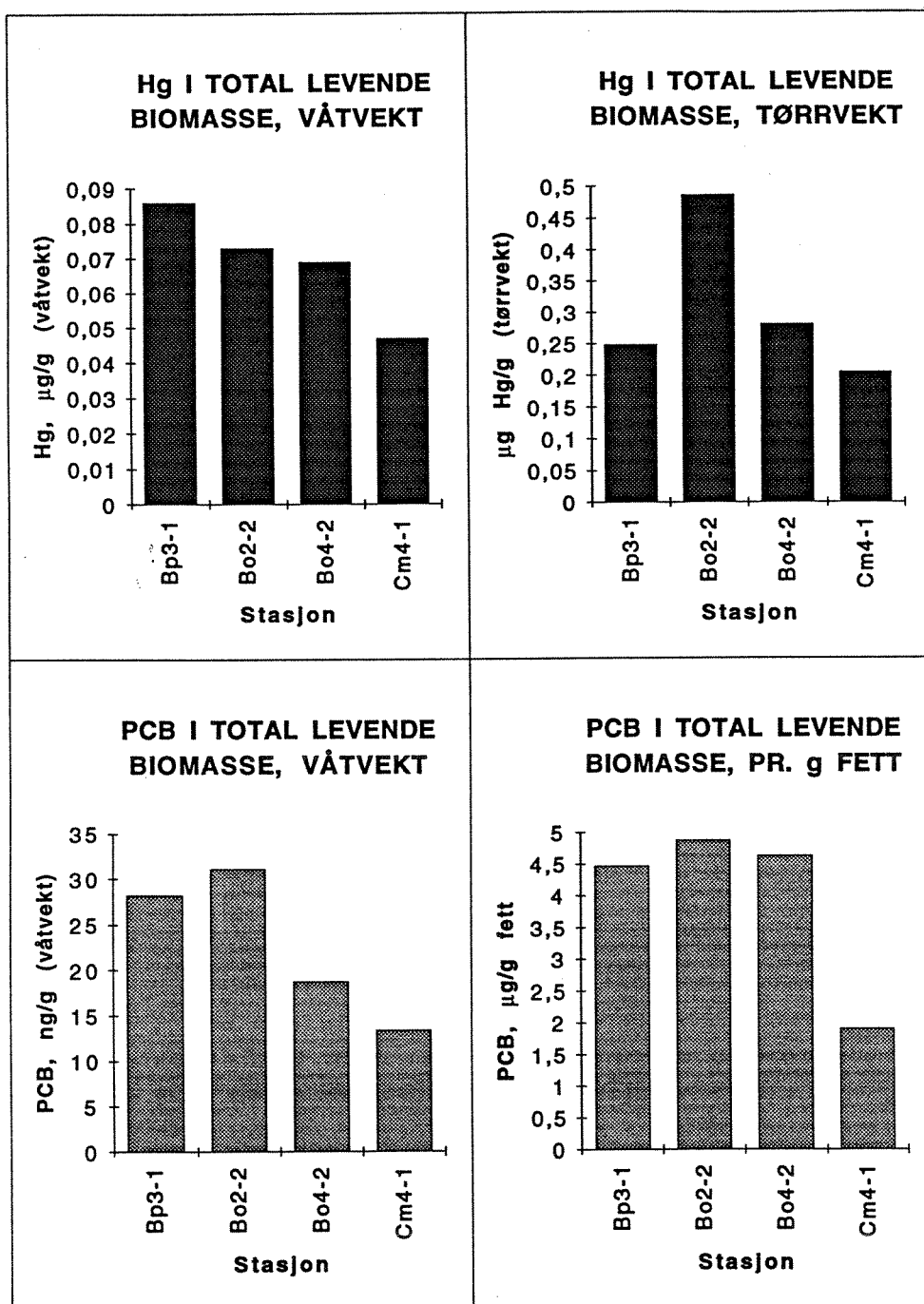
Sedimentenes kvikksølvinnhold varierte mellom 0.8 mg/kg (Cm4-1) og 3.62 mg/kg på stasjon Bp3-1. Konsentrasjonene av sum-PCB i sedimentene varierte mellom 36 og 174 ng/g.

Resultatene for både kvikksølv og PCB i sedimentene er framstilt grafisk i fig.10. Her er også kvikksølv og PCB normalisert til organisk karbon. PCB-analysene omfattet 21 kongenerer (IUPAC nr. 28, 74, 66, 101, 99, 110, 149, 118, 153, 105, 141, 138, 187, 128, 156, 157, 180, 170, 194, 206, 209). Resultatene er fremstilt som summen av alle disse kongenerene ( $\Sigma$ -PCB<sub>21</sub>).



**Figur 10.** Fordeling av kvikksølv og  $\Sigma\text{PCB}_{21}$  i sedimenter fra de fire bløtbunnfaunastasjonene i indre Oslofjord. Resultatene er også normalisert til organisk karbon.

Innholdet av kvikksølv og PCB i biomassen er fremstilt på figur 11.



Figur 11. Kvikksølv og  $\Sigma\text{PCB}_{21}$  i sedimentlevende dyr fra fire stasjoner i indre Oslofjord uttrykt både som våtvekt, tørrvekt og på fettbasis (PCB).

Resultatene viser at kvikksølv i sedimentlevende dyr varierte mellom ca. 0.05 og 0.09 mg/kg (våtvekt). Til sammenligning er det målt  $0.13 \pm 0.05$  mg/kg kvikksølv (våtvekt) i torskfilet fra Vestfjorden i 1992 (Green og Knutzen, 1993). Konsentrasjonen av PCB (sum av 21 kongenerer) i bunnfaunaen på våtvektbasis viste konsentrasjoner mellom 13.4 og 31.1 ng/g. I lever av torsk fra indre Oslofjord er det målt ca. 2000 - 3000 ng/g PCB (sum av 7 kongenerer) og fra 10 - 20 ng/g PCB våtvekt i torskfilet (upubliserte JMG-data). Det bør bemerkes at fettinnholdet i de sedimentlevende dyra bare er 0.4 - 0.7 % (av samme størrelsesorden som i torskfilet), i motsetning til torsklever som i gjennomsnitt inneholder 40-50 % fett. Til tross for at nivåene av kvikksølv og PCB i de sedimentlevende dyra er forholdsvis lave vil de kunne bidra til overføring av miljøgifter fra sedimenter til fisk dersom disse dyra inngår i fiskens næringsgrunnlag.

#### 4.6.1. Bioakkumuleringsfaktorer for kvikksølv og PCB

Hensikten med å analysere biomassen og sedimentet for kvikksølv og PCB var å kunne beregne bioakkumuleringsfaktoren i sedimentlevende dyr og sammenligne denne med bioakkumuleringsfaktoren i eremittkreps eksponert for forurensede sedimenter på Solbergstrand.

Bioakkumulasjonsfaktoren, BAF, er beregnet på følgende måte:

$$BAF = \frac{\text{konsentrasjon av Hg eller PCB i sedimentlevende dyr (våtvekt)}}{\text{konsentrasjon av Hg eller PCB i sedimenter (våtvekt)}}$$

Bioakkumuleringsfaktoren (BAF) for kvikksølv og PCB er framstilt grafisk på figur 12.

Disse resultatene viser at det er relativt stor innbyrdes forskjell mellom de fire stasjonene, spesielt for kvikksølv. For kvikksølvs og PCBs vedkommende øker BAF omtrent omvendt proporsjonalt med konsentrasjonen i sedimentet og i dyrene. Hvis BAF hadde vært den samme på samtlige stasjoner ville det indikere at opptaket i sedimentlevende dyr følger konsentrasjonen i sedimentet. Når dette ikke er tilfelle, må dette bero på at biotilgjengeligheten av kvikksølv og PCB i sedimentene varierer. Innholdet av organisk karbon var lavt (2.5% TOC) på stasjonen hvor BAF var høyest (st. Cm4-1) og høyt (4.4% TOC) på stasjonen med lav BAF (st. Bp3-1). Det ser derfor ut til at organisk materiale kan spille en vesentlig rolle for biotilgjengeligheten av både kvikksølv og PCB i sedimenter. Det bør også bemerkes at BAF er betydelig lavere for kvikksølv enn for PCB, noe som kan indikere at tilgjengeligheten av PCB i sedimenter generelt er større enn for kvikksølv.

Akkumuleringsfaktoren (AF) kan også beregnes ved at PCB i dyr normaliseres til fettinnhold og PCB i sediment til organisk karbon (Lake et.al, 1990) :

$$AF = \frac{\text{konsentrasjonen av PCB i sedimentlevende dyr (fettbasis)}}{\text{konsentrasjonen av PCB i sedimentene (TOC-basis)}}$$

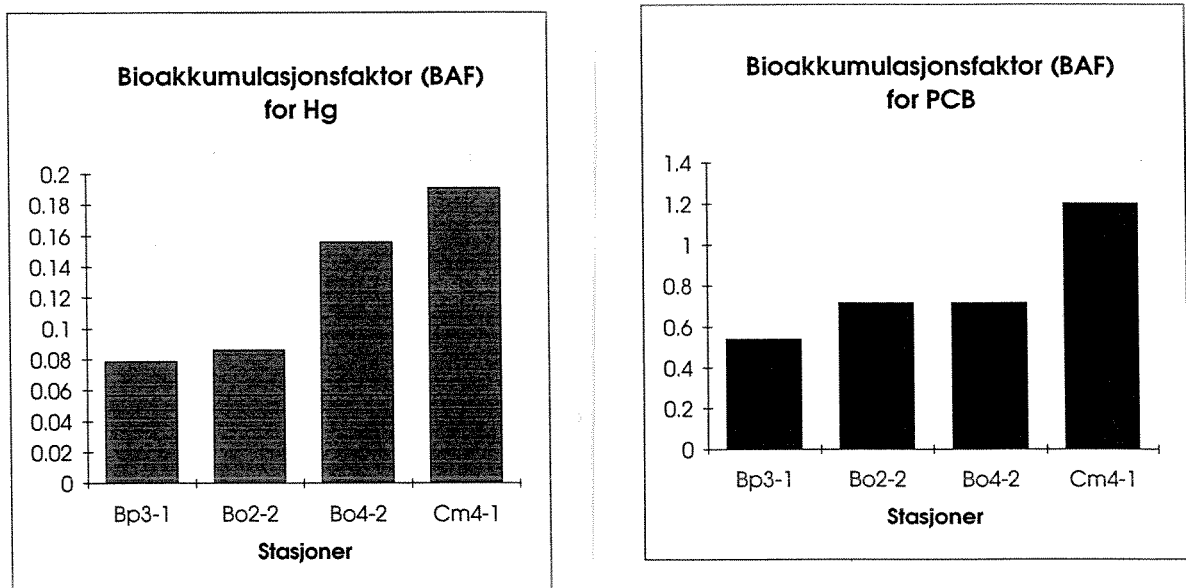
Følgende AF-verdier fås for disse 4 stasjonene :

Stasjon	AF
Bp3-1	1.12
Bo2-2	1.21
Bo4-2	1.74
Cm4-1	1.32

Alle AF-verdiene er  $>1$ , dvs. at når vi normaliserer PCB-konsentrasjonene i dyr og sedimenter til henholdsvis fett og TOC er det en større anrikning i dyra enn i sedimentet. AF-verdiene varierer mindre enn BAF-verdiene. I tillegg ble den laveste AF-verdien funnet på den stasjonen hvor sedimentet var mest forurenset. Dette er i overensstemmelse med Lake et.al (1990).

Det bør imidlertid påpekes at artssammensetningen på de fire stasjonene varierer og at dette kan spille en rolle for bioakkumuleringsfaktoren. Det mest riktige ville ha vært å studere en enkelt art på hver av stasjonene. Dette gjøres nå i forbindelse med to hovedoppgaver ved Universitetet i Oslo (June Bryde og Lene Jacobsen Skuggevik).

Akkumuleringsfaktoren kan også beregnes for PCB i eremittkreps som er eksponert for testsedimentene på Solbergstrand. Konsentrasjonen av PCB-153 (på fettbasis) i eremittkreps, etter 3 måneders eksponering for sedimenter fra stasjon 2 (utstikker II), gir en akkumuleringsfaktor (AF) på 1.9 (konsentrasjonen av PCB-153 i sedimentet er normalisert til organisk karbon). Dette viser at akkumulasjonsfaktoren for eremittkreps ikke skiller seg vesentlig fra akkumuleringsfaktoren i "naturlig" sedimentlevende dyr fra indre Oslofjord.



**Figur 12.** Bioakkumuleringsfaktorene for kvikksølv og PCB i levende dyr fra sedimenter i indre Oslofjord.

## 5. Vurdering av sedimentene som kilde for forurensning

En av årsakene til at tester på havnesedimenter på Solbergstrand og feltforsøk med organismer på Sørenga ble gjennomført var behovet for å vite noe om sedimentene som potensiell forurensningskilde for vann og organismer i Oslofjorden. Dette skal igjen brukes som et underlag for tiltaksanalysen.

Det er i hovedsak tre måter sedimentene kan påvirke omgivelsene på :

- direkte utlekking av miljøgifter ( dvs. overføring av miljøgifter bundet i partikler til løst form)
- mobilisering av miljøgifter i partikulær form ( dvs. frigjøre miljøgifter bundet i sedimentene til suspenderte partikler og transport bort fra det opprinnelige deponeringsstedet)
- opptak av miljøgifter i sedimentlevende dyr, i bunnfisk og i organismer som filtrerer partikler ( f.eks. blåskjell)

Direkte utløsning eller utlekking av miljøgifter fra marine sedimenter forurenset av miljøgifter kan skje hvis redoksforholdene endrer seg (f.eks. fra anoksisk til oksisk) og når organisk materiale brytes ned i grense-flaten mellom vann og sediment (Chester, 1990). Eksperimentelt arbeid med "hot spot" sedimenter fra Sørfjorden og Grenlandsfjordene har sannsynliggjort at det skjer liten direkte utlekking av miljøgifter fra sedimenter ( Skei et al., 1987 ; 1989). Og hvis det skjer er det stor sannsynlighet for at dette kun fører til en sykling av miljøgiftene i grenseflaten mellom vann og sedimenter (Hall, 1984). Løste miljøgifter adsorberes til partikler i denne grenseflaten, hvor turbiditeten ofte er høy, og sedimenterer igjen (Skei, 1992). Havnesedimenter har ofte et høyt innhold av organisk materiale (Konieczny, 1994) og organiske partikler vil binde miljøgifter til sedimentene.

Mobilisering av miljøgifter i sedimenter som følge av oppvirvling av sedimenter (Calmano et. al., 1992) og transport av partikler er et langt større problem. Havnesedimenter er generelt finkornige og når de først oppvirvles vil partiklene holde seg svevende lenge. Dette kan være et kronisk problem i forbindelse med skipstrafikk og et akutt problem i tilknytning til mudring (Skei, 1991a og b).

Oppvirvlingsforsøkene på Solbergstrand viste at nivået av kvikksølv i vannmassen var høyt selv tre timer etter at en oppvirvling opphørte. Det innebærer at det kan skje en transport av miljøgifter fra de mest forurensete sedimentene i havnebassenget til andre deler av Oslofjorden, spesielt hvis partiklene virvles helt opp i overflaten og partiklene kan transporteres med overflatestrømmen. Blåskjell som filtrerer partikler kan på den måten bli eksponert for forurensete partikler langt unna selve kilden for partikkelforurensningen. Forsøk med ål og blåskjell satt ut ved Sørenga viste imidlertid ingen akkumulering av kvikksølv i løpet av tre måneder i et område med forurensete sedimenter og stor oppvirvling som følge av skipstrafikk. Årsaken til dette er ikke uten videre klar. Når det gjelder ål kan mangelen på akkumulering av kvikksølv være at ålen ikke har hatt tilgang på føde under testperioden. Vekttap og nedgang i fettprosenten viser dette. Andre undersøkelser har imidlertid vist at fisk også tar opp miljøgifter fra vann (Berge og Knutzen, 1989).

Når det gjelder blåskjell var resultatene mere overraskende. Mangel på akkumulering av kvikksølv kan skyldes at kvikksølv er bundet til partikler som enten er for små til at blåskjell frafiltrerer partiklene eller at kvikksølvet er i en form som ikke er tilgjengelig for blåskjell. Det bør forøvrig påpekes at nivåene i de transplanterte blåskjellene var de samme som i naturlig voksende skjell i området.

Bioakkumuleringsforsøkene med ål og blåskjell på Sjørenga viste andre resultater for PCB. I likhet med kvikksølv ble det ikke registrert en økt akkumulering i ål. Tvert i mot avtok konsentrasjonene av PCB i startfasen, selv når resultatene normaliseres til fettinnholdet i fisken. Helt mot slutten av forsøket er det en svak indikasjon på akkumulering, men forsøket var antagelig for kortvarig til å kunne registrere maksimal akkumulering. Det var også en svak tendens til at ål som ble utplassert nærmest bunnen akkumulerte mest PCB. Dette bidraget kan i så fall kobles til sedimentene.

Når det gjelder PCB og PAH i transplanterte blåskjell er resultatene nokså entydige. Blåskjell akkumulerte PCB og PAH som følge av oppvirvling av forurensede sedimenter. Nivåene var høyest i blåskjell utplassert like over bunnen. Trolig befinner PCB og PAH seg på partikler som blåskjell kan frafiltrere. I den sammenheng må vi betrakte de forurensede sedimentene som en potensiell forurensningskilde for blåskjell i indre Oslofjord, dersom sedimentene oppvirvles. Resultatene viser også at akkumuleringen skjer meget raskt. Dette er i overensstemmelse med tidligere transplantasjonsforsøk med blåskjell (Bokn, 1976).

En av de største trusselene som forurensede sedimenter generelt representerer er opptak i sedimentlevende dyr og videre transport opp i næringskjeden (f.eks. til fisk). Undersøkelser av innholdet av kvikksølv og PCB i sedimentlevende dyr fra indre Oslofjord viste at bioakkumuleringsfaktorene var høyest i sedimenter med lavest innhold av henholdsvis kvikksølv og PCB. Disse sedimentene hadde også lavest innhold av organisk karbon. Det er derfor grunn til å tro at organisk materiale i sedimentene spiller en nøkkelrolle vedrørende biotilgjengelighet for miljøgifter i marine sedimenter (Decho og Luoma, 1994), hvertfall for kvikksølv og PCB. Sedimentene i indre Oslofjord og i havnebassenget har et høyt organisk innhold. Dette medfører trolig at disse sedimentene representerer en mindre miljørisiko der de ligger, enn man skulle tro, på grunn av sitt organiske innhold.

Opptaksstudier i eremittkreps utført på Solbergstrand viser at det er et visst opptak av PCB, men at resultatene på ingen måte er entydige. Det kan være flere årsaker til det, bl.a. det lave innholdet av fett i krepsen og unøyaktighet i fettbestemmelsene.

Det ble registrert en antydning til akkumulering av kvikksølv i eremittkreps i forhold til 0-prøven. Konsentrasjonen økte fra 25 til 38 ng/g våtvekt i løpet av 3 måneder når krepsen ble eksponert for et sediment med et kvikksølvinnhold på ca. 4 µg/g tørt materiale. Det er sannsynlig at forsøket var for kortvarig for å se den fulle effekten av eksponeringen.



## 6. Litteratur

Berge, J.A. og Knutzen, J. (1989). Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport nr. 3. Opptak av miljøgifter i fisk. NIVA-rapport O-8806803 (l.nr. 2197), 56s.

Bloom, N.S. og E.A.Crecelius, 1983. Determination of mercury in seawater at sub-nanogram per liter levels. *Mar. Chem.*, 14, 49-59.

Bokn, T. (1976). Polyklorerte bifenyler i transplanterte blåskjell. Tolvte Nordiska Symposiet om Vattenforskning, Visby, 11-13 mai 1976, 395- 400.

Calmano, W., J. Hong og U. Førstner (1992). Einfluss von pH-wert und redoxpotential auf die Bindung und Mobilisierung von Schwermetallen in kontaminierten Sedimenten. *Vom Wasser*, 78, 245-257.

Chester, R. (1990). *Marine geochemistry*. Unwin Hyman. 698 s.

Decho, A.W. og S.N. Luoma (1994). Humic and fulvic acids : sink or source in the availability of metals to marine bivalves *Macoma balthica* and *Potamocorbula amurensis* ? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* (in press.)

Green, N. og Knutzen, J. (1993). Miljøgiftundersøkelse i indre Oslofjord. Delrapport nr.2. Miljøgifter i organismer 1992. NIVA-rapport O-921315 (l.nr. 2972), 54 s.

Hall, P. (1984). Chemical fluxes at the sediment-water interface; in-situ investigations with menthic chambers. Ph.D.-thesis, University of Gothenburg.

Knutzen, J. (1992). Accumulation and elimination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and persistent organochlorines in gill-breathing marine animals. NIVA-rapport E-90408/O-91943 (l.nr. 2717), 40s.

Konieczny, R.M. (1992). Kartlegging og vurdering av forurensningssituasjonen i området Bjørvika - Bispevika, Oslo havn. NIVA-rapport O-91150 (l.nr. 2808), 87 s.

Konieczny; R.M. (1994). Miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord. Delrapport 4. Miljøgifter i sedimenter. NIVA-rapport O-92131 (in press.)

Lake, J.L., N. I. Rubenstein, H. Lee II, C. A. Lake, J. Heltshe og S. Pavigrano, 1990. Equilibrium partitioning and bioaccumulation of sediment associated contaminants by infaunal organisms. *Environ. Tox. and Chemistry*, 9: 1095-1106.

Rygg, B. og Thelin, I. (1993). Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. SFT-rapport, TA-922/1993, 20s.

Skei, J., Pedersen, A., Berge, J.A., Bakke, T. og K. Næs (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 O-87005 (l.nr. 2067), 101s.

Skei, J., Pedersen, A., Bakke, T. og Berge, J.A. (1989). Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport nr. 4. Utlekking av kvikksølv og klororganiske forbindelser fra sedimentene, bioturbasjon og biotilgjengelighet (eksperimentelt arbeid på Solbergstrand). NIVA-rapport O-8806804 (l.nr. 2196), 114 s.

Skei, J.M. (1992). A review of assessment and remediation strategies for hot spot sediments. *Hydrobiologia*, 235/236, 629 - 638.

Skei, J. (1991a). Miljøproblemer knyttet til mudring og dumping av forurensede masser i det marine miljø. 1. Evaluering av dagens kunnskap. NIVA-rapport O-91002 (l.nr.2560), 26s.

Skei, J. (1991b). Miljøproblemer knyttet til mudring og dumping av forurensede masser i det marine miljø. 2. Utredning om alternative mudrings- og deponeringsmetoder. NIVA-rapport O-91002 (l.nr. 2614), 19s.

Skei, J. (1993). Miljøproblemer knyttet til mudring og dumping av forurensede masser i det marine miljø. 3. Oppdatert kunnskapsstatus og fremtidsperspektiver. NIVA-rapport O-92203 (l.nr. 2870), 29s.

## **Vedlegg**

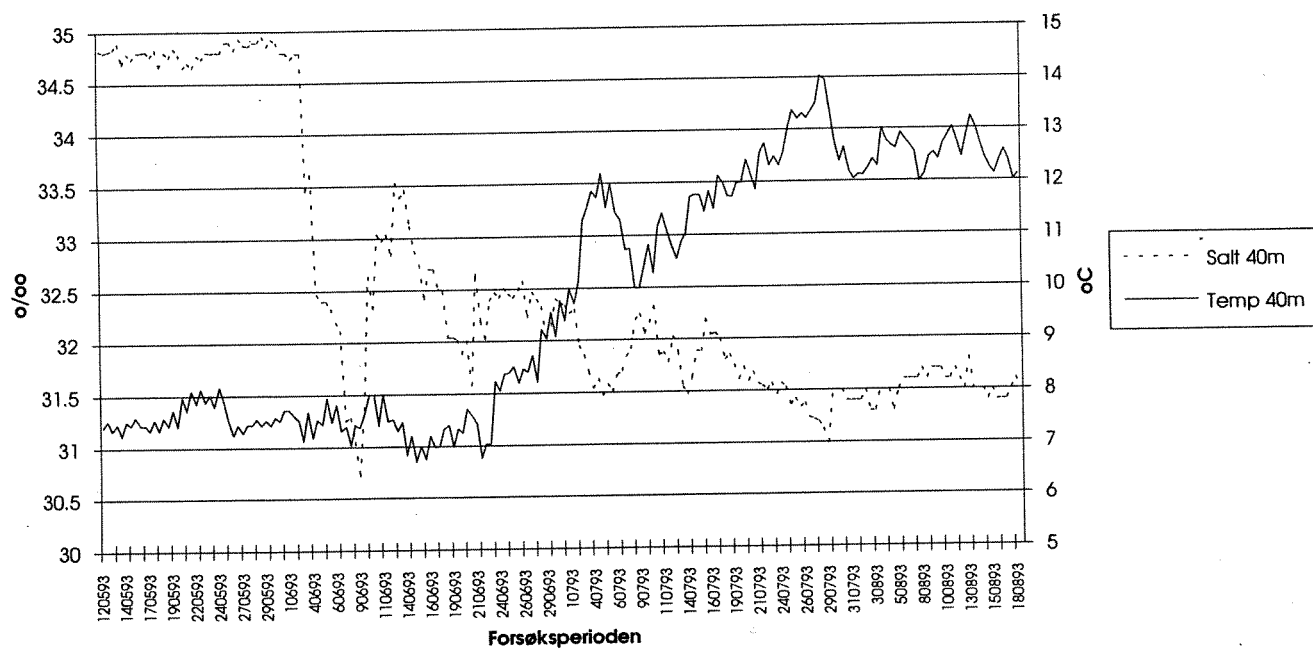
Tabell 1. Målinger av vannmengder (flow) i eksperimentkassene på Solbergstrand.

O-921317 OSLOFJORDEN									
Flow (ml/min) i eksperimentkasser									
Dato	1-I	1-II	1-III	1-IV	2-I	2-II	2-III	2-IV	Kommentarer
12.05.93	230	240	220	230	240	210	230	220	Startet forsøk
19.05.93	230	250	170	220	250	200	230	215	
26.05.93	240	240	240	230	225	180	200	225	St. oppv. (0,5 t); Hg prø. etter 3 t
27.05.93	215				240				
28.05.93	210				240				
01.06.93	215				240				
02.06.93	240	235	200	220	240	240	210	220	
03.06.93	215				230				
07.06.93	215				230				
08.06.93	225				215				
09.06.93	230	250	225	230	240	230	220	210	
10.06.93	200				220				
11.06.93	220				200				
14.06.93	200				220				
15.06.93	210				220				
16.06.93	210	235	245	240	225	170	240	240	
17.06.93	210				225				
18.06.93	230				240				
21.06.93	225				240				
22.06.93	225				240				
23.06.93	230	255	240	245	240	235	250	240	Sluttet oppvirvling
30.06.93	215	225	240	232	235	200	240	240	Ingen prøvetagning
07.07.93									Ingen prøvetagning
14.07.93			240				250		Dryppprøve
21.07.93	200	240	235	240	210	240	255	240	Dryppprøve
28.07.93	210	240	220	255	225	230	250	230	Dryppprøve
04.08.93	215	240	220	240	190	200	250	235	
11.08.93	210	230	225	200	205	210	235	210	
18.08.93	210	245	250	240	240	245	260	250	Slutt!

Tabell 2. Målinger av oksygen i vannet over sedimentene i eksperimentkassene på Solbergstrand.

O-921317 OSLOFJORDEN									
Oksygen (mg/l) i eksperimentkasser									
Dato	1-I	1-II	1-III	1-IV	2-I	2-II	2-III	2-IV	Kommentarer
12.05.93									
19.05.93									
26.05.93	7,6	8,1	7,2	6,9	8,6	8,8	8,7	8,6	
27.05.93	7,9				8,4				
28.05.93	8,1				8,5				
01.06.93	7,8				8,2				
02.06.93	7,3	7,3	7,1	6,4	8,1	7,9	8	6,8	
03.06.93									
07.06.93									
08.06.93									
09.06.93	5,7	6,8	6,9	6,7	6,5	6,3	6,4	6,5	
10.06.93	6,4				6,9				
11.06.93									
14.06.93									
15.06.93									
16.06.93	6,5	6,4	7	6,7	6,9	6,9	6,8	6,4	
17.06.93									
18.06.93									
21.06.93									
22.06.93									
23.06.93	7,6	7,9	7,9	7,5	7,6	7,5	8	7,1	
30.06.93			7,3				7,9		
07.07.93									
14.07.93			7				7,4		
21.07.93			7				7,2		
28.07.93			6,5				6,9		
04.08.93			7,2				7,2		
11.08.93			7,1				7		
18.08.93			6,9				7		

Figur 1. Temperatur og saltholdighet i inntaksvannet (40 m dyp) på Solbergstrand.



Tabell 3. Kvikksølv (løst + partikulært) målt i vannprøver i utløpsvannet fra eksperimentkassene på Solbergstrand.

O-921317 Oslofjorden - Utlekking av Hg							(Nanogr./l)		
Stasjon 1: Utenfor Sjursøya (18-20m dyp)									
Stasjon 2: Utenfor ferjekaia for danskebåt (8-10m dyp)									
Dato	St. 1-3	St. 2-3	St. 1-1	St. 2-1	St. 1-2	St. 2-2	Vann inn	Komm	
	<i>kun utl.</i>	<i>kun utl.</i>	<i>dagl. oppv</i>	<i>dagl. oppv</i>	<i>ukentl. oppv</i>	<i>ukentl. oppv</i>			
12.05.93	<2	4					<2		
19.05.93	<2	5,5							
26.05.93	2,5	3	4,5	30	6,5	26		St. oppv.	
27.05.93			9	21					
28.05.93			4	48					
01.06.93			4,5	51					
02.06.93	<2	<2	4	20,5	6,5	4,5			
03.06.93			8,5	12,5					
04.06.93									Ingen prøve
07.06.93			2,5	30					
08.06.93			6,5	19					
09.06.93	<2	<2	4,5	18	7,5	18,5	<2		
10.06.93			3	10,5					
11.06.93			3,5	20,5					
14.06.93			4,5	25,5					
15.06.93			4	33					
16.06.93	<2	<2	9,5	37	5,5	26,5			
17.06.93			4,5	38					
18.06.93			8,5	58					
21.06.93			12	70					
22.06.93			5,5	5					
23.06.93	<2	<2	5	11,5	6	46,5	<2	Slutt oppv.	
30.06.93									Ingen prøve
07.07.93									Ingen prøve
14.07.93	<2	<2							
21.07.93	<2	<2					<2		
28.07.93	<2	<2							
04.08.93	<2	<2					<2		
11.08.93	<2	<2							
18.08.93	<2	<2					<2		
<b>Gj.snitt</b>	<b>&lt;2</b>	<b>4,2</b>	<b>5,7</b>	<b>29,4</b>	<b>6,4</b>	<b>24,4</b>	<b>&lt;2</b>		
<b>Min</b>	<b>&lt;2</b>	<b>&lt;2</b>	<b>2,5</b>	<b>5</b>	<b>5,5</b>	<b>4,5</b>	<b>&lt;2</b>		
<b>Max</b>	<b>&lt;2</b>	<b>5,5</b>	<b>12</b>	<b>70</b>	<b>7,5</b>	<b>46,5</b>	<b>&lt;2</b>		

Tabell 4. Temperatur, saltholdighet og oksygen i vannmassene ved kaia på Sørenga hvor åleburene og blåskjellnettene ble satt ut.

Dato	Uttak (antall)	Temp	(oC)	Salt	(o/oo)	Oksygen (mg/l)	Kommentarer
		1,5 m	8,0 m	1,5 m	8,0 m		
14.5	0-prøve: 20 ål/70 skjell;						Start forsøk.
27.5		15,2		21,5		8,7	Ettersyn! Fint oppsett
14.6	Ål: 20 (10 + 10); St. 1 Skjell: 130 (64 + 66); St. 2	16,2	12,8	20,3	24,0		Båt. Uklart vann. Oljefilm Begroing på overflatebur. Ingen døde skjell. Krabber og kråkeboller på bunnnett. Rengjort!
1.7		17,2	10,9				Brungrønt vann. Blåskjellnedslag på ålebur på 1m. Bløtdyr på bur ved bunn. Mistet 2 ål. Blåskjellbur tilgrodd av blåskj.sporer. Ingen døde. Rengjort!
14.7	Ål: 18 (8 + 10); St. 4 Skjell: 139 (69 + 70); St. 2	15,0	11,1	24,3	28,5		Grønt vann. Ingen døde skjell. Begroing på nett på 1 m.
27.7		17,0	15,2	23,2	26,0		Blåskjellnedslag på rør ved 1 m dyp. bløtdyr på rør ved bunn. Ål fin. Skjellyngel på blåskjellbur. Ingen døde. Rengjort!
24.8	Ål: 20 (10 + 10); St. 3 Skjell: 140 (70 + 70); St. 2	16,5	15,8	23,0	24,5		Avslutning! alle forsøksdyr i live. Bløtdyr på rør og nett ved bunn. Skjell på nett og rør 1 m.



Tabell 5. Vektendringer hos ål satt ut i bur på Sørenga, Oslo havn.

## Rådata for ål utplassert 14/5-93.

Fisk nr.	Lengde	Vekt 14/5	Vekt 14/6	Vekt 14/7	Vekt 24/8	Vekt red. (gr)	Utplassert
Ål nr 1	60	500			464	36	St.3 bunn
Ål nr 2	50	280			234	46	St.3 bunn
Ål nr 3	60	460			384	76	St.3 bunn
Ål nr 4	50	270			228	42	St.3 topp
Ål nr 5	62	540			442	98	St.3 topp
Ål nr 6	60	360			308	52	St.3 topp
Ål nr 7	56	400		361		39	St.4 topp
Ål nr 8	57	370		357		13	St.4 topp
Ål nr 9	60	420			390	30	St.3 topp
Ål nr 10	56	340		296		44	St.4 topp
Ål nr 11	58	450				450	tapt
Ål nr 12	55	330				330	tapt
Ål nr 13	52	300		260		40	St.4 topp
Ål nr 14	58	460			378	82	St.3 bunn
Ål nr 15	58	400			336	64	St.3 bunn
Ål nr 16	60	470			406	64	St.3 topp
Ål nr 17	55	350			290	60	St.3 bunn
Ål nr 18	59	430			372	58	St.3 topp
Ål nr 19	57	400		353		47	St.4 topp
Ål nr 20	53	330		273		57	St.4 topp
Ål nr 21	70	640			554	86	St.3 bunn
Ål nr 22	58	430			384	46	St.3 topp
Ål nr 23	60	480			406	74	St.3 topp
Ål nr 24	50	240			218	22	St.3 topp
Ål nr 25	53	350			300	50	St.3 bunn
Ål nr 26	56	420		379		41	St.4 topp
Ål nr 27	52	340			278	62	St.3 topp
Ål nr 28	55	400			352	48	St.3 bunn
Ål nr 29	60	500		441		59	St.4 topp
Ål nr 30	58	360			310	50	St.3 bunn
Ål nr 31	52	370	322			48	St.1 bunn
Ål nr 32	52	280		254		26	St.4 bunn
Ål nr 33	52	300		255		45	St.4 bunn
Ål nr 34	55	380		329		51	St.4 bunn
Ål nr 35	58	500		437		63	St.4 bunn
Ål nr 36	55	400	348			52	St.1 topp
Ål nr 37	54	360		277		83	St.4 bunn
Ål nr 38	63	510		449		61	St.4 bunn
Ål nr 39	55	310	292			18	St.1 topp
Ål nr 40	62	430	410			20	St.1 topp
Ål nr 41	55	400		359		41	St.4 bunn
Ål nr 42	56	420		324		96	St.4 bunn
Ål nr 43	52	310	286			24	St.1 topp
Ål nr 44	58	430	374			56	St.1 topp
Ål nr 45	58	440	386			54	St.1 bunn
Ål nr 46	63	560	476			84	St.1 topp
Ål nr 47	64	550	492			58	St.1 topp
Ål nr 48	65	420	408			12	St.1 bunn
Ål nr 49	55	340	330			10	St.1 bunn
Ål nr 50	58	530		466		64	St.4 bunn
Ål nr 51	65	690		592		98	St.4 bunn
Ål nr 52	58	360	302			58	St.1 Topp
Ål nr 53	53	360	330			30	St.1 bunn
Ål nr 54	55	370	318			52	St.1 topp
Ål nr 55	52	310	264			46	St.1 topp
Ål nr 56	57	400	362			38	St.1 bunn
Ål nr 57	54	340	314			26	St.1 bunn
Ål nr 58	59	470	426			44	St.1 bunn
Ål nr 59	52	350	316			34	St.1 bunn
Ål nr 60	53	430	424			6	St.1 bunn

Tabell 6. Kvikksølv i ål og blåskjell satt ut ved Sørenga kai, Oslo havn.

<b>Kvikksølv i ål satt ut ved Sørenga kai, Oslo Havn.</b>			
<b>Prøveuttak</b>	<b>Vanddyp(m)</b>	<b>Fettprosent</b>	<b>Hg (mg/kg, våtvekt)</b>
14.05.93 (0-prøve)		32.5	0.17
14.06.93	1.5	21.6	0.09
14.06.93	7.0	22.5	0.1
13.07.93	1.5	25.9	0.12
13.07.93	7.0	26.6	0.14
24.8.93	1.5	21.8	0.15
24.8.93	7.0	27.1	0.13
<b>Kvikksølv i blåskjell satt ut ved Sørenga kai, Oslo Havn.</b>			
<b>Prøveuttak</b>	<b>Vanddyp(m)</b>	<b>Tørrestoff(%)</b>	<b>Hg (mg/kg, våtvekt)</b>
14.05.93 (0-prøve)		12.9	0.01
14.06.93	1m under overflate	21.0	<0.01
14.06.93	0.5 m over bunnen	14.7	<0.01
13.07.93	1m under overflate	17.2	<0.01
13.07.93	0.5 m over bunnen	10.4	<0.01
24.08.93	1m under overflate	18.2	<0.01
24.08.93	0.5 m over bunnen	15.5	0.01
Stasjonær skjell		18.8	<0.01

Tabell 7. Klororganiske forbindelser i ål satt ut ved Sørenga kai, Oslo havn.

## NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : MILPLA / MILGANA  
 Oppdragsnr. : 921317  
 Prøver mottatt : 13.10.93  
 Lab.kode : YUY1-6  
 Jobb.nr. : 93/197  
 Prøvetype : Biol.mat.  
 Kons. i : Ug/kg våtvekt  
 Dato :  
 Analytiker : EMB

1: YUY1, Ål, 14.05.93  
 2: YUY2, Ål, 14.06.93, 1,5m  
 3: YUY3, Ål, 14.06.93, 7m  
 4: YUY4, Ål, 13.07.93, 1,5m  
 5: YUY5, Ål, 13.07.93, 7m  
 6: YUY6, Ål, 24.08.93, 1.5m

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<3	<3	<3	<3	<3	<3
a-HCH	4	3	3	4	3	3
HCB	7	4	4	6	7	5
g-HCH	5	4	4	5	4	4
PCB 28	<3	<3	<3	<3	<3	<3
PCB 52	3	<3	<3	<3	3	<3
OCS	<3	<3	<3	<3	<3	<3
PCB 101	8	<3	<3	4	4	3
p,p-DDE	27	9	8	12	16	10
PCB 118	15	5	4	8	11	5
p,p-DDD	9	3	<3	<3	<3	<3
PCB 153	25	8	6	12	19	8
PCB 105	6	<3	<3	4	5	3
PCB 138	20	6	5	10	15	6
PCB 156	3	<3	<3	<3	<3	<3
PCB 180	7	3	<3	3	4	<3
PCB 209	<3	<3	<3	<3	<3	<3
SUM PCB	87	22	15	41	61	25
SUM SEVEN DUTCH PCB	78	22	15	37	56	22
%Fett	32.5	21.6	22.5	25.9	26.6	21.8
%Tørrstoff	49.6	42.9	44.0	44.1	43.3	43.3

Tabell 8. Klororganiske forbindelser i blåskjell satt ut ved Sørenga kai, Oslo havn.

## NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : MILPLA / MILGANA  
 Oppdragsnr. : 921317  
 Prøver mottatt : 13.10.93  
 Lab.kode : YUY7-12  
 Jobb.nr. : 93/197  
 Prøvetype : Biol.mat.  
 Kons. i : Ug/kg våtvekt  
 Dato :  
 Analytiker : EMB

1: YUY7, Ål, 24.08.93, 7m  
 2: YUY8, Blåskjell, 14.05.93, 0-pr.  
 3: YUY9, Blåskjell, 14.06.93, topp  
 4: YUY10, Blåskjell, 14.06.93, bunn  
 5: YUY11, Blåskjell, 13.07.93, topp  
 6: YUY12, Blåskjell, 13.07.93, bunn

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<3	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
a-HCH	4	<0.1	0.2	0.1	0.1	0.1
HCB	13	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1
g-HCH	5	0.2	0.4	0.3	0.3	0.4
PCB 28	<3	0.1	0.4	0.6	0.9	0.6
PCB 52	4	0.7	2	2	2.6	1.7
OCS	3	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
PCB 101	6	0.6	2.7	3.3	4.7	2.9
p,p-DDE	16	0.6	0.7	0.8	1.2	0.7
PCB 118	15	0.5	2.2	2.6	3.8	2.5
p,p-DDD	<3	0.6	1.7	2.6	4	1.7
PCB 153	21	0.9	2.6	3.2	4.7	2.7
PCB 105	6	0.2	0.8	1	Mask	Mask.
PCB 138	18	0.6	2.1	2.8	4.2	2.5
PCB 156	<3	<0.1	0.2	0.3	0.4	0.2
PCB 180	5	<0.1	0.4	0.6	0.7	0.3
PCB 209	<3	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
SUM PCB	75	3.6	13.4	16.4	22	13.4
SUM SEVEN DUTCH PCB	69	3.4	12.4	15.1	21.6	13.2
%Fett	27.1	1.5	2.5	1.7	1.8	2.2
%Tørrstoff	44.5	12.9	21.0	14.7	17.2	10.4

Tabell 8 forts.

## NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : MILPLA / MILGANA  
 Oppdragsnr. : 921317  
 Prøver mottatt : 13.10.93  
 Lab.kode : YUY13-15  
 Jobb.nr. : 93/197  
 Prøvetype : Biol.mat.  
 Kons. i : Ug/kg våtvekt  
 Dato : 18.11.93  
 Analytiker : EMB

1: YUY13, Blåskjell, 24.08.93, topp 4:  
 2: YUY14, Blåskjell, 24.08.93, bunn 5:  
 3: YUY15, Blåskjell, 24.08.93, stasjonær 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.1	<0.1	<0.1			
a-HCH	0.1	0.1	0.1			
HCB	<0.1	<0.1	0.1			
g-HCH	0.2	0.2	0.3			
PCB 28	0.5	0.9	0.6			
PCB 52	2.2	2.3	3.2			
OCS	<0.1	<0.1	<0.1			
PCB 101	3.4	4.9	5			
p,p-DDE	0.6	1	1			
PCB 118	3.1	4.2	4.5			
p,p-DDD	1.7	2.5	2.8			
PCB 153	3	4.9	4.8			
PCB 105	Mask.	Mask	Mask.			
PCB 138	3	4.7	4.6			
PCB 156	0.3	0.4	0.4			
PCB 180	0.2	0.4	0.5			
PCB 209	<0.1	<0.1	<0.1			
SUM PCB	15.7	22.7	23.6	0	0	0
SUM SEVEN DUTCH PCB	15.4	22.3	23.2	0	0	0
%Fett	1.6	1.5	2.2			
%Tørrstoff	18.2	15.5	18.8			

Tabell 9. Klororganiske forbindelser i testsedimentene (st. 1 og 2) brukt på Solbergstrand.

## NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : MILPLA  
 Oppdragsnr. : 921317  
 Prøver mottatt : 15/11-93  
 Lab.kode : AKR1-2  
 Jobb.nr. : 93/220  
 Prøvetype : Sediment  
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt  
 Dato : 20.12.93  
 Analytiker : EMB

1: St.1, AKR1  
 2: St.2, AKR2  
 3:

4:  
 5:  
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	1	1				
a-HCH	<1	<1				
HCB	4	61				
g-HCH	<1	<1				
PCB 28	4	5				
PCB 52	11	21				
OCS	<1	<1				
PCB 101	19	38				
p,p-DDE	4	6				
PCB 118	17	30				
p,p-DDD	6	10				
PCB 153	22	40				
PCB 105	6	12				
PCB 138	22	40				
PCB 156	4	8				
PCB 180	12	21				
PCB 209	<1	<1				
SUM PCB	117	215				
SUM SEVEN DUTCH PCB	107	195				
%Fett						
%Tørrstoff						

Tabell 10. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i transplanterte og naturlig voksende blåskjell fra havnebassenget i indre Oslofjord.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : MILGANA/MILPLA  
 Oppdragsnr. : 91412 (921317)  
 Prøver mottatt : 13.10.93  
 Lab.kode : YUY 8, 13, 14 og 15  
 Jobb nr. : 93/197  
 Prøvetype : Biologisk materiale  
 Kons. i : Ug/kg våtvekt  
 Dato : 28.1.94  
 Analytiker : Brg

1: 0-prøve 14.5.93  
 2: Topp 24.8.93  
 3: Bunn 24.8.93  
 4: Stasjonært 24.8.93  
 5:  
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	1.8					
2-M-Naf.	2.3	0.6	0.7	0.7		
1-M-Naf.	1.8					
Bifenyl						
2,6-Dimetylnaftalen	0.7	0.7				
Acenaftalen			0.9	1		
Acenaften			0.5	0.9		
2,3,5-Trimetylnaftalen	0.7	1.2		1.4		
Fluoren				0.7		
Fenantren	4	5	3.5	7.1		
Antracen		2	1.4	3		
1-Metylfenantren	1.1	3.4	1.7	4.5		
Fluoranten	3.9	22	19	33		
Pyren	1.6	19	22	31		
Benz(a)antracen*	0.7	4.1	10	8.8		
Chrysen/trifenyl	2	9.2	13	14		
Benzo(b)fluoranten*	0.9	7	18	13		
Benzo(j,k)fluoranten*		1.5	4	2.8		
Benzo(e)pyren	1.1	9	15	14		
Benzo(a)pyren*		1.3	5.3	3.2		
Perylen		1.8	3.7	3.4		
Ind.(1,2,3cd)pyren*		1.5	4	2.5		
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)			0.6			
Benzo(ghi)perylene		3.1	5.3	3.9		
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	22.6	92.4	128.6	148.9		
Derav KPAH(*)	1.6	15.4	41.9	30.3		
%KPAH	7.1	16.7	32.6	20.3		
%Tørrstoff	12.9	18.2	15.6	18.8		

Deteksjonsgrense 0.5 ug/kg våtvekt

\* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).

Sum av \* utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomerer.

---

**NIVA**



**Norsk institutt for vannforskning**

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2527-7