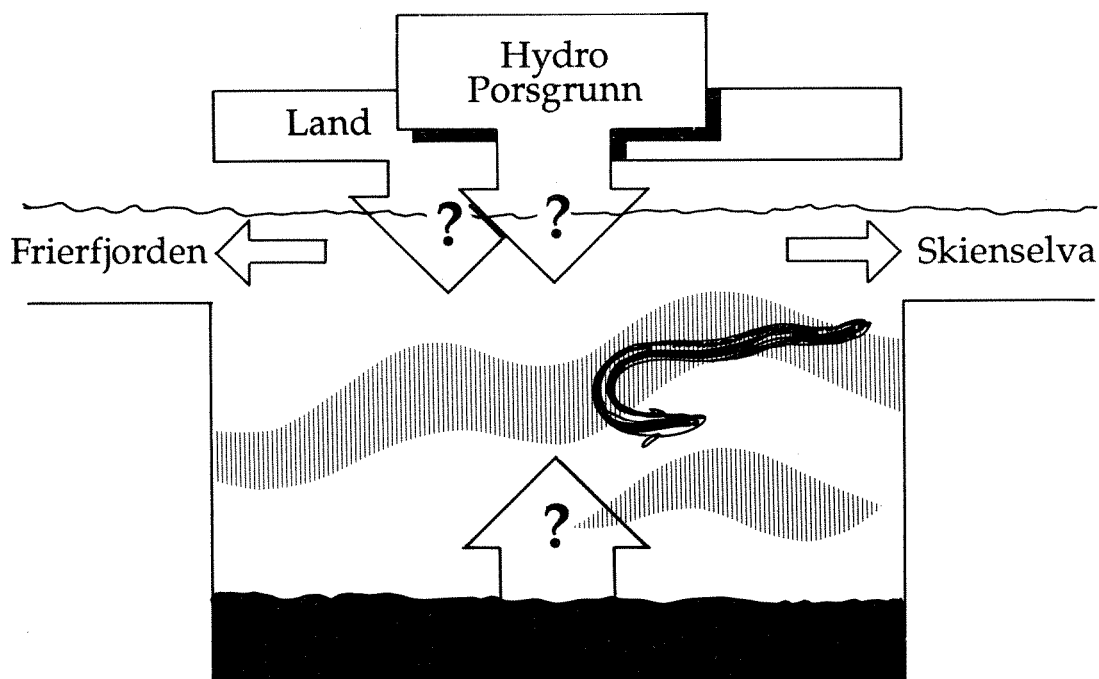


Miljøgifter i Gunnekleivfjorden

Delrapport 4:

Utlekking av kvikksølv og klororganiske forbindelser fra
sedimentene, bioturbasjon og biotilgjengelighet
(Eksperimentelt arbeid på Solbergstrand)



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor

Postboks 33, Blindern
0313 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 29

Sørlandsavdelingen

Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 42 709

Østlandsavdelingen

Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen

Breiviken 5
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 95 17 00
Telefax (05) 25 78 90

Rapportnummer:

8806804

Undernummer:**Løpenummer:**

2196

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: <i>Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 4: Utlekking av kvikksølv og klororganiske forbindelser fra sedimentene, bioturbasjon og biotilgjengelighet (Eksperimentelt arbeid på Solbergstrand).</i>	Dato: 31.01.89
	Prosjektnummer: 8806804
Forfatter(e): <i>Jens Skei Are Pedersen Torgeir Bakke John Arthur Berge</i>	Faggruppe: Marinøkologisk
	Geografisk område: Telemark
	Antall sider: 114

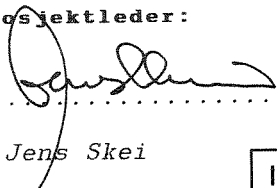

Oppdragsgiver: <i>Hydro Porsgrunn</i>	Oppdragsg.ref.:
---	------------------------

Ekstrakt: Eksperimentelt arbeid med forurensede sedimenter fra Gunnekleivfjorden (Herøya), utført ved NIVA's marine forskningsstasjon, Solbergstrand, har vist at:

i) Sedimentene avgir ubetydelige mengder kvikksølv og klororganiske forbindelser med mindre de virvles opp.
ii) Blåskjell tok opp kvikksølv først når sedimentene ble oppvirvlet, mens heksaklorbenzen ble tatt opp både før og etter oppvirvling.
iii) Opptaket av kvikksølv i ål reguleres hovedsaklig ved tilgang på metylkvikksølv. Størst opptak av klororganiske forbindelser skjer når ålen er i fysisk kontakt med forurenset sediment.

4 emneord, norske:
1. Norsk Hydro 2. Miljøgifter 3. Deponier 4. Eksperimentelt arbeid

4 emneord, engelske:
1. Norsk Hydro 2. Pollutants 3. Deposits 4. Experimental work

Prosjektleder:
.....
Jens Skei**For administrasjonen:**
.....
Tor Bokn

ISBN - 82-577-1486-0

0-88068

Miljøgifter i Gunnekleivfjorden.

Delrapport 4:

**Utlekking av kvikksølv og klororganiske forbindelser
fra sedimentene, bioturbasjon og biotilgjengelighet.
(Eksperimentelt arbeid på Solbergstrand).**

Prosjektleder: Jens Skei
Medarbeidere : Torgeir Bakke
John Arthur Berge
Lasse Berglind
Unni Efraimsen
Kristian Ingebrigtsen
(Norges Veterinærhøgskole)
Einar Johannessen
Bente Lauritzen
Kristoffer Næs
Håkon Oen
Are Pedersen
Oddbjørn Pettersen
Tom Tellefsen

Forord

I forbindelse med nedleggningen av Hydro Porsgrunns klorfabrikk på Herøya ble bedriften pålagt av SFT å sørge for gjennomføring av "oppdatert og utvidet kartlegging (kvantifisering) av kvikksølv og andre miljøgifter i sedimentene i Gunnekleivfjorden, samt undersøkelse av hvor mye av disse stoffene som tilføres Frierfjorden". Norsk institutt for vannforskning (NIVA) fikk i oppdrag av Hydro Porsgrunn å utarbeide programforslag. Programmet ble oversendt i mars 1988 og oppdraget ble igangsatt i mai 1988.

Prosjektet er delt i 4 delprosjekter:

- (I) Kartlegging av miljøgifter i sedimentene i Gunnekleivfjorden. (Konsentrasjon og mengde).
- (II) Kartlegging av miljøgifter i vannmassene i Gunnekleivfjorden og transport ut av kanalene.
- (III) Opptak av miljøgifter i fisk i Gunnekleivfjorden.
- (IV) Utlekkingsforsøk med sedimenter fra Gunnekleivfjorden. Eksperimentelt arbeid ved NIVAs marine forskningsstasjon - Solbergstrand.

Man har valgt å rapportere hvert delprosjekt for seg, men oppsummerer prosjektet i et eget dokument.

I forbindelse med delprosjekt IV - Utlekkingsforsøk med sedimenter fra Gunnekleivfjorden, har følgende personer og institusjoner vært involvert:

Einar Johannessen, Håkon Oen, Oddbjørn Pettersen (NIVA): Design, oppbygging og tilsyn med eksperimentene på Solbergstrand.

Unni Efraimsen (NIVA): Prøvetaking og databehandling.

Bente Lauritzen, Lasse Berglind og Tom Tellefsen (NIVA): Analyser av kvikksølv og klororganiske forbindelser.

John Arthur Berge, Kristoffer Næs, Einar Johannessen, Jens Skei (NIVA) og Bjørnar Kvalvik (Grenland Miljø og Resipient-service): Feltarbeid.

Kristian Ingebrigtsen (Norges Veterinærhøgskole): Radiografiske målinger.

John Arthur Berge, Torgeir Bakke, Are Pedersen og Jens Skei (NIVA): Fagansvarlige.

Alle takkes for sin innsats.

Oslo, 31.01.89.

Jens Skei,
Prosjektleder.

SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER.

Eksperimentelt arbeid utført på NIVAS marine forskningsstasjon - Solbergstrand i perioden 1 juni - 1 november 1988 med bunnsedimenter fra Gunnekleivfjorden ved Herøya har gitt følgende resultater:

1. Det eksperimentelle opplegget ser ut til å ha gitt svar på de spørsmål som ble stilt ved programmeringen av prosjektet. Det må likevel presiseres at alt eksperimentelt arbeid i redusert skala har sine tolkningsmessige begrensninger.
2. Når sedimentene ikke oppvirvles ved fysiske forstyrrelser og frigivelsen av løse miljøgifter kun skyldes diffusjon av porevann og desorpsjon i mikrosjiktet mellom vann og sediment fås følgende lekkasjerater:

Kvikksølv	:	0.675 kg pr. år
Heksaklorbenzen	:	0.360 " " "
Pentaklorbenzen	:	0.130 " " "
Oktaklorstyren	:	0.108 " " "
Dekaklorbifenyl	:	0.070 " " "

Disse tallene er basert på at miljøgiftene lekker med samme hastighet over et sedimentareal på 0.74 km² og at hastigheten er konstant over året.

3. Ved å virvle opp sedimentene under eksperimentene slik at partikkeltransporten økte med en faktor på 3 økte lekkasjen av løst kvikksølv og heksaklorbenzen henholdsvis med en faktor på 25 og 3. I tillegg kommer transporten av miljøgifter knyttet til partikler, som er avhengig av grad av oppvirvling og som langt overskrider lekkasjen av løste miljøgifter under oppvirvling.
4. Forsøkene viser at sedimentenes bidrag av kvikksølv og klororganiske forbindelser til vannmassene i Gunnekleivfjorden forventes å være små, med unntak av perioder hvor sedimentene forstyrres (f.eks. storm, båttrafikk, bunnfisk etc). Vi må vente at problemet med oppvirvling er størst med hensyn til uvær og båttrafikk på vandyp mindre enn 2 - 3m.
5. Utlekking av miljøgifter fra Gunnekleivsedimenter virker

negativt på grønnalger. Opptak av miljøgifter i blåskjell var høyt både for kvikksølv og klororganiske forbindelser når sedimentene ble forstyrret. Konsentrasjonen av miljøgifter i blåskjell lå over grenseverdier for konsum. Ål tok opp betydelige mengder klororganiske forbindelser hovedsakelig som en følge av direkte kontakt med Gunnekleivsedimentet. Verdiene lå langt over grenseverdier for konsum.

Det eksperimentelle arbeidet på Solbergstrand kan oppsummeres på følgende måte:

- (i) Sedimentprøver (50 x 50cm overflate) fra Gunnekleivfjorden forurenset av kvikksølv (ca. 88mg/kg) og klororganiske forbindelser (ca. 9 mg/kg HCB), ble brukt i eksperimenter for å kvantifisere utlekking og biotilgjengelighet av miljøgifter og hvilke faktorer som påvirker disse prosessene.
- (ii) Utlekkingsforsøkene ble gjennomført ved å lede 50% sjøvann og 50% ferskvann ($\sim 17\text{‰}$ salt) fra en blandetank i en laminær strøm over sedimentflatene (totalt 1.5m^2). Strømhastigheten var ca. 0.5cm/min. og det skjedde ingen oppvirvling av sedimentene. Oppholdstiden av vannet over sedimentflaten ble beregnet til ca. 100 min. ved en normal flow på 24 ml/min pr. sedimentkasse (0.25m^2).
- (iii) Tross liten vannbevegelse og lang oppholdstid ble det ikke registrert netto oksygenforbruk i testvannet.
- (iv) Testsedimentene var oksiske i overflaten (0-1cm) og reduserende ved større dyp.
- (v) Mengden av partikler i testvannet var gjennomsnittlig 0,3mg/l. Det ble ikke registrert noen økning i partikkelmengden etter at vannet hadde passert sedimentflatene (dvs. ingen oppvirvling).
- (vi) Det ble registrert en transport av total nitrogen på $1\text{mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ut av sedimentene, mens lekkasjen av fosfor var ubetydelig. Ved oppvirvling av sedimentene (tilsats av kreps og krabber til sedimentene) økte frigivelsen av både nitrogen og fosfor med 6 - 7 ganger.
- (vii) Når Gunnekleivsedimentene ikke virvles opp, avgir de mindre enn 1 kg løst kvikksølv pr. år (basert på 0.74km^2

sedimentflate). Frigivelsesraten øker med vanntemperaturen.

- (viii) Ved oppvirvling av sedimentene slik at partikkelinnholdet i vannet 10-dobles øker lekkasjen av løst kvikksølv til 17kg pr. år. I tillegg kommer transporten av små partikler med meget meget høyt kvikksølvinnhold (beregnet under eksperimentet til ca. 1000 mg/kg). Størrelsen av denne transporten vil avhenge av grad av oppvirvling, men vil under alle omstendigheter overskride transporten av løst kvikksølv.
- (ix) Frigivelsen av klororganiske forbindelser fra sedimentene er styrt av enkeltkomponenters vannløslighet og konsentrasjon i sedimentet. Lekkasjen av heksaklorbenzen (HCB) ble beregnet til mindre enn 0.5kg pr. år når sedimentene ikke oppvirvles. Lekkasjen av de andre komponentene som ble målt (5CB, OCS, 10-CB) var betydelig lavere enn for HCB.
- (X) Ved oppvirvling av sedimentene økte frigivelsen av løst HCB til ca. 1kg pr. år for Gunnekleivfjordens sedimentflate. I tillegg kommer klororganiske forbindelser i det partikulære materiale (ikke målt).
- (xi) Det ble registrert en meget liten biologisk aktivitet (bioturbasjon) i sedimentene i Gunnekleivfjorden. Forsøk viste at omblending av sedimentet som følge av dyrs aktivitet kan registreres ned til 1.5cm fra overflaten. Ved tilsats av muddersnegl økte blandingsdypet til 3cm.
- (x) Grønnalgen - sjøsalat dyrket i vann som hadde passert Gunnekleivsedimenter, fikk fremskyndet sporedannelsen. Sporedannelse er en naturlig reaksjon på næringsmangel eller stress/giftvirkninger. Utlekking av nitrogen og fosfor fra sedimentene eliminerte næringsmangel som årsak. Ergo må det konkluderes med at det lekker ut miljøgifter fra Gunnekleivsedimenter som virker ugunstig på levevilkårene for sjøsalat.
- (xi) Kvikksølv var lite tilgjengelig for blåskjell når sedimentene forble uforstyrret. Opptak øker til over akseptabelt konsumnivå etter 14dager ved oppvirvling av sedimentene. Opptak skjer også gjennom føden. Klororganiske forbindelser som HCB taes opp selv fra uforstyrrede sedimenter. Under oppvirvling økte opptaket i blåskjell. HCB, 5-CB og OCS viste forhøyete konsentrasjoner. Opptaket via oppvirvlet sediment er langt høyere enn via

forurenset mikroalger og vann. Konsentrasjonen av HCB ligger langt over grenseverdier satt for konsum bl.a i Finland.

- (xii) Kvikksølv taes passivt opp i ål som metyl-kvikksølv. Det er derfor ingen signifikant forskjell i opptak via mat, vann eller via direkte kontakt med Gunnekleivsedimentet. Nivået ligger omtrent på grenseverdien for konsum. Fysisk kontakt med sedimentet hadde størst betydning for opptak av klororganiske forbindelser. Opptak gjennom fôr er viktigere enn via vann. Innholdet av HCB lå langt over det som ansees som høyeste akseptable nivå for konsum.
- (xiii) For å studere hvor HCB fordeler seg i ål ved opptak ble ål sondeforet med radioaktivt merket HCB. HCB ble hovedsakelig gjenfunnet i bukfettet, men spor av HCB ble også påvist i sentralnervesystemet.

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side
Forord	1
Sammendrag og konklusjoner	3
1. Innledning	9
2. Målsetning	14
3. Feltarbeid, metoder og eksperimentelt opplegg	16
3.1. Feltarbeid	16
3.2. Eksperimentelt design	18
3.3. Metoder	23
3.3.1. Vannkjemi	23
3.3.2. Biologiske metoder	24
4. Måleprogram	28
5. Resultater og diskusjon	30
5.1. Utlekkingsforsøk	31
5.1.1. Sedimentbeskrivelse	31
5.1.2. Flow-målinger	32
5.1.3. Oksygen- og redoksmålinger	34
5.1.4. Partikkeltransport	36
5.1.5. Frigivelse av næringssalter	37
5.1.6. Kvikksølvfrigivelse fra uforstyrrede sedimenter	38
5.1.7. Frigivelse av klororganiske forbindelser fra uforstyrrede sedimenter	42
5.1.8. Fysiske forstyrrelser av sedimentene - innvirkning på frigivelsesraten	49

5.2. Biologiske forsøk	55
5.2.1. Bioturbasjon	55
5.2.2. Vannkvalitetens innvirkning på grønnalgen - sjøsalat	57
5.2.3. Opptak av miljøgifter i blåskjell	60
5.2.4. Opptak av miljøgifter i ål	68
5.2.5. Radiografiske undersøkelser av ål	74
6. Referenser	76
7. Datavedlegg	81

1. INNLEDNING.

40 års produksjon av klor og magnesium på Herøya har skapt et forurensingsproblem i fjordene i Grenlandsområdet. Undersøkelser gjennomført fra begynnelsen av 1970-tallet har bekreftet at industriutslipp fra Norsk Hydro (Hydro Porsgrunn) har ført til forhøyede nivåer av kvikksølv og klororganiske forbindelser i vann, sedimenter og biologisk materiale og forhøyede nivåer av PAH i blåskjell som følge av utslipp fra Elkem (PEA) (Molvær et al., 1979). En konsekvens av det siste er at Helsedirektoratet har frarådet konsum av blåskjell fra hele Porsgrunn - Langesundsområdet. Høyt innhold av klorerte hydrokarboner i ål og lever fra annen fisk i Frierfjorden har også resultert i fraråding av konsum. Likeså er det fortsatt anbefalt begrensninger i konsum av fiskefilèt fra Frierfjorden på grunn av høyt kvikksølvinnhold (Gulbrandsen et al., 1987).

I Miljøverndepartementets miljøpakke for Grenland er et av målene som er skissert:

- Innen år 2000 skal fisk og skaldyr fra Grenlandsfjordne kunne brukes som menneskemat uten restriksjoner.

For å nå disse målene kreves en kraftinnsats for å få ned belastningen av miljøgifter. Utslippene av kvikksølv fra kloralkalifabrikken på Herøya til vann (Frierfjorden og Gunnekleivfjorden) var størst i første halvdel av 1960-årene (3-4 tonn/år). I tillegg ble kvikksølv i slam delvis kjørt på tipp og delvis deponert i Gunnekleivfjorden (filterslam, ca. 800 kg pr. år som HgS). Figur 1 viser det totale kvikksølvtapet i perioden 1947-1987. En kraftig reduksjon skjedde på begynnelsen av 1970-tallet. Klorfabrikken ble nedlagt i 1988 og direkte utslipp som følge av kloralkaliproduksjon skal nå være eliminert. Totalt kan vi regne med et utslipp via kloakk og slam på ca. 80 tonn i produksjonsperioden (til Gunnekleivfjorden).

Den andre store utslippsskilden er magnesiumfabrikken, med utslipp av en rekke klororganiske forbindelser, inkludert dioksin. Utslippene har delvis gått til Frierfjorden og delvis til Gunnekleivfjorden. I 1986 var utslippene av heksaklorbenzen (HCB) beregnet til ca. 240 kg. totalt. De totale utslippene til Gunnekleivfjorden i hele produksjonsperioden må antas å ha vært ca. 7 tonn. (Fig.2). En kraftig reduksjon av utslippene skjedde i 1977 da man sluttet å bruke kull som karbonkilde og gikk over til koks. I følge Norsk Hydro ble da utslippene av klorerte hydrokarboner redusert med over 90% i forhold til 1974-utslippene.

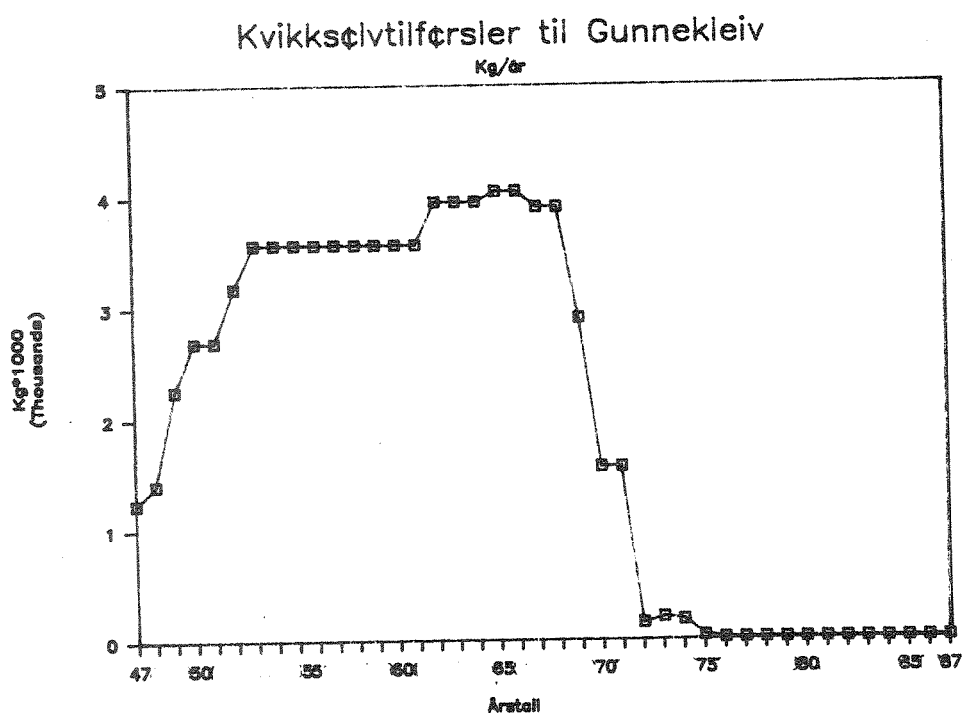


Fig. 1. Oversikt over kvikksølvtilførsler til Gunnekleivfjorden (på grunnlag av Norsk Hydro's massebalanse). Totalt til Gunnekleivfjorden i hele perioden: ca. 80 tonn.

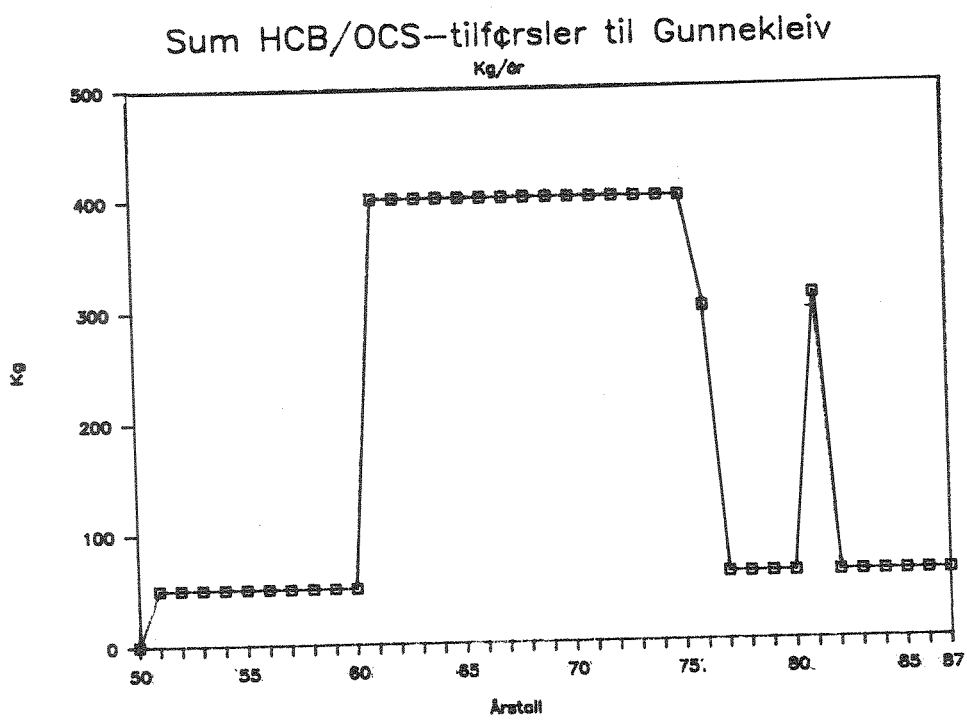


Fig. 2. Tilførseler av sum HCB/OCS til Gunnekleivfjorden (på grunnlag av opplysninger fra O. Haugerød, Norsk Hydro). Totalt til Gunnekleivfjorden i hele perioden: ca. 7 tonn. Vektmengdeforhold HCB:OCS er ca. 4-5:1.

Til tross for disse utslippsreduksjonene av kvikksølv og klororganiske forbindelser, som i hovedsak skjedde for 10-15 år siden, er det fortsatt et for høyt forurensningsnivå i Grenlandsfjordene. Årsaken til dette må enten være at tiltakene har vært utilstrekkelige eller at diffuse tilførsler fra eldre deponier/avsetninger spiller en rolle, eventuelt en kombinasjon av begge. Gunnekleivfjorden har lenge vært i søkelyset som mulig kilde for forurensning av det utenforliggende fjordområdet. NIVA påpekte i sin sluttrapport for Frierfjordundersøkelsene fra 1975-78 at nivåene av kvikksølv i vann og biologisk materiale var høyere enn utslippene skulle tilsi (Molvær et al., 1979). Det ble antydnet at sedimentene kunne være en kilde for forurensning, spesielt ved oppvirvling og som følge av mudring og dypvannsutskiftning. Betydningen av deponier i Gunnekleivfjorden og Herøya-området ble også påpekt. I 1980 ble det beregnet en uttransport av kvikksølv fra Gunnekleivfjorden gjennom kanalene på 70 kg ± 50%. En omlegging av et hypoklorittutslipp til Gunnekleiv i 1981 førte til en reduksjon i kvikksølvtransporten ut av kanalene til 20 kg pr. år (Haver, 1982). Tilførsler av natriumhypokloritt til Gunnekleiv førte tydeligvis til oksydering og mobilisering av lagret kvikksølv i sedimentene. Den reelle utlekkingsraten fra Gunnekleivfjordens sedimenter ble av Haver (1982) beregnet til ca. $1 \cdot 10^4$ ng/cm². Omregnet svarer dette til 86 µg/m²/dag eller ca. 11 kg pr. år hvis halvparten av fjordens overflateareal (0,37 m²), som representerer grunnområdet, legges til grunn. Det kan derfor antydes at i 1982 utgjorde direkte utslipp fra produksjon og eventuelt diffuse tilførsler fra land omtrent like mye som bidrag fra Gunnekleivfjordens sedimenter.

Generelt er kunnskapsnivået om miljøpåvirkning fra sedimenterte utslipp og deponier dårlig. Den potensielle forurensningsfaren som slike miljøgiftlagre representerer blir viktigere å få vurdert og skalert ettersom de primære utslippene reduseres eller elimineres på grunn av nedleggelse av gammel industri. Rundt omkring i den industrialiserte verden er det en rekke lokaliteter hvor nærområdet til kloralkalifabrikker er sterkt kvikksølvforurensset og hvor nå tiltak planlegges eller utføres. Felles for alle disse fabrikkene er at det er vanskelig å gjøre rede for kvikksølvbalansen. Ved en kloralkalifabrikk i Tokuyama Bay i Japan ble tap av kvikksølv i løpet av 20 års produksjon beregnet til 381 tonn (Nakanashi et al., 1987). Av dette var bare 6,6 tonn registrert som utslipp til Tokuyama Bay. Sedimentundersøkelser i denne bukta viste imidlertid at minst 36 tonn lå lagret i sedimentene. Turner og Lindberg (1978) beskriver problemet med rehabilitering av områder forurensset av utslipp fra kloralkalibedrifter. Det finnes eksempler på at forurensningsproblemet med kvikksølv i resipienten har vart minst 20 år etter at fabrikkene er

nedlagt. Thompson et al. (1981) har beskrevet forholdene nær en kloralkalifabrikk ved Howe Sound i Canada. Her ble 40 tonn kvikksølv sluppet ut i fjorden i løpet av 5 år. Problemet med oppvirvling av kvikksølvforurensede sedimenter og transport til presumptivt uforurensede områder påpekes.

Problemene i Gunnekleivfjorden er nokså lik de som er beskrevet fra andre områder med kloralkali-industri, dvs. lagre av kvikksølv i grunnen nær fabrikkområdet og sterkt forurensede sedimenter i resipienten. Problemene knyttet til magnesiumproduksjon og klorerte hydrokarboner derimot er nokså egenartede for Herøya. NIVAs oppgave i dette prosjektet har vært å kartlegge forurensningsnivå og mengde miljøgifter lagret i sedimentene i Gunnekleiv, transport av forurensninger ut av fjorden, miljøgiftenes biotilgjengelighet samt utlekkingsrater fra sedimentene. Til sammen skal disse deloppgavene danne grunnlaget for vurderinger av behov for tiltak.

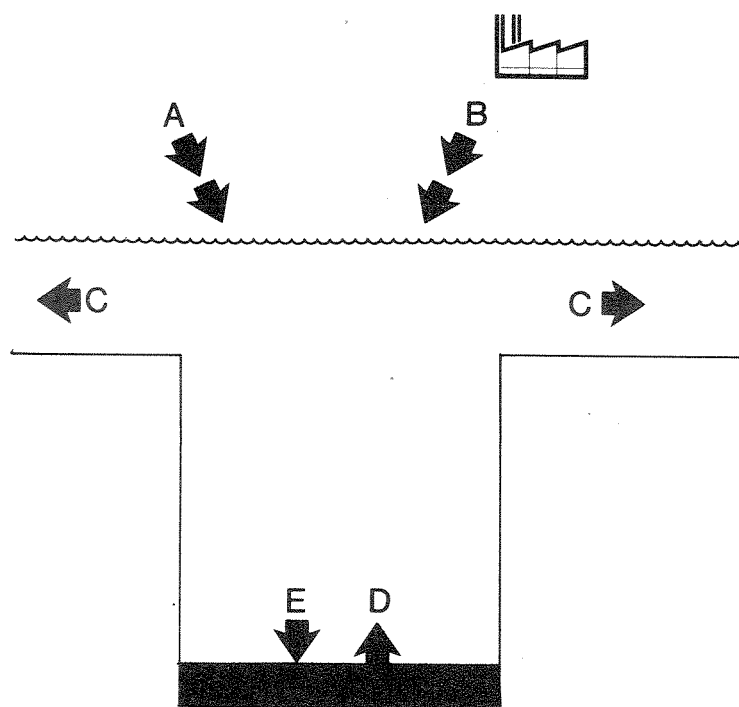
Prosjektet har vært organisert på følgende måte:

Delprosjekt 01. Sedimenter	Prosjektleder: Kristoffer Næs.
Delprosjekt 02. Vann	Prosjektleder: Jarle Molvær.
Delprosjekt 03. Fisk	Prosjektleder: John Arthur Berge
Delprosjekt 04. Solbergstrand.	Prosjektleder: Jens Skei

Jens Skei har dessuten fungert som koordinator for alle prosjektene. Norsk Hydro's kontaktperson har vært Trond Gulbrandsen.

2. MÅLSETTING.

Både hovedmålsetting og delmål er gjengitt i NIVAs programforslag av mars 1988. Selve hovedmålsettingen kan illustreres i følgende figur:



$$C = A + B + D - E$$

Norges Geotekniske Institutt (NGI) vil ved sine grunnundersøkelser på Herøya gi svar på hvor mye kvikksølv og klororganiske forbindelser som diffust tilføres Gunnekleivfjorden ved sig fra land (A). Norsk Hydro vil gi opplysninger om hvor mye som slippes ut via rørledninger fra produksjon på Herøya idag (B). Målingene i kanalene mot Frierfjorden

(Herøya-kanalen) og Skienselva (Kulltangen) vil gi den totale transporten ut av Gunnekleivfjorden (C). Målingene på Solbergstrand vil gi tall for sedimentenes bidrag til transporten (D). En viss fraksjon av de miljøgifter som tilføres fjorden via de ulike kildene (A, B og D) vil sedimentere i fjorden (E). Denne er ikke målt, men vil fremkomme som en differanse mellom det som tilføres og det som transporteres ut. Hvis transporten av miljøgifter ut av Gunnekleivfjorden (C) etter forurensningsmyndighetenes mening er så stor at tiltak bør iverksettes, vil undersøkelsene kunne gi svar på om tiltaket bør settes inn for å stoppe/reducere diffuse tilførsler fra land (A), direkte utslipp fra Norsk Hydro (B) eller lekkasje fra sedimentene (D). Den sistnevnte faktoren er behandlet i denne delrapporten. Det spesifikke mål med delprosjektet kan uttrykkes på følgende måte:

- *å kvantifisere sedimentenes bidrag av miljøgifter til vannmassene.*
- *å fastslå hvilke faktorer som påvirker frigivelsesraten av miljøgifter.*
- *å registrere opptak av miljøgifter i blåskjell eksponert for vann som har vært i kontakt med Gunnekleivsedimenter.*
- *å registrere opptak av miljøgifter i ål eksponert for forurenset vann, før og sedimenter.*

3. FELTARBEID, METODER OG EKSPERIMENTELT OPPLÈGG.

3.1. Feltarbeid

Ved hjelp av mobilkran med ekstra lang arm (90 m) ble 6 bokscorere (50 x 50 cm flater) tatt på Gunnekleivfjordens vestsida (Fig. 3). Prøvetakingen ble foretatt 25. mai. Vanddyppet på prøvetakingsstedet var 3-4 m. Prøvene ble plassert i containere på land, fraktet med lastebil (hengende i kran) til en fotballbane i Porsgrunn 26. mai og fraktet deretter med helikopter til Solbergstrand. Sedimentkassene var på forhånd fylt opp med Gunnekleivfjord-vann og forseglet med lokk for så mye som mulig å hindre oppvirvling under transport. Bokscorerne ble fraktet 3 og 3 i containere. De første tre var noe mere oppvirvlet enn de neste, fordi man valgte å bruke stropper istedetfor nett under helikoptertransporten.

I tillegg til de 6 bokscorerne ble det også tatt en ekstra corerprøve som ble transportert med lastebil til Solbergstrand. Denne prøven ble brukt til åleforsøk ved å la ål gå i fysisk kontakt med forurenset sediment.

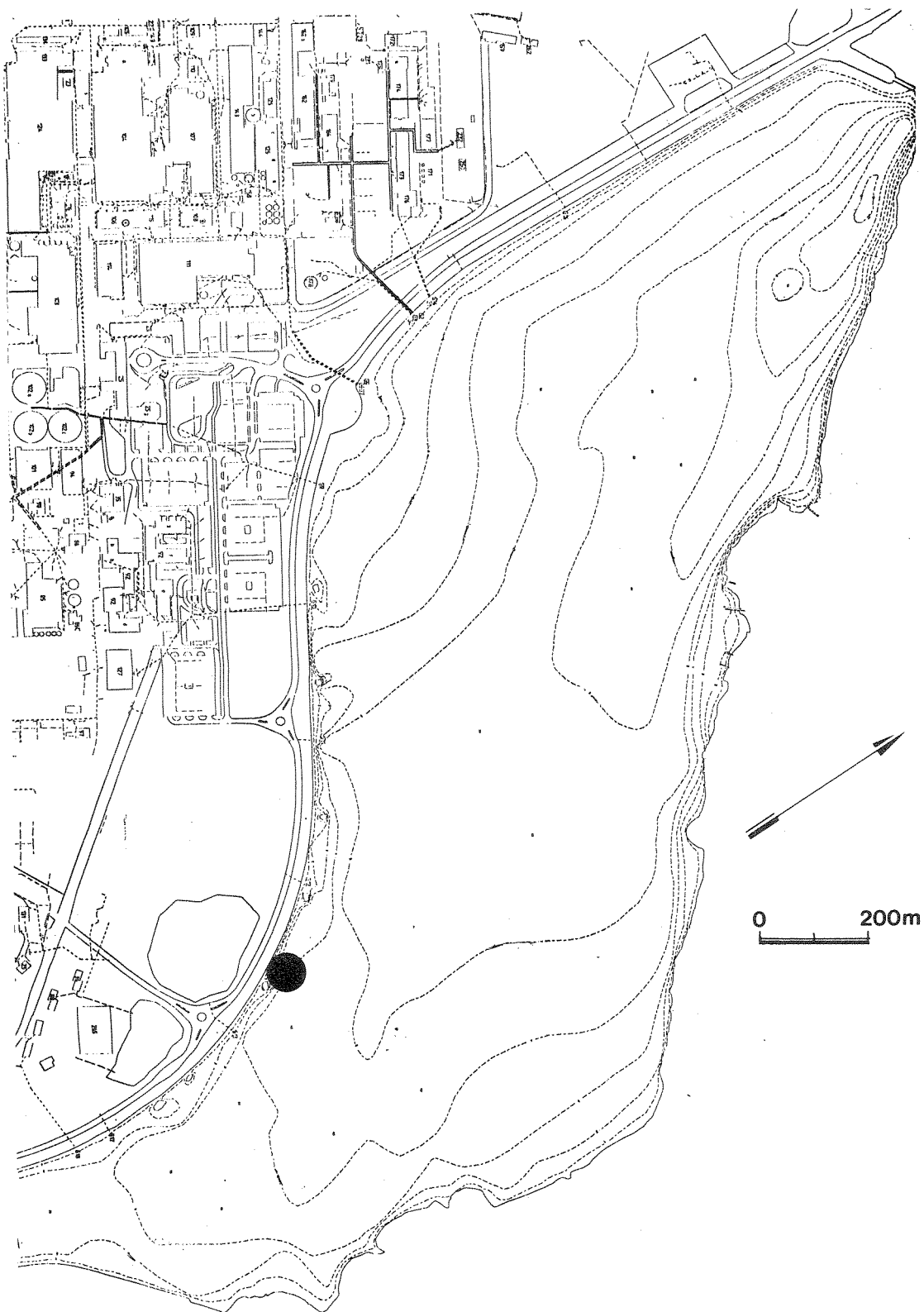


Fig. 3. Lokalisering av sted for sedimentprøvetaking 25. mai 1988.

Valg av sted for bokscoring ble gjort på grunnlag av følgende forhold:

- (i) Et sted hvor det var praktisk mulig å komme til med en mobilkran.
- (ii) Et sted hvor forurensningsnivået var noenlunde representativt for gjennomsnittet for Gunnekleivfjorden.
- (iii) Et sted hvor bunntopografien og bunnen så nokså jevn ut.

For å vurdere forurensningsnivået i sedimentet ble det gjort en del analyser av kvikksølv i sedimenter langs Gunnekleivfjordens vestsida på forhånd. Det ble også brukt dykker for å finne en bunntopografi som var velegnet (se foto i vedlegg).

3.2. Eksperimentell design

Utlekking

En prinsippsskisse viser design på det eksperimentelle opplegget på Solbergstrand (Fig. 4). Som forsøksvann ble brukt 50% ellevann og 50% vann fra 40 m dyp i fjorden. Dette ga en saltholdighet på ca. 17⁰/₀₀. Det fortynnete sjøvannet i headertank (H) er plassert høyere enn sedimentboksene. Vann fra headertank føres til en vannfordeler (VF) hvor utløpsslanger til hver enkelt av kassene er plassert i en eller flere kranser i forskjellige høyder rundt på vannfordeleren. Mengde vann til kassene bestemmes av hvilken krans med utløpsnipler som benyttes. Jo lavere nippelkrans som benyttes dess større vanntilførsel til kassene. Vannet ledes til et perforert rør i sedimentkassene (H1-H6 og K1-K3). En Perspex-plate (FS) satt ned i kassen foran det perforerte røret tvinger vann som tilføres å bli ledet langs bunnen over mot den andre siden av kassen langs bunnen. Vannet ut av kassene ledes i polyetylenslanger til tappepunkter (T). Når tappepunktene ikke benyttes føres vann fra sedimentkarene til blåskjellkar (B_K, B_G) og ålekar ($ÅL_{FV}$ og $ÅL_K$ fig.5). Dyrene i disse karene ble utsatt for kontaminert vann fra sedimentkassene H1-H6. K1-K3 fungerte som kontrollserie for et eventuelt opptak i organismene. Forsøksålen ble innkjøpt fra et fiskeoppdrettsanlegg, mens blåskjell benyttet som testorganisme, ble hentet utenfor Solbergstrand. Blåskjell til før ble innsamlet fra Frierfjorden/Croftolmen. Det vises forøvrig til farvefoto i vedlegg.

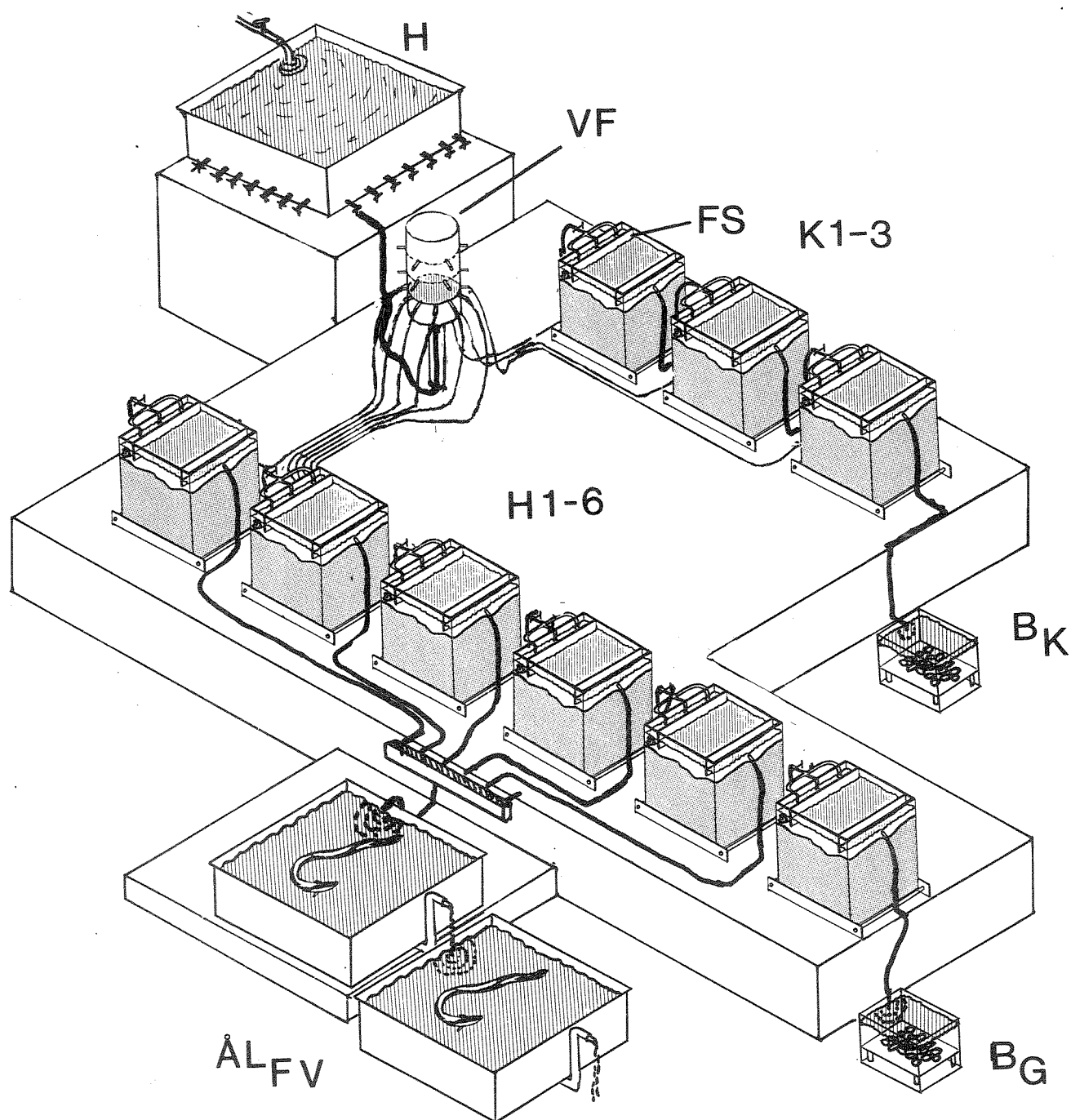


Fig.4. Eksperimentelt opplegg på Solbergstrand. (H = headertank, 50% sjøvann og 50% ferskvann. FS = Fysisk sperrre som tvinger vann i en spalte like over sedimentet. VF = Vannfordeler. K1-K3 = Kontrollprøver fra Oslofjorden. H1-H6 = Sedimenter fra Gunnekleivfjorden. B_K = Blåskjell/Kontroll. B_G = Blåskjell Gunnekleivfj. ÅLFV = Ål eksponert for forurenset vann.

En visuell beskrivelse av sedimentene i kassene ble foretatt 1. juni. Tykkelse av sedimentet i de respektive kassene (H1 - H6) ble målt og eventuell lagdeling ble notert (Tabell 1).

Tabell 1. Visuell beskrivelse av sedimentene.

Kasse	Sedimenttykkelse (cm)	Lagdeling
H1	12	4 cm gråhvitt topplag
H2	29	" " " "
H3	26	" " " "
H4	24,5	0,5 cm " "
H5	10,5	0,3 " " "
H6	27	4 " " "

Årsaken til at H4 - H5 viste en annen lagdeling kan være at disse kassene ble utsatt for noe oppvirvling under første helikoptertransport. Den lyse fargen kan ha to forklaringer:

- (i) Innblanding av dorrsлам (tidligere utslipp av MgOH fra Norsk Hydro).
- (ii) Forskjellen i redoksforhold (mørkt sediment = reduserende forhold).

Opptak i blåskjell

Forsøkene med opptak av miljøgifter i blåskjell ble delt i 3 faser. Den første fasen skulle etterligne opptak ved normalt næringsopptak og ved en utlekking fra uforstyrrede sedimenter. Under fase 2 ble opptak av miljøgifter analysert etter at en hadde forstyrret/rørt om i sedimentene (bioturbasjon). Under denne perioden (14 dager) fikk ikke blåskjellene tilført næring i form av planktonalger annet enn det som ble transportert via sedimentkarene. Under den siste perioden ble en serie nye blåskjell fortsatt utsatt for vann som hadde passert bioturberte sedimenter, men i tillegg fikk de tilført planktonalger. Hensikten var derfor å kunne skille mellom opptak gjennom maten og eventuelt direkte opptak ved at blåskjell filtrerer sjøvann som inneholder løste, og partikulært bundne, miljøgifter.

Føringen skjedde to ganger pr. uke, ved at ca. to liter vann ble tømt ut av blåskjellkarene. En halv liter av en algesuspensjon av diatoméen *Skeletonema costatum* ble helt ned i blåskjellkaret. Vann fra sedimentkassene fylte etter en viss tid (avhengig av flow) karet. Planktonalgene ble effektivt filtrert av blåskjell.

Opptak i ål

Opptak i ål kan skje gjennom vannfasen, maten og gjennom direkte fysisk kontakt med sedimentene. Eksperimentene ble lagt opp slik at en skal kunne skille disse forskjellige opptaksveier fra hverandre. Ål som gikk i kassene $\bar{A}_{L_{FV}}$ (fig.4.), vil ta opp eventuelle utlekkete miljøgifter fra vannfasen. For å kvantifisere betydningen av opptak gjennom mat ble 20 ål føret med forurensete blåskjell fra Frierfjorden/Croftolmen (FF i fig. 5). Videre lot en 20 ål gå i et kar hvor bunnen bestod av 10-15cm tykt bunnslam fra Gunnekleivfjorden (FS i fig.5). Ålen som graver ganger/huler i sedimentet, vil her være i nesten konstant kontakt med sedimentet og opptaket av miljøgifter er et samlet opptak fra sediment og vann.

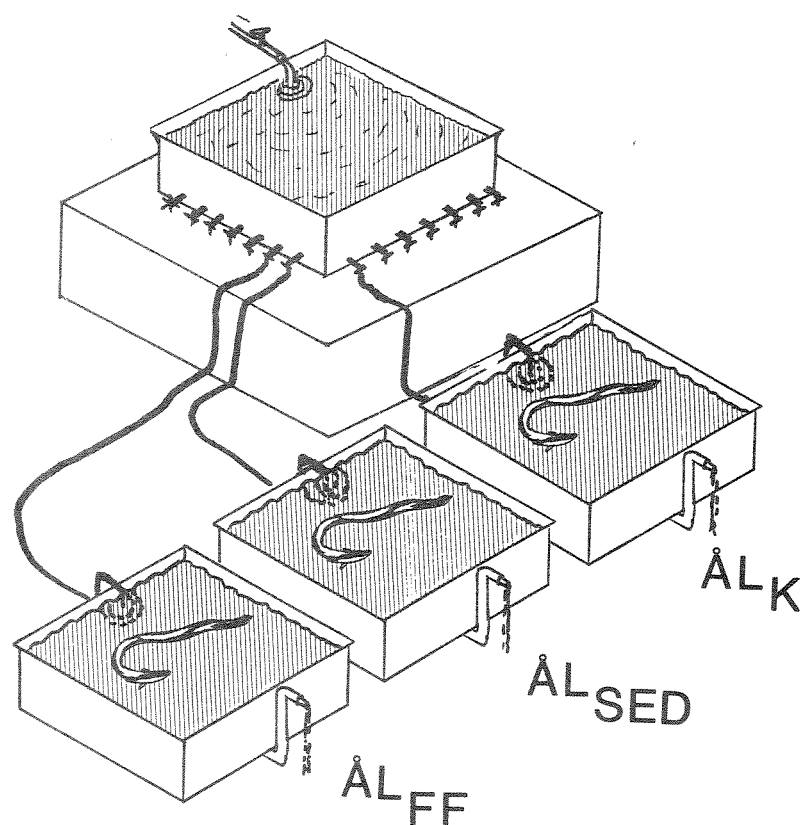


Fig.5. Eksperimentelt opplegg for åleforsøk. (\underline{AL}_K = Ål/kontroll.
 \underline{AL}_{SED} = Ål i fysisk kontakt med Gunnekleivsediment.
 \underline{AL}_{FF} = Ål føret med blåskjell fra Frierfjorden/Croftolmen

Vekst av sjøsalat

Frigivelse av formeringssporer fra sjøsalat (*Ulva lactuca*) vil framskyndes under vekst i forurenset vann. For å undersøke effekten av kontaminert Gunnekleivfjordsediment ble derfor 40 sirkulære utsnitt på hver 24mm i diameter plassert i hver sin petriskål. 20 av skålene fikk rent 40m vann som vekstmedium, mens de resterende 20 skålene fikk kontaminert vann fra H3 som vekstmedium.

Vann ble skiftet en gang pr. uke. Alle skålene ble plassert under lysstoffrør med en lysstyrke på ca. $300 \mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$. En gang pr. uke ble tilvekst målt og grad av sporedannelse ble registrert.

3.3. Metoder

3.3.1. Vannkjemi

Første prøvetaking ble gjort 3. juni - 18 dager etter at vannet var koblet til kassene. Kvikksølvprøver ble tappet på spesialvaskede glassflasker og filtrert gjennom $0,4 \mu\text{m}$ Nuclepore membranfiltre (N_2 trykkfiltrering). Filtrene var syrevasket, vasket med dionisert vann, tørket og veid på forhånd (Sartorius 4503 Micro, veienøyaktighet $1 \mu\text{g}$). Kvikksølv ble bestemt ved gullfelleteknikk - kalddamp AA (Bloom og Creelius, 1983).

Kvikksølvioner i prøven reduseres til metallisk tilstand ved tilsetning av tinn(II)klorid i surt miljø. Kvikksølvdampen drives av med helium som bæregass, og føres via et tørkerør med magnesiumperklorat, gjennom en gullfelle hvor kvikksølvet amalgerer. Kvikksølvet frigjøres ved elektrotermisk oppvarming av gullfellen og drives gjennom en målecelle hvor signalet måles ved kalddamp atomabsorpsjon. (P.E 1100B ombygget til måling med kalddampeteknikk).

Metoden anvendes til sjøvannsprøver og ferskvannsprøver der konsentrasjonen er så lav av kvikksølv ikke kan bestemmes direkte. Deteksjonsgrensen for kvikksølv har vært $2,5 \text{ ng/l}$. Dette er noe høyere enn hva som kan forventes i uforurenset sjøvann ($<1-5 \text{ ng/l}$, Lu et al., 1986), men skulle være tilstrekkelig for målsettingen med dette prosjektet.

Foruten kvikksølv ble det også tappet prøver for analyse av kopper, bly, sink og kadmium ved ett tidspunkt (23. juni). Prøvene ble Freon-ekstrahert (Danielson et al., 1982) og analysert ved atomabsorpsjon. På grunn av lave verdier ble det ikke vurdert nødvendig å følge opp med ytterligere analyser.

Prøver for klororganiske analyser (OCB, HCB, OCS og 10.CB) ble tappet på 5 l glassflasker (glødet og vasket med cyclohexan og acteon). Vannprøvene ble ekstrahert med cyclohexan under omrøring (magnetrorer). Isoproponal ble fjernet ved vanntilsats. Ekstraktene ble etter tørking med natriumsulfat veid for å beregne ekstraksjonsutbyttet. Deretter ble de inndampet i rundkolbe med Vigreuxkolonne 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 30m x 0,32 mm kolonne med 0,25 µm DB-5. Multilevel kalibrering ble benyttet ved kvantifisering.

Deteksjonsgrensen for de respektive komponentene var 1 ng/l.

3.3.2. Biologiske metoder

Mengder

Til analyser av biologisk materiale ble følgende mengder materiale benyttet:

- Blåskjell - 20stk - Alle bløtdeler benyttet.
- Ål - 5stk - Øvre ryggmuskel dissekert ut.

For å bestemme opptak av de organiske miljøgiftene i planktonalger, ble innholdet av organiske komponenter i testvannet bestemt før tilsats av planktonalger og etter at de var filtrert ut en uke etter tilsats av alger. Differansen i klorerte forbindelser ble antatt tatt opp eller festet seg fysisk til planktonalgene.

Kvikksølv - Hg

Kvikksølv i biologisk materiale ble bestemt på frysetørret homogenisert materiale. Følgende prinsipp ligger til grunn for bestemmelse av kvikksølv i biologisk materiale:

Organisk bundet kvikksølv oksyderes til toverdige kvikksølv (Hg^{2+}) under oppvarming med saltpetersyre i en lukket flaske under trykk. Kvikksølvet reduseres deretter til elementær tilstand med tinn(II)-klorid, og drives ut som damp ved hjelp av luft som bæregass. Kvikksølvdampen passerer gjennom en kvartskuvette hvor absorbansen måles ved 253,7 nm (P.E. Coleman-50 Hg-analyser). Norsk Standard 4768.

Organiske forbindelser

Biologiske prøver ble homogenisert og deretter ekstrahert vått ved risting med cyklohexan + isopropanol i forholdet 1:1. Isopropanol ble fjernet ved vanntilsats.

Ekstraktene ble etter tørking med natriumsulfat veiet for å beregne ekstraksjonsutbyttet. Deretter ble de inndampet i rundkolbe med Vigreuxkolonne til lite volum. Ekstraktene ble så behandlet med konsentrert svovelsyre for å fjerne ikke-persistente stoffer.

Tørrestoffinnholdet og oljeinnholdet ble bestemt i biologisk materiale.

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

Bioturbasjon

For å måle hvor stor naturlig bunndyrsaktivitet (bioturbasjon) det var i Gunnekleivsedimentet ble det benyttet et spormateriale som besto av glasskuler med diameter 0.06-0.09 mm (Ballotini grade 15, Jencons (Sci) Ltd.). Disse utgjør en god etterlikning av mineralsand av samme størrelse, og man kan forvente at kulene oppfører seg som annet mineralsk materiale som faller ned på bunnen. Vertikalfordelingen av kuler over tid vil derfor vise omblendingen av det øvrige sediment forårsaket av vannbevegelser, dyrs aktivitet eller andre fysiske påvirkninger. Kulene er dessuten kjemisk passive og lette å identifisere i mikroskop eller lupe.

Den 17 juni ble 15 ml kuler tilsatt hver av kassene H3 og H4 fra Gunnekleivfjorden. Kulene ble suspendert i 500 ml råvann som så ble fordelt så jevnt som mulig ut over vannoverflaten i kassene ved hjelp av en dynkeflaske (hullåpning ca. 1 mm). I det kulene sank gjennom vannet ble fordelingen ytterligere utjevnet og inspeksjon indikerte at kulene var tilfredsstillende jevnt fordelt på sedimentoverflaten (ca. 30 000 kuler cm^{-2}).

Kulefordelingen på overflaten ble inspisert med mellomrom og etter 52 dager (8 september) ble prøver av sedimentet tatt for analyse av vertikalfordeling av kuler. Fem replikate prøver ble tatt etter system for tilfeldig valg av posisjon ned til ca 12 cm ved bruk av en enkel kjerneprøvetaker (perspeksrør med indre diameter 21 mm). Ved å regulere et undertrykk i prøvetakeren ble ikke det løse sedimentet presset sammen eller forstyrret ved innsamlingen. Før prøven ble trukket opp ble et 32 mm rør plassert utenpå prøvetakeren og trykket ned til ca 10 cm dyp. Dette røret ble satt igjen i sedimentet med lokk på for å forhindre forstyrrelse av det omkringliggende sedimentet ved prøvetaking. Prøver ble bare tatt fra H3 i det inspeksjon av H4 viste at kulene fortsatt lå uforstyrret på overflaten av sedimentet.

4. MÅLEPROGRAM.

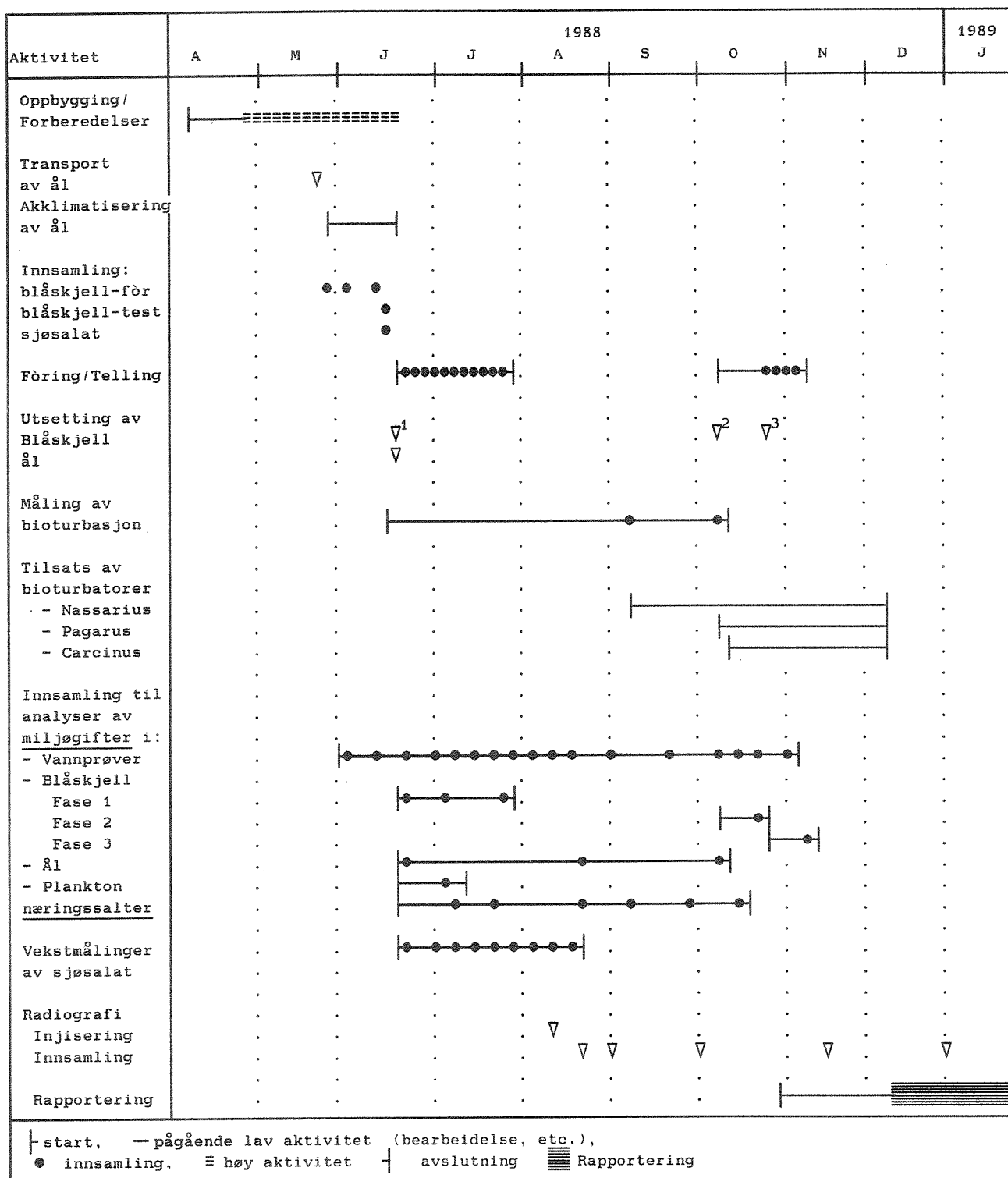
Sedimentene var på plass på Solbergstrand 26. mai og første prøvetaking ble gjort 3. juni - 8 dager etter at vannet var koblet til kassene. Tabell 2 viser tidspunkt for vannprøvetaking, uttak av blåskjell og ål til analyse og tidspunkt for tilsats av bioturbatorer til en sedimentkasse (H3) samt andre aktiviteter.

Det ble analysert både på filtrerte og ufiltrerte vannprøver. Ettersom partikkelmengden i råvannet (headertank) var omtrent den samme som i vannet ut av kassene var det forventet liten forskjell mellom filtrerte og ufiltrerte prøver (se forøvrig rådata i vedlegg).

Det var også en viss variasjon i hvilke sedimentkasser som ble prøvetatt ved de forskjellige tidspunktene. Dette ble etterhvert vurdert som uvesentlig ettersom det ikke kunne registreres forskjeller mellom parallellene som kunne forklares. Ved prøvetaking av seks sedimentflater (50 x 50 cm) i en fjord hvor det er betydelige gradienter i forurensning kan man ikke forvente seks like prøver. Det er imidlertid antatt at gjennomsnittlig frigivelse av miljøgifter fra disse 6 flatene (totalt 1,5 m²) gir et rimelig godt bilde av forholdene på stedet.

Målinger av klororganiske forbindelser fra kontrollsedimentene (Oslofjorden) ble bare utført ved 5 anledninger. Alle måleverdier var lavere enn deteksjonsgrensen (<1 ng/l), og det kunne fastslås at det ikke var mulig å registrere noen frigivelse av klororganiske stoffer fra kontrollsedimentene.

Tabell 2. Tidsplan for forsøkene på Solbergstrand.



5. RESULTATER OG DISKUSJON.

Bunnsedimentenes betydning som forurensningselement er kommet sterkt i fokus de senere år (se f.eks. Dickson et al., 1987 og Thomas et al., 1987). Allerede i 1940-årene viste forskningsresultater at det kan skje en betydelig utveksling av fosfor mellom sedimenter og bunnvann i innsjøer (Mortimer, 1941). Siden ble man oppmerksom på at også miljøgifter kan frigjøres etter at de er avsatt i bunnsedimenter. Viktigst i den sammenheng var oppdagelsen av at kvikksølv kan metylleres i sedimenter og at sedimentert kvikksølv kan være en kilde for kvikksølv i fisk (Beijer og Jerneløv, 1978).

Et tilbakevendende spørsmål er om sedimenter kan betraktes som en potensiell forurensningskilde og hvor stor denne kilden eventuelt er i forhold til andre kilder. Å kvantifisere betydningen av forurensede sedimenter er svært viktig for å kunne vurdere om tiltak er nødvendig og hvilke tiltak som er mest kost-nytte-effektiv.

Forurensede sedimenter kan påvirke det vandige miljø på følgende måter:

1. Diffusjon av miljøgifter fra sediment til overliggende vann. Forutsetter forhøyede nivåer av vedkommende stoff i porevannet i forhold til vannet over (molykulær diffusjon). Dette kan skje ved at stoffer går i løsning etter sedimentering.
2. Mobilisering av miljøgifter fra sedimenter som følge av oppvirvling. Oppvirvlingen kan enten skje ved dyrs fysiske aktivitet (bioturbasjon) eller ved sterk strøm eller bølgeaktivitet. Ved selve oppvirvlingen skjer det enten desorpsjon av miljøgifter knyttet til partikler, frigivelse av porevann eller oksydasjon av reduserte forbindelser.
3. Foruten utlekking av miljøgifter fra sedimenter (1 og 2) kan sedimenterte partikler virke direkte på organismer. Dette gjelder spesielt bunnlevende dyr og dyr som filtrerer vann (f.eks. blåskjell). Akkumulasjon av miljøgifter i bunndyr kan føre til opptak av miljøgifter i fisk som finner sin næring på bunnen (f.eks. flyndre og ål).

5.1. Utlekkingsforsøk.

Kvantifisering av utveksling mellom sedimenter og vann som er gjort tidligere er stort sett basert på statiske forsøk (f.eks. Hall, 1984). En sedimentkjerne bringes til laboratoriet og konsentrasjonsøkningen i vannet over sedimentet måles ved forskjellige tidspunkt. Forsøkene kan gjøres under reduserende eller oksyderende forhold og med eller uten omrøring. Alternativet er å plassere klokker på bunnen som isolerer et sedimentareal og et vannvolum. Vannet over sedimentet prøvetas ved jevne mellomrom og utvekslingsrater kalkuleres (se f.eks. Westerlund et al., 1986). Slike statiske forsøk simulerer naturlige prosesser i mindre grad enn dynamiske forsøk (kontinuerlig gjennomstrømning). Ved forsøksopplegget på Solbergstrand strømmer vann med meget lav hastighet over en sedimentflate, noe som er tilnærmet likt det som skjer i naturen. Slike forsøk i så stor skala som på Solbergstrand er ikke rapportert fra andre steder. Det ble første gang gjennomført slike forsøk på Solbergstrand i 1987 i forbindelse med metallforurensning i indre Sørfjord, Hardanger (Skei et al., 1987). Disse forsøkene viste at bunnsedimentene innenfor et areal på 2,6 km² bidro med følgende metallmengder:

21000	kg sink	pr. år
1800	kg bly	" "
270	kg kopper	" "
140	kg kadmium	" "
0,5	kg kvikksølv	" "

Disse tallene representerer lekkasje av løste metaller når det ikke skjer noen oppvirvling av sedimentene. Ved oppvirvling skjedde en mangedobling i metallfrigivelsen, spesielt for kvikksølv. Av den grunn er det nå besluttet å vurdere tiltak i grunnområdet innerst i Sørfjorden, hvor fysisk forstyrrelse av sedimentene og oppvirvling er mest utsatt.

5.1.1. Sedimentbeskrivelse.

Testsedimentet var grått og meget bløtt. Innholdet av kvikksølv og heksaklorbenzen var 88 mg/kg og 9 mg/kg. Gjennomsnittet for alle overflateprøver i Grunnkleivfjorden var henholdsvis 82 mg/kg og 22,6 mg/kg.

Lokaliteten hvor bokscorerne ble tatt (Fig. 3) er nær sedimentstasjon nr. 3 (se Næs, 1989). Her ble det målt 88 mg/kg kvikksølv, 2,6 mg/kg 5-CB, 9,2 mg/kg HCB, 4,8 mg/kg OCS og 7,5 mg/kg 10-CB i de øvre 5 cm. Dette innebærer at eksperimentene er gjort på sedimenter med likt forurensningsnivå i relasjon til Gunnekleivfjorden når det gjelder kvikksølv og noe lavere nivå når det gjelder klororganiske forbindelser. Gjennomsnittlig Hg-konsentrasjon og HCB-konsentrasjon for alle 31 sedimentstasjoner i Gunnekleiv ble målt til 82 mg/kg Hg og 22,6 mg/kg HCB.

Sedimentets utseende ble beskrevet som grå-sort, finkornet ("softis"-konsistens) med innslag av hvite partier som trolig er magnesiumhydroksydslam eller kalkslam. Det ble ikke registrert lukt av H_2S .

På grunn av sedimentets bløte konsistens bød det på store tekniske problemer å få tatt gode bokscorer-prøver. Tykkelsen av det forurensede laget på stedet hvor bokscorerne ble tatt ble anslått til >50 cm.

5.1.2. Flow-målinger.

Utlekkingsforsøkene startet i juni med relativ stor gjennomstrømming (flow), for så å redusere denne til ca. 24 ml/min. pr. kasse i perioden august-november. Dette gir en oppholdstid i kassene på vel 100 minutter.

Det ble valgt en gjennomstrømningshastighet (flow) i kassene som ikke var så stor at sedimentene ble oppvirvlet og ikke så liten at oppholdstiden i kassene ble så lang at det tærte på oksygenet.

I første tiden av eksperimentet ble det valgt en noe høyere flow enn mot slutten. I juni ble flow målt til vel 60 ml/min. pr. kasse. Man antar at det er vannvolumet under den fysiske sperren (Fig. 4) som utskiftes og dette volumet utgjør ca. 2,5 l. Med en flow på 60 ml/min. blir oppholdstiden på vel 40 minutter. Dette gir en strømhastighet på 1,25 cm/min.

I juli ble flow redusert ned til 26 ml/min. Dette gir en oppholdstid på 96 minutter og en strømhastighet på 0,52 cm/min. For resten av måleperioden (august-november) var flow nokså konstant på 24 ml/min.

(gjennomsnitt av 12 målserier) eller en oppholdstid på ca. 100 min. Rhodaminforsøk utført for å se hvordan vannet strømmer over sedimentene (se fargebilde i vedlegg) viste en strømhastighet på 1.54 cm/min ved 85ml/min flow. Omregnet til en flow på 26 ml/min gir dette en strømhastighet på 0,47 cm/min som er meget nær den teoretiske beregnet ovenfor (0.52cm/min).

Årsaken til at man valgte å kjøre forsøkene med så lav gjennomstrømning var at konsentrasjonene av kvikksølv og klororganiske forbindelser er så lave at det blir deteksjonsproblemer ved høyere flow. Det ideelle er å kjøre slike utlekkingsforsøk med strømhastigheter over sedimentet som er mest lik de naturlige hastigheter på stedet hvor prøvene er tatt. På det tidspunkt hvor utlekkingsforsøkene ble kjørt var strømmålinger i bunnvannet i Gunnekleivfjorden ikke gjort. En strømmåler som ble satt ut noen cm over sedimentflaten på ca. 3 m dyp i Gunnekleivfjorden i desember 1988 - januar 1989, viste strømhastigheter på mindre eller lik 2,0 cm/sek eller ca. 250 ganger større strømhastighet sammenlignet med Solbergstrandforsøkene.

Fig. 6 viser variasjonene i flow over hele måleperioden.

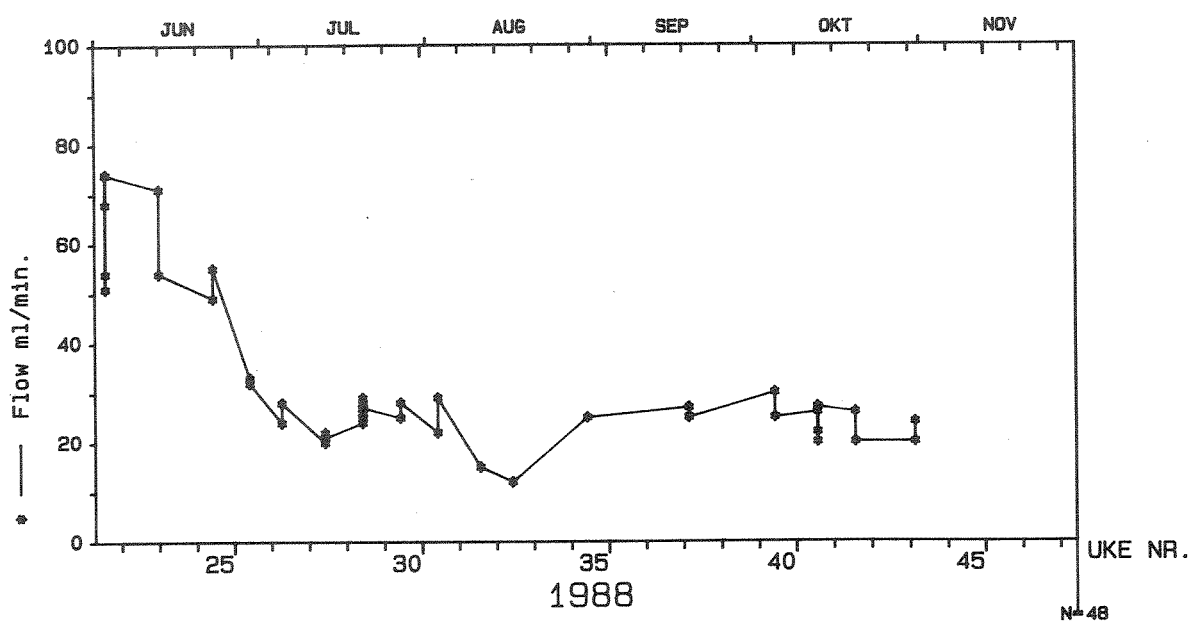


Fig. 6. Variasjoner av flow (gjennomstrømning) over tid.

5.1.3. Oksygen og redoksforhold.

Testsedimentene fra Gunnekleivfjorden er oksisiske i de øvre 1 cm og reduserende under. Dette kan skyldes sedimentenes "softis"-konsistens som vanskeliggjør vertikal diffusjon av oksygen. Målinger av oksygen i vann som har passert sedimentflatene viser ingen tegn på oksygenforbruk.

Redoksforholdene i grensesjiktet vann - sediment og i de øvre 5 cm av sedimentene har stor betydning for stofftransporten mellom vann og sediment. Særlig gjelder dette metaller. Sedimentene i Gunnekleivfjorden har en oksisk overflate med unntak av periodisk reduserende forhold i bunnvannet i de dypeste deler av fjorden (>5 m). Testsedimentene som er brukt på Solbergstrand er tatt fra 3-4 m dyp, og vi må anta at disse aldri har vært utsatt for reduserende forhold i grensesjiktet vann - sediment. Sedimenter fra dette området inneholder 1,5% organisk karbon (C/N ~ 12) og det ble ikke registrert lukt av H₂S under prøvetaking. Det betyr ikke at sedimentene ikke er reduserende under overflaten, men at fritt H₂S ikke er tilstede.

Redoksforholdene (Eh) ble målt i testsedimentene 28.7., to måneder etter at de var kommet på plass på Solbergstrand. Målingene ble gjort ved å presse en platinaelektrode ned i sedimentet og gjøre avlesninger hver cm ned til 8 cm. Glasselektroden (referanse) ble plassert i vannet over sedimentet. Slike målinger er ofte beheftet med stor usikkerhet, ihvertfall hva absolutte tall angår. Derimot kan relative endringer i Eh gi visse indikasjoner. Målinger foretatt i to av parallellene (H1 og H6), som representerer prøver fraktet adskilt med helikopter, viste positiv Eh i de øvre 0-1 cm og negativ Eh i det underliggende sediment (avlesning etter 1 min.). Gjennomsnittlig Eh-verdi i dybdeintervallet 1-8 cm på parallell H1 og H6 var henholdsvis - 231 mV og - 268 mV. Dybdeprofilene er vist på fig. 7.

Forskjellene i Eh-verdier i overflatesedimentene kan trolig forklares med at de prøvene som ble fraktet med helikopter i første hiv ble noe oppvirvlet (H6). Dette førte til kraftig oksygenforbruk i vannet ved at de øvre 1-2 cm ble omblandet. Resultatet var et høyere redokspotensial i overflaten.

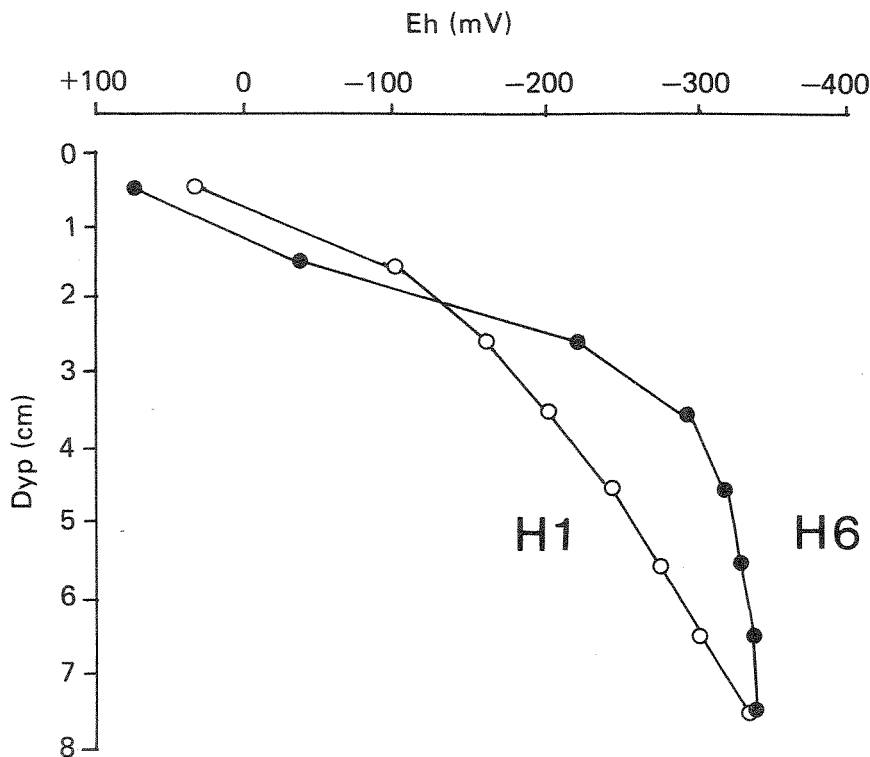


Fig. 7. Dybdeprofiler for Eh på parallellene H1 og H6.

Hvis vi sammenligner med redoksmålinger gjort i Sørfjord-sedimenter som er testet på Solbergstrand, er forskjellene store. I disse sedimentene ble det ikke registrert negative Eh-verdier i de øvre 6 cm (Skei et al., 1987). At Gunnekleivsedimentene er såvidt mere reduserende enn Sørfjord-sedimentene til tross for beskjedent innhold av organisk karbon kan skyldes sedimentenes beskaffenhet. I Gunnekleivfjorden har sedimentene en "softis"-konsistens som gjør diffusjon av oksygen ned i sedimentet vanskelig. I tillegg er Gunnekleivfjorden tilført sulfidholdig slam fra klorfabrikken gjennom mange år.

Det ble også ved et tilfelle (21.7.) målt oksygen i råvann samt i vannprøver fra alle 6 parallellene. I råvannet (headertank) ble det målt 4,95 ml/l O_2 , mens fra de 6 parallele sedimentprøvene ble det målt mellom 5,64 og 6,19 ml/l O_2 (gjennomsnitt: 5,94 ml/l). At oksygenverdiene i det utstrømmende vannet øker når det passerer sedimentflatene må skyldes at oksygen blandes inn i vannet etter at det forlater headertanken. Det betyr også at ved den anvendte

gjennomstrømningshastigheten (flow) og oppholdstiden av vannet over sedimentene skjer det minimalt oksygenforbruk. Vi kan derfor slå fast at forsøkene er kjørt under oksygenerte forhold, i samsvar med hva man kan forvente på ca. 3 m dyp i Gunnekleivfjorden.

5.1.4. Partikkeltransport.

Det ble ikke registrert forskjeller i partikkelmengde i råvannet og i vann som hadde passert Gunnekleivsedimentene. Det skjer derfor ingen oppvirvling av sedimenter ved normal gjennomstrømning. Tilsats av kreps og krabber førte til 17 ganger økning i partikkeltransporten.

Med partikulært materiale menes her partikler som ved trykkfiltrering blir holdt tilbake av et 0,4 µm Nuclepore membranfilter. Mengdene av partikler i utgående vann fra forsøkskassene (x) er

$$x = y + z - w$$

hvor y = mengden partikler i råvannet fra headertanken og z = partikler som eventuelt virvles opp fra sedimentene og w = det som eventuelt måtte sedimentere i kassene.

Det ble målt partikkelmengde i vann fra headertank (y) ved fire tidspunkt i perioden 28.7. - 18.8. Gjennomsnittsmengden var 0,33 mg/l (st.avvik = 0,09). Det er således en meget liten variasjon i partikkelmengden og nivåene er ganske lave. Gjennomsnittlig partikkelmengde i vann ut fra forsøkskasser hvor dyr ikke var tilsatt var 0,36 mg/l (0,17 - 0,59 mg/l, n = 11). Dette innebærer at z og w gjennomsnittlig er omtrent like store og at x = y, dvs. det transporteres omtrent like mye partikler inn som ut av kassene. Det indikerer at med den valgte gjennomstrømning av vann skjer det ingen oppvirvling av sedimentene. Det var heller ikke å vente med den lave vann - gjennomstrømningen som ble valgt (strømhastighet ~ 0.5cm/min). I tillegg kan vi fastslå at den faunaen som eventuelt naturlig er tilstede ikke bidrar til oppvirvling. Her er en betydelig forskjell fra kontrollsedimentene i Oslofjorden. Faunaen i disse sedimentene medførte en tre-dobling av partikkeltransporten ut av kontrollkassen (~7mg/l TSM).

Ved tilsats av gravende snegler (Nassarius) i september skjedde det en reduksjon i partikkeltransporten ut av kassen. Dette skyldes at disse dyrene utskiller et slimlag på overflaten av sedimentene som har en

tendens til å binde partikler. Dermed minker z i ligningen og x avtar.

Ved tilsats av kreps og krabber i oktober derimot skjedde det en kraftig oppvirvling av Gunnekleivsedimentene. Ved tre tidspunkt i perioden 14.10. til 1.11. ble det målt gjennomsnittlig 5,73 mg/l TSM, tilsvarende en 17 ganger økning. I kontrollsedimentene hvor det også ble tilsatt dyr (kreps og krabber) ble det målt mellom 37 og 131 mg/l TSM ut av kassen. En større oppvirvling i kontrollsedimentene enn i Gunnekleivsedimentene kan skyldes at dyrene hadde lettere for å bevege seg i Oslofjordsedimentene. Testsedimentene var av en slik beskaffenhet at dyrene hadde vanskelig for å bevege seg og det oppstod derfor en del dødelighet i starten.

Mengden av partikulært materiale i kanalene ut av Gunnekleivfjorden har variert mellom 1 og 3 mg/l (Molvær, 1989). Ifølge Haver (1982) ble det målt partikkelinnhold i vann ut av kanalene i 1980-81 opp mot 10 mg/l. Det innebærer at de partikkelmengdene man fikk etter tilsats av krabber og eremittkreps ikke er større enn det vi tidvis kan ha i Gunnekleivfjorden.

5.1.5. Frigivelse av næringssalter.

Det ble registrert en transport av nitrogen ut av sedimentene på ca. $1 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Ved oppvirvling av sedimentene ble det målt 6-7 ganger større lekkasje både av fosfor og nitrogen.

Det ble ved to tidspunkt målt næringssaltkonsentrasjoner i råvannet og i vann ut fra hver enkelt kasse. Dette ble gjort for å teste næringssaltenes mobilitet under rådende forhold. I tillegg var det av interesse å se om det kunne registreres betydelige forskjeller mellom parallellene.

Mengden av total nitrogen i juli var 222 $\mu\text{g/l}$ og i oktober 212 $\mu\text{g/l}$ i råvannet. Ut av kassene ble det målt gjennomsnittlig 372 $\mu\text{g/l}$ og 272 $\mu\text{g/l}$ ved de to tidspunktene (variasjon mellom 212 og 465 $\mu\text{g/l}$). Ammonium utgjør bare en meget liten del av total nitrogen - spesielt i oktober, mens nitrat dominerer.

To prøveserier er et spinkelt grunnlag å gjøre fluksberegninger på. Men hvis vi tok utgangspunkt i en konsentrasjonsøkning av total nitrogen på 150 $\mu\text{g/l}$ og den gjennomsnittlige flow er 27 ml/min. gir

dette en fluks på $1 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Hvis vi har en sedimentflate på $0,74 \text{ km}^2$ gir dette et bidrag fra sedimentene på 270 kg nitrogen pr. år når det ikke skjer oppvirvling av sedimentene. Ved oppvirvling ble det målt $1201 \text{ } \mu\text{g/l}$ total nitrogen i vannet, dvs. en økning på $1089 \text{ } \mu\text{g/l}$ eller 7 ganger mere enn uten oppvirvling. Av dette var ca. halvparten ammonium. Dette skyldes sannsynligvis ammonium i porevannet.

Mengden total fosfor i headertanken ble målt til $11 \text{ } \mu\text{g/l}$ i juli og $9 \text{ } \mu\text{g/l}$ i oktober. Den tilsvarende mengden fosfor ut av kassene var henholdsvis $14 \text{ } \mu\text{g/l}$ og $12 \text{ } \mu\text{g/l}$. Det er således ingen signifikant lekkasje av total fosfor ut av Gunnekleivsedimentene under rådende eksperimentelle forhold. Ved oppvirvling derimot skjedde en 6-dobling i fosfortransporten ut av sedimentene, i likhet med nitrogen. Det er nærliggende å tro at disse forholdene skyldes utlekking av porevann med høyt næringssaltinnhold. Sedimentene var som kjent (kap. 5.1.3.) reduserende allerede 1 cm under overflaten.

5.1.6. Kvikksølv-frigivelse fra uforstyrrede sedimenter.

Når Gunnekleiv-sedimentene ikke virvles opp, avgir de mindre enn 1 kg kvikksølv pr. år. Dette er ikke mer enn hva uforurensede fjordsedimenter bidrar med. Temperaturen i vannet kan ha stor betydning for lekkasjen. Frigivelsesratene er høyest om sommeren når vanntemperaturen er høyest.

Eksperimentelt arbeid med kvikksølv-forurensede sedimenter fra Sørfjorden i Hardanger viste liten mobilitet av kvikksølv i sedimentene (Skei et al., 1987). Mens mengde kadmium avgitt fra sedimenter fra et areal på $2,6 \text{ km}^2$ ble beregnet til 140 kg pr. år, var den tilsvarende kvikksølvmengden 0,5 kg. Sørfjordsedimenter som inneholdt 340 mg/kg kvikksølv (4 ganger mer enn testsedimentet fra Gunnekleiv), viste en fluks på $3800 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Dette representerer frigivelse av løste metaller når sedimentene ikke forstyrres (uten oppvirvling). Når Sørfjord-sedimentene ble virvlet opp som følge av tilsats av dyr, økte frigivelsen av kvikksølv med 250 ganger (Skei et al., 1987).

Lekkasjen av kvikksølv fra kontrollsedimentene under Sørfjordeksperimentet i 1987 ble målt til $3500 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ i gjennomsnitt. De samme sedimentene ble under Gunnekleiveksperimentet brukt som kontroll, men lekkasjen var nå redusert til $1000 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$.

Nedgangen i fluksrater fra kontrollsedimentene fra 1987 til 1988 kan skyldes at Gunnekleiv-eksperimentene ble kjørt med vann med saltholdighet som var for lav for dyrene som levde i kontrollsedimentene. Dermed døde en rekke av dyrene i kontrollen, og bioturbasjonen avtok og dermed også den naturlige oppvirvlingen og utlekkingsraten.

I første del av Gunnekleiv-eksperimentet var flow såvidt høy at det ikke ble registrert konsentrasjoner i vannet over testsedimentene som var høyere enn deteksjonsgrensen ($<2,5 \text{ ng/l}$). Fra august ble flow redusert og det ble registrert kvikksølvverdier i intervallet 4 til $12,5 \text{ ng/l}$ (løst). På grunn av de lave konsentrasjonene målt de to første månedene var det ikke mulig å måle reelle utlekkingsrater for denne perioden ($<1000 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$). Fra august til november ble det målt en gjennomsnittlig fluks av løst kvikksølv på $1087 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. Dette er utlekkingsrater som representerer en situasjon uten fysisk forstyrrelse av sedimentene og som ikke er større enn frigivelsen fra kontrollsedimentene. Det går frem av resultatene at vel 50% av kvikksølvet i prøvene forelå i løst form. Sannsynligvis vil løst kvikksølv som avgis fra sedimentene i noen grad adsorberes til partikler som befinner seg i råvannet.

Variasjoner i kvikksølvfluks i perioden august - november er vist på figur 8. Denne viser en nedgang i utlekkingsrater utover høsten fra $3500 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (ufiltrert) i august til ca. $550 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (filtrert) i november.

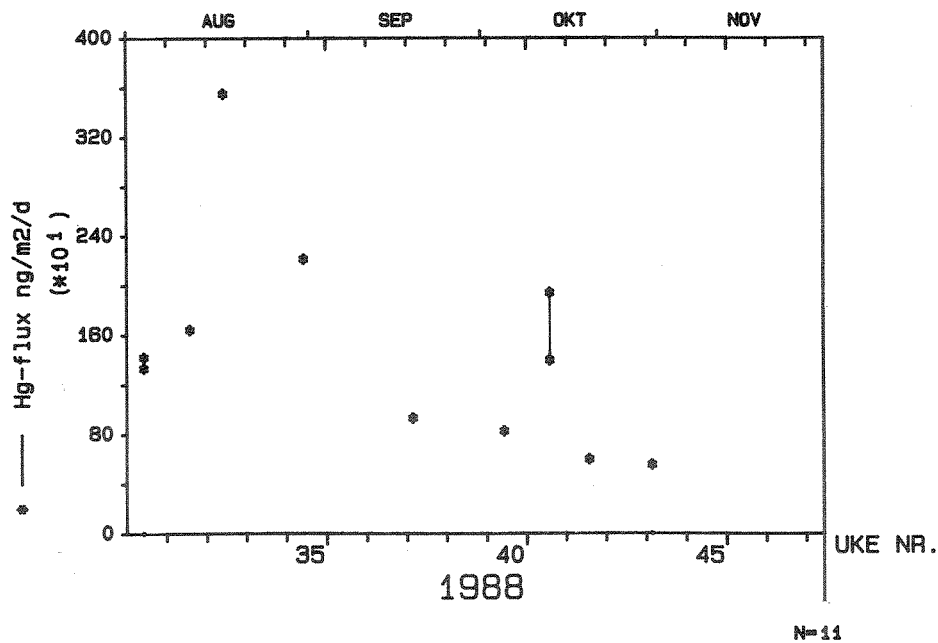


Fig. 8. Variasjon i kvikksølvfluks i perioden august - november 1988 (en høy kvikksølvverdi i begynnelsen av oktober kan skyldes at slangene fra sedimentkassene på det tidsrom ble rengjort.)

Forklaringen på dette kan delvis være nedgang i vanntemperaturen utover høsten og dermed redusert frigivelse av kvikksølv. Temperatur har vist seg å være en sentral faktor for omsetning av kvikksølv i sedimenter (Lindestrøm, 1986). Undersøkelser i Wabigoon -English River, i nærheten av en kloralkalifabrikk i Canada, viste en sterk temperaturavhengig kvikksølvkonsentrasjon i vannet over sedimentet (Parks og Hamilton, 1987, Fig. 9).

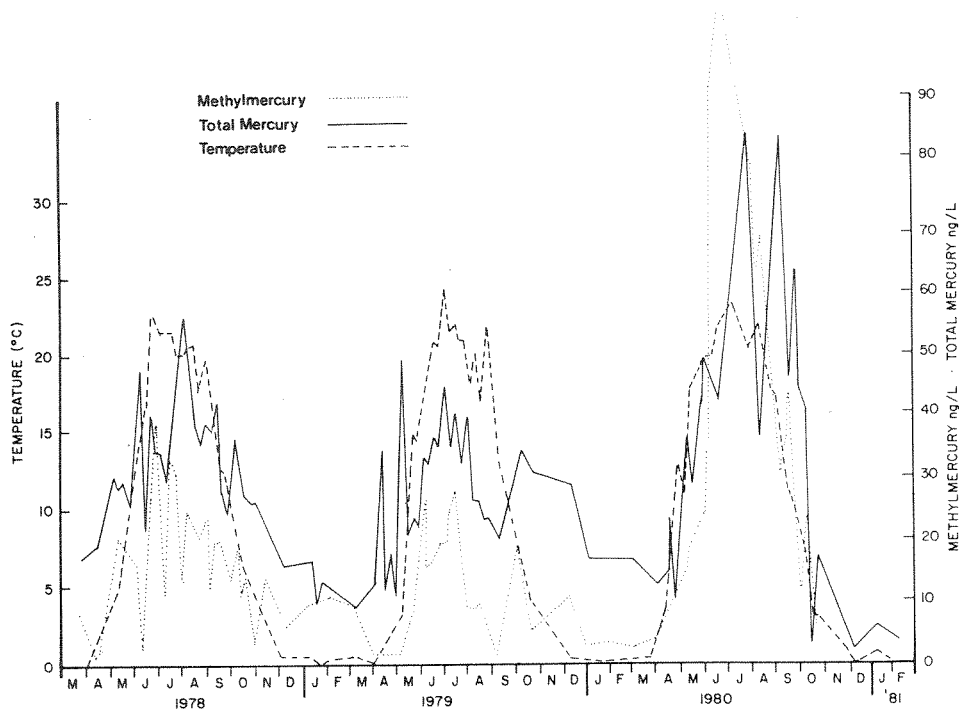


Fig. 9. Sesongvariasjoner i kvikksølvinnhold i vann og temperatur i Wabigoon - English River (etter Parks og Hamilton, 1987).

Ifølge Parks og Hamilton (1987) skyldes denne temperaturavhengigheten endringer i diffusjon, løselighet, biologisk og mikrobiologisk aktivitet. Det bør imidlertid påpekes at Gunnekleiveksperimentene ble kjørt med en vanntemperatur som ikke endret seg mere enn 2⁰C fra august (~10⁰C) til november (~8⁰C). Målinger av kvikksølv i vannmassene i Sørfjorden, hvor sedimentene er kvikksølvforurenset, har alltid vist høyeste verdier på ettersommeren når vanntemperaturen har vært høyest, selv om temperaturvariasjonene har vært små (Skei, unpubl.)

De mengder av kvikksølv som Gunnekleiv-sedimentene avgir er små, selv om vi tar i betraktning sesongvariasjonene nevnt ovenfor (550 - 3500 ng·m⁻²·d⁻¹). En del av kvikksølvet som frigis kan feste seg til partikler i vannet slik at målinger i ufiltrert vann muligens gir et riktigere bilde av kvikksølvlekkasjen. Disse målingene viste en gjennomsnittlig fluks på ca. 2500 ng·m⁻²·d⁻¹. Betydelig frigivelse av kvikksølv fra sedimenter fra Bellingham Bay, utenfor en kloralkali fabrikk, ble påvist av Bothner et al., 1980. Her var oksygenverdiene i overgangen vann - sediment lav og kvikksølvinnholdet i porevannet ekstremt høye (3500 ng/l). Fra oksiske sedimenter ble det ikke registrert noen kvikksølvfrigivelse.

Hvis vi tar utgangspunkt i en lekkasje på $2500 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ bidrar de forurensede sedimentene i Gunnekleivfjorden (overflateareal $0,74 \text{ km}^2$, se Næs, 1989) med 675 g pr. år . Dette representerer det naturlige bidrag og bidrag som skyldes forurensning under perioder hvor det ikke skjer noen oppvirvling av sedimentene. Det gjennomsnittlige innhold av partikulært materiale i vannet i perioden august - november var $0,45 \text{ mg/l}$. Til sammenligning er det målt TSM-verdier hovedsakelig mellom 1 og 4 mg/l i Gunnekleivfjorden i 1988 (Se Molvær, 1989).

5.1.7. Frigivelse av klororganiske forbindelser fra uforstyrrede sedimenter.

Frigivelsen av klororganiske forbindelser fra sedimentene er styrt av enkeltkomponentenes vannløselighet og konsentrasjon i sedimentet. HCB-fluksen er beregnet til $< 0,5 \text{ kg pr. år}$ for hele Gunnekleivfjorden. Fluksen av 5CB og OCB utgjorde ca. $1/3$ av HCB fluksen og 10CB-fluksen mindre enn $1/4$, sammenlignet med HCB.

Kunnskapen om hvordan klororganiske forbindelser i sedimenter oppfører seg er mangelfull. De fleste organokloriner er kjennetegnet ved lav vannløselighet og noe høyere lipid-løselighet (Koch og Marquenie, 1982) og de opptrer i sedimenter avsatt etter siste verdenskrig (Hom et al., 1974). Målbare konsentrasjoner av HCB i porevann ($1-20 \text{ ng/l}$) i kontaminerte Rhin-sedimenter ($100-400 \text{ mg/kg}$) tyder på at det foregår en utløsning av HCB i sedimentene etter at de er avsatt (Duinker og Hillebrand, 1979).

De fire komponentene som er bestemt har en vannløselighet i følgende rekkefølge: Pentaklorbenzen (5CB) > hexaklorbenzen (HCB) > oktaklorstyren (OCS) > dekaklorbifenyl (10-CB). Løseligheten er således avhengig av kloreringsgraden; jo høyere klorering, jo lavere vannløselighet.

Frigivelsen av HCB fra sedimentene varierte betydelig over tid (Fig. 10). HCB-fluks basert på ufiltrerte prøver varierte mellom 520 og $3318 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (gjennomsnitt: 1360) i perioden juni - august. HCB-fluks basert på filtrerte prøver i perioden september - november varierte mellom 449 og $1182 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (gjennomsnitt: 914). Alle disse målingene representerer perioder hvor det ikke skjedde noen oppvirvling av sedimentene. Målinger i kontrollen gav ikke verdier

over deteksjonsgrensen på enkeltkomponenter på 1 ng/l og vi kan anta at det naturlige bidraget var tilnærmet 0.

Det ser ikke ut til å være noen sammenheng mellom HCB-fluks (ufiltrert) og TSM-fluks. Det tyder på at mesteparten av HCB i prøvene foreligger løst, men at en del av det frigitte HCB festet seg til partikler som naturlig fulgte vannet. De store svingningene i HCB-fluks som ble observert er vanskelig å forklare. Det var en tendens til nedgang i fluksrater over tid. Hvis vi korrelerer HCB-fluks med Hg-fluks ser vi at det er liten og ingen samvariasjon ($R = 0,32$, Fig. 11). Det betyr at det ikke ser ut til å være de samme prosessene som styrer frigivelsen av kvikksølv og klorerte forbindelser.

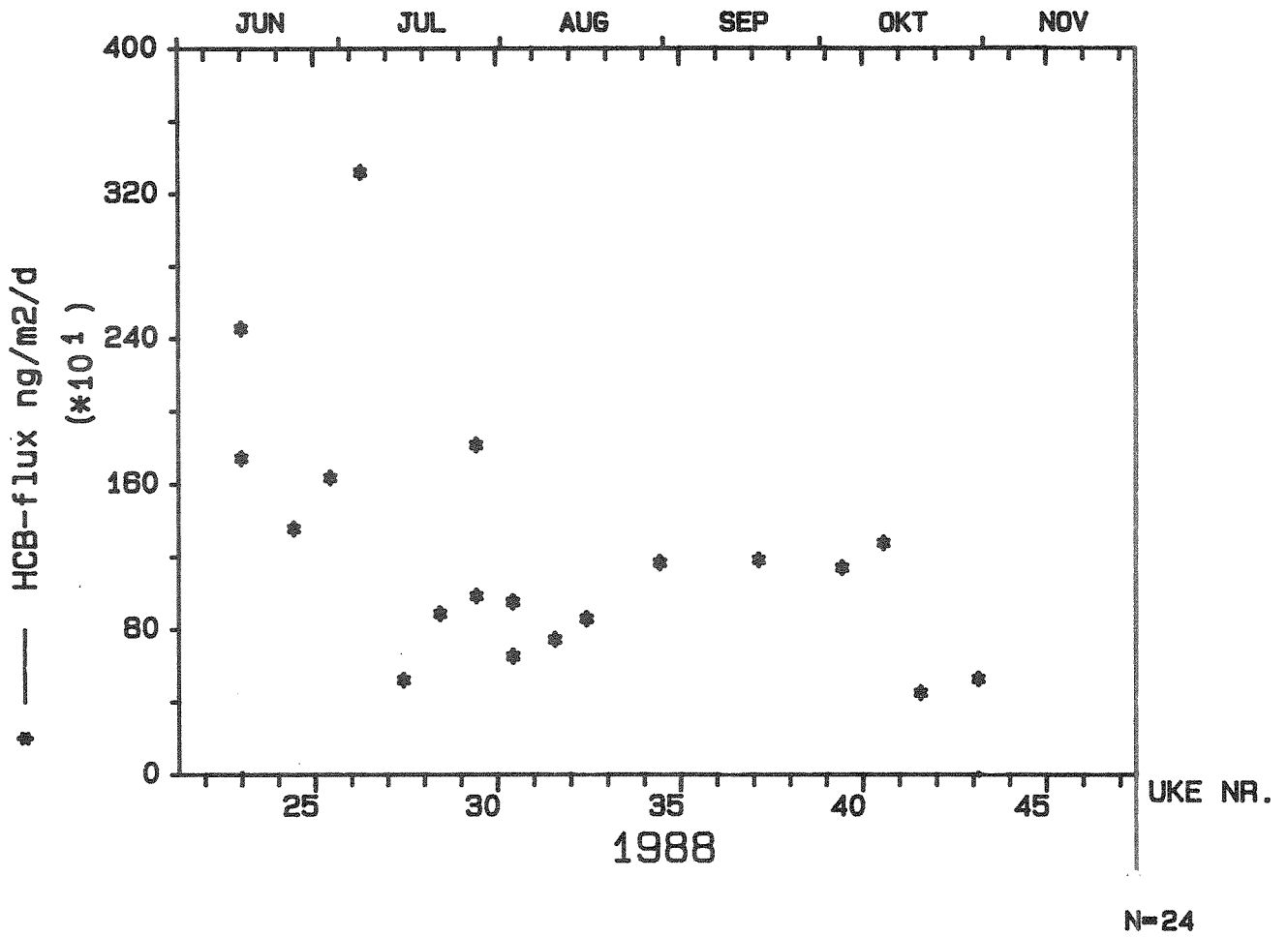
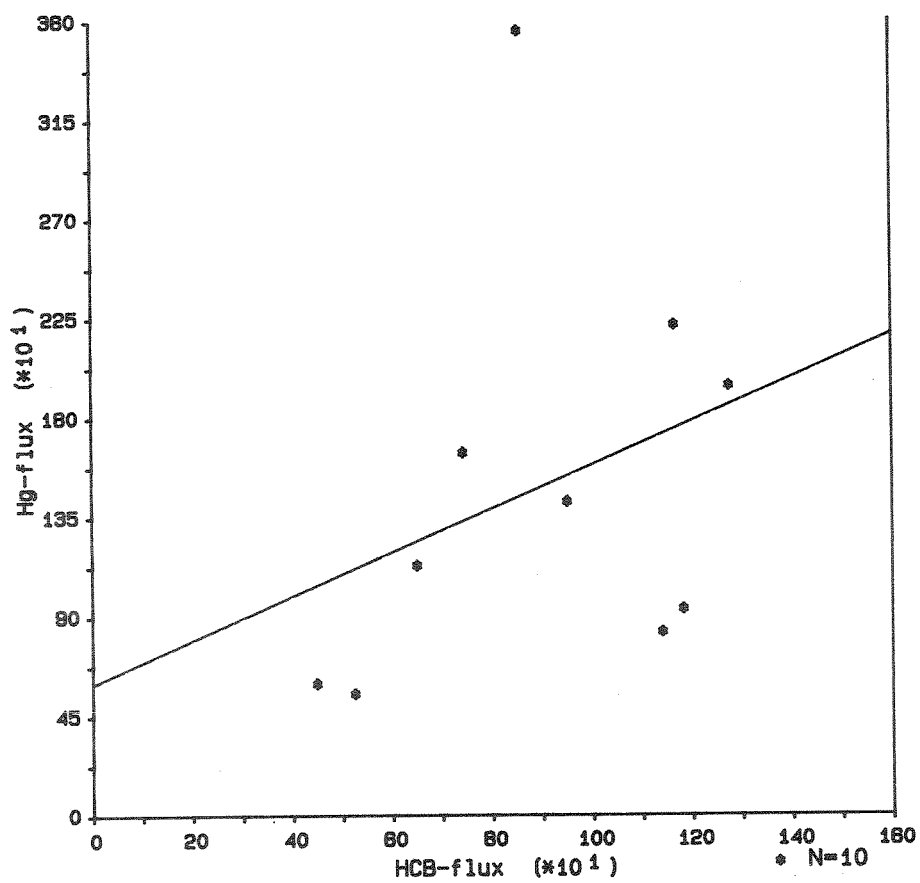


Fig. 10. Variasjon i HCB - fluks i perioden juni - november 1988.



$$Y = 0.99X + 598.57 \quad R = 0.32 \quad P_{\leq} 1.000 \quad SD = 0.99$$

Fig. 11. Korrelasjon mellom HCB-fluks og Hg-fluks fra sedimenter ($\text{ng} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$).

Hvis vi tar utgangspunkt i gjennomsnittsverdien for HCB-fluks (ufiltrert, $n = 14$) gir dette ca. 360 g pr. år eller i underkant av halvparten av Hg-fluksen. Dette representerer en situasjon uten oppvirvling av sedimentene i Gunnekleivfjorden.

Frigivelsesratene for 5CB følger nøye ratene for HCB (Fig. 12).

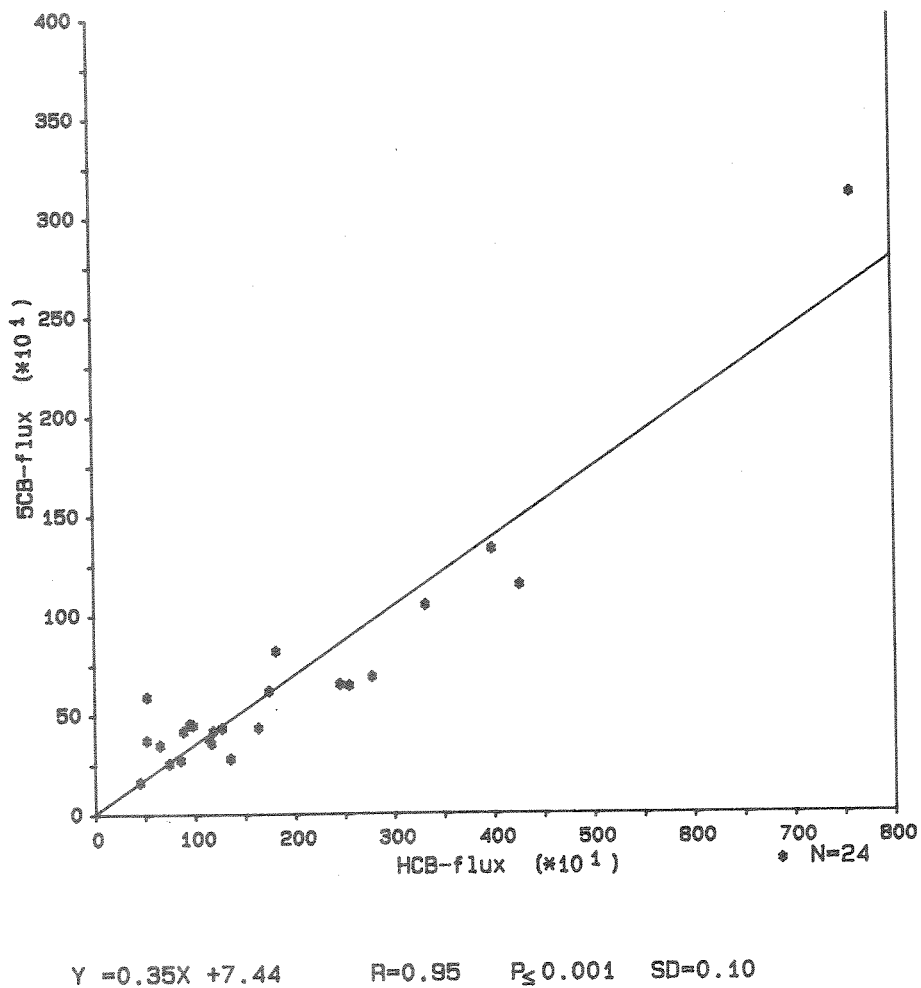


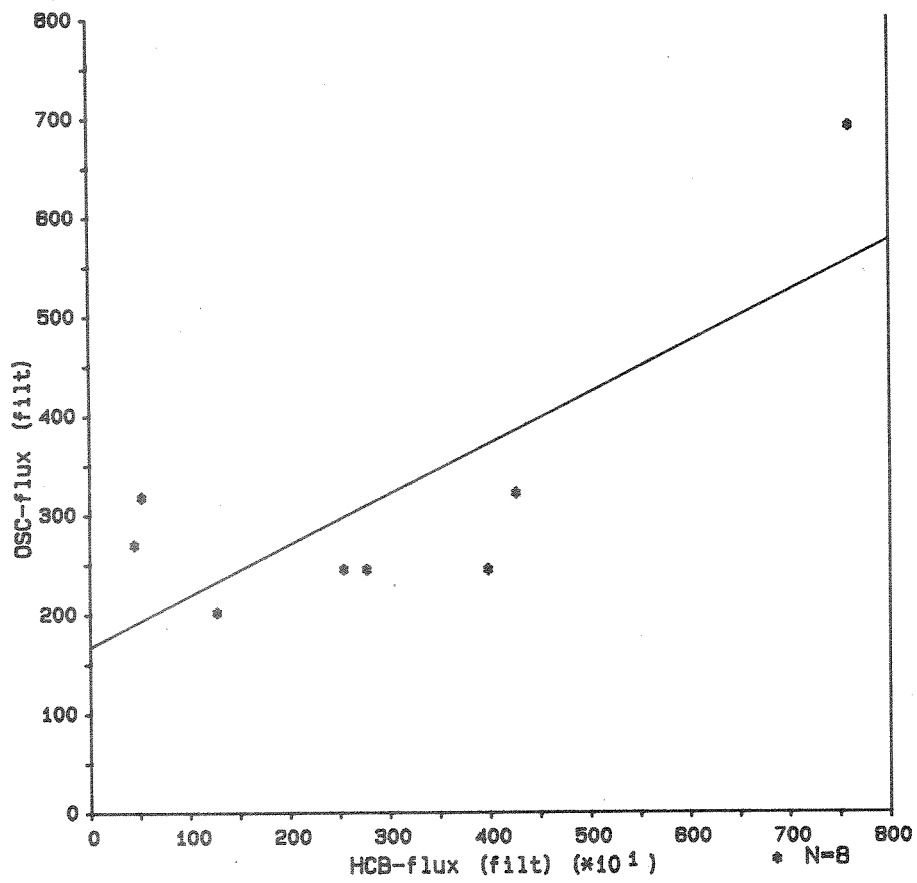
Fig. 12. Korrelasjon mellom HCB-fluks og 5CB-fluks for sedimentene ($\text{ng} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$).

En korrelasjonskoeffisient på $R = 0,95$ for hele datasettet (filtrert/ufiltrert) tyder på at disse komponentene oppfører seg likt i sedimentene med unntak av at HCB-fluksen var ca. 3 ganger større enn 5CB-fluksen. Dette innebærer at frigivelsesraten ikke bare er avhengig av vannløseligheten, men også konsentrasjonen i sedimentet. Sedimentene nær det stedet hvor bokscorerne ble tatt (stasjon 3, Næs, 1989) inneholdt 3,5 ganger så mye HCB som 5CB i overflaten. Omregnet til total mengde 5CB frigitt fra Gunnekleivsedimentene (areal = $0,74 \text{ km}^2$) på årsbasis representerer dette ca. 130 g 5CB.

OCS-innholdet i sedimentet som er testet er ca. halvparten så høyt som HCB-innholdet. Gjennomsnittlig OCS-fluks ble målt til ca. $470 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ basert på ufiltrerte prøver ($n = 14$) og $317 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ basert på filtrerte prøver ($n = 8$). Dette er omtrent samme frigivelsesrate som for 5CB til tross for at vannløseligheten er noe lavere for OCS. Til gjengjeld er OCS-konsentrasjonen i testsedimentet nesten dobbel så høy som 5CB-konsentrasjonen. Dette tyder på at utlekkingsraten av disse forbindelsene er avhengig både av vannløselighet og av konsentrasjon i sedimentene.

Korrelasjonen mellom HCB-fluks og OCS-fluks basert på filtrerte prøver, viste en korrelasjonskoeffisient på $R = 0,78$ (Fig. 13).

Fluksen av 10-CB ut av sedimentene var meget lav. Målinger gjort de to første månedene av eksperimentet (juni - juli) gav 10-CB-verdier under deteksjonsgrensen på 1 ng, sannsynligvis på grunn av relativ høy flow. I perioden august - oktober ble det ved tre anledninger målt 10-CB-verdier over deteksjonsgrensen som ga en fluks i intervallet 233 - $300 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ eller vel halvparten så stor som OCS-fluksen. 10-CB's høye kloreringsgrad gjør denne komponenten lite vannløselig. Dette kan stort sett forklare de lave fluksverdiene.



$$Y = 0.05X + 167.67 \quad R=0.78 \quad P \leq 0.050 \quad SD=0.04$$

Fig.13. Korrelasjon mellom HCB-fluks og OCS-fluks fra sedimentene (filtrerte prøver).

5.1.8. Fysisk forstyrrelse av sedimentene - innvirkning på frigivelsesrater.

En oppvirvling av overflatesedimentene fører til økt frigivelse både av løst kvikksølv og klororganiske forbindelser. Kvikksølv og klororganiske forbindelser ser ut til å frigjøres både via porevann og ved desorpsjon på overflaten av partikler. En oppvirvling som tilsvarer en 5 gangers økning i partikkelinnhold gir en økning i Hg-fluks og HCB-fluks med en faktor på henholdsvis 33 og 3 basert på filtrerte prøver (løste forbindelser).

Forsøkene ble normalt kjørt med en flow som var såvidt lav at sedimentene ikke ble oppvirvlet. Dette ble konstatert ved at konsentrasjonen av TSM var omtrent den samme i headertanken som i det vannet som hadde passert sedimentflatene. De fluksene som ble registrert under disse forholdene må representere diffusjon og eventuelt det som den naturlige bunndyrfaunaen bidrar med i mobiliseringen av miljøgifter i sedimentene (bioturbasjonen var forøvrig meget lav, se 5.2.1.).

Eksperimenter med Sørfjord-sedimenter viste at fysisk forstyrrelse av sedimentene forårsaket av dyr (eremittkreps og snegler) førte til en kraftig økning i transporten av metaller fra sediment til vann både i løst og partikulær form (Skei et al., 1987). Innvirkningen på kvikksølv-fluksen var ekstrem med en økning i frigivelsesraten på 250 ganger av løst kvikksølv (dette sedimentet inneholdt 343 mg/kg kvikksølv). Økningen i partikkeltransporten var tilsvarende 110 ganger. Det var således ikke liniæritet mellom frigivelsesrate og turbiditet i vannet, selv om det var en sammenheng. Det skyldes trolig at økning i frigivelsesraten av løst kvikksølv ved oppvirvling har minst to årsaker:

- (i) Ved oppvirvling blandes porevann med høyt Hg-innhold inn i vannet over sedimentet (effekten er kortvarig).
- (ii) Ved oppvirvling vil det skje en desorpsjon av Hg fra partikler ved at de fysiokjemiske forholdene på partiklens overflate endrer seg (vedvarende effekt).

I naturlige sedimenter kan fysisk forstyrrelse av sedimentoverflaten foregå ved følgende prosesser:

- (i) Bioturbasjon (dyrs gravende virksomhet).
- (ii) Bunnfisk (aktivitet av f.eks. flyndre, ål, etc.)
- (iii) Vind, strøm og bølger.
- (iv) Undersjøiske ras (turbiditetsstrømmer).
- (v) Båttrafikk (propellaktivitet).
- (vi) Entreprenørvirksomhet (rørlegging, undersjøiske konstruksjoner, deponering av masse, etc.).
- (vii) Gassutvikling i sedimentene (gassbobler).

Ved simulering av sedimentforstyrrelse valgte man å tilsette dyr med forskjellig aktivitet på sedimentflaten. Dette ble vurdert som enklere enn å simulere noen av de andre faktorene opplistet ovenfor. Man valgte å tilsette først muddersnegl (Nassarius) som graver seg ned i sedimentet uten å virvle opp mye materiale. Den gravende aktiviteten vil imidlertid kunne øke innblanding av porevann til det overliggende vann (pumpe-effekt). Muddersneglene utsondrer dessuten et slimlag på sedimentets overflate som reduserer muligheten for oppvirvling. Som resultat ble det observert en lavere TSM-konsentrasjon i vannet over sedimentet enn i headertanken (partikler fester seg til slimlaget). Det ble gjort målinger av vannkvalitet ved to anledninger etter at muddersneglene ble tilsatt kasse H3 (20.9. og 6.10.). Konsentrasjonen i vann fra kasse H3 ble sammenlignet med konsentrasjonene i vann fra de andre 5 parallellene (filtrerte prøver).

Resultater av kvikksølv-målingene viste meget liten forskjell mellom H3 og de andre hvor muddersnegl ikke var tilsatt:

Dato	H3	H1, 2, 4, 5, 6 (ng·m ⁻² ·d ⁻¹)
20.9.	1152	933
6.10.	821	829

Det kan dermed slås fast at den gravende virksomheten som muddersneglen forårsaket ikke medførte særlig økt kvikksølvfluks fra sedimentene. En liten økning 12 dager etter tilsats av snegl kan tyde på at vi ser en effekt av innblanding av porevann. Det er mulig at prøvetaking like etter tilsats av snegler ville ha avslørt et maksimum i utlekking pga. porevanninnblanding. Denne effekten forsvinner raskt og det må bygge seg opp en ny porevannsgradient igjen før dette vil gi seg utslag på vannkvaliteten over sedimentet.

Etterpå ble det tilsatt eremittkreps og krabbe til samme sediment (kasse H3). Disse dyrene beveger seg både på overflaten og graver seg delvis ned. Denne aktiviteten vil normalt forårsake en kraftig oppvirvling og en økt turbiditet i vannet. I Gunnekleiv-sedimentene derimot var sedimentet av en slik beskaffenhet at dyrene hadde vanskelig for å bevege seg. Av den grunn ble den fysiske aktiviteten redusert og en del av dyrene simpelthen døde og måtte erstattes av nye. Det ble gjort vannkvalitetsmålinger ved tre anledninger (14.10., 21.10. og 1.11.) i både H3 og de andre parallellene (filtrert og ufiltrert). Dette ga følgende resultat:

Filtrert.

Dato	H3	H1, 2, 4, 5, 6 ($\text{ng}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)
14.10.	64627	1944
21.10.	21658	599
1.11.	18432	553

Ufiltrert.

Dato	H3	H1, 2, 4, 5, 6 ($\text{ng}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)
14.10.	419098	1400
21.10.	873216	3819
1.11.	-	-

Den tilsvarende partikkelfluksen (TSM-fluks) fra H3 for disse tre tidspunktene var 310, 906 og 709 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. Sammenlignet med partikkelfluks fra de kassene hvor dyr ikke var tilsatt, tilsvarer dette en økning på henholdsvis på 3, 18 og 9 ganger. Fluksen av løst kvikksølv økte tilsvarende med 33, 36 og 33 ganger når dyr ble tilsatt. Dette betyr at økningen i fluks av løst kvikksølv som følge

av oppvirvling ikke primært er avhengig av grad av oppvirvling (dvs. turbiditet i vannet). Som eksempel kan nevnes at når partikkelfluksen økte med en faktor på 3 økte fluks av løst kvikksølv med en faktor på 33. Når partikkelfluksen økte med en faktor på 9 i forhold til prøver hvor dyr ikke var tilsatt, var økningen i kvikksølvfluks fortsatt den samme (33).

Turbiditeten i vannet i kasse H3 var ikke ekstrem høy. Ved de tre tidspunktene hvor målinger ble gjort ble det registrert henholdsvis 3,2, 7,9 og 6,2 mg/l TSM. I henhold til Haver (1982) er det tidligere registrert TSM-verdier i intervallet 1 - 10 mg/l i Gunnekleivfjorden. Målinger i 1988 i kanalene og i selve fjorden viste verdier stort sett i intervallet 1 - 4 mg/l (Molvær, 1989).

Hvis vi tar utgangspunkt i fluks basert på filtrerte prøver (dvs. løst kvikksølv) og forutsatte at sedimentene på vanndyp mindre enn 3,5 m (terskeldyp i Kulltangen) er utsatt for oppvirvling, tilsvarer dette et bidrag fra sedimentene på 4,7 kg pr. år (basert på en oppvirvling som gir 3,2 mg/l TSM i vannet og en sedimentflate på 0,2 km²). Dette forutsetter en konstant oppvirvling i grunnområdet i Gunnekleivfjorden hele året, noe som neppe er sannsynlig. Hyppigheten av oppvirvling vil imidlertid avhenge av hvilke mekanismer som forårsaker oppvirvlingen (se s. 50). Ved en oppvirvling vil, foruten frigivelse av løst kvikksølv, transporten av partikkelbundet kvikksølv øke. Tar vi utgangspunkt i målingene 14.10 og 21.10 og beregner fluks ut fra ufiltrerte prøver ville bidraget fra sedimentene være 0.3 - 0.6 kg kvikksølv pr.dag (løst og partikulært). Årsaken til den kraftige økningen i transportverdier når den partikulære fraksjonen tas med må være at de partiklene som virvles opp på denne måten er meget små og har et ekstremt høyt kvikksølvinnhold (beregnet til ca. 1000 mg/kg). Det er imidlertid usikkert hvor lenge en slik oppvirvling vil vare. Konsentrasjonen av kvikksølv i partikler frafiltrert vannprøver fra selve Gunnekleivfjorden og i kanalene i 1988 (Molvær, 1989) viste konsentrasjoner mellom 2 og 7 mg/kg i kanalene og 13 - 15 mg/kg i bunnvannet i fjorden. Dette innebærer at på de tidspunktene hvor vannprøver ble tatt i 1988 var det bortimot ingen oppvirvling av sedimentene. Det partikulære materialet i prøvene hadde dermed et annet opphav. Transporten av totalt kvikksølv vil derfor være sterkt avhengig av graden av oppvirvling. Det bør påpekes at frigivelse av løst kvikksølv ser ut til å være lite beroende på oppvirvlingsgraden og at enda mindre oppvirvling trolig vil gi omtrent samme resultat.

Effekten av oppvirvling på frigivelsesraten av klororganiske forbindelser ble også testet.

Ved tilsats av muddersnegl ble følgende endring i HCB-fluks registrert:

Filtrert.

Dato	H3	H1, 2, 4, 5, 6 ($\text{ng}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)
20.9.	2549	1182
6.10.	2779	1140

I motsetning til kvikksølv som ikke viste noen stor respons på tilsats av gravende muddersnegl, viste HCB en klar økning i fluks (dobling). Ettersom disse sneglene ikke forårsaket økt turbiditet i vannet over sedimentet, er det grunn til å tro at økningen i frigivelsesraten av løst HCB skyldes frigivelse av porevann med forhøyet HCB-innhold (se feks. Duinker og Hillebrand, 1979).

Hvis vi tar utgangspunkt i en fluksrate på $2500 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ tilsvarer dette et bidrag fra sedimentene i Gunnekleivfjorden på 675 g pr. år. Dette representerer en situasjon hvor sedimentene ikke virvles opp, men hvor dyr graver i sedimentet.

De andre klororganiske komponentene (med unntak av 5CB) viste liten respons på tilsats av muddersnegl. 5CB-fluksen økte med en faktor på 1,5-1,8 ved tilsats av dyr.

Målinger gjort etter at eremittkreps og krabber ble tilsatt, ga følgende resultat for HCB:

Filtrert.

Dato	H3	H1, 2, 4, 5, 6 ($\text{ng}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)
14.10.	3985	1275
21.10.	4262	449
1.11.	7603	525

I likhet med kvikksølv ble det registrert en kraftig økning i fluksen av HCB fra sedimentene da disse ble oppvirvlet. I forhold til kassene hvor dyr ikke ble tilsatt, økte fluksen med henholdsvis en faktor på

3, 9 og 14 ved de tre tidspunktene. En økning i fluksraten med tiden kan indikere at desorpsjon fra partikler som stadig virvles opp dominerer over porevannsinnblanding som mekanisme for økt fluks. Hvis oppvirvling er en vedvarende prosess i Gunnekleivfjorden vil sedimentene bidra med størrelsesordenen 1 - 2 kg HCB pr. år. Til sammenligning er dagens (1988) utslipp fra magnesiumproduksjon på Hydro ca. 50 kg til Gunnekleivfjorden.

Tilsvarende beregninger for de øvrige klororganiske komponentene som ble analysert, viser mindre fluksøkning enn for HCB. Nærmest kommer 5CB som viser en fluksøkning med en faktor på 3 - 7 ved oppvirvling av sedimentene. Både OCS og 10-CB ser ut til å være sterkt bundet til sedimentene og at de mobiliseres i svært liten grad. At transporten av HCB fra sediment til vann er større enn 5CB, tross lavere vannløselighet, kan skyldes at HCB forekommer i sedimentene i høyere konsentrasjoner enn 5CB.

Forsøkene med oppvirvling av sedimentene har klart vist at dette øker frigivelsesratene både til kvikksølv og klororganiske forbindelser. Forsøkene har samtidig vist at grad av frigivelse av løste forbindelser ikke direkte er avhengig av grad av oppvirvling. Dette innebærer at selv en liten økning i turbiditet som følge av fysisk forstyrrelse av overflatesedimentene kan bidra til et betydelig forurensningsbidrag til vannmassen over sedimentet. Denne miljøtrusselen forsterkes når sedimentene ligger på grunt vann og nær områder hvor det foregår en rekke menneskelige aktiviteter (f.eks. båttrafikk). Ved å øke partikkelmengden i vannet fra 0,6 mg/l til 3,2 mg/l økte sedimentenes bidrag av løst kvikksølv med en faktor på 33 og for HCB med en faktor på 3. I tillegg kommer transporten av små partikler med høyt forurensningsnivå som langt overskrider transporten av løste forbindelser.

Det bør imidlertid påpekes at det ikke er rimelig å overføre disse resultatene fra oppvirvlingstestene direkte på Gunnekleivfjordens totale overflateareal. Det sedimentarealet som jevnlig kan tenkes å bli utsatt for fysiske forstyrrelser, er arealet på vanddyp mindre enn terskelnivå i Kulltangen (<3,5 m). Dette arealet utgjør 0,2 km² eller mindre enn 30% av det totale bunnarealet. I tillegg er det vanskelig å forutsi frekvensen av oppvirvling.

5.2. Biologiske forsøk

5.2.1. Bioturbasjon

Bioturbasjon er betegnelsen på den omrøring av bunnsedimenter som forårsakes av dyrs aktivitet, enten ved at de graver i sedimentet og pløyer seg fram eller ved at de spiser sediment som så deponeres et annet sted som avføring. Bioturbasjon er en prosess med stor betydning for utskifting av materiale i det biologisk aktive sjikt av sedimentet. På godt norsk kunne man kalle dette for "metemark-effekten".

Relasjonen bioturbasjon miljøgifter går to veier.

1. Miljøgiftene virker inn på sammensetningen av bunnfaunaen og derved indirekte på bioturbasjonen ved at dyra forvinner eller endrer aktivitet. Konsekvensen kan bli stabilisering av sedimentet, lav utskifting av porevann og evt. stagnerende forhold.

2. Bioturbasjonen vil resultere i vertikaltransport av bunnmateriale. Sediment og porevann fra dypere lag transporteres til overflaten og nylig sedimentert materiale begravnes.

Målet med denne del av undersøkelsen var 1) å estimere hvor tykt lag av sedimentet som ble påvirket av en eventuell naturlig bioturbasjon i Gunnekleivfjorden, og 2) å måle effekten av øket bioturbasjon på utlekking og biotilgjengelighet av miljøgifter. (kap. 5.1.8.) To grader av bioturbasjon ble tilstrebet: svak omveltning og resuspensjon.

Figur 14 viser vertikalfordelingen av spormateriale (glasskuler) ved to forskjellige tidspunkter i kasse H3 fra Gunnekleiv. Etter 52 dager med bare naturlig bioturbasjons-intensitet kunne man spore kuler ned til 15 mm dyp, men 95 % av spormaterialet var fortsatt i de øvre 5 mm. Dette viser at sedimentet i H3 hadde en viss naturlig bioturbasjon, men at denne var meget svak og begrenset til sedimentoverflaten. I kasse H4 som også ble tilsatt spormateriale, lå dette fortsatt uforstyrret på overflaten etter 52 døgn, og det var ingen tegn på biologiske aktivitet i sedimentet.

Tilførsel av muddersnegl ga en tydelig omveltning av overflatesedimentene, og analyse etter 28 dager viste at mengde

spormateriale var øket i alle sjikt ned til 30 mm dyp. Det var fortsatt en klar gradient i mengder kuler med dyp og ca. 70 % av kulene fantes i de øvre 5 mm. Dette viser at materiale fra de øvre 30 mm kan ha blitt ført til sedimentoverflaten, men at vertikalomveltningen har vært relativt beskjeden, noe som sannsynligvis har sammenheng med at sneglenes bevegelse vesentlig er horisontal.

Observasjon av sneglenes aktivitet indikerte at de beveget seg lite utenom de peroder de ble stimulert til å grave seg opp, og at bioturbasjonsintensiteten gradvis ble redusert over tid. Antallet snegl som lot seg stimulere gikk også gradvis ned i løpet av eksperimentet, og ved avslutning 8. desember fantes ingen levende individer i eller på sedimentet. Også eremittkrepsene viste en betydelig dødelighet, spesielt de første dagene etter overførsel til kasse H3. Turbiditeten i vannet viste videre at aktiviteten hos eremittkrepsene i H3 var klart lavere enn i kontrollsedimentet. Lavere aktivitet og høy dødelighet kan skyldes flere forhold. Sedimentet i H3 var meget bløtt og siltig og krepsdyra hadde vanskelig for å holde seg på overflata og holde gjellene rene for mineralpartikler. Man må også forvente at det høye innhold av miljøgifter har hatt en negativ betydning og at redusert saltholdighet som stressfaktor både i test- og kontrollsedimentet kan ha forsterket disse negative effektene.

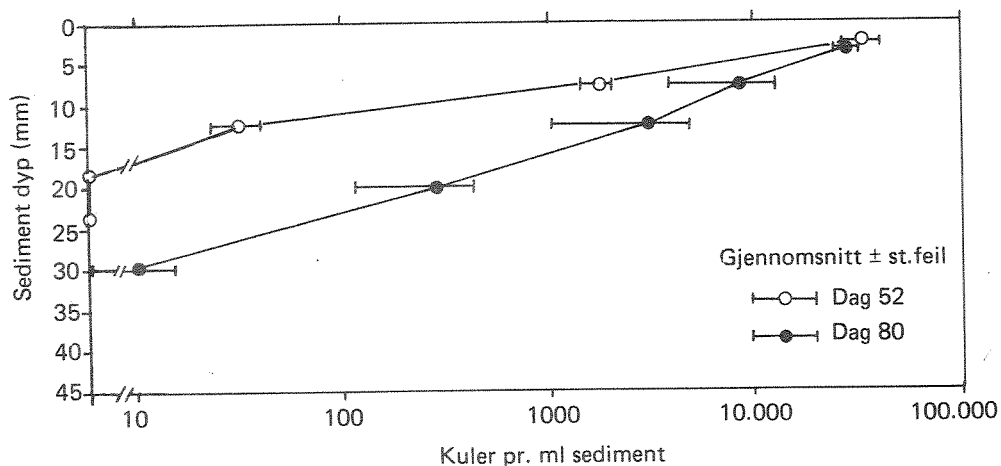


Fig. 14. Fordeling av glasskuler med sedimentdyp. Figuren angir gjennomsnitt \pm standardfeil av verdier fra 5 parallelle kjerneprøver.

5.2.2. Vannkvalitetens innvirkning på grønnalgen - sjøsalat.

Grønnalgen - sjøsalat dyrket i vann som hadde passert Gunnekleivsedimenter, fikk fremskyndet sporedannelsen. Sporedannelse er en naturlig reaksjon på næringsmangel eller stress/giftvirkninger. Utlekking av nitrogen og fosfor fra sedimentene eliminerte næringsmangel som årsak. Ergo må det konkluderes med at det lekker ut miljøgifter fra Gunnekleivsedimenter som virker ugunstig på levevilkårene for sjøsalat.

Målsetningen med hele det biologiske forsøksoppsettet var å studere eventuell effekt og opptak/biotilgjengelighet av det vannet som passerer over Gunnekleivfjordsedimenter, på alger og dyr. Forskjellige kriterier lå til grunn for utvalget av dyr og planter. Hovedretningslinjene for denne utvelgelsen var:

1. Artene skulle være nøkkelarter fra forskjellige miljø.
2. Artene skulle oppfylle de kriterier som stilles til en god indikatororganisme (se Knutzen 1983, Lingsten 1984).
3. De skulle/burde finnes i Gunnekleivfjorden eller Frierfjorden.
4. Organismene skulle ha ulike levesett og dermed sannsynligvis også forskjellige opptaksmekanismer.
5. De skulle være en økonomisk viktig ressurs og helst benyttes til konsum.

Sjøsalat (*Ulva lactuca*) ble valgt for å studere eventuelle giftvirkninger av det vannet som har passert sedimentene (forurenset vann). Sjøsalat er en meget vanlig grønnalge som vanligvis finnes i langt inn i fjorder/brakkvannsområder og som vokser godt på næringsrike lokaliteter foruten også i kystvann med normale næringsforhold. Det har derimot vist seg at sjøsalat har forsvunnet fra estuarier hvor den egentlig skulle/burde ha forekommet ut fra saltholdighet og næringstilgang, feks. i Hvalerområdet (Bokn 1984). Dette er satt i sammenheng med forureningskomponenter i vannet. Sjøsalat har også den egenskap at den vokser godt selv om den blir fysisk revet i stykker ettersom den ikke har noen bestemt vekstsoner, men en diffus radiær vekst. Det kan dermed stanses ut sirkulære flater fra sjøsalat og måle vekst. I ugunstige perioder, enten ved næringsmangel eller ved stress, vil sjøsalat også danne sporer. Dette skjer ved at celleinnholdet i hver enkelt celle omdannes til sporer

som slippes ut av cellene. Den utstansede delen vil derfor bli hvit. Forskjeller i sporedannelse mellom test og kontroll ble registrert.

Resultatene fra forsøket viste at vannet fra Gunnekleivsedimentene har tydelig negativ effekt på sjøsalat. Sedimentene inneholder en mengde forskjellige miljøgifter hvorav de klorerte hydrokarboner og kvikksølv ansees som de dominerende.

Fig. 15 viser at sporedannelsen starter umiddelbart i testvannet. I kontrollserien startet sporedannelsen først etter en måned i petriskålene. Det tyder på at forholdene i testserien var mer ugunstig enn i kontrollen. Forurensningskomponenter har sannsynligvis lekket ut og iverksatt sporedannelsen hos sjøsalat, som fungerer som et overvintringsstadium eller en mekanisme for å overleve en ugunstig periode. Konklusjonen blir derved at test vannet inneholder miljøgifter som påvirker sporedannelsen hos sjøsalat- *Ulva lactuca*.

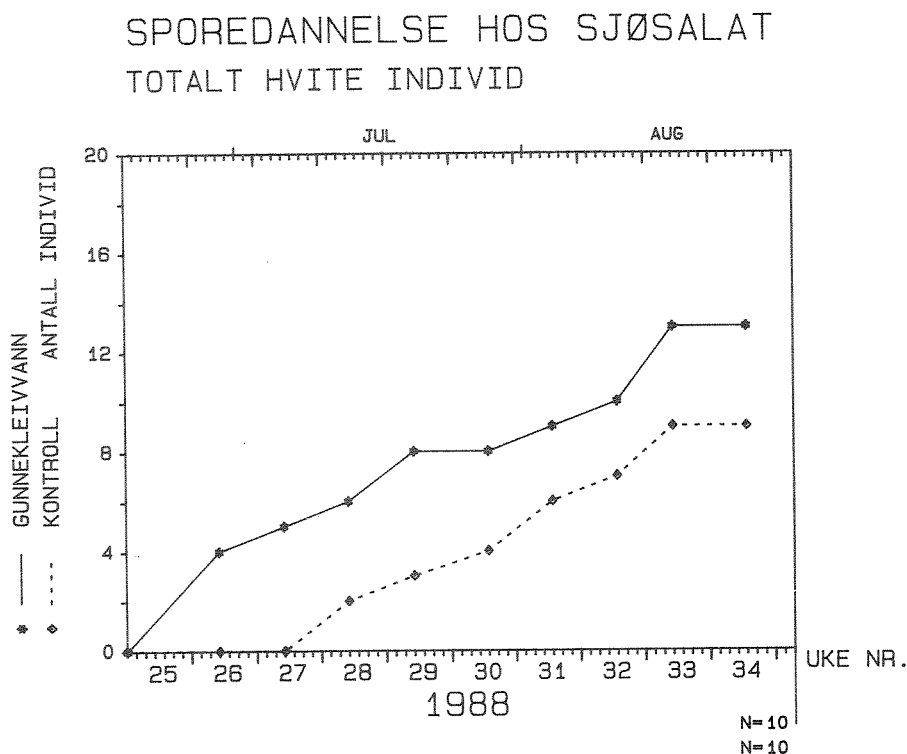


Fig.15. Sporedannelse hos sjøsalat. Kontrollindividene (20 stk) gikk i vann fra headertank (fig. 4), mens 20 individer av sjøsalat vokste i vann fra H3 (forurenset av Gunnekleivsediment).

Veksten hos sjøsalat som ikke hadde dannet sporer ennå, viste at individene som gikk i forurenset vann vokste signifikant bedre enn sjøsalat som vokste i kontrollvann ($p < 0.005$ parvis t-test). Årsaken til et slikt forhold var høyst sannsynlig næringssaltbegrensning i kontrollvannet. Tabell 3 illustrer denne forskjellen i næringssaltkonsentrasjoner. Ved at vannet passerer sedimentene i H3, skjer en fordobling av nitrogenkonsentrasjonene i vannet (Jf. utlekking av næringsalter kap.5.1.5.) Økningen var signifikant for Tot.nitrogen og nitrat (tab.A3 i vedlegg). For fosfor var ikke økningen signifikant. Dette innebærer at vekstmulighetene i kontrollen kan ha vært begrenset pga. næringsmangel og dermed medført en redusert vekst i forhold til testserien.

Tab. 3. Økning i næringsalter i vann som har passert kasse H3 og videre gjennom ålekarene FV1 og det påfølgende FV2. Konsentrasjonene er i $\mu\text{g/l}$. (Se fig. 4).

	Råvann	H3	FV1	FV2
TOTN	293	590	1338	2379
NO ₃	134	249	572	898
NH ₄ ⁺	56	94	485	896
TOTP	19.8	24.6	80.8	197.0
PO ₄ ³⁻	14.5	15.4	51.9	137.0

5.2.3. Opptak av miljøgifter i blåskjell

Kvikksølv var lite tilgjengelig for blåskjell når sedimentene forble uforstyrret. Opptak øker til over akseptabelt konsumnivå etter 14 dager ved oppvirvling av sedimentene. Opptak skjer også gjennom føden. Klororganiske forbindelser som HCB taes opp selv fra uforstyrrede sedimenter. Under oppvirvling økte opptaket i blåskjell. HCB, 5-CB og OCS viste forhøyete konsentrasjoner. Opptaket via oppvirvlet sediment er langt høyere enn via forurenset mat og vann. Konsentrasjonen av HCB ligger langt over grenseverdier satt for konsum bl.a. i Finland.

Blåskjell filtrerer partikler og planteplankton fra vannet. Flere metaller og organiske miljøgifter vil ha stor affinitet til partikler. Denne måten å skaffe seg føde på har derfor stor betydning for blåskjells eksponering for/opptak av forskjellige miljøgifter. Alle de miljøgifter som er inkludert i denne undersøkelsen har stor affinitet til partikler.

Fase 1

Resultatene fra blåskjellforsøket's første fase er vist i tabell 4. Den første fasen skulle etterligne opptak ved normalt næringsopptak og ved en utlekking fra uforstyrrede sedimenter.

Tabell 4. Opptak av klororganiske forbindelser og kvikksølv i blåskjell. Alle i ng/g våtvekt, foruten Hg i µg/g D.W.(tørrestoff).

	DATO	DW %	5-CB ng/g	HCB ng/g	OCS ng/g	10-CB ng/g	HG-INNH ug/g
Kontroll							
	880620	21.0	<1.0	0.5	<1.0	<1.0	0.06
	880706	19.1					0.12
	880728	17.9	<1.0	0.3	<1.0	<1.0	0.07
Gunnkleiv-							
vann	880620	21.0	<1.0	0.5	<1.0	<1.0	0.06
	880706	18.9					0.12
	880728	17.1	<1.0	7.1	<1.0	<1.0	0.07

Kvikksølv

Resultatene viser tydelig at det har ikke skjedd noe opptak av kvikksølv i blåskjell under første fase av eksperimentet. Dette samsvarer godt med de resultater en har for utlekking av kvikksølv fra sedimentene under denne fasen (kap. 5.1.6.). Det ble ikke registrert verdier over deteksjonsgrensen for kvikksølv i vann fra kassene H1, H2 og H3. Partikkelinnholdet i vannet fra H3, var i samme periode svært lavt som er i samsvar med manglende opptak av kvikksølv i blåskjell.

Klororganiske forbindelser

Ettersom det ikke forekom noen dødelighet av blåskjell i karene under eksponeringsperioden, hadde vannet fra H3 ingen akutt giftvirkning på blåskjell under første fase.

Løsligheten av de organiske stoffene avtar med økende molekylvekt og klorering. 5-CB har en løselighet på 75µg/l, HCB 3.4µg/l (ref. i Mill & Haag, 1986). OCS har en molekylvekt som tilsier at vannløseligheten ligger mellom løslighet for HCB og 10-CB som har løslighet mellom 0.007-0.015µg/l (ref. i Doucette & Andren, 1988). Med like høye konsentrasjoner i sedimentene skulle lekkasjen av 5-CB da være størst og 10-CB minst. Sedimentene i kassene på Solbergstrand inneholdt, 2,6 mg/kg 5-CB, 9,2 mg/kg HCB, 4,8 mg/kg OCS og 7,5 mg/kg 10-CB i de øvre 5 cm. Ettersom utlekkingen av HCB var størst (kap. 5.1.6.) fulgt av OCS og 5-CB, vil fluks av disse være mer en funksjon av konsentrasjon i sedimentene enn hva løsligheten skulle tilsa.

Blåskjellene i karene ble føret med mikroalger to ganger i uken. Vann fra kontroll og H3 ble benyttet som vekstmedium for algene. Algene var ca. 60µm³ dvs. mellom 20 og 50µm lange. Blåskjell filterer partikler ned til 2 µm og filtreringskapasiteten er stor (ca. 3 liter/time/gram, Widdows & Johnson, 1988). Dette innebærer at blåskjellene sannsynligvis filtrerer ut nesten alle planktonalger som var tilsatt. Konsentrasjonene i vannet etter at algene har vokst i H3 vannet ses i tabell 5. H1, H2, H3 er en samleprøve av vann tatt i samme periode og innhold av klororganiske forbindelser i denne prøven ble benyttet som konsentrasjon i vannet før tilsatt av alger. Hver uke ble nye alger dyrket fra et begrenset volum på 5 liter, mens vannmengden fra H3 til blåskjellkaret i samme periode var hele 250 liter.

Tabell 5.

Konsentrasjoner i vannet før tilsats av alger- Hsum og etter at algene var filtrert fra. Differansen ansees som tatt opp eller bundet til algene. Filtratet er konsentrert og gir derfor bedre deteksjonsgrense.

	DATO	5-CB ng/g	HCB ng/g	OCS ng/g	10-CB ng/g
Hsum	880706	1.6	5.8	3.0	<1.0
Filtrat	880706	<0.3	1.0	<0.3	<0.5
Diff= Innhold i alger		1.6	4.8	3.0	-

Det må presiseres at datagrunnlaget er mangelfullt, men det kan tyde på at oppblomstring av planktonalger i Gunnekleivfjorden/-Frierfjorden vil øke faren for opptak av de klororganiske stoffene (spesielt HCB og OCS) i filtrerende organismer som blåskjell.

Opptak i blåskjell fra første fase viste at det bare var HCB som ble tatt opp under en måneds eksponering. Det var skjedd en økning i HCB konsentrasjonen fra 0.5 til 7.1mg/kg dvs. 15ganger. Fluksen ut fra sedimentet viste også størst fluks av HCB. Det er noe uklart hvorfor en ikke fant noe opptak av OCS og 5-CB i blåskjellene. Flukstallene skulle tyde på at en hadde en viss utlekking av OCS og 5-CB, men verdiene ligger her nær deteksjonsgrensen for analysemetoden. Det kan ellers nevnes at forsøket ikke varte lenger enn 1 mnd. I løpet av denne tiden var det høyst sannsynlig ikke oppnådd en likevekt mellom utlekking fra sedimenter og innhold i organismer (steady state, Rubenstein et al., 1983). Ved å kjøre forsøket over en lengre tid vil en komme nærmere en likevektstilstand og dermed høyst sannsynlig høyere konsentrasjoner av miljøgifter, slik at eventuelle opptak sikrere kan påvises. Ut fra 1 måneds eksponering kan en konkludere med at det skjer et opptak av HCB i blåskjell selv når sedimentene ligger uforstyrret. Det var ikke mulig å spore opptak av 5-CB, OCS og 10-CB i blåskjell når sedimentene var uforstyrret.

Konsentrasjonen av HCB i blåskjell fra et uforurenset/diffust belastet brakkvannspreget område ligger i størrelsesorden <1-5ng/g våtvekt (F.W.), mens opptaket i denne første fasen viste et opptak fra 0.5ng/g til 7ng/g F.W.(42ng/g D.W.). På fettbasis var økningen fra 25ng/g til 412ng/g. I Finland og Sverige er høyeste akseptable verdi av HCB i matvarer henholdsvis 0.05 og 0.2mg/kg F.W.(Ref. i Green, 1988)

Fase 2 og 3

De to påfølgende fasene hadde som målsetning å måle opptak av miljøgifter i blåskjell under en periode hvor sedimentene ble utsatt for forstyrrelser. I vårt tilfelle valgte en å benytte bioturbatorer. Blåskjellene ble føret under fase 3. Resultatene fra opptaksstudiene er vist i tabell 6.

Tabell 6. Opptak av klororganiske forbindelser og kvikksølv i blåskjell. Alle i ng/g våtvekt, foruten Hg i µg/g D.W. (tørrestoff). Blåskjellene ble føret bare under fase 3.

	DATO	DW %	Fett %	5-CB ng/g	HCB ng/g	OCS ng/g	10-CB ng/g	HG-INNH µg/g
Fase 2								
Kontroll								
	881008	14.6	2.1	<1.0	2.0	<1.0	<1.0	0.10
	881021	15.2	2.2	1.0	2.0	<1.0	<1.0	0.09
Gunnkleiv-								
vann	881008	14.6	2.1	<1.0	2.0	<1.0	<1.0	0.10
	881021	13.8	1.6	140.0	442.0	14.0	2.0	1.46
Fase 3								
Kontroll								
	881021	14.6	2.1	<1.0	2.0	<1.0	<1.0	0.10
	881108	14.0	1.9	<1.0	2.0	<1.0	<1.0	0.12
Gunnkleiv-								
vann	881008	14.6	2.1	<1.0	2.0	<1.0	<1.0	0.10
	881108	13.0	1.7	92.0	370.0	2.0	2.0	2.78

KVIKKSØLV

Fase 2

Etter tilsats av bioturbatorer i kontrollen økte flow av partikulært materiale (TSM) betydelig. TSM i kontrollvannet økte med en faktor på 200 ganger i fase 2. I fase 3 var økningen på ca. 60-70 ganger i forhold til partikkelflow fra uforstyrret kontrollsediment. Selv med så stor oppvirvling ble det ikke tatt opp noe kvikksølv i kontrollen.

I testkarene med vann fra H3, økte også partikkeltransporten etter tilsats av bioturbatorer. Det ble tatt 3 prøver for analyse av partikulært materiale fra H3 under denne perioden. Gjennomsnittlig økte partikkel fluks fra sedimentene i H3 med 25 ganger. Sedimentene i H3 ga svært utilfredstillende forhold for de dyrene som var tilsatt, noe som medførte at dyrene var aktive i en kort periode rett etter at de ble plassert i H3. Det viste seg at forholdene var så ugunstige at flere døde etter noen dager. Den 10/10 ble det tilsatt ekstra bioturbatorer for å erstatte de døde etter bare 3 dager i/på Gunnekleivsedimenter.

Partikkelfluks ble målt ved tre anledninger etter at dyr ble tilsatt kasse H3. Den første målingen skjedde 8 dager etter at dyrene ble tilsatt, i en periode med liten aktivitet hos dyrene.

I løpet av 14 dager passerte 480 liter vann over sedimentflatene. Dette vannet inneholdt totalt 2000µg kvikksølv hvorav 316µg var løst. Blåskjell i samme periode tok opp 1.46µg/g D.W. Går en ut fra at skjellene som var gjennomsnittlig 4cm lange inneholdt 0.7 g.D.W, vil mengde tatt opp i 40 skjell være ca. 40µg eller 2.0% av utlekket mengde kvikksølv.

Bakgrunnsverdier av Hg i blåskjell ligger på 0.1-0.5µg/g D.W. (Knutzen upubl.). Hadde forsøket vært forlenget ville opptaket av Hg vært betydelig høyere etter som det ikke var oppnådd en likevektssituasjon. Det har derfor ingen verdi å beregne bioakkumuleringsfaktor (BF=mg/gD.W. i organismer/mg/gD.W i sediment).

For kvikksølv i blåskjell opereres det med grenseverdier fra 0.3 til 1.0mg/kg F.W. (=µg/g F.W.). I Norge er det ikke fastlagt noen grenseverdi, men Finland har en grenseverdi på 1.0mg/kg F.W. Etter 14 dagers eksponering av blåskjell til vann fra H3 under bioturbasjon, var denne øvre tillatte grenseverdien for konsum overskredet.

Fase 3

Under fase 2 ble det i første uken tatt ut 5 liter vann fra kontrollen og H3 for å benytte disse som vekstmedium for planktonalger. Algene under fase 3, den siste 14dagers perioden, fikk 3 dager før avslutning av forsøket tilført 0.5l algesuspensjon.

Resultatene viser at opptaket var større i denne perioden (fase 3) enn under den foregående fasen. Økningen var i overkant av 20 ganger tilsvarende $2.78\mu\text{g/g}$, som er 2.8 ganger høyere enn øvre grenseverdi, for konsum. I fase 3 var det målt høyere kvikksølvverdier i vannet fra H3 enn i fase 2 (ufiltrert prøve).

Under fase 3 fikk blåskjell tilsatt alger. Går en ut fra at algene tok opp all Hg i vannet fra H3 som de var blitt dyrket i (ikke analysert), vil mengde kvikksølv bundet i algene være $20\mu\text{g}$. Under fase 3 var lekkasjen over 14dager totalt $3600\mu\text{g}$ hvorav løst kvikksølv var $90\mu\text{g}$. Opptak i blåskjell var høyere i fase 3 ($2.78\mu\text{g/g D.W.}$). Ut fra samme biomasseestimat som overfor, vil totale mengde Hg tatt opp av blåskjell i testkaret være ca $78\mu\text{g}$. eller 2.17% av den totale tilførsel av Hg.

Prosentvis opptak fra fase 2 tilsa 2.0% opptak av Hg fra total Hg-fluks (ufiltrert kvikksølv). Dette innebærer at i fase 3 skulle blåskjell teoretisk sett oppta 2.0% av $3600\mu\text{g}$ (fra ufiltrert vann) som er $72\mu\text{g}$. I tillegg kommer et bidrag på $20\mu\text{g}$ fra føret. Samlet opptak skulle være $92\mu\text{g}$. Med de usikkerheter knyttet til prøvertakningstidspunkt for vannanalyser og uttak av blåskjell synes et opptak på $78\mu\text{g}$ i siste periode å være rimelig.

Dette innebærer at opptak av Hg via forurenset mikroalger kan være en meget viktig kilde til opptak, selv om opptak av Hg via mikroalger i dette forsøksoppsettet var bare 6 promille av den totale mengde kvikksølv transportert gjennom blåskjellkaret.

KLORORGANISKE FORBINDELSER

Fase 2.

Opptak av de klororganiske forbindelsene viste en kraftig økning ved at sedimentene ble forstyrret. Det ble under denne fasen også registrert en økning av alle klorerte forbindelser. Innholdet av 5-CB i blåskjell var 140ng/g mens filtrert vann inneholdt ca.2.5ng/l. I løpet av 14 dager hadde lekkasje av 5-CB vært 6.5µg. I blåskjell som hadde en biomasse på 200g (5g F.W.x 40stk.), var det totale innhold i blåskjell i H3-karet 28µg. Basert på tilsvarende beregninger kan følgende oppstilling gjøres:

Total opptak i blåskjell fra vannet passert sedimentkasse H3.		Total utlekking fra sedimentet (H3) i løpet av 14 dager.
5-CB	28 µg	6.5µg
HCB	12 µg	19.5µg
OCS	0.4 µg	1.2µg
10-CB	0.06µg	-

Det er tydelig et misforhold mellom opptatt mengde klororganiske forbindelser og total beregnet lekkasje. Hovedårsaken til et slikt misforhold lar seg forklare ved at lekkasjen er basert på filtrerte vannprøver. Porevannet kan imidlertid inneholde store mengder klororganiske stoffer som lekker ut i meget varierende mengder avhengig av bioturbatorers aktivitet. Imidlertid er en større del av forbindelsene bundet til partikler i forskjellig grad, avhengig av vannløselighet. Forskjell i opptak og frigivelse fra sedimentene tyder på at partikulært bundne klororganiske forbindelser spiller en stor rolle for opptak i blåskjell. Etersom blåskjell integrerer over tid, vil de reflektere bedre tidsvariasjoner i utlekkingen. Konsentrasjonene av klorerte forbindelser i vannfasen er bare målt en gang under den første fasen og gir mer et situasjonsbilde på prøvetakningsdagen, samtidig som resultatene gir et innbyrdes forhold mellom stoffene den dagen. Blåskjell gir derfor et bedre bilde av utlekkingen enn en prøve av vannet gir. Følgelig er estimatene for transport av klororganiske stoffer fra sedimentene basert på filtrerte vannprøver for lave.

PCBer binder seg i økende grad til partikler i rekkefølgen tetra-, hexa og octaklorbifenyyl (ref i Larson 1983). Dette tyder på at transporten av de høyere klorerte forbindelsene er mer bundet til partikler enn 5-CB er. Lavere klorerte bifenyler blir tatt opp i

evertebrater på en annet sett enn hexa- og octaklorerte bifenyler, trolig fordi lavere klorerte forbindelser er mindre lipofile enn de høyere klorerte. Det er derfor ikke usannsynlig at en ved første gangs forstyrrelse av sedimentene, vil få en forholdsvis større utlekking av 5-CB enn de andre tre klorerte stoffene.

Larson (1983) fant at fra et sediment inneholdene $0.085\mu\text{g/g}$ med PCBer var lekkasjen til luft fra $0.2-1.0\mu\text{g}$ PCB/uke. For mindre klorerte PCBer var lekkasjen større enn for de mer klorerte. Dette tyder på at 5-CB lettere fordampes i H3 enn de andre klorerte stoffene. Det er ikke gjort noen vurdering av tap til atmosfæren av klororganiske forbindelser under eksperimentet på Solbergstrand.

Fase 3.

Under den siste fase hvor blåskjellene ble føret, var det antydning til en nedgang i konsentrasjonene av klorerte forbindelser. Antar en at nesten alle klororganiske forbindelser tas opp i algene (jf. tabell 5), vil føret inneholde ca. 68ng 5-CB, 203ng HCB, 13ng OCS og ubetydelige mengder 10-CB. Samlet innhold i blåskjell etter å ha vært eksponert for forurenset H3-vann i 14 dager samt forurenset før, er følgende:

5-CB	-	18	μg
HCB	-	74	μg
OCS	-	0.8	μg
10-CB	-	0.8	μg

Basert på to verdier for konsentrasjonen av løste forbindelser i vannet i siste fase kan lekkasjen av klororganiske stoffer anslås til:

5-CB	-	8.8	μg
HCB	-	24.7	μg
OCS	-	2.1	μg
10-CB	-	0.6	μg

Tilskuddet av før betyr lite i dette tilfelle. Det vil ikke si at tilskuddet via føret ikke er viktig. Det hele må sees i sammenheng med at alger ble dyrket bare i et volum på 5 liter tatt fra H3. 5 liter inneholder bare 1 % av den totale mengde i vann som passerte gjennom blåskjellkarene i 14-dagersperioden. I naturlige miljø med stor primærproduksjon vil tilskuddet gjennom planteplankton kunne bli betydelig. Det er rapportert bioakkumuleringsfaktorer for HCB i

plankton på 10^2 - 10^3 fra Frierfjorden og Mississippideltaet (Bro-Rasmussen 1986).

Laseter et al. (1976 ref. i Bro-Rasmussen 1986) estimerte at opptak av bl.a HCB gjennom mat til bare 6 %. Portmann (1979) stilte seg tvilende til dette prosenttallet ettersom dyrene ikke hadde nådd et likevektsnivå. Portmann (1976) mente at hadde dyrene vært eksponert over lengre tid, ville prosentvis andel via mat trolig være noe større. Selv med slike reservasjoner viser det at tilskudd via mat betyr lite.

Det er her også dårlig samsvar mellom målte konsentrasjoner i vann og de verdiene som er funnet i blåskjell. Opptak i blåskjell var høyere enn den estimerte transporten fra sedimentet (beregnet ut fra to filtrerte vannprøver) også i fase 3. Ettersom opptak via mat er lite i dette forsøket, må estimert transport av klororganiske miljøgifter fra sedimentet være underestimert.

5.2.4. Opptak av miljøgifter i ål

Kvikksølv taes passivt opp i fisk som metyl-kvikksølv. Det er derfor ingen signifikant forskjell i opptak via mat, vann eller via direkte kontakt med Gunnekleivsedimentet. Nivået ligger omtrent på grenseverdien for konsum. Fysisk kontakt med sedimentet hadde størst betydning for opptak av klororganiske forbindelser. Opptak gjennom før er viktigere enn via vann. Innholdet av HCB lå langt over det som ansees som høyeste akseptable nivå for konsum.

Fisk ble valgt som den tredje organismetypen. Den er sammen med blåskjell viktig i kosumsammenheng. Ål finnes i Gunnekleivfjorden noe som gjorde den ekstra velegnet som forsøksorganisme. Ål tåler også store variasjoner i saltholdighet og benytter huler i sedimentet som gjemmede og som overvintringssted. Forsøksopplegget på Solbergstrand forsøkte derfor å utnytte disse egenskapene hos ålen for å få maksimalt klarlagt opptaksveier for kvikksølv og klororganiske stoffer i ål.

Forsøksoppsettet er beskrevet i kap.3. Ålen ble delt opp i 5 forsøksgrupper hvor opptak i gruppene skulle kunne gi svar på følgende:

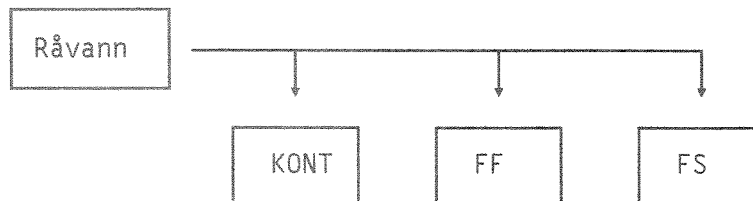
1. Hvor stort er opptaket av de forskjellige miljøgiftene via vannfasen?
2. Vil opptak endres under forskjellige stress-betingelser (næringssalter/ \pm bur)?
3. Hvor stort er opptaket gjennom maten?
4. Hva betyr direkte kontakt med forurensede sedimenter for opptak i ål?
5. Hvilken opptaksvei er viktigst for de forskjellige miljøgiftene?

Ved å plassere ål slik som beskrevet i kap.3 skulle det i utgangspunktet med et slikt eksperimentelt oppsett være mulig å gi svar på disse spørsmål.

NÆRINGSSALTER

Tabell 3 viste økningen i næringssalter fra haedertank via Gunnekleivsedimentet og videre gjennom ålekarene FV1 og det påfølgende FV2. Tabell A3 i appendiks viser signifikansnivå i økningen. Det viste seg at alle næringssaltene økte betraktelig gjennom ålekarene FV1 og FV2. Økningen var signifikant i forhold til råvannet, H3 og mellom FV1 og FV2, unntatt økningen av NO_3 mellom FV1 og FV2 ($p=0.07$). Selv om utlekking av spesielt nitrogenforbindelser fra kasse H3 var signifikant forskjellig i forhold til konsentrasjonene i råvannet, skjedde den største økningen gjennom ålekassene. Årsak til denne økningen skyldes den lave gjennomstrømmningen av vann gjennom kassene (kap.5.1.2). Ål produserer i varmere vann (20°C) og ved svak foring ca. 70 mg/kg/døgn med nitrogen. Med den fiskemengde og gjennomstrømning vi hadde i vårt forsøksoppsett gir dette i underkant av $1000\mu\text{g/l}$ i konsentrasjonsøkning i karene. Denne verdien er for høy da vi ikke fører fisken og temperaturen var i lange perioder lavere enn 10 grader. Bidraget fra ålen i våre kasser var også halvparten ca. $400\mu\text{g/l}$. Ammoniumøkningen var lik gjennom ålekarene med den følge at ålen i FV2 fikk den dobbelte næringsaltbelastning av hva ålen i FV1 fikk. Dette forholdet gjalt for alle næringssalter. Ålen i FV2 skulle dermed være under sterkere næringssaltstress enn ålen i FV1. For ål som gikk i rent vann, men ulike forsøksbetingelser, var ikke stress av høye næringssalter så fremtredene. Forskjellene mellom råvann og KONT, FF og FS, var signifikant bare for FS. Vann som passerte gjennom kasse med ål som gikk i sedimenter fra Gunnekleiv fikk forhøyede fosforverdier, men også Tot N økte signifikant (tab A3 i vedlegg).

Tab.7. Økning av næringssaltkonsentrasjoner fra råvann og gjennom ålekar med kontrollfisk (KONT), fisk føret med forurenset før (FF) og ål som går over/i Gunnekleivfjordsediment (FS). ($\mu\text{g/l}$).



TOTN	293	330	391	607
NO ₃	134	136	134	130
NH ₄	56	61	66	101
TOTP	19.8	15.8	17.6	253.0
PO ₄	14.5	11.3	12.1	227.0

KVIKKSØLV

Ål i forurenset vann.

Bakgrunnsverdiene for kvikksølv i den ålen som ble benyttet lå mellom 0.05 til 0.10mg/kgD.W. Gjennomsnittet 0.064mg/kgD.W. (Sdev=0.016, N=10). Pga. en kontaminering/ombytting av prøver fra kontrollbassenget kan ikke disse resultatene benyttes for kvikksølvs vedkommende. Ål som gikk i forurenset vann i FV1 og FV2, tok opp over 2 mnd. henholdsvis 0.29 og 0.22mg.Hg/kgD.W. Dette tyder på at næringssalt-stress ikke påvirker opptak i større grad. Økningen er signifikant.

Ål føret med forurensete blåskjell.

Opptak av kvikksølv i ål som gikk i FF (Forurenset Før) tok også opp kvikksølv. Fra 20/6 til 17/8 tok ålen opp mer enn i siste periode. Netto opptak var henholdsvis 0.43 og 0.23mg.Hg/kgD.W. Etersom Sdev var mye større ved de to siste innsamlingene (Pooled Sdev=0.2798) enn ved utgangspunktet, var ikke forskjellen mellom de to siste innsamlingene signifikante. Opptaket tyder på at opptak av kvikksølv gjennom foret betyr omtrent like mye som opptak gjennom vannet.

Ål som gikk i Gunnekleivsediment.

Ål som fikk gå i Gunnekleivsediment tok ikke opp så mye kvikksølv som en kunne forvente, netto økning var ved de to innsamlingsdatoene 17/8 og 7/10 henholdsvis 0.35 og 0.26mg.Hg/kgD.W. Økningen var signifikant i forhold til utgangskonsentrasjonen.

Konklusjon

Det var ikke noe signifikant forskjell mellom kvikksølvopptak direkte fra vann, fra mat eller fra sedimentet. Det var heller ikke noe øket opptak i næringsaltstresset fisk. Samlet skulle dette bety at kvikksølvopptaket i ål sannsynligvis er en passiv prosess. Dette støttes av flere andre undersøkelser hvor hovedopptaket i fisk antas å være via metyl-Hg (ref. i Knutzen 1987). Det er anslått at så mye som 99% av kvikksølvet som finnes i muskel hos fisk foreligger i metyllert form (Luten et al. 1980). Metyllert kvikksølv er også funnet i Gunnekleivsedimentene (Næs, 1989) og i vannfasen. Metyllert kvikksølv utgjør bare 1 promille av det totale kvikksølvet i sedimentene, men ved en kontinuerlig pågående metylleringsprosess i sedimentene vil de store mengdene kvikksølv som ligger i Gunnekleivfjorden være biotilgjengelig i lang tid.

KLORORGANISKE FORBINDELSER

Ål i forurenset vann.

5-CB

Opptak i FV1 via vann var i løpet av perioden øket fra <0,2 til 4.0 ng/g.F.W. Det var umulig å beregne signifikans pga. <-tegn. I FV2 var det ikke skjedd noen akkumulering av 5-CB. Opptaket av 5-CB direkte fra vann er lite når sedimentene ikke forstyrres.

HCB

Opptak av HCB i ål fra FV1 og FV2 var i løpet av 2 mnd. øket til henholdsvis 20 og 9ng/g.F.W. Dette er ikke noe høyt opptak sett i

relasjon til de mengder som finnes i sedimentet. lekkasjen ut av sedimentet under perioden uten forstyrrelse av sedimentet ved bioturbasjon, var ca. 2-3000ng/m²/døgn. Opptaket synes ut fra dette å være lite fra vann. I kontrollen økte konsentrasjonen av HCB til 10ng/g, som ligger litt over variasjonsbredden (95% sannsynlighet) for utgangskonsentrasjonen på 4.23ng/g.F.W. Økningen i FV1 var signifikant i motsetning til i FV2. Opptak av HCB gjennom vann må ansees som lite.

OCS

OCS-konsentrasjonen i ålen var ved starten av forsøket 1.64 ng/gF.W. (Sdev=1.53). I løpet av forsøkestiden var innholdet av OCS i FV1 og FV2 økt til 2.0 i begge karene. Dette er samme økning som i kontrollen. Det er heller ingen forskjell mellom det "stressete" karet og FV1. Fluks ut av sedimentene var i størrelsesorden 250ng/m²/døgn.

10-CB

Det ble ikke registrert noe opptak av 10-CB fra vannet.

Ål føret med forurensede blåskjell.

Ål som gikk i rent vann, men som fikk forurenset fôr, tok ikke opp noe klororganiske forbindelser unntatt for HCB. Økningen var over de to innsamlingene fra 4.2 til 20 til 30ng/g.F.W. Denne økningen var signifikant. Opptak av klororganiske forbindelser i ål via maten må derfor ansees å være liten og i samme størrelsesorden som opptak fra vannet. Dette kan også henge sammen med at ålen var lite spisevillig.

Ål som gikk i Gunnekleivsediment.

Det er uten tvil en kontakt direkte med sedimentet som betyr mest for opptak av klororganiske forbindelser i ål. Økningen er satt opp i tabellen 8 under.

Tabell 8. Opptak av 5-CB, HCB, OCS og 10-CB i ål som har gått i sedimenter fra Gunnekleiv.

DATO	DW %	OIL %	HCB ng/g	OCS ng/g	10-CB ng/g	5-CB ng/g
880620	30.2	18.4	4.2	1.6	<1.0	<1.0
880817	33.0	16.0	79.0	15.0	1.0	290.0
881007	37.7	23.5	1160.0	22.0	<1.0	590.0

Opptaket var signifikant for alle unntatt for 10-CB som ikke viste noe tydelig opptak. Høyeste registrerte enkeltverdi for 10-CB var 3.0ng/g.F.W. HCB tas opp i største konsentrasjon noe som avspeiler konsentrasjonene i sedimentet. 5-CB ser også ut til å være lett tilgjengelig. Dette henger trolig sammen med molekylstruktur-/løselighet av forbindelsene. Opptak av OCS var ikke så høyt som for 5-CB selv om konsentrasjonen av OCS var høyere i sedimentene. Opptak av klororganiske forbindelser ser derfor ut til å være en funksjon av løselighet og dermed også biotilgjengeligheten og konsentrasjonene i sedimentene. Det er også viktig å merke seg at en likevektstilstand ikke ser ut som var nådd ved avslutning av forsøket. Dette forklarer hvorfor ål fra Gunnekleivfjorden har langt høyere verdier enn de som ble registrert under forsøkene på Solbergstrand. (Berge, 1989).

Nå det gjelder øvre tillatte grenseverdier for innhold i mat, finnes ikke noen bestemte verdier i Norge, men går en ut fra verdier for HCB som finnes i Finland og Sverige på henholdsvis 0.05 og 0.2mg/kg F.W. (ref. i Knutzen 1987), ligger HCB-innholdet i ål som har vært i kontakt med sedimentet, adskillig over disse verdiene.

Konklusjon

Som konklusjon kan en oppsummere opptak av klororganiske forbindelser i ål som følgende:

1. Det største opptak skjer ved fysisk kontakt med sedimentene. Opptak gjennom mat og direkte fra vannet betyr i så henseende lite.
2. Opptak er en funksjon både av løselighet og konsentrasjon i sedimentet.

3. Stresset fisk i form av høyt næringssaltinnhold og tildels lave oksygenverdier medførte ikke forhøyet opptak.
4. Ål som kommer i kontakt med sedimentet i Gunnekleivfjorden, vil etter en tid overskride maksimale grenser satt for konsum i Finland og Sverige.

5.2.5. Radiografiske undersøkelser av ål

Radioaktivt merket HCB ble hovedsakelig gjenfunnet i buk fett, men med spor av HCB i sentralnervesystemet hos ål. Radioaktivt merket HCB ble injisert via sonde til magesekken.

Den altoverveiende del av den radioaktivt merkede HCB ble gjenfunnet i fettvev spesielt i buk fett (Fig. 16). Leveren hadde lav aktivitet mens sentralnervesystemet synes kun å inneholde spor av merket HCB. Pga. HCB's relativt store fettløslighet (lipofile karakter) er det naturlig å forklare forskjeller i aktivitet i de ulike vev utifra ulikt fettinnhold. I ål fra Frierfjorden har en funnet at innholdet av HCB i muskelvev er 3.9 ganger høyere enn i lever (Rygg et al. 1986) mens fettinnholdet var 3.3 ganger høyere i muskulatur.

Sammenligner en HCB fordelingen som her er funnet for ål med det som en tidligere har funnet for regnbueørret (Ingebrigtsen 1983) og torsk (Ingebrigtsen og Solbakken, 1985) viser det seg at sentralnervesystemet hos torsk viser høy aktivitet, regnbueørret viser intermediær aktivitet mens ål viser lav aktivitet i sentralnervesystemet. Det antas at forskjeller i relativ aktivitet i de ulike vevstyper i hovedsak skyldes forskjeller i fettinnhold.

Helkroppsaautoradiografi viser kun fordelingen av radioaktivitet og kan ikke skille mellom den opprinnelige HCB og eventuelle metabolitter av denne. Informasjon om fysiokjemiske egenskaper til eventuelle metabolitter kan en imidlertid få ved å varme eller behandle snittene med ulike løsningsmiddel for deretter på ny å eksponere (Ingebrigtsen og Skaare, 1983; Ingebrigtsen og Solbakken, 1985). Slike forsøk kan indikere om radioaktiviteten har vært knyttet til vannløslige molekyler, noe som indikerer metabolske endringer av HCB, eller om den lett lar seg fordampe og dermed sannsynligvis foreligger som den doserte HCB. Slike manipuleringer med snittene er ikke utført i disse forsøk men har i forsøk med torsk vist at aktiviteten i

sentralnervesystemet og leveren sansynligvis representerte HCB i sin opprinnelige form mens en i galleblæren sannsynligvis hadde konjugerte metabolitter. Hos fisk som har en annen fordeling av fett enn ål ser det ut til at HCB i sin opprinnelige form ikke gjenfinnes i større mengder i sentralnervesystemet og leveren men snarere i de deler som hos denne art har størst fettinnhold nemlig bukfettet og muskelvev ispedt relativt store mengder fett.

Dette betyr at en i en resipient med HCB problemer ved konsum av en gitt mengde fisk vil få i seg større mengder HCB dess større fettinnholdet i de spiselige deler er.

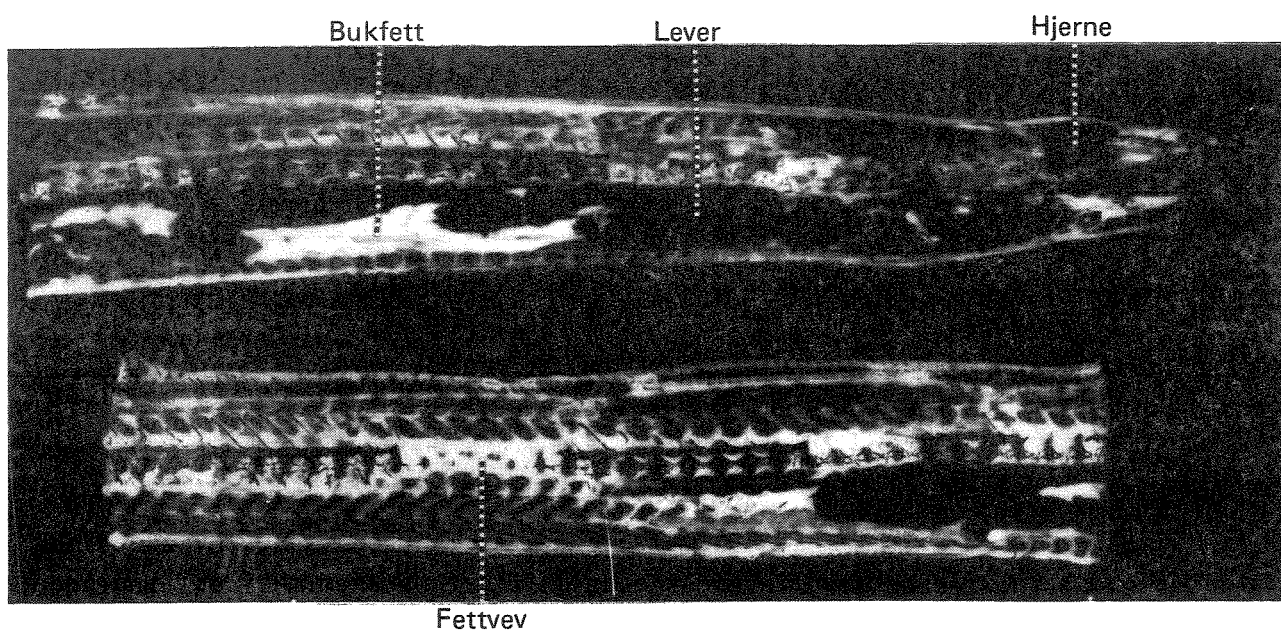


Fig. 16. Autoradiogram av ål 1 uke etter dosering med radioaktivt merket HCB. Lyse områder representerer radioaktiv aktivitet.

Merk: Høyt innhold i fettvev, lavt i lever og kun spor av aktivitet i hjerne.

6. REFERANSER

- Beijer, K. og Jerneløv, A., 1978. Ecological aspects of mercury-selenium interactions in marine environment. *Environ. Health Persp.*, 25, 43 - 45.
- Berge, J. A., 1989. Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 3: Opptak av miljøgifter i fisk. NIVA-rapport, 0-88068.
- Blom, W.S. og Crecelius, E.A., 1983. Determination of mercury in seawater at sub-nanogram per liter levels. *Mar.Chem.*, 14, 49 - 59
- Bokn, T., 1984. Basisundersøkelse i Hvalerområdet og Singlefjorden. Gruntvannsorganismer 1980-1982. Overvåkningsrapport 135/84. 49s.
- Bothner, M.H., Jahnke, R.A., Peterson, M.L. og Carpenter, R., 1980. Rate of mercury loss from contaminated estuarine sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta.*, 44, 223 - 285.
- Bro-Rasmussen, F., 1986. Hexachlorbenzene: An ecotoxicological profile of an organochlorine compound. s 231-242 i C.R. Morris og J.R.P. Cabral: Hexachlorbenzene: Proceedings of an International Symposium. IARC, Scien. Publ. No 77. Lyon.
- Danielson, L - G., Magnusson, B. og Westerlund, S., 1978. An improved metal extraction procedure for the determination of trace metals in sea water by atomic absorption spectrometry with electrothermal atomization. *Anal. Chim. Acta*, 98, 47 - 57.
- Dickson, K., Maki, A.W. og Brungs, W.A., 1987. Fate and effects of sediment-bound chemicals in aquatic systems. Pergamon Press, 449 s.
- Doucette, W.J. og A.W. Andren, 1988. Aqueous solubility of selected biphenyls, furan and dioxin congeners. *Chemosphere* 17:243-252.
- Duinker, J.C. og Hillebrand, M.T.J., 1979. Behaviour of PCB, Hexachlorobenzen, ϵ -HCH, β -HCH, Dieldrin, Endrin and pp'-DDD in the Rhine-Meuse estuary and the adjacent coastal area. *Neth. J. Sea. Res.*, 13. 256 - 281.

- Elmgren, R., 1973. Methods of sampling sublittoral soft bottom meiofauna. *Oikos*, 15, 112 - 120.
- Green, N.W., 1988. Felles overvåkningsgruppen (JMG)-Norge, Overvåkning av miljøgifter i sjøvannsmiljø. OSLOFJORD-området, SØRFJORDEN, HARDANGERFJORDEN og ORKDALSFJORD-området 1984 - 1985. NIVA-rapport L- 2139. 76 s.
- Gulbrandsen, R., Baalsrud, K., Molvær, J. og Rygg, B., 1987. Brukerundersøkelse for Grenlandsfjordene. NIVA-rapport, 8000312, 58 s.
- Hall, P., 1984. Chemical fluxes at the sediment - seawater interface; in - situ investigations with benthic chambers. Dr-Thesis, Universitetet i Gøteborg.
- Haver, E., 1982. Kvikksølvforurensing i Grenlandsfjordene. Norsk Hydro, Forskningssettret, 32 s. + vedlegg.
- Hom, W., Risebrough, R.W., Soutar, A. and Young, D.R., 1974. Deposition of DDE and Polychlorinated Biphenyls in dated sediments of the Santa Barbara Basin. *Science*, 184, 1197 - 1199.
- Ingebretsen, K. og Skaare, J.U., 1983. Distribution and elimination of [^{14}C] hexachlorobenzene after single oral exposure in the rainbow trout. *Journ. Toxicol. and Env. Health*, 12, 309 - 316.
- Ingebretsen, K. og Solbakken, J.E., 1985. Distribution of [^{14}C] - Hexachlorobenzene after single oral exposure in cod (*Gadus morhua*) and flounder (*Platichthys flesus*). *Journ. Toxicol and Env. Health*, 16, 197 - 205.
- Knutzen, J., unpubl. 1982. Internt arbeidsnotat om "bakgrunnsverdier" av metaller i Blåskjell. FP 82811. 13 s.
- Knutzen, J., 1983. Supplerende basisundersøkelse i Sørfjorden (Hardanger) 1981-1982. Metaller, PAH og fluor i organismer (med tillegg av ledre data om PAH i sedimenter). Rapport 113/83 innen Statlig program for forurensningsovervåkning. 43 s.
- Knutzen, J., 1987. Bakgrunnsnivåer av metaller i saltvannsfisk (background levels of metals in marine fish). NIVA-rapport L-2051. O-85167/Q-388. 66 s.

- de Kock, W. Chr. og Marquenie, J. M., 1982. The effects of discharges of certain metals and of organochlorine compounds such as PCB's and pesticides on marine ecosystems. A literature survey Laboratory for Applied Marine Research, TNO, Holland. Report no.: CL 82/87. 178 s. + vedlegg.
- Larson, P., 1983, Transport routes of polychlorinated biphenyls (PCBs) in aquatic ecosystems. A dissertation for the Doctor's Degree in Natural Sciences. Institute of Limnology, University of Lund. 6 papers 85 s.
- Lindestrøm, L., 1986. Gäddans kvicksilverhalt i norra Vännern - sedimentenes, fabrikkens och andra faktorerens betydelse för utvecklingen under 1974 - 1984. Statens Naturvårdsverk, Rapport 3181, 53s.
- Lingsten, L., 1984. Moser som metallindikatorer i noen norske vannforekomster. NIVA-rapport 0-77054, 63s.
- Lu, X., Johnson, W.K. og Wong, C.S, 1986. Seasonal replenishment of mercury in a coastal fjord by its intermittent anoxicity. Mar. Pollut.Bull., 17, 263 - 267.
- Luten, J.B., A. Ruiter, T.M.Ritskes, A.B. Rauchbar og G. Riekwel-Booy, 1980. Mercury and selenium in marine and freshwater fish, J. Food Sci. 45:416-419.
- Mill, T og W. Haag, 1986. The environmental fate of hexachlorbenzene. s.61-66 i C.R. Morris og J.R.P. Cabral: Hexachlorbenzene: Proceedings of an International Symposium. IARC, Scien. Publ. No 77. Lyon.
- Molvær, J., Bokn, T., Kirkerud, L., Kvalvågnæs, K., Nilsen, G., Rygg, B. og Skei, J., 1979. Resipientvurderinger av nedre Skienselva, Frierfjorden og tiliggende fjordområder. Rapport nr. 8. Sluttrapport. NIVA-rapport, 0-70111.
- Molvær, J., 1989. Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 2: Miljøgifter i vannmassene. Transport av miljøgifter til Skienselva og Frierfjorden. NIVA-rapport, 0-88068.

- Mortimer, C.H., 1941. Exchange of dissolved substances between mud and water in lakes - Parts I and II. *J. Ecology*, 29, 280 - 329.
- Nakanashi, H., Ukita, M., Sekine, M. og Murakami, S., 1987. Mercury pollution in Tokuyama Bay.(abstract). *Int. Assoc. for Sediment - Water Studies*, 4th Int.Symp. Interactions between sediments and Water, Melbourne, Australia. 1987.
- Nilsen, G., Rygg, B og Skei, J.M., 1979. Resipientvurderinger av nedre Skienselva, Frierfjorden og tiliggende fjordområder. Rapport nr.8. Sluttrapport. NIVA-rapport 0-70111.
- Næs, K., 1989. Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 1: Konsentrasjon og mengde av miljøgifter i sedimentene. NIVA-rapport, 0-88068, 76 s.
- Parks, J.W. and Hamilton, A.L., 1987. Accelerating recovery of the mercury - contaminated Wabigoon - English river system. *Hydrobiologia*, 149., 159 - 188.
- Portmann, J.E., 1979. Evaluation of the Impact on Aquatic Environment of HCH isomers, HCB, DDT (+ DDE and DDD), Heptachlor (+ h. epoxide) and Chlordane (Report no. ENV/486/79), Brussels, Commission of the European Communities.
- Rubenstein, N.I., Lores E. og N.R. Gregory, 1983. Accumulation of PCBs, mercury and cadmium by Nereis virens, Mercenaria mercenaria og Palaemonetes pugio from contaminated harbor sediments. *Aquatic Toxicology* 3:249-260.
- Rygg, B., Bjerkg, B. og Molvær, J., 1986. Grenlandsfjordene og Skienselva 1985. NIVA-rapport. 0-8000312, 79s.
- Skei, J., 1981. Kvikksølv i norske fjorder. Avslutning av prosjektet. NIVA-rapport, 0F-80603, 19 s.
- Skei, J.M., Pedersen, A., Berge, J.A., Bakke, T. og Næs, K., 1987. Indre Sørfjord. Sedimentenes betydning for metallforurensing i miljøet. Muligheter og behov for tiltak. Fase 2. Kvantifisering av utlekking av tungmetaller fra forurensete sedimenter. NIVA-rapport, 0-87005, 101s.

- Thomas, R., Evans, R., Hamilton, A., Munawar, M. Reynoldson, T. og Sadar, H., 1987. Ecological Effects of In Situ Sediment Contaminants. Proceedings of an International Workshop held in Aberystwyth, Wales - 1984. Dr. W. Junk Publishers. 272s.
- Thompson, J.A.J., Macdonald, R. W. og Wong. C.S., 1980. Mercury geochemistry in sediments of a contaminated fjord of coastal British Columbia. *Geochem. J.*, 14; 71 - 82.
- Turner, R.R. og Lindberg, S.E., 1978. Behaviour and transport of mercury in river - reservoir system downstream an inactive chloroalkali plant. *Env. Sci. Technol.*, 12, 918 - 923.
- Westerlund, S.F.G., Anderson, L.G., Hall, P.O., Iverfeldt, Å, van der Loeff, M.M.R. og Sundby, B., 1986. Benthic fluxes of cadmium, copper, nickel, zinc and lead in the coastal environment. *Geochim. Cosmochim. Acta.*, 50, 1289 - 1296.
- Widdows, J. og D. Johnson, 1988. Physiological energetics og Mytilus edulis: Scope for Growth. *Mar.Ecol.Prog.Ser.* 46:113-121.

7. DATAVEDLEGG.

FOTOBESKRIVELSE

Øverste figur.

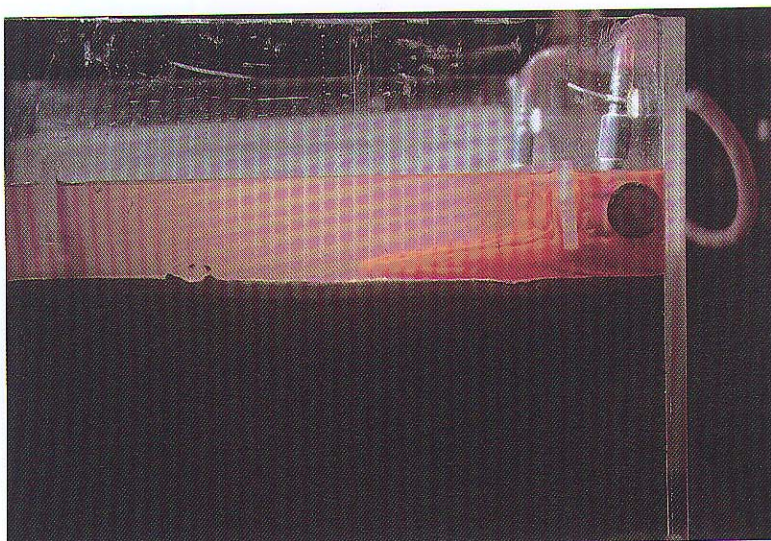
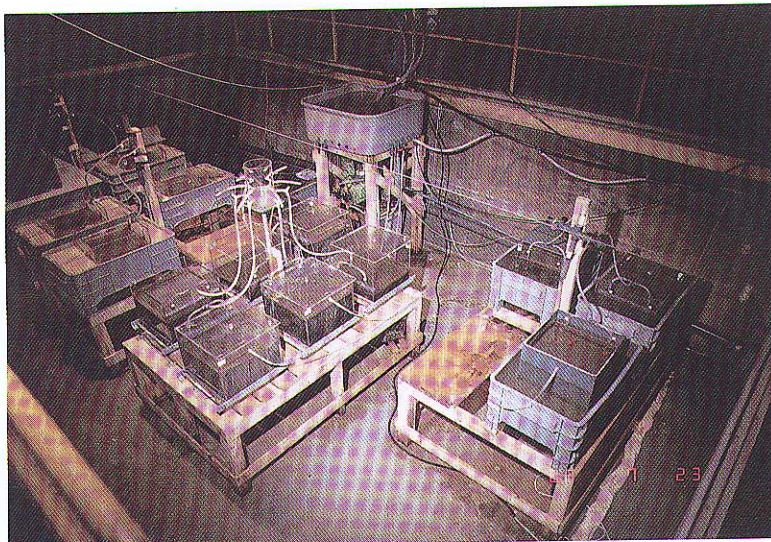
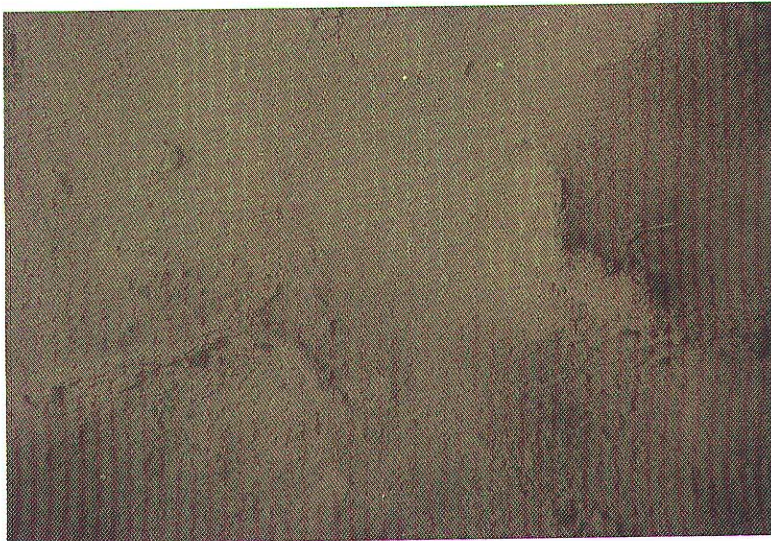
Undervannsbilde av bunnsedimentene på stedet hvor bokscorerne ble tatt i Gunnekleivfjorden.

Midtre figur.

Oversiktsbilde fra eksperimenthallen på Solbergstrand. De tre sedimentkassene lengst til høyre er kontrollsedimentene fra Oslofjorden. De seks kassene i midten er fra Gunnekleivfjorden og de lengst til høyre er fra Sørfjordprosjektet. Headertanken sees i bakgrunnen (midt i bildet).

Nedre figur.

Bildet viser Rhodamin-forsøk. Fargestoffet beveger seg i laminær strøm langs bunnen under plexiglass-sperren som sees til høyre og venstre på bildet.



Vannkjemiske data.

H = Headertank

H 1 - H 6 = 6 paralelle
Gunnkleivsedimenter

K = Kontroll (Oslofjorden)

STASJON : H

DATE	O2 ml/l	TSM mg/l	TOTN ug/l	NH4N ug/l	NO3N ug/l	TOTP ug/l	P04P ug/l
880721	4.96		222.	4.	153.	11.0	6.0
880728		0.200					
880804		0.346					
880812		0.338					
880818		0.422					
881014			212.	3.	139.	9.0	4.0
MIN. :		0.200					
MIDDEL :		0.3265					
MAX. :		0.422					
ST.AVIK:		0.0924					
R.ST.% :		28.3					
ANTALL :	1	4	2	2	2	2	2

STASJON : H

DATE	Hg-F ng/l	Hg-UF ng/l	5CB-UF ng/l	HCB-UF ng/l	OCS-UF ng/l	10CB-UF ng/l
880613	<2.50		<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
880901		<2.50				
881021		<2.50				

STASJON : H1

DATO	O2 ml/l	TOTN ug/l	NH4N ug/l	NO3N ug/l	TOTP ug/l	P04P ug/l
880721	5.92	323.	94.	152.	13.0	10.0
881014		225.	3.	155.	14.0	10.0

STASJON : H1

DATO	Hg-F ng/l	Hg-UF ng/l	Hg-flux-F ng/m2/d	Hg-flux-UF ng/m2/d	FLOW ml/min
880603	<2.50		<1066.		74.
880623	<2.50		<792.		55.
880630		<2.50		<461.	32.
880706		<2.50		<403.	28.
880721					27.
881014					27.
MIN. :					27.
MIDDEL :					40.5
MAX. :					74.
ST.AVIK:					19.6
R.ST.% :					48.5
ANTALL :	2	2	2	2	6

STASJON : H2

DATO	O2 ml/l	TOTN ug/l	NH4N ug/l	NO3N ug/l	TOTP ug/l	P04P ug/l
880721	5.94	422.	67.	275.	13.0	10.0
881014		297.	2.	245.	12.0	7.0

STASJON : H2

```

=====
DATO      Hg-F  Hg-flux-F  FLOW
          ng/l   ng/m2/d   ml/min
-----
880603    <2.50    <979.     68.
880721                                24.
881014                                22.

MIN.      :                                22.
MIDDEL    :                                38.
MAX.      :                                68.
ST.AVIK   :                                26.
R.ST.%    :                                68.4
ANTALL    :      1          1          3

```

STASJON : H3

```

=====
DATO      O2  TOTN  NH4N  NO3N  TOTP  PO4P  TSM  TSM-flux
          ml/l ug/l   ug/l   ug/l   ug/l   ug/l  mg/l  g/m2/d
-----
880721    6.02  465.  168.  235.  15.0  12.0
880920                                0.212  31.
881006                                0.170  24.
881014          1301.  600.  280.  77.0  48.0  3.168  310.
881021                                7.868  906.
881101                                6.158  709.

```


STASJON : H3

DATO	FLOW ml/min	Hg-F ng/l	Hg-UF ng/l	Hg-flux-F ng/m2/d	Hg-flux-UF ng/m2/d
880603	54.	<2.5		<778.	
880721	26.				
880920	25.	8.0		1152.	
881006	25.	5.7		821.	
881014	20.	660.	4280.	64627.	419098.
881021	20.	188.	7580.	21658.	873216.
881101	20.	160.		18432.	
MIN. :	20.		4280.		419098.
MIDDEL :	27.1		5.93E3		646157.
MAX. :	54.		7580.		873216.
ST.AVIK:	12.1		2.333E3		321109.9
R.ST.% :	44.7		39.3		49.7
ANTALL :	7		2		2

STASJON : H3

DATO	5CB-F ng/l	5CB-flux-F ng/m2/d	HCB-F ng/l	HCB-flux-F ng/m2/d
880920	4.5	648.	17.7	2549.
881006	4.8	691.	19.3	2779.
881014	13.6	1332.	40.7	3985.
881021	10.0	1152.	37.0	4262.
881101	27.0	3110.	66.0	7603.

STASJON : H3

DATO	OCS-F ng/l	OCS-flux-F ng/m2/d	10CB-F ng/l	10CB-flux-F ng/m2/d
880920	1.7	245.		
881006	1.7	245.		
881014	2.5	245.		
881021	2.8	322.	2.6	300.
881101	6.0	691.		

STASJON : H4

DATO	O2 ml/l	TOTN ug/l	NH4N ug/l	NO3N ug/l	TOTP ug/l	PO4P ug/l
880721	6.19	342.	115.	146.	11.0	7.0
881014		297.	2.	235.	10.0	6.0

STASJON : H4

DATO	Hg-F ng/l	Hg-flux-F ng/m2/d	FLOW ml/min
880603	2.50	734.	51.
880721			29.
881014			27.
MIN. :			27.
MIDDEL :			35.7
MAX. :			51.
ST.AVIK:			13.3
R.ST.% :			37.3
ANTALL :	1	1	3

STASJON : H5

DATO	O2 ml/l	TOTN ug/l	NH4N ug/l	NO3N ug/l	TOTP ug/l	P04P ug/l
880721	5.91	279.	26.	164.	19.0	15.0
881014		218.	7.	123.	12.0	7.0

STASJON : H5

DATO	Hg-F ng/l	Hg-flux-F ng/m2/d	FLOW ml/min
880603	<2.50	<1066.	74.
880721			25.
881014			26.

MIN. : 25.
 MIDDEL : 41.7
 MAX. : 74.
 ST.AVIK: 28.0
 R.ST.% : 67.2
 ANTALL : 1 1 3

STASJON : H6

DATO	O2 ml/l	TOTN ug/l	NH4N ug/l	NO3N ug/l	TOTP ug/l	P04P ug/l	TSM mg/l	TSM-flux g/m2/d
880721	5.64	398.	141.	164.	12.0	7.5		
880804							0.33	42.
881014		324.	3.	275.	10.0	6.0		

STASJON : H6

```

=====
DATO      Hg-F      Hg-flux-F      FLOW
          ng/l      ng/m2/d        ml/min
-----
880603    2.50      1066.          74.
880721                    28.
880804    10.50     1331.          22.
881014                    27.

MIN.      :    2.50    1066.          22.
MIDDEL    :    6.50    1198.5         37.8
MAX.      :   10.50    1331.          74.
ST.AVIK   :    5.657  187.4          24.3
R.ST.%    :   87.0     15.6          64.4
ANTALL    :     2         2           4

```

STASJON : H6

```

=====
DATO      5CB-UF  5CB-flux-UF  HCB-UF  HCB-flux-UF  OCS-UF  OCS-flux-UF
          ng/l      ng/m2/d      ng/l     ng/m2/d      ng/l     ng/m2/d
-----
880804    3.6      456.         7.5     950.         0.6      76.

```

STASJON : H1,2,3

DATO	Hg-F ng/l	Hg-flux-F ng/m2/d	Hg-UF ng/l	Hg-flux-UF ng/m2/d	TSM mg/l	TSM-flux g/m2/d	FLOW ml/min
880613	<2.50	<1022.					71.
880714	<2.50	<317.					22.
880721			6.00	899.			26.
880728			5.00	806.	0.284	46.	28.
MIN. :			5.00	806.			22.
MIDDEL :			5.50	852.5			36.8
MAX. :			6.00	899.			71.
ST.AVIK:			0.707	65.8			23.0
R.ST.% :			12.9	7.7			62.5
ANTALL :	2	2	2	2	1	1	4

STASJON : H1,2,3

DATO	5CB-UF ng/l	5CB-flux-UF ng/m2/d	HCB-UF ng/l	HCB-flux-UF ng/m2/d	OCS-UF ng/l	OCS-flux-UF ng/m2/d	10CB-UF ng/l
880613	1.6	654.	6.0	2454.	4.3	1759.	<1.0
880728	2.8	452.	6.1	984.	1.0	161.	<0.4
MIN. :	1.6	452.	6.0	984.	1.0	161.	0.4
MIDDEL :	2.20	553.0	6.05	1719.0	2.65	960.0	0.70
MAX. :	2.8	654.	6.1	2454.	4.3	1759.	1.0
ST.AVIK:	0.85	142.8	0.07	1039.4	2.33	1130.0	0.42
R.ST.% :	38.6	25.8	1.2	60.5	88.1	117.7	60.6
ANTALL :	2	2	2	2	2	2	2

STASJON : H4,5,6

DATO	TSM mg/l	TSM-flux g/m2/d	Hg-F ng/l	Hg-flux-F ng/m2/d	Hg-UF ng/l	Hg-flux-UF ng/m2/d
880613			<2.50	<778.		
880714			<2.50	<288.		
880721					<2.50	<389.
880728	0.246	35.			4.00	576.

STASJON : H4,5,6

DATO	5CB-UF ng/l	5CB-flux-UF ng/m2/d	HCB-UF ng/l	HCB-flux-UF ng/m2/d
880613	2.0	622.	5.6	1742.
880714				
880721				
880728	5.7	821.	12.6	1814.
MIN. :	2.0	622.	5.6	1742.
MIDDEL :	3.85	721.5	9.10	1778.0
MAX. :	5.7	821.	12.6	1814.
ST.AVIK:	2.62	140.7	4.95	50.9
R.ST.% :	68.0	19.5	54.4	2.9
ANTALL :	2	2	2	2

STASJON : H4,5,6

DATO	OCS-UF ng/l	OCS-flux-UF ng/m2/d	10CB-UF ng/l	10CB-flux-UF ng/m2/d	FLOW ml/min
880613	1.8	560.	<1.0	<311.	54.
880714					20.
880721					27.
880728	5.4	778.			25.
MIN. :	1.8	560.			20.
MIDDEL :	3.60	669.0			31.5
MAX. :	5.4	778.			54.
ST.AVIK:	2.55	154.1			15.3
R.ST.% :	70.7	23.0			48.5
ANTALL :	2	2	1	1	4

STASJON : H1,2,3,4,5

DATO	TSM mg/l	TSM-flux g/m2/d	Hg-F ng/l	Hg-flux-F ng/m2/d	FLOW ml/min
880804	0.23	38.	8.50	1420.	29.

STASJON : H1,2,3,4,5

DATO	HCB-UF ng/l	HCB-flux-UF ng/m2/d	OCS-UF ng/l	OCS-flux-UF ng/m2/d
880804	3.9	651.	1.2	200.

STASJON : H1,2,3,4,5

DATO	5CB-UF ng/l	5CB-flux-UF ng/m2/d	10CB-UF ng/l	10CB-flux-UF ng/m2/d
880804	2.1	351.	1.6	267.

STASJON : H1,2,3,4,5

DATO	HCB-UF ng/l	HCB-flux-UF ng/m2/d	OCS-UF ng/l	OCS-flux-UF ng/m2/d
880804	3.9	651.	1.2	200.

STASJON : H1,2,3,4,5

DATO	5CB-UF ng/l	5CB-flux-UF ng/m2/d	10CB-UF ng/l	10CB-flux-UF ng/m2/d
880804	2.1	351.	1.6	267.

STASJON : H1,2,3,4,5,6

DATO	TSM mg/l	TSM-flux g/m2/d	Hg-UF ng/l	Hg-flux-UF ng/m2/d	FLOW ml/min
880714					21.
880721					27.
880812	0.642	55.	19.00	1642.	15.
880818	0.774	53.	51.40	3553.	12.
880901			14.50	2218.	25.
MIN. :	0.642	53.	14.50	1642.	12.
MIDDEL :	0.708	54.0	28.30	2471.	20.
MAX. :	0.774	55.	51.40	3553.	27.
ST.AVIK:	0.0933	1.4	20.131	980.3	6.4
R.ST.% :	13.2	2.6	71.1	39.7	32.0
ANTALL :	2	2	3	3	5

STASJON : H1,2,3,4,5,6

DATO	5CB-UF ng/l	5CB-flux-UF ng/m2/d	HCb-UF ng/l	HCb-flux-UF ng/m2/d	OCS-UF ng/l	OCS-flux-UF ng/m2/d	10CB-UF ng/l
880714	3.1	375.	4.3	520.	2.3	278.	<1.0
880721	2.7	420.	5.7	886.	1.9	295.	<0.2
880812	3.0	259.	8.6	743.	1.9	164.	2.7
880818	4.0	276.	12.4	857.	2.1	145.	
880901	2.5	360.	8.1	1166.	2.0	288.	
MIN. :	2.5	259.	4.3	520.	1.9	145.	0.2
MIDDEL :	3.06	338.0	7.82	834.4	2.04	234.0	1.30
MAX. :	4.0	420.	12.4	1166.	2.3	295.	2.7
ST.AVIK:	0.58	68.3	3.10	234.7	0.17	73.1	1.28
R.ST.% :	18.9	20.2	39.7	28.1	8.2	31.3	98.2
ANTALL :	5	5	5	5	5	5	3

STASJON : H1,2,4,5,6

DATO	TSM mg/l	TSM-flux g/m2/d	Hg-F ng/l	Hg-UF ng/l	Hg-flux-F ng/m2/d	Hg-flux-UF ng/m2/d	FLOW ml/min
880920	0.372	58.	6.00		933.		27.
881006	0.544	94.	4.80		829.		30.
881014	0.616	96.	12.50	9.00	1944.	1400.	27.
881021	0.332	50.	4.00	25.50	599.	3819.	26.
881101	0.588	81.	4.00		553.		24.

STASJON : H1,2,4,5,6

DATO	5CB-F ng/l	5CB-flux-F ng/m2/d	HCb-F ng/l	HCb-flux-F ng/m2/d	OCS-F ng/l	OCS-flux-F ng/m2/d	10CB-F ng/l	10C ng
880920	2.7	420.	7.6	1182.				
881006	2.2	380.	6.6	1140.				
881014	2.8	435.	8.2	1275.	1.3	202.		
881021	1.1	165.	3.0	449.	1.8	270.	4.0	59
881101	4.3	594.	3.8	525.	2.3	318.		

STASJON : H2,3,4,5,6

```

=====
DATO      Cu-F    Pb-F    Zn-F    Cd-F
          ug/l    ug/l    ug/l    ug/l
-----
880623    0.43   0.91   2.98   0.024

```

STASJON : H2,3,4,5,6

```

=====
DATO      Hg-UF    Hg-flux-UF  5CB-UF  5CB-flux-UF  HCB-UF  HCB-flux-UF
          ng/l      ng/m2/d      ng/l      ng/m2/d      ng/l      ng/m2/d
-----
880623    3.00                CA1.0  CA282.        4.8      1355.
880630    <2.50    <475.        2.3      437.          8.6      1635.
880706    <2.50    <346.        7.6     1051.         24.0     3318.

MIN.      :                1.0      282.          4.8      1355.
MIDDEL    :                3.63    590.0         12.47    2102.7
MAX.      :                7.6     1051.         24.0     3318.
ST.AVIK   :                3.50    406.7         10.17    1061.8
R.ST.%    :                96.2    68.9          81.6     50.5
ANTALL    :      3        2        3        3        3        3

```

STASJON : H2,3,4,5,6

```

=====
DATO      OCS-UF    OCS-flux-UF  10CB-UF  10CB-flux-UF  FLOW
          ng/l      ng/m2/d      ng/l      ng/m2/d      ml/min
-----
880623    CA1.0     CA282.        <1.0     <282.
880630    5.9       1121.         <1.0     <190.          33.
880706    3.3       456.          <1.0     <138.          24.

MIN.      :      1.0      282.                24.
MIDDEL    :      3.40    619.7              28.5
MAX.      :      5.9     1121.              33.
ST.AVIK   :      2.45    442.8              6.4
R.ST.%    :     72.1     71.5              22.3
ANTALL    :      3        3        3        3        2

```

STASJON : K

```

=====
DATO   Cu-F   Pb-F   Zn-F   Cd-F   TSM   TSM-flux
       ug/l   ug/l   ug/l   ug/l   mg/l   g/m2/d
-----
880623 0.39  0.30  2.90  0.021
880920                0.752  182.
881006                0.530  122.

MIN.   :                0.530  122.
MIDDEL :                0.641  152.
MAX.   :                0.752  182.
ST.AVIK:                0.157  42.4
R.ST.% :                24.5   27.9
ANTALL : 1      1      1      1      2      2

```

STASJON : K

```

=====
DATO   Hg-F   Hg-flux-F   Hg-UF   Hg-flux-UF   FLOW
       ng/l   ng/m2/d     ng/l     ng/m2/d     ml/min
-----
880603 <2.50
880613 <2.50     <979.
880623 <2.50     <907.
880630                <2.50     <893.   62.
880706                <2.50     <850.   59.
880714 <2.50     <850.
880721 <2.50     <792.
880812                5.20     1407.   47.
880818                <2.00     <541.   47.
880920 <2.50     <605.
881006 14.20     3272.   40.

MIN.   :                40.
MIDDEL :                54.2
MAX.   :                68.
ST.AVIK:                9.6
R.ST.% :                17.7
ANTALL : 7      6      4      4      10

```

STASJON : K

DATO	5CB-UF ng/l	5CB-flux-UF ng/m2/d	HCB-UF ng/l	HCB-flux-UF ng/m2/d	OCS-UF ng/l	OCS-flux-UF ng/m2/d	10CB-UF 1 ng/l
880613	<1.0	<392.	<1.0	<392.	<1.0	<392.	<1.0
880623	<1.0	<363.	<1.0	<363.	<1.0	<363.	<1.0
880630	<1.0	<357.	<1.0	<357.	<1.0	<357.	<1.0
880706	<1.0	<340.	<1.0	<340.	<1.0	<340.	<1.0
880714	<1.0	<340.	<1.0	<340.	<1.0	<340.	<1.0

STASJON : K1,3

DATO	TSM mg/l	TSM-flux g/m2/d	Hg-F ng/l	Hg-UF ng/l	Hg-flux-F ng/m2/d	Hg-flux-UF ng/m2/d	FLOW ml/min
881014	1.814	596.	2.50	3.00	821.	985.	57.
881101	1.004	301.	4.00		1198.		52.
MIN. :	1.004	301.	2.50		821.		52.
MIDDEL :	1.409	448.5	3.25		1009.5		54.5
MAX. :	1.814	596.	4.00		1198.		57.
ST.AVIK:	0.5728	208.6	1.061		266.6		3.5
R.ST.% :	40.6	46.5	32.6		26.4		6.5
ANTALL :	2	2	2	1	2	1	2

STASJON : K4

DATO	Hg-F ng/l	Hg-flux-F ng/m2/d	Hg-UF ng/l	Hg-flux-UF ng/m2/d	TSM mg/l	TSM-flux g/m2/d	FLOW ml/min
881014	5.00	1555.	89.0	27683.	130.796	40683.	54.
881021					45.988	13774.	
881101	<2.50	<504.			37.654	7591.	35.
MIN. :					37.654	7591.	35.
MIDDEL :					71.4793	20682.7	44.5
MAX. :					130.796	40683.	54.
ST.AVIK:					51.5385	17594.5	13.4
R.ST.% :					72.1	85.1	30.2
ANTALL :	2	2	1	1	3	3	2

BIOLOGISKE DATA.

	H =	Headertank
	H 1 - H 6 =	6 paralleller Gunnkleivsedimenter
Næringssalter	K =	Kontroll (Oslofjorden)
	FF =	Vann ut fra ålekar føret med forurensede blåskjell
	FS =	Vann ut fra ålekar med Gunnkleivsedimenter
	FVI =	Vann ut fra H3
	FVU1 =	Vann ut fra ålekar med vann fra H3
	FVU2 =	Vann ut fra ålekar med vann fra FVU1
	40m =	Vann ut fra headertank
Blåskjell (<i>Mytilus edulis</i>)	MYT,KONT =	Blåskjell (<i>Mytilus edulis</i>) med vann fra K
	MYT,TEST =	Blåskjell (<i>Mytilus edulis</i>) med vann fra H3
Ål (<i>Anguilla anguilla</i>)	ÅL,FF =	Ål føret med forurensede blåskjell
	ÅL,FS =	Ål i direkte fysisk kontakt med Gunnkleivsedimenter
	ÅL,FV1 =	Ål i vann fra H3
	ÅL,FVU =	Ål i vann fra FV1
	ÅL,KONT =	Ål i vann

STASJON : Gunnekleiv,Ulva

PARAMETER : Lengde mm.

NR.	DATO	DATO	DATO	DATO	DATO	DATO	DATO	DATO	DATO	DATO
	880620	880630	880707	880714	880721	880729	880805	880812	880818	88
1	24.0	24.6	26.0	26.5						
2	24.0	25.0	25.2							
3	24.0	24.8	25.2	25.7	26.2	26.4				
4	24.0	24.8	25.2	26.3	26.7	28.0	28.2	28.5	29.0	29
5	24.0	24.8	25.2	26.1						
6	24.0									
7	24.0	24.7	25.0	25.4	25.6	25.9	26.0			
8	24.0	24.4	25.0	25.8	26.5	26.9	27.2	27.5	28.0	28
9	24.0	25.0								
10	24.0	24.1	24.8	25.5	26.3	27.0	28.5	29.0	29.5	30
11	24.0	24.2	25.0	25.6	25.9	27.0	27.3	27.0		
12	24.0									
13	24.0	25.1	26.0	26.5	26.7	28.0	29.5	30.0	30.2	30
14	24.0	24.3	25.0	25.8	26.5	27.5	27.6	28.8		
15	24.0	24.2	26.0	26.8	28.0	30.0	31.0	31.5	31.8	32
16	24.0									
17	24.0	24.5	25.4	26.4	27.0	27.5	27.7	28.5		
18	24.0									
19	24.0	24.0	24.3	25.5	27.0	28.5	30.0	30.6	31.4	31
20	24.0	24.1	24.3	25.3	27.0	28.5	29.0	29.3	30.4	31

STASJON : Kontroll,Ulva

PARAMETER : Lengde mm.

NR.	DATO	DATO	DATO	DATO	DATO	DATO	DATO	DATO	DATO	DATO
	880620	880630	880707	880714	880721	880729	880805	880812	880818	88
1	24.0	24.7	24.9	25.1	25.1					
2	24.0	24.6	25.8	26.3	27.1	27.5	28.0	28.8	29.0	
3	24.0	24.6	25.2	25.8	26.2	26.5	27.0	27.9	28.5	28
4	24.0	24.6	25.0	25.9	26.8	28.0	28.4	28.5	28.9	29
5	24.0	24.4	25.0	25.8	26.3	26.7	27.3	28.0	28.0	28
6	24.0	24.4	24.9	25.6	26.4	26.4	27.0	27.8	28.0	28
7	24.0	24.4	24.8							
8	24.0	24.6	24.9	25.2	25.4	25.6				
9	24.0	24.4	24.9	25.0						
10	24.0	24.6	25.2	26.0	26.8	27.5	27.9	28.1	28.3	29
11	24.0	24.6	25.0	25.0	25.8	25.8	26.0	26.5		
12	24.0	24.5	25.1	26.3	26.7	27.3	29.0	30.0	30.8	31
13	24.0	24.6	25.1	25.9	26.3	26.8	27.2	29.0	29.2	29
14	24.0	24.5	25.2	26.1	26.2					
15	24.0	24.3	25.1							
16	24.0	24.6	25.2	26.1	26.5	27.3	27.7			
17	24.0	24.5	25.1	26.0	26.5	27.2	28.0	28.2	28.4	29
18	24.0	24.6	25.2	26.1	26.5	27.3	28.0	28.5	29.2	29
19	24.0	24.7	25.2	25.9	26.4	27.2	28.0	28.3	28.6	29
20	24.0	24.8	25.2	26.0	26.4	27.6	28.1	28.3	29.5	29

STASJON : 40m
DYP : 0.0

DATO	TOTN ug/l	NH4N ug/l	NO3N ug/l	TOTP ug/l	P04P ug/l
880706	311.	52.	131.	19.0	16.0
880722	305.	86.	148.	41.0	36.0
880818	266.	115.	96.	6.0	4.0
880909	296.	11.	156.	18.0	9.5
880929	290.	20.	140.	15.0	7.0

STASJON : FF
DYP : 0.0

DATO	TOTN ug/l	NH4N ug/l	NO3N ug/l	TOTP ug/l	P04P ug/l
880706	386.	108.	132.	17.0	10.5
880722	359.	90.	146.	17.0	12.0
880818	585.	64.	94.	26.0	17.5
880909	296.	41.	160.	11.0	7.5
880929	329.	29.	140.	17.0	13.0

STASJON : FS
DYP : 0.0

DATO	TOTN ug/l	NH4N ug/l	NO3N ug/l	TOTP ug/l	P04P ug/l
880706	788.	97.	139.	710.0	650.0
880722	639.	264.	114.	99.0	88.0
880818	351.	52.	95.	77.0	66.5
880909	776.	63.	162.	280.0	250.0
880929	479.	27.	141.	100.0	85.0

STASJON : FVI
DYP : 0.0

```
=====
DATO      TOTN      NH4N      NO3N      TOTP      P04P
          ug/l      ug/l      ug/l      ug/l      ug/l
-----
880706    693.      125.      355.      28.0      19.0
880722    495.      188.      199.      24.0      16.5
880818    594.      87.       310.      18.0      14.0
880909    420.      52.       235.      36.0      18.5
880929    348.      16.       148.      17.0      9.0
```

STASJON : FVU1
DYP : 0.0

```
=====
DATO      TOTN      NH4N      NO3N      TOTP      P04P
          ug/l      ug/l      ug/l      ug/l      ug/l
-----
880706    1980.     1180.     340.     91.0     65.0
880722    1312.     940.     305.    110.0     48.0
880818    1398.     91.     1050.     85.0     70.0
880909     677.     86.     475.     39.0     27.5
880929    1323.     131.     690.     79.0     49.0
```

STASJON : FVU2
DYP : 0.0

```
=====
DATO      TOTN      NH4N      NO3N      TOTP      P04P
          ug/l      ug/l      ug/l      ug/l      ug/l
-----
880706    3224.     2110.     285.    130.0     85.0
880722    1868.     1570.     320.    170.0     86.0
880818    2436.     108.     1700.    160.0    130.0
880909    1032.     102.     685.     57.0     34.5
880929    3336.     590.     1500.    470.0    350.0
```

STASJON : KONTR

DYP : 0.0

DATO	TOTN ug/l	NH4N ug/l	NO3N ug/l	TOTP ug/l	P04P ug/l
880706	398.	86.	136.	29.0	24.5
880722	311.	67.	148.	13.0	9.0
880818	351.	58.	95.	10.0	6.5
880909	321.	56.	162.	8.0	5.5
880929	270.	39.	141.	19.0	11.0

STASJON : MYT,KONTR

DYP : 0.0

DATO	DW %	OIL %	HCN ng/g	OCS ng/g	10-CB ng/g	5-CB ng/g	HG-INNH ug/g
880620	21.0		0.5	<1.0	<1.0	<1.0	0.06
880706	19.1						0.12
880728	17.9		0.3	<1.0	<1.0	<1.0	0.07
881008	14.6	2.1	2.0	<1.0	<1.0	<1.0	0.10
881021	15.2	2.2	2.0	<1.0	<1.0	1.0	0.09
881108	14.0	1.9	2.0	<1.0	<1.0	<1.0	0.12

STASJON : MYT,TEST

DYP : 0.0

DATO	DW %	OIL %	HCN ng/g	OCS ng/g	10-CB ng/g	5-CB ng/g	HG-INNH ug/g
880620	21.0		0.5	<1.0	<1.0	<1.0	0.06
880706	18.9						0.12
880728	17.1		7.1	<1.0	<1.0	<1.0	0.07
881008	14.6	2.1	2.0	<1.0	<1.0	<1.0	0.10
881021	13.8	1.6	442.0	14.0	2.0	140.0	1.46
881108	13.0	1.7	370.0	2.0	2.0	92.0	2.78

STASJON : ÅL,FF
DYP : 0.0

DATO	DW %	OIL %	HCB ng/g	OCS ng/g	10-CB ng/g	5-CB ng/g	HG-INNH ug/g
880620	30.2	18.4	4.2	1.6	<0.3	<0.2	0.06
880817	37.1	19.5	20.0	2.0	<1.0	7.0	0.49
881007	39.8	26.4	30.0	1.0	<1.0	<1.0	0.29

STASJON : ÅL,FS
DYP : 0.0

DATO	DW %	OIL %	HCB ng/g	OCS ng/g	10-CB ng/g	5-CB ng/g	HG-INNH ug/g
880620	30.2	18.4	4.2	1.6	<0.3	<0.2	0.06
880817	33.0	16.0	79.0	15.0	1.0	290.0	0.41
881007	37.7	23.5	1160.0	22.0	<1.0	590.0	0.30

STASJON : ÅL,FS
DYP : 1.0

DATO	DW %	OIL %	HCB ng/g	OCS ng/g	10-CB ng/g	5-CB ng/g	HG-INNH ug/g
880817	31.9	15.2	960.0	24.0	3.0	320.0	0.90

STASJON : ÅL,FS
DYP : 2.0

DATO	DW %	OIL %	HCB ng/g	OCS ng/g	10-CB ng/g	5-CB ng/g	HG-INNH ug/g
880817	28.4	10.1	850.0	20.0	<1.0	310.0	0.35

STASJON : ÅL,FS

DYP : 3.0

DATO	DW %	OIL %	HCB ng/g	OCS ng/g	10-CB ng/g	5-CB ng/g	HG-INNH ug/g
880817	35.1	17.7	680.0	15.0	<1.0	310.0	0.32

STASJON : ÅL,FS

DYP : 4.0

DATO	DW %	OIL %	HCB ng/g	OCS ng/g	10-CB ng/g	5-CB ng/g	HG-INNH ug/g
880817	38.7	23.3	740.0	8.0	<1.0	220.0	0.24

STASJON : ÅL,FS

DYP : 5.0

DATO	DW %	OIL %	HCB ng/g	OCS ng/g	10-CB ng/g	5-CB ng/g	HG-INNH ug/g
880817	31.1	13.9	700.0	15.0	2.0	290.0	0.23

STASJON : ÅL,FV1

DYP : 0.0

DATO	DW %	OIL %	HCB ng/g	OCS ng/g	10-CB ng/g	5-CB ng/g	HG-INNH ug/g
880620	30.2	18.4	4.2	1.6	<0.3	<0.2	0.06
880817	39.9	23.2	20.0	2.0	<1.0	4.0	0.35

STASJON : ÅL,FVU

DYP : 0.0

```

=====
DATO      DW      OIL      HCB      OCS      10-CB    5-CB      HG-INNH
          %       %       ng/g     ng/g     ng/g     ng/g      ug/g
-----
880620    30.2    18.4     4.2     1.6     <0.3    <0.2     0.06
880817    38.9    22.5     9.0     2.0     <1.0     3.0     0.28

```

STASJON : ÅL,KONTR

DYP : 0.0

```

=====
DATO      DW      OIL      HCB      OCS      10-CB    5-CB      HG-INNH
          %       %       ng/g     ng/g     ng/g     ng/g      ug/g
-----
880620    30.2    18.4     4.2     1.6     <0.3    <0.2     0.06
880817    37.0    21.4     9.0     2.0     <1.0     2.0     0.08
881007    37.4    23.1    10.0     2.0     <1.0     4.0     0.08

```

STASJON : ÅL,KONTR

DYP : 1.0

```

=====
DATO      DW      OIL      HCB      OCS      CD-INNH  HG-INNH
          %       %       ng/g     ng/g     ug/g     ug/g
-----
880519    39.4    22.1     9.3     3.1     0.03     0.06

```

STASJON : ÅL,KONTR

DYP : 2.0

```

=====
DATO      DW      OIL      HCB      OCS      CD-INNH  HG-INNH
          %       %       ng/g     ng/g     ug/g     ug/g
-----
880519    32.0    11.1     5.0     3.8     <0.02    0.08

```

STASJON : ÅL,KONTR
DYP : 3.0

```
=====
DATO      DW      OIL      HCB      OCS      CD-INNH  HG-INNH
          %       %       ng/g     ng/g     ug/g     ug/g
-----
880519    41.6    28.3     6.7     4.4     <0.02    0.05
```

STASJON : ÅL,KONTR
DYP : 4.0

```
=====
DATO      DW      OIL      HCB      OCS      CD-INNH  HG-INNH
          %       %       ng/g     ng/g     ug/g     ug/g
-----
880519    37.6    21.6     5.9     1.5     0.02     0.05
```

STASJON : ÅL,KONTR
DYP : 5.0

```
=====
DATO      DW      OIL      HCB      OCS      CD-INNH  HG-INNH
          %       %       ng/g     ng/g     ug/g     ug/g
-----
880519    37.6     8.1     5.3     0.8     0.02     0.06
```

STASJON : ÅL,KONTR
DYP : 6.0

```
=====
DATO      DW      OIL      HCB      OCS      CD-INNH  HG-INNH
          %       %       ng/g     ng/g     ug/g     ug/g
-----
880519    36.6    20.3     3.8    <0.5     0.02     0.10
```

STASJON : ÅL,KONTR

DYP : 7.0

```

=====
DATO      DW      OIL      HCB      OCS      CD-INNH  HG-INNH
          %       %       ng/g     ng/g     ug/g     ug/g
-----
880519    38.6    23.7     1.9     0.8     0.04    0.07

```

STASJON : ÅL,KONTR

DYP : 8.0

```

=====
DATO      DW      OIL      HCB      OCS      CD-INNH  HG-INNH
          %       %       ng/g     ng/g     ug/g     ug/g
-----
880519    39.0    23.3     2.0    <0.5     <0.02    0.06

```

STASJON : ÅL,KONTR

DYP : 9.0

```

=====
DATO      DW      OIL      HCB      OCS      CD-INNH  HG-INNH
          %       %       ng/g     ng/g     ug/g     ug/g
-----
880519    49.2    12.4     1.7    <0.5     0.02    0.05

```

STASJON : ÅL,KONTR

DYP : 10.0

```

=====
DATO      DW      OIL      HCB      OCS      CD-INNH  HG-INNH
          %       %       ng/g     ng/g     ug/g     ug/g
-----
880519    31.0    12.8     0.7    <0.5     <0.02    0.06

```

STASJON : H1,H2,H3

DYP : 0.0

```
=====
DATO      HCB      OCS      10-CB    5-CB
          ng/g      ng/g      ng/g      ng/g
-----
880706    6.0      1.8      <1.0     1.6
```

STASJON : H4,H5,H6

DYP : 0.0

```
=====
DATO      HCB      OCS      10-CB    5-CB
          ng/g      ng/g      ng/g      ng/g
-----
880706    5.6      4.3      <1.0     1.6
```

STASJON : PLANKTON,VANN

DYP : 0.0

```
=====
DATO      HCB      OCS      10-CB    5-CB
          ng/g      ng/g      ng/g      ng/g
-----
880706    1.0     <0.3     <0.5     <0.3
```


STASJON : ÅL,FF
 DATO : 880817

STASJON : ÅL,FF
 DATO : 881007

```
=====
  DYP      L      Vekt      DYP      L      Vekt
  METER    cm      g        METER    cm      g
-----
  1.0      53.5   312.0   1.0      57.5   335.0
  2.0      52.5   270.0   2.0      59.0   342.0
  3.0      53.0   144.0   3.0      53.5   300.0
  4.0      56.5   208.0   4.0      55.5   278.0
  5.0      53.5   266.0   5.0      55.5   325.0
```

STASJON : ÅL,FK
 DATO : 880620

```
=====
  DYP      L      Vekt
  METER    cm      g
-----
  1.0      55.0   360.0
  2.0      61.0   391.0
  3.0      54.0   349.0
  4.0      52.5   363.0
  5.0      53.5   373.0
  6.0      55.5   361.0
  7.0      56.0   334.0
  8.0      57.5   404.0
  9.0      51.5   286.0
 10.0      58.0   412.0
```

STASJON : ÅL,FK
 DATO : 880817

STASJON : ÅL,FK
 DATO : 881007

```
=====
  DYP      L      Vekt      DYP      L      Vekt
  METER    cm      g        METER    cm      g
-----
  1.0      52.5   230.0   1.0      56.0   341.0
  2.0      53.0   222.0   2.0      59.0   344.0
  3.0      49.0   217.0   3.0      52.0   227.0
  4.0      52.0   238.0   4.0      55.0   174.0
  5.0      51.5   224.0   5.0      47.5   180.0
```

STASJON : ÅL,FS

DATO : 880817

STASJON : ÅL,FS

DATO : 881007

```

=====
DYP      L      Vekt      DYP      L      Vekt
METER    cm      g        METER    cm      g
-----
1.0      46.5  160.0    1.0      51.0  201.0
2.0      48.0  155.0    2.0      59.5  318.0
3.0      49.5  207.0    3.0      51.0  202.0
4.0      57.0  388.0    4.0      55.5  208.0
5.0      46.0  144.0    5.0      46.5  110.0

```

STASJON : ÅL,FVI

DATO : 880817

STASJON : ÅL,FVU

DATO : 880817

```

=====
DYP      L      Vekt      DYP      L      Vekt
METER    cm      g        METER    cm      g
-----
1.0      55.5  276.0    1.0      51.5  236.0
2.0      61.5  398.0    2.0      59.5  298.0
3.0      61.0  371.0    3.0      66.0  563.0
4.0      58.5  301.0    4.0      61.0  474.0
5.0      54.0  288.0    5.0      51.5  210.0

```

	VK	KONT.	FF	FS	H3	FU1	FU2
TOT.N.	40m	n.s.(0,08)	n.s.(0,06)	***	**	***	***
	H3					***	***
	FV1						***
NH ₄	40m	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.(0,09)	*	*
	H3					*	*
	FV1						*
NO ₃	40m	n.s.	n.s.	n.s.	*	**	**
	H3					*	*
	FV1						n.s.(0,07)
TOTP	40m	n.s.	n.s.	***	n.s.	***	*
	H3					**	**
	FV1						*
PO ₄	40m	n.s.	n.s.	***	n.s.	*	*
	H3					***	**
	FV1						*

Konsentrasjoner av næringssalter i forvann i kolonne 2 (VK) er korrelert med næringssaltkonsentrasjoner etter at vannet har passert de øvrige forsøkskassene KONT, FF, FS, H3, FV1 og FV2. Testene er basert på parvise T-tester etter Fisher and Yates, 1948. (Se Schaeffler, 1969). Data er logtransformerte. n.s. = ikke signifikant forskjell * = $p < 0,05$ ** = $p < 0,01$ *** = $p < 0,005$.