

LNR. 2067

0-87005

INDRE SØRFJORD.

SEDIMENTENES BETYDNING FOR METALLFORURENSNING I MILJØET. MULIGHETER OG
BEHOV FOR TILTAK.

FASE 2. KVANTIFISERING AV UMLEKKING AV TUNGMETALLER FRA FORURENSEDE
SEDIMENTER.

Oslo, 17. desember 1987

Prosjektleder: Jens Skei
Medarbeidere: Torgeir Bakke
John Arthur Berge
Kristoffer Næs
Are Pedersen

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor Sørlandsavdelingen Østlandsavdelingen Vestlandsavdelingen
Postboks 333 Grooseveien 36 Rute 866 Breiviken 2
0314 Oslo 3 4890 Grimstad 2312 Ottestad 5035 Bergen - Sandviken
Telefon (02) 23 52 80 Telefon (041) 43 033 Telefon (065) 76 752 Telefon (05) 25 97 00

Prosjektnr.:	87005
Undernummer:	
Løpenummer:	2067
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel: Indre Sjørfjord. Sedimentenes betydning for metallforurensning i miljøet. Muligheter og behov for tiltak. Fase 2. Kvantifisering av utlekking av tungmetaller fra forurensete sedimenter.	Dato: 17. desember 1987
	Prosjektnummer: 87005
Forfatter (e): Jens Skei Are Pedersen John Arthur Berge Torgeir Bakke Kristoffer Næs	Faggruppe: Marinøkologisk
	Geografisk område: Hordaland
	Antall sider (inkl. bilag): 101

Oppdragsgiver: Kontaktutvalget for miljøspørsmål i Odda	Oppdragsg. ref. (evt. NTF-nr.):
--	---------------------------------

Ekstrakt: <i>Eksperimenter med sedimenter fra indre Sjørfjord er utført ved NIVAs marine forskningsstasjon, Solbergstrand for å kvantifisere bunnsedimentenes rolle som forurenser av metaller (Cu, Pb, Cd, Zn, Hg). Betydelig "lekkasje" av metaller fra sedimentene er registrert, spesielt i Eitrheimsvågen hvor sedimentene inneholder 10% sink og 0.03% kvikksølv. Lekkasjen mangedobles ved oppvirvling av sedimentene. De utlekte metallene tas opp i tang og blåskjell. Tildekking av sedimentene med 30 cm sand, kalk eller askeavfall stopper utlekkingen.</i>

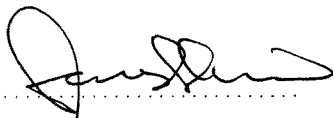
4 emneord, norske:

1. Sjørfjorden
2. Sedimenter
3. Metallutlekking
4. Solbergstrand


4 emneord, engelske:

1. Sjørfjorden
2. Sediments
3. Metal flux
4. Solbergstrand

Prosjektleder:


Jens Skei

For administrasjonen:


Tor Bokn

ISBN - 82-577-1328-7

FORORD

I henhold til kontrakt av 6. mars 1987 med Kontaktutvalget for miljøspørsmål i Odda har Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) gjort eksperimenter ved NIVAs marine forskningsstasjon - Solbergstrand, for å skalere problemet med forurensede Sørfjord-sedimenter. Prosjektet er finansiert av Miljøverndepartementet, Norzink A/S, K/S Ilmenitt-smelteverket A/S, Odda Smelteverk A/S, Odda og Ullensvang kommune og Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd (NTNF). I tillegg har NIVA bidratt med egne forskningsmidler.

Prosjektet har i stor grad fulgt NIVAs programforslag datert 28. oktober 1986.

NIVA, 17. desember 1987

Jens Skei
Prosjektleder

INNHALDSFORTEGNELSE

	side
FORORD	2
1. SAMMENFATNING OG ANBEFALINGER	4
2. INNLEDNING OG MÅLSETTING	6
3. FELTARBEID OG METODER	8
3.1. Prøveinnsamling	8
3.2. Eksperimentdesign på Solbergstrand	10
3.3. Analysemetoder	15
4. MÅLERESULTATER OG DISKUSJON	15
4.1. Feltnmålinger	15
4.1.1. Målinger i vannmassen	18
4.1.2. Sedimentmålinger	
4.1.3. Porevannsmålinger og vann like over sedimentet	22
4.1.4. Bløtbunnsfauna	24
4.2. Solbergstrand-målinger	29
4.2.1. Transport av metaller fra sedimentene ("lekkasje")	31
4.2.2. Betydningen av gravende dyr for metall-lekkasjen	49
4.2.3. Effekter av overdekning	55
4.2.4. Opptak av metaller i tang, planktonalger, blåskjell og fisk	57
5. SEDIMENTENES ROLLE SOM FORURENSER	71
6. FORSLAG TIL VIDEREFØRING OG TILTAK	75
7. LITTERATUR	78
8. DATAVEDLEGG	81

1. SAMMENFATNING OG ANBEFALINGER

Det overordnede formål med prosjekt Indre Sørfjord er å utrede sedimentenes betydning for metallforurensningen i Sørfjorden og hvilke behov og muligheter det er for tiltak. Det spesifikke mål for fase 2 av prosjektet er å skalere problemet ved å kvantifisere sedimentenes bidrag av metaller til miljøet ved eksperimentelle undersøkelser. I tillegg er målet å fastslå om metaller som "lekker" fra sedimentene er tilgjengelig for opptak i tang, planktonalger, blåskjell og fisk og om det er mulig å stoppe denne lekkasjen ved overdekking av sedimentene. Det bør presiseres at denne problemstillingen også er meget aktuell i andre fjorder hvor deponier av miljøgifter er lagret i sedimentene.

De eksperimentelle undersøkelsene på Solbergstrand som har pågått i perioden mars-oktober 1987 gir grunnlag for følgende sammenfatning:

1. *Sedimentene som ble testet ble tatt i Oddas havnebasseng (middels forurensset), utenfor Eitrheimsneset (mye forurensset) og i munningen av Eitrheimsvågen (ekstremt forurensset). Som kontroll ble det tatt sedimenter i Bjørnehodebukta i Oslofjorden (lite forurensset).*
2. *Når sjøvann fra 40 m dyp utenfor Drøbak passerte sedimentflatene (0.5 x 0.5 m) skjedde det en økning i metallkonsentrasjonene i vannet som følge av utlekking av løste metaller.*
3. *Ved måling av gjennomstrømning (flow) og konsentrasjon kan "utlekkingen" (transporten) av metaller kalkuleres ($\text{mg m}^{-1} \text{d}^{-1}$). På den måten får man tall for hva 1 m^2 Sørfjord-bunn avgir av tungmetaller pr. tidsenhet. Disse tallene kan jevnføres med utslippstall fra industribedriftene.*
4. *Målingene viser at med unntak av Eitrheimsvågen er "lekkasjen" av tungmetaller fra sedimentene til vannet moderat, forutsatt at sedimentene ikke oppvirvles. Ved oppvirvling skjedde det en økning i lekkasjen på henholdsvis 40 og 250 ganger for bly og kvikksølv.*
5. *Det totale bidraget av metaller fra sedimentene innenfor Lindeneset (areal 2.6 km^2) er beregnet til:*

*sink: 21000 kg pr. år
 bly: 1800 "-"
 kopper: 270 "-"*

kadmium: 140 kg pr. år

kvikksølv: 0.5 -"-

Disse tallene antas å være representative for perioder uten forstyrrelse av sedimentene.

- 6. Sammenlignet med nåværende utslipp av tungmetaller fra Norzink og Odda Smelteverk representerer sedimentenes bidrag like mye når det gjelder sink, mer når det gjelder bly, kopper og kadmium og mindre når det gjelder kvikksølv.*
- 7. Dyrers graveaktivitet i sedimentene synes å representere en viktig faktor for frigivelsen av metaller. Mengden av dyr var størst i prøvene fra Eitrheimsvågen hvor metallkonsentrasjonene var høyest. Det ble her hovedsaklig registrert en art. Antallet dyr var lavest i havnebassenget hvor sedimentene var sterkt påvirket av kalkslam og kommunal kloakk.*
- 8. Forsøk med bestemmelsen av bioturbasjonsgraden (graveaktivitet) viste liten omblending av Sørfjordsedimentene. Tilsats av dyr medførte oppvirvling av sedimenter og mangedobling av frigivelsesratene.*
- 9. Bunnsedimenter som befinner seg mellom 0-5m dyp innerst i Eitrheimsvågen er stadig utsatt for fysiske forstyrrelser pga. bølge- og tidevannsaktivitet (samt utfylling av steinmasser). Disse sedimentene antas å spille en sentral rolle i den massive forurensningen av overflatevannet i Sørfjorden.*
- 10. Metaller som lekker ut av sedimentene tas opp i tang og blåskjell og i liten og ingen grad i fisk i løpet av 2 måneder. Opptakene var mest markert for sink og bly og følger ellers konsentrasjonene i vannet.*
- 11. Tildekking av de forurensede sedimentene med sand, kalk fra Odda Smelteverk og askeavfall fra Ilmenittverket i 30 cm tykkelse blokkerte metalltransporten ut i vannet med nesten 100%.*

På grunnlag av disse resultatene kan følgende anbefalinger gjøres mht. oppfølging:

- A. Bidraget av metaller fra bunnsedimentene i Eitrheimsvågen dominerer. Dessuten representerer Eitrheimsvågen et grunnområde hvor oppvirvling av sedimenter kan skje ved bølgeaktivitet med den*

følge at metall-lekkasjen mangedobles. Enda et viktig moment er at en tilførsel av metaller fra sedimentene i Eitrheimsvågen medfører forurensning av overflatevannet og dermed vil store områder bli påvirket. Det anbefales derfor at innsatsen de neste årene rettes mot Eitrheimsvågen.

- B. 1988 bør brukes til planleggingsår hvor utredninger om tekniske tiltak i vågen bør stå sentralt. Tiltak bør ikke iverksettes før alle sider av saken er grundig utredet.*
- C. Det anbefales ikke å foreta mudring (kanskje med unntak av suge-mudring) i noen deler av området da eksperimentene på Solbergstrand har vist at fysiske forstyrrelser av sedimentene øker frigivelsen av metaller.*

2. INNLEDNING OG MÅLSETTING

Fase 1 i prosjekt Indre Sørfjord tok for seg alternative tiltak for å rehabilitere miljøet i Sørfjorden, basert på teoretiske vurderinger og studiereiser (Næs & Skei, 1986). To alternative opprensningstiltak ble skissert:

- (i) Bunnområdet fra Lindeneset til Odda overdekkes gjennomsnittlig med 50 cm uforurenset breslam eller annet materiale som skulle vise seg å være velegnet både mht. konsistens og mengde. Dette skulle være tilstrekkelig for å hindre både kjemisk utlekking og biologisk transport av metaller ut av sedimentet.*
- (ii) Det bygges en spuntvegg fra sørspissen av Eitrheimsneset og over mot Tokheim (maks. vanndyp, 15 m). Dermed stenges hele Eitrheimsvågen av. Ved hjelp av cutter-suction mudring fjernes de øvre 25-50 cm av bunnsedimentene innenfor Lindeneset. Muddermassen pumpes i rørledninger og deponeres bak den nye spuntveggen. Et vannbehandlingsanlegg bygges og vannet renses før det pumpes tilbake til sjøen. Etter at mudringsoperasjonen er over, tildekkes muddermassene med breslam eller annen egnet masse til at vågen er helt oppfylt. Deretter kan det nye landarealet brukes til industriformål. Dette alternativet er det samme som er gjennomført i Minamata Bay, Japan.*

Det bør til slutt påpekes at de skisserte alternativer kun kan være aktuelle å gå videre med hvis fase II viser at tiltak er nødvendig.

Fase II vil også gi grunnlag for å velge type overdekningsmateriale som vil gi best resultat.

Begge tiltak vil bety store investeringer og det ble ansett som svært viktig å fastslå omfanget av problemet med forurensede sedimenter før eventuell beslutning om opprensningstiltak ble tatt. Det ble derfor vedtatt å gjennomføre en fase II i prosjektet hvor målet skulle være å kvantifisere hvilken rolle de akkumulerte bunnsedimentene i indre Sørfjord har som forurensningskilde.

I internasjonal faglitteratur eksisterer det lite data som viser hva tungmetallforurensede bunnsedimenter eksakt avgir av metaller til vannmassen og hvor mye som tas opp av organismer. Når det gjelder de forskjellige lands håndtering av miljøproblemer knyttet til forurensede sedimenter er dette nokså forskjellig. Enkelte land (f.eks. Canada og Japan) har utarbeidet miljøkvalitetskriterier for sedimenter som legges til grunn for beslutning om tiltak. I Japan er det lovbestemt at sedimenter med et kvikksølvinnehold over 25 ppm skal mudres og legges på land (Seki, upubl.). I tilknytning til mudring anvendes også overdekking med uforurenset masse. Bakgrunnen for disse normene bygger delvis på teoretiske beregninger og delvis på enkle målinger på lab-skala. Dette henger sammen med at det er relativt komplisert å simulere miljøeffektene av de forurensede sedimentene i større skala.

Ved NIVAs marine forskningsstasjon Solbergstrand ligger forholdene godt til rette for å gjøre eksperimenter med store sedimentflater. I tillegg er det tilgang på tilnærmet uforurenset sjøvann fra 40 m dyp.

Den spesifikke målsettingen med prosjektet har vært:

- kvantifisering av transport av metaller ut av bunnsedimentene ("lekkasje")
- å studere betydningen av tilstedeværelse av gravende dyr i sedimentene mht. utlekkingsrater
- måle opptaket av biologisk tilgjengelige metaller i organismer
- registrering av effekten av overdekking med ulike materialtyper (sand, kalkslam fra Odda Smelteverk og askeavfall fra Ilmenittverket).

3. FELTARBEID OG METODER

3.1. Prøveinnsamling

Prosjektet startet med at Universitetet i Oslo's forskningsfartøy "Trygve Braarud" gikk rundt kysten til Sørfjorden i begynnelsen av mars d.å. Prøvetakingen startet 2. mars og ble avsluttet 4. mars, hvorefter fartøyet gikk til Solbergstrand.

Tre stasjoner ble valgt (Fig. 1) hvor all prøvetaking ble foretatt. Tabell 1 gir en oversikt over prøvetaking som ble foretatt på disse stasjonene i Sørfjorden. I tillegg ble en stasjon i ytre Oslofjord (Bjørnehodebukta, Fig. 1) valgt som kontrollstasjon. Prøvene derfra ble tatt 26. mars.

Tabell 1. Oversikt over prøvetaking i Sørfjorden, 2-4. mars 1987.

Stasjon	Prøvetype			
	Salt/Temp	Vannprøver	Sedimenter	Porevann
1 (Havnebasseng)	X	X	X	X
2 (Eitrheimsvågen)		X	X	X
3 (Eitrheimsneset)		X	X	X

Salt og temperatur ble målt med salinoterm for å fastslå eventuell sjiktning i vannmassene under prøvetaking.

Vannprøvene ble tatt med spesialvaskede, modifiserte Niskin-hentere. Noen av prøvene ble filtrert (N_2 -trykk) slik at analysen er gjort både på filtrerte og ufiltrerte prøver.

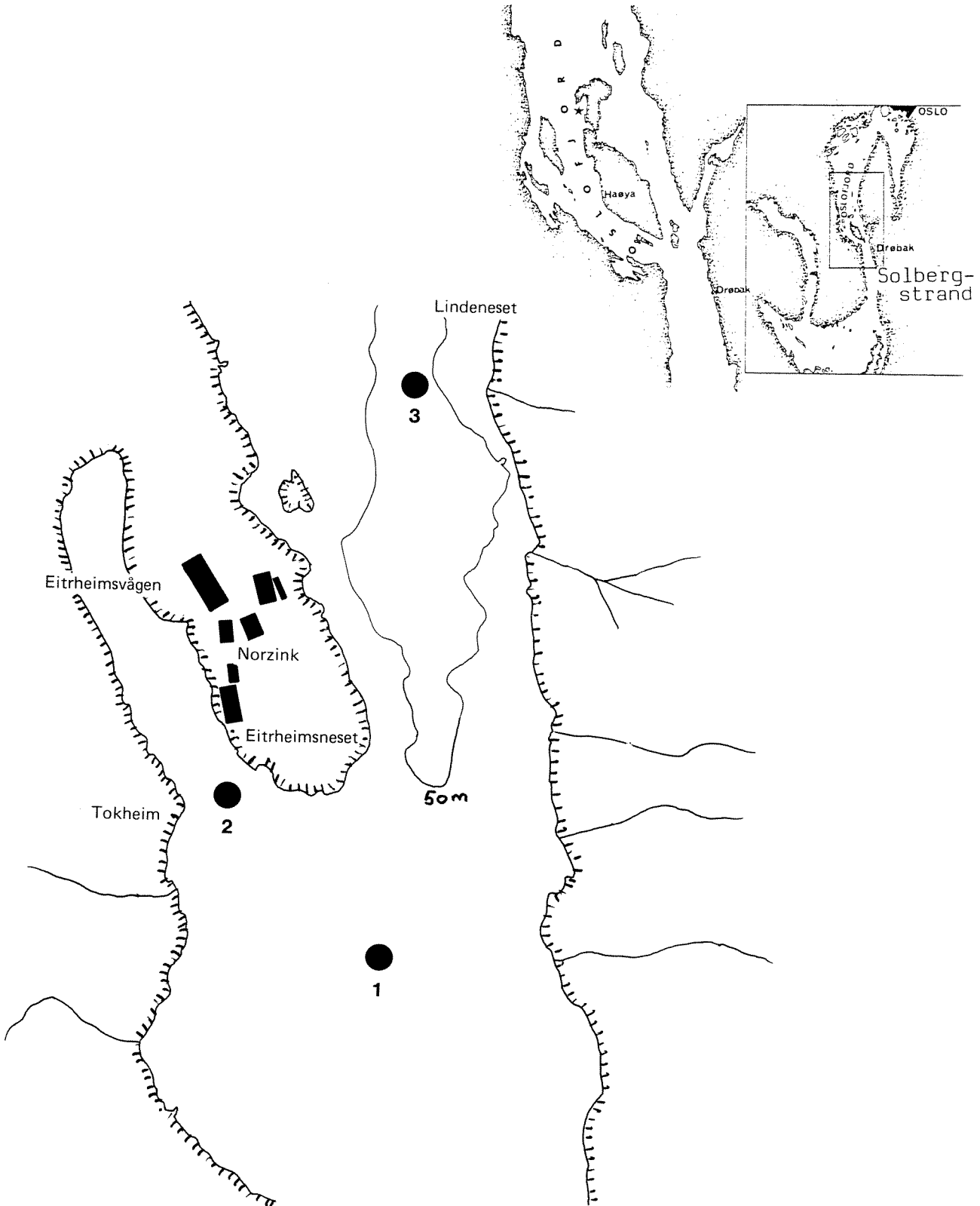


Fig. 1. Stasjonsplassering i Sør fjorden og kontrollstasjon i Oslofjorden (Bjørnehodebukta, *).

Sedimenter ble tatt ved hjelp av tre ulike prøvetagere:

- (i) Boxcorer. Tilnærmet uforstyrrede sedimentflater på 0.5 x 0.5 m (0.25 m²) i gjennomsiktige perspex-bokser. Prøvene ble lagret frostfritt på dekk med ca. 10-20 cm med vann på toppen som ble oksygenert under transport. Fraktet til Solbergstrand.
- (ii) Niemistø gravity corer. Kjerneprøvetaker som tar prøve med 5 cm diameter. Disse ble tatt for å analysere sedimentenes innhold av metaller og organisk materiale vertikalt ned til 10-12 cm. Parallelle prøver (3 stk) ble sentrifugert etter oppsplitting i forskjellige sjikt og porevannet ble analysert for metaller. Det ble også gjort kornfordelingsanalyser på sedimentene.
- (iii) Petersen grabb (0.1 m²). Brukt til bløtbunnfaunaprøvetaking (4 grabbskudd pr. stasjon). Prøvene ble siktet gjennom 5 og 1 mm sikter og dyrene som ble plukket ut ble konserverert på formalin. Sortering og identifikasjon ble foretatt etter at prøve-materialet var farget med Bengal rosa rødt og overført i 70% etanolløsning.

3.2. Eksperimentdesign på Solbergstrand

Kassene med sedimenter fra Sørfjorden ble losset på Solbergstrand, 2 døgn etter prøvetaking og kjørt med traktor til forsøkshallen. Her ble kassene forsiktig vinsjet på plass i et av bassengene. En prinsipp-skisse (Fig. 2) viser oppsettingen av eksperimentet. Vann fra 40 m dyp pumpes til en headertank (A) som er plassert høyere enn sediment-boksene. Via kraner i bunnen av headertank fordeler vannet seg til de tre Sørfjord-stasjonene og kontrollen. Mengde vann som tilføres hver kasse reguleres ved å heve sentrumsrøret (B) opp eller ned. Vannet ledes via sprøytespisser (C) til et perforert rør i sedimentkassen (D). En perspex-plate satt ned i kassen foran det perforerte røret tvinger vann som tilføres å bli ledet langs bunnen over mot andre siden av kassen hvor også en tilsvarende barriere i overflaten tvinger vannet ut av kassen langs bunnen. Vannet ut av kassene ledes i polyetylen-slanger til tappepunktet (H), til blåskjellakvarium (E) eller til fiskeakvarium (G).

Kontaminert vann fra hver stasjon, ble i prinsippet ført til kar hvor alger og dyr ble holdt. De ble her utsatt for de metaller som eventuelt lakk ut av sedimentene.

Alt vann fra en av parallellene (3) fra hver stasjon (fig. 2), ble

ufortynnet ført ned i glassbeholdere à 10 liter. På en rist i hver beholder ble plassert ca. 120 blåskjell (E på fig. 2).

Vann fra resterende sedimentkasser fra stasjon 1, 2 og 3, ble ført til en oppsamlingstank (F) og derfra pumpet ut til ett kar hvor i det var plassert grisetang, torsk og laks (G). Vann fra kontrollsedimentet ble fortynnet med 40m-vann slik at mengden som da ble pumpet ut til kontrollkaret ute ble lik vannmengden som testkaret fikk tilført. Ved start ble det satt ut 12 ørret og 12 torsk i hvert kar. Fiskevekten var fra 50 til 200g/fisk. 6/5-87 ble det satt ut 10 laks i hvert kar som erstatning for tap av ørret (minkpredasjon). Grisetang ble inn-samlet fra Samnangerfjorden på Vestlandet da en kjente til bakgrunns-konsentrasjonene av metaller i tang herfra.

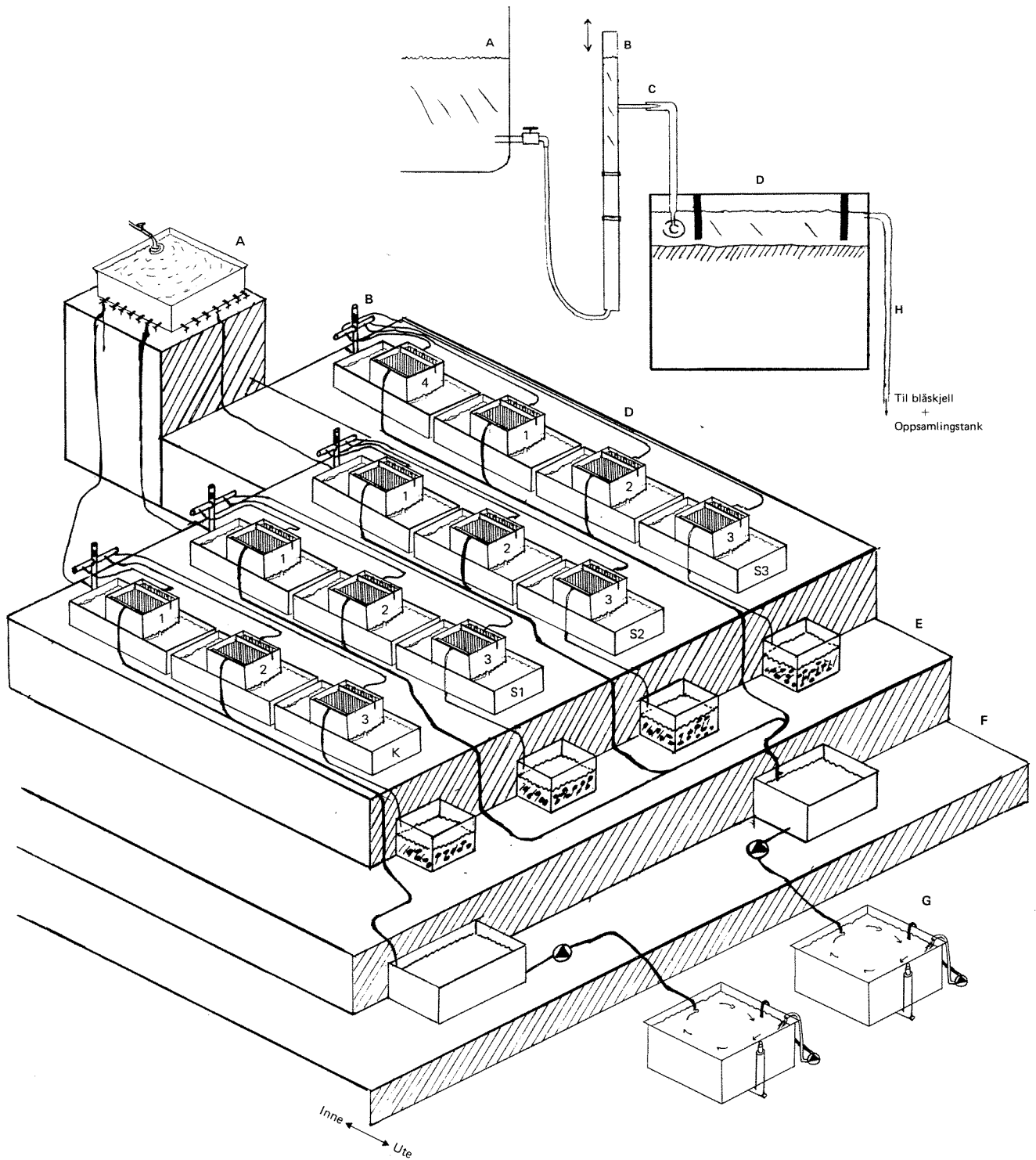


Fig. 2. Skisse av forsøksoppsettet ved NIVAs Marine Forskningsstasjon, Solbergstrand. A = headertank, B = sentrumsrør til regulering av vanntrykk, C = reguleringsdyse, D = uforstyrrede forsøksedimenter 50x50 cm m/overstrømmende vann, E = blåskjellkar, F = oppsamlingskar, G = utendørsbasseng m/tang, torsk, ørret og laks, H = tappepunkt for vannprøver til analyse.

Innsamling av biologiske prøver ble foretatt etter et tidsplan (tabell 8) som ga 0 dager, 1 og 2 mnd eksponering. I tillegg til disse ble det den 7/4-87 plassert ca. 40 skjell i en container inne i hvert glasskar. Disse ble innsamlet etter bare 14 dager. Under hver innsamling ble det tatt vannprøver til næringssaltbestemmelser (se datavedlegg).

Opptaket i tang ble studert i flere vevstyper. Ved prøvetakning ble algene (ca. 25 stk) oppdelt i vev som inneholdt følgende aldersgrupper

- L20 = 2-3 år gammelt vev.
- L21 = 1-2 år gammelt vev.
- L22 = 2mnd-1 år gammelt vev.
- L222 = 0-2mnd gammelt vev.
- L2R = Reseptakler (Formeringsorganer)

All innmat i blåskjell ble innsamlet til analyse av totalt metallinnhold (ca. 25 stk).

Skinnet av fisken ble flådd av og prøver av overliggende samt underliggende muskler ble tatt fra 3-10 fisk (blandprøve).

Blåskjell ble føret med encellede alger. Algene ble dyrket i kontaminert vann fra repektive stasjoner. Herved skulle eventuelle biotilgjengelige tungmetaller som taes opp i algene, overføres til blåskjell ved føring. Blåskjellene ble føret hver uke med 500ml algeløsning. Før føring ble algeløsningen kjørt i Coulter Counter for å bestemme antall celler pr. ml. Tungmetallinnholdet i algene ble bestemt ved en anledning. Laks, ørret og torsk ble føret med vanlig tørrfôr.

Som spormateriale for å måle bioturbasjonen ble brukt glasskuler av størrelse 0.06-0.09 mm (Ballotini grade 15, Jencons (Sci) Ltd.). Disse utgjør en god etterligning av mineralsand av samme størrelse, og er lette å identifisere og kvantifisere i mikroskop. Man kan forvente at kulene oppfører seg som annet mineralsk materiale som sedimenterer til bunnen. Nedblanding av kuler vil derfor vise omblanding av det øvrige sediment.

15 ml kuler ble tilsatt en kasse fra hver stasjon. Kulene ble suspendert i 500 ml vann som ble fordelt så jevnt som mulig ut over vannoverflaten i kassene ved hjelp av en dynkeflaske (hullåpning ca. 1 mm). Sedimentering av materialet gjennom vannsøylen ga ytterligere utjevning av kulene og inspeksjon indikerte at kulene var tilfredsstillende jevnt fordelt utover sedimentet (ca. 30 000 kuler cm^{-1}).

Tilsats til kassene fra Sørfjorden ble foretatt 16 mars 1987, tilset-

ning til kontrollkassen ble gjort 8 april 1987.

Etter 47 og 120 dager ble prøver av sedimentet tatt for analyse av fordeling av kuler med sedimentdyp. Fire replikate prøver ble tatt etter system for tilfeldig valg av posisjon fra hver kasse ned til ca 12 cm ved bruk av manuell corer (indre diameter 20 mm). Ved å regulere et undertrykk inne i coreren ble ikke sedimentsøylen presset sammen under prøvetaking. Før corerprøven ble trukket opp ble en 32 mm corer plassert utenpå denne og trykket ned til ca 10 cm dyp. Denne corer ble satt igjen i sedimentet med lokk på for å forhindre forstyrrelse av det øvrige sediment ved prøvetaking.

Corere med innhold ble umiddelbart frosset i stående stilling. Sedimentsøylen ble i frosset tilstand snittet i 5, 10, 15, 20, 30, og 40 mm sedimentdyp. For å unngå kontaminering av kuler som hadde blitt presset ned i sedimentet ved prøvetaking, ble den ytre 1mm av hvert snitt skavet av ved snitting.

Etter tining ble hvert snitt siktet på 0.03 mm planktonduk, og suspendert i 1 l vann i en prøvedeler med 8 kammer (Elmgren 1973). Prøvene ble delt gjentatte ganger inntil en delprøve inneholdt under 1000 kuler (vanligvis 1-3 delinger). Deretter ble kulene i 2 parallelle delprøver tallet under stereolupe. Tellerresultatene ble regnet om til "antall kuler pr ml sediment" for hvert av snittene i hver corer.

Et innledende forsøk med tilsats av bioturbatorer ble gjort 15 juli 1987. Til Stasjon 2, samme kasse som ble tilsatt glasskuler, ble overført 10 muddersnegl (Nassarius reticulata L.) og 2 hjertemuslinger (Cardium edule L.) fra grunntvann utenfor Solbergstrand. Muddersneglene pløyer seg fram gjennom det øvre sjikt av sedimentet, eller ligger nedgravet. Ved kjemisk stimulus fra føde vil de raskt grave seg opp og krype mot føden, for så å grave seg ned igjen etter at de har spist. Hjertemuslingen er mer stasjonær, men graver til gjengjeld noe dypere. Forsøket viste at begge artene kunne overleve for iallfall en måned. Sneglene var ganske aktive, men muslingene forandret ikke posisjon etter at de hadde gravet seg ned. Det ble derfor valgt å benytte muddersnegl og erstatte hjertemusling med eremittkreps (Pagurus bernhardus L.).

Den 13 august 1987 ble det tilsatt 15 muddersnegl og 5 eremittkreps til Stasjon 1, og 35 muddersnegl og 10 eremittkreps til Stasjon 2 i tillegg til de som allerede fantes der. Denne tetthet var anslagsvis 1.5-2 ganger høyere enn på lokaliteten der dyrene ble fanget. Atferd hos dyrene ble fulgt med mellomrom, og ca en gang pr 14 dag ble det tilsatt knust blåskjell som før. Opptelling av overlevende individer

ble gjort 6 november 1987.

3.3. Analysemetoder

En oversikt over de analysemetoder som er brukt er gitt i Tabell 2.

Tabell 2. Analysemetoder.

Parametre	Metode
<u>Sedimenter</u>	
Cu	Norsk Standard 4780-81
Pb	
Zn	
Cd	
Hg	Norsk Standard 4768
org. matr.	Glødetap, 550 ^o
Eh	Platinaelektrode
<u>Vann/porevann</u>	
Cu	Freon-ekstraksjon (Danielson et al., 1978)
Pb	
Zn	
Cd	
Hg	Gullfelle, kalddamp AA (Bloom & Crecelius, 1983)
SPM	Filtrering gjennom 0.4 µm Nuclepore membranfiltre - gravimetri.
<u>Biologisk materiale</u>	
Cu	Norsk Standard 4783
Pb	
Zn	
Cd	
Hg	Norsk Standard 4768 (modifisert)

4. MÅLERESULTATER OG DISKUSJON

4.1. Feltnmålinger

Med feltnmålinger menes her samtlige målinger som ble gjort og prøver som ble tatt i Sørfjorden i forbindelse med prøvetakingen i mars. Analysene er gjort på NIVAs laboratorium i Oslo.

4.1.1. Målinger i vannmassen

Metallinnholdet i vannmassen viste størst forurensning i Eitrheimsvågen og minst i havnebassenget. Metallene foreligger hovedsakelig i løst form, med unntak av kvikksølv hvor over 80% er knyttet til partikler. Fordelingen av metaller vertikalt i vannmassen viser at overflatevannet er sterkest forurenset og at dette mest sannsynlig skyldes tilførsler fra fjæresonen i Eitrheimsvågen.

Hensikten med å ta vannprøver på de utvalgte stasjonene i Indre Sørfjord var å fastslå vannkvaliteten over sedimentet på det tidspunkt prøvene ble tatt. Prøvene ble tatt i forskjellige dyp fra overflaten og ned til bunnen. Den nederste prøven ble tatt ca. 10-20 cm over sedimentflaten ved å suge av vann med hevert på toppen av sedimentkjernen (se 4.1.3). På den måten er det mulig å danne seg et bilde av den vertikale fordelingen av tungmetaller fra overflaten og ned til sedimentflaten.

Kopper-konsentrasjonene varierte mellom 0.88 og 12.3 $\mu\text{g/l}$. De høyeste konsentrasjonene ble målt i de øvre 5 m i Eitrheimsvågen.

Generelt viste overflatevannet høyere kopper-innhold enn nært bunnen. Det skulle tyde på at det skjer tilførsler av kopper over sprangsjiktet. Nivåene viser at vannet er forurenset av kopper. Til sammenligning er nivået i midtre Oslofjord ca. 0.2 $\mu\text{g/l}$ (Solbergstrand).

Filtrerte prøver viste ca. 20% lavere kopper-verdier enn ufiltrerte. Det innebærer at kopperet er tilstede hovedsakelig i løste forbindelser (ionisk, kompleksert).

Sink-konsentrasjonene i vannet varierte mellom 90 og 2000 $\mu\text{g/l}$ (Fig. 3). I likhet med kopper var konsentrasjonene høyest i overflatevannet og i Eitrheimsvågen. Det må derfor skje en meget stor tilførsel av sink til overflatevannet i Eitrheimsvågen. Det ble ikke registrert noen klar økning av sink mot sedimentflaten. Nivået generelt er ekstremt høyt sammenlignet med normalverdier på 1-2 $\mu\text{g/l}$ (Solbergstrand). Over 90% av sinkmengden kan defineres som løst, sannsynligvis tilstede som klorokomplekser.

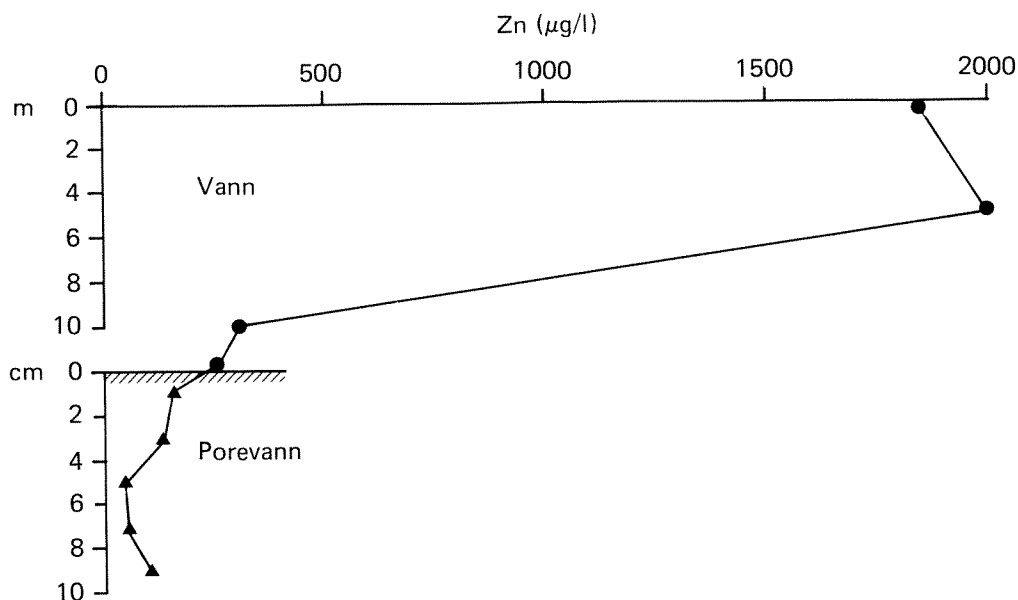


Fig. 3. Sink i vannet og i sedimentets porevann i Eitrheimsvågen (st. 2). -mars 1987.

Kadmium skilte seg heller ikke særlig ut fra kopper og sink. Forurensningsnivået var meget høyt, spesielt i Eitrheimsvågen. En viss økning mot sedimentflaten kan spores på alle tre stasjonene, noe som indikerer en viss transport ut av sedimentet. I likhet med sink var over 90% av kadmium tilstede i løst form, trolig som klorokompleks.

Bly-konsentrasjonene var også meget høye og vitner om en kraftig forurensning, ikke bare av overflatevannet men også av bunnvannet. En økning nær sedimentflaten tyder på at bly utløses fra sedimentene (Fig. 4). Høye konsentrasjoner i porevannet indikerer det samme. Omtrent halvparten av blymengden i vannet var tilstede i partikulær form.

Kvikksølv-konsentrasjonene varierte mellom <2.5 og 147 ng/l. Høyeste konsentrasjon ble målt i de øvre 5 m på alle tre stasjonene. Bakgrunnsnivået av kvikksølv i sjøvann er ca. 1-2 ng/l og det var således en klar forurensning tilstede. Bare ca. 20% av kvikksølvet var tilstede i løst form, noe som indikerer en mye større partikkeltilknytning enn hos de andre metallene som ble analysert.

Generelt gjelder for alle metallene som er analysert at hovedtyngden

av forurensningen skjer i overflatelaget (0-5 m). Det tyder på at bidraget av metaller fra underliggende sedimenter relativt sett er underordnet i forhold til andre kilder som forurenser overflatevannet. Denne overflateforurensningen synes å ha sin årsak i tilførsler fra forurensede bunnsedimenter som befinner seg mellom 0-5 m dyp (bølge- og tidevannssonen) innerst i Eitrheimsvågen. Den fysiske forstyrrelsen som følge av bølge- og tidevannsaktivitet (samt utfylling av steinmasser) spiller sannsynligvis en sentral rolle i den massive forurensningen av overflatevannet i Sørfjorden.

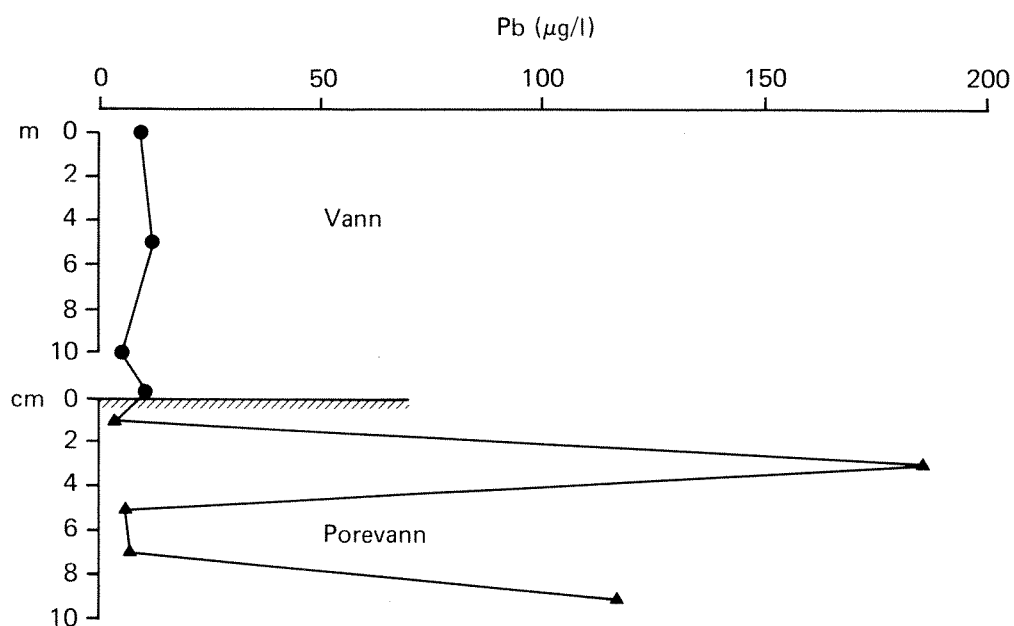


Fig. 4. Bly i vannet og i sedimentets porevann i Eitrheimsvågen (st. 2), -mars 1987.

4.1.2. Sedimentmålinger

Bunnsedimentene på de tre prøvetakingsstedene i indre Sørfjord var sterkt preget av industriavfall. Høyeste metallkonsentrasjoner ble målt i Eitrheimsvågen med 10% sink, 0.04% kadmium og 0.03% kvikksølv i overflatesedimentene. Dette er ekstreme konsentrasjoner som stort sett savner sidestykke.

Målingene ble gjort på kjerner tatt på de respektive stasjonene.

Kornstørrelsen i sedimentet varierte både mellom stasjonene og nedover i sedimentet. Sedimentet med høyest innhold av kornfraksjonen silt/leire ble funnet på stasjon 3 (Eitrheimsneset). Her var 96-98% finere enn sand (<63µm). Sedimentet var sterkt preget av industrislim (jarositt). Sedimentet tatt i havnebassenget (st. 1) var også meget finkornig (70-90% finere enn sand) og sterkt preget av sort kalkslam fra Odda Smelteverk. Det groveste sedimentet ble funnet i Eitrheimsvågen hvor bare 40-50% var finere enn silt. Grunnere vann og større vekktransport av finmateriale kan være en av årsakene til at sedimentene er grovere i Eitrheimsvågen. Forskjellene i kornstørrelse vil også ha stor betydning for sedimentets permeabilitet og porøsitet. Jo finere sediment jo mere kompakt og mindre utveksling mellom porevann og overliggende vann.

Sedimentenes innhold av organisk materiale ble målt på finfraksjonen (<63µm). Konsentrasjonene varierte mellom 4.55% og 15.54%. Gjennomsnittskonsentrasjonen i de øvre 10 cm av sedimentet på stasjonene 1, 2 og 3 var henholdsvis 9.91, 6.41 og 12.86%. Målinger gjort på usiktede overflateprøver viste generelt noe høyere innhold av organisk materiale enn i finfraksjonen. Det tyder på at en god del av det organiske materialet foreligger i grove partikler, sannsynligvis planterester o.l. transportert fra land.

Metallinnholdet i sedimentene var i samsvar med tidligere målinger (Skei et al., 1972; Skei, 1975; Skei, 1979; Næs & Rygg, 1982; Skei et al., 1986) ekstremt høyt på alle tre stasjonene. Tabell 3 viser overflatekonsentrasjonene sammenlignet med normale verdier for marine sedimenter. Av tabellen framgår at forurensningen er alvorligst i Eitrheimsvågen (st. 2), men at samtlige verdier langt overskrider normalnivået. De ekstremt høye konsentrasjonene av jern på stasjon 3 skyldes utvilsomt akkumulering av jarositt. Konsentrasjoner av jern, sink og bly tyder på at det tilnærmedesvis var ren jarositt som befant seg i overflatesedimentene utenfor Eitrheimsneset i mars 1987.

Tabell 3. Metallinnholdet i fjordsedimenter - forurenset og uforurenset (mg/kg, med unntak av jern som er i %).

Lokalitet	Cu	Pb	Zn	Cd	Hg	Fe	Referanse
Odda Havnebasseng	144	1380	2080	28	3.57	1.96	} denne } under- } søkelsen
Eitrheimsneset	1714	19100	25000	194	21.10	26.94	
Eitrheimsvågen	2791	9373	101900	395	343	9.43	
Frierfjorden	12-129	8-704	64-870	-	0.4-12.8	0.27-7.45	Skei, 1976
Ranafjorden	19-318	11-865	45-1665	-	-	1.6-6.7	NIVA, 1977
Oslofjorden	19-766	16-598	151-1940	-	-	-	Doff, 1969
Gandsfjorden	13-36	23-127	72-245	-	0.08-1.0	1.2-3.5	NIVA, 1978
Sognefjorden	39	42	132	0.82	-	3.6	} Molvær et } al., 1979
Aurlandsfjorden	53	20	108	0.19	-	3.4	

Den vertikale fordelingen av tungmetaller i sedimentene varierte nokså mye (Fig. 5) og reflekterer sannsynligvis variasjoner i utslippsmengder og tilfeldigheter mht. hvor avfallet avsetter seg på bunnen til enhver tid (f.eks. varierende strømforhold). Det er en meget sterk korrelasjon mellom elementene på stasjon 1 og 3 (Fig. 6) noe som tyder på at de stort sett har samme kilde (i hovedsak jarositt). Sedimentene i Eitrheimsvågen derimot viser andre forholdstall mellom metallene. Mens Zn/Pb-forholdet i sedimentene på stasjon 1 og 3 varierte i området 1.0-1.7 var det samme forholdet på stasjon 2, 8-10 i de øverste sedimentlagene. Det ser ut til at sedimentene i Eitrheimsvågen har fått tilført store mengder sink, kadmium og kvikksølv de siste årene. Dybdeprofilen for kvikksølv og sink viser en betydelig økning mot overflaten. Forklaringen på dette må være at Eitrheimsvågen har fått tilført sink og kvikksølv fra andre kilder enn jarositt. Utvasking av disse metallene fra gamle avsetninger i strandsonen innerst i vågen kan være en forklaring. Utslipp av kvikksølv fra aluminiumfluorid-fabrikken på Eitrheimsneset kan også ha bidratt til de høye kvikksølvkonsentrasjonene i sedimentene i dette området. Verdiene her er på samme nivå som i Minamata Bay i Japan (Fujiki, 1973) og i Gunnekleivfjorden ved Porsgrunn (Skei, 1978).

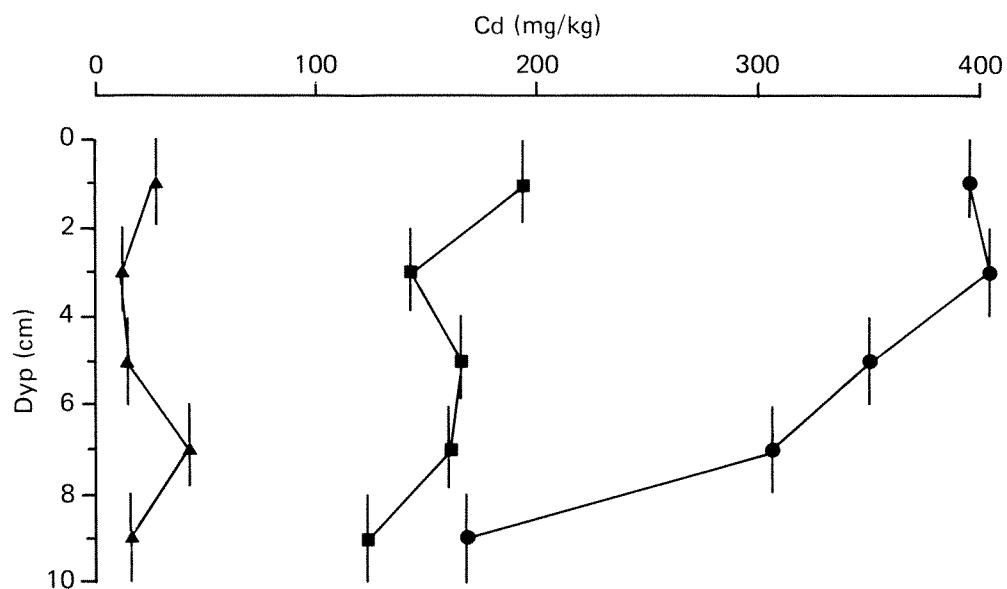


Fig. 5. Vertikalfordelingen av kadmium i sedimentene i Eitrheimsvågen (●), Eitrheimsneset (■) og i havnebassenget (▲).

Målinger av metallinnholdet i kontrollsedimentene tatt i Bjørnehodebukta viste svak kontaminering i de øverste sedimentlagene (se datavedlegg). De kan derfor ikke betraktes som uforurenset, men representerer nivåer typiske for diffust belastede fjordsedimenter.

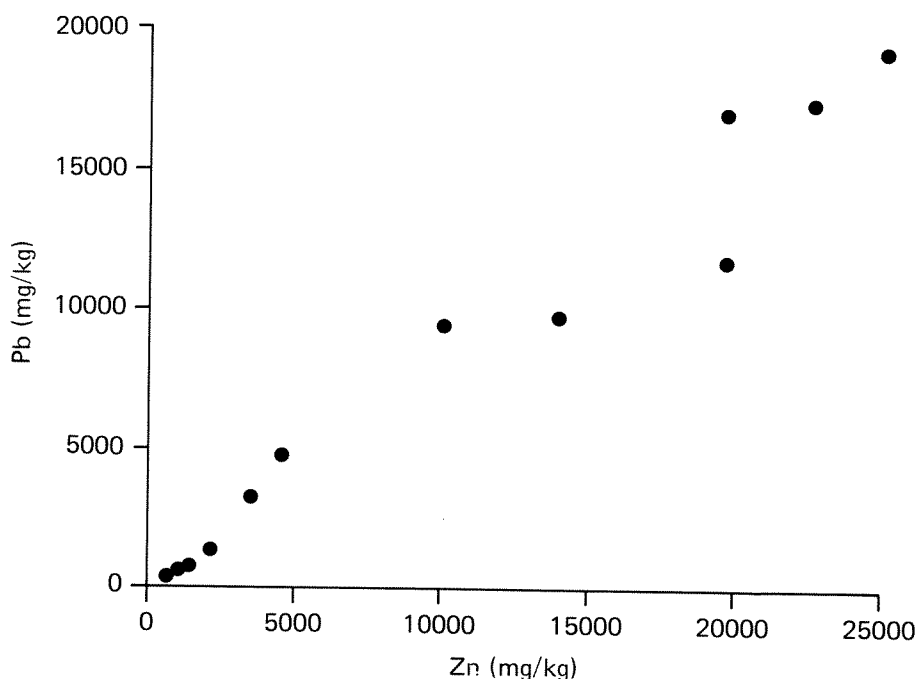


Fig. 6. Korrelasjon mellom sink og bly i sedimentene utenfor Eitrheimsneset og i havnebassenget.

4.1.3. Porevannsmålinger og vann like over sedimentet

Vannet i porene i Sørfjord-sedimentene har et høyere metallinnhold enn normalt. Forskjeller mellom stasjonene kan skyldes ulike typer industriavfall på bunnen som følge av endring i produksjonsprosessen ved Norzink i 1968. Porevannskonsentrasjonene av metaller er generelt lavere enn i vannet like over sedimentet. Derfor kan ren diffusjon av metaller ut av sedimentet neppe være viktig.

Porevannet er det vannet som befinner seg inne i sedimentene. I fjordsedimenter med høyt innhold av finstoff er vanninnholdet vanligvis mellom 60-85% (vektprosent). Dette vannet står i kontakt med overliggende sjøvann og eventuelle konsentrasjonsforskjeller vil bli forsøkt utlignet med diffusjon. Utvekslingen over sediment-vann-flaten vil dessuten avhenge av sedimentenes porøsitet. Grove sedimenter vil

vanligvis ha et porevann som skiller seg lite fra overliggende vann.

Konsentrasjonene av metaller i porevann ble målt i de øvre 12 cm av sedimentene i Sørfjorden og i Bjørnehodebukta (kontroll). Det ble registrert tildels store forskjeller i konsentrasjoner både vertikalt og mellom stasjonene (Fig. 3 og 4). Gjennomsnittskonsentrasjonene i de øvre 10-12 cm er gjengitt i Tabell 4.

Tabell 4. Gjennomsnittskonsentrasjoner av metaller i porevann fra sedimenter (0-10 cm).

Lokalitet	µg/l			
	Cu	Pb	Zn	Cd
Bjørnehodebukta	1.43	1.87	11.71	0.124
Havnebassenget	2.85	4.35	49.60	0.074
Eitrheimsvågen	13.00	63.40	99.20	0.184
Eitrheimsneset	8.20	6.60	673.0	12.650

Disse målingene viser at porevannet fra Sørfjord-sedimentene inneholder betydelig høyere metallkonsentrasjoner enn kontrollsedimentet fra Oslofjorden. Det innebærer at det foregår en utløsning av metaller nede i sedimentet. Mens kopper og bly viste størst anrikning i porevannet fra Eitrheimsvågen viste sink og kadmium høyest konsentrasjon i porevannet fra Eitrheimsneset. Forklaringen på de høye konsentrasjonene av sink og kadmium i porevannet ved Eitrheimsneset kan være oppløste forbindelser av disse metallene i jarositten. Det er også viktig å være oppmerksom på at de industriavleiringene som ligger i vågen i stor grad er gamle lutningsresiduer fra perioden før 1968, mens ved neset skyldes påvirkningen på bunnen i hovedsak utslipp av jarositt etter 1968. Kjemien til bunnavleiringene på disse to stedene vil derfor være forskjellige. Et annet viktig moment er også sedimentenes forskjellige beskaffenhet i vågen og ved neset mht. kornstørrelse og porøsitet.

Tabell 5 viser sammenligningen mellom porevannskonsentrasjonene i de øvre 2 cm av sedimentet og metaller i vannet 20-30 cm over sedimentflaten.

Tabell 5. Metaller i porevann fra 0-2 cm dyp i sedimentet sammenlignet med konsentrasjoner ($\mu\text{g/l}$) 20-30 cm over sedimentet.

Lokalitet	Kopper		Bly		Sink		Kadmium	
	Porevann	Over sediment	Porevann	Over sediment	Porevann	Over sediment	Porevann	Over sediment
Havnebassenget	2.25	1.73	2.00	13.0	33.0	101.7	0.09	1.47
Eitrheimsvågen	5.50	1.53	3.00	10.2	154.0	257.7	0.06	1.57
Eitrheimsneset	19.00	1.57	6.25	3.23	500.0	908.3	14.00	1.32

Med unntak av kopper (og kadmium ved neset) var konsentrasjonene av metaller høyere like over sedimentet enn i porevannet like under sedimentflaten (Fig. 3). Det skulle tilsi at det ikke foregår noen diffusjon ut av sedimentet av metaller, når vi ser bort fra kopper. I hvert fall er den diffusjonen av underordnet betydning sammenlignet med den advektive transporten av metaller i vannmassen.

4.1.4. Bløtbunnfauna

Det er få dyrearter som lever på og i bunnsedimentene i indre Sørfjord. Antallet eksemplarer er høyest i Eitrheimsvågen og lavest i havnebassenget, hvor det nesten ikke var dyr. Også artssammensetningen er svært forskjellig på de tre lokalitetene. Det antas at dyra kan spille en stor rolle i "utlekkingsprosessen".

Bakgrunn og målsetting

Sedimentene i indre Sørfjorden er sterkt påvirket av de industriutslipp som har foregått der i årtier. Innholdet av en rekke metaller er derfor også meget høyt. En ønsket derfor å kvantifisere den mengden metaller som lekker ut fra sedimentet til vannfasen (se 4.2.1).

Makrofauna er vist å kunne ha en stor betydning for fluksen av løste forbindelser fra sediment til overliggende vann (Aller 1982, Aller og Yingst 1985), spesielt gjelder dette for gravende organismer som irrigerer sine gangsystemer og for dyr som pga sin spiseaktivitet

flytter partikler vertikalt oppover i sedimentet (bioturbatorer) og derfor bringer "nytt" sediment til overflaten.

For å få et innblikk i hvilke arter som potensielt kunne påvirke flukser mellom sediment og vannfasen i indre Sørfjorden og for å få et bilde av hvilke samfunnstyper som ble benyttet i utlekkingsforsøkene med Sørfjord-sediment i bassengene på Solbergstrand ble det derfor tatt bunnfaunaprøver i Sørfjorden på de samme stasjoner som ble benyttet til innsamling av sediment til utlekkingsforsøk.

Nedenfor følger en kort gjennomgåelse av biologien til de artene som ble funnet.

Capitella capitata

Den art som vanligvis blir betegnet som C. capitata er et artskompleks som består av flere arter med forskjellig reproduksjonsstrategi (Grassle and Grassle, 1976). Den reproduksjonstype som er dominerende er sannsynligvis avhengig av om en har tilgjengelig substrat med høyt organisk innhold. Dersom slikt substrat er rikelig tilgjengelig dominerer en type av C. capitata med kort larvestadie mens en finner typer med lengre larvestadier dersom slikt substrat er lite tilgjengelig. Artskomplekset som helhet er derfor meget oportunistisk i sin reproduksjonsstrategi.

Eksterne morfologiske forskjeller på de ulike artene innen komplekset er imidlertid vanskelig eller umulig å påvise. Når det her refereres til C. capitata som art så menes det artskomplekset som helhet. En vet derfor ikke noe om hvilken av de ulike typene innen komplekset som opptrer.

C. capitata er en kosmopolitisk art som kan opptre fra tidevannssonen til dyphavet. Den har et stort reproduksjonspotensial og kan opptre med meget store tettheter i løpet av kort tid, spesielt i områder der organisk materiale tilføres sedimentet i større enn normale mengder (Tsutsumi, 1987). Denne polychaeten er hyppig nevnt som en biologisk forurensningsindikator for marine bunndyrsamfunn da den ofte kan opptre med relativt stor tetthet i områder der en pga. ulike typer forurensning nesten ikke har andre dyr.

Denne polychaeten lever i rør på eller nær sedimentoverflaten og er klassifisert som en "subsurface deposit feeder" (Fauchald og Jumars, 1979) og skulle da ernære seg ved å spise sediment under sedimentets overflate. En regner imidlertid med at den også kan leve av organisk materialet på sedimentoverflaten. Vanligvis finnes den også meget nær

sedimentoverflaten. Dens betydning som bioturbator er noe usikker. En må regne med at dens bidrag til bioturbasjon av dypere sedimentlag (>3 cm) er relativt beskjedent sammenlignet med mer typiske bioturbatorer som Heteromastus filiformis men kan muligens være av noe betydning der få andre finnes.

Cirratulus cirrata

Denne polychaeten er en kosmopolitisk art som kan opptre fra den dypere del av tidevannssonen og ned til 2000 m. C. cirrata er en "surface deposit feeder" som lever på overflaten av sedimentet. Den ernærer seg selektivt av partikulært materiale på sedimentoverflaten. Partiklene innsamles ved at dyrets tentakler spres ut over sedimentet. Disse tentakler er utstyrt med en ciliert fure. I denne fure transporteres partikulært materiale inn til dyrets munn. C. cirrata transporterer kun partikulært materiale innsamlet på substratoverflaten og kan derfor ikke sies å være noen bioturbator i egentlig forstand. Transport av materiale i horisontalplanet kan imidlertid bidra til overdekking av det opprinnelige substrat i dyrets umiddelbare nærhet (cm - dm) pga. deponering av faeces og eventuelt pseudofaeces.

Ophiodromus flexuosus og Nereimyra punctata

Disse polychaetene (børstemarkere) er frittlevende predatorer som fanger byttedyr på eller umiddelbart over sedimentoverflaten men kan også ernære seg av dyr som allerede er døde og må derfor også kunne sies å være åtseletere (Oug, 1980). Begge artene lager ganger i sedimentet hvorfra de gjør utflukter for å fange byttedyr. Gangene til O. flexuosus er relativt grunne mens N. punctata's er noe dypere (Haaland, 1981). De mest vanlige byttedyr er copepoder og små polychaeter. O. flexuosus er en art som kan opptre i relativt store mengder i områder med middels til betydelig organisk belastning. Ingen av disse artene er bioturbatorer.

Heteromastus/Mediomastus

De artene som det her dreier seg om er Heteromastus filiformis og Mediomastus fragilis. Det er vanskelig å skille unge stadier av H. filiformis fra M. fragilis. I motsetning til H. filiformis er biologien til M. fragilis ikke kjent. Begge artene er imidlertid capitellider som er karakterisert som "subsurface deposit feeders" og en antar her at de har et noenlunde likt levevis.

H. filiformis er en klassisk bioturbator som "står på hode" i sedimentet med pygidiet (bakerste segment) nær sedimentoverflaten. Den er

karakterisert som en "non-selective subsurface deposit feeder" og ernærer seg av sediment som konsumeres nede i sedimentet, ofte under eller nær "redoks diskontinuitets sonen" i sedimentet. H. filiformis kan ernære seg av sediment 15 cm under sedimentoverflaten og skaffer seg oksygen ved å pumpe vann fra overflaten og ned i sitt gangsystem. Det konsumerte sedimentet transporteres gjennom dyrets tarm og avgis til sedimentoverflaten i form av pellets. På denne måten kan en i løpet av en viss tid få en fullstendig omveltning av sedimentet (Cadee, 1979). Tilstedeværelsen av H. filiformis i sedimentet kan ofte ses ved at en rundt gangåpningen i sedimentoverflaten ser en haug med svarte pellets som stammer fra anoksisk sediment som dyret har transportert til overflaten.

Oligochaeta

Av marine oligochaeter finnes en hel rekke arter med noe ulik biologi. Noen er gravende former som imidlertid lever nær sedimentoverflaten. Oligochaeter finnes ofte i store mengder i forurensede områder spesielt på grunt vann. Betydningen av oligochaeter som bioturbatorer i marine sedimenter er noe usikker. En må anta at de pga. sin tilknytning til sedimentoverflaten og sedimentet nær denne ikke bidrar vesentlig til bioturbasjon i dypereliggende sediment (>3-5 cm). For omsetning av organisk materiale i sedimentoverflaten vil imidlertid oligochaetene kunne ha relativt stor betydning.

Andre arter/grupper

De andre artene som ble identifisert ble alle funnet i lite antall og er ikke karakterisert som bioturbatorer da de enten er predatorer (Nemertin, Harmothoe) eller filtrerere (Bivalver).

Det ble på alle stasjoner funnet et bunndyrsamfunn som var meget redusert med hensyn til det antall arter en kan forvente å finne under en normal situasjon i en Vestlandsfjord. Normalt vil en i et upåvirket samfunn kunne finne 50 - 150 arter ved innsamling av fire grabbskudd mot maksimalt 9 på stasjon 3 i indre Sørfjorden (Tabell 6.)

Tabell 6. Oversikt over artene som ble funnet i indre Sørfjorden. T=Totale antall individer som ble funnet i 4 grabbskudd. M = Midlere antall individer pr grabb. S.D. = Standardavvik. * = Antallet inkluderer også Mediomastus.

	Stasjon 1			Stasjon 2			Stasjon 3		
	T	T	S.D.	T	M	S.D.	T	M	S.D.
Nemertin	2						17	4.3	6
Oligochaeta	1			3490	873	250			
Harmothoe							1		
Ophiodromus flexuosus	50	12.5	9						
Nerimyra punctata	1								
Scoloplos armiger							1		
Cirratulus cirrata	4	1	1.4	192	48	44	13	3.3	6.5
Capitella capitata	17	4.5	3.3	27	6.75	1.7	18	4.5	1.7
Capitellides giardi							1		
Heteromast.filiformis				4			*2548	637	246
Mytilacea, juv.							3		
Bivalvia, indet.							2		
Totale antall ind.	75			3713			2605		
Tot. ant. grupper	6			4			9		

De tre stasjonene var dominert av helt ulike arter/grupper og må derfor sies å være relativt forskjellige. På stasjon 1 dominerer Ophiodromus flexuosus, på stasjon 2 dominerer oligochaeter og på stasjon 3 dominerer Heteromastus filiformis (Tabell 6). Alle de arter som er identifisert er kjent for å opptre i belastede områder. De tre stasjonene er derfor relativt like i den forstand at de alle er sterkt påvirket av en ytre faktor. Spesielt bemerkelsesverdig er det at det ikke er funnet et eneste krepsdyr i prøvene.

Det er noe vanskelig å rangere de tre stasjoner med hensyn til forurensningspåvirkning på bakgrunn av faunasammensetningen alene. Stasjon 2 peker seg imidlertid ut som den som er mest belastet da en her har det minste antall arter/grupper, ingen epibentiske predatorer som O. flexuosus som dominerer på stasjon 1 og ingen bioturbatorer som H. filiformis som dominerer på stasjon 3 der en også har de fleste arter/grupper. En "spekulativ" rangering med hensyn til økende forurensningspåvirkning på de aktuelle bunndyrsamfunn er som følger: st.1,

st.3, st.2. Det er imidlertid helt klart at også stasjon 1 er meget sterkt påvirket.

På bakgrunn av at H. filiformis er den eneste virkelige bioturbator av betydning må en anta at det er på stasjon 3 at en har størst bioturbasjon. Sammenligner en stasjon 1 og 2 er det sannsynligvis stasjon 1 som har minst bioturbasjon da denne er dominert av en epibentisk predator som ikke bioturberer, samt at de to arter/grupper som kan tenkes å bidra til bioturbasjon (C. capitata og oligochaeta) har større tetthet på stasjon 2 enn på stasjon 1. En rangering av stasjonene med hensyn til økende bioturbasjon vil derfor bli st. 1, st. 2, st. 3.

Sammenheng mellom sedimentsammensetning og fauna

Innholdet i sedimentet av metallene Cu, Zn, Cd og Hg (Tabell 3) øker i samme rekkefølge som rangeringen av stasjonene etter økende påvirkning basert på bunnfaunasammensetningen alene. For metallene Fe og Pb hadde imidlertid stasjon 3 høyere metallinnhold enn stasjon 2.

Ser en derimot på utlekkingsraten fra sedimentet (4.2.1) så øker denne i samme rekkefølge som rangeringen av stasjonene etter øket belastning basert på faunasammensetningen alene for alle de analyserte metaller.

Når det gjelder bioturbasjon og innholdet av metaller, så er sammenhengen litt mindre klar. Stasjon 1 som har minst innhold av metaller har også minst bioturbasjon vurdert på bakgrunn av faunasammensetningen. Når sammenhengen mellom bioturbasjon og metallinnhold ikke er klar, så kan dette skyldes en rekke forhold. Dyr kan eksempelvis kompensere for suboptimale porevannsforhold ved å øke pumpeaktivitet, slik at de i større grad fornyer vannet i sitt "nærmiljø" de kan også endre på permeabilitetsforholdene i de rør de lever i, slik at de blir mer uavhengig av porevannskvaliteten (Aller, 1983). En mekanisme som direkte påvirker bioturbasjon er at dyrene må øke sin spiseaktivitet for å kompensere for den energi de forbruker ved å leve i suboptimale forhold. Slike mekanismer vil kunne gi økende bioturbasjon med økende belastning. På den annen side vil økende belastning gi færre dyr og derfor mindre bioturbasjon. Slike mekanismer vil sikkert være forskjellig for de ulike arter.

4.2. Solbergstrand - målinger

Målingen av "metall-lekkasjen" fra sedimentene på Solbergstrand tok til 18. mars. Tabell 7 viser tidspunktet for målinger av metaller i vann. Av tabellen fremgår også når overdekkingsforsøkene startet. Vannprøve-

takingen var hyppigst i mars og april.

Tabell 8 viser tidsskjemaet for prøvetaking av fisk, tang, plankton og blåskjell samt andre opplysninger.

Samtlige relevante data befinner seg i datavedlegg.

Tabell 7. Tidsangivelser for vannprøvetaking på Solbergstranda (○), og overdekking av sedimenter (◻).

MARS						
uke	M	T	O	T	F	S
9						1
10	2	3	4	5	6	7 8
11	9	10	11	12	13	14 15
12	16	17	18	19	20	21 22
13	23	24	25	26	27	28 29
14	30	31				
	7	15	22	29		

APRIL		MAI		JUNI	
uke	M T O T F L S	uke	M T O T F L S	uke	M T O T F L S
14	1 2 3 4 5	18	1 2 3	23	1 2 3 4 5 6 7
15	6 7 8 9 10 11 12	19	4 5 6 7 8 9 10	24	8 9 10 11 12 13 14
16	13 14 15 16 17 18 19	20	11 12 13 14 15 16 17	25	15 16 17 18 19 20 21
17	20 21 22 23 24 25 26	21	18 19 20 21 22 23 24	26	22 23 24 25 26 27 28
18	27 28 29 30	22	25 26 27 28 29 30 31	27	29 30
	6 14 20 28		6 13 20 27		4 11 18 26

JULI		AUGUST		SEPTEMBER	
uke	M T O T F L S	uke	M T O T F L S	uke	M T O T F L S
27	1 2 3 4 5	31	1 2	36	1 2 3 4 5 6
28	6 7 8 9 10 11 12	32	3 4 5 6 7 8 9	37	7 8 9 10 11 12 13
29	13 14 15 16 17 18 19	33	10 11 12 13 14 15 16	38	14 15 16 17 18 19 20
30	20 21 22 23 24 25 26	34	17 18 19 20 21 22 23	39	21 22 23 24 25 26 27
31	27 28 29 30 31	35	24 25 26 27 28 29 30	40	28 29 30
	4 11 17 25	36	31		
			2 9 16 24	1	7 15 23 30

Tabell 8. Tidsangivelse prøvetaking av fisk, tang, plankton og blåskjell.

Aktivitet	1987											
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Oppbygging/ Forberedelser	=====											
Transport fisk og tang			∇									
Føring/Telling			●●●●●●●●●●●●●●●●									
Utsetting av organismer				∇ ¹	∇ ²	∇ ³		∇ ⁴	∇ ⁵	∇ ⁵		
Tildekking							∇					
Innsamling til: metallanalyser				----- FASE 1 -----				----- FASE 2 -----				
- Blåskjell				●	●	●	●	●	●	●	●	●
- Tang				●	●	●	●	●	●	●	●	●
- Fisk				●	●	●	●	●	●	●	●	●
- Plankton				●	●	●	●	●	●	●	●	●
næringssalter				●	●	●	●	●	●	●	●	●
Rapportering												=====
<p> start, — pågående lav aktivitet (bearbeidelse, etc.),</p> <p>● innsamling, ≡ høy aktivitet, rapportering avslutning.</p>												

- 1 Tang og fisk plassert i kar ute, blåskjell i glasskar innendørs.
- 2 Utsetting av blåskjell i separat container i glasskar for 14dager s eksponering.
- 3 Erstatning for tap av fisk, utsetting av laks.
- 4 Utsetting av friske blåskjell for å studere tildekningseffektiviteten.
- 5 Utsetting av bioturbatorer (eremittkreps, snegl, muslinger)

4.2.1. Transport av metaller fra sedimentene ("lekkasje")

Sedimentene innenfor Lindeneset bidrar årlig med 270 kg kopper, 1800 kg bly, 21000 kg sink og 140 kg kadmium. Kvikksølv mengden er ubetydelig forutsatt at sedimentet ikke oppvirvles. Sedimentene i Eitheimsvågen er den dominerende bidragsyteren.

"Lekkasje" defineres her som transport av tungmetaller fra sedimentene til vannfasen over. Den omfatter kun transport av "løste" metaller,

definert som metaller i vann som passerer et membranfilter med porestørrelse 0.4 μm . Transporten beregnes på følgende måte:

$$T = Q \cdot C \cdot A$$

T = Transport, $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dag}^{-1}$

C = konsentrasjon

Q = vannstrøm (flow), $\text{ml} \cdot \text{min}^{-1}$

A = areal, m^2

Flow

Målinger av flow ble gjort individuelt for hver parallell på hver stasjon (K, 1, 2 og 3) på vanntilførselen inn til kassene (C, Fig. 2). Målingene ble gjort manuelt med målesylinder og avlesning etter 1 minutt like før at vannprøver til analyse ble tappet. Det antas at gjennomstrømningen da var representativ for det tidspunkt når prøvene ble tappet.

Fig. 7 viser variasjonene i flow på de forskjellige stasjonene i undersøkelsesperioden. Vannmengdene som strømmer over hver parallell er addert og det er summen som er presentert i Fig. 7. For stasjonene K, 1 og 2 er tre paralleller med i forsøkene, mens stasjon 3 har fire paralleller. Ved beregning av fluks er det tatt hensyn til at i det første tilfelle er sedimentflaten 0.75 m^2 (0.25 $\text{m}^2 \times 3$) og i det siste tilfelle 1.0 m^2 (0.25 $\text{m}^2 \times 4$).

Flow ble regulert to ganger med hensikt i undersøkelsesperioden. I juni ble flow økt og i august redusert (Fig. 7) for å se hvilken virkning dette hadde på tungmetall-lekkasjen. Øvrige endringer i flow må tilskrives blokkering eller delvis blokkering av vanntilførselen i sprøytespissene (C, Fig. 2), som følge av begroing.

Den gjennomsnittlige flow pr. kasse (0.25 m^2 sedimentflate) var følgende:

K:	57 ml/min
1:	70 -"-
2:	59 -"-
3:	60 -"-

Vannvolumene over sedimentflatene varierte en del mellom stasjonene:

K:	16 l	(gjennomsnitt pr. kasse)		
1:	18 l		-"-	-"-
2:	15 l		-"-	-"-
3:	20 l		-"-	-"-

Dette gir følgende gjennomsnittlige oppholdstid på vannet i kassene:

K:	4 1/2 timer
1:	4 timer
2:	4 timer
3:	5 1/2 timer

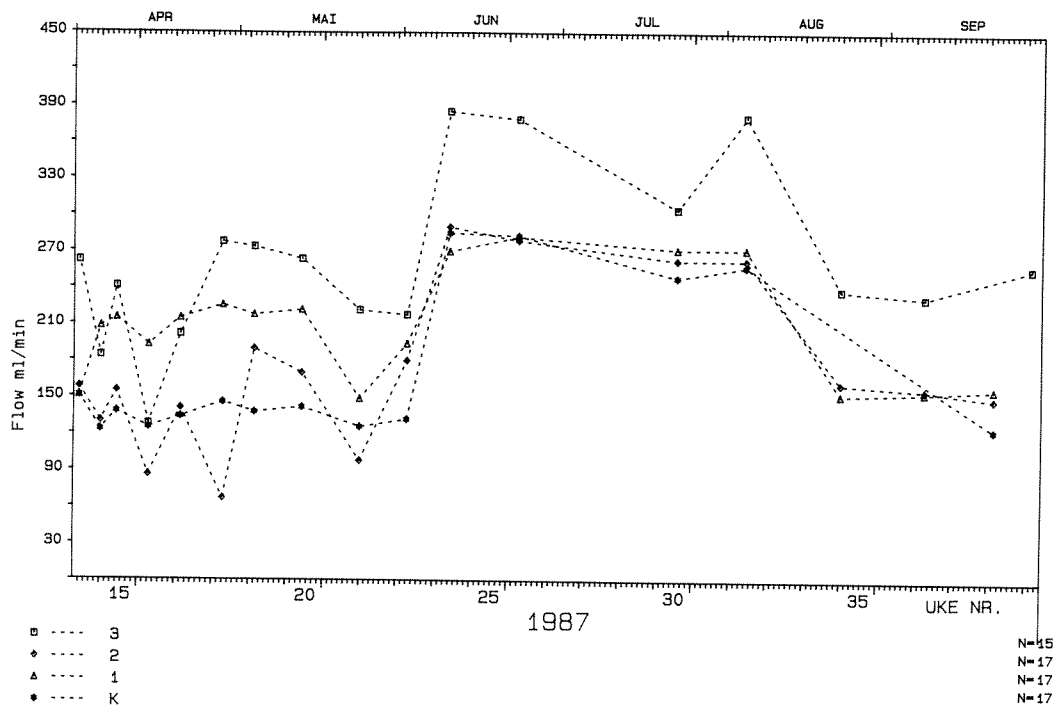


Fig. 7. Variasjoner i flow for samtlige stasjoner i måleperioden (st. K, 1 og 2: summen av tre paralleller, st. 3 summen av fire paralleller).

Strømhastigheten over sedimentflatene kan derfor beregnes til ca. 2 mm pr. minutt. Dette er meget liten vannbevegelse forutsatt at hele vannvolumet i kassene har samme oppholdstid. Det er imidlertid lite sannsynlig ettersom konstruksjonen er slik at vann som føres inn i kassene i hovedsak skal følge bunnen, på undersiden av sperren som er satt opp (E, Fig. 2). En må derfor anta at strømhastigheten i overflatevannet er bortimot 0 og at den øker mot bunnen. I alle tilfelle var strømhastigheten i bunnsjiktet lav i samsvar med forventet strømhastigheter på bunnen i indre Sørfjord. Selv ved høyeste flow (i august) ble det ikke registrert oppvirvling av sedimentene som følge av vannstrømmen. Dette ble konstatert ved målinger av partikulært materiale i inn- og utgående vann (24.8.87):

Inn: 0.31 mg/l
 St. 1 (ut): 0.19 mg/l
 St. 2 (ut): 0.58 -"-
 St. 3 (ut): 0.45 -"-

De forskjellene som her ble registrert er neppe signifikante.

Konsentrasjoner av metaller i vannet

Ved samtlige prøveserier ble vann tappet direkte i prøveflaskene ved tappepunktet (H, Fig. 2). Vannet ble deretter umiddelbart filtrert (N_2 -trykk) gjennom Nuclepore membranfiltre og filtratet levert laboratoriet for analyse. Hele prosedyren fra rengjøring av flasker, tapping, filtrering og analyse ble utført meget omhyggelig for å unngå kontaminering. Det ble også analysert en rekke blindprøver. Ved å analysere vannet i headertanken (A, Fig. 2) ved jevne mellomrom hadde man også en kontroll på konsentrasjonen av metaller i råvannet brukt ved forsøkene. En del variasjoner ble registrert, som delvis kan skyldes reelle svingninger i vann på 40 m dyp i Oslofjorden og delvis tilfeldig kontaminering av prøvene. Tabell 9 viser gjennomsnittskonsentrasjonene i headertanken i forsøksperioden.

Tabell 9. Metallkonsentrasjoner i sjøvann på 40 m dyp ved Solbergstrand i perioden 18.3 - 9.9 1987.

Metall	Middel	Maks	Min	Std.avvik	Antall prøver
Cu ($\mu\text{g/l}$)	0.34	0.54	0.19	0.11	10
Pb ($\mu\text{g/l}$)	0.14	0.32	0.05	0.09	9
Zn ($\mu\text{g/l}$)	1.63	2.65	0.63	0.70	9
Cd ($\mu\text{g/l}$)	0.022	0.032	0.002	0.0087	10
Hg (ng/l)	<2.5	2.5*	<2.5	-	7

* En verdi 25/5 på 95 ng/l er utelatt.

Alle disse konsentrasjonene må betraktes som normale for uforurenset kystvann.

Alle metallkonsentrasjonene vist i datavedlegget representerer løste metaller. Det ble også gjort en del analyser av ufiltrerte prøver både fra headertank og fra sedimentkassene. Eksempler fra noen av headertankprøvene er vist i Tabell 10.

Tabell 10. Metaller i ufiltrerte og filtrerte prøver fra headertank.

Metall	21/3		2/4		6/4	
	U.F.	F.	U.F.	F.	U.F.	F.
Cu ($\mu\text{g/l}$)	0.24	0.25	0.34	0.39	0.28	0.30
Pb ($\mu\text{g/l}$)	0.09	0.20	0.03	0.05	0.04	0.06
Zn ($\mu\text{g/l}$)	0.61	0.85	1.60	2.05	1.48	1.38
Cd ($\mu\text{g/l}$)	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
Hg (ng/l)	3.0	<2.5	-	-	<2.5	<2.5

Disse resultatene viser at metallene i hovedsak foreligger i løst form i sjøvann. En tendens til litt høyere nivåer i filtrerte enn i ufiltrerte prøver i noen tilfelle kan forklares med noe kontaminering i forbindelse med filtrering. Konsentrasjonene er imidlertid nede på bakgrunnsnivå i sjøvann og dette problemet er derfor neppe stort for det formål som disse undersøkelsene har. Resultatene i tabell 9 og 10 er derfor en forsikring om at eksperimentene er utført på en slik måte at kontaminering av prøver er av underordnet betydning.

Gjennomgåelsen av konsentrasjonsdata er oppdelt stasjonsvis. Presenta-

sjonen vil være relativt kort ettersom diskusjonen i hovedtrekk vil konsentrere seg om transportberegninger (fluks) og ikke om konsentrasjoner.

Kontroll (Bjørnehodebukta)

Sedimentene her representerer et "normalt" fjordsediment med en svak kontaminering av metaller som følge av diffus forurensning. Sedimentene har en aktiv biologisk overflate (Foto 1).

Tabell 11 gir en oversikt over gjennomsnittskonsentrasjonene ut av kassene (3 paralleller).

Tabell 11. Konsentrasjoner av metaller i utløpet fra kontrollstasjonen (K).

Metall	Gjennomsnitt	n
Cu ($\mu\text{g/l}$)	0.49	15
Pb ($\mu\text{g/l}$)	0.21	14
Zn ($\mu\text{g/l}$)	2.83	15
Cd ($\mu\text{g/l}$)	0.030	15
Hg (ng/l)	12.5	14

Hvis vi sammenligner disse konsentrasjonene med konsentrasjonene i inntaksvannet (Tabell 9) ser vi at kontrollsedimentene avgir noe metaller. Dette er ikke uvanlig. Årsaken er hovedsaklig at det foregår en betydelig omsetting og nedbryting av organisk materiale på sedimentoverflaten. Metaller knyttet til organisk materiale frigis og dette medfører en konsentrasjonsøkning i vannet over sedimentet. Videre foregår en aktiv biologisk gravevirksomhet (bioturbasjon) i kontrollsedimentene som medfører en pumping av porevann til sedimentoverflaten. Porevannskonsentrasjonene i kontrollsedimentet er vist i Tabell 12.



Foto 1. Kontrollsediment (Bjørnehodebukta):



Foto 2. Havnebassenget (st. 1).

Tabell 12. Konsentrasjon av metaller i porevann fra sedimenter fra Bjørnehodebukta (gjennomsnitt 0-12 cm dyp, $\mu\text{g/l}$).

Metall	Gjennomsnitt
Cu	1.73
Pb	1.81
Zn	11.51
Cd	0.12

Tabell 12 viser at porevannskonsentrasjonene er betydelig høyere enn i 40 m-vannet på Solbergstrand og at det derfor vil være en aktiv transport av metaller ut av sedimentet (diffusjon).

Fig. 8 viser endringer av konsentrasjonen av kopper og sink i utløpet fra kontrollen. Det er en viss variasjon over tid, men variasjonene er små. De endringer av konsentrasjoner som registreres kan skyldes små endringer i den biologiske aktiviteten ("porevannspumpen").

Stasjon 1 (Oddas havnebasseng)

Sedimentene er her sortfarget, delvis som følge av grafittholdig kalkslam fra Odda Smelteverk og delvis som følge av kloakkpåvirkning (Foto 2). Sedimentenes metallinnhold er lavest av de tre sedimenttypene som ble tatt i indre Sørfjord (4.1.2).

Den gjennomsnittlige metallkonsentrasjonen i vann som har passert sedimentflaten fra denne stasjonen er vist i Tabell 13.

Tabell 13. Konsentrasjoner av metaller i utløpet fra stasjon 1 - havnebassenget.

Metall	Gjennomsnitt	n
Cu ($\mu\text{g/l}$)	0.38	19
Pb ($\mu\text{g/l}$)	0.80	19
Zn ($\mu\text{g/l}$)	5.56	19
Cd ($\mu\text{g/l}$)	0.14	19
Hg (ng/l)	11.74	17

Disse tallene viser forhøyede konsentrasjoner av bly, sink og kadmium i forhold til kontrollen, mens det ikke ble registrert noen økning i

kopper og kvikksølv. Forskjellene i metallenes evne til mobilisering kan ha noe med metallenes bindingsform i sedimentet å gjøre (se diskusjon om transport av metaller).

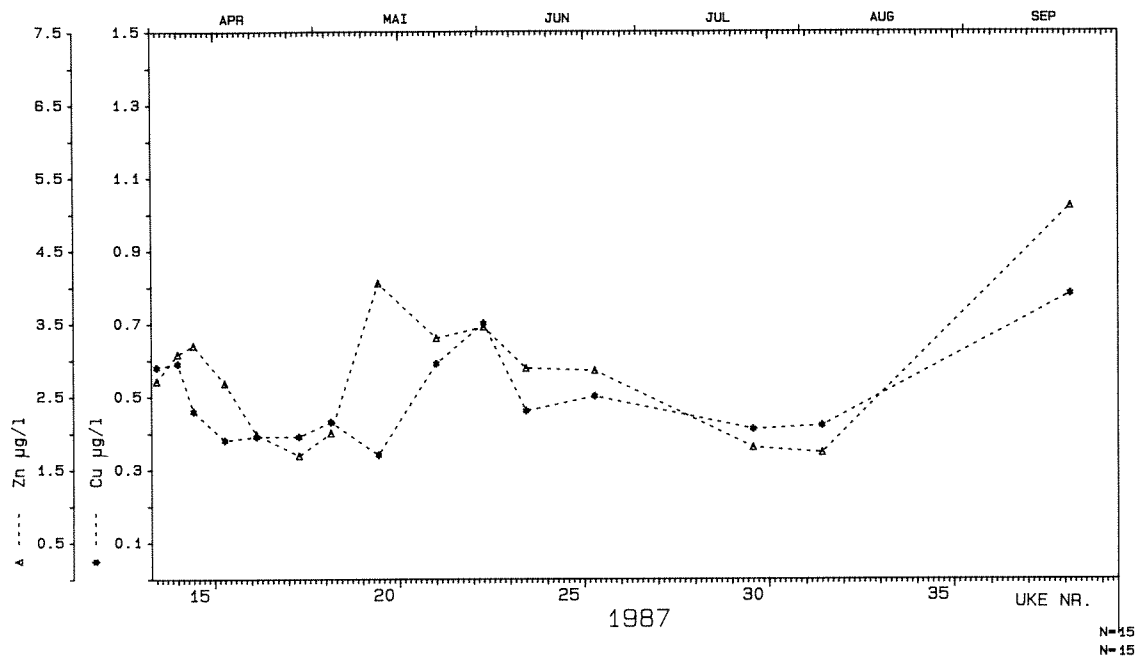


Fig. 8. Endringer i konsentrasjonene av kopper og sink i vann fra kontrollen over tid.

Stasjon 2 (Eitrheimsvågen)

Sedimentene her er de mest forurensede av de som ble testet (f.eks. 10% sink og 0.03% kvikksølv). Til tross for det høye metallnivået var det tydelig biologisk aktivitet i sedimentene (Foto 3).

Konsentrasjonene i vann ut fra dette forsøket er gjengitt i Tabell 14.

Tabell 14. Konsentrasjoner av metaller i utløpet fra stasjonen i Eitrheimsvågen (2).

Metall	Gjennomsnitt	n
Cu ($\mu\text{g/l}$)	2.57	18
Pb ($\mu\text{g/l}$)	17.42	18
Zn ($\mu\text{g/l}$)	170	18
Cd ($\mu\text{g/l}$)	0.91	18
Hg (ng/l)	15.16	16

Resultatene viser en kraftig økning i forhold til kontrollen, med unntak av kvikksølv.

Enkelte målinger av ufiltrerte og filtrerte prøver viser at det virkelig dreier seg om løste metaller og ikke tilfeldig oppvirvling av sterkt metallholdige partikler (Tabell 15).

Tabell 15. Analyser av metaller i ufiltrerte (U.F.) og filtrerte (F) prøver fra stasjon 2 - Eitrheimsvågen.

Metall	18/3		21/3		23/3	
	U.F.	F.	U.F.	F.	U.F.	F.
Cu ($\mu\text{g/l}$)	1.90	1.60	4.08	3.60	3.25	3.23
Pb ($\mu\text{g/l}$)	40.0	33.0	37.0	33.0	16.8	25.8
Zn ($\mu\text{g/l}$)	171	178	130	128	187	102
Cd ($\mu\text{g/l}$)	1.51	1.55	1.85	1.71	1.05	1.15
Hg (ng/l)	-	-	10.5	7.0	7.0	<2.5

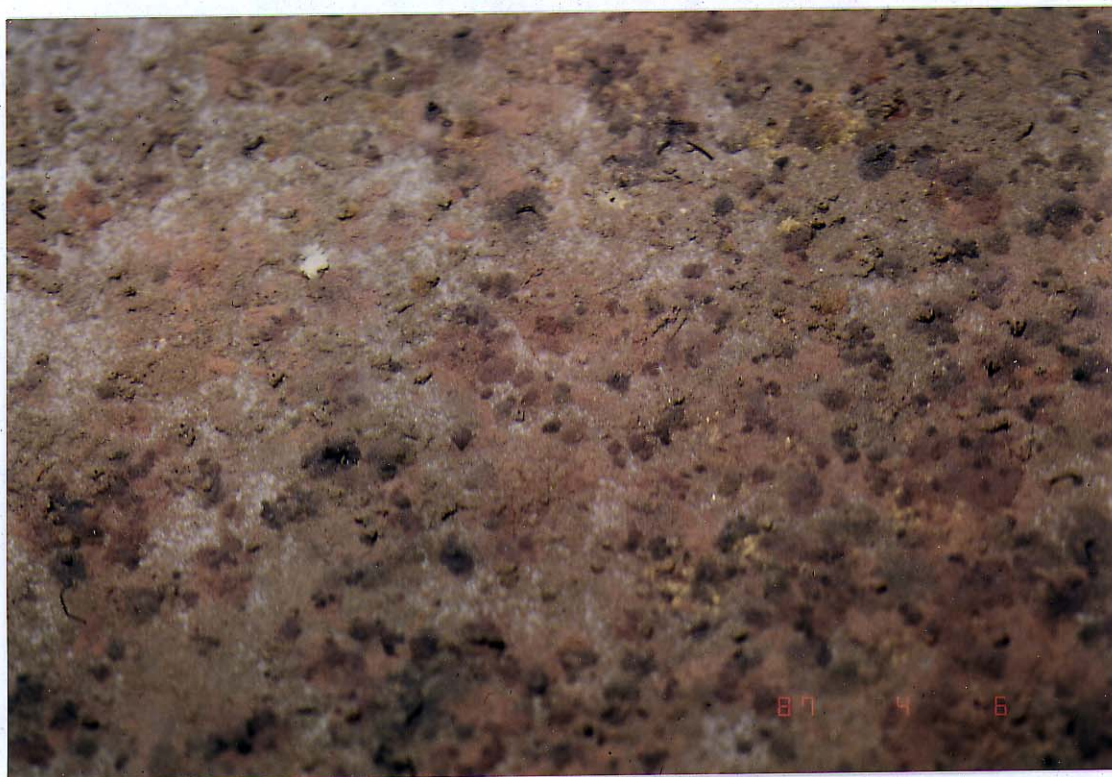


Foto 3. Eitrheimsvågen (st. 2).

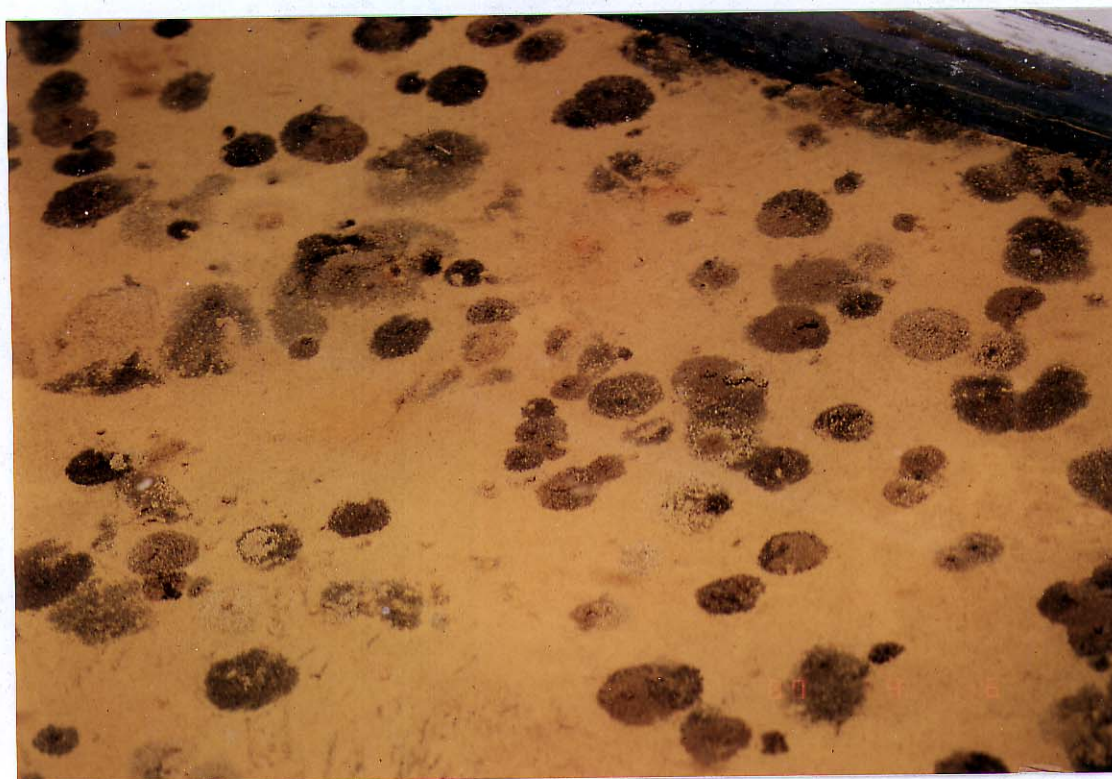


Foto 4. Eitrheimsneset (st. 3).

Stasjon 3 (Eitrheimsneset)

Metallkonsentrasjonene i sedimentene er her nest høyest av de som ble undersøkt. Derimot var konsentrasjonen av jern i disse sedimentene ekstremt høy (~27%). Foto 4 viser overflatesedimentets utseende.

Resultatene fra målingene i vann ut fra kassene er vist i Tabell 16.

Tabell 16. Konsentrasjoner av metaller i utløpet fra stasjonen ved Eitrheimsneset (3).

Metall	Gjennomsnitt	n
Cu ($\mu\text{g/l}$)	1.26	17
Pb ($\mu\text{g/l}$)	1.56	17
Zn ($\mu\text{g/l}$)	30	17
Cd ($\mu\text{g/l}$)	0.48	17
Hg (ng/l)	12.3	15

Konsentrasjonene var lavere enn i Eitrheimsvågen men høyere enn i havnebassenget. Unntaket er kvikksølv som viser at nivået er det samme uansett stasjon og innhold av kvikksølv i sedimentene.

Så langt er resultatene fra konsentrasjonsmålingene vist. De sier noe om de relative forskjellene mellom stasjonene og forholdet til konsentrasjonen i råvannet brukt i forsøkene. Forøvrig vil konsentrasjonene være avhengig av gjennomstrømningen av vann og oppholdstiden av vannet i kassene.

I den datagjennomgangen som nå følger vil fokuseringen være på transport (fluks) av metaller fra sedimentene til vannet uttrykt som mengde metall som avgis pr. sedimentareal og tidsenhet (mao. lekkasje) Det er denne transporten som bør danne grunnlaget for beslutningen om tekniske tiltak i resipienten.

Det er naturlig å først se på sammenhengen mellom flow og konsentrasjon. Fig. 9 viser sammenhengen mellom flow og samtlige målinger av sink. Som forventet opptrer en negativ korrelasjon, dvs. når flow øker avtar konsentrasjonen pga. fortynning. Imidlertid er ikke korrelasjonen særlig god ($R = -0.25$). Årsaken til dette er trolig følgende:

- (i) Det er operert med relativt små forskjeller i flow. Dette gjør at forskjellen i fortynning blir relativt underordnet.

- (ii) Det er ikke sikkert at konsentrasjonen bare er avhengig av flow. Det er mulig at graden av frigivelse av metaller fra sedimentene varierer over tid som bl.a. følger endringer i bioturbasjonen.

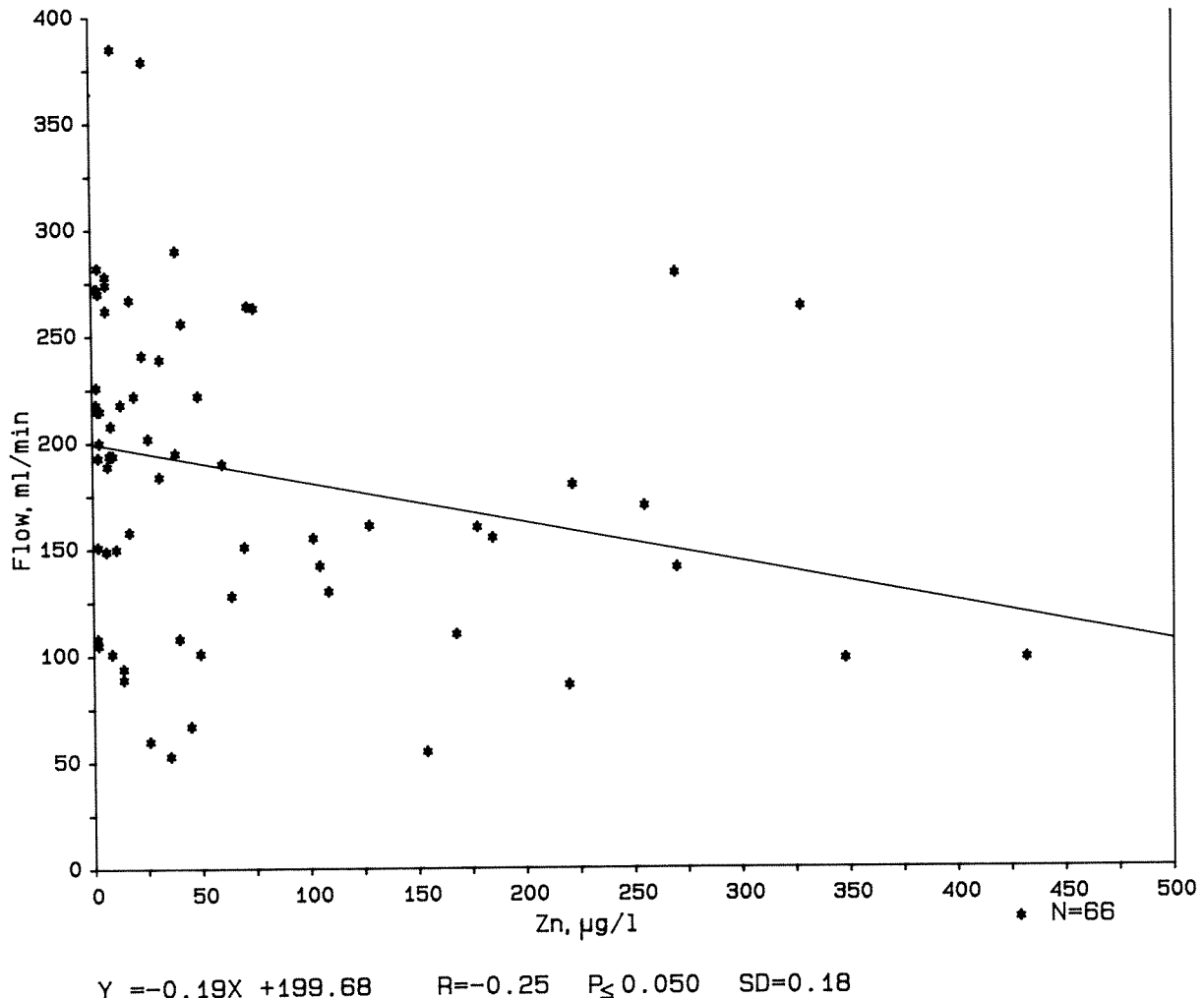


Fig. 9. Sammenheng mellom konsentrasjonen av sink i vannet og flow for samtlige målinger.

Fig. 10 viser at det er en sterk korrelasjon mellom sink-konsentrasjonen og sink-flow. Etersom det var en dårlig korrelasjon mellom sink-konsentrasjon og flow (Fig. 9) innebærer dette at det er endringer i metalltilførselen som følge av bioturbasjon og diffusjon som er avgjørende.

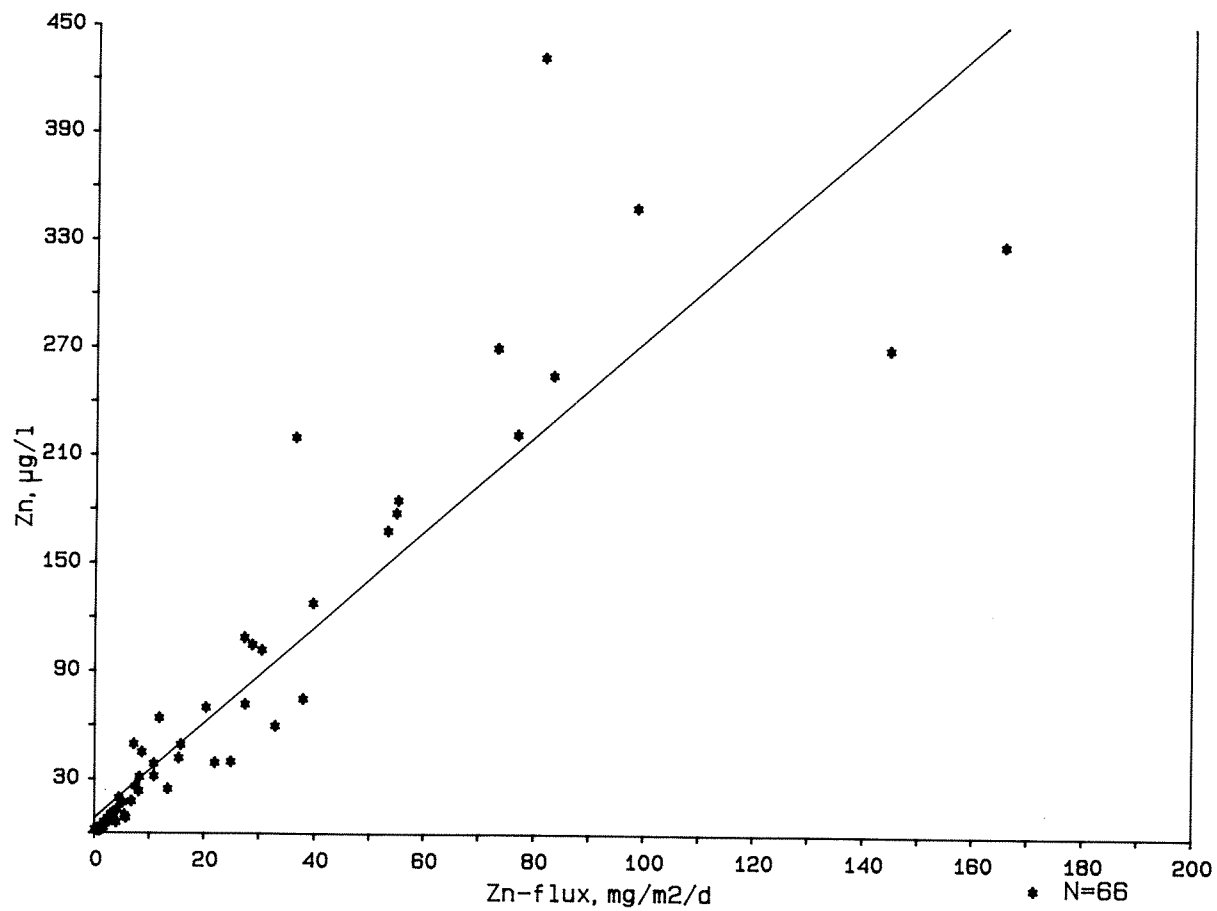
Endringer i "lekkasjen" av sink for alle stasjonene i den perioden for søkene varte er vist på fig. 11. Det går fram at det er betydelige svingninger over tid, at svingningene ikke er harmoniske hvis vi sammenligner stasjonene og at det ikke kan observeres noen trend over tid. Det ser ut til at lekkasjen av metaller ikke er konstant men at

det opptrer perioder hvor frigivelsesratene er større. Det er vanskelig å gi en fullhetsgjørende forklaring på dette, men det synes ikke å ha sammenheng med endringer i vannkvaliteten på råvannet (metall-konsentrasjoner, salt, temperatur, oksygen). Hvis vannkvaliteten i det innstrømmende vannet hadde vært forklaringen ville man vente sammenfallende endringer i alle kassene. Mest sannsynlig kan disse svingningene forklares med variasjoner i bioturbasjonstakten til de dyrene som lever i sedimentene. Isåfall er det en viss sammenfallenhet mellom stasjon 2 og 3. En alternativ forklaring kan være at det oppstår små svingninger i redoksforholdene i sedimentene som følge av endringer i tilførselen av organisk materiale med råvannet og endringer i oksygeninnholdet i vannet. De oksygenmålingene som ble gjort viste verdier over 5 ml/l, men det er mulig at oksygenverdiene i korte perioder ved minimum flow har vært betydelig lavere.

Tabell 17 viser en oppsummering av målingene av metall-lekkasje.

Tabell 17 Metall-lekasje fra sedimentene ($\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ med unntak av kvikksølv i $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$).

Metall	Kontroll			1			2			3		
	Gj.snitt	Maks.	Min.	Gj.snitt	Maks.	Min.	Gj.snitt	Maks.	Min.	Gj.snitt	Maks.	Min.
Cu	0.158	0.272	0.091	0.156	0.23	0.086	0.805	1.527	0.273	0.363	0.619	0.18
Pb	0.061	0.159	0.014	0.292	1.51	0.022	5.283	10.201	0.91	0.487	1.423	0.039
Zn	0.891	1.576	0.474	2.084	5.78	0.68	56.364	165.63	5.16	9.458	27.37	2.48
Cd	0.011	0.023	0.006	0.051	0.16	0.012	0.278	0.528	0.04	0.149	0.505	0.025
Hg	3.480	23.224	0.662	4.070	31.469	0.72	3.867	21.262	0.744	3.976	32.288	0.436



$$Y = 2.66 X + 8.43 \quad R=0.91 \quad P_{\leq} 0.001 \quad SD=0.53$$

Fig. 10. Sammenhengen mellom sink-konsentrasjon og sink-fluks.

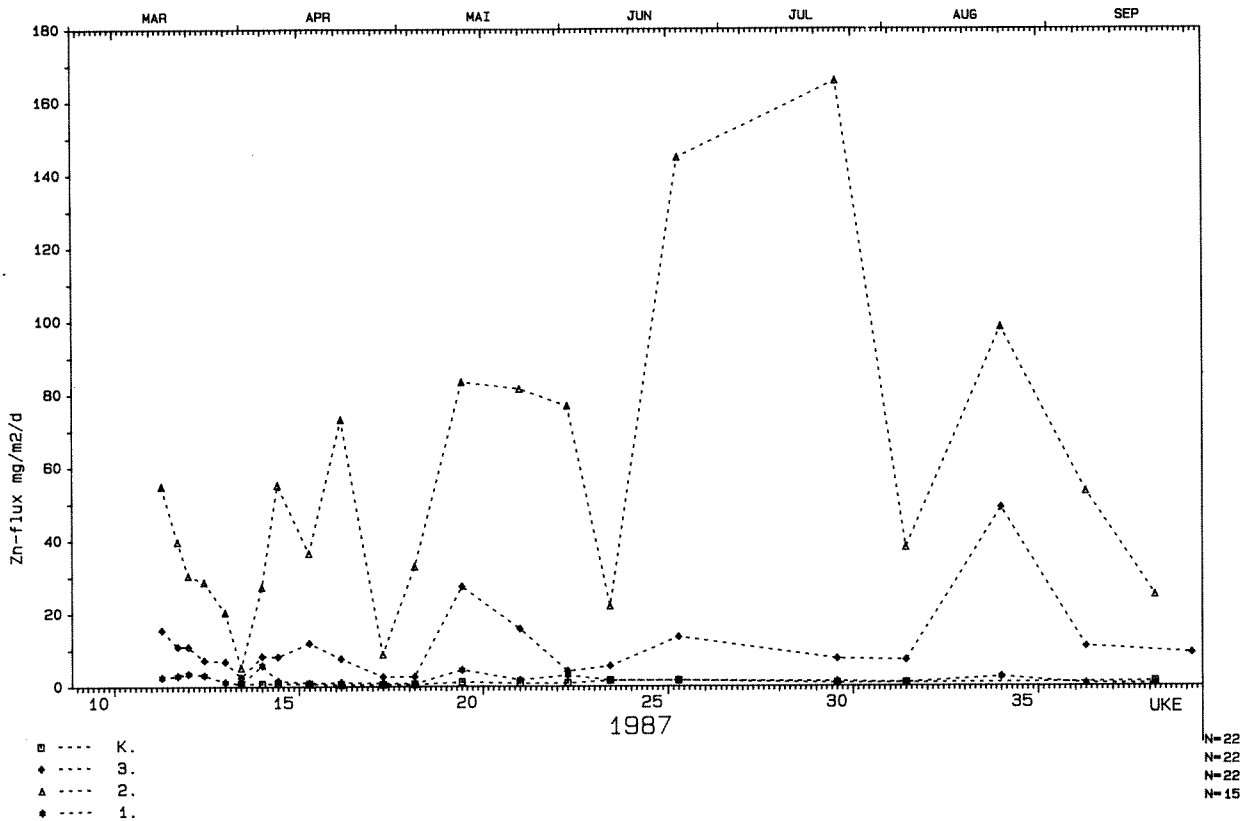


Fig. 11. Variasjoner i sink-fluks for samtlige stasjoner.

Disse resultatene er også grafisk fremstilt for tre av metallene (Fig. 12). Ved vurdering av den forurensningsbelastningen som sedimentene i indre Sørfjord representerer bør vi korrigere fluksverdiene for det naturlige bidraget representert ved kontrollen.

Neste spørsmål som reiser seg er hvor store arealer som forsøks-sedimentene er representative for. Det totale bunnarealet av grunnområdet (<55 m) innenfor Lindeneset er beregnet til 2.6 mill m². Den verste forurensningen befinner seg i Eitrheimsvågen og i et belte rundt Eitrheimsneset. Vi har valgt å anslå at de tre stasjonene som er blitt testet er representative for hver sin tredjedel av det totale bunnarealet. På dette grunnlaget kan vi beregne hvor mye bunnsedimentene innenfor Lindeneset lekker av metaller pr. år når vi har korrigert for det naturlige bidraget (Tabell 18).

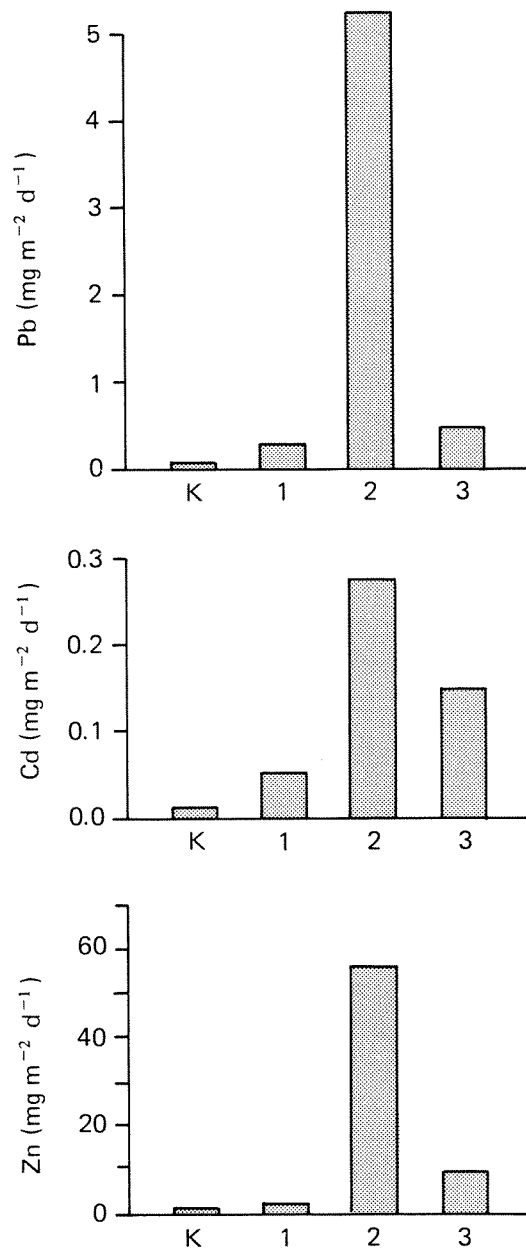


Fig. 12. Transport av bly, kadmium og sink ut av sedimentene.

Tabell 18. lekkasje av metaller fra bunnsedimentene i indre Sørfjord (kg pr. år) (korrigert fra "naturlig" lekkasje).

Metall	Total mengde
Cu	270
Pb	1800
Zn	21000
Cd	140
Hg	~0.5

Tallene i tabell 18 representerer lekkasje under normale forhold dvs. som resultat av den biologiske aktiviteten som er i sedimentene og den diffusjonen som måtte skje mellom porevann og overliggende vann. Diffusjonen er neppe særlig vesentlig, spesielt i Eitrheimsvågen hvor konsentrasjonene av metaller i vannmassen over sedimentet var høyere enn i porevannet. Dette kan bare forklares med at vannmassen i Eitrheimsvågen får tilført metaller i de øvre vannlag fra andre steder enn sedimentene som ligger på 10 m dyp (sannsynligvis utvasking av metaller i sedimentene fra fjæresonen 0-5m).

Av tabell 18 framgår at det er spesielt sink og bly som mengdemessig dominerer. Det er også disse som mengdemessig dominerer i sedimentene. En lekkasje på 21 tonn sink pr. år tilsvarer dagens utslipp av sink fra Norzink (~60 kg pr. dag). Kvikksølvlekkasjen er bortimot uavhengig av kvikksølvmengden i sedimentene. Enkelte målinger av kvikksølv i ufiltrerte prøver viste at kvikksølvet i hovedsak er knyttet til små partikler (Tabell 19).

Tabell 19. Kvikksølv i ufiltrerte og filtrerte prøver.

Stasjon	Dato	U.F.	F.
2	23.3	7.0	<2.5
3	23.3	4.0	<2.5
2	6.4	55.0	34.0
3	6.4	14.0	5.5

4.2.2. Betydningen av gravende dyr for metall-lekkasjen.

Måling av dyrenes graveaktivitet viser en lavere aktivitet i Sørfjord-sedimentene enn i kontrollen (etter 47 døgn). Gravingen skjedde hovedsakelig i de øvre 5 mm av sedimentet. Tilsats av dyr bl.a. eremittkreps medførte kraftig oppvirvling av sedimentene og økt utlekking av metaller fra sedimentene. Dette illustrerer at en fysisk forstyrrelse av sedimentene gir en mangedobling i metall-lekkasjen.

Bioturbasjon er betegnelse 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, som er styrende for fluks av materiale i det biologisk aktive skikt av sedimentet. Bioturbasjon kan på godt norsk kalles "metemakk-effekten".

Relasjonen bioturbasjon versus metaller i sediment går to veier:

1. Metaller virker inn på sammensetning av bløtbunnsfauna og derved inndirekte på bioturbasjonen enten ved mortalitet av bioturberende organismer eller ved å redusere dyras aktivitet. Konsekvensen kan bli stabilisering av sedimentet, lav utskifting av porevann, og evt. stagnerende forhold.
2. Bioturbasjonen vil resultere i vertikaltransport av sedimenter. Sediment fra dypere lag transporteres til overflaten for utlekking til vannet og nylig sedimentert materiale begravnes. Bioturbasjonen fører også med seg en utskifting av porevannet med overliggende vann.

Målet med delundersøkelsen var 1) å kvantifisere hvor tykt lag av sedimentene som blir påvirket av den naturlige bioturbasjon på sørfjordstasjonene, 2) å få begrep om hvor raskt prosessen går, 3) å relatere bioturbasjonsintensiteten til utlekking av metaller, 4) å teste effektene av øket bioturbasjon ved tilsats av aktuelle dyr, 5) å teste disse dyras overlevelse i de kontaminerte sedimentene.

Til dato er det bare sedimentprøvene fra 47 dagers innsamlingen som er ferdig analysert. Fordelingen av glasskuler er gitt i Tabell 20. Tabellen viser generellt at etter 47 dager fantes fortsatt ca. 96% av kulene i det øvre 5 mm sjikt av sedimentet, og under 0.1 % ble funnet nedenfor 20 mm. Dette er lavere omrøring enn tidligere funnet på tilsvarende sedimenter på grunnt vann utenfor Solbergstrand (Bakke et al.

1986). Tabellen indikerer videre at nedtransport av kuler var noe mer intens i kontrollsedimentet enn i sedimentene fra Sørfjorden (Fig. 13). Her ble bare 89 % funnet i øvre 5 mm, mot 99% på Stasjon 1, 95 % på Stasjon 2 og 97 % på Stasjon 3, men det er ikke ennå testet om denne forskjell er statistisk holdbar. Tabellen viser videre at en av corerprøvene (nr 4) fra Stasjon 3 hadde en betydelig dypere transport av kuler enn de øvrige. Denne ble i motsetning til de andre tatt i en posisjon i kassen hvor overflaten indikerte biologisk aktivitet i sedimentet.

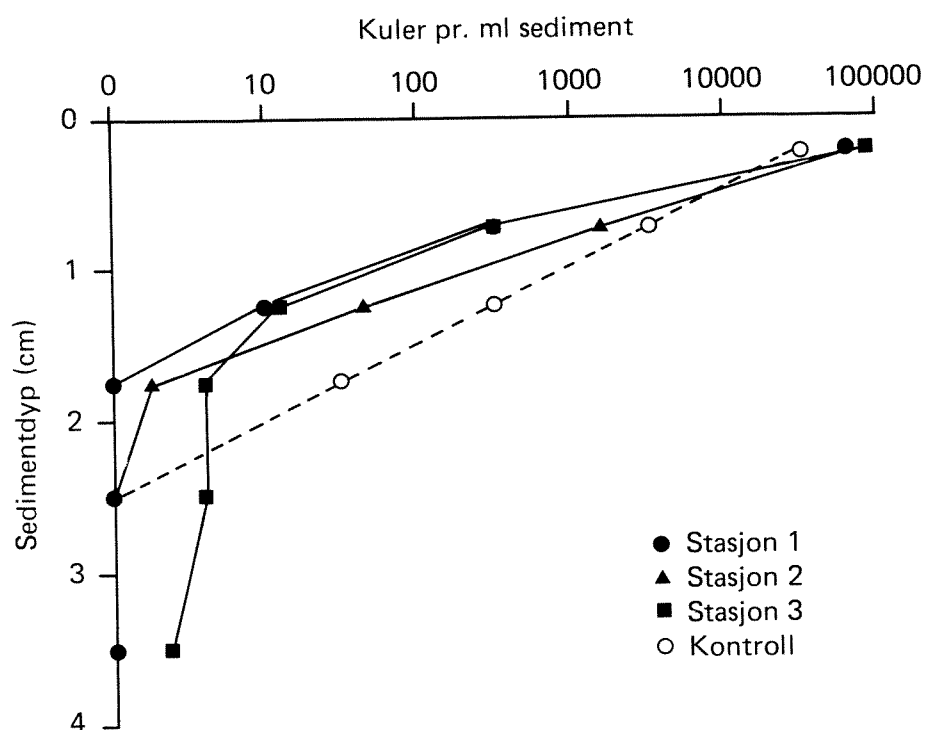


Fig. 13. Fordeling av glasskuler med sedimentdyp. Hvert punkt er snitt av verdier fra 4 kjerneprøver.

Tabell 20. Fordeling av glasskuler (antall/ ml sediment) med dyp i enkeltcorere fra eksperimentkassene. Sedimentdyp angitt er nedre grense for snittet (mm).

STASJON:	Havnebassenget				Vågen			
CORER	1	2	3	4	1	2	3	4
Sediment- dyp								
5	54138	28744	141923	71860	100604	52342	69533	39523
10	576	60	3172	123	3060	6484	2526	109
15	14	0	28	25	51	105	168	4
20	0	0	0	0	0	0	7	0
30	0	0	0	0	0	0	0	0
40	0	0	0	0	0	0	0	0

STASJON:	Neset				Kontroll			
CORER:	1	2	3	4	1	2	3	4
Sediment- dyp								
5	75453	20211	111607	192178	31214	39972	21809	44463
10	211	4	870	9684	7354	2241	3074	1793
15	11	0	4	411	379	326	298	389
20	0	0	0	400	32	53	11	49
30	0	0	0	586	0	0	0	0
40	0	0	0	33	0	0	0	0

Tilsats av bioturbatorer

I kassen fra Stasjon 1 grov alle muddersneglene seg ned i løpet av ca 2 timer. Senere inspeksjon viste enkelte snegl krypende på overflaten, andre delvis nedgravet, og noen helt nedgravet. Dette indikerer en kontinuerlig aktivitet til tross for kontamineringen. Basert på sneglenes størrelse anslåes aktivt bearbeidet sedimentsjikt å være de øvre 20 mm. Eremittkrepsene, som er overflateformer, viste høy aktivitet den første timen etter transplantasjon, men synes etter hvert å finne plasser i kassen som ga liten aggressivitet blant individene.

Graden av resuspendering av sedimentet i kassen var liten etter at eremittkrepsene hadde roet seg.

I kassen fra stasjon 2 var muddersneglenes atferd tilsvarende som på Stasjon 1, både etter transplantasjon og på lengre sikt. Eremittkrepsene viste også her en høy aktivitet og til dels kamp mellom individer, men denne aktiviteten avtok lite med tiden. Gjennom hele perioden fram til 6 november viste eremittkrepsene en aggressiv holdning og var til dels meget aktive. Dette kan ha sammenheng med at det ikke var stort nok antall beskyttede steder for de enkelt kreps, og at det ble en vedvarende kamp om plassene. Eremittkrepsene ble som oftest funnet enten i hjørnet av kassene, langs yttercoreerne som sto igjen etter prøvetaking, eller oppå lokket av disse. Resultatet av den store aktiviteten var en vedvarende resuspensjon av sedimentoverflaten. Dette ga så stor turbiditet på vannet at det til tider var vanskelig å se bunnen (vanddyp 7 cm).

I begge kassene økte sneglenes aktivitet merkbart ved tilsetning av knuste blåskjell som før. Innen ca 30 min var de fleste snegl aktivt krypende på overflaten, eller spiste allerede av blåskjellene.

Overlevelsen av snegl og eremittkreps fra 15 juli til 6 november er gitt i Tabell 21. Den viser at i begge kassene var antallet snegl og eremittkreps gått ned. Reduksjonen i antall snegl observert kunne delvis være fordi ikke alle sneglene lot seg lokke opp av stimuli fra de knuste blåskjellene. Nedgravde snegl skulle likevel kunne sees ved at de vanligvis stikker innstrømmingssifonen over mudderet, men nøye inspeksjon av overflaten vist ingen sifoner. Det er derfor antatt at det reduserte antallet reflekterer reell dødelighet. Hvorvidt dette skyldes giftvirkning av metallene, utilstrekkelig føde, predasjon/kannibalisme eller andre årsaker vites ikke.

Tabell 21. Antall levende og døde individer av muddersnegl (Nassarius reticulata), og eremittkreps (Pagurus bernhardus) i perioden mellom 15 juli og 6 november 1987.

Art	Stasjon 1		Stasjon 2	
	Levende	Tomme skall	Levende	Tomme skall
<u>N. reticulata</u>				
15 juli	15	0	45	0
6 nov.	12	0	33	0
<u>P. bernhardus</u>				
15 juli	5	0	10	0
6 nov.	2	2	5	3

Det er stor sannsynlighet for at variasjonen i metall-lekkasjen kan forklares med periodevis større bioturbasjon. Dyrenes gravende virksomhet vil kunne virke inn på tre måter:

- (i) pumping av porevann ut av sedimentet
- (ii) metabolisering av metaller bundet til organisk materiale
- (iii) fysisk forstyrrelse (resuspensjon) av sedimentet og dermed økt frigivelse.

Tilsatt av eremittkreps, som beveger seg på sedimentets overflate, førte til en kraftig oppvirvling av sedimentet. Tabell 22 viser mengde partikler og metallfluks ut av kassene med dyr tilsatt sammenlignet med paralleller uten dyr.

Tabell 22. Sammenligning av forsøk med og uten tilsats av dyr (gjennomsnitt av 3 måleserier).

Stasjon	mg m ⁻² d ⁻¹				µg m ⁻² d ⁻¹	mg m ⁻² d ⁻¹
	Cu	Pb	Zn	Cd	Hg	SPM
1 (uten dyr)	0.142	0.027	1.243	0.017	0.804	61.85
1 (med dyr)	0.141	0.280	5.400	0.059	2.026	655.90
2 (uten dyr)	0.754	1.473	58.773	0.154	2.046	124.15
2 (med dyr)	23.273	55.76	124.22	0.198	508.94	13635

Resultatene viser at det er en kraftig økning i utlekking av metaller ved tilsats av eremittkreps, spesielt på stasjon 2. Det er imidlertid stor forskjell mellom metallene. Utslagene er store for bly og kvikksølv med henholdsvis 40 og 250 ganger økning i utlekkingen. Transporten av partikler ut av kassene øker også kraftig ved tilsats av dyr (SPM, Tabell 22). Årsaken til den dramatiske effekten av å virvle opp sedimentene må være at det skjer en utløsning av metaller i de øvre få mm av sedimentet. Ved oppvirvling frigis de løste metallene til vannmassen. Den praktiske konsekvensen av dette er at sedimentene lekker forholdsvis lite når de ligger i ro men at fysiske forstyrrelser fører til mangedobling av lekkasjen. De tre måleseriene som ble tatt etter at krepsen ble tilsatt viser fallende utlekkingsrater med tiden:

	Pb	Hg	mg m ⁻² d ⁻¹
24.8	70.04	0.774	
9.9	59.02	0.480	
22.9	38.22	0.272	

Det kan delvis skyldes at det befant seg en viss mengde med mobiliserbare tungmetaller i de øverste mm av sedimentet som ble frigitt da dyrene ble tilsatt. En annen forklaring kan være at den fysiske aktiviteten til de tilsatte dyra avtok med tiden, noe som mengden partikler (SPM) i vannet tyder på. Det har også skjedd en viss dødelighet blant dyra og antallet kreps på stasjon 2 er nå (november) halvert (Tabell 21).

4.2.3. Effekter av overdekking

Tildekking av bunnen med et 30 cm lag av sand, kalk eller askeavfall stopper metall-lekkasjen. Gassdannelse i askelaget gjør dette dekkmidlet lite egnet i den form asken var da den ble testet.

Som en del av arbeidet i fase 1 i prosjekt indre Sørfjord ble alternative tiltak for å stoppe utlekkningen av metaller fra sedimentene vurdert. Tildekking ble ansett som det mest effektive tiltaket. Det ble derfor besluttet i forbindelse med Solbergstrand-forsøkene å simulere effekten av tildekking ved å dekke til med ulike typer materiale. Sedimenter fra stasjon 3 hvor fire paralleller var tilgjengelig ble brukt til disse forsøkene. Følgende dekkmateriale ble testet:

- (i) sand (fra Sandvin-vannet og Solbergstrand)
- (ii) kalk fra Odda Smelteverk
- (iii) ilmenittaske fra Ilmenittverket i Tyssedal

Dekkmaterialet ble forsiktig lagt oppå sedimentene, med minst mulig oppvirvling i en tykkelse av 30 cm og effekten av tildekkingen ble målt over en periode på 2 måneder.

Sand fraktet fra Sandvinvannet ble siktet gjennom 2 mm sikt. På grunn av at mengden sand var noe for lite ble sanden iblandet støpesand fra Solbergstranda.

Kalk og aske fra Odda Smelteverk ble sendt til NIVA fra de respektive bedriftene. Begge typer materiale var sterkt sotfarget, men konsistensen var meget forskjellig. Kalken var svært finfordelt, mens asken var grov. Den kjemiske analysen av overdekningsmaterialene viste følgende resultater:

Materiale	mg/kg					%
	Cu	Pb	Zn	Cd	Hg	Fe
Sand	12	10	34	0.15	<0.05	1.28
Kalk	13	104	25	0.04	<0.05	0.21
Aske	2	0.08	4	<0.01	<0.05	1.96

Resultatene viser lave konsentrasjoner i alle substratene, med unntak av forhøyet konsentrasjon av bly i kalken.

Det ble tatt 5 måleserier etter at overdekkingen hadde skjedd. Den gjennomsnittlige transporten av metaller til vannfasen, sammenlignet med den utildekte parallellen er vist i Tabell 23.

Tabell 23. Resultatene av overdekkingsforsøkene ($\text{mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$).

Materiale	Cu	Pb	Zn	Cd
St. 3 (utildekket)	0.505	0.141	16.632	0.061
Sand	0.229	0.0259*	1.469	0.020
Kalk	0.176	0.06	1.20	0.012
Aske	0.164	0.033	0.956	0.011
Kontroll	0.16	0.06	0.89	0.011

* to verdier utelatt pga. mistanke om kontaminering.

Kvikksølv ble ikke målt under overdekkingsforsøkene. Årsaken var at kvikksølvlekkasjen uten tildekning var så lav at det ble ansett unødvendig å følge opp under tildekking.

Resultatene i Tabell 23 viser en kraftig reduksjon i utlekking ved overdekking. Som vi ser er utlekkingsratene fra de overdekte sedimentene svært lik ratene for kontrollen. Det betyr at overdekkingen er langt bortimot 100% effektiv. Tabell 23 viser også at kalk og aske ikke avgir mere tungmetaller enn normale fjordsedimenter (kontroll).

I Tabell 24 er den prosentvise effektiviteten av overdekkingen framstilt etter at ratene er korrigert for naturlig bidrag (kontrollen).

Tabell 24. Prosent effektivitet av overdekkingen.

Tildekking	Cu	Pb	Zn	Cd
Sand	80	100	96	82
Kalk	95	100	98	98
Aske	99	100	99	100

Som vi ser er effektiviteten størst ved bruk av kalk og aske, mens alle substratene har en god effekt. Årsaken til at askeavfallet så effektivt holder tilbake metaller er trolig todelt:

- (i) Asken inneholder store mengder koks og kullpartikler. Kull har som kjent en egen evne til å rense vann og adsorbere metaller. De frigitte metallene fra de forurensede sedimenter under overdekningslaget blir derfor holdt tilbake i askelaget.
- (ii) Målinger av redokspotensialet i askelaget viste at sedimentene var reduserende like under overflaten. Det ble også registrert gassdannelse i askelaget (metan?). De reduserende forhold med mulighet for tilstedeværelse av sulfid vil binde opp metallene i form av tungtløselige sulfider.

I henhold til opplysninger fra O. Skeie, Ilmenittverket er det materialet vi har fått til uttesting neppe representativt for den avfallsasken som blir dannet ved normal produksjon. Den grove konsistensen, med partikler som i noen tilfelle er større enn 5 mm, tyder på stort innslag av koks og kull. Det sterkt reduserende materialet vil føre til stort oksygenforbruk og dette forklarer hvorfor reduserende forhold opptrer.

4.2.4. Opptak av metaller i tang, planktonalger, blåskjell og fisk

De tungmetaller som ble funnet i utløpsvannet fra sedimentkassene ble akkumulert i større eller mindre grad i blåskjell og alger. Foruten en høy verdi av kvikksølv viste fisk ikke noe tydelig opptak av metaller.

Ulike organismer ble valgt for å studere opptak/ biotilgjengelighet av metaller. Forskjellige kriterier lå til grunn for utvalg 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 1979, Lingsten 1984).
3. De skulle finnes i Sørfjorden.
4. Organismene skulle ha ulike levesett og dermed sannsynligvis også forskjellige opptaksmekanismer.
5. De skulle være en økonomisk viktig ressurs og helst benyttes som næringsmiddel.

En valgte derfor å benytte en brunalge, grisetang, som representant for primærprodusentene. Alger tar opp alle næringstoffer de trenger til fotosyntesen direkte fra vannet. Opptak av metaller i disse vil derfor være knyttet til løste metaller.

Den andre type organisme som ble benyttet var blåskjell. Blåskjell filtrerer vann for organiske partikler og planteplankton. Dets metall-opptak vil derfor i større grad være en funksjon av metallkonsentrasjonen i føden. Partikulært metall vil potensielt kunne taes opp.

Fisk ble valgt som den tredje organismetypen. Den er sammen med blåskjell viktig fra et humatoksikologisk synspunkt. En konsentrerte seg her om opptak av kvikksølv som hovedsakelig taes passivt opp hos fisk (i metylert form).

FISK

Fisk viste ikke noe tydelig opptak av metaller. Alle verdier foruten en høy verdi av kvikksølv, lå under de grenseverdier som er satt som høyeste anbefalte innhold av metaller i fisk som benyttes til konsum (Green, 1987).

Det potensielt mest biotilgjengelige metallet for fisk var ment å være metylert kvikksølv. Det ble derfor tatt flere prøver av muskelvev for analyse av kvikksølv. Prøvene viste av kvikksølvinnholdet i fisken varierte, men et tydelig opptak over 2mnd-perioden var det ikke mulig å påvise. Grenseverdien for kvikksølv ligger i området 0.3-1.0 mg/kg friskvekt(FW) for 5 europeiske land inklusive Danmark og Sverige. Dette tilsvarer grovt regnet 1.5-5 mg/kg tørrvekt(DW). Ved en anledning ble kvikksølvinnholdet i torskefilèt i testbassenget målt til 5.6 mg/kg DW noe som ligger over de beskrevne grenseverdiene. Verdien er noe usikker, men i tilfelle den er reell, indikerer denne at det er store variasjoner i kvikksølvinnhold mellom fisk da oppholdstiden av kvikksølv i fisk er meget lang (størrelsesorden 1/2-flere år) (ref. i Knutzen 1987).

Innholdet av andre metaller i torsk og laks var lavt og det hadde ikke funnet sted noe opptak av metaller i forhold til kontrollbassenget (tabell 25).

Tabell 25. Metallinnhold i torsk (TO), ørret (OR) og laks (LA) i et kontroll (K) og et testkar (T). (mg/kg DW).

Dato	Cu	Pb	Zn	Cd	Hg
TO*K 870330	-	-	-	-	0.14 *torsk
TO K 870512	1.76	0.49	22.10	<0.03	0.39 selvdød.2dag gammel
TO T 870330	-	-	-	-	0.14
TO T 870420	-	-	-	-	5.16 ? Høy
TO T 870603	1.66	0.62	17.3	<0.03	0.25
OR*K 870330	-	-	-	-	0.48 *ørret
LA*K 870603	2.57	0.51	18.00	<0.03	0.21 *laks
OR T 870330	-	-	-	-	0.48
OR T 870420	-	-	-	-	0.22
LA T 870603	2.84	0.58	20.50	<0.03	0.41

GRISSETANG

Tang akkumulerte bly, sink og kadmium (svakt). Kopper eller kvikksølv ble ikke tatt opp i tang.

Kopper - Cu

Opptaksstudiet viste at metalloptaket i tang varierte sterkt over eksperimentperioden på 2 mnd. For flere metaller fant det sted en utlekking av metaller i perioden. I figur 14 er Cu-innholdet i tang fremstilt. Kurvene indikerer at det i perioden har skjedd en utlekking av metaller til vannet. Det helt unge vevet L222 mistet kopperinnholdet raskt, mens det eldste vevet antyder at det har funnet sted en akkumulering i det eldste vevet, L20. Forklaringen på at det unge vevet L222 og L2R, mistet sitt Cu forholdsvis raskt mens utlekkingen opphører og tildels antyder en akkumulering i eldre vev, kan forklares ved variasjoner i vevets fenolinnhold samt en kontinuerlig utsondring av fenoler til vannet. Liten vanngjennomstrømming i bassengene kan

føre til at fenolkonsentrasjonen i vannet er adskillig høyere enn i det naturlige miljø hvor vannutskiftningen er større. Fenolene har stor affinitet til metaller. Dette kan føre til at algenes fenoler kan chelatere og dermed "detoxifisere" metaller. Fenoler fra grisetang binder følgende metaller med reduserende affinitet (Ragan et al. 1979):

Cu >> Pb >> Be > Ni > Co > Zn > Cd > Mn > Ca > Mg > Sr

Ungt vev som er mest metabolsk aktivt utskiller sannsynligvis mest fenoler - derved lavt Cu innhold i dette vevet. Eldre vev inneholder mer fenoler og kan derfor også binde mer Cu, og ettersom de er mindre metabolsk aktive, vil de skille ut mindre Cu derfor større Cu-innhold i eldre vev.

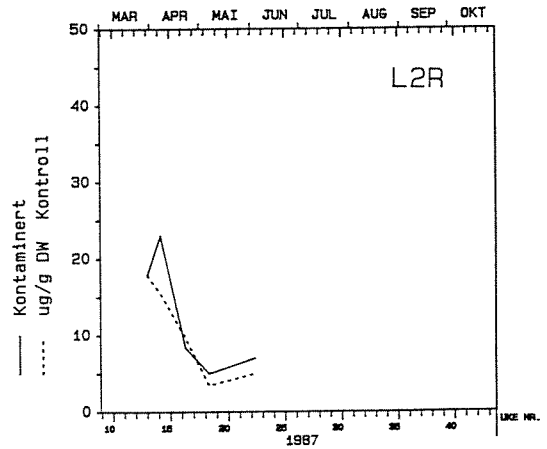
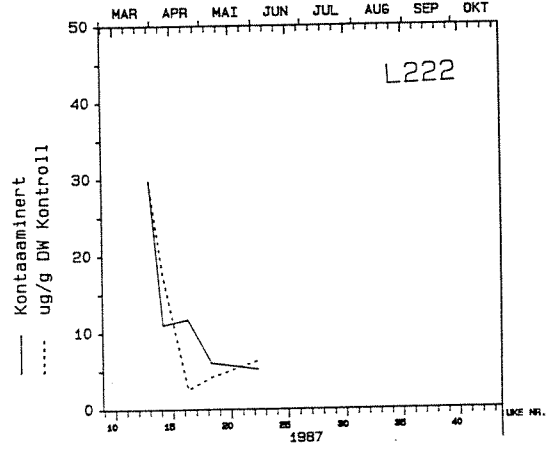
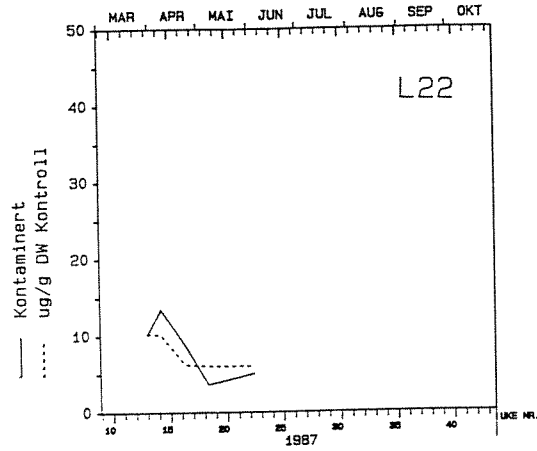
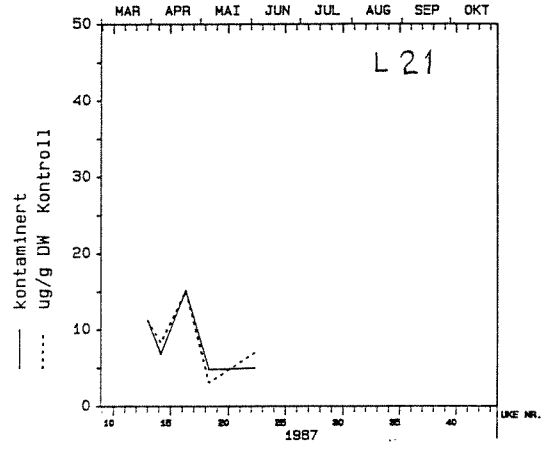
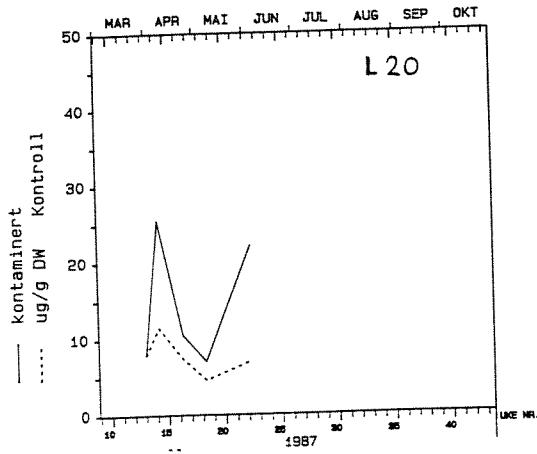


Fig. 14. Cu-innhold i forskjellige aldersklasser og vevstyper av grisetang. $\mu\text{g/g DW}$.

Kvikksølv - Hg

Kvikksølvinnholdet i tang viste ikke opptak i noen vevstyper og verdiene lå ned mot deteksjonsgrensen for metoden benyttet. Det var meget god overenstemmelse mellom kontroll og testbasseng (fig. 15).

Kadmium - Cd

Algene i testbassenget hadde et høyere innhold av kadmium enn algene i kontrollbassenget (fig. 16). I løpet av 2 mnd. viste Cdinnholdet i alle vevstyper en reduksjon i ungt vev, mens i eldre vev skjedde et svakt opptak av metaller. Dette kan igjen settes i forbindelse med fenolinnholdet i vevstyper og i vannet. Ved skifting av vannet i bassengene (pil) viste det seg at Cd ble tatt opp i alle vevstyper. Dette kan være forårsaket av redusert fenolinnhold i vannet i perioden rett etter utskiftningen og dermed medfører større tilgjengelighet av Cd. Dette må nærmere vurderes mot metallfluks-, nærings salt- og lysdata.

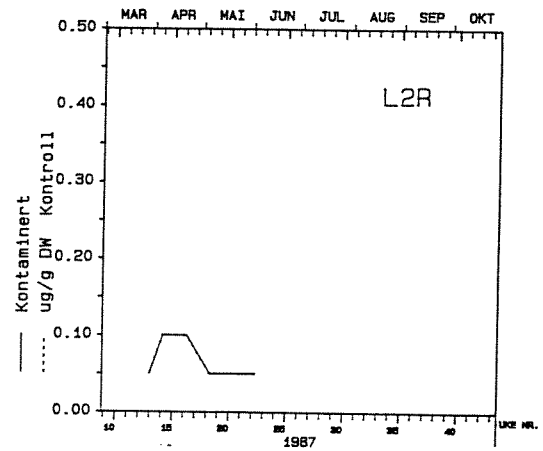
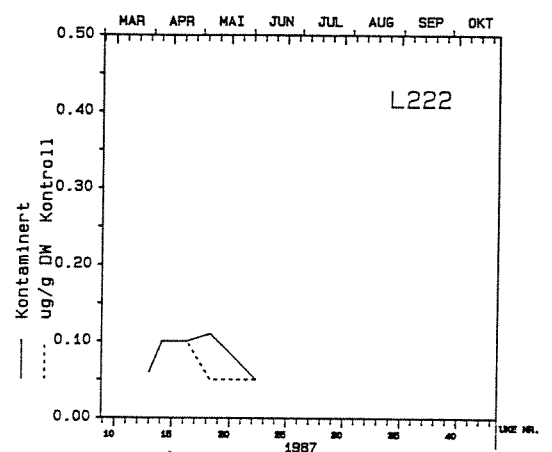
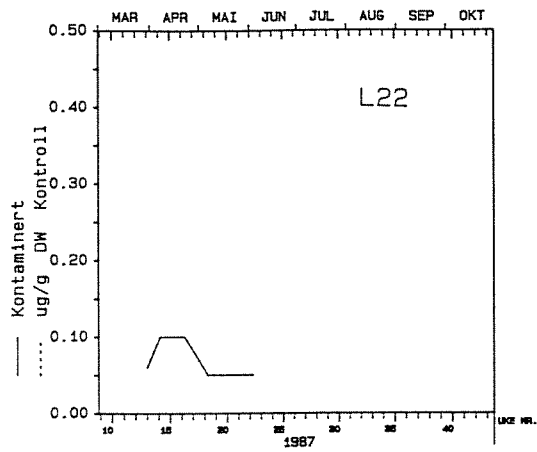
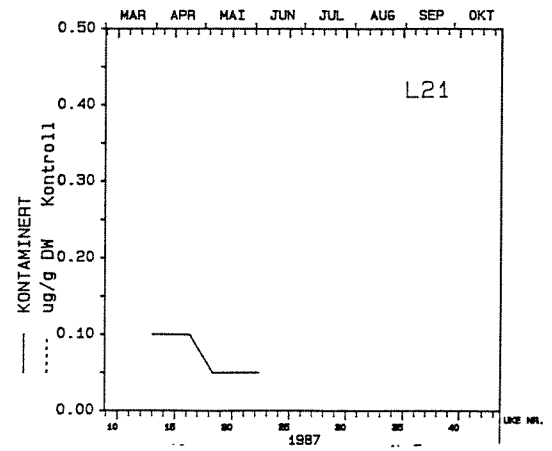
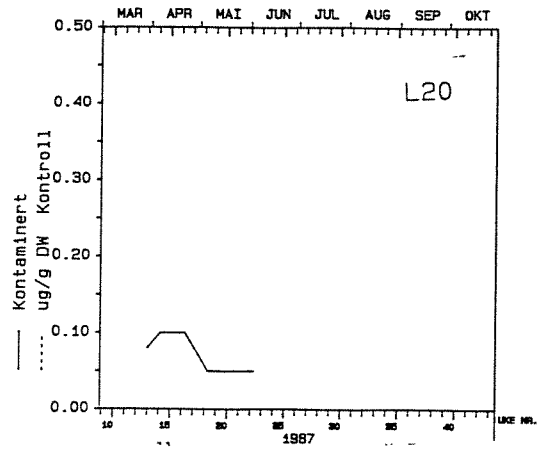


Fig. 15. Hg-innhold i forskjellige aldersklasser og vevstyper av griselang. $\mu\text{g/g DW}$.

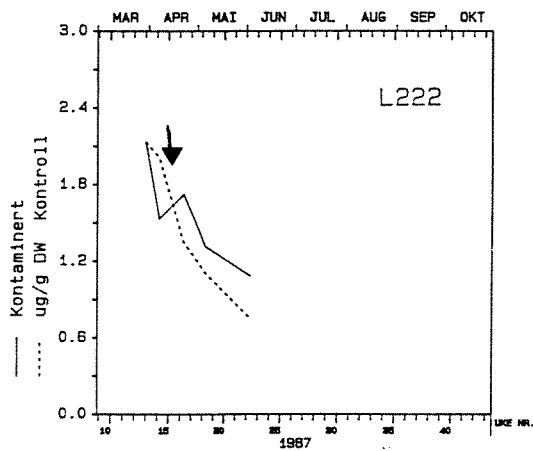
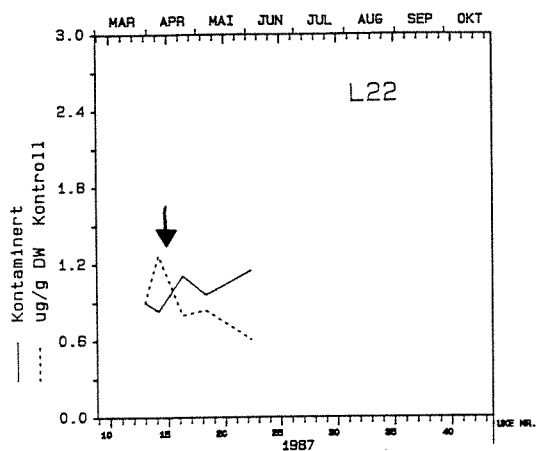
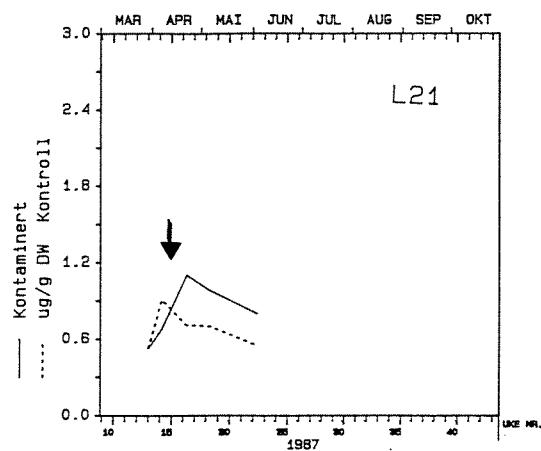
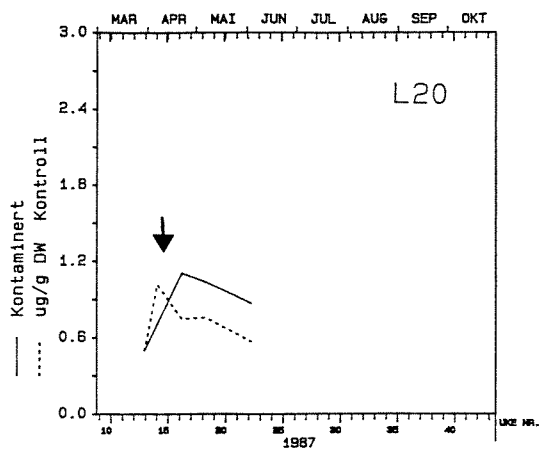
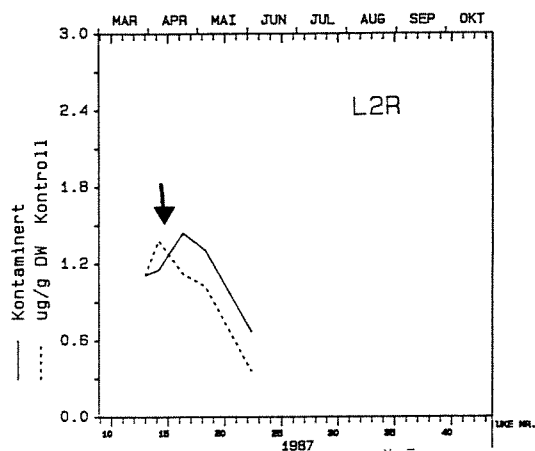


Fig. 16. Cd-innhold i forskjellige aldersklasser og vevstyper av grisetang. $\mu\text{g/g DW}$.



Sink - Zn

Sink ble tydelig tatt opp i algene i det kontaminerte vannet (fig. 17). Opptaket var like høyt i ungt som i gammelt vev. Etter 2 mnd var sinkinnholdet i algene i kontrollbassenget likt utgangskonsentrasjonene. Det yngste vevet i kontrollbassenget hadde mistet noe sink i løpet av 2mnd.

Bly - Pb

Blyinnholdet i alle vevstyper av tang i testbassenget viste et klart opptak av metaller (fig. 18). Økningen var størst i begynnelsen av eksperimentet. Dette kan settes i sammenheng med fenolinnholdet i vannet på dette tidspunkt. I løpet av fase 1 sank blyinnholdet noe i algene, noe som kan forklares med at fenolinnholdet i vannet økte og dermed reduserte tilgjengeligheten av bly til algene. Blyinnholdet i algene i kontrollbassenget avtok i løpet av eksperimentet og mest i ungt vev (jvf. fenolkonsentrasjon i vann og metabolsk aktivt vev).

Sammendrag

Tangen i testbassenget akkumulerte metaller som lakk ut fra det kontaminerte sedimentet. Opptaket var tydelig for Pb og Zn. Cd innholdet i algene i testbassenget var høyere enn i kontrollen. Cu ble tatt opp bare i det eldste vevet i testbassenget. I ungt vev var det ingen forskjell mellom kontroll og testbasseng. I begge skjedde en reduksjon av Cu-innholdet over tid. Referansealgene i kontrollbassenget mistet alle metaller over 2mnd. perioden. Reduksjonen var størst i ungt vev. Dette kan forklares ved at fenolinnholdet i vannet trolig økte over testperioden som følge av liten vanngjennomstrømming. Fenolene utskilles trolig i størst grad i ungt metabolsk aktivt vev og vil derved resultere i en større transport av metaller ut til vannfasen i dette vevet enn i gammelt vev. I vannet vil metallene forbli chelatert og derved ikke tilgjengelig for algene med den følge at metallinnholdet i eldre vev er høyere enn i ungt vev.

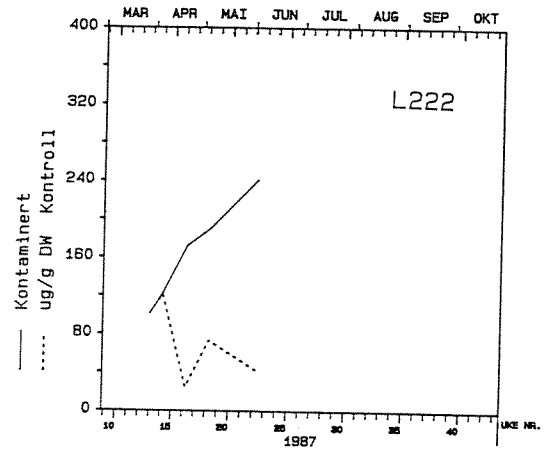
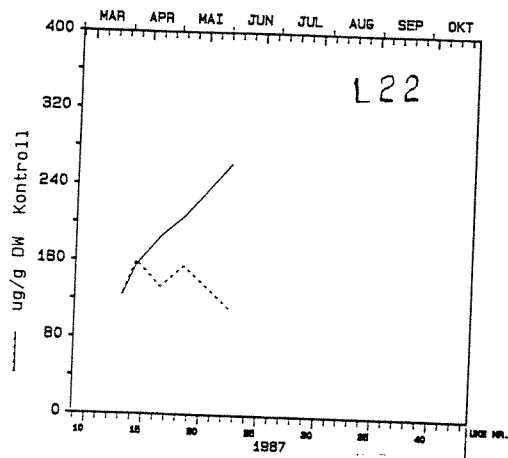
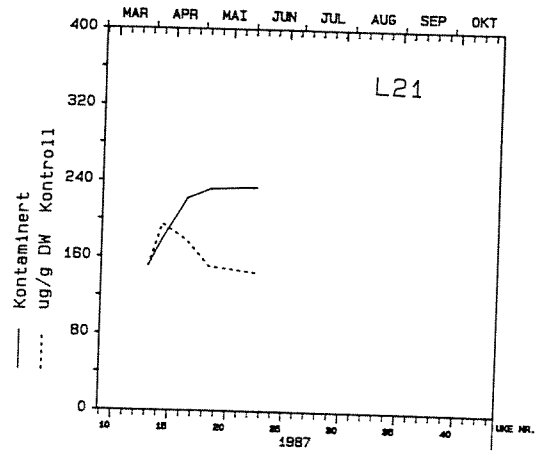
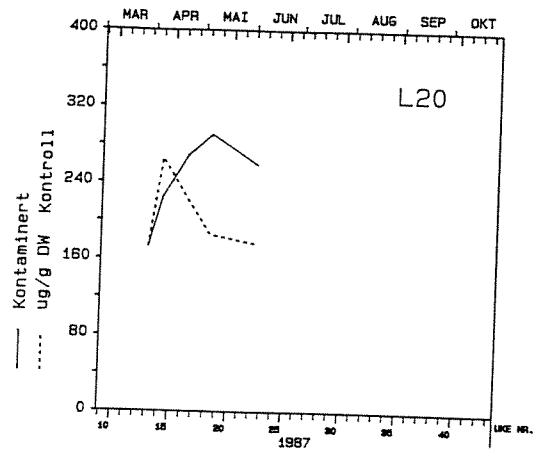
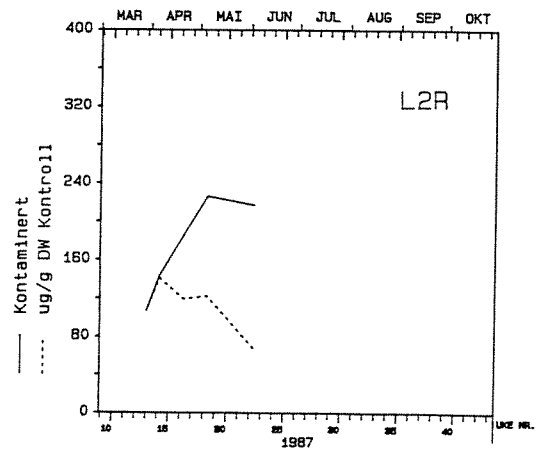


Fig. 17. Zn-innhold i forskjellige aldersklasser og vevstyper av grisetang. $\mu\text{g/g DW}$.



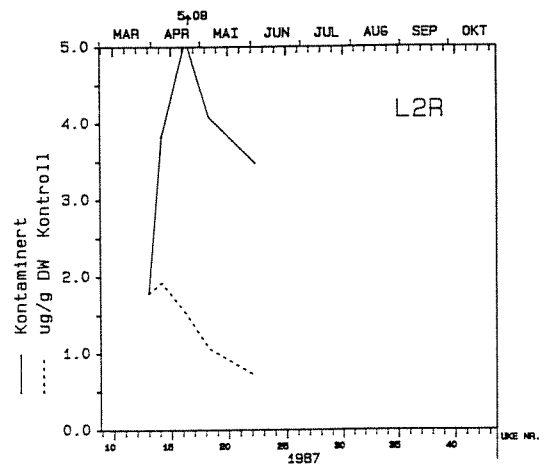
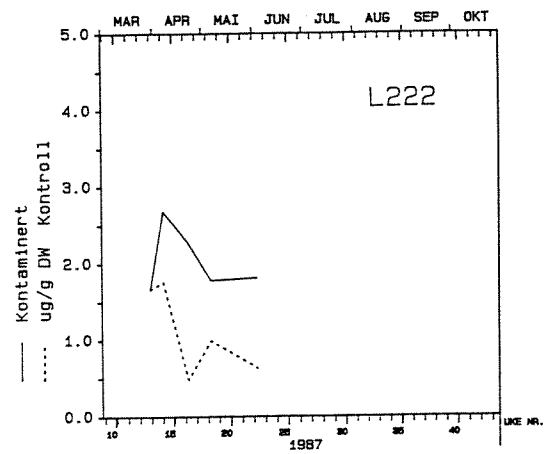
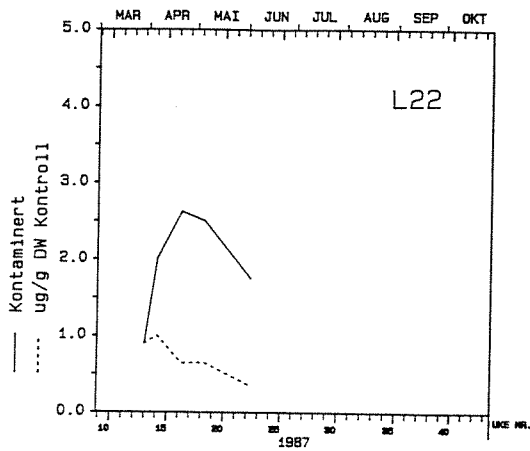
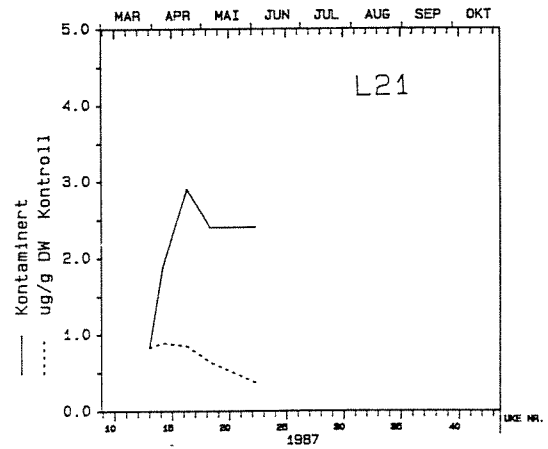
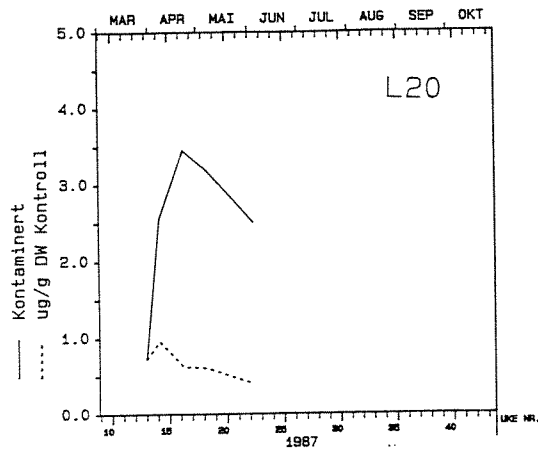


Fig. 18. Pb-innhold i forskjellige aldersklasser og vevstyper av grisetang. $\mu\text{g/g DW}$.

BLÅSKJELL

Blåskjell viste det tydeligste opptaket av metaller, spesielt av bly og sink. Etter at bioturbasjonen økte, ved stasjonene 1 og 2, økte også opptaket av alle metaller ved disse stasjonene. Opptak ved stasjon 3 økte mindre enn ved stasjon 1 og 2. Metallinnholdet av Pb og Cd i slutten av fase 2 lå over akseptabel grenseverdi for næringsmiddel. Metallinnholdet er ikke justert m.h.t. mengde tilsatt kontaminert fôr.

Kopper - Cu

Figur 19 viser opptak av Cu i blåskjell. I den første perioden over 2mnd (fase 1). uten ekstra tilsetning av bioturbatorer, var det ingen forskjell mellom Cu-innholdet i blåskjell fra kontrollen (K) og stasjon 1 (S1). Ved stasjon 2 (S2) og 3 (S3) var Cu-innholdet 50% høyere enn K og S1. Ved alle stasjonene skjedde en reduksjon av Cu-innholdet i blåskjell fra mars til juni. Etter tilsetning av bioturbatorer økte Cu-innholdet i blåskjell ved stasjon 2 til femdobbelte (fase 2) (juni til oktober), mens ved stasjon 1, 3 og K var Cu-innholdet i oktober tilsvarende det en fant i blåskjellene i juni. Dette innebærer at store mengder av biotilgjengelig kopper må ha blitt frigitt fra sedimentet ved stasjon 2 som følge av den økte bioturbasjonen. En slik økt utlekking av kopper som følge av økt bioturbasjon ved stasjon 1 kunne ikke spores. Ved stasjon 3 ble det ikke tilsatt bioturbatorer.

Et synopsis over de strengeste grenseverdier fra forskjellige land setter grensen for Cu i muslinger til 10 mg/kg friskvekt. Den forhøyede Cu-verdien på stasjon 2 er dermed i underkant av hva som ansees som akseptabel øvre nivå for konsum.

Kvikksølv - Hg

Kvikksølvinnholdet i blåskjell var konstant og lik nedre deteksjonsgrense for påvisningsmetoden benyttet. Opptak av kvikksølv synes å ha skjedd til en viss grad ved stasjon 3 under den første fasen uten tilsetning av bioturbatorer. Ved S1 og S2 var Hg-verdiene lave. Etter tilsetning av bioturbatorer (fase 2) skjedde en betydelig økning av Hg-innholdet i blåskjell fra stasjon 2. Ved stasjon 1 økte også kvikksølvinnholdet, mens ved stasjon 3 hvor det ikke var tilsatt bioturbatorer, fant det ikke sted noen økning i kvikksølv i fase 2.

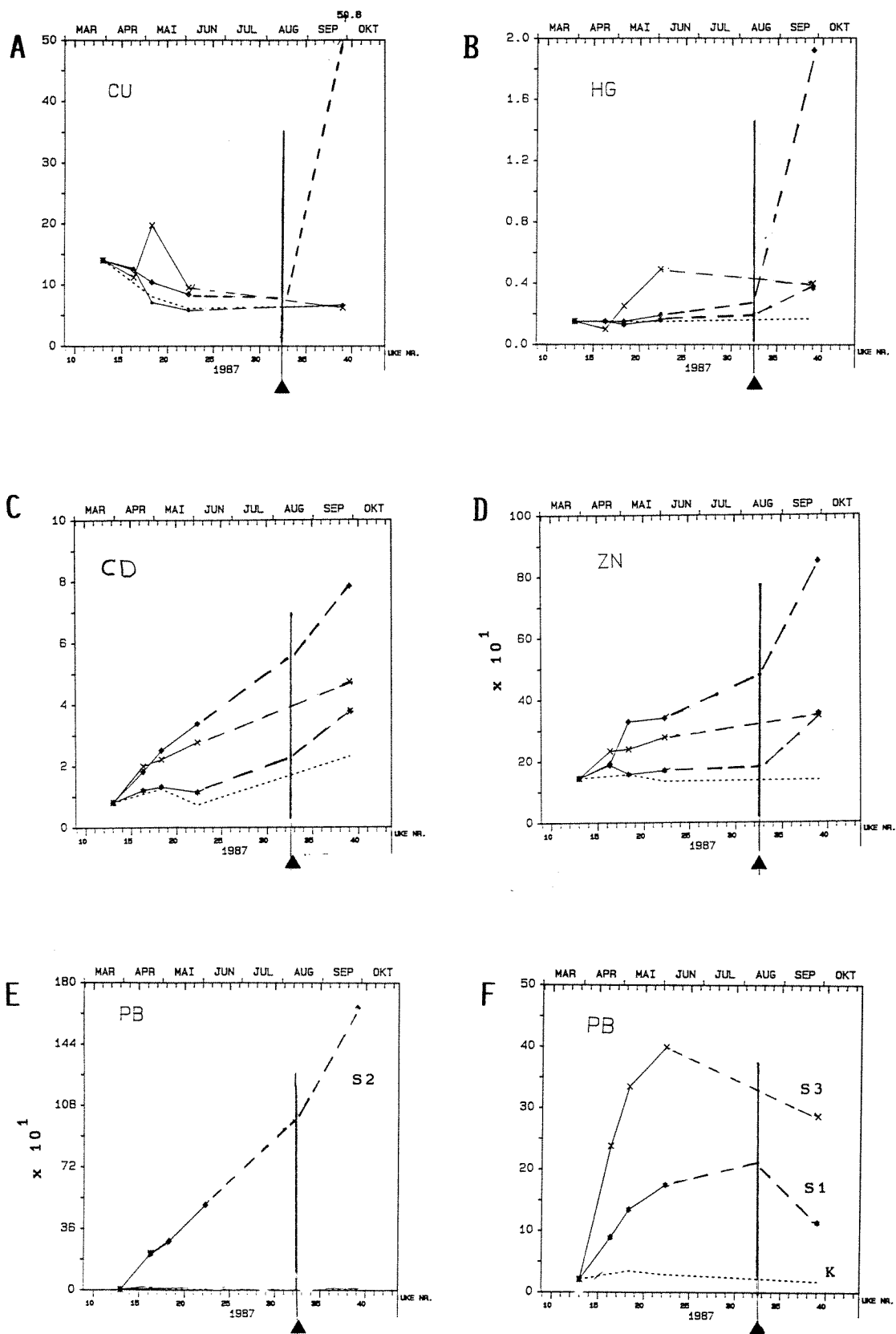


Fig. 19. Metallinnhold i blåskjell ved stasjon 1,2,3 og kontroll ($\mu\text{g/g}$ DW). A = Cu, B = Hg, C = Cd, D = Zn, E = Pb (S2), F = Pb (S1,S3,K).

↑ = Tilsetning av bioturbatorer

--- KONTROLL
 x — STASJON 3
 ◆ — STASJON 2
 * — STASJON 1

Ved stasjon 2 resulterte tilsetning av bioturbatorer i en 10-dobling av Hg-innholdet i blåskjell (figur 19). Ved stasjon 1 økte konsentrasjonen fra 0.15 µg/g DW til ca. 0.4 µg/g DW etter tilsetning av bioturbatorer. Den store forskjellen i økning skyldes at sedimentet ved stasjon 2 var mye mer Hg-forurensset enn ved stasjon 1. Dessuten ble det tilsatt bare 5 eremittkreps til stasjon 1 mot 10 ved stasjon 2. Ettersom eremittkreps danner revir, kan aktivitet ved denne stasjonen ha vært høyere enn ved stasjon 1.

Kadmium - Cd

I fase 1 (før tilsetning av bioturbatorer) lå Cd-innholdet i blåskjell ved K og S1 likt på ca. 1 µg/g DW, mens stasjon 2 og 3 lå i en gruppe noe høyere enn de andre (2-3X) med et jevnt økende opptak under fase 1 (figur 19). I fase 2 økte Cd-innholdet i blåskjell ved S1 og S2 mer enn ved S3 og K, noe som igjen korresponderer med tilsatt av bioturbatorer. Kadmiuminnholdet (3-8 mg/kg DW) i blåskjell ligger over akseptable verdier for konsum (~4 mg/kg DW) (Green, 1987).

Sink - Zn

Ved kontrollen forandret ikke sinkinnholdet seg over fase 1 og 2. I fase 1 var innholdet av Zn ved S1 omtrent som ved K. Blåskjell med vann fra stasjon 3 og 2 hadde et dobbelt så høyt Zn-innhold som S1. Under fase 2 økte Zn-innholdet ved stasjon 1 og 2 mye mer enn ved stasjon 3. Igjen er det bra samsvar med tilsatt av bioturbatorer (fig. 19).

Bly - Pb

Bly var det metallet som uten tvil ble tatt mest opp i blåskjell under forsøket og opptaket var adskillig mye større ved stasjon 2 enn noen av de andre stasjonene. I løpet av fase 1 og 2 hadde det skjedd en økning på 700x i forhold til utgangsinholdet (fig. 19). Blyinnholdet i blåskjell fra kontrollen viste ingen forandring over tid. I fase 1 var opptaket betydelig, høyest ved S2 og betydelig mindre ved S3. Ved S1 var opptaket av Pb i blåskjell ca 50% av opptaket ved S3. Etter fase 2 hadde blyinnholdet i blåskjell fra både S3 og S1 avtatt. Årsaken til denne reduksjonen som var høyest ved stasjon 3 er ikke kjent. Antagonistiske effekter ved så store opptaksrater det her er snakk om, kan være en mulig årsak til reduksjon i Pb-innholdet ved S1

og S3.

Opptak av bly ved stasjon 2 og 3 var i løpet av 14 dagers eksponering økt fra ca. 2 ppm (DW) til over 25 ppm (DW) som er likt det høyeste akseptable nivå for konsum. Etter 6 mnd eksponering var Pb-verdiene kommet opp i ~170 ppm som er 7 ggr høyere enn akseptabelt nivå.

Sammendrag

Kontrollen viste ikke opptak av noe metall unntatt for Cd i oktober. Cu-innholdet i kontrollen avtok i løpet av hele eksperimentet.

For de blåskjell som fikk tilført vann fra de kontaminerte sedimentene under fase 1, var opptaket av metaller størst ved stasjon 2. Deretter fulgte stasjon 3, mens blåskjell som fikk vann fra stasjon 1 ikke viste noe opptak i forhold til kontrollen unntatt for bly. Opptaket av bly var betydelig større enn for de andre metallene. Deretter fulgte Zn, Cd og Hg. Cu viste ikke noe opptak unntatt ved en innsamling ved stasjon 3 i mai. Cu innholdet var det eneste som avtok ved alle stasjoner under fase 1.

Etter fase 2 ved tilsetning av bioturbatorer til stasjon 1 og 2, skjedde drastiske ting. Opptak av bly fortsatte å øke ved stasjon 2, mens det av en uforklarlig grunn avtok ved stasjon 1 og 3. Opptak av Cu, Zn, Cd og Hg økte betraktelig ved S2. Økning i Zn, Hg og Cd var større i S1 enn ved S3 under fase 2 noe som kan tilskrives økt bioturbasjon i S1 i forhold til S3.

5. SEDIMENTENES ROLLE SOM FORURENSER

Lekkasjen av bly og kadmium fra sedimentene er større enn dagens utslipp av disse metallene fra bedriftene i Odda. Sink-lekkasjen tilsvarer dagens utslipp fra Norzink. Oppvirvling av sedimentene representerer et kjempeproblem med 40 og 250 ganger økning i lekkasjen av bly og kvikksølv.

Målsettingen med Solbergstrand-prosjektet var å kvantifisere bidraget av tungmetaller fra sedimenter i indre Sørfjord og på den måten skalere problemet med forurensede Sørfjord-sedimenter. I tillegg var

det viktig å slå fast om de metallene som avgis kan tas opp i biologisk materiale (tang, blåskjell og fisk) og hvilke tiltak som kan iverksettes for å stoppe utlekkingen av metaller.

Målingene på Solbergstrand har i stor grad gitt svar på disse problemstillingene. Følgende begrensninger og reservasjoner er knyttet til resultatene:

- (i) Forsøkene er gjort over en periode på vel 6 måneder. Eventuelle langtidsendringer utover dette tidsrommet kan ikke forutsies, spesielt når det gjelder effekten av overdekningen. Det er imidlertid ingen ting i data som tyder på at en endring var i ferd med å skje etter 6 måneder og som vil innvirke på konklusjonene.
- (ii) Målinger av metall-lekkasjen er begrenset til fem metaller. Det er kjent at Sørfjord-sedimentene er forurenset med en rekke andre metaller (F.eks. arsen, indium, sølv, tinn). Det er ikke kjent hvordan disse metallene oppfører seg i sedimentene. Sedimentene er også forurenset av tjærestoffer (PAH) uten at betydningen av dette i utlekkingsammenheng er testet.

Sedimentenes rolle som forurensere i indre Sørfjord kan oppsummeres på følgende måte:

Utlekking

Det er målt utlekkingsrater av kadmium, kopper, bly, sink og kvikksølv (med utlekking menes frigjøring av løste metallforbindelser). Målingene viser at sedimentene i området Lindeneset - Odda (2.6 km²) representerer et utslipp av løste metaller som er anslått til:

sink:	~ 21000 kg pr. år
bly:	~ 1800 "-"
kopper:	~ 270 "-"
kadmium:	~ 140 "-"
kvikksølv:	~ 0.5 "-"

For å vurdere disse tallene kan vi sammenligne med dagens utslipp av de samme metallene fra Norzink:

sink:	~ 22000 kg pr. år
bly:	~ 110 "-"
kopper:	~ 40 "- (etter 1.4.87)

kadmium: ~ 25 kg pr. år
kvikksølv: ~ 13 -"- (eksklusivt kvikksølv
bundet til gips)

Av dette fremgår at lekkasjen fra sedimentene av sink tilsvarer dagens sink-utslipp fra Norzink. Videre at kadmium-lekkasjen er 5-6 ganger større enn direkte utslipp fra Norzink. Tar vi imidlertid med utslippene av kadmium fra Odda Smelteverk (~50 kg pr. år) er lekkasjen fra sedimentene ca. dobbelt så stor som utslippene fra de to bedriftene. For bly vedkommende er utslippet fra Odda Smelteverk i dag ca. 10 ganger større enn utslippet fra Norzink (totalt ca. 1.1 tonn). Sedimentene bidrar derfor med bortimot dobbelt så mye som de to bedriftene. Når det gjelder kvikksølv er direkte bidrag fra industriutslipp dominerende i forhold til sedimentene.

Hvis vi betrakter den prosentvise fordelingen i bidraget av metaller fra sedimentene (Havnebassenget, Eitrheimsneset og Eitrheimsvågen) får vi følgende bilde:

	Cu	Pb	Zn	Cd	Hg
Havnebassenget	12	5	3	11	34
Eitrheimsneset	27	8	14	31	32
Eitrheimsvågen	61	87	83	58	33

Av dette ser vi at det prosentvise bidraget fra sedimentene i Eitrheimsvågen dominerer, med unntak av kvikksølv som viser lik fordeling.

De vurderingene som er gjort ovenfor viser transporten av løste metaller fra sedimentene til det overliggende vann ved meget små vannbevegelser over sedimentet. Verdiene er derfor antatt å være representative for perioder med liten utskiftning i bunnvannet i Sørfjorden. Vi må anta at utlekkingen endrer seg lite om vannbevegelsene (utskiftningen) i bunnvannet øker noe. Dette vil føre til økt flow (vanntransport) og reduserte metallkonsentrasjoner som følge av fortynning. Metall-lekkasjen (produktet av flow og konsentrasjon) blir imidlertid den samme. Hvis derimot vannbevegelsene blir så kraftige at sedimentene blir virvlet opp blir metall-transporten (både løst og partikulært) fra sedimentene noe helt annet.

Ved forsøkene på Solbergstrand ble eremittkreps satt til på overflaten av sedimenter fra henholdsvis havnebassenget og Eitrheimsvågen. Disse dyrene forårsaket en oppvirvling av sedimentene og simulerer derfor en

situasjon med kraftige vannbevegelser (strøm, bølger). Ved en slik oppvirvling vil små partikler med høyt metallinnhold kunne transporteres langt i vannmassene og dermed påvirke andre deler av økosystemet enn bunnfaunaen (f.eks. blåskjell). I tillegg ser det ut til at selve oppvirvlingen fører til en kraftig utlekking av metaller fra det partikulære materiale, trolig i form av desorpsjon. Til eksempel økte lekkasjen av bly og kvikksølv fra sedimenter i Eitrheimsvågen med henholdsvis 40 og 250 ganger ved oppvirvling av sedimentet. I tillegg kommer transporten av metaller i det partikulære materiale. Det er således helt klart at oppvirvling av de sterkt metallholdige sedimentene representerer et kjempeproblem.

Muligheten for betydelig oppvirvling av sedimenter er relativt liten under 20 m dyp, hvis vi ser bort fra tilfeldige ras eller kraftige bunnstrømmer under episodiske utskiftninger. Det bunnarealet som er utsatt for oppvirvling er derfor hele Eitrheimsvågen og kaiområdet på Eitrheimsneset. På østsiden av Eitrheimsneset og ellers i det indre fjordområdet er det relativt bratt og lite sedimenter avsettes i grunnområdet. I Eitrheimsvågen derimot er vanddypet mindre enn 10m og det er en betydelig strandflate hvor bølger og tidevann forårsaker oppvirvling. Ved Norzinks kaier er det også relativt grunt og det kan ikke ses bort fra at båter og turbulens fra propeller kan lokalt føre til oppvirvling av bunnsedimenter.

Opptak av metaller i biologisk materiale

Det ble registrert betydelig oppkonsentrering av metaller i tang og blåskjell ved eksperimentene på Solbergstrand. Fisk derimot akkumulerte ikke metaller utover det normale i den perioden forsøkene varte (2 måneder). Opptaket i tang og blåskjell var tydeligst for bly og sink. Det er også disse metallene som viser den største frigivelsen fra sedimentene. I blåskjell skjedde det også en kraftig akkumulering (10-dobling) av kvikksølv når eremittkreps ble tilsatt en av parallelene på stasjon 2. Generelt fulgte opptakene av metaller i biologisk materiale graden av utlekking fra testsedimentene (høyest fra stasjon 2 og lavest fra stasjon 1). Det innebærer at de metallene som lekker ut er biotilgjengelig. Videre at en oppvirvling av sedimentene vil føre til økt biologisk opptak.

Tildekking av sedimentene

Forsøk med å dekke til sedimentene fra Eitrheimsneset med sand, kalk fra Odda Smelteverk og askeavfall fra Ilmenittverket i Tyssedal gav

nokså entydige resultater. Samtlige substrater (tykkelse 30 cm) stoppet metall-lekkasjen fra det underliggende, forurensede sedimentet effektivt. Målinger av redoksforhold i de øvre 5 cm av dekkmaterialene ca. 4 måneder etter at tildekkingen fant sted, viste oksygenerte forhold både i sand og kalk, men sterkt reduserende forhold i ilmenittasken ($E_h = -270$ mV) og kraftig gassutvikling. Asken var reduserende ca. 5 mm nede i askelaget til tross for at materialet var grovkornet og porøst. Årsaken til dette er tilstedeværelse av sterkt reduserende materiale (det bør påpekes at det askeavfallet som ble testet neppe er representativt for det avfallet som fås ved normale driftsforhold ved Ilmenittverket). Evnen til å holde tilbake tungmetall-lekkasjen var imidlertid best for askeavfall, trolig som et resultat av metallsulfiddannelse og kulletts evne til å binde tungmetaller.

6. FORSLAG TIL VIDEREFØRING OG TILTAK

Noe må gjøres med Eitrheimsvågen for å hindre at oppvirvling av sterkt metallholdig bunnmateriale forurenses Sørkjordens (og Hardangerfjordens) overflatevann for ettertiden. Alternative tiltak bør utredes for å finne en teknisk løsning som gir en effektiv bekjempelse av det største forurensningsproblemet i Sørkjorden.

Forsøkene på Solbergstrand har gitt såpass utsagnskraftige resultater at beslutningsgrunnlaget for videreføring og tiltak skulle være godt. Det er meget viktig at eventuelle tiltak tas på et solid grunnlag ettersom kostnadene ved slike tiltak vil være store. Imidlertid bør det ikke underslås at alt eksperimentelt arbeid er forbundet med en viss usikkerhet, ettersom man forsøker å simulere prosesser som skjer i naturen i mindre skala. Metoden som er valgt er derimot sannsynligvis vår beste tilnærming til problemet. Det bør også påpekes at disse forsøkene har betydning langt utover problemstillingene i Sørkjorden.

Vårt forslag til videreføring av prosjekt Indre Sørkjord er gjengitt nedenfor, med begrunnelse:

- I. Innsatsen for å begrense den fremtidige forurensningen fra sedimentene i indre Sørkjord bør i første omgang begrense seg til Eitrheimsvågen.**

Begrunnelse:

- (i) Det prosentvise bidraget av metaller fra sedimentene er størst i Eitrheimsvågen.
- (ii) Metallinnholdet i sedimentene er ekstremt høyt i Eitrheimsvågen.
- (iii) Sjansen for oppvirvling av sterkt metallforurensede sedimenter er størst i Eitrheimsvågen pga. liten vanddybde.
- (iv) Ved tiltak i vågen som isolerer sedimentene vil man stoppe både lekkasje og erosjon i strandsonen som fører til transport av metallholdige partikler ut i fjordsystemet.
- (v) Store deler av bunnarealet i Eitrheimsvågen ligger over sprangsjiktet i fjorden og vil uten tiltak forurense overflatevannet og dermed store deler av fjordsystemet.
- (vi) Teknisk sett ville det være gjennomførlig å utføre tiltak i vågen med nokså sikkert resultat.

Det er tidligere påpekt at Norzinks kaiområde kan være et potensielt problem fordi det her er grunt og at skipstrafikken kan forårsake fysiske forstyrrelser av sedimentene. Når vi ikke foreslår tiltak her har det følgende grunner:

- (i) Det antas at bunnarealet som blir berørt er svært lite og at den ekstraordinære frigivelsen av metaller som vil skje er liten i det totale bildet.
- (ii) Eventuelle tiltak her ville være teknisk meget vanskelig under forutsetning av at kaiene er nødvendige for Norzinks eksistens og at skipstrafikken opprettholdes.

Når vi mener at tiltak ikke er nødvendig i det øvrige området av indre Sørfjord er årsaken følgende:

- (i) Sedimentene ligger på forholdsvis dypt vann, metalllekkasjen er forholdsvis liten og vil neppe påvirke overflatevannet.
- (ii) Tekniske tiltak i et såvidt stort område vil praktisk være

komplisert og det er mere usikkert om forbedringen i forurensningssituasjonen vil bli merkbar i fjorden forøvrig.

I forbindelse med fase I i prosjekt Indre Sørfjord ble to alternative tiltak vurdert (Næs og Skei, 1986). Det første alternativet (tildekking av hele området innenfor Lindeneset) bortfaller etter det som er sagt ovenfor. Det andre alternativet er tiltak i Eitrheimsvågen. Dette kan gjøres på forskjellige ambisjonsnivå:

- (i) Tildekking med sand (og kalk) i 30-50 cm tykkelse ned til ca. 20 m dyp.
- (ii) Isolere hele Eitrheimsvågen ved spunting tvers over vågen og fullstendig oppfylling bak. Det innvunne areal brukes til byggeformål.

De tekniske løsningene bør nøye utredes og det foreslås at 1988 brukes til planlegging og utredning for å komme fram til en løsning som gir størst mulig sikker effekt pr. krone investert.

7. LITTERATUR

- Aller, R.C., 1982. The effects of macrobenthos on chemical properties of marine sediment and overlying water. In: Animal-sediment relations, P.L.McCall and M. J. S. Tavesz (eds), pp 53-102, Plenum Publishing Corporation.
- Aller, R.C., 1983. The importance of the diffusive permeability of animal burrow linings in determining marine sediment chemistry. J. Mar. Res., 41, 299-322.
- Aller, R. og J.Y. Yingst, 1985. Effects of the marine deposit-feeder Heteromastus filiformis (Polycheta), Macoma balthica (Bivalvia), and Tellina texana (Bivalvia) on averaged sedimentary solute transport, reaction rates, and microbial distributions. J. Mar. Res., 43, 615-645.
- Bakke, T., Green, N.W., Næs, K. og A. Pedersen, 1986b. Drill cuttings on the sea bed. Phase 3. Field experiment on benthic community response and chemical changes to thin (0.5 mm) layers of cuttings. In: Oil based drilling fluids. Cleaning and environmental effects of oil contaminated drill cuttings. Proceedings Norsk Petroleumsforbund. Trondheim, pp. 33-41.
- Bloom, N.S. og E.A. Crecelius, 1983. Determination of mercury in seawater at sub-nanogram per liter levels. Mar. Chem., 14, 49-59.
- Cadee, G.C., 1979. Sediment reworking by the polychaete Heteromastus filiformis on a tidal flat in the Dutch Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 13, 441-456.
- Danielsson, L.-G., Magnusson, B. og S. Westerlund, 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, 47-59.
- Doff, D.H., 1970. The geochemistry of Recent oxic and anoxic sediments of Oslofjord, Norway. Unpubl. Ph. D. Thesis, Univ. of Edinburgh, 212 s.
- Elmgren, R., 1973. Methods of sampling sublittoral soft bottom meiofauna. Oikos, 15, 112-120.
- Fauchald, K. og P. A. Jumars, 1979. The diet of worms: A study of

- polychaete feeding guilds. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev., 17, 193-284.
- Fujiki, M., 1973. The transitional condition of Minamata Bay and the neighbouring sea polluted by factory waste water containing mercury. Adv. in Water Pollut. Res., J. H. Jenkins (ed.). Pergamon, s. 905-920.
- Grassle, J.F og J. Grassle, 1976. Sibling species in the Marine Pollution Indicator Capitella (Polychaeta). Science, 192, 567-568.
- Green, N.W., 1987. Joint Monitoring Programme (JMP). National comments to the Norwegian data for 1986. NIVA-notat 30.8.87, 40 s.
- Haaland, B., 1981. Hesioniders biologi i Oslofjorden med hovedvekt på reproduksjon og larveutvikling hos Ophiodromus flexuosus (Delle Chiaje), Gyptis rosea (Malm) og Nereimyra punctata (O.F. Müller) (Polychaeta). Hovedfagsoppgave ved Universitetet i Oslo, 1981.
- Knutzen, J., 1979. Supplerende basisundersøkelser i Sørfjorden (Hardanger) 1981-1982. Metaller, PAH og fluor i organismer (med tillegg av eldre data om PAH i sedimenter). Rapport 113/83 innen Statlig program for forurensningsovervåking. 43 s.
- Knutzen, J., 1987. Bakgrunnsnivåer av metaller i saltvannsfisk (background levels of metals in marine fish). NIVA-rapport L-2051. 085167/Q-388. 66 s.
- Lingsten, L., 1984. Moser som metallindikatorer i noen norske vannforekomster. NIVA-rapport L-1683. 0-800076-02. 37 s.
- Molvær, J., Rygg, B. og J. Skei, 1979. Vannforurensning ved produksjon av aluminiumoksyd fra anorthositt. Rapport 3. Befaring av området rundt Lutelandet og Sognefjorden i april 1978. Resipientvurderinger. NIVA-rapport 0-77054, 63 s.
- NIVA, 1977. Resipientundersøkelse i Ranafjorden. Rapport nr. 2. Innledende hydrografiske, geokjemiske og biologiske undersøkelser. NIVA-rapport 0-31175, 141 s.
- NIVA, 1978. Kjemisk/biologiske undersøkelser i fjordene omkring Stavanger-halvøya september 1976. NIVA-rapport 0-82176, 66 s.
- Næs, K. og B. Rygg, 1982. Supplerende basisundersøkelse i Sørfjorden.

NIVA-rapport 0-8000309, 39 s.

- Næs, K. og J. Skei, 1986. Indre Sørfjord. Sedimentenes betydning og metallforurensning i miljøet. Muligheter og behov for tiltak. Fase 1. Teoretisk utredning om rehabilitering. NIVA-rapport. 0-86019. 52 s.
- Oug, E., 1980. On feeding and behaviour of Ophiodromus flexuosus (Delle Chiaje) and Nereimyra punctata (O.F. Müller) (Polychaeta, Hesioniidae). Ophelia, 19, 175-191.
- Ragan, A.M., Smidsrød, O. og B. Larsen, 1979. Chelation of divalent metal ions by brown algal polyphenols. Mar. Chem., 7, 265-271.
- Seki, S., unpubl. Bottom sediments control in Japan. Japan Society of Water Pollution Research, 19 s.
- Skei, J., Price, N.B., Calvert, S.E. og H. Høltedahl, 1972. The distribution of heavy metals in sediments of Sørfjord, West Norway. Water, Air and Soil Pollut., 1, 452-461.
- Skei, J., 1975. The Marine Chemistry of Sørfjorden, West Norway. Ph.D. thesis, University of Edinburgh, 207 s.
- Skei, J., 1976. Resipientundersøkelse av nedre Skienselva, Frierfjorden og tiliggende fjordområder. Rapport nr. 3. Fremdriftsrapport fra de sedimentgeokjemiske undersøkelsene i juli 1975. NIVA-rapport, 0-111/70, 60 s.
- Skei, J., 1978. Serious mercury contamination of sediments in a Norwegian semi-enclosed bay. Mar. Pollut. Bull., 9, 191-193.
- Skei, J., 1979. Nasjonalt program for overvåkning av vannressurser. Pilotprosjekt Sørfjorden (Hardanger) 1978. NIVA-rapport 0-75038, 32 s.
- Skei, J., Rygg, B. og K. Næs, 1986. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1984-85. Delrapport 1: Sedimentfeller, bunnsedimenter og bløtbunnfauna. NIVA-rapport 0-8000309, 62 s.
- Tsutsumi, H., 1987. Population dynamics of Capitella capitata (Polychaeta; Capitellidae) in an organically polluted cove. Mar. Ecol. Prog. Ser., 36, 139-149.

8. DATAVEDLEGG

Datavedlegget inneholder tabeller over metaller i sedimenter (A), porevannskjemi (B), hydrografi (C), metaller i vannmassene i Sørfjorden (D) og redoksmålinger i sedimentene på Solbergstrand (E). Deretter følger datautskrifter for alle målinger som er gjort på vann på Solbergstrand.

Tabell A. Metaller og organisk materiale i sedimentene i indre Sørfjord og Bjørnehodebukta. (< 63 µm-fraksjonen).

Stasjon	Sed.dyp (cm)	mg/kg					%	
		Cu	Pb	Zn	Cd	Hg	Fe	O.M.
1	0- 2	144	1380	2080	28.0	3.57	1.96	9.75
	2- 4	60	479	690	12.6	1.53	0.79	9.03
	4- 6	89	832	1450	15.0	2.48	1.58	11.50
	6- 8	390	4786	4590	42.1	7.73	5.52	10.03
	8-10	161	1417	2110	16.8	3.67	1.92	9.24
	10-12	339	3290	3560	27.8	9.44	3.29	11.32
2	0- 2	2791	9373	101900	395	343	9.43	8.17
	2- 4	3341	11230	94300	403	305	9.07	6.91
	4- 6	4343	15270	61800	349	281	10.29	6.89
	6- 8	4422	15720	53100	306	238	10.95	5.52
	8-10	2668	8991	34500	169	156	7.99	4.55
3	0- 2	1714	19100	25000	194	21.1	26.94	12.97
	2- 4	1375	16950	19600	144	16.9	24.49	15.36
	4- 6	1752	17200	22600	166	25.4	25.74	15.54
	6- 8	1527	11800	19600	161	21.8	20.27	11.13
	8-10	1261	9780	13900	125	16.9	17.12	9.29
	10-12	119	760	1140	8.48	1.38	4.99	-
Bjørnehode- bukta	0- 2	39	86	153	0.18	0.40	2.50	-
	2- 4	38	81	184	0.19	0.46	2.35	-
	4- 6	33	70	145	0.14	0.34	2.81	-
	6- 8	27	50	121	0.11	0.22	3.02	-
	8-10	22	40	99	0.07	0.12	2.72	-
	10-12	21	33	89	0.06	0.08	2.78	-

Tabell B. Metaller i porevann i sedimenter fra indre Sørfjord og Bjørnehodebukta.

Stasjon	Sed.dyp (cm)	Cu	Pb	Zn	Cd
1	0- 2	2.25	2.00	33.0	0.09
	2- 4	2.50	9.75	33.0	0.11
	4- 6	2.75	2.75	41.0	0.04
	6- 8	3.25	5.75	94.0	0.08
	8-10	3.50	1.50	47.0	0.05
	10-12	2.25	1.50	41.0	0.03
2	0- 2	5.50	3.00	154	0.06
	2- 4	26.00	186	132	0.43
	4- 6	5.00	5.50	46.0	0.08
	6- 8	5.50	6.50	58.0	0.03
	8-10	23.00	116	106	0.32
3	0- 2	19.00	6.25	500	14.0
	2- 4	7.50	14.50	740	17.5
	4- 6	5.0	6.25	875	16.8
	6- 8	4.5	3.25	775	10.8
	8-10	5.0	2.75	475	4.15
	10-12	5.0	1.50	123	1.10
Bjørnehode- bukta	0- 2	1.6	2.30	6.30	0.16
	2- 4	1.1	2.60	5.45	0.07
	4- 6	0.95	1.58	31.0	0.27
	6- 8	0.90	1.35	7.9	0.07
	8-10	2.60	1.50	7.9	0.06
	10-12	3.20	1.55	10.5	0.08

Tabell C. Salt og temperatur målt på stasjon 1 - mars 1987.

Dyp (m)	S o/oo	T °C
0	23.5	1.1
2	27.3	3.8
4	30.1	5.0
5	30.6	5.2
6	31.0	5.4
7	31.6	5.5
8	31.7	5.8
10	32.25	6.6
12	32.85	7.4
14	33.63	8.0
16	33.90	7.8
18	33.95	7.8
20	34.12	7.8
25	34.58	7.4
30	34.68	7.4
35	34.76	7.4
40	34.83	7.3
45	34.89	7.3

Tabell D. Metaller i vannmassen i Sørfjorden på stasjonene hvor sedimentprøvene ble tatt - mars 1987. ($\mu\text{g/l}$, Hg: ng/l). Ufiltrerte prøver.

Stasjon	Vanndyp (m)	Cu	Pb	Zn	Cd	Hg
1	0	1.80	3.55	665	6.00	12.5
	10	1.25	2.65	210	0.90	20.0
	20	1.43	4.25	200	1.10	13.0
	30	1.43	3.70	145	1.05	9.5
	45	1.35	6.00	125	0.95	11.0
	bunn*	1.73	13.00	102	1.47	-
2	0	3.00	9.25	1850	11.30	80.0
	5	12.30	12.80	2000	21.00	147.0
	10	2.43	5.65	305	1.43	67.0
	bunn	1.53	10.20	258	1.57	-
3	0	1.53	1.90	795	1.98	7.5
	10	1.40	2.08	215	1.05	12.5
	30	1.00	1.73	280	1.00	7.0
	40	1.65	1.75	115	0.85	6.0
	50	1.08	3.43	90	0.70	7.5
	bunn	1.57	3.23	91	1.32	-

* bunn = tatt noen cm over sedimentflaten.

Tabell E. Målinger av redokspotensial i sedimentboksene på Solbergstrand, 10.11.87.

Stasjon Sed. dyp(cm)	Kontroll			St. 1 Havnebasseng			St. 2 Eitrheimsvågen			St. 3 Eitrheimsneset			St. 3-4 Askeavfall			St. 3-3 Sand			St. 3-2 Kalk		
	\bar{x}	st.av.	n	\bar{x}	st.av.	n	\bar{x}	st.av.	n	\bar{x}	st.av.	n	\bar{x}	st.av.	n	\bar{x}	st.av.	n	\bar{x}	st.av.	n
	Vann over sediment	470			470			470			470			470			470			470	
0-1	482	21	6	288	149	5	339	75	4	469	2	2	-127	211	2	476	-	1	474	-	1
1-2	405	84	6	94	48	5	163	82	4	446	6	2	-274	-	1	486	-	1	579	-	1
2-3	323	126	6	109	126	5	74	36	3	424	23	2	-272	-	1	489	-	1	578	-	1
3-4	285	133	6	89	72	5	39	29	3	400	24	2				489	-	1	539	-	1
4-5	266	128	6	51	59	5	25	20	3	379	23	2				488	-	1	295	-	1
5-6	269	124	6	33	54	5	17	16	3	360	25	2				488	-	1	250	-	1

Følgende stasjonskoder er brukt i datautskriftene:

St. 1	= St.1	Headertank = 4
St. 1-1/1-2 ¹	= St. 1A	Kontroll = K
St. 1-3 ²	= St. 1B	
St. 2	= St. 2	
St. 2-1/2-2	= St. 2A	
St. 2-3	= St. 2B	
St. 3	= St. 3	
St. 3-1	= St. 3A	
St. 3-2	= St. 3B	
St. 3-3	= St. 3C	
St. 3-4	= St. 3D	

¹ 1-1/1-2 betyr gjennomsnittet for parallell 1 og 2 på stasjon 1.

² 1-3 betyr parallell 3 på stasjon 1 etc.

STASJON : H
DYP : 0.0

DATO	CU myg/l	PB myg/l	ZN myg/l	CD myg/l	HG ng/l
870318	0.210	0.080	0.630	0.002	
870321	0.250	0.200	0.850	0.020	<2.500
870323	0.190	0.250	1.100	0.019	<2.500
870402	0.390	0.050	2.050	0.020	
870406	0.300	0.060	1.380	0.020	2.500
870429	0.360	0.085	1.570	0.025	<2.500
870525	0.340	0.088	2.100	0.026	95.000
870611	0.540	0.130	2.380	0.029	<2.500
870806	0.380			0.032	<2.500
870909	0.470	0.320	2.650	0.031	2.500
MIN.	: 0.190	0.050	0.630	0.002	2.500
MIDDEL	: 0.34300	.14031	.63440	.02241	4.0625
MAX.	: 0.540	0.320	2.650	0.032	95.000
ST.AVIK	: 0.11080	.09490	.70320	.00873	2.7037
R.ST.%	: 32.3	67.6	43.0	38.6	232.6
ANTALL	: 10	9	9	10	8

STASJON : K
DYP : 0.0

DATO	CU myg/l	PB myg/l	ZN myg/l	CD myg/l	HG ng/l	CU-FLUX mg/m2/d	PB-FLUX mg/m2/d	ZN-FLUX mg/m2/d	CD-FLUX mg/m2/d	HG-FLUX mg/m2/d	FLOW ml/min
870402	0.580	0.550	2.710	0.030		0.168	0.1590	0.785	0.0087		
870406	0.590	0.460	3.080	0.030	4.500	0.139	0.1080	0.726	0.0071	1.063	123.0
870409	0.460		3.200	0.030	<2.500	0.122		0.848	0.0079	0.662	138.0
870415	0.380	0.380	2.680	0.046	10.000	0.091	0.0910	0.643	0.0110	2.400	125.0
870421	0.390	0.200	1.980	0.025	3.500	0.100	0.0510	0.509	0.0064	0.900	134.0
870429	0.390	0.100	1.690	0.027	2.500	0.109	0.0280	0.474	0.0076	0.701	146.0
870505	0.430	0.095	2.000	0.028	2.500	0.114	0.0250	0.530	0.0074	0.662	138.0
870514	0.340	0.090	4.050	0.029	14.500	0.093	0.0250	1.104	0.0079	3.953	142.0
870525	0.590	0.100	3.300	0.031	96.000	0.143	0.0240	0.798	0.0225	23.224	126.0
870603	0.700	0.135	3.450	0.029	13.000	0.177	0.0340	0.874	0.0073	3.295	132.0
870611	0.460	0.200	2.880	0.026	<2.500	0.251	0.1090	1.576	0.0142	1.368	285.0
870624	0.500	0.110	2.850	0.030	<2.500	0.272	0.0600	1.549	0.0163	1.359	283.0
870724	0.410	0.038	1.800	0.028	16.500	0.196	0.0140	0.861	0.0134	7.888	249.0
870806	0.420	0.055	1.730	0.033	<2.500	0.208	0.0270	0.857	0.0163	1.238	258.0
870824											
870922	0.780	0.430	5.100	0.032	<2.500	0.187	0.1030	1.224	0.0077		125.0
MIN.	: 0.340	0.038	1.690	0.025	2.500	0.091	0.0140	0.474	0.0064	0.662	123.0
MIDDEL	: 0.49470	.21022	.83330	.03031	2.5357	0.1580	0.06129	0.8905	0.01078	3.7472	170.33
MAX.	: 0.780	0.550	5.100	0.046	96.000	0.272	0.1590	1.576	0.0225	23.224	285.0
ST.AVIK	: 0.12740	.17020	.94370	.00482	4.5635	0.0568	0.04474	0.3403	0.00473	6.1903	62.50
R.ST.%	: 25.8	81.0	33.3	16.0	195.9	36.0	73.0	38.2	43.9	165.2	36.7
ANTALL	: 15	14	15	15	14	15	14	15	15	13	15

STASJON : 1
DYP : 0.0

DATE	CU myg/l	PB myg/l	ZN myg/l	CD myg/l	HG ng/l	CU-FLUX mg/m2/d	PB-FLUX mg/m2/d	ZN-FLUX mg/m2/d	CD-FLUX mg/m2/d	HG-FLUX mg/m2/d	FLOW ml/min
870318	0.530	4.180	6.930	0.190		0.192	1.5100	2.510	0.0700		189.0
870321	0.320	2.480	7.950	0.370	5.500	0.119	0.9240	2.960	0.1380	2.049	194.0
870323	0.280	1.580	9.480	0.430	<2.500	0.104	0.5890	3.530	0.1600	<0.931	194.0
870326	0.300	1.430	10.800	0.460	2.500	0.086	0.4100	3.100	0.1320	0.720	150.0
870330	0.330	0.500	3.200	0.100	<2.500	0.127	0.1920	1.230	0.0380	<0.960	200.0
870402	0.350	0.390	2.330	0.040		0.101	0.1130	0.680	0.0116		151.0
870406	0.460	0.780	8.580	0.260	3.500	0.183	0.3100	5.780	0.1030	1.398	208.0
870409	0.280	0.160	3.630	0.078	<2.500	0.116	0.0660	1.500	0.0320	1.032	215.0
870415	0.270	0.200	2.580	0.058	10.500	0.100	0.0740	0.956	0.0215	3.891	193.0
870421	0.290	0.510	2.400	0.058	4.000	0.120	0.2110	1.106	0.0239	1.651	215.0
870429	0.400	0.090	2.000	0.028	<2.500	0.174	0.0390	0.870	0.0136	1.085	226.0
870505	0.360	0.055	1.750	0.032	2.500	0.151	0.0230	0.730	0.0136	1.046	218.0
870514	0.480	1.038	19.500	0.225	16.000	0.205	0.4400	4.480	0.0960	6.820	222.0
870525	0.480	0.638	6.150	0.095	110.000	0.137	0.1800	1.760	0.0150	31.469	149.0
870603	0.500	0.713	8.250	0.090	14.500	0.186	0.2700	3.070	0.0340	5.401	194.0
870611	0.420	0.120	3.100	0.036	<2.500	0.218	0.0620	1.610	0.0190	1.296	270.0
870624	0.410	0.173	2.850	0.030	<2.500	0.222	0.0940	1.540	0.0160	1.354	282.0
870724	0.400	0.050	2.430	0.033	13.000	0.209	0.0260	1.260	0.0170	6.789	272.0
870806	0.440	0.043	1.780	0.030	<2.500	0.230	0.0220	0.930	0.0160	1.306	272.0
MIN.	0.270	0.043	1.750	0.028	2.500	0.086	0.0220	0.680	0.0116	0.720	149.0
MIDDEL	0.38420	0.79635	5.6260	0.139111	7.7353	0.1568	0.29237	2.0843	0.05106	4.0705	211.26
MAX.	0.530	4.180	19.500	0.460	110.000	0.230	1.5100	5.780	0.1600	31.469	282.0
ST.AVIK:	0.08301	0.04104	0.50130	0.142925	7.7622	0.0479	0.37562	1.4075	0.04933	7.3539	40.39
R.ST.%	21.6	130.7	80.9	102.7	219.5	30.6	128.5	67.5	96.6	180.7	19.1
ANTALL	19	19	19	19	17	19	19	19	19	17	19

STASJON : 2
DYP : 0.0

DATE	CU	PB	ZN	CD	HG	CU-FLUX	PB-FLUX	ZN-FLUX	CD-FLUX	HG-FLUX	FLOW
	myg/l	myg/l	myg/l	myg/l	ng/l	mg/m2/d	mg/m2/d	mg/m2/d	mg/m2/d	mg/m2/d	ml/min
870318	1.600	33.000	178.000	1.550		0.492	10.1470	54.740	0.4770		160.0
870321	3.600	33.000	128.000	1.710	7.000	1.113	10.2010	39.570	0.5280	2.164	161.0
870323	3.230	25.800	102.000	1.150	<2.500	0.961	7.6780	30.360	0.3420	0.744	155.0
870326	3.430	23.300	105.000	0.990	3.500	0.935	6.3500	28.620	0.2700	0.954	142.0
870330	2.460	11.300	70.000	0.510	3.000	0.713	3.2760	20.290	0.1480	0.870	151.0
870402	0.900	3.000	17.000	0.120		0.273	0.9100	5.160	0.0400		158.0
870406	3.920	23.000	109.000	0.950	34.000	0.978	5.7400	27.200	0.2370	8.486	130.0
870409	3.020	21.000	185.000	1.040	3.000	0.899	6.2500	55.060	0.3100	0.893	155.0
870415	2.400	20.400	220.000	0.960	16.000	0.400	3.3700	36.330	0.1590	2.642	86.0
870421	2.720	10.400	270.000	1.000	4.500	0.736	2.8200	73.090	0.2710	1.218	141.0
870429											
870505	0.950	3.050	60.000	0.250	2.500	0.520	1.6700	32.830	0.0910	0.912	190.0
870514	3.850	25.200	255.000	1.320	18.000	1.257	8.2300	83.230	0.4310	5.876	170.0
870525	4.800	27.600	432.000	1.920	113.000	0.903	5.1900	81.290	0.3610	21.262	98.0
870603	3.700	27.000	222.000	1.260	14.500	1.279	9.3300	76.720	0.4350	5.011	180.0
870611	0.820	1.820	39.400	0.166	2.500	0.457	1.0130	21.940	0.0920	1.392	290.0
870624	2.850	14.400	270.000	0.950	3.000	1.527	7.7100	144.630	0.5090	1.607	279.0
870724	0.960	3.630	328.000	0.160	13.000	0.485	1.8300	165.630	0.0810	6.564	263.0
870806	1.100	6.700	75.000	0.440	<2.500	0.555	3.3800	37.870	0.2220	1.262	263.0
MIN.	0.820	1.820	17.000	0.120	2.500	0.273	0.9100	5.160	0.0400	0.744	86.0
MIDDEL	2.572	17.422	170.300	0.913	715.1563	0.8046	5.28306	56.3644	0.27800	3.8661	176.22
MAX.	4.800	33.000	432.00	1.920	113.000	1.527	10.2010	165.630	0.5280	21.262	290.0
ST.AVIK:	1.2476	10.7311	111.730	0.542	27.4983	0.3481	3.12988	42.5340	0.15653	5.2331	59.40
R.ST.%	48.5	61.6	65.6	59.4	181.4	43.3	59.2	75.5	56.3	135.4	33.7
ANTALL	18	18	18	18	16	18	18	18	18	16	18

STASJON : 3
DYP : 0.0

DATE	CU myg/l	PB myg/l	ZN myg/l	CD myg/l	HG ng/l	CU-FLUX mg/m2/d	PB-FLUX mg/m2/d	ZN-FLUX mg/m2/d	CD-FLUX mg/m2/d	HG-FLUX mg/m2/d	FLOW ml/min
870318	1.680	3.700	41.800	1.370		0.619	1.3600	15.400	0.5050		256.0
870321	1.240	3.100	31.700	0.900	4.000	0.427	1.0700	10.910	0.3100	1.377	239.0
870323	1.130	2.900	38.600	0.890	<2.500	0.317	0.8100	10.840	0.2500	<0.702	195.0
870326	1.350	3.000	49.500	1.030	3.000	0.196	0.4400	7.190	0.1500	0.436	101.0
870330	0.800	1.060	17.700	0.250	2.500	0.308	0.4100	6.810	0.1000	0.961	267.0
870402	0.520	0.480	6.580	0.090		0.196	0.1800	2.480	0.0300		262.0
870406	1.280	1.170	31.200	0.420	5.500	0.339	0.3100	8.260	0.1110	1.457	184.0
870409	0.860	1.020	23.400	0.240	3.000	0.298	0.3540	8.120	0.0830	1.041	241.0
870415	1.920	1.280	64.000	0.580	11.500	0.354	0.2360	11.800	0.1070	2.120	128.0
870421	0.960	0.960	26.000	0.290	6.000	0.279	0.2790	7.560	0.0840	1.745	202.0
870429	0.450	0.110	6.500	0.062	<2.500	0.180	0.0440	2.600	0.0250	<1.000	278.0
870505	0.500	0.100	6.600	0.066	3.500	0.197	0.0390	2.600	0.0260	1.381	274.0
870514	1.550	3.750	72.000	0.620	21.000	0.590	1.4230	27.370	0.2360	7.983	264.0
870525	1.750	1.800	49.200	0.420	101.000	0.559	0.5750	15.730	0.1340	32.288	222.0
870603	1.700	1.500	13.200	0.380	14.000	0.534	0.4710	4.140	0.1190	4.395	218.0
870611	0.600	0.230	10.000	0.095	<2.500	0.333	0.1280	5.540	0.0520	<1.386	385.0
870624	0.800	0.290	24.600	0.400	<2.500	0.437	0.1580	13.430	0.2180	<1.364	379.0
MIN.	0.450	0.100	6.500	0.062	2.500	0.180	0.0390	2.480	0.0250	0.436	101.0
MIDDEL	1.12291	1.555930	1510.476612	0.476612	3.333	0.3625	0.48747	9.4576	0.14941	3.9757	240.88
MAX.	1.920	3.750	72.000	1.370	101.000	0.619	1.4230	27.370	0.5050	32.288	385.0
ST.AVIK:	0.48261	1.264720	0.880.377925	1.173		0.1434	0.43173	6.2557	0.12364	8.0596	72.57
R.ST.%	43.0	81.3	66.6	79.3	203.7	39.6	88.6	66.1	82.7	202.7	30.1
ANTALL	17	17	17	17	15	17	17	17	17	15	17

STASJON : 3D
DYP : 0.0

DATE	CU myg/l	PB myg/l	ZN myg/l	CD myg/l	CU-FLUX mg/m ² /d	PB-FLUX mg/m ² /d	ZN-FLUX mg/m ² /d	CD-FLUX mg/m ² /d	FLOW ml/min
870724	0.370	0.040	2.000	0.025	0.202	0.0219	1.090	0.0140	95.0
870806	0.390	<0.025	1.700	0.027	0.200	0.0128	0.870	0.0140	89.0
870824	0.300	0.035	2.600	0.023	0.100	0.0117	0.870	0.0077	58.0
870909	0.560	0.120	3.900	0.036	0.177	0.0380	1.240	0.0114	55.0
870929	0.400	0.220	2.000	0.025	0.143	0.0790	0.710	0.0090	62.0
MIN. :	0.300	0.025	1.700	0.023	0.100	0.0117	0.710	0.0077	55.0
MIDDEL :	0.40400	0.08802	2.44000	0.0272	0.1644	0.03268	0.9560	0.01122	71.80
MAX. :	0.560	0.220	3.900	0.036	0.202	0.0790	1.240	0.0140	95.0
ST.AVIK:	0.09560	0.08300	0.87920	0.0051	0.0431	0.02795	0.2085	0.00286	18.73
R.ST.% :	23.7	94.3	36.0	18.8	26.2	85.5	21.8	25.5	26.1
ANTALL :	5	5	5	5	5	5	5	5	5

DATE : 870824
PARAMETER : O2

DYP METER	STASJ 1A	STASJ 1B	STASJ 2A	STASJ 2B	STASJ 3A	STASJ 3B	STASJ 3C	STASJ 3D	STASJ K
0.0	5.46	5.22	5.47	4.71	5.77	5.75	5.35	5.15	5.37

STASJON : H
DYP : 0.0

DATO	TOTN myg/l	NH4N myg/l	NO3N myg/l	TOTP myg/l	PO4P myg/l
870331	254.0	10.0	165.	34.	29.
870407	231.0	5.0	161.	33.	29.5
870422	242.0	15.0	162.	34.	31.
870507	230.0	15.0	132.	23.	17.5
870603	461.0	60.0	196.	26.	20.5
MIN. :	230.0	5.0	132.	23.	17.5
MIDDEL :	283.60	21.00	163.2	30.	25.5
MAX. :	461.0	60.0	196.	34.	31.
ST.AVIK:	99.65	22.19	22.69	5.148	6.072
R.ST.% :	35.1	105.7	13.9	17.2	23.8
ANTALL :	5	5	5	5	5

STASJON : K
DYP : 0.0

DATO	TOTN myg/l	NH4N myg/l	NO3N myg/l	TOTP myg/l	PO4P myg/l
870603	314.0	25.0	150.	38.	31.5
MIN. :	314.0	25.0	150.	38.	31.5
MIDDEL :	314.00	25.00	150.	38.	31.5
MAX. :	314.0	25.0	150.	38.	31.5
ST.AVIK:					
R.ST.% :					
ANTALL :	1	1	1	1	1

STASJON : 1B
DYP : 0.0

DATO	TOTN myg/l	NH4N myg/l	NO3N myg/l	TOTP myg/l	PO4P myg/l
870331	288.0	20.0	167.	31.	27.5
870407	477.0	215.0	195.	31.	27.5
870422	653.0	180.0	380.	31.	30.
870507	626.0	320.0	255.	23.	19.5
870603	417.0	25.0	46.	26.	12.
MIN. :	288.0	20.0	46.	23.	12.
MIDDEL :	492.20	152.00	208.6	28.4	23.3
MAX. :	653.0	320.0	380.	31.	30.
ST.AVIK:	151.11	128.97	122.4	3.715	7.455
R.ST.% :	30.7	84.8	58.7	13.1	32.0
ANTALL :	5	5	5	5	5

STASJON : 2B
DYP : 0.0

DATE	TOTN myg/l	NH4N myg/l	NO3N myg/l	TOTP myg/l	PO4P myg/l
870331	335.0	20.0	167.	34.	29.5
870407	312.0	25.0	151.	36.	32.
870422	287.0	45.0	157.	39.	37.5
870507	266.0	25.0	131.	25.	22.
870603	290.0	30.0	152.	52.	41.5
MIN. :	266.0	20.0	131.	25.	22.
MIDDEL :	298.00	29.00	151.6	37.2	32.5
MAX. :	335.0	45.0	167.	52.	41.5
ST.AVIK:	26.33	9.62	13.15	9.783	7.508
R.ST.% :	8.8	33.2	8.7	26.3	23.1
ANTALL :	5	5	5	5	5

STASJON : 3C
DYP : 0.0

DATE	TOTN myg/l	NH4N myg/l	NO3N myg/l	TOTP myg/l	PO4P myg/l
870331	260.0	5.0	171.	34.	29.
870407	318.0	30.0	177.	42.	33.
870422	383.0	105.0	190.	33.	28.5
870507	269.0	45.0	147.	26.	23.
870603	603.0	70.0	365.	40.	29.
MIN. :	260.0	5.0	147.	26.	23.
MIDDEL :	366.60	51.00	210.	35.	28.5
MAX. :	603.0	105.0	365.	42.	33.
ST.AVIK:	140.89	38.31	88.04	6.325	3.571
R.ST.% :	38.4	75.1	41.9	18.1	12.5
ANTALL :	5	5	5	5	5

STASJON : H
 DYP : 0.0

DATO	TEMP. grd.C	SAL. 0/00	TETTHET SIGMA-T
870308	6.00	34.500	27.158
870321	6.20	34.600	27.211
870323	6.40	34.700	27.264
870326	6.40	34.700	27.264
870330	6.20	34.600	27.211
870402	6.40	34.400	27.027
870406	6.40	34.500	27.106
870409	6.10	34.500	27.145
870415	5.90	34.200	26.933
870421	6.10	34.500	27.145
870429	3.80	33.400	26.533
870505	3.60	33.200	26.394
870514	4.50	34.200	27.097
870525	5.20	33.200	26.226
870603	5.80	34.000	26.788
870611	7.40	34.600	27.048
870624	5.80	33.500	26.392
870724	7.50	34.600	27.033
870806	7.80	32.700	25.497
870824	8.40	33.400	25.958
870909	9.80	33.000	25.424
870922	10.70	32.500	24.882
870929	10.40	32.400	24.856
MIN.	: 3.60	32.400	24.856
MIDDEL	: 6.643	33.9087	26.5909
MAX.	: 10.70	34.700	27.264
ST.AVIK:	1.833	0.7751	0.7683
R.ST.%	: 27.6	2.3	2.9
ANTALL	: 23	23	23

STASJON : K
DYP : 0.0

DATO	SPM mg/l
------	-------------

870922	0.22
--------	------

MIN. : 0.22
MIDDEL : 0.220
MAX. : 0.22
ST.AVIK:
R.ST.% :
ANTALL : 1

STASJON : 1A
DYP : 0.0

DATO	SPM mg/l
------	-------------

870824	0.19
870922	0.22

MIN. : 0.19
MIDDEL : 0.205
MAX. : 0.22
ST.AVIK: 0.021
R.ST.% : 10.3
ANTALL : 2

STASJON : 1B
DYP : 0.0

DATO	SPM mg/l
------	-------------

870824	3.82
870922	0.58

MIN. : 0.58
MIDDEL : 2.201
MAX. : 3.82
ST.AVIK: 2.290
R.ST.% : 104.0
ANTALL : 2

STASJON : 2A
DYP : 0.0

DATO	SPM mg/l
------	-------------

870824	0.58
870922	

MIN. : 0.58
MIDDEL : 0.580
MAX. : 0.58
ST.AVIK:
R.ST.% :
ANTALL : 1

STASJON : 2B
DYP : 0.0

DATO	SPM mg/l
------	-------------

870824	51.23
870922	34.66

MIN. : 34.66
MIDDEL : 42.946
MAX. : 51.23
ST.AVIK: 11.715
R.ST.% : 27.3
ANTALL : 2

STASJON : 3A
DYP : 0.0

DATE	SPM mg/l
------	-------------

870824	0.31
870929	0.18

MIN. : 0.18
MIDDEL : 0.246
MAX. : 0.31
ST.AVIK: 0.090
R.ST.% : 36.4
ANTALL : 2

STASJON : 3B
DYP : 0.0

DATE	SPM mg/l
------	-------------

870824	0.40
870929	0.58

MIN. : 0.40
MIDDEL : 0.490
MAX. : 0.58
ST.AVIK: 0.127
R.ST.% : 26.0
ANTALL : 2

STASJON : 3C
DYP : 0.0

DATE	SPM mg/l
------	-------------

870824	0.45
870929	0.45

MIN. : 0.45
MIDDEL : 0.451
MAX. : 0.45
ST.AVIK: 0.002
R.ST.% : 0.5
ANTALL : 2

STASJON : 3D
DYP : 0.0

DATE	SPM mg/l
------	-------------

870824	0.40
870929	4.28

MIN. : 0.40
MIDDEL : 2.340
MAX. : 4.28
ST.AVIK: 2.744
R.ST.% : 117.3
ANTALL : 2

STASJON : H
DYP : 0.0

DATO	PH
------	----

870321	7.82
870323	7.95
870326	7.93
870330	7.90
870409	7.92
870415	7.89
870421	7.85
870429	8.07
870505	7.90

MIN. : 7.82
MIDDEL : 7.914
MAX. : 8.07
ST.AVIK: 0.071
R.ST.% : 0.9
ANTALL : 9

STASJON : K
DYP : 0.0

DATO	PH
------	----

870409	7.92
870415	7.86
870421	7.83
870505	7.88

MIN. : 7.83
MIDDEL : 7.872
MAX. : 7.92
ST.AVIK: 0.038
R.ST.% : 0.5
ANTALL : 4

STASJON : 1
DYP : 0.0

DATO	PH
------	----

870321	7.92
870323	7.95
870326	7.94
870330	7.85
870409	7.94
870415	7.92
870421	7.86
870429	8.04
870505	7.87

MIN. : 7.85
MIDDEL : 7.921
MAX. : 8.04
ST.AVIK: 0.058
R.ST.% : 0.7
ANTALL : 9

STASJON : 2
DYP : 0.0

DATO	PH
------	----

870321	7.90
870323	7.91
870326	7.89
870330	7.89
870409	7.85
870415	7.83
870421	7.84
870429	8.05
870505	7.85

MIN. : 7.83
MIDDEL : 7.890
MAX. : 8.05
ST.AVIK: 0.067
R.ST.% : 0.8
ANTALL : 9

DATO : 870824
 PARAMETER : PH

DYP METER	STASJ 1A	STASJ 1B	STASJ 2A	STASJ 2B	STASJ 3A	STASJ 3B	STASJ 3C	STASJ 3D
0.0	7.84	7.79	7.73	7.65	7.82	7.82	7.64	8.13

STASJON : 3
 DYP : 0.0

DATO PH

870321	7.90
870323	7.92
870326	7.87
870330	7.90
870409	7.88
870415	7.77
870421	7.84
870429	8.09
870505	7.85

MIN. : 7.77
 MIDDEL : 7.891
 MAX. : 8.09
 ST.AVIK: 0.087
 R.ST.% : 1.1
 ANTALL : 9