



O-91002

Miljøproblemer knyttet til mudring og dumping av forurensede masser i det marine miljø

Fase 1: Evaluering av dagens kunnskap

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (02) 23 52 80 Telefax (02) 39 41 89	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (041) 43 033 Telefax (041) 43 033	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (065) 76 752 Telefax (065) 78 402	Vestlandsavdelingen Breiviken 5 5035 Bergen-Sandviken Telefon (05) 95 17 00 Telefax (05) 25 78 90
--	---	--	--

Prosjektnr.: 0-91002.
Undernummer:
Løpenummer: 2560
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Miljøproblemer knyttet til mudring og dumping av forurensede masser i det marine miljø. Fase 1: Evaluering av dagens kunnskap.	Dato: 6. mai 1991.
	Prosjektnummer: 0-91002.
Forfatter (e): Jens Skei	Faggruppe: Marin økologi.
	Geografisk område: Telemark.
	Antall sider (inkl. bilag): 26

Oppdragsgiver: Norsk Hydro A/S.	Oppdragsg. ref. (evt. NTFN-nr.):
------------------------------------	----------------------------------

Ekstrakt: Mulige miljøproblemer knyttet til mudring og dumping omfatter spredning av forurensede partikler, frigivelse av forurenset porevann og desorpsjon av miljøgifter fra partikler. Effektene både på mudringssted og dumpsted synes å være lokale og kortvarige. Anoksiske bassenger vurderes internasjonalt som egnet for deponering av miljøgiftig avfall, forutsatt at best tilgjengelig teknologi brukes.

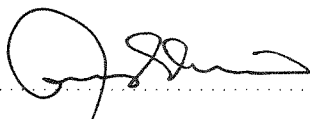
4 emneord, norske:

1. Mudring
2. Dumping
3. Sedimenter
4. Frierfjorden

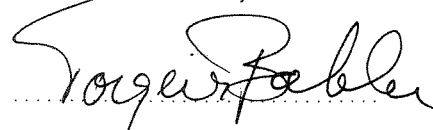
4 emneord, engelske:

1. Dredging
2. Dumping
3. Sediments
4. Frierfjord

Prosjektleder:


.....
Jens Skei

For administrasjonen:


.....
Torgeir Bakke

ISBN 82-577-1877-7

0-91002

**Miljøproblemer knyttet til mudring
og dumping av forurensede masser
i det marine miljø.**

Fase 1: Evaluering av dagens kunnskap.

Oslo, 6. mai 1991.

Prosjektleder: Jens Skei

INNHOOLD	SIDE
FORORD	3
SAMMENFATNING	4
1. MÅLSETTING	6
2. BAKGRUNN	6
3. INTERNASJONAL PRAKSIS	7
3.1 Europa	7
3.2 USA	10
3.3 Norge	10
4. MILJØPROBLEMER VED MUDRING, MED SÆRLIG HENBLIKK PÅ FRIERFJORDEN	12
4.1 Oppvirvling av sedimenter	12
4.2 Utløsning av miljøgifter	13
5. MILJØPROBLEMER VED DUMPING, MED SÆRLIG HENBLIKK PÅ FRIERFJORDEN	16
5.1 Spredning av muddermasser	16
5.2 Innvirkning på bunnfaunaen	18
5.3 Utveksling av stoffer mellom sediment og vann	18
5.4 Langsiktige påvirkninger	19
6. OVERVÅKINGSSTRATEGI	22
7. REFERANSER	24

FORORD

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har fått i oppdrag av Hydros forskningscenter på vegne av Elkem PEA, Porsgrunn Havnevesen og Hydro Porsgrunn å gjøre en evaluering av dagens kunnskap om miljøproblemer knyttet til mudring og dumping av forurensede masser i det marine miljø.

Arbeidet bygger på et litteraturstudium, en studiereise til Tyskland, Holland og Belgia og tidligere erfaringer med feltstudier og eksperimentelt arbeid med forurensede sedimenter. Prosjektets fase 2 vil omfatte en vurdering av ulike mudringsteknikker og alternative deponeringsmåter.

NIVA, 6. mai 1991.

Jens Skei
Prosjektleder.

SAMMENFATNING

Mudring er en nødvendighet i områder hvor det skjer en oppgrunning og hvor man ønsker å opprettholde skipstrafikk. Hvis muddermassene er forurenset, bør det tas forholdsregler for å unngå miljøskader. Denne rapporten utreder vårt kunnskapsnivå vedrørende miljøproblemer forårsaket av dumping av forurensete masser i det marine miljø og hvilken overvåkingsstrategi som bør velges. Rapporten kan sammenfattes på følgende måte:

1. Internasjonalt utredes nå muligheten av å bruke dyphavsbassenger eller anoksiske bassenger som dumpested for miljøfarlig avfall. Årsaken er at lagringsmulighetene på land er begrenset og miljømessig betenkelig.
2. Det arbeides med metoder for å kunne skille forurenset og uforurenset muddermasse og destruere den forurensete delen ved forbrenning (forsøk igang i Tyskland, Belgia og Holland).
3. De mengder som årlig mudres i Norge er meget små i forhold til andre land i Europa. Til gjengjeld er norske havnesedimenter i industriområder sterkt forurenset.
4. På mudringsstedet vil oppvirvling av masser være det største problemet. Den teknologien som gir minst oppvirvling bør velges.
5. Oppvirvling kan føre til partikkelspredning, frigivelse av forurenset porevann og desorpsjon av miljøgifter fra partikler. Effekten er lokal og kortvarig fordi mye av det som virvles opp, sedimenterer på stedet, og løste forbindelser reabsorberes til partikler.
6. Dumpingen bør utføres på en slik måte at muddermassene raskt overføres til bunnområdet som er valgt. En viss oppvirvling og økt turbiditet må forventes, men i likhet med mudringsområdet ventes effekten å være lokal og kortvarig, forutsatt at best tilgjengelig teknologi brukes.
7. Hvis bunnfauna er tilstede på dumpestedet, vil denne bli ødelagt. Frierfjordbassenget er anoksisk, slik at problemstillingen er irrelevant.
8. Utveksling av stoffer i mudderet med vannmassen over etter at det er dumpet, kan skje ved diffusjon, oppvirvling og frigivelse av porevann, samt desorpsjon av miljøgifter. På grunn av stagnante

og lange perioder med anoksiske forhold i bunnvannet i Frierfjorden, vil diffusjon og oppvirvling av sedimenter være liten.

9. De langsiktige virkningene av deponert muddermasse vil avhenge av miljøbetingelsene. Hvis Frierfjordbassenget i fremtiden i hovedsak vil forbli anoksiske, slik det har vært siden midten av 1800-tallet, vil langtidsvirkningene bli minimale. Hvis den mot formodning skulle bli permanent oksisk innenfor en tidsperiode på 10 år, er Frierfjordbassenget et uegnet deponeringssted for miljøgiftig mudder.
10. Før mudring bør massene kartlegges både kjemisk og fysisk og oksygenforholdene på dumpstedet sjekkes. I tillegg bør tokstester gjennomføres. For å overvåke eventuell økt forurensningstransport ut av Frierfjorden, bør vannprøver analyseres ved Brevik før, under og etter mudring. Ved større mudringer bør også analyser av miljøgifter i blåskjell fra Breviksområdet før og etter mudring gjennomføres.

1 MÅLSETTING

Målsettingen med dette arbeidet er

*å gi en ajourført status for vårt kunnskapsnivå
vedrørende miljøproblemer forårsaket av mudring
og dumping av forurensede masser i det marine
miljø.*

Det er tatt utgangspunkt i forholdene i Grenlandsområdet og i Porsgrunnsområdet spesielt. Foruten å dekke Hydro Porsgrunns, Elkem PEAs og Porsgrunn Havnevesens behov for oppdatering av kunnskap, vil rapporten ha en generell nytteverdi ved vurdering av mudring og dumpesaker.

2. BAKGRUNN

Behovet for mudring i havneområder og elvemunninger melder seg når bunnområdene grunnes opp, slik at det er til hinder for skipstrafikk. I andre tilfeller kan årsaken være at det skal bygges kaianlegg eller konstruksjoner i sjøen som gjør det nødvendig å fjerne løsavsetninger. Stor akkumulasjon av sedimenter vil finne sted i områder hvor bakevjer opptrer og hvor elvesedimenter ansamles.

Vanligvis transporterer norske elver nokså små mengder sedimenter, slik at sedimentasjonen i havner og fjorder er relativt beskjedent. Det betyr at det er få steder i Norge hvor mudring finner sted regelmessig (hovedsakelig i Sør-Norge) og de mengdene som mudres er relativt små (1.000 - 50.000 m³). Det som imidlertid er problematisk, er at stedene hvor mudring er nødvendig ofte befinner seg i nærheten av forurensningskilder og at massene er forurenset. Et eksempel på dette er Porsgrunn havneområde, hvor elvesedimenter akkumuleres i kaiområdene hvor industrien har hatt og fortsatt delvis har store forurensede utslipp.

For at kaiområdene skal ha tilstrekkelig seilingsdybde, må mudderet fjernes. Ofte er dette mudderet forurenset både av metaller, klororganiske forbindelser og tjærestoffer. Det er derfor behov for å klargjøre forurensningsaspektet vedrørende disse mudringsoperasjonene, samt skalere problemet og sette det i riktig perspektiv. Det er dessuten viktig at man utfører selve mudrings- og dumpingsarbeidet på en slik måte at de miljømessige ulempene blir minst mulig.

3. INTERNASJONAL PRAKSIS

Ved en internasjonal konferanse i Berlin (Dahlem Konferenzen, mars 1991) med tema "Use and Misuse of Seafloor" ble spørsmålet om avfallsplassering på land og i sjøen, sterkt fokusert. Likeså ble det avholdt en workshop ved Woods Hole Oceanographic Institution i USA i januar 1991 med tittel "The abyssal ocean option for waste management". Begge disse møtene viser at forskningsmiljøene nå ser med nye øyne på å bruke det marine miljø som deponeringssted for ulike typer avfall. Det ble også sterkt poengtert at anoksiske basseng vil være velegnet som lagringssted for avfall. Årsaken til denne dreiningen i forskningsverdenen, er erkjennelsen av at jordens overflate består av litt mindre enn 30% land, mens resten er stort sett havområder. Det produseres hvert år store mengder avfall, og det er begrenset hvor mye som kan deponeres på land. Man må derfor finne mulige alternativer, som fortsatt kan være miljømessig akseptable.

Det hersker fortsatt en viss uenighet blant forskere om det er klokt å øke bruken av det marine miljø som deponeringssteder for miljøgiftholdig avfall. En slik praksis vil kreve stor innsikt og kunnskap om potensielle skadeeffekter, og foreløpig er dette kun på utredningsstadiet når det gjelder å ta i bruk verdenshavene. Deponering av forurensede masser i kystområder, estuarer og fjorder har foregått en tid, og det er høstet en del erfaring.

Nedenfor følger en oversikt over den nåværende praksis og de erfaringer som er gjort i Europa, USA og i Norge spesielt.

3.1 Europa

En rekke elver i Europa frakter store mengder finpartikulært materiale som sedimenterer i områder hvor ellevann og sjøvann møtes. Dette er ofte havneområder, slik som Hamburg, Rotterdam, Antwerpen o.a. Her skjer oppgrunningen meget raskt, og det er nødvendig med en kontinuerlig mudringsoperasjon.

I Nederland må det årlig mudres ca. 45 millioner m³ masse med et antatt vanninnhold på 70% (Schouten og Rang, 1989) for å holde havner og innseilingsløp åpne. En stor del av disse massene er forurenset, og vanlig praksis har vært å deponere de forurensede massene på land. Omtrent halvparten av de totale mengdene som mudres i Nederland, mudres i Rotterdam havn, som får tilført sedimenter via Rhinen. Ikke alt materialet er like forurenset, og man har valgt å dele mudderet i Rotterdam havn inn i 4 forurensningsklasser:

- 1: nærmest uforurenset (~ 10 mill. m³ pr. år). Ingen restriksjoner på deponering av massene.
- 2 og 3: moderat til betydelig forurenset (~ 12 mill. m³ pr. år).
- 4: alvorlig forurenset (~1.5 mill m³ pr. år).

For kvikksølvs vedkommende går denne klasseinndelingen ved følgende konsentrasjonsnivåer (Jansen, 1987):

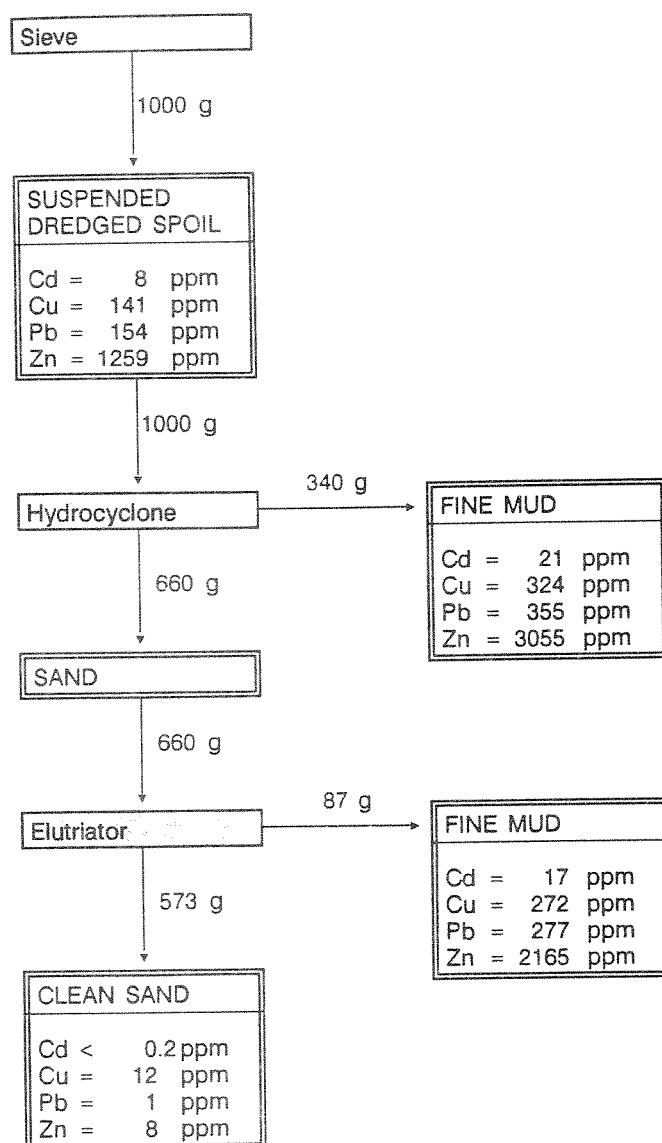
Klasse 1:	< 1.5	mg/kg tørrvekt		
" 2:	1.5 - 9	" "	"	"
" 3:	9 - 16	" "	"	"
" 4:	> 16	" "	"	"

Det er åpenbart at denne klasseinndelingen ikke er basert på økologiske virkninger, men heller på praktiske og forvaltningsmessige forhold. Muddermasser i klasse 2, 3 og 4 kan ikke deponeres i sjøen eller deponeres ukontrollert på land i Nederland. De stanset dumping av forurensete muddermasser i sjøen i 1985 (Schouten og Rang, 1989). Dette skaper imidlertid store lagringsproblemer på land. Man forsøker derfor å finne alternative metoder for deponering av muddermasser. En metode som er vurdert, er å skille sand og silt fra leirefraksjonen ved bruk av hydroykloner. På den måten kan man separere ved hjelp av vann relativt uforurenset materiale (sand og silt) fra finfraksjonen, hvor metaller og organiske miljøgifter stort sett befinner seg.

I begynnelsen av 1980-årene valgte man å lage kunstige fordypninger i Rotterdam havnebasseng, hvor de mest forurensete muddermassene ble deponert (d'Angremond et al., 1984). Deretter dekket man til med materialet som ble gravd ut ved anleggelsen av fordypningene. Dette kan på mange måter sammenlignes med den praksis man har brukt i Frierfjorden, hvor man har benyttet seg av en naturlig fordypning (Frierfjord-bassenget) og hvor det minst forurensete muddret deponeres til slutt.

For å opprettholde nødvendig vanddyp i Hamburg havn, må det årlig mudres ca. 2 mill. m³ (Hampel et al., 1991). Oppgrunningen i dette havneområdet skyldes sedimenttransport med elven Elbe. Finfraksjonen i muddermassene er forurenset, og dette gjør det lite egnet til deponering på land eller benyttet til landbruksformål (Hampel et al., 1991). Gjennomsnittskonsentrasjonen av kvikksølv målt i 360 sedimentprøver fra Hamburg havn var i 1985 2.2 mg/kg tørrvekt (Donze, 1991). I tillegg er det et betydelig lagringsproblem for muddermasser. For å begrense problemet, har man vurdert å ta i bruk en

separeringsteknikk basert på hydrocycloner, hvor finpartikulært, forurenset materiale skilles fra uforurenset sand. Det er bygget et pilotanlegg med en kapasitet på 1.200 m³/time, og som består av blant annet en serie av hydrocycloner. Ifølge fig. 1 har erfaringene med dette har vært gode (Hampel et al., 1991).



Figur 1. Massebalanse for tungmetaller i muddermasser fra Hamburg havn ved mekanisk separasjon. Sluttproduktet er nærmest ren sand som utgjør ca. 60% av totalmengden og sterkt forurenset mudder som utgjør ca. 40 % av mengden (etter Mueller, 1989).

Det inntrykket man får av eksisterende litteratur og samtaler med sentrale fagpersoner om mudring og dumping i Europa, er at det er registrert små miljømessige konsekvenser av mudring og dumping. Dette kan delvis skyldes at direkte utslipp fortsatt dominerer forurensningssituasjonen, og at en god del effekter fra mudring og dumping maskeres. Forøvrig er det en almen oppfatning at slike inngrep kan gi en kortvarig og lokal miljøeffekt, men at forholdene stabiliserer seg. Det innebærer at det er vanskelig å etablere overvåkingsrutiner som avslører disse effektene. Det er en langt større fokusering på tekniske løsninger enn på overvåking av miljøeffekter. Det skyldes oppfatningen av at mye kan vinnes ved forbedret håndtering av forurensede masser (Donze, 1991). Det er i tillegg en betydelig teknologisk utvikling når det gjelder mudrings- og deponeringsutstyr. Så lenge det dreier seg om masser som inneholder miljøgifter, har man valgt å legge seg på den restriktive linjen.

3.2 USA

Hvert år mudres det i USA 325 mill. m³ i elver og havner (Peddicord, 1987). Til sammenligning frakter elven Mississippi årlig ca. 272 mill. m³ sedimenter til havet. Av den mengden som mudres, dumpes 46 mill. m³ i havet, mens resten (279 mill. m³) plasseres på land, eller dumpes i innsjøer og i estuarer. Valg av mudringsteknikk og deponeringssted avhenger av størrelsen på mudringsoperasjonen og grad av forurensning. I likhet med Europa er det nå en økende kritisk holdning til landdeponering. Imidlertid er det i større grad snakk om mudring av relativt lite forurensede masser i USA, med unntak av enkelte "hot spots". Årsaken er at elvene transporterer større mengder løsmasser i USA enn i Europa på grunn av geologiske forhold, slik at fortynningen blir større.

3.3 Norge

Sammenlignet med verden forøvrig er det meget små mengder som mudres årlig i Norge (sannsynligvis under 200.000 m³ pr. år). I Sverige ble det i femårsperioden 1975 - 1979 mudret ca. 10 mill. m³ eller gjennomsnittlig 2 mill. m³ pr. år (Blomqvist, 1982). Årsaken til de små mudringsvolumene i Norge er at vi har dype fjorder og liten sedimenttransport i elver, mens elver i andre land deponerer sine sedimenter i grunne estuarer og deltaområder. I tillegg finner vi ofte innsjøer som elvene passerer før de når fjordene i Norge, og mye av sedimentene avsettes her.

Men i og med at sedimentmengdene som norske elver transporterer er såvidt små, vil forurensningsnivået bli høyt hvis sedimentene påvirkes av utslipp. Dette gjelder spesielt havneområder som er omgitt av industribedrifter. Et typisk eksempel er Porsgrunn, hvor mudring må finne sted langs kaiområdene med noen års mellomrom. I 1982 ble 2.600 m³ mudret utenfor Hydros kaianlegg og massene ble dumpet i Frierfjordens dypbasseng. Norsk Hydros undersøkelsesprogram som omfattet analyser av vann og blåskjell kunne ikke påvise noen negative effekter (Norsk Hydro, 1982). I 1986 ble 80 - 100.000 m³ masse mudret utenfor kaiområdene i Porsgrunn og deponert i Frierbassenget. En stor del av disse massene lå i strandkanten og delvis på land, slik at dette kan ikke betraktes som en tradisjonell mudringsoperasjon. Undersøkelser i vannmassen som NIVA gjorde to døgn etter at mudringen var avsluttet, viste moderat kvikksølv-påvirkning (Molvær og Skei, 1986). Hvis det hadde vært noen effekt, ville den være kortvarig og lokal. Norsk Hydro målte høye konsentrasjoner av kvikksølv i vannet både på mudringssted og dumpsted mens arbeidet pågikk. Det som trolig skjer, er at kvikksølv frigis fra sedimentene under den fysiske forstyrrelsen, men at det løste kvikksølvet raskt binder seg til de store mengder partikler som er tilstede og sedimenterer igjen. Tyske erfaringer er de samme når det gjelder f.eks. kadmium (Prof. U. Förstner, pers.komm.). Målinger av kvikksølv i fisk og blåskjell i utløpet av Frierfjorden en tid etter mudringsoperasjonen i 1986 viste ingen økning (Norsk Hydro, 1986).

De erfaringer vi har fra norske undersøkelser vedrørende mudring og dumping, er at det er vanskelig å fange opp effekter som kan tilbakeføres til mudring/dumping. Det kan delvis skyldes at forurensningsnivået har vært relativt høyt som følge av direkte utslipp eller at effektene er så kortvarige og lokale at et tradisjonelt overvåkingsopplegg ikke har vært tilstrekkelig. I de siste 3 årene har NIVA gjennomført eksperimentelle undersøkelser av forurensede sedimenter, hvor simulert oppvirvling har inngått (Skei et al., 1987, 1989; Konieczny et al., 1991). Alle disse undersøkelsene viser at sedimentene avgir små mengder miljøgifter med mindre de blir fysisk forstyrret. Ved oppvirvling skjer det en kraftig utlekking, spesielt av kvikksølv, trolig som følge av frigivelse av forurenset porevann og desorpsjon fra partikler (Skei, 1991). Men mye tyder på at det skjer en sykling nær sedimentflaten av miljøgifter hvor stoffene er vekselvis løst og partikulært. Dette kan forklare hvorfor endring i vannkvalitet som følge av mudring og dumping er så kortvarig og lokal.

4. MILJØPROBLEMER VED MUDRING, MED SÆRLIG HENBLIKK PÅ FRIERFJORDEN

Potensielle miljøproblemer oppstår på selve mudrestedet og på dumpestedet (kap. 5). Diskusjonen vil begrense seg til mudring og dumping i det marine miljø, med spesiell vekt på forholdene i Porsgrunn-området.

4.1 Oppvirvling av sedimenter

Uansett hvilken mudringsteknikk man velger, er det vanskelig å unngå at sedimentene oppvirvles noe på mudringsstedet. Størst oppvirvling må påregnes hvis konvensjonell grabb brukes. Oppvirvling skjer når grabben treffer sedimentene og når den trekkes opp fra bunnen (Peddicord, 1987). I de fleste tilfeller er slike grabber ikke tette, og det skjer en viss utvasking av finmasse på vei opp til lekteren. Et nytt kritisk punkt skjer når grabben skal heises opp av vannet, hvor vann og fine partikler renner ut av grabben og påvirker overflatevannet rundt lekteren.

Denne oppvirvlingen vil føre til økt turbiditet på mudringsstedet. Det er viktig å redusere denne partikkelspredningen mest mulig, da det finpartikulære materialet ofte er sterkt forurenset. En nøye gjennomgang av mudringsteknikken er nødvendig for å se om spredning av partikler kan reduseres ytterligere. Bruk av sugemudring vil begrense oppvirvlingen på mudringsstedet, men vil resultere i en slurry med et vanninnhold på 80 - 90%.

Den planlagte mudringen ved Vestre kai og Hovedkai i Porsgrunn, som omfatter 6.500 m³ masse, vil skje på et vanddyp på ca. 10 m. Det innebærer at oppvirvlingen på bunnen vil skje under sprangsjiktet og at partikkelspredningen fra bunnen i liten grad vil berøre overflatevannet. Usikkerhet derimot, knytter seg til hvor mye som lekker ut av partikler fra grabben på vei fra bunnen og opp til lekteren. Så lenge tilførselen av partikler skjer under sprangsjiktet, vil ikke spredningen av partikler bli særlig stor. Partikler som tilføres vannmassen under sprangsjiktet vil i stor grad sedimentere på selve mudringsstedet og dets nærliggende omgivelser. Bli derimot overflatevannet tilført partikler, kan spredningen av små partikler bli stor. I slike tilfeller opptre sprangsjiktet som en "falsk bunn" (Molvær og Skei, 1986). Hvis slike partikler transporteres ut av Frierfjorden i brakkvannsstrømmen, vil dette innvirke på forurensningssituasjonen i Grenlandsområdet og kanskje spesielt påvirke blåskjell som lever i dette vannlaget og som filtrerer partikler.

Graden av oppvirvling og økt turbiditet i vannmassen ved mudring, vil i stor grad avhenge av sedimentenes fysiske beskaffenhet. Det foreligger ikke kornfordelingsanalyser på de massene som Norsk Hydro planlegger å mudre utenfor kaiene i 1991. Derimot viser analyser av vanninnhold verdier mellom 32 - 78%. Det skulle tyde på siltige og sandige sedimenter som sedimenterer relativt raskt etter oppvirvling.

4.2 Utløsning av miljøgifter

På selve mudrestedet vil det i tillegg til oppvirvling av sedimenter og økt turbiditet i vannmassen kunne skje en utløsning eller frigivelse av løste forbindelser fra massene. Porevann i forurensede sedimenter kan ha et høyt innhold av metaller (Skei et al., 1987), og dette vil umiddelbart bli blandet inn i vannmassen ved mudring. Muddermassene ved kaianleggene i Porsgrunn har ca. 50% vanninnhold, slik at det dreier seg om store mengder porevann. Når dette porevannet kommer i kontakt med sjøvannet over sedimentet, vil de fysio-kjemiske forholdene forandre seg dramatisk. Viktigst er endring i redoksforhold, tilgang på oksygen og pH. Dette kan medføre at tilstandsformen til metaller endres fra løst fase til partikulær fase og omvendt. Når det gjelder klororganiske forbindelser (f.eks. HCB), foreligger ikke analyser av disse stoffene i porevann. Det man vet er at disse stoffene generelt er lite vannløselige, selv om utlekkingsforsøk med sedimenter fra Grenlandsområdet har vist at det avgis løste klororganiske forbindelser ved oppvirvling av sedimenter (Skei et al., 1989; Konieczny et al., 1991).

Hvilke konsentrasjoner av miljøgifter som opptrer i porevann, vil avhenge av fordelingskoeffisienten mellom sediment og porevann. Fordelingskoeffisienten (K_D) uttrykkes matematisk på denne måten:

$$K_D = \frac{C_s^x}{C_w^x}$$

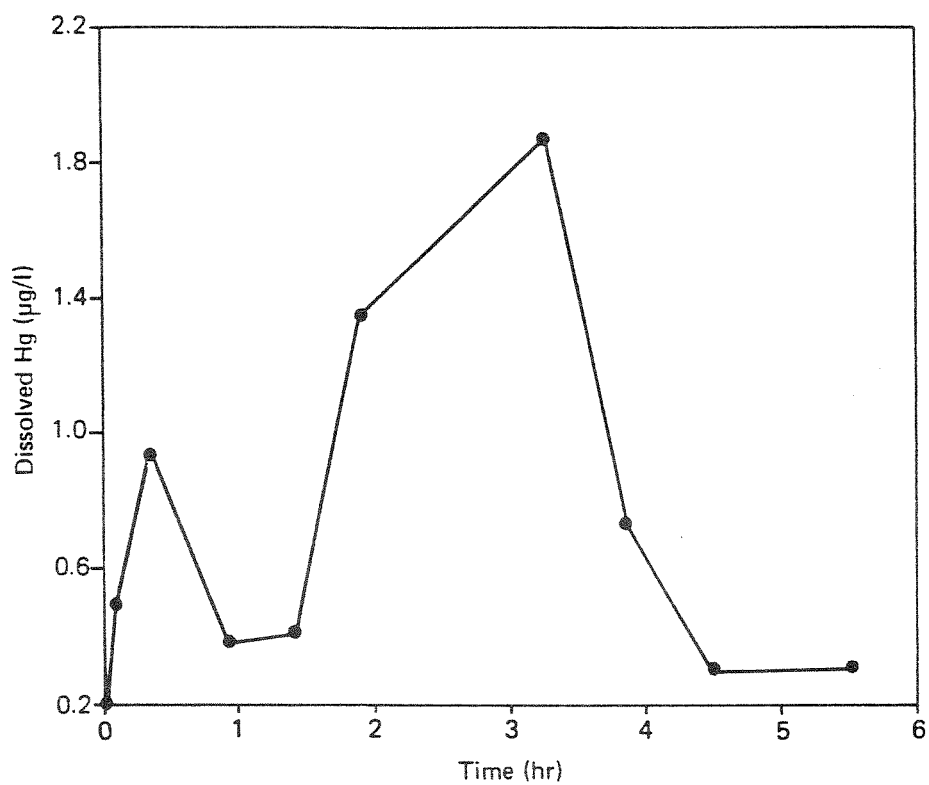
hvor C_s^x er konsentrasjonen av stoff X i sedimentet og C_w^x er konsentrasjonen i porevann. Fordelingskoeffisienten er avhengig av sedimentenes innhold av organisk karbon, slik at det kan være nødvendig å operere med en fordelingskoeffisient som er normalisert til organisk karbon (K_{OC}):

$$K_{OC} = \frac{K_D}{TOC} \quad (\text{Pavlou, 1987}).$$

For uorganisk kvikksølv er K_{OC} beregnet til $0.8 \pm 1.1 \times 10^4$ (Pavlou, op.cit.). Da innholdet av TOC i muddermassene utenfor kaianleggene på Herøya ikke er kjent, er det ikke mulig å beregne en teoretisk porevannskonsentrasjon av kvikksølv. Bruk av fordelingskoeffisienter vann - sediment til å bedømme sedimenters betydning for vannkvalitet og som sekundær forurensningskilde, er blitt svært vanlig i USA (Prof. U. Förstner, pers. komm.). Dette forutsetter at K_{OC} -verdiene er pålitelige og almenngyldige.

Ved fysisk forstyrrelse av sedimenter, kan det i tillegg til frigjørelse av porevann, skje en oksydasjon av reduserte forbindelser og/eller desorpsjon av miljøgifter fra små partikler. Grensen mellom oksygen og sulfid i sedimenter ligger ofte svært nær sedimentoverflaten, slik at en mudring vil virvle opp reduserende sedimenter. Dette fører til en umiddelbar oksydasjon av oksyderbare forbindelser (f.eks. Fe og Mn). Jern og mangan kan ofte spille en viktig rolle ved medfelling av andre metaller, slik at løste metaller reabsorberes til partikler og sedimenterer (M. Kersten, pers. komm.).

Desorpsjon av miljøgifter fra partikler som virvles opp kan skje fordi kontaktflaten mellom vann og partikkel øker og delvis som følge av en pH-forandring. Det er grunn til å tro at denne desorpsjonen er av kortvarig art og at adsorpsjon og desorpsjon veksler. Dette er fremstilt i figur 2.



Figur 2. Frigivelse av løst kvikksølv fra resuspenderte sedimenter fra Mobile Bay. Reduksjonen skyldes reabsorpsjon til partikler (etter Lindberg et al., 1975).

5. MILJØPROBLEMER VED DUMPING, MED SÆRLIG HENBLIKK PÅ FRIERFJORDEN

Diskusjonen begrenser seg til dumping av muddermasser i det marine miljø. Landdeponering og eventuelt behandling av mudder vil bli diskutert i neste rapport innenfor dette prosjektet (fase 2).

5.1 Spredning av muddermasser

Grad av spredning av muddermasser på selve deponeringsstedet vil i stor grad avhenge av måten selve dumpingene foregår på og massenes beskaffenhet. Dumpingen fra lekter vil nødvendigvis føre til at hele vannsøylen på dumpestedet vil bli påvirket. Spredningen horisontalt i vannmassen vil avhenge av strømforholdene på stedet. I en terskelfjord som Frierfjorden vil vannbevegelser under terskeldyp være minimale, med unntak av perioder med dypvannsutsiftning. For å unngå stor horisontal spredning er det viktig å unngå tilførsler til brakkvannslaget (over sprangsjiktet). Det betyr at ideelt sett bør muddermassene tilføres vannmassene under 6 - 7 m dyp, men aller helst burde muddermassene deponeres direkte ned i den anoksiske delen av vannsøylen. Dette vil kreve et annet teknisk opplegg enn det som har vært brukt hittil.

Hvis muddermassene er betydelig kohesive, vil lasten i mudringslekteren ofte synke som store blokker. Det betyr at synkehastigheten vil bli svært høy og at det vil bli liten mulighet til horisontal spredning av partikler i vannmassen. Til gjengjeld vil det bli en del oppvirvling av sedimenter på bunnen når disse "mudder-blokkene" treffer sedimentet. Ettersom Frierfjord-bassenget er et stagnant basseng, vil det være ubetydelige vannbevegelser i bunnvannet, og det materialet som virvles opp under dumpingene vil sedimentere omtrent på samme sted når forstyrrelsen opphører.

Figur 3 viser en skisse av hvordan man tenker seg at dumping fra lekter arter seg.

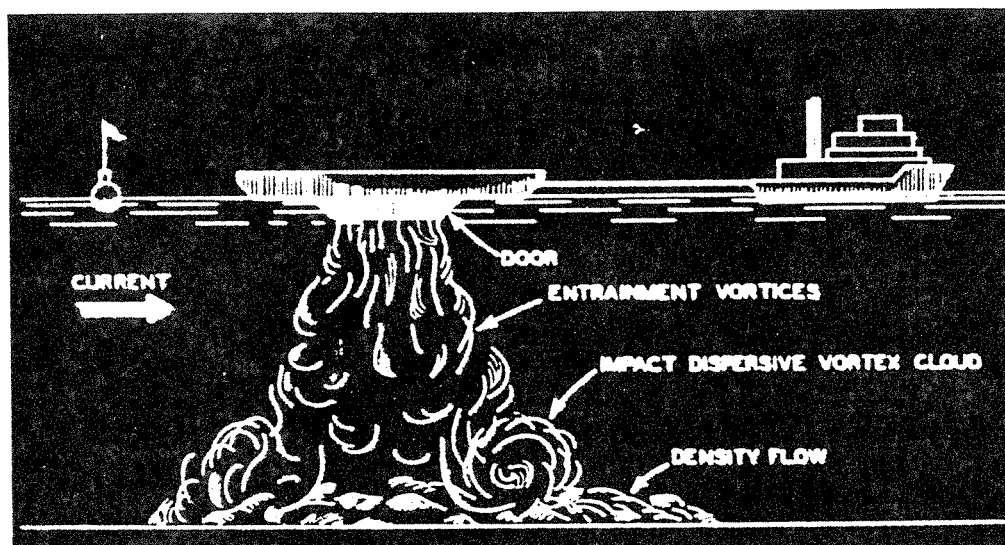


DIAGRAM OF AN OFFSHORE DROP shows settling tendencies of dredged material dumped at sea. Most stays right where it's dropped.

Figur 3. Dumping fra lekter (etter McDonald, 1980).

5.2 Innvirkning på bunnfaunaen

På dumpestedet vil en eventuell bunnfauna bli sterkt påvirket som følge av nedslamming (hypersedimentering). Denne effekten ville oppstå uavhengig av type materiale som deponeres på bunnen. Dyrene som lever i sedimentet vil bli fullstendig begravd og vil forbindelser eller desorpsjon fra små partikler. Redoks-flaten i trolig omkomme på grunn av oksygenmangel. I Frierfjordbassenget, som er anoksisk, eksisterer det ikke bunnlevende organismer, slik at denne problemstillingen ikke er relevant.

Ved dumping av miljøgiftig mudder, kan man tenke seg at organismer som lever i sedimenter i ytterkanten av dumpeområdet påvirkes av partikler med høyt miljøgiftinnhold. Dette er heller ikke relevant for Frierfjordbassenget ettersom dumpingene foregår på ca. 90 m dyp, mens Frierfjorden stort sett er anoksisk under 60 m dyp og sedimentene er abiotiske.

5.3 Utveksling av stoffer mellom sediment og vann

Etter at muddermassene har sedimentert på dumpstedet, melder spørsmålet seg om miljøgifter som befinner seg i mudderet kan frigjøres og tilbakeføres til vannmassene. Denne tilbakeføringen av løste stoffer kan skje på følgende måter:

- (i) Diffusjon via porevann.
- (ii) Adveksjon av porevann
- (iii) Oppvirvling av mudder og frigivelse av forurenset porevann.
- (iv) Oppvirvling av partikler og desorpsjon av miljøgifter.

Den molekylære diffusjon av uorganiske og organiske miljøgifter fra sediment til overliggende vann er en langsom prosess. Av den grunn er det målt meget lave utlekkingsrater ved eksperimenter hvor sedimentene ikke forstyrres fysisk (Skei et al., 1987; 1989). Det er liten grunn til å tro at den diffusive transporten av forurensende stoffer fra sediment til vann har noen økologisk betydning, selv ikke under oksiske forhold. I Frierfjordbassenget er sedimentene anoksiske og konsentrasjonene av metaller (med unntak av Fe og Mn) i porevannet må forventes å være lavere enn i oksiske sediment. Det skyldes at en rekke metaller danner tungtløselige sulfider. Konsentrasjonene i porevannet blir lave og dermed også den diffusive transporten ut av sedimentet.

Den advektive transporten av porevann skjer som følge av kompaksjon i sedimentene. Det fører til en squeezing av porevann mot overflaten av sedimentene, men neppe ut av sedimentene i noen stor grad.

Eksperimenter har, som tidligere nevnt, vist at oppvirvling av forurensede sediment fører til frigivelse av porevann. Ved deponering av forurensede masser, velger man et sted hvor akkumulasjon dominerer, dvs. et sted hvor sjansen for oppvirvling og transport er liten. Dypbassenget i Frierfjorden har typisk akkumulasjonsbunn. Ved fravær av organismer vil oppvirvling kun skje ved dypvannsfornyelser, fremtidig dumping av masser og ved oppankring av fartøyer som venter på å losse eller laste. Men ettersom forholdene på bunnen er anoksiske, er det lite trolig at selv ved de mulige forstyrrelsene som er nevnt ovenfor, vil frigivelse av porevann bety noe vesentlig.

Desorpsjon av miljøgifter fra partikler som virvles opp kan være et problem under oksiske forhold, spesielt hvis anoksiske sedimenter virvles opp og eksponeres for oksygen (M. Kersten, pers. komm.). Dette kan tenkes å skje ved dypvannsfornyelser i Frierfjorden. Imidlertid tyder eksperimenter på at miljøgifter som frigis raskt reabsorberes til partikler (Lindberg et al., 1975). Av den grunn er det vanskelig å forestille seg at dette skal ha noen stor miljømessig konsekvens.

Undersøkelser som Prause et al. (1985) gjorde i Tyskland på mobilisering av bly og kadmium fra muddermasser, viste at kationebytting ikke spiller noen rolle. Kadmium knyttet til organisk materiale ble imidlertid frigitt som følge av bakteriell nedbrytning av organisk stoff. Ved tilsats av antibiotika ble frigivelsen av kadmium sterkt redusert fordi dette hindret mikrobiell aktivitet (Prause et al., 1985). Mobiliseringen av kadmium øker også ved høyere saltholdigheter på grunn av dannelse av løselige klorkomplekser. Ved mudring i Frierfjorden på 8 - 10 m vanddyp og deponering i dypbassenget, vil saltholdigheten øke noe, men økningen antas å være for liten til å ha noen betydning for ytterligere dannelse av Cd-klorkomplekser.

5.4 Langsiktige påvirkninger

De primære miljøproblemer knyttet til spredning av muddermasser (5.1), innvirkning på bunnfaunaen (5.2) og utveksling av stoffer mellom sediment og vann (5.3), er problemer som oppstår spontant når muddermasser dumpes. De langsiktige virkninger er vanskeligere å skalere fordi man ikke har eksperimenter å støtte seg til.

Med tiden vil det skje en gradvis overdekning med naturlige sedimenter og etablering av ny bunnfauna. Det siste er ikke relevant med hensyn til Frierfjordbassenget under forutsetning av at bassenget vil forbli anoksiske i fremtiden. Den naturlige sediment-tilveksten i Frierfjorden er ifølge nyere målinger 3 - 7 mm pr. år (Næs og Oug, 1991). Hvis tilveksten i dypbassenget er 5 mm pr. år, vil det ta 10 år for å etablere et lag på 5 cm. Det bør imidlertid bemerkes at ved alle mudringsoperasjoner vil det mest forurensede sedimentet deponeres først (topplaget), som så overdekkes med mindre forurenset masse. I tillegg vil de massene som mudres i fremtiden gradvis bli mindre forurenset ettersom utslippene reduseres. Det betyr at naturlig overdekning ikke vil være noen kritisk faktor i fremtiden.

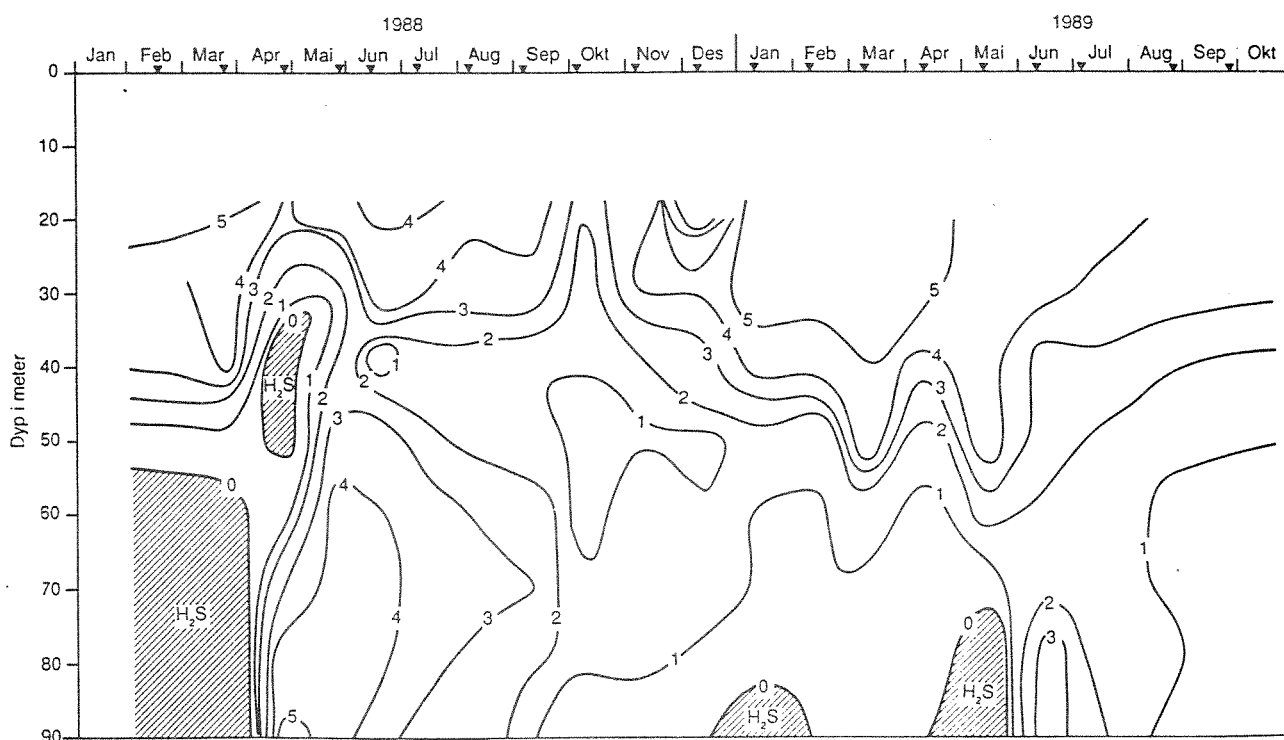
I dagens situasjon er de massene som befinner seg ved Norsk Hydros

kaianlegg betydelig forurenset både av kvikksølv og klororganiske forbindelser. Konsentrasjonen av kvikksølv i muddermassene varierer mellom 0.2 og 14.9 mg/kg tørt sediment (gj.snitt: 4.5 mg/kg, n=12) og HCB mellom 158 og 2442 (gj.snitt: 1060 µg/kg, n=9). I henhold til Knutzen og Skei (1990)'s forslag til sedimentkvalitetskriterier, er disse muddermassene sterkt forurenset. Konsentrasjonene er mye høyere enn i sedimenter som befinner seg i bassenget. I overflatesedimentene i dypbassenget ble det i 1989 målt gjennomsnittlig 1.2 mg/kg kvikksølv (n=5) og 886 µg/kg HCB (n=5) (Næs og Oug, 1991). Imidlertid er miljøkonsekvensene av forurensete sedimenter på 10 m vanddyb betydelig større enn på 90 m dyp i det anoksiske bassenget. På grunt vann er det oksiske forhold med bioturbasjon, fisk og skalledyr og risiko for fysiske forstyrrelser av skipstrafikk (propellvann) og sterkere strøm. I den sammenheng vil forurensete muddermasser utøve en mye større trussel når de ligger i kaiområdene enn i dypbassenget.

Størst usikkerhet omkring langsiktige effekter av å benytte Frierfjordbassenget som deponeringssted for muddermasser, er om bassenget vil forbli anoksisk i fremtiden. Hvis et skifte i redoksforhold skulle skje, slik at bunnvannet ble oksisk mer eller mindre permanent, vil bunnlevende organismer kunne etablere seg. Hvis det skjer, vil disse organismene kunne akkumulere miljøgifter som i neste omgang kan være føde for fisk. I denne sammenheng er dette en uønsket situasjon. For at Frierfjorden skal forvandles fra en anoksisk fjord til en permanent oksisk fjord, må tilførselen av organisk materiale endres dramatisk, eventuelt at det skjer en klimaendring som totalt forandrer det hydrografiske bildet, eller at man beslutter å øke vannutskiftningen ved f.eks. å føre store mengder avløpsvann ned i bassengvannet. Seismiske undersøkelser utført av Norsk Geoteknisk Institutt i 70-årene antydte et sedimentlag på ca. 15 m i Frierbassenget, som er avsatt etter siste istid. Under dette laget ligger 60 - 90 m hardpakkede glasiøle sedimenter (Skei, 1975). De øvre 25 - 30 cm av sedimentet (målt i 1975) er anoksisk, og det er antydte at Frierfjorden har vært anoksisk siden midt på 1800-tallet (Skei, 1975). Dypvannsutskiftninger i Frierfjorden har variert over tid både med hensyn til frekvens og styrke. I 1988 - 89 var det lange perioder med oksygen i bunnvannet (Molvær og Stigebrandt, 1991). Etter dypvannsutskiftningen våren 1988 var det oksygen i bunnvannet i hele 8 måneder (fig. 4). Det bør imidlertid påpekes at i store deler av denne perioden var det dårlige eller kritiske oksygenforhold under 80 m vanddyb, slik at det neppe gir grunnlag for større biologisk aktivitet.

I lys av de tiltak som nå gjøres for å begrense industriutslipp, må vi forvente at muddermasser om ca. 10 år vil være langt mindre forurenset

enn idag. Det betyr at under forutsetning av at dypbassenget i Frierfjorden forblir hovedsakelig anoksisk i neste 10-årsperiode, vil konsekvenser av en eventuell oksygenering etter år 2000 neppe spille noen rolle for de muddermasser som ligger i bassenget. Dette er fordi muddermassene da er overdekket med minimum 5 cm med uforurensede sedimenter.



Figur 4. Oksygenkonsentrasjon i Frierfjordens dypvann i tidsrommet februar 1988 - august 1989.

> 3.5 mlO/l: tilfredsstillende

2 - 3.5 mlO/l: kritisk

0 - 2 mlO/l: kritisk

(etter Molvær og Stigebrandt, 1991).

6. OVERVÅKINGSSTRATEGI

Det man primært ønsker å overvåke i forbindelse med mudring/dumping er følgende:

- (i) Spredning av mudder på mudrings- og dumpested.
- (ii) Mobilisering (utløsning) av miljøgifter fra mudderet.
- (iii) Biologiske effekter (opptak av miljøgifter i organismer og mudderets giftighet).

De erfaringer man har fra tidligere overvåking i Frierfjord-området (Norsk Hydro, 1980; 1982; Molvær og Skei, 1986; Skei, 1989) og erfaringer fra utlandet (U. Förstner, M. Donze, pers. medd.) er at det er vanskelig å observere betydelige miljøeffekter av slike operasjoner. Det skyldes at effektene er kortvarige og lokale og at tradisjonelle måleopplegg ikke er istand til å registrere disse effektene. Det er dessuten vanskelig å foreslå en overvåkingsstrategi for mudring og dumping som er generell og anvendelig ved alle anledninger. Det må derfor velges en lokal tilpasset overvåking.

Det forutsettes at man i utgangspunktet velger en mudrings- og dumpeteknologi som bidrar til følgende:

- (i) Minst mulig oppvirvling av masser på mudringsstedet.
- (ii) Raskest mulig overføring av muddermassene til bunnen hvor deponeringen skal finne sted.

Det er alment akseptert at en viss forurensning vil skje i dumpeområdet, kanskje spesielt i mudringsområdet, men at den er lokal og kortvarig. I den sammenheng er det av liten interesse å gjøre målinger i disse områdene mens mudre- og dumpeaktiviteten pågår. I Frierfjorden vil det være vesentlig å fastslå om det skjer en økning i transporten av forurensende stoffer ut av Frierfjorden. Det kan således være aktuelt å måle på vannmassenes innhold av kvikksølv og klororganiske forbindelser på en stasjon i Brevikstrømmen før, under og etter mudringen (analyser av løste og partikulære forbindelser). Dette vil være tilstrekkelig for å kunne registrere eventuell uønsket transport av forurensning ut i det ytre fjordområdet.

Ved større mudringer (50 - 100.000 m³) bør også nivåene av miljøgifter i blåskjell i Breviksområdet måles før og etter mudring.

I utlandet er det nå en økt interesse for å teste sedimentenes giftighet overfor organismer i tilknytning til mudring (Alden and Young, 1982; Förstner, 1990; Long, 1989). I Belgia og Holland er nå tokstesting av sedimenter i ferd med å inngå som rutine ved karakterisering av sedimenter som skal mudres, på lik linje med kjemisk karakterisering. Et testapparat for tokstesting av sedimenter er under utvikling i Norge (Källqvist og Skei, 1990), og dette burde også kunne brukes når muddermasser skal karakteriseres.

En overvåkingsstrategi for Frier-området kunne bestå i følgende elementer:

- (i) Muddermassene kartlegges mht. mengde, innhold av miljøgifter, vanninnhold, % < 63 μm og organisk karbon. I tillegg gjøres tokstester for å klassifisere mudderets giftighet.
- (ii) Oksygenforholdene i bunnvannet på dumpestedet sjekkes. I den grad det er mulig, velges tidspunkt for dumping når hydrogensulfid er tilstede i bunnvannet. Perioder når dypvannsutskiftning pågår, må unngås.
- (iii) På en stasjon i Breviksundet måles vannets innhold av kvikksølv og heksaklorbenzen (m.m.) før, under og etter mudringsoperasjonen. Vannprøver tas i overflaten, nær sprangsjiktet, ved midlere dyp og nær bunnen (4 prøver).
- (iv) Ved større mudreoperasjoner av forurensede masser (50 - 100.00 m^3), bør nivået av miljøgifter i blåskjell ved Brevikområdet måles før og etter mudring.

7. REFERANSER

- Alden, R.W. og Young, R.J. (1982). Open ocean disposal of materials dredged from a highly industrialized estuary: An evaluation of potential lethal effects. *Arch.Environm.Contam.Toxicol.*, 11: 567-576.
- Blomqvist, S. (1982). Ekologiska bedömningsgrunder för mudring och muddertipping. Statens naturvårdsverk PM 1613, 113 s.
- Donze, M. (1991). Aquatic pollution and dredging in the European community. Delwel Publ., 184 p.
- d'Angremond, K., de Jong, A.J. og de Waard, C.P. (1984). Dredging of polluted sediment in the first petroleum harbour, Rotterdam. US-Netherlands Memorandum of Understanding. Vicksburg, 169-190.
- Förstner, U. (1990). Bewertung sedimentbezogener Massnahmen in Ästuar- und Küstengewässern der Bundesrepublik Deutschland. *Wasser + Boden*, 8: 508-512.
- Hampel, H.J., Mehrling, P. og Kröning, H. (1991). Mechanical and thermal treatment of dredged material to produce ceramic pellets. Manuscript in prep.
- Jansen, A., (1987). Criteria for sediments. In: Application and interpretation bioassay and biomonitoring: A planning document. S.H. Kay and J.M. Marquenie, eds. Report no. R 87/266. London: European Research Office of the United States Army. pp.4-48-4-52.
- Källqvist, T. og Skei, J. (1990). Testing av forurensede marine sedimenter. Klassifisering og giftighet. NIVA-rapport 0-89157 (l.nr. 2449), 40 s.
- Konieczny, R., Knutzen, J. og Skei, J. (1991). Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 2: Forsøk med utlekking av polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner, andre klororganiske stoffer og kvikksølv. NIVA-rapport 0-895902/E-90406, in prep.
- Lindberg, S.E., Andren, A.W. og Harris, R.C. (1975). Geochemistry of mercury in the estuarine environment. In: L.E. Cronin (ed.) *Estuarine Research*, vol. I, 64-107. Chemistry, Biology and the Estuarine System, Academic Press, Inc.

- Long, E.R. (1989). The use of the sediment quality triad in classification of sediment contamination. Contaminated Marine Sediments - Assessment and Remediation, N.R.C., 78-100.
- McDonald, B. (1980). Dredge now or die later. Mar.Eng., 85: 34-37.
- Molvær, J. og Skei, J. (1986). Undersøkelser av spredning av kvikksølv i vannmassene i Porsgrunn Fabrikkers havneområde. NIVA-rapport 0-86106 (l.nr. 1882), 30 s.
- Molvær, J. og Stigebrandt, A. (1991). Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988 - 89. Delrapport 3. Vannutskifting i fjordene. NIVA-rapport 0-8000373 (in prep.).
- Mueller, G. (1989). Chemical decontamination of dredged materials, soils, industrial sludges and other materials contaminated with heavy metals. In: The Harbour - An ecological challenge, Hamburg (eds.) D.Derksen et al.
- Norsk Hydro (1980). Resipientovervåking ved mudring ved Elkem-Spigerverket, PEA og Porsgrunn Fabrikker i mars - april 1979. 28 s. + bilag.
- Norsk Hydro (1982). Mudring i Porsgrunn Fabrikkers havneområde mai - juni 1982. Resultater fra resipientovervåkingen. 22 s. + bilag.
- Norsk Hydro (1986). Mudring ved PF våren 1986. Rapport fra resipientovervåkingen. 86-0712, 5 s. + vedlegg.
- Næs, K. og Oug, E. (1991). Sedimentenes betydning for forurensnings-tilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 1: Konsentrasjon og mengder av klororganiske forbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner, kvikksølv og pyrolyseolje. NIVA-rapport, in prep.
- Pavlou, S.P. (1987). The use of equilibrium partitioning approach in determining safe levels of contaminants in marine sediments. In: Fate and effects of sediment-bound chemicals in aquatic systems. Dickson, K.L., Maki, A.W. og Brungs, W.A. (eds.), s. 388-412.

- Peddicord, R.K. (1987). Overview of the influence of dredging and dredged material disposal on the fate and effects of sediment-associated chemicals. In: Fate and effects of sediment-bound chemicals in aquatic systems. Dickson, K.L., Maki, A.W. og Brungs, W.A. (eds.), s. 317-326.
- Prause, B., Rehm, E. og Schulz-Baldes, M. (1985). The remobilization of Pb and Cd from contaminated dredge spoil after dumping in the marine environment. *Env.Technol.Lett.*, 6: 261-266.
- Shouten, C.J. og Rang, M.C. (1989). Ceramic processing of polluted dredged mud. *Hydrobiologia*, 176/177: 419-430.
- Skei, J. (1975). Resipientundersøkelse av Nedre Skienselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Rapport nr. 3. Fremdriftsrapport fra de sedimentgeokjemiske undersøkelsene i juli 1975. NIVA-rapport 0-111/70, 60 s.
- Skei, J. (1989). Mudring ved Tinfos-kaia, Porsgrunn. Målinger i vannmassen. NIVA-rapport 0-89130 (l.nr. 2282), 13 s.
- Skei, J. (1991). Hot spot sediment. Are remedial measure required and how? *Hydrobiologia*, in press.
- Skei, J., Pedersen, A., Berge, J.A., Bakke, T. og Næs, K. (1987). Indre Sørfjord. Sedimentenes betydning for metallforurensning i miljøet. Muligheter og behov for tiltak. Fase 2. Kvantifisering av utlekking av tungmetaller fra forurensede sedimenter. NIVA-rapport 0-87005, 101 s.
- Skei, J., Pedersen, A., Bakke, T. og Berge, J.A. (1989). Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 4: Utlekking av kvikksølv og klororganiske forbindelser fra sedimentene, bioturbasjon og biotilgjengelighet. (Eksperimentelt arbeid på Solbergstrand). NIVA-rapport 0-8806804 (l.nr. 2196), 114 s.

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69, 0808 Oslo