Opprydding av forurensede sedimenter i Tromsø havn

Tiltaksmetoder

20031024-1 12 januar 2004

Ved elektronisk overføring kan det ikke garanteres for konfidensialiteten eller autentisiteten av dette dokumentet. Adressaten bør vurdere denne risikoen og ta fullt ansvar for bruk av dette dokumentet.

Dokumentet må ikke benyttes i utdrag eller til andre formål enn det dokumentet omhandler. Dokumentet må ikke reproduseres eller leveres til tredjemann uten eiers samtykke. Dokumentet må ikke endres uten samtykke fra NGI.

Neither the confidentiality nor the integrity of this document can be guaranteed following electronic transmission. The addressee should consider this risk and take full responsibility for use of this document.

This document shall not be used in parts, or for other purposes than the document deals with. The document shall not be copied, in parts or in whole, or be given to a third party without the proprietor's consent. No changes or amendments to the document shall be made without consent from NGI.

NGI

Opprydding av forurensede sedimenter i Tromsø havn

Tiltaksmetoder

20031024-1 12 januar 2004

Oppdragsgiver: **Akvaplan-niva**

Kontaktperson: Anita Evenset
Kontraktreferanse: APN414.2508/AE/rv, datert 13.juni 2003

For Norges Geotekniske Institutt

Prosjektleder:
Arne Pettersen

Rapport utarbeidet av:
Arne Pettersen

Kontrollert av:
Amy Oen

Arbeid også utført av:
Ørjan Nerland

Postal address: P.O. Box 3930 Ullevaal Stadion, N-0806 OSLO, NORWAY
Street address: Sognsveien 72, OSLO
Internet: http://www.ngi.no
Telephone: (+47) 22 02 30 00
Telefax: (+47) 22 23 04 48
e -mail: ngi@ngi.no
Postal account: 0814 51 60643
Bank account: 5096 05 01281
Business No. 958 254 318 MVA

BS EN ISO 9001, Certified by BSI, Registration No. FS 32989

Sammendrag

Tromsø Havn er sammen med Trondheim, Sandefjord, Kristiansand og Horten pilotprosjekt for opprydding av forurensede sedimenter. Et av målene for pilotprosjektene er å skaffe mer kunnskap om hvordan opprydding av havnesedimenter best kan organiseres og gjennomføres.

Norges Geotekniske Institutt (NGI) er engasjert av Akvaplan-niva for å vurdere mulige tiltak for opprydding i sedimentene.
NGI skal også sammenstille eksisterende geotekniske data, slik at disse er tilgjengelige i en senere fase når gjennomførbarheten av ulike tiltaksalternativer skal vurderes.

For å kunne vurdere den totale miljøeffekten ved valg av tiltaksmetoder bør det brukes et risikobasert system for kost-nytte vurdering. Dette systemet er utviklet av NGI for å vurdere kost-nytte til ulike tiltak i forurenset grunn og sedimenter (NGI, 2003), og beskrevet i denne rapporten. Systemet inkluderer to elementer, tiltakseffektivitet og kostnadseffektivitet.

Titaksmetoder som tildekking, mudring, deponering på land, strandkantdeponi, undervannsdeponi og behandling diskuteres. Nyere erfaringer fra Norge på dette området er presentert.

Innhold

1 INNLEDNING 4

2 KOST-NYTTE VURDERING 4
2.1 Valg av spredning av miljøgifter som miljøindikator for tiltak 4
2.2 Spredningsveier 8
2.3 Kostnadseffektivitet 8

3 MULIGE TILTAKSMETODER 9
3.1 Tildekking 10
3.2 Mudring 11
3.3 Deponering 12
3.4 Behandling 14

4 UTBYGGINGSPLANER I TROMSØ HAVN 15

5 AKTIVE KILDER PÅ LAND 16

6 SAMMENDRAG AV EKSISTERENDE GEOTEKNISKE DATA 17
6.1 Lokaliteter 17

7 OPPSUMMERING OG KONKLUSJON 18

8 REFERANSER 18

Figur 1 Forekomst av miljøgifter i jord og sediment og påvirkning på menneskers livskvalitet. Side 5.
Figur 2 Teoretisk forhold mellom omfang og effekt av tiltak i forurenset grunn. Side 6.
Figur 3 Illustrasjon av spredning av miljøgifter før, under og etter tiltak. Side 7.
Figur 4 Illustrasjon av mulige spredningsveier før tiltak. Side 8.
Figur 5 Alternative tiltaksmetoder. Side 9.
Figur 6 Hjulstrøms diagram-strømhastighet mot kornstørrelse. Side 11.
Figur 7 Kart områder med geoteknisk prøvetakning og analyse. Side 21

Vedlegg 1 Eksempler på spredningsveier for ulike tiltaksmetoder

Kontroll- og referanseside

1 INNLEDNING

Tromsø Havn er sammen med Trondheim, Sandefjord, Kristiansand og Horten pilotprosjekt for opprydding av forurensede sedimenter. Et av målene for pilotprosjektene er å skaffe mer kunnskap om hvordan opprydding av havnesedimenter best kan organiseres og gjennomføres.

I Tromsø Havn utarbeides det en risikovurdering basert på biologiske effektstudier. Det foreligger i tillegg kjemiske screening analyser av sedimentet fra deler av området.

Norges Geotekniske Institutt (NGI) er engasjert av Akvaplan-niva for å vurdere mulige tiltak for opprydding i sedimentene.

NGI skal også sammenstille eksisterende geotekniske data, slik at disse er tilgjengelige i en senere fase når gjennomførbarheten av ulike tiltaksalternativer skal vurderes.

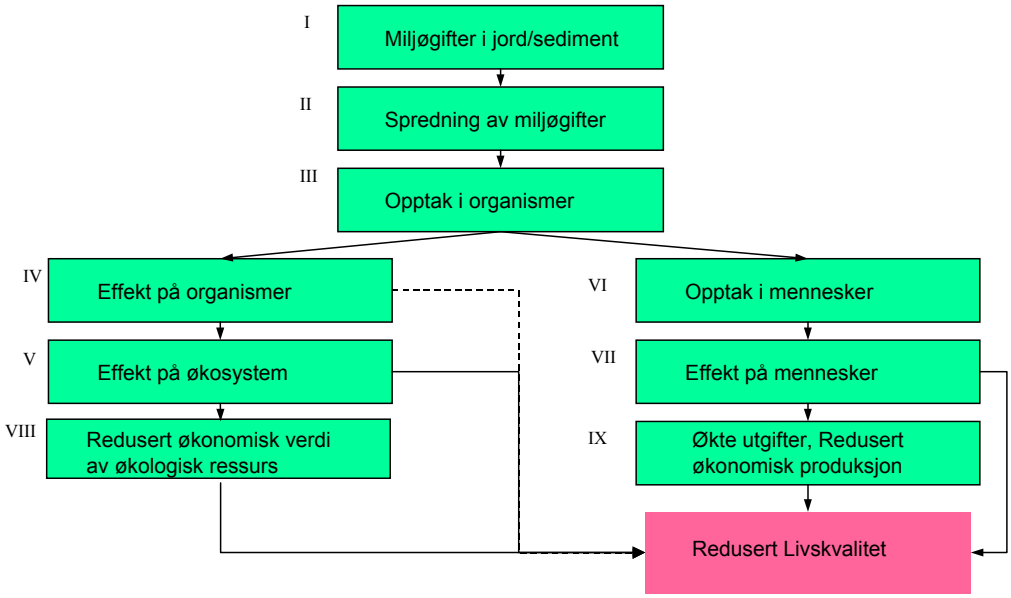
2 KOST-NYTTE VURDERING

For å kunne vurdere den totale miljøeffekten ved valg av tiltaksmetoder bør det brukes et risikobasert system for kost-nytte vurdering. Dette systemet er utviklet av NGI for å vurdere kost-nytte til ulike tiltak i forurenset grunn og sedimenter (NGI, 2003), og beskrevet nedenfor. Systemet inkluderer to elementer, tiltakseffektivitet og kostnadseffektivitet.

2.1 Valg av spredning av miljøgifter som miljøindikator for tiltak

Figur 1 er en skjematisk fremstilling av hvordan miljøgifter i jord og sedimenter kan påvirke menneskers livskvalitet. Ved alle nivåene I – IX kan det gjøres kvantifiseringer ved valg av en miljøindikator som sier noe om risiko for negativ påvirkning på menneskers livskvalitet.

Øverst i hierarkiet (nederst på fig. 1) er utsagnskraften om betydningen av en forurensning stor, men det er også meget stor usikkerhet knyttet til kvantifisering av disse effektene både for eksisterende forurensninger, og enda større usikkerhet ved kvantifisering av effekt etter planlagte tiltak. Nederst i hierarkiet (øverst på fig. 1) er utsagnskraften mindre, men metodene for kvantifisering er gode.

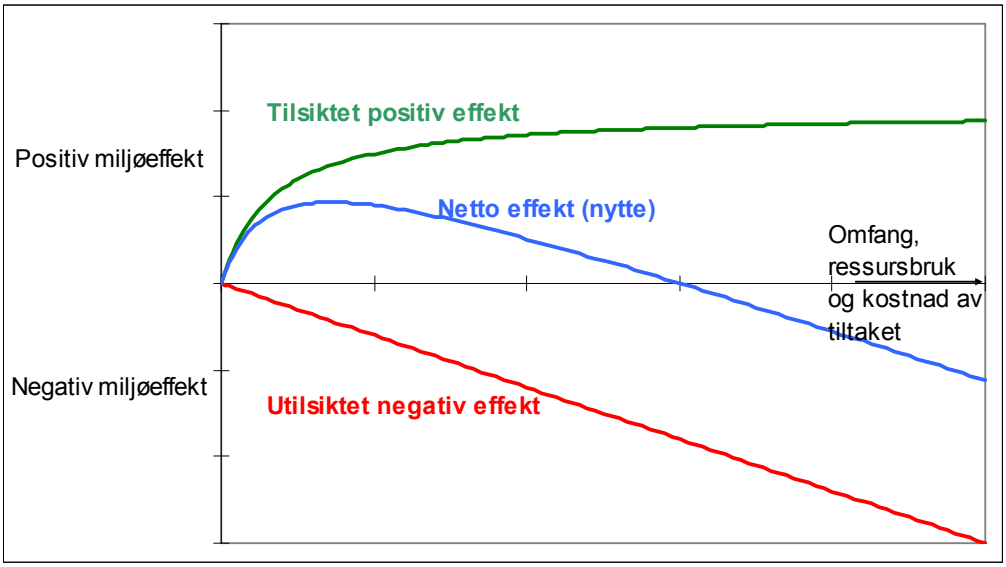


Figur 1 Forekomst av miljøgifter i jord og sedimenter og påvirkning på menneskers livskvalitet

Tiltak som er en del av oppryddingsprosjekter har oftest til hensikt å stoppe eller begrense mekanismer som bidrar til spredning av miljøgifter fra et forurenset område. Under gjennomføring av tiltak kan imidlertid mudring og håndtering av forurensede masser føre til økt spredning av miljøgifter. Omfanget av inngrepet i det forurensede området kan ha stor betydning for spredning under tiltaket. Et omfattende tiltak som innebærer oppgraving og transport av store massevolum kan føre til større spredning av miljøgifter gjennom avdamping, avrenning og sekundære utslipp i eksos (Devaull, 2001; SSB 2001), sammenlignet med mindre inngrep som håndterer forurensingen på stedet. Omfanget av tiltaket er også knyttet til energi og ressursbruken og til kostnaden av prosjektet. Figur 2 viser skjematisk framstilling av forholdet mellom omfanget av inngrepene og effekten av tiltaket.

Det er viktig å merke seg at den tilsiktede positive effekten av et tiltak ikke kan bli større enn effekten dersom all miljørisiko (evt. spredning av miljøgifter) knyttet til forurensningen er fjernet.

De utilsiktede negative effektene av tiltaket slik som diffuse utslipp fra bruk av maskiner og fartøyer eller fra økt utlekking ved forstyrrelser i forurenset jord og sediment vil på den annen side øke uten noen øvre grense. Dette betyr, som figuren illustrer, at det finnes en maksimal effekt man kan oppnå med et bestemt tiltak. Dersom man øker omfanget av tiltaket utover dette vil effekten av tiltaket bli mindre og tilslutt vil den totale effekten bli negativ.

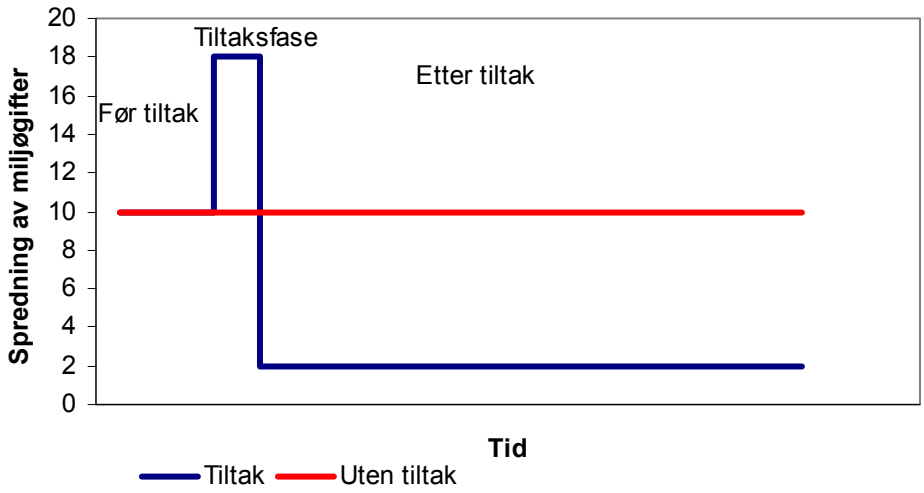


Figur 2 Teoretisk forhold mellom omfang og effekt i et tiltak i forurenset grunn

Kost-nytte vurderingen som er utviklet er basert på kvantifisering av tiltaks-effektivitet ved bruk av spredning av miljøgifter (nivå II i fig. 1) som miljøindikator. Spredning kan måles før tiltak gjennomføres og kan med enkle modeller beregnes for mange forskjellige spredningsveier som kan påvirkes av de ulike tiltaksalternativene. Spredning av miljøgifter kan dessuten måles under og etter at tiltaket er gjennomført for utvalgte spredningsveier for kontroll av tiltakets effekt.

Metoden tar utgangspunkt i at spredningen av miljøgifter vil være forskjellig i tre faser av håndteringen av forurenset grunn og forurensede sedimenter (fig. 3):

- **Før tiltak gjennomføres:** Stor spredning som motiverer planlegging av tiltak.
- **Under gjennomføring av tiltak:** Spredning, kan være større enn før tiltaket, men må holdes så lav som mulig.
- **Etter tiltak:** Sterk reduksjon i spredning av miljøgifter. Resterende spredning må være så lav at evt. økt spredning under gjennomføringen av tiltaket tjenes inn igjen innen rimelig tid.



Figur 3 Illustrasjon av spredning av miljøgifter før, under og etter tiltak

Tiltakseffektivitet kan utrykkes som reduksjon i spredning av miljøgifter fra forurensning over et gitt tidsrom:

$$Tiltakseffektivitet = 1 - \frac{\sum_{t=tiltakstart}^{t=X\ \text{år etter tiltaket}} \text{Spredning av miljøgifter}_{\text{under og etter tiltak}}}{\sum_{\text{t=tiltak}start}^{t=X\ \text{år etter tiltaket}} \text{Spredning av miljøgifter}_{\text{uten tiltak}}}$$

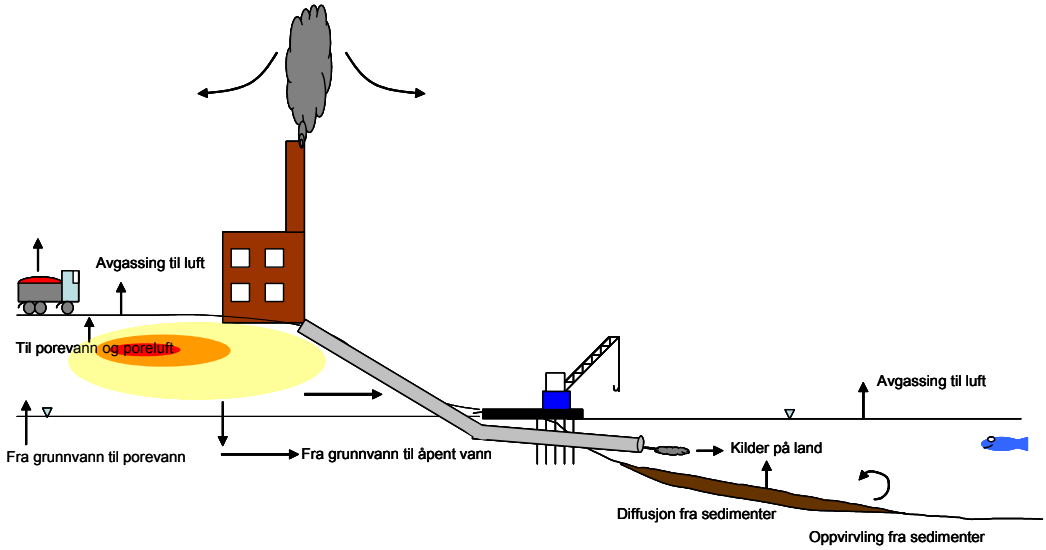
Det kan på denne måten vurderes om et tiltak har en positiv miljøeffekt (tiltakseffektivitet > 0) eller ikke. Ulike tiltak kan også vurderes opp mot hverandre ved å sammenligne miljøeffekt eller miljøgevinst.

Forutsetningen for denne metoden er at spredning av miljøgifter er proporsjonal med miljørisiko (skade på mennesker, organisme, samfunn eller økosystemer) og at miljørisiko er omvendt proporsjonal med nytte eller verdi. Den siste sammenhengen kan være vanskelig å påvise kvantitativt mellom miljørisiko og økonomisk verdi. Det er imidlertid liten tvil om at det er en klar kvalitativ sammenheng mellom redusert miljørisiko og psykologiske, politiske og økonomiske verdier (NOU, 1997).

En begrensning i denne metoden er at sammenligning bare kan gjøres for en og en miljøgift. Det er ikke mulig å sammenligne effekt av ulike miljøgifter mot hverandre. Det er også viktig å presisere at dette ikke er en risikovurdering; metoden beregner ikke fluks eller spredning akseptabelt for miljø, bare den relative endringen i spredning.

2.2 Spredningsveier

Figur 4 illustrerer ulike spredningsveier som kan være viktige ved forurensning i grunnen og i sedimenter.



Figur 4 Illustrasjon av mulige spredningsveier av miljøgifter før tiltak

Verktøyet som er utviklet for beregning av tiltakseffektivitet er basert på spredningsmodeller beskrevet av SFT (1999), Mackay (2001), Mackay og MacLeod (2002), NGI/NIVA (2000, 2003) og NGI (2001).

Ved bruk av dette verktøyet må det gjøres en grundig vurdering av hvilke spredningsmekanismer som er viktige, og deretter finne verdier fra litteraturen eller gjøre eksperimentelt arbeid for å kvantifisere spredningen via disse mekanismene. Definering av spredningsveier er avhenging av hver enkelt case. Eksempler på spredningsveiene for de mest aktuelle tiltaksmetoder for Tromsø Havn er tabulert i vedlegg 1.

2.3 Kostnadseffektivitet

Tiltakseffektiviteten tar ikke hensyn til kostnadene ved utførelsen av tiltaket. Ved å dele tiltakseffektiviteten på tiltakskostnadene finner man kostnadseffektiviteten. Det muliggjør en sammenlikning av de ulike tiltaksalternativene der også kostnadene er tatt hensyn til.

$$Kostnadseffektivitet_{Alt.i} = \frac{Tiltakseffektivitet_{Alt.i}}{Tiltakskostnader_{Alt.i}}$$

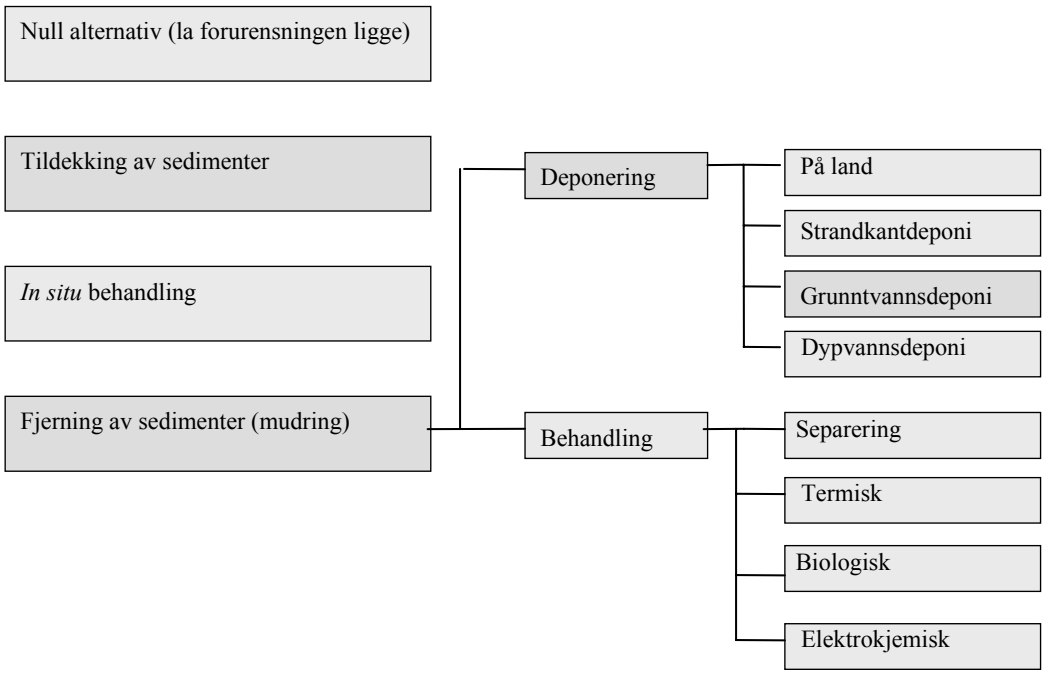
Tiltakseffektivitet eller miljøgevinst kvantifiseres som endring i en bestemt miljøindikator (f.eks. konsentrasjon i jord/sediment, spredning av miljøgifter, effekt på organismer, biodiversitet i økosystemet). Kostnader er definert som direkte tiltakskostnader og ikke verdsetting av eksterne virkninger.

Hvis tiltaket kan kombineres med andre aktiviteter (f.eks. vedlikeholdsmudring eller utvidelse av havnearealer) reduseres de direkte tiltakskostnadene.

3 MULIGE TILTAKSMETODER

Det er utarbeidet flere rapporter som presenterer de ulike tiltaksmetoder for forurensede sedimenter, IC/NGI/NIVA (2002), NGI (1995), SFT (2000). I dette kapittelet er det gitt en kort oppsummering av fordeler og ulemper ved de ulike metodene. Nyere erfaringer fra norske forhold er også tatt med, sammen en vurdering av metodene sett i forhold til de lokale forholdene i Tromsø Havn. Aktuelle tiltaksmetoder er

- Ingen tiltak (null-alternativet)
- Tildekking/isolering av sedimentene på stedet
- Behandling av sedimentene på stedet (in-situ behandling)
- Fjerning av sedimentene etterfulgt av deponering og/eller behandling



Figur 5: Alternative tiltaksmetoder

3.1 Tildekking

Tildekking av sedimenter er en metode der et lag med rene masser legges på det forurensede sedimentet. Massene kan legges ut fra en lekter, eller med en gravemaskin. Med satellittnavigasjon (GPS) kan det nøyaktig holdes rede på hvilke deler av sjøbunnen som er tildekket. Sand er en tildekkingsmasse som er vanlig i bruk. I forbindelse med utbyggingen av undersjøisk tunnel for E18 vurderes det om ren marine leire fra utbyggingen kan benyttes til tildekking av sedimenter.

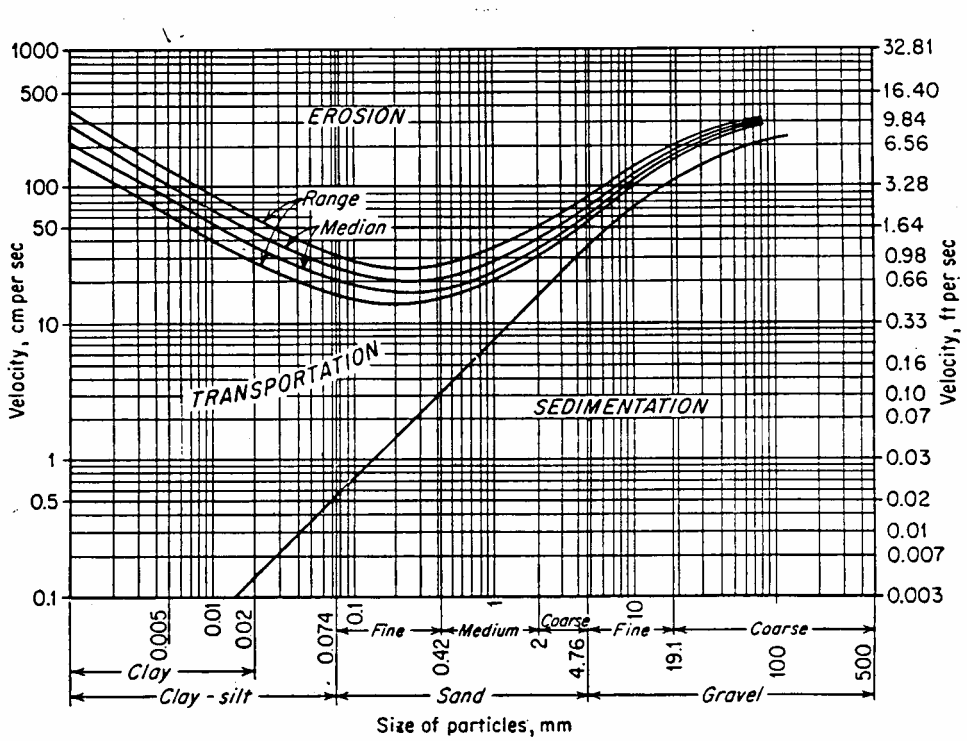
Et tildekkingslag forhindrer spredning av forurensede sedimenter på grunn av oppvirvling. Diffusjonen av miljøgifter fra sedimentet reduseres proporsjonalt med tykkelsen til tildekkingslaget. Materialegenskapene til tildekkingsmassen er en faktor som er dimensjonerende for tykkelsen til tildekkingslaget.

Tildekking av sedimentene er det tiltaksalternativet som ofte gir den høyeste tiltakseffektiviteten. Ved tildekking av sedimenter utenfor Lysaker viste overvåkningen at spredningen av miljøgifter på grunn av oppvirvling under tiltaket er neglisjerbart (NGI 2003 b). Dette er også observert under utfylling av masser i Drammen Havn, der sprengsteinmasser er dumpet på forurenset sjøbunn (NGI, 2002).

Bruk av tildekking som tiltaksmetode i havner har imidlertid en begrensning fordi dette kan komme i konflikt med kravet til seilingsdyp. Det vil også være krav om overvåkning etter at tiltaket er gjennomført.

I Kristiansandsfjorden er tildekking valgt som tiltaksmetode. Det er brukt lokale sandmasser som ble lagt ut i flere 5-10 cm tykke sjikt på grunn av det høye vanninnholdet i sedimentene (NGI, 2003 c). I Bjørvika i Oslo er det i forbindelse med utbygging av ny opera benyttet tildekkingslag av sand. Utenfor Lysaker i Oslo er hydrokarbonforurensede sedimenter dekket til med sandmasser. Dette tiltaksområdet ligger ved utløpet av Lysakerelven, noe som gir varierende strømstyrke gjennom året. Tiltakene utenfor Lysaker og i Kristiansand har vist at det er mulig å gjennomføre tildekking på skrånende sjøbunn uten at det er påvist utglidninger eller ras.

En utfordring ved Tromsø Havn er den sterke vannstrømmen i området, med strømhastighet opp til 1,8 m/sekund i Tromsøsundet. Tildekkingslaget vil derfor bli utsatt for erosjon hvis kornstørrelsen ikke er grov nok. Ut fra Hjulstrøms diagram (figur 6) kan det bestemmes hvilken kornstørrelse materialet må ha. Grove masser vil generelt være mindre effektive enn fine masser til å redusere diffusjonen av miljøgifter fra sedimentet. Dette kan kompenseres for ved å legge ut et tykkere lag med tildekkingsmasser. Det vil imidlertid øke kostnaden for tiltaksalternativet.



Figur 6 Hjulstrøms diagram – strømhastighet mot kornstørrelse

3.2 Mudring

Mudring er en metode for å fjerne de forurensede massene vekk fra tiltaksområdet. Metoden er utviklet for å gi seilingsdyp til anløpene skip. I de senere år er det utviklet mudringssystemer som er egnet til miljømudring ved at oppvirvling og spredning av forurensede sedimenter er redusert. Det er tilgjengelig egne kataloger med oversikt over eksisterende mudringsfartøyer. Mudringsteknikkene deles gjerne i to hovedgrupper, sugemudring og mudring med grabb. Fordelen med mudring er at det forurensede sedimentet fjernes fra tiltaksområdet. Dette krever imidlertid en disponering av massene i etterkant, i form av deponering eller behandling. Dette er beskrevet i punkt 3.3 og 3.3. I tabell 1 er det oppsummert hvordan noen miljømudringsmetoder er i forhold til søppel på havbunnen, oppvirvling under tiltak, og innblanding av vann i de mudrede massene.

Ulemper med mudring er at det medfører oppvirvling av forurensede sedimenter under tiltaksperioden. Oppvirvlingen varierer med mudringsutstyret som er i bruk og med kornstørrelsen til sedimentet som skal mudres. For siltig sediment er det angitt at 5-25 kg materiale oppvirvles per mudret kubikkmeter (Sanchez et al., 2002). Mudring av grovere sedimenter vil gi en mindre spredning. Mudring vil normalt medføre avbøtende tiltak i form av siltgardin rundt tiltaksområdet. Det vil trolig også være krav om overvåkning i tiltaksfasen. I Bjørvika er det pålagt bruk av siltgardin under tiltaksfasen. Det gjennomføres også en kontinuerlig overvåkning av turbiditet.

Sugemudring gir mindre oppvirvling enn bruk av grabb. Samtidig er grabb mindre følsom overfor større fremmedlegemer og søppel. En annen viktig forskjell er at sugemudring gir større innblanding av vann enn bruk av grabb eller pneuma pumpe. Dette er viktig fordi innblanding av vann vil medføre en avvanning av massene. Vannet vil typisk ha samme konsentrasjon som porevannet i sedimentet, noe som medfører at dette vannet ikke kan pumpes direkte tilbake til resipienten.

Tabell 1 Oppsummering mudringsmetoder

Mudringsmetode	Søppel	Innblanding av vann	Oppvirvling på mudringsstedet
Pneumametoden	Gir problemer	Liten innblanding	Liten
Watermaster (sugemudring med kuttehode)	Gir problemer	Stor innblanding	Liten
Miljøhav (sugemudring med vannspyling)	Problemer med store objekter	Stor innblanding	Liten
Grabbmudring	Mindre problemer	Liten innblanding	Noe

Pilotprosjektet i Sandefjord har erfart at det etter mudring er høye konsentrasjoner av miljøgifter i de øverste 0-2 cm av sedimentet. Dette er også erfart i prosjekter fra Nederland. Dette fenomenet kan skyldes aktive kilder. En annen forklaring er at finstoff i sedimentet oppvirvles under mudringen, og senere sedimenterer på sedimentoverflaten. Hvis forurensningene sitter på finstoffet kan det dermed observeres høyere konsentrasjoner i toppsjiktet etter mudring fordi det er blitt en oppkonsentrering ved at de grovere massene med mindre forurensning er fjernet.

I Sandefjord er det benyttet sugemudring med pneuma pumpe, watermaster (sugemudring med kuttehode) og sugemudring med vannspyling. I Bjørvika i Oslo og i Trondheim er det benyttet mudring med lukket grabb.

3.3 Deponering

Masser som er fjernet ved mudring må deponeres. Under er tre typer deponier presentert.

3.3.1 Strandkantdeponi

Et strandkantdeponi består av en barriere mot sjøen som de forurensede massene legges innenfor. Etter at deponiet er fylt dekkes det til.

Et strandkantdeponi kan etableres lokalt, og det kan være spesielt gunstig å vurdere dette når et havneområde skal bygges ut av kommersielle årsaker. Eksempler på det er utvinning av nye områder til industri- bolig- og havneformål.

Et strandkantdeponi vil kunne gi spredning tilbake til sjøen ved infiltrasjon av regnvann, og grunnvannsgjennomstrømning. Det vil oppstå en likevekt mellom de deponerte massene og vannet som strømmer gjennom deponiet, noe som gir en transport av miljøgifter ut av deponiet. Denne vannstrømmingen kan reduseres ved bl.a. å asfaltere området. Drenering i bakkant av deponiet kan avlede grunnvannsstrømmen.

Permeabiliteten til massene er avgjørende for hvor mye vann som vil passere gjennom deponiet. Fine masser (leire, silt) har lavere permeabilitet enn grove masser (sand). Permeabiliteten til massene kan reduseres ved stabilisering. Dette gjøres ved å tilføre sement og andre tilsattstoffer. En slik stabilisering vil også gi økt skjærstyrke for massene. Det er observert skjerstyrke over 350 kPa for sedimenter som i utgangspunktet har svært lav skjærstyrke (< 10 kPa). Kravene til skjærstyrke for byggeklar grunn er 150 kPa.
Hvis de mudrede massene er sandige vil det trolig ikke behøves stabilisering for å oppnå byggeklar grunn.

Tilsetting av bindemidler og tilsatsstoffer for stabilisering kan også gi mindre utlekking av miljøgifter. Imidlertid er erfaringene som er gjort på dette området flertydige. For enkelte miljøgifter observeres det en økning i mobilitet ved stabilisering (Laugesen et. al., 2003). Før det kan vurderes om det er hensiktsmessig å stabilisere masser fra Tromsø Havn må det utføres utlekkingstester for å bestemme i hvilken grad dette også er tilfellet for sedimenter fra Tromsø Havn.

Strandkantdeponi er benyttet ved Haakonsvern (Bergen), der ca 100 000 m^3 masser er fjernet fra et 320 000 m^2 stort område. Det nyetablerte arealet bl.a. brukes til parkeringsplasser. Pilotprosjektet i Trondheim Havn etablerer også strandkantdeponi, som er planlagt brukt til havneformål når det er ferdig NGI (2003 c). Hydro Porsgrunn Industripark utarbeider sammen Grenland Havnevesen og Eramet planer for å deponere mudrede sedimenter i et strandkantdeponi i Gunneklevfjorden (NGI, 2003 d, e, f).

I Tromsø Havn er det utbyggingsplaner for Prostneset, Breivika og Mack bryggerier. Disse er nærmere beskrevet i kapittel 4. Det kan være mulig å samkjøre disse utbyggingsplanene med en etablering av et strandkantdeponi. En slik samkjøring kan redusere kostnadene i forhold til en deponiløsning som kun er motivert fra et tiltaksperspektiv.
Det er imidlertid viktig å være klar over at prosjektering av tiltaket og søknadsprosessen overfor myndighetene er tidkrevende.

3.3.2 Undervannsdeponi

I et undervannsdeponi deponeres de mudrede massene under vann, og tildekkes med rene masser. På samme måte som ved tildekking (punkt 3.1) vil dette tildekkingslaget beskytte de deponerte massene mot erosjon. Diffusjon av stoffer fra det forurensede sedimentet vil reduseres av tildekkingslaget.

Et slikt tiltaksalternativ vil kreve utredninger om geoteknisk stabilitet i forhold til utglidning og erosjon. Det vil også kreves avbøtende tiltak under etableringen på grunn av oppvirvling fra de deponerte massene. Det vil trolig kreves overvåkning av depotet også etter at tiltaket er ferdig utført.

Deponering av forurensede masser under vann krever god kommunikasjon med opinionen. Miljøvernorganisasjonen Bellona har gått imot denne typen deponering, og har skapt overskrifter i pressen i forbindelse med bl.a. tiltakene i Sandefjord. Bellona har karakterisert undervannsdeponering som å "feie dritten under teppet". I Nederland er det erfart at det kan ta opp til 10 år å få aksept for undervannsdeponi (meddelt under presentasjon på sedimentseminar arrangert av miljøringen 19-20/11-2003).

I Sandefjord er det etablert et gruntvannsdeponi. Massene er pumpet inn i geotekstilposer, og dekket med rene masser. Resultatene fra overvåkning av deponiet så langt tyder på at det ikke er en spredning som er større enn antatt under prosjekteringen.

I Tromsø er det utfordringer på grunn av strømforholdene i området. Det må trolig lokaliseres en egnet vik med gunstige strømforhold. Tildekkingslaget må dimensjoneres på samme måte som skissert under punkt 3.1.

3.3.3 Deponering på land

Ved deponering på land overdras ansvaret for de forurensede sedimentene til en kompetent tredjeperson. Tiltakshaver vil dermed slippe kontroll, vedlikehold og ansvar for et etablert depot i tiden etter tiltaksperioden. Hvis det tiltaksområdet omfatter mindre volumer masser vil dette trolig gi en god kostnadseffektivitet. Kostnadene ved å deponere på land vil øke med avstanden til godkjent mottak. Erfaringen fra tiltaksplan Bergen Havn tilsier at det er få deponier som er villige til å ta imot forurensede sedimenter. I dag er det kun Langøya som er brukt til dette. En mulighet er å bygge landbasert deponi lokalt, for eksempel ved å sprenge ut egne fjellhaller.

3.4 Behandling

Behandling av forurensede sedimenter kan bestå av termisk nedbrytning (forbrenning) av organiske miljøgifter. Tungmetaller kan separeres ut ved elektrokjemiske prosesser. Det er også mulig å lages teglstein av sedimenter.

Sedimentene i Tromsø inneholder høye konsentrasjoner av enkelte tungmetaller, PAH, PCB, DDT og TBT. Dette gjør en behandling av sedimentene komplisert fordi disse stoffgruppene behøver ulike former for behandling, noe som gjør dette til en svært kostbar tiltaksmetode. Videre er slik teknologi for behandling i mindre grad utprøvd i storskala.
Separering av sand og grovere materiale fra sedimentet er en metode for å redusere volumet av masse som skal behandles. Dette er en metode som bl.a. brukes i Nederland. Denne metoden er også planlagt brukt av Pilotprosjektet i Trondheim Havn. Den utseparerte rene sandfraksjonen kan gjenbrukes til kommersielle formål. Kornfordelingsanalyse av sedimentene i Tromsø Havn viser at materialet har høyt innhold av sand. Det foreligger imidlertid ikke data på om det grove materialet inneholder miljøgifter.

4 UTBYGGINGSPLANER I TROMSØ HAVN

Det er flere utbyggingsprosjekter som planlegges i Tromsø havn. Disse er nevnt i punktene under. Det er mulig å knytte disse prosjektene til tiltak for de forurensede havnesedimentene. Utfylling for å skaffe nye arealer vil gi en tildekking av de forurensede masser som ligger på utbyggingsstedet. Videre er det mulig å etablere et strandkantdeponi som en del av massene som må tilkjøres for en slik utbygging. Ved å kombinere tiltak med disse utbyggingene som er motivert av andre kommersielle hensyn vil kostnadene for tiltaket kunne reduseres, og det kan oppnås en tilfredsstillende kostnadseffektivitet for tiltaket.

- Det skal bygges ny passasjerterminal ved Prostneset. Planene omfatter utfylling av til sammen 4500 m^2. Videre er det planer om å oppgradere kaiene i indre havn ved å bygge nye lukkede kaifronter foran eksisterende kaifront. Skipsverftet i Tromsø skal i nær framtid flyttes ut av Tromsø sentrum, og det planlegges en utbygging til boligformål på tomten av Vervet A/S.

- Mack bryggerier vurderer å utvide produksjonsarealet ved en utfylling ut i havnebassenget

- Breivika havneområde har vært under utvikling i en lengre periode. Det er planer om ytterligere utvidelse, med containerhavn og fiskerihavn. Det planlegges også produksjonsanlegg, innfrysningsfasiliteter og lager for marine produkter. Planene omfatter etablering av 210 da areal gjennom utfylling av 1.8-2.0 mill m^3 masser. Det planlegges mudring av renne for etablering av omfatningssjete og mudring av arealer foran kaier, totalt omlag 400 000 m^3 (Barlindhaug consult, 2002).

5 AKTIVE KILDER PÅ LAND

En høy tiltakseffektivitet forutsetter at tiltaksområdet ikke tilføres miljøgifter fra aktive kilder slik at ikke området som er ryddet opp kommer tilbake til den status som var før tiltaket ble gjennomført. I Sandefjord er tilførsel fra slike kilder trolig en av grunnene til at det måles høye konsentrasjoner av miljøgifter i toppsjiktet av sedimentet etter at oppryddingen er gjennomført.

Akvaplan-niva har gjennomført en kartlegging av kilder til forurensning Tromsø indre havneområde og Tromsøysund (Akvaplan-niva, 2003). I denne rapporten er kildene rangert i tre kategorier

1. Mulige kilder som vurderes å bidra uvesentlig til miljøgiftbelastningen og som ikke vil bli vurdert i kommende tiltaksplan
    a. Tilførsel med havvannet
    b. Tilførsel med bekker og elver
    c. Uhellsbetingete utslipp

2. Mulige kilder som antas å kunne bidra, men som det enten ikke foreligger data på, eller begrunnet mistanke om betydelige bidrag i Tromsø havneområde. Tiltak mot kilder i denne gruppen kan muligens være aktuelle å vurdere i tiltaksplanen.
    a. Nedbør og deponering av snø
    b. Punktutslipp
    c. Gamle synder og tidligere tiders ukontrollerte aktiviteter
    d. Lekkasje fra forurenset grunn
    e. Ulovlige utslipp

3. Mulige kilder som bidrar til miljøgiftbelastningen og der tiltak vil bli diskutert og vurdert i tiltaksplanen.
    a. Kommunal kloakk
    b. Utslipp fra skipsverft og slip
    c. Sigevann fra Ørndalen og andre søppelfyllinger
    d. Utslipp fra skip inklusiv slitasje av bunnmaling
    e. Overvann fra befestede arealer

Det foreligger ikke data på betydningen av oppvirvling av sediment fra Tromsø havneområde. Denne kilden vil bli nærmere adressert når resultatene av biotilgjengelighetsstudier foreligger.

Dette betyr at det må vurderes om det bør settes inn tiltak mot kildene rangert under punkt 3 før det gjennomføres tiltak mot det forurensede sedimentet i Tromsø Havn.

6 SAMMENDRAG AV EKSISTERENDE GEOTEKNISKE DATA

Under er det gjort en sammenstilling av eksisterende data fra geotekniske grunnundersøkelser utenfor Tromsø Havn, slik at disse er tilgjengelige i en senere fase når gjennomførbarheten av ulike tiltaksalternativer skal vurderes.

Grunnundersøkelsene som er gjort utenfor Tromsø havn er utført i perioden januar 1998 til april 2002.
Resultatet fra disse undersøkelsene er å finne i følgende Noteby – rapporter: 58141-1, 200316-1, 200172-1 og 200172-2.
Boringene ble utført med helhydraulisk borerigg av typen Geotech 604D.

Til sammen i området er det foretatt 80 totalsonderinger, 7 prøveserier og 1 fjellkontrollboring.
Områdene er skravert på kart i figur 7.

6.1 Lokaliteter

De områdene som er dekket i disse grunnundersøkelsene er følgende:

6.1.1 Valnes veg til Skattøra Småbåthavn. Området dekker en strandlinje på ca. 1000 m og ca. 10 000 m². Fjellkoter starter på kote minus 10 meter og sjøbunnen har et fall utover på 1:10. Løsmasse mektigheten er fra 5 til 11 meter. Disse består av 2 meter silt/sand, 2 til 5 meter silt/leire og morene over fjell. Det er påvist sjøkabler midt i feltet.

6.1.2 Breivika nord. Området befinner seg ca. 250 til 500 meter nordøst for nordenden av eksisterende kaianlegg. Dette dekker et område på ca. 66 000 m². Fjellkoter starter på minus 10 meter og går ned til minus 19 meter. Fjellbunn faller mot sørøst med fall 1:5. Sjøbunnen har en helning på i sørvest 1:15 til 1:10 og mot nordøst 1:25 til 1:7. Løsmassemektigheten varierer fra 4 til 9 meter. Løsmasser består av 2,5 meter korallsilt, under dette bløt siltig leire og over fjell fastere masser. Sonderinger har påvist dårlig fjell.

6.1.3 Breivika mot nord. Området omfatter området 0 til 250 meter nordøst for eksisterende kaianlegg. Området dekker ca. 25 000 m². Fjellkote starter på minus 9,0 meter og faller utover. Sjøbunnens helning er 1:5 til 1:10. Sjøbunn består av øverst 0-5 meter korallsilt, deretter mindre enn 5 meter leire/silt.

6.1.4 Prostneset. Boringene er utført langskaikant ved Ekspressbåtkaiene, Dampskipskaia og Hurtigrutekaia til ca. 100 meter ut i Tromsøysundet. Langs kaikanten strekker boringene seg ca. 400 meter, samt dekker et område utenfor på ca. 5000 m². Fjellkoter begynner på kote minus 9,7 til 17,4 meter. Grunneste området er innerst mellom Hurtigrutekaia og Ekspressbåtkaia. Sjøbunn varierer fra kote minus 5 til 8 meter. Løsmasse mektigheten er gjennomsnitt ca. 11

meter. Den består av 0 til 3,5 meter sandig grusig materiale, videre fast morene med mektighet inntil 10,9 meter.

7 OPPSUMMERING OG KONKLUSJON

Opprydding av forurensede sedimenter i Tromsø Havn kan gjennomføres enten i forbindelse med fremtidige utbyggingsplaner eller vedlikeholdsmudring eller som miljøforbedrende tiltak.
De tiltaksmetodene som er mest aktuelle er tildekking, eller mudring etterfulgt av disponering i et strandkantdeponi, undervannsdeponi eller et godkjent mottak på land.

Hvis det skal utføres miljøforbedrende tiltak må det gjennomføres en prosess som består av følgende punkter:

- Tiltaksområdet defineres ved at det gjøres en in-situ risikovurdering. Det kan være aktuelt å definere flere delområder.

- Tiltak overfor eksisterende aktive kilder bør også vurderes. Etter opprydding vil sedimentet i tiltaksområdet få en konsentrasjon som bestemmes av tilførselen til området. Tilførselen fra aktive kilder må derfor kvantifiseres.

- Neste fase blir å velge hvilket tiltaksalternativ som skal brukes. Det bør utarbeides tiltakseffektivitet og kostnadseffektivitet som beslutningsgrunnlag.

- Når tiltaksalternativet er bestemt må det gjennomføres en geoteknisk undersøkelse som en del av prosjekteringen av tiltaksalternativet.

- Søknad om tillatelse fra myndighetene. Tiltaksplanen vil danne grunnlaget for denne søknaden. Det må medregnes at søknadsprosessen kan kreve en del tid.

- For å dokumentere effekten av tiltaket må det utarbeides et overvåkningsprogram som begynner før tiltaksfasen.

8 REFERANSER

Barlindhaug concult (2002)
Tromsø som nasjonalhavn, Breivika havneavsnitt. Konsekvensutredning i henhold til plan og bygningslovens kap. VII-a. Barlindhaug concult 7238.20.

Akvaplan-niva (2003)
Opprydding av forurenset sediment i Tromsø havn. Kartlegging av kilder til forurensning i Tromsø indre havneområde og Tromsøysund 2002-2003. Akvaplan-niva rapport 412.2508.02

Devaull, G.E. (2001)
Estimation of Volatile Emissions During the Excavation of Soil or Waste, Environmental Science and Technology, Vol.35, pp.3974-3980.

IC/NGI/NIVA (2002)
Tiltaksplan for Bergen havn. 22 november 2002. Utarbeidet for Fylkesmannen i Hordaland.

Laugesen J. et. al. (2003)
Innovative technology for stabilization of contaminated sediments in Trondheim harbour. Platform presentations, the International Conference on Remediation of Contaminated Sediments, 30 September-3 October 2003, Venice, Italy.

NGI (1995)
Forurensede sedimenter. Tiltaksløsninger-forprosjekt. NGI rapport 954125-1

NGI (2002)
Drammen Havn. Utfylling Holmen Øst. Effekter ved dumping av masser direkte på sjøbunn. NGI rapport 20011138-2.

NGI (2001)
Oslo havn – Deponering av sediment. Tekniske løsninger for mudring transport og deponering. NGI-rapport 994104-2.

NGI (2003 a)
System for kostnyttevurdering av tiltak i forurenset grunn og forurensede sedimenter. Tiltakseffektivitet basert på spredning av miljøgifter. NGI rapport 20011027-1

NGI (2003 b)
Lysaker tankanlegg. Tildekking av forurensede sedimenter utenfor kaiområdet. Sluttrapport. NGI rapport 20011353-1.

NGI (2003 c)
Pilotprosjekter om forurensede havnesedimenter. Erfaringer fra pilotprosjektene, fellesmøte i Sandefjord 14-15 mai 2003. NGI rapport 20031335-1.

NGI (2003 d)
Hydro Porsgrunn, pilotdeponi i Gunneklevfjorden. Miljøeffekter og geotekniske vurderinger. NGI rapport 20031257-1.

NGI (2003 e)
Hydro Porsgrunn, pilotdeponi i Gunneklevfjorden. Miljøteknisk undersøkelse langs kaiene i Skienselva og Vestre kai på Herøya. NGI rapport 20031257-2.

NGI (2003 f)
Hydro Porsgrunn, pilotdeponi i Gunneklevfjorden. Utlekking av miljøgifter fra stabiliserte sedimenter. NGI rapport 20031257-3.

NGI/NIVA (2000)
Oslo Havn. Opprydding av forurensede sedimenter. Risiko for spredning av miljøgifter under etablering av dypvannsdeponi. NGI-rapport 994104-1.

NGI/NIVA (2003)
Oslo havnevesen. Dypvannsdeponi ved Malmøkalven. Tilleggsutredning til konsekvensutredning. Miljøgiftbudsjett, kostnader og in-situ tildekking. NGI-rapport 20011067-1.

Sanchez, F.F; Thibodeaux, L.J.; Valsaraj, K.T.; Reible, D.D. (2002)
Multimedia Chemical Fate Model for Environmental Dredging. Practice periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive waste Management. April. pp.120-128.

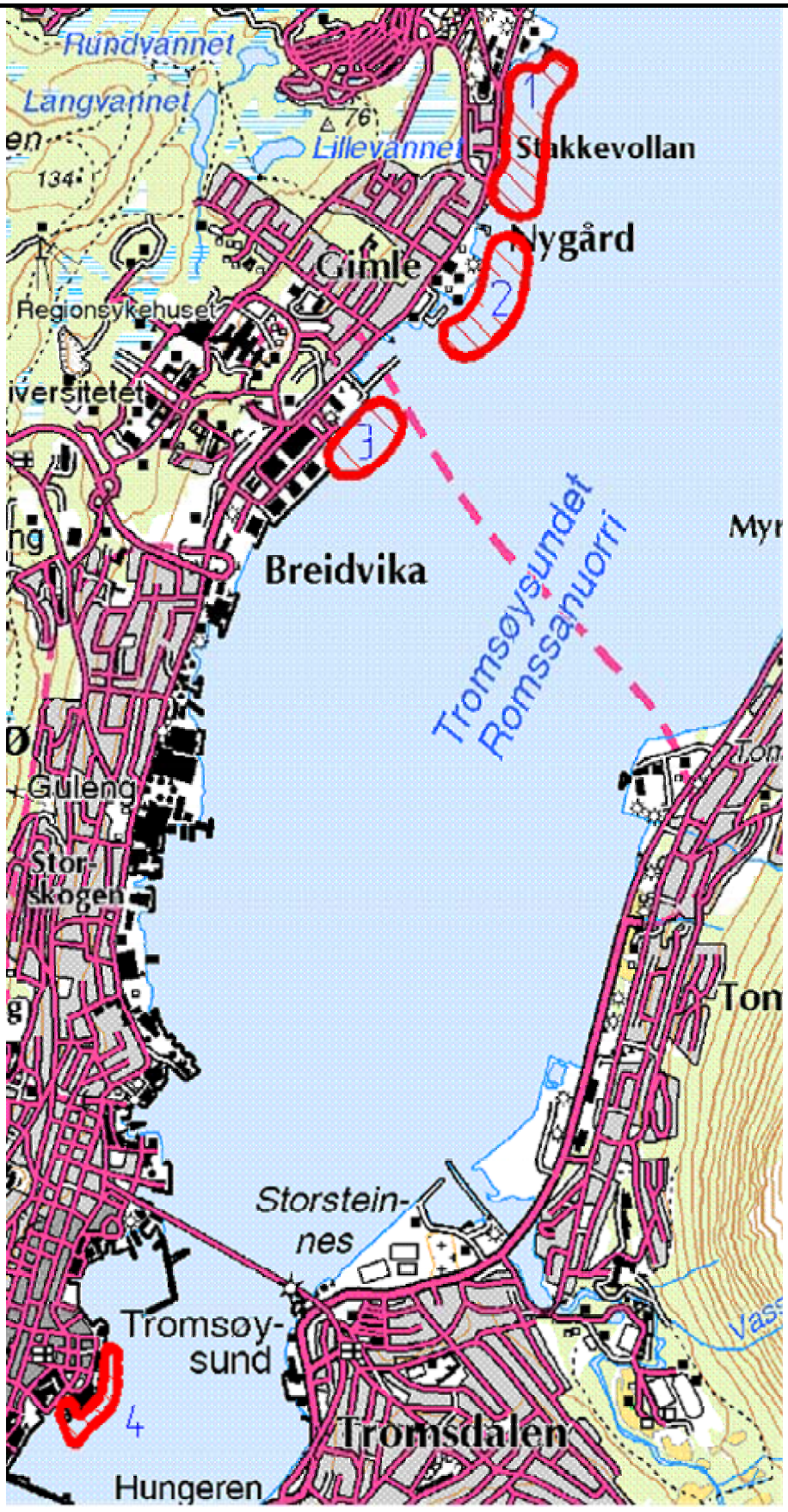
SFT (1999)
Risikovurdering av forurenset grunn. Veiledning 99:01A,
ISBN 82-7655-159-9, TA-nummer 1629/99.

SFT (2000)
Miljøgifter i norske fjorder - ambisjonsnivå og strategi for arbeidet med forurenset sjøbunn. TA-nr. 1774/2000, 80s.

SSB (2001)
Utslipp til luft av noen miljøgifter i Norge. Statistisk sentralbyrå 2001/17

Mackay, D and MacLeod, M. (2002)
Multimedia environmental models, Practice periodical of hazardous, toxic, and radioactive waste management, pp. 63-69.

NOU (1997)
Nytte-kostnadsanalyser. Prinsipper for lønnsomhetsvurdering i offentlig sektor. 9-24-9970. Oslo, Statens forvaltningstjeneste.



TILTAKSMETODER	Rapport nr. 20031024-1	Figur nr. 7
1: Skattøra 2: Breivika Nord 3: Breivika 4: Prostneset	Tegner ON	Dato 2003-12-17
	Kontrollert AP	NGI
	Godkjent	

F:\P\2003\10\20031024\Figur\Figur 7.doc

Vedlegg A - Eksempler på spredningsveier for ulike tiltaksmetoder

INNHOLD

A1 EKSEMPLER PÅ SPREDNINGSVEIER FOR ULIKE TILTAKSALTERNATIVER 2

A1 EKSEMPLER PÅ SPREDNINGSVEIER FOR ULIKE TILTAKSALTERNATIVER

Tiltaks-alternativ	Spredning uten tiltak (A_0)	Spredning under tiltak	Spredning etter tiltak
A_1 Tildekking	• Diffusjon • Oppvirvling pga. båttrafikk	• Oppvirvling under tildekking (neglisjerbar) • Porevannsutpressing	• Diffusjon fra tildekket areal • Diffusjon fra øvrige arealer
A_2 Mudring og undervanns-deponi	• Diffusjon • Oppvirvling pga. båttrafikk	• Oppvirvling under mudring • Oppvirvling under utlegging i deponi • Avvanning/ utpressing av porevann fra deponi	• Diffusjon fra mudret areal • Diffusjon fra undervanns-deponi • Diffusjon fra øvrige arealer • Oppvirvling pga. båttrafikk
A_3 Mudring og sjøtransport til godkjent mottak	• Diffusjon • Oppvirvling pga. båttrafikk	• Oppvirvling under mudring • Utslipp til luft under sjøtransport	• Diffusjon fra mudret areal • Diffusjon fra øvrige arealer • Oppvirvling pga. båttrafikk
A_4 Mudring og deponering i strandkant-deponi	• Diffusjon • Oppvirvling pga. båttrafikk	• Oppvirvling under mudring • Oppvirvling under utlegging • Porevannsutpressing	• Diffusjon fra mudret areal • Diffusjon fra øvrige arealer • Oppvirvling pga. båttrafikk • Grunnvannstransport gjennom deponiet • Infiltrasjon av regnvann gjennom deponiet

Tabellen oppsummerer spredningsveiene for de mest aktuelle tiltaksalternativene. Det er fokusert på sedimenter som er utsatt for propellindusert erosjon (vanndyp mindre enn 20 m).

Kontroll- og referanseside/
Review and reference page

Oppdragsgiver/*Client* Akvaplan-niva **Kontraktsreferanse/*Contract reference*** APN414.2508/AE/rv, datert 13.juni 2003	**Dokument nr/*Document No.*** 20031024-1 **Dato/*Date*** 12 januar 2004
Dokumenttittel/*Document title* Opprydding av forurensede sedimenter i Tromsø havn Tiltaksmetoder **Prosjektleder/*Project Manager*** Arne Pettersen **Utarbeidet av/*Prepared by*** Arne Pettersen	**Distribusjon/*Distribution*** ☐ **Fri/*Unlimited*** ☒ **Begrenset/*Limited*** ☐ **Ingen/*None***
Emneord/*Keywords* harbour, sea bed	
Land, fylke/*Country, County* Troms **Kommune/*Municipality*** Tromsø **Sted/*Location*** Tromsø **Kartblad/*Map*** 1534 III **UTM-koordinater/*UTM-coordinates*** 34WDC773421	**Havområde/*Offshore area*** **Feltnavn/*Field name*** **Sted/*Location*** **Felt, blokknr./*Field, Block No.***

Kvalitetssikring i henhold til/*Quality assurance according to* NS-EN ISO9001

Kontrollert av/*Reviewed by*	**Kontrolltype/*Type of review***	**Dokument/*Document***		**Revisjon 1/*Revision 1***		**Revisjon 2/*Revision 2***	
		Kontrollert/*Reviewed*		**Kontrollert/*Reviewed***		**Kontrollert/*Reviewed***	
		Dato/*Date*	**Sign.**	**Dato/*Date***	**Sign.**	**Dato/*Date***	**Sign.**
AO	**Helhetsvurdering/*General Evaluation* ***						
	Språk/*Style*						
AO	**Teknisk/Technical** **- Skjønn/*Intelligence*** **- Total/*Extensive*** **- Tverrfaglig/*Interdisciplinary***						
WUT	**Utforming/*Layout***						
AP	**Slutt/*Final***						
JS	**Kopiering/*Copy quality***						

*** Gjennomlesning av hele rapporten og skjønnsmessig vurdering av innhold og presentasjonsform/**
On the basis of an overall evaluation of the report, its technical content and form of presentation

Dokument godkjent for utsendelse/*Document approved for release*	**Dato/*Date***	**Sign.**