

Tildekking av forurensede sjøsedimenter

TA-1865/2002
ISBN 82-7655-448-2

Forord

SFT tok i 2001 initiativet til å innhente og formidle kunnskap og erfaring fra arbeid med forurensede sedimenter i utvalgte områder. Oslo havnevesen ble tildelt midler til en utredning om tildekking av forurensede sedimenter. Bunnmasser er ofte så bløte at det antas at de ikke tåler tilleggsbelastning fra tildekkingsmaterialer. De geotekniske utfordringene knyttet til tildekking av bløte masser er derfor vektlagt i utredningsarbeidet. Arbeidet er utført av Norges geotekniske institutt (NGI) som konsulent i samarbeid med Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og NCC Anlegg AS.

I rapporten er det gitt en oppsummering av erfaringer fra gjennomføring av tildekkingsprosjekter i utlandet og her til lands og de tekniske vurderingene som er gjort i forbindelse med prosjektene. Det er gitt en oppstilling av viktige forhold som må vurderes ved planlegging av tildekkingsarbeider. Videre er det i rapporten angitt mulige metoder og kriterier for dimensjonering av tildekking med hensyn til oppbygging av nødvendig tykkelse av dekk lagene og bestemmelse av fysiske egenskaper av materialene. Det er gitt en oversikt over viktige faktorer og egnet utstyr for gjennomføring av den praktiske utførelsen av tildekkingsarbeider. Det er også pekt på områder hvor det er behov for økt kunnskap og utbedring av dagens undersøkelsesmetoder og utstyr.

Vi ønsker med denne rapporten å formidle kunnskaper og erfaringer som Oslo havnevesen og konsulentene har opparbeidet på dette området for at dette skal komme til nytte for andre som arbeider med å planlegge eller gjennomføre tiltak mot forurensede sedimenter.

SFT, Oslo, mai 2002

Trond Syversen
Assisterende SFT-direktør

Innhold:

1.	Sammendrag	5
2.	Innledning	7
3.	Utredningsarbeid og resultater	8
3.1	Innhentet informasjon om dagens teknologi for tildekking	8
3.1.1	Miljømessige forhold og praktisk utførelse	8
3.1.2	Geotekniske forhold	9
3.2	Geotekniske undersøkelser og vurderinger ved tildekking av bløte sedimenter	10
3.3	Effekten av tildekking	11
3.4	Praktisk utførelse av tildekking	12
:		
Vedlegg A1	Innhentet informasjon om dagens teknologi.	
	Miljømessige forhold og praktisk utførelse	14
	Sammendrag	14
	Hensikt med arbeidet	14
	Utredningsarbeid	14
	1. Bakgrunn	14
	Hvorfor dekke til?	15
	1. Alternative tekniske løsninger	15
	Dokumentasjon	16
	1. Norske erfaringer	16
	2. Utenlandske erfaringer	19
	3. Dekklagets utforming	21
	4. Tekniske løsninger for utplassering av dekklaget	22
	Referanser	25
Vedlegg A2	Innhentet informasjon om dagens teknologi.	
	Geotekniske forhold	27
	Sammendrag	27
	Hensikt med arbeidet	27
	Bakgrunn	28
	1. Stabilitet	28
	2. Setninger	28
	Utredningsarbeid	28
	Resultater /Dokumentasjon	29
	1. Boston Harbor	30
	2. New York Harbor	30
	Referanser	32
Vedlegg B	Geoteknisk vurdering og undersøkelser ved tildekking av bløte sedimenter	33
	Sammendrag	33
	Hensikt med arbeidet	33
	Generelle aspekter ved tildekking av bløte sedimenter	34
	Bæreevne og stabilitetsvurderinger under konsolideringprosessen	34
	1. Kritiske aspekter ved tildekking	34

	2. Stabilitet av enkeltkorn i bløte sedimenter	34
	3. Stabilitetsvurdering ved ujevn tildekking	36
	4. Eksempelberegning av tykkelse ved tildekking	37
	5. Effekt av endret vanninnhold og innblandet sand	37
	6. Tildekking deponiranden	39
	7. Effekt av hurtig pålasting og etterfølgende konsolideringsprosess under tildekking	40
	8. Effekter av gass for konsolidering	41
	Måling av styrkeparametere	42
	Laboratoriestudier av tildekking	43
	Generelle mekanismer i deponeringsprosessen av tildekkingsmasser	44
	Vurdering av erosjon	44
	Momenter og kriterier for dimensjonering av tildekking ut fra geotekniske forhold	46
	Fagområder med behov for økt kunnskap og forbedringer	47
	Referanser	48
Vedlegg C	Effekt av tildekking	49
	Sammendrag	49
	Hensikt med arbeidet	49
	Utredningsarbeid	49
	Resultater og dokumentasjon	50
	1. Målsettingen med tiltaket	50
	2. Tiltak for å stoppe lekkasjen av miljøgifter fra sediment til vann	51
	3. Erosjon og spredning av forurensede sedimenter	52
	4. Dyrers gravende virksomhet (bioturbasjon)	53
	5. Opptak av miljøgifter i sedimentlevende dyr	53
	Dokumentasjon på effekter av tildekking på utlekking av miljøgifter fra forurensede sedimenter	56
	1. Erfaring fra fullskalaforsøk i USA	56
	2. Eksperimentelt arbeid for å dokumentere effekten av tildekking	57
	Referanser	59
Vedlegg D	Praktisk utførelse av tildekking	62
	Sammendrag	62
	Hensikt med arbeidet	62
	Utredningsarbeid	62
	Resultater og dokumentasjon	63
	1. Dybder	63
	2. Vær	63
	3. Bunn og bunnens beskaffenhet	63
	4. Beliggenhet	63
	5. Erosjon	63
	6. Saltholdighet/lagdeling	63
	7. Tildekkingsmateriale	63
	Tildekking på dypt vann	64
	Tildekking på grunt vann	64
	1. Tildekkingsmateriale	65
	Områder med behov for økt kunnskap	66
	Referanser	67

1. Sammendrag

Hensikten med denne rapporten er å bidra med en oppsummering av dagens kunnskap og erfaring knyttet til tildekking av forurensede sjøsedimenter med tanke på aktører som arbeider med å løse slike forurensningsproblemer.

En viktig problemstilling med en slik tildekkingsløsning kan være at sjøbunnssedimentene svært ofte er så bløte at det har vært antatt at de ikke tåler tilleggsbelastning fra tildekkingsmaterialer. Det har derfor ofte vært antatt at det må brukes spesielle fordyrende forsterkningstekstiler i tillegg for at tildekkingen skal oppfylle sin hensikt med å bidra til stabilitet av tildekkede masser, hindre forurensningstransport ut til vannmassene og fysisk forhindre kontakt med bunnlevende organismer. Både tekniske og økonomiske aspekter av problemstillingen har vært utredet for Oslo havn hvor en løsning med deponering og tildekking av de oppmudrede bløte sedimentene på dypt vann utenfor Malmøykalven synes å være gunstig i forbindelse med planene for opprydding av forurensede sjøsedimenter. Dessuten er det aktuelle planer for mudring av forurensede bunnmasser for deponering og tildekking i et gruntvannsdeponi i Kamfjordkilen ved Sandefjord og også prosjektering av en nært forestående tildekking av bløte forurensede sedimenter som skal bli liggende i Hanneviksbukta i Kristiansand.

Informasjon om ”state of the art”-teknologi fra gjennomførte tildekkingsprosjekter i USA, Japan og dessuten i Norge, viser imidlertid at in-situ tildekking av forurensede sedimenter med normalt 0,3 – 0,5 m lag av sand og grusige masser og faktisk opp til 1,0 m lag er mulig å gjennomføre uten bruk av spesielle forsterkninger selv på meget bløte sedimenter, d.v.s. skjærstyrke < 1 kPa. Slik direkte tildekking har dessuten ved målinger på prosjekter opp til nå i USA og Japan i mer enn 25 år og i Norge (Eitremsvågen/Odda også med bruk av geotekstilforsterkning) i underkant av 10 år vist å gi en god og kostnadseffektiv langtidsbeskyttelse mot spredning av forurensning forutsatt at ytterligere tilførsel fra forurensningskildene er under kontroll. United States Environmental Protection Agency, US EPA (Palermo et al., 1998b) har for øvrig foreslått viktige konkrete forhold for nærmere vurdering og utredning, og disse er oppsummert i rapporten for bruk ved planleggingen og dimensjoneringen av tildekkingsarbeider.

Følgende viktige geotekniske aspekter og vurderinger er i rapporten angitt som en veiledning i forbindelse med planlegging og dimensjonering av tildekkingstiltak:

- De kjente klassiske geotekniske beregningsmodellene for bæreevne og stabilitetsforhold og dessuten konsolideringsvurderinger (K. Terzaghi, R. B. Peck, 1967) kan benyttes for dimensjonering av tildekking av bløte sjøbunnssedimenter.
- Det må i denne sammenheng brukes relativt høye sikkerhetsmarginer i slike beregninger ved bruk av de klassiske geotekniske beregningsmodellene. Avhengig av konsekvenser ved eventuell utglidning eller grunnbrudd, usikkerheter ved fastsettelse av sedimentenes geotekniske egenskaper, belastningsforhold av tildekking og bruddmekanismer kreves normalt under relativt veldefinerte forhold at den teoretiske sikkerhetsfaktoren skal være i størrelse 1,2-1,6 for å være beregningsmessig tilfredsstillende. En sikkerhetsfaktor på større enn 1,0 representerer en stabil situasjon. Sikkerhetsfaktoren bør imidlertid være helt opp til 3,0 for svært bløte sedimenter med mulig skjærstyrke mindre enn 1 kPa fordi de fysiske egenskapene til slike materialer er vanskelig å bestemme med dagens geotekniske undersøkelsesmetoder og utstyr. Forståelsen av mekanismene og effekten av styrkeoppbygging som følge av innblanding av tildekkingsmasser i svært bløte

sedimenter og utpressing av porevann er dessuten viktige tema som er usikre og nå skal studeres nærmere.

- Eksempelberegninger basert på målte geotekniske egenskaper for de svært bløte bunnsedimentene i Oslo havn (skjærstyrke < 1 kPa), resulterer i en anbefalt tykkelse på tilnærmet 0,3 m med bruk av en sikkerhetsfaktor på 3. Erfaringen har imidlertid vist at dersom tildekkingen legges ut for raskt eller med for tykke og ujevne lag kan massene blandes og tildekkingslaget blir ufullstendig og får begrenset effekt. Beregningseksempel for Oslo havn med omrørt skjærstyrke på ca 0,5 kPa gir en lagtykkelse for de første jevne lagene på maksimalt 10 cm (med sikkerhetsfaktor på 3).
- Eksempelberegninger for konsolidering og resulterende setning ved tildekking av deponerte mudrede sedimenter i Oslo havn basert på resultater av laboratorieforsøk for disse bløte sedimentene viser at et deponi med 5 m tykkelse av leirholdige bløt muddermasser vil få setninger på 1,0 m dersom det dekkes med 0,5 m sandige masser.
- Det empirisk grunnlagsmateriale (van Rijn, 1993 og Hjulstrøm, 1935) kan benyttes ved nødvendig vurdering som en del av dimensjoneringen for erosjonsfare og bestandighet av tildekkingsmaterialer utsatt for vannstrøming og propellstrøm fra båter.
- Eventuelle gassforekomster i bunnsedimentene og hvordan de påvirker konsoliderings-prosessen må vurderes spesielt.

For miljømessige vurderinger av effekten av tildekkingen og mekanismer som skal bidra til minimalisering av mulig spredning av forurensninger til sjøvannet omkring, er det i rapporten gitt anbefaling om å utføre spesielle tilpassede undersøkelser og laboratorieforsøk for hver enkelt lokalitet med tildekkingsprosjekt. Dette har sin bakgrunn i erfaringer med at vannkvaliteten og nivåer av miljøgifter i organismer påvirkes av mange faktorer som varierer nettopp med lokaliteten og stedlige forhold ved de forskjellige prosjektene.

For praktisk utførelse av tildekkingsarbeider er det i rapporten pekt på at dagens metoder med bruk av splittlekter, fallbunnslekter og utpumpingsutstyr er egnet ved tildekking av sand og grusige masser på dypt vann, d.v.s dypere enn 15m. På grunt vann under 15m vil eksempelvis utstyr med horisontal materialfordeler være best egnet kombinert med bruk av dekkmasser med gunstig tilpasset egenvekt som lett skjellsand og deretter tung Olivin og som dessuten har gunstige overflatekjemiske egenskaper. For å klargjøre forhold som kan ha innvirkning på de praktiske tildekkingsarbeidene som eksempelvis sjøtrafikk, vanndybde, vær, sjøbunnforhold, fysisk påvirkning og lagdeling i vann, er det anbefalt å foreta innsamling av de relevant data om slike stedlige forhold på forhånd.

Som følge av dagens begrensede fagkunnskap konkluderer rapporten med at framtidige fokusområder bør være videre forskning og utvikling på egenskaper av blandingsmaterialer og på bestemmelse av skjærstyrke for svært bløte materialer i felt og i laboratoriet basert på dagens standard geotekniske undersøkelsesmetoder og utstyr. Det er i denne sammenheng anbefalt å utføre spesielt tilpassede forsøk for å dokumentere eksperimentelt hvordan dekkmasser sedimenteres på bløte underliggende masser og blandes inn i toppen av disse massene slik at det gir noe økt styrke og derved kan bygges opp til å gi et stabilt og effektivt dekklag. Dessuten er det konkludert med at det standard utstyret som eksisterer i dag for geotekniske undersøkelser må utbedres for kunne bli egnet til å bestemme skjærstyrke og andre parametere for svært bløte masser.

Mer detaljert informasjon og veiledning er gitt i følgende kapitler i rapporten:

- 3.1 Innhentet informasjon om ”state of the art”-teknologi for tildekking
- 3.2 Geotekniske vurderinger og undersøkelser ved tildekking av bløte sedimenter
- 3.3 Effekten av tildekking
- 3.4 Praktisk utførelse av tildekking

For hvert kapittel er det i egne vedlegg gitt et omfattende grunnlagsmateriale som samlet dekker angivelse av prosjektreferanser, anbefalte undersøkelser og forsøk, grunnlag for gitte beregningsmetoder og kriterier for dimensjonering av tildekkingen og viktige forhold for planlegging av den praktiske utførelsen.

Oslo havnevesen har fått tildelt midler fra SFT til arbeidet med dette utredningsprosjektet ”Tildekking av forurensede sjøsedimenter”, som en del av prosjektarbeid med forurensede fjorder og fjordområder i Norge. Utredningsarbeidet som dokumenteres i denne rapporten er utført av Norges geotekniske institutt (NGI) som konsulent i samarbeid med Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og NCC Anlegg AS.

2. Innledning

I forbindelse med planene for opprydding av forurensede sedimenter i Oslo havn er det foretatt en utredning av miljømessige, tekniske og økonomiske aspekter av en løsning med deponering og tildekking av de oppmudrede bløte sedimenter på dypt vann utenfor Malmøykalven. Kristiansand kommune har søkt om tillatelse til tildekking av forurensede sjøsedimenter i Hanneviksbukta i Kristiansand. I Kamfjordkilen ved Sandefjord pågår planlegging med tildekking av mudrede forurensningsmasser i gruntvannsdeponi. Tildekkingsarbeidene i Hanneviksbukta og Kamfjordkilen er planlagt igangsatt våren 2002.

Ofte er sjøsedimenter så bløte at de ut fra standard teoretiske betraktninger ikke tåler tilleggsbelastning fra et lag for tildekking uten spesielle forsterkningstekstiler eller lignende. Men flere forsøk som er utført i full skala først og fremst i USA og Japan og dessuten i Norge har vist at tildekking lar seg gjennomføre uten bruk av spesielle forsterkninger.

Oslo havnevesen har i forbindelse med Konsekvensutredning "Dypvannsdeponi for forurenset bunnsediment ved Malmøykalven, Oslo havndistrikt" (HAV, 2001) framlagt en betydelig dokumentasjon av miljømessige, tekniske og økonomiske forhold knyttet til blant annet overdekking av de bløte forurensningsmassene i deponiet. Det foregår også et utredningsarbeid av NIVA i samarbeid med NGI på effekten av tildekking av forurensede sedimenter under forskningsprosjektet "Dypvannsdeponering" i NFR-programmet PROFO.

Kristiansand kommune har som tiltakshaver for det nært forestående tildekkingsarbeidet i Hanneviksbukta, utført en prøvedumping av løsmasser med fallbunnslekter på et prøvefelt i bukta høsten 1998. Effekt av tildekkingen er utredet og dokumentert av Sørlandskonsult og NIVA. Kommunen har vurdert å foreta mer omfattende utredninger av grunnlagsmaterialet og oppfølging av utførelsen med tanke på at dette tildekkingsprosjektet også blir et referanseprosjekt for denne type tildekkingsarbeid. I tillegg er det her til lands gjennomført en tildekking av forurensede sedimenter i Eitremsvågen i 1992 med bruk av forsterkning med geotekstil og andre sikringstiltak. Dette prosjektet er dokumentert med hensyn til dimensjonering og overvåking av NIVA for Norzink.

3. Utredningsarbeid og resultater

I dette kapittelet er det gitt et sammendrag av resultatene fra utredningsarbeidene innenfor hver av hovedtemaene :

- Innhentet informasjon om dagens teknologi ("state of the art") for tildekking
- Geotekniske vurderinger og undersøkelser ved tildekking av bløte sedimenter
- Effekten av tildekking
- Praktisk utførelse av tildekking

For hvert av hovedtemaene er det i form av egne vedlegg gitt et omfattende grunnlagsmateriale med angivelse av prosjektreferanser, anbefalte undersøkelser og forsøk, grunnlag for gitte beregningsmetoder og kriterier for dimensjonering av tildekkingen og viktige forhold for planleggingen av den praktiske utførelsen.

Som case-studier er tildekkingsprosjektene i Oslo havn (Malmøykalven) og Kritiansand (Hanneviksbukta) benyttet. Viste beregningseksempler og resultater av spesifikke forsøk er først og fremst gitt for Oslo havn på grunnlag av Konsekvensutredning "Dypvannsdeponi for forurenset bunnsediment ved Malmøykalven, Oslo havndistrikt". Grunnlagsmateriale er også hentet fra det pågående utredningsarbeidet under forskningsprosjektet "Dypvannsdeponering" i NFR-programmet PROFO

3.1 Innhentet informasjon om dagens teknologi for tildekking

3.1.1 Miljømessige forhold og praktisk utførelse

Erfaring basert på tildekkingsprosjekter i USA og i Norge har vist at det er teknisk mulig å isolere et forurenset sediment slik at spredning av forurensning som følge av oppvirvling og utlekking av forurenset porevann reduseres til et minimum. I mange tilfeller er det brukt dekkmasser sammensatt av flere lag med ulike kornstørrelser av grus og sand i total tykkelse som har variert mellom 20 og 50 cm og med og uten forsterkningsduk.

I USA har man overvåket effekten av slike tildekkingstiltak i mere enn 25 år og i Norge i underkant av 10 år (Eitrheimsvågen, Odda). Under forutsetning av at landbaserte tilførsler av forurensning er redusert til et akseptabelt nivå må tildekking av forurensede sedimenter antas å ha et langsiktig perspektiv med hensyn til effekt. Tildekking av sedimenter fra Odda har vist mellom 90-98% reduksjon i lekkasjen av metaller. Et pilotprosjekt i Hanneviksbukta, Kristiansand har vist at det er teknisk mulig å legge et 10 cm sandlag på toppen av et relativt bløtt forurenset slam uten å få stor sammenblanding av massene og oppvirvling.

Ut fra erfaringene i USA og også i Norge synes situasjonen i dag å være at tildekking av sedimenter in-situ eller tildekking av dumpede masser foretrekkes i mange sammenhenger framfor bygging av landdeponier, både ut fra miljøhensyn og kost-nytte perspektiv.

United States Environmental Protection Agency, US EPA (Palermo et al., 1998b) har laget et flytdiagram for viktige forhold som må vurderes som en del av planleggingen og dimensjoneringen av in-situ tildekking:

1. Miljømål fastsettes (f.eks. opprydding til en bestemt sedimentkvalitet eller konsentrasjon).
2. Bunnarealet som skal tildekkes karakteriseres med tanke på vanndyp, bathymetri, strømforhold etc., brukerinteresser (skipstrafikk, rekreasjon, resipientbruk) og geotekniske forhold (stabilitet, skjærstyrke etc.). Viktig å vurdere om det er sannsynlig at en dekkmasse kan holdes på plass (ikke eroderes).
3. Det forurensede sedimentet karakteriseres (fysisk, kjemisk, biologisk) både horisontalt og vertikalt. Dette vil være avgjørende for størrelsen på området hvor tiltak skal gjennomføres.
4. På grunnlag av 2 og 3 gjøres en mulighetsstudie (feasibility) for å avgjøre om tiltaket er gjennomførbart.
5. Mulige kilder for dekkmasse identifiseres (mudring av undersjøiske rene sedimenter, bruk av naturlige forekomster av siltige sandige og grusige materialer på land eller kunstige materialer)
6. Type dekkmateriale og dekktykkelse bestemmes. Her må det tas hensyn til at tildekkingen skal gi permanente effekter og at dekklaget ikke skal perforeres av bioturbasjon eller andre fysiske effekter (geotekniske forhold) og forstyrrelser. Hvis f.eks. erosjon skulle være et problem bør tykkelsen av dekklaget økes eller finere materialer benyttes under grovere beskyttende masser, eventuelt bruke en kombinasjon av geotekstiler og dekkmasse.
7. Utstyr for å legge ut dekkmassene velges. Problemet med forstyrrelser og spredning av forurensede sedimenter under utleggingen må vurderes.
8. Evaluering av tiltaket i forhold til de miljømål som er satt (1). Hvis det er tvil, bør tildekkingsprosjektet vurderes på nytt.
9. Etablering av et hensiktsmessig overvåkingsprogram både under og etter tiltaksfasen.
10. Kostnadene for tiltaket bør reflektere både selve den tekniske operasjonen, overvåkingen og tilsynet med prosjektet. Hvis kostnadene ikke står i forhold til miljøgevinsten, bør tiltaket revurderes.

Mer detaljer om utredningsarbeidet med innhenting av informasjon fra litteratur, internett og lignende og dessuten resultater som er funnet, er gitt i Vedlegg A1 sammen med referanser for blant annet følgende hovedpunkter:

Hvorfor dekke til?

1. Alternative tekniske løsninger

Dokumentasjon

1. Norske erfaringer
2. Utenlandske erfaringer
3. Dekklagets utforming
4. Tekniske løsninger for utplassering av dekklaget

3.1.2 Geotekniske forhold

Direkte tildekking av forurensede sedimenter med sandige eller grusige masser har vist seg å være en god og kostnadseffektiv langtidsbeskyttelse mot utlekking og spredning av forurensninger.

Ved utlegging av slike dekkmasser på svært bløte sedimenter kan bæreevnen til sedimentene overskrides og grunnbrudd og utrasning kan inntreffe slik at de

forurensede bunnsedimentene blandes inn i dekklaget og suspenderes i omliggende sjøvann og spres. I litteraturen er det for en rekke prosjekter i USA og Japan funnet teoretiske beregninger for hvor tykke lag med tildekkingsmasse som kan legges ut uten at det oppstår brudd i massene under. En sammenligning med den faktiske gjennomførte tildekkingen i disse prosjektene tyder på at det er mulig å bruke klassisk geoteknisk formelgrunnlag for bæreevneberegning, stabilitetsvurdering og beregning av konsolideringsutvikling til å forutsi maksimal tykkelse av tildekkingslaget som massene under kan bære med tilstrekkelig sikkerhet for å oppnå stabile geotekniske forhold. Dette forutsetter at de relevante fysiske egenskapene til sedimentmassene og tildekkingsmaterialet er godt nok bestemt. Det er vist at det er mulig å legge ut opp til 1,0 m tykk tildekkingsmasse på svært bløte sedimenter (skjærstyrke < 1 kPa), men under mer normale forhold har 0,3 - 0,5 m erfaringsmessig gitt tilfredsstillende resultat med hensyn til både geotekniske forhold og miljømessig effekt. Gjøres teoretiske beregninger for dimensjonering av tykkelsen av tildekkingslag på svært bløte sedimenter (skjærstyrke lik 1 kPa) med en sikkerhetsfaktor på 3 blir anbefalt tykkelse ca 0,3 m; kfr. kapittel 3.2. Erfaringer fra prosjekter i USA og Japan har også vist at dersom tildekkingen legges ut for raskt eller med dårlig presisjon kan massene blandes og tildekkingslaget blir ufullstendig og får begrenset effekt, og det anbefales at den deponerte massen må få konsolidere og øke sin styrke så mye som mulig før tildekking.

Det fremgår også fra de undersøkelsene som er gjort at det finnes få gode data på skjærstyrken til mudrede masser og andre svært bløte masser. Dagens standard utstyr for slike geotekniske undersøkelser både i felten og i laboratoriet er ikke tilstrekkelig egnet til å bestemme skjærstyrker lavere enn 1 kPa uten betydelige utbedringer.

Mer detaljer om utredningsarbeidet med innhenting av informasjon fra konferanser og internett og lignende og resultater som er funnet, er gitt i Vedlegg A2 sammen med referanser for blant annet følgende hovedpunkter:

Bakgrunnmekanismer

1. Stabilitet
2. Setning

Dokumentasjon av 15 gjennomførte tildekkingsprosjekter og detaljer om:

1. Boston Harbor
2. New York Harbor

3.2 Geotekniske undersøkelser og vurderinger ved tildekking av bløte sedimenter

Det er gitt forslag til bruk av klassisk geoteknisk formelgrunnlag for bæreevneberegning, stabilitetsvurdering og beregning av konsolideringsutvikling for dimensjonering av tildekking av marine sedimenter (Terzaghi og Peck, 1967) under forutsetning av at det anvendes relativt høye sikkerhetsmarginer. Ved bruk av disse klassiske geotekniske beregningsmodellene for dimensjonering av tildekkingslag kreves normalt under relativt veldefinerte forhold ut fra norsk standard at sikkerhetsfaktoren skal være i størrelse 1,2-1,6 for å være beregningsmessig tilfredsstillende. Dette er dog sterkt avhengig av konsekvenser av eventuell utglidning eller grunnbrudd, usikkerheter ved fastsettelse av sedimentenes geotekniske egenskaper, belastningsforhold av tildekking og bruddmekanismer. En

sikkerhetsfaktor på større enn 1,0 representerer teoretisk sett en stabil situasjon. Sikkerhetsfaktoren bør imidlertid være helt opp til 3,0 for svært bløte sedimenter fordi de fysiske egenskapene til slike materialer er vanskelig å bestemme med dagens geotekniske undersøkelsesmetoder og utstyr. Dessuten er forståelsen av mekanismene og effekten av styrkeoppbygging som følge av innblanding av tildekkingsmasser i svært bløte sedimenter og utpressing av porevann forhold som er usikre og må studeres nærmere.

Beregninger basert på målte egenskaper for de bløte bunnsedimentene i Oslo havn, viser maksimal tykkelse av sandig tildekkingslag på mellom 2 cm og 10 cm med sikkerhetsfaktor på 3 for skjærstyrke fra 0.2 kPa til 0.5 kPa. Dette kan være typisk for en mudringsmasse ferdig deponert. Tilsvarende teoretisk beregning av tildekkingslag er 31 cm – 73 cm for målt skjærstyrke for typiske forstyrrede bløte sedimenter i felten på 1.5 kPa – 3.5 kPa.

Teoretiske beregninger basert på laboratorieforsøk for sedimenter fra Oslo havn viser at et deponi med 5 m tykkelse av leirholdige mudermasser vil få setninger på 1,0 m dersom det dekkes med 0,5 m sandige masser.

Vi tilrår å utføre spesielt tilpassede forsøk for å dokumentere hvordan dekkmasser sedimenteres på bløte underliggende masser og blandes inn slik at det gir økt styrke og derved kan bygges opp til å gi et stabilt og effektivt dekklag. Vi mener dette bør være fokus i det videre arbeidet med utvikling av metoder og utstyr for undersøkelser.

Mer detaljer om utredningsarbeidet med vurdering av spesielle geotekniske forhold av tildekking av bløte sedimenter og angivelse av referanser er gitt i Vedlegg B sammen med referanser for blant annet følgende hovedpunkter:

- Generelle aspekter ved tildekking av bløte sedimenter
- Bæreevne og stabilitetsvurderinger under konsolideringsprosessen
 1. Kritiske aspekter ved tildekking
 2. Stabilitet av enkeltkorn i bløte masser
 3. Stabilitetsvurdering ved ujevn tildekking
 4. Eksempelberegning av tykkelse ved tildekking
 5. Effekt av endret vanninnhold og innblandet sand
 6. Tildekking av randa til et deponi
 7. Effekt av hurtig pålasting og etterfølgende konsolideringsprosess under tildekking
 8. Effekt av gass for konsolidering
- Måling av styrkeparametere
- Laboratoriestudier av tildekking
- Generelle mekanismer i deponeringsprosessen av tildekkingsmasser
- Vurdering av erosjon
- Fagområder med behov for økt kunnskap og forbedring

3.3 Effekten av tildekking

Et dekklag med en tykkelse på minimum 0,3 m er tilstrekkelig for redusere utlekking av miljøgifter til et akseptabelt nivå og for å hindre at gravende dyr kommer i kontakt med det forurensede sedimentet. Dette framgår av målinger og observasjoner ved

tildekkingstiltak i USA i løpet av de siste 25 år. Dette er vist både ved feltstudier og ved eksperimentelt arbeid her i Norge og gjelder også forholdene i Oslo havn.

Dekklaget skal også hindre at de forurensede sedimentene eroderes og transporteres til omgivelsene. Det innebærer at dimensjonering av dekklaget må være slik at dekkmassene motstår erosjon. Vi foreslår å benytte et empirisk grunnlagsmateriale fra van Rijn (1993) og Hjulstrøm (1935) ved nødvendig vurdering av erosjonsfare for tildekkingsmaterialer som en del av dimensjoneringen.

Tildekking av forurensede sedimenter er å betrakte som et permanent og evigvarende miljøtiltak, forutsatt at det er tilstrekkelig kildekontroll som hindrer ny forurensning av dekklaget. Tildekking vil føre til utpressing av forurenset porevann som kan gi en kortvarig forverring av vannkvaliteten over sedimentet. Imidlertid vil dekklaget fungere som en buffersone hvor miljøgiftene adsorberes til partikler. Denne effekten vil variere med type dekkmasse. Finkornige masser vil ha bedre adsorpsjonseffekt, men vil samtidig lettere kunne eroderes. Mye tyder på at de beste dekkmassene er de som består av en blanding av finkornige og grovere materiale.

Det er imidlertid komplisert å måle alle effektene av tildekking direkte i naturen fordi vannkvalitet og nivåer av miljøgifter i organismer påvirkes av lokale faktorer som er uavhengig av sedimentkvaliteten. Derfor anbefales det å gjennomføre tilpassede undersøkelser og laboratorieforsøk knyttet for å vurdere effekten av tildekkingen og få best mulig grunnlag for dimensjonering av tildekkingen for hvert enkelt prosjekt

Mer detaljer om utredningsarbeidet med vurdering av effekten av tildekking og resultatene som er funnet, er gitt i Vedlegg C med angivelse av refeanser for følgende hovedpunkter:

Resultater og dokumentasjon av utredningsarbeid

1. Målsetting med tildekkingstiltaket
2. Tiltak for å stoppe lekkasje av miljøgifter fra sediment til vann
3. Erosjon og spredning av forurensede sedimenter
4. Dyrs gravende virksomhet (bioturbasjon)
5. Opptak av miljøgifter i sedimentlevende dyr

Dokumentasjon på effekter av tildekking på utlekking av miljøgifter fra forurensede sedimenter

1. Erfaring fra fullskalaforsøk i USA
2. Eksperimentelt arbeid for å dokumentere effekten av tildekking

3.4 Praktisk utførelse av tildekking

Ved utførelse av tildekkingsarbeid på forurensede sjøsedimenter er det viktig å ha kjennskap til de lokale faktorene som har innvirkning. De faktorene som har betydning for en aktuell utførelse er trafikkforhold, dybde, vær, strømforhold, bunnens topografi, bunnsedimentets egenskaper, beliggenhet, fysisk påvirkning fra oppankring, fra skipspropeller og lignende og lagdeling i vannet.

Dagens tildekkingsmetoder med bruk av splittlekter, fallbunnslekter og utpumping rør fra lekter eller selvgående fartøy er mest benyttet til tildekking på dypere områder med dybder mer enn 15 m, hvor utslippet i vann kan sikre krav til utlegging i tynne lag.

Tildekking på grunt vann bør gjennomføres med utstyr som fordeler tildekkingsmaterialet i ønsket mektighet på en kontrollert måte. Et slikt utstyr kan for eksempel være en horisontal materfordeler.

Naturlige forekomster av silt, sand og grusige masser har vært benyttet som tildekkingsmaterialer avhengig av de lokale egenskapene i sjøsedimentet. Ved tildekking på grunt vann bør det vurderes alternative tildekkingsmateriale som for eksempel olivin eller skjellsand. Olivin har høy egenvekt, og kan derfor nyttes til en kostnadseffektiv erosjonssikring. Sammenlignet med feltspat vil tildekking med olivin kunne resultere i opptil 30 % reduksjon i volum og 15 % reduksjon i vekt. Skjellsand har lav egenvekt og kan nyttes til oppbygging av lette lag over det forurensede sedimentet. Både olivin og skjellsand har gunstige overflatekjemiske egenskaper som binder og immobiliserer tungmetaller.

Mer detaljer om utredningsarbeidet med vurdering av praktisk utførelse av tildekking og dessuten angivelse av referanser er gitt i Vedlegg D.

Vedlegg A1 Innhentet informasjon om dagens teknologi. Miljømessige forhold og praktisk utførelse

Utarbeidet av: Jens Skei, NIVA
Kontrollert av: Morten Schaanning, NIVA

Sammendrag

Erfaring basert på tildekkingsprosjekter i USA og i Norge har vist at det er teknisk mulig å isolere et forurenset sediment slik at spredning av forurensning som følge av oppvirvling og utlekking av forurenset porevann reduseres til et minimum. I mange tilfeller er det brukt dekkmasser sammensatt av flere lag med ulike kornstørrelser av grus og sand i tykkelser som har variert mellom 20 og 50 cm og med og uten forsterkningsduk. I USA har man overvåket effekten av slike tildekkings tiltak i mere enn 25 år og i Norge i underkant av 10 år (Eitrheimsvågen, Odda). Under forutsetning av at landbaserte tilførsler av forurensning er redusert til et akseptabelt nivå må tildekking av forurensede sedimenter antas å ha et evighetsperspektiv med hensyn til effekt. Tildekking av sedimenter fra Odda har vist mellom 90-98% reduksjon i lekkasjen av metaller. Et pilotprosjekt i Hanneviksbukta, Kristiansand har vist at det er teknisk mulig å legge et 10 cm sandlag på toppen av et relativt bløtt forurenset slam uten å få stor sammenblanding av massene og oppvirvling. Ut fra erfaringer i USA og også i Norge synes situasjonen i dag å være at tildekking av sedimenter in-situ eller tildekking av dumpede masser foretrekkes i mange sammenhenger framfor bygging av landdeponier, både ut fra miljøhensyn og kost-nytte perspektiv.

Hensikt med arbeidet

Denne delen av utredningsarbeidet har hatt som formål å gå gjennom relevant dokumentasjon innhentet fra biblioteker, internett og andre kilder, og lage en oppsummering av "state of the art" internasjonalt og nasjonalt vedrørende tildekking av marine sedimenter.

Utredningsarbeid

1. Bakgrunn.

Forurensede sedimenter representerer en potensiell miljørisiko knyttet til tre prosesser:

1. Forurensede sedimenter kan virvles opp og transporteres til områder som i utgangspunktet er lite forurenset (spredning fra kilde).
2. Miljøgifter som befinner seg i sedimentene kan mobiliseres (frigjøres) og forringe vannkvaliteten over sedimentet (lokale effekter).
3. Miljøgifter i sedimentene kan tas opp i sedimentlevende dyr som via transport i næringskjeder kan påvirke fisk og skalldyr som brukes i konsum (kostholdsråd).

På bakgrunn av disse risikoaspektene planlegges tiltak for å redusere farene. Disse tiltakene kan grovt deles i to kategorier:

1. Isolere de forurensede sedimentene på stedet.
2. Fjerne sedimentene.

Ved fjerning (mudring) av sedimentene framstår flere alternative tekniske tiltak:

1. Sedimentene mudres og transporteres til et undersjøisk deponi.
2. Sedimentene mudres og legges på land i landdeponi eller behandles.

Hvilke tekniske alternativer som velges vil være styrt av følgende faktorer:

1. Volumet av mengde forurenset sediment.
2. Sedimentenes fysiske egenskaper
3. Arealet av forurenset sediment.
4. Type og grad av forurensning.
5. Lokale naturgitte betingelser.

Dette innebærer at det må gjøres stedsspesifikke vurderinger ved valg av tiltak.

Internasjonalt (og nasjonalt) er det gjennomgående stor fokus på tildekking framfor fjerning av sedimenter. Med mindre sedimentene må fjernes av andre årsaker enn miljø (f.eks. havnedrift) er det en tendens til å gjennomføre in-situ tildekking. Dette notatet har som hensikt å gi en oversikt over dagens kunnskapsnivå omkring tildekking av forurensede sedimenter, basert på norske og utenlandske erfaringer (spesielt USA, hvor slike teknikker har vært nøye studert).

Hvorfor dekke til?

Hovedhensikten med en tildekking av et forurenset sediment er å isolere forurensningen slik at den ikke transporteres til andre områder eller gir grunnlag for økologiske effekter der de ligger. Det er minst to klare forutsetninger som må ligge til grunn for hovedmålet med tildekking:

1. Det må være kontroll på landbaserte forurensningskilder i området for å unngå ny forurensning (kildek kontroll).
2. Det må forutsettes at tiltaket har permanent varighet (dvs. at det ikke etter noen 10 år skjer en transport gjennom dekklaget).

Hvis disse forutsetningene er oppfylt gjelder det å velge en teknisk løsning og praktisk utførelse som på en miljømessig og kostnadseffektiv måte isolerer sedimentet slik at det i fremtiden ikke representerer en miljørisiko.

1. Alternative tekniske løsninger.

De faktorene som i første rekke bør vurderes når det gjelder utformingen av tiltaket er følgende:

1. Type dekkmasse (sand/skjellsand, silt, leire, mineraler for eksempel olivin, kunstige materialer).
2. Optimal tykkelse av dekklaget.
3. Behov for kombinasjon geotekstil (membran) og dekkmasse.
4. Utplassering av dekkmasse (alt i en omgang eller gradvis over tid).
5. Geomorfologiske og topografiske forhold i tildekkingsområde (skrånende eller flat bunn)
6. Geotekniske forhold i de forurensede massene
7. Vanndyp.
8. Brukerinteresser i tiltaksområdet.

Dokumentasjon

I forbindelse med en gjennomgang av det erfaringsmateriale som finnes på tildekking av marine sedimenter er det vesentlig å konsentrere seg om de mest kritiske faktorene som er avgjørende for om et tiltak lykkes eller mislykkes. Ved fjerning av sedimenter og undersjøisk deponering er det flere kritiske faser:

1. Selve mudringsoperasjonen som kan føre til utilsiktet spredning av forurensede partikler til mindre forurensede områder, mobilisering av miljøgifter i forbindelse med oppvirvling, eksponering av forurensede masser overfor marine organismer, resedimentering av finfraksjoner som tapes i forbindelse med mudringen etc.
2. Tap av masser under transport fra mudringsstedet til deponeringsstedet (på land eller sjø).
3. Lekkasje av miljøgifter fra deponeringsstedet tilbake til sjø (diffusive og advektive prosesser).
4. Brukerkonflikter knyttet til deponiet.

Ved in-situ tildekking derimot er forverring av miljøtilstanden som følge av tiltaket langt mindre sannsynlig. Risiko for økt forurensing er begrenset til selve utleggingen av dekkmassen. Hvis denne kan foregå uten vesentlig oppvirvling og forstyrrelse av de forurensede sedimentene er risikoen for en forverring av miljøforholdene på stedet eliminert. Derimot kan en tildekking mislykkes slik at miljøgevinsten blir liten dersom man ikke er i stand til å dekke hele det forurensede sedimentarealet eller at tykkelsen av dekklaget noen steder er så tynn at sedimentlevende dyr graver seg gjennom dekklaget. Sedimentkvaliteten basert på konsentrasjonen av miljøgifter i overflatesedimentet vil uansett bedres på grunn av blandingen av uforurensede dekkmasser og forurensede sedimenter (fortynning). Så selv om grad av suksess kan variere er det liten risiko for at miljøforholdene forverres ved en tildekking.

1. Norske erfaringer.

Tildekking av forurensede marine sedimenter som miljøtiltak har i liten grad vært brukt i Norge. Det kan ha flere årsaker:

1. Tildekking har vært vurdert som lavstatus miljø-teknologi hvor man forsøker "å skyve problemet under teppet".
2. Det kan i mange tilfeller ha vært vanskelig å skaffe til veie egnede dekkmasser til akseptable kostnader.
3. Tildekking har ikke vært tilrådelig som følge av etterbruken av området (f.eks. ankring, peling).

Det er kun gjennomført ett større tildekkingsprosjekt i Norge som er kommet igang som resultat av forskning og hvor effektene av tiltaket er overvåket og dokumentert i etterkant. Det er tildekkingen av Eitrheimsvågen i Odda som ble fullført i 1992 (Skei, 1992). Et areal på ca. 90.000 m² sterkt metallforurensset sjøbunn ble besluttet tildekket med geotekstil og ca. 30 cm sand. I tillegg ble det gjort en spunting på landsiden for å hindre erosjon i sterkt forurensede deponimasser som var plassert i tidevannssonen. Beslutningen om å dekke til Eitrheimsvågen ned til ca. 12-13 m vanddyp ble gjort på grunnlag av forskning og eksperimentell virksomhet ved NIVAs Marine Forskningsstasjon Solbergstrand (Skei et al., 1987).

I utgangspunktet var det kjent at bunnsedimentene i hele Sør fjorden (lengde 40 km) var meget forurenset av miljøgifter etter 70 år med industriutslipp. Utslippene av metaller fra bedriften Norzink ble redusert med over 90% i 1986 i forbindelse med byggingen av fjellhaller og spørsmålet som da meldte seg var om dette var nok for å nå de miljømål som var satt (fjerning av kostholdsråd vedrørende fisk og skalldyr).

Det ble dokumentert at selv om utslippene ble redusert med 90% (dypvannsutslipp) var overflatevannet svært preget av høye metallkonsentrasjoner. Det ble derfor slått fast at fjorden fikk tilført metaller fra grunnområdene og som følge av avrenning fra forurenset grunn rundt industribedriftene. For å dokumentere betydningen av forurenset sediment som forurensningskilde ble det innsamlet sedimenter fra 3 områder innerst i fjorden hvor det i utgangspunktet var teknisk mulig å gjennomføre tiltak (< 50 m vanddyb). Det bunnarealet som var aktuelt å vurdere var 2.6 mill m^2 og tykkelsen på det forurensede sedimentlaget utgjorde 25-50 cm tykkelse. Det betyr at det befant seg $650.000 - 1.300.000 \text{ m}^3$ forurenset sediment i dette området. I de øverste 10 cm av sedimentet befant det seg i størrelsesorden:

- 3.000-6.000 tonn sink
- 1.000-3.000 tonn bly
- 15-20 tonn kvikksølv
- 10-15 tonn kadmium

Mengden av sink lagret i bunnsedimentene i hele Sør fjorden er beregnet til ca. 10.000 tonn. Dette innebærer at selv om bare 1% av det som er lagret i sedimentene skulle kunne mobiliseres og betraktes som en kilde, så ville dette vært betydelig.

Ettersom kanskje halvparten av forurensingen er lagret innenfor et område på ca. 2 km fra kilden så ville det være riktig å konsentrere planene om tiltak innenfor dette området. For å kunne ha en større sikkerhet om at forurensede sedimenter kan være en kilde ble det besluttet å gjøre eksperimentelle studier med sedimenter fra tre områder innefor et areal som ikke ligger lenger enn 2 km fra primærkilden. I tillegg ble det gjort en omfattende studiereise til bl.a. Japan og USA for å studere internasjonal praksis på området sedimenttiltak.

De eksperimentelle undersøkelserne hadde som mål å kvantifisere utlekking av metaller fra sedimentene når disse ikke forstyrres, og når de forstyrres som følge av dyrs aktivitet på bunnen eller strømmer og ble gjennomført over en periode på ca. 6 måneder. Målingene av utlekking viste at selv om sedimentene ligger i ro så skjer det en betydelig fluks av metaller til overliggende vann fra forurensede sedimenter sammenlignet med uforurensede marine sedimenter (kontrollsedimenter). Det ble registrert flukser av metaller ($\text{mg metall m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) fra sedimentene innerst i Sør fjorden, og ved å ekstrapolere dette til det forurensede bunnarealet innenfor en avstand av 2 km fra kilden kom man fram til følgende mengder:

Sink : 21 tonn pr.år
Bly: 1,8 tonn pr.år.
Kadmium : 140 kg pr. år
Kvikksølv : 0,5 kg pr.år

Disse tallene representerer årlige bidrag fra sedimentene når disse ikke forstyrres og kan sammenlignes med utslipp fra industrien. På det tidspunkt dette ble gjort (1987) representerte disse mengdene bidrag som var like store som utslippene fra industrien når det gjelder sink, mer når det gjelder bly og kadmium og mindre når det gjelder kvikksølv. På denne måten kunne det gjøres en vurdering om tiltak mot de forurensede sedimentene var nødvendige eller om man utelukkende skulle konsentrere seg om utslippsreduksjoner. Som kjent er

overflatesedimentene sjelden fri for forstyrrelser enten det er gravende dyr eller strømmer av episodisk eller mere permanent karakter. Eksperimentene ble derfor kjørt på nytt, men denne gang med simulert fysisk forstyrrelse. Resultatene viste at for metaller som bly og kvikksølv økte utlekkingsraten med henholdsvis 40 og 250 ganger når sedimentene ble forstyrret (Skei et al., 1987).

Dermed var det dokumentert at de forurensede sedimentene innerst i Sørfjorden var en betydelig forurensningskilde og for å nå miljømålene så måtte det tiltak til. Eksperimentene viste også at problemet var størst når sedimentene ble fysisk forstyrret og dette sannsynliggjorde at tiltaket vil ha størst effekt om det ble satt iverk i de grunneste områdene som er mest utsatt for oppvirvling. På bakgrunn av det ble det foreslått at Eitrheimsvågen som både er grunn (< 15 m dyp) og som var sterkest forurensset, skulle prioriteres for tiltak. Både forvaltningen og industrien hadde fått et beslutningsgrunnlag som var godt nok. Kostnaden ved tiltaket ble ca. NOK 60 millioner (i 1992). Kostnadene ble delt mellom MD og industrien.

Selve tiltaket besto av fem hovedelementer:

1. Sikring mot tilførsler fra et strandkantdeponi innerst i vågen. Dette ble gjort ved stålspunting og oppsamling av forurensset vann på baksiden av spunten.
2. Strandforsterkning ved hjelp av gabioner og geotekstiler for å sikre mot stranderosjon og for å etablere en ny strand.
3. Utlegging av forsterkningsduk i 6 m bredde fra lekter. Duken ble lagt ut med overlapp og sveiset under vann for å få dekket hele bunnen samt fjæresonen.
4. Dosering av sand fra lekter slik at tykkelsen var ca. 30 cm på toppen av duken. Dette ble kontrollert av dykkere.
5. Gjenfylling innenfor spuntveggen ble utført med rene masser, tilført jord og tilsådd. Området er i dag golfbane.

Tiltaket gav umiddelbart estetiske forbedringer. I tillegg er det gjort en kontinuerlig overvåking av vannkvalitet (månedlig), innhold av miljøgifter i organismer (årlig) og sedimentkvalitet (hvert femte år) for å dokumentere miljøforbedringer som følge av dette og andre tiltak. Dette har vist en generell forbedring i hele Sørfjorden, men på grunn av gjentatte utslippsuhell samt manglende kontroll på diffuse avrenninger fra industriområdet til Norzink har tiltaket ikke fått den effekten man hadde håpet på. På grunn av manglende kildek kontroll er det øverste dekklaget igjen blitt forurensset. Dette illustrerer hvor viktig det er med kildek kontroll når tiltak skal gjennomføres. Det bør imidlertid påpekes at tiltaket ikke har vært bortkastet og at en ytterligere forbedring kan gjøres når de landbaserte kildene er under kontroll, ved å supplere med litt ny dekkmasse.

Foruten tildekking i full skala i Eitrheimsvågen er det gjort en pilotskala tildekking i Hanneviksbukta ved Kristiansand (Næs og Molvær, 1999). Dette prosjektet kom i stand på grunn av et nokså spesielt forhold. I forbindelse med veibygging kunne det stilles store mengder overskuddsmasser til rådighet for miljøforbedrende forhold og man vurderte derfor å bruke disse massene til dekkmasse i Hanneviksbukta som er et av de mest forurensede områdene i Kristiansand havn. Det ble derfor besluttet å foreta en testoverdekning for å se om det var mulig, uten en større oppvirvling, å plassere sandige masser på toppen av et meget bløtt sediment som i stor grad bestod av industriavfall. Tre alternative teknikker for tildekking ble vurdert:

1. Bruk av splittlekter.
2. Bruk av fallbunnslekter.
3. Utpumping av massene.

Det ble antatt at disse metodene ville gi ulike risiki for oppvirvling. Samtidig representerer de store forskjeller i kostnader. Splittlekter og fallbunnslekter krever stor grad av nøyaktighet i forbindelse med posisjonering. Deponering av massene med splittlekter er den enkleste, men også den minst nøyaktige måten å deponere tildekkingsmassen på. Ved denne metoden åpnes lekteren i hele lengderetningen og massene forlater lekteren i en porsjon. Kostnadmessig er deponering fra splittlekter attraktiv, men en mer skånsom måte å deponere massene på vil være bruk av fallbunnslekter. Lekteren er da delt med flere tverrgående skott hvor hver avdeling kan åpnes med en bunnluke, som kan styres hydraulisk. Masseflyt og dermed spredning kan styres ved åpningsgraden på lukene. Ytterligere spredning kan oppnås ved å holde en viss framdrift på lekteren under tømningen.

Den tredje måten for tildekking er at massene pumpes ut ved hjelp av en sandpumpe ombord på et sandsugefartøy gjennom en 12-16" fleksibel ledning. Slangeenden utstyres med en spreder (diffusor). Ved å optimalisere den horisontale hastigheten på sprederen og massemengde pr.tidsenhet, kan man oppnå en meget god spredning av massene. Basert på praktisk gjennomførbarhet og økonomiske rammer ble fallbunnslekter brukt i pilotforsøket i Hanneviksbukta.

Det ble deponert et sand/silt-lag på 10 cm tykkelse på toppen av det løse sedimentet. I alt ca. 450 m³ ble deponert fra lekteren. Selvregistrerende instrumenter og fotodokumentasjon viste at det lot seg gjøre å legge et jevnt lag med sand oppå det forurensede bunnslammet. Oppvirvlingen av forurensede sedimentpartikler var relativt liten og i stor del begrenset til de 5 metrene nærmest bunnen. På grunnlag av transmisjonsmålinger ble det beregnet at 125 kg partikler ble oppvirvlet fra dumpeområdet på 100 x 50 m. Siden oppvirvlingen var liten, vil også den horisontale spredningen av partikler være liten. Det samstemmer med at 1/2 -1 time etter at dumping av massene hadde skjedd, ble det ikke målt partikkelkonsentrasjoner i bunnvannet vesentlig utover det normale.

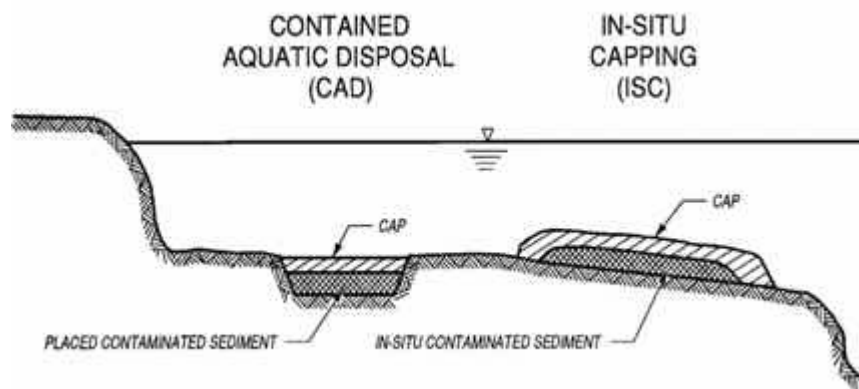
Konklusjonen fra dette pilotforsøket er at det teknisk lar seg gjøre å deponere sandmasser på en meget bløt bunn, uten at sanden synker gjennom massene og at deponeringen kan skje uten stor oppvirvling og spredning av forurensede sedimenter.

2. Utenlandske erfaringer.

Tildekking (capping) har vært mye brukt i USA de senere årene. US Army Corps of Engineers (USACE) har utført en betydelig forskning på cap-design. Det er bl.a. utarbeidet en manual for tildekking (Palermo et al., 1998a). Det har spesielt vært vanlig å mudre forurensede sedimenter, deponere de under vann og tildekke massene etterpå. Dette er gjort i USA fra slutten av 1970-tallet i forbindelse med utdyping av farleder. Vanligvis har det dreiet seg om moderat forurensede masser. Det er således en viss forskjell mellom tildekking av deponerte masser og in-situ tildekking hvor formålet har vært å bidra utelukkende til en miljøforbedring (Figur1). United States Environmental Protection Agency (US EPA) har utarbeidet en teknisk veileder for in-situ tildekking og dette er sannsynligvis den mest fullstendige beskrivelsen av tekniske løsninger knyttet til tildekking som finnes (Palermo et al., 1998 b). Når det gjelder beskrivelsen av utenlandske erfaringer i denne rapporten så vil dette dokumentet fungere som en rettesnor. Det ble riktignok laget med tanke på tiltak i Great Lakes, men det er like relevant for marine sedimenter.

I forbindelse med valg av teknologiske løsninger er det viktig å være klar over at det i noen tilfeller kan være aktuelt å kombinere mudring og in-situ tildekking. I et område kan det mudres på grunt vann (f.eks. nær kaier i en havn) mens sedimentene tildekkes på større dyp hvor dette ikke er til hinder for skipstrafikk.

Figur 1. Illustrasjon av tildekking etter deponering og in situ tildekking (Palermo et., 1998b)



Forskjellen mellom tildekking av masser som er deponert under vann og *in situ* tildekking er at i det siste tilfelle er forholdene på stedet prisgitt naturlige betingelser, mens når man dekker til en deponeringslokalitet så er det mulig å manipulere forholdene på stedet på forhånd.

Det er en rekke referanser til vellykkede tildekkingsprosjekter i Puget Sound, et estuarie på USAs vestkyst (f.eks. Sumeri *et al.*, 1995) . Tildekking har skjedd ned til vanndyp på ca. 20 m og arealene som er tildekket har variert mellom 16.000 m² og 70.000 m² . I mange tilfeller er det brukt dekkmasser sammensatt av flere lag med ulik kornstørrelse (grus og sand) og med eller uten geomembran. Tykkelsen av dekklaget har variert mellom 20 og 50 cm.

Det har vært gjennomført en del studier av langtidseffekter av tildekking. Kjerneprøver har vært tatt over en tidsperiode på 15 år for å se om det har vært noen tendens til forurensning av dekklaget (Long Island Sound). Disse resultatene viste ingen endring i profilene av kontaminanter i dekklaget. Overgangen mellom underliggende sediment og uforurensset dekklag var meget skarp, noe som tyder på liten transport av forurensning opp i dekklaget via porevann.

US EPA (Palermo et al., 1998b) har laget et flytdiagram for dimensjonering av in-situ tildekking. Følgende sekvenser inngår:

1. Miljømål fastsettes (f.eks. opprydding til en bestemt sedimentkvalitet eller konsentrasjon).
2. Bunnarealet som skal tildekkes karakteriseres med tanke på vanndyp, bathymetri, strømforhold etc., brukerinteresser (skipstrafikk, rekreasjon, resipientbruk) og geotekniske forhold (stabilitet, skjærstyrke etc.). Viktig å vurdere om det er sannsynlig at en dekkmasse kan holdes på plass (ikke eroderes).
3. Det forurensede sedimentet karakteriseres (fysisk, kjemisk, biologisk) både horisontalt og vertikalt. Dette vil være avgjørende for størrelsen på området hvor tiltak skal gjennomføres.
4. På grunnlag av 2 og 3 gjøres en mulighetsstudie (feasibility) for å avgjøre om tiltaket er gjennomførbart.

5. Mulige kilder for dekkmasse identifiseres (mudring av undersjøiske rene sedimenter, bruk av sandforekomster på land eller kunstige materialer)
6. Type dekkmasse og dekktykkelse bestemmes. Her må det tas hensyn til at tildekkingen skal gi permanente effekter og at dekklaget ikke skal perforeres av bioturbasjon eller andre fysiske effekter (geotekniske forhold) og forstyrrelser. Hvis f.eks. erosjon skulle være et problem bør tykkelsen av dekklaget økes, eventuelt bruke en kombinasjon av geotekstiler og dekkmasse.
7. Utstyr for å legge ut dekkmassene velges. Problemet med forstyrrelser og spredning av forurensede sedimenter under utleggingen må vurderes.
8. Evaluering av tiltaket i forhold til de miljømål som er satt (1). Hvis det er tvil, bør tildekkingsprosjektet vurderes på nytt.
9. Etablering av et hensiktsmessig overvåkingsprogram både under og etter tiltaksfasen.
10. Kostnadene for tiltaket bør reflektere både selve den tekniske operasjonen, overvåkingen og tilsynet med prosjektet. Hvis kostnadene ikke står i forhold til miljøgevinsten, bør tiltaket revurderes.

Om tiltaket består i å fjerne et sediment og deponere det et annet sted eller å dekke det til på stedet, så er den langsiktige effekten av tiltaket avhengig av kildekontroll dvs. at større landbaserte kilder er stoppet. Hvis aktive kilder fortsatt forurenses sedimentet så vil dekkmassen kun fungere som en uforurenset barriere mellom to forurensede lag. Det finnes imidlertid eksempler på at tildekkingen er blitt sett på som en temporær løsning i påvente av andre tiltak. Hvis tildekkingen primært har som mål å stoppe en kjemisk utveksling mellom vann og sediment kan det være aktuelt å bruke en dekkmasse som kjemisk binder stoffene i sedimentet. Dette er brukt en del bla. i Japan for å stoppe transporten av næringssalter mellom sediment og vann.

I hvilken grad et tildekkingsprosjekt er vellykket, vil i stor grad være stedsavhengig. Noen steder egner seg bedre til tildekking enn andre steder. En jevn og flat bunn er lettere å tildekke enn en ujevn bunn med store høydeforskjeller. I grunne områder må det også tas hensyn til at plassering av en dekkmasse endrer vanddypet på stedet og dermed også de hydrodynamiske forholdene.

3. Dekklagets utforming.

Utformingen av et dekklag er i hovedsak knyttet til to faktorer:

- Sammensetningen av dekklaget
- Tykkelsen av dekklaget

Til sammen skal disse to faktorene sørge for at det forurensede sedimentet blir isolert slik at det ikke spres til omgivelsene. Ettersom in-situ tildekking er prisgitt tilgang av dekkmasser lokalt så kan dette skape en del problemer i motsetning til tildekking av muddermasser hvor lokalisering av deponeringssted kan bestemmes.

Utformingen av dekklaget er ofte basert på eksperimentelt arbeid, feltarbeid, overvåkningsdata og modellering av de ulike prosessene som er aktive (adveksjon/diffusjon, bioturbasjon, konsolidering og erosjon). Flyttdiagrammet som beskriver prosessen omfatter:

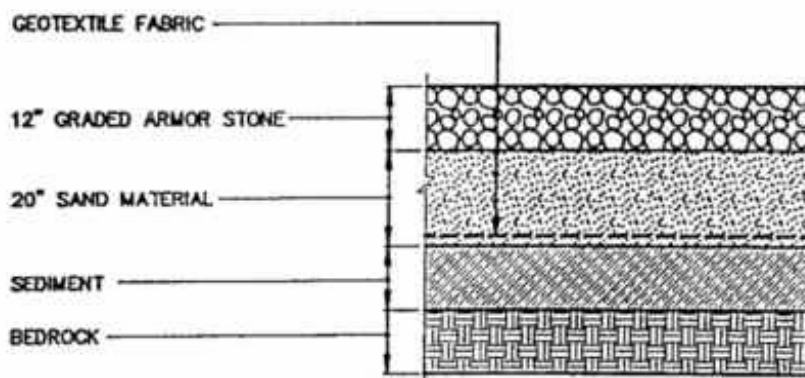
1. Identifisere dekkmassen og dens kompatibilitet med det forurensede sedimentet.
2. Vurdere potensialet for bioturbasjon (dyrs gravende virksomhet).
3. Vurdere potensialet for erosjon (strømmer, propellererosjon).
4. Vurdere potensialet for at kontaminanter transporteres gjennom dekklaget som følge av diffusjon.

5. Vurdere potensialet for at kontaminanter transporteres gjennom dekklaget som følge av sammentrykning og utpressing av porevann under denne konsolideringen (adveksjon).

Den største kostnaden ved tildekkingsprosjekter er ofte knyttet til anskaffelsen av tildekkingsmasser. Undersøkelser har vist at både finkornige og sandige dekkmasser er blitt brukt (Brannon et al., 1985). Noen har imidlertid funnet ut at finkornet masse er bedre enn sand som kjemisk barriere. Dette har åpenbart tilknytning til adsorpsjonsegenskaper. Sandig og ikke-kohesivt materiale har dårligere adsorpsjonsegenskaper enn silt og leire. Generelt vil derfor sandig materiale med innslag av finkornet masse og organisk materiale være ideelt for å isolere et forurenset sediment. Det organiske materialet vil ha spesiell god virkning på adsorpsjon av hydrofobe stoffer (organiske miljøgifter). Når det gjelder mobiliteten til metaller så er den mere kompleks ettersom tilstandsformen er avhengig av faktorer som pH, Eh, bakteriell aktivitet og innhold av sulfider, klorider og karbonater i sedimentene. Fordelene med å bruke en dekkmasse med innslag av materiale finere enn sand må veies mot ulempen med å få på plass et dekklag som består av finkornige masser. Sand lar seg mye lettere få på plass med liten forstyrrelse i motsetning til silt som lett lar seg oppvirvle under deponeringen. Ved bruk av silt må det beregnes større volumer til dekklaget fordi en del av massene vil spres til et større område enn planlagt.

Geotekstiler har vært i begrenset bruk i tildekkingsprosjekter. Deres funksjon har spesielt vært knyttet til stabilisering av forurensede sedimenter (Figur 2). Geotekstilen vil samtidig fungere som en barriere mot gravende organismer som etablerer seg i dekklaget og som dermed ikke blir eksponert for forurensede sedimenter. Slike tekstiler må være permeable og vil kunne slippe både gass og vann gjennom. Det er eksempler på problemer med gassdannelse under ikke-permeable membraner i forbindelse med tildekking i en innsjø (Cooke et al., 1993).

Figur 2. Bruk av geotekstil og dekklag med ulik beskaffenhet til bruk i erosjonsområder (Palermo et al., 1998b).



4. Tekniske løsninger for utplassering av dekklag.

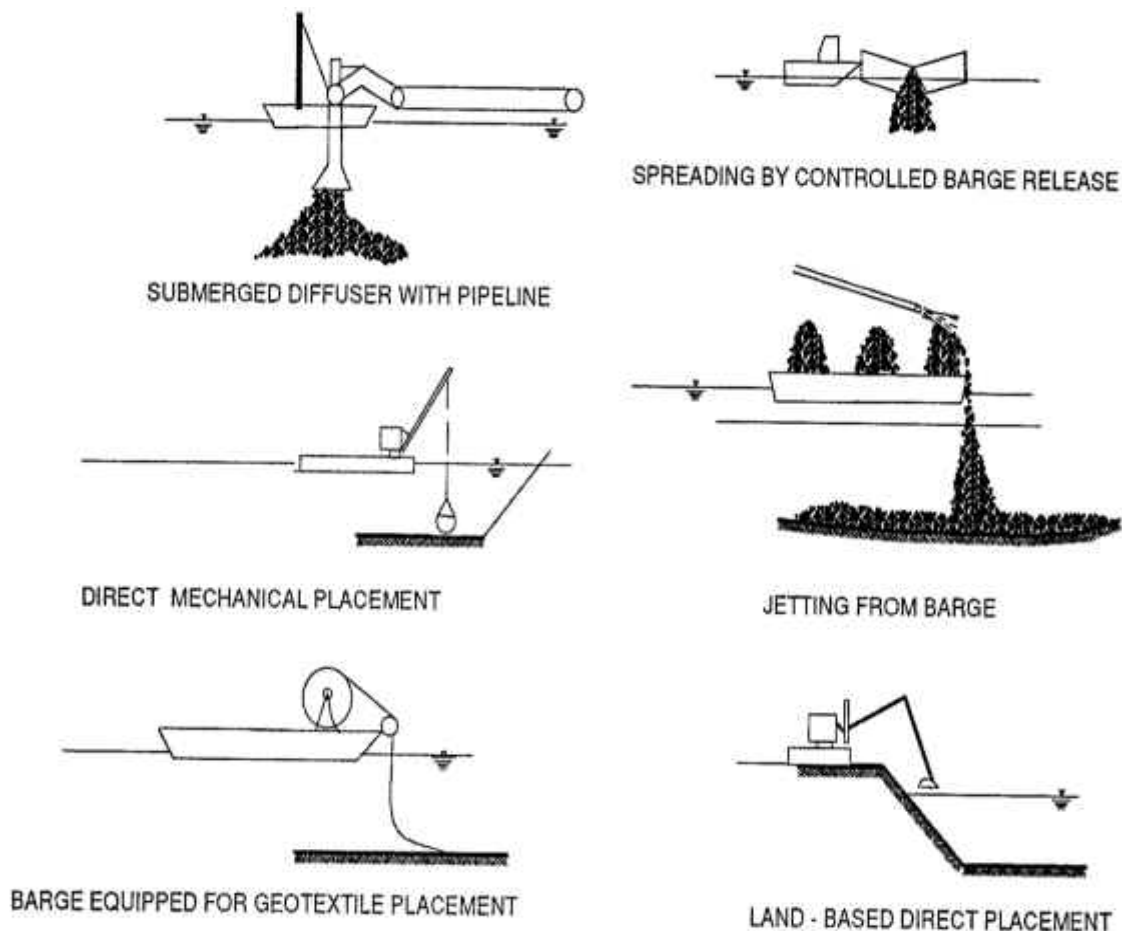
Det viktigste med tanke på tekniske anordninger for å legge ut et dekklag er å unngå at dekkmassen blandes med det underliggende sedimentet. Det er en rekke eksempler fra utlandet på at dette har lyktes (Mansky, 1984, Bokuniewicz, 1989, Zeman og Patterson, 1996a og 1996 b). I tillegg til å unngå sammenblanding av dekklag og forurenset sediment så er det viktig å sørge for at dekningsgraden er stor innenfor det området som er planlagt tildekket og at dekklaget har den nødvendige minimumstykkelsen.

Valg av utstyr vil i stor grad avhenge av vandyp, bunntopografi og skipstrafikk i området (Figur3). Den mest vanlige framgangsmåten er dosering av dekkmasse via rørledning eller deponering fra lekter. I noen tilfeller kan det også være aktuelt å bruke landkonstruksjoner som legger ut dekklaget. I Hamilton Harbour, hvor tildekking fant sted, ble det gjort overvåkning av vannkvaliteten mens utleggingen pågikk. Det ble påvist en viss økning av turbiditeten i området, men vannanalysene viste at dette skyldtes i stor grad utvasking av finpartikulært materiale fra sanden som ble brukt som dekkmasse og ikke oppvirvling av forurensede sedimenter (Zeman og Patterson, 1996a, 1996b).

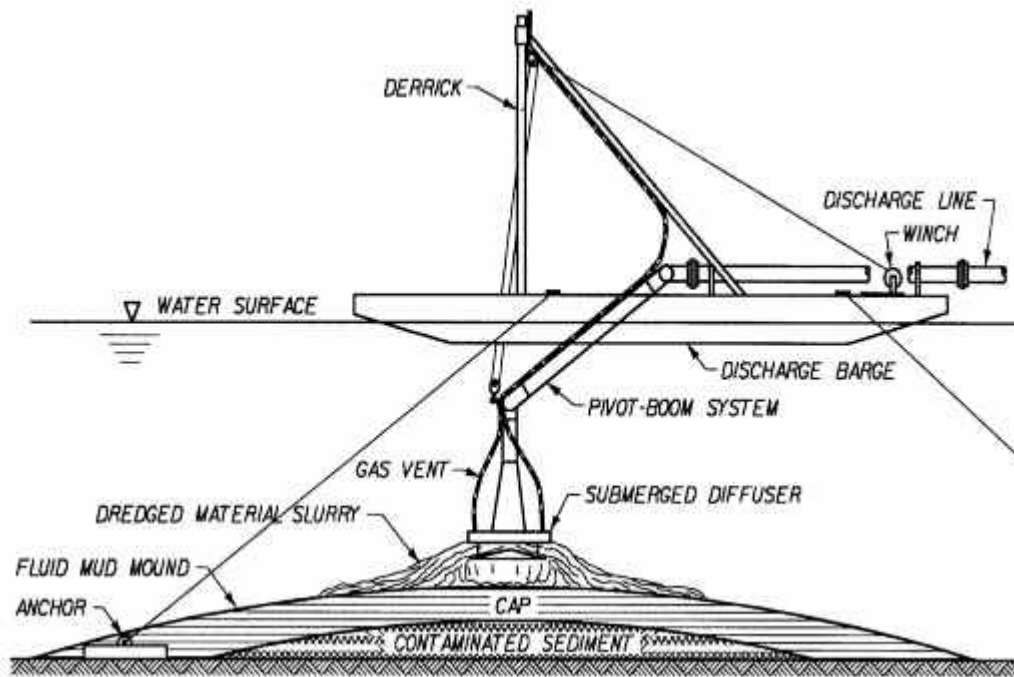
Dekkmasse som tas fra sandavsetninger på land vil ha en tørr konsistens. Disse kan tilsettes via lekter i tørr tilstand eller oppslemmes i vann og pumpes via rørledning. Hvis det dreier seg om tildekking i det marine miljø vil det være en fordel at det er sjøvann som blandes med dekkmassen før pumping for å unngå en opptrengning som følge av tetthetsforskjellen mellom ferskvann og sjøvann.

Dekkmassene kan tilføres i overflatevannet forutsatt at tildekkingen skjer på grunt vann. Jo større vandyp jo større behov for å tilføre dekkmassen like over bunnen for å sikre nøyaktig tildekking. Dette kan skje via rørledning, med (Figur 4) eller uten (Figur 5) diffusor, som munner ut like over bunnen (Neal et al., 1978, Palermo, 1994). I mange tilfeller kan tilførselen av dekkmasse skje fra lekter via et teleskoprør (Figur 6) som kan svinge fra side til side for å dekke til et større areal .

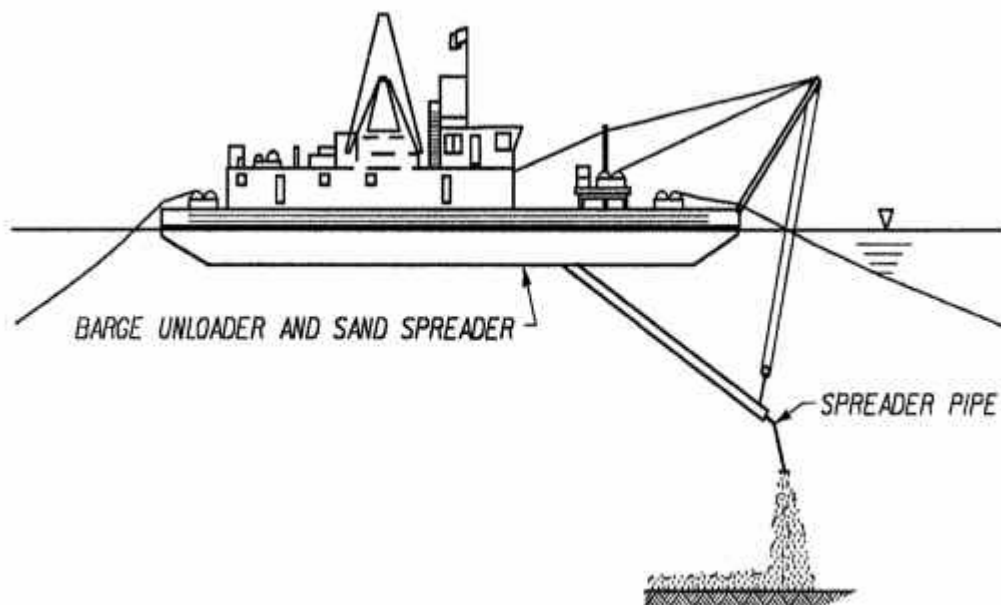
Figur 3. Ulike former for utlegging av dekkmasse (Palermo et al., 1998b)



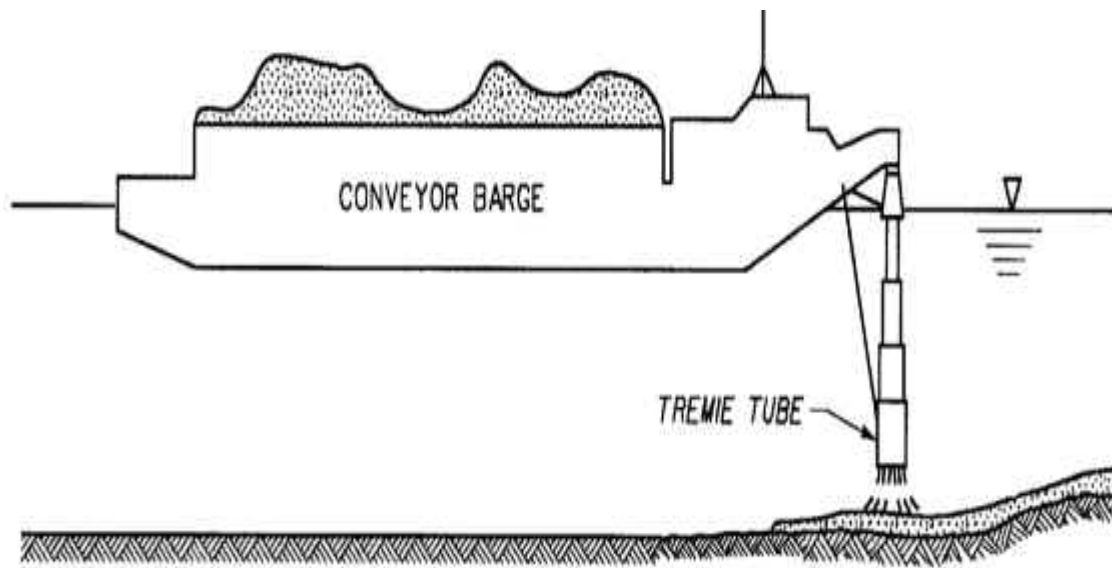
Figur 4. Tilførsel av dekkmasse nær bunnen via diffusor (Palermo et al., 1998b)



Figur 5. Undersjøisk tilførsel av dekkmasser via rør (Palermo et. al, 1998b)



Figur 6. Undersjøisk tilførsel av dekkmasse via teleskopprør (Palermo et al., 1998b).



Referanser.

Bokuniewicz, H. 1989. "Behavior of Sand Caps on Subaqueous Dredged-sediment Disposal Sites." In Scientific Monitoring Strategies for Ocean Waste Disposal: Ocean Processes in Marine Pollution, Vol. 4. 221-229. Kreiger Publishing.

Brannon, J. M., Hoeppel, R. E., Sturgis, T. C., Smith, I., and Gunnison, D. 1985. "Effectiveness of Capping in Isolating Contaminated Dredged Material from Biota and the Overlying Water," Technical Report, D-85-10, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS

Cooke et al. 1993. Restoration and Management of Lakes and Reservoirs, Second Edition, Lewis Publishers, Tokyo.

Mansky, J. M. 1984. "Capping and Controlled Disposal of Contaminated Dredged Material." in Proceedings of a Seminar on Applications in Water Quality Control, 115-125. USACE Committee on Water Quality.

Neal, R. W., Henery, G., and Greene, S. H. 1978. "Evaluation of the Submerged Discharge of Dredged Material Slurry during Pipeline Dredge Operations," Technical Report D-78-44, US Army Engineer Waterways Experiment Station: Vicksburg, MS

Næs, K. og Molvær, J. 1999. Forsøk med tildekking av sedimenter i Hannvikbukta, Kristiansand. NIVA-rapport , 4019-00, 46 s.

Palermo, M.R. 1994. "Options for Submerged Discharge of Dredged Material," Proceedings of the 25th Dredging Seminar and Western Dredging Association XIII Annual Meeting, May 18-20, 1994, San Deigo, CA.

Palermo, M.R., Randall, R.E., Fredette, T., Clausner, J., Myers, T., Rollings, M., and Williams, G. 1998a. "Technical Guidance for Subaqueous Dredged Material Capping,"

Palermo, M.R., Maynard, S, Miller, J. and Reible, D.D. 1998b. Assessment and remediation of contaminated sediments (ARCS) programme. Guidance for in-situ subaquas capping of contaminated sediments. EPA-report.

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

Skei, J.M., Pedersen, A., Berge, J.A., Bakke, T og Næs, K. 1987. Sedimentenes betydning for metallforuresning i miljøet. Muligheter og behov for tiltak. Fase 2. Kvantifisering av utlekking av tungmetaller fra forurensede sedimenter. NIVA-rapport, l.nr. 2067, 101 s.

Sumeri, A., Fredette, T.J., Kullberg, P.G., Germano, J.D, Carey, D.A., and Pechko, P. 1995. "Sediment Chemistry Profiles of Capped Dredged Material Deposits Taken 3 to 11 Years after Capping," Dredging Research Technical Note DRP-5-09, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

Zeman, A.J. and Patterson, T.S. 1996a. "Preliminary Results of Demonstration Capping Project in Hamilton Harbour," NWRI Contribution No. 96-53, National Water Research Institute, Burlington, Ontario.

Zeman, A.J. and Patterson, T.S. 1996b. "Results of the In-Situ Capping Demonstration Project in Hamilton Harbour, Lake Ontario," NWRI Contribution No. 96-75, National Water Research Institute, Burlington, Ontario.

Vedlegg A2 Innhentet informasjon om dagens teknologi Geotekniske forhold

Utarbeidet av: Espen Eek, NGI
Kontrollert av: Audun Hauge, NGI

Sammendrag

Direkte tildekking av forurensede sedimenter med sandige eller grusige masser har vist seg å være en god og kostnadseffektiv langtidsbeskyttelse mot utlekking og spredning av forurensninger. Ved utlegging av slike dekkmasser på svært bløte sedimenter kan bæreevnen og stabiliteten til sedimentene overskrides og brudd kan inntreffe slik at de forurensede bunnsedimentene blandes inn i dekklaget og suspenderes i omliggende sjøvann og spres. I litteraturen er det for en rekke prosjekter i USA og Japan funnet teoretiske beregninger for hvor tykke lag med tildekkingsmasse som kan legges ut uten at det oppstår brudd i massene under. En sammenligning med den faktiske gjennomførte tildekkingen i disse prosjektene tyder på at det er mulig å bruke klassisk geoteknisk formelgrunnlag for bæreevneberegning, stabilitetsvurdering og beregning av konsolideringsutvikling til å forutsi maksimal tykkelse av tildekkingslaget som massene under kan bære med tilstrekkelig sikkerhet for å oppnå stabile geotekniske forhold. Dette forutsetter at de relevante fysiske egenskapene til sedimentmassene og tildekkingsmaterialet er godt nok bestemt. Det er vist at det er mulig å legge ut opp til 1 m tildekkingsmasse på svært bløte sedimenter (skjærstyrke < 1 kPa), men normalt har 0,3 - 0,5 m erfaringsmessig gitt tilfredsstillende resultat med hensyn til både geotekniske forhold og miljømessig effekt. Gjøres beregningene for å dimensjonere tykkelsen av dekklaget over svært bløte sedimenter (skjærstyrke < 1 kPa) med en sikkerhetsfaktor på 3 på grunn av mange usikre egenskaper ved så bløte masser, blir anbefalt tykkelse ca 0,3 m, se bergninger i Vedlegg B. Det er også vist i en rekke prosjekter i USA og Japan at dersom tildekkingen legges ut for raskt eller med dårlig presisjon kan massene blandes og tildekkingslaget blir ufullstendig og får begrenset effekt, og det anbefales at den deponerte massen må få konsolidere og øke sin styrke så mye som mulig før tildekking. Det fremgår også fra de undersøkelsene som er gjort at det finnes få gode data på skjærstyrken til mudrede masser og andre svært bløte masser. Dagens standard utstyr for slike geotekniske undersøkelser både i felten og i laboratoriet er ikke tilstrekkelig egnet til å bestemme skjærstyrker lavere enn 1 kPa uten betydelige utbedringer.

Hensikt med arbeidet

Denne delen av utredningsarbeidet har hatt til hensikt å beskrive erfaringer med fokus på geotekniske forhold fra en del gjennomførte tildekkingsprosjekter først og fremst i USA og Japan, men også noen få i Norge

Teoretisk grunnlag for de geotekniske forholdene rundt tildekking av bløte sedimenter er beskrevet i Vedlegg B "Geotekniske vurderinger og undersøkelser ved tildekking av bløte sedimenter".

Bakgrunn

1. Stabilitet

En viktig forutsetning for at en tildekking er vellykket er at tildekkingsmassen legger seg over det forurensede sedimentet med en tilstrekkelig tykkelse og at massen blir liggende som et kontinuerlig lag for å forhindre transport av forurensning gjennom laget og ut i vannmassene. De bløte massene som skal dekkes til må ha stor nok bæreevne og stabilitet til å bære tildekkingslaget uten at det oppstår brudd som fører til diskontinuiteter og muligheter for utlekking av forurensning.

Dersom bæreevnen ikke er stor nok, kan de forurensede massene blandes med tildekkingsmassene ved forskjellige forløp:

1. Tildekkingsmassene synker rett ned i de forurensede massene uten større masseforflytning (dette kan skje hvis bæreevnen er så lav at massene ikke kan bære enkelt korn, d.v.s. at den forurensede massen oppfører seg som en væske)
2. De forurensede massene presses opp foran tildekkingsfronten
3. Massene sklir ut langs en bruddflate

Alle mekanismene fører til at tildekkingsmassene blandes ned i de forurensede massene, og en slik blanding vil gi dårligere beskyttelse mot utlekking av miljøgifter.

2. Setninger

Vekten av tildekkingslaget på det bløte vannmettede bunnsedimentet vil initielt bæres av et økt porevannstrykk i massene. Under den påfølgende konsolideringen vil vannet presses ut av de forurensede massene og volumet vil minke, d.v.s. det oppstår setninger. Dette kan gi flere effekter:

1. Porevann med høyt innhold av miljøgifter presses gjennom tildekkingslaget
2. Utpressing av vann resulterer i redusert porevannstrykk og gir derved økning av skjærstyrke
3. Inhomogene masser kan gi ujevne setninger og dermed skape en ujevn overflate

Utpressing av porevann vil ofte føre til en viss spredning av miljøgifter, men den vil være liten i forhold til spredningen som skjer uten tildekking. Noe ujevnheter i overflaten som følge av setninger vil ikke ha særlig betydning hvis overflaten ikke skal brukes etterpå.

Volumendringen som følge av setninger i deponerte masser kan bli store og føre til at det kan være plass til mer masse i deponiet. Og økt styrke som følge av konsolidering kan gjøre det lettere å påføre ytterligere lag med tildekking.

Utredningsarbeid

Denne delen av utredningsarbeidet har omfattet en gjennomgang av relevant litteratur som omhandler geotekniske forhold ved gjennomførte tildekkingsprosjekter i USA og Japan og noen få i Norge. Det er i litteraturen beskrevet en rekke prosjekter der det tilsynelatende har gått bra å plassere opp til 1 m tildekkingslag over svært bløte sedimenter (Ling et al., 1996). Det er også rapportert om to prosjekter der tildekkingslaget ikke er blitt liggende slik det var forutsatt (Murray et al., 1998 og Rollings og Rollings, 1998).

Følgende gjennomførte tildekkingsprosjekter er det funnet skriftlig dokumentasjon på:

Sted	Land	År	Vanndyp (m)	Dekklag-tykkelse (cm)	Areal (m ²)	Referanse
Hanneviksbukta	Norge	1998	10 - 20	10	5 000	Se vedlegg A (NIVA 2001)
Eitremsvågen	Norge	1992	15	30	90 000	Se vedlegg A (NIVA 2001)
Paleo Verde	USA	1999	80	15	175 000	Palermo (2001)
Boston Harbour	USA	1997	0 – 100	100	9 000	Murray et al (1998)
New York	USA	1997	100	100	-	Rollings and Rollings (1998)
Eagle Harbour	USA	1993	17	100	216 500	Ling et al. (1996)
Hiroshima Bay	Japan	1980	21	30 – 50	64 000	Ling et al. (1996)
Uranouchi Bay	Japan	1979	<14	20	18 600	Ling et al. (1996)
Suonada Bay	Japan	1986	1	30	900	Ling et al. (1996)
Mikawa Bay	Japan	1987	5	40 – 100	29100	Ling et al. (1996)
Tsuda Bay	Japan	1993	10 – 15	50	418 00	Ling et al. (1996)
Lake Biwa	Japan	1992	1,5	20	24 200	Ling et al. (1996)
Matsushima Bay	Japan	1993	3	30	19 200	Ling et al. (1996)
Gakasho Bay	Japan	-	-	20	106 900	Ling et al. (1996)
Uwajima Bay	Japan	-	-	20	46 800	Ling et al. (1996)

Resultater /Dokumentasjon

Detaljnivået i dokumentasjonen av prosjektene varierer noe. Resultatene av alle prosjektene, bortsett fra i Boston Harbour og i New York, viser at tildekkingsmassene legger seg over svært bløte sedimenter ($s_u \sim 1$ kPa). Rollings og Rollings (1998) påpeker at tildekkingen av deponerte masser i New York havn ble overvåket svært nøye, og det ble observert brudd i massene. Det hevdes at dette kanskje hadde blitt observert i flere slike prosjekter dersom de hadde blitt overvåket like nøye.

Ling et al. (1996) har gjennomgått mange utførte prosjekter og beregnet maksimum tildekkingstykkelse (h_{tillatt}) basert på kjent skjærstyrke (s_u) til de aktuelle sedimentene. Utgangspunktet er en bæreevnebetragtning etter Terzaghi og Peck (1967) der det antas at et lokalt sirkulært brudd, som gir følgende formel for bæreevnen q :

$$q = \gamma' H = \frac{2}{3} s_u N_c \quad \text{hvor } N_c = 2 + \pi$$

Dersom det brukes en sikkerhetsfaktor på $F = 3$ og ligningen løses med hensyn på h som er tykkelsen av laget, så gir dette:

$$h_{\text{tillatt}} = \frac{1}{F} \cdot \frac{2}{3} \cdot \frac{s_u}{\gamma'} s_u \gamma' \cdot N_c = 1.14 \frac{s_u}{\gamma'} \quad (\text{Formel 1})$$

der

γ' = dekkmassens tyngdetetthet

Det ble funnet god overenstemmelse mellom beregnet maksimum tykkelse og tykkelsen på tildekkingen i de gjennomførte prosjektene.

1. *Boston Harbor*

I Boston Harbor er forurensset muddermasse lagt i utgravde celler under vann og deretter dekket til med sand. Resultatene fra deponeringen i den første cellen er undersøkt og rapportert av Murray et al. (1998). Cellen var 150 m lang, 60 m bred og ca 6 m dyp. Utleggingen av dekkmassen med splittlekter ble gjort 9 dager etter deponeringen av mudret masse. Splittlekteren ble posisjonert i oppstrømsenden av cellen, og sanden ble sluppet ut forsiktig slik at massene skulle ved hjelp av strømmen i området fordeles jevnt utover cellen. Batymetrisk kartlegging av området etter tildekkingen viste likevel at mye av tildekkingsmassen ble liggende i en haug i den enden av cellen der massene var sluppet ut (Murray et al. 1998). Etter på ble det forsøkt å fordele sanden jevnere utover med både med en skovl og deretter med en grabb.

En kartlegging utført av MIT i 1997 viste at tildekkingsmassen bare dekket deler av deponiet. På bakgrunn av dette ble det gjennomført en grundig kartlegging av cellen med vibrocoring, akustiske metoder og videooptak. Denne kartleggingen bekreftet at tildekkingsmassene var ujevnt fordelt over de mudrede massene. Kartleggingen viste også at sand var blandet opp til 50 cm ned i muddermassene. Det ble også funnet innslag av ren leire fra området som indikerte at veggene i deponiet hadde rast ut.

Overestimering av effekten vannstrømmen hadde på spredningen av tildekkingsmassene gjorde at disse i stor grad ble liggende like under utslippspunktet. En slik ujevn fordeling av masser på toppen av svært bløte masser vil sannsynligvis føre til at bæreevnen overskrides. Dette har trolig ført til at mudret masse har blitt presset opp i den andre enden av bassenget og at noe av dekkmassene ble blandet ned i de underliggende massene. Dette gjorde at det var vanskelig å jevne ut sandlaget etterpå slik det ble forsøkt.

Det er rapportert av Murray et al. (1998) at massene satte seg ca 10 % i løpet av den uken massen lå åpen før tildekking. Dette er en betydelig egenkonsolidering og betyr at massene inneholdt mye vann i utgangspunktet og fremdeles vil være svært bløte etter 1 uke. Etter 3 måneder ble det gjort en ny måling, og da hadde massene satt seg ytterligere 10-20 % som gir totale setninger i løpet av 3 måneder på 20-30 %. Dette er i størrelsesorden det samme som er observert på andre tildekkingsprosjekter med opp til 50 % setninger. (Poindexter og Rollings, 1990). Det er ikke presentert noen geotekniske data eller beregninger av stabilitet for massene i dette deponiet i den presentasjonen det er referert til her (Murray et al., 1998).

For å bedre konstruksjonen av tildekkingslaget ble det anbefalt lengre konsolideringstid før tildekking. Det ble også anbefalt at utleggingen av sand skulle gjøres med metoder som oppnår større presisjon. Dessuten ble det anbefalt at man reduserte dybden i cellene for å unngå utrasing av veggene.

2. *New York Harbor*

Forurensset masse på 520 000 m³ i New York havn ble i 1997 mudret og plassert direkte på sjøbunnen i hauger nominelt opp til 3.4 m høyde og deretter dekket til med 1 meter sand. Batymetrisk kartlegging som ble gjennomført etter deponeringen av massene og etter at tildekkingen så vidt hadde startet, viste at haugene var sunket sammen slik at høyden av dem var redusert med mellom 25 og 55 % som er i samme størrelsesorden som nevnt over. Men det er sannsynlig at det her i tillegg har foregått utglidninger av massene i haugene. Rollings og Rollings (1998) gir en gjennomgang av forskjellige metoder for å beregne geoteknisk

stabilitet til mudret masse plassert i en slik haug. De presenterer både metoder for beregning av geoteknisk bæreevne og av skråningsstabilitet. For beregning av bæreevne ut fra en "plain strain" betraktning, d.v.s. det antas en stripelast, blir formelen:

$$q_{ult} = 5,14 \times s_u \quad (\text{Prandtl, 1921})$$

der

q_{ult} = maksimum bæreevne

eller omgjort til samme format som Formel 1 med sikkerhetsfaktor $F = 3$:

$$h_{tillatt} = 1,71 \times \frac{s_u}{\gamma'}$$

Beregninger basert på denne formelen viser at de deponerte massene må ha en skjærstyrke på 1,3 kPa eller mer for å kunne bære et 1 m tykt sandlag (tetthet under vann 700 kg/m³ eller 1700 kg/m³ over vann). Denne styrken ligger trolig i overkant av hva man kan forvente at styrken er i mudrede masser like etter deponering, og det må normalt tillates en tid for konsolidering og derved mulig økt styrke før tildekkingen starter.

For beregning av skråningsstabilitet er formelen

$$\gamma' z = \frac{1}{F} \frac{s_u}{\frac{1}{2} \sin 2\alpha}$$

der

F = sikkerhetsfaktoren

z = dypet der utglidningen skjer

α = hellingsvinkel på skråningen

Dersom massene legges i hauger, kan tillatt skråningsvinkel beregnes.

I en komplett geoteknisk analyse av stabiliteten av et området vil det være ulike bruddformer som opptrer langs en utglidningsflate, d.v.s. at det må i stabilitetsberegningen brukes flere formler for å angi styrken langs hele bruddflaten. Det er utviklet beregningsprogrammer for å analysere slike bruddtilfeller.

I prosjektet i New York i 1997 var den mudrede massen da den ble plassert i haugen stabil, men etter en tid oppsto endringer i høyden (brudd) av haugene. Dette oppsto like etter at muddermassene var plassert eller like etter at tildekkingen hadde startet med utlegging av sand. Det kan være mange forklaringer på dette forløpet slike som:

- Nedgang i styrke under vedvarende last (stress) er karakteristisk for noen bløte leirmasser på grunn av endringer i effektivspenninger og poretrykk i massene (Mitchell, 1993)
- Negativt poretrykk utvikler seg i massene under mudring, transport og deponering. Dette resulterer i en forbigående styrkeøkning som minker igjen over tid.
- Det kan være noen kornstrukturer i muddermassene som kollapser på grunn av små ytre pålastinger.
- Viskoelastiske, viskoplastiske og ikke-Newtonske viskositetskonsepter for oppførsel av tykke viskøse væsker kan gi innsikt i hvordan disse meget vannfylte muddermassene oppfører seg (Macosho, 1994)

Fra prosjektet i New York konkluderes det med at plassering av mudrede masser i hauger direkte på sjøbunnen fordrer en kompleks geoteknisk analyse, og det er mange usikre momenter i dette. På den annen side og på tross av begrensede geotekniske data om massene, ga en analyse av bæreevne og stabilitet etter klassiske geotekniske bereningsformler en god forklaring på de observerte endringene i haugene. Med dagens praksis gjøres det lite geoteknisk analyse og dimensjonering av slike deponier som i New York, og forfatterne understreker at denne praksis må endres.

Referanser

Ling, Leshchinsky, Gilbert and Palermo (1996). In-situ capping of contaminated submarine sediments: Geotechnical considerations. Environmental Geotechnics Kamon (ed.) Balkema, Rotterdam.

Terzaghi og Peck (1967). Soil mechanics in Engineering Practice. New York, John Wiley and Sons.

Murray, Fredette, Jackson, Wolf, Ryther (1998). Monitoring Results from the First Boston Harbour Navigation Improvement Project Confined Aquatic Disposal Cell. World Dredging Congress (15:1998) WODA.

Rollings og Rollings (1998). Shear failures in the New York Harbour Disposal Mound and Implications for for design of sand caps. World Dredging Congress (15:1998) WODA.

Prandtl (1921). Über die eindringungsfestigkeit (härte) plastischer baaustoffe und die festigkeit von schneiden. (On the penetrating strengths (hardness) of plastic construction materials and the strength of cutting edges). Zeit. angew. Math. Mech., Vol. 1, No. 1.

Mitchell (1993). Fundamentals of Soil Behaviour. 2nd ed., Wiley Interscience, New York.

Poindexter og Rollings (1990). Methodology for analysis of subaqueous sediment mounds. Tech. Rep. D-90-2. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS, 110 pp.

Macosko (1994). Rheology, Principles, Measurements, and Applications. VCH Publishers, Inc., New York.

Vedlegg B Geotekniske vurderinger og undersøkelser ved tildekking av bløte sedimenter

Utarbeidet av: Finn Løvholt og Peter Gauer, NGI
Kontrollert av: Fritz Nowacki og Audun Hauge, NGI

Sammendrag

Det er gitt forslag til bruk av klassisk geoteknisk formelgrunnlag for bæreevneberegning, stabilitetsvurdering og beregning av konsolidering for dimensjonering av tildekking av marine sedimenter (Terzaghi og Peck, 1967) under forutsetning av at det anvendes relativt høye sikkerhetsmarginer. Ved bruk av disse klassiske geotekniske beregningsmodellene for dimensjonering av tildekkingslag kreves normalt under relativt veldefinerte forhold ut fra norsk standard at sikkerhetsfaktoren skal være i størrelse 1,2-1,6 for å være beregningsmessig tilfredsstillende. Dette er dog sterkt avhengig av konsekvenser av eventuell utglidning eller grunnbrudd, usikkerheter ved fastsettelse av sedimentenes geotekniske egenskaper, belastningsforhold av tildekking og bruddmekanismer. En sikkerhetsfaktor på større enn 1,0 representerer teoretisk sett en stabil situasjon. Sikkerhetsfaktoren bør imidlertid være helt opp til 3,0 for svært bløte sedimenter fordi de fysiske egenskapene til slike materialer er vanskelig å bestemme med dagens geotekniske undersøkelsesmetoder og utstyr. Dessuten er forståelsen av mekanismene og effekten av styrkeoppbygging som følge av innblanding av tildekkingsmasser i svært bløte sedimenter og utpressing av porevann forhold som er usikre og må studeres nærmere. Eksempelberegninger basert på målte egenskaper for de bløte bunnsedimentene i Oslo havn, viser maksimal tykkelse av sandig tildekkingslag på mellom 2 cm og 10 cm med sikkerhetsfaktor på 3 for skjærstyrke fra 0,2 kPa til 0,5 kPa, som kan være typisk for en ferdig deponert mudringsmasse. Tilsvarende teoretisk beregning av tildekkingslag er 31 cm – 73 cm for målt skjærfasthet for typiske uforstyrrede bløte sedimenter i felt på 1,5 kPa – 3,5 kPa. Teoretiske beregninger basert på laboratorieforsøk for sedimenter fra Oslo havn viser at et deponi med 5 m tykkelse av leirholdige muddermasser vil få setninger på 1 m dersom det dekkes med 0,5 m sandige masser. Det foreslås at det empiriske grunnlagsmaterialet fra van Rijn (1993) eller Hjulstrøm (1935) brukes ved vurdering av erosjonsfare for tildekkingsmaterialer som en del av dimensjoneringen. Det er satt opp en liste over viktige momenter og kriterier som må vurderes som en del av den geotekniske dimensjoneringen av aktuelle tildekkingsoppgaver for å oppnå stabile forhold i deponiet i kvasistatisk tilstand. Eventuelle gassforekomster i bunnsedimentene og hvordan de påvirker konsolideringsprosessen må vurderes spesielt. Framtidige fokusområder for å øke fagkunnskapen bør være videre undersøkelser og forskning på egenskaper av blandingsmaterialer og på bestemmelse av skjærstyrke for bløte materialer i felt og i laboratoriet.

Hensikt med arbeidet

Hensikten med denne delen av utredningsarbeidet er å gi dimensjoneringskriterier for tildekking av marine forurensede sedimenter. Formålet har vært å gi konkret tilrådning om best mulig analytiske modeller og undersøkelsesmetoder til bruk for hvordan tildekkingen kan dimensjoneres. Arbeidet har hatt fokus på forståelse av mekanismer og materialeegenskaper i overgangssonen mellom grove tildekkingsmasser og bløte, fine sedimenter samt i de bløte

sedimentene selv. Hovedformålet med dette har vært å undersøke fysikken til slike blandingsmaterialer, for å se i hvilken grad blandingsmaterialet forsterker sedimentenes mulighet til å bære tildekkingen.

Generelle aspekter ved tildekking av bløte sedimenter

Valg av tildekkingsmateriale er påvirket av flere forhold. Tildekkingen må blant annet være tykk nok og ha en partikkelsammensetning som forhindrer transport av forurensning gjennom laget og ut i vannmassene, og som dessuten fysisk hindrer kontakt med bunnlevende organismer. I tillegg må tildekkingen motstå erosjon fra strøm og bidra til fysisk stabilitet av de bløte sedimentmassene.

Bæreevne og stabilitet av sedimentmasser og den påfølgende konsolideringsprosessen under belastningen av tildekkingsmasser er de geotekniske problemstillingene. Den mest kritiske fasen er rett etter tildekking, når de tildekkede materialene kan ha høyeste vanninnhold og høyeste gradient i porevannstrykk. Under konsolidering med gradvis utpressing av porevann vil styrken til sedimentene øke, og massene blir derfor mer stabile over tid. En innblanding av sandige masser i leirholdige sedimenter vil også gi noe økt styrke i sedimentet. Gradvis tildekking over et stort område vil redusere sannsynligheten for lokale grunnbrudd. Tildekkingsmaterialet må legges ut jevnt for å unngå problemer med bæreevne eller utglidning. For å sikre at konsolideringen starter, kan tildekking utføres med flere tynne, jevne lag. Under konsolideringen vil vanninnholdet og porevanntrykket minke, styrken til sedimentene vil øke, og en unngår at tildekkingsmaterialet synker inn i sedimentene. For å unngå grunnbrudd i de tildekkede sedimentene, kan en bruke tekstilduk under det sandige tildekkingsmaterialet. Duken skal ha en forsterkende og separerende funksjon.

Bæreevne og stabilitetsvurderinger under konsolideringprosessen

1. Kritiske aspekter ved tildekking

Stabiliteten av et deponi av bløte, marine sedimenter som er tildekket av grovere tildekkingsmasser, er avhengig av flere faktorer. De bløte sedimentene må være i stand til å holde oppe et enkelt korn av tildekkingsmassene for i det hele tatt å kunne tildekkes. I tillegg må sedimentene kunne tåle ujevnheter i tildekkingslaget uten at det oppstår brudd. Overgangssonen mellom tildekkingsmaterialet og sedimentene vil antakelig ha en styrkende effekt på det øvre laget i overgangssonen mellom de to lagene. Stabiliteten i randen av deponiet forventes å være noe mindre enn på midten. Innkapsling av organisk materiale medfører at produksjon av gass kan oppstå. Dannelse av gassbobler i sedimentene vil påvirke stabiliteten og konsolideringen til sedimentene.

2. Stabilitet av enkeltkorn i bløte sedimenter

Stabiliteten av et enkelt korn av tildekkingsmateriale er analysert i et forenklet system med en kule som er delvis neddykket i sediment, og er utsatt for oppdriftskrefter og kohesive krefter. Sedimenter som er oppmudret fra sjøbunnen kan sees på som et viskoplastisk materiale, eller som en ikke-newtonsk væske som har en gitt skjærstyrke. En felles egenskap som slike væsker har, er at de kan motså krefter uten å strømme. Derfor vil en partikkel som er liten nok kunne holdes oppe av et viskoplastisk materiale.

Vi ser nå på en kule som er delvis neddykket i oppløste marine sedimenter med mye lavere kornstørrelse enn den neddykkede partikkelen. Likevekten for kulen er tilnærmet gitt ved (se Figur 1):

$$F_G = F_{Bm} + F_{Bw} + F_S$$

F_G er gravitasjonskraften på kulen, F_{Bm} er oppdriftskraften fra sedimentene, F_{Bw} er oppdriftskraften fra vannet, og F_S er den kohesive kraften fra sedimentene. Det kan vises at dette gir likevekten

$$\rho_s g V = \rho_m g V_m + \rho_w g V_w + a s_u A$$

der

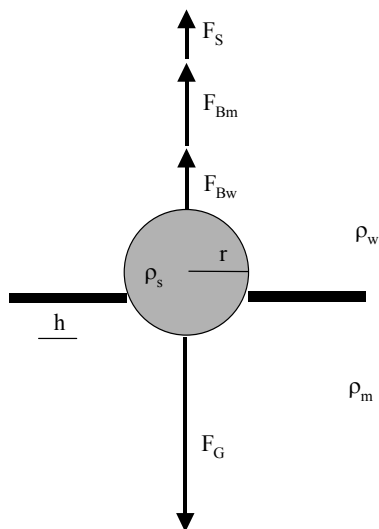
$$V = \frac{4}{3} \pi r^3$$

$$V_m = \frac{\pi h^2}{3} (3r - h)$$

$$V_w = V - V_m$$

$$A = 2\pi r h$$

Figur 1 Skisse av kule delvis neddykket i oppløste sedimenter/leire



og

h = tykkelse av kulen som er neddykket [m].

r = kuleradius [m].

g = tyngdens akselerasjon [m/s^2].

ρ_s = tettheten av kulen [kg/m^3].

ρ_w = tettheten av vann [kg/m^3].

ρ_m = tettheten av omrørt/suspendert leire [kg/m^3].

$$\begin{aligned}\Delta\rho_{sw} &= \rho_s - \rho_w \\ \Delta\rho_{mw} &= \rho_m - \rho_w \\ \Delta\rho_{sm} &= \rho_s - \rho_m \\ s_u &= \text{skjærstyrke} \\ a &= \text{parameter, avhengig av spenningsfordelingen og overflatearealet som er neddykket.}\end{aligned}$$

Løses denne likningen for skjærstyrken, fås uttrykket:

$$s_u = \frac{2gr^2}{3ah} \left(\Delta\rho_{sw} - \Delta\rho_{mw} \frac{h^2}{4r^3} (3r - h) \right)$$

Dersom penetrasjonsdypt $h \ll r$, kan det vises at $a \approx 8$ (J. Brinch Hansen, 1970). For denne verdien er det utført eksempelberegninger av maksimal kuleradius som vist i Tabell 1 ($a = 8$ benyttet). I eksempelberegningen er $\Delta\rho_{mw} = 600 \text{ kg/m}^3$ og $\Delta\rho_{sw} = 1600 \text{ kg/m}^3$ brukt.

Tabell 1 Eksempelberegninger for maksimal kornstørrelse for ulike skjærstyrker og ulike penetrasjonsdyp

	$s_u = 0,2 \text{ kPa}$	$s_u = 1 \text{ kPa}$	$s_u = 3,5 \text{ kPa}$
$h = 0,1 \times r$	$r_{\text{maks}} = 1,5 \text{ cm}$	$r_{\text{maks}} = 7 \text{ cm}$	$r_{\text{maks}} = 23 \text{ cm}$
$h = 0,5 \times r$	$r_{\text{maks}} = 6 \text{ cm}$	$r_{\text{maks}} = 30 \text{ cm}$	$r_{\text{maks}} = 120 \text{ cm}$

Som vist i Tabell 1, kan likningen over brukes til å estimere maksimal kulestørrelse for en gitt skjærstyrke. Det kommer også klart frem av beregningene at partiklene ikke vil penetrere dypt inn i sedimentet. Skjærstyrkene som er benyttet i eksempelberegninger er målte verdier for leirholdige sjøsedimenter i Oslo havn (0,2 – 3,5 kPa). Beregningene viser at bæreevne for enkeltkorn antakelig ikke vil være kritisk faktor for et dimensjoneringskriterie.

3. Stabilitetsvurdering ved ujevn tildekking

Et tildekkingslag formet som et rektangel er vurdert. Hensikten er å finne ut hvor stor nøyaktighet tildekkingsprosessen må ha, eller med andre ord, hvor stor høydeforskjell i tildekkingen en kan tillate uten å risikere brudd. I en bæreevneanalyse ser vi på en sandtildekking som virker som en sokkel over et stort område. Kontakttrykket fra sokkelen gis over lasten q , som et resultat av tildekkingsmaterialet med tykkelse h :

$$q = \Delta\rho gh$$

I tilfellet med udrenert jord, som er en enkel tilnærming for svært bløte sedimenter, er bæreevnen av ren kohesiv jord for tilfellet av skjærbrudd gitt ved (K. Terzaghi og R. B. Peck, 1967)

$$q_u = N_c s_u$$

$N_c = 5,14$ og s_u er den udrenerte skjærstyrken. Dersom en tar med sikkerhetsfaktoren F , er maksimal tykkelse på tildekkingslaget gitt ved

$$h = \frac{N_c s_u}{F \Delta \rho g}$$

4- Eksempelberegning av tykkelse ved tildekking

Følgende eksempel gitt i Tabell 2 viser beregnede tykkelser av tildekkingslag av sandig materiale ut fra en analyse av bæreevnen til de underliggende, bløte forurensede sedimentene. Beregningene er basert på målinger fra Oslo havn (NGI, 1999) hvor de forurensede bunnsedimentene i alt vesentlig er i leirfraksjonen. Målt skjærstyrke i felt er på 1,5 – 3,5 kPa. Styrke av omrørt materiale i laboratoriet har vært vanskelig å bestemme, men er estimert til 0,2 - 0,5 kPa. De omrørte skjærstyrkene er indikative for deponerte mudringsmasser.

De ulike beregnede tykkelsene av dekklaget varierer mellom 4 cm og 10 cm for omrørte, leirholdige sedimenter og mellom 31 cm og 73 cm for bløte, uforstyrrede sedimenter. Beregningene er foretatt med en høy sikkerhetsfaktor $F = 3$. En så høy sikkerhetsfaktor velges fordi de fysiske egenskapene til slike svært bløte sedimenter og muddermasser er usikre og er vanskelig å bestemme med dagens geotekniske undersøkelsesmetoder og utstyr. Dessuten er forståelsen av mekanismene og effekten av styrkeoppbygging som følge av innblanding av tildekkingsmasser i svært bløte sedimenter og utpressing av porevann forhold som er usikre og må studeres nærmere. Ved bruk av de klassiske geotekniske beregningsmodellene for dimensjonering av tildekkingslag kreves normalt under relativt veldefinerte forhold ut fra norsk standard at sikkerhetsfaktoren skal være i størrelse 1,2-1,6 for å være beregningsmessig tilfredsstillende. Dette er dog sterkt avhengig av konsekvenser av eventuell utglidning eller grunnbrudd, usikkerheter ved fastsettelse av sedimentenes geotekniske egenskaper, belastningsforhold av tildekking og bruddmekanismer. En sikkerhetsfaktor på større enn 1,0 representerer teoretisk sett en stabil situasjon. Ved sikrere målinger av skjærstyrke og andre andre geotekniske forhold kan en lavere sikkerhetsfaktor velges, og ved en tillatt sikkerhetsfaktor $F = 1,5$ vil tykkelsen av tildekkingen øke med en faktor på 2.

Tabell 2 *Beregnete maksimale tildekkingshøyder basert på målte skjærstyrker for leirholdige bunnsedimenter fra Oslo havn*

Målt skjærstyrke av uforstyrret sediment (vingebor) [kPa]	Omrørt skjærstyrke av sediment [kPa]	Typisk naturlig vanninnhold %	Maksimal tildekkingshøyde ($F = 3$) cm
	0,2	120	4
	0,5	95	10
1,5		75	31
3,5		60	73

5. Effekt av endret vanninnhold og innblandet sand

Egenskapen som gjør det mulig for et materiale å være i likevekt når overflaten ikke er horisontal, er skjærstyrken. En typisk likning som beskriver skjærstyrken er gitt under:

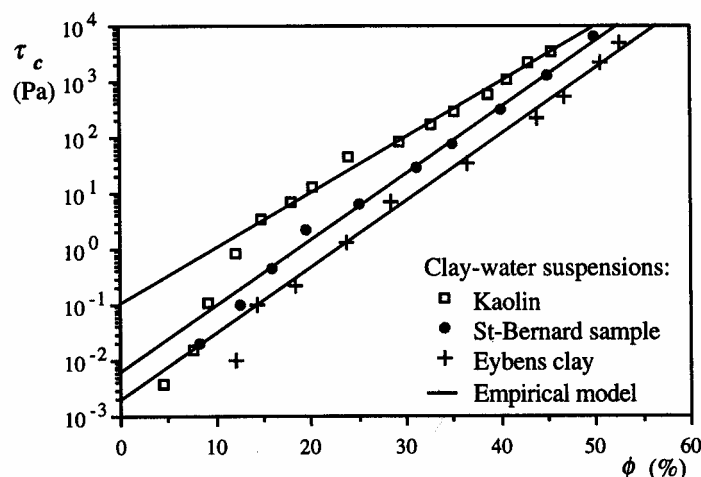
$$\tau_c = c + \sigma_e \tan \varphi$$

der

- c = kohesjon
 σ = total spenning
 σ_e = effektiv spenning ($\sigma - u$)
 u = poretrykk
 φ = friksjonsvinkel

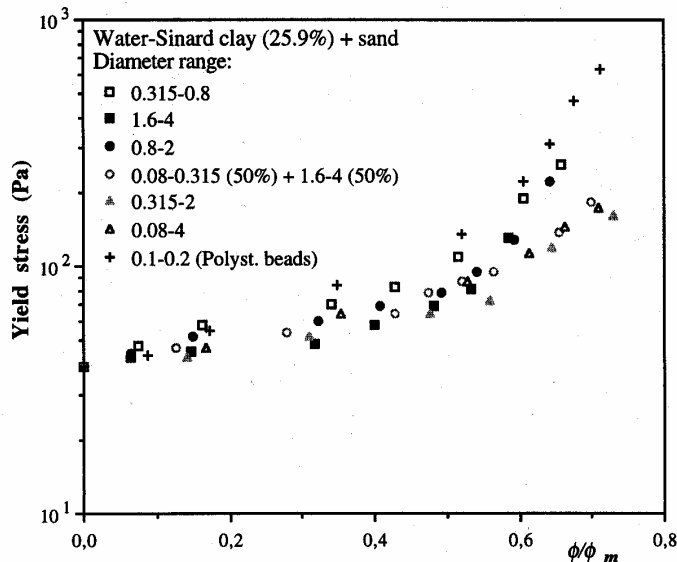
Skjærstyrken til et sediment er svært avhengig av vanninnholdet i sedimentet. Vanninnholdet i et leirsediment kan uttrykkes gjennom volum totalt (100 %) - volumprosent leire (ϕ) hvor $\phi = (\text{volum leire})/(\text{volum totalt})$. Figur 2 viser målt skjærstyrke (τ_c) som en funksjon av leirinnhold (ϕ) for svært bløte leire. Eksempelet viser at skjærstyrken er sensitiv til vanninnhold i sedimentene og avtar med økende vanninnhold og avtakende leirinnhold. Figuren viser at skjærstyrken også varierer mellom ulike leirtyper. Standard utstyr som benyttes for geotekniske grunnundersøkelser i dag, har imidlertid begrensede mangler for svært bløte jordmasser og jord i tilnærmet væskeform.

Figur 2 Skjærstyrke for suspendert leire som funksjon av leirinnhold (volumfraksjon). Figuren er hentet fra Coussot (1997).



Suspenderte leirer har generelt liten skjærstyrke og en relativt uniform kornfordeling. Innblanding av sand i leiren gir dermed en vesentlig forandret kornfordeling, og samtidig endret skjærstyrke. Eksperimenter viser en økning i skjærstyrken der det er tilsatt sand i sedimentet (Figur 3). I Figur 3 er skjærstyrken for en type leire med forskjellig sandinnhold vist som funksjon av volumprosent faststoff (leire og sand). En økende volumprosent av faststoff betyr et økt innhold av sand i leiren, noe som viser at økende sandinnblanding gir økt skjærstyrke. Slike egenskaper er svært avhengig av hvilken leire og sand som er brukt, og derfor bør skjærstyrken til slike blandinger måles for reelle problemstillinger.

Figur 3 Skjærstyrke (yield stress) for suspendert leire med innblandet sand som funksjon av volumprosent faststoff $\phi = (\text{volum sand} + \text{volum leire})/(\text{volum sand} + \text{leire} + \text{væske})$. ϕ er normalisert mot ϕ_m , som er maksimal volumetrisk pakningsgrad for sand. $\theta_m = (\text{maks. volum sand})/(\text{maks. volum sand} + \text{maks. volum leire} + \text{min. volum væske})$. Figuren viser at skjærstyrken til blandingene tiltar med økt sand-innhold. Figuren er hentet fra Coussot (1997).



6. Tildekking av deponiranden

Bæreevnen i randen av deponiet vil være annerledes enn midt i deponiet der sedimentene ligger relativt flatt. Ved enden av deponiet vil sedimentene krumme ned til underlaget, slik at det dannes en front som omgir deponiet. Når en tildekker randen må det tas hensyn til dette ved å bygge rundt eller "lukke inn" deponiet på sidene.

Under tildekkingsprosessen kan en anta at de forurensede sedimentene som deponeres oppfører seg som en Bingham-væske. Overflategeometrien til en slik væske etter at den har stoppet å bevege seg er avhengig av skjærstyrken, s_u , til sedimentet og helningen på underlaget, α , (Figur 4, Coussot 1997):

$$x \tan \alpha = h + \epsilon h_0 \ln \left(1 - \frac{h}{\epsilon h_0} \right)$$

$$h_0 = \frac{s_u}{\Delta \rho g \sin \alpha}$$

der

x = avstand fra fronten

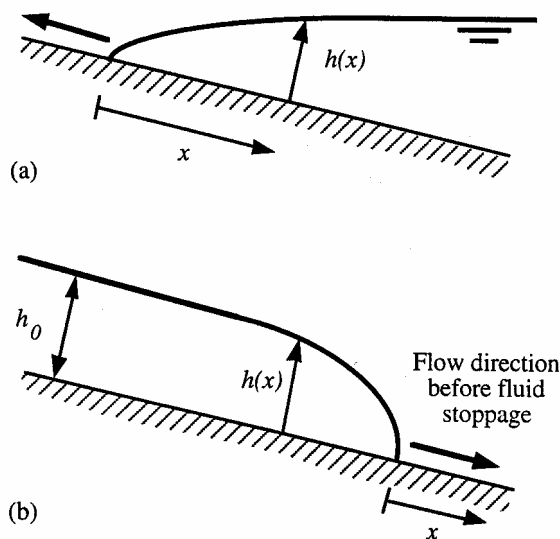
h = overflatehøyde (inkluderer tildekkingslaget som en tilnærming)

α = helningsvinkel

ρ = lik 1 eller -1 for nedadgående eller oppadgående strømning

h_0 = asymptotisk minimum strømningsdybde

Figur 4 Strømningsfront for en flytende sedimentmasse i det den stopper, a) oppadgående strømning, b) nedagående strømning (Coussot 1997).



På et horisontalt plan er overflateprofilen gitt ved:

$$h = \sqrt{\frac{s_u}{\Delta\rho g}} x$$

Et eksempel på et høydeprofil for en leire med skjærstyrke $s_u = 1$ kPa er gitt i Tabell 3.

Tabell 3 Beregnet høydeprofil på randa av et sediment med flatt underlag, $s_u = 1$ kPa, $\Delta\rho g = 8,5$ kN/m³.

x (m)	1	5	10	20
h (m)	0,34	0,77	1,08	1,53

Et tiltak som kan hindre utglidning langs deponiranden, er plassering av tildekkingmasser på sidene av sedimentet i deponiet før tildekking av toppen. En slik sidetildekking vil kapsle inn deponiet.

7. Effekt av hurtig pålasting og etterfølgende konsolideringsprosess under tildekking

Bløte bunnsedimenter har stort porevolum og inneholder mye porevann. Dette presses naturlig ut med tiden som følge av sedimentpartiklenes egen vekt (egenkonsolidering). Undersøkelser for Oslo havn (NGI, 1999 og 2001) viser at sedimentene har et naturlig vanninnhold på 50 – 120 % av tørrstoffinnholdet, og at tilførsel av vann under mudring og senere deponering av massene på sjøbunnen vil resultere i minst en vanninnholdsøkning på ca 20 %. Dermed sedimentet får konsolidere uten tildekkingslag, vil porevannet gradvis presses ut og sedimentets egenvekt overføres til kornskjelettet. Skjærstyrken vil derved tilta og sedimentet

setter seg. Dersom tildekkingslaget legges ut hurtig, vil tilleggslasten på det vannmettede sedimentet i første omgang hovedsakelig bæres av et økt porevannstrykk. Skjærstyrkeforholdene i sedimentet vil initielt bli dårligere, og deponiet kan bli ustabilt og øke faren for at rene dekkmasser blandes lokalt med forurensede sedimenter. Det er derfor viktig at tildekkingmassene påføres i jevne og meget begrensede lagtykkelser over store områder slik at en i størst mulig grad unngår økning i poretrykk. Før neste lag legges på, må konsolideringsprosessen ha startet og poreovertrykket ha jevnet seg ut. Da er det oppnådd en økning i skjærstyrke, og et nytt og tykkere lag kan legges på.

Resulterende setninger vil bli størst der hvor mektigheten av deponiet er størst, og forsøk som er utført for Oslo havn (NGI, 2001) viser at et deponi med 5 m tykkelse av muddermasser vil få setninger på 1 m dersom det dekkes med 0,5 m sandige masser.

8. Effekter av gass for konsolidering

Gass i marine sedimenter har effekt på konsolideringstiden til sedimentet, og kan også innebære en forandring i skjærstyrken. Sills (Sills et al., 1991) viser resultater som angir en viss nedgang i skjærstyrke med tilstedeværelse av gassbobler. Studier utført av Sills viser ingen enkle kvantitative sammenhenger mellom gassinhold og skjærstyrke til de gassholdige bunn-sedimentene.

Når forholdene ligger til rette, kan karboner i sedimenter omdannes til gass. Typen gass som dannes bestemmes av hvilket oksidasjonsmiddel som er tilgjengelig i massene. Ved tilgang på oksygen omdannes organisk karbon til CO_2 , som har svært god oppløselighet i sjøvann. CO_2 vil ikke danne gasslommer så lenge det er en viss mulighet for bevegelse av porevann ut av massene.

Når oksygenet er brukt, vil det i marine miljøer være SO_4^{2-} , som er det neste oksidasjonsmiddelet som er tilgjengelig i store mengder. Organisk materiale omdannes til CO_2 (karbondioksid), mens SO_4^{2-} omdannes til sulfid (H_2S). H_2S er en giftig og illeluktende gass, men også denne er svært løselig i vann. Store mengder sulfid vil dessuten bindes i sedimentet som metallsulfider. Det er derfor lite sannsynlig at det vil dannes gasslommer med ren H_2S .

Når SO_4^{2-} er oppbrukt, vil omdanning av organisk karbon fortsette som spalting til CO_2 og CH_4 . Prosessen kalles metanogenese. Metan (CH_4) er relativt lite løselig i vann, og omdanningen av organisk materiale i marine sedimenter kan derfor gi metanmengder som overskrider løseligheten i porevann. Det er en risiko for at metanogenesen kan føre til en dannelselse av gassbobler i deponert sediment.

Dannelse av gass kan forårsake følgende problemer:

- Volumendringer og innvirkning på sedimentenes skjærstyrke
- Dannelse av åpninger i tildekkingen ved frigivelse av gassbobler
- Løsrivelse og spredning av miljøgifter sammen med store gassbobler fra deponiet
- Gass til vannoverflaten

Mekanismene styres av dannelseshastigheten og transporthastigheten av gass i deponiet. Det er derfor viktig at deponiet kan drenere gassmengden som dannes, slik at det ikke blir store opphopninger av gass i deponiet.

Måling av styrkeparametre

Tykkelsen av tildekkingslaget er avgjørende for lasten som virker på det underliggende deponiet. Skjærstyrken gjør det mulig for sedimentene å holde tildekkingslaget oppe. Disse egenskapene er svært avhengige av vanninnholdet i sedimentene. Også måten materialet er tatt opp og deponert på betyr mye for disse parameterene. Vanninnholdet i massene vil gå ned over tid, både fordi sedimentene konsoliderer av egenvekt, og fordi tildekkingsmaterialet vil presse porevann ut. Skjærstyrken til sedimentene vil dermed øke. Dette betyr at den mest kritiske fasen er under første del av tildekkingen.

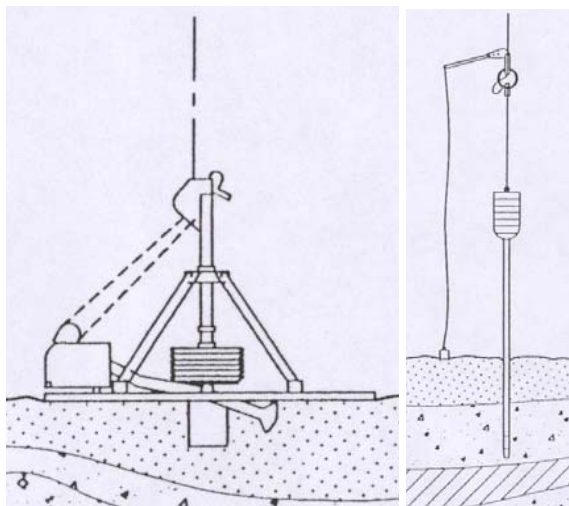
Det bør utføres målinger på sedimentene både før og etter deponering, og ved ulike tidspunkter i konsolideringsprosessen. Målingene vil gi informasjon om egenkonsolideringen til massene. Vanninnholdet sammen med flyte- og plastisitetsgrensen gir informasjon om leirens materialegenskaper. Dersom vanninnholdet reduseres mot flytegrensen, vil en kunne forvente en økning i skjærstyrke, noe som skyldes konsolidering. Endringer i vanninnholdet betyr relative endringer i materialegenskapene. Egenskaper som bør måles er derfor:

- Skjærstyrke før og etter deponering, og under konsolideringsprosessen
- Plastisitetsindeks
- Vanninnhold før og etter deponering, og under konsolideringsprosessen
- Kornfordeling av tildekkingsmaterialet

Målemetodene for sedimenter med lave skjærstyrker bør vurderes spesielt, da standard metoder med f.eks. CPT (Cone Penetration Test) og vingebor ikke kan forventes å gi pålitelige resultater for sedimenter med svært lav skjærstyrke. Disse metodene kan modifiseres til å måle lavere skjærstyrker, og NGI utfører nå studier på dette.

Opptak av uforstyrrede prøver i felt kan foretas, og eksempel på prøvetaker som sikrer prøver ned til 50 cm av sedimentene der skjærstyrken er forventet å være minst, er "Box Corer" (Figur 5). En slik prøvetaker vil hindre utvasking av prøver ved å forsegle bunnen under prøvetaking.

*Figur 5 Box Corer in-situ sjøbunnsprøvetaker (til venstre),
og fallbunnsprøvetaker (til høyre)*



Box Corer er godt egnet for prøvetaking av bløte bunnsedimenter i toppen av sedimentene, siden forseglingen på undersiden av boksen forhindrer utvasking. Box Corer tar også ut relativt store volum til prøvetaking. For uttak på større dyp enn 0,5 m kan en benytte gravitasjonsprøvetaker (Figur 5).

Det finnes muligheter for å teste ut skjærstyrken til bløte sedimenter med alternative metoder, og i laboratoriet kan T-bar forsøk eller plateforsøk benyttes, der måleapparatene er spesialtilpasset bløte materialer. Disse metodene bør utvikles spesielt for å kunne måle skjærstyrken til svært bløte sedimenter.

Laboriestudier av tildekking

NGI har foretatt enkle laboriestudier med tildekking av marine sedimenter med sand. Eksperimentene er utført i glassbeholdere, der sedimentene dekker hele bunnen av beholderen. Deretter er sand tilsatt sakte og jevnt fordelt på vannoverflaten. Eksperimentene er enkle, og viser at sanden blir liggende over sedimentene. Sjiktet der sanden og sedimentene blandes er lite. Det er observert noen tilløp til inntrengning av tunger av sand i sedimentene.

Figur 6 Tildekkingsforsøk med sand over sedimenter med 305 % vanninnhold.

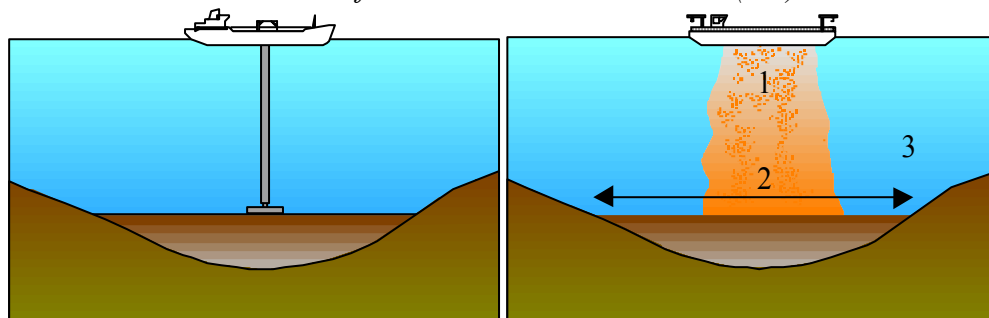


Generelle mekanismer i utleggingsprosessen av tildekkingsmasser

Uavhengig av tildekkingsmetode, har feltobservasjoner og laboratorietester vist at plasseringen av massene følger en trestegs mekanisme (Figur 7). De ulike prosessene eller mekanismene er listet opp under:

1. Konvektiv nedstrømning under påvirkning av gravitasjonen.
2. Turbulent strømning langs bunnen av deponiet, oppvirvling av sedimenter.
Passiv transport med strøm og turbulens på bunnen, som er avhengig av strømningsmønsteret over og rundt deponiet.
3. Støtkrefter på bunnen under deponering av tildekkingsmateriale er av stor betydning for stabiliteten under tildekkingsprosessen. En undersjøisk "flodbølge" kan gi resuspensjon av forurensede sedimenter. Størrelsen av disse effektene er avhengig av metoden som benyttes.

Figur 7 Metoder for tildekking av marine sedimenter. Til venstre vises en punktvis tildekkingsmetode, mens tildekking med kontrollert lossing er vist til høyre. Denne metoden er vist for å illustrere mekanismene (1-3) som virker under tildekking.

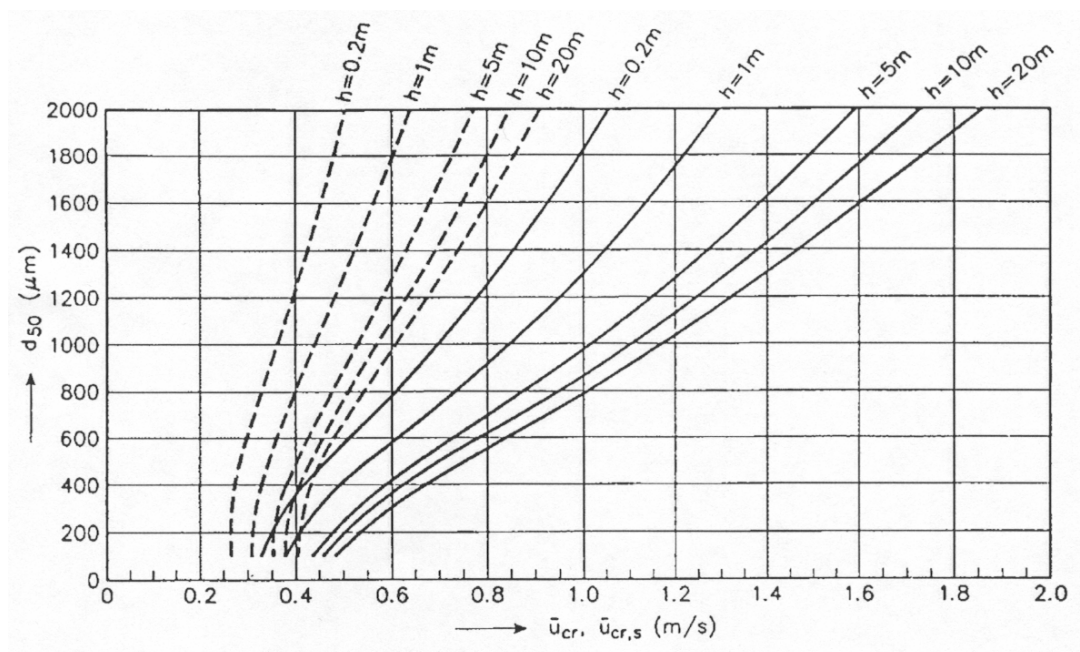


Vurdering av erosjon

Deponering og tildekking av forurensede sedimenter bør gjøres på områder med lite potensial for erosjon. For sedimenter og tildekkingsmaterialer finnes terskelspenninger der erosjon starter. Denne kritiske skjærspenningsverdien avhenger av flere variabler, som f.eks. partikkelstørrelse og kohesive krefter.

Erosjon oppstår på grunn av krefter fra vannstrømmer langs bunnen, og kornene vil dermed bevege seg.. Strømhastigheten kan variere med dybden i vannet, og ofte er hastighetsprofilen logaritmisk avtakende mot bunnen. Som et mål på strømhastigheten er ofte midlere hastighet $\bar{u}$ over et høydeprofil brukt. For en gitt kornfordeling og vanddybde, er det eksperimentelt funnet (van Rijn, 1993) en ekvivalent midlere strømhastighet $\bar{u}_{cr}$ og $\bar{u}_{cr,s}$ som er kritisk for at sedimentene settes i bevegelse av strømmingen. $\bar{u}_{cr}$ er midlere strømningshastighet som gir bevegelse av sedimenter, og partiklene beveger seg med små hopp langs bunnen og gir sannsynligvis noe erosjon (saltasjon). $\bar{u}_{cr,s}$ er midlere strømningshastighet som gir suspensjon, og partiklene beveger seg fritt i strømmen og gir sannsynligvis stor erosjon.

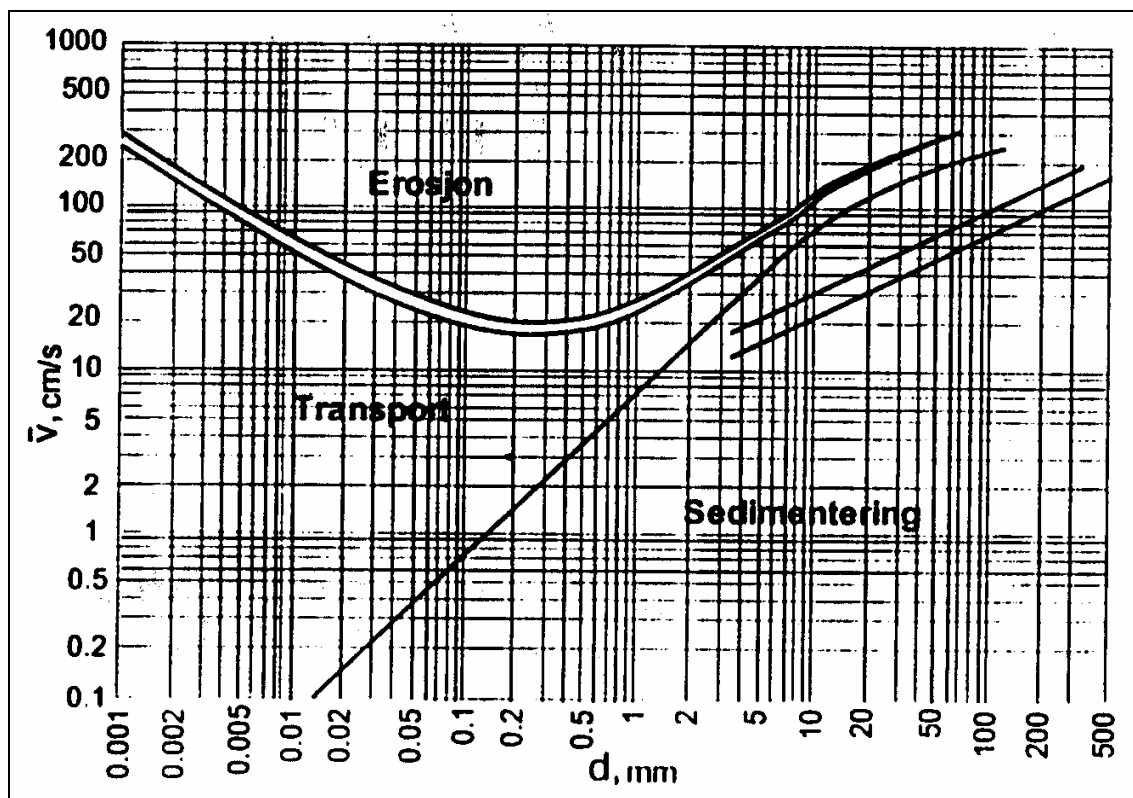
Figur 8 Kurver som indikerer potensial for erosjon når partikkelfordeling på bunnen og midlere kornstørrelse (d_{50}) er kjent. Høyden h er målt fra bunnen av sedimentet og opp til et vilkårlig punkt i vannvolumet. Figuren angir farekurver for erosjon for forskjellige midlingshøyder. Dersom strømhastighetene ofte er større enn saltasjonshastigheten $\bar{u}_{cr}$ (stiplede linjer), er det en mulighet for noe erosjon. Ved saltasjon beveger partiklene seg med små hopp bortover langs bunnen. Dersom strømhastighetene ofte er høyere enn suspensjonshastigheten $\bar{u}_{cr,s}$ (heltrukne linjer), er sannsynligheten stor for sterk erosjon. Ved suspensjon beveger partiklene seg fritt i vannvolumet. Figuren er tatt fra van Rijn 1993.



Figur 8 kan benyttes til å gi et mål på erosjon som funksjon av midlere kornstørrelse til sedimentet og strømhastighetsprofilen over sedimentene. Diagrammet viser erosjon av partikler fra 0,1 mm (fin sand) til 2 mm (grov sand). Den stiplede linjen angir forhold der det er sannsynlighet for noe erosjon, mens den heltrukne angir forhold der det er sannsynlighet for sterk erosjon. Figur 8 bør derfor brukes dersom en kjenner strømhastighetsprofilen over sedimentene, men bare for vurdering av erosjon av sand. Som et konservativt mål på erosjon bør de stiplede linjene i diagrammet brukes som en øvre grense på erosjon.

En annen metode som gir et mål på erosjon er bruk av Hjulstrøms diagram (Figur 9, Hjulstrøm 1935). Hjulstrøms diagram spenner over et større spektrum av kornstørrelser, og benyttes derfor til å estimere erosjon for partikler i området mellom 1 µm (leire, slam) og 10 cm (grov grus, knust stein). Diagrammet viser om et korn med gitt kornstørrelse kan forventes å sedimenteres, transporteres eller eroderes som funksjon av midlere strømhastighet langs bunnen av sedimentet. Diagrammet viser at fin sand er mest utsatt for erosjon. Figur 9 kan derfor brukes til å vurdere erosjon dersom en bare kjenner den midlere strømhastigheten over hele vannvolumet. Det kan også brukes for vurdering av andre sedimenter enn sand.

Figur 9 Hjulstrøms diagram – strømhastighet mot kornstørrelse



Figur 8 og Figur 9 kan benyttes til å gi grove mål på når erosjon inntreffer for ulike sedimenter og vannstrømhastigheter. Kort oppsummert kan van Rijns modell brukes for sand, og den kan gi mål på moderat og sterk erosjon for et gitt vannstrømprofil over bunnen. Som dimensjonerende mål anbefales den moderate (stiplede) kurven i Figur 8. Hjulstrøms modell kan brukes for alle kornstørrelser, men angir ikke grad av erosjon. Et regneeksempel er gitt i tabell 4. For van Rijns modell er u_{cr} ved $h = 20$ m benyttet, som gir tilnærmet lik middelhastighet som over et totalt volum. Tabellen viser at van Rijn tillater noe høyere strømhastigheter enn Hjulstrøm, som altså angir et konservativt mål på erosjonsfaren.

Tabell 4 Avlest strømhastighet som gir erosjon

Korndiameter	van Rijn	Hjulstrøm
0,2 mm	40 cm/s	20 cm/s
2 mm	90 cm/s	40 cm/s

Momenter og kriterier for dimensjonering av tildekking ut fra geotekniske forhold

Hensikten med tildekkingen av forurensede masser er å forhindre utlekking og spredning av miljøgifter fra forurensede sedimenter og fysisk kontakt med bunnlevende organismer. En tildekking må også tilfredsstille dimensjoneringskriterier med tanke på å oppnå fysisk stabilitet av sedimentene. Prosessen som er foreslått her er en gradvis tildekking, det vil si at tildekkingen bygges opp over tid av jevne og tynne lag over store områder. Under er det listet

opp viktige momenter som bør vurderes før og under en tildekkingsprosess ut fra geotekniske forhold:

- Tillatt tid for det forurensede bunnsedimentet å ligge åpent uten tildekking. Et åpent bunnsediment kan etter deponering bli utsatt for erosjon og spredning av forurensning.
- Erosjonspotensiale av tildekkingsmaterialer. Dimensjonering skal utføres slik at erosjon ikke forekommer.
- Hvilke tildekkingsmasser er tilgjengelige, og har massene gunstige overflatekjemiske egenskaper?
- Minste tykkelse på tildekkingslaget som forhindrer utlekking av forurensning og kontakt med bunnlevende organismer.
- Valg av sikkerhetsfaktor for bæreevne og stabilitetsvurdering.
- Vurdering av konsekvens av helning på underlaget det deponeres på.
- Dersom det er gassdannelse i sedimentene, må effekten kartlegges og detaljerte analyser gjennomføres før tildekking
- Forsiktig tilførsel av tildekkingsmateriale ved å sørge for nøyaktig spredning av partiklene i tildekkingsmassene og lav strømningshastighet.
- Oppnå jevn utlegging av massene.
- Støttetildekking på sidene av deponiet for å hindre utglidning.

Momentene nevnt over styrer valget av eventuell bruk av geotekstiler, fiberduk, lette masser (skjellsand). Masser med gunstige overflatekjemiske egenskaper (skjellsand, olivin) bør velges som et tilleggstiltak eller erstatningstiltak for vanlige naturforekomster av tildekkingsmateriale (siltige, sandige og til dels grusige masser). Valget av tildekkingsmateriale må baseres på målte relevante materialegenskaper. Målingene må gi god informasjon om materialparametre under konsolidering.

Fagområder med behov for økt kunnskap og forbedringer

Videre undersøkelser og forskning på egenskaper til blandinger av bløte sedimenter og sandige tildekkingsmasser kan gi økt forståelse av bæreevne i sedimenter. Det bør undersøkes mer i detalj hvordan skjærstyrken i slike materialer varierer med sandinnhold, og hvordan slike blandinger påvirker stabiliteten til et deponi med variabel skjærstyrke. Et utvidet litteraturstudium med påfølgende eksperimentelle og teoretiske analyser kan gjennomføres for å belyse temaet ytterligere. Utvikling av teoretiske modeller vil kunne øke forståelsen av fysiske egenskaper og oppførsel av blandingsmaterialer.

Pålitelige målemetoder av materialer med høyt vanninnhold og lav skjærstyrke er en utfordring. Eksisterende standard metoder som CPT (Cone Penetration Test) og vingebor er ikke pålitelige når skjærstyrken går ned mot og under 1 kPa. Disse metodene kan modifiseres og eventuelt nye utvikles. Nye metoder for testing i laboratoriet bør også vurderes.

Videre eksperimenter bør ta sikte på å utføre forsøk med mer realistiske tildekkingsscenarier. Forsøkene bør gjennomføres i tilknytning til de planlagte prosjektene med tildekking av forurensede bunnsedimenter, Hanneviksbukta i Kristiansand, Oslo havn, Sandefjord havn. Reelle momenter som bør vurderes i slike modellforsøk er:

- "Beholderen" som inneholder sedimentene og tildekkingsmassen må ikke påvirke stabiliteten i deponiet. Praktisk kan dette løses ved å benytte et basseng med stor horisontal utbredelse for å unngå randeffekter.

- Tildekkingsmetoden og tykkelsen av masse bør utføres slik at deponiet ved første tildekking er i likevekt, og videre påføres tildekkingsmasse i økende jevn tykkelse inntil brudd skjer.
- Småskalaforsøkene i laboratoriet bør utføres slik at forholdet mellom tykkelser i tildekkingsslag og dybde i deponiet tilsvarer forholdene slik de er tiltenkt i virkeligheten.
- For tildekking av bunnsedimenter med skrått underlag, bør dette også utprøves i modellforsøk.

Referanser

Brinch Hansen, J., (1970)

A revised and Extended Formula for Bearing Capacity

The Danish Geotechnical Institute, Bulletin No. 28

Coussot, P. (1997)

Mudflow, Rheology and Dynamics, IAHR Monograph, A.A. Balkema/Rotterdam/Brookfield

Hjulstrøm, P. (1935)

Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by the river Fyris.

Inaugural dissertation. Uppsala Universitet. Bulletin, Vol. 25, 1934-35, pp. 221-527.

Leshchinsky, D., (1987)

Short-term stability of reinforced embankment over clayey foundations.

Soils and Foundations Vol. 27 No. 3 pp. 43-57

Leshchinsky, D., and Smith, D.S., (1989).

Deep-seated failure of granular embankment over clay: Stability analysis.

Soils and Foundations Vol. 29 No. 3 pp. 105-114

NGI/Eek, E., Hauge, A. og Skei, J. (1999)

Kartlegging av forurenset sediment i Oslo Havn – tykkelse av slamsjikt.

NGI rapport 984139-2

NGI/Eek, E. og Hauge, A. (2001)

Oslo havn – Deponering av sedimenter. Tekniske løsninger for mudring, transport og deponering. NGI rapport 994104-2

Palermo, M.R., Clausner, M.R., Rollings, M.P., Williams, G.L., Myers, T.E., Fredette, T.J., Randall, R.E., (1998).

Guidance for Subaqueous Dredged Material Capping

Technical Report DOER-1

Sills, G.C., Wheeler, S.J., Thomas, S.D., and Gardner, T.N., (1991)

Behaviour of offshore soils containing gas bubbles

Geotechnique Vol 41, No 2, pp. 227-241

Terzaghi, K., Reck R.B. (1967)

Soil Mechanics in Engineering practice

New York, John Wiley and Sons, 425 pp.

Vedlegg C Effekt av tildekking

Utarbeidet av: Jens Skei, NIVA
Kontrollert av: Morten Schaanning, NIVA

Sammendrag

Et dekklag med en tykkelse på minimum 30 cm er tilstrekkelig for redusere utlekking av miljøgifter til et akseptabelt nivå og for å hindre at gravende dyr kommer i kontakt med det forurensede sedimentet. Dette er vist både ved feltstudier og ved eksperimentelt arbeid. Dekklaget skal også hindre at de forurensede sedimentene eroderes og transporteres til omgivelsene. Det innebærer at dimensjonering av dekklaget må være slik at dekkmassene motstår erosjon.

Tildekking av forurensede sedimenter er å betrakte som et permanent og evigvarende miljøtiltak, forutsatt at det er tilstrekkelig kildekontroll som hindrer ny forurensning av dekklaget. Tildekking vil føre til utpressing av forurenset porevann som kan gi en kortvarig forverring av vannkvaliteten over sedimentet. Imidlertid vil dekklaget fungere som en buffersone hvor miljøgiftene adsorberes til partikler. Denne effekten vil variere med type dekkmasse. Finkornige masser vil ha bedre adsorpsjonseffekt, men vil samtidig lettere kunne eroderes. Mye tyder på at de beste dekkmassene er de som består av en blanding av finkornige og grovere materiale.

Hensikt med arbeidet

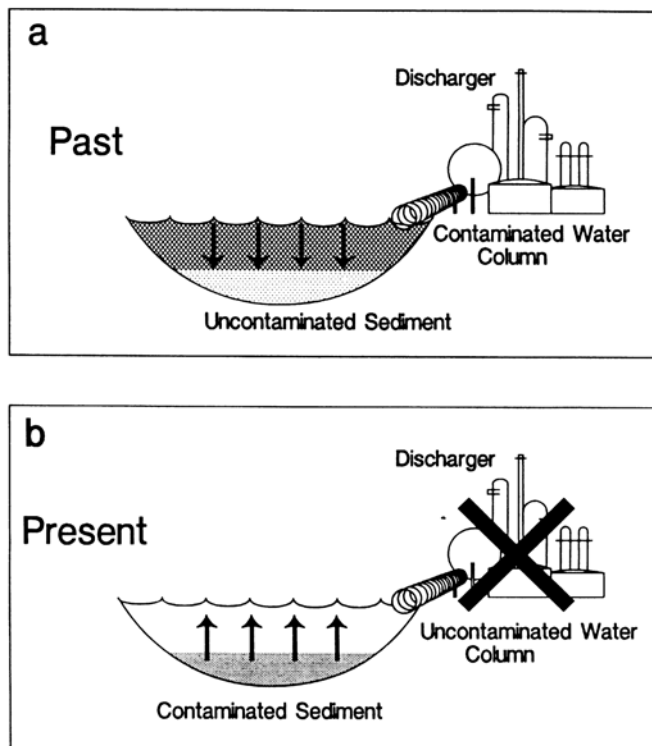
Hensikten med dette delprosjektet er å evaluere effekter av tildekking og miljøgevinst ved tildekking av både mudrede sedimenter som er plassert i et deponeringsbasseng og in situ tildekking av bunnsedimenter som kan bli liggende.

Utredningsarbeid

Det er tatt utgangspunkt i nasjonale og internasjonale tildekkingsprosjekter hvor effekter av tildekking er blitt registrert eksperimentelt eller i felt eller ved modellering. Det vises for øvrig til Vedlegg A "Innhentet informasjon om dagens teknologi. Miljømessige forhold og praktisk utførelse" som belyser hvorfor tiltak er nødvendig og på hvilken måte tiltakene hittil har vært utformet.

Etterhvert som primær utslippene av miljøgifter reduseres ved at tiltak knyttet til utslipp gjennomføres eller industribedrifter nedlegges vil bidrag fra forurensede sedimenter øke og tiltakene må rettes mot de forurensede sedimentene (Figur 1.)

Figur 1. Sedimentenes rolle i dag (b) som forurensningskilde sammenlignet med tidligere (a) (etter Burgess og Scott, 1992)



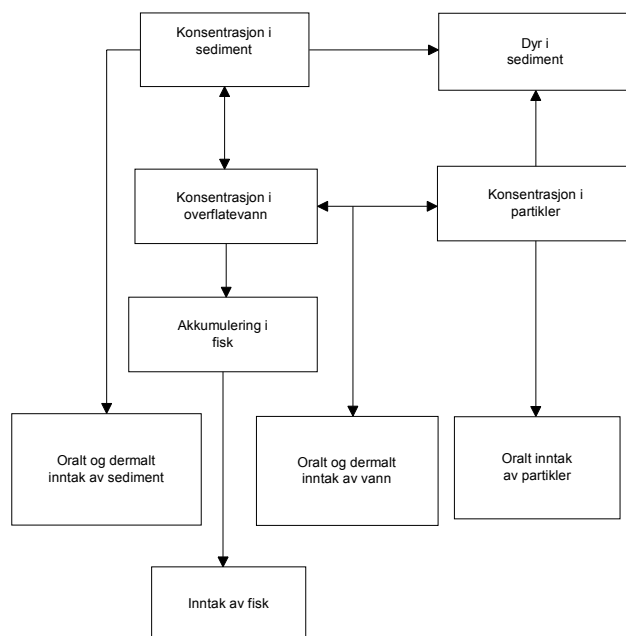
Resultater og dokumentasjon

Et hvert miljøforbedrende tiltak representerer en usikkerhet i forbindelse med grad av vellykkethet. Jo mere kostnadskreven et tiltak er, jo større krav til sikkerhet for å lykkes er nødvendig. Tildekking av forurensede sedimenter, enten det skjer etter at de forurensede massene er plassert i et undervannsdeponi, eller tildekking på stedet er å betrakte som et lavkostnadstiltak sammenlignet med alternative tiltak. Risikovurderingen gjelder ikke bare om hvor vellykket et tiltak er, men også hvor stor risiko det er for at miljøforholdene forverres.

1. Målsettingen med tiltaket.

Tildekking er et forsøk på å isolere et potensielt problem. Problemet er mulig utlekking av miljøgifter fra forurensede sedimenter, erosjon og spredning av forurensede sedimenter. Dessuten opptak av miljøgifter i sedimentlevende dyr og transport i næringskjeden, som også kan influere på skalldyr og fisk, som igjen representerer et potensielt helseproblem i forbindelse konsum av sjømat. Så i den ytterste konsekvens kan forurensede sedimenter representere et humant helseproblem (Figur 2).

Figur 2. Oversikt over eksponering av mennesker fra forurensede sjøsedimenter (fra Voie og Storstenvik, 2001)



2. Tiltak for å stoppe lekkasje av miljøgifter fra sediment til vann.

Det at sedimenter har et høyt innhold av miljøgifter betyr at miljøgifter er sterkt knyttet til partikler i utgangspunktet. Det kan delvis skyldes at miljøgiftene er bundet til partikler når de tilføres det marine miljø eller at de adsorberes til partikler i resipienten. I det første tilfellet er ofte miljøgiftene sterkere knyttet til partikler (f.eks. PAH i sotpartikler) enn i det andre tilfellet, hvor adsorberte miljøgifter til partikkelflater lettere kan desorberes, spesielt i forbindelse med en oppvirvling, hvor de fysio-kjemiske forholdene endres.

De prosesser som er aktive i forbindelse med utlekking av miljøgifter er diffusjon og adveksjon. Diffusjon oppstår som følge av konsentrasjonsforskjeller mellom stoffer i porevannet i sedimentet og vannet over sedimentet og følger Fick's lov. Det tilstrebes en likevekt mellom sediment og vann og utvekslingen bestemmes av fordelingskoeffisienten for vedkommende stoff mellom vann og fast fase. Konsentrasjonen i overflatevann og i partikulært materiale skal kunne la seg beregne ut fra konsentrasjonen i sedimentet, forutsatt at det er likevekt mellom de ulike fasene. Derimot er det sjelden at likevekt oppnås, på grunn av forstyrrelser i grensesjiktet sediment-vann.

Den vertikale fluksen som oppstår ved molekylær diffusjon kan modelleres ved å ta i bruk Fick's lov:

$$F = -D_w \frac{\partial C}{\partial z}$$

hvor D_w = diffusjonskoeffisienten i vann

Når det gjelder organiske miljøgifter er fasefordelingen beregnet ut fra en funksjon basert på karbon-vann fordelingskoeffisient (K_{oc}). Hvis denne verdien ikke er kjent kan den lipofile substansen beregnes ut fra en funksjon basert på følgende formel:

$K_{oc} = 0.411 \times K_{ow}$ (Karickhoff, 1984), hvor K_{ow} er oktanol-vann fordelingskoeffisienten.

Diffusive prosesser er som kjent svært sakte (Tabell 1), og det er sjelden at det skjer en effektiv transport av stoffer mellom sediment og vann ved hjelp av diffusive prosesser. Nivåene av organiske miljøgifter i porevann i forurensede sedimenter er vanligvis svært lave på grunn av lav vannløslighet (hydrofobe stoffer). Dermed blir konsentrasjonsgradientene mellom porevannskonsentrasjonene og konsentrasjonene i vannet over sedimentet svært små. Det er denne gradienten som driver diffusjonen.

Når det gjelder advektive prosesser som påvirker utlekkingen av miljøgifter fra sediment til vann så er de mere effektive, men det forutsetter at nivåene i porevannet er høye. Adveksjon skjer i forbindelse med sammentrykning eller såkalt konsolidering i sedimentet, hvor porevannet presses ut eller ved en fysisk forstyrrelse av sedimentet (bioturbasjon, propellerrosjon etc.) som frigjør porevann til vannmassen. Konsolidering er spesielt aktuelt i forbindelse med tildekking av forurensede sedimenter som har høyt vanninnhold (muddermasser). Vekten av dekklaget kan være nok til at porevann presses gjennom dekklaget og ut i de frie vannmassene. Det er derfor viktig at tildekkingen fører til minst mulig kompaksjon (f.eks. tilførsel av dekklag litt etter litt). Uansett vil konsolidering som følge av tildekking ha kortvarige effekter på vannkvaliteten over sedimentet.

Tabell 1. Karakteristiske tidsfaktorer for molekyllær diffusjon i vann ($D_w = 1 \times 10^{-5}$, Swartzenbach et al., 1993)

Lengde	Tid
0.1 μm	5×10^{-6} s
1 μm	5×10^{-4} s
10 μm	0.05 s
100 μm	5 s
1 mm	≈ 8 min
1 cm	≈ 14 timer
10 cm	≈ 58 dager
1 m	≈ 16 år
10 m	≈ 1600 år

3. Erosjon og spredning av forurensede sedimenter.

En klar effekt av tildekking er å stoppe transporten av forurensning fra et område som er mye forurenset til et område som er lite forurenset. Dette gjelder ofte områder hvor erosjon sporadisk skjer enten som følge av naturlige prosesser (strøm, bølger) eller som følge av menneskeskapte prosesser (propellerrosjon, anleggsvirksomhet). Undersøkelser av effekten av propellerrosjon (Magnusson, 1995) har vist at partikler som virvles opp i kaiområder sedimenterer relativt raskt. Det betyr at det er begrenset hvor store områder som påvirkes av propellerrosjon, med mindre området er eksponert for sterke strømmer som transporterer partiklene langt.

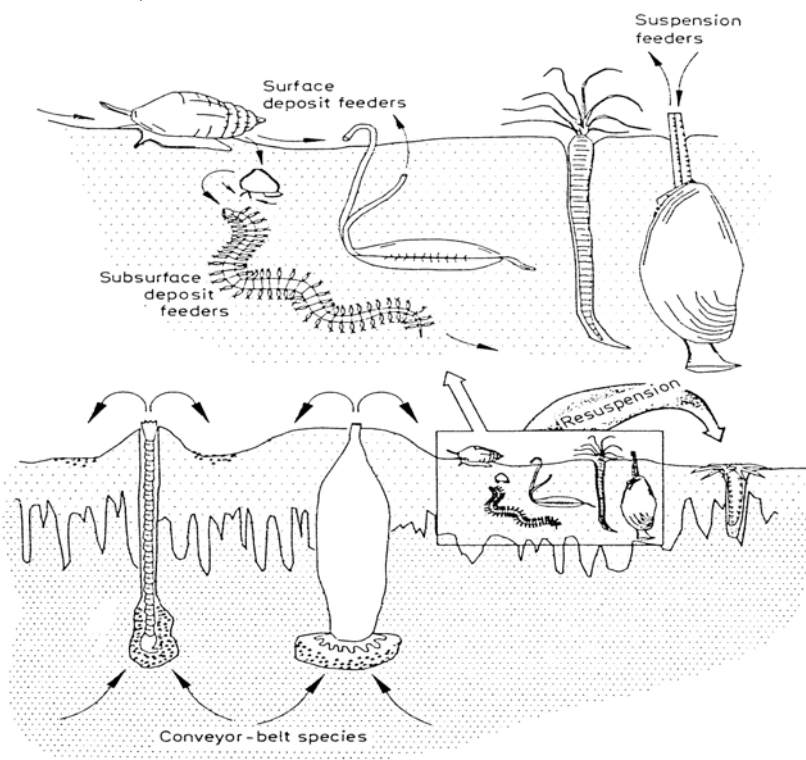
I noen områder kan det også oppstå sporadisk ras eller grunnbrudd som utløses over eller under vann. Dette kan forårsake betydelig masseforflytning og transport av forurensning lange avstander. I slike tilfeller er tildekking av ingen nytte. Hvis tildekking skjer på skrånende bunn, kan dette forårsake setninger og utrasninger.

4. Dyrs gravende virksomhet (bioturbasjon).

Enkelte dyr som lever i marine sedimenter kan grave ned til 30-40 cm dyp, selv om det vanligste gravedypet begrenser seg til 10 cm. Dyrene graver kanaler som gjør at vann og forurensningskomponenter transporteres vertikalt i sedimentet (Næs et al, 2000). Dyrene spiser sediment og produserer ekskrementer som enten legges igjen på sedimentets overflate eller nede i sedimentet (Figur 3). Det betyr at dyrene forårsaker transport av både vann og partikler i sedimentet. Denne transporten er spesielt viktig for lite vannløslige stoffer som er utelukkende koblet til partikler. Det er gjort forsøk på å modellere bioturbasjon ved å bruke en diffusjonsmodell og betrakte bioturbasjon som biodiffusjon. Biodiffusjonskoeffisienter på 10^{-8} - 10^{-6} er målt. Eksempelvis kan nevnes at fluks av pyren fra et bioturbert sediment etter 10 år ville bli 370 ganger større enn fluksen fra et ikke-bioturbert sediment (Reible et al., 1991).

Dette illustrerer at det er viktig å legge på et dekklag som overskrider maksimum bioturbasjonsdyp (30 cm).

Figur 3 Ulike gravende organismer i sedimenter og deres bioturbasjonseffekt (Reible et al., 1991)



5. Opptak av miljøgifter i sedimentlevende dyr.

Karakterisering av risiko knyttet til forurensede sedimenter er basert på vurdering av eksponering og vurdering av toksisitet. Akseptkriterier defineres med bakgrunn i miljømål,

som i mange tilfeller er spiselighet av fisk og skalldyr. Koblingen mellom forurensede sedimenter og forhøyede nivåer av miljøgifter i fisk og skalldyr er ikke godt dokumentert. Derimot har eksperimentelt arbeid med forurensede sedimenter og opptak i dyr som lever i sedimentet klart dokumentert at det er en sammenheng (Knutzen et al., 1995).

I forbindelse med undersøkelser av miljøgifter i Byfjorden i Bergen, ble det gjort bioakkumuleringsforsøk med sedimenter fra Florvåg på Askøy (Knutzen et al., 1995). PCB i sedimentet fra Florvågen var tilgjengelig for opptak i børstemarken *Nereis diversicolor*, som akkumulerte PCB til 9 ganger bakgrunnsnivå (Figur 4). PAH i Florvåg-sediment var også tilgjengelig for begge artene - børstemarken *Nereis diversicolor* akkumulerte PAH til omkring 15 ganger bakgrunnsnivå, mens nettsnegl *Hinia reticulata* akkumulerte til omkring 6 ganger bakgrunnsnivå i løpet av de fire ukene eksponeringen pågikk (Figur 5).

Til tross for stor overkonsentrasjon av kvikksølv (Hg) i sedimentet akkumulerte dette metallet ikke i nettsnegl (Figur 6). Andre tester med metaller i sediment (Cu, Cd) har imidlertid også indikert at nettsnegl i liten grad akkumulerer uorganisk metall.

Figur 4. Konsentrasjoner av som PCB₇ (µg/kg tørrvekt) i børstemarken Nereis diversicolor etter 28 dagers eksponering for sediment fra Bjørnhodebukta (referanse) og Florvågen; hver prøve representerer 25-30 individer. Fettinnholdet i prøvene var hhv 1,2% (Bjørnhodebukta), 1,3 og 1,3% (Florvåg).

Figur 5. Konsentrasjoner av PAH (sum PAH; ng/g tørrvekt) i nettsnegl (Hinia (Nassarius) reticulata og børstemarken Nereis diversicolor etter 28 dagers eksponering for sediment fra Bjørnhodebukta (referanse) og Florvåg; hver prøve representerer henholdsvis 12-15 individer (Hinia) og 25-30 individer (Nereis).

Figur 6. Konsentrasjoner av kvikksølv, Hg ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) i nettsnegl (Hinia (Nassarius) reticulata etter 28 dagers eksponering for sediment fra Bjørnhodebukta (referanse) og Florvåg; hver prøve representerer henholdsvis 12-15 individer.

Disse resultatene viser nokså entydig at organiske miljøgifter (PAH og PCB) akkumuleres i sedimentlevende dyr, mens kvikksølv i f.eks. nettsnegl viser samme konsentrasjon om sedimentet er forurensset eller ikke (Knutzen et al., 1995).

I en serie med eksperimentelle undersøkelser på NIVAs marine forskningsstasjon Solbergstrand som ble foretatt i 1995-1996 i forbindelse med NFRs Forskningsprogram om Marin Forurensning (PMF) ble opptak av dioksiner, andre klororganiske forbindelser og spormetaller fra forurensede sedimenter utført med taskekrabbe og flyndre (skrubbe). Det var imidlertid ingen klar sammenheng mellom graden av metallforurensning i sedimentet og opptak. Flyndre og krabbe plassert på forurensset sediment viste et tydelig opptak av flere av de klororganiske forbindelsene. De oppnådde konsentrasjoner var imidlertid i hovedsak en størrelsesorden lavere enn observert i villfangede organismer fra forsøksområdet. Dette tyder på at direkte opptak fra sediment er av langt mindre betydning enn opptak via føde (PMF,

1997). I et feltforsøk ble det observert et klart opptak av enkelte metaller i krabbe, men ikke i skrubbe.

Det er også påvist en sammenheng mellom overgjødslingsgrad og effekter av miljøgifter (Skei et al., 2000). Kvaliteten på det organiske materialet som tilføres sedimentene influerer på biotilgjengeligheten av organiske miljøgifter (f.eks. PCB). Likeså viser eksperimentene at PCB-forurensede sedimenter "lekker" PCB og at denne "lekkasjen" avhenger av sedimentasjon og oppvirvling av organisk materiale. PCB synes i stor grad å være bundet til løst organisk karbon. Dette er i samsvar med hva likevektsmodeller (likevekt vann-sediment) viser. Oppholdstiden av PCB i vannet øker når mengden løst organisk karbon øker og dette fører til en konkurranse mellom organisk karbon i vannfasen og fett i marine organismer (f.eks. fisk) med hensyn til binding av PCB (PMF, 1997).

Dokumentasjon på effekter av tildekking på utlekking av miljøgifter fra forurensede sedimenter.

Det er gjennomført en rekke tildekkingsprosjekter i utlandet, spesielt i USA, og noen få i Norge (Eitremsvågen/Odda, full skala, og Hanneviksbukta/Kristiansand, pilotskala). I tillegg er det gjennomført eksperimentelt arbeid med tildekking av forurensede sedimenter. Eksperimenter gir imidlertid informasjon om tidsbegrensede perspektiver (måneder). Langtidseffekten av tiltak vil bare kunne registreres i felt (flere 10-år).

1. Erfaringer fra fullskalaforsøk i USA.

Tildekkingsprosjekter i Long Island Sound har vært fulgt opp med overvåking regelmessig i 15 år for å se om det er tendenser til lekkasje av forurensning gjennom dekklaget. Det er tatt kjerneprøver av dekklaget for å se på mulig vertikal transport av miljøgifter. Undersøkelsene har vist at det ikke er tegn til transport (Fredette et al., 1992, Brannon and Pointdexter-Rollings, 1990). Kjerneprøver tatt i dekklaget henholdsvis 3 og 11 år etter at tildekkingen skjedde i New York Bight viste visuelt en klar overgang mellom forurenset sediment og dekklag. Kjemiske analyser bekreftet at det ikke hadde skjedd noen signifikant økning av miljøgifter i dekklaget. Dette bekrefter at tildekking er å betrakte som en permanent løsning med langtidseffekt. Det forutsetter imidlertid kildekontroll slik at ikke dekklaget forurenses av ny forurensing.

For at dekklaget skal isolere forurensingen og redusere transporten av miljøgifter ut av sedimentet, vil det kreve at dekklaget er tilstrekkelig tykt (< 30 cm) slik at eventuell mobilisering av miljøgifter i det underliggende sedimentet blir adsorbert i dekklaget. På den måten vil dekklaget fungere som en buffer. Dette er spesielt viktig i forbindelse med adveksjon av porevann i forbindelse med konsolidering av sedimentene etter tildekking (Bokuniewicz, 1989).

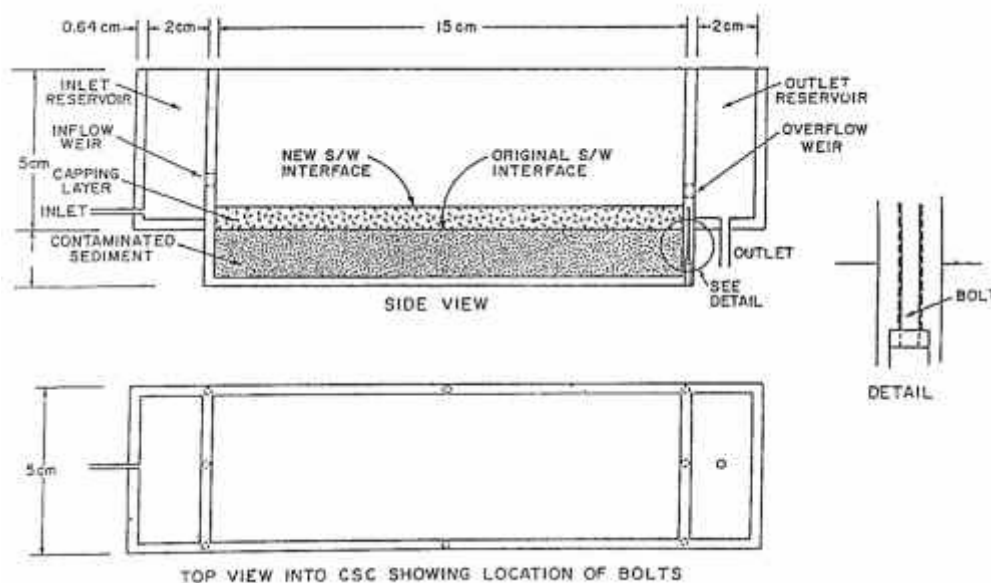
I tillegg til effekten av tildekking for å redusere lekkasje ut i vannmassen, er dimensjonering av dekklaget viktig med tanke på erosjon og mulig fjerning av dekklaget på sikt. Undersøkelser som er gjort i USA viser at det er viktig å bruke dekkmasser som ikke er så grove at de synker ned i de forurensede sedimentene og presser underliggende sedimenter opp til overflaten og ikke er så finkornige at de eroderes av strøm. I tillegg til strøm vil bølger kunne representere et mulig erosjonspotensiale i svært grunne områder. Her kan det være behov for forsterkninger (armering) for å holde dekklaget på plass.

US Army Corps of Engineers, USACE, har utviklet en modell som viser stabiliteten av et dekklag over tid som bl.a. tar hensyn til erosjon. Modellen er kalt Long Term Fate of dredge material (LTFATE) (Scheffner et al., 1995). Denne modellen er laget for marine forhold (havner og estuarer).

2. Eksperimentelt arbeid for å dokumentere effekten av tildekking.

I USA er det gjort en rekke tester for å evaluere og modellere tykkelsen av dekklaget for optimal isolasjon av dekklagets tykkelse. I modellbetraktningene inngår blant annet bruk av diffusjonskoeffisienter og fordelingskoeffisienter. USACE, utviklet på midten av 80-tallet testsystemer til dette bruket (Brannon et al., 1985, 1986; Gunnison et al., 1987 og Palermo et al. 1989, Sturgis og Gunnison, 1988). Testene har spesielt vært utviklet for å bestemme tykkelsen av dekklaget. Ved å dekke til sedimentene med masse av ulik tykkelse og måle oksygen og næringssalter (tracere for miljøgifter), kom man fram til en optimal tykkelse (Figur 7). De fleste testene har vist at 30 cm dekklag er tilstrekkelig for å isolere et forurenset sediment.

Figur 7. Laboratorie-metoder for å teste effekten av dekklag (Palermo et al., 1998 b).



Testene viste at den tiden det tar for et stoff (i dette tilfelle triklorfenol) å trenge gjennom dekklaget og tiden det tar for å oppnå steady state var direkte avhengig av fordelingskoeffisienten. Porøsiteten og tykkelsen av dekklaget var avgjørende for hvor lenge det tok til at steady state var oppnådd (Wang et al., 1991).

Ved NIVAs marine forskningsstasjon Solbergstrand ble det gjort testing med overdekning med forskjellig type dekkmasse (Skei et al., 1987). Metallforurensede sedimenter fra Sør fjorden nær Odda ble brukt. Tre typer dekkmasse ble anvendt:

1. Sand fra en innsjø nær Odda, iblandet støpesand.
2. Avfallskalk fra Odda Smelteverk.
3. Ilmenittaske fra Tinfos Titan & Iron.

Det ble således brukt et naturprodukt og to avfallsprodukter fra industrien. Dekkmassen ble forsiktig plassert i ca. 30 cm tykkelse oppå det forurensede sedimentet som befant seg i plexiglassbokser (50cm x 50 cm). Avfallskalken som ble brukt var svært finfordelt (silt/leire), mens askeavfallet var grovt (som grov sand). Utlekking av metaller til vannfasen over dekklaget ble målt i et gjennomstrømningssystem fem ganger i løpet av 2 måneder. Fluksene ble beregnet og sammenlignet med flukser fra sedimenter som ikke var tildekket. Resultatene var nokså entydige. Tildekkingen var 80-100% effektiv. Kalk og aske var enda mere effektiv en naturlig sand. Det antas å ha sammenheng med at disse avfallstoffene har en stor adsorpsjonseffekt på metaller. Asken inneholder store mengder koks og kullpartikler, som sannsynlig vil holde tilbake metaller. Asken er dessuten sterkt reduserende og Eh-målinger viste lave verdier like under overflaten på dekklaget. Det er derfor grunn til å tro at metaller også kan holdes tilbake som sulfider (Skei et al., 1987).

Det ble også sporadisk gjort målinger i vannfasen fra disse eksperimentene i de tre årene som fulgte etter at eksperimentet startet. Det kunne ikke registreres noen økning i utlekkingen over tid.

I forbindelse med planer om mudring i Oslo havn og anleggelse av et dypvannsdeponi i et anoksisk basseng i fjorden er det gjennomført en rekke eksperimenter med effekten av tildekking av masse med ulik tykkelse og kornstørrelse og effekter av redoksforhold. Forsøksoppsettet ble etablert på NIVAs Marine Forskningstasjon Solbergstrand i løpet av høsten 2000. Oppsettet bestod av åtte 50x50cm transparente polycarbonat-bokser med tettsluttende lokk og eksterne kamre med holdere for passive prøvetakere (SPMD) for ekstraksjon av miljøgiftene PAH og PCB fra vannfase. En pumpe ble installert for kontinuerlig sirkulering av sjøvann i lukket krets mellom hvert enkelt forsøkskammer og dets tilhørende SPMD-kammer. Sterkt forurensset havnesediment ble innsamlet i Bjørvika, fraktet til Solbergstrand og overført til et 20 cm tykt lag i bunnen av boksene. Havnesedimentet i fem av boksene ble dekket med dekkmasser av ulik type og tykkelse. Til slutt ble SPMD-kamrene og resterende volum av sedimentkamrene fylt med anoksisk sjøvann fra en lukket beholder fylt med dypvann innsamlet på 60 m dyp i Malmøykalven. Både under etablering og prøvetaking ble N₂-gass benyttet for å hindre oksydasjon av H₂S i sedimenter og vannmasse.

Semipermeable membraner fylt med en fettfase montert i SPMD-kamrene og vannsirkulasjonen startet. Fettet i membranene ble analysert for PAH og PCB. Det forventes at resultatene vil bidra til økt kunnskap om hvordan tykkelse og kvalitet av dekkmasser kan optimaliseres for å hindre utlekking av de nevnte forbindelsene under anoksiske forhold.

Foreløpige resultater fra utlekkingsforsøket viser at konsentrasjonene av flere av metallene, var klart størst i kamre der dekkmassene hadde forbrukt all H₂S. Dette gjaldt spesielt Cd, Zn og Ni der konsentrasjonene varierte fra ”ubetydelig forurensset” i kamre med H₂S til ”meget sterkt forurensset” i kamre uten H₂S. Dekkmassene så ut til å være hovedkilden til disse metallene, men det var ikke noen klar økning over tid og totalinnholdet av metallene var lavt i alle dekkmassene.

De organiske miljøgiftene viste et helt annerledes mønster enn metallene. Konsentrasjonene av ΣPCB var generelt lav i alle SPMD’ene. Konsentrasjonene av DDT var klart større i kamre med utildekkete sedimenter enn i kamre med tildekkete sedimenter. Innholdet av DDT i SPMD’ene så imidlertid ut til å øke i løpet av forsøket.

Forsøket viste at konsentrasjonen av organiske miljøgifter i SPMD'er ekvibrert med vann som sirkuleres langsomt over utildekkete sedimenter var betydelig høyere enn tilsvarende for tildekkete sedimenter. Det var relativt små forskjeller mellom ulike typer av dekkmasser. Enkelte resultater (særlig pyren) indikerte at knust sand hadde noe dårligere retensjonsevne enn de to andre typene og at tykkelsen av dekkmassene har betydning. En kan likevel ikke uten videre konkludere med at utildekkete sedimenter fra Oslo havn lekker organiske miljøgifter til vannmassene i et slikt omfang som en kunne ledes til å tro av resultatene gjengitt over. Sammentrykning av sedimentene og utpressing av porevann ved denne konsolideringen kan gi unaturlig høye flukser i starten av forsøket og innholdet i SPMD'ene må vurderes i forhold til potensielle reservoarar i sediment, porevann og vannmasse.

De foreløbige resultatene fra disse testene kan oppsummeres slik med hensyn til tolkning av effektiviteten av tildekking:

Miljøgifter knyttet til partikkelfasen i sedimentet anses vanligvis mindre tilgjengelige for organismer enn miljøgifter løst i porevannet. Konsentrasjonene i porevannet er derfor vel så viktig som totalinnholdet i sedimentet når risikoen for utlekking og biologisk opptak av miljøgifter skal vurderes. Konsentrasjoner målt i dette prosjektet viste høyt innhold av kvikksølv og PAH (tjærestoffer) i porevann fra sedimenter i Bjørvika, mens innholdet av PCB var mindre enn den analytiske målegrensen. Disse resultatene kan tyde på at det er større fare for utlekking av kvikksølv og PAH enn PCB, men det understrekes at resultatene er enkeltanalyser som må vurderes i lys av annen tilgjengelig kunnskap. Resultatene for PCB og PAH støttes av en rekke tidligere observasjoner, mens resultatet m.h.t. kvikksølv var noe mer overraskende.

Forsøket med tildekkete sedimenter fra Oslo havn viste at utlekkingen av de samme metallene (kadmium, sink, nikkel og til dels kopper) ble fullstendig overstyrt av hvorvidt H₂S var tilstede i vannet eller ikke. Problemet blir dermed å finne ut hvor stor andel av sedimentets og dekkmassenes totale innhold av metaller som foreligger i slike labile faser.

For de organiske miljøgiftenes vedkommende synes ikke tilstedeværelsen av H₂S eller ikke ha noen betydning utover det faktum at denne giftige gassen holder alle dyr unna slik at direkte spredning til næringskjedene i fjorden unngås. Imidlertid vil indirekte spredning via diffusjon og transport med vannmassene til områder der dyr lever likevel kunne tenkes bli et problem i forhold til en fremtidig dypvannsdeponering. Forsøkene våre viste at tildekking av sedimenter med ulike typer sand med forskjellige tykkelse (10-50 cm) ga langt lavere konsentrasjoner av organiske miljøgifter i vannet over enn sedimenter uten slik tildekking. Likevel er det nødvendig med en grundigere analyse av datamaterialet før en kan konkludere noe om i hvilken grad det 1) lekker ut betydelige mengder av slike forbindelser fra sedimentene slik de ligger i havneområdet i dag eller 2) vil lekke ut betydelige mengder fra et eventuelt dypvannsdeponi som ikke dekkes til med rene masser

Referanser

Bokuniewicz, H. 1989. "Behavior of Sand Caps on Subaqueous Dredged-sediment Disposal Sites." In Scientific Monitoring Strategies for Ocean Waste Disposal: Ocean Processes in Marine Pollution, Vol. 4. 221-229. Kreiger Publishing.

- Brannon, J. M., Hoeppel, R. E., Sturgis, T. C., Smith, I., and Gunnison, D. 1985. "Effectiveness of Capping in Isolating Contaminated Dredged Material from Biota and the Overlying Water," Technical Report, D-85-10, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS
- Brannon, J., and Poindexter-Rollins, M. E. ,1990. " Consolidation and Contaminant Migration in a Capped Dredged Material Deposit," *Sci. Tot. Env.*, 91, 115-126.
- Burgess, R. M. and Scott, K. J. ,1992. The significance of in-place contaminated marine sediments on the water column. Processes and effects. In A. G. Burton Jr (ed): Sediment toxicity assessment. Lewis Publishers, Boca Raton, USA.
- Fredette, T. J., Germano, J.D., Kullberg, P.G., Carey, D.A. and Murray, P. 1992. "Chemical Stability of Capped Dredged Material Disposal Mounds in Long Island Sound, USA." 1st International Ocean Pollution Symposium, Mayaguez, Puerto Rico. Chemistry and Ecology
- Gunnison, D., Brannon, J. M., Sturgis, T. C., and Smith, I. 1987. "Development of a Simplified Column Test for Evaluation of Thickness of Capping Material Required to Isolate Contaminated Dredged Material," Miscellaneous Paper, D-87-2. US Army Engineer Waterways Experiment Station: Vicksburg, MS
- Karickhoff, S.W., 1984. Organic pollutant sorption in aquatic systems. *Journal of Hydraulic Engineering*, 110, 707-735.
- Knutzen, J., Skei, J., Johnsen, T.M., Hylland, K., klungsøyr, J. og Schlabach, M. 1995. Miljøgiftundersøkelser i Byfjorden/Bergen og tiliggende fjordområder. Fse 2. Observasjoner 1994. NIVA-rapport, l.nr. 3351-95, 163 s.
- Magnusson, J. 1995. Vurdering av effekt av propellstrøm fra fartøy på sedimenter i Oslo havn. NIVA-rapport , l.nr.3218, 18s.
- Næs, K., Bakke, T., Skei, J., Sternbeck, J. og Verta, M. 2000. Organochlorine in marine sediments - mobility and bioavailability. NMR-report,65 p.
- Palermo, M. R., Shafer, R. A., Brannon, J. M., Truitt, C. L., Zappi, M. E., Skogerboe, J. G., Adamec, S. A., Sturgis, T. C., Wade, R., Gunnison, D., and Myers, T. E. 1989a. " Evaluation of Dredged Material Disposal Alternatives for US Navy Homeport at Everett, Washington," Technical Report, EL-89-1, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Palermo, M.R., Maynard, S, Miller, J. and Reible, D.D. 1998b. Assessment and remediation of contaminated sediments (ARCS) programme. Guidance for in-situ subaqueous capping of contaminated sediments. EPA-report.
- PMF. 1997. Program om marin forurensning, 1992-1996. NFR sluttrapport, 35 s.
- Reible, D. D., Thibodeaux, L. J., Valsaraj, K. T., Lin, F., Dikshit, M., Popov, V., Todaro, A., and Fleeger, J. W. 1993. "Pollutant Fluxes to Aqueous Systems Via Coupled Biological and Physico-chemical Bed Sediment Processes." Presented at the Conference on Aquatic Sediments, Milwaukee, WI: June 14-16, 1993.

Scheffner, N.W., Thevenot, M.M., Tallent, J.R., and Mason, J.M. 1995. "LTFATE: A Model to Investigate the Long-term Fate and Stability of Dredged Material Disposal Sites - Users Guide," Technical Report DRP-95-1, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

Skei, J., Larsson, P., Rosenberg, R., Jonsson, P., Olsson, M. and D.Broman (2000). Eutrophication and Contaminants in Aquatic Ecosystems. *Ambio*, 29, 184-194.

Sturgis, T., and Gunnison, D. 1988. " A Procedure for Determining Cap Thickness for Capping Subaqueous Dredged Material Deposits," Environmental Effects of Dredging Technical Note, EEDP-01-9. US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

Voie, Ø., og Storstenvik, A. 2001. Risikovurderinger av sjøforurensninger. FFI-rapport, 2001/04130 73s.

Wang, X. Q., Thibodeaux, L. J., Valsaraj, K. T., and Reible, D. D. 1991. "The Efficiency of Capping Contaminated Bed Sediments in-Situ. I. Lab-scale Experiments on Diffusion/Adsorption in the Capping Layer," *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 25, No. 9, 1578-1584.

Vedlegg D Praktisk utførelse av tildekking

Utarbeidet av: Kjell Petter Solhaug, NCC Anlegg
Kontrollert av: Terje Myrhaug, NCC Anlegg

Sammendrag

Ved utførelse av tildekkingsarbeid på forurensede sjøsedimenter er det viktig å ha kjennskap til de lokale faktorene som har innvirkning på dette arbeidet. De faktorene som har betydning for en aktuell utførelse foruten trafikkforhold, er dybde, vær, strømforhold, bunnens topografi, bunnsedimentets egenskaper, beliggenhet, fysisk påvirkning fra oppankring, fra skipspropeller og lignende og lagdeling i vannet. Dagens tildekkingsmetoder med bruk av splittlekter, fallbunnslekter og utpumping i rør fra lekter eller fra selvgående fartøy er mest nytt til tildekking på dypere områder med dybder mer enn 15 m, hvor utslippet i vann kan sikre krav til utlegging i tynne lag. Tildekking på grunt vann bør gjennomføres med utstyr som fordeler tildekkingsmaterialet i ønsket mektighet på en kontrollert måte. Et slikt utstyr kan for eksempel være en horisontal materfordeler. Natturlige forekomster av silt, sand og grusige masser har vært benyttet som tildekkingsmaterialer avhengig av de lokale egenskapene i sjøsedimentet. Ved tildekking på grunt vann bør det vurderes alternative tildekkingsmateriale som for eksempel olivin eller skjellsand. Olivin har høy egenvekt, og kan derfor nyttes til en kostnadseffektiv erosjonssikring. Sammenlignet med feltspat vil tildekking med olivin kunne resultere i opptil 30 % reduksjon i volum og 15 % reduksjon i vekt. Skjellsand har lav egenvekt og kan nyttes til oppbygging av lette lag over det forurensede sedimentet. Både olivin og skjellsand har gunstige overflatekjemiske egenskaper som binder og immobiliserer tungmetaller.

Hensikt med arbeidet

Denne delen av utredningsprosjektet har hatt som mål å gi tilrådninger for bruk av metoder og utstyr basert på lokale forhold og gitte kriterier. De praktiske løsningene som tilrådes må legge vekt på de store utfordringene med å legge ut tynne erosjonssikre lag med masse jevnt under vann og kan hende på store dyp.

Utredningsarbeid

Arbeidet har vært fokusert på egnede metoder og forbedringer som vil være nødvendig for å kunne gjennomføre en tildekking av forurenset sediment og hvor underlaget kan være svært bløtt.

Videre er det undersøkt muligheter for å nytte andre materialer til selve tildekkingen. Muligheten for å dekke til bløte sedimenter, uten bruk av fiberduk eller geotekstil, blir også vurdert.

Resultater og dokumentasjon

Praktisk utførelse av en tildekking krever god kunnskap om de fysiske forholdene som har innvirkning på dette arbeidet. Valg av metode krever god kunnskap om de "belastningene" sjøbunnen blir utsatt for. Følgende forhold må iakttas:

1. *Dybder*

Dybden i tildekkingsområdet vil ha direkte innvirkning på metodevalget. Dybden påvirker nøyaktigheten til utleggingen. Jo dypere det er til mindre kontroll har en på selve utleggingen. Når det gjelder påvirkninger fra for eksempel propeller, vil dette avta til dypere det blir. Mektigheten på tildekkingen må tilpasses de bathymetriske bunnforholdene.

2. *Vær*

En utleggingsmetode med fordeling av tildekkingsmateriale over vann, er utsatt for sterke vinder. Dette innvirker på nøyaktigheten til tildekkingen. Jo høyere over vannet massene blir fordelt, jo mer utsatt er de for sterk vind.

Strøm vil også være en parameter som det må tas hensyn til ved utlegging. Ved sterk strøm kan tildekkingsmaterialet bli transportert vekk fra det tiltenkte området. På den andre siden er det mindre trolig at det skal gjennomføres en tildekking i områder med sterk strøm, da det fine forurensede materialet trolig er transportert vekk med strømmen.

Både strøm og vind vil direkte påvirke avdriften til utstyret som brukes til utlegging av tildekkingsmaterialet.

3. *Bunn og bunnens beskaffenhet*

Bunnens topografiske utforming vil ha innvirkning på valg av utleggingsmetode. Videre vil de geotekniske egenskapene til sedimentet ha innvirkning på materialvalg og utleggingshastighet, samt egenskaper ved bruk av geotekstiler.

4. *Beliggenhet*

Tildekkingsområdets beliggenhet vil ha innvirkning på metodevalg og materialvalg. Dersom det er kraftige ytre påvirkninger, må tildekkingen tilpasses disse forholdene. Videre vil for eksempel en sterkt trafikkert havn sette begrensninger på valg av metode.

5. *Erosjon*

Erosjon kan oppstå som følge av sterk strøm eller påvirkninger fra skipstrafikk. Dette må det tas høyde for ved valg av tildekkingsmateriale.

6. *Saltholdighet / lagdeling*

Dersom det er en kraftig tilførsel av ferskvann til tildekkingsområdet, kan det bli en lagdeling i vannmassene. Til finere tildekkingsmateriale som blir nyttet, til mer kan denne lagdelingen spille inn på sedimentasjonen til tildekkingsmaterialet og nøyaktigheten til tildekkingen.

7. *Tildekkingsmateriale*

Materialet må tilpasses forurensningstypen og de geotekniske forholdene. Andre faktorer som har innvirkning på materialvalget er materialets kjemiske egenskaper, nøytraliserende egenskaper og erosjonsbestandighet.

Tildekking på dypt vann

Det finnes mye tilgjengelig utstyr for utlegging av et tildekkingslag som for eksempel spittlektere, fallbunnslektere, utpumpingsutstyr med rør fra lekter eller fra selvgående fartøy, fordelingsspredere. Et fellestrekk for dette utstyret er at det er få av de som egner seg for utlegging av tynne lag på grunt vann.

Bruk av lekter egner seg best for tildekking på områder som er dypere enn 15 meter. Foruten dybden, er en også avhengig av at tildekkingsmaterialet er tilpasset de spesifikke forholdene. Ved dumping av masser fra lekter, vil det gå en viss tid før motstanden i vannet er blitt så stor at tildekkingsmaterialet begynner å fordele seg i vannmassene. Dersom tildekkingsmaterialet er grovt, vil det ikke bli spredd før det treffer bunnen.

Ved bruk av grabb eller gravemaskin, vil det gå med mye masse og nøyaktigheten på det utførte arbeidet vil være mindre. Videre vil det være vanskelig å legge det tynne laget kontrollert ut over det forurensede sedimentet.

Dagens utstyr tilfredstiller kravene for tildekking dypere enn 15 meter.

Tildekking på grunt vann

Områder grunnere enn 15 meter kan grovt deles inn slik:

- 0 – 4 meter; belastning fra småbåter
- 4 – 15 meter; belastning fra større fartøyer

Ved slike dybder må faktorer som for eksempel seilingsdybder, erosjon, ankring og påvirkning fra propellstrøm vektlegges. Materialene som skal nyttes må kunne motstå de ytre påkjenningene, uten at de må legges i tykke lag. Forholdene nevnt over medfører at det må tas spesielle hensyn for å hindre en oppvirvling av det forurensede sedimentet som skal dekkes til.

Egnede utleggingsmetoder må kunne fordele massene i ønsket tykkelse, på en kontrollert, effektiv og økonomisk god måte.

En slik metode kan være en horisontal materfordeling hvor lengden på trommelen, dvs. bredden på tildekkingsområdet, kan justeres. Fordeleren festes til et fartøy, som kan være en leker eller et selvgående skip. Fartøyet kjører da i en bestemt retning og etterlater seg et tynt lag med tildekkingsmateriale. Tykkelsen på tildekkingslaget blir da bestemt av tilført mengde tildekkingsmateriale, hastigheten på fordelingstrommelen og hastigheten på fartøyet. Utslippshøyden på tildekkingsmaterialet må tilpasses de lokale forholdene, men ved for stor høyde kan vind få tak på tildekkingsmaterialet.

En annen egnet metode er å nytte en horisontal fordelingsskive. Denne festes også til et fartøy og er også avhengig av kontinuerlig tilførsel av tildekkingsmateriale. Forskjellen på denne metoden fra den første, er at massene vil bli fordelt ennå finere utover. Dette muliggjør utlegging av meget tynne lag. Bredden på tildekkingslaget kan tilpasses, men metoden er mer utsatt for påvirkning fra vind siden en er avhengig av en viss høyde for å oppnå ønsket tildekkingsareal. Mektigheten på tildekkingslaget blir styrt av fartøyet hastighet og fordelerens hastighet, og dette er parametere som kan justeres.

En tredje mulighet for å legge ut et tynt lag på grunt vann er bruk av "Rainbow-metoden". Den går i korte trekk ut på at tildekkingsmaterialet tilsettes vann, for så å bli spredd utover tildekningsområdet ved hjelp av pumpe. Fordelingen av massene foregår over vannet. Dette muliggjør en fordeling av et tynt lag, som vil sedimentere naturlig før det treffer det forurensede materialet.

1. Tildekkingsmateriale

Som beskrevet tidligere er det ønskelig med et så tynt tildekkingslag som mulig avhengig av belastning. Samtidig må tildekkingslaget kunne motstå de påkjenningene det blir utsatt for.

Ved tildekking av svært bløte sedimenter, er det ønskelig at tildekkingsmaterialet ikke blander seg for mye med det underliggende forurensede materialet. Videre er det ønskelig at tildekkingslaget har en viss skjærstyrke. Jo raskere en oppnår denne skjærstyrken, jo raskere kan en bygge opp cappingen til ønsket mektighet. Tildekkingsmaterialets permeabilitet har sterk innvirkning på transport av porevann, som følge av pålastingen av tildekkingsmaterialet.

Det har med dagens teknologi vært mest vanlig å benytte naturlige forekomster av siltige, sandige og til dels grusige masser som tildekkingsmateriale ved overdekningsarbeider av sjøsedimenter i utlandet og også her i landet. Det finnes to tildekkingsmaterialer som har vært lite nyttet, men som har mange positive egenskaper. Dette er olivin og skjellsand.

Olivin

Olivin har høy spesifikk egenvekt sammenlignet med mineraler som kvarts og feltspat. Disse mineralene utgjør vanligvis de viktigste bestanddelene i lokal pukk- og grusforekomster, og har begge en spesifikk egenvekt på ca. $2,7 \text{ kN/m}^3$. Til sammenligning ligger den spesifikke egenvekten for olivin på $3,3 \text{ kN/m}^3$. Høy egenvekt er gunstig fordi det bidrar til økt dynamisk stabilitet.

Når man skal vurdere materialenes motstandsevne med hensyn på erosjon er det imidlertid den relative forskjellen i egenvekt ($\Delta\rho_w$) mellom vann (ρ_w) og fast fase (ρ_s) som er interessant. Denne er gitt ved $\Delta\rho_w = (\rho_s - \rho_w) / \rho_w$.

Det er denne parameteren som er avgjørende for materialenes sedimentasjonshastighet og evne til å motsette seg erosjon og oppvirvling. Ettersom ρ_w er tilnærmet lik 1 kN/m^3 får kvarts og feltspat en $\Delta\rho_w$ på omkring 1,7, mens den tilsvarende verdien for olivin, på 2,3, blir vel 35% høyere. I praksis fører dette til at det kreves et mindre volum av mineralet olivin for å oppnå en gitt stabiliserende effekt ved tildekking av underliggende masse. Sammenlignes et gitt volum olivin med et tilsvarende volum lokal grus eller pukk, vil man som regel oppnå et større grad beskyttelse ved bruk av olivinmaterialet.

Dersom en legger til grunn dimensjoneringskriteriene i rapporten "Assessment and remediation of contaminated sediments (ARCS) program – Guidance for in-situ subaqueous capping of contaminated sediments" utarbeidet av United States Environmental Protection Agency, vil en løsning basert på olivin i stedet for kvarts eller feltspat kunne resultere i opptil 30 % reduksjon i volum og 15 % reduksjon i vekt. Dette betyr at filterlag og overdekningslag av olivin vil kunne gjøres vesentlig tynnere, hvilket er spesielt gunstig ved tildekking av

masser i havnebassenger og kanaler der fri dybde spiller en avgjørende rolle. En reduksjon i volum og vekt vil selvfølgelig også kunne representere en betydelig kostnadsreduksjon.

I tillegg til høy egenvekt har olivin gunstige overflatekjemiske egenskaper. Her er det spesielt evnen til å binde og immobilisere tungmetaller som er interessant. Dette har liten betydning for grovere dekkmasser, men vil kunne utnyttes i et filterlag. Forsøk har vist hvordan mineralet er i stand til å adsorbere betydelig mengder kobber selv under forhold med høye saltkonsentrasjoner. Forsøkene viste at kobberionene dannet vesentlig mer stabile bindinger med overflaten av olivinkornene enn med leirepartikler.

Olivin vil også kunne nyttes i kombinasjon med andre materialer, for eksempel skjellsand. Ved å først legge ut et tynt lag med skjellsand, kan en etterpå legge ut et lag med olivin materiale. Skjellsanden vil da ha tilstrekkelig skjærkraft til å tåle en utlegging med olivin.

Skjellsand

Dette er et naturlig materiale som det er god tilgang på langs hele kysten. Skjellsand består av Kalsium: Ca. 36 % Magnesium: Ca. 1 %. Det vil forekomme lokale variasjoner i den kjemiske sammensetningen.

Skjellsand har en spesifikk egenvekt på ca. 1,5 kN/m³ og er sammensatt av store partikler. Skjellsand har gode egenskaper til lastfordeling. Det vil da være muligheter å legge ut et tynt lag med skjellsand for å øke skjærkreftene i sedimentet. Når de geotekniske egenskapene til sedimentet er forbedret vil en raskere kunne fullføre selve tildekkingen.

På grunn av kornfordelingen i skjellsanden er det mange kanaler som drenerer porevann meget godt. Dette vil være viktig siden en påføring av tildekkingsmaterialet vil medføre en konsolidering av underliggende masser og en økning av poretrykket. Skjellsanden har også nødvendige egenskaper for å drenerer evt. gass som produseres i de underliggende massene.

Videre har skjellsanden følgende andre positive egenskaper:

- Når vann strømmer gjennom skjellsand, øker pH-verdien i vannet.
- Når vann strømmer gjennom skjellsand, reduseres innholdet av tungmetaller som f.eks. bly.
- Når vann strømmer gjennom skjellsand, antas det å ha positiv effekt på porevannet

Skjellsanden tas opp med spesielle fartøy, som med litt ombygging, kan legge massene ut igjen. Egnert utleggingsmetode for skjellsand vil da være en av de to første metodene som er beskrevet foran.

Områder med behov for økt kunnskap

Det finnes i dag ikke erfaring med utstyr for kontrollert utlegging av dekkmasser på store dyp og med stor kapasitet, i motsetning til kontrollert og effektiv utlegging av tynne lag på grunt vann.

Referanser

Palermo, M.R., Maynard, S, Miller, J. and Reible, D.D. 1998b. Assessment and remediation of contaminated sediments (ARCS) programme. Guidance for in-situ subaquas capping of contaminated sediments. EPA-report.

Kleiv, R.A., 2001, Olivin til tildekking av forurenset sediment, A/S Olivin



Statens forurensningstilsyn (SFT)
 Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo
 Besøksradresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00
 Telefaks: 22 67 67 06
 E-post: postmottak@sft.no
 Internett: www.sft.no

Utførende institusjoner Oslo Havnevesen, NGI, NIVA og NCC Anlegg AS	Kontaktperson SFT Anne Kathrine M. Arnesen	ISBN-nummer 82-7655-448-2
---	---	------------------------------

	Avdeling i SFT Lokalmiljøavdelingen	TA-nummer 1865/2002
--	--	------------------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig Oslo havnevesen	År 2002	Sidetall 67	SFTs kontraktnummer
---	------------	----------------	---------------------

Utgiver SFT	Prosjektet er finansiert av SFT
----------------	------------------------------------

Forfatter(e)
 Frank Myrvoll (NGI), Espen Eek (NGI), Finn Løvholt (NGI), Peter Gauer (NGI), Jens Skei (NIVA),
 Kjell Petter Solhaug (NCC Anlegg)

Tittel – norsk og engelsk
 Tildekking av forurensede sjøsedimenter.

Capping of contaminated subaqueous sediments

Sammendrag – summary

I denne rapporten er det gitt en oppsummering av relevant dokumentasjon av de erfaringene og tekniske vurderingene som er gjort ved gjennomføring av vellykkede tildekkingsprosjekter i utlandet og her til lands med normalt 0,3-0,5 m tykt sandig lag over bløte sedimenter med skjærstyrke < 1 kPa. Det er gitt en oppstilling av viktige forhold som må vurderes og utredes ved planlegging av tildekkingsarbeider. Videre er det i rapporten angitt mulig bruk av klassiske geotekniske beregningsmodeller for dimensjonering av tildekking med hensyn til oppbygging av nødvendig tykkelse av dekklagene og stabilitet i sedimentmassene med nødvendig geoteknisk sikkerhetsfaktor på opp til 3 fordi egenskapene for svært bløte sedimenter er vanskelig å bestemme med dagens undersøkelsesmetode og utstyr. Dessuten er det gitt oversikt over viktige faktorer og egnet utstyr for sikker gjennomføring av den praktiske utførelsen av tildekkingsarbeider på grunt vann < 15 m dybde og på dypt vann > 15 m. Det er også pekt på fagområder hvor det er behov for økt kunnskap og utbedring av dagens undersøkelsesmetoder og utstyr.

4 emneord Tildekking Dimensjonering Effekt Utførelse	4 subject words Capping Design Effects Implementation
--	---