

Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Strømundersøkelse og sedimentkvalitet i dypbassenget vest for Malmøykalven, Indre Oslofjord	Løpenr. (for bestilling) 4019-99	Dato 26.02.99
	Prosjektnr. Undernr. 98204	Sider Pris 25
Forfatter(e) Jens Skei Jan Magnusson Espen Eek (NGI) Astri Eggen (NGI) Audun Hauge (NGI)	Fagområde Miljøgifter	Distribusjon
	Geografisk område Akershus	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Oslo havnevesen	Oppdragsreferanse Per Ø. Halvorsen
-------------------------------------	---------------------------------------

Sammendrag

Strømmålinger nært bunnen (70m) i det anoksiske dypbassenget vest for Malmøykalven i perioden desember 1998-februar 1999 viste maksimale strømhastigheter på <3 cm/s. Slike strømhastigheter vil ikke føre til oppvirvling av sedimenter av siltig/leirig materiale. De havnesedimentene som planlegges dumpet er tildels grovere enn sedimentene på Malmøykalven, slik at sjansene for oppvirvling er enda mindre. Dessuten skal massene tildekkes av rene masser og kornstørrelsen på dekkmassene må avpasses strømførholdene for å hindre at dekkmassene eroderes under perioder med dypvannsutskiftning. Målinger av oksygen i vannmassen i desember viste anoksiske vann fra 40 m og ned til bunnen. Målinger av sedimentenes innhold av miljøgifter (Hg, Cd, Pb, PAH, PCB, TBT og olje) på fem lokaliteter i bassenget viste moderat forurensning, med unntak av PAH og olje som viste høye konsentrasjoner. Sedimentene er tydelig påvirket av dumping av overskuddsmasser i dette bassenget de senere årene. På grunnlag av vurdering av oksygen, strøm og sedimentkvalitet er dette bassenget egnet som deponeringssted for forurensede muddermasser. Det forutsetter imidlertid at massene dekkes til med uforurenset dekkmasse slik at sedimentets miljøstandard heves i forhold til dagens. Det forutsettes også at uavklarte spørsmål vedrørende miljøpåvirkninger knyttet til selve deponeringen og dekkmassens beskaffenhet avklares.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Malmøykalven, Oslofjorden	1. Malmøykalven, Oslofjorden
2. Sedimenter	2. Sediments
3. Strømundersøkelser	3. Current measurements
4. Deponering	4. Disposal



Prosjektleder Jens Skei



Forskningsjef Bjørn Braaten

**Strømundersøkelse og sedimentkvalitet i
dypbassenget vest for Malmøykalven, Indre
Oslofjord**

Forord

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) utarbeidet i samarbeid med Norges geotekniske institutt (NGI) et forslag til en miljøundersøkelse i dypbassenget vest for Malmøykalven, Indre Oslofjord på oppdrag av Oslo havnevesen. Kartleggingen er en del av dokumentasjonen av egnetheten av det anoksiske dypbassenget til deponering av forurensete havnesedimenter.

Oslo, 26.02.99

Jens Skei

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	7
2. Målsetting	8
3. Feltarbeid og metoder	8
Vanninnhold	11
Tetthet og tyngdetetthet	11
Kornfordeling	11
Flytegrense og plastisitetsgrense	12
Udrenert skjærstyrke bestemt med konus og vingebor	12
4. Resultater og konklusjoner	12
4.1 Strømmålinger	13
4.2 Strømhastigheter og oppvirvling av sedimenter	14
4.3 Sedimentbeskrivelse	15
4.4 Geotekniske målinger	15
Overflatesediment	15
4.5 Stabilitet ved utlegging av deponi på sjøbunnen	16
Grunnforhold	16
Stabilitetsvurdering	17
4.6 Analyser av tungmetaller.	17
4.7 Analyser av tri-butyl-tinn (TBT)	18
4.8 Analyser av organiske miljøgifter.	18
5. Vurdering av Malmøykalven som deponeringssted for forurensede havnesedimenter.	19
6. Referanser	20
Vedlegg A.	20

Sammendrag

I anledning vurdering av dypbassenget ved Malmøykalven i Indre Oslofjord, med hensyn til egnethet som deponeringssted for forurensede sedimenter fra Oslo havn, er det utført følgende undersøkelser:

1. Oksygenmålinger i vannmassen (15.12.98).
2. Målinger av strøm (hastighet og retning) med Anderaa strømmåler og ultralydmåler nært bunnsedimentet i dypbassenget i perioden 8.12.98 til 3.02.99.
3. Sedimentprøvetaking på fem lokaliteter i bassenget (3.12.98) og analyser av geotekniske parametre (kornstørrelse, vanninnhold, plastisitetsgrense, skjærstyrke etc.) og miljøgifter (kvikksølv, kadmium, bly, PCB, PAH, TBT og olje).

Resultatene viste at oksygenforholdene i bassenget var dårlige (kl.IV) fra 12 m dyp og nedover. Fra 40 m dyp og ned til bunnen ble det målt innhold av hydrogensulfid. En stagnasjonsperiode i Bekkelagsbassenget har vanligvis vart 2-3 år. Hvor raskt vannet blir anoksisk etter en dypvannsfornyelse vil avhenge av om utskiftningen er fullstendig og hvilket oksygeninnhold det innstrømmende vannet har. Vanligvis har det tatt bare en måned eller to til at oksygennivåene er ned på < 1ml/l oksygen.

Strømmålingene viste svært lave strømhastigheter (< 3 cm/s) nært bunnen. Dette regnes å være representativt for perioder hvor det ikke skjer dypvannsfornyelse i Oslofjorden. Det er grunn til å tro at strømhastighetene er de samme i hele den anoksiske vannmassen under stagnasjonsperioden. Ved anleggelse av deponiet (f.eks. valg av dekkmasse) må det tas høyde for at det periodevis kan være betydelig høyere strømhastigheter i dypbassenget. Strømmålinger i andre anoksiske bassenger under dypvannsutskiftninger har vist strømhastigheter i størrelsesorden 20-30 cm/s.

Overflatesedimentene (0-5cm) var stort sett moderat til markert forurenset (kl.II og kl.III i henhold til SFTs klassifisering), med unntak av PAH og olje som viste konsentrasjoner som tilsvarer kl.V (sterkt forurenset). Årsaken til at sedimentene er såvidt lite forurenset antas å skyldes at bassenget er blitt brukt som deponeringssted for rene overskuddsmasser den senere tiden.

På grunnlag av strømmålingene og karakteriseringen av sedimentene kan dypbassenget vest for Malmøykalven karakteriseres som egnet for deponering av forurensede havnesedimenter under forutsetning av:

- at man velger en teknologi som gjør at de oksiske vannmassene i bassenget ikke forurennes under deponering
- at det ikke skjer en spredning av partikler fra deponeringsstedet under selve deponeringen
- at det utføres tester på hvordan deponiet oppfører seg etter tildekking med rene dekkmasser (effekt av dekkmasse med forskjellig kornstørrelse og tykkelse).

Summary

Title: Current measurements and sediment investigations in an anoxic basin in inner Oslofjord – Malmøykalven.

Year:1999

Author: Skei, J., Magnusson, J, Eek, E., Eggen, A., Hauge, A.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3615-5

The Oslo Harbour Authority is planning a major dredging operation in the dock area of Oslo. The dredged spoil is contaminated by heavy metals (Hg, Cd and Pb), chlorinated compounds, PAHs and mineral oil. Alternative disposal sites have been evaluated and it has been concluded that use of an anoxic basin in Oslofjord would be a cost-efficient and environmentally acceptable alternative.

Measurements of oxygen in the water showed low levels below 12m and hydrogensulfide from 40 m depth and down to the bottom (70m).

To characterize the disposal site, current measurements and sediment investigations have been performed. Current measurements (about 2 m above the sediment surface) indicated current speeds not exceeding 3 cm/sec. This is assumed to represent current velocities during periods of stagnancy. During episodic deep water renewals higher current velocities are expected (20-30 cm/sec). This should be taken into account when designing the underwater disposal site.

Measurements of contaminants in the sediments indicated relatively moderate levels of contamination. This may partly be due to dumping of clean sediments (clay and silt) during the last decade.

The overall conclusion is that this anoxic basin is suitable as a disposal site of contaminated dredged spoil, assuming that the dredged material is capped with clean sediments at the end of the operation.

1. Innledning

I forbindelse med planer om en større mudringsoperasjon i Oslo havneområde har det vært gjort utredninger om alternative måter å disponere muddermassene på (tiltaksløsninger utarbeidet av Aquateam, NIVA og NGI i 1996). I tillegg utførte NIVA en vurdering av alternative deponeringslokaliteter i indre Oslofjord i 1995 (Helland, 1995). Konklusjonen var at Bekkelagsbassenget ble vurdert til å være best egnet ut i fra områdets svært dårlige miljøkvalitet og derved store forbedringspotensiale. Senere har det vist seg at selve Bekkelagsbassenget ikke er aktuelt på grunn av planlagte endringer i utslippet fra Bekkelaget renseanlegg. Man har da kommet fram til at det anoksiske dypbassenget litt lenger sør for Bekkelagsbassenget vil være et godt alternativ for deponering av forurensede muddermasser, under forutsetning av at massene tildekkes etter deponering med rene dekkmasser.

Ettersom undersjøisk deponering av forurensede muddermasser har vært lite brukt i Norge er det viktig å utrede grundig eventuelle miljøproblemer knyttet til slike aktiviteter. De forhold som spesielt bør vurderes er :

- Fare for spredning av forurensning under selve deponering av massene (forurensning av den oksiske vannmassen)
- Fare for oppvirvling av deponert masse som følge av strømkraft
- Grad av biotilgjengelighet av miljøgifter i de forurensede havnesedimentene
- Grad av bioturbasjon i muddermassene etter deponering og bioakkumulering av miljøgifter i sedimentlevende dyr
- Grad av frigivelse ("lekkasje") av miljøgifter fra de forurensede massene
- Effekten av overdekking av forurensede masser med rene sedimenter
- Vurdering av kortvarige og mulige langvarige effekter av deponering

Denne rapporten tar for seg sedimentkvaliteten i det planlagte deponeringsområdet utenfor Malmøykalven og strømforholdene like over bunnen i bassenget. I forbindelse med overvåking av indre Oslofjord ble det også supplert med målinger av oksygen i bunnvannet i bassenget i desember 1998.

2. Målsetting

Som et ledd i karakteriseringen av miljøforholdene i det anoksiske dypbassenget utenfor Malmøykalven ble følgende undersøkelser gjort :

1. Målinger av oksygen i dypvannet i bassenget for å påvise at bassenget er anoksiske.
2. Undersøke bunnsedimentenes forurensningsgrad i henhold til SFTs klassifiseringssystem for å vise sedimentenes forurensningsgrad.
3. Undersøke hva som kan være normale strømforhold nært bunnen på et potensielt deponeringsområde for muddermasser utenfor Malmøykalven. Med normale strømforhold menes de strømforhold som er vanlige i situasjoner utenom episoder med dypvannsfornyelse. Hensikten er å vurdere sannsynligheten av oppvirvling av sedimenter (resuspensjon).

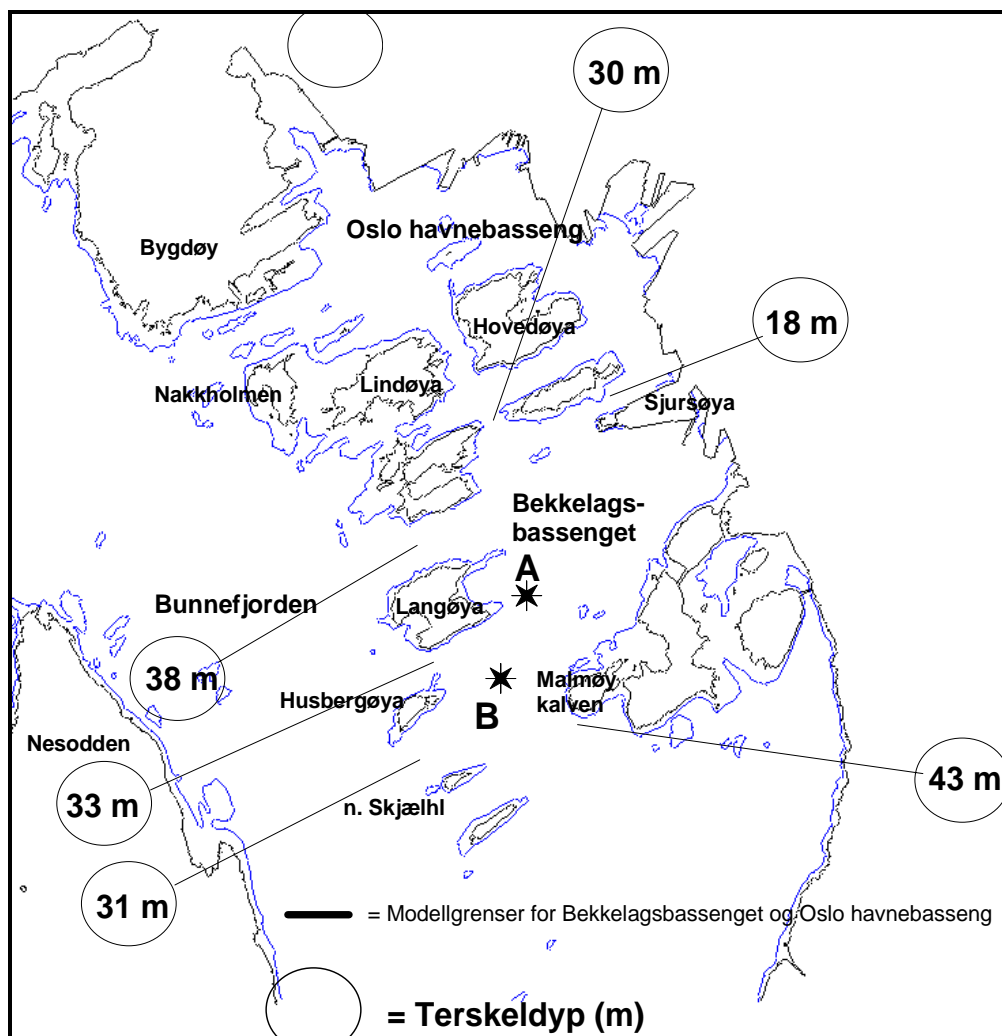
3. Feltarbeid og metoder

I forbindelse med et overvåkningstokt i Indre Oslofjord ble vannprøver tatt fra de sentrale deler av Malmøykalv-bassenget 15.12.98. Vannprøvene ble tatt fra overflaten og ned til 70 m (et par meter fra bunnen) og analysert for oksygen og hydrogensulfid ved Winkler-titrering. Universitetets forskningsfartøy "Trygve Braarud" ble brukt ved prøveinnsamlingen.

Det ble satt ut to strømmålere i bassenget utenfor Malmøykalvenden 8.12.98. Målerne ble tatt opp den 3.2.1999. Utsetting og opptak ble gjort med fartøy fra Oslo Havnevesen. De to strømmålerne ble satt på 2 respektive 3 meter over bunn, hvor ekkodypet var litt over 69 meter (figur 1). Den horisontale avstanden mellom målerne var ca. 700 meter. Ved stasjon A ble det satt ut en ultralydmåler på ca. 67 meters dyp, som måler både horisontal og vertikal strømhastighet, inkludert temperatur og saltholdighet (UCM). Ved stasjon B ble det satt ut en RCM-9 Doppler strømmåler (Aanderaa) på ca. 68 meters dyp. Denne strømmåleren måler kun horisontal hastighet. Begge strømmålerne ble lagt ut med undervannsoppdrift og tau fra bunnlodd til land.

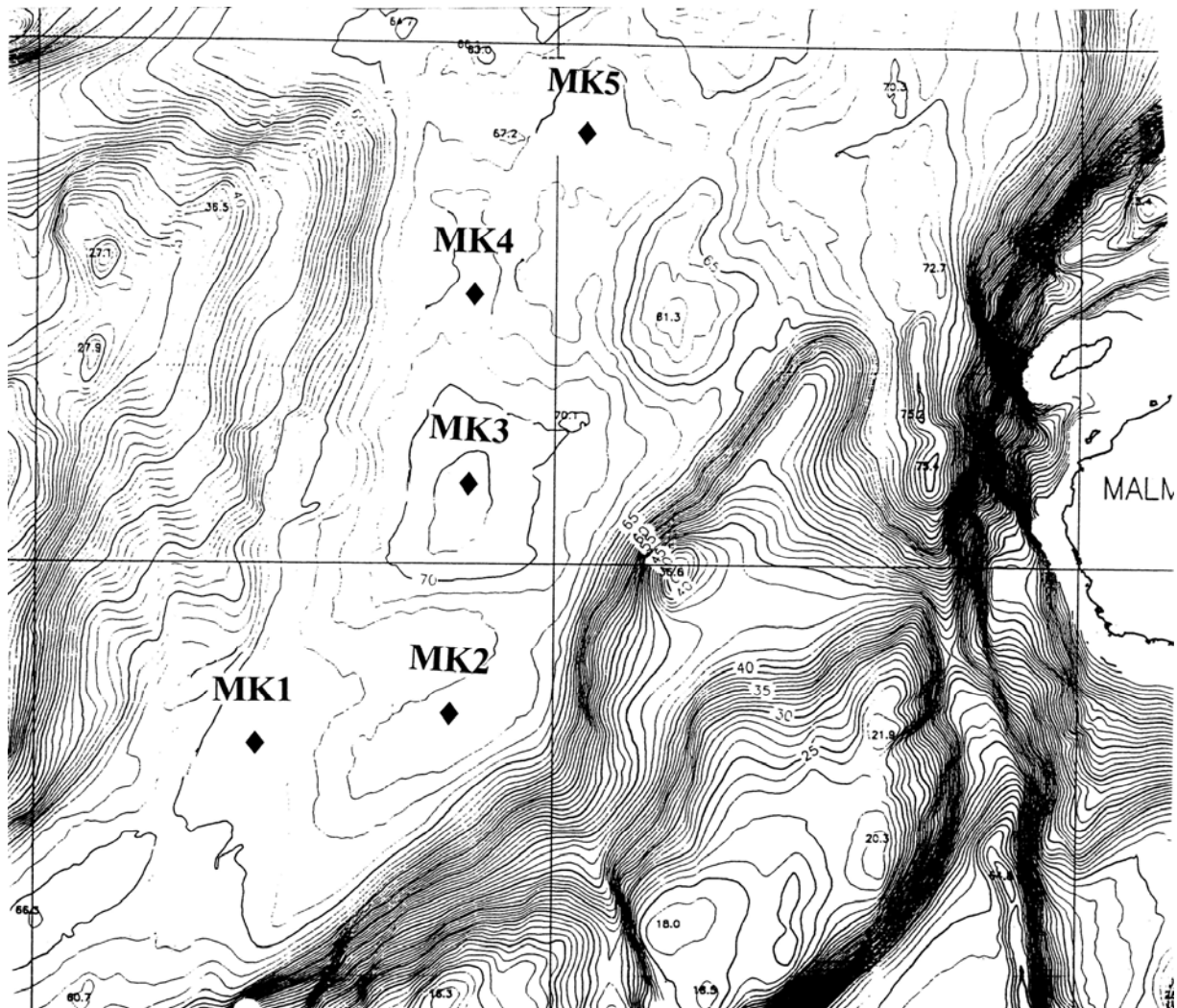
UCM-måleren gir de mest nøyaktige resultater ved små strømstyrker, men har mindre lagringskapasitet enn RCM-9. Hovedhensikten med de to strømmålerne var å få en periode med svært nøyaktige målinger og en lengre periode for å se på strømforholdene over tid, spesielt ved dypvannsfornyelser i bassenget, hvis dette skulle skje i løpet av observasjonsperioden.

Observasjoner fra UCM-strømmåleren ble tatt hver 10 minutt, med 4 observasjoner midlet over 17 sekunder. Observasjonsperioden var fra den 8.12.98 til den 15.12.98, dvs. i ca 8 døgn. Observasjoner fra Aanderaa-måleren ble tatt som middelstrøm over hver 10 minutt.



Figur 1 Strømmålerposisjoner (A og B) i bassenget utenfor Malmøykalven desember/januar 1998/99. 10 meters dypdekote er lagt inn. Terskeldypene til bassenget er markert.

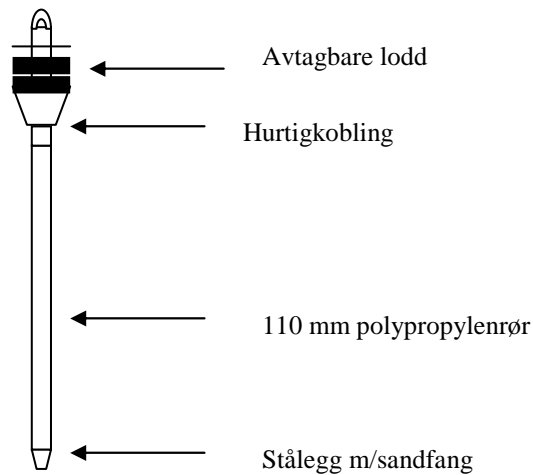
Sedimentprøver ble innsamlet på fem lokaliteter i bassenget (fig.2), 3.12.98 ved hjelp av Niemistø sedimentkjerneprøvetaker (rørdiameter= 50 mm). De øverste 5 cm av kjernene ble analysert for miljøgifter (bly, kvikksølv, kadmium, PCB, PAH, DDT med metabolitter og TBT). I tillegg ble prøvene analysert for vanninnhold, glødetap etc.. Miljøgiftanalysene, med unntak av TBT (tri-butyltinn), ble analysert ved et Hollandsk laboratorium (Het milieulab), formidlet gjennom NGI.



Figur 2. Prøvetakingsposisjoner for sedimenter – desember 1998.

Prøvetakingen for geotekniske undersøkelser ble gjort med en gravitasjonsprøvetaker utleid fra Universitetet i Bergen, Institutt for geologi.

Prøvetakeren består av en lodd-enhet med feste til wire fra vinsj ombord. Massen til lodd-enheten kan reguleres med avtakbare blylodd. Under denne enheten er det en hurtigkobling til en festeordning for 110 mm kjerneprøverør. I denne kartleggingen ble 110 mm polypropylenrør benyttet. I den nederste enden av røret, ble det satt på en metallegg med sandfang. Over kjerneprøverøret sitter en gjennomstrømningsventil der vannet som fortreges i prøverøret kan unnslippe. Når prøvetakeren heises opp lukkes ventilen og undertrykk holder prøven på plass sammen med sandfangeren.



Tabell 1. Oppsummering av prøvetaking for geotekniske undersøkelser ved Malmøykalven.

	MK 1	MK 2	MK 3	MK 4	MK 5
Kjernelengde (m) UiB-corer	2,76	2,91	0,20	0,1	0,07
Kjernelengde (m) Nimestö-corer	0,71 m	0,61	0,51	0,21	0,17

De korte kjernelengdene som ble oppnådd i MK 3, MK 4 og MK 5 skyldes sannsynligvis hardt materiale og stein som er dumpet oppå det naturlige sedimentet.

Vanninnhold

Prøvens vanninnhold (w) er gitt i prosent av tørrstoff i prøven.

Vanninnholdet bestemmes ved å veie en feltvåt delprøve og deretter tørke denne ved 110 °C i min. 16 timer. Mengden tørrstoff i prøven bestemmes ved å veie den tørkede prøven. Vanninnholdet ble bestemt sammen med de kjemiske analysene ved hetmilieulab i Nederland.

Tetthet og tyngdetetthet

Prøvens tetthet (ρ) beregnes fra prøvens volum og masse. Prøvens tyngdetetthet (γ) er gitt av prøvens tetthet multiplisert med tyngdeakselerasjon (g)

$$\gamma = \rho \times g$$

Kornfordeling

På prøver som hovedsakelig inneholder sand eller grovere materiale gjøres en konvensjonell tørrsikte analyse.

Kornfordelingen i prøver som består hovedsakelig av leire og silt analyseres i en "falling drop"-test (Moum, 1965).

Denne metoden er basert på måling av sedimentasjonshastighet etter Stoke's lov. Feltvåt prøve er suspendert i vann og våtsiktet på en 75 μm sikt over i et sedimentasjonskammer. Dråper fra et bestemt dyp tas ut av sedimentasjonskammeret ved bestemte tidsintervaller med en mikropipette. Disse dråpene overføres til et annet sedimentasjonskammer med den organisk væsken anisol. Tiden dråpene bruker på å falle en bestemt avstand måles. Innholdet av partikler i de forskjellige dråpene leses av fra tabellverk.

Flytegrense og plastisitetsgrense

Flytegrense (w_L) og plastisitetsgrense (w_p) er henholdsvis høyeste og laveste vanninnhold der omrørt leire er plastisk.

Disse vanninnholdene er bestemt etter Norsk standard 8002 og 8003.

Udrenert skjærstyrke bestemt med konus og vingebor

Udrenert skjærstyrke til sedimentet ble bestemt med vingebor i felt og med konus i NGIs laboratorium.

Vingebor

Udrenert skjærstyrke ble målt i felt med et vingebor.

Vingeboret føres 10 cm inn i sedimentkjernen i kjernens vertikalretning. Vingeboret roteres med urviseren med omlag 1 omdreining i minuttet til prøven går til brudd. Udrenert skjærstyrke leses av direkte på vingeborets skala.

Omrørt skjærstyrke måles etter 10 omdreininger på samme sted i prøven.

Konus

En uforstyrret sedimentprøve klargjøres ved lage et horisontalt plant snitt. Et lodd med konet spiss plasseres med apex på sedimentprøvens plane overflate. Loddet slippes ned i sedimentprøven og loddets innsynk i prøven måles.

Det benyttes forskjellige lodd med forskjellig masse og forskjellige apexvinkel til forskjellige leirer:

Hard leire: 400 g lodd med 30° apexvinkel

Bløtleire: 100 g lodd med 30° apexvinkel eller 60 g lodd med 60° apexvinkel

Udrenert skjærstyrke avleses fra tabeller basert på målt innsynk med og loddets masse og apexvinkel.

Sensitivitet ble målt ved å gjøre konustest på en omrørt prøve. Forholdstallet mellom uforstyrret og omrørt konus gir sensitiviteten.

Universitetets forskningsfartøy "Trygve Braarud" ble brukt ved prøveinnsamlingen.

4. Resultater og konklusjoner

Resultatene av strømmålinger er oppsummert i Tabell 2. Resultater fra sedimentundersøkelsen er vist i Tabell 3 - 7.

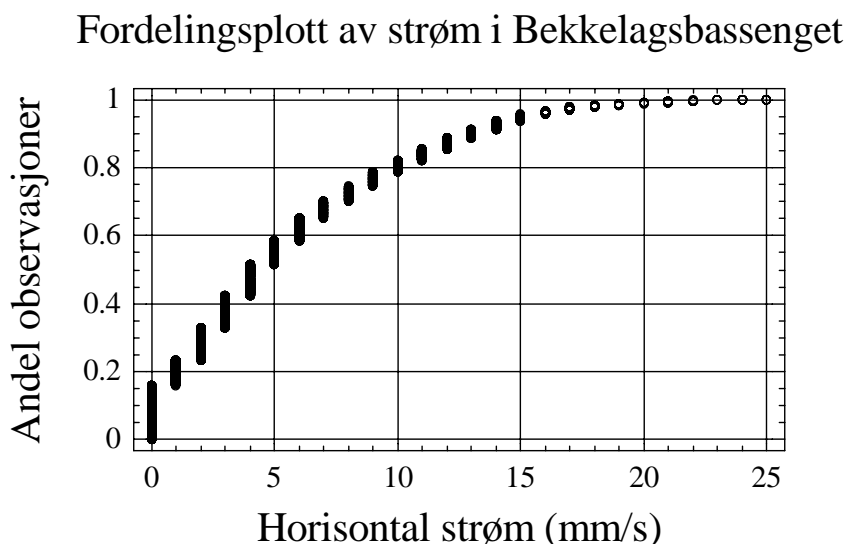
4.1 Strømmålinger

En første sammenligning av strømmresultatene viste urimelig høye strømmer fra Aanderaamåleren (Stasjon B), samt andre feil i observasjonsserien, noe som tyder på instrumentsvikt. I det følgende er det derfor observasjoner fra UCM-strømmåleren ved Langøya (stasjon A) som blir brukt.

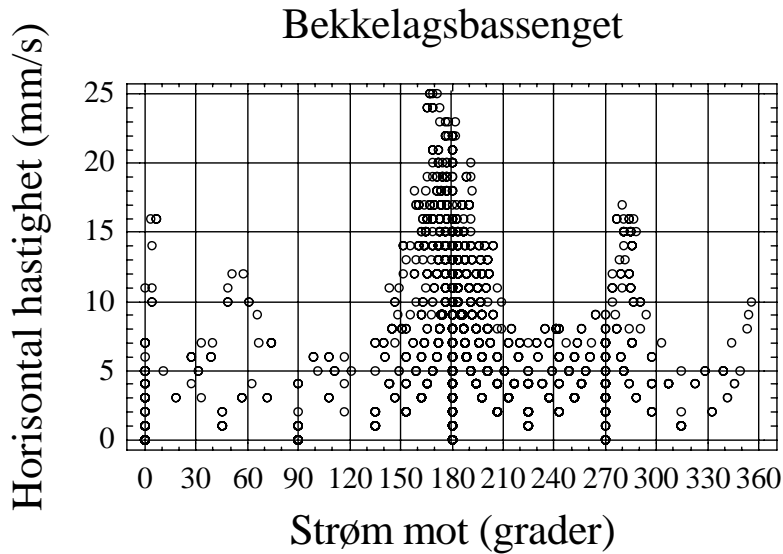
Tabell 2 viser en statistisk bearbeiding av nesten 4000 observasjoner i perioden 8.12.-15.12.98. Det var som forventet meget små strømhastigheter langs bunnen av bassenget, noe som skulle være forventet normalt tilstand. Høyeste observerte horisontal strømhastighet var 2.5 cm/s, og tilsvarende vertikalhastighet var 0.7 cm/s. 80 % av observasjonene av horisontalhastigheten var mindre enn 1 cm/s (figur 3). Strømmens hovedretning var langs dybderennens lengdeakse, dvs. sørlige og nordlige strømmer (figur 4).

Tabell 2. Strømhastigheter (mm/s) fra strømmåler på 67 meters dyp i bassenget fra perioden 8-15.12.1998.

	Horsionalhastighet	Vertikalhastighet
Minimal hastighet	0	0
Maksimal hastighet	25	7.0
Middelhastighet	5.6	2.6
Medianhastighet	4.0	3.0
Nedre kvartil	2.0	2.0
Øvre kvartil	9.0	3.0
Standardavvik	4.98	0.99



Figur 3. Fordeling av horisontalhastigheten (mm/s) ved stasjon A.



Figur 4. Hørsiontalhastighet mot strømretning ved stasjon A.

Det var ikke noen dypvannsfornyelse i observasjonsperioden (8 -15.12.98). Strømhastighetene var derfor som forventet meget små. De registrerte verdiene antas å være representative for hele den anoksiske vannmassen under stagnasjonsperioden.

Større strømhastigheter kan forventes i forbindelse med dypvannsfornyelser, dvs. når tyngre vann fra ytre Oslofjord strømmer over Drøbaksterskelen (terskeldyp ca. 20 m) inn i Vestfjorden og videre inn over Bekkelagsbassengets terskler på ca. 40 meters dyp og ned i bassengets dyp (største dyp litt over 70 meter). Slike episoder kan forekomme i tidsrommet oktober til mai, men er mest vanlige vinterstid (desember-mars/april). Det går ofte mellom 2 og 3 år mellom hver dypvannsfornyelse i Bekkelagsbassenget. Det foreligger ikke noen strømobservasjoner i bassengets dypvann fra en periode med dypvannsfornyelse, men erfaringer fra målinger i andre terskelfjorder har vist strømhastigheter i størrelsesorden 20-30 cm/s under innstrømning.

De meteorologiske forhold er vanligvis bestemmende for når dypvannsfornyelser skjer og bestemmer episodenes varighet. Den årlige størrelsen og varigheten på slike utskiftninger varierer (Magnusson et al., 1988). Ut fra tidligere strømobservasjoner ved Drøbaksterskelen i 1980 ble dypvannsfornyelser registrert i flere omganger i perioder på en uke til 10 døgn. Utskiftningen skjedde i slutten av januar, i begynnelsen av februar, i begynnelsen av mars og begynnelsen av mai (Bokn et al., 1981).

Etter at dypvannsutskiftningen er over reduseres nivåene av oksygen i dypvannet raskt i Bekkelagsbassenget. Vanligvis tar det bare en måned eller to før nivåene er under 1 ml/l i bunnvannet.

4.2 Strømhastigheter og oppvirvling av sedimenter

Med de strømhastigheter som er målt (< 3cm/s) vil det ikke skje noen oppvirvling av bunnsedimenter, uansett sedimentets kornstørrelse. Erfaringsdata viser at det må være strømhastigheter godt over 10cm/s nært bunnsedimentet før at oppvirvling er sannsynlig (Nygård og Skei, 1999). Slike hastigheter vil bare være aktuelle i forbindelse med dypvannsutskiftninger. Det vil være vesentlig å unngå å deponere masser på Malmøykalven under slike innstrømningsperioder for å hindre spredning av forurensede partikler. Ved å utplassere en strømmåler på terskelen i Drøbaksundet vil det være

mulig å få en forhåndsvarsling om at en utskiftning er på gang. Det vil ta flere dager før det innstrømmende vannet når Malmøykalven.

4.3 Sedimentbeskrivelse

Tabell 3 viser en beskrivelse av sedimentene som ble tatt i bassenget utenfor Malmøykalven.

Tabell 3. Data om prøvetakingslokalitetene og visuell beskrivelse av sedimentene.

Stasjon	Posisjon	Vannndyp	Beskrivelse
MK1	59 51.736N 10 43.721E	67m	Sort sulfidisk sediment i de øvre 15 cm. Overgang til leire fra 28 cm. Kjernelengde : 71cm
MK2	59 51.733N 10 43.854E	67m	Løst topplag. Sort anoksisk sediment ned til 30 cm. Leire under. Kjernelengde: 61.5cm
MK3	59 51.883N 10 43.935E	70m	Vanskelig å ta prøver. Tydelig innslag av dumpet materiale. 0.5-1 cm sort topplag over lysere dumpemateriale. Kjernelengde : 51cm.
MK4	59 52.009N 10 43.892E	66.5m	Mye forstyrrelser i overflaten (turbiditet i røret over sedimentet).Sort toppsjikt : 0.5-1 cm. Kjernelengde: 21 cm
MK5	59 52.325N 10 44.196E	70m	Vanskelig å ta prøver. Til dels grove sedimenter. Sort 2 cm topplag . Kjernelengde : 17 cm

Beskrivelsen i tabell 3 viser at sedimentene på de to sydligste stasjonene i bassenget (MK1 og MK2) viser "normale" anoksiske sedimenter i de øvre ca. 30 cm og leire under. De øvrige stasjonene er tydeligvis influert av tidligere dumpemasser (lyse sedimenter med stor variasjon i kornstørrelse). Det har åpenbart dannet seg et naturlig anoksisk (sort) topplag på toppen av disse sedimentene i de senere årene.

4.4 Geotekniske målinger

Det visuelle inntrykket og kjernelengdene som ble oppnådd med den geotekniske prøvetakeren reflekterer de samme forhold som kjerneprøvene tatt med Niemistø prøvetaker.

Overflatesediment

Resultater fra målinger av fysiske parametere i overflatesedimentet på Malmøykalven er gitt i Tabell 4.

Resultatene fra målinger av geotekniske parametere i to sediment kjerner er presentert i borprofilene i figur A1 og A2 og i kornfordelingskurvene A3, A4 og A5 (Vedlegg A).

Tabell 4. Overflatesedimentets fysiske egenskaper

	MK 1	MK 2	MK 3	MK 4	MK 5
Kornfordeling	LEIRE	LEIRE	LEIRE, siltig, sandig	LEIRE, siltig	LEIRE
Vanninnhold % av ts	127	112,35	27,9	25,3	59,96
Glødetap (% av ts)	7,2	6,2	4,6	4,9	7,1
Tyngdetetthet kN/m ³	14,6 på 1-2 m dyp	14,6 på 1-2 m dyp			
s _u kPa	5,6 på 1,4 m dyp	6,2 på 1,4 m dyp			
Sensitivitet	2,7 på 1,4 m dyp	4,1 på 1,4 m dyp			
Flytegrense (% vanninnhold)	92,8	92,4	29,4	39,1	42,4
Plastisitetsgrense (% vanninnhold)	32,0	35,3	17,5	20,4	19,7

Resultatene viser at det er betydelige variasjoner i vanninnhold (og organisk innhold) i overflatesedimentene ved Malmøykalven. Det høyeste vanninnholdet ble funnet i sedimentet i punkt MK 1 og 2. Sedimentet i disse prøvene har også høyere innhold av leire enn i resten av overflate sedimentet.

Overflatesedimentet i kjernene fra punkt MK 1 og MK 2 har mye av de samme egenskapene som sedimentet lenger ned i disse kjernene. Dette tyder på at overflatesedimentet i MK 1 og MK 2 representerer det naturlige sedimentet i området mens sedimentet i MK 3, MK 4 og MK 5 trolig er dumpede masser.

4.5 Stabilitet ved utlegging av deponi på sjøbunnen

Grunnforhold

Deponiområdet ved Malmøykalven ligger i et slakt søkk med stigede terreng hele veien rundt. De forurensede sedimentene har egenskaper tilsvarende relativt bløt leire. Antatt nødvendig fyllingshøyde er anslått til 1-2 m og totalt skal det fylles inn 3 - 500 000 m³. For å dekke til de forurensede massene planlegges det lagt ut en leire/sandkappe på ca 0,5 – 1 m tykkelse.

Naturlig grunn i deponiområdet antas å bestå av leire med høyt siltinnhold og med noe organisk materiale. Skjærfastheten på 1 m dybde er ca 5 kPa. Vanninnholdet i leira er høyt, omtrent $w = 100\%$ og tyngdetettheten $\gamma = 15 \text{ kN/m}^3$. Grunnforholdene er presentert ved borprofil og kornfordelingskurver i figurene A1-A5 (i Vedlegg A). I tillegg er det i deponiområdet også funnet mer sandige masser som antas å være dumpet der. For å gjøre en grov vurdering av stabiliteten for deponiet har vi antatt at leirmassene er dimensjonerende.

Forurensede muddermasser består av siltig leire med en maksimal tyngdetetthet på $\gamma = 17 \text{ kN/m}^3$, en omrørt skjærfasthet på ca 1,5 til 2 kPa og en rekonsolidert fasthet på 3-4 kPa etter ca 1 år.

For massene som skal brukes til å dekke over deponiet har vi antatt tyngdetetthet $\gamma_{\max} = 17 \text{ kN/m}^3$ og friksjonsvinkel $\phi = 33^\circ$.

Stabilitetsvurdering

Utleggingen av masser ønskes utført slik at innblanding av deponimasser med opprinnelige masser begrenses. Likeledes er det viktig å unngå at tildekkingsmassene blandes inn i deponimassene.

På grunn av at det er et søkk som skal fylles opp har vi kun sett på lokalstabilitet. Grunnen i deponiområdet har relativt liten fasthet noe som betinger en forsiktig oppfylling. Oppfyllingen av muddermasser bør ikke skje i lag tykkere enn 1 m. En større lagtykkelse vil kunne føre til mange små brudd og innblanding av muddermasser i sjøbunnen. Skråningshelningen bør maksimalt være 1:3 med lagtykkelse 1 m. Hvis det skal fylles opp til 2 m bør nest lag fylles opp med 0,5 m lagtykkelse hvis oppvirvling skal forebygges. Ved oppfylling med lagtykkelse 1 m er det stor sannsynlighet for at nytt lag blander seg inn i underliggende lag. Hvis deponiet legges opp til 2 m bør skråningshelningen ut mot ytterkanten av deponiet være 1:10 eller slakere. Vi vil gjøre oppmerksom på at ovennevnte vurderinger er omtrentlige da usikkerheten i inngangsparameterne er relativt stor.

Med hensyn til utlegging av sandkappen for å dekke til deponiet vil vi anbefale at deponimassene ligger utildekket en tid slik at de får konsolidert (bygd opp styrke). Eventuelt at det legges ut en separasjonsduk slik at sandmassene ikke trenger ned i deponimassene. Hvis det er ønskelig å ikke bruke duk bør massene ligge ca 1 år før de dekkes til med rene masser. Ved utlegging av massene antas at en maksimal lagtykkelse på 0,5 m. Dette av hensyn til at det ikke skal gå små brudd ned i deponimassene. Hvis det er ønske om en tildekking på 1 m bør sanden legges ut i to lag.

Med hensyn til vurdering av risiko for små brudd og derved sammenblanding av massene er den størst i forbindelse med selve utleggingen, og det anses som overveiende sannsynlig at det stedvis vil skje små brudd, selv om ovennevnte prosedyre følges. Etter at utleggingen er avsluttet vil massene konsolidere og derved øker sikkerheten mot utglidninger. Vi vurderer det derfor som lite sannsynlig at en vil få sammenblanding av massene på grunn av utglidninger lang tid etter at deponiet er avsluttet, under forutsetning av at det ikke blir utsatt for noen belastning (nye fyllmasser, dumping etc.). Deponimassene er svært bløte og noe dekkmasse (avhengig av type) vil trenge ned i de øvre lag uten separasjonsduk. Massens nedtrekking og utpressing av porevann vil bli nærmere vurdert senere.

4.6 Analyser av tungmetaller.

Resultater av analyser av tungmetaller (kvikksølv, bly og kadmium) er vist i Tabell 5 sammen med SFTs klassifisering.

Tabell 5. Metaller i sedimenter (0-5 cm dyp) fra Malmøykalven (mg/kg tørt sediment) og SFTs klassifisering i parentes.

Stasjon	Kvikksølv (Hg)	Bly (Pb)	Kadmium (Cd)
MK1	0.45 (II)	56 (II)	<0.2 (I)
MK2	<0.10 (I)	18 (I)	<0.2 (I)
MK3	0.22 (II)	33 (II)	0.38 (II)
MK4	0.49 (II)	51 (II)	0.98 (II)
MK5	0.68 (III)	58 (II)	1.3 (III)

Det fremgår av tabellen at nivåene av tungmetaller på samtlige lokaliteter er moderate i overflatesedimentene. Stort sett kan sedimentene klassifiseres som moderat forurenset (kl.II), med unntak av MK1 hvor sedimentene er ubetydelig forurenset (kl.I) med hensyn til disse tre tungmetallene. Denne lokaliteten ligger lengst syd i bassenget. De mest forurenkede sedimentene (markert forurenset: kl.III) befant seg på stasjon MK5 lengst nord i bassenget.

Sammenlignet med analyser av sedimenter i 1992 på en lokalitet i dypbassenget utenfor Malmøykalven så er disse nivåene lavere. Den gang ble sedimentene klassifisert som markert forurenset (kl.III) (Konieczny, 1994; Helland, 1995).

4.7 Analyser av tri-butyl-tinn (TBT)

Tri-butyl-tinn (TBT) er en miljøgift som i stor grad brukes som tilsetningsstoff i skipsmaling som brukes på skipsskrog for å hindre begroing. Dette stoffet finnes derfor i til dels høye konsentrasjoner i havneområder. Den miljømessige betydningen av dette stoffet er knyttet til hormonelle forstyrrelser på marine organismer, bl.a. purpurnegl.

Ettersom bassenget ved Malmøykalven ligger nært Oslo havn, og det faktum at dette bassenget er blitt brukt til dumpelass for kondemnerte fartøyer, ble det besluttet å analysere sedimentene for TBT.

Resultatene av målingene er vist i Tabell 6.

Tabell 6. Analyser av tri-butyl tinn (TBT) i overflatesedimenter i bassenget ved Malmøykalven.

Stasjon	TBT ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørt sediment)
MK1	<10
MK2	24
MK3	<10
MK4	<10
MK5	<10

Av resultatene fremgår at konsentrasjonene var lave og med unntak fra stasjon MK2 var de under deteksjonsgrensen. Det kan bemerkes at det var også på denne stasjonen at de høyeste PCB-konsentrasjonene ble målt og hvor sedimentene bærer minst preg av å være påvirket av dumpemasser.

TBT inngår ikke SFTs klassifiseringssystem.

4.8 Analyser av organiske miljøgifter.

Betegnelsen organiske miljøgifter er her gitt for stoffene polyklorerte bifenyler (PCBer), polyaromatiske hydrokarboner (PAHer) og diverse pesticider (f.eks. DDT med metabolitter). Alle disse stoffene har liten vannløslighet og har en tendens til å oppkonsentreres i sedimenter. De er også ofte knyttet til organisk materiale i sedimentene.

Resultatene er vist i tabell 7.

Tabell 7. Organiske miljøgifter i sedimenter fra Malmøykalven ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørt sediment), med unntak av olje (mg/kg). SFTs klassifisering i parentes

Stasjon	Σ PCB-7 ¹	Σ PAH (EPA)	B(a)P	Σ DDT	Olje
MK1	<10 (II)	5400 (III)	400 (IV)	<600 ²	130
MK2	24 (II)	21000 (V)	1600 (V)	<600	1150
MK3	>10 (II)	45000 (V)	3700 (V)	<600	2200
MK4	15 (II)	6900 (IV)	900 (V)	<600	145
MK5	11 (II)	6500 (IV)	400 (IV)	<600	130

Tabellen viser at sum av syv PCB-kongenere (the seven Dutch) tilsvarer klasse II (moderat forurenset). I 1992 registrerte NIVA sedimenter tilsvarende kl.IV (sterkt forurenset) med hensyn på PCB på Malmøykalven (Konieczny, 1994). Til gjengjeld viser analysene av PAH og PAH-komponenten benzo(a)pyren (B(a)P) at sedimentene er meget sterkt forurenset på stasjon MK3 og MK4. Disse to prøvene inneholder også store mengder olje, slik at det er grunn til å tro at PAH-forurensningen skyldes stort innslag av olje i sedimentene.

Nivåene av DDT (pesticid) kan ikke vurderes ettersom deteksjonsgrensen for analysen ligger 10 ganger høyere enn klasse V.

5. Vurdering av Malmøykalven som deponeringssted for forurensete havnesedimenter.

Innledningsvis ble det påpekt hvilke faktorer som bør vurderes i forbindelse med å anvende dypbassenget ved Malmøykalven som deponeringssted for forurensete sedimenter fra Oslo havn.

Ett av premissene for å bruke dette bassenget er at vannmassen er anoksisk (oksygenfritt). Målinger i desember 1998 viste at vannkvaliteten er klassifisert som dårlig (< 2.5 ml/l oksygen; kl.IV) helt fra 12m dyp og nedover. Fra 16 m dyp er vannkvaliteten med hensyn på oksygen meget dårlig (kl.V) og f.eks. fisk vil ikke normalt oppholde seg i vannmasser med oksygenkonsentrasjoner lavere enn 1.5 ml/l. Fra 40 m dyp og ned til 70 m ble det målt verdier av sulfid fra 0.65 til 2.34 ml/l nærmest bunnen. I denne vannmassen vil det ikke kunne leve noe makroskopisk liv.

Oksygenforholdene i dette bassenget vil i stor grad være styrt av vannutskiftningen. I lange perioder inneholder bunnvannet sulfid, men etter en dypvannutskiftning vil oksygenerte forhold kunne oppstå for en kortere periode. Ved bruk av dette bassenget som deponeringssted for forurensete masser må man derfor ta høyde for at det kan være periodevis oksisk.

Normale strømhastigheter i bassengets dypvann (på ca. 60 - 70 meters dyp) er små (< 3 cm/s). Det er kun i perioder med dypvannsfornyelse som strømhastighetene i dypvannet i bassenget kan bli større.

Bunnsedimentene i dypbassenget er stort sett moderat forurenset med unntak av innhold av olje og tjærestoffer (PAH) som viser sterk forurensning. I hovedsak består overflatesedimentene av leire. I de nordligste delene av bassenget er kornstørrelsen mere variabel pga. innslag av dumpet masse. En gradvis reduksjon i miljøgiftinnholdet i overflatesedimentene sammenlignet med prøver tatt for 6 år siden kan skyldes at tilførselene har vært mindre de senere årene sammenlignet med tilførselene f.eks.

¹ Det gjøres oppmerksom på at SFTs klassifiseringsgrenser for PCB kan bli nedjustert noe.

² Deteksjonsgrensen som er brukt er svært høy. I henhold til SFTs klassifisering er > 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Σ DDT klasse V (meget sterkt forurenset)

på 70-tallet (Konieczny, 1994). Variasjoner internt i bassenget skyldes ulik grad av påvirkning fra dumping av rene overskuddsmasser. Det er kanskje hovedforklaringen på at nivåene av miljøgifter er moderate og at nivåene har avtatt i løpet av de siste 5-6 årene.

At sedimentene i bassenget ved Malmøykalven er mindre forurenset sammenlignet med de massene som planlegges mudret og dumpet skulle ikke ha noen miljømessig konsekvens forutsatt at :

- deponeringen foregår på en slik måte at de oksiske vannmassene på stedet ikke forurenses og at
- det ikke skjer en spredning av forurensete partikler under og etter deponeringen og at
- de forurensete massene dekkes til med ren dekkmasse.

Ved å dekke til muddermassene med ren masse forventes sedimentkvaliteten i bassenget og bedres i forhold til dagens kvalitet. Det forutsettes videre at valg av dekkmasse og effekten av forskjellige typer dekkmasse testes på forhånd (kornstørrelse, tykkelse etc).

6. Referanser

Bokn, T., Kjällqvist, T., Magnusson, J., Tangen, K. (1981). Undersøkelser av hydrografske og biologiske forhold i indre Oslofjord. Overvåkingsprogram. Årsrapport 1980. NIVA-rapp., nr. 1321.

Helland, A. (1995). Vurdering av faste deponeringslokaliteter i Indre Oslofjord. NIVA-rapp., 3221, 37s.

Magnusson, J., Gjørseter, J., Knutzen, J., Lømsland, E., Johnsen, T., Schram, T., Sollie, A. (1988). Overvåking av forurensnings situasjonen i indre Oslofjord 1977. NIVA-rapp nr. 3882-98. Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Rapport nr 68.

Konieczny, R. (1994). Miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord. Delrapport 4. Miljøgifter i sedimenter. NIVA-rapp., 3094, 134 s.

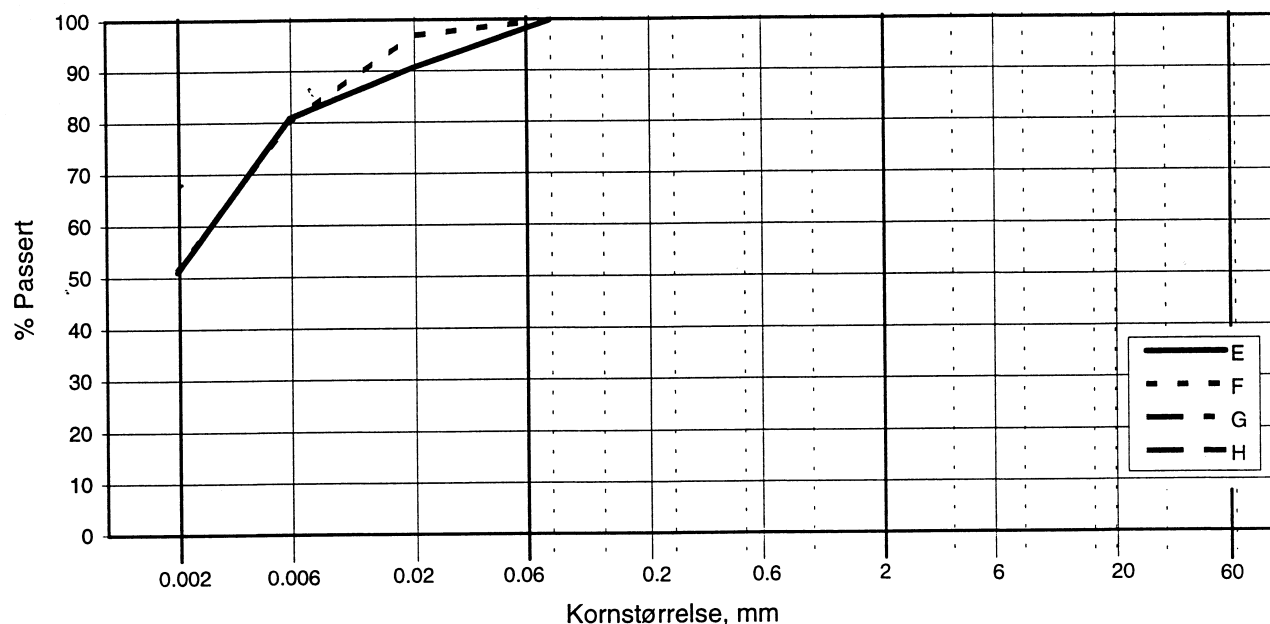
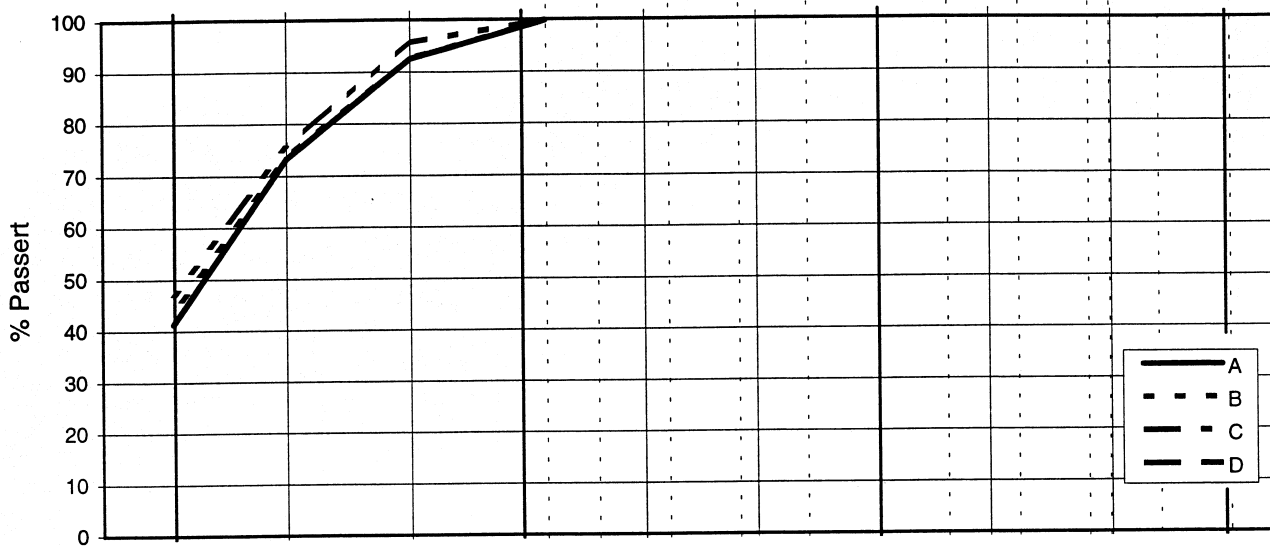
Nygaard, E. og Skei, J. (1999). Strømmålinger i Kollevågen, Askøy kommune – november/desember 1998. NIVA-rapp nr. 3998-99, 32 s.

Vedlegg A.

Dybde, m	Jordart	Symbol	Prøve	Vanninnhold w, %				γ kN/m ³	Skjærstyrke s _v kPa					S _c	
				25	50	75	100		10	20	30	40	50		
5	LEIRE, siltig skjell, rotter Mørk oliven gra		2A	— — — —				14.6	▼	▼					3
				— — — —				15.4	▼	▼					3
				— — — —					▼	▼					4
10															
15															
20															

MALMOYKALVEN, OSLO HAVN		Rapport nr. 984139	Figur nr.
BORPROFIL	Hull: MK1	Tegner <i>HR</i>	Dato 26.01.99
	Terr.kote: 0 m	Kontrollert	
• vanninnhold	— — utrullings- og flytegrense	Godkjent	
▼ konus omrørt	▼ konus uomrørt ○ trykkforsøk		

LEIRE	SILT			SAND			GRUS							
	Fin	Middels	Grov	Fin	Middels	Grov	Fin	Middels	Grov					
	US Standard Sikt			200	100	50	30	16	8	4	3/8"	3/4"	1.5"	3"
	ISO Standard Sikt			.075	.125	.25	.5	1	2	4	8	16	31.5	63



Kurve	Hull nr.	Prøve nr.	Dybde m	C_u (d_{60} / d_{10})	Tele gr.	Leir innh. %	Jordartsbetegnelse
A	MK1	1A	0-0.1		T3	41.3	LEIRE
B	MK1	1B	0.8-1		T3	43.6	LEIRE
C	MK1	2A-A1	1.2-1.3		T3	46.7	LEIRE
D							
E	MK1	2A-C1	1.8-1.9		T3	51.0	LEIRE
F	MK1	3A-A1	2.4-2.5		T3	51.5	LEIRE
G							
H							

Rev. 4/ Dato 31.08.98 / Sign. KB

H:\DAT\INGILAB\LABDATA\IP984139\ROUTINE\FALL5.XLS

OSLO HAVN

Kornfordelingskurver

Rapport nr.

984139

Figur nr.

Tegnet av

Dato

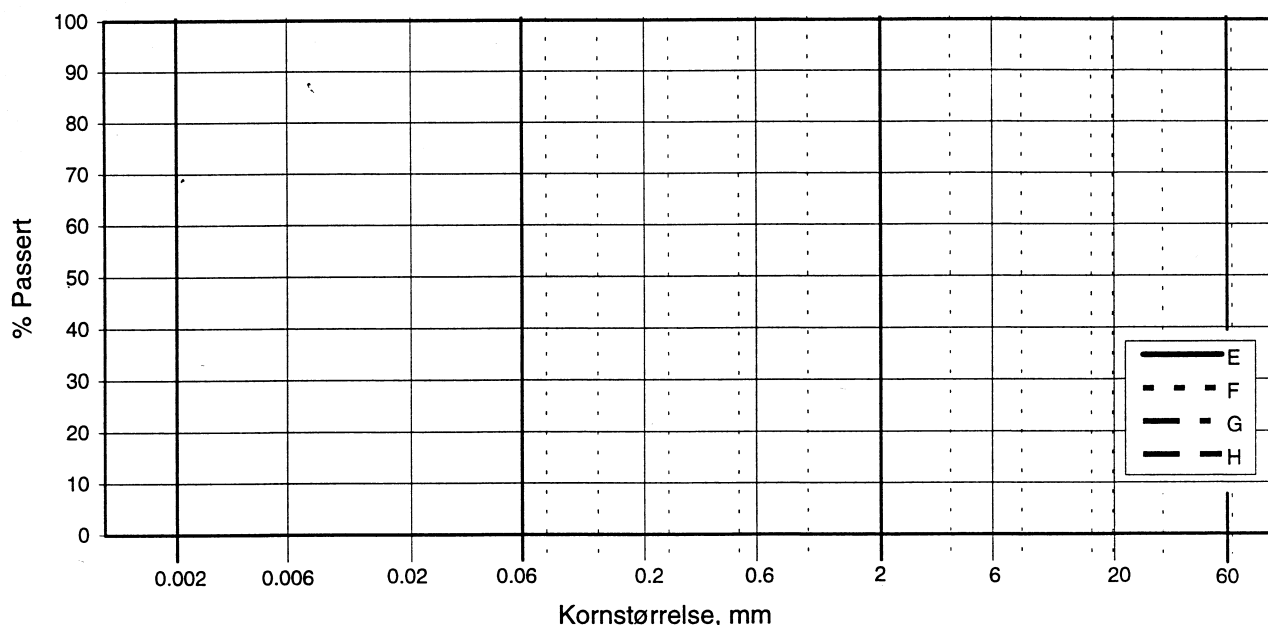
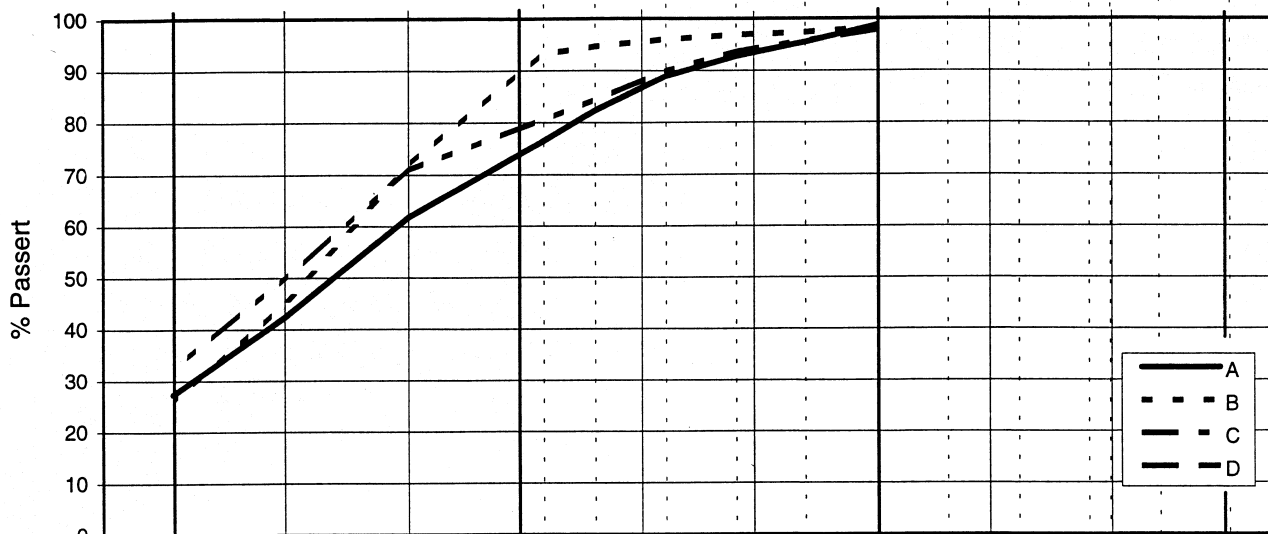
28.01.99

Kontrollert

Godkjent



L E I R	SILT			SAND			GRUS							
	Fin	Middels	Grov	Fin	Middels	Grov	Fin	Middels	Grov					
US Standard Sikt				200	100	50	30	16	8	4	3/8"	3/4"	1.5"	3"
ISO Standard Sikt				.075	.125	.25	.5	1	2	4	8	16	31.5	63



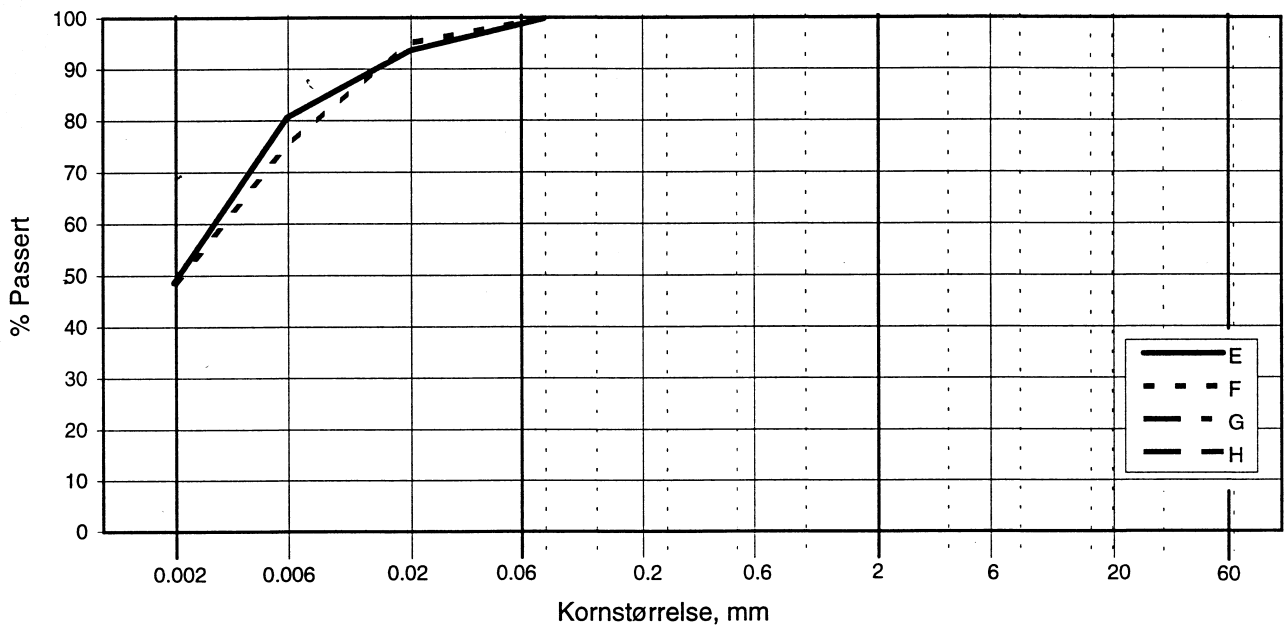
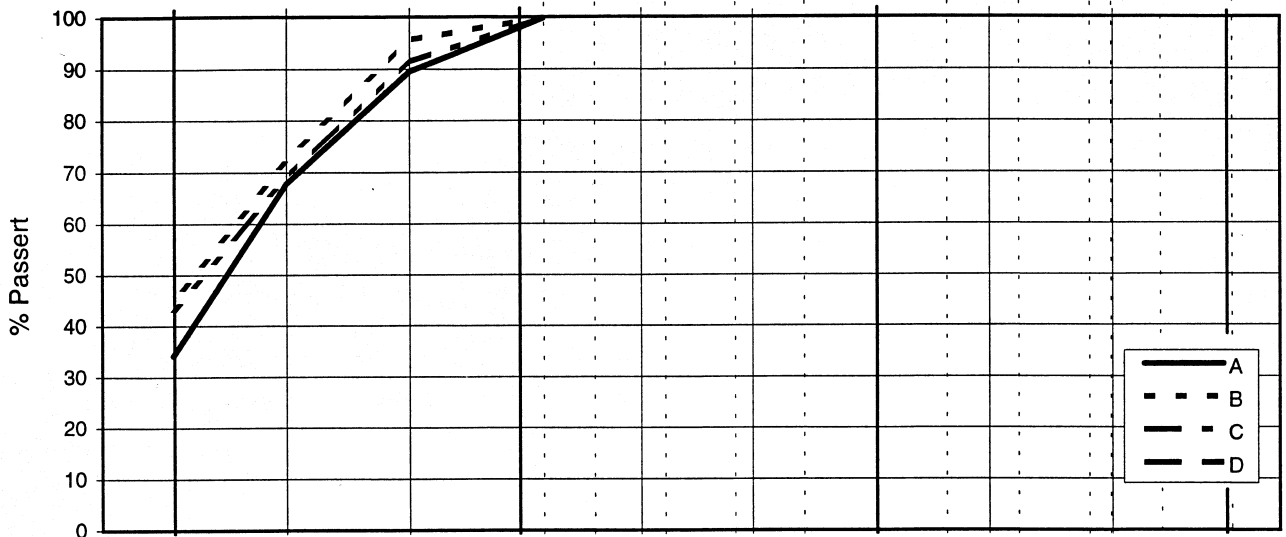
Kurve	Hull nr.	Prøve nr.	Dybde m	C _u (d ₆₀ / d ₁₀)	Tele gr.	Leir innh. %	Jordartsbetegnelse
A	MK3	1A	0-0.2		T4	27.3	LEIRE, siltig, sandig
B	MK4	4A	0-0.1		T4	26.1	LEIRE, siltig
C	MK5	1	0-0.07		T4	32.5	LEIRE
D							
E							
F							
G							
H							

Rev. 4/ Dato 31.08.98 / Sign. KB

H:\DAT\NGILAB\LABDATA\IP984139\ROUTINE\FALL7.XLS

OSLO HAVN	Rapport nr.	Figur nr.
	984139	
	Tegnet av	Dato
		01.02.99
Kornfordelingskurver	Kontrollert	
	Godkjent	

L E I R	SILT			SAND			GRUS						
	Fin	Middels	Grov	Fin	Middels	Grov	Fin	Middels	Grov				
	US Standard Sikt			200	100	50	30	16	8	4	3/8"	3/4"	1.5"
ISO Standard Sikt			.075	.125	.25	.5	1	2	4	8	16	31.5	63



Kurve	Hull nr.	Prøve nr.	Dybde m	C_u (d_{60} / d_{10})	Tele gr.	Leir innh. %	Jordartsbetegnelse
A	MK2	1A	0.05-0.15		T3	34.1	LEIRE
B	MK2	1B	0.9-1		T3	44.8	LEIRE
C	MK2	2A-A1	1.2-1.3		T3	42.8	LEIRE
D							
E	MK2	2A-C1	1.8-1.9		T3	48.6	LEIRE
F	MK2	3A-A1	2.4-2.5		T3	47.9	LEIRE
G							
H							

Rev. 4/ Dato 31.08.98 / Sign. KB

H:\DAT\NGILAB\LABDATA\984139\RUTINE\FALL6.XLS

OSLO HAVN	Rapport nr.	Figur nr.
	984139	
Kornfordelingskurver	Tegnet av	Dato
		28.01.99
	Kontrollert	
	Godkjent	