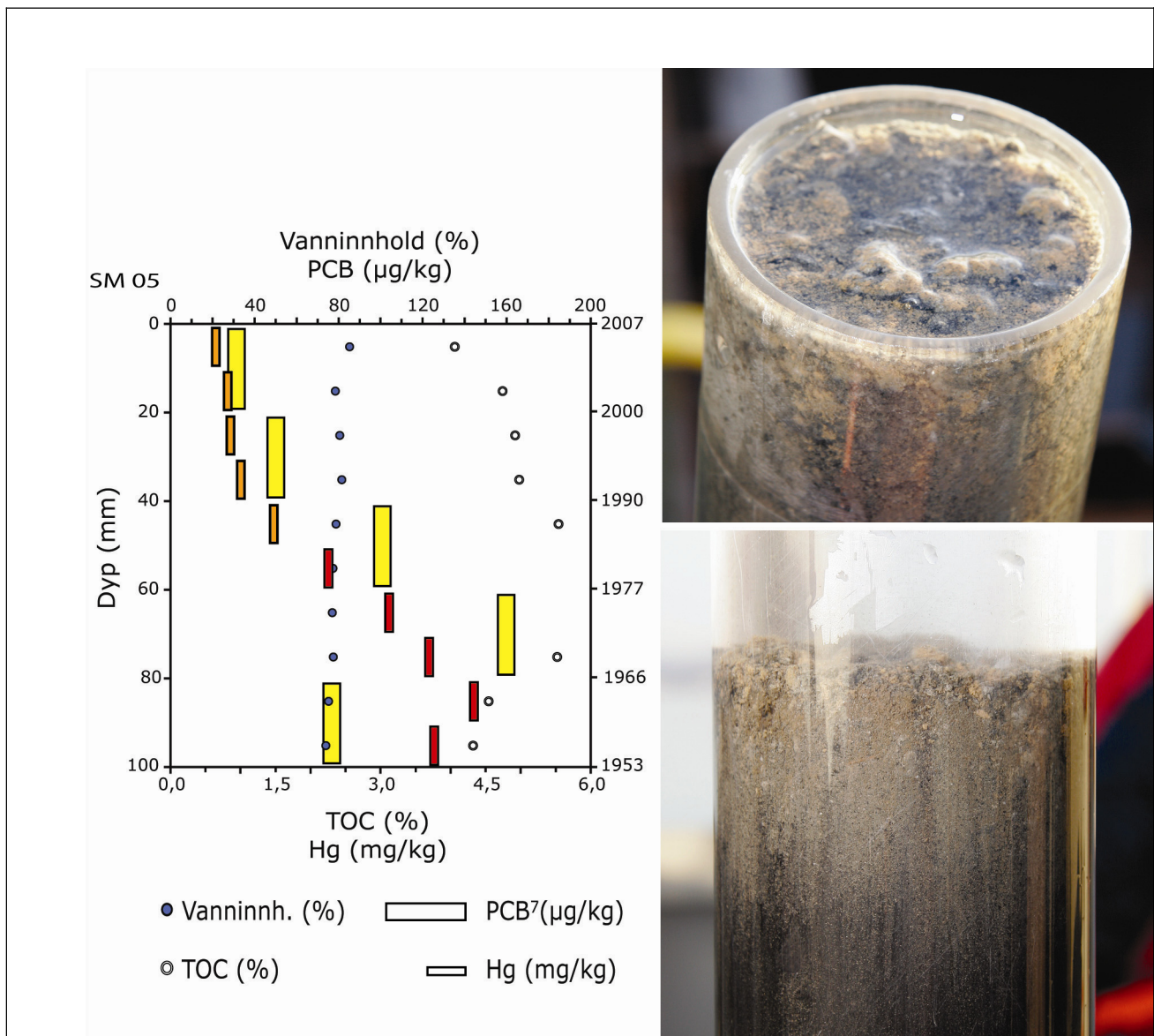


# Kjemiske analyser av sedimentkjerner fra deponiområdet ved Malmøykalven og randområdene



**Hovedkontor**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00  
Internett: www.niva.no

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Postboks 2026  
5817 Bergen  
Telefon (47) 2218 51 00  
Telefax (47) 55 23 24 95

**NIVA Midt-Norge**

Postboks 1266  
7462 Trondheim  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Kjemiske analyser av sedimentkjerner fra deponiområdet ved Malmøykalven og randområdene	Løpenr. (for bestilling) 5614-2008	Dato 1.05.2008
	Prosjektnr. Undernr. 27459	Sider Pris 54
Forfatter(e)  Jens Skei Hans C. Nilsson	Fagområde miljøgifter	Distribusjon Fri
	Geografisk område Oslo og Akershus	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens forurensningstilsyn (SFT)	Oppdragsreferanse 5007193
---	------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Sedimentkjerner er blitt innsamlet i området rundt dypvannsdeponiet utenfor Malmøykalven, som er en del av Bekkelagsbassenget. Målsettingen har vært å undersøke om forurensningsnivået i overflaten av sedimentene er blitt høyere i randområdet til deponiet som følge av ukontrollert spredning av forurenset slam fra deponiet. Med få unntak øker forurensningsgraden nedover i sedimentkjernene, noe som reflekterer den generelle endringen i belastningen av disse miljøgiftene på indre Oslofjord over tid. Forurensningsnivået av kvikksølv i sedimentene var høyest i 1960-årene og PCB i 1970-årene. Senere har tilførselen av kvikksølv og PCB til sedimentene avtatt. Undersøkelsen kan tyde på noe påvirkning fra deponiet på en lokalitet ca. 500 m sør for det området som er regulert til dypvannsdeponi og en stasjon ca. 500 m nord for deponiet. Begge stasjonene ligger i Bekkelagsbassenget og forurensningsnivået i overflatesedimentet er på samme nivå eller litt lavere enn i området rundt Nesoddtangen og utenfor Bygdøy. Basert på analyser av kvikksølv og PCB, som er to sentrale miljøgifter, kan det konkluderes med at sjøbunnen utenfor deponiet ikke er blitt mer forurenset etter at dypvannsdeponiet ved Malmøykalven ble etablert.</p>
---

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Sedimentkjerner</li> <li>2. Oslofjorden</li> <li>3. Miljøgifter</li> <li>4. Sediment tiltak</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Sediment cores</li> <li>2. Oslofjorden</li> <li>3. Contaminants</li> <li>4. Sediment remediation</li> </ol>
---	--

*Jens Skei*  
Prosjektleder

*Kristoffer Næs*  
Forskningsleder

*Jarle Nygaard*  
Fag- og markedsdirektør

**Kjemiske analyser av sedimentkjerner fra  
deponiområdet ved Malmøykalven og  
randområdene**

## Forord

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) fikk i oppdrag av Statens forurensningstilsyn (SFT) å ta sedimentkjerner fra deponiområdet og i randområdet til dypvannsdeponiet utenfor Malmøykalven i indre Oslofjord. NIVA ble i tillegg bedt om å analysere sedimenter som ble innsamlet 1. mars 2006, men som tidligere ikke er analysert. Disse prøvene ble innsamlet på et tidspunkt da deponeringen på Malmøykalven startet. Denne prøvetakingen ble utført av Aud Helland (nå Rambøll as, tidligere NIVA).

Vi takker mannskapet om bord på "FF. Trygve Braarud" for all bistand under prøvetakingen og for samtlige på NIVAs laboratorium som har vært involvert i analyser av et stort antall prøver. En spesiell takk til Ivar Dahl, NIVAs laboratorium for analyse av 161 sedimentprøver for kvikksølv innen 2 dager etter at feltarbeidet ble avsluttet.

Aldersdatering av kjerner er utført ved Universitet i København (Thorbjørn Joest Andersen).

Oslo, 1. mai 2008

*Jens Skei*

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>Summary</b>	<b>7</b>
<b>1. Bakgrunn</b>	<b>9</b>
<b>2. Målsetting</b>	<b>10</b>
<b>3. Feltarbeid</b>	<b>12</b>
<b>4. Analysemetode</b>	<b>14</b>
<b>5. Resultater og diskusjon</b>	<b>15</b>
5.1 Sedimentbeskrivelse og fotodokumentasjon	15
5.2 Vanninnhold	18
5.2.1 Prøver fra mars 2006	18
5.2.2 Prøver tatt desember 2007	18
5.3 Organisk materiale	18
5.3.1 Prøver tatt mars 2006	19
5.4 Sedimenttilvekst - bly-210 og cesium -137 dateringer	20
5.5 Kvikksølv	21
5.6 PCB	22
<b>6. Sammenfattende vurderinger</b>	<b>25</b>
<b>Vedlegg A. Analyser av vanninnhold, total organisk karbon (TOC), kvikksølv og PCB7 i sedimentkjerner tatt 1. mars 2006 og 17. og 19. desember 2007.</b>	<b>35</b>
<b>Vedlegg B. Bly-210 dateringer</b>	<b>43</b>

---

## Sammendrag

For ytterligere å belyse spørsmålet om miljøgifter transporteres ut av deponiet ble det besluttet å ta en rekke sedimentkjerner både i selve deponiområdet og sør, nord og vest for deponiet. En eventuell storstilt spredning av miljøgifter ville forventes å kunne påvises som økt forurensning i det øverste sjiktet i sedimentkjerner. Dette ville i så fall kunne ha en negativ miljøkonsekvens for Oslofjorden og det ville kunne stilles spørsmål om dypvannsdeponiet var en god miljøløsning.

I tillegg til å ta kjerner i desember 2007 (ca.22 måneder etter at deponeringen startet) ble det gjort analyser av sedimentkjerner tatt 1. mars 2006, omtrent på samme tid som dypvannsdeponiet ble tatt i bruk. Det eksisterer også data på miljøgifter i sedimenter som ble tatt flere år før deponiet ble anlagt, slik at det vil være mulig å kunne dokumentere om deponeringen i dypvannsdeponiet ved Malmøykalven har ført til økt forurensning på sjøbunnen i og utenfor deponiet.

En forutsetning for etablering av dypvannsdeponiet var at det skulle lages et miljøregnskap hvor det tas hensyn til en viss spredning fra deponiområdet. I henhold til NGIs årsrapport for kontrollprogrammet for 2007 er det fram til 31.12.07 spredt 226 g kvikksølv og 29 g PCB, som er innenfor miljøregnskapet for hele prosjektet. Da er beregnet spredning som kan skyldes ureglementert deponering i 2007 tatt med.

Det ble besluttet å velge to ulike miljøgifter (PCB og kvikksølv) som begge er kjent for å akkumuleres i sjømat (fisk og skalldyr) og som er viktig i kostholdsrådsammenheng. For å kunne vurdere sedimentets alder i forhold til den vertikale fordelingen av miljøgifter i sedimentet ble kjerner fra to lokaliteter (innenfor og utenfor Bekkelagsbassenget) aldersdatert ved hjelp av isotoper (bly-210 og cesium-137).

Resultatene fra analyser av 104 enkeltprøver av PCB7 og 242 enkeltprøver av kvikksølv gir grunnlag for følgende konklusjoner:

- Det ble i desember 2007 dokumentert en liten økning i konsentrasjonen av PCB7 og kvikksølv mot overflaten av sedimentkjerner på en lokalitet ca.500 m sør for deponiet (MD-08) og en lokalitet ca. 500 m nord for deponiet (SM-10) (begge lokaliteter er innenfor Bekkelagsbassenget, Fig.1). Dette kan forklares med spredning fra deponiet. Konsentrasjonene var i overflatesjiktet henholdsvis 1 mg/kg kvikksølv og 21 -24 µg/kg PCB7 på disse stasjonene. Til sammenligning ble det målt høyere nivåer av kvikksølv og PCB7 i overflatesedimentene utenfor Bygdøy (SM-15) (henholdsvis 1,5 mg/kg kvikksølv og 43 µg/kg).
- Det er ikke dokumentert økning av PCB7 og kvikksølv i overflatesedimentene utenfor Bekkelagsbassenget, med unntak av økning av PCB i overflatesjiktet på stasjon SM-04. Denne stasjonen kan være påvirket av stasjon SM-12 hvor det er høyt PCB innhold i de øvre 6 cm av kjernen (men lavest i overflaten). Mye tyder på ”gamle forurensning” i sundet mellom Langøyene og Rambergøya (SM-12, fig.1).
- I og med at det ikke kan dokumenteres noen økt forurensning på sjøbunnen utenfor en avstand på ca. 500 m fra deponiet, er det usannsynlig at spredning av miljøgifter fra deponiet skal ha medført økt forurensning på sjøbunnen lenger unna deponiet (dvs. utenfor det området som ble undersøkt i desember 2007).
- Resultatene tilsier at det ikke skjer omfattende spredning av kvikksølv og PCB fra deponiet.

Resultatene viser ellers:

- At belastningen av PCB på sjøbunnen i indre Oslofjord var størst på 1970-tallet, mens belastning av kvikksølv var størst på 1960-tallet. Dette er dokumentert gjennom analyser av aldersdaterte sedimentkjerner som viser topper av PCB og kvikksølv nede i kjernene og avtagende konsentrasjoner mot sedimentoverflaten.
- Aldersdateringer av en kjerne vest for Bekkelagsbassenget (i selve Bunnefjorden) viste en gjennomsnittlig sedimenttilvekst de siste 20 årene på ca. 2 mm pr.år, mens en kjerne lengst nord i Bekkelagsbassenget viste en gjennomsnittlig sedimenttilvekst på ca. 3,5 mm pr.år. Begge kjernene viste tydelige topper av Cs-137 som skyldes nedfall etter Chernobyl-ulykken i april 1986.
- Analyser av kjernemateriale fra desember 2007 fra selve deponiområdet viste moderat forurensningsnivå i sedimentoverflaten, men vekslende og til dels høyt forurensningsnivå nedover i sedimentet. Det tyder på at forurensningsnivået i de massene som er blitt deponert har variert mye over tid. En lang kjerne på 1,5 m viste vekselvis lyse og mørke lag. De lyse lagene var preget av leirig materiale med lavt forurensningsnivå, mens de mørke lagene var mer forurenset. Sedimentet på 1 m dyp i deponiet hadde overraskende lavt vanninnhold (< 50 vektprosent) og var så kompakt at kjerneprøvetakeren på 3 m lengde kun fikk tatt prøve av de øvre 160 cm av deponimassen.
- Det ble målt gjennomgående høye nivåer av kvikksølv i samtlige kjerner tatt vest, nord og øst for Nesoddtangen, men lavest innhold i overflaten og økende nedover til 5- 10 cm dyp. Også kjernen som ble tatt utenfor Bygdøy viste høye kvikksølvverdier, spesielt ned mot 10 cm dyp i kjernen. Det er således mye ”gammel forurensning” i sedimentene i indre Oslofjord. Dette er i overensstemmelse med resultater fra tidligere sedimentundersøkelser i dette området.

## Summary

Title: Chemical analyses of sediment cores from the disposal site Malmøykalven and surrounding areas.

Year: 2008

Author: Jens Skei, Hans C.Nilsson

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-5349-8

To document if contaminants are being dispersed from the disposal site for dredged material it was decided to collect sediment cores both in the disposal site itself and south, north and west of the disposal site. It was anticipated that a large scale dispersal of contaminants would be traced as increased levels of contaminants in the surface sediments. If this was the case this could have negative consequences for the Oslofjord and questions could be raised if the establishment of a deep water disposal site was an environmentally friendly solution.

In addition to collection of sediment cores in December 2007 (about 22 months after the establishment of the disposal site), analyses of sediment samples collected in March 2006 were performed. These samples were collected at the same time as the disposal site was opened. Data on contaminants in sediments collected several years ago from the same area are also available. Consequently, it should be feasible to document a potential increase in the level of sediment contamination related to dispersal of contaminants from the disposal site.

As a part of the formal conditions regarding the permit for disposing dredged material at this site it was required to keep an account on the amount of mercury and PCB being dispersed during the operation of the disposal site. By the end of 2007 it has been calculated that 226 g of mercury and 29 g of PCB have been dispersed beyond the disposal site. This is within the permit.

Mercury and PCB were chosen as target contaminants, as these compounds are known to influence the level of seafood in the area. Two sediment cores were also dated by lead-210 and Cs-137 to calculate sediment accumulation rates.

A number of 104 sediment samples were analysed for PCB-7 and 242 samples for total mercury and the conclusions are as follows:

- An increase of PCB and mercury towards the sediment surface of sediment cores collected 500 m north and 500 m south of the disposal site was recorded. This may be explained by dispersal from the disposal site. The levels of Hg was about 1 mg/kg and the level of PCB-7 21-24 µg/kg which are moderate concentrations compared with other sites in the inner Oslofjord which are not influenced by the sediment remediation project.
- There is no indication of dispersal of contaminated sediments outside the fjord basin Bekkelagsbassenget where the disposal site is located, except for one location where the PCB levels (not Hg) increased towards the sediment surface. This station may be influenced by another source.
- Consequently, the conclusion will be that there are no sign of major dispersal of contaminated sediments to the sediments surrounding the site.

Otherwise the results indicate that:

- The input of mercury to the Oslofjord sediments reached its maximum in the 1960-ies and PCB in the 1970-ies. This is based on dating of sediment cores and identification of distinct peaks of Hg and PCB down core.



- One core showed an average sediment accumulation rate for the last 20 years of 2 mm per year and the other 3,5 mm per year. Both cores showed distinct peaks of Cs-137 due to the downfall of cesium as a result of the Chernobyl accident in 1986.
- Cores sampled at the disposal site showed more than 1,5m of dredged material. Varved sediments were observed and the light coloured layers showed low level of contaminants (mostly clay) and the dark layers showed high levels of both Hg and PCB (organic reach sediment).
- There are indications of general high levels of mercury in most cores in the area of investigation. There are particularly high levels down core, suggesting historical sources of mercury.

# 1. Bakgrunn

Etter at mudringen i Oslo havn og deponering av muddermasser i dypvannsdeponiet utenfor Malmøykalven i Bekkelagsbassenget startet i slutten av februar 2006 har det vært stort engasjement blant ulike lokale grupperinger som har vært skeptisk til om gjennomføringen av oppryddingsarbeidet i Oslo havn har vært et godt miljøtiltak. Det har blant annet vært hevdet at store mengder av slammet som har vært transportert med lekter til Malmøykalven ikke er havnet i deponiområdet som er regulert for formålet, men er blitt spredt til store deler av Oslofjorden og eventuelt ut av Oslofjorden. Beregninger som Innbyggerinitiativet på Nesodden fikk utført høsten 2007 indikerte at så mye som 90.000 m<sup>3</sup> kunne være på avveie. Det er gjort beregninger ved hjelp av ekkoloddmålinger om hvor mye slam som sannsynligvis befinner seg i deponiområdet i forhold til hva som er antatt fraktet ut til deponiet med lekter. Tolkningen av disse beregningene har vært betydelig omdiskutert i ulike fagmiljøer og interessegrupper. Veritas fikk i oppdrag å gjennomgå usikkerhetsfaktorer knyttet til disse målingene (Veritas, 2007). En ny vurdering ble gjort av Aquadyne og de kom stort sett fram til samme resultat og konkluderte med at det er komplisert å bruke ekkolodd-data for å kvantifisere spredning fra deponiet (Aquadyne, 2008).

De første undersøkelsene av kvikksølv i sedimenter i Bekkelagsbassenget i indre Oslofjord ble gjort i 1977 hvor kjerner fra 13 lokaliteter ble undersøkt (Skei, 1977). I overflatesedimentene ble det målt mellom 1 og 19 mg/kg kvikksølv. Dette var for 30 år siden. Bassenget var således betydelig forurenset av kvikksølv. Nye regionale sedimentundersøkelser ble gjort i 1991 (Koniczny, 1992) som omfattet hele indre Oslofjord. I området øst og vest for Nesoddtangen og hele Oslo havnebasseng ble det målt mellom 1 og 5 mg/kg kvikksølv og 75 og 276 µg/kg PCB7 i sedimentoverflaten. Dette var for 17 år siden. Indre Oslofjord har således hatt en lang historie med forurensete bunnsedimenter. I forbindelse med det forberedende arbeidet knyttet til oppryddingen i Oslo havn ble det gjort en beregning av teoretisk gjennomsnittskonsentrasjon av kvikksølv og PCB i de volumene som skulle mudres og kom fram til en konsentrasjon på 7,2 mg/kg kvikksølv og 230 µg/kg PCB7.

Hvis det er slik at store mengder slam er spredt fra deponiet vil det være rimelig å anta at mye av dette er sedimentert i randområdet til deponiet. Konsekvensene for miljøet i forbindelse med en spredning fra deponiet vil i så fall være økt forurensning av miljøgifter i topplaget av sedimentene i randområdene. Beste måten å dokumentere dette på er å ta sedimentkjerner og snitte disse i tynne sjikt for å se om det er økt forurensning i den senere tid. Ved en eventuell spredning av slam fra deponiet ville man vente at særlig det mest finkornige materialet ville spres. I utgangspunktet kan dette være leirpartikler med lite innhold av miljøgifter eller organisk materiale med høyere innhold av forurensning.

Det ble også tatt noen sedimentprøver 1. mars 2006, på det tidspunkt da deponeringen så vidt hadde startet. En lang kjerne ble tatt i den sydlige delen av det planlagte deponiet, sørøst for Husebergøya og en lang kjerne ble tatt lenger nord i Bekkelagsbassenget. I tillegg ble det tatt noen flere prøver av overflatesedimentene i østlige deler av Bekkelagsbassenget. Deler av dette materiale er nå analysert for kvikksølv og PCB.

## 2. Målsetting

Hovedmålsettingen med analyser av sedimentkjerner fra indre Oslofjord er følgende:

1. Dokumentere om overflatesedimentene utenfor selve deponiområdet er blitt mer forurenset enn tidligere som følge av etableringen av dypvannsdeponiet.

Hvis det som eventuelt er spredt fra deponiet er ren leire vil det ha bidratt til en forbedring av sedimentkvaliteten i randområdene til deponiet (positiv tildekkings effekt). Hvis derimot miljøgifter knyttet til organisk, partikulært materiale er spredt i betydelig omfang ville det føre til et ikke forutsatt økt miljøgiftinnhold i overflatesedimentet (negativ effekt av deponeringen). For å kunne dokumentere dette er det analysert sedimentkjerner, samt sammenlignet med resultater fra målinger i sedimentprøver da deponeringen utenfor Malmøykalven startet vinteren 2006 og fra eldre undersøkelser

I følge kontrollplanen til Oslo havn skal sjøbunnen utenfor deponiområdet undersøkes før og etter tiltaket. Dersom det er økt miljøgiftinnhold i sjøbunnen utenfor deponiområdet skal disse områdene vurderes tildekket. Denne undersøkelsen supplerer de undersøkelsene som Oslo havn er pålagt å gjennomføre.

I tillegg til hovedmålsettingen ble det formulert følgende delmål:

1. Forsøke med hjelp av lang kjerneprøvetaker (maks 3 m lange rør) å penetrere de deponerte massene som ligger i deponiet for å kunne beregne tykkelse av deponimassen og sammenligne miljøgiftinnholdet i den opprinnelige sjøbunnen med miljøgiftinnholdet i overflatesedimentet i dag.
2. Aldersdatere to sedimentkjerner i randområdet til deponiet ved hjelp av Pb-210 og Cs-137 for å fastslå sedimenttilveksten i området.

Det ble besluttet å fokusere på to miljøgifter som nøkkelsubstanser; kvikksølv og PCB. Det bør påpekes at kostholdsrådet for fisk i Oslofjorden skyldes forhøyede nivåer av PCB, men at det også er forhøyet nivå av kvikksølv i torsk. Overvåking av PCB i torskelever har vist at nivåene har økt de siste 10-15 årene (JAMP-resultater). En viktig målsetting med opprydding i Oslo havn er å redusere risikoen for at sedimentene bidrar til å opprettholde høye nivåer av kvikksølv og PCB i fisk.

Det bør påpekes at en forutsetning for SFTs tillatelse til etablering av et dypvannsdeponi var at det skulle utarbeides et miljøgiftregnskap som bestemmer hvor store mengder miljøgifter som maksimalt tillates spredt fra deponiet. For kvikksølv og PCB er dette satt til henholdsvis 232 g og 160 g. I henhold til NGIs årsrapport for 2007, basert på målinger gjort i kontrollprogrammet (vannprøver), så er 97 % av miljøbudsjettet for kvikksølv og 18 % for PCB brukt ved utgangen av 2007 (NGI, 2008a). Da er beregnet spredning som følge av irregulære deponeringer tatt med. Det bør påpekes at miljøregnskapet er basert på vannkvalitetsmålinger og at det er vanskelig å sammenholde dette direkte med sedimentkjernedata.

Sedimentkjerner gjengir et bilde av forurensingsbelastningen over noe lengre tid. Hvor god tidsoppløsning man kan oppnå vil avhenge av sedimenttilveksten og hvor tynne sedimentsjikt det er praktisk mulig å prøveta. Aldersdatering av kjerner utenfor deponiområdet (kap.5.4) har vist en gjennomsnittlig sedimenttilvekst i området i løpet av de siste 20 årene mellom 2 og 3,5 mm pr.år. I store deler av indre Oslofjord og Bunnefjorden er vanninnholdet i overflatesedimentet (0-1 cm) over 80 vektprosent. Det er således av praktiske årsaker vanskelig å snitte kjerner med en sjikt-tykkelse mindre enn 10 mm ettersom overgangen mellom det som kan betraktes vann og det som kan betraktes sediment blir lite definert. Det ble derfor besluttet å analysere 10 mm sjikt for vanninnhold, organisk

innhold og kvikksølv og 20 mm sjikt for analyse av PCB. Det siste skyldes at det kreves mer materiale for analyse av PCB enn de andre parametrene.

Ettersom vanninnholdet er høyest helt i overflaten så representerer de øverste 10 mm en kortere sedimentasjonsperiode enn 10 mm lengre nede i sedimentet hvor det har skjedd en utpressing av porevann i sedimentet. I henhold til Vedlegg B, tabell 2 representerer de øvre 5 mm av overflatesedimentet på de to stasjonene hvor dateringer er utført en alder på ca. 1 år. Resonnementet er derfor at når det gjelder å vurdere nivåene av miljøgifter i sjiktet 0-1 cm så representerer dette sjiktet stort sett materiale som er avsatt etter at deponiet ble anlagt. Hvis det var en betydelig spredning og avsetning av masse fra deponiet til randområdene ville dessuten sedimenttilveksten ha økt de siste to årene. I så fall ville sjiktet 0-2 cm også i stor grad omfatte sedimenter avsatt etter at deponiet ble anlagt.

Usikkerheten i tolkningen av kjernedata er ikke først og fremst knyttet til analyseusikkerhet, men i hvilken grad den kronologiske rekkefølgen i sedimentavsetning er fysisk forstyrret, i første rekke av dyrs gravende virksomhet. Dette problemet er minst hvor oksygenforholdene i bunnvannet er dårligst og hvor det følgelig er minst dyr i sedimentet.

### 3. Feltarbeid

Sedimentkjerner ble innsamlet av NIVA 1.03.06 fra Bekkelagsbassenget og fra området som er regulert til dypvannsdeponi (fig.1) Denne prøvetakingen ble gjort på NIVAs eget initiativ (Aud Helland) og bekostning og prøvene har vært lagret i frossen tilstand ved NIVAs laboratorium. Prøvene ble innsamlet noen dager etter at deponeringen av muddermasser startet på Malmøykalven og sedimentkvaliteten representerer således en før-tilstand. Ved denne prøvetakingen ble det brukt en Niemistø kjerneprøvetaker.

Nye sedimentkjerner ble innsamlet 17. og 19. desember 2007 fra "F.F Trygve Braarud", eid av Universitetet i Oslo (fig.1). Det ble brukt en Gemini kjerneprøvetaker med doble rør på samtlige stasjoner. I tillegg ble en kjerneprøvetaker med 3 m lange rør brukt på to stasjoner i området som ligger innenfor området regulert for dypvannsdeponi.

Kart som viser sedimentkjerner fra 2006 og 2007 (fig.1)

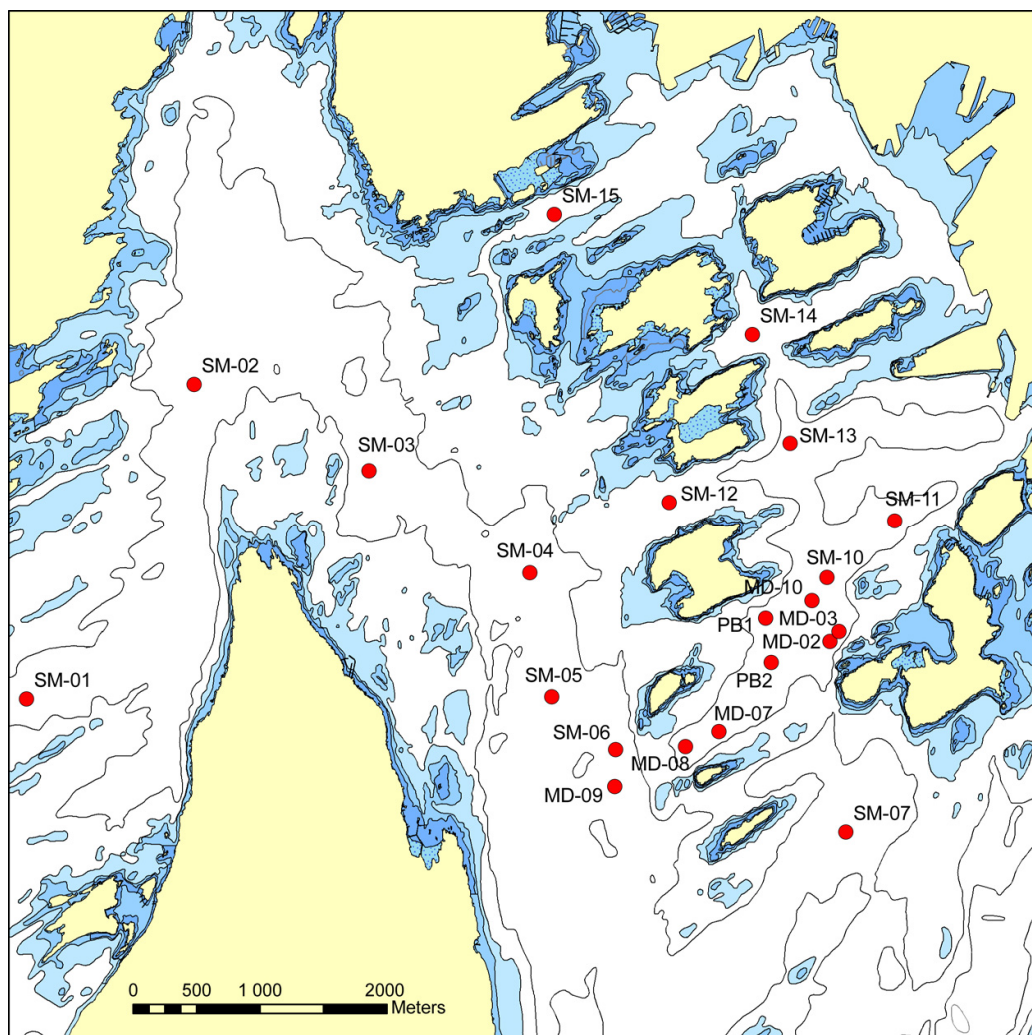


Fig.1. Kartet viser lokaliteter hvor sedimentkjerner ble innsamlet 1. mars 2006 og 17. og 19. desember 2007. Stasjoner merket MD ble innsamlet i 2006 og stasjoner merket SM og PB er innsamlet i 2007 (MD-08 ble prøvetatt både i 2006 og 2007).

Gemini kjerneprøvetaker kan ta kjerner opp til 60-70 cm lengde. Kjernene ble snittet i 1 cm sjikt og på hver stasjon ble det tatt ut prøver mellom 0 og 10 cm. Dette representerer sedimenter som er avsatt i løpet av de siste 25-50 år i områder med "normal" sedimenttilvekst (gjennomsnittlig 2 - 4 mm pr-år). Kjernelengdene varierte stort sett mellom 30 og 55 cm. Kjernelengdene er begrenset av kompakt leire under 30 -40 cm dyp i sedimentet.

Ettersom Gemini-prøvetakeren har to rør ble snitt fra to kjerner tatt ut pr. stasjon til blandprøve.

Bruk av tyngre kjerneprøvetaker som er ustyrt med 3 m lange rør ble brukt på stasjon PB1 og PB2 som er lokalisert i deponeringsområdet. På stasjon PB1 var sedimentene så harde at det ikke lot seg gjøre å få mer enn 30 cm lang kjerne. På stasjon PB2 lot det seg gjøre å ta en kjerne på 160 cm lengde ved full vektbelastning på prøvetakeren. Årsaken til at det ikke lot seg gjøre å ta lengre kjerner var at vanninnholdet i sedimenter som bestod av muddermasser var overraskende lavt og sedimentene var svært harde og kompakte.

## 4. Analysemetode

Prøvene er analysert for vanninnhold, kornstørrelse, total organisk karbon, total kvikksølv og  $\Sigma$ PCB-7 i henhold til NIVAs rutinemetoder og kvalitetsikringsrutiner.

Vanninnholdet ble bestemt etter tørking av prøven ved 105 gr. Celsius.

Konsentrasjonen av total organisk karbon (TOC) ble målt med NIVA- metode nr G 6. Katalytisk forbrenning av organisk materiale og deteksjon av CO<sub>2</sub> ved hjelp av en varmetrådsdetektor. Instrumentering: Carlo Erba Elementanalysator 1106, med prøveveksler AS 400 LS.

Kvikksølv ble bestemt ved hjelp av en Zeeman kvikksølvanalysator RA-915+ (Lumex).

PCB ble bestemt ved NIVA- metode nr H 3-3. Prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Til slutt analyseres ekstraktet ved bruk av GC/ECD. De klororganiske forbindelsene identifiseres ut fra de respektive retensjonstider på to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard.

Isoptopanalysene ble gjort ved Institutt for geologi, Universitetet i København (Thorbjørn J. Andersen). Prøver fra stasjon SM-05 og SM 11 (se fig.1) ble analysert for Pb-210, Ra-226 og Cs-137 ved gammaspektroskopi. En nærmere beskrivelse av metodene og resultatbearbeidelsen er gitt vedlegg B.

## 5. Resultater og diskusjon

Resultatene er presentert på følgende måte:

1. Først gis en beskrivelse av sedimentkjernene som er tatt. Det visuelle inntrykket gir ofte et godt bilde av sedimentmaterialet og dets historie.
2. Så følger en redegjørelse for de støtteparametrene som er brukt (vanninnhold og TOC). Dette bidrar i tolkningen av fordeling av miljøgifter i sedimentkjerner og forskjeller mellom kjerner. Disse parametrene sier også noe om sedimentene er forstyrret av for eksempel dumpet masse.
3. Deretter gis en beskrivelse av fordelingen av kvikksølv og PCB vertikalt i kjerner og forskjeller mellom lokaliteter, samt sammenligning med tidligere data fra de samme områdene. Tolkningen av data er fokusert på i hvilken grad vi kan spore en økning i forurensingsgraden av kvikksølv og PCB i randområdene til dypvannsdeponiet som kan forklares med at det skjer en spredning utover det som var forutsatt.
4. Til slutt vil det bli gitt en samlet vurdering av datamaterialet, med presentasjoner av figurer som viser vertikal fordeling av alle parametere i kjerner.

### 5.1 Sedimentbeskrivelse og fotodokumentasjon

Sedimentkjernene som ble tatt i mars 2006 er beskrevet i tabell 1.

Tabell 1. Visuell beskrivelse av sedimentkjernene tatt i mars 2006.

Stasjon	Latitude	Longitudo	Vanndyp (m)	Kjernebeskrivelse
MD-02	59 52.020	10 44.324	71	Lengde, 60 cm. Brun oksisk overflate, fnokker, deretter svart løst organisk mudder ned til 4 cm. Deretter fastere mørk grå leire, svartere ved 44 cm. Fra 50-60 cm grå leire.
MD-03	59 52.064	10 44.396	69	Lengde, 30 cm Måtte lete etter egnet prøvelokalitet. Fikk opp noe svart mudder med trerester, dumpet masse? Vrak? Fikk kjerne: Børstemark, brune fnokker i overflaten, ellers svart mudder øvre 10 cm, deretter gradvis fastere, grå leire.
MD-07	59 51.607	10 43.439	63	Lengde, 54 cm. Oksisk overflate, brune fnokker, små rør av børstemark. Ca 20 cm svart mudder over grå leire.
MD-08	59 51.533	10 43.158	61	Lengde, 30 cm. Oksisk overflate brune fnokker, små rør av børstemark. Ca 20 cm svart mudder over grå leire
MD-09	59 51.346	10 42.588	68	Lengde: 60 cm. Utenfor terskelen. Brun overflate, friskere enn innenfor terskelen. Større rør av børster. Gradvis fra svart til grå ved ca 20 cm.
MD-10	59 52.188	10 44.150	63	Lengde: 37 cm. Sort mudder over grå leire (tidligere dumpet masse?)

Hver sedimentkjerne som ble tatt i desember 2007 ble beskrevet med hensyn til kjernelengde, farge, eventuelle sjikninger, kornstørrelse, lukt og tilstedeværelse av levende eller døde dyr (Tabell 2). I tillegg ble hver kjerne (2 pr. stasjon) fotografert ved prøvetakingen i desember 2007 (fotoene er arkivert på NIVA).



Tabell 2. Visuell beskrivelse av sedimentkjernene tatt i desember 2007.

Stasjon	Latitude	Longitudo	Vanddyb (m)	Kjernebeskrivelse
SM-01	59,85923	10,6263	61	Lengde, 48cm. Grått leirig sediment med 1 cm brunt fnokkete topplag. Mye rørbyggende dyr i toppen.
SM-02	59,88225	10,6469	80	Lengde, 33 cm. Mørkt gråbrunt sediment ned til 18 cm, deretter grå leire. Brune fnokk øverst.
SM-03	59,87698	10,6723	60	Lengde, 28 cm. Gråbrunt sediment i de øvre 16 cm. Lys leire under. Grovt sediment mellom 6-9 cm (slagg?).
SM-04	59,87048	10,6959	75	Lengde, 40 cm. Gulbrune fnokk på toppen (utfelling av jern/mangan?). 20 cm med mørkt sediment, deretter lys leire. Spesielt sort sediment mellom 3 og 10 cm.
SM-05	59,8618	10,7001	87	Lengde, 45 cm. Sort sediment i de øvre 30 cm. Brun overflate (fnokk). H <sub>2</sub> S-lukt fra vannet.
SM-06	59,85836	10,7095	66	Lengde, 37 cm. Brun topp med mye rørbyggende organismer. Gråbrunt sediment under med overgang til lysere leire
SM-07	59,8536	10,7427	76	Lengde, 54 cm. Sort sediment med døde organismer. Sort ned til 38 cm. Lukt av H <sub>2</sub> S av vannet.
SM-10	59,8715	10,7377	68	Lengde, 17 cm. Sort på toppen med leire og stein under (tidligere dumpet materiale?). Leirklumper.
SM-11	59,87585	10,7467	63	Lengde, 44cm. Sort, dødt sediment med leire og sandig materiale i bunnen
SM-12	59,87611	10,7149	43	Lengde, 38 cm. Rørbyggende organismer øverst (brunt sediment). Gråere sediment nedover.
SM-13	59,88085	10,7313	63	Lengde, 45 cm. Gråbrunt sediment med rørbyggende dyr i overflaten. Mørkere nedover, men overgang til lysere sediment mot bunnen.
SM-14	59,88835	10,7250	27	Lengde, 37 cm. Gråbrunt sediment med rørbyggende dyr i overflaten. Grus nederst.
SM-15	59,89588	10,6960	26	Lengde, 55cm. Sjikting i de øvre 3 cm. Rørbyggende organismer i toppen. Sort sediment under ned til 42 cm.
MD-8	59,8589	10,7194	61,5	Lengde, 55cm. Lagdeling i de øvre 8-9 cm. Hvit Begiatoa-matte (svovelbaterier) i overflaten. De øvre 10 cm synes å være av nyere dato. Sorte sedimenter ned til 40 cm. Lys leire under.
PB1	59,86835	10,7295	65,5	Lengde: 33 cm. Sort varvig sediment i de øvre 22 cm. Deretter hardpakket leire.
PB2	59,86523	10,7307	67,5	Lengde, 43 cm. Varvig sediment. Sort øverst og lysere nedover (bruk av Gemini-corer).
PB2	59,86523	10,7307	67,5	Lengde, 160 cm (bruk av lang corer). Varvige sediment. Vekselvis lyse og mørke lag. De øvre 40-45 cm er bløte. Deretter harde sedimenter med lavt vanninnhold (konsolidert muddermasse).

Det generelle bildet av sedimentenes utseende kan oppsummeres på følgende måte:

- Kjerner fra området vest og nord for Nesoddtangen (SM-01, -02 og -03) på 60-80 m vanddyb viser friske sedimenter med betydelig biologisk aktivitet i overflaten. Vitner om gode oksygenforhold. Ingen visuelle indikasjoner på sedimentering av muddermasse i overflaten.
- Kjerner fra området øst for Nesoddtangen (SM-04, -05 og -06) på vanddyb mellom 66 -87 m vitner om sedimenter med dårlige oksygenforhold på SM-04 og -05 (de dypeste stasjonene) med gjennomgående sorte sedimenter som er typisk for Bunnefjorden. Ingen visuelle indikasjoner på sedimentering av muddermasse i overflaten.
- I sydlige delen av dybbassenget hvor deponering pågår (MD-08) er oksygenforholdene dårlige og det ble påvist svovelbakterier (*Beggiatoa*) i overflaten. Lagdelte sedimenter øverst i kjernen kan tyde på påvirkning fra sedimentering av muddermasse.
- I deponiområdet (PB1 og 2) preges sedimentene av muddermasse. På PB1 (65.5 m vanddyb) er sannsynligvis de øvre 22 cm deponert muddermasse (lagdelte sedimenter). På PB2 er hele kjernen på ca. 160 cm deponert masse (foto 1). Lagdelingen var svært karakteristisk (mørke og lyse lag) som kan henge sammen med tidvis deponering av leire og tidvis deponering av mer organisk materiale. Relativt høyt vanninnhold i de øvre 40-45 cm og gradvis hardere masse under. Årsaken til at prøvelengden begrenser seg til 160 cm er at sedimentet nederst er svært konsolidert (hardt).
- Nord for deponiet (SM-10, -11, -12 og -13) viste forskjellige typer sedimenter. På stasjon SM-10 (68 m) var det vanskelig å få tatt gode kjerner på grunn av stein og leirklumper et stykke nede i sedimentet som vitner om tidligere deponering av masser. På stasjon SM-11 og -13 (vanddyb på 63m) var sedimentene preget av dårlige oksygenforhold, mens på stasjon SM-12 var sedimentene friske (vanddyb 43 m). Ingen visuelle indikasjoner på sedimentering av muddermasse i overflaten.
- Stasjonene SM-14 og -15 ligger langt nord for deponiet og på vanddyb på 27 og 26 m og forventes ikke å kunne påvirkes av eventuell spredning fra deponiet, men vil kunne påvirkes av spredning fra mudringsoperasjonen i havna. Det ble påvist lagdeling i de øvre 3 cm på stasjon SM-15. Ellers var det ingen ting å bemerke ut fra det visuelle.

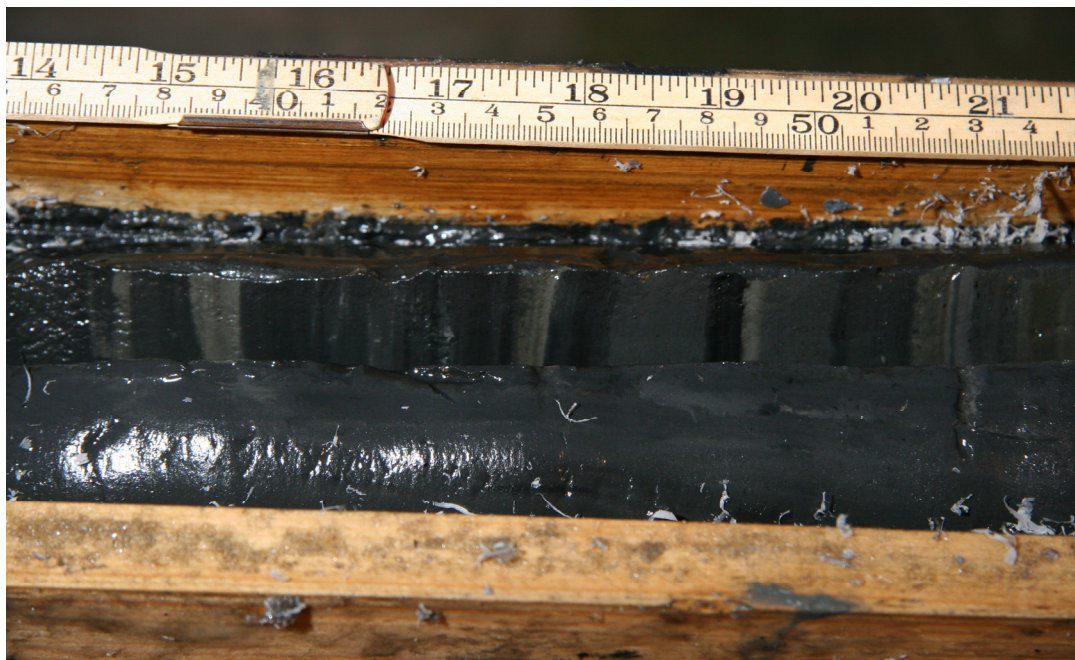


Foto 1. Foto av kerne fra dypvannsdeponiet (PB2) som viser vekselvis mørke og lyse lag.

## 5.2 Vanninnhold

Vanninnholdet i sedimenter reflekterer sedimentenes kornstørrelse og i noen grad sedimentets innhold av organisk materiale. Det er en parameter som er enkelt å måle i motsetning til sedimentets kornstørrelse, hvor det også trengs større prøvemengde. Vanninnholdet sier også noe om i hvilken grad sedimentet er løst pakket eller hardt pakket. Den normale vertikale profilen for fjordsedimenter er et vanninnhold på 80-85 vektprosent i overflatelaget (0-5 cm) og gradvis avtagende vanninnhold nedover i sedimentet til 50-60 vektprosent ca. 50 cm nede i sedimentet. I tilfeller hvor det er oksygenfritt i vannmassen over sedimentet så kan vanninnholdet helt øverst i sedimentet være i overkant av 95 vektprosent.

### 5.2.1 Prøver fra mars 2006

I forbindelse med prøvetakingen 1. mars 2006 ble det målt vanninnhold på 6 stasjoner og i alt 81 enkeltprøver. En lang kjerne fra søndre del av dypbassenget utenfor Malmøykalven (MD-07) viste et vanninnhold på stort sett over 80 vektprosent i de øvre 15 cm av kjernen. Det høye vanninnholdet indikerer at dette er et område med dårlige oksygenforhold og reduserende (oksygenfrie) sedimenter. Under 24 cm dyp i sedimentet ble det målt et vanninnhold lavere enn 60 vektprosent.

Det ble også målt vanninnhold i en lang kjerne som ble tatt nord for Malmøykalven på 68,5 m dyp (MD-2). Denne kjernen viser et helt annerledes vanninnhold. Bortsett fra det helt øverste laget (0-1 cm) som viste et forventet vanninnhold på nesten 88 vektprosent viste sedimentene et mye lavere vanninnhold enn på MD-07 og et svært vekslende vanninnhold (40-70 vektprosent). Det er tydelig at det er foregått deponering av masser tidligere i dette området som har forstyrret sedimentene.

### 5.2.2 Prøver tatt desember 2007

Vanninnholdet i prøver tatt på vest – og østsiden av Nesodden viste normalt vanninnhold med 70-80 vektprosent i overflaten og 50-60 vektprosent nede i sedimentet. På stasjonene SM-05,-06 og -07, som ligger på noe dypere vann i Bunnefjorden, var vanninnholdet jevnt over høyere på grunn av dårlige oksygenforhold.

På stasjon SM-07 var vanninnholdet over 85 vektprosent i de øvre 10 cm av kjernen.

På stasjon SM-10 var det store variasjoner i vanninnhold (38-84 %). Mye tyder på at det har vært deponert masser her tidligere (steiner, klumper av leire etc.). På de andre stasjonene nord for deponiet var vanninnholdet i de øvre 10 cm som forventet mellom 60 og 85 %.

I selve deponiet (PB1 og PB2) ble det målt svært vekslende vanninnhold i kjernene. Det tyder på at konsistensen på de massene som er blitt deponert har variert svært mye. På stasjon PB1 som var sterkt preget av hard leire ble det målt bare 47 % vann i de øvre 10 cm og 29 % på dyp større enn 10 cm. I den lange kjernen fra PB2 varierte vanninnholdet mellom 37 og 76 %. Det er verdt å merke seg at vanninnholdet i kjernen under 50 cm dyp stort sett hadde et vanninnhold lavere enn 50 vektprosent. Det er således forbausende kompakte sedimenter allerede 50 cm nede i de deponerte massene. Det vil være en fordel med tanke på tildekking av deponiet ettersom det er enklere å overdekke et sediment med lavt vanninnhold.

## 5.3 Organisk materiale

Organisk materiale målt som total organisk karbon (TOC) er en viktig parameter for å karakterisere sedimenter. TOC-innholdet sier noe om sedimentets opphav og om graden av nedbryting av organisk materiale som igjen er et resultat av tilgangen på organisk materiale. I by-nære områder hvor det historisk har vært store tilførsel av organisk materiale fra kommunal kloakk har sedimentene et høyt innhold av organisk karbon. I områder nær større elver som frakter store mengder silt og leire er TOC-

innholdet vanligvis lavt. Med mindre det har vært vesentlig endring i tilførsler av organisk materiale over tid så vil vanligvis nivåene av TOC være høyest i overflatesedimentet for så å avta nedover i sedimentet som følge av nedbrytning av organisk materiale ved tilstedeværelse av oksygen.

I Oslofjorden, hvor det ikke er større elvetilførsler av sedimenter og hvor det er en stor befolkningstetthet rundt fjorden, og hvor det attpåtil er dårlig vannutskifting som gjør at en rekke bassenger har dårlige oksygenforhold i lange perioder, er det en betydelig opphopning av organisk materiale på bunnen. Ettersom en rekke miljøgifter, både metaller og organiske miljøgifter er bundet til organiske partikler vil det medføre forhøyet forurensingsnivå i sedimentene. Dette forsterkes som følge av manglende fortykning med sand, silt og leire som fraktes med elver.

### **5.3.1 Prøver tatt mars 2006**

Kjernen som ble tatt syd i bassenget utenfor Malmøykalven (MD-07, Fig.1) viser et TOC-innhold på ca. 5 % i overflatesedimentet og en gradvis reduksjon ned til 5 cm for så å øke igjen til 6,5 % ved 8-9 cm dyp. Dette er i et område med jevnt over dårlige oksygenforhold slik at økningen som sees nede i sedimentet sannsynligvis reflekterer større tilførsler av organisk materiale tidligere (kloakk). Det er tidligere beregnet en sedimenttilvekst på ca. 3 mm pr år i Bunnefjorden (Kirkerud et al., 1979) slik at maksimum TOC-konsentrasjon på 9 cm dyp tilsvarer sedimenter som ble avsatt på 1970-tallet. I denne omtalte kjernen er det en betydelig økning i TOC-innholdet fra 20 cm dyp og grunnere. Fra da av opptrer sorte, sulfidiske sedimenter. Dette henger sannsynligvis sammen med innføring av vannklosetter i Oslo på 1930-1940 tallet.

Den andre lange kjernen som ble tatt nord i Bekkelagsbassenget (MD-02) viser svært variable TOC-konsentrasjoner nedover i sedimentet, hvor enkelte sedimentlag viser svært lite TOC (sannsynligvis leire). Mye tyder på at denne kjernen er sterkt forstyrret av dumpeaktivitet. Vanninnholdet tydet på det samme (se 5.2.1.).

### **5.3.2. Prøver tatt i desember 2007.**

I omtrent samtlige prøver varierte TOC-innholdet mellom 3 og 6 %. Det er høyt i forhold til et normalinnhold på 1-2 % i fjorder. Unntak hvor det ble målt lavt innhold av TOC var kjerner som tydelig var påvirket av deponering av muddermasser med høyt leireinnhold.

Fig.2 viser sammenhengen mellom vanninnhold og TOC i samtlige prøver innsamlet i 2007.

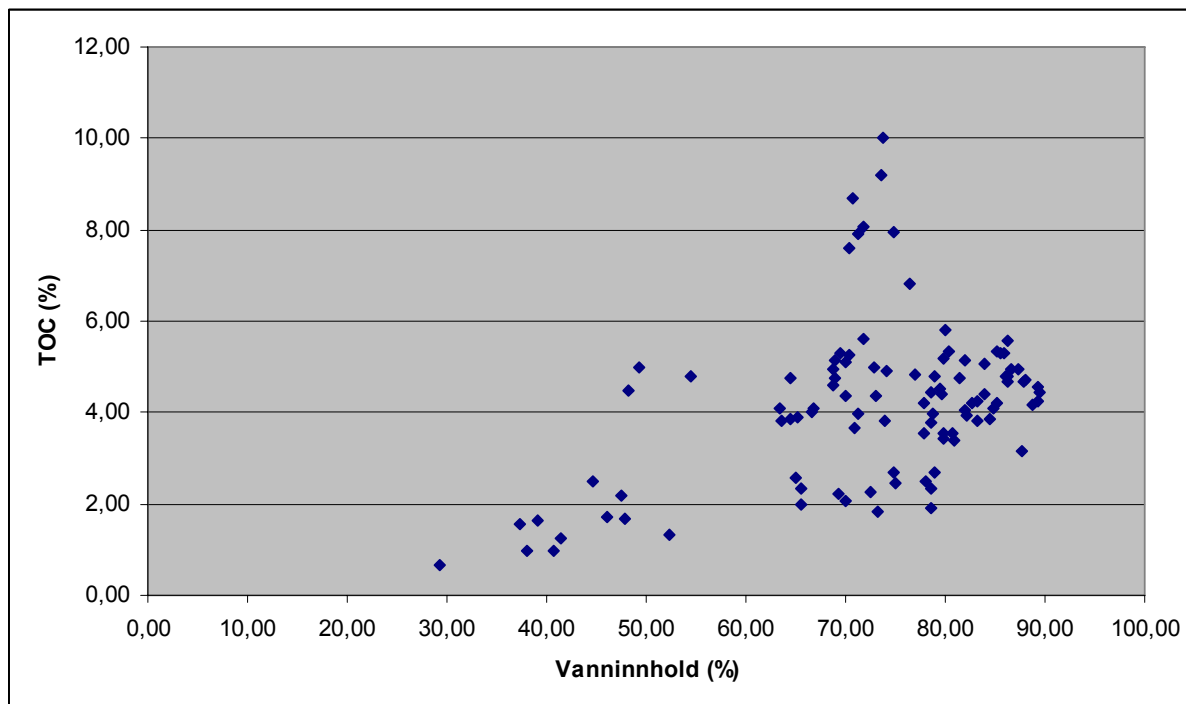


Fig.2. Sammenhengen mellom vanninnhold og TOC i sedimenter innsamlet i desember 2007.

Som det fremgår av figur 2 er det ikke noen spesiell god sammenheng mellom TOC og vanninnhold. Det henger sammen med at høyt vanninnhold også kan opptre i sedimenter med høyt leireinnhold. Det kan ellers påpekes at prøver med et høyere TOC-innhold enn 6 % i Fig.2 er prøver fra selve deponiet (PB2).

#### 5.4 Sedimenttilvekst - bly-210 og cesium -137 dateringer

Det ble gjort isotop-målinger i to kjerner; SM-05 på vestsiden av Husebergøya og SM -11 i nordlige deler av Bekkelagsbassenget (Fig.1). Utvelgelsen av disse to stasjonene ble gjort på grunnlag av en vurdering av beliggenhet i forhold til deponeringsområdet.

For å gjøre en vellykket aldersdatering krever det en kjerne som er relativt uforstyrret. I tillegg til å bruke Pb-210 med kjent halveringstid så er kjernene analysert for Cs-137. I forbindelse med Chernobyl-ulykken 26. april 1986 ble det transportert Cs-137 til Skandinavia og dette signalet gjenfinnes i sedimentene. Dette er derfor det sikreste måten å aldersdatere sedimenter på.

I kjernen fra stasjon SM-05 er det en Cs-topp mellom 3,5 og 4,5 cm i sedimentet (se Vedlegg B). Dette gir en gjennomsnittlig sedimenttilvekst på ca. 2 mm pr. år som tilsvarer en masseakkumulering på ca. 0,4 kg/m<sup>2</sup>/år tørt sediment. På grunnlag av masseakkumuleringsraten er det mulig å beregne hvor mye miljøgifter som avsettes på årsbasis. Som eksempel kan nevnes at hvis sedimentet inneholder 1 mg kvikksølv pr. kg så tilsvarer det en akkumulering på 0,4 mg kvikksølv pr. m<sup>2</sup> og år. Tilsvarende akkumulerer det 400 g kvikksølv pr. km<sup>2</sup>. Ettersom normalinnholdet av kvikksølv i fjordsedimenter er ca. 0,1 mg/kg så utgjør det naturlige bidraget ca. 10 % av total mengde akkumulert i sedimentet. Resten (90 %) er forurensning.

I kjernen fra stasjon SM-11 befinner Cs-toppen seg i sjiktet 7-8 cm (se Vedlegg B). Til tross for noen forstyrrelser i de øvre sedimentlag så vil kjernen la seg datere på grunn av det kraftige utslaget fra

Chernobyl-cesium. Den gjennomsnittlige sedimenttilveksten er beregnet til 3,5 mm pr.år eller en masseakkumulering som varierer mellom 0,5 og 1,1 kg/m<sup>2</sup>/år tørt sediment i løpet av de siste 20 årene.

Disse aldersdateringene stemmer godt overens med tidligere kjernedateringer fra indre Oslofjord.

## 5.5 Kvikksølv

Kvikksølv (Hg) er en miljøgift og blant metallene så regnes kvikksølv som det farligste metallet i forhold til miljøet og i forhold til human eksponering ettersom kvikksølv lett tas opp i fiskekjøtt. I indre Oslofjord har nivåene som er målt av kvikksølv i torsk vært høyere de siste 10 årene enn tidlig på 90-tallet.

Det har vært mange kilder til kvikksølv i Oslofjorden i dette århundret. Noen større punktkilder for kvikksølv er ikke kjent. Det må antas at utslipp via kommunalt avløp og tilførsler fra tannleger og sykehus har vært de største kildene. Allerede i 1979 ble det påpekt at det historisk må ha vært betydelige kvikksølv-kilder i Oslofjorden (Kirkerud et al., 1979).

Det naturlige innholdet av kvikksølv i fjordsedimenter er 0,05 – 0,1 mg/kg, litt avhengig av kornstørrelse og organisk innhold. Tidligere undersøkelser av kvikksølv i indre Oslofjord har vist nivåer i overflaten mellom 1 og 19 mg/kg (Skei, 1977, Konieczny, 1992). Analyser av en lang kjerne tatt i Bekkelagsbassenget (MD-07) før deponeringen av muddermasser kom i gang viste normale konsentrasjoner (0,03 – 0,07 mg/kg) under 30 cm dyp i kjernen. Det betyr at belastningen med kvikksølv på Oslofjorden startet ved århundreskiftet og nådde sitt maksimum på 1960-tallet. Siden har nivåene i sedimentet avtatt.

Overflatesedimentene som ble tatt 1. mars 2006 fra Bekkelagsbassenget hadde et nivå av kvikksølv som varierte mellom 0,5 og 1 mg/kg. 22 måneder senere hadde overflatesedimentene i selve Bekkelagsbassenget (inkludert deponiområdet) et nivå på 0,8 -1,0 mg/kg. Det er altså omtrent samme kvikksølvnivå i overflatesedimentene etter 22 måneder med deponering i dypvannsdeponiet. Kjernen som ble tatt på MD-08 både i mars 2006 og desember 2007 viser imidlertid en økning fra 0,4 til 1,0 mg/kg i 0-1 cm dyp og dette kan skyldes spredning fra deponiet til den sydlige delen av Bekkelagsbassenget. Det bør påpekes at det bare eksisterer data fra 0-1 cm og 1-2 cm fra kjernen som ble tatt i 2006, slik at grunnlaget for å konkludere med en økning fra mars 2006 til desember 2007 er usikkert. Men ettersom det er en klar økning mot overflaten i kjernen som ble tatt i desember 2007 har vi valgt å tolke dette som et resultat av spredning fra deponiet.

I tillegg til å sammenligne nivåer i overflatesedimenter tatt før og etter opprettelsen av dypvannsdeponiet, vil den vertikale fordelingen i kjerner vise utviklingen. Begge metoder har en viss grad av usikkerhet i seg, men målsettingen må være å kunne fastslå om sedimentkvaliteten i det laget som er mest biologisk aktivt (de øvre 5-10 cm) er blitt forringet og at det er fare for større miljøkonsekvenser nå enn før deponiet ble anlagt.

De fleste kjernene som ble tatt i Bekkelagsbassenget i desember 2007 viste avtagende nivåer av kvikksølv mot sedimentoverflaten. Men det var to stasjoner som viste annerledes dybdeprofiler for kvikksølv; stasjon MD-08 ca.500 m syd for deponiet og SM-10 ca. 500 m nord for deponiet (begge stasjoner er i Bekkelagsbassenget). Her ble det påvist en moderat økning i overflatesedimentet som kan skyldes spredning under nedføring av muddermasser eller spredning etter at massene er sedimentert. Det bør imidlertid presiseres at nivået av kvikksølv etter 22 måneder med deponering er lavere på disse to stasjonene i overflatelaget enn på stasjonen utenfor Bygdøy (SM-15, Fig.1). Det må derfor konkluderes med at forverringen i sedimentkvalitet basert på innhold av kvikksølv og PCB på disse to stasjonene i Bekkelagsbassenget er beskjeden i forhold til sedimentkvaliteten i andre deler av indre Oslofjord som antas uberørt av dypvannsdeponiet.

De høyeste nivåene av kvikksølv som ble målt i overflatesedimentene i desember 2007 ble målt på stasjonene SM-03, SM-06 og SM12 (fig.1). På disse stasjonene varierer nivået i overflaten mellom 2-2,6 mg/kg Hg (tilstandsklasse V, Svært dårlig), mens nivåene mellom 4 og 6 cm nede i sedimentet varierte mellom 3 og > 10 mg/kg. Vertikalfordelingen i kjernene tyder på mye gammel forurensning på disse lokalitetene. Hvorfor det fortsatt er så vidt høye konsentrasjoner i overflatesedimentene kan henge sammen med at på disse lokalitetene er det høyere nivåer nært sedimentoverflaten enn på de fleste stasjonene og som følge av dyrs gravende aktivitet er forurenset sediment blandet opp i overflatelaget. En annen forklaring kan være lavere sedimenttilvekst på disse lokalitetene som gjør at det er mindre pålagring av renere sedimenter oppå gammel forurensning.

Den lange kjernen som ble tatt midt i deponiet (PB2, fig.1) viste svært vekslende kvikksølvkonsentrasjoner. Det indikerer at noen lekterlaster inneholder masser med lavt og moderat innhold av kvikksølv og noen laster inneholder masser med mye kvikksølv. Sedimenter mellom 2 og 10 cm dybde i kjernen inneholdt 8-10 mg/kg kvikksølv (dette er samme nivå som det som ble beregnet som et teoretisk gjennomsnitt for sedimenter i Oslo havn som mudres). Her var sedimentene mørkfarget. Lyse lag i kjernen inneholdt jevnt over < 1 mg/kg kvikksølv (dominert av leire). På stasjon PB1 som ligger lenger nord i deponiet ble det tatt ut to blandprøver fra de øvre 10 cm av kjernen og fra 10-20 cm. I det nedre laget ble det målt bakgrunnsnivåer av kvikksølv (0,02 mg/kg). Her var det tydeligvis dumpet nærmest ren leire.

Resultatene fra analysene av kvikksølv i sedimentkjerner innsamlet i 2006 og 2007 bekrefter at det er relativt høyt forurensningsnivå i hele indre Oslofjord på sjøbunnen fortsatt, men at nivåene er betraktelig lavere enn de var på 1960 og 1970 tallet. I forhold til SFTs nye tilstandsklassesystem, som er basert på effekter, er store deler av datamaterialet i tilstandsklasse IV og V og dette er utenfor det området som er definert som tiltaksområde i Oslo havn.

Konklusjonen må bli at kjerneprofilene viser en svak økning mot overflaten på en stasjon rett syd for deponiet og en stasjon rett nord for deponiet (begge befinner seg i Bekkelagsbassenget). Ingen ting som tyder på spredning fra deponiet i et slikt omfang at sedimentkvaliteten vurdert ut fra kvikksølv er blitt verre enn den var tidligere eller at miljorisikoen har økt.

## 5.6 PCB

PCB er en miljøgift som har fått mye fokus fordi den tas opp i fet, marin sjømat. Det er påvist forhøyede nivåer i torskelever og ål fra indre Oslofjord og oppryddingen i havnebassenget har delvis vært begrunnet ut fra et høyt forurensningsnivå av PCB i sedimentene. Det er fortsatt kostholdsråd i indre Oslofjord med hensyn til konsum av torskelever og ål.

PCB er generelt lite vannløslig og vil derfor opptre i betydelige konsentrasjoner i bunnsedimenter med høyt innhold av organisk karbon.

De typiske vertikalprofilene av PCB i sedimentkjerner fra indre Oslofjord som er tatt de siste årene har vært beskjedne nivåer i overflatesedimentene og en markant topp noen cm nede i sedimentet (fig.3). Aldersdatering av kjerner har vist at sedimenter som ble avsatt på 1970-tallet inneholdt mest PCB. På det tidspunktet var altså PCB-belastningen på Oslofjorden størst.

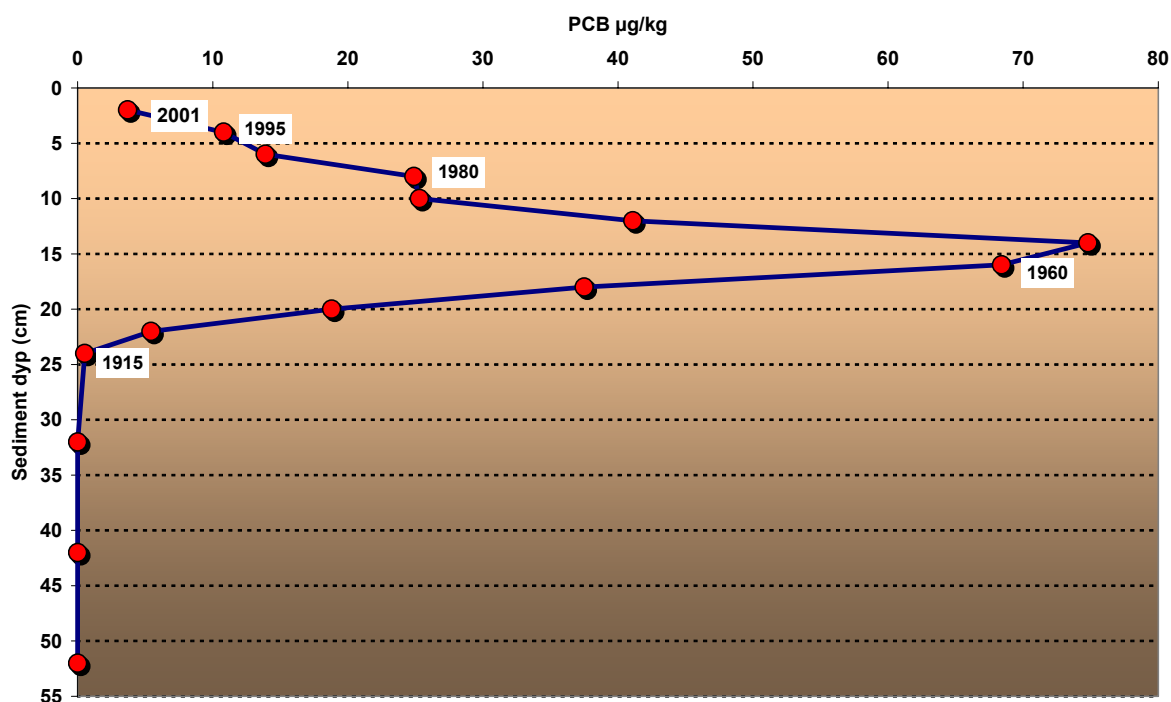


Fig.3 Sedimentkjerne fra Bunnefjorden tatt i 2001 (pers.komm. Aud Helland, Rambøl as)

Kjerner tatt i 2006 viste overflatenivåer av PCB på 10-40 µg/kg i Bekkelagsbassenget. Nesten 22 måneder senere ble det målt mellom 21 og 34 µg/kg i samme området. Det ble påvist en viss økning på stasjonen nord for deponiet (SM-10) og på stasjonen syd for deponiet (MD-08) når sammenligning gjøres mellom overflatesedimentet (0-2 cm) og sjiktet under (2-4 cm). I de samme sjiktene ble det også ble observert økning i kvikksølv. Nivået tilsvarer nederste del av tilstandsklasse III (moderat forurenset) i det reviderte klassifiseringssystemet.

Overflatesedimentene i området rundt Nesodden inneholdt mellom 15 og 46 µg/kg PCB og lokaliteten utenfor Bygdøy og lokaliteten sør for Hovedøya inneholdt henholdsvis 43 og 71 µg/kg PCB (tilstandsklasse III i revidert system). Så disse lokalitetene viser altså høyere nivåer enn i Bekkelagsbassenget og konsentrasjonene øker med sedimentdypet, med ett unntak. Stasjon SM-04 vest for Langøyene viser høyere PCB-konsentrasjon i 0-2 cm enn i 2-4 cm dyp (henholdsvis 46 og 21 µg/kg PCB). På 4-6 cm dyp ble det målt 94 µg/kg PCB, slik at det tydeligvis befinner seg en god del gammel forurensing på denne lokaliteten.

Den lange kjernen ble bare analysert i sjikt dypere enn 50 cm hvor det var en tydelig lagdeling i kjernen. Det var stort sett et godt samsvar mellom fordelingen av kvikksølv og PCB i kjernen mellom 50 og 150 cm dyp. Lyse lag hadde et lavt innhold av kvikksølv og PCB, mens mørke lag hadde høyt innhold av begge komponentene. De høyeste nivået av PCB som ble målt i denne kjernen var på 171 µg/kg PCB7 på 138 og 140 cm dyp. Dette tilsvarer tilstandsklasse III (moderat forurenset) i det reviderte tilstandsklassesystemet. I dypere sedimentlag i havnebassenget er det tidligere blitt målt over 1000 µg/kg PCB7 (Konieczny, 1992).

Basert på isotopmålinger viste kjernen som ble tatt vest for Husebergøya (SM-05, fig.1) at det avsettes ca. 0,4 kg sediment pr. m<sup>2</sup> og år. Her ble PCB7-konsentrasjonen i overflatelaget (0-2 cm) målt til 31 µg/kg PCB7. Det innebærer at det i de siste årene er avsatt i sedimentene ca. 13 µg PCB pr. m<sup>2</sup> og år i dette området.



På samme måte som for kvikksølv viser kjerneprofilene en svak økning i PCB i de øvre 2 cm på en stasjon rett syd for deponiet og en stasjon nord for deponiet (begge befinner seg i Bekkelagsbassenget). Ingen ting tyder imidlertid på en spredning fra deponiet i et slikt omfang at sedimentkvaliteten vurdert ut fra PCB er blitt verre enn den var tidligere eller at miljørisikoen har økt.

## 6. Sammenfattende vurderinger

Det har vært reist spørsmål om deponering av muddermasser fra Oslo havn i dypvannsdeponiet i sørlige deler av Bekkelagsbassenget (utenfor Malmøykalven) har vært et godt miljøprosjekt eller om det ført til omfattende spredning av forurensing (miljøgifter) til andre deler av Oslofjorden. Hvis det siste er tilfelle har ikke dypvannsdeponiet fungert slik som forutsatt. Ettersom arealet som er regulert til dypvannsdeponi ligger innenfor et stort basseng- Bekkelagsbassenget- som er omgitt av terskler på alle kanter i 30-40 m vanddyb, har det vært forventet at spredningen i første rekke ville påvirke bunnarealene innenfor Bekkelagsbassenget. SFT har opplyst at dersom det påvises forhøyede nivåer av miljøgifter i overflatesedimentene utenfor selve dypvannsdeponiet som er av et slikt omfang at det vil ha negative effekter på miljøet så vil disse arealene dekkes til på samme måte som dypvannsdeponiet.

Grunnlaget for påstandene om spredning av forurensede masser fra deponiet er ekkoloddmålinger i deponiet og beregningene av volumer av masser som er avsatt. Flere sentrale fagmiljøer anser at slike beregninger har betydelige feilkilder og at kvantifiseringen av hvor mye masse som er fraktet ut til deponiet også er beheftet med feilkilder. Av den grunn ble det besluttet å iverksette en kartlegging av miljøgiftinnholdet i sedimentkjerner fra randområdene for å kunne dokumentere om forurensingsnivået har økt utenfor deponiet som følge av spredning fra deponiet.

Sedimentundersøkelsen som nå er gjennomført har fokus på vertikalprofiler av kvikksølv og PCB. Hvis nivået av disse komponentene i det øverste sedimentlaget har økt er det en indikasjon på at tilførselene og sedimentasjonen av kvikksølv og PCB har økt i den senere tid. Det kan være flere årsaker til det, men hvis økningen observeres i områder hvor det er sannsynlig at det kan settes i forbindelse med dypvannsdeponiet så har man valgt å konkludere med at det skyldes spredning fra deponiet. Vårt fokus i denne undersøkelsen har i første rekke vært å kunne dokumentere om etableringen av dypvannsdeponiet har hatt negative miljøkonsekvenser for bunnarealene som omkranser deponiet. Økte miljøkonsekvenser vil forutsette at omfanget av spredning av miljøgifter har vært betydelig.

Resultatene er fremstilt grafisk i form av fire figurer (fig. 4-10) som viser vertikalfordelingen av kvikksølv, PCB og støtte parametere i undersøkelsesområdet.

### ***Resultatene fra mars 2006.***

Det ble gjort analyser av to lange kjerner; MD-07 i selve deponiet og MD-02 nord for deponiet (fig.4). Det som profilene på MD-07 viser er forurensede sedimenter i de øvre 20 cm av kjernen. Profilene viser i tillegg det typiske forløpet med maksimum kvikksølv på 12-13 cm dyp og maksimum PCB på 8-10 cm. I overflaten ble det målt ca. 0.5 mg/kg kvikksølv og 33 µg/kg PCB<sup>7</sup>. Dette er i god overensstemmelse med vår kunnskap om den historiske belastningen av disse to forureningskomponentene.

Den vertikale fordelingen av kvikksølv og PCB på stasjon MD-02 nord for deponiet viste et helt annet bilde med betydelig forurensing av kvikksølv helt ned til 40 cm dyp. Mye tyder på at det fra tidligere tider har vært dumpet forurenset materiale i dette området.

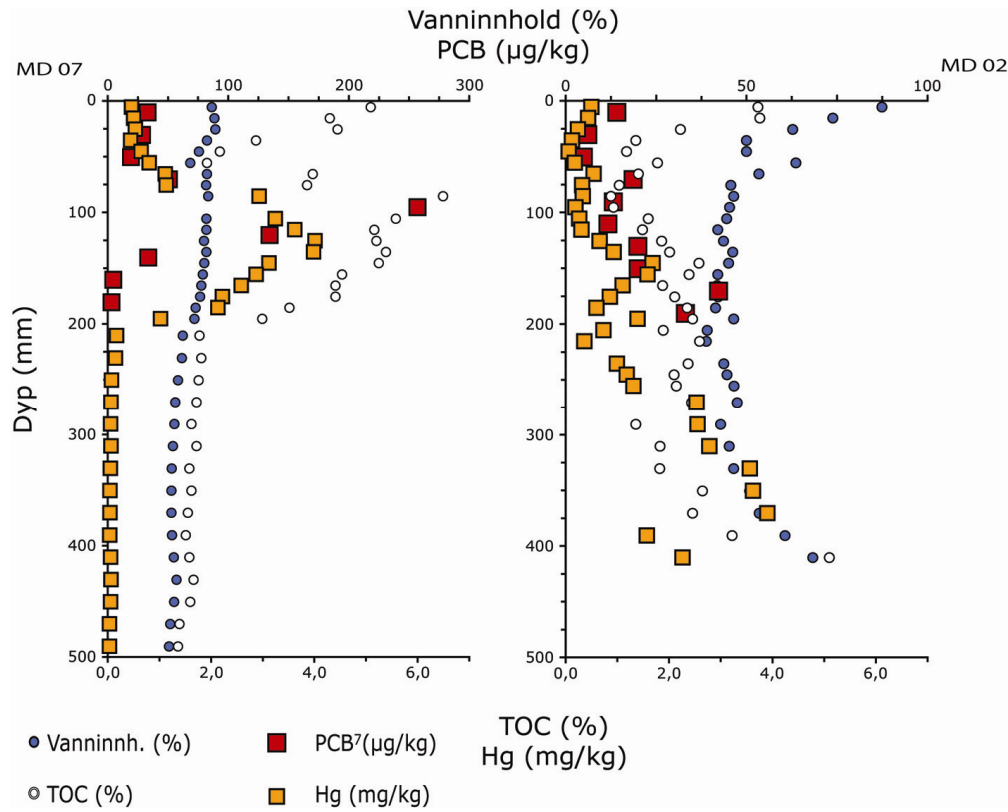


Fig.4. Vanninnhold, totalt organisk material (TOC), total kvikksølv (Hg) og PCB $^7$  i de øvre 50 cm av kjerner tatt sør i Bekkelagsbassenget (MD-07) og nord i Bekkelagsbassenget (MD-02), 1. mars 2006.

I tillegg til disse to lange kjernen ble det analysert overflateprøver på stasjoner fra Bekkelagsbassenget (MD-03, MD-08 og MD-10) og sørvest for Bekkelagsbassenget (MD-09). Resultatene for kvikksølv og PCB er fremstilt henholdsvis på fig 5 og 6.

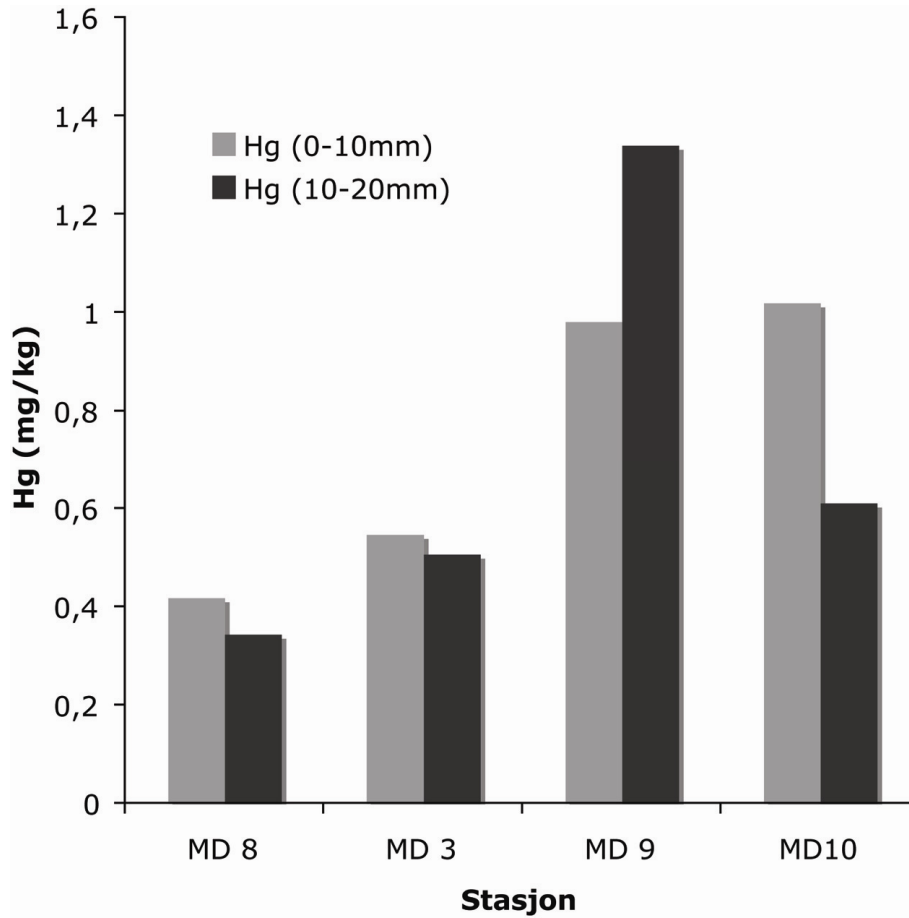


Fig.5. Figuren viser nivåene av kvikksølv i de øvre 0-1cm og 1-2 cm på stasjoner i Bekkelagsbassenget (MD -8, -3 og -10) og sørvest for Bekkelagsbassenget (MD-9), 1. mars 2006.

Som det fremgår av figur 5 var nivåene i de øverste sjiktet (0-1 cm) noe høyere enn i det underliggende sjiktet i Bekkelagsbassenget.

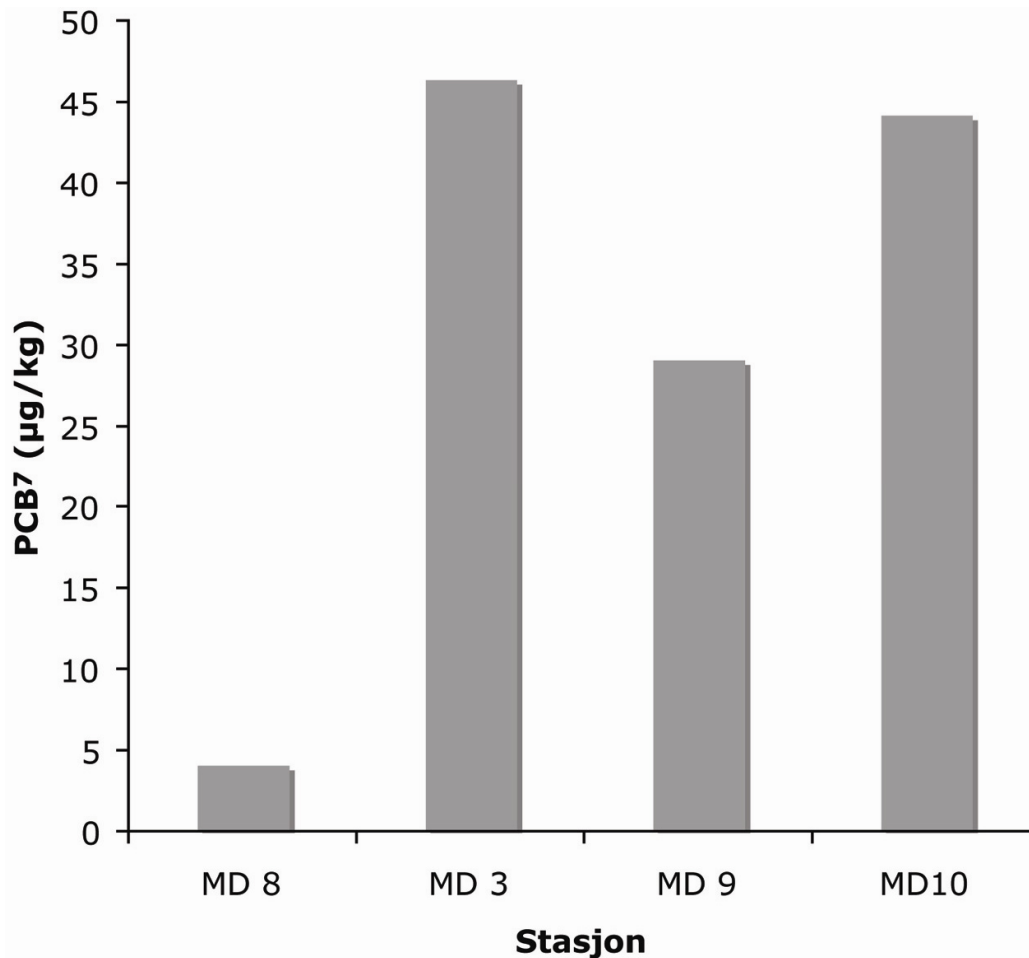
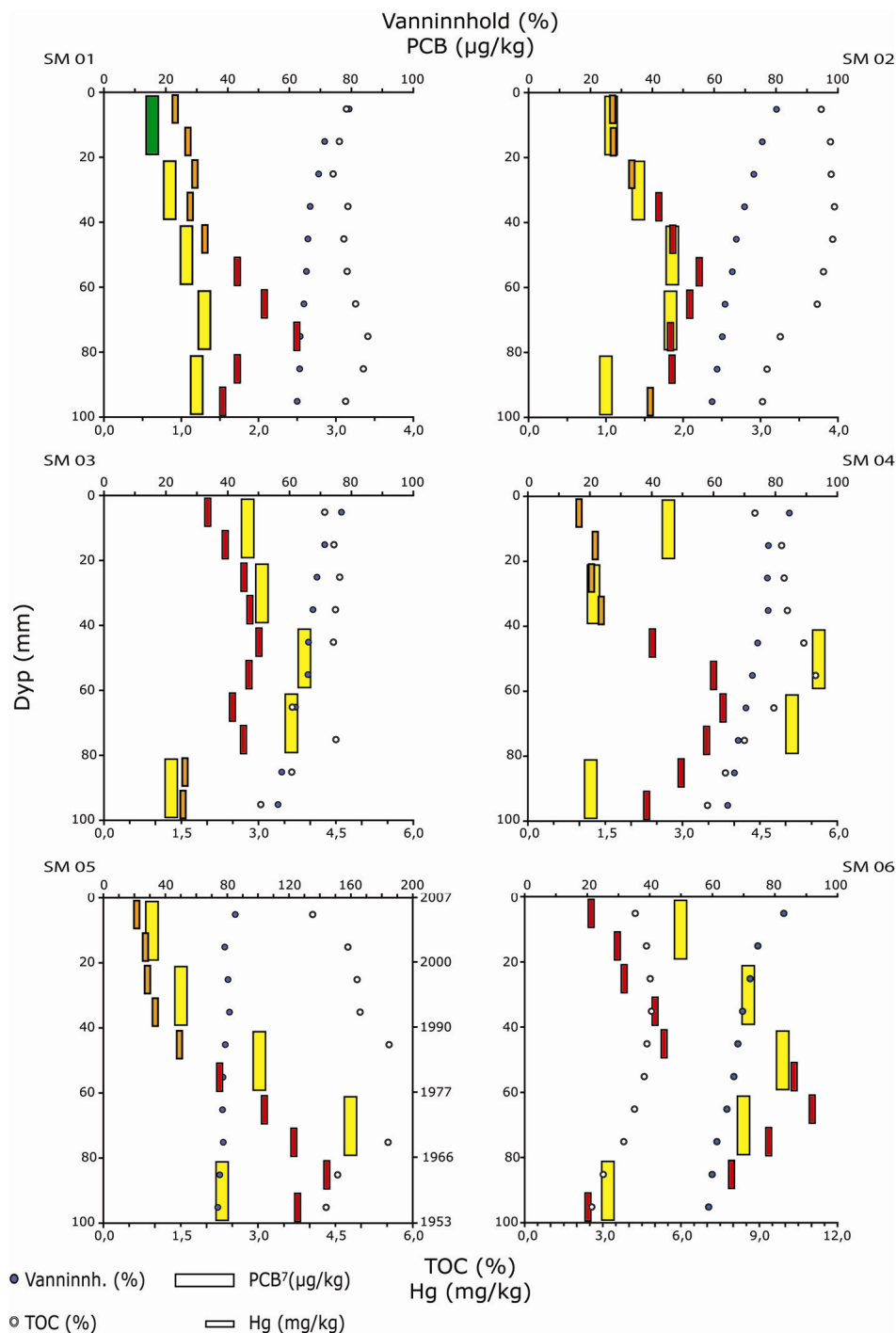


Fig.6. PCB7 i de øvre 0-2 cm på stasjoner i Bekkelagsbassenget (MD -8, -3 og -10) og sørvest for Bekkelagsbassenget (MD-9), 1. mars 2006.

Det framgår av figur 6 at det var høyere PCB-konsentrasjoner i overflatesedimentene i den nordlige delen av Bekkelagsbassenget i 2006 enn i den sørlige delen.

#### **Resultatene fra desember 2007.**

Stasjonene SM-01 t.o.m. SM-06 (fig.7) er stasjoner som alle omkranser Nesoddtangen (fig.1). Figuren viser at for alle stasjonene (SM-01 t.o.m. SM-06) øker nivåene av kvikksølv fra overflaten og ned til et dyp som varierer mellom 5 og 9 cm under sedimentoverflaten. Det er altså ingen indikasjon på økt tilførsel av kvikksølv til overflatesedimentene som tyder på spredning av forurensing fra deponiet. Disse stasjonene ligger også slikt til at det ville være overraskende om dette var tilfelle. Når det gjelder PCB-profilen viser den det samme med økende nivåer nedover i kjernene. Her er det ett unntak hvor PCB-nivået øker i overflatesjiktet sammenlignet med sjiktet under (SM-04). Det kan henge sammen med spredning av PCB fra stasjon SM-12 som ligger i sundet mellom Rambergøya og Langøyene. Denne lokaliteten ligger ikke lenger unna enn ca. 1,2 km og sedimentene har et relativt høyt innhold av PCB både i overflaten og de øverste 5-6 cm.



**Fig.7.** Vanninnhold, totalt organisk material (TOC), total kvikksølv (Hg) og PCB7 i de øvre 10 cm av kjerner tatt vest, nord og øst for Nesodden. Fargene på stolpene for Hg og PCB7 gjenspeiler SFTs tilstandsklasser (nylig revidert). Kjernen på stasjon SM-05 er aldersdatert ved hjelp av Pb-210 og Cs-137. Det fremgår at nivåene av Hg og PCB nesten unntak øker nedover i kjernene.

Figur 8 viser kjerneprofilene som ligger syd og nord for deponiet (SM-07, SM-10, SM-11, SM-12, SM-13 og SM-14, fig.1). Med unntak av stasjon SM10, som ligger ca. 500 m nord for deponiet, så viser både kvikksølv og PCB økende nivåer nedover i kjernene. Det kan derfor konkluderes med at på stasjon SM-10 er det indikasjoner på at forurensningsnivået har økt noe og at forklaringen kan være spredning fra deponiet. Det gjøres oppmerksom på at nivåene av både kvikksølv og PCB i overflaten

på denne stasjonen ikke overskrider tilstandsklasse III (Moderat). På de øvrige stasjonene er det ingen indikasjoner på spredning. Det bør også påpekes at nivåene av PCB og kvikksølv (og vanninnhold) er uvanlig lave fra 4-10 cm på stasjon SM-10 (trolig et resultat av tidligere dumping av tilnærmet rent materiale). Det bidrar til å forsterke bildet av økningen av PCB og kvikksølv i overflatesedimentet og dermed også reduserer sannsynligheten for at denne økningen skyldes spredning av PCB og kvikksølv fra deponiet.

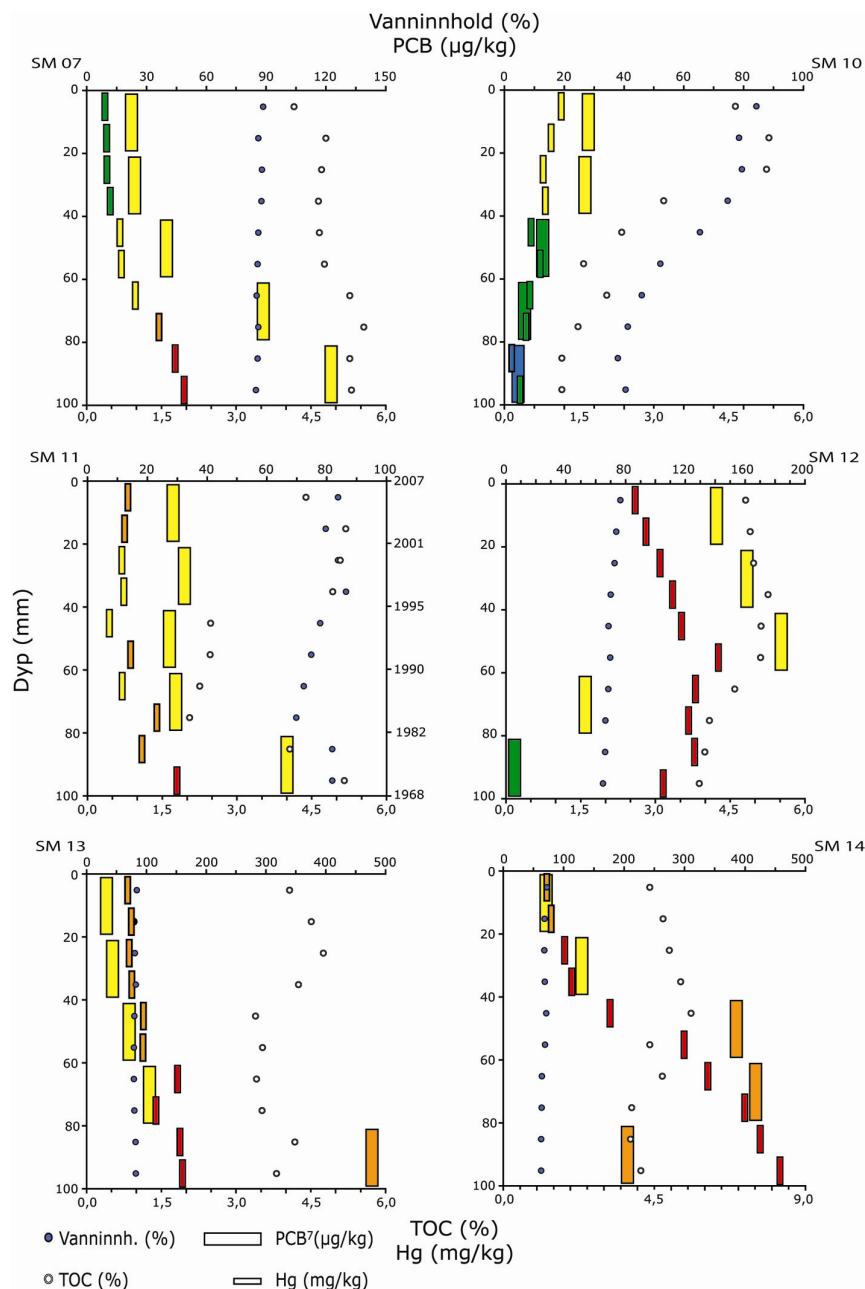


Fig. 8. Vanninnhold, totalt organisk material (TOC), total kvikksølv (Hg) og PCB7 i de øvre 10 cm av kjerner tatt nord for dypvannsdeponiet, med unntak av stasjon SM-07 som ligger syd-øst for Bekkelagsbassenget. Fargene på stolpene for Hg og PCB7 gjenspeiler SFTs tilstandsklasser (nylig revidert). Kjernen på stasjon SM-11 er aldersdatert ved hjelp av Pb-210 og Cs-137. Med unntak av stasjon SM-10 øker kvikksølv og PCB nedover i kjernene.

En lang kjerne på 160 cm ble tatt midt i deponiområdet (PB2, fig.1). Vertikalprofilene for denne kjernen er vist på fig.9 sammen med en 25 cm lang kjerne lengst nord i Bekkelagsbassenget (SM-13).

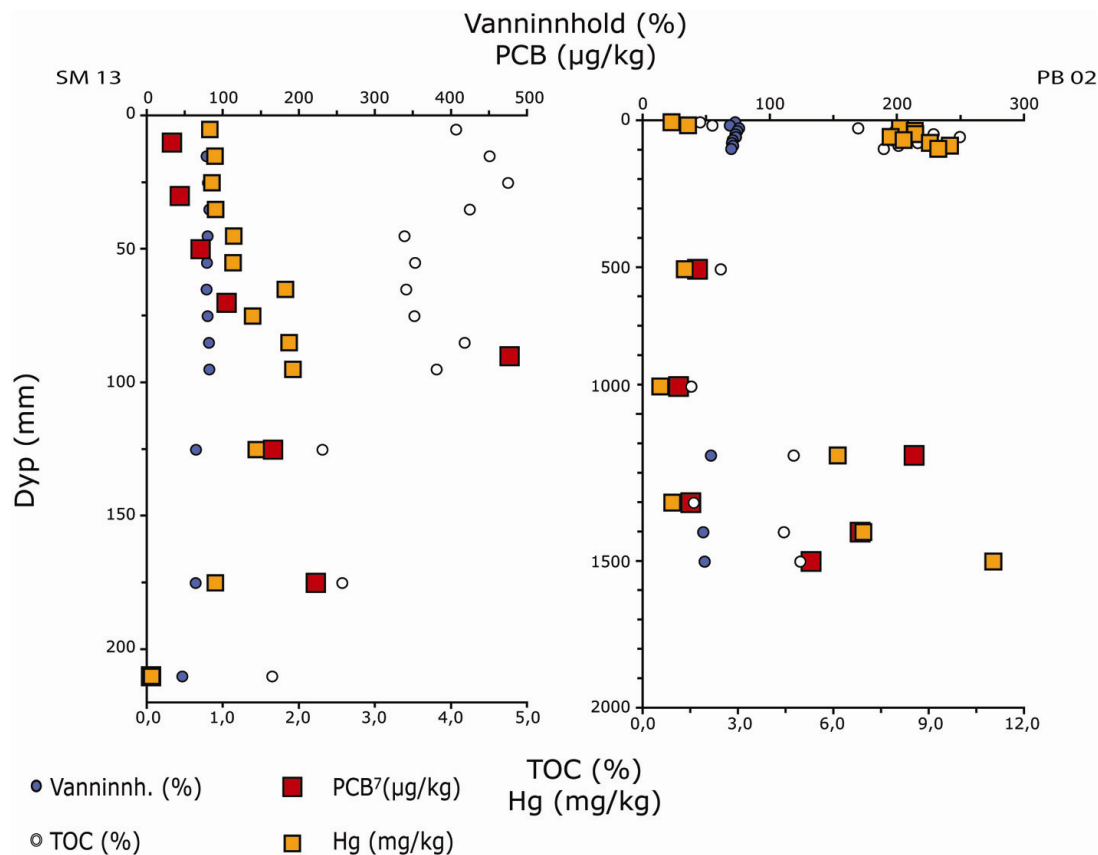


Fig.9. Vertikalprofiler for vanninnhold, totalt organisk materiale (TOC), total kvikksølv (Hg) og PCB7 i en 25 cm lang kjerne lengst nord i Bekkelagsbassenget (SM-13) og en 150 cm lang kjerne i selve deponiområdet (PB2). Legg merke til at det er brukt forskjellige skalaer.

Det mest iøynefallende ved figur 9 er de store vertikale endringene både i områder som ikke er påvirket av deponiet (SM-13) og i selve deponiet. De høye konsentrasjonene av organisk materiale (TOC) på stasjon SM-13 er trolig påvirkning fra Bekkelaget renseanlegg, mens de vertikale profilene på PB2 skyldes store variasjoner i kvaliteten på de muddermassene som er deponert.

Like syd for området som er regulert til dypvannsdeponi (MD-08) ble det gjort analyser på sedimentprøver som ble tatt før deponeringen startet og etter 22 måneder med deponering. Prøvemateriale var kun tilgjengelig fra 0-1 cm og 1-2 cm fra kjernen tatt i 2006 slik at sammenligningen mellom 2006- og 2007-resultatene begrenser seg til overflatesedimentet.

Fig.10 viser sammenligning mellom PCB-innholdet i de øvre 2 cm før og etter at deponiet ble anlagt. Det fremgår av figuren at nivået av PCB på denne lokaliteten var uvanlig lavt i 2006 trolig pga. sulfider i sedimentet som påvirker bestemmelsen av PCB. Nivået i 2007 i overflatesedimentet var fortsatt lavt i 2007 sammenlignet med målinger gjort utenfor Bekkelagsbassenget.



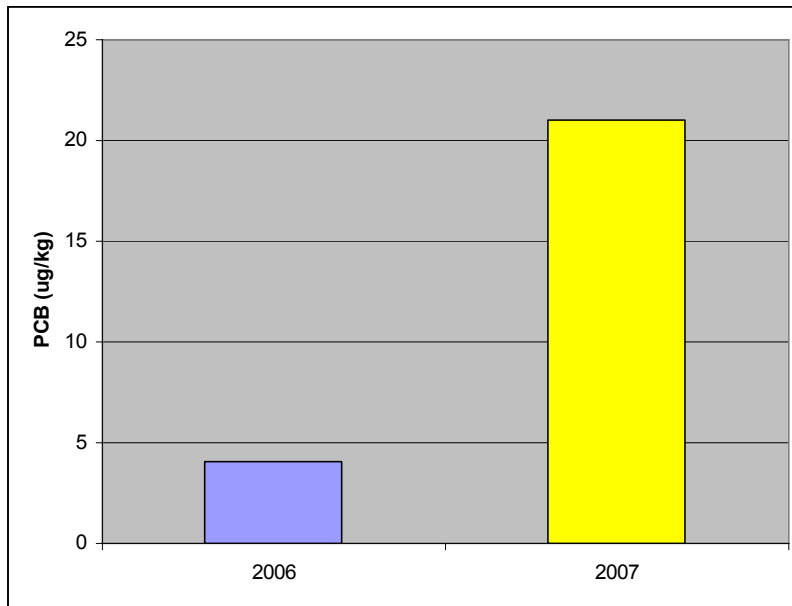


Fig.10. PCB7 i de øvre 0-2 cm av sedimentet på stasjon MD-08 tatt 1.mars 2006 og 19.desember 2007. Fargene indikerer SFTs tilstandsklasser (revidert). Blå er tilstandsklasse I (Bakgrunn) og gul er tilstandsklasse III (Moderat).

Nivåene av kvikksølv på samme stasjon i 0-1 cm og 1-2 cm før og etter etablering av dypvannsdeponi er vist i fig.11.

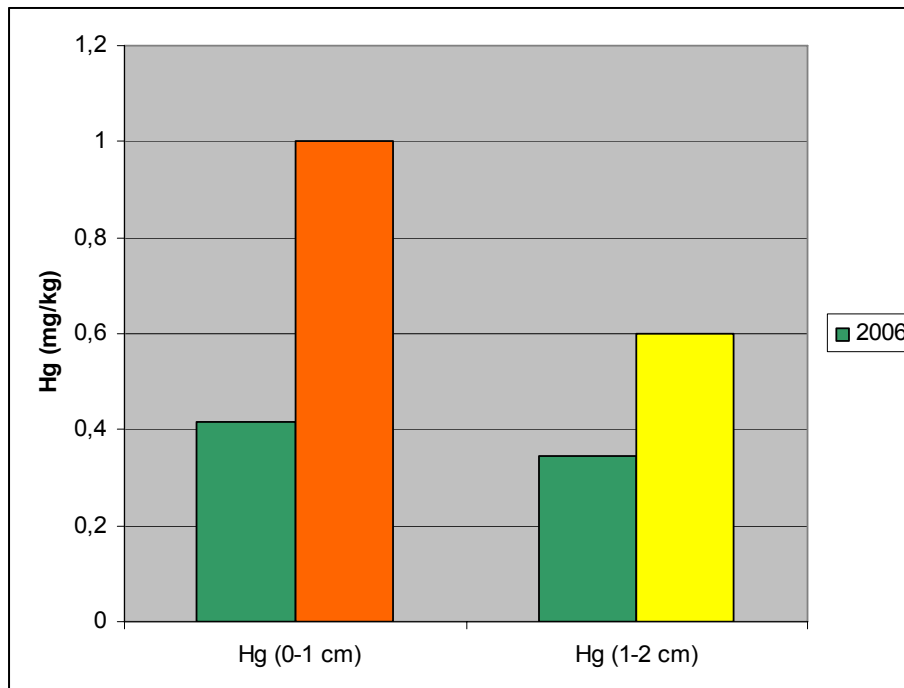


Fig.11. Kvikksølv (Hg) i 0-1 cm og 1-2 cm sedimentdyp på stasjon MD-08 før deponiets etablering (første søylen) og 22 måneder etter at deponeringen startet (andre søylen). SFTs tilstandsklassifisering er tatt i bruk. Grønn = tilstandsklasse II (God), gul = tilstandsklasse III (Moderat) og oransje = tilstandsklasse IV (dårlig).

Figur 11 viser en klar økning i nivået av kvikksølv både i 0-1cm og 1-2 cm i 2007 sammenlignet med 2006 på stasjon MD-08. Det bør imidlertid påpekes at selv den høyeste konsentrasjonen (1 mg/kg) er på samme nivå som på stasjoner som ble tatt i området rundt Nesodden.

Det ble også tatt en stasjon på grunt vann utenfor Bygdøy for å kunne dokumentere nivået av kvikksølv og PCB i en kjerne som det er spesielt usannsynlig at kan være påvirket av deponiet som følge av lokalitetens beliggenhet (Fig.12). Vertikalprofilen på denne stasjonen er sammenlignet med vertikalprofilen på stasjon MD-08.

Som det framgår av figuren er nivået av kvikksølv og PCB relativt høyt i overflaten ved Bygdøy sammenlignet med stasjonen i like syd for dypvannsdeponiet. Det er også en markant økning nedover i kjernen på stasjonen ved Bygdøy.

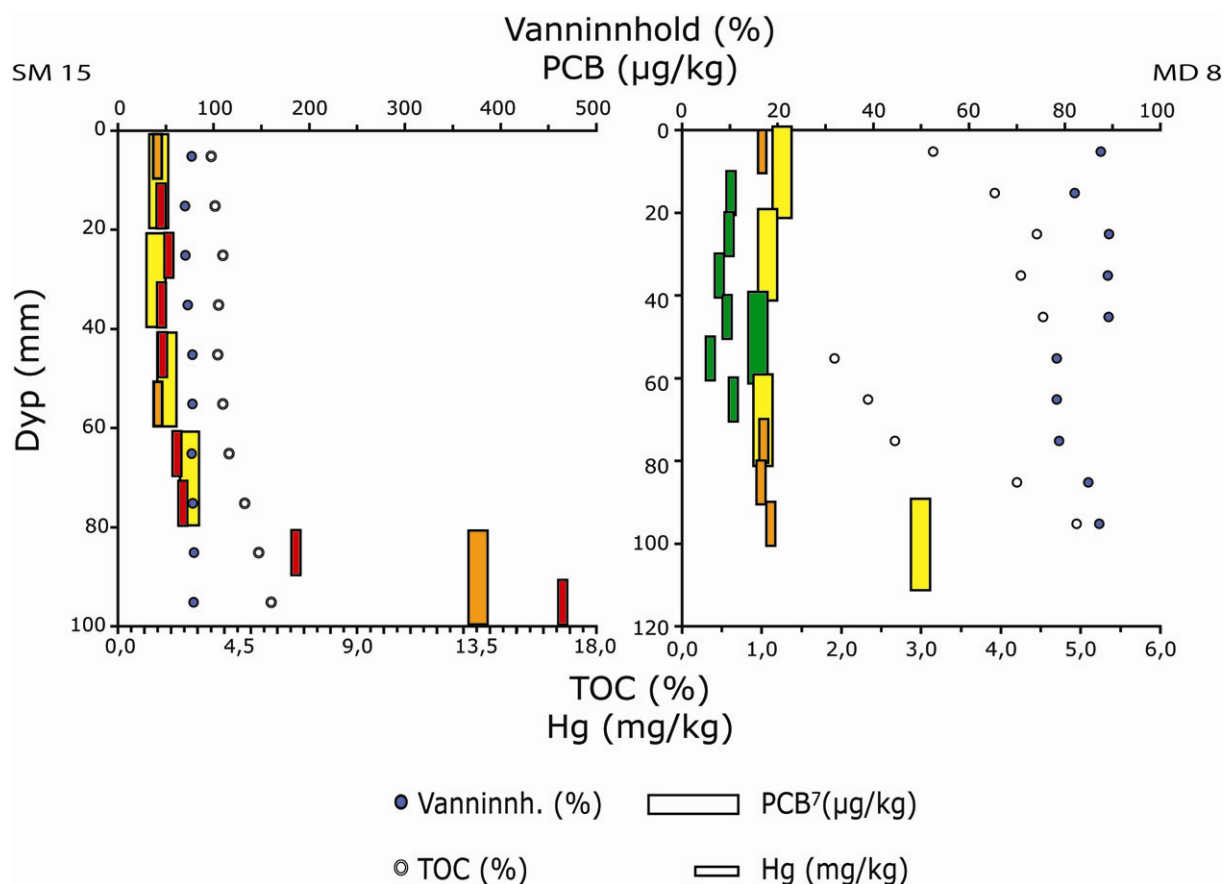


Fig.12. Vanninnhold, totalt organisk material (TOC), total kvikksølv (Hg) og PCB7 i de øvre 10 cm av kjerner tatt utenfor Bygdøy (SM15) og ca. 500 m sør for dypvannsdeponiet (SM-08). Fargene på stolpene for Hg og PCB7 gjenspeiler SFTs tilstandsklasser (nylig revidert). Det skjer en kraftig økning av både PCB og Hg mellom 6 og 10 cm nede i sedimentet på stasjon SM15. Legg merke til forskjellene i skaler for disse to stasjonene.

## Referanser

Aquadyne (2008). Havbunnsundersøkelser og volumberegning av konsesjonsområdet Malmøykalven.

Kirkerud, L., Magnusson, J., Nilsen, G. og J. Skei (1979). Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i indre Oslofjord. Overvåkingsprogram – Årsrapport 1978. NIVA-rapport 1140, 81 s.

Konieczny, R (1992). Kartlegging og vurdering av forurensningssituasjonen i bunnsedimenter fra Oslo havneområde. NIVA-rapport 2696, 52 s.

NGI (2008a). Overvåking av forurensning ved mudring og deponering. Årsrapport 2007. NGI-rapport, 2251785-42.

NGI (2008b). Overvåking av forurensning ved mudring og deponering. NGI-rapport 20052785-40.

Skei, J. (1977). Sedimentundersøkelse i Bekkelagsbassenget, januar 1977. NIVA-rapport, 45 s.

Veritas (2007). Ekkoloddmålinger som verktøy for beregning av volumendringer i et dypvannsdeponi. Teknisk rapport nr. 2006-2132

**Vedlegg A. Analyser av vanninnhold, total organisk karbon (TOC), kvikksølv og PCB7 i sedimentkjerter tatt 1. mars 2006 og 17. og 19. desember 2007.**

Prøver innsamlet mars 2006.

Prøve	Dyp (mm)	Vanninh. (%)	TOC (%)	Hg (mg/kg)	PCB <sup>2</sup> (µg/kg)	TTS (%)
MD 7, 0-1	5	86,8	5,1	0,467		13,2
	10				33,4	
MD 7, 1-2	15	89	4,31	0,511		11
MD 7, 2-3	25	89,7	4,46	0,546		10,3
	30				28,8	
MD 7, 3-4	35	82,9	2,88	0,453		17,1
MD 7, 4-5	45	76	2,18	0,655		24
	50				19,7	
MD 7, 5-6	55	68,9	1,93	0,81		31,1
MD 7, 6-7	65	82,9	3,98	1,12		17,1
	70				51,1	
MD 7, 7-8	75	82,1	3,87	1,14		17,9
MD 7, 8-9	85	83,7	6,5	2,94		16,3
	95				257,3	
MD 7, 10-11	105	82,3	5,59	3,25		17,7
MD 7, 11-12	115	82,3	5,17	3,63		17,7
	120				134,7	
MD 7, 12-13	125	80,4	5,21	4,02		19,6
MD 7, 13-14	135	82,2	5,4	3,99		17,8
	140				34	
MD 7, 14-15	145	80,7	5,26	3,13		19,3
MD 7, 15-16	155	79,3	4,55	2,88		20,7
	160				5,03	
MD 7, 16-17	165	78,1	4,42	2,59		21,9
MD 7, 17-18	175	77	4,42	2,23		23
	180				3,52	
MD 7, 18-19	185	73,5	3,53	2,14		26,5
MD 7, 19-20	195	72,3	3	1,03		27,7
MD 7, 20-22	210	62,8	1,79	0,178		37,2
MD 7, 22-24	230	62,1	1,82	0,158		37,9
MD 7, 24-26	250	58,7	1,77	0,081		41,3
MD 7, 26-28	270	56,5	1,73	0,069		43,5
MD 7, 28-30	290	55,8	1,63	0,064		44,2
MD 7, 30-32	310	54,6	1,73	0,072		45,4
MD 7, 32-34	330	53,6	1,59	0,055		46,4
MD 7, 34-36	350	53,3	1,63	0,052		46,7
MD 7, 36-38	370	53,2	1,56	0,051		46,8
MD 7, 38-40	390	53,8	1,52	0,047		46,2
MD 7, 40-42	410	55,3	1,59	0,061		44,7
MD 7, 42-44	430	57,4	1,67	0,068		42,6
MD 7, 44-46	450	55,6	1,61	0,061		44,4
MD 7, 46-48	470	52,3	1,4	0,043		47,7
MD 7, 48-50	490	51,4	1,37	0,042		48,6
MD 7, 50-52	510	50,9	1,36	0,037		49,1
MD 7, 52-54	530	51,3	1,35	0,033		48,7
MD 2, 0-1	5	87,6	3,73	0,504		12,4
	10				14,3	
MD 2, 1-2	15	74	3,77	0,443		26
MD 2, 2-3	25	62,9	2,23	0,248		37,1
	30				6,25	
MD 2, 3-4	35	50,1	1,37	0,129		49,9
MD 2, 4-5	45	50,1	1,19	0,069		49,9
	50				4,98	
MD 2, 5-6	55	63,8	1,79	0,185		36,2
MD 2, 6-7	65	53,6	1,42	0,55		46,4
	70				18,8	

Prøve	Dyp (mm)	Vanninh. (%)	TOC (%)	Hg (mg/kg)	PCB <sup>7</sup> (µg/kg)	TTS (%)
MD 2, 7-8	75	45,8	1,05	0,326		54,2
MD 2, 8-9	85	46,6	0,89	0,338		53,4
	90				13,3	
MD 2, 9-10	95	45,5	0,94	0,198		54,5
MD 2, 10-11	105	44,7	1,61	0,269		55,3
	110				11,78	
MD 2, 11-12	115	42,2	1,5	0,317		57,8
MD 2, 12-13	125	43,8	1,87	0,667		56,2
	130				20,1	
MD 2, 13-14	135	46,3	2,02	0,937		53,7
MD 2, 14-15	145	45,2	2,59	1,69		54,8
	150				20,2	
MD 2, 15-16	155	42,2	2,4	1,59		57,8
MD 2, 16-17	165	42	1,89	1,11		58
	170				42,4	
MD 2, 17-18	175	42,3	2,12	0,862		57,7
MD 2, 18-19	185	41,6	2,36	0,604		58,4
	190				33,2	
MD 2, 19-20	195	46,6	2,47	1,4		53,4
MD 2, 20-21	205	39,3	1,9	0,742		60,7
MD 2, 21-22	215	39	2,6	0,367		61
MD 2, 23-24	235	43,9	2,38	0,997		56,1
MD 2, 24-25	245	44,8	2,11	1,19		55,2
MD 2, 25-26	255	46,7	2,15	1,32		53,3
MD 2, 26-28	270	47,6	2,45	2,54		52,4
MD 2, 28-30	290	43	1,37	2,56		57
MD 2, 30-32	310	45,4	1,84	2,79		54,6
MD 2, 32-34	330	46,6	1,83	3,57		53,4
MD 2, 34-36	350	51	2,66	3,63		49
MD 2, 36-38	370	53,7	2,47	3,91		46,3
MD 2, 38-40	390	60,8	3,23	1,58		39,2
MD 2, 40-42	410	68,5	5,11	2,27		31,5
MD 2, 42-44	430	72,4	5,42	3,55		27,6
MD 2, 44-46	450	71,3	5,18	3,67		28,7
MD 2, 46-48	470	67,8	4,05	2,4		32,2
MD 2, 48-50	490	64	3,12	1,09		36
MD 8, 0-1	5	91,1	3,89	0,418		8,9
	10				4,1	
MD 8, 1-2	15	89,9	4,52	0,344		10,1
MD 3, 0-1	5	80,8	4,59	0,547		19,2
	10				46,4	
MD 3, 1-2	15	77,5	4,37	0,507		22,5
MD 9, 0-1	5	73,8	5,53	0,982		26,2
	10				29,1	
MD 9, 1-2	15	75,5	5,71	1,34		24,5
MD 10, 0-1	5	74,2	4,2	1,02		25,8
	10				44,2	
MD 10, 1-2	15	73,6	4,24	0,611		26,4

## Prøver tatt desember 2007.

Prøve	Dyp (mm)	Vanninnh. (%)	TOC (%)	Hg (mg/kg)	PCB <sup>7</sup> (µg/kg)	TTS (%)
SM 01 0-1	5	79,40	3,14	0,9		20,6
	10				16	
SM 01 1-2	15	71,50	3,05	1,1		28,5
SM 01 2-3	25	69,60	2,97	1,2		30,4
	30				21	
SM 01 3-4	35	66,80	3,16	1,1		33,2
SM 01 4-5	45	66,10	3,11	1,3		33,9
	50				27	
SM 01 5-6	55	65,60	3,15	1,7		34,4
SM 01 6-7	65	64,80	3,26	2,1		35,2
	70				33	
SM 01 7-8	75	63,60	3,42	2,5		36,4
SM 01 8-9	85	63,40	3,36	1,7		36,6
	90				30	
SM 01 9-10	95	62,60	3,13	1,5		37,4
SM 02 0-1	5	80,30	3,79	1,1		19,7
	10				27	
SM 02 1-2	15	75,70	3,91	1,1		24,3
SM 02 2-3	25	73,00	3,92	1,3		27,0
	30				36	
SM 02 3-4	35	70,00	3,96	1,7		30,0
SM 02 4-5	45	67,30	3,94	1,9		32,7
	50				47	
SM 02 5-6	55	66,00	3,82	2,2		34,0
SM 02 6-7	65	63,70	3,74	2,1		36,3
	70				46	
SM 02 7-8	75	62,80	3,26	1,8		37,2
SM 02 8-9	85	61,10	3,09	1,9		38,9
	90				25	
SM 02 9-10	95	59,50	3,03	1,6		40,5
SM 03 0-1	5	76,90	4,29	2,0		23,1
	10				47	
SM 03 1-2	15	71,50	4,47	2,4		28,5
SM 03 2-3	25	69,00	4,58	2,7		31,0
	30				51	
SM 03 3-4	35	67,70	4,50	2,8		32,3
SM 03 4-5	45	66,30	4,46	3,0		33,7
	50				65	
SM 03 5-6	55	66,10	6,37	2,8		33,9
SM 03 6-7	65	62,10	3,66	2,5		37,9
	70				61	
SM 03 7-8	75	60,00	4,51	2,7		40,0
SM 03 8-9	85	57,60	3,65	1,6		42,4
	90				22	
SM 03 9-10	95	56,40	3,05	1,5		43,6
SM 04 0-1	5	84,70	4,41	1,0		15,3
	10				46	
SM 04 1-2	15	77,90	4,93	1,3		22,1
SM 04 2-3	25	77,60	4,98	1,2		22,4
	30				21	
SM 04 3-4	35	77,80	5,04	1,4		22,2
SM 04 4-5	45	74,40	5,36	2,4		25,6
	50				94	
SM 04 5-6	55	72,70	5,59	3,6		27,3

Prøve	Dyp (mm)	Vanninnh. (%)	TOC (%)	Hg (mg/kg)	PCB <sup>7</sup> (µg/kg)	TTS (%)
SM 04 6-7	65	70,60	4,78	3,8		29,4
	70					
SM 04 7-8	75	68,10	4,21	3,5		31,9
	85					
SM 04 8-9	85	66,90	3,84	3,0		33,1
	90					
SM 04 9-10	95	64,70	3,49	2,3		35,3
SM 05 0-1	5	85,60	4,07	0,7		14,4
	10					
SM 05 1-2	15	78,70	4,75	0,8		21,3
	25					
SM 05 2-3	25	80,80	4,93	0,9		19,2
	30					
SM 05 3-4	35	81,90	4,99	1,0		18,1
	45					
SM 05 4-5	45	79,10	5,55	1,5		20,9
	50					
SM 05 5-6	55	77,60	6,09	2,3		22,4
	65					
SM 05 6-7	65	77,40	6,21	3,1		22,6
	70					
SM 05 7-8	75	77,80	5,53	3,7		22,2
	85					
SM 05 8-9	85	75,60	4,55	4,3		24,4
	90					
SM 05 9-10	95	74,30	4,33	3,8		25,7
SM 06 0-1	5	83,00	4,26	2,6		17,0
	10					
SM 06 1-2	15	74,70	4,69	3,6		25,3
	25					
SM 06 2-3	25	72,20	4,84	3,8		27,8
	30					
SM 06 3-4	35	69,80	4,88	5,0		30,2
	45					
SM 06 4-5	45	68,30	4,71	5,4		31,7
	50					
SM 06 5-6	55	67,00	4,61	10,4		33,0
	65					
SM 06 6-7	65	64,80	4,23	11,0		35,2
	70					
SM 06 7-8	75	61,60	3,82	9,4		38,4
	85					
SM 06 8-9	85	60,10	3,04	8,0		39,9
	90					
SM 06 9-10	95	59,00	2,6	2,4		41,0
SM 07 0-1	5	88,80	4,17	0,4		11,2
	10					
SM 07 1-2	15	86,30	4,81	0,4		13,7
	25					
SM 07 2-3	25	88,10	4,72	0,4		11,9
	30					
SM 07 3-4	35	87,90	4,66	0,5		12,1
	45					
SM 07 4-5	45	86,30	4,68	0,7		13,7
	50					
SM 07 5-6	55	86,00	4,78	0,7		14,0
	65					
SM 07 6-7	65	85,50	5,29	1,0		14,5
	70					
SM 07 7-8	75	86,30	5,57	1,5		13,7
	85					
SM 07 8-9	85	85,90	5,29	1,8		14,1
	90					
SM 07 9-10	95	85,10	5,32	2,0		14,9
SM 10 0-1	5	84,40	3,87	1,0		15,6
	10					



Prøve	Dyp (mm)	Vanninnh. (%)	TOC (%)	Hg (mg/kg)	PCB <sup>7</sup> (µg/kg)	TTS (%)
SM 10 1-2	15	78,60	4,43	0,8		21,4
SM 10 2-3	25	79,60	4,39	0,7		20,4
	30				27	
SM 10 3-4	35	74,80	2,67	0,7		25,2
SM 10 4-5	45	65,50	1,97	0,5		34,5
	50				13	
SM 10 5-6	55	52,30	1,33	0,6		47,7
SM 10 6-7	65	46,10	1,72	0,4		53,9
	70				7	
SM 10 7-8	75	41,40	1,24	0,4		58,6
SM 10 8-9	85	38,10	0,97	0,1		61,9
	90				5	
SM 10 9-10	95	40,70	0,97	0,3		59,3
SM 11 0-1	5	83,90	4,39	0,8		16,1
	10				29	
SM 11 1-2	15	79,80	5,19	0,8		20,2
SM 11 2-3	25	83,90	5,08	0,7		16,1
	30				33	
SM 11 3-4	35	86,60	4,93	0,7		13,4
SM 11 4-5	45	78,00	2,48	0,4		22,0
	50				28	
SM 11 5-6	55	75,00	2,47	0,9		25,0
SM 11 6-7	65	72,50	2,26	0,7		27,5
	70				30	
SM 11 7-8	75	70,00	2,06	1,4		30,0
SM 11 8-9	85	82,00	4,07	1,1		18,0
	90				67	
SM 11 9-10	95	82,00	5,16	1,8		18,0
SM 12 0-1	5	76,90	4,82	2,6		23,1
	10				141	
SM 12 1-2	15	74,10	4,91	2,8		25,9
SM 12 2-3	25	72,90	4,98	3,1		27,1
	30				161	
SM 12 3-4	35	70,30	5,27	3,4		29,7
SM 12 4-5	45	68,90	5,13	3,5		31,1
	50				184	
SM 12 5-6	55	70,00	5,12	4,3		30,0
SM 12 6-7	65	68,70	4,60	3,8		31,3
	70				53	
SM 12 7-8	75	66,80	4,09	3,7		33,2
SM 12 8-9	85	66,60	4,00	3,8		33,4
	90				6	
SM 12 9-10	95	65,20	3,89	3,2		34,8
SM 13 0-1	5	84,80	4,08	0,8		15,2
	10				34	
SM 13 1-2	15	79,40	4,52	0,9		20,6
SM 13 2-3	25	81,50	4,76	0,9		18,5
	30				44	
SM 13 3-4	35	83,20	4,26	0,9		16,8
SM 13 4-5	45	80,90	3,40	1,2		19,1
	50				72	
SM 13 5-6	55	79,90	3,54	1,1		20,1
SM 13 6-7	65	79,80	3,42	1,8		20,2
	70				106	

Prøve	Dyp (mm)	Vanninh. (%)	TOC (%)	Hg (mg/kg)	PCB <sup>7</sup> (µg/kg)	TTS (%)
SM 13 7-8	75	80,80	3,53	1,4		19,2
SM 13 8-9	85	82,70	4,19	1,9		17,3
	90				478	
SM 13 9-10	95	83,30	3,82	1,9		16,7
SM 13 10-15	125	65,50	2,32	1,5	167	34,5
SM 13 15-20	175	65,00	2,58	0,9	223	35,0
SM 13 20-22	210	47,80	1,66	0,1	6	52,2
SM 14 0-1	5	73,10	4,38	1,3		26,9
	10				72	
SM 14 1-2	15	68,90	4,77	1,4		31,1
SM 14 2-3	25	68,80	4,96	1,8		31,2
	30				131	
SM 14 3-4	35	69,50	5,30	2,1		30,5
SM 14 4-5	45	71,70	5,61	3,2		28,3
	50				386	
SM 14 5-6	55	70,00	4,38	5,4		30,0
SM 14 6-7	65	64,50	4,75	6,1		35,5
	70				418	
SM 14 4-8	75	64,40	3,84	7,2		35,6
SM 14 8-9	85	63,60	3,80	7,7		36,4
	90				206	
SM 14 9-10	95	63,40	4,11	8,3		36,6
SM 15 0-1	5	77,80	3,53	1,5		22,2
	10				43	
SM 15 1-2	15	70,90	3,68	1,7		29,1
SM 15 2-3	25	71,20	3,98	1,9		28,8
	30				41	
SM 15 3-4	35	73,90	3,82	1,7		26,1
SM 15 4-5	45	78,60	3,79	1,7		21,4
	50				52	
SM 15 5-6	55	78,70	3,98	1,5		21,3
SM 15 6-7	65	77,80	4,21	2,2		22,2
	70				75	
SM 15 7-8	75	78,90	4,79	2,5		21,1
SM 15 8-9	85	80,40	5,32	6,7		19,6
	90				377	
SM 15 9-10	95	80,00	5,79	16,8		20,0
MD 8 0-1	5	87,70	3,16	1,0	21	12,3
	10					
MD 8 1-2	15	82,20	3,93	0,6		17,8
MD 8 2-3	25	89,40	4,46	0,6		10,6
	30				18	
MD 8 3-4	35	89,20	4,26	0,5		10,8
MD 8 4-5	45	89,30	4,54	0,6		10,7
	50				16	
MD 8 5-6	55	78,50	1,92	0,4		21,5
MD 8 6-7	65	78,50	2,34	0,6		21,5
	70				17	
MD 8 7-8	75	79,00	2,68	1,0		21,0
MD 8 8-9	85	85,10	4,21	1,0		14,9
MD 8 9-10	95	87,40	4,96	1,1		12,6
	100				50	
PB 1 0-10	5	47,50	2,20	0,9	34	52,5
PB 1 >10		29,20	0,68	0,0	4	70,8

---

Prøve	Dyp (mm)	Vanninnh. (%)	TOC (%)	Hg (mg/kg)	PCB <sup>7</sup> (µg/kg)	TTS (%)
PB 2 0-1	5	73,30	1,83	0,9		26,7
PB 2 1-2	15	69,20	2,22	1,4		30,8
PB 2 2-3	25	76,40	6,80	8,1		23,6
PB 2 3-4	35	74,90	7,96	8,6		25,1
PB 2 4-5	45	73,50	9,18	8,6		26,5
PB 2 5-6	55	73,80	10,00	7,8		26,2
PB 2 6-7	65	71,30	7,89	8,2		28,7
PB 2 7-8	75	70,80	8,68	9,1		29,2
PB 2 8-9	85	71,70	8,07	9,7		28,3
PB 2 9-10	95	70,40	7,61	9,3		29,6
PB 2 50-51	505	44,60	2,48	1,4	44	55,4
PB 2 90-91	905	37,30	1,56	0,6	29	62,7
PB 2 113-115	1140	54,40	4,78	6,2	214	45,6
PB 2 128-131	1300	39,10	1,63	1,0	38	60,9
PB 2 138-140	1400	48,20	4,47	7,0	172	51,8
PB 2 148-150	1500	49,30	4,99	11,1	133	50,7

---

## **Vedlegg B. Bly-210 dateringer**

## **Gamma Dating Center Copenhagen**

---

Copenhagen, 3 February 2008

Thorbjørn J. Andersen  
Institute of Geography  
University of Copenhagen  
Oester Voldgade 10  
1350 Copenhagen K  
e-mail [tja@geogr.ku.dk](mailto:tja@geogr.ku.dk)  
phone +45 35 32 25 03  
fax +45 35 32 25 01

## **Dating of core SM 05**

### **Dating of core SM 05**

#### **Methods**

The samples have been analysed for the activity of  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  and  $^{137}\text{Cs}$  via gamma-spectrometry at the Gamma Dating Center, Institute of Geography, University of Copenhagen. The measurements were carried out on a Canberra low-background Ge-detector.  $^{210}\text{Pb}$  was measured via its gamma-peak at 46,5 keV,  $^{226}\text{Ra}$  via the granddaughter  $^{214}\text{Pb}$  (peaks at 295 and 352 keV) and  $^{137}\text{Cs}$  via its peak at 661 keV.

#### **Results**

The core showed surface contents of unsupported  $^{210}\text{Pb}$  of about  $250 \text{ Bq kg}^{-1}$ , and a general decrease with depth. The calculated flux of unsupported  $^{210}\text{Pb}$  is about  $126 \text{ Bq m}^{-2} \text{ y}^{-1}$  which is about 30 % higher than the estimated local atmospheric supply (based on data shown in Appleby, 2001). Dry bulk density below 10 cm depth was estimated and calculated as the average in the interval 5- 10 cm.

The isotope  $^{137}\text{Cs}$  was present in all samples but a broad peak was centered around 4 cm depth. Based on a preliminary  $^{210}\text{Pb}$ -dating and comparison with data from other cores in the area it is concluded that this peak must be due to the Chernobyl-accident in 1986.

A modified CRS-modeling approach has been applied (Appleby, 2001) where the activity below the lowermost sample was calculated on the basis of the regression line shown in fig 2. The result is given in table 2 and fig 3.

Based on the  $^{210}\text{Pb}$ -dating, the sample with the highest content of  $^{137}\text{Cs}$  is dated to 1987 which is consistent with the anticipated Chernobyl-origin. As this peak is dated correctly, the dating is considered to be accurate.

Thorbjørn J. Andersen

Gamma Dating Center,  
Institute of Geography and Geology,  
University of Copenhagen,  
e-mail: tja@geogr.ku.dk

#### **Reference:**

Appleby, P.G. (2001): Chronostratigraphic techniques in recent sediments. In: Last, W.M & Smol, J.P. (eds) Tracking environmental change using lake sediments. Volume 1: Basin analysis, coring and chronological techniques. Kluwer Academic Publishers, the Netherlands.

Table 1. Core SM 05

Depth	Pb-210 <sub>tot</sub>	error Pb-210 <sub>tot</sub>	Pb-210 <sub>sup</sub>	error pb-210 <sub>sup</sub>	Pb-210 <sub>unsup</sub>	error pb-210 <sub>unsup</sub>	Cs-137	error Cs-137
cm	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1
0.5	226	29	30	5	195	30	16	5
1.5	296	19	31	2	264	19	29	3
2.5	284	17	31	2	253	17	29	3
3.5	217	20	42	5	175	20	75	4
4.5	213	16	41	4	172	16	80	3
5.5	200	18	44	3	155	18	53	3
6.5	167	17	34	8	133	19	36	3
7.5	97	16	35	4	62	16	19	2
8.5	99	15	23	12	76	19	9	2
9.5	98	16	33	5	65	17	10	2
10.5	70	16	30	2	40	16	8	2
11.5	77	14	37	2	40	14	6	2
12.5	44	16	41	2	3	16	6	2
13.5	63	14	41	0	23	14	7	2
14.5	71	16	37	5	34	17	6	2

Table 2, Core SM 05

Depth	Age	error age	Date	acc rate	error rate
cm	y	y	y	(kg m-2 y-1)	(kg m-2 y-1)
0.0			2007		
0.5	1	1	2006	0.6	0.1
1.5	5	1	2002	0.5	0.0
2.5	10	2	1997	0.4	0.0
3.5	15	2	1992	0.4	0.0
4.5	20	2	1987	0.4	0.0
5.5	27	2	1980	0.4	0.0
6.5	34	3	1973	0.3	0.1
7.5	39	3	1968	0.4	0.1
8.5	44	3	1963	0.5	0.1
9.5	51	4	1956	0.4	0.1
10.5	57	4	1950	0.4	0.2
11.5	62	4	1945	0.5	0.2
12.5	66	4	1941	0.8	3.9
13.5	68	4	1939	1.2	0.7
14.5	73	3	1934	0.5	0.1

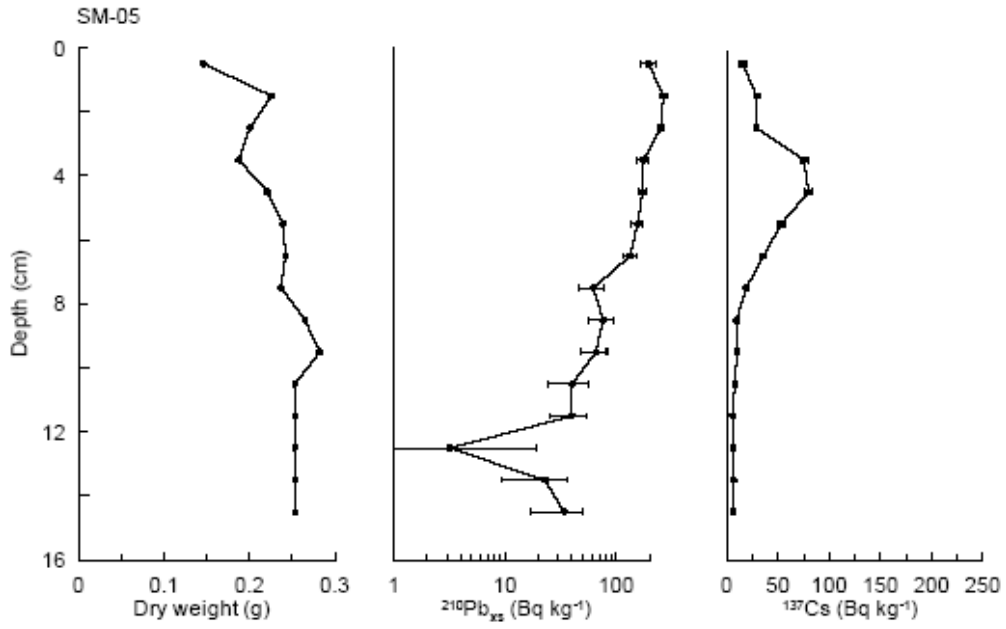


Fig 1

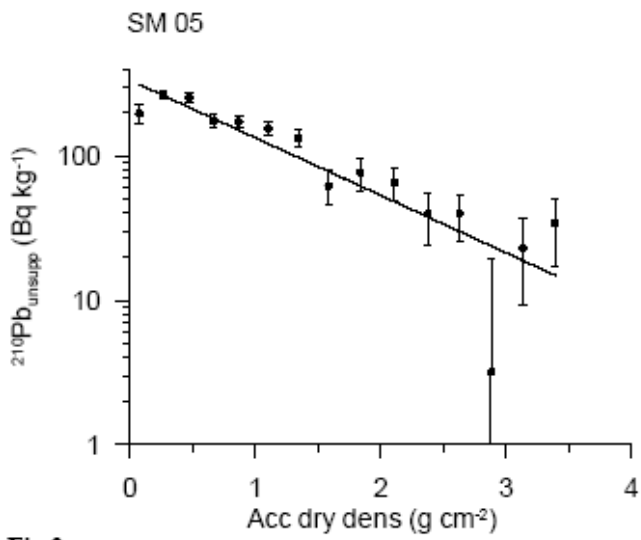


Fig 2



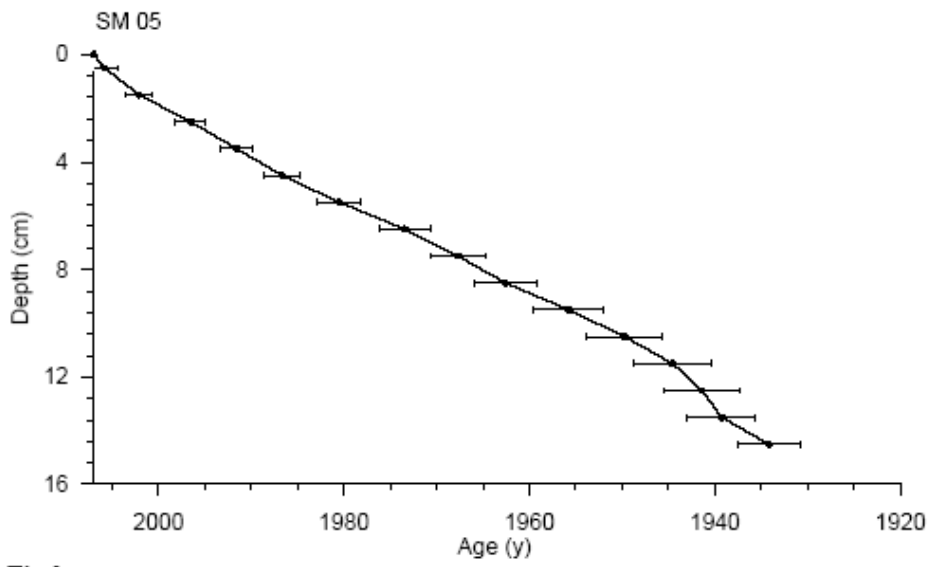


Fig 3

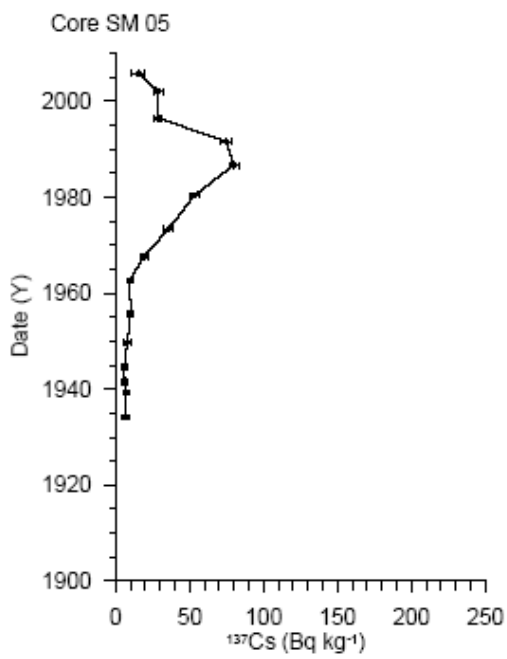


Fig 4

## **Gamma Dating Center Copenhagen**

---

**Copenhagen, 3 February 2008**

**Thorbjørn J. Andersen  
Institute of Geography  
University of Copenhagen  
Oester Voldgade 10  
1350 Copenhagen K  
e-mail [tja@geogr.ku.dk](mailto:tja@geogr.ku.dk)  
phone +45 35 32 25 03  
fax +45 35 32 25 01**

## **Dating of core SM 11**

### **Dating of core SM 11**

#### **Methods**

The samples have been analysed for the activity of  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  and  $^{137}\text{Cs}$  via gamma-spectrometry at the Gamma Dating Center, Institute of Geography, University of Copenhagen. The measurements were carried out on a Canberra low-background Ge-detector.  $^{210}\text{Pb}$  was measured via its gamma-peak at 46,5 keV,  $^{226}\text{Ra}$  via the granddaughter  $^{214}\text{Pb}$  (peaks at 295 and 352 keV) and  $^{137}\text{Cs}$  via its peak at 661 keV.

#### **Results**

The core showed surface contents of unsupported  $^{210}\text{Pb}$  of about  $200 \text{ Bq kg}^{-1}$ , and a general decrease with depth. The calculated flux of unsupported  $^{210}\text{Pb}$  is about  $95 \text{ Bq m}^{-2} \text{ y}^{-1}$  which is close to the estimated local atmospheric supply (based on data shown in Appleby, 2001). Dry bulk density below 10 cm depth was estimated and calculated as the average in the interval 5- 10 cm.

The isotope  $^{137}\text{Cs}$  was present in all samples but a marked peak was found at a depth of 7.5 cm. Based on a preliminary  $^{210}\text{Pb}$ -dating and comparison with data from other cores in the area it is concluded that this distinct peak must be due to the Chernobyl-accident in 1986.

A modified CRS-modeling approach has been applied (Appleby, 2001) where the 7.5 cm depth is ascribed to 1986 (based on the  $^{137}\text{Cs}$ -profile). Below this depth a simple CRS-modeling was performed but the activity below the lowermost sample was calculated on the basis of the regression line shown in fig 2. The result is given in table 2 and fig 3.

Based on marked peak in  $^{137}\text{Cs}$  and the similarity between results from different  $^{210}\text{Pb}$ -approaches (CIC-model not shown) it is concluded that the dating is reasonably accurate.

Thorbjørn J Andersen

Gamma Dating Center,  
Institute of Geography and Geology,  
University of Copenhagen,  
e-mail: tja@geogr.ku.dk

#### **Reference:**

Appleby, P.G. (2001): Chronostratigraphic techniques in recent sediments. In: Last, W.M & Smol, J.P. (eds) Tracking environmental change using lake sediments. Volume 1: Basin analysis, coring and chronological techniques. Kluwer Academic Publishers, the Netherlands.

Table 1. Core SM 11

Depth	Pb-210tot	error Pb-210 tot	Pb-210 sup	error pb-210 sup	Pb-210 un-sup	error pb-210 un-sup	Cs-137	error Cs-137
cm	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1
0.5	209	24	40	1	169	24	13	3
1.5	259	28	39	6	220	28	23	3
2.5	257	28	29	2	228	28	22	3
3.5	128	15	29	4	100	16	32	3
4.5	123	14	50	4	73	15	42	3
5.5	202	22	123	6	79	23	67	4
6.5	158	18	101	1	57	18	41	3
7.5	178	19	84	2	94	20	206	11
8.5	251	27	140	8	111	28	79	5
9.5	205	22	143	0	63	22	44	3
10.5	103	13	59	3	44	13	22	3
11.5	96	12	57	0	39	12	21	3
12.5	80	10	59	5	20	11	19	2
13.5	77	10	60	3	17	11	21	3
14.5	105	12	53	6	51	14	24	2

Table 2, Core SM 11

Depth	Age	error age	Date	acc rate	error rate
cm	y	y	y	(kg m-2 y-1)	(kg m-2 y-1)
0			2007		
0.5	1	1	2006	0.7	0.1
1.5	4	2	2003	0.6	0.1
2.5	8	2	1999	0.5	0.1
3.5	11	2	1996	0.6	0.1
4.5	13	2	1994	1.0	0.2
5.5	15	2	1992	1.1	0.3
6.5	18	2	1989	1.1	0.3
7.5	21	2	1986	0.9	0.2
8.5	30	4	1977	0.3	0.1
9.5	36	4	1971	0.3	0.1
10.5	42	5	1965	0.4	0.1
11.5	49	5	1958	0.4	0.1
12.5	54	5	1953	0.5	0.2
13.5	58	5	1949	0.6	0.4
14.5	67	6	1940	0.3	0.0

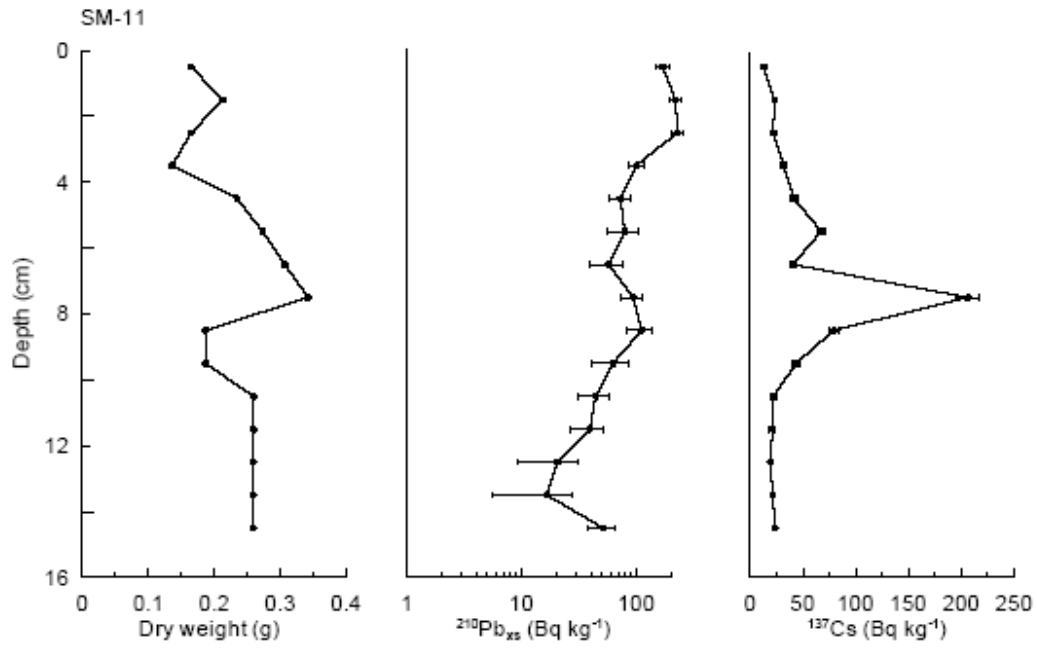


Fig 1

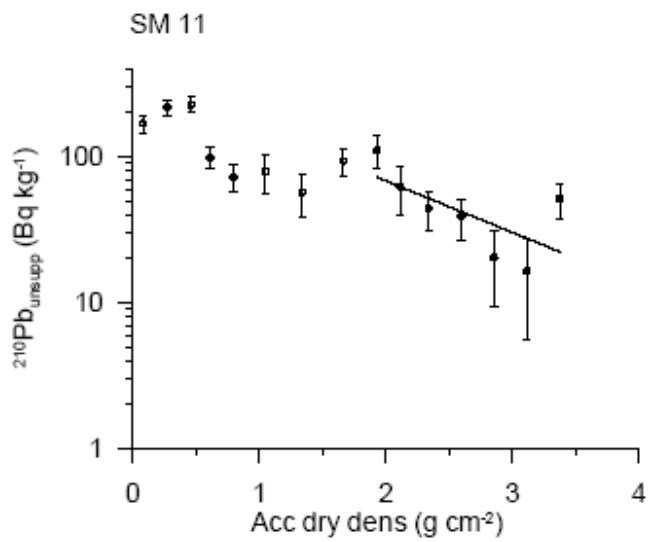


Fig 2

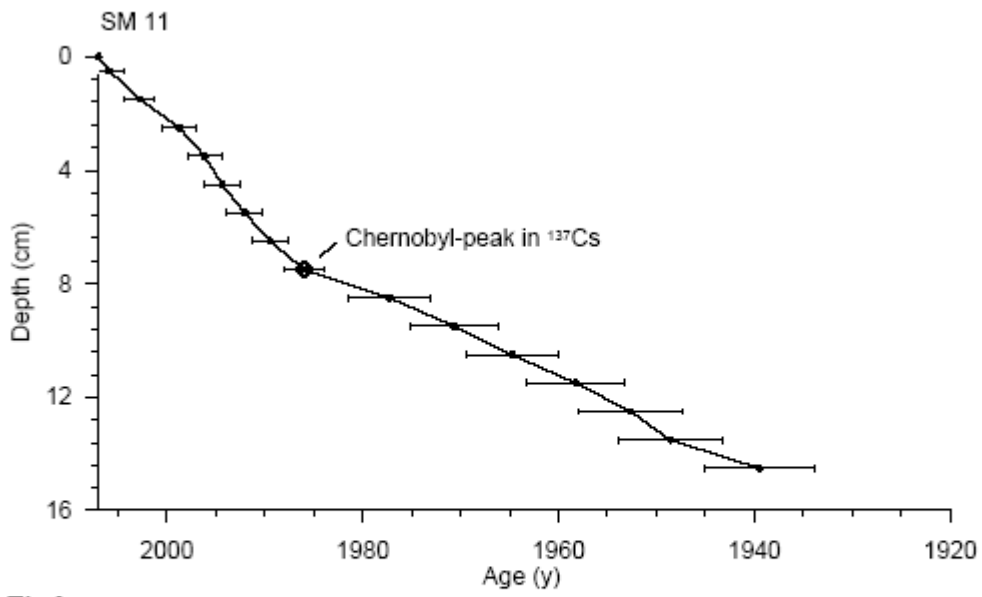


Fig 3

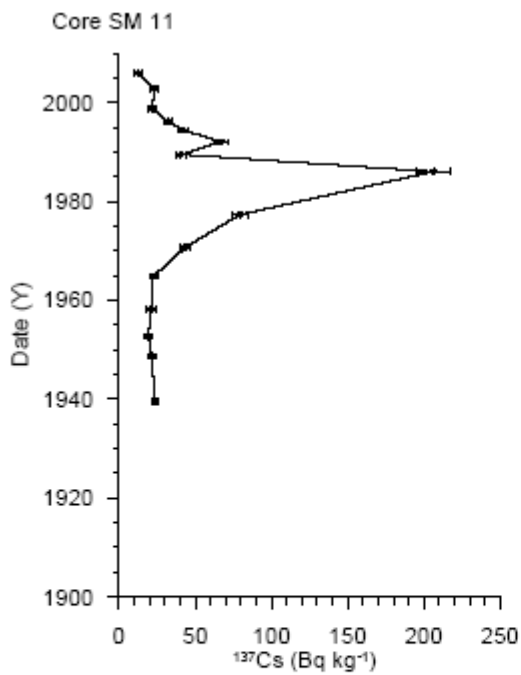


Fig 4

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo  
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00  
[www.niva.no](http://www.niva.no) • [post@niva.no](mailto:post@niva.no)