



RAPPORT LNR 5501

Spredning av partikler og miljøgifter under deponering av masser i dypvannsdeponiet ved Malmøykalven



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 18 51 00
Telefax (47) 55 30 22 51

NIVA Midt-Norge

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

Tittel Spredning av partikler og miljøgifter under deponering av masser i dypvannsdeponiet ved Malmøykalven	Løpenr. (for bestilling) 5501-2007	Dato 06.11.2007
	Prosjektnr. Undernr. O-27220	Sider Pris 54
Forfatter(e) Morten Schaanning og Christopher Harman, NIVA Elisabeth Alve, Institutt for geofag, UiO	Fagområde Overvåking	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Indre Oslofjord	Trykket NIVA
Oppdragsgiver(e) Statens forurensingstilsyn (SFT)		Oppdragsreferanse Kari Kjonigsen

Sammendrag Spredning av miljøgifter fra deponiområdet ved Malmøykalven ble undersøkt ved eksponering av passive prøvetakere i vannmassene i Indre Oslofjord i perioden 10.05.-12.06.2007. Spredningen av partikler ble samtidig sporet ved å undersøke innholdet av bentiske gruntvannsforaminiferer i sedimenter fra Bekkelagsbassenget, i og utenfor deponiområdet. Undersøkelsen viste at organiske foringer fra foraminiferer er transportert til deler av Bekkelagsbassenget utenfor deponiområdet. Imidlertid er det usikkert i hvilken grad denne spredningen kan representere spredning av sedimentpartikler. De passive prøvetakerne viste lave konsentrasjoner av kadmium, sink og kopper i nærheten av deponiområdet. Konsentrasjonene av bly og PAH var høyere i deponiområdet enn på referensstasjonene i Bunnefjorden og Vestfjorden, men lavere enn i Havnebassenget. Detekterbare mengder av PCB ble bare unntaksvis observert utenfor Havnebassenget. Spredning av miljøgifter fra deponiområdet oppover til terskeldypet i Bekkelagsbassenget beregnet på grunnlag av de målte konsentrasjonene, var tilsvarende eller mindre enn beregnet før arbeidene ble startet. Sammenlignet med målingene i Havnebassenget syntes påvirkningen fra deponiområdet under normale hydrografiske forhold å være relativt ubetydelig. I tillegg vil spredningen fra deponiområdet være midlertidig til arbeidene avsluttes og deponiet overdekkes med rene masser.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Dypvannsdeponi	1. Deep sea disposal
2. Bentiske foraminiferer	2. Benthic foraminifers
3. Tungmetaller	3. Trace metals
4. Organiske miljøgifter	4. Persistent organic contaminants

Morten Schaanning
Prosjektleder

Kristoffer Næs
Forskningsleder

Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

**Spredning av partikler og miljøgifter under
deponering av masser i dypvannsdeponiet ved
Malmøykalven**

Forord

Prosjektet er utført på oppdrag fra Statens forurensingstilsyn (SFT) i hht vårt prosjektforslag som ble utarbeidet på bakgrunn av møter hos SFT 30.03.07, prosjektforslag 13.04.07 og revidert prosjektforslag 19.04.07. Endringen i det reviderte forslaget var at analyser av hvitning utgikk. I stedet er detaljeringen av undersøkelsen med passive prøvetakere øket med flere dyp og stasjoner. Prosjektet er et samarbeidsprosjekt mellom NIVA og Universitetet i Oslo (UiO). NIVA v/Morten Schaanning har vært prosjektleder. Elisabeth Alve har vært ansvarlig for UiOs del av prosjektet. Dataene som Universitetet generer kan fritt brukes i studentoppgaver og til publisering i fagtidsskrifter.

Oslo, 06.11.2007

Morten Thorne Schaanning

Innhold

Sammendrag	6
Summary	8
1. Innledning	9
2. Bakgrunn for foraminiferanalysene	10
3. Målsetting	12
4. Materiale og metoder	12
4.1 Prøvetaking og stasjonsplassering	12
4.1.1 Passive prøvetakere	12
4.1.2 Sedimenter	15
4.1.3 Prøvepreparering og analyser av foraminiferer	15
4.1.4 Kjemisk analyse	16
5. Bentiske foraminiferer i nylig avsatte sedimenter i Bekkelagsbassenget	18
5.1 Gruntvannsformer	18
5.2 <i>In situ</i> organismer	20
5.3 Vurdering	21
6. Miljøgifter i vannmassene i Bekkelagsbassenget og tilstøtende områder i Indre Oslofjord	25
6.1.1 Metaller	25
6.1.2 Kan deponiområdet fungere som felle for Cu, Cd og Zn?	27
6.1.3 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	30
6.1.4 Polyklorerte bifenyler (PCB) og pesticider	33
6.1.5 PAH- og PCB-mønsteranalyse	36
6.2 Risiko for skade på organismer	39
6.3 Risiko for spredning over terskeldyp	40

7. Konklusjoner	42
8. Referanser	43
Vedlegg A. Beskrivelse av kjernene i felt	45
Vedlegg B. Metaller i vann (DGT'er)	48
Vedlegg C. Regresjonsanalyser (Figur 10)	49
Vedlegg D. Analyser av PAH i vann (SPMD'er)	53
Vedlegg E. Analyser av PCB og pesticider i vann (SPMD'er)	54

Sammendrag

Spredning av miljøgifter fra deponiområdet ved Malmøykalven ble undersøkt ved eksponering av passive prøvetakere. Kadmium (Cd), bly (Pb), kopper (Cu), nikkel (Ni) og sink (Zn) ble undersøkt med DGT'er (Diffusion Gradients in Thin-films) og PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner), PCB (polyklorerte bifenyler) og klorerte pesticider (bl.a. DDT) ble undersøkt med SPMD'er (SemiPermeable Membrane Device). De passive prøvetakerne ble utplassert i 21-68 m dyp på 14 stasjoner i Indre Oslofjord i perioden 10.05.-12.06.2007. Prøvetakerne ble strategisk plassert i fem områder: Bekkelagsbassenget nær deponiområdet, øvrige Bekkelagsbassenget, terskler til Bekkelagsbassenget, Havnebassenget og referensstasjoner (Bunnefjorden og Vestfjorden). Hensikten var å forsøke å fange opp eventuell spredning av miljøgifter fra deponeringen ved ca 65 m dyp i Bekkelagsbassenget over tersklene til andre deler av Indre Oslofjord.

Partikler fra de deponerte massene ble samtidig forsøkt sporet ved å undersøke innholdet av bentiske gruntvannsforaminiferer i overflatesedimenter fra 11 stasjoner i og utenfor deponiområdet i Bekkelagsbassenget. Hensikten med denne delen av undersøkelsen var å undersøke om partikler fra deponeringen spres utenfor det området som er regulert til deponi lengst syd i Bekkelagsbassenget. Foraminiferundersøkelsen viste ingen levende individer i midtre-sydlig deler av deponiområdet. Dette stod i sterk kontrast til de rike, levende foraminifer- og nematodefaunaene lengst nord i og nord for deponiområdet. Forskjellen skyldes mest sannsynlig høye sedimentasjonsrater nær utslippsstedet, sterkt avtagende mot mer normale sedimentasjonsrater ved nordenden av og utenfor deponiet. Dette er som forventet dersom mesteparten av massene sedimenterer like ved utslippspunktet. Resultatene viste imidlertid en betydelig anrikning av tectin-hinner fra gruntvannsforaminiferer på stasjoner nord for deponiområdet. Disse må ha blitt transport fra utslippstedet gjennom vannmassen og viser at partikler med lav synkehastighet kan spres utenfor området regulert til deponi. Imidlertid er det usikkert i hvilken grad spredningen av tectin-hinner kan representere spredning av sedimentpartikler.

De passive prøvetakerne viste at konsentrasjonen av miljøgifter alltid var høyest på stasjoner i Havnebassenget. Avtagende konsentrasjoner nedover i vannsøylen i Bekkelagsbassenget og inn mot deponiområdet indikerte at tungmetallene kadmium, sink og kopper fjernes ved binding til sedimentene i dette området. På den annen side viste økende konsentrasjoner inn mot deponiområdet at dette er en kilde til spredning av bly og PAH. Slik spredning var forventet og ble beregnet i forbindelse med konsekvensutredningen for dypvannsdeponiet. Sammenlignet med disse beregningene, viste målingene i mai-juni 2007 at spredningen av bly og pyren (en av PAH-forbindelsene) til fjorden utenfor Bekkelagsbassenget var mindre enn forventet. For PCB var både beregnet og målt spredning ned mot og under grensen for det som kan detekteres med SPMD'er. Fordelingen av benzo(a)pyren indikerte diffusjonstransport til terskeldyp og beregninger viste at denne spredningen var i samme størrelsesorden som beregnet før tiltaket ble igangsatt. Disse spredningsberegningene er ikke direkte sammenlignbare med beregningene som gjøres i tilknytning til Oslo Havns eget miljøregnskap, men begge metodene konkluderer med at spredningen er innenfor de rammene som ble lagt til grunn for dypvannsdeponiet.

Mønsteranalyser kombinert med konsentrasjonsgradienter indikerte at sedimenter i Havnebassenget var en kilde til forhøyete verdier av PCB 3 m over bunnen, mens avrenning fra kilder nær overflaten i nærheten av Sjørøya (mest sannsynlig utløpet fra Alna/Loelva) var en viktig kilde til PAH i sørøstre deler av Havnebassenget. Konsentrasjonene i disse prøvene fra Havnebassenget var større enn noen av konsentrasjonene observert i Bekkelagsbassenget. Sammenlignet med andre forurensingskilder i fjorden, synes spredningen fra deponiområdet å være forholdsvis ubetydelig under normale hydrografiske forhold. (Spredning under episodisk utskifting av dypvannet er ikke vurdert i denne rapporten.) I tillegg vil denne kilden være aktiv bare i en relativt kort periode mens arbeidene pågår.

På grunnlag av PNEC-verdiene (Potential No Effect Concentration) anvendt i konsekvensutredningen, foreligger det ikke risiko for skade på levende organismer i noen del av undersøkelsesområdet. Skader som følge av fysisk påvirkning fra partikler (høy sedimentasjon/oppvirvling), er ikke vurdert i denne rapporten utover undersøkelsene av meiofaunaen i deponiområdet.

Summary

Title: Dispersal of particles and contaminants during deposition of harbour sediments in a deep sea disposal site in Inner Oslofjord

Year: 2007

Authors: Morten Schaanning and Christopher Harman, NIVA,
Elisabeth Alve, Institutt for geofag, UiO

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-xxxx-x

Spreading of contaminants from the deep sea disposal site at Malmøykalven, Inner Oslofjord, SE Norway, was investigated by deployment of passive samplers in adjacent fjord areas during the period 10.05.-12.06.2007. The spreading of particles was simultaneously investigated by quantitative analyses of benthic foraminifers in the sediments. The contaminated sediments are being discharged through a pipe opening at about 65 m depth above the disposal site in the deepest part of Bekkelagsbassenget. Bekkelagsbassenget is a semienclosed basin surrounded by sills and sounds with sill depths down to 42 m.

Benthic foraminiferal analyses showed that most of the sediments discharged settle on the seabed nearby the pipe opening at 65-70 m depth. However, organic skeleton linings from benthic foraminifera living in shallow-water sediments only (i.e., organism remains typical of harbour sediments), revealed transport of particles with low sinking velocity to the seabed just outside the disposal site area.

The highest concentrations of contaminant were always observed in the shallow areas adjacent to the harbour. Concentration gradients indicated that the disposal area acted as a sink for cadmium, zinc and copper, but source for lead and PAH. Vertical diffusion of benzo(a)pyrene through the basin area at sill depth ($\approx 3.5 \text{ km}^2$) was estimated to be $9.2\text{-}18.4 \text{ g y}^{-1}$, which compared well with the 30 g estimated for the entire operation in the preceding impact studies. Compared to other, regular sources such as release from contaminated sediments and river discharges in the harbour area, dispersal of contaminants from the deep sea deposit site to the fjord outside the Bekkelaget basin appeared to be insignificant. In addition this source will only be active during the period of the operation.

Throughout the investigation area, the observed contaminant concentrations were smaller than the PNECs (Potential No Effect Concentrations) given in the impact studies report.

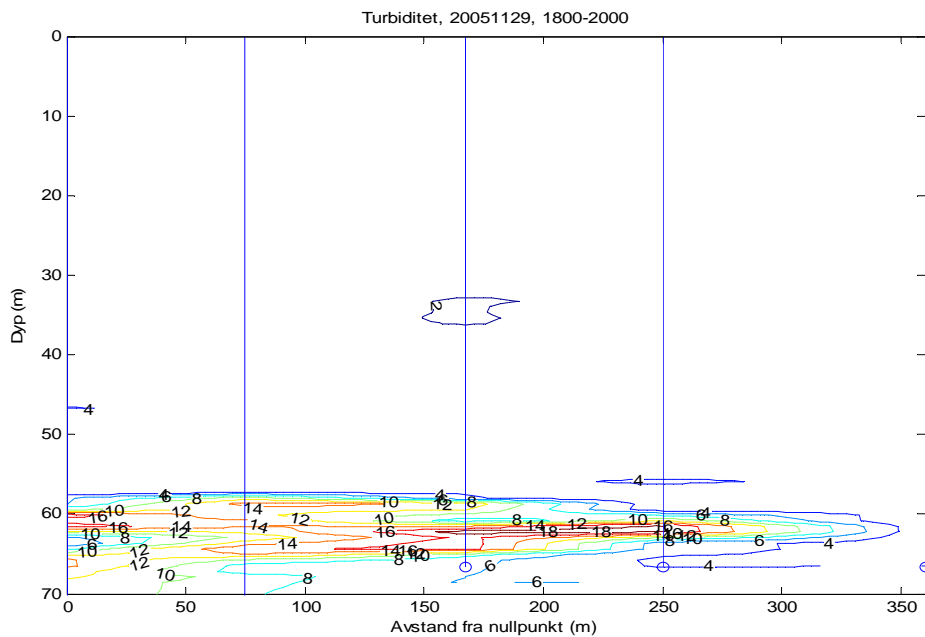
1. Innledning

Den pågående oppryddingen i Oslo havn innebærer at sedimenter fjernes ved mudring langs kaiområdene og fraktes i lekter til deponiområdet ved Malmøykalven der de pumpes over i et rør som munnar ut noen få meter over bunnen på ca 70 m dyp. Utpumpingen resulterer i en partikkelsky over bunnen. Denne skyen vil spres utover til sidene samtidig med at partiklene suksessivt synker ut og sedimenterer. Oppløste forbindelser og partikler med lav synkehastighet (liten størrelse eller høyt organisk innhold) vil transporteres lengst vekk. Advective strømmer i vannet over bunnen vil bidra til at partiklene sedimenterer asymmetrisk rundt deponeringspunktet. På grunn av tersklene ved 31-42 m dyp vil strømhastighetene i dypvannet normalt være svært lave. I perioden 8.12.-15.12. 1998 ble det på 67 m dyp like nord for deponiområdet, målt median strømhastighet på $0,4 \text{ cm s}^{-1}$ (Skei et al., 1999). I forbindelse med overvåkingen av dypvannsdeponeringen er det målt strømhastigheter over 2 cm s^{-1} ved nordenden av deponiområdet (www.renoslofjord.no). Under dypvannsutsiftinger som kan forekomme i vinterhalvåret vil strømhastigheten øke og bunnvannet vil kunne "løftes opp" over det innstrømmende vannet. Spredning til terskeldyp av løste forbindelser og partikler med lav synkehastighet vil kunne øke dersom deponering pågår i slike perioder.

Området som er regulert til deponi er en naturlig forsenkning i søndre del av Bekkelagsbassenget og adskilt fra dette med en lav undersjøisk rygg (terskel) med maksimum dyp ca 65 m. Under deponering, særlig i de nordlige deler av deponiet, kan det ikke utelukkes at oppløste miljøgifter eller miljøgifter bundet til partikler med lave synkehastigheter ("svevepartikler") kan spres over denne ryggen til nordlige og nordøstlige deler av Bekkelagsbassenget.

Etter et prøveutslipp 29.11.2005 (**Figur 1**) ble det ved hjelp av faste målepunkter på bunnen observert at skyen etter at den traff bunnen spredte seg nordover med en hastighet på 0.5-0.9 cm/s, men det ble ikke målt noen spredning utover 300 m fra utslippspunktet, dvs. ingen målt spredning til området nord for terskelen på 65 m dyp. Figuren viser at partikkelskyen er skarpt avgrenset mot vannmassene over, dvs at det var lite transport av partikler oppover fra skyen.

Selve Bekkelagsbassenget er omkranset av øyer og terskler ned til 42 m dyp. Forutsatt at all masse deponeres ved bunnen, vil bare miljøgifter som spres oppover i vannsøylen fra utslippspunktet ved bunnen til over terskeldypet kunne transporteres videre horisontalt med vannstrømmene til andre deler av Indre Oslofjord.



Figur 1. Partikkelinnhold i vannet over deponiområdet før (øverst) og 8 timer etter (nederst) utslipp av 300 tonn muddermasser fra splittlekter 29.11.2005. Nullpunkt = posisjon av lekter under utslippet. (Etter Schaanning et al., 2006). Merk at det også før massene ble sluppet var relativt høye partikkelkonsentrasjoner i det anoksiske vannsjiktet nærmest bunnen.

2. Bakgrunn for foraminiferanalysene

Bentiske foraminiferer er encellede organismer (protister) som forekommer i store antall i de fleste marine sedimenter. De fleste foraminiferer i sørnorske fjorder er < 300 μm store og har et ytre skall som består av kalk eller av sammenkittede silt- (ev. sand-) og leirpartikler. De er følsomme overfor endringer i miljøet og skallet bevares ofte i sedimentene etter at organismen er død. De kan således benyttes til å spore miljøendringer over lange tidsrom og til å spore transport av sedimenter i grovsilt- og sandfraksjonen vekk fra opprinnelsesstedet. Tidligere undersøkelser har vist at faunasammensetningen endres betydelig med økende vanddyb i Oslofjorden (e.g., Risdal, 1964; Alve og Nagy, 1990). Dette medfører at det går an å spore gruntvanns-sedimenter (som inneholder gruntvannsarter) på større vanddyb hvis de er blitt fraktet ut dit (f. eks. som følge av dumping). Et eksempel på slik kildeprosporing er sedimentasjonsmiljøet på 90 m vanddyb i Frierfjorden ved Brevik. Den fossile faunaen på 2-4 cm dyp i en kjerne som ble samlet inn der i 1991 besto av over 40 % gruntvannsarter (Alve, 2000). Dette sedimentlaget reflekterte sedimentasjon av dumpemasser fra mudringsaktiviteten innerst i Frierfjorden i 1974/75. På tilsvarende måte har senkvartære avsetninger egne spesifikke faunaer (e.g., Feyling-Hanssen, 1964) som det vil være mulig å kjenne igjen hvis de er blitt gravet opp og avsatt i miljøer som avviker fra det miljøet de opprinnelig ble dannet i. Basert på innholdet av bentiske foraminiferer, delte Feyling-Hanssen (1964) de sen-kvartære marine avsetningene i Oslo-området inn i 7 forskjellige faunasoner fra A (eldst, nederst) til G (yngst, øverst). Av de som er relevante i denne sammenheng er sone F som domineres av *Bulimina marginata*, og den overliggende (og, i vårt tilfelle, yngre) sone G som karakteriseres av agglutinerte gruntvannsarter som

Tabell 1. Mektigheten til de to yngste senkvartære (siste ca 3000 år) foraminifer-sonene i fem boringer fra Bjørvika (1950-tallet) med angivelse av innsamlingsvannndyp (Feyling-Hanssen, 1964).

Boring nr.	1	2	4	5	6
Vannndyp (m)	7	3,5	6,1	7,1	4,4
Sone G	5,4	10	10	11	8
Mektighet (m)				(primært G;	
Sone F	4,6	4	5,5	kun øvre del	7,5
Mektighet (m)				av sone F)	

Eggerelloides scaber, *Ammoscalaria runiana* og *Miliammina fusca*, samt kalkarter som *Ammonia beccarii*. Denne faunaen karakteriserer fremdeles dagens gruntvannsområder i Oslofjorden. Sedimenter fra begge disse sonene er representert med mektigheter på flere meter i Bjørvika (**Tabell 1**). Dagens gruntvannsfauna i Oslofjorden karakteriseres av de samme artene som den senkvartære sone G. Den detaljerte artssammensetningen varierer imidlertid med lokale miljøforhold.

Kalkskallet til gruntvannsarten *Ammonia beccarii* kan i noen tilfeller løses opp som følge av surt porevann og undermetning av CaCO₃, men den organiske, trochospirale ”foringen” i kalkskallet er relativt resistent og bevares i sedimentene. Disse organiske foringene kan således avspeile opprinnelig tilstedeværelse av arten selv om kalkskallet har forsvunnet (er løst opp). Noen kalkarter som har planspiral i stedet for trochospiral kveiling av skallet har også organiske foringer som kan bevares i sedimentene hvis kalkskallene løses opp. Da planspirale arter med relativt resistente organiske foringer (e.g., *Elphidium excavatum*) ikke er begrenset til grunt vann, kan de ikke benyttes med like stor sikkerhet som gruntvannsindikatorer. Planspirale former av denne typen har imidlertid ikke vært vanlig forekommende i de dypere delene av Bekkelagsbassenget eller ved Malmøykalven på godt over 50 år, sannsynligvis ikke i etterkrigstiden (Risdal, 1963; denne undersøkelsen). Følgelig skyldes sannsynligvis eventuell tilstedeværelse av planspirale foringer i undersøkelsesområdet også transport fra grunnereliggende områder.

Tecamøber er ferskvannsprøtister med skall som består av sammenkittede silt- og leirkorn og de er på størrelse med foraminiferene. Siden de kun lever i ferskvann og skallene deres har et godt bevaringspotensiale etter organismens død, vil de kunne transporteres med elvevann og sedimentere i og utenfor elvemunninger sammen med annet elvetransportert materiale. Deres forekomst i brakkvanns- og marine avsetninger er således en god indikasjon på ferskvannspåvirkning. Følgelig vil for eksempel fjordbunnsområder i Bjørvika som har mottatt sedimenter fra Akerselva inneholde skall etter døde, transporterte tecamøber i tillegg til de gruntvannsforaminiferene som lever i området.

Med bakgrunn i disse forholdene skal det, ved kartlegging av gruntvannsforaminiferer, organiske foringer fra gruntvannsarter og tecamøber, være mulig å kjenne igjen gruntvanns-sedimenter hvis disse har sedimentert utenfor deponiområdet. Faunaanalysene vil også søke å avspeile om sedimenter (grovsilt- og sandfraksjonen) fra de senkvartære leirene som nylig er dumpet lenger nord i bassenget har spredt seg til det her foreslåtte undersøkelsesområdet.

3. Målsetting

Målsettingen med denne undersøkelsen var:

1. Måle fordeling av løste fraksjoner av metaller og organiske miljøgifter i vannmasser i Indre Oslofjord ved hjelp av passive prøvetakere for
2. å kunne vurdere og, hvis mulig, kvantifisere spredning av miljøgifter fra deponeringsområdet ved Malmøykalven til Oslofjorden utenfor Bekkelagsbassenget.
3. Bidra til å undersøke om det foregår spredning av gruntvannsedimenter fra deponiområdet til øvrige deler av Bekkelagsbassenget, dvs i nordlig og nordøstlig retning.

4. Materiale og metoder

4.1 Prøvetaking og stasjonsplassering

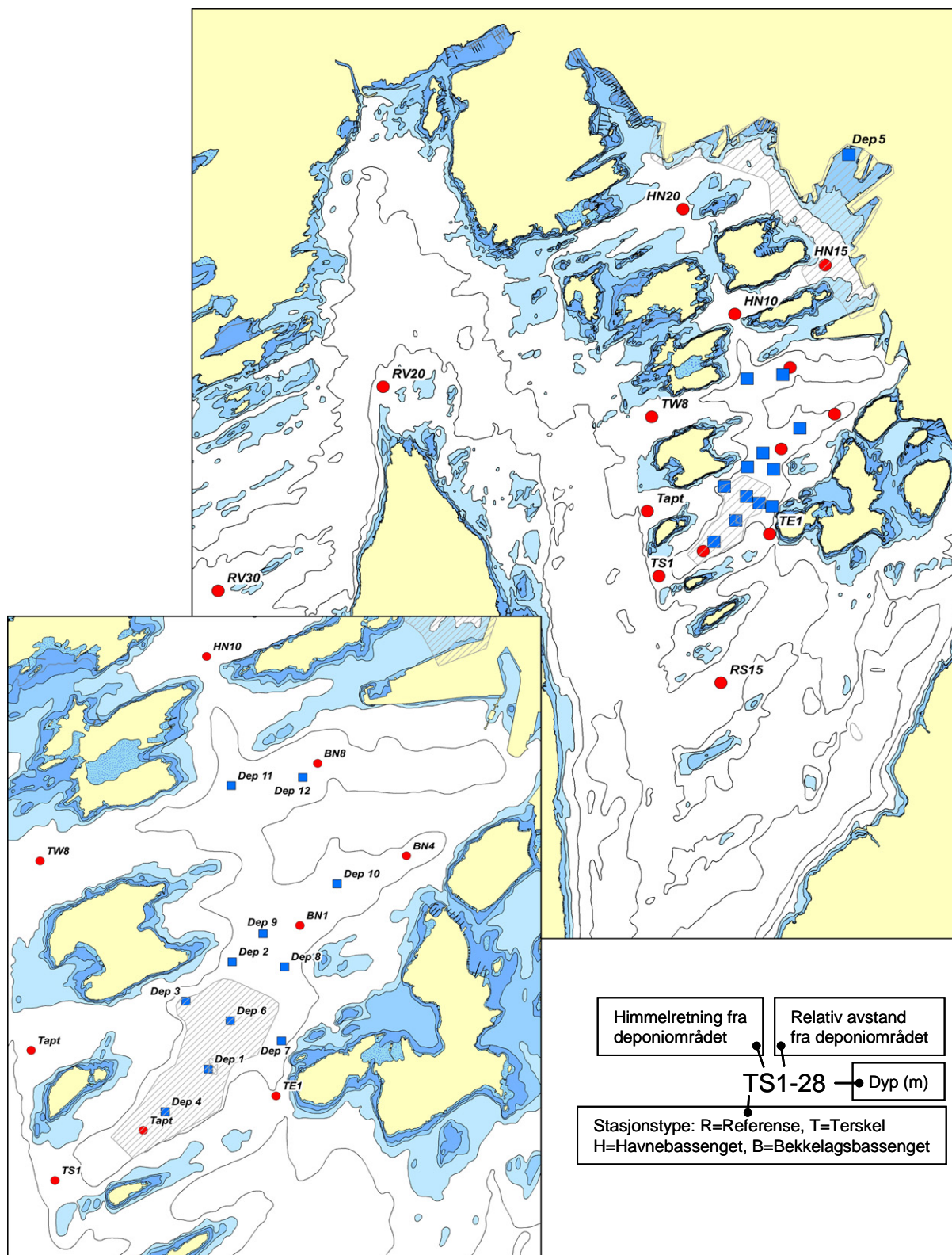
4.1.1 Passive prøvetakere

Passive prøvetakere (ref. pkt. 4.1.4) ble satt ut 10.05.2007 på i alt 14 stasjoner i deponiområdet ved Malmøykalven og tilstøtende områder i Indre Oslofjord (**Figur 2, Tabell 2**).

Prøvetakerne ble festet på en rigg forankret med moring i bunnen og blåse ca 5 m over øverste prøvetaker. I tillegg ble det lagt ut en bunnline fra moringen på riggen til en ekstra moring ca 150 m til siden for riggen. Prøvetakerne ble montert på tauet i faste avstander hhv 3 m, 10 m, 20 m og 30 m fra moringen. Alle prøvetakerne på referensstasjonene i Bunnefjorden og Vestfjorden ble eksponert på dyp tilsvarende terskeldypene rundt Bekkelagsbassenget.

Prøvetakerne ble samlet inn 11.-12.06.2007 ved å fiske opp bunnlinen med en hake som ble slept langs bunnen på tvers av bunnlinen. To av riggene ble ikke gjenfunnet. Punktene der disse riggene ble satt ut er avmerket på kartet i **Figur 2**. Da riggene ble etablert lå deponeringsfartøyet forankret nord i deponiområdet. I løpet av eksponeringsperioden ble fartøyet forflyttet til området i nærheten av den tapte riggen lengst syd i deponiet. (Riggen ble trolig revet bort av en anker-wire under forflytningen.) I denne rapporten vil dermed stasjon BN1 være den stasjonen som tydeligst vil avdekke eventuell påvirkning av vannmassene i deponiområdet. Samtidig er den lokalisert nokså midt i bassenget og trolig representere et gjennomsnitt av vannmasser påvirket av deponeringen og antatt mer upåvirkete vannmasser lengst nord og øst i bassenget.

Stasjonskodingen er valgt slik at 1. bokstav angir område, 2. bokstav angir himmelretning i forhold til deponiområdet (N, S, Ø, V). Deretter følger et tall som angir relativ avstand til deponiområdet. Vanddyppet er vist til slutt. I stasjonsbetegnelsen BN1-65, står B for Bekkelagsbassenget, N står for Nord (i forhold til midten av deponiområdet), 1 betyr kort avstand fra deponiområdet og 65 angir vanddyp i meter. Systemet er vist i **Figur 2**.



Figur 2. Stasjoner i deponiområdet (skravert) og øvrige deler av Bekkelagsbassenget. Røde sirkler = rigger med passive prøvetakere. Blå firkanter = sedimentstasjoner. Stasjonskodeforklaringen nederst til høyre gjelder kun for riggene.

Tabell 2. Stasjonsoversikt og eksponeringstid for prøvetaking med SPMD og DGT, Indre Oslofjord mai-juni, 2007.

St.nr.	St.kode	Sted	Satt ut	Dager	Dyp (m)		Bredde	Lengde
					prøve	bunn		
P1	TE1	Malmøykalven	10.05.07 16:00	31,92	39	42	59,863117	10,738684
P2	TS1	Husbergøya S	10.05.07 15:00	32,00	28	31	59,857483	10,715233
P3	-	Husbergøya N	10.05.07 14:45	tapt	-	35	59,864868	10,711667
P4	TV8	Rambergskårfl	10.05.07 14:30	32,90	35	38	59,875782	10,711125
P5	HN10	Daggerskjær	10.05.07 11:00	33,17	27	30	59,888233	10,727866
P6	HN20	Kavringdynga	10.05.07 10:00	32,00	15	25	59,899933	10,714967
P6	HN20	Kavringdynga	10.05.07 10:00	32,00	22	25	59,899933	10,714967
P7	HN15	Tingvallagr	10.05.07 10:50	32,01	15	25	59,894501	10,74685
P7	HN15	Tingvallagr	10.05.07 10:50	32,01	22	25	59,894501	10,74685
P8	BN8	Bleikøyflaket	10.05.07 13:00	33,08	35	55	59,882435	10,74075
P8	BN8	Bleikøyflaket	10.05.07 13:00	33,08	45	55	59,882435	10,74075
P8	BN8	Bleikøyflaket	10.05.07 13:00	33,08	52	55	59,882435	10,74075
P9	BN4	Ormøysanden	10.05.07 13:00	32,02	35	55	59,877384	10,751117
P9	BN4	Ormøysanden	10.05.07 13:00	32,02	45	55	59,877384	10,751117
P9	BN4	Ormøysanden	10.05.07 13:00	32,02	52	55	59,877384	10,751117
P10	-	Deponiomr	10.05.07 15:30	tapt	35	65	59,860668	10,724466
P10	-	Deponiomr	10.05.07 15:30	tapt	45	65	59,860668	10,724466
P10	-	Deponiomr	10.05.07 15:30	tapt	55	65	59,860668	10,724466
P10	-	Deponiomr	10.05.07 15:30	tapt	62	65	59,860668	10,724466
P11	RS15	Storeflu	10.05.07 16:30	31,98	30	72	59,8456	10,730284
P11	RS15	Storeflu	10.05.07 16:30	31,98	37	72	59,8456	10,730284
P12	RV20	Tangenflua	10.05.07 17:30	32,69	30	40	59,877316	10,652233
P12	RV20	Tangenflua	10.05.07 17:30	32,69	37	40	59,877316	10,652233
P13	RV30	Iljersflu	10.05.07 18:00	32,64	33	43	59,852615	10,619333
P13	RV30	Iljersflu	10.05.07 18:00	32,64	40	43	59,852615	10,619333
P14	BN1	Bekkelagsbass.	10.05.07 13:50	32,00	38	68	59,873001	10,740033
P14	BN1	Bekkelagsbass.	10.05.07 13:50	32,00	48	68	59,873001	10,740033
P14	BN1	Bekkelagsbass.	10.05.07 13:50	32,00	58	68	59,873001	10,740033
P14	BN1	Bekkelagsbass.	10.05.07 13:50	32,00	65	68	59,873001	10,740033

De to stasjonene BN4 og BN8 representerer de to forgreningene av dypområdet i Bekkelagsbassenget mot nordøst. BN8 ligger i nærheten av utslippet fra Bekkelaget renseanlegg som iflg. Jan Magnusson (pers. med.) innlagres i 20-40 m dyp i dette området. De tre stasjonene i Bekkelagsbassenget hadde 3 eller 4 prøvetakere opp til 35-38 m vanndyp.

Undersøkelsen tok ikke sikte på å skille mellom vannmasser påvirket av mudringsarbeidene i havneområdet og vannmasser påvirket av regulær havnedrift. De to stasjonene i Havnebassenget (HN15 og HN20) antas "diffust" påvirket av begge disse faktorene. Sammenlignet med HN20 vil HN15 kunne være mer påvirket av vanntilførsler fra Akerselva og særlig fra Alna. HN10 er plassert på grensen mellom Havnebassenget og Bekkelagsbassenget. Tre stasjoner (TV8, TS1 og TØ1) ble plassert på tersklene nordvest, sydvest og sydøst for deponiområdet. På disse stasjonene ble det kun benyttet en prøvetaker, som ble plassert 3 m over terskeldypene på hhv 38, 31 og 42 m dyp.

De tre referensestasjonene RV30 i Vestfjorden, RV20 ved Nesodden og RS15 i Bunnefjorden antas upåvirket av mudrings- og deponeringsarbeidene. I tilfelle avstand fra bunn til prøvetakeren har betydning for konsentrasjonen av miljøgifter ble stasjonene i Vestfjorden og ved Nesodden plassert i områder med dyp tilsvarende tersklene til Bekkelagsbassenget.

4.1.2 Sedimenter

Sedimentprøver til foraminiferanalysene ble samlet inn på tokt med "FF Trygve Braarud" 25. mai og 18. juni, 2007 (**Tabell 3**). Sedimenter av massene som opprinnelig ble mudret opp i havneområdene var ikke tilgjengelige for analyse, fordi disse massene allerede var deponert. For å fremskaffe data som i størst mulig grad representerte disse massene, ble det i stedet tatt prøver av overflatesedimentene på fire stasjoner (Dep 1, 3, 4 og 6) i forskjellige deler av deponiområdet (**Figur 2**). Disse stasjonene ligger på mellom 65 og 69 m vanddyb. I tillegg ble det samlet inn prøver i de dypestliggende områdene nord (Dep 2, 9, 11 og 12 på 61-72 m vanddyb) og nordøst (Dep 8 og 10 på 65 og 73 m vanddyb) for deponiet for å spore eventuell spredning av suspendert sediment ut fra deponiet. Innsamlingen 25. mai ble foretatt med en liten gravitasjonsprøvetaker som tar kjerner med en diameter på 6,8 cm, mens en Gemini-corer som tar to kjerner med en diameter på 10 cm ble benyttet 18. juni. Stasjonene ble nummerert fortløpende fra 1 til 12, med prefikset Dep, og bokstavene A, B og C ble benyttet etter hvert stasjonsnummer som betegnelse for replikatkjerner. Med unntak av stasjonene Dep 1 og Dep 4 hvor det kun ble tatt en kerne, ble det tatt 2-3 replikatkjerner på hver stasjon. De øverste 0-1 og 1-2 cm ble snittet av fra hver kerne og preservert i 70 % etanol blandet med bengalrosa (1 g/l etanol). Bengalrosa ble tilsatt for senere å kunne skille døde individer fra de som var levende på prøvetakingstidspunktet. På noen stasjoner ble det tatt ut sedimentprøver fra flere kjerneivå enn bare de øverste 2 cm, se vedlegg A.

I tillegg til sedimentkjerneprøvene fra deponiområdet og Bekkelagsbassenget, ble det samlet inn en leirprøve (Dep 5) fra undersiden av en av grabbene som Skanska benyttet til å grave opp leire fra sjøbunnen rett utenfor Operaen i Bjørvika.

Tabell 3. Sedimentstasjoner.

St.nr.	Dato	Dyp(m)	Antall replikater	Bredde	Lengde
Dep 1	25.05	69	1	59.864418	10.731100
Dep 2	25.05	65	3	59.870667	10.732917
Dep 3	25.05	65	3	59.868252	10.728184
Dep 4	25.05	66	1	59.861816	10.726717
Dep 5	25.05	Lekter	1	fra Oslo Havn	
Dep 6	18.06	68,0	2	59.867283	10.733133
Dep 7	18.06	72,5	2	59.866299	10.738883
Dep 8	18.06	72,5	2	59.870567	10.738667
Dep 9	18.06	72,0	2	59.872398	10.736083
Dep 10	18.06	65,3	2	59.875515	10.743783
Dep 11	18.06	65,0	2	59.880852	10.731517
Dep 12	18.06	61,0	2	59.881565	10.739250

4.1.3 Prøvepreparering og analyser av foraminiferer

I laboratoriet ble prøvene vasket gjennom sikter med 63 µm maskevidde. Utvalgte prøver ble sjekket i våt tilstand. Deretter ble fraksjonen >63 µm tørket på en 63 µm-sikt ved 45 °C, forsiktig disintegrert gjennom en 500 µm-sikt (pga høyt innhold av organisk materiale), veid og analysert under en Nikon SMZ 1000 lupe med opp til 120 x forstørrelse. Forekomsten av gruntvannsarter av bentiske foraminiferer, organiske foringer fra oppløste kalkforaminiferer og tecamøber ble analysert (talt) i 16 av de 22 overflateprøvene. Prøve Dep 2A, 3A og B, 4 samt 7A og B ble ikke analysert, bare vurdert kvalitativt, da resultatene fra de øvrige 16 ga et godt bilde av forholdene. I de 16 prøvene ble hele innholdet analysert i 7 mens for de øvrige 9 ble representative sub-prøver som utgjorde 21-65% av totalprøven analysert. Totalinnholdet av de analyserte organismegrupper i sistnevnte prøver ble

beregnet ut fra vekt av analysert sub-prøve. Alle telldata ble omregnet til antall per 10 cm³ vått sediment. I tillegg til gruntnvannsformene ble både døde og levende *in situ* foraminiferfaunaer analysert i 8 overflateprøver for å få et generelt bilde av miljøforholdene i området. Faunasammensetningen viste seg å være så ensartet at det ikke ble vurdert hensiktsmessig å foreta full fauna-analyse av *in situ*-faunaene fra de øvrige stasjonene. Artsmangfoldet ble beregnet ved Shannon-Wiener indeks H' (Shannon & Weaver, 1963) og Hurlberts indeks E(S₁₀₀) (Hurlbert, 1971). Basert på indeksverdiene er miljøtilstanden på stasjonene forsøksvis indikert i henhold til SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet (Molvær et al., 1997). Dette klassifiseringssystemet er basert på forekomst av makrofauna, men foreløpige data viser at det også fungerer for foraminiferfaunaer (Alve og Husum, 2006). Foraminiferene ser imidlertid ut til å indikere en noe dårligere tilstand enn makrofaunaen for samme tilstandsklasse.

Det ble foretatt en fullstendig fauna-analyse av den lille, relativt faste, sandige leirklumpen fra kjerne nr. 2 på stasjon Dep 2 (Vedlegg A.). Da klumpen hadde en helt annen kompaksjonshistorie enn de øvrige analyserte sedimentene på denne og de andre stasjonene, var det ingen hensikt å beregne individtettheten i denne prøven. En rask visuell vurdering av prøven fra Dep 5 viste at den var totalt dominert av *Bulimina marginata* og følgelig representerer Feyling-Hanssens sone F i de senkvartære avsetningene i Oslofjordområdet (Feyling-Hanssen, 1964). Prøven ble ikke analysert videre da denne arten lever i Bekkelagsbassenget i dag og følgelig ikke kan benyttes som kildeindikator.

I tillegg til overflateprøven fra kjerne Dep 1, ble det foretatt en visuell vurdering av kjernenivåene ned til 5 cm kjernedyp samt av nivået 10-11 cm (se vedlegg A).

4.1.4 Kjemisk analyse

Semipermeabel-membran-prøvetaker (SPMD)

Prinsipp og virkemåte

Den passive prøvetakeren SPMD (semipermeable membrane device) utviklet av Huckins et al. (1990) utpeker seg som den best beskrevne prøvetakeren for hydrofobe miljøgifter i det akvatiske miljøet. Prøvetakeren består av en flatklemt tube av polyetylen med lav tetthet (LDPE) som er fylt med triolin. Hydrofobe kjemikalier (log Kow >3.0), inkluderer mange miljøgifter (feks PCBer og PAHer) som kan diffundere inn og bli oppkonsentrert i SPMD-prøvetakeren. Denne opptakshastigheten blir bestemt av kjemikalienes fysiske-kjemiske egenskaper, samt eksterne miljøfaktorer som feks strømhastigheten.

Det faktum at diffusjonen er en toveis prosess som er påvirket av miljøfaktorer, gjør at man ønsker å studere utlekking av såkalte PRCs (performance reference compounds). Disse innmerkede stoffene blir tilsatt prøvetakeren før utsetting, og hensikten er at utlekkingshastigheten vil følge de samme prinsippene som opptak av de stoffene man vil måle.

Hovedfordelen ved bruk av slik passiv prøvetakingsteknikk er muligheten til å fremskaffe tidsintegret informasjon om fluktuierende vannkonsentrasjoner. Variasjoner i konsentrasjon som resultat av aktivitetsnivå eller vannstrømning blir derfor fanget opp, i motsetning til konvensjonell vannkonsentrasjonsmåling. Andre fordeler i forhold til konvensjonelle metoder inkluderer at man kun måler vannløslig fraksjon (mer biotilgjengelig), samt at disse prøvetakerne gir bedre reproduserbarhet enn det er vanlig å oppnå ved overvåkning av levende organismer og at de kan plasseres nøyaktig der man ønsker det uten hensyn til vannkvalitet og dyp. SPMD har vært i utstrakt bruk i miljøovervåkningsstudier, og er publisert i over 300 vitenskapelige artikler.

Ekstraksjon og kjemisk analyse

Prøvetakere ble innkjøpt gjennom ExposMeter (Tavelsjö, Sweden). Alle kjemiske analyser ble utført ved NIVAs akkrediterte laboratorium.

Overflaten av SPMDene ble vasket før ekstraksjonsprosessen som involverte dialyse med heksan. Referankestoffene ble fjernet ved GPC (gel permeation chromatography). De resulterende ekstraktene ble deretter redusert og delt i to fraksjoner. PCB fraksjonen gikk igjennom ytterligere opprensingssteg ved syrebehandling. PAHer, inkludert PRC ble analysert med GC-MS (gas chromatography mass spectrometry) og PCBer med GC-ECD (gas chromatography with electron capture detection). Kvantifisering av enkeltkomponenter ble utført ved å relatere til internstandarder.

Deteksjonsgrensene lå i all hovedsak i lave nivåer på ng/SPMD. Omregnet til vannkonsentrasjoner var deteksjonsgrensen for PAH generelt $<0.1 \text{ ng L}^{-1}$ for enkeltforbindelser. Ved summering av ikke-detekterbare mengder, ble konsentrasjonen satt til null. Deteksjonsgrenser spesifisert som $<0.0x \text{ ng L}^{-1}$ for hver enkelt prøve er vist i Vedlegg D. og Vedlegg E.

Blankprøver

Kontroll (eller "blind") SPMDer ble tatt i bruk for å korrigere for eventuell kontaminasjon under feltarbeidet eller analysearbeidet på laboratoriet. Herunder hører feltkontroller (FK) som ble eksponert for luft under utsetting (SPMD er også en effektiv prøvetaker i luft), samt laboratoriekontroller (LK) som fulgte eksponering for løsemidler, glassutstyr osv brukt under opparbeidingen. Minimum én av hver av disse kontrolltypene ble brukt pr 10 eksponerte prøvetakere. Initiell konsentrasjon av PRC ble også bestemt ut i fra laboratoriekontrollene.

Med unntak av små mengder naftalen (ca. 40 ng/SPMD) og gamma heksaklorosykloheksan (γ HCH), ble ingen målstoffer funnet i LK. Tilstedeværelse av naftalen i "ueksponerte" SPMDer er også rapportert i litteraturen, og relevansen her er liten, ettersom det bare ble akkumulert til detekterbare nivåer på to prøvetakingsstasjoner. Like nivåer av γ HCH i kontroller og eksponerte prøvetakere, viser at resultatene for dette stoffet kan ses bort fra. Det ble ikke funnet kvantifiserbare nivåer av noen miljøgifter i noen av feltkontrollene, noe som indikerer at prøvetakerne ikke ble eksponert for kvantifiserbare mengder av slike under utsettelse, opptak, transport, eller lagring.

Beregning av vannkonsentrasjon

En empirisk modell beskrevet i detalj av Huckins et al. (2006), ble brukt ved beregning av vannkonsentrasjoner fra SPMD akkumuleringsdata. I denne modellen blir kjemikaliespesifikke effekter justert på grunnlag av analytens log K_{ow} , mens miljøvariabler blir justert via PRC data. På denne måten bestemmes opptak av hvert enkelt stoff ved hver enkelt feltstasjon, uttrykt som prøvetakningshastighet, L/d. Dette tallet muliggjør en direkte sammenlikning med tradisjonell vannprøvetaking (prøvetakningshastighet x eksponeringstid = volum av prøvetatt vann).

DGT

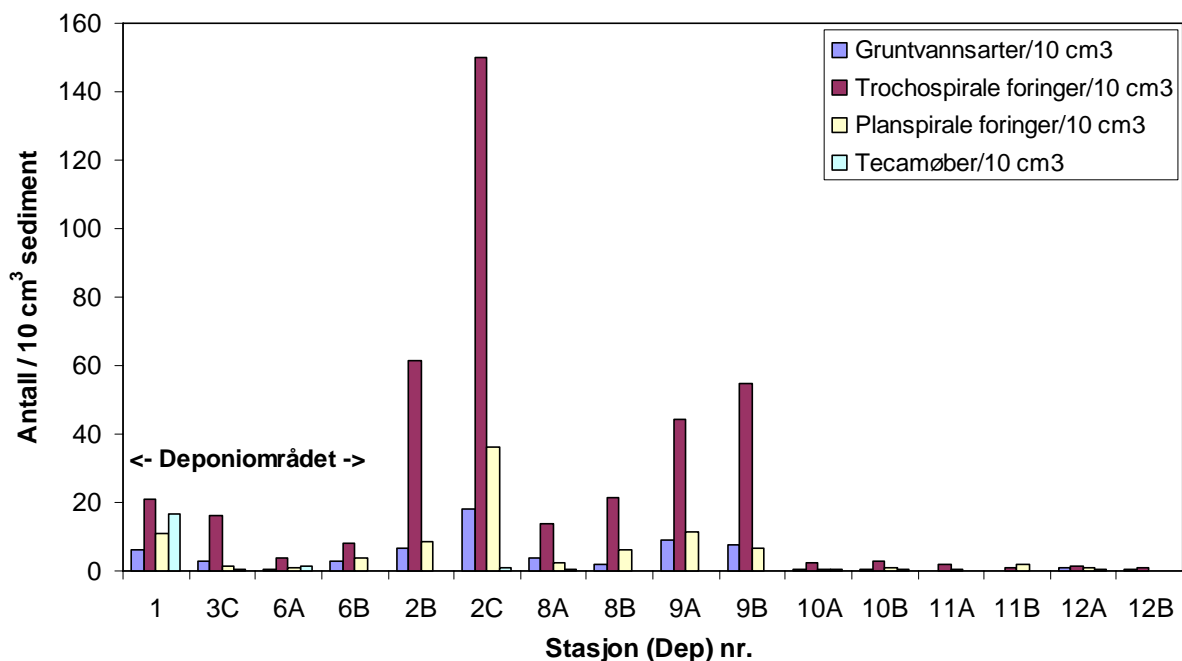
Metallene kadmium (Cd), kopper (Cu), nikkel (Ni), bly (Pb) og sink (Zn) ble innsamlet på såkalte DGT'er (Davison and Zhang, 1994). (DGT = Diffusion Gradients in Thin-films). Disse prøvetakerne binder metaller på en ionebyttermasse pakket inn bak et filter og en diffusjonsgel. Oppløste, lett biotilgjengelige metallformer vil diffundere fra vannet rundt prøvetakeren gjennom filteret og gelen til ionebyttermassen. Etter innsamling ble metallene eluert og analysert på ICP/MS, og gjennomsnittlig vannkonsentrasjon for prøvetakingsperioden ble beregnet på grunnlag av bl.a. eksponeringstid, filtervinduet størrelse og gelens tykkelse og diffusjonsegenskaper.

5. Bentiske foraminiferer i nylig avsatte sedimenter i Bekkelagsbassenget

5.1 Gruntvannsformer

Analysene av det øvre 0-1 cm sedimentlaget viste lave til intermediære konsentrasjoner av gruntvannsarter og organiske foringer fra kalkforaminiferer inne i deponiområdet. De høyeste konsentrasjonene ble registrert på utsiden av den nordligste terskelen som avgrenser deponiet mot Bekkelagsbassenget, mens det ble registrert moderate konsentrasjoner rett utenfor den NØ-avgrensningen av deponiet og meget lave verdier i sentrale og nordlige deler av Bekkelagsbassenget (**Figur 3, Tabell 4**). Konsentrasjonsforskjellen mellom kjerne 2B og 2C avspeiler sannsynligvis lokale variasjoner innen stasjon-2-området. Samlet sett er verdiene i området rett nord for deponiet gjennomgående så betydelig mye høyere enn i de sentrale og nordlige delene av Bekkelagsbassenget at påvirkningen fra deponiet må regnes som reell.

I kjernen fra Dep 1 forekom det gruntvannsarter og organiske foringer av bentiske gruntvannsforaminiferer så vel som tecamøber i overflateprøven og helt ned til 11 cm kjernedyp (dypeste undersøkte prøve). Visuelt, kvalitativ vurdering av prøvene fra 0 til 5 cm kjernedyp viste en klar oppoverfinende tendens, med avtakende størrelse både på sandkorn og treflis opp mot sedimentoverflaten. I motsetning til overflatesedimentet, hadde nivået 3-5 cm et betydelig innhold av kull og slagpartikler. Kjernenivået på 10-11 cm virket mer likt overflatesedimentet. Kvalitativ vurdering av overflateprøven fra stasjon Dep 4 viste at den døde foraminiferfaunaen var sterkt dominert av gruntvannsformer.



Figur 3. Konsentrasjon (antall/10 cm³ vått sediment) av gruntvannsindikatorer i overflatesedimentene (0-1 cm kjernedyp) i deponiområdet (Dep 1, 3, 6) og i området nord (Dep 2, 9, 11, 12) og nordøst (Dep 8 og 10) for deponiområdet ved Malmøykalven, indre Oslofjord.

Tabell 4. Forekomst av gruntvanns-foraminiferer, organiske skallforinger etter oppløste kalkskallsforaminiferer og tecamøber (ferskvannsamøber) i overflatesedimentet (0-1 cm) på stasjoner inne i, og nord for, deponeringsområdet ved Malmøykalven, indre Oslofjord. Kvalitativ vurdering av prøven fra stasjon Dep 4 syd i deponiområdet viste at den døde foraminiferfaunaen var sterkt dominert av gruntvannsformer.

	Deponiområdet				Nord for deponiområdet												2 *
	Dep nr.: 1	3C	6A	6B	2B	2C	8A	8B	9A	9B	10A	10B	11A	11B	12A	12B	
<u>Gruntvannsarter (døde)</u>																	
Ammonia beccarii			1						1		2	2	1				2
Ammoscalaria pseudospiralis																	3
Ammoscalaria runiana	5	2	1	6	4	3	2	3	24	4					1		
Eggerelloides scaber	8	1	3	9	1	6	5	1	9	4		1		1	2	1	55
Elphidium excavatum																	3
Elphidium williamsoni		2	1		1	4	9		1								
Haynesina germanica					1		1								1		18
Jadammina macrescens				1	1	1											1
Miliammina fusca	10			5		6	1	1	8	3		2				1	2
Reophax moniliforme				2			1				1						1
Sum	23	6	5	23	8	20	19	5	43	12	2	5	1	1	4	2	85
<u>Organiske skall-foringer</u>																	
Trochospirale	76	32	27	62	72	166	67	50	217	84	17	23	16	8	6	4	6
Planspirale	40	3	7	30	10	40	12	14	56	10	5	6	5	15	3		5
<u>Tecamøber (ferskvann)</u>																	
sp 1	48	1	6			1	1				2	2	1		1		17
sp 2	4																
sp 3	3		1						1								4
sp 4	5																
sp 5			2				1										46
sp 6																	
Sum	60	1	9	0	0	1	2	0	1	0	2	2	1	0	1	0	67
Prøvens volum (cm ³)	36	36	75	75	36	36	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	
% av prøven talt	100	54	100	100	32	30	64	31	65	21	100	100	100	100	50	55	
<u>Beregninger</u>																	
Gruntvannsarter/10 cm ³	6	3	1	3	7	18	4	2	9	8	0	1	0	0	1	0	
Trochospirale foringer/10 cm ³	21	16	4	8	61	150	14	21	44	55	2	3	2	1	2	1	
Planspirale foringer/10 cm ³	11	2	1	4	9	36	3	6	11	6	1	1	1	2	1	0	
Tecamøber/10 cm ³	17	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

* = Leirklump (med gruntvanns-fauna) i det ellers løse sedimentet på sta Dep 2 (se vedlegg A).

Den sandige leirklumpen som satt igjen på prøvetakeren etter et bomskudd på stasjon Dep 2, inneholdt finsand, trefiber og den typiske gruntvannsfaunaen i Feyling-Hanssens (1964) senkvartære (postglasiale) sone G (Tabell 4).

Den senkvartære Dep 5-prøven fra havnebassenget hadde et betydelig høyere innhold av sand enn overflateprøvene fra deponiet og Bekkelagsbassenget.

5.2 In situ organismer

Overflateprøvene fra Dep 1 og Dep 4 (hhv midt og syd i deponiområdet) inneholdt ingen levende bentiske foraminiferer, men noen få nematoder og én polychaet. Overflateprøvene fra alle de andre stasjonene inneholdt levende foraminiferer, nematoder og en eller fler polychaeter. Hyppigheten av alle organismene var imidlertid betydelig lavere på Dep 3 og Dep 12 enn på de øvrige stasjonene. For foraminiferene dreide det seg om <15 individer/10 cm³ vått sediment på Dep 12 og typisk >200 individer/10 cm³ vått sediment for de andre stasjonene. Dep 6A viste maksimal konsentrasjon med 756 levende individer/10 cm³ sediment. Artsdiversiteten både for de levende og døde foraminiferfaunaene er meget lav i deponiområdet (SFTs tilstandsklasse 4 (dårlig) og 5 (meget dårlig)) og noe høyere i områdene utenfor (tilstandsklasse 3-4, med unntak av Dep 12A). De fleste stasjoner var sterkt dominert av *Stainforthia fusiformis* med *Textularia kattegatensis*, *Bulimina marginata* og *Leptohalysis* spp som hyppig forekommende arter. **Tabell 5** gir et representativt inntrykk av individtettheten og artsfordelingen på stasjonene.

Tabell 5. Forekomst av levende (fargede) og døde in situ (stedegne) foraminiferer i overflatesedimentet (0-1 cm) på utvalgte stasjoner i og nord for deponiområdet ved Malmøykalven, indre Oslofjord. Tallene for hver enkelt art er %-verdier av alle talte individer i prøven. Artsmangfold er presentert i form av Hurlberts indeks for 100 individer og Shannon-Wiener indeks (log₂). Fargekodene rød, orange og gul tilsvarer SFTs tilstandsklasser med hhv 5 for meget dårlig, 4 for dårlig og 3 for mindre god miljøtilstand (Molvær et al., 1997) (se kommentarer, kap. 4.1.3). Kvalitativ analyse av de øvrige stasjonene N for deponiet viste rike levende faunaer tilsvarende de angitt for Dep 9 og 10.

Dep (0-1 cm)	Deponiområdet								Nord for deponiområdet**								
	Lev	Død	Lev	Lev	Død	Lev	Død	Lev	Død	Lev	Død	Lev	Død	Lev	Død		
	1	1	4	3C	3C	6A	6A	6B	6B	9A	9A	10A	10A	12A	12A	12B	12B
Ammodiscus gullmarenensis	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	3	0	0
Leptohalysis catella	0	0	0	0	6	0	4	3	12	7	8	2	2	0	32	2	18
Leptohalysis scottii	0	0	0	2	0	5	7	12	6	4	3	4	3	0	6	0	3
Spiroplectammina biformis	0	25	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	6	0	0
Textularia earlandi	0	0	0	0	0	0	0	1	6	0	0	0	0	6	0	0	0
Textularia kattegatensis	0	25	0	17	2	1	6	0	0	39	45	4	5	11	9	7	15
Trochammina sp	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	3
Elphidium albumbilicatum	0	0	0	0	6	0	1	1	0	0	1	2	15	0	0	3	8
Epistominella vitrea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3
Bolivinellina pseudopunctata	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Bulimina marginata	0	0	0	5	11	11	18	8	18	14	19	23	12	6	9	10	5
Buliminella elegantissima	0	0	0	1	4	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	2	0
Nonionellina labradorica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stainforthia fusiformis	0	50	0	76	70	81	63	76	59	34	19	64	61	78	35	74	46
Antall/ 10 cm ³	0	1*	0	97	27	756	196	ND	ND	245	191	104	83	5	9	14	9
% av prøven talt	100	100	50	54	54	9	9	ND	ND	15	15	31	31	50	50	55	55
ES(100)				4.4	7.0	5.0	7.2	6.0	5.0	6.8	8.8	6.5	8.1	4.0	7.0	7.0	8.0
H'(log2)				1.1	1.6	1.0	1.7	1.2	1.7	2.1	2.3	1.6	1.9	1.1	2.3	1.4	2.3

 = SFTs tilstandsklasse 5 (Molvær et al., 1997)

 = SFTs tilstandsklasse 4

 = SFTs tilstandsklasse 3

*kun 4 individer i prøven.

**kvalitativ analyse av de øvrige stasjonene N for deponiet viste rike levende faunaer tilsvarende de angitt i tabellen.

5.3 Vurdering

Deponiområdet ved Malmøykalven ligger på ca 65-70 m vanddyb. Selv om bunnforholdene på dette dypet har vært overveiende oksiske i de senere år, har bunnsedimentene vært preget av oksygensvikt i store deler av etterkrigstiden. Dette reflekteres ved at den opportunistiske foraminiferarten *Stainforthia fusiformis* har dominert foraminiferfaunaen i området i minst hele dette tidsrommet (Risidal, 1963; Alve, 2003; **Tabell 5**, denne undersøkelsen). Da undersøkelsesområdet har nærmest normal marin salinitet, lever det verken typiske gruntvannsarter eller tecamøber der. Forekomst av skall etter slike organismer må i tilfelle skyldes at de er blitt transportert inn i området.

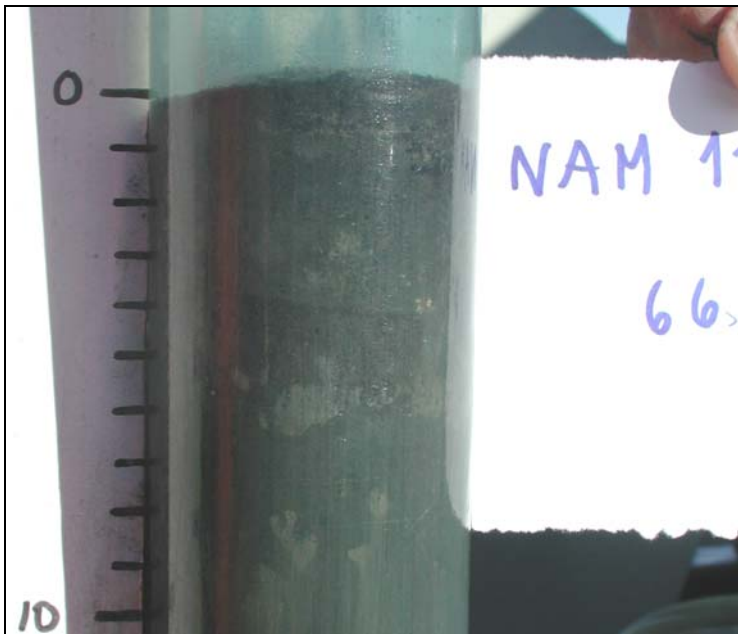
Kombinasjonen av en individrik, levende *in situ*-foraminiferfauna og døde gruntvannsarter på Dep 6 og Dep 3 hhv nord og nordvest i deponiområdet (Fig. 1) antyder at områdene har mottatt gruntvannssedimenter inntil for noen måneder før prøvetakningen og at den bentiske faunaen er i ferd med å rekolonisere området. På den annen side viser stasjon Dep 4, syd i deponeringsområdet, og Dep 1, midt i deponiområdet, et nærmest totalt fravær av levende organismer, mens de døde faunaene også her er sterkt dominert av gruntvannsformer. Det faktum at både gruntvannsforaminiferer og organiske foringer forekommer minst ned til 11 cm (dypeste undersøkte nivå) i kjernen fra stasjon Dep 1 og at de svarte sedimentene fortsetter ned til bunnen av kjernen (50 cm) hvor det er en anrikning av treflis (vedlegg A) viser at stasjonen har mottatt betydelige mengder med gruntvannssedimenter. Forekomsten av tecamøber viser også at de tilførte sedimentene stammer fra et område påvirket av elveutløp. Det er nærliggende å anta at det her dreier seg om havnebassengsedimenter nær utløpet av Akerselva. Den oppoverfinende tendensen i de øvre 5 cm av kjernen avspeiler også at deponeringen her (Dep 1) nylig er avsluttet eller foregår til siden for stasjonen. Prøvene fra deponeringsområdet reflekterer følgelig at de midtre (Dep 1) og sydlige (Dep 4) deler har mottatt gruntvannssedimenter så kort tid før prøvetakningstidspunktet at områdene ikke har rukket å bli rekolonisert. I den nordlige (Dep 6) og nordvestre (Dep 3) delen av deponiet, var imidlertid foraminiferfaunaen i god gang med å rekolonisere området. Det at det bare er et par hundre meter mellom den døde fjordbunnen på Dep 1 og den rike faunaen på Dep 6 antyder at det aller meste av massene sedimenterer raskt på nedføringsstedet.

Et påfallende trekk ved resultatene av foraminiferanalysene er at overflatesedimentene på stasjonene innenfor deponiområdet hadde betydelig lavere konsentrasjoner av gruntvannsindikatorer (spesielt organiske foringer) enn stasjonene Dep 2 og 9 og til dels Dep 8, alle rett nord for deponiet (**Figur 3**). Stasjon Dep 2 hadde de desidert høyeste verdiene. Mens deponeringen foregår, sedimenterer de grovere partiklene raskt mens det mer finkornede materialet med lav synkehastighet holdes i suspensjon. Resultatet blir en labil partikkelsky som kan bevege seg horisontalt. "Sedimentskyen" som steg opp i vannet over sedimentet i prøvetakingsrøret fra stasjon Dep 2 etter at kjernen var kommet opp på dekk (**Figur 4**) var trolig et resultat av nylig tilførsel av lite konsolidert, finpartikulært sediment. Den betydelige forekomsten av organiske foringer på stasjonene rett nord og nordøst for deponiområdet (**Figur 3**), tyder følgelig på at foringene transporteres over de lave tersklene i nordenden av deponiet, og sedimenterer i området rundt stasjonene Dep 2, 8 og 9.

Forekomsten av organiske foringer egner seg imidlertid ikke til å kvantifisere mengden av partikler som er spredd utenfor deponiområdet. For det første er ikke de hydrodynamiske egenskapene til foringene kjent. Det er følgelig vanskelig å si hvilke andre sedimentpartikler som har tilsvarende transportpotensiale. For det andre kjenner vi ikke konsentrasjonen av foringer i det mudrede havnebassengsedimentet. Ut fra de gjennomgående lavere konsentrasjonene inne i deponiet relativt til området rett nord for deponiet, kan det se ut til at en del av foringene fraksjoneres ut av



Figur 4. Sedimentkjerne nr 3 fra stasjon Dep 2 rett nord for deponiområdet. Overflatesedimentet var så løst og finkornet at det steg opp som en sky inne i røret etter at kjernen kom opp på dekk. Det underliggende sedimentet besto til dels av fast leire.



Figur 5. Kjerneprøve fra stasjon Dep. 2 som viser tilstedeværelse av lyse sedimentklumper av en annen konsistens og sammensetning enn de omkringliggende, mørkere sedimentene. Skalaen på venstre side av bilde er i cm.



Figur 6. Sedimentkjerne nr 3 fra stasjon Dep 2 rett nord for deponiområdet. Lysebrune fecale pellets over gråsvarte sedimenter.



Figur 7. En organisk foring (størrelse 200 μm) mellom to pollenkorn. Foringen er det som er igjen av et individ av gruntvannsforaminiferen *Ammonia beccarii* etter at kalkskallet er løst opp.

deponeringsmassene og fraktes vekk i forbindelse med nedføringen. Konsentrasjonen av foringer blir derved noe lavere i de deponerte massene enn den var før massene ble mudret opp.

Forekomsten av gruntvannsarter med kalk- og agglutinerte skall på stasjonene Dep 2, 8 og 9 er vanskeligere å forklare da disse skallene er betydelig tyngre enn de organiske foringene og sedimenterer på linje med finsand-grovsilt. På et undervisningstokt til dette området 17/9-07 ble det registrert grå, sandige leirklumper med en annen konsistens, farge og sammensetning enn de omkringliggende sedimentene. De forekom spredt i de øverste ca 10 cm av sedimentet i kjerner fra stasjon Dep 2 og Dep 9 (**Figur 5**). Tilsvarende klumper kan observeres på NIVAs SPI-bilder tatt i mai 2007 på stasjoner fra samme område (stasjon SPI65 og SPI123 (Nilsson, 2007)). Disse leirklumpene kan ha liknende opphav og faunasammensetning som den som ble analysert fra Dep 2 (Tabell 4). Ut fra utbredelsen til disse leirklumpene, er det mulig at de forhøyede konsentrasjonene av gruntvannsarter på stasjonene Dep 2, 8 og 9 skyldes tilstedeværelse av slike klumper. Basert på de foreliggende dataene, er det ikke mulig å slutte om klumpene er avsatt i forbindelse med den pågående deponeringen eller om de ble avsatt før deponeringen startet. Hvis de stammer fra den pågående deponeringen, er eneste forklaring at noe sediment er blitt dumpet i dette området nord for deponiet da klumper som dette ikke kan fraktes så langt i suspensjon.

En mer nøyaktig feltundersøkelse, samt mikropaleontologiske og geokjemiske analyser av utvalgte, daterte sedimentkjerner vil kunne gi informasjon om når de faste, mer konsoliderte sedimentene ble avsatt og om de representerer forurensede eller uforurensede grunntvannssedimenter. Det kan her være av interesse at en av kjernene fra nevnte studenttokt (17/9-07) viste at sterkt forurensede sedimenter (klasse 5) ble dumpet på SØ-skråningen av Langøya på slutten av 1960-tallet og at miljøgiftinnholdet i overflatesedimentene her har vært moderat de siste årene.

Den store tettheten av brune fecale pellets i overflatesedimentet (**Figur 6**) samt forekomsten av mange levende bentiske foraminiferer og nematoder tyder på at overflatesedimentene på stasjon Dep 2 ikke har mottatt vesentlige mengder sediment de siste uker/måneder før de analyserte prøvene ble samlet inn. Det viser også at bunnvannet har vært oksisk i dette tidsrommet.

De lave konsentrasjonene av grunntvannsarter og organiske foringer på stasjonene Dep 10, 11 og 12 lenger nord, indikerer at spredningen inn i de sentrale delene av Bekkelagsbassenget er minimal. De få grunntvannsindividene som forekommer på disse stasjonene kan ha bli fraktet ut fra tilgrensende grunntvannsområder med is el. l. Denne antakelsen støttes av at Risdal (1963) som også registrerte spredte grunntvannsformer i sedimentkjerner samlet inn fra samme område i 1962. Av de analyserte grunntvannsindikatorerne, er de organiske foringene de letteste (minst tetthet) da de, i motsetning til de andre indikatorerne som består av kalk eller sammenkittede silt/leirkorn, kun består av en tynn tectinhinne (**Figur 7**). De har følgelig et større potensiale til å bli transportert lengre strekninger enn de skallbærende, intakte grunntvannsforaminiferene og tecamøbene. Dette er sannsynligvis grunnen til deres noe større hyppighet på stasjonene Dep 10-12 sammenliknet med de andre grunntvannsindikatorerne.

Den sparsomme forekomsten av levende organismer på stasjon Dep 12 skyldes oksygensvikt i overflatesedimentet. Dette er sannsynligvis et resultat av det store oksygenforbruket i området som følge av utslipp fra Bekkelaget renseanlegg og har ingen sammenheng med deponeringen ved Malmøykalven.

Høsten 2006 ble det dumpet såkalte ”rene masser” i de nord-østre deler av Bekkelagsbassenget. Denne deponeringen skjedde i et område øst for Dep 12 og BN8. Leiren fra havneområdet rett utenfor Operaen (stasjon Dep 5) var sterkt dominert av *Bulimina marginata* og representerer Feyling-Hanssens (1964) senkvartære foraminifer-sone F. Denne arten lever fremdeles mange steder i de dypere delene av Bekkelagsbassenget, så den egner seg ikke så godt til sporing av sedimentkilde. Det ble imidlertid funnet meget få døde individer av denne arten på stasjon Dep 12. Da det heller ikke ble observert individer av andre, mer særpregede, sone F-arter på denne stasjonen er det lite trolig at stasjon Dep 12 har mottatt sone F-sedimenter. Stasjonen var plassert utenfor dumpeområdet for de rene massene og resultatene kan derfor tyde på at det har vært liten horisontal transport av disse massene. Det er forøvrig usikkert om det faktisk var sone F-sedimenter som ble deponert i de nordlige delene av Bekkelagsbassenget. Dette fordi den leira som ble gravet opp i Bispevika og deponert i Bekkelagsbassenget høsten 2006, ifølge gravearbeiderne ved Operaen, var lysere og mindre fast enn den leira vi fikk en prøve av på stasjon Dep 5. Uansett var det ikke spor etter arter som representerer annet enn de rådende miljøforholdene på stedet.

6. Miljøgifter i vannmassene i Bekkelagsbassenget og tilstøtende områder i Indre Oslofjord

Konsentrasjoner av metaller, PAH og PCB beregnet på grunnlag av akkumulerte mengder i de passive prøvetakerne er vist i **Figur 8-Figur 13** og Vedlegg B, Vedlegg D, og Vedlegg E.

6.1.1 Metaller

Konsentrasjonene av metaller i hver enkelt prøvetaker er vist i Figur 8. De høyeste konsentrasjonene ble som oftest observert i Havnebassenget. I Bekkelagsbassenget ble det sporadisk observert høye konsentrasjoner av Cu, (BN4-52), Ni (BN4-52, BN1-58) og Pb (BN1-65).

For bly synes konsentrasjonsgradienten på stasjon BN1 (nærmest deponeringsområdet) å indikere transport ved diffusjon ("eddy diffusion") fra bunnen og oppover i vannmassen til 48 m dyp. Fra dette dyppet økte imidlertid konsentrasjonen av Pb oppover mot terskeldypet og vekk fra deponiområdet mot stasjonene BN8 og BN4, nord og nordøst i Bekkelagsbassenget. Noe høyere konsentrasjoner av Pb over tersklene (TS1 og TS8) enn på referansestasjonene kan like gjerne skyldes påvirkning fra Havnebassenget som fra deponeringen.

For Cu, Cd og Zn viser figuren en generell avtagende tendens fra Havnebassenget utover i fjorden og nedover i Bekkelagsbassenget og det var ingen forskjell mellom terskel- og referansestasjonene (se også **Figur 9**).

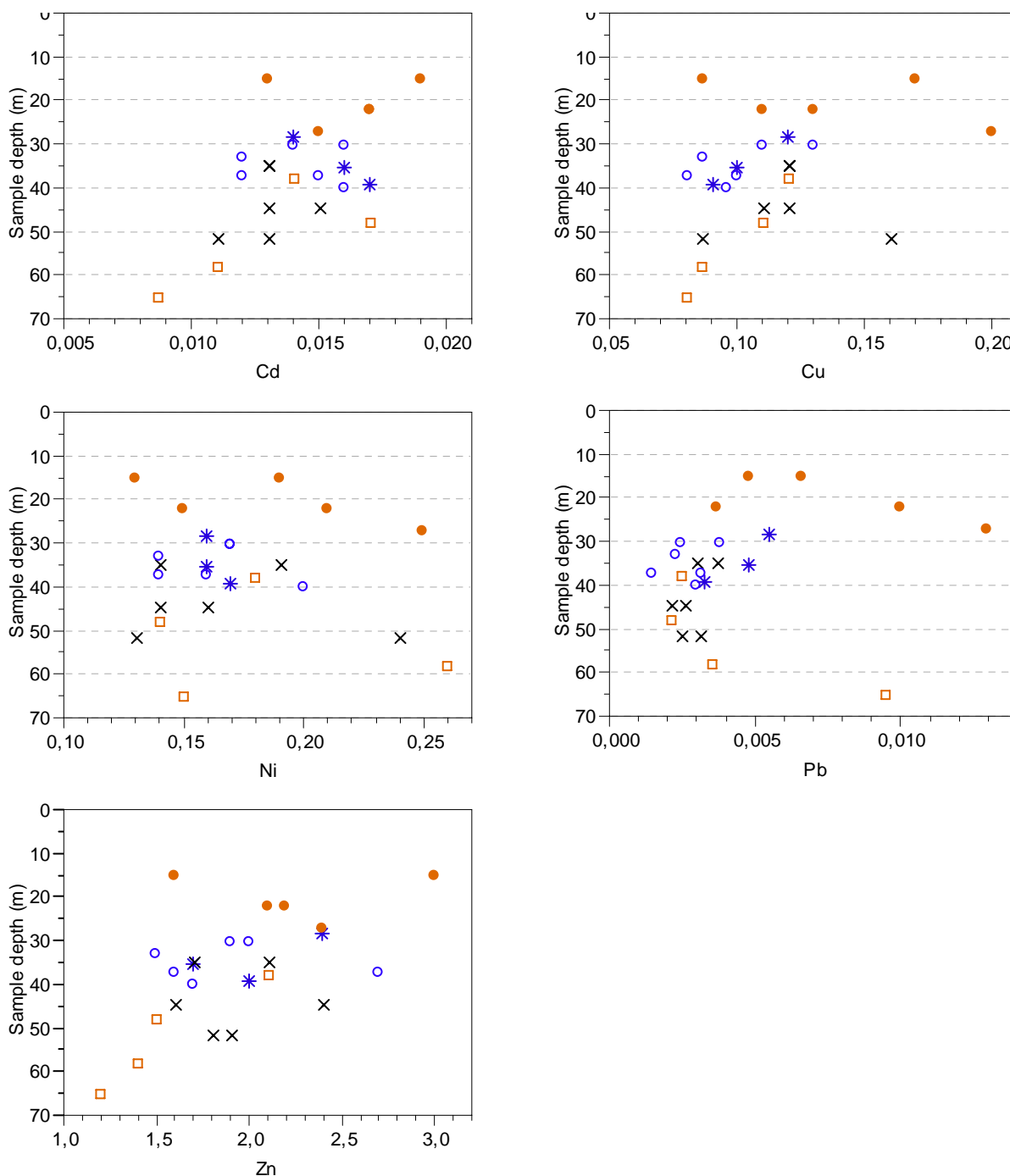
Middelverdier for de fem delområdene: deponiet (stasjon BN1), Bekkelagsbassenget (stasjon BN4 og BN8), Havnebassenget (stasjon H10, H15 og H20), tersklene (stasjon TV8, TS1 og TØ1) og refenseområdet (stasjon RS15, RV20 og RV30) er vist i Figur 9. For alle metallene ble høyeste middelkonsentrasjon observert i Havnebassenget, men med unntak av bly var forskjellene små.

Metallkonsentrasjonene i de ulike områdene ble sammenlignet statistisk med såkalt variansanalyse av alle målingene gruppert etter område. Variansanalysen (ANOVA, Dunnett's metode, $\alpha=0.05$) viste at konsentrasjonen av bly i Havnebassenget var signifikant høyere enn konsentrasjonen av bly i referenseområdet. Bly i Havnebassenget var også signifikant høyere enn bly i Bekkelagsbassenget (ANOVA, Tukey's metode, $\alpha=0.05$). For de øvrige analyserte metallene (Cd, Cu, Ni og Zn) var det ikke signifikante forskjeller mellom noen av områdene.

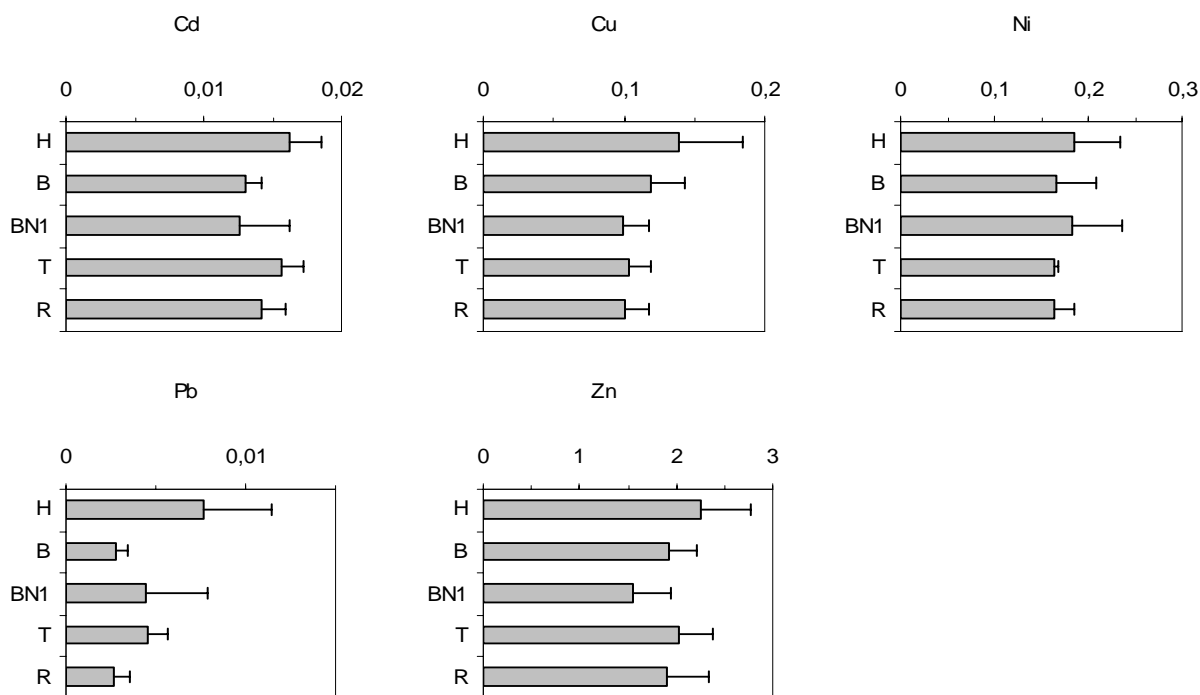
I Tabell 6 er middelverdi og variasjon for de 14 DGT-prøvene målt i denne undersøkelsen sammenlignet med tilsvarende målinger i 60 m vann fra Drøbak utført ved Marin Forskningsstasjon Solbergstrand i november-desember 2006 (Schaanning et al., 2007). Tabellen viser at nivået i indre Oslofjord ikke avviker vesentlig fra nivået i dypvannet utenfor Drøbak. DGT'ene fanget opp 10-46% av totalinnholdet av metaller i Drøbak-vannet. Brukes disse faktorene til å regne om konsentrasjonene fra DGT-verdi til total innhold, fås konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse I-III (ubetydelig-markert foruenset) i hht klassifikasjonssystemet for fjorder og kystfarvann (Molvær et al., 1997).

Til sammenligning har Oslo Havns egen overvåkning (Oen og Hauge, 2007) vist at konsentrasjonen av kadmium i vannprøver i deponiområdet vanligvis er under en deteksjonsgrense på $0,05 \mu\text{gL}^{-1}$. Prøver innsamlet 5 m over bunnen ved nedføringsenheten viste konsentrasjoner av bly fra $0,8-1,6 \mu\text{gL}^{-1}$ (Oen og Hauge, 2007) som er to størrelsesordener høyere enn konsentrasjonene vist i **Tabell 6**. Tilsvarende høye konsentrasjoner ble målt i terskeldyp. Den store forskjellen skyldes delvis at DGT'ene ikke tar opp partikkelbundete fraksjoner. I tillegg er det trolig en generell uoverenstemmelse

mellem de anvendte analytiske metodene for bestemmelse av total bly i sjøvann (Gijs Bredeveld, pers.med.).



Figur 8. Metallkonsentrasjoner målt med DGT'er i Indre Oslofjord i perioden 10.05.-11.06.2007. Enhet = μgL^{-1} .



Figur 9. Konsentrasjon av metaller i delområdene: H=Havnebassenget, B=Bekkelagsbassenget, BN1=deponiområdet, T= terskler, R=refererensstasjoner. Søylene viser middelverdi for hvert område + 1 standardavvik. Enhet = µgL⁻¹.

Tabell 6. Konsentrasjon av metaller målt med DGT i denne undersøkelsen (n=14) sammenlignet med tilsvarende målinger i 60m vann fra Oslofjorden utenfor Drøbak og omregningsfaktor beregnet fra analyser av totalkonsentrasjonen i Drøbakvannet. Klassifiseringen nederst er basert på vist omregningsfaktor og grenseverdier gitt av SFT (TA-1467/1997). Klasse I = "Ubetydelig-lite forurenset". Klasse II = "moderat forurenset". Klasse III = "markert forurenset".

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
<i>Drøbak 60m-vann</i>					
Kons. målt med DGT (µg L ⁻¹)	0,011	0,13	0,17	0,007	1,0
Omregningsfaktor (DGT/tot.kons.)	0,46	0,34	0,24	0,10	0,33
<i>Denne undersøkelsen</i>					
Middelverdi (µg L ⁻¹)	0,014	0,11	0,17	0,004	1,9
Minimum (µg L ⁻¹)	0,009	0,08	0,13	0,002	1,2
Maksimum (µg L ⁻¹)	0,019	0,20	0,26	0,013	3,0
Forurensingsnivå (min-maks)	I-II	I-II	II	I-II	II-III

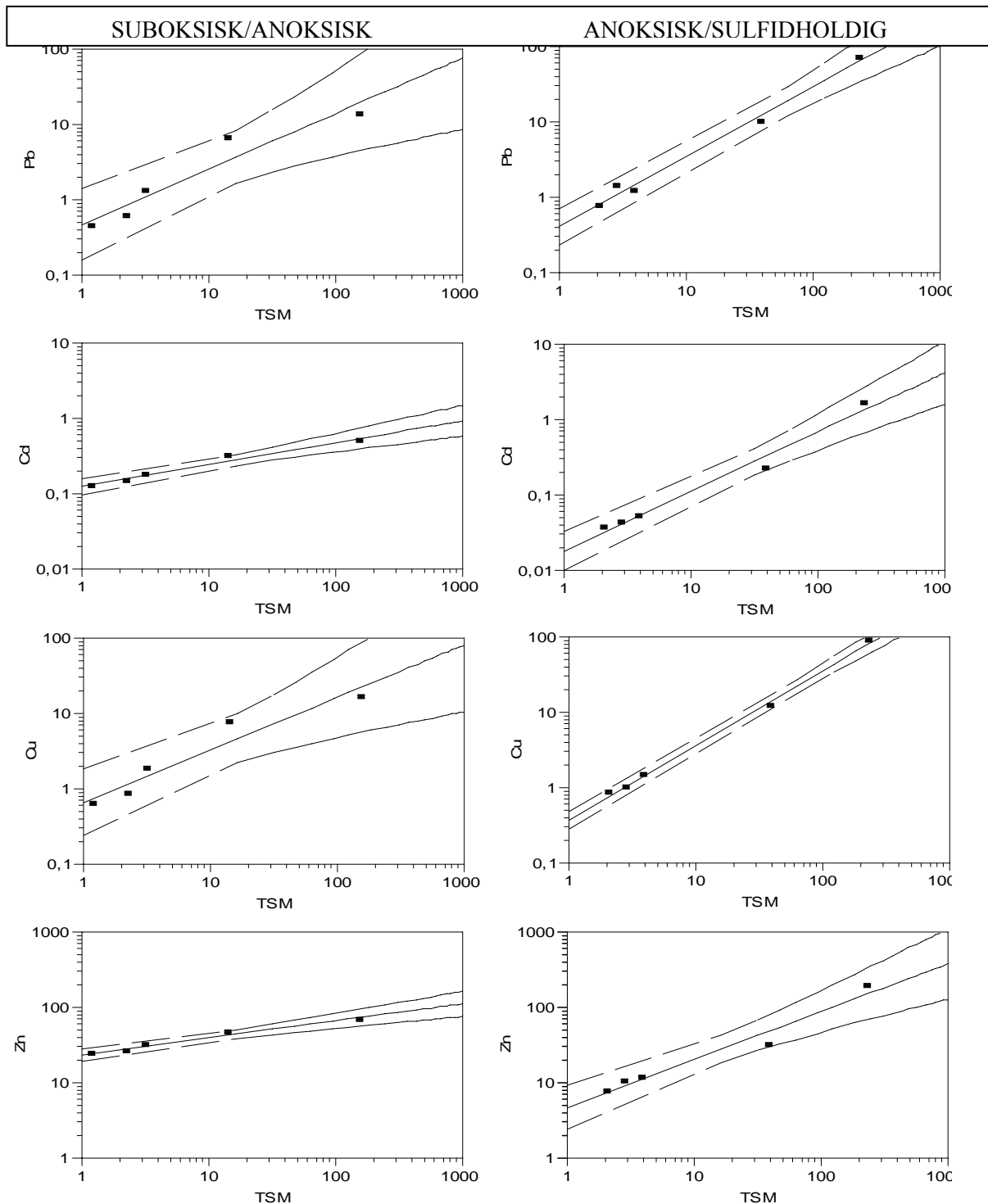
6.1.2 Kan deponiområdet fungere som felle for Cu, Cd og Zn?

Fordelingen av Cu, Cd og Zn (Figur 8) viste en generell avtagende tendens fra Havnebassenget utover i fjorden og nedover i Bekkelagsbassenget med de laveste konsentrasjoner nærmest bunnen og nærmest deponiområdet. Denne fordelingen indikerer at deler av Havnebassenget fungerer som en

kilde hvorfra metaller spres utover i fjorden og at deponiområdet fungerer som felle der de samme metallene fjernes fra vannmassen.

I Drammensfjorden har det vært påvist høyere konsentrasjoner av Cd i sedimenter avsatt under anoksiske enn under oksiske vannmasser (Schaanning, 1998). Til tross for bedre oksygenforhold i Bekkelagsbassenget enn i Drammensfjorden, kan det se ut som anoksiske forhold fremdeles påvirker metallfordelingen i området. Dette skyldes ikke nødvendigvis at vannet i deponiområdet eller massene som deponeres inneholder vesentlige mengder løst H_2S , men skyldes mer sannsynlig at massene som deponeres og/eller sedimentene i deponiområdet inneholder mer lettløselige sulfider (for eksempel FeS) enn sulfider av Cd, Cu og Zn. Oppløste toverdige ioner eller komplekser av Cd, Zn og Cu vil ved kontakt med slike partikler kunne byttes med Fe via prosesser tilsvarende: $FeS + Cd^{2+} \rightarrow CdS + Fe^{2+}$.

Det er interessant å merke seg at Pb ikke følger det samme mønsteret som Cd, Zn og Cu selv om løseligheten av PbS også er svært liten. Denne ulikheten bekrefter imidlertid dataene fra storskalaforøkene utført ved Marin Forskningstasjon Solbergstrand i tilknytning til konsekvensutredningen for dypvannsdeponiet (Eek og Schaanning, 2000). Som vist i **Figur 10** førte økt sulfidinnhold i vannmassen til redusert konsentrasjon av Cd og Zn og ingen overlapp mellom konfidensintervallene etter utsynking av de deponerte massene. Cu viser også lavere konsentrasjon i det sulfidholdige vannet, selv om konfidensintervallene overlapper. Pb derimot viser nesten identiske konsentrasjoner og sammenfallende konfidensintervall i de to forsøkene. Forsøkene viste altså at under mer anoksiske forhold vil mer Cd, Zn og Cu fjernes fra vannmassen, mens forskjellen i redoksforhold ikke hadde noen effekt på sedimentasjonen av Pb.



Figur 10. Konsentrasjoner av tungmetaller ($\mu\text{g L}^{-1}$) i sjøvann fra deponiområdet 0-5 dager etter utpumping av forurensete sedimenter fra Bjørvika plottet mot partikkelkonsentrasjonen TSM (mg L^{-1}). Kurvene viser lineær regresjon på log-log transformerte data og 95 % konfidensintervaller. (Data fra storskalaforsøk på marin forskningstasjon Solbergstrand (Schaanning og Bjerkeng, 2001).)

6.1.3 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

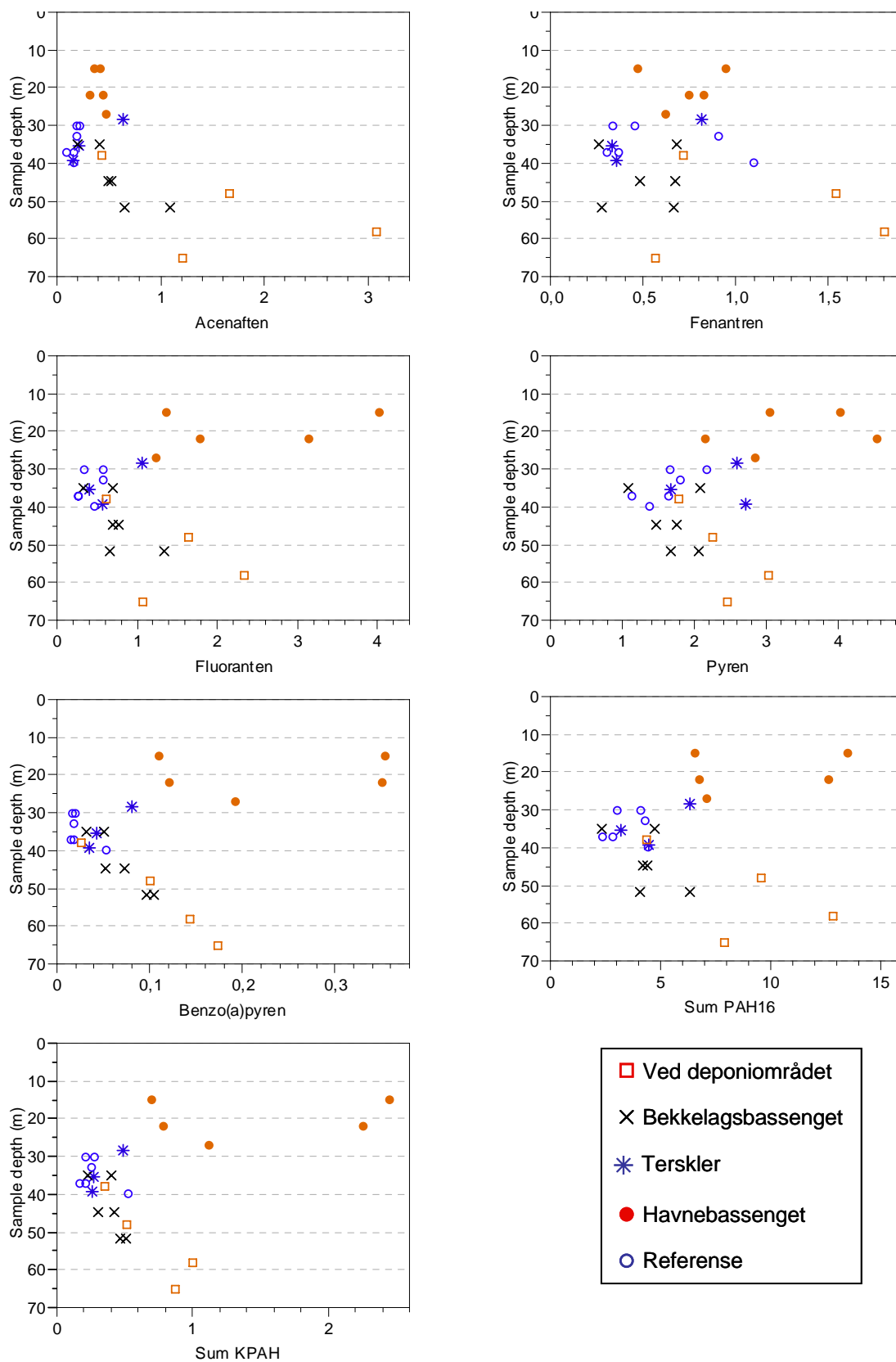
Konsentrasjoner av PAH er vist i **Figur 11**, **Figur 12**, **Tabell 7** og Vedlegg D.

Figur 11 viser konsentrasjonen av fem av de mest dominerende PAH-forbindelsene, summen av de 16 vanligste (USEPA) samt summen av de ”mest kreftfremkallende” (KPAH). De høyeste konsentrasjonene av PAH ble målt på prøvetakerne fra stasjon HN15 i Havnebassenget og 3-10 m over bunnen nærmest deponiområdet (BN1-58 og BN1-65). Konsentrasjonene nærmest deponiområdet var 8-13 ng L⁻¹. Dette var noe lavere enn gjennomsnittlig konsentrasjonen på 35 ng L⁻¹ rapportert for vannprøver innsamlet like ved nedføringsenheten (Oen og Hauge, 2007). Noe av forklaringen kan være større avstand fra nedføringsenheten til våre prøvetakere, men ulike metoder og høyere deteksjonsgrenser for analyser av tradisjonelle vannprøver kan også spille inn. For eksempel kan ulik praksis i forhold til håndtering av deteksjonsgrenser gi store utslag når en summerer opp konsentrasjonene av mange enkeltforbindelser hvorav de fleste kanskje er under deteksjonsgrensen. Passive prøvetakere (såkalte POM'er) ga en gjennomsnittlig konsentrasjon over terskeldyp på 21 ng L⁻¹ (Oen og Hauge, 2007). Også dette var høyere enn våre målinger på stasjoner i referense- og terskelområdene (**Figur 11**). Mest sannsynlig skyldes disse forskjellene systematiske forskjeller mellom ulike analysemetoder. Bergqvist og Zaliauskiene (2007a), som benyttet SPMD-metoden i samme område i 2006, rapporterte typisk ca 10 ng L⁻¹ sum PAH16 (variasjon fra ca 5 til ca 40 ng L⁻¹) på en rekke stasjoner i Bekkelagsbassenget under terskeldyp og ca 5 ng L⁻¹ på en referensestasjon utenfor Bekkelagsbassenget. Dette var i god overenstemmelse med konsentrasjonene målt her, men i prøver fra Bjørvika nær mudringsområdet og Akerselvas utløp fant Bergqvist og Zaliauskiene (2007a) konsentrasjoner opp til 140 ng L⁻¹ som var betydelig høyere enn observert på noen av våre stasjoner.

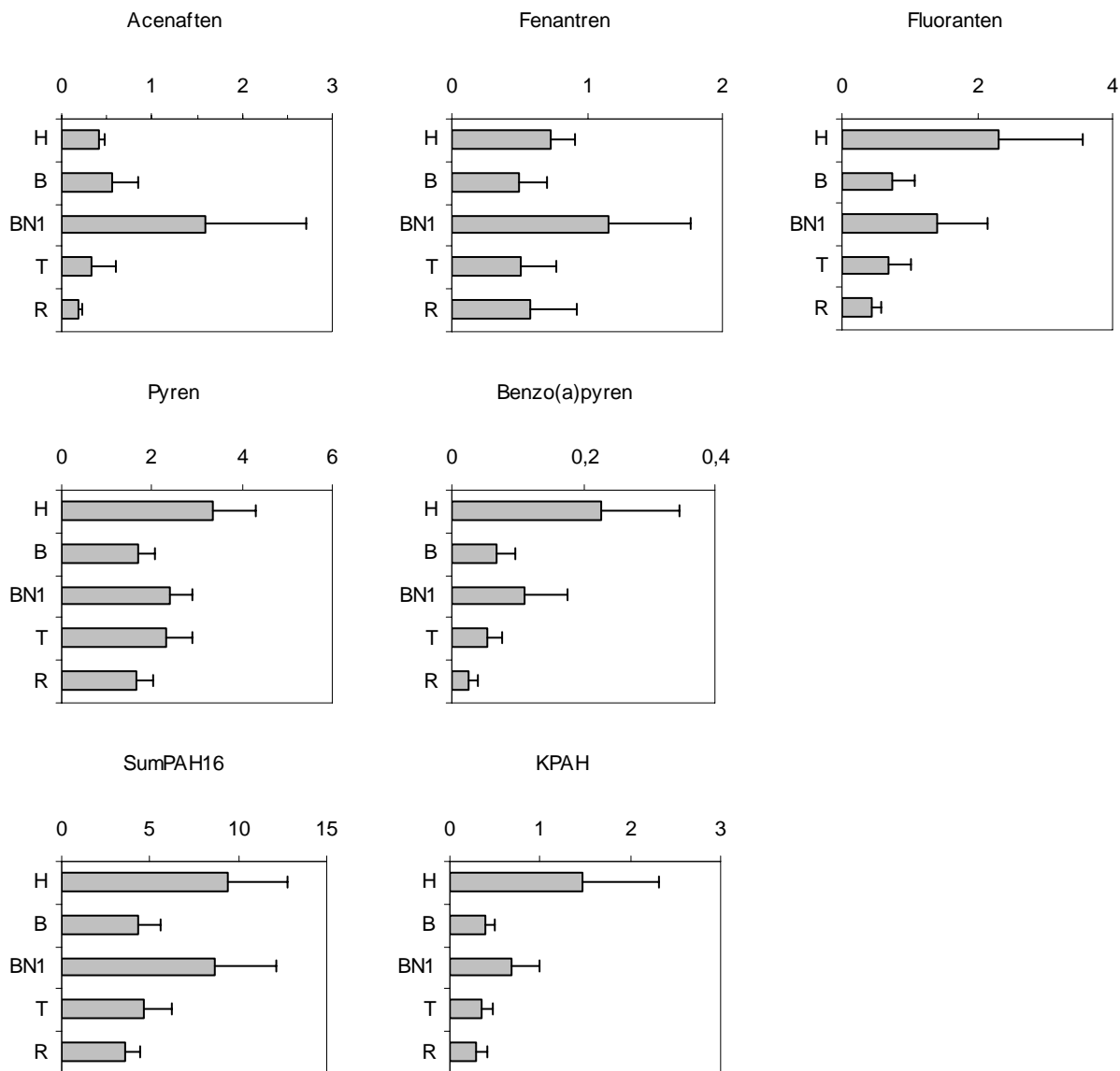
Som vist i **Figur 11** ble det funnet lite acenaften og fenantren i Havnebassenget, mens de øvrige komponentene/gruppene viste forhøyete konsentrasjoner både i Havnebassenget og i dypvannet ved deponiet. Statistisk sammenligning av konsentrasjonene observert i Havnebassenget, Bekkelagsbassenget, deponiområdet og tersklene med konsentrasjonene i referenseområdet (ANOVA, Dunnett's metode, $\alpha=0,05$), viste at fem av de sju letteste PAH-forbindelsene var signifikant større i deponiområdet enn på referensestasjonene (**Tabell 7**). Samtidig var elleve av de tretten tyngste forbindelsene signifikant større i Havnebassenget. Dette kan skyldes utløsning etter deponering av lette PAH-komponenter akkumulert over lang tid i porevannet før mudring. En annen faktor kan være relativt raskere nedbrytning av de letteste komponentene og større eksponering mot lys og oksygen i Havnebassenget eller elveløpene underveis fra eventuelle oppstrøms kilder.

Ingen PAH-forbindelser var tilstede over terskelene i signifikant større konsentrasjoner enn i referanseområdet. I gjennomsnitt var konsentrasjonene over tersklene noe større, men dette kan like mye skyldes horisontal blanding med vannmasser fra Havnebassenget som vertikal blanding i Bekkelagsbassenget. Det faktum at også metaller som viste avtagende konsentrasjon mot dypet av Bekkelagsbassenget, var tilstede i svakt forhøyete konsentrasjoner over tersklene sammenlignet med referenseområdet synes å støtte at horisontal blanding med vann fra Havnebassenget er den mest sannsynlige forklaringen.

Benzo(a)pyren viste en klart avtagende gradient fra dypeste punkt ved deponiområdet opp til terskeldyp (**Figur 11**) og en konsentrasjon over tersklene på $0,053 \pm 0,024$ ng L⁻¹ sammenlignet med $0,025 \pm 0,014$ ng L⁻¹ i referenseområdet. Denne fordelingen av benzo(a)pyren lignet på fordelingen av bly (**Figur 8**) og var ikke typisk for PAH-forbindelsene som i de fleste tilfellene viste en nedgang i konsentrasjonen nærmest bunnen (se også **Figur 8**: nikkell). Nedgang i konsentrasjonen nærmest bunnen tilsvarer nedgangen i konsentrasjonen av partikler som ble observert i begge



Figur 11. PAH-forbindelser i vannmassen ved deponiområdet ved Malmøykalven (BN1), øvrige deler av Bekkelagsbassenget (BN4, BN8), tersklene (TW, TE, TS), i Havnebassenget (HN10, HN15 og HN20) og på referensstasjonene (RS15, RV20, RV30) målt med SPMD'er i perioden 10.05.-11.06.2007. Enhet = ngL^{-1} .



Figur 12. Konsentrasjon av PAH i delområdene: H=Havnebassenget, B=Bekkelagsbassenget, BN1=deponiområdet, T= terskler, R=refererensestasjoner. Søylen viser middelerdi for hvert område + 1 standardavvik. Enhet = ngL⁻¹.

deponeringsforsøkene på Solbergstrand (Schaanning og Bjerkeng, 2001) og etter prøvedeponeringen i Malmøykalven (**Figur 1**). De markant forskjellige mønstrene mellom BaP og bly på den ene siden og de fleste PAH-forbindelser og nikkel på den andre siden, indikerer en aktiv (ikke-konservativ) mekanisme som fjerner de sistnevnte forbindelsene og partikler fra bunnvannet. En slik mekanisme kan være readsorpsjon til partikler som aggregerer og synker ut av vannet nærmest bunnen.

Tabell 7. Områder med konsentrasjoner av PAH signifikant større enn konsentrasjonene i referanseområdet (ANOVA, Dunnett's test, $\alpha=0,05$). BN1=deponiområdet, H=Havnebassenget. Verken terskelområdet (T) eller Bekkelagsbassenget utenfor deponiområdet (B) hadde konsentrasjoner signifikant forskjellig fra referanseområdet.

Naftalen	BN1	>	R
Acenaftalen	ingen	>	R
Acenaften	BN1	>	R
Fluoren	BN1	>	R
Dibenzothiophene	BN1	>	R
Fenantren	ingen	>	R
Antracen	H & BN1	>	R
Fluoranten	H	>	R
Pyren	H	>	R
Benzo(a)antracen	H	>	R
Chrysen	H	>	R
Benzo(b,j)fluoranten	H	>	R
Benzo(k)fluoranten	H	>	R
Benzo(e)pyren	H & BN1	>	R
Benzo(a)pyren	H	>	R
Perylen	H	>	R
Indeno(1.2.3-cd)pyren	ingen	>	R
Dibenz(ac/ah)antracen	H	>	R
Benzo(ghi)perylene	ingen	>	R
Sum PAH19	H & BN1	>	R
Sum PAH16	H & BN1	>	R
Sum KPAH	H	>	R

6.1.4 Polyklorerte bifenyler (PCB) og pesticider

Konsentrasjonene av PCB og pesticider er vist i **Figur 13** og Vedlegg E.

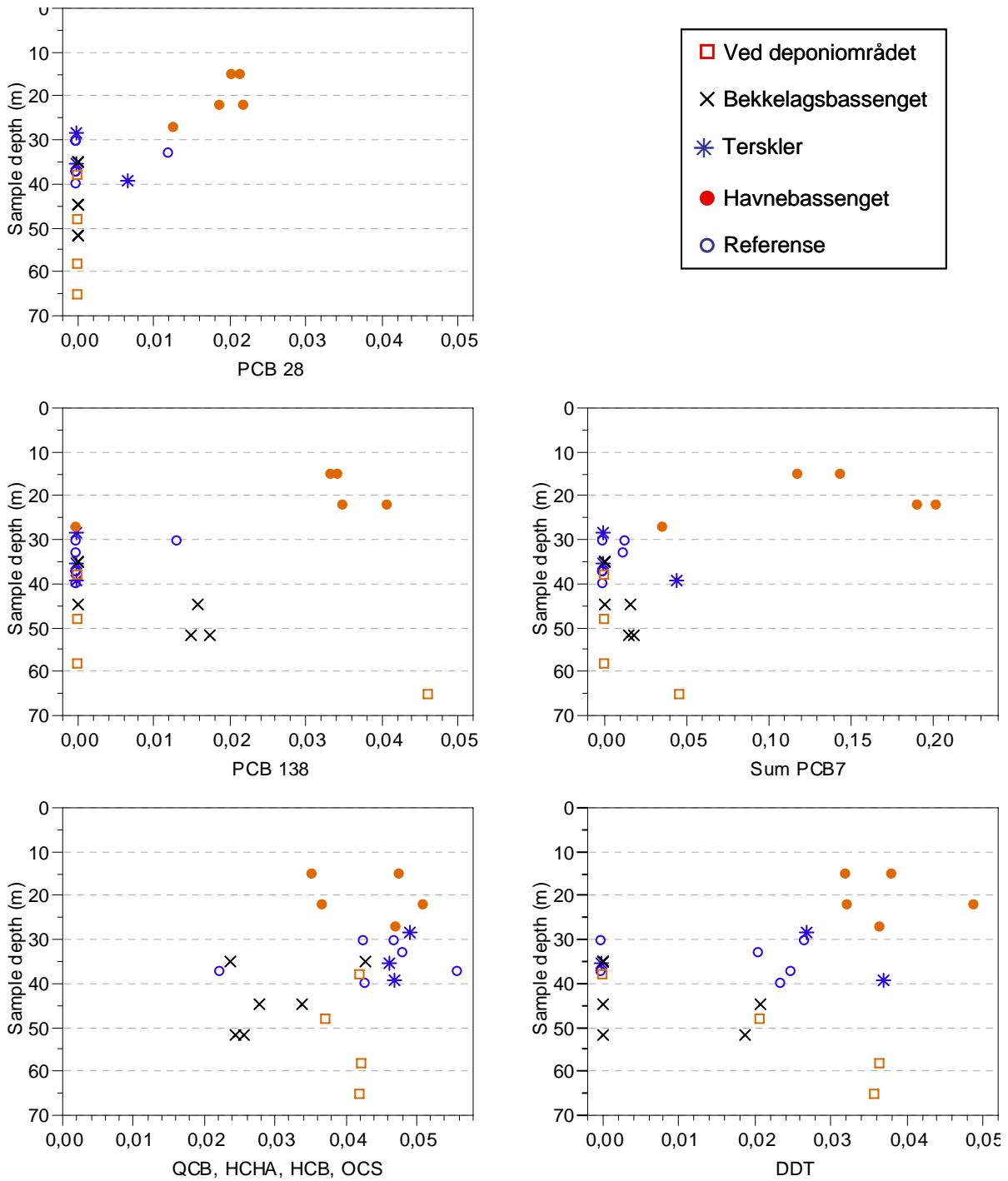
I motsetning til metallene og PAH-forbindelsene viste fordelingen av DDT og sum(QCB, HCHA, HCB, OCS) mellom de ulike prøvepunktene ingen klare indikasjoner på punktkilder verken i Havnebassenget eller i Bekkelagsbassenget.

Konsentrasjonene av de fleste enkeltforbindelsene av PCB var under deteksjonsgrensen i de fleste prøvene i Bekkelagsbassenget, over tersklene og i referanseområdet, dvs mindre enn 0,01-0,07 ng L⁻¹. De passive prøvetakere (POM'er) som benyttes av NGI ga konsentrasjoner av sumPCB₇ på 0,05-0,15 ng L⁻¹ i terskeldyp (Oen og Hauge, 2007), mens vannprøver innsamlet 5 m over bunnen ved nedføringsenheten bare unntaksvis viste detekterbare mengder (deteksjonsgrense for enkeltforbindelser ca. 0,2 ng L⁻¹). Bergqvist og Zaliauskiene (2007b) fant konsentrasjoner av sumPCB fra 0,3 til 0,9 ng L⁻¹ under terskeldyp i Bekkelagsbassenget, ca 0,3 ng L⁻¹ på en referansestasjon utenfor Bekkelagsbassenget. Grunnen til at Bergqvist og Zaliauskiene (2007b) rapporterer høyere konsentrasjoner av PCB fra sine SPMD'er er etter alt å dømme at de kvantifiserer hele 79 enkeltforbindelser og rapporterer summen av alle disse som sumPCB, mens vi rapporterer summen av

bare 7 forbindelser. Metode for håndtering av deteksjonsgrenser fremgår ikke av Bergqvist og Zaliauskienes rapport.

I Havnebassenget ble det målt klart forhøyete verdier ($0,1-0,2 \text{ ng L}^{-1}$) på to av stasjonene (HN15 og HN20). Til sammenligning målte Bergqvist og Zaliauskiene (2007b) $0,6-3,5 \text{ ng L}^{-1}$ i Havnebassenget, med de høyeste konsentrasjonene i SPMD'er plassert nær mudringsområdet i Bjørvika og Akerselvas utløp.

I motsetning til PAH var det ikke vesentlig høyere konsentrasjoner av PCB på HN15 sammenlignet med HN20, og følgelig ikke grunnlag for å knytte observasjonene til lokale kilder ved HN15. Dersom kilden til PCB i Havnebassenget var utlekking fra de moderat-sterkt forurensete sedimentene på 20-25 m dyp, skulle konsentrasjonene 3 m over bunnen (22 m vanddyb) være større enn konsentrasjonen 10 m over bunnen (15 m vanddyb), slik som observert (**Figur 13**). Dette kan tyde på at mens PAH tilføres primært ovenfra og primært fra en kilde nær stasjon HN15, tilføres PCB primært nedenfra og i like stor grad på HN15 og HN20. Mer om dette i neste avsnitt.



Figur 13. PCB og pesticider i vannmassen ved deponiområdet ved Malmøykalven (BN1), øvrige deler av Bekkelagsbassenget (BN4, BN8), tersklene (TW, TE, TS), i Havnebassenget (HN10, HN15 og HN20) og på referensstasjonene (RS15, RV20, RV30) målt med SPMD'er i perioden 10.05.-11.06.2007. Enhet = ngL^{-1} .

6.1.5 PAH- og PCB-mønsteranalyse

Figur 14 og **Figur 15** viser henholdsvis PAH- og PCB-biplot med prinsippal komponenter (Gabriel, 1971) der x-, y- og z-aksene representerer 1., 2. og 3. prinsippal komponent. Komponenter med konsentrasjoner lavere enn deteksjonsgrensen ble satt lik null og stasjoner uten detekterbare komponenter er utelatt fra analysen. Som vist i **Figur 14** kunne de to første komponentene forklare 61,5 % av variasjonene i PAH, mens den tredje forklarte ytterligere 17,3 % (til sammen 78,8 %). Tilsvarende kunne de tre komponentene ikke forklare mer enn 52,5 % av variasjonene i PCB.

For PCB er analysen preget av få eller ingen detekterbare komponenter på alle stasjoner utenfor Havnebassenget. Z-aksen og prøvene HN10-27, TØ1-39 og RV30-33 var dominert av detekterbare mengder PCB28 og 118, mens klyngen av prøver til venstre i figuren (BN8-45, BN8-52, BN4-52, BN1-65 og RV20-30) inneholdt utelukkende (100%) PCB138. De fleste konsentrasjonene var bare så vidt større enn deteksjonsgrensen og plasseringen av de fleste stasjonene i **Figur 15** vurderes som svært usikker i forhold til målet med analysen. De to prøvene tatt nærmest bunnen i Havnebassenget (HN15-22 og HN20-22) skiller seg imidlertid klart ut ved at de plasserer seg ved siden av hverandre lengst ute på x- og y-aksen i **Figur 15**.

For PAH kunne de fleste prøvene plasseres i tre grupper klart adskilt fra hverandre. Alle seks referanseprøver og to av de tre terskelprøvene ligger innenfor ellipsen lengst til venstre i **Figur 14**. PAH-mønsteret på disse stasjonene kan anses karakteristisk for vannmassene i 30-40 m dyp i fjorden utenfor Havnebassenget. Lengst vekk fra disse, i ellipsen på høyre side i figuren, ligger de to prøvene fra stasjon HN15 sammen med HN10-27.

Tolkningen av de to figurene er basert på at stasjoner med lik innbyrdes fordeling av enkeltforbindelser vil plassere seg i nærheten av hverandre. Kilder med ulike komponentfordelinger og variasjoner i nedbrytningshastighet fra en komponent til en annen, er to faktorer som kan bidra til å øke avstanden mellom stasjonene. Omvendt vil blanding av vannmasser bidra til å minske avstanden. Fordi det er benyttet relative konsentrasjoner (% av summen av alle komponenter) vil forskjeller i konsentrasjonen ikke påvirke mønsteret.

For PAH plasserte begge prøvene fra stasjon HN15 seg langt unna de fleste andre prøvene i **Figur 14**. Samtidig var konsentrasjonen av PAH høyest i disse to prøvene (**Figur 11**). HN15 fremstår dermed som stasjonen nærmest en hovedkilde for PAH i undersøkelsesområdet. Nærheten til utløpene fra Akerselva og Alna/Loelva, gjør disse til den mest sannsynlige kilden, men oppvirvling fra Bjørvika-området (propelloppvirvling, mudring) eller avrenning fra land i nærheten (for eksempel Sjørsøya) kan heller ikke utelukkes. Dersom kilden var knyttet til utslipp fra elvene eller annen avrenning fra land, kunne en forvente at prøven fra 15 m dyp var mer påvirket enn prøven fra 22 m dyp, nøyaktig slik som observert både m.h.t. konsentrasjon (**Figur 11**) og mønster (**Figur 14**).

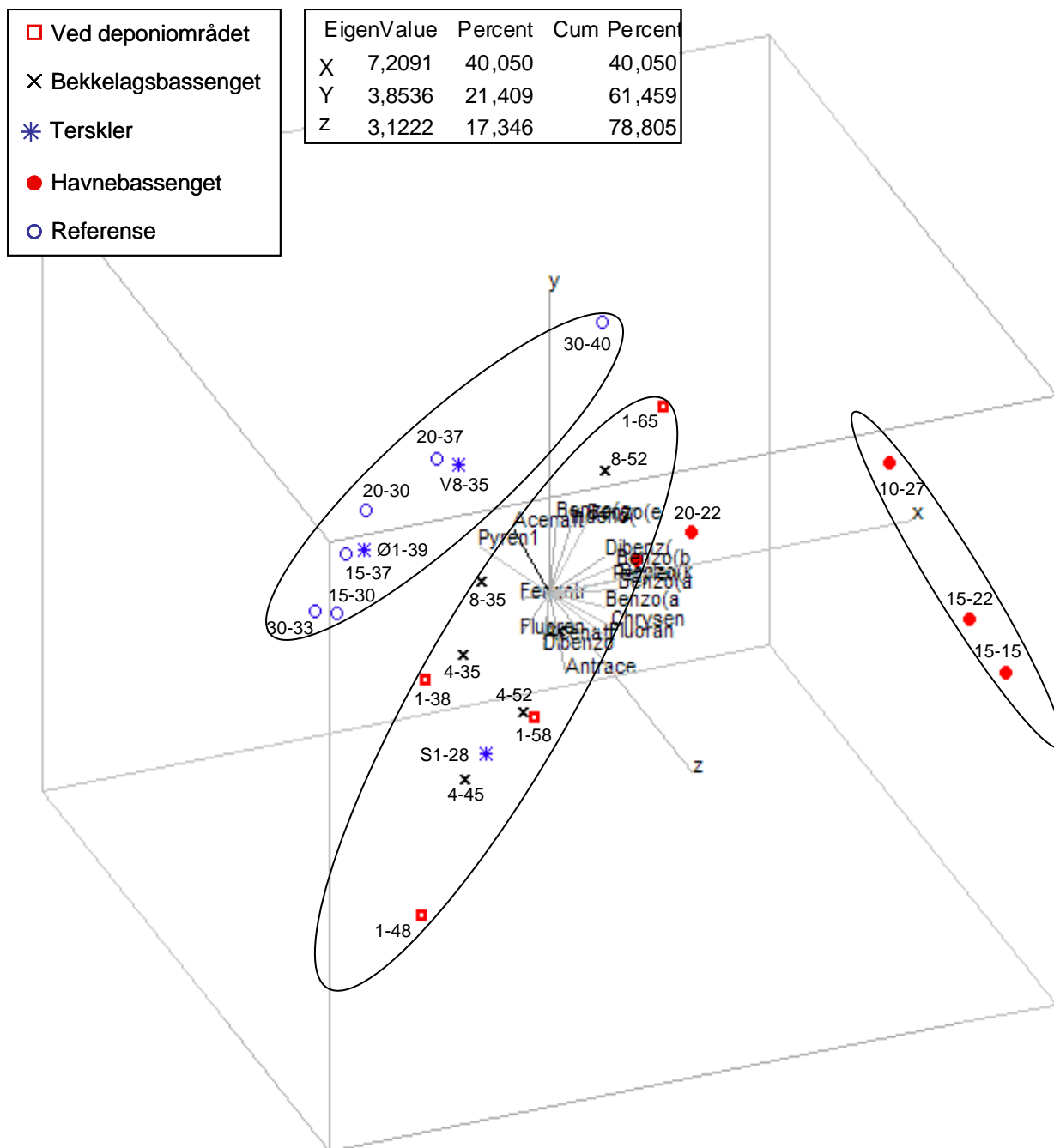
Til forskjell fra PAH, ble de høyeste konsentrasjonene av PCB observert i de to prøvene tatt nærmest bunnen i Havnebassenget (HN15-22 og HN20-22) samtidig med at de plasserte seg ved siden av hverandre lengst ute på x- og y-aksen i **Figur 15**. Dette kan tyde på at PCB innholdet i SPMD'ene var påvirket av kilder nær bunnen både ved stasjon HN15 og HN20. Forurensing spredt forholdsvis jevnt utover sedimentene i Havnebassenget er den mest sannsynlige kilden til PCB i de to prøvene, men lave og ikke-detekterbare konsentrasjoner på svært mange av prøvene fra resten av undersøkelsesområdet gjør det vanskelig å vurdere i hvilken grad utlekking fra sedimentene i Havnebassenget er en viktig kilde til spredning av PCB.

Den midterste ellipsen i **Figur 14** fanget opp alle prøvene i Bekkelagsbassenget samt TS1-28. Prøve BN1-65, (3m over bunnen nærmest deponeringspunktet) plasserte seg øverst i denne ellipsen. Det er rimelig å tro at denne prøven var påvirket av PAH fra partiklene som virvles opp under deponering.

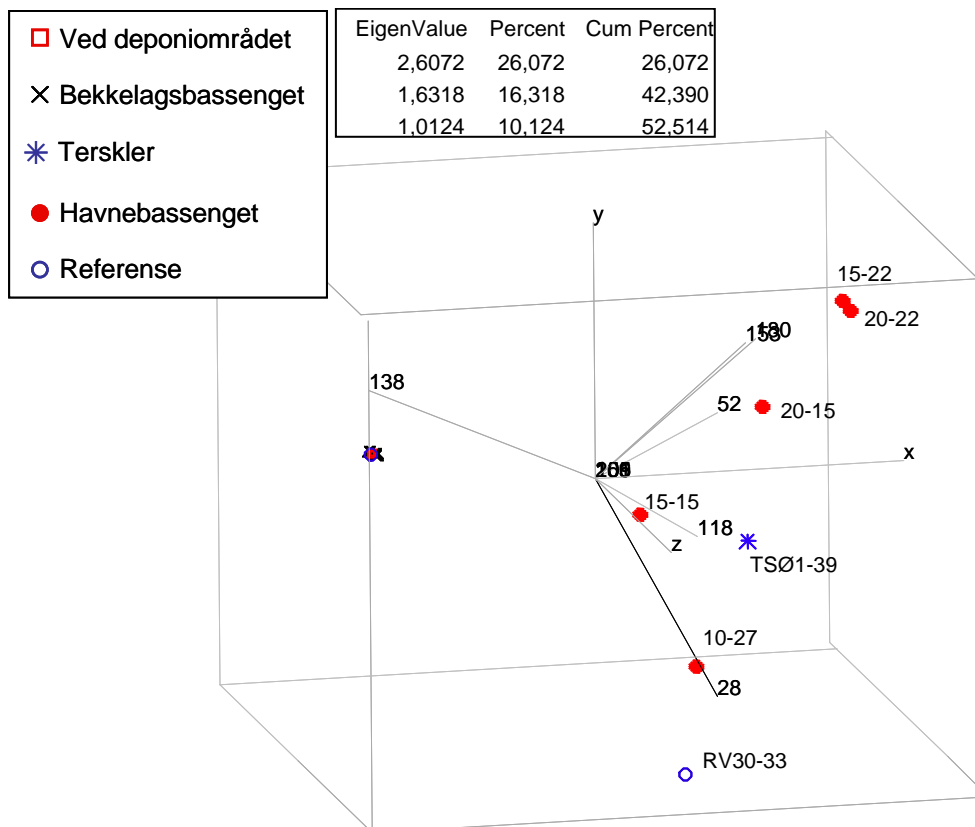
Dersom prøvene fra stasjon HN15 hadde vært betydelig påvirket av spredning fra mudringsarbeidene i Bjørvika eller Bispevika, kunne en ha forventet at disse prøvene lå nærmere BN1-65 enn de faktisk gjør. Dette synes å bekrefte at de høye konsentrasjonene av PAH ved stasjon HN15 primært skyldes andre kilder enn oppvirling av partikler under mudring.

De tre prøvene fra Bekkelagsbassenget med klart forhøyete konsentrasjoner av PAH var BN1-65, BN1-58 og BN1-48, med maksimum konsentrasjon i BN1-58 og avtagende konsentrasjon ned mot bunnen. I den midterste ellipsen i **Figur 14** plasserte, imidlertid, BN1-48 seg i motsatt ende av BN1-65 med BN1-58 midt mellom. Disse observasjonene kan ikke forklares med enkle fysiske blandingsprosesser mellom vann med høyt innhold av oppvirlvete partikler og nylig utløst PAH med eldre vannmasser fra Bekkelagsbassenget, og viser trolig at komponentsammensetningen endres etter utslipp som følge av kjemiske prosesser eller nedbrytning. Observasjonene viste at konsentrasjonene av både partikler (jfr. **Figur 1**) og PAH (**Figur 12**) er størst et lite stykke over bunnen. Denne vannmassen er best representert ved vår prøvetaker på 58 m dyp. En mulig forklaring på variasjonene i konsentrasjon og mønster over og under dette dypet, kan være at prosessene på undersiden er dominert av aggregering av partikler og readsorpsjon av utløste PAH-forbindelser til sedimentet eller nedsynkende sedimentpartikler. Vannmassen i overkant av skyen kan derimot tenkes å være preget av desorpsjon fra de minste og letteste partiklene som virvles lengst opp i vannsøylen. Lengre oppholdstid og større tilgang på oksygen kan medvirke til at nedbrytning bidrar mer til endring av komponentsammensetningen i dette området. Den store forskjellen i PAH-sammensetningen mellom BN1-65 og BN1-48 kan m.a.o. være et resultat av aktive fysisk-kjemiske prosesser i utslippsområdet.

TS1-28 var plassert 3 m over terskelen nærmest deponeringsfartøyets posisjon ved slutten av prøvetakingsperioden. Prøvetakeren inneholdt noe mer PAH enn prøvetakerne fra referanseområdet og de øvrige terskelstasjonene og mønsteret lignet mest på de øvrige prøvene fra Bekkelagsbassenget. Under innsamling av prøvetakerne ble det observert to lange ankerwirer fra fartøyet til bunnen nær stasjon TS1 og det kan ikke utelukkes at prøven er påvirket av aktivitetene tilknyttet forflytning og oppankring. I ettertid er det fremsatt påstander om ulovlig dumping fra overflaten og det kan ikke utelukkes at påvirkning fra slik aktivitet er årsak til observasjonene i TS1-28. En annen mulig forklaring er at innstrømningen til Bekkelagsbassenget skjer primært over de dypeste tersklene (TV8-35 og TØ1-39) og at dette vannet blander seg med intermediære vannlag i Bekkelagsbassenget representert ved BN8-35, BN4-35 og BN1-38 før utstrømning ved TS1-28. Metoden er ikke følsom nok til å avdekke et eventuelt tilsvarende mønster for PCB. Ressonnementet hviler derfor tungt på observasjonene av PAH i en enkelt prøve og etterprøving med en grundigere undersøkelse av strømforholdene over tersklene er nødvendig før det kan konkluderes noe om det faktisk eksisterer et slikt vedvarende strømningsmønster.



Figur 14. PAH-biplot med prinsipalkomponent 1 (=x), 2 (=y) og 3 (=z) beregnet fra relative konsentrasjoner (% av sumPAH) for alle de 19 kvantifiserte PAH-komponentene. Merk at de første bokstavene i stasjonskodene er utelatt av plasshensyn. NB! BN-stasjonene har ikke bare mistet én, men begge bokstavene.



Figur 15. PCB-biplot med prinsipalkomponent 1 (=x), 2 (=y) og 3 (=z) beregnet fra relative konsentrasjoner (% av sumPCB) for alle de 10 kvantifiserte PCB-komponentene. Merk at de første bokstavene i stasjonskodene er utelatt av plasshensyn. I denne figuren står det ikke x,y,z i akseboksen, sånn som det gjør i figur 14.

6.2 Risiko for skade på organismer

I tilknytning til arbeidet med tilleggsutredningen for dypvannsdeponiet ble det på grunnlag av utsynking- og desorpsjons-forsøk (Eek og Schaanning, 2000) beregnet hvor store konsentrasjoner av miljøgifter som kunne forventes i utslippsområdet og det ble utarbeidet en modell for spredning av miljøgifter under etableringen av dypvannsdeponiet (Schaanning og Bjerkeng, 2001). Disse beregningene ble også lagt til grunn for en vurdering av risiko for skadelige effekter på organismer (Bjerkeng, Schaanning og Tobiesen, 2002). Vurderingen ble basert på at dersom forholdet mellom PEC (Predicted Environmental Concentration) og PNEC (Potential No Effect Concentration) overstiger 1,0 foreligger det risiko for skade på organismer.

Modellen viste størst risiko for overskridelse av PNEC-verdiene for pyren (PEC/PNEC = 1,7) og sink (PEC/PNEC = 1,1-6,1) (Tabell 8). Målingene i mai-juni 2007 viste ingen overskridelse av PNEC-verdiene i noen av prøvene innsamlet i Bekkelagsbassenget. Denne undersøkelsen viser derfor ingen risiko for skade på levende organismer som følge av deponeringen i Bekkelagsbassenget.

6.3 Risiko for spredning over terskeldyp

De samme PEC-verdiene som ble lagt til grunn for risikovurderingen ble også lagt til grunn for beregning av vertikal spredning til vannlag over terskeldypet på 42 m ved såkalt turbulent diffusjon ("eddy diffusion"). **Tabell 8** viser at målte konsentrasjoner av kadmium, sink, kopper, bly og pyren var mindre enn de høyeste PEC-verdiene lagt til grunn for spredningsberegningene. For kadmium, sink og kopper viste konsentrasjonsgradientene avtagende konsentrasjoner ned mot bunnen og inn mot deponeringsområdet, som dermed fremstår som felle for disse metallene. For bly og pyren vil spredning til fjorden utenfor Bekkelagsbassenget beregnet på grunnlag av målingene i mai-juni 2007 være i størrelsesorden 10-50x mindre enn beregnet i konsekvensutredningen (Schaanning og Bjerkgeng, 2001).

PEC-verdien på $<0,01 \text{ ng L}^{-1}$ beregnet for PCB7 var lavere enn deteksjonsgrensene på $0,01\text{-}0,08 \text{ ng L}^{-1}$ for enkeltforbindelser i prøvene innsamlet nærmest deponiområdet. Den målte konsentrasjonen av $0,046 \text{ ng L}^{-1}$ PCB7 skyldtes i sin helhet en enkelt observasjon av komponenten PCB138. Det vil derfor være urimelig å konkludere at spredning av PCB fra deponeringsområdet er 5x større enn beregnet i konsekvensutredningen. En rimeligere konklusjon vil være at beregnet spredning av PCB7 fra deponeringsområdet er så liten at vi ikke er i stand til å verifisere den med en av de mest følsomme metodene som er tilgjengelig.

For benzo(a)pyren, derimot, viser **Figur 11** en jevnt avtagende konsentrasjonsgradient på $0,0014 \text{ ng L}^{-1} \text{ m}^{-1}$ fra 3 m over bunnen og opp mot terskeldypet. Denne profilen er som forventet dersom høy konsentrasjon ved bunnen opprettholdes ved utløsning fra partikkelskyen og lav konsentrasjon ved terskeldyp opprettholdes ved horisontal blanding over tersklene. I konsekvensutredningen ble det benyttet diffusjonskoeffisienter på hhv $0,06$ (lavt anslag) og $0,12 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ (høyt anslag) og et areal for Bekkelagsbassenget på $3\,530\,000 \text{ m}^2$ i 40 m dyp. Ut fra dette, gir observasjonene i mai-juni 2007 en årlig vertikal transport av benzo(a)pyren til 40 m dyp på $9,2\text{-}18,4 \text{ g år}^{-1}$. I konsekvensutredningen ble tilsvarende transport av B(a)P beregnet til 30 g for hele deponeringsperioden. Beregningene viser dermed at den pågående deponeringen kan fortsette i 1,6-3,2 år før spredningen av B(a)P til fjorden utenfor overstiger spredningen lagt til grunn for konsekvensutredningen (Schaanning og Bjerkgeng, 2001).

Tabell 8. Målinger i deponiområdet mai-juni 2007 sammenlignet med grenseverdier for effekter på marine organismer (PNEC) og beregnet vannkonsentrasjon (PEC) benyttet i konsekvensutredningen for dypvannsdeponiet (Bjerkgeng m.fl. 2002).

	Konsekvensutredning 2002			Målt på BN1 mai-juni 2007	
	PNEC ng L^{-1}	PEC ng L^{-1}	PEC PNEC	Max. kons. ng L^{-1}	PEC PNEC
Kadmium	1000	8-18	$<0,02$	17	0,017
Sink	5100	6000-31000	1,1-6,1	2100	0,412
Kopper	1000	590	0,6	120	0,120
Bly	3000	550	0,2	9,5	0,003
Kvikksølv	100	<1	$<0,01$	-	-
Pyren	26	44	1,7	3,04	0,117
Benzo(a)pyren	30	$<0,1$	$<0,003$	0,17	0,006
PCB7	10	$<0,01$	$<0,001$	0,046	0,005

Beregningen forutsetter at dataene vist i **Figur 11** er representative for gjennomsnittprofilen for hele Bekkelagsbassenget og for hele deponeringsperioden. Vi har ikke noe grunnlag for å vurdere variasjoner i løpet av deponeringsperioden, men lagdelte vannmasser er karakterisert ved små horisontale konsentrasjonsgradienter og konsentrasjonene ved BN1, som er lokalisert omtrent midt i Bekkelagsbassenget, kan antas å være litt lavere enn ved deponeringspunktet og litt høyere enn i områdene lenger nord og øst i bassenget.

Disse beregningene må ikke forveksles med miljøregnskapet for dypvannsdeponiet som utarbeides av Oslo Havn (Oen og Hauge, 2007). Der ble det vist at spredningen av sumPAH pr 30.06.2007 tilsvarte 32 % av budsjettert spredning for hele tiltaksperioden. Selv om resultatene kan synes noenlunde sammenfallende, var forutsetningene som ble lagt til grunn i miljøregnskapet (Oen og Hauge, 2007) vesentlig forskjellig fra våre. Et poeng kan likevel være at under ellers like forutsetninger er flukser beregnet fra konsentrasjoner målt mens deponeringen foregår, i samme størrelsesorden eller lavere enn flukser beregnet på grunnlag av modellberegninger utført før arbeidet ble igangsatt.

7. Konklusjoner

Spredning av partikler - foraminiferanalyse

1. Den artsfattige fjordbunnen i midtre-sydlig deler av deponiområdet (Dep 1 & 4) skyldes mest sannsynlig høye sedimentasjonsrater fra pågående eller nylig avsluttet deponering. De rike, levende foraminifer- og nematode-faunaene på den nordlige (Dep 6) og nordvestlige stasjonen (Dep 3) avspeiler rekolonisering av tidligere deponerte sedimenter. Miljøforhold som tillater re-etablering viser mer normal sedimentasjon i de sistnevnte områdene og tyder derfor på at mesteparten av massene sedimenterer like ved utslippspunktet og innenfor deponiområdet.
2. På den annen side, ble det funnet anrikninger av tectin-hinner fra foraminiferer som bare lever i sedimenter i grunne områder, på stasjoner inntil ca 500 m nord for deponiområdet. Disse må ha blitt transport fra utslippstedet gjennom vannmassen og viste dermed at partikler med lav synkehastighet kan spres til deler av Bekkelagsbassenget som ligger utenfor deponiområdet. Metoden er ikke egnet til å kvantifisere mengden av partikler som er spredt utenfor deponiområdet.

Spredning av miljøgifter - passive prøvetakere

3. De høyeste konsentrasjonene av miljøgifter ble uten unntak observert i prøver innsamlet i Havnebassenget.
4. Konsentrasjonene av PAH16 viste generelt god overenstemmelse med tidligere undersøkelser i deponiområdet utført av Bergqvist og Zaliauskiene (2007a).
5. Konsentrasjonen av de fleste enkeltforbindelser av PCB var under deteksjonsgrensen (0,01-0,07 ng L⁻¹) i alle prøver unntatt prøvene fra Havnebassenget.
6. Konsentrasjonen av kadmium, kopper og sink i prøvene innsamlet nærmest deponiområdet var lavere enn i alle andre prøver.
7. Konsentrasjonen av bly og PAH i prøvene innsamlet nærmest deponiområdet var høyere enn i prøvene fra Bunnefjorden og Vestfjorden, men lavere enn i prøvene fra Havnebassenget.
8. På grunnlag av PNEC-verdiene (Potential No Effect Concentration) anvendt i konsekvensutredningen, foreligger det ikke risiko for skade på levende organismer i noen del av undersøkelsesområdet.
9. Eventuelle skader som følge av fysisk påvirkning fra oppvirvlete partikler er ikke vurdert i denne rapporten utover den artsfattige meiofaunaen i sedimentene i deponiområdet (jfr. konklusjon 1).
10. Sammenlignet med den vertikale diffusjonstransporten ("eddy diffusion") til over terskeldypet på 42 m beregnet i konsekvensutredningen, viste målingene i mai-juni 2007
 - a. mindre enn forventet spredning av bly og pyren og
 - b. omtrent som forventet spredning av benzo(a)pyren.
 - c. Både forventet og målt spredning av PCB var mindre enn det som kan detekteres med SPMD'er.Disse beregningene må ikke forveksles med miljøgiftregnskapet for dypvannsdeponiet som utarbeides av Oslo Havn, og som også viser at spredningen er innenfor rammene lagt til grunn før deponeringen startet.
11. Forurensete sedimenter (ikke mudretre) syntes å være en viktig kilde til PCB i Havnebassenget, mens avrenning fra kilder nær overflaten i nærheten av Sjursøya (mest sannsynlig utløpet fra Alna/Loelva) syntes å være en viktig kilde til PAH.
12. Sammenlignet med disse kildene, syntes det som om relativt lite PCB og PAH avgis til vannmassene under deponeringen. I tillegg vil denne kilden være aktiv bare i en relativt kort periode mens arbeidene pågår

8. Referanser

- Alve, E., 2003. A common opportunistic foraminiferal species as an indicator of rapidly changing conditions in a range of environments. *Est. Coast. Shelf Sci.* **57**: 501-514.
- Alve, E., 2000. Environmental stratigraphy: a case study reconstructing bottom water oxygen conditions in Frierfjord, Norway, over the past five centuries. In: Martin, R., (ed.), *Environmental Micropaleontology*. Kluwer Academic / Plenum Publishers, New York, p. 323-350.
- Alve, E. og Husum, K., 2006. Foraminifera, s.71-86. I: Buhl-Mortensen, L., Aure, J., Alve, E., Husum, K., Oug, E. Effekter av oksygensvikt på fjordfauna. *Fisken og Havet* nr. 3-2006, 108s.
- Alve, E. and Nagy, J., 1990. Main features of foraminiferal distribution reflecting estuarine hydrography in Oslo Fjord. *Mar. Micropaleontol.* **16**: 181-206.
- Bergqvist, P.A. and A. Zaliauskiene, 2007a. Investigation of chemicals released from Malmøykalven dumping area. Polycyclic aromatic hydrocarbons. Project report 2006N-003. ExposMeter AB, Tavelsjö, 2007 03 24. 59pp.
- Bergqvist, P.A. and A. Zaliauskiene, 2007b. Investigation of chemicals released from Malmøykalven dumping area. Polychlorinated biphenyls. Project report 2006N-001. ExposMeter AB, Tavelsjö, 2007 03 24. 46pp.
- Bjerkeng, B., M.Schaanning og A.Tobiesen, 2002. Opprydding av forurensede sedimenter – Risiko for skadelige effekter på organismer under etablering av dypvannsdeponi ved malmøykalven. Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA). O-21362 Teknisk Notat, 05.11.02, 13 pp.
- Davison, W. and H.Zhang, 1994. In situ speciation measurements of trace components in natural waters using thin-film gels. *Nature*, **367**, 546-548.
- Eek, E. og M.Schaanning, 2000. Oslo Havn – Deponering av sediment. Risiko for spredning av miljøgifter under etablering av dypvannsdeponi. Laboratorietester og simuleringsforsøk. NIVA-NGI rapport. LNR 4217-2000. ISBN 82-577-3838-7. 47 pp + app. A-C.
- Feyling-Hanssen, R.W., 1964. Foraminifera in Late Quaternary deposits from the Oslofjord area. *Nor. Geol. Unders.* **225**: 383 pp.
- Huckins, J., Petty, J. D. and Booij, K., 2006. *Monitors of Organic Chemicals in the Environment*. Springer, New York. 223 pp.
- Huckins, J. N., Tubergen M. W., and Manuweera, G.K., 1990. Semipermeable-Membrane Devices Containing Model Lipid - A New Approach to Monitoring the Bioavailability of Lipophilic Contaminants and Estimating their Bioconcentration Potential. *Chemosphere* **20**(5): 533-552.
- Huckins, J.N., Manuweera, G.K., Petty, J.D., Mackay, D., Lebo, J.A., 1993. Lipid containing semipermeable membrane devices for monitoring organic contaminants in water. *Environ. Sci. Technol.* **18**, 439-444.
- Hurlbert SN. 1971. The non-concept of species diversity. *Ecology* **53**, 577-586.
- Molvær J, Knutzen J, Magnusson J, Rygg B, Skei J, Sørensen J., 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 97:03. 36 s.
- Nilsson, H.C., 2007. Kartlegging av sjøbunn med sedimentprofilbilde (SPI) i indre Oslofjord knyttet til mudring og tildekking i Oslo havn og dypvannsdeponering ved Malmøykalven - 2007. SFT rapport TA-2288/2007. 19s.
- Risdal, D., 1964, Foraminiferfaunaenes relasjon til dybdeforholdene i Oslofjorden, med en diskusjon av de senkvartære foraminiferpersoner, *Nor. Geol. Unders.* **226**: 5-142.
- Risdal, D., 1963. Foraminiferfaunaen i en del sedimentkjerner fra indre Oslofjord. *Nor. Geol. Unders.*, **224**: 5-90.
- Oen, A. og A. Hauge, 2007. Overvåking av forurensing ved mudring og deponering. Miljøregnskap for nedføring i dypvannsdeponiet i perioden januar til juni 2007. NGI rapport nr. 20051785-31. 17s.
- Schaanning, M.T., 1998. Biotilgjengelighet av Hg, Cd, PCB og DDT under reoksydasjon av anoksiske sedimenter fra Drammensfjorden. TA-1525/1998. NIVA rapport SNR 3827-98. 35 pp + app.

- Schaanning, M., Bjerkeng, B., Helland, A., Høkedal, J., 2006. Dypvannsdeponi Malmøykalven. Undersøkelser av partikkel- og miljøgiftspredning under prøvedeposering. NIVA rapport 5221-2006. 44s+appendix.
- Schaanning, M.T., Bjerkeng, B., 2001. Opprydding av forurensete sedimenter i Oslo Havn. Etablering av dypvannsdeponi ved Malmøykalven. Modell og estimater for spredning av miljøgifter. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport l.nr 4438, 49 s.
- Schaanning, M.T., Trannum, H.C. Holth, T.F. and Øxnevad, S., 2007. Trace metal mobility and faunal effects of weight materials in water-based drilling muds. NIVA report, 52 pp. in print.
- Shannon CE, Weaver W. 1963. The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana. 117 pp.
- Skei, J., Magnusson, J., Eek, E., Eggen, A. og Hauge, A., 1999. Strømundersøkelse og sedimentkvalitet i dypbassenget vest for Malmøykalven, Indre Oslofjord. NIVA rapport 4019-99. 25ss.

Vedlegg A. Beskrivelse av kjernene i felt

Tokt med "FF Trygve Braarud" 25. mai, 2007:

Dep 1. Ca 50 cm lang kjerne. Lysegrå "filler" i den ellers sorte, løse sedimentoverflaten. Sort med lysegrå soner ned til 3.5cm. 4-5cm sort, men noe grovere sediment. 10-11cm noe fastere, sort med oljehinne. Samme type sediment fortsatte ned til bunnen; treflis i nedre del. Snittet de øverste 5 cm av kjernen i 1 cm tykke skiver. De øverste tre ble tilsatt etanol, mens de neste to ble bevart kjølig sammen med kjernenivået 10-11 cm.

Dep 2. Øst for Langøyene på NØ-siden av liten terskel.

1. kjerne, ca 40 cm svart løst sediment med godt konsoliderte sandige leirklumper. Helt "fluffy" overflate. Kjernen rant ut på dekk ved overføring til utskyver.
2. kjerne var kort (ca 10 cm?) og rant ut ved vannoverflaten. Var sedimentet for fast til at coreren lukket seg? Tok prøve av en liten (ca 1 ss størrelse) fast, grå, sandig leirklump som satt fast på coreren.
3. kjerne ca 15 cm lang. Totalt løs overflate, så suspensjonen steg langsomt opp i vannsøylen mens vi betraktet den (Fig. Bilde 8105). Tydelige brune fecale pellets på toppen, mørk svart under (Fig. 8109).
4. kjerne = **Dep 2A**. Øvre 1-2 cm besto av gråsvart fluffy slam med brune pellets.
5. kjerne = **Dep 2B**; noen 10-talls meter lenger øst enn 4. kjerne. 0-1 cm: Brun overflate med masse pellets; 1-2 cm: sort slam med noen lysegrå soner. Overgang fra mørkegrå til lysere grå ved ca 20 cm kjernedyp.
6. kjerne = **Dep 2C**. Samlet inn ved Dep 2A. 0-1 cm: gråsvart fluffy slam med brune pellets. Ett børstemarkrør stakk opp over sedimentoverflaten. 1-2 cm: gråsvart fluffy slam. Overflatesedimentet var så løst og finkornet at det steg opp som en sky inne i røret etter at kjernen kom om bord. Det underliggende sedimentet besto til dels av fast leire. (se Figur 5)

Dep 3A; ca 76 cm lang kjerne. Øvre 1-2 mm uforstyrret lysebrun/svakt orange sediment med 10-15 børstemarkrør (Fig. 8135). Sort under med finlaminert veksling mellom sorte og lysegrå sedimenter. Tydelig overgang til lysere grå, faste sedimenter på ca 40cm (Fig. 8139). Tok ut sedimentprøver fra 0-1, 1-2, 40-42 og 74-76 cm kjernedyp.

Dep 3B; ca 75 cm lang kjerne. Svart overflate med noen grå "filler", ellers lik kjerne 3A. Skarp overgang fra den løse, sorte, øvre enheten til fastere, lyse grå sedimenter ved ca 40 cm kjernedyp.

Dep 3C lik kjerne Dep 3A, men bare 3 børstemarkrør (gulorange) som klappet sammen ved berøring.



Fig. 8135. Kjerne Dep 3A. Lysebrun/svakt orange sedimentoverflate med børstemarkrør.



Fig. 8139. Kjerne Dep 3A etter at de øverste 2 cm var snittet av.

Dep 4. Stasjon 50-100 m vest for Secora-nedføringsriggen. Gråsvart overflate med 1 polychaet-rør. Totalt ca 30 cm svart sediment før overgang til lysegrått sediment. Prøve fra 58-59 cm i tillegg til overflaten.

Dep 5. Senkvartær, sandig, lysegrå leire (Fig 8172) fra en av grabbene på mudringsriggen i Bjørvika rett utenfor Operaen. I følge en av arbeiderne på stedet var denne leira noe lysere og mindre fast enn den de hadde gravd opp i Bispevika og som ble dumpet i Bekkelagsbassenget høsten 2006.



Fig. 8172. Senkvartær, sandig, lysegrå leire fra Bjørvika rett utenfor Operaen.

Tokt med "FF Trygve Braarud" 18. juni, 2007:

Dep 6. Kort, ca 10 cm kjerne, litt gult flokk 1mm, blåleire, stein og svart gjørme.

Dep 7. Lang, ca 40 cm kjerne, gult flokklag, ca 10 mm.

Dep 8. Kort, ca 10 cm kjerne, gult flokklag, ca 5-10 mm.

Dep 9. Kort, ca 10 cm kjerne, gult flokklag, ca 5-10 mm.

Dep 10. Lang, ca 40 cm kjerne, 5mm gult, ellers jevnt svart

Dep 11. Lang, ca 40 cm kjerne, 5mm lysbrunt lag m/rørbeoende børstemark. 20 cm svart, 20 cm lys grå leire. I forkastning, 5 m bred og 4 m dyp sprekk.

Dep 12A. Kort, ca 8 cm jevnt svart kjerne. **12B.** Mellomlang, ca 30 cm jevnt svart kjerne;

Alle kjerner fra dette toktet, med unntak av de fra Dep 6 og 12 hadde rørbeoende børstemark.

Vedlegg B. Metaller i vann (DGT'er)

Konsentrasjoner av metaller ($\mu\text{g L}^{-1}$) beregnet på grunnlag av opptak i DGT'er eksponert i vannmasser i Indre Oslofjord, mai-juni 2007.

ug/L	m over bunn	prøvedyp (m)	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
P1	3	39	0,0170	0,091	0,17	0,0033	2,0
P2	3	28	0,0140	0,120	0,16	0,0055	2,4
P4	3	35	0,0160	0,100	0,16	0,0048	1,7
P5	3	27	0,0150	0,200	0,25	0,0130	2,4
P6	3	22	0,0170	0,130	0,15	0,0100	2,1
P6	10	15	0,0190	0,170	0,19	0,0048	3,0
P7	3	22	0,0170	0,110	0,21	0,0037	2,2
P7	10	15	0,0130	0,087	0,13	0,0066	1,6
P8	3	52	0,0110	0,086	0,13	0,0025	1,8
P8	10	45	0,0150	0,120	0,16	0,0026	2,4
P8	20	35	0,0130	0,120	0,19	0,0037	2,1
P9	3	52	0,0130	0,160	0,24	0,0031	1,9
P9	10	45	0,0130	0,110	0,14	0,0021	1,6
P9	20	35	0,0130	0,120	0,14	0,0030	1,7
P11	3	37	0,0120	0,081	0,14	0,0015	1,6
P11	10	30	0,0140	0,130	0,17	0,0038	1,9
P12	3	37	0,0150	0,100	0,16	0,0032	2,7
P12	10	30	0,0160	0,110	0,17	0,0025	2,0
P13	3	40	0,0160	0,096	0,20	0,0030	1,7
P13	10	33	0,0120	0,087	0,14	0,0023	1,5
P14	3	65	0,0087	0,080	0,15	0,0095	1,2
P14	10	58	0,0110	0,086	0,26	0,0035	1,4
P14	20	48	0,0170	0,110	0,14	0,0021	1,5
P14	30	38	0,0140	0,120	0,18	0,0025	2,1

Felt	Stasjonskode		Prøvekode		Dyp (m)	
	rapport	rapport	rapport	rapport	bunn	prøve
P6	HN20	HN20	HN20-15	HN20-22	25	15
P6	HN20	HN20	HN20-22	HN20-22	25	22
P7	HN15	HN15	HN15-15	HN15-15	25	15
P7	HN15	HN15	HN15-22	HN15-22	25	22
P5	HN10	HN10	HN10-27	HN10-27	30	27
P8	BN8	BN8	BN8-35	BN8-35	55	35
P8	BN8	BN8	BN8-45	BN8-45	55	45
P8	BN8	BN8	BN8-52	BN8-52	55	52
P9	BN4	BN4	BN4-35	BN4-35	55	35
P9	BN4	BN4	BN4-45	BN4-45	55	45
P9	BN4	BN4	BN4-52	BN4-52	55	52
P14	BN1	BN1	BN1-38	BN1-38	68	38
P14	BN1	BN1	BN1-48	BN1-48	68	48
P14	BN1	BN1	BN1-58	BN1-58	68	58
P14	BN1	BN1	BN1-65	BN1-65	68	65
P4	TV8	TV8	TV8-35	TV8-35	38	35
P2	TS1	TS1	TS1-28	TS1-28	31	28
P1	TØ1	TØ1	TØ1-39	TØ1-39	42	39
P11	RS15	RS15	RS15-30	RS15-30	72	30
P11	RS15	RS15	RS15-37	RS15-37	72	37
P12	RV20	RV20	RV20-30	RV20-30	40	30
P12	RV20	RV20	RV20-37	RV20-37	40	37
P13	RV30	RV30	RV30-33	RV30-33	43	33
P13	RV30	RV30	RV30-40	RV30-40	43	40

Vedlegg C. Regresjonsanalyse (Figur 10)

Sted=F1 (HYPOKSISK/ANOKSISK)

Bivariate Fit of Pb By TSM

Transformed Fit Log to Log

Log(Pb) = -0,736753 + 0,7347924 Log(TSM)

Summary of Fit

RSquare	0,9132
RSquare Adj	0,8843
Root Mean Square Error	0,5075
Mean of Response	0,7161
Observations (or Sum Wgts)	5,0000

Analysis of Variance

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio	Prob > F
Model	1,0000	8,1301	8,1301	31,5681	
Error	3,0000	0,7726	0,2575		
C. Total	4,0000	8,9028		0,0111	

Parameter Estimates

Term	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	-0,7368	0,3441	-2,1400	0,1217
Log(TSM)	0,7348	0,1308	5,6200	0,0111

Bivariate Fit of Cd By TSM

Transformed Fit Log to Log

Log(Cd) = -2,067835 + 0,2907357 Log(TSM)

Summary of Fit

RSquare	0,9725
RSquare Adj	0,9633
Root Mean Square Error	0,1095
Mean of Response	1,4930
Observations (or Sum Wgts)	5,0000

Analysis of Variance

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio	Prob > F
Model	1,0000	1,2728	1,2728	106,0993	
Error	3,0000	0,0360	0,0120		
C. Total	4,0000	1,3088		0,0020	

Parameter Estimates

Term	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	-2,0678	0,0743	-27,8500	0,0001

Log(TSM)	0,2907	0,0282	10,3000	0,0020
----------	--------	--------	---------	--------

Bivariate Fit of Cu By TSM

Transformed Fit Log to Log

$$\text{Log(Cu)} = -0,389688 + 0,6942448 \text{ Log(TSM)}$$

Summary of Fit

RSquare	0,9148
RSquare Adj	0,8864
Root Mean Square Error	0,4746
Mean of Response	0,9830
Observations (or Sum Wgts)	5,0000

Analysis of Variance

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio	Prob > F
Model	1,0000	7,2576	7,2576	32,2243	
Error	3,0000	0,6757	0,2252		Prob > F
C. Total	4,0000	7,9333		0,0108	

Parameter Estimates

Term	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	-0,3897	0,3217	-1,2100	0,3125
Log(TSM)	0,6942	0,1223	5,6800	0,0108

Bivariate Fit of Zn By TSM

Transformed Fit Log to Log

$$\text{Log(Zn)} = 3,1675549 + 0,2262301 \text{ Log(TSM)}$$

Summary of Fit

RSquare	0,9697
RSquare Adj	0,9596
Root Mean Square Error	0,0896
Mean of Response	3,6149
Observations (or Sum Wgts)	5,0000

Analysis of Variance

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio	Prob > F
Model	1,0000	0,7707	0,7707	95,9985	
Error	3,0000	0,0241	0,0080		Prob > F
C. Total	4,0000	0,7948		0,0023	

Parameter Estimates

Term	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	3,1676	0,0607	52,1500	<.0001
Log(TSM)	0,2262	0,0231	9,8000	0,0023

Sted=F2 (ANOKSISK/SULFIDHOLDIG)

Bivariate Fit of Pb By TSM

Transformed Fit Log to Log
 $\text{Log(Pb)} = -0,88191 + 0,9254109 \text{ Log(TSM)}$

Summary of Fit

RSquare	0,9886
RSquare Adj	0,9847
Root Mean Square Error	0,2340
Mean of Response	1,3911
Observations (or Sum Wgts)	5,0000

Analysis of Variance

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio	
Model	1,0000	14,1973	14,1973	259,1864	
Error	3,0000	0,1643	0,0548		Prob > F
C. Total	4,0000	14,3616		0,0005	

Parameter Estimates

Term	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	-0,8819	0,1758	-5,0200	0,0152
Log(TSM)	0,9254	0,0575	16,1000	0,0005

Bivariate Fit of Cd By TSM

Transformed Fit Log to Log
 $\text{Log(Cd)} = -3,993544 + 0,7869607 \text{ Log(TSM)}$

Summary of Fit

RSquare	0,9815
RSquare Adj	0,9754
Root Mean Square Error	0,2538
Mean of Response	2,0606
Observations (or Sum Wgts)	5,0000

Analysis of Variance

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio	
Model	1,0000	10,2670	10,2670	159,4310	
Error	3,0000	0,1932	0,0644		Prob > F
C. Total	4,0000	10,4602		0,0011	

Parameter Estimates

Term	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	-3,9935	0,1906	-20,9600	0,0002
Log(TSM)	0,7870	0,0623	12,6300	0,0011

Bivariate Fit of Cu By TSM

Transformed Fit Log to Log
 $\text{Log(Cu)} = -0,967583 + 0,9850502 \text{ Log(TSM)}$

Summary of Fit

RSquare	0,9977
---------	--------

RSquare Adj 0,9969
 Root Mean Square Error 0,1112
 Mean of Response 1,4520
 Observations (or Sum Wgts) 5,0000

Analysis of Variance

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio	Prob > F
Model	1,0000	16,0862	16,0862	1301,7640	
Error	3,0000	0,0371	0,0124		
C. Total	4,0000	16,1233		<.0001	

Parameter Estimates

Term	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	-0,9676	0,0835	-11,5900	0,0014
Log(TSM)	0,9851	0,0273	36,0800	<.0001

Bivariate Fit of Zn By TSM

Transformed Fit Log to Log

$$\text{Log(Zn)} = 1,5711627 + 0,6338046 \text{ Log(TSM)}$$

Summary of Fit

RSquare 0,9642
 RSquare Adj 0,9523
 Root Mean Square Error 0,2870
 Mean of Response 3,1280
 Observations (or Sum Wgts) 5,0000

Analysis of Variance

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio	Prob > F
Model	1,0000	6,6596	6,6596	80,8363	
Error	3,0000	0,2472	0,0824		
C. Total	4,0000	6,9067		0,0029	

Parameter Estimates

Term	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	1,5712	0,2155	7,2900	0,0053
Log(TSM)	0,6338	0,0705	8,9900	0,0029

Vedlegg D. Analyser av PAH i vann (SPMD'er)

Konsentrasjoner av PAH (ng L⁻¹) beregnet på grunnlag av opptak i SPMD'er eksponert i vannmasser i Indre Oslofjord, mai-juni 2007.

ng/L	P1-3m	P2-3m	P4-3m	P5-3m	P6-3m	P6-10m	P7-3m	P7-10m	P8-3m	P8-10m	P8-20m	P9-3m
Naftalen	<0,07	<0,07	<0,07	<0,08	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07
Acenaftylen	0,08	0,07	0,06	0,08	0,18	0,07	0,11	0,10	0,06	0,05	0,03	0,07
Acenaften	0,16	0,64	0,21	0,48	0,33	0,37	0,46	0,43	0,64	0,49	0,19	1,08
Fluoren	0,10	0,25	0,11	0,20	0,31	0,17	0,25	0,33	0,11	0,18	0,09	0,27
Dibenzothiophene	0,03	0,08	0,02	0,07	0,08	0,06	0,11	0,13	0,03	0,05	0,02	0,07
Fenantren	0,36	0,82	0,33	0,63	0,83	0,48	0,76	0,95	0,28	0,48	0,25	0,66
Antracene	0,14	0,26	0,08	0,26	0,19	0,22	0,47	0,47	0,07	0,13	0,06	0,19
Fluoranten	0,57	1,07	0,42	1,26	1,80	1,39	3,15	4,05	0,65	0,76	0,33	1,33
Pyren	2,73	2,60	1,68	2,87	2,18	3,07	4,56	4,06	1,66	1,74	1,07	2,05
Benzo(a)antracene	0,06	0,13	0,04	0,23	0,16	0,16	0,85	0,98	0,11	0,09	0,06	0,11
Chrysen	0,03	0,11	0,02	0,13	0,11	0,09	0,49	0,60	0,03	0,06	0,02	0,07
Benzo(b,j)fluoranten	0,10	0,17	0,10	0,41	0,28	0,25	0,65	0,65	0,14	0,15	0,07	0,17
Benzo(k)fluoranten	0,03	0,05	0,03	0,14	0,10	0,09	0,25	0,26	0,04	0,05	0,02	0,05
Benzo(e)pyren	0,12	0,15	0,12	0,35	0,23	0,23	0,46	0,45	0,16	0,15	0,07	0,17
Benzo(a)pyren	0,04	0,08	0,04	0,19	0,12	0,11	0,35	0,36	0,10	0,07	0,03	0,10
Perylen	0,03	0,05	0,03	0,16	0,07	0,06	0,24	0,28	0,07	0,05	0,02	0,07
Indeno(1.2.3-cd)pyren	0,03	0,05	0,05	0,13	0,11	0,08	0,15	0,18	0,06	0,05	0,02	0,06
Dibenz(ac/ah)antracene	0,01	<0,01	<0,01	0,03	0,03	0,02	0,04	0,04	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Benzo(ghi)perylene	0,03	0,05	0,05	0,14	0,11	0,09	0,15	0,13	0,06	0,05	0,02	0,05

ng/L	P9-10m	P9-20m	P11-3m	P11-10m	P12-3m	P12-10m	P13-3m	P13-10m	P14-3m	P14-10m	P14-20m	P14-30m
Naftalen	<0,07	<0,09	<0,08	<0,07	<0,07	<0,07	0,09	<0,07	1,02	<0,09	0,66	<0,08
Acenaftylen	0,05	0,05	0,05	0,04	0,05	0,08	0,11	0,12	0,15	0,19	0,08	0,06
Acenaften	0,52	0,41	0,18	0,23	0,11	0,20	0,18	0,20	1,21	3,08	1,66	0,43
Fluoren	0,23	0,20	0,09	0,11	0,11	0,14	0,24	0,24	0,21	0,73	0,60	0,21
Dibenzothiophene	0,05	0,05	0,03	0,03	0,03	0,04	0,06	0,06	0,07	0,19	0,15	0,06
Fenantren	0,67	0,67	0,31	0,34	0,38	0,47	1,11	0,91	0,57	1,80	1,54	0,71
Antracene	0,16	0,13	0,07	0,08	0,06	0,11	0,12	0,13	0,16	0,37	0,45	0,13
Fluoranten	0,69	0,69	0,29	0,35	0,29	0,59	0,49	0,59	1,07	2,33	1,64	0,62
Pyren	1,46	2,08	1,67	1,69	1,14	2,19	1,40	1,82	2,45	3,04	2,25	1,78
Benzo(a)antracene	0,07	0,10	0,04	0,10	0,04	0,07	0,07	0,07	0,16	0,26	0,09	0,11
Chrysen	0,06	0,04	0,04	0,02	0,02	0,03	0,04	0,04	0,06	0,13	0,10	0,05
Benzo(b,j)fluoranten	0,11	0,14	0,07	0,06	0,08	0,10	0,17	0,09	0,27	0,30	0,18	0,12
Benzo(k)fluoranten	0,03	0,04	0,02	0,02	0,02	0,02	0,06	0,02	0,06	0,08	0,06	0,03
Benzo(e)pyren	0,10	0,12	0,08	0,06	0,09	0,12	0,17	0,10	0,34	0,36	0,16	0,10
Benzo(a)pyren	0,05	0,05	0,02	0,02	0,02	0,02	0,06	0,02	0,17	0,14	0,10	0,03
Perylen	0,04	0,06	0,02	0,02	0,02	0,03	0,05	0,02	0,17	0,20	0,06	0,03
Indeno(1.2.3-cd)pyren	0,03	0,05	0,03	0,02	0,04	0,06	0,16	0,05	0,17	0,19	0,07	0,06
Dibenz(ac/ah)antracene	<0,01	<0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	<0,01	0,03	0,03	<0,02	<0,02
Benzo(ghi)perylene	0,03	0,04	0,03	0,03	0,05	0,07	0,19	0,07	0,14	0,17	0,07	0,06

Stasjonskode	Prøvekode		Dyp (m)	
	Felt	rapport	bunn	prøve
P6	HN20	HN20-15	25	15
P6	HN20	HN20-22	25	22
P7	HN15	HN15-15	25	15
P7	HN15	HN15-22	25	22
P5	HN10	HN10-27	30	27
P8	BN8	BN8-35	55	35
P8	BN8	BN8-45	55	45
P8	BN8	BN8-52	55	52
P9	BN4	BN4-35	55	35
P9	BN4	BN4-45	55	45
P9	BN4	BN4-52	55	52
P14	BN1	BN1-38	68	38
P14	BN1	BN1-48	68	48
P14	BN1	BN1-58	68	58
P14	BN1	BN1-65	68	65
P4	TV8	TV8-35	38	35
P2	TS1	TS1-28	31	28
P1	TØ1	TØ1-39	42	39
P11	RS15	RS15-30	72	30
P11	RS15	RS15-37	72	37
P12	RV20	RV20-30	40	30
P12	RV20	RV20-37	40	37
P13	RV30	RV30-33	43	33
P13	RV30	RV30-40	43	40

Vedlegg E. Analyser av PCB og pesticider i vann (SPMD'er)

Konsentrasjoner av PCB og pesticider (ng L⁻¹) beregnet på grunnlag av opptak i SPMD'er eksponert i vannmasser i Indre Oslofjord, mai-juni 2007.

ng/L	P1-3m	P2-3m	P4-3m	P5-3m	P6-3m	P6-10m	P7-3m	P7-10m	P8-3m	P8-10m	P8-20m	P9-3m
QCB	0,023	0,025	0,027	0,021	0,012	0,014	0,014	0,010	0,012	0,019	0,013	0,011
HCHA	< 0,025	< 0,030	< 0,030	< 0,034	< 0,028	< 0,028	< 0,027	< 0,026	< 0,031	< 0,028	< 0,028	< 0,028
HCB	0,023	0,024	0,019	0,026	0,039	0,021	0,023	0,038	0,014	0,015	0,011	0,013
CB28	0,007	< 0,010	< 0,010	0,013	0,019	0,020	0,022	0,022	< 0,011	< 0,009	< 0,008	< 0,008
CB52	s 0,018	< 0,031	< 0,031	< 0,040	s 0,032	s 0,039	s 0,045	s 0,037	< 0,033	< 0,027	< 0,026	< 0,026
OCS	< 0,006	< 0,011	< 0,012	< 0,015	< 0,010	< 0,010	< 0,008	< 0,008	< 0,012	< 0,010	< 0,010	< 0,010
CB101	< 0,034	< 0,062	< 0,064	< 0,082	< 0,052	< 0,052	< 0,046	< 0,045	< 0,068	< 0,056	< 0,053	< 0,053
DDEpp	0,011	< 0,011	< 0,012	< 0,015	< 0,009	< 0,009	0,008	< 0,008	< 0,012	< 0,010	< 0,010	< 0,009
CB118	0,020	< 0,015	< 0,016	0,024	0,029	0,025	0,032	0,029	< 0,016	< 0,014	< 0,013	< 0,013
TDEpp	0,026	0,027	< 0,021	0,037	0,032	0,038	0,041	0,032	< 0,022	0,021	< 0,017	0,019
CB153	< 0,028	< 0,051	< 0,052	< 0,067	0,046	< 0,042	0,041	< 0,037	< 0,055	< 0,045	< 0,043	< 0,043
CB105	< 0,016	< 0,029	< 0,030	< 0,038	< 0,024	< 0,024	< 0,021	< 0,021	< 0,031	< 0,026	< 0,024	< 0,024
CB138	< 0,009	< 0,016	< 0,016	0,034	0,041	0,034	0,035	0,033	0,017	0,016	< 0,014	0,015
CB156	< 0,011	< 0,020	< 0,021	< 0,026	< 0,017	< 0,017	< 0,015	< 0,014	< 0,022	< 0,018	< 0,017	< 0,017
CB180	< 0,012	< 0,023	< 0,023	< 0,030	0,024	< 0,019	0,028	0,023	< 0,025	< 0,020	< 0,019	< 0,019
CB209	< 0,023	< 0,042	< 0,044	< 0,056	< 0,035	< 0,035	< 0,031	< 0,030	< 0,046	< 0,038	< 0,036	< 0,036
PCB7	0,044	0,000	0,000	0,037	0,191	0,119	0,203	0,144	0,017	0,016	0,000	0,015
PCB10	0,044	0,000	0,000	0,037	0,191	0,119	0,203	0,144	0,017	0,016	0,000	0,015
PEST 7	0,084	0,076	0,046	0,084	0,083	0,074	0,086	0,080	0,026	0,054	0,024	0,043
DDT	0,037	0,027	0,000	0,037	0,032	0,038	0,049	0,032	0,000	0,021	0,000	0,019

ng/L	P9-10m	P9-20m	P11-3m	P11-10m	P12-3m	P12-10m	P13-3m	P13-10m	P14-3m	P14-10m	P14-20m	P14-30m
QCB	0,016	0,023	0,031	0,022	0,022	0,024	0,023	0,024	0,018	0,018	0,020	0,023
HCHA	< 0,031	< 0,042	< 0,033	< 0,032	< 0,030	< 0,028	< 0,031	< 0,029	< 0,036	< 0,043	< 0,034	< 0,036
HCB	0,012	0,020	0,025	0,021	0,019	0,023	0,020	0,024	0,024	0,024	0,017	0,018
CB28	< 0,011	< 0,018	< 0,012	< 0,012	< 0,010	< 0,008	< 0,011	0,012	< 0,014	< 0,019	< 0,013	< 0,014
CB52	< 0,033	< 0,056	< 0,038	< 0,036	< 0,030	< 0,026	< 0,034	< 0,029	< 0,044	< 0,058	< 0,040	< 0,044
OCS	< 0,012	< 0,021	< 0,014	< 0,014	< 0,011	< 0,010	< 0,013	< 0,011	< 0,017	< 0,022	< 0,015	< 0,017
CB101	< 0,068	< 0,115	< 0,078	< 0,074	< 0,062	< 0,052	< 0,070	< 0,059	< 0,090	< 0,119	< 0,082	< 0,090
DDEpp	< 0,012	< 0,021	< 0,014	< 0,013	< 0,011	< 0,009	< 0,013	< 0,011	< 0,016	0,036	0,021	< 0,016
CB118	< 0,016	< 0,028	< 0,019	< 0,018	< 0,015	< 0,013	< 0,017	< 0,014	< 0,022	< 0,029	< 0,020	< 0,022
TDEpp	< 0,022	< 0,037	0,025	< 0,024	< 0,010	0,027	0,024	0,021	0,036	< 0,038	< 0,026	< 0,029
CB153	< 0,055	< 0,094	< 0,064	< 0,060	< 0,050	< 0,042	< 0,057	< 0,048	< 0,073	< 0,097	< 0,067	< 0,073
CB105	< 0,031	< 0,053	< 0,036	< 0,034	< 0,028	< 0,024	< 0,032	< 0,027	< 0,041	< 0,055	< 0,038	< 0,042
CB138	< 0,017	< 0,030	< 0,020	< 0,019	< 0,016	0,013	< 0,018	< 0,015	0,046	< 0,031	< 0,021	< 0,023
CB156	< 0,022	< 0,037	< 0,025	< 0,024	< 0,020	< 0,017	< 0,023	< 0,019	< 0,029	< 0,038	< 0,027	< 0,029
CB180	< 0,025	i 0,000	< 0,029	< 0,027	< 0,023	< 0,019	< 0,026	< 0,021	< 0,033	< 0,044	< 0,030	< 0,033
CB209	< 0,046	< 0,079	< 0,053	< 0,050	< 0,042	< 0,035	< 0,048	< 0,040	i	< 0,081	< 0,056	< 0,062
PCB7	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,013	0,000	0,012	0,046	0,000	0,000	0,000
PCB10	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,013	0,000	0,012	0,046	0,000	0,000	0,000
PEST 7	0,028	0,043	0,081	0,043	0,022	0,074	0,066	0,069	0,078	0,078	0,058	0,208
DDT	0,000	0,000	0,025	0,000	0,000	0,027	0,024	0,021	0,036	0,036	0,021	0,000

Felt	Stasjonskode		Prøvekode		Dyp (m)	
	rapport		rapport		bunn	prøve
P6	HN20		HN20-15		25	15
P6	HN20		HN20-22		25	22
P7	HN15		HN15-15		25	15
P7	HN15		HN15-22		25	22
P5	HN10		HN10-27		30	27
P8	BN8		BN8-35		55	35
P8	BN8		BN8-45		55	45
P8	BN8		BN8-52		55	52
P9	BN4		BN4-35		55	35
P9	BN4		BN4-45		55	45
P9	BN4		BN4-52		55	52
P14	BN1		BN1-38		68	38
P14	BN1		BN1-48		68	48
P14	BN1		BN1-58		68	58
P14	BN1		BN1-65		68	65
P4	TV8		TV8-35		38	35
P2	TS1		TS1-28		31	28
P1	TØ1		TØ1-39		42	39
P11	RS15		RS15-30		72	30
P11	RS15		RS15-37		72	37
P12	RV20		RV20-30		40	30
P12	RV20		RV20-37		40	37
P13	RV30		RV30-33		43	33
P13	RV30		RV30-40		43	40