

Oslo havnevesen

Dypvannsdeponi ved Malmøykalven

Tilleggsutredning til konsekvensutredning

Miljøgiftbudsjett, kostnader og in situ tildekking

20011067-1

2 januar 2003

I henhold til NGIs kvalitetssikringssystem, kan NGI kun bli holdt ansvarlig for den signerte versjonen av dette dokumentet. Dette kan på anmodning ettersendes med ordinær post.

Dokumentet må ikke benyttes i utdrag eller til andre formål enn det dokumentet omhandler. Det må ikke leveres til tredjemann uten oppdragsgivers samtykke. Dokumentet må ikke reproduseres.

In accordance with NGIs quality assurance system, NGI can only be held responsible for the signed version of this document. On request, this can be sent by ordinary mail.

This document shall not be used in parts, nor for other purposes than the document deals with. The document shall not be given to a third party without the proprietor's (client's) consent. This document shall not be copied, in parts or in whole.



Oslo havnevesen

Dypvannsdeponi ved Malmøykalven

Tilleggsutredning til konsekvensutredning Miljøgiftbudsjett, kostnader og in situ tildekking

20011067-1

2 januar 2003



Rapport utarbeidet for:



Oslo havnevesen

Skur 38 Vippetangen
0150 Oslo



Oslo havnevesen, dypvanns- deponi ved Malmøykalven

**Tilleggsutredning til konsekvensutredning.
Miljøgiftbudsjett, kostnader og in situ
tildekking**

20011067-1

2 januar 2003

Oppdragsgiver:

Oslo havnevesen

Kontaktperson:

Per Øyvind Halvorsen

Kontraktreferanse:

Møte 15 august 2002

For Norges Geotekniske Institutt

Prosjektleder:

Espen Eek

Rapport utarbeidet av:

Espen Eek (NGI) og
Morten Schaanning (NIVA)

Kontrollert av:

Audun Hauge (NGI)

Arbeid også utført av:

Amy Oen (NGI)
Biregr Bjerkeng (NIVA) og
Jan Magnusson (NIVA)

Sammendrag

Oslo havnevesen (HAV) presenterte sin konsekvensutredning av dypvannsdeponi for forurensede sedimenter utenfor Malmøykalven i Oslo i oktober 2001. Konsekvensutredningen har vært ute til offentlig høring, som resulterte i en rekke høringsuttalelser. HAV har gitt sine kommentarer til høringsuttalelsene til SFT, og på bakgrunn av dette materialet har SFT i brev datert 28 juni 2002 satt krav til HAV om tilleggsutredninger som må gjennomføres før konsekvensutredningen kan godkjennes.

Denne rapporten inneholder følgende tilleggsutredninger:

1. Spredning av forurensning (miljøgiftbudsjett)
2. Deponering på NOAH Langøya (miljøgiftbudsjett, stabilitet og konsekvenser for etterbruk)
3. Kostnader
 - Dypvannsdeponi
 - NOAH
4. Tildekking av deler av havnen som ikke vil ha nyttetraffikk etter 2005 og mudring og deponering av resten

På bakgrunn av tidligere gjennomførte utredninger (NGI 2001 og NIVA 2001) og innhentede opplysninger fra NOAH Langøya (vedlegg E), er det gjort beregninger eller estimater av mengden miljøgifter som spres med ulike spredningsmekanismer ved gjennomføring av tiltaket. Det er sett på spredning av tungmetallene Cd, Pb og Hg og de organiske miljøgiftene PAH, Pyren, b(a)p og PCB. Tabellen nedenfor viser de viktigste spredningsmekanismene

Spredningsmekanismer for alle deler av opprydding og deponering

	Spredning uten tiltak (nå-situasjon)	Spredning under tiltak	Spredning etter tiltak
NOAH	• Oppvirvling pga båttrafikk • Diffusjon	• Oppvirvling under mudring • Søl under lastning og lossing • Avvanning/utpressing av porevann	• Diffusjon til overflatevann i deponiet
Dypvannsdeponi	• Oppvirvling pga. båttrafikk • Diffusjon	• Oppvirvling under mudring • Søl under lastning og lossing • Oppvirvling under utlegging i deponi • Avvanning/ utpressing av porevann	• Diffusjon til vannet i Bekkelags-bassenget

På grunnlag av estimert transport av miljøgifter med de ulike spredningsmekanismene før, under og etter tiltaket er effektiviteten av de alternative tiltakene beregnet

Den gjennomførte utredningen viser at det er mulig å gjennomføre en opprydding av sedimentet i Oslo havn og oppnå en reduksjon i spredningen av miljøgifter på mellom 93 og 99,9 %. Estimerte kostnader for oppryddingen ligger mellom 64 og 387 mill. kr.

Fire tiltaksalternativer - Oppsummering

	Mudre alt		Dekke til 450 000 m ²	
	Deponering i dypvannsdeponi	Deponering på Langøya	Deponering i dypvannsdeponi	Deponering på Langøya
Reduksjon i spredning av miljøgifter (Tiltaks-effektivitet)	93 – 99 % reduksjon	98,9 – 99,9 % reduksjon	96 – 99 % reduksjon	99 – 99,9 % reduksjon
Kostnader mill. kr	101 – 136	387	64 – 84	186
Andre begrensninger		Forberedende tiltak må gjennomføres før 800 000 m ³ kan deponeres	Effekten avhenger av faktisk bruk av havneområdet i fremtiden	Effekten avhenger av faktisk bruk av havneområdet i fremtiden

Analysen av spredning av miljøgifter fra de to deponeringsalternativene viser at begge alternativene vil gi en sikker deponering av massene med omlag 99 % reduksjon av spredningen på lang sikt. Deponering på NOAH Langøya gir noe større miljøeffekt både på kort og på lang sikt.

Analysen av følsomheten for spredning ved søl under mudring, transport og lossing viser at, allerede ved relativt moderat søl vil denne spredningen være den mekanismen som påvirker tiltakseffektiviteten mest. Dette betyr at for begge tiltakene må det stilles strenge krav til kontroll av mudring, transport og lossing.

Den lokale løsningen med dypvannsdeponi er gunstig fordi det er kort vei til deponiet og resipienten i dette området er noe mindre sårbar.

Lossing/deponering i dypvannsdeponiet er likevel den mekanismen som gir størst spredning under tiltaksfasen. Deponering på Langøya gir svært lite utslipp ved lossing/deponering, men den lange transportveien vil gi et større utslipp av avgasser fra forbrenning av drivstoff under transporten.

Miljøgiftbudsjettene viser at tiltakenes effektivitet er bedre enn 93 % for alle alternativene. Kostnadene ved de to deponialternativene vil derfor få stor betydning for valg av metode. Dersom hele det forurensede arealet skal mudres

og deponeres, er dypvannsdeponiet det rimeligste alternativet med en anslått kostnad på 101 - 136 mill. kr mot 387 mill. kr for deponering på NOAH Langøya.

Tildekking på stedet av deler av det forurensede arealet i havnen er et alternativ når havnetrafikken etter 2005 kun skal drives i 50 % av dagens havn. Tiltaks-effektivitet ved å dekke til ca 500 000 m² i havnen og mudre og deponere ca. 350 000 m³ vil på kort sikt være meget god, på lang sikt vil det være større restspredning i form av diffusjon gjennom tildekkingen. Kostnadene for denne løsningen vil også være betydelig lavere enn for å mudre og deponere alle masser (64 – 84 mill. kr, kombinert med dypvannsdeponi).

Innhold

1	INNLEDNING	7
2	BEREGNING AV MILJØBUDSJETT FOR ULIKE TILTAK.....	8
3	SPREDNING AV MILJØGIFTER FRA SEDIMENTET SLIK DET LIGGER I DAG	10
4	MUDRING OG TRANSPORT AV MUDREDE MASSER	11
4.1	Spredning av miljøgifter under mudring.....	11
4.2	Spredning av miljøgifter under transport	11
4.3	Andre utslipp fra mudring og transport av masser.....	11
5	SPREDNING AV MILJØGIFTER FRA DYPVANNSDEPONI.....	12
5.1	Diffusjon	13
5.2	Vann fra avvanning/porevannsutpressing	15
5.3	Partikkelspredning under deponering på Malmøykalven	16
5.4	Miljøgiftbudsjett dypvannsdeponi	18
6	DEPONERING PÅ NOAH LANGØYA	22
6.1	Spredning av miljøgifter til vann og luft.....	22
6.2	Stabilitet av massene i deponiet	23
6.3	Kapasitet og etterbruk av deponiet.....	24
6.4	Miljøgiftbudsjett for alternativ NOAH Langøya	24
7	DISKUSJON AV SPREDNINGSBEREGNINGENE	27
7.1	Sammenligning av de to deponeringsalternativene	27
7.2	Andre spredningsmekanismer	27
7.3	Effekt av spredning fra deponering på Malmøykalven.....	29
7.4	Resipientene	31
7.5	Usikkerhet	32
8	DIFFERENSIERING AV TILTAKSMETODER.....	32
8.1	Tildekking	32
8.2	Miljøgiftbudsjett – effekt av tildekking	34
8.3	Bæreevne av det forurensede sedimentet.....	35
8.4	Tildekkingslagets stabilitet mot erosjon.....	37
8.5	Konklusjoner tildekking på stedet.....	38
9	KOSTNADER.....	39
9.1	Mudring.....	39
9.2	Dypvannsdeponi.....	39
9.3	Deponering hos NOAH.....	40
9.4	Oppsummering av kostnadene	40
10	KONKLUSJONER.....	41
10.1	Oppsummering fire tiltaksalternativer	41
11	REFERANSER.....	42



Vedlegg:

- Vedlegg A Beregning av diffusjon
- Vedlegg B Opprydding av forurensede sedimenter - Utlekking av miljøgifter fra tildekkete sedimenter. NIVA Teknisk Notat, 29.10.02
- Vedlegg C Opprydding av forurensede sedimenter - Risiko for skadelige effekter på organismer under etablering av dypvannsdeponi Malmøykalven. NIVA Teknisk Notat, 05.11.02
- Vedlegg D Dypvannsfornyelser i Bekklagsbassenget. Notat O- 21369
- Vedlegg E Notater fra NOAH

Kontroll- og referanseside

1 INNLEDNING

Oslo havnevesen (HAV) presenterte sin konsekvensutredning av dypvannsdeponi for forurensede sedimenter fra Oslo havn utenfor Malmøykalven i oktober 2001. Konsekvensutredningen (KU) lå ute til offentlig høring fra 2001-12-04 til 2002-02-20. Høringen resulterte i en rekke høringsuttalelser. HAV har gitt sine kommentarer til høringsuttalelsene til SFT, og på bakgrunn av dette materialet har SFT i brev datert 28. juni 2002 satt krav til HAV om tilleggsutredninger som må gjennomføres før KU kan godkjennes.

Tilleggsutredningene skal omfatte:

1. Spredning av forurensning (miljøgiftbudsjett)
2. Deponering på NOAH Langøya
3. Kostnader

SFT sier også at dersom HAV planlegger å differensiere tiltaksmetodene i havna avhengig av fremtidig bruk, bør også dette tas med i tilleggsutredningen. I praksis vil en slik differensiering bestå i å dekke til områder der det ikke er behov for større dyp og å mudre områder der båttrafikken i dag virvler opp forurensning fra sjøbunnen. Ifølge de planer som foreligger, vil trafikken i Oslo havn etter 2005 kun influere ca. 50 % av dagens areal, og en delt løsning er derfor inkludert i denne tilleggsutredningen.

I tillegg er det i brevet fra SFT identifisert en rekke temaer det vil bli stilt krav til utdyping/ konkretisering av i en søknad om gjennomføring av deponering i dypvannsdeponi:

- Strøm/vannutskifting på deponistedet
- Stabilitet av tildekking
- Tidligere dumping i området
- Avbøtende tiltak
- Overvåking

Disse temaene vil bli utdypet og presentert i søknaden om gjennomføring. NGI har sammen med NIVA utført tilleggsutredningene til konsekvensutredningen for HAV.

Denne tilleggsutredningen belyser følgende tema:

1. Spredning av forurensning fra dypvannsdeponi (miljøgiftbudsjett)
 - Spredning av miljøgifter i nåsituasjonen (= 0-alternativet)
 - Spredning av miljøgifter under tiltaket (deponering og konsolideringsfasen)
 - Spredning etter at tiltaket er gjennomført (spredning på lang sikt)
 - Effekt av spredning av miljøgifter fra deponerte sedimenter
2. Deponering på NOAH Langøya

- Miljøgiftbudsjett (spredning ved deponering, utlekking i konsolideringsfasen og på lang sikt)
 - Stabilitet og organisk innhold
 - Kapasitet og konsekvenser for etterbruk
3. Totale kostnader
 - Dypvannsdeponi
 - NOAH
 4. Differensiering av tiltaksmetoder
 - Mudring av arealer der båttrafikken vil gi oppvirvling også i fremtiden
 - Tildekking av arealer med mindre behov for seilingsdybde

Spredning av miljøgifter i de ulike fasene ved deponering i dypvannsdeponi og på NOAH Langøya er vurdert på samme måte ved å lage et miljøgiftbudsjett for disse alternativene. Disse temaene er derfor belyst sammen.

2 BEREGNING AV MILJØBUDSJETT FOR ULIKE TILTAK

SFT krever at HAV skal utrede stabilitet og utlekking av miljøgifter ved deponering av sedimentet fra Oslo havn i deponiet til NOAH på Langøya. Videre krever SFT at det skal gis en kvantitativ framstilling av spredning av miljøgifter i forbindelse med deponering i dypvannsdeponi. For å imøtekomme dette kravet er det laget et miljøgiftbudsjett for begge deponeringsalternativene, basert på beregninger og laboratorieforsøk for bestemmelse av spredningen av miljøgifter med ulike spredningsmekanismer i de ulike fasene av tiltaket.

Effekten på de lokale resipientene av miljøgiftene vil henge sammen med spredningen. Spredningen av miljøgifter under den kritiske deponeringsfasen ved dypvannsdeponiet er beregnet i en hydrodynamisk modell og relatert til verdier for giftighet (PNEC, Predicted no effect concentration). Dette er nærmere beskrevet i avsnitt 7.3.

En andel av miljøgiftene som spres fra sedimentene slik de ligger i dag eller fra tiltaket vil bidra til en diffus miljøgiftbelastning i større områder. Spredning av miljøgifter vil derfor være et mål for forventet miljøeffekt både lokalt og regionalt. En slik sammenstilling av beregninger av spredning/utlekking fra de to deponialternativene er et effektivt verktøy for å sammenligne tiltakseffekten av de to alternativene.

Effekten av et tiltak kan uttrykkes som reduksjon i spredning av miljøgifter fra forurensningen over et gitt tidsrom (Ligning 1):

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

Ligning 1 Effekt av tiltak uttrykt som reduksjon i spredning av miljøgifter

Det kan på denne måten vurderes om et tiltak har en positiv miljøeffekt (*Tiltakseffektivitet* > 0) eller ikke. Ulike tiltak kan også vurderes opp mot hverandre ved å sammenligne miljøeffekt. De to deponialternativene, NOAH Langøya og dypvannsdeponi ved Malmøykalven, vil bli sammenlignet etter at effekten av deponering i disse deponiene er beregnet.

Ligning 1 beregner spredningen før og etter tiltaket over et på forhånd bestemt tidsrom. Spredningen under selve tiltaket må derfor "tjenes inn" av den reduserte spredningen etter tiltaket. Beregningen kan derfor brukes til å vurdere om et tiltak har positiv effekt innen et rimelig tidsrom (for eksempel 10 år).

En begrensning i denne metoden er at sammenligning bare kan gjøres for en og en miljøgift. Det er ikke mulig å sammenligne effekt av ulike miljøgifter mot hverandre.

Tabell 1 viser hvilke spredningsveier som vil være de viktigste ved gjennomføring av mudring av sedimentet i Oslo havn og deponering enten i dypvannsdeponi eller i deponiet til NOAH Langøya.

På bakgrunn av tidligere gjennomførte utredninger (NGI 2001 og NIVA 2001) og innhentede opplysninger fra NOAH Langøya (Vedlegg E), er det gjort beregninger eller estimer av mengden miljøgifter som spres med de ulike spredningsmekanismene. Det er sett på spredning av tungmetallene Cd, Pb og Hg og de organiske miljøgiftene pyren og b(a)p og PCB.

Det er, i denne tilleggsutredningen, også tatt med nye resultater fra langtids utlekkingsforsøk (15 mnd.) utført på NIVAs forskningsstasjon på Solbergstrand (vedlegg B).

Fra den beregnede spredningen er tiltakenes effektivitet beregnet.

Tabell 1 Spredningsmekanismer for alle deler av opprydding og deponering

	Spredning uten tiltak (nå-situasjon)	Spredning under tiltak	Spredning etter tiltak
NOAH	• Oppvirvling pga båttrafikk • Diffusjon	• Oppvirvling under mudring • Søl under lastning og lossing • Avvanning/utpressing av porevann	• Diffusjon til overflatevann i deponiet
Dypvanns-deponi	• Oppvirvling pga. båttrafikk • Diffusjon	• Oppvirvling under mudring • Søl under lastning og lossing • Oppvirvling under utlegging i deponi • Avvanning/ utpressing av porevann	• Diffusjon til vannet i Bekkelagsbassenget

Effekten av tiltakene vil være avhengig av tidsrommet spredningen beregnes for, dvs. hvor lang tid tar det å tjene inn økt utslipp under tiltaksfasen. I beregningene i denne utredningen er det antatt en tiltaksperiode på ½ år og deretter beregnet effekt av tiltaket etter 10, 20, 50, 100 og 1000 år.

3 SPREDNING AV MILJØGIFTER FRA SEDIMENTET SLIK DET LIGGER I DAG

De viktigste mekanismene for transport av miljøgifter fra sedimentet slik det ligger i havnen i dag er:

- Spredning av miljøgifter med partikler fra oppvirvling fra skipstrafikk
- Diffusjon av miljøgifter fra sedimentet

Kvantifiseringen av transport av miljøgifter til vannmassene via oppvirvlede partikler er beregnet på følgende måte:

- Estimat av vannvolum som påvirkes av oppvirvlede partikler basert på data fra (NIVA 1995).
- Mengden miljøgifter som spres med oppvirvlede partikler basert på data fra sedimentasjonsforsøk gjort av NIVA (NIVA 2001).

Transporten via diffusjon er beregnet fra diffusjonsforsøk og konsentrasjonsgradienter som beskrevet i avsnitt 5.1.

Ved beregning av tiltakseffekt er spredningen fra sedimentene slik de ligger i dag antatt å være konstant med tiden. I virkeligheten vil de forurensede sedimentene gradvis dekkes til med sedimenter med et lavere miljøgiftinnhold, siden kildene på land for de fleste miljøgifter er betydelig redusert i løpet av de siste 50 årene. Derfor vil den reelle spredningen fra sedimentet uten tiltak være

mindre enn det som er brukt i denne beregningen. Usikkerheten i beregningene på grunn av dette vil imidlertid være relativt liten for tidshorisonter på 50 år.

4 MUDRING OG TRANSPORT AV MUDREDE MASSER

4.1 Spredning av miljøgifter under mudring

Ved mudring kan betydelige mengder sediment bli virvlet opp og suspendert i vannmassene på mudringsstedet. Dette kan føre til en frigjøring av miljøgifter til vannmassene som senere kan transporteres videre. Omfanget av dette vil variere avhengig av mudringsmetoden som benyttes. Det tas sikte på å bruke metoder for mudring som gir mindre spredning enn det som virvles opp med båttrafikken i dag. Det vil bli satt strenge krav til kontroll av dette ved gjennomføring av tiltaket uavhengig av hvilket deponi som velges.

Det er gjort to forskjellige beregninger av tiltakseffektiviteten; en der det ikke er tatt med spredning under mudring og en der spredning under mudring er satt lik spredningen ved oppvirvling fra båttrafikk regnet over en tiltaksperiode på 6 måneder.

4.2 Spredning av miljøgifter under transport

Under lasting og lossing av sediment vil det ved søl av masse være en risiko for spredning av miljøgifter. Under transport er risiko for forlis og andre uhell som kan føre til søl av forurenset sediment relevante. Risiko for spredning av miljøgifter som nevnt over vil være avhengig av utstyret som brukes. Transport over lengre distanse vil innebære større risiko for uhell. Det er imidlertid størst sannsynlighet for uhell under lossing og lasting. Konsekvensene ved søl vil være noe forskjellig avhengig av hvor sølet skjer. Dette er omhandlet i avsnitt 7.3.

Ved beregning av tiltakseffekten er spredning ved lasting (mudring) beregnet som beskrevet i avsnitt 4.1. Spredning i dypvannet ved Malmøykalven under deponering er beregnet fra sedimentasjonsforsøk (avsnitt 5.3).

Spredning fra søl, under transport, lossing ved NOAHs deponi og til overflatevannet ved Malmøykalven ved lossing der, er ikke tatt med i beregningen av tiltakseffekten. Det er imidlertid beregnet hva tiltakseffekten blir ved ulike mengder søl slik at dette kan brukes til å bestemme hvilke krav som må settes til metodene. Spredning er beregnet for søl av 0,01, 0,005 og 0,001 % av totalmengden sediment (se avsnitt 7.2).

4.3 Andre utslipp fra mudring og transport av masser

Ved mudring og transport vil det bli brukt maskiner og lektre som drives med forbrenning av fossilt brennstoff. Dette vil føre til utslipp til luft via eksos. Tabell 2 viser utslipp beregnet for transport av 1 090 000 tonn masser (mudring

av hele arealet) og 511 000 tonn (mudring bare av fremtidig havneareal).
Utslippsfaktorer er hentet fra SSB (2001) og HAV (1999).

Tabellen viser at utslipp via eksos vil bli den dominerende spredningsmekanismen for PAH ved transport av 1 090 000 tonn masser til deponi på NOAH Langøya og at utslippet av hydrokarboner vil bli på om lag et tonn. Dette utgjør om lag 0,5 % av mengden olje som finnes i sedimentene.

Transport av massene forårsaker betydelig utslipp av miljøskadelige stoffer til luft.

Tabell 2 Utslipp via eksos fra transport

Miljøgift	Utslippsfaktor g/tonn innfyr drivstoff	Deponering NOAH		Deponering dypvannsdeponi	
		Mudre hele arealet, utslipp (kg)	In situ tildek- king + mudre, Utslipp (kg)	Mudre hele arealet, utslipp (kg)	In situ tildek- king + mudre, utslipp (kg)
PAH	1,6	0,8	0,39	0,084	0,039
Hydrokarboner	2 000	1048	491	105	49
SO _x	20 000	10483	4909	1048	491
NO _x	65 000	34070	15955	3407	1596
CO	3 000	1572	736	157	74
PM ₁₀	2 000	1048	491	105	49
CO ₂	3 170 000	1 661 587	778 122	166 159	77 812

5 SPREDNING AV MILJØGIFTER FRA DYPVANNSDEPONI

De viktigste mekanismene for transport av miljøgifter fra dypvannsdeponiet til vannmassene omkring vil være:

- Spredning av partikler fra deponeringen
- Adveksjon av porevann med oppløste miljøgifter under konsolideringen av de mudrede massene under og like etter deponering
- Diffusjon av miljøgifter fra deponerte masser gjennom tildekkingslaget

Under arbeidet med konsekvensutredningen ble det gjennomført laboratorieundersøkelser og teoretiske studier av spredning av miljøgifter i forbindelse med deponering av forurenset sediment i dypvannsdeponiet. Disse arbeidene ble presentert i grunnlaget til utredningen (NGI-rapport 994104-2 og NIVA-rapport 4438-2001).

I forbindelse med forskningsprosjektet "Undersjøisk deponering av forurensete muddermasser i marine anoksiske bassenger – effekter av tildekking" (NIVA/NGI 1999-2004) med støtte fra NFR og Oslo havnevesen, er det gjort studier av utlekking fra tildekkede sedimenter over en tidsperiode på 15 måneder. Resultater fra disse forsøkene er inkludert for å kvantifisere utlekking fra

sedimenter over lang tid, og effekten av å legge et tildekkingslag over de forurensede sedimentene.

De følgende avsnitt beskriver de forsøkene og vurderingene som danner grunnlaget for beregning av spredning.

5.1 Diffusjon

Slik sedimentet ligger i dag og etter plassering i dypvannsdeponi, vil konsentrasjonsgradienter fra porevannet til vannmassene over føre til en diffusjonstransport av miljøgifter ut av sedimentet. En rekke forhold vil bestemme størrelsen på denne fluksen:

- Konsentrasjon i porevannet
- Desorpsjonshastighet av miljøgifter fra sedimentet
- Re-adsorpsjon i sediment eller tildekkingsmasse
- Diffusjonsvei
- Areal som er eksponert mot vannfase
- Bioturbasjon i sedimentet

5.1.1 Teoretisk modell

I bakgrunnsarbeidet til konsekvensutredningen er beregninger av diffusjon gjort med Ficks lov basert på en statisk modell (NGI 2001). En fast høy konsentrasjon i porevannet skaper en konsentrasjonsgradient fra porevannet til vannmassene over sedimentet eller dekklaget. Denne gradienten driver diffusjonen. Modellen er også nærmere beskrevet i vedlegg A.

Verdier for diffusjonstransport beregnet som beskrevet ovenfor ble brukt i spredningsberegningene for kadmium, bly og kvikksølv.

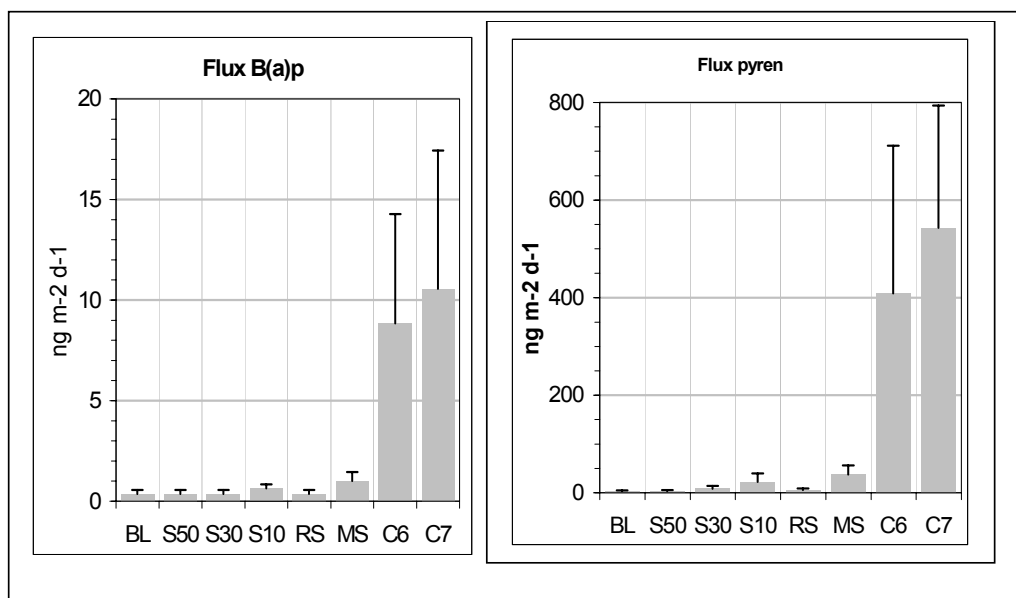
5.1.2 Diffusjonsforsøk

Nye data fra forsøk utført på NIVAs forskningsstasjon på Solbergstrand er tatt med her for å forbedre beregningen av diffusjon fra sedimentet før tiltak og etter deponering og tildekking.

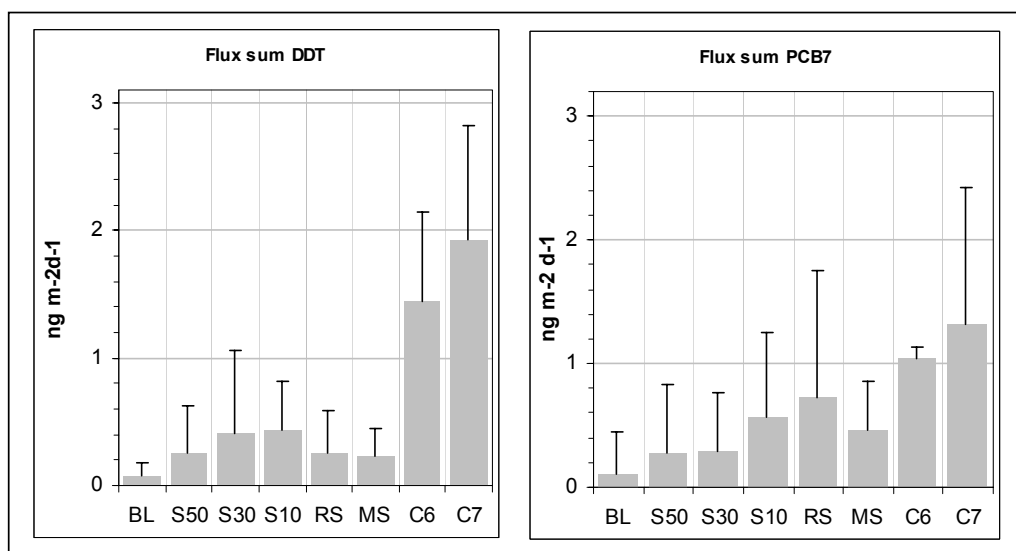
Forsøkene er gjort ved å legge sediment fra Bjørvika i pleksiglassbokser. Over sedimentet ble det lagt 10 – 50 cm av tre forskjellige tildekkingsmasser. To bokser ble også laget med sediment uten tildekkingsmasse over.

Over tildekkingsmassen ble 32 l vann sirkulert. I vannmassene var det installert SPMD-membraner for å absorbere organiske miljøgifter. Prøver av dette vannet ble tatt ut fem ganger i løpet av 15 mnd. for analyse av tungmetaller. Samtidig ble SPMD-membranene skiftet og analysert. Resultatene fra analysen av vannprøvene og SPMD-membranene ble brukt til å beregne diffusjonsfluks fra sedimentet med og uten tildekking.

Forsøket er nærmere beskrevet i vedlegg B.



Figur 1 Målt diffusjonstransport for benzo(a)pyren og pyren (S50, S30, S10, RS og MS er forsøk med tildekning, C6 og C7 er forsøk uten tildekning)



Figur 2 Målt diffusjonstransport for DDT og PCB₇ (S50, S30, S10, RS og MS er forsøk med tildekning, C6 og C7 er forsøk uten tildekning)

Figur 1 og Figur 2 viser diffusjonstransport målt i de beskrevne forsøkene. Resultatene viser at tildekkingsmassen gir en reduksjon på mellom 65 og 98 % av diffusjonen gjennom dekklaget for organiske miljøgifter.

For tungmetaller gir tildekkingen en tilsynelatende økning i diffusjonshastighet. Dette skyldes at en liten andel av metallene bundet i dekkmassen løses ut ved endringer i redoksforholdene. Utfelling av metallsulfider vil under anoksiske forhold i vannmassene over deponiet gi liten transport av tungmetaller ut av deponiet. Det må derfor velges tildekkingsmasser som i størst mulig grad er innerte i forhold til de massene som skal deponeres og de anoksiske vannmassene i deponiet.

Verdier for diffusjonstransport fra diffusjonsforsøkene oppsummeres i tabellen nedenfor.

Tabell 3 Diffusjonshastighet av miljøgifter fra sediment med og uten tildekking

Miljøgift	Diffusjonshastighet (g/km ² * år)	
	Uten tildekking	Med tildekking
B(a)p	3,3	0,07
Pyren	170	4,1
SumPAH ₂₃	270	9,4
DDT	0,55	0,08
PCB	0,39	0,14
Cd	370	1100*

*Redoksforholdene kan gi utslipp av spormetaller fra rene tildekkingsmasser (se diskusjon ovenfor)

Disse verdiene brukes i denne rapporten til å beregne diffusjonstransport av miljøgiftene fra tildekket sediment i dypvannsdeponiet, fra utildekket sediment slik det ligger i dag og fra eksponert sediment etter deponering hos NOAH Langøya.

5.2 Vann fra avvanning/porevannsutpressing

Ved mudring vil det blandes vann inn i massene som igjen blandes med porevannet i sedimentet og vil forskyve fordelingslikevekten mellom partikkelbundet og vannløste miljøgifter slik at mengden miljøgifter i vannfasen øker (pga. større vannvolum). Ved deponering vil dette vannet presses ut under konsolidering av massene. Vannet kan føre til spredning av miljøgifter der det slippes ut i resipienten.

Ved deponering i dypvannsdeponi kan miljøgifter i vannet som presses ut i noen grad bli holdt tilbake i tildekkingslaget. Under deler av konsolideringsfasen vil imidlertid deponiet ved Malmøykalven ikke være tildekket, og det vil derfor være riktig å se bort fra adsorpsjon i tildekkingslaget i denne fasen. Beregning av spredning av miljøgifter under konsolideringsfasen/ avvanning av sedimentet er gjort ved å bruke konsentrasjoner målt i utelekkingsvæsker og

i porevann, og volum porevann som presses ut av de deponerte massene.

Avvanningen kan skje på forskjellige måter, men uavhengig av metode vil den mengden vann som er blandet inn i sedimentet under mudring bli presset ut av massene igjen før eller siden. Volumet vann som blandes inn under mudring er anslått til 40 – 65 % av mudringsvolumet. Dette tilsvarer vannmengder på 300 000 – 500 000 m³ vann. I beregningen av spredning er det antatt at 500 000 m³ vann presses ut av sedimentet i denne fasen. Spredningen blir da:

$$\text{Spredning med porevann} = C_{\text{miljøgift i porevann}} \times V_{\text{porevann}}$$

$C_{\text{miljøgift i porevann}}$ er konsentrasjonen av en miljøgift i porevann målt direkte eller fra utlekkingsforsøk

V_{porevann} er volumet porevann som presses ut under konsolideringsfasen (antatt = 500 000 m³)

5.3 Partikkelspredning under deponering på Malmøykalven

Spredning av miljøgifter ved oppvirvling av partikler fra sedimentet under utplassering i et dypvannsdeponi er beregnet ved å anslå transport av miljøgifter ut av deponiområdet (NIVA 2001). Transport av miljøgifter ut av Bekkelagsbassenget er beregnet med en hydrodynamisk modell og basert på data fra storskala sedimentasjonsforsøk (se vedlegg C og NIVA 2001). Dette forsøket gir data for frigjøring av miljøgifter både til oksisk vann og til anoksisk vann. Data fra dette forsøket er derfor også brukt til å beregne utlekking til vannmassene under oppvirvling av sedimentet slik de ligger i dag.

5.3.1 Dypvannsutsiftning

Ved en dypvannsutsiftning i Bekkelagsbassenget skiftes vannmassene i bunnen av bassenget ut med friske vannmasser fra Bunnefjorden. Dette skjer ved at det kommer vannmasser med høyere tetthet enn bunnvannet i Bekkelagsbassenget over terskelnivå slik at bunnvannet skiftes ut. Det gamle bunnvannet vil da presses høyere opp i vannsøylen og over tersklene i Bekkelagsbassenget. Konsekvensene av en slik utsiftning under anleggsfasen kan være følgende:

- Økt oksygeninnhold i bunnvannet i Bekkelagsbassenget
- Økt strømhastighet i bassenget
- Transport av forurensede vannmasser ut av deponiområdet

En slik utsiftning kan gi økt spredning av miljøgifter. Det er derfor planlagt to avbøtende tiltak for å minske risikoen ved en utsiftning av bunnvann i Oslofjorden:

- Overvåkning og varsling

Det planlegges et system der strømhastighet, salt og temperatur overvåkes ved Drøbak-terskelen slik at man kan varsles før en utsiftning når frem til Bekkelagsbassenget.

- Tilsetning av saltlake

Tilsetning av saltlake til de mudrede massene vil stabilisere vannmassene som frigjøres under deponeringen og skal sørge for at disse ikke kommer opp over terskelnivå. Dette vil gjøre en utskiftning av disse massene under og like etter anleggsfasen lite sannsynlig.

Dersom disse avbøtende tiltakene skulle svikte kan en dypvannsutskiftning under anleggsfasen ha følgende betydning for effekten av tiltaket:

Dersom bunnvannet er oksygenholdig over et lengre tidsrom kan dette gi grunnlag for etablering av bunnfauna i området. Tildekkingen av massene vil sørge for at forurensningen likevel ikke blir tilgjengelig for bunnfaunaen.

Økte strømhastigheter i bassenget vil føre til at suspenderte partikler transporteres med vannmassene. Sedimentasjon av partikler i bassenget vil minke. Partikler vil blandes inn i det nye bunnvannet som dannes og transporteres med det gamle bunnvannet som presses oppover i vannmassene. Partikkelrike vannmasser like over bunnen vil begrense utskiftningen helt ned til bunnen og dermed også erosjon på deponerte masser.

En stor dypvannsutskiftning vil presse det gamle dypvannet i Bekkelagsbassenget opp til over nivået til tersklene rundt bassenget (ca 33 – 40 m dyp). Dersom dette skjer under anleggsperioden med oppvirvling fra utlegging av masser vil utskiftningen føre til en økt transport av miljøgifter ut av Bekkelagsbassenget. Modellering av transport av løste og partikkelbundne miljøgifter under normale forhold (ingen dypvannsutskiftning) er beskrevet i Vedlegg C. Denne modelleringen viser at det kan være betydelige konsentrasjoner av pyren og sink i vannmassen over bunnen (se avsnitt 7.3). Dersom disse vannmassene presses opp over terskelnivå kan dette føre til en akutt forurensning i vannmassene omkring Bekkelagsbassenget. Effekten av disse miljøgiftene vil være mindre enn effekten av H₂S i de samme vannmassene. Sprangsjiktet vil dessuten beskytte overflatevannet mot denne forurensning og fortynning vil redusere effekten meget raskt.

Dersom en dypvannsutskiftning skjer etter anleggsfasen, men under konsolideringsfasen vil dette ha liten betydning for spredningen av miljøgifter. Miljøgiftene som følger med porevannet som presses ut av massene under konsolideringen vil spres noe raskere enn uten en utskiftning, men mengden miljøgifter som spres via porevannet vil ikke bli større. Det vil ikke bli noen særlig større spredning av disse miljøgiftene. I beregningen av miljøgiftbudsjettet er det antatt at miljøgiftene i det utpressede porevannet spres i løpet av anleggsfasen. Dette er et konservativt anslag som trolig ligger nær en situasjon med dypvannsutskiftning like etter anleggsfasen.

I miljøgiftbudsjettet er det ikke regnet med noen spredning av miljøgifter pga. dypvannsutskiftning. Det er antatt at de avbøtende tiltakene vil hindre en slik spredning.

5.4 Miljøgiftbudsjett dypvannsdeponi

I miljøgiftbudsjettet er det regnet med antakelse om at spredning under mudring og transport = 0 (Tabell 4 - Tabell 6 og Figur 4). Det er også gjort beregning av tiltakseffektiviteten dersom spredningen under mudring og transport er like stor som fra oppvirvling slik sedimentet ligger i dag (Figur 5).

Forutsetninger:

1. Porevannsutpressing er beregnet med utgangspunkt i porevannskonsentrasjon basert på utlekkingstester. De høyeste konsentrasjonene målt i utlekkingforsøk fra tre forskjellige prøver fra ulike deler av havnen er brukt (NGI 2001).
2. Diffusjonshastighet er beregnet basert på konsentrasjonsgradienter (teoretisk modell) og fra måling av fluks fra sediment i boksforsøk (Vedlegg A og B).
3. Diffusjon uten tiltak beregnes for et areal på 0,93 km² (NGI 1999)
4. Diffusjon under tiltaket kan i starten være høyere enn i nå-situasjonen, men så snart rene arealer avdekkes vil diffusjonen gå ned. Spredning med diffusjon under tiltaket er beregnet med diffusjonshastigheten for utildekket sediment fra et areal tilsvarende arealet slik massene ligger i dag pluss arealet av deponiet (0,35 km² + 0,93 km² = 1,28 km²).
5. Diffusjon etter tiltaket er satt til 0 fra det området som er ryddet opp, men diffusjon er beregnet fra deponiet (areal = 0,35 km²).
6. Transport av miljøgifter frigjort fra oppvirvlede partikler er beregnet fra data på spredning under oksiske forhold. Dersom vannmassene holdes anoksiske under hele deponeringen, vil transporten av Cd og Zn via partikler bli 5 – 10 ganger lavere.
7. Bidrag fra partikkelspredning ved mudring i tiltaksfasen er avhengig av mudringsmetode. Dette bidraget vil imidlertid være likt for begge tiltaksalternativene. For å kunne beregne effektivitet så realistisk som mulig, kan spredning fra mudring estimeres ved å anta at spredningen via mudring er lik spredningen via oppvirvlet sediment før tiltaket, og at tiltaksfasen varer i ½ år.

Med disse forutsetningene kan effekten av tiltakene beregnes ved å sette verdier inn i ligning 1 slik:

Formel 1 Effekt av tiltak

$$Effekt_{tiltak} = 1 - \frac{Spredning\ under + mudring + X\ år \times Spredning\ etter}{Spredning\ før/uten\ tiltak}$$

Tabellene nedenfor viser spredningen av miljøgifter med de ulike spredningsmekanismene. Figur 4 viser tiltakseffektiviteten ved deponering i dypvanns-

deponi som funksjon av antall år spredningen i tiltaksfasen midles over (= antall år etter tiltaket), beregnet uten spredning fra mudring. Figur 5 viser tiltakseffektiviteten beregnet med antatt spredning under mudring lik spredning fra propelloppvirvling i dag.

Tabell 4 Spredning av miljøgifter fra sedimentet slik det ligger i dag/ uten tiltak

Spredningsmekanisme	Cd	Pb	Hg	PAH	B(a)P	Pyren	PCB ₇
Diffusjon (g/år)	100	75	0,51	255	3,1	154	0,37
Partikkelspredning (g/år)	66 000	209 000	118	33 000	50	16 000	10
Sum spredning (g/år)	66 100	209 075	119	33 255	53	16 154	10

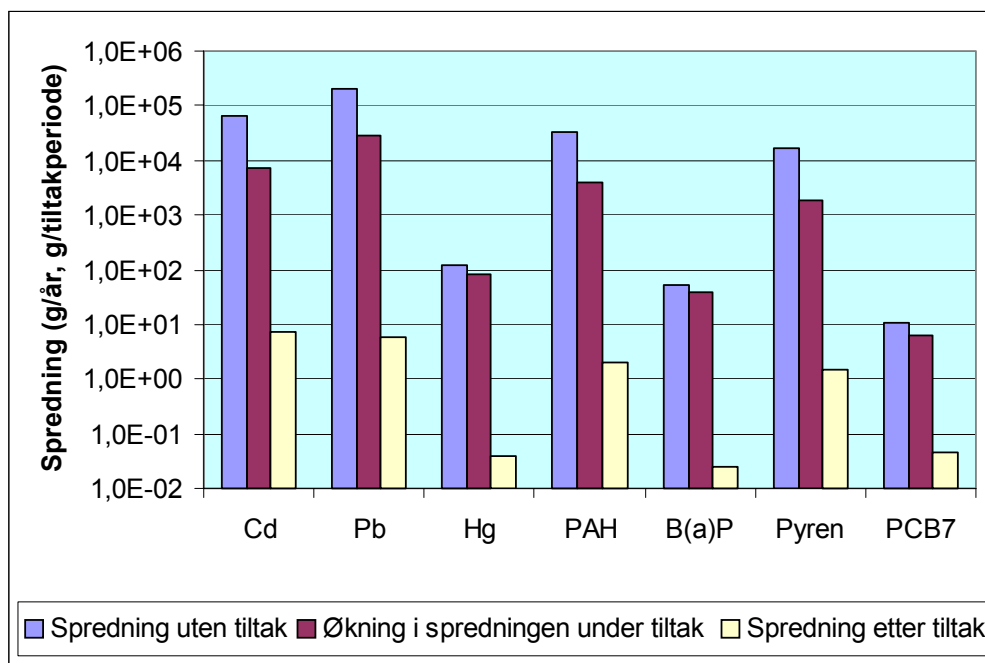
Tabell 5 Økning i spredning av miljøgifter fra sedimentet under gjennomføring av tiltak

Spredningsmekanisme	Cd	Pb	Hg	PAH	B(a)P	Pyren	PCB ₇
Diffusjon (g/ ½ år)	69	52	0,35	175	2,1	106	0,25
Porevannsutpressing (g)	500	285	2	92	6,5	45	0,25
Partikkelspredning deponering (g)	6 700	27 000	79	3 700	30	1 660	6,0
Sum spredning (g)	7 269	27 337	81	3 967	39	1 811	6,5
Mudring (regnet med i Figur 5) (g)	33 000	105 000	59	17 000	25	8 000	5

Tabell 6 Spredning av miljøgifter fra sedimentet etter at tiltaket er fullført

Spredningsmekanisme	Cd	Pb	Hg	PAH	B(a)P	Pyren	PCB ₇
Diffusjon målt (g/år)	7,5	5,7	0,04	3,3	0,025	1,5	0,047
Sum spredning (g/år)	7,5	5,7	0,04	3,3	0,025	1,5	0,047

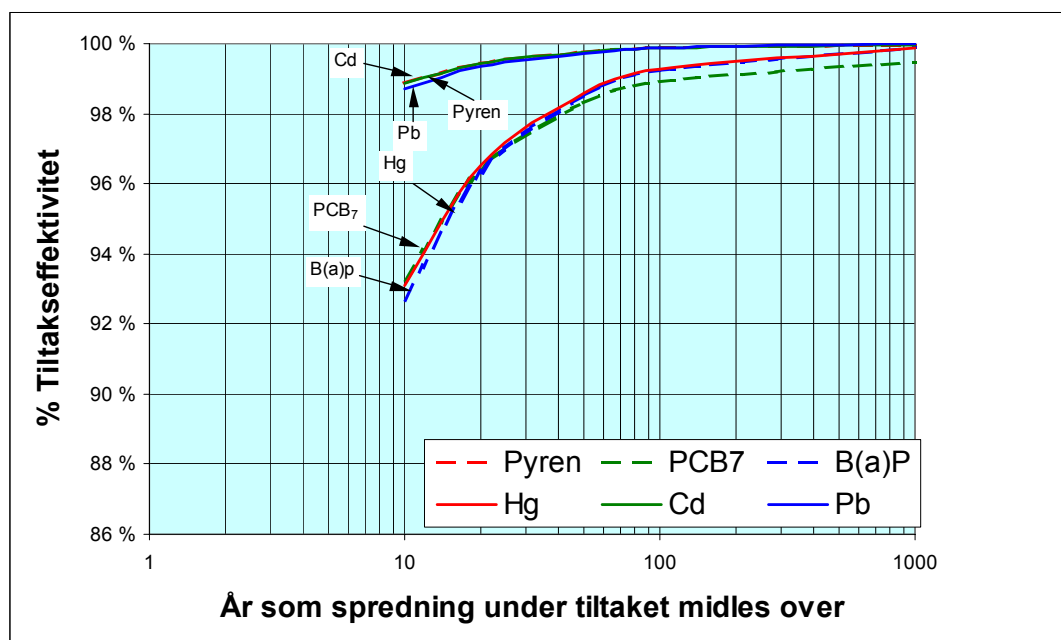
Beregnet spredning i de ulike fasene før, under og etter tiltak med deponering i dypvannsdeponi er vist i Figur 3. Figuren viser at spredningen slik sedimentet ligger i dag er flere størrelsesordener større enn det spredningen vil være etter deponering i dypvannsdeponi.



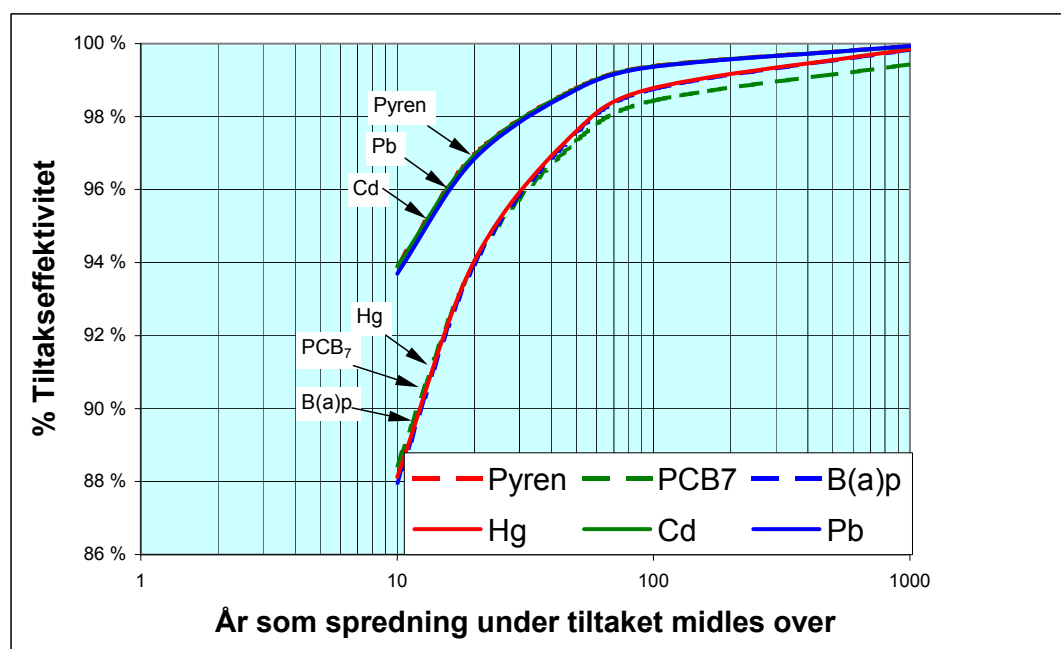
Figur 3 Spredning av miljøgifter i de ulike fasene av tiltaket (g/år før og etter tiltaket, og under hele tiltaksperioden)

Basert på estimert spredning av miljøgifter i de ulike fasene av tiltaket er effekten av tiltaket beregnet (% reduksjon av miljøgiftspredning fra sedimentet iht. Formel 1). Beregningen gir reduksjon i spredning av miljøgifter ved å summere all spredning uten tiltak og etter tiltaket gjennom 10, 20, 50, 100 og 1000 år. Spredningen under tiltaket skjer bare en gang, slik at denne spredningen blir delt på det tidsrommet tiltakseffekten regnes for.

Tiltakseffektiviteten er beregnet for spredning i tidsrom på 10, 20, 50, 100 og 1000 år og vist i Figur 4 - Figur 5



Figur 4 Tiltakseffektivitet beregnet uten spredning under mudring og transport Deponering i dypvannsdeponi



Figur 5 Tiltakseffektivitet beregnet spredning under mudring og transport tilsvarende som for spredning med propellerosjon i dag Deponering i dypvannsdeponi

Resultatene viser at dersom spredningen under tiltaket holdes på et moderat nivå, gir deponering i dypvannsdeponi en tiltakseffektivitet på 93 % eller bedre allerede etter 10 år. Hg, B(a)P og PCB7 peker seg ut med en noe lavere tiltakseffekt enn de andre stoffene. Dette skyldes at disse stoffene spres i mindre grad enn de andre under oppvirvling slik massene ligger i dag. Lav forurensning uten tiltak betyr også lavere effekt av tiltaket.

Det er også gjort beregninger av betydningen av ulike mengder søl for effekten av de alternative tiltakene for disse forbindelsene. Disse beregningene er presentert i Figur 9 og Figur 10.

6 DEPONERING PÅ NOAH LANGØYA

For å svare på kravet om utredning av de miljømessige sidene ved deponering på NOAH Langøya er det også for dette alternativet laget et miljøgiftbudsjett. Dette gjør at man kan sammenligne miljøeffekten av de to alternativene; deponering i dypvannsdeponi og deponering på NOAH.

Følgende spredningsmekanismer vil være av betydning ved deponering på NOAH Langøya:

- Spredning av miljøgifter med vann fra naturlig avvanning av massene
- Utlekking fra massene til vann og luft etter deponering og før massene er helt dekket til.

Spredning av partikler som suspenderes i vannfase under utlegging av massene i deponiet vil trolig ikke være et problem så lenge det er tilstrekkelig kapasitet til håndtering av overskuddsvann i deponiet.

6.1 Spredning av miljøgifter til vann og luft

Ved deponering på NOAH Langøya vil deler av vannet som er blandet inn under mudringen slippes ut i resipienten før eller under transporten. Det resterende vannet slippes ut gjennom vannrenseanlegg tilhørende deponiet. NOAH har dessuten gjort en rekke forsøk for å bestemme nedbrytningshastigheten til flere organiske miljøgifter i deponiet. Disse forsøkene har vist at det er meget gode forhold for nedbrytning av PAH og TBT, som betyr at naturlig nedbrytning vil gi betydelig reduksjon i konsentrasjonen i det vannet som slippes ut (NGI 2001b og Vedlegg E).

Sammenligner man konsentrasjonene av miljøgifter i utslipp fra NOAHs renseanlegg med konsentrasjonene i porevann og vann fra utlekkingsforsøk, finner vi imidlertid at for flere av de viktigste miljøgiftene er konsentrasjonen i samme størrelsesorden eller noe høyere i vann fra NOAH (Tabell 7). NOAHs renseanlegg og nedbrytningsprosesser i deponiet vil imidlertid redusere konsentrasjonen av miljøgifter i utslippsvannet. For organiske miljøgifter er det dokumentert at denne rensingen er meget effektiv. Som et konservativt estimat

for utslipp fra NOAH er det derfor valgt å bruke konsentrasjoner som i porevannet for tungmetaller og for organiske miljøgifter er det brukt konsentrasjoner som er 50 % av konsentrasjonen i porevannet. For tungmetaller er konsentrasjonen målt i porevannet brukt direkte. Mengden vann som presses ut av massene ved avvanning og konsolidering vil i hovedsak være den samme som ved deponering i dypvannsdeponi.

Tabell 7 Porevannskonsentrasjoner fra havnesedimenter og konsentrasjoner i utslippsvann fra NOAH

	Cd	Pb	Hg	PAH	PCB
Porevannskonsentrasjon sediment (µg/L)	1	0,57	0,004	0,18	i.d
Typisk utslipp NOAH, sept. 2002 (µg/L)	10	i.d	0,027	0,18	i.d

i.d – ikke detektert

En andel av de organiske miljøgiftene som frigjøres til vannfasen vil spres videre til luft ved fordampning. De miljøgiftene som frigjøres med vann fra avvanning av massene etter deponering (utpressing av porevann) vil bli spredt til miljøet uansett. Denne spredningen vil begrenses av utlekkingshastigheten fra de deponerte massene, som er satt lik diffusjonshastigheten fra sediment som ikke er tildekket målt i labforsøk (se avsnitt 5.1.2). Beregning av spredning av miljøgifter etter deponering på NOAH Langøya er gjort ved å anta samme fluks som ved diffusjon fra utildekket sediment like etter deponeringen. Deretter er det antatt at de deponerte massene dekkes til med nye deponerte masser og vil være helt dekket til 15 år etter deponering. Denne prosessen kan gå enda raskere, i så fall vil effektiviteten av tiltaket bli bedre etter at deponeringen er gjennomført.

6.2 Stabilitet av massene i deponiet

Etter deponering og overfylling med ytterligere deponimasser vil de mudrede massene konsolideres og oppnå større styrke. Massene inneholder relativt mye finstoff slik at konsolideringen vil gå sakte. Disse massene vil likevel ikke være så forskjellige fra andre masser som deponeres på Langøya.

6.2.1 Organisk innhold

Massene inneholder organisk materiale som kan forårsake gassdannelse. Avgassing kan om nødvendig håndteres som i avfallsdeponier på land. Innholdet av organisk materiale er imidlertid mye mindre enn i husholdningsavfall slik at behovet for den type tiltak er mindre sannsynlig. Dette gjelder for disse massene enten de deponeres på NOAH Langøya eller i dypvannsdeponi.

6.3 Kapasitet og etterbruk av deponiet

På NOAH Langøya ligger forholdene i dag til rette for å ta i mot 430 000 m³ forurenset sediment fra Oslo havn. Dersom 800 000 m³ masser skal deponeres på NOAH må det gjøres større forberedelser for å klargjøre deponiet for mottak av et slik volum (Vedlegg E).

For beregning av miljøgiftbudsjettet og kostnader for deponering på NOAH er det likevel antatt at alle massene deponeres der slik at beregningene for de to alternativene blir sammenlignbare.

6.4 Miljøgiftbudsjett for alternativ NOAH Langøya

Som for deponering i dypvannsdeponiet er det ikke tilgjengelige data for spredning under mudring og transport. I miljøgiftbudsjettet er det regnet med antakelse om at spredning under mudring og transport = 0 (Tabell 8 - Tabell 10 og Figur 7). Det er også gjort beregning av tiltakseffektiviteten dersom spredningen under mudring og transport er like stor som fra oppvirkning slik sedimentet ligger i dag (Figur 8).

Forutsetninger:

1. Spredning av miljøgifter før tiltak beregnes som beskrevet for dypvannsdeponi (avsnitt 5.4).
2. Utslipp til vann og luft etter deponeringen er beregnet på samme måte som diffusjonsfluksen fra utildekkede masser (uten tiltak), men med gradvis tildekking med andre deponerte masser over 15 år.
3. Diffusjon uten tiltak beregnes for et areal på 0,93 km².
4. Diffusjon under tiltaket vil i starten være høyere enn i nå-situasjonen, men så snart rene arealer avdekkes vil denne gå ned. Diffusjonshastigheten blir den samme som før tiltaket, og det beregnes diffusjon fra et areal tilsvarende arealet slik massene ligger i dag, 0,93 km².
5. Diffusjon etter tiltaket er satt til 0 fra det området som er ryddet opp.
6. Bidrag fra partikkelspredning ved mudring i tiltaksfasen vil være svært avhengig av mudringsmetode. Dette bidraget vil imidlertid være likt for begge tiltaksalternativer. Spredning fra mudring er estimert ved å anta at denne er lik spredningen via oppvirklet sediment (propellerosjon o.l.) før tiltaket, og at tiltaksfasen er ½ år.

Tabell 8 Spredning av miljøgifter fra sedimentet slik det ligger i dag/ uten tiltak

Sprednings-mekanisme	Cd	Pb	Hg	PAH	B(a)P	Pyren	PCB ₇
Diffusjon (g/år)	100	75	0,51	255	3,1	154	0,37
Partikkelspredning (g/år)	66 000	209 000	118	33 000	50	16 000	10
Sum spredning (g/år)	66 100	209 075	119	33 255	53	16 154	10

Tabell 9 Økning i spredning av miljøgifter fra sedimentet under gjennomføring av tiltak

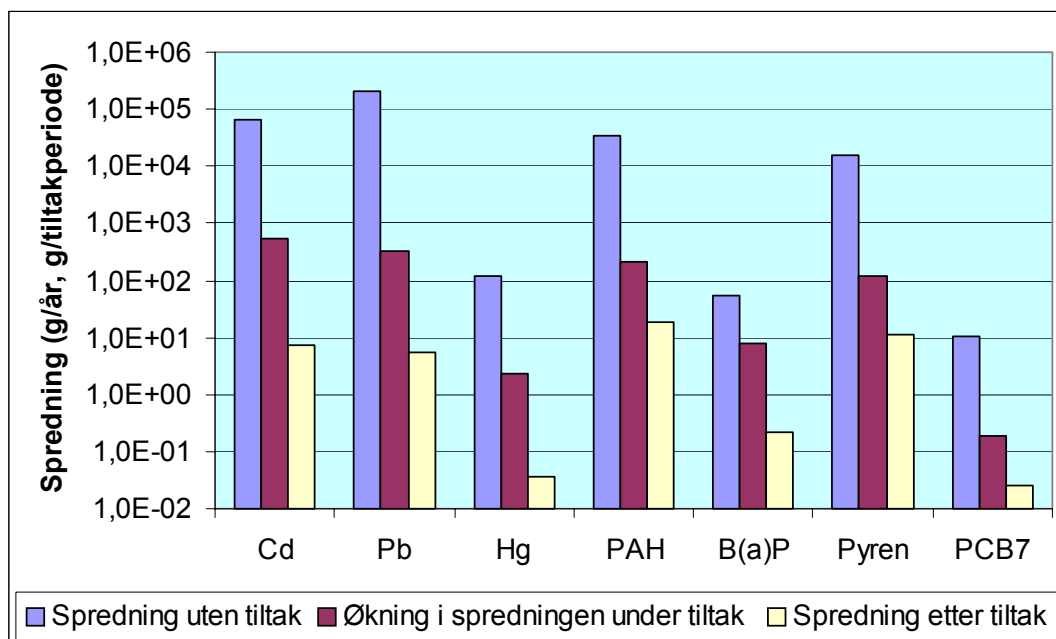
Sprednings-mekanisme	Cd	Pb	Hg	PAH	B(a)P	Pyren	PCB ₇
Diffusjon (g/ ½ år)	50	38	0,3	128	2	77	0,19
Porevannsutpressing (g)	500	285	2	46	3	23	0,13
Sum spredning (g)	550	323	2,3	174	5	100	0,32
Mudring, regnet med i Figur 8 (g)	33 000	105 000	59	17 000	25	8 000	5

Tabell 10 Spredning av miljøgifter fra sedimentet etter at tiltaket er fullført

Sprednings-mekanisme	Cd	Pb	Hg	PAH	B(a)P	Pyren	PCB ₇
Utslipp til vann og luft (g/år)*	12→0	9→0	0,06→0	15→0	0,18→0	9→0	0,02→0
Sum spredning (g/år)	12→0	9→0	0,06→0	15→0	0,18→0	9→0	0,02→0

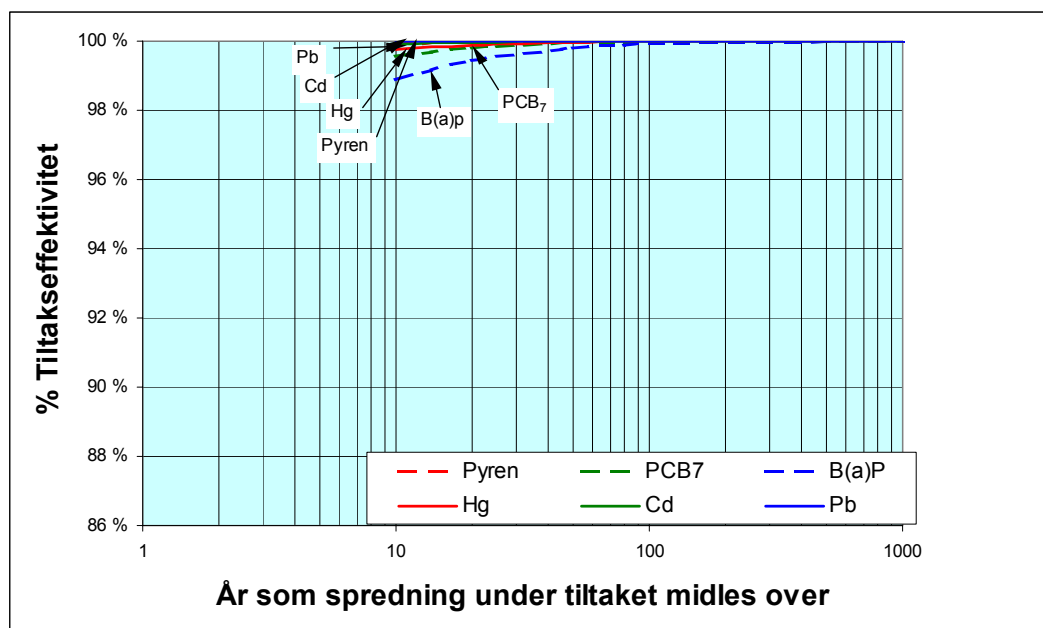
*Utlekking fra massene fra Oslo havn til vannfase vil gå mot 0 etter hvert som disse massene dekkes til av andre deponerte masser.

Beregnet spredning i de ulike fasene før, under og etter tiltak med deponering på Langøya er vist i Figur 6 som viser at spredningen slik sedimentet ligger i dag er flere størrelsesordener større enn det spredningen vil være etter deponering på Langøya. Utlekkingen vil også synke ytterligere etter hvert som de deponerte massene dekkes til.

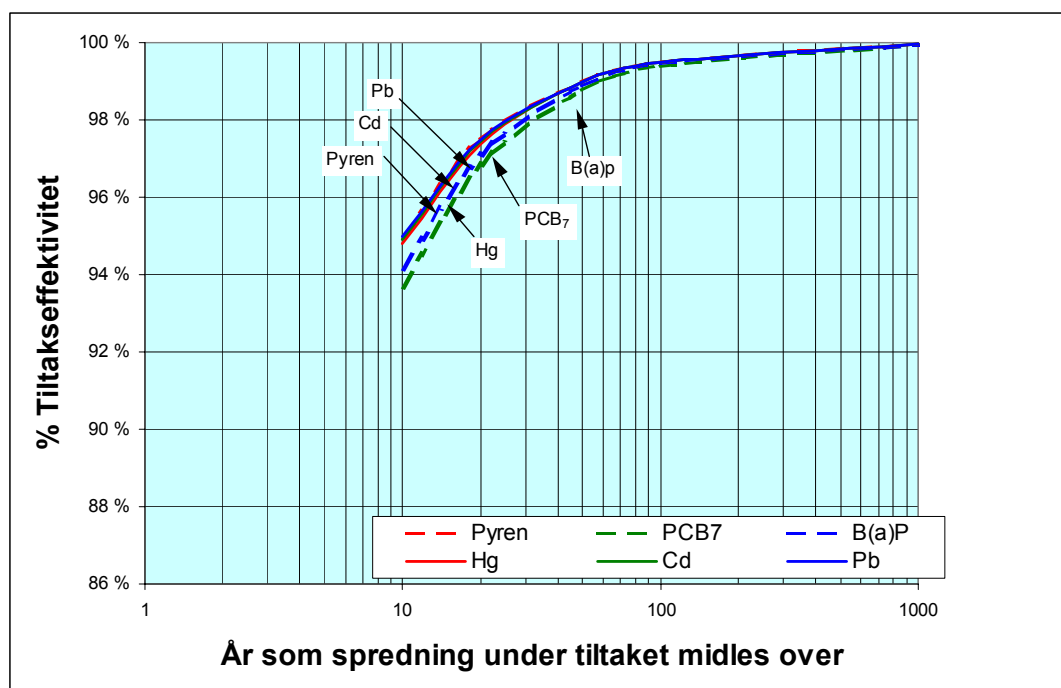


Figur 6 Spredning av miljøgifter i de ulike fasene av tiltaket dersom massene deponeres hos NOAH (g/år før og etter tiltaket, g under hele tiltaksperioden).

Fra estimert spredning av miljøgifter i de ulike fasene av tiltaket er tiltakseffektiviteten beregnet (% reduksjon av miljøgiftspredning fra sedimentet).



Figur 7 Tiltakseffektivitet beregnet uten spredning under mudring og transport Deponering i deponi på NOAH Langøya



Figur 8 Tiltakseffektivitet inkludert beregnet spredning under mudring og transport tilsvarende som for spredning med propellerrosjon i dag
Deponering i deponi på NOAH Langøya

7 DISKUSJON AV SPREDNINGSBEREGNINGENE

7.1 Sammenligning av de to deponeringsalternativene

Den beregnede tiltakseffektiviteten for de to deponialternativene viser at deponering på NOAH Langøya gir om lag 99 % effektivitet eller bedre over 10 år, mens deponering i dypvannsdeponi gir om lag 93 % effektivitet eller bedre over samme periode. For begge alternativene er tiltakseffektiviteten lavere for PCB7, Hg og B(a)p enn for de andre miljøgiftene. På lang sikt vil restspredning fra deponiet på NOAH Langøya reduseres raskere enn fra dypvannsdeponiet fordi deponiet på NOAH Langøya vil bli tildekket med annen masse med stor mektighet i løpet av 10–15 år, eller raskere.

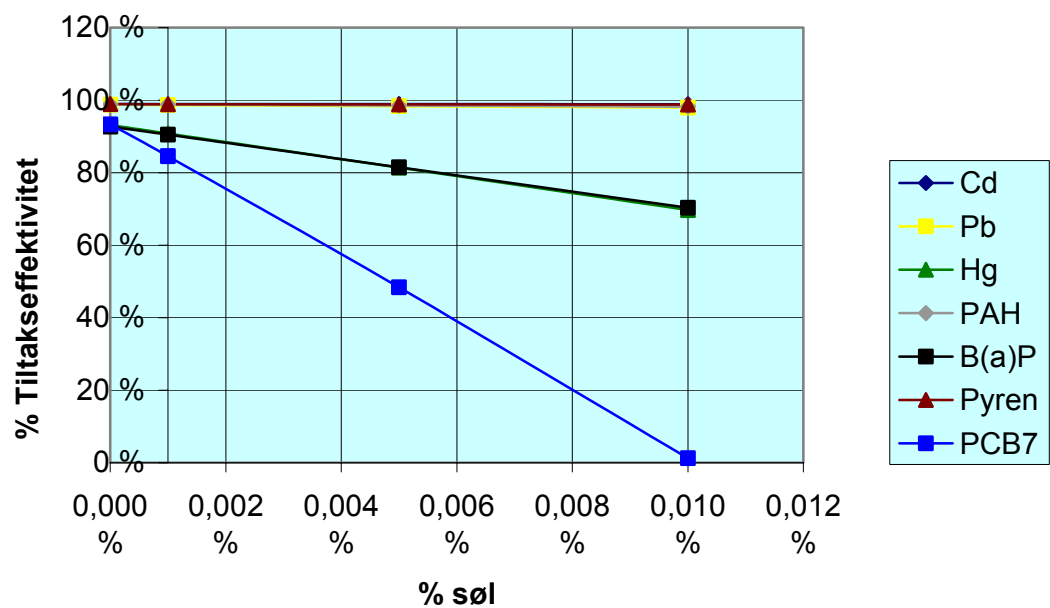
7.2 Andre spredningsmekanismer

I beregningen over er det tre mekanismer for spredning av miljøgifter som ikke er tatt med:

- Spredning under mudring
- Søl under transport og håndtering
- Utslipp fra forbrenningsmotorer under mudring og transport.

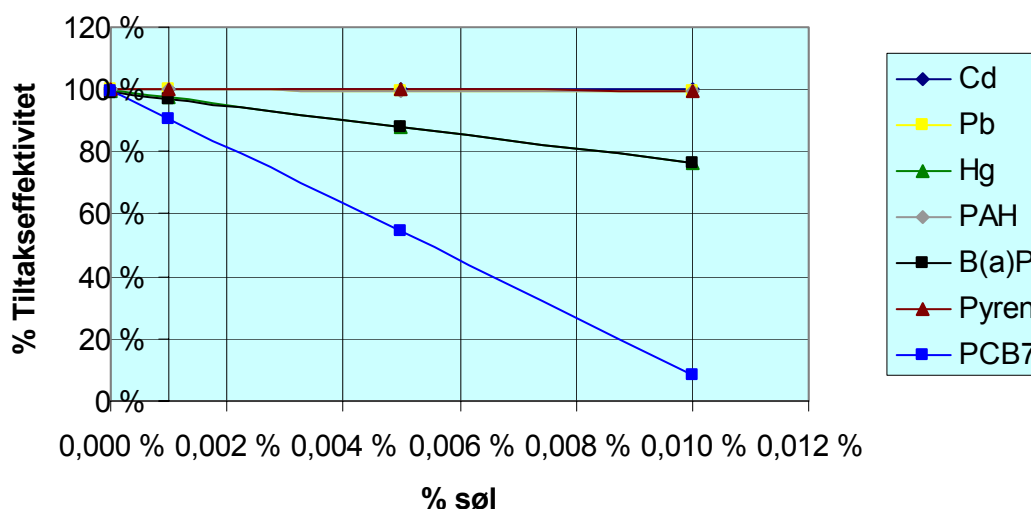
Disse mekanismene er som nevnt tidligere vanskelig å kvantifisere før tiltaket er prosjektert. Spredning under mudring er omtalt tidligere og vil være det samme for begge deponialternativene. Nedenfor er det vist resultater fra beregninger som viser hvor sensitiv tiltakseffektiviteten kan være for disse spredningsmekanismene.

Effekt på effektivitet ved søl under transport og lossing til dypvannsdeponi



Figur 9 Tiltakseffektivitet, beregnet for en periode på 10 år etter tiltaket.
Beregnet for deponering i dypvannsdeponi utenfor Malmøykalven

Tiltakseffektivitet ved søl under transport og lossing til NOAH



Figur 10 Tiltakseffektivitet, beregnet for en periode på 10 år etter tiltaket.
Beregnet for deponering på NOAH Langøya

Figur 9 og Figur 10 viser tiltakseffektivitet som funksjon av søl under transport og lossing av masser. Beregningene viser at denne spredningsmekanismen blir dominerende i forhold til annen spredning allerede ved søl av 0,001 % av massene som skal flyttes. Dette tilsvarer et totalt søl på 11 tonn våt vekt eller mindre enn 10 m³. Dette betyr at for begge alternativene må det stilles strenge krav til transport og kontroll slik at mengden materiale som spres gjennom søl minimaliseres.

7.3 Effekt av spredning fra deponering på Malmøykalven

Følgende effekter av miljøgiftspredning i forbindelse med deponering i dypvannsdeponi ved Malmøykalven kan tenkes:

- Toksiske effekter på organismer i vannmassene og sediment der miljøgiftene spres.
- Forringelse av sedimentkvaliteten i de områdene der spredningen skjer
- Bidrag til økt bakgrunnskonsentrasjon av miljøgifter regionalt og globalt

Økningen av bakgrunnskonsentrasjonen av miljøgifter i vann og luft vil være svært beskjeden både regionalt (Oslofjorden) og selvfølgelig globalt som følge av det planlagte tiltaket. Effekten av bidraget fra sedimentene i Oslo havn vil derfor være umulig å anslå. Miljøgiftbudsjettet for de to alternativene presentert i denne utredningen vil likevel gi et godt estimat av hvor stort bidraget til diffus spredning kan bli fra det planlagte tiltaket.

Ved spredning av store mengder partikler vil sedimentkvaliteten i området der spredningen skjer kunne forringes. To mekanismer kan forårsake en slik spredning:

- Partikkelspredning under deponering i dypvannsdeponi
- Søl ved uhell under transport og lossing

Ved deponering av massene i dypvannsdeponi vil noe partikler spres også utenfor selve deponiområdet. Disse vil legge seg oppå det eksisterende sedimentet. Sedimentet i Bekkelagsbassenget er imidlertid også forurensert (NIVA 1999) og en mindre tilførsel av forurensede partikler vil ikke forringe sedimentkvaliteten i særlig grad. Under transport vil imidlertid søl kunne skje over mindre forurensede områder, dette er diskutert nærmere i avsnitt 7.4.

Det er vanlig å vurdere direkteeffekten av miljøgifter på organismer i vannmassen og i sedimentet ved å sammenligne estimerte konsentrasjoner i miljøet (Predicted Environmental Concentration (PEC)) med de høyeste konsentrasjoner som ikke gir toksisk effekt på de organismer som er testet (Predicted No Effect Concentration (PNEC)).

Tabellen nedenfor viser konsentrasjoner av miljøgifter i porevann som er brukt til beregning av miljøgiftbudsjett. Disse konsentrasjonene er de høyeste målte konsentrasjonene fra en rekke utlekkingstester (NGI 2001, NIVA 2001 og NGI/NIVA 2000). Tabellen viser at for kadmium og pyren kan PNEC verdiene overskrides i porevannet. Dette betyr at like ved et utslipp kan porevannet ha en toksisk effekt. Fortynning vil imidlertid føre til at effekten vil være begrenset til et lite volum over dypvannsdeponiet eller like ved utslipp fra avvanning på NOAH.

Tabell 11 Porevannskonsentrasjoner fra Havnesedimenter og PNEC-verdier

	Cd	Pb	Hg	Pyren	B(a)p
Porevannskonsentrasjon sediment (µg/L)	1	0,57	0,004	0,09	0,013
PNEC (µg/L)	1	3,0	0,100	0,026	0,03

i.d – ikke detektert

Spredning av partikkelbundet og løste miljøgifter ved deponering av sedimentet i dypvannsdeponi er beregnet med en hydrodynamisk modell. Konsentrasjonsprofilen av de ulike miljøgiftene fra denne modellen er sammenlignet med PNEC-verdier. Resultatet fra denne modelleringen viser at for pyren overskrides PNEC-verdien fra 53 m dyp og ned til deponiet like etter at alle massene er deponert. For Zn overskrides PNEC verdien fra 45 m dyp og ned til bunnen ved deponering i oksiske vannmasser. Ved deponering i anoksiske vannmasser overskrides PNEC-verdien fra 56 m og ned til bunnen like etter deponering av alle massene.

Disse beregningene viser at det under og like etter deponeringen av sediment i dypvannsdeponiet kan pyren og Zn gi toksisk effekt i den dypeste delen av Bekkelagsbassenget. Denne effekten vil være relativt kort og ikke overstige effekten av H_2S i de samme vannmassene.

For de andre miljøgiftene er estimert konsentrasjon (PEC) så lav at PNEC-verdiene bare overskrides i umiddelbar nærhet av de deponerte massene eller ikke overskrides i det hele tatt.

Denne modelleringen er gjort av NIVA og er beskrevet i Vedlegg C.

7.4 Resipientene

Spredningen av miljøgifter vil skje til fire ulike resipienter i de alternativene som er vurdert i denne utredningen:

- Overflatevann Oslo havn
- Dypvann Bekkelagsbassenget
- Overflatevann indre Oslofjord
- Overflatevann ytre Oslofjord

Bland disse resipientene peker dypvannet i Bekkelagsbassenget seg ut som den minst sårbare resipienten fordi vannet her for det meste er anoksisk og miljøgiftene derfor i liten grad vil transporteres videre til fauna som er byttedyr for fisk. Sedimentet i Oslo havn er også forurensset selv om vannmassene her for det meste er oksygenholdige. For denne og de andre resipientene vil muligheten for opptak av miljøgifter i næringskjeden være tilstede.

Tabellen nedenfor viser hvilke spredningsmekanismer som gir spredning til hvilke resipienter ved de to alternative sluttdisponeringene.

Tabell 12 Resipienter som kan påvirkes av de ulike tiltaksalternativene

	0-alternativ				Dypvannsdeponi				NOAH			
	Diffusjon	Porevann	Partikkel oppvirvl	Søl	Diffusjon	Porevann	Partikkel oppvirvl	Søl	Diffusjon	Porevann	Partikkel oppvirvl	Søl
Dypvann Bekkelaget					X	X	X					
Overflate vann Oslo Havn	X		X					X				X
Overflate vann indre Oslofjord								X				X
Overflate vann ytre Oslofjord									X	X		X

7.5 Usikkerhet

Usikkerheten i de estimatene som er gjort av spredning av miljøgifter i forhold til den faktiske spredningen til miljøet vil være betydelig. Estimaten er imidlertid i stor grad basert på eksperimentelt arbeid i relativt stor skala på sedimentet som skal håndteres. Usikkerheten i disse forsøkene er anslått til å være 20 – 50 %. Sammenlignet med usikkerheten ved modellering basert på litteraturverdier for fasefordeling og transport er dette en lav usikkerhet.

Spredning av miljøgifter ved oppvirvling slik sedimentet ligger i dag er stor i forhold til andre spredningsmekanismer, denne spredningen har derfor mye å si for tiltakseffektiviteten. Usikkerhet i verdien av denne spredningsmekanismen kan ha betydning for verdien av tiltakseffektiviteten, men betyr lite for forholdet mellom de ulike alternativene.

Analysen av tiltakseffektivitet forutsetter at opprydding i havna er fullstendig og at kildene til ny forurensning er minimale. Dersom dette ikke oppfylles vil effekten av tiltaket reduseres, fordi det da vil være en høyere spredning etter tiltaket.

Spredning av miljøgifter om 100 eller 1000 år er ikke mulig å si noe sikkert om. Tiltakseffektiviteten er likevel beregnet for så lange tidshorisonter for å vise hvordan denne utvikler seg, og for å vise at spredningen under gjennomføringen av tiltaket får mindre å si med tiden.

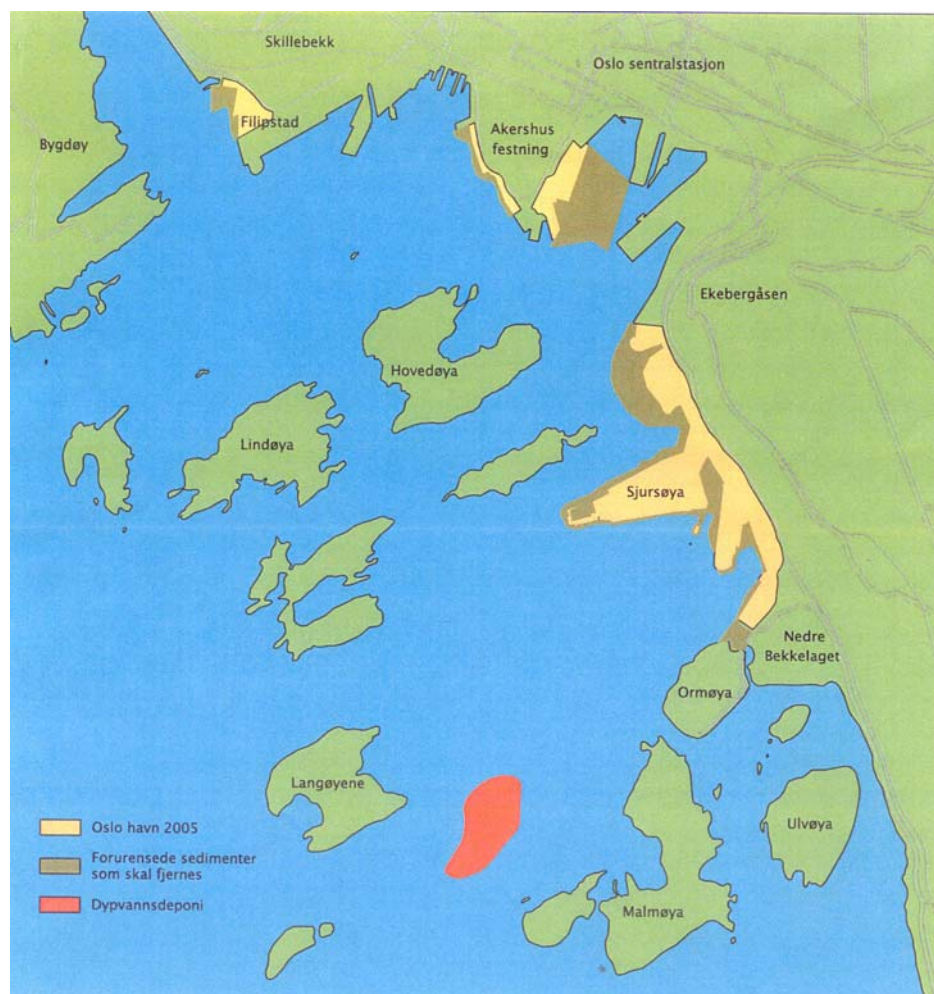
Miljøgiftbudsjettet viser at det er spredning via partikler som har størst betydning for spredningen av miljøgifter både i forbindelse med deponering i dypvannsdeponi og på NOAH Langøya. For denne spredningsmekanismen er det derfor gjort en sensitivitetsanalyse ved å se på resultatene ved ulik andel av massene som spres ved søl under mudring, transport og lossing (se Figur 9 og Figur 10).

Miljøgiftbudsjettet viser tydelig at kontroll av søl under mudring, transport og lossing er svært viktig.

8 DIFFERENSIERING AV TILTAKSMETODER

8.1 Tildekking

I følge HAV sine planer for omleggingen av havnedriften i Oslo havn, blir store deler av den vestre havnen fraflyttet. De arealene som vil påvirkes av fremtidig havnedrift er vist på Figur 13, og begrenser seg til ca 500 000 m², dvs ca halvparten av arealet som ligger innenfor 15 m vanndyp. Tildekking på stedet (in situ) kan dermed bli aktuelt i områdene Filipstad/Tjuvholmen, Aker brygge, Pipervika/Rådhuskaiene, Deler av Bjørvika, Bispevika/Sørenga og i Grønlibukta.



Figur 13 Oslo havn 2005 – arealer som påvirkes av skipstrafikk ca 500 000 m²

Innenfor de avmerkede områdene vil det være behov for seilingsdyp for de skip som trafikkerer disse kaiene. I de andre områdene forutsettes det at det ikke vil forekomme skipstrafikk av en slik art at det er behov for de seilingsdypene som er der i dag, og at det lar seg gjøre å legge på et 0,5 m tykt rent lag slik at vann dybden blir tilsvarende mindre. Det er selvsagt ikke mulig å garantere for all fremtid at de båter som vil trafikkere disse områdene vil tilfredsstille disse kravene, så det vil derfor være en viss sannsynlighet for at tildekkingen kan skades.

Følgende problemstillinger inngår i en vurdering av tildekking av forurensede sedimenter:

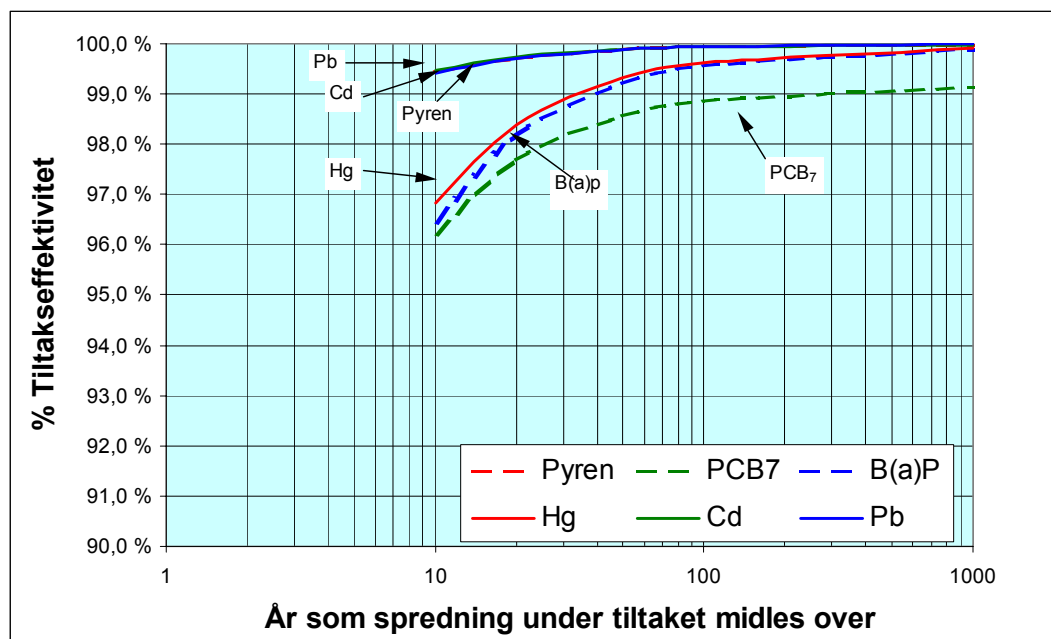
- Effekt av tildekking m.h.t. oppvirvling og utlekking av miljøgifter
- Fysisk bæreevne av sedimentet som gjør at tildekkingen blir liggende på toppen av sedimentet
- Dekklagets evne til å motstå erosjon
- Praktisk gjennomføring av tildekkingen
- Overvåking av effekten av tiltaket

8.2 Miljøgiftbudsjett – effekt av tildekking

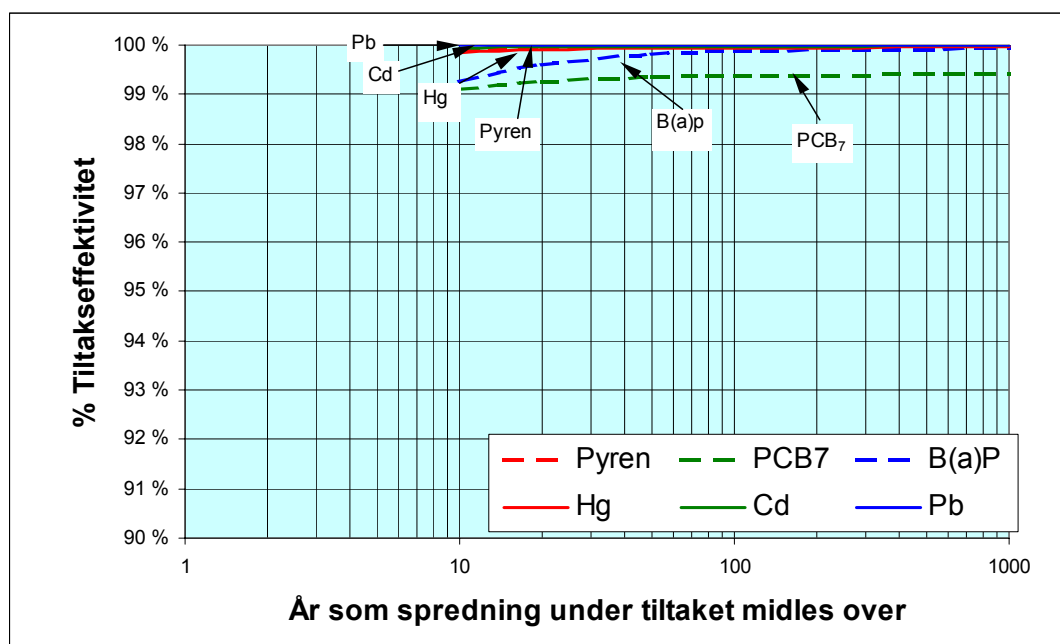
Spredning av miljøgifter under dagens situasjon er beskrevet i 0-alternativet i konsekvensutredningen og i kapittel 3 i denne rapporten.

Det er beregnet spredning av miljøgifter i de ulike fasene ved tildekking på stedet av de sedimentene som ikke berøres av havneaktivitet ($450\,000\text{ m}^2$), og mudring og deponering av det sedimentvolumet som fremdeles vil påvirkes av båttrafikk ($350\,000\text{ m}^3$). På bakgrunn av disse beregningene ble det laget et miljøgiftbudsjett.

Spredning fra det tildekkede området er beregnet fra diffusjon fra tildekket sediment som målt i diffusjonsforsøk beskrevet i avsnitt 5.1.2. For øvrig er spredning beregnet som for mudring og deponering av hele volumet på $800\,000\text{ m}^3$, men justert for mindre volum masse som skal mudres og deponeres.



Figur 11 Tiltakseffektivitet ved in situ tildekking av $450\,000\text{ m}^2$ og deponering av $350\,000\text{ m}^3$ i dypvannsdeponi



Figur 12 Tiltakseffektivitet ved in situ tildekking av 450 000 m² og deponering av 350 000 m³ på NOAH Langøya

Figur 11 og Figur 12 viser tiltakseffektivitet ved tildekking på stedet (in situ) og deponering i dypvannsdeponi eller på NOAH Langøya.

For tildekking på stedet kombinert med deponering i dypvannsdeponi eller på NOAH Langøya sammenlignet med mudring og deponering av alle massene blir tiltakseffektiviteten bedre på kort sikt (10 – 20 år), mens effektiviteten blir litt lavere på lang sikt. Dette skyldes at spredningen under deponering blir mindre mens diffusjon gjennom tildekkingslaget vil gi noe større spredning på lang sikt.

Alle de vurderte tiltakene er imidlertid beregnet til å gi en tiltakseffektivitet bedre enn 93 % allerede etter 10 år, som må sies å være en vesentlig forbedring.

8.3 Bæreevne av det forurensede sedimentet

Bæreevne og stabilitet av sedimentert og den påfølgende konsolideringsprosessen under belastningen av tildekkingsmassen er de geotekniske forhold som kan ha betydning for tildekkingen. Den mest kritiske fasen er idet massen legges ut på det bløte underlaget som har meget lav skjærstyrke i toppen og dermed har en meget lav bæreevne. Massen har konsistens nær væske i toppen, men forsøk har imidlertid vist at slike bløte masser likevel har noe bæreevne.

I Oslo havn er skjærstyrken målt til 0,2 – 3,5 kPa. Den lave skjærstyrken tilsier at tildekkingslaget må legges ut forsiktig for ikke å overskride bæreevnen og

føre til brudd og omrøring av massen. I en bæreevneanalyse ser vi på en sandtildekking som gir en last q med en tykkelse h og egenvekt $\Delta\rho$:

$$q = \Delta\rho gh$$

Svært bløte sedimenter tilsvarer udrenert jord, og bæreevnen q er gitt ved (K. Terzaghi og R. B. Peck, 1967)

$$q_u = N_c s_u$$

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

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

Følgende eksempel gitt i Tabell 13 viser beregnede tykkelser av tildekkingslag av sandig materiale ut fra en analyse av bæreevnen til de underliggende, bløte forurensede sedimentene. Sedimentene består i det alt vesentlig av leirfraksjonen med målt skjærstyrke i felt er på 1,5 – 3,5 kPa.

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

Tabell 13 Beregnede maksimale tildekkingshøyder basert på målte skjærstyrker for leirholdige bunnsedimenter fra Oslo havn

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

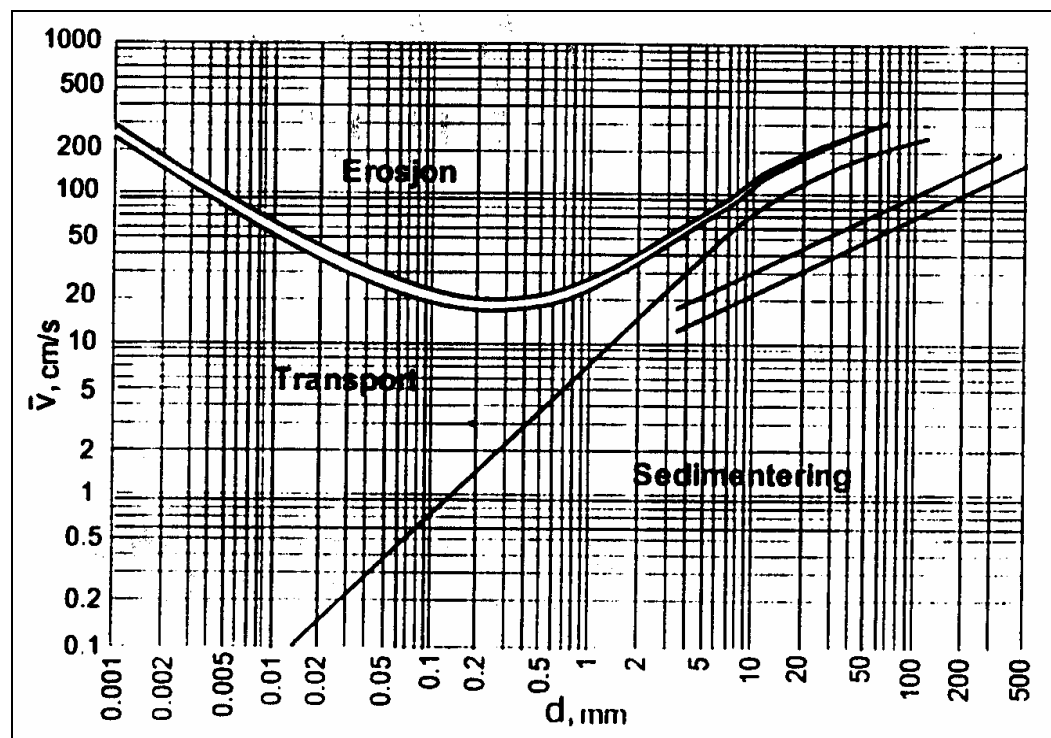
Dette tilsier at det sannsynligvis lar seg gjøre å legge ut et lag på 0,5 m i en omgang i Oslo havn. Dette forenkler sterkt den praktiske siden av utleggingen. Erfaringer fra prosjektet i Kristiansand med tildekking av Hanneviksbukta tilsier at utlegging med lekter med hydraulisk styrte luker er egnet for dette arbeidet.

8.4 Tildekkingslagets stabilitet mot erosjon

I områder der en velger å dekke til massene skal strømhastighetene langs bunnen ideelt sett være begrenset, eller at en må dimensjonere det øvre laget av tildekkingen i forhold til forventede strømhastigheter.

Erosjon oppstår på grunn av krefter fra vannstrømmer langs bunnen, og kornene vil dermed bevege seg. Strømhastigheten kan variere med dybden i vannet, og ofte er hastighetsprofilen logaritmisk avtakende mot bunnen. Som et mål på strømhastigheten brukes ofte midlere hastighet over et høydeprofil.

Hjulstrøms diagram (Figur 13, Hjulstrøm 1935) fremstiller avhengigheten mellom strømhastighet og erosjon for partikler i området mellom 1 µm (leire, slam) og 10 cm (grov grus, knust stein). Diagrammet viser om et korn med gitt kornstørrelse kan forventes å sedimentere, transporteres eller eroderes som funksjon av midlere strømhastighet langs bunnen av sedimentet. Diagrammet viser at fin sand er mest utsatt for erosjon. Figur 13 kan derfor brukes til å vurdere erosjon dersom en bare kjenner den midlere strømhastigheten over hele vannvolumet.



Figur 13 Hjulstrøms diagram – strømshastighet mot kornstørrelse

Det er vanskelig å anslå de strømshastigheter en kan forvente seg langs bunn i de deler av Oslo havn dette gjelder, men dersom en antar 20-50 cm/sek i hastighet må diameteren på midlere korn i den øvre delen av tildekkingen ligge mellom 5 og 50 mm.

8.5 Konklusjoner tildekking på stedet

Tildekking av sediment må designes basert på de lokale forholdene, styrende parametere er:

- Sedimentets bæreevne
- Miljøgifter og geokjemiske forhold i sedimentet
- Erosjonsforholdene på stedet

I mange tilfeller kan den ideelle tildekkingen bestå av flere lag med ulike masse kvaliteter som til sammen gir den ønskede effekt.

9 KOSTNADER

9.1 Mudring

Både deponering i dypvannsdeponi og deponering på NOAH Langøya innebærer mudring som tiltaksalternativ. I kostnadsvurderingen er det bruk et mudringsareal på 930 000 m². Basert på kartlegging i Oslo havn, tilsvarer et *in situ* mudringsvolum på 800 000 m³ forurensede masser. Ved mudring vil massenes volum øke fordi vann tas opp sammen med massene. Innblanding av vann under mudringen vil være avhengig av mudringsmetoden som benyttes, og vanninnblandingen med de mest aktuelle mudringsmetodene kan være ca. 40–60 %, dvs. en økning i volum på ca. 300 000–500 000 m³.

I konsekvensutredningen utarbeidet for Oslo havn ble det lagt til grunn en mudringskostnad på 30–40 kr/m³ (Ham 1998, Van Ord 2001 og NGI 2001). I denne rapporten er det brukt en verdi på 40 kr/m³.

I et område som Oslo havn må det forventes mye skrot på bunnen, både synlig og neddykket i sedimentet. Dette bør kartlegges og fjernes før selve mudringen starter, noe som vil sikre kvaliteten på selve mudringen og kvaliteten av sluttresultatet. Kostnadsoversikten for dette er utarbeidet av DNV (SFT 2000), og ligger på enhetskostnad på 3–6 kr/m². En gjennomsnittlig enhetskostnad på 4,50 kr/m² areal som skal mudres er brukt i kostnadsvurderingen.

9.2 Dypvannsdeponi

Konsekvensutredningen påpeker at det naturlige bassenget ved Malmøykalven ikke er tilstrekkelig for å ta imot alle forurensede masser etter at man har tatt hensyn til vanninnblanding som resultat av mudring. Derfor må en terskel etableres i nordøst for å øke volumet i bassenget. For å få tilstrekkelig volum for alle muddermassene, må det etableres to 3 m høye dammer på henholdsvis ca. 70 m og 250 m lengde med behov for 35 m³ masse pr. m sjeté. Det er anslått en kostnad på ca. 150 kr/m³ for steinmasse og utlegging. Ved tildekking av deler av sedimentet på stedet vil det være mindre behov for deponivolum og disse dammene kan derfor bli overflødige.

Etter mudring er det nødvendig å transportere massene til dypvannsdeponiet, enten via rørledning eller med lekter. Kostnadene knyttet til de ulike transport- og deponeringsmetoder varierer mellom 35–50 kr/m³ (Van Ord 2001, Ham 1998 og NGI 2001). En verdi på 40 kr/m³ er brukt i denne kostnadsberegningen. Under denne prosessen er det regnet med en tilsetning av saltlake eller tilsvarende kondisjoneringsmiddel til 20 kr/m³ mudret masse.

Det må etableres en anordning for mottak og nedføring av masser ved dypvannsdeponiet. En slik anordning er grovt anslått å koste 2 millioner NOK.

Når mudringen er avsluttet og deponiets kapasitet er nådd, skal det tildekkes. Areal av deponi er beregnet til 350 000 m². De deponerte massene skal dekkes

til direkte med sand etter en tids konsolidering. Dersom det er nødvendig med tiltak for å få tildekkingmassen til å ligge kan dette gjøres ved å tildekke med en kombinasjon av porøse lettklinker i 10 cm tykkelse (65 kr/m^2) etterfulgt av et 40 cm tykt sand lag eller utlegging av geotekstilduk ($80\text{--}120 \text{ kr/m}^2$) etterfulgt av utlegging av et 50 cm tykt sandlag. Kostnader for utlegging av sand vil være i størrelsesorden $60\text{--}70 \text{ kr/m}^3$. For 40 cm sandlag blir kostnaden 30 kr/m^2 , for 50 cm sandlag blir kostnaden 35 kr/m^2 .

Til slutt er det behov for et overvåkingsprogram for å undersøke miljøendringer på kort og noe lengre sikt. Kostnad for dette var estimert til 2 mill. kroner i konsekvensutredningen (HAV 2001).

9.3 Deponering hos NOAH

Deponering på Langøya krever 70 km transport av massene og lossing av massene inne i deponiet. Kostnader for transport er oppgitt av NOAH til 35 kr/tonn og lossing medregnes i deponeringsavgiften.

NOAH anslår prisen for mottak og behandling av de aktuelle massene til 250 kr/tonn . Totalmengden registreres som *in situ* mudringsvolum slik at ekstra innblandet vann belastes med 25 kr/m^3 i vannrenseavgift.

9.4 Oppsummering av kostnadene

Tabell 14 viser en kostnadsvurdering for de aktuelle tiltaksløsninger. Beregningen er basert på arealer, enhetskostnader og forutsetninger beskrevet tidligere.

Tabell 14 Kostnadsvurdering av aktuelle tiltaksalternativer

		Mudre hele arealet		Mudring kombinert med in situ tildekking	
		Dypvanns deponi	NOAH Langøya	Dypvanns deponi	NOAH Langøya
Mudring og deponering	Opprydding skrot på bunnen	4	4	4	4
	Mudring	32	32	14	14
	Etablering dypvannsdeponi	4	0	2	0
	Transport og lossing	32	40	14	18
	Saltlake	16	0	7	0
	Deponiavgift	0	300	0	130
	Vannrenseavgift	0	11		5
Tildekking av deponi	m/lettklinker og sand, duk og sand eller kun sand	11-46	0	7-27	0
Tildekking in situ	50 cm sand	0	0	15	15
Overvåkingsprogrammet		2		2	
Total		101 – 136*	387	64 – 84*	186

*avhengig av valgt tildekkingsløsning

10 KONKLUSJONER

Den gjennomførte utredningen viser at det er mulig å gjennomføre en opprydding av sedimentet i Oslo havn og oppnå en reduksjon i spredningen av miljøgifter på mellom 93 og 99,9 %, avhengig av metode og miljøgift. Estimerte kostnader for oppryddingen ligger mellom 64 og 387 millioner kroner.

10.1 Oppsummering fire tiltaksalternativer

Tabell 15 Oppsummering av tiltaksalternativene

	Mudre alt		Dekke til 450 000 m ²	
	Deponering i dypvanns-deponi	Deponering på Langøya	Deponering i dypvanns-deponi	Deponering på Langøya
Spredning av miljøgifter	93 – 99 % reduksjon	98,9 – 99,9 % reduksjon	96 – 99 % reduksjon	99 – 99,9 % reduksjon
Kostnader Mill. NOK	101 – 136	387	64 – 84	186
Andre begrensninger		Kan ikke ta i mot hele volumet	Effekten avhenger av faktisk bruk av havne området i fremtiden	Effekten avhenger av faktisk bruk av havne området i fremtiden

Analysen av spredning av miljøgifter fra de to deponeringsalternativene viser at begge alternativene vil gi en sikker deponering av massene med omlag 99 % reduksjon av spredningen. Deponering på NOAH Langøya gir noe større miljøeffekt både på kort og på lang sikt.

Analysen av spredningen viser imidlertid også at spredning av sediment under mudring, transport og annen håndtering trolig vil være den dominerende mekanismen for spredning av miljøgifter allerede ved et relativt moderat søl. Dette betyr at for begge tiltakene må det stilles strenge krav til kontroll av transport og losse prosessen for å unngå søl herfra.

Eventuelt søl under transport vil trolig ha noe mindre effekt ved deponering i dypvannsdeponi i forhold til deponering hos NOAH fordi dypvannsdeponiet er en lokal løsning der man unngår transport og søl over ikke forurensede områder.

De beste estimatene av tiltakenes effektivitet viser at denne er ganske lik for de to alternativene. Kostnadene ved de to alternativene vil derfor få stor betydning for valg av metode. Dypvannsdeponiet er fremdeles det rimeligste alternativet på 101 – 136 millioner mot 387 millioner for deponering på NOAH Langøya.

In situ tildekking av deler av det forurensede arealet vil gi bedre tiltakseffektivitet på kort sikt, men noe lavere på lang sikt. Dette skyldes at med dette tiltaket vil det være større restspredning på lang sikt i form av diffusjon gjennom tildekkingen.

11 REFERANSER

Ham (1998)

Oslo harbour – Dredging contaminated seabed sediments. Fax 9/11-98

Hjulstrøm (1935)

Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by the river Fyris. Inaugural dissertation. Uppsala Universitet. Bulletin, Vol. 25, 1934-35, pp. 221-527.

HAV (1999).

Utslipp til luft fra skip i Oslo kommune 1998. Oslo Havnevesen Utkast 08.11.99 (Ecotrafic Norge AS)

HAV (2001)

Dypvannsdeponi for forurenset bunnsediment ved Malmøykalven, Oslo havnedistrikt, Konsekvensutredning. Oktober 2001

NGI (2001)

Oslo Havn –Deponering av sediment Tekniske løsninger for mudring transport og deponering. NGI-rapport 994104-2

NGI (2001b)

Deponering av PAH- og andre organiske forurensede jordmasser på Langøya. Kartlegging, prosesser, transport og skjebne. NGI-rapport 20001221-1

NGI/NIVA (2000)

Oslo Havn Opprydding i forurensede sedimenter. Risiko for spredning av miljøgifter under etablering av dypvannsdeponi. NGI-rapport 994104-1

NIVA (1999)

Oslo havn forurensede sedimenter Strømundersøkelse og sedimentkvalitet i dypbassenget vest for Malmøykalven, Indre Oslofjord. p. nr 98204

NIVA (1995)

Magnusson, J., Vurdering av effekt av propellstrøm fra fartøy på sedimenter i Oslo Havn. NIVA rapport LNR 3218. 18s.



NIVA (2001)

Opprydding av forurensede sedimenter i Oslo havn. Etablering av dypvannsdeponi ved Malmøykalven. Modeller og estimer for spredning av miljøgifter. NIVA-rapport 4438-2001

SFT (2000)

Miljøgifter i norske fjorder. Ambisjonsnivåer og strategi for arbeidet med forurenset sjøbunn. TA 1774/2000.

SSB (2001)

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

Van Ord 2001

Budget price for dredging works. Fax 9. januar 2001.

Vedlegg A - Beregning av diffusjon

INNHold

A1 TEORETISK MODELL	2
A2 DIFFUSJONSFORSØK	3

A1 TEORETISK MODELL

I bakgrunnsarbeidet til KU'en er beregninger av diffusjon gjort med Ficks lov basert på en statisk modell (NGI 2001). En fast høy konsentrasjon i porevannet skaper en konsentrasjonsgradient fra porevannet til vannmassene over sedimentet eller dekklaget. Denne gradienten driver diffusjonen.

Diffusjonen kan beregnes med formelen:

$$F = -\omega \times D \times \frac{\partial C}{\partial x}$$

Formel 1

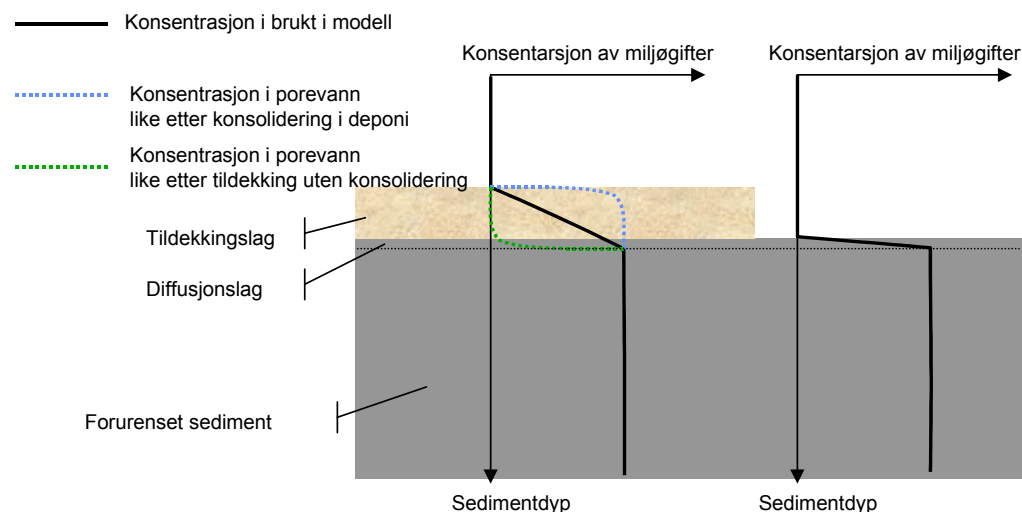
der

F = Massefluks ($\text{g}/\text{m}^2 \times \text{år}$)

ω = Tortuosity (faktor som korrigerer for lengre bevegelsesvei ved diffusjon i porøse medier, ubenevnt)

D = Diffusjonskoeffisient ($\text{m}^2/\text{år}$)

$\frac{\partial C}{\partial x}$ = Konsentrasjonsgradienten (g/m^4)



Figur 1 Diffusjonsmodell

I virkeligheten vil konsentrasjonsgradienten i dekkmassen over deponiet være avhengig av i hvilken grad det presses porevann gjennom tildekkingen etter at denne er plassert (se Figur 1). Dersom det er presset porevann gjennom dekkmassen vil konsentrasjonen av miljøgifter i porevannet i dekkmassen være høy og gi en brattere konsentrasjonsgradient. Endring i diffusjonsfluksen som

følge av slike endringer i konsentrasjonsgradienten kan sees på som en del av porevannsutpressingen. Den beregnede diffusjonsfluksen vil da være et estimat av diffusjonen slik den etablerer seg på lang sikt når konsentrasjonsgradienten stabiliseres som vist på Figur 1.

Denne modellen tar ikke hensyn til readsorpsjon i sediment eller i tildekkingsmasser. For diffusjon fra deponiet ble det antatt en diffusjonsvei på 0,5 m, tilsvarende tildekkingslaget. For diffusjon fra sedimentet slik det ligger i dag ble det antatt en diffusjonsvei på 0,1 m. Dette sedimentet er ikke tildekket, slik at reell diffusjonsvei trolig er lavere. Den reelle reduksjonen i diffusjonshastighet etter tildekking og konsolidering er derfor trolig større enn det som er beregnet.

Verdier for diffusjonstransport beregnet som beskrevet ovenfor ble brukt i spredningsberegningene for kadmium, bly og kvikksølv.

A2 DIFFUSJONSFORSØK

Diffusjonsforsøk utført hos NIVA (på marin forskningsstasjon på Solbergstrand) er beskrevet i Vedlegg B.

Vedlegg B - Opprydding av forurensede sedimenter – Utlekking av miljøgifter fra tildekkete sedimenter

NIVA Teknisk notat 28.10.02

Oslo Havn

**Opprydding av forurensede sedimenter - Utlekking av miljøgifter fra
tildekkete sedimenter**

NIVA Teknisk Notat, 28.10.02

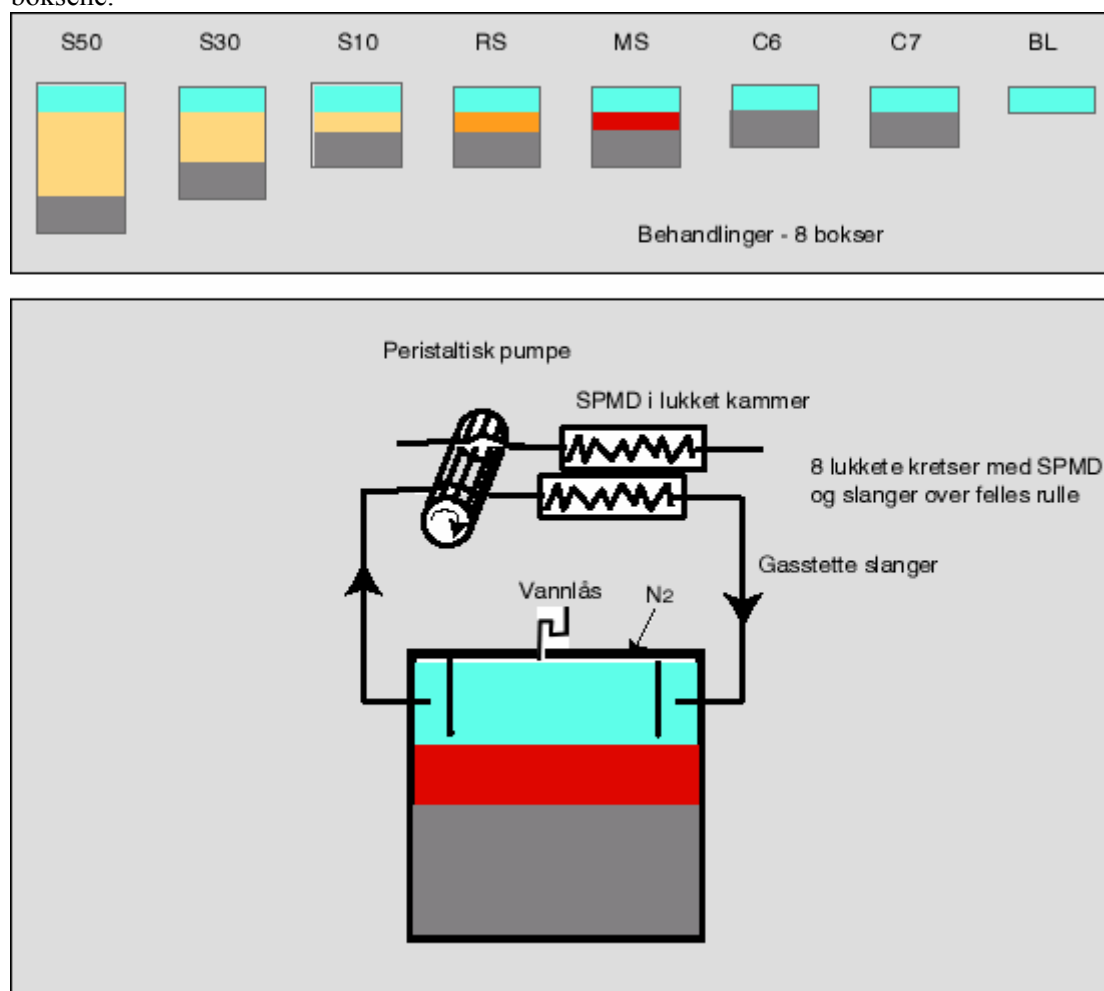
**Morten Schaanning
Kvalitetsikret av Jens Skei**

Bakgrunn

I forbindelse med opprydding av forurensede sedimenter i Oslo Havn blir det gjennomført et forsøk med sikte på å måle flukser av organiske miljøgifter (PAH, PCB, DDT) og metaller Hg, Cd, Pb, Cu, Zn og Ni) fra sedimenter fra Bjørvika med og uten tildekking. Forsøket, som gjennomføres ved Marin Forskningstasjon Solbergstrand (MFS), ble startet opp i desember 2000 og skal pågå til første halvår 2003. Første del av forsøket ble gjennomført under anoksiske forhold. Herværende rapport bygger utelukkende på resultatene fra denne perioden.

Forsøksoppsett

Forsøket gjennomføres i et av bløtbunnsbassengene ved Marin Forskningstasjon Solbergstrand. Oppsettet er vist i Figur 1. Det benyttes åtte 50 x 50 cm bokser laget av klar akryl og fylt opp med forurensat sediment, dekkmasser og anoksiske sjøvann. Høyden på boksene varierer i forhold til tykkelsen av dekkmassene slik at vannvolumet er likt i alle boksene.



Figur 1. Skjematisk tegning av forsøksoppsettet. Øverst vises de åtte boksene med Bjørvikasediment, dekkmasser og vannfase. Nederst illustreres hvordan vannfasen i hver av de åtte boksene ble holdt anoksiske og sirkulerende over prøvetakeren for organiske miljøgifter (SPMD).

Forurenset sediment ble innsamlet i Bjørvika 06.12.00 med en 0,1 m² boks-corer. Denne prøvetakeren tar med seg de øverste 30 cm av sedimentene. Anoksisk sjøvann ble samme dag pumpet opp fra 60 m dyp i Bekkelagsbassenget og fraktet i lukket tank til Solbergstrand. Dekkmassene ble levert av NGI i ”melke”spann av hvit plast med tettsluttende lokk. Alle dekkmasser ble forbehandlet ved at spannene ble fylt opp med anoksisk sjøvann fra Bekkelagsbassenget og lagret ca en uke.

I sju av de åtte boksene ble det først lagt et 20 cm lag sediment fra Bjørvika. Fem av boksene med Bjørvikasediment ble dekket med masser av ulik type og tykkelse. Tre bokser (S10, S30 og S50) ble dekket med hhv 50 cm, 30 cm og 10 cm sand. Ytterligere to bokser ble dekket med 10 cm alternative dekkmasser, hhv. maskinsand MS (også kalt ”subbus”) og råsand (RS). To av boksene med sedimenter ble ikke tildekket (forsøkskontroll, C6 og C7), og en boks inneholdt verken sedimenter eller dekkmasser (forsøksblank, BL). Til slutt ble alle boksene fylt til lokket med ca. 32,5 l anoksisk sjøvann fra Bekkelagsbassenget. Før vannfasen ble ledet ned i boksene ble det montert tettsluttende lokk og lufta over massene ble erstattet med nitrogen gass (N₂).

Vannfasen ble sirkulert gjennom prøvetakingskammer med SPMD’er (Semi Permeable Device). Dette er en spesiell type plastpose (lavtetthets polyetylen, LDPE) fylt med triolein fett (fiskefett). Fettløselige forbindelser i vannfasen tas opp gjennom den semipermeable poseveggen og lagres i fettfasen, mye på samme måte som opptak over biologiske membraner og lagring i organismenes fettlager. Magnetrørere sørget for jevn omrøring i kamrene der SPMD’ene var montert.

Prøvetaking

Forsøket ble satt igang den 18.12.00. I perioden frem til 20.03.02 ble det ved fem ulike tidspunkter tatt vannprøver for analyser av tungmetaller (Hg, Cd, Cu, Pb, Ni og Zn). Samtidig ble SPMD’ene byttet ut. Fettfasene ble ekstrahert for analyser av PAH og PCB. Alle prøver er analysert ved NIVA’s laboratorium i Oslo.

Beregning av flukser

Fra vannprøver

Vannfasen i kontakt med sedimentoverflaten vil kunne ta opp eller avgi metaller til sedimentene. Fluksens størrelse (F) kan i utgangspunktet beregnes fra en observert konsentrasjonsforandring (C₂-C₁) over et gitt tidsrom (T₂-T₁). I tillegg inngår volumet av vannfasen (V) og sedimentoverflaten (A):

$$F = (C_2 - C_1) \cdot V / (T_2 - T_1) \cdot A$$

Dersom det tas prøver flere ganger i løpet av et gitt tidsrom kan konsentrasjonene (C) plottes mot tid (T). Konsentrasjonsforandringen vil da være gitt ved helningen på den beste, rette linjen (C = a + bT) som kan trekkes gjennom punktene. Denne beregnes ved lineær regresjonsanalyse som i tillegg til skjæringspunkt (a) og helning (b) kan gi korrelasjonskoeffisienten (r²) og signifikansnivået (p). Helningen (b) vil erstatte (C₂-C₁)/(T₂-T₁) i ligningen over slik at fluksen etter en lineær regresjonsanalyse kan beregnes fra:

$$F = b \cdot V / A$$

I dette forsøket ble det tatt ut fem prøver i løpet av et tidsrom på over et år. Alle beregningene ble utført med $A = 0,25 \text{ m}^2$ og $V = 32,5 \text{ l}$.

Fra SPMD'er

På samme måte som for metaller vil vannfasen i kontakt med sedimentoverflaten kunne ta opp eller avgi organiske miljøgifter til sedimentene. SPMD'ene måler ikke konsentrasjoner i vannet direkte og beregning av vannkonsentrasjonen på grunnlag av konsentrasjonen i fettfasen vil introdusere usikkerhet. For de fleste PAH og PCB-forbindelser vil likevektkonsentrasjonen i fettfasen være 10^4 - 10^7 (K_{ow}) ganger større enn i vannfasen. Med "tømme" hastigheter på 0,5-10 l/dag (Huckins et al. 1997) vil vannfasen i dette forsøket (32,5 l/boks) tømmes for fettløselige forbindelser i løpet av 3-65 dager. Hvis det på dette grunnlaget antas at mengden i vannfasen er ubetydelig sammenlignet med mengden i SPMD'en, kan fluksen fra sedimentet beregnes fra opptaket i SPMD'en (M_{SPMD}), eksponeringstiden ($T_2 - T_1$) og sedimentoverflaten (A):

$$F = M_{SPMD} / ((T_2 - T_1) \cdot A)$$

I dette arbeidet var $A = 0,25 \text{ m}^2$ som over, og T ble variert fra 41 til 256 dager. Forutsetningene for fluksberegningene vil holde for de fleste PAH- og PCB-forbindelser, men enkelte komponenter med lave K_{ow} og/eller lave tømme-hastigheter kan ha hatt ikke ubetydelige faser i vannet. For slike forbindelser vil de observerte fluksene kunne være underestimert.

Oksygenforholdene i vannet over sedimentet

Målsettingen var å gjennomføre forsøket med en anoksisk vannmasse.

Tilførsel av oksygen fra lufta ble motvirket ved bruk av N_2 -gass under forsøksoppsett og prøvetaking og bruk av gasstette slanger (marpren og PVC). Likevel, kan utbuling av boksene ha medført at noe luft ble suget inn gjennom vannlåsene de første ukene etter oppstart. Noe oksygen fra lufta kan også ha trengt inn i boksene i forbindelse med utskifting av SPMD'er og uttak av vannprøver.

Vannet fra Bekkelagsbassenget luktet tydelig H_2S under oppfylling av boksene og nedbrytning av organisk materiale vil gi ytterligere produksjon av hydrogensulfid i løpet av forsøket, særlig i boksene med utildekket sediment. Forsøket ble kjørt i mørke og det er lite sannsynlig at biologiske prosesser kan ha gitt produksjon av O_2 i noen av boksene. Dekkmassene kan imidlertid ha gitt kjemisk forbruk av hydrogensulfid (f.eks. felling av tungtløselige metallsulfider eller reduksjon av Fe(III)-, Mn(IV)-oksyder). Vannfasen ble raskt strippet for H_2S i bokser der sand ble benyttet som dekkmasse (Tabell 1).

Selv om disse prosessene lett vil kunne føre til at vannmassen blir fri for H_2S , vil akkumulasjon av O_2 være mindre sannsynlig. Små lekkasjer i oppsettet vil motvirkes av mikrobiologiske prosesser. Målbart innhold av O_2 , ble aldri registrert på oksygenelektroder benyttet for kontroll under uttak av vannprøver. Fravær av H_2S -lukt og fargeforandringer fra svart til sterkt gul-oransje, viste at oksydasjon av Fe(II)- og Mn(II)-forbindelser kan ha forekommet i alle boksene med unntak av forsøksblanken som ikke inneholdt sediment. Det faktiske vannmiljøet i løpet av forsøket synes derfor å ha vært anoksisk, men i perioder uten H_2S .

Tabell 1. Indikasjoner på anoksisk miljø. Vurdering av lukt og farge.
“+” = indikasjon på H₂S i vannfasen (svarte felling, lukt). “-“ = usikkert eller indikasjon på oksydasjon av mineraler (gul-oransje felling).

	BL	S50	S30	S10	RS	MS	C6	C7
18-des-00 oppstart	+	+	+	+	+	+	+	+
20-feb-01 1. prøveuttak	+	-	-	-	+	-	-	+
03-apr-01 2. prøveuttak	-	-	-	-	+	+	-	+
16-mai-01 3. prøveuttak	-	-	-	-	-	+	+	+/-
26-jun-01 4. prøveuttak	-	-	-	-	-	+	-	+
20-mar-02 5. prøveuttak	-	-	-	-	-	-	-	-

Utlekking metaller

Resultater

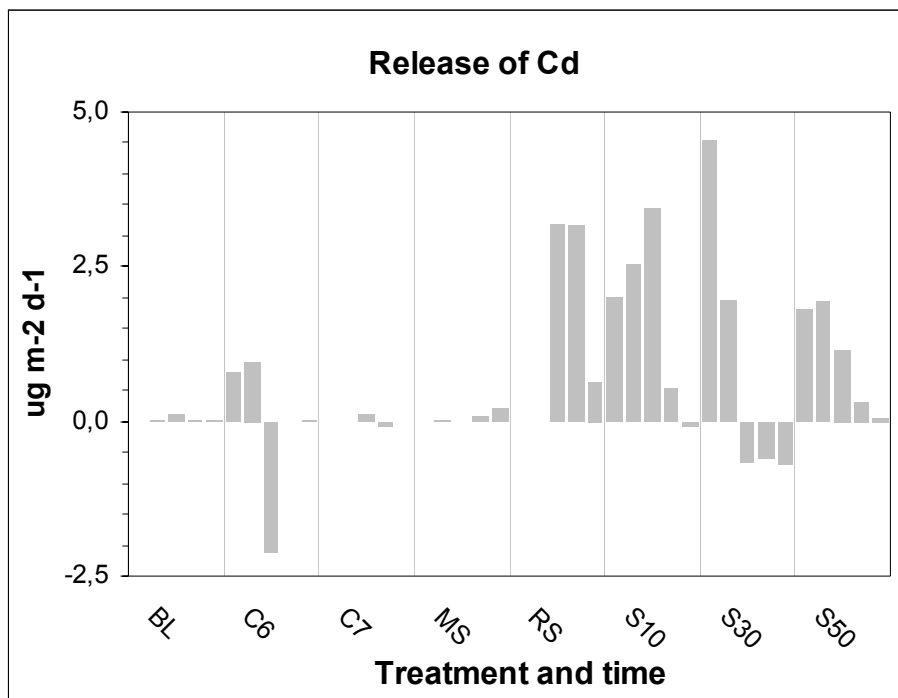
Flukser av metaller ble i utgangspunktet beregnet for hvert enkelt tidsintervall. Eksempler på dette er vist i Figur 2 og Figur 3. Forutsatt at metallene lekker ut eller tas opp av sedimentene med noenlunde jevn hastighet gjennom hele forsøksperioden, kan fluksen beregnes ved hjelp av lineær regresjonsanalyse. Slike analyser viste imidlertid at korrelasjonene ofte var svært dårlige og bare 14 av de totalt 48 seriene (6 metaller x 8 bokser) ga signifikansnivå bedre enn 95% ($p < 0,05$). I Tabell 3 er flukser som kunne bestemmes med p-verdier bedre enn 0,15 markert med hvite felt, mens flukser med dårligere korrelerte data representerer et vektet gjennomsnitt av fluksene for hvert enkelt tidsintervall. Tabell 2 viser observerte konsentrasjoner av kadmium som eksempel på underlagsdataene for fluksene vist i Figur 2 og Tabell 3.

Tabell 2. Konsentrasjoner ($\mu\text{g l}^{-1}$) av kadmium i vannfasen.

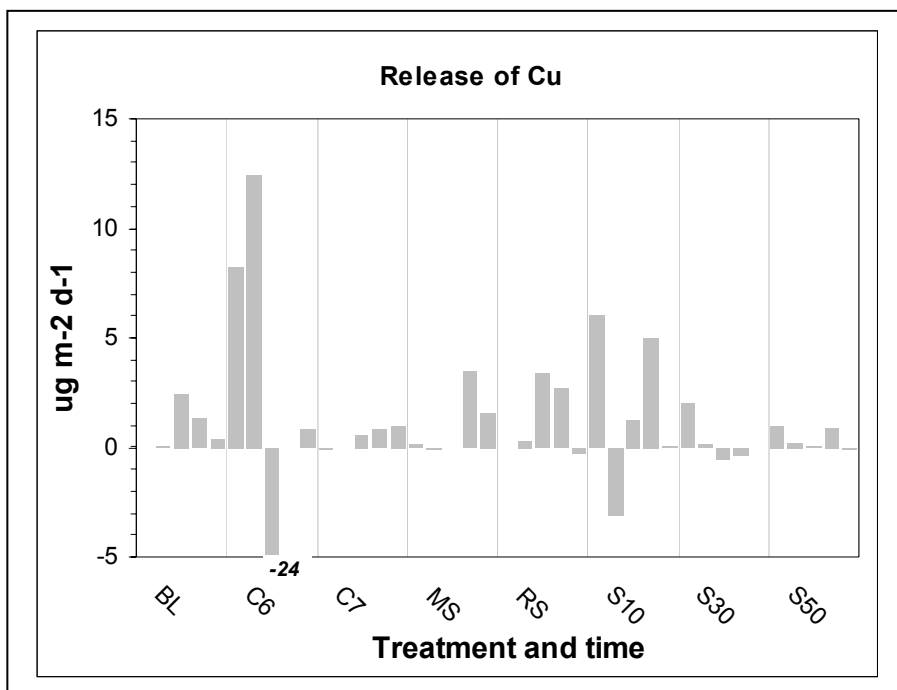
Innsamlet	BL	S50	S30	S10	RS	MS	C6	C7
nullprøve (felles)	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013
20-feb-01	0,013	0,900	2,250	1,000	0,010	0,003	0,400	0,007
3-apr-01	0,019	1,520	2,880	1,820	0,010	0,011	0,710	0,007
16-mai-01	0,055	1,900	2,660	2,960	1,070	0,003	0,008	0,041
26-jun-01	0,058	2,000	2,470	3,130	2,070	0,027	0,008	0,014
20-mar-02	0,120	2,110	1,030	2,990	3,400	0,460	0,075	0,010

Tabell 3. Flukser av metaller. Hvite felt viser flukser bestemt ved lineær regresjonsanalyse med $p > 0,15$ (og $r^2 < 0,44$). De grå feltene viser vektet gjennomsnittfluks som kan skjule store fluks-variasjoner i løpet av forsøket. Enhet = $\text{ng m}^{-2} \text{d}^{-1}$.

	BL	S50	S30	S10	RS	MS	C6	C7
Cd	33	498	289	759	1 075	137	18	-1
Cu	641	174	193	916	497	1369	523	723
Hg	0,14	0,00	0,00	2,11	0,14	0,00	0,26	0,58
Ni	1 505	970	660	10 070	5 462	1 983	46	-54
Pb	-19	-13	-17	-19	-19	-1	-14	0
Zn	14 658	1 817	3 644	2 589	1 974	2 226	4 068	1 757



Figur 2. Utlekking av kadmium til vannfasen i bokser uten sedimenter (BL), i bokser med forurensete sedimenter uten tildekking (C6, C7) og i bokser med forurensete sedimenter tildekket med rene dekkmasser (MS-S50). Diagrammet viser fluksene beregnet suksessivt for hvert enkelt tidsintervall mellom vannprøver tatt ut i perioden 18.12.00-20.03.02.



Figur 3. Utlekking av kopper fra sedimenter med og uten tildekking (jfr. tekst Figur 2).

Diskusjon

Resultatene fra første fase av forsøket som simulerte tildekking under anoksiske forhold viste at fluksene av metaller mellom sedimenter og vannmasse ble styrt av andre og langt mer dynamiske faktorer enn diffusjon langs "steady state" konsentrasjonsgradienter i sedimenter og dekkmasser.

Under utvikling av anoksiske forhold, med dannelse av H_2S i vannfasen, ble det observert avtagende konsentrasjoner av Cd, Cu, Pb, Zn og Ni, mest sannsynlig ved utfelling som sulfider. Omvendt ble det i perioder etter at lukten av H_2S ble borte fra vannet, observert økende konsentrasjoner av de samme metallene. Dette indikerte at sulfider dannet når dekkmassene ble eksponert mot H_2S fra sjøvannet gikk tilbake i løsning når konsentrasjonen av H_2S avtok (reversibel utfelling). Det bemerkelsesverdige ved dette var at metaller initielt bundet i dekkmassene, f.eks. adsorbert på Fe(II)- eller Mn(IV)- oksyder, mobiliseres til vannmassene først etter at massene har vært eksponert for H_2S over et kortere eller lengre tidsrom.

En slik mekanisme kan forklare hendelsesforløpet observert både i utildekkete sedimenter og i sedimenter tildekket med sand, råsand og maskinsand. Utlekkingen fra utildekkete sedimenter og sedimenter tildekket med råsand og maskinsand skjedde primært mot slutten av forsøket, mens utlekkingen fra sedimentene dekket med sand var størst i begynnelsen av forsøket og ble ofte mindre eller reversert mot slutten av forsøket. En mulig forklaring kan være at disse dekkmassene hadde et høyere innhold av oksyderte mineraler som ga raskt forbruk av all H_2S tilført med vannet fra Bekkelagsbassenget. Et overskudd av adsorbsjonsflater i sanden kan forklare tendensen til avtakende konsentrasjoner av metaller mot slutten av forsøket.

Fluksene kunne være relativt store over korte perioder og skifte fra utlekking til opptak. Under en vannmasse som balanserer på grensen mellom oksiske og anoksiske forhold, vil det derfor være riktiger å beskrive utveksling av metaller mellom sedimentene og vannmassen som raske skifter fra en likevekts-tilstand til en annen, snarere enn som langsomme flukser stabile over lange tidsrom.

Forsøket bekreftet at sålenge H_2S er tilstede i vannmassene i deponiområdet vil Cd, Cu, Pb, Zn og Ni holdes tilbake, både i sedimenter og dekkmasser. Slike områder fungerer som felle for metaller og i forsøket ble det vist at forurensing fra materialer i forsøksoppsettet ga høyere konsentrasjoner i forsøksblanken enn i boksene med utildekkete sedimenter. Forurensingsfluksen (som trolig skyldtes en liten metallbøyle benyttet i opphenget av SPMD'ene) ble med andre ord nøytralisert ved opptak i det forurensete sedimentet fra Bjørvika.

Den totale mengden av metaller utløst til vannfasen i dette forsøket var liten sammenlignet med metallinnholdet i tildekkingsmassene, og utlekkingen fra de tildekkete sedimentene ble antatt å skyldes utløsning fra det øverste laget av tildekkingsmassene. I forhold til anvendelse av slike dekkmasser, vil det være viktig å gjøre en vurdering av tildekkingsmassenes totale innhold av metaller mobiliserbare under de forhold som kan forventes inntreffe i deponiområdet.

Kvikksølv fulgte ikke mønsteret beskrevet over. Hg var bare unntaksvis tilstede i detekterbare mengder i vannfasen. De høyeste konsentrasjonene ($8-12 \text{ ng l}^{-1}$) ble observert i boksene med sand, mens de utildekkete sedimentene viste en tendens til økende konsentrasjoner fra under deteksjonsgrensen ($0,5 \text{ ng l}^{-1}$) til $1-3 \text{ ng l}^{-1}$ 6-16 mndr. seinere.

Organiske miljøgifter

Det er viktig å være oppmerksom på de ulike betingelsene benyttet ved bestemmelse av fluksene av hhv metaller og organiske miljøgifter. Utlekking av metaller ble målt i en vannmasse der fluksen fører til en endring av konsentrasjonen i vannmassen. Når konsentrasjonen i vannmassen endres vil dette kunne påvirke fluksen.

SPMD'ene vil hele tiden ta opp organiske miljøgifter slik at konsentrasjonen i vannet holdes nede på et lavt nivå. Situasjonen tilsvarer et område der vannmassen over sedimentet hele tiden fornyes med vann med lavt innhold av organiske miljøgifter.

Tabell 4 viser observasjoner og beregnede flukser av benzo-a-pyren. Fluksene er dessuten vist i Figur 4 sammen med den dominerende PAH-komponentene pyren. Flukser av DDT og PCB7 er vist i Figur 5.

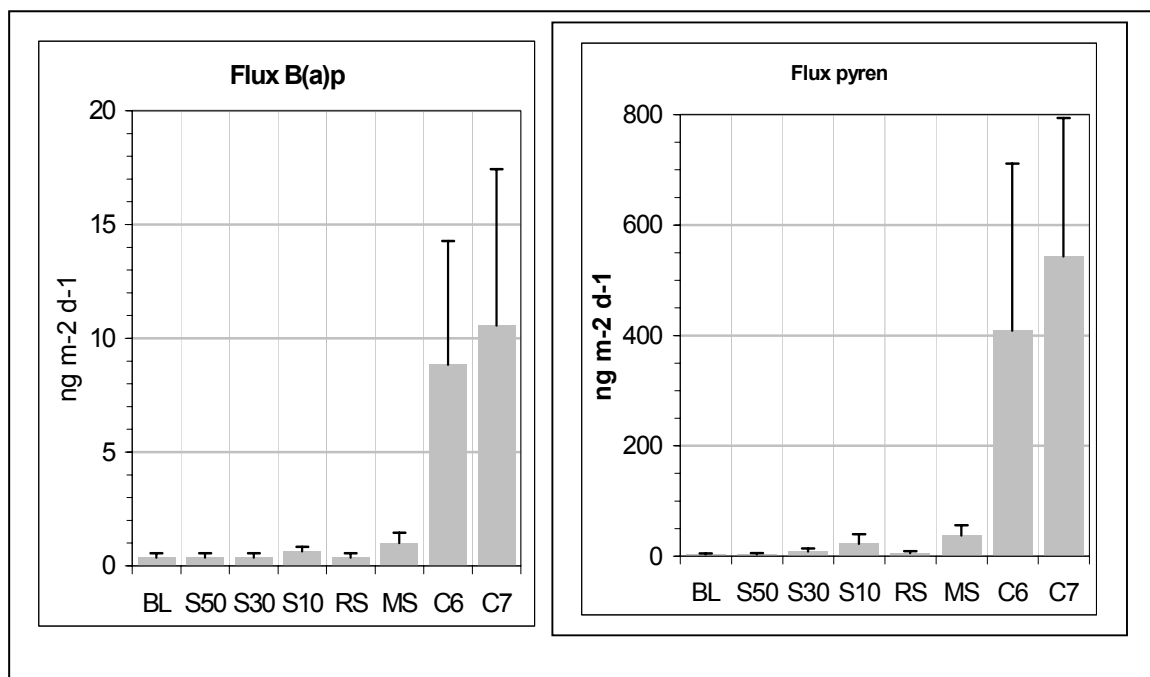
Tabell 4. Konsentrasjoner av benzo-a-pyren i SPMD'er og beregnede flukser fra sediment til vannfase.

Innsamlet	BL	S50	S30	S10	RS	MS	C6	C7
<i>Konsentrasjoner (ng SPMD⁻¹)</i>								
20-feb-01	<10	<10	<10	<10	<10	12	41	76
3-apr-01	<10	<10	<10	<10	<10	<10	34	20
16-mai-01	<10	<10	<10	<10	<10	17	96	115
26-jun-01	<5	<5	<5	8	<5	12	126	128
20-mar-02	<10	<10	<10	59	<10	41	1064	1370
<i>Flukser (ng m⁻² d⁻¹)</i>								
20-feb-01	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	0,75	2,6	4,8
3-apr-01	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	3,2	1,9
16-mai-01	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	1,58	8,9	10,7
26-jun-01	<0,4	<0,4	<0,4	0,78	<0,4	1,17	12,3	12,5
20-mar-02	<0,1	<0,1	<0,1	0,88	<0,1	0,61	15,9	20,5

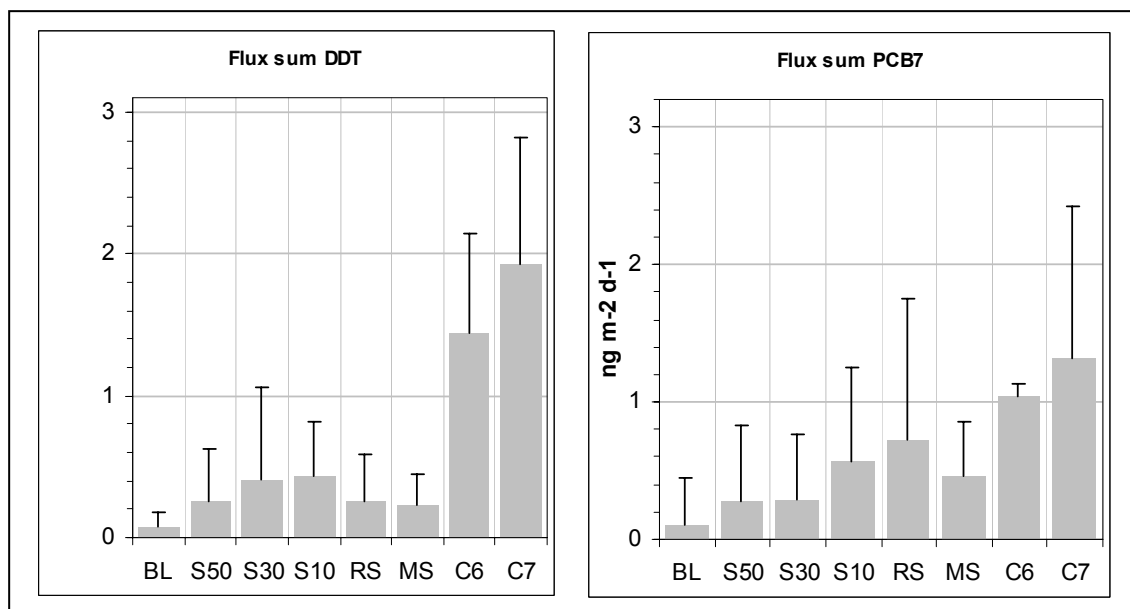
Det var ikke detekterbare mengder av B(a)p i noen av SPMD'ene fra forsøksblanken. Konsentrasjonen av B(a)p i SPMD'ene fra boksene med utildekket sediment varierte noe som følge av eksponeringstid og muligens også som følge av noe høyere temperatur i sommerhalvåret. I boksene med tildekkete sediment ble detekterbare mengder bare observert i SPMD'ene fra boksene med 10 cm dekke av maskinsand (MS) og sand (S10). Fluksen av B(a)p i S10 var størst mot slutten av forsøket, men i MS var fluksene høyest 4-6 måneder etter tildekking.

Observasjonene viste derfor ingen generell økning av fluksene av B(a)p eller andre organiske miljøgifter i løpet av de første 14 månedene etter tildekking.

Utlekking av PAH var dominert av pyren som i gjennomsnitt utgjorde 57% av fluksen av sumPAH (23 kvantifiserte enkeltforbindelser) fra de utildekkete sedimentene. Dette var i overensstemmelse med tidligere rapporter om høy mobilitet av denne komponenten. Utlekking av pyren var, på samme måte som B(a)p, noe større fra S10 og MS enn fra RS. Enkelte indikasjoner ble funnet på noe mer utlekking av PAH fra MS sammenlignet med de andre dekkmassene. Heller ikke fluksene av PCB og DDT (Figur 5) ga grunnlag for å konkludere at noen av dekkmassene var bedre enn andre med hensyn til retensjon av organiske miljøgifter.



Figur 4. Opptak av benzo-a-pyren og pyren i forsøksblank i SPMD'er (n=5) plassert i anoksisk sjøvann resirkulert gjennom 1) bokser uten sedimenter (BL), 2) bokser med forurenset sediment dekket med rene dekkmasser (S50-MS) og 3) bokser med forurenset sediment uten tildekking (C6-C7). Diagrammene viser middelerdi og standardavvik for fem SPMD'er suksessivt eksponert over en 14 måneders periode.



Figur 5. Opptak av DDT og PCB7 i SPMD'er (n=5) plassert i anoksisk sjøvann resirkulert gjennom 1) bokser uten sedimenter (BL), 2) bokser med forurenset sediment dekket med rene dekkmasser (S50-MS) og 3) bokser med forurenset sediment uten tildekking (C6-C7). Diagrammene viser middelerdi og standardavvik for fem SPMD'er suksessivt eksponert over en 14 måneders periode.

Resultatene var heller ikke entydige med hensyn til sammenhengen mellom utlekking og dekkmassenes tykkelse. Mange forbindelser var imidlertid oftere tilstede i detekterbare mengder i SPMD'ene fra S10 enn fra S50 og det synes nærliggende å anta at en slik sammenheng vil kunne manifestere seg tydeligere over tid.

Utlekking av PCB7 og DDT (Figur 5) var vesentlig mindre enn utlekkingen av PAH, men likevel klart målbar. Korrigeres for blank-verdiene, tilsvarte observert utlekking av PCB7 fra tildekkete sedimenter 34,3% av observert utlekking fra utildekkete sedimenter. Effektiviteten av tildekkingen blir dermed 65,7% redusert utlekking. Tilsvarende var effektiviteten 84,8% for DDT, 97,5% for pyren, 98,0% for B(a)p og 96,5 for sum PAH (23 komponenter).

Tabell 5. Utlekking av organiske miljøgifter fra sedimenter fra Bjørvika med og uten tildekking.

	Uten tildekking g km ⁻² y ⁻¹	Med tildekking g km ⁻² y ⁻¹	Effektivitet av tiltak %
Benzo(a)pyren	3,29	0,07	98,0
Pyren	165,63	4,146	97,5
SumPAH23	273,84	9,417*	96,5*
DDT	0,551	0,084	84,8
SumPCB7	0,394	0,135	65,7

*Gjelder sand og råsand. Medregnes maskinsand blir effektiviteten for sumPAH noe lavere.

Utlekking av PAH og PCB fra tildekkete sedimenter målt i dette forsøket skyldes trolig i all hovedsak forurensinger i dekkmassene. Spesielt syntes dette å gjelde tilførslene av B(a)p i boksene med maskinsand, som muligens kan relateres til bearbeidingen (knusing) av denne dekkmassen. Som for metallene, vil det derfor være viktig også å gjøre en vurdering av dekkmassenes innhold av organiske miljøgifter før de anbefales for slik bruk.

Vedlegg C - Opprydding av forurensede sedimenter – Risiko for skade- lige effekter på organismer under etablering av dypvanns- deponi Malmøykalven

NIVA Teknisk notat 05.11.02

Oslo Havn

**Opprydding av forurensede sedimenter - Risiko for skadelige
effekter på organismer under etablering av dypvannsdeponi
Malmøykalven**

NIVA Teknisk Notat, 05.11.02

**Birger Bjerkeng, Morten Schaanning og August Tobiesen
Kvalitetsikret av Jens Skei**

Bakgrunn

I forbindelse med opprydding av forurensede sedimenter i Oslo Havn og mulig lagring i dypvannsdeponi ved Malmøykalven, skal det gjøres en vurdering av risiko for spredning av miljøgifter under deponering av massene i det planlagte deponiområdet. I en tidligere rapport (Schaanning og Bjerkeng, 2001) ble det på grunnlag av eksperimentelle data fra utpumping av sedimenter fra Bjørvika i anoksisk sjøvann, utviklet en modell for vertikal spredning av partikler. Denne tok utgangspunkt i at 0,5-1% av partiklene under utpumping vil virvles opp i de nederste to metrene av vannsøylen. Derfra spres partiklene oppover av vannblandingen samtidig som de dras nedover av gravitasjonskreftene. På grunnlag av korrelasjoner mellom partikkelkonsentrasjon og konsentrasjon av hver enkelt miljøgift-forbindelse (partikkelbundet pluss løst) ble spredning av miljøgiftene beregnet fra de modellerte partikkelmengdene. Dette innebar en forenkling som ikke tok hensyn til at løste forbindelser vil spres uten påvirkning av gravitasjonskreftene. I dette notatet er modellen videreutviklet slik at den nå tar hensyn til utvekslingen mellom løst og fast fase og separat spredning av løst og partikkelbundet miljøgift-forbindelse. Dette gir en mer realistisk spredningsmodell spesielt for miljøgifter der utløsning fra partiklene er betydelig.

Konsentrasjoner av oppløst miljøgift beregnet ved hjelp av denne modellen benyttes her til vurdering av potensielle skadelige effekter på organismer (PEC - Predicted Environmental Concentration). For å kunne gjøre dette er det i tillegg foretatt en vurdering av aktuelle grenseverdier for miljøfarlighet (PNEC – Predicted No Effect Concentration).

Grenseverdier for miljøfarlighet (PNEC)

Deponering av masser nær bunnen ved Malmøykalven vil kunne gi en midlertidig økning av konsentrasjonen av miljøgifter i Bekkelagsbassenget under terskeldyp. Nærmere overflaten er vannutskiftingen bedre slik at ingen vesentlig konsentrasjonsøkning kan forventes (Schaanning og Bjerkeng, 2001). Verken bentiske eller planktoniske alger vil bli påvirket av konsentrasjonsøkningen under terskeldyp. Heller ikke muslinger vil eksponeres. Størst eksponering vil det bli av zooplankton som foretar døgnvandring ned i dypere vann om dagen og fisk. Miljøgiftene som skal vurderes er i utgangspunktet knyttet til partikler i sedimentet, men ved oppslemming i frie vannmasser vil det innstilles en likevekt mellom konsentrasjon i partikler og konsentrasjon i vannet. Denne likvekten er ulik for de ulike miljøgiftene. Men i den grad de løses ut vil de være tilgjengelig for alle organismer og spres ved diffusjon til nærliggende vannmasser.

Arbeidet med deponering forutsettes å foregå over en periode på 6 mnd. Det innebærer at eksponering må sies å være kronisk. Det vil derfor bli benyttet kroniske data i vurdering av grenseverdier for risiko for de ulike miljøgiftene. Utvalget begrenses til forbindelser der det finnes grunnlagsdata for beregning av PEC-verdier, dvs. tungmetallene kadmium, kobber, bly, sink og kvikksølv, samt de organiske miljøgiftene PAH og PCB.

Kadmium (Cd)

I henhold til EU miljørisikodokument (Comission Directive EU 1488/94 "Risk assessment for existing substances") så anser man PNEC til å være 0,5 µg/l i ferskvann. Det er vist at økt hardhet reduserer toksisiteten. Marine akutt tester (<4 dager) synes å gi resultater som er 100 ganger mindre toksisk enn tilsvarende tester i ferskvann. Marine tester av noe lenger varighet

gir lavere verdier. Laveste LC50 verdi for en marin organisme (*Jaeropsis sp*, krepsdyr) er 0,11 mg/l etter 7 dager. Antar vi samme forhold (10/1) mellom akutte toksisitetsverdier og kroniske verdier får vi at kronisk toksisitet i marine systemer er 0,01 mg/l. Akutt studier av sedimentlevende invertebrater Kemp & Swartz, 1988) tyder på at toksisitet er relatert til porevannskonsentrasjonen av kadmium. Således ga et sediment med 30 mg/kg med kadmium ca 2 mg/l i vannfasen som resulterte i 50 % dødelighet hos amphipoden *Rheopoxinus abronius*. Mindre datatilgang tilsier bruk av en applikasjons faktor på 10 (reduserer med en faktor 10) på disse tallene. Dvs at PNEC-verdien i marint miljø blir på 1 µg/l Cd.

Sink

For sink er det i EU etablert en PNEC-verdi for ferskvann på 8,6 µg/l. I EU dokumentet for sink er også marine tester vurdert og de kommer her til en PNEC-verdi i marint miljø lik 3,6 µg/l. Siden sink er et essensielt mikronæringsstoff benyttes PNEC her som tillegg til bakgrunnsnivået på 1,5 µg/l.

Kobber

For kobber er det ikke noe EU dokument ennå. I motsetning til kadmium ser det ikke ut til at det er noen klar sammenheng mellom toksisitetsverdier og vanntype (ferskvann/saltvann) derfor er det grunn til å benytte alle tilgjengelige data i vurderingen. Akutt tester viser effekter i området 0,01-0,1 mg/l. Kroniske tester gir NOEC verdier i området 0,001-0,02 mg/l. På bakgrunn av et relativt stort omfang av tester er det ikke nødvendig med applikasjonsfaktor faktor her. Man må ta i betraktning at kobber er et essensielt mikronæringsstoff. På bakgrunn av kronisk NOEC verdi på 1 µg/l vil PNEC-verdi i marint miljø for kobber bli 1µg/l. Siden kobber er et essensielt mikronæringsstoff benyttes PNEC her som tillegg til bakgrunnsnivå. Det vil si at PNEC-verdien angir grense for hvor stor økning som er akseptabel.

Bly

For bly er det ikke noe EU dokument ennå. Det er ingen indikasjon på ulik toksisitet hos organismer i ferskvann og marint. USA-EPA har en vannkvalitetskriterie for bly på 5,6 µg/l. I drikkevann er vannkvalitetsnormen 50 µg/l. Naturlig bakgrunn marint er 0,05 µg/l. Da det ikke lenger benyttes organisk bly i bensin anses det ikke som relevant å benytte data for toksisitet for disse, da disse stoffene brytes raskt ned til bly i miljøet. For uorganisk bly ligger akutt toksisitet i området 0,2-2 mg/l mens kronisk toksisitet er 0,03-0,1 mg/l. Siden det er noe begrenset datagrunnlag mht kroniske effekter marint benyttes en applikasjonsfaktor på 10 på laveste kronisk toksisitetsnivå (NOEC 0,03 mg/l). Det innebærer at PNEC-verdien i marint miljø blir 3 µg/l.

Kvikksølv

US-EPA har et vannkvalitetskriterie for marint miljø på 0,25 µg/l (Miljøfarliga Ämnen, 1989). Organisk kvikksølv (methyl-Hg) produseres bl.a. i naturen mikrobielt i anoksiske sediment. I havet tyder litteraturdata at <1 % av kvikksølvet er i form av metylkvikksølv. Da metylkvikksølv er mindre enn 100 ganger mer giftig enn uorganisk kvikksølv benyttes toksistetsdata for uorganisk kvikksølv. De laveste målte kroniske NOEC verdier for kvikksølv er i området 0,001 med en applikasjons faktor på 10 gir det en PNEC-verdi i marint miljø på 0,1µg/l.

PAH

PAH er en gruppebetegnelse på en rekke organiske stoff som blant annet finnes i olje og dannes i forbindelse med forbrenning (ufullstendig) av organisk materiale. I sedimentet fra Oslo havn (NIVA rapport 4438-2001) har man observert at pyren i stor grad mobiliseres i kontakt med vann. Det er derfor mest aktuelt å konsentrere betraktninger rundt effekter på akvatiske organismer rundt dette stoffet. I tillegg presenteres effekt-data for benzo(a)pyren som er en kjent miljøgift (kreftfremkallende).

Pyren

Datagrunnlaget er meget begrenset. Derfor er også QSAR toksisitets data (Quantitative Structure Activity Relationships = Estimerer toksisitet basert på kjent toksisitet hos sammenlignbare stoffer) vurdert. QSAR data gir betydelig lavere toksisitet ($>10\times$) enn målte data og måldata er derfor benyttet. Akutt test data er i området 0,004-0,0026 mg/l for invertebrater og fisk. Benyttes en faktor 10 for beregning av kronisk toksisitet og en applikasjons faktor på 10 på dette igjen ender man opp med en PNEC-verdi i marint miljø på 0,026 µg/l for pyren. I motsetning til metaller vil pyren brytes ned biologisk i sjøvann med en halveringstid på 15-20 dager ved 10 °C.

Benzo(a)pyren

Dette stoffet dannes naturlig i en rekke bakterier, alger og grønnsaker (kål inneholder 7 µg/kg). Også dette stoffet brytes ned biologisk i sjøvann med halveringstid på 15-20 dager ved 20 °C. Akutt toksisitet er i området 0,05-0,005 mg/l (løslighet er 0,003-0,045 mg/l). Benyttes samme prosedyre som for pyren får man en PNEC-verdi i marint miljø på 0,03 µg/l. Med lav vannløslighet vil benzo(a)pyren i liten grad frigjøres til vannfasen og man må heller anta opptak via organiske partikler. Ved inkubasjon av 3 µg/l B(a)P ble 75% adsorbert til partikler i løpet av 3 timer.

PCB

Dette er en meget stor gruppe forbindelser som kjennetegnes ved at de i hovedsak dannes fra menneskelig aktivitet. PCB med de nivåer som er vanlig i forurensede områder er heller ikke vist å være et toksisk problem for den akvatiske næringskjeden. Det er først når fugl og pattedyr spiser PCB kontaminert mat at det medfører effekter. Effektene er særlig relatert til forringet reproduksjon hos topp-predatorer. På samme måte som benzo(a)pyren så vil PCB være sterkt bundet til organiske partikler og eksponering av organismer vil i hovedsak være ved at organismene spiser disse partiklene.

Løslighet i vann 0,025-0,1 mg/l avhengig av kloreringsgrad.

Akutt toksisitet ligger i omtrent samme intervall som løslighet; 0,01-0,2 mg/l. Kronisk toksisitet, dvs effekt på reproduksjons relaterte parametre, ligger i området 0,1-1 µg/l. PNEC vil i såfall med en applikasjons faktor på 10 være 0,01 µg/l.

Tabell 1. PNEC-verdier benyttet i forbindelse med deponering av forurensete sedimenter fra Oslo Havn i deponiet ved Malmøykalven og forventete konsentrasjoner av miljøgifter (PEC_{total} og PEC_{løst}) ved høy partikkeltetthet (Schaanning og Bjerkeng, 2001, tabell 12, 10 mg/l).

Kjemisk Stoff	PNEC µg/l ferskvann	PNEC µg/l marint	PEC _{tot} µg/l	PEC _{tot} PNEC	PEC _{løst} µg/l	PEC _{løst} PNEC
Kadmium	0,5	1	0,08-0,2	<0,2	0,008-0,18	<0,2
Sink	8,6	5,1	14-34	2,7-6,7	6-31	1,1-6,1
Kobber	1	1	3,8	3,8	0,59	0,6
Bly	3	3	3,24	1,1	0,55	0,2
Kvikksølv	0,1	0,1	0,031	0,3	<0,001	<0,01
Pyren	0,026	0,026	0,063	2,4	0,044	1,7
Benzo(a)pyren	0,03	0,03	0,0104	0,4	<0,0001	<0,003
PCB	0,01	0,01	0,00198	0,2	<0,00001	<0,001

PEC/PNEC

PNEC-verdiene utledet i avsnittene over, er oppsummert i Tabell 1. Tabellen viser også forventete maksimums-konsentrasjoner av miljøgifter (PEC), dvs ved forholdsvis høye partikkelkonsentrasjoner (10 mg/l) i bunnvannet nær deponeringstedet.¹ PNEC er primært estimert for konsentrasjon av løste forbindelser, men opptak fra partikler kan ikke utelukkes. Derfor er PEC gitt både som løst (PEC_{løst}) og total (PEC_{total}, løst pluss partikkelbundet). Tabellen viser at PEC_{tot}>PNEC for Zn, Cu, Pb og pyren mens PEC_{løst}>PNEC kun for Zn og pyren. Dette viser at bare sink, kobber, bly og pyren vil overstige effektgrensen og at dette vil skje bare i vannmassene nærmest (anslagsvis mindre enn 5 m over) bunnen der partikkelkonsentrasjonen er størst. Fordi mesteparten av koppar og bly vil være partikkelbundet synes denne vurderingen å peke ut sink og pyren som de forbindelsene som mest sannsynlig vil kunne gi effekter på organismer i Bekkelagsbassenget. Pyren er valgt som case for modellutviklingen nedenfor. Spredningsberegninger for både pyren og sink ble utført ved hjelp av modellen.

Modellberegning

Generelle modell-forutsetninger

Når sedimentene legges ut på bunnen har det tidligere vært antatt at 0.5 til 1 % av partiklene suspenderes i de nederste to metrene av vannsøylen over bunnen, og derfra spres oppover av vertikalblanding av vannet, men samtidig synker ut, slik at spredningen oppover begrenses (Schaanning og Bjerkeng 2001).

¹ I storskalaforsøket med utpumping av havnesedimenter avtok partikkeltettheten til under 10 mg/l, mindre enn 18 timer etter at utpumpingen ble stanset og modellberegningene viste at konsentrasjonen av partikler i deponiområdet sjelden vil overstige denne verdien.

Hvor høyt opp i vannsøylen partiklene kan spres avhenger av balansen mellom vertikal blanding av vannet, som vil spre partiklene oppover, og utsynking, som vil begrense spredningen.

En del av miljøgiftinnholdet i partiklene kan bli løst ut i vannfasen², og vil ikke synke ut, men spre seg videre med vannet. Ut fra toksisitetsvurderinger og mengdebetraktninger er det konkludert med at pyren er det stoffet som har størst potensial til å gi effekter pga. konsentrasjoner i vannet. Ved likevekt mellom partikler og vann anslås konsentrasjonen av løst pyren til å bli ca. 45 ng/l. Det bygger på forsøk beskrevet i Schaanning og Bjerkeng (2001). Så lenge det er tilstrekkelig med partikler i vannet vil pyren finnes løst med denne konsentrasjonen. Fortynning av det løst pyren vil da motvirkes av ytterligere utløsning, så lenge det er vesentlig innhold av pyren igjen i de suspenderte partiklene. Når pyren-innholdet i partiklene blir lite i forhold til løst pyren, vil det ikke lenger bidra, og videre fortynning vil da gi redusert konsentrasjon av løst pyren.

En øvre grense for løst pyren finnes ved å anta at alt pyren i partiklene løses ut, opp til den øvre grensen for løst pyren. En mer realistisk vurdering vil være at pyren løses ut gradvis, avhengig av hvor mye den løste konsentrasjonen ligger under en maksimalgrense, og av hvor mye pyren som partiklene inneholder.

Modell-beskrivelse

For å beskrive dette er samvirket mellom partikler og løst miljøgift simulert i en numerisk modell som beskriver utvekslingen mellom bunnlaget og en øvre dyp-grense. Modellen beskriver vertikal spredning og utsynking av partikler, og vertikal spredning av løst pyren, koblet til utveksling mellom løst og partikkelbundet pyren. En første versjon av modellen, som bare beskrev partikkelspredning, ble brukt i Schanning og Bjerkeng (2001).

Modellen er nå utvidet, slik at den også beskriver hvordan en miljøgift fordeler seg mellom partikkelbundet fase og løst fase som funksjon av vertikalblanding av vann, utsynking av partikler og utveksling mellom partikkelbundet og løst miljøgift. Det gjøres ved å definere 3 konsentrasjoner, alle pr. vannvolum:

P	Konsentrasjon av partikler
B	Konsentrasjon av partikkelbundet miljøgift (pyren)
S	Konsentrasjon av løst miljøgift (pyren)

Utviklingen av partikkelkonsentrasjoner som funksjon av dyp og tid beskrives ved ligningen:

$$A \frac{\partial P}{\partial t} = -A \frac{\partial wP}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial z} \left(DA \frac{\partial P}{\partial z} \right) + f$$

hvor A er horisontalt areal, w er synkehastighet og D er vertikal blandingskoeffisient (turbulent diffusjon), mens f er tilførsel, dvs. suspensjon av partikler (tilført mengde pr. tid og dyp). Leddet $A \cdot \partial wP / \partial z$ beskriver virkningen av at nedsynkningen gjennom vannet endrer seg, korrigert for avsetning på bunnen³.

² Som løst betraktes i den forbindelse alt som ikke fjernes ved filtrering, dvs. også små partikler under en viss størrelse.

³ Et tynt sjikt mellom z og $z+dz$ har nedsynkningen ovenfra inn i sjiktet $q_1 = AwC$ og nedover ut av sjiktet $q_2 = AwC + \frac{\partial(A \cdot wC)}{\partial z} dz$ mens avsetningen på bunnen er $s = -\frac{\partial A}{\partial z} dz \cdot wC$.

Dvs. at nettovirkningen er $q_1 - q_2 - s = \left(\frac{\partial(A \cdot wC)}{\partial z} - \frac{\partial(A)}{\partial z} \cdot wC \right) dz = A \frac{\partial(wC)}{\partial z} dz$

Parallelt med dette simuleres også utviklingen i konsentrasjoner pr. vannvolum av partikkelbundet og løst pyren:

$$A \frac{\partial B}{\partial t} = -A \frac{\partial wB}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial z} \left(DA \frac{\partial B}{\partial z} \right) + f \cdot C_B - k \cdot \min(S_{\max} - S, B)$$

$$A \frac{\partial S}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(DA \frac{\partial S}{\partial z} \right) + f_S + k \cdot \min(S_{\max} - S, B)$$

Her er C_B startkonsentrasjonen av pyren i partiklene, mens $S_{\max}$ er øvre grense for løst konsentrasjon. Koeffisienten k er raten for utveksling mellom løst og partikkelbundet fase, tilsvarende en tidskonstant ($1/k$) for innstilling av likevekt. Formuleringen er neppe riktig ut fra hvilke prosesser som foregår, men kan greit justeres til rimelige innstillingsrater uten å gi urimelige resultater. Konstanten f_S er tilførselsraten for løst pyren med overskuddsvannet.

Spesifikke beregningsforutsetninger

Det er valgt å legge til grunn at likevekt mellom løst fase og partikkelfase har en reaksjonstid på ca. 7 dager. Det er også gjort simuleringer med reaksjonstid 1 døgn, som gir 5-10 % høyere løste konsentrasjoner enn med reaksjonstid 7 døgn.

I de nye modellkjøringene er det antatt at de partiklene som suspenderes i vannet fra dumpemassen i utgangspunktet blandes inn i ca. 2 m vannsøyle over bunnen. Samtidig frigjøres overskuddsvann fra sedimentene, med en viss løst pyren-konsentrasjon. Det tas også hensyn til i modellen.

Tilførselene av pyren til bunnvannet under utleggingen er dimensjonert ut fra følgende forutsetninger:

Det skal dumpes ca. 780 000 m³ sediment i løpet av 3-6 måneder. Sedimentet vil være tilsatt en del vann, slik at det volumet som pumpes ut er noe større.

Hvis vi regner med et partikkelinnhold på 0.8 tonn/m³ i det sediment som mudres, og at ca. 1 % av partiklene suspenderes i vannfasen under dumping, betyr det at tilførselen av partikler til bunnvannet totalt blir ca. 6240 tonn. For en utpumpingstid på 6 måneder tilsvarer det 35 tonn pr. døgn. Vi antar dette tilføres de nederste 2 meter av vannsøylen over bunnen hvor det dumpes, og at det maksimalt spres opp til 61 m dyp i sammenheng med dumping, dvs. 2 m over høyeste bunn ved slutten av mudringen.

Overskuddsvann som er blandet inn i sedimentet vil også frigjøres i bunnvannet. Totalt vil det være 30 til 60 % av sedimentvolumet, dvs. maksimalt 468000 m³.

Pyren er den miljøgiften som viser mest kritiske konsentrasjoner i forhold til forventede effekter. Innholdet av pyren i sedimentet er ca. 5 ng/mg tørrvekt, eller 5 g/tonn, altså ca. 31 kg i den partikkelmassen som suspenderes i bunnvannet. Maksimal konsentrasjon løst i vann antas å være 45 ng/l, eller 45 µg/m³, dvs. at det er vil være maksimalt ca. 20 g i den overskuddsvannmengden som frigis til bunnvannet.

For en utpumpingstid på 6 måneder vil tilførselsratene til bunnvannet da bli:

Partikler	35 tonn pr. døgn
Pyren bundet til partikler	175 g pr. døgn
Overskuddsvann	2600 m ³ pr. døgn
Pyren løst i overskuddsvann	0.12 g pr. døgn

Både partikler og overskuddsvann antas å fordeles i de nedre 2 m, akkumulere i bunnvanet, og etterhvert spre seg oppover, mens partikler dessuten synker ut med sitt miljøgiftinnhold, og løst pyren spres vertikalt og tilføres fra partiklene.

I simuleringene brukes en grensebetingelse knyttet til et øvre grensedyp. Det antas at vannfornyelsen over øvre grensedyp er så stor at konsentrasjonene blir små, og derved kan neglisjeres i simuleringen. Modellen setter konsentrasjonene av alle tre komponenter =0 i den øvre grensen. Det er gjort to parallelle serier med simuleringer. Den ene serien regner naturlig vertikalblanding opp til 40 m dyp, og setter konsentrasjonen til 0 i dette dypet. Den andre serien tar i betraktning at dyputslippet fra Bekkelaget renseanlegg trekker inn fortynningsvann og setter opp en gjennomstrømning i Bekkelagsbassenget over 50 m, og regner derfor med lave konsentrasjoner i 50 m tilnærmet som konsentrasjon=0.

Den første serien vil antagelig gi overdrevet store konsentrasjoner oppover i vannmassene, fordi gjennomstrømningen pga. Bekkelaget ikke er regnet med. Den andre serien vil gi noe for lave konsentrasjoner rundt 50 m og høyere opp, men vil til gjengjeld gi for store transporter av løst pyren oppover gjennom grenseflaten. Ved å se de to seriene i sammenheng kan realismen i resultatene vurderes.

Resultater

Resultatene for tilsvarende scenarier som i forrige rapport med den reviderte modellen, med grensedyp 40 m, gir løste pyrenkonsentrasjoner på rundt 45 ng/l i dypvannet. Konsentrasjoner over PNEC-grensen på 26 ng/l vil kunne opptre opp til ca. 56 m dyp. Over 50 m dyp vil de ligge under 20 ng/l, og ca. 8 ng/l omkring 45 m dyp. Disse konsentrasjonene vil en kunne få så lenge utleggingen pågår, etterpå vil de synke relativt raskt. Samlet transport av løst pyren opp gjennom grensedypet er ca. 1.2 kg.

De alternative beregningene med grensedyp i 50 m gir noe lavere konsentrasjoner, og en transport av løst pyren på opp mot 1.6 kg. Betraktningen nedenfor viser at en kan vente en midlere konsentrasjon på omkring 1 ng/l i strømmen av fortynningsvann inn mot diffusoren til Bekkelaget renseanlegg, under det den første simuleringsserien viser.

Forholdene over modelldyp – vurdering av realismen i øvre grensebetingelsen

Bekkelaget renseanlegg ligger innenfor det aktuelle deponeringsområdet, og har dyputslipp gjennom diffusor på 50 m dyp. Dette dyputslippet vil stige mot overflaten og fortynnes, og innlagres på 25-35 m dyp. Fortynningsvannet trekkes inn fra sidene, og vil bidra til vannfornyelse mellom 50 og 30 m dyp. Hydrografiske målinger som gjøres som ledd i overvåkingen av indre Oslofjord indikerer at dette gjør vannmassene mellom 50 m og 30 m dyp mer homogene mht. oksygen-innholdet enn før, dvs. at det har vesentlig betydning for vannfornyelsen i 40-50 m dyp.

Det kan gjøres en dimensjonerende beregning for å vurdere betydningen av dette for konsentrasjoner av partikler og løst pyren. Renseanlegget slipper ut ca. 1.5 m³/s. Hvis vi antar en fortynning på ca. 50, vil det tilsvare omtrent en fortynningsvannmengde på ca. 75 m³/s. Volumet av Bekkelagsbassenget mellom 30 og 50 m er ca. 65 mill m³, og virkningen av renseanlegget vil da være at vannet i dette laget fornyes i løpet av ca. 10 dager.

Tabell 2. Nøkkeltall fra resultater av simuleringsmodell for spredning av pyren i vannfasen etter utpumping av sediment i Malmøykalven.

Sim. nr.	Beregningsforutsetninger			Resultater					
	Diffusjonskoeff. (cm ² /s)	Modell for synkehastighet som funksjon av partikler:	Andel av dumpet tørrstoff suspendert ved bunn (%)	Maks. konsentrasjon av løst pyren (ng/l) i ulike dyp				Mengde løst pyren (kg)	
				57 m	53 m	45 m	41 m	Maks. under 40 m dyp i Bekkelagsbassenget	Akkumulert transport opp gj. 40 m dyp
1	0.06	Iflg. forsøk 1	0.5	35	21.6	6.7	1.4	0.71	0.87
2	0.06	Iflg. forsøk 1	1.0	36	22.3	6.8	1.4	0.72	0.89
3	0.12	Iflg. forsøk 1	0.5	37.5	24.8	7.8	1.6	0.79	1.37
4	0.12	Iflg. forsøk 1	1.0	38.7	25.6	8.1	1.7	0.81	1.42
5	0.06	Iflg. forsøk 2	0.5	35	21.5	6.6	1.4	0.70	0.86
6	0.06	Iflg. forsøk 2	1.0	35.8	22.3	6.8	1.4	0.72	0.89
7	0.12	Iflg. forsøk 2	0.5	37.5	24.7	7.8	1.6	0.79	1.37
8	0.12	Iflg. forsøk 2	1.0	38.8	25.7	8.1	1.7	0.81	1.43
9	0.12	Iflg. forsøk 2	5.0	40.8	27.2	8.6	1.8	0.85	1.52

Simuleringene i den andre simuleringsserien, med grensedyp 50 m, viser at maksimal mengde løst pyren som totalt spres opp over 50 m dyp er omkring 1.6 kg, og maksimal fluks pr. tidsenhet av løst pyren opp gjennom 50 m dyp er 0.23 kg/måned. Samlet fortynningsvannmengde i løpet av 1 måned er ca. 200 mill m³, og pyren-konsentrasjonen over 50 m vil da være anslagsvis 1 ng/l. Antagelsen om konsentrasjon 0 rett over 50 m dyp betyr derfor at de simulerte konsentrasjonene for større dyp kan ligge omtrent 1 ng/l for lavt. Det er ikke vesentlig, sammenlignet med de simulerte konsentrasjoner, som maksimalt er ca. 10 ng/l i 52.5 m dyp, og 20 ng/l i 54-55 m dyp.

I følge modellberegningene vil kritisk konsentrasjon av løst pyren på over 26 ng/l bare forekomme noen få meter over den primære skyen av suspenderte partikler, dvs. høyst opp til 53 m dyp. I 45 m dyp vil maksimal konsentrasjon bli omkring 6-9 ng/l, altså litt over 25% av PNEC-grensen.

Med de beregningsforutsetninger som er brukt gir de to alternative modellene for synkehastighet av partikler svært liten forskjell i resultatene, både mht. vertikalprofil for løst pyren og transport av pyren opp gjennom 40 m dyp. Det har også relativt liten betydning hvor stor del av dumpet tørrstoff som suspenderes til vannmassene. En dobling fra 0.5 til 1 % suspendert tørrstoff gir bare ca. 2-3 % økning i konsentrasjoner av løst pyren, og en femdobling fra 1 % til 5 % suspendert tørrstoff gir bare ca. 6 % økning i konsentrasjon av løst pyren. Det henger nok sammen med at bunnvannet i modellen uansett mettes av løst pyren, som så spres oppover med vertikalblandingen av vann, og at videre utlekking fra partikler lenger opp har mindre betydning.

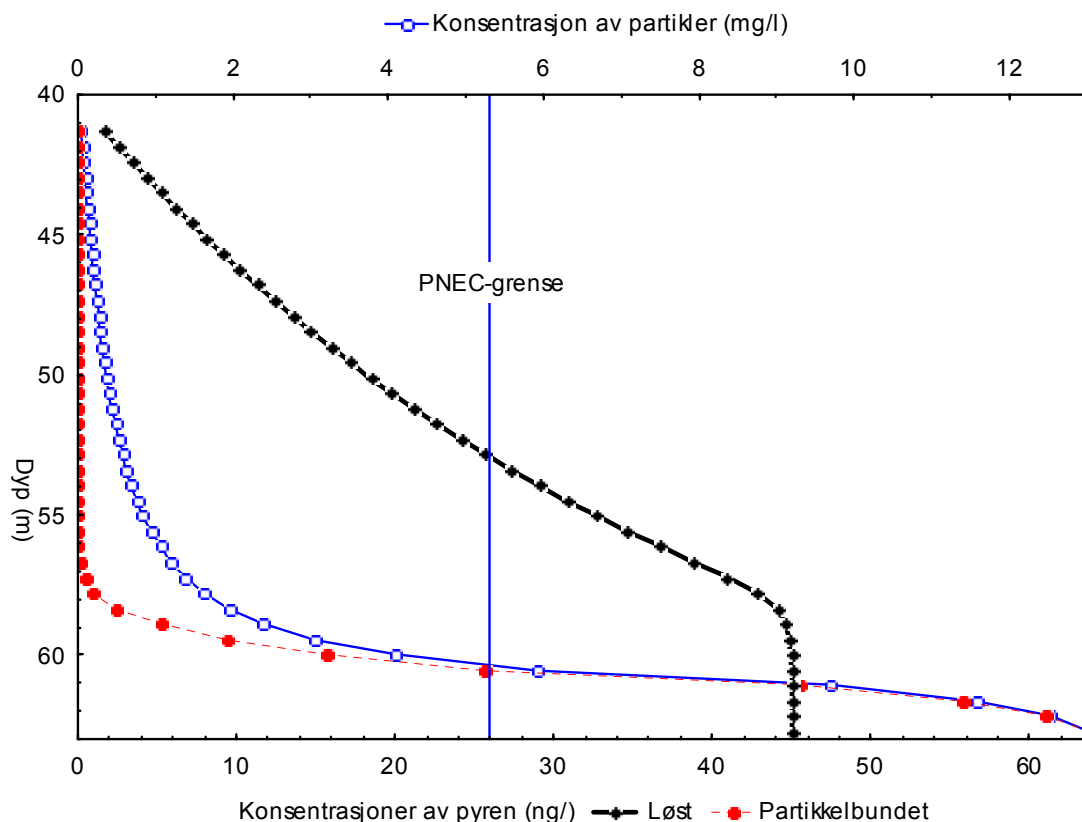
Den faktoren som har mest å si for konsentrasjonene av løst pyren er da også den vertikale blandingen av vann, en fordobling av blandingskoeffisienten øker maksimal-konsentrasjonene av løst pyren i 45 m dyp med 2-2.5 ng/l opp til 45 m dyp, dvs. opp mot 30 % omkring 45 m dyp, og med ca. 15 % lenger opp hvor konsentrasjonene er omkring 1.5 ng/l. Også denne økningen er imidlertid relativt ubetydelig sammenlignet med PNEC-grensen på 26 ng/l, og vil bare gi en liten økning av det volumet som berøres med kritiske konsentrasjoner.

Figur 1 viser beregnet vertikalprofil av partikler, løst og partikkelbundet pyren ved slutten av utleggingen av bunnsediment, dvs. etter 180 dager, for den nest siste simuleringen i tabellen. De to konsentrasjons-aksene er skalert slik at for partikler med sitt opprinnelige innhold av

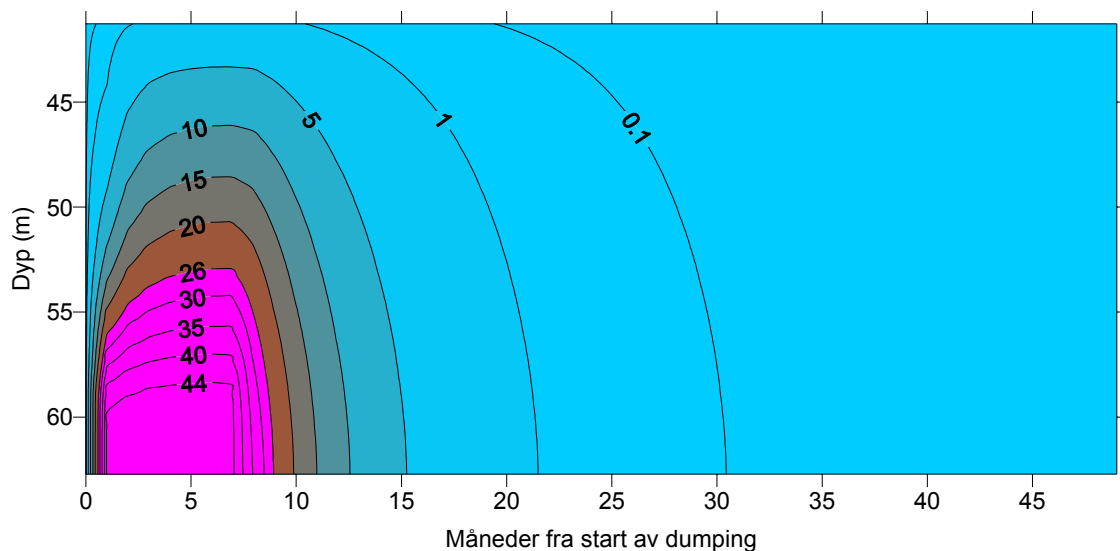
pyren bevart vil kurvene for partikkelkonsentrasjon og partikkelbundet pyren falle sammen til en kurve, slik en har under 60 m dyp i Figur 1.

Dypere enn 60 m holder konsentrasjonen av løst pyren seg nær metning. Det skyldes omtrent bare frigjøring fra partikler i bunnvannet, tilførsler med overskuddsvannet står bare for opp mot 5 % av det totale. Partikkelkonsentrasjonen avtar raskt oppover mot 60 m. Bare en liten del av partikkelbundet pyren avgis til vannet nær bunnen. Det ses av at kurven for partikkelbundet pyren avtar oppover omtrent proporsjonalt med partikkelkonsentrasjonen, med et forholdstall på opp mot 5:1000, som i utgangsmassen. Det tilsynelatende misforholdet mellom løst pyren i vannet og tapet av pyren fra partiklene kan forklares av at den samlede partikkelmengde, som over tid har vært suspendert i bunnvannet - avgitt litt av sitt pyren og deretter sunket ut, er 50-100 ganger større enn den partikkelmengde som etter 6 måneder finnes igjen suspendert i vannet.

Over 60 m dyp avtar konsentrasjonen av løst pyren under metningskonsentrasjonen, samtidig som partikkelinnholdet avtar. Da løses mer pyren ut fra de partiklene som er igjen i vannet, og vi får partikler med stadig mindre pyreninnhold. Over 58-59 meter er det som finnes igjen av pyren i partiklene helt ubetydelig, og det løste pyren-innholdet vil høyere opp i stadig større grad bare være en følge av vertikal spredning av løst pyren nedenfra.



Figur 1. Beregnet vertikalprofil av partikler og løst og partikkelbundet pyren ved slutten av utleggingen av bunnsediment, dvs. etter 180 dager, for simulering nr. 8 i Tabell 2.



Figur 2. Konsentrasjon av løst pyren som funksjon av dyp og tid i Bekkelagsbassenget 0-4 år fra starten av utpumping av sediment i bassenget ved Malmøykalven. Figuren viser simulering nr. 8 i Tabell 2. Konsentrasjoner over PNEC-verdien er vist med lilla farge

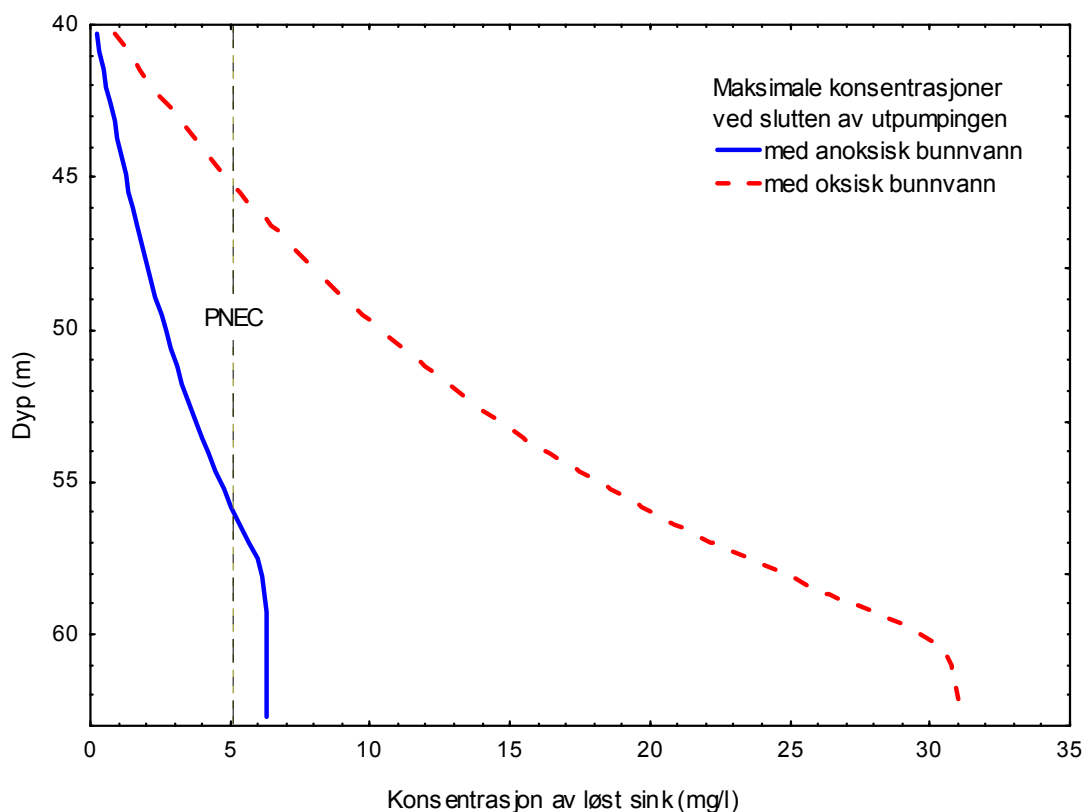
Modellen antar at det ikke er noen netto avsetning av pyren på partikler dersom den løste konsentrasjonen er under metningskonsentrasjon, selv om partiklene er helt uten pyren. De simuleringene som er beskrevet her er gjort med en relativt kort tidskonstant på 1 døgn for utløsningen av pyren. Det betyr at beregningene kan overdrive hvor mye pyren som løses ut. Hvis mer pyren bindes til partiklene, vil konsentrasjonen av pyren avta raskere oppover i vannsøylen, både som løst og som sum av løst og partikulært. Slik sett kan beregningene her anses å gi en øvre grense for risikoen for effekter av pyren oppover i vannsøylen.

Figur 2 viser konsentrasjon av løst pyren som funksjon av dyp og tid, også fra simulering nr. 8 i Tabell 2. PNEC-grensen kan overskrides opp til 53 m dyp, og vil kunne komme opp i verdier 70 % over denne grensen under 58 m dyp, dvs. opp til 5 m over bunnen. Etter at utpumping er avsluttet, synker konsentrasjonene relativt raskt.

Sink

Figur 3 viser konsentrasjonsprofiler av løst sink ved slutten av utleggingsperioden på 6 måneder, når konsentrasjonene når sitt maksimum. Simuleringene er gjort med tilsvarende forutsetninger som for pyren når det gjelder de stoffuavhengige modellparametrene. Innholdet av sink i sedimentet er satt til 700 mg/kg tørrvekt, eller 700 g/tonn, altså ca. 31 kg i den partikkelmassen som suspenderes i bunnvannet. Maksimal konsentrasjon løst i vann antas å være henholdsvis 31 og 6 µg/l for henholdsvis oksisk og anoksisk vann. Det er selvsagt ikke regnet med noen nedbrytning.

Med anoksisk bunnvann vil verdier over PNEC-grensen kunne opptre dypere enn 56 meter. Med oksisk bunnvann kan påvirkningen på dypvannet bli mye større, og PNEC-grensen kan overskrides for alt vannet under ca. 45 meter dyp. Dette understreker betydningen av å opprettholde anoksiske forhold under deponeringen.



Figur 3. Beregnede vertikalprofiler av løst sink ved slutten av utleggingen av bunnsediment, dvs. etter 180 dager, med stoffuavhengige modellparametre som for simulering nr. 8 i Tabell 2.

Konklusjoner

PEC/PNEC vurderinger viste at deponering av forurensede sedimenter i det planlagte dypvannsdeponiet ved Malmøykalven kan gjøres uten vesentlig risiko for skadelige effekter på organismer som følge av spredning av Hg, PCB, B(a)P eller Cd til vannmassene. Skadelige effekter av kobber og bly kan ikke utelukkes i de sterkest partikkelkontaminerte områdene like ved deponeringspunktet, men anses lite sannsynlig fordi størstedelen av de forventede konsentrasjoner vil være partikkelbundet og dermed mindre biotilgjengelig enn løste fraksjoner som effektvurderingene har som utgangspunkt.

Konsentrasjonene av løst pyren (PEC) forventes å overstige nedre grense for kronisk toksisitet (PNEC) i de sterkest partikkelkontaminerte områdene like ved deponeringspunktet. Konsentrasjonene vil avta oppover i vannmassene og modellberegninger viste at skjæringspunktet (PEC/PNEC = 1) ved slutten av utpumpingen vil nå et vanddyb på ca 53 m. Deretter avtar konsentrasjonen raskt og ca tre måneder etter at utpumpingen avsluttes vil PEC/PNEC < 1 i alle deler av vannmassen. Disse resultatene må betraktes som et "worst case" scenario. Pyren er nedbrytbart med en halveringstid på 15-20 dager ved temperatur 10 °C. Det er ikke med i de kjøringene som er presentert ovenfor. For å se på effekten av dette er det også gjort modellkjøringer med nedbrytningen. Halveringstid er satt til 30 dager for å ta hensyn til at temperaturen på aktuelt dyp i fjorden er noe lavere (6-8 °C). Disse kjøringene viser at grensen PEC/PNEC=1 da vil ligge ca. 3-4 meter dypere.

Modellberegningene viste at sink var den komponenten som vil kunne gi størst skadevirkninger på organismer. Dette skyldes delvis at Zn kan løses ut fra partikler ved overgang fra anoksiske til oksiske forhold. Eksemplet Zn viser betydningen av å opprettholde anoksiske forhold under deponeringen. Dette vil i like stor grad gjelde for kadmium, selv om PNEC-verdiene ikke ble overskredet for dette elementet. Velger en å satse på anoksisk deponering vil akutt giftighet av H_2S overskygge toksiske effekter av miljøgifter på stasjonære organismer. Likevel er det slik at fisk og andre mobile organismer vil i stor grad unngå områder med H_2S holdig vann, men de vil ikke ha samme reaksjonsmønster i forhold til miljøgifter og vil derfor lettere kunne eksponeres for skadelige konsentrasjoner. Reduserte konsentrasjoner og redusert spredning av sink og kadmium til områder utenfor Bekkelagsbassenget anses derfor viktigere enn å forhindre forekomst av H_2S .

På grunnlag av ovenstående "worst case" vurderinger, som dog forutsetter at utpumpingen utføres med best tilgjengelig teknologi slik beskrevet over og i tidligere dokumenter, forventes skadelige effekter på organismer å begrense seg til Bekkelagsbassenget under ca 45 m dyp. Horisontale konsentrasjonsgradienter er ikke modellert. Vurderingen vil derfor i utgangspunktet omfatte alle deler av Bekkelagsbassenget. Likevel synes det rimelig å anta at randområdene lengst unna deponiet i liten grad vil bli berørt av deponeringen. Varigheten av perioden med skadelige konsentrasjoner vil overskride deponeringsperioden med mindre enn tre måneder og den aksepterte giftigheten av H_2S vil ha større skadevirkninger på organismer i området enn giftigheten av miljøgifter som spres under deponeringen. Minst mulig spredning av miljøgifter anses viktigere enn å unngå lokale overskridelser av effekt-grenser i dypvannet under terskeldyp i Bekkelagsbassenget.

Vedlegg D - Dypvannsfornyelser i Bekkelagsbassenget

NIVA Notat O-21369

O- 21369

Notat

Dypvannsfornyelser i Bekklagsbassenget

Saksbehandler: Jan Magnusson

Norsk institutt for vannforskning

Forord

Som en del av utredningen omkring et dypvannsdeponi av forurensede sedimenter i Bekkelagsbassenget ble Norsk institutt for vannforskning bedt av Oslo Havnevesen om en beskrivelse av dypvannsfornyelsene i bassenget. Dette notatet beskriver når slike fornyelser skjer.

Oslo den 15.11.2002.

Jan Magnusson

Innhold

1. Innledning.	4
2. Datamaterialet.	4
3. Generelt om dypvannsfornyelser i indre Oslofjord.	6
4. Dypvannsfornyelse og Bekkelagsbassenget.	11
5. Observerte dypvannsfornyelser i Vestfjorden og Bekkelagsbassenget.	14
6. Forandringer i Bekkelagsbassenget som kan påvirke dypvannsfornyelsen og oksygenforholdene.	17
7. Konklusjoner.	18
8. Litteratur	19

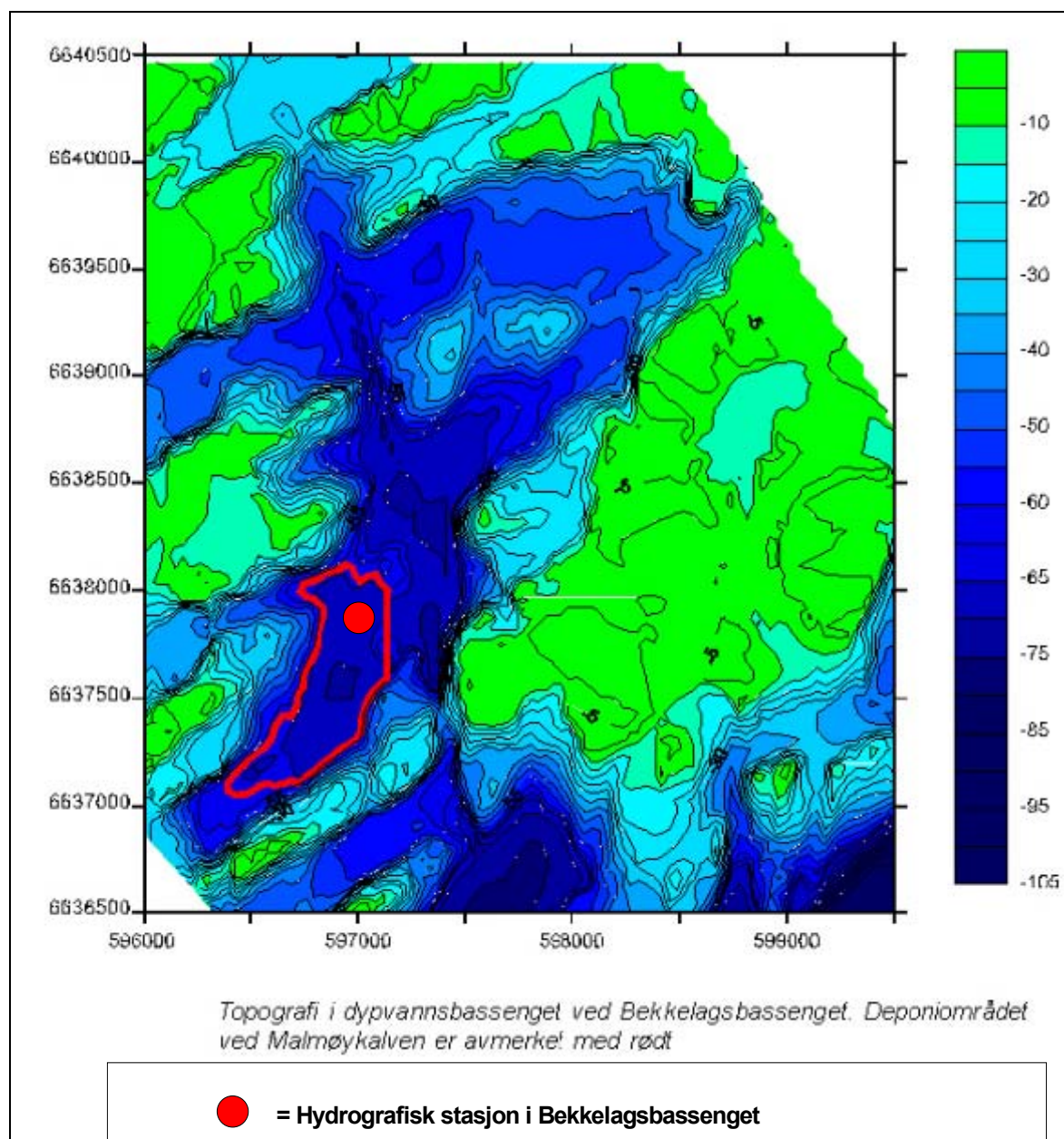
1. Innledning.

Oslo Havnevesen utreder flere alternativer for deponering av forurensede sedimenter fra Havnebassenget. Et alternativ kan være å deponere sedimentene i Bekkelagsbassenget på ca. 70 meters dyp ved Malmøykalven. I denne sammenheng er det av interesse å få beskrevet dypvannsfornyelser i bassenget, dels fordi det da forventes å bli generert strømmer langs bunn av betydning for oppvirvling av deponerte sedimenter, dels fordi en dypvannsfornyelse vil gi stor uttransport av vann fra havneområdet. I slike situasjoner er det derfor spesielt viktig at mudringsarbeide ikke fører til store partikkelkonsentrasjoner i overflatelaget av muddermateriale, som derved kan spres ut over i fjorden.

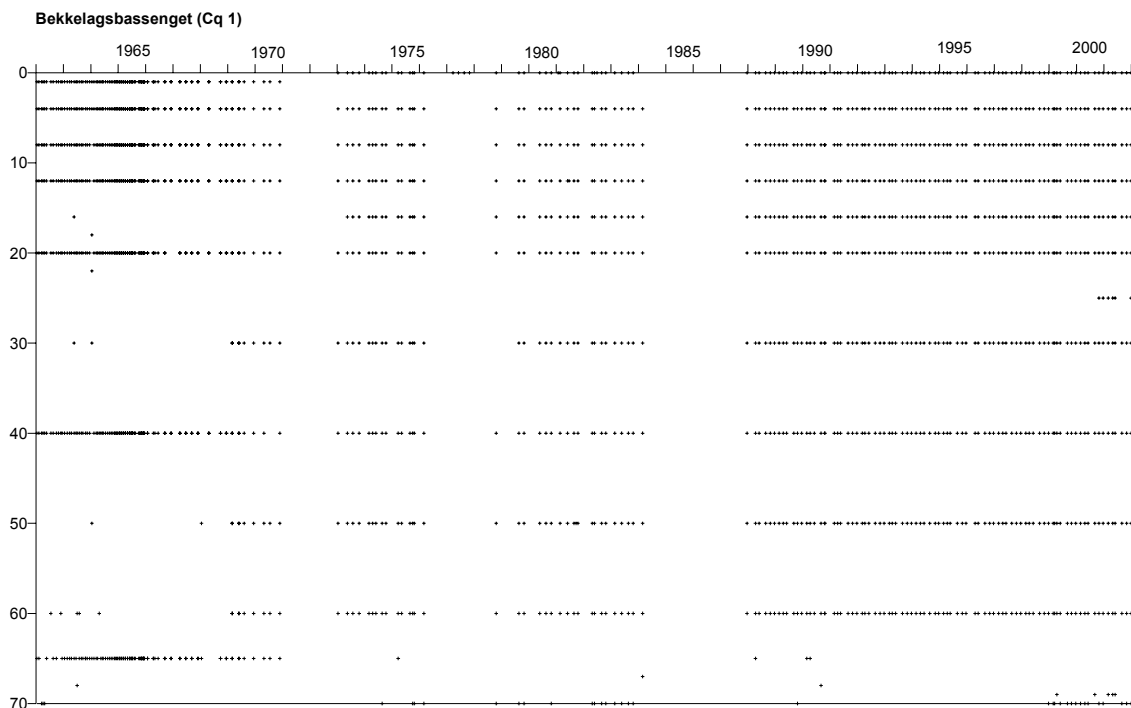
Dette arbeide gir en generell beskrivelse av dypvannsfornyelsesprosessen i indre Oslofjord samt en oversikt over når dypvannsfornyelser har skjedd basert på hydrografiske observasjoner fra 1962-2001. Observasjonene er innsamlet av Norsk institutt for vannforskning i ulike prosjekter, spesielt data fra overvåkingsprogrammet til Fagrådet for vann –og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord.

2. Datamaterialet.

På stasjon Cq 1 i Bekkelagsbassenget har det vært tatt observasjoner fra 1962 med relativt høy frekvens. Stasjonens beliggenhet har variert noe innenfor bassenget, men i hovedsak omtrent der den er plassert i **Figur 1**. Datamaterialet som foreligger er hentet fra forskjellige forsknings- og utredningsprosjekter. Overvåkingsprogrammet for indre Oslofjord (finansiert av kommunene rundt fjorden ved Fagrådet for vann –og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord) står for de fleste observasjonene etter 1972. De observasjoner som blir brukt er presentert i **Figur 2**. Høyeste frekvens fra bassenget er i 1962-65 (ca. 1 gang pr. måned). I noen år finnes det ikke observasjoner, eller det er bare noen få av dem, som f.eks. i 1971-72, 1976-79 og 1984-87.



Figur 1. Bekkelagsbassenget.



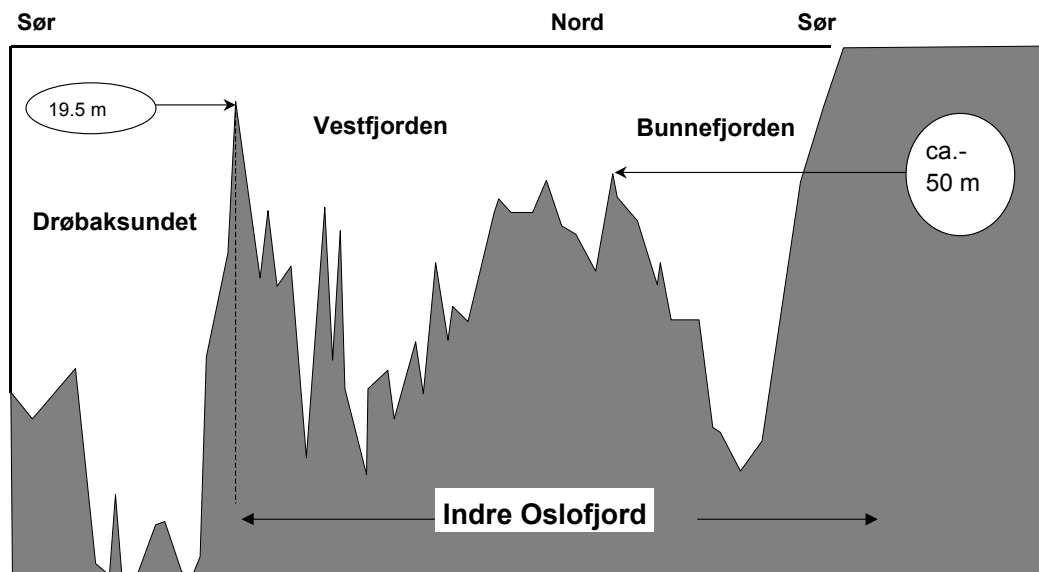
Figur 2. Observasjoner (dyp og tid) av saltholdighet, temperatur og oksygen i Bekkelagsbassenget i perioden 1962-2001.

3. Generelt om dypvannsfornyelser i indre Oslofjord.

Ved en dypvannsfornyelse strømmer vann fra ytre Oslofjord/Drøbaksundet inn over Drøbacterskelen og ned i Vestfjorden, over terskelen til Bunnefjorden og tersklene til Bekkelagsbassenget. Når alt vann mellom terskeldyp ved Drøbak (ca. 20 m) og bunn er fylt opp har vi en 100% utskiftning av dypvannet i fjorden. En slik dypvannsfornyelse er imidlertid ikke vanlig. Ofte vil bare deler av dypvannet bli fornyet.

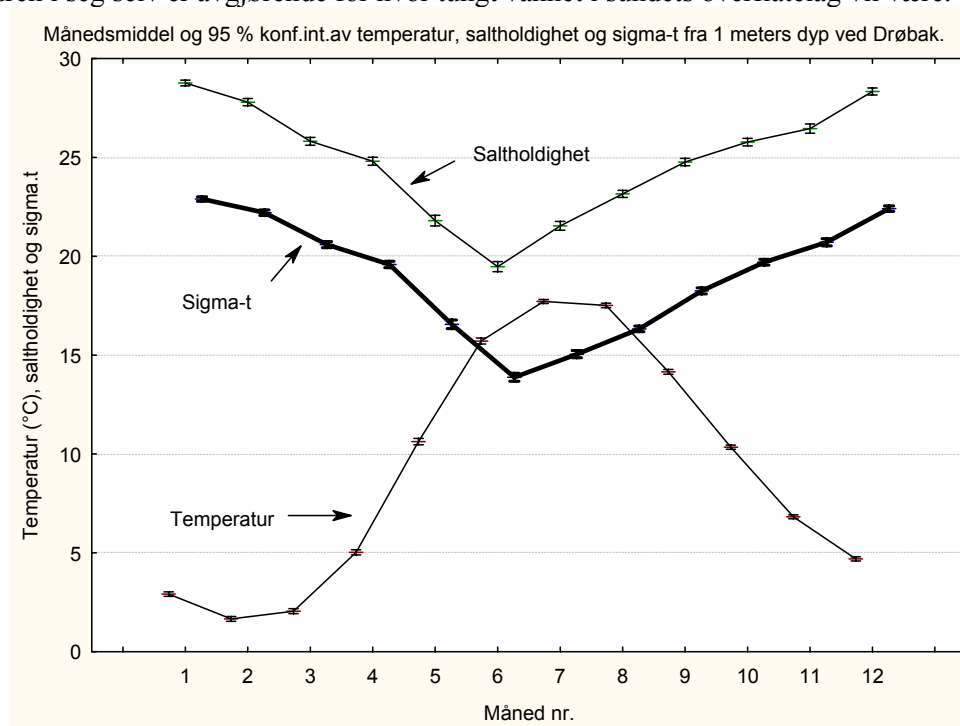
Fjordens topografi gjør at det innstrømmende vannet møter flere hindringer på vei innover fjorden (**Figur 3**). For at en dypvannsfornyelse skal starte, må egenvekten¹ være større på vannmassene mellom ca. 5 og 20 meters dyp i Drøbaksundet enn dypvannet innenfor Drøbacterskelen.

¹ I denne rapporten vil vi bruke sigma-t som er det samme som egenvekt men definert som : $\sigma_t = (\text{egenvekten} - 1) \cdot 1000$, hvilket gjør at en slipper å bruke mange desimaler for å se forskjeller.



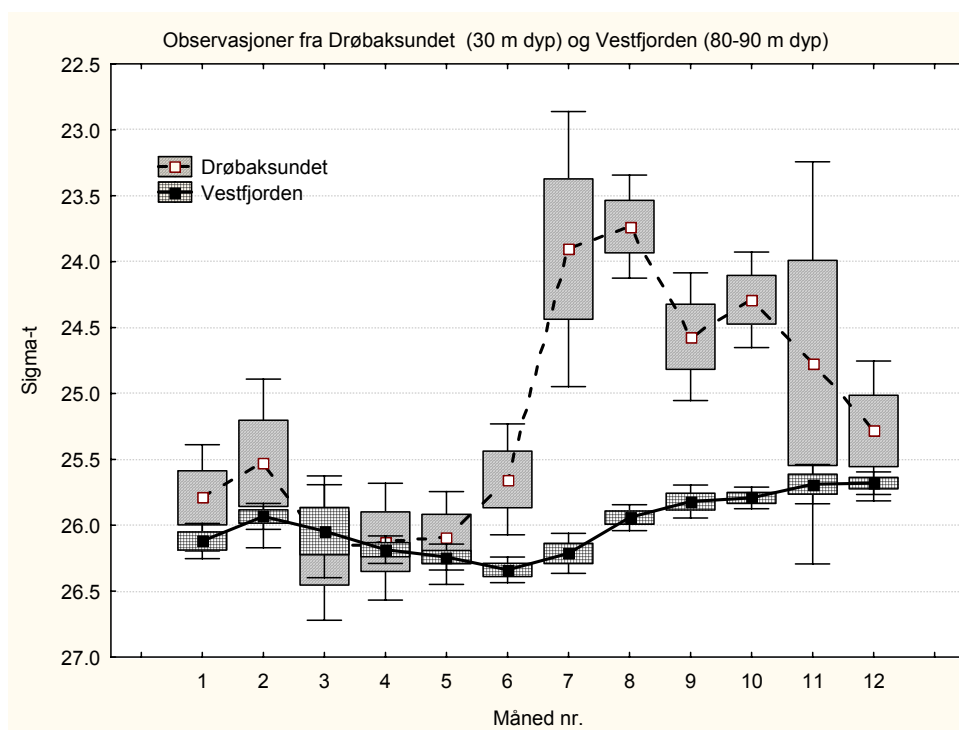
Figur 3. Topografien i indre Oslofjord fra Drøbaksundet i sør og til sørenden av Bunnefjorden.

Normalt er egenvekten (sigma-t) i 0-20 meters dyp sør for Drøbakerskelen størst vinterstid (**Figur 4**). Egenvekten på sjøvannet i Drøbaksundet bestemmes for en stor del av saltholdigheten og i mindre grad av temperaturen. **Figur 4** viser månedsmiddel basert på daglige observasjoner av temperatur, saltholdighet og sigma-t, hvor kurvene for saltholdighet og sigma-t er parallelle. Det er således sjelden temperaturen i seg selv er avgjørende for hvor tungt vannet i sundets overflatelag vil være.



Figur 4. Månedsmiddel av temperatur, saltholdighet og sigma-t på 1 meters dyp ved Drøbak Biologiske stasjon fra 1966-1993 (daglige observasjoner).

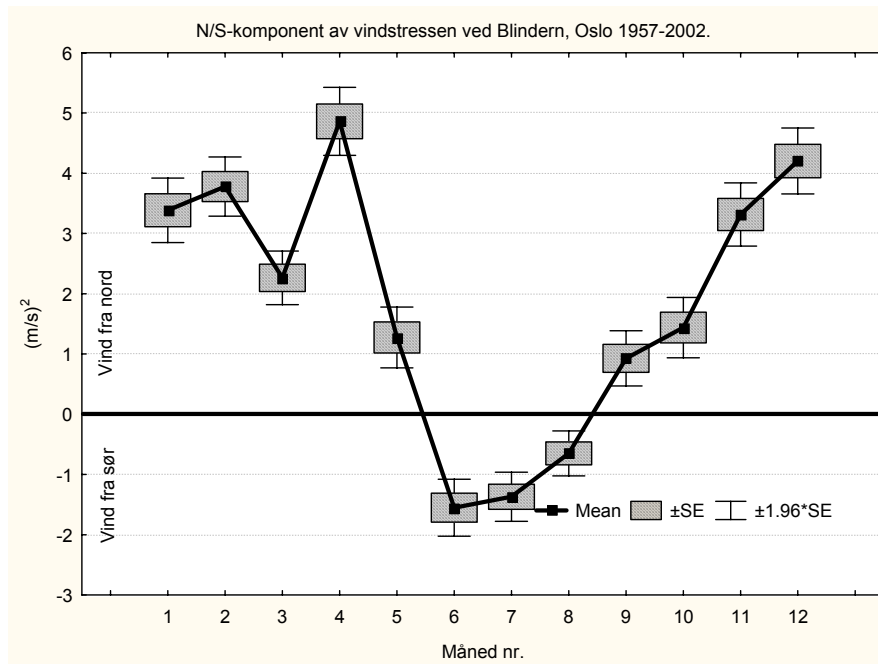
Saltholdigheten er normalt høyere vinterstid når ferskvannstilførselen til ytre Oslofjord er lav. Det er i denne perioden vannføringen i Glomma og Drammenselva er på det laveste, og det er ferskvann fra disse elvene som preger overflatelaget i ytre Oslofjord. Imidlertid har også vinden og de hydrografiske variasjonene i Skagerrak en betydning for saltholdigheten i ytre Oslofjords overflatelag. Nordlige eller helst nordøstlige vinder skyver overflatevann ut av fjorden samt tvinger hovedstrømmen fra Kategatt som normalt går tvers munningen av ytre Oslofjord (fra Koster til Jomfruland) lengre ut i Skagerrak. Derved strømmer tyngre vannmasser inn fra Skagerrak under det utstrømmende vannet som trenger opp mot overflaten (upwelling). Når det tyngre vannet når Drøbakerskelen, vil det strømme inn over terskelen til indre Oslofjord. Er egenvekten større enn det gamle dypvannet, vil det innstrømmende vannet synke til bunns samtidig som det gamle dypvannet løftes oppover. Varer innstrømningen over en lengre tid kan alt gammelt dypvann bli løftet opp og transportert ut av fjorden. **Figur 5** viser at egenvekten (sigma-t) i Drøbaksundet på 30 meters dyp er høyest vinterstid og ofte større enn egenvekten på 80-90 meters dyp i Vestfjorden.



Figur 5. Egenvektens variasjon over året på 30 meters dyp i Drøbaksundet og på 80-90 meters dyp i Vestfjorden. Observasjonen er fra enkelte år mellom 1933 – 2002.

En viktig faktor er således vinden over sør-Skandinavia i vinterhalvåret. Kalde vintrer med høy frekvens av nordavind gir normalt en stor dypvannsfornyelse, mens milde vintrer med lavere frekvens og varighet av nordlige vinder gir mindre dypvannsfornyelse. **Figur 6** viser vindstressens² månedsfordeling (bare N/S-komponenten). Men også andre faktorer er av betydning.

² Her beregnet som kvadraten på vindhastigheten.

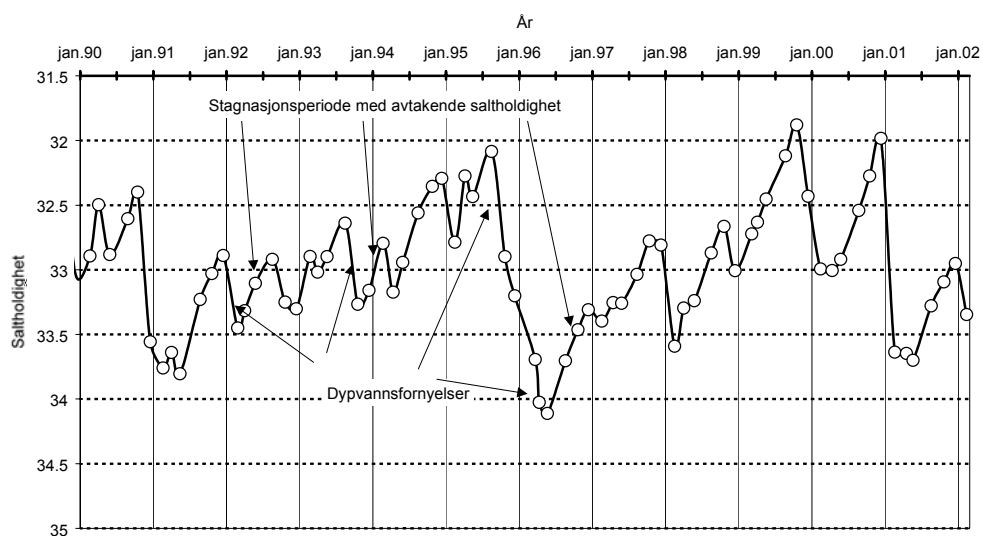


Figur 6. Vindens N/S-komponent fordelt over året, basert på data fra Meteorologisk institutt 1957-2002.

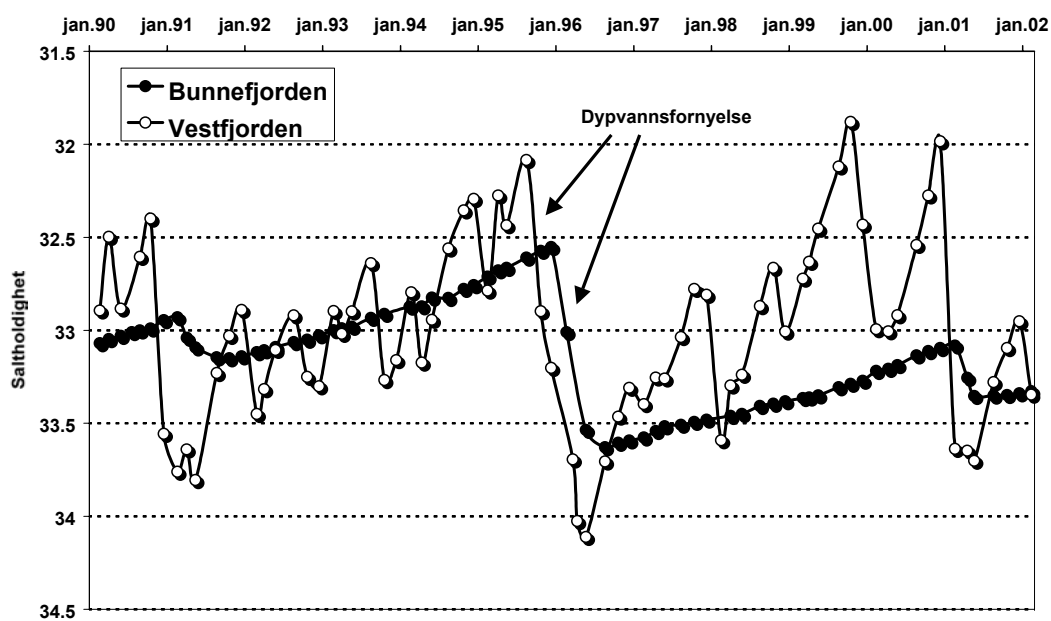
Egenvekten på dypvannet inne i fjorden bestemmes dels av egenvekten på det vannet som dannet det nye dypvannet, dels av hvor sterk den vertikale diffusjonen er i indre fjords dypvann mellom dypvannsfornyelsene. I Vestfjorden er vertikaldiffusjonen betydelig. **Figur 7** viser at saltholdigheten på 125 meters dyp varierer i løpet av et år. Etter en økning, som betyr at nytt vann har strømmet inn over terskelen ved Drøbak, avtar saltholdigheten i løpet av sommeren og høsten. Dette skyldes vertikale blandingsprosesser, til dels generert ved selve terskelen, som blander vann med lavere saltholdighet i dypvann med høyere saltholdighet. Det er forholdet mellom terskeldyp, terskelareal og tidevannsstrømmen som styrer denne blandingen (Stigebrandt og Magnusson, 2002). Resultatet er at saltholdigheten avtar og derved også egenvekten, slik at påfølgende vinter behøver en innstrømmende vannmasse ikke ha større egenvekt enn året før.

I Bunnefjorden er saltholdighetsminskingen meget mindre (ca. 1/5-del) og dette er den viktigste årsaken til at Bunnefjordens bunnvann sjeldnere har en fornyelse (i tillegg til avstanden fra Drøbaktterskelen). **Figur 8** viser forskjellene. Mens saltholdigheten i Vestfjorden (høst eller vinter) øker hvert år (mer eller mindre), er det bare i snitt hvert 3. år nytt dypvann kommer helt til bunns i Bunnefjorden. Den sjeldnere forekommende dypvannsfornyelsen i Bunnefjorden er dels en funksjon av at først må Vestfjorden fylles med nytt vann opp til 50 meters dyp innen det kan renne over til Bunnefjorden, noe som krever at f.eks. innstrømmningen er av en tilstrekkelig varighet, dels av at det kreves tyngre vann, fordi tetthetsminskningen etter en fornyelse går langsommere.

Med gode ytre forhold for fornyelse (stabile gunstige vindforhold, høy saltholdighet på vannmassene i ytre Oslofjord) vil det ta opp mot 1 måned å fylle fjorden med nytt vann opp til 20 meters dyp. Silke forhold er ikke spesielt vanlige. Ofte varierer forholdene i løpet av vinteren, slik at det kan skje flere mindre fornyelser. Det er relativt uvanlig med 100 % fornyelse, men det kan også skje at fjordens dypvann blir fornyet mer enn 100 %.



Figur 7. Saltholdighetsvariasjonen på 125 meters dyp i Vestfjorden (F1 1) 1990-2002.



Figur 8. Saltholdigheten på 125 meters dyp i Bunnefjorden og Vestfjorden.

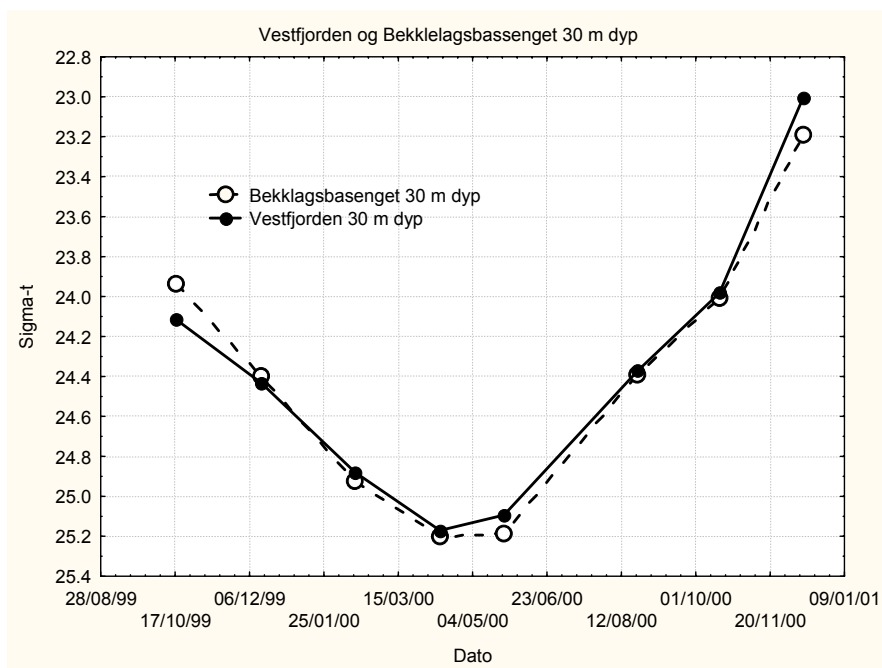
4. Dypvannsfornyelse og Bekkelagsbassenget.

Bekkelagsbassenget ligger i nordøstre del av indre Oslofjord. Bassenget er ca. 70 meter dyp. Den dypeste terskelen inn til bassenget ligger ved Malmøykalven og er noe over 40 meter dyp. Tversnittsårealet er lite og transporten av vann mellom ca 35 meters dyp og terskeldyp begrenset. Mellom Rambergøya og Langøya er sadeldypet ca. 38 meter, og mellom Langøya og Husbergøya ca. 33 meter. Mellom Husbergøya og Skjærholmen er kartgrunnlaget ikke spesielt bra, men sadeldypet ser ut til å ligge på ca. 33 meters dyp.

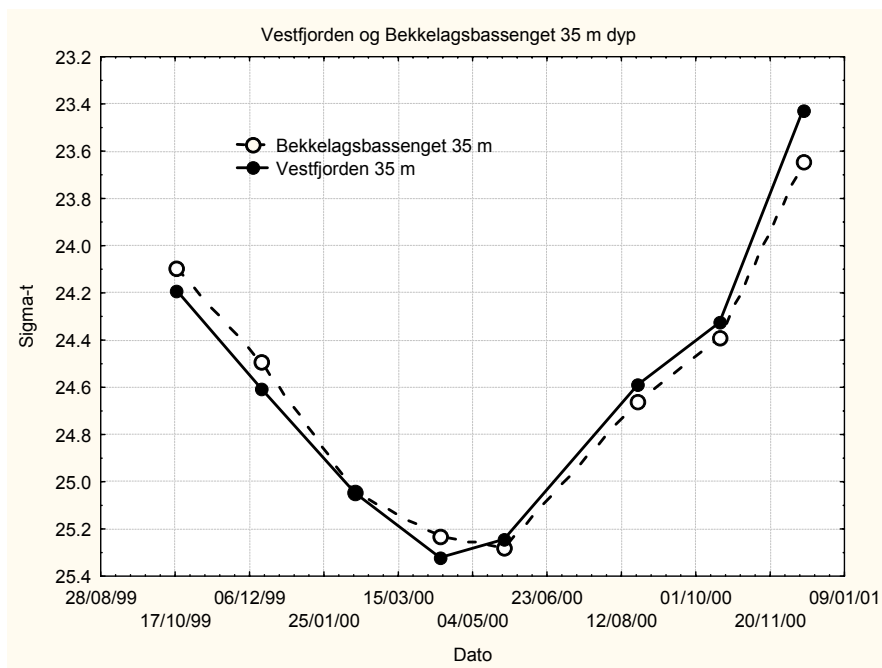
Nytt dypvann til Bekkelagsbassenget må komme via Lysakerfjorden og Bunnefjorden, dvs. passere tersklene til disse fjordene som er ca. 50 meter dype. Når nytt vann strømmer inn i Vestfjorden vil det først fylle Vestfjorden opp til 50 meters dyp, for deretter å fylle Lysakerfjorden og siden strømme inn i Bunnefjorden. Er det innstrømmende vannets egenvekt større enn det gamle dypvannet i Bunnefjorden, vil det strømme ned i Bunnefjorden og langsomt fylle denne. Det blir da vannmasser som ligger høyere opp som presses inn i Bekkelagsbassenget, dvs. dette kan være gammelt vann fra 50-60 meters dyp i Bunnefjorden. Hvis det innstrømmende vannet fra Vestfjorden er lettere enn bunnvannet i Bunnefjorden, men tyngre enn dypvannet i Bekkelagsbassenget, vil det kunne strømme over tersklene til Bekkelagsbassenget og ned i dypet her.

Normal gjennom året samvarierer egenvekten (σ_t) på 30 meters dyp i Vestfjorden og Bekkelagsbassenget (**Figur 9**). På 35 meters dyp er det også liten forskjell (**Figur 10**). Men på 40 meters dyp er det større forskjeller (**Figur 11**). I stagnasjonsperioder, dvs. i årstider når det ikke er noen dypvannsfornyelse, er egenvekten på Bekkelagsdypvann fra ca. 40 meters dyp til bunn større enn Vestfjordens egenvekt på 40 meters dyp. Forskjellen blir større når egenvekten på 40 meters dyp i Vestfjorden sammenlignes med egenvekten i Bekkelagsbassengets bunnvann (**Figur 12**). Det er derfor mest sannsynlig at vannmassene i Bekkelagsbassenget på ca. 40 meters dyp i sommerhalvåret strømmer fra Bekkelagsbassenget ut i Bunnefjorden ved Malmøykalven, noe som tidligere er påvist av Andersen (1968). Transportkapasiteten mellom ca. 35 m og terskeldypet kan ikke være stor, da bassenget klarer å holde oppe en gradient på disse dypene gjennom stagnasjonsperioden. Dette tyder på at dypvannsfornyelsen gjennom samme kanal og på samme dyp også er beskjeden. En fornyelse gjennom denne del vil derfor normalt gå langsomt og neppe bidra til større bunnhastigheter i området.

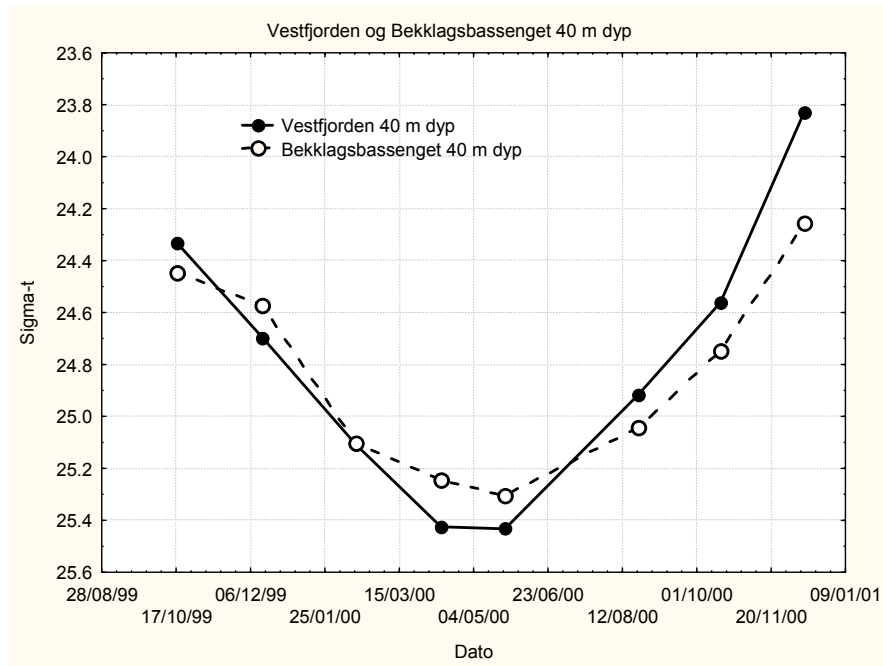
Det er først når en større dypvannsfornyelse skjer, hvor nye tyngre vannmasser kan strømme over de noe grunnere tersklene, og når dypvannsfornyelsen skjer i over kort tid, at det foreligger mulighet for større hastigheter ved bunnen i Bekkelagsbassenget. Dette skjer normalt ikke hvert år.



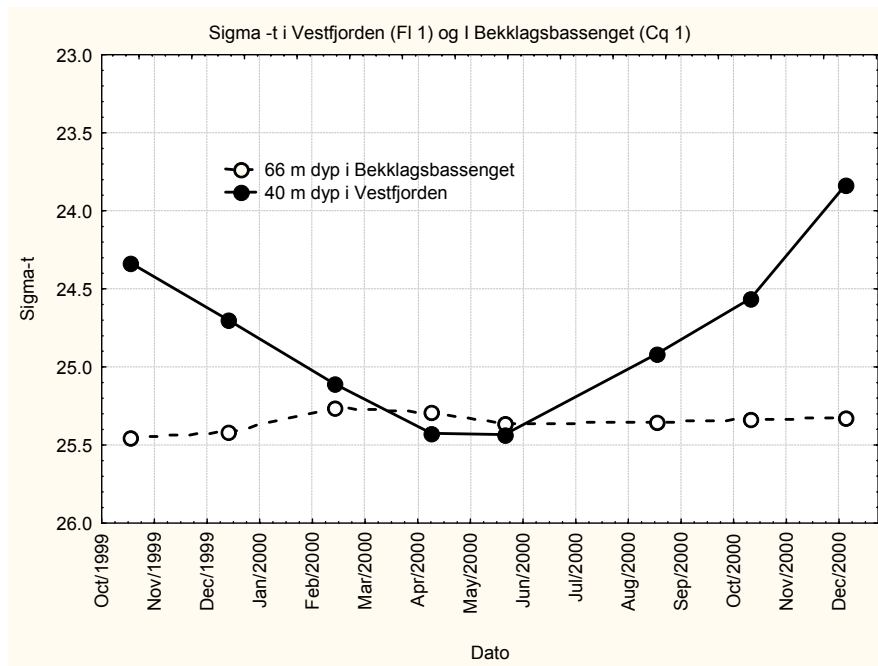
Figur 9. Egenvekten (Sigma-t) i Vestfjorden og Bekkelagsbassenget på 30 meters dyp, oktober 1999 – desember 2000.



Figur 10. Egenvekten (Sigma-t) i Vestfjorden og Bekkelagsbassenget på 35 meters dyp, oktober 1999 – desember 2000.



Figur 11. Egenvekten (Sigma -t) i Vestfjorden og Bekklagsbassenget på 40 meters dyp, oktober 1999 – desember 2000.



Figur 12. Egenvekten (Sigma-t) i Vestfjorden på 40 meters dyp og i Bekklagsbassenget på 66 meters dyp, oktober 1999 – desember 2000.

5. Observerte dypvannsfornyelser i Vestfjorden og Bekkelagsbassenget.

Observasjoner fra Bekkelagsbassenget fra 1962 – 2002 (det foreligger ikke observasjoner fra alle år), samt observasjoner fra Vestfjorden mellom 1933 – 2002 har blitt gjennomgått og vannfornyelser er blitt analysert. Det er skilt mellom store vannutskiftninger, vannutskiftninger som er moderate men har gått til bunns i bassenget, samt vannfornyelser ned til ca. 40 – 50 meters dyp, men som ikke har nådd bunn.

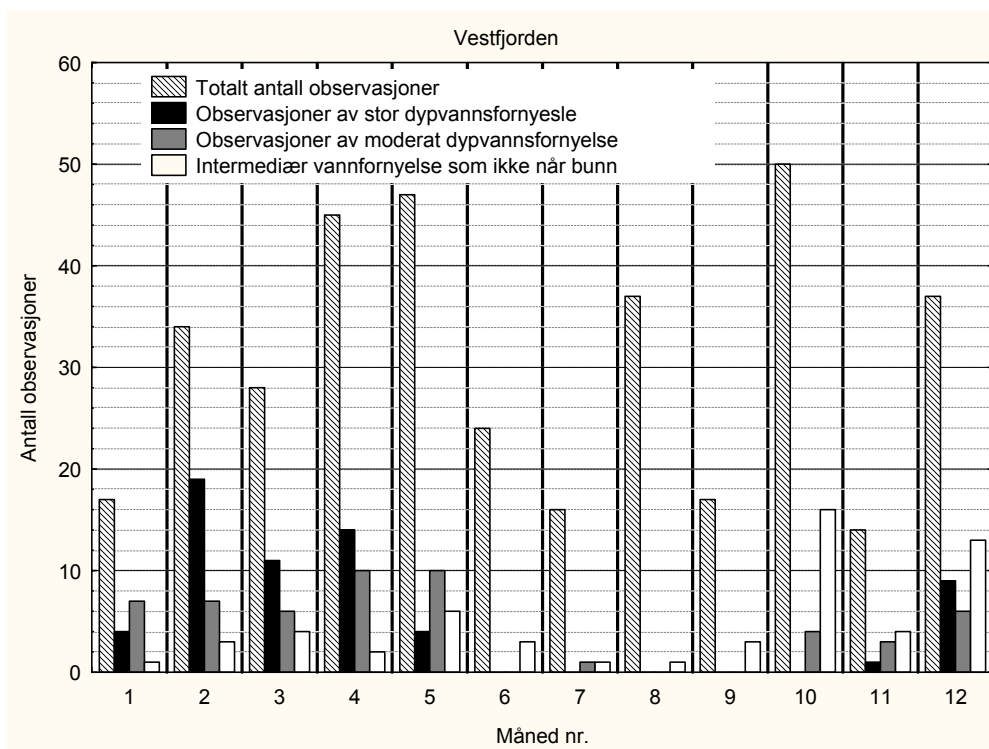
Ettersom en vannfornyelse bare blir registrert i etterhånd, er det nødvendig med observasjoner like før for å kunne se forskjeller i vannmassene mellom toktene. I observasjonsmaterialet er det ofte mer enn en måned mellom toktene. En registrert fornyelse er derfor lagt til observasjonsmåneden, hvilket betyr at ofte vil den kunne ha skjedd minst en måned tidligere. Dette gjelder i vinterhalvåret dvs. fra november til mai/juni.

Det største observasjonsmaterialet er fra Vestfjorden (Dk1), med sammenlagt 366 tokt fordelt mellom 1933 og 2002. Observasjonene er fra ulike kilder (Braarud og Ruud, 1937, Dannevig, 1945, Beyer og Føyn, 1951, Føyn, 1962 samt upubliserte data fra Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61 samt 1975-78 og NIVA (1962-2002)).

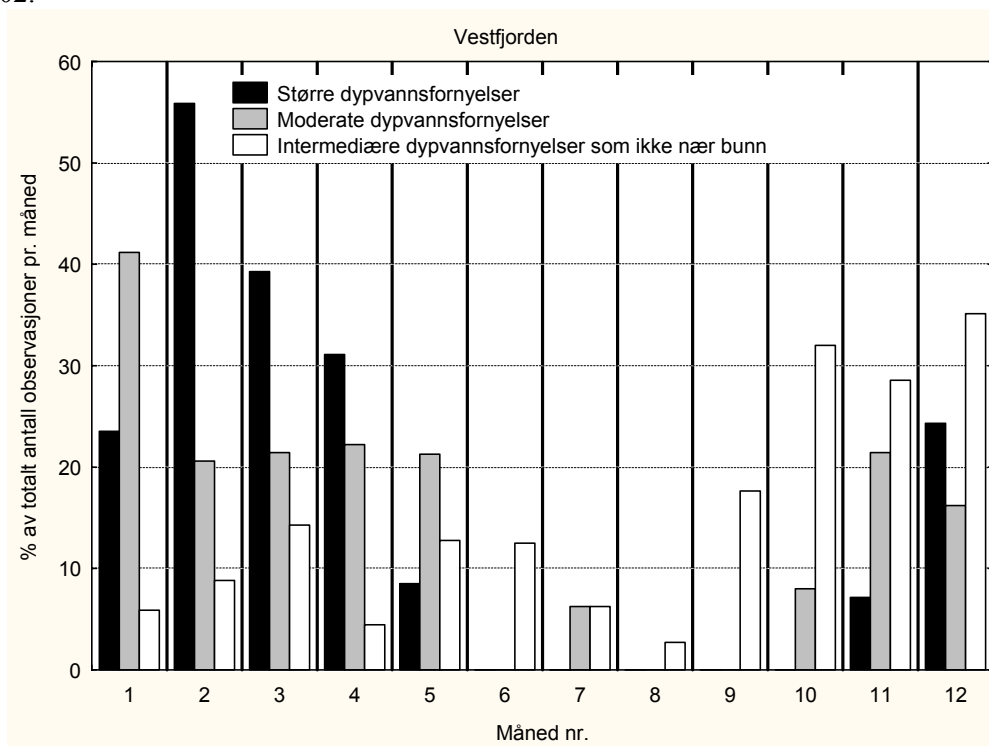
Resultatet av analysen er vist i **Figur 13** og **Figur 14**. Antall tokt i de enkelte månedene varierer, med dårligste frekvens om sommeren. Imidlertid er materialet så stort at det kan trekkes nokså sikre konklusjoner om når på året dypvannsfornyelsene forekommer.

Det er bare observert en dypvannsfornyelse om sommeren (juli 1936), og sannsynligvis skjedde denne i månedsskiftet mai/juni. I månedene juni-september er det derfor normalt ikke noen risiko for dypvannsfornyelser. Høyeste frekvens av større dypvannsfornyelser er observert i tidsrommet desember til april, men fra oktober til mai er fornyelser observert.

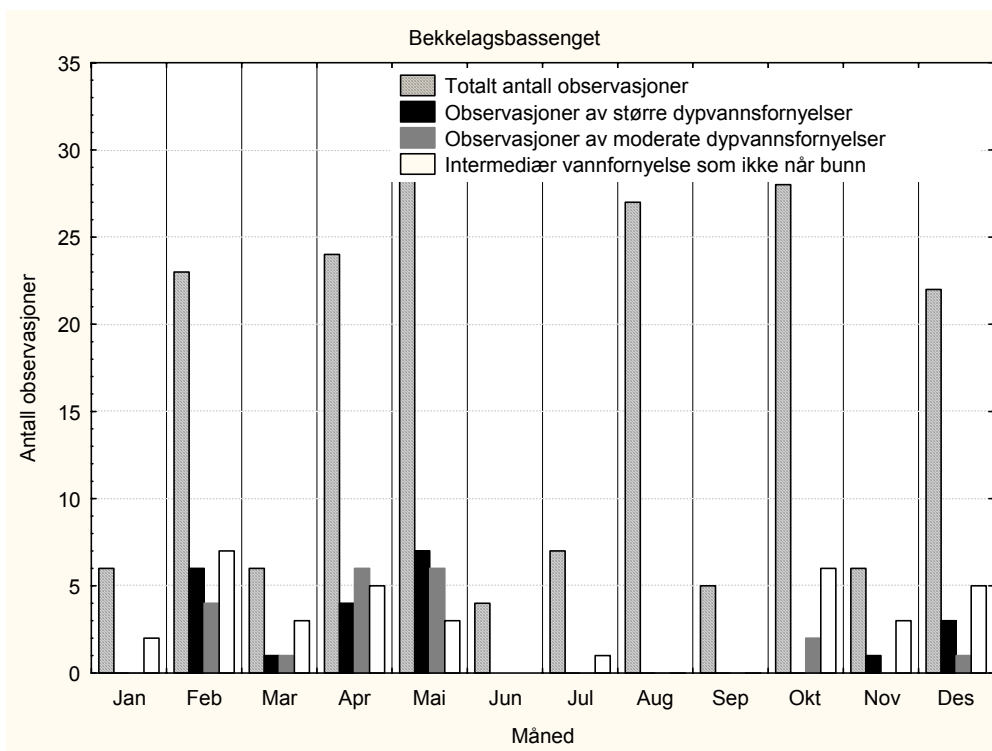
For Bekkelagsbassenget er det gjort tilsvarende analyse som for Vestfjorden og resultatet er fremstilt i **Figur 15** og **Figur 16**. Totalt er det 187 observasjoner fra Bekkelagsbassenget i tidsrommet 1962-2002, dvs. et betydelig mindre antall observasjoner enn fra Vestfjorden. Det er imidlertid samme hovedtrekk i forekomsten av dypvannsfornyelser som i Vestfjorden, hvilket er naturlig.



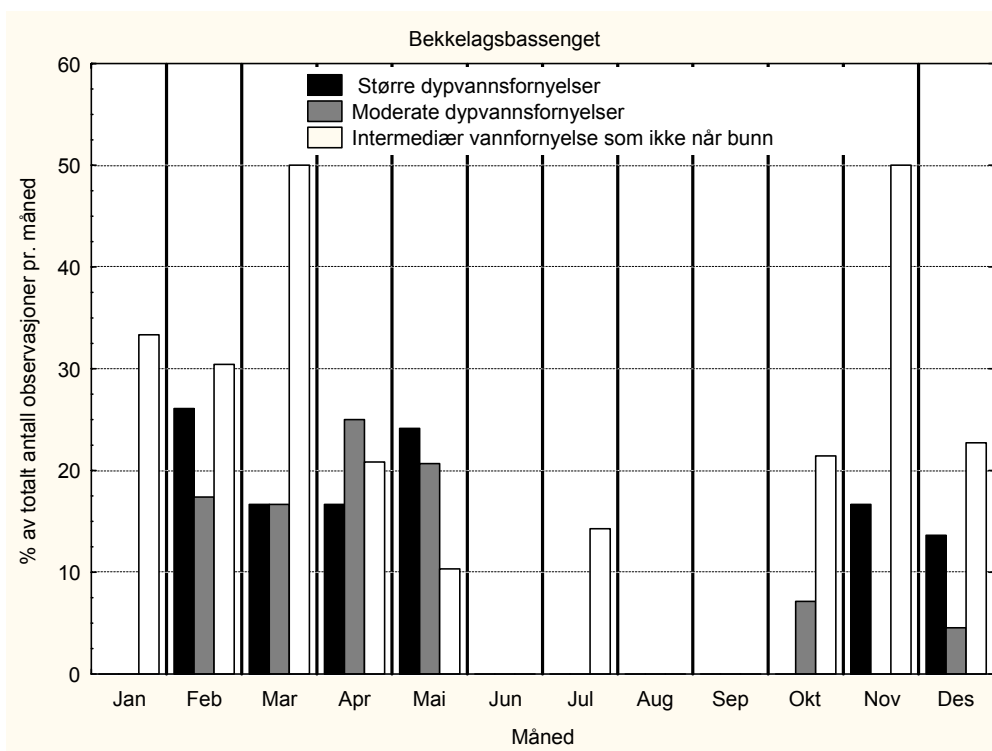
Figur 13. Dypvannsfornyelse i Vestfjorden (Dk 1), basert på observasjoner (tokt) innsamlet mellom 1933-2002.



Figur 14. Dypvannsfornyelser i Vestfjorden (Dk 1) i % av totalt antall observasjoner (tokt) pr måned.

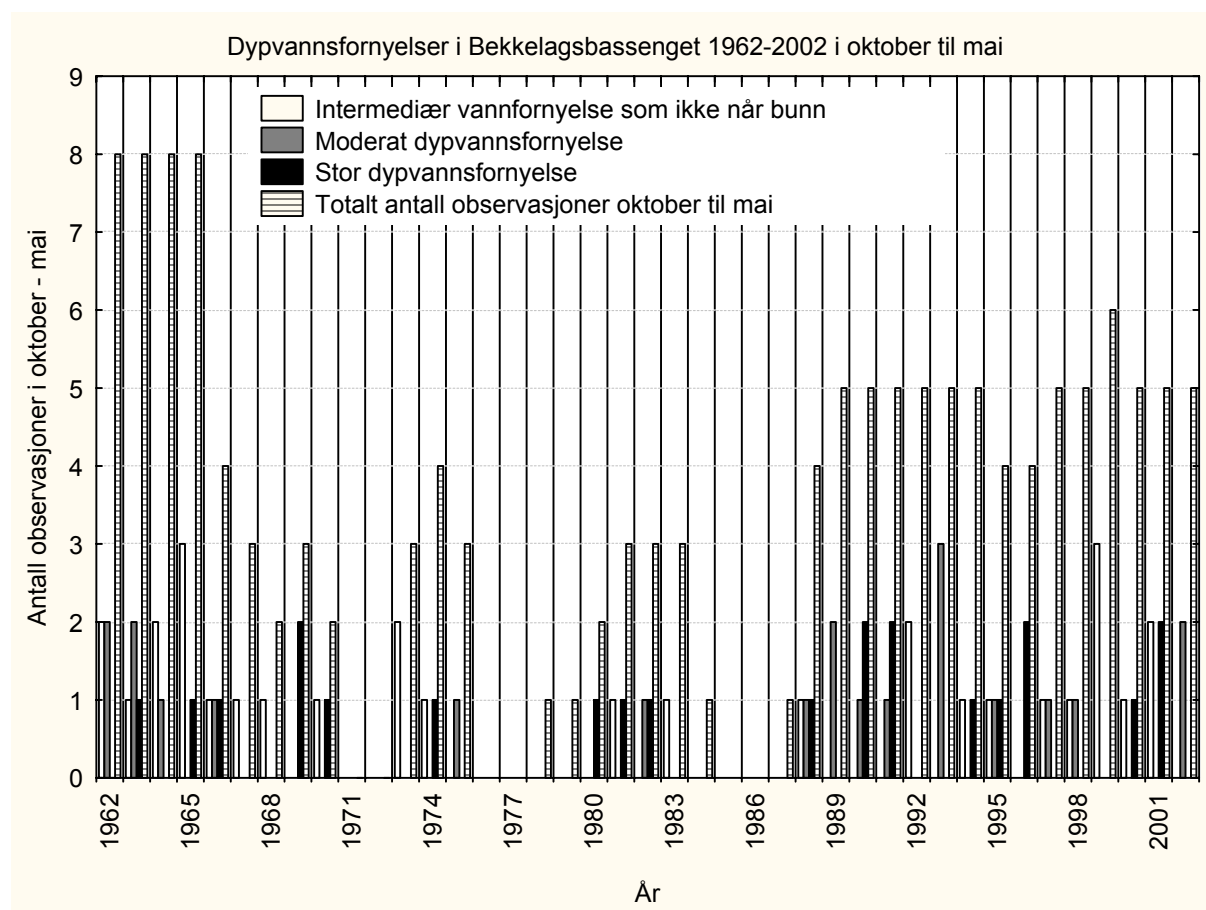


Figur 15. Dypvannsfornyelse i Bekkelagsbassenget (Cq 1), basert på observasjoner (tokt) innsamlet mellom 1962-2002.



Figur 16. Dypvannsfornyelser i Bekkelagsbassenget (Cq 1) i % av totalt antall observasjoner (tokt) pr måned.

Observasjonene fra Vestfjorden gir det beste grunnlaget for å si når det foreligger risiko for dypvannsfornyelser i Bekkelagsbassenget, men ettersom egenvekten på høsten ofte er litt større i Bekkelagsdypvann, vil en dypvannsfornyelse i Vestfjorden ikke alltid føre til nytt dypvann også i Bekkelagsbassenget. **Figur 17** viser at enkelte år er det ikke noen vannfornyelse som når helt til bunns (f.eks. 1999, dvs. oktober 1998-mai 1999).



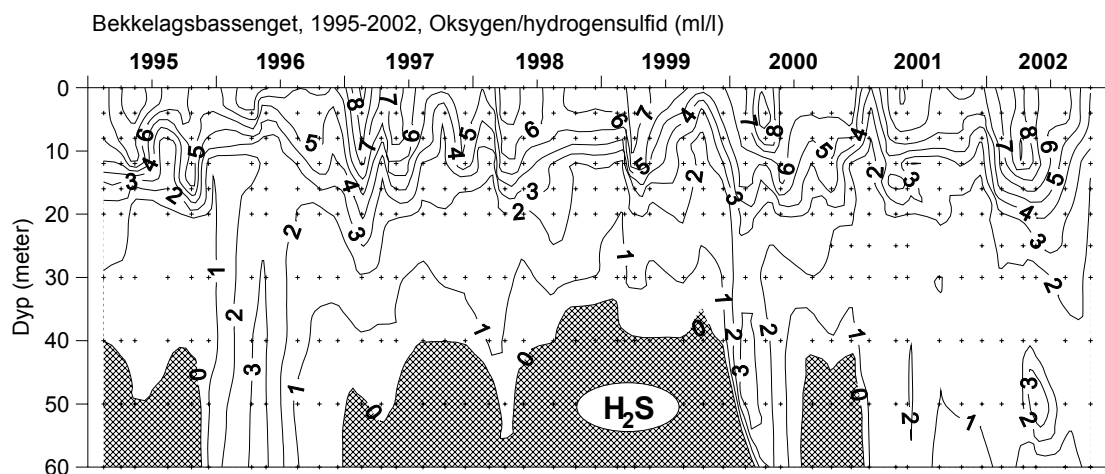
Figur 17. Dypvannsfornyelser i Bekkelagsbassenget i månedene oktober-mai 1962-2002. Det er bare i år med totalt mer enn 4 observasjoner som gir grunnlag for å si noe om antall ganger det skjedd en fornyelse et år.

6. Forandringer i Bekkelagsbassenget som kan påvirke dypvannsfornyelsen og oksygenforholdene.

Siden september 2001 har det nye Bekkelaget renseanlegg etablert et dypvannsutslipp i Bekkelagsbassenget. Tidligere gikk det rensede avløpsvannet ut i overflatelaget, mens det nå blir sluppet ut i en diffusor på ca. 50 meters dyp. Her slippes det nå ut opp mot 1.7 m³/s vann, med en egenvekt som ferskvann. Beregninger viser (Bjerkeng og Magnusson, 1999) at med en kombinasjon av økt rensing og tilførsel av ferskvann til dypvannet vil oksygenforholdene bli forbedret i bassengets dypvann. Det vil fortsatt være risiko for anoksiske forhold, men betydelig sjeldnere enn før utslippet ble tatt i bruk. Dette beror på at den lokale næringssaltsbelastningen i overflatelaget avtar, og at den

organiske belastningen på dypvannet blir mindre. Saltholdighetsreduksjonen som følge av ferskvannstilførselen på 50 meters dyp vil begünstige vannfornyelsen som forventes å bli noe bedre.

Utslipper har nå vært i drift et år. **Figur 18** viser at det ikke har vært hydrogensulfidholdig dypvann i Bekkelagsbassenget siden vinteren 2001. Oksygenkonsentrasjonen både høsten 2001 og 2002 (frem til oktober 2002 da en ny fornyelse startet) har vært litt høyere enn tidligere, og dette er en lang tid sammenlignet med tidligere observasjoner. Sannsynligheten er derfor stor at det nye utslippet er en av forklaringene til forandringen, men endelig bekreftelse vil først kunne gjøres etter noen års observasjoner.



Figur 18. Oksygen og Hydrogensulfid i Bekkelagsbassenget 1995-2002. Data fra overvåkingsprogrammet for indre Oslofjord.

7. Konklusjoner.

Dypvannsfornyelser i Bekkelagsbassenget er observert fra oktober til mai. De mest vanlige månedene med dypvannsfornyelser er i desember – april. I måneden juni-september er det normalt ikke noen risiko for dypvannsfornyelser i Bekkelagsbassenget.

Det er observert år uten dypvannsfornyelse i Bekkelagsbassenget, eller meget beskjeden fornyelse. I år med ekstra stor fornyelse (nedbørfattige, kalde vintrer med langvarige perioder av nordlige vinder) vil større vannutskiftninger skje. I 1996 og 2001 var det slike forhold. De største strømmene i bunn av Bekkelagsbassenget vil være i slike år. I år hvor dypvannsfornyelsen skjer i episoder vil tilførselen av vann skje så langsomt at bunnstrømmene blir beskjedne. Imidlertid er det ikke foretatt strømmålinger på bunn i bassenget under en dypvannsfornyelse, og den kompliserte topografien gjør at det er vanskelig å kunne si hvilken vei dypvannet tar og hvor store strømmene kan tenkes å bli. Til dette kreves observasjoner.

Bekkelagsbassenget har vært en intermitterende anoksisk basseng, dominert av lange perioder med hydrogensulfid. Etablering av et nytt dypvannsutslipp for avløpsvann fra Bekkelaget renseanlegg høsten 2001 vil i tillegg til den forbedrede rensingen av avløpsvannet kunne forandre disse forhold, slik at bassenget i hovedsak kan bli oksisk. Hvordan dette vil gå må fremtidige observasjoner vise, men i 2002 har bassenget vært oksisk frem til siste observasjon tatt før dette notat er skrevet (oktober 2002).

8. Litteratur

- Andersen, T., 1968. En kjemisk hydrografisk helårsundersøkelse (1966-1967) av et forurensset basseng i indre Oslofjord. Hovedfagsoppgave ved Institutt for marin biologi avd A/C ved Universitetet i Oslo.
- Beyer, F og Føyn, E., (1951). Surstoffmangel i Oslofjorden. En kritisk situasjon for fjordens dyrebestand. *Naturen* 75: 289-306.
- Bjerkeng, B og Magnusson, J., 1999. Marinøkologisk vurdering av utslippssted- og innlagrinsdyp for utslippet til Bekkelaget renseanlegg. Fase 2. Modellkjøringer og vurderinger. Norsk institutt for vannforskning, rapport nr 3996.
- Braarud, T. og Ruud, J.T., 1937: The hydrographic conditions and aeration of the Oslo Fjord 1933-34. *Hvalråd. Skr.*, 15: 1-56.
- Dannevig, A., 1945. Undersøkelser i Oslofjorden 1936-50. Fiskeridirektoratets skrifter, s. Havundersøkelser. Vol. VIII. No 4.
- Føyn, E., 1962. Eldre kjemiske undersøkelser. Oslofjordprosjektet rapport nr 12. Norsk institutt for vannforskning.
- Stigebrandt, A og Magnusson, J., 2002. Utredning av konsekvenser for vannutskiftningen i indre Oslofjord ved utvidelsen av skipsleden over Drøbakerskelen. Norsk institutt for vannforskning. Rapport nr. 4500.

Vedlegg E - Notater fra NOAH

KJEMISK STABILITETRef:
02-01739**BESKRIVELSE**

Massenes oppførsel og beskaffenhet for behandling på Langøya er vurdert. Forhold rundt stabilisering og nedbrytning er beskrevet.

DISKUSJON

Sedimentene fra Oslo Havn inneholder organiske og uorganiske miljøgifter i henhold til tabell 1. Massene ansees som lav-kontaminert i forhold til jord-masser som normalt deponeres i nordbruddet på Langøya. Stabilitet og forventet oppførsel må derfor sees i sammenheng med størrelsen på dette prosjektet.

Tabell 1.

Innhold av miljøgifter i sedimenter fra Oslo Havn. Alle data i mg/Kg TS. (Ref. 984139-2 NGI)

	Oslo Havn, konsentrasjonsområde	Estimert middel
Kadmium	1-10	5
Kvikksølv	0,5-7	4
Bly	80-400	200
PAH	3-110	40
PCB	0,02-2,5	0,7
DDT	0,01-0,1	0,04

Tungmetaller

Nordbruddets vannfase har pH i området 7,5 – 8,5 og vil ha positiv effekt på utfelling av tungmetaller når sedimentene blandes inn i nordbruddets vannfase. Overskudd av både partikulært og oppløst jern bidrar også til økt utfelling. Red-oks. forhold kontrollert av Fe(II)/(III) kjemi er gunstig for løslighetsforhold i deponiet. Dette er bla. dokumentert for kvikksølv der løsligheten er ca. 500 ganger lavere i nordbruddsvannet enn hva som betegnes som maksimal løslighet av kvikksølv. Resultater fra utlekkingsforsøk bekrefter disse forhold. Beregnet som tonn tungmetaller mottatt vil mottaket av 450.000 m³ sedimenter utgjøre ca. 10 % av årlig mottak- og behandlingsmengde

Organiske miljøgifter

Utlekkingsanalyser gjennomført på sedimentprøver fra Bjørvika viser ingen påvisbar utlekking av PCB og TBT i nordbruddsvann. Tidligere gjennomførte analyser (NIVA/NGI) uten bruk av nordbruddsvann viser imidlertid noe utlekking av PAH, i størrelseorden 0,1 – 0,3 µg/L. Tidligere studier (NGI 20001221-1) viser imidlertid at det i nordbruddsvannet pågår ulike prosesser som absorpsjon, nedbrytning og fotolyse som medvirker til reduksjon av PAH-innhold. Tilsvarende effekter er også observert for tinnorganiske forbindelser.

Nitrogen.

Løselige nitrogenforbindelser vil ikke retarderes og i stor grad følge utslippsvannet til hav.

OPPSUMMERING

450.000 m³ sedimenter fra Oslo Havn vil kunne behandles på Langøya uten signifikant utlekking av miljøgifter. Ulike prosesser som absorpsjon, utfelling, nedbrytning og fotolyse vil føre til stabilisering av aktuelle masser.

UTSLIPP TIL LUFT

UTSLIPP TIL LUFT

Ved håndteringen på Langøya blir det uten tvil luktutslippene under og rett etter lossing som anses som det viktigste. Disse er vanskelig å kvantifisere, men antas å bli tilnærmet de samme dersom massene forflyttes og håndteres i atmosfæren uansett lokalitet. Grabb-lossing er naturlig sett den verste løsningen luktmessig sett, mens pumping antas å være en maksimalt lukket prosess.

Ved arbeid i den kalde årstid vil ulempene med lukt i hovedsak ramme NOAHs ansatte og innleide. Omfanget er p.t ukjent. Tilsvarende masser er mottatt tidligere, og et ubehag er observert. Lossing/utlasting er da blitt noe tilpasset forholdene, uten at lossekapasiteten har vært skadelidende.

For miljøregnskapet i Langøyas sammenheng er transporten med skip og biler den lettest kvantifiserbare størrelsen. Forbruket av bunkersolje og diesel kan synliggjøres via enhetsstørrelser. CO₂ samt andre parametre kan oppstilles.

TEKNISK LØSNING

Ref:
02-01795

BEHANDLINGSLØSNING-DISPONERINGSSTEDER

De senere justerte anslag over mengdene mudringsmasser fra Oslo Havn ligger på ca 400.000 m³. Med disse forutsetninger har Langøya følgende disponeringssteder for mudringsmasser:

A: Nøytraldeponiet – Nord. Tilgjengelig volum til kote – 6 er ca 250.000 m³ pr 1.10.2002.

B: Eksisterende hovedsump Syd. Dagens vannvolum er på ca 180.000 m³.

Bruken av Sydbruddet er ennå ikke formelt godkjent av SFT. Godkjenningen forventes å foreligge ved årsskiftet 2002-2003. Det må derfor fortsatt tas forbehold om at Sydbruddet kan benyttes for formålet. Dette er helt avgjørende for realiseringen av et mudringsmassemottak i nevnte størrelsesorden.

INNRETNINGER FOR MOTTAK

Det avhenger mye av sedimentenes beskaffenhet og oppdragsgivers ønske hvilken lossemetode som skal velges.

A. Lossing av massene med grabblossing.

NOAH stiller med eksisterende kai og besørger intern transport på bil med tett kasse. Kaidybde er 6 m.

B. Lossing ved pumping.

Det må etableres 2 terminaler, hvor skip kan tilknyttes pumpeledning. Terminalen i Nord benyttes for første mottaksperiode beregnet til 2003/2004, mens det i påfølgende periode losses i Syd. En del av losseutstyret kan benyttes på begge lokaliteter.

I Nord må det etableres en ny, lett kaiteminal for fortøyning og pumpetilknytning, men uten bilkjøring med last. Det må også etableres forsyning av strøm, og vann til spyling og pumpemedium. Nødvendig info for dimensjonering av kai og kapasiteter for strøm, vann og pumpeledning må forelegges NOAH før detaljprosjektering av disse installasjonene.

I Syd er kaidimensjoneringen ikke kritisk, idet eksisterende kai tenkes benyttet. Det påregnes en overflytting av aktuelle installasjoner fra terminalen i Nord. NOAHs eksisterende vannforsyning til anleggene (vann til mølle og kalklesking) må legges om.

FORBEHANDLING

Kravene til forbehandling av masser til deponi er moderate. For grabb-lossing er konsistensen av massene utslagsgivende for bilenes lastekapasitet, samt også avgjørende for spill til sjø. Fremmedpartikler, som f.eks handlevogner og sykler, er uten betydning her.

For pumpelossing er partikkelstørrelsen av betydning for driften, men denne holdes å være på båtens hånd, og defineres på dette tidspunkt ikke av NOAH. Det antas at de samme begrensningene vil gjøres gjeldende ved mudringsarbeidene i Oslo Havn, dersom uthenting av masser gjøres ved en pumpeløsning.

KRAV TRANSPORTENHETER

NOAH har ingen spesielle krav til transportenheter. Ved grabblossing foretrekkes selvlossere. NOAH har kaidybde ved bulk kai på 6 meter. For alternativet med pumpelossing må OHV oppgi dybdekrav og båtstørrelse, samt krav til eventuell landstrøm og vannmengder, jfr punkt om Kapasiteter.

FYSISK STABILITET

Langøya har krav fra SFT for gipsmassenes fasthet, uttrykt som en skjærstyrke på 15 kPa tilsvarende normalkonsolidert leire. De avsatte massene i Oslo Havn er i overflatelagene noe bløtere enn dette, ref NGI-rapport 994104.2. NOAH regner imidlertid ikke dette som noe problem, all den tid det er de konsoliderte massenes skjærstyrke som kravene vil gjelde. For å oppnå tilstrekkelig fasthet kan det eventuelt gjøres ekstra tiltak i overdekningen med andre masser.

Konsolideringsforløpet vil bli fulgt opp, som ledd i den geotekniske kontroll som utøves i deponiområdene.

KAPASITET

For kapasiteter regnes det disse størrelser:

Total deponikapasitet Nord og Syd 430.000 m³, uten ekstra tiltak i deponiene.

Lossekapasitet ved grabblossing er på 6-10 timer for 1000 tonns båt, men dette er helt avhengig av båtens egen losseevne.

Ved losseterminal i Nord for en pumpeløsning vil det ikke bli andre anløp enn fra Oslo Havn. Dette gir her stor anløpsfrihet for båtenhetene. I Syd kan det bli større behov for koordinering av anløpene som følge av annen pågang, men en seilingsplan kan ta hensyn til dette. Dimensjoneringen av pumpeledning gjøres i samråd med Oslo Havn. Avstanden er ca 100 m fra kai til lossested i deponi.

Bilfrakt på NOAHs hånd vil for eventuelle grabbmasser ikke være noen flaskehals.

ETTERBRUK

Masser som generelt lastes inn i Langøya, vil være en del av grunnlaget for rehabilitering av øya. All tilførsel av masser utenfra er nyttig for å bringe øya tilbake til ønsket tilstand for etterbruk. Rehabiliteringen av øya er beskrevet i NOAHs eget planverk og i konsekvensanalyse for søknad om utvidet mottak. Det regnes ikke med at disponering av mudringsmasser vil medføre spesielle tiltak i sluttrehabiliteringen eller gi endrede kvaliteter for etterbruken.

UTSLIPP TIL VANN

BESKRIVELSE

Det skal beskrives i hvilken grad deponering av 450.000 m³ sedimenter fra Oslo havn påvirker resipienten utenfor Langøya. Forhold tatt i betraktning er porevannsanalyser og forventet løslighet av miljøgiftene (Ref. NIVA 4438-2001), samt forventet oppførsel i deponiet.

DISKUSJON

Utslipp til vann og evt. miljøpåvirkning i resipient er hovedsakelig avhengig av følgende forhold:

- ✓ mengde vann/porevann og forurensningsgrad
- ✓ stabiliseringsforhold i deponiet (felling/absorpsjon)
- ✓ renseeffektivitet for aktuelle parametre i renseanlegg

Gjennomsnittelig vanninnhold i sedimentene er estimert til 60-70 % av sedimentvolum. Avhengig av vanninnblandingsbehov vil dette resultere i ca. 300.000 m³ forurenset vann. Med referanse til porevannsundersøkelser (ref. NIVA 4438-2001) kan belastning (gram) av miljøgifter i deponiet beregnes. Typiske utslipp fra Langøya er også presentert.

Tabell 1

Porevannskonsentrasjoner fra Havnesedimenter, samt mengdeoppskalering

	Cd	Cu	Pb	Ni	Zn	Hg	PAH	PCB	TBT
Midlere kons. µg/L	0.26	5.5	7.3	1.8	66	0.139	0.132	i.d	
Mengde, gram	78	1650	2190	540	19800	41.7	39.6		
Typisk utslipp, sept. 2002	10	i.d	i.d	i.d	50	0.027	0.18	i.d	0.006

i.d – ikke detektert

Det er i tillegg vurdert hvordan aktuelle parametre oppfører seg i kontakt med nordbruddsvannet. Nordbruddsvannet inneholder jern (Fe II/III) og oppløst organisk karbon. Studier har vist at disse forhold bidrar til stabilisering av både tungmetaller og et utvalg av organiske (hydrofobe) miljøgifter. Det er også påvist betydelig nedbrytning av ulike organiske miljøgifter (PAH, TBT) i nordbruddsvannet avhengig av årstid. Resultater fra utlekkingsforsøk der sedimenter er blitt blandet med nordbruddsvann viser ingen/minimal utlekking i henhold til NOAH's interne bestemmelsesgrenser for aktuelle analysemetoder. Det forventes altså at porevann fra sedimenter stabiliseres i nordbruddets vannfase og at behov for vannrensing vil være begrenset. Det vann som slipper ut fra deponiet pumpes ut under kontrollerte forhold, og passerer uansett alltid gjennom NOAHs renseanlegg.

Basert på driftserfaring fra renseanlegg vil et evt. bidrag fra utlegging av sedimenter utgjøre mindre enn 10 % økning i normal-konsentrasjon. Renseanlegget er designet for å håndtere slike konsentrasjonsvariasjoner.

Det kan ikke påregnes signifikant retardasjon av løselig nitrogen/ammonium under behandling på Langøya. Noe nedbrytning og fordamping kan forekomme spesielt i sommerhalvåret. Bakgrunnsverdiene i vannmassene er i størrelsesorden 25 mg/L. Det må påregnes noe utslipp av løselig nitrogen som resultat av mottak. Gitt at 80 % av porevannskonsentrasjon følger utslippsvannet til hav resulterer dette i en utslippsmengde på 6-7 tonn Tot-N, tilsvarende ca 1/3 av NOAHs totale årsutslipp. Det er tidligere vurdert økt utslipp av nitrogen fra Langøya (NIVA 4098-99). NIVA konkluderer i denne rapporten med at økt utslipp vil ha små miljømessige konsekvenser for fjorområdet utenfor øya.

Spill/partikler til hav.

Ved valg av pumpe-løsning for transport av sedimenter fra lekter til kai/deponi forventes det ikke/minimalt spill til hav. Dette da rørledning vil introduseres like ved deponioverflaten flere meter under havoverflaten.

Fra renseanlegget er mengden partikulært materiale til hav ubetydelig. Turbiditet ligger normalt < 5 ntu.

OPPSUMMERING

Kontrollert utpumping og rensning av vann til hav gir minimalt av utslipp og fullstendig kontroll over de deponerte massene mht utslipp og spredning. Med unntak for nitrogen, forventes det ingen betydelig økning i NOAH's regulære utslipp som følge av deponering av 450.000 m³ sedimenter. Utslipp av nitrogen må også påregnes ved en ev. dypvannsdeponering i indre Oslofjord. Konsekvensene av nitrogenutslippene på disse to plassene må veies mot hverandre.

Det kan gjennomføres en langtidsvurdering av totale utslipp til hav fra NOAH Langøya relatert til mengdemottak. Dette vil mest sannsynlig resultere i et positivt utslag for sedimenter da disse lavkontaminerte massene fortrenger mottak av sterkere forurensede masser med høyere utlekkingspotensiale.

Kontroll- og referanseside/ Review and reference page



Oppdragsgiver/Client Oslo havnevesen		Dokument nr/Document No. 20011067-1
Kontraktsreferanse/ Contract reference Møte 15. august 2002		Dato/Date 2 januar 2003
Dokumenttittel/Document title Oslo havnevesen, dypvannsdeponi ved Malmøykalven. Tilleggsutredning til konsvekvensutredning. Miljøgiftbudsjett, kostnader og in situ tildekking Prosjektleder/Project Manager Espen Eek Utarbeidet av/Prepared by Espen Eek		Distribusjon/Distribution ☐ Fri/Unlimited ☒ Begrenset/Limited ☐ Ingen/None
Emneord/Keywords chemical stabilization, coastal engineering, contaminated soil, sea bed		
Land, fylke/Country, County Oslo, Akershus Kommune/Municipality Oslo, Nesodden Sted/Location Bekkelagsbassenget Kartblad/Map 1914 IV UTM-koordinater/UTM-coordinates 32VNM970378		Havområde/Offshore area Feltnavn/Field name Sted/Location Felt, blokknr./Field, Block No.

Kvalitetssikring i henhold til/Quality assurance according to NS-EN ISO9001							
Kon- trollert av/ Reviewed by	Kontrolltype/ Type of review	Dokument/Document		Revisjon 1/Revision 1		Revisjon 2/Revision 2	
		Kontrollert/Reviewed		Kontrollert/Reviewed		Kontrollert/Reviewed	
		Dato/Date	Sign.	Dato/Date	Sign.	Dato/Date	Sign.
AH	Helhetsvurdering/ General Evaluation *						
	Språk/Style						
AH	Teknisk/Technical - Skjønn/Intelligence						
	- Total/Extensive						
	- Tverrfaglig/ Interdisciplinary						
	Utforming/Layout						
EE	Slutt/Final						
JGS	Kopiering/Copy quality						
* Gjennomlesning av hele rapporten og skjønnsmessig vurdering av innhold og presentasjonsform/ On the basis of an overall evaluation of the report, its technical content and form of presentation							
Dokument godkjent for utsendelse/ Document approved for release		Dato/Date			Sign.		