

Bergen havn

Tiltaksplan fase II

Oppdragsgiver: **Statens forurensingstilsyn**
Formell oppdragstittel: **Tiltaksplan for Bergen havn, fase II foreløpig utgave**
Oppdragsnummer: 114863 Rapportdato: 30.11.2005 Versjonsnr.: 3

Prosjektansvarlig hos o.giver: Håkon Kryvi
Prosjektansvarlig hos COWI: Oddmund Soldal

Saksbehandlere: Amy Oen (NGI), Anne Kibsgaard (NGI), Frode Uriansrud (NIVA),
Oddvard Lindholm (NIVA), Olaug Godøy (COWI), Morten Jartun (NGU), Rolf
Tore Ottesen (NGU)

Kontrollør: Jens Skei (NIVA)
Audun Hauge (NGI)

Nøkkelord (søkeord): Bergen havn, tiltaksplan, forurensede sedimenter



NGU
Norges geologiske undersøkelse
Geological Survey of Norway



COWI

Forord

Etter oppdrag fra Statens Forurensningstilsyn legges frem rapport, "Fase II, Tiltaksplan for opprydding av forurensede sedimenter i Bergen havn". Fylkesmannen har ledet arbeidet sammen med representanter for Bergen kommune, Bergen og Omland Havnevesen og Forsvarsbygg. Arbeidet har vært utført av COWI (ledet arbeidet), Norsk institutt for vannforskning, Norges geotekniske institutt og Norges Geologiske undersøkelser.

Rapport for Fase I ble lagt frem oktober 2002 og foreløpig rapport Fase II i november 2004. Rapport for Fase I gav oversikter over hvor de forurensede sedimentene ligger, konsentrasjonen av de viktigste forureningskomponentene, kartlegging av brukerinteressene og kilder på land samt kostnadsoverslag over ulike oppryddingsalternativer. Det ble samtidig gjort en samfunnsøkonomisk vurdering av tiltaksplanen.

En mer omfattende kartlegging av forurensningene er utført i Fase II, og havnen er oppdelt i mindre tiltaksområder. Områdene er prioritert ut fra risikovurdering av giftenes mulige innvirkning på human helse. Videre er arbeidet supplert med rapportene om "Spredning av miljøgifter fra tette flater i Bergen" og "Modellering av miljøgift- og partikkeltransport i Vågen". I tillegg er Riksantikvarens betenkning om opprydding på bunnen av Vågen inkludert.

Rapporten gir anbefalinger om det videre arbeidet for opprydding av forurensede sedimenter i Bergen havn.

For Styringsgruppen

Håkon Kryvi

Fylkesmannens Miljøvernnavdeling

Bergen havn, tiltaksplan fase II

Innhold	Side
1 Sammen drag	5
2 Innledning	6
2.1 Målsetting i fase I	6
2.2 Målsetting i fase II	6
3 Forurensingsstatus	7
3.1 Utført arbeid	7
3.1.1 Feltarbeid og nye prøvestasjoner	8
3.1.2 Analyser	9
3.2 Forureningstilstand i overflatesedimenter	10
3.3 Mektigheten av forurenset sediment	16
3.4 Spredning av miljøgifter og partikler i Vågen	20
4 Tilførsler i området med kostholdsråd	21
4.1 Spredning av forurensning fra landbaserte kilder i Bergen havn	21
4.2 Beregning av overløpsutslipp til Vågen og Sentrum Syd/Puddefjorden	23
4.3 Overflateavrenning	25
4.4 Andre forurensingskilder i området med kostholdsråd	26
4.4.1 Bergen kommune utenom tiltaksområdet	26
4.4.2 Nabokommuner innenfor kostholdsråds-området	27
4.5 Atmosfærisk nedfall	27
5 Risikovurdering	29
5.1 Risikovurdering trinn I	30
5.2 Risikovurdering trinn II - delområder	30
5.2.1 Spredning fra delområder	30
5.2.2 Human eksponering i delområder	31
5.3 Prioritering av områder	34
6 Ansvarsforhold	34
6.1 Ansvarsforhold ved sedimentforurensing	35
6.2 Tiltakspåkt	36
6.3 Erstatning	36
6.4 Identifisering av kilder/problemeiere	36
7 Erfaring fra tiltaksrettede pilotprosjekter	38
7.1 In-situ tildekking i Kristiansand	38
7.2 Undervannsdeponi i Sandefjord	38
7.3 Sedimentstabilisering i Trondheim	39
8 Foreslåtte tiltak i sedimentene i Bergen havn	39
8.1 Tiltak i området rundt U-båt bunker	40

8.2	Tiltak i Vågen	41
8.3	Tiltak i Kirkebukten	41
8.4	Tiltak i området Solheimsviken til Indre Puddefjorden.....	42
8.5	Utbyggingsområder.....	42
8.6	Finansiering	42
8.7	Mulige løsninger for håndtering av mudrede masser.....	42
9	Konklusjon og plan for videre arbeid.....	43
	Referanser	45

Vedlegg

Vedlegg A:	Prøvetakingsstasjoner
Vedlegg B:	Analyseresultater
Vedlegg C:	NGI Teknisk notat: Spredning av forurensning fra landbaserte kilder i Bergen havn
Vedlegg D:	Beregning av utslipp via avløp inklusive avløpssone ved Vågen
Vedlegg E:	Sjablongkonsentrasjoner for kommunalt overvann
Vedlegg F:	NGI Teknisk notat: Risikovurdering
Vedlegg G:	Riksantikvaren
Vedlegg H:	NGI Teknisk notat: Pilotprosjektene
Vedlegg I:	Tabell over enhetskostnader ved ulike alternativ (fra Fase I)
Vedlegg J:	NGU: Spredning av miljøgifter fra tette flater i Bergen
Vedlegg K:	NIVA: Modelling av miljøgift- og partikkeltransport i Vågen, Bergen havn
Vedlegg L:	COWI: Spredning av miljøgifter fra forurenset grunn langs havnebassenget
Vedlegg M:	Ordforklaringer

1 Sammendrag

For å få et bedre beslutningsgrunnlag for valg av tiltak mot forurensede sedimenter i Bergen havn er det gjennomført oppfølgende undersøkelser. Det er tatt nye prøver for å kunne inndelegge og rangere områdene bedre, samt å finne tykkelsen på det forurensede sedimentlaget. Rangering av områdene er gjort på grunnlag av en risikovurdering. Risikovurderingen er basert på beregning av spredning av miljøgifter via dyrs gravende virksomhet i sedimentet (biodiffusjon), via oppvirling fra skipstrafikk og via opptak i organismer. De ulike spredningsveiene er bl.a et produkt av miljøgiftkonsentrasjon og binding i sedimentet.

Samtlige delområder overskrider akseptabel risiko for human helse med hensyn på PCB, samt mindre overskridelser for bly i noen delområder. Overskridelsene knyttet til PCB er klart størst, med 10-100 ganger høyere overskridelser av grenseverdier enn for bly, kobber og kvikksølv. Områder bør derfor prioriteres med hensyn på human helserisiko knyttet til PCB.

I et stort antall sandfangskummer er det påvist PCB, sink og bly. Dette viser at det fortsatt er aktive miljøgiftkilder på land. Spredning av miljøgifter via grunnvannet synes ikke å være et stort problem.

En 0-tiltaksstrategi med hensyn på sedimentene synes som lite hensiktsmessig, da alle eksisterende data fra Bergen havn viser at det er knyttet betydelig spredningsrisiko til sedimentene i havneområdet. Sedimentundersøkelsene både Vågen og Puddefjorden har vist at områdene er meget sterkt forurenset. De meget sterkt forurensete sedimentene i havnebassenget er mobile noe som utgjør fare for spredning av miljøgifter fra de indre havneområdene (Vågen og Puddefjorden) til de utenforliggende områdene i Byfjorden. Risikovurderingen av sedimentene i havneområdet viser flere områder i havneområdet overstiger grensen for maksimal tolererbar risiko (MTR). Disse dataene tyder på at sedimentene utgjør fare for spredning av miljøgifter til utenforliggende områder og at noe må gjøres. For å fjerne sedimentenes betydning som kilde til spredning av miljøgifter og om mulig bidra til oppheving av kostholdsrad i området anbefales det derfor å gjennomføre sedimentrettede tiltak.

Tiltak i sedimentene bør ikke gjennomføres før det er tilstrekkelig kontroll over landkildene. Det anbefales å kvantifisere bidragene fra de påviste kilder på land til de enkelte delene av havnebassenget.

Vågen har stor marinarkeologisk verdi, derfor vil ikke tiltak i dette området tillates uten godkjenning av Riksantikvaren. Det bør settes i gang **pilotprosjekt** for å avklare muligheter og avgrensinger av ulike metoder. Aktuelle metoder for utprøving er skånsom oppsuging med ulik disponering av massene og ulike former for skånsom tildekking.

Prioritet nr 1 for tiltak i sedimentene er området ved ubåt-bunkerne. Forsvarsbygg har satt i gang tiltak i dette området.

Prioritet nr 2. Sedimentene i Vågen er mobile og det er vist at det foregår både en intern masseforflytning og en transport av miljøgifter ut til Byfjorden. Dette viser at det er nødvendig med en helhetlig opprydding i området. Tiltak bør påbegynnes innerst i Vågen og gjennomføres utover, etter at eventuelle mudring for å øke seilingsdybde er gjennomført.

Prioritet 3. Kirkebukten anbefales også som et område for gjennomføring av tiltak pga høy beregnet human helserisiko for PCB, samt at det er et avgrenset område. Det kreves imidlertid supplerende undersøkelser for å kunne avklare og deretter avgrense området for tiltak. Eventuelle tiltak vil innebære en kombinasjon av mudring og tildekking.

Prioritet 4. I området Solheimsviken-Damgårdssundet-Indre Puddefjorden bør man foreta helhetlig opprydding i større områder av gangen. Oppretting av et miljøfond kan være en mulighet for å delfinansiere helhetlig opprydding av områdene. Det foregår en omregulering fra industri til bolig i området. Det foreslås derfor å tilrettelegge for samarbeid mellom eksisterende og fremtidige brukere og eiendomsbesittere i området Solheimsviken-Damgårdssundet-Indre Puddefjorden. Partene har felles interesse av oppryddingen og det må lages et insitamant for at de kan delta med finansiering sammen med stat og kommune. Finansi-

ringsmodellen som er benyttet i Oslo kan brukes. Tiltak vil omfatte en kombinasjon av mudring og tildekking.

I et prøvепunkt utenfor **Georgenes verft /Dikkedokken** er det påvist høye konsentrasjoner av tungmetaller og PCB. Da området er representert med kun ett prøvепunkt er det ikke inkludert i risikovurderingen av delområder. Før tiltak vurderes bør man ha **flere prøvепunkter** som dekker området, samt avklare hvorvidt konsentrasjonen er representativ for sjøbunnen i forhold til fordelingen mellom fint og grovt materiale.

I **Store Lungegårdsvann** viser risikoanalysen at miljøgiftene er lite mobile og det foregår ikke vesentlig spredning av miljøgifter slik tilstanden er nå. Under byggevirksomhet kan denne situasjonen endre seg og i likhet med andre områder der det forventes byggeaktivitet må det stilles krav til avbøtende tiltak i forbindelse med arbeidet.

Ved mudring av forurenset sediment må man sikre en god miljømessig og kostnadseffektiv avhending av massene. Dette kan oppnås ved å benytte for eksempel stabiliserte mudringsmasser til etablering av nye landarealer i Bergen havn eller lokal deponering av mudringsmassene. Det bør startes planarbeid i kommunen for at dette kan bli et alternativ. Erfaring fra andre steder tilsier at dette er en tidkrevende prosess.

2 Innledning

Tiltaksplan for Bergen havn – Fase I, gir en oversikt over forurensningene av de viktigste miljøgiftene i området. Denne planen påpekte at det ikke er gjort en grundig nok kartlegging av mengde forurensning i sedimentene. I tillegg konkluderte Tiltaksplan Fase I med at en viktig forutsetning for et vellykket oppryddingstiltak i sjøen, er at utslipp av miljøgifter fra landbaserte kilder kommer under tilstrekkelig kontroll.

Denne rapporten har fokus på de lokale problemstillinger med miljømessige, tekniske og økonomiske aspekter.

2.1 Målsetting i fase I

Tiltaksplan Fase I angir hvilke områder hvor tilstanden er verst og hvilke tiltaksscenarioer som gir den største miljømessige gevinst ved opprydding. Tiltaksscenarioer omfatter hele tiltaksområdet (Store Lungegårdsvannet, Puddefjorden, Vågen). Ytre avgrensning er linjen fra Lyreneset til Skoltegrunnskaaien, og er av mer generell karakter. Det er behov for en finere oppdeling av området med spesifikke forslag til tiltak for de aktuelle delområdene.

2.2 Målsetting i fase II

Tiltaksplan Fase II skal føre dette arbeidet videre for å oppnå SFTs hovedmålsetting:

Tiltaksplanen skal vise omfanget av forurensningen, gi oversikt over konkrete kilder til forurensningen og angi hvilke tiltak som er nødvendige for å løse problemet.

Målsetting med Tiltaksplan Fase II omfatter:

- Oversikt over miljøgiftsituasjonen i sedimentene slik at tilstrekkelig presis avgrensning av områder er mulig.
- Oppdeling av havneområdene i tjenlige enheter etter risiko for spredning og risiko for opptak av miljøgifter i biota.
- Rangering av områdene etter risiko for spredning og forurensningsfare.
- Forslag til tekniske løsninger med kostnader for de enkelte områdene.
- Innspill til plan for gjennomføring av tiltakene.

Etter at hovedarbeidet i Fase II ble gjennomført (November 2004) ble det utført en oppfølgende undersøkelse av kilder til forurensning av havnebassenget. Disse undersøkelsene omfattet både mobilitet av sedimentene og forureningskilder på land. Det er gjennomført tre tilleggsundersøkelser i fase II av prosjektet:

- Modellering av miljøgift- og partikkeltransport i Vågen, Bergen havn (vedlegg K)
- Spredning av miljøgifter fra tette flater i Bergen (vedlegg J)
- Bergen havn fase II: Spredning av miljøgifter fra forurenset grunn langs havnebassenget (vedlegg L)

I tillegg er en betenkning fra Riksantikvaren om opprydding i Vågen inkludert.

3 Forurensingsstatus

3.1 Utført arbeid

Valg av analyseparametere

Det ble valgt å prioritere analyser av PCB, kvikksølv og bly for på denne måten å kunne dele Puddefjorden og Vågen inn i hensiktsmessige delområder for risikovurdering. Dette til tross for at også andre stoffer som PAH, metyl-kvikksølv, TBT, bromerte flammehemmere osv kan forekomme i høye konsentrasjoner i havneområdet.

PCB (polyklorerte bifenyler) er en gruppe syntetiske klorforbindelser som er giftige, tungt nedbrytbare og bioakkumulerende. Ny bruk av PCB ble forbudt i Norge i 1980. Til tross for dette forekommer høye PCB-konsentrasjoner i overflatesedimentene i tiltaksområdet. PCB var et av de prioriterte stoffene i tiltaksområdet i og med at kostholdsrådet med hensyn på konsum av fisk og skaldyr er relatert til PCB-konsentrasjon.

Tidligere undersøkelser har vist at innholdet av tjærestoffet PAH (polyaromatiske hydrokarboner) stort sett er i tilstandsklasse III eller høyere i hele tiltaksområdet. Det ble derfor valgt å kun analysere enkelte stikkprøver av PAH i overflatesedimentene, samt undersøkelser av hvor langt ned i sedimentene PAH-forurensningen gikk. Stoffgruppen PAH består av mange forskjellige forbindelser. Noen av disse kan være giftige, arvestoffskadelige og kreftfremkallende. PAH har lav løselighet i vann noe som ofte medfører lave konsentrasjoner i vannmassene. PAH er også ofte bundet til finpartikulært materiale, sot og organisk stoff som kan medføre lavere konsentrasjoner i områder med lavt innhold av organisk materiale og lav andel fint materiale (kaiområder). PAH-forbindelser dannes ved all ufullstendig forbrenning av organisk materiale (fyringsanlegg, bileksos, visse industriprosesser, vedfyring) og har fremdeles tilførselskilder i havnebassenget (utslipp fra mekaniske verksteder, oljesøl, overvann, kloakk, etc).

TBT (Tributyltinn) er kunstig framstilte tinnorganiske forbindelser som er tungt nedbrytbare og bioakkumulerende. TBT tilføres miljøet ved gradvis utlekking fra bunnstoff på skipsskrog, samt ved utslipp fra bunnstoff i forbindelse med ulike dokkaktiviteter på skipsverft, eksempelvis sandblåsing. Forbindelsene kan også tilføres miljøet ved utlekking fra andre typer produkter. Det ble nedlagt forbud mot bruk av TBT-holdig maling på båter under 25 meter i 1989. Tinnorganiske forbindelser er fortsatt i bruk som bunnstoff på båter større enn 25 m. Den internasjonale skipsfartsorganisasjonen (IMO) har vedtatt å gå for utfasing og forbud mot fra ny bruk fra 2003 og forbud mot ha TBT under skipet fra 2008. Bunnstoff fra skip og skipsverft sto i 2001 for ca. 95 prosent av de totale nasjonale utslippene. Med bakgrunn i dette og virksomheten i tiltaksområdet med mye skipsfart og mekaniske verksteder antas det at sedimentene i havneområdet har høye TBT-konsentrasjoner. For å verifisere dette ble det tatt stikkprøver fra noen utvalgte områder

Av metallene ble det valgt å prioritere bly og kvikksølv da tidligere undersøkelser har vist at sedimentene har høye konsentrasjoner av disse metallene både overflaten og nedover i sedimentet.

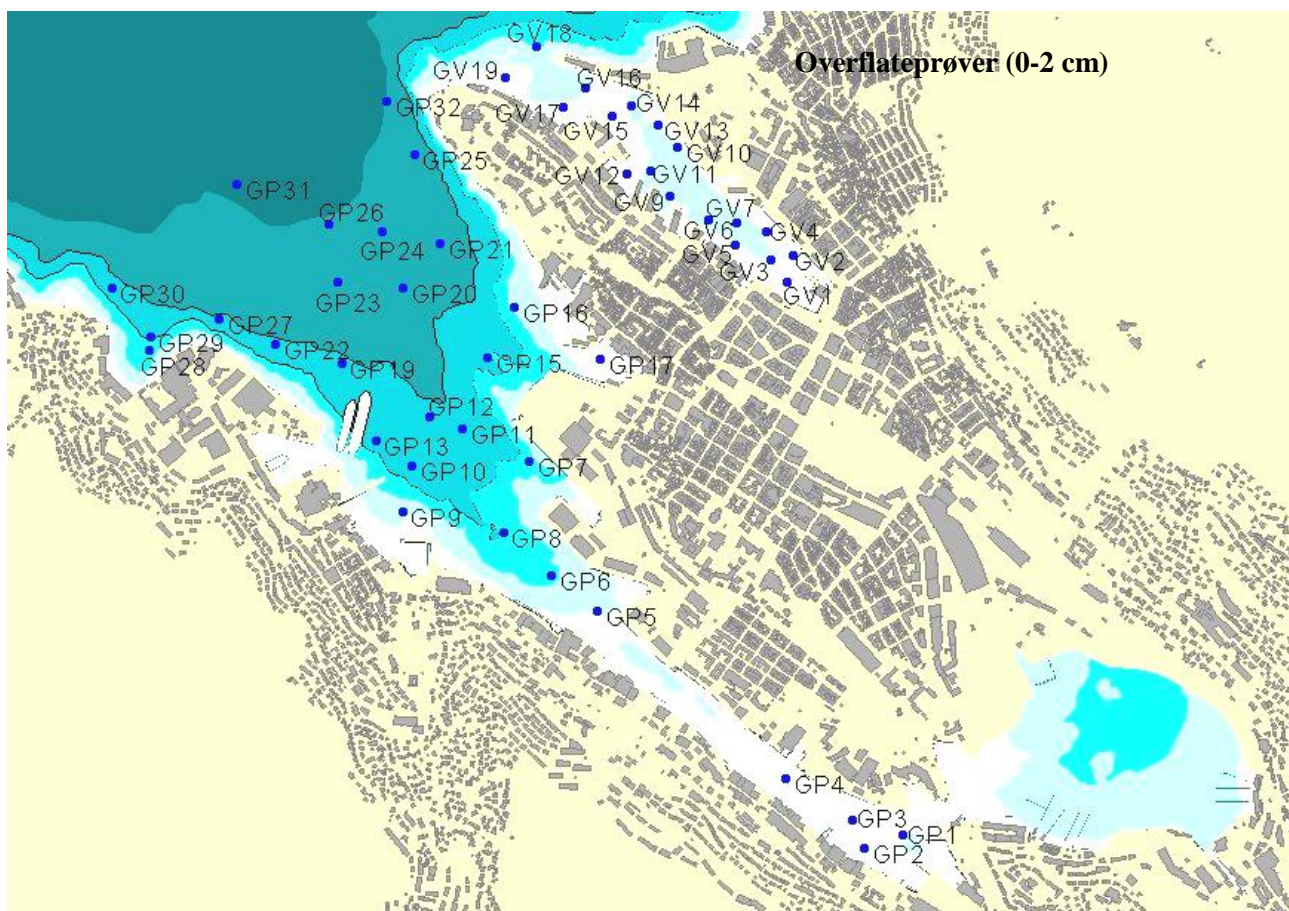
Det ble valgt ikke å analysere nye prøver fra Store Lungegårdsvann ut fra en vurdering av at tiltak ikke er prioritert nå da det er begrenset mulighet for transport av miljøgifter ut av dette akkumulasjonsbassenget.

3.1.1 Feltarbeid og nye prøvestasjoner

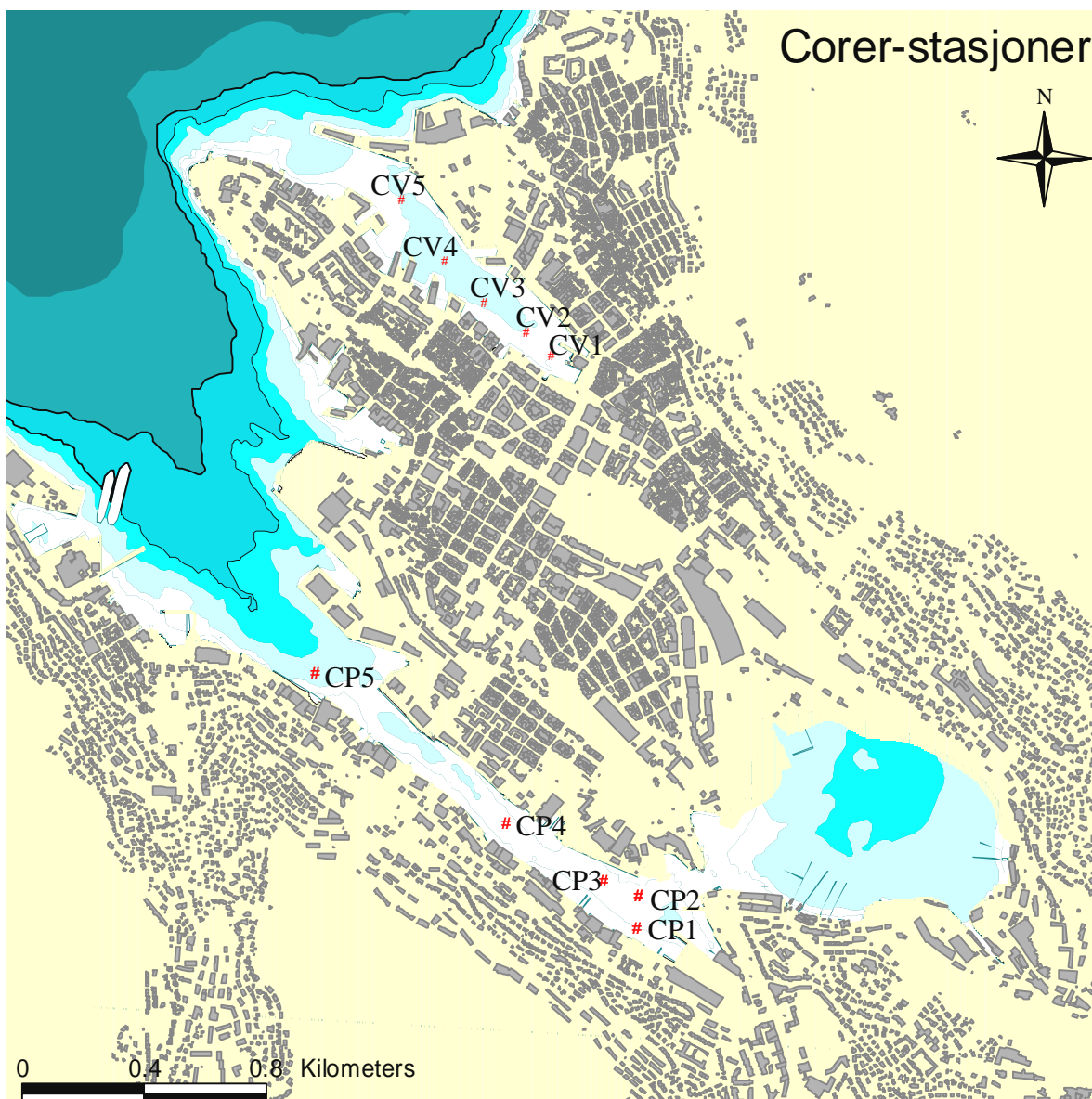
Feltarbeidet i Bergen havn ble gjennomført 8.-10. oktober 2003 fra MS Solvik. Overflatesedimentene ble samlet inn med van Veen grabb hvor de øverste 2 cm av sedimentlaget ble skrapet av med en skje. Kjerneprøvetaker ble brukt for å ta lange sedimentkjerner. Sedimentkjernene ble fortløpende visuelt beskrevet og prøver ble tatt ut til analyse over og under ulike sjikt.

Posisjonering av prøvetakingspunktene ble gjort med avansert posisjoneringssystem (DGPS) om bord MS Solvik. Plasseringen av prøvepunkt for overflateprøver er vist i fig. 1, plassering av kjerneprøver er vist i fig. 2

Geografiske posisjoner er vist i vedlegg A.



Figur 1. Plassering prøvepunkt for prøver av sedimentoverflate (0-2 cm) Bergen havn tiltaksplan fase 2.



Figur 2. Plassering av lokaliteter for prøvetaking av sedimentkjerner i Bergen havn tiltaksplan fase 2.

3.1.2 Analyser

De øverste 2 cm av sedimentet ble snittet av for analyse. Analysevariablene omfattet totalt tørrstoff (TTS), kvikksølv (Hg), bly (Pb), tributyltinn (TBT), polyklorerte bifenyler (PCB, syv enkeltforbindelser med no. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH, enkeltforbindelsene naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antrasen, fluoranten, pyren, benzo(a)antrasen, krysen/trifenylen, benzo(b+j+k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3cd)pyren, dibenz(ac/ah)antrasen, benzo(ghi)perylen). Ikke alle parametre ble analysert på alle prøvene. TBT-analysen ble foretatt ved Jordforsk, mens de resterende analysene ble foretatt ved NIVA.

Andel finstoff ble bestemt ved våtsikting og TOC ved hjelp av en CHN-elementanalysator etter at karbonater var fjernet i syredamp.

Metallene (bortsett fra kvikksølv) ble bestemt på ICP etter oppløsning i salpetersyre. Kvikksølv ble bestemt med kalddampeteknikk.

Ekstraksjon av PCB og PAH i sedimentene ble gjort ved en teknikk kalt "Accelerated Solvent Extraction". Metoden baserer seg på ekstraksjon av vått sediment med en blanding av organiske løsningsmidler

(diklormetan:cyklohexan i forhold 1:1) under høyt trykk og temperatur. Prøveekstraktene ble rensert med bl.a. gel permeasjonskromatografi før analyse. De klororganiske komponentene ble bestemt med GC/ECD mens PAHene ble analysert ved hjelp av GC/MSD.

TBT ble analysert på 5 stasjoner i Vågen og Puddefjorden (GV3, GV14, GP1, GP6 og GP29). TBT ble analysert ved at homogent sediment ble tilsatt intern standard og de tinnorganiske forbindelsene ble ekstrahert ut fra sedimentet med saltsyre og kompleksert i en løsning av tropolone i etylacetat og hexan. De komplekserte forbindelsene ble etylert i en vandig løsning ved pH 4-5 og ekstrahert over i hexan. Ekstraktet ble rensert på silica kolonne og analysert med GC/MS i SIM. Den analytiske kolonnen var 30 ml med 5 % phenyl polysiloxne (0,25 mm i.d. og 0,25 µm filtykkelse), og injeksjonen var "pulsed splittless". Den initiale kolonnetemperaturen var 50 °C og ble økt til 290 °C over flere trinn i løpet av 20 min. Kvantifisering av de individuelle komponentene ble utført ved å benytte en intern standard.

3.2 Forureningstilstand i overflatesedimenter

Resultatene fra miljøgiftundersøkelsene er presentert i form av kart der alle data fra tidligere undersøkelser også er lagt inn. I kartene er grensen mellom områdene med ulik forurensingsbelastning trukket manuelt på bakgrunn tidligere og nye miljøgiftundersøkelser av overflatesedimentene. Miljøtilstanden er delt inn i henhold til SFTs miljøkvalitetskriterier for sedimenter (Tabell 1).

Tabell 1. Klassifisering av miljøtilstand i sedimenter (Molvær et al. 1997).

Variable		Tilstandsklasser				
		I Ubetydelig – Lite forurenset	II Moderat forurenset	III Markert forurenset	IV Sterkt forurenset	V Meget sterkt forurenset
Sedimenter (tørrvekt)	Bly (mg Pb/kg)	< 30	30 – 120	120 – 600	600 – 1500	> 1500
	Kadmium (mg Cd/kg)	< 0,25	0,25 – 1	1 – 5	5 – 10	> 10
	Kobber (mg Cu/kg)	< 35	35 – 150	150 – 700	700 – 1500	> 1500
	Kvikksølv (mg Hg/kg)	< 0,15	0,15 – 0,6	0,6 – 3	3 – 5	> 5
	Sink (mg Zn/kg)	< 150	150-700	700-3000	3000-10000	>10000
	TBT (µg/kg)	< 1	1 – 5	5 – 20	20 – 100	> 100
	Σ PAH (µg/kg) ¹⁾	< 300	300 – 2000	2000 – 6000	6000 – 20000	> 20000
	Σ PCB ₇ (µg/kg) ²⁾	< 5	5 – 25	25 - 100	100 - 300	> 300

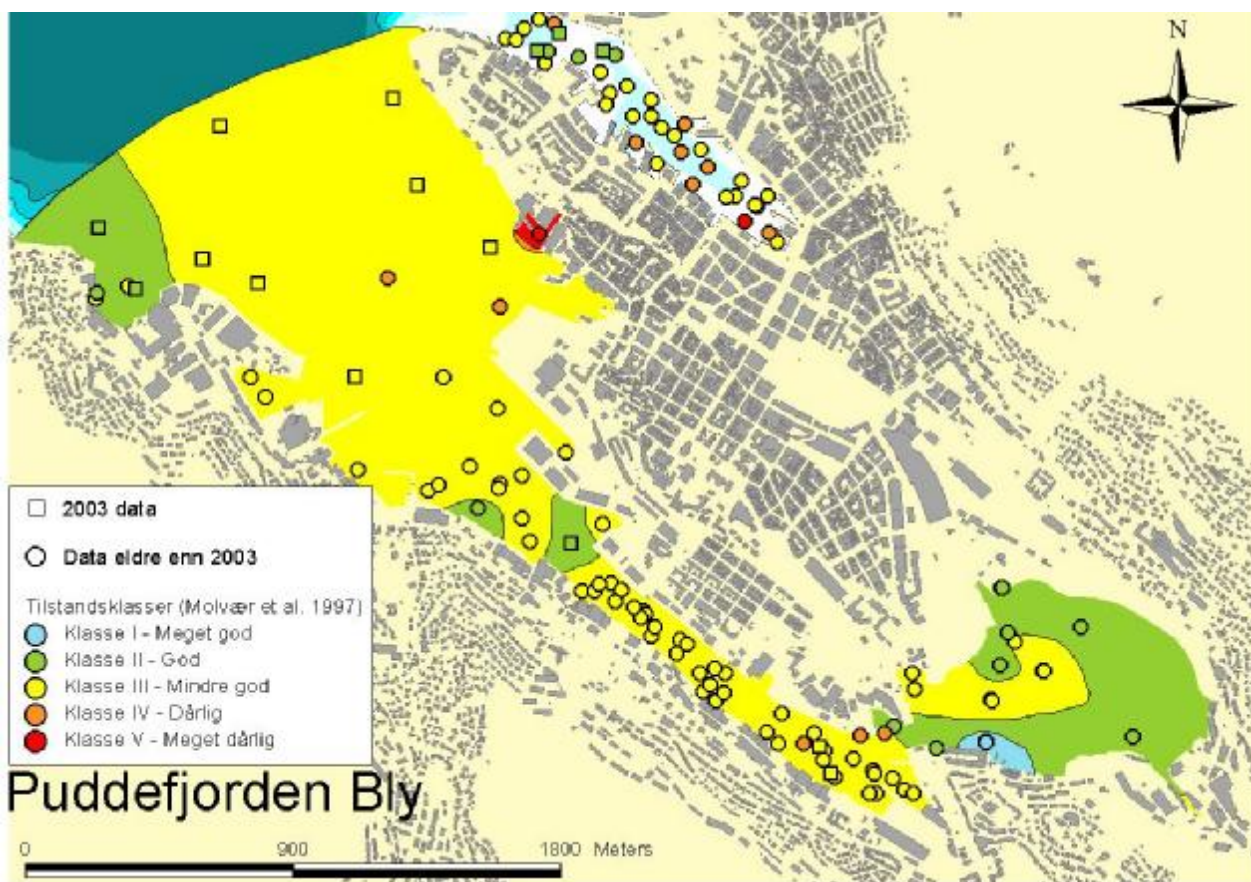
1) Σ

PAH: Sum av 19 tri- til hexasykliske forbindelser

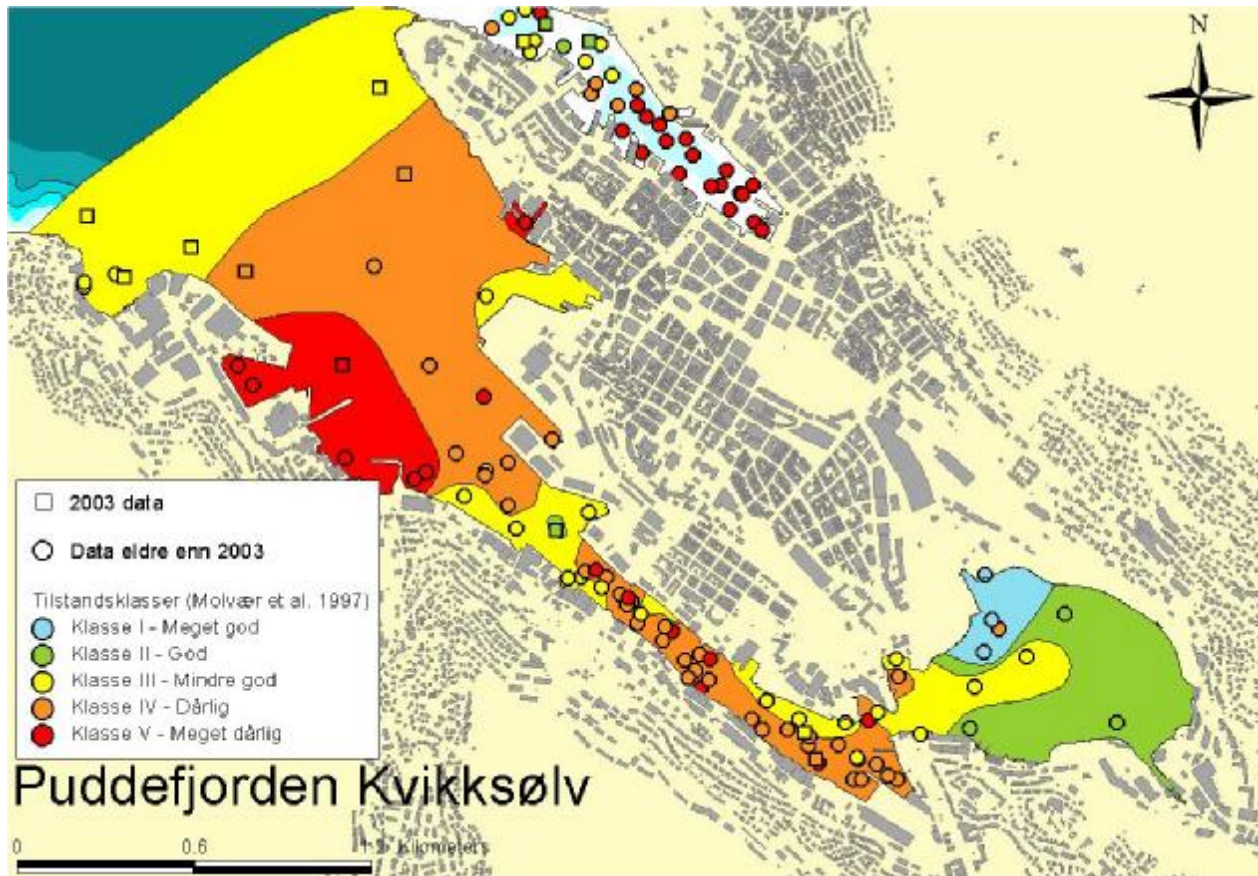
2) Σ PCB_{tot} : Sum av enkeltforbindelse nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180. PCB₇-verdiene er ganget med 2 for å tilpasse nye klassegrenser (Systad et al. 2004)

Analyseresultatene er vist i vedlegg B

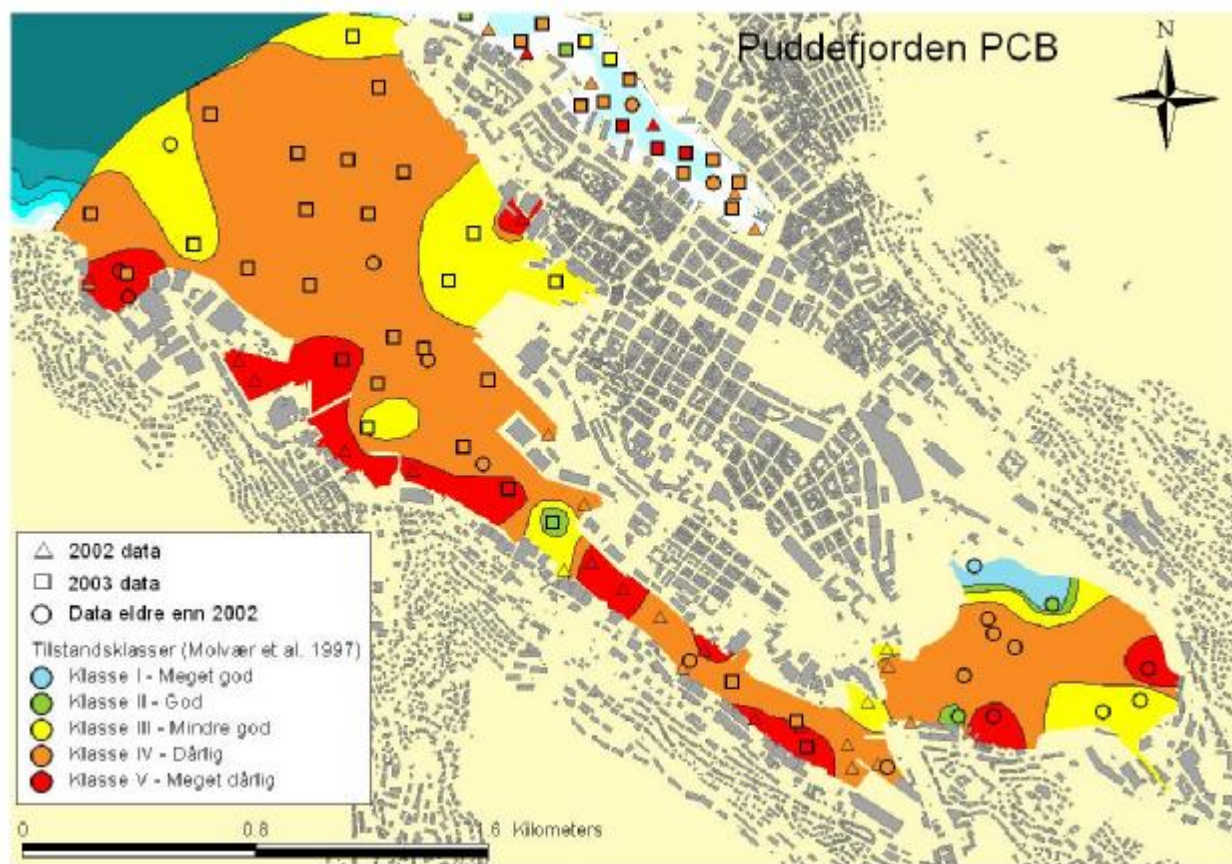
Kartene, fig. 3- 10, viser geografiske fordeling av bly, kvikksølv, PCB_{tot}, PAH₁₆ i Vågen og Puddefjorden.



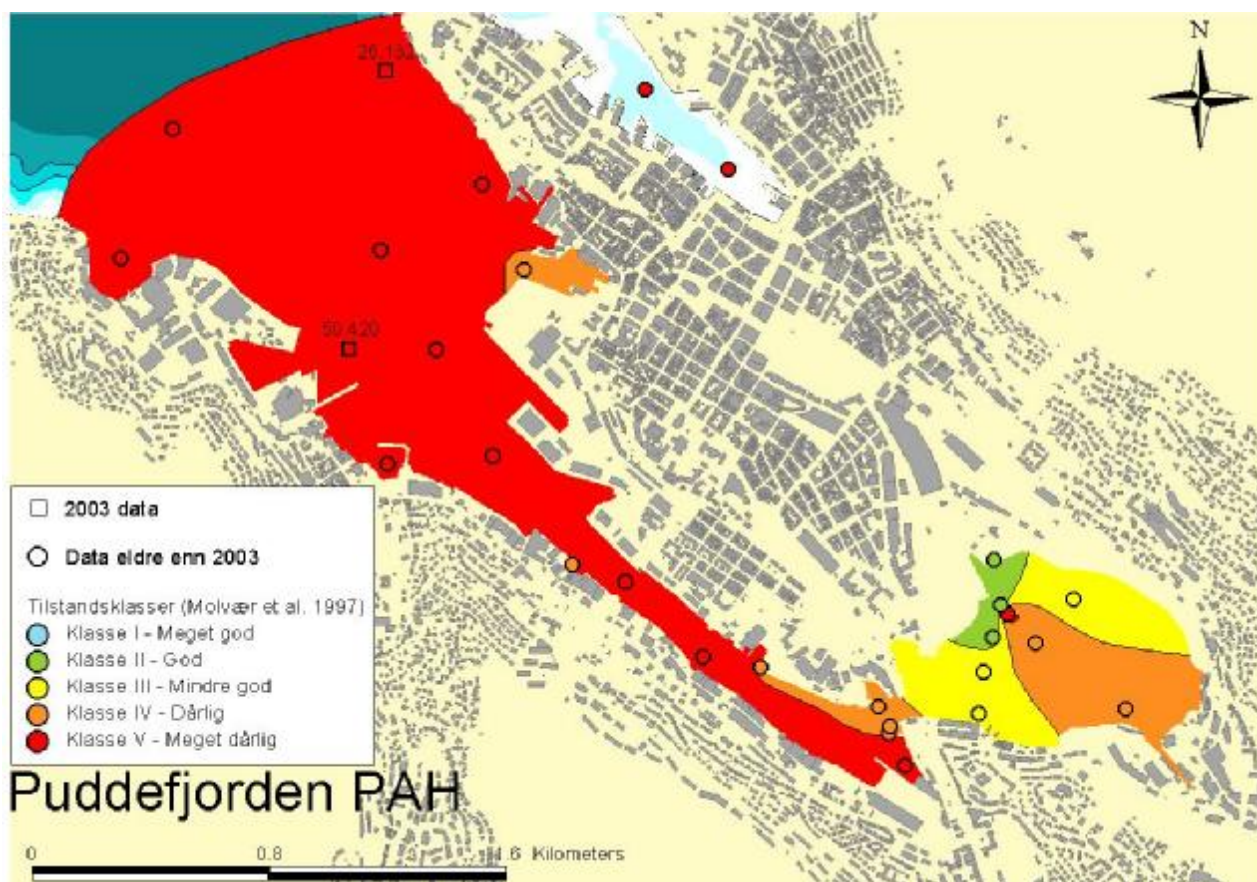
Figur 3. Blykonsentrasjonen i overflatesedimentene (0-2 cm) fra Puddefjorden.



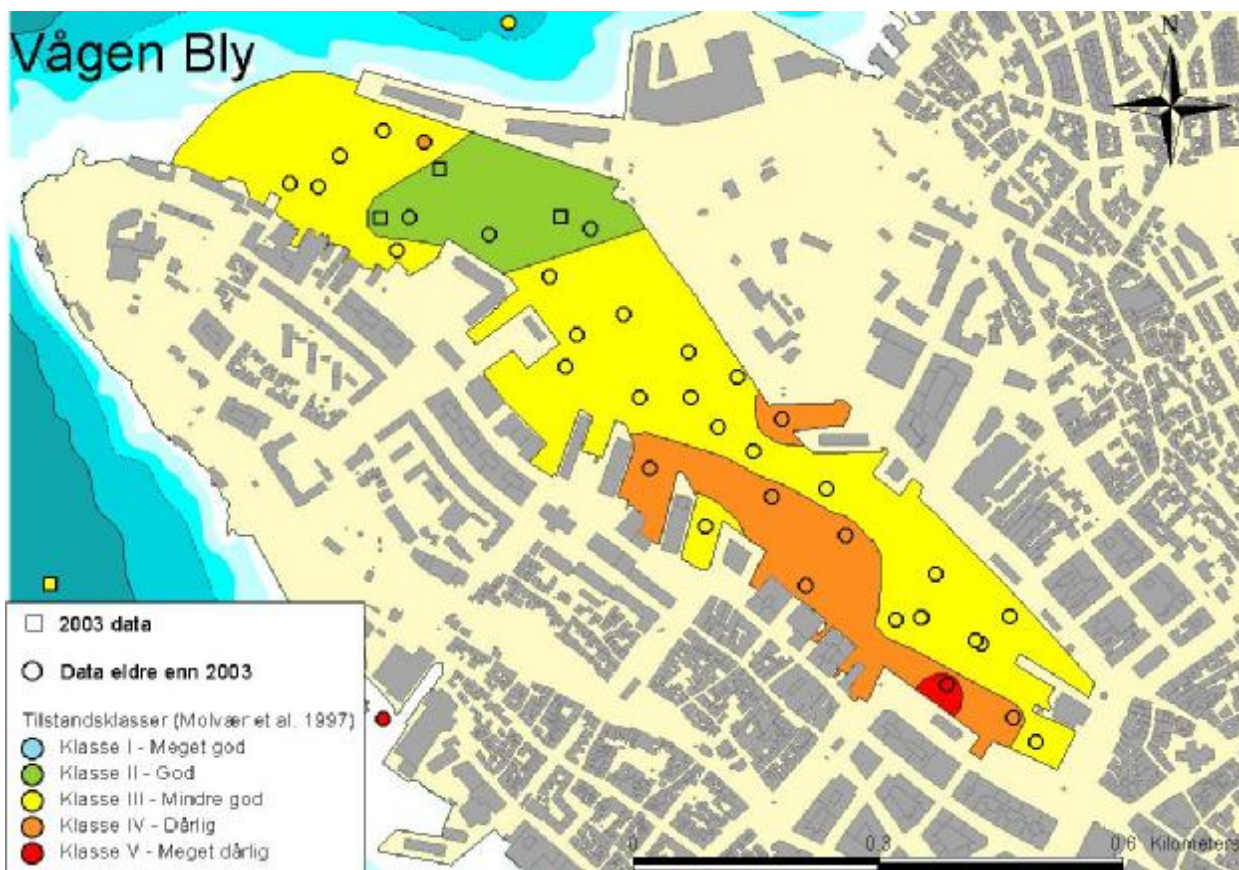
Figur 4. Kvikksølvkonsentrasjonen i overflatesedimentene (0-2 cm) fra Puddefjorden.



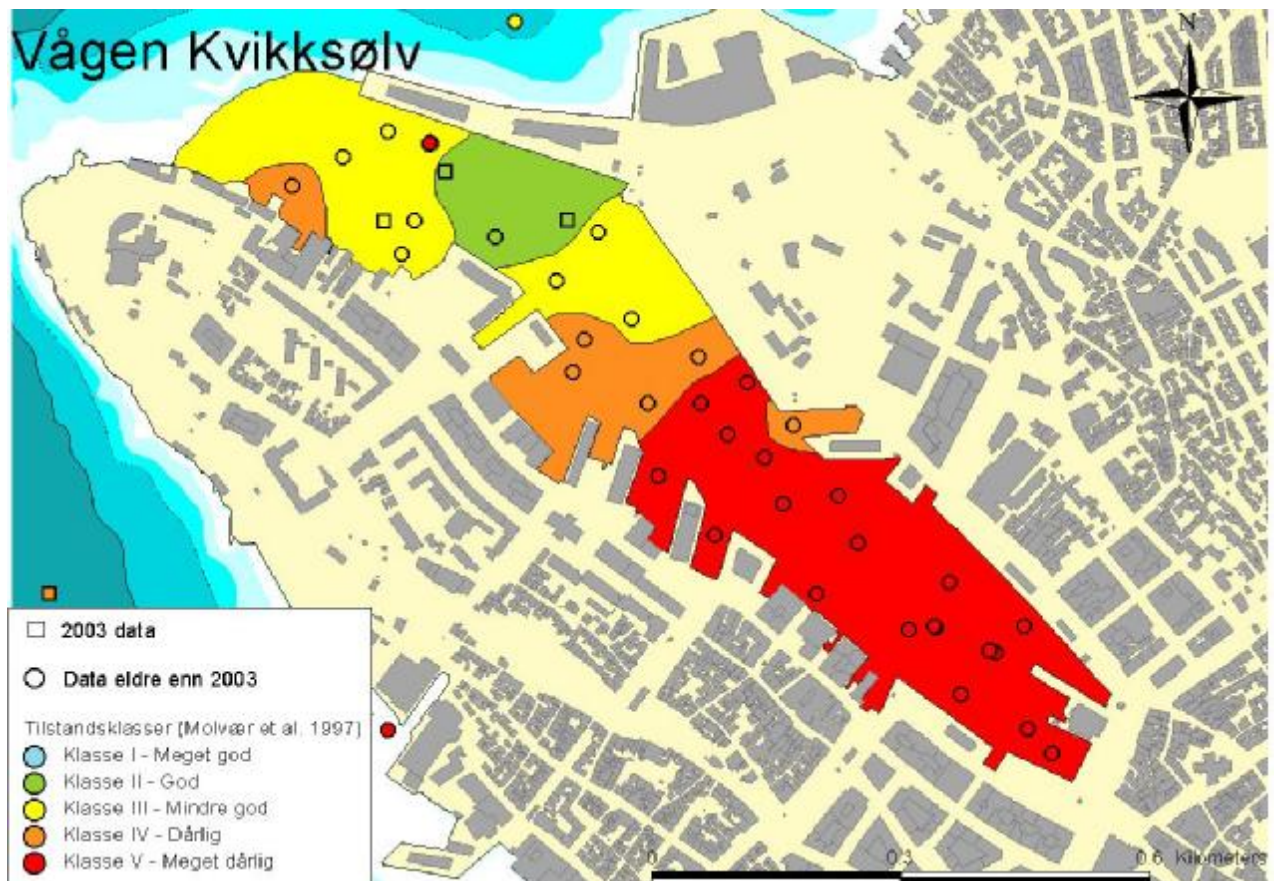
Figur 5. PCB_{tot}-konsentrasjonen i overflatesedimentene (0-2 cm) fra Puddefjorden.



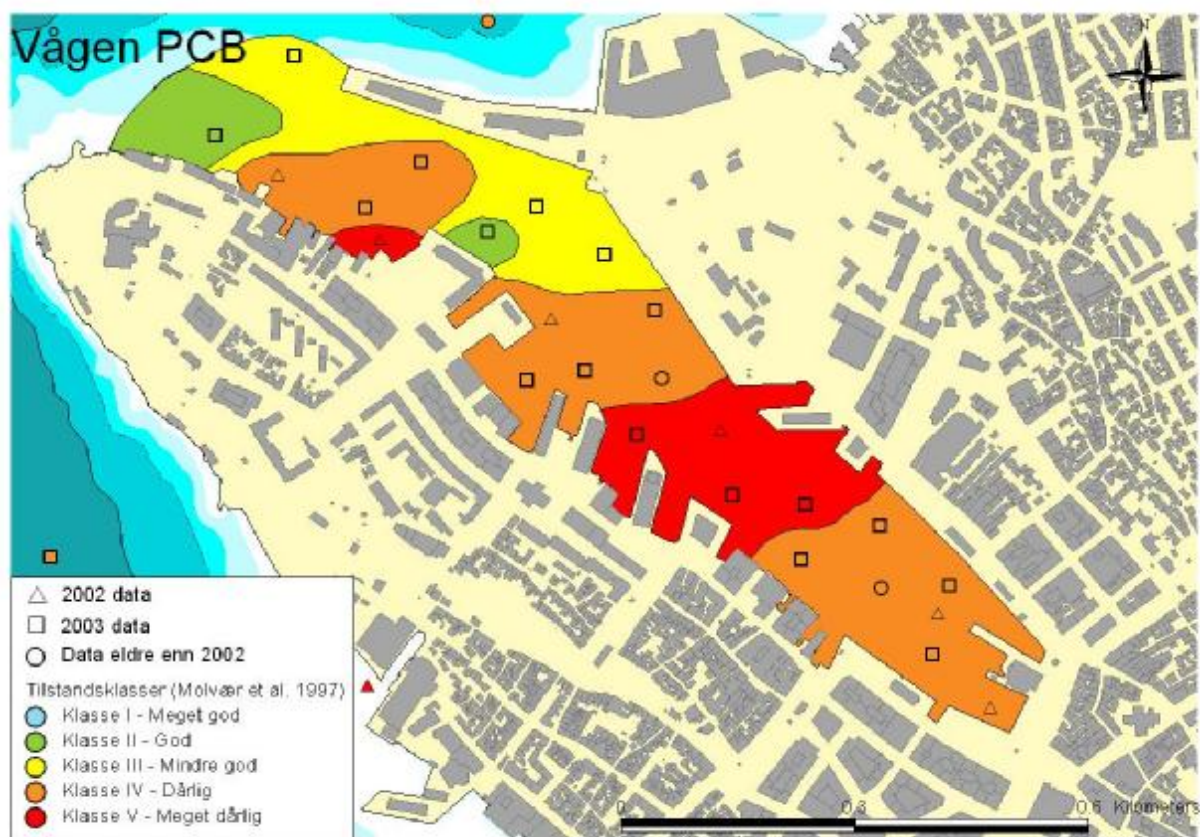
Figur 6. PAH-konsentrasjonen i overflatesedimentene (0-2 cm) fra Puddefjorden.



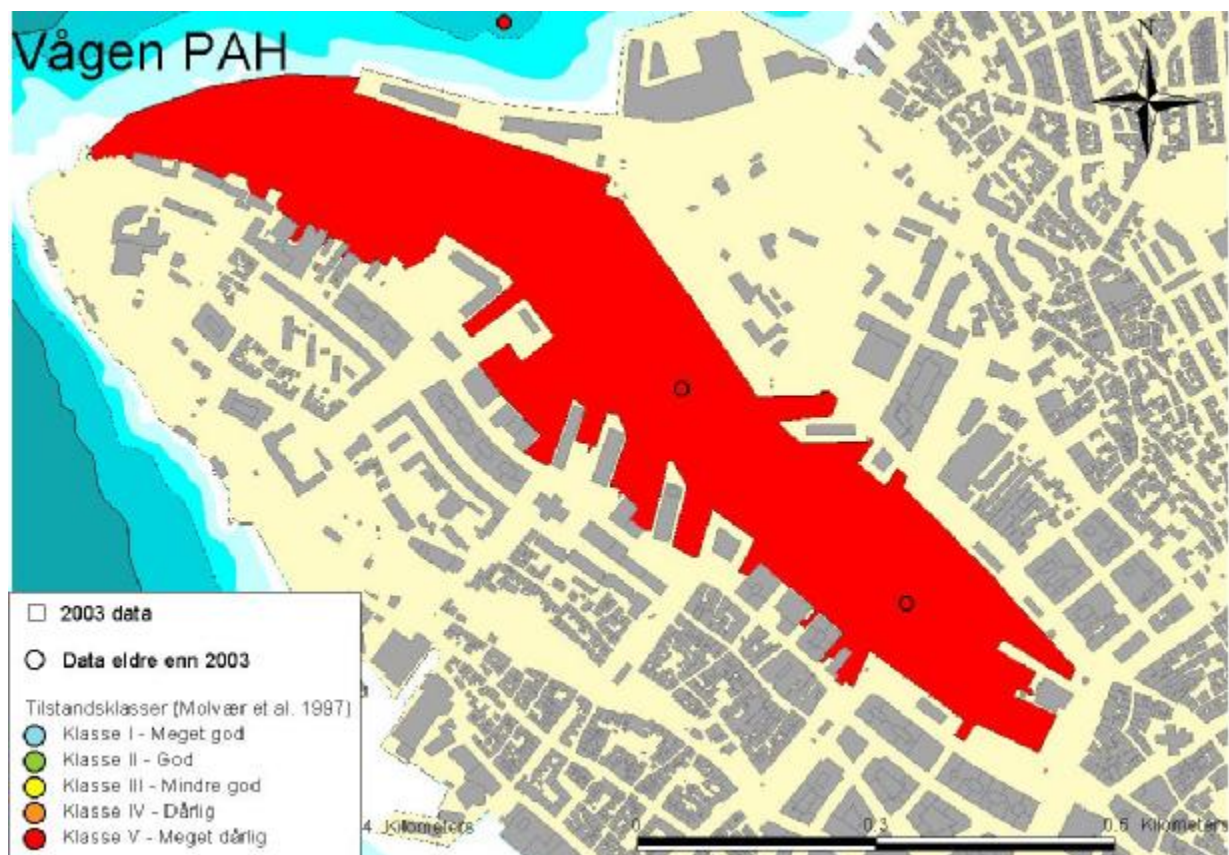
Figur 7. Bly-konsentrasjonen i overflatesedimentene (0-2 cm) fra Vågen.



Figur 8. Kvikksølv-konsentrasjonen i overflatesedimentene (0-2 cm) fra Vågen.



Figur 9. PCB_{tot}-konsentrasjonen i overflatesedimentene (0-2 cm) fra Vågen.



Figur 10. PAH₁₆-konsentrasjonen i overflatesedimentene (0-2 cm) fra Vågen.

TBT er ikke tidligere analysert i sedimentprøver fra Bergen Havn. Det ble valgt å ikke analysere mange prøver som følge av at en forventet å finne høye TBT-konsentrasjoner i hele havneområdet. Noen stikkprøver ble gjort for å bekrefte dette. Tabell 2 viser at de undersøkte lokalitetene var sterkt til meget sterkt forurenset av TBT (Tilstandsklasse IV og V, Molvær et al, 1997).

Tabell 2. TBT i overflatesedimentene. Klassifisert etter tabell 1.

Stasjon	Sted	TBT µg/kg tv
GV 2	Indre vågen	24,1
GV 14	Ytre vågen	98,4
GP 1	Solheimsviken	219
GP 6	Damsgårdsundet	455
GP 29	Ubåtbunkereren	65

3.3 Mektigheten av forurenset sediment

I forbindelse med tiltaksplan for forurensete sedimenter i Bergen havn fase 2 ble det i oktober 2003 tatt sedimentkjerner for å undersøke mektigheten til det forurensete laget. 10 sedimentkjerner ble tatt på utvalgte stasjoner med tanke på å få best mulig oversikt over mektigheten til det forurensete laget og supplere tidligere data fra området. Ut i fra en visuell vurdering av sedimentet ble det tatt ut prøver til analyse over og under ulike laggrenser. Den visuelle vurderingen og dypet for uttagning av prøver til analyse i vertikalsnitt støttet seg på tidligere undersøkelser i Vågen og Puddefjorden (Mathisen & Prestmo, 1999, Sivertsen 2000). Disse undersøkelsene viste at forurensingen følger laggrensene. I undersøkelsene fra 1999 og 2000 ble det ikke gjort analyser organiske miljøgifter nedover i sedimentet.

Analyseresultatene av sedimentkjernene er vist i tabell 3.

Stasjon	Snitt	Vannndyp	TTS/%	Hg-Sm µg/kg	Pb µg/kg	Sum PCB µg/kg t.v.	Sum PAH µg/kg t.v.	Sum KPAH µg/kg t.v.
CV2	48-50 cm	8.30	41.3	2.48	194	10.46	9571	3910
CV2	52-54cm	8.30	67.3	0.2	16	0	418.1	133
CV2	70-72 cm	8.30	71.9	0.016	2.1	0	27.5	5.2
CV3	42-44 cm	8.00	42.7	4.12	369	6.99	18350	6210
CV3	50-52 cm	8.00	59.8	2.14	211	2.32	4747	1632
CV4	80-82 cm	17.00	44.6	3.86	348	12.99	29680	10090
CV4	84-86 cm	17.00	76.8	0.019	2.6	0	18	0
CP1	28-30 cm	9.00	48.3	6.73	349	277.9	76850	29100
CP1	34-36 cm	9.00	79.1	1.43	207	81.8	5743	2370
CP4	21-23 cm	8.40	65.3	6.08	308	1.08	28435	10600
CP4	25-27 cm	8.40	70.9	0.2	17	0.52	1260.9	535

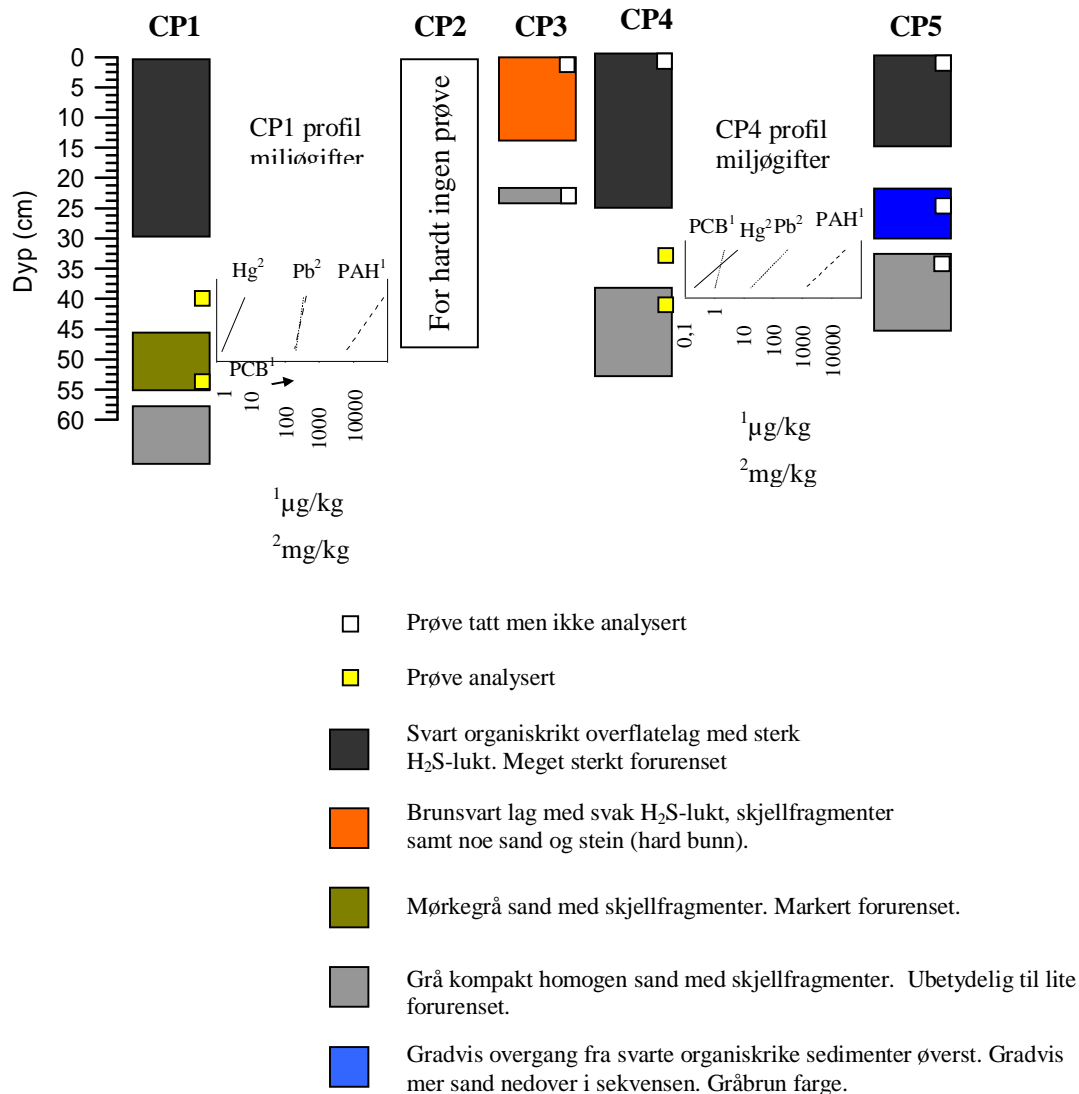
Tabell 3 Analyseresultater av sedimentkjerner. Klassifisert etter Molvær et al. (1997)

* PCB₇-verdiene er ganget med 2 for å tilpasse nye klassegrenser (Systad et al, 2004).

Puddefjorden

I Puddefjorden er mektigheten av det forurensete laget tidligere undersøkt på 5 stasjoner ved analyse av metallene kobber, bly og kvikksølv (Sivertsen 2001). I tillegg til dette er det gjort en rekke kjerner som beskriver sedimentenes beskaffenhet (Sivertsen 2000, Uriansrud 2001, Taftø, 2004). Disse undersøkelsene har vist at mektigheten til det forurensete laget i Puddefjorden varierte fra ca. 20 til 70 cm.

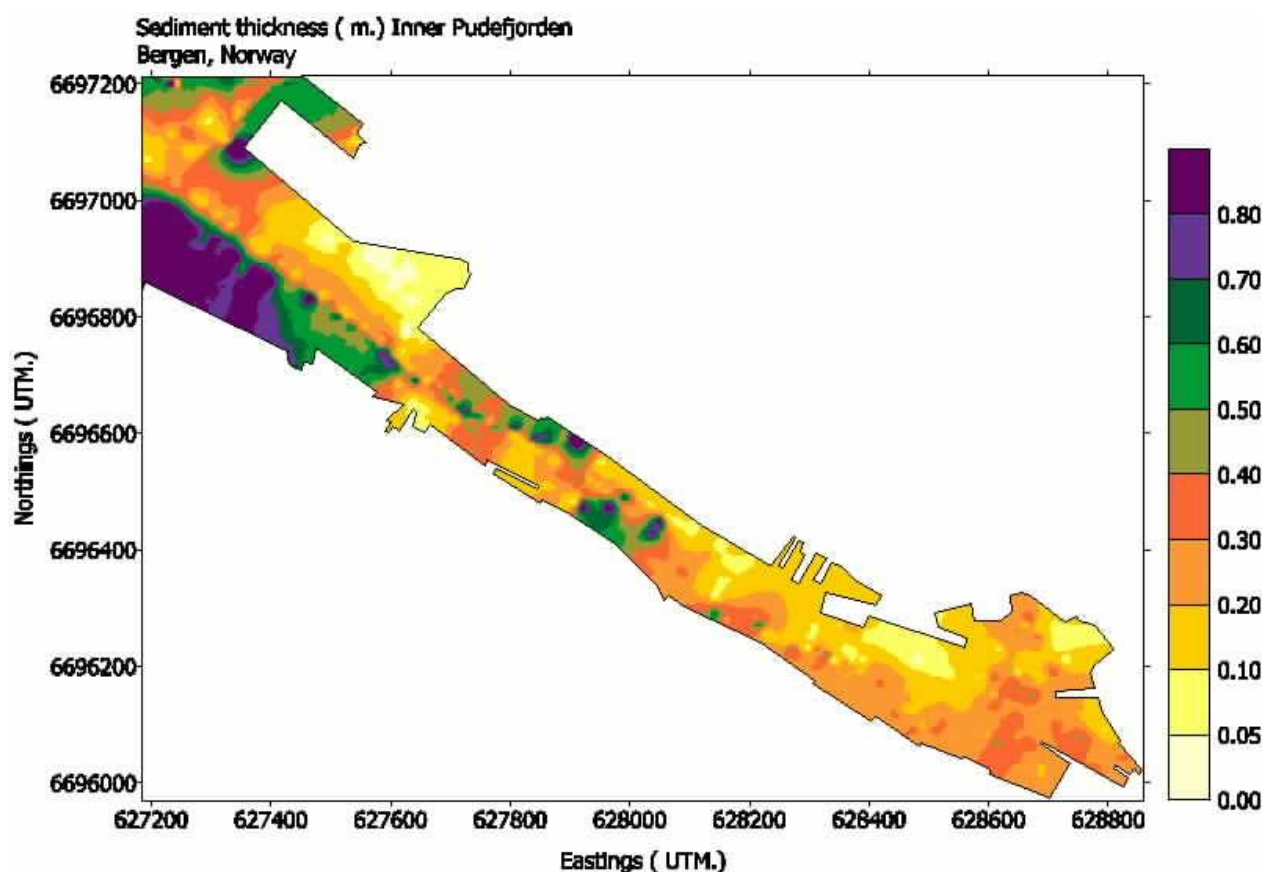
Analysene gjort på kjernene CP1 og CP4 (tabell 3) indikerer at overgangen mellom de meget sterkt forurensede overflatesedimentene og de rene massene er på mellom 40 og 20 cm dyp på CP 1 innerst i Solheimsviken. Dette dypet vil trolig variere da det er store variasjoner i sedimentasjonsforholdene forårsaket av blant annet tidevannsstrøm, propelloppvirvling og sedimenttilførsel. Den homogene sanden nederst i alle kjernene er lite til ubetydelig forurensset. Beskrivelsen av kjernene fra Puddefjorden er vist i fig. 11.



Figur 11. Kjernebeskrivelser og plassering av analysepunkter i kjerne fra Puddefjorden. PCB og PAH er oppgitt i enheten µg/kg, mens kvikksølv (Hg) og bly (Pb) er oppgitt i enheten mg/kg.

Sedimentmektigheten i Puddefjorden, Solheimsviken og Damsgårdssundet er tidligere undersøkt ved hjelp av seismikk (Wever, 1999). I disse undersøkelsene ble det observert at sedimenttykkelsen på det "løse" overflatelaget varierte mellom 10 og >80 cm. Dette er i godt samsvar med røntgenanalyser av sedimentkjerner (Sivertsen, 2000., Uriansrud, 2001., Taftø, 2004) og visuelle vurderinger (Sivertsen 2000, Uriansrud 2001, feltobservasjoner oktober 2003). Områdene med minst sedimenttykkelse ble funnet langs kaiområdene på østsiden av fjorden, mens områdene med størst mektighet ble funnet på vestsiden av fjorden og i det dypeste bassenget i Solheimsviken. Utenfor flere av de gamle kloakkoverløpene ser det også ut til å være noe større mektigheter

Analyseresultater for metaller i vertikalprofiler fra Sivertsen (2000) og analyseresultatene fra denne undersøkelsen tyder på at mektigheten til det forurensede laget samsvarer godt med de beskrevne mektighetene fra Wever (1999). Det foreslås derfor å benytte kartet over sedimenttykkelse (fig.12), (Wever 1999) for de indre delene av Puddefjorden som et mål på mektigheten til det forurensede laget i dette området. Det finnes ikke slike mektighetskart for de ytre delene av Puddefjorden, men seismikk er kjørt i området. Rådatafilene for de seismiske undersøkelsene kan sees på http://hjs.geol.uib.no/bergenport/ads/bergen_harbour_treasures.html#seismics.



Figur 12. Sedimentmektighet i indre deler av Puddefjorden. Figuren er laget av GeoCom ^v/Taco Wever på bakgrunn av seismiske data tatt under tokt februar 1998.

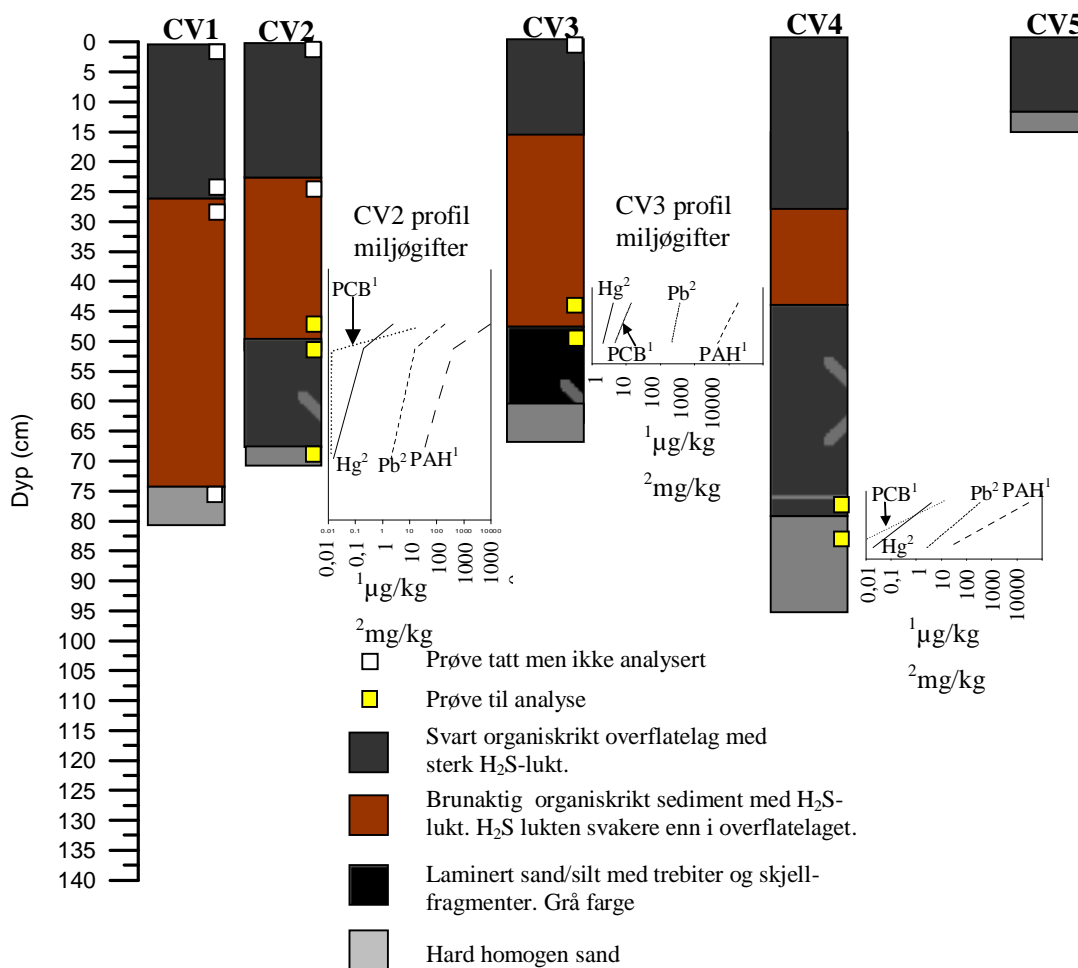
Vågen

I Vågen har tidligere undersøkelser (Mathisen & Prestmo, 1999) vist at mektigheten til det forurensede laget varierte fra ca. 7-8 cm til ca 90 cm. Disse konkluderte med at spormetallkonsentrasjonene fulgte lagene i sedimentet på samme måte som i Puddefjorden.

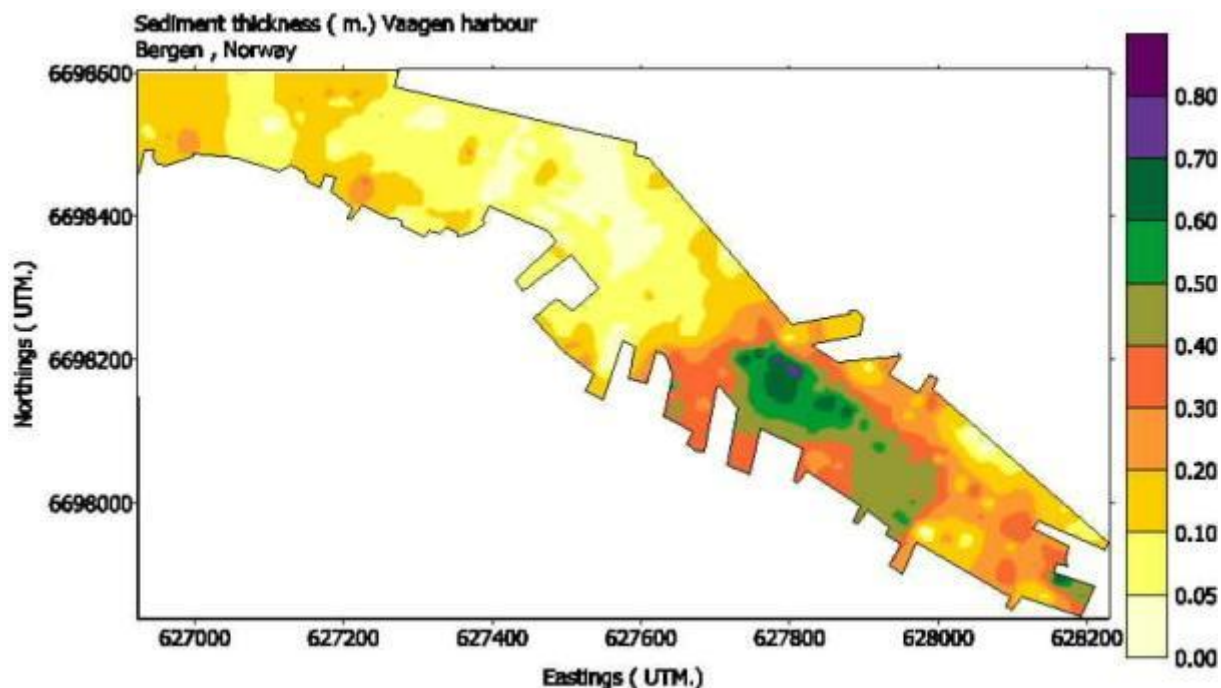
På samme måte som i Puddefjorden er det i Vågen gjennomført undersøkelser som viser sedimenttykkelse (Wever, 1999, Nes & Leifsen 1999, Mathisen & Prestmo, 1999, Taftø, 2004). Analyseresultatene for

kjernene i Vågen (CV2, CV3, CV4 tabell 3, figur 13) indikerer at overgangen mellom de meget sterkt forurensede overflatesedimentene og de rene massene varierer mellom 10 og 75 cm. Denne overgangen vil trolig variere mye som følge av store variasjoner i sedimentasjonsforholdene forårsaket av blant annet tidevannsstrøm, propelloppvirvling og sedimenttilførsel. Den homogene sanden nederst i kjernene er lite til ubetydelig forurensset.

En sammenligning av mektigheten påvist under de seismiske undersøkelsene (Wever, 1999) og profiler av miljøgifter i sedimentene indikerer at det på samme måte som i Puddefjorden er god sammenheng mellom mektighetskartet (fig. 14) og mektigheten til det forurensede laget. Mektighetskartet fra Wever (1999) kan trolig også i Vågen brukes som et mål på mektigheten til det forurensede laget.



Figur 13. Kjernebeskrivelser og plassering av analysepunkter i kjerne fra Vågen. PCB og PAH er oppgitt i enheten µg/kg, mens kvikksølv (Hg) og bly (Pb) er oppgitt i enheten mg/kg.



Figur 14. Sedimentmektigheten i Vågen. Figuren er laget av GeoCom ^v/Taco Wever (Wever, 1999) på bakgrunn av seismiske data tatt under tokt februar 1998.

3.4 Spredning av miljøgifter og partikler i Vågen

Det er utført en modellering og måling av vann- og partikkeletransporten i Vågen. I tillegg ble det analysert miljøgifter i nysedimentert materiale og vann. Disse undersøkelsene danner grunnlaget for beregning av hvor mye miljøgifter som transporteres fra Vågen og ut i Byfjorden.

Modelleringene viser at vindstyrken har stor betydning for oppvirvling og transport av partikler i Vågen. Ved svak vind og bare tidevannspåvirkning fås en viss oppvirvling av finpartikler (silt) på de mest utsatte områdene, men denne oppvirvlingen er lokal og spredningen av partikler er liten. For de grovere partiklene (fin sand og grovere) kreves vindhastigheter opp mot 15 m/s for å få en betydelig oppvirvling og transport. Forurensede partikler som avsettes på eller på utsiden av terskelen vil ved tidevannsstømmer eroderes og enten transporteres ut av Vågen eller inn i akkumulasjonsbassenget på innsiden av terskelen. Retningen vil avhenge av retningen til den dominerende bunnstrømmen.

Nysedimentert materiale i Vågens indre del er markert til meget sterkt forurensset og gjenspeiler det som tidligere er observert i overflatesedimentene. I Vågens ytre del hadde nysedimentert materiale lavere miljøgiftkonsentrasjoner enn i indre del (ubetydelig til markert forurensset). Til tross for de høye miljøgiftkonsentrasjonene i sedimentene, ble det ikke påvist forhøyede miljøgiftkonsentrasjoner i vannmassene.

Under forutsetning av at det er lite vind inn Vågen og relativt svake strømmer (<5-8 cm/s vannstrøm) viser beregninger at det per døgn spres 0,09-0,1 g PCB7, 178-282 g bly, 137-193 g kobber og 2,7-2,8 g kvikksølv fra Vågen til de utenforliggende områdene i Byfjorden. Denne fluksen kan i perioder øke betydelig (med en faktor på 100) som følge av erosjon av forurensede sedimenter.

4 Tilførsler i området med kostholdsråd

4.1 Spredning av forurensning fra landbaserte kilder i Bergen havn

Tiltaksplan for Bergen havn – Fase I, gir en oversikt over landbasert forurensning i tiltaksområdet. Oversikt over industriutslipp og kvantifisering av utslipp knyttet til konsesjoner er gjennomført basert på data rapportert i Fase I. Fra Fase I ble det laget en database som inkluderte:

- Bergen kommunes liste fra 1990 over prioriterte bedrifter
- Bedrifter registret i kommunes INDSYS database
- Bedrifter som har utslippskonsesjon fra SFT eller Fylkesmannens Miljøvernnavdeling
- Nedlagte bedrifter som har hatt konsesjon

Til sammen utgjør dette over 300 bedrifter i Bergen havn som er potensielle forurensere. For å kunne vurdere eventuelle bidrag til sedimentforurensning, må det finnes kvantitative utslippstall. I Bergen kommunes liste fra 1990 over potensielt forurensende bedrifter er det bortsett fra bedrifter som har utslippskonsesjon, ingen bedrifter med kvantitative tall over miljøgifter i sine utslipp. Mange bedrifter opererer altså innefor forurensningslovens virkeområde, men uten spesifikk konsesjon.

INDSYS database inneholder også en oversikt over potensielle forurensere, men benyttes mest for oppfølging av oljeutskillere hos de enkelte bedriftene. Bortsett fra bedrifter som har utslippskonsesjon, har ikke de øvrige bedrifter registrert i INDSYS kvantitative tall over miljøgifter i sine utslipp. Informasjon i INDSYS er kryssjekket med databasen INKOSYS (Industriell Kontroll System) som inneholder en oversikt over bedrifter med utslippskonsesjon fra SFT eller Fylkesmannens Miljøvernnavdeling. Eksempelvis har ikke Bergen Mekaniske Verksted AS på Laksevåg noen registrerte utslippstillatelser. Bergen kommune fikk imidlertid opplysninger i 1990 om kjemikaliebruk, samt om en eksisterende oljeutskiller (tømt i 2003).

De fleste bedrifter i tiltaksområdet registrert i INKOSYS med konsesjon for utslipp til vann har utslippsinformasjon dokumentert i BMI (Bedriftsspesifikk Miljøinformasjon) database hvor årlig rapportering av utslipp registreres. De øvrige bedriftene som ikke er registrerte i BMI, innehar konsesjon uten krav til rapportering hvorav to av konsesjonene er fra før 1980. De ansvarlige saksbehandlerne hos SFT opplyser om at det er stor sannsynlighet for at produksjonsprosessene i disse bedriftene har endret og forbedret seg i løpet av de siste 20 årene, slik at konsesjonene (som øvre grense) ikke er representative for faktiske utslipp.

Kun industriaktører med konsesjon og rapporterte utslipp (i BMI) er inkludert i vurderingene, da målet kun er å kvantifisere utslippene.

Nedlagte bedrifter som har hatt konsesjon er ikke inkludert i vurderingene. Resultatene finnes i vedlegg C.

Sig fra deponier og forurenset grunn kan forårsake spredning av forurensning til grunnvann og videre utlekking til sjø. For å vurdere om deponier og lokaliteter med påvist forurensning er viktige landbaserte kilder til forurensning i det marine miljø, er det gjort en beregning av transport fra forurensning i jord til grunnvann basert på likninger i SFTs risikovurdering av forurenset grunn (SFT, 1999). Vurderingen inkluderer lokaliteter med nær beliggenhet til sjø, da kort avstand til resipient øker risiko for spredning av forurensning fra grunn til sjø. Spredning til grunnvann er benyttet som et konservativt estimat for utlekking til sjø. Resultatene finnes i vedlegg C.

Oversikten over lokaliteter tar utgangspunkt i opplysninger fra arbeidet fra Fase I, SFTs database over grunnforurensning, samt tilgjengelig dokumentasjon.

Områder med dokumentert forurenset grunn nærliggende sjø inkluderer:

- Bryggen (arsen, bly, sink, PAH)
- Georgernes Verft (sink, PAH, PCB)
- Jekteviken (krom, sink, PAH, PCB)
- Laksevåg Verft (krom, sink, PAH)
- Nedre Nygård (arsen, bly, kadmium, krom, kobber, kvikksølv, sink, alifater, BTEX, PAH)
- Solheimsviken (bly, kobber, krom, sink, alifater, PAH)

Områder på Marineholmen er ikke inkludert i oversikten pga mangel på offentlig dokumentasjon. Basert på kjennskap til tidligere aktivitet på området, antas det imidlertid at området kan ha vært og muligens fortsatt er en kilde til sedimentforurensing.

Utlekking fra forurenset grunn er vist å kunne bidra til spredning av både organiske og uorganiske miljøgifter til resipient. Sammenlignet med spredningsberegninger som ble gjort i risikovurderingen (se vedlegg C), er utlekking fra grunnforurensning lavere enn spredning fra sediment for bly, kobber, kvikksølv og PCB₇, se tabell 4. Beregnet utlekking av benso(a)pyren er i samme størrelsesorden som spredning fra sediment for alle områder bortsett fra Ytre Puddefjorden. Utlekking av PAH-forurensning fra Jekteviken er undersøkt av Multiconsult (2005). Det er påvist svært høye konsentrasjoner av PAH i grunnen samt i sedimentene i Jekteviken. Forurensingen av sedimentene antas ikke å være av ny dato. En spredningsbasert risikovurdering konkluderer med at Gassverket nå ikke er en betydelig kilde til spredning av PAH til sjø og sediment. Vurderingen er basert på stikkprøver.

Tabell 4. Beregnet spredning fra sediment for hovedområder, samt beregnet utlekking til sjø fra områder med grunnforurensing i kg/år.

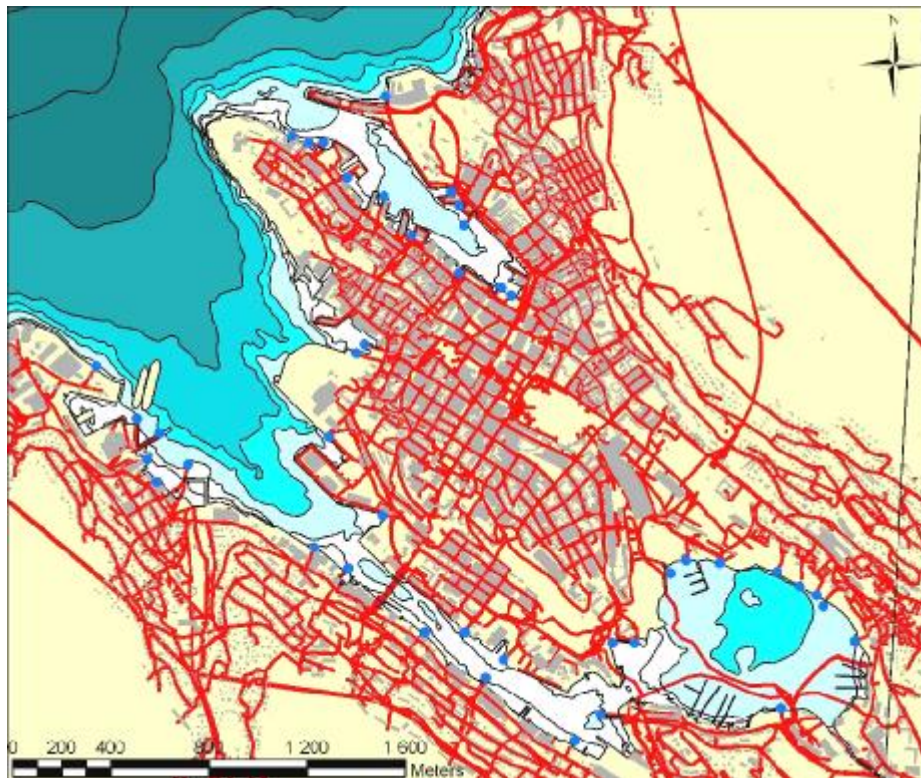
Hovedområder	Spredning fra sedimenter (kg/år)				
	Pb	Cu	Hg	PCB ₇	BaP*
Vågen	35	35	0,69	0,04	0,56
Store Lungegårdsvann	0,4	5	0,01	0,04	0,6
Solheimsviken	18	29	0,24	0,02	0,13
Damgårdsundet	22	33	0,48	0,03	0,34
Indre Puddefjorden	59	105	2,11	0,31	0,96
Ytre Puddefjorden	113	174	2,88	1,57	4,51
	Utlekking fra forurenset grunn (kg/år)				
Total utlekking fra områder med grunnforurensing	1,9	3,7	0,01	2,64E-5	0,5

* Benso(a)pyren, beregninger ikke inkludert i risikovurdering.

Ved Puddefjordsbroen, ved Nygårdsbroen og på Marineholmen er det gjennomført undersøkelser for å vurdere avrenning fra områder med grunnforurensing. Det er ikke påvist konsentrasjoner av betydning via grunnvann til havnebassenget. I områder med utfylte løsmasser kan permeabiliteten være betydelig, mens naturlige løsmasser vil ofte ha lavere permeabilitet. Dette er i overensstemmelse med resultatene. Delrapport er vist i vedlegg L.

4.2 Beregning av overløpsutslipp til Vågen og Sentrum Syd/Puddefjorden

Innenfor det aktuelle tiltaksområdet er de gamle kloakkutslippene sanert. Det er i dag kun utslipp ved noen av de gamle overløpene i Vågen og Puddefjorden (fig.15) i perioder med mye nedbør eller snøsmelting. Hovedmengden avløpsvann fra sentrumsbebyggelsen føres i dag enten til Holen rensesanlegg på ytre Laksevåg eller til Ytre Sandviken rensesanlegg.



Figur 15. Kommunale avløpsnett i Bergen sentrum med utslippspunkt merket med blå punkter (Data fra Bergen kommune).

Bydelene som drenerer til Vågen og Sentrum Syd/Puddefjorden betjenes av såkalt fellesavløpssystem. I dette avløpsledningsnett transporteres både spillvann fra husholdninger, næringsliv, offentlige institusjoner, drens vann fra bygningskonstruksjoner og overvann fra overflatene. Overvannet oppstår i nedbørsperioder og ved snøsmelting og strømmer da i de samme rørene som spillvannet. Når rørene får for mye overvann trer overløpene i funksjon og urensset avløp renner da rett ut i vannmassene i Vågen og Sentrum Syd/Puddefjorden (fig. 15).

De eneste utslippene til Vågen og Sentrum Syd/Puddefjorden kommer fra disse overløpene i fellesavløpssystemet, fordi avskjærende ledninger langs strandsonene i byen fører spillvannet til avløpsrensanleggene. I de periodene da rørene blir overbelastet i våtværsperioder, renner en blanding av overvann og spillvann ut i overløpene. Fordi miljøgiftkonsentrasjonene i spillvann og overvann er meget forskjellig, er det av stor interesse å vite andelen spillvann og andelen overvann av de årlige overløpsutslippene.

Metoden og datagrunnlag for beregning av utslipp er beskrevet i vedlegg D.

Tabell 5 viser beregnede utslipp til de to områdene. Datasimuleringene med MOUSE for hele året 2002 ga et totalt overløpsutslipp til Vågen-området på 157419 m³. Året 2002 hadde en årsnedbør på 2105 mm, mens normalåret har 2250 mm. Dette betyr i praksis at man kan se på 2002 som meget nær et normalår. Det kommer hverken overvannsutslipp eller utslipp fra avløpsrensanlegg til de aktuelle områdene

Tabell 5. Forventet utslipp av miljøgifter fra overløpsutslipp i fellesavløpssystemene til Vågen og Sentrum Syd/Puddefjorden i Bergen i kg pr. år.

Parameter	Vågen	Sentrum Syd/Puddefjorden
Cd	0,16	0,86
Cr	1,3	7
Cu	15,7	84
Hg	0,04	0,2
Ni	1,6	8,6
Pb	2,4	13
Zn	22	118
PAH	0,08	0,4
B(a)P	0,01	0,05
PCB	0,001	0,005

En sammenligning av utslippsberegningene i Bergen (Vågen og Sentrum Syd) og Oslo viser at utslippene er relativt like (tabell 6).

Utslippene av overløpsvannet til Vågen og Sentrum Syd er konsentrert på et mindre område enn i Oslo. Belastningen pr. flateenhet av overløpsvannet er derfor større i Bergen enn i Oslo. Hvis man også trekker med overvannets utslipp blir bildet noe annet. Da er Oslos utslipp av overløp og overvann 170 kg bly pr. år, mot Vågen og Sentrum Syd på 15,4 kg. Totalarealet av nedslagsfeltet til Vågen er 178,8 ha og Sentrum Syd er ca. 958ha, mens Oslo har ca. 8000ha. (D.v.s. at Vågen har 13,4 gram bly pr. ha og år og Oslo har fra overvann og overløpsvann 21 gram bly pr. ha og år).

Tabell 6. Sammenligning mellom beregnede utslippstall for bly i Bergen, Oslo, Arendal, Skien og Porsgrunn (2004).

Sted		Type utslipp (kg. pr. år)	Kommentar
Bergen	Vågen	2,4 kg	Bare overløpsvann fra fellesavløpssystemet
	Sentrum syd/Puddefjorden	13,0 kg	Bare overløpsvann fra fellesavløpssystemet
	Resten av Bergen*	134 kg	Utslipp av spillvann fra renseanleggene
Oslo		154 kg	Overvann fra separatavløpssystemer
		16 kg	Overløp
	Bekkelaget renseanlegg	66 kg	Utslipp
	VEAS	126 kg	Utslipp i Røyken. ca. 2/3 av dette stammer fra Oslo kommune.
Arendal		56 kg	Overvann
		3,1 kg	Renseanlegg
		1,4 kg	Overløp fra fellesavløpssystemer. 50 til 20 % av avløpet er fellesavløpssystemer
Skien og Porsgrunn		125 kg	Overvann fra separatavløpssystemer
		6,3 kg	Overløp i fellesavløpssystemer
		8,5 kg	Renseanlegg

*Overvannet i "resten av Bergen" infiltreres for en stor del til grunnen, og vi har antatt at dette derfor neppe belaster sjøområdene i særlig grad.

Hvis vi ser på de samlede utslippene fra Skien/Porsgrunn og Arendal (tabell 6), er disse ganske mye større enn det vi har for Vågen og Sentrum Syd. Dette skyldes at Vågen og Sentrum Syd i

praksis har avskjærende ledninger som normalt transporterer avløp ut av dette området til renseanleggene (Holen og Ytre Sandviken). Det er bare under intensive regnperioder at kapasiteten til ledningsnettets overskrides og at noe går i overløpene.

Spillvannsutslippet fra renseanleggene i "resten av Bergen" er ganske stort i forhold til Oslo og de andre byene (tabell 6). Dette skyldes at rensesystemet i Bergen er lavere enn tilsvarende i de andre byene samtidig som det er mye nedbør. Dette kan føre til lokalt høye konsentrasjoner av miljøgifter på bunnen utenfor renseanleggene.

Modellberegningene over viser at Puddefjorden/Sentrum syd i gjennomsnitt mottar ca. 5 ganger så mye bly fra avløpssystemene sammenlignet med Vågen. Dette har sammenheng med at større vannmengder drenerer til Puddefjordsområdet. Observasjoner under feltarbeidet oktober 2003 tyder på at mesteparten av overvannet i Puddefjorden strømmes ut i de indre delene av fjordsystemet. Dette kan medføre lokal opphopning av metaller, PAH og PCB i Solheimsviken området. Dette bør tas hensyn til under vurdering av eventuelle tiltak i området.

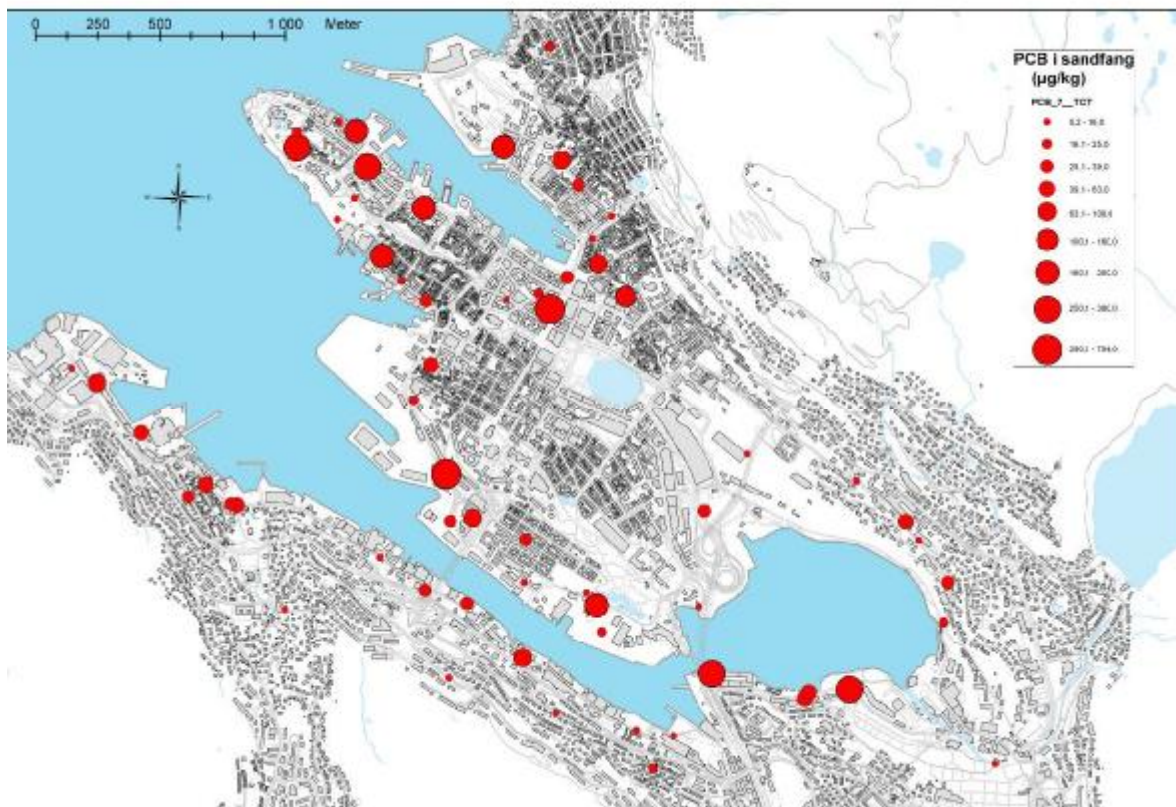
4.3 Overflateavrenning

I et urbant miljø som rundt Bergen havn utgjør ofte andelen tette flater 80 –100 % av arealet. Fordrøyning, naturlig infiltrasjon og absorpsjon i grunnen samt fordampning er kraftig redusert, og det gir en stor grad av overflateavrenning fra et gitt område. Ved nedbør får man ofte først en utspyling som medfører at forurensede masser som har samlet seg opp siden forrige regnskyll følger avrenningen. Et bysentrum består av store arealer tette flater i form av veier, parkeringsplasser, hustak og fasader, og det meste av vannet blir ledet mot sluk og ledningsnett.

For å undersøke miljøgiftkonsentrasjonen i partiklene som transporteres i dette vannet, ble det samlet inn prøver fra 64 sandfang. Figur 16 viser plassering og konsentrasjon av miljøgifter i sandfangsmassene. I tabell 7 er det vist statistisk oversikt over prøveresultatet.

Tabell 7. Kort oversikt over enkle, statistiske parametre for PCB, 9 viktige grunnstoffer samt TOC fra 64 sandfangsprøver i Bergen.

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Sn	Zn	PCB	TOC
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	µg/kg	%
Ar.snitt	6,5	1,13	30	273	0,20	32	126	18,8	698	91	5,2
Median	3,7	0,42	25	97	0,06	24	61	6,2	403	31	4,3
Min	<1	0,02	11	16	<0,01	7	9	<3	51	<0,4	0,4
Max	56	11,1	135	6600	2,81	309	675	444	4670	704	39



Figur 16. Kart over Bergen havn som viser konsentrasjonen av PCB₇ i 64 sandfangsprøver. Konsentrasjonsklassene er angitt til høyre på figuren.

Analysene viser klart at det er aktiv spredning av flere miljøgifter i den urbane overflateavrenningen.

4.4 Andre forurensingskilder i området med kostholdsråd

Utslipp fra overvann og spillvann fra områder i kostholdsområdet er blitt beregnet ved bruk av kjente verdier for spillvann og overvann beskrevet i vedlegg E. For de resterende delene av Bergen kommune ble det valgt å gjøre beregningene på for utslippspunktene for avløpsvann på bakgrunn av data fra Bergen kommune (Hogne Hjelle). For kommunene Fjell, Askøy og Meland er det gjort beregninger av overvann og spillvann for område med tettbebyggelse. Store deler av disse kommunene har spredt bebyggelse som ikke medfører noe større mengder utslipp av miljøgifter fra spillvann og overvann. Overvannet vil i stor del infiltreres i grunnen og på den måten filtreres før det kommer til sjøen. Informasjon om areal tette flater, avløp og arealutnyttelse er hentet inn fra de enkelte kommunen for bruk i beregningene.

Metodebeskrivelse og bakgrunnsdata for utslippsberegningene er vist i vedlegg D.

4.4.1 Bergen kommune utenom tiltaksområdet

Det er valgt å beregne utslippene fra resten av Bergen bare fra avløpsrensningseanleggene. Grunnen til dette er at overløpsutslippene i disse områdene er små i forhold til utslippene fra avløpsrensningseanleggene. Overvannet i disse områdene infiltreres dessuten for en stor del i grunnen, og vi antar at de derfor neppe belaster sjøområdene i vesentlig grad.

De beregnede utslippene er vist i tabell 8 sammen med beregnede utslipp fra Fjell, Askøy og Meland, i kg/år fra overvann og spillvann. Beregningene er basert på Bergen kommunes egne tall for

belastningen i antall personekvivalenter på hvert renseanlegg, en antatt årlig avrenning pr. person på 400 l/p døgn og data for konsentrasjoner fra ulike typer renseprinsipp. I vedlegg D er delutslippene for de ulike områdene både i Bergen, Fjell, Askøy og Meland vist.

Det er flere potensielle punktkilder, bl.a. har Fiskeridirektoratet (Bøe et al., 2001) påvist forhøyede PCB-verdier i fisk utenfor Flesland og i Drotningvik. Utslipp fra avløpsanlegg og nedlagte deponi kan være kilde.

4.4.2 Nabokommuner innenfor kostholdsråds-området

Fjell kommune

I Fjell kommune ble det gjort utslippsberegninger for tettstedene Vindenes, Ågotnes, Knappskog, Kolltveit, Bildøy, Straume-Foldnes (utslepp ved Våge), Brattholmen, Tona / Valen, Knarrevik og Hjelteryggen.

Askøy kommune.

I Askøy kommune ble det gjort utslippsberegninger for tettstedene Kleppestø/Kleppe og Florvåg/Erdal .

Meland kommune.

I Meland kommune ble det gjort utslippsberegninger for tettstedene Frekhaug og Flatøy.

Tabell 8. Beregnet utslipp i kg pr. år fra renseanleggene i Bergen, samt beregnede utslipp fra Fjell, Askøy og Meland, i kg/år fra overvann og spillvann.

Total sum spillvann og overvann kg pr. år										
	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	Ftalater	PCB
Bergen	8,8	200,0	2 606,0	8,5	218,0	134,8	2 999	17,0	357,6	-
Fjell	0,82	21,3	135,3	0,50	28,2	18,9	214,9	1,3	12,8	0,03
Askøy	0,41	10,2	92,3	0,31	12,1	8,1	122,5	0,71	10,3	0,01
Meland	0,138	3,34	22,6	0,09	4,35	2,9	34,9	0,21	2,2	0
Sum	10,1	234,8	2 856,2	9,4	262,8	164,7	3 371,4	19,2	382,9	0,04

Del utslippene er vist i vedlegg D. Som det går frem fra tabellen kommer hovedforurensningen fra Bergen. I disse tallene ligger det også noen punktutslipp som skiller seg ut. For eksempel i Fjell kommune er det områdene Hjelteryggen, Tona/Valen, Straume/Foldnes med utslipp Våge og Ågotnes som skiller seg ut med noe utslipp av mellom 13-30 kg kobber, 18-48 kg sink samt noe av de andre komponentene. Dette er dog mye mindre enn for eksempel utslippet fra Holen renseanlegg i Bergen som slipper ut ca 944 kg kobber og 1062 kg sink.

4.5 Atmosfærisk nedfall

Atmosfærisk nedfall bidrar til en diffus tilførsel av miljøgifter til nedbørsfeltet. Det finnes relativt gode data for enkelte områder på atmosfærisk nedfall gjennom statlige overvåkingsprogram i SFT (Aas m.fl. 2002) og gjennom prosjektet om nasjonale metallutslipps relative betydning i forhold til langtransportert atmosfærisk avsetning (Berg m.fl. 2003).

Årsakene til forhøyede nivåer av miljøgifter i norsk natur er flere. Noe av forurensningen er langtransportert, men hovedkildene ligger oftest i lokalmiljøet. De viktigste kildene er:

- Transport: utslipp av eksos og bruk av piggdekk
- Oppvarming: spesielt vedfyring
- I Bergen var trolig Bergen gassverk som ble nedlagt i 1985 etter 129 års drift en stor kilde til atmosfærisk nedfall. Gassverket brukte mellom 30 000 og 40 000 tonn kull per år for produksjon av bl.a. gass og koks. Kull kan inneholde betydelige mengder arsen, kadmium, kvikksølv og bly. Gjennom mange års produksjon har Bergen Gassverk sannsynligvis sluppet ut atskillige mengder av disse grunnstoffene samt polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) til luft og avsatt på land og i sjø.

Målinger av metaller og organiske miljøgifter i luft er kun foretatt på Lista og i Ny Ålesund (Aas et al. 2003). Bakgrunnsgrunnlaget for vurdering av nedfall av metaller og organiske miljøgifter i Bergensregionen er derfor tynt. Langtransportert forurensning utgjør trolig ingen vesentlig kilde i tiltaksområdet. Atmosfærisk nedfall av metaller og organiske miljøgifter vil i Bergen sentrum bli skylt med overvannet inn i avløpssystemet og derfra transportert til de respektive renseanleggene. Atmosfærisk nedfall som havner utenfor områdene med tette flater vil i vesentlig grad holdes tilbake i nedbørsfeltet (Skjelkvåle et.al. 1999) og dermed ikke transporteres inn i avløpssystemet

EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme) har ved bruk av modeller beregnet atmosfæriske avsetninger for bly i Norge, (Berg et al. 2003). Dataene er mer usikre for Norge enn for land i mer sentrale deler av Europa, pga. plassering i ytterkant av EMEPs rutenett. Hovedtrekkene er imidlertid tydelige: Bly viser sterkt forhøyede avsetninger sør i landet, og gradvis mindre nordover. Dette er et typisk mønster for komponenter som blir tilført Norge via langtransporterte luftstrømmer og nedbør. For bergensområdet viser modellberegningene (Berg et al. 2003) at langtransportert forurensning bidrar med ca 1.1 kg bly km²/år, 50-70 g kadmium pr. km²/år og 12-15 g kvikksølv pr. km²/år.

Tall for atmosfærisk nedfall (kg/km²/år) av tungmetaller er vist i tabell 9 (fra Berg et. al. 2003¹ og Aas et. al. 2002²).

Tabell 9. Atmosfærisk nedfall av tungmetaller.

Metall	Aust-Agder ¹	Birkenes ²	Lista ²
Bly (Pb)	1.1-1.5	1.9	1.8
Kadmium (Cd)	0.050-.0.70	0.050	0.068
Kvikksølv (Hg)	0.015-0.020	-	-
Kopper (Cu)	-	-	1.5
Nikkel (Ni)	-	-	0.449
Krom (Cr)	-	-	0.374
Sink (Zn)	-	7.4	9.0
Kobolt (Co)	-	-	0.030

Palm et al (2004) har målt atmosfærisk nedfall av enkelte PAH og PCB komponenter i Kosterfjorden på den svenske vestkysten og funnet at PCB (kongenerene 28, 52, 153, 138, 180 og 193) avsettes med en hastighet på 7,95 ng/m²/pr. dag. Raten varierte mye avhengig av når på året prøvene ble samlet inn. Hvis en antar at disse tallene også er representative for Bergensområdet viser beregninger at tiltaksområdet på ca 2.227.000 m² mottar ca. 6,45 g/år PCB. For hele kostholdsområdet som har et sjøareal på 180 km² vil atmosfærisk nedfall i følge beregningene utgjøre ca.522 g/år. Atmosfærisk nedfall som havner på landområdene som grenser til kostholdsområdet vil i vesentlig grad holdes tilbake i nedbørsfeltet og dermed ikke transporteres med elver og bekker til sjøen.

5 Risikovurdering

Det er gjennomført en risikovurdering av forurenset sediment i tiltaksområdet. Risikovurderingen er gjengitt i sin helhet i vedlegg F. Det benyttede risikovurderingsverktøyet er utarbeidet av NGI og NIVA for SFT. Formålet med risikovurderingen er å kunne gjøre en prioritering av delområder.

Verktøyet for risikovurdering av sediment er bygd opp i tre trinn;

- I trinn I sammenlignes sedimentkonsentrasjonene med et sett grenseverdier. Grenseverdiene baserer seg på en vurdering av toksisitet for de ulike stoffene og forventet eksponering for mennesker eller miljø. Det må minimum være fem prøver per område som skal vurderes. Dersom én av prøvene overskrider grenseverdien, kan ikke området "friskmeldes" i dette trinnet.
- I trinn II vurderes det om det foreligger aktuell risiko i det enkelte området ved å beregne stedsspesifikk risiko for spredning og human helse. Videre kan man utføre tester for å vurdere økotoxisitet, biotilgjengelighet og bioakkumulering av miljøgiftene.
- Trinn III innebærer en større detaljeringsgrad, hvor datagrunnlaget suppleres med blant annet måling av spredning vha sedimentfeller, bestemmelse av fordelingskoeffisienter i de aktuelle sedimentene og bestemmelse av miljøgiftinnholdet i organismer i området.

Ved risikovurdering av sedimentene i Bergen havn er trinn I og II benyttet. Arbeidet vedrørende oppvirvling av sedimenter i Vågen (vedlegg K) utgjør deler av en trinn III-vurdering. Det er gjort beregninger for miljøgiftene bly, kobber, kvikksølv og PCB. Disse forbindelsene er valgt da de forekommer i høye konsentrasjoner i Bergen havn, og vil således være styrende for valg av tiltak og inndeling av tiltaksområder. PAH og TBT forekommer også i høye konsentrasjoner, men er ikke inkludert i risikovurderingen pga manglende datagrunnlag.

Spredning av miljøgifter fra sedimentene er beregnet som summen av følgende tre bidrag:

- Spredning som følge av biodiffusjon, F_{diff} [$\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$]
- Spredning som følge av oppvirvling fra skip, F_{skip} [$\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$]
- Spredning som følge av opptak i organismer, F_{org} [$\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$]

Dersom man skal vurdere to områder opp mot hverandre, bør områdenes arealer være noenlunde like store. Spredningstall for ulike områder kan så sammenlignes med hverandre eller satte miljømål.

Bidragene til total human eksponering er som følger:

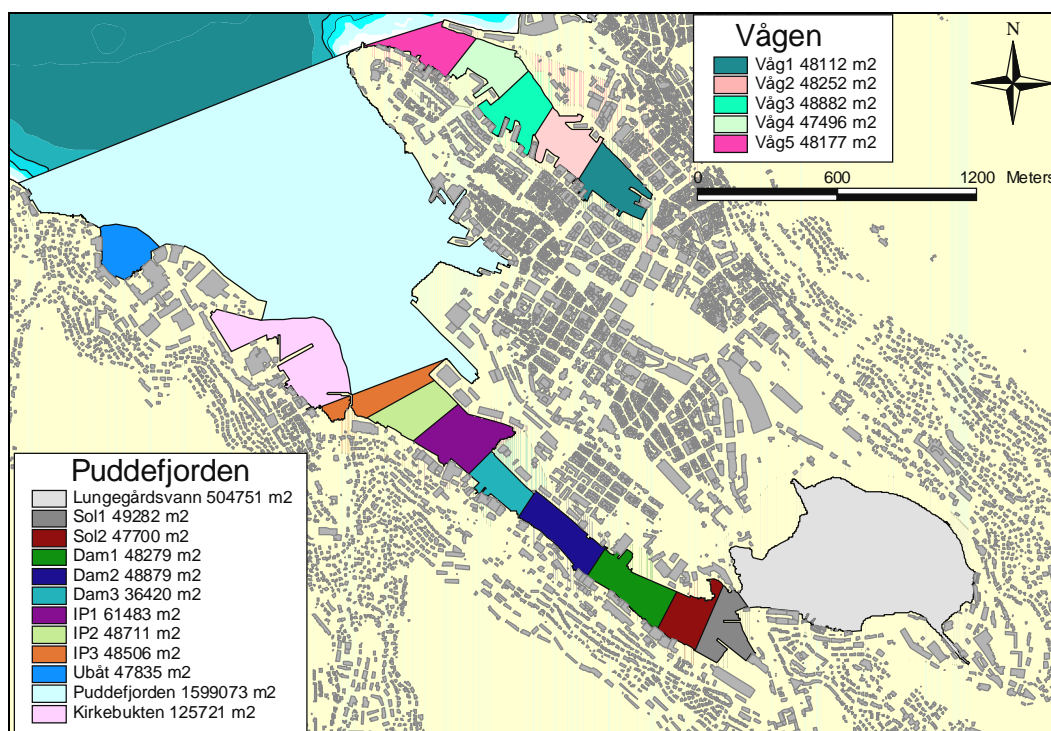
- Oralt inntak av sediment
- Oralt inntak av overflatevann
- Oralt inntak av partikulært materiale
- Hudkontakt med sediment
- Hudkontakt med overflatevann
- Inntak av fisk og skalldyr

Resultatene er oppgitt som mg/kg kroppsvekt/døgn. Det er angitt standard parametere for henholdsvis barn og voksne. Ved å anta at man er barn i 6 år og voksen i 64 år, beregnes også en total livsdose som gir gjennomsnittlig livstid daglig eksponering. Dosisverdiene kan så sammenlignes med gitte grenseverdier for maksimal tolerabel risiko (MTR) for human helse. MTR defineres som den mengde av et visst stoff ethvert menneske kan eksponeres for daglig gjennom hele livet uten signifikant helserisiko.

For at et område skal ha en akseptabel risiko for forurensing, må krav til både akseptabel spredning og human helserisiko være tilfredsstillt

Stedsspesifikk eksponering og eksponeringstid er ikke fastlått og formålet med risikovurderingen er å kunne prioritere områder i forhold til tiltak, derfor er alle eksponeringsveier for human helse benyttet i risikovurderingen. Standard eksponeringstid 30 dager per år er benyttet.

Risikovurderingen er gjennomført både for tiltaksarealene jfr fase 1, omtalt som hovedområder, og for delområder som vist på Figur 17. Det er kun resultatene for delområder som omhandles i dette kapitlet. Formålet med inndelingen i delområder er å kunne rangere mer håndterbare områder for tiltak, samt ta høyde for metodens følsomhet for arealstørrelse. Delområdene har arealer på ca 50 000 m², bortsett fra området ved Kirkebukten som er ca 125 000 m² for å omfatte tilstrekkelig antall prøvepunkter for risikovurdering. Store Lungegårdsvann er ikke inndelt i delområder, pga lav beregnet risiko i forhold til de øvrige hovedområdene. Ytre Puddefjorden ble rangert høyt i forhold til PCB, og det er derfor skilt ut to områder, U-båt og Sørøvågen/Kirkebukten (videre kalt Kirkebukten), som omfatter avgrensede områder med høy konsentrasjon av PCB i Ytre Puddefjorden. For resultater for hovedområdene henvises det for øvrig til vedlegg F.



Figur 17. Inndeling av delområder i Bergen havn.

5.1 Risikovurdering trinn I

Sammenligningen med grenseverdier i trinn I viser at det kun er noen få prøvepunkter som ikke overskrider grenseverdiene for bly, kobber, kvikksølv og PCB₇. Da man må vurdere minimum 5 prøver for å kunne si noe om forurensingstilstanden i det aktuelle området, vil ingen hoved- eller delområder i Bergen havn kunne "friskmeldes" etter trinn I.

5.2 Risikovurdering trinn II - delområder

5.2.1 Spredning fra delområder

Tabell 10 viser rangering av delområdene etter hvilket område som har størst beregnet spredning for hhv bly, kobber, kvikksølv og PCB₇. Rangering basert på spredning endres etter hvilke miljøgifter man vurderer. For tungmetaller vil spredningsrangeringen avhenge av areal og antall skipsanløp. For PCB vil rangeringen derimot avhenge av TOC og snittkonsentrasjon av PCB i sedimentene. Fullstendige resultater finnes i vedlegg F.

Vågen

Dersom man kun ser på resultatene for delområdene i Vågen, er spredningen av bly og kvikksølv størst innerst i Vågen (Våg1 og Våg2). Våg4 har størst spredning av PCB₇, dette til tross for lavere snittkonsentrasjon av PCB₇. Årsaken er at TOC-innholdet er lavere i Våg4 enn i resten av Vågen, hvilket påvirker spredning av organiske forbindelser. For metallene har Våg4 og Våg5 de laveste spredningsverdiene, hvilket korrelerer med lave snittkonsentrasjoner.

Puddefjorden

For delområdene som omfatter Solheimsviken, Damgårdssundet, Indre og delvis Ytre Puddefjorden, viser beregningene at spredningen av bly, kobber og kvikksølv er størst i delområdene IP2 og IP3. Området for u-båt bunkerne slår klart høyest ut for spredning av PCB₇. Årsaken er en kombinasjon av høye konsentrasjoner, høyere antall skipsanløp og lavt TOC-innhold i disse områdene. IP1 har også lav TOC, men har til gjengjeld noe lavere snittkonsentrasjoner og dermed lavere spredning.

I Solheimsviken er snittkonsentrasjonene høye, men med et lavere antall skipsanløp og TOC lik 7 % får man lavere spredningstall enn i Indre Puddefjorden. Delområdene i Damgårdssundet har generelt høyere snittkonsentrasjoner for tungmetallene enn Solheimsviken, men pga et lavere antall skipsanløp er spredningen fra Damgårdssundet lavere enn fra Solheimsviken.

Tabell 10. Rangering av delområder i Bergen havn basert på spredning.

Rangering	Pb	Cu	Hg	PCB ₇
1	IP3	IP3	IP3	Ubåt
2	IP2	IP2	IP2	Dam3
3	Våg2	IP1	Våg2	Våg4
4	Våg1	Sol2	Våg1	IP3
5	Sol1	Våg2	IP1	Kirkebukten
6	Sol2	Sol1	Sol1	Våg2
7	IP1	Dam1	Sol2	IP1
8	Våg3	Dam2	Dam3	Dam2
9	Dam1	Våg1	Våg3	Våg3
10	Dam2	Dam3	Dam1	Sol2
11	Dam3	Våg3	Dam2	Dam1
12	Våg5	Våg5	Våg5	Sol1
13	Våg4	Kirkebukten	Kirkebukten	Våg1
14	Kirkebukten	Ubåt	Våg4	Våg5
15	Ubåt	Våg4	Ubåt	*

* Ingen beregning av PCB i IP2 pga manglende opplysninger om enkeltkongenere.

5.2.2 Human eksponering i delområder

Det er gitt standard parametere for henholdsvis barn og voksne, og ved å anta at man er barn i 6 år og voksen i 64 år, beregnes en total livsdose som gir gjennomsnittlig livstid daglig eksponering. Tabell 11 viser rangeringen av delområder etter beregnet human eksponering oppgitt som dose. Tabellen viser at rangeringen av delområder varierer ettersom hvilken miljøgift man vurderer.

Størst beregnet human eksponering for bly og kvikksølv finner man innerst i Vågen, mens det for kobber og PCB₇ er henholdsvis Våg2 og Våg4 som gir de største verdiene. Når man ser på de

Øvrige delområdene er human eksponering for tungmetallene størst i Kirkebukten, Dam3 og IP3. For PCB₇ er det u-båt området som skiller seg ut med høyest beregnet eksponering.

Tabell 11. Rangering av delområder etter dose.

Rangering	Pb	Cu	Hg	PCB ₇
1	Våg2	IP3	Våg2	Ubåt
2	Våg1	Dam3	Våg1	Våg4
3	Kirkebukten	Dam1	IP3	Dam3
4	IP3	Kirkebukten	Dam3	Kirkebukten
5	Dam3	Våg2	Kirkebukten	Våg2
6	Våg3	Dam2	Sol1	IP3
7	Sol1	Sol2	Dam1	Dam2
8	Dam1	Sol1	Våg3	Våg3
9	Sol2	IP2	IP2	IP1
10	Våg4	Våg1	Dam2	Dam1
11	Dam2	Våg4	Sol2	Sol2
12	IP2	Ubåt	Våg5	Sol1
13	Våg5	IP1	Våg4	Våg5
14	Ubåt	Våg3	IP1	Våg1
15	IP1	Våg5	Ubåt	*

* Ingen beregning av PCB i IP2 pga manglende opplysninger om enkeltkongenerer.

I risikovurderingsverktøyet er det gitt verdier for human eksponering som ikke vil medføre risiko for human helse, såkalte MTR-verdier (maksimal tolerabel risiko). MTR defineres som den mengde av et visst stoff ethvert menneske kan eksponeres for daglig gjennom hele livet uten signifikant helserisiko. Ved å sammenligne de beregnede verdiene med MTR human får man et inntrykk av hvilken miljøgift som er viktigst i forhold til human helserisiko. Det er antatt at sedimentene utgjør 10 % av total eksponering for de aktuelle miljøgiftene. Tabell 12 viser hvor mange ganger høyere beregnet dosis er i forhold til akseptabel human eksponering.

Tabell 12 Overskridelse av MTR (maksimal tolererbar risiko).

Område	Pb	Cu	Hg	PCB ₇
Våg1	1,6	0,0	1,0	24
Våg2	1,6	0,1	1,2	74
Våg3	1,1	0,0	0,5	58
Våg4	1,0	0,0	0,2	136
Våg5	0,7	0,0	0,3	25
Sol1	1,1	0,0	0,6	31
Sol2	1,1	0,0	0,4	42
Dam1	1,1	0,4	0,5	42
Dam2	0,9	0,0	0,4	59
Dam3	1,2	0,1	0,8	132
IP1	0,4	0,0	0,2	56
IP2	0,8	0,0	0,4	.*
IP3	1,2	0,1	0,9	59
Kirkebukten	1,5	0,1	0,8	111
Ubåt	0,6	0,0	0,2	601

* Ingen beregning av PCB i dette området, pga manglende opplysninger om enkeltkongenerer.

Overskridelsene av akseptabel human eksponering er klart knyttet til PCB. Basert på human helse- risiko bør man prioritere områder i forhold til PCB. Resultatene viser at området ved u-båt bunker- ne, Våg4, Dam3 og Kirkebukten gir de klart høyeste overskridelsene. Rangeringen etter overskri- delse er vist i tabell 13.

Tabell 13. Rangering etter overskridelse av MTR (maksimal tolererbar risiko) for menneske.

Rangering	PCB ₇	Rangering	PCB ₇
1	Ubåt	9	IP1
2	Våg4	10	Dam1
3	Dam3	11	Sol2
4	Kirkebukten	12	Sol1
5	Våg2	13	Våg5
6	IP3	14	Våg1
7	Dam2	15	*
8	Våg3		

* Ingen beregning av PCB i dette området, pga manglende opplysninger om enkeltkongenerer.

For human helserisiko er det oralt inntak av sediment og inntak av fisk og skalldyr som er styrende for tungmetaller, mens det for organiske forbindelser kun er inntak av fisk og skalldyr. I risikovur- deringen er alle eksponeringsveiene benyttet. Det er riktig å stille seg spørsmål om samtlige eksponeringsveier er realistiske i et havneområde. Som en tilnærming til problemstillingen er det derfor sett på human helserisiko dersom eksponering kun er knyttet til inntak av fisk og skalldyr. Bereg- ningene viser ingen endring i rangering av delområder med hensyn på organiske forbindelser

(PCB) og kun små endringer i rangering av delområder basert på tungmetaller. Konklusjonen påvirkes dermed ikke dersom man velger kun å se på inntak av fisk som mulig eksponeringsvei.

5.3 Prioritering av områder

Sammenligningen med grenseverdier i trinn I viste at ingen områder i Bergen havn kunne friskmeldes på det nivået. I forhold til akseptabel human eksponering i trinn II kan en prioritere delområder. Samtlige delområder overskrider akseptabel risiko for human helse med hensyn på PCB, samt mindre overskridelser for bly i noen delområder.

Med utgangspunkt i overskridelse av akseptabel human helserisiko, bør delområdene prioriteres etter PCB;

1. Området ved **ubåt-bunkerne** pga klart størst overskridelse av human helserisiko.
2. Våg4 og Dam3 har de nest største overskridelsene, hvilket er knyttet til lav TOC. Da disse områdene ikke ligger i klart avgrensede områder, anbefales det ikke å igangsette tiltak kun i disse to delområdene. For Vågen bør tiltak påbegynnes **innerst i Vågen**, hvor overskridelse for PCB også er betydelig samt spredning av bly og kvikksølv er størst.
3. **Kirkebukten** anbefales som et område for gjennomføring av tiltak, pga høy beregnet human helserisiko for PCB, samt at det utgjør et avgrenset område.

I området Solheimsviken-Damgårdssundet-Ytre Puddefjorden bør man først sikre muligheten for helhetlig opprydding i større områder av gangen fremfor å velge ut delområder som ikke henger sammen.

Til slutt bemerkes det at stasjon 12 ved Kirkebukta og stasjon 13 utenfor Georgenes verft viser svært forhøyede konsentrasjoner av tungmetaller og PCB, og at det kan være snakk om hotspots. Det anbefales å utføre nærmere kartlegging av utbredelse og bunnforhold rundt disse to områdene, før tiltak prioriteres.

6 Ansvarsforhold

Tiltak i sedimenter er kostbart, og det er derfor interessant å undersøke mulighetene for å kunne pålegge aktuelle forurensere å bidra økonomisk til gjennomføring av tiltak.

I forbindelse med Pilotprosjektet i Trondheim havn er det gjort en juridisk analyse av ansvarsforhold knyttet til sedimentforurensing i havner (Pilotprosjektet i Trondheim havn, 2003). Bakgrunnen for analysen er at man ønsker å opprette et lokalt miljøfond for å sikre nødvendige midler til helhetlig opprydding i de forurensede havnesedimentene. Følgende ansvarsgrunnlag er omtalt i rapporten:

- Tiltaksplikt og kostnadsansvar
- Reglene om erstatningsansvar
- Myndighetenes regressmuligheter

I det følgende er konklusjonene i rapporten for Trondheim havn gjennomgått. Det vises til den fullstendige rapporten for detaljerte utredninger (Pilotprosjektet i Trondheim havn, 2003).

6.1 Ansvarsforhold ved sedimentforurensing

Forurensningslovens § 5 lyder som følger:

”For forurensning fra veger, jernbane o.l., havner og flyplasser gjelder loven her så langt forurensningsmyndigheten bestemmer.

For forurensning fra det enkelte transportmiddel gjelder det som er fastsatt i eller i medhold av produktkontrollloven, vegtrafikkloven, sjødyktighetsloven, havneloven, luftfartsloven og jernbaneloven i stedet for bestemmelsene i denne loven.

Uansett bestemmelsen i annet ledd gjelder lovens § 7 annet og fjerde ledd, kap. 6 og §§ 74-77 tilsvarende dersom ikke forurensningen må anses for tillatt i medhold av annen lovgivning. For gjennomføring av og ved overtredelse av disse bestemmelsene gjelder reglene i kap. 7, § 74 og i kap. 10.

Begrensninger i lovens anvendelse som følge av paragrafen her gjelder bare så langt ikke annet følger av kap. 8.”

Det følger av første ledd at forurensningsmyndighet skal si noe om hvor langt loven skal gjelde forurensing fra havner. I påvente av at Regjeringen skal treffe vedtak som gjelder sedimentforurensing, er det i rapporten sannsynliggjort at § 5 første ledd gjelder forurensing i havnen, men ikke fra havneanlegg. Inntil det foreligger et vedtak, bør man for sikkerhets skyld anta at unntaket for forurensing fra havneanlegg gjelder alle typer forurensing. Andre anlegg som ikke er knyttet til havnevirksomheten vil imidlertid ikke være unntatt fra frl § 5 første ledd. På bakgrunn av dette vil ikke unntaket gjelde all sedimentforurensing i kommunale havner.

I § 5 annet ledd sies det noe om forurensningslovens virkeområde i forhold til forurensing fra transportmiddelet, dvs skip. I rapporten er det konkludert med at § 5 annet ledd ikke regulerer forurensning fra havnevirksomhet som skyldes skipsaktivitet. Kommunen kan like fullt kunne holdes ansvarlig for forurensing fra skip, med mindre skipene kun har benyttet private havneanlegg. Dersom trafikken medfører spredningsfare, må havnen treffe tiltak for å unngå eller eliminere faren for spredning. Dersom eier av havneområde leier ut areal, kan ikke eier objektivt holdes ansvarlig for den forurensing som måtte oppstå som følge av aktiviteten på det gjeldende areal.

Grunneier kan ikke holdes ansvarlig for den sedimentforurensing som skyldes utenforstående på sjøgrunn underlagt eiendomsretten. Kommunen vil kunne holdes ansvarlig for ulovlige vann- og avløpsutslipp som har medført forurensing i havneområder. I tilfeller der eiendom med sedimentforurensing kjøpes, antas det i rapporten at kjøper vil holdes ansvarlig for forurensingen. Ved utbygging vil tiltaksplikten ofte inntreffe dersom det er fare for spredning av forurensing.

6.2 Tiltaksplikt

Tiltaksplikten vil kun gjelde den sedimentforurensing som den enkelte kan holdes ansvarlig for. Tiltaksplikten er videre begrenset til å gjelde tiltak som står i rimelig forhold til de skader og ulemper som skal unngås. I tilfeller hvor opprydding i ett område vil forringes av manglende opprydding i tilstøtende område, vil det ikke være rimelig å kreve at tiltak utføres utenom en helhetlig opprydding for områdene. Myndighetene kan i tilfeller igangsette tiltak og kreve refusjon fra de ansvarlige i etterkant. Ved diffus avrenning fra større landområder kan man ikke forvente å identifisere de ansvarlige. I slike tilfeller vil eier, som regel kommunen, bære ansvaret.

Dersom forurensing som på utslippstidspunktet var tillatt fortsatt er en aktiv kilde, vil tiltaksplikten sannsynligvis inntreffe. I tilfeller hvor kilden ikke lenger er aktiv, men forurensingen eksisterer, kan reglene om tilbakevirkende kraft inntrå dersom forurensingsmyndighet bestemmer det. Dette beror imidlertid på at man kan identifisere både kilde og den ansvarlige for forurensingen. Dersom forurensing ikke lenger eksisterer vil kommunen antageligvis overta tiltaksplikten.

6.3 Erstatning

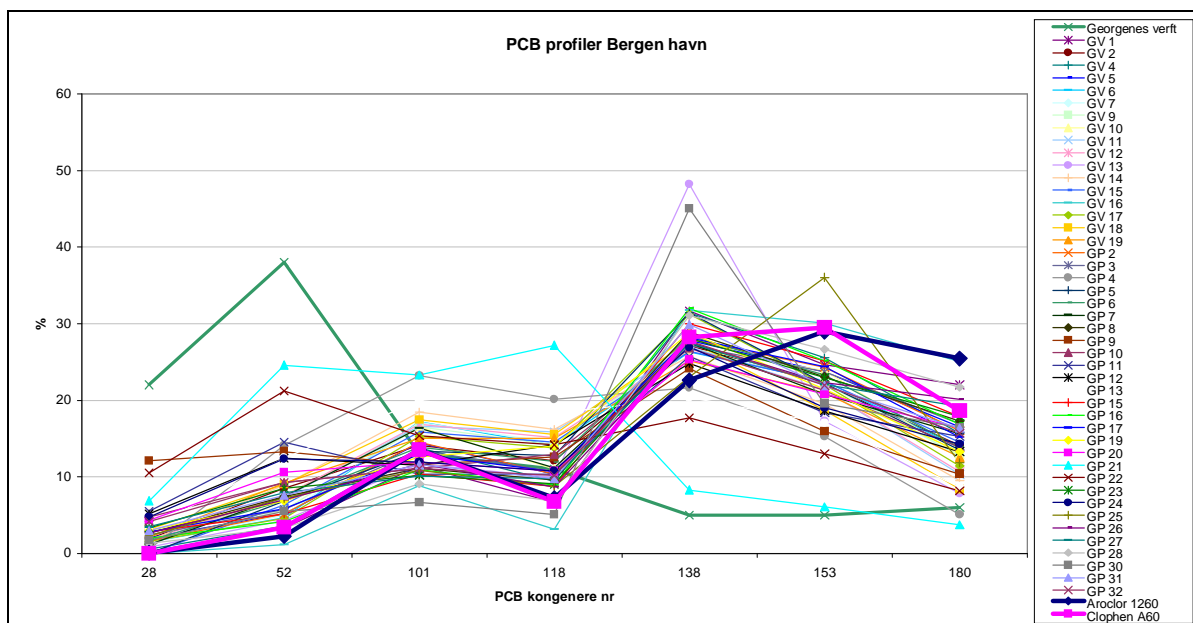
Foruten reglene om ansvar og tiltaksplikt, har man reglene om erstatning. Erstatningsansvaret er objektivt og er ikke avhengig av at det er utvist egen skyld. Det er heller ikke begrensninger i forhold til hvilke kilder som har medført sedimentforurensing. Erstatningsreglene gjelder derfor også forurensing forårsaket utslipp fra havneanlegg.

Dersom forurensingen som har oppstått er lovlig, må forurensningen være urimelig eller unødvendig for at erstatningsansvaret skal gjelde. Det må i alle tilfeller foreligge en årsakssammenheng mellom de utslipp den enkelte er ansvarlig for og den sedimentforurensning som kravet er knyttet til. Den skadelidte kan videre kreve erstatning fra én ansvarlig, selv om det også er andre ansvarlige (solidaransvar). Et eksempel på en situasjon hvor erstatningsreglene kan være gjeldende, er i tilfeller hvor havnen må gjennomføre vedlikeholdsmudring i områder som også er forurenset. I et slikt tilfelle vil det være nærliggende for havnen å kreve erstatning for de ekstrakostnader forurensningen medfører. Ekstrakostnadene vil være knyttet til miljømudring i forhold til ordinær mudring, samt økte kostnader ved avhending av massene. Dersom det er usikkert hvem som har forurenset men det er klart at i alle fall én eller flere har bidratt til forurensing, vil bruk av erstatningsreglene også være aktuelt. Er det derimot snakk om én eller noen få identifiserbare forurenser og sedimentforurensing som er klart knyttet til ett område, f.eks. utslippspunkt, vil det være mer naturlig å benytte seg av reglene om tiltaksplikt.

6.4 Identifisering av kilder/problemeiere

Forurensingssituasjonen i Bergen havn er vanskelig å spore tilbake til kilder. Dette skyldes en kombinasjon av manglende informasjon om omfang og antall historiske utslipp, samt de fysiske og kjemiske prosessene i sedimentene som medfører spredning, omrøring og i tilfeller også omdanning av forbindelser.

Kjemiske analyser av forurenset havnesediment kan være til hjelp for å identifisere de ansvarlige. Særlig gjelder dette miljøgifter som PCB, PAH og PCP. Disse stoffene er satt sammen av en rekke forbindelser. For eksempel finnes det en rekke ulike typer PCB, som har sin unike sammensetning av PCB-kongenere (SFT, 1997). Ved å sammenligne PCB-profiler i sedimenter med PCB-profiler i produkter eller kilder på land, kan man i noen tilfeller identifisere den aktuelle kilden. PCB i Bergen havn er antatt å stamme fra flere, mindre kilder kombinert med avvikende spredningsmønster og foretrukne kjemiske betingelser (S.C. Taftø, 2003). Figur 16 viser at med noen få unntak er PCB-profilene i Bergen havn svært like, med lignende sammensetning som Aroclor 1260 og Clophen 60. Grafen viser videre at PCB er svært mobilt i havnebassenget, og at kilder til PCB blir diffuse over tid. Det er derfor tilnærmet umulig å kunne spore kilder for PCB-forurensning som finnes i Bergen havn. Tiltak bør i stedet prioriteres i landnære sedimenter ved områder med kjente eller antatte kilder til PCB forurensning.



Figur 18. PCB-profiler i prøver analysert i tiltaksområdet.

Så langt er det ikke gjennomført noen retts sak i Norge som omhandler havneforurensning, og man må derfor være varsom med å trekke konklusjoner om mulige utfall. Det må særlig avklares hvorvidt unntakene i frl § 5 første og annet ledd utgjør et generelt unntak for sedimentforurensning i havner eller ikke.

Statsmelding nr 12 (2001-2002) "Rent og rikt hav" sier imidlertid følgende:

"Forurensere betaler-prinsippet ligger til grunn for virkemiddelbruken på forurensningsområdet generelt, og skal også legges til grunn for arbeidet med opprydding i forurensede sedimenter. Ansvar for å forebygge, klarlegge og reparere forurensningsskade følger direkte av forurensningsloven. Den som har, gjør eller setter i verk noe som forurensere, eller som på annen måte har tilknytning til forurensningen, anses som ansvarlig. Dette gjelder også forurensede sedimenter. Så langt det er mulig vil pålegg etter forurensningsloven benyttes som virkemiddel for å sikre opprydding i områder med forurensede sedimenter."

Ut ifra dette anses det som sannsynlig at forurensningsloven er tenkt å inkludere sedimentforurensning fra og i havner. En av hovedutfordringene vil være i tilfeller der problemeier ikke lenger eksisterer pga konkurs eller annet. Det er nærliggende å tro at i slike tilfeller vil kommunene og/eller Staten måtte overta ansvaret og dermed også kostnadene for tiltak.

Ved eksisterende forurensning vil hovedutfordringene være knyttet til avgrensning av forurensning den enkelte er ansvarlig for. I tilfeller der man ikke har kjente kilder, antas det at kommunen med eventuell statlig delfinansiering vil måtte bekoste store deler av oppryddingskostnadene. Forurensningslovens regler om erstatning åpner imidlertid for at man kan kreve delfinansiering av de som har bidratt til forurensningen. Disse forhold vil kreve en nærmere juridisk behandling.

7 Erfaring fra tiltaksrettede pilotprosjekter

I Stortingsmelding 12, 2002, "Rent og rikt hav" la regjeringen opp til en strategi for videre arbeid med opprydding i forurensede sedimenter langs Norges kyst. Fem pilotprosjekter med grunnfinansiering fra SFT ble startet opp i 2001/2002 for å bedre kunnskapene om hvordan opprydding i forurensede sedimenter best kan organiseres og gjennomføres. Lokalitetene for pilotprosjektene ble valgt for å erverve kunnskap om ulike oppryddingsstrategier og tilegne seg best mulig praktisk erfaring. I Tabell 14 er lokalitetene og temaene for de ulike pilotprosjektene listet opp. Prosjektene er nærmere beskrevet i NGI Rapport 20031335-1 og i vedlegg H.

Tabell 14. Pilotprosjekter finansiert av SFT.

Lokalitet	Tema og metoder
Horten	Disponering av TBT-forurensede sedimenter på land.
Kristiansand	Effektvurdering, in-situ tildekking.
Sandefjord	Mudring og deponering under vann (gruntvannsdeponi).
Tromsø	Risikovurdering vha. biologiske effektstudier.
Trondheim	Mudring, stabilisering, deponering og rensing.

I forhold til tiltak i Bergen havn er det erfaringene fra pilotprosjektene i Kristiansand, Sandfjord og Trondheim som er interessante.

7.1 In-situ tildekking i Kristiansand

I Kristiansand har man utført tildekking av svært bløte sedimenter i til dels bratte områder. Det ble i forarbeidene funnet at ved bunnhelning $> 10\%$ ville det være fare for utglidninger dersom tildekkingslaget overskred 25 cm. Det ble derfor valgt en lagtykkelse på maks 25 cm i skråningene, som også tilfredsstilte kravene til at gravende bunndyr skulle forhindres fra å grave ned til forurenset masse.

Tildekking ble igangsatt på de dypeste partiene og deretter oppover mot grunnere vann. Dette ble gjort for å redusere risikoen for utglidninger. Ved de bratteste partiene startet man tildekkingen i skråningen først, slik at eventuelle utrasninger ikke skulle ødelegge allerede tildekkede områder på større dyp. I skråningene ble tildekkingsmassene, som i dette tilfellet var sand, lagt ut i suksessive lag på 5+10+10 cm. I løpet av perioden april 2002 og oktober 2003, ble 183 100 m³ rene løsmasser spredt over et areal på ca 330 000 m². Stabilitetsmålinger utført i desember 2002 og april 2004 viser at stabiliteten er tilfredsstillende, og at det ikke har forekommet vesentlige utglidninger. Kun i to punkter har man funnet en forskyving av massene på henholdsvis 23 og 26 cm. Utleggingsmetoden har dermed vist seg å være tilfredsstillende.

Massene som ble benyttet i tildekkingen stammer fra Oddernesveien løsmassetunnel på E18, som var siltig sand. Tilgangen på massene medførte lave kostnader for tildekkingen.

7.2 Undervannsdeponi i Sandefjord

Pilotprosjektet i Kamfjordkilen i Sandefjord har vist at det er mulig å gjennomføre kontrollert mudring av bløte, forurensede masser vha sugemudring, samt kontrollert deponering under vann både i geotekstilposer og direkte deponering bak siltgardin. Det er videre vist at etablering av undervannsdeponi med barriere av steinfylling på bløt grunn er gjennomførbart. Deponiet er dekket til med fiberduk, to lag á 0,1 m sand og ett lag 0,1 m puk.

Kontroller av det nye topplaget har påvist miljøgifter i samme konsentrasjon som før tiltaket ble igangsatt i toppen av tildekkingen. Undersøkelser viste en kontinuerlig tilførsel av forurensede partikler til området tilsvarende tilstandsklasse IV og V. Det foregår overvåking av undervannsdeponiet med blant annet passive prøvetakere, hvor man finner konsentrasjoner som bekrefter fortsatt

tilførsel av stoffer til området. Kildekontroll før igangsetting av tiltak er derfor avgjørende for at tiltaket skal bli vellykket.

7.3 Sedimentstabilisering i Trondheim

I Pilotprosjektet i Trondheim havn har man prøvd ut kjemisk og geoteknisk stabilisering av forurensede sedimenter. Oppmudrede masser er tilsatt blandinger av sement, filteraske og kalk. Formålet med stabiliseringen er å oppnå byggegrunn med tilstrekkelig geoteknisk kvalitet, samt å stabilisere miljøgiftene i sedimentet. Resultatene fra 2002/2003 viste at stabiliseringen har medført redusert vanngjennomstrømming i de deponerte massene, og dermed potensielt mindre transport av miljøgifter ut av deponiet. Ristetest (EN 12457) er utført for å vurdere det maksimale utlekkingspotensialet fra stabilisert sediment. Utført diffusjonstest (NEN 7345) hvor materialet ikke knuses ned, indikerer langt lavere utlekkingsverdier enn ved ristetest. Faren for utlekking fra deponiet er ansett å være svært liten pga den lave permeabiliteten som er oppnådd i de stabiliserte massene, samt at det er vist en svært stabil vannstand inne i deponiet i forhold til tidevannsfluktuasjoner utenfor.

Etterkontrollen i mudringsområdet i Ilsvika har påvist et øvre slamlag på ca 0-4 cm med konsentrasjoner av tungmetaller og organiske miljøgifter tilsvarende konsentrasjonene før mudring. Under dette laget er sedimentene rene (tilstandsklasse I og II, samt III for noen få metaller) bortsett fra i ett av prøvepunktene hvor det er påvist forurensning ned til ca 20 cm dybde. Sedimentfeller som ble satt ut under mudringen viste at det var partikler i vannmassene med betydelig innhold av miljøgifter, og da spesielt PAH og PCB. Årsaken antas å være påvirkning fra mudringsaktiviteten. Internasjonale erfaringer viser den samme trenden, og det anses som sannsynlig at man alltid vil ha en restkonsentrasjon pga oppvirvling av partikler fra mudringsaktivitet.

8 Foreslåtte tiltak i sedimentene i Bergen havn

Det er en rekke muligheter for tekniske tiltak. Så lenge det kun er snakk om å bruke miljøeffekten som mål på effektiviteten av tiltak vil ulike tildekningsmetoder være mest økonomisk gunstige. Det kan diskuteres om det er andre føringer som vil være mer viktige, for eksempel om hver generasjon skal rydde opp etter sine miljøsynder. I så fall vil fjerning av miljøgiftene være aktuelt å vurdere. Det er økende fokus på bl.a. PCB som en global miljøgift der det er målt effekter både på mennesker og dyr i nordområdene. Beslutningstakerne bør også ha denne dimensjonen med når det gjøres valg om eventuelle tiltak i Bergen havn.

Uansett hvilke tiltak som velges må det gjøres nødvendige inngrep slik at faren for ny forurensing av sedimentene minimeres. Det er satt i gang arbeid for å gjennomføre undersøkelser av hvordan forurensede sedimenter i sandfangskummer kan utgjøre fare for ny forurensing til havnebassenget.

På grunnlag av opparbeidet informasjon om miljøtilstanden i sedimentene i Bergen havn, er det i det følgende gjort rede for anbefalte tiltak i de enkelte områdene. Det er inkludert anslåtte kostnader basert på kostnader fra Fase 1 innhentet fra NCC Anlegg AS. Kostnadene er basert på generelle antagelser om nødvendig mudringsdybde og tykkelse av tildekkingslag. Det er ikke gjort noen detaljert vurdering av hvorvidt mudring ned til 10-20 meters vanddybde er nødvendig.

Kostnadene for de ulike metodene og alternativene som ble vurdert i Fase I av tiltaksplanen er vist i vedlegg I.

I Fase 1 ble det vist at det er størst miljøgevinst og kostnadseffektivitet knyttet til tildekking. Det er viktig at tiltakene ivaretar hensynet til fremtidige behov for dybder og utbyggingsplaner. Aktuelle tiltak vil derfor være en kombinasjon av mudring og tildekking.

Dersom man mudrer ned til 30 cm i områder med maks 10-20 m vanddyp, og tildekker resterende areal, vil kostnadene for et område på 390 000 m² ligge på ca 48-64 MNOK¹ avhengig av mengde og håndtering av mudrede masser.

1 : Mudring 30 cm lag (Tabell 5-9 fra Fase I): = 65 NOK/m². Areal for mudring ca. 340000 m². Deponering (Tabell 5-9 fra Fase I) = 200 til 350 NOK/m³. Tildekking 40 cm dekklag uten geotekstilduk (Tabell 5-8 fra Fase I): mellom 20-30 m vanddyp = 118,5 NOK/ m². Areal for tildekking ca. 50000 m². Total minimum kostnad: 65 NOK/ m² x 340000 m² + 200 NOK/m³ x 340000 m² x 0,3 m + 118,5 NOK/ m² x 50000 m² = 48,43 MNOK.

Dersom man har tilgang til overskuddsmasser av sand/siltig karakter fra f. eks pukkverk, veiprosjekter eller løsmassetunneler (som pilotprosjektet i Kristiansand) vil tildekkingskostnader kunne halveres. Tunnelarbeid i forbindelse med Ringvei vest i Hordaland skal generere overskuddsmasser, men dette er mest sannsynlige fjellmasser som må behandles før de kan benyttes som tildekkingsmasse, noe som øker kostnadene.

Det presiseres at kostnadene skal brukes som en pekepinn for et budsjett. Kostnadene er innhentet basert på tilgjengelig informasjon og erfaringer fra miljømudringsprosjekter som NCC har gjennomført per 2002. Utviklingen tilsier at enhetsprisene går ned, men erfaringen tilsier også at byggeprosjekter er underpriset. I tillegg tar ikke de anslåtte kostnadene hensyn til eventuell effekt på pris i forbindelse med konkurranse.

Det er en stadig endring og forbedring av eksisterende metoder for oppmudring. Fjernstyrte undervannsfarkoster kan nå med god presisjon suge opp forurensede masser fra bunnen. Kapasiteten kan i stor grad tilpasses behovet. Oppvirvling og spredning av miljøgiftene under selve prosessen kan begrenses vesentlig i forhold til tidligere teknikker. Farkostene kan bemannes fra land uten å forstyrre skipstrafikken vesentlig. Noen av teknikkene er nå under utprøving.

En 0-tiltaksstrategi med hensyn på sedimentene synes som lite hensiktsmessig, da alle eksisterende data fra Bergen havn viser at det er knyttet betydelig spredningsrisiko til sedimentene i havneområdet. Sedimentundersøkelsene både Vågen og Puddefjorden har vist at områdene er meget sterkt forurenset. De meget sterkt forurensete sedimentene i havnebassenget er mobile noe som utgjør fare for spredning av miljøgifter fra de indre havneområdene (Vågen og Puddefjorden) til de utenforliggende områdene i Byfjorden. Risikovurderingen av sedimentene i havneområdet viser flere områder i havneområdet overstiger grensen for maksimal tolererbar risiko (MTR). Disse dataene tyder på at sedimentene utgjør fare for spredning av miljøgifter til utenforliggende områder og at noe må gjøres. For å fjerne sedimentenes betydning som kilde til spredning av miljøgifter og om mulig bidra til oppheving av kostholdsrad i området anbefales det derfor å gjennomføre sedimentrettede tiltak.

Før det gjøres sedimentrettede tiltak må kildene til miljøgifter på land reduseres. En prioritering av hvilke områder der sedimentrettede tiltak først bør gjennomføres er vist under punkt 5.3.

8.1 Tiltak i området rundt U-båt bunker

Området ved u-båt bunkerne ved Laksevåg verft ble allerede i Byfjordsundersøkelsen i 1993, antydnet å være en mulig punktkilde til PCB. Undersøkelser og tiltak på land ble igangsatt samme år av Forsvarets Bygningstjeneste for å stoppe mulig utlekking fra land til sjø. Blant annet ble 150 m³ PCB-holdig masse fjernet fra området. Prøvetaking i nærheten av u-båt bunkerne i 2002 viser at det fortsatt finnes høye konsentrasjoner i området. Det antas at mulig kilde til PCB er gamle transformatorer og annen elektronikk i de tre bunkerne som ble forsøkt sprengt av engelskmennene (pers.medd. Torgeir Mørch, tidligere Forsvarsbygg). Sprengningsforsøket medførte at taket på tre av bunkerne raste sammen, knuste og begravde det som måtte ha vært liggende av utstyr. PCB-holdig olje kan dermed ha lekket ut til sjø og sedimenter. Senere tiders bruk av blant annet løsemidler kan ytterligere ha forsterket denne utlekkingen.

Risikovurderingen viste høy human risiko knyttet til PCB i området. Tiltaksalternativene synes å være enten fjerning av de tre gjenfylte bunkerne, eller opprettelse av barrierer som hindrer videre utlekking. Tidligere forsøk på fjerning av bunkerne har ikke lyktes. Lignende konstruksjoner på østkysten av England (pers. medd. Gordon Wise, Dover MRCC) har også blitt stående som de er på grunn av mislykkede forsøk på fjerning.

Høsten 2005 ble det foretatt slamsuging av PCB-holdig masse i en kulvert som har vært kilde til utlekking av PCB til sjø via gjenfyllte dokker. Ut fra de undersøkelser som ble gjort, er denne kulverten antatt å være hovedkilden til PCB-verdiene i de nye målingene. Før tiltak settes i verk i sjø, mener Forsvarsbygg at tiltakene som nå er gjort på land overvåkes i en tre-års periode for å se

effekten av disse. Forsvarsbygg anser det ikke som hensiktsmessig å detaljprosjektere i sjø før overvåkingsresultatene er vurdert.

8.2 Tiltak i Vågen

Når det gjelder human eksponering for bly og kvikksølv er denne klart størst innerst i Vågen, hvor overskridelse for akseptabel eksponering for PCB også er betydelig. Det anbefales derfor å igangsette tiltak innerst i Vågen, og deretter fortsette med kontinuerlige tiltak utover.

Bunnområdene i Vågen har en stor marinarkeologisk verdi som medfører begrensning av hvilke type tiltak som er teknisk mulig å gjennomføre. Bergen sjøfartsmuseum har opplyst at området er foreslått regulert til "Spesialområde bevaring". Det vil ikke bli tillatt med tiltak i Vågen før det er avklart hvordan tiltakene vil påvirke de marinarkeologiske forhold. Riksantikvaren har foreslått et pilotprosjekt for å vurdere hvordan tekniske inngrep kan komme i konflikt med fornminnene, og hvilken teknikk som kan være aktuelle å anvende. Det er lite sannsynlig at tekniske tiltak kan bli tillatt av riksantikvaren uten at det er gjennomført grundige vurderinger av tiltakenes betydning på de arkeologiske verdier i Vågen. Prosjektforslaget fra Bergen Sjøfartsmuseum/Riksantikvaren finnes i vedlegg G.

Bergen Havnevesen har antydnet et mulig behov for økt seilingsdybde langs kaiene i den ytre del av Vågen. Det kan da være behov for mudring i noen områder og rekkefølgen av tiltak i Vågen kan påvirkes. Eventuell mudring må gjennomføres før tildekking i Vågen kan begynne.

En tildekking av hele Vågen vil medføre en kostnad på ca 26 MNOK². Tilhørende erosjonssikring vil medføre en ytterligere kostnad.

Foruten gjennomføring av tiltaket vil det være kostnader knyttet til geotekniske undersøkelser. Med mindre det allerede finnes tilstrekkelige resultater fra grunnundersøkelser i sjøen, bør supplerende kartlegging av massetyper, lagtykkelse og styrkeparametere for bløte og forurensede lag nær sjøbunnen gjennomføres. Omfanget må tilpasses sjøbunnsgeometri og allerede eksisterende data.

Geoteknisk prosjektering bør omfatte stabilitetsberegninger og vurdering av type tildekkingsmasser, for å ta høyde for erosjonsfare pga vannstrømning ved skipstrafikk i området. Det bør fremskaffes kart med sjøbunnskoter med ekvidistanse 1 m, samt utføres måling av strømningshastighet ved sjøbunnen på 3-4 steder for å kunne dimensjonere erosjonssikring. Erosjonssikring ved brygger med hyppige anløp av større båter må vurderes spesielt, og det kan være aktuelt med flere strømningsmålinger i slike områder. Målingene bør utføres over en periode på noen uker for å fange opp variasjoner i vær og båtanløp. En oversikt over type og mengde båttrafikk, inkludert type motor (vannjet eller propell) bør også innhentes. Kostnader for strøm- og geotekniske målinger og vurderinger vil ligge rundt 0,5-1,0 MNOK.

8.3 Tiltak i Kirkebukten

Risikovurderingen sier at det er behov for tiltak i Kirkebukten. Det er aktiv industrivirksomhet i områdene, deriblant Laksevåg verft. For å avgrense tiltaksareal bør man gjennomføre en detaljert sedimentundersøkelse. Det er viktig å avklare TOC-innholdet i området, da det i risikovurderingen er antatt at TOC i Kirkebukten er lik TOC i Ytre Puddefjorden.

Kontroll over landbaserte kilder i området er avgjørende for effekten av tiltak i sedimentene. Erfaringsmessig vil det være en viss grunnforurensning knyttet til den typen industri som finnes i området. Det er tidligere påvist forurensning i forbindelse med utskifting av masser i grøftetrasé for ny vannledning ved Laksevåg verft (Noteby, 2001). Ut i fra de tilgjengelige analyseresultatene utgjør grunnforurensning en potensiell kilde til sedimentforurensning. Bidraget er imidlertid langt lavere enn beregnet spredning fra sediment, og bør derfor ikke være til hinder for igangsetting av tiltak i sedimentene i dette området. Industriutslipp kan derimot ha større betydning. Det er vesentlig for kildekontroll at bedrifter i området innehar konsesjon med krav til dokumentasjon av eventuelle utslipp.

2 : Tildekking 40 cm dekklag uten geotekstilduk (Tabell 5-8 fra Fase I): < 20 m vandndyp = 106,5 NOK/m². Areal < 20 m vandndyp ca. 240000 m². Total kostnad: 106,5 NOK/ m² x 240000 m² = 25,56 MNOK.

Aktuelle tiltak vil sannsynligvis innebære en kombinasjon av mudring og tildekking. Dersom man mudrer ned til 30 cm i områder med 10-20 m vanddyb, og tildekker resterende areal, vil kostnadene for et område på 100 000 m² ligge på ca 12-16 MNOK³ avhengig av mengde og håndtering av mudrede masser som inkluderer Strandkantdeponi, Fjelldeponi eller levering til godkjent mottak som for eksempel NAOH på Langøya.

8.4 Tiltak i området Solheimsviken til Indre Puddefjorden

Risikovurderingen viser at risiko knyttet til PCB varierer mellom delområdene fra Solheimsviken til og med Indre Puddefjorden. Da ingen av delområdene ligger i klart avgrensede områder, anbefales det først å sikre muligheten for helhetlig opprydding i større områder av gangen fremfor å velge ut delområder som ikke henger sammen. Det bør derfor legges til rette for oppretting av et miljøfond for å finansiere en helhetlig opprydding av områdene. Dette bør sees i sammenheng med omregulering fra industri til bolig i området. Det foreslås derfor å tilrettelegge for samarbeid mellom eksisterende og fremtidige brukere og eiendomsbesittere i området Solheimsviken-Damgårdssundet-Indre Puddefjorden. Dette er parter som det ville være naturlig å inkludere i opprettelsen av et tiltaks- eller miljøfond.

8.5 Utbyggingsområder

Det er omfattende planer for utbygging langs Puddefjorden. Også i områder som Georgnes verft/Dikkedokken og i Store Lungegårdsvann er det utbyggingsplaner. Det er viktig at det velges helhetlige løsninger og det må vurderes i detalj om hvilke løsningsalternativer som er best egnet på de ulike stedene. Miljøriskovurderingen tilsier for eksempel at tiltak i Store Lungegårdsvann ikke bør prioriteres høyt, men hvis utbygging i området er aktuelt kan det vurderes om dette kan kombineres med tiltak i sedimentet.

8.6 Finansiering

Et miljøfond for opprydding bør fungere på en slik måte at de ansvarlige for forurensingen oppfyller sitt ansvar og sin tiltaksplikt ved å betale inn til et fondet. Avtaler mellom myndigheten og den tiltakspliktige må benyttes for å sikre at innbetalingen til fondet medfører oppfyllelse av tiltaksplikten. Størrelsen på innbetaling til miljøfondet må stå i forhold til ansvaret og type tiltak som vil igangsettes i området. Et miljøfond vil ikke kunne finansiere hele oppryddingen og det er nødvendig at ev. opprettelse av et slik fond kombineres med finansiering også fra stat og kommune.

8.7 Mulige løsninger for håndtering av mudrede masser

Ved mudring av forurenset sediment må man sikre en forsvarlig avhending av massene. Undervannsdeponi i Store Lungegårdsvann var foreslått i Fase I, men dette har møtt mye lokal motstand. I Oslo havn var det tilsvarende motstand mot denne type håndtering av forurensete sedimenter. Etter en lang prosess og når de økonomiske realiteter er klargjort, denne løsningen akseptert i Oslo. Det er enklere å oppnå aksept for å sende massene til eksternt mottak, men dette gir langt høyere kostnader enn en lokal løsning. Deponering i Store Lungegårdsvann bør fortsatt være et av de alternativene som vurderes selv om det er stor lokal motstand mot løsningen.

Et annet alternativ kan være å benytte stabiliserte mudringsmasser til å etablere nye landarealer i havneområdet. Det er flere muligheter for å bearbeide massen slik at den er egnet til formålet, bl.a. stabilisering med sement eller konsolidering/avvanning.

Der finnes nå teknikker hvor massene etter opptak kan avvannes og separeres i fraksjoner. De mest forurensete fraksjonene kan uskadeliggjøres eller deponeres. Det er nå under utvikling metoder

³ : Mudring 30 cm lag (Tabell 5-9 fra Fase I): = 65 NOK/m². Areal for mudring ca. 80000 m². Deponering (Tabell 5-9 fra Fase I) = 200 til 350 NOK/m³. Tildekking 40 cm dekklag uten geotekstilduk (Tabell 5-8 fra Fase I): mellom 20-30 m vanddyb = 118,5 NOK/ m². Areal for tildekking ca. 20000 m². Total minimum kostnad: 65 NOK/ m² x 80000 m² + 200 NOK/m³ x 80000 m² x 0,3 m + 118,5 NOK/ m² x 20000 m² = 12,37 MNOK.

hvor massene kan uskadeliggjøres ved for eksempel avbrenning eller rensing. Da det foreløpig hefter stor usikkerhet ved de sistnevnte metodene har vi ikke gått inn på nærmere beskrivelser av dem, ei heller foretatt kostnadsberegninger.

9 Konklusjon og plan for videre arbeid

Bedre kildekontroll

Tilstrekkelig kontroll over landbaserte kilder i området er avgjørende for effekten av tiltak i sedimentene. Det er vist at både avrenning fra tette flater og partikkeltransport i Vågen kan være kilder til stadige tilførsler av miljøgifter. Gjennomføring av tiltak i sedimentene uten at det er en tilstrekkelig kontroll med overflateavrenningen vil ikke være hensiktsmessig. Partikkeltransporten og dermed transporten av miljøgifter i Vågen viser at det ikke er mulig å gjennomføre tiltak i enkeltdeleler av Vågen, disse vil bli forurenset på nytt etter kort tid. Å stoppe alle kilder fra land er et urealistisk mål, men det må kvantifiseres om det finnes vesentlige kilder som tilfører miljøgifter til havnebassenget.

- **Det anbefales å undersøke om overflateavrenning tilfører havnebassenget miljøgifter i mengder som vil påvirke oppryddingstiltak i sedimentene**

Pilotprosjekt

I Vågen er forholdene spesielle siden det er sterk forurensing i et område som har historisk interesse. Riksantikvaren vil her kunne overstyre valg av tiltaksmetoder og hvilke områder som kan åpnes for tiltak. Det er viktig å få avklart disse forholdene så snart som mulig og det anbefales at ulike metoder for opprydding blir utprøvd.

- **Det anbefales uttesting av ulike metoder for tildekking og/eller fjerning, eventuelt rensing av sediment. (Søknad er allerede sendt til SFT)**

Tiltak i sediment

Det er gjennomført en risikovurdering for å prioritere delområder for tiltak. Det er sedimentenes kvalitet og risiko for både lokalmiljøet og området med kostholdsråd som er dimensjonerende for tiltak.

Basert på resultatene anbefales å igangsette forberedelse av tiltak i følgende områder:

- U-båtbunkerne (Arbeidet har startet med Forsvarsbygg som ansvarlig)
- Vågen

I følgende områder bør man gjennomføre supplerende sedimentundersøkelser for å kunne avklare og deretter avgrense området for tiltak:

- Kirkebukten
- Georgenes Verft/Dikkedokken

Finansiering

Det er stor interesse for utbygging langs havnebassenget. I den grad slik utbygging kommer i inngrep med forurensete sedimenter kan kostnadene legges inn i et miljøfond i stedet for at hver enkelt utbygger gjør mindre tiltak. Dette vil bidra til en helhetlig opprydding, men det er urealistisk

at dette vil kunne finansiere hele tiltaket, derfor må et ev. miljøfond kombineres med finansiering fra stat og kommune.

Tilrettelegge håndtering av mudrede masser

Ved mudring av forurenset sediment må man sikre en forsvarlig avhending av massene. Det anbefales å igangsette en søknadsprosess og konsekvensutredning der dette er tema. Det er flere alternativ til lokal disponering av mudringsmassene. Stabilisering av mudringsmasser som vil danne grunnlag for etablering av nye landområder eller lokal deponering av forurensete sedimenter er de mest aktuelle metodene på grunn av kostnadene med andre alternativ.

Referanser

- Berg T., Fjeld, E., Skjelkvåle, S-L., 2003: Relativ betydning av nasjonale metallutslipp i forhold til avsetning fra atmosfærisk langtransport og naturlige kilder. Rapport: TA-nummer: TA-1950/2003 ISBN: 82-425-1430-5
- Bergen kommune 2003. Beregninger utført av Hogne Hjelle og Marit Aase.
- Bøe, B. et al: "Klorerte miljøgifter i ål fanget i Bergensområdet", Fiskeridirektoratets ernæringsinstitutt, 2001.
- Fjell kommune mars 2004. Beregninger oversendt av Ingrid Torsnes.
- Hogland, W., Berndtsson, R. and Larsson, M. 1984. Estimation of quality and pollution load of combined sewer overflow discharge“. Third international conference on urban storm drainage. CTH. Göteborg.
- Hogland, W., Berndtsson, R. and Larsson, M. 1985. "Bräddavlopp" Byggeforskningsrådet ISBN 91-540-4580-0 Stockholm.
- Leifsen, L. Ø. and Nes, G., 1999: The influence of external forcing on sedimentation and trace metal pollution in the Vågen, Bergen harbour (Norway). HSF, May 1999. (82 pages, 20 figures, 2 appendix figures, 10 tables, 5 appendix tables).
- Lindholm, O. 2004. NIVA-rapport L.nr. 4775-2004. "Miljøgifter i overvann"
- NIVA 2003. "Strategisk instituttprogram om organiske miljøgifter". Oslo.
- Mathisen, A. and Prestmo, H.T. 1999: Environmental sedimentology in the Vågen, Bergen harbour (Norway). HSF, May 1999. (in Norwegian, 63 pages, 29 figures, 11 appendix figures, 14 tables, 22 appendix tables).
- Miljøstyrelsen 1994. Vandmiljø - 94. Redegjørelse fra Miljøstyrelsen nr. 2, 1994. København.
- Miljøstyrelsen. 1997. "Miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømning fra befæstede arealer". Miljøprosjekt nr. 355. København.
- Mulitconsult 2005: "Gassverktomten, Jekteviken. Miljøteknisk grunnundersøkelse og risikovurdering". Mulitconsult rapport 610395-1.
- Noteby 2001. Miljøtekniske grunnundersøkelse. Prøvegraving og kjemiske analyse av løsmasseprøver. Rapport nr. 400645-1.
- Oslo kommune. 2003. "Årsberetning for Bekkelaget renseanlegg år 2002". Oslo
- Pilotprosjektet i Trondheim havn, 2003: "Rapport 2003-017: Lokale tilaksfond – delrapport 1".
- Statistiska centralbyrån, 1995. "Utsläpp till vatten och slamproduktion 1995. Statistiska meddelande, Na 22 SM 9701. Stockholm.
- SFT (Storhaug, R og Paulsrud, B.). 1993. "Miljøgifter i kommunalt avløpsvann". SFT-rapport nr. 93:10. Oslo.
- SFT, 1997: Tolkning av PCB-profiler og beregning av totalt PCB-innhold i marine sedimenter", SFT-rapport nr 97:33.
- SFT, 1999: Risikovurdering av forurenset grunn. SFT veileder 99:01A.
- Sivertsen, Ø., 2001: Sediment characteristics and environmental conditions in Puddefjorden-Solheimsviken Bergen Harbour, Norway. Master-Thesis Department of Geology, University of Bergen, January 2001, 117 pp
- Stockholm Stad. 2001. "Klassifisering av dagvatten och recipienter, samt riktlinjer för reningskravdel 2". April 2001. Stockholm.
- S.C. Taftø, 2003: "Spormetaller som indikator for forurensning i Bergens indre havnebasseng", Geologisk institutt, Universitetet i Bergen.

Uriansrud, F., 2001: Microbial mats as erosion preventers in the Bergen harbour area, West Norway. (Mikrobielle matter som hindrer erosjon av sedimenter i Bergen havn, Vest-Norge) Master-Thesis Department of Earth Science, University of Bergen, May 2001, 127 pp., 38 Figures, 06 Tables, Appendix on CDROM.

Vestfjorden avløpsselskap (VEAS) 2003. "Årsberetning for 2002" Røyken.

Vestfjorden avløpsselskap (VEAS) 2002. "Årsberetning for 2001" Røyken.

Wever, T.P.A., 1999. Seismic interpretation of H-Sense data and sub-bottom characterisation using chirp sonar technology. Memoirs of the Centre of Engineering Geology in the Netherlands, No. 177. Cand. scient. Thesis, TUDelft, Delft, 43 pp.

Aas, W., K. Tørseth, S. Solberg, T. Berg, S. Manø, K.E. Yttri 2002. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2001. NILU-rapport OR 21/2002, SFT overvåkingsrapport 847/02.

Vedlegg

Vedlegg A: Prøvetakingsstasjoner

Vedlegg B: Analyseresultater

Vedlegg C: NGI Teknisk notat: Spredning av forurensning fra landbaserte kilder i Bergen havn

Vedlegg D: Beregning av utslipp via avløp inklusive avløpssone ved Vågen

Vedlegg E: Sjablongkonsentrasjoner for kommunalt overvann

Vedlegg F: NGI Teknisk notat: Risikovurdering

Vedlegg G: Riksantikvaren

Vedlegg H: NGI Teknisk notat: Pilotprosjektene

Vedlegg I: Tabell over enhetskostnader ved ulike alternativ (fra Fase I)

Vedlegg J: NGU: Spredning av miljøgifter fra tette flater i Bergen

Vedlegg K: NIVA: Modellering av miljøgift- og partikkeltransport i Vågen, Bergen havn

Vedlegg L: COWI: Spredning av miljøgifter fra forurenset grunn langs havnebassenget

Vedlegg M: Ordforklaringer