Trygg disponering av rive- og anleggsmasser

TA-1932/2003
ISBN 82-7655-470-9

Innhold

1. Sammendrag ... 3

2. Bakgrunn for prosjektet ... 4
2.1 Innledning ... 4
2.2 Mål for prosjektet ... 5
2.3 Arbeidsmetodikk og avgrensning av arbeidet ... 5

3. Trygg disponering av anleggsmasser ... 6
3.1 Innledning ... 6
3.2 Gjennomføring av delprosjektet ... 7
3.3 Resultater ... 8
3.4 Beregning av mengder av gravemasser på nasjonalt plan ... 10
3.5 Hvor mye masser deponeres? ... 11
3.6 Utlekkingstester på anleggsmasser ... 11
3.7 Oppsummering ... 12

4. Mengdeberegning for rivemasser ... 14
4.1 Innledning ... 14
4.2 Gjennomføring ... 14
4.3 Beregning av volum av rivemasser ... 14

5. Kartlegging av miljøgifter i riveavfall ... 16
5.1 Innledning ... 16
5.2 Gjennomføring av prosjektet ... 17
5.2.1 Bruk av eksisterende data ... 17
5.2.2 Nyinnsamling av prøver ... 17
5.2.3 Kjemiske analyser ... 17
5.3 Nedknust betong/tegl: Resultater og kommentarer ... 17
5.4 Innhold av miljøgifter i betongmaling ... 19
5.5 Utlekking av miljøgifter fra betong ... 19
5.6 Faktorer som kan påvirke PCB-innholdet i riveavfall ... 21
5.6.1 PCB i maling/puss ... 21
5.6.2 PCB i fugemasse ... 21
5.7 Oppsummering ... 22

6. Konklusjoner og anbefalinger ... 23

7. Referanser ... 25

Vedlegg 1 Kumulative frekvensfordelinger for anleggsmasser. ... 29
Vedlegg 2 Kumulative frekvensfordelinger for rivemasser. ... 31

1. Sammendrag

Denne rapporten angir data for:
hvilke mengder gravemasser som genereres i Oslo, Bergen, Trondheim og Tromsø i løpet av et år, og hvor stor andel av disse massene som ikke bør disponeres fritt pga sitt innhold av miljøgifter.

- pålitelighet av mengdeberegning av rivemasser
- innhold av miljøgifter i betong/tegl-avfall og hvor stor andel av slike masser som ikke bør disponeres fritt.

I de fire byene Oslo, Bergen, Trondheim og Tromsø ble det til sammen generert 3,8 millioner m^3 gravemasser i 2001. Den totale mengden masser fra eldre bydeler, der risikoen for å støte på forurenset masse er høy, kom opp i 1,2 millioner m^3 for de fire byene til sammen. Skalert opp på et nasjonalt nivå, tilsvarer dette (grovt estimert) 12 millioner m^3 gravemasser, hvorav 15 % av massene ikke bør disponeres fritt. En stor andel av anleggsmassene som pga sitt innhold av miljøgifter bør behandles utenfor byggetomten, blir ikke levert til godkjent mottak. Det føres ingen generell forurensningskontroll med graving og flytting av masser i norske byer i dag. Bortsett fra tilfeller der det er konkret mistanke om forurensning, kreves det sjelden en miljøteknisk grunnundersøkelse før gravingen igangsettes.

Mengdeberegningene for rivemasser ble forsøkt estimert på grunnlag av kommunale registre og manuell gjennomgang av rivesaker som ble tatt opp til behandling i 2001. Framgangsmåten viste seg å være særdeles ressurskrevende og uoversiktelig. Etter en nøye vurdering i samråd med kommunene, ble det konkludert med at det vanskelig lar seg gjøre å fremskaffe bedre estimater enn det Statistisk Sentralbyrå har gjort med GAB-registeret som kilde. SSBs tall for 2000 er tatt med i rapporten.

Omtrent 95 % av prøvene av betong/tegl-avfall er relativt lite forurenset med metaller og organiske miljøgifter. Anslagsvis 5 % av prøvene er så forurenset med PCB og PAH at det ikke bør være gjenbruk av dette materialet.Det er viktig å få tak i de 5 prosentene med sterkt forurenset betong/tegl. Et godt virkemiddel er å få kommunene til å vedta forskriften om BA-avfall. Denne forskriften gir anledning til å kreve avfallsplaner i bygge-/rivesaker. Brukes denne forskriften aktivt, er det mulig å sørge for at urene masser (både betong/tegl-avfall og gravemasser) får en forsvarlig behandling.

2. Bakgrunn for prosjektet

2.1 Innledning

Det har vært stor vekst i antall innbyggere og arbeidsplasser i norske byer og tettsteder de senere tiår, og mye tyder på at denne utviklingen vil fortsette. Stortingsmelding nr. 23 (2001-2002) *"Bedre miljø i byer og tettsteder"*, peker på en lang rekke forhold som det må tas hensyn til for å bedre miljøet på disse stedene. Et hovedgrep er å utvikle mer konsentrerte byer hvor ny utbygging i hovedsak bør foregå innenfor byggesonen ved omforming og fortetting fremfor utbygging på grønne arealer. Aktuelle områder for omforming og fortetting finnes i de forurensede eldste bydelene, for eksempel gamle industri- og transportarealer samt havneområder. SFT har en database som inneholder opplysninger om grunnforurensning på flere tusen slike tomter (www.sft.no/grunn/). Her beskrives forurensningen i tekst og på kart for 2300 områder i Norge. Det gis opplysninger om:

- Eiendommer med forurenset grunn
- Deponier med farlig avfall
- Tidligere forurensede eiendommer der det er ryddet opp

Grunnen under føttene våre har gjennom århundrene blitt behandlet som et uendelig stort sluk for avfall. Gjennom historien har menneskene lagt igjen sine spor på den naturlige jorda. I middelalderen ble alt avfall slengt ut i gater og veiter, hvor det blandet seg med den opprinnelige jorda. Langsomt bygget det seg opp det som arkeologene kaller kulturjord. Selv om vi begynner å se konturene av et moderne renovasjonssystem fra 1880-årene, ble avfall brukt som fyllmasser eller dumpet på sjøen langt inn på 1900-tallet.

Hvis vi skal generalisere, kan vi si at byjorda er brukt og gjenbrukt mange ganger og består av bygningsrester, brannrester, husholdningsavfall, industriavfall, tilkjørte gravemasser og lokal naturlig jord. Hver generasjon har på denne måten lagt igjen sine kjemiske spor, og den grunnen vi bor på i de eldste bydelene er forurenset, først og fremst med bly og tjærestoffer (PAH-forbindelser). Blyet stammer fra bygningsmaterialer, som maling, beslag og blyrør, og biltrafikk med blyholdig bensin. Tjærestoffene stammer fra ufullstendig forbrenning fra biltrafikk, fyring og bybranner samt fra tjærebredde eller kreosotbehandlede materialer (Langedal og Ottesen 2001). Det har vært og er et stort behov for fyllmasser i byene våre. Det har gjennom historien og frem til i dag foregått en omfattende og ukritisk masseforflytting i byene våre. Slik virksomhet har ført til ukontrollert forurensningsspredning. Forurensede masser har blitt gjenbrukt på følsomme områder som barnehager og boligarealer.

Bygg- og anleggsaktiviteten i byer og tettsteder har vært stor de siste årene. Årlig produserer denne aktiviteten store mengder anleggsmasser og avfall. Mengden er konjunkturavhengig. I Trondheim er det nettopp beregnet at graving ved byggeprosjektene de neste 10 år vil generere 765 000 m^3 anleggsmasser, hvor 500 000 m^3 er rene masser, 120 000 m^3 er svakt forurenset, 40 000 m^3 er moderat forurenset og 15 000 m^3 sterkt forurensede masser (Sand og Grini 2002). NGU har nettopp vist at byggetrinn I Jåttåvågen i Stavanger alene genererer 33 000 m^3 markert forurensede anleggsmasser (Ottesen og medarbeidere 2002). Renovasjonsetaten i Oslo har oppgitt at det i 1998 oppstod omtrent 500 000 tonn anleggsmasser i byen.

Det eksisterer ikke kunnskap om hvor store volum anleggsmasser som må håndteres utenfor byggetomten og som ikke kan disponeres fritt pga innhold av miljøgifter. Det finnes heller

ikke klare akseptkriterier for bruk av slike masser til ulike formål. Norske kommuner har i dag ikke noe apparat som kan ta hånd om slike forurensede masser.

Også byggaktivitet produserer store mengder avfall, der betong- og teglavfall er den største fraksjonen. Avfallet oppstår i forbindelse med riving, rehabilitering, nybygging, produksjon av byggevarer og anleggsaktiviteter. Riving er den aktiviteten som produserer mest avfall. I følge Statistisk Sentralbyrå (SSB) ble det generert 800 000 tonn betong/tegl-avfall fra riving i 1998. Avfallsstatistikken viser også store forskjeller i mengden betongavfall i riveprosjekter mellom ulike regioner. Sannsynligvis er det store mørketall når det gjelder mengden betongavfall i noen deler av landet

Gjenbruk av betong/tegl er vanlig i Norge. Etter at armeringsjern er fjernet og betongen knust ned, blir slike masser ofte brukt fritt som fyllmasser. Mye betong som ikke er kontrollert for innhold av miljøgifter, kan ha blitt brukt som fyllmasser, hvilket innebærer en risiko for ukontrollert spredning av forurensning.

Mengden data over innhold av miljøgifter i riveavfall er begrenset, og det er et stort behov for supplerende kjemiske analyser for å kunne kartlegge forurensningspotensialet fra rivemasser. Ved eventuell gjenbruk av lett forurensede rivemasser som tilslag til ny betong, asfalt og lignende, vil det være nødvendig å gjøre en risikovurdering basert på rivemassenes utlekkingsstabilitet.

2.2 Mål for prosjektet

- Delprosjekt 1: Beskrive kjemisk og estimere årlige mengder av anleggsmasser som må håndteres utenfor byggetomten og som ikke kan disponeres fritt pga innhold av farlige stoffer.
- Delprosjekt 2: Gjennomføre mengdeberegning for rivemasser (betong/tegl).
- Delprosjekt 3: Gi en kjemisk beskrivelse av betong/tegl-avfall og betongmaling og et estimat for hvor mye av forurensede anleggsmasser og riveavfall som disponeres på miljømessig rett måte i dag.

2.3 Arbeidsmetodikk og avgrensning av arbeidet

Arbeidet er begrenset til gjennomgang av situasjonen for anleggsmasser og riveavfall i Oslo, Bergen, Trondheim og Tromsø. For anleggsmasser er tallene forsøkt skalert opp på et nasjonalt nivå. Dersom det under arbeidet i prosjektet avtegnes typiske trekk som beskriver kilden til forurensningen i massene (variasjon i forhold til geografi, type bygg, avfallsfraksjon osv), skal dette innarbeides i sluttrapporten fra prosjektet.

3. Trygg disponering av anleggsmasser

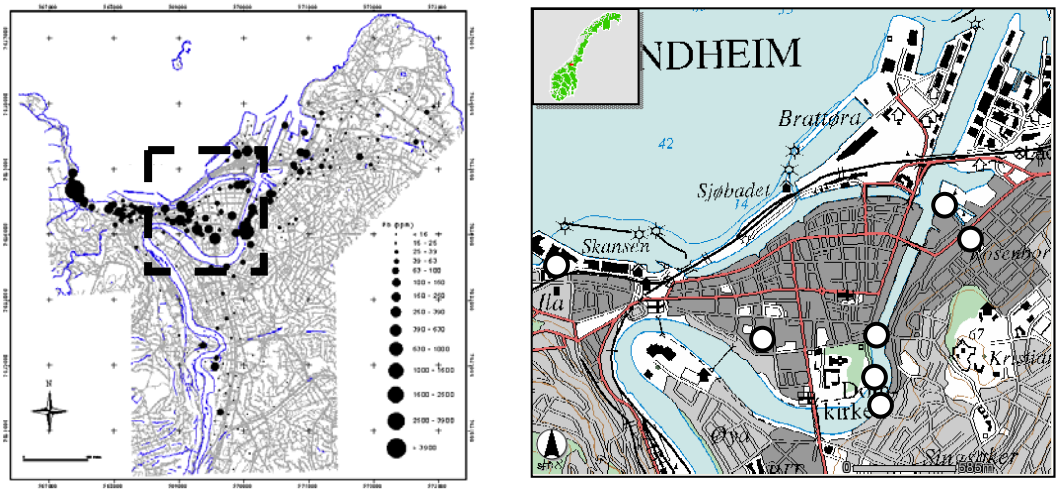
3.1 Innledning

Problemstillingene omkring graving i forurenset grunn og disponering av forurenset masse er i dag hovedsakelig konsentrert om graving i tomter hvor det er registrert forurenset grunn i SFTs database (www.sft.no/grunn/). Det er registrert få lokaliteter i indre by i Oslo, Bergen, Trondheim og Tromsø (Tabell 1). Ved graving på tomter hvor det ikke er registrert mistanke om forurensning, disponeres massene ofte som rene masser og brukes fritt. Systematisk kartlegging av jordforurensning er gjennomført i Oslo, Bergen, Trondheim og Tromsø. Disse kartleggingene viser at de sentrale eldste bydelene er til dels betydelig forurenset med bly og PAH (Ottesen og medarbeidere 1995, Ottesen og Volden 1999, Ottesen og medarbeidere 2000, Jartun og medarbeidere 2001, Tijhuis og medarbeidere 2002). Det vil si at graving i bykjernene medfører en større risiko for å støte på forurenset masse enn graving ellers i byene.

Tabell 1. Registrerte lokaliteter i SFTs database for tomter med forurenset grunn.

Byer	Bydeler	Antall registrerte lokaliteter
Tromsø	Området rundt Storgata	3
Trondheim	Midtbyen	4
Bergen	Sentrum/Nordnes/Dokken	3
Oslo	Sentrum innenfor Ring 2	6

Store deler av de eldste bydelene i Trondheim er markert forurenset med bly (Figur 1). I Midtbyen i Trondheim består grunnen av 2 meter med menneskelaget jord (byjord). Kartet til høyre i Figur 1 er hentet fra SFTs database for forurenset grunn og viser at det kun er registrert fire antatt forurensede tomter i det samme området.



Figur 1 Kartet til venstre viser innhold av bly i jorda (0-1 m) i Trondheim. Den stiplede linjen markerer sentrum (Midtbyen). Kartet til høyre er hentet fra SFTs database for forurenset grunn og viser registrerte forurensede tomter i det samme området.

Sannsynligvis blir et betydelig volum med forurensede anleggsmasser i de store byene spredt relativt ukontrollert i bymiljøet. Figur 2 viser hvor stort areal som er utfylt i Trondheim Havn i perioden fra 1871-2001.

Dette delprosjektet har prøvd å fremskaffe enda bedre estimater for hvilke mengder gravemasser som genereres i norske byer i løpet av et år, og hvor stor andel av disse massene som ikke bør disponeres fritt.



Figur 2 Utfylt areal i Trondheim Havn. Bildet gir et inntrykk av hvor omfattende masseforflyttingen er i et bymiljø. Massene er av ulik opprinnelse (byjord, havnesedimenter, sprengstein, ren jord, riveavfall og annet avfall).

3.2 Gjennomføring av delprosjektet

Når volumet av anleggsmasser skulle estimeres, ble det tatt utgangspunkt i året 2001. Graveentreprenører i Oslo, Bergen, Trondheim og Tromsø ble bedt om å anslå hvor mye masser de flyttet på i løpet av dette året og hvor stor andel av disse massene som stammet fra bysentrum (de eldste bydelene). Ingen av entreprenørene førte nøyaktig regnskap over dette, men de fleste kunne bidra med et grovt anslag. Det er derfor viktig å understreke at tallmaterialet i denne rapporten har en viss usikkerhet.

Resultater fra kartlegginger av byjord i Bergen, Trondheim, Tromsø og Oslo (se punkt 3.1) er brukt som grunnlag for estimere volum anleggsmasser som ikke bør disponeres fritt. Kumulative frekvensfordelinger for Pb og PAH i disse datasettene er gitt i Vedlegg 1.

Opplysningene om forurenset jord er supplert med data fra gjennomførte miljøtekniske undersøkelser fra disse byene. SFTs og Fylkesmennenes rapportarkiver (forurenset grunn) samt miljøringens medlemsbedrifter har også vært informasjonskilder.

Det er samlet inn 6 prøver av byjord og 4 prøver av anleggsmasser fra Trondheim sentrum for kjemiske analyse og utlekkingstester. Testen ble gjennomført ved Tauw Laboratory i Nederland etter EN 12457 med L/S=10. I eluatet ble pH, ledningsevne, Pb og PAH bestemt. Ved samme laboratorium ble innholdet av bly og PAH i prøvene bestemt.

Beregning av hvor mye forurensede gravemasser som hvert år deponeres, ble gjort ved å kontakte de viktigste avfallsmottakene.

3.3 Resultater

I de fire byene Oslo, Bergen, Trondheim og Tromsø ble det til sammen generert **3,8 millioner m^3** gravemasser i 2001. Den totale mengden masser fra eldre bydeler, der risikoen for å støte på forurenset masse er høy, kom opp i **1,2 millioner m^3** for de fire byene til sammen. Dette utgjør rundt 30 % av den totale mengden gravemasser. Tabell 2 viser hvordan mengdene fordelte seg på de ulike byene.

Tabell 2. Gravemasser generert i norske byer 2001. Totalt volum og volum fra indre bydeler.

Byer	Totalt volum av gravemasser (m^3)	Gravemasser fra indre bydeler	
		Volum (m^3)	Andel av totale masser
Tromsø	530 000	35 000	7 %
Trondheim	715 000	77 000	11 %
Bergen	947 000	241 000	25 %
Oslo	1 612 000	850 000	51 %

Størrelsen og utbredelsen av bydelene der man finner mest forurensning avhenger av størrelsen på byene. I Tromsø utgjør dette arealet bare området rundt Storgata, i Trondheim er Midtbyen sammen med Ilsvika og Nyhavna regnet med, mens det i Bergen har vist seg at området Sentrum/Nordnes/Dokken er mest forurenset. I Oslo ble det tatt utgangspunkt i området innenfor Ring 2 sammen med Nydalen og deler av Groruddalen når det skulle settes en tilsvarende grense.

Nasjonalt Folkehelseinstitutt (Folkehelsa) har beregnet at jord som har et innhold av bly > 150 mg/kg eller benzo(a)pyren > 0,5 mg/kg ikke bør benyttes i tilknyting til boligområder, barns lekearealer etc. Det er tatt utgangspunkt i disse verdiene når det i fortsettelsen er beregnet mengde gravemasser som ikke bør disponeres fritt.

Basert på analyseresultatene fra NGUs kartlegginger kan det beregnes risiko for å støte på forurenset jord i norske byer (Tabell 3).

Tabell 3. Risiko) for å støte på jord som ikke kan benyttes i boligområder, barns lekearealer etc. pga forurensning med bly (>150 mg/kg) eller PAH (> 10 mg/kg).**)*

Byer	Bly		PAH	
	Indre bydeler	Ytre bydeler	Indre bydeler	Ytre bydeler
Tromsø	18 %	2 %	14 %	0 %
Trondheim	10 %	3 %	7 %	2 %
Bergen	24 %	5 %	22 %	***)
Oslo	****)			

*) Risikoen er beregnet til forholdet mellom antall prøver med verdier høyere enn Folkehelsas tiltaksgrenser for boligområder og barns lekemiljø og totalt antall prøver i datasettet.

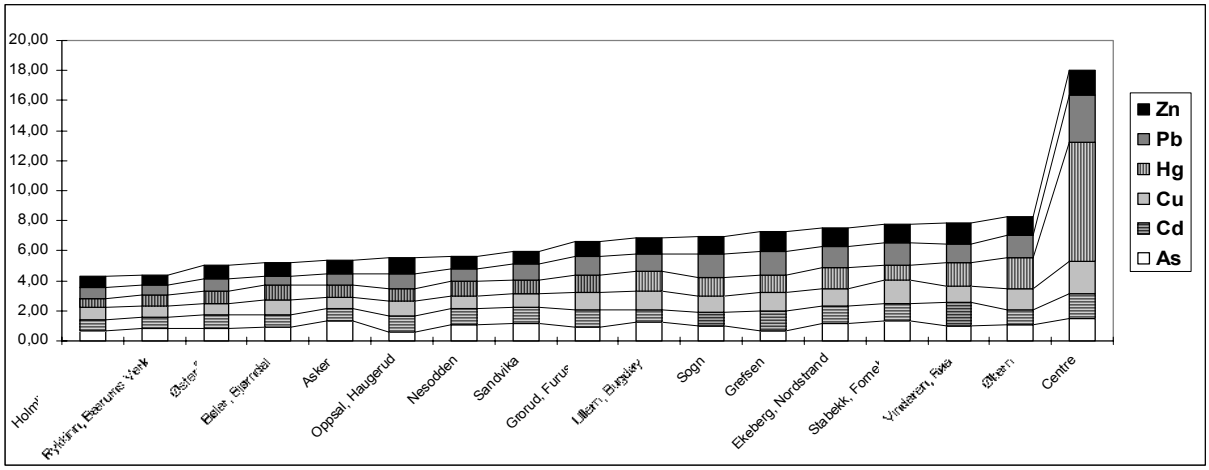
**) Vi regner at Folkehelsas verdi på >2 mg/kg benzo(a)pyren tilsvarer >10 mg/kg PAH_{sum16}.

***) Data for PAH i ytre bydeler i Bergen eksisterer ikke.

****) Det eksisterer ikke tilstrekkelig mengde data fra Oslo sentrum for å kunne utføre en slik beregning.

Tabell 3 viser at det i Bergen er hele 25 % sannsynlighet for at man ved graving i indre byområde kan støte på masser som ikke bør disponeres fritt på grunn av blyforurensning. Tilsvarende sannsynlighet for Tromsø og Trondheim er 18 % og 10 % .

Det eksisterer ikke en tilstrekkelig mengde data fra Oslo til at man kan beregne risiko for urene masser i Oslo sentrum, men risikoen er neppe mindre enn i Bergen. Figur 3 viser at anrikningen av enkelte metaller i Oslo sentrum skiller seg markant fra andre bydeler.



Figur 3. Anrikningsfaktorer av seks elementer i 17 distrikter i Oslo. (Fra Tijhuis og medarbeidere 2002. Gjengitt med tillatelse.)

Ved å multiplisere volumene i Tabell 2 med verdiene for risiko i Tabell 3, kan det estimeres følgende mengder masser som ikke bør disponeres fritt (Tabell 4):

Tabell 4. Totalt volum av masser som ble gravd ut i 2001 med innhold av bly eller PAH som ligger over Nasjonalt folkehelseinstitutts anbefalte tiltaksgrense for jord i boligområder og barns lekemiljø.

Byer	Bly		PAH	
	Indre bydeler (m^3)	Ytre bydeler (m^3)	Indre bydeler (m^3)	Ytre bydeler (m^3)
Tromsø	6 300	9 970	4 900	0
Trondheim	7 700	19 140	2 450	9 970
Bergen	57 800	35 300	53 000	-

Tabell 4 viser at det genereres betydelige mengder masser som ikke bør disponeres fritt i både indre og ytre bydeler i norske byer. Sett i forhold til volum, er det likevel gravemasser fra de indre bydelene som gir det klart største bidraget. I Bergen stammer ca. 25 % av gravemassene fra indre byområder. Disse massene bidrar til ca. 60 % av den totale mengde masser som ikke bør disponeres fritt på grunn av blyforurensning.

3.4 Beregning av mengder av gravemasser på nasjonalt plan

Datagrunnlaget er for tynt til å kunne gjøre gode volumberegninger på et nasjonalt plan, blant annet fordi det så langt ikke er gjennomført kartlegginger av jordforurensning i mindre byer og tettsteder.

Et svært grovt landsestimat kan likevel gis ved å plotte volumene fra Oslo, Bergen, Trondheim og Tromsø i forhold til folketall og utfra dette beregne mengder av gravemasser for alle tettsteder med mer enn 15 000 innbyggere (Tabell 5).

Tabell 5 ***Beregnede*** *mengder gravemasser fra norske tettsteder i 2001. Mengdene er beregnet med utgangspunkt i innhentede data fra Oslo, Bergen, Trondheim og Tromsø. Innbyggertall er hentet fra Statistisk årbok 2002 og www.ssb.no.*

Tettsted	Innbyggertall	Total	Forurenset
Oslo	783 829	**1 612 000**	**826 000**
Bergen	209 375	**947 000**	**241 000**
Stavanger/Sandnes	166 703	800 000	110 000
Trondheim	142 891	**715 000**	**77 000**
Fredrikstad/Sarpsborg	95 077	610 000	60 000
Drammen	88 481	600 000	50 000
Porsgrunn/Skien	84 049	600 000	45 000
Kristiansand	62 546	550 000	40 000
Tromsø	50 754	**534 000**	**35 000**
Tønsberg	43 991	462 000	30 000
Ålesund	43 302	455 000	29 000
Haugesund	39 729	418 000	27 000
Sandefjord	38 366	403 000	26 000
Moss	33 960	357 000	23 000
Bodø	32 700	344 000	23 000
Arendal	30 916	325 000	21 000
Hamar	28 045	295 000	19 000
Larvik	22 650	238 000	16 000
Halden	21 668	228 000	15 000
Lillehammer	18 876	198 000	13 000
Harstad	18 469	194 000	13 000
Molde	18 163	191 000	13 000
Mo i Rana	17 768	187 000	12 000
Gjøvik	16 875	177 000	12 000
Horten	16 755	176 000	12 000
Kongsberg	16 736	176 000	11 000
Kristiansund	16 693	175 000	11 000
Totalt	**2 159 367**	**11 967 000**	**1 810 000**

Det konkluderes med at det i Norge årlig genereres minst **12 millioner m^3** gravemasser. Ca. **15 %** av disse massene er av en slik karakter at de ikke bør disponeres fritt. Det må igjen understrekes et dette er svært grove estimater og kun må brukes som en indikasjon på hvilken størrelsesorden det her vil være snakk om. Ca. 1,5 millioner innbyggere i Norge bor i grisgrente strøk eller på tettsteder med mindre enn 2000 innbyggere (Statistisk årbok 2002) og

vil sannsynligvis bidra helt ubetydelig til den totale mengde gravemasser. Noen mellomstore tettsteder kan muligens bidra litt, men er utelatt i disse beregningene.

3.5 Hvor mye masser deponeres?

Det ble tatt en telefonrunde til de viktigste avfallsmottakene for de aktuelle byene (Grønnmo, Fana Stein og Gjenvinning, Bergen jord- og steingjenvinning, Heggstadmoen, Tiller, Tromsø renovasjon og Langøya). Tabell 6 viser hvor mye masse som ble levert til disse mottakene i løpet av 2001.

Tabell 6 Mengde forurensede gravemasser fra Oslo, Bergen, Trondheim og Tromsø som ble levert til godkjente avfallsmottak i 2001

Byer	Mengde forurensede gravemasser levert til godkjent avfallsmottak (tonn)
Tromsø	0
Bergen	4 000
Trondheim	27 600
Oslo	16 000

En stor andel av anleggsmasser som pga sitt innhold av miljøgifter bør behandles utenfor byggetomten, blir ikke levert til godkjent mottaksanlegg.

De ansatte ved flere av mottakene påpekte at det rett som det er hender de får forespørsler om muligheter for deponering av forurenset masse – men at ingenting skjer i fortsettelsen. De stiller seg undrende til hvor det egentlig blir av disse massene.

Trondheim er den av byene hvor det ble levert mest masse til godkjent mottak, til tross for at det ikke er i denne byen det blir gravd opp mest forurenset masse. Trondheim kommune og Fylkesmannen i Sør-Trøndelag har gjennom flere år arbeidet systematisk for å få en god håndtering av forurensede anleggsmasser. Det er utarbeidet en "Plan for forurenset grunn og sedimenter i Trondheim". Denne planen ble vedtatt av Trondheim bystyre i august 2002.

3.6 Utlekkingstester på anleggsmasser

I 6 prøver av byjord og 4 prøver av anleggsmasser fra Midtbyen i Trondheim (fra tomter som ikke er registrert i SFTs database for forurenset grunn) er det gjennomført en utlekkingstest. Resultatene viser at lakvannet (eluatet) er basisk (Tabell 9) og at det lekker små mengder PAH og noe bly fra disse anleggsmassene (Tabell 8).

En vurdering av resultatene er vanskelig å gi fordi det ikke finnes konkrete grenseverdier for utlekking i Norge. De målte verdiene ligger langt lavere enn hva som kravene til inerte masser i flere europeiske land (Tabell 15). Konsentrasjonene av bly i eluatet er imidlertid over kravene til ”ubetydelig forurenset” ferskvann i Norge og kravene til ferskvann i Danmark (Tabell 15). Kravene til ferskvannskvalitet inneholder ingen opplysning om organiske miljøgifter. PAH-verdiene ligger over kravene i Drikkevannsforskriften.

Tabell 7 Innhold av bly og PAH i prøver av byjord og anleggsmasser fra Trondheim som det er utført utlekkingstester på.

Parameter	mg/kg									
Pb	94	151	135	99	283	349	30	48	98	100
PAH	5,4	2,2	5,2	4,1	41	69	0,25	8,2	7,9	8,4

Tabell 8 Utlekkingsforsøk på byjord fra Trondheim. Innhold av Pb og PAH i eluatet.

Stoff	Innhold i eluat (µg/l)									
Pb	<5	<5	<5	<5	**6**	**22**	<5	<5	<5	<5
$PAH_{sum\ 4}$	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,19	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
B(a)P	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
PAH_{sum16}	<0,01	**0,6**	**0,1**	**0,15**	**0,4**	**0,9**	**0,35**	**0,08**	**0,09**	**0,1**

Tabell 9 Utlekkingsforsøk på byjord fra Trondheim. pH og ledningsevne i eluatet.

Parameter	pH og ledningsevne µs/cm i eluat									
PH	8,6	8,4	8,7	8,1	8,4	7,9	8,6	8,2	8,3	8,4
Led.evne	79	101	76	79	110	104	83	83	103	92

3.7 Oppsummering

Det graves mye i norske byer. Volumene som fremkommer i denne rapporten for byene Oslo, Bergen, Trondheim og Tromsø er estimert til 3,8 millioner m^3. På landsbasis kan det være snakk om et årlig volum gravemasser i størrelsesorden 12 millioner m^3. Selv om tallene fra entreprenørene er grove anslag, er det grunn til å tro at det genereres mer gravemasser i norske byer enn man før har antatt.

Graving i indre bydeler medfører en spesielt høy risiko for å treffe på forurensede masser som ikke bør disponeres fritt. Slike masser er først og fremst forurenset med bly og tjærestoffer.

Det føres ingen generell forurensningskontroll med graving og flytting av masser i norske byer i dag. Bortsett fra tilfeller der det er konkret mistanke om forurensning, kreves det sjelden en miljøteknisk undersøkelse før gravingen igangsettes.

Dette prosjektet viser at det i indre bydeler i en by som Bergen kan være så mye som 25 % (eller høyere) sannsynlighet for å støte på masser som ikke bør brukes i boligområder eller i barns lekemiljø pga blyforurensning. I Oslo sentrum er sannsynligheten for dette trolig enda større.

Vi anbefaler at det innføres et klart regelverk for graving og disponering av masser fra norske byer. Kommunene/fylkesmennene bør stille krav om miljøtekniske grunnundersøkelser ved all graving og masseforflytting i de eldste sentrale bydelene i de største byene i landet.

Begrepet ”Hvor rent er rent nok?” er sentralt når det gjelder forvaltning av gravemasser. Akseptkriterier for ulike arealbruk (for eksempel mest følsom, følsom og ikke følsom) bør vurderes for å forenkle saksbehandlingen angående forurensede anleggsmasser.

Det er viktig at det legges til rette for forsvarlig disponering og gjenbruk av forurenset byjord. Massene må brukes slik at de ikke utgjør noen vesentlig helse- og/eller miljøfare. Samtidig er det viktig at massene blir registrert slik at gjenbruk på følsomme områder kan unngås. Kommunene bør derfor utarbeide disponeringsplaner for forurenset jord og sedimenter.

Politikerne i Trondheim er kommet langt i prosessen med å utforme et lokalt regelverk for forurenset grunn og sedimenter basert på prinsippene som ble nevnt ovenfor (Bystyrehefte 7, 29.0802, Sak 0118/02). Arbeidet som er utført i Trondheim har stor overføringsverdi.

Byjord og anleggsmasser i de sentrale havnenære bydeler kan sannsynligvis representere en forurensningskilde som over tid vil spre metaller og tjærestoffer til havnesedimentene. I det pågående arbeid med opprydding i flere norske havner bør dette vurderes.

4. Mengdeberegning for rivemasser

4.1 Innledning

Bygg- og anleggsaktiviteter produserer årlig store mengder avfall. Mengden er konjunktur-avhengig. Betong og teglavfall oppstår i forbindelse med riving, rehabilitering, nybygging, produksjon av byggevarer og anleggsaktiviteter. Fraksjonen kan deles opp i følgende:

- ren betong
- ren tegl
- armert betong
- blandet betong og tegl
- forurenset betong og tegl

Riving er den aktiviteten som produserer mest avfall.

Med betong- og teglavfall menes i denne sammenheng alle typer betong og tegl fra konstruksjoner, restmaterialer som genereres som avfall på alle typer landbaserte byggeplasser, herunder broer, kaianlegg og andre konstruksjoner.

Resirkulert betong er tilslag fremstilt ved bearbeidelse (ofte knusing/sikting) av tidligere betongkonstruksjoner eller restbetong. Resirkulert tegl er tilslag fremstilt ved bearbeidelse (ofte knusing/sikting) av tegl fra tidligere konstruksjoner eller restmaterialer.

4.2 Gjennomføring

Mengdeberegningene for rivemasser ble forsøkt estimert på grunnlag av kommunale registre og manuell gjennomgang av rivesaker som ble tatt opp til behandling i 2000.

Framgangsmåten viste seg å være særdeles ressurskrevende og uoversiktelig. Etter en nøye vurdering i samråd med kommunene, ble det konkludert med at det vanskelig lar seg gjøre å fremskaffe bedre estimater enn det Statistisk Sentralbyrå har gjort med GAB-registeret som kilde. SSBs tall for 2000 er tatt med i rapporten.

4.3 Beregning av volum av rivemasser

Å beregne volum av rivemasser har vist seg å være en vanskelig oppgave. SSB har i sine beregninger valgt å bruke datamateriale fra GAB-registeret som kilde. Siden rapporteringsrutinene til GAB-registeret er mangelfulle, ønsket vi i dette prosjektet å undersøke om det fantes alternative måter som ville gi mer nøyaktige resultater. Vi gjorde oss følgende erfaringer.

1. Noen av kommunene registrerer rivesakene fortløpende. Man kan få utskrift fra disse registrene, men de sier ingenting om byggenes størrelse, utfallet av saksbehandlingen eller når bygget eventuelt ble revet.

2. Med utgangspunkt i registrene, ble det gjort forsøk på å gå gjennom alle rivesaker fra ett år manuelt. På forhånd regnet vi med at alle saker som var to-tre år gamle var avsluttet og arkivert. Det viste seg at dette ikke var tilfellet. De fleste sakene befant seg fortsatt på plan- og bygningskontoret, enten i arkiv eller på saksbehandlerkontorer. Å finne fram alle disse sakene ville medført stort press på de ansatte på kontorene og tatt svært lang tid – så denne

innfallsvinkelen ble derfor forlatt. Vi fikk opplyst at man må gå flere år tilbake i tid før man kan regne med at slike saker blir endelig avsluttet.

Vi gjør dermed samme konklusjon som SSB – at GAB-registeret er den eneste kilden for informasjon om revne bygg på et nasjonalt plan.

I rapporten "Bygg- og anleggsavfall. Avfall fra nybygging, rehabilitering og riving" (Rønningen 2000) beregnet SSB at det ble generert 1,5 millioner tonn BA-avfall i 1998, der betong og tegl utgjorde den største fraksjonen på nesten 1,1 millioner tonn. **800 000 tonn** betong- og teglavfall oppstod som et resultat av riving.

I avfallsregnskapet for år 2000 viser beregningene til SSB at det oppstod 940 000 tonn BA-avfall, herav 715 000 tonn betong og tegl. Riving bidrog med **494 236 tonn** betong- og teglavfall. De nye beregningene er altså mye lavere enn de som tidligere er rapportert. Grunnen til dette er i hovedsak nye og lavere estimat for areal av revne bygninger, som blir benyttet i grunnlaget for utregningene. Tallene tyder derfor ikke på noen sterk nedgang i BA-avfallsmengder (Kilde: www.ssb.no og personlig meddelelse fra SSB).

SSBs avfallsregnskap for året 2001 frigis av SSB den 27. november 2002.

5. Kartlegging av miljøgifter i riveavfall

5.1 Innledning

Forurensning av betong og tegl kan oppstå i produksjonsfasen, under byggeprosessen eller ved eksponering av kjemikalier og stoffer gjennom bruk av betong-/teglkonstruksjonen. Et eksempel på forurensning under byggeprosessen og ved senere vedlikeholdsarbeid er det tidligere PCB-holdige produktet Borvibet, som ofte ble blandet i murpussen for å gjøre denne mer stabil. Betongmaling er en annen forurensningskilde. Utlekking av PCB fra fugemasse og inn i nærliggende betong er sannsynligvis en viktig kilde for forurensning av betong (Jansson og medarbeidere 1997). Forurensning gjennom bruk av betongkonstruksjonen kan for eksempel forekomme i en fabrikk som gjennom flere år har sølt ulike kjemikalier på betonggulvet. Tabell 10 oppsummerer andre kilder til forurensning av betong og tegl.

Tabell 10 Stoffer i bygningsmaterialer med en potensiell miljøfare ved gjenbruk eller ved lokal utfylling og oppfylling på byggetomter (Engelsen og medarbeidere 2002).

Bygningsmateriale	**Miljøskadelig stoff**
Malte flater	Bly, kadmium, kvikksølv, krom, sink, klororganiske pesticider, isocyanater, klorerte fenoler, dioxan, ftalater, klorerte parafiner, PCB og azo-farger
Utvendig puss	PCB
Betong	Dioxan
Glassert teglstein	Bly
Utvendig fasadetegl	Fenol
Fugemasse	Bly, PCB, polyakrylat, ftalater, klorerte parafiner
Tetningsmiddel/ betongsprekker	Isocyanater

I Sverige og Finland har mye oppmerksomhet vært rettet mot PCB i fugemasser i elementhus (Jansson og medarbeidere 1997, Pyy og Lyly 1998). Veritas har på oppdrag av ØkoBygg undersøkt PCB-innholdet i fugemasser fra norske bygg (Sverud og Estensen, 2000). NGU har den siste tiden satt spesiell fokus på forekomst av PCB i utvendig murpuss (Ottesen og medarbeidere 2000), som hittil har vært et ukjent problem. Nye resultater viser at 13 av 39 undersøkte betongbygninger i Bergen har PCB-forurensede yttervegger. 7 av 32 betongbygninger i Tromsø har yttervegger som inneholder klororganiske pestisider og ett bygg har PCB-holdige yttervegger (Andersson og Volden 2002a,b).

Gjenbruk av betong er vanlig i Norge. Etter at armeringsjern er fjernet og betongen knust ned, blir slike masser ofte brukt fritt, hvilket innebærer en risiko for ukontrollert spredning av forurensning.

Data over innhold av miljøgifter i riveavfall eksisterer i begrenset grad. For å kunne kartlegge forurensningspotensialet fra rivemasser er det derfor et stort behov for supplerende kjemiske analyser.

5.2 Gjennomføring av prosjektet

5.2.1 Bruk av eksisterende data

Data over innhold av miljøgifter i riveavfall eksisterer i begrenset grad. Aktuelle laboratorier ble kontaktet for oversikt over kunder som har fått utført analyser av riveavfall. Data som ikke var rapportert, ble ikke gjort tilgjengelig for oss pga regelverket knyttet til akkrediterte laboratorier

Det er hentet frem data om innholdet av miljøgifter i nedknust betong og tegl fra:

- Resibaprosjektet (Byggforsk), Rivemasser fra Oslo med fokus på metaller, PAH og PCB
- Miljøtekniske undersøkelser fra Oslo, Tromsø og Trondheim (Statsbygg, Noteby AS, Technoconsult AS, Interconsult ASA, Geoteknisk enhet i Trondheim kommune)
- PCB i maling og puss fra husfasader i Bergen (NGU)
- PCB i maling og puss fra husfasader i Tromsø (NGU)
- PCB i maling (Forsvarsbygg)

5.2.2 Nyinnsamling av prøver

Det er innsamlet 25 prøver av nedknust betong og tegl fra

- Bergen (Åsane jord og gjenvinning),
- Oslo (BA-gjenvinning)
- Trondheim (Franzefoss gjenvinning og Trondheim Renholdsverk).

10 prøver av betongmaling er samlet inn i Bergen og Tromsø.

5.2.3 Kjemiske analyser

Innholdet av $PCB_{sum\ 7}$, $PAH_{sum\ 16}$, BTEX (benzen, toluen, etylbenzen, xylener) og ftalater i prøvene av betong/tegl er bestemt ved Tauw Laboratory i Nederland. Innholdet av arsen, bly, kadmium, kobber, krom, kvikksølv, nikkel, sink og tinn i de samme prøvene er bestemt ved Norges geologiske undersøkelses laboratorium i Trondheim.

Utlekkingsforsøk på nedknust betong/tegl er utført av Norsk byggforskningsinstitutt. Testen er utført etter prEN1744-3 med L/S=10. I eluatet ble pH, As, Pb, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Zn, PCB og PAH bestemt.

PCB-bestemmelsene på prøvene av betongmaling er utført av AnalyCen i Moss. Metallinnholdet i prøvene er utført av NGU i Trondheim.

5.3 Nedknust betong/tegl: Resultater og kommentarer

Innholdet av miljøgifter i de undersøkte prøvene av betong og tegl er vist i Tabell 11**.** Kumulative frekvensfordelinger for de analyserte stoffene i disse prøvene er gitt i Vedlegg 2.

Tabell 11 Innhold av utvalgte miljøgifter i nedknust betong og tegl

Grunnstoffer/ kjemisk forbindelse	Median (mg/kg)	Spredning (mg/kg)	Antall prøver	Normverdi (mg/kg)	Prosentvis overskridelse av normverdi	Prosentvis overskridelse av anbefalt tiltaksgrense
Arsen	3,2	1 – 21,5	41	2	88	2
Bly	16	4,9 – 255	41	60	8	1
Kadmium	0,20	0,01 – 0,7	41	3	0	0
Kobber	15,7	5,1 – 114	41	100	2	-
Krom	27,2	5,4 – 82	41	25	50	-
Kvikksølv	0,01	0,005 – 0,35		1	0	-
Nikkel	19	4,2 – 60,3	41	50	4	-
Sink	93,8	23,8 – 635	41	100	47	4
Tinn	< 3	<3 – 4,2	21	-	-	
($PAH_{Sum\ 16}$)	0,7	0,01 - 340	33	2	24	-
Benzo(a)-pyrene	<0.01	<0.01-20	27	0.01	26	4
($PCB_{Sum\ 7}$)	0,0085	<0,001 – 1,2	43	0,01	46	4
Benzen[1]	< 0,01	-	10	0,005	-	-
Toluen[1]	< 0,05	-	10	0,5	-	-
Etylbenzen	< 0,05	<0,05 – 0,2	10	0,5	-	-
Xylen	< 0,05	<0,05 – 1,6	10	0,5	-	-
Ftatalater (13 ulike ftalater)[1]	< 5	-	9	-	-	-

[1]Alle bestemmelsene var under følsomhetsgrensen for metoden.

Hovedkonklusjonene er:

- Omtrent 95 % av prøvene er lite forurenset med metaller og organiske miljøgifter.
- Anslagsvis 5 % av prøvene er så forurenset med PCB og PAH at det ikke bør være gjenbruk av dette materialet.
- Det bør settes krav til dokumentasjon av innhold av PCB og PAH i de rivemassene som leveres til gjenvinning.

Mer detaljert kan vi si at:

- Innholdet av arsen, krom, sink, PAH, benzo(a)pyrene og PCB overskrider SFTs normverdier for ren jord (Vik og Breedveld 1999) for en stor del av prøvene.
- Innholdet av arsen og tungmetaller er innenfor de konsentrasjonsnivåer som er normale i ren naturlig jord.
- Enkeltprøver overskrider Nasjonalt folkehelseinstitutts anbefalte tiltaksgrense for mest følsom arealbruk for arsen (20 mg/kg), bly (150 mg/kg), PCB (0,5 mg/kg) og benzo(a)pyren (0,5 mg/kg) (Ottesen og medarbeidere 1999a og Ottesen og medarbeidere 1999b).
- Innholdet av PCB, PAH, benzo(a)pyren, etylbensen og xylen utgjør et viktig skille i forhold til ren naturlig jord.

Det er påvist flere PCB-typer i prøvene:
- Aroklor 1254 som sannsynligvis er tilknyttet tilsats til betong (Borvibet)
- Clophen A60 som muligens har sitt opphav fra betongmaling
- Aroclor 1242 som muligens stammer fra aktivitet i bygningen før den ble revet.

5.4 Innhold av miljøgifter i betongmaling

Sink og bly er viktige tungmetaller i de prøvene av betongmaling som er analysert (Tabell 12). I borkjerneprøver av husfasader i betongbygninger i Tromsø ble det påvist betydelige mengder klororganiske pestisider (Andersson og Volden 2002b). Det er ennå ikke avklart om disse har sitt opphav fra maling eller puss.

Tabell 12 Innhold av tungmetaller i betongmaling

Grunnstoff	Medianverdi (mg/kg)	Spredning (mg/kg)	Antall prøver
Arsen (As)	1	<1 – 3.3	5
Barium (Ba)	139	45 – 10 500	5
Kadmium (Cd)	0.7	0.12 - 40	5
Kobber (Cu)	17	6.9 – 27	5
Krom (Cr)	48	21 – 203	5
Kvikksølv (Hg)	0.59	0.05 – 4.4	5
Nikkel (Ni)	26	12 – 37	5
Bly (Pb)	420	17 – 1 000	5
Tinn (Sn)	3.9	< 3 – 300	5
Sink (Zn)	1120	238 – 157 600	5

5.5 Utlekking av miljøgifter fra betong

Ved eventuelt gjenbruk av lett forurensede rivemasser som tilslag til ny betong, asfalt og lignende, vil det være nødvendig å gjøre en risikovurdering basert på rivemassenes utlekkingsstabilitet. Tabell 13 viser innholdet av miljøgifter i prøvene som ble testet for utlekking. Resultatene fra utlekkingstestene er vist i tabell 13 (Engelsen og medarbeidere, 2000).

Målingene påviste konsentrasjoner av Cr i eluatet for alle de undersøkte prøver. Cu ble påvist halvparten. Hg og Cd ble målt i en prøve. Det lot seg ikke gjøre å påvise PCB i eluatet. Det ble målt signifikante mengder PAH i 5 av 6 prøver (Tabell 14).

En vurdering av resultatene er vanskelig fordi det ikke finnes konkrete grenseverdier for utlekking i Norge.

Tabell 13 Innhold av arsen, metaller, PCB og PAH i de prøvene av nedknust betong/tegl som det er utført utlekkingstester på.

Grunnstoff/ Kjemisk forbindelse	**Medianverdi (mg/kg)**	**Spredning (mg/kg)**	**Antall prøver**
As	1.6	1 – 3.1	6
Cd	< 0.1	< 0.1 – 0.2	6
Cr	72	64 – 82	6
Cu	17	15 – 64	6
Hg	0.04	0.01 – 0.07	6
Ni	20	17 – 20	6
Pb	15	6 – 33	6
Zn	121	64 – 172	6
PCB	0.017	0.013 – 0.14	6
PAH	3.26	0.74 – 19.8	6

BM = blandet masse
RB = ren betong

Tabell 14 Utlekkingsforsøk på blandet masse (BM) (betong/stein/tegl) og ren betong (RB). Data fra Engelsen og medarbeidere (2000).

Grunnstoff/ Kjemisk forbindelse	**Innhold i eluat (µg/l)**					
	BM (0-10)	BM (0-10)	RB (0-10)	BM -10-20	BM 10-20	RB 10-20
As	< 0,3	< 0,3	< 0,1	< 0,3	< 0,3	< 1
Cd	< 0,2	< 0,2	< 0,5	< 0,2	0,4	< 0,5
Cr	32	33	30	7	7	8
Cu	29	31	< 5	4	< 2	< 5
Hg	< 0,1	< 0,1	0,01	< 0,1	< 0,1	< 0,01
Ni	< 10	< 10	< 5	< 10	< 10	< 5
Pb	< 1	< 1	< 10	< 1	< 1	< 10
Zn	< 50	< 50	< 5	< 50	< 50	< 5
PCB	< 0,005	< 0,005	< 0,01	< 0,005	< 0,005	< 0,005
PAH	0,8	1,5	0,5	0,2	0,2	< 0,30

BM = blandet masse
RB = ren betong

Tabell 15 Grenseverdier i Nederland, Østerrike, Tyskland for utlekking fra inerte masser og grenseverdiene i Drikkevannsforskriften

Grunnstoff/ Kjemisk forbindelse	Grenseverdier for innholdet i eluatet i 3 land, resultatene i Resiba-prosjektet og kvalitetskrav til ferskvann i Danmark og Norge samt grenseverdiene for drikkevann i Norge (PAH) (µg/l)					
	Resiba	Østerrike	Tyskland	Sveits	Danmark[2] Ferskvann	Norge[3] Ferskvann
As	< 1	50	50	10	-	-
Cd	< 0,5	5	5	10	5	<0,04
Cr	< 5-43	100	100	50	12	<0,2
Cu	< 5- 46	200	200	200	10	<0,6
Hg	<0,05–0,16	5	2	5	1	<0,002
Ni	<5	100	100	200	160	<0,5
Pb	<10	100	100	100	3,2	<0,5
Zn	<5	1000	400	500	110	5
PCB	<0,005	-	-	-	-	-
PAH	0,2-1,6	-	-	-	-	0,1[1]

[1] Hentet fra Drikkevannsforskriften og gjelder sum: benzo(b)fluoretan, benzo(k)fluoretan, benzo(ghi)perylen, indeno(1,2,3,c,d)pyren. For benzo(a)pyren gjelder grenseverdien 0.01 µg/l

[2] Bekendgjørelse nr. 921 af 8. oktober 1996 om kvalitetskrav for vannområder og krav til udledning av visse farlige stoffer til vannløp, søer eller havet (Miljøstyelsen, 2002)

[3] SFT veidledning 97:04 Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvan. Tilstandsklasse I "Ubetydelig forurenset"

5.6 Faktorer som kan påvirke PCB-innholdet i riveavfall

5.6.1 PCB i maling/puss

Det er tatt prøver av yttervegger fra 39 bygninger i Bergen for å undersøke maling og puss som PCB-kilder. Resultatene viser at 24 % av bygningene har mer enn 0,5 mg/kg PCB i maling/pussen i ytterveggen. Høyeste verdi var på 290 mg/kg (Andersson og Volden 2002a).

I en tilsvarende undersøkelse av 34 bygninger i Tromsø (Andersson og Volden 2002b), ble det funnet ett bygg med høyt PCB-innhold i ytterveggen (75 mg/kg). Det ble imidlertid påvist relativt høye konsentrasjoner av klororganiske pesticider i flere bygg. Denne stoffgruppen ble ikke påvist i bygningene fra Bergen. I fire bygninger i Trondheim, ble det ikke påvist PCB i maling/puss i ytterveggen (NGU upublisert materiale 2001).

Alle de undersøkte bygningene i disse undersøkelsene var satt opp i perioden 1950 – 80.

5.6.2 PCB i fugemasse

I Sverige og Finland har mye fokus vært rettet mot PCB i fugemasser i elementhus. Det er også påvist svært høye konsentrasjoner av PCB i betong nær fugemasser (Tabell 16). I Finland er det i et tilsvarende arbeid dokumentert relativt høye konsentrasjoner av PCB i nedknust betong (Pyy og Lyly 1998).

I Norge har Veritas utført en undersøkelse av PCB-holdige fugemasser i norske bygg (Scerud og Estensen 2000). Slik fugemasse har vært benyttet utvendig i elementbygg i tidsperioden 1960-75. Fugemassene kan sannsynligvis forurense den nærliggende betongen med PCB.

Tabell 16 Innhold av utvalgte miljøgifter i betong fra Sverige og nedknust betong fra Finland

Grunnstoffer/kjemisk forbindelse	Median (mg/kg)	Spredning (mg/kg)	Antall prøver	Land
Polyklorerte bifenyler ($PCB_{Sum\ 7}$)	8,7	0,13 – 76	9	Sverige[1]
Polyklorerte bifenyler ($PCB_{Sum\ 7}$)	?	0,46 – 6,8	?	Finland[2]

[1] Jansson og medarbeider (1997)
[2] Pyy og Lyly (1998)

5.7 Oppsummering

Det meste av betong- og teglavfallet har et relativt lavt innhold av miljøgifter. Omtrent 5 % av betong/tegl-avfallet som blir generert, inneholder konsentrasjoner av PCB og benzo(a)pyrene over anbefalt tiltaksgrense for mest følsom arealbruk (Ottesen og medarbeidere 1999b, Alexander 2002). Mest følsom arealbruk er: bolig, barneparker, barnehager, lekeplasser ved barneskoler. De anbefalte tiltaksgrensene er satt i forhold til human helse (små barn).

Det finnes ikke statistikker eller landsdekkende undersøkelser over disponering av betong og teglavfall fra byggenæringen. Oslo kommune krever avfallsplaner i byggesaker. I denne kommunen er det estimert at ca. 20 % betong- og teglavfallet havner i villfyllinger. Også i de andre byene antas det at mye betong og tegl går til bakkeplanering og villfyllinger.

Det er viktig å få tak i de 5 prosentene med sterkt forurenset betong/tegl. Et godt virkemiddel er å få kommunene til å vedta forskriften om BA-avfall. Denne forskriften gir anledning til å kreve avfallsplaner i bygge-/rivesaker. Brukes denne forskriften aktivt, er det mulig å sørge for at urene masser (både betong/tegl-avfall og gravemasser) får en forsvarlig behandling.

6. Konklusjoner og anbefalinger

Gjennom EØS-avtalen er Norge forpliktet til å følge EU-direktivet som omhandler deponering av avfall, inndeling i avfallsklasser og krav til klassifisering av avfall. Avfallet skal deles i tre kategorier:

- Farlig avfall/spesialavfall
- Vanlig avfall
- Inert avfall

Det er avfallsprodusentens ansvar å karakterisere avfallet, slik at riktig deponi kan velges. Dersom avfallet ønskes deponert eller disponert utenfor godkjente deponier, stilles det krav til dokumentasjon avhengig av bruksområdet.

Anleggsmasser og nedknust betong/tegl vil bli karakterisert som inert avfall dersom massene ikke gjennomgår betydelige fysikalske, kjemiske eller biologiske endringer. Inert avfall vil ikke oppløses, antennes eller på annen måte reagere fysikalsk eller kjemisk, brytes ned biologisk eller på en ugunstig måte påvirke annet materiale det kommer i kontakt med slik at det gir opphav til miljøforurensning eller helseskade. Totalt innhold og mobilitet av forurensningskomponenter i avfallet, samt sigevannets økotoksisitet, må være ubetydelig.

Dette arbeidet har vist at det er stor variasjon i totalinnholdet av miljøgifter i anleggsmasser og riveavfall. Det er relativt stor sannsynlighet for at man ved graving i eldre sentrale bydeler kan støte på masser som ikke kan disponeres fritt pga innhold av bly og tjærestoffer. En stor andel av forurensede anleggsmasser blir ikke levert til godkjente mottaksanlegg.

Det meste av betong- og teglavfallet har et relativt lavt innhold av miljøgifter. Omtrent 5 % av betong/tegl-avfallet som blir generert, inneholder høye konsentrasjoner av PCB og benzo(a)pyrene. Mye betong og tegl antas å gå til bakkeplanering og villfyllinger. Det er viktig å få tak i de 5 prosentene med sterkt forurenset betong/tegl.

Et godt virkemiddel er å få kommunene til å vedta forskriften om BA-avfall. Denne forskriften gir anledning til å kreve avfallsplaner i bygge/rivesaker. Brukes denne forskriften aktivt, er det mulig å sørge for at urene masser (både betong/tegl-avfall og gravemasser) får en forsvarlig behandling.

Anbefalinger:

- Det bør innføres et klart regelverk for graving og disponering av masser fra norske byer.
- Kommunene/fylkesmennene bør stille krav om miljøtekniske grunnundersøkelser ved all graving og masseflytting i de eldste sentrale bydelene i de største byene i landet (Oslo, Bergen, Trondheim, Stavanger, Kristiansand, Drammen, Grenlandsområdet, Bodø og Tromsø).
- Begrepet ”Hvor rent er rent nok?” er sentralt når det gjelder forvaltning av gravemasser og riveavfall. Akseptkriterier for ulike arealbruk (for eksempel mest følsom, følsom og ikke følsom) og nærhet til resipienter, bør vurderes for å forenkle saksbehandlingen angående forurensede anleggsmasser.
- Det er viktig at det legges til rette for forsvarlig disponering og gjenbruk av forurenset byjord. Massene må brukes slik at de ikke utgjør noen vesentlig helse- og/eller miljøfare. Samtidig er det viktig at massene blir registrert slik at gjenbruk på følsomme områder kan unngås. Kommunene bør derfor utarbeide disponeringsplaner for forurenset jord og sedimenter.

- Det bør utvikles grenseverdier for utlekking av anleggsmasser og riveavfall tilpasset norske forhold.

7. Referanser

Alexander, J., 2002: Forslag til akseptkriterier av forurenset grunn basert på helsevurderinger. Notat, datert 30.10.2002, Nasjonalt folkehelseinstitutt, avdeling for næringsmiddel-toksikologi, divisjon for miljømedisin.10 sider.

Amterne på Sjælland og Lolland-Falser samt Fredriksberg og København kommuner, 2000: Vejledning i håndtering av forurenset jord på Sjælland. 12 sider.

Amundsen, C.E., Lombnæs, P. og Vigerust, E., 1995: Tungmetaller i jord. SFT-rapport 95:18, 72 sider.

Andersson, M. og Volden, T., 2002a: PCB i yttervegger i hus fra Bergen og uteområdene rundt bygningene. NGU-rapport 2002.102 (under utarbeidelse).

Andersson, M. og Volden, T., 2002b: PCB i yttervegger i hus fra Tromsø. NGU-rapport 2002.103 (under utarbeidelse).

Commision of the European Communities, 2002: Draft Comminsion Decision: Establishing criteria and procedures for the acceptance of waste at landfills pursuant to Article 16 and Annex II of Coucil Directive 1999/31/EC on landfill of waste, 25 sider.

Engelsen, Chr. J., Hansen, E., og Hansesveen, H., 2002: Miljøpåvirkning ved bruk av resirkulert tilslag. Norsk byggforskningsinstitutt. Prosjektrapport 333–2002, 61 sider,13 vedlegg.

Hellmann, S., 2000: PCB-yhditeet elementtitalon piha-alueen maaperässä. Pirkamaan ympäristökeskus, Tampere. 83 sider

Hellman, S., Priha, E and Sorvari, J., 2001: PCB contamination of apartment building surroundings - risk assessment and options for soil remediation. In R. Salminen ed.: Inernational conference on practical applications in environmental geotechnology ecogeo 2000. Geological Survey of Finland, Special Paper 32, 123 – 127.

Jansson, B., Sandberg, J., Johansson, N. og Åstebro, A., 1997: PCB i fogmassor - stort eller litet problem? Naturvårdsverket, rapport 4697, 53 sider.

Jartun, M., Ottesen, R. T. og Volden, T., 2001: Jordforurensning i Tromsø. NGU-rapport nr. 2002.041, 44 s.

Johnsen, A. 2001: Kartelegging av miljøgifter i fregatten KNM Stavanger – Miljøgifter i maling. FFI/Rapport 2001/04758, 24 sider.

Karstensen, K.H. og Nåmdal, S., 1999: Bruk av utlekkingstester for klassifisering av avfall og forurenset masse. Krav til dokumentasjon og testing. SFT-veiledning 99:03, 18 sider, 2 vedlegg.

Konieczny, R. og Mouland, L., 1997: Tolkning av PCB-profiler. SFT-rapport 97:33, 49 sider.

Langedal, M. og Ottesen, R.T., 2001. Plan for forurenset grunn og sedimenter i Trondheim: Status- og erfaringsrapport. Miljøavdelingens rapporter, Rapport nr. 01/03, 15 s.

Miljøstyrelsen, 2000: Rådgivning af beboere i lettere forurenede områder. Vejledning fra miljøstyrelsen Nr. 7 2000, 75 sider.

Miljøstyrelsen, 2002: Etablering af praktisk anvendelige prosedurer for accept af affald på deponeringsanlæg. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 11, 2002, 87 sider, 5 bilag.

Miljøverndepartementet, 2000: Forskrift om polyklorerte bifenyler (PCB). Forskrift T-1332.

Miljøverndepartementet, 2002: Bedre miljø i byer og tettsteder, St.meld. nr 23 (2001-2002), 70 sider.

Naturvårdsverket, 1996: Development of generic guideline values. Model and data used for generic guideline values for contaminated soils in Sweden. Rapport 4639, 49 sider pluss vedlegg.

Ottesen, R.T. 2000: Jordforurensning i byer. Miljø og helse nr 3 / 2000.

Ottesen, R. T., Almklov, P. G. og Tijhuis, L., 1995: Innhold av tungmetaller og organiske miljøgifter i overflatejord fra Trondheim. Trondheim kommune, Miljøavdelingens rapporter, Rapport nr. TM 95/06, 132 s.

Ottesen, R. T. og Volden, T., 1999: Jordforurensning i Bergen. NGU-rapport nr. 99.022, 27 s.

Ottesen, R.T., Volden, T., Finne, T.E. og Alexander,J.,1999: Undersøkelse av polyklorerte bifenyler (PCB) i jorden i skolegården ved Skjold skole. NGU-rapport 99.049.

Ottesen, R.T., Volden, T., Finne, T.E. og Alexander,J.,1999: Undersøkelse av arseninnholdet i jord i Stormyra barnehage. NGU-rapport 99.058.

Ottesen, R.T., Volden, T., Finne, T.E. og Alexander,J.,1999: Undersøkelse av polyklorerte bifenyler (PCB) i jorden i skolegården ved Hellen skole. NGU-rapport 99.062.

Ottesen, R.T., Volden, T., Finne, T.E. og Alexander,J.,1999: Jordforurensning i Bergen – Undersøkelse av barnehager, barneparker og lekeplasser på Nordnes, Jekteviken og Dokken. NGU-rapport 99.077
Ottesen, R.T., Volden, T., Finne, T.E. og Alexander,J.,1999: Helsrisikovurdering av arsen, bly og PAH fra jord og sand i barns lekemiljø. Forslag til tiltak. NGU-rapport 99.083

Ottesen, R.T., Bogen, J. ,Bølviken, B., Volden, T. og Haugland, T., 2000: Geokjemisk atlas for Norge. Norges geologiske undersøkelse, 139 sider.

Ottesen,R.T., Volden, T., Haugland, T. og J. Alexander, 2000: Jordforurensning i Bergen. Oppfølgende undersøkelser av jordforurensning i barns lekemiljø i Sentrum-, Laksevåg, Løvstakken-, Sandviken- og Landåsbydeler. Helserisikovurdering. NGU-rapport 2000.089.

Ottesen,R.T., Haugland,T. og Volden, T., 2000: Påvisning av kilde til PCB-forurensning i uteareal til Fløen barnehage i Bergen. NGU-rapport 2000.136. 9 sider.

Ottesen, R.T., Langedal, M., Cramer, J., Elvebakk, H., Finne, T.E., Haugland, T., Jæger, Ø., Longva, O., Storstad, T.M. og Volden, T., 2001. Forurenset grunn og sedimenter i Trondheim: Datarapport. NGU-rapport nr. 2000.115, 57.

Ottesen, R.T., Riste,Ø., Volden, T. og Jensen, H., 2002: Miljøteknisk undersøkelse i Jåttåvågen, Stavanger. NGU-rapport 2002.039, 16 sider pluss vedlegg.

Pyy, V. og Lyly, O., 1998: PCB i elementhusens fogmassor och i gårdplanernas jordmån. Helsingsfors Miljøcentral, rapport.

Rønningen, O., 2000: Bygg- og anleggsavfall. Avfall fra nybygging, rehabilitering og riving. Resultater og metoder. Statistisk sentralbyrå, rapport 2000/8, 36 sider.

Sand. K. og Grini, R.S., 2002: Disponeringsplan for forurenset jord i Trondheim. Utkast

Skirstad-Grini, R., Langedal, M. og Ottesen, R.T,. 1998: Miljøtekniske grunnundersøkelser – Godt beslutningsgrunnlag eller pene rapporter. Vann nr 1, 1998 10 sider.

Statens forurensningstilsyn, 1995: PCB er spesialavfall. SFT-fakta TA-1254/1995, 4 sider.

Statens forurensningstilsyn, 1996: PCB i Norge. SFT-rapport 96:08, 51 sider.

Statens forurensningstilsyn, 1996: Avfallsreduksjon og kildesortering i et rehabiliteringsprosjekt. SFT-rapport 96:14, 50 sider pluss vedlegg.

Statens forurensningstilsyn, 1997: Deponering av produksjonsavfall. Veiledning for saksbehandlere. SFT-veiledning 97:01, 24 sider.

Statens forurensningstilsyn, 1997: Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning 97:04. 31 sider.

Statens forurensningstilsyn, 1997: Kildesortering i byområder og spredt bebyggelse. SFT-rapport 97:20, 29 sider pluss vedlegg.

Statens forurensningstilsyn, 2000: PCB i bygg. SFT-fakta 1730/2000. 8 sider.

Statens forurensningstilsyn, 2000: Hva gjør miljøvernmyndighetene for å stanse nye utslipp fra PCB i produkter. SFT-fakta 1704/2000. 4 sider.

Statens forurensningstilsyn, 2001: Verifisering av stoffer, produkttyper og mengder i maling og lakk. SFT-rapport 2001:1784, 32 sider pluss vedlegg.

Statens Forurensningstilsyn, 2002. Disponering av avfall fra bygging, rehabilitering og riving. Veileder for tiltakshavere m.fl., 17 sider.

Statens forurensningstilsyn, 2002: Disponering av rene naturlige masser og gjenvunnet materiale. SFT-fakta 1853/2002, 4 sider.

Statistisk sentralbyrå. Statistisk årbok 2002.

Stokke, L. 2001: Nasjonal handlingsplan for bygg- og anleggsavfall. Byggenæringens landsforening. 102 sider

Sverud, T., 1998: PCB i bygningsmaterialer. SFT-rapport 98:09, 20 sider.

Sverud, T. og Estensen, A.S.G., 2000: Identifisering, prøvetaking og analyse av fugemasse for PCB. Veritas-rapport 2000-3073, 28 sider.

Tijhuis, L., Brattli, B. og Sæther, O.M., 2002. A geochemical survey of topsoil in the city of Oslo, Norway. Environmental Geochemistry and Health 24: 67-94, 2002.

Trondheim kommune, 2002: Bystyrehefte nr. 7 (29.08.02). Sak 0118/02 "Plan for forurenset grunn og sedimenter", side 1785 – 1843.

Vik, E.A. og Breedveld, G., 1999: Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn. SFT Veileder 99:01a, 103 sider.

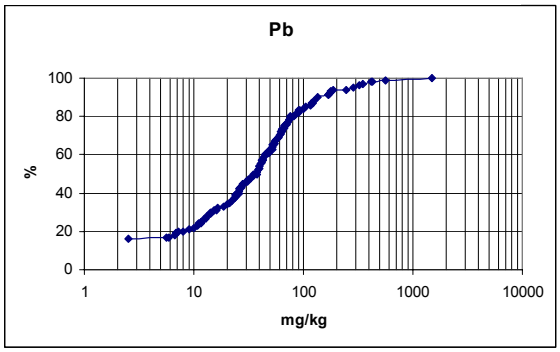
Ymäristöministeriö, 2002: PCB:llä saastuneet piha-alueet – suosotukset ja ohjeet. 5 sider.

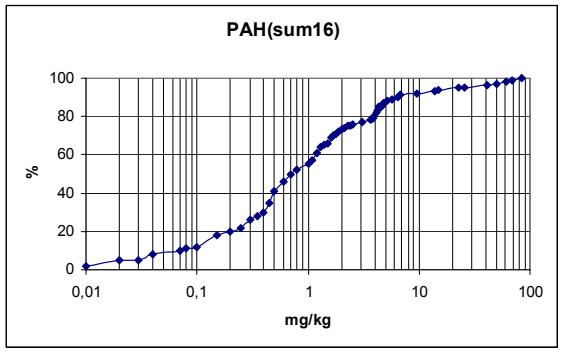
ØkoBygg, 2002: Identifisering av PCB i norske bygg. PCB veileder, ØkoBygg: Eiendom-Bygg-Anlegg, 52 sider

Årbogen, O. og Greiff, S., 2001: Ilsvika – Betongmasser fra NOBØ. Brev til Fylkesmannen i Sør-Trøndelag.

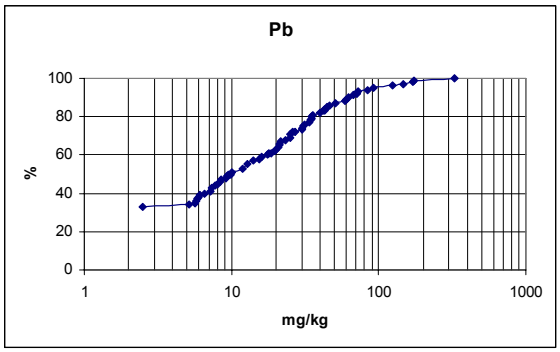
Vedlegg 1 Kumulative frekvensfordelinger for anleggsmasser.
Innholdet av bly og PAH i prøver av overflatejord i Trondheim, Bergen og Tromsø.

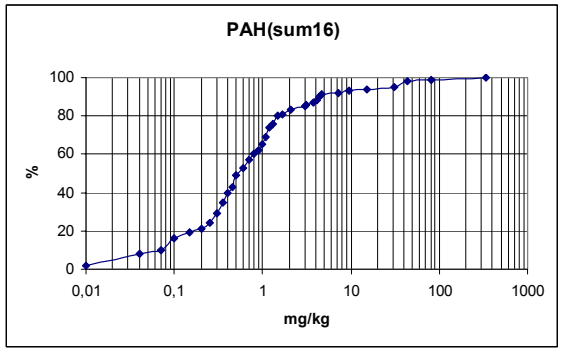
Trondheim – indre bydeler



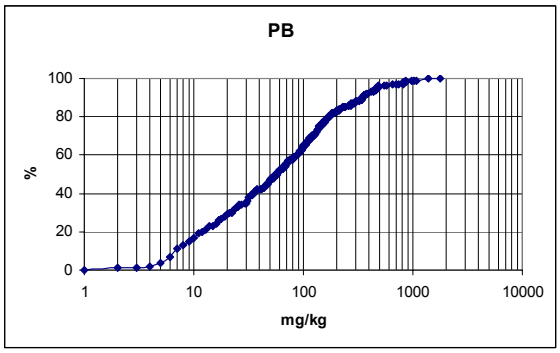


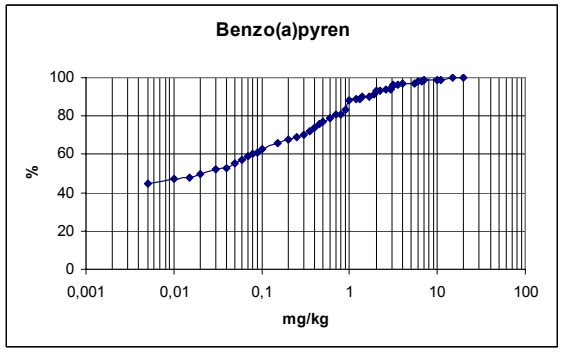
Trondheim – ytre bydeler



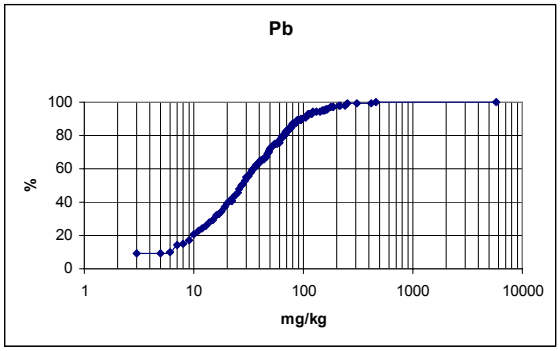


Bergen – indre bydeler

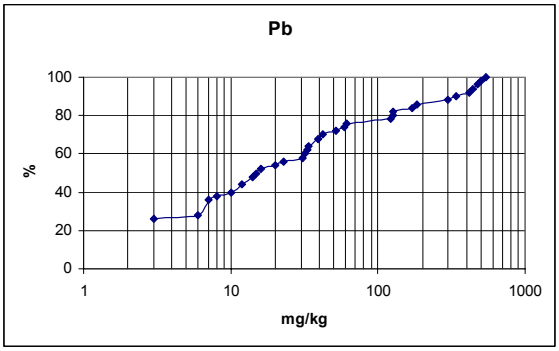


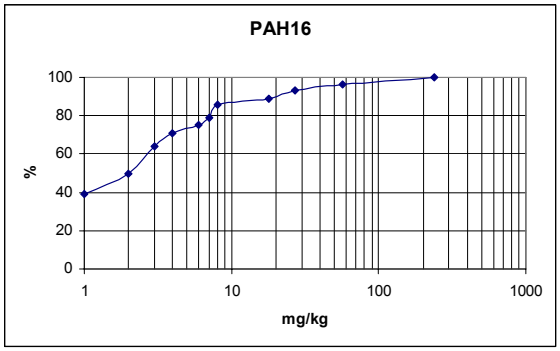


Bergen –ytre bydeler

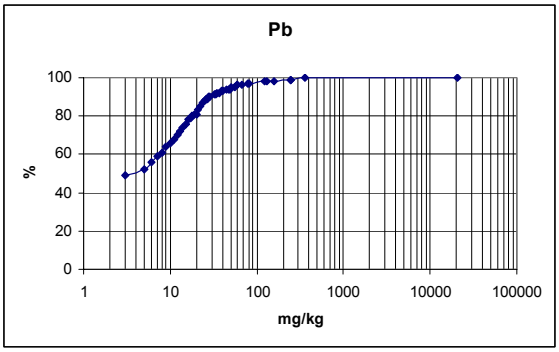


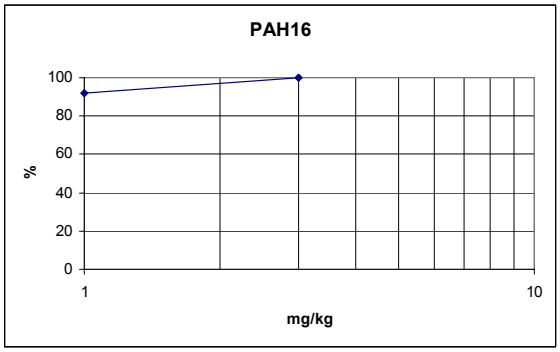
Tromsø – indre bydeler



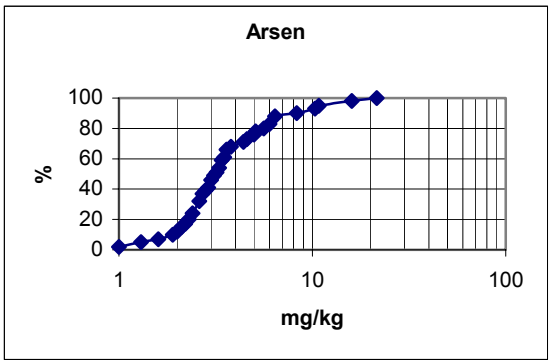


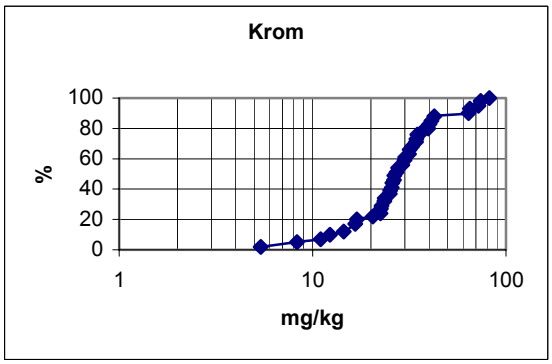
Tromsø – ytre bydeler

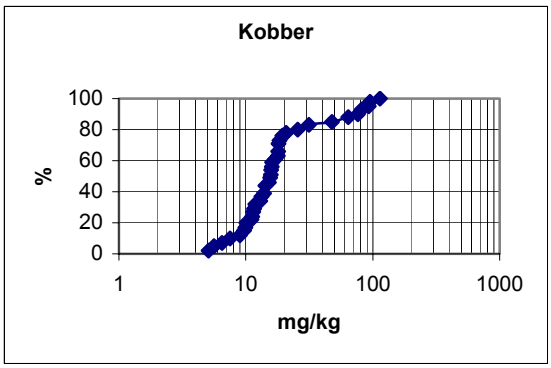


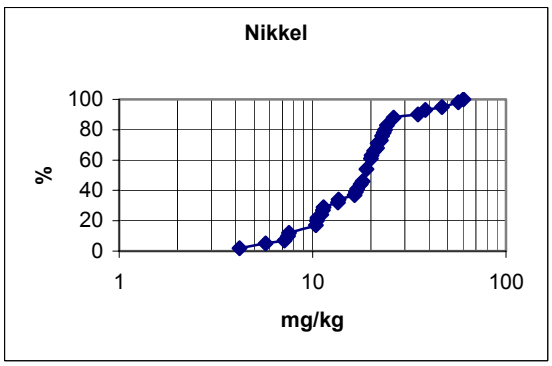


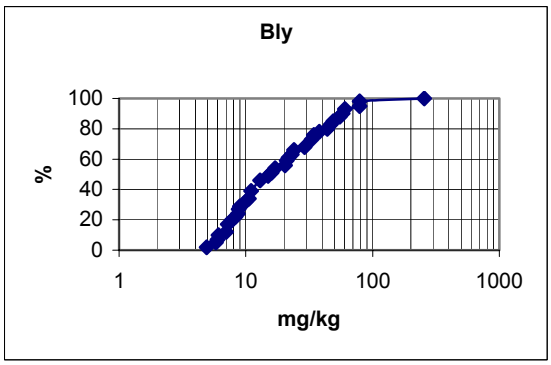
Vedlegg 2 Kumulative frekvensfordelinger for rivemasser.
Innholdet av arsen, bly, kadmium, kobber, krom, kvikksølv, nikkel, sink, PCB og PAH i nedknust betong/tegl-avfall.

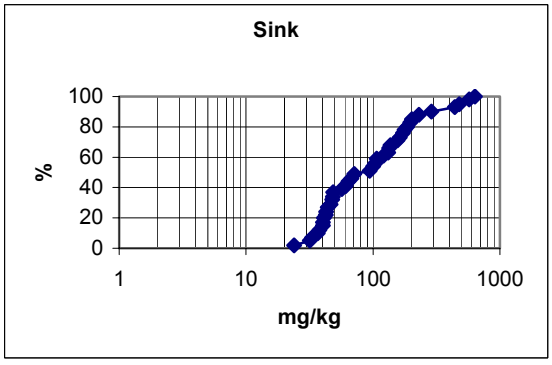


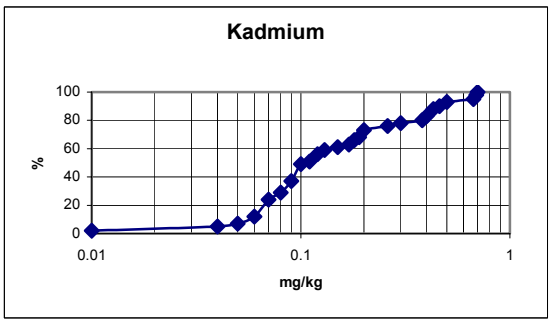


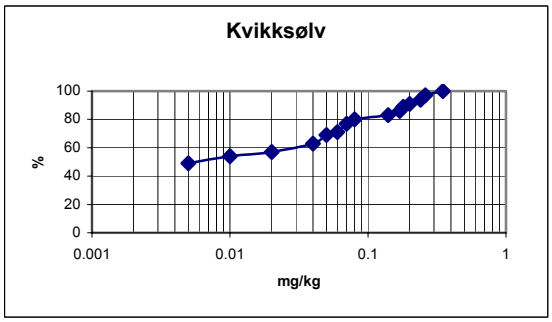


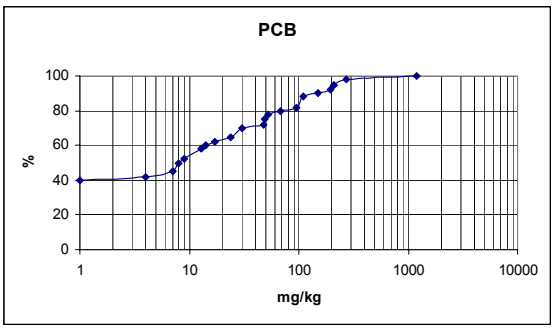


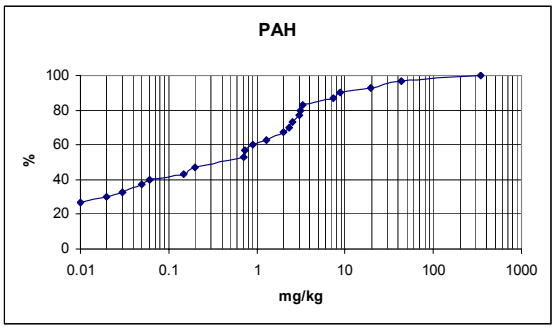












Statens forurensningstilsyn (SFT)
Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo
Besøksadresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00
Telefaks: 22 67 67 06
E-post: postmottak@sft.no
Internett: www.sft.no

Utførende institusjon	Kontaktperson SFT	ISBN-nummer
Norges geologiske undersøkelse (NGU)	Karsten Butenscøn	82-7655-470-9

	Avdeling i SFT	TA-nummer
	Lokalmiljøavdelingen	1932/2003

Oppdragstakers prosjektansvarlig	År	Sidetall	SFTs kontraktnummer
Rolf Tore Ottesen	2002	31	3002048

Utgiver	Prosjektet er finansiert av
SFT	SFT og NGU

Forfatter(e)
Rolf Tore Ottesen og Toril Haugland

Tittel - norsk og engelsk
Trygg disponering av rive- og anleggsmasser

Sammendrag – summary

Denne rapporten angir data for:

- Hvilke mengder gravemasser som genereres i Oslo, Bergen, Trondheim og Tromsø i løpet av et år, og hvor stor andel av disse massene som ikke bør disponeres fritt pga sitt innhold av miljøgifter. Mengdene er også forsøkt skallert opp på et nasjonalt nivå.
- Pålitelighet av mengdeberegning av rivemasser.
- Innhold av miljøgifter i betong/tegl-avfall og hvor stor andel av slike masser som ikke bør disponeres fritt.

4 emneord	4 subject words
Anleggsmasser Riveavfall Miljøgifter	